

Tecniche

di *fitorimedia*

nella bonifica dei siti contaminati

Tecniche

di *fitorimedia*

nella bonifica dei siti contaminati



GdL

**“Le fitotecnologie nella bonifica dei siti contaminati”
della Rete RECONnet**

© CNR Edizioni, 2017

P.le Aldo Moro, 7

00185 Roma

www.edizioni.cnr.it

ISBN 978-88-8080-259-4

pubblicato a cura dell'Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale (IBAF)

*I diritti di traduzione, memorizzazione elettronica, riproduzione e di adattamento,
anche parziale e con qualsiasi mezzo, sono riservati per tutti i Paesi.*

Non sono consentite fotocopie senza il consenso dell'Editore.



Premessa

Il presente documento contiene i contributi del GdL: “Le fitotecnologie nella bonifica dei siti contaminati” della rete RECONnet.

Autori in ordine alfabetico

Paolo Ambrosini [Saipem]
Biancamaria Cazzaniga [CH2m Hill]
Silvia Comba [Eni Syndial]
Paolo De Angelis [DIBAF-Università della Tuscia]
Antonio Diligenti [ARTA Abruzzo]
Serena Doni [ISE-CNR]
Guido Fellet [Università di Udine]
Elisabetta Franchi [Eni]
Anna Leotta [Saipem]
Adele Lo Monaco [ARPAE Emilia Romagna]
Lucina Luchetti [ARTA Abruzzo]
Luca Marchiol [Università di Udine]
Grazia Masciandaro [ISE-CNR]
Angelo Massacci [CNR IBAF]
Paolo Nastasio [ERSAF]
Laura Passatore [CNR IBAF]
Maurizio Petruccioli [DIBAF-Università della Tuscia]
Giancarlo Renella [Università di Firenze]
Maria Grazia Scialoja [ARPAE Emilia Romagna]
Andrea Sconocchia [ARPA Umbria]
Paolo Sconocchia [ARPA Umbria]
Alessandra Tognoni [CH2m Hill]

Coordinatore e co-autore

Andrea Sconocchia [ARPA Umbria]

Immagine di copertina:

Bosco di castagni, Appennino Modenese, ottobre 2010 - © Elisabetta Franchi



syndial





Indice

Cap.1 - INQUADRAMENTO NORMATIVO DEGLI INTERVENTI DI FITORIMEDIO	1
1.1 Il fitorimedio come tecnica di bonifica: applicazioni ufficiali e rappresentatività dell'approccio.....	1
1.1.1 Considerazioni legislative.....	1
1.1.2 Il suolo come risorsa nella legislazione dell'unione europea	2
1.1.3 Il contesto normativo europeo in merito alla bonifica dei siti contaminati	4
1.2 Inquadramento normativo delle biomasse impiegate per il fitorimedio	7
1.2.1 Il recupero della biomassa come rifiuto.....	18
1.3 Verifica di compatibilità tra le tecniche di fitorimedio e gli approcci preferenziali suggeriti dalla normativa per la gestione delle attività di bonifica.....	20
1.3.1 Aspetti descrittivi di un progetto "fito" ai fini dei processi autorizzativi e di controllo.....	22
1.3.2 Argomenti a favore o contro l'utilizzo delle tecniche di fitorimedio.....	23
1.3.3 Elementi aggiuntivi per la caratterizzazione dei siti e parametri progettuali di base per la valutazione preliminare ed esecutiva di un progetto di bonifica mediante fitorimedio.....	25
BIBLIOGRAFIA.....	31
Cap.2 - BIODISPONIBILITÀ E PANORAMICA DELLE FITOTECNOLOGIE....	33
2.1 La mobilità dei contaminanti e la loro biodisponibilità.....	33
2.1.1 Che cosa sono mobilità e biodisponibilità dei metalli.....	33
2.1.2 Concetto di biodisponibilità applicato ad un caso reale.....	35
2.1.3 Biodisponibilità nella bonifica mediante phytoremediation	36
2.1.4 Analisi di rischio per valutare l'efficacia della <i>phytoremediation</i> : un caso reale.....	39
2.2 Fitotecnologie per la caratterizzazione ed il monitoraggio	40
2.2.1 Caratteristiche chimico-fisiche e biologiche che influenzano la suscettibilità della pianta ai contaminanti.....	42
2.2.2 Proprietà del suolo e disponibilità dei contaminanti	43
2.2.3 Indagini dirette per la determinazione dei COV	45



2.2.3.1	Phytoscreening e Dendrochemistry.....	45
2.2.3.2	Tecniche di campionamento	45
2.2.3.3	Individuazione della contaminazione da composti organo-clorurati e BTEX attraverso il campionamento ed analisi dei tronchi.....	51
2.3	Fitotecnologie per la bonifica	53
2.3.1	La fitoestrazione	54
2.3.2	La fitodegradazione e la rizodegradazione.....	57
2.3.3	La Fitodepurazione delle acque reflue.....	59
2.3.3.1	Tipologie impiantistiche	59
2.3.4	Fitoessiccamento e fitomineralizzazione dei fanghi biologici	61
2.3.4.1	Confronto con i sistemi tradizionali.....	63
2.3.4.2	Nuovi scenari di sviluppo.....	64
2.4	Uso delle piante nella decontaminazione dei suoli: ambiti di applicazione	65
2.5	Uso delle piante e della sostanza organica nella decontaminazione dei suoli	66
2.6	Fitotecnologie per la messa in sicurezza	68
2.6.1	La Fitostabilizzazione	68
2.6.2	Il Fitocapping	72
BIBLIOGRAFIA.....		75

Cap.3 - VALUTAZIONE DELLA SOSTENIBILITA' DI UN INTERVENTO DI *PHYTOREMEDIATION* E STRUMENTI DI SUPPORTO ALLE DECISIONI..... 85

3.1	Quadro di Riferimento Generale per una Bonifica Sostenibile	85
3.1.1	Definizione di una Bonifica Sostenibile	85
3.1.2	Principi chiave a supporto del processo decisionale	87
3.1.3	Indicatori di sostenibilità	88
3.1.3.1	I principali indicatori delle bonifiche sostenibili	88
3.1.3.2	Indicatori quantitativi e qualitativi	92
3.1.4	Approcci di applicazione dei principi della bonifica sostenibile	93
3.1.5	Ostacoli ed impedimenti allo sviluppo dell'approccio di bonifica sostenibile	96
3.1.6	Approcci e strumenti disponibili	97
3.2	Analisi della Sostenibilità per gli Interventi di <i>Phytoremediation</i>	100

BIBLIOGRAFIA.....		114
-------------------	--	-----



Cap. 4 - POTENZIALE UTILIZZO DELLE BIOMASSE PRODOTTE DAL FITORIMEDIO	117
4.1 Introduzione	117
4.2 Valorizzazione della biomassa tramite combustione diretta per la generazione di energia elettrica e calore	118
4.3 Valorizzazione della biomassa per la produzione di biocombustibili	124
4.3.1. Bioetanolo	124
4.3.2. Biometano (da biogas)	127
4.3.3. Biodiesel	128
4.4 Altri processi di conversione energetica promettenti, attualmente allo stadio dimostrativo o in fase di sperimentazione scientifica	129
4.5 Valorizzazione della biomassa per la produzione di materiali	134
4.5.1 Settore del legno da costruzione	134
4.5.2 Materiali tessili	135
4.5.3 Bioplastiche	137
4.6 Valorizzazione delle biomasse come biochar	138
4.7 Attuali possibilità di utilizzo delle biomasse da fitorimedio e destino dei contaminanti nella filiera produttiva	140
BIBLIOGRAFIA	150
Cap. 5 - RECUPERO DELLA FUNZIONALITÀ DEL SUOLO E VALORIZZAZIONE DEL CAPITALE NATURALE	155
5.1 Fattori di degradazione del suolo	155
5.2 Recupero della fertilità e funzionalità tramite la vegetazione	156
5.3 Effetti del fitorimedio nel ripristino di funzionalità del suolo	159
5.3.1 Rivegetazione spontanea (non intervento)	160
5.3.2 Fitostabilizzazione.....	161
5.3.2.1 Fitostabilizzazione assistita con ammendanti organici	162
5.3.2.2 Fitostabilizzazione assistita con ammendanti inorganici.....	163
5.3.3 Fitoestrazione.....	164
5.3.4 Considerazioni conclusive	164
5.4 Il suolo come parte del capitale naturale e la valorizzazione dei servizi ecosistemici del suolo	165
BIBLIOGRAFIA	171



CASI STUDIO

Applicazione del Life Cycle Assessment ad un intervento di messa in sicurezza tradizionale (con l'utilizzo di terreni naturali o artificiali) e con fitorimediaio (con l'utilizzo di specie arbustive per realizzare il phytocapping) di una ex discarica di RSU operante negli anni '80	179
G124 – Il Giardino del Fitorimediaio	181
Applicazione di un primo modulo sperimentale di bonifica <i>in situ</i> mediante <i>phytoremediation</i>	184
La fitorimediazione di un suolo utilizzato come discarica abusiva	188
La fitorimediazione dei sedimenti di dragaggio.....	190
Intervento di fitorimediaio a Taranto.....	192
Intervento di fitorimediaio nella Valle del Sacco.....	194
GLOSSARIO	197
INDICE Tabelle e Figure	205



1. Inquadramento normativo degli interventi di fitorimedia

1.1 Il fitorimedia come tecnica di bonifica: applicazioni ufficiali e rappresentatività dell'approccio

L'impiego delle fitotecnologie è oggetto di studio ed applicazione da oltre un decennio sia negli U.S.A. che in Europa; in particolare negli Stati Uniti il fitorimedia è impiegato dagli anni '90 ed a riguardo la gestione di oltre 200 siti. In Italia tale tecnologia di bonifica ha trovato per lo più applicazioni sperimentali, non raggiungendo finora un livello d'impiego paragonabile a quello di altre tecnologie di bonifica.

Il presente capitolo intende evidenziare quanto sia stato già fatto in merito all'approccio fitotecnologico nelle bonifiche ed in particolare, da quanto tempo queste tecniche siano ufficialmente riconosciute da parte di soggetti giuridici portatori di pubblico interesse. Inoltre, sintetizzando la documentazione tecnica predisposta e pubblicata dagli Enti di riferimento nazionali e di ricerca e le politiche di supporto all'approccio fitotecnologico negli altri Paesi saranno evidenziati i vantaggi e le criticità dell'uso delle fitotecnologie.

Il capitolo ha inoltre l'obiettivo di rilevare la coerenza della tecnologia con gli sviluppi più recenti e, presumibilmente futuri, della normativa in termini di difesa e conservazione del suolo, sviluppando, ad esempio, il concetto di "biodisponibilità", un aspetto molto importante, ma al momento trascurato dal legislatore.

1.1.1 Considerazioni legislative

L'analisi effettuata della legislazione italiana e di vari stati europei ha evidenziato che non sono stati sviluppati ad oggi regolamenti specifici, per l'approccio fitotecnologico; in alcuni casi, tuttavia, la legislazione nazionale ed europea contiene elementi che possono riguardare o influenzarne l'applicazione. Tali temi sono ascrivibili a due grandi macro-aree:

- (i) la presa di coscienza del valore del suolo e la conseguente volontà a livello europeo di preservarlo;
- (ii) le metodiche analitiche per la caratterizzazione della concentrazione dei contaminanti e l'importanza della frazione biodisponibile per la possibile applicazione delle fitotecnologie.

Nel presente capitolo si riportano inoltre, sinteticamente, le principali caratteristiche delle normative italiane e dei principali Paesi europei, allo scopo di fornire un contesto di riferimento sulla bonifica dei siti inquinati, per i quali il fitorimedia costituisce una delle possibili opzioni di bonifica.



1.1.2 Il suolo come risorsa nella legislazione dell'unione europea

Negli ultimi anni, il concetto di qualità del suolo si è evoluto in risposta ad una crescente richiesta di quella che di fatto si presenta come una risorsa non rinnovabile (US EPA 2008).

Viene sempre più riconosciuto il ruolo prioritario del suolo nella salvaguardia delle acque sotterranee dall'inquinamento, nel controllo della quantità di CO₂ atmosferica, nella regolazione dei flussi idrici superficiali con dirette conseguenze sugli eventi alluvionali e franosi, nel mantenimento della biodiversità, nei cicli degli elementi nutritivi ecc.

Nel settembre 2006 la Commissione Europea, in linea con le tendenze sopracitate, ha adottato una strategia tematica sul suolo ("Soil Thematic Strategy"), che comprende anche una proposta di direttiva quadro (COM/2006/232: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006PC0232&from=EN>). Questo nasce dalla necessità di garantire un uso sostenibile del suolo e proteggere la sua funzione in modo completo in un contesto di crescente pressione e degrado dei suoli in tutta l'UE. Dopo cinque anni la Commissione europea ha pubblicato un altro rapporto (COM/2012/46: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/IT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52012DC0046&from=EN>) che fornisce una panoramica delle azioni intraprese dalla Commissione europea per attuare i quattro pilastri della strategia, che sono la sensibilizzazione, la ricerca, l'integrazione e la legislazione. La relazione evidenzia anche il progressivo degrado del suolo sia in Europa che nel mondo, e raccoglie le sfide future per assicurarne la protezione.

Il rapporto invita il Parlamento europeo, il Consiglio, il Comitato economico e sociale europeo e il Comitato delle regioni a presentare le loro considerazioni riguardo la protezione e l'uso sostenibile dei suoli. Il rapporto COM/2012 è stato anche integrato da una importante relazione di riferimento 'Lo stato del suolo in Europa' elaborata dal Centro di ricerca della Commissione europea in collaborazione con l'Agenzia europea per l'ambiente e fornisce una panoramica completa (aggiornata al 2010) delle risorse del suolo e dei processi di degradazione (SOER 2010: http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR25186.pdf). Prendendo però atto che l'approvazione della proposta è stata in sospeso per quasi otto anni, senza raggiungere una maggioranza qualificata, in seno al Consiglio, in suo favore, il 30 Aprile 2014, la Commissione ha preso la decisione di ritirare la proposta aprendo la strada ad un'iniziativa alternativa nel prossimo mandato. Nel ritirare tale proposta di direttiva la Commissione ha indicato quanto segue: "La Commissione conferma l'impegno per la protezione del suolo ed esaminerà le opzioni su come raggiungere al meglio questo obiettivo. In questo senso, ogni ulteriore iniziativa sarà comunque valutata durante la prossima riunione collegiale". L'impegno per l'uso sostenibile del suolo è in linea con il 7° programma d'azione per l'ambiente, che prevede che, entro il 2020, il suolo nell'Unione sia gestito in modo sostenibile, sia adeguatamente protetto e che la bonifica dei siti contaminati sia ben avviata. Esso impegna, inoltre, la commissione e gli stati membri ad "au-



mentare gli sforzi per ridurre l'erosione del suolo, aumentare la sostanza organica e bonificare i siti contaminati migliorando l'integrazione degli aspetti riguardanti l'uso del suolo in un processo decisionale coordinato che coinvolga tutti i pertinenti livelli di governo, sostenuto dall'adozione di obiettivi sul suolo e sulla terra come risorsa, ivi inclusi obiettivi di pianificazione territoriale". Esso stabilisce anche che "L'Unione e gli Stati membri dovrebbero anche riflettere, il più presto possibile, su come i problemi di qualità del suolo potrebbero essere affrontati mediante un approccio basato sul rischio proporzionato all'interno di un quadro giuridico vincolante".

In tale contesto, sono state lanciate due iniziative:

- Istituzione di un gruppo di esperti per attuare le disposizioni di protezione del suolo del 7° programma d'azione per l'ambiente, composto da esperti incaricati dagli Stati membri per sostenere la Commissione in questo lavoro.

Apertura di un bando di gara per un contratto di servizio per fornire un quadro aggiornato e dettagliato delle politiche e misure a livello di UE, Stati membri e - se applicabile - a livello regionale, contribuendo (direttamente o indirettamente) alla protezione del suolo.

Anche se, come visto sopra, la definizione di una Direttiva Europea comune sul suolo è ancora lontana da una sua approvazione, è prevedibile che la scelta delle tecnologie di bonifica si dovrà orientare, in futuro, verso quelle soluzioni che consentono di ottenere, al termine delle operazioni, un suolo, per quanto possibile, con un'elevata funzionalità (Petruzzelli e Pedron, 2006) e che non considerino il suolo semplicisticamente come un rifiuto da trattare.

Ad oggi, invece, nelle operazioni di bonifica, la qualità del suolo, inteso nella sua accezione più completa, è stata spesso (anche nella normativa italiana) considerata solo marginalmente, essendo l'obiettivo primario degli interventi quello di raggiungere i livelli di concentrazioni residue dei contaminanti richiesti dalla normativa, con una ridotta attenzione alle possibili conseguenze che le tecnologie impiegate possono avere sulla qualità del suolo.

Comunque, a dimostrazione dell'interesse e dell'impegno sull'argomento, la Commissione europea ha organizzato una conferenza dal titolo 'Stakeholders del Suolo' che si è svolta a Bruxelles il 5 dicembre 2016. L'evento ha rappresentato un contributo alla Giornata Mondiale del Suolo (**Soil World Day**) 2016 mirando a rafforzare la consapevolezza dell'importanza dei suoli e dei servizi che gli ecosistemi possono offrire, nonché ad implementare la strategia tematica sul suolo. Durante la conferenza sono state presentate e analizzate le lacune normative relative al suolo degli Stati membri (http://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/soil%20conference%20december%202016/conference_report.pdf).



1.1.3 Il contesto normativo europeo in merito alla bonifica dei siti contaminati

Allo scopo di evidenziare le principali differenze riscontrabili nella gestione di siti contaminati nei paesi membri dell'EU, vengono di seguito trattate sinteticamente le principali normative attualmente vigenti in alcuni paesi membri.

Anche a livello internazionale, le direttive che definiscono i parametri per interventi di bonifica di siti inquinati fanno spesso riferimento al contenuto totale di contaminanti piuttosto che alla loro effettiva biodisponibilità. Non sono però quasi mai riportate indicazioni specifiche sul fitorimedia ma più genericamente normative sul trattamento di acque e suoli contaminati. Si tratta tuttavia di norme in continua evoluzione ed eventuali aggiornamenti per i singoli paesi sono reperibili in rete.

❖ AUSTRIA

Il principio della protezione integrata dell'ambiente è stato introdotto nella costituzione austriaca nel 1984; nel 1989 è stato avviato un programma nazionale di bonifica ed è stato promulgato il "Federal Act" per la bonifica dei siti contaminati. All'interno dell'atto è menzionata la possibilità di utilizzare l'analisi di rischio ma non sono definiti i criteri che potrebbero essere utilizzati per l'applicazione dell'analisi di rischio o per la definizione di valori di riferimento. Nel 2004 è stata pubblicata dall'Austrian Standard Institute una linea guida che costituisce il riferimento tecnico per l'applicazione dell'analisi di rischio, in cui i valori di screening sono stati derivati dal confronto dei valori di screening utilizzati in altri Paesi Europei. In Austria non esistono valori di screening per i suoli di aree industriali in cui si mira unicamente a mantenere le funzioni tampone e di stoccaggio esercitate dal suolo. I valori di screening in Austria sono, quindi, focalizzati alla protezione di bersagli sensibili (bambini) in contesti residenziali e non comprendono valutazioni di rischio per bersagli ecologici: si tiene conto solo dell'uptake da parte delle piante.

Pertanto l'approccio utilizzato per la gestione dei siti contaminati è basato sull'analisi di rischio e, per quanto possibile, sull'applicazione del principio "chi inquina paga". Ai siti potenzialmente contaminati, dopo una caratterizzazione preliminare viene assegnata una categoria di rischio: i siti ad elevato rischio hanno la priorità per la successiva caratterizzazione di dettaglio.

❖ BELGIO

Il regno del Belgio ha una struttura federale e i tre stati federali che lo compongono (Vallonia, Fiandre e Bruxelles) hanno legislazioni differenti per la gestione di siti contaminati. Le Fiandre hanno due riferimenti normativi principali (1995 e 1996) che riguardano le attività di bonifica di siti contaminati. L'approccio utilizzato è basato sulla definizione di valori di fondo e obiettivi di bonifica. I valori di fondo sono determinati, per metalli e metalloidi, come 90° percentile dei valori misurati nei suoli superficiali non contaminati; per i contaminanti organici, il valore di fondo corrisponde al limite di rilevabilità. Gli obiettivi di qualità definiti per il suolo sono basati sull'analisi di rischio. Nelle regioni di Vallonia e Bruxelles la



normativa sui siti contaminati è più recente (2004). La normativa prevede valori di riferimento, valori di attenzione e valori di intervento, questi ultimi basati sull'analisi di rischio. Ad eccezione dei valori determinati per il parametro "oli minerali", i valori di attenzione e di intervento sono derivati combinando i risultati di analisi di rischio tossicologica, analisi di rischio ecotossicologica e valutazione del rischio per le acque sotterranee.

❖ **DANIMARCA**

L'atto normativo più importante per la gestione dei siti contaminati in Danimarca è il Soil Contamination Act entrato in vigore nel 2000 ed emendato nel 2006. I siti potenzialmente contaminati vengono inclusi in un registro nazionale che comprende due livelli; ai siti inseriti nel registro viene quindi assegnata una priorità sulla base dell'utilizzo del sito e delle possibilità che la contaminazione del suolo possa provocare impatti sulle acque sotterranee utilizzate a scopo idropotabile. La valutazione del rischio è basata principalmente sulla valutazione delle concentrazioni dei contaminanti, comparandole con i livelli stabiliti per le sostanze mobili o con i valori limite. Per il suolo sono stati fissati valori di riferimento su base tossicologica, prendendo in considerazione l'uso più sensibile del suolo; esistono valori di riferimento per i suoli determinati su base ecotossicologica ma il loro utilizzo è limitato ad alcuni casi specifici.

❖ **FRANCIA**

La Francia non ha una specifica legislazione sui siti contaminati: i criteri da applicare a livello nazionale sono definiti da circolari del Ministero dell'ambiente francese. Nel 1993 è stata introdotta una strategia nazionale che include l'inventario dei siti contaminati e linee-guida per la caratterizzazione; il sistema di individuazione dei siti contaminati comprende 2 livelli: analisi di rischio semplificata e analisi di rischio dettagliata. All'interno dell'analisi di rischio semplificata vengono utilizzati valori di concentrazione generici per il suolo, per assegnare un punteggio al termine di sorgente (VDSS: Valeur de définition de source sol) e per assegnare un punteggio agli impatti (VCI: Valeur de constat d'impact); tali valori non costituiscono valori di screening né obiettivi di bonifica per il suolo, ma servono solo ad indirizzare le priorità di intervento.

❖ **GERMANIA**

In Germania esiste un indirizzo normativo sulla protezione del suolo e sulla gestione dei siti contaminati dal 1999: ognuno dei 13 stati federali è autonomamente responsabile della gestione dei siti contaminati. In generale è comunque applicato il principio "chi inquina paga". Il Federal Soil Protection Act prevede 3 categorie di livelli di verifica della qualità del suolo: livelli di intervento, livelli di attenzione e livelli di precauzione. I livelli di intervento e di attenzione sono basati sull'applicazione dell'analisi di rischio e si diversificano sulla base dello scenario di esposizione considerato, sulla tipologia di rischi presi in



considerazione (sulla salute umana o ecotossicologici). Se possibile i livelli di intervento vengono basati sulle concentrazioni biodisponibili; in generale, se le concentrazioni in un sito superano i livelli di intervento è necessaria un'azione di bonifica.

❖ **OLANDA**

La Dutch List di valori limite per il suolo è stata sviluppata nei primi anni '80 ed ha spinto numerosi paesi europei a sviluppare politiche nazionali per la protezione del suolo, attraverso l'adozione di standard di qualità; la Dutch List è stata completamente rivista nel 1994 a seguito dell'emendamento del *Soil Protection Act*. L'approccio olandese può essere così riassunto: investigazione e caratterizzazione preliminare e caratterizzazione di dettaglio. I valori di screening per i suoli sono suddivisi in: valori obiettivo e valori di intervento; tali valori sono basati sulla valutazione dei "rischi potenziali" ovvero dei rischi che potrebbero manifestarsi in condizioni standardizzate. La legislazione olandese prevede anche la determinazione di valori di riferimento per classificare la qualità del suolo dopo gli interventi di bonifica e che rappresentano l'obiettivo di sostenibilità per il suolo superficiale. I valori obiettivo e i valori di intervento sono calcolati a protezione della salute umana e dell'ecosistema; le valutazioni di tipo tossicologico ed eco tossicologico vengono quindi integrate. Fattori correttivi vengono applicati per tenere conto del contenuto di sostanza organica e di argilla che influenzano la biodisponibilità dei contaminanti.

❖ **REGNO UNITO**

Nel Regno Unito non esiste una specifica normativa per la protezione del suolo. Nell'*Environmental Protection Act* viene stabilito un approccio a livelli successivi di implementazione per la valutazione del rischio per i recettori umani e per l'ecosistema basato sulle linee-guida governative per l'analisi di rischio. L'approccio delineato si basa sull'identificazione dei collegamenti tra contaminanti, recettori e percorsi in un modello concettuale; una volta definito il modello concettuale vengono calcolati dei valori guida per il suolo mediante l'utilizzo del modello CLEA (*Contaminated Land Exposure Assessment*, DEFRA e UK EA, 2002).

I valori di screening del suolo sono valori a protezione dell'ecosistema. L'approccio utilizzato nel Regno Unito per la gestione dei siti contaminati prevede l'applicazione del principio "chi inquina paga".

❖ **SPAGNA**

La Spagna ha una normativa specifica sui siti contaminati dal 2005. Il Regio Decreto tiene conto delle diversità ecologiche e geologiche dei suoli nelle varie regioni della Spagna, pertanto l'approccio è flessibile e comprende livelli successivi di approfondimento. L'analisi di rischio viene applicata sulla base di analisi chimiche, testo di tossicità e riguarda 3 recettori principali: organismi del suolo, organismi acquatici e vertebrati terrestri; se vengono rilevati livelli di tossicità acuta particolarmente elevati, il suolo è considerato contaminato. Il Regio Decreto presenta alcuni limiti:



- mancanza di dati sufficienti per lo sviluppo di analisi eco tossicologiche affidabili;
- limiti derivanti da analisi tossicologiche talvolta troppo bassi;
- non prevede la derivazione di Valori Generici di Riferimento per i metalli;
- non prevede la derivazione di Valori Generici di Riferimento per gli idrocarburi petroliferi, anche se riporta un valore pari a 50 mg/kg per gli idrocarburi totali, senza tenere conto delle diverse caratteristiche chimico-fisiche delle diverse classi;
- disomogeneità degli approcci utilizzati per la valutazione del rischio.

1.2 Inquadramento normativo delle biomasse impiegate per il fitorimedia

Uno degli elementi che rende competitivi i progetti basati sulle fitotecnologie è la possibilità di impiegare e valorizzare la biomassa. Tale percorso virtuoso nel nostro Paese è ostacolato dalla potenziale iscrizione a rifiuto delle biomasse prodotte su aree contaminate oltre a difficoltà di utilizzo sul territorio nazionale delle biomasse stesse.

Nel presente capitolo viene offerta una analisi tecnica della norma con la finalità di mettere a confronto i diversi approcci possibili alla gestione delle biomasse derivanti da attività di fitorimedia. Le indicazioni fornite in questo documento sono di carattere metodologico e generale pertanto, l'effettivo allineamento delle scelte adottate con la normativa vigente va valutata caso per caso, ponendo particolare attenzione alla verifica del rispetto di tutte le condizioni necessarie per consentire una gestione delle biomasse in esame come sottoprodotto o come materiale, svincolandosi dalla tendenza attualmente prevalente di considerare detto materiale come un rifiuto.

Come abbiamo più volte evidenziato, l'approccio fitotecnologico alla gestione dei siti contaminati, risulta sostenibile in virtù dell'economicità e dei moderati impatti ambientali ingenerati. Entrambi i due aspetti citati contribuiscono al meglio se è possibile strutturare il processo in modo tale da prevedere, sin dall'inizio, l'utilizzo delle biomasse prodotte.

In questa ottica l'utilizzo della biomassa non va inquadrato in una prospettiva di riutilizzo o riciclaggio, poiché non si tratta di un prodotto (indesiderato) dell'attività in essere (bonifica) per il quale si cerca, a valle della definizione delle modalità di intervento, un possibile impiego. L'approccio è invece quello di identificare sin dall'inizio, un processo che, di base, si propone di offrire contestualmente:

- un servizio: la gestione di un sito contaminato o degradato attraverso interventi tecnologici per la bonifica, messa in sicurezza, protezione o rinaturalizzazione;
- un prodotto: la biomassa, la cui produzione, fatto salvo il compito espletato per la fornitura del servizio sopra descritto, è destinata ad un preciso impiego.

L'approccio integrato sopra descritto necessita, per la sua definizione, della valutazione di un quadro più esteso rispetto a quello che verrebbe preso in considerazione per la sola gestione del sito contaminato.

La scelta di meccanismi fitotecnologici da attivare e la tipologia di vegetazione da impie-



gare dipendono non solo dagli obiettivi del “servizio” da espletare, ma anche dal “prodotto” meglio collocabile nel contesto economico locale. Tale scelta costituisce elemento strategico di progettazione poiché, la possibilità di collocare sul territorio (filiera corta) un prodotto che ha un suo mercato, significa aumentare notevolmente la sostenibilità economica ed ambientale dell'intervento. Se poi si considera che una parte degli interventi richiesti dai progetti di fitorimediazione prevedono attività di natura colturale è evidente che anche l'aspetto sociale, in termini di occupazione, ha una sua rilevanza; si tratta infatti di attività espletabili da maestranze locali poiché non associate ad una preparazione specialistica che implicherebbe l'impiego di personale difficilmente recuperabile sul territorio locale. Il processo, nel suo insieme, deve quindi essere modellizzato con una compresenza di due obiettivi paralleli e concomitanti, non esiste un processo prevalente, in senso astratto, e la soluzione elaborata sarà finalizzata a massimizzare i benefici della coppia di obiettivi secondo lo schema di seguito riportato.

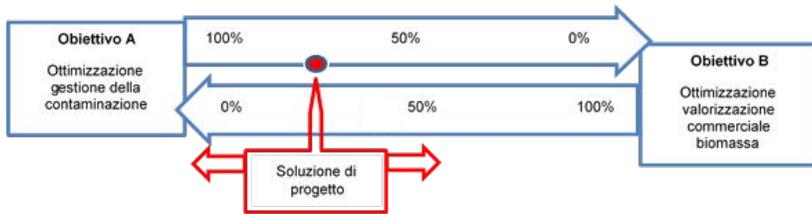


Fig. 1.1: schema della soluzione di progetto integrato

Mentre per la parte di processo relativa al servizio espletato (bonifica o altro) non vi è molto da aggiungere in questo contesto, in considerazione delle altre sezioni della presente pubblicazione, per la questione relativa al prodotto è invece utile, per le finalità del presente paragrafo, ripercorrere alcuni elementi fondamentali.

Il primo elemento da prendere in considerazione, che può avere importanza ai fini dell'inquadramento normativo, è se la biomassa è impiegata all'interno del processo oggetto dell'intervento o in un processo esterno all'attività.

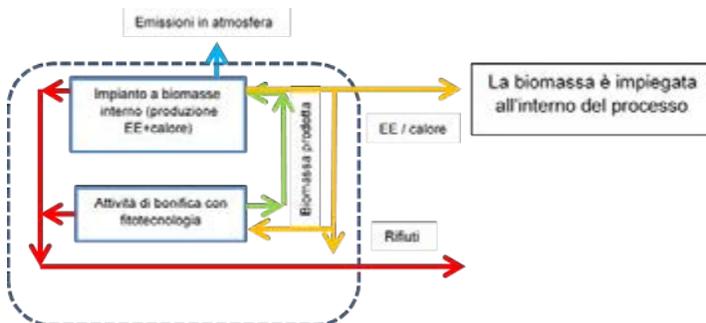


Fig. 1.2: schema di ciclo di gestione dove la biomassa è utilizzata all'interno di un processo



Nel primo caso, rappresentato nel precedente schema, è evidente che la biomassa è interamente gestita all'interno del processo (linea tratteggiata); essa rappresenta pertanto un intermedio di lavorazione e quindi non sarà necessario interrogarsi sulla natura giuridica di tale materiale poiché lo stesso non ha vita all'esterno dei confini del processo (come ad esempio accade per un intermedio di distillazione in un processo chimico). In uscita dal processo avremo invece, oltre a una quota-parte di energia (termica o elettrica), le emissioni in atmosfera derivanti dalla combustione delle biomasse e tutti i rifiuti prodotti dall'intero processo.

Il rispetto dei limiti previsti per le emissioni in atmosfera e la corretta caratterizzazione e gestione dei rifiuti prodotti, garantiscono (oltre chiaramente al raggiungimento degli obiettivi di bonifica nei modi e nei tempi previsti), la conformità del processo con la normativa vigente e la compatibilità con l'ambiente e la salute e sicurezza dell'uomo.



Fig. 1.3: schema di ciclo di gestione dove la biomassa è utilizzata all'esterno di un processo

Nel secondo caso, rappresentato nel precedente schema, la biomassa viene impiegata all'esterno del processo di bonifica. La biomassa varcherà pertanto i confini del processo assumendo una identità giuridica necessaria per poter essere gestita in una pluralità di contesti. Le caratteristiche della biomassa dovranno pertanto conformarsi a quelle previste per una determinata materia prima/prodotto, per un sottoprodotto o per un rifiuto.

Nel caso di esempio, per poter accedere ad un impianto di produzione energetica (sia esso di trattamento rifiuti o centrale termoelettrica), le biomasse devono dimostrare di possedere quelle caratteristiche specifiche definite per l'accesso alla tipologia di impianto identificata.

Il punto nodale della differenza delle due ipotesi è la seguente: mentre nel primo caso l'impianto di trattamento delle biomasse è appositamente progettato per garantire il rispetto dei limiti imposti alle emissioni in atmosfera derivanti dal trattamento di uno specifico materiale (la biomassa prodotta in sito) e quindi è l'impianto termico ad essere "asservito" al combustibile e alle sue caratteristiche, nel secondo caso l'impianto è progettato a priori per garantire un idoneo trattamento delle



emissioni in atmosfera solo ed esclusivamente nel caso di impiego di combustibile conforme a determinati standard qualitativi; tale combustibile deve pertanto risultare giuridicamente e tecnicamente compatibile con il processo dell'impianto.

È quindi chiaro che in questo secondo caso è il materiale ad essere "asservito" all'impianto dovendone rispettare le specifiche per l'accettazione. Andando ad approfondire il secondo caso, e quindi l'utilizzo della biomassa all'esterno del processo, notiamo che, dal punto di vista concettuale, non vi è alcuna differenza di impostazione tra la biomassa identificata giuridicamente come prodotto (un combustibile in questo caso) e la biomassa identificata giuridicamente come rifiuto (devono solo rispettare regole di identificazione differenti); diversamente, dal punto di vista economico, la questione cambia molto: nel primo caso, si dispone infatti di una merce che, a tutti gli effetti ha un valore di mercato e la cui vendita rappresenta un modo per attenuare i costi di intervento sul sito, nel secondo caso, si dispone di un materiale "indesiderato", di cui quindi il detentore intende o deve disfarsi e ciò comporta un ulteriore aggravio dei costi della bonifica. Dal punto di vista ambientale la differente natura giuridica non comporta, in via generale, alcuna differenza poiché in entrambe i casi, la biomassa è avviata ad un processo di recupero energetico; approfondendo però la questione appare genericamente più probabile la possibilità di gestire la biomassa su filiera corta nel caso in cui la stessa abbia una identità di combustibile, vista la differente densità di presenza tra gli impianti termici a biomasse e i termovalorizzatori per trattamento rifiuti. Infine dal punto di vista d'impatto sociale la gestione "in casa" di biomasse come combustibile desta minor ansia e preoccupazione nella popolazione. Chiaramente non è l'abito che fa il monaco ma quest'ultima considerazione è necessaria poiché, spesso, per mancanza di conoscenza e in virtù di un mal applicato principio di massima cautela, si tende ad attribuire alle biomasse l'identità di rifiuto senza essere in grado di fornire motivazione di detta asserzione se non quella di una maggior presenza di controlli per la filiera del rifiuto.

Nel caso di esempio si è fatto riferimento all'impiego della biomassa come combustibile rinnovabile poiché era il modo più semplice per esaminare le due fattispecie (utilizzo interno ed esterno al processo). Va ricordato che esistono altri usi della biomassa prodotta che rendono il processo maggiormente sostenibile. In generale il beneficio ambientale è maggiore quando si minimizzano i trattamenti operati sulla biomassa e si massimizza la vita del prodotto finito. Le principali alternative al trattamento termico diretto sono:

- materiali da costruzione (travi, travetti, telai, pali, tavole, ecc...)
- materia prima per realizzare mediante procedimenti prevalentemente meccanici di materiali (tessuti, materiali compositi, pannelli, cartoni, ecc...)
- materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici di materiali (bioplastiche)
- materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici di combustibili (bioetanolo).



Eccetto situazioni particolari, nei casi sopra elencati, l'impiego della biomassa prodotta avviene all'esterno del processo di bonifica; di conseguenza, come sopra accennato, risulta necessaria una identificazione giuridica ed una caratterizzazione merceologica del prodotto prima dell'ingresso nel libero mercato.

Buona norma vorrebbe che per ognuno degli impieghi descritti fossero note le caratteristiche che la biomassa impiegata deve possedere al fine di rendere il processo produttivo ed il prodotto finito non pericolosi per l'ambiente e per l'uomo.

Purtroppo tali norme sono spesso assenti oppure, ove presenti, non prendono in considerazione l'ipotesi che la biomassa impiegata possa risultare "contaminata" ossia possa contenerne inquinanti di varia natura in concentrazioni tali da non renderla conforme per l'uso previsto. Tale questione non risulta essere un problema specifico della biomassa derivante da fitorimedio tuttavia solo per quest'ultima si manifesta lo scrupolo, di alcuni soggetti, interessati a verificare l'eventuale "fuori specifica" del materiale. Va infatti evidenziato che altri processi possono essere causa di ingenti accumuli di inquinanti ma mai sono stati presi in considerazione per determinare l'eventuale non conformità della biomassa prodotta. Tralasciando i processi di coltivazione di prodotti edibili e le relative specifiche di prodotto, raramente viene posto il problema della presenza nella biomassa di contaminanti derivanti dalle deposizioni atmosferiche dirette o indirette o dai trattamenti chimici. Si pensi ad esempio alle coltivazioni "no-food" in prossimità delle grandi arterie di traffico esposte sia alle ricadute al suolo delle emissioni atmosferiche che agli scarichi sul suolo delle acque meteoriche che lisciviano le superfici stradali, oppure alle potature delle vigne trattate con "verderame" o ad altre coltivazioni che insistono su suoli con anomalie naturali. Ultimo elemento che occorre richiamare brevemente, poiché propedeutico ad una trattazione sistematica della natura giuridica delle biomasse da fitorimedio, è costituito dai processi di interazione tra piante e terreno. La trattazione sistematica dei meccanismi di interazione pianta-suolo è oggetto di altri capitoli della presente pubblicazione, quello che si intende richiamare in questa sede è che solo alcuni di questi meccanismi prevedono il trasferimento del contaminante all'interno della biomassa (come ad esempio il processo di fitoestrazione) molte delle applicazioni fitotecnologiche non comportano immagazzinamento di contaminanti nella biomassa ed in alcuni casi non comportano neanche il contatto diretto tra apparato radicale delle piante e suolo contaminato (*fitocapping*).

Va quindi sottolineato che in tutti quei casi in cui i processi di fito-trattamento non prevedono processi estrattivi o degradativi all'interno delle piante impiegate vi è a priori una esclusione di rischi aggiuntivi associati alla biomassa impiegata per il processo di trattamento rispetto a quella impiegata per altri scopi.

Andiamo ora ad affrontare la specifica questione della natura giuridica della biomassa.

Poiché non tutti i progetti di fitorimedio prevedono fin dall'inizio la produzione della biomassa come una delle finalità principali dell'intervento, prenderemo an-



che in considerazione il caso in cui detta biomassa costituisca prodotto secondario ed indesiderato e quindi identificabile come sottoprodotto o come rifiuto. Riper corriamo brevemente le condizioni alle quali un prodotto “indesiderato” di un processo può essere considerato sottoprodotto.

L'art. 184 bis stabilisce che è un sottoprodotto e non un rifiuto ai sensi dell'articolo 183, comma 1, lettera a), qualsiasi sostanza od oggetto che soddisfa tutte le seguenti condizioni:

- a) la sostanza o l'oggetto è originato da un processo di produzione, di cui costituisce parte integrante, e il cui scopo primario non è la produzione di tale sostanza od oggetto;
- b) è certo che la sostanza o l'oggetto sarà utilizzato, nel corso dello stesso o di un successivo processo di produzione o di utilizzazione, da parte del produttore o di terzi;
- c) la sostanza o l'oggetto può essere utilizzato direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale;
- d) l'ulteriore utilizzo è legale, ossia la sostanza o l'oggetto soddisfa, per l'utilizzo specifico, tutti i requisiti pertinenti riguardanti i prodotti e la protezione della salute e dell'ambiente e non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana.

Escludiamo anzitutto l'applicazione dell'art. 184bis alla biomassa utilizzata all'interno del processo poiché, come già spiegato, si opera all'intento di un processo tecnologico integrato non ancora terminato e tale intermedio di lavorazione non varcherà mai i confini del processo stesso.

Nel caso di progetto integrato (servizio di bonifica + produzione di materia) è plausibile ritenere che l'investimento economico supplementare sostenuto dal proponente per ottenere un prodotto commercializzabile nonché le procedure amministrative sostenute per lo svolgimento dell'attività sono elementi sufficienti a dimostrare che anche la produzione della biomassa costituisce scopo primario dell'attività.

Pertanto l'art. 184bis non trova completa applicazione per il mancato rispetto della condizione a). La produzione della biomassa, in questo caso, oltre ad essere scopo primario al pari dell'attività di bonifica stessa, costituisce grande valore strategico, economico ed ambientale, in linea con i principi di economia circolare. Risulta comunque opportuno condividere tale linea con le Amministrazioni competenti.

Si sottolinea inoltre che l'attività di intervento sul sito non è un processo di “produzione” quanto un'attività di servizio mentre costituisce attività di produzione la coltivazione di biomassa che in questo caso è parte integrante e sostanziale dell'intervento di risanamento del sito. Resta ben inteso che la biomassa prodotta e com-



mercializzata deve rispettare le specifiche di prodotto per l'uso previsto. Nel caso in cui l'intervento sul sito sia basato su tecniche di fitorimedio, ma non consideri sin dalla fase progettuale la commercializzazione della biomassa come parte integrante del processo, la biomassa prodotta non costituisce scopo primario del processo ma conseguenza indesiderata dello stesso e pertanto deve essere inquadrata come rifiuto oppure, nel rispetto delle condizioni dell'art. 184 bis, come sottoprodotto.

Esaminiamo ora in dettaglio l'applicazione delle quattro condizioni richieste per la qualifica come sottoprodotto:

- **condizione a):** in base alle considerazioni sopra esposte non è rispettata;
- **condizione b):** il rispetto della condizione si evince unicamente nel corso dell'attività ed è comprovata dalla capacità del produttore di allocare sul mercato quantità di sottoprodotto proporzionalmente a quello prodotto. Se tuttavia a regime, in un intervallo di tempo ragionevole, il produttore non è in grado di dimostrare di allocare tutto il sottoprodotto generato, dovendo ricorrere a giacenze sempre crescenti, il rispetto della condizione potrebbe essere messo in discussione poiché
- l'utilizzo non è certo. In questo caso il produttore dovrebbe valutare le eccedenze non assorbibili dal mercato e gestire come rifiuti. Questo rischio di contestazione è meno marcato nel caso di interventi di fitorimedio poiché non si tratta di un processo permanente ma di durata definita, per cui, anche un tasso di utilizzo inferiore a quello di produzione, ma pur sempre esistente e costante, garantisce la completa allocazione del materiale sul mercato;
- **condizione c):** fatte salve eventuali attività svolte in sito per potenziare, gestire o verificare il funzionamento del processo fitotecnologico, l'attività colturale ed il prodotto ottenuto non differisce da quello che si avrebbe nel caso di medesima coltura in assenza di attività di fitorimedio. In via generale si può pertanto confermare il rispetto della condizione c) poiché gli eventuali trattamenti operati saranno assolutamente gli stessi della normale pratica agro-industriale;
- **condizione d):** questa condizione è quella che ingenera maggiori difficoltà. Al fine di evitare confusione verranno affrontati separatamente gli argomenti riguardanti l'uso della biomassa come combustibile e gli altri usi finalizzati alla produzione di beni.

Condizione d) per combustibili

L'allegato X alla parte 5° del D.Lgs.152/06 contiene la disciplina dei combustibili.

Alla Parte I (*Combustibili consentiti*) Sezione 1 (*Elenco dei combustibili di cui è consentito l'utilizzo negli impianti di cui al titolo I*), lettera n) troviamo la voce: "biomasse combustibili individuate nella parte II, sezione 4, alle condizioni ivi previste". Andando alla Parte II (Ca-



caratteristiche merceologiche dei combustibili e metodi di misura) Sezione 4 (Caratteristiche delle biomasse combustibili e relative condizioni di utilizzo), al Paragrafo 1 (Tipologia e provenienza) troviamo un elenco di sette tipologie di prodotti tra i quali:

- a) Materiale vegetale prodotto da coltivazioni dedicate;
- b) Materiale vegetale prodotto da trattamento esclusivamente meccanico, lavaggio con acqua o essiccazione di coltivazioni agricole non dedicate;
- c) Materiale vegetale prodotto da interventi selvicolturali, da manutenzione forestale e da potatura.

Al Paragrafo 2 (Condizioni di utilizzo) è previsto che “la conversione energetica della biomasse di cui al paragrafo 1 può essere effettuata attraverso la combustione diretta, ovvero previa pirolisi o gassificazione”; segue poi una serie di prescrizioni sulle modalità di combustione che riguardano gli impianti di destinazione.

Va infine segnalato che nella Sezione 4 Paragrafo 1bis è riportato che “Salvo il caso in cui i materiali elencati nel paragrafo 1 derivino da processi direttamente destinati alla loro produzione o ricadano nelle esclusioni dal campo di applicazione della Parte quarta del presente decreto, la possibilità di utilizzare tali biomasse secondo le disposizioni della presente Parte quinta è subordinata alla sussistenza dei requisiti previsti per i sottoprodotti dalla precedente Parte quarta”. Tale disposto conferma due concetti fondamentali: il primo è che se nel caso in cui vi sia una esplicita destinazione del processo alla produzione della biomassa, la stessa non è subordinata alla sussistenza dei requisiti previsti per i sottoprodotti; la seconda è che nel caso in cui vi sia la suddetta subordinazione le disposizioni che garantiscono la possibilità di utilizzare la biomassa come combustibile sono quelle espresse dalla Parte quarta.

La norma quindi non subordina la classificazione delle biomasse come combustibili ad alcun'altra prescrizione diversa da quelle sopra espresse né in termini di provenienza né in termini di contenuto o composizione chimica.

Per completezza di trattazione, risulta comunque utile esaminare alcuni documenti e norme tecniche internazionali di prodotto di riferimento per le biomasse verificano la presenza di prescrizioni qualitative più puntuali.

Il primo documento esaminato è la Relazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento Europeo del 25.2.2010 sui criteri di sostenibilità relativamente all'uso di fonti da biomassa solida e gassosa per l'elettricità, il riscaldamento ed il raffreddamento. Nel documento non si fa mai riferimento alle caratteristiche delle biomasse risulta tuttavia importante evidenziare quanto riportato nell'Allegato I (*Metodologia per il calcolo delle emissioni dei gas serra della biomassa solida e gassosa utilizzata per l'elettricità, il riscaldamento ed il raffreddamento*).

Nella metodologia vengono presentate alcune formule di calcolo e viene introdotto un elemento di calcolo che determina una riduzione del valore di gas serra emessi (aggiungendo e_g della formula di cui al punto 6) se le biomasse sono coltivate su “terreni



fortemente contaminati” (punto 8 lett. b) cioè su *terreni il cui livello di contaminazione è tale da renderli inadatti alla produzione di alimenti o mangimi*. Questo elemento risulta di grande importanza perché dimostra:

- a) che la Comunità Europea considera come processo consolidato la possibilità di coltivare combustibile costituito da biomassa su aree contaminate (NB: parliamo di colture dedicate non di rifiuti);
- b) che utilizzare aree inadatte alla produzione di alimenti o mangimi per la produzione di biomassa combustibile contribuisce alla compatibilità ambientale (almeno in termini di produzione di gas serra) del processo di produzione di energia.

Il secondo ed ultimo documento che si considera utile esaminare è rappresentato dalla UNI CEN/TS 14961:2005 (*Biocombustibili solidi - Specifiche e classificazione del combustibile*). La specifica tecnica definisce le classi di qualità e le specifiche (cioè la descrizione delle proprietà) dei biocombustibili solidi ottenuti da alcune fonti tra le quali: prodotti agricoli e forestali, rifiuti vegetali derivanti da attività agricole e forestali, rifiuti vegetali dell'industria agro-alimentare e altro.

È interessante notare come anche in questa norma non si faccia mai riferimento a concentrazioni massime ammissibili di contaminati contenuti nella matrice vegetale; solo in alcuni casi si fa cenno o si escludono materiali vegetali che hanno subito trattamenti chimici o altri materiali legnosi trattati in processi industriali, che comunque non rappresentano il caso in esame. Le tabelle riportate nell'Annesso C (informativo) non rappresentano degli standard di qualità tuttavia possono essere un utile confronto poichè forniscono, per le tipologie di biomasse combustibili, alcuni valori tipici per diversi parametri. È interessante notare le concentrazioni rappresentative per alcuni metalli pesanti quali ad esempio Nichel, Piombo, Cromo e Rame che possono risultare presenti in quantità comprese tra 0.1 e 10 mg/Kg. La tabella di seguito viene riportata solamente a titolo esemplificativo; in altre tabelle presenti nello stesso allegato, e riferite ad altre tipologie di biomasse, vi sono valori di riferimento anche più alti. La presenza di un riferimento informativo sul contenuto di metalli può essere un valido riferimento in considerazione del fatto che i processi di fitoestrazione sono applicati principalmente per la rimozione di inquinamento da metalli pesanti.

Va comunque ricordato che i documenti sopra richiamati non contengono riferimenti di legge e anche le concentrazioni di metalli sopra riportate non sono dei limiti ma dei valori informativi.

Quanto emerge dal presente approfondimento è che non vi sono dei limiti di legge sulla concentrazione di inquinanti nella biomassa.

La mancanza di detti limiti però non può giustificare un diniego immotivato da parte dell'Ente competente, richiamando esclusivamente l'abusato principio della “massima cautela”.



Alcune sentenze (Cass. pen., Sez. III, n. 2902/2007 e Cass. pen., Sez. III n. 10262/2008) hanno precisato che “la prova della mancanza di pregiudizio per l’ambiente può essere data con qualsiasi mezzo; quindi anche attraverso presunzioni (che, però, in quanto tali, possono essere superate da prova contraria). L’onere di provare il rispetto di tutto ciò, incombe su chi invoca il regime differenziato del sottoprodotto rispetto al rifiuto (ex multis, Cass. Pen. Sez. III, n. 38511/2007). È un onere che va assolto con la massima diligenza e attenzione possibili perché la natura o meno di sottoprodotto costituisce una “quaestio facti” demandata al giudice di merito che, se sorretta da motivazione esente da vizi logici

o giuridici, non può neanche essere sottoposta al giudizio di legittimità della Corte di Cassazione” [rivista RIFIUTI quesito/235/1040-Avv.P. Ficco].

Parameter	Unit	Coniferous wood (1.1.2.2 and 1.2.1.1)		Deciduous wood (1.1.2.1 and 1.2.1.1)	
		Typical value	Typical variation	Typical value	Typical variation
Ash	% w/w d	0,3	0,2 to 0,5	0,3	0,2 to 0,5
Gross calorific value $q_{v,gr,daf}$	MJ/kg daf	20,5	20,2 to 20,8	20,2	19,5 to 20,4
Net calorific value $q_{p,net,daf}$	MJ/kg daf	19,2	18,8 to 19,8	19,0	18,5 to 19,2
Carbon, C	w-%daf	51	47 to 54	49	48 to 52
Hydrogen, H	w-%daf	6,3	5,6 to 7,0	6,2	5,9 to 6,5
Oxygen, O	w-%daf	42	40 to 44	44	41 to 45
Nitrogen, N	w-%daf	0,1	< 0,1 to 0,5	0,1	< 0,1 to 0,5
Sulphur, S	w-%daf	0,02	< 0,01 to 0,05	0,02	< 0,01 to 0,05
Chlorine, Cl	w-%daf	0,01	< 0,01 to 0,03	0,01	< 0,01 to 0,03
Fluorine, F	w-%daf	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
Al	mg/kg d	100	30 to 400	20	10 to 50
Ca	mg/kg d	900	500 to 1000	1200	800 to 20000
Fe	mg/kg d	25	10 to 100	25	10 to 100
K	mg/kg d	400	200 to 500	800	500 to 1500





Parameter	Unit	Coniferous wood (1.1.2.2 and 1.2.1.1)		Deciduous wood (1.1.2.1 and 1.2.1.1)	
		Typical value	Typical variation	Typical value	Typical variation
Mg	mg/kg d	150	100 to 500	200	100 to 400
Mn	mg/kg d	147		83	
Na	mg/kg d	20	10 to 50	50	10 to 200
P	mg/kg d	60	50 to 100	100	50 to 200
Si	mg/kg d	150	100 to 200	150	100 to 200
Ti	mg/kg d	< 20	< 20	< 20	< 20
As	mg/kg d	< 0,1	< 0,1 to 1,0	< 0,1	< 0,1 to 1,0
Cd	mg/kg d	0,10	< 0,05 to 0,50	0,10	< 0,05 to 0,50
Cr	mg/kg d	1,0	0,2 to 10,0	1,0	0,2 to 10,0
Cu	mg/kg d	2,0	0,5 to 10,0	2,0	0,5 to 10,0
Hg	mg/kg d	0,02	< 0,02 to 0,05	0,02	< 0,02 to 0,05
Ni	mg/kg d	0,5	< 0,1 to 10,0	0,5	< 0,1 to 10
Pb	mg/kg d	2,0	< 0,5 to 10,0	2,0	< 0,5 to 10
V	mg/kg d	< 2	< 2	< 2	< 2
Zn	mg/kg d	10	5 to 100	10	5 to 100

^a Data is obtained from a combination of mainly Swedish, Finnish, Danish, Dutch and German research. The values only aim to describe properties that can be expected in Europe in general.

Tab. 1.1: Typical values for virgin wood materials, with or without insignificant amounts of bark, leaves and needles

Condizione d) per l'impiego come materia

La pluralità di potenziali usi della biomassa come materia in un processo di produzione non consente una trattazione sistematica ed esaustiva. Come precedentemente evidenziato, le principali alternative al trattamento termico diretto sono costituite dalle seguenti "categorie" di impiego di seguito brevemente descritte:

- Materiali da costruzione (travi, travetti, telai, pali, tavole, ecc...): tale impiego è caratterizzato da una durata nel tempo del materiale piuttosto prolungata (in genere



decenni) ed in genere le caratteristiche richieste sono di natura fisico -prestazionale (integrità del materiale e specie di pianta).

- Materia prima per realizzare, mediante procedimenti prevalentemente meccanici, materiali (tessuti, materiali compositi, pannelli, cartoni, ecc...): In questo caso vengono valorizzate le proprietà meccaniche delle fibre vegetali, le caratteristiche richieste sono di natura fisico -prestazionale fatta eccezione per alcune tipologie (ad es. i tessuti) che eventualmente dovranno rispondere anche a requisiti di natura sanitaria.
- Materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici di materiali (bioplastiche): la biomassa vegetale viene in questo caso modificata chimicamente scomponendo i suoi costituenti chimici e utilizzandoli in processi di produzione di “chimica verde”. Sarà il tipo di processo a definire le caratteristiche chimiche del materiale idoneo a tale utilizzo.
- Materia prima per la realizzazione, mediante procedimenti chimici di combustibili (bioetanolo, biogas); anche in questo caso la biomassa vegetale viene modificata chimicamente scomponendo i suoi costituenti chimici e utilizzandoli in processi di produzione di combustibili. Sarà il tipo di processo a definire le caratteristiche chimiche del materiale idoneo a tale utilizzo.

Eccetto situazioni particolari, nei casi sopra elencati, l'impiego della biomassa prodotta avviene all'esterno del processo di bonifica; di conseguenza, come sopra accennato, risulta necessaria una identificazione giuridica ed una caratterizzazione merceologica del prodotto prima dell'ingresso nel libero mercato. Buona norma vorrebbe che per ognuno degli impieghi descritti fossero note le caratteristiche che la biomassa impiegata deve possedere al fine di rendere il processo produttivo ed il prodotto finito non pericolosi per l'ambiente e per l'uomo.

1.2.1 Il recupero della biomassa come rifiuto

Per chiudere il discorso sull'impiego della biomassa occorre prendere in considerazione anche il caso in cui il produttore, oltre a non aver assegnato in via preventiva alla biomassa un ruolo nel processo, non abbia neanche provveduto a verificare il regime di favore offerto dal sottoprodotto. Anche nel caso in cui alla biomassa in esame sia attribuita la qualifica di rifiuto è possibile assegnare a tale rifiuto codici differenti. Ricordando che è responsabilità del produttore attribuire correttamente il codice ai rifiuti dallo stesso prodotti, di seguito viene presentata una lettura completa e dettagliata della norma fornendo alcune proposte la cui applicabilità ai singoli casi specifici deve essere valutata in dettaglio all'interno del contesto in esame. In questo caso la biomassa ricade a tutti gli effetti nella definizione di rifiuto e come tale deve essere gestito.

Risulta quindi necessario effettuare una caratterizzazione del rifiuto al fine di assegnare allo stesso un codice CER. Il procedimento di assegnazione del codice segue i



criteri metodologici espressi al punto 3) del paragrafo “introduzione” dell’Allegato D alla parte 4 del D.Lgs.152/06. Innanzi tutto occorre identificare la fonte che genera il rifiuto consultando i titoli dei capitoli da 01 a 12 o da 17 a 20 per risalire al codice a sei cifre riferito al rifiuto in questione, ad eccezione dei codici dei suddetti capitoli che terminano con le cifre 99.

Il testo evidenzia che “è possibile che un determinato impianto o stabilimento debba classificare le proprie attività riferendosi a capitoli diversi in funzione delle varie fasi della produzione. È utile richiamare per intero l’esempio riportato nel testo “Per esempio un fabbricante di automobili può reperire i rifiuti che produce sia nel capitolo 12 (rifiuti dalla lavorazione e dal trattamento superficiale di metalli), che nel capitolo 11 (rifiuti inorganici contenenti metalli provenienti da trattamento e ricopertura di metalli) o ancora nel capitolo 08 (rifiuti da uso di rivestimenti), in funzione delle varie fasi della produzione”.

Questa premessa risulta assolutamente necessaria poiché, applicando in modo acritico il criterio proposto risulterebbe naturale andare a ricercare il codice di riferimento nel sotto capitolo 19 13 (rifiuti prodotti dalle operazioni di bonifica di terreni e risanamento delle acque di falda) assegnano poi i codice 19 13 01 * (rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni, contenenti sostanze pericolose) o 19 13 02 (rifiuti solidi prodotti dalle operazioni di bonifica dei terreni, diversi da quelli di cui alla voce 19 13 01), in dipendenza della quantità di sostanze pericolose presenti accertate mediante operazione di campionamento ed analisi. Su questa scelta vanno fatte le seguenti considerazioni:

- la procedura prevede la ricerca del codice partendo dai capitoli (e non dai sotto capitoli) limitandosi quindi alla valutazione del contenuto del capitolo 19 (Rifiuti prodotti da impianti di trattamento dei rifiuti, impianti di trattamento delle acque reflue fuori sito, nonché dalla potabilizzazione dell’acqua e dalla sua preparazione per uso industriale) rispettando pedissequamente le regole di assegnazione non avremmo mai raggiunto il sotto capitolo 19 13;
- il codice CER 191301 o 191302, all’interno di questo sotto capitolo risulta una scelta obbligata perché non c’è un codice che identifichi biomassa proveniente da interventi di fitorimediazione e non c’è neanche in codice che termina con le cifre 99 appartenente a questo sotto capitolo;
- il codice CER 191301 o 191302, all’interno di questo sotto capitolo risulta una scelta generica perché in questi due codici rientra qualsiasi tipo di materiale di rifiuto purché sia solido e proveniente da qualsiasi procedimento di bonifica, quindi il codice non è assolutamente in grado di rappresentare adeguatamente il rifiuto ed il suo utilizzo si avvicina molto all’impiego di un codice generico 99 che la procedura di attribuzione del codice considera come ultima spiaggia.

Seguendo in modo più consapevole la ratio dell’attribuzione del codice e il senso dell’esempio riportato nell’introduzione, sopra richiamato risulta senz’altro più naturale la



ricerca del codice all'interno del capitolo 02 (Rifiuti prodotti da agricoltura, orticoltura, acquacoltura, selvicoltura, caccia e pesca, trattamento e preparazione di alimenti), del sotto capitolo 02 01 (rifiuti prodotti da agricoltura, orticoltura, acquacoltura, selvicoltura, caccia e pesca) CER 02 01 07 (rifiuti della selvicoltura) o CER 02 01 03 (scarti di tessuti vegetali). Tale posizione scaturisce dalle seguenti due considerazioni:

- la "fase" da cui si genera il rifiuto è in tutto e per tutto paragonabile ad un'attività colturale (agricoltura o selvicoltura);
- nella maggior parte dei meccanismi di fitorimediazione le caratteristiche della biomassa prodotta non sono alterate dai contaminanti presenti in sito e pertanto risultano più vicini al capitolo 02 che non al capitolo 19.

Tra le possibili alternative di recupero dei rifiuti vi sono quelle offerte dalla procedure semplificate per il recupero di rifiuti non pericolosi ex D.M. 05/02/98, questo chiaramente solo per i codici afferenti al capitolo 02; per il codice CER 191302, proprio per la sua estrema genericità, non è prevista alcuna possibilità di recupero in procedura semplificata non essendo a priori caratterizzato da una composizione specifica ed univoca. Per entrambe i codici CER 02 01 07 (rifiuti della selvicoltura) e CER 02 01 03 (scarti di tessuti vegetali) alla tipologia 3 dell'allegato 2 al D.M. 05/02/15 è previsto il recupero energetico mediante combustione alle condizioni riportate al punto 3.3. Si evidenzia come, anche in questo caso, non sono previsti al punto 3.2. (caratteristiche del rifiuto) limiti di concentrazione per alcun tipo di sostanza presente nel rifiuto. In alternativa, alla tipologia 16 dell'allegato 1 sub-allegato 1 è previsto il compostaggio attraverso un processo di trasformazione biologica aerobica nel rispetto delle caratteristiche riportate al punto 16.1.2. In alternativa il rifiuto può essere avviato ad un impianto autorizzato in procedura ordinaria che contiene (dovrebbe) le specifiche prescrizioni sulle caratteristiche del materiale in ingresso all'impianto o (almeno) i codici CER ammessi.

1.3 Verifica di compatibilità tra le tecniche di fitorimediazione e gli approcci preferenziali suggeriti dalla normativa per la gestione delle attività di bonifica

Il DM 471/99, la prima normativa nazionale che ha affrontato in Italia in modo organico il tema della bonifica dei siti contaminati, riguardo alle tecniche di bonifica, recitava:

".....privilegiare le tecniche di bonifica che riducono permanentemente e significativamente la concentrazione nelle diverse matrici ambientali, gli effetti tossici e la mobilità delle sostanze inquinanti;privilegiare le tecniche di bonifica tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito, trattamento in-situ ed on-site del suolo contaminato, con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa a discarica di terreno inquinato;salvaguardare le matrici ambientali presenti nel sito e nell'area interessata dagli effetti dell'inquinamen-



to ed evitare ogni aggiuntivo degrado dell'ambiente e del paesaggio.”

Il successivo D.Lgs. 152/2006, che ha abrogato il DM 471/99, all'art. 242 comma 7 prevede la possibilità di autorizzare a scala pilota l'utilizzo di tecnologie di bonifica innovative, anche finalizzate all'individuazione dei parametri di progetto necessari per l'applicazione a piena scala, a condizione che tale applicazione avvenga in condizioni di sicurezza con riguardo ai rischi sanitari e ambientali.

Inoltre il successivo comma 8, rimandando all'allegato 3 alla parte quarta del Decreto in parola, dà indicazioni sui criteri per la selezione e l'esecuzione degli interventi di bonifica e ripristino ambientale, di messa in sicurezza operativa o permanente, nonché per l'individuazione delle migliori tecniche di intervento a costi sostenibili (B.A.T.N.E.E.C. - *Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs*).

Gli interventi di bonifica e di messa in sicurezza, infatti, dovranno essere condotti secondo i seguenti criteri tecnici generali di seguito riportati:

- a) privilegiare le tecniche di bonifica che riducono permanentemente e significativamente la concentrazione nelle diverse matrici ambientali, gli effetti tossici e la mobilità delle sostanze inquinanti;
- b) privilegiare le tecniche di bonifica tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito, trattamento in-situ ed on-site del suolo contaminato, con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa a discarica di terreno inquinato;
- c) privilegiare le tecniche di bonifica/messa in sicurezza permanente che blocchino le sostanze inquinanti in composti chimici stabili (ed es. fasi cristalline stabili per metalli pesanti).
- d) privilegiare le tecniche di bonifica che permettono il trattamento e il riutilizzo nel sito anche dei materiali eterogenei o di risulta utilizzati nel sito come materiali di riempimento;
- e) prevedere il riutilizzo del suolo e dei materiali eterogenei sottoposti a trattamenti off-site sia nel sito medesimo che in altri siti che presentino le caratteristiche ambientali e sanitarie adeguate;
- f) privilegiare negli interventi di bonifica e ripristino ambientale l'impiego di materiali organici di adeguata qualità provenienti da attività di recupero di rifiuti urbani;
- g) evitare ogni rischio aggiuntivo a quello esistente di inquinamento dell'aria, delle acque sotterranee e superficiali, del suolo e sottosuolo, nonché ogni inconveniente derivante da rumori e odori;
- h) evitare rischi igienico-sanitari per la popolazione durante lo svolgimento degli interventi;



- i) adeguare gli interventi di ripristino ambientale alla destinazione d'uso e alle caratteristiche morfologiche, vegetazionali e paesistiche dell'area.
- j) per la messa in sicurezza privilegiare gli interventi che permettano il trattamento in situ ed il riutilizzo industriale dei terreni, dei materiali di risulta e delle acque estratte dal sottosuolo, al fine di conseguire una riduzione del volume di rifiuti prodotti e della loro pericolosità;
- k) adeguare le misure di sicurezza alle caratteristiche specifiche del sito e dell'ambiente da questo influenzato;
- l) evitare ogni possibile peggioramento dell'ambiente e del paesaggio dovuto dalle opere da realizzare.

La scelta della soluzione da adottare dovrà tener conto del processo di valutazione dei benefici ambientali e della sostenibilità dei costi delle diverse tecniche applicabili anche in relazione alla destinazione d'uso del sito.

Pertanto, l'attuale contesto normativo, pur non richiamandolo in modo esplicito, favorisce, là dove applicabili, tecnologie di bonifica quali il fitorimediazione, poiché risponde a tutti i requisiti tecnici generali richiamati dall'Allegato 3.

1.3.1 Aspetti descrittivi di un progetto “fito” ai fini dei processi autorizzativi e di controllo

I documenti utilizzati per sviluppare il presente paragrafo sono stati tratti prevalentemente da bibliografia statunitense ed in particolare dalle linee guida ITRC (*Interstate Technology & Regulatory Council*).

Allo stato attuale (Sharma and Pandey, 2014) gli Stati Uniti sono il Paese che per primo e maggiormente si sta orientando verso l'applicazione di nuove tecniche di bonifica e che, in particolare, grazie anche a rilevanti investimenti nel settore della ricerca, ad un efficace coordinamento scientifico interstatali ed alla ammirevole abitudine a predisporre e pubblicare manualistica “ufficiale” di facile consultazione sul WEB, ha sviluppato la più robusta letteratura scientifica applicata sulle tecniche di fitorimediazione in ambito internazionale.

Considerando tuttavia che la realtà territoriale, normativa e procedurale nazionale, sui procedimenti di bonifica, non collima perfettamente con la realtà statunitense si è ritenuto utile utilizzare la documentazione consultata per costruire una proposta d'approccio, un po' più articolata di quella tradizionale, che introduca una serie di spunti utili sia ai proponenti che agli enti di controllo per affrontare consapevolmente e costruttivamente l'adozione di nuovi sistemi di bonifica, con particolare riferimento ai sistemi fitotecnologici.

Le fitotecnologie consistono in un insieme di tecniche di bonifica alternative o complementari alle tecniche convenzionali di rimozione della contaminazione dalle matrici ambientali. Comprende prevalentemente applicazioni in situ che utilizzano le capacità intrinse-



che di organismi viventi sfruttando l'energia solare e si basa sul principio "utilizzare la natura per disinquinare la natura".

Rispetto ai tradizionali metodi di bonifica il fitorimedio è certamente competitivo, per la sua intrinseca valenza estetica, grazie alla quale può trovare consenso nell'opinione pubblica. All'apparente "gradevolezza" potrebbe però associarsi una mancanza di fiducia, in termini sia d'efficacia sia di rigorosità: nella predisposizione e valutazione dei progetti e nelle successive fasi attuative.

Analogamente ad altre tecniche, l'applicazione delle tecniche fito, ai siti contaminati, richiede tuttavia la selezione, la progettazione, la piantumazione, la messa a regime, la manutenzione ed il monitoraggio degli impianti vegetazionali utilizzati.

Il coinvolgimento di organismi viventi e la novità che questo tipo di tecniche rappresenta nel panorama europeo, ma soprattutto nazionale, delle bonifiche, comportano il moltiplicarsi di variabili che rendono ogni progetto unico.

Da un punto di vista normativo, come di prassi, gli obiettivi possono essere il contenimento (MISO/MISP), la bonifica o entrambi.

Il fitorimedio, a differenza di altre tecniche, in molti casi consente di attuare contestualmente bonifica e contenimento. Inoltre si presta, con ottimi risultati, sia per raggiungere obiettivi di prevenzione alla diffusione della contaminazione, mediante interruzione parziale o totale dei percorsi espositivi (ad esempio fasce tampone riparie, copertura a verde, ecc.), sia per completare processi di bonifica, con successivo ripristino, e restituzione delle aree ad usi nobili quali: l'agricolo od il verde pubblico e privato.

Di seguito si riporta una serie di fattori, che, nel percorso che porta all'individuazione del fitorimedio come alternativa possibile alle tradizionali tecniche di bonifica, dovrebbero essere preventivamente considerati.

1.3.2 Argomenti a favore o contro l'utilizzo delle tecniche di fitorimedio

Il fitorimedio comprende una vasta gamma di tecniche che possono essere applicate a svariate condizioni ambientali: per la rimozione o il contenimento di contaminanti inorganici, organici, radioattivi, in suolo o sedimenti, acque superficiali e sotterranee. Inoltre, in alcuni casi, può agire contemporaneamente su combinazioni di contaminanti di natura diversa.

Si tratta complessivamente di tecniche ecosostenibili, (tali aspetti sono affrontati nel Capitolo 3), sinteticamente il bilancio tra l'utilizzo di energia, acqua e produzione di gas serra in fase di impianto, manutenzione, raccolta e restituzione dovrebbero essere compensati dall'azione di bonifica basata sull'assorbimento dell'energia solare, produzione di biomasse, sequestro di CO₂ e miglioramento della qualità dell'aria, oltre che dalla minima produzione di scarichi idrici e rifiuti. L'utilizzo di fito tecnologie per le bonifiche concorre inoltre alla produzione di biomassa, materia che dovrebbe essere valorizzata, consentendo, in tal modo, di raggiungere gli obiettivi comunitari in materia di combustibili verdi, di legname, recupero di materie prime, limitando la sottrazione di terreni utili alla produzione alimentare.



L'impianto di vegetazione su suolo comporta l'incremento della flora microbica e del contenuto di sostanza organica favorendo l'aumento di fertilità, oltre alla degradazione o al sequestro dei contaminanti. La copertura vegetale dei suoli controlla intrinsecamente l'erosione, il ruscellamento, l'infiltrazione nelle acque sotterranee, l'emissione di polveri oltre a ricostituire ambienti naturali, valorizzando aree marginali incolte. Come descritto in dettaglio nel Capitolo 2, può essere anche utilizzato come strumento per mappare una contaminazione, come strumento preventivo di contenimento, ad integrazione di altri sistemi di bonifica o come finissaggio particolarmente adatto a favorire la restituzione. L'adattabilità dei vegetali conferisce, entro certi limiti, duttilità e capacità di autoriparazione ed autoregolazione degli impianti.

Con opportuni accorgimenti è possibile migliorare l'efficacia dei meccanismi fisiologici di trattamento. Generalmente l'impatto sull'opinione pubblica è favorevole poiché nella maggior parte dei casi il fitorimediazione è una tecnica passiva, silenziosa, esteticamente gradevole ed ecologica. I costi possono essere competitivi, inoltre, generalmente, sono richieste minori manutenzioni, queste ultime prevedono peraltro il ricorso ad attrezzature e pratiche di comune utilizzo agricolo consentendo l'impiego di maestranze locali.

Probabilmente rappresenta l'approccio più praticabile, economicamente e tecnicamente, per contaminazioni diffuse su area vasta.

L'utilizzo delle fitotecnologie richiede un'attenta progettazione, prevedendo, dove necessario, l'integrazione con altre tecniche al fine di poter garantire il rispetto delle CSR/CSC in situazioni di rischio espositivo a breve termine, specie in presenza di concentrazioni elevate di contaminanti a rapida diffusione.

Infatti i vegetali sono soggetti a variazioni fisiologiche: stagionali e diurne, l'uso esclusivo delle fitotecnologie potrebbe non fornire adeguate garanzie d'efficacia, soprattutto in termini di contenimento della contaminazione. Come ogni tecnica di bonifica anche il fitorimediazione è applicabile solo a determinate condizioni.

Fatta eccezione al caso di capping verdi, dove all'apparato radicale non è richiesto di raggiungere il terreno contaminato e di interagire con lo stesso, un fattore limitante è rappresentato dalla profondità d'intervento, essa è naturalmente condizionata dall'estensione dell'apparato radicale delle essenze utilizzate ma anche, ed in modo rilevante, da fattori ambientali e dalle caratteristiche dei suoli.

La stessa contaminazione può costituire un fattore limitante lo sviluppo dei vegetali selezionati, tale da condizionare o rendere inefficace l'intervento.

Anche il tempo può costituire un importante vincolo per l'adozione di questo tipo di bonifiche, generalmente è prevista una durata maggiore d'intervento rispetto ad altre tecniche.

Può quindi definirsi il triplice vincolo dell'applicazione del fitorimediazione:

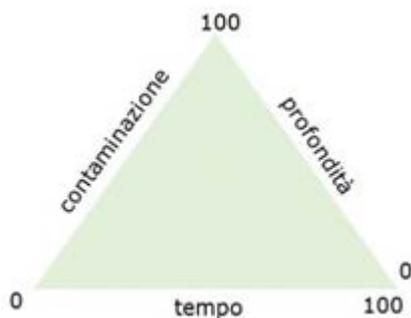


Fig. 1.4: Diagramma dei vincoli all'applicazione del fitorimediazione (A. Lo Monaco)

L'attività della rizosfera può favorire la non mobilizzazione di metalli e la degradazione dei contaminanti organici ma anche comportare la produzione di metaboliti intermedi più mobili/tossici.

L'uso di agenti chelanti o altre sostanze chimiche, al fine di potenziare il processo di fitoestrazione, richiede un accurato monitoraggio per evitare la mobilizzazione non controllata di contaminanti.

Un aspetto non trascurabile dell'uso di queste tecniche è dato dalla gestione delle biomasse, non soltanto in rapporto alle possibilità di utilizzo descritte nei precedenti paragrafi, ma anche, in caso di bioaccumulo significativo, in termini di tutela degli ecosistemi da rischi di contaminazione della catena alimentare piuttosto che di diffusione di essenze alloctone potenzialmente infestanti.

1.3.3 Elementi aggiuntivi per la caratterizzazione dei siti e parametri progettuali di base per la valutazione preliminare ed esecutiva di un progetto di bonifica mediante fitorimediazione

Le piante, sono organismi autotrofi, capaci cioè di sintetizzare la materia organica che li compone utilizzando l'energia solare e le sostanze inorganiche presenti nell'ambiente. Come tutti gli organismi viventi le piante sono condizionate dall'effetto che i diversi fattori ambientali hanno su di esse. Il concetto enunciato da Shelford (1931) che "ogni organismo di fronte ai fattori ambientali ha un intervallo di tolleranza compreso tra un minimo e un massimo entro cui si colloca il suo optimum ecologico", individua un criterio fondamentale su cui basare le valutazioni progettuali di un intervento di fitorimediazione.

In generale i piani di caratterizzazione consentono di avere una ricostruzione dei fenomeni di contaminazione a carico delle matrici ambientali in un sito; l'insieme delle informazioni scaturite dalla caratterizzazione deve consentire ai progettisti di prendere "decisioni realizzabili e sostenibili per la messa in sicurezza e/o bonifica del sito



“ (allegato 2, Titolo V parte quarta Dlgs 152/06).

La legge di Sheldford, detta anche legge della tolleranza, ci fornisce un'indicazione chiave per definire e individuare quei “parametri tecnici” che possono influenzare il funzionamento delle piante, e quindi la loro efficacia in un progetto di bonifica.

Tenendo conto di quanto enunciato è fondamentale implementare le informazioni di caratterizzazione di un sito, tenendo conto di uno spettro più ampio di parametri da considerare. Gli elementi essenziali da includere nella caratterizzazione per poter valutare e progettare un intervento con fitorimediazione sono i seguenti:

- Analisi della vegetazione presente sul sito (tipologia, distribuzione, stato fisiologico)
- Inquadramento climatico
- Valutazione della vegetazione potenziale e del contesto ambientale
- Valutazione delle caratteristiche agronomiche dei terreni

L'analisi della vegetazione presente sul sito può fornire informazioni preliminari molto importanti; infatti la presenza di piante è di per sé indice di una contaminazione non fitotossica almeno negli strati di terreno raggiunti dalle specie presenti. Inoltre, la valutazione del tipo di piante presenti, della loro distribuzione spaziale e del loro stato di salute, può fornire ulteriori indicazioni sulle caratteristiche del sito e della distribuzione della contaminazione. La presenza di piante legnose può inoltre consentire di applicare la tecnica del *phytoscreening* per implementare le informazioni scaturite dall'analisi dei terreni e delle acque descritto in dettaglio nel capitolo 2.

L'inquadramento climatico della zona di intervento è fondamentale per selezionare le specie e definire le strategie colturali più adatte. I parametri minimi di cui è necessario avere una descrizione sono l'andamento della temperatura e delle precipitazioni atmosferiche. Per quanto riguarda la temperatura, è necessario fare una valutazione delle variazioni stagionali considerando le medie, ma anche i valori massimi e minimi; per quanto riguarda le precipitazioni va valutata la frequenza, l'intensità e la distribuzione durante l'anno. I dati meteoroclimatici possono essere facilmente reperiti dai siti regionali di monitoraggio meteo-idrologico o dalle reti di monitoraggio delle varie agenzie ambientali che operano sul territorio. È importante fare riferimento a serie storiche recenti e derivanti da centraline rappresentative dell'area sulla quale si deve operare. Per poter interpretare visivamente i dati climatici è utile rappresentarli graficamente realizzando, un diagramma termopluviometrico (diagramma di Bagnouls e Gaussen) che, nel caso in cui non fosse già disponibile, è facilmente realizzabile con i dati di temperatura e precipitazioni raccolti.

Il diagramma termopluviometrico consente di visualizzare graficamente le medie delle temperature e delle precipitazioni durante tutto l'anno consentendo di individuare i periodi con abbondanza di precipitazioni e quelli di siccità. Con le informazioni disponibili possono essere calcolati degli indici climatici che aiutano a inquadrare il clima dell'area di intervento consentendo di valutare la necessità di predisporre nella progettazione la realizzazione di sistemi di irrigazione per garantire la sopravvivenza delle specie selezionate.



La valutazione della vegetazione potenziale di una determinata area è importante quando devono essere realizzati degli interventi di fitorimediazione che, oltre ad una funzione tecnologica specifica, devono avere anche un effetto di rinaturalizzazione e riqualifica dell'area di intervento. Le carte geobotaniche regionali possono offrire una valida fonte di informazioni per inquadrare la vegetazione potenziale di una determinata zona, in assenza di queste una osservazione approfondita e una valutazione della vegetazione esistente nelle zone limitrofe al sito può aiutare nella scelta delle specie da utilizzare.

Essendo le piante organismi viventi che interagiscono con l'ambiente e con il biota, è necessario inquadrare il contesto ambientale generale nel quale si opera, anche in funzione del possibile riutilizzo futuro dell'area.

Se l'intervento avviene in ambienti rurali o periferici, è necessario valutare la presenza di habitat di specie a rischio, o, di altri elementi che è necessario preservare e ripristinare per tutelare e salvaguardare la biodiversità della zona. Particolare attenzione deve essere posta anche alle prospettive di riutilizzo post intervento dell'area nel caso in cui venga prevista la frequentazione umana del sito; infatti, le scelte fatte durante la progettazione degli interventi, possono favorire una eventuale riconversione a fini ricreativi dell'area.

Generalmente nelle analisi di caratterizzazione dei terreni sono già presenti alcuni parametri agronomici utili al fine della progettazione di interventi di fitorimediazione. Una valutazione ulteriore da fare è quella relativa alla presenza di macro e micro nutrienti nel terreno (molti micronutrienti sono anche dei contaminanti), per poter valutare la necessità di eseguire dei trattamenti preliminari con specifici ammendanti, al fine di migliorare le caratteristiche nutritive del suolo, e garantire una buona sopravvivenza delle specie impiegate. Un ulteriore elemento che è utile valutare è la capacità che il suolo ha di trattenere l'acqua. L'interazione del terreno con l'acqua può essere stimata utilizzando degli specifici parametri, come ad esempio la saturazione percentuale o la capacità di campo, che possono essere calcolati con delle analisi specifiche o applicando delle formule empiriche.

Gli elementi indicati contribuiscono a fornire un quadro conoscitivo utile alla progettazione degli interventi di fitorimediazione, e danno la possibilità ai progettisti di prevedere e contrastare eventuali elementi critici che potrebbero compromettere il successo degli interventi.

Se si vuole operare utilizzando le piante è necessario conoscere le criticità che possono pregiudicare la loro sopravvivenza, e di conseguenza, il raggiungimento degli obiettivi prefissati.

Un progetto di bonifica con fitorimediazione deve essere impostato sulle basi di una caratterizzazione dettagliata che consenta di valutare tutti i parametri potenzialmente limitanti all'impiego di questa tecnologia. Nelle attività di caratterizzazione e di progettazione devono essere coinvolte professionalità preparate negli specifici settori applicativi, e devono essere effettuate scelte idonee frutto di una valutazione completa del contesto di intervento.



Per l'individuazione delle specie da impiegare negli interventi, i progettisti possono trovare un valido supporto in diversi database disponibili in internet; oltre alle diverse banche dati straniere un valido riferimento è la banca dati IBAF-CNR "le piante per le fitotecnologie" <http://www.ibaf.cnr.it/phytoremediation/fitorimediazione.pdf>.

Un progetto di bonifica basato sulle tecnologie di fitorimediazione deve contenere degli elementi caratterizzanti che vengono di seguito specificati e distinti secondo la fase di sviluppo.

Elementi essenziali del Progetto Preliminare:

- Inquadramento cartografico, geologico, idrogeologico
- Diagnosi stazionale
- Selezione delle specie e della tipologia d'impianto, in funzione del punto precedente e degli obiettivi di progetto
- Piano di coltura ed eventuale dismissione
- Computo metrico estimativo

Elementi essenziali del Progetto Esecutivo saranno modalità, impatti, tempi e costi di:

- Prove pilota
- Preparazione dell'area ed Impianto
- Pratiche manutentive tradizionali e gestionali specifiche
- Ripristino e Restituzione

Fondamentali inoltre come per ogni altra tecnica:

- Protocolli e calendari di monitoraggi e verifiche d'efficacia

Si riporta di seguito, a conclusione del paragrafo, una rielaborazione di una checklist dell'ITRC contenente indicazioni sulle informazioni necessarie per valutare e realizzare in modo consapevole ed affidabile, in tutte le sue fasi, un progetto di bonifica. Sono stati evidenziati in verde e corsivo i parametri più specificamente riferibili a tecniche fito.



Lista di riscontro per la valutazione comparativa ed il controllo di un progetto di bonifica <i>(In verde-corsivo peculiari elementi descrittivi per le tecniche fito)</i>
Inquadramento del sito
<ul style="list-style-type: none">❖ Estensione, natura, entità della contaminazione, studio del bilancio di massa (se necessario), modelli previsionali di "destino e trasporto"❖ Caratterizzazione ambientale del sito e dati climatici❖ Elaborazione del modello concettuale del sito (recettori, percorsi di esposizione aspetti tossicologici, etc.) e valutazione del rischio❖ Definizione degli obiettivi di bonifica❖ <i>Valutazione agronomica</i>❖ <i>Censimento vegetazione</i>
Selezione della tecnica di bonifica
<ul style="list-style-type: none">❖ Analisi degli aspetti correlati alla destinazione d'uso prevista per il sito, agli obiettivi normativi, alle aspettative della proprietà, dei portatori di interesse e del "pubblico"❖ Analisi delle eventuali criticità rilevate dai portatori d'interesse e dalla proprietà❖ Criteri di certificazione fine bonifica per il sito❖ Valutazione d'impatto ambientale (se necessario) della tecnica di bonifica applicata❖ <i>Dettagli applicativi delle tecniche individuate, ricavati da analoghe applicazioni in studi pubblicati e prove pilota</i>❖ <i>Fattibilità, "destino e trasporto" previsti per i contaminanti d'interesse o loro derivati, potenziale tossicità correlata alla mobilizzazione/degradazione degli inquinanti di partenza del sito</i>❖ Verifica del rispetto dei requisiti sanitari e di sicurezza durante le attività in campo❖ <i>Descrizione dei principi d'azione delle tecniche proposte per il raggiungimento degli obiettivi di bonifica</i>❖ Tempo stimato per il completamento della bonifica❖ Progettazione preliminare del sistema❖ Stima d'impegno economico che contempri tutte le voci di spesa❖ Valutazione comparata, sia tecnica che economica di tecniche di bonifica alternative
Progettazione definitiva
<ul style="list-style-type: none">❖ Progetto del sistema di bonifica contenente: configurazione schematica, <i>tipo e numero di specie</i>, metodi d'installazione, tempi di realizzazione e messa a regime, sistemi di supporto necessari, frequenze e natura delle manutenzioni, etc.❖ Stima della produzione di rifiuti/<i>biomasse</i> e garanzie in merito a gestione e <i>utilizzo/smaltimento</i> in corso d'opera❖ Piano di valutazione dei rischi per la sicurezza ambientale, e sanitaria per gli addetti❖ Piano di sicurezza: prevenzione fuoriuscite, sistemi di controllo e il piano di contromisure ed eventuali sistemi di contenimento❖ Definizione dei parametri di valutazione d'efficacia, delle frequenze e degli indicatori per i monitoraggi, calendario delle fasi intermedie di valutazione, reportistica periodica per la valutazione dei dati





Progetto esecutivo: Realizzazione
<ul style="list-style-type: none">❖ Rappresentazione grafica e dettagli di progetto esecutivo❖ Descrizione dei quali-quantitativa dei materiali utilizzati❖ Descrizione delle strumentazioni, impianti, dispositivi, etc.❖ Ripartizione dei costi finali d'installazione❖ Realizzazione previa eventuale preparazione propedeutica delle aree di intervento
Funzionamento, Manutenzione & Monitoraggio (OM&M)
<ul style="list-style-type: none">❖ Registri di manutenzione e segnalazioni eventuali avarie del sistema❖ Registrazione dati di monitoraggio e reportistica sugli andamenti❖ <i>Analisi sui tessuti vegetali (assorbimento contaminante)</i>❖ <i>Tasso di reimpianti, andamento attecchimenti e sviluppo, controllo infestanti e fitopatogeni</i>❖ <i>Bilancio idrico sito specifico</i>❖ Stima di produzione e gestione biomasse/rifiuti❖ Verifiche periodiche in contraddittorio dei dati di monitoraggio e dell'efficacia delle soluzioni tecniche adottate
Chiusura
<ul style="list-style-type: none">❖ Verifiche in contraddittorio del raggiungimento degli obiettivi e di eventuali effetti <i>rebound</i>❖ Monitoraggio post-chiusura❖ Realizzazione del Piano di smantellamento strutture/servizi e verifiche preliminari alla restituzione.



BIBLIOGRAFIA

Petruzzelli G. and Pedron F., 2006. Bioavailability at heavy metal contaminated sites: a tool to select remediation strategies, in International conference on the remediation of polluted sites (BOSICON), pp. 1-8, Roma 14-15 febbraio.

Sharma, P., Pandey, S., 2014. Status of Phytoremediation in World Scenario, International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation, Vol. 2, No. 4, 178-191.

Shelford, VE., 1931. Some Concepts of Bioecology. Ecology, 12: 455-467. doi:10.2307/1928991.

U.S. EPA. 2008. Green Remediation: Incorporating Sustainable Environmental Practices into Remediation of Contaminated Sites. EPA 542-R-08-002.



2. Biodisponibilità e panoramica delle fitotecnologie

2.1 La mobilità dei contaminanti e la loro biodisponibilità

L'effettiva mobilità e biodisponibilità dei contaminanti sono di fondamentale importanza per l'applicazione della phytoremediation. Questa tecnologia, infatti, utilizza organismi viventi per la bonifica e può agire sulla concentrazione dei contaminanti biodisponibile, che è una frazione di quella totale. Nel progettare un intervento di fito-remedio occorre quindi misurare e tenere conto di questa frazione.

2.1.1 Che cosa sono mobilità e biodisponibilità dei metalli

I **metalli** nel suolo sono:

- Solo in piccola parte rilasciati nelle acque e quindi **mobili** e potenzialmente “biodisponibili” per gli organismi viventi
- in gran parte fortemente legati al suolo e questo li rende pressoché inamovibili e non accessibili agli organismi.

La Figura 2.1 mostra tale ripartizione per alcuni metalli. Prendendo come esempio il rame, si può vedere che esso si trova nel suolo nelle seguenti forme: (1) facilmente scambiabile o solubile in acqua; (2) adsorbito in modo specifico da carbonati e fosfati, (3) legato alla sostanza organica, (4) associato agli ossidi e idrossidi di Fe/Mn, e (5) legato strutturalmente al minerale (frazione residua). Solamente le prime tre frazioni sono effettivamente biodisponibili e costituiscono una frazione piuttosto ridotta rispetto al metallo totale contenuto nel suolo (meno del 50%), mentre le restanti frazioni sono immobili in condizioni naturali (Roy et al., 2015).

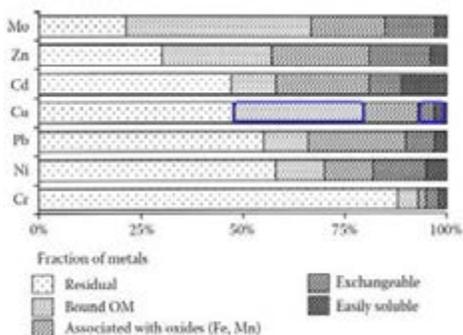


Fig. 2.1: da Kabata-Pendias (2011). In blu sono evidenziate le frazioni biodisponibili. La sopraddetta ripartizione è causata dalle caratteristiche costitutive del suolo stesso.



so e vale tanto nei suoli naturali che in quelli contaminati, in quanto è causata dall'afinità di determinati elementi per le componenti del suolo.

La legislazione corrente non tiene ancora completamente in conto la biodisponibilità delle sostanze. Infatti, anche se le Linee Guida MATTM del 2014 (<http://www.bonifiche.minambiente.it/contenuti%5Cgruppi%5CADR%5CLinee-guida%20AdR.pdf>) per l'applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica, riconoscono come importanti i test di biodisponibilità, demandano agli istituti scientifici e al sistema delle agenzie ambientali la definizione di protocolli tecnici per la loro valutazione.

Allo stato dell'arte, le analisi su campioni di suolo per la determinazione dei parametri analitici ai sensi del D.Lgs. 152/06 e s.m.i. prevedono, infatti, per i contaminanti (in particolare i metalli) un processo di estrazione molto aggressivo preliminarmente all'analisi, che rende il metallo tutto mobile e quindi potenzialmente biodisponibile. Nelle condizioni di test non si tiene pertanto conto che nei sistemi naturali esistono matrici solide che reagiscono fisicamente o chimicamente con i metalli così da renderli non disponibili per gli organismi viventi.

Anche a livello internazionale, le norme che definiscono i parametri per interventi di bonifica di siti inquinati fanno spesso riferimento al contenuto totale di contaminanti piuttosto che alla loro effettiva biodisponibilità.

Tutto questo rappresenta inevitabilmente un limite in quanto è generalmente riconosciuto che la distribuzione, la mobilità, la disponibilità biologica e la tossicità dei contaminanti nel suolo non dipende solo dalle loro concentrazioni totali ma anche dalla forma in cui essi si presentano.

L'identificazione del contenuto della frazione biodisponibile consentirebbe innanzitutto una valutazione più precisa del rischio per la salute umana e quindi della necessità di bonifica di suoli contaminati. Oltre che da un punto di vista economico, la bonifica di un suolo fino ad obiettivi basati sulla concentrazione totale delle sostanze può spesso richiedere un eccessivo impiego di risorse (ad es. energetiche) ed implicare un diverso tipo di danno all'ambiente, a volte superiore a quello che si vuole eliminare. Spesso non è possibile raggiungere una rimozione della contaminazione fino ai limiti di rilevazione analitica calcolati coerentemente con la normativa.

Per contro, è importante considerare che le specie vegetali possono accumulare nei loro organi (radici, fusti, foglie e/o frutti) i metalli ed altri contaminanti (Bittsánszky et al., 2011; Clostre et al. 2014; Roy et al., 2015) e che questo si ripercuote sulla loro qualità e sicurezza e quindi sul rischio sanitario nel caso di ingestione delle stesse da parte dell'uomo o di altre specie animali.

È quindi utile eseguire specifici test per valutare la concentrazione dei contaminanti nelle piante che permarranno sul sito e includere nell'analisi di rischio sanitario il rischio derivante dal consumo di vegetali. Nel caso in cui si esegua l'analisi di rischio ecologica occorrerà parimenti considerare il fenomeno dell'ingestione delle piante da parte di altre specie animali che potrebbe portare all'ingresso del contaminante all'interno della catena alimentare e quindi ad una sua potenziale bio-magnificazione ai livelli superiori della catena.

Per quanto riguarda l'applicazione della phytoremediation, l'identificazione del conte-



nuto della frazione biodisponibile consente di valutare in modo appropriato le prestazioni della tecnologia (Petruzzelli et al. 2012; Petruzzelli et al. 2011).

Nel paragrafo successivo, a dimostrazione di quanto sopra citato, si riporta un esempio tratto da un'esperienza di campo.

2.1.2 Concetto di biodisponibilità applicato ad un caso reale

La figura 2.2 riporta la ripartizione tra frazione non biodisponibile e biodisponibile per una serie di contaminanti presenti presso un sito reale, in analogia a quanto fatto nel testo Kabata-Pendias precedentemente citato. Come si può notare, i contaminanti sono presenti in massima parte nelle forme ambientalmente non disponibili, mentre solo una frazione limitata, compresa tra lo 0,2 e il 23%, può essere rilasciata nell'ambiente.

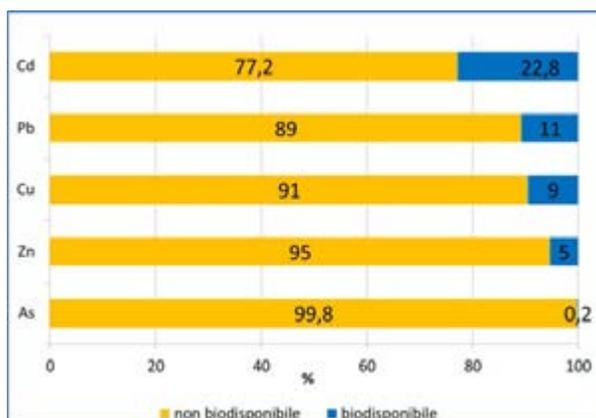


Fig. 2.2: confronto tra le frazioni biodisponibili e quelle non biodisponibili

La *phytoremediation* ha determinato una riduzione significativa della contaminazione, se si considera la frazione biodisponibile: dopo due anni di trattamento, infatti, come mostra la figura 2.3, la riduzione è compresa tra il 35 e il 50% della frazione mobile. Se si considerasse, invece, per valutare l'efficacia della tecnica, la riduzione percentuale della concentrazione totale, l'effetto della *phytoremediation* risulterebbe trascurabile e non permetterebbe di apprezzare il ruolo svolto dalle piante.

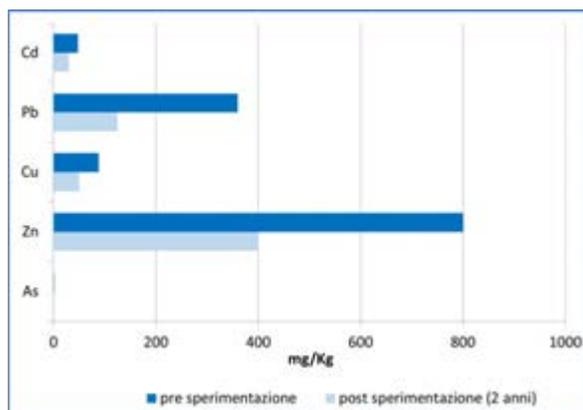


Fig. 2.3: valutazione della biodisponibilità di alcuni metalli prima e dopo la sperimentazione

2.1.3 Biodisponibilità nella bonifica mediante phytoremediation

Per valutare l'applicabilità della *phytoremediation*, è quindi importante fin dalla fase di **caratterizzazione**, in aggiunta alle analisi comunemente effettuate e richieste dal D.Lgs. 152/06, definire la mobilità e quindi la biodisponibilità attraverso una serie di estrazioni con agenti chimici in grado di individuare i metalli presenti nelle diverse forme chimiche (Fig. 2.3).

Tuttavia, nonostante l'importanza riconosciuta dalla comunità scientifica alla biodisponibilità nel comprendere i pericoli derivanti dall'inquinamento, una delle principali difficoltà nell'applicazione pratica del concetto di biodisponibilità in campo ambientale deriva dalla mancanza di un consenso univoco su quali metodologie impiegare per la sua misura (Harmsen et al. 2005). In generale, si seguono essenzialmente due strade: una singola estrazione con un unico reagente ritenuto il più idoneo oppure un'estrazione sequenziale con più reagenti chimici generalmente in ordine di forza estrattiva crescente. L'estrazione con un singolo solvente porta ad una generica determinazione della forma ambientalmente mobile e quindi potenzialmente biodisponibile, mentre mediante un'estrazione sequenziale si riesce a cogliere la distribuzione delle forme chimiche dei metalli precedentemente elencate.

Per quanto riguarda, **l'analisi di rischio**, questa, così come prevista dal D.Lgs. 152/06, diventa lo strumento gestionale che consente di valutare l'efficacia del trattamento di *phytoremediation*. Ai fini di tale valutazione, essa va condotta nei due scenari iniziale e finale.

L'Analisi di Rischio è svolta sulla base del modello concettuale elaborato per lo specifico sito, nel quale sono attivati i diversi percorsi e vie di esposizione potenzialmente presenti. Per quanto attiene al rischio sanitario, le modalità di esposizione ad un contaminante si distinguono in modalità dirette (ingestione di suolo e contatto dermico con il suolo) e modalità indirette (inalazione di polveri e vapori).



Per quanto attiene alle modalità dirette, che sono attive solo nel caso in cui il contaminante sia presente nel suolo superficiale, il rischio per la salute umana derivante dalla situazione di contaminazione è legato, oltre che alla sua tossicità intrinseca, alla concentrazione del contaminante nel suolo. Per quanto attiene alle modalità indirette, il rischio per la salute umana e per la risorsa idrica derivante dalla presenza di un determinato contaminante in una matrice ambientale (suolo superficiale, suolo profondo o falda) è legato, oltre che alla sua tossicità intrinseca, alla facilità o meno con la quale si può propagare nell'ambiente.

Per quanto attiene al rischio per la risorsa idrica, il cui calcolo è previsto dalla normativa vigente, se la sorgente si trova nel suolo superficiale o profondo ovvero in falda ma non in prossimità del punto di conformità, anche in questo caso il rischio dipenderà dalla facilità o meno con la quale l'inquinante si può propagare attraverso la zona insatura e/o satura.

Ne consegue che per ottenere una riduzione del rischio derivante da esposizione mediante modalità dirette, è soprattutto necessaria una riduzione della concentrazione totale del contaminante. La riduzione del rischio per la salute umana derivante da modalità di esposizione indirette e del rischio per la risorsa idrica possono essere ottenuti agendo sulla concentrazione totale del contaminante riducendone la frazione mobile.

Nel contesto della *phytoremediation* occorre pertanto porsi due domande:

- A. il trattamento di fitorimediazione riduce la concentrazione totale di un contaminante nel suolo e, in caso affermativo, di quanto?
- B. Il fitorimediazione riduce la mobilità del contaminante presente nel suolo e, in caso affermativo, per quali vie di migrazione e di quanto?

La risposta alle due domande può venire da test in scala di laboratorio o di campo, nei quali si valuti l'effetto del trattamento nei confronti sia della concentrazione totale di contaminante presente che della sua frazione mobile, potenzialmente biodisponibile. In caso di risposta affermativa alle due domande, o almeno ad una di esse, il successivo passo da compiere consiste nell'individuare quali sono i parametri di input dell'analisi di rischio che possono risultare modificati a seguito di un trattamento mediante fitorimediazione, consentendo quindi di rivalutare il rischio per la salute umana o per la risorsa idrica, tenendo conto dell'effettiva mobilità dei contaminanti.

Per quanto riguarda il punto A), è evidente che il parametro di input è la concentrazione totale del contaminante. Una riduzione della concentrazione totale inserita in input nell'analisi di rischio determinerà ovviamente una riduzione proporzionale del rischio per la risorsa idrica e per la salute umana, sia per le modalità dirette che indirette.

Per quanto riguarda il punto B), i parametri di input che possono essere influenzati dal trattamento di fitorimediazione dipendono dalla via di migrazione considerata. Tipicamente, il trattamento di fitorimediazione è in grado di agire sulla frazione potenzialmente biodisponibile del contaminante, facendo in modo che la contaminazione residuale nel



suolo dopo il trattamento sia caratterizzata da una mobilità ridotta. Tale mobilità è legata in primo luogo alla propensione del generico contaminante presente nel suolo a ripartirsi in aria o in acqua.

Il parametro di input dell'AdR che governa la tendenza del contaminante a ripartirsi in aria dalla fase acquosa è la costante di Henry. Trattandosi di un parametro legato alla natura del contaminante, lo stesso non può essere modificato dal trattamento di fitorimediazione.

Il parametro di input dell'AdR che fornisce una indicazione quantitativa della ripartizione di un contaminante tra suolo e acqua è il coefficiente di ripartizione, k_d . Per quanto attiene ai composti inorganici (metalli e metalloidi), questo coefficiente può essere desunto dalla banca dati ISS-INAIL (2014) ma può essere anche misurato in laboratorio, utilizzando campioni di suolo prelevati dal sito oggetto di indagine, seguendo la metodica "Nota tecnica inerente determinazione del K_d " emessa da APAT-ISS nell'aprile 2006. Se il trattamento di fitorimediazione ha effettivamente ridotto la mobilità dell'inquinante, ciò si traduce in un incremento del coefficiente k_d rispetto al campione di terreno non trattato.

I parametri di input modificati dal fitorimediazione e misurati con prove in laboratorio e campo sono quindi:

- C_s concentrazione rappresentativa della sorgente

$$k_d = \frac{C_{suolo}}{C_{acqua}}$$

- coefficiente di ripartizione, misurato utilizzando le procedure APAT, anziché valori di default.

La procedura prevista dal D.Lgs. 152/06 e la nota tecnica sopracitata per la determinazione del k_d , permettono quindi, almeno in parte, di tenere conto del fatto che solo una frazione della concentrazione di contaminante è effettivamente mobile/biodisponibile.

Le metodiche previste per la stima del coefficiente di ripartizione del contaminante tra suolo e acqua (k_d) forniscono una misura della mobilità potenziale del contaminante, ma sono in parte diverse da quelle utilizzate per la stima della biodisponibilità potenziale del contaminante stesso nell'ambito di studi di fattibilità di trattamenti di fitorimediazione. Le differenze consistono sia nel diverso rapporto liquido-solido utilizzato che nella diversa composizione della soluzione estraente. In linea generale, le condizioni di estrazione utilizzate nei test di fitorimediazione dovrebbero fornire risultati uguali o cautelativi rispetto a quelli ottenuti nelle condizioni di misura previste nella metodica standard per la stima del k_d (APAT-ISS, 2007).

Per gli organici, la metodica standard in AdR prevede la sola misura del f_{oc} , mentre il K_{ow} viene stimato da letteratura. Per questo tipo di contaminanti quindi occorre passare ad un approccio completamente sito-specifico, che è di fatto la misura del k_d come da metodica già citata per i metalli.



2.1.4. Analisi di rischio per valutare l'efficacia della *phytoremediation*: un caso reale

L'esempio di applicazione fa riferimento ad un sito contaminato da metalli, metalloidi e composti organici, nel quale è in corso la sperimentazione di un trattamento di fitorimediazione, finalizzato al trattamento di aree contaminate da arsenico e piombo. Nel grafico si fa riferimento alla contaminazione da arsenico.

Il trattamento di fitorimediazione è stato effettuato nelle seguenti condizioni:

- utilizzo di Brassica con addizione al terreno di tiosolfato di ammonio o idrogenofofato di potassio
- utilizzo di Girasole con addizione al terreno di tiosolfato di ammonio o idrogenofofato di potassio

A seguito dell'applicazione della *phytoremediation* in esperimenti in mesocosmo su campioni di suolo contaminati, è stata applicata l'analisi di rischio in quattro scenari diversi: 1) pre-sperimentazione utilizzando un k_d di default, 2) pre-sperimentazione utilizzando un k_d sito specifico, 3) a seguito del trattamento con brassica e tiosolfato e 4) a seguito del trattamento con brassica e fosfato.

Come si può notare in Figura 2.4, il rischio cambia a seconda che si usi un valore di default o uno sito specifico che tiene conto dell'effettiva mobilità e biodisponibilità dei contaminanti



Fig.2.4: analisi di rischio applicata ad un caso reale

(il k_d sito specifico è stato calcolato utilizzando la “Nota tecnica inerente determinazione del K_d ” emessa da APAT-ISS nell’aprile 2006). A seguito dell’applicazione della *phytoremediation*, si riscontra infatti meno contaminante nell’acqua e di più nel suolo ovvero il k_d è aumentato.



Quanto sopra dimostra che l'analisi di rischio può essere impiegata con successo per valutare l'effetto della tecnologia di *phytoremediation* e che essa si propone già di tenere in conto il concetto di mobilità o biodisponibilità.

2.2 Fitotecnologie per la caratterizzazione ed il monitoraggio

Il comportamento delle piante in suoli contaminati, metalliferi o in substrati di altra natura ed origine (es: scarti minerari o di processi industriali, terreni contaminati, etc..) dipende da diversi fattori. Specie diverse hanno diverse capacità di tollerare la presenza degli inquinanti, ed hanno diversa attitudine nell'interfacciarsi con essi. Sia il carattere resistenza che l'abilità di assorbire e traslocare sostanze xenobiotiche determineranno il successo e ancor prima la fattibilità di un intervento di fitorimediazione. Allo stesso tempo, tali caratteristiche influiscono sulla loro capacità e attitudine al monitoraggio e alla caratterizzazione di un sito inquinato, o presunto tale.

Dal punto di vista applicativo oltre che scientifico, la fitosociologia ci insegna che le piante possono essere impiegate come indicatori ambientali. Per indicatore ambientale (biologico), o bioindicatore, si intende un organismo o un sistema biologico usato per valutare una variazione della qualità dell'ambiente; esso, in presenza di uno stress sia di origine naturale che antropica, manifesta delle variazioni che spaziano dalle alterazioni genetiche, alle modificazioni morfologiche, fino a variazioni nella comunità. L'indicatore ambientale può essere impiegato per il monitoraggio che si definisce come quel processo di raccolta sistematica di dati qualitativi e quantitativi, operata con una procedura standardizzata in un dato periodo di tempo. Pertanto, il biomonitoraggio è un sistema integrato di valutazione nel tempo, secondo metodiche biologiche ben definite e con obiettivi precisi, dell'ambiente (www.isprambiente.it).

Le specie che hanno sviluppato ecotipi in grado di colonizzare aree contaminate ma anche aree non contaminate, vengono chiamate indicatori locali (Gregson et al, 1994). L'indagine e il monitoraggio possono essere condotti grazie ai biomarcatori. Un biomarcatore è una alterazione di natura molecolare, biochimica, genetica, immunologica o fisiologica che permette di rilevare una modifica in un sistema biologico tale da influenzare o predire l'insorgenza o l'evoluzione di una malattia.

La composizione delle comunità vegetali, l'associazione di specie vegetali o la presenza o assenza di particolari specie/ecotipi possono essere utili come indicatori di contaminazione del suolo (Pankhurst et al., 1997). Due processi modificano la composizione delle comunità vegetali: (i) l'estinzione o recessione delle specie sensibili e/o (ii) la colonizzazione o aumento, con conseguente dominanza, delle specie tolleranti. Come esempio, la vegetazione delle zone contaminate da metalli pesanti comprende comunemente erbe e arbusti, ma pochi alberi e si caratterizza per la presenza di specie vegetali endemiche (cioè specie limitate a terreni contaminati da metalli) e ecotipi resistenti di specie di piante che colonizzano anche i suoli non contaminati. Se le specie endemiche sono utili come bioindicatori di suoli con elevati livelli di metalli, ecotipi resistenti di specie di piante comuni non lo sono perché di solito sono morfo-



logicamente identici ai corrispondenti genotipi non tolleranti trovati nei terreni non contaminati. Alcuni esempi di specie indicatrici di zone contaminate da metalli sono: *Armeria maritima*, *Minuartia verna* e *Viscaria alpina* (per Cu), *Alyssum bertolonii* (per Ni), *Thlaspi calaminare* e *Viola calaminare* (per Zn).

Quando le piante sono esposte ad alte concentrazioni di metalli (come ad esempio in zone inquinate da attività minerarie), le modifiche delle comunità vegetali richiedono diversi anni e sono accompagnate dalla scomparsa di piante sensibili e dalla colonizzazione di specie metallo-tolleranti. In certi casi, quando la contaminazione è meno elevata (come ad esempio in zone inquinate da attività agricole), la struttura della composizione della vegetazione può rimanere inalterata, anche se alcune piante possono mostrare sintomi di intossicazione da metalli (Pandolfini et al., 1997).

Il monitoraggio dell'effetto tossico dei contaminanti sulle piante può essere di due tipi: (i) **passivo** e (ii) **attivo**.

Il *biomonitoraggio passivo* è definito come l'uso di vegetazione nativa e coltivata presente nell'area di studio, mentre il *biomonitoraggio attivo* è effettuato introducendo piante di prova che sono comunemente selezionate sulla base della loro sensibilità. Il monitoraggio passivo è il metodo più adatto per l'analisi retrospettiva del suolo; di contro, il monitoraggio attivo è un metodo molto più informativo perché piante selezionate di uniformità genetica che possiedono sensibilità specifiche, possono essere coltivate in condizioni standardizzate e note.

Le risposte macroscopiche che ciascuna sostanza tossica può provocare sulle specie vegetali possono essere molto varie. Tipo e concentrazione del contaminante, proprietà chimiche, fisiche e biologiche del suolo e caratteristiche intrinseche della pianta sono i fattori che condizionano principalmente la manifestazione macroscopica ed il comportamento delle piante alla contaminazione del suolo.

È possibile distinguere in tre categorie fondamentali i principali sintomi indotti dalla presenza di contaminanti nel suolo: (a) variazioni di sviluppo; (b) clorosi; (c) necrosi. In condizioni naturali, essi possono essere tra loro variamente associati e/o succedersi nel tempo.

La diminuzione o addirittura la soppressione dello sviluppo della pianta costituisce una delle risposte più frequenti alla presenza di contaminanti nel suolo. Le piante possono subire riduzioni di sviluppo valutabili per mezzo di numerosi parametri: altezza; area fogliare; numero, dimensioni e qualità dei frutti; diminuite qualità fisico-mecchaniche del legno e delle fibre; sviluppo radicale; ecc. In assenza di altre espressioni sintomatiche, la valutazione della riduzione dello sviluppo non è di facile identificazione e richiede il confronto con piante cresciute nelle stesse condizioni ma sottratte all'azione tossica del contaminante.

Al contrario, l'alterazione della pigmentazione fogliare (clorosi) è ben visibile. In condizioni normali, la clorofilla è degradata in continuazione e contemporaneamente ne viene sintetizzata di nuova. La presenza di contaminanti può rompere questi equilibri, così che la velocità di decomposizione risulta superiore a quella di sintesi; si viene, così, a creare un deficit di clorofilla con conseguente variazione della pigmentazione delle foglie che passa dal caratteristico colore verde a varie tonalità di verde-giallastro o al giallo.



Tra gli effetti che gli inquinanti possono provocare sulle piante si devono includere anche le alterazioni biochimiche e/o fisiologiche. Tali alterazioni possono essere utilizzate come biomarcatori di stress per la pianta. L'attività dell'enzima superossido dismutasi (SOD), il primo enzima nel sistema antiossidante della pianta, è stimolata in risposta a stress ossidativo causato da agenti biotici ed abiotici. Tale attività è stata utilizzata come bioindicatore di condizioni di stress ossidativo nelle piante superiori. Sotto il profilo terminologico, l'attitudine congenita (fissata genotipicamente) di una pianta a subire gli effetti nocivi di uno stress viene definita sensibilità; mentre, la condizione fisiologica (anche temporanea) per cui una pianta sensibile viene effettivamente danneggiata è definita come suscettibilità; infine, con resistenza si indica la capacità di prevenire o minimizzare l'azione tossica. In altri termini, un soggetto sensibile, quando si trova in condizioni metaboliche e di età favorevoli, può non manifestare danni, e quindi non essere suscettibile. La resistenza a un inquinante non implica la mancata sensibilità ad un altro, se dotato di diverso meccanismo fitotossico.

La resistenza di un organismo si può realizzare mediante:

- (I) l'esclusione dello stress, che comprende tutti i fattori che influenzano l'assorbimento dell'inquinante;
- (II) la tolleranza dello stress (o resistenza fisiologica), che rappresenta la possibilità di sopportare senza conseguenze l'agente tossico;

a sua volta, la tolleranza può essere basata su:

- (a) l'esclusione (prevenzione) dell'effetto nocivo o
- (b) la sua tolleranza (riparazione).

2.2.1. Caratteristiche chimico-fisiche e biologiche che influenzano la suscettibilità della pianta ai contaminanti

Le piante sono esposte alle modificazioni delle condizioni ambientali che possono rappresentare un problema per il normale sviluppo. Esse infatti, sono costantemente sottoposte a situazioni di stress, intese come fattori esterni che esercitano un'influenza svantaggiosa sulla loro crescita, sviluppo e produttività. I fattori di stress sono numerosi, e a seconda della durata e dell'intensità, possono recare alle piante consistenti danni.

I fattori che possono interessare il suolo sono di tipo chimico (pH, presenza di elementi nutritivi e composizione, etc...), fisico (tessitura, densità, temperatura, colore...) e biologico (presenza di micro- e di macro-organismi). La *tessitura* o *granulometria* è la proprietà fisica del terreno che lo identifica in base alla composizione percentuale delle sue particelle solide distinte appunto in classi granulometriche (sabbia, limo e argilla). Questa proprietà condiziona sensibilmente le proprietà fisico-meccaniche e chimiche del suolo con riflessi sulla vegetazione. Due parametri strettamente legati alla tessitura sono la capacità di ritenzione idrica, definita come la quantità di acqua



che un suolo può trattenere, e la permeabilità, definita come la capacità del suolo di lasciarsi attraversare dall'acqua.

Quando la permeabilità di un terreno è troppo elevata, l'acqua non viene trattenuta e le piante possono trovarsi in condizioni in cui non riescono a soddisfare il loro fabbisogno idrico; inoltre, un'elevata permeabilità può favorire il dilavamento dei nutrienti, determinando così un impoverimento del terreno. Al contrario, una ridotta permeabilità del suolo può determinare l'instaurarsi di condizioni di sofferenza e limitata crescita della pianta per asfissia radicale.

Anche il pH del suolo, che esprime il grado di acidità della soluzione circolante, ha una notevole influenza sulla vegetazione; ogni specie vegetale ha un intervallo di pH entro il quale, a parità degli altri fattori della crescita, ha uno sviluppo massimo ed ottimale. Il pH regola la solubilità dei diversi sali del terreno e quindi la loro disponibilità per le piante. Di solito i suoli ricchi di humus sono acidi, mentre quelli calcarei hanno reazione alcalina. L'apporto di sostanza organica può alterare il pH del terreno con un aumento dell'acidità in risposta all'aumento della sua stessa mineralizzazione. Il contenuto di sostanza organica influenza, inoltre, la capacità di scambio cationico (CSC) del terreno, grazie all'aumento dei siti con cariche negative in grado di adsorbire i cationi. In questo modo una maggiore quantità di elementi nutritivi rimane più a lungo nella zona radicale e può essere utilizzata per tempi maggiori dalle piante (Bongiovanni et al., 1994).

In sintesi, i principali fattori edafici che possono aumentare la suscettibilità della pianta agli agenti contaminanti sono:

- perdita o mancanza di struttura con incremento delle condizioni sfavorevoli che interferiscono con i processi fisiologici delle piante;
- formazione della crosta;
- ridotta aerazione e scarso drenaggio;
- limitata capacità di ritenzione idrica, interruzione del ciclo della sostanza organica e degli elementi nutritivi;
- alta variabilità di composizione (salvo per i terreni di riporto);
- valori estremi di pH.

2.2.2. Proprietà del suolo e disponibilità dei contaminanti

Le proprietà chimiche e fisiche del suolo sono determinanti nell'influenzare la distribuzione dei contaminanti nelle diverse forme chimiche in cui sono presenti nel suolo. I metalli pesanti, per esempio, possono trovarsi nel suolo come ioni semplici e complessati in soluzione, ioni scambiabili legati alla sostanza organica, ioni precipitati od occlusi con ossidi o carbonati, o ancora, come ioni inclusi nei reticoli cristallini dei minerali primari. Un aspetto importante di cui tener conto è che tra queste diverse forme esistono equilibri chimici che dipendono dalle condizioni pedoclimatiche e dal tempo di contatto. Il suolo, infatti, è un sistema aperto in equilibrio dinamico con l'atmosfera, l'idrosfera e la biosfera. Nonostante ciò, i principali fattori che influenzano più di altri



la mobilità degli inquinanti e conseguentemente la loro pericolosità, sono il pH, il potenziale redox, l'attività biologica, la quantità e la qualità della sostanza organica, la quantità e il tipo di argilla e la CSC (Logan e Chaney, 1983; Forstner, 1995). In generale, la mobilità e la disponibilità dei metalli pesanti nel suolo si riduce all'aumentare del pH per precipitazione, adsorbimento e per l'aumento della stabilità dei complessi organici (Banuelos e Ajwa, 1999). Il Pb, per esempio, è generalmente considerato insolubile e non disponibile per le piante, ma la sua solubilità aumenta col diminuire del pH (Mc Bride, 1994). Fanno eccezione elementi come il Cr ed il Mo che sono presenti sotto forma anionica e mostrano perciò un aumento della solubilità con l'aumento del pH. L'apporto di sostanza organica, come già citato, comporta evidenti effetti sulle condizioni chimiche e fisiche del terreno, che possono alterare il comportamento dei metalli pesanti e quindi la loro disponibilità per i vegetali. Gli apparati radicali delle piante sono comunque in grado di assorbire non solo gli ioni liberi presenti nella soluzione del terreno, ma anche di interagire con i complessi più deboli metalli-sostanza organica e con le forme adsorbite e scambiabili.

Come descritto per gli elementi inorganici, anche i contaminati organici possono essere coinvolti in una serie di complesse interazioni chimiche e biologiche nel suolo. Il pH è uno dei principali fattori che influenza la velocità di degradazione dei contaminati organici. Maeir et al. (2000) hanno dimostrato che la degradazione degli idrocarburi è favorita in terreni leggermente alcalini, dove i microorganismi degradanti gli idrocarburi sono più competitivi. Anche la presenza di elementi nutritivi nel suolo è fondamentale per la biodegradazione dei contaminanti organici (Atlas e Bartha 1992). L'ottimizzazione del rapporto C:N:P è considerata una delle azioni più importanti per aumentare la velocità di biodegradazione degli idrocarburi nel suolo. A tale scopo, l'aggiunta di materia organica può determinare la riduzione della biodisponibilità dei contaminanti e quindi della loro degradazione (Semple et al. 2001). Le sostanze umiche, infatti, possono rafforzare notevolmente la formazione e stabilità degli aggregati nel terreno (Piccolo et al. 1997), rappresentando un fattore importante nel controllo dell'incorporazione dei composti organici in scomparti inaccessibili ai microorganismi. Al contrario, la frazione di acidi umici derivanti dall'aggiunta di sostanza organica e disciolti in acqua può fungere da trasportatore di composti organici. In un esperimento di biodegradazione del fenantrene utilizzando la specie *Sphingomonas* sp. e gli acidi umici, la degradazione dell'inquinante aumentava all'aumentare della concentrazione di acidi umici (Smith et al. 2009). Questo andamento può essere spiegato dal trasporto del fenantrene alle cellule, mediato dagli acidi umici.

2.2.3 Indagini dirette per la determinazione dei COV

2.2.3.1 Phytoscreening e Dendrochemistry

Le tecniche di *phytoscreening* (Soreket et al., 2008) consistono nel prelievo di campioni di tronco di albero e nell'analisi chimica degli stessi ai fini del rilevamento di impatti a carico delle matrici ambientali, suolo/sottosuolo, acque di falda e soil-vapor. Tali



tecniche vengono da tempo utilizzate, nei paesi anglosassoni, per l'individuazione ed il monitoraggio di stress ambientali da parte di composti volatili e semivolatili. La loro validità è ampiamente riconosciuta soprattutto perché coniuga i costi contenuti con una notevole velocità di campionamento e con la conseguente rapida fruibilità dei punti di controllo (Trapp et al., 2012).

I primi risultati concreti ottenuti si riferiscono all'individuazione di COV, rilevati in precedenza nelle acque di falda, nei campioni di tronco (Vroblesky et al., 1999). In particolare, l'esperienza riportata da diversi autori testimonia la validità della metodologia per la ricerca di numerosi composti quali PCE, TCE, e cDCE (Schumacher et al., 2004; Sorek et al., 2008, Vroblesky et al., 2004; Vroblesky, 2008). Inoltre nuovi studi riguardanti il phytoscreening hanno evidenziato la possibilità di individuare altri composti come i BTEX, MTBE, Cloruro di vinile, 1,1,2,2,-Tetraclorotilene, 1,1,1-Tricloroetilene (Vroblesky, 2008 e bibliografia inclusa).

Le operazioni connesse alle attività di phytoscreening sono state estese all'individuazione di eventi contaminanti "storici" (scarichi abusivi, serbatoi interrati vetusti, etc.), attraverso un insieme di indagini chimico-fisiche, che prevedono l'utilizzo di scanner a raggi X, unitamente alle datazioni dendrocronologiche (Balouet et al., 2012). Tale tecnica di indagine ha preso il nome di dendrochimica (dendrochemistry) che a sua volta, in seguito al riconoscimento nei paesi statunitensi del valore probatorio in seno a procedimenti civili e penali, ha preso il nome di phytoforensics (Balouet et al., 2007; Balouet et al., 2012; Burken et al., 2011). Inoltre, ai fini del monitoraggio e/o verifica dell'attenuazione naturale in falda, il phytoscreening consente di ottenere rapidamente dati necessari ai fini della valutazione sia dei ratei di attenuazione della contaminazione sia della degradazione dei clorurati (Larsen et al., 2008). Infine, come illustrato in Trapp et al. (2012), è stato utilizzato il *phytoscreening* anche per la ricerca dei metalli pesanti. Pertanto il phytoscreening rappresenta un utile strumento ai fini della caratterizzazione ambientale, sia in termini costi/benefici (ad esempio nelle indagini preliminari), sia per l'ampliamento delle aree oggetto già di una pregressa o concomitante attività di indagine ambientale.

2.2.3.2 Tecniche di campionamento

Le tecniche di campionamento del tronco possono essere applicate in numerose specie arboree (*Quercus pubescens*, *Populus alba*, *Platanus acerifolia*, *Tilia platyphyllos*, *Juglans regia* etc...), si attuano in individui che presentano preferibilmente una adeguata maturità, ed indicativamente devono presentare un tronco con diametro non inferiore ai 10 cm, escludendo il campionamento di tronchi di cespugli. La quota di campionamento lungo il tronco dai dati di letteratura è posta a circa un metro dal piano campagna, così come evidenziato Trapp et al. (2012) e EN, 1231 (1996). Ne deriva che la scelta del campionamento di tronco, come quello dei rami e delle foglie o frutti, risiede proprio nella possibilità di rintracciare gli eventuali COV più facilmente, soprattutto in funzione delle concentrazioni (e dei limiti di rilevabilità analitica). Inoltre, si preferisce il tronco alle foglie, nel caso di alberi non da frutto, poiché esse possono



registrare una contaminazione incrociata derivante dall'aria atmosferica Trapp et al. (2012). L'estrazione delle microcarote non ha mostrato effetti collaterali irreversibili sulla integrità fisica e dello stato di salute degli alberi investigati (Trapp et al., 2012). Tuttavia è possibile utilizzare paste antibiotiche per chiudere il foro di estrazione delle microcarote qualora si supponga la presenza di colonie batteriche aggressive.

Il campionamento può essere effettuato con tecniche dirette o *in vivo*.

Il campionamento diretto prevede il prelievo di microcarote estratte dal tronco ed analizzate in laboratorio. Il prelievo dei tronchi di albero si effettua per mezzo di campionatori incrementali quali, ad esempio, il succhiello di Pressler o il martello incrementale, comunemente utilizzati nelle misure forestali. La punta del campionatore incrementale viene infissa nel tronco, a seguito della rimozione di una porzione di corteccia, e attraverso una rotazione in senso orario, viene prelevata la carota di tronco (Figura 2.5). La carota di legno estratta ha diametro di 0,5 cm e lunghezza variabile tra 5 e 10 cm.



Fig.2.5: a) schema di infissione per rotazione del campionatore all'interno del tronco (Trapp et al., 2012); b) campione di tronco estratto dal succhiello

Il campione deve essere suddiviso in più frammenti e quindi riposto nel contenitore al fine di poter avere tutta la superficie del campione disponibile per l'estrazione con solvente (Tabella 1) e per la conservazione-trasporto e analisi chimiche. Si dovrà avere l'accortezza di conservare il campione senza solvente qualora si vogliano ricercare gli Idrocarburi con C<12 seguendo il metodo EPA 5021A (2003).

Modalità di Conservazione in laboratorio		Tempi Conservazione per Analysis
Temperatura	Conservazione Estrazione	
< 4°	10mL metanolo	< 48 ore
< -20°	10mL metanolo	>24/48h ed entro 14 g

Tab. 2.1: Modalità e tempi di conservazione per la ricerca di COV clorurati e BTEX



La conservazione ed il trasporto dei campioni prelevati può essere eseguita senza particolari accorgimenti. È sufficiente riporli all'interno di borse termiche refrigerate equipaggiate con piastre eutettiche o frigoriferi portatili, mantenendo una temperatura costante intorno ai 4°C. Qualora il metodo analitico selezionato sia ad esempio l'analisi dello spazio di testa, i campioni devono essere sottoposti alle determinazioni analitiche non oltre le 48 ore successive al campionamento, affinché si garantisca la preservazione dello stato naturale della matrice evitando possibili attacchi batterici o lo sviluppo di colonie fungine. Allo stesso tempo si evita la perdita dei contaminanti eventualmente presenti nel campione, consentendo così di ottenere limiti di rilevabilità analitica sufficientemente bassi. Per la valutazione di eventuali contaminazioni (legata ai solventi, ai contenitori, alla manipolazione e al trasporto), i campioni sono affiancati con bianchi di campo costituiti da fiale contenenti solo 10 ml di metanolo, che saranno sottoposti alle stesse procedure analitiche previste per le microcarote.

I metodi analitici applicati in laboratorio sono quelli comunemente impiegati per la determinazione dei composti organici volatili nei terreni e nei sedimenti. Come descritto anche in Luchetti et al. (2015), gli stessi sono stati ottimizzati in riferimento alla particolare natura della matrice e degli analiti da ricercare per la determinazione dei COV nei campioni di origine vegetale combinando diversi metodi EPA (EPA 5035 A 2002, EPA 8260B 1996, EPA 8260C 2006).

Tali metodi prevedono l'estrazione dei COV dalla matrice solida mediante metanolo, come agente estraente e stabilizzante dei composti volatili e bagno ad ultrasuoni, al fine di massimizzare il contatto tra il solvente e l'analita, aumentando le rese estrattive e la successiva determinazione gascromatografica GC/MS di una porzione dell'estratto, diluito con acqua, utilizzando la tecnica *purge and trap*. La resa di estrazione migliora sensibilmente se l'analisi strumentale avviene dopo un periodo di congelamento di 24–48 ore, mentre superare i 14 giorni di conservazione degli estratti prima dell'analisi determina una significativa perdita degli analiti più volatili e una diminuzione di concentrazione degli altri.

La tecnica di campionamento "in vivo" (figura 2.6) è una tecnica speditiva che prevede il prelievo dei gas all'interno di fori praticati nel tronco e la loro analisi in campo (Luchetti e Diligenti, 2014). Questa tecnica di campionamento ed analisi necessita di un succhiello di Pressler per la realizzazione del foro, di una pompa elettrica con portata a basso flusso (100-200 mL min⁻¹), di fiale colorimetriche e/o di un fotoionizzatore portatile (PID) per l'individuazione dei contaminanti e/o dei COV totali.



Fig. 2.6: misura "in vivo" con fiala colorimetrica

Per ogni campagna di misura è necessario rilevare le condizioni meteo, come la temperatura ambiente e la pressione atmosferica, indispensabili al fine di determinare i necessari fattori di correzione da applicare alle concentrazioni misurate con le fiale. Poiché ciascuna fiala è dedicata a una particolare sostanza, tranne in alcuni specifici casi, è necessario valutare, prima di ogni misurazione, un modello concettuale che consenta di discriminare le eventuali sostanze contaminanti presenti nel suolo o sottosuolo. La fiala colorimetrica, selezionata in funzione dei parametri da ricercare, viene inserita per circa 2 cm, nel foro prodotto dall'estrazione della microcarota, dopo averla avvolta con del nastro in teflon per limitare l'ingresso dell'aria. L'estremità opposta viene collegata, tramite tubazione in teflon, alla pompa elettrica. Le fiale colorimetriche (conformi alla metodica UNI EN 1231-1999) consentono di discriminare molti composti chimici fornendo una stima della concentrazione del gas ricercato in tempo reale. Le fiale, in vetro (chiuso alle estremità), contengono una matrice solida, che, per mezzo di un reagente (sostanza rilevatrice), dopo il passaggio dei gas e in presenza del composto da ricercare, varia di colore. Le fiale colorimetriche si utilizzano per l'aria ambiente con l'ausilio di pompe manuali. Queste consentono di prelevare una quantità di gas standard pari a: 50mL (1/2 pompata), 100mL (1 pompata); 200mL (2 pompate). L'uso di pompe manuali per le indagini di *Phytoscreening* ha evidenziato problematiche che ha spinto ad adottare pompe elettriche in analogia con quanto già applicato nei prelievi dei soil-gas. Impostando una portata a basso flusso (0,2 L min⁻¹) della pompa è stato individuato il tempo di campionamento dato dalla somma del tempo di aspirazione e del tempo di reazione indicati dalla casa di produzione delle fiale (Tab. 2).

La concentrazione misurata sulla fiala (Cf), può dover essere corretta in funzione della temperatura per un fattore di correzione (Fc) da cui:

$$\text{Concentrazione} = C_f * F_c$$



Determinazione della concentrazione con fiala colorimetrica di PCE con range di rilevazione 0,1-9 ppm							
Contaminante PCE	Volume di camp. (mL)	Portata di campionamento Q 0,2 (L min ⁻¹)		Fc	Cf (conc. Fiala)	C= Cf * Fc	
		Tempo di campionamento (s)			(ppm)	(ppm)	(mg m ⁻³)
		Aspirazione	Reazione				
1° campionamento	50	15					
1° lettura			45	3	1-3	3-9	20,02-60,06
2° campionamento	50	15					
2° lettura			45	1	0,2-3	0,2-3	1,33-20,02
3° campionamento	100	30					
3° lettura			90	0,5	0,1-0,4	0,1-0,2	0,66-1,33

Tab. 2.2: schema dei tempi di campionamento e reazione della fiala colorimetrica per la misura del PCE

In base alle specifiche indicate dai diversi produttori, il parametro Cf può essere ulteriormente corretto applicando una formula relativa alla pressione atmosferica misurata in sito. La correzione dei valori di pressione atmosferica misurata avviene applicando la formula (1):

$$(1) \text{ Valore di lettura della fiala (ppm)} \times 1013 ((hPA)) / \text{Pressione misurata (hPA)}$$

È comunque necessario fare sempre riferimento alle specifiche indicate dal produttore per ottenere i valori finali delle concentrazioni, dipendenti dalle condizioni meteo rilevate nei siti. Utile ai fini del confronto con le altre matrici ambientali (es.: acque di falda; terreni etc.), la formula di conversione ppmv-mg m⁻³ (2) consente di ottenere le concentrazioni rilevate con le fiale in termini di µg L⁻¹.

Tuttavia è necessario considerare la sito specificità delle diverse condizioni in cui ci si può imbattere dal momento che questa può comportare la scelta di volumi di campionamento più elevati col fine ultimo di avere concentrazioni stabilizzate nel tempo. Al termine della rilevazione, ogni fiala sarà etichettata con il corrispondente codice relativo all'albero monitorato e conservata in frigorifero a scopo documentale.



La misura diretta nel foro può essere eseguita anche con l'utilizzo di strumentazione portatile quale un fotoionizzatore PID che rileva i COV totali e singoli in funzione dell'energia della lampada (8.4 eV, 10.2eV,10.6eV, 11.7eV) e del potenziale di ionizzazione (PI). Il PID, sfrutta la ionizzazione dei COV quando irradiati dalla lampada UV

posta al suo interno. I raggi UV ad energia definita provocano l'allontanamento di un elettrone dai composti chimici producendo il corrispondente ione positivo. Gli ioni generati, sotto l'effetto di un campo elettrico, generano una corrente che viene correlata alla concentrazione dell'inquinante presente nell'aria aspirata dal PID. La capacità dello strumento di ionizzare i composti dipende dalla lampada. La calibrazione dello strumento viene fatta attraverso due punti: lo zero assoluto ed un valore di una sostanza di riferimento: l'isobutilene in concentrazione nota. Le misure devono essere corrette con un fattore di risposta (FR). Il FR viene calcolato dividendo la concentrazione del gas (C) per la concentrazione rilevata dallo strumento riferita all'isobutilene (CPID).

$$(3) FR = \frac{C}{CPID}$$

La portata di campionamento del PID è pari a 220-250 mL min⁻¹ inoltre le misure possono essere effettuate con intervalli >1 sec, e registrate in continuo.

In definitiva la metodologia di campionamento del *Phytoscreening* può essere riassunta secondo tre step.



Fig.2.7: fasi del campionamento del *Phytoscreening*



2.2.3.3 Individuazione della contaminazione da composti organo-clorurati e BTEX attraverso il campionamento ed analisi dei tronchi

L'esperienza maturata in ambito nazionale nella caratterizzazione ambientale dei siti contaminati, da alcune Agenzie per la tutela dell'ambiente (ARTA Abruzzo, ARPA Umbria), integrata con campagne di *phytoscreening* risale al 2012, con la finalità di individuare metodiche supplementari e/o alternative a quelle classicamente utilizzate per la caratterizzazione e il monitoraggio sito-specifici.

Le tecniche di *phytoscreening* descritte nei paragrafi precedenti, sono state applicate utilizzando la vegetazione nativa presente nei siti oggetto di caratterizzazione.

Le indagini tramite il campionamento e l'analisi del tronco degli alberi è stato, quando possibile, associato al campionamento delle acque sotterranee, del terreno e dei gas interstiziali (soil-gas) ed ha consentito di ipotizzare sia nuove vie di diffusione della contaminazione in falda sia sorgenti nel terreno in settori carenti di punti di controllo delle matrici ambientali.

Ai fini della definizione del modello concettuale del sito può risultare significativo il campionamento di esemplari appartenenti a diverse specie e che presentino una buona capacità di assorbimento dei contaminanti nei tessuti vegetali ed eventualmente con differente maturità. Infatti, la profondità della zona d'indagine è strettamente correlata alla maturità degli esemplari ed allo sviluppo dell'apparato radicale.

La scelta degli esemplari da campionare, deve prediligere le latifoglie rispetto alle conifere, e può essere indirizzata da campionamenti "in vivo" che consentono di verificare in tempo reale la positività per numerosi contaminanti, quando presenti in concentrazioni significative rilevabili dalle fiale. La loro ubicazione può rispondere a criteri di tipo ragionato (sulla base delle informazioni di dettaglio sulla localizzazione delle sorgenti di contaminazione e dei potenziali bersagli) o criteri di tipo sistematico da preferire quando sono disponibili scarse informazioni sulle sorgenti di contaminazione. In entrambi i casi è sempre necessario prevedere la selezione di un esemplare di "bianco" di campo da campionare.

Un esempio di *phytoscreening* con approccio ragionato è rappresentato nella cartografia di sintesi di figura 4, nella quale è stato possibile individuare sorgenti di tetracloroetilene (PCE), analizzando esemplari di alberi posti lungo la perimetrazione del sito e a valle idrogeologica della sorgente (localizzata dal tratteggiato rosso). Tali esemplari presentavano diversa maturità fisica e appartenenza a diverse specie arboree quali *Tilia platyphillos* (F1-F2), *Platanus acerifolia* (F3-F4), *Aesculus hippocastanum* (F5) (Luchetti L. et al, 2014).

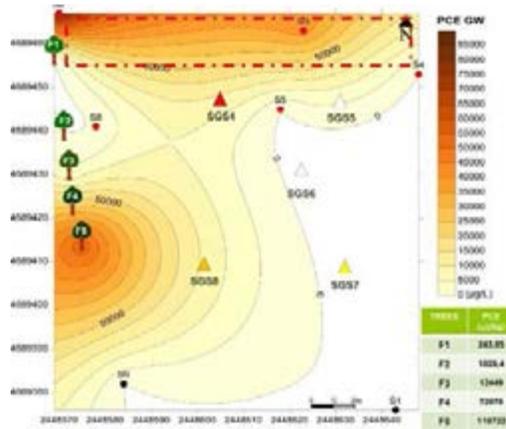


Fig. 2.8: Correlazione tra le curve di isoconcentrazione del tetracloroetilene (PCE) nelle acque di falda (piezometri S1-S9) nei soil-gas (SGS4-8) e l'andamento della concentrazione della stessa sostanza negli alberi (F1-F5) da Luchetti L. et al, 2014.

Tra le specie indagate quelle che hanno mostrato la maggior concentrazione dei COV nei tessuti sono risultate quelle appartenenti al genere *Populus* (per triclorometano, tetracloroetilene, tricloetilene, 1,2 dicloroetilene, 1,2 dicloropropano, BTEX), ad esemplari di *Platanus acerifolia* (per tetracloroetilene, 1,2- dicloroetilene, 1,2-dicloropropano, BTEX), inoltre è da segnalare il rinvenimento in concentrazioni significative di clorometano, diclorometano, triclorometano e tetracloroetilene anche in specie eduli quali *Cydonia oblonga*.

Tuttavia, in questa ultima specie, la ricerca dei COV condotta nel tronco e nei germogli ha confermato quanto evidenziato da Vrobley et al. (1999) sulla diversa capacità dei tessuti vegetali di assorbire, fitovolatilizzare e fitodegradare i composti idrocarburici alifatici clorurati in quanto i contaminanti non sono mai stati rinvenuti nei germogli ma esclusivamente nel tronco.

Inoltre, studi condotti da ARTA Abruzzo per valutare le modalità di distribuzione della contaminazione lungo il tronco, hanno fornito indicazioni apparentemente contrastanti rispetto ai dati bibliografici (Trapp et al., 2012 e EN 1231, 1996). Il motivo di ciò può essere imputato al contributo fornito dalle precipitazioni meteoriche e dal conseguente innalzamento della falda che produce la diluizione del contaminante nella parte inferiore del tronco. Tale condizione si realizza quando si individuano trend della concentrazione dei contaminanti crescenti verso l'alto ed inversamente proporzionale al peso dei campioni.

I dati ottenuti dalle campagne di analisi dei campioni di albero possono essere confrontati con i dati chimici derivanti dalle attività di caratterizzazione delle matrici suolo e sottosuolo, acque sotterranee e soil-gas, ottenendo così un più ampio spettro di valutazione delle condizioni di contaminazione del sito indagato. Considerando gli



alberi come la sintesi di dispositivi quali piezometri, pompe sommerse e campionatori attivi, sia del soil-gas che delle acque sotterranee, i dati analitici costituiscono la base per l'effettuazione di ulteriori valutazioni sia in seno ad una eventuale elaborazione del rischio ecologico nonché per l'estrapolazione dei valori effettivi nei punti di esposizione dei diversi ricettori.

I risultati derivanti dalle campagne di *phytoscreening* possono essere utilizzati per ottenere sintesi delle condizioni di contaminazione. Infatti, la georeferenziazione degli alberi campionati consente di ottenere cartografie tematiche sia dell'estensione della contaminazione registrata nella matrice vegetale sia, una volta sovrapposti i diversi layers, sia di verificare una eventuale nuova estensione della contaminazione. Le rappresentazioni cartografiche quindi consentono, ad esempio, di verificare eventuali nuove sorgenti di contaminazione all'interno di uno stesso sito o di rivalutare le estensioni dei plumes della contaminazione e monitorarne l'evoluzione nel tempo. L'esperienza maturata ha consentito di individuare le specie arboree che vengono utilizzate, nelle piantagioni ad alta densità e a turno di rotazione breve, anche per gli scopi del fitorimediazione (es: *Populus*, *Platanus*, etc.).

2.3 Fitotecnologie per la bonifica

Le fitotecnologie applicabili ai siti contaminati sono molteplici e la scelta dell'approccio più indicato dipende da diversi fattori. In particolare vanno considerati il tipo di inquinante, il tipo di matrice che si intende trattare nonché l'obiettivo finale da raggiungere. Per quanto concerne il primo fattore (tipo di inquinante), entrano in gioco aspetti più strettamente legati alla genetica delle piante, quindi legati alla naturale attitudine delle specie che si intendono impiegare ad assorbire ed accumulare/degradare l'inquinante, oltre ad aspetti legati alla presenza in termini di concentrazione totale e biodisponibilità dell'inquinante. A fronte di un semplice assorbimento a livello radicale ed accumulo a livello epigeo come accade per gli inquinanti inorganici, per quanto riguarda i composti organici più complessi, entrano in gioco anche altri processi metabolici che detossificano gli inquinanti assorbiti attraverso la loro trasformazione in intermedi e prodotti non più tossici o a minore tossicità per la pianta stessa.

Il tipo di matrice orienta la scelta verso considerazioni di carattere più pratico e agronomico. Il requisito minimo necessario per poter applicare una fitotecnologia in un sito inquinato è che la matrice stessa sia compatibile con la crescita e lo sviluppo delle piante. Aspetti come la tessitura, il pH, la CSC, la presenza di nutrienti, il drenaggio e la capacità di ritenzione idrica concorrono nel determinare la fertilità della matrice stessa intesa come l'insieme delle proprietà chimiche, fisiche e biologiche che permettono la crescita delle piante e la loro coltivazione. Tutto questo dovrà essere tenuto in considerazione per la successiva gestione attraverso opportune pratiche agronomiche (lavorazioni, fertilizzazioni, applicazione di ammendanti, etc...) mirate all'ottenimento delle migliori condizioni di crescita, a fronte della tossicità determinata dagli inquinanti, per l'avvio del processo di recupero.



L'ultimo fattore, l'obbiettivo, sarà altrettanto importante nello stabilire la tipologia di approccio. L'impiego della fitotecnologia potrà essere mirato alla messa in sicurezza attraverso l'immobilizzazione degli inquinanti (fitostabilizzazione) per evitarne la diffusione, oppure alla bonifica quindi alla rimozione degli inquinanti fino a valori al di sotto dei limiti di legge (fitoestrazione/fitovolatilizzazione/fitodepurazione).

2.3.1 La fitoestrazione

La fitoestrazione è l'uso delle piante superiori per rimuovere i metalli pesanti da suolo. Con questo approccio si punta a crescere piante capaci di accumulare elevate concentrazioni dei metalli pesanti nei tessuti vegetali durante la crescita su suoli contaminati per diminuire la concentrazione totale dei metalli pesanti nel suolo inquinato. La capacità di assorbire i metalli pesanti è una funzione fisiologica di alcuni gruppi di piante, non necessariamente legate dal punto di vista filogenetico (Lasat, 2002), ma che dipende anche dalla crescita delle piante in termini di biomassa.

La biomassa vegetale metallo-arricchita è raccolta senza ulteriori interventi sul suolo per essere poi avviata a smaltimento controllato oppure a processi di phytomining per l'estrazione di elementi in traccia, se questo processo è economicamente sostenibile. Le applicazioni della fitoestrazione come tecnica di bonifica di suoli inquinati da metalli pesanti si possono far risalire al geobotanico R.R. Brooks, il quale provò ad applicare le conoscenze acquisite nel campo della prospezione geologica e della fisiologia delle piante iperaccumulatrici di metalli pesanti sviluppate dalla professoressa Ornella Vergnano Gambi dell'Università di Firenze, per le prime applicazioni.

Le piante usate per la fitoestrazione possono essere distinte in piante che accumulano passivamente (o tollerano) elevate concentrazioni di metalli pesanti, o piante che hanno meccanismi fisiologici specifici che portano all'iperaccumulo degli stessi elementi. Le piante che passivamente accumulano alte concentrazioni di metalli pesanti nei tessuti, possono essere sia erbacee che arboree e di norma sono cloni, cultivar o ecotipi che al contempo: sopportano bassi tenori idrici e basse concentrazioni di macronutrienti nel suolo; hanno elevati tassi di crescita e producono grande biomassa facilmente raccolta; hanno apparati radicali in grado di colonizzare grandi volumi di suolo (Garbisu and Alkorta, 2001).

Le piante utilizzate per la fitoestrazione esibiscono di norma una capacità di accumulo che è metallo-specifica, con la possibilità per alcune specie di co-accumulare altri metalli pesanti o metalloidi e, in condizioni ottimali di crescita mostrano una capacità di accumulo nei tessuti che è lineare con la concentrazione dei metalli pesanti nella soluzione del suolo (Robinson et al., 2003).

Le piante che hanno un meccanismo fisiologicamente attivo di assorbimento dei metalli pesanti sono conosciute come iperaccumulatrici. Questo termine utilizzato da Chaney et al. (1977) designava piante capaci di accumulare più dello 0.1% in peso di Ni nelle foglie, e nelle ultime due decadi circa 500 piante, appartenenti a diverse famiglie quali ad esempio Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Poaceae, Violaceae,



Fabaceae, sono state identificate come iperaccumulatrici.

A dispetto del grande interesse che la fitoestrazione aveva suscitato agli esordi, l'applicazione della fitoestrazione basata sull'uso di piante iperaccumulatrici come tecnologia di bonifica del suolo è stata ampiamente ridimensionata. Attualmente il modello 'vacuum cleaner' proposto dai primi ricercatori, in cui si riteneva che le piante iperaccumulatrici di metalli pesanti potessero assorbire indefinitamente metalli pesanti dal suolo, si è dimostrato inapplicabile per diversi fattori la cui trattazione esula dagli scopi di questo documento. Comunque, esistono molti dati provenienti da esperimenti a scala pilota e di campo in cui la performance della fitoestrazione è stata valutata (Chaney et al., 2007; Dickinson and Pulford, 2005; Hernandez-Allica et al., 2008; Lasat, 2002; Robinson et al., 2003; Van Nevel et al., 2007). Altri motivi a sfavore delle piante iperaccumulatrici sono la scarsa produzione di biomassa, la difficoltosa gestione dei residui colturali raccolti a causa della elevata concentrazione di metalli pesanti, la scarsa adattabilità di queste piante alle condizioni tipiche dei siti inquinati e, più in generale alle maggiori opportunità offerte dall'utilizzo di piante accumulatrici di interesse agro-forestale in termini di utilizzo di biomassa e coltivabilità. Le piante non iperaccumulatrici utilizzate per la fitoestrazione di metalli pesanti e metalloidi da suoli contaminati hanno un rapido accrescimento anche su suoli poveri di nutrienti e compattati e nelle ultime due decadi molti cloni, *cultivar* ed ecotipi di piante di interesse agro-forestale, capaci di assorbire elevate concentrazioni di metalli pesanti e metalloidi sono state selezionate (Chaney et al., 2007). Diverse varietà metallo tolleranti di mais, orzo, avena, loglio, pioppo e salice sono state efficacemente utilizzate per la sperimentazione del fitorimedio, anche in combinazione con altri trattamenti chimico-fisici del suolo (Ebbs et al., 1997; Hernandez-Allica et al., 2006).

Un fattore notevole da tenere presente nella fitoestrazione basata sulle piante non iperaccumulatrici è che sebbene molte varietà e *cultivar* assorbano elevate concentrazioni di metalli pesanti e metalloidi, l'efficienza del trasferimento verso il fusto e le foglie è molto variabile in base alla pianta e agli elementi di riferimento. Per questi motivi, l'efficacia della fitoestrazione non può prescindere da un'ottima conoscenza delle esigenze specifiche delle piante e dalla pianificazione di condizioni agronomiche ottimali. Un approccio di fitoestrazione che sta attirando l'attenzione dei ricercatori e di tutti gli stakeholders coinvolti nella gestione di siti inquinati è l'utilizzo di essenze legnose cedue gestite in regimi di rotazione rapida (SRC, *short rotation coppice*). Le essenze vegetali che maggiormente si prestano alla fitoestrazione in queste condizioni sono *cultivar* e ibridi metallo-tolleranti di pioppo e salice. Tra queste ad esempio cloni di *Salix viminalis* e *Populus nigra* ad alta efficienza di assorbimento e crescita sono stati selezionati e utilizzati con successo in esperimenti su scala reale, con ottime rese quantitative e qualitative di biomassa e su suoli anche pesantemente inquinati, anche in combinazione con inquinanti organici.

In molti paesi europei, l'utilizzo di queste essenze è visto oggi come una possibilità concreta di coniugare la mitigazione del rischio associato ai siti inquinati (es. brown-fields) con la conservazione del suolo e lo sviluppo dell'area legato alla produzione



di biomassa energetica, ed è effettivamente offerto come soluzione praticabile (Dickinson and Pulford, 2005). In Italia, la legislazione corrente non affronta la questione in modo esaustivo ingenerando limiti a un simile approccio dovuto a posizioni estremamente cautelative vista l'assenza di riferimenti. L'efficacia della fitoestrazione può essere aumentata con alcuni interventi sul suolo volti ad aumentare solubilità e biodisponibilità di metalli pesanti e metalloidi oppure favorendo la crescita delle piante (fitoestrazione assistita). Cronologicamente, i primi tentativi di aumentare l'efficienza della fitoestrazione erano basati sull'aggiunta di chelanti al suolo quali DTPA, EDTA ed altri più efficienti (es. EDDS, acidi organici a basso peso molecolare), allo scopo di aumentare la solubilità degli elementi e favorire l'assorbimento radicale, soprattutto delle piante iperaccumulatrici (Herzig et al. 2000).

Questa pratica che effettivamente incrementa l'assorbimento da parte delle piante di metalli pesanti e metalloidi, è stata rapidamente abbandonata ed è oggi sconsigliata poiché l'effetto aspecifico dei chelanti e la difficoltà di sincronizzare il loro uso con la fisiologia delle piante aumenta il rischio di lisciviazione dei metalli verso le falde acquifere (Cooper et al., 1999; Shen et al., 2002), impoverisce il suolo di importanti nutrienti quali ad esempio Fe, Ca e Mg (Nowack et al. 2006), può alterare le funzioni ecologiche dei microorganismi del suolo (Bouwman et al., 2005), poiché i chelanti aumentano la biodisponibilità degli inquinanti anche verso di essi. Un approccio più promettente per il miglioramento della fitoestrazione si basa sull'inoculazione di batteri promotori della crescita e capaci di solubilizzare gli inquinanti inorganici nella zona radicale (Lebeau et al., 2008) attraverso la produzione di surfattine, siderofori e acidi organici.

La fitoestrazione applicata alla gestione di suoli inquinati mediante l'utilizzo di piante accumulatrici e a elevata produzione di biomassa, può contribuire all'implementazione di strategie di fitorimedio poiché abbassano rapidamente le concentrazioni della frazione biodisponibile dei metalli pesanti, consentendo successivamente l'utilizzo di specie meno tolleranti ma più adatte per gli scopi dell'intervento. La fitoestrazione può essere applicata a suoli con livelli variabili di metalli pesanti e metalloidi ma le azioni di caratterizzazione e monitoraggio del suolo dovrebbero anche prevedere una valutazione attendibile della cinetica di rilascio dei metalli pesanti dalle fasi solide, che possono variare da sito a sito (Fitz et al., 2003); per questo aspetto si rimanda al capitolo 4.

Attualmente sono disponibili diversi cloni di salice con alti fattori di bioconcentrazione (bioconcentrations factor, BCF) fino a 27 per Cd e fino a 3 per lo Zn; ma data l'ampia variazione nell'accumulo dei metalli, i cloni più efficienti possono essere selezionati in base ad importanti cofattori ambientali del sito quali ad esempio temperatura, siccità, presenza di patogeni. Infine è da tenere presente che cloni e cultivar metallo tolleranti utilizzati per la fitoestrazione, a causa della selettività di assorbimento, portano all'estrazione di alcuni elementi (ad esempio Cd, Zn) e alla stabilizzazione nel comparto suolo-radice di altri elementi (ad esempio Cu e Pb) e che un'efficiente gestione delle rotazioni rapide può anche promuovere la degradazione di inquinanti organici (rizodegradazione), ampliando l'ambito di applicazione alla gestione di suoli affetti da inquinamento misto.



2.3.2 La fitodegradazione e la rizodegradazione

La fitodegradazione e la rizodegradazione sono due meccanismi che portano alla riduzione della concentrazione degli inquinanti organici da parte delle piante. La differenza tra i due meccanismi è che la fitodegradazione è il risultato dell'azione degli enzimi della pianta sugli inquinanti dopo il loro assorbimento, mentre la rizodegradazione è operata dai microorganismi della rizosfera. Nella realtà, una distinzione tra i due meccanismi operanti nei suoli inquinati è difficile per almeno due motivi. Il primo è che la rizosfera, cioè la regione di suolo profondamente modificata dal punto di vista fisico e chimico dalle radici, presenta sempre una densità microbica e un'attività metabolica molto più alta rispetto al suolo non colonizzato dalle radici, sostenuta dall'elevata concentrazione di composti organici a basso peso molecolare quali acid mono-, bi- e tricarbossilici, carboidrati, aminoacidi, flavonoidi, che costituiscono una fonte di energia metabolica per le comunità microbiche della rizosfera. Le piante possono stimolare l'attività microbica da 10 a 100 volte quella del suolo non rizosferico (Siciliano et al., 2003; Chaudhry et al., 2005). Questo 'effetto rizosferico' è stato rilevato anche nei suoli contaminati rivegetatisi spontaneamente o in seguito a rivegetazione mirata. In molti casi è stato osservato che la semplice rivegetazione porta a una degradazione di molti inquinanti organici, anche in assenza di uno specifico intervento, portando ad una attenuazione naturale del rischio (Alvarez e Illman, 2006). Il secondo fattore è che gli enzimi responsabili della fito- e rizo-degradazione appartengono alle stesse classi e possono essere sintetizzati sia dalle piante che dai microorganismi. Tipici enzimi attivi verso classi di inquinanti organici più recalcitranti quali gli idrocarburi policiclici aromatici, gli idrocarburi mono- e policlorurati, gli inquinanti eterociclici e nitro-aromatici sono le perossidasi e le laccasi, le dealogenasi, le nitrito reductasi e le nitrilasi. L'azione di queste classi di enzimi danno inizio o facilitano la degradazione agenti inquinanti organici (Nannipieri e Bollag, 1991; Schnoor et al., 1995; Gianfreda e Rao, 2004).

Si parla di fitodegradazione quando il meccanismo predominante della rimozione degli inquinanti organici è l'azione diretta delle piante. In dipendenza della specie vegetale e del tipo di contaminante organico assorbito dalla pianta, questo può essere o meno dall'attività degli enzimi radicali, ma in ultima analisi esso è trasportato a livello delle foglie dove viene ulteriormente modificato e rilasciato dalle foglie nell'atmosfera attraverso il processo di traspirazione. La fitodegradazione dipende da diversi fattori, tra i quali i principali sono la tipologia di inquinanti predominanti e il patrimonio enzimatico delle piante. Esempi di fitodegradazione di 4-clorobenzonitrile, esacloroetano e la degradazione di tricloroetilene (TCE) ad opera di nitrilasi e dealogenasi delle piante sono stati riportati da Wenzel et al. (1999).

Indicazioni utili sulle potenzialità della fitodegradazione sono state ottenute mediante prove di laboratorio basate sull'utilizzo di piante geneticamente modificate. Alcune linee transgeniche di tabacco e *Arabidopsis thaliana* sono state capaci di degradare quasi del tutto derivati di vari esplosivi (es. TNT, RDX), antiparassitari e idrocarburi policiclici aromatici (Wang et al., 2005; Karavangeli et al., 2005; Kurumata et al., 2005;



Eapen et al., 2007). L'utilizzo di piante transgeniche non è al momento una pratica attuabile nell'ambito del fitorimediazione. Un incremento dell'efficienza della fitodegradazione può essere ottenuto inoculando le essenze vegetali con batteri endofiti aventi elevata capacità degradativa verso gli inquinanti organici. Queste piante 'ingegnerizzate' in maniera naturale hanno una maggior capacità degradativa poiché associano quella dei batteri endofiti a quella legata al loro patrimonio enzimatico. In questo modo, la fitodegradazione può essere ottimizzata teoricamente per ogni sito e tipo di inquinante. Tale ottimizzazione è realizzata partendo dalla selezione delle piante geneticamente in grado di assorbire e degradare la classe di inquinante predominante e associandola a ceppi di batteri endofiti degradatori. La fitodegradazione può essere condotta con diverse essenze erbacee ed arboree. L'ottimizzazione della fitodegradazione migliora anche predisponendo la pratica agronomica in termini di nutrizione e difesa delle piante idonea alla massimizzazione della crescita delle piante, incluso l'utilizzo di inoculi con ceppi di microrganismi promotori della crescita (Jampasri et al. 2016; Singh et al., 2016). La fitodegradazione si è dimostrata efficace sia per il trattamento di suoli e sedimenti, sia di fanghi che di acque contaminate da idrocarburi clorurati, sostanze fenoliche e pesticidi. L'impiego della fitodegradazione nella bonifica di siti contaminati richiede la valutazione del rischio e l'adozione di pratiche di precauzione, in considerazione della possibilità della incompleta degradazione di alcuni inquinanti particolarmente recalcitranti, con formazione ed eventuale trasferimento di congeneri ugualmente o addirittura maggiormente tossici rispetto alle sostanze di riserva. Si parla di rizodegradazione quando la diminuzione della concentrazione degli inquinanti organici è legata principalmente all'attività metabolica dei microrganismi nella rizosfera (Pilon-Smits, 2005). La rizodegradazione è frutto interazioni ecologiche complesse fra pianta, suolo e microrganismi della rizosfera. Come premesso, la presenza degli essudati radicali è il fattore principale che innesca la rizodegradazione, poiché fornisce ai microrganismi una fonte di energia metabolica necessaria per la sintesi e il rilascio degli enzimi che iniziano il processo di degradazione degli inquinanti organici. Senza l'attività delle radici, il metabolismo basale delle comunità microbiche legato alla degradazione della sostanza organica del suolo, non porta ad una significativa degradazione degli inquinanti organici verso composti non tossici o meno tossici. Un altro effetto importante degli essudati radicali nel meccanismo della rizodegradazione è quello del cosiddetto co-metabolismo. Le piante rilasciano nella rizosfera molecole aromatiche come ad esempio flavonoidi e cumarine (Gerhardt et al., 2009). Questi composti sono strutturalmente simili a molti contaminanti organici quali ad esempio gli idrocarburi policiclici aromatici, che possono essere co-metabolizzati dai microrganismi comunemente presenti nella rizosfera (Holden e Firestone, 1997), con un'efficienza paragonabile a quella di ceppi microbici specializzati nella degradazione di idrocarburi recalcitranti (Chaudhry et al., 2005; Corgié et al., 2004; Leigh et al., 2006). Un altro fattore importante per la rizodegradazione cui le radici contribuiscono è l'aerazione del suolo. Infatti, la rizodegradazione è un fenomeno ossidativo, che aumenta di efficienza in condizioni di aerazione ottimale (Leigh et al., 2002; Kuiper et al., 2004). La rizodegradazione può essere operata con essenze vegetali erbacee e arboree e può



essere virtualmente ottimizzata per ogni sito utilizzando consorzi di piante e microrganismi adatti al sito da trattare. La rizodegradazione si è dimostrata efficace nella decontaminazione di suolo, sedimenti e acqua contaminati da composti organici recalcitranti quali idrocarburi policiclici aromatici, idrocarburi alogenati e pesticidi. Il fattore critico per l'applicazione della rizodegradazione sono lo sviluppo ottimale dell'apparato radicale, in termini di densità e profondità, che stimola l'attività microbica.

2.3.3 La Fitodepurazione delle acque reflue

La realizzazione di bacini di fitodepurazione per la gestione delle acque che si originano a valle di un trattamento di fitorimediazione, può essere considerata una strategia sostenibile per controllare l'inquinamento associato al trasporto dei contaminanti con l'acqua di percolazione.

La fitodepurazione è un processo naturale per la depurazione delle acque reflue che utilizza i vegetali come filtri biologici attivi in grado di ridurre, tramite l'apparato radicale, gli inquinanti (principalmente nutrienti inorganici) in esse presenti. La rimozione dei contaminanti avviene attraverso processi di filtrazione, adsorbimento, assimilazione da parte degli organismi vegetali e degradazione batterica. Lo sviluppo radicale delle piante, infatti, funge da punto di adesione per i microrganismi, la cui attività viene favorita dalla liberazione di ossigeno atmosferico che, assorbito dagli apparati aerei della pianta, viene poi trasferito alle radici e liberato nell'ambiente circostante. La formazione di queste nicchie ossigenate all'interno del mezzo liquido permette perciò un buon livello di abbattimento dei contaminanti organici per attività respiratoria dei microrganismi eterotrofi.

2.3.3.1 Tipologie impiantistiche

I sistemi di fitodepurazione possono essere suddivisi in base alla direzione di scorrimento dell'acqua in:

- **Sistemi a flusso superficiale:** consistono in vasche o canali dove la superficie dell'acqua è esposta all'atmosfera ed il suolo è costantemente sommerso. In questi sistemi i meccanismi di abbattimento degli inquinanti riproducono esattamente tutti i fattori in gioco nel potere autodepurativo delle zone umide. Questa tipologia di impianti richiede un'area pianeggiante ed estesa, e una ubicazione lontana dai centri abitati o frequentati, onde evitare contatti involontari con il refluo e la presenza di insetti e odori molesti.

- **Sistemi a flusso sub-superficiale:** i sistemi a flusso sub-superficiale hanno un impatto ambientale ed igienico sanitario nullo, perché non si ha scorrimento in superficie dell'acqua da depurare, richiedono un'area di utilizzo inferiore rispetto ai sistemi a flusso superficiale in quanto la presenza del medium attraverso cui passa il refluo aumenta la superficie utile per i processi depurativi, richiedono una gestione ed una manutenzione estremamente ridotte e l'efficienza depurativa è costante tutto l'anno. Questo tipo di sistemi si distinguono in:



i. **orizzontali** - I sistemi orizzontali (SSF-h o HF, flusso sommerso orizzontale) sono costituiti da vasche contenenti materiale inerte con granulometria prescelta al fine di assicurare un'adeguata conducibilità idraulica (i mezzi di riempimento comunemente usati sono sabbia, ghiaia, pietrisco); tali materiali inerti costituiscono il supporto su cui si sviluppano le radici delle piante emergenti radicate (comunemente è utilizzata la *Phragmites australis*); il fondo della vasca deve essere opportunamente impermeabilizzato facendo uso di uno strato di argilla, possibilmente reperibile in loco, in idonee condizioni idrogeologiche, o come più comunemente accade, di membrane sintetiche (HDPE o LDPE da 2 mm di spessore) o geotessile (TnT); il flusso di acqua rimane costantemente al disotto della superficie del vassoio assorbente e scorre in senso orizzontale grazie ad una leggera pendenza del fondo del letto (circa 1%). Durante il passaggio dei reflui attraverso l'apparato radicale (rizosfera) delle macrofite, la materia organica viene decomposta dall'azione microbica; l'azoto viene denitrificato a azoto molecolare che si disperde nell'atmosfera e il fosforo e i metalli pesanti vengono fissati per adsorbimento sul materiale di riempimento. I contributi della vegetazione al processo depurativo possono essere ricondotti sia allo sviluppo di una efficiente popolazione microbica aerobica nella rizosfera sia all'azione di pompaggio di ossigeno atmosferico dalla parte emersa all'apparato radicale, con conseguente migliore ossidazione del refluo e creazione di un'alternanza di zone aerobiche, atossiche ed anaerobiche con sviluppo di diverse famiglie di microrganismi specializzati e scomparsa pressoché totale dei patogeni, particolarmente sensibili ai rapidi cambiamenti nel tenore di ossigeno disciolto. Sono generalmente considerati sistemi anaerobici.

ii. **Verticali** - I sistemi verticali (SSF-v o VF) sono molto simili a quelli appena descritti. La differenza consiste nel fatto che il refluo da trattare scorre verticalmente nel mezzo di riempimento (percolazione) e viene immesso nelle vasche, a differenza dei sistemi HF, con carico alternato discontinuo, che porta ad un costante ricambio dei gas presenti nel suolo stesso. Le specie vegetali impiegate sono le stesse dei sistemi a flusso orizzontale. Il mezzo di riempimento si differenzia dai precedenti, in quanto non si utilizza una granulometria costante per tutto il letto, ma si dispongono alcuni strati di ghiaia di dimensioni variabili, partendo da uno strato di sabbia alla superficie per arrivare allo strato di pietrame posto sopra al sistema di drenaggio sul fondo. In questi sistemi, lo svuotamento progressivo consente una notevole diffusione dell'ossigeno anche negli strati più profondi delle vasche, dato che la diffusione di questo elemento è 10.000 volte più veloce nell'aria che nell'acqua, mentre il successivo riempimento intrappola l'aria e la spinge in profondità, permettendo in questo modo un'elevata ossigenazione anche nel periodo di riposo vegetativo.

I tempi di ritenzione idraulici nei sistemi a flusso verticale sono abbastanza brevi; la sabbia superficiale diminuisce la velocità del flusso, il che favorisce sia la denitrificazione sia l'adsorbimento del fosforo da parte della massa filtrante. Sono considerati sistemi aerobici. Recentemente le nuove configurazioni impiantistiche prevedono spesso l'utilizzo di



sistemi combinati e propongono l'abbinamento dei sistemi HF a quelli VF, sia per la riduzione delle aree superficiali necessarie al raggiungimento dell'obiettivo della depurazione, sia per migliorare alcuni processi depurativi.

In pratica, l'impianto di fitodepurazione viene spesso realizzato in forme multistadio; i singoli stadi possono essere dello stesso tipo, oppure diversi, e le combinazioni possono avvenire in serie o in parallelo, con possibilità di ricircolo tra uno stadio e l'altro.

2.3.4 Fitoessiccamento e fitomineralizzazione dei fanghi biologici

Il processo di fitoessiccamento per il trattamento dei fanghi si pone gli obiettivi di ridurre notevolmente il volume di fango, di ottenere un materiale stabilizzato per la preparazione di compost di qualità, e di rappresentare una soluzione economicamente ed ecologicamente vantaggiosa, in quanto permette di chiudere il ciclo dei fanghi direttamente all'impianto di depurazione.

Questo processo consiste nella disidratazione e nella digestione dei fanghi biologici in vasche o bacini impermeabilizzati, dotati di sistema di raccolta del percolato e muniti di un substrato granulare inerte nel quale vengono impiantati i rizomi delle macrofite radicate emergenti. I fanghi, provenienti direttamente della vasca biologica, quindi ancora molto liquidi, sono sparsi a strati, nella maniera più uniforme possibile, sulla superficie dei letti in modo da permettere la percolazione delle acque e l'ispessimento dei fanghi. Le acque di percolazione si riciclano all'impianto di depurazione.

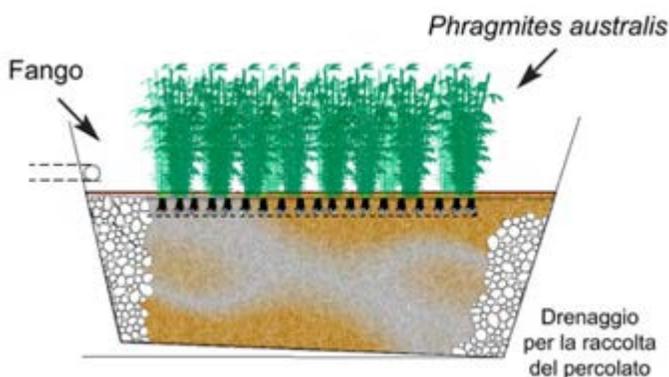


Fig.2.9: Schema dell'impianto di fitotrattamento dei fanghi biologici

Le macrofite radicate, oltre a partecipare attivamente alla disidratazione dei fanghi, stabiliscono le condizioni favorevoli allo svolgimento di un complesso di processi che hanno come risultato la progressiva mineralizzazione della frazione organica ad opera dei batteri adesi alla fitta struttura radicale e la formazione di un nucleo stabile di sostanza umica.

La disidratazione dei fanghi utilizzando piante acquatiche è stata sperimentata inizialmente in Germania alla fine degli anni '60. Esistono attualmente un cen-



tinaio di impianti in tutto il mondo di cui una cinquantina in Europa. In tutti gli impianti è stata utilizzata la cannuccia di palude (*Phragmites australis*). Questa tecnologia, inoltre, consente di ridurre la tossicità dei fanghi grazie alla degradazione dei contaminati organici (fitomineralizzazione) mediante il metabolismo aerobico assicurato dalle piante e alla riduzione della disponibilità dei metalli pesanti, come conseguenza della formazione di complessi con la sostanza organica.

Infine, i costi di costruzione e gestione sono decisamente inferiori alle tecnologie tradizionali. Il fango viene trattato all'interno dell'impianto e ciò permette di completare il ciclo di trattamento all'interno dell'impianto di depurazione. Il prodotto che si ottiene con questo trattamento risulta idoneo per la preparazione di una matrice da utilizzare in ambito agronomico e ambientale.

Le piante all'interno dei sistemi di fitoessiccamento e fitomineralizzazione hanno diverse funzioni:

- a) Aspirazione dell'acqua: la fitta rete di rizomi sviluppatasi all'interno del fango aspira l'acqua raggiungendo una capacità di suzione pari, e a volte superiore, a 16 atm. I letti di fitoessiccazione possono raggiungere e superare le 20 atmosfere di pressione
- b) osmotica raddoppiando la capacità di evaporazione di un letto di essiccamento privo di piante.
- c) Disidratazione dei fanghi: l'ispessimento dei fanghi dipende essenzialmente da tre processi: l'evapotraspirazione, la percolazione e la mineralizzazione. Il primo avviene soltanto nella stagione di sviluppo vegetativo; il secondo
- d. processo è soprattutto localizzato nella primissima fase di immissione del fango. Bisogna inoltre notare come la percolazione sia perfettamente indifferente alla quantità di fango accumulato.
- e) Stimolazione dei processi microbici: le specie acquatiche possiedono un sistema di vuoti di volume pari al 50-70% dell'intera pianta attraverso il quale provvedono al trasporto dell'ossigeno atmosferico, necessario ai processi ossidativi, fino al livello delle radici e dei rizomi, creando, quindi, le condizioni aerobiche nella rizosfera.
- f) Effetto meccanico: i rizomi e le radici delle piante penetrano nel fango, e ricacciano sulla superficie evitando la formazione di crosta, che impedirebbe la disidratazione uniforme dello strato di fango. Inoltre, i rizomi e le radici delle piante forniscono un utile supporto per il *biofilm* batterico, che facilita la decomposizione delle sostanze organiche e la trasformazione dei nutrienti.

La specie più impiegata in impianti di fitoessiccamento e fitomineralizzazione dei fanghi, la *Phragmites australis* è una specie erbacea perenne, rizomatosa originaria di Europa, Asia, Africa, ma è diffusa in tutto il mondo. I culmi sono eretti, ha robusti rizomi



striscianti, spesso anche con stoloni e può raggiungere anche i 4 metri di altezza. Le foglie sono ampie e laminari, lunghe da 15 a 60 cm, larghe 1 - 6 cm, glabre, verdi o glauche. All'apice del fusto è presente una pannocchia di colore bruno o violaceo, lunga fino a 40 cm. In inverno i rizomi stoloniferi, che costituiscono l'apparato radicale, rimangono in attività, mentre la parte fogliare diventa secca. Si sviluppa in paludi e aree umide, sulle sponde di laghi, stagni, fossi e in terreni incolti bagnati. È difficile da sradicare perché i rizomi stoloniferi possono raggiungere anche i 10 metri di lunghezza. Cresce più facilmente in terreni argillosi minerali consolidati e tollera livelli di salinità moderati. Altre caratteristiche che rendono questa specie particolarmente adatta al fitoessiccamento e fitomineralizzazione dei fanghi di depurazione, così come alla fitodepurazione, sono la forte competitività negli ambienti umidi, la capacità di sopravvivenza a basse temperature fino a -5°C , la rapida riproduzione per via vegetativa. Inoltre le cannuce non sono soggette a predazione da parte di topi muschiati e nutrie.

2.3.4.1 Confronto con i sistemi tradizionali

Il confronto con i tradizionali sistemi di trattamento dei fanghi deve tenere conto dei seguenti punti:

- economicità e semplicità di processo: i sistemi di fitoessiccamento presentano costi di costruzione e gestione enormemente inferiori a quelli necessari a realizzare un'intera linea fanghi tradizionale. Si vuole infatti sottolineare che l'impianto di fitoessiccamento sostituisce l'intera linea di processo costituita in genere da diverse unità operative quali l'ispessitore, il digestore e i dispositivi di disidratazione;
- applicabilità anche a scala ridotta: a causa degli alti costi, i sistemi di trattamento tradizionali in genere non si applicano ad impianti di modesta potenzialità. In tali casi si preferisce ricorrere ad un trattamento centralizzato ex situ che comporta, oltre naturalmente ad oneri aggiuntivi, anche la movimentazione di materiale settico con ovvi rischi ambientali;
- produzione di materiale idoneo alla produzione di compost. La miscela costituita da fango mineralizzato e residuo vegetale di sfalcio viene rimossa dai letti solo quando essi sono saturi; la miscela fango-vegetale costituisce un'ottima matrice per il compostaggio che viene predisposto su una platea impermeabile o in vasca, all'impianto stesso se vi è spazio sufficiente.

2.3.4.2 Nuovi scenari di sviluppo

Il testo di riferimento in materia di acque (D. Lgs. n. 152/06), tra le altre importantissime novità, indica chiaramente la necessità di ricorrere, nel caso di impianti di potenzialità non elevata, a soluzioni di maggiore semplicità e di più facile esercizio. Il D. Lgs. n. 152/06), pone inoltre un'attenzione particolare al tema della chiusura



del ciclo delle acque usate attraverso le pratiche del riutilizzo; in questo senso il fitoessiccamento dei fanghi rappresenta la soluzione ottimale capace di realizzare il completo reimpiego degli output degli impianti di depurazione. In questo senso sono allo studio nuove norme comunitarie per l'applicazione dei fanghi in agricoltura che verranno recepite in sostituzione del D. Lgs. 99/92. A livello comunitario si sta preparando una lista di fertilizzanti organici per l'agricoltura biologica, tanto che si rende necessario rivedere la "vecchia" legge dei fertilizzanti e concimi (L. 748/84).

A livello nazionale è stata varata una normativa recante criteri, procedure e modalità per la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, per la protezione del suolo e delle acque (D.M. n. 471/25 ottobre 1999); tale regolamento suggerisce e adotta l'impiego di tecnologie semplici per l'attivazione on-site dei processi biologici depurativi.

Questo nuovo scenario normativo e organizzativo pone in primo piano la crescente richiesta di ammendanti e fertilizzanti organici (bio-humus), come quelli che si preparano da scarti biologici (fanghi) attraverso processi naturali di facile gestione, economici e non impattanti, molti dei quali già applicati su scala industriale (compostaggio, lombricoltura, fito-mineralizzazione, tecnosuoli autofertilizzanti, torbe artificiali potenziate microbiologicamente, ecc).

La fitodepurazione, com'è noto, offre maggiore flessibilità di gestione dei carichi stagionali e quindi un maggior controllo dei nutrienti e patogeni eventualmente non trattenuti dall'impianto a fanghi attivi. La chiusura del ciclo depurativo con il trattamento di fitomineralizzazione e fitoessiccamento dei fanghi biologici *in situ* offre anche un elemento innovativo, tecnologicamente semplice, a basso/nullo impatto ambientale e praticamente nessuna esigenza di interventi rilevanti nella gestione e manutenzione. Inoltre, l'impianto di fitomineralizzazione permette di pompare direttamente il fango dai sedimentatori ai letti drenanti vegetati senza la fase di pre-ispessimento meccanico, e di trattenerlo per tempi lunghi (6-12 mesi) fino a completa stabilizzazione.

Questa soluzione, oltre a comportare una sensibile riduzione dei fanghi (60-70%) e dei relativi costi di smaltimento, garantisce l'igienizzazione e l'attivazione in situ della fase di pre-umificazione dei fanghi stessi, fase che verrà completata nel settore di co-compostaggio insieme ai residui vegetali asportati dai letti di fito-essiccamento e di fito-depurazione.

2.4 Uso delle piante nella decontaminazione dei suoli: ambiti di applicazione

L'efficacia delle fitotecnologie applicate al suolo è stata ampiamente dimostrata per molte classi di inquinanti, quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA), pesticidi, coloranti, solventi clorurati, e metalli pesanti (Kagalkar et al 2011; Nedunuri et al 2000; Newman et al 2001), e ha anche dimostrato un forte potenziale per il trattamento di



diverse matrici contaminate, come ad esempio i sedimenti (Bert et al 2009;. Bianchi et al 2010).

Alcuni esempi di fitorimedia da contaminanti organici e inorganici sono riassunti nella seguente tabella:

Specie	Contaminati	Riferimento
Senape indiana (<i>Brassica juncea</i>)	Cr	Diwan et al. 2010
Pomodoro (<i>Lycopersicon esculentum</i>) Mais (<i>Zea mays</i>) Cavolo (<i>Brassica oleracea</i>)	Cd, Pb, Cr, Cu, Fe	An et al. 2011
Salice (<i>Salix viminalis</i>)	Idrocarburi (TPH)	Vervaeke et al. 2003
Mangrovia (<i>Rizophora mangle</i>)	Idrocarburi (TPH)	Moreira et al. 2011
Erba medica (<i>Medicago sativa</i>)	Policlorobifenili (PCB)	Tu et al. 2011
Loglio (<i>Lolium perenne</i>) Trifoglio bianco (<i>Trifolium repens</i>) Sedano (<i>Apium graveolens</i>)	Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)	Meng et al. 2010

Tab. 2.3: esempi di specie vegetali impiegate con esito positivo in interventi di fitorimedia, e documentate in letteratura

La senape indiana è risultata particolarmente efficace nella decontaminazione da Cr; un aumento significativo di Cr nei tessuti vegetali in un esperimento di pieno campo è stato osservato in risposta all'aumento della concentrazione di Cr, dimostrando in tal modo la sua potenziale capacità iperaccumulatrice (Diwan et al., 2010). Anche le specie pomodoro, mais e cavolo sono state studiate in esperimenti di campo sia come monoculture che intercolture per la decontaminazione da metalli pesanti (Cd, Pb, Cr, Cu, e Fe). Gli autori hanno osservato che il pomodoro assorbe una maggiore quantità di metalli pesanti rispetto alle altre specie e che l'accumulo aumenta quando il pomodoro è utilizzato in associazione ad altre specie vegetali. Al contrario, la capacità di assorbire metalli pesanti diminuisce nel mais quando questa specie è utilizzata in associazione ad altre piante, rendendo la coltivazione di mais in intercolture un metodo utile per ottenere un raccolto sicuro (An et al. 2011).

Diversi studi hanno coinvolto l'uso di agenti chelanti, al fine di migliorare la biodisponibilità di metalli pesanti e la capacità di assorbimento da parte delle piante. Nel 2004, Alkorta et al. hanno ampiamente esaminato il ruolo dell'acido etilendiamminotetraacetico (EDTA), come agente chelante, mettendo in discussione il suo utilizzo nel fitorimedia; gli autori, infatti, focalizzarono l'attenzione sul rischio degli effetti ambientali negativi a causa della mobilitazione dei metalli a lungo termine, e proposero l'uso di chelanti meno dannosi per l'ambiente come l'acido citrico e l'acido etilendiammino disuccinico (EDDS).



L'idoneità dell'EDDS nei sistemi di fitorimediazione è stata anche dimostrata da Meers et al (2008), soprattutto in termini di biodegradazione dei contaminanti organici. Il salice è risultato efficace nella degradazione di idrocarburi (57% della concentrazione originale) in sedimenti contaminati (Vervaeke et al., 2003). In uno studio sul fitorimediazione di sedimenti contaminati da idrocarburi con la specie *Rizophora manganosa*, dopo 90 giorni, è stata osservata una elevata efficienza di decontaminazione (87%). Questa grande efficienza nella bonifica è stata favorita dalla crescita di batteri a livello di rizosfera (Moreira et al. 2011). Pertanto, l'uso combinato di piante e batteri con specifiche capacità degradative potrebbe avere un grande potenziale per migliorare i processi di bonifica.

Un processo di fitorimediazione in situ è stato sviluppato al fine di indagare la capacità dell'erba medica di risanare un suolo agricolo contaminato da policlorobifenili (PCB). Dopo due anni di bonifica, l'erba medica ha diminuito le concentrazioni di PCB del 78,4%. Inoltre, Meng et al. (2010) hanno studiato gli effetti di monoculture o colture miste di diverse specie di piante sulla decontaminazione da IPA. Colture miste di loglio, trifoglio bianco e sedano sono risultate più efficaci nella rimozione di IPA (52%) rispetto alle monoculture (45%) e al terreno di controllo (30%), dopo 75 giorni di trattamento.

2.5 Uso delle piante e della sostanza organica nella decontaminazione dei suoli

Numerosi studi hanno sottolineato che le caratteristiche chimico-fisiche di molti terreni inquinati potrebbero impedire lo sviluppo della vegetazione o limitare la profondità di esplorazione e la proliferazione delle radici delle piante (Scullion e Malik 2000).

L'aggiunta di ammendanti organici ad una matrice contaminata può migliorare le proprietà fisiche chimiche e biologiche del suolo con conseguente miglioramento della crescita delle piante. Alcuni esempi di fitorimediazione di suoli e sedimenti contaminati accoppiata all'applicazione di sostanza organica sono riassunti nella Tabella 2.4.



Sostanza organica	Specie	Contaminati	Riferimento
Letame	Paulonia(Paulownia tomentosa) Ginestra (Cytisus scoparius)	TPH, Cu, Cd, Ni, Zn, Pb,Cr	Macci et al. 2012
Letame	Pioppo (Populus nigra)	TPH, PCB, Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, Cr	Doni et al. 2012
Letame Compost	Brassica (Brassica juncea)	Zn, Cu, Pb, Cd, As	Clemente et al. 2005
Fanghi di conceria	Pomodoro (Lycopersicon esculentum)	Cr, Fe	Singh et al. 2004a
Fanghi di conceria	Girasole (Helianthus annuus)	Cr, Fe, Zn and Mn	Singh et al. 2004b
Compost verde	Paspalum (Paspalum vaginatum) Tamerice (Tamarix gallica)	TPH, Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, Cr	Bianchi et al. 2010

Tab. 2.4: esempi dalla letteratura di combinazione ammendante organico/pianta nella decontaminazione di inquinanti inorganici

Farfel et al. (2005) hanno dimostrato che la copertura erbacea viene significativamente migliorata dall'aggiunta di biosolidi in un terreno urbano contaminato da Pb, riducendo in tal modo l'esposizione ai terreni contaminati. Analogamente Helmisaari et al. (2007) hanno osservato la ricolonizzazione della vegetazione naturale ed un aumento della sopravvivenza di piante arbustive con l'aggiunta di materiale organico (compost e cippato) in un suolo contaminato da metalli pesanti. Allo stesso modo, in un terreno contaminato da attività minerarie, l'aggiunta di letame di vacca è stata capace, in un breve periodo di tempo, di favorire la ri-vegetazione (*Chenopodium album* L.) e di prevenire l'acidificazione del suolo, riducendo così la biodisponibilità di metalli pesanti (Walker et al. 2004). La riduzione della mobilità dei metalli pesanti come conseguenza dell'aggiunta di sostanza organica (compost da rifiuti urbani, compost biosolidi) è stata riportata anche da Perez-de-Mora et al. (2006).

La stimolazione dei processi metabolici del suolo e lo sviluppo delle piante è stato anche mostrato in presenza di letame in un esperimento di fitorimedio a livello di mesoscala con le specie *Paulownia tomentosa* e *Cytisus scoparius* di un terreno contaminato da metalli pesanti e idrocarburi (Macci et al. 2012). L'effetto sinergico delle radici delle piante e della materia organica ha consentito la bonifica del terreno inquinato, con la *Paulownia tomentosa* più efficiente del *Cytisus scoparius* nell'estrazione di metalli. Anche esperimenti di campo hanno evidenziato come la materia organica e la specie *Populus nigra* siano efficaci nella bonifica di suoli inquinati, con una riduzione sia dei contaminanti inorganici (60%) sia di quelli organici (80% TPH e 60% PCB) (Doni et al. 2012). In questo studio, il trattamento con solo materiale organico, ha mostrato una riduzione dei contaminanti organici (TPH) del 30%.

L'azione sinergica di piante e di materia organica nel fitorimedio del terreno è stata anche studiata in associazione ad un tensioattivo non ionico (Tween 80), al fine di migliorare la biodisponibilità degli IPA (Cheng e Wong 2008). In questo studio sono stati valutati gli



effetti del compost da letame suino e Tween 80 sulla rimozione di 14C-pirene da un terreno coltivato con la specie *Agropyron elongatum*. I risultati hanno mostrato che l'aggiunta di compost aumenta la degradazione di pirene (58.7%) rispetto al solo suolo vegetato (12,1%), mentre la co-aggiunta di Tween 80 e compost migliora ulteriormente la degradazione (90,3%), suggerendo che la co-applicazione di compost e Tween 80 potrebbe migliorare il fitorimedio dei suoli contaminati da pirene.

Uno studio mirato ad esaminare gli effetti degli acidi umici del terreno (tensioattivi naturali) nel fitorimedio di suoli contaminati da IPA ha dimostrato che l'applicazione di acidi umici tra 20 e 200 mg kg⁻¹ aumenta la mineralizzazione di pirene (Liang et al 2007). Atiyeh et al. (2002) hanno trovato che anche la crescita delle piante aumenta progressivamente con concentrazioni crescenti di acidi umici nel range di 50-500 mg kg⁻¹, ma la crescita è diminuita a concentrazioni di acidi umici superiori (500-1000 mg kg⁻¹).

Recentemente, il fitorimedio assistito da sostanze umiche è stato esplorato come tecnologia di bonifica sostenibile per trasformare sedimenti marini di dragaggio leggermente contaminati in una matrice impiegabile per un uso produttivo (Bianchi et al. 2010). Le proprietà dei sedimenti possono differire notevolmente da quelle dei suoli, e quindi, le tecnologie che funzionano bene per i suoli possono non essere efficaci per i sedimenti. L'elevato contenuto di acqua, la compattezza, l'elevata salinità, la bassa aerazione ed il ridotto contenuto di nutrienti dei sedimenti argillosi che possono ostacolare la crescita delle radici, sono i problemi più comuni nel trattamento di questo tipo di matrice.

Lo studio a livello di laboratorio del fitorimedio dei sedimenti di dragaggio, utilizzando una combinazione della specie erbacea *Paspalum vaginatum* e della specie arbustiva *Tamarix gallica*, ha mostrato la necessità di un pre-condizionamento bio-fisico dei sedimenti attraverso la miscelazione con un materiale calcareo derivante da attività di scavo e applicando compost verde in modo da creare un ambiente adatto alla crescita delle piante e all'assorbimento di metalli pesanti. Nove mesi dopo l'inizio della sperimentazione, lo stato di salute delle piante e la diminuzione dei contaminanti organici e inorganici hanno indicato l'efficienza e il successo di questa tecnologia per la bonifica dei sedimenti di dragaggio (Bianchi et al. 2010). Sulla base dei risultati ottenuti dalla sperimentazione su scala di laboratorio (mesoscala), il fitorimedio dei sedimenti di dragaggio, utilizzando le stesse specie vegetali, è stata condotta su scala reale di campo (impianto pilota). Dopo un anno dall'inizio della sperimentazione, i risultati hanno confermato l'efficacia della tecnologia nella decontaminazione e nella conversione dei sedimenti in una matrice simile ad un suolo naturale non contaminato (teco-suolo) (Masciandaro et al., 2014a).

2.6 Fitotecnologie per la messa in sicurezza

2.6.1 La Fitostabilizzazione

La fitostabilizzazione è una tecnologia che mira a ridurre il rischio associato a un suolo contaminato riducendo la biodisponibilità dei metalli pesanti e dei metalloidi (Cunningham et al., 1995; Vangronsveld and Cunningham, 1998). Questa pratica si configu-



ra come un intervento di messa in sicurezza. Il meccanismo principale operante nella fitostabilizzazione è il cambiamento della speciazione di metalli pesanti e metalloidi nel suolo al fine di ridurre la solubilità, la mobilità ambientale e la biodisponibilità. Questi risultati possono essere ottenuti mediante il solo utilizzo di piante tolleranti che escludono l'assorbimento degli inquinanti con meccanismi fisiologici, oppure mediante l'utilizzo combinato di piante e ammendanti organici e inorganici capaci di stabilizzare fisicamente e chimicamente i metalli pesanti e i metalloidi. La fitostabilizzazione consente di creare in breve tempo una copertura vegetale in siti contaminati, di ridurre la mobilità degli inquinanti e l'esposizione degli organismi viventi consentendo anche il recupero della fertilità fisica, chimica e biologica del suolo nonché il ripristino delle sue funzioni ecologiche (Vassilev et al., 2004; Mench et al., 2006; Kumpiene et al., 2006; Ascher et al., 2009). I meccanismi di immobilizzazione sono processi geochimici quali precipitazione, adsorbimento, scambio ionico e reazioni redox (Mench et al., 2000) e oltre alla formazione di specie chimiche insolubili, gli ammendanti possono anche ristabilire le proprietà chimico-fisiche idonee alla crescita delle piante equilibrando il pH e la concentrazione dei nutrienti, migliorare la ritenzione idrica e l'aerazione del suolo (Vangronsveld et al., 1996).

Il ruolo delle piante negli interventi di fitostabilizzazione è diverso a seconda degli approcci seguiti, poiché la fitostabilizzazione può essere operata esclusivamente mediante le piante, sfruttando le loro capacità di alterare la speciazione degli elementi nel suolo attraverso reazioni redox, precipitazione od organicazione, oppure coadiuvando le piante con l'uso di ammendanti e microrganismi che da un lato riducono la tossicità del suolo stabilizzando metalli pesanti e metalloidi (Geebelen et al., 2003), dall'altro promuovono la crescita delle piante (Glick, 2002). L'avvio di un intervento di fitostabilizzazione può prevedere una serie di operazioni preliminari sul suolo di natura fisico-meccanica e chimiche quali, ad esempio, la decompressione o la correzione del pH, atte a superare problematiche che potrebbero ostacolare lo sviluppo della copertura vegetale. Da questo punto di vista, l'utilizzo di ammendanti è spesso essenziale; in questo caso è corretto definire la fitotecnologia col nome di fitostabilizzazione assistita

L'opportuna scelta dei trattamenti preventivi operati sul suolo in fase di avvio dell'intervento possono ottenere molteplici effetti positivi con un singolo ammendante, il quale può al contempo ridurre la biodisponibilità e mobilità di metalli pesanti e metalloidi nel suolo, correggere il pH del suolo per ottenere un valore adatto alla copertura vegetale che si intende installare, apportare nutrienti essenziali per la nutrizione delle piante e l'attivazione dell'attività microbica del suolo, consolidare il suolo e aumentarne l'aerazione e la ritenzione idrica.

La fitostabilizzazione dei suoli contaminati da metalli pesanti e metalloidi richiede delle specie tolleranti ad elevate concentrazioni ed altri tratti caratteristici che ne consentano la vegetazione in uno specifico sito. Le piante infatti, assorbono le frazioni biodisponibili degli inquinanti, immobilizzano gli stessi attraverso rizodeposizioni, e riducono la lisciviazione; l'efficacia di questi processi è garantita quando le piante si



trovano a vegetare in maniera ottimale. Per questi motivi, la scelta delle piante adatte per la fitostabilizzazione parte da essenze reperite sul sito, quindi già tolleranti agli inquinanti e adatte alla condizione pedoclimatica locale; si tratta in genere di piante spontanee a rapido accrescimento in grado di consentire un'efficiente e rapida copertura delle aree contaminate. Esempi di piante utilizzate per la fitostabilizzazione di siti contaminati sono *Festuca rubra* e *Agrostis capillaris*, per la loro elevata tolleranza ai metalli pesanti e la loro capacità fisiologica di escludere l'assorbimento degli stessi. Diversi cloni di salice (es. *Salix viminalis*) si sono altresì dimostrati adatti ad interventi di fitostabilizzazione, sebbene queste essenze arboree abbiano una maggiore sensibilità ai metalli pesanti; l'utilizzo di queste piante ha l'indubbio vantaggio di produrre biomassa con valore economico, oltre al fatto di avere un apparato radicale di grandi dimensioni e presentare elevata attività biochimica grazie alla interazione con batteri endofiti e micorrizze. Quando la copertura vegetale è sufficientemente densa, le radici delle piante riescono a colonizzare in modo efficiente il suolo riducendo significativamente il trasferimento di metalli pesanti e metallodi per erosione idraulica ed eolica, e mediante una progressiva organicazione di metalli e metallodi. Per dare un ordine di grandezza delle potenzialità della fitostabilizzazione, è stato riportato in vaste sperimentazioni di campo e di lungo corso che questa tecnologia è efficace come misura di messa in sicurezza di suoli di siti contaminati aventi concentrazioni di metalli pesanti e metallodi nell'ordine di: 120 mg kg⁻¹ per Cd, 2600 mg kg⁻¹ per Cu, 270 mg kg⁻¹ per Ni, 4200 mg kg⁻¹ per Pb, 12000 mg kg⁻¹ per Zn.

Fra i vantaggi, la fitostabilizzazione porta ad un incremento della fertilità biologica del suolo con ripercussioni positive sulla funzionalità ecologica. L'azione combinata di un'efficiente stabilizzazione di metalli pesanti e metallodi, del riequilibrio del pH e dell'apporto di nutrienti grazie all'uso di ammendanti e alle piante stesse, si ripristinano in tempi molto rapidi i flussi dei nutrienti riducendo progressivamente la necessità di ulteriori input per il mantenimento del sito in fase di trattamento (Chaudri et al., 1992; Smith, 1997; Broos et al., 2004).

Un aspetto importante nella progettazione di interventi di fitostabilizzazione è la selezione degli ammendanti da aggiungere al suolo nel caso si renda necessario ridurre la loro eccessiva biodisponibilità, che rischia di rendere difficoltosa l'attecchimento della vegetazione. La scelta degli ammendanti, sia organici che inorganici, dipende innanzitutto dagli inquinanti che si vogliono stabilizzare nel suolo. Gli ammendanti organici maggiormente utilizzati sono compost e fanghi di depurazione, che oltre ad avere elevata affinità per i metalli pesanti apportano anche nutrienti, mentre tra gli inorganici quelli maggiormente utilizzati sono scorie delle lavorazioni metallurgiche (e.s. scorie di Thomas) oppure minerali contenenti Fe, Ca e P (es. ceneri di fondo, ceneri di combustione) che oltre a fissare metalli pesanti e metallodi possono anche correggere il pH del suolo a causa della loro elevata alcalinità.

L'utilizzo di ammendanti organici quali compost e fanghi di depurazione stabilizzati è necessario in suoli di aree antropizzate caratterizzati da carenza di nutrienti essenziali quali N e P, e anche quando sia necessario migliorare la struttura del



suolo. Tra gli ammendanti inorganici che si sono dimostrati più efficienti negli interventi di fitostabilizzazione a scala di campo si possono considerare:

- la calcina sottoprodotto della lavorazione della barbabietola da zucchero che ha un pH alcalino e una elevata capacità di scambio cationico;
- i fanghi rossi sottoprodotto della produzione di Al, fortemente alcalino e ricco in Fe (25-40%) ed ossidi di Al (15-20%);
- minerali a maggior ordine cristallino quali alluminosilicati e zeoliti che agiscono sia per scambio ionico sia come setacci molecolari a causa della loro microporosità (Oste et al., 2002);
- i minerali di fosforo come l'apatite che possono formare minerali insolubili per reazione con i metalli pesanti (es. hydroxypyromorphite) (Knox et al., 2006);
- ossidi di Mn, Fe e Al (Manceau et al., 2002) e il Fe zerovalente (Fe⁰). Questi materiali sono utilizzati come particelle fini (es < 0.05 mm) che reagiscono rapidamente con i metalli pesanti e metalloidi formando complessi insolubili.

Gli ammendanti inorganici ed organici possono essere utilizzati sia da soli che in combinazione a seconda dello scenario d'intervento. Gli ammendanti vengono aggiunti dopo la caratterizzazione del suolo sulla base degli obiettivi da raggiungere. Al solo scopo di fornire un ordine di grandezza, un suolo contaminato da Cu con concentrazioni dell'ordine di 2000 mg kg⁻¹ a causa di processi di impregnazione del legno, può essere avviato a fitostabilizzazione con cloni di pioppo e salice da biomassa dopo aggiunta nello strato 0-15 cm di miscele di compost-CaO oppure compost-Fe⁰, entrambi nelle misure del 5%-1%. Questi tassi di ammendante consentono di ridurre la concentrazione di Cu in soluzione a valori paragonabili a quelle di un suolo non inquinato, riducendone il tasso di lisciviazione verso le acque superficiali e riducendo la tossicità del suolo nei confronti di piante e microorganismi. Inoltre, queste tipologie di ammendante aumentano anche la coesione del suolo e l'infiltrazione dell'acqua riducendo l'erosione del suolo.

Circa l'efficacia della fitostabilizzazione, esiste una letteratura scientifica vastissima, che ne dimostra l'applicabilità ad un ampio spettro di siti contaminati (suoli agrari, siti industriali e minerari, etc.), e condizioni pedo-climatiche (ambienti freddi e umidi, caldi e aridi, etc.). L'efficienza della fitostabilizzazione è stata comprovata da un elevato numero di esperienze condotte in tutte le aree del mondo su larga scala. Nella maggior parte dei casi, l'efficienza della fitostabilizzazione è stata valutata con i metodi chimici di analisi del suolo, secondo i protocolli standard internazionali o dei singoli paesi (Peijnenburg et al., 2007). Tali protocolli, pur essendo basati su estrazioni chimiche singole o sequenziali con solventi deboli (es. acqua, soluzioni saline diluite) o solventi a forza e selettività crescente (HCl, NH₂OH, acidi organici diluiti, EDTA, DTPA), hanno fornito indicazioni univoche sulla efficienza e stabilità dell'azione combinata di piante e ammendanti negli



interventi di fitostabilizzazione esaminati. L'efficienza della fitostabilizzazione, può essere valutata dalla diminuzione delle frazioni mobili e biodisponibili nei suoli trattati con questa tecnologia.

Ad esempio, la riduzione della biodisponibilità in suoli trattati mediante piante e amendanti è stata dimostrata per suoli contaminati da Ni (Tibarzawa et al., 2001), in suoli contaminati da Cd, Cu, Pb e Zn (Lombi et al., 2002a, b), in suoli contaminati da Pb (Gebelen et al., 2003). Risultati incoraggianti in termini di riduzione della biodisponibilità sono stati confermati dalla diminuzione significativa riscontrata in suoli bonificati mediante fitostabilizzazione sottoposti ai test standard di tossicità, basati sull'utilizzo di microalghe (*P. subcapitata*, NFT 90-375), piante (*L. sativa*, ISO, 1995), micro-crostacei (*D. magna* NFT 90-376), lombrichi (*E. fetida*, ISO 11268-1) e batteri (*V. fischeri*, NF EN ISO 11348-3).

L'aspetto più importante che può limitare l'utilizzo della fitostabilizzazione come intervento di ripristino ambientale è il fatto che questa tecnologia non riduce la concentrazione totale di metalli pesanti e metalloidi nei suoli contaminati, se non in tempi molto lunghi. Questo aspetto è stato in contrasto con la direzione degli interventi auspicata dal quadro normativo di riferimento. Per quanto detto in precedenza e come dimostra la vasta letteratura scientifica sull'argomento, la transizione da un'applicazione rigida dei limiti tabellari dell'attuale normativa verso interventi maggiormente basati sull'analisi del rischio consentirà in maniera crescente di considerare la fitostabilizzazione come una tecnologia adatta ad interventi di messa in sicurezza. Questo cambio di orientamento richiede l'applicazione del concetto di biodisponibilità nell'ambito normativo e la maggiore considerazione dei modelli di interazione che determinano l'esposizione degli organismi viventi ai suoli contaminati. Un ulteriore aspetto molto importante prendere in considerazione negli interventi di fitostabilizzazione è su questi siti (alla cui approfondita trattazione si rimanda al capitolo 4). La classificazione della biomassa prodotta negli interventi di fitostabilizzazione come rifiuto pericoloso, com'è oggi sulla base della direttiva sui rifiuti pericolosi, rappresenta un serio limite all'implementazione di questa tecnologia. Al contrario, la valorizzazione delle biomasse da interventi di fitostabilizzazione come biomassa da bioenergia e foraggio, materie prime per chimica verde possono rappresentare un elemento di incentivazione all'utilizzo della fitostabilizzazione come tecnica di messa in sicurezza di suoli e siti contaminati. È molto importante sottolineare che ad oggi non esiste una vera agronomia per la gestione ottimale di suoli e siti contaminati (Kidd et al., 2015), pertanto l'implementazione di interventi di fitostabilizzazione richiede l'intervento di professionalità ad elevata specializzazione.

2.6.2 Il Fitocapping

Il fitocapping, anche identificabile con la dizione copertura evapotraspirativa (ET-cover), è una fitotecnologia che trova applicazione nella copertura finale di discariche e per la messa in sicurezza, anche temporanea, di siti con sorgenti primarie di contaminazione esposte alla percolazione di acque meteoriche. Il fito-



capping si basa sull'impiego di piante superiori (arboree, arbustive ed erbacee) da inserire direttamente sulla copertura della discarica e/o del sito di intervento contaminato, riducendo o annullando l'impiego di materiali impermeabilizzanti come le argille, i geosintetici o teli di polimeri plastici ad alte densità.

In questi siti, i percolati alimentati dalle acque meteoriche, possono contenere sia composti inorganici che organici la cui presenza in termini di quantità e di qualità dipende da numerosi fattori: tipo di materiale, tipologia di stoccaggio, età della discarica e caratteristiche dell'ambiente nel quale essa è stata realizzata (Campana et al., 2013).

Le discariche rappresentano un pericolo per l'ambiente non solo per il rischio di contaminazione del suolo e delle falde ma anche per le emissioni di gas serra in atmosfera. Fra i numerosi gas che una discarica può rilasciare dalla superficie attraverso processi di decomposizione batterica, volatilizzazione e altre reazioni chimiche, il metano (CH_4) e il diossido di carbonio (CO_2) sono i gas più comuni e rappresentativi per il ruolo che rivestono sull'effetto serra e i cambiamenti climatici. Da studi condotti da Raco et al. (2010), CH_4 e CO_2 sono i gas da discarica maggiormente rilasciati: rappresentano in media dal 55% al 60% in termini di composizione e fino dal 40-45% in termini di volume.

Il blocco alla diffusione dei contaminanti si esplica attraverso la intercettazione dell'acqua meteorica mediata dalle chiome delle piante e la successiva regimazione idrica a livello del suolo. Tale regimazione è realizzata e dipende dall'attività evapotraspirativa delle piante e dalla influenza delle stesse sulle caratteristiche fisico-chimiche degli strati superficiali del suolo. Parte dell'acqua meteorica intercettata dalle chiome, non raggiunge il suolo ed evapora direttamente; la frazione che viene assorbita nel terreno viene evapotraspirata dalle piante dopo essere stata assorbita dalle radici; la restante parte rimane nel terreno di copertura (Lamb et al., 2014). La formazione di uno strato organico superficiale sul terreno, determinata dal progressivo accumularsi del fogliame e delle altre frazioni costituenti la lettiera, svolge inoltre un ruolo importante per ridurre il rischio di scorrimento superficiale e la formazione di fenomeni erosivi. L'effetto antierosivo della copertura vegetale è ulteriormente incrementato dalla intercettazione da parte delle chiome delle gocce di pioggia, con riduzione della loro energia cinetica e del successivo effetto sulla compattazione e destrutturazione del suolo.

L'efficienza del fitocapping dipende quindi sia dalla capacità evapotraspirativa delle piante che dalla capacità di ritenzione idrica del suolo (quindi dalla sua tessitura) e, in ultima analisi, dal clima che caratterizza l'area dove si colloca l'intervento. L'effetto contenitivo delle radici, favorisce inoltre la stabilità della copertura sia nei confronti dell'erosione idrica che eolica.

Fra i vantaggi del fitocapping, se pur ininfluenti dal punto di vista strettamente tecnico, vanno citati il miglioramento paesaggistico, il ruolo di assorbimento e immagazzinamento della CO_2 atmosferica, il miglioramento della qualità dell'aria sia con riduzione delle polveri sottili sia per l'assorbimento di inquinanti gassosi, nonché il contributo alla conservazione della biodiversità e alla creazione di nuovi habitat.



Ulteriore vantaggio del fitocapping è quello di favorire lo sviluppo di una comunità microbica aerobica capace di degradare il CH_4 prodotto dalla discarica limitandone il rilascio in atmosfera (Lamb et al., 2014). La regimazione idrica, inoltre, andando ad ostacolare la percolazione dell'acqua fino ai rifiuti accumulati nella discarica, limita anche la loro decomposizione e la generazione consecutiva di metano, di ossido di carbonio e dei gas la cui produzione è legata all'umidità del substrato. Il fitocapping presenta degli svantaggi legati al fatto che le piante stesse, per quanto performanti, hanno dei limiti fisiologici che non possono essere facilmente superati. In particolare, va tenuto in considerazione il fatto che il sistema pianta potrebbe non essere sufficiente a regimare gli apporti idrici originati dalle precipitazioni, e a prevenire quindi la percolazione. E' però possibile ovviare a questa limitazione, realizzando degli opportuni drenaggi per la raccolta dell'eccesso di acqua che può poi essere utilizzata per l'irrigazione superficiale nei periodi asciutti. In casi particolari e ben confinati, è anche possibile utilizzare per l'irrigazione il percolato della discarica, annullando quindi le uscite dal sistema.

Sulla base delle precedenti considerazioni, la scelta delle specie dovrà tener conto dei seguenti aspetti:

- clima e altre condizioni ambientali rilevanti per lo sviluppo e la stabilità della copertura
- inserimento paesaggistico e naturalistico
- rapidità di accrescimento e sviluppo della chioma
- capacità di sviluppo orizzontale e verticale dell'apparato radicale
- adeguati tassi di traspirazione in condizioni ottimali e nella stagione sfavorevole
- tolleranza al ristagno idrico e ad eventuali periodi aridi
- possibile impiego delle biomasse prodotte (ove rilevante)

Inoltre, considerata la molteplicità di fattori che possono intervenire negativamente sulla copertura vegetale, è opportuno preferire la creazione di sistemi complessi multispecifici, multistrato e con diversi cicli fenologici.

In relazione al contesto territoriale, alle dimensioni dell'area e alle esigenze delle comunità locali, l'intervento di fitocapping può essere primariamente orientato a favorire la continuità con gli altri elementi naturali presenti (aree habitat, corridoi ecologici), ovvero alla produzione di beni e servizi di interesse economico, sociale e ambientale: funzioni ricreative, produttive, assorbimento di contaminanti atmosferici, sequestro della CO_2 atmosferica.

Esempi di applicazione in Italia sono riportati nella sezione dedicata.



BIBLIOGRAFIA

- Alvarez, P.J.J., Illman, W.A., 2006. Bioremediation and Natural Attenuation, Wiley & Sons, New Jersey -U.S.A.
- An, L., Pan, Y., Wang, Z., Zhu, C., 2011. Heavy metal absorption status of five plant species in monoculture and intercropping. *Plant Soil* 345:237-245.
- APAT-ISS, 2007. Metodo per la determinazione sperimentale del coefficiente di ripartizione solido-liquido ai fini dell'utilizzo nei software per l'applicazione dell'analisi di rischio sanitari-ambientale sito-specifica ai siti contaminati (scaricabile al seguente link: www.isprambiente.gov.it/it/temi/siti-contaminati/analisi-di-rischio)
- Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Mench, M., Pietramellara, G., Nannipieri, P., Renella, G., 2009. Composition, biomass and activity of microflora, and leaf yields and foliar elemental concentrations of lettuce, after in situ stabilization of an arsenic-contaminated soil. *Applied Soil Ecology* 41, 351-359.
- Atlas, R.M., Bartha, R., 1992. Hydrocarbon biodegradation and oil-spill bioremediation. *Adv Microb Ecol* 12:287-338
- Baker, A.J.M., Whiting, S.N., 2002. In search of the Holy Grail – a further step in understanding metal hyperaccumulation? *New Phytologist* 155: 1-7.
- Banuelos, G.S., Ajwa, H.A., Mackey, L.L., Wu, C., Cook, S., Akohoue, S., 1997. Evaluation of different plant species used for phytoremediation of high soil selenium. *J. Environ. Qual.* 26: 639-646.
- Bert, V., Seuntjens, P., Dejonghe, W., Lacherez, S., Thuy, H.T., Vandecasteele, B., 2009. Phytoremediation as a management option for contaminated sediments in tidal marshes, flood control areas and dredged sediment landfill sites. *Environ Sci Pollut Res* 16:745-764.
- Bianchi, V., Ceccanti, B., 2010. A three components system (TRIAS) in the phytoremediation of polluted environmental matrices. *Toxicol Environ Chem* 92:477-493.
- Bittsánszky, A., et al., 2011. A case study: uptake and accumulation of persistent organic pollutants in Cucurbitaceae species. In Schröder, P., Collins, C.D. (Eds.), *Organic xenobiotics and plants*. Springer Netherlands, p. 77-85.
- Bongiovanni, S., Scagliarini, S., Santini, R., 1994. Utilizzo agronomico dei fanghi di depurazione. *Il Divulgatore* 5: 4-7.



Balouet, J-C., Oudijk, G., Smith, K.T., Petrisor, I., Grudd, H., Stocklassa, B., 2007. Applied Dendroecology and Environmental Forensics. Characterizing and Age Dating Environmental Releases: Fundamentals and Case Studies. Environ. Forensics 8:1-17

Balouet, J-C, Burken, J. G., Karg, F., Vroblesky, D.A., Smith, K. T., Grudd, H., Rindby, A., Beaujard, F., Chalot, M., 2012. Dendrochemistry of Multiple Releases of Chlorinated Solvents at a Former Industrial Site. Environ. Sci. Technol. 46: 9541-9547

Burken, J. G., Vroblesky, D. A., Balouet, J. G., 2011. Phytoforensics, Dendrochemistry, and Phytoscreening: New Green Tools for Delineating Contaminants from Past and Present. Environ. Sci. Technol. 45: 6218-6226.

Broos, K., Uyttebroek, M., Mertens, J., Smolders, E., 2004. A survey of symbiotic nitrogen fixation by white clover grown on metal contaminated soils. Soil Biol. Biochem. , 36, 633-640.

Campagna, M., Mehmet, C., Yaman, F., Bestamin, O., 2013. Molecular Weight Distribution Of A Full-Scale Landfill Leachate Treatment By Membrane Bioreactor And Nanofiltration Membrane. Waste Management. 33: 866-870.

Ceccanti, B., Doni, S., Macci, C., Cercignani, G., Masciandaro, G., 2008. Characterization of stable humic-enzyme complexes of different soil ecosystems through analytical isoelectric focussing technique (IEF). Soil Biol. Biochem. 40 (9): 2174-2177.

Chaudhry, Q., Blom-Zandstra, M., Gupta, S., Joner, E.J., 2005. Utilizing the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. Environ. Sci. Pollut. Res.12: 34-48

Chaudri, A.M., McGrath S.P., Giller, K.E. 1992. Survival of the indigenous population of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* in soil spiked with Cd, Zn, Cu and Ni salts. Soil Biol. Biochem. 24: 625-632.

Clemente, R, Walker, D.J., Bernal, M.P., 2005. Uptake of heavy metals and As by Brassica juncea grown in a contaminated soil in Aznalcollar (Spain): the effect of soil amendments. Environ. Pollut. 138:46-58.

Clostre, F., Letourmy, P., Turpin, B., Carles, C., Lesueur-Jannoyer, M., 2014. Soil type and growing conditions influence uptake and translocation of organochlorine (chlordecone) by Cucurbitaceae species. Water, Air, & Soil Pollution 225 (10): 2153.

Corgié, S.C., Beguiristain, T., Leyval, C., 2004. Spatial distribution of bacterial com-



- munities and phenanthrene degradation in the rhizosphere of *Lolium perenne* L.. Appl. Environ. Microbiol. 70: 3552-3557.
- Cunningham, SD., Berti, WR., Huang, JWW., 1995. Phytoremediation of contaminated soils. Trends Biotechnol. 13: 393-397.
- Diwan, H., Ahmad, A., Iqbal, M., 2010. Uptake-related parameters as indices of phytoremediation potential. Biologia 65:1004-1011.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Ceccanti, B., Masciandaro, G., 2014. Factors controlling carbon metabolism and humification in different soil agroecosystems. Scientific World Journal. Article ID 416074: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/416074>.
- Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Arenella, M., Ceccanti, B., Masciandaro, G., 2012. In situ phytoremediation of a soil historically contaminated by metals, hydrocarbons and polychlorobiphenyls. J Environ Monit 14:1383-1390.
- Indicatori biologici. Ispra. ISPRA Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Web. 15 Febbraio 2016.
- Eapen, S., Singh, S., D'Souza, SF., 2007. Advances in development of transgenic plants for remediation of xenobiotic pollutants. Biotechnology Advances. 25: 442-451.
- Ellis, EC., Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. Front Ecol Environ 6(8): 439-447, doi: 10.1890/070062.
- EN 1231: Workplace atmospheres - Short term detector tube measurement systems - Requirements and test methods, 1996.
- EPA 5035A Closed-system Purge-and-Trap and extraction for volatile organics in soil and waste samples, 1-24, 2002.
- EPA 8260B Volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS), US Environmental Protection Agency, 1996.
- EPA 8260C Volatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS), US Environmental Protection Agency, 2006.
- Förstner, U., 1995. Non-linear release of metals from aquatic sediments. Salomons, W., Stigiliani, VM., (Eds.), Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments, Springer, pp. 247-307.
- Geebelen, W., Adriano, DC., van der Lelie, D., Menck, M., Covleer, R., Clijsters, H.,



Vangronsveld, J., 2003. Selected bioavailability assays to test the efficacy of amendment-induced immobilisation of lead in soils. *Plant and Soil* 249: 217-228.

Gerhardt, KE., Huang, XD., Glick, BR., Greenberg, BM., 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science*. 176: 20-30.

Gianfreda, L., Rao, MA., 2004. Potential extracellular enzymes in remediation: a review. *Enzyme Microb Technol*, 35: 339-354.

Glick, BR. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances* 21: 383-393.

Guo, LB., Gifford, RM., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.

Harmsen, J., Rulkens, W., Eijsackers H., 2005. Bioavailability: Concept for understanding or tool for predicting? *Land Contam. & Reclam.* 13: 161-171.

Holden, PA., Firestone, MK., 1997. Soil microorganisms in soil cleanup: how can we improve our understanding? *J. Environ. Qual.* 26: 32-40.

Jampasri, K., Pokethitiyook, P., Kruatrachue, M., Ounjai, P., Kumsopa, A., 2016. Phytoremediation of fuel oil and lead co-contaminated soil by *Chromolaena odorata* in association with *Micrococcus luteus*. *Int. J. Phytorem.* 18: 994-1001.

Kagalkar, AN., Jadhav, MU., Bapat, VA., Govindwar, SP., 2011. Phytodegradation of the triphenylmethane dye Malachite Green mediated by cell suspension cultures of *Blumea malcolmii* Hook. *Bioresour. Technol.* 102: 10312-10318.

Karavangeli, M., Labrou, NE., Clonis, YD., Tsaftaris A., 2005. Development of transgenic tobacco plants overexpressing maize glutathione S-transferase I for chloroacetanilide herbicides phytoremediation. *Biomol. Eng.* 22: 121-128.

Kumpiene, J., Ore, S., Renella, G., Mench, M., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2006. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper, and arsenic in soil. *Environ. Pollut.* 144: 62-69.

Kuiper, I., Lagendijk, EL., Bloemberg, GV., Lugtenberg, BJJ., 2004. Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *Mol. Plant Microbe Interact.* 17: 6-15.

Kabata-Pendias, A., 2010, *Trace Elements in Soils and Plants*, Fourth Edition, CRC Press



Kurumata, M., Takahashi, M., Sakamoto, A., Ramos, J.L., Nepovim, A., Vanek, T., Hirata, T., Morikawa, H., 2005. Tolerance to and uptake and degradation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) are enhanced by the expression of a bacterial nitroreductase gene in *Arabidopsis thaliana*. *Z Naturforsch C*. 60(3-4): 272-8.

ISS-INAIL, 2014. Banca Dati ISS-INAIL per Analisi di Rischio Sanitario Ambientale (www.iss.it/iasa/index.php?lang=1&tipo=%2040).

Lamb, D.T., Venkatraman, K., Bolan, N., Ashwath, N., Choppala, G., Naidu, R., 2014. Phytocapping: An Alternative Technology for the Sustainable Management of Landfill Sites. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 44:561-637.

Larsen, M., Burken, J., Machackova, J., Karlson, U.G. & Trapp, S., 2008. Using Tree Core Samples to Monitor Natural Attenuation and Plume Distribution After a PCE Spill. *Environ. Sci. Technol.* 42: 1711-1717.

Leigh, M.B., Prouzová, P., Macková, M., Macek, T., Nagle, D.P., Fletcher, J.S., 2006. Polychlorinated biphenyl (PCB)-degrading bacteria associated with trees in a PCB-contaminated site. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 2331-2342.

Luchetti L., Diligenti, A., 2014. Individuazione in tempo reale della contaminazione da solventi clorurati nel sottosuolo attraverso l'utilizzo *in vivo* di fiale colorimetriche negli alberi. *Il Bollettino degli Esperti Ambientali [BEA]* n.4.

Luchetti L., Diligenti A., Crescenzi E., Abbate M., 2015. Il campionamento e l'analisi dei tronchi di albero per stimare la distribuzione dei Composti Organici Volatili nel sottosuolo (*Phytoscreening*). REMTECH

Logan, T.J., Chaney, R., 1983. Metals. In: Page, A.L., Gleason, T.L., Smith, J.E., Iskandar, J.K., Sommers, L.E. (Eds.) *Utilization of municipal wastewater and sludge on land*. Riverside: University of California, p.235-326.

Lombi, E., Zhao, F.J., Wieshammer, G., Zhang, G.Y., McGrath, S.P., 2002a. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. *Environ. Pollut.* 118: 445-452.

Lombi, E., Zhao, F.J., Zhang, G.Y., Sun, B., Fitz, W., Zhang, H., McGrath, S.P. 2002b. In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. *Environ. Pollut.* 118: 435-443.

Maeir, R.M., Pepper, I.L., Gerba, P.C., 2000. *A textbook of environmental microbiology*. Academic Press, San Diego.



Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Ceccanti, B., Masciandaro, G., 2012. Bioremediation of polluted soil through the combined application of plants, earthworms and organic matter. *J. Environ. Monit.* 14: 2710-2717.

Madejón, E., Pérez-de-Mora, A., Felip, E., Burgos, P., Cabrera, F., 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environ. Pollut.* 139: 40-52.

Masciandaro, G., Di Biase, A., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R., Doni, S., 2014a. Phytoremediation of dredged marine sediment: Monitoring of chemical and biochemical processes contributing to sediment reclamation. *J. Environ. Manage.* 134: 166-174.

Masciandaro, G., Doni, S., Peruzzi, E., Macci, C., 2014b. Innovative Systems for the Biochemical Restoration and Monitoring of Degraded Soils (BIOREM LIFE I/ENV/IT/000113). The 9th European Conference on Ecological Restoration. Abstracts Ed. Anne Tolvanen and Anne-Maarit Hekkala. August 3-8, 2014, Oulu, Finland p. 189.

Matamala, R., Jastrow, J.D., Miller, R.M., Garten, C.T., 2008. Temporal changes in C and N stocks of restored prairie: implications for C sequestration strategies. *Ecological Applications* 18: 1470-1488.

McBride, M.B., 1994. *Environmental Chemistry of Soils*, Oxford University Press, New York, NY., pp. 336-337.

Meng, L., Qiao, M., Arp, H.P.H., 2010. Phytoremediation efficiency of a PAH-contaminated industrial soil using ryegrass, whiteclover, and celeryas mono- and mixed-cultures. *J. Soil Sediment* 11: 482-490.

Mench, M.J., Manceau, A., Vangronsveld, J., Clijsters, H., Mocquot, B., 2000. Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne zinc. *Agronomie* 20: 383-397.

Mench, M., Renella, G., Gelsomino, A., Landi, L., Nannipieri, P., 2006. Biochemical parameters and bacterial species richness in soils contaminated by sludge-borne metals and remediated with inorganic soil amendments. *Environ. Pollut.* 144: 24-31.

Moreira, I.T.A., Oliveira, O.M.C., Triguís, J.A., dos Santos, A.M.P., Queiroz, A.F.S., Martins, C.M.S., Silva, C.S. *et al.*, 2011. Phytoremediation using *Rizophoramangle* L. in mangrove sediments contaminated by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's). *Microchem. J.* 99: 376-382.



Morgan, RPC., 2005. Soil Erosion and Conservation. 3rd ed. Malden, MA: Blackwell Publishing Co.

Nannipieri, P., Bollag, J.-M., 1991. Use of enzymes to detoxify pesticide-contaminated soils and waters. *J. Environ. Qual.* 20: 510-517.

Nedunuri, KV., Banks, MK., Schwab, AP., Chen, Z., 2000. Evaluation of phytoremediation for field scale degradation of total petroleum hydrocarbons. *J. Environ. Eng.* 126: 483-490.

Newman, LA., Strand, SE., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Pivetz, BE., 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. EPA/540/S- 01/500.

Pandolfini, T., Gremigni, P., Gabbriellini, R., 1997. Biomonitoring of soil health by plants. In Pankhurst, CE., Doube, BM., Gupta, VVSR. (Eds.), *Biological indicators of soil health*. CAB International, New York. pp. 325-347.

Pankhurst, CE., 1997. Biodiversity of soil organisms as an indicator of soil health. In: Pankhurst, CE., Doube, BM., Gupta, VVSR. (Eds.), *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, pp. 297-324.

Peijnenburg, WJGM., Zablotskaja, M., Vijver, MG., 2007. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67: 163-179.

Petruzzelli, G., Pedron, F., Gorini, F., Pezzarossa, B., Tassi, E., Barbafieri, M., 2011. La biodisponibilità per valutare l'impiego della fitoestrazione. *Acqua & Aria* 2:12-17.

Petruzzelli, G., Pedron, F., Barbafieri, M., Tassi, E., Gorini, F., Rosellini I., 2012. Enhanced Bioavailable Contaminant Stripping: a Case Study of Hg Contaminated Soil. *Chem. Eng. Trans.* 28:211-216.

Pérez-Cruzado, C., Mansilla-Salineró, P., Rodríguez-Soalleiro, R., Merino, A., 2012. Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. *Plant Soil* 353: 333-353.

Piccolo, A., Pietramellara, G., Mbagwu, JSC., 1997. Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma* 75: 267-277.

Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56: 15-39.

Roy, M., McDonald, LM., 2015. Metal Uptake in Plants and Health Risk Assessments in Metal-Contaminated Smelter Soils. *Land Degradation & Development* 26 (8) : 785-792.



Schnoor, J.L., Licht, L.A., McCutcheon, S.C., Wolfe, L., Carreira, L.H., 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 29: 318-323.

Scullion, J., Malik, A., 2000. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Biol. Biochem.* 32:119-126.

Schumacher, J.G., Struckhoff, G.C., Burken, J.G., 2004. Assessment of subsurface chlorinated solvent contamination using tree cores at the Front Street site and a former dry cleaning facility at the Riverfront Superfund Site, New Haven, Missouri, 1999-2003. U. S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5049- 35.

Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R., 2001. Review: impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environ. Pollut.* 112: 269-283.

Sequi, P., 1989. *Chimica del suolo*. Patron editore, Bologna.

Siciliano, S.D., Germida, J.J., Banks, K., Greer, C.W., 2003. Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial. *Appl. Environ. Microbiol.* 69: 483-489.

Singh, V., Singh, P., Singh, N., 2016. Synergistic influence of *Vetiveria zizanioides* and selected rhizospheric microbial strains on remediation of endosulfan contaminated soil. *Ecotoxicology* 25: 1327. doi:10.1007/s10646-016-1685-z

Singh, S., Saxena, R., Pandey, K., Bhatt, K., Sinha, S., 2004a. Response of antioxidants in sunflower (*Helianthus annuus* L.) grown on different amendments of tannery sludge: its metal accumulation potential. *Chemosphere* 57:1663-1673.

Singh, S., Sinha, S., Saxena, R., Pandey, K., Bhatt, K., 2004b. Translocation of metals and its effects in the tomato plants grown on various amendment of tannery wastes: evidence for involvement of antioxidants. *Chemosphere* 57:91-99.

Smith, S.R., 1997. Rhizobium in soils contaminated with copper and zinc following the long-term application of sewage sludge and other organic wastes. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1475-1489.

Smith, K.E., Thullner, M., Wick, L.Y., Harms, H. (2009) Sorption to humic acids enhances polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation. *Environ Sci Technol*



43:7205-7211.

Sorek, A., Atzmon N., Dahan O., Gerstl Z., Kushisin, L., Laor, Y., Mingelgrin, U., Nasser, A., Ronen, D., Tsechansky, L., Weisbrod, N., Graber, ER., 2008. "Phyto-screening": the use of trees for discovering subsurface contamination by VOCs. *Environ. Sci. Technol.* 42 (2): 536-542.

Tibarzawa, C., Corbisier, P., Mench, M., Bossus, A., Solda, P. Mergeay, M., Wyns, L., van der Lelie, D., 2001. A microbial biosensor to predict bioavailable nickel in soil and its transfer to plants. *Environ. Pollut.* 113: 19-26.

Trapp, S., Algreen, M., Rein, A., Karlson, U., Holm, O., 2012. Phytoscreening with tree cores. In: Kästner, M., Brackeveld, M., Döberl, G., Cassiani, G., Petrangeli Papini, M., Leven-Pfister, C., van Ree, D. (eds), *Model-Driven Soil Probing, Site Assessment and Evaluation – Guidance Technologies*. Sapienza Università Editrice, 133-148.

Tu, C., Teng, Y., Luo, Y., Sun, X., Deng, S., Li, Z., Liu, W., Xu, Z., 2011. PCB removal, soil enzyme activities, and microbial community structures during the phytoremediation by alfalfa in field soils. *J. Soils Sediment* 11:649-656.

Valpassos, MAR., Maltoni, KL., Cassiolato, AMR., Nahas, E., 2007. Recovery of soil microbiological properties in a degraded area planted with *Corymbia citriodora* and *Leucaena leucocephala*. *Sci. Agric.* 64(1): 68-72.

Vangronsveld, J., Cunningham, SD., 1998. *Metal-contaminated soils: in-situ in-activation and phytoremediation*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

Vangronsveld, J., Colpaert, JV., VanTichelen, KK., 1996. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: Physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environ. Pollut.* 94: 131-140.

Vassilev, A., Schwitguebel, JP., Thewys, T., van der Lelie, D., Vangronsveld, J., 2004. The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *The Scientific World Journal* 4: 9-34.

Vervaeke, P., Luysaert, S., Mertens, J., Meers, E., Tack, FMG., Lust, N., 2003. Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environ. Pollut.* 126:275-282.

Vroblesky, DA., Nietch, CT., Morris, JT., 1999. Chlorinated Ethenes from Groundwater in Tree Trunks. *Environ. Sci. Technol.* 3: 510-515.

Vroblesky, DA., Clinton, BD., Vose, JM., Casey, CC., Harvey, GJ., Bradley, PM., 2004.



Ground Water Chlorinated Ethenes in Tree Trunks: Case Studies, Influence of Recharge, and Potential Degradation Mechanism. *Groundwater Monit. Rem.* 24 (3): 124-138.

Vroblesky, DA., 2008. User's guide to the collection and analysis of tree cores to assess the distribution of subsurface volatile organic compounds: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5088.

Wang, L., Samac, DA., Shapir, A., Wackett, CP., Vance, LP., Olszewski, NE., et al., 2005. Biodegradation of atrazine in transgenic plants expressing a modified bacterial atrazine chlorohydrolase (*atzA*) gene. *Plant Biotech. J.* 3: 475-486.



3. Valutazione della sostenibilità di un intervento di phytoremediation e strumenti di supporto alle decisioni

3.1 Quadro di Riferimento Generale per una Bonifica Sostenibile

Questa sezione fornisce una sintesi del quadro di riferimento rispetto all'applicazione della sostenibilità nella gestione di un sito contaminato in Italia così come proposto nel Libro Bianco "La Sostenibilità delle Bonifiche in Italia" (SuRF Italy, 2014).

3.1.1 Definizione di una Bonifica Sostenibile

Nel 1987 i lavori della commissione ONU sull'ambiente e lo sviluppo (World Commission on Environment and Development, WCED) presieduta da Gro Harlem Brundtland definiscono come sostenibile uno "sviluppo in grado di soddisfare le necessità del presente senza compromettere la possibilità per le future generazioni di soddisfare le proprie necessità". (Brundtland, 1987).

Tale concetto fondamentale trova di seguito declinazione in molti campi economici, tra cui, in anni recenti, quello delle bonifiche di siti contaminati. Se da un lato le attività di recupero sono, infatti, ritenute "benefiche" per la protezione della salute umana ed il recupero del valore ecologico di un'area, esse comportano necessariamente degli impatti, negativi o positivi dal punto di vista ambientale, economico e sociale, che devono essere pesati per una scelta ottimale degli interventi. Va quindi sempre tenuto a mente che ogni intervento, anche se con finalità ambientale comporta impatti sull'ambiente stesso.

Le definizioni di bonifica sostenibile vengono elaborate principalmente da gruppi o organizzazioni nati negli ultimi anni proprio sul tema specifico. Se ne riportano alcuni esempi qui di seguito, per i quali la bonifica sostenibile viene definita come:

- Quella che "utilizza una o più tecnologie in combinazione tale che il beneficio complessivo nei confronti della salute umana e dell'ambiente sia reso massimo attraverso un uso accorto di risorse limitate" (SuRF US, 2009).
- "La pratica di dimostrare, in termini di indicatori ambientali, sociali ed economici, che il beneficio dell'azione di bonifica sia superiore all'impatto dell'azione stessa e che la soluzione ottimale di bonifica venga selezionata attraverso un percorso decisionale equilibrato" (SuRF UK - CL:AIRE 2010).
- Quella che "rappresenti la migliore soluzione in considerazione di fattori ambientali, economici e sociali, così come concordato fra le parti interessate" (NICOLE, 2010).
- "Il processo di gestione e bonifica di un sito contaminato, finalizzato ad identificare la migliore soluzione, che massimizzi i benefici della sua esecuzione dal punto di vista ambientale, economico e sociale, tramite un processo decisionale condiviso con i portatori di interesse". (SuRF Italy, 2014)

Vengono quindi evidenziati i seguenti fattori:



- L'importanza di considerare i 3 ambiti (ambientale, economico e sociale);
- La necessità di coinvolgere gli stakeholders;
- La necessità di disporre di un processo decisionale che guidi la scelta in modo condiviso.

Dunque, i concetti fondamentali espressi dalla commissione Brundtland trovano espressione nel contesto USA in un'accezione fondamentale mirata a prediligere l'aspetto ambientale e di salvaguardia delle risorse, mentre in Europa si vogliono ricercare l'ottimo tra aspetti ambientali, sociali ed economici, traguardando la salvaguardia della salute umana e dell'ambiente attraverso un percorso che miri all'uso ottimale delle risorse e al massimo vantaggio del territorio nel quale si opera. Ciò significa che l'intervento maggiormente sostenibile non è necessariamente quello che riporta l'ambiente allo stato originario prima della contaminazione.

Il diagramma riportato in Figura 3.1 esemplifica i concetti sopra esposti:



Fig. 3.1: Rappresentazione dell'ambito di sostenibilità derivante dall'integrazione degli aspetti sociali, ambientali ed economici (SuRF UK)

Già nel 2002, in ambito NICOLE (Network of Industrially Contaminated Land in Europe), viene sottolineato che il miglior beneficio ambientale complessivo nella gestione del rischio derivante da un sito contaminato, si ottiene indirizzando gli



sforzi e l'impegno economico secondo le risultanze dell'Analisi di Rischio, considerata come lo strumento più oggettivo, strutturato e trasparente per individuare le azioni più efficaci da intraprendere (NICOLE, 2002). Il concetto viene ripreso nel 2013 dalla dichiarazione congiunta NICOLE-COMMON FORUM secondo la quale la bonifica sostenibile si sviluppa a partire dalla gestione basata sul rischio dei siti contaminati. (NICOLE e COMMON FORUM, 2013).

Dunque, un percorso di bonifica improntato ai principi della sostenibilità, assicurando il raggiungimento degli obiettivi previsti dalla normativa vigente attraverso una corretta gestione ed una minimizzazione del rischio per la salute umana e l'ambiente, mirerà a:

- Identificare gli impatti e i benefici ambientali, sociali ed economici delle diverse opzioni di intervento;
- Contribuire allo sviluppo sostenibile, anche in considerazione delle politiche europee in termini di cambiamento climatico ed efficienza delle risorse;
- Adottare le soluzioni più favorevoli ad una gestione di lungo termine ed in grado di ottimizzare l'impiego di risorse ambientali, sociali ed economiche.

Il concetto di gestione di un sito contaminato in un ambito di sostenibilità trova una naturale evoluzione nella prospettiva di rigenerazione o riqualificazione dei territori compromessi o abbandonati, in un'ottica di sviluppo che non implichi il consumo di nuovo territorio.

Altro aspetto fondamentale della bonifica sostenibile è il coinvolgimento degli stakeholder presenti in un determinato territorio nel processo decisionale, che può essere conseguito proficuamente solo attraverso percorsi di informazione e comunicazione connotati da trasparenza e completezza.

Il territorio potrà essere coinvolto a vari livelli: dagli abitanti delle aree limitrofe al sito contaminato ed interessato dalle operazioni di bonifica, alle organizzazioni attive sul territorio, ai gestori del sito, ai consulenti, alla comunità scientifica radicata sul territorio.

3.1.2 Principi chiave a supporto del processo decisionale

È possibile identificare una serie di principi chiave, associati alla bonifica sostenibile, che dovrebbero essere inclusi da parte dei soggetti coinvolti nella fase di progettazione, implementazione e resa documentale.

L'equilibrio tra costi e benefici nella ricerca della migliore soluzione, tenendo in considerazione la dimensione ambientale, sociale ed economica, deve essere eseguita soddisfacendo i principi chiave sotto riportati.

- **Principio 1:** Protezione della salute umana e dell'ambiente, nel presente e nello



stato futuro, considerando la destinazione d'uso del sito minimizzando gli impatti sull'ambiente sin dalla fase di realizzazione.

- **Principio 2:** Procedure di lavoro sicure. La bonifica di un sito deve garantire la sicurezza per i lavoratori e per le comunità locali.
- **Principio 3:** Scelte coerenti, chiare e riproducibili, basate sull'evidenza.
- **Principio 4:** Documentazione trasparente. Ogni aspetto sulla scelta della bonifica deve essere documentato in maniera chiara, al fine di permettere a tutte le parti interessate di capire i motivi alla base delle scelte adottate.
- **Principio 5:** Coinvolgimento degli stakeholder. Tutti i soggetti coinvolti in senso lato nella progettazione e realizzazione di una bonifica devono essere coinvolti e il loro punti di vista devono essere eventualmente integrati nel processo decisionale.

3.1.3 Indicatori di sostenibilità

Nell'ambito della bonifica, un indicatore può essere definito come una caratteristica che rappresenti un impatto sulla sostenibilità e che possa essere utilizzata per confrontare e valutare strategie di bonifica alternative tra loro.

Pertanto, un indicatore deve essere misurabile o quantomeno comparabile per consentire la sua valutazione. Quando un indicatore è misurabile ad esso viene associata una metrica (ad esempio, nel contesto ambientale, un indicatore può essere il quantitativo di terreno recuperato, la metrica associata le tonnellate di terreno recuperato).

Essendo la sostenibilità un concetto che comprende aspetti ambientali, sociali ed economici, i parametri che potrebbero essere identificati come indicatori sono molteplici; per alcuni ambiti (in particolare la dimensione sociale), può essere difficile identificare delle "metriche" ovvero degli indicatori che siano effettivamente misurabili.

In assenza di metriche quantitative già esistenti, può essere necessario definire delle scale graduate in modo quanto più obiettivo e ripercorribile possibile, per valutare indicatori di tipo qualitativo, o non facilmente riconducibili a misure standard (ad esempio - benessere o grado di accettazione di un intervento da parte della popolazione circostante un sito soggetto a bonifica).

3.1.3.1 I principali indicatori delle bonifiche sostenibili

Esiste un gruppo di indicatori principali che può essere utilizzato come primo punto di riferimento per iniziare un'analisi di sostenibilità applicata a una bonifica. Nati da un accurato studio di letteratura, al fine di facilitare e supportare il processo decisionale e progettuale legato alla sostenibilità delle bonifiche, questi indicatori comprendono parametri scelti ad ampio spettro, che possono essere applicati per progetti di natura molto diversa e per fasi diverse.



Ambientali	Sociali	Economici
Aria	Salute e Sicurezza per l'uomo	Costi e benefici economici diretti
Suolo e Sottosuolo	Etica e Uguaglianza (ad es. trasferimento degli impatti sulle future generazioni, trasparenza della catena di fornitura.)	Costi e benefici economici indiretti
Acqua di falda e superficiale	Vicinato	Occupazione lavorativa
Ecologia	Comunità locali e loro coinvolgimento	Costi e benefici economici indotti
Risorse naturali e rifiuti	Incertezze e Evidenze	Durata del progetto e flessibilità
^a Annex 1: The SuRF UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment (November 2011)		

Tab. 3.1: gruppo di indicatori principali in relazione ai domini della sostenibilità

Nella fase di scelta degli indicatori adatti nella descrizione degli impatti di un progetto di bonifica, è possibile aggiungere ulteriori elementi non presenti in Tabella 3.1 condividendo gli aspetti aggiuntivi insieme ai portatori di interesse, mantenendo quindi saldi i principi chiave del paragrafo 3.1.

Nelle Tabelle 3-2, 3-3 e 3-4 vengono elencati una serie di indicatori selezionabili per i differenti ambiti e relative categorie, da non considerare prescrittiva né esaustiva.





	CATEGORIE	INDICATORI
AMBITO AMBIENTALE	Aria	Emissione di gas serra (Es. CO ₂ , CH ₄ , NO _x , SO _x)
		Riscaldamento globale (CO ₂ eq.)
		Riduzione dello strato di ozono (Kg CFC11 eq)
		Ossidazione fotochimica (Kg C ₂ H ₄ eq)
		Water footprint (impronta idrica)
	Acqua	Emissione in corpi idrici superficiali (Es. COD, BOD, Nutrienti, ecc.)
		Emissione in fognatura
		Stato di qualità di un corpo idrico
		Abbassamento di livello del corpo idrico
		Acidificazione
		Collettamento/Raccolta acque di pioggia
		Recupero per irrigazione/scopi industriali
		Eutrofizzazione
		AMBITO AMBIENTALE
Impermeabilizzazione, Salinizzazione, Diminuzione di materia organica		
Impatti su aree naturali protette (es. introduzione di specie alloctone)		
Cambiamenti nella struttura della comunità ecologica		
Utilizzo di strumentazione interferenti con la flora/fauna		
Materiali & Rifiuti	Consumo di acqua	
	Quantità di rifiuti prodotti (pericolosi e non pericolosi)	
	Modalità di smaltimento/recupero rifiuti	
	Quantità di materie prime raffinate utilizzate (chemicals, nutrienti, ammendanti, plastiche, cemento ecc...)	
	Quantità di materie prime non raffinate utilizzate (terre di riempimento, bentonite ecc...)	
	Quantità di materie prime (raffinate e non) riciclate (es. rigenerazione di carboni attivi ecc...)	
	Risorse fossili	
	Quantità di rifiuti riciclati/recuperati	
Energia	Quantità di energia utilizzata	
	Quantità di energia utilizzata derivante da fonti rinnovabili	
Intrusività	Rischio di allagamenti	
	Alterazione del paesaggio	

Tab. 3.2: indicatori per l'Ambito Ambientale





	CATEGORIE	INDICATORI
AMBITO SOCIALE	Salute e Sicurezza	Efficacia in termini di mitigazione dei rischi sanitari-ambientali
		Gestione dei rischi per i lavoratori (inclusi rilasci di polveri/aerosol dalle attività di bonifica)
	Etica ed Equità	Valutazione di tematiche inerenti la giustizia sociale/equità
		Conformità al principio “Chi inquina paga”
		Rispetto dell'equità intergenerazionale (l'inquinamento è ricondotto a livelli di accettabilità o potrà impattare generazioni future?)
	Impatti a scala locale e/o Regionale	Modalità di gestione dei processi di procurement (incarico diretto/gare di appalto)
Conservazione di beni storici/architettonici/archeologici		
AMBITO SOCIALE	Coinvolgimento e soddisfazione della Comunità	Effetti del progetto sulla cultura locale
		Impatti del progetto sulla possibilità di accedere a servizi pubblici
		Grado di coinvolgimento della comunità nel processo decisionale
	Conformità legislativa e agli obiettivi	Trasparenza della comunicazione
		Conformità dei lavori e degli obiettivi alle normative, standard tecnici e pratiche di buona gestione
	Incertezze	Come è stato portato avanti il processo di valutazione della sostenibilità?
		Qual è la qualità delle caratterizzazioni condotte, dei piani previsti, delle modalità di trattamento e validazione dei dati?
		Grado di flessibilità del progetto

Tab. 3.3: indicatori per l'Ambito Sociale



	CATEGORIE	INDICATORI
AMBITO ECONOMICO	Costi diretti & Benefici	Costi Fissi
		Costi Operativi
		Aumento del valore del sito al fine di facilitarne lo sviluppo futuro
		Gestione del rischio di progetto
	Costi indiretti & Benefici	Benefici o impatti indiretti sul lungo termine (es. variazione del valore del sito a seguito della riqualificazione)
		Costi legati a pratiche legali/amministrative
		Ricadute in termini di immagine
	Occupazione	Creazione di nuovi posti di lavoro
		Livello di occupazione nel medio e lungo termine
		Grado di innovazione e acquisizione di nuove competenze
	Andamento generale	Creazione di opportunità per nuovi investimenti
		Schemi di finanziamento
		Influenza su altri progetti nell'area
	Durata e rischi del progetto	Vincoli ambientali, contrattuali, di fornitura
		Rischio tecnologico (tecnologie innovative/consolidate)
		Durata nella gestione dei rischi ambientali (es. è limitata in caso di sistemi di messa in sicurezza)
		Fattori impattanti sull'efficacia della bonifica
	Flessibilità	Flessibilità del progetto in termini di risposta a fattori mutevoli (es. nuova contaminazione)

Tab. 3 4: indicatori per l'Ambito Economico

3.1.3.2 Indicatori quantitativi e qualitativi

Un indicatore deve essere misurabile o quantomeno comparabile per consentire la sua valutazione.

Nei domini ambientale, sociale ed economico risultano essere presenti:

- Indicatori **quantitativi**, quando essi possono essere espressi in numeri in una scala di misura;
- Indicatori **qualitativi**, quando la loro valutazione si basa su una scala di qualità, corrispondente a livelli diversi di impatto.

In particolare nell'ambito sociale, le metriche possono essere molto soggettive e pertanto si rende necessario interpellare un ampio spettro di stakeholders per rispettare i principi di trasparenza e riproducibilità.



Nonostante le difficoltà insite nelle diverse modalità di misurazione/valutazione, esistono modalità di integrazione delle varie dimensioni per fornire una misura globale da utilizzare nella valutazione della sostenibilità di un progetto di bonifica; i metodi più comuni, mutuati da altri settori socio-economici, comprendono:

- Valutazioni qualitative;
- Analisi costi-benefici (CBA);
- Analisi multi-criterio (MCA).

Tutti questi metodi si basano sulla generazione di matrici di confronto e sull'assegnazione di pesi ai vari indicatori per renderli tra loro omogenei. Una successiva analisi di sensibilità può rivelare che un approccio è sempre la soluzione ottimale o può identificare quali parametri sono i più influenti e dove concentrare ulteriori sforzi per ridurre l'incertezza.

I soggetti che si occupano di bonifiche, hanno l'opportunità di sviluppare e concordare un insieme comune di indicatori che possano essere utilizzati per selezionare le alternative e monitorare l'efficacia delle tecniche nel misurare il raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità. È indispensabile che le metriche di bonifica abbiano un'ampia accettazione dalle parti interessate nella bonifica.

3.1.4 Approcci di applicazione dei principi della bonifica sostenibile

Per le valutazioni di sostenibilità sono possibili più approcci con diversi gradi di approfondimento, in funzione della dimensione dell'area impattata e della complessità dell'intervento di bonifica / livello di rischio dei siti.

La valutazione di sostenibilità rappresenta uno strumento di supporto manageriale alla definizione del progetto di bonifica (a disposizione dei soggetti coinvolti).

Prima di intraprendere l'analisi/valutazione di sostenibilità è utile verificare le esigenze di analisi; determinati vincoli imprescindibili (sia da parte del proponente che in considerazione del contesto esterno) o altri elementi già definiti a priori (similitudini fra siti) potrebbero, infatti, indicare esigenze diverse di impostazione dell'approccio.

A livello internazionale vengono generalmente distinti tre livelli di approccio alla valutazione di sostenibilità in relazione alle due categorie citate (dimensione e complessità/rischio) e dunque, è possibile, attraverso il grafico di Figura 3.2 (SuRF Italy, 2015), individuare il livello suggerito di approccio alla valutazione di sostenibilità.

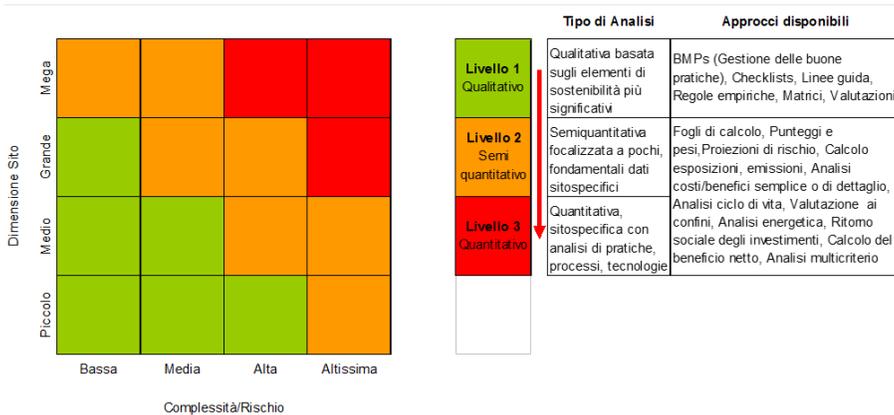


Fig. 3.2: Livello di approfondimento dell'analisi di sostenibilità in funzione delle categorie di dimensione [piccolo <1 ha; medio 1-10 ha; grande 10-100 ha; mega >100 ha] e complessità/rischio del sito

Il primo livello

E' sostanzialmente qualitativo, ma risulta determinante in quanto, se ritenuto adeguato nel supporto alla decisione, rende superflui approcci più gravosi di tipo semiquantitativo e quantitativo.

E' opportuno ricordare che, indipendentemente dal livello di complessità dell'approccio alla valutazione di sostenibilità, è comunque necessario intraprendere una fase di inquadramento (spazio / temporale) e pianificazione delle attività già relativamente approfondita.

Occorre implementare, ad ogni stadio del processo di bonifica, buone prassi ("Best Management Practices" o BMPs) atte a ridurre gli impatti negativi e ad apportare miglioramenti nei tre domini di sostenibilità. Le BMP non entrano nella scelta del tipo di tecnologia (ce ne sono anche per "scavo e smaltimento") ma hanno l'obiettivo di minimizzare l'impatto globale, intervenendo in tutte le fasi dell'implementazione.

Il percorso inizia dall'identificazione/pianificazione delle specifiche attività necessarie al raggiungimento degli obiettivi del progetto di bonifica; la successiva analisi porterà all'individuazione dei potenziali ritorni, in termini di sostenibilità e delle azioni da implementare per ottenerli.

Per le varie attività individuate vengono definite le strategie dell'approccio e le informazioni disponibili.

Utilizzando una classica check-list di indicatori è possibile individuare per ogni attività i potenziali impatti/benefici per ogni indicatore.

Qualora il primo livello prescelto non "risolve" la scelta fra le varie alternative de-



finite o non risulti adeguato alla complessità o dimensioni del progetto, occorrerà predisporre al successivo livello definendo un adeguato piano di acquisizione dati.

Il secondo livello

La valutazione di secondo livello combina l'applicazione del primo livello con una valutazione semiquantitativa. La valutazione qualitativa serve ad individuare vantaggi/svantaggi associati ad ognuna delle strategie di bonifica o assegnare valori di giudizio alle differenti tecnologie per determinare la miglior strada da intraprendere. La valutazione semiquantitativa è perseguibile, utilizzando semplici approcci matematici (fogli di calcolo o altro) o strumenti informatici il cui utilizzo risulta "intuitivo". L'output di tale valutazione viene espresso in termini di pesi o di ranking delle varie strategie e approcci di bonifica sostenibile. Una valutazione preliminare potrà/dovrà essere oggetto di condivisione/revisione in base agli input degli "attori" coinvolti nel processo di bonifica.

Il terzo livello

La valutazione di terzo livello combina l'applicazione del primo livello con una rigorosa valutazione quantitativa spesso basata sull'analisi dell'impronta ecologica e/o sulla valutazione del ciclo di vita (LCA) delle opzioni progettuali individuate. Per quanto riguarda gli aspetti ambientali, gli strumenti a disposizione sono già decisamente evoluti. Tuttavia il modello da perseguire è quello che mira ad una valutazione integrata dei tre ambiti di sostenibilità e dunque anche ad un'analisi che possa definire l'accettabilità sociale di una determinata tecnologia e che, a partire dal "modello" produttivo locale, possa valorizzare la filiera magari attraendo nuove risorse. Necessitando di una quantificazione di numerosi indicatori, si tratta ovviamente di una valutazione più onerosa in termini di tempi/costi e richiede una professionalità ed esperienza comprovata nell'utilizzo degli strumenti di calcolo. I pesi appropriati dei vari elementi vanno condivisi e valutati con le parti in causa (stakeholder) prima di procedere allo sviluppo del calcolo. Indipendentemente dal livello utilizzato, la valutazione può concretizzarsi in un "output" che può essere definito come il "modello concettuale di sostenibilità" (vedi Figura 3.3) che esemplifichi i concetti chiave e prioritari per la scelta, quali l'utilizzo di energie rinnovabili, il riutilizzo delle risorse, la diminuzione dei rifiuti, lo sviluppo dell'indotto locale.

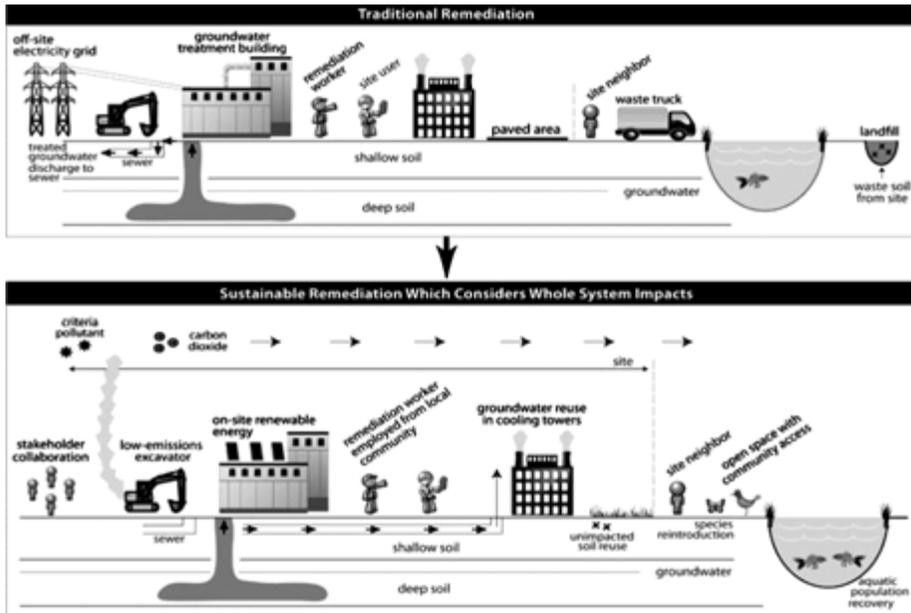


Fig. 3.3: esempio di modello concettuale di sostenibilita

3.1.5 Ostacoli ed impedimenti allo sviluppo dell'approccio di bonifica sostenibile

Lo sviluppo dell'approccio di bonifica sostenibile deve fronteggiare ostacoli ed impedimenti di natura tecnica, sociale, economica e normativa.

Sul versante tecnico il problema principale è probabilmente legato alla necessità di consolidare e standardizzare approcci metodologici e metriche per l'analisi di sostenibilità di piani e progetti di bonifica.

Oltre a ciò, è necessario sviluppare ulteriormente e rendere più robuste le tecnologie di intervento in situ caratterizzate da elevata sostenibilità (per consumo di risorse, richiesta energetica, durata della bonifica e associata possibilità di riutilizzo del sito, durante e/o al termine della bonifica), così come superare la resistenza di un mercato e di una prassi che tende a proporre e preferire soluzioni tradizionali, quali ad esempio:

- .Scavo, rimozione e smaltimento per la bonifica di terreni e sedimenti;
- .Barriere idrauliche con impianto di trattamento (pump & treat) per la falda.

Sul versante sociale, il tema principale da affrontare è quello di creare il consenso sulla soluzione a maggior grado di sostenibilità, sviluppando e implementando metodologie di valutazione che permettano di evidenziare in modo trasparente e corretto pro e contro delle diverse alternative.



Dal punto di vista economico, va evidenziata la frequente mancanza di incentivi diretti o indiretti ad adottare soluzioni innovative ed a minor impatto.

Infine, va evidenziata la mancanza, nel quadro normativo italiano, di strumenti di analisi di sostenibilità tecnica, sociale ed economica nella formulazione di piani e progetti di bonifica, con particolare riferimento alla fase di analisi delle alternative ed alle conseguenti difficoltà incontrate nel corso dell'iter amministrativo ed approvativo.

3.1.6 Approcci e strumenti disponibili

Il presente paragrafo mira ad offrire una presentazione degli approcci e degli strumenti attualmente disponibili ed utilizzati nel contesto internazionale per analizzare il grado di sostenibilità di un intervento di bonifica.

Come già avviene per diverse metodologie di analisi applicate in campo ambientale (ad esempio l'Analisi di Rischio), anche per la valutazione della sostenibilità degli interventi di bonifica viene raccomandata l'adozione di un approccio "tiered" (SuRF UK, 2010), che consiste in un metodo di analisi a livelli sempre più approfonditi, per ciascuno dei quali è stata sviluppata una serie di approcci e strumenti appositi che permettono di formulare delle valutazioni per il grado di dettaglio desiderato o necessario. Un approccio a più livelli permette di ottimizzare l'uso delle risorse a disposizione, evitando indagini e analisi eccessivamente approfondite laddove non ne venga prima dimostrata la necessità.

Il processo di valutazione della sostenibilità degli interventi di bonifica risulta essere alquanto complesso in quanto deve integrare aspetti ambientali, economici e sociali, spesso considerando diversi orizzonti spaziali e temporali. Pertanto si raccomanda che tale processo valutativo sia quanto più possibile strutturato, trasparente e ben documentato e che sia di conseguenza supportato da approcci e procedure il più possibile standardizzati e condivisi, se possibile già validati in contesti simili (EURODEMO, 2006; Spira, 2006). Inoltre, dal momento che vi sono diverse tipologie di stakeholder che possono essere a vario titolo coinvolti nel processo decisionale, risulta di fondamentale importanza identificare procedure e metodologie di analisi che offrano risultati trasparenti e riproducibili, nonché facilmente comunicabili.

I diversi approcci disponibili per l'analisi della sostenibilità di un processo di bonifica mirano a raggiungere tutti lo stesso scopo: valutare costi e benefici ambientali, sociali ed economici per una gamma di soluzioni di risanamento ambientale che permettono di raggiungere gli obiettivi di bonifica stabiliti (SuRF UK, 2010). Molti di questi approcci sono strumenti convenzionali per valutare l'efficienza di un processo e raramente sono stati sviluppati con l'obiettivo esplicito di valutare la sostenibilità degli interventi di bonifica, tuttavia possono essere un valido supporto nel caratterizzare specifici aspetti della sostenibilità (SuRF-US, 2009; Butler, 2011). Nel dettaglio tali approcci, misurando costi e benefici delle diverse tecnologie di bonifica, permettono di valutare se i benefici totali della tecnologia di bonifica in esame superano i costi e se, per le tecnologie grazie alle quali i benefici superano i costi, si riesce a raggiungere il massimo beneficio netto (SuRF UK, 2010). Queste valutazioni



devono di volta in volta adattarsi alle prescrizioni delle normative vigenti. Una classificazione degli approcci disponibili per valutare la sostenibilità degli interventi di bonifica è stata sviluppata dal network NICOLE (2012), secondo cui si possono individuare tre classi principali:

- “Framework tools” – sviluppati principalmente per progetti di costruzione di edifici o infrastrutture, sono framework sistematici per verificare se i principi della sostenibilità vengono rispettati nelle fasi di progettazione e di implementazione di un progetto. Possono essere basati su metodologie di “scoring/rating” e possono offrire utili suggerimenti nel contesto della bonifica per sviluppare processi valutativi simili.
- “Approcci e strumenti per la quantificazione degli impatti” – includono un ampio gruppo di approcci e strumenti per definire e misurare gli impatti (soprattutto ambientali e sanitari) di un processo di bonifica. Questo gruppo include approcci quali la valutazione di impatto ambientale, l'impronta ecologica, l'Analisi di Rischio, nonché tutti gli strumenti sviluppati appositamente per misurare la sostenibilità di un processo di bonifica.
- “Approcci e strumenti per supportare il processo decisionale” – si tratta in questo caso di approcci più completi basati su procedure validate e documentate (e.g. analisi costi/benefici; LCA) e implementati in strumenti software. Il loro scopo è quello di indirizzare il processo decisionale verso le soluzioni più sostenibili, supportando anche il coinvolgimento degli stakeholder nelle diverse fasi del processo. Spesso vengono applicati solo in parallelo ad un processo decisionale “tradizionale” che non prevede la valutazione della sostenibilità.

A titolo di esempio, in Tabella 3-5, viene riportata una lista non esaustiva, proposta da SuRF UK (2010) e integrata con gli approcci descritti in NICOLE (2012) e in SuRF US (2009), dei principali approcci che possono essere utilizzati per supportare l'analisi della sostenibilità di un processo di bonifica. Per ciascun approccio viene indicato quale dei tre “pilastri” della sostenibilità (ambientale, sociale, economico) permette di analizzare e per ciascuno di questi si specifica se l'approccio consenta di affrontare gli aspetti associati a tale pilastro o se si focalizzi su alcuni aspetti più specifici. Per esempio, l'approccio “carbon footprint” permette di analizzare solo alcuni aspetti della sostenibilità ambientale senza considerare per esempio gli impatti sulla funzionalità del suolo, sulla biodiversità e sul paesaggio, mentre tutti questi aspetti possono essere analizzati attraverso un approccio più ampio, come ad esempio l'analisi costi-benefici (SuRF UK, 2010). Inoltre, la Tabella 3 5 riporta se ciascun approccio è di tipo qualitativo o quantitativo.



Approccio	Ambientale	Economico	Sociale	Qualitativo/ Quantitativo
Sistemi di scoring/ranking (es. MCDA)	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Entrambi
Migliori tecnologie disponibili (BAT)	Da limitato ad ampio	Limitato	-	Qualitativo
Carbon footprint ("area")	Limitato	-	-	Quantitativo
Carbon balance (flows)	Limitato	-	-	Quantitativo
Analisi costi - benefici	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Quantitativo
Analisi costi - efficacia	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Entrambi
Efficienza ecologica	Limitato	-	-	Quantitativo
Impronta ecologica	Limitato	-	-	Quantitativo
Efficienza energetica	Limitato	-	-	Quantitativo
Analisi di rischio ecologico	Da limitato ad ampio	-	-	Entrambi
Analisi di rischio sanitario – ambientale	-	-	Limitato	Entrambi
Valutazione di impatto ambientale/ Valutazione di incidenza ambientale	Da limitato ad ampio	-	-	Qualitativo
Analisi di rischio finanziario	-	Limitato	-	Quantitativo
Ecologia industriale	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	-	Quantitativo
Analisi del ciclo di vita (LCA)	Da limitato ad ampio	-	-	Quantitativo
Quality of life capital assessment/ Valutazione della qualità della vita	Ampio	Ampio	Ampio	Qualitativo
Eco-management and Audit Scheme (EMAS) / sistemi di gestione ambientale	Ampio	-	-	Entrambi
Lay Participation/Partecipazione della comunità	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Da limitato ad ampio	Qualitativo
"Net Environmental Benefit Analysis (NEBA)" Analisi del beneficio netto ambientale	Da limitato ad ampio	-	-	Quantitativo
"Habitat equivalency analysis"/ Analisi di Habitat Equivalenti	Limitato	-	-	Quantitativo

Tab. 3.5: approcci per la valutazione della sostenibilità di un processo di bonifica (Approcci presentati nella tabella "Selected decision support techniques with relevance to sustainable remediation assessment" elaborata da SURF-UK (2010) e integrati con gli approcci descritti in NICOLE (2012) e in SURF US (2009).



Molti degli approcci presentati in Tabella 3.5 sono alla base dello sviluppo di strumenti applicativi (fogli di calcolo, matrici, software) che permettono di supportare operativamente il complesso processo di valutazione della bonifica sostenibile, stimando i possibili impatti sociali, ambientali ed economici ad esso associati. Questi strumenti variano per complessità e scopi: i più semplici considerano fattori che permettono una valutazione qualitativa del problema in oggetto, mentre i più complessi consistono in piattaforme software che permettono una stima quantitativa sito-specifica del grado di sostenibilità di un intervento di ripristino ambientale (ITRC, 2011).

Alcuni strumenti hanno l'obiettivo di fornire stime complessive di sostenibilità attraverso l'analisi dei fattori ambientali, sociali ed economici e analizzando i relativi impatti considerando le diverse fasi del processo, mentre altri strumenti si prefiggono di analizzare impatti specifici (come, per esempio, le emissioni di gas serra) e vanno pertanto applicati tenendo in considerazione le loro limitazioni dal punto di vista degli impatti considerati e dei limiti spaziali e/o temporali della valutazione (ITRC, 2011).

3.2 Analisi della Sostenibilità per gli Interventi di Phytoremediation

Questa sezione è mirata a contestualizzare lo sviluppo dell'approccio di bonifica sostenibile esposto nella sezione precedente, alla tecnologia della *phytoremediation*.

Dal momento che vi sono diverse tipologie di stakeholder che possono essere a vario titolo coinvolti nel processo decisionale, risulta di fondamentale importanza identificare procedure e metodologie di analisi che offrano risultati trasparenti e riproducibili, nonché facilmente comunicabili.

Parlando di fitorimediazione, la valutazione della sostenibilità, specialmente se condotta in via comparativa con altre tecnologiche alternative, riveste una fondamentale importanza strategica poiché è lo strumento che meglio riesce a valorizzare le peculiarità dell'approccio "fito".

Va infatti da subito osservato che, a differenza di altri approcci tecnologici, quello che prevede l'impiego del fitorimediazione ha insiti in sé alcuni aspetti sociali, economici ed ambientali che lo legano al sito e al contesto del sito (nel senso più ampio del termine) diversamente rispetto a quanto avviene per altri approcci maggiormente insensibili alla realtà circostante. Si potrebbe dire che la valutazione di sostenibilità è già parte integrante di un progetto affrontato con tecniche di fitorimediazione; questa affermazione è supportata da alcuni degli elementi oggetto di valutazione e progettazione per la definizione di un progetto "fito" che di seguito si riportano (elenco non esaustivo) congiuntamente ad una valutazione qualitativa delle implicazioni A: ambientale; E: economico; S: sociale.



ELEMENTI DI UN PROGETTO "FITO"	A	E	S
Valorizzazione della biomassa prodotta come: fonte energetica rinnovabile; materiale; serbatoio di CO ₂ utilizzabile in loco	SI	SI	NO
Gestione colturale affidata a maestranze locali (a km "0")	SI	SI	SI
Realizzazione di aree verdi fruibili per l'uomo e la fauna con restituzione dell'area alla collettività assecondando proposte dei portatori di interessi locali	SI	SI	SI
Riduzione di movimentazione e trasporto di terreno contaminato.	SI	SI	NO
Altri effetti sinergici: cattura particolato atmosferico con apparato foliare; protezione del suolo da erosione e uso improprio; consolidamento di scarpate e zone ripariali (interventi di ingegneria naturalistica integrati con bonifica)	SI	SI	SI

Tab. 3.6: elementi di un progetto di fitorimedio

Per quanto attiene agli aspetti ambientali espressi dal D.Lgs. 152/06 che comunque trovano anche implicazioni di natura economica e sociale, di seguito è riportata una valutazione qualitativa della rispondenza e/o adattabilità-compatibilità del ricorso a tecniche di fitorimedio con le finalità di quanto riportato nell'Allegato 3 parte IV titolo 5 D.Lgs.152/06. Tale indicazione di natura qualitativa è importante per verificare a grandi linee la coerenza degli interventi di fitorimedio con le "Best Practice" indicate nella normativa italiana.

Privilegiare le tecniche di bonifica che riducono permanentemente e significativamente la concentrazione nelle diverse matrici ambientali, gli effetti tossici e la mobilità delle sostanze inquinanti ;	
Privilegiare le tecniche di bonifica tendenti a trattare e riutilizzare il suolo nel sito, trattamento in-situ e on-site del suolo contaminato , con conseguente riduzione dei rischi derivanti dal trasporto e messa in discarica di terreno inquinato;	
Privilegiare le tecniche di bonifica/messa in sicurezza permanente che bloccino le sostanze inquinanti in composti chimici stabili (ad es. fasi cristalline stabili per metalli pesanti);	
Privilegiare le tecniche di bonifica che permettono il trattamento e il riutilizzo nel sito anche dei materiali eterogenei o di risulta utilizzati nel sito come materiali di riempimento;	
Prevedere il riutilizzo del suolo e dei materiali eterogenei sottoposti a trattamenti off-site sia nel sito medesimo che in altri siti che presentino le caratteristiche ambientali e sanitarie adeguate;	





102 Valutazione della sostenibilità di un intervento di phytoremediation

Privilegiare negli interventi di bonifica e ripristino ambientale l'impiego di materiali organici di adeguata qualità provenienti da attività di recupero di rifiuti urbani;	
Evitare ogni rischio aggiuntivo a quello esistente di inquinamento dell'aria, delle acque sotterranee e superficiali, del suolo e sottosuolo, nonché ogni inconveniente derivante da rumori e odori;	
Evitare rischi igienico-sanitari per la popolazione durante lo svolgimento degli interventi;	
Adeguare gli interventi di ripristino ambientale alla destinazione d'uso e alle caratteristiche morfologiche, vegetazionali e paesistiche dell'area;	
Per la messa in sicurezza privilegiare gli interventi che permettano il trattamento in situ ed il riutilizzo industriale dei terreni, dei materiali di risulta e delle acque estratte dal sottosuolo, al fine di conseguire una riduzione del volume di rifiuti prodotti e della loro pericolosità	
Adeguare le misure di sicurezza alle caratteristiche specifiche del sito e dell'ambiente da questo influenzato.	
Evitare ogni possibile peggioramento dell'ambiente e del paesaggio dovuto alle opere da realizzare.	



Criterio compatibile con la maggior parte delle applicazioni



Criterio compatibile solo in alcune applicazioni



Criterio non applicabile

Gli indicatori maggiormente rappresentativi per una valutazione della sostenibilità di un intervento di fitorimedia sono qui di seguito riportati, in ordine alfabetico e non prioritario:

- Accettabilità sociale e fruibilità locale
- Biodiversità
- Cambiamenti nella struttura della comunità ecologica
- Coinvolgimento Maestranze a chilometro 0
- Consumo di acqua
- Ecotossicità
- Efficacia in termini di mitigazione dei rischi sanitari-ambientali
- Emissione di gas serra (Es. CO₂, CH₄, NO_x, SO_x)



- Gestione dei rischi per i lavoratori (inclusi rilasci di polveri/aerosol dalle attività di bonifica)
- Perdita di funzionalità del suolo
- Quantità di energia utilizzata
- Quantità di energia utilizzata derivante da fonti rinnovabili
- Quantità di rifiuti prodotti (pericolosi e non pericolosi)
- Recupero acqua per irrigazione/scopi industriali
- Riduzione di polveri derivanti dall'assorbimento foliare
- Riscaldamento globale (CO₂ eq.)
- Valore estetico (valore paesaggistico)

Anche per la valutazione della sostenibilità degli interventi di bonifica viene raccomandata l'adozione di un approccio "tiered", che consiste in un metodo di analisi a livelli sempre più approfonditi.

Vengono generalmente distinti i tre livelli di approccio alla valutazione di sostenibilità in relazione a dimensione e complessità/rischio:

- Livello 1, Qualitativo – basato sugli elementi di sostenibilità più significativi
- Livello 2, Semi-quantitativo – focalizzato a pochi, fondamentali dati sito-specifici
- Livello 3, Quantitativo – sito-specifico, con analisi di pratiche, processi e tecnologie.

Per ciascuno dei livelli sopra indicati è stata sviluppata una serie di approcci e strumenti appositi che permettono di formulare delle valutazioni per il grado di dettaglio desiderato o necessario.

In Tabella 3.7 viene presentato un elenco non esaustivo degli strumenti disponibili a livello internazionale per la valutazione della sostenibilità dei processi di bonifica.



104 Valutazione della sostenibilita' di un intervento di phytoremediation

Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
REC-Tool (Risk Reduction, Environmental Merit and Costs, 1998, Olanda)	<p>Sistema di supporto alle decisioni per l'analisi e la valutazione di strategie di bonifica da applicare a siti contaminati. Il modulo REC — o RMK nella versione originale in lingua olandese — è stato prodotto nei Paesi Bassi da un consorzio tra università (l'Istituto di Studi Ambientali della Vrije e l'Università di Amsterdam), enti pubblici nazionali e locali e tre aziende private, tra cui la Shell (APAT, 2006).</p> <p>REC-Tool permette di valutare diverse tecniche di bonifica e selezionare quelle che consentono un'appropriata riduzione del rischio legato alla contaminazione e che risultano efficaci dal punto di vista ambientale a costi ragionevoli. Gli obiettivi specifici di REC-tool sono di permettere un'analisi dettagliata delle diverse alternative di bonifica al fine di minimizzare i rischi per persone, ecosistemi e beni presenti nel sito, di massimizzare la qualità ambientale nell'area, di minimizzare l'uso di risorse non rinnovabili durante le operazioni di bonifica e infine di minimizzare i costi finanziari della bonifica (APAT, 2006).</p>	Free	sì	sì	sì
SAF (Sustainable Assessment Framework)	<p>Strumento di supporto decisionale multicriterio sviluppato da CH2MHILL a supporto del confronto e selezione di progetti di bonifica. E' ideato per un utilizzo primario da parte dei gestori dei siti e loro consulenti ambientali, ma anche nel confronto con gli Stakeholders. Consente la selezione di obiettivi ed indicatori quali-quantitativi e la definizione del loro peso percentuale. Si avvale di banche dati o sistemi LCA esterni per la stima degli impatti. Il confronto e ranking delle alternative avviene sia in termini grafici sia tabulari.</p>	Proprietario	sì	sì	sì





Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
GolderSET-SR-cn Sustainability Tool (2007 worldwide)	Strumento di supporto alle decisioni (web-based), sviluppato da Golder Associates; utilizzato globalmente per eseguire l'analisi di opzioni, in un contesto dove trasparenza, protezione dell'ambiente, accettabilità sociale, performance tecnica e rigore economico siano chiave per assicurare il successo del progetto. GoldSET può essere applicato lungo l'intero ciclo di vita del progetto, in special modo durante le fasi di pianificazione e progettazione, ed è funzionale nel coinvolgimento degli stakeholder su questioni sensibili (www.goldset.com).	Proprietario	sì	sì	sì
SiteWise™ GSR Tool	Strumento per valutazioni quantitative sviluppato da Battelle, Marina USA, e USACE. SiteWise™ GSR Tool, strumento sviluppato in Excel, è stato sviluppato per permettere agli addetti del settore bonifiche di calcolare la "sustainability footprint" delle comuni alternative di bonifica. Questo strumento permette di ottenere un'analisi dettagliata di diverse metriche quali "emissioni di gas serra", "uso di energia", "emissioni di contaminanti in atmosfera", "utilizzo di risorsa idrica" e "rischio di incidenti". I dati presenti nel database del software sono applicabili principalmente al contesto americano e difficilmente adattabili al contesto italiano. SiteWise™ GSR Tool può essere scaricato al seguente link: http://www.ert2.org/t2gsrportal/SiteWise.aspx	Free	sì	sì	no





106 Valutazione della sostenibilità di un intervento di phytoremediation

Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
CEEQUAL (Regno Unito)	Schema di valutazione per aumentare il grado di sostenibilità dei lavori di ingegneria civile, delle infrastrutture, dell'architettura del paesaggio e delle opere pubbliche. CEEQUAL, sviluppato e promosso dall'istituto britannico degli ingegneri civili (Institution of Civil Engineers, ICE), è stato creato per incentivare un tipo di ingegneria civile che faccia propri i principi dell'eccellenza ambientale e della elevata performance sociale. CEEQUAL permette agli operatori del settore di operare auto-valutazioni sui propri progetti ingegneristici grazie a un sistema di domande che, considerando vari aspetti della sostenibilità, permettono identificare aree di miglioramento per raggiungere elevate performance ambientali e sociali.	Proprietario	sì	sì	sì
SPeAR® (Sustainable Project Appraisal Routine, 2000, Regno Unito)	Strumento per il supporto alle decisioni che permette di valutare e comunicare il grado di sostenibilità delle soluzioni considerate attraverso un diagramma di forma circolare e diviso in spicchi, ciascuno dei quali rappresenta un aspetto legato alla sostenibilità. In base al colore riportato per un determinato aspetto (verde, giallo, arancione e rosso) è possibile capire il grado di sostenibilità raggiunto dall'intervento di riqualificazione.	Di proprietà di ARUP, società di consulenza ingegneristica ambientale.	sì	sì	sì
Sustainable Remediation Tool (SRT) (USA, Air Force Center for Engineering and the Environment)	SRT è uno strumento sviluppato in Excel con l'obiettivo di aiutare i soggetti interessati a pianificare gli interventi di bonifica di siti contaminati, a comparare diversi approcci per la bonifica sulla base dei criteri della sostenibilità, e valutare tecnologie di bonifica già in uso. Tale strumento permette di valutare tecnologie di bonifica sia per il trattamento di suolo che di acque falda. I dati presenti nel database del software sono applicabili principalmente al contesto americano e difficilmente adattabili al contesto italiano. SRT può essere scaricato al seguente link: http://www.afcee.af.mil/resources/technologytransfer/programsandinitiatives/sustainableremediation/srt	Free	sì	sì	sì





Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
Green Remediation Evaluation Matrix (GREM) (California Department of Toxic Substances Control)	Lo strumento GREM è stato sviluppato dal "California Department of Toxic Substances Control Interim Advisory for Green Remediation" (http://www.dtsc.ca.gov/OMF/upload/GRT_Draft_Advisory_20091217_oc1.pdf) al fine di comparare fra loro diverse alternative di bonifica. GREM può essere scaricato al seguente link: http://www.dtsc.ca.gov/omf/grn_remediation.cfm .	Free	sì	sì	sì
Greener Cleanups: How to Maximize the Environmental Benefits of Site Remediation (Illinois EPA)	Greener Cleanups consiste in una matrice sviluppata per aiutare gli addetti del settore bonifiche a selezionare le pratiche più sostenibili, da applicare nelle fasi di caratterizzazione del sito, di pianificazione e progettazione dell'intervento di bonifica e in fase di bonifica vera e propria. La matrice individua una serie di attività di riqualificazione ambientale alle quali abbina un livello di difficoltà e fattibilità (ottenuto considerando i costi, le tempistiche, e la complessità delle tecnologie adottate). Vengono inoltre identificati, per ogni attività, i benefici per il comparto aria, suolo e i benefici in termini energetici. Greener Cleanups può essere scaricato al seguente link: http://www.epa.state.il.us/land/greener-cleanups/ .	Free	sì	no	no
AECOM Holistic Tool (AECOM)	AECOM Holistic Tool consiste in un modello analitico sviluppato in Excel che permette di valutare il grado di sostenibilità di diverse attività legate al processo di bonifica quali: scavo e trasporto di materiale in discarica, dragaggio di sedimenti, capping, conferimento in discarica, trattamento termico in situ, etc. Lo strumento permette inoltre la stima del seguente set di metriche: consumo di energia, emissioni in aria, incidenti sul luogo di lavoro.	Proprietario	sì	sì	no
BalancE3™ (ARCADIS)	BalancE3™ è uno strumento per l'analisi, la selezione e la progettazione di diversi interventi di bonifica andando a valutarne il grado di sostenibilità. BalancE3™ applica metodi statistici per facilitare la comparazione di alternative di bonifica sostenibile.	Proprietario	Sì	sì	sì





108 Valutazione della sostenibilita' di un intervento di phytoremediation

Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
Sustainable Remediation Assessment and Methodology (CH2MHILL)	La Sustainable Remediation Assessment and Methodology permette di sviluppare una valutazione sia qualitativa che quantitativa degli impatti associati alle attività di bonifica. La metodologia di analisi degli impatti considera una serie di categorie di impatti a ciascuna delle quali vengono associate delle sottocategorie di impatti potenziali. Una volta completata la lista delle categorie e delle sottocategorie di impatti, gli stakeholder utilizzano uno strumento di supporto alle decisioni per determinare l'importanza di ciascuna categoria di impatto. La metodologia permette inoltre di avere informazioni sull'incertezza associata al risultato finale della valutazione attraverso l'utilizzo del metodo Monte Carlo che permette di valutare l'incertezza associata ai parametri di input e di identificare quei parametri che risultano critici nella fase decisionale e che devono quindi essere maggiormente analizzati dai decisori.	Proprietario	si	si	si
Sustainable Remediation Evaluation Tool (Haley & Aldrich, Inc)	Il Sustainable Remediation Evaluation Tool permette di valutare, attraverso l'analisi del ciclo di vita, gli impatti che possono derivare dagli interventi di bonifica. Questo strumento inoltre propone una serie di raccomandazioni per ridurre gli impatti negativi che possono derivare dalle bonifiche e crearne di positivi. Utilizzando questo strumento gli stakeholder possono "visualizzare" gli impatti che possono essere generati dalle attività di bonifica, determinarne le cause più significative, capire come gli indicatori di performance della sostenibilità sono fra loro interconnessi e identificare i miglioramenti che si possono ottenere sempre in termini di sostenibilità.	Proprietario	si	si	si
Sustainability Impact Estimator (URS corporation)	Il Sustainability Impact Estimator permette di valutare la sostenibilità delle attività di bonifica attraverso la quantificazione della forza lavoro e del consumo di materiali (causato da attività quali scavo, perforazioni, movimentazione di materiali e trasporto) che ne derivano.	Proprietario	si	si	si





Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
MCEA Tool (Modified Cost- Effectiveness- Analysis, Excel- based Tool, 2012, Austria)	<p>Il MCEA Tool permette di valutare il grado di sostenibilità di diverse opzioni di bonifica considerando gli impatti ambientali ed economici e gli aspetti sociali. Lo strumento è basato sui principi della "Cost-Effectiveness Analysis" e prevede un sistema gerarchico di obiettivi, finalità, categorie di indicatori e criteri (misurabili quantitativamente o qualitativamente). L'aggregazione a diversi livelli di indicatori di "efficacia" avviene attraverso una procedura basata sull'analisi multicriteriale che consente di calcolare un rapporto complessivo "costi/efficacia" per ciascuna delle opzioni considerate, consentendone il confronto.</p> <p>Dal 2012 l'applicazione del MCEA Tool è obbligatoria in Austria nei procedimenti legati a interventi di bonifica per i quali viene fatta richiesta di finanziamento al fondo nazionale austriaco per le bonifiche.</p> <p>Il MCEA Tool è disponibile al link: www.umweltfoerderung.at/kpc/de/home/umweltfoerderung/fr_betriebe/altlasten/altlastensanierung/variantenuntersuchung</p> <p>Cliccando su "mKWA Leermmodell" si scarica il software, mentre cliccando su "Handbuch" si scarica il manuale. Entrambi i prodotti sono in lingua tedesca.</p>	Free	sì	sì	sì





110 Valutazione della sostenibilita' di un intervento di phytoremediation

Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
DESYRE (DEcision Support sYstem for REhabilitation of contaminated sites, Italia)	<p>Software finanziato dal MIUR (Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca) e realizzato dal Consorzio Venezia Ricerche con la collaborazione di suoi consorziati, l'Università Ca' Foscari di Venezia e Thetis S.p.A., ed avvalendosi anche di contributi del CNR di Pisa e del Dipartimento di Economia Politica dell'Università di Reggio Emilia.</p> <p>DESYRE è un Sistema di Supporto alle Decisioni (DSS) su base GIS (Geographic Information System) in grado di guidare la pianificazione di interventi di riqualificazione ambientale di siti contaminati e la scelta di opzioni di bonifica sito-specifiche. DESYRE costituisce una piattaforma di analisi condivisa dai diversi esperti coinvolti nel processo di bonifica che integra conoscenze ed esperienze fornendo ai decisori finali le informazioni utili alla scelta degli interventi di bonifica. DESYRE si basa su una procedura che integra fattori ambientali, tecnologici e socio-economici che influenzano il processo di riqualificazione delle aree contaminate permettendo la creazione di scenari alternativi di bonifica e la loro valutazione in termini di efficienza tecnologica, rischio ambientale, costi, tempi, impatti ambientali e sociali. In particolare, il sistema è stato strutturato per definire gli interventi su siti di medie e grandi dimensioni di interesse nazionale, identificati dalla vigente normativa nazionale.</p>	Proprietario	si	si	si





Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
MMT – Megasite Management Toolsuite (Germania)	<p>Lo strumento MMT (Megasite Management Toolsuite) è stato sviluppato da UFZ (Helmholtz Zentrum für Umweltforschung) di Lipsia in collaborazione con l'Università di Tübingen (Germania). Il suo obiettivo è quello di supportare consulenti, autorità e investitori coinvolti nella pianificazione e nella valutazione di differenti opzioni di riqualificazione dei brownfield.</p> <p>MMT propone un metodo di analisi imparziale e integrato per valutare possibili alternative per la riqualificazione di siti contaminati al fine di progettare opzioni di riutilizzo dei siti stessi che siano sostenibili, tutto ciò con lo scopo di massimizzare i benefici a partire sin dagli obiettivi definiti in fase di pianificazione.</p> <p>MMT è composto da un modulo per la gestione di dati su base GIS, un modulo per creare piani di uso del suolo, uno per prevedere, mappare e quantificare criticità fra i possibili target ambientali e la contaminazione esistente e infine da un modulo di valutazione integrata per stimare il grado di sostenibilità degli interventi di riqualificazione ambientale. Questo ultimo modulo supporta gli utenti nello sviluppo di set di criteri specifici per ogni caso per comparare diverse opzioni di destinazione d'uso e considera aspetti quali: costi per la riqualificazione, valutazioni economiche di mercato, specificità ambientali e sociali locali. Manuale d'uso scaricabile dal sito: http://www.ufz.de/index.php?en=19610</p>	Free	sì	sì	sì
Modello sviluppato dalla compagnia ferroviaria nazionale danese per calcolare benefici e costi ambientali.	<p>Strumento per il calcolo di costi e benefici ambientali delle opzioni di bonifica. Permette sia di elaborare dati che di raccogliere informazioni di tipo qualitativo descrittive del sito in esame.</p>	NA	NA	NA	NA





112 Valutazione della sostenibilità di un intervento di phytoremediation

Strumento	Descrizione e obiettivo/i	Free/ Proprietario	Ambiente	Economia	Società
SimaPro (Prè Consultants)	SimaPro è un software per l'analisi del ciclo di vita sviluppato dalla società Product Ecology (Prè) Consultants. SimaPro consente di raccogliere, analizzare e monitorare la performance ambientale di prodotti o servizi, calcolandone gli impatti ambientali per cicli di vita complessi secondo le norme ISO 14040. Il software permette di identificare i punti più critici di ogni processo e consente inoltre di valutare l'incertezza attraverso l'analisi di Monte Carlo. Diversi database con numerosi processi sono integrati nel software (come Ecoinvent, European Reference Life Cycle Database, etc.), il quale offre anche differenti metodi di valutazione degli impatti (e.g. ReCiPe, USEtox, etc.). Il manuale d'uso è scaricabile dal sito: http://www.pre-sustainability.com/manuals	Proprietario	Si	No	No

Tab. 3.7: Principali applicativi per valutazioni di sostenibilità delle bonifiche

Tutti gli strumenti sopra indicati sono applicabili alla valutazione della sostenibilità di una bonifica con tecnologia fitorimediale.

Visti gli indicatori che meglio rappresentano la tecnologia considerata, SimaPro risulta essere lo strumento più adatto alla quantificazione degli indicatori stessi, fermo restando che per il livello di approccio qualitativo tale strumento non risulta applicabile.

Si riporta infine, qui di seguito, un diagramma di supporto decisionale relativo ai suoli. Nel documento di riferimento (ITRC-USA 2009) viene riportato un analogo diagramma relativo alle acque.

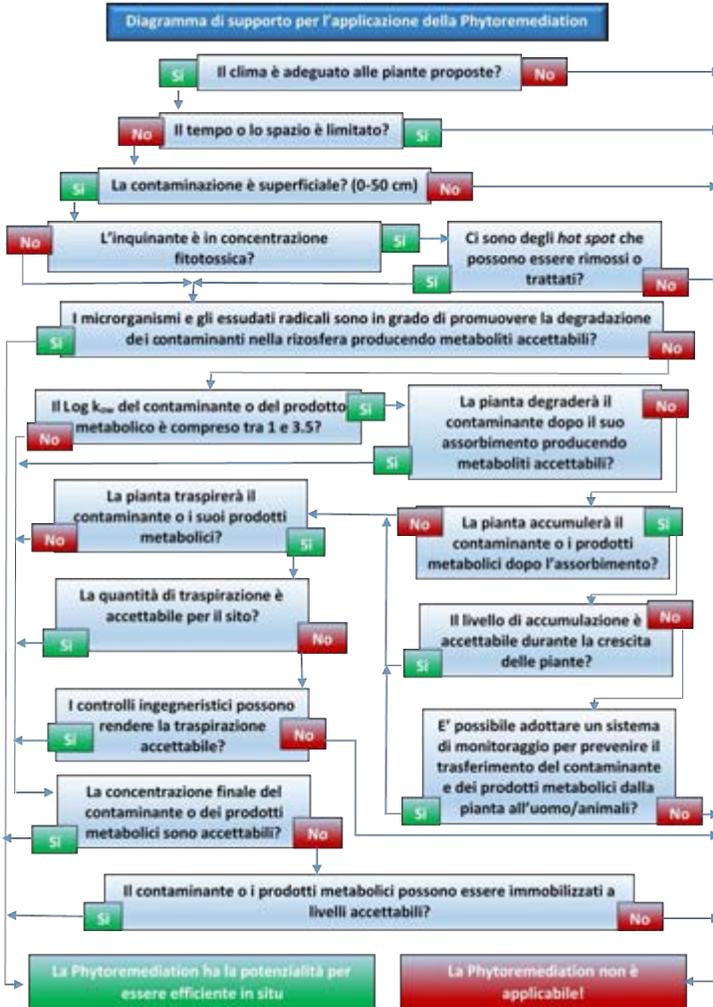


Fig. 3.4: Diagramma di supporto decisionale per l'applicabilità della *phytoremediation* nei suoli (ITRC-USA, 2009)



BIBLIOGRAFIA

Butler, PB., Larsen-Hallock, L., Lewis, R., Glenn, C., Armstead, R., 2011. Metrics for Integrating Sustainability Evaluations Into Remediation Projects, *Remediation Journal* 21 (3): 81–87.

Brundtland, GH, 1987. Our common future (Brundtland report), <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>.

EURODEMO, 2006 (<http://cordis.europa.eu/documents/documentlibrary/124584821EN6.pdf>).

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2009. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. PHYTO-3. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Tech Reg Update.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) 2011. Development of Performance Specifications for Solidification/Stabilization (http://www.itrcweb.org/GuidanceDocuments/solidification_stabilization/ss-1.pdf).

NICOLE (Network for Industrially Contaminated land in Europe): http://www.nicole.org/pagina/19/Workshop_Reports.html.

NICOLE-COMMON FORUM 2013 (<http://www.nicole.org/uploadedfiles/2013%20NICOLE-Common-Forum-Joint-Position-Sustainable-Remediation.pdf>).

Spira, Y., Henstock, J., Nathanail, P., Müller, D., Edwards, D., 2006. A European Approach to Increase Innovative Soil and Groundwater Remediation Technology Applications, *Remediation Journal* 16 (4): 81–96.

SuRF Italy, 2014. “La sostenibilità delle bonifiche in Italia”, Gruppo di Lavoro di RECONnet (http://www.surfitaly.it/documenti/SURF%20Italy%20Libro%20Bianco_2014_FINAL.pdf).

SuRF Italy, 2015. “Libro Bianco sulla Sostenibilità nelle Bonifiche in Italia” (http://www.reconnet.net/Docs/SuRF_Italy_Libro_Bianco_rev_Ottobre2015.pdf).

SuRF UK - CL:AIRE 2009. A review of published sustainability indicator sets: How applicable are they to contaminated land remediation indicator-set development?– Contaminated Land: Applications in Real Environments, London (www.claire.co.uk/surfuk).

SuRF UK - CL:AIRE 2010. A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation,– Contaminated Land: Applications in Real Environments,



London

(<http://www.claire.co.uk/projects-and-initiatives/surf-uk>).

SuRF UK- CL:AIRE 2011. Annex 1: The SuRF UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment– Contaminated Land: Applications in Real Environments, London. Appendix 1 Indicator Set (<http://www.claire.co.uk/projects-and-initiatives/surf-uk>).

SuRF US, 2009. Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects, *Remediation Journal*, 19(3), pp 5 - 114, editors P. Hadley and D. (<http://www.sustainableremediation.org/library/issue-papers/>).



4. Potenziale utilizzo delle biomasse prodotte dal fitorimedia

4.1 Introduzione

Ogni intervento basato sulle fitotecnologie si avvale dell'utilizzo di piante, la produzione di biomassa vegetale è dunque intrinsecamente legata a tali processi. Fino ad ora in Italia si è rivolta maggiore attenzione all'obiettivo dell'intervento (bonifica, contenimento, drenaggio...) piuttosto che all'utilizzo della biomassa prodotta; nei casi in cui quest'ultimo aspetto veniva considerato, si sono cercate le destinazioni di tale "scarto" che permettesse costi di smaltimento contenuti e accettazione da parte delle comunità locali.

Adesso l'ottica sta cambiando: come emerge con chiarezza dal quadro normativo del capitolo 1.2, perché l'applicazione delle fitotecnologie sia sostenibile, bisogna considerare fin dall'inizio della fase progettuale l'uso che verrà fatto della biomassa prodotta in corso d'opera. Potrebbe essere addirittura conveniente pensare ad interventi integrati finalizzati alla produzione di biomassa e all'azione di ripristino ambientale (bonifica, contenimento, ecc.), e dunque selezionare le essenze vegetali che verranno impiantate anche sulla base delle caratteristiche richieste dal mercato della biomassa. L'approccio da adottare è da valutare a seconda della fitotecnologia utilizzata, e quindi a seconda della probabilità che la biomassa sia contaminata; si ribadisce che soltanto azioni di fitoestrazione su metalli o fitodegradazione di contaminanti organici possono comportare l'assorbimento dell'inquinante da parte della pianta, vi sono invece numerose fitotecnologie che generalmente non causano la contaminazione della biomassa prodotta (fasce tampone vegetate, phytocapping, sistemi di fitodepurazione per scarichi civili, alberature per controllo idraulico, sistemi per la disidratazione di fanghi). Uscendo dalla logica secondo cui la biomassa proveniente da impianti di fitorimedia è necessariamente contaminata, se ne devono valutare caso per caso le caratteristiche, prevedendo in fase progettuale l'eventuale ingresso di contaminanti nei tessuti vegetali e monitorandone le concentrazioni durante tutta la vita dell'impianto.

Se si prevede che la biomassa in uscita dal processo di fitorimedia non sia contaminata, bisogna sondare fin dall'inizio il contesto socio-economico dove si va ad operare; considerando quindi la presenza di centrali a biomasse, impianti di produzione di biocombustibili o industrie per la produzione di materiali che potrebbero essere interessate alla fornitura delle biomasse prodotte. In alternativa, se l'impianto di fitorimedia è sufficientemente grande e si prevede il suo esercizio nel medio-lungo periodo, si può valutare la sostenibilità economica di un riutilizzo della biomassa all'interno del sistema stesso, progettando una centrale di produzione di energia elettrica, calore o biodiesel che rifornisca le attività connesse all'impianto di fitorimedia.

Se invece si prevede una contaminazione della biomassa prodotta, bisogna procedere con maggiore accortezza, selezionando a seconda della composizione del materiale in questione, una filiera di destinazione che non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana.



Ad oggi la normativa relativa alla valorizzazione delle biomasse provenienti da impianti di fitorimedio è lacunosa; un chiarimento di tale quadro normativo consentirebbe di destinare il legno proveniente da bonifiche “fito” alle principali filiere sotto elencate:

- Generazione di energia tramite combustione diretta
- Produzione di biocombustibili
- Produzione di materiali (da costruzione, bioplastiche, tessili)

Oltre alle destinazioni elencate sopra, un impianto arboreo può costituire di per sé una risorsa, fornendo un servizio di immagazzinamento di carbonio (carbon sink). Tale funzionalità dovrebbe entrare nel mercato anche in Italia, come previsto da convenzioni internazionali sui cambiamenti climatici e il suo valore può essere stimato in modo generale sulla base linee guida e di indirizzo contenute nel codice forestale del carbonio (CFC). Attraverso il processo di pirolisi dei residui vegetali derivanti dall'impianto è possibile produrre biochar e potenziare ulteriormente l'azione di sequestro di carbonio del sistema forestale. Infatti applicando al terreno questo carbone vegetale molto ricco in carbonio e con un tempo di residenza relativamente lungo, oltre ad aumentare la fertilità del suolo, si contribuisce alla creazione di un importante stock di carbonio atmosferico.

Ogni tipologia di valorizzazione della biomassa citata sopra verrà presentata in modo più approfondito nei paragrafi che seguono. Infine si presenteranno i criteri che portano alla scelta di un tipo di valorizzazione piuttosto che un altro, indicando, a seconda del tipo di inquinamento, della tecnica di fitorimedio e della tipologia di pianta usata, quali sono le possibili filiere di destinazione della biomassa prodotta.

4.2 Valorizzazione della biomassa tramite combustione diretta per la generazione di energia elettrica e calore

Il primo da un punto di vista storico, e il più immediato sistema per recuperare l'energia immagazzinata nella biomassa è la combustione diretta. Il materiale che arriva alla **centrale termica, elettrica o termoelettrica** può essere costituito da scarti forestali, agricoli, industriali o da legname proveniente da colture dedicate, come ad esempio le coltivazioni a turno breve (Short Rotation Forestry). A seguito della combustione nel forno, i gas di combustione subiscono trattamenti idonei, prima di essere emessi in atmosfera; le particelle trattenute, unite alle ceneri della combustione, vengono trasportate in discarica o in cementifici. Gli impianti di combustione possono produrre anche energia termica, contemporaneamente all'EE in **impianti operanti di cogenerazione** o come produzione unica di calore nelle centrali di teleriscaldamento.

Gli **impianti di teleriscaldamento** producono calore dalla combustione di cippato di legna vergine proveniente direttamente dalle foreste, dalle segherie o dalle industrie di lavorazione del legno; tale calore viene poi distribuito su brevi distanze da reti di tubature con fluidi vettore, per riscaldare quartieri residenziali, complessi ospedalieri, piscine ecc. Come emerge da uno studio ISPRA sull'Utilizzo delle biomasse per la produzione di ener-



gia (ISPRA, 2010), gli impianti di questo genere sono 57 sul territorio nazionale, prevalentemente situati in aree di montagna, sull'Arco Alpino. Lo stesso studio evidenzia che le centrali elettriche a biomassa riconosciute dal Gestore Servizi Energetici (GSE) nel 2007 erano circa un centinaio, 53 dei quali già in funzione, diffusi sulla maggior parte del territorio Italiano, con una concentrazione nella Lombardia come numero di impianti, e un gran contributo di Emilia Romagna e Calabria come potenza totale emessa. La tipologia di biomassa utilizzata in queste centrali è strettamente dipendente dalla posizione geografica degli impianti; la lolla del riso nel Pavese, e la sansa esausta nel Sud, ove sono concentrati gli uliveti. Questi prodotti, nel caso di impianti più grandi che hanno necessità di elevati quantitativi di biomassa, vengono integrati con altro materiale disponibile sul mercato locale; è qui dunque che si potrebbe eventualmente inserire la biomassa derivante da impianti di fitorimediazione, utile soprattutto come combustibile in periodi complementari a quelli di produzione degli scarti vegetali derivanti dall'agricoltura e dall'industria locale. Per avere un'idea sulla capacità di ogni regione italiana nel recepire la biomassa destinata alla produzione di energia tramite combustione, si riporta un estratto dello studio sull'utilizzo delle biomasse combustibili effettuato da ISPRA nel 2010 (Tabella 4.1).

Regione	Teleriscaldamento		Combustione	
	Impianti in produzione	Potenza termica installata (MW)	Totale impianti	Potenza elettrica totale (MW)
Piemonte	7	34,20	6	32,94
Valle d'Aosta	2	9,00	1	1
Lombardia	9	74,90	18	76,45
Trentino A.A.	39	197,00	6	4,3
Veneto	1	0,60	8	73,86
Friuli V.G.	-	-	4	51,75
Liguria	-	-	1	3,8
Emilia-Romagna	1	3,00	11	125,1
Toscana	-	-	3	45,6
Umbria	-	-	3	16,8
Marche	-	-	2	0,75
Lazio	-	-	1	4,7
Abruzzo	-	-	2	5,08
Molise	-	-	4	49,45
Campania	-	-	4	95
Puglia	-	-	6	44,93
Basilicata	-	-	2	17,5
Calabria	-	-	7	137,05





Regione	Teleriscaldamento		Combustione	
	Impianti in produzione	Potenza termica installata (MW)	Totale impianti	Potenza elettrica totale (MW)
Sicilia	-	-	4	16,87
ITALIA	59	318,70	96	826,35
Nord	59	318,70	55	369,2
Centro	0	0,00	9	77,85
Sud	0	0,00	32	389,3

Tab. 4.1: quadro di sintesi degli impianti di produzione di energia termica ed elettrica alimentati a biomasse (legna e scarti di colture erbacee) presenti sul territorio Italiano nel 2010. Elaborato da ISPRA, Rapporto 111/2010

Negli ultimi anni, come riportato dallo studio ISPRA, a seguito dello sviluppo delle politiche che promuovono l'utilizzo delle fonti energetiche rinnovabili, i prezzi dei materiali legnosi di scarto si sono alzati e l'offerta si è rarefatta come conseguenza della nascita di nuove centrali a biomassa; con queste premesse il potenziale conferimento della biomassa da fitorimedio a impianti di produzione energia diventa una soluzione ancora più interessante. Sulla base dello studio citato, i costi della biomassa ammontano a circa 40 euro/t di tal quale (45% di umidità), corrispondenti a oltre 80 euro/t di sostanza secca.

Al fine di comprendere meglio, e fin dall'inizio della progettazione di un impianto di fitorimedio, la tipologia di prodotto legnoso o erbaceo che potrebbe essere meglio recepita dal mercato come fonte di energia, si descrivono brevemente, qui di seguito, le caratteristiche delle colture generalmente usate come biocombustibili solidi (Tabella 4.2).

Specie	Caratteristiche colturali	Produzione annuale di sostanza secca (t/ha)	Potenziale energetico annuale:
Panicum virgatum	Graminacea perenne, può raggiungere i 2,5 m di altezza. Si può adattare ai terreni marginali. E una coltura interessante ai fini energetici in quanto i costi di produzione sono ridotti, e le esigenze idriche e nutrizionali sono basse. La combustione prevede una preventiva essiccazione in campo.	10-25	309600





Specie	Caratteristiche culturali	Produzione annuale di sostanza secca (t/ha)	Potenziale energetico annuale:
Miscanthus x giganteus	Graminacea perenne. Ibrido sterile proposto ai fini della produzione energetica. Specie rustica che può raggiungere i 3,5 m di altezza. Esigente in termini di disponibilità idrica. La combustione prevede una preventiva essiccazione in campo. La combustione produce un significativo volume di ceneri ad elevato tenore di silice.	15-30	374000
Arundo donax (canna comune)	Graminacea perenne, può raggiungere i 6-7 m di altezza. Specie molto rustica, a rapido accrescimento, tipica del nostro paesaggio rurale, invasiva. E' consigliata una raccolta annuale a fine inverno, quando foglie e fusto sono secchi. La durata della coltura è almeno 10 anni. Il fatto di non essere appetibile agli animali è un vantaggio se la pianta viene coltivata a fini di fitorimedio, in tal modo si evita l'eventuale diffusione di sostanze tossiche persistenti nella catena alimentare. Biomassa con elevato contenuto in ceneri e in silice.	18-35	455000
Populus spp. (Pioppo)	Specie arborea caducifoglia a crescita rapida, pianta pioniera che colonizza ambienti caratterizzati da ampia disponibilità idrica; specie che si distingue per la grande attività traspirativa. In Italia viene comunemente coltivato in cedui a turno breve che vengono tagliati ogni 2-5 anni (Short Rotation Forestry), e che a fine ciclo ricrescono da pollone. Sono stati selezionati numerosissimi nuovi incroci e ibridi, con caratteristiche molto diverse tra loro. Contenuto di ceneri estremamente ridotto rispetto alle colture da energia erbacee. Bassi costi di coltivazione.	15 (se tagliato ogni due anni)	250000
Robinia pseudoacacia	Arborea caducifoglia a rapida crescita, molto rustica e in grado di migliorare le caratteristiche del terreno tramite fissazione di azoto atmosferico. Non autoctona in Italia, ma ampiamente naturalizzata e invasiva. Si adatta facilmente a diverse condizioni pedoclimatiche e a terreni marginali. Sopporta bene la siccità.	10-13	204000





Specie	Caratteristiche colturali	Produzione annuale di sostanza secca (t/ha)	Potenziale energetico annuale:
Salix spp. (Salice)	Pianta arborea o arbustiva caducifoglia, tipica di ambienti umidi. Tollera terreni periodicamente sommersi. Bassi costi di coltivazione	10-15	227000

Tab. 4.2: Specie colturali più conosciute per la produzione di biomassa dedicata alla produzione di energia da combustione (Pagnoni, 2011)

Al momento in Italia solo il pioppo viene effettivamente coltivato per impieghi energetici su alcune migliaia di ettari (ARSIAL et al., 2008). L'utilizzo di specie erbacee perenni per la produzione di energia, pur avendo superato la fase di sperimentazione ed essendo largamente diffuso all'estero, nel contesto italiano non si è ancora inserito nel mercato. Tali specie, come miscanto, arundo o panicum hanno un alto contenuto di ceneri e silice che ad alte temperature tende a fondere creando concrezioni dannose agli impianti convenzionali. Forse proprio per la necessità di impianti di combustione dedicati, il loro utilizzo stenta a decollare in Italia. Un mix di combustibili potrebbe comunque adattarsi alle tipologie di impianti di combustione più diffuse (ARSIAL et al., 2008).

Diverse possono essere le strategie per migliorare le caratteristiche qualitative delle biomasse combustibili. Un ragguardevole numero di studi ha dimostrato che un'opportuna scelta delle specie vegetali e delle tecniche agronomiche possono ridurre le concentrazioni di alcuni elementi e composti chimici nella biomassa prodotta.

In particolare, per quanto riguarda il contenuto in ceneri ed in silice, si può affermare che la tipologia di suolo, argilloso o sabbioso influenza notevolmente il loro contenuto nella biomassa. La scelta del periodo di raccolta è anche fondamentale: un raccolto a fine inverno è spesso da preferirsi per limitare il contenuto di acqua nei tessuti vegetali e per eliminare dal raccolto l'apparato fogliare, abbassando così il contenuto di silice e di ceneri (Picco, 2004).

A seguito del taglio può rendersi necessario lo stoccaggio del materiale. Questa fase deve garantire la più alta qualità possibile del combustibile fino al momento della conversione energetica, tale qualità è data dalla bassa umidità, dall'elevato potere calorifico e dal basso contenuto di ceneri. La pezzatura di stoccaggio del materiale gioca un ruolo particolarmente importante nella preservazione dagli attacchi microbiologici e nella velocità di essiccamento. All'aumentare delle dimensioni del prodotto stoccato, infatti, migliorano le caratteristiche del prodotto ottenuto, ma aumentano costi di taglio e movimentazione (es. fusto intero vs cippato).



La biomassa proveniente da un impianto che impiega fitotecnologie, può essere conferita alle centrali a combustione in tre forme principali, a seconda della tipologia colturale (Figura 4.1):

- come biomassa trinciata ed essiccata, quando deriva da colture erbacee
- come legno sotto forma di ciocchi proveniente da selvicoltura (con lunghezze 25 a 100 cm);
- come cippato (legno sminuzzato in scaglie di 2-5 cm) derivante da impianti a rotazione corta (SRF) o da ramaglie residue dalle potature.



Fig. 4.1. Forme in cui viene preparata la biomassa, erbacea o legnosa, destinata a centrali di combustione; in ordine da sinistra: trinciato di miscanto, legno in ciocchi e cippato di legno

Un'alternativa al conferimento della biomassa in centrali elettriche, di teleriscaldamento o di cogenerazione, potrebbe essere la **termovalorizzazione**. Si tratta sempre di un processo di combustione per la produzione di energia elettrica, ma nel caso del termovalorizzatore, l'impianto è messo a punto per essere alimentato con combustibile da rifiuto, prevedendo particolari sistemi di combustione e determinati combustibili d'appoggio. In questo modo l'impianto può recepire materiali eterogenei e a minore potere calorifico, dovendo comunque essere munito di adeguati filtri e sistemi di analisi in continuo sui fumi per evitare l'emissione di sostanze pericolose che potrebbero essere liberate o generate a seguito della combustione.

Il conferimento in termovalorizzatore, dal momento che presuppone che la biomassa sia rientrata nella categoria di rifiuto e quindi che venga conferita all'impianto a fronte di un costo per tonnellata (150 euro/t, se ricade nella categoria di rifiuto non pericoloso, o 300-400 euro/t se ricade in quella di rifiuto pericoloso), sarà scelto solo in ultima analisi, dopo aver caratterizzato la biomassa ed analizzato le possibili filiere alternative (Syndial, 2015). In Italia, a fine 2014 risultano installati 70 impianti di produzione di energia elettrica alimentate da rifiuti, come riportato dal Rapporto Statistico GSE del 2014.



4.3 Valorizzazione della biomassa per la produzione di biocombustibili

Le biomasse lignocellulosiche che vengono ottenute a valle e durante le attività di fitorimedio, possono essere valorizzate anche attraverso l'ausilio di microrganismi fermentanti. In sostanza, i carboidrati strutturali (cellulosa, in particolare, ed emicellulosa) di queste biomasse verrebbero utilizzati come substrato di crescita da microrganismi che, lavorando in condizioni anaerobiche, principalmente mediante un metabolismo fermentativo, sarebbero in grado di utilizzare solo parte della fonte di carbonio per il proprio sviluppo cellulare, accumulando la restante parte sotto forma di biocombustibili, quali bioetanolo, biometano (da biogas), bioidrogeno e biobutanolo. Questa opportunità è di estremo interesse visto che una direttiva della Commissione Europea (2009/28/CE) prevede di portare la quota di energia da fonti energetiche rinnovabili al 20 % di tutta l'energia dell'UE, e al 10 % di energia specificatamente per il settore dei trasporti, entro il 2020.

Per la produzione dei biocarburanti di cui sopra, diviene però necessaria una preventiva delignificazione e/o destrutturazione del polimero aromatico che "incrosta" i carboidrati strutturali in modo che questi siano accessibili agli enzimi impiegati nella saccarificazione e/o ai microrganismi fermentanti. A tale riguardo va ricordato che il contenuto in lignina delle specie vegetali varia in maniera significativa sia nelle specie erbacee (tra 1 e 15% in quelle di interesse agrario; Frei, 2013) che nelle arboree, dove comunque non è mai inferiore al 15-16% (Studer et al., 2010). Conseguentemente, la scelta della specie vegetale da utilizzare nel fitorimedio andrebbe fatta tenendo conto anche della destinazione d'uso delle biomasse lignocellulosiche; nel caso di biomasse da utilizzare nella produzione di biocarburanti, quindi, si dovranno preferire specie caratterizzate da basso contenuto in lignina e alto contenuto in cellulosa.

4.3.1. Bioetanolo

Tra i biocarburanti, il bioetanolo di II generazione (quello che deriva da biomasse lignocellulosiche residuali e non compete con le produzioni alimentari) è quello che necessita di pretrattamenti più spinti, finalizzati alla delignificazione e successiva saccarificazione della componente cellulosa. E' proprio per questo che la produzione di questo carburante a partire da biomasse lignocellulosiche trova al momento maggiori difficoltà applicative di tipo tecnico-economico.

L'intero processo di produzione comprende, in genere, le seguenti tre fasi principali:

- 1).pre-trattamento, solubilizzazione o separazione delle componenti principali della biomassa;
- 2) saccarificazione, un'idrolisi enzimatica della cellulosa;
- 3).fermentazione degli zuccheri risultanti ad opera di lieviti;



A queste si aggiungono a inizio o fine processo le fasi standard di essiccamento e triturazione della biomassa e di distillazione del brodo di fermentazione (Figura 4.2).



Fig. 4.2: Diagramma di flusso del processo di produzione di bioetanolo di II generazione

Esistono numerosi possibili approcci validati tecnologicamente per effettuare la delignificazione ma quello ormai più consolidato sembra essere la “**steam explosion**” che meglio risponde alla necessità di: minimizzare la degradazione o la perdita di carboidrati; evitare la formazione di prodotti secondari che potrebbero inibire l'idrolisi o la fermentazione; avere un costo energetico ed economico accettabile; avere tempi di esecuzione rapidi; essere soggetto a scale-up (Santi et al., 2012).

Al contrario, il classico **trattamento acido** (acido solforico 2-5%) ad alte temperature (>160 °C oppure <160 °C se trattasi di trattamenti in continuo o batch, rispettivamente) (Esteghlalian et al., 1997), anche se economico e rapido, porta alla degradazione di tutti i carboidrati strutturali non permettendone una ripartizione e causando la formazione cospicua di inibitori della fermentazione (Figura 4.3). La formazione ed accumulo di inibitori impone poi trattamenti di detossificazione (microbici, enzimatici e/o chimici) che hanno implicazioni tecnico-economiche rilevanti (Cardona et al., 2007).

Un approccio di delignificazione certamente ecosostenibile è quello **biologico**, basato sull'utilizzo di funghi o enzimi ligninolitici; queste tecnologie appaiono tuttavia poco compatibili in termini di costi e soprattutto di tempi di processo, essendo caratterizzati da lunghe incubazioni.

La “steam explosion” può essere abbinata all'aggiunta di blande soluzioni acide (es. 0,5-1% H₂SO₄) o basiche (ammoniaca liquida 1-2%) e porta all'ottenimento di una matrice sufficientemente delignificata, povera in emicellulosa, quasi totalmente priva di inibitori e ricca in cellulosa.

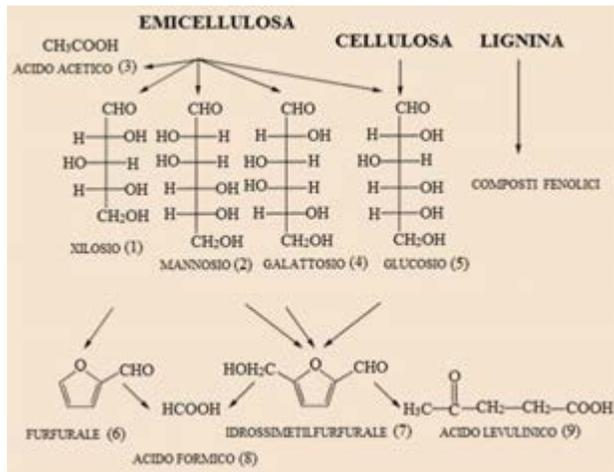


Fig. 4.3: Formazione di inibitori durante l'idrolisi di materiali lignocellulosici

Anche la successiva fase di saccharificazione, finalizzata all'idrolisi della cellulosa e all'ottenimento di sciroppi e zuccheri fermentescibili, rappresenta un punto critico in termini economici (Figura 4.2). Esistono in commercio misture enzimatiche studiate allo scopo e dotate di elevata efficienza catalitica ma il loro costo, associato all'oligo-polio della aziende produttrici, ha un impatto economico rilevante. Per limitare i costi le aziende che lavorano nel settore energetico e/o della bioeconomia e che necessitano di sciroppi zuccherini da biomasse vegetali, puntano ad una produzione "in house" di misture enzimatiche.

La fase successiva di fermentazione alcolica, gestita in genere con l'uso di lieviti ad alta efficienza di bioconversione (vicina a quella teorica del 51%), è una tecnologia ormai consolidata e non crea al momento problematiche applicative. Ciononostante, la ricerca non si ferma ed ha fornito soluzioni tecnologiche interessanti finalizzate alla conduzione di saccharificazione e fermentazione simultanea (Figura 4.2). Vengono ricercati sempre nuovi ceppi microbici in grado di condurre le fermentazioni in termofilia, con l'obiettivo di ridurre i costi di distillazione e/o di convertire anche gli zuccheri pentosi, che generalmente non vengono utilizzati pur costituendo una frazione cospicua dei polimeri strutturali (fino al 15-20%).

L'unico impianto produttivo di bioetanolo di II generazione presente sul territorio italiano è quello di Crescentino, in provincia di Vercelli e sembra sia il primo al mondo progettato e realizzato per produrre bioetanolo da residui agricoli o da piante non ad uso alimentare. Per la sua realizzazione si è sfruttata la tecnologia Proesa®, messa a punto nei laboratori Biochemtex, società di Mossi Ghisolfi Group. Lo stabilimento è in grado di produrre bioetanolo dalle biomasse lignocellulosiche come *Arundo donax*, la canna comune, e/o scarti agricoli come la paglia. Ha una potenzialità massima annua di circa 270.000 tonnellate di biomasse, con una produzione di 40.000 tonnellate di bioetanolo/anno.



Il bioetanolo è distribuito a livello europeo ed utilizzato miscelato con la benzina (in genere nella misura del 5%). La società Mossi & Ghisolfi, leader in questo contesto, sta progettando e realizzando anche altri impianti simili all'estero.

Ovviamente i produttori di bioetanolo, incluso l'impianto di Crescentino, potrebbero trarre beneficio dall'impiego di biomasse lignocellulosiche ottenute da fitorimedio, riducendo così la dipendenza da *Arundo donax*, che attualmente viene prodotto ad hoc per alimentare l'impianto. Va comunque sottolineato che eventuali modifiche delle fonti di approvvigionamento di un impianto, anche se in percentuale limitata, vanno opportunamente valutate in termini di ottimizzazione dei pretrattamenti da applicare alla biomassa lignocellulosica in ingresso (Jagtap et al., 2014).

4.3.2. Biometano (da biogas)

Un'altra valida opportunità di valorizzazione delle biomasse provenienti da fitorimedio è la digestione anaerobica, tecnologia che sta assumendo sempre più rilevanza nel panorama nazionale della chimica verde/bioeconomia, per il suo impatto positivo in termini ambientali ed energetici (Weiland, 2010).

Il processo porta all'ottenimento di biogas, una miscela di anidride carbonica e metano (quest'ultimo al 50-70%), in quantità pari a 100-300 Nm³ per tonnellata di materiale alimentato. Il biogas può essere impiegato nella generazione di energia elettrica per combustione diretta o per la produzione di biometano, previa una purificazione del gas (detta fase di "upgrading"). In entrambi i casi, esistono attualmente forme di incentivazione da parte dello stato.

La digestione anaerobica è una tecnologia consolidata ed ampiamente utilizzata nel settore della depurazione e del trattamento di reflui, rifiuti e residui. Come tutti i processi microbici va gestita in modo che la microflora del fango anaerobico possa conservare il proprio equilibrio, mantenendo stabili le condizioni operative ottimali. Va ricordato, infatti, che il processo è portato avanti da migliaia di microrganismi che agiscono in modo concertato svolgendo in successione le seguenti fasi: idrolisi delle matrici organiche polimeriche, fermentazione, acidogenesi dei monomeri (che in genere prevede anche 2-3 fasi in sequenza) e metanogenesi. Il processo può procedere spontaneamente (con reazioni esoergoniche a catena) se le condizioni chimico-fisiche all'interno del digestore sono idonee e l'alimentazione del digestore, fattore di maggiore criticità del processo, è sufficientemente stabile da un punto di vista quali-quantitativo. La matrice organica con cui viene alimentato il digestore, infatti, deve assicurare un rapporto C/N compreso fra 20 e 30. I reflui zootecnici hanno un rapporto simile e per questo sono stati impiegati per primi nella digestione anaerobica.

Oggi, con l'obiettivo di sfruttare al meglio le potenzialità economiche offerte dal processo di digestione anaerobica per la produzione di biogas e biometano, si cerca di utilizzare numerose matrici organiche di scarto in miscela (la cosiddetta "co-digestione") nel rispetto di un rapporto C/N bilanciato. Questo ha comportato, però, significative forzature nel settore agrario che in alcuni casi destina parte delle proprie produzioni a fini energetici piuttosto che alimentari (ISPRA, 2010).



Va comunque ricordato che la digestione anaerobica produce, a valle del processo, un digestato che rappresenta un ottimo ammendante che contribuisce al mantenimento della fertilità dei suoli ed al sequestro della CO₂.

Come accennato all'inizio del paragrafo, la produzione di biogas in Italia ha un impatto economico rilevante: l'Italia è il terzo produttore al mondo di biogas in agricoltura, dopo Germania e Cina, con oltre 2 miliardi di Nm³ di gas naturale equivalente all'anno. Il settore conta quasi 1500 impianti, per una potenza installata che supera i mille MW e una produzione di 8 mila GWh di energia elettrica prodotta. Tra le rinnovabili, è la filiera con la maggiore incidenza nell'occupazione in rapporto agli investimenti (circa 13000 addetti altamente qualificati).

L'impiego delle biomasse vegetali prodotte durante attività di fitorimedio potrebbe dare un importante contributo nel ridurre l'impiego in digestione anaerobica di biomasse prodotte ad hoc su suoli agrari (ENI-Syndial et al., 2015). Ovviamente, allo scopo sarebbero da preferire biomasse a basso contenuto in lignina (possibilmente da fitorimedio condotto mediante colture erbacee) in quanto questo polimero non viene degradato durante la digestione anaerobica, a differenza della cellulosa ed emicellulose. In alternativa, queste biomasse dovrebbero essere preventivamente sottoposte a pretrattamenti di delignificazione e di destrutturazione che possono incrementare le rese di fermentazione (Lee et al., 2014; Jagtap et al., 2014).

4.3.3. Biodiesel

Il biodiesel è un biocombustibile prodotto attraverso processi chimici (esterificazione) in cui un olio vegetale è fatto reagire in eccesso di alcool metilico o etilico (Gui et al., 2008).

Il biodiesel ha un PCI (Potere Calorifico Inferiore) di 37 MJ/kg, più basso di quello del gasolio che è circa 43,1 MJ/kg; i valori delle densità sono invece leggermente più alti per il biodiesel, 890 kg/m³, che per il gasolio di origine fossile, 833 kg/m³ (ENI-Syndial et al., 2015). Gli oli vegetali per la produzione di biodiesel sono ottenibili da piante oleaginose di diversa natura e provenienza: per le regioni a clima più temperato che caratterizzano l'Europa e l'Italia, i prodotti agricoli più interessanti sono la colza, il girasole e la soia. Attualmente, tuttavia, la produzione italiana di biodiesel è quasi tutta basata sull'importazione di olio di palma.

In Italia a Porto Marghera, ENI ha ristrutturato una raffineria tradizionale riconvertendola in una bioraffineria per la produzione di biodiesel. Si tratta di un impianto che nel 2014 ha lavorato circa 144.000 tonnellate di oli vegetali (olio di palma raffinato, in particolare). Il programma di sviluppo dell'impianto prevede che dopo il 2017 la capacità di approvvigionamento della bioraffineria salirà a circa 560.000 ton di oli vegetali all'anno per una produzione complessiva di biodiesel di circa 420.000 ton/anno. In prospettiva, oltre all'olio di palma si prevede di utilizzare oli vegetali esausti da filiera nazionale (http://www.eni.com/it_IT/sostenibilita/ambiente/biodiversita-ed-ecosistemi/progetto-green-refinery/progetto-green-refinery.shtml).

Nel caso di processi di fitorimedio che utilizzano piante oleaginose (girasole, cardo,



ecc.) si potrebbe, quindi, immaginare di destinare gli oli da essi derivati alla produzione di biodiesel.

Tra i sottoprodotti della filiera del biodiesel, oltre ai residui della spremitura detti pannello e usati come mangimi, vi è la glicerina che deriva direttamente dalla trans-esterificazione del lipide. Questa può essere impiegata come prodotto chimico in diversi ambiti applicativi, come sostituto, ad esempio, dell'alcool e dei glicoli nella fabbricazione di vernici, resine e anticongelanti (ENI-Syndial et al., 2015). Un'altra interessante opzione per l'impiego della glicerina è l'utilizzo come substrato di crescita per lieviti oleaginosi, in grado di accumulare lipidi endocellulari. Sono lieviti noti per sintetizzare ed accumulare lipidi fino al 60% del loro peso, che permetterebbero quindi di alimentare con la loro produzione la stessa filiera del biodiesel da cui dipendono per la fonte di carbonio (Donot et al., 2014).

4.4 Altri processi di conversione energetica promettenti, attualmente allo stadio dimostrativo o in fase di sperimentazione scientifica

L'interesse a produrre energia elettrica verde spinge alla massimizzazione del rendimento di conversione energetica; uno dei processi termochimici più promettenti che permettono il recupero di energia dalla biomassa è la **gassificazione**. Attraverso una parziale combustione attuata mediante la presenza di un agente gassificante ed altri reagenti (solitamente ossigeno e vapore), il combustibile solido viene convertito in gas, poi utilizzato come fonte di energia o come sostanza di base per l'industria chimica. Il processo non avviene facilmente e richiede temperature di esercizio che variano da alcune centinaia ad oltre un migliaio di gradi e pressioni da 1 a 30 atmosfere. La gassificazione comprende quattro fasi: essiccazione, pirolisi, riduzione e combustione, quest'ultima fortemente esotermica. Durante la pirolisi, processo endotermico, la biomassa solida viene scaldata in assenza di ossigeno al punto da determinare la scissione dei legami chimici dei composti organici e la liberazione di composti gassosi.

La gassificazione produce un gas combustibile (detto gas di gasogeno, gas di sintesi o syngas), composto da H_2 , CO, $CxHy$, CO_2 , con potere calorifico inferiore variabile tra i 4000 kJ/Nm³ ed i 14000 kJ/Nm³.

Il processo di gassificazione ha superato la fase dimostrativa e sta entrando in quella commerciale (figura 4.5); di fatto ad oggi sono proposte sul mercato soluzioni che ricalcano schemi già proposti in passato (in Europa nel corso dell'ultimo conflitto mondiale e, a partire dagli anni '90, in diversi paesi in via di sviluppo). La tecnologia permette di ottenere energia termica ed elettrica partendo da biomasse di qualsiasi origine (cippato di legno, scarti di patata, scarti dell'industria alimentare...) e consente di valorizzare al meglio le biomasse ligno-cellulosiche (Figura 4.4) (Pagnoni, 2011). La biomassa deve essere preferibilmente secca (10%) per aumentare la qualità del gas. E' normalmente richiesta anche una certa uniformità dimensionale per cui la biomassa potrebbe necessitare di appositi trattamenti.

Il syngas derivante da gassificazione contiene molte impurità (char) tra cui polveri, ceneri e metalli pesanti. Questo può essere utilizzato tal quale in motori a combustione



130 Potenziale utilizzo delle biomasse prodotte dal fitorimedio

interna (ad es. in veicoli, come avveniva durante la seconda guerra mondiale) o in caldaie a ciclo Rankine (Figura 4.5), da solo o assieme a combustibili tradizionali (cofiring). Negli altri casi esso viene raffreddato e purificato per essere impiegato, ad esempio, per alimentare turbine a gas o motori endotermici. Si stanno realizzando ricerche per migliorare i rendimenti dei piccoli impianti per favorire il loro utilizzo dove è disponibile una modesta quantità di biomassa ed evitarne così il trasporto per lunghe distanze.

Impianto	Potenza tWe	Impresa produttrice impianto	Caratteristiche impianto
N: 13			
Belluno	1000	Caema/Rivoira (Ankur Scientific - India)	L'impianto viene alimentato con circa 8500 t/a di cippato di legno.
Parma	1000	Caema/Rivoira (Ankur Scientific - India)	L'impianto produce 7,5 GWh e 15 GWh e viene alimentato con 9000 t/a di sawaf.
Gredesco Pieve Delmona (CR)	960	Agroenergia	Il pirogassificatore è alimentato con biomassa vegetale trinciata o cippata.
Alessandria	640		L'impianto è di tipo sperimentale - l'impianto è stato messo a punto dal Politecnico di Torino e dall'IPIA (istituto per le piante da legno e ambiente) - l'impianto è alimentato con biomassa di origine forestale.
Vigevano (PV)	500	Caema/Rivoira (Ankur Scientific - India)	L'impianto produce 3,75 GWh e 7,5 GWh - viene alimentato con 4100 t/a di cippato di legno.
Caluso (TO)	400	Autogas Nord	L'impianto è alimentato con residua di produzioni agricole, biomasse forestali, foglie, scarti dell'industria alimentare.
Oltrepò Pavese (PV)	300	Bio&Watt (Ankur Scientific - India)	L'impianto utilizza un motore endotermico.
Castel San Pietro (BO)	250	Bio&Watt (Ankur Scientific - India)	Il pirogassificatore è alimentato con scarti di potatura, stocchi di mais, cippato di pino.
Ozzinovo (BS)	250	Bio&Watt (Ankur Scientific - India)	Il pirogassificatore è alimentato con biomasse di origine forestale.
Verbania (VB)	250	CoVer Energy	L'impianto è classificato come sperimentale.
Castel D'Aiano (BO)	15	Stirling Denmark	L'impianto è alimentato con cippato di legno trinciato in coda. Il gasificatore è di tipo updraft (biomassa e syngas in controcorrente) - il gas viene bruciato in camera di combustione.
Quingentole (MN)	70	Caema	L'impianto di gasificazione progettato genererà 20 kw elettrici e 70 kw termici e sarà accoppiato a una caldaia a biomassa da 200 kw termici, per i piccoli impianti.
Pomarico (MT)	300	Bio&Watt (Ankur Scientific - India)	L'impianto è alimentato con cippato di legno e residui agricoli - da novembre 2012 è in esercizio (solo interruzioni programmate).

Fig. 4.4: Impianti di gassificazione biomasse presenti in Italia al 2013.

Immagine concessa da D. Barisano, G. Canneto, ENEA

Il syngas viene utilizzato, oltre che come fonte di energia, anche come sostanza di base per l'industria chimica: sintesi dell'ammoniaca, del metanolo, dei prodotti da esso derivati e per processi di sintesi Fischer-Tropsch. Tramite quest'ultimo processo, il syngas può essere convertito in combustibili liquidi (De Klerk, Maitlis, 2013). Tale processo è noto come BtL (Biomass to Liquid) e si può scomporre in tre elementi costitutivi principali: gassificazione, trattamenti (purificazione gas, reforming del metano, water gas shift, ecc.) e sintesi di Fischer Tropsch.





La sintesi di Fischer Tropsch (FT) è stata scoperta nel 1923 in Germania e negli anni '30 consentì di ottenere combustibili liquidi dal carbone. È tornata in auge negli anni '70 durante la crisi petrolifera e di recente la sintesi FT è stata applicata anche sul gas naturale, processo GtL (Gas to Liquid), per valorizzare giacimenti remoti. Impianti industriali che utilizzano questa sintesi operano in Malesia (Shell) e in Sud Africa (Sasol).

	STADIO DI SVILUPPO			
	Ricerca di base	Dimostrativo	Pre-commerciale	Commerciale
Aumento densità energetica	Torrefazione		Pirolisi	Trasformazione legno in pellet
Da biomassa a calore			Gassificazione in piccola scala	Impianti di teleriscaldamento
Combustione		Motori stirling	Ciclo Rankine	Combustione che alimenta turbine tramite vapore
Gassificazione	Integrated Gasification fuel cell	Integrated Gasification gas turbine	Gassificazione che alimenta turbina a vapore	
Co-combustione		Co-combustione indiretta	Co-combustione parallela	Co-combustione diretta
Digestione anaerobica	Celle a combustibile microbiche		Digestione anaerobica a 2 stadi	Digestione anaerobica a 1 stadio

Fig. 4.5: Stadio di sviluppo di alcuni processi di conversione della biomassa in energia. In verde sono indicate le tecniche che aumentano la densità energetica di un carburante, in arancione quelle che producono calore, in blu quelle che producono energia elettrica. La tecnologia "Integrated Gasification Fuel Cell" permette di produrre energia elettrica da celle a combustibile; La tecnologia "Integrated Gasification Gas Turbine" permette di produrre syngas da immettere direttamente nella turbina a gas senza passare per il tradizionale ciclo a vapore. (Rielaborata da Bauen et al., 2009 e Pagnoni, 2011).

A seguito della sintesi di FT vengono prodotte principalmente catene paraffiniche, con idrocarburi ramificati e insaturi e alcoli primari come sottoprodotti. Sia che il processo utilizzi come materia prima carbone (CtL), gas naturale (GtL) o biomassa (BtL), le condizioni operative sono le stesse: 100-250 °C di temperatura e 20-50 bar di pressione. Le cere prodotte sono poi convertite in un taglio diesel tramite **hydrocracking (HCK)**; l'idrogeno necessario alla conversione proviene dall'unità che genera il gas di sintesi. Le prime applicazioni del processo di HCK furono sviluppate nel 1927 per convertire la lignite in benzina, poi per produrre combustibili liquidi da carbone o per upgrading di distillati da cariche pesanti. Le condizioni operative tipiche dei processi attuali sono: temperature di 320-400 °C, pressioni di 70-100 bar, su catalizzatori di tipo bifunzio-



nale con siti acidi che promuovono isomerizzazione/cracking e siti metallici che hanno una funzione idro-deidrogenante (ad esempio ossidi amorfi, zeoliti).

Dal syngas si può produrre anche **idrogeno**, per essere utilizzato in celle a combustibile con la tecnologia IGFC (Integrated Gasification Fuel Cell), che permette di raggiungere elevate efficienze elettriche (Figura 4.5) (Pagnoni, 2011)

L'idrogeno, come è noto, rappresenta la fonte energetica più pulita in quanto dalla sua combustione si ottiene acqua senza produzione di particolati o altri gas. Attualmente, è quasi tutto prodotto da combustibili fossili con metodi termochimici o elettrochimici, ma l'ottenimento di idrogeno per via microbica è possibile e tecnologicamente molto promettente, ma è ancora oggetto di studi finalizzati all'ottimizzazione dei processi.

I **processi biologici per la produzione di idrogeno** sono meno energivori e più rispettosi dell'ambiente in termini di riduzione globale delle emissioni di CO₂ (Ghimire et al., 2015). Inoltre, è possibile ottenere biodidrogeno anche utilizzando reflui, residui o biomasse prodotte ad hoc. Questo gas può essere prodotto da microrganismi autotrofi o da eterotrofi (Figura 4.6).

Ad oggi, i processi che utilizzano microrganismi eterotrofi al buio (le cosiddette “fermentazioni al buio”) sembrano quelli più promettenti: i batteri anaerobici coinvolti sono in grado infatti di convertire la sostanza organica, accumulando prodotti di fermentazione tra cui l'idrogeno.

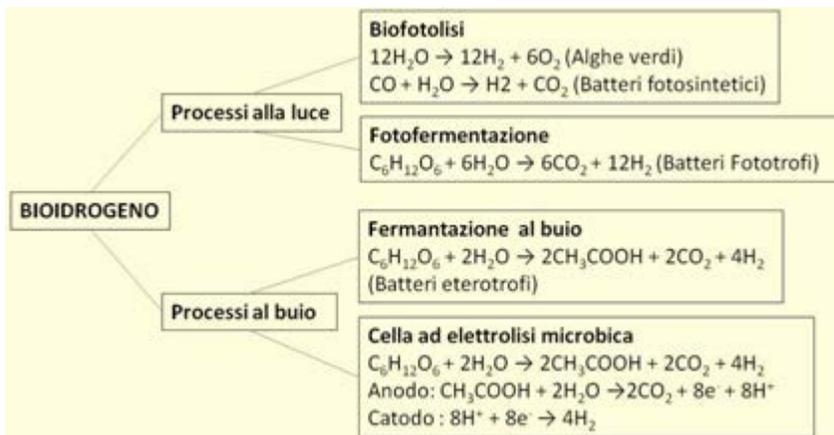


Fig. 4.6. Possibili vie per la produzione di biodidrogeno (Ghimire et al., 2015)

Sono stati individuati batteri particolarmente efficienti nella produzione di biodidrogeno che dovrebbero però agire in coltura pura. In alternativa, sono stati sviluppati processi in cui si lavora in condizioni non axeniche con consorzi microbici; gli inoculi in questo caso vengono selezionati anche attraverso specifici pretrattati (Bundhoo et al., 2015).

Numerosi studi hanno dimostrato che esistono vari tipi di biomasse vegetali di I e II generazione utilizzabili per la produzione di idrogeno, ma spesso sono necessari op-



portuni pretrattamenti per fornire una fonte di carbonio più prontamente disponibile (Bundhoo et al., 2015).

La pressione parziale di idrogeno all'interno dei reattori (nello spazio di testa) è, in questi processi, un parametro critico: deve essere sempre mantenuta bassa per evitare l'inibizione della produzione e l'inattivazione delle idrogenasi.

Attualmente, gran parte della sperimentazione mondiale è svolta su piccola scala e su fermentatori di laboratorio. Molto rari sono gli studi a livello pilota (Lin et al., 2011). Inoltre, anche se ci sono dati che evidenziano produzioni molto elevate e lunghi periodi di funzionamento (circa 3 anni), risultano ancora carenti alcuni studi specifici dei processi e delle caratteristiche dei consorzi microbici coinvolti. Comunque, per arrivare prima possibile al trasferimento di scala dei processi a livello industriale i ricercatori stanno studiando la possibilità di intervenire sui processi e sugli impianti di digestione anaerobica. La produzione di idrogeno è, infatti, un passaggio intermedio nella produzione di metano rispetto alla quale possiede una resa metabolica ed energetica di circa 10-20 volte superiore.

Spesso si lavora con l'obiettivo di avere un primo stadio di digestione anaerobica dove una microflora specializzata garantisce un'efficiente produzione di idrogeno che viene sottratto dallo spazio di testa del reattore; nel secondo stadio di digestione anaerobica, invece, i metanogeni completano la fermentazione producendo biogas (Corneli et al., 2016).

I processi di produzione di bioidrogeno hanno una resa teorica di 10-20 m³ al giorno di idrogeno per ogni m³ di reattore ed un consumo giornaliero di substrato elettivo (biomasse vegetali) di circa 20 kg/m³. Una stima aggiornata su base nazionale indica una disponibilità annuale di tali rifiuti di circa un milione di tonnellate che, trasformati in idrogeno, potrebbero soddisfare il 10% circa della domanda di energia elettrica in Italia (ENI-Syndial et al., 2015).

Anche in questo caso la biomassa vegetale prodotta durante attività di fitorimedio potrebbe essere utilizzata insieme ad altre biomasse nella produzione di bioidrogeno. Le biomasse dovrebbero essere opportunamente delignificate e destrutturate per garantire una buona efficienza di fermentazione.

Anche la produzione microbica di **biobutanolo** sembra poter giocare un ruolo importante nella produzione di biocarburanti. Il butanolo, infatti, ha un elevato contenuto energetico, buona miscibilità con altri combustibili, capacità di aumentare il numero di ottano e bassa volatilità (Jiang, et al 2015; Schwarz & Gapes, 2006). Anche in questo caso il processo avviene in condizioni anaerobiche ad opera di batteri del genere *Clostridium* che sono buoni degradatori dei polisaccaridi strutturali del materiale vegetale; nonostante questo però, per aumentare le rese di produzione, sono necessari opportuni pretrattamenti delle biomasse in ingresso. Ad oggi gli studi di scale-up per impianti produttori di butanolo sono limitati, e quindi la prospettiva di applicazione non è molto prossima.

Altre recenti linee di ricerca, la cui maturità tecnologica è però ipotizzabile solamente in una prospettiva temporale di medio-lungo periodo, hanno attirato l'attenzione del mondo accademico ed industriale: la produzione di biodiesel, bioetanolo, idrogeno o biogas a partire da colture di microalghe.



Le **microalghe** sono organismi unicellulari fotosintetici che possono vivere in acque dolci, salmastre o salate, comprendono una grande varietà di specie adattate a condizioni molto diverse ed hanno una capacità di moltiplicarsi velocemente e di raggiungere densità di biomassa superiori alle piante terrestri; inoltre non interferiscono con le produzioni agricole dedicate all'alimentazione. Numerosi studi hanno avuto come oggetto le microalghe per il trattamento di acque contaminate, valutandone anche una possibile valorizzazione energetica (Schwitzgubel et al., 2014).

4.5 Valorizzazione della biomassa per la produzione di materiali

Sia le specie erbacee che le arboree possono essere coltivate per la produzione di materiali; a seconda delle caratteristiche della biomassa se ne possono ricavare fibre tessili, paste di legno per la carta, bioplastiche, imballaggi o materiali per l'edilizia. Nei paragrafi che seguono si presenteranno brevemente le filiere di destinazione più interessanti per l'utilizzo di biomasse provenienti da fitorimedio.

4.5.1 Settore del legno da costruzione

A seconda delle proprietà fisico-meccaniche della materia prima si configurano le varie filiere di destinazione dei legnami, dal settore dei segati, a quello degli imballaggi, dei pannelli, del legno per l'edilizia o quello del mobile.

Se si pensa alle specie arboree più impiegate per le fitotecnologie, cioè quelle a rapida crescita come pioppo, salice, robinia o pawlonia, il campo delle possibili destinazioni d'uso si restringe.

Si tratta di legni non particolarmente pregiati, tenaci e flessibili ma difficili da essiccare a causa dell'elevato tenore idrico.

Il legno di pioppo e quello di salice sono simili, entrambi molto teneri, ma tenaci. Tipici campi d'impiego sono la produzione di fiammiferi ed imballaggi (cassette per la frutta, pallet, cesti, ecc.). In passato sia l'industria dei pannelli compensati e listellari, che quella dei pannelli truciolati usavano quasi esclusivamente legname di pioppo, tronchi per i primi e ramaglia per i secondi. Oggi il quadro è completamente cambiato per la grande contrazione delle colture di pioppo nel nostro paese (Federlegnoarredo). Il legno di robinia appartiene ai legni più pesanti ed è il più duro tra quelli coltivabili alle nostre latitudini. È tenace, flessibile, elastico; oltre che per il suo aspetto questo legno è apprezzato soprattutto per la sua elevata durabilità.

Particolarmente adatto per le strutture esterne a contatto con il terreno (es. pali); impieghi per interni sono parquet, finestre e porte (Progetto Promo_legno, 2016).

Il legno di pawlonia è particolarmente leggero e flessibile, resistente alla rottura e alla deformazione. E' da lungo tempo usato per la costruzione di utensili e strumenti musicali in oriente, dove la specie è nativa, e offre buone prospettive anche alle nostre latitudini.

Bisogna tuttavia ricordare che da un punto di vista ecologico, la coltivazione di specie



autoctone, come pioppi e salici, è da preferirsi rispetto all'impianto di specie provenienti da altri continenti (come robinia e paulonia). Spesso questo criterio risulta utile anche per ridurre la manutenzione dalla coltura; infatti risulta evidente che le specie native siano quelle meglio adattate alle caratteristiche climatiche e pedologiche del paese di provenienza e, in generale richiedano meno cure.

La coltivazione di alberature destinate alla produzione di legno da costruzione offre poi il valore aggiunto dell'immagazzinamento di CO_2 ; il carbonio sottratto all'atmosfera viene immagazzinato nei tessuti vegetali. Ogni metro cubo di legno potrà quindi imprigionare una tonnellata circa di CO_2 , finché il legno non marcirà o verrà bruciato. L'edilizia in legno consente di immagazzinare il carbonio per decenni, con un turno più lungo rispetto all'utilizzo del legno come combustibile. Il legno impiegato non si limita a fungere da riserva di carbonio fuori dal bosco. Ogni albero abbattuto lascia posto a nuovi alberi, aumentando così le riserve di carbonio (Figura 4.7, Promo_Legno, 2014).



Fig. 4.7: costruire con il legno per la salvaguardia del clima (Promo_Legno, 2014)

4.5.2 Materiali tessili

Le fibre naturali vegetali sono composte essenzialmente dalla cellulosa derivata da piante erbacee o arbustive. Tra le specie generalmente utilizzate a scopi di fitorimedio, canapa e lino sono quelle che offrono la possibilità di essere sfruttate come fonte di fibra tessile. Entrambe queste fibre hanno accompagnato la storia dell'umanità fin dalle sue origini, attualmente il loro utilizzo è stato limitato dall'ingresso nel mercato di una ampia gamma di materiali sintetici e naturali.

Il *Linum Usitatissimum* è la pianta dalla quale, a seguito della macerazione delle fibre, è ricavato il lino. In Italia la coltura da fibra, considerevole nei secoli scorsi in Lombardia, Marche, Toscana è andata progressivamente in declino; nel 1994 la produzione italiana di tessuti di lino ammontava a 15850 t, il 62% della produzione europea. Vi sono iniziative di rilancio della produzione a livello europeo, infatti per la coltura del lino tessile, l'UE prevede un contributo sul prodotto lavorato che è diviso tra il coltivatore ed il trasformatore. La canapa è una fibra molto simile al lino, a differenza di



questo la *Cannabis sativa*, pianta da cui si estrae la fibra, possiede una capacità di resistenza che permette di coltivarla senza l'utilizzo di pesticidi o fertilizzanti chimici. Grazie alla sua rusticità ed alla molteplicità delle varietà esistenti, può adattarsi ai climi più diversi. Viene utilizzata sia per la produzione di fibra lunga per uso tessile, sia per la produzione di fibra corta per la costruzione di cordami. Originaria dell'Asia, si è diffusa in Europa dal Medioevo e ha rappresentato uno dei settori industriali più attivi durante i primi anni del Novecento, anni in cui l'Italia era tra i primi produttori mondiali. La produzione nel nostro paese è stata notevolmente ridotta anche a seguito della legislazione vigente in materia di stupefacenti; la coltivazione è oggi limitata alle sole varietà di canapa che contengono un ridotto tasso di principio attivo (0,6% di THC nelle infiorescenze femminili). Negli ultimi anni la legislazione italiana ha fatto dei passi in avanti per rivalorizzare questa filiera di produzione, stanziando anche fondi per gli impianti di trasformazione; attualmente due in Italia, uno a Taranto e uno a Torino.

A questo proposito, di recentissima approvazione è la legge del 2 dicembre 2016, n. 242 (GU n.304 del 30-12-2016), in vigore dal 14-1-2017: [Disposizioni per la promozione della coltivazione e della filiera agroindustriale della canapa.](#)

Le finalità della legge (Art.1) sono qui di seguito riportate:

1. *La presente legge reca norme per il sostegno e la promozione della coltivazione e della filiera della canapa (Cannabis sativa L.), quale coltura in grado di contribuire alla riduzione dell'impatto ambientale in agricoltura, alla riduzione del consumo dei suoli e della desertificazione e alla perdita di biodiversità, nonché come coltura da impiegare quale possibile sostituto di colture eccedentarie e come coltura da rotazione.*

2. *La presente legge si applica alle coltivazioni di canapa delle varietà ammesse iscritte nel Catalogo comune delle varietà delle specie di piante agricole, ai sensi dell'articolo 17 della direttiva 2002/53/CE del Consiglio, del 13 giugno 2002, le quali non rientrano nell'ambito di applicazione del testo unico delle leggi in materia di disciplina degli stupefacenti e sostanze psicotrope, prevenzione, cura e riabilitazione dei relativi stati di tossicodipendenza, di cui al decreto del Presidente della Repubblica 9 ottobre 1990, n. 309.*

3. *Il sostegno e la promozione riguardano la coltura della canapa finalizzata:*

- a) alla coltivazione e alla trasformazione;*
- b) all'incentivazione dell'impiego e del consumo finale di semilavorati di canapa provenienti da filiere prioritariamente locali;*
- c) allo sviluppo di filiere territoriali integrate che valorizzino i risultati della ricerca e perseguano l'integrazione locale e la reale sostenibilità economica e ambientale;*
- d) alla produzione di alimenti, cosmetici, materie prime biodegradabili e semilavorati innovativi per le industrie di diversi settori;*
- e) alla realizzazione di opere di bioingegneria, bonifica dei terreni, attività didattiche e di ricerca.*



4.5.3 Bioplastiche

La produzione mondiale di materie plastiche (cioè polimeri organici di sintesi) è aumentata nel corso degli ultimi decenni, passando da 1,7 a 299 milioni di t dal 1950 al 2013. Mentre la quantità di materie plastiche prodotte in Europa è relativamente costante negli ultimi 10 anni, la produzione mondiale infatti, continua ad aumentare (Duis & Coors, 2016). La dispersione nell'ambiente terrestre e marino dei frammenti di plastiche, che come è noto sono materiali recalcitranti, ha causato e sta causando conseguenze ambientali molto pesanti. La ricerca e l'innovazione negli ultimi anni si sta quindi muovendo per individuare matrici polimeriche di origine naturale (microbica o vegetale) da utilizzare come materia prima nella produzione di bioplastiche e/o modificare i polimeri di sintesi inserendovi molecole/componenti naturali per renderle biodegradabili (Luckachan et al., 2011).

Varie aziende in tutto il mondo hanno perciò iniziato a produrre bioplastiche che hanno la prerogativa di essere biodegradabili e compostabili. L'Italia è in questo senso uno dei paesi leader con una azienda nota in tutto il mondo, la Novamont S.p.A (fatturato di 145 milioni di euro e 412 addetti; <https://it.wikipedia.org/wiki/Novamont>), per il noto Mater-Bi® che utilizza l'amido come materia prima.

Le plastiche biodegradabili, che sono immesse sul mercato da un numero crescente di produttori, possono essere classificate nei seguenti gruppi: plastiche derivate dall'amido, basate su acido polilattico (PLA), basate su poli-idrossialcanoati (PHB, PHBV, etc.), poliesteri di origine batterica, plastiche basate sulla cellulosa (cellophane) o basate sulla lignina (Luckachan et al., 2011; Adcock et al., 2003).

Per alcune filiere di produzione la materia prima è di origine vegetale, come l'amido, la cellulosa e la lignina, mentre nel caso dei polilattati e poli-idrossialcanoati la produzione è microbica a partire da fonti di carbonio di origine vegetale (soprattutto per la produzione di PLA che utilizza principalmente idrolizzati di amido), scarti e reflui.

Altri polimeri di origine microbica stanno assumendo crescente interesse per la loro elevata biocompatibilità ed applicazioni in campo alimentare, biomedico e farmaceutico: tra questi vanno citati la cellulosa batterica ed i poli- γ -glutammati anche per il fatto che possono essere prodotti a partire da biomasse vegetali e residui agroalimentari.

Comunque, nel settore delle bioplastiche sembra riservare enormi potenzialità la produzione di poli-idrossialcanoati che può essere ottenuta da numerose matrici di scarto (Lee et al., 2014; Tan et al., 2014).

In questo contesto, le biomasse ottenute attraverso processi di fitorimedio possono trovare ampia utilizzazione. Quando le piante erbacee impiegate producono amidi (es. mais), questo potrebbe essere utilizzato potenzialmente nella produzione di Mater-Bi e di PLA. Se, invece, la biomassa vegetale recuperata è di natura lignocellulosica il suo impiego potrebbe essere indirizzato alla produzione di poli-idrossialcanoati; pretrattamenti di delignificazione e destrutturazione sarebbero comunque necessari.



4.6 Valorizzazione delle biomasse come *biochar*

Una delle opportunità di valorizzazione della biomassa proveniente da fitorimedio è data dalla trasformazione in biochar. Per biochar si intende quel prodotto poroso ricco di carbonio (carbone vegetale), prodotto dalla “combustione” di materiale vegetale in carenza di ossigeno, tramite pirolisi o gassificazione (www.ichar.org/content.php?page=123&action=21). Si tratta di un materiale che trova applicazione in agricoltura e nella protezione dell'ambiente. La sua produzione genera gas (syngas) e bio-oli combustibili (fase liquida), come visto nei paragrafi precedenti. Una delle sue caratteristiche più interessanti è la stabilità del carbonio che lo compone e che resiste al degrado sia biotico che abiotico per lungo tempo, favorendo il sequestro del carbonio nel suolo e riducendo al contempo l'emissione di gas serra. Il carbonio contenuto nel biochar oscilla tra l'80 ed il 90%; ciò significa che da ogni tonnellata di biochar corrisponde una quantità di anidride carbonica (CO₂) atmosferica pari a circa tre volte il suo peso (<http://www.ichar.org/content.php?page=123&action=21>). Impiegando il biochar come ammendante su vasta scala, si può ambire a ridurre del 9% le emissioni di CO₂ a livello europeo (Glaser et al., 2009).

Il processo di pirolisi del materiale organico determina un significativo aumento (rispetto al materiale di origine, definito feedstock in inglese) della superficie specifica e della capacità di scambio ionico, quindi della capacità di legare, attraverso un processo di scambio, ioni di specie chimiche diverse come i metalli pesanti (Cd, Ni, Pb, Zn, Hg, etc.) ma anche molecole complesse come i pesticidi, i diserbanti ed altri prodotti chimici inquinanti. La natura del biochar è tale per cui questa capacità si mantiene nel tempo e non richiede quindi ulteriori e frequenti applicazioni come avviene per ammendanti organici molto più labili (es: compost, letame, etc...); ciò giustifica il suo impiego sia in suoli contaminati che in acque contaminate (Lehmann and Joseph, 2015). Il biochar esplica la sua funzione attraverso meccanismi sia diretti che indiretti. L'aumento della capacità di scambio è un esempio di meccanismo diretto. Il biochar, essendo ricco di gruppi funzionali di superficie carichi negativamente, aumenta la capacità di scambio cationico (CSC) che, come detto pocanzi, permette l'immobilizzazione degli inquinanti a carica positiva, oppure la precipitazione per effetto dell'aggiunta della frazione minerale contenuta nel biochar (es: formazione di fosfati insolubili del Pb (Uchimiya et al., 2010)). I meccanismi indiretti sono la conseguenza dei cambiamenti delle proprietà chimico-fisiche della matrice inquinata come, ad esempio, l'effetto liming ossia l'aumento del pH con diminuzione della solubilità di inquinanti altrimenti solubili a pH acidi ma anche il miglioramento della fertilità che facilita l'insediamento delle piante per il fitorimedio.

L'impiego di biomasse derivanti da fitorimedio per la generazione di energia, grazie al biochar, diventa una opportunità non solo di recupero energetico ma anche di produzione di un ammendante che può esso stesso essere impiegato nel processo di fitorimedio. Impiegando il biochar prodotto a seguito di interventi di fitorimedio all'interno dello stesso impianto di origine, si può quindi progettare un intervento a “ciclo chiuso”, in grado di autosostenersi ed amplificarsi nell'efficacia. In questo modo si eviterebbe



anche la competizione nella produzione di biochar per l'uso di biomasse altrimenti destinate ad altri scopi (es.: centrali a biomassa).

Parametro	Requisito minimo	Test
C	> 50%	DIN 51732
H/C org	< 0.7	DIN 51732
O/C org	< 0.4	DIN 51733, ISO 17247
Composti Organici Volatili (VOC)	deve essere specificato	Thermal-Gravimetric-Analysis
N, P, K, Mg e Ca	deve essere specificato	DIN EN ISO 17294 – 2 (E29)
Metalli pesanti:		
Cd	< 1,5 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Cu	< 100 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Cr	< 90 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Hi	< 1 g/t	DIN EN1483 (E12)
Ni	< 50 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Pb	< 150 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Zn	< 400 g/t	DIN EN ISO17294-2 (E29)
Superficie specifica (BET)	preferibilmente > 150 m ² /gss	ISO 9277
contenuto di IPA (somma dei 16 inquinanti prioritari identificati dall'EPA)	< 12 mg/kgss	DIN EN 15527: 2008-09 (with toluol extraction); DIN ISO 13877: 1995-06 – Principle B with GC-MS
Contenuto di PCB (di cui diossine e furani)	<0.2 mg/kgss < 20 ng/kgss	AIR DF 100, HRMS

Tab. 4.3: requisiti minimi del biochar per impiego in agricoltura (EBC, 2012)

Il termine biochar si riferisce ad una moltitudine di prodotti estremamente eterogenei e diversi fra loro. Fatto salvo che devono essere soddisfatti dei requisiti minimi affinché si possa parlare di biochar (v. tabella 4.3), le proprietà di questo ammendante organico sono estremamente variabili essendo molteplici sia i parametri del processo produttivo (HTT, residence time, etc...) che le tipologie di feedstock impiegabili. Ciò fa sì che ogni singolo caso sia un caso a sé e vada valutato come tale. In particolare, nella scelta del più appropriato biochar, sarà opportuno considerare aspetti legati a:

- fitotossicità del substrato
- pH del substrato: molti biochar hanno un pH elevato e determinano di conseguenza un significativo innalzamento della reazione del substrato. Se la matrice



contaminata da trattare ha un pH acido il problema non sussiste e spesso il biochar in questi casi ha addirittura un effetto correttivo. Quando il substrato ha invece un pH basico, l'applicazione del biochar può causare delle alterazioni e la scelta dovrà essere orientata verso prodotti a pH più basso.

- obiettivo finale: se l'obiettivo dell'intervento è la stabilizzazione, quindi l'immobilizzazione degli inquinanti e non la loro rimozione, allora il biochar dovrà avere una forte capacità di adsorbire gli inquinanti e di ridurre la fitotossicità del substrato per facilitarne l'innerbimento delle specie vegetali non accumulatrici (si ricorda che per la fitostabilizzazione non è auspicabile il bioaccumulo nelle frazioni epigee delle piante). Se lo scopo sarà quello di facilitare la rimozione degli inquinanti attraverso lo sviluppo delle piante, allora la scelta dovrà tenere maggiormente in considerazione i fattori che impediscono la formazione del cotico
- erboso o lo sviluppo delle piante e orientare la scelta sulla correzione di tutti quei fattori che intervengono negativamente in tal senso quali il pH, la compattezza del suolo, la disponibilità idrica, la disponibilità di nutrienti, etc...

Vincoli:

Disponibilità di biomassa e di impianti di pirolisi: tecnica agli inizi e scarsa reperibilità del materiale; mancanza impianti. Limite di applicazione (limiti nell'interramento quindi nella profondità; limiti nei dosaggi - max 5%)

4.7 Attuali possibilità di utilizzo delle biomasse da fitorimedio e destino dei contaminanti nella filiera produttiva

La scelta dell'essenza vegetale da impiantare e della fitotecnologia da utilizzare devono essere subordinate a un concreto inserimento nel mercato della biomassa prodotta. Come emerge dai paragrafi precedenti, esiste un'ampia varietà di possibili utilizzi, ognuno dei quali prevede processi di trasformazione diversi. A seconda delle caratteristiche dell'inquinamento su cui si va ad operare possiamo dunque selezionare il processo che permetta di valorizzare la biomassa nel rispetto della qualità dell'ambiente e della salute umana.

Un'altra importante discriminante per la scelta della filiera di destinazione è il trasporto dalla zona di produzione del materiale all'impianto di conversione energetica. Chiaramente, in un'ottica di sostenibilità, sarà da preferire la soluzione che prevede una minore distanza di trasporto; è quindi fondamentale al momento della progettazione dell'impianto di fitorimedio eseguire una ricognizione delle centrali elettriche a biomassa, degli impianti di cogenerazione e teleriscaldamento, dei produttori di biocombustibili e bioplastiche, delle industrie del legno, o dei termovalorizzatori distribuiti sul territorio locale. Una volta compresa la situazione del mercato locale, si potrà individuare una possibile filiera di destinazione per il prodotto che verrà generato dal nostro impianto di fitorimedio. A monte della fase di progettazione dell'impianto va dunque eseguita una analisi che, partendo dal tipo di inquinamento porti alla scelta della migliore fitotecnologia da applicare considerando, oltre all'efficienza nel conseguire gli obiettivi di bonifica, anche i seguenti elementi:



- la presenza di filiere locali per l'utilizzazione della biomassa
- il destino del contaminante nei tessuti vegetali (assorbimento/esclusione), e quindi la qualità della biomassa che verrà prodotta
- quando si prevede la presenza del contaminante all'interno dei tessuti vegetali, vanno selezionate le destinazioni della biomassa che garantiscano il rispetto della qualità dell'ambiente e della salute umana sia durante il processo di trasformazione, che durante l'utilizzo (se si tratta di materiali).

Tentiamo ora di schematizzare i processi di trasformazione più indicati a seconda del tipo di pianta e a seconda della tipologia di inquinamento su cui si è intervenuti tramite fitorimediazione. Le tabelle riportate di seguito considerano diverse specie utili in fitorimediazione, indicando per ognuna le possibili filiere di destinazione (Tabelle 4.4 e 4.5). Per semplificare lo schema ci si è limitati a elencare i casi di fitotecnologie applicate alla contaminazione del suolo; tralasciando i casi di contaminazione delle acque da eccesso di nutrienti o da metalli pesanti, i casi di fitoassorbimento dei contaminanti dispersi nell'aria e il controllo idraulico tramite piante ad alto tasso di evapotraspirazione.

Quando il processo di fitorimediazione non determina l'ingresso dell'inquinante nei tessuti vegetali epigei, la questione sull'utilizzo delle biomasse risulta piuttosto semplice ed offre numerose alternative. Se invece si prevede l'ingresso del contaminante (principalmente metalli fitoestratti) nella biomassa, la questione è più complessa.

Nei processi di combustione diretta delle biomasse la presenza di composti inorganici, principalmente ossidi di metalli, può modificare la struttura stessa del combustibile ed interagire nelle reazioni chimiche di degrado (fenomeni catalitici indotti dai metalli). È stato infatti osservato che tracce di metalli abbassano la temperatura di decomposizione della cellulosa e che ossidi di Cu/Zn/Al catalizzano la reazione di water gas shift a temperature più basse (200-300 °C). (Eni-Syndial et al., 2015). A seguito della combustione la maggior parte di metalli si concentra nelle ceneri leggere che vengono trasportate in sospensione nei camini e si depositano sulle pareti di questi ultimi o all'interno dei sistemi di filtrazione. Le ceneri possono quindi essere destinate alla discarica, ai cementifici o da esse si possono potenzialmente recuperare i metalli per un loro riutilizzo come materie prime.

Nei processi di fermentazione e di digestione anaerobica la presenza di metalli pesanti può inibire le reazioni biochimiche, rallentando la produzione bioetanolo e biogas; al di sopra di determinate concentrazioni, i metalli possono anche causare tossicità nei microrganismi (Mudhoo et al., 2013). Per concentrazioni basse di tali contaminanti, invece si sono osservate accelerazioni delle reazioni, portando ad aumenti di produzione, come osservato per il cadmio nella generazione di biogas (Zhang et al., 2013). Tuttavia l'argomento è complesso ed è difficile prevedere gli effetti della presenza di metalli sui processi microbiologici poiché questi dipendono non solo dalle concentrazioni, ma anche dalla solubilità del metallo e dai consorzi microbici che intervengono nelle reazioni (Mudhoo et al., 2013). A seguito di digestione anaerobica i metalli sembrano concentrarsi nella parte di digestato, sottoprodotto della reazione (Willscher et al., 2013).



Per quanto riguarda la coltivazione di piante oleaginose destinate alla produzione di biodiesel su suoli contaminati, è stato riportato che generalmente i metalli si concentrano in maniera minore nei semi (da cui viene estratto l'olio) rispetto a foglie, frutti e rami (come rilevato in *Brassica napus* da Angelova et al. (2005). Tuttavia, per quanto è a conoscenza degli autori, alcune questioni cruciali circa il contenuto di metalli nel biodiesel e nei fumi che derivano dalla sua combustione, risultano ancora inesplorate (Van Ginneken et al., 2007).

Il processo di gassificazione sembra essere particolarmente appropriato per la conversione energetica delle biomasse contaminate, infatti le alte temperature degradano eventuali contaminanti organici e il processo permette di eliminare con le ceneri, elementi altrimenti problematici per la successiva fase di combustione, consentendo la produzione di un gas molto pulito (Pagnoni, 2011). Per quanto riguarda la pirolisi di biomasse contaminate da metalli pesanti, l'obbiettivo è definire le modalità di pirolisi (temperature di funzionamento, carrier solidi..) che permettano di concentrare i metalli nella frazione di ceneri/char, evitando quindi il loro rilascio nella frazione volatile (Lievens et al., 2008). Anche in questo caso tuttavia è necessaria una più approfondita conoscenza delle trasformazioni cui sono soggetti i contaminanti e dell'eventuale produzione e diffusione di sottoprodotti tossici.

Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimediaio
<i>Brassicaceae</i> (es. colza)	E	Biodiesel Biogas Compost
<i>Cannabis sativa</i>	E	Fibra tessile (tessuti e cordame) Biodiesel Biogas Compost
<i>Populus spp.</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (legno in ciocchi e cippato) Imballaggi di legno (cassette per ortofrutta, pallet) Compensati Carta Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Compost





Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimedio
<i>Salix spp.</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (legno in ciocchi e cippato) Imballaggi di legno Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Compost
<i>Eucalyptus spp.</i>	E	Energia elettrica e calore (legno in ciocchi e cippato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Compost
<i>Robinia pseudoacacia</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (legno in ciocchi e cippato) Paleria Legna da costruzione (parquet) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Compost
<i>Phragmites australis</i>	E	Biogas Bioetanolo Energia elettrica da combustione diretta (trinciato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Compost
<i>Zea Mays.</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (trinciato) Bioetanolo Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Biogas Compost
<i>Arundo donax.</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (trinciato) Bioetanolo Biogas Compost





Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimediaio
<i>Miscanthus x giganteus</i>	E	Energia elettrica da combustione diretta (trinciato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) (Pidlisnyuk et al., 2014) Ripristino funzionalità del suolo (Pidlisnyuk et al., 2014) Compost
Altre colture erbacee (<i>Medicago sativa</i> , <i>Agrostis</i> spp., <i>Cynodon dactylon</i> , <i>Festuca</i> spp., <i>Phalaris arundinacea</i>)	E	Ripristino funzionalità del suolo Biogas (<i>Medicago sativa</i> , <i>Festuca</i> spp., <i>Phalaris arundinacea</i> ,) Compost
<i>Tamarix</i> spp	E	Rivegetazione e ripristino funzionalità di suoli degradati Compost

Tab.4.4: inquinamento da contaminanti organici

Nella schematizzazione fatta si è assunto, generalizzando, che gli inquinanti organici non siano assorbiti dalla pianta, dal momento che nella maggior parte dei casi la fitotecnologia adottata su tali inquinanti è la rizodegradazione e quindi l'ingresso del contaminante nei tessuti viene evitato.



Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimedio
<i>Cannabis sativa</i>)	A	<ul style="list-style-type: none">• Fibra tessile (per livelli di contaminazione medio-bassi, la fibra che deriva dalla biomassa rientra nei limiti stabiliti dalla legge) (Griga, 2013)• Potenzialmente Biodiesel, non si conoscono sufficienti evidenze scientifiche per garantire che i metalli pesanti accumulati nella biomassa non passino nell'olio carburante che ne deriva e nei fumi della combustione• Biogas (per concentrazioni medio-basse di contaminante nei tessuti la produzione di biogas non sembra essere condizionata, quando le concentrazioni sono alte la produzione di biogas diminuisce) (Zhang et al., 2013)
<i>Helianthus annuus</i>	A	Potenzialmente Biodiesel e olio grezzo, non si conoscono sufficienti evidenze scientifiche per garantire che i metalli pesanti accumulati nella biomassa non passino nell'olio carburante che ne deriva Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Linum usitatissimum</i> .	A	<ul style="list-style-type: none">• Fibra tessile (per livelli di contaminazione medio-bassi, la fibra che deriva dalla biomassa rientra nei limiti stabiliti dalla legge) (Griga, 2013)• Potenzialmente Biodiesel, non si conoscono sufficienti evidenze scientifiche per garantire che i metalli pesanti accumulati nella biomassa non passino nell'olio carburante che ne deriva e nei fumi della combustione
<i>Populus spp.</i>	A	Imballaggi di legno (cassette per ortofrutta, pallet) Compensati Carta Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Salix spp.</i>	A	Imballaggi di legno Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)





Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimediaio
<i>Eucalyptus spp.</i>	E	Energia elettrica e calore (legno in ciocchi e cippato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	E	Energia elettrica e calore da combustione diretta (legno in ciocchi e cippato) Paleria e legna da costruzione (parquet) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Phragmites australis</i>	E	Biogas Bioetanolo Energia elettrica da combustione diretta (trinciato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Zea Mays</i>	E	Bioetanolo Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) Biogas (Meers et al., 2010)
<i>Arundo donax.</i>	A	<ul style="list-style-type: none">• Bioetanolo (per concentrazioni medio-basse di metalli nella biomassa, la fermentazione non è condizionata; per concentrazioni alte la fermentazione viene inibita e la produzione di etanolo diminuisce) (Willscher et al., 2013)• Biogas (la presenza di metalli nella biomassa può rallentare la reazione di formazione di biogas; i contaminanti si concentrano nel digestato che viene prodotto a seguito del processo) (Willscher et al., 2013)• Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar)
<i>Altre colture erbacee che tendono ad escludere l'ingresso del contaminante all'interno dei tessuti (Agrostis spp., F. rubra, M. lupulina., C. dactylon., P. arundinacea</i>	E	Ripristino funzionalità del suolo Biogas (Medicago lupulina, Festuca spp., Phalaris arundinacea)





Specie vegetale	Assorbimento (A)/ esclusione (E) del contaminante nei tessuti	Prodotto ottenibile dalla biomassa dedicata a fitorimedio
<i>Altre colture erbacee che accumulano il contaminante all'interno dei tessuti (F. arundinacea, H. lanatus, M. sativa)</i>	A	Ripristino funzionalità del suolo Biogas (La presenza di metalli nella biomassa può rallentare la reazione di formazione di biogas; i contaminanti si concentrano nel digestato che viene prodotto a seguito del processo) (Willscher et al., 2013)
<i>Eucalyptus spp</i>	E	Rivegetazione e ripristino funzionalità di suoli degradati
<i>Rivegetazione e ripristino funzionalità di suoli degradati</i>	E	Rivegetazione e ripristino funzionalità di suoli degradati
<i>Miscanthus x giganteus</i>	E	Energia elettrica da combustione diretta (trinciato) Prodotti da gassificazione (Syngas e biochar) (Pidlisnyuk et al., 2014) Ripristino funzionalità del suolo (Pidlisnyuk et al., 2014)

Tab. 4.5: contaminazione da metalli pesanti e metalloidi

Ad oggi le conoscenze sul destino delle sostanze inquinanti nei processi di valorizzazione energetica di biomasse contaminate sono davvero molto scarse (Tripathi et al., 2016). E' necessario un lavoro di ricerca e sperimentazione su piccola scala per ricostruire il bilancio di massa del contaminante a seguito dei diversi processi di conversione energetica, e per comprendere come varia l'efficienza delle trasformazioni biochimiche e termochimiche in presenza di metalli pesanti o contaminanti organici. A questo proposito si riportano, qui di seguito, alcune interessanti informazioni elaborate dal *working group* (WP) del progetto europeo GREENLAND (<http://www.greenland-project.eu/downloads/Greenland%20best-practice%20guide%20appendices.pdf>) e inserite nel punto 1 delle conclusioni.

La classificazione della biomassa della pianta prodotta su aree contaminate, come biomassa o rifiuto, è essenziale per scegliere la via appropriata di valorizzazione e, di conseguenza, valutare la redditività delle opzioni di fitorimedio. Ad oggi, questo problema non è stato univocamente risolto né al livello europeo sulla base del contenuto della direttiva IED 2010/75/EU, né a livello dei singoli Paesi, con l'eccezione della Francia, dove nel 2013 è stata introdotto uno specifico regolamento per gli impianti di combustione, che in base alle dimensioni possono accettare, oltre ai normali combustibili anche biomassa definita come 'altra biomassa' b(v). In virtù di questo regolamento, nella dichiarazione e nelle categorie di registrazione, sono state definite le concentrazioni massime di metalli pesanti nelle ceneri pesanti da non oltrepassare



in 10 anni quando la le ceneri sono riutilizzate in agricoltura. Per quanto concerne la registrazione, limiti supplementari sono stati fissati per le concentrazioni di metalli pesanti nelle ceneri volatili, nei valori limite delle emissioni in aria sui metalli e nella concentrazione massima nel metallo in b (v) biomassa. Nel regolamento francese, le concentrazioni massime nel metalli nei combustibili sono autorizzati nel permesso (Tab. 4.6).

Metalli pesanti (mg kg⁻¹ peso secco)	Cd	Zn
<i>Valore limite nel combustibile</i>	5	200
Salice	2	91
Pioppo	4	102
Mix salice/pioppo	39	929
<i>Valore limite nelle ceneri volatili</i>	130	15000
Salice	759	38476
Pioppo	436	12154
Mix salice/pioppo	6279	247868
<i>Valore limite nelle ceneri di fondo</i>	10	3000
Salice	12	946
Pioppo	18	766
Mix salice/pioppo	42	2608

Tab. 4.6: Concentrazioni stabilite nel regolamento francese di combustione per la biomassa inclusa nella categoria 'altri combustibili b(v).

L'utilizzo di biomassa prodotta in esperienze di fitorimedio è stato autorizzato prevalentemente per scopi di ricerca, e quindi i bassi quantitativi prodotti non hanno consentito una sufficientemente ampia valutazione delle problematiche ambientali e sanitarie connesse al loro utilizzo. Ad esempio nel progetto europeo GREENLAND sono state effettuate valutazioni in impianti pilota per la combustione, la digestione anaerobica, la solvolisi e la pirolisi di essenze legnose (es. salice, pioppo) prodotte in esperimenti di campo di medio e lungo termine condotti su suoli contaminati prevalentemente da Cd e Zn. I risultati hanno mostrato che l'uso della biomassa, se arricchita in metalli pesanti, dipende da diversi fattori quali il prodotto finale desiderato (ad esempio fase liquida o solida), quantità e qualità del prodotto finale (per esempio contenuto di energia), concentrazioni dei contaminanti nel questo prodotto finale, regolamento e norme (quando esistono). Nel progetto GREENLAND, il comitato di esperti formato da rappresentanti delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente di Germania, Austria, Svezia e Italia hanno confermato che il punto non è stato sufficientemente



discusso e che, per classificare la biomassa prodotta da interventi di fitorimediazione è necessario provare la sua innocuità per l'ambiente e la salute umana e controllare il potenziale trasferimento di metalli pesanti. Sempre nel progetto GREENLAND è stato somministrato un questionario ad operatori nei settori della digestione anaerobica e della filiera del legno per bioenergia, per valutare la potenziale accettazione della biomassa della pianta prodotta da fitorimediazione nei loro impianti. I principali risultati dell'indagine sono: la maggior parte degli operatori non erano a conoscenza del fitorimediazione, per quanto concerne la digestione anaerobica tutti gli operatori avrebbero accettato la biomassa dopo un attento controllo delle loro concentrazioni di metalli pesanti per evitare loro impatti negativi su infrastruttura e attività microbica (rendimento del gas) e, soprattutto in presenza di incentivi economici. Gli operatori del settore della combustione (es. caldaie a vapore) accetterebbe biomassa da fitorimediazione e le concentrazioni di metalli pesanti nel legno fossero simili a quelle del legno forestale per evitare arricchimento in metalli nelle ceneri e limitazioni al riutilizzo delle ceneri. La maggior parte degli operatori intervistati hanno considerato positivo l'utilizzo della biomassa da fitorimediazione per la diversificazione delle fonti di approvvigionamento, minor costo della biomassa, ridotta concorrenza con i suoli agricoli e in generale l'inserimento delle loro attività nell'economia circolare.



Bibliografia

Adcock, T., Shah, V., Chen, M.J., Meister, J.J., 2003. Graft copolymers of lignin as hydrophobic agents for plastic (wood-filled) composites. *J. Appl. Polym. Sci.* 89(5), 1266-1276.

Angelova, V., Ivanova, R., Ivanov, K., 2005. Heavy metal accumulation and distribution in oil crops. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35 (17-18): 2551-2566.

ARSIAL, Regione Lazio, ENEA, 2008. Studio di fattibilità Distretto Agroenergetico Valle dei Latini. Pierre Edizioni, 250 pp, Pierrestampa.

Barbier, E.B., 1998. The Economics of Soil Erosion: Theory, Methodology, and Examples. In *The Economics of Environment and Development: Selected Essays*, 281-307. Cheltenham, U.K., and Northampton, MA, USA

Barrett, S., 1991. Optimal Soil Conservation and the Reform of Agricultural Pricing Policies. *J. Dev. Econ.* 36(2): 167-87.

Bauen, A., Berndes, G., Junginger, M., Londo, M., Vuille, F., 2009. MAIN-REPORT-Bioenergy: a sustainable and reliable energy source. A review of status and prospects. IEA BIO-ENERGY: ExCo: 2009:06

Berck, P., Helfand, G., 1990. Reconciling the von Liebig and Differentiable Crop Production Functions. *Am. J. Agr. Econ.* 72(4): 985-96.

Bundhoo, M.Z., Mohee, R., Hassan, M.A., 2015. Effects of pre-treatment technologies on dark fermentative biohydrogen production: A review. *J. Environ. Manage.* 157: 20-48.

Cardona, C.A., Sánchez, Ó.J., 2007. Fuel ethanol production: process design trends and integration opportunities. *Bioresour. Technol.* 98(12): 2415-2457.

Corneli, E., Dragoni, F., Adessi, A., De Philippis, R., Bonari, E., Ragagnoli, G., 2016. Energy conversion of biomass crops and agroindustrial residues by combined biohydrogen/biomethane system and anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* 211: 509-518.

Costanza, R., d'Arge, R., deGroot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

De Klerk, A., Maitlis, P. M., 2013. What Can We Do with Fischer-Tropsch Products? pp.81-105. In De Klerk, A., Maitlis, P. M. (Eds.) *Greener Fischer-Tropsch Processes for Fuels and Feedstocks*, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Boschstr.12, 69469 Weinheim, Germany.



Donot, F., Fontana, A., Baccou, J.C., Strub, C., Schorr-Galindo, S., 2014. Single cell oils (SCOs) from oleaginous yeasts and moulds: Production and genetics. *Biomass Bioenergy* 68:135-150.

Duis, K., Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.* 28(1): 1-25.

Eni Syndial, Università Tor Vergata, Eni S.p.A., ISE-CNR, Università del Sannio, LANDE S.p.A. 2015. Bonifica di suoli inquinati da organici e metalli pesanti con la Phytoremediation: criteri di scelta e protocolli.

Esteghlalian, A., Hashimoto, A.G., Fenske, J.J., Penner, M.H., 1997. Modeling and optimization of the dilute-sulfuric-acid pretreatment of corn stover, poplar and switchgrass. *Bioresour. Technol.* 59(2): 129-136.

Frei, M., 2013. Lignin: characterization of a multifaceted crop component. *Sci. World J.* Article ID 436517, 25 pages, DOI:10.1155/2013/436517.

Gestore Servizi Elettrici, GSE (2014). Rapporto statistico 2014-Impianti e fonti rinnovabili. Rome, Italy.

Ghimire, A., Frunzo, L., Pirozzi, F., Trably, E., Escudie, R., Lens, P.N., Esposito, G., 2015. A review on dark fermentative biohydrogen production from organic biomass: Process parameters and use of by-products. *Appl. Energy* 144: 73-95.

Glaser, B., Parr, M., Braun, C., & Kopolo, G., 2009. Biochar is carbon negative. *Nat. Geosci.* 2(1): 2-2.

Griga, M., Bjelková, M., 2013. Flax (*Linum usitatissimum* L.) and Hemp (*Cannabis sativa* L.) as fibre crops for phytoextraction of heavy metals: biological, agro-technological and economical point of view, pp. 199-237. In Gupta, Dharmendra K. (Ed.) *Plant-Based Remediation Processes*. Springer Berlin Heidelberg.

Gui, M., Lee, K.T., Bhatia, S., 2008. Feasibility of edible oil vs. nonedible oil vs. waste edible oil as biodiesel feedstock. *Energy*. 33:1646-1653.

ISPRA, 2010. Studio sull'utilizzo di biomasse combustibili e biomasse rifiuto per la produzione di energia. Rapporto 111/2010.

Jagtap, S.S., Woob, S.M., Kim, T-S., Dhiman, S.S., Kim, D., Lee J-K., 2014. Phytoremediation of diesel-contaminated soil and saccharification of the resulting biomass. *Fuel* 116: 292-298.



Jiang, Y., Liu, J., Jiang, W., Yang, Y., Yang, S., 2015. Current status and prospects of industrial bio-production of n-butanol in China. *Biotechnol. Adv.* 33: 1493-1501.

Lee, WS., Chua, ASM., Yeoh, HK., Ngoh, GC., 2014. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chem. Eng. J.* 235: 83-99.

Lehmann, J., Joseph, S., (Eds.) 2015. *Biochar for environmental management: science, technology and implementation.* Routledge.

Lin, CY., Wu, S.Y., Lin, R.J., Chang, JS., Hung, CH., Lee, KS., et al., 2011. A pilot-scale high-rate biohydrogen production system with mixed microflora. *Int. J. Hydrogen Energy* 36: 8758-8764.

Lievens, C., Yperman, J., Vangronsveld, J., Carleer, R., 2008. Study of the potential valorisation of heavy metal contaminated biomass via phytoremediation by fast pyrolysis: Part I. Influence of temperature, biomass species and solid heat carrier on the behaviour of heavy metals. *Fuel* 87(10): 1894-1905.

Luckachan, GE., Pillai, CKS., 2011. Biodegradable polymers - A review on recent trends and emerging perspectives. *J. Polym. Environ.* 19(3): 637-676.

Meers, E., Van Slycken, S., Adriaensen, K., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Du Laing, G., et al., 2010. The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for 'phytoattenuation' of heavy metals on moderately contaminated soils: a field experiment. *Chemosphere* 78(1): 35-41.

Mudhoo, A., Kumar, S., 2013. Effects of heavy metals as stress factors on anaerobic digestion processes and biogas production from biomass. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10(6): 1383-1398.

Pagnoni, GA., 2011. Impianti a biomasse per la produzione di energia. Manuale tecnico, 310 pp. DEI Tipografia del Genio Civile. www.build.it/catalogo_dettaglio.asp?ID=498

Picco, D., 2004. *Colture energetiche per il disinquinamento della laguna di Venezia.* Pubblicazione realizzata da Veneto agricoltura, settore Bioenergie e Fuori Foresta e finanziata nell'ambito del Programma di Incentivazione all'innovazione ambientale eco-compatibile in agricoltura nel bacino scolante in laguna di Venezia (DGRV 2580/2004). Sito internet del progetto Biocolt: <http://biocolt.venetoagricoltura.org/>.

Pidlisnyuk, V., Stefanovska, T., Lewis, EE., Erickson, LE., Davis, LC., 2014. *Miscanthus* as a Productive Biofuel Crop for Phytoremediation. *Crit. Rev. Plant Sci.* 33(1): 1-19.

Santi, S., Petruccioli, M., Crognale, S., Ruzzi, M., Valentini, R., Moresi, M., 2012. Development and testing of a novel lab-scale direct steam-injection apparatus to hydrolyse model and saline crop slurries. *J. Biotechnol.* 157(4): 590-597.



Schwarz, WH., Gapes, JR., 2006. Butanol—rediscovering a renewable fuel. *BioWorld Europe* 1: 16-19.

Schwitzguebel, JP, Mackay, S., Gomes, E., Bauer, R., Holliger, C., 2014. Microalgae for wastewater treatment, CO₂ mitigation and biofuels: dream or sustainable maid for all work? In 11th International Phytotechnology Conference, Heraklion, Crete, Greece, Sept. 30 - Oct. 3, 2014

Studer, MH., DeMartini, JD., Davis, MF., Sykes, RW., Davison, B., Keller M., Tuskan G.A., Wyman CE., 2011. Lignin content in natural *Populus* variants affects sugar release. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108(15): 6300-6305.

Tan, GYA., Chen, CL., Li, L., Ge, L., Wang, L., Razaad, IMN., Li, Y., Zhao, L., Yu Mo, Y., Wang, JY., 2014. Start a research on biopolymer polyhydroxyalkanoate (PHA): a review. *Polymers* 6(3): 706-754.

Tripathi, V., Edrisi, SA., Abhilash, PC., 2016. Towards the coupling of phytoremediation with bioenergy production. *Renewable Sustainable Energy Rev.* 57: 1386-1389.

Uchimiya, M., Lima, IM., Thomas Klasson, K., Chang, S., Wartelle, LH., Rodgers, JE., 2010. Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *J. Agric. Food Chem.* 58(9): 5538-5544.

Van Ginneken, L., Meers, E., Guisson, R., Ruttens, A., Elst, K., Tack, F. M., et al., 2007. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *J. Environ. Eng. Landsc.* 15(4): 227-236.

Weiland, P., 2010. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 85(4): 849-860.

Willscher, S., Mirgorodsky, D., Jablonski, L., Ollivier, D., Merten, D., Büchel, G., Wittig, J., Werner, P., 2013. Field scale phytoremediation experiments on a heavy metal and uranium contaminated site, and further utilization of the plant residues. *Hydrometallurgy* 131: 46-53.

Zhang, H., Tian, Y., Wang, L., Zhang, L., Dai, L., 2013. Ecophysiological characteristics and biogas production of cadmium-contaminated crops. *Bioresour. Technol.* 146 : 628-636.



5. Recupero della funzionalità del suolo e valorizzazione del capitale naturale

La degradazione del suolo è uno dei problemi più seri che la società moderna si trova ad affrontare. Ad oggi un numero elevato di ecosistemi suolo è esposto al rischio di una progressiva degradazione a causa dell'effetto congiunto di un'eccessiva pressione demografica e dell'uso di pratiche agricole non sostenibili (Ellis and Ramankutty 2008). Negli ultimi 50 anni, la superficie mondiale coltivata si è estesa di circa il 10%, ma l'intensificazione delle pratiche agricole ha fatto sì che la produzione agricola crescesse del 150%, con conseguente notevole aumento dei raccolti delle colture principali. La coltivazione intensiva, come la deforestazione finalizzata alla creazione di nuove terre coltivabili, sono pratiche dannose che contribuiscono alla desertificazione, alla perdita di biodiversità e all'esaurimento delle risorse idriche. Inoltre, con lo sviluppo dell'agricoltura intensiva, si è diffusa una pesante dipendenza dai fertilizzanti chimici sintetici e dai pesticidi che rappresentano una fonte di inquinamento per il suolo e l'acqua.

5.1 Fattori di degradazione del suolo

In Italia, i due terzi dei suoli presentano problemi di degradazione che risultano più accentuati laddove è maggiore l'attività antropica (Fonte APAT), non solo di tipo agricolo ma anche derivante da una pianificazione urbanistica del territorio (aree urbane ed industriali con relative infrastrutture) che spesso non ha tenuto conto dell'impatto ambientale prodotto soprattutto sul suolo, con conseguente innesco di fenomeni degradativi, nella maggior parte dei casi molto evidenti.

le principali minacce per il suolo sono determinate da:

-Perdita di biodiversità e diminuzione della componente organica (batteri, funghi, piante, ecc.) che ne determinano la fertilità, con conseguente perdita di capacità produttiva. Circa il 45% dei terreni europei hanno un basso contenuto di materia organica, soprattutto nei paesi del Sud dell'Europa, a causa spesso della trasformazione di terreni boschivi ed erbosi in terreni agricoli.

-Compattazione del suolo, dovuta all'uso di macchine pesanti in agricoltura, con minore permeabilità all'acqua, perdita di capacità di filtraggio, aumento del fenomeno del ruscellamento con aumento dell'erosione.

-Contaminazione del terreno, soprattutto da metalli pesanti e oli minerali, a causa dell'industrializzazione sempre più diffusa.

-Erosione: circa 147 milioni di ettari del territorio europeo sono soggetti ad erosione sia di natura idrica che eolica.

- Frane: alcune aree più di altre sono soggette a dissesto idrogeologico causato da cattivi



va gestione del territorio e da cambiamenti nell'uso del suolo, con abbandono di terreni prima produttivi per i quali non sono state adottate adeguate iniziative di recupero.

- Aumento della salinità come risultato di fenomeni di inquinamento o eccessiva fertilizzazione che rendono i terreni sempre più sterili.
- Impermeabilizzazione, che deriva dalla diffusione del tessuto urbano ed industriale, con rimozione di strati di terreno fertile sostituito da materiali impermeabili, con conseguente perdita di importanti funzioni svolte dal suolo, come la capacità di produrre cibo, di stoccare l'acqua e di regolare la temperatura.

La velocità e l'intensità di questi processi di degradazione del suolo, dipendono da diversi fattori quali fattori interni al suolo (tessitura, struttura, profondità, contenuto di sostanza organica, ecc.), fattori climatici (erosività delle piogge, erosività del vento, ecc.) e fattori morfologici (pendenza, lunghezza del versante, esposizione, ecc.). Sull'azione di tali fattori può intervenire, in modo determinante, la copertura vegetale. Se il suolo può essere definito come la pelle viva delle terre emerse, la vegetazione rappresenta un vestito protettivo che riduce l'impatto dei fenomeni degradativi.

Le piante possiedono importanti proprietà tecniche nella difesa del suolo in quanto contrastano l'azione disgregatrice degli agenti atmosferici, in particolare dell'acqua di pioggia, tramite azioni di tipo meccanico ed idrologico. Queste azioni consistono nell'intercettazione della pioggia e riduzione dell'effetto battente, aumento della velocità di infiltrazione e della capacità di ritenzione idrica, riduzione dello scorrimento superficiale e del carico solido. In presenza di una copertura vegetale densa, la velocità di deflusso delle acque è circa 1/4 di quella che si avrebbe, a parità di pioggia, su suoli privi di vegetazione e, di conseguenza, l'azione erosiva, che varia con il quadrato della velocità, può scendere fino a 1/16.

5.2 Recupero della fertilità e funzionalità tramite la vegetazione

I terreni fertili, al contrario di quelli degradati, promuovono la crescita delle piante fornendo loro sostanze nutritive, acqua e un substrato poroso in cui affondare le radici. In cambio, la vegetazione previene la degradazione e la desertificazione stabilizzando il terreno, alimentando il ciclo dell'acqua e dei nutrienti, e riducendo l'erosione idrica ed eolica. In un suolo ben strutturato l'acqua infiltrandosi costituisce una riserva per i vegetali.

In assenza della copertura vegetale il suolo perde la sua capacità vitale e la sua coerenza strutturale. Le piante sono la fonte di energia che consente a tutti gli organismi del suolo di vivere e di svolgere tutte le funzioni chimiche biologiche e meccaniche. Con le loro radici formano uno scheletro solido e forte su cui il suolo si ancora. Sempre con le radici riforniscono gli organismi di cibo e ossigeno fino in profondità, ricevendone in cambio sali minerali e acqua con i quali effettuare la sintesi di nuova sostanza



organica. Con i residui vegetali coprono il suolo, rifornendo di cibo anche gli organismi in superficie: cibo che essi degraderanno, per rendere disponibili ad un nuovo ciclo le sostanze minerali ivi contenute.

La rizodeposizione, processo di secrezione da parte dell'apparato radicale di materiale organico e inorganico (cellule, frammenti cellulari e essudati radicali) rappresenta uno dei principali processi con cui la pianta influenza la fertilità e la funzionalità del suolo. La secrezione nel suolo di essudati radicali ne modifica la composizione, apporta sostanze nutrienti per i microrganismi, e questo influenza la microflora, sia per quanto riguarda la biodiversità che la carica microbica. La simbiosi tra pianta e microrganismi permette, in genere, alla pianta di acquisire nuove funzioni sia metaboliche, come l'azotofissazione e la degradazione della cellulosa, che non metaboliche come la protezione da agenti chimici, fisici e biologici.

Inoltre, tale simbiosi consente il maggior sviluppo delle radici della pianta e quindi l'aumentata estensione dell'apparato radicale, l'amplificata efficienza di assorbimento di nutrienti, ioni e acqua, oltre che la protezione dagli stress ambientali e dai patogeni.

Le popolazioni microbiche sono da 5 a 100 volte (mediamente 20 volte) più numerose nella rizosfera che nel resto del suolo. È evidente come la vita della pianta e il suo sviluppo siano imprescindibili dal legame con i microrganismi del suolo e come modificazioni dell'ambiente possano portare a modificazioni della microflora con possibili effetti sulla crescita e sulla salute della pianta.

La fertilità del suolo è strettamente correlata ai processi biologici, fisici e chimici che si svolgono all'interno del suolo. Per migliorare la fertilità fisica, chimica e microbiologica del terreno, si dovrebbe partire dall'obiettivo di mantenere, o addirittura di incrementare, la sostanza organica nel suolo.

Il contenuto di sostanza organica del suolo è fondamentale per la messa a disposizione di elementi nutritivi necessari alle piante e per la capacità di assorbire acqua diminuendo i processi erosivi.

Dal punto di vista della fisica del suolo, la sostanza organica ha un ruolo determinante nella strutturazione del terreno in quanto i composti organici riescono a creare opposizione al flusso dell'acqua verso gli strati profondi, trattenendola in modo reversibile per le colture e contribuendo come cemento all'aggregazione delle particelle minerali. È un'azione che favorisce l'equilibrio tra le componenti del suolo: aria, acqua e parti solide, indispensabile per l'azione di contenimento ai fenomeni di erosione, compattamento e formazione di croste.

Dal punto di vista della biologia del suolo, la sostanza organica determina uno stimolo all'azione della microfauna e microflora consentendo lo sviluppo equilibrato degli organismi viventi nel terreno, essenziale sia per la creazione di condizioni ottimali per lo sviluppo dei vegetali (Bongiovanni et al., 1994), sia per la degradazione di composti organici, comprese numerose sostanze di sintesi derivanti da fonti d'inquinamento che potrebbero interferire negativamente sulla crescita delle piante. La sostanza organica svolge anche un ruolo importante nella protezione dell'attività enzimatica del suolo, in quanto la vita degli enzimi extracellulari, prodotti sia dai microrganismi che



dalla piante, sarebbe estremamente limitata in assenza di un adeguato substrato organico (Sequi, 1989; Ceccanti et al., 2008; Doni et al., 2014).

Dal punto di vista della chimica del suolo, il contributo della sostanza organica alla nutrizione delle piante è sia diretto, come riserva di elementi nutritivi, sia indiretto, con molteplici azioni, anche qui, dirette ed indirette, sulla disponibilità e solubilità degli elementi, sull'assorbimento radicale e sulle funzioni vegetali.

Un altro contributo, di difficile quantificazione, viene anche dalle attività fisiologiche degli acidi umici contenuti nella sostanza organica matura, che hanno azione ormono-simile, più comunemente conosciuta come azione biostimolante. Tale azione può influenzare tutte le attività fisiologiche vegetali quali: germinazione, radicazione, accrescimento radicale, ecc. Una sorta di valorizzazione delle risorse interne alla pianta per meglio utilizzare quelle esterne.

L'importanza della copertura vegetale nella protezione del suolo dalla degradazione è stata chiaramente riconosciuta (Morgan, 2005). Il suo contributo all'apporto di sostanza organica nel suolo e, quindi all'aumento della sua fertilità biologica, è risultato particolarmente importante nelle zone aride e semi-aride, dove il contenuto di sostanza organica è spesso basso e le condizioni climatiche ne determinano la continua perdita (Madejón et al., 2007).

La coltivazione di piante di mandorlo è risultata un approccio ambientale adatto per il miglioramento fisico, chimico e biochimico di aree semi-aride degradate nel sud dell'Italia e della Spagna (Macci et al., 2012).

Le piante di mandorlo principalmente hanno influenzato le proprietà del suolo attraverso l'attivazione del ciclo biogeochimico dei nutrienti C, N e P e la stimolazione dell'attività microbica e della produzione degli enzimi idrolitici. Inoltre, la presenza delle radici ha aumentato la stabilità del terreno, riducendone l'erosività. Risultati simili sono stati ottenuti con le specie vegetali *L. leucocephala* e *C. citriodora* (Valpassos et al., 2007). Questi risultati possono essere, in parte, attribuiti a una quantità crescente di C organico totale dei suoli con piante rispetto ai controlli senza vegetazione. Anche le specie vegetali *Pinus halepensis* e *Pistacia lentiscus* hanno mostrato la capacità di migliorare le proprietà chimiche, fisiche e biologiche di suoli degradati in tre diverse aree pedoclimatiche (sud e nord dell'Italia e nord est della Spagna) (Masciandaro et al., 2014b).

In suoli molto poveri di sostanza organica, il recupero della fertilità richiede l'aggiunta di sostanza organica esogena in modo da favorire lo sviluppo della vegetazione spontanea e l'adattamento delle piante selezionate. Madejón et al. (2006) hanno osservato la migliore colonizzazione e crescita delle piante in terreni acidi semi-aridi a seguito dell'incorporazione di ammendanti organici. Questi autori hanno spiegato tale effetto con l'alcalinizzazione del suolo e l'aumento del contenuto di nutrienti. Un'altra interessante caratteristica del trattamento con materiale organico per lo sviluppo di copertura vegetale è che tali ammendanti riducono la densità apparente e aumentano la capacità del suolo di trattenere l'acqua (da 1,2 volte per i fanghi a 1,4 volte per il compost). La rivegetazione rappresenta anche il sistema migliore per aumentare il sequestro di



C in suoli agricoli degradati in Europa (Pérez-Cruzado et al. 2012). Questo è supportato dai risultati di numerose pubblicazioni riguardanti la riconversione dei suoli agricoli a foresta secondaria (Guo e Gifford, 2002). In suoli agricoli nel sud della Germania, l'adozione di un sistema di coltivazione non intensivo ha provocato, rispetto ai sistemi di agricoltura convenzionale, una notevole stimolazione del potenziale metabolico (attività deidrogenasi/carbonio idrosolubile) ed un aumento del carbonio umico e dell'attività degli enzimi idrolitici ad esso associati (Doni et al. 2014).

Lo sviluppo di una copertura erbacea perenne in suoli agricoli degradati rappresenta uno degli scenari più favorevoli per promuovere la formazione di macroaggregati, la crescita della comunità microbica e fungina e il sequestro del carbonio (Matamala et al. 2008).

5.3 Effetti del fitorimedio nel ripristino di funzionalità del suolo

Il fitorimedio ha molteplici effetti sul recupero del suolo, una delle principali risorse ecologiche non rinnovabili. Tra questi un effetto particolarmente importante è l'incremento o anche l'induzione di attività biochimica e di biodiversità microbica che riattivano i cicli biogeochimici e le interazioni biotiche fondamentali necessarie ad un pieno recupero ecologico e funzionale del suolo nelle aree contaminate. Di seguito si riportano gli effetti su biodiversità e funzionalità del suolo ottenuti da sperimentazione e monitoraggio di interventi in pieno campo utilizzando diverse fitotecnologie.

Tra i maggiori effetti positivi del fitorimedio deve essere annoverato il recupero della fertilità e della multi-funzionalità ecologica del suolo. Il suolo infatti ospita la più grande biodiversità microbica tra gli ecosistemi terrestri e le comunità microbiche del suolo operano i principali meccanismi di trasformazione delle sostanze organiche e minerali che si depositano nel suolo. Per rendere bene l'idea della capacità metabolica del suolo, si pensi che per essa è stata verificata l'ipotesi della 'infallibilità metabolica' postulata nella metà del 1900 dal microbiologo americano Alexander (1964); secondo questa ipotesi qualunque sostanza, naturale o artificiale si depositi sulla superficie o sia incorporata nel suolo può essere decomposta e il tempo di decomposizione dipende dalle proprietà chimiche della sostanza.

L'infallibilità metabolica del suolo è dovuta principalmente all'elevata diversità dei geni funzionali, dalla elevata ridondanza funzionale, e anche dalle caratteristiche chimico-fisiche del suolo. L'inquinamento del suolo da metalli pesanti e sostanze organiche riduce drasticamente la sua capacità metabolica a causa della riduzione delle diversità microbica in seguito alla scomparsa delle specie sensibili agli inquinanti, per inibizione diretta delle reazioni extra- ed intracellulari che avviano e completano la decomposizione delle sostanze complesse. Fattori aggravanti sono la degradazione della struttura del suolo causata dalla scomparsa delle piante e dalla conseguente compattazione, l'erosione, la riduzione della concentrazione di nutrienti, ed eventualmente anche dal cambiamento dei valori di pH e conducibilità



elettrica. Una principale differenza tra i suoli contaminati da inquinanti organici e metalli pesanti è che mentre gli inquinanti organici possono essere degradati in modo da pervenire da concentrazioni relativamente elevate a valori tollerabili, alcuni elementi quali As, Se, Hg possono essere ridotti dal metabolismo microbico e volatilizzati, mentre i metalli pesanti non possono essere trasformati e persistono nelle specie chimiche predominanti per periodi relativamente lunghi, rappresentando una pressione selettiva persistente sulle comunità microbiche e la microfauna del suolo. In ogni caso, è ormai accertato che la contaminazione del suolo rappresenta una grave minaccia per l'ambiente e la salute umana e che la perdita di fertilità del suolo e il suo mancato utilizzo hanno conseguenze socio-economiche molto negative sulla società, principalmente per l'esclusione di aree coltivabili.

Uno dei dati più interessanti emersi dal monitoraggio di suoli contaminati sottoposti a fitorimediazione è che la maggior parte delle fitotecnologie incrementa rapidamente e permanentemente la biodiversità e la funzionalità ecologica del suolo, anche a partire da livelli di funzionalità particolarmente bassi come quelli che caratterizzano i suoli industriali. In genere, l'incremento più rapido e più spinto si osserva in seguito alla colonizzazione del suolo con piante a rapido accrescimento, ma contrariamente a quanto si possa pensare, l'incremento della funzionalità ecologica precede la colonizzazione delle piante e può perdurare a lungo anche in assenza di una densa copertura vegetale purché siano ripristinate le condizioni ottimali per l'attività biotica. L'incremento della funzionalità del suolo sembra rispondere nel suolo complesso alla riduzione della biodisponibilità degli inquinanti e della tossicità del suolo e, in maniera cooperativa al miglioramento delle condizioni chimico-fisiche del suolo. Pertanto, un recupero della funzionalità ecologica di un suolo è tanto più rapida ed efficiente quanto più questi aspetti vengono coniugati in modo ottimale. Ad esempio, un ammendante che sia al contempo capace di neutralizzare l'acidità eccessiva del suolo, ridurre efficacemente la biodisponibilità dei metalli pesanti e rilasciare nutrienti avrà un effetto superiore sulla funzionalità del suolo rispetto ad un ammendante che agisca su uno solo di questi meccanismi.

5.3.1 Rivegetazione spontanea (non intervento)

I principali parametri che cambiano in un suolo inquinato soggetto a rivegetazione sono noti da oltre mezzo secolo, come dimostrano i dati pubblicati da scienziati di diverse aree del mondo contaminate dall'espansione della rivoluzione industriale di metà 1800. Sebbene con tecniche diverse e a crescente grado di attendibilità, è stato accertato che la rivegetazione spontanea o guidata di un suolo contaminato porta all'incremento di complessità del profilo del suolo, con la differenziazione in orizzonti, l'incremento del tasso di umificazione e la comparsa di un orizzonte umico, un aumento della biodiversità soprattutto microbica e un incremento della funzionalità del suolo misurata come attività di specifici gruppi funzionali di batteri e funghi, aumento della respirazione del suolo e dell'attività enzimatica.

Sebbene la più antica letteratura scientifica sull'argomento sia difficile da ottenere



e scritta in lingua nazionale (es. russo, polacco, tedesco, svedese), le informazioni reperibili dagli anni 1950 in poi riportano importanti osservazioni di campo di lungo corso (decadi) che se comparate con le situazioni locali attuali, consentono non solo di interpretare gli effetti positivi dell'incremento di funzionalità dei suoli rivegetati, ma anche i pro ed eventuali contro socio-economici degli interventi di fitorimedio.

Ad esempio, Keleberda (1978) ha riportato che spoglie di miniera rivegetate con varie specie erbacee ed arboree ha consentito di migliorare l'ecosistema locale in 15 anni, anche se la funzionalità del suolo era aumentata già nei primi anni di intervento. Analogamente Miller (1978) riportò che la rivegetazione di spoglie di miniera di carbone portava ad un rapido incremento di attività enzimatiche, biomassa microbica, respirazione del suolo, fissazione dell'azoto, con una risposta che aumentava all'incrementare della complessità ed dell'età della fitocenosi. Pancholy et al. (1975) e Cundell (1977) furono tra i primi a studiare il legame tra la funzionalità del suolo e la complessità della comunità vegetale in suoli contaminati rivegetati, ponendosi una domanda che si riverbera ancora ai nostri giorni: è l'incremento della funzionalità del suolo a consentire una migliore e più stabile rivegetazione delle aree contaminate oppure è l'incremento di vegetazione e complessità delle comunità vegetali che induce un aumento della funzionalità biologica del suolo? Sebbene la maggior parte dei dati scientifici ottenuti con in più diversi approcci fito-tecnologici indicano che la rivegetazione dei suoli inquinati sia la forza predominante che innesca l'incremento di biodiversità microbica e il recupero della funzionalità ecologica del suolo, esistono anche evidenze che indicano come suoli pesantemente contaminati, in cui gli inquinanti siano stati efficacemente stabilizzati, aumentino rapidamente la loro funzionalità. Inoltre, l'incremento di diversità microbica è premessa per una rivegetazione ottimale dei suoli contaminati legato conseguente all'aumento di attività di microorganismi promotori della crescita vegetale (Glick, 2003). In questo senso, la formazione di un orizzonte umico è inoltre una caratteristica fondamentale dei suoli sottoposti ad interventi di fitorimedio, perché esso ospita generalmente il più alta attività biochimica, rispetto agli altri orizzonti del suolo e consente alle radici delle piante una riserva per l'acquisizione di nutrienti. Di seguito si riportano i dati sul recupero di biodiversità e funzionalità del suolo ottenuti intervenendo con diversi approcci fitotecnologici.

5.3.2 Fitostabilizzazione

In sperimentazioni pionieristiche di fitorimedio assistito in pieno campo Lindemann et al. (1984) studiarono la funzionalità di spoglie di miniera di carbone ammendate con fanghi di depurazione, fertilizzanti inorganici, e rivegetate con piante erbacee micorrizzate e non. I risultati indicarono che la crescita delle piante in presenza di fanghi di depurazione aveva incrementato la funzionalità del suolo più velocemente di altre combinazioni. Klubek et al. (1992) studiarono l'incremento di funzionalità ecologica di spoglie di miniera di carbone abbandonate da 15 e 25 anni



e colonizzate da varie piante (es. sicomoro, pino, mirto, ibridi di pioppo, acero rosso, salice), con o senza incorporazione di ceneri di fondo e riportarono che la densità e la diversità dei microorganismi aumentavano col tempo e identificarono nella mancanza di nutrienti (principalmente N) uno dei principali fattori limitanti l'incremento di funzionalità del suolo e dello sviluppo della vegetazione. Esperienze di lungo sul recupero di funzionalità del suolo legati ad interventi di fitorimediazione in scenari reali di suoli e siti contaminati dai metalli pesanti ed inquinanti organici sono stati confermati da un gran numero di studi (es. Clark e Clark, 1981; Sorena, 1983; Dragan Bularda et al., 1987; Jasper et al., 1998).

5.3.2.1 Fitostabilizzazione assistita con ammendanti organici

È ampiamente dimostrato che l'incorporazione di residui organici (es. fanghi di depurazione stabilizzati, residui vegetali) può avere effetti positivi sulla funzionalità del suolo ed aumentare le rese colturali per l'apporto di nutrienti (Düring and Gäth, 2002). I biosolidi sono stati anche utilizzati per interventi di fitorimediazione in siti contaminati. (Speir et al., 2004; Brown et al., 2005 ; Bünemann et al., 2006; Cogger et al., 2006; Alvarenga et al., 2007). Stroo and Jencks (1982) riportarono che l'aggiunta di fanghi di depurazione a spoglie acide di miniera rivegetate con *Festuca arundinacea*, in combinazione con calcitazioni e fertilizzazioni aumentavano rapidamente l'attività enzimatica, la respirazione del suolo e la percentuale di copertura vegetale. Perez de Mora et al. (2006) riportarono un rapido recupero di funzionalità e diversità microbica in suoli contaminati a seguito dell'incidente della miniera di Aznàcollar (Spagna, 1998), dopo aggiunta di miscele di fanghi di depurazione e compost. Conder et al. (2001) dimostrarono che l'aggiunta di fanghi di depurazione digeriti anaerobicamente e calcitati aumentavano la biodiversità e la funzionalità di suoli contaminati con elevate concentrazioni di Cd (290 mg kg⁻¹) e Zn (12300 mg kg⁻¹). Kelly et al. (2003) riportano che un suolo contaminato da Zn rilasciato da una fonderia aumentava la sua diversità microbica dopo aggiunta di fanghi di depurazione e ceneri alcaline miscelate. Nei casi studio precedentemente elencati emerge chiaramente come l'effetto positivo dei fanghi di depurazione, coadiuvato dall'utilizzo di agenti stabilizzanti induca l'incremento di funzionalità del suolo per azione combinata di riduzione di mobilità dei metalli pesanti e apporto di nutrienti.

Simili effetti positivi sono stati osservati in interventi di fitorimediazione basati sull'utilizzo di altri ammendanti organici quali compost da rifiuti urbani (Alvarenga et al., 2007), da lettiera, scarti di potatura, cippato di legna, residui dell'industria alimentare e fibra di cocco (Noyd et al., 1995; Kelly e Tate 1998; van Herwijnen et al., 2007; Clemente et al., 2007). Vangronsveld et al. (1996) trattarono un suolo contaminato da Zn ed altri metalli pesanti con una miscela di beringite e compost e dimostrarono che questa pratica portò alla rapida rivegetazione dell'area e all'incremento di diversità fungina. Kumpiene et al. (2007) dimostrarono che l'incorporazione di miscele di ceneri volatili e torba in suoli pesantemente contaminati da Pb e Cu, portava all'incremento di funzionalità del suolo principalmente attraverso una riduzione della solubilità dei metalli



pesanti e la conseguente riduzione di tossicità. Analoghi effetti positivi sono stati riportati con l'utilizzo di residui dell'industria cartiera, capaci di ridurre la tossicità di spoglie acide di miniera (Calace et al., 2005).

5.3.2.2 Fitostabilizzazione assistita con ammendanti organici

Ossidi di Fe

La capacità degli ossidi di Fe a vario ordine cristallino di incrementare la funzionalità del suolo è legata a due fattori principali: alta capacità di legare i metalli pesanti e neutralizzazione del pH del suolo. Gli ossidi di Fe puri come la ferridrite hanno elevate capacità di adsorbimento ma sono costosi e non disponibili in grandi volumi. Pertanto, gli interventi di fitorimediazione assistita da ossidi di Fe impiegano i sottoprodotti industriali quali fanghi rossi, gessi rossi, residui di trattamento delle acque, (Peacock e Rimmer, 2000; Brown et al., 2005) utilizzati in particelle di varie dimensioni nella scala μm -nm. Gli ossidi di Fe nel suolo vanno incontro a profonde modificazioni nel suolo ma mantengono la loro efficienza di stabilizzazione, detossificazione e neutralizzazione per periodi molto lunghi (Shokes e Moller, 1999; Kumpiene et al., 2006).

Lombi et al. (2002) dimostrò che gli ossidi di Fe aumentavano la biomassa microbica, la funzionalità biochimica e la tossicità di suoli contaminati da metalli pesanti ed effetti analoghi furono riportati da altri ricercatori per suoli contaminati da diversi metalli pesanti e metalloidi (Mench et al. 2006a, b; Garau et al., 2007).

Zeoliti

Le zeoliti sono aluminosilicati porosi alcalini con una carica superficiale negativa che possono essere di origine naturale (es. clinoptilite), ma possono anche essere sintetizzate su scala industriale (Singh et al., 2000). Le zeoliti sono state ampiamente usate in impianti per il trattamento delle acque per la rimozione di metalli pesanti (Tsadilas et al., 1997; Garcia-Sanchez et al., 1999; Castaldi et al., 2005), mentre il loro utilizzo come adiuvanti in interventi di fitorimediazione è stato molto inferiore e per lo più limitato a ricerche di laboratorio (es. Chander e Joergensen, 2002). Effetti positivi delle zeoliti sulla funzionalità di suoli contaminati sono stati riportati da Usman et al. (2005) e Garau et al. (2007) e sono stati ascritti alla riduzione della solubilità e biodisponibilità dei metalli pesanti indotta dalle zeoliti. Comunque l'effetto positivo delle zeoliti sulla funzionalità del suolo è contraddittorio; ad esempio Morgan et al. (2002) riportarono che l'aggiunta di zeolite sintetica a suoli contaminati da Zn non produceva effetti positivi sui parametri biologici e biochimici studiati.

Beringite (Metasorb)

La beringite è un aluminosilicato prodotto dalla combustione del carbone di origine scisto paleozoica (Wessolek e Fahrenhorst, 1994). Questo materiale, commercializzato come Metasorb[®], ha un'alta capacità di adsorbimento verso i metalli pesanti ed è stato molto utilizzato in interventi di fitorimediazione assistita in campo (Boisson et al., 1998; Lombi et al., 2003). Lombi et al. (2002) riportarono che aggiunte di beringite di



a suoli contaminati da Cd e Zn aumentavano la biomassa microbica e Mench et al. (2006b) riportarono un incremento di attività biochimica in suoli contaminati da Cd e Ni ma non un incremento di biodiversità microbica.

Fosfati

Un effetto positivo sulla funzionalità di suoli contaminati da Pb mediante uso di fosfati quali ad esempio fosfato monocalcico, superfosfato (TSP) è stato riportato da varie esperienze di ricerca (Conder et al., 2001; Maenpaa et al. 2002; Morgan et al., 2002; Malkowski et al., 2003; Brown et al., 2004, 2005; Sonmez e Pierzynski, 2005; Ownby et al., 2005). L'effetto positivo dei fosfati è dovuto sia alla precipitazione dei metalli pesanti in fasi insolubili (es. piromorfite in suoli contaminati da Pb) sia agli effetti di fertilizzazione poiché i suoli contaminati possono avere valori di pH limitanti la solubilità del P portandolo ad essere un elemento limitante l'attività microbica.

5.3.3 Fitoestrazione

L'effetto della fitoestrazione condotta con piante iperaccumulatrici di metalli pesanti sulla funzionalità del suolo è controverso per due aspetti fondamentali: il primo è che le piante iperaccumulatrici utilizzate per questi interventi sono di poche specie e, secondo, la fitoestrazione implica un'elevata mobilizzazione di inquinanti nella rizosfera, con la possibilità di selezionare batteri metallo-resistenti, come del resto avviene negli ecosistemi naturali dove le piante iperaccumulatrici di metalli pesanti vivono (Delorme et al., 2001; Abou-Shanab et al., 2003, 2005).

Lo stesso avviene negli interventi di fitoestrazione assistita da chelanti quali EDTA, DTPA, EDDS, EDGA, MGDA, ed altri, sia per la tossicità esercitata dalla maggior parte dei chelanti (Grčman et al., 2001) sia per il già citato impatto legato alla solubilizzazione dei metalli pesanti. Un effetto positivo sulla diversità microbica e la funzionalità biochimica del suolo è stata ottenuta con fitoestrazione operata con specie

legnose quali cloni di pioppo e salice tolleranti elevate concentrazioni di metalli pesanti, gestite mediante rotazione rapida. Risultati positivi in questo senso sono stati riportati per

un suolo contaminato da Cd, Pb e Zn in cui sei anni di gestione con ibridi di salice denominato 'Tora' (*Salix schwerinii* x *Salix viminalis*) per i quali Xue et al. (2015) hanno portato a un incremento della diversità microbica e funzionale rispetto allo stesso suolo lasciato rivegetare spontaneamente con un prato polifita privo di gestione.

5.3.4 Considerazioni conclusive

I risultati della sperimentazione di fitorimediazione svolta in oltre cinquanta anni ha inequivocabilmente dimostrato che le fitotecnologie consentono un ripristino o un incremento della funzionalità ecologica e della biodiversità microbica di suoli contaminati.



Gli effetti sono stati osservati sia in suoli rivegetati spontaneamente in mancanza di interventi, sia in suoli sottoposti a fitorimediao guidato, basato sul solo utilizzo di piante oppure assistito dall'utilizzo di ammendanti organici ed inorganici. L'incremento di funzionalità di suoli sottoposti a fitorimediao è il risultato di fattori cooperativi quali: la riduzione della mobilità e della biodisponibilità degli inquinanti e il miglioramento delle proprietà chimico-fisiche del suolo. L'incremento della funzionalità è stato osservato per le condizioni pedo-climatiche più diverse, inclusi materiali di scarto e spoglie di miniera per i quali si è assistito a una vera e propria induzione di fertilità biologica non esistente prima. Molto importante è da sottolineare il fatto che effetti largamente positivi sulla funzionalità del suolo sono stati osservati e confermati anche con l'utilizzo di scarti e sottoprodotti industriali che consentono di valorizzare queste sostanze nell'ottica di un'economia circolare. L'analisi delle priorità d'intervento su suoli contaminati consente oggi di calibrare gli interventi in maniera mirata sia in termini di scelta dei materiali che in termini di obiettivi e l'effetto del fitorimediao sulla funzionalità del suolo può essere monitorato a vari livelli di complessità dei processi biochimici, fisiologici e di biologia del suolo, in relazione agli obiettivi degli interventi implementati. Gli effetti positivi del fitorimediao sono di lungo periodo perché comunità microbiche e vegetali instaurano i tipici cicli biogeochimici responsabili della sussistenza degli ecosistemi e questo è un fattore che riduce progressivamente la necessità di intervento per il mantenimento degli interventi di fitorimediao.

5.4 Il suolo come parte del capitale naturale e la valorizzazione dei servizi ecosistemici del suolo

Il suolo si origina dall'alterazione delle rocce sotto l'azione combinata di clima, organismi viventi, tipologia di roccia madre, geomorfologia e del tempo di genesi. I suoli naturali sono matrici eterogenee, formate da fasi solide liquide e gassose, con proprietà fisiche e chimiche variabili nello spazio e nel tempo, caratterizzati da una strutturazione dovuta alle proprietà colloidali delle fasi solide organiche e inorganiche che si manifestano macroscopicamente con la formazione di aggregati e di stratificazione in orizzonti pedologici. Il suolo è il compartimento naturale che presiede a fenomeni fondamentali per la sussistenza degli ecosistemi terrestri quali la decomposizione della sostanza organica e il completamento dei cicli biogeochimici degli elementi, la filtrazione delle acque, scambia materia ed energia con l'atmosfera e l'idrosfera e consente l'ancoraggio delle piante e ospita la più ampia biodiversità microbica conosciuta tra gli ecosistemi terrestri.

Il suolo è una risorsa naturale non rinnovabile poiché la genesi e l'evoluzione di un suolo richiede migliaia di anni e la distruzione o la sola degradazione del suolo ha immediati riflessi negativi sugli ecosistemi e ripercussioni immediate sulle comunità umane.

Il suolo è una risorsa fondamentale anche per i sistemi agro-forestali e la considerazione del suolo come parte integrante del capitale naturale facilita la



comprensione dei vincoli e delle opportunità entro i quali dovrebbero contenersi le produzioni primarie agro-forestali. La complessità del sistema suolo ha, fino a tempi recenti, reso difficile l'applicazione di criteri socio-economici alla sua conservazione, ma la recente aumentata sensibilità verso la protezione del suolo, ormai parte integrante delle politiche ambientali globali, e le affinate conoscenze tecniche hanno consentito di sviluppare ed applicare alcuni modelli sulla base di descrittori universalmente accettati.

Il suolo è parte del capitale umano perché soddisfa i bisogni primari dell'umanità di salubrità, sicurezza e comodità, anche se declinati in successive categorie più complesse quali bisogni di carenza (fisiologici), bisogno di protezione e sicurezza sociale, bisogno d'appartenenza, bisogno psicologici (stimoli), bisogno di autorealizzazione (Maslow, 1943). La soddisfazione dei bisogni umani richiede energia che è fornita, in parte significativa dai servizi ecosistemici del suolo, soprattutto in termini di servizi di approvvigionamento che forniscono alimenti, fibre, fonti di energia e materiali per le infrastrutture, servizi di regolazione soddisfano i di salubrità (es. qualità dell'aria e dell'acqua) ed altri servizi secondari quali la stabilità e la sicurezza sociale, assicurando la stabilità e la produttività dell'habitat. Una delle maggiori difficoltà nella stima del 'capitale suolo' risiede nella difficile coniugazione di concetti ecologici ed economici. Il capitale naturale, come tutte le altre forme di capitale, è uno stock piuttosto che un flusso di 'beni naturali', quali ad esempio suoli, foreste, corpi idrici, biodiversità. Il suolo è quindi parte del capitale naturale e fornisce servizi di primaria importanza quali riciclo dei nutrienti e fertilità, depurazione delle acque e prevenzione delle inondazioni, qualità dell'aria, riserva di biodiversità. In particolare, tra le varie componenti del capitale naturale, il suolo è considerato un fattore costante, senza tener conto dei processi che in esso si svolgono (Balmford et al., 2002; Kroeger e Casey, 2007; Swinton et al., 2006, 2007), che quindi raramente sono inclusi nell'analisi dello stato economico dei territori e nei processi decisionali delle politiche ambientali. Lo 'stock' di capitale suolo può essere descritto come componenti e proprietà del suolo quali specie biogeochimiche, ad per esempio contenuto e forme di C, N, P, S o di specie geochimiche più complesse quali argille ed ossidi, che contribuiscono al valore di pH del suolo, fino alla formazione di aggregati organo/minerali che conferiscono al suolo importanti proprietà macroscopiche quali porosità, struttura, ritenzione idrica. Tutti questi fattori fisico-chimici sostengono l'attività microbica e la vegetazione, la cui importanza è stata illustrata precedentemente.

Esistono evidenze sperimentali incontrovertibili sulla degradazione del suolo in seguito all'intensificazione dell'agricoltura e dello sviluppo industriale ma anche in relazione all'inquinamento, e dato il legame tra qualità e produttiva del suolo, è necessario approfondire le conseguenze socio-economiche dei cambiamenti nelle proprietà di questo carpo naturale così complesso, combinando i dati misurabili del suolo con quelli dati economici per pianificare investimenti nella in interventi di conservazione. L'inquinamento del suolo, indipendentemente dalle cause porta a problemi analoghi di perdita di fertilità e tossicità che riducono ne le funzioni ecosistemiche e ne impediscono l'uso agricolo. Una trattazione dettagliata della metodologia d'analisi per



la determinazione del capitale suolo richiede l'approfondimento della relazione tra la qualità del suolo distribuito nelle aziende agricole o industriali e le decisioni di investimento degli stakeholders quali industriali e Autorità Pubbliche, ma una simile trattazione esula dagli scopi prefissi.

Pertanto, nella presente esposizione adatteremo semplificazioni nella definizione del capitale del suolo che non pregiudicano la validità dell'analisi proposta poiché riconosce che il suolo è parte del capitale posseduto da una comunità e influisce sulle dinamiche socio-economiche locali.

Sebbene non manchino esempi di ricerca economica applicata che tenga conto delle proprietà del suolo (McConnell 1983; LaFrance 1992; Barrett 1991, Dasgupta e Måler 1997), tali ricerche hanno tradizionalmente riguardato il riflesso sulla produzione agricola (Berck et al. 2000); questo perché il suolo è stato tradizionalmente considerato un fattore costante della produzione. In realtà il suolo è un compartimento naturale aperto che scambia con le altre matrici ambientali materia ed energia, cambiando le sue proprietà fondamentali con importanti implicazioni per la produzione agraria e l'ambiente stesso (Paul e Clark 1996; Sparks 1999). Per una migliore valutazione di questi aspetti, è necessario tener presente che i principali determinanti economici del capitale suolo sono sia proprietà fisiche, chimiche e biotiche misurabili. La struttura del suolo intesa come grado e complessità degli aggregati, il contenuto dei principali nutrienti quali C, N, P, S, K, Ca, Mg, Fe, Mn, elementi in traccia, la CEC, il pH, la biodiversità e l'attività biochimica, ampiamente utilizzati per la definizione di indici di qualità del suolo (Karlen et al. 2001, 2003), possono essere tutti considerati determinanti economici del capitale suolo poiché sono direttamente o indirettamente responsabili della sussistenza degli ecosistemi e sostengono la produttività la produttività primaria. Per quanto concerne lo scenario della gestione di aree inquinate, le caratteristiche degli interventi hanno profondi riflessi sulle variazioni del capitale suolo. Ad esempio, è stato stimato come l'equilibrio dei nutrienti contribuisca alla sostenibilità della pratica agricola in diversi sistemi agrari, ed è emerso che le perdite di nutrienti per varie forme di degradazione del suolo (ad es. erosione) può incidere negativamente per circa 20% del reddito, soprattutto in economie poco sviluppate, mentre la conservazione del suolo, incrementandone la fertilità, produce solo effetti positivi sul lungo periodo (Barbier 1998; Gachene e Kimaru 2003). Comunque ad oggi, gli esempi di integrazione di dati pedologici con variabili economiche applicata alla gestione di siti contaminati vede ancora pochi esempi.

In ogni caso, il peso economico del 'fattore suolo' è stato considerato sulla base di singole proprietà ritenute, caso per caso, più rilevanti. In questo scenario, Questo aspetto è ancora più rilevante nell'analisi dello scenario di siti contaminati nei quali i suoli sono di solito fortemente degradati e contaminati, senza un significativo contributo a supporto delle decisioni. Per meglio comprendere l'importanza economica del capitale suolo ed aumentare il peso di questo fattore nella gestione delle aree da bonificare, è necessario considerare il bilancio degli input energetici necessari al recupero del suolo inquinato, e al valore dei servizi ecosistemici che esso svolge, quali risvolti economici ed ambientali comportano le pratiche di bonifica ingegneristiche che portano



all'alterazione irreversibile del suolo.

La particolarità della presente trattazione è che mentre il capitale suolo è di norma definito dal come 'riserva', come è intuitivo specialmente pensando agli effetti positivi dei nutrienti chiave del suolo quali azoto (N), fosforo (P), zolfo (S), potassio (K), per gli scopi prefissati sarà necessario introdurre fattori specificamente legati alla bonifica di suoli inquinati e alle possibili politiche di gestione, che integrano le tradizionali tecnologie di conservazione del suolo e investono anche aspetti tecnico-scientifici, di norma non considerati nella valutazione del capitale suolo. La degradazione causata dall'accumulo di inquinanti, la perdita della struttura fisica, l'impoverimento di nutrienti e di biodiversità microbica e animale, oltre che fattori di rischio per la salute umana e di decadimento della qualità degli ecosistemi, sono tra i maggiori fattori che causano la perdita di valore del suolo.

Un'elevata tossicità del suolo, la diminuita ritenzione idrica, l'impoverimento in nutrienti, limitando le possibilità di vegetazione anche spontanea delle superfici, provocano fenomeni erosivi che, sul lungo periodo, portano alla perdita irreversibile del suolo stesso e alla contaminazione dei corpi idrici recettori.

Come si può intuire, i servizi ecosistemici non hanno sempre lo stesso valore, ma il loro valore specifico dipende dalle condizioni al contorno delle aree considerate, ma il loro incremento rappresenta, in ogni caso, un presupposto imprescindibile per il recupero sostenibile di un'area contaminata, in termini di approvvigionamento (es. fertilità), regolazione (es. microclima, tampone, depurazione delle acque), sostegno (es. formazione di suolo) e funzioni culturali (es. ricreative), come illustrato nella Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005 www.millenniumassessment.org). Il recupero di suoli di aree inquinate contribuisce senza dubbio a soddisfare i bisogni fondamentali di una popolazione globale crescente quali alimenti, fibre, buona qualità di aria ed acqua). Le prime analisi sull'importanza del capitale naturale risalgono alla fine degli anni 1960, anche se a tutt'oggi, la sua stima e inclusione nei processi decisionali, per definire uno sviluppo sostenibile, non sono sufficientemente praticate (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2002).

Il termine 'funzione ecosistemica' è oggi sinonimo di 'processo ecosistemico', inteso come la trasformazione di materia ed energia tra input ed output (Wallace, 2007). Tali processi possono essere chimici (es. ossidazione), fisici (es. diffusione), biologici (es. nitrificazione) e possono essere più o meno strettamente correlati tra loro, ma in termini di capitale i processi ecosistemici che si svolgono nel suolo possono essere benefici o meno in funzione dei bisogni umani. Ad esempio l'incremento della porosità e una omogenea distribuzione delle classi dimensionali dei pori crea una struttura del suolo capace di ritenere l'acqua (azione), fornendo il servizio ecosistemico di 'mitigazione' di inondazioni ed erosione. Da questo esempio si evince che il suolo è al contempo 'capitale' e 'fornitore' di servizi naturali (De Groot, 1992), e come indipendentemente dall'inquadramento prioritario dei diversi servizi ecosistemici, ogni pratica che porti alla conservazione e al recupero del suolo, come il fitorimediazione, incrementa il capitale naturale di un territorio.

Se è vero che una quantificazione di queste funzioni del suolo è necessaria per la cor-



retta valutazione e contabilizzazione dei suoi servizi ecosistemici, c'è da dire che alcuni specifici servizi ecosistemici del suolo restano di difficile quantificazione. Una classificazione che si evince dalla letteratura specifica (Straton, 2006; Weber, 2007; Lavelle et al., 2006; Sandhu et al., 2008), ottenuta principalmente studiando gli agroecosistemi, contempla: ruolo di fertilità mediando la nutrizione della pianta, ruolo di ritenzione idrica e filtro, ruolo strutturale come supporto fisico a piante, animali ed infrastrutture umane, ruolo di regolazione del clima attraverso emissione ed assorbimento di gas serra (CO_2 , N_2O e CH_4), ruolo di conservazione di biodiversità, ruolo delle risorse di materiali quali torba ed argilla. Recentemente, Porter et al. (2009) ha illustrato come la quantificazione di alcuni processi, quali la colonizzazione da parte dei lombrichi, possa essere utilizzato per la valutazione economica della formazione del suolo e il suo collegamento con la prestazione di servizi ecosistemici del sito, mentre l'utilizzo di altri processi quali mineralizzazione dell'azoto per gli stessi scopi si è rivelata più complessa. L'analisi di Dominati et al. (2010) sul contributo del suolo al complesso del capitale naturale ha confermato come questo corpo naturale contribuisca alla formazione del capitale, al suo mantenimento al suo incremento, soprattutto quando il flusso dei servizi che si realizza in termini di struttura, contenuto e disponibilità di nutrienti, diversità biologica e ridondanza funzionale, è a livelli ottimali. Il capitale naturale dei suoli può essere caratterizzato dalle proprietà del suolo. Comunque, come detto prima, la difficoltà di quantificare univocamente le funzioni del suolo ha portato a considerare alcune specifiche proprietà dei suoli (es. contenuto di argilla, di nutrienti). Anche in questo senso restrittivo, il fitorimedio, opportunamente progettato e realizzato, agisce proprio nel senso di aumentare il capitale naturale dei suoli.

Di questo vi sono prove inequivocabili in recenti esperimenti di lungo corso (Witters et al., 2012a,b) e operazioni di recupero intraprese fin dagli albori dell'era industriale moderna.

Queste osservazioni dimostrano come il capitale naturale 'suolo' risponde a una gestione attiva delle aree contaminate, che sommata all'inerente capacità del suolo di rigenerarsi sotto l'azione dei fattori ecologici (es. alterazione dei minerali primari, colonizzazione vegetale, accumulo di nutrienti). Il fitorimedio, accelera con interventi a costi contenuti, l'incremento di capitale e flussi che cambiano molto più lentamente in uno scenario di mancata gestione. Infatti, l'utilizzo di piante idonee ed ammendanti, da soli o in combinazione modificano rapidamente le proprietà più trattabili del suolo quali la disponibilità di nutrienti, la biomassa microbica, il pH, la struttura, con la possibilità di ottimizzare gli interventi in funzione della destinazione finale del suolo e del sito in trattamento.

La possibilità di intervenire su alcune proprietà del capitale suolo offre ad amministratori pubblici e privati uno strumento per pianificare una gestione a medio e lungo termine al fine di incrementare il capitale suolo. L'assenza di gestione delle aree contaminate può avere effetti finali diversi a seconda del sito che vanno da un progressivo recupero spontaneo delle proprietà e dei processi chiave del suolo alla perdita del suolo per erosione, desertificazione, formazione di croste, accumulo di inquinanti, perdita di biodiversità, con degrado delle altre matrici ambientali che con il suolo



scambiano materia ed energia (Swinton et al., 2007). Questi fenomeni si possono concettualmente assimilare all'ammortamento dei costi di capitale utilizzato nei conti economici.

In conclusione, il recupero del suolo mediante il fitorimedio, quando al meglio delle conoscenze scientifiche siano esclusi rischi residuali inaccettabili, incrementa il capitale naturale con effetti positivi la qualità della vita nelle aree contaminate perché quest'ultima dipende molto da alcune proprietà trattabili del suolo. Il fitorimedio è quindi da considerarsi uno strumento di gestione molto potente per i soggetti pubblici e privati attuatori interessati a interventi di bonifica di siti inquinanti che dovrebbero utilizzare con maggiore attenzione i vantaggi derivanti dall'incremento dei servizi di ecosistemici incrementati con questa pratica di gestione. Considerando alcuni fondamentali determinanti economici del capitale suolo è possibile comprendere come il fitorimedio rappresenti una reale pratica di conservazione di questo capitale, rispetto, ad esempio a tecniche distruttive di ingegneria civile. Anche se le stime economiche associate ad esperienze pratiche di fitorimedio sono ancora scarse e principalmente rivolte alla valutazione delle biomasse ottenute da tale pratica (Witters et al., 2012a,b), si può affermare sulla base di esperienze di fitorimedio i principali determinanti econometrici del capitale suolo sono preservati o incrementati nei siti recuperati con questo approccio biotecnologico.



Bibliografia

- Abou-Shanab, RA., Delorme, TA., Angle, JS., Chaney, RL., Ghanem, K., Moawad, H., Ghazlan, HA., 2003. Phenotypic characterization of microbes in the rhizosphere of *Allysum murale*. Int. J. Phytorem. 5: 367-379.
- Abou-Shanab, RA., Ghazlan, H., Ghanem, K., Moawad, H., 2005. Behaviour of bacterial populations isolated from rhizosphere of *Diplachne fusca* dominant in industrial sites. World J. Microbiol. Biotechnol. 21: 1095-1101.
- Alexander, M., 1964. Biochemical ecology of soil microorganisms. Annu. Rev. Microbiol. 18: 217-250.
- Alvarenga, P., Palma, P., Goncalves, AP., Fernandes, RM., Cunha-Queda, AC., Duarte, E., Vallini, G., 2007. Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land. Environ. Int. 33(4): 505-513.
- Boisson, J., Mench, M., Sappin-Didier, V., Solda, P., Vangronsveld, J., 1998. Short-term in situ immobilization of Cd and Ni by beringite and steel shots application to long-term sludged plots. Agronomie 18(5-6): 347-359.
- Brown, S., Chaney, R., Hallfrisch, J., Ryan, J. A., Berti, WR., 2004. In situ soil treatments to reduce the phyto- and bioavailability of lead, zinc, and cadmium. J. Environ. Qual. 33(2): 522-531.
- Brown, S., Sprenger, M., Maxemchuck, A., Compton, H., 2005. Ecosystem function in alluvial tailings after biosolids and lime addition. Environ. Sci. Technol. 34: 139-148.
- Bünemann, EK., Schewnke, GD., Van Zwieten, L., 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. Aust. J. Soil Res. 44: 379-406.
- Calace, N., Petronio, BM., Pietroletti, M., 2005. Metal-contaminated soil remediation by means of paper mill sludges addition: chemical and ecotoxicological evaluation. Chemosphere 44: 1025-1031.
- Castaldi, P., Santona, L., Melis, P., 2005. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. Chemosphere 60(3): 365-371.
- Chander, K., Jorgensen, RG., 2002. Decomposition of ¹⁴C labelled glucose in a Pb-contaminated soil remediated with synthetic zeolite and other amendments. Soil Biol. Biochem. 34: 643-649.



Clark, RK., Clark, SC., 1981. Floristic diversity in relation to soil characteristics in a lead mining complex in the Pennines, England. *New Phytol.* 87: 799-815.

Clemente, R., de la Fuente, C., Moral, R., Bernal, MP., 2007. Changes in microbial biomass parameters of a heavy metal-contaminated calcareous soil during a field remediation experiment. *J. Environ. Qual.* 36(4): 1137-1144.

Cogger, CG., Forge, TA., Neilsen, GH., 2006. Biosolids recycling: Nitrogen management and soil ecology. *Can. J. Soil Sci.* 86: 613-620.

Conder, JM., Lanno, RP., Basta, NT., 2001. Assessment of Metal Availability in Smelter Soil Using Earthworms and Chemical Extractions. *J. Environ. Qual.* 30(4): 1231-1237.

Cundell, AM., 1977. The role of microorganisms in the revegetation of strip-mined lands in the western United States. *J. Range Manage.* 30: 299-305.

Dasgupta, P., Mäler, K-G., (Eds.) 1997 and 2000. *The Environment and Emerging Development Issues*, vols. 1 and 2. UNU-WIDER Studies in Development Economics. Oxford: Clarendon Press.

de Groot, R., 1992. *Functions of Nature: Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.

de Groot, R., Wilson, MA., Boumans, RMJ., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econom.* 41: 393-408.

Delorme, TA., Gagliardi, JV., Angle, JS., Chaney, RL., 2001. Influence of the zinc hyperaccumulator *Thalasspi caerulescens* J. and C. Presl. and the nonmetal accumulator *Trifolium pratense* L. on soil microbial populations. *Can. J. Microbiol.* 47: 773-776.

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econom.* 69: 1858-1868.

Drăgan-Bularda, M., Blaga, G., Kiss, S., Pasca, D., Gherasim, V., 1987. Effect of long-term fertilization on the enzyme activities in a technogenic soil resulted from the recultivation of iron strip mine spoils. *Biologia* 32: 47-52.

Düring, R-A., Gäth, S., 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 544-556.

Gachene, CKK., Kimaru, G., 2003. *Soil Fertility and Land Productivity*. Technical Handbook, no. 30. Nairobi, Kenya: RELMA/ICRAF.

Garau, G., Castaldi, P., Santona, L., Deiana, P., Melis, P., 2007. Influence of red mud, zeo-



lite and lime on heavy metal immobilization, culturable heterotrophic microbial populations and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma* 142(1-2): 47-57.

Garcia-Sanchez, A., Alastuey, A., Querol, X., 1999. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. *Sci. Total Environ.* 242(1-3): 179-188.

Glick, BR., 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnol. Adv.* 21: 383-393.

Grčman, H., Velikonja-Bolta, S., Vodnik, D., Kos, B., Lestan, D., 2001. EDTA enhanced heavy metal phytoextraction: metal accumulation, leaching and toxicity. *Plant Soil* 235(1): 105-114.

Jasper, DA., Sawasa, Y., Gaunt, E., Ward, SC., 1998. Indicators of reclamation success - Recovery patterns of soil biological activity compared to remote sensing of vegetation. *Land Reclamation: Achieving Sustainable Benefits*, Nottingham, UK, 7-11 September 1998.

Karlen, DL., Andrews, SS., Doran., JW., 2001. Soil Quality: Current Concepts and Applications. *Adv. Agron.* 74: 1-40.

Karlen, DL., Andrews, SS., Weinhold, BJ., Doran., JW., 2003. Soil Quality: Humankind's Foundation for Survival. *J. Soil Water Conserv.* 58: 171-79.

Keleberda, TN., 1978. Soil formation on spoil heaps under forest vegetation. In: *Soviet Soil Science*, vol 10. Washington D.C. (USA): Scripta Publishing. p. 504-510.

Kelly, JJ., Haggblom, MM., Tate, RL., 2003. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter as indicated by analysis of microbial community phospholipid fatty acid profiles. *Biol. Fertil. Soils* 38(2): 65-71.

Kelly, JJ., Tate, RL., 1998. Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter. *J. Environ. Qual.* 27: 609-617.

Klubek, B., Carson, CL., Oliver, J., Adriano, DC., 1992. Characterization of microbial abundance and activity from the coal ash basins. *Soil Biol. Biochem.* 24:1119-1125.

Kroeger, T., Casey, F., 2007. An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands. *Ecol. Econom.* 64: 321-332.

Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2007. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ. Pollut.* 145(1): 365-373.



Kumpiene, J., Ore, S., Renella, G., Mench, M., Lagerkvist, A., Maurice, C., 2006. Assessment of zerovalent iron for stabilization of chromium, copper, and arsenic in soil. *Environ. Pollut.* 144(1): 62-69.

LaFrance, JT., 1992. Do Increased Commodity Prices Lead to More or Less Soil Degradation? *Aust. J. Agric. Econ.* 36(1): 57-82.

Lavelle, P., Decaens, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42: S3-S15.

Lindemann, WC., Lindsey, DL., Fresquez, PR., 1984. Amendment of mine spoil to increase the number and activity of microorganisms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 574-578.

Lombi, E., Hamon, RE., McGrath, SP., McLaughlin, MJ., 2003. Lability of Cd, Cu, and Zn in polluted soils treated with lime, beringite, and red mud and identification of a non-labile colloidal fraction of metals using isotopic techniques. *Environ. Sci. Technol.* 37: 979-984.

Lombi, E., Zhao, F.-J., Wieshammer, G., Zhang, G., McGrath, SP., 2002. In-situ fixation of metals in soils using bauxite residue: biological effects. *Environ. Pollut.* 118: 445-452.

Maenpaa, KA., Kukkonen, JVK., Lydy, MJ., 2002. Remediation of heavy metal-contaminated soils using phosphorus: Evaluation of bioavailability using an earthworm bioassay. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 389-398.

Malkowski, E., Pogrzeba, M., Kuperberg, M., 2003. Release of arsenic after application of phosphates into lead and cadmium contaminated soil. 6th International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States. , Sept. 1-4, 2003, Prague, Czech Republic.

McConnell, KE., 1983. An Economic Model of Soil Conservation. *Am. J. Agr. Econ* 65(1): 83-9.

Mench, M., Renella, G., Gelsomino, A., Landi, L., Nannipieri, P., 2006. Biochemical parameters and bacterial species richness in soils contaminated by sludge-borne metals and remediated with inorganic soil amendments. *Environ. Pollut.* 144: 24-31.

Miller, RM., 1978. Some occurrences of vesicular-arbuscular mycorrhiza in natural and disturbed ecosystems of the red desert. *Can. J. Bot.* 57: 619-623.

Morgan, AJ., Evans, M., Winters, C., Gane, M., Davies, MS., 2002. Assaying the effects of chemical ameliorants with earthworms and plants exposed to a heavily polluted metalliferous soil. *Eur. J. Soil Biol.* 38: 323-327.



- Noyd, RK., Pflieger, FL., Norland, MR., Sadowsky, MJ., 1995. Native prairie grasses and microbial community responses to reclamation of taconite iron ore tailing. *Can. J. Bot.* 73: 1645-1654.
- Ownby, DR., Galvan, KA., Lydy, MJ., 2005. Lead and zinc bioavailability to *Eisenia fetida* after phosphorus amendment to repository soils. *Environ. Pollut.* 136(2): 315-321.
- Pancholy, SK., Rice, EL., Turner, JA., 1975. Soil factors preventing revegetation of a denuded area near an abandoned zinc smelter in Oklahoma. *J. Appl. Ecol.* 12: 337-342.
- Paul, PA., Clark, FE., (Eds.) 1996. *Soil Microbiology and Biochemistry*. 2nd ed. Burlington, MA, USA: Academic Press (Elsevier).
- Peacock, S., Rimmer, DL., 2000. The suitability of an iron oxide-rich gypsum by-product as a soil amendment. *J. Environ. Qual.* 29: 1969-1975.
- Perez-de-Mora, A., Burgos, P., Madejon, E., Cabrera, F., Jaekel, P., Schloter, M., 2006. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. *Soil Biol. Biochem.* 38: 327-341.
- Singh, B., Alloway, BJ., Bochereau, FJM., 2000. Cadmium sorption behavior of natural and synthetic zeolites. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 2775-2786.
- Sonmez, O., Pierzynski, GM., 2005. Phosphorus and manganese oxides effects on soil lead bioaccessibility: PBET and TCLP. *Water, Air, Soil Pollut.* 166: 3-16.
- Speir, TW., Horswell, J., van Schaik, AP., McLaren, RG., Fietje, G., 2004. Composted biosolids enhance fertility of a sandy loam soil under dairy pasture. *Biol. Fertil. Soils* 40: 349-358.
- Stroo, HF., Jencks, EM., 1982. Enzyme activity and respiration in mine soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 548-553.
- Tsadilas, CD., Dimoyiannis, D., Samaras, V., 1997. Effect of zeolite application and soil pH on cadmium sorption in soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28: 1591-1602.
- Usman, ARA., Kuzyakov, Y., Stahr, K., 2005. Effects of clay minerals on immobilization of heavy metals and microbial activity in a sewage sludge-contaminated soil. *J. Soils Sediments* 5: 245-252.
- van Herwijnen, R., Laverie, T., Poole, J., Hodson, ME., Hutchings, TR., 2007. The effect of organic materials on the mobility and toxicity of metals in contaminated soils. *Appl. Geochem.* 22: 2422-2434.



- Vangronsveld, J., Colpaert, J.V., VanTichelen, K.K., 1996. Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: Physicochemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation. *Environ. Pollut.* 94: 131-140.
- Wessolek G, Fahrenhorst C., 1994. Immobilization of heavy metals in a polluted soil of a sewage farm by application of a modified aluminosilicate: A laboratory and numerical displacement study. *Soil Tech.* 7:221-232.
- Witters, N., Mendelsohn, R., Van Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Carleer, R., Vangronsveld, J., 2012a. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass Bioenergy* 39: 454-469.
- Witters, N., Mendelsohn, R., Van Passel, S., Van Slycken, S., Weyens, N., Schreurs, E., Meers, E., Tack, F., Vanheusden, B., Vangronsveld, J., 2012b. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? II: Economic assessment of CO₂ abatement through the use of phytoremediation crops for renewable energy production. *Biomass Bioenergy* 39: 470-477.
- Xue, K., van Nostrand, J.D., Vangronsveld, J., Witters, N., Janssen, J.O., Kumpiene, J., Siebielec, G., Galazka, R., Giagnoni, L., Arenella, M., Zhou, J.Z., Renella, G., 2015. Management with willow short rotation coppice increase the functional gene diversity and functional activity of a heavy metal polluted soil. *Chemosphere* 138: 469-477.

CASI STUDIO

- Applicazione del Life Cycle Assessment ad un intervento di messa in sicurezza tradizionale e con fitorimediazione di una ex discarica di RSU
- G124 – Il Giardino del Fitorimediazione
- Applicazione di un primo modulo sperimentale di bonifica in situ mediante *phytoremediation*
- La fitorimediazione di un suolo utilizzato come discarica abusiva
- La fitorimediazione dei sedimenti di dragaggio
- Intervento di fitorimediazione a Taranto
- Intervento di fitorimediazione nella Valle del Sacco





Applicazione del Life Cycle Assessment ad un intervento di messa in sicurezza tradizionale (con l'utilizzo di terreni naturali o artificiali) e con fitorimedio (con l'utilizzo di specie arbustive per realizzare il phytocapping) di una ex discarica di RSU operante negli anni '80

Localizzazione	Ex discarica situata in località Pozzo Secco a Foligno
Contaminanti	Ex discarica di RSU e speciali
Sorgenti	-
Obiettivi generali di intervento	Eseguire un confronto a livello di impatti ambientali tra un intervento di messa in sicurezza tradizionale (con l'utilizzo di terreni naturali o artificiali) e un intervento di messa in sicurezza con fitorimedio (con l'utilizzo di specie arbustive per realizzare il phytocapping) di una ex discarica di RSU operante negli anni '80.
Azioni di intervento	Tale confronto è stato eseguito applicando la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) definita dalle norme della serie UNI EN ISO 14040:2006
Uso finale sito	Messa in sicurezza permanente del sito

1. Descrizione caso studio

Lo studio ha avuto come scopo quello di comparare gli impatti di due diversi metodi di messa in sicurezza permanente di un ex-discarica operante negli anni '80.

Di seguito vengono riportate le 2 differenti ipotesi di intervento:

1. Copertura tradizionale secondo le indicazioni previste dal D. lgs 36/2003 con il posizionamento dei seguenti strati: Telo impermeabilizzante in HDPE, strato di ghiaia e strato di terreno superficiale
2. Copertura alternativa con phytocapping, con l'impiego di specie vegetali arbustive in grado di intercettare e regimare l'acqua meteorica riducendo così la formazione del percolato e contribuendo inoltre al reinserimento ambientale dell'area.

1. Il problema presente

Ex discarica di RSU e speciali

2. La strategia e i risultati

Tale confronto è stato eseguito applicando la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) definita dalle norme della serie UNI EN ISO 14040:2006. La modellazione del sistema è stata effettuata attraverso il software SimaPro ver.7.2.2 e con riferimento alla fase di "valutazione degli impatti" sono stati scelti i metodi Ecoindicator 99 e IPCC 2007 GWP.

I risultati ottenuti sono riferiti ad un metro quadrato di terreno coperto (unità funzionale)



e riguardano sia la fase di impianto che la fase di gestione relativa ai due anni successivi. I dati emersi dallo studio di LCA comparativo ottenuti con metodo Ecoindicator 99 mostrano che, sia a livello di categoria di impatto, sia a livello di categorie di danno, gli impatti sono maggiori per l'alternativa tradizionale rispetto a quella con fitorimediazione. Rilevante è la differenza di impatti riscontrata nella macrocategoria ecosystem quality e in particolar modo nella categoria land use, evidenziando un migliore uso del suolo per la messa in sicurezza con fitorimediazione. Anche per la macrocategoria Resources la differenza di impatti è notevole, soprattutto per la categoria Fossil fuel poiché, i trasporti su strada del materiale impiegato per la messa in sicurezza tradizionale, incidono in maniera rilevante sul bilancio finale.

Anche i risultati comparativi ottenuti con il metodo IPCC 2007 GWP100 mostrano un impatto ambientale nettamente maggiore per l'alternativa tradizionale rispetto al fitorimediazione pari a circa due ordini di grandezza.

3. Applicabilità della metodologia LCA e spunti di miglioramento

La metodologia LCA si è dimostrata applicabile per il confronto tra le 2 alternative di bonifica. Occorre tuttavia osservare che i due processi analizzati, impianto fitorimediazione e impianto tradizionale, potrebbero non portare allo stesso risultato che è quello di evitare la formazione di percolato, con la garanzia dell'impermeabilità della copertura, assicurata sicuramente da uno dei due sistemi analizzati (tradizionale).

Si raccomanda pertanto in fase di applicazione della metodologia LCA a processi di fitorimediazione di prestare particolare attenzione a confrontare tecnologie che abbiano la stessa finalità.

4. Riferimenti per approfondimenti

- TESI SPERIMENTALE CORSO DI LAUREA MAGISTRALE IN "SCIENZE FORESTALI E AMBIENTALI" (CLASSE LM-73) - DIPARTIMENTO PER LA INNOVAZIONE NEI SISTEMI BIOLOGICI, AGROALIMENTARI E FORESTALI - DIBAF Università degli Studi della Toscana - Applicazione del Life Cycle Assessment ad interventi di fitorimediazione per la bonifica di siti contaminati", Federica Clemenzi, ANNO ACCADEMICO 2011-2012"



G124 – Il Giardino del Fitorimedio

Localizzazione	Municipalità di Marghera (Ve)
Contaminanti	Elementi in traccia
Sorgenti	SIN Porto Marghera
Obiettivi generali di intervento	Allestimento del Giardino del Fitorimedio
Azioni di intervento	Realizzazione di moduli di fitorimedio a finalità diverse
Uso finale sito	Parco Pubblico

Dal 2013 è attivo **G124**, laboratorio sostenuto dall'indennità del senatore a vita Renzo Piano all'interno del quale giovani architetti elaborano proposte progettuali di riqualificazione delle periferie, secondo la "teoria del rammendo", ideata dall'architetto di fama mondiale, intesa come antidoto al degrado del paese.

L'attuale fase di transizione post-industriale impone una riqualificazione ambientale inquadrata in una più ampia visione di recupero socio-economico sostenibile, che manifesta la necessità di immaginare tempi lunghi di recupero, lontani dalla velocità dell'«Antropocene». In questo scenario il fitorimedio è in grado di assumere una funzione centrale. Nel 2016 gli architetti Laura Mazzei, Anna Merzi e Nicola di Croce, guidati da Raul Pantaleo (studio TAMassociati) hanno sviluppato il progetto G124 dal titolo "**Marghera terreno fertile. Dalle buone pratiche collaborative a politiche condivise su ambiente, socialità e lavoro**". La riattivazione dei beni comuni, e tra questi delle numerose aree inutilizzate sul territorio, pone in primo piano il tema ambientale, e soprattutto le conseguenze dell'inquinamento di Porto Marghera sui suoli pubblici e privati.

Per creare consapevolezza ambientale e per diffondere il messaggio che una riqualificazione eco compatibile è possibile ed accessibile a tutti, il G124 ha attivato con l'Università di Udine una collaborazione per la progettazione di uno spazio didattico pilota che riporterà un lotto incolto all'uso pubblico: il "**Giardino del fitorimedio**". Manifesto di una gestione partecipata del territorio l'area (circa 1000 m²) è in allestimento in un'area nella zona sud di Marghera. Sarà uno spazio aperto a tutta la città e vedrà coinvolte anche le scuole in percorsi didattici guidati da pannelli esplicativi. Allestito a poche decine di metri di uno dei siti contaminati più complessi del paese (SIN Porto Marghera) il "Giardino del Fitorimedio" assume un forte valore simbolico ed educativo. I modelli di fitorimedio riprodotti nel Giardino sono: (i) *Short Rotation Forestry* per rappresentare l'associazione del fitorimedio con produzioni di biomasse da avviare a filiere produttive nello scenario della Bioeconomia; (ii) specie perenni *no-food*, adatte ad interventi estensivi in aree marginali o inquinate; (iii) specie arbustive sempreverdi da verde urbano per barriere contro le polveri sottili.

Il progetto Marghera terreno fertile. Dalle buone pratiche collaborative a politiche condivise su ambiente, socialità e lavoro" è stato presentato al Ministro dei Beni e delle attività culturali e del Turismo, on. Franceschini il 25 novembre 2016, stanza



G124 di Palazzo Giustiniani, Senato della Repubblica.
Il "Giardino del Fitorimedio" si trova in via Bottenigo a Marghera (Venezia) ed è stato inaugurato il 5 febbraio 2017.

<http://www.renzopianog124.com/>



© G124 Claudio Morelli



© G124 Claudio Morelli



© Luca Marchiol - UNIUD



© Alessandro Mattiello - UNIUD



Applicazione di un primo modulo sperimentale di bonifica in situ mediante phytoremediation

Localizzazione	Crotone - S.I.N. Crotone-Cassano e Cerchiara
Contaminanti	Cd, Zn, As, Pb, Cu, Sb, Hg, Se, Tl e V
Sorgenti	La compromissione interessa in maniera diffusa quasi esclusivamente il primo di metro di profondità all'interno dello strato di riporto
Obiettivi generali di intervento	Sperimentazione del primo modulo di bonifica in situ mediante Fitorimedio su un'area di 4800 m ² , come indicato dal Decreto Ministeriale n. 1098 del 25/01/2011 - progetto di bonifica suoli 1° lotto
Azioni di intervento	1. Indagini preliminari: caratterizzazione di dettaglio dei poligoni SI33 E PZ4A (terreni e acque di falda) ed analisi della vegetazione spontanea nel sito; 2. Sperimentazione in laboratorio 3. Sperimentazione in campo
Uso finale sito	Da definire

1. Descrizione caso studio

La sperimentazione ha avuto inizio nel novembre 2011 e si è conclusa a luglio 2014.

2. Il problema presente

Lo stabilimento "Ex Pertusola", che si estende su una superficie di circa 46 ha, è ubicato a circa 2 km a Nord Ovest dell'abitato di Crotone e confina ad Est, verso il lato costiero, con la linea Ferroviaria Metaponto - Reggio Calabria, ad Ovest con la SS 106, a Sud con lo stabilimento dismesso "Ex Agricoltura", mentre a Nord con altri stabilimenti della zona industriale di Crotone.

Lo stabilimento, in attività dal 1930 al 1999, veniva utilizzato per la produzione dello Zinco, Acido Solforico, Cadmio, Germanio, Indio e PbSO₄.

Le due campagne di caratterizzazione eseguite nel 2000 e nel 2006 mostrano superamenti delle CSC nei suoli principalmente per metalli e metalloidi. La compromissione interessa in maniera diffusa quasi esclusivamente il **primo di metro di profondità** all'interno dello strato di riporto.

Nell'area è stata condotta una sperimentazione di fitorimedio per mettere a punto il primo modulo di bonifica in situ dei suoli su un'area di 4800 m² sulla base del Decreto Ministeriale n. 1098 del 25/01/2011 - progetto di bonifica suoli 1° lotto.

3. La strategia e i risultati

L'intervento è consistito nelle seguenti attività: indagini preliminari, sperimentazione in laboratorio e sperimentazione in campo.



Le **indagini preliminari** sono consistite innanzitutto nella **caratterizzazione di dettaglio dei suoli**. Questa ha confermato i risultati delle caratterizzazioni ufficiali. In particolare si rilevano eccedenze delle CSC per Cd, Zn, As, Pb, Cu, Sb, Hg, Se, Tl e V. La valutazione della forma in cui gli elementi sono presenti nel suolo analizzato ha evidenziato che solo una parte della concentrazione totale risulta effettivamente mobile. Inoltre è stata **censita la vegetazione spontanea**, in quanto questa è sicuramente idonea a vivere e svilupparsi nell'area e quindi è potenzialmente applicabile nel processo di fitorimediazione. L'analisi è consistita nella misura della concentrazione di contaminante bioaccumulata nella pianta e nel suolo rizosferico. Alla luce dei risultati alcune specie spontanee sono state proposte per la prosecuzione dello studio (*Acacia saligna*, *Phragmites australis* e *Silene bellidifolia*) mediante sperimentazione.

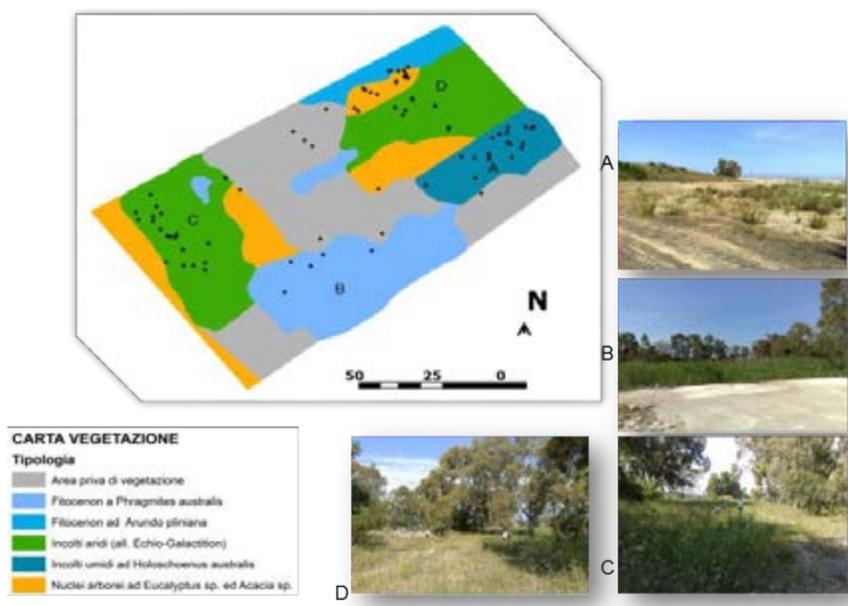


Figura 1 censimento della vegetazione spontanea

Sono state inoltre eseguite **sperimentazioni di laboratorio** per valutare alla scala ridotta le prestazioni di alcune specie erbacee potenzialmente adatta a essere trasferite presso il sito inquinato (mesocosmi – vasi). Il suolo utilizzato è stato prelevato in campo. Le specie erbacee idonee ad essere trasferite in sito sono: *Festuca rubra*, *Brassica napus* e *Sorghum bicolor*.

La Figura 2 mostra il **campo prova**. Lo scopo della sperimentazione in campo è stata la valutazione dell'effettivo accrescimento della pianta (biomassa prodotta) e della sua capacità di estrarre la contaminazione. Inoltre, in tale fase sono state studiate le diverse pratiche agronomiche migliorative e l'utilizzo di ammendanti



naturali, quali ectomicorrize ed endomicorrize fungine, e specie di batteri benefici (PGPR).



Figura 2. Parcelle del campo pilota

Nonostante il contesto ambientale fortemente contaminato, le specie arboree dell'impianto di Fitorimedia non presentano sintomi di fitotossicità, ma curve di accrescimento che non deviano dalla norma. Le piante hanno la capacità di accumulare nei tessuti elevate quantità di contaminanti. Le quantità asportate annualmente sono nell'ordine dei kg per As (circa 3 kg/ha/anno) e nell'ordine della decina per Cd e Cu, fino ad arrivare all'ordine delle centinaia per Pb e Zn.

Le specie erbacee che si sono sviluppate in modo vigoroso sono quelle di interesse agrario (*Sorghum bicolor* e *Brassica napus*) che hanno fornito anche importanti risultati in termini di accumulo di contaminanti.



	Specie	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Micorrizate	<i>Acacia saligna</i>					
	<i>Salix purpurea</i>					
	<i>E. globulus</i>					
	<i>E. camaldulensis</i>					

Tabella 1. Potenzialità delle specie arboree nell'accumulo dei principali contaminanti

	Specie	As	Cd	Cu	Pb	Zn
	<i>Sorghum bicolor</i>					
	<i>Brassica napus</i>					

Tabella 2. Potenzialità delle specie erbacee nell'accumulo dei principali contaminanti

4. Riferimenti per approfondimenti

- Marchiol L. et al., Gentle remediation at the former “Pertusola Sud” zinc smelter: evaluation of native species for phytoremediation purposes. 107° Congresso Società Botanica Italiana Onlus, settembre 2012.
- Applicazione del primo modulo sperimentale di bonifica in situ mediante fitorimediazione - RELAZIONE FINALE”, Sito di Crotone (KR), Lotto I, poligoni di Thiessen SI33 e Pz4A in area Ex-Pertusola, Syndial S.p.A., dicembre 2014.



La fitorimediazione di un suolo utilizzato come discarica abusiva

Localizzazione	San Giuliano Terme, Pisa
Contaminanti	Composti organici e metalli pesanti
Sorgenti	Terreno precedentemente utilizzato come discarica abusiva di materiale lapideo, elettrico, ferroso e plastico
Obiettivi generali di intervento	Attuare un progetto di bonifica in situ con tecnica di fitorimediazione
Azioni di intervento	Costruzione della canalizzazione delle acque meteoriche, rimozione del terreno fino allo strato impermeabile di argilla e vagliatura per la differenziazione dei materiali e la separazione degli stessi dai rifiuti presenti, ricollocamento del terreno e trattamento di fitorimediazione
Uso finale sito	Industriale D.Lgs. 152/2006 All. 5, Tab 1B

1. Descrizione caso studio

Un terreno storicamente inquinato da idrocarburi e metalli pesanti (area “Ex-Ecosider”, San Giuliano Terme, Pisa), precedentemente utilizzato come discarica abusiva di materiale lapideo, elettrico, ferroso e plastico, è stato sottoposto a fitorimediazione. I lavori di preparazione del sito (10.000 m²) hanno avuto inizio con la suddivisione in cinque lotti dell’area contaminata. In ciascun lotto il suolo è stato rimosso fino alla profondità di circa un metro, dove è stato trovato il substrato argilloso e i rifiuti ingombranti sono stati rimossi manualmente. Dopo verifica della qualità del terreno argilloso di fondo, il terreno rimosso è stato miscelato, ricollocato all’interno dei medesimi scavi e sottoposto a fitorimediazione *in situ*.

Per la raccolta delle acque meteoriche di superficie è stato costruito un sistema di canalizzazione perimetrale in pendenza, in grado di convogliare le acque ad un pozzetto di alimentazione di un impianto di fitodepurazione, piantumato con *Phragmites australis*.

2. Il problema presente

Il sito, nonostante la vagliatura e il rimescolamento, trattiene ancora una frazione abbondante di pietrisco, definito “scheletro” (15-20% in peso) e mostra caratteristiche chimico-fisiche e pedologiche diverse, determinate dalle sacche di materiali contaminati accumulati in discarica e dal fatto che si è proceduto alla sistemazione del terreno “per lotti” separati. Queste diverse caratteristiche si evidenziano non solo in base alle analisi, ma anche in base alla diversa copertura vegetale “spontanea” dei lotti e dalla sofferenza delle piante in alcuni punti nei periodi critici di siccità o ristagno idrico. La disomogenea costituzione del terreno si manifesta anche dalla variabilità dei valori analitici sia nello spazio che nel tempo.

La scelta di associare alle piante da alto fusto (pioppo e paulonia) essenze arbustive come la ginestra, va nella direzione di favorire lo sviluppo di apparati radicali volu-



minosi, sia in superficie che in profondità. Le caratteristiche fisico-meccaniche dello strato di terreno ricollocato, sono importanti come quelle biologiche e chimico-nutrizionali, al fine di garantire un'efficace rimozione e/o degradazione dei contaminati e una riattivazione del substrato dal punto di vista agro-ecologico.

3. La strategia e i risultati

Le piante sono state messe a dimora seguendo il seguente schema: *Populus nigra* (var. italica) e *Paulownia tomentosa* 2 x 2 m con interposto *Cytisus scoparius* 1 x 1 m. Immediatamente dopo la piantumazione, sulla superficie del suolo è stato applicato del letame di cavallo alla dose di 20 t ha⁻¹ mediante erpicatura leggera. I campioni di suolo sono stati periodicamente prelevati dall'area sperimentale e analizzati dal punto di vista chimico, fisico e biologico.

I risultati relativi ai contaminanti inorganici e organici, hanno mostrato una chiara tendenza alla diminuzione nel tempo. Dopo tre anni di sperimentazione, mediamente i metalli hanno mostrato una riduzione del 20%, risultando tutti inferiori ai valori previsti dalla tab. 1B (uso commerciale e industriale) del D. Lgs. 152/2006 e s.m.i. e Cr e Ni anche inferiori ai limiti riportati nella tab. 1A (uso verde pubblico, privato e residenziale). Gli idrocarburi totali hanno mostrato una riduzione molto superiore, di circa il 40-50%, sia in superficie che in profondità, indicando che l'apparato radicale delle piante, che ospitano una notevole biodiversità microbica (rizosfera), si è sviluppato anche in profondità ed ha attivato i processi metabolici che degradano gli idrocarburi. Anche gli idrocarburi policiclici aromatici totali (sommatoria IPA), che in alcuni punti erano risultati, durante la caratterizzazione iniziale, superiori ai limiti di legge (D.Lgs. 152/2006) per uso commerciale ed industriale (Tab 1. colonna B), si sono ridotti significativamente, risultando già dopo un anno di sperimentazione inferiori a tale limite.

4. Riferimenti per approfondimenti

- Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., Poggio, G., Masciandaro, G. (2016) The phytoremediation of an organic and inorganic polluted soil: A real scale experience. *International Journal of Phytoremediation* 18 (4), pp. 378-386.
- Macci C., Doni S., Peruzzi E., Ceccanti B., Masciandaro G. (2012). Bioremediation of polluted soil through the combined application of plants, earthworms and organic matter. *Journal of Environmental Monitoring* 14, 2710-2717.
- Doni S., Macci C., Peruzzi E., Arenella M., Ceccanti B., Masciandaro G. (2012). In Situ Phytoremediation of a Historically Contaminated Soil by Metals, Hydrocarbons and Polychlorobiphenyls. *J. Environ. Monit.*, 14 (5), 1383-1390.



La fitorimediazione dei sedimenti di dragaggio

Localizzazione	Area portuale di Livorno e area del canale dei Navicelli
Contaminanti	Composti organici e metalli pesanti
Sorgenti	Terreno precedentemente utilizzato come discarica abusiva di materiale lapideo, elettrico, ferroso e plastico
Obiettivi generali di intervento	Attuare un progetto di bonifica in situ con tecnica di fitorimediazione
Azioni di intervento	Costruzione della canalizzazione delle acque meteoriche, rimozione del terreno fino allo strato impermeabile di argilla e vagliatura per la differenziazione dei materiali e la separazione degli stessi dai rifiuti presenti, ricollocamento del terreno e trattamento di fitorimediazione
Uso finale sito	Industriale D.Lgs. 152/2006 All. 5, Tab 1B

1. Descrizione caso studio

La sperimentazione ha previsto il trattamento di fitorimediazione di due tipologie di sedimenti di dragaggio: sedimenti di acque interne, dragati dal canale dei Navicelli, e sedimenti marini, dragati dal porto di Livorno. Entrambi i sedimenti presentavano un contenuto non equilibrato di nutrienti, una tessitura prevalentemente argillosa e una contaminazione sia da composti organici che inorganici.

La possibilità di applicare la fitorimediazione nella bonifica dei sedimenti di dragaggio inquinati è limitata da alcune caratteristiche negative del substrato che rendono quasi impossibile la crescita di specie vegetali. Infatti, prescindendo dalle sostanze inquinanti, la scarsa porosità dei sedimenti, la bassa concentrazione di ossigeno e l'elevata salinità, sono fattori che limitano o impediscono del tutto l'applicazione della fitorimediazione nella bonifica dei sedimenti di dragaggio inquinati.

Per ovviare a queste limitazioni, studi preliminari in fase pilota, hanno messo in evidenza la necessità di un condizionamento bio-fisico dei sedimenti, mediante: a) miscelazione con un terreno sabbioso, che potesse conferire loro una tessitura molto più vicina a quella di un terreno agronomico; b) aggiunta di compost in superficie in modo da promuovere l'iniziale adattamento e crescita delle specie vegetali selezionate.

2. Il problema presente

Uno dei problemi fondamentali, a grande impatto ambientale ed economico, degli ultimi decenni, è quello del dragaggio dei fondali dei bacini marini, lacustri e fluviali, necessario per mantenere le profondità navigabili di darsene o canali portuali (dragaggi di manutenzione), per ingrandire canali o bacini navigabili (dragaggi di risanamento), o per trasferire sul litorale in erosione sabbie prelevate da depositi sottomarini (dragaggi per ripascimenti). Il problema principale è quello di trovare un adeguato ricollocamento al materiale dragato spesso caratterizzato da elevati livelli di inquinamento (idrocarburi e metalli pesanti). Tale problema deve essere affrontato tenendo in con-



siderazione le caratteristiche del sedimento e la possibilità di essere considerato non solo come un rifiuto ma anche come una possibile risorsa.

3. La strategia e i risultati

Per quanto riguarda i sedimenti dragati dal porto di Livorno, la vasca di sperimentazione (superficie di 80 m²) è stata realizzata nell'area Donegani del porto di Livorno. Questa è stata suddivisa in quattro aree ciascuna delle quali è stata sottoposta al trattamento con piante diverse. Tra le piante utilizzate troviamo la specie erbacea paspalum (*Paspalum vaginatum*), che è una specie molto resistente alla salinità e con un sistema radicale molto esteso. Questa pianta è stata testata sia come monocoltura che in associazione con le specie arbustive ginestra (*Spartium junceum*) e tamerice (*Tamarix gallica*), che sono specie pioniere capaci di adattarsi alle caratteristiche dei sedimenti. I sedimenti del canale dei Navicelli sono stati trattati in cisterne di circa 1 m³ utilizzando le stesse specie vegetali testate per i sedimenti dragati dal porto di Livorno.

Inoltre, questa tipologia di sedimenti, avendo una salinità più bassa, ha consentito l'utilizzo anche di altre specie vegetali quali l'oleandro (*Nerium oleander*) e la cannuccia d'acqua (*Phragmites australis*).

A due anni dalla piantumazione, le piante cresciute nei sedimenti di dragaggio hanno mostrato un buono stato di salute e crescita (crescita percentuale tra il 400 ed il 700%). L'aggiunta di sostanza organica in associazione con l'azione delle piante ha garantito il mantenimento di sostanze nutrienti responsabili dell'attivazione dei processi biologici (aumento dell'attività microbica del 50% rispetto ai sedimenti di controllo). Il rapporto tra carbonio e azoto, utile per valutare la qualità del suolo in termini di bilanciamento dei nutrienti dal punto di vista agronomico, è diminuito nel tempo avvicinandosi ad un valore medio pari a 10 che è tipico di un suolo naturale in equilibrio. I metalli pesanti (Cu, Cd, Zn, Ni, Pb e Cr) hanno mostrato una diminuzione media in tutti i trattamenti con le piante del 20% prevalentemente negli strati superficiali (0-20 e 20-40 cm). Inoltre, i risultati ottenuti in termini di decontaminazione organica hanno mostrato che tutti i trattamenti con le piante hanno, con successo, ridotto (>35%) la concentrazione degli idrocarburi totali a livello superficiale (0-20 cm) e sub-superficiale (20-40 cm).

4. Riferimenti per approfondimenti

- Doni S., Macci C., Peruzzi E., Iannelli R., Masciandaro G. (2015). Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. *Ecological Engineering* 81, 146–157.
- Masciandaro G., Di Biase A., Macci C., Peruzzi E., Iannelli R., Doni S. (2014) Phytoremediation of dredged marine sediment: Monitoring of chemical and biochemical processes contributing to sediment reclamation. *Journal of Environmental Management* 134, 166-174.
- Doni S., Macci C., Peruzzi E., Iannelli R., Ceccanti B., Masciandaro G. (2013). Decontamination and functional reclamation of dredged brackish sediments. *Biodegradation* 24:499–512.



Intervento di fitorimedia a Taranto

Localizzazione	Taranto, Italia
Contaminanti	Policlorobifenili (PCB) e metalli pesanti
Sorgenti	Sito usato come armeria e successivamente come discarica incontrollata
Obiettivi generali di intervento	Bonificare l'area (circa 5000 m ²), assicurando il coinvolgimento delle comunità locali.
Azioni di intervento	Impianto di pioppi in regime di Short Rotation Coppice (SRC)
Uso finale sito	Pioppicoltura nel breve-medio periodo, l'area sarà successivamente messa a disposizione di una onlus che promuove iniziative per contrastare la povertà legata al fenomeno della disoccupazione sul territorio locale.

1. Descrizione caso studio

Si tratta di un appezzamento di terreno in prossimità del Mar Piccolo (Taranto), di proprietà della Marina Militare; in passato il sito era stato utilizzato come armeria e successivamente come discarica incontrollata di rifiuti eterogenei. A seguito di caratterizzazione sono state rilevate concentrazioni eccedenti i valori soglia per quanto riguarda i policlorobifenili (PCB), verosimilmente derivanti dallo sversamento accidentale dei trasformatori stoccati nell'area e i metalli pesanti, legati probabilmente all'utilizzo del sito come armeria. La contaminazione ha una distribuzione non uniforme, a macchie, ed è concentrata nello strato superficiale di terreno (0-2m). Alcune tra le concentrazioni massime rilevate: PCB totali: fino a 0,31 mg/Kg, Ldl: 0,06 mg/Kg; Cr: 34-284 mg/Kg, Ldl: 150 mg/Kg; Zn: 556mg/Kg, Ldl: 150 mg/Kg; As: 36 mg/Kg, Ldl 36 mg/Kg; Cd: 11mg/Kg, Ldl: 2mg/Kg; Pb: 794mg/Kg, Ldl: 100mg/Kg).

2. Il problema presente

L'area non può essere utilizzata ne' ad uso abitativo, ne' commerciale o industriale. La prossimità al mare aumenta il rischio di diffusione della contaminazione alle altre matrici ambientali (aria/acqua).

3. La strategia e i risultati

La società CISA Spa ha finanziato un impianto sperimentale nell'area, che è stato progettato, predisposto e monitorato dagli Istituti IRSA e IBAF del CNR. Nel 2013 parte del sito è stato suddiviso in due campi sperimentali, piantati rispettivamente con un particolare genotipo di pioppo (Monviso) e con la tamerice (Tamarix gallica). Il clone di pioppo "Monviso" è stato selezionato per la sua rusticità, per la provata tolleranza alla contaminazione da organici clorurati e per la sua efficienza nel favorire i processi di rizodegradazione. Le tamerici sono state invece scelte per il loro carattere autoctono della zona Mediterranea e per la loro capacità di adattamento a suoli calcarei e po-



veri di nutrienti e alla salsedine. L'impianto delle due specie, entrambe caratterizzate da un sistema radicale particolarmente attivo e sviluppato, è stato pianificato per incrementare ed accelerare la naturale degradazione dei PCB nel suolo ad opera dei batteri autoctoni del suolo (rizorimedia). Inoltre la vegetazione ha un ruolo nel fitocontenimento dei metalli pesanti che vengono stabilizzati a livello radicale. I volontari e i partecipanti ai progetti di sostegno sociale promossi dalla onlus locale CEM hanno avuto un ruolo fondamentale nella cura giornaliera delle piante e nel garantire quindi un efficiente funzionamento del sistema. Mentre le tamerici non sono sopravvissute, probabilmente a causa di un ritardo nell'impianto, i pioppi si sono sviluppati mostrando una crescita rigogliosa fin dall'impianto, dopo 2 anni avevano raggiunto i 4 metri di altezza.

Il sito è stato costantemente monitorato attraverso misurazioni della microbiologia del suolo, della produzione di biomassa, della concentrazione di contaminanti nei tessuti vegetali e nel suolo. Ad oggi si sono registrati importanti riduzioni delle concentrazioni di PCB (al di sotto dei limiti di legge) e metalli pesanti nel suolo che circonda le radici.

4. Riferimenti per approfondimenti

- Ancona et al. (2016) Plant-assisted bioremediation of a historically PCB-contaminated area in Southern Italy. *New Biotechnology* 09/2016.
- Di Lenola, M. (2015). Role of natural microbial communities in soil remediation. Ph.D. thesis in forest ecology, Università degli studi della Tuscia, Viterbo, Italy.
- Grenni et al. (2016). Biorimedia fitoassistito: approccio ecologico per il rimedio di siti multi-contaminati. Monografia su "La ricerca sulle acque e le nuove prospettive di valorizzazione dei risultati in ambito pubblico e privato". Caucci editore, Bari a cura di E Brugnoli e V F Uricchio.
- Massacci et al. Capitolo su Fitorimedia bioassistito, pp.21-34 nel libro: Le innovazioni tecnologiche nel settore della caratterizzazione e bonifica dei siti contaminati, Cacucci Editore, a cura di Brugnoli E, Uricchio VF, Massarelli C, Zurlini G.
- Passatore (2015) Bio- and phyto-remediation of a historically PCB-contaminated soil. Ph.D. thesis in forest ecology, Università degli studi della Tuscia, Viterbo, Italy, 133 pp.



Intervento di fitorimedia nella Valle del Sacco

Localizzazione	Valle del Fiume Sacco, Lazio, Italia
Contaminanti	Esaclorocicloesano (HCH)
Sorgenti	Industria di prodotti fitosanitari (Lindano)
Obiettivi generali di intervento	Bonificare l'area (circa 1000 ha), impedendo usi impropri delle terre contaminate (pascolo/colture) e creando fonti di reddito alternative per le comunità locali.
Azioni di intervento	Impianto di pioppi in regime di Short Rotation Coppice (SRC)
Uso finale sito	Pioppicoltura nel breve-medio periodo, altre colture e pascolo nel lungo periodo.

1. Descrizione caso studio

Le acque del fiume Sacco sono state contaminate da isomeri dell'Esaclorocicloesano derivanti dallo stoccaggio improprio dei residui di produzione di un'azienda di fitosanitari. A seguito delle frequenti esondazioni del fiume, la fascia ripariale è risultata contaminata. Nel 2005 la situazione è venuta alla luce con il ritrovamento nel latte dell'inquinante β -HCH (β -esaclorocicloesano), proveniente appunto da bovini alimentati con foraggi coltivati nei pressi del Sacco e/o irrigati con le sue acque.

2. Il problema presente

L'area contaminata si estende per una superficie complessiva di circa 760 ha, interessando territori delle province di Roma e Frosinone. Tra le concentrazioni più alte rilevate nel sito sperimentale: β -HCH: fino a 0,02 mg/Kg; β -HCH: fino a 0,06 mg/Kg; γ -HCH: 0,02 mg/Kg; il limite legale per ogni isomero è 0,01 mg/Kg. Secondo il principio di massima precauzione le aree a rischio sono state interdette dalla produzione per fini alimentari; nel 2008 il sito è stato incluso tra i Siti di Interesse Nazionale (SIN). L'interdizione all'uso tradizionale (coltura e pascolo) delle terre circostanti il fiume ha creato forti criticità per l'economia locale.

3. La strategia e i risultati

Si è scelto di intervenire nell'area testando la tecnica del rizzorimedia. L'IBAF-CNR ha predisposto un'area sperimentale di 4000 m² piantumata con pioppi secondo il regime di Short Rotation Coppice (SRC); si tratta di un impianto di silvicoltura che prevede cicli di taglio brevi 2-5 anni e un sesto d'impianto ridotto (alta densità di alberi per unità di superficie), che garantisce una maggiore resa in termini di produzione di biomassa rispetto alle tecniche tradizionali. È stato selezionato in serra un particolare genotipo di pioppo (clone Monviso), che ha dimostrato di tollerare bene i contaminanti organici clorurati e di favorire la degradazione di tali molecole a livello radicale (riduzione dell'isomero più persistente, β -HCH, del 57% dopo due anni dall'impianto). L'impianto ha permesso inoltre di produrre velocemente biomassa, non contaminata,



e potenzialmente adatta alla valorizzazione energetica. La produttività del clone di pioppo non è stata alterata dall'interazione con il terreno contaminato. Questo risultato ha un rilievo economico non indifferente se si considera che la realizzazione di una piantagione su un terreno contaminato da HCH potrebbe portare ad una produzione quantitativamente pari a quella realizzata su un terreno non contaminato. Inoltre la presenza di una coltura “no food” garantisce il mantenimento delle caratteristiche di fertilità del terreno e un miglioramento paesaggistico della zona interessata senza generare un rischio per l'introduzione del contaminante nella catena alimentare.

4. Riferimenti per approfondimenti

- Bianconi et al. (2011). Field-scale rhizoremediation of a contaminated soil with hexachlorocyclohexane (HCH) isomers: the potential of poplars for environmental restoration In “Phytoremediation: Processes, Characteristics, and Applications”. Handbook of Phytoremediation Eds. I.A. Golubev. Nova Science Publishers, Inc. Isbn: 978-1-61728-753-4. Chapter 31 pp. 783-794.
- Bianconi (2011) “Applicazione sperimentale di Rizorimedio su suoli inquinati da composti organici: le potenzialità della short rotation coppice (src) per il recupero ambientale e la sostenibilità economica” Ph.D. thesis in Forest Ecology, Università degli studi della Tuscia, Viterbo, Italy, 89 pp.
- Massacci et al. (2009). Associazione di biorimedio di isomeri dell'esaclorocicloesano a produzione di biomassa da pioppo per energia nel bacino del fiume Sacco. Convenzione CNR-IBAF e Ufficio commissariale per l'emergenza nel territorio del bacino del Fiume Sacco tra le province di Roma e Frosinone.



Glossario

Acidi umici: sostanze organiche naturali solubili in acqua a livelli di pH alcalini, che si formano a seguito della biodegradazione microbica di materia organica (vegetale o animale)

Acidi fulvici: frazione delle sostanze umiche solubile a qualunque valore di pH.

Agricoltura intensiva: è un sistema di produzione agricola che mira a produrre grandi quantità in poco tempo, sfruttando al massimo il terreno.

Agricoltura non intensiva: tipo di agricoltura che fa scarso uso di macchinari e spesso lascia una parte dei suoli a riposo (maggese) o al pascolo. Generalmente è sostenibile in quanto assicura la durata delle risorse ambientali e della fertilità del suolo (agricoltura sostenibile).

Agricoltura convenzionale: tipo di agricoltura che fa ricorso a input esterni (energia, concimi, agrofarmaci, ecc.) e che utilizza tecniche di coltivazione e di allevamento tradizionali. E' un'agricoltura ad elevato consumo energetico che punta al massimo sfruttamento del terreno ed al massimo della produzione.

Alloctona: specie importata in un'area geografica non propria (non autoctona).

Ammendante: Qualsiasi sostanza, naturale o sintetica, minerale od organica, capace di modificare e migliorare le proprietà e le caratteristiche chimiche, fisiche, biologiche e meccaniche del suolo.

Attività enzimatica: funzione svolta da molecole di natura proteica (catalizzatori biologici), che consiste nell'accelerare il decorso di una reazione chimica.

Autoctona: specie che è indigena, originaria del territorio biogeografico considerato.

Azotofissazione: trasformazione dell'azoto elementare dell'aria in forma organica da parte di microrganismi azoto-fissatori attivi nel terreno e nelle radici delle leguminose.

Beringite: scoria della produzione del carbone commercializzata, col marchio Metasorb, formato da minerali alcalini quali barkevite, albite, e ortoclas, con elevata capacità adsorbente.

Bioaccumulatore: organismo in grado di sopravvivere in presenza di inquinanti che si accumulano nei suoi tessuti; tali organismi sono anche usati per ottenere dati sull'inquinamento, sia dati di tipo qualitativo che quantitativo.

Biochar: carbone vegetale ottenuto dalla pirolisi di biomassa vegetale primaria o da residui e sottoprodotti agricoli (es. potature, stoppie, lolla di riso, mallo di mandorla, foglie). La produzione di biochar consente di ottenere un gas (syngas) con elevato potere calorifico che consente la produzione di energia.

Biocombustibile: combustibile liquido, solido o gassoso che si ottiene da una biomassa (es. bioetanolo, biodiesel, biogas).

Biodiversità: ogni tipo di variabilità tra gli organismi viventi. Esistono principalmente tre ordini gerarchici di diversità biologica - genetica, specifica ed ecosistemica - che caratterizzano sistemi biologici diversi.

Biodisponibilità: in ecotossicologia, riferita ad un contaminante, è la frazione della sostanza tossica o potenzialmente tossica, presente in un dato comparto ambientale,



che può essere assorbita dagli organismi viventi su cui esplica la sua azione.

Bioindicatore: organismo o sistema biologico usato per valutare una variazione della qualità dell'ambiente; esso, in presenza di uno stress sia di origine naturale che antropica, manifesta delle variazioni che spaziano dalle alterazioni genetiche, alle modificazioni morfologiche, fino a variazioni nella comunità.

Biomassa: materiale organico derivante dalla fotosintesi e usato per generare energia.

Biomateriali (bioplastiche): materiali e manufatti originati da fonti rinnovabili (es. sottoprodotti e scarti) o fossili, biodegradabili e compostabili. I biomateriali garantiscono, nel fine vita, la riciclabilità organica certificata in diversi ambienti quali suolo, impianti di compostaggio e digestione.

Biomonitoraggio: monitoraggio dell'inquinamento mediante organismi viventi. Le principali tecniche di biomonitoraggio consistono nell'uso di organismi bioaccumulatori e di organismi bioindicatori

Biosolidi: ammendanti organici e fanghi stabilizzati.

Biostimolante: sostanza (es. sostanze umiche) in grado di stimolare alcune funzioni fisiologiche delle piante (es. germinazione, radicazione, accrescimento radicale, ecc).

BTEX: acronimo di benzene, toluene, etilbenzene e xilene. Queste sostanze fanno parte dei composti organici volatili (COV) che si trovano nei prodotti derivati dal petrolio quali la benzina.

Capitale naturale: l'insieme dei beni naturali della Terra (suolo, aria, acqua, flora, fauna). Le matrici naturali rappresentano lo stock del capitale, i processi naturali rappresentano i servizi. I servizi ecosistemici rendono possibile la vita sulla Terra. Esempi di beni e i servizi ecosistemici derivanti dal capitale naturale sono: alimenti, fibre, acqua, salute, energia, stabilità climatica.

Caratterizzazione: in materia di bonifiche, la caratterizzazione di un sito è l'insieme delle attività che permettono di ricostruire i fenomeni di contaminazione a carico delle matrici ambientali, in modo da ottenere informazioni di base su cui prendere decisioni realizzabili e sostenibili per la messa in sicurezza e/o bonifica del sito.

Caducifoglia: pianta che annualmente perde le foglie per sopravvivere alla stagione sfavorevole.

Chelante: molecola organica in grado di formare legami con ioni metallici.

Ciclo biogeochimico: percorso di un elemento o di un nutriente attraverso l'ecosistema, dall'assimilazione da parte degli organismi al rilascio nell'ambiente e viceversa.

Cippato: dall'inglese "chip" o "woodchip", ossia legname sminuzzato in scaglie.

Coltivazione intensiva: (veda agricoltura intensiva).

Constructed wetland: termine inglese usato anche nella lingua italiana per indicare i sistemi di fitodepurazione (sistemi a flusso superficiale, sub-superficiale, orizzontali e verticali) per il trattamento di reflui.

Contaminante organico: inquinanti la cui molecola è costituita da uno scheletro di idrogeno e carbonio, cui si possono legare anche atomi come cloro, bromo, fosforo ecc. Tra questi i più diffusi sono le diossine, gli idrocarburi policiclici aromatici (PAH), i policlolorobifenili (PCB) e i pesticidi.



Compost: il prodotto ottenuto dalla degradazione per via batterica di materiale organico di derivazione vegetale (compost verde) e/o animale (compost misto).

Composti Organici Volatili (COV): gruppo di composti organici, prodotti dalle attività umane o naturali, che si trovano allo stato di gas alle condizioni di temperatura e pressione esistenti a livello troposferico. Sono anche detti VOC, dalla dicitura inglese "Volatile Organic Compounds".

Cultivar (cv): varietà di pianta coltivata, dal latino *varietas culta*. Tali nomi botanici sono definiti sulla base del codice internazionale per la nomenclatura delle piante coltivate (CINPC).

CSC (Concentrazioni Soglia di Contaminazione): livelli di contaminazione delle matrici ambientali al di sopra dei quali è necessaria la caratterizzazione del sito e l'analisi di rischio sito specifica.

CSR (Concentrazioni Soglia di Rischio): livelli di contaminazione delle matrici ambientali, da determinare caso per caso con l'applicazione della procedura di analisi di rischio sito specifica e sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, il cui superamento richiede la messa in sicurezza e la bonifica. I livelli di concentrazione così definiti costituiscono i livelli di accettabilità per il sito.

Desertificazione: degradazione irreversibile del suolo con perdita del potenziale biologico causata da processi naturali (cambiamenti climatici, erosione idrica e eolica, salinizzazione dei terreni, ecc.) e antropici (deforestazione, sovrappascolamento, cattiva gestione del suolo, ecc.).

Ecologia: scienza che studia gli ecosistemi, e quindi le relazioni esistenti tra gli organismi che formano le biocenosi e l'ambiente in cui si sviluppano (biotopo).

Ecosistema: sistema biologico aperto e autoregolato. E' formato dall'insieme delle comunità di organismi viventi (fitocenosi e zoocenosi) e dai processi funzionali delle loro interazioni (ecofunzioni).

Ecotipo: nome dato alle varietà di una specie che, pur avendo la stessa distribuzione geografica, sono adattate ciascuna a un proprio particolare ambiente

Edafico: che si riferisce al suolo. Fattori edafici sono le condizioni fisiche e chimiche del terreno, che hanno influenza sullo sviluppo delle piante. Dal greco *édafos*, suolo.

EDDS: acido etilendiammino disuccinico (agente chelante).

EDTA: acido etilendiamminotetraacetico (agente chelante).

Endemica: specie con areale circoscritto a un territorio, generalmente di estensione limitata.

Enzima idrolitico: molecola di natura proteica (catalizzatore biologico) in grado di accelerare il decorso di una reazione chimica in cui le molecole sono scisse in due o più parti per effetto dell'acqua.

Evapotraspirazione: fenomeno fisiologico di traspirazione di vapore acqueo da parte della pianta, attraverso gli stomi delle foglie; tale processo viene sfruttato dalle fitotecnologie per consentire un controllo idraulico nel sito contaminato o negli interventi di fitodisidratazione/fitoessiccamento.

Fattore di bioconcentrazione (BCF): rapporto tra la concentrazione di un contaminante in un organismo e quella del mezzo circostante (per gli organismi acquatici il mezzo cir-



costante è l'acqua, per le piante terrestri corrisponde al suolo ove esse sono radicate).

Fertilità: esprime il potenziale del terreno di soddisfare le esigenze nutrizionali e idriche delle piante.

Fitobonifica: sinonimo di fitorimediazione (vedi fitorimediazione).

Fitocapping: Sistema di capping (copertura delle discariche per limitare la formazione di percolato) basato sull'impiego di terreno e vegetazione in alternativa ai sistemi tradizionali. Il fitocapping controlla la percolazione sfruttando tre meccanismi principali: l'intercettazione della pioggia ad opera delle chiome delle piante, l'immagazzinamento di umidità nel suolo e l'evapotraspirazione. Nella lingua inglese: phytocapping.

Fitodegradazione: assorbimento e trasformazione del contaminante per mezzo di processi vegetali.

Fitodepurazione: tecnica naturale di depurazione di acque reflue che utilizza piante acquatiche messe a dimora in sistemi umidi costruiti artificialmente, in modo ingegnerizzato, per ottenere la rimozione di specifici inquinanti.

Fitodisidratazione: sinonimo di Fitoessiccamento

Fitoessiccamento: processo naturale di disidratazione dei fanghi in vasche o bacini impermeabilizzati, dotati di sistema di raccolta del percolato e muniti di un substrato granulare inerte nel quale vengono impiantati i rizomi delle macrofite.

Fitomineralizzazione: processo naturale di degradazione della sostanza organica (vedi mineralizzazione), inclusi i contaminanti organici, mediante il metabolismo aerobico assicurato dalle macrofite, in vasche o bacini impermeabilizzati.

Fitorimediazione: tecnologia di ripristino ambientale; si serve di piante erbacee o alberi per il trattamento di contaminanti come metalli pesanti, inquinanti organici o elementi radioattivi presenti nel suolo, nelle acque o nell'aria. Sinonimi: fitobonifica, fitorimediazione, fitorisanamento. Usato anche nella forma inglese: phytoremediation.

Fitorimediazione: sinonimo di fitorimediazione (vedi fitorimediazione).

Fitorisanamento: sinonimo di fitorimediazione (vedi fitorimediazione).

Fitoestrazione: processo di fitorimediazione per il quale alcune specie di piante estraggono ed accumulano il contaminante, traslocandolo nelle radici e/o nelle parti aeree.

Fitostabilizzazione: processo che si basa sulla capacità della pianta di stabilizzare la matrice contaminata (suolo, sedimenti o fanghi) riducendo la mobilità degli inquinanti, ed evitando in tal modo che possano disperdersi in processi di lisciviazione e di erosione.

Fitotecnologia: tecnologie basate sull'utilizzo di specie vegetali per far fronte a diverse problematiche ambientali. Nell'ambito del ripristino ambientale queste tecnologie si servono di piante erbacee o alberi per il trattamento di contaminanti come metalli pesanti, elementi radioattivi e composti organici nel suolo, nelle acque di falda, nelle acque superficiali ed in scarichi di origine agricola, civile o industriale. Alcuni esempi di fitotecnologie sono la fitodepurazione, il fitorimediazione, la fitostabilizzazione o la creazione di infrastrutture verdi in ambito urbano.

Fitovolatilizzazione: processo di fitorimediazione che prevede l'assorbimento del contaminante da parte della pianta, una eventuale modifica della sua forma chimica, e il rilascio attraverso le foglie in atmosfera tramite il fenomeno di traspirazione.

Funzionalità del suolo: capacità del suolo di fornire supporto fisico per le infrastrut-



ture, per la produzione di alimenti e materiali organici ed inorganici utili alle attività produttive, di mantenimento dell'assetto territoriale attraverso la regolazione dell'idrologia e del clima di un'area. Ulteriori funzioni del suolo riguardano la regolazione dei cicli biogeochimici degli elementi e la conservazione della biodiversità.

Habitat: ambiente o insieme di fattori ambientali in cui si sviluppa una specie o una comunità.

Idrocarburi (TPH): composti che contengono solo atomi di idrogeno e carbonio; gli idrocarburi liquidi (come petrolio e benzene) si presentano sotto forma di oli e sono difficilmente miscibili in acqua. Tra essi gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono particolarmente pericolosi come contaminanti poiché chimicamente molto stabili.

IPA: idrocarburi policiclici aromatici (vedi idrocarburi).

Lisciviazione: processo che consiste sia nell'asportazione degli elementi più o meno solubili, sia nel trasporto in sospensione delle particelle più fini del suolo (ossidi di ferro, argille e talvolta anche limo) dagli orizzonti superficiali verso quelli più profondi, operato dalle acque di percolazione.

Macrofite: piante di dimensioni macroscopiche (visibili ad occhio nudo). Si parla di macrofite acquatiche per indicare quelle specie vegetali che hanno in comune le dimensioni macroscopiche e l'essere rinvenibili in prossimità o all'interno di acque dolci superficiali, ne sono un esempio le cannuce di palude, il ceratofillo, o la thypha.

Metalli pesanti: si definiscono pesanti quei metalli che hanno un numero atomico superiore a 20, come il mercurio, il piombo, il cromo, il cadmio, il cobalto, il nichel, ecc. Hanno la tendenza ad accumularsi nel suolo e nella catena alimentare e possono avere effetti nocivi sugli esseri viventi anche a concentrazioni non elevate.

Microfauna: l'insieme di protozoi, rotiferi e nematodi che vivono a spese di batteri e funghi.

Microflora: l'insieme delle popolazioni di batteri, attinomiceti e funghi.

Mineralizzazione: insieme di processi demolitivi/distruttivi, operati prevalentemente da microrganismi ma anche da agenti chimici, che determinano la trasformazione completa della sostanza organica, con produzione finale di CO_2 , H_2O , N_2 , NH_4^+ ed altri prodotti ossidati soprattutto di N e di S (NO_3^- , SO_4^{2-}).

Nutrienti: qualsiasi elemento che può essere assorbito dalle piante ed essenziale per il loro sviluppo. I principali nutrienti sono azoto, fosforo, potassio, calcio, magnesio, zolfo, ferro, manganese, rame, boro e zinco tra quelli ottenibili dal suolo, e carbonio, idrogeno e ossigeno tra quelli ottenibili dall'aria e dall'acqua

Patogeno: agente infettivo capace di penetrare, diffondersi e accrescersi a spese dei tessuti dell'ospite, producendo malattia, alterazione o danneggiamento.

Perenne: pianta che generalmente vive più di due anni.

Percolazione: lento movimento dall'acqua attraverso un materiale poroso (es. suolo).

Percolato: liquido che si forma in una discarica di rifiuti e che è fortemente contaminato da sostanze, sia organiche sia inorganiche, provenienti dall'azione solubilizzante esercitata da acque di varia origine (per es., acque meteoriche di infiltrazione) sui rifiuti stessi.

Phytocapping: termine inglese corrispondente a fitocapping (vedi fitocapping).



Phytoremediation: termine inglese corrispondente a fitorimedio (vedi fitorimedio).

Phytoscreening: tecnica per la ricerca di contaminanti presenti in modo diffuso e ignoto in falde superficiali e/o terreni (ma anche atmosfera); questi vengono individuati per via linfatica e/o cellulare. Questa tecnica si è particolarmente sviluppata su piante arboree, per la loro capacità di immagazzinare tracce di contaminazione anche per periodi lunghi.

Policlorobifenili (PCB): classe di composti organici clorurati; usati in passato soprattutto come liquido interno di trasformatori e condensatori, attualmente ne è vietato l'utilizzo ma essendo molecole chimicamente molto stabili, permangono nell'ambiente. Sono dannosi per la salute degli esseri viventi.

Rivegetazione spontanea: colonizzazione del suolo da parte di piante erbacee, arboree ed arbustive non guidata dall'uomo, frutto dell'adattamento naturale delle specie vegetali alle condizioni pedo-climatiche locali, che sviluppano fitocenosi secondo le specifiche particolari condizioni ambientali.

Rizoma: Fusto strisciante che si allunga orizzontalmente sopra o sotto terra producendo superiormente nuovi polloni, ed inferiormente delle radici in corrispondenza dei nodi. Esso svolge anche funzione di riserva delle sostanze nutritive.

Rizodegradazione: decomposizione del contaminante attraverso l'attività biologica degli organismi della rizosfera (batteri e funghi). Le comunità di microorganismi vengono sostenute e rese più numerose dalla presenza delle radici.

Rizodeposizione: processo di secrezione da parte dell'apparato radicale di materiale organico e inorganico (cellule, frammenti cellulari e essudati radicali).

Rizorimedio: tecnica specifica di fitorimedio, nella quale il trattamento della contaminazione si svolge a livello radicale, grazie all'associazione simbiotica di piante e microorganismi. Complesse interazioni che coinvolgono radici, essudati radicali, suolo della rizosfera e microorganismi, portano alla degradazione del contaminante in una forma non tossica, o a tossicità ridotta. Sinonimi: fitorimedio bio-assistito, biorimedio fito-assistito.

Rizosfera: volume di suolo influenzato dalle radici. Si estende approssimativamente per 1-3 mm intorno alla superficie radicale. All'interno della rizosfera si svolge un'intensa attività microbica, in cui piante, microorganismi, struttura e chimica del suolo interagiscono in modo complesso.

Sequestro di carbonio: si verifica quando il carbonio dell'atmosfera viene assorbito e immagazzinato nel suolo. Il sequestro del carbonio presente nel suolo aumenta la capacità del terreno di trattenere l'umidità, previene l'erosione e arricchisce la biodiversità dell'ecosistema.

Simbiosi: associazione fra due individui appartenenti a specie diverse, nella quale entrambi traggono vantaggio dalla vita in comune, oppure solo uno ne è avvantaggiato senza però che per l'altro ne derivi danno.

Sito contaminato: area nella quale, in seguito ad attività umane pregresse o in corso, è stata accertata un'alterazione delle caratteristiche qualitative delle matrici ambientali suolo, sottosuolo e acque sotterranee tale da rappresentare un rischio per la salute umana.

Sedimento di dragaggio: materiale composto da limi, argille, sabbie e ghiaie misto



ad acqua, proveniente dalle attività di dragaggio di fondali marini, di laghi, di canali navigabili o irrigui e corsi d'acqua interni.

Sostanza organica: insieme delle componenti organiche presenti nel suolo, viventi e non viventi, esclusa la macroflora, la macrofauna e la mesofauna. Sinonimo: materia organica.

Sostanza umica: sostanza organica relativamente stabile avente dimensione e caratteri colloidali con uno spiccato carattere anionico. Si suddivide in tre frazioni (acidi fulvici, acidi umici e umine) in relazione al grado di complessità molecolare e di insolubilità (vedi acidi umici e acidi fulvici).

Stolone: ramo lungo e sottile che nasce alla base del fusto di alcune specie di piante e, poggiandosi al suolo, produce nuove piantine.

Stormwater wetland: area umida per la depurazione di acque meteoriche.

Substrato: in biologia ed ecologia il termine indica la superficie su cui vive un essere vivente; per una pianta il substrato è il mezzo solido ove essa è ancorata tramite le radici (es. fango o suolo)

Short Rotation Coppice (SRC): sistema silviculturale che prevede l'impianto di specie a rapida crescita (es. Pioppi o salici), con un sesto d'impianto ridotto e quindi ad alte densità, che vengono tagliati secondo cicli di due, fino a cinque anni, più comunemente ogni tre anni. Al momento del taglio viene lasciata la base dell'albero (ceppaia) che in poco tempo ricrea nuovi polloni.

Tensioattivo: molecola che facilita l'emulsionabilità e la disperdibilità di altre molecole. I composti organici, come ad esempio gli idrocarburi, emulsionati acquistano caratteristiche di idrofilicità da cui deriva un aumento della biodisponibilità e biodegradabilità. Sinonimo: surfattante

Torba: formazione carboniosa relativamente recente, ancora ricca di detriti vegetali, parzialmente decomposti.

Tossicità: capacità che una sostanza ha nel recare un danno alla vita di un organismo.

Varietà: categoria sistematica inferiore alla specie, secondo la nomenclatura botanica attualmente in uso l'epiteto della varietà viene preceduto dall'abbreviazione "var." Citiamo ad esempio: *Najas marina* var. *delilei*.

Zeoliti: minerali allumino-silicati con struttura tetraedrica, porosi, di origine naturale o sintetica, che reagiscono per scambio ionico ed hanno quindi elevata capacità adsorbente e di idratazione.



Indice tabelle e figure

Capitolo.1- Inquadramento normativo degli interventi di fitorimediazione

Figura. 1.1: Schema della soluzione di progetto integrato13

Figura. 1.2: Schema di ciclo di gestione dove la biomassa è utilizzata all'interno di un processo14

Figura. 1.3: Schema di ciclo di gestione dove la biomassa è utilizzata all'esterno di un processo 14

Tabella. 1.1: *Typical values for virgin wood materials, with or without insignificant amounts of bark, leaves and needles* 21

Figura. 1.4: Diagramma dei vincoli all'applicazione del fitorimediazione 28

Capitolo.2 - Biodisponibilità e panoramica delle fitotecnologie

Figura. 2.1: Ripartizione di alcuni metalli nel suolo (Kabata-Pendias, 2011)34

Figura. 2.2: Confronto tra le frazioni biodisponibili e quelle non biodisponibili36

Figura 2.3: Valutazione della biodisponibilità di alcuni metalli prima e dopo la sperimentazione36

Figura. 2.4: Analisi di rischio applicata ad un caso reale40

Figura. 2.5: Tecnica di campionamento del tronco46

Tabella. 2.1: Modalità e tempi di conservazione per la ricerca di COV clorurati e BTEX46

Figura. 2.6: Misura "in vivo" con fiala colorimetrica47

Tabella. 2.2: Schema dei tempi di campionamento e reazione della fiala colorimetrica per la misura del PCE48

Figura. 2.7: Fasi del campionamento del *Phytoscreening*49

Figura. 2.8: Correlazione tra le curve di isoconcentrazione del tetracloroetilene (PCE) nelle acque di falda (piezometri S1-S9) nei soil-gas (SGS4-8) e l'andamento della concentrazione della stessa sostanza negli alberi (F1-F5) 51



Figura. 2.9: Schema dell'impianto di fitotrattamento dei fanghi biologici 59

Tabella. 2.3: Esempi di specie vegetali impiegate con esito positivo in interventi di fitorimediazione 62

Tabella. 2.4: Esempi dalla letteratura di combinazione ammendante organico/pianta nella decontaminazione di inquinanti inorganici 63

Capitolo.3 - Valutazione della sostenibilita' di un intervento di phytoremediation e strumenti di supporto alle decisioni

Figura. 3.1: Rappresentazione dell'ambito di sostenibilita' derivante dall'integrazione degli aspetti sociali, ambientali ed economici (SuRF UK) 80

Tabella. 3.1: Gruppo di indicatori principali in relazione ai domini della sostenibilita' 82

Tabella. 3.2: Indicatori per l'Ambito Ambientale 83

Tabella. 3.3: Indicatori per l'Ambito Sociale 84

Tabella. 3.4: Indicatori per l'Ambito Economico 85

Figura. 3.2: Livello di approfondimento dell'analisi di sostenibilita' in funzione delle categorie di dimensione [piccolo <1 ha; medio 1-10 ha; grande 10-100 ha; mega >100 ha] e complessita'/rischio del sito 86

Figura. 3.3: Esempio di modello concettuale di sostenibilita' 88

Tabella. 3.5: Approcci per la valutazione della sostenibilita' di un processo di bonifica 91

Tabella. 3.6: Elementi di un progetto di fitorimediazione 93

Tabella. 3.7: Principali applicativi per valutazioni di sostenibilita' delle bonifiche 96

Figura. 3.4: Diagramma di supporto decisionale per l'applicabilita' della *phytoremediation* nei suoli (ITRC-USA, 2009) 103

Capitolo.4 - Potenziale utilizzo delle biomasse prodotte dal fitoremedio

Tabella. 4.1: quadro di sintesi degli impianti di produzione di energia termica ed elettrica alimentati a biomasse (legna e scarti di colture erbacee) presenti sul territorio Italiano nel 2010 108



Tabella. 4.2: Specie colturali più conosciute per la produzione di biomassa dedicata alla produzione di energia da combustione 110

Figura. 4.1: Forme in cui viene preparata la biomassa, erbacea o legnosa, destinata a centrali di combustione; in ordine da sinistra: trinciato di miscanto, legno in ciocchi e cippato di legno 111

Figura. 4.2: Diagramma di flusso del processo di produzione di bioetanolo di II generazione 113

Figura. 4.3: Formazione di inibitori durante l'idrolisi di materiali lignocellulosici 114

Figura. 4.4: Impianti di gassificazione biomasse presenti in Italia al 2013 118

Figura. 4.5: Stadio di sviluppo di alcuni processi di conversione della biomassa in energia. 119

Figura. 4.6: possibili vie per la produzione di bioidrogeno 120

Figura. 4.7: costruire con il legno per la salvaguardia del clima 122

Tabella. 4.3: requisiti minimi del *biochar* per impiego in agricoltura 126

Tabella. 4.4: inquinamento da contaminanti organici 129

Tabella. 4.5: contaminazione da metalli pesanti e metalloidi 130

BetMultimedia

Editing, grafica e stampa
www.betmultimedia.it
info@betmultimedia.it

Finito di stampare a settembre 2017



Il progetto di questo documento ha coinvolto molti ricercatori pubblici e privati che lavorano sulle problematiche di contaminazione di suoli, acque e aria.

Il prodotto finale, che raccoglie i diversi contributi in cinque capitoli, è stato pubblicato sul sito www.reconnet.net e, per ampliarne la diffusione, è stato stampato con il supporto delle edizioni del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) ed in particolare dell'Istituto di Biologia Agro-ambientale e Forestale (IBAF) che ha fornito le risorse necessarie alla stampa.

Il libro disserta sull'approccio fitotecnologico per la gestione dei siti contaminati in modo sistematico e multidisciplinare, fornisce un'approfondita analisi delle attività di caratterizzazione, monitoraggio, bonifica e messa in sicurezza oltreché di mitigazione ambientale, affronta inoltre i temi del recupero della funzionalità del suolo, della valorizzazione del capitale naturale e della gestione delle biomasse prodotte, fornendo criteri per la valutazione della fattibilità del fito-intervento.

Quanto emerge dalle tematiche affrontate nei vari capitoli e dalla documentazione associata dei casi studio, indicano che tali tecnologie sono ormai, anche nel nostro paese, mature per essere portate all'attenzione dei decisori politici e tecnici ed essere valutate nella gestione di un sito contaminato.

Il libro è sicuramente un documentato riconoscimento della competenza di tutti gli autori che vi hanno contribuito e ai quali va il ringraziamento per la chiarezza mostrata nel trattare ciascuno il proprio argomento. Sono sicuro che chi vorrà conoscere di più e meglio delle fitotecnologie per la bonifica troverà utile leggerlo.

Il Direttore IBAF
Dr Angelo Massacci

ISBN 978-88-8080-259-4

