



ENVIRONMENTAL DIVISION

Per
Polimeri Europa S.p.A.
Stabilimento di Mantova

Allegato 6
Tecnologie di contenimento/risanamento
del suolo/sottosuolo insaturo

Contratto FWIENV n° 1-BH-0216B

INDICE

1	TERRENO INSATURO E SMEAR ZONE	3
1.1	TRATTAMENTI BIOLOGICI IN SITU	3
1.1.1	<i>Bioventing</i>	3
1.1.2	<i>Bioremediation assistita</i>	5
1.1.3	<i>Fitodepurazione</i>	7
1.2	TRATTAMENTI BIOLOGICI EX SITU	9
1.2.1	<i>Landfarming</i>	9
1.2.2	<i>Biopile</i>	11
1.2.3	<i>Bioreattori-slurry phase</i>	13
1.3	TRATTAMENTI CHIMICO-FISICI IN SITU	15
1.3.1	<i>Ossidazione chimica</i>	15
1.3.2	<i>Soil vapor extraction (SVE)</i>	17
1.3.3	<i>Solidificazione-stabilizzazione (ex situ & in situ)</i>	19
1.3.4	<i>Separazione elettrocinetica</i>	21
1.3.5	<i>Soil flushing</i>	22
1.4	TRATTAMENTI CHIMICO-FISICI EX SITU	24
1.4.1	<i>Soil-washing</i>	24
1.4.2	<i>Chemical extraction</i>	26
1.4.3	<i>Solidificazione/stabilizzazione</i>	28
1.5	TRATTAMENTI TERMICI IN SITU	28
1.5.1	<i>Estrazione strippaggio con vapore</i>	28
1.5.2	<i>Riscaldamento a radio frequenze</i>	30
1.5.3	<i>Vetrificazione</i>	31
1.6	TRATTAMENTI TERMICI EX SITU	34
1.6.1	<i>Incenerimento</i>	34
1.6.2	<i>Desorbimento termico</i>	37
1.7	IMPERMEABILIZZAZIONE SUPERFICIALE (CAPPING)	40
1.8	CONFERIMENTO AD IMPIANTO DI SMALTIMENTO	41
2	BIBLIOGRAFIA	44

1 TERRENO INSATURO E SMEAR ZONE

1.1 Trattamenti biologici in situ

1.1.1 Bioventing

Descrizione

Processo *in situ*, che si basa sulla disponibilità artificialmente accresciuta di accettori di elettroni (tipicamente ossigeno atmosferico) per l'attività batterica del sottosuolo, attività che risulta stimolata, portando all'aumento di processi biodegradativi naturali. L'aria atmosferica viene di norma introdotta negli strati insaturi del sottosuolo attraverso pozzi di iniezione e stazioni di compressione; i nutrienti, invece, vengono immessi nel suolo per percolazione o direttamente tramite l'infissione nel suolo di appositi sparger (Robertiello, 2001). La tecnologia si caratterizza per:

- i bassi costi di applicazione;
- il modesto impatto ambientale;
- la possibilità di essere impiegata anche in siti in cui siano presenti strutture fuori terra come edifici o impianti industriali.

Applicabilità

La tecnica di bioventing è uno degli approcci di bioremediation più largamente utilizzato (con numerosi esempi anche in Italia) per la bonifica di suoli insaturi (Buzzelli et al., 1997). Risulta particolarmente utile per la bonifica dei suoli contaminati da idrocarburi di origine petrolifera (olio grezzo, benzina, gasolio, olio combustibile).

Dati necessari

I parametri di maggior importanza necessari per la progettazione preliminare di un sistema di bonifica BV sono, ovviamente, la definizione della presenza naturale di colonie di microrganismi aerobici e la garanzia che possano rimanere in vita con un'adeguata aerazione del sottosuolo. Per questo motivo occorre, da un lato, misurare la permeabilità all'aria e il grado di saturazione dei terreni e dall'altro, definire la temperatura, il pH (che

deve essere compreso tra valori 6 e 8) e il contenuto di nutrienti (azoto e fosforo) ottimali per creare l'habitat di crescita per i microrganismi. Le prove pilota per valutare l'applicabilità e il dimensionamento degli impianti di BV consistono, essenzialmente, nell'esecuzione di prove respirometriche, al fine di determinare il consumo di ossigeno nel tempo, in modo da quantificare il tasso di biodegradazione del contaminante presente nel sottosuolo e da determinare il quantitativo di ossigeno da apportare per ottimizzare le proprietà di biodegradazione.

La presenza di sostanze ossidanti costituisce il fattore essenziale per permettere l'attività di biodegradazione aerobica. La biodegradazione aerobica utilizza, infatti, in assenza di ossigeno, composti quali nitrati, solfati, manganese (Mn^{++}) o ferro (Fe^{++}). La stima della disponibilità di accettori di elettroni può essere fatta semplicemente misurando le concentrazioni di O_2 o il potenziale Redox del sottosuolo. Valori di potenziali Redox relativi ad ambienti aerobici risultano superiori a 400 mV (Ducco, 2000).

Limitazioni

In casi di disomogeneità del sottosuolo la ventilazione può risultare fortemente limitata. In particolare i flussi di aria estratti o aspirati favoriscono la decontaminazione delle porzioni a più elevata permeabilità. Tale fenomeno risulta progressivamente più marcato quanto più è elevato il salto di permeabilità delle differenti porzioni. Una metodologia per ovviare a tale problema è costituita dalla scelta di installare pozzi di ventilazione con fenestrazione in corrispondenza delle porzioni meno permeabili, con opportune sigillature nell'intercapedine. Se, tuttavia, le differenze litologiche e di permeabilità sono eccessivamente marcate, tale aspetto costituisce un limite oggettivo alla completa bonifica del sottosuolo. Un caso tipico di disomogeneità del sottosuolo che limita la possibilità di bonifica dello stesso è costituito dalla presenza di lenti argillose in zone a media ed elevata permeabilità, quali sabbie e ghiaie (Ducco, 2000).

La concentrazione dei contaminanti, seppur biodegradabili, può costituire un fattore limitante, soprattutto se molto elevata. I contaminanti, infatti, presentano comunque effetti tossici, più o meno pronunciati a seconda del tipo di sostanza: in tali casi è possibile procedere con un'applicazione combinata di SVE (Soil Vapor Extraction, vedere oltre) e BV che consente un'iniziale eliminazione delle componenti più volatili (normalmente più tossiche) attraverso il SVE (che richiede flussi d'aria molto più elevati), procedendo poi con un BV, regolando l'aria in funzione delle necessità "respirative" dei microrganismi,

degradando così tutte le componenti idrocarburiche non volatili residue al trattamento di SVE. Un caso tipico è la presenza di inquinante in fase libera, che non permette l'attivazione dei processi di biodegradazione: è necessario quindi procedere con un sistema di bonifica integrato SVE/BV. Da un punto di vista impiantistico tali tecnologie sono integrabili, passando ad una fase di aspirazione (elevato flusso) ad una fase di insufflaggio (basso flusso) (Ducco, 2000; Robertiello, 2001).

1.1.2 Bioremediation assistita

Descrizione

È un processo in cui le popolazioni indigene o inoculate di microrganismi (funghi, batteri) metabolizzano (in condizioni aerobiche o anaerobiche) contaminanti organici presenti nel suolo; nutrienti, ossigeno o altri ammendanti possono essere utilizzati per innescare o migliorare il processo di biodegradazione. Questa tecnica prevede quindi, la percolazione o l'iniezione nel terreno di acqua miscelata con nutrienti e satura di ossigeno disciolto o di specifici composti a lento rilascio di ossigeno (ad es. Perossido di Magnesio) o di idrogeno (bioriduzione assistita); in alcuni casi vengono aggiunte anche popolazioni microbiche specifiche e acclimatate con altre fonti d'ossigeno come l'H₂O₂. Per terreni superficiali vengono tipicamente usati sistemi a spruzzo o gallerie filtranti, per contaminazione profonda pozzi di iniezione. In assenza di ossigeno i contaminanti organici possono essere metabolizzati in metano, anidride carbonica e tracce di idrogeno gassoso (FRTR, 2002).

Applicabilità

La tecnica di bioremediation può essere applicata con successo per bonificare suoli contaminati da prodotti petroliferi, solventi, pesticidi e altri composti chimici organici. I gruppi di contaminanti più spesso trattati sono gli IPA, i BTEX, gli eteni, gli etani ed i metani clorurati con basso numero di atomi di cloro (dicloroetilene, cloruro di vinile, dicloroetano, cloroetano, clorometano, diclorometano). Questa tecnologia è semplice, in quanto, condotta in situ, normalmente non prevede scavi del terreno contaminato o riscaldamento; richiede input relativamente economici, quali i nutrienti e/o ORC e in genere non produce prodotti residui che richiederebbero ulteriori trattamenti o un conferimento a discarica.

Se la bioremediation non può degradare i composti inorganici, può, sotto certe condizioni, trasformare lo stato di valenza dei contaminanti inorganici e causare fenomeni di adsorbimento e/o immobilizzazione nella matrice solida, trasformando tali inquinanti in composti più stabili e meno mobili. Tali fenomeni sono attualmente ancora in fase di verifica e studio (FRTR, 2002).

Dati necessari

Le principali caratteristiche da valutare relativamente ai contaminanti da trattare riguardano la solubilità in acqua e il coefficiente di adsorbimento nel suolo, la reattività chimica e, più importante, la biodegradabilità.

Le caratteristiche che devono essere riscontrate nel sito riguardano l'estensione della contaminazione, le concentrazioni, il tipo di suolo e le sue proprietà (percentuale umica, struttura, pH, permeabilità, capacità di campo, contenuto di umidità), la competizione per l'ossigeno (potenziale redox), la presenza di tossici, la presenza di altri accettori di elettroni, la presenza di nutrienti e di microrganismi capaci di biodegradare i contaminanti presenti.

Test di fattibilità sono quindi necessari per verificare l'applicabilità della bioremediation al sito specifico e per definirne i parametri e la tempistica. Sono inoltre necessari test per determinare il raggio di influenza e la spaziatura tra i pozzi e permettere in questo modo il dimensionamento definitivo dell'intervento (FRTR, 2002).

Limitazioni

L'applicabilità e l'efficienza di questo processo sono limitate se:

- la matrice del suolo impedisce il contatto tra i microrganismi e gli inquinanti;
- la soluzione iniettata favorisce la mobilità degli inquinanti fino alla falda;
- nei terreni eterogenei o stratificati si creano vie preferenziali di diffusione della soluzione acquosa e di trasferimento dei contaminanti;
- un'alta concentrazione di metalli pesanti di composti organici clorurati, di idrocarburi a catena lunga possono essere tossici alla crescita dei microrganismi.

Molti di questi fattori possono essere controllati con un'attenta gestione. La durata di tempo richiesta può variare da un minimo di 6 mesi fino a 5 anni, e dipende dalle

condizioni specifiche del sito (la bioremediation è molto lenta in condizioni di basse temperature).

1.1.3 Fitodepurazione

Descrizione

È un processo in situ che impiega le piante per la bonifica dei suoli ed acque contaminate. Questa tecnologia può essere applicata sia in presenza di inquinanti inorganici, quali metalli pesanti, mediante processi di estrazione o stabilizzazione, sia in presenza di contaminanti organici, mediante processi di degradazione e estrazione. Un aspetto fondamentale di questa tecnologia è lo sfruttamento della popolazione microbica associata con l'apparato radicale delle piante (rizosfera).

Le piante agiscono sugli inquinanti organici mediante tre principali meccanismi: fitodegradazione, che può avvenire o tramite assorbimento del contaminante e successivo accumulo di metaboliti non tossici nei tessuti vegetali, o per rilascio nella rizosfera di enzimi che degradano i composti organici; fitostimolazione, ovvero la liberazione di fattori stimolanti l'attività microbica del terreno responsabili della degradazione del contaminante; fitovolatilizzazione, in cui si ha la volatilizzazione della sostanza dal suolo o dalla pianta. L'applicazione più interessante della fitodepurazione è la bonifica di siti contaminati da metalli pesanti, per i quali ben poche tecnologie sono applicabili e quelle disponibili sono spesso molto gravose sul piano economico. Una volta che le piante hanno svolto la loro funzione, devono essere raccolte e adeguatamente smaltite: nel caso di contaminazione di metalli pesanti, il processo attualmente più impiegato è l'incenerimento (Barbafieri, 2000).

Applicabilità

Le piante sono impiegate per la depurazione delle acque ormai da molti anni, mentre l'impiego per la decontaminazione dei suoli è stato proposto per la prima volta agli inizi degli anni '70. Solo negli ultimi 10 anni, però, si sono ottenuti risultati accettabili perlomeno su scala ridotta. Negli USA, è stato stimato, a livello teorico, che la produttività per un efficace intervento di fitoestrazione, dovrebbe essere dell'ordine di 100 t/ha/anno.

La fitodepurazione può essere applicata in siti contaminati da idrocarburi, petrolio, esplosivi, metalli pesanti e composti organici, dove però i livelli di concentrazione non

siano troppo elevati. La fitodepurazione è applicabile in relazione alla profondità alla quale si trovano i contaminanti, mediante la scelta di appropriate specie vegetali, per la cui crescita si deve tenere conto sia delle condizioni climatiche che delle caratteristiche del terreno.

Dati necessari

I principali parametri di un processo di fitodepurazione da considerare sono:

- le forme chimiche dei metalli nel terreno che determinano la possibilità o meno di applicazione della tecnologia, che risulta praticabile solo se i metalli sono in forma biodisponibile o resi tali mediante opportuni interventi (apporto di ammendanti, complessanti, ecc.)
- la capacità di accumulo dei metalli da parte dei vegetali;
- la produttività intesa come quantità (kg) di sostanza secca raccogliabile ogni anno.

Il tipo di suolo e la struttura dell'apparato radicale sono altrettanto importanti per la possibilità che offrono alle radici di raggiungere i contaminanti, anche se si possono indurre condizioni chimico-fisiche più favorevoli mediante l'aggiunta di nutrienti, ammendanti, variazioni del pH ovvero impiegare piantumazioni particolari al fine di spingere più in profondità l'apparato radicale.

Un trattamento di fitodepurazione necessita quindi uno studio appropriato preliminare agli interventi "full scale" per definire adeguatamente le tecniche agronomiche di coltivazione dei vegetali, il tipo e la profondità delle lavorazioni, la necessità dei nutrienti, i fabbisogni idrici e la biomassa prodotta.

Limitazioni

La fitodepurazione è applicabile specialmente in quei siti nei quali la contaminazione è poco profonda (la profondità massima alla quale può spingersi l'apparato radicale può variare da 20 cm a 1 m a seconda della specie prescelta) e i livelli di concentrazione non sono troppo elevati, inoltre necessita tempi lunghi. Le esperienze fino ad oggi effettuate hanno portato alla conclusione che, allo stadio di attuale sviluppo della tecnologia, stadio ancora iniziale, affinché un trattamento di fitoestrazione sia efficace è necessario un tempo di 3-5 anni.

La capacità delle piante di assorbire i metalli dipende dal loro chimismo nel terreno, in particolare dalla presenza di condizioni che favoriscono l'esistenza di forme chimiche mobili e biodisponibili. Spesso la presenza di più elementi da trattare in un processo di fitoestrazione ne complica l'applicazione, poiché ogni specie vegetale va ad assorbire alcuni metalli invece di altri.

Tale tecnologia deve comunque prevedere un trattamento finale dei vegetali raccolti.

1.2 Trattamenti biologici ex situ

1.2.1 Landfarming

Descrizione

Il landfarming consiste nel collocare i terreni sbancati in un bacino confinato, eventualmente impermeabilizzato alla base. I terreni vengono distribuiti su tutta la superficie con uno spessore solitamente pari a circa 0,5 metri. I terreni così allocati vengono quindi regolarmente movimentati con macchinari di tipo agricolo che assicurano, nel tempo, il mantenimento delle condizioni migliori per lo sviluppo delle popolazioni microbiche: ossigenazione del terreno, addizione di nutrienti e umidità (San Nicolò, 2000). Più in particolare la corretta gestione di un impianto di landfarming consiste (Robertiello, 2001):

- nell'assicurare, sin dall'inizio del trattamento, un corretto bilanciamento delle principali componenti nutrizionali del sistema. Tali componenti sono costituite dalla fonte di carbonio (fornita normalmente dai contaminanti), di azoto (fornita comunemente da fertilizzanti a base nitrica e ammoniacale) e di fosforo (fornita normalmente via fosfato mono e/o bibasico). Per il bilanciamento tra queste tre componenti si ricorre normalmente a formule empiriche del tipo $C : N : P = 150 : 5 : 0,5$;
- nel facilitare il trasferimento dell'ossigeno dall'aria alle popolazioni microbiche mediante ripetuti rimescolamenti del materiale da bonificare con l'impiego di mezzi normalmente utilizzati dalle macchine agricole;
- nel controllare costantemente il tenore di acqua e, dove è necessario, del pH del materiale da trattare. Il tenore di acqua ideale per i processi biodegradativi nei suoli è

normalmente pari al 60-70% della capacità di campo (valore di saturazione), mentre il pH deve essere mantenuto prossimo alla neutralità.

Applicabilità:

Questa tecnologia può avere buoni risultati sugli inquinanti di natura organica come gli idrocarburi di origine petrolifera, i BTEX, risulta invece parzialmente idoneo per idrocarburi aromatici, solventi organoclorurati, PCB, IPA e particolari pesticidi e erbicidi per i quali sono più indicate tecnologie che sfruttano le loro caratteristiche di volatilità. Fattore importante è la concentrazione dell'inquinante e la sua biodisponibilità; molte sostanze vengono decomposte solo in un certo ambito di concentrazione. Concentrazioni troppo elevate possono avere effetti tossici per i microrganismi, mentre concentrazioni troppo basse comportano contatti tra microrganismi e inquinanti insufficienti per indurre l'attività di degradazione.

La tecnologia del Landfarming trova scarsa applicazione in quanto richiede superfici di trattamento molto ampie, ma può essere indicata in caso di contaminazioni diffuse e molto superficiali, quando, in pratica, può essere applicato direttamente sul suolo senza sbancamento preliminare (tecnica in situ) (San Nicolò, 2000).

Essendo gli interventi di landfarming realizzati "a cielo aperto", gli eventi periodici di elevata piovosità o di prolungata siccità, possono influenzare pesantemente il buon andamento della bonifica. È quindi necessario provvedere all'allestimento di sistemi di drenaggio per la raccolta (con eventuale trattamento) delle acque eccedenti per l'irrigazione. Nel caso in cui il suolo da bonificare sia costituito da materiale poco permeabile (terreni argillosi e/o limosi), è buona norma aggiungere bulking agents (scaglie di legno, materiali silicei espansi ecc.) che facilitano il passaggio dell'aria e dei gas generati dalla decomposizione dei contaminanti.

Dati necessari

L'attivazione del processo prevede l'esecuzione di numerose attività ed analisi chimiche, fisiche e microbiologiche del substrato da bonificare al fine di determinare le caratteristiche tipiche del sito (topografia, geologia idrogeologia, permeabilità, contenuto di umidità, precipitazioni e direzione e velocità del vento) e l'identificazione delle condizioni ottimali e la durata necessaria alla degradazione degli agenti inquinanti, la presenza ed il grado di attività microbica e la potenziale inoculabilità del substrato.

Limitazioni:

I vincoli di applicabilità del landfarming sono prevalentemente costituiti da:

- necessità di ampie superfici disponibili
- impossibilità di biodegradare gli inquinanti inorganici
- eventuale presenza di inquinanti volatili, come i solventi, la cui diffusione nell'aria può essere incompatibile con la salvaguardia della salute degli operatori e delle popolazioni esposte;
- le condizioni di degradazione possono subire notevoli variazioni a seguito dell'elevata esposizione agli agenti atmosferici (pioggia, siccità, ecc.).

1.2.2 Biopile

Descrizione

I principi di funzionamento di una biopila per la bonifica dei suoli contaminati sono del tutto analoghi a quelli del landfarming. La differenza sostanziale è costituita dal metodo di trasferimento dell'ossigeno. Nella preparazione di una biopila strati di suolo vengono sovrapposti intervallandoli a tubi forati utilizzati per distribuire nella massa di materiale da trattare aria e soluzioni contenenti i nutrienti necessari (Robertello, 2001). Si ottengono così cumuli di altezza normalmente compresa tra 1 e 3 metri e larghezza di 2-3 metri.

Il materiale da trattare viene sottoposto a un laborioso processo preparatorio in un apposito macchinario semovente, pietre e inerti vengono sottoposti a un processo di frantumazione, e, per accelerare la degradazione degli inquinanti, vengono addizionati agenti strutturanti, nutrienti e microelementi ed eventualmente microrganismi appositamente selezionati all'interno del substrato. La materia organica addizionata consiste fondamentalmente in corteccia, paglia e trucioli di legno; l'apporto di fertilizzanti minerali e microelementi è volto all'arricchimento e all'equilibratura delle fonti nutritive all'interno del substrato. Un corretto equilibrio fra azoto e fosforo risulta, infatti, particolarmente importante nei processi di degradazione degli idrocarburi. A scadenze regolari le pile di degradazione vengono rivoltate con una speciale attrezzatura e, a seconda delle necessità, in questa occasione è possibile aggiungere acqua e nutrienti attraverso un apposito serbatoio collegato ad ugelli di spruzzo.

Applicabilità

La biopila risulta uno dei metodi di più ampia applicazione della bioremediation. Si ricorre a questa tecnica quando i fattori critici di permeabilità, eterogeneità, tossicità ecc. impediscono interventi in situ.

Tale tecnologia ha sempre confermato la sua validità ecologica ed economica: le ridotte esigenze di spazio e la relativa rapidità del processo (da 3 a 9 mesi, in funzione della natura e della concentrazione dell'idrocarburo presente, (San Nicolò, 2000).) rendono la biopila la tecnologia ideale per la bonifica di una vasta gamma di agenti inquinanti di natura organica (idrocarburi, combustibili, VOC non alogenati, idrocarburi aromatici BTEX, ma anche VOC e SVOC alogenati, pesticidi, solventi organoclorurati con minor efficienza).

In Italia sono state realizzate con successo biopile da circa 15000 m³ di suolo inquinato da petrolio greggio (Andreotti et al.,1997). In presenza di contaminanti volatili, e comunque per un più efficiente controllo dei parametri operativi (umidità, temperatura, ecc.), la biopila può essere coperta da teli impermeabili con adeguate aperture per la fuoriuscita di vapori da inviare a trattamento (tipicamente con carbone attivo).

La realizzazione di biopile dotate di copertura consente l'allestimento di sistemi di controllo/gestione del processo di bioremediation basato su sistemi automatici di acquisizione ed elaborazione dati. Tipicamente possono essere controllati automaticamente i seguenti parametri di processo: temperatura, consumo di ossigeno, evoluzione di CO₂, pH, umidità e potenziale redox.

Dati necessari

Sono di primaria importanza le analisi preliminari del suolo contaminato (caratterizzazione del sito, campionamento del suolo, identificazione e quantificazione dello stato di inquinamento, sperimentazioni in campo e in laboratorio, test pilota) al fine di determinare le condizioni ottimali e la durata necessaria alla degradazione degli agenti inquinanti. Contemporaneamente all'esecuzione delle analisi preliminari, si provvede ad isolare dal substrato ceppi di microrganismi adatti (o adattatisi) alla presenza della sostanza inquinante e si esamina la loro resa nello svolgimento del processo di bonifica biologica (San Nicolò, 2000).

Limitazioni

I limiti di applicabilità delle biopile sono rappresentati, nel caso di suoli inquinati da idrocarburi:

- dalla necessità di sbancamento del terreno;
- da troppo elevate concentrazioni dei contaminanti, per esempio superiori all'ordine di grandezza delle decine di migliaia di parti per milione;
- dal rischio di creazione di cammini preferenziali nel flusso di aria che attraversa il cumulo, con conseguenti zone della massa scarsamente ossigenate. Tali rischi possono essere ridotti, ma non annullati, mediante l'impiego di bulking agents;
- dalla necessità di effettuare una completa diagnosi chimica fisica e microbiologica del substrato da bonificare per selezionare un appropriato programma di biodegradazione;
- a parità di spazio impegnato necessita più tempo per la completa bonifica, rispetto al bioreattore slurry phase.

1.2.3 Bioreattori-slurry phase

Descrizione

La bonifica di suoli via bioslurry consiste nel trasferire il materiale da decontaminare all'interno di un reattore (fermentatore) nel quale è possibile un controllo più accurato di tutti i parametri critici che governano i processi biodegradativi (Freeman et al., 1995). Il terreno da bonificare, pretrattato fisicamente per separare pietre e inerti, è miscelato con acqua in percentuali dipendenti dalle concentrazioni degli inquinanti e dalla natura fisica del terreno; successivamente, le sabbie "lavate" possono essere scaricate ed il trattamento biologico resta così limitato al materiale più fine e all'acqua di lavaggio (tipicamente il contenuto di solidi della miscela nel bioreattore varia dal 10 al 30% in peso).

I solidi sono mantenuti in sospensione nel reattore e miscelati con nutrienti e ossigeno. Se necessario, possono essere aggiunti acidi o basi, per controllare il pH, e microrganismi se non è presente una popolazione appropriata. Quando la biodegradazione è completata, la miscela può essere disidratata per chiarificazione,

filtrazione in pressione o in depressione, essiccazione o centrifuga. Il reattore slurry phase è classificata come una tecnologia a breve-media durata; il tempo di residenza in un reattore bioslurry è strettamente dipendente dalla natura del contaminante, dalle concentrazioni in gioco, e dal livello di depurazione desiderato: il tempo di residenza è tipicamente di 5 giorni per i suoli contaminati da PCB, 13 per contaminazione da pesticidi e 60 per i fanghi di raffineria (FRTR, 2002).

Applicabilità

Negli impianti di bioslurry, che per il loro costo di investimento e di esercizio non hanno avuto sino ad oggi una larga diffusione, sono stati normalmente bonificati suoli per i quali le tradizionali tecniche risultavano poco applicabili (per esempio in presenza di suoli a bassa permeabilità o eterogenei, o in presenza di contaminanti di difficile biodegradazione) o nei casi in cui erano necessari brevi tempi di bonifica.

Con questa tecnologia sono stati trattati con successo terreni contaminati da esplosivi, idrocarburi di origine petrolifera, solventi, pesticidi, vernici e altre sostanze di natura organica. Tale processo è stato inizialmente applicato a terreni contaminati da SVOC e VOC non alogenati (FRTR, 2002).

La possibilità che gli impianti di bioslurry hanno di controllare e, ove necessario, modificare i parametri critici per la biodegradazione consente, con maggiori possibilità di successo rispetto ad altri processi di bioremediation, di inserire nel processo anche popolazioni di microrganismi diverse da quelle originariamente presenti nel suolo da trattare (bioaugmentation) (Robertello, 2001).

Dati necessari

La biodegradabilità di una specifica sostanza organica, dipende da molti fattori, e per determinare se la biodegradazione è una appropriata ed efficiente soluzione di bonifica del suolo in esame, è necessario caratterizzare la contaminazione, il suolo, il sito ed eventualmente le caratteristiche di biodegradabilità dei contaminanti. Deve quindi essere condotto uno studio preliminare di analisi.

Le principali caratteristiche degli inquinanti che dovrebbero essere riscontrate in uno studio di fattibilità sono la solubilità, il coefficiente di adsorbimento al suolo; la volatilità (per esempio la pressione di vapore); la reattività chimica (tendenza verso le reazioni non biologiche come l'idrolisi, l'ossidazione o la polimerizzazione); la loro biodegradabilità.

Limitazioni

Le limitate capacità operative in termini di volumi di suolo trattabili e l'alto costo costituiscono i principali vincoli di applicabilità della tecnica del bioslurry. Particolarmente costosa risulta inoltre la fase di essiccamento del terreno fine. In presenza di terreni non omogenei e/o argillosi la biodegradazione nel reattore risulta complicata; è inoltre necessario prevedere un trattamento per le acque del processo che non possono essere riciclate (FRTR, 2002).

1.3 Trattamenti chimico-fisici in situ

1.3.1 Ossidazione chimica

Descrizione

L'ossidazione chimica in situ costituisce un'applicazione relativamente recente nel campo delle bonifiche ambientali in situ. L'ossidazione chimica in situ consiste nell'iniezione di una soluzione fortemente ossidante nel sottosuolo e nella falda, che, ossidando i composti organici, li trasforma in sottoprodotti meno tossici e/o più stabili. È un processo relativamente semplice, che non prevede rimozione del suolo o ulteriori trattamenti dei sottoprodotti. Forti ossidanti come l'ozono, il perossido di idrogeno o il permanganato di potassio vengono tipicamente iniettati in pressione in una miscela acquosa, in grado di operare una forte e violenta reazione ossidante in situ sugli idrocarburi in fase separata e residui presenti nel sottosuolo, mineralizzandoli fino ad ottenimento di anidride carbonica ed acqua. Tale tecnologia è particolarmente favorevole per i composti clorurati, poiché tale processo non ha come output il cloruro di vinile, tipico sottoprodotto iniziale della biodegradazione.

L'**ozono** può ossidare i contaminati direttamente o attraverso la formazione di radicali idrossilici; come il perossido, l'ossidazione con l'ozono risulta molto efficiente in ambiente a pH acido. L'ossidazione è estremamente veloce, con una cinetica quasi del primo ordine. Per le sue caratteristiche di elevata reattività e instabilità, l'O₃ è prodotto on site (FRTR, 2002).

Il **perossido di idrogeno**, in presenza di catalizzatori come gli ioni ferrosi, di un substrato organico e nelle condizioni di pH acido (compreso tra 2 e 4) forma una miscela detta

reagente di Fenton (FR): i composti più attivi di tale miscela sono i radicali ossidrillici, prodotti fortemente ossidanti, formati dalla reazione tra il perossido di idrogeno e lo ione ferroso (Basel et al., 2000).

Il **permanganato di potassio** ($KMnO_4$), relativamente più stabile e più persistente rispetto ai precedenti ossidanti citati, ossida i contaminanti direttamente senza la necessità di catalizzatori o di particolari condizioni di pH con una cinetica più lenta rispetto ai precedenti casi (40% più lenta rispetto ai FR); la lenta ossidazione permette però all'ossidante, che migra prima di reagire, attraverso il sottosuolo, una migliore distribuzione (Basel et al., 2000).

Applicabilità

Questa tecnologia è applicabile a suoli contaminanti da idrocarburi di origine petrolifera, BTEX, idrocarburi pesanti, idrocarburi clorurati, i PCB, gli IPA. L'efficienza dell'ossidazione è dettata dalle proprietà chimiche dei contaminanti stessi e dalla loro distribuzione, dagli ossidanti utilizzati, ma anche dalle caratteristiche del suolo, come pH, temperatura, permeabilità e presenza di materiale di natura organica.

L'ossidante più frequentemente usato e che ha effetto su un più ampio range è il reagente di Fenton: è, infatti, economico, rapido ed efficace per una vasta gamma di composti organici volatili e semivolatili, di idrocarburi di origine petrolifera, idrocarburi clorurati, PCB e IPA, senza limiti di concentrazione (NAVFAC; 1999). L'ossidazione all'ozono è invece applicata su a un range più ristretto di inquinanti, per i quali l'aggiunta di ossigeno potrebbe innescare una degradazione aerobica, per esempio per gli idrocarburi di origine petrolifera.

Dati necessari

L'ossidazione chimica in situ deve essere condotta facendo particolarmente attenzione principalmente a due aspetti: le reazioni chimiche e i processi di trasporto. Sono necessari test pilota per dimostrare l'applicabilità dell'ossidante alla contaminazione specifica, la domanda d'ossidante stesso, la capacità di trasporto attraverso il terreno e la sua efficienza d'ossidazione.

Sono inoltre da considerare gli effetti che l'ossidazione ha sul sistema: in tutte e tre le reazioni di ossidazione il pH può diminuire se il sistema non presenta una buona capacità

tampone, la produzione di colloidali potrebbe ridurre la permeabilità, potrebbero formarsi sottoprodotti tossici, sviluppo di gas e calore o perturbazioni biologiche (FRTR, 2002).

Limitazioni

I seguenti fattori possono limitare l'efficienza e l'applicabilità dell'ossidazione chimica:

- il consumo parallelo di ossidante da parte della componente organica della matrice suolo;
- in alcuni casi (ossidazione con ozono o perossido di idrogeno) sono necessarie particolari condizioni di pH acido;
- alcuni COC sono resistenti all'ossidazione.

1.3.2 Soil vapor extraction (SVE)

Descrizione

La SVE è una tecnologia operante in situ utilizzata per la bonifica della zona insatura del suolo. Mediante un sistema di pozzi viene applicato il vuoto in modo da indurre un flusso controllato di aria che porta con sé i composti volatili e alcuni semivolatili. Il SVE è realizzato in modo da poter modificare nel tempo i parametri di funzionamento: è infatti opportuno prevedere la possibilità di ridurre nel tempo le portate estratte, in quanto le concentrazioni di VOC progressivamente si riducono (Ducco, 2000).

Questo processo include un sistema per il trattamento dei gas estratti, costituito di solito da filtri a carbone attivo o da sistemi di termodistruzione o di condensazione criogenica; il gas trattato viene rilasciato in atmosfera o reiniettato nel sottosuolo. La valutazione di quale tecnologia sia più idonea è legata ovviamente ad aspetti tecnici ed economici: il trattamento su carboni attivi è molto diffuso, vista la sua semplicità e duttilità; il trattamento tramite combustione catalitica è applicato nei casi in cui siano presenti concentrazioni elevate di contaminante e quando l'ossidazione dello stesso permetta alla reazione di autosostenersi; il limite della condensazione criogenica è il costo dell'impianto e di esercizio per l'utilizzo di azoto liquido, che può tuttavia essere riutilizzato in siti industriali (Ducco, 2000; Nardella, 2001).

Oltre alla riduzione dell'inquinamento ottenuta per estrazione, la volatilizzazione del vapore presente nel suolo richiama nuova aria dalla superficie, favorendo in questo modo

anche i processi di degradazione biologica (in assenza di altri fattori limitanti), inoltre la depressione creata rende volatili quei contaminati presenti in fase adsorbita sulla matrice terreno, rendendoli disponibili a loro volta per essere estratti (Nardella, 2001).

Il SVE è stato oggetto di numerose modifiche e viene utilizzato insieme ad altre tecnologie che ne hanno ampliato le potenzialità (vedi Bioventing).

Applicabilità

La permeabilità del suolo ai gas è il parametro più significativo per l'applicabilità e la prestazione delle tecnologie di ventilazione del sottosuolo: esse trovano applicazione ideale in suoli di media permeabilità, né troppo permeabili per non incorrere nella cortocircuitazione del flusso, né troppo poco permeabili, altrimenti la circolazione del gas sarebbe limitata; sono note applicazioni fino ad 90 m di profondità (Kogut, 1994; FRTR, 2002).

È generalmente applicabile a composti la cui tensione di vapore sia almeno pari a 1 mm di Hg a 20 °C ed una costante di Henry superiore a 0.01 (tipicamente quelli presenti in una benzina), mentre per quanto riguarda il suolo, sono richieste conducibilità idrauliche dell'ordine di 10^{-3} - 10^{-2} cm/s.

Trova applicazione quindi nella rimozione dei composti volatili, alogenati e non, ed è impiegata nella bonifica della zona insatura di terreni di media permeabilità, con un contenuto di umidità < 50% (Nardella, 2001).

Dati necessari

Sulla base della conoscenza delle sostanze chimiche presenti, delle loro concentrazioni e della loro estensione nel sottosuolo, possono essere condotte prove pilota in sito al fine di valutare l'applicabilità del SVE e di definirne quindi il dimensionamento. Le prove pilota vengono realizzate utilizzando un pozzo di ventilazione, e in alcuni casi, pozzi di monitoraggio prossimi allo stesso, al fine di individuare eventuali disomogeneità nel sottosuolo.

Durante queste prove vengono misurati i parametri più significativi come la portata estratta, la depressione, la temperatura, le concentrazioni di VOC, CO₂ e O₂ e viene determinato il ROI (distanza alla quale si registra una depressione indotta pari ad almeno 0,1" H₂O) e il ROT (massima distanza alla quale l'aspirazione da un pozzo di

ventilazione induce ossigenazione nel sottosuolo, generalmente maggiore del ROI). Vengono così individuati il numero di pozzi di ventilazione necessari e definite le portate complessive di aria da estrarre dal sottosuolo e la relativa depressione.

Limitazioni

Suoli con permeabilità all'aria inferiori a 10^{-2} cm² (circa 0,1 darcy) non sono considerati idonei a trattamenti di ventilazione (Ducco, 2000); d'altro canto, suoli con un elevato contenuto di frazione umica o uno scarso contenuto di acqua sono caratterizzati da un'elevata capacità di adsorbire i composti organici, diminuendo l'efficacia della tecnologia (Nardella, 2001).

L'efficienza di rimozione inoltre, si riduce progressivamente passando da composti volatili a composti semivolatili; questa tecnologia, inoltre non rimuove gli olii pesanti, i metalli i PCB o le diossine (FRTR, 2002).

Inoltre, risulta tecnicamente sfavorevole l'applicazione del SVE nel caso in cui la soggiacenza della falda sia inferiore a 3 m. L'aspirazione, infatti, non permette di raggiungere buoni valori di ROI (Radius of Influence) e determina l'estrazione congiunta di una notevole quantità d'acqua (Ducco, 2000).

1.3.3 Solidificazione-stabilizzazione (ex situ & in situ)

Descrizione

L'obiettivo dei processi di inertizzazione, altrimenti detti di solidificazione/stabilizzazione, è di ridurre la mobilità dei contaminanti, prevenendo o limitando al minimo il loro trasferimento nell'ambiente. Nei processi di solidificazione, gli inquinanti vengono fisicamente legati o intrappolati in una matrice solida, mentre in quelli di stabilizzazione si provocano reazioni chimiche che trasformano l'inquinante in una specie meno mobile, riducendone la solubilità e la capacità di reagire chimicamente. I reattivi più comunemente utilizzati sono costituiti da varie combinazioni di cementi idraulici, calce, pozzolane, gesso e silicati. Il materiale legante reagisce chimicamente con i metalli contenuti nel suolo formando silicati insolubili ed idrati. Il materiale inertizzato risultante dal processo generalmente viene collocato in discarica, anche se sono state utilizzate nuove tecnologie che ne permettono il riutilizzo come materiale di riempimento per

l'edilizia o nella costruzione di strade. Tra i materiali che vengono usati, in questo caso, possiamo ricordare il bitume, lo zolfo-cemento, il polietilene e i silicati.

È un processo tipicamente realizzato ex situ, ma tecnologie di recente sviluppo consentono anche il trattamento in situ: in questo caso, il terreno viene miscelato con gli additivi durante la perforazione realizzata con trivelle che possono arrivare fino a 2 m di diametro. Per evitare la formazione di "aree morte", viene adottata la tecnica della sovrapposizione parziale delle perforazioni. È possibile spingere questo metodo di trattamento fino a profondità massime pari a 20 - 30 m (in relazione alla tipologia di terreno). La solidificazione completa del terreno richiede un tempo di maturazione di circa 28 giorni.

I processi di stabilizzazione/solidificazione sono generalmente applicati come trattamento unico, anche se spesso si utilizzano a valle di trattamenti più complessi che includono l'estrazione con solvente, il soil washing o la bioremediation (Nardella, 2001).

Applicabilità

Questa tecnologia è generalmente utilizzata per il trattamento di inquinanti inorganici, mentre la presenza di materiale organico può costituire un ostacolo alla buona riuscita del processo di inertizzazione (questa tecnologia è infatti limitata ai suoli con contenuto di materiale organico inferiore all'1%), sebbene si stiano sviluppando tecnologie in grado di trattare anche inquinanti organici (Bates et al., 1992).

Dati necessari

Test di laboratorio e test pilota devono essere effettuati al fine di selezionare la più adeguata miscela riducente/legante da aggiungere nel sito contaminato.

Devono essere tenute in considerazione caratteristiche come la granulometria del terreno, i limiti di Attenberg, il contenuto di umidità, le concentrazioni di metalli, il contenuto di solfati, la percentuale organica, la densità, la permeabilità (FRTR, 2002).

Limitazioni

I composti organici non sono generalmente trattabili, inoltre l'efficienza a lungo termine dell'applicazione di alcuni processi su particolari inquinanti non è stata ancora dimostrata.

Alcuni inquinanti possono implicare un aumento di volume del prodotto finale, fino a due volte quello del materiale iniziale; va inoltre verificata la stabilità del materiale nel tempo (Collivignarelli et al., 1992).

La solidificazione/stabilizzazione in situ può compromettere un eventuale riutilizzo futuro del suolo.

1.3.4 Separazione elettrocinetica

Descrizione

Attraverso processi elettrocinetici ed elettrochimici il sistema rimuove metalli e contaminanti organici da suoli poco permeabili, fanghi e sedimenti.

A tal scopo viene applicata una corrente elettrica a bassa intensità mediante elettrodi inerti (grafite, carbone, platino) o metallici provocando la mobilitazione delle specie ioniche per elettromigrazione ed elettroosmosi. Ioni metallici, lo ione ammonio e i composti organici carichi positivamente migrano verso il catodo; gli anioni, come i cloruri, cianuri, fluoruri, nitrati e i composti organici carichi negativamente migrano verso l'anodo. La corrente genera un fronte acido all'anodo e un fronte basico al catodo; la formazione di un ambiente acido in situ può incrementare la mobilitazione dei contaminanti metallici adsorbiti verso il catodo. Le specie non ioniche, organiche o inorganiche, vengono trasportate per elettroosmosi indotta dal flusso dell'acqua.

Gli elettrodi possono essere rigenerati attraverso la rimozione dei contaminanti accumulati agli elettrodi (attraverso resine a scambio ionico o per estrazione delle acque prossime agli elettrodi e successivo trattamento in superficie) oppure, senza effettuare alcuna rimozione, sfruttando il trasporto per elettroosmosi dei contaminanti che inverte periodicamente la polarità degli elettrodi (quest'approccio è applicato per i suoli contaminati da composti organici) (FRTR, 2002).

Applicabilità

Il sistema è applicato per metalli pesanti, anioni e composti polari, soprattutto in mezzi poco permeabili, generalmente saturi d'acqua (la massima efficienza si raggiunge per un contenuto di umidità compreso tra il 14 e 18 %). Le concentrazioni che possono essere trattate con questa tecnologia variano da pochi ppm a decine di migliaia di ppm.

Dati necessari

È necessario procedere con analisi preliminari e test pilota per poter ben definire il tipo di contaminazione, le caratteristiche del suolo in termini di conducibilità elettrica (contenuto di umidità, presenza di argille, permeabilità) e per determinare la spaziatura degli elettrodi.

Limitazioni

Disturbi alla circolazione della corrente e una conseguente inefficacia del sistema sono causati da strutture metalliche interrato e suoli molto eterogenei in termini di conducibilità elettrica. Inoltre, terreni che presentano una conducibilità elettrica molto elevata, come depositi minerari, rendono il processo inefficiente.

L'efficienza è notevolmente ridotta per terreni con contenuto di umidità < 10%; inoltre reazioni di ossidazione/riduzione possono produrre prodotti indesiderati (come, ad esempio cloro gassoso) (FRTR, 2002).

1.3.5 Soil flushing

Descrizione

Consiste nell'estrazione dei contaminanti dal terreno per mezzo di acqua o di specifiche soluzioni acquose di tensioattivi, elettroliti, cosolventi (per esempio alcool), iniettate o infiltrate attraverso pozzi, nella zona vadosa e/o nella zona satura, e successivamente recuperate attraverso pozzi di estrazione e trattate in superficie.

Generalmente la miscela con solvente è iniettata a monte dell'area contaminata; il solvente con gli inquinanti disciolti viene poi estratto a valle e trattato successivamente in superficie.

La separazione dei tensioattivi dal fluido recuperato per il riciclo rappresenta il maggior fattore di costo del processo di soil flushing: tale trattamento produce, infatti, fanghi e residui solidi, come carboni esauriti o resine a scambio ionico esaurite, che a loro volta devono essere appropriatamente smaltiti, così come le emissioni in atmosfera degli inquinanti volatili.

Fattore critico di tale processo è l'eventuale presenza di tracce di solvente nel terreno a fine del trattamento, aspetto che va valutato, caso per caso, in relazione al sito specifico.

Generalmente il soil flushing è un trattamento di breve-media durata.

Applicabilità

Con il soil flushing può essere trattata una vasta gamma di inquinanti, dagli inorganici, inclusi i radioattivi, ai VOC i SVOC, idrocarburi e pesticidi, ma può essere meno conveniente (dal punto di vista economico) se paragonata con altre tecnologie adatte a queste inquinanti. L'aggiunta di tensioattivi ambientalmente compatibili ha lo scopo di aumentare la solubilità di alcuni composti organici: i tensioattivi, infatti, sono agenti che possiedono due parti differenti chimicamente attive, una testa idrofila e una coda idrofobica, quindi sono solubili sia in acqua sia in olio. Questa proprietà permette agli agenti di aumentare notevolmente la solubilità dei LNAPL in acqua e, allo stesso modo, di ridurre la tensione superficiale tra il prodotto in fase separata e l'acqua.

I tensioattivi scelti per l'applicazione di questa tecnologia devono essere a bassa tossicità e devono avere caratteristiche di biodegradazione e minimo assorbimento sulla superficie minerale dell'acquifero. I cosolventi vengono utilizzati per migliorare la solubilità dei tensioattivi in acqua, in modo che la soluzione tensioattivo-LNAPL (microemulsione) abbia un valore di tossicità accettabile (<10 centipoise).

Dati necessari

Specifici test di fattibilità sono necessari per determinare l'efficienza di questo processo sul suolo considerato e la compatibilità del fluido di flushing con gli inquinanti in questione; dovrebbero quindi essere determinate le caratteristiche chimico-fisiche del suolo come la permeabilità, la struttura e tessitura, la porosità il contenuto di umidità, la presenza di TOC, la capacità di scambio cationico, il pH e la capacità tampone. Per quanto concerne i contaminanti, invece, tra le caratteristiche che vanno tenute in considerazione si ritrovano le concentrazioni, la solubilità, il coefficiente di ripartizione e il potenziale redox.

Limitazioni

I fattori che possono limitare l'applicabilità e l'efficienza del processo sono:

- bassa permeabilità o terreno eterogeneo;
- possibilità che i tensioattivi aderiscano al suolo diminuendone la sua porosità effettiva;
- reazioni tra il fluido di processo ed il suolo possono ridurre la mobilità degli inquinanti;

- è applicabile solo dove è possibile controllare la filtrazione del fluido di processo attraverso il terreno con i rispettivi contaminanti dilavati;
- i trattamenti di superficie del fluido di processo rappresentano una voce importante nell'economicità dell'intero processo.

Attualmente sono stati pochissimi i successi commerciali di questa tecnologia.

1.4 Trattamenti chimico-fisici ex situ

1.4.1 Soil-washing

Descrizione

È una tecnologia che utilizza acqua, talvolta con l'aggiunta di additivi, e processi meccanici per rimuovere gli inquinanti dai suoli. Il principio di funzionamento è basato su due meccanismi (US EPA, 1992; Marino 1997):

- la solubilizzazione-estrazione dell'inquinante che passa in fase acquosa per poi subire un trattamento finale;
- l'isolamento della frazione fine del suolo, cui generalmente si trova associato la maggior parte degli inquinanti sia organici sia inorganici.

In entrambi i casi, il risultato finale del processo è quello di separare e concentrare l'inquinante. Il suolo scavato viene inizialmente sottoposto ad un pretrattamento per eliminare le frazioni grossolane da quelle a granulometria più fine, quali le argille o le sostanze umiche, provocando una suddivisione del terreno in differenti livelli di contaminazione permettendo una notevole riduzione del volume del suolo effettivamente contaminato (Petruzzelli, 2000). Successivamente viene messo in contatto con la soluzione di lavaggio, costituita da acqua ed eventualmente additivi che facilitano l'estrazione degli inquinanti dal suolo.

Il suolo decontaminato viene quindi separato dal liquido, mentre quest'ultimo viene recuperato e riciclato; il riciclo degli eventuali additivi rappresenta una voce importante nell'economicità dell'intero processo (Nardella, 2001). I vari impianti impiegano diversi sistemi per facilitare la separazione delle frazioni fini del suolo e per ottimizzare il contatto

solido-liquido: vagli, idrocycloni, sedimentatori a pacchi lamellari, spirali, separatori gravitazionali a letto fluido o a spirale, dissabbiatori.

Applicabilità

Il soil-washing è una tecnologia sviluppata in piena scala, specie per la bonifica di suoli contaminati da metalli pesanti, e ha trovato maggiori applicazioni in Europa rispetto all'America; fa generalmente parte di un "treno di tecnologie" in cui è seguita da trattamenti di tipo chimico, biologico, termico o di stabilizzazione-solidificazione. Le potenzialità di bonifica sono piuttosto elevate, con impianti capaci di trattare 25 t/h di suolo, trattando una vasta gamma di inquinanti, dagli idrocarburi ai pesticidi e ai metalli pesanti (Nardella, 2001).

Parametro di importanza fondamentale è la relazione tra i contaminanti e la matrice del terreno. In linea di principio una notevole serie di contaminanti può essere trattata con il processo di lavaggio, ma l'efficienza che si riesce ad ottenere per un certo terreno dipende da un complesso insieme di caratteristiche chimiche e fisiche, specifiche per ogni sito, che derivano dalla composizione del terreno e dalla natura dei contaminanti. Ad esempio, per alcuni tipi di contaminanti quali i metalli pesanti è di importanza fondamentale la capacità di scambio cationico che individua l'insieme delle cariche negative sulle superfici del terreno in grado di trattenere gli elementi metallici con legami di natura elettrostatica. Sono da preferirsi pertanto terreni con bassa capacità di scambio cationico. I risultati migliori si ottengono nel caso di terreni contaminati di recente, poiché le fasi di adesione e compattamento aumentano nel corso del tempo.

Nel caso di composti volatili (VOC) il lavaggio mostra elevata efficienza di rimozione fino al 90-99% con l'uso di acqua senza alcun additivo. Esperienze condotte in terreni contaminati da composti semi volatili hanno dato efficienze inferiori che però possono essere aumentate in seguito all'aggiunta di tensioattivi all'acqua di lavaggio per favorire la separazione di questi composti e delle particelle cui sono legati. Risultati positivi sono ottenibili, con queste aggiunte, anche nel caso di contaminanti oleosi e di idrocarburi, si sono riscontrate rese fino al 90-98% (Petruzzelli, 2000).

Dati necessari

La caratterizzazione del sito è il primo e più importante passaggio per stabilire se è possibile impiegare questa tecnologia nel sito in esame; i dati di caratterizzazione più

impiegati sono la geologia e idrogeologia del sito, tipo di suolo e composizione, parametri chimici del terreno (pH, frazione di sostanza organica), estensione e distribuzione della contaminazione, concentrazione e variabilità degli inquinanti. In base alle conoscenze ricavate dalla caratterizzazione, si possono impostare test di trattabilità per prevedere un bilancio di massa e in modo da comprendere le necessità del processo e prevederne i costi.

Limitazioni

L'applicazione del soil washing può essere limitata dal contenuto di limi e argille nel terreno, che provocano difficoltà nelle operazioni di separazione solido/liquido (non è indicato per terreni con percentuale fine (<0,06 mm) maggiore del 20%). Si può dire in termini generali che quanto è più elevata la percentuale di sabbia e di materiale grossolano, tanto più efficace sarà il processo di lavaggio. Anche la densità specifica delle particelle è molto importante; infatti, mediante differenze in questa grandezza è possibile ottenere dei buoni risultati di separazione, perché da essa dipende la velocità di sedimentazione, che è molto importante nei processi di soil washing.

Un altro fattore limitante può essere rappresentato dal contenuto di sostanze umiche che offrono un notevole numero di siti adsorbenti per diversi contaminanti organici ed inorganici (Petruzzelli, 2000).

La presenza di miscele complesse (ad esempio metalli con organici) rende difficile programmare un efficace schema di lavaggio, in questo caso sarebbe meglio procedere in più step.

È inoltre necessario prevedere trattamenti per l'acqua di processo che non viene reimpressa nel ciclo.

1.4.2 Chemical extraction

Descrizione

L'uso di "estraenti" consente di separare con elevate efficienze gli inquinanti dai terreni, permettendo di ridurre considerevolmente il volume di materiale inquinato da trattare.

Il suolo scavato viene pretrattato per eliminare i materiali grossolani, quindi subisce il vero e proprio processo di estrazione al quale segue la separazione solido-liquido, generalmente per mezzo sia di processi meccanici sia termici. Possono essere impiegati,

come sostanze estraenti, acidi, per esempio acido idrocloridrico, se in presenza di metalli pesanti, o solventi se in presenza di contaminazione organica. L'ottenimento di un refluo inquinato quanto più possibile concentrato è decisivo sull'economicità del processo (Kogut, 1994). La soluzione estraente viene recuperata e rigenerata attraverso precipitazione o per distillazione; l'inquinante, ottenuto in forma concentrata, viene inviato a un trattamento finale di incenerimento o di inertizzazione.

Applicabilità

Esistono processi sviluppati in piena scala che differiscono tra loro per il tipo di estraente impiegato, il tipo di apparecchiature utilizzate e la procedura seguita..

L'estrazione chimica è una tecnologia generalmente utilizzata in combinazione con altri metodi di bonifica quali la bioremediation, la solidificazione/stabilizzazione, l'incenerimento o la vetrificazione. Gli impianti in piena scala arrivano a trattare 20 t/h di suolo.

L'estrazione con solventi si è dimostrata efficace nella rimozione di una vasta gamma di inquinanti organici, dai PCB ai VOC, gli organoclorurati agli idrocarburi e ai pesticidi, ed è stata impiegata per trattare suoli, sedimenti, detriti di perforazione, rifiuti di raffineria e di varie industrie chimiche. L'estrazione acida è indicata invece per il trattamento di suoli contaminati da metalli pesanti.

Dati necessari

Le proprietà del terreno che dovrebbero essere tenute in considerazione, riguardano la granulometria, la tipologia di suolo, il pH, il coefficiente di ripartizione, la capacità di scambio cationico, il contenuto organico, il contenuto di umidità, la presenza di metalli, la presenza di volatili.

Limitazioni

Alcuni processi sono limitati dal contenuto di umidità della matrice solida e da granulometrie fini; terreni argillosi limitano notevolmente l'efficienza di estrazione richiedendo tempi più lunghi. Dal momento che tracce di solvente possono rimanere nel terreno alla fine del trattamento, la tossicità è un importante fattore nella sua scelta; nel caso di estrazione chimica bisognerebbe prevedere un trattamento di neutralizzazione dei residui acidi

1.4.3 Solidificazione/stabilizzazione

Vedere solidificazione/stabilizzazione in situ

1.5 Trattamenti termici in situ

1.5.1 Estrazione strippaggio con vapore

Descrizione

Definito in letteratura tecnica internazionale *hot air/steam stripping*, da non confondersi con l'estrazione sottovuoto, il processo consegue la rimozione di contaminanti volatili e semivolatili, presenti sia al di sopra che al di sotto del livello di falda, tramite iniezione di vapore nel terreno a temperature variabile tra 150 °C e 230 °C (Andreottola et al., 2000; EPA 1991A) attraverso pozzetti di immissione posti lungo il perimetro dell'area contaminata. Il vapore iniettato, venuto a contatto con il terreno, si condensa, mentre il terreno medesimo viene progressivamente riscaldato fino a raggiungere la temperatura del vapore; si forma allora il cosiddetto "fronte di vapore" che, avanzando orizzontalmente nel sottosuolo, volatilizza i contaminanti incontrati lungo il percorso e li veicola verso un pozzo di estrazione installato all'interno della zona inquinata.

La velocità di spostamento della miscela di vapore e contaminanti gassosi dipende dalla porosità del suolo, dal contenuto d'acqua, dalla distanza tra punto di iniezione e punto di assorbimento e dal gradiente di pressione tra gli stessi. Quando la miscela raggiunge il punto di prelievo, se ne inizia l'estrazione (tramite pompa a vuoto): la miscela così estratta viene preliminarmente raffreddata in un condensatore. I vapori non condensabili vengono quindi trattati in filtri a carbone attivo; il condensato liquido, insieme alle acque direttamente emunte, è invece inviato ad una unità di separazione per estrarre i composti oleosi, che presentando un contenuto d'acqua inferiore all'1% possono essere riciclati o utilizzati come combustibile in un inceneritore; la soluzione acquosa rimanente è infine sottoposta a trattamenti avanzati (filtrazione, strippaggio con aria, adsorbimento su carboni attivi) (Andreottola et al., 2000).

Applicabilità

Lo strippaggio con vapore si applica a tutti i tipi di inquinanti vaporizzabili, come idrocarburi aromatici e policiclici aromatici, oli minerali vari, ed idrocarburi alogenati con

punto di ebollizione compreso tra 100 e 250 °C (anche alcune sostanze inorganiche, quali NH₃, H₂S ed Hg, hanno pressione di vapore sufficientemente alta per poter essere rimosse con efficacia mediante questo processo (van der Ven, 1991). Sono fattibili efficienze di rimozione superiori al 99%, soprattutto in presenza di terreni uniformi e permeabili, quali quelli sabbiosi.

Questa tecnologia di bonifica consente:

- di ridurre drasticamente i volumi di fluido liquido captati dai pozzi di estrazione rispetto ai sistemi tradizionali di *pump & treat*
- di riciclare la frazione oleosa dei contaminanti, separata e concentrata in superficie
- di sterilizzare completamente il terreno in situ dalla comunità biotica
- di operare a temperature più basse rispetto alle tecniche di termodistruzione, così che il quantitativo di combustibile utilizzato per la produzione di vapore risulta inferiore a quello del combustibile ausiliario comunemente adoperato in un inceneritore (Andreottola et al., 2000).

Dati necessari

Le principali caratteristiche da considerare riguardano il grado d'estensione superficiale e verticale della contaminazione, le concentrazioni degli inquinanti, la profondità della falda e le proprietà del suolo (composizione, struttura permeabilità, e contenuto di umidità).

Limitazioni

La pressione di iniezione non deve essere troppo elevata da causare la fessurazione del terreno, con la conseguente creazione di cortocircuiti.

Efficienze di rimozioni considerevolmente inferiori possono invece verificarsi in presenza di suoli eterogenei, argillosi-limosi, o in caso di basse concentrazioni di partenza del contaminante (ordine di grandezza ≤ 10 mg/kg). L'efficienza di tale tecnologia dipende in ogni caso dalla pressione di vapore dei contaminanti in gioco.

Tale tecnologia prevede inoltre la necessità di trattamento dei vapori non condensabili e della soluzione acquosa rimanente, con un incremento considerevole dei costi.

1.5.2 Riscaldamento a radio frequenze

Descrizione

Il riscaldamento del terreno è ottenuto mediante energizzazione con onde elettromagnetiche nel campo delle frequenze radio. La selezione della banda ottimale di frequenza viene effettuata sulla base delle proprietà dielettriche del terreno, della profondità di contaminazione, del volume totale da trattare (EPA, 1995). È comunque compresa generalmente nell'intervallo da 6,78 MHz a 2,45 GHz. L'energia elettromagnetica viene trasmessa mediante una serie di elettrodi infissi in pozzetti trivellati nel terreno e connessi a un trasmettitore di onde radio. In alternativa all'applicazione di onde elettromagnetiche è possibile ottenere risultati paragonabili mediante l'energizzazione diretta con elettrodi alimentati con corrente alternata (Andreottola et al., 2000).

I vapori contaminati prodotti, possono essere direttamente aspirati tramite gli elettrodi medesimi, ovvero migrare liberamente fino al p.c., e qui essere captati e contenuti da una cappa posta a protezione della zona di trattamento. La miscela di vapori estratta viene poi avviata a un condensatore; il condensato liquido viene quindi opportunamente trattato, così come i vapori incondensabili prima del loro rilascio in atmosfera.

Le temperature raggiunte nel suolo variano tra 100 e 300 °C, in funzione delle sue caratteristiche, della durata dell'energizzazione e dell'intensità dell'applicazione (Zagaroli et al., 1993). Il riscaldamento sopra i 100 °C incrementa la mobilità dei contaminanti organici nei terreni argilloso-limosi per diverse ragioni: incremento della pressione di vapore del contaminante; riduzione della viscosità del contaminante con conseguente aumento della sua mobilità; incremento della permeabilità effettiva del terreno in seguito al rilascio di contaminanti e di vapor d'acqua.

Tale processo è autolimitante: una volta riscaldato ed essiccato il terreno, la corrente si interrompe (FRTR, 2002).

Applicabilità

I rendimenti di rimozione conseguibili con tale tecnologia sono influenzati dalla natura dei contaminanti, dal grado d'omogeneità del terreno, dalla sua permeabilità; i migliori risultati si ottengono in suoli prevalentemente sabbiosi (Zagaroli et al., 1993). La tecnologia è stata momentaneamente applicata a terreni contaminati da cherosene e solventi clorurati,

in scala di laboratorio e pilota (de Fraja Frangipane et al., 1994). Alcune prove dimostrative in campo realizzate negli Stati Uniti, hanno ad esempio condotto, dopo appena 12 giorni di trattamento ad una temperatura di 150-160 °C, ad una riduzione del 99% dei composti aromatici ed alifatici volatili, del 94% di quelli alifatici semivolatili, e nuovamente del 99% per quelli aromatici semivolatili (Andreottola et al., 2000).

Dati necessari

Le principali caratteristiche da considerare riguardano il grado d'estensione superficiale e verticale della contaminazione, le concentrazioni degli inquinanti, la profondità della falda e le proprietà dielettriche del terreno (composizione, grado d'omogeneità, struttura, permeabilità, e contenuto di umidità).

Limitazioni

I rendimenti di rimozione conseguibili sono influenzati dalla natura dei contaminati, dal grado di omogeneità del terreno, dalla sua permeabilità. Tale tecnologia prevede la necessità di trattamento dei vapori non condensabili e della soluzione acquosa rimanente, con un incremento considerevole dei costi.

1.5.3 Vetrificazione

Descrizione

Il processo di vetrificazione è basato sul riscaldamento del terreno, attraverso l'applicazione di una corrente elettrica, ad una temperatura generalmente compresa nell'intervallo 1600-2000 °C, che comporta l'iniziale fusione del suolo, seguita poi da un rapido raffreddamento conducente alla formazione di un monolite amorfo e non cristallino.

Si utilizzano quattro elettrodi, generalmente di molibdeno o grafite e con lunghezza massima di 6 m (in funzione della resistività del suolo), a questi viene applicata una differenza di potenziale di circa 4000 V (McCoy and Associates, Inc., 1993). La corrente circolante nello strato di grafite e vetro, riscalda progressivamente il terreno immediatamente sottostante, portandolo alla fusione; questa porzione di suolo fuso, in quanto conduttiva, favorisce il trasferimento di corrente e calore alle zone adiacenti, e quindi, in ultima analisi, la graduale espansione orizzontale e verso il basso del fronte di

fusione (generalmente la massa fusa si espande oltre gli elettrodi fino a raggiungere una larghezza maggiore, anche del 50%, del loro distanziamento).

Non appena questo raggiunge la profondità desiderata si sospende l'applicazione della differenza di potenziale agli elettrodi.

Il riscaldamento del terreno determina, inizialmente, la volatilizzazione e la successiva pirolisi dei composti organici originariamente presenti. I prodotti della pirolisi migrano quindi lentamente verso l'alto; alcuni si dissolvono nella massa fusa di terreno (che è altamente viscosa), la quota parte restante giunge invece in superficie, dove, a contatto con l'ossigeno atmosferico, viene ossidata con la conseguente rimozione dei contaminanti organici. È opportuno che le emissioni gassose vengano raccolte da un'ampia cappa cilindrica (da disporre sopra l'area di processo e con diametro in genere pari a tre volte la distanza tra gli elettrodi) e quindi avviate ad una linea depurazione fumi (comprendente operazioni unitarie di raffreddamento, depolverazione per via umida, separazione delle gocce, filtrazione delle polveri, adsorbimento su carboni attivi) (Andreottola et al., 2000).

Allo stato attuale delle esperienze condotte, si possono segnalare i seguenti vantaggi della vetrificazione in situ (Zagaroli et al., 1993):

- assenza delle fasi di escavazione, pretrattamento e rideposito del terreno;
- minimizzazione del rischio degli operatori ai contaminanti;
- elevate rese di termodistruzione dei contaminanti organici e di immobilizzazione (senza pericolo di lisciviazione a lungo termine) di quelli inorganici;

Applicabilità

Originariamente sviluppato per l'immobilizzazione di rifiuti a bassa radioattività, questo processo è stato sperimentato con successo per il trattamento di terreni contaminati da sostanze organiche ed inorganiche (de Fraja Frangipane et al., 1994).

Esperienze condotte su scala pilota e reale hanno evidenziato velocità di fusione dell'ordine di 4-6 t/h, cui corrisponde una velocità di avanzamento del fronte di fusione di 2,5-5 cm/h (EPA, 1990; McCoy and Associates, Inc., 1990, 1993; La Grega et al., 1994).

Il processo di vetrificazione può trattare efficacemente i contaminanti organici nel terreno che vengono, infatti, termodistrutti con rese elevate, gli inquinanti inorganici, invece,

vengono in buona parte immobilizzati all'interno della massa vetrosa, ad eccezione di una frazione che volatilizza alla temperatura di processo (come ad esempio il mercurio, che viene, infatti, completamente trasferito in fase gassosa e deve essere quindi rimosso nella linea trattamento fumi).

Dati necessari

Le principali caratteristiche da considerare in un'analisi preliminare riguardano principalmente le proprietà del suolo come la granulometria, i limiti di Attenberg, il contenuto di umidità; la concentrazione di metalli, presenza di solfati, pH, contenuto di alcali nel suolo come gli ossidi di sodio o potassio (è necessario un contenuto di almeno l'1,4% in peso per poter vetrificare)

Limitazioni

La vetrificazione in situ comporta un effetto di subsidenza superficiale del volume di terreno trattato: delle tre fasi originariamente compresenti nel suolo, soltanto quella solida viene, infatti, a costituire la massa in fusione, mentre la liquida e aeriforme vengono eliminate per emissione gassosa in superficie, con una riduzione netta del volume di terreno stimabile intorno al 20-40% (McCoy and Associates, Inc., 1990).

Il processo di vetrificazione può essere notevolmente influenzato dalla presenza dell'acqua di falda (nel caso di risanamento di terreni saturi) e di pezzi metallici interrati (Chiesa, 1994). In genere in acquiferi poco permeabili, la velocità di vetrificazione è maggiore di quella del flusso dell'acqua, e perciò il trattamento può avvenire senza difficoltà, essendo impedito all'acqua proveniente da monte di "rimpiazzare" quella già vaporizzata nella zona di trattamento; se, infatti, l'avanzamento del fronte di fusione avviene a una velocità di 2,5-5 cm/h, un terreno con una conducibilità idraulica di 10^{-5} - 10^{-9} cm/s può essere facilmente verificato. Un limite massimo della permeabilità può essere fissato in 10^{-4} cm/s (Shearer, 1991), al di sopra del quale si deve intervenire con opportuni interventi (pompaggio, diaframmi di isolamento) per limitare il flusso di acqua di falda, e consentire quindi la vetrificazione. La presenza di pezzi metallici nel sottosuolo può invece creare una via preferenziale per il passaggio di corrente elettrica.

Allo stato attuale delle esperienze condotte, si possono segnalare i seguenti svantaggi della vetrificazione in situ (Zagaroli et al., 1993):

- elevati consumi di energia elettrica

- notevole influenza dell'umidità del suolo sui costi e tempi di trattamento (aumento del consumo di energia e della produzione di fumi);
- necessità di un suolo dalle caratteristiche adeguate, quali una sufficiente quantità di ossidi di silice e d'alluminio per garantire una buona vetrificazione;
- difficoltà di verifica del grado di uniformità di vetrificazione del monolite e quindi del livello di immobilizzazione dei contaminanti inorganici, nonché di controllo della profondità di trattamento di progetto.

1.6 Trattamenti termici ex situ

1.6.1 Incenerimento

Descrizione

Il materiale contaminato, ridotto a preliminarmente ad una granulometria uniforme, mescolato, stabilizzato ed eventualmente anche preriscaldato, viene alimentato a un bruciatore dove avviene la volatilizzazione e l'ossidazione dei composti organici a 870-1200 °C in presenza di ossigeno. Spesso è necessario alimentare il bruciatore con combustibile ausiliario sia per innescare, sia per mantenere la combustione. Esistono diverse tipologie di bruciatori:

- bruciatore a letto circolante: opera a temperature relativamente basse (780-870 C) in condizioni di mescolamento totale, favorendo un'uniforme distribuzione della temperatura e riducendo in questo modo sia i costi sia le emissioni di gas quali NO_x e CO;
- combustione a infrarosso (IR): il materiale è alimentato mediante un nastro trasportatore in una camera di combustione dove è sottoposto a una radiazione IR arrivando ad oltre 1000 C; un sistema di aerazione garantisce l'uniformità del riscaldamento;
- forno rotante: è la configurazione più usuale, costituita da un cilindro che ruota su se stesso con una leggera inclinazione; opera fino a temperature di circa 1000 C.

- sistema al plasma: la camera di combustione è costituita da un cilindro rotante, contenente all'interno una torcia al plasma che una volta raggiunta una temperatura tipica di 1600 C, causa la fusione delle particelle di terreno;
- vetrificazione in focolare a ciclone: l'unità di termodistruzione è costituita da un cilindro ad asse orizzontale, laddove l'aria di combustione viene iniettata, preriscaldata a 420 °C, tangenzialmente alle pareti cilindriche e il terreno contaminato, alimentato al centro della fornace, viene fuso ad una temperatura di 1500 °C.
- pirolizzatore elettrico: consiste in una camera ad alta temperatura, ove il terreno – alimentato a gravità – viene riscaldato per via elettrica in modo da rilasciare i contaminanti organici volatili; gli elettrodi di riscaldamento generano una temperatura intorno ai 2000 °C. (Brunner, 1990; Ghezzi, 1992).

In alcune di queste tipologie impiantistiche (inceneritore a letto circolante, a forno rotante, ad infrarosso) la decontaminazione per via termica si ottiene dapprima mobilizzando l'inquinante (principalmente organico) facendolo passare in fase vapore, quindi termodistruggendolo con processi vari (di pirolisi, di combustione) (Ghezzi, 1992). Entrando nello specifico dei diversi contaminanti, può dirsi che (Acaia et al., 1990; de Fraja Frangipane et al., 1994):

- il riscaldamento del terreno determina innanzitutto l'evaporazione del contenuto d'umidità e degli idrocarburi volatili;
- a temperature più alte (superiori a 300 °C), si ha invece la volatilizzazione degli idrocarburi più pesanti o la loro degradazione per pirolisi (300-600 °C);
- alcuni composti inorganici, come i cianuri complessi o i solfuri, possono essere decomposti in prodotti volatili per riscaldamento (a partire da 400 °C), ovvero per ossidazione (per esempio dello zolfo, appunto ossidato ad anidride solforosa).

L'evaporazione seguita dall'ossidazione in fase gassosa, è il più importante meccanismo nel trattamento termico dei terreni contaminati da idrocarburi alifatici, benzeni alchilici ed idrocarburi policiclici aromatici. Si osservi però che, se la temperatura di esercizio si limita a poche centinaia di gradi centigradi, il trattamento di terreni contaminati da inquinanti organoclorurati può causare la decomposizione di questi ultimi in composti aromatici

clorurati gassosi come le policlorodibenzodiossine; la temperatura deve dunque essere elevata fino a 1000 -1200 °C, ogni qualvolta si presenti tale rischio (Zagaroli et al., 1993).

Le altre tipologie impiantistiche (sistema al plasma, vetrificazione in focolare a ciclone, pirolizzatore elettrico), non ancora disponibili a livello commerciale, determinano oltreché l'evaporazione e la successiva termodistruzione degli inquinanti essenzialmente organici, addirittura la fusione del terreno alimentato, il quale una volta raffreddato, assume la consistenza di materiale vetrificato con efficacemente immobilizzati al suo interno i contaminanti inorganici.

In ogni caso, qualunque sia la soluzione impiantistica adottata, in uscita al bruciatore occorrono dei sistemi di trattamento dei gas, di abbattimento del particolato e di neutralizzazione degli acidi (HCl, NO_x e SO_x).

Applicabilità

L'incenerimento è utilizzato soprattutto per il trattamento di suoli contaminati da composti organici (idrocarburi alifatici, aromatici policiclici, benzeni alchilici, alogenati volatili e non, policlorobifenili) e cianuri complessi, indipendentemente dalla natura dei terreni medesimi; per gli inquinanti organici, si raggiungono efficienze di distruzione superiori al 99,9% (EPA 1991B). Se tra gli inquinanti sono presenti anche i metalli, nel caso che essi siano volatili (per esempio Hg, As, Pb, Cd), è necessario separarli dai gas esausti, adottando tipologie di impianto (elettrofiltri e filtri a manica) con buoni rendimenti nel campo delle granulometrie più fini e contemporaneamente drastici raffreddamenti del gas da trattare (tali da causare la condensazione dell'acqua); nel caso invece di metalli pesanti, è necessario inertizzare le ceneri prodotte. La presenza di metalli alcalini può portare alla formazione di ceneri basso-bollenti che creano inconvenienti sporcando le linee dei gas.

Dati necessari

Oltre a informazioni circa i contaminati e le loro concentrazioni, per meglio adattare il trattamento termico al suolo specifico, è necessario valutare altri fattori quali il contenuto di umidità, la tipologia di suolo, la temperatura di fusione del suolo, la granulometria (è richiesto, infatti, un'analisi granulometrica, per stimare la produzione di polveri e poter quindi progettare un adeguato sistema di rimozione del particolato fine) (FRTR, 2002).

Limitazioni

Gli svantaggi dei trattamenti di termodistruzione sono così delineabili:

- sono tecnologie complesse con elevati costi di impianto e di gestione;
- possono formarsi composti organoclorurati nel corso della degradazione degli inquinanti organici;
- gli impianti tradizionali (quelli cioè in assenza della fusione del terreno contaminato) non risolvono il problema dei metalli pesanti ad elevato punto di ebollizione;
- il terreno decontaminato non può essere utilizzato a fini agronomici.

1.6.2 Desorbimento termico

Descrizione

In questa tecnologia il materiale inquinato, suolo, sedimento o rifiuto, viene liberato delle componenti più grossolane, (superiori ai 4 cm) al fine di evitare la limitazione nell'efficienza di processo per problemi di incrostazioni (caking) (EPA, 1991B), e quindi inviato al desorbitore, generalmente costituito da un forno rotante o da un sistema a coclea riscaldata. La temperatura, il tempo di residenza e il grado di vuoto nell'unità di desorbimento sono tali da consentire la separazione dell'acqua e degli inquinanti, ma non da provocare processi di ossidazione termica.

Il calore necessario al desorbimento può essere fornito essenzialmente in tre modi diversi:

- con una fiamma posizionata direttamente sulla superficie del materiale contaminato; in questo caso alcuni composti possono subire un'ossidazione termica;
- con un bruciatore che riscalda preventivamente il gas di trasporto che poi viene inviato nel desorbitore, dove avviene il trasferimento di calore al materiale contaminato;
- per riscaldamento indiretto del desorbitore, all'interno del quale viene mantenuta un'atmosfera inerte.

I gas in uscita dall'unità di desorbimento vengono sottoposti alla rimozione del particolato (che risulta in notevole quantità per i terreni limosi o argillosi, soprattutto nei sistemi

cosiddetti a riscaldamento diretto); si possono a tal scopo utilizzare depolveratori centrifughi, filtri a sacco, depolveratori ad umido (Giugliano, 1992). I contaminanti volatili veicolati da questi gas, possono invece essere combusti in un'unità di post-combustione, separati tramite un sistema a carboni attivi, o recuperati attraverso una unità di condensazione.

Rispetto ai trattamenti di termodistruzione, il processo di desorbimento termico presenta i seguenti vantaggi (Velazquez & Nielson, 1990; EPA 1991A):

- non avvenendo, nell'unità di desorbimento, la distruzione (per ossidazione) dei contaminanti, la tecnologia è esente da quelle problematiche di processo ricorrenti nei trattamenti di termodistruzione (emissioni di policlorodibenzodiossine – PCDD, e policlorodibenzofurani – PCDF), legate alla possibile combustione incompleta degli inquinanti;
- il terreno decontaminato conserva ancora delle proprietà organiche e chimiche tali da consentire anche il riutilizzo agronomico;
- sono ridotte le dimensioni del sistema depurazione fumi;
- i costi di trattamento risultano inferiori.

Il desorbimento termico è spesso utilizzato in combinazione con il soil-washing, l'inertizzazione o l'incenerimento. Il tempo di trattamento di un caso tipo di 20000 t è inferiore a quattro mesi.

Applicabilità

A seconda della temperatura alla quale viene condotto il trattamento, si distinguono il desorbimento termico a bassa o ad alta temperatura. Nel primo caso le temperature operative sono comprese tra 90 e 320 °C, valori sufficienti nel caso di inquinamento da idrocarburi; il suolo bonificato conserva la propria struttura fisica e in una certa misura il proprio contenuto di sostanze umiche. Nel secondo caso si opera tra 320 e 560 °C, generalmente in combinazione con processi d'incenerimento, solidificazione/stabilizzazione o dechlorurazione.

Il desorbimento termico a bassa temperatura ha come principale obiettivo i composti organici volatili non alogenati e i combustibili; quello ad alta temperatura è applicato alla rimozione dei composti organici semivolatili, dei composti policiclici aromatici, dei

policlorobifenili, dei pesticidi e dei metalli volatili (come mercurio ed arsenico, inoltre la presenza di cloro può favorire significativamente la vaporizzazione di alcuni metalli quali il piombo (EPA 1991A, EPA 1991B).

Nelle diverse applicazioni statunitensi, sono stati generalmente conseguiti rendimenti di rimozione superiori al 99% per i PCB, compresi tra il 93 e 99,9% per i composti aromatici, e tra il 77 ed il 99,9% per gli idrocarburi policiclici aromatici (EPA 1991B).

I sistemi utilizzati per il trattamento del desorbimento termico sono facilmente trasportabili con adatti autoarticolati, l'aria d'impianto complessivamente occupata è comunemente non superiore a 15m x 45m.

Dati necessari

Oltre a informazioni circa la tipologia di contaminanti e le loro concentrazioni, è necessario valutare altri fattori come ad esempio il punto di ebollizione dei vari contaminanti presenti, e determinare le efficienze di rimozione al variare di temperatura, tempi di residenza e grado di vuoto nell'unità di desorbimento.

Per quanto concerne invece il suolo è importante prendere in considerazione caratteristiche come il contenuto di umidità e la granulometria (è richiesto, infatti, un'analisi granulometrica, per stimare la produzione di polveri e poter quindi progettare un adeguato sistema di rimozione del particolato fine) (FRTR, 2002).

Limitazioni

Il processo è inefficace per la rimozione di contaminanti inorganici, avendo un punto di ebollizione generalmente molto elevato.

Un'elevata umidità del terreno contaminato in immissione all'impianto di desorbimento, comporterebbe l'utilizzo di una quota parte dominante di calore di riscaldamento per l'evaporazione dell'acqua interstiziale, con la conseguenza di un tasso ridotto di volatilizzazione degli inquinanti; occorrerebbe quindi, in questa eventualità, ricircolare il terreno in testa all'unità di desorbimento, incrementando il consumo di combustibile di processo (de Fraja Frangipane et al., 1994).

Il pH del suolo contaminato non deve essere troppo elevato (cioè >11), né troppo basso (cioè <5), per evitare problemi di corrosione alle componenti del sistema.

In presenza di terreni argillosi-limosi, si evidenzia un incremento di produzione di particolato fine nei gas in uscita dall'unità di desorbimento, con un impatto sull'applicabilità e/o sui costi del sistema.

1.7 Impermeabilizzazione superficiale (capping)

Descrizione

Tale intervento di messa in sicurezza permanente, consiste in un'impermeabilizzazione superficiale con un'adeguata rete di raccolta delle acque meteoriche, direttamente in situ (con miscele cementizie, manti bituminosi a granulometria molto fine..) per impedire che i composti presenti nel sottosuolo possano venire in contatto con le acque d'infiltrazione meteorica e possano essere lisciviati fino a raggiungere la falda freatica sotterranea.

Si tratta quindi di un intervento che non rimuove il contaminante presente nel sottosuolo ma lo "mette in sicurezza".

Il materiale mobilitato si limita normalmente allo scotico superficiale, con piccole quantità di terreno da inviare alle discariche autorizzate (minimizzando quindi i rischi derivanti dalla dispersione di polveri): l'intervento è quindi veloce e relativamente poco costoso (sono praticamente nulli i costi di esercizio e manutenzione successivi all'intervento).

Applicabilità

L'impermeabilizzazione superficiale può essere temporanea o definitiva: l'impermeabilizzazione temporanea può essere impiegata per minimizzare l'infiltrazione dell'acqua nello strato contaminato nei casi in cui è previsto un futuro trattamento di bonifica più efficace.

Questa tecnologia può essere applicata soprattutto nei casi di vasta contaminazione, casi in cui le altre tecniche che prevedono l'escavazione del terreno, risultano impraticabili.

Dati necessari

Per verificare l'idoneità del suolo a tale tecnologia, vanno effettuati molti test di laboratorio che ne verifichino la stabilità, come le analisi delle granulometrie, la determinazione dei limiti di Atterberg, le caratteristiche di compattazione, la resistenza alle forze di taglio, la conducibilità idraulica

Limitazioni

La copertura superficiale non riduce la massa, la tossicità, o la mobilità dei contaminanti, ma ne mitiga la migrazione. La copertura non può comunque impedire il flusso orizzontale dell'acqua attraverso il suolo, ma soltanto quello verticale superficiale. Devono inoltre essere adottate misure cautelative per impedire la rottura della copertura

1.8 Conferimento ad impianto di smaltimento

Descrizione

Prevede la classificazione del materiale scavato ed il suo conferimento ad idoneo impianto di smaltimento, secondo la vigente normativa nazionale e/o regionale. Nel caso di terreni contaminati da idrocarburi, è usuale la possibilità di conferimento a discariche di II Categoria tipo B, così come definite dalla Deliberazione del Comitato Interministeriale del 27/07/1984.

L'asportazione dei terreni contaminati avviene, di norma, attraverso la realizzazione delle seguenti operazioni:

- scavo mediante escavatore: durante le operazioni di scavo viene realizzata una preliminare selezione in base alle evidenze organolettiche in modo da consentire una separazione qualitativa delle frazioni con evidenze di contaminazione da quelle apparentemente inerti;
- stoccaggio in cumuli presso aree predisposte;
- caratterizzazione dei cumuli, realizzata mediante campionamento del terreno e successiva caratterizzazione di laboratorio;
- carico dei terreni contaminanti su autocarri, trasporto e smaltimento presso una discarica esterna autorizzata.

Dopo la verifica della qualità del fondo scavo si procede al ripristino delle condizioni originali del sito. I terreni provenienti dai cumuli non contaminati potranno essere utilizzati per il riempimento degli scavi. Il completo ritombamento e ripristino delle aree di scavo sarà realizzato mediante posa di inerti provenienti da cave di prestito; in caso di profondità superiori ai 3 m. sono necessari interventi di stabilizzazione degli scavi.

Applicabilità

L'escavazione e il successivo conferimento a discarica è applicabile, di norma, a tutto lo spettro dei contaminanti e dei suoli esistenti, ma è da valutare caso per caso la convenienza economica.

Dati necessari

Va considerata l'estensione della contaminazione, in termini di volumi e profondità.

Limitazioni

Tale soluzione, di semplice realizzazione, elimina definitivamente la sorgente secondaria di contaminazione, rendendo però necessaria la rimozione delle strutture che si trovano sopra il nucleo contaminato.

In caso di volumi elevati, risulta difficile individuare impianti di smaltimento autorizzati in grado di ricevere i terreni contaminati, oltre che economicamente svantaggioso.

2 BIBLIOGRAFIA

Acaia C., Andreottola G., de Fraja Frangipane E. (1990) "Criteri per il recupero di aree contaminate – Inquinamento e protezione dell'ambiente: fenomenologia e prevenzione". XXXVII Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Andreotti G., Belfiore G. (1997) Il caso Trecate: situazione, interventi, risultati.

Andreottola G., Bertanza G (2000) "Trattamenti termici dei terreni contaminati", Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Barbafieri M. (2000) "Applicabilità e limiti della fitodepurazione", Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Bartolomei G. et alii - Comune di Ferrara Studio geologico per la pianificazione territoriale, 1976

Bates E.R., Dean P.V., Klich I. (1992) "Chemical stabilization of mixed organic and metal compounds: EPA SITE program demonstration of the Silicate Technology Corporation process", Journal of Air & Waste Management Association, 42, (5), 724-728

Basel et al., (2000) In situ chemical oxidation.

Beretta G.P., (1986) "Diffusione degli inquinanti e risanamento delle acque compromesse dallo smaltimento dei rifiuti solidi. Ingegneria Ambientale", vol.15, n.3-4, Milano.

Beretta G.P., (1992) "Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee". Pitagora Editrice, Bologna.

Beretta G.P., (2000) "Utilità ed efficienza dei sistemi pozzo-barriera per il disinquinamento delle acque sotterranee", Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Brunner C.R. (1990) Incineration of contaminated sites. Thermal processes, Innovative hazardous waste treatment technologies series (H.M. Freeman ed.) 1, Technomic Publishing Co., Inc..

Buzzelli M., et al. (1997) Application of an integrated treatment system for petroleum-contaminated soil.

Chiesa G. (1994) Inquinamento delle acque sotterranee. Seconda edizione, Biblioteca Tecnica Hoepli, Editore Unico Hoepli, Milano.

Collivignarelli C., Bertanza G., Andreottola G., (1992) "L'inertizzazione dei rifiuti industriali con processi a base di cemento- Parte 1", Rifiuti Solidi, VI, (6), 413-422.

De Fraja Frangipane E., Andreottola G., Tatano F. (1994) Terreni contaminati. Identificazione, normative, indagini, trattamenti. Collana Ambiente, 5, CIPA Editore Milano.

Di Luise G., Sacchetti L., (2000) "Air Sparging", Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Ducco F. (2000) "Bioventing e Soil Vapor Extraction", Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

EPA (1990) Draft engineering bulletin: in situ vitrification. Office of Solide Waste and Emergency Response , Washington D.C..

EPA (1991A) "Innovative treatment technologies: overview and guide to information source". EPA/540/9-91/002, Office of Solide Waste and Emergency Response, Washington D.C..

EPA (1991B) "Engineering bulletin: thermal desorption treatment". EPA/540/2-91/008.

EPA (1995) "In situ Remediation Technology Status Report: Thermal Enhancements. EPA 542-K-94-009, U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovative Office.

EPA/542/R-00-008, July 2000 - Engineering Approaches to In situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications

EPA/600/R-98/128, September 1998 – Technical Protocol for Evaluating Natural Attenuation of Chlorinated Solvents in Groundwater

Freeman H.M. & Harris E.F. (1995) Slurry biodegradation.

FRTR, Federal Remediation Technologies Roundtable (2002) "Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide, 4th edition".

Ghezzi U. (1992), Trattamento termico di terreni contaminati. In "Trattamento e recupero dei terreni contaminati", XXXIX Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Giugliano M. (1992) Tecnologie di controllo delle emissioni. In "Controllo delle emissioni in atmosfera da impianti industriali", Collana Monografie, n.9, Istituto per l'Ambiente, Milano.

Guerini A, Pozzi C., (2000) "Attenuazione naturale" ,Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Hansen J.E., (1991), In situ vitrification applications. EPA Third Forum on "Innovative hazardous waste treatment technologies: domestic and international ", Dallas, 11-13 June.

Hinco de Best J. – Anaerobic transformation of chlorinated hydrocarbons in a packed-bed reactor, 1998.

Kogut K.E. (1994) "Solvent extraction processes compared", Environmental protection, 24-28.

La Grega M.D., Buckingham P.L., Evans J.C. (1994) Hazardous Waste Management. McGraw Hill, Inc., New York.

Major D.W., Fitchko J.(1992) Hazardous Waste Treatment on site and in situ. Butterworth Heinemann, Ltd, Oxford (UK).

Marino M.A., Brica R.M., Neale C.N. (1997), "Heavy metal soil remediation: the effects of attrition scrubbing on a wet gravity concentration process", Environmental Progress, 16 (3), 208-214.

Martineu G., et al. (1999) Development of a biofiltration system for in situ bioremediation of BTEX-impacted groundwater. pp 451-456.

McCoy and Associates, Inc. (1990) In-situ vitrification update. The Hazardous Waste Consultant, September/October.

McCoy and Associates, Inc. (1993) In-situ vitrification update. The Hazardous Waste Consultant, January/February.

Nardella A. (2001) Le tecnologie di bonifica non biologiche; La bonifica biologica di siti inquinati da idrocarburi, a cura di EniTecnologie e AgipPetroli.

NAVFAC, Naval Facilities Engineering Service Center Port Hueneme, California 93043-4370, (1999) In-situ Chemical Oxidation of Organic Contaminants in Soil and Groundwater Using Fenton's Reagent.

Petruzzelli G. (2000) Lavaggio di terreni contaminati da inquinanti organici e da metalli. Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Robertiello A. (2001) La bioremediation, La bonifica biologica di siti inquinati da idrocarburi, a cura di EniTecnologie e AgipPetroli.

San Nicolò L. (2000) Landfarming e biopile Siti contaminati: indagini, analisi di rischio e tecniche di bonifica; 51 Corso d'Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale, Politecnico di Milano.

Shearer T.L. (1991) A comparison of situ vitrification and rotary kiln incineration for soils treatment. J. Air Waste Manage. Assoc., 41, n.9.

Sims J.L., Suflita J. M., Russell H.H. (1991) Reductive Dehalogenation of Organic Contaminants in Soils and Ground Water; EPA/540/4-90/054

US EPA (1992) "A citizen's guide to soil washing", EPA 542-F-92/003.

USAEC (1997) "Phytoremediation of Lead", in Innovative Technology Demonstration, Evaluation and Transfer Activities, FY 96 Annual Report, Report n. SFIM-AEC-ET-CR-97013, pp 89-92.

Van der Ven (1991), "Trattamenti chimico fisici dei terreni contaminati", Risanamento dei terreni contaminati: aspetti tecnici, economici e normativi. Monografia 3, Istituto per l'ambiente, Milano.

Velazquez L.A., Nielson R. (1990) Low-temperature thermal treatment for removal of organic contaminants from soil. In "Thermal process", Innovative Hazardous waste treatment technologies series (H.M. Freeman ed.), 1, Technomic Publishing Co., Inc..

Zagaroli M., Andreottola G., De Stefanis P., Zocchi L., Zarli A. (1993) Tecnologie innovative per il trattamento termico ed i terreni contaminanti. Atti del Congresso Biennale ANDIS '93, Palermo, 21-23 settembre.

Zwank L. - The fate and distribution of cis-dichloroethylene and trichloroethylene in a small lake adjacent to a Superfund in the Aberjona Watershed, 2000

Marzo 2007
Rev. 0
Pag. 50 di 50

Polimeri Europa S.p.A.
Stabilimento di Mantova
Messa In Sicurezza Operativa dei suoli, ai sensi D.Lgs. 152/06
Tecnologie di contenimento/risanamento del suolo/sottosuolo insaturo
Contratto FWIENV n° 1-BH-0216B