25
Air sparging

Elena Mangherini, Cristiano Pozzi

1 Introduzione

Negli ultimi anni sono sempre più utilizzate per la bonifica dei terreni e delle acque sotterranee tecniche di rimozione dei contaminanti *in situ*. Il *Bio* e l'*Air Sparging* (BS e AS) rappresentano tecnologie ormai consolidate di bonifica *in situ* del sottosuolo (acqua sotterranea e terreno saturo).

Il sistema consiste nell'iniettare aria al di sotto del livello piezometrico per rimuovere, tramite processi di strippaggio e/o biodegradazione i contaminanti dissolti in fase acquosa nella zona satura del sottosuolo.

L'AS, definito anche "*in situ Air Stripping*" oppure "*in situ Volatilizzation*", viene realizzato attraverso l'iniezione sottofalda di aria lievemente in pressione allo scopo di trasferire i contaminanti disciolti nell'acqua sotterranea e/o adsorbiti sulle particelle di suolo saturo (azione di strippaggio) nel flusso aeriforme. I contaminanti volatilizzati migrano verso la zona insatura dalla quale vengono generalmente rimossi mediante un sistema di *Soil Vapour Extraction* (SVE). In aggiunta a questo processo di volatilizzazione, l'iniezione di aria sottofalda, provoca un aumento della concentrazione di ossigeno disciolto nell'acqua sotterranea, essenziale per favorire l'azione di biodegradazione aerobica dei contaminanti. Per i composti semivolatili tale meccanismo è dominante rispetto al processo di strippaggio.

Nei meccanismi di rimozione della contaminazione giocano un ruolo fondamentale la ripartizione fase vapore/fase disciolta (determinata dalla tensione di vapore, dal punto di ebollizione e dalla costante di Henry) e la biodegradabilità. Quale dei due meccanismi (volatilizzazione o biodegradazione) determina la riduzione maggiore dei contaminanti dipende dalle proprietà fisico-chimiche dei composti di interesse, dalla loro distribuzione all'interno delle diverse matrici, dalla durata dell'iniezione d'aria e dalle proprietà del suolo. Da un punto di vista fisico, l'efficacia di un sistema di iniezione di aria sottofalda dipende esclusivamente dalla permeabilità del sottosuolo e è influenzata da eventuali anisotropie (livelli meno permeabili, strutture interrate ecc.).

Nel caso in cui venga ottimizzata l'azione di biodegradazione, rispetto all'azione di volatilizzazione e strippaggio dei contaminanti, si configura l'applicazione della tecnologia del *Bio Sparging* (BS). Da un punto di vista impiantistico le tecnologie dell'AS e del BS sono integrabili, passando da una fase di iniezione con flussi elevati a una fase con bassi flussi. È evidente che l'AS induce comunque un'ossigenazione dell'acqua sotterranea, permettendo dunque, in assenza di altri fattori limitanti, l'attivazione di processi biologici aerobici anche nella prima fase della bonifica.

L'applicazione del sistema combinato (AS/BS) e la relativa configurazione dipende dall'obiettivo prefissato per l'intervento che può essere di tipologia differente:

a) bonificare la zona sorgente all'interno di un pennacchio di contaminazione;
b) bonificare la zona di contaminazione prevalentemente in fase dissolta all'interno di un pennacchio;
c) contenere un pennacchio di contaminazione;
d) immobilizzare i contaminanti attraverso trasformazioni chimiche.

L'applicazione della tecnologia nelle zone sorgente (caso a) è tesa a contenere il carico di contaminante dissolto dall'area maggiormente contaminata e a facilitare i processi di biodegradazione. L'applicazione nella zona sorgente necessita di un'attenta valutazione, nel caso vi sia presenza di prodotto in fase separata. A seconda della tipologia di prodotto (LNAPL: *Light Non Aqueous Phase Liquid*, vale a dire liquido non acquoso leggero, tipicamente un idrocarburo, o DNAPL: *Dense Non Aqueous Phase Liquid*, cioè liquido non acquoso pesante, tipicamente un solvente clorurato), si potenzieranno i sistemi di recupero vapori nella zona vadosa e l'attività biologica, piuttosto che l'attività di strippaggio in zona satura; attraverso una riduzione della conducibilità idraulica si otterrà una diminuzione delle velocità di migrazione dei contaminanti dalla zona sorgente a valle. Qualora si voglia intervenire sulla contaminazione dissolta a valle della sorgente (caso b) la configurazione del sistema prevede una griglia di pozzi di iniezione e recupero a valle, in modo tale da consentire una copertura del pennacchio in fase dissolta attraverso una sovrapposizione delle aree di influenza nella zona satura dei singoli pozzi. La localizzazione dei pozzi di iniezione in questo caso sarà prevalentemente parallela alla direzione del flusso delle acque sotterranee. Nel caso in cui si voglia interrompere la fuoriuscita del contaminante (caso c) il sistema verrà dimensionato in modo tale da massimizzare l'efficienza in poco spazio e la localizzazione dei pozzi sarà prevalentemente ortogonale alla direzione del flusso. Infine, l'iniezione d'aria all'interno dell'acquifero consente di alterare le condizioni redox e promuovere modifiche dello stato chimico di alcuni contaminanti (caso d) provocandone la precipitazione e quindi la diminuzione della concentrazione in fase dissolta; un esempio è l'ossidazione dell'arsenico e la sua seguente complessazione con gli idrossidi di ferro e precipitazione.

Il processo decisionale che porta alla selezione e implementazione di tale tecnologia è riportato in Figura 1. Inizialmente si procede a uno studio di fattibilità che consente di determinare se il sistema sia applicabile. Identificata come idonea la tecnologia per la bonifica del sito, si procede con una valutazione tecnico-economica in relazione a sistemi di intervento alternativi. Selezionata la tecnologia, si procede a considerare la compatibilità ambientale degli interventi in relazione alla normativa esistente e a definire l'area obiettivo dell'intervento (casi a, b, c, d sopra descritti). Completata questa prima fase, che può definirsi preliminare, si passa a una fase più operativa mediante la conduzione di un test pilota che permette di definire i parametri di dimensionamento del sistema. Installato il sistema si procede a ottimizzarne la gestione e a seguirne l'efficacia di funzionamento mediante monitoraggio fino alla definitiva chiusura.

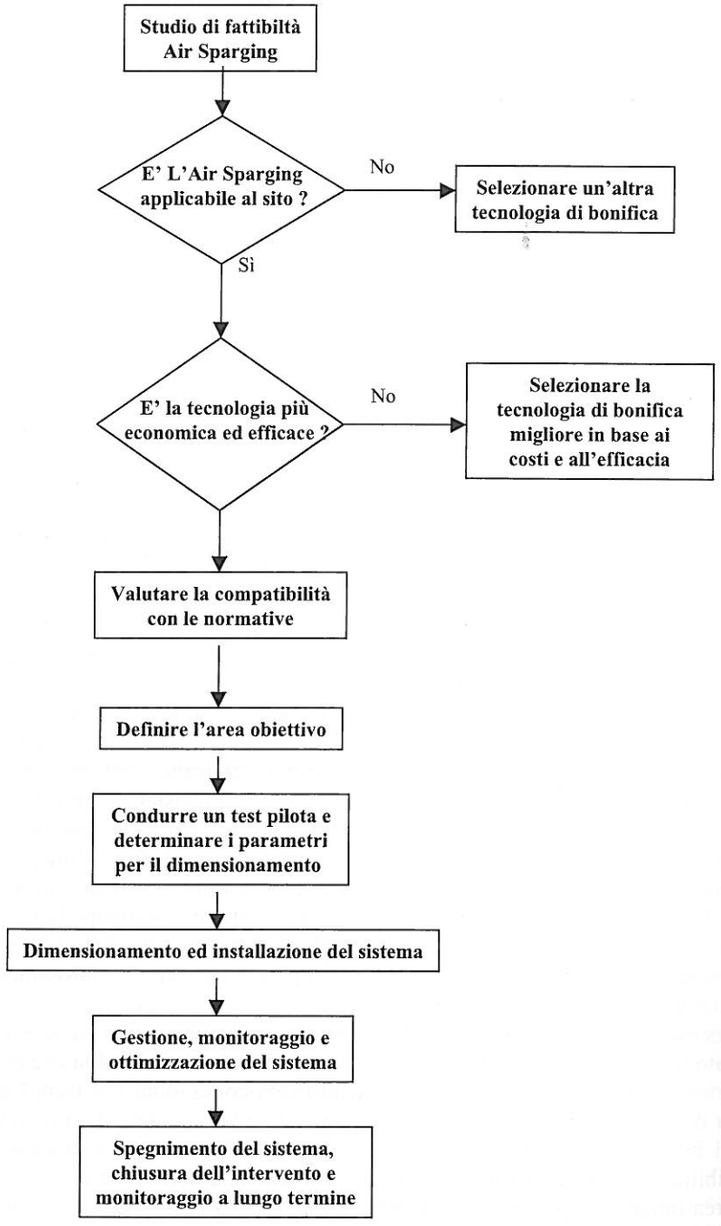

Figura 1 Logica decisionale nell'installazione di un sistema di *Air Sparging*.

2 Principi fondamentali

2.1 Dinamica del processo

L'analisi della dinamica del processo e dei meccanismi che regolano la diffusione dell'aria sottofalda è cambiata negli ultimi anni. Inizialmente (Johnson *et al.*, 1993; Alhfeld *et al.*, 1994) per descrivere il sistema definirono un modello tipo "acquario" ove l'aria nella zona satura saliva sotto forma di piccole bolle verso la zona vadosa. Il modello descriveva una figura a cono che determinava la curva inviluppo delle bolle che fluivano dal punto di iniezione alla sommità della zona satura. Tale comportamento, in principio ritenuto valido in quasi tutte le applicazioni, è stato poi verificato a scala di laboratorio, portando alla conclusione che il meccanismo risulta possibile solo per un diametro dei pori interconnessi > 2 mm, quali possono trovarsi nei depositi di ghiaie. Il comportamento delle bolle d'aria iniettate nella zona satura in un terreno omogeneo è infatti decisamente regolare e si avvicina a tale schematizzazione (Figura 2(*a*)); i terreni fortemente stratificati (limi, argille) o con disomogeneità nella struttura, determinano però una diversa distribuzione dei canali di aria all'interno del mezzo che si allontana dal modello a cono (Figura 2(*b*)). Tali matrici infatti, caratterizzate da una bassa conduttività idraulica, possono presentare una pressione d'entrata molto alta, limitando il movimento verso l'alto e privilegiando il movimento laterale.

I meccanismi principali che influiscono sulla buona riuscita dell'intervento sono legati ai seguenti fattori:

- pressione di iniezione;
- miscelazione dell'aria con le acque di falda;
- estensione della zona di influenza del sistema di iniezione;
- biodegradazione dei contaminanti.

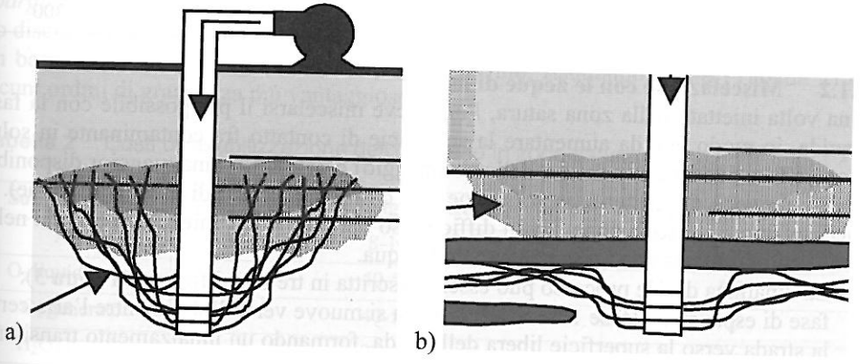

Figura 2 Schema di diffusione dei canali di flusso dell'aria: (a) in terreni omogenei; (b) in terreni eterogenei (da NFESC, 2001).

2.1.1 Pressione di iniezione

La pressione di iniezione dell'aria nell'acquifero è uno degli elementi fondamentali del processo e la sua definizione determina la buona riuscita dell'intervento. Il sistema dal punto di vista ingegneristico è relativamente semplice; il fattore critico è la pressione di iniezione che è la somma della pressione idrostatica, delle perdite di carico per attrito, della pressione d'entrata sul filtro e della pressione d'entrata nella formazione.

La pressione idrostatica, facilmente calcolabile, rappresenta la pressione necessaria per spiazzare la colonna d'acqua presente all'interno del pozzo di iniezione. Le perdite di carico per attrito e sul filtro in genere non sono elevate e non pesano molto sul valore finale. Determinante invece è la pressione d'entrata nella formazione, che è legata alla dimensione dei pori più larghi in prossimità del filtro (in base alla teoria capillare).

Il meccanismo di ingresso nella formazione è semplice; i pori più larghi sono i canali con minor resistenza; se la maglia a pori più larghi è in grado di veicolare tutta l'aria che è iniettata nel pozzo, allora la pressione non sale al di sopra della pressione di entrata, e i pori più piccoli restano riempiti di acqua. Se la conduttività all'aria dei pori più larghi è insufficiente a veicolare tutta l'aria iniettata, la pressione applicata cresce al di sopra della pressione di ingresso dell'aria della classe di pori di dimensione inferiore. Se l'aria iniettata non può essere veicolata, il processo di spiazzamento dell'acqua dai pori più piccoli continua finché non si raggiunge un equilibrio. In Tabella 1 sono riportate le pressioni d'ingresso dell'aria per tipologie di terreno differenti.

Tabella 1 Classe di diametro dei pori per differenti litologie e pressione d'ingresso dell'aria.

Tipo di suolo	Diametro più largo dei pori (μm)	Pressione d'ingresso dell'aria (psi)	(kPa)
Ghiaie	> 1000	< 0,044	< 0,3
Sabbia (da fine a media)	100	0.44	3
Limi	10	4,4	30
Argille	< 1	> 44	> 300

2.1.2 Miscelazione con le acque di falda

Una volta iniettata nella zona satura, l'aria deve miscelarsi il più possibile con la fase liquida, in modo tale da aumentare la superficie di contatto fra contaminante in soluzione e fase aeriforme (nel caso dello strippaggio) e consentire una maggior disponibilità di ossigeno da trasferire in soluzione (nel caso dei processi di biodegradazione). Il meccanismo di miscelazione è reso difficoltoso dal fatto che l'iniezione dell'aria nella zona satura provoca uno spiazzamento dell'acqua.

La dinamica di tale processo può essere descritta in tre fasi differenti (Figura 3):

- fase di espansione (fase 1 iniziale): l'acqua si muove verso l'alto mentre l'aria cerca la strada verso la superficie libera della falda, formando un innalzamento transitorio del livello freatico;
- fase di collasso (fase 2 transitoria): alcune parti della zona desaturata tendono a risaturarsi nel tempo in cui i canali vengono ristabiliti;
- fase di equilibrio (fase 3 equilibrio): l'innalzamento della falda tende a dissiparsi, una volta raggiunto l'equilibrio.

Generalmente per incrementare la diffusione è possibile iniettare l'aria in modalità pulsante (*pulsing*), in modo da aumentare l'effetto di miscelazione. Misurando la fase transitoria, in cui avviene l'innalzamento della falda, si ottiene una misura che può fornire una stima della durata e della frequenza del *pulsing* da utilizzare.

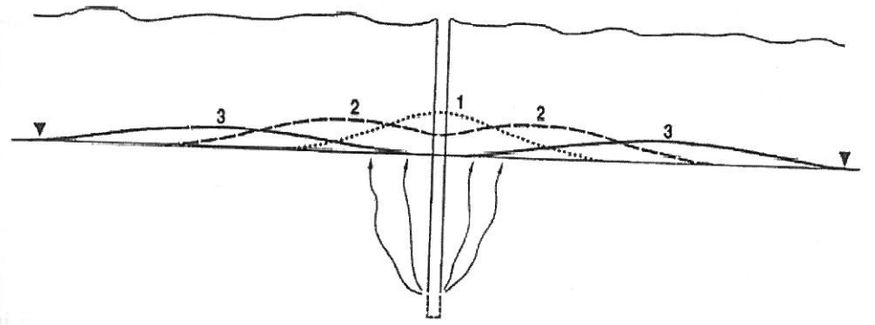

Figura 3 Fasi di miscelazione aria-acqua (da USACE, 1997).

2.1.3 Biodegradazione

I fenomeni di biodegradazione naturale sono molto frequenti nelle acque sotterranee. Il vantaggio di poterli sfruttare come tecnica di risanamento dipende dalla velocità con cui avvengono e dalla misura con cui sono in grado di diminuire le concentrazioni dei contaminanti d'interesse. In quest'ottica i meccanismi di biodegradazione aerobica presentano cinetiche decisamente molto veloci e forniscono un notevole contributo al decremento delle concentrazioni in fase dissolta. Uno dei fattori limitanti per l'instaurarsi di tali fenomeni è la disponibilità di ossigeno disciolto. In questo senso il sistema di *sparging* è uno dei metodi più efficaci e meno costosi per aumentare i livelli di ossigeno disciolto nella zona satura. Infatti rispetto a altri sistemi attualmente in uso comporta un basso costo per chilogrammo di ossigeno fornito, risultando infatti (Tabella 2) di alcuni ordini di grandezza più vantaggioso.

Tabella 2 Costi di solubilizzazione dell'ossigeno in zona satura.

Sorgente di O_2	Concentrazione di ossigeno ottenibile (mg l^{-1})	Costo stimato O_2 (€ kg^{-1})
Aria	8-10	0,02
O_2 liquido puro	40-50	0,2
O_2 generato	40-50	2
H_2O_2 liquido	25-50	20
Perossidi solidi	25-50	200

3 Fattibilità del sistema

L'efficacia dell'applicazione di un sistema di AS di aria sottofalda è determinata dalla misura in cui tale tecnologia è in grado di raggiungere gli obiettivi prefissati in un sito avente specifiche caratteristiche. La potenziale efficacia del sistema di AS in un sito deve essere attentamente valutata mediante un'analisi di fattibilità (Figura 4).

Una volta verificata l'applicabilità della tecnologia occorre raccogliere alcune informazioni specifiche per il sito, e in particolare:

- storia del sito;
- geologia e idrogeologia;
- caratteristiche fisico-chimiche dei contaminanti presenti e loro distribuzione;
- caratteristiche fisico-chimiche del sottosuolo;
- caratteristiche geochimiche della zona satura.

3.1 Caratteristiche specifiche del sito

Nella Tabella 3 seguente sono riportati, in relazione ai differenti elementi presenti in sito, i livelli di efficacia del sistema di AS.

Tabella 3 Efficacia del sistema di AS in relazione alle caratteristiche del sito.

Elementi	Efficacia limitata	Efficace	Molto efficace
Tipo di contaminante	Oli lubrificanti Fluidi idraulici Fluidi dielettrici PCB	Diesel Jet *Fuel* Acetone	Solventi organo-alogenati Idrocarburi aromatici
Geologia	Argille Limi e argille Terreni ricchi di frazione organica Rocce fratturate Terreni stratificati Presenza di strati confinanti	Terreni poco stratificati Sabbie limose Ghiaie limose Argille molto fratturate	Terreni poco coesivi uniformi (sabbie, ghiaie) Terreni uniformi
Fase in cui si trova il contaminante	Prodotto libero	Adsorbito	Dissolto
Localizzazione del contaminante	In acquifero confinato Alla base dell'acquifero non confinato	Nell'acquifero	Nella parte superficiale dell'acquifero
Estensione della contaminazione	Pennacchi estesi	Pennacchi modesti	Pennacchi piccoli
Conducibilità idraulica (cm s^{-1})	$< 10^{-5}$	$10^{-5} \div < 10^{-4}$	$> 10^{-4}$
Anisotropia	Alta	Moderata	

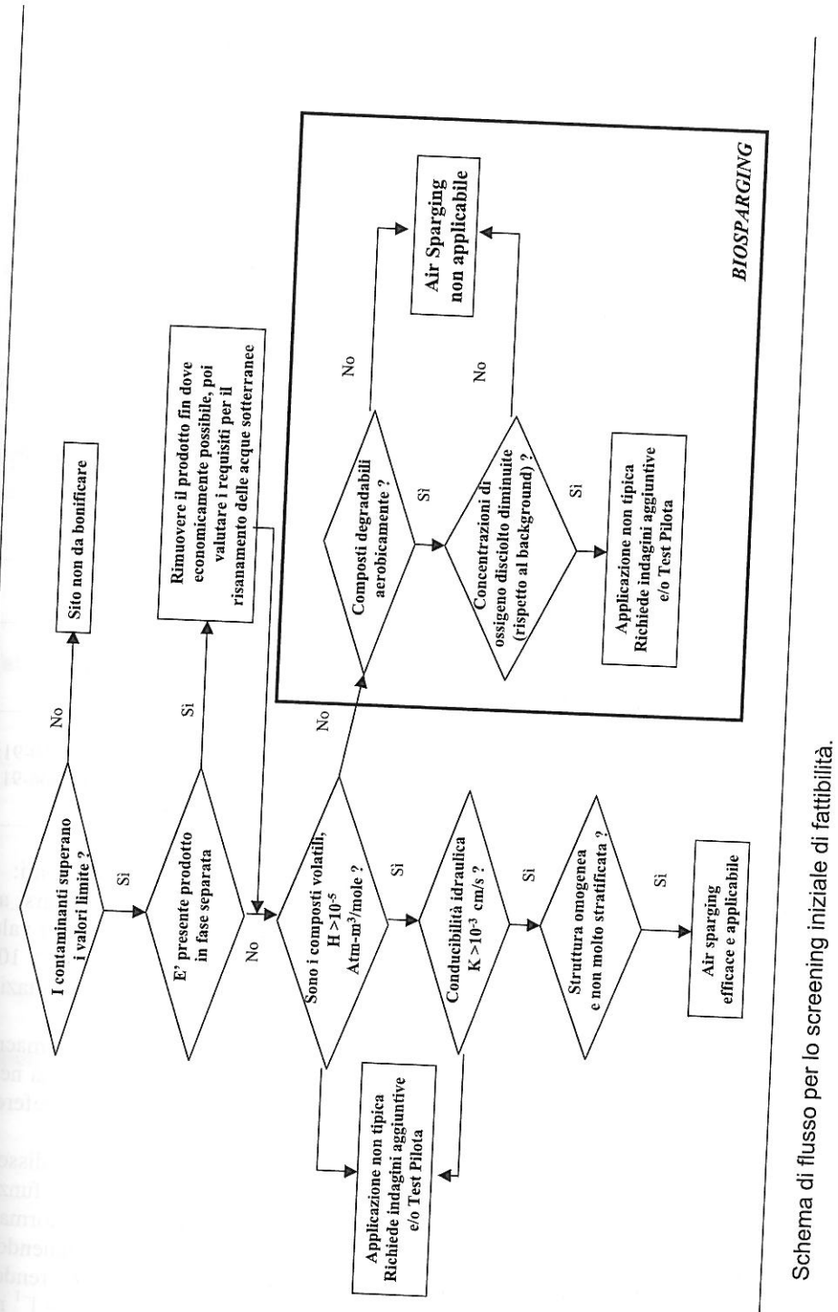

Figura 4 Schema di flusso per lo screening iniziale di fattibilità.

3.2 Caratteristiche fisico-chimiche del sottosuolo

A seguito dello screening iniziale, per dimensionare gli interventi o il test pilota è necessario disporre di dati relativi alle proprietà fisico-chimiche del sottosuolo (terreno e acqua sotterranea). In Tabella 4 vengono indicati i parametri da analizzare, la tipologia di campione necessario per effettuare l'analisi e la metodica comunemente utilizzata.

Tabella 4 Proprietà fisiche del terreno da analizzare.

Parametro	Tipo di campione	Metodo analitico
Permeabilità all'aria della zona satura del terreno	*In situ* o campioni di terreno indisturbato	Vari
Curva granulometrica	Campioni di terreno	ASTM D422-63
Porosità	Campione di terreno indisturbato da 50 a 75 mm di diametro	Calcolata da densità secca e densità delle particelle
Densità secca	Campione di terreno indisturbato da 50 a 75 mm di diametro	ASTM D2850-95
Umidità (della zona satura)	Tecniche non distruttive; campioni puntuali o indisturbati	*Neutron Tube* ASTM D2216-92
Curva pressione capillare-saturazione; pressione d'ingresso all'aria	Campione di terreno indisturbato da 50 a 75 mm di diametro	ASTM D2325-68
Conducibilità idraulica	Misure di campo	ASTM: D4043-91; D4044-91; D4050-91; D4104-91; D4105-91; D4106-91; D5269-92; D5270-92

In generale i fattori principali da valutare possono essere sintetizzati nei seguenti:

- permeabilità intrinseca (k) ovvero la misura delle capacità del suolo a lasciarsi attraversare da un fluido. I test in sito e di laboratorio sono il modo migliore per valutare tale parametro. In generale l'AS è applicabile con valori di k del suolo $> 10^{-9}$ cm^2; con valori di k compresi tra 10^{-9} e 10^{-10} cm^2 occorre fare specifiche valutazioni mentre se k è < 10 inferiore a ^{10} cm^2 è poco efficace;
- struttura del suolo (tipo e stratificazioni): il tipo di suolo e la sua micro- e macrostruttura influiscono sulla pressione di iniezione e sulla distribuzione dell'aria nella zona satura e possono (v. Paragrafo 2.1) anche determinare eventuali vie preferenziali di flusso dei vapori nella zona insatura;
- concentrazione del ferro (Fe^{2+}) nell'acqua sotterranea: la presenza in fase dissolta del ferro (ione Fe^{2+}) può ridurre la permeabilità della zona satura durante il funzionamento dell'AS. Infatti tale ione in ambiente ossidante precipita sotto forma di Fe^{3+}, provocando una diminuzione della porosità del suolo e quindi diminuendo lo "spazio" disponibile all'aria. In generale concentrazioni di $Fe^{2+} > 20$ mg l^{-1} rendono lo *sparging* poco raccomandabile, concentrazioni comprese tra 10 e 20 mg l^{-1} rendono necessari test periodici, mentre con concentrazioni di $Fe^{2+} < 10$ mg l^{-1} l'AS è applicabile con efficacia.

3.3 Caratteristiche fisico-chimiche dei contaminanti

La partizione fase vapore/fase dissolta dei contaminanti nell'acqua sotterranea è, insieme alla permeabilità del suolo, il principale fattore da considerare nella valutazione della fattibilità dell'AS. I parametri che concorrono alla sua determinazione sono i seguenti:

1) costante di Henry (H) che quantifica la tendenza di un determinato componente a trasferirsi dalla fase dissolta alla fase vapore. Valori di H (Tabella 5) > 100 atm sono considerati ottimali nell'applicazione dell'AS;
2) punto di ebollizione che è una misura della volatilità di un composto. In generale costituenti di prodotti petroliferi aventi punti di ebollizione (Tabella 6) minori di 200-300 °C sono sufficientemente volatili per essere rimossi dalle zone sature;
3) tensione di vapore che rappresenta la tendenza a evaporare di un determinato componente e, più precisamente, può essere definita come la pressione che la fase vapore di un componente, in condizione di equilibrio, esercita sulla fase liquida. Costituenti con elevati valori di tensione di vapore sono in genere trasferiti facilmente dalla fase liquida alla fase vapore; in particolare composti con tensione di vapore (Tabella 5) $> 0,5$ mmHg sono considerati facilmente rimovibili con l'AS.

Tabella 5 Valori della costante di Herny e della tensione di vapore di alcuni composti petroliferi.

Componente	H a $T = 20$ °C (atm)	Tensione di vapore a 20 °C (mmHg)
Piombo tetraetile	4700	0,2
Etilbenzene	359	11
Xilene/i	266	7
Benzene	230	76
Toluene	217	22
Naftalene	72	0,5
Metil-tert-butil-etere	27	245

Tabella 6 Punti di ebollizione di alcuni prodotti petroliferi.

Prodotto	Punto di ebollizione (°C)
Benzina	40-225
Kerosene	180-300
Gasolio	200-338
Olio da riscaldamento	> 275
Oli lubrificanti	non volatili

Infine per valutare la possibilità di applicare l'AS per favorire l'attivazione della biodegradazione dei contaminanti devono essere valutate le seguenti condizioni:

- presenza di contaminanti degradabili per via biologica;
- presenza di microrganismi acclimatati;
- presenza di sostanze tossiche o inibitrici;
- ossigeno;
- nutrienti;
- temperatura (T), pH, potenziale redox, conducibilità.

Nella Tabella 7 vengono indicati i parametri da analizzare, la tipologia di campione necessario per effettuare l'analisi e la metodica comunemente utilizzata.

Tabella 7 Parametri fisico-chimici delle acque sotterranee da analizzare.

Parametro	Conservazione campione	Metodo analitico
BOD	4 °C	SM 5210B; EPA 405.1
COD	pH < 2 con H_2SO_4 4 °C	SM5220D; EPA 410.1
Alcalinità	4 °C	SM 2320B; EPA 310.1
Solidi Disciolti Totali (TDS)	4°C	SM 2540C; EPA 160.1
TOC	pH < 2 con H_2SO_4 4 °C	SW846 9060
Ferro	pH < 2 con H_2SO_4 4 °C	SW846 6010
Ammoniaca, Nitriti, Nitrati	pH < 2 con H_2SO_4 4 °C	SW4500; EPA350.1, 351.2, 353.2
Solfati	4 °C	SW846 9038
VOC, SVOC, TPH	In funzione della tipologia di contaminanti presenti	In funzione della tipologia di contaminanti presenti
pH, T, conducibilità, ossigeno disciolto, redox	Misure di campo	Misure di campo

3.4 Vantaggi e svantaggi dell'applicazione dell'AS

Nello studio di fattibilità bisognerà sempre considerare che esistono dei vantaggi e svantaggi della tecnologia. In particolare, tra i vantaggi si ricorda che:

- è una tecnologia consolidata e riconosciuta come efficace per la rimozione dei composti volatili dalle acque sotterranee;
- è in genere di facile implementazione/installazione e non necessita di grandi spazi;
- i tempi di risanamento sono relativamente brevi (generalmente intorno ai due anni) per raggiungere gli obiettivi di bonifica;
- non necessita di sistemi di trattamento acque;

mentre tra gli svantaggi, si riscontra che:

- dal momento che il sistema aumenta il flusso gassoso, è necessario valutare l'impatto su eventuali recettori presenti in superficie;
- nel caso si utilizzi il sistema per contenere il pennacchio bisogna controllare che la riduzione della conducibilità idraulica non provochi una deviazione del pennacchio con relativa diminuzione dell'efficacia del sistema.

4 Dimensionamento e installazione del sistema di AS

Il dimensionamento e l'installazione del sistema di AS si articola nelle seguenti fasi:

- delimitazione dell'area da bonificare;
- esecuzione di test pilota;
- progettazione e installazione del sistema di AS;
- installazione della rete di monitoraggio, funzionamento del sistema e chiusura degli interventi.

4.1 Definizione dell'area da bonificare

L'identificazione dell'area da bonificare è uno degli aspetti chiave da definire in quanto consente di massimizzare l'efficienza del sistema in relazione agli obiettivi prefissati. Il modello concettuale e le prescrizioni normative guideranno la scelta della porzione del sito più idonea. Tale scelta dipenderà dalla tipologia di contaminante, dalla sua distribuzione e dalla posizione dei recettori più vicini.

4.2 Descrizione di un test pilota

Il test pilota di iniezione di aria sottofalda è eseguito per ottenere la definizione di una serie di parametri utili alla valutazione dell'applicabilità dell'AS al sito e al dimensionamento dell'impianto finale. In particolare l'esecuzione delle prove pilota permette di definire i seguenti parametri:

- *Radius of influence* (ROI): è il parametro principale da considerare nella progettazione di un sistema di *sparging*, in quanto viene utilizzato per determinare il numero e la distanza dei pozzi di iniezione. Rappresenta il volume della zona satura in cui i canali pieni di aria sono molto vicini e presentano una saturazione di aria > 10%. Praticamente può essere valutato come la maggiore distanza dal pozzo di iniezione alla quale, per una determinata portata e pressione di iniezione, si verifica una variazione del livello piezometrico. Il ROI dipende principalmente dalla conducibilità idraulica dell'acquifero e anche da fattori quali eterogeneità nel sottosuolo e differenze tra permeabilità orizzontale e verticale;
- portata di aria: è la portata di aria iniettata sufficiente per ottenere un determinato ROI. Portate di aria tipiche per un sistema di AS sono comprese tra 5 e 15 $Nm^3 h^{-1}$, mentre per il BS le portate di aria sono generalmente < 5 $Nm^3 h^{-1}$;
- pressione di aria: è la pressione con la quale l'aria viene iniettata nella zona satura (Paragrafo 2.1.1);
- concentrazione dei VOC (composti organici volatili) nell'insaturo. L'entità della variazione dei VOC nella zona insatura, rispetto ad un valore preventivamente rilevato, legata all'iniezione di aria sottofalda, è un parametro importante al fine di dimensionare il sistema di SVE idoneo a evitare un'eventuale propagazione dei VOC. Questa misura può essere eseguita sia rilevando la concentrazione dei VOC alla testa dei pozzi di monitoraggio sia eseguendo apposite prove di SVE in contemporanea alle prove di AS;
- *Radius of treatment* (ROT): è definito come la distanza alla quale si verifica una variazione della concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'acqua sotterranea.

Prima dell'esecuzione di un test pilota occorre effettuare un monitoraggio delle condizioni di fondo presenti nell'area di interesse, per definire le condizioni della zona insatura e satura prima dello *start up* dell'AS. I parametri da misurare sono:

- concentrazione dei composti di interesse nell'acqua sotterranea;
- livello piezometrico statico nei pozzi di monitoraggio;
- ossigeno disciolto;
- valutazione di particolari caratteristiche specifiche per il sito in esame tramite indagini geognostiche e/o geofisiche;
- valutazione della presenza di valori di fondo della presenza di VOC nell'insaturo (prove di SVE e/o *soil gas survey*).

4.2.1 Esecuzione di test pilota

I test pilota vengono realizzati utilizzando un pozzo di iniezione e alcuni pozzi di monitoraggio prossimi allo stesso.

Il pozzo di iniezione dovrebbe essere ubicato in una zona con concentrazione "intermedia" dei contaminanti. Infatti una prova condotta in una zona con concentrazione dei contaminanti estremamente limitata potrebbe non fornire dati sufficienti (per es. dati sulla produzione di vapori organici legata all'azione di strippaggio). Inoltre, poiché l'iniezione di aria con portate elevate potrebbe indurre una migrazione della contaminazione disciolta nell'acqua sotterranea, i test pilota non dovrebbero essere eseguiti in zone con una contaminazione molto alta. È importante infine che tali prove non vengano realizzate nel caso in cui sia presente prodotto in fase libera in galleggiamento sulla superficie di falda. Infatti l'AS può creare un innalzamento del livello piezometrico (*mounding*) che potrebbe determinare una migrazione del prodotto medesimo.

Spesso i test pilota di iniezione di aria includono anche test pilota di SVE allo scopo di valutare se il SVE possa essere utilizzato in maniera efficace per controllare la migrazione dei VOC nella zona insatura.

Un test pilota per fornire informazioni attendibili necessita di almeno:

- un pozzo di iniezione equipaggiato con un misuratore di pressione, un misuratore di flusso, valvole di regolazione e prese di campionamento;
- un sistema di iniezione d'aria composto da un filtro, un compressore e un serbatoio di pressione. Il compressore deve essere in grado di fornire almeno 20 cfm con pressioni fino a 10-15 psig al di sopra della pressione idrostatica calcolata;
- tre o più piezometri di monitoraggio delle acque sotterranee e della zona instaura (per esempio a distanza di 2, 4 e 8 m, posizionati a distanze radiali di 120°);
- un sistema di estrazione dei vapori che potrebbe essere necessario per evitare la migrazione dei vapori nella zona vadosa verso potenziali recettori.

Il pozzo di iniezione deve essere progettato in maniera identica a quelli da realizzarsi per il sistema *full scale*.

Durante le prove occorre misurare i seguenti parametri:

- livello piezometrico;
- portate e pressioni di iniezione dell'aria;
- rilievo della distribuzione dell'aria mediante test con traccianti con i quali è possibile caratterizzare l'estensione laterale del cono gassoso e la presenza di eventuali direzioni preferenziali di propagazione dell'aria, oltre a definire il tasso di trasferimento dell'ossigeno nelle acque sotterranee. Con l'utilizzo di test geofisici è inoltre possibile definire la distribuzione verticale e laterale dell'aria nella zona da bonificare. Fra i più utilizzati si ricorda l'utilizzo dei *Neutron probes*, della T.D.R. (*Time Domain Reflectometry*), della E.R.T. (*Electrical Resistivity Tomography*);
- concentrazioni dell'ossigeno dissolto nell'acqua sotterranea;
- eventuale incremento della concentrazione di VOC nell'insaturo.

Le prove di iniezione vengono generalmente eseguite con tre differenti gradini di portate di aria iniettate (5, 10 e 15 $Nm^3 h^{-1}$) ripetendo in ciascun pozzo di monitoraggio la misura del livello piezometrico, della concentrazione dei VOC a testa tubo e della concentrazione di ossigeno disciolto, a determinati intervalli di tempo (1, 2, 3, 5, 7, 10, 15, 20, 30 minuti). La prova deve essere comunque condotta fino alla stabilizzazione del livello piezometrico e della concentrazione dei VOC nei pozzi di monitoraggio. È importante che i medesimi parametri vengano misurati prima di iniziare la prova.

In Figura 5 sono riportati i dati relativi all'esecuzione di un test pilota specifico.

Pozzo	distanza da AS3 [m]	innalzamento della falda [cm]		
		Q=5 Nm^3/h	Q=5 Nm^3/h	Q=5 Nm^3/h
PM3	2	61,5	61,5	54,0
PM2	6,8	13,6	25,1	28,1
AS1	8,4	27,5	60,5	57,5
AS2	10	2,0	12,5	13,5
PM4	10	14,0	12,5	14,5
PM5	13,4	3,5	4,0	4,5

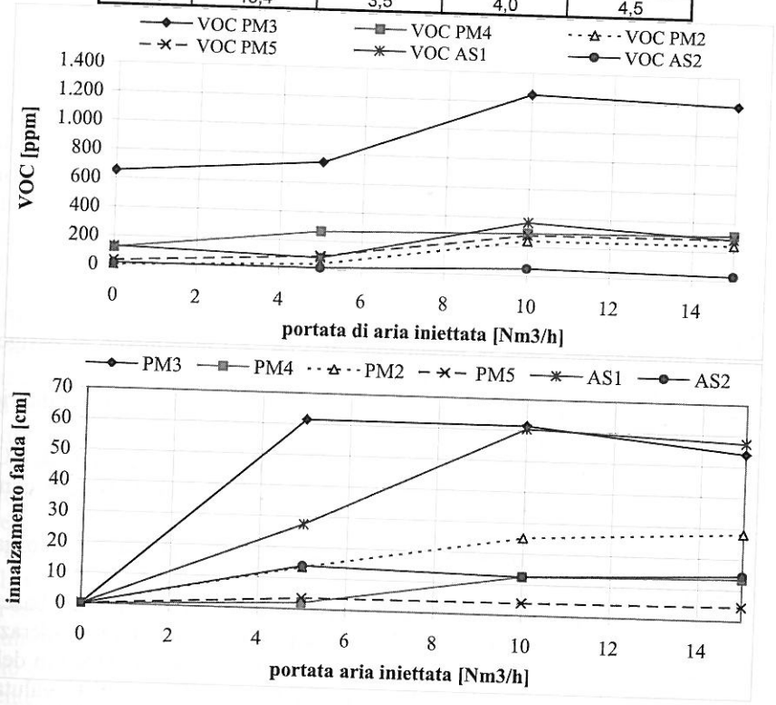

Figura 5 Esempio di una prova di iniezione di aria sottofalda.

4.2.2 Determinazione del ROI

L'interpretazione della prova viene eseguita, sulla base dell'innalzamento piezometrico, diagrammando su grafico in scala lineare l'innalzamento del livello piezometrico in funzione della distanza tra il pozzo nel quale viene eseguita la misura e il pozzo di iniezione. Successivamente si effettua l'interpolazione dei punti per ogni gradino di portata e si estrapola la distanza alla quale l'incremento del livello piezometrico non è più significativo (generalmente inferiore a 1 cm). Si ricava quindi il ROI, espresso come distanza, per ogni gradino di portata (Figura 6).

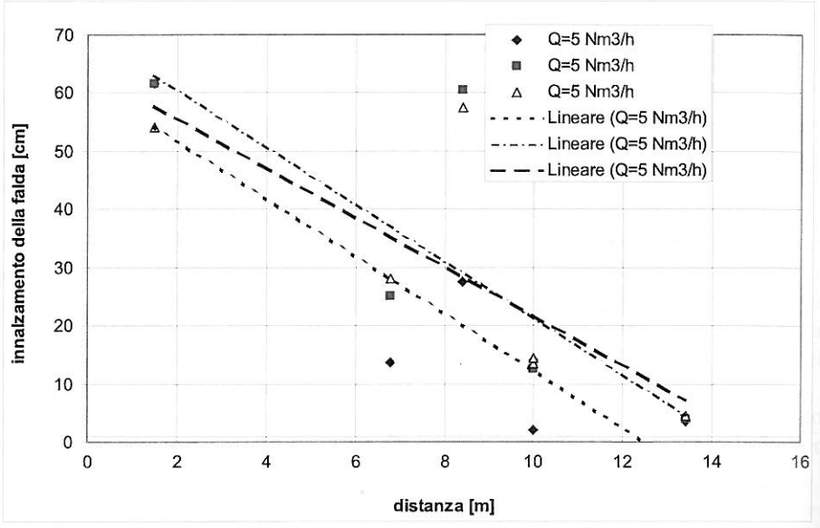

Figura 6 Determinazione del ROI.

Le ulteriori informazioni circa la produzione di VOC e l'incremento di ossigeno disciolto nelle acque sotterranee vengono usate al fine di:

- confermare i dati di ROI elaborati con l'incremento del livello piezometrico (sia produzione VOC, sia incremento ossigeno disciolto);
- valutare la necessità di attivare un sistema di SVE (elevata produzione di VOC) e/o valutare l'incremento di prestazione del sistema di SVE (aumento delle concentrazioni di VOC estratte);
- valutare i livelli di ossigenazione nelle acque sotterranee che si possono garantire durante le fasi di bonifica.

Il ROI è ovviamente funzione della portata d'aria estratta (Figura 7). Sulla base dei valori di ROI misurati a differenti portate di iniezione, sulla base delle considerazioni effettuabili sull'incremento di VOC nel sottosuolo insaturo e dell'andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto nell'acqua sotterranea, il progettista valuta il miglior compromesso tra portate iniettate e numero di pozzi di iniezione.

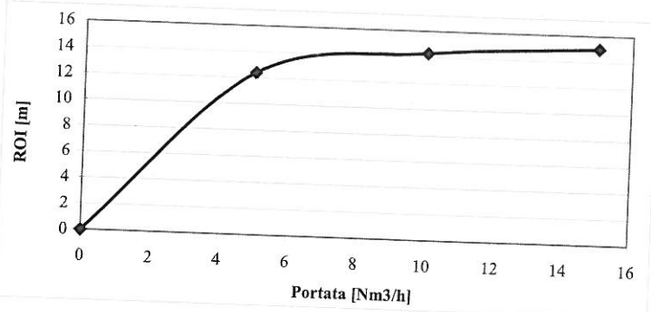

Figura 7 Andamento del ROI in funzione della portata.

5 Applicazione dell'AS

5.1 Progettazione del sistema di AS

La progettazione di un sistema di AS e quindi il suo dimensionamento è realizzato sulla base dei risultati dei test pilota e in particolare sulla determinazione del ROI. Alla luce dei risultati dei test pilota è possibile stabilire una correlazione tra portate e pressione di iniezione e ROI, individuando eventuali disomogeneità presenti nel sottosuolo non altrimenti rilevabili. Il dimensionamento prevede dunque due differenti aspetti:

- l'individuazione di tutti i pozzi di iniezione necessari per la copertura della zona da trattare, mediante sovrapposizione delle aree che rappresentano la zona di influenza di ogni punto di iniezione;
- definizione della portata complessiva di aria da iniettare nel sottosuolo e della relativa sovrapressione.

I parametri che andranno opportunamente calibrati durante il dimensionamento sono la portata dell'aria di iniezione, la distanza fra i singoli pozzi, la lunghezza dei filtri dei pozzi di iniezione e la profondità e la pressione di iniezione.

La portata dell'aria di iniezione deve essere tale da garantire un'adeguata densità dei canali di flusso dell'aria, ma la pressione non deve essere eccessiva per il rischio di causare la mobilizzazione laterale del contaminante o emissioni di gas in superficie.

La spaziatura si baserà sulla zona di influenza determinata tramite il test pilota. È consigliato determinare una spaziatura fra i pozzi tale da consentire un minimo del 10% di saturazione dell'aria in tre dimensioni nella zona di intervento.

Le ultime ricerche indicano che l'aria spesso fuoriesce in un breve intervallo nella parte più elevata del filtro, la lunghezza del filtro deve essere quindi dimensionata correttamente. Nel caso in cui la pressione di entrata dell'aria diminuisca lungo il filtro più velocemente dell'aumento della pressione idrostatica per la stessa lunghezza, una frazione dell'aria può fuoriuscire a profondità più elevate di quella prevista. La profondità

dell'installazione del filtro deve tener conto della distribuzione dei contaminanti nell'acquifero. Tale fattore è estremamente importante se vi è presenza di prodotto in fase separata.

Una sovrapressione è necessaria per mantenere la pressione di iniezione più elevata di quella richiesta per vincere la pressione della colonna d'acqua all'interno del pozzo di *sparging*. Deve poi essere aggiunta una sovrapressione per vincere la pressione d'ingresso dell'aria per spiazzare l'acqua dall'interno del filtro e nei terreni vicini. In generale la pressione massima di iniezione dovrebbe considerare il peso del terreno e delle colonne di fluido sopra la zona di *sparging*, come fattori di sicurezza. La seguente equazione si utilizza generalmente per valutare la pressione massima di iniezione:

$$P_{soil-col} = Z_{somfiltro} \cdot \rho_{soil} \cdot (1-\phi) \cdot \left(9{,}8\ \text{kN m}^{-3}\right)$$

$$P_{acqua-col} = \left(Z_{somfiltro} - Z_{soggfalda}\right) \cdot \rho_{acqua} \cdot \phi \cdot \left(9{,}8\ \text{kNm}^{-3}\right)$$

$$P_{fratturazione} = P_{acqua-col} + P_{soil-col} \qquad P_{max.iniezione} = (0.6 \div 0.8)\ P_{fratturazione}$$

dove:

- $P_{soil\text{-}col}$ = pressione colonna di terreno sovrastante;
- $Z_{somfiltro}$ = soggiacenza della parte alta del filtro;
- ρ_{soil}, ρ_{acqua} = densità del terreno e dell'acqua rispettivamente;
- ϕ = porosità del terreno;
- $P_{acqua\text{-}col}$ = pressione colonna d'acqua sovrastante;
- $Z_{soggfalda}$ = soggiacenza della falda;
- $P_{fratturazione}$ = pressione di fatturazione del terreno;
- $P_{max.iniezione}$ = pressione massima di iniezione.

5.2 Descrizione di un sistema di AS

L'impianto di iniezione, è costituito generalmente da un'unità di compressione e da un sistema di regolazione delle portate e delle pressioni di iniezione. Tale sistema deve essere flessibile, in modo tale che, sulla base dei rilievi dei parametri di monitoraggio, le portate e le pressioni di iniezione dell'aria possano essere variate in corso d'opera. Infatti la decontaminazione dell'acqua sotterranea mediante tecniche di iniezione di aria sottofalda avviene spesso, come indicato in precedenza, con l'applicazione combinata dell'AS e del BS, realizzata di norma in sequenza temporale in modo da ridurre i tempi e i costi di bonifica. Nella fase iniziale della bonifica si favorisce la volatilizzazione dei contaminanti, mediante l'adozione dell'AS (portate di aria iniettata maggiori). Successivamente il passaggio al BS (portate di aria iniettata inferiori) permette di ridurre i costi e di procedere alla bonifica dei contaminanti meno volatili, favorendone la biodegradazione. Una descrizione semplificata del sistema è riportata in Figura 8.

In sintesi i componenti di un generico impianto sono i seguenti:

- pozzi di iniezione dell'aria;
- linee di iniezione (di norma interrate) di collegamento tra le teste dei pozzi di *sparging* e l'impianto di iniezione;

- quadro di regolazione e controllo costituito da un pannello sul quale vengono montati, per ciascuna linea di iniezione, un flussimetro, un manometro e una valvola di regolazione della portata;
- sistema di trattamento dell'aria compressa posto immediatamente a valle del compressore per l'eliminazione di particelle di olio e impurità.

In Tabella 8 sono riportati i valori usati comunemente per il dimensionamento degli impianti.

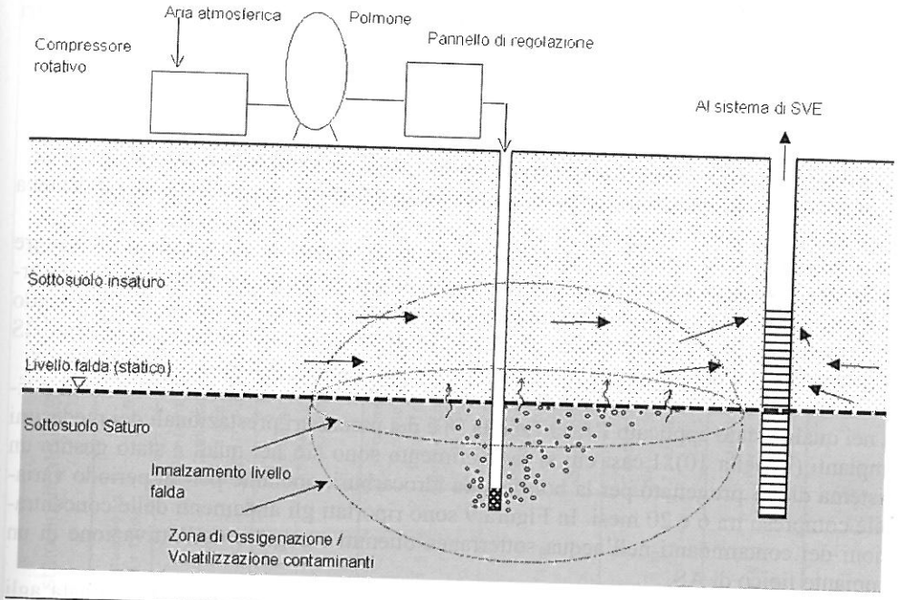

Figura 8 Schema di massima di un sistema di *Air Sparging*.

Tabella 8 Parametri tipici nel dimensionamento dei sistemi di AS.

Parametro e intervallo di valori	Valore più usato	2° valore più usato	3° valore più usato
Lunghezza del tratto filtrante (0,15 ÷ 2 m)	~ 60 cm	~ 90 cm	~ 150 cm
Diametro del pozzo (2,54 ÷ 10,16 cm)	5,08 cm	10,16 cm	2,54 cm
Sovrapressione (0,35 ÷ 18,2 psig)	0,35 ÷ 5 psig	5 ÷ 10 psig	10 ÷ 15 psig
Profondità tratto filtrante sotto livello di falda (0,6 ÷ 8 m)	~ 1,5 ÷ 3 m	~ 3 ÷ 4,5 m	~ 0,6 ÷ 1,5 m
Flusso di iniezione d'aria (1,3 ÷ 40 scfm)	1,3 ÷ 5 scfm	5 ÷ 10 scfm	15 ÷ 20 scfm
Pressione d'iniezione (3,5 ÷ 25 psig)	5 ÷ 10 psig	10 ÷ 15 psig	20 ÷ 25 psig
Raggio d'influenza SVE/Raggio d'influenza AS (0,16 ÷ 7,42)	1 ÷ 2	0,16 ÷ 1	3 ÷ 4

5.3 Monitoraggio del processo e chiusura degli interventi

A seguito dell'installazione del sistema *full scale* dovrà essere prevista una rete di monitoraggio adeguata al sistema installato. Tale rete dovrà porre più attenzione alla zona vadosa, qualora il sistema sia orientato allo strippaggio dei contaminanti e alla zona satura, nel caso in cui il meccanismo d'azione predominante sia la biodegradazione.

L'AS è realizzato in modo da poter modificare nel tempo i parametri di funzionamento. È infatti opportuno prevedere comunque la possibilità di modificare nel tempo le portate iniettate in ogni singolo punto di iniezione (Paragrafo 5.2). Nel periodo di funzionamento del sistema di AS occorre periodicamente monitorare alcuni parametri utili per la valutazione dell'efficacia del sistema. In particolare occorre rilevare:

- portata e pressione dell'aria iniettata per ciascuna linea;
- concentrazione di ossigeno disciolto e di Ferro da ciascun pozzo di monitoraggio;
- pH, potenziale redox, temperatura;
- andamento delle concentrazioni dei VOC nel sottosuolo insaturo;
- andamento della concentrazione dei contaminanti disciolti nell'acqua sotterranea (campionamenti trimestrali).

La valutazione dell'andamento dei suddetti parametri è utile per esempio per decidere eventuali variazioni di portata d'aria da iniettare. In particolare, sulla base di tali informazioni si stabilisce se continuare il processo di bonifica in modalità di AS (favorendo lo strippaggio dei contaminanti) o se invece ottimizzare il trattamento passando al BS (favorendo la biodegradazione), diminuendo i flussi d'aria iniettati.

In termini indicativi si riporta in la sintesi delle principali caratteristiche di alcuni siti nei quali è stato applicato l'AS (Tabella 9) e dei parametri prestazionali dei medesimi impianti (Tabella 10). I casi cui si fa riferimento sono siti nei quali è stato gestito un sistema di AS progettato per la bonifica da idrocarburi, operante per un periodo variabile compreso tra 6 e 20 mesi. In Figura 9 sono riportati gli andamenti delle concentrazioni dei contaminanti nell'acqua sotterranea ottenuti a seguito dell'attivazione di un impianto tipico di AS.

La chiusura degli interventi e lo spegnimento del sistema sarà proporzionata agli obiettivi prefissati (riduzione della zona sorgente, barriera alla migrazione del pennacchio, attivazione dei fenomeni di biodegradazione, bonifica ai livelli previsti dalla legge ecc.). Il metodo più semplice per pianificare lo spegnimento dei sistema è monitorare frequentemente il sito e valutare i trend dei dati ottenuti. Esistono principalmente quattro gruppi di dati che possono fornire informazioni utili:

- la riduzione della concentrazione dei contaminanti di interesse. È evidente che la riduzione delle concentrazioni dei contaminanti disciolti nell'acqua sotterranea al di sotto dei limiti di legge costituisce il principale elemento da considerare nello spegnimento dell'impianto;
- la riduzione dei composti volatili nei sistemi di recupero (SVE, *soil gas* ecc.). Una diminuzione graduale delle concentrazioni di tali composti nei flussi estratti e nei *soil gas*, potrebbe indicare che i livelli di contaminanti nel terreno sono diminuiti;
- una diminuzione della concentrazione di CO_2 o un aumento della concentrazione dell'O_2 nei gas estratti. Un tale fenomeno può indicare che è rimasto poco substrato biodegradabile per la flora batterica attiva. Test respirometrici possono essere utilizzati per supportare tale trend;

Tabella 9 Parametri specifici di alcuni siti in cui è stato applicato l'AS.

Area (m^2)	Geologia	Idrogeologia	Fluttuazione Max falda	Stato ambientale	Tecnologia	Volume trattato (m^3)	Tempo di funzionamento
400	Ghiaia debolmente limosa con livelli ciottolosi	Falda superficiale con soggiacenza media di 2 m, gradiente idraulico 2-3 %, k circa $4*10^{-5}$ m/s	3 m	Contaminazione da BTEX e TPH nell'acqua sotterranea e nella frangia capillare per perdita di BSSP. Presenza di prodotto libero	SVE e AS	2000	20 mesi
345	Sabbia limosa passante a sabbia ghiaiosa a partire da 6 m da p.c.. Livelllo continuo da 13 m	Falda superficiale con soggiacenza media di circa 11 m, gradiente idraulico 1,1%, $k=1,5*10^{-5}$ m/s	1 m	Contaminazione da BTEX e TPH rilevata in seguito a segnalazione perdita di BSSP. Presenza di prodotto libero	SVE, AS e PT	2940	6 mesi (attivo)
450	Alternanze di sabbia e ghiaia con definiti orizzonti limosi	Falda superficiale con soggiacenza media di circa 18 m e gradiente idraulico 0,4 %	1.5 m	Contaminazione da TPH nel terreno (presenza di orizzonti limosi) rilevata dopo rimozione serbatoi interrati. Contaminazione da BTEX e TPH nell'acqua sotterranea.	SVE e AS	3000	12 mesi
440	Sabbia debolmente limosa con intercalazioni di ghaia	Falda superficiale con soggicenza media di 4 m	1 m	Contaminazione da BTEX e TPH nella frangia capillare e nell'acqua sotterranea, in seguito a spandimento accidentale di idrocabruri. Presenza di prodotto libero.	SVE, AS e PT	3080	20 mesi
180	Limo sabbioso alternato a ghaia in matrice sabbiosa	Falda superficiale con soggiacenza media di 11 m e gradiente idraulico locale di circa 0,3 %, $k=2*10^{-3}$ m/s	1 m	Contaminazione da TPH e BTEX rilevata in seguito a segnalazione perdita di BSSP. Presenza di prodotto libero	SVE, AS e PT	2520	20 mesi
240	Sabbia e sabbia limosa	Falda superficiale con soggiacenza media di circa 1,5 m, gradiente idraulico 0,4%	1.6 m	Contaminazione da BTEX e TPH rilevata nell'acqua sotterranea e nella frangia capillare dopo rimozione serbatoi interrati.	AS e SVE (SVE quale misura di sicurezza ad integrazione dell'AS)	1440	16 mesi

- riduzione della concentrazione di composti organici volatili nelle acque sotterranee dopo lo spegnimento del sistema. Una volta degradati anche gli intermedi dei processi biologici le concentrazioni di composti organici in falda dovrebbe decrescere a indicare l'avvenuta bonifica della zona interessata dall'intervento.

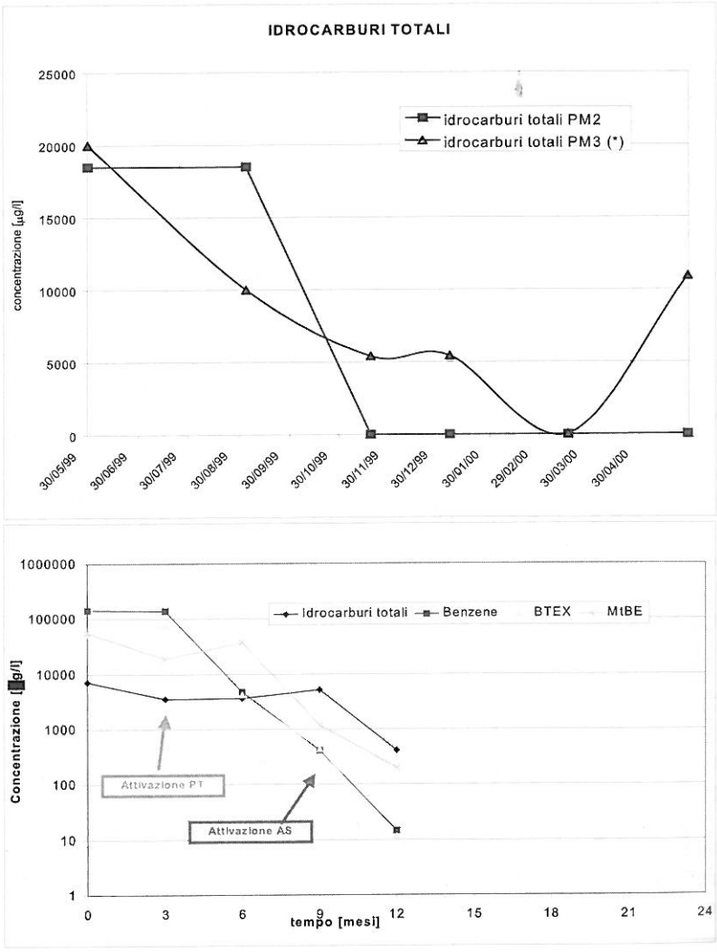

Figura 9 Andamento delle concentrazioni di idrocarburi nelle acque sotterranee.

Tabella 10 Parametri prestazionali di diversi impianti di AS.

Parametri prestazionali di impianti di AS								
		U.M.	Sito 1	Sito 2	Sito 3	Sito 4	Sito 5	Sito 6
Acqua sotterranea	Tempo di funzionamento	mesi	20	6	10	15	20	20
	Incremento massimo concentrazione O_2 disciolto	mg/l	7	3	7.3	5.4	6.1	5.4
	Concentrazione iniziale BTEX	µg/l	811	9910	1150	1679	3663	9508
	Concentrazione iniziale TPH	µg/l	2163	55808	964	7675	11214	4579
	Concentrazione finale BTEX	µg/l	34	365	0	0	0	0
	Concentrazione finale TPH	µg/l	13	14434	1	549	20	6
	Massimo decremento di BTEX	%	95.81%	96.32%	100%	100%	100%	100%
	Massimo decremento di TPH	%	99.40%	74%	99.90%	92.85%	99.82%	99.87%

Bibliografia citata

Ahlfed D.P., Dahmani A., Ji W. (1994) "A conceptual model of field behaviour of air sparging and its implication for application", Ground Water Monitoring and Remediation **14** 132-139

Johnson R., Johnson P., McWhorter D., Hinchee R., Goodman, I. (1993) "An overview of in situ air sparging,", Ground Water Monitoring and Remediation. 127-135

NFESC (2001) "Air sparging manual", Technical Report TR-2193-ENV, Naval Facilities Engineering Command

USACE (1997) "In situ air sparging - Engineering and Design", Engineer Manual 1110-1-4005, Department of the Army, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC

Bibliografia consigliata

Aelion C.M., Kirtland B.C. (2000) "Physical versus Biological Hydrocarbon Removal during Air Sparging and Soil Vapor Extraction", Environmental Science and Technology **34** 3167-3173

Bass D.H., Brown R. A. (1996) "Air sparging case study database update", Proceedings of the First International Symposium on In situ Air Sparging for Site Remediation, Las Vegas, NV, 24 -25 October

Naval facilities engineering command (2001) "Final air sparging guidance document", Washington, DC 20374-5065, 31/08/2001

Roberts L.A., Wilson D.J. (1993) "Groundwater cleanup by in situ sparging – I: Modeling of dense, non-aqueous phase liquid droplet removal", Separation Science and Technology **28** 1127-1143