



Università  
Ca' Foscari  
Venezia

## Corso di Laurea magistrale (*ordinamento ex D.M. 270/2004*) in Scienze Ambientali

Tesi di Laurea

Titolo

*Analisi critica e comparata delle normative nazionali e regionali relative alla problematica dell'utilizzo delle misure di soil gas nella bonifica dei siti contaminati.*

—  
Ca' Foscari  
Dorsoduro 3246  
30123 Venezia

**Relatore**

Dott.ssa Elena Semenzin

**Correlatore**

Dott.ssa Lisa Pizzol

**Laureando**

Lorenzo Zanella  
Matricola 800492

**Anno Accademico**

2014 / 2015

# INDICE

## SOMMARIO

<b>MOTIVAZIONI</b> .....	6
<b>OBIETTIVI E ARTICOLAZIONE DEL LAVORO DI TESI</b> .....	7
<b>CAPITOLO 1. Introduzione alla problematica dei siti contaminati</b> .....	9
1.1 Sviluppo cronologico della normativa in materia di siti contaminati.....	10
<b>CAPITOLO 2. La procedura per l'analisi di rischio secondo i criteri metodologici predisposti da APAT (2008)</b> .....	18
2.1 Il modello concettuale del sito contaminato (MCS) .....	18
2.2 Il calcolo del rischio per i siti contaminati .....	21
2.3 Problematiche connesse all'analisi di rischio .....	24
2.3.1 Problematiche connesse all'analisi di rischio per i percorsi di esposizione di inalazione indoor/outdoor di vapori e/o polveri.....	25
<b>CAPITOLO 3. Stato dell'arte internazionale e nazionale sulla problematica dei soil gas</b> .....	27
3.1 Definizione di misure di soil gas.....	30
3.2 L'uso delle misure di soil gas nell'ambito dell'analisi di rischio.....	31
3.3 Documenti e protocolli disponibili a livello nazionale ed internazionale .....	33
3.4 Procedura comparativa per lo sviluppo di un protocollo nazionale sulle misure di soil gas.....	35
<b>CAPITOLO 4. Analisi critica comparata dei protocolli regionali e nazionali sulla tematica dei soil gas</b> .....	37
4.1 Sistemi di misura.....	37
4.1.1 Sonde soil gas .....	38
4.1.1.1 Tipologia di sonde e criteri di installazione .....	39
4.1.1.2 Profondità di installazione .....	44
4.1.1.3 Numero e ubicazione dei punti di misura .....	46
4.1.1.4 Materiali da utilizzare per le sonde, le tubazioni, e i collegamenti.....	48
4.1.2 Camere di flusso (flux chamber) .....	50
4.1.2.1 Tipologia di camera.....	51

4.1.2.2 Caratteristiche progettuali delle camere.....	53
4.2 Metodi di campionamento.....	55
4.2.1 Metodi di screening.....	56
4.2.2 Campionamento diretto.....	57
4.2.3 Campionamento indiretto attivo .....	59
4.2.4 Campionamento indiretto passivo.....	60
4.3 Procedura di campionamento .....	61
4.3.1 Test di tenuta .....	63
4.3.2 Volume di spurgo nelle sonde soil gas .....	65
4.3.3 Volume di spurgo nella camera di flusso aperta dinamica .....	67
4.3.4 Volume e portata di campionamento sonde soil gas.....	68
4.3.5 Volume e portata di campionamento nella camera di flusso aperta dinamica.....	69
4.3.6 Condizioni ambientali che influenzano il campionamento.....	70
4.3.7 Frequenza di campionamento.....	72
<b>CONCLUSIONI</b> .....	74
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	76
<b>RIFERIMENTI NORMATIVI</b> .....	77

## SOMMARIO

La problematica dei siti contaminati riveste un'importanza rilevante nell'ambito del rischio ambientale e della salute pubblica in quanto i siti contaminati possono essere considerati un modello di sviluppo poco attento all'ambiente e nella maggior parte dei casi rappresentano pesanti e scomode eredità del secolo passato (ARPA Emilia Romagna, 2009). Si è quindi reso necessario avviare processi di riqualificazione dei siti contaminati e creare un quadro normativo europeo e nazionale che fosse in grado di affrontare efficacemente questa problematica. All'interno di questo quadro normativo, l'analisi di rischio assume un ruolo centrale nella valutazione e nella gestione dei siti contaminati ed è per questo che a livello nazionale ed internazionale sono state sviluppate delle linee guida e degli strumenti applicativi per supportare esperti, amministratori pubblici e controllori nell'utilizzare in modo appropriato questo strumento di analisi.

Il documento guida a livello nazionale per l'applicazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale ai siti contaminati è stato elaborato da ISPRA (Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale, ex APAT) nel 2008. Si tratta di un documento che consente di valutare i rischi per la salute umana e per l'ambiente connessi alla presenza di contaminanti nelle matrici ambientali, ma che lascia alcune criticità ancora aperte a livello nazionale quali ad esempio l'applicabilità dell'analisi di rischio ai suoli eterogenei (riporti), alle aree agricole, e la corretta valutazione dei percorsi di lisciviazione e di volatilizzazione. Queste criticità sono oggi oggetto di studio e ricerca in quanto l'obiettivo è quello di superarle per poter offrire agli utenti finali uno strumento (quello dell'analisi di rischio) più completo ed affidabile possibile, su cui si possano basare delle robuste decisioni in campo ambientale. Ad esempio, tra queste problematiche la rete Reconnet<sup>1</sup> (Rete nazionale sulla gestione e la bonifica dei siti contaminati) ha deciso di affrontare quella dell'intrusione di vapori in quanto attualmente, a livello nazionale, non esiste un documento unico che la affronti in maniera esaustiva.

Tale problematica si fonda sul fatto che, come ormai riconosciuto dagli addetti ai lavori, nel caso di attivazione dei percorsi di esposizione per inalazione indoor/outdoor di vapori e/o polveri, la procedura di analisi di rischio applicata ai siti contaminati fornisce degli output estremamente conservativi, soprattutto per quanto riguarda l'esposizione indoor.

---

<sup>1</sup>La rete Reconnet nasce da un accordo tra Università, Istituti di Ricerca ed Agenzie Ambientali, con l'obiettivo di fornire un contributo alla soluzione alle principali criticità di carattere tecnico e normativo alla gestione e bonifica dei siti contaminati, incoraggiando la collaborazione e promuovendo i contatti e gli scambi di informazioni tra enti di ricerca, enti di controllo ed imprese. Fonte: <http://www.reconnet.net/>

L'inclusione di misure dirette di soil gas (misure delle concentrazioni dei gas presenti negli spazi intergranulari del sottosuolo) consentirebbe un'analisi più rappresentativa dei rischi igienico-sanitari correlati ai potenziali meccanismi di inalazione indoor/outdoor di vapori e polveri.

In seguito a tali considerazioni, sono stati elaborati in tutta Italia diversi documenti e protocolli a livello regionale riguardanti la questione dell'intrusione di vapori e l'utilizzo di misure di soil gas. Poichè tali protocolli adottano spesso procedure diverse nell'utilizzo di metodi e strumenti, risulta necessario delineare una procedura condivisa attraverso la comparazione e l'analisi di quanto è stato pubblicato sulla tematica a livello nazionale e delle esperienze più rilevanti evidenziate a livello internazionale.

Il lavoro di tesi si è quindi incentrato sulla raccolta e sull'analisi critica comparata dei protocolli e dei documenti disponibili su scala nazionale, supportata dall'analisi di alcuni documenti di rilievo disponibili a livello internazionale. Tale lavoro ha portato alla redazione di una proposta di protocollo unico sulla tematica dell'intrusione di vapori che verrà reso disponibile al gruppo di lavoro della rete Reconnet per un suo eventuale utilizzo come base per la preparazione dell'atteso protocollo nazionale.

## **MOTIVAZIONI**

Il manuale “Criteri metodologici” elaborato da ISPRA (ex APAT) nel 2008 specifica che in considerazione della limitata rappresentatività dei fattori di trasporto utilizzati nel livello 2 di analisi di rischio (che non permettono una corretta modellizzazione dei reali fenomeni di volatilizzazione da suolo e da falda), si dovranno eventualmente prevedere campagne di indagini dirette (es. misure di soil gas, campionamenti dell’aria indoor e outdoor), in modo da verificare i risultati ottenuti dai modelli utilizzati nella procedura di analisi di rischio.

L’utilizzo di misure di soil gas come strumento di valutazione dell’effettiva entità dei fenomeni di volatilizzazione della contaminazione da un suolo inquinato ha quindi portato alla necessità di esplicitare il legame esistente tra la “matrice soil gas” e le matrici terreno ed acque sotterranee previste dalla normativa ambientale. Le posizioni attuali in merito prevedono il ricorso ad una procedura di analisi di rischio sempre più sito-specifica e sempre meno influenzata dagli eccessi di “cautelatività”.

Emerge quindi la necessità di chiarire alcuni aspetti riguardanti l’approccio che viene adottato per le misure di soil gas.

In assenza di un protocollo nazionale sulle misure di soil gas, alcune regioni si sono adoperate per rispondere a specifiche criticità riscontrate a livello locale e, nella maggior parte dei casi, la scelta dell’approccio da adottare è stata influenzata dalle disponibilità economiche delle varie agenzie regionali nel reperimento delle strumentazioni di verifica dei soil gas piuttosto che da motivazioni tecnico-scientifiche.

Poichè ogni agenzia regionale ha l’obbligo di valutare l’idoneità dei monitoraggi di soil gas utilizzati nell’ambito dei procedimenti di bonifica da parte dei proponenti, risulta decisamente importante e necessario provvedere ad un’armonizzazione degli approcci utilizzati, in modo da regolamentare l’effettuazione della misura stessa di soil gas attraverso la realizzazione di un protocollo unico nazionale che includa i migliori approcci e strumenti ad oggi disponibili.

## ***OBIETTIVI E ARTICOLAZIONE DEL LAVORO DI TESI***

L'obiettivo principale di questo lavoro di tesi magistrale consiste nella raccolta e analisi critica comparata dei protocolli e dei documenti disponibili su scala nazionale relativamente alla tematica dell'intrusione di vapori, con il supporto di alcuni documenti di rilievo disponibili a livello internazionale. Lo scopo finale è stato quello di redarre un proposta di protocollo unico sulla tematica dell'intrusione di vapori basata sulle migliori conoscenze ed esperienze ad oggi disponibili.

La tesi si articola in quattro capitoli, qui di seguito brevemente descritti.

Nel primo capitolo viene fornita una breve introduzione riguardante la problematica dei siti contaminati, lo sviluppo cronologico della normativa nazionale per questo settore e l'iter di bonifica attualmente in vigore in Italia.

Nel secondo capitolo si presenta la procedura di analisi di rischio definita secondo i criteri metodologici elaborati da ISPRA (ex APAT) nel 2008. Partendo dalla definizione del modello concettuale di un sito contaminato si definisce il calcolo del rischio e successivamente si presentano le problematiche ancora aperte connesse all'analisi di rischio, con particolare attenzione a quella relativa alla stima dei percorsi di esposizione di inalazione indoor/outdoor di vapori e/o polveri.

Il terzo capitolo introduce in maniera dettagliata la problematica dell'intrusione di vapori e delle misure dei soil gas e descrive la metodologia adottata nel lavoro di tesi per l'analisi critica comparata dei protocolli e dei documenti esistenti, basata sulla definizione di un set di criteri.

Infine il quarto capitolo rappresenta il risultato dell'analisi critica comparata dei protocolli e dei documenti esistenti a livello nazionale (ed internazionale) secondo i criteri presentati nel terzo capitolo. Per ciascuno dei criteri, sulla base dei risultati dell'analisi, viene presentata una proposta di armonizzazione che potrà supportare la futura stesura di un protocollo unico inerente la tematica del soil gas da parte della rete Reconnet.

Nello specifico, il quarto capitolo è articolato nei seguenti tre paragrafi: 4.1 in cui si presentano i sistemi di misura, descrivendo le caratteristiche tecniche e le modalità d'uso delle sonde soil gas e delle camere di flusso; 4.2 in cui si descrivono e confrontano i vari metodi di campionamento applicabili con i diversi strumenti di misura (metodi di screening,

metodo diretto, metodo indiretto); ed infine 4.3 in cui l'attenzione viene posta sulle differenti procedure di campionamento ovvero su tutti gli elementi da considerare per il campionamento (test di tenuta, volume e portata di campionamento, ecc).

Chiudono la tesi delle considerazioni conclusive finali.



## **CAPITOLO 1. Introduzione alla problematica dei siti contaminati**

La bonifica dei siti contaminati è una delle più rilevanti problematiche nell'ambito degli interventi di risanamento e recupero ambientale. L'identificazione, la caratterizzazione ed il recupero di aree contaminate rappresentano un problema ambientale di importanza prioritaria, sia a livello europeo che nel contesto nazionale (ISPRA, 2013).

Le aree interessate da contaminazioni chimiche sono in genere sede di: attività industriali con processi e lavorazioni per la realizzazione di prodotti chimici di varia natura, attività di distribuzione carburanti, come ad esempio punti vendita carburante, depositi di idrocarburi, impianti di trattamento e smaltimento rifiuti e tutte le aree dove avvengano sversamenti di sostanze inquinanti in maniera accidentale.

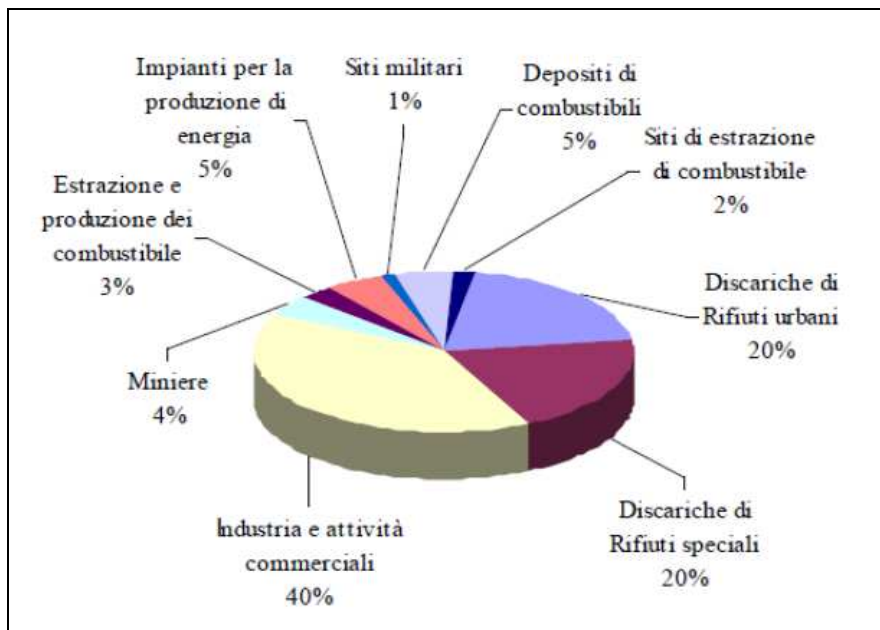
I siti da bonificare negli stati membri della EEA (European Environment Agency), a livello quindi europeo e nazionale, sono circa 250.000, e migliaia tra questi siti si trovano in Italia<sup>2</sup>. In particolar modo, i siti di "interesse nazionale per le bonifiche" (SIN) in Italia sono 57, considerati tali in base all'entità della contaminazione ambientale e al rischio sanitario. Le aree comprese in questo programma di bonifica sono aree industriali dismesse o in corso di riconversione, aree oggetto di incidenti con perdita di inquinanti chimici in passato, e aree oggetto di smaltimento di rifiuti<sup>3</sup>. In figura 1.1 si riporta la distribuzione dei SIN per tipologia di attività<sup>4</sup>.

---

<sup>2</sup>Fonte:[http://www.cgil.it/Archivio/AmbienteTerritorio/RifiutiBonifiche/Bonifiche/Report2\\_Bonifiche\\_SitiContaminati.pdf](http://www.cgil.it/Archivio/AmbienteTerritorio/RifiutiBonifiche/Bonifiche/Report2_Bonifiche_SitiContaminati.pdf)

<sup>3</sup>Fonte:<http://www.salute.gov.it>

<sup>4</sup>Art. 252, comma 1 del D.Lgs. 152/2006 *"i siti d'interesse nazionale, ai fini della bonifica, sono individuabili in relazione alle caratteristiche del sito, alle quantità e pericolosità degli inquinanti presenti, al rilievo dell'impatto sull'ambiente circostante in termini di rischio sanitario ed ecologico, nonché di pregiudizio per i beni culturali ed ambientali"*.



**Figura 1.1** Distribuzione dei siti contaminati in Italia per tipologia di attività (ISPRA, 2013).

In tali aree contaminate emerge la necessità di intervenire attraverso sistemi di bonifica che vadano ad interessare sia la matrice suolo che le acque di falda. Gli interventi necessari sono finalizzati a prevenire il rischio di esposizione di persone a sostanze pericolose e ad impedire la diffusione della contaminazione nell'ambiente circostante (ISPRA, 2013). Si prevede quindi di intervenire prioritariamente per mettere in sicurezza il sito e successivamente per eseguire le attività di bonifica e di ripristino ambientale (ISPRA, 2013). Nei paragrafi seguenti sarà definito lo sviluppo della normativa nazionale in materia di siti contaminati e l'iter di bonifica attualmente previsto a livello nazionale.

### **1.1 Sviluppo cronologico della normativa in materia di siti contaminati**

La prima legge italiana a trattare il tema della bonifica dei siti contaminati in Italia è la Legge 29/10/1987, n.441 "*Disposizioni urgenti in materia di smaltimento rifiuti*". Tale legge, obbligando le regioni a dotarsi di piani per la bonifica delle aree inquinate nel proprio territorio, ha costituito il punto di partenza da cui poi si è sviluppata tutta la normativa in materia.

La prima normativa completamente dedicata alla bonifica delle aree contaminate è però costituita dal D.M. 16/05/1989, con il quale si definiva l'iter procedurale per la predisposizione dei piani regionali di bonifica (PRB), nonché gli obiettivi che questi dovevano raggiungere, ossia individuare le aree da bonificare, definire le caratteristiche generali degli inquinanti presenti, e stabilire le modalità di intervento per la bonifica.

Successivamente è stato emanato il D.Lgs. n. 22 del 5 febbraio 1997, denominato Decreto Ronchi, con cui si è regolamentato il settore relativo alla gestione dei rifiuti. Più precisamente, il decreto espone l'importanza della bonifica e del recupero ambientale dei siti inquinati, favorisce l'aspetto della priorità del recupero rispetto allo smaltimento, e sottolinea come la prevenzione sia un elemento fondamentale in questo campo. Il Decreto Ronchi recepisce il principio comunitario "chi inquina paga"<sup>5</sup>, e definisce le competenze delle amministrazioni locali in materia di siti contaminati. Nel Decreto stesso viene anche previsto, per casi di particolare gravità, il finanziamento pubblico di interventi di bonifica fino ad un massimo del 50% delle spese totali. Ad entrare nel merito di quest'ultimo aspetto è stata la legge n. 426 del 9 dicembre 1998 "Nuovi interventi in campo ambientale". In tale legge viene delineato un "Programma nazionale di bonifica e di ripristino ambientale dei siti inquinati" che sulla base del lavoro congiunto del Ministero dell'Ambiente e della Conferenza Stato-Regioni prevede lo stanziamento di notevoli risorse economiche per i primi "siti di interesse nazionale" individuati: Napoli orientale, Porto Marghera (Venezia), Gela e Priolo, Manfredonia, Taranto, Cengio e Saliceto, Brindisi, Piombino, Massa e Carrara, Casal Monferrato, il litorale Domizio - Flegreo e l'Agro aversano, l'area di Pitelli (La Spezia), Pieve Vergonte e Balangero.

Il 15 dicembre 1999 viene pubblicato in Gazzetta ufficiale il Decreto ministeriale 471/99, che definisce le norme tecniche e le procedure da seguire per le bonifiche, in attuazione di quanto previsto nel Decreto Ronchi. Il D.M. 471/99 fornisce una chiara definizione di sito inquinato: *"sito che presenta livelli di contaminazione o alterazioni chimiche, fisiche o biologiche del suolo o del sottosuolo o delle acque superficiali o delle acque sotterranee tali da determinare un pericolo per la salute pubblica o per l'ambiente naturale o costruito ... è inquinato il sito nel quale anche uno solo dei valori di concentrazione delle sostanze inquinanti nel suolo o nel sottosuolo o nelle acque sotterranee o nelle acque superficiali risulta superiore ai valori di concentrazione limite accettabili stabiliti dal presente regolamento"*<sup>6</sup>. Rispetto alla normativa precedente tale decreto introduce due principali novità: 1) si occupa dell'inquinamento di ogni tipo di sito, senza considerare le dimensioni delle aree da bonificare (riguarda infatti sia il piccolo distributore di benzina che il polo

---

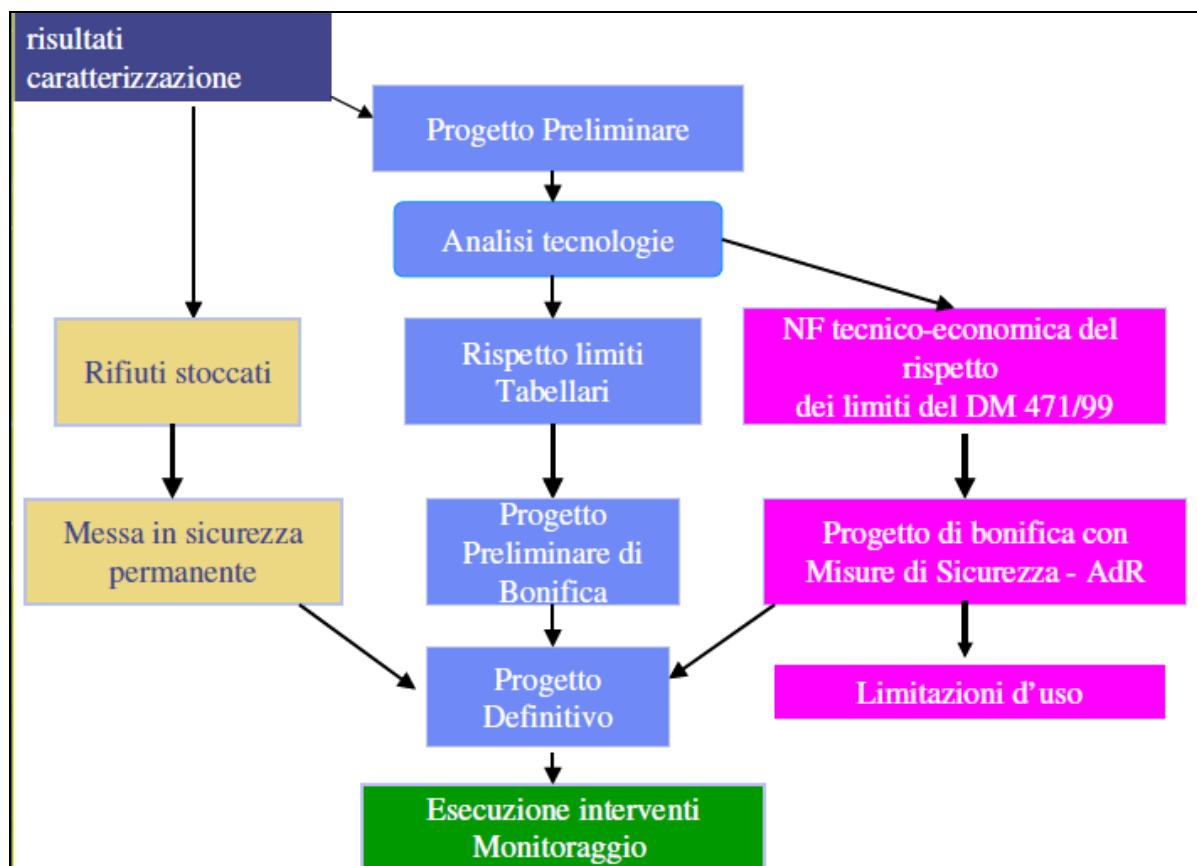
<sup>5</sup>La prima formulazione del principio "chi inquina paga" è dovuta a livello internazionale all'OCSE, che nella Raccomandazione del 26 maggio 1972, n.128, ha affermato la necessità che all'inquinatore fossero imputati *"i costi della prevenzione e delle azioni contro l'inquinamento come definite dall'Autorità pubblica al fine di mantenere l'ambiente in uno stato accettabile"*.

Fonte: <http://riforma.it/it/articolo/2015/05/25/ecoreati-una-riforma-annacquata>.

<sup>6</sup>Art. 2, comma b, D.M 471/99.

petrolchimico di Porto Marghera), e 2) estende il concetto di sito inquinato ad aree in cui sono insediate industrie ancora in attività.

L'approccio tabellare del DM 471/99 (schematizzato in figura 1.2) prevede il confronto delle concentrazioni ambientali con i valori di concentrazione limite accettabili per le sostanze inquinanti presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee superati i quali è necessario procedere alla decontaminazione.



**Figura 1.2** Fasi di implementazione del DM 471/99 (D'Aprile L., 2013).

Con l'entrata in vigore del D.lgs 152/2006, si ha una profonda trasformazione in materia di siti contaminati sia per quanto riguarda l'iter di bonifica amministrativo (disciplinato nell'art. 242 del Decreto) sia per quanto riguarda l'approccio con cui viene affrontato l'argomento. Secondo quanto previsto dal D.Lgs. 152/2006 per poter definire un sito "contaminato" è necessario che *"i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), determinati con l'applicazione della procedura di analisi di rischio di cui all'Allegato 1 alla parte quarta del ... decreto sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione"*<sup>7</sup> risultino superati. L'approccio tabellare del DM 471/99 è quindi così superato a favore di un approccio sito-

<sup>7</sup>Art. 240 comma 1, lettera e, D.lgs 152/2006.

specifico: il superamento delle concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) consente di definire un sito “potenzialmente contaminato”, mentre è il superamento delle concentrazioni soglia di rischio (CRS), definite mediante l’applicazione dell’analisi di rischio sito-specifica, a definirlo “contaminato”. Sono quindi le CSR a rappresentare l’obiettivo della bonifica.

Negli anni successivi sono state pubblicate ulteriori norme in merito. Un esempio è la Legge 22 dicembre 2011 in cui il Legislatore ha dato la possibilità, già attiva nel D.M. 471/99, di prevedere fasi temporali e/o spaziali di progettazione di interventi di bonifica di particolare criticità e/o complessità. In tale legge sono inoltre definite semplificazioni per l’effettuazione di interventi di manutenzione ordinaria e straordinaria e di messa in sicurezza di impianti industriali in siti oggetto di bonifica.

Si cita poi la Legge n.98 del 9 agosto 2013, conversione in legge del D.L. 69/2013, che sostituisce totalmente l’art. 243 del D.Lgs. 152/2006 in materia di gestione delle acque di falda emunte e razionalizza la disciplina dell’utilizzo delle terre e rocce da scavo.

Il D. legge n. 91 del 24 giugno 2014 introduce nel D.lgs 152/2006 l’art. 242 bis che prevede una procedura semplificata per le operazioni di bonifica o di messa in sicurezza così come modificata dall’art 34 comma 10 bis della legge n. 164 del 2014: l’operatore che è interessato ad avviare a proprie spese interventi di bonifica per ridurre la contaminazione può presentare uno specifico progetto *“completo degli interventi programmati sulla base dei dati dello stato di contaminazione del sito, nonché del cronoprogramma di svolgimento dei lavori”* individuando le CSC come obiettivi della bonifica. *“La fase di caratterizzazione e il relativo progetto di bonifica non sono sottoposti alle procedure di approvazione di cui agli articoli 242 e 252, bensì a controllo ai sensi dei commi 3 e 4 del presente articolo per la verifica del conseguimento dei valori di concentrazione soglia di contaminazione nei suoli per la specifica destinazione d’uso<sup>8</sup>”*. Inoltre come riporta l’art 1 bis, se il sito oggetto di bonifica ha un’ estensione superiore a 15.000 metri quadrati, si può attuare il progetto in non più di tre fasi; se superiore a 400.000 metri quadrati, il numero delle fasi è stabilito a seconda di un cronoprogramma specifico<sup>9</sup>.

Nel paragrafo successivo viene riportata in modo più dettagliato la parte del D.lgs 152/2006 che tratta l’aspetto delle bonifiche dei siti contaminati.

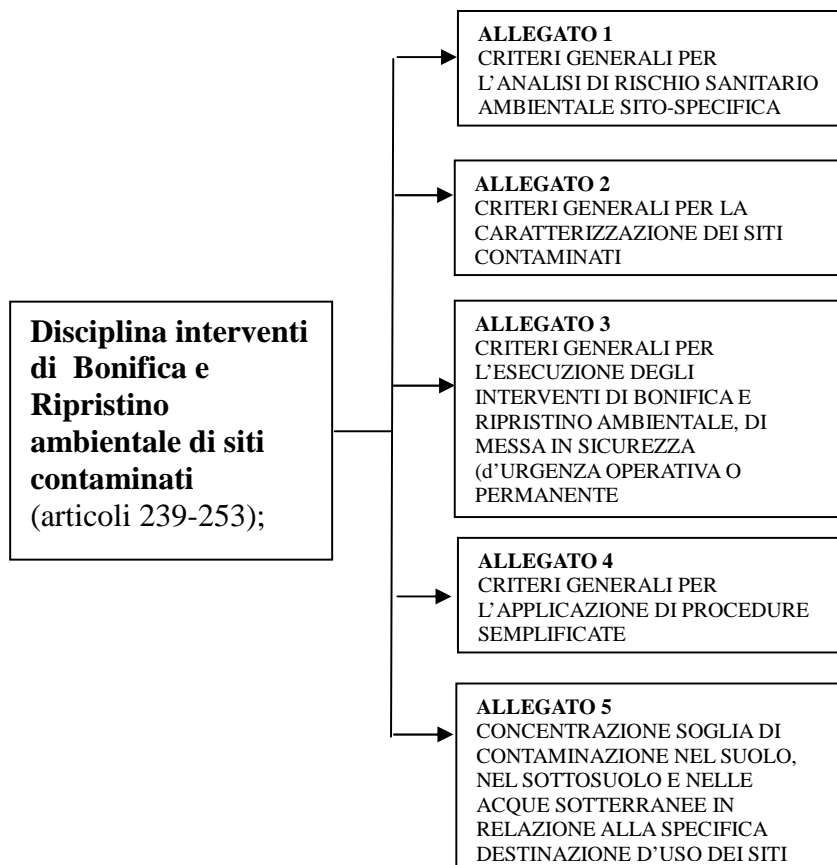
---

<sup>8</sup>Art . 242 bis, comma 1, D.lgs 152/2006.

<sup>9</sup>Art 242 bis, comma 1 bis, D.lgs 152/2006.

## 1.2 Iter di bonifica vigente

Il presente paragrafo si concentra sulla parte quarta del titolo quinto del D.Lgs 3 aprile 2006 n 152 che, con gli articoli dal n°239 al n°253, disciplina la “bonifica dei siti contaminati”; tale parte comprende cinque allegati che contengono le norme in materia di bonifiche dei siti contaminati sintetizzate in figura 1.3.



**Figura 1.3** Sintesi dei contenuti degli allegati alla parte IV titolo V del D.lgs 152/2006 e indicazione degli articoli di riferimento.

Di seguito ci si sofferma solo sugli articoli più rilevanti che forniscono informazioni specifiche sull'iter di bonifica oggi in vigore.

L'applicazione del quadro normativo esposto comprende, nell'articolo 239, i siti contaminati ed esclude l'abbandono dei rifiuti (disciplinato alla parte IV titolo IV del D.lgs. 152/2006). Il successivo articolo 240 fornisce le definizioni di “sito potenzialmente contaminato”, “sito non contaminato” e “sito contaminato” ed introduce i parametri e le regole di distinzione che definiscono le procedure amministrative ed operative. Nello specifico vengono definite le “concentrazioni soglia di contaminazione” (CSC), come i “*livelli di contaminazione delle matrici ambientali che costituiscono valori al di sopra dei quali e' necessaria la*

*caratterizzazione del sito e l'analisi di rischio sito specifica, come individuati nell'Allegato 5 alla parte quarta del ... decreto. Nel caso in cui il sito potenzialmente contaminato sia ubicato in un'area interessata da fenomeni antropici o naturali che abbiano determinato il superamento di una o più concentrazioni soglia di contaminazione, queste ultime si assumono pari al valore di fondo esistente per tutti i parametri superati<sup>10</sup>. L'articolo 240 fornisce anche la definizione di CSR "concentrazioni soglia di rischio" che rappresentano "i livelli di contaminazione delle matrici ambientali, da determinare caso per caso con l'applicazione della procedura di analisi di rischio sito specifica secondo i principi illustrati nell'Allegato 1 alla parte quarta del ... decreto e sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, il cui superamento richiede la messa in sicurezza e la bonifica. I livelli di concentrazione così definiti costituiscono i livelli di accettabilità per il sito<sup>11</sup>. Riferendosi all'articolo 242, si espone l'iter amministrativo di bonifica, il quale nello specifico prevede che "al verificarsi di un evento che sia potenzialmente in grado di contaminare il sito, il responsabile dell'inquinamento debba mettere in opera entro ventiquattro ore le misure necessarie di prevenzione, dandone immediata comunicazione<sup>12</sup>. Come conseguenza il responsabile esegue quindi un'indagine preliminare con l'obiettivo di accertare o meno la presenza di contaminazione nel sito e, "qualora l'indagine preliminare di cui al comma 2 accerti l'avvenuto superamento delle CSC anche per un solo parametro, il responsabile dell'inquinamento ne dà immediata notizia al comune ed alle province competenti per territorio con la descrizione delle misure di prevenzione e di messa in sicurezza di emergenza adottate..."<sup>13</sup>. Come riportato in figura 1.4, il soggetto responsabile, una volta che ha provveduto a fare le opportune comunicazioni, "entro 30 giorni dalla notifica di contaminazione, presenta alle autorità competenti il Piano di caratterizzazione (secondo quanto previsto dall'Allegato 2 al decreto)" che sarà finalizzato al successivo documento di analisi di rischio (predisposto secondo l'Allegato 1).*

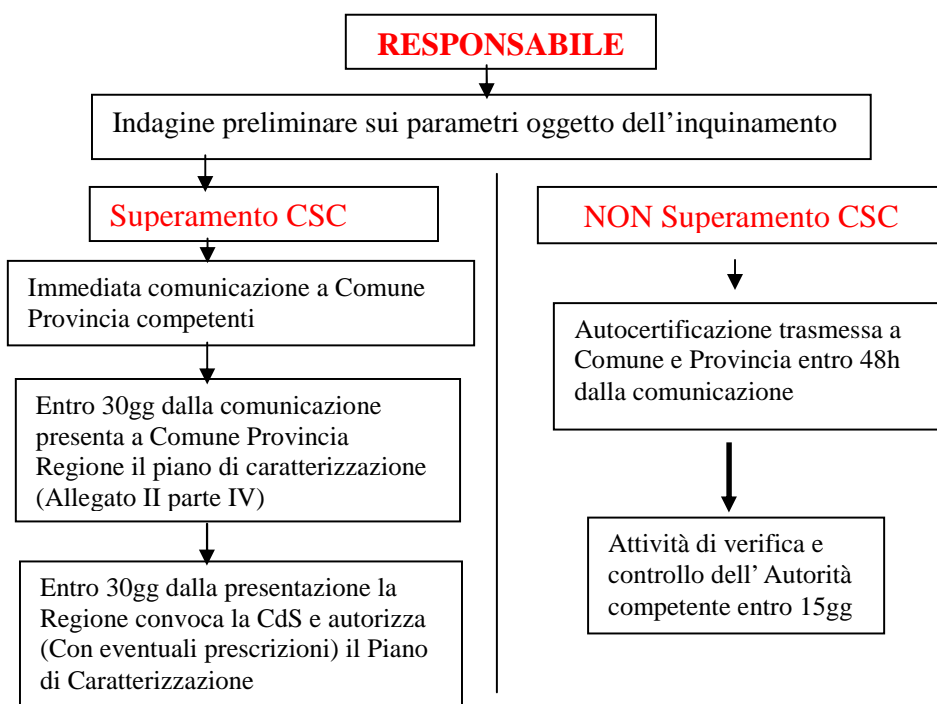
---

<sup>10</sup>Art. 240, comma 1, lettera b, D.lgs 152/2006.

<sup>11</sup>Art 240, comma 1, lettera c, D.lgs 152/2006.

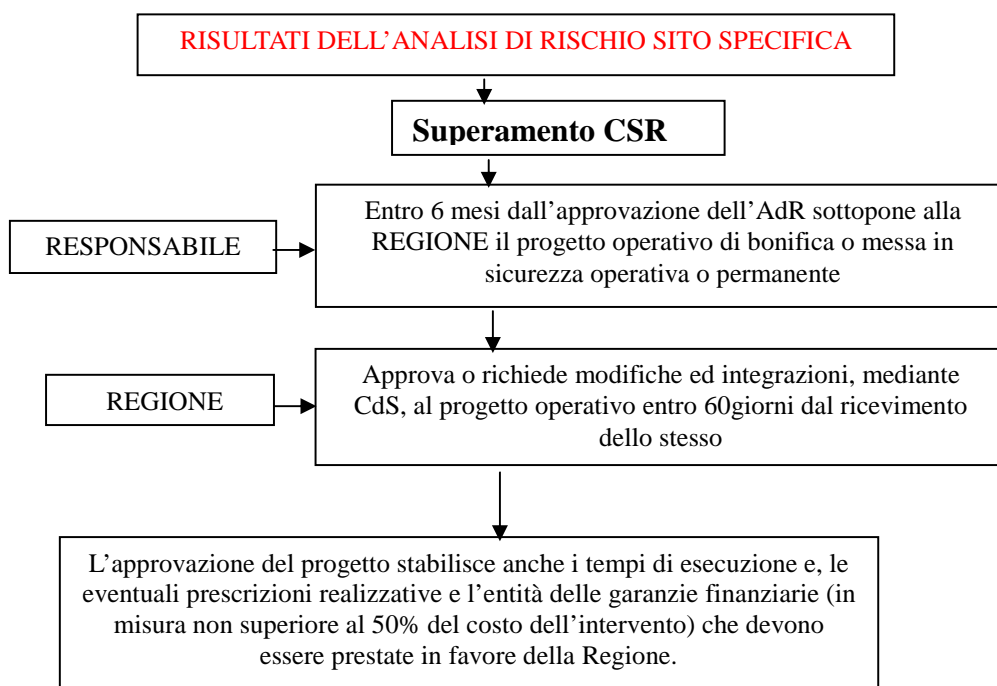
<sup>12</sup>Art 242, comma 1, D.lgs 152/2006.

<sup>13</sup>Art 242, comma 3, Dlgs 152/2006.



**Figura 1.4** –Iter amministrativo derivante dai risultati dell'indagine preliminare, art. 242 D.lgs 152/2006.

Nel caso in cui le analisi dei contaminanti presenti nel sito evidenzino valori inferiori ai risultati dell'analisi di rischio sito specifica (CSR) non è previsto l'obbligo di bonifica. Se invece le concentrazioni presenti risultano superiori alle CSR, il sito viene definito "contaminato" e l'obbligo di bonifica prevede l'elaborazione e la messa in opera di un progetto di bonifica per ricondurre l'accettabilità del rischio entro i limiti previsti dagli obiettivi di bonifica (CSR) (figura 1.5).



**Figura 1.5** –Iter di approvazione del progetto di bonifica secondo l'art 242 del D.Lgs 152/2006.



Secondo l'art 250 del D.Lgs.152/2006, si analizza l'intervento di bonifica da parte delle pubbliche amministrazioni e in particolare, si dispone l'intervento nel caso in cui *"i soggetti responsabili della contaminazione non siano individuabili, oppure non provvedano ad adempiere agli obblighi prescritti"*.

Infine l'art 252 del D.Lgs. 152/2006 predispone l'individuazione dei "siti di interesse nazionale" (SIN). *"I siti di interesse nazionale, ai fini della bonifica, sono individuabili in relazione alle caratteristiche del sito, alle quantità e pericolosità degli inquinanti presenti, al rilievo dell'impatto sull'ambiente circostante in termini di rischio sanitario ed ecologico, nonché di pregiudizio per i beni culturali ed ambientali"*<sup>14</sup>. *"La procedura di bonifica di cui all'articolo 242 dei siti di interesse nazionale e' attribuita alla competenza del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio, sentito il Ministero delle attività produttive. Il Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio può avvalersi anche dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT), delle Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente delle regioni interessate e dell'Istituto superiore di sanità nonché di altri soggetti qualificati pubblici o privati"*<sup>15</sup>.

Per chiarire alcune fasi dell'iter di bonifica definito dal D.Lgs.152/2006, nel 2006 (e successivamente del 2008) l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici (APAT) ha predisposto delle linee guida che specificano le procedure da adottare a livello nazionale per l'applicazione dell'analisi di rischio. Tali linee guida saranno presentate nel capito seguente.

---

<sup>14</sup>Art . 252, comma 1, D.lgs 152/2006

<sup>15</sup>Art. 252, comma 4, D.lgs 152/2006

## **CAPITOLO 2. La procedura per l'analisi di rischio secondo i criteri metodologici predisposti da APAT (2008)**

Nel 2005 l'APAT (Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici), con il supporto delle comunità scientifiche nazionali ISS (Istituto Superiore di Sanità) e ISPELS (Istituto Superiore Prevenzione e Sicurezza sul Lavoro), e delle agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente (ARPA), ha predisposto un documento che fosse in grado di rendere omogenee le applicazioni di analisi di rischio sui suoli, al fine di perseguire gli obiettivi di tutela dell'ambiente. Tale documento aveva l'obiettivo di fornire un supporto di riferimento per i tecnici delle Pubbliche Amministrazioni, per i professionisti e gli operatori del settore, che si trovassero nella situazione di dover valutare specifici progetti di bonifica di siti contaminati (APAT, 2008). La Comunità scientifica si è quindi dotata di un documento tecnico che fornisse indicazioni teoriche ed operative ai soggetti interessati, in modo da ridurre le diversità fino allora presenti nell'applicazione della procedura in questione, ed ottenere così una procedura condivisa, da prendere come modello a livello nazionale.

A seguito della prima versione dei "Criteri metodologici" pubblicata nel 2005, nel 2006 è stata realizzata la prima revisione, ed infine nel 2008 è stata terminata l'ultimo documento (revisione 2), oggetto di analisi nel presente capitolo. In accordo con quanto previsto nel documento APAT del 2008, la valutazione del rischio viene definita come la stima delle conseguenze che un evento potenzialmente dannoso ha sulla salute umana, in termini di probabilità che le stesse conseguenze si verifichino.

### **2.1 Il modello concettuale del sito contaminato (MCS)**

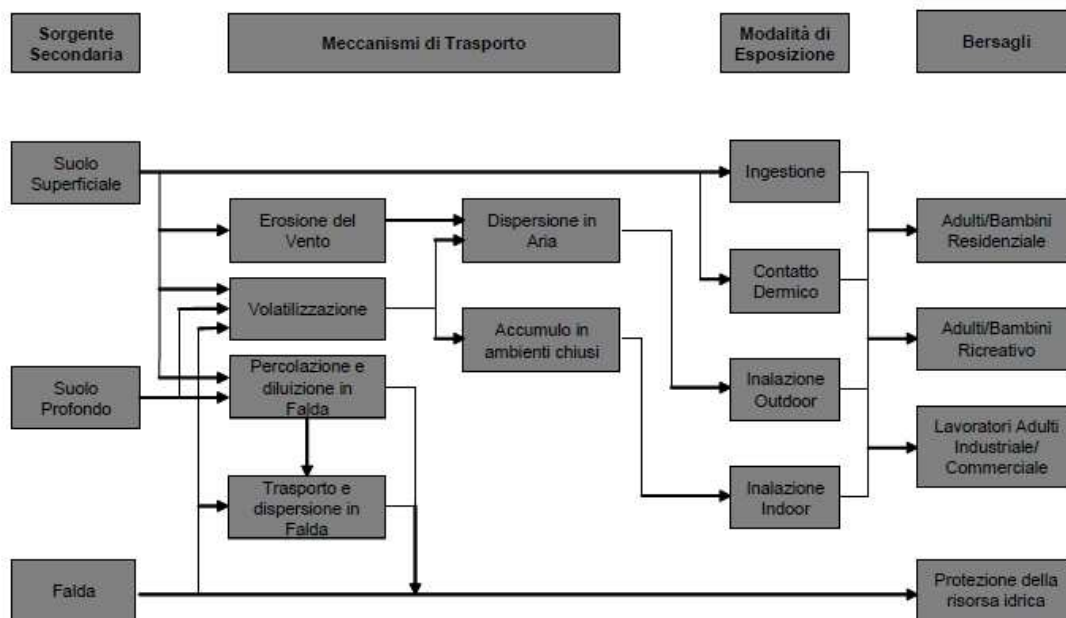
Il modello concettuale di un sito contaminato descrive le caratteristiche specifiche del sito, individuando le sorgenti di contaminazione, il grado e l'estensione della contaminazione, le caratteristiche e le qualità delle matrici ambientali, caratterizzate dalla presenza di un'attività esistente o passata svolta sul sito, i potenziali percorsi di migrazione dalle sorgenti di contaminazione ai bersagli umani ed ambientali, ed infine le caratteristiche idrogeologiche degli acquiferi superficiali e profondi, in quanto possibile veicoli della contaminazione.

La costruzione del modello concettuale del sito avviene a seguito di indagini e studi di

caratterizzazione<sup>16</sup> del sito e dalla relazione tra gli elementi fondamentali dell'analisi di rischio: Sorgente → Trasporto → Bersaglio (figura 2.1).

Come riportato nei criteri metodologici (APAT, 2008) devono essere quindi definiti:

- 1) le sorgenti di contaminazione;
- 2) le vie di migrazione;
- 3) i bersagli della contaminazione.



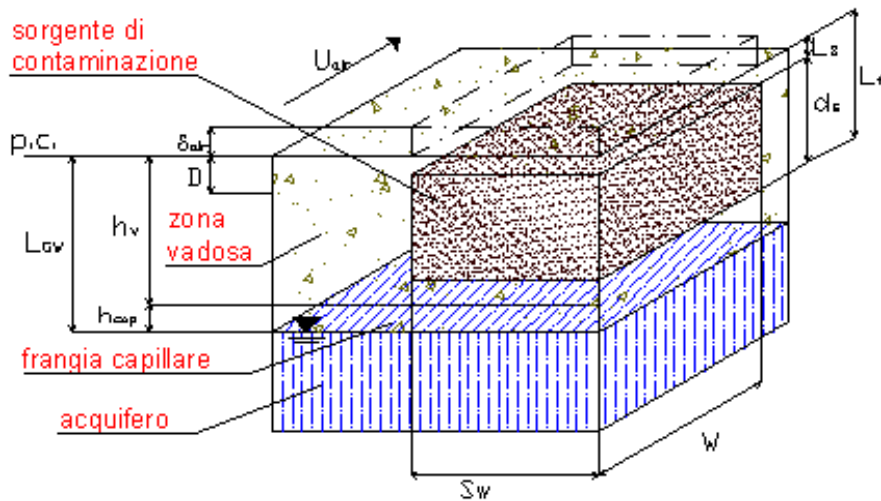
**Figura 2.1** Modello concettuale generico di un sito contaminato in cui sono riportati: sorgenti di contaminazione, vie di migrazione, modalità di esposizione e i bersagli (APAT, 2008).

Le sorgenti primarie di contaminazione, come per esempio i rifiuti, non vengono prese in considerazione ai fini della predisposizione dell'AdR in quanto, come riportato nel D.lgs 152/2006, devono essere rimosse o messe in sicurezza, per evitare un'ulteriore propagazione della contaminazione (Art. 239).

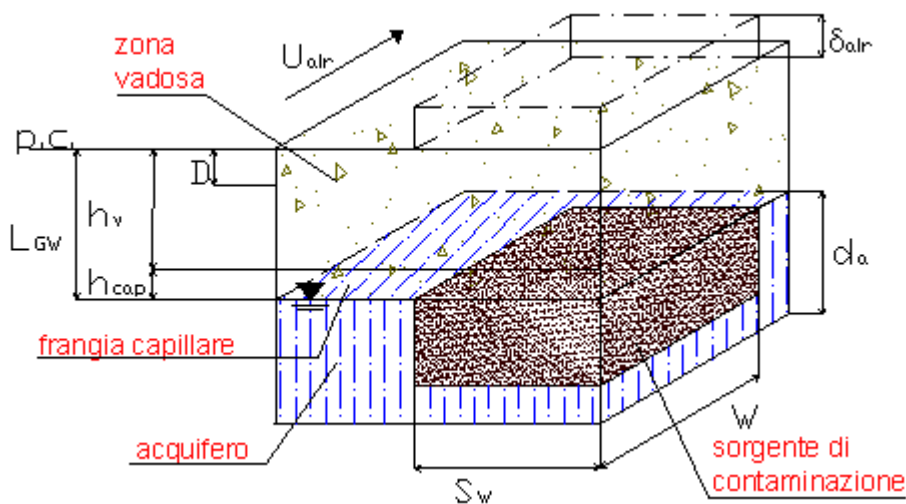
Le sorgenti considerate nell'AdR vengono definite "sorgenti secondarie" e sono il suolo superficiale, il suolo profondo e le acque di falda. I "criteri metodologici" definiscono il suolo superficiale come la porzione di suolo da 0 a -1 m dal piano campagna. Il suolo profondo viene inteso come la porzione di suolo insaturo da -1 m fino alla livello della falda (frangia capillare). Infine si considera la zona satura, ovvero le acque di falda, come ultima sorgente di possibile contaminazione. Le sorgenti di contaminazione della zona

<sup>16</sup>La caratterizzazione ambientale di un sito è identificabile con l'insieme delle attività che permettono di ricostruire i fenomeni di contaminazione a carico delle matrici ambientali, in modo da ottenere informazioni di base su cui prendere decisioni realizzabili e sostenibili per la messa in sicurezza e/o bonifica del sito (Allegato 2 al Titolo V, Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.).

insatura e della zona satura possono essere schematizzate come in figura 2.2 e 2.3, dove vengono anche riportati i parametri per determinarne la geometria.



**Figura 2.2** Sorgente di contaminazione in zona insatura, dove:  $L_{gw}$  = livello piezometrico,  $S_w$  = estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda,  $W$  = estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda,  $L_f$  = profondità della base della sorgente rispetto al p.c.,  $L_s$  = profondità del top della sorgente rispetto al p.c.,  $d_s$  = spessore della sorgente del suolo profondo (insaturo),  $h_{cap}$  = spessore della frangia capillare,  $h_v$  = spessore della zona insatura,  $D$  = spessore di suolo superficiale,  $U_{air}$  = velocità vento,  $\delta_{air}$  = altezza della zona di miscelazione in aria (APAT, 2008).



**Figura 2.3** Sorgente di contaminazione in zona satura, dove:  $L_{gw}$  = livello piezometrico,  $S_w$  = estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda,  $W$  = estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda,  $L_f$  = profondità della base della sorgente rispetto al p.c.,  $L_s$  = profondità del top della sorgente rispetto al p.c.,  $d_a$  = spessore della sorgente dell'acquifero,  $h_{cap}$  = spessore della frangia capillare,  $h_v$  = spessore della zona insatura,  $D$  = spessore di suolo superficiale,  $U_{air}$  = velocità vento,  $\delta_{air}$  = altezza della zona di miscelazione in aria (APAT, 2008).

Per quanto riguarda i percorsi e le vie di migrazione devono essere considerati nella procedura di analisi di rischio i seguenti fattori di trasporto, la cui scelta dipende dalla posizione della sorgente di contaminazione: *lisciviazione in falda da suolo superficiale e/o profondo (LF)*; *attenuazione in falda (DAF)*; *volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale (VFss)*; *volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (VF samb)*; *volatilizzazione di vapori outdoor da falda (VFwamb)*; *emissione di particolato outdoor da suolo superficiale (PEF)*; *emissione di particolato indoor da suolo superficiale (PEFin)*; *volatilizzazione di vapori indoor da suolo (VFsesp)*; *volatilizzazione di vapori indoor da falda (VFwesp)* (APAT, 2008).

Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione nell'analisi di rischio sanitaria si considerano solo quelli umani (adulti e bambini). I recettori sono perciò definiti in funzione:

- della loro localizzazione: si devono considerare nell'analisi tutti i recettori compresi nella zona di influenza del sito potenzialmente contaminato. Si definiscono bersagli on-site quelli posti in corrispondenza della sorgente di contaminazione, e bersagli off-site quelli posti ad una certa distanza da questa;
- della destinazione d'uso del sito; le tipologie di uso del sito sono differenziate in:
  - residenziale (bersagli: adulti e bambini);
  - ricreativo (bersagli: adulti e bambini);
  - industriale/commerciale (bersagli: adulti).

Più precisamente, poichè in un sito residenziale gli abitanti sono considerati direttamente a contatto con gli inquinanti con frequenza quotidiana e a lungo termine, si possono prevedere elevati rischi di esposizione. In un sito ricreativo i bersagli (adulti e bambini) trascorrono invece un periodo di tempo più limitato, svolgendo differenti attività come giocare, passeggiare, ecc., perciò è necessaria una descrizione sito-specifica per la definizione dei valori dei coefficienti di esposizione. Infine, in un sito industriale/commerciale sono i lavoratori presenti nel sito ad essere esposti al pericolo, con frequenza giornaliera.

Tutte queste considerazioni permettono di strutturare l'analisi dell'esposizione che, combinata con l'analisi degli effetti, porterà alla stima del rischio come descritto nel paragrafo successivo.

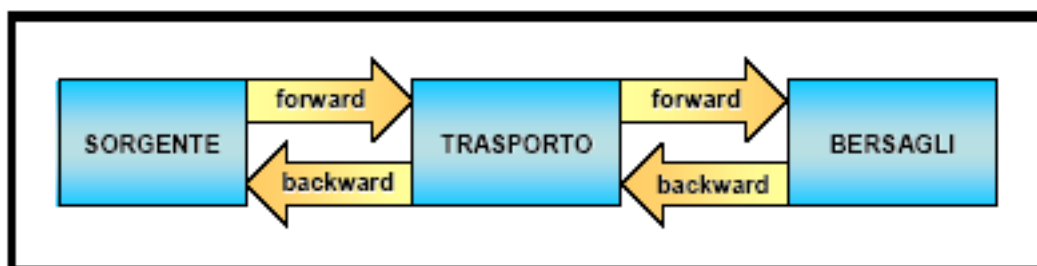
## 2.2 Il calcolo del rischio per i siti contaminati

Nei criteri metodologici il rischio viene calcolato come il “*prodotto della possibilità di accadimento di un evento dannoso moltiplicato per l'entità del danno provocato dall'evento stesso*”. La procedura di AdR ha due obiettivi finali:

- stimare quantitativamente il rischio per la salute umana connesso ad uno specifico sito;
- individuare dei valori di concentrazione accettabili nel suolo e nella falda (Concentrazioni soglia di rischio) che derivano dalle condizioni specifiche del singolo sito.

I due risultati derivano dall'applicazione della procedura di analisi di rischio secondo due distinte modalità (figura 2.4):

- la modalità diretta (forward mode);
- la modalità inversa (backward mode).



**Figura 2.4** Applicazione dell'AdR secondo le due diverse modalità (APAT, 2008).

La modalità diretta (forward): viene utilizzata se l'obiettivo è individuare il rischio per la salute umana connesso all'esposizione del bersaglio/recettore alla contaminazione in una delle matrici ambientali. Il rischio, calcolato sia nel caso in cui il recettore si trovi nei pressi del sito (on-site) sia che esso si trovi al di fuori del sito (off-site), viene stimato in riferimento alla concentrazione di contaminante riscontrata dalle analisi di campo nella sorgente contaminata e considerando alcuni fattori quali la tossicità della sostanza, l'esposizione del recettore alla contaminazione e l'attenuazione conseguente al trasporto. Per il calcolo delle CSR, l'analisi di rischio viene invece applicata nella sua modalità inversa (backward mode), utilizzando formule inverse rispetto a quelle applicate per il calcolo del rischio con modalità diretta.

Come ampiamente riportato nei criteri metodologici, la CSR viene calcolata in funzione della sorgente di contaminazione e del bersaglio considerato, attraverso 3 step successivi:

- 1° STEP: calcolo dell'esposizione accettabile.

Per quanto riguarda le sostanze cancerogene (es. amianto e benzene), il rischio è espresso come la probabilità incrementale che un individuo contragga il cancro nel corso della durata media della vita per effetto di un'esposizione a tali sostanze. Il valore limite accettabile di rischio R è assunto pari a  $1 \cdot 10^{-6}$  per la singola sostanza e pari  $1 \cdot 10^{-5}$  per la sommatoria cumulativa del rischio derivante da più sostanze.

Relativamente alle sostanze non cancerogene (es. ferro, manganese), il rischio viene espresso come Indice di Pericolo (HQ). Il valore limite accettabile di HQ è assunto pari a 1. Definito il rischio accettabile, è possibile ricavare l'esposizione accettabile ( $E_{acc}$ ) per ogni contaminante utilizzando le formule:

$$E_{acc} = TR/SF \text{ (per sostanze cancerogene)}$$

$$E_{acc} = HQ \times RfD \text{ (per sostanze non cancerogene)}$$

dove SF (Slope Factor) costituisce il parametro tossicologico per le sostanze cancerogene e rappresenta il coefficiente angolare che interpola, nella zona delle basse dosi, i risultati derivanti da test di laboratorio, e RfD (Reference Dose) costituisce il parametro tossicologico per le sostanze non cancerogene ed indica la dose tollerabile giornaliera che per unità di peso corporeo può essere assunta dall'uomo senza che nel suo organismo si produca un danno.

- 2° STEP: calcolo della concentrazione nel punto di esposizione.

Definita l'esposizione accettabile è possibile definire la concentrazione accettabile al punto di esposizione ( $C_{poe}$ ) ovvero la concentrazione del contaminante in una matrice ambientale (suolo superficiale, aria indoor, aria outdoor) calcolata utilizzando l'equazione:

$$C_{poe} = E_{acc}/EM$$

dove EM è la portata effettiva di esposizione ovvero la quantità giornaliera di matrice contaminata alla quale il recettore risulta esposto, per unità di peso corporeo.

- 3° STEP: calcolo delle CSR ovvero degli obiettivi di bonifica sito-specifici.

La concentrazione soglia di rischio (CSR) viene calcolata tramite la seguente equazione:

$$CSR = C_{poe}/FT$$

dove con FT si indicano i fattori di trasporto che tengono conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti tra sorgente e bersaglio.

Unificando le equazioni dei tre step della procedura sopra riportata si arriva a definire la concentrazione soglia di rischio attraverso le equazioni sotto riportate:

$$CSR = C_{poe}/FT = E_{acc}/EM \times FT = TR/SF \times EM \times FT \rightarrow \text{per sostanze cancerogene}$$

$CSR = C_{poe} / FT = E_{acc} / EM \times FT = HQ \times RfD / EM \times FT \rightarrow$  per sostanze non cancerogene

## 2.3 Problematiche connesse all'analisi di rischio

Nei paragrafi precedenti sono stati trattati i principali elementi utili per effettuare una procedura di analisi di rischio nei siti contaminati secondo il manuale APAT (2008).

Tuttavia, come anticipato nel sommario permangono ancora una serie di criticità a livello nazionale, tra cui si possono segnalare le seguenti:

- applicabilità dell'AdR ai suoli eterogenei/riporti;
- applicabilità dell'AdR alle aree agricole (bersaglio 'coltivazioni');
- corretta valutazione dei percorsi di lisciviazione;
- corretta valutazione dei percorsi di volatilizzazione.

Per quanto riguarda il primo punto (applicabilità dell'analisi di rischio ai suoli eterogenei/riporti) le difficoltà riscontrate derivano dal fatto che la composizione dei diversi materiali che costituiscono il "riporto"<sup>17</sup> è difficile da individuare con precisione in quanto tale suolo è composto da materiali eterogenei.

In merito al secondo punto (applicabilità dell'analisi di rischio alle aree agricole) secondo quanto riportato nella Tabella 1 dell'Allegato 5, alla Parte IV, titolo V del D.lgs 152/2006 sono previste soltanto due destinazioni d'uso dei siti: "residenziale/verde pubblico e/o privato" e "commerciale/industriale", pertanto non sono indicati appositi limiti per i suoli destinati alla produzione agricola e all'allevamento. Tale mancanza ha comportato delle difficoltà nella valutazione del rischio sanitario in quanto i vegetali prodotti in tali aree, entrando nella catena alimentare, potrebbero rappresentare un fattore di rischio.

Per quanto riguarda la corretta valutazione dei percorsi di lisciviazione, gli algoritmi considerati spesso portano a risultati molto più conservativi rispetto alle misure effettuate direttamente in campo, portando ad una sovrastima del rischio<sup>18</sup>.

Lo stesso problema si riscontra anche per il percorso di volatilizzazione, soprattutto per quanto riguarda l'esposizione indoor (ARPA Emilia Romagna, 2015).

---

<sup>17</sup>Il materiale di riporto viene definito come una "miscela eterogenea di materiali di origine antropica, quali residui e scarti di produzione e di consumo, e di terreno, che compone un orizzonte stratigrafico specifico rispetto alle caratteristiche geologiche e stratigrafiche naturali del terreno in un determinato sito, e utilizzate per la realizzazione di riempimenti, di rilevati e di reinterri". Art. 3, comma 1, del D.L 25 gennaio 2012, n.2, convertito con modificazioni, dalla Legge 24 marzo 2012, n.28, modificato dal DL 21/06/2013 n.69, art 41 comma 3, convertito.

<sup>18</sup>Loredana Musmeci, L'analisi di rischio nel contesto nazionale e internazionale: problematiche aperte e proposte, 2012.



E' proprio su quest'ultima problematica che si è deciso di focalizzare il presente lavoro di tesi, perciò il prossimo paragrafo sarà dedicato ad una sua introduzione.

### 2.3.1 Problematiche connesse all'analisi di rischio per i percorsi di esposizione di inalazione indoor/outdoor di vapori e/o polveri

Dalle esperienze maturate nel contesto internazionale e in quello nazionale, la procedura di analisi per i percorsi di inalazione indoor/outdoor fornisce degli output estremamente conservativi<sup>19</sup>. Tali percorsi valutano il rischio che deriva dal terreno e/o dalle acque sotterranee contaminate che si manifesta attraverso il trasferimento di sostanze volatili pericolose, in genere di origine organica (COV, ossia composti organici volatili), verso la superficie.

Tali composti, migrando verso gli ambienti sovrastanti, possono peggiorare la qualità dell'aria indoor e/o outdoor con conseguente rischio per la salute umana, per l'ambiente e per la sicurezza (ARPA Emilia Romagna, 2015). Il fenomeno citato prende il nome di "vapor intrusion" e, come schematizzato in figura 2.6, viene definito come l'intrusione all'interno degli edifici di vapori che penetrano attraverso fratture o aperture nelle fondazioni o pareti e che derivano da suoli o falde contaminate poste in prossimità dell'ambiente confinato.

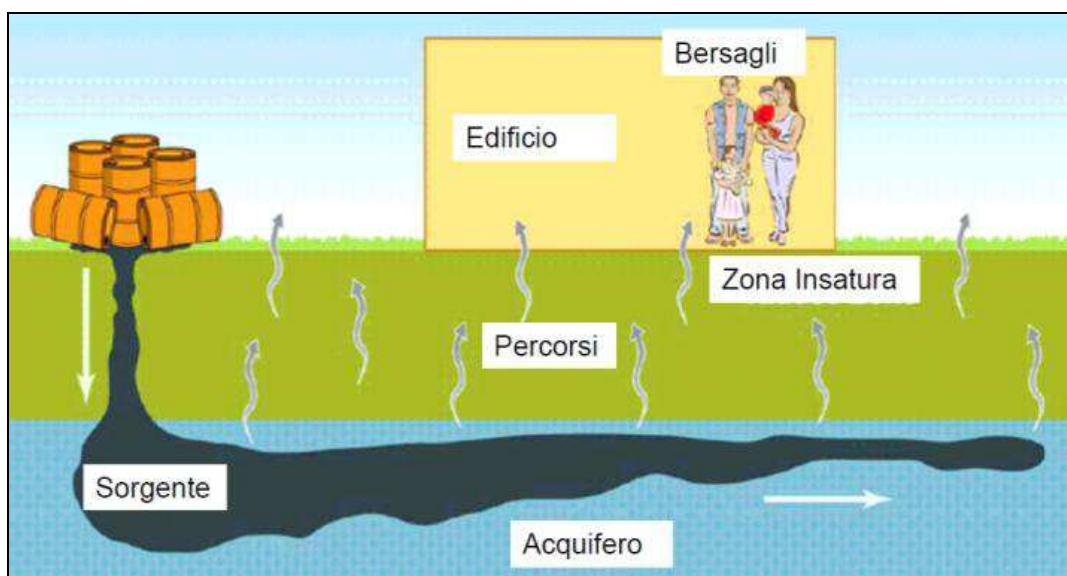


Figura 2. 6 Schema vapor intrusion (ITRC, 2007).

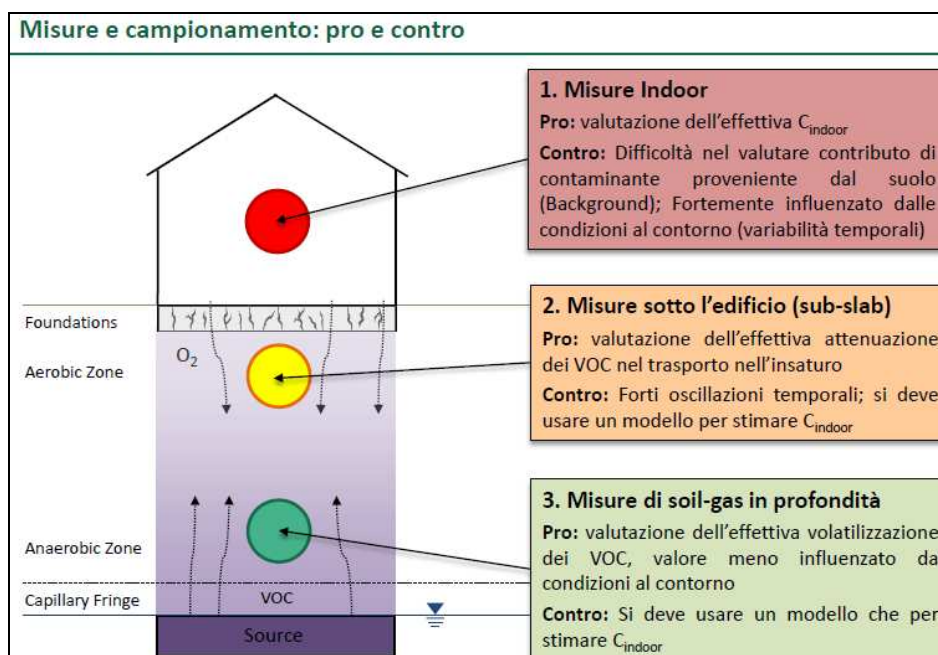
La problematica dell'intrusione di vapori si sviluppa negli anni '80 con lo studio dell'intrusione del Radon all'interno degli edifici. Verso la fine degli anni '80, dopo il

<sup>19</sup> A.Italia, A.Lenci, A. Spadaro, A. Cali, La misura dei soil gas nei siti contaminati, 2013.

verificarsi di alcuni incidenti (ad es. caso nel sito Love Canal nello stato di New York<sup>20</sup>) l'agenzia americana di protezione dell'ambiente (US EPA) ha constatato come tale percorso risultasse critico anche per i composti organici (ad es. solventi clorurati). A livello internazionale e, successivamente, anche nazionale dalla fine degli anni '90 esiste una maggiore consapevolezza dei diversi processi che possono intervenire nel sottosuolo e sono state sviluppate delle tecniche di campionamento che permettono di quantificare i vapori attraverso misure specifiche (soil gas e misure aria ambiente).

Considerando l'ambito nazionale, nei criteri metodologici (APAT, 2008) si prevede, al fine di verificare i risultati dei modelli di analisi di rischio, di utilizzare delle tecniche di campionamento dei vapori presenti nel sottosuolo, come già espresso sopra.

Il soil gas (misure delle concentrazioni dei gas presenti negli spazi intergranulari del sottosuolo) e le misure aria ambiente (campionamenti dell'aria indoor e outdoor) consentirebbero quindi un'analisi più rappresentativa dei rischi igienico-sanitari correlati ai potenziali meccanismi di inalazione indoor/outdoor di vapori e polveri. In figura 2.7 vengono evidenziati i diversi metodi di campionamento dei vapori derivanti dal sottosuolo con i relativi vantaggi e svantaggi.



**Figura 2.7** Schema vapor intrusion – vantaggi e svantaggi delle misure di campionamento (Verginelli, 2014).

<sup>20</sup>Love canal era una cava abbandonata in un'area residenziale di Niagara Falls, nello stato di New York, che fu usata per molti anni come sito di discarica di rifiuti chimici tossici. Questi veleni inquinarono le falde acquifere circostanti, si infiltrarono in giardini di case adiacenti e generarono vapori tossici, causando alti tassi di malformazione congenite, danni al fegato e ai polmoni, disturbi respiratori e varie forme di cancro fra i residenti dell'area. Fonte: Fritjof Capra, Il punto di svolta. Scienza, società e cultura emergente, 2005.

Nel capitolo successivo si affronta in maniera approfondita lo stato dell'arte dell'utilizzo delle misure di soil gas nel contesto internazionale e in quello nazionale, mettendo in evidenza l'uso di tali tecniche nell'ambito dei siti contaminati.

## CAPITOLO 3. Stato dell'arte internazionale e nazionale sulla problematica dei soil gas

Nello studio dei siti contaminati da composti volatili e semivolatili, il monitoraggio e la verifica dei gas interstiziali (soil gas) ha assunto negli ultimi anni un ruolo centrale.

A livello internazionale sono presenti numerose linee guida che valutano l'esposizione ai vapori e trattano le tecniche di misura dei soil gas, in particolare negli Stati Uniti. Questi documenti riflettono l'attuale conoscenza scientifica del comportamento dei vapori nel sottosuolo e danno delle indicazioni su come usare queste informazioni nella valutazione del rischio per la salute umana legato alle vie di esposizione inalazione di sostanze volatili (indoor e outdoor) (Davis et al., 2009).

Tra le agenzie internazionali più attive in questo campo si ricorda la Environmental Protection Agency statunitense (US EPA<sup>21</sup>) che ha prodotto numerose linee guida e principi applicativi, contribuendo notevolmente allo studio della tematica in esame.

Nel 2002 US EPA ha redatto un documento dal titolo "*Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapor Intrusion Guidance)*" (US EPA, 2002) per una valutazione di screening della migrazione di sostanze chimiche volatili dal sottosuolo agli edifici sovrastanti. Nel 2008 US EPA ha poi redatto il documento "*Evaluation of Vapor Attenuation at Petroleum Hydrocarbon Sites: Considerations for Site Screening and Investigation*" (US EPA, 2008) in cui si approfondisce il fenomeno della degradazione batterica (biodegradazione) dei composti volatili nel sottosuolo in quanto è stato dimostrato che tale fenomeno assume un ruolo determinante per un'accurata e realistica stima del rischio di inalazione di sostanze volatili dovute alla presenza di siti contaminati.

Uno degli aspetti importanti per una corretta valutazione degli impatti derivanti dalla presenza di sostanze volatili nei suoli e dalla loro migrazione verso gli edifici sovrastanti o più in generale verso il suolo superficiale, consiste nella definizione e standardizzazione di procedure di misurazione in campo dei soil gas. A livello internazionale si riportano i due report più rilevanti attualmente disponibili, uno sviluppato dal CRC<sup>22</sup> for Contamination

---

<sup>21</sup>EPA: Environmental Protection Agency (in acronimo EPA o USEPA) è un'agenzia del governo federale degli Stati Uniti d'America che si pone come obiettivi la protezione ambientale e la protezione della salute umana, perseguiti attraverso la puntuale applicazione delle leggi approvate dal congresso degli Stati Uniti d'America. Fonte: [http://it.wikipedia.org/wiki/Agenzia\\_per\\_la\\_protezione\\_dell%27ambiente](http://it.wikipedia.org/wiki/Agenzia_per_la_protezione_dell%27ambiente).

<sup>22</sup>CRC CARE (Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment) è un'organizzazione indipendente che si occupa della ricerca e dello sviluppo di tecnologie, e

Assessment and Remediation of the Environment e intitolato “*Field assessment of vapours*” (Davis et al., 2009) ed il secondo sviluppato nel progetto City Chlor<sup>23</sup> dal titolo “*Soil gas monitoring: soil gas well designs and soil gas sampling techniques*” (City Chlor, 2013).

Per quanto riguarda invece il contesto nazionale non è stato ancora elaborato un documento ufficiale che tratti in maniera esaustiva la problematica delle misure dei soil gas. Esistono però delle linee guida di riferimento sviluppate nel contesto regionale dalle agenzie di protezione dell’ambiente. I protocolli regionali disponibili hanno la funzione di regolamentare le modalità operative di verifica e campionamento della misura di soil gas. Tali protocolli definiscono nel dettaglio come deve essere eseguita la misura e definiscono le fasi del procedimento di bonifica in cui tale misura può essere impiegata.

La misura dei gas interstiziali può infatti essere eseguita:

1. in fase di indagini preliminari, per verificare la necessità di attuare interventi di messa in sicurezza di emergenza (MISE<sup>24</sup>);
2. in fase di caratterizzazione, per definire con maggiore accuratezza l’estensione della sorgente di contaminazione;
3. nella valutazione del rischio sanitario-ambientale, per escludere alcuni percorsi di esposizione e verificare i valori attesi risultanti dall’applicazione dei modelli matematici di simulazione;
4. per collaudare/monitorare gli effetti di un intervento di bonifica o di messa in sicurezza operativa o permanente (MISO<sup>25</sup> o MISP<sup>26</sup>).

---

fornisce politiche di prevenzione e risanamento della contaminazione del suolo, delle acque e dell’aria.

Fonte: <http://www.crccare.com/>.

<sup>23</sup>CITY CHLOR: il progetto è stato avviato nel 2009 e concluso nel 2013 grazie alla cooperazione internazionale tra partners dal Belgio, Francia, Germania e Olanda, con lo scopo di aumentare la qualità e rendere minimo il rischio di inquinamento del suolo e dell’acqua di falda, da solventi clorurati nelle aree urbane. Fondato da INTERREG IVB Nord-Ovest Europa (strumento finanziario della politica di coesione dell’Unione Europea), lo scopo di questo progetto è quello di creare tecniche innovative e di coinvolgere i Paesi membri dell’Unione Europea e altre autorità. Fonte: <http://www.citychlor.eu>.

<sup>24</sup>Art. 240 D.lgs 152/2006, comma 1 lettera m. Messa in sicurezza d'emergenza: ogni intervento immediato o a breve termine, da mettere in opera nelle condizioni di emergenza di cui alla lettera t) in caso di eventi di contaminazione repentini di qualsiasi natura, atto a contenere la diffusione delle sorgenti primarie di contaminazione, impedirne il contatto con altre matrici presenti nel sito e a rimuoverle, in attesa di eventuali ulteriori interventi di bonifica o di messa in sicurezza operativa o permanente.

Fonte: [http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006\\_0152.htm#239](http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006_0152.htm#239).

<sup>25</sup>Art. 240 D.lgs 152/2006, comma 1 lettera n. Messa in sicurezza operativa: l'insieme degli interventi eseguiti in un sito con attività in esercizio atti a garantire un adeguato livello di sicurezza per le persone e per

Nei paragrafi successivi si definisce cosa si intende per misura di soil gas e come vengono utilizzate tali misure nell'analisi di rischio, infine viene trattata la procedura adottata per l'analisi critica comparata dei protocolli e documenti disponibili a livello nazionale e internazionale.

### 3.1 Definizione di misure di soil gas

Le misure del soil gas vengono definite come la misura della concentrazione (in  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) dei gas presenti negli spazi interstiziali del sottosuolo (Italia et al., 2013). Con le tecniche di campionamento ad oggi disponibili, illustrate e discusse nel capitolo quarto, è possibile analizzare la tipologia di contaminante volatile presente negli spazi interstiziali del suolo. Le misure di soil gas possono quindi rappresentare uno strumento di verifica dei meccanismi di trasporto delle sostanze volatili dalla sorgente di contaminazione ai diversi recettori presenti in un sito contaminato.

Per effettuare un campionamento significativo di soil gas bisogna considerare alcune variabili, quali le caratteristiche del suolo e del sottosuolo, le condizioni meteorologiche, le proprietà chimico-fisiche delle sostanze che si andranno a ricercare e le tecniche di campionamento (ARPA Emilia Romagna, 2015).

I vantaggi di proporre un'appropriata misura dei gas presenti negli spazi interstiziali del sottosuolo a supporto degli interventi di riqualificazione di un sito contaminato sono rappresentati da:

- una stretta correlazione con la matrice oggetto di intervento attraverso la misura della concentrazione di contaminanti in una delle tre fasi del suolo, ovvero la fase gassosa;

---

l'ambiente, in attesa di ulteriori interventi di messa in sicurezza permanente o bonifica da realizzarsi alla cessazione dell'attività. Essi comprendono altresì gli interventi di contenimento della contaminazione da mettere in atto in via transitoria fino all'esecuzione della bonifica o della messa in sicurezza permanente, al fine di evitare la diffusione della contaminazione all'interno della stessa matrice o tra matrici differenti. In tali casi devono essere predisposti idonei piani di monitoraggio e controllo che consentano di verificare l'efficacia delle soluzioni adottate.

Fonte: [http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006\\_0152.htm#239](http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006_0152.htm#239).

<sup>26</sup>Art. 240 D.lgs 152/2006, comma 1 lettera o. Messa in sicurezza permanente: l'insieme degli interventi atti a isolare in modo definitivo le fonti inquinanti rispetto alle matrici ambientali circostanti e a garantire un elevato e definitivo livello di sicurezza per le persone e per l'ambiente. In tali casi devono essere previsti piani di monitoraggio e controllo e limitazioni d'uso rispetto alle previsioni degli strumenti urbanistici.

Fonte: [http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006\\_0152.htm#239](http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006_0152.htm#239).

- una maggiore rappresentatività del reale apporto di frazione volatile di contaminante rispetto ai campionamenti eseguiti sul terreno attraverso i carotaggi ambientali;
- un possibile impiego delle sonde di soil gas anche durante la fase di monitoraggio delle operazioni di intervento (MISO);
- l'opportunità di calcolare una nuova CSR utilizzando la misura di soil gas come input nel modello di analisi di rischio, come previsto in alcuni software che la comunità scientifica sta sviluppando (ad esempio Risk-net 2.0)<sup>27</sup>.

Un approfondimento di come utilizzare le misure di soil gas nei modelli di analisi di rischio è riportato nel paragrafo seguente.

### **3.2 L'uso delle misure di soil gas nell'ambito dell'analisi di rischio**

L'opportunità di effettuare una campagna di monitoraggio finalizzata a misurare il flusso dei soil gas dal sottosuolo verso gli ambienti indoor e outdoor viene chiaramente evidenziata nei criteri metodologici per l'analisi di rischio (APAT, 2008), infatti come anticipato nel capitolo 2.3, si specifica che: "Laddove l'applicazione di tali equazioni determini un valore di rischio non accettabile per la via di esposizione inalazione di vapori outdoor e/o indoor, dovranno essere eventualmente previste campagne di indagini (misure di soil gas, campionamenti dell'aria indoor e outdoor) allo scopo di verificare i risultati ottenuti mediante l'applicazione del modello di analisi di rischio; il piano delle indagini e dei monitoraggi dovrà essere concordato con le Autorità di Controllo".

La misura dei soil gas trova quindi già applicazione nei criteri metodologici del 2008, ma questa tecnica viene in un primo momento solo suggerita come strumento di verifica, ovvero per confrontare le concentrazioni attese restituite dai modelli di simulazione di analisi di rischio con i valori di concentrazione misurati nel sottosuolo.

Tale approccio ha visto un'evoluzione negli ultimi anni portando allo sviluppo di software, quale ad esempio Risk-net<sup>28</sup> (figura 3.1) che permettono di inserire le concentrazioni del

---

<sup>27</sup>Fonte: <http://www.reconnet.net/Docs/Risk-net%20ver%202/Manuale%20Risk-net.pdf>.

<sup>28</sup>Il software Risk-net è stato sviluppato nell'ambito della rete Reconnet (Rete Nazionale sulla gestione e la Bonifica dei Siti Contaminati) su iniziativa del Dipartimento di Ingegneria Civile della Università di Roma "Tor Vergata". Il software permette di calcolare il rischio e gli obiettivi di bonifica legati alla presenza di contaminanti all'interno di un sito, applicando la procedura APAT di analisi di rischio sanitaria "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" (APAT, 2008) in accordo con quanto previsto dalla normativa italiana (D.Lgs. 152/2006 e D.Lgs. 04/2008).

Fonte: <http://www.reconnet.net/Docs/Versione%201/Manuale%20Risk-net.pdf>.

soil gas misurate (esprese come  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) nel modello di analisi di rischio come input del modello stesso, in modo da ottenere una stima più accurata del rischio da volatilizzazione outdoor e indoor dei contaminanti.

Contaminanti	CRS [mg/kg s.s.]	CRS soil-gas [mg/m <sup>3</sup> ]
Benzene	5.00E+01	5.00E+01
Etilbenzene	3.50E+01	4.50E+01
Toluene	1.50E+01	2.50E+01
Xileni	2.00E+01	5.00E+02
Alifatici C5-C8	1.50E+01	
Aromatici C9-C10	1.00E+01	
Alifatici C9-C18	1.20E+01	
Alifatici C19-C36	4.50E+01	
Aromatici C11-C22	6.00E+01	

**Figura 3.1** Interfaccia di input per il soil gas<sup>29</sup> del software Risk-net per la concentrazione rappresentativa della sorgente nel suolo superficiale (APAT, 2008).

Il ricorso alle misure di soil gas come strumento di valutazione reale dell'effettiva entità dei fenomeni di volatilizzazione ha portato ben presto a dover valutare il legame che esiste tra la matrice soil gas e le matrici terreno e acque di falda. La modalità di approccio più significativa individuata dalla comunità scientifica per valutare questo legame si basa sulla descrizione sito-specifica di un coefficiente di collegamento definito fattore  $\beta$ . Tale fattore  $\beta$  si utilizza per indicare l'attenuazione sito-specifica che subisce il composto d'interesse nei

<sup>29</sup>Input Soil gas. Qualora disponibili, è possibile inserire le concentrazioni del soil gas (esprese come  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) che verranno utilizzate per il calcolo dei percorsi di volatilizzazione indoor ed outdoor (opzione aggiuntiva rispetto a quanto previsto nelle linee guida APAT, 2008). Nel caso in cui non vengano inseriti valori per il soil gas, per tali vie di migrazione, vengono utilizzati dati di concentrazione totali, applicando i modelli di ripartizione previsti dal documento APAT, 2008.

Fonte: <http://www.reconnet.net/Docs/Versione%201/Manuale%20Risk-net.pdf>.



soil gas, nel passaggio dalla zona insatura e dalle acque sotterranee verso il soil gas stesso.

L'utilizzo del fattore  $\beta$  ha mostrato la sua efficacia nell'analisi di dodici casi reali e uniformi, sia per quanto riguarda la tipologia di inquinamento (composti idrocarburici), sia per lo sviluppo della contaminazione nella zona insatura (Italia et al., 2013). I risultati di tale approccio consistono nell'evidenziare la connessione che sussiste tra le concentrazioni che derivano dal contaminante presente nel terreno e le concentrazioni dello stesso contaminante presente nel soil gas. Se si considerano invece le falde inquinate questa connessione è più difficile da stabilire (Italia et al., 2013).

### **3.3 Documenti e protocolli disponibili a livello nazionale ed internazionale**

Lo studio dei documenti disponibili a livello internazionale e nazionale riguardo la problematica delle misure di soil gas nei siti contaminati ha messo in evidenza che a livello internazionale ci sono diversi documenti consultabili, mentre al momento non è stata ancora sviluppata una linea guida nazionale sull'argomento.

Prendendo in considerazione i documenti internazionali, come già riportato sopra, sono due i report che sono stati approfonditi nel lavoro di tesi, in quanto ritenuti i più rilevanti tra quelli attualmente disponibili:

- Davis, GB, Wright, J & Patterson, BM, 2009. Field assessment of vapours, CRC CARE Technical Report no. 13, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Adelaide, Australia.
- City – Chlor, 2013. Soil gas monitoring: soil gas well designs and soil gas sampling techniques.

Questi due documenti forniscono una panoramica delle misure di soil gas attraverso la definizione delle metodiche di campionamento delle misure stesse.

In merito al contesto nazionale l'unico protocollo elaborato da un ente nazionale (ISPRA) è stato redatto congiuntamente al CNR, all'ARPA Veneto, e all'INAIL come supporto tecnico dell'Accordo di Programma per la bonifica e la riqualificazione ambientale del Sito di Interesse Nazionale di Venezia – Porto Marghera. A livello regionale invece sono stati redatti sette protocolli da Agenzie regionali per il territorio per rispondere a problematiche riscontrate in ambito locale e definire operativamente le modalità di campionamento e analisi dei soil gas.

I documenti nazionali che trattano la tematica soil gas sono riportati di seguito:

- ARTA Abruzzo, 2014 "Protocollo tecnico per il campionamento e l'analisi dei soil

gas”;

- ARPA Emilia Romagna, 2015 “Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l’analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati”;
- ARPA Liguria, 2013 “Criteri per il campionamento e l’analisi dei gas interstiziali”;
- ARPA Lombardia, 2014 “Protocollo tecnico per il campionamento attivo dei soil gas (rev. 2)”;
- ARPA Piemonte, 2013 “Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati”;
- ARPA Veneto, 2011 “Linee guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno (soil gas)”.
- ISPRA et al., 2014 “Criteri e metodologie applicative per la misura del soil gas” (Protocollo attuativo dell’Accordo di Programma per il SIN Venezia-Porto Marghera)”.

Si richiamano inoltre le linee guida sull’analisi di rischio del MATTM (Ministero dell’ambiente e della tutela del territorio e del mare), Direzione Generale per la Tutela del territorio e delle Risorse Idriche del 18 novembre 2014, le cui conclusioni al punto 2 “Utilizzo dei dati di campo per la verifica dei risultati ottenuti con l’applicazione modellistica”, sono le seguenti:

- a. si ritiene condivisibile l’utilizzo di dati derivanti da misure dirette (soil gas e/o aria ambiente e/o camera di flusso, ecc.) rappresentative del fenomeno studiato, per l’esclusione del percorso di volatilizzazione (fase di costruzione del modello concettuale del sito), per la verifica in itinere dei risultati dei modelli di calcolo dell’analisi di rischio e per il monitoraggio dell’efficienza/efficacia degli interventi di messa in sicurezza e bonifica sia in fase di esercizio che in fase di collaudo degli interventi. Le modalità di utilizzo di tali dati vengono definite nell’ambito dei singoli procedimenti sulla base delle indicazioni di ARPA e ASL (Azienda Sanitaria Locale), tenendo conto delle tempistiche previste dalla normativa vigente per la conclusione dei procedimenti stessi;
- b. in casi complessi, allo scopo di garantire la rappresentatività dei dati di campo, dovranno essere adottate più linee di evidenza con campionamento di diverse matrici ambientali (ad esempio suolo, soil gas, aria ambiente). A tal fine dovrà essere privilegiato il ricorso a tecniche di indagine per le quali sono stati già

elaborati in ambito regionale o nazionale protocolli tecnici specifici da parte di enti di controllo o istituti scientifici nazionali competenti in materia.

### **3.4 Procedura comparativa per lo sviluppo di un protocollo nazionale sulle misure di soil gas**

Nel presente paragrafo si descrive la procedura per l'analisi critica comparata dei protocolli e documenti disponibili a livello nazionale. Tale analisi nasce dall'esigenza di identificare e comparare in maniera strutturata i contenuti delle diverse linee guida disponibili, di evidenziare similitudini, differenze e possibili contraddizioni e di sottolineare i vantaggi e gli svantaggi dei diversi metodi di campionamento con l'obiettivo finale di supportare l'armonizzazione delle modalità di campionamento ed analisi dei soil gas.

La procedura comparativa è stata suddivisa in due fasi di lavoro:

- la prima fase ha consentito l'individuazione dei criteri di analisi per la comparazione dei diversi protocolli;
- la seconda fase ha previsto l'analisi critica comparata dei protocolli nazionali e regionali e lo sviluppo di una proposta di armonizzazione dei metodi e delle procedure. Inoltre, la proposta di armonizzazione è stata supportata dallo studio dei documenti internazionali citati nel paragrafo 3.3.

Il metodo utilizzato per comparare i diversi protocolli ha previsto innanzitutto l'individuazione dei seguenti tre criteri di analisi, ciascuno composto da diversi sottocriteri:

- sistemi di misura di soil gas, che include i sottocriteri: sonde soil gas; tipologie di sonde e criteri di installazione; profondità di installazione; numero e ubicazione dei punti di misura; materiali da utilizzare per le sonde, le tubazioni e i collegamenti; camere di flusso; tipologia di camera; caratteristiche progettuali delle camere;
- metodi di campionamento, che include i sottocriteri: metodi di screening; campionamento diretto; campionamento indiretto attivo; campionamento indiretto passivo;
- procedure di campionamento, che include i sottocriteri: test di tenuta; volume di spurgo nelle sonde soil gas; volume di spurgo nella camera di flusso aperta dinamica; volume e portata di campionamento sonde soil gas; volume e portata di campionamento nella camera di flusso aperta e dinamica; condizioni ambientali che influenzano il campionamento; frequenza di campionamento.

I sistemi di misura vengono distinti in sonde e camere di flusso e permettono di rilevare la

presenza del soil gas all'interno dello strumento.

Per metodi di campionamento si intendono gli strumenti in grado di raccogliere il soil gas presente nelle sonde e camere di flusso, e successivamente analizzarlo in laboratorio.

Infine le procedure di campionamento rappresentano tutti gli elementi da considerare per il campionamento.

La definizione di tali criteri di analisi è stata discussa e concordata con i coordinatori del gruppo di lavoro Vapor Intrusion della rete Reconnet.

In merito alla seconda fase, per facilitare l'attività di analisi critica comparata dei sette protocolli, sono state formulate delle tabelle che riprendono sinteticamente i contenuti dei sottocriteri precedentemente individuati. Inoltre, come già anticipato, la proposta di armonizzazione è stata supportata dallo studio dei documenti internazionali citati nel paragrafo 3.3.

## **CAPITOLO 4. Analisi critica comparata dei protocolli regionali e nazionali sulla tematica dei soil gas**

Il presente capitolo si pone come obiettivo quello di supportare la stesura di un documento di riferimento a livello nazionale per la misura di soil gas partendo da quanto contenuto nei principali documenti ad oggi predisposti a livello nazionale e regionale da istituzioni e autorità di controllo centrali e/o locali. Tali documenti sono stati citati nel paragrafo 3.3.

Sulla base dei criteri di analisi individuati nel capitolo 3, l'analisi dei protocolli tratterà nel paragrafo 4.1 i sistemi di misura descrivendo le caratteristiche tecniche e le modalità d'uso delle sonde soil gas e delle camere di flusso, nel paragrafo 4.2 verranno descritti e confrontati i vari metodi di campionamento (metodi diretti e metodi indiretti) infine, nel paragrafo 4.3 l'attenzione verrà posta sulle differenti procedure di campionamento e sulle operazioni preliminari propedeutiche al campionamento stesso.

### **4.1 Sistemi di misura**

Dallo studio del primo criterio di analisi emerge la necessità di armonizzare i protocolli considerando che l'indagine sui gas interstiziali si basa su tre aspetti principali: a) l'individuazione della sorgente di contaminazione, b) il dimensionamento della sorgente di contaminazione, c) le caratteristiche del modello concettuale del sito. Oggi esistono diversi sistemi di misura di soil gas con differenti tecniche di campionamento e metodi di analisi, per soddisfare obiettivi di indagine differenti.

Il campionamento dei gas interstiziali può essere eseguito utilizzando principalmente due diversi sistemi di rilevazione:

- sonde soil gas (permanenti/provvisorie), che permettono di misurare la concentrazione dei Composti Organici Volatili (COV)<sup>30</sup> nei gas interstiziali;

---

<sup>30</sup>I COV (composti organici volatili) sono classificati sulla base dell'Art. 268, Titolo I, Parte V del D.Lgs152/06 e s.m.i., secondo cui viene definito "Composto Organico Volatile (VOC): qualsiasi composto organico che abbia a 293,15 K una pressione di vapore di 0,01 kPa (= 0,075 mm Hg) o superiore, oppure che abbia una volatilità corrispondente in condizioni particolari di uso".

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS), classifica i composti organici (OMS, 1989), considerando i punti di ebollizione, in quattro gruppi: Composti organici molto volatili (gassosi) da <0 (°C) a 50-100 (°C); Composti organici volatili da 50-100 (°C) a 240-260 (°C); Composti organici semivolatili da 240-260 (°C) a 380-400 (°C); Composti organici associati al particolato >380 (°C)-

- camere di flusso (statiche/dinamiche), che permettono di stimare il flusso di gas/vapori (massa per unità di superficie nell'unità di tempo) emesso dal suolo.

Una descrizione dettagliata delle due tecniche di rilevazione è riportata nei paragrafi seguenti.

#### 4.1.1 Sonde soil gas

Le sonde per il campionamento del soil gas possono essere distinte in sonde permanenti e sonde provvisorie:

- **sonde permanenti:** in linea generale sono sonde utilizzate per il campionamento nel lungo periodo. Presentano il vantaggio di poter valutare la variabilità temporale/stagionale delle concentrazioni nel soil gas grazie alla possibilità di ripetere nel tempo i campionamenti. Possono essere utilizzate per raccogliere campioni di soil gas anche in suoli a bassa permeabilità;
- **sonde provvisorie:** sono sonde utilizzate per il campionamento nel breve periodo. Essendo di più facile e rapida installazione rispetto alle sonde permanenti vengono spesso utilizzate come strumento di screening ai fini di pianificare campionamenti futuri.

I protocolli nazionali e regionali presi in esame non forniscono maggiori dettagli su questi tipi di sonde mentre, guardando ai documenti internazionali, in Davis et al. (2009) troviamo un'interessante tabella comparativa che ne definisce i principali vantaggi e svantaggi. La traduzione di tale tabella è riportata in tabella 4.1 e si propone la sua inclusione nel protocollo unico al fine di guidare l'utente nella scelta del sistema di misura da utilizzare più consono rispetto agli obiettivi di indagine prefissati.

**Tabella 4.1 - Vantaggi/svantaggi delle sonde permanenti e provvisorie.**

Tipologia sonda	Vantaggi	Svantaggi
<b>Permanente</b>	<p>-Le sonde possono essere campionate in qualsiasi momento, permettendo di stimare la variabilità temporale.</p> <p>-L'installazione di sonde permanenti permette di sigillare ogni sonda ed evitare fenomeni di cortocircuitazione.</p> <p>-Sonde in profondità, posizionate appena sopra la sorgente di contaminazione, possono essere utilizzate per misurare la concentrazione massima della sorgente di contaminazione in fase vapore ed avere una misura che tenga conto dell'andamento stagionale dei vapori.</p> <p>-Le sonde multilivello permettono la valutazione dell'attenuazione dei vapori lungo la verticale di campionamento.</p>	<p>-I campioni prelevati dalle sonde profonde non permettono di valutare eventuali fenomeni di attenuazione dei vapori (ad es. biodegradazione nel caso degli idrocarburi) che si possono verificare nella zona insatura superficiale.</p> <p>-L'installazione delle sonde può essere condizionata dalle caratteristiche del terreno e dalle condizioni di umidità.</p>
<b>Provvisoria</b>	<p>- Le sonde possono essere installate, campionate e rimosse con un disgregamento minimo della superficie.</p> <p>-Utile come indicatore per ulteriori monitoraggi.</p> <p>-Può essere utilizzata per valutare profili verticali, ma a limitata profondità.</p>	<p>- L'installazione delle sonde diventa più costosa rispetto all'installazione delle sonde permanenti nel caso ci sia la necessità di provvedere a campionare i soil gas frequentemente.</p> <p>- Livello più basso di riproducibilità tra gli eventi, in quanto c'è un grado maggiore di variabilità legato al metodo di installazione.</p> <p>-Potenziali fenomeni di cross-contamination tra i livelli.</p> <p>-Difficile minimizzare l'entrata di aria ambiente nella sonda.</p> <p>-Non utilizzata di solito per raccogliere campioni di soil gas da suoli a bassa permeabilità.</p>

#### 4.1.1.1 Tipologia di sonde e criteri di installazione

Le tipologie di sonde possono essere differenziate in funzione della tecnica di installazione. Sulla base delle informazioni riportate nel documento di ISPRA, di seguito sono presentate le principali tecniche di installazione delle sonde per il campionamento del soil gas, includendo sia sonde permanenti che sonde provvisorie. La scelta di utilizzare il documento di ISPRA come riferimento è dovuta alla sua completezza nelle informazioni tecniche presentate.

- **Sonde permanenti installate all'interno di fori di sondaggio.** Vengono installate all'interno di fori realizzati con le tecniche di perforazione tradizionali. Le caratteristiche costruttive delle sonde posizionate all'interno di fori di sondaggio

sono analoghe a quelle di un piezometro. In linea generale, la sonda installata deve avere una parte fenestrata di lunghezza pari a 10-30 cm allo scopo di caratterizzare le concentrazioni locali nel soil gas, e un diametro di piccole dimensioni pari a 6-25 mm, per minimizzare i volumi di spurgo. Non si deve utilizzare colla, nastro adesivo o altri materiali che possono emettere sostanze volatili o assorbire tali sostanze. Due comuni tipi di sonda installati in foro sono riportati di seguito:

- tubo rigido in PVC<sup>31</sup> installato fino alla superficie del foro realizzato, con diametro 19-25 mm e fessure di dimensioni non superiori a 1 mm (0,04 pollici) nella parte fenestrata;
- sonda indicativamente di lunghezza di 15-30 cm e di diametro di 12,5 mm, collegata alla superficie con tubo flessibile di circa 6 mm di diametro.

Per entrambe le tipologie di sonda, le fasi per l'installazione delle sonde in foro comprendono:

- posa in opera sul fondo del foro di un sottile strato di sabbia (spessore 2,5-5 cm), per evitare il contatto diretto della sonda con il terreno e la conseguente potenziale ostruzione della sonda;
- inserimento della sonda nel foro libero o all'interno delle aste di perforazione;
- posa in opera intorno alla sonda del pacco filtrante costituito da sabbia grossolana o ghiaia fine, estendendo il pacco filtrante al di sopra della sonda per circa 10 cm, con la contemporanea estrazione delle aste di perforazione, se presenti;
- strato di bentonite (non idrata) di circa 20 cm, al fine di evitare che l'eventuale percolazione della bentonite idrata non possa ostruire il filtro;
- sigillatura con bentonite, posata in opera asciutta in 2-3 strati consecutivi, spessi ognuno pochi centimetri, idratati con acqua pulita, fino a creare uno spessore minimo pari a 30 cm;
- sigillatura dello spessore rimanente fino alla superficie con boiaccia di cemento e bentonite in polvere.

Nel caso in cui all'interno di un foro siano installate più sonde (per la determinazione di profili verticali del soil gas) al di sopra e al di sotto di ogni sonda deve essere messo in opera uno strato sigillante di bentonite con uno spessore

---

<sup>31</sup> PVC= Cloruro di polivinile



minimo pari a 15 cm.

I punti di campionamento devono essere completati in superficie con l'installazione di teste a tenuta e valvole che semplifichino le attività di campionamento ed evitino l'ingresso di aria ambiente all'interno del punto di campionamento. Inoltre per proteggere il punto di campionamento dall'ingresso di acqua piovana e da danneggiamenti accidentali, si consiglia di installare pozzetti e relativi chiusini.

- **Sonde permanenti installate in fori creati con la tecnologia “direct push”.** Le sonde che vengono installate utilizzando la tecnica direct push sono sonde permanenti. E' possibile installare una sola sonda per foro realizzato. Tale tecnologia può risultare ostacolata o preclusa in presenza di ghiaia, ciottoli e depositi glaciali addensati.

Le operazioni per l'installazione dei punti di campionamento sono le seguenti:

- infissione di un'asta cava direct push fino alla profondità desiderata;
- posizionamento della sonda e dei relativi accessori alla quota prevista, calandola all'interno dell'asta cava con l'aiuto di un'ancora guida rimovibile. Per le caratteristiche della sonda e delle relative tubazioni vale quanto detto per le sonde installate in foro (parte fenestrata di lunghezza pari a 10-30 cm, e diametro di piccole dimensioni pari a 6-25 mm, per minimizzare i volumi di spurgo);
- installazione, sempre attraverso l'asta cava, del pacco filtrante in sabbia e sigillatura con bentonite, contemporaneamente alla rimozione dell'asta. Le modalità di posa in opera del pacco filtrante e della sigillatura sono le stesse delle sonde installate in foro;
- finitura del punto di campionamento soil gas come nel caso delle sonde installate in foro.

In linea generale sono da preferire aste di perforazione di diametro maggiore per facilitare l'installazione del pacco filtrante. Infatti il pacco filtrante e la sigillatura, realizzata contemporaneamente alla rimozione dell'asta, consentono di evitare il collasso delle pareti del foro durante le operazioni di installazione della sonda stessa.

- **Sonde temporanee guidate.** Le sonde guidate sono sonde provvisorie che possono essere installate con tecnica direct push o mediante perforazioni a mano.

Le modalità di installazione delle sonde guidate sono svariate, come diversi sono i materiali che possono essere utilizzati. In linea generale, il metodo di installazione delle sonde guidate consiste a) nell'inserimento nel terreno di un'asta rigida spinta fino alla profondità desiderata, b) nel campionamento del soil gas a tale profondità con l'asta ancora nel suolo e c) nella conseguente rimozione dell'asta stessa. Nella loro forma più semplice, le sonde guidate consistono in aste cave di acciaio di diametro interno tipicamente di 9-25 mm, generalmente spinte a mano nel terreno fino alla profondità desiderata oppure con l'aiuto di attrezzature (direct push, martello, ecc.). A seconda della configurazione, una volta raggiunta la profondità è possibile campionare il soil gas alla profondità raggiunta oppure estrarre per alcuni centimetri le aste cave di acciaio per esporre al soil gas una sonda per il campionamento. Il campionamento è condotto attraverso tubazioni collegate alla sonda oppure estraendo vapori direttamente attraverso la tubazione guida.

I vantaggi di tale tecnologia consistono nella sua flessibilità di installazione e nei costi limitati.

Una configurazione delle sonde guidate è il sistema AMS con punta retrattile, composto da aste cave di diametro esterno pari a 22 mm. I campioni di soil gas sono raccolti tramite tubazioni in plastica connesse ad una sonda fenestrata lunga 50 mm, posta al di sopra della punta conica. Con questa sistema si può prelevare un solo campione di soil gas da ogni punto di campionamento realizzato. Un'altra configurazione delle sonde temporanee guidate è il sistema post-run tubing (PRT). Il sistema si avvia con la spinta ad una profondità desiderata della punta conica e dell'asta di diametro di 31,5 mm.

Successivamente si sgancia la punta conica spingendo verso l'alto l'asta stessa. In seguito si posiziona un tubo filettato nell'asta che va a connettersi con il punto di campionamento situato nella parte più bassa dell'asta stessa. Una volta che il campionatore è recuperato dal punto di campionamento, si consiglia di controllare la tenuta delle giunzioni tra il tubo PRT ed il campionatore per garantire la rappresentatività del soil gas prelevato. Tale configurazione di sonde guidate è installata utilizzando una macchina perforatrice direct push che permette di raggiungere maggiori profondità nei diversi suoli.

In linea generale, si sconsiglia l'uso delle sonde temporanee guidate per tutte le applicazioni che richiedono una quantificazione precisa dei contaminanti presenti nel soil gas, quali ad esempio la verifica dell'intrusione di vapori nell'ambito di

un'analisi di rischio o il monitoraggio dei risultati di un intervento di bonifica. Le sonde guidate infisse nel terreno possono invece essere utilizzate in fase di indagine preliminare al fine di delimitare l'estensione del plume di contaminazione.

- **Sonde per il campionamento soil gas sub-slab.** Se si vuole valutare l'intrusione di vapori in ambiente chiuso è possibile procedere con la misura dei gas interstiziali direttamente al di sotto della soletta di fondazione (sub-slab) o nelle immediate vicinanze dell'edificio (near-slab), indicativamente entro 3 m dall'edificio stesso (ARPA Piemonte, 2013).

Il metodo sub-slab consiste nel campionare il soil gas posizionato sotto le costruzioni, nell'incasso sottosoletta. La preparazione del punto di campionamento permanente prevede le seguenti fasi successive:

- rimozione della copertura del suolo (piastrelle, pavimento ecc.). Tutti i sottoservizi devono essere chiaramente indicati, prima di considerare la trivellazione;
- perforazione della soletta tramite l'utilizzo di martello pneumatico elettrico a rotazione con la realizzazione di un foro di piccolo diametro (circa 25 - 30 mm);
- chiusura temporanea del foro (ad es. con tappo di gomma) allo scopo di minimizzare l'azione di disturbo esercitata dall'attività sulle concentrazioni nel soil gas al di sotto della soletta;
- installazione all'interno del foro di una sonda di piccolo diametro (ad esempio, diametro esterno 3 mm" o 6 mm") in acciaio inossidabile o ottone o altro materiale inerte con all'estremità una punta permeabile, di una lunghezza tale da arrivare fino alla base della soletta o anche più corta;
- installazione di un disco sigillante di materiale Teflon all'interno dello spazio anulare tra le pareti del foro realizzato e la sonda, subito al di sopra della punta della sonda per evitare fenomeni di intasamento del tratto filtrante;
- sigillatura con boiaccia di calcestruzzo o con calcestruzzo idraulico a presa rapida da posare in opera nello spazio anulare tra le pareti del foro realizzato e la sonda.

Sulla sonda deve essere installata una valvola a tenuta, filettata o a pressione, in acciaio inossidabile o ottone, a filo con il pavimento per evitare l'inciampo e la

caduta (in particolar modo se la sonda soil gas sub-slab è installata in edifici ad uso residenziale).

#### 4.1.1.2 Profondità di installazione

Per quanto riguarda la profondità di indagine, considerando che la soluzione ottimale sarebbe sempre quella di effettuare un profilo verticale di concentrazione per una migliore comprensione dello stato di contaminazione, la scelta del tratto filtrante del punto di monitoraggio dovrà tenere conto del modello concettuale del sito e soprattutto dell'obiettivo dell'indagine.

La profondità di indagine sarà infatti diversa nel caso in cui si voglia dimostrare l'esclusione di un percorso rispetto al caso in cui si voglia acquisire un dato da inserire nel modello di simulazione (ARPA Piemonte, 2013). Alcune regole generali devono tuttavia essere rispettate in tutti i casi:

- occorre evitare di installare tratti filtranti nella frangia capillare, cercando di restare sempre al di sopra del suo estremo superiore. Elevati tassi di umidità riducono la permeabilità ai vapori del terreno riducendo quindi l'ascesa dei gas<sup>32</sup>;
- occorre minimizzare il rischio di ingressione di aria ambiente dalla superficie in funzione delle variazioni di pressione e temperatura che si verificano all'esterno.

In tabella 4.2 sono riportate le profondità di installazione delle sonde previste nei documenti analizzati.

---

<sup>32</sup>Secondo il documento di ARPA Emilia Romagna 2015, il tenore di umidità riduce il numero dei pori a disposizione per il passaggio dei vapori ed influenza significativamente il campionamento del soil gas, per cui nel suolo umido si ha una bassa permeabilità del soil gas, mentre nel suolo secco si ha un' alta permeabilità del soil gas.

**Tabella 4.2** - Profondità di installazione delle sonde riportate nei diversi protocolli analizzati, N.D. indica un'informazione non disponibile.

<b>Profondità di installazione</b>	
<b>(ISPRA, 2014)</b>	-La profondità di installazione deve essere superiore a 1 m da p.c. (campioni di soil gas rappresentativi possono essere ottenuti anche a profondità minori di 1 m da p.c. ponendo però un'attenzione particolare alla sigillatura del punto di campionamento ed eseguendo degli appropriati test di tenuta). -La sonda dovrà comunque essere installata a 0,5 – 1 m al di sopra della frangia capillare <sup>33</sup> .
<b>(ARTA Abruzzo, 2014)</b>	N.D.
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	-La profondità di installazione deve essere superiore a 1 m da p.c. e deve trovarsi a 1 m al di sopra della frangia capillare. -Nel caso di misura soil gas per ambienti indoor la profondità di installazione deve essere di 0,5 - 1 m al di sotto della soletta di fondazione.
<b>(ARPA Liguria, 2013)</b>	-La profondità di installazione deve essere al di sotto di 1 m da p.c., tra la sorgente di contaminazione e il p.c. -La profondità di installazione deve essere al di sopra del livello della frangia capillare.
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	- La profondità di installazione nell'insaturo deve essere a non meno di 1 - 1,5 m da p.c. e almeno 1 m sopra il livello massimo del livello freaticometrico. - Nel caso di misure soil gas per ambienti indoor: profondità di 0,5 - 1 m al disotto della soletta di fondazione oppure a 1 m al di sotto del vespaio/strato drenante.
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	- Subito al di sopra della sorgente di contaminazione. - Nell'insaturo a non meno di 1,5 m da p.c. - Al di sopra della frangia capillare.
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	- Al di sotto di 1 m da p.c. - Tra sorgente e p.c. - Al di sopra della frangia capillare.

I documenti analizzati sono risultati abbastanza concordi nelle indicazioni fornite. E' stato quindi possibile definire cosa inserire nel protocollo unico, sintetizzando quanto riportato in tabella 4.2 come segue.

Si ritiene opportuno che la sonda sia installata nel terreno insaturo ad una profondità di:

- almeno 1 m dal p.c., e preferibilmente ad una profondità di 1,5 m dal p.c., al fine di ridurre la probabilità di ingressi di aria esterna durante le fasi di campionamento;
- per installazioni di sonde a profondità inferiori, comunque non meno di 0,5 m dal p.c., dovrà essere fatta un'attenta verifica della sigillatura del sondaggio eseguendo dei test di tenuta;
- la profondità della sonda dovrà comunque essere tale da risultare sempre a circa 0,5 -1 m al di sopra della frangia capillare facendo riferimento al massimo livello piezometrico rilevato nei monitoraggi delle acque sotterranee. I dati per la verifica

<sup>33</sup>Secondo il documento di ARPA Veneto 2011, il test di tenuta è definibile come una procedura atta a verificare l'impermeabilità ai gas della linea di campionamento.

dell'andamento del livello piezometrico potranno essere ricavati dalle misure piezometriche effettuate nel sito, oppure, in caso di assenza di rete piezometrica, prima dell'installazione di sonde per la rilevazione del soil gas, sarà necessario procedere con apposite verifiche;

- nel caso di installazione di sonde fisse poste al di sotto degli edifici (sub-slab), la profondità delle stesse dovrà essere di almeno 0,5-1 m al di sotto della soletta oppure a 1 m al di sotto del vespaio/strato drenante.

Tenendo conto delle indicazioni riportate sopra, la profondità della sonda dovrà essere correlata anche alla profondità della sorgente di contaminazione e, per contaminazioni profonde, si dovrà valutare la necessità di installare in ciascun punto di campionamento sonde multilivello (a diverse profondità) al fine di valutare l'andamento verticale delle concentrazioni delle sostanze contaminanti (dalla sorgente al piano campagna).

Nel caso di installazione di sonde per il campionamento del soil gas, poste all'esterno di edifici ed in prossimità degli stessi (near-slab), la valutazione della profondità dovrà tenere conto della presenza delle fondazioni per evitare interferenze nelle misure e, compatibilmente con l'idrogeologia locale, si dovranno posizionare a metà quota tra la base delle fondazioni ed il top della sorgente di contaminazione.

Nei casi in cui il criterio su indicato non fosse perseguibile, si suggerisce di porle ad una profondità di almeno 1 m dal p.c.. Inoltre la sonda di prelievo andrà allocata, osservando le indicazioni precedenti, nel primo strato omogeneo non rimaneggiato/alterato rinvenuto da piano campagna. Si raccomanda inoltre di svolgere campionamenti a diverse profondità nel terreno insaturo nei casi in cui per motivi naturali (litologia) o artificiali (pozzi, sorgenti, ecc.) si abbiano condizioni di disomogeneità del terreno.

#### **4.1.1.3 Numero e ubicazione dei punti di misura**

Il numero e l'ubicazione dei punti di monitoraggio deve essere deciso sulla base del modello concettuale del sito e in funzione dell'obiettivo di indagine dei gas interstiziali.

In linea generale, secondo i protocolli analizzati e in particolar modo nel documento di ARPA Emilia Romagna, i punti di misura, realizzati attraverso l'installazione di sonde permanenti o provvisorie, andranno posizionati per ciascuna area omogenea<sup>34</sup> secondo i seguenti criteri:

---

<sup>34</sup>Secondo il documento di ARPA Emilia Romagna il campionamento di soil gas dovrà essere effettuato suddividendo le superfici da indagare in aree omogenee per presunta contaminazione, geologia e idrogeologia.

- nel caso di sorgenti di contaminazione note, l'ubicazione dei punti di campionamento potrà essere fatto secondo uno schema ragionato;
- in mancanza di evidenze di contaminazione, l'ubicazione dei punti di campionamento potrà essere definita in modo sistematico attraverso una griglia di campionamento predefinita sulla base di un criterio di tipo casuale o statistico.

Nella definizione del numero minimo dei punti di campionamento si dovrà tenere conto della distanza della sorgente di contaminazione dai potenziali bersagli, della profondità della sorgente di contaminazione e della tipologia di bersagli oltre che delle caratteristiche costruttive degli eventuali edifici presenti. In Tabella 4.3 sono riportati i numeri di punti di misura previsti nei vari protocolli per il campionamento dei gas interstiziali.

**Tabella 4.3** - Numero dei punti di misura dei gas interstiziali, N.D indica un'informazione non disponibile.

Numero punti	
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	N.D.
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	Per aree di grandi dimensioni si richiede almeno 1 punto di campionamento ogni 2500 m <sup>2</sup> con un minimo di 3 punti di campionamento per ogni area contaminata.
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	Si devono utilizzare delle griglie di screening indicativamente con maglie da 25 X 25 m. Ulteriori valutazioni possono essere fatte in base alle dimensioni dell'edificio.
<b>(ARPA Liguria, 2013)</b>	N.D.
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	La scelta del numero dei punti di misura deve essere fatta secondo uno schema ragionato, o in modo sistematico ad es. griglie di dimensioni di 15X15 m o massime 50X50 m (numero minimo di campionamenti 3).
<b>(ISPRA, 2014)</b>	I punti di misura dei gas interstiziali sono messi in relazione alla predisposizione di misure con transetti laterali e/o profili verticali. I transetti laterali sono realizzati con punti di campionamento soil gas multipli (due o più punti di campionamento) installati tutti alla medesima profondità. I profili verticali sono realizzati con punti di campionamento soil gas multipli (due o più punti di campionamento), installati a varia profondità tra il piano campagna o le fondazioni dell'edificio e la sorgente di contaminazione profonda, in modo tale da ottenere indicazione sulla variazione delle concentrazioni con la profondità.
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	Viene previsto di avere almeno 6 punti di misura ogni 1000 m <sup>2</sup> .

Analizzando la tabella 4.3, emerge una sostanziale differenza nell'indicazione fornita dai diversi protocolli sul numero di punti di misura dei gas interstiziali da realizzare. Anche i documenti internazionali presi in considerazione non definiscono un numero minimo di

punti di misura.

Alla luce di questo si può formulare una proposta di protocollo unico per questo sottocriterio che dovrà necessariamente essere validata dagli esperti in materia.

Si suggerisce di effettuare 3 punti di campionamento di soil gas ogni 2.500 m<sup>2</sup>, maglie più strette saranno richieste dall'Autorità di controllo nel caso in cui ci siano sorgenti di contaminazione distinte (contaminanti differenti per tipo di sorgente) riscontrate nell'indagine di caratterizzazione nella matrice suolo e nelle acque di falda.

Nel caso in cui l'indagine sui gas interstiziali sia invece finalizzata alla valutazione del rischio da inalazione indoor, il numero di punti di controllo potrà essere definito in base alle dimensioni dell'edificio. Per edifici ad uso civile di media metratura (es. casetta monofamiliare di circa 140 m<sup>2</sup>) sono raccomandati almeno due punti di monitoraggio, posizionati al centro della soletta di fondazione ed equidistanti rispetto ai muri perimetrali, oppure, in alternativa, il secondo sondaggio può essere posizionato lungo il perimetro a non meno di 1,5 m dal muro. Per edifici di maggiori dimensioni (sia residenziali che commerciali/industriali) il numero di punti può essere determinato indicativamente in funzione dell'estensione (US EPA, 2002), secondo quanto indicato nella Tabella 4.4.

**Tabella 4.4** - Numero minimo di punti di monitoraggio per valutazione del rischio da inalazione indoor (US EPA, 2002).

Dimensione dell'edificio (m2)	Numero di punti di monitoraggio (soil gas probe/sub slab probe)
fino a 140	2
da 140 a 450	3
da 450 a 900	4
da 900 a 1.800	5
da 1.800 a 4.500	6
da 4.500 a 23.000	8
da 23.000 a 90.000	10
> 90.000	>12

#### **4.1.1.4 Materiali da utilizzare per le sonde, le tubazioni, e i collegamenti**

Per il campionamento dei soil gas devono essere preferiti tutti i materiali relativamente inerti e non porosi. In linea di massima si dovrà prestare attenzione che i materiali che costituiscono la sonda non interagiscano con le sostanze da controllare.

In tabella 4.5 sono elencati i materiali da utilizzare e quelli sconsigliati per la costruzione delle sonde, riportati nei diversi protocolli analizzati.



**Tabella 4.5** - Materiali da utilizzare e materiali sconsigliati per le sonde, N.D. indica un'informazione non disponibile.

	<b>Materiali da utilizzare per le sonde</b>	<b>Materiali sconsigliati per le sonde</b>
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	Acciaio inossidabile.	LDPE <sup>35</sup> non utilizzare acciaio per acido solfidrico
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	Acciaio inossidabile,	LDPE
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	Acciaio inossidabile o altro materiale inerte	LDPE
<b>(ARPA Liguria, 2013)</b>	N.D	N.D
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	Acciaio inossidabile.	LDPE, HDPE <sup>36</sup> , PVC
<b>(ISPRA, 2014)</b>	Acciaio inossidabile o altro materiale inerte.	LDPE e HDPE.
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	Acciaio inossidabile, PVC.	LDPE e HDPE.

In linea generale dall'analisi dei dati riportati in tabella 4.5 si evince che i protocolli sono concordi nel definire i materiali da utilizzare per le sonde pertanto per il protocollo unico si propone quanto segue. La sonda per il campionamento del soil gas dovrà essere realizzata in acciaio inossidabile o altro materiale inerte, in quanto il PVC non è adatto per analizzare fonti di contaminazioni di composti clorurati e il Polietilene (LDPE – HDPE) è sconsigliato poiché permeabile ai gas.

Per quanto riguarda le tubazioni, dall'analisi critica dei protocolli è emerso che i materiali utilizzabili sono teflon<sup>TM</sup>, nylon (nylaflow<sup>TM</sup>) e polietereterchetone (PEEK) in quanto impermeabili ai gas. E' sconsigliato l'utilizzo di tubazioni in polietilene (LDPE e HDPE) o in silicone poiché determinano un maggior assorbimento e l'apporto di sostanze volatili, rispetto al teflon<sup>TM</sup> e al nylon.

In merito ai collegamenti, questi sono da realizzarsi necessariamente con materiale morbido, per cui ARPA Lombardia suggerisce di usare tubi in tygon. Nel documento di ARPA Emilia Romagna i materiali per i collegamenti da sconsigliare per permeabilità ai gas sono LDPE, HDPE, silicone tygon, Neoprene, gomma. Emerge quindi una differenza sostanziale con il documento di ARPA Lombardia che prevede l'utilizzo di tygon per i collegamenti dei tubi di campionamento.

Per poter superare tale incongruenza si è provveduto ad analizzare i documenti internazionali citati nel paragrafo 3.3. Tuttavia, tali documenti non riportano alcun

<sup>35</sup>LDPE= polietilene a bassa densità.

<sup>36</sup>HDPE= polietilene ad alta densità

riferimento in merito al possibile utilizzo di tygon come materiale per i collegamenti. Emerge quindi la necessità di segnalare questo aspetto agli esperti in modo che possa essere approfondito e chiarito.

Si dovrà altresì cercare di mantenere la lunghezza dei tubi di campionamento al minimo possibile e prestare attenzione che i tubi di collegamento siano puliti ed asciutti durante le operazioni di prelievo del gas dal sottosuolo, prevedendone la sostituzione ad ogni campionamento. Qualora poi si dovesse osservare la presenza di umidità nei tubi di collegamento, si dovrà provvedere alla loro sostituzione. Tra tubicino e sistema di raccolta è opportuno inserire un sistema di filtrazione della condensa, come un filtro in teflon (PTFE) (indicativamente con pori da 0,45  $\mu\text{m}$ ) che presenta il vantaggio di non adsorbire gli inquinanti organici, essere idrofobico e raccogliere l'eventuale particolato aspirato. In alternativa è possibile adottare sistemi di separazione della condensa (per esempio un gorgogliatore/impinger di vetro/PTFE immerso in un bagnetto refrigerato) che deve essere analizzata se presente in quantitativi significativi.

Dopo ogni utilizzo, tutti i componenti riutilizzabili devono essere adeguatamente decontaminati tramite 3 fasi di lavaggio e risciacquo (per esempio un lavaggio con un detergente non fosfato, un risciacquo con acqua di rubinetto ed infine un risciacquo con acqua distillata).

#### **4.1.2 Camere di flusso (flux chamber)**

La camera di flusso è uno strumento atto a stimare il flusso (in termini di massa per unità di superficie, nell'unità di tempo) di gas e/o vapori emessi da sorgenti quali discariche, terreni (superficiali e profondi) e acque di falda, escludendo dalle valutazioni le influenze esterne, come ad esempio le concentrazioni di fondo in aria ambiente (legate all'inquinamento veicolare, agli impianti di produzione, ecc.). La camera di flusso consiste in un contenitore capovolto che, sigillato alla superficie attraverso la quale si diffonde il flusso da stimare, incamera un volume di aria in cui si misura la concentrazione dei contaminanti da analizzare.

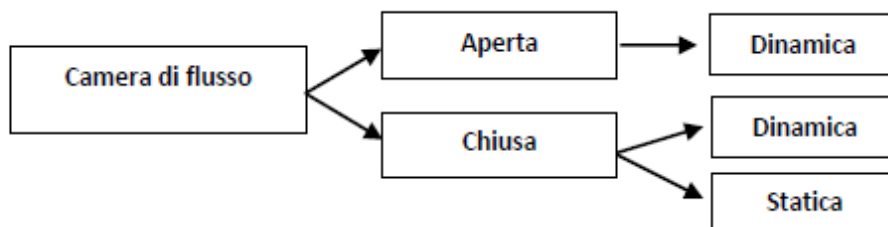
Secondo i protocolli di ARPA Piemonte e ARPA Emilia Romagna l'uso di tale strumentazione si ritiene affidabile per la misura di composti volatili rilasciati all'interfaccia terreno-aria da associarsi a un modello di trasporto per stimare la concentrazione nell'aria outdoor e la conseguente esposizione umana (ARPA Piemonte, 2013). L'utilizzo delle camere di flusso viene invece sconsigliato se l'obiettivo dell'indagine è la valutazione dell'impatto della contaminazione sui recettori indoor.

Dall'analisi dei protocolli che trattano la tematica e soprattutto da quanto riportato nel documento di ISPRA, la motivazione principale per l'utilizzo delle camere di flusso è legata alla soggiacenza della falda freatica. Infatti, quando questa è limitata e tale da impedire o rendere scarsamente rappresentativo il campionamento del soil gas, o qualora il terreno risulti destrutturato a causa di lavorazioni che ne compromettono la compattezza, come ad esempio lavorazioni agricole o di movimentazione terra, il rischio associato all'inalazione di vapori dovrà essere valutato secondo un approccio basato su linee di evidenza multiple (ITRC, 2007). Fra le linee di evidenza che si possono prendere in considerazione vi sono gli esiti del campionamento condotto con camere di flusso statiche e camere di flusso dinamiche. I protocolli citati che hanno trattato l'argomento sono concordi nelle informazioni presentate, pertanto la proposta di protocollo tiene conto di quanto sopra riportato.

Le tipologie di camere di flusso saranno descritte ed analizzate nel paragrafo successivo.

#### 4.1.2.1 Tipologia di camera

Il documento di ARPA Emilia Romagna riassume nello schema riportato in figura 4.2 le tre diverse tipologie di camere di flusso.



**Figura 4.2** - Camera di Flusso – modalità di funzionamento. (ARPA Emilia Romagna, 2015).

Sempre nel documento di ARPA Emilia Romagna le tre tipologie di camere vengono descritte come segue:

- 1) camera di flusso aperta dinamica**, un gas vettore o carrier gas, privo di inquinanti viene immesso con continuità nella camera a portata costante con valori tra 1-10 l/min (generalmente 5 l/min - ARPA Emilia Romagna) cosicché si misceli con il flusso di gas/vapori provenienti dal sottosuolo. I gas utilizzati sono azoto puro, aria ambiente depurata, aria ambiente secca e purificata. E' necessario procedere ad uno spurgo prima del campionamento che dovrà essere effettuato con una portata pari alla portata di immissione del gas carrier e per un tempo pari a 4 volte il tempo

di residenza<sup>37</sup>;

- 2) camera di flusso chiusa dinamica**, tale camera viene infissa nel terreno e sigillata e, dopo aver atteso il tempo necessario affinché la pressione interna eguagli la pressione atmosferica, viene collegata ad un analizzatore di campo dotato di pompa a basso flusso che misura, ad intervalli di tempo regolari, la variazione della concentrazione del contaminante ricercato. L'analizzatore di campo, FID<sup>38</sup> o GC-MS<sup>39</sup> portatile, dopo aver rilevato la concentrazione dei composti volatili ad intervalli di tempo regolari, li registra e ricircola il gas all'interno della camera. In genere un tempo di campionamento di 30 secondi/1 minuto restituisce un dato significativo;
- 3) camera di flusso chiusa statica**, tale camera viene installata nel terreno e sigillata, protetta da agenti atmosferici quali temperatura, sole e vento. All'interno viene posto un sistema adsorbente tipo radiello per composti volatili e lasciato per un tempo compatibile con quello definito dal costruttore per evitare fenomeni di sovra-saturazione. A differenza della camera di flusso dinamica non prevede il ricircolo del gas interno.

In generale, nei protocolli analizzati i fattori ambientali che influenzano la stima delle misure con le camere di flusso sono la temperatura, il vento, la pressione atmosferica, la pressione interna, le fratture nel suolo e l'umidità nel suolo.

La temperatura incide in quanto il flusso di vapori alla superficie del suolo varia con ciclo giornaliero, massimo diurno e minimo di notte. Il vento può causare variazioni di pressione in corrispondenza della camera, diventa quindi necessario proteggere la camera dal vento nel corso della misura, utilizzando per esempio un frangivento in polietilene. La pressione barometrica influisce fortemente sul flusso nella zona prossima alla superficie del terreno con incremento notevole di concentrazione nei periodi di abbassamento di pressione (ARPA Piemonte, 2013). La pressione interna della camera nel momento del campionamento dovrà essere uguale a quella atmosferica infatti la differenza di pressione tra l'interno della camera e la pressione atmosferica determina degli errori nella determinazione del flusso di soil gas. Le fratture nel suolo (presenza di crepe nel terreno) influenzano i tassi di emissione dal suolo, sovrastimando i flussi dei Composti Volatili. Infine l'umidità del suolo causa una riduzione della permeabilità dei gas nel terreno inficiando il campionamento stesso (ARPA Emilia Romagna, 2015).

---

<sup>37</sup>Il tempo di residenza è il rapporto tra il volume della camera e la portata in ingresso.

<sup>38</sup>FID = Flame ionizator detector (ionizzatore di fiamma).

<sup>39</sup>GC MS = gas cromatografo

I protocolli nazionali non trattano i vantaggi e gli svantaggi delle diverse tipologie di camere di flusso ma una comparazione esaustiva risulta essere disponibile nel documento internazionale (Davis et al., 2009) e quindi, al fine di supportare l'utente nella scelta dello strumento più appropriato, si consiglia l'inclusione nel protocollo unico della tabella 4.6 in cui queste informazioni sono riportate.

**Tabella 4.6** – Vantaggi e svantaggi delle camere di flusso.

<b>Tipologia camera</b>	<b>Vantaggi</b>	<b>Svantaggi</b>
<b>Camera statica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gli strumenti e le procedure sono più semplici e meno costosi rispetto alla camera di flusso dinamica, permettendo di schierare più camere di flusso che campionano lo stesso periodo temporale e garantendo una migliore copertura del sito.</li> <li>- Può essere utilizzata per fornire un campione integrato nel tempo che copre anche lunghi periodi, in modo da riflettere le variazioni dei flussi causati dalla variabilità temporale/stagionale.</li> <li>- Il metodo può essere più sensibile rispetto a quello dinamico (a seconda del metodo utilizzato), permettendo l'utilizzo di tecniche analitiche meno costose caratterizzate però da una maggiore sensibilità che limita i falsi positivi.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-L'accumulo dei contaminanti all'interno della camera conduce ad una progressiva riduzione del gradiente di concentrazione che può condurre ad una sottostima del flusso diffusivo emesso dal suolo.</li> <li>- Considerata la dimensione limitata dell'area di campionamento di questi sistemi, le camere di flusso non risultano idonee nel caso di siti caratterizzati da forte eterogeneità.</li> </ul>
<b>Camera dinamica</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permette una stima più rappresentativa del flusso diffusivo emesso dal suolo in quanto è soggetta ad un minore accumulo di contaminanti all'interno della camera.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Metodo più complesso e più costoso, richiede più esperienza.</li> <li>- Il flusso diluito nella camera condiziona la sensibilità del metodo di un fattore che va da 60 a 500 rispetto alle camere statiche e richiede tecniche analitiche più costose con un limite di rilevabilità inferiore.</li> <li>- L'afflusso e deflusso di gas può disturbare il flusso naturale per esempio creando un flusso advettivo all'interno della camera.</li> </ul>

#### 4.1.2.2 Caratteristiche progettuali delle camere

Nel presente paragrafo sono trattate le caratteristiche progettuali evidenziate nel documento di ARPA Piemonte e ARPA Emilia Romagna che influenzano il funzionamento

della camera di flusso e la sua capacità di misurare adeguatamente il flusso di vapori emessi dalla superficie in esame.

Generalmente gli elementi che costituiscono la camera di flusso sono un contenitore cavo, un foro di sfiato, e un meccanismo che permette la sigillatura della stessa. Per ciascuno di questi elementi si possono fare delle scelte progettuali diverse come viene di seguito descritto.

- 1) **Caratteristiche geometriche e costruttive del contenitore cavo.** Generalmente le camere di flusso hanno sezione piana, circolare o rettangolare, e copertura planare o emisferica. Esistono camere con aree di base di 0.01 - 1 m<sup>2</sup> e volumi tra 2 e 100 litri. Dimensioni più piccole permettono un numero più elevato di misure. A tal proposito nel protocollo di ARPA Piemonte consiglia una dimensione della camera di 30 l per poter adottare nel campionamento un approccio di tipo statistico, che prevede quindi il prelievo di un elevato numero di campioni. In alternativa si potrà prevedere un minor numero di punti di campionamento con tempistiche di campionamento più lunghe, tali da avere una rappresentatività temporale maggiore.
- 2) **Foro di sfiato o vent.** Il foro di sfiato o vent è un dispositivo che mantiene uguali i flussi in ingresso e in uscita e permette di equilibrare eventuali variazioni di pressione che potrebbero perturbare il flusso di emissioni da campionare; può essere costituito da una semplice apertura nella camera oppure da un tubo con diametro e lunghezza di dimensioni variabili in funzione della velocità del vento e del volume della camera. In generale deve essere ubicato distante dalla porta di campionamento per evitare interazioni indesiderate. Solitamente il diametro del foro varia tra 2 e 10 mm e la lunghezza del tubo tra 5 e 30 cm.
- 3) **Sigillatura.** La camera può essere posizionata attraverso l'infissione delle pareti della camera nel terreno fino ad una profondità pari o superiore allo spessore di terreno in cui il gradiente di concentrazione dei contaminanti è influenzato dalla presenza della camera stessa. Tale profondità è proporzionale sia al tempo di campionamento sia alla porosità e all'umidità del terreno (maggiore nei terreni porosi ed asciutti). Generalmente per suoli caratterizzati da granulometria fine e umidità elevata, la camera può essere infissa per meno di 5 cm, invece in suoli secchi e di granulometria grossolana o altamente porosi è opportuna una profondità di infissione compresa tra i 5 e i 10 cm. Esistono anche ulteriori metodi di sigillatura

che utilizzano la sabbia umida, bentonite e un sigillante inerte intorno alla base della camera. Tra i metodi alternativi di sigillatura della camera si evidenziano il collare in schiuma di polietilene ad alta densità impermeabile, fissato alla camera attraverso bande di metallo e il collare fissato al suolo.

Considerando che gli altri cinque protocolli analizzati non trattano le caratteristiche progettuali delle camere e la documentazione internazionale non contribuisce a fornire ulteriori elementi, il protocollo unico dovrà tenere conto di quanto sopra riportato.

## **4.2 Metodi di campionamento**

In questo paragrafo vengono esaminati i metodi di campionamento trattati nei protocolli.

In generale in tutti i protocolli si ricorda agli utenti che per poter selezionare il metodo di campionamento più adatto bisogna considerare il modello concettuale del sito.

Il campionamento può essere svolto attraverso l'utilizzo di metodi diretti o metodi indiretti. I metodi diretti si basano sull'impiego di appositi contenitori a tenuta, all'interno dei quali si accumula il flusso dei vapori interstiziali indirizzato dal sistema di prelievo proprio verso questi contenitori, senza sottostare ad alcun tipo di trattamento. Nel caso invece dei metodi indiretti, le sostanze trasportate dal flusso dei vapori vengono immagazzinate in un sostegno ad- o as-sorbente, che nella maggior parte dei casi è rappresentato da una fiala.

Entrambi i metodi sopra elencati possono essere preceduti da metodologie (metodi di screening) che permettano di quantificare in tempo reale i COV (composti organici volatili) attraverso strumenti automatici da campo. Tali metodi però non consentono di discriminare il tipo di inquinante ma possono essere utilizzati per indagini preliminari volte ad individuare hot spots di contaminazione.

Nei paragrafi seguenti saranno illustrati i metodi di screening (che comprendono anche i metodi da campo) e i metodi di campionamento, che nei protocolli trattati si diversificano nelle due macrocategorie diretti e indiretti, quest'ultimi a loro volta suddivisi in attivi e passivi. Non tutti i protocolli analizzati fanno questa distinzione, infatti i protocolli di ARPA Piemonte, ARPA Liguria e ARPA Lombardia non considerano i metodi di screening come metodi di campionamento. Tuttavia, si è deciso di proporre nel protocollo la distinzione sopra riportata in quanto viene adottata anche nei documenti internazionali presi in considerazione.

### 4.2.1 Metodi di screening

Come riportato nei documenti di ISPRA e di ARPA Veneto, i metodi di screening si basano sull'impiego di strumenti automatici da campo, che permettono una misurazione dei COV nel tempo più rapido possibile, utilizzando metodi di rilevamento istantanei o nel breve tempo. I suddetti strumenti si utilizzano per le indagini di screening (indagini preventive) che permettono di individuare hot spots di contaminazione, oppure per studi più approfonditi, che possono fornire informazioni utili per stabilire le modalità e i periodi di campionamento in campo. Gli strumenti di screening più utilizzati sono il Detector a ionizzazione di fiamma (FID)<sup>40</sup> ed il Detector a fotoionizzazione (PID)<sup>41</sup>. Esiste inoltre un altro strumento menzionato solo nel documento di ARTA Abruzzo denominato analizzatore portatile per gas GA. Una fotografia dei tre strumenti citati è riportata in figura 4.3.



**Figura 4.3** Strumenti di screening PID (a) FID (b) GA (c) (ARTA Abruzzo, 2014).

Questi tipi di strumentazione, non possedendo sistemi separativi, forniscono una risposta del tutto aspecifica in quanto non riescono a discriminare il tipo di inquinante ma forniscono solamente una risposta sul quantitativo di sostanze volatili presenti. I limiti di rilevabilità sono generalmente dell'ordine delle parti per milione (ppm), ma possono raggiungere anche qualche unità di parti per bilione (ppb) (ARPA Veneto, 2014). Spesso

---

<sup>40</sup> Strumento portatile utilizzato prevalentemente per la rilevazione di emissioni fuggitive di metano e per la determinazione del Carbonio Organico Totale (TOC). L'analizzatore FID rileva le sostanze organiche che possono essere ionizzate mediante una micro fiamma alimentata da idrogeno e aria.

Fonte: [http://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302\\_approvazione\\_pdc\\_bussi\\_all\\_02.pdf](http://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302_approvazione_pdc_bussi_all_02.pdf).

<sup>41</sup> Strumento non-distruttivo per la rilevazione dei composti organici volatili (COV). La misura viene effettuata nel momento in cui il gas fluisce nella camera del detector che lo ionizza attraverso una radiazione ultravioletta proveniente da una lampada con una specifica energia; gli ioni, attirati ad un elettrodo, producono una corrente proporzionale alla concentrazione del gas.

Fonte: [http://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302\\_approvazione\\_pdc\\_bussi\\_all\\_02.pdf](http://www.artaabruzzo.it/download/news/433/20150302_approvazione_pdc_bussi_all_02.pdf).



però il soil gas è caratterizzato da un alto tasso di umidità, e questo può influire sulla correttezza delle misure effettuate con il PID.

Nel documento di Arta Abruzzo vengono inoltre indicate le normative di riferimento per la realizzazione della campagna di misura del soil gas tramite strumentazione portatile:

1. metodo EMTIC M-21 "Determination of volatile Organic Compounds Leaks" – US EPA (1993);
2. protocollo EPA-453/R-095-017 "Protocol for Equipment Leak Emission Estimates" (1995);
3. MDHS 96 "Volatile Organic Compounds in air" (2000);
4. UNI EN 15446 "Emissioni da fughe e diffuse relative ai settori industriali – Misurazioni delle emissioni da fughe di composti gassosi provenienti da perdite da attrezzature e tubazioni" (2008);
5. protocollo ISPRA Nr 0018712 (2011).

Per la stesura del protocollo unico si è tenuto conto dei metodi di screening presentati nei protocolli nazionali e regionali analizzati; gli stessi sono anche citati nei documenti internazionali presi in considerazione

#### **4.2.2 Campionamento diretto**

Per campionamento diretto si intende il procedimento basato sulla conservazione, mediante appositi contenitori a tenuta, del campione di soil gas presente nella sonda o nella camera di flusso. Nella descrizione fornita dal documento di ARPA Veneto il campionamento diretto si attua in modo tale che il flusso dei vapori interstiziali incanalato dal sistema di prelievo venga conservato in contenitori a tenuta, senza essere soggetto ad alcun trattamento. Il contenitore è l'elemento fondamentale ed è concepito in maniera tale da limitare l'attacco di agenti esterni che possano modificare le caratteristiche del fluido. Per il campionamento in questione si utilizzano sacche in plastica denominate "tedlar", i pipettoni in vetro a due vie, le bottiglie in vetro e i canister in acciaio inossidabile. Di seguito verranno descritte le caratteristiche di questi contenitori.

Per quanto riguarda le sacche in plastica, queste possono avere diversa portata, a seconda del volume, e permettono di immagazzinare il gas campionato per un tempo stimato tra le 6 e le 24 ore dal prelievo, ossia per un tempo limitato. Le sacche in plastica devono anche essere ben riparate dalla luce del sole durante il trasporto per evitare

problemi relativi alle eventuali reazioni delle sostanze contenute nelle sacche (ARPA Piemonte, 2013). Il campionamento attraverso sacche in plastica necessita di pompe. Inoltre si raccomanda di non utilizzare le sacche precedentemente impiegate in quanto tale azione potrebbe sia comportare la miscelazione con i residui di composti analizzati in un campionamento precedente sia causare il passaggio di aria nel sistema di pompaggio. La soluzione più idonea da adottare consiste nell'usare polmoni rigidi a due vie, in modo tale che ad una via venga applicato l'ingresso della sacca in plastica, e all'altra via sia attaccata la pompa. La pompa creerà il vuoto nel polmone che richiamerà aria nella sacca. In questo modo si evita il passaggio dell'aria da campionare attraverso la pompa (ARPA Veneto e ISPRA).

Il protocollo ISPRA riprende completamente quanto espresso da ARPA Veneto sul campionamento tramite pipettoni a due vie e tramite bottiglie in vetro: questo si attua semplicemente aprendo il contenitore e lasciandolo a contatto per alcuni minuti con l'atmosfera che viene campionata. Si possono inoltre realizzare campioni mediati nel tempo. Per fare questo si riempie la bottiglia di elio e si inserisce un capillare tarato al suo ingresso. Poiché l'elio è più leggero dell'aria, il primo le lascerà il posto nella bottiglia in un tempo definito. I pipettoni a due vie e le bottiglie si conservano chiusi in atmosfera inerte, dopo essere stati ripuliti.

I canister sono dei contenitori in acciaio inox, dotati di volume che varia da 400 ml a 30 l. Questi strumenti subiscono un processo di elettropassivazione per diminuire la presenza di siti polari attivi e successivamente vengono resi inattivi attraverso la copertura con uno strato di silice posto sulla superficie interna.

Affinchè il loro utilizzo sia efficace, i canister necessitano di pulizia prima di ogni attività di monitoraggio, tramite cicli di riempimento con azoto a caldo e successivo svuotamento mediante una pompa turbo-molecolare. Si consiglia di tenere il flusso di campionamento a circa 50 ml/min, per una durata che può variare in base alla sezione della piccola apertura posta in corrispondenza dell'apertura del canister. I campioni ottenuti si conservano per più giorni in quanto fino a 30 giorni dal campionamento non c'è il rischio di una notevole riduzione delle concentrazioni.

ARPA Emilia Romagna conferma le informazioni presentate da ARPA Veneto, aggiungendo che l'utilizzo dei canister non necessita dell'uso di pompe, poiché lo strumento opera con un sistema di depressione.

In linea generale i protocolli concordano sull'utilizzo degli strumenti nel metodo di

campionamento diretto, anche se ciascun protocollo poi predilige e mette in evidenza alcune peculiarità, tralasciando altri aspetti: in particolare ARPA Liguria si limita ad elencare gli strumenti senza approfondirne le caratteristiche; per contro, ISPRA, ARPA Veneto, ARPA Piemonte e ARPA Emilia Romagna descrivono in maniera più dettagliata le caratteristiche degli strumenti in questione. Il protocollo unico dovrà quindi contenere ciò che è stato esplicitato in questo paragrafo.

#### **4.2.3 Campionamento indiretto attivo**

Il campionamento indiretto attivo consiste nell'immagazzinamento di sostanze volatili o semivolatili in un sistema ad/as-sorbente, come per esempio le fiale. L'elemento ad- o as-sorbente si compone di un sostegno solido o liquido o di un supporto solido intriso di reagente. In molte circostanze il campionamento indiretto attivo viene preferito perché risulta essere più economico e più pratico nella conservazione del campione (ARPA Veneto, 2014). La strumentazione che si utilizza nel campionamento indiretto attivo consiste in una pompa di prelievo, impostata al flusso desiderato (ARPA Piemonte, 2013) in quanto il sistema ad/as-sorbente non prevede un sistema di depressione finalizzato ad immagazzinare l'aria.

Le fiale più utilizzate con questa modalità di campionamento sono:

- 1) fiala a desorbimento con solvente (per esempio carbone attivo, XAD-2, Gel di silice);
- 2) fiala a desorbimento termico multisorbent;
- 3) fiala ad attacco acido (per esempio hopcalite per mercurio).

Prima di procedere con un campionamento indiretto attivo, si consiglia di programmare una campagna di screening del sito che permetta di identificare esattamente le dimensioni della sorgente di contaminazione e la magnitudine di tale contaminazione. Sulla base delle risultanze dell'analisi di screening si procede tramite campionamento di soil gas su fiale a desorbimento con solvente, e da qui estrapolare le informazioni più importanti per pianificare successive campagne. Le fiale a desorbimento termico sono utili per campi di applicazione non superiori a circa 1000 ng/campione per la maggior parte dei composti organici volatili e non superiore ai circa 3000 ng/campione (in base alla frazione) per le frazioni idrocarburiche; le fiale a desorbimento con solvente sono invece indicate per campi di applicazione superiori (ARPA Lombardia, 2014).

Si suggerisce l'utilizzo di fiale a desorbimento termico per l'indicazione degli idrocarburi e

dei BTEX (benzene, toluene, etilbenzene, xilene), in quanto la loro sensibilità è superiore rispetto a quella delle fiale a desorbimento chimico. Inoltre viene sottolineato che per determinare i BTEX e gli idrocarburi si richiede il carbone come supporto, mentre per gli IPA (idrocarburi policiclici aromatici) si richiede l'amberlite XAD2 (ARPA Liguria, 2013).

Il campionamento indiretto non si può applicare nei terreni argillosi e compatti, e/o in terreni con grado di saturazione superiore a 0.8%÷0.9% per la mancanza di vuoti e quindi, in questi casi, il metodo con fiale a desorbimento è preferito all'utilizzo di altri sistemi di campionamento. Nel documento di ARPA Emilia Romagna è riportato inoltre il calcolo del tempo di campionamento:

$$t = 1000 * LOQ / [VR * Q]$$

dove t indica il tempo minimo di campionamento, LOQ è il limite di quantificazione strumentale dato dalla massa minima quantificabile definita dalla strumentazione di laboratorio, VR è il Valore di Riferimento relativo alla sostanza da ricercare, Q è la portata di aspirazione del soil gas, variabile nel range 0,1÷0,2 l/min e fino a un massimo di 0,5 l/min (ARPA Emilia Romagna, 2013). Il tempo minimo di campionamento stabilito non può essere inferiore a un'ora per concentrazioni di composti volatili inferiori a 1000 mg/m<sup>3</sup> e trenta minuti per concentrazioni di composti volatili pari o superiori a 1000 mg/m<sup>3</sup>. Una volta stimato il tempo minimo di campionamento, si procede con la scelta del tipo di fiala da utilizzare e della sua dimensione che deve essere tale da evitare soprasaturazioni durante il campionamento. Al termine del campionamento le fiale vengono chiuse con tappi di plastica a tenuta, e posizionate in contenitori a tenuta, come per esempio vasetti di vetro e buste sigillabili (ARPA Emilia Romagna, 2013).

I protocolli analizzati sono concordi nel riportare le modalità del campionamento indiretto attivo, pertanto la proposta di protocollo unico dovrà tenere conto di quanto riportato sopra.

#### **4.2.4 Campionamento indiretto passivo**

Il campionamento indiretto passivo si basa sul principio di diffusione e agisce in modo che il materiale assorbente all'interno di una determinata cartuccia blocchi gli analiti di suo interesse, creando così una differenza tra la concentrazione interna e quella esterna e un flusso tra l'esterno e l'interno della cartuccia. A differenza di altri metodi, questa modalità di campionamento passiva non ha bisogno di una pompa per il prelievo, ma si avvia

facilmente mettendo il campionatore passivo nella posizione desiderata (ARPA Piemonte, 2013).

In seguito al campionamento, il supporto ad-sorbente dovrà essere riposto nelle provette in vetro e posizionato in barattoli di vetro con letto di carbone attivo granulare ben sigillato, oppure sarà inserito in buste chiuse e opache alla luce. Nel momento del trasporto e della conservazione il campione sarà lasciato ad una temperatura di 4°C, fino al momento in cui verrà analizzato. Si dovranno eseguire le analisi di laboratorio entro 30 giorni al massimo. Affinchè il prelievo sia realmente efficace, per ogni lotto di fiale usato il laboratorio dovrà ricevere una fiala vergine dello stesso lotto, in modo tale da poter rilevare eventuali contaminazioni, indipendenti dal prelievo stesso (ARPA Emilia Romagna, 2015).

I protocolli analizzati sono concordi nel riportare le modalità del campionamento indiretto passivo, pertanto la proposta di protocollo unico dovrà tenere conto di quanto riportato sopra.

### **4.3 Procedura di campionamento**

Per procedure di campionamento si intendono le operazioni propedeutiche al prelievo del campione stesso e che si avviano nel momento in cui si installa il sistema di campionamento.

Nei protocolli non vengono riportate definizioni chiare e condivise di sistema di campionamento e di linea di campionamento e nemmeno i protocolli internazionali forniscono indicazioni in merito. Si propongono qui di seguito delle definizioni da includersi nel protocollo unico dopo necessaria validazione da parte dagli esperti in materia.

Per linea di campionamento si intende l'insieme delle apparecchiature che si collegano alla sonda per permettere il prelievo del campione di soil gas. E' possibile avere una doppia linea di campionamento collegata alla sonda in modo da poter acconsentire il campionamento in contraddittorio all'ente di controllo.

Il sistema di campionamento è invece costituito dall'insieme della sonda di rilevazione del soil gas unita alla linea di campionamento.

Prima di iniziare con il prelievo del campione è necessario verificare che sia trascorso un tempo minimo, in quanto si ricorda che a seguito delle operazioni di realizzazione del sondaggio, l'equilibrio dei gas interstiziali presenti nel sottosuolo viene modificato e tale

modifica è più o meno rilevante in funzione del tipo di perforazione e di installazione eseguita. I tempi di riequilibrio consigliati per i vari tipi di installazione sono:

- sonde soil gas guidate: 20-30 minuti;
- sonde soil gas installate in fori di piccolo diametro (minore di 50 mm) tramite direct push: 1 giorno;
- sonde soil gas installate in fori realizzati con trivella e perforazione sonora a rotazione (senza utilizzo di aria o acqua): 2 giorni;
- sonde soil gas installate tramite perforazione a rotazione ad aria: alcune settimane (dopo aver verificato che le concentrazioni nel soil gas abbiano raggiunto l'equilibrio).

Le fasi considerate preliminari al campionamento si suddividono come riportato di seguito:

- collegamento di una pompa a vuoto tarata alla portata di 20-200ml/min con il punto di campionamento;
- apertura della valvola del punto di campionamento e attivazione dell'aspirazione attraverso la pompa a vuoto;
- monitoraggio ininterrotto della portata e del vuoto pneumatico (vuoto assoluto) indotto durante la fase di sviluppo del campionamento;
- misura tramite strumentazione portatile delle concentrazioni dei COV (composti organici volatili) e di ossigeno, anidride carbonica e metano nel soil gas;
- rimuovere una quantità d'aria pari a tre volte il volume del punto di campionamento, che consiste nella somma del volume della sonda, volume delle tubazioni e volume dei pori del pacco filtrante. Una volta rimossa tale quantità d'aria, si procede con la chiusura della valvola, in modo da evitare la fuoriuscita del soil gas dal punto di campionamento e l'ingresso nello stesso di aria atmosferica (ISPRA, 2014).

Nei paragrafi seguenti si confrontano, nello specifico, le ulteriori procedure descritte dai vari protocolli a supporto del processo di campionamento, ovvero vengono valutati i test di tenuta, i volumi di spurgo, le condizioni ambientali e la frequenza di campionamento in modo da valutare analogie e differenze.

In merito all'analisi dei prossimi paragrafi, la proposta di un protocollo unico risulta di difficile formulazione, in quanto senza un'adeguata esperienza di campo non è possibile stabilire quali siano le procedure di campionamento da prendere come modello. Si procede comunque con l'analisi dei protocolli nazionali e regionali, e in particolare nei

sottoparagrafi 4.3.1, 4.3.2, 4.3.4 e 4.3.6 si riportano delle tabelle che evidenziano le maggiori criticità riscontrate.

#### 4.3.1 Test di tenuta

Il test di tenuta viene definito come una procedura atta a verificare l'impermeabilità ai gas della linea di campionamento (ARPA Veneto, 2014). Il test di tenuta si effettua in seguito al ripristino dell'equilibrio dei gas interstiziali sull'apparecchiatura di prelievo, utilizzando i metodi seguenti (ARPA Emilia Romagna/ARPA Veneto):

- **Metodo indiretto:** permette di valutare i cortocircuiti nel sistema di campionamento attraverso la misura di O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> ed eventualmente COV (composti organici volatili) con l'utilizzo di strumentazione da campo. Tali misure dovranno essere ripetute prima e dopo la fase di spurgo, e anche prima e dopo il campionamento stesso. Il confronto tra i rilevamenti di O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> effettuati prima e dopo il campionamento permette di rilevare eventuali infiltrazioni di aria ambiente. Nel caso in cui si verificano valori anomali di concentrazioni di O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> vicini a quelli atmosferici, si procede con l'annullamento del campione e con l'esecuzione di un test di tenuta con traccianti gassosi.
- **Metodo diretto:** il metodo diretto rappresenta un test che consente la verifica del mantenimento della depressione applicata mediante vacuometro. Tale test viene denominato "test mantenimento del vuoto" (ARPA Veneto, 2011).

Il metodo diretto si applica chiudendo il punto dell'estremità della linea che sarà inserita sulla sonda soil gas (ovvero il presidio di monitoraggio). Successivamente si procede con l'applicazione del vuoto tramite pompa posta al capo opposto della linea di campionamento. Nel caso ci sia doppia linea di campionamento, si effettuerà il procedimento su entrambe le linee, lasciando da parte momentaneamente la linea non interessata alla prova. Non appena viene raggiunta una pressione negativa di circa 190 mm di Hg (pari a 250 mbar), si può procedere con la chiusura anche della seconda estremità della linea. Il mantenimento del vuoto viene monitorato attraverso il vacuometro. Il test è superato se non si verificano cambiamenti di pressione nell'arco di tempo di almeno un minuto.

- **Test di tenuta con traccianti gassosi:** un test di tenuta con traccianti gassosi verifica se il campione di soil gas ha subito una diluizione da parte dei gas atmosferici. Il test consiste nel porre il punto di campionamento insieme alla linea di

campionamento all'interno di una campana sigillata alla base. Si procede poi con l'inserimento del tracciante la cui concentrazione è nota (il consiglio è quello di impiegare il tracciante che ha la concentrazione maggiore di due ordini di grandezza rispetto al limite rilevato dal laboratorio o rispetto al limite rilevato dallo strumento utilizzato in campo). Durante lo svolgimento del test di tenuta è necessario che la quantità di tracciante sia mantenuta costante; si accettano infatti variazioni solo nella misura del 10%. L'efficacia del test si valuta tramite la misura della quantità del tracciante all'interno del soil gas campionato. Nel caso in cui la presenza di tracciante sia minore del 5-10% rispetto alla quantità di volume confinato, il test è superato e il campione risulta valido.

Come proposta per il protocollo unico si suggerisce di includere le indicazioni fin qui riportate sulle tipologie di test di tenuta in quanto i documenti internazionali non aggiungono ulteriori informazioni al riguardo.

In tabella 4.6 vengono riportate ulteriori informazioni specifiche in merito ai test di tenuta, estrapolate dai diversi protocolli nazionali e regionali.



**Tabella 4.6** Informazioni specifiche sui test di tenuta, N.D. indica un'informazione non disponibile.

<b>Test di tenuta – informazioni specifiche -</b>	
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	Il test di tenuta può essere svolto attraverso il monitoraggio delle concentrazioni di O <sub>2</sub> e CO <sub>2</sub> . I test di tenuta descritti vengono distinti in test di mantenimento del vuoto e test di tenuta con traccianti;
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	Durante il test di tenuta dovranno essere registrati i valori di umidità e temperatura all'inizio e al termine del campionamento. Si dovranno registrare le concentrazioni di O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , e CH <sub>4</sub> . Inoltre dovrà essere svolto un test di mantenimento del vuoto.
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	Si riportano le due tipologie di test di tenuta: test di tenuta sulla strumentazione di prelievo fuori terra, test di tenuta generale (Leak test) utilizzando dei traccianti come ad es. elio o esafluoruro di zolfo. Il test che utilizza traccianti si valuta attraverso il rapporto tra la concentrazione di tracciante all'interno del volume confinato e la quantità (presente nel campione di gas interstiziale). Se quest'ultima risulta minore del 5 - 10 % della concentrazione presente del volume confinato, il test può essere considerato valido.
<b>(ARPA Liguria, 2013)</b>	Il test si svolge attivando il campionatore fino ad ottenere al vacuometro una depressione di 0,25 -0,50 atm. In seguito si spegne il campionatore e la depressione deve mantenersi invariata per circa 1 minuto. Durante il campionamento i livelli di concentrazione di O <sub>2</sub> e di CO misurati dall'analizzatore dovranno decrescere e incrementare sino alla stabilizzazione finale (<10% per O <sub>2</sub> ; > 10% per CO – valori indicativi).
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	Il test di tenuta può essere svolto attraverso il monitoraggio delle concentrazioni di O <sub>2</sub> e CO <sub>2</sub> (da effettuarsi prima e dopo lo spurgo, ma anche prima e dopo il campionamento); Si effettuano test di mantenimento della depressione mediante vacuometro e test di tenuta con traccianti gassosi.
<b>(ISPRA, 2014)</b>	Il test prevede l'aspirazione dei soil gas dal punto di campionamento ad una portata prefissata per mezzo di una pompa a vuoto e misurando la depressione indotta. Sono previsti test con l'utilizzo di traccianti inerti in fase liquida o gassosa. E' previsto il monitoraggio di O <sub>2</sub> e CO <sub>2</sub> .
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	N.D.

Dall'analisi della tabella si osserva in particolare che il protocollo di ARPA Lombardia prevede la registrazione delle concentrazioni di CH<sub>4</sub> durante l'esecuzione del test di tenuta, aspetto che non viene preso in considerazione dagli altri protocolli nazionali, regionali ed internazionali. Si dovrà pertanto sottoporre agli esperti la criticità riscontrata.

#### **4.3.2 Volume di spurgo nelle sonde soil gas**

Prima di avviare il campionamento è importante procedere con lo spurgo dei gas stagnanti all'interno della linea di campionamento in modo che il volume campionato sia quello realmente presente nel terreno (ISPRA, 2014).

Più nello specifico, nei casi di campionamento di gas interstiziali entro 1,5 m da p.c. si accetta un volume di spurgo pari a tre volte il volume della linea di campionamento. Nel caso di campionamenti più profondi si può condurre un test preliminare per valutare il

volume di spurgo da scegliere: il procedimento parte dal prelievo e dall'analisi di un campione di gas interstiziale, in seguito all'estrazione di un volume di fluido pari a una volta, tre volte e dieci volte il volume della linea di campionamento. Il volume di spurgo più corretto si determina quindi sulla base delle concentrazioni più elevate delle sostanze analizzate nei vari campioni. In questa fase lo spurgo deve essere dell'ordine di 100-200ml/min (bassa concentrazione), così da conservare una depressione costante non oltre i 190 mm di Hg; si riduce inoltre il rischio di ingresso di aria che possa modificare i risultati del campionamento (ARPA Piemonte, 2013).

Il documento di ARPA Veneto presenta inoltre una descrizione delle modalità di calcolo del volume della linea di campionamento, che risulta dalla somma del volume interno del tubo utilizzato per il campionamento e del volume dei pori del dreno e della bentonite non idratata, presenti nello spazio anulare.

ARPA Lombardia sottolinea che il risultato finale del campionamento può essere modificato dalle perdite di gas che si possono verificare durante la fase di campionamento, e portare così ad una sottostima della reale concentrazione. Più precisamente, i punti di accesso dell'aria ambiente possono essere: le congiunture del sistema di campionamento, le guarnizioni (in bentonite) in superficie che si trovano intorno ai tubi e il capo della sonda temporanea per il campionamento.

In seguito a queste considerazioni, si consiglia perciò di avviare dei test di tenuta di mantenimento del vuoto sulla linea e sulle giunture di campionamento, per stabilire la presenza di perdite.

ARPA Lombardia propone inoltre prove di monitoraggio di ossigeno e anidride carbonica all'interno dei gas nella fase precedente e successiva allo spurgo, e in seguito a campionamento: questo perché una modifica nella concentrazione di anidride carbonica e/o ossigeno potrebbe essere un indicatore di ingresso di aria ambiente nella linea di campionamento

In tabella 4.7 si sintetizzano le indicazioni in merito al volume di spurgo, come affrontato nei protocolli analizzati.

**Tabella n. 4.7 Volume di spurgo**

<b>Volume di spurgo – informazioni specifiche -</b>	
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	Nel caso in cui la sonda sia costituita da tubi di piccolo diametro (6-3 mm) si ritiene di rimuovere un volume pari a 2 VLC (volume linea di campionamento); 3VLC per tubi filtro di diametro maggiore.
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	Il volume di spurgo deve essere 3-5 volte il volume del sistema (VLC). Inoltre si possono realizzare prove di spurgo di volume per evidenziare i tempi di riequilibrio di soil gas nel sottosuolo.
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	Si considera accettabile un volume di spurgo pari a 3 volte la linea di campionamento. Sia nella fase di spurgo che in quella di campionamento il flusso di estrazione deve essere basso, dell'ordine dei 100 – 200 ml/min, mantenendo una depressione costante non superiore a 190 mm di Hg.
<b>ARPA Liguria, 2013</b>	Il volume di spurgo deve essere realizzato con portate a basso flusso non superiori a 0,3 l/min. La quantità da spurgare deve essere pari a due volte il volume d'aria presente all'interno della sonda.
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	Si consiglia lo spurgo di 3 volumi di aria pari a 3 VLC. Lo spurgo dovrà essere eseguito con pompe a basso flusso, con una portata variabile nel range di 0,1-0,2l/min ed applicando al sistema una depressione di 25 mbar. Nel caso in cui lo spurgo venga effettuato con strumentazione da campo (tipo PID) la portata di aspirazione sarà maggiore di 0,1-0,2l/min e pari a 0,5-0,6l/s.
<b>(ISPRA, 2014)</b>	Il volume di spurgo viene ricavato dal test di campo. Indicativamente, il numero dei volumi degli spazi morti (dato dalla somma del volume interno della sonda, volume interno delle tubazioni, dalla sonda al punto di campionamento e volume dei pori pieni d'aria del pacco filtrante in sabbia) da spurgare va da 1 a 5 ma in genere si consiglia un volume di spurgo pari a 3.
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	Il volume di spurgo deve essere 3 volte il VLC.

I protocolli concordano sulla necessità di avviare lo spurgo dei gas stagnanti all'interno della linea di campionamento. Le modalità operative più opportune di esecuzione del volume di spurgo dovranno necessariamente tenere conto di quanto contenuto in tabella 4.7.

#### **4.3.3 Volume di spurgo nella camera di flusso aperta dinamica**

Per quanto riguarda le camere di flusso aperte dinamiche, lo spurgo dovrà avere una portata pari alla portata di immissione del gas carrier. Di conseguenza  $Q_{\text{spurgo}}$  dovrà essere uguale a 5l/minuto e dovrà durare per un tempo pari a 4 volte il tempo di residenza  $\tau$ , (ARPA Emilia Romagna, 2015) dove  $\tau$  è dato dal volume della camera di flusso/portata del gas carrier.

Per esempio, nel caso in cui il volume della camera di flusso sia pari a 30 l, con una portata di immissione del gas carrier pari a 5 l/minuti, il tempo di residenza della camera di flusso è pari a  $\tau = 6$  minuti.

Per ottenere una corretta analisi dei dati si deve considerare quanto di seguito riportato, sia al momento dell'installazione della camera di flusso ( $t=0$ ) sia trascorso ogni tempo di

residenza ( $\tau$ ):

- orario;
- quantità del gas carrier;
- temperatura interna alla camera di flusso;
- temperatura aria ambiente;
- concentrazione dei CV (composti volatili) nel gas in uscita dalla camera di flusso (ad esempio mediante utilizzo di PID).

L'equazione per il calcolo del volume di spurgo nella camera di flusso aperta dinamica è riportata solo nel protocollo di ARPA Emilia Romagna. Se ne consiglia quindi l'inclusione nel protocollo unico previo approfondimento da parte degli esperti.

#### **4.3.4 Volume e portata di campionamento sonde soil gas.**

Secondo quanto espresso dal documento di ARPA Veneto la quantità di volume minimo di campionamento si determina in base al tipo di campionatore utilizzato e al metodo analitico su cui ci si basa, considerando anche le specificità del sito.

Si consiglia l'uso di tecniche che permettono di minimizzare il vuoto pneumatico applicato al suolo, così da limitare le perdite dal sistema di campionamento (ISPRA, 2014). Generalmente si consiglia l'uso di un vuoto pneumatico che non vada oltre i 25 mbar, con una portata di campionamento al di sotto di 200 ml/min (questa però varia in base al modello di campionatore utilizzato, per esempio il canister ha una portata di 5-100 ml/min, mentre i tubi assorbenti inferiore a 200 ml/min).

La tabella 4.8 sintetizza le informazioni esposte nei protocolli sui volumi e le portate di campionamento.

**Tabella 4.8** Volume e portata di campionamento, N.D informazione non disponibile.

<b>Volume e portata di campionamento</b>	
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	In linea generale il campionamento dovrà essere eseguito a basso flusso con portate comprese fra 100-200ml/min. Il volume e la portata dipendono dal tipo di campionatore e dalla metodica analitica prescelta. Nel caso di grandi quantitativi di soil gas è importante effettuare test di tenuta.
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	In funzione del tipo di fiala utilizzata, la portata di campionamento dovrà essere tra 200 ml/min e 2000 ml/min. Nel caso di utilizzo di canister la portata di campionamento dovrà essere tra 0,5 e 80 ml/min; si suggerisce un campione mediato nel tempo in funzione del suo volume, per una durata di circa 1-3 ore.
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	Si consiglia di utilizzare pompe a basso flusso con portata di 100-200ml/min.
<b>ARPA Liguria, 2013</b>	Si consiglia di utilizzare pompe a basso flusso con portata di 300ml/min.
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	E' consigliabile utilizzare pompe a basso flusso con portata tra 100-200 ml/min fino ad una portata massima di 500 ml/min applicando sempre una depressione di 25 mbar.
<b>(ISPRA, 2014)</b>	Si consiglia di utilizzare tecniche che minimizzano il vuoto pneumatico applicato al suolo (la depressione non deve eccedere i 25 mbar). Si dovranno applicare portate di campionamento al di sotto di 200ml/min.
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	N.D.

La tabella riporta informazioni non omogenee e contrastanti, pertanto gli esperti dovranno esprimersi sull'individuazione di un range ottimale di portata e di volume di campionamento.

#### **4.3.5 Volume e portata di campionamento nella camera di flusso aperta dinamica**

Per quanto riguarda il volume si effettuerà il campionamento in seguito allo spurgo di aria per un tempo pari a  $4 \tau$ , con  $\tau = 6$  minuti, ovvero dopo 24 minuti di spurgo.

Prima di avviare il campionamento, vanno considerati i seguenti elementi:

- orario;
- portata del gas carrier;
- temperatura interna alla camera di flusso;
- temperatura aria ambiente;
- concentrazione dei CV (composti volatili) nel gas in uscita dalla camera di flusso (rilevabile direttamente mediante strumentazione da campo);
- codice del campione.

Per il campionamento ci si serve di un'asta forata posta lungo l'altezza della camera di flusso, così da riuscire a campionare il volume per intero, e la si collega ad una linea di campionamento, tramite il collegamento con la porta di uscita (ARPA Emilia Romagna, 2015).

Il rilevamento della concentrazione di sostanze nel soil gas si può ottenere continuamente

tramite apparecchiatura analitica da campo (PID, FID), e anche mediante campionamento con fiale a carboni attivi, canister, sacche, ecc.

La portata di campionamento non deve superare quella in ingresso ( $Q_{in}$ ): se ciò accadesse, sarebbe richiamata nella camera aria dall'esterno.

I dati di letteratura informano che  $f_{conv}$  (rapporto tra portata campionata  $Q_{camp}$  e la portata in ingresso  $Q_{in}$ ), deve essere compreso nel range  $0,01 \div 1$ ; i valori consigliati pongono  $Q_{camp} = 0,5$  l/min, in ogni caso  $Q_{camp} \leq 2$  l/min.

La portata di sfiato ( $Q_s$ ) è invece la differenza tra il valore della portata d'ingresso e di quella di campionamento, e viene rilasciata dalla Vent (valvola) presente all'interno della flux chamber.

Nei casi in cui la camera risulti sigillata al suolo in modo ottimale, si trascurano le perdite laterali che possono esserci, e si afferma che si ha una situazione pseudo-stazionaria: flussi in ingresso ( $Q_{in}$ ) = flussi uscita ( $Q_{camp} + Q_s$ ).

Il protocollo nazionale che fornisce un maggior numero di informazioni in merito al volume e alla portata di campionamento nella camera di flusso aperta dinamica è il protocollo di ARPA Emilia Romagna. E' quindi necessario includere tali informazioni nel protocollo unico.

#### **4.3.6 Condizioni ambientali che influenzano il campionamento**

Le condizioni ambientali influiscono sulle modalità di campionamento dei soil gas. E' stato verificato, infatti, che successivamente ad una pioggia importante (di intensità pari o superiore a 13 mm) si crea una riduzione del soil gas a causa del riempimento dei pori del terreno superficiale con l'acqua meteorica, e lo spostamento del soil gas verso zone a profondità maggiore. Si consiglia inoltre di evitare il prelievo di campioni di soil gas in condizioni di aumento di pressione atmosferica, e di attendere invece il momento in cui ci saranno stabili condizioni di pressione. (ARPA Emilia Romagna, 2015).

Come evidenziato dal protocollo di ARPA Emilia Romagna, il campionamento è influenzato anche dalla temperatura: se questa aumenta, si ha aria più calda che accumula maggiore umidità dal suolo ed è meno densa, per cui è più facile estrarre soil gas. Lo stesso protocollo specifica anche il fattore umidità del suolo: l'umidità limita il numero dei pori a disposizione per il passaggio dei vapori ed è molto influente sul campionamento. Infatti se il suolo è umido, si ha come conseguenza una bassa permeabilità al soil gas; al contrario se il suolo è secco, si ottiene alta permeabilità al soil gas. Infine anche il vento ha un

effetto sul risultato del campionamento, si consiglia quindi di effettuare il campionamento in assenza di forte vento.

In conclusione, è consigliabile evitare i campionamenti durante eventi meteorici, in presenza di temperature al di sotto di 0 gradi centigradi, e in presenza di neve e vento forte (ARPA Emilia Romagna, 2015). La temperatura è un fattore ambientale che influisce anche sui campionamenti effettuati mediante camera di flusso. In particolare, nella camera stessa si possono riscontrare differenti temperature dovute a:

- conduzione del calore creata tramite le pareti della camera;
- effetto serra nella zona confinata della camera;
- convezione del calore dovuta al riscaldamento del terreno prima del posizionamento della camera.

L'aumento della temperatura nella camera può portare alla formazione di condensa sulla superficie della camera, rendendo così solubili i composti di interesse e causando di conseguenza la sottostima dei flussi emessi. Per limitare gli effetti della temperatura, è necessario che la camera sia dotata di materiale isolante, e deve essere mantenuta in ombra nel momento della misurazione.

L'acqua contenuta nel sottosuolo è un altro fattore che influenza il trasporto del contaminante verso la superficie, portando a una modifica delle caratteristiche biologiche. La granulometria del suolo può avere rilevanti conseguenze in quanto nei suoli con granulometria fine l'umidità riduce la continuità tra i pori del terreno e il trasporto dei contaminanti in modo più rapido rispetto a suoli dotati di granulometria grossolana (ARPA Piemonte, 2013).

La tabella 4.9 riporta un riassunto generale in merito alle condizioni ambientali e atmosferiche che influiscono sul campionamento.

**Tabella 4.9** Condizioni ambientali che influenzano il campionamento.

<b>Condizioni ambientali che influenzano il campionamento</b>	
<b>(ARPA Veneto, 2011)</b>	Le principali condizioni che influenzano il campionamento sono la granulometria, il tasso umidità, il contenuto di carbonio organico, l'attività microbica e la pressione atmosferica. Il campionamento non deve essere eseguito durante il passaggio di una precipitazione.
<b>(ARPA Lombardia, 2014)</b>	Il campionamento è influenzato da: temperatura, pressione atmosferica, irrigazione e precipitazioni. Il campionamento non si applica nei terreni argillosi e/o nei terreni con grado di saturazione superiore a 0,8%-0,9%. Il campionamento deve essere fatto a T> 0 °C e dopo 36 h di tempo secco (fino a 3 giorni per piogge intense superiori ai 13mm/d).
<b>(ARPA Piemonte, 2013)</b>	I fattori ambientali che influiscono sulle misure di campionamento mediante camera di flusso sono: temperatura, pressione barometrica, vento, contenuto di acqua nel suolo.
<b>ARPA Liguria, 2013</b>	Nel caso di precipitazioni significative, attendere 3-5 giorni prima di effettuare il campionamento.
<b>(ARPA Emilia Romagna, 2015)</b>	Le principali condizioni ambientali che influiscono sul campionamento sono: pioggia intensa superiore ai 13mm, pressione atmosferica, umidità del suolo, intensità e direzione del vento, T>0°C. Per campionamento tramite camere di flusso le condizioni ambientali che influiscono sono: pioggia, umidità, temperatura, vento, pressione atmosferica, pressione interna della camera di flusso, e fratture nel suolo.
<b>(ISPRA, 2014)</b>	E' necessario rimandare il campionamento dopo eventi meteorici moderati o forti (indicativamente superiori a 1 cm di pioggia); si dovrà campionare a T>0°C e non eseguire il campionamento a T>35°C.
<b>(Arta Abruzzo, 2014)</b>	Sul campionamento influiscono le seguenti condizioni ambientali: vento, pressione atmosferica, temperatura. Si ritiene ottimale il campionamento tra 0-30°C.

In linea generale tutti i protocolli concordano su come le condizioni ambientali influenzino il campionamento. Le informazioni riportate in tabella 4.9 risultano essere esaustive, per cui si consiglia di inserirle nella formulazione del protocollo unico nazionale.

#### **4.3.7 Frequenza di campionamento**

ARPA Veneto nel suo protocollo informa che per avere una stima della variazione temporale della quantità di sostanze inquinanti nei gas interstiziali è buona norma ripetere il campionamento più volte nel tempo. Si consiglia di effettuare quattro campagne di misura durante l'anno, una per ogni stagione meteorologica. Importante è effettuare una campagna durante la stagione secca, dopo almeno 5 giorni da una abbondante precipitazione. Nei casi di sonde poste nel terreno profondo, si potranno effettuare solo due campagne di misura (una sicuramente nella stagione secca) in quanto la misura del soil gas profondo risente meno delle oscillazioni delle condizioni ambientali.

Tra i protocolli analizzati, le informazioni che risultano essere più complete e



rappresentative del sottocriterio di analisi riportato in questo paragrafo sono quelle contenute nei protocolli di ARPA Veneto e ARPA Emilia Romagna, che concordano nello stabilire la frequenza di campionamento in quattro campagne di misura durante l'anno, indicazione che si suggerisce di includere nella proposta di protocollo unico.

## **CONCLUSIONI**

Nel presente lavoro di tesi è stato affrontato un particolare aspetto della bonifica dei siti contaminati disciplinato dal titolo V alla parte IV del D. Lgs. 152/2006, ovvero la migrazione delle sostanze chimiche volatili presenti nel suolo superficiale, nel suolo profondo e/o nelle acque sotterranee attraverso il suolo insaturo. La migrazione dei vapori, raggiungendo gli ambienti sovrastanti, altera la qualità dell'aria indoor e/o outdoor con conseguente rischio per la salute umana e per l'ambiente. Il rischio di esposizione per inalazione di vapori indoor e/o outdoor viene quindi determinato applicando l'Analisi di Rischio e considerando i fattori di volatilizzazione in ambienti aperti (outdoor) e chiusi (indoor), come riportato nel documento "Criteri metodologici dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" (APAT, 2008).

Laddove l'applicazione di tale procedura rilevi un rischio non accettabile per la via di esposizione "inalazione di vapori outdoor e/o indoor", si prevede la verifica dei risultati modellistici mediante campagne di indagini dirette da effettuarsi in campo, come per esempio misure di soil gas, al fine di verificare se le condizioni effettivamente misurate in situ restituiscono un rischio accettabile.

I soil gas vengono definiti come la misura delle concentrazioni dei gas presenti negli spazi intergranulari del sottosuolo. Il vantaggio maggiore che è risultato dall'utilizzo di tali misure riguarda la stretta correlazione con la matrice oggetto di intervento ai sensi della normativa vigente in tema di bonifiche, in quanto il soil gas stesso riproduce una misura della concentrazione dei contaminanti in una delle tre fasi del suolo, ovvero la fase gassosa.

Le misure di soil gas possono essere utilizzate nella fase di caratterizzazione di un sito contaminato, nella fase di valutazione del rischio sanitario per escludere alcuni percorsi di esposizione e per verificare i valori attesi risultanti dall'applicazione dei modelli matematici, e come strumento di verifica di alcuni interventi di bonifica (soil vapor extraction).

E' inoltre proposto un loro diretto utilizzo nell'analisi di rischio al fine di stimare una Concentrazione Soglia di Rischio (CSR) più rappresentativa dell'apporto di contaminanti volatili nei siti contaminati. Tale approccio è in fase di discussione da parte degli esperti nazionali nell'ambito della rete Reconnet attraverso il gruppo di lavoro "Vapor intrusion".

In linea generale un approccio integrato rappresentato da misure di campo di soil gas e dall'utilizzo dei modelli di analisi di rischio potrà condurre ad una maggiore consapevolezza dei diversi processi che possono intervenire durante il trasporto dei COV

(composti organici volatili) nei siti contaminati.

In questo lavoro di tesi sono stati presi in esame in maniera approfondita sette protocolli nazionali e regionali che trattano la tematica delle misure di soil gas nei siti contaminati. L'analisi critica comparata dei protocolli è stata condotta mediante l'utilizzo di 3 criteri composti da 8, 4 e 7 sottocriteri, rispettivamente, ed è stata finalizzata alla redazione di una proposta di protocollo unico capace di includere tutti gli aspetti trattati nei diversi protocolli nazionali e regionali e di valutarli in maniera critica anche alla luce delle esperienze internazionali più rilevanti in tema di campionamento e misura dei soil gas.

Prendendo in considerazione il primo criterio di analisi "sistemi di misura" e i relativi sottocriteri al suo interno (paragrafo 4.1), si ritiene possibile utilizzare le informazioni contenute nei protocolli nazionali e regionali per iniziare a formulare una proposta di protocollo unico, in quanto le indicazioni fornite sono generalmente concordi. In aggiunta, l'analisi dei protocolli internazionali ha consentito di definire i vantaggi e gli svantaggi delle sonde soil gas e delle camere di flusso. Dall'analisi comparata è emersa un'unica criticità relativa ai materiali da utilizzarsi per i collegamenti dei tubi di campionamento, che dovrà essere approfondita dagli esperti in materia.

Relativamente al secondo criterio di analisi "metodi di campionamento" e ai relativi sottocriteri (paragrafo 4.2), le indicazioni riportate sono sostanzialmente valide ed omogenee, e possono quindi essere facilmente inserite in una possibile proposta di protocollo unico.

Infine, l'analisi condotta secondo il terzo criterio di analisi "procedure di campionamento" e i relativi sottocriteri (paragrafo 4.3) ha consentito di giungere alla conclusione che, senza un'adeguata esperienza di campo, risulta molto difficile, se non impossibile, stabilire quali siano le procedure di campionamento da prendere come modello ai fini della proposta di un protocollo unico.

Alla luce di queste considerazioni, la proposta delineata nel capitolo quarto può rappresentare una prima, buona base di partenza a supporto della redazione, da parte di esperti nel settore, di un protocollo unico a livello nazionale che fornisca una soluzione alla problematica presentata. Tale protocollo dovrà infatti fornire indicazioni univoche ed omogenee relativamente ai criteri e alle metodiche da applicare al fine di rendere ottimale la qualità dell'informazione ottenuta dalle misure di campo di soil gas, e quindi migliorare la stima del rischio sanitario e ambientale per i siti contaminati.

## **BIBLIOGRAFIA**

APAT, 2008. *Criteria metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*. Revisione 2, Roma.

ARPA Emilia Romagna, 2009. *Relazione sullo Stato dell'Ambiente della Regione Emilia Romagna. Siti contaminati*. 452-468.

ARTA Abruzzo, 2014. *Protocollo tecnico per il campionamento e l'analisi dei soil gas*.

ARPA Emilia Romagna, 2015. *Linea guida operativa per il campionamento, il trasporto e l'analisi dei gas interstiziali nei siti contaminati*.

ARPA Liguria, 2013. *Criteria per il campionamento e l'analisi dei gas interstiziali*.

ARPA Lombardia, 2014. *Protocollo tecnico per il campionamento attivo dei soil gas (rev. 2)*.

ARPA Piemonte, 2013. *Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati*.

ARPA Veneto, 2011. *Linee guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno (soil gas)*.

Capra, Fritjof, 2013. *Il punto di svolta. Scienza, società e cultura emergente*. Feltrinelli, Milano.

City Chlor, 2013. "Soil gas monitoring: soil gas well designs and soil gas sampling techniques", consultato in <http://www.citychlor.eu>, in data 05/04/2015.

Davis, GB, Wright, J, Patterson, BM, 2009. *Field assessment of vapours, CRC CARE Technical Report no. 13, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment*, Adelaide, Australia.

ISPRA, CNR, INAIL, ARPA Veneto, 2014. *Criteria e metodologie applicative per la misura del soil gas* (Protocollo attuativo dell'Accordo di Programma per il SIN Venezia-Porto Marghera).

ISPRA, 2013. *Qualità dell'ambiente urbano - IX Rapporto*. Edizione 2013

Italia, A., Lenci, A., Spadaro, A., Calì, A, Novembre 2013. "La misura dei soil gas nei siti contaminati", *Eco*, n. 25, anno 6, consultato in <http://www.golder.com>, in data 12/04/2015.

Musmeci, L., 2012. *L'analisi di rischio nel contesto nazionale e internazionale: problematiche aperte e proposte*, consultato in <http://www.ecomondo.com>, in data 10/04/2015.

US EPA, 2002, *Draft Guidance for Evaluating the Vapor Intrusion to Indoor Air Pathway from Groundwater and Soils (Subsurface Vapor Intrusion Guidance*.

US EPA, 2008, *Evaluation of Vapor Attenuation at Petroleum Hydrocarbon Sites: Considerations for Site Screening and Investigation*.

<http://www.salute.gov.it>, visualizzato in data 20/03/2015.

<http://riforma.it/it/articolo/2015/05/25/ecoreati-una-riforma-annacquata>, visualizzato in data 30/03/2015.

<http://www.reconnet.net/Docs/Versione%201/Manuale%20Risk-net.pdf>, visualizzato in data 10/04/2015.

<http://www.crccare.com>, visualizzato in data 05/05/2015.

<http://www.itrcweb.org/documents/vi-1.pdf>, visualizzato in data 06/04/2015.

[http://it.wikipedia.org/wiki/Agenzia\\_per\\_la\\_protezione\\_dell%27ambiente](http://it.wikipedia.org/wiki/Agenzia_per_la_protezione_dell%27ambiente), visualizzato in data 06/04/2015.

[http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006\\_0152.htm#239](http://www.bosettiegatti.eu/info/norme/statali/2006_0152.htm#239), visualizzato in data 06/04/2015.

## **RIFERIMENTI NORMATIVI**

DECRETO MINISTERIALE 25 OTTOBRE 1999, n.471. Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati.

DECRETO LEGGE 25 GENNAIO 2012, n.2, art. 3, comma 1, convertito con modificazioni dalla Legge 24 marzo 2012, n. 28, modificato dal Decreto Legge 21 giugno 2013, n. 69, art. 41, comma 3. Materiali di riporto.

LEGGE 29 OTTOBRE 1987, n.441. Disposizioni urgenti in materia di smaltimento rifiuti. Criteri e linee guida per l'elaborazione e la predisposizione, con modalità uniformi da parte di tutte le regioni e province autonome, dei piani di bonifica, nonché definizione delle modalità per l'erogazione delle risorse finanziarie.

DECRETO LEGISLATIVO 5 FEBBRAIO 1997, n.22. Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di

imballaggio.

LEGGE 9 DICEMBRE 1998, n.426. Nuovi interventi in campo ambientale.

DECRETO MINISTERIALE 16 MAGGIO 1989. Criteri e linee guida per l'elaborazione e la predisposizione, con modalità uniformi da parte di tutte le regioni e province autonome, dei piani di bonifica, nonché definizione delle modalità per l'erogazione delle risorse finanziarie.

LEGGE 22 DICEMBRE 2011, n. 214. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 6 dicembre 2011, n. 201, recante disposizioni urgenti per la crescita, l'equità e il consolidamento dei conti pubblici.

LEGGE 9 AGOSTO 2013, n.98. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto legge 21 giugno 2013, n. 69, recante disposizioni urgenti per il rilancio dell'economia.

DECRETO LEGGE 24 GIUGNO 2014, n.91, art. 242 bis. Procedura semplificata per le operazioni di bonifica o di messa in sicurezza.

LEGGE 11 NOVEMBRE 2014, n.164, art.34, comma 10 bis. Modifiche al decreto legislativo 12 aprile 2006, n.163, per la semplificazione delle procedure in materia di bonifica e messa in sicurezza di siti contaminati. Misure urgenti per la realizzazione di opere lineari realizzate nel corso di attività di messa in sicurezza e di bonifica.