

## **Linea Guida Tecnica**

Realizzazione del prodotto

### **Campionamento dei gas interstiziali e rilievo delle emissioni di vapori dal terreno in corrispondenza dei siti contaminati**

**U.RP.V007**

Revisione	Data	Oggetto Revisione
1	17/04/13	Prima emissione
2	02/09/2013	Revisione cap. 2 e par. 5.4.1

#### **INDICE**

#### **Introduzione**

#### **1. Documenti tecnici associati all'indagine**

1.1 Dichiarazione degli obiettivi dell'indagine

#### **2 Realizzazione dei punti di monitoraggio**

2.1 Ubicazione e profondità dei punti di monitoraggio

2.2 Sondini di monitoraggio

#### **3. Prelievo di vapori interstiziali**

3.1 Fasi preliminari allo spurgo e al campionamento

3.2 Fase di spurgo e campionamento

3.3 Campionatori

3.3.1 *Metodi Diretti*

3.3.2 *Metodi Indiretti*

3.3.3 *Metodi Passivi*

3.4 Analisi chimiche di laboratorio

#### **4. Prelievo di campioni rappresentativi di aria ambiente (*indoor e outdoor*)**

#### **5. Misura del flusso proveniente dal sottosuolo attraverso l'uso di *flux chambers***

5.1 Applicabilità

5.2 Fattori ambientali influenti sulla stima del flusso

5.3 Aspetti progettuali di validità generale

Approvato da:  
Responsabile AFT  
Mauro DOVIS  
Data: 02/09/2013

**COPIA UFFICIALE IN VIGORE**

Se firmata in originale dal Responsabile della  
Struttura

## 5.4 Tipologie costruttive

5.4.1 *Camera di flusso aperta*

5.4.2 *Camera di flusso chiusa*

## 5.5 Tecniche di campionamento e analisi

## 6. Discussione dei risultati

6.1 Calcolo del flusso attraverso l'utilizzo delle flux- chamber

6.1.1 *Calcolo del flusso per camere aperte*

6.1.2 *Calcolo del flusso per camere chiuse*

6.1.3 *Calcolo della concentrazione in ambienti outdoor a partire dal flusso*

6.2 Calcolo del Fattore di Volatilizzazione e calcolo del Rischio

## 7. Valutazione dei rischi

7.1 Modalità di prevenzione

7.2 Procedura di emergenza

## 8. Esempi di modulistica

8.1 Check list - prelievo di soil gas

8.2 Check list - misura sperimentale del flusso tramite l'utilizzo di camera di flusso dinamica aperta

## 9. Schema di distribuzione

## 10. Parole chiave

## INTRODUZIONE

L'opportunità di effettuare una campagna di rilievi in campo finalizzata a misurare l'entità del flusso di vapori contaminanti dal sottosuolo verso gli ambienti *indoor* e *outdoor* viene espressamente indicata nei Criteri metodologici per l'analisi di rischio [1], specificando 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.* >>. Sulla base di quanto riportato nei criteri sembrerebbe quindi che l'indagine diretta debba essere eseguita per verificare i risultati, ovvero per confrontare le concentrazioni attese restituite dai modelli di simulazione con i valori di concentrazione misurati nell'ambiente *outdoor* e/o *indoor*. Si tratterebbe quindi di una verifica diretta, priva della necessità di individuare Concentrazioni Soglia di Rischio da attribuire a matrici diverse da terreni e acque sotterranee. Nel seguito verranno descritte le modalità di esecuzione dell'indagine per poi discutere sulle modalità di valutazione e di utilizzo dei dati acquisiti.

## 1. DOCUMENTI TECNICI ASSOCIATI ALL'INDAGINE

L'indagine sui gas interstiziali deve essere preceduta da un documento tecnico di progetto esplicativo degli obiettivi dell'indagine e delle modalità di esecuzione. In particolare il progetto dovrà contenere i seguenti elementi:

- 1) caratteristiche del sito e informazioni di base sulla contaminazione
- 2) modello concettuale del sito
- 3) piano di campionamento e di analisi
- 4) dichiarazione degli obiettivi dell'indagine
- 5) indicazione e motivazione della scelta fra presidio di monitoraggio temporaneo e permanente
- 6) indicazione e motivazione della scelta fra analizzatori da campo e da laboratorio
- 7) schema di realizzazione dei punti di prelievo
- 8) schema di realizzazione del sistema di campionamento
- 9) sezione geologica del sito rappresentativa delle principali unità litologiche associate alle zone di monitoraggio dei vapori
- 10) procedure di campionamento dei gas interstiziali e metodiche analitiche comprensive dei previsti limiti di quantificazione
- 11) elenco dei contaminanti da ricercare
- 12) indicazione delle frequenze di campionamento
- 13) procedure di dismissione dei punti di monitoraggio
- 14) procedure per l'assicurazione della qualità
- 15) procedure per il trattamento e lo smaltimento dei rifiuti prodotti durante l'indagine
- 16) piano sito specifico di salute e sicurezza

Una volta eseguite le indagini, i risultati dovranno essere organizzati in un rapporto tecnico finale che dovrà contenere le seguenti informazioni:

- 1) descrizione delle operazioni effettuate in campo, comprese le operazioni di spurgo e di verifica delle perdite del sistema
- 2) metodiche analitiche utilizzate
- 3) risultati analitici
- 4) revisione del modello concettuale conseguente alle informazioni ricavate dall'indagine
- 5) modifiche apportate alle modalità di esecuzione delle indagini rispetto a quanto contenuto in progetto
- 6) incongruenze nei dati
- 7) lacune di informazione individuate in base alla revisione del modello concettuale
- 8) conclusioni e raccomandazioni.

Inoltre nel rapporto tecnico finale dovranno essere contenuti:

- 9) l'ubicazione su carta dei punti di misura
- 10) la visualizzazione su carta dei risultati analitici, in caso di numero consistente di punti di misura
- 11) le stratigrafie dei sondaggi
- 12) gli schemi costruttivi dei punti di misura effettivamente realizzati
- 13) le tabelle riassuntive dei risultati analitici
- 14) le copie delle schede di cantiere compilate durante le indagini
- 15) i rapporti di prova delle analisi eseguite
- 16) i risultati analitici in formato elettronico, organizzati secondo le specifiche eventualmente indicate dagli Enti

### **1.1 Dichiarazione degli obiettivi dell'indagine**

La dichiarazione degli obiettivi dell'indagine è l'elemento fondamentale per la valutazione delle scelte progettuali e operative indicate nel documento tecnico di progetto. Sebbene tale affermazione possa sembrare scontata, si assiste talvolta alla presentazione di un piano generico di investigazione dei gas interstiziali il cui utilizzo risulta limitato dalle caratteristiche dei risultati ottenuti.

Un'indagine di misura dei gas interstiziali può infatti essere eseguita nella fase di caratterizzazione di un sito contaminato per definire con maggior accuratezza l'estensione di una sorgente di contaminazione e per ubicare con maggior efficacia punti di controllo del sottosuolo e delle acque sotterranee.

Nella fase di valutazione del rischio sanitario-ambientale l'indagine di misura dei gas interstiziali può essere eseguita per

- escludere alcuni percorsi di esposizione,
- verificare i valori attesi risultanti dall'applicazione dei modelli matematici di simulazione
- ottenere dati sperimentali da inserire come dati di *input* nei modelli di simulazione per calcolare il rischio in modalità diretta.

Infine l'indagine di misura dei gas interstiziali può risultare necessaria per monitorare gli effetti di un intervento di bonifica quale ad esempio un intervento di *Soil Vapor Extraction*. E' chiaro quindi che a seconda della specifica finalità dell'indagine e in funzione del modello concettuale del sito potranno essere effettuate le scelte costruttive più corrette quali ad esempio la profondità del presidio di monitoraggio e le scelte operative necessarie<sup>1</sup>.

## 2 REALIZZAZIONE DEI PUNTI DI MONITORAGGIO

La modalità operativa più opportuna per la realizzazione dei punti di monitoraggio deve essere scelta in maniera sito-specifica sulla base del modello concettuale e delle specifiche finalità dell'indagine. Il prelievo dei gas interstiziali può rivelarsi necessario a seguito dell'individuazione di una sorgente di contaminazione da sostanze volatili nelle acque sotterranee o nel terreno insaturo e, in caso di esposizione per inalazione *indoor*, potrebbe essere necessario accertare l'intrusione di vapori all'interno dell'edificio. In questi casi risulta efficace la misura dei gas interstiziali direttamente al di sotto della soletta di fondazione dell'edificio (*sub-slab vapor probe*) o nelle immediate vicinanze dell'edificio (*near slab vapor probe*), indicativamente entro 3 m dall'edificio stesso [5], realizzata all'esterno per questioni logistiche. A distanza maggiore dall'edificio o in assenza di edifici si realizza il classico punto di monitoraggio dei gas interstiziali (*soil gas probe*). Le diverse tipologie di punto di monitoraggio, sebbene simili, hanno proprie caratteristiche costruttive. La necessità di realizzare punti di controllo per i gas interstiziali può essere determinata anche dalla presenza di contaminazione unicamente nella fase vapore del suolo insaturo, pur in assenza di una sorgente di contaminazione nel sottosuolo o nelle acque sotterranee. E' il caso ad esempio di contaminazioni generate da lavorazioni eseguite in superficie che utilizzano solventi o da serbatoi interrati con perdite in fase vapore. In questi casi le misure di gas interstiziali sono le uniche in grado di evidenziare un rischio da inalazione di vapori, risulta tuttavia necessario determinare con accuratezza l'estensione della sorgente di contaminazione attraverso profili verticali di concentrazione. Si pensi ad esempio al caso in cui viene riscontrata una contaminazione nelle acque sotterranee al di sotto di un edificio in cui si utilizzavano solventi. Secondo un primo modello concettuale si potrebbe porre la sorgente di contaminazione nelle acque sotterranee, ipotizzando una concentrazione in fase vapore che si riduce dalla sorgente verso la superficie. Le misure nel *soil gas* effettuate a diverse profondità potrebbero invece mostrare una tendenza opposta, causata dall'esistenza di una sorgente di contaminazione in fase vapore posizionata ben sopra il livello delle acque sotterranee, al di sotto dell'edificio.

Nel caso della valutazione dell'intrusione di vapori all'interno degli edifici per accertare l'esistenza del percorso di esposizione, la realizzazione di punti di monitoraggio sotto soletta (*sub-slab vapor probe*) potrebbe risultare la soluzione migliore. Tuttavia prima di effettuare tale indagine occorre valutare la presenza di discontinuità importanti nella pavimentazione (botole, sottoservizi, fratture nella pavimentazione). Tali discontinuità possono determinare un flusso importante di contaminanti volatili verso l'interno

<sup>1</sup> La necessità di raggiungere un determinato limite di quantificazione condiziona la scelta della metodica analitica e il tipo di prelievo.

dell'edificio senza determinare necessariamente un accumulo al di sotto della soletta, pertanto la misura di una concentrazione bassa nel *sub-slab probe* potrebbe determinare una sottostima della qualità della concentrazione *indoor*. In questi casi quindi potrebbe essere necessario ricorrere ad una misura rappresentativa dell'aria *indoor*<sup>2</sup>.

Si noti che il dato di concentrazione sotto soletta non risulta nemmeno idoneo ad essere utilizzato come dato di input nel calcolo del rischio in modalità diretta per inalazione *indoor* da terreno profondo, risultando in questo caso più opportuno disporre di un profilo di concentrazione fino alla sorgente di contaminazione per un corretto uso del modello di simulazione.

In definitiva il dato misurato sotto soletta può risultare valido per escludere un percorso di contaminazione nel caso in cui la pavimentazione dell'edificio sia sufficientemente integra e priva di vie preferenziali di contaminazione.

Qualora non sia possibile eseguire questo tipo di perforazioni per questioni logistiche o per difficoltà di accesso agli edifici, i prelievi possono essere effettuati all'esterno del fabbricato, in prossimità della soletta di fondazione. In tali casi è importante aver ben definito l'estensione della sorgente di contaminazione per posizionare i sondaggi lungo la direzione più vicina alla sorgente stessa.

In aree in cui è prevista una futura edificazione, non potendo effettuare misure sotto soletta o in ambiente *indoor*, l'intrusione di vapori può essere simulata attraverso l'uso di modelli appropriati che utilizzano come dati caratteristici degli edifici i dati di progetto e come dati caratteristici della contaminazione i valori di concentrazione ottenuti da misure di gas interstiziali in ambiente aperto (*soil gas probe*). Gli stessi valori di concentrazione potranno essere utilizzati in modalità diretta per simulare il rischio da inalazione in ambiente aperto. Si noti che anche dove esistono dei valori di screening per i gas interstiziali (come nel caso degli *screening levels* indicati dal *New Jersey Departmente of US Epa*), il rispetto di tali valori nei gas interstiziali risulta sufficiente per escludere il rischio da inalazione in ambienti aperti, mentre non è ritenuto sufficiente per escludere il rischio di inalazione *indoor* dovuto all'intrusione di vapori. In tali casi infatti è richiesta la simulazione a partire dai valori misurati.

Possibili configurazioni costruttive per i *soil gas probe* e per i *sub-slab vapor probe* sono riportati rispettivamente nelle figure 1 e 2. Le soluzioni mostrate sono state proposte dal dipartimento della California della US Epa; altre configurazioni possono essere altrettanto valide, soprattutto se progettate in funzione delle specifiche caratteristiche del sito, i principi generali che stanno alla base delle configurazioni proposte restano comunque validi.

Nel caso dei *soil gas probe* l'installazione può essere effettuata usando diversi metodi di perforazione quali metodi *direct-push*, metodi a percussione e metodi a rotazione. I metodi più invasivi, ovvero che possono generare maggiore disequilibrio nei gas interstiziali, possono essere comunque utilizzati se non vi sono alternative realizzabili, purché venga garantito un tempo sufficientemente lungo prima dell'inizio del campionamento. Devono essere invece evitate le tecniche di perforazione che prevedono l'utilizzo di fluidi che possono alterare la permeabilità del terreno ai gas. Una volta che la perforazione è stata realizzata fino alla profondità di progetto (cfr. 1.2.1), viene calato il tubo di campionamento, filtrante soltanto nella parte terminale. Attorno alla parte filtrante viene realizzato uno strato

<sup>2</sup> Indagine in generale più invasiva in termini di durata del campionamento e numero di misure.

di sabbia<sup>3</sup> dello spessore minimo lungo la componente verticale di 15 cm, come mostrato nella Figura 1. Al di sopra viene posizionato uno strato di bentonite granulare asciutta dello spessore di almeno 15 cm, sempre lungo la verticale, seguita dalla bentonite idrata con funzione sigillante<sup>4</sup>. Lo scopo della bentonite asciutta fra la sabbia e la bentonite idrata è quello di limitare l'infiltrazione di quest'ultima nel filtro sabbioso e prevenirne l'occlusione. La stessa modalità di completamento può essere utilizzata per i sondaggi più profondi che ospitano sonde a diversa profondità (*nested soil gas probe*), garantendo in questo caso uno strato di bentonite granulare asciutta di circa 30 cm al di sopra di ciascun tratto filtrante contenuto nello strato di sabbia, seguito a sua volta dalla bentonite idrata fino al successivo tratto filtrante sabbioso (Figura 1b). Nel caso di presidi di monitoraggio permanenti e non solo temporanei<sup>5</sup>, la bentonite idrata può essere sostituita da una miscela cemento-bentonitica. Per assicurare che la punta filtrante della sonda venga posizionata alla profondità di progetto, è bene che la tubazione di prelievo sia inserita nel foro di sondaggio attraverso un rivestimento di supporto. Infine la testa del pozzo deve essere completata con una sigillatura superficiale in cemento in grado di ridurre l'infiltrazione delle acque meteoriche, mentre la testa della sonda deve essere chiusa con un'apposita valvola e protetta all'interno di un pozzetto lucchettato.

Per la realizzazione del *sub-slab vapor probe* secondo lo schema mostrato in Figura 2, occorre prestare particolare attenzione nella fase di individuazione dei punti di indagine, ricercando con apparecchiature adeguate la presenza di eventuali sottoservizi. La perforazione del sondaggio all'interno della soletta è solitamente di piccolo diametro, compreso fra 1" e 1 ¼" (2,5 – 3,2 cm), e può essere realizzata con un trapano a rotazione. Una volta forata la soletta la perforazione deve proseguire nel sottofondo antropico per circa una decina di centimetri. Il sondino di prelievo dovrà essere di piccolo diametro e dovrà essere realizzato con materiali idonei, come specificato nel seguito. Per evitare fenomeni di intasamento del tratto filtrante può essere utilizzato un disco sigillante in Teflon con funzioni protettive (cfr. Fig. 2). Ulteriori indicazioni specifiche sulle modalità operative di realizzazione sono contenute nell'Appendice G del Documento "*Final Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to indoor air (Vapor Intrusion Guidance)*", Department of Toxic Substances Control California Environmental Protection Agency - October 2011.

Nella realizzazione di questi presidi di monitoraggio occorre inoltre prestare particolare attenzione ad utilizzare acqua demineralizzata, cemento a presa rapida privo di contaminanti e ad utilizzare sonde e tubazioni metalliche prive di oli lubrificanti.

<sup>3</sup> Nel caso di sondaggi profondi più di 4 – 5 m sarebbe opportuno utilizzare dei sistemi di riempimento dal basso per evitare la formazione di ponti.

<sup>4</sup> La bentonite dovrebbe essere idratata in superficie e successivamente versata lentamente all'interno del foro.

<sup>5</sup> I monitoraggi temporanei vengono realizzati tipicamente per effettuare uno o due prelievi prima di essere smantellati, mentre quando occorre raccogliere dati in relazione a diversi periodi dell'anno vengono realizzati presidi permanenti che solitamente sono poi utilizzati anche nel corso del monitoraggio *post operam*.

Typical Single and Nested Soil Gas Probe Design & Purge Volume Calculation

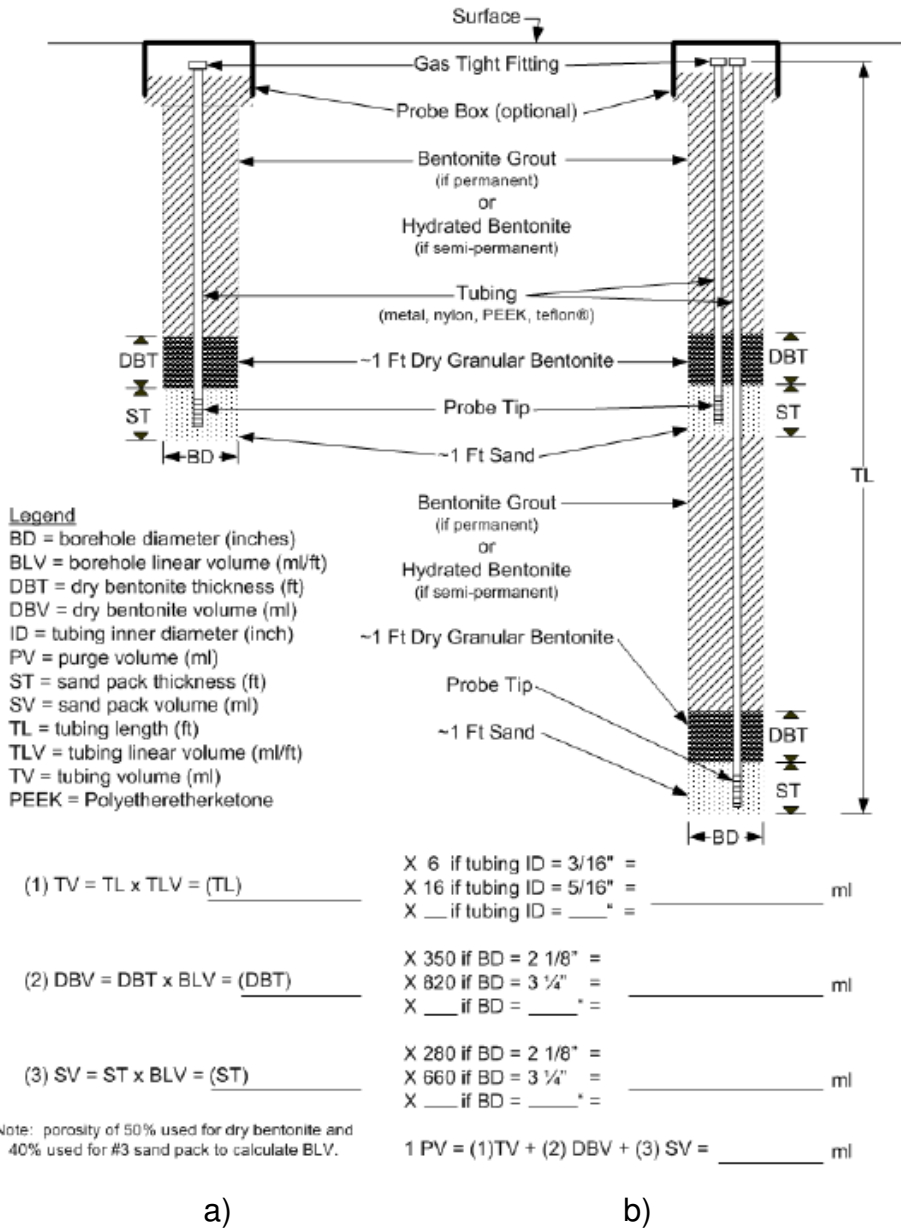


Figura 1 – Schema costruttivo di un punto di monitoraggio di vapori interstiziali. Fonte: California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substances Control.



**SCHEMATIC DIAGRAM OF A SUBSLAB SAMPLING PROBE**

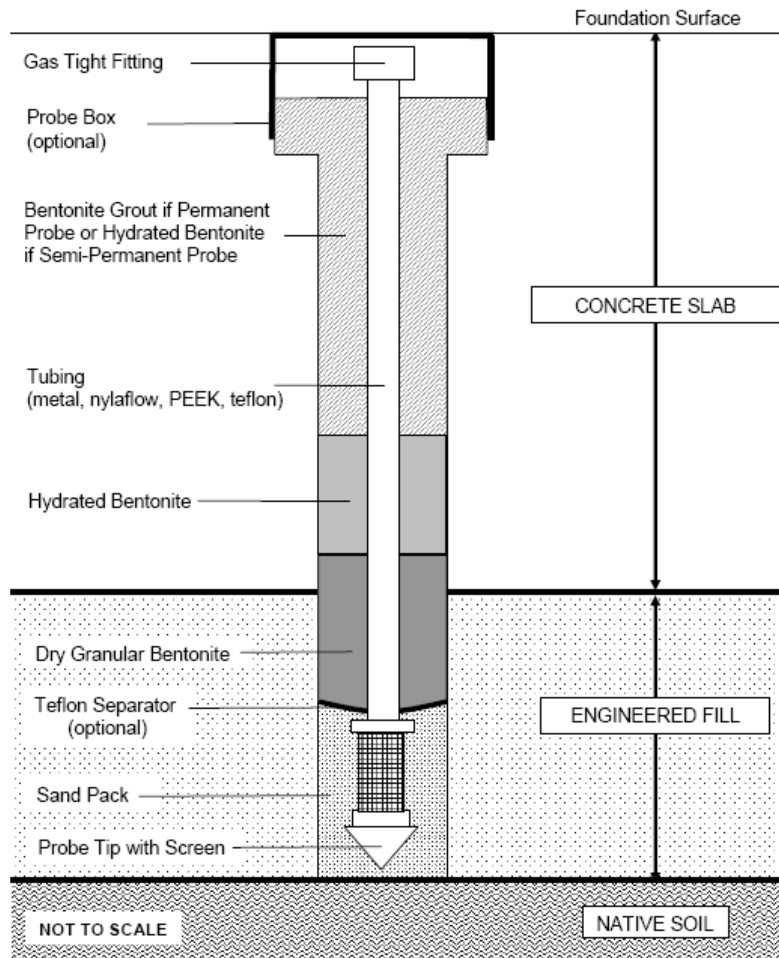


Figura 2 – Schema costruttivo di un punto di monitoraggio di vapori interstiziali sotto soletta. Fonte: California Environmental Protection Agency, Department of Toxic Substances Control.

Come accennato in precedenza, oltre alle tecniche appena descritte, i punti di monitoraggio per i gas interstiziali possono anche essere realizzati mediante tecniche direct-push. In questo caso l'installazione risulta relativamente veloce e poco invasiva, tuttavia, come del resto accade nel caso del campionamento dei terreni, questa tecnica può manifestare problemi di avanzamento in presenza di terreni grossolani con ciottoli e trovanti. La tecnica operativa per il prelievo di gas interstiziali, denominata PRT System (Post-run tubing), prevede la realizzazione del foro ad infissione mediante asta cava dotata di punta conica a perdere, attraverso la quale è possibile portare il tratto filtrante alla profondità desiderata. A questo punto si sgancia la punta filtrante e attraverso l'asta cava viene inserito il sondino di prelievo che viene collegato alla punta filtrante attraverso un tratto filettato, la cui tenuta è garantita da una guarnizione ad anello (O-ring). L'asta cava viene quindi rimossa e l'intercapedine riempita con sabbia nel tratto filtrante e con

materiale sigillante in superficie. La difficoltà nel garantire l'integrità della guarnizione O-ring da un lato e la difficoltà di sigillare correttamente l'intercapedine fra il foro e il sondino di prelievo dall'altro rendono non trascurabile il rischio di ingressione di aria ambiente nel sistema di campionamento, riducendo in generale l'affidabilità del sistema di prelievo.

Ancora meno affidabili risultano essere i sistemi di prelievo realizzati attraverso l'infissione di tubi in acciaio fenestrati nel tratto terminale, a causa della scarsa capacità di impedire l'ingresso di aria ambiente. Tale tecnica risulta pertanto utilizzabile soltanto in fase preliminare per avere informazioni qualitative circa l'estensione delle aree interessate dalla presenza di vapori interstiziali.

## 2.1 Ubicazione e profondità dei punti di monitoraggio

Il numero e l'ubicazione dei punti di monitoraggio deve essere deciso sulla base del modello concettuale e in funzione dell'obiettivo di indagine dei gas interstiziali. Anche se spesso si è abituati a definire in pianta l'ubicazione dei punti di monitoraggio, occorre sforzarsi di avere una visione tridimensionale per ottenere informazioni maggiormente esaustive. La scelta del posizionamento dei punti di monitoraggio dipende infatti anche molto dalla conoscenza litologica del sito.

Spesso l'indagine sui gas interstiziali interviene dopo la caratterizzazione e pertanto dopo l'individuazione delle sorgenti di contaminazione nelle matrici suolo, sottosuolo e acque sotterranee. In questo caso si può effettuare un'ubicazione ragionata sulla base dell'estensione delle sorgenti di contaminazione conosciute. Non devono essere tuttavia trascurate, come già evidenziato, quelle potenziali sorgenti di contaminazione nella fase aeriforme del terreno insaturo.

L'uso di una griglia di campionamento sembra invece essere riservata a valutazioni effettuate in fase di caratterizzazione oppure a integrazione della stessa. In questo caso si possono avere griglie di screening (indicativamente maglie da 25 m x 25 m) e griglie più fitte in aree specifiche, con 3 profili verticali di profondità posti indicativamente a 1,5 m, 3 m e 4,5 m da p.c.<sup>6</sup>.

Nel caso in cui l'indagine sui gas interstiziali fosse invece finalizzata alla valutazione del rischio da inalazione *indoor*, il numero di punti di controllo potrà essere definito in base alle dimensioni dell'edificio. Come suggerito dal Dipartimento del New Jersey della US Epa, 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, secondo quanto indicato nella Tabella 1.

<sup>6</sup> US Epa, California Environmental Protection Agency - Advisory – Active Soil Gas Investigation, April 2012. Si noti che la profondità massima è sempre limitata dalla presenza della eventuale frangia capillare.

<b>Dimensione dell'edificio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Numero di punti di monitoraggio (soil gas probe / sub slab probe)</b>
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

Tabella 1 – Adattamento da: *New Jersey Departmente of US Epa, Vapor Intrusion Technical Guidance*

Il numero di punti dovrà essere deciso caso per caso sulla base delle caratteristiche e dell'uso degli edifici oggetto di indagine, sulla base della presenza di bersagli sensibili, della storia di utilizzo del sito (presenza di lavanderie a secco, degrassature a vapore, serbatoi interrati, ecc.), delle caratteristiche costruttive, della presenza di piani interrati o pavimentazioni danneggiate, della presenza di pozzetti di raccolta o fosse di ascensori, di eventuali esigenze del proprietario, della presenza di una porzione di edificio poggiante sul picco di VOC osservato nelle acque sotterranee, o ancora della presenza di aree con maggiore esposizione (residenze per famiglie, scuole, sale giochi, uffici). In generale i dati ottenuti devono essere valutati uno per uno, risultando poco affidabile l'operazione di mediare arealmente i valori misurati nel sottosuolo attorno e sotto gli edifici.

Per quanto riguarda la profondità di indagine, premesso che la soluzione ottimale sarebbe sempre quella di realizzare un profilo verticale di concentrazione per una migliore comprensione dello stato di contaminazione, la scelta del tratto filtrante del punto di monitoraggio deve essere fatta in funzione del modello concettuale e soprattutto in funzione dell'obiettivo dell'indagine. La profondità di indagine sarà infatti diversa nel caso in cui si voglia dimostrare l'esclusione di un percorso piuttosto che nel caso in cui si voglia acquisire un dato da inserire nel modello di simulazione. 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; 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 base alle indicazioni riportate in letteratura [4] i campioni di *soil gas* devono essere presi subito al di sopra della sorgente, tuttavia i campioni prelevati a meno di 1,5 m da p.c. potrebbero essere soggetti alle variazioni di pressione atmosferica e maggiormente soggetti a fenomeni di ingressione di aria ambiente. Sulla base di studi empirici riportati in letteratura si è osservato anche che misure di *soil gas* a piccola profondità (1,5 m da p.c.) non sono indicative della concentrazione di soil gas al di sotto di un edificio. Questi studi mostrano inoltre che campioni di *soil gas* prelevati a 3 – 4,5 m da p.c. risultano migliori indicatori per il rischio da intrusione di vapori quando la sorgente di contaminazione si trova a oltre 4,5 m da p.c. . Tale risultato sembra essere confermato anche dall'utilizzo dei modelli numerici. Pertanto la quantificazione del rischio effettuata attraverso il modello di

Johnson and Ettinger (1991) con l'utilizzo di misure di *soil gas* superficiali (1,5 m da p.c.) può condurre a stime troppo basse se la sorgente è profonda.

In generale quindi per la valutazione dell'intrusione di vapori, la profondità alla quale effettuare le misure di *soil gas* è funzione della profondità alla quale si trova la sorgente di contaminazione. Campionamenti più profondi sono necessari quando si effettuano valutazioni su edifici dotati di fondazioni e interrati [Abreu et al., 2006].

## 2.2 Sondini di monitoraggio e linee di prelievo

Per minimizzare il volume di spurgo durante le operazioni di prelievo è bene utilizzare sondini di monitoraggio di piccolo diametro, dai 3 ai 6 mm (da 1/8" a 1/4"), in materiali non porosi che non reagiscano o interagiscano con le sostanze contaminanti presenti sul sito. Inoltre è bene utilizzare gli stessi diametri per la punta filtrante, il tubicino di collegamento e i vari connettori, in modo da assicurare la tenuta del sistema e limitare le perdite di carico. In base a quanto suggerito dalle linee guida del Dipartimento della California della US Epa, possono essere seguite le seguenti modalità di buona pratica:

- 1) usare ogni volta tubicini puliti e asciutti, avendo cura di accertare l'assenza di umidità o materiali estranei all'interno del tubo prima dell'installazione;
- 2) accertare la tenuta dell'innesto fra il tubicino di collegamento e la punta filtrante;
- 3) i tubi in materiale metallico non dovrebbero essere utilizzati nel caso di gas contenenti idrogeno solforato, anche se in genere l'acciaio inossidabile resta uno dei materiali più utilizzati. Fra i materiali più adatti per realizzare la linea di campionamento si citano il Rilsan<sup>®</sup>, il Teflon<sup>®</sup>, il polietereeterchetone (PEEK) e il Nylaflo<sup>®</sup>, anche se quest'ultimo ha fatto osservare una ridotta capacità di recupero nel caso del naftalene. Sconsigliato invece il polietilene a bassa densità (LDPE) sia per la possibilità di rilascio di sostanze nel flusso di vapore, sia per possibilità di reazione con le sostanze contenute nel flusso;
- 4) prima di utilizzare tutte le parti costituenti il sistema di campionamento, il sistema stesso andrebbe testato con una prova di bianco, al fine di escludere eventuali fenomeni di rilascio.

Per migliorare la tenuta del sistema di prelievo può essere utile l'applicazione di parafilm in corrispondenza delle giunzioni e degli innesti.

## 3 PRELIEVO DI VAPORI INTERSTIZIALI

### 3.1 Fasi preliminari allo spurgo e al campionamento

Una volta realizzato il sistema di monitoraggio si passa alla fase di prelievo dei vapori interstiziali. Occorre tener presente che le operazioni di sondaggio hanno generato una perturbazione più o meno importante sull'equilibrio dei gas interstiziali nel sottosuolo, in funzione del tipo di perforazione o installazione effettuata. Bisogna pertanto accertarsi che sia trascorso un tempo sufficiente prima di procedere al prelievo.

Nel caso di installazioni effettuate con metodi *direct push* la perturbazione può essere considerata minima, pertanto le operazioni di spurgo e prelievo possono cominciare già poche ore dopo il completamento del sistema di monitoraggio.

Nel caso di installazioni effettuate con trivelle manuali o con sistemi a rotazione ad asta cava occorrono tempi di riequilibrio più lunghi, dell'ordine delle 48 ore.

Infine per sistemi che utilizzano aria compressa o nel caso dei perforatori a risucchio<sup>7</sup> la perturbazione risulta maggiore, occorre pertanto attendere fino a due settimane dopo il completamento del sistema.

Il progressivo riequilibrio dei gas interstiziali dopo il completamento del sistema di monitoraggio può essere seguito attraverso la misura a cadenza ravvicinata di ossigeno e anidride carbonica con strumentazione da campo, fino ad osservarne la stabilizzazione.

Una volta ripristinato l'equilibrio dei gas interstiziali è opportuno effettuare un test di tenuta sulla strumentazione di prelievo fuori terra, a valle dell'innesto con la parte fissa del presidio di monitoraggio (*Shut-In test*). Si tratta in sostanza di valutare la tenuta delle linee, delle valvole e degli innesti una volta assemblati. L'operazione si esegue chiudendo l'estremità della linea che sarà innestata sul presidio di monitoraggio e applicando il vuoto con apposita pompa al capo opposto della linea. Una volta raggiunta una pressione negativa di circa 190 mm di Hg, si chiude anche la seconda estremità della linea e si osserva il mantenimento del vuoto attraverso un vacuometro<sup>8</sup> appositamente assemblato in linea. Se non si osservano significative variazioni di pressione per almeno 1 minuto, il test si considera superato. La linea non dovrà quindi più essere modificata prima dell'inizio delle successive fasi di spurgo e campionamento.

E' opportuno che il test venga eseguito ogni volta che una nuova linea viene assemblata non può considerarsi sostitutivo del test di tenuta generale (*Leak test*) nel seguito descritto.

Il test di tenuta generale (*Leak test*) viene eseguito prima dell'inizio delle fasi di spurgo e campionamento e serve sostanzialmente per valutare se dell'aria ambiente può entrare nel flusso di gas interstiziali campionato. L'ingressione di aria ambiente può avvenire attraverso i materiali di riempimento del sondaggio a causa di una non perfetta sigillatura, attraverso la colonna di suolo o attraverso la linea di campionamento. Se il test di tenuta mostra la possibilità di ingressione di aria ambiente il campionamento non può essere considerato valido in quanto fornirebbe risultati non attendibili; sarebbe dunque buona norma effettuare il test in occasione di ogni campionamento. Il test di tenuta generale si esegue utilizzando dei traccianti (gassosi o liquidi) che non interferiscano con le sostanze oggetto dell'indagine e che dovranno essere ricercati nell'analisi del soil gas. Se l'analisi chimica non rivelerà la presenza significativa del tracciante il test sarà superato. Dal punto di vista operativo tuttavia il test risulta piuttosto elaborato. Utilizzando traccianti gassosi quali ad esempio Elio o Esafluoruro di zolfo occorre creare uno spazio chiuso e isolato attorno al sistema di campionamento all'interno del quale insufflare il tracciante (Figura 3). La concentrazione del tracciante all'interno del volume confinato non deve essere troppo

<sup>7</sup> Si ricorda che tali apparecchiature sono da utilizzare soltanto nei casi in cui si possa dimostrare che le tecniche alternative non sono utilizzabili nel caso specifico.

<sup>8</sup> Il vacuometro dovrà essere stato appositamente calibrato e dovrà essere in grado di indicare variazioni di pressione dell'ordine di 1 mm Hg.

elevata (in generale si considera una concentrazione più grande di due ordini di grandezza rispetto al limite di rilevabilità indicato dal laboratorio o garantito dallo strumento di misura da campo) e deve essere mantenuta costante durante tutta la durata del test e del campionamento, con variazioni accettabili dell'ordine del 10%. Il test si valuta attraverso il rapporto fra la concentrazione all'interno del volume confinato e la concentrazione nel campione di gas interstiziale. Se quest'ultima risulta minore del 5 - 10 % della concentrazione nel volume confinato<sup>9</sup>, il test può essere considerato superato. L'uso di misuratori da campo può consentire l'adozione di azioni correttive sul sistema di prelievo prima di procedere al campionamento, evitando di prelevare e analizzare campioni non utilizzabili.

Sebbene si ritenga di meno pratico utilizzo, per l'uso di traccianti liquidi quali ad esempio esano, pentano, difluoroetano o alcool isopropilico (da scegliere anche in funzione delle sostanze oggetto di indagine) si procede con l'applicazione di panni imbevuti di tracciante attorno alle linee e attorno al pozzetto di prelievo, comprendendo anche il terreno immediatamente circostante il sondaggio. Chiaramente la disponibilità di uno strumento da campo può facilitare il compito, evidenziando subito la mancata tenuta del sistema senza dover attendere i risultati del laboratorio e pertanto consentendo di effettuare le operazioni correttive prima del campionamento. In ogni caso il laboratorio dovrà ricercare insieme alle sostanze di interesse anche il tracciante utilizzato, evidenziandone la rilevazione. In base a quanto riportato in letteratura [4], qualora il tracciante sia quantificabile con una concentrazione minore a 10 volte il limite di rilevabilità delle sostanze di interesse, il test potrà essere considerato superato.

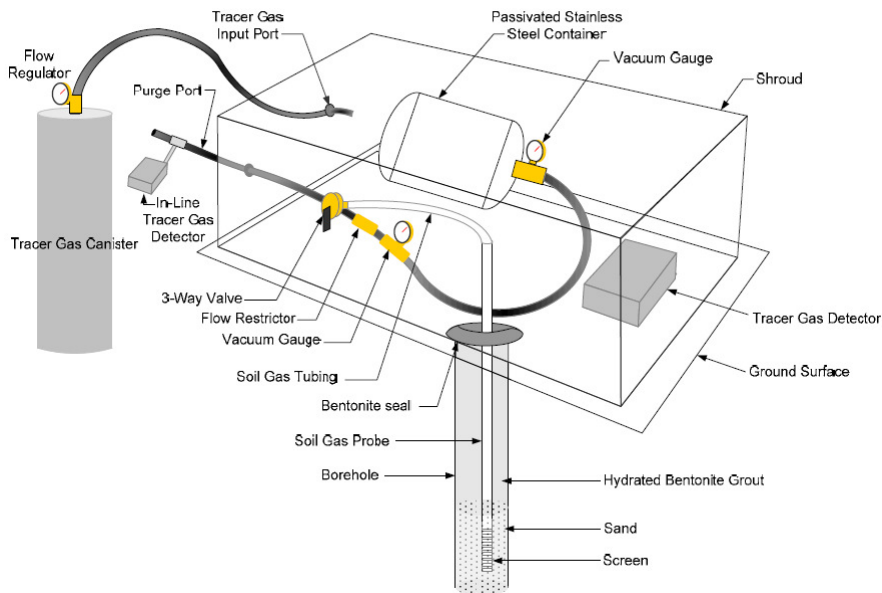


Figura 3 – Schema operativo per la realizzazione del test di tenuta mediante traccianti gassosi. (da US Epa, California Environmental Protection Agency - Advisory – Active Soil Gas Investigation, April 2012)

<sup>9</sup> Scostamento pari al 5% secondo California Epa Dep e al 10% secondo New Jersey Epa Dep.

Le cause della mancata tenuta del sistema di prelievo possono essere molteplici, dalla scarsa qualità degli innesti e dei materiali utilizzati all'eccessivo serraggio degli innesti, dalle filettature sporche o consumate all'eccessiva presenza di giunzioni.

E' buona norma infine analizzare preventivamente il tracciante utilizzato per evitare che questo contenga impurità tali da interferire con le sostanze da ricercare.

La misura di ossigeno e anidride carbonica con strumentazione da campo, di cui si è parlato a proposito del riequilibrio dei gas interstiziali a seguito delle operazioni di perforazione, può essere un ulteriore metodo, questa volta indiretto, per individuare l'ingressione di aria ambiente nel gas interstiziale campionato. In questo caso il confronto fra le misure effettuate prima dello spurgo, prima del campionamento e alla fine del campionamento possono evidenziare possibili ingressioni di aria ambiente (es. concentrazione di ossigeno prossima a quella atmosferica o incremento della concentrazione di O<sub>2</sub> con decremento della CO<sub>2</sub> nel corso delle diverse fasi di spurgo e campionamento).

### 3.2 Fase di spurgo e campionamento

L'operazione di spurgo viene effettuata prima del campionamento per assicurare che il volume di fluido prelevato sia rappresentativo del gas interstiziale presente nel terreno, rimuovendo l'aria stagnante presente lungo la linea di campionamento. Il volume della linea di campionamento (VLC) è dato dalla somma del volume interno delle tubazioni utilizzate per collegare la punta filtrante con il dispositivo di prelievo più il volume dei vuoti presenti nello strato di sabbia, più il di vuoti dello strato di bentonite asciutta. Il volume risultante deve essere calcolato preliminarmente alle operazioni di prelievo, sulla base delle informazioni riportate nella relazione descrittiva della realizzazione dei punti monitoraggio e deve essere indicato nella scheda di campo da compilare per ciascun punto di prelievo.

E' bene limitare il volume di fluido rimosso con lo spurgo, sia per evitare il richiamo di aria dalla superficie, sia per limitare la durata dell'operazione; risulta pertanto importante ridurre il volume della linea di campionamento in fase costruttiva utilizzando tubi di piccolo diametro.

La scelta del giusto volume di spurgo non dipende però soltanto dalle caratteristiche geometriche della linea di campionamento, è bensì funzione anche del rimescolamento del fluido all'interno della linea stessa. Non è sufficiente infatti rimuovere l'equivalente del volume della linea di campionamento per assicurare la rimozione di tutta l'aria stagnante. In generale un volume di spurgo pari a 3 volte il volume della linea di campionamento viene considerato accettabile come valore di *default*, ed è indicato nei casi in cui si effettua un campionamento superficiale di gas interstiziali (entro 1,5 m). Per campionamenti più profondi è possibile effettuare un test preliminare per supportare la scelta del volume di spurgo. In generale, in caso di sottosuolo abbastanza omogeneo dal punto di vista litologico, è possibile effettuare il test in un solo punto, avendo cura di scegliere uno dei punti in cui ci si aspetta di avere un'elevata concentrazione di VOC. Il test viene quindi condotto prelevando e analizzando un campione di gas interstiziale dopo aver estratto un volume di fluido pari rispettivamente a una volta, tre volte e dieci volte il volume della linea di campionamento. Il volume di spurgo più corretto potrà quindi essere determinato sulla base delle concentrazioni più elevate delle sostanze di interesse riscontrate nei diversi

campioni. Tale volume verrà quindi rimosso prima di procedere al campionamento in tutti i punti di monitoraggio. In caso di assenza di VOC nei campioni prelevati durante il test si procederà con il volume di default (3 volte il volume della 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, per evitare fenomeni di desorbimento di contaminanti dalla fase solida e liquida che altererebbero gli esiti del monitoraggio e per ridurre il rischio di ingressione di aria ambiente. Per garantire il mantenimento di questi parametri è necessario poterli misurare in campo durante la prova, mediante l'uso di un flussimetro calibrato collegato alla linea di campionamento e mediante un vacuometro posto fra il presidio di monitoraggio e la pompa di aspirazione.

In alcuni casi può essere necessario utilizzare portate maggiori di 200 ml/min per ridurre i tempi dell'operazione nel caso di volumi di spurgo elevati associati, ad esempio, a profondità elevate e grandi diametri, garantendo però sempre la depressione massima sopra indicata.

Depressioni maggiori si possono verificare in caso di terreni particolarmente poco permeabili, in questi casi è necessario adottare appositi accorgimenti nella fase realizzativa dei punti di monitoraggio o ricorrere a campionatori di tipo passivo.

La determinazione del volume di gas interstiziale da campionare e conseguentemente la durata della fase di campionamento, dipende da diversi fattori, primo fra tutti l'obiettivo dell'indagine. Tale obiettivo, dichiarato nel documento tecnico di progetto, consente di evidenziare con quale valore andrà confrontato il dato misurato, pertanto consente di conoscere il limite di rilevabilità per le sostanze di interesse che è necessario raggiungere nel corso della determinazione analitica. Una volta stabilito il limite di rilevabilità il volume minimo di campionamento potrà essere determinato sulla base del tipo di campionatore utilizzato e della metodica analitica individuata, tenendo anche in considerazione le caratteristiche specifiche del sito (umidità del fluido campionato, presenza di sostanze che possono interferire con l'analisi, ecc.). E' opportuno pertanto che tali elementi vengano discussi e concordati fra i tecnici addetti al prelievo e i tecnici addetti all'analisi di laboratorio prima dell'inizio della prova.

Determinata la durata minima di campionamento occorre valutare se l'arco temporale interessato sia sufficiente a garantire la rappresentatività del campione, sulla base delle modalità di rilascio del contaminante tipiche del modello fisico considerato nel modello concettuale. Nel caso di sensibili variazioni ipotizzabili nell'arco della giornata si può scegliere di effettuare il campionamento nel periodo maggiormente critico, di estendere la durata del campionamento, oppure di effettuare più campionamenti, associando il prelievo alla misura dei principali parametri ambientali.



### 3.3 Campionatori

La scelta del tipo di campionatore più adatto al prelievo deve essere discussa ed indicata nel documento tecnico di progetto, in funzione degli obiettivi dell'indagine. Si può distinguere fra metodi di campionamento attivi e passivi e fra metodi diretti e metodi indiretti.

#### 3.3.1 Metodi Diretti

Il campionamento diretto prevede che il flusso di vapori interstiziali convogliato dal sistema di prelievo venga immagazzinato in opportuni contenitori a tenuta, senza subire alcun tipo di trattamento. I contenitori devono essere progettati in maniera tale da ridurre al massimo l'esposizione ad agenti esterni in grado di alterare le caratteristiche del fluido.

Fra i contenitori che possono essere utilizzati per il campionamento diretto si citano le sacche in materiale plastico (tedlar, nalofan, ecc.), le bottiglie in vetro (bottle-Vac), e i canister in acciaio inossidabile.

Le sacche in materiale plastico possono avere diversa capacità a seconda delle esigenze (volume fino a qualche decina di litro) e consentono l'immagazzinamento del gas campionato per tempi limitati, tipicamente dalle 6 alle 24 ore dal prelievo, per evitare problemi connessi alla tenuta e alla reazione delle sostanze. Particolare attenzione deve essere posta nella fase di immagazzinamento in cui è preferibile, quando tecnicamente realizzabile, che le parti interne della pompa non vengano in contatto con il fluido campionato<sup>10</sup>. Infine le sacche devono essere opportunamente protette durante la fase di trasporto per evitare perforazioni accidentali, e devono essere protette dalla luce solare.

Molto più affidabili anche se più costosi sono i canister in acciaio inossidabile (Figura 4). Anche in questo caso sono disponibili diverse capacità, da 400 ml a 30 l. L'uso del canister non prevede l'utilizzo della pompa in quanto prima dell'uso lo strumento viene preparato in laboratorio e posto in depressione. E' bene che il dispositivo sia dotato di un vacuometro in modo da poter annotare sulla scheda di campionamento il valore di depressione indicato in uscita dal laboratorio, in campo immediatamente prima del prelievo, in campo dopo il prelievo e in laboratorio prima dell'analisi. Il flusso di ingresso del fluido all'interno del canister viene regolato con un riduttore di pressione calibrato dal produttore, che deve essere utilizzato per avere un prelievo medio e non istantaneo, tuttavia è bene misurare direttamente il flusso mediante un flussimetro collegato alla linea di campionamento.

<sup>10</sup> Tale accorgimento è realizzabile attraverso l'utilizzo di speciali polmoni in grado di creare il vuoto attorno alla sacca. In questo caso il vuoto è creato dalla pompa che tuttavia non entra in contatto con il flusso gassoso da campionare.

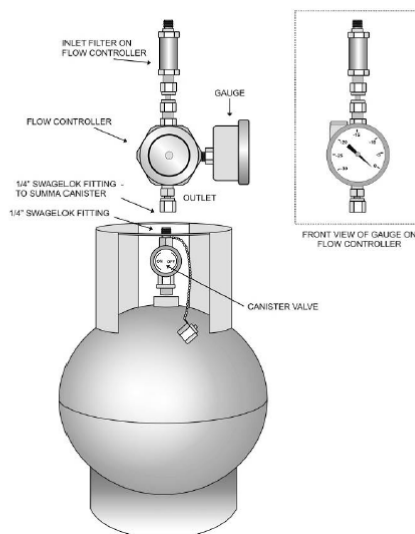


Figura 4 – Rappresentazione schematica di un canister. (da *US Epa, Ohio Environmental Protection Agency - Advisory – Sample Collection and Evaluation of Vapor Intrusion to Indoor Air*)

A causa della difficile procedura di pulizia, talvolta queste apparecchiature sono dedicate al prelievo di aria ambiente, caratterizzata da bassi valori di concentrazione di inquinanti, mentre il campionamento di gas interstiziali, potenzialmente più contaminati, potrebbe causare difficoltà nella completa pulizia dell'apparecchiatura e pregiudicarne l'uso per le misure successive. Quando possibile, i canister utilizzati per il prelievo di gas interstiziale non dovrebbero quindi essere usati per il prelievo di aria ambiente, oppure va verificata l'effettiva pulizia tramite l'esecuzione di un campione "bianco".

Una soluzione più economica può essere rappresentata dalle bottiglie in vetro messe sotto vuoto (bottle-Vac), basata sullo stesso principio di funzionamento del canister ma realizzata con materiali meno costosi. L'utilizzo di tale apparecchiature richiede tuttavia una preventiva verifica con il laboratorio e una valutazione dei rischi per gli operatori.

### 3.3.2 Metodi Indiretti

Il campionamento indiretto prevede la cattura delle sostanze trasportate dal flusso di vapori su un supporto ad- o as-sorbente, generalmente costituito da una fiala. Esistono diversi tipi di fiale adatte a specifiche sostanze ed il loro corretto utilizzo è legato al metodo analitico individuato. Nel metodo infatti viene specificato il tipo di fiala da utilizzare per la ricerca degli specifici composti e l'intervallo di flusso accettabile per il tipo di fiala. Viene quindi individuato, in funzione della sensibilità che si vuole raggiungere e delle concentrazioni attese nel flusso gassoso, il volume di gas da campionare, ovvero la durata del campionamento.

Per il campionamento è necessario utilizzare una pompa di prelievo, impostata prima del prelievo al flusso desiderato. La pompa deve garantire la stabilità del flusso durante tutto il

campionamento ed essere dotata di sistema di compensazione delle perdite di carico. E' buona norma controllare il flusso anche al termine delle operazioni di prelievo.

Per la taratura deve essere usato un calibratore di flusso sottoposto a taratura periodica; la taratura della pompa deve avvenire utilizzando in linea una fiala di tipo corrispondente a quella usata durante le operazioni di prelievo.

Oltre alle modalità di prelievo, il metodo analitico precisa le condizioni dell'analisi chimica per la determinazione dei composti ricercati: le operazioni di prelievo e di analisi costituiscono infatti un processo unico per la determinazione delle concentrazioni degli inquinanti ricercati.

Le condizioni analitiche previste dal metodo, unite alla durata del campionamento e al flusso utilizzato per il prelievo, determinano il limite di quantificazione dei composti ricercati. Tale limite di quantificazione deve essere ovviamente adeguato a quanto richiesto dagli obiettivi dell'indagine in progetto.

Il metodo precisa anche il volume massimo che può essere prelevato sulla base della concentrazione attesa, che non deve essere superato.

Il metodo di prelievo e di analisi deve essere scelto fra quelli comunemente in uso per la determinazione di inquinanti aerodispersi (UNI, NIOSH, ecc). Qualora il soggetto esecutore della bonifica prevedesse l'esecuzione di prelievi ed analisi con metodi non standardizzati, deve produrre adeguata evidenza della confrontabilità del proprio metodo con i metodi standard. A tal fine è opportuno, nel caso di validazione da parte di Arpa, effettuare un momento di confronto fra i tecnici addetti al prelievi e i tecnici del laboratorio.

Qualora si sia in presenza di inquinanti che richiedono metodi di prelievo differenti occorre ripetere il prelievo.

Dopo il campionamento in genere la fiala deve essere conservata in frigorifero e avviata all'analisi nel tempo più breve possibile.

Per ogni lotto di fiale usati per il prelievo, e comunque per ogni giornata di campionamento, deve pervenire al laboratorio una fiala "di bianco" di campo, per la determinazione di eventuali contaminazioni non riferibili al prelievo effettuato.

Nel caso in cui l'indagine sia finalizzata a dimostrare il taglio del percorso di inalazione (ossia i livelli di concentrazione devono essere idonei al confronto con RfC o TR/URF), le fiale dovranno preferibilmente appartenere anche al medesimo lotto di produzione e, in funzione della sostanza da ricercare, è opportuno effettuare un'analisi preliminare su una fiala del lotto individuato (bianco di laboratorio) al fine di accertare la presenza di eventuali residui non compatibili caratteristici del supporto.

### *3.3.3 Metodi Passivi*

Per alcuni parametri analitici, sono disponibili campionatori di tipo passivo.

Il funzionamento del campionatore passivo si basa sul principio della diffusione: il materiale adsorbente montato all'interno di una apposita cartuccia trattiene gli analiti di interesse, creando una differenza di concentrazione fra l'interno della cartuccia e l'ambiente esterno.

La cartuccia è permeabile agli inquinanti ricercati: viene quindi a crearsi un flusso fra l'ambiente esterno e l'interno della cartuccia.

Il campionatore passivo non necessita quindi di una pompa per il prelievo, ma avviene semplicemente posizionando il campionatore passivo nella posizione desiderata.

Poiché il flusso di campionamento dovuto alla diffusione è molto basso, il tempo di prelievo è necessariamente molto più lungo rispetto al corrispondente metodo indiretto; tipicamente, il prelievo ha una durata di diversi giorni.

Al contrario dei metodi di prelievo indiretti, il campionamento passivo non richiede la presenza di un operatore. Il suo utilizzo è però limitato alle categorie di composti previste dal costruttore.

I metodi analitici da impiegare sono analoghi a quelli usati per le normali analisi di campioni aeriformi.

### **3.4 Analisi chimiche di laboratorio**

I campioni prelevati devono essere sottoposti ad analisi di laboratorio nei tempi previsti dal metodo analitico impiegato.

In linea generale, i metodi di analisi da usare devono permettere la quantificazione degli inquinanti anche in concentrazioni molto basse. Le tecniche normalmente adottate sono la gascromatografia con spettrometria di massa (GC-MS) e la cromatografia liquida con rivelatore UV-Vis o a fluorescenza (HPLC –DAD o HPLC –FLUO). La tecnica è specificata nel metodo analitico scelto per la determinazione degli inquinanti ricercati.

La preparazione del campione, anch'essa indicata nel metodo analitico scelto, è generalmente finalizzata alla concentrazione degli inquinanti ricercati ai fini di ridurre il limite di sensibilità strumentale.

Il progetto di bonifica deve sempre precisare in dettaglio i metodi analitici utilizzati dal soggetto esecutore per la determinazione degli inquinanti; tali metodi devono corrispondere a metodi standard, oppure devono essere provvisti di adeguata validazione.

#### 4. PRELIEVO DI CAMPIONI RAPPRESENTATIVI DI ARIA AMBIENTE (*INDOOR* E *OUTDOOR*)

Quando le concentrazioni riscontrate nei gas interstiziali al di sotto di un edificio o misurate direttamente al di sotto della soletta di fondazione non consentono di escludere il percorso di intrusione vapori, oppure quando le caratteristiche della pavimentazione dell'edificio sono tali da non consentire la realizzazione di tale tipo di indagini, risulta necessario effettuare delle misure rappresentative dell'aria all'interno dell'edificio che, più di tutte le altre misure, sono in grado di fornire un'indicazione diretta dell'esposizione per i recettori umani.

Tipiche sono anche le misure di aria *indoor* effettuate a seguito di un intervento di bonifica o di mitigazione, al fine di misurarne direttamente gli effetti sulla qualità dell'aria *indoor*. Bisogna tuttavia tenere presente che tali misure sono sempre affette dal contributo della contaminazione di fondo dovuta a sorgenti interne all'edificio (indipendenti dal sottosuolo) e dal contributo della contaminazione ambientale esterna.

Il piano di investigazione può prevedere diverse strategie di esecuzione: si possono eseguire prima i campioni di gas interstiziale e, se questi risultano contaminati, procedere con il prelievo di aria *indoor*, oppure si possono eseguire nell'ambito della stessa indagine prelievi di campioni di aria *indoor* e di gas interstiziali. In questo ultimo caso è bene eseguire i campioni di aria *indoor* prima di quelli di gas interstiziali, in modo da evitare possibili contaminazioni dovute alle stesse operazioni di indagine.

E' anche buona norma eseguire contemporaneamente al prelievo di aria *indoor* un campione di aria ambiente *outdoor*, per poter avere degli elementi di confronto rispetto alla contaminazione di fondo esterna. A tal proposito è bene precisare che la misura di aria *outdoor* non può mai essere utilizzata per correggere il dato ottenuto sull'aria *indoor*. Nel caso di aria *outdoor* il campionatore deve essere posto a circa 1,80 m dal p.c., in posizione di sopravento rispetto al sito, lontano da sorgenti di VOC (stazioni di benzina, lavanderie, stoccaggio vernici e solventi, ecc.) e distante non meno di 3 m dalla chioma di eventuali alberi.

La scelta del numero e dell'ubicazione dei punti in cui effettuare il prelievo all'interno dell'edificio è certamente un elemento fondamentale dell'indagine che richiede esperienza e necessita di un sopralluogo preliminare dedicato alla valutazione del sito. In particolare occorre effettuare il sopralluogo avendo già acquisito le informazioni relative alla storia del sito e al modello concettuale, facendo attenzione all'interferenza generata dalle eventuali aree di lavorazione e di stoccaggio delle sostanze oggetto di indagine. Per gli edifici residenziali è bene posizionare un campionatore nel locale in cui si soggiorna di più (generalmente sala o cucina) e uno nel locale in cui sono presenti maggiori elementi di discontinuità con la pavimentazione (generalmente cucina o bagno).

Sulla base di quanto indicato dal Dipartimento del New Jersey della US Epa, il numero di punti può essere determinato indicativamente in funzione dell'estensione dell'edificio, secondo quanto indicato nella Tabella 2.

Dimensione dell'edificio (m <sup>2</sup> )	Numero di punti di monitoraggio (aria indoor)
fino a 140	1 - 2
da 140 a 450	2
da 450 a 900	3
da 900 a 1.800	4
da 1.800 a 4.500	5
da 4.500 a 23.000	6
da 23.000 a 90.000	7
> 90.000	> 9

Tabella 2 – Numero minimo di punti di misura dell'aria indoor. Adattamento da: *New Jersey Departmente of US Epa, Vapor Intrusion Technical Guidance*

Si tratta chiaramente di un numero indicativo, da definire sulla base degli esiti del sopralluogo effettuato sul sito. In caso di presenza di più unità abitative occorre valutare il numero e la posizione più adatta per ciascuna di esse.

Per quanto riguarda l'altezza alla quale posizionare i campionatori, nei locali fuori terra è appropriato effettuare il posizionamento nella zona in cui generalmente avviene la respirazione (indicativamente 1 – 1,5 m<sup>11</sup>), mentre nei locali interrati è opportuno posizionare cautelativamente i campionatori il più vicino possibile all'area sorgente.

Per ottenere un campione rappresentativo è necessario che il campionamento interessi un arco temporale sufficientemente lungo, come indicazione generale si raccomanda una durata di almeno 24 ore, sia per gli ambienti di vita che per gli ambienti di lavoro. Per questi ultimi tuttavia è accettabile anche un tempo di prelievo più corto, in coerenza con la durata del turno di lavoro e comunque non inferiore alle 8 ore. In ogni caso la riduzione del tempo di prelievo rispetto alle 24 deve essere adeguatamente motivata nel documento tecnico di progetto. Qualora il modello concettuale evidenzia la necessità di ottenere un dato mediato su un periodo più lungo, occorrerà accertare la possibilità di effettuare un campionamento con campionatori di tipo passivo.

Al fine di porsi nelle condizioni di maggior cautela, durante il periodo di campionamento è bene evitare l'apertura delle finestre e limitare per quanto possibile l'ingresso e l'uscita nell'edificio. I sistemi di riscaldamento, ventilazione e raffrescamento dovranno restare invece regolarmente in funzione, a seconda delle caratteristiche del periodo. In particolare per gli impianti di riscaldamento invernale l'accensione dovrà avvenire almeno 24 ore prima dell'inizio del prelievo, per mantenere la temperatura all'interno dell'edificio sopra i 18°C durante il campionamento.

Per quanto riguarda la portata di campionamento, ci potranno essere differenze in funzione del tipo di campionatore utilizzato e del limite di quantificazione che occorre raggiungere in base agli obiettivi dell'indagine. Nel caso di utilizzo di un canister, la portata di prelievo sarà funzione del volume del canister utilizzato, essendo già fissata la durata, mentre nel caso di prelievo su fiala ad- o as-sorbente è opportuno mantenere portate piuttosto basse, dell'ordine dei 100 – 200 ml/min, in funzione del tipo delle sostanze di interesse, delle caratteristiche della fiala e del metodo di analisi individuato. Si evidenzia

<sup>11</sup> Si consideri la presenza di bambini e la posizione seduta o sdraiata per gli adulti.

che per tempi lunghi di prelievo effettuati su fiala, occorre fare attenzione alla percentuale di vapor d'acqua che ci si aspetta di avere nel gas prelevato. In particolare per gli ambienti *indoor* si può individuare una soglia al di sopra della quale il tasso di umidità non può essere trascurato. Per questo motivo è importante che le modalità di esecuzione del campionamento contenute nel documento tecnico di progetto siano sottoposte preliminarmente al laboratorio che dovrà eseguire l'analisi.

A seconda delle situazioni potrebbe essere necessario effettuare più di una campagna di indagini: il fenomeno dell'intrusione di vapori infatti risente di variabilità stagionale, con valori di concentrazione più elevati nel periodo invernale. Pertanto se la prima campagna viene effettuata in un periodo diverso da quello invernale, diventa opportuno effettuare un secondo campionamento nel periodo più critico. Anche nel caso in cui l'indagine sia finalizzata ad accertare gli effetti di un intervento di mitigazione risulta necessario prevedere più campagne di indagine, in questo caso la durata e la frequenza dovranno essere stimate sulla base delle previsioni di riduzione della contaminazione contenute nel progetto.

L'indagine sui vapori può anche essere finalizzata alla valutazione del rischio da inalazione di vapori *outdoor*. In questo caso risulta particolarmente difficile ottenere un campione sufficientemente rappresentativo a causa dell'estrema variabilità determinata dai fenomeni atmosferici (velocità e direzione del vento, irraggiamento solare, temperatura dell'aria, ecc.). In tale contesto è opportuno basarsi sui criteri di campionamento tipici del monitoraggio della qualità dell'aria (ad esempio utilizzo di stazione fissa/mobile con campionamento 24 ore su 24 per 20 giorni, da ripetere 3 volte all'anno).

In parallelo alle operazioni di prelievo di aria ambiente (*indoor* e *outdoor*) occorre misurare i principali parametri ambientali quali temperatura, umidità e pressione atmosferica, al fine di acquisire dati utili per valutare la rappresentatività del dato misurato. Tali dati ambientali possono essere reperiti presso la più vicina stazione meteorologica se in posizione compatibile con quella del sito, oppure possono essere misurati sul sito con una stazione meteorologica portatile. Le letture dei principali parametri ambientali effettuate periodicamente nel corso dell'indagine devono quindi essere riportate sul verbale di campionamento.

## **5. MISURA DEL FLUSSO PROVENIENTE DAL SOTTOSUOLO ATTRAVERSO L'USO DI *FLUX CHAMBERS***

La misura della concentrazione di VOC nei gas interstiziali è in grado di evidenziare l'esistenza di un problema legato alla presenza di VOC nel sottosuolo, tuttavia la sola conoscenza della concentrazione non è sufficiente per stimare l'entità del fenomeno di intrusione vapori all'interno di un edificio o dell'emissione in aria ambiente in quanto tale fenomeno, sia diffusivo che advettivo, dipende dal flusso. Un metodo sperimentale per misurare direttamente il flusso di contaminanti proveniente dal sottosuolo si avvale dell'uso delle *flux chamber*, o camere di flusso. La camera di flusso è una strumentazione atta a stimare il flusso di gas/vapori (massa per unità di superficie nell'unità di tempo) emesso 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.).

Consiste in un contenitore capovolto che, sigillato alla superficie attraverso la quale avviene il flusso da stimare, incamera un volume di aria in cui si misura la concentrazione di contaminanti.

In base alle modalità di funzionamento esistono diverse tipologie di camera di flusso:

- aperta dinamica (cfr. 5.4.1);
- chiusa, statica e dinamica (cfr. 5.4.2).

## 5.1 Applicabilità

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.

Se ne sconsiglia invece l'utilizzo come sistema di misura principale se l'obiettivo dell'indagine è la valutazione dell'impatto della contaminazione sui recettori *indoor*, tutt'al più si può prevederne l'impiego per valutare intrusione di vapori dove non esistono ancora edifici.

Notevoli difficoltà di valutazione della qualità dell'aria *indoor* inoltre possono sussistere se non è accessibile interamente la soletta (probabile soprattutto in edifici residenziali dove è comune la presenza di tappeti, piastrelle, linoleum, e altri rivestimenti non rimovibili). Anche qualora la soletta fosse accessibile interamente, sarebbe necessario effettuare un elevato numero di misure, data l'impossibilità di stabilire quale insieme di vie preferenziali (fessure, sottoservizi) determini la maggiore intrusione di vapori.

Un possibile utilizzo, comunque passibile di errori anche significativi allo stato attuale delle conoscenze, è la misura su terreno aperto per valutare l'intrusione di vapori in un ambiente *indoor*. In tal modo è possibile infatti sovrastimare il flusso perché non ostacolato dalle fondamenta dell'edificio, o sottostimare il flusso qualora l'edificio sia pressurizzato, poiché non è possibile simulare la componente advettiva indotta dalla differenza di pressione.

Tramite la misura con *flux chamber* si potrebbe pensare di simulare l'attenuazione del flusso sopra la soletta moltiplicando il valore misurato per un tasso di infiltrazione (ad esempio 0,01): allo stato attuale però non è stato validato in campo né sono disponibili pubblicazioni specifiche sull'appropriatezza di tale procedura.

Analogamente, una procedura per simulare il flusso advettivo in un edificio pressurizzato potrebbe consistere nella depressurizzazione della camera di flusso sino ai valori di pressione misurati *indoor* (Scheldon & Schmidt, 2002): anche in questo caso è necessaria una validazione in campo. Tutte queste riserve mostrano che la misura diretta *indoor*, là dove gli edifici esistono già, rimane comunque il metodo maggiormente affidabile.

## 5.2 Fattori ambientali influenti sulla stima del flusso

Le misure di concentrazione effettuate mediante camera di flusso, e pertanto la stima del flusso stesso, sono notevolmente influenzate da fattori ambientali che devono essere monitorati e valutati per poter garantire l'affidabilità dei dati ottenuti nonché per apportare le idonee misure di mitigazione in campo.



Nel seguito se ne riporta una descrizione.

Temperatura: il flusso di vapori alla superficie del suolo varia con ciclo giornaliero, massimo diurno e minimo o addirittura nullo di notte, con un fattore di circa 3 - 4 di variazione tra giorno e notte, indotto dalla radiazione solare, dalla velocità del vento e dalla temperatura dell'aria .

All'interno della camera è possibile riscontrare variazioni di temperatura generalmente dovute a:

- conduzione del calore attraverso le pareti della camera;
- effetto serra nell'ambiente confinato della camera;
- convezione del calore dovuta al riscaldamento del terreno prima del posizionamento della camera.

L'incremento di temperatura all'interno della camera può generare condensa sulla superficie della camera stessa, causando la solubilizzazione dei composti di interesse e la conseguente sottostima dei flussi emessi.

Al fine di minimizzare l'effetto della temperatura "all'origine", è opportuno realizzare la camera con materiali isolanti o isolare la superficie esterna con materiali riflettenti, opachi o con coperture di colore bianco.

Un semplice ma utile accorgimento per ridurre l'incremento di temperatura nella camera consiste nel mantenere la camera in ombra durante la misura.

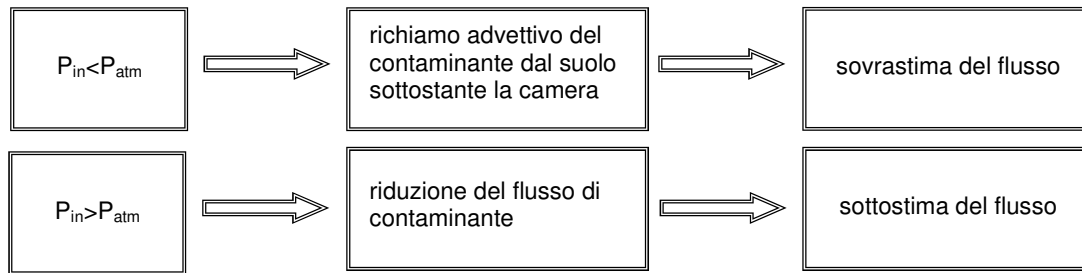
Nel corso delle attività di campo, al fine di valutare l'influenza di questo parametro, è opportuno prevedere il monitoraggio della temperatura dell'aria (e possibilmente del suolo) all'interno e all'esterno della camera, in continuo o a intervalli regolari, a seconda della variabilità del fenomeno. Al fine di valutare la scala temporale del fenomeno è possibile ad esempio prevedere misure molto ravvicinate nella prima parte della prova e successivamente, sulla base dei valori riscontrati, eventualmente diradarle.

È opportuno inoltre valutare l'umidità relativa all'interno della camera anche solo mediante un'ispezione visiva per verificare l'eventuale formazione di condensa. È possibile anche prevedere la rimozione dell'umidità dal flusso da campionare, con un sistema quale ad esempio un gorgogliatore o un condensatore. In questo caso, a seconda delle caratteristiche delle sostanze di interesse, può essere utile eseguire un'analisi di controllo sull'acqua di condensa per escludere la presenza delle stesse sostanze.

Pressione barometrica: influisce fortemente sul flusso nella zona prossima alla superficie del terreno, con incremento notevole di concentrazione nei periodi di abbassamento di pressione.

Inoltre occorre valutare la differenza di pressione tra l'interno della camera e l'ambiente esterno, generalmente funzione della granulometria e dell'umidità del terreno (nei suoli secchi, grossolani e con alta permeabilità gli effetti sono più importanti che nei suoli umidi, fini e con bassa permeabilità).

In linea generale è possibile affermare che:



Nel corso delle attività di campo, per valutare l'influenza di questo parametro e spiegare eventuali dati anomali, è pertanto opportuno prevedere il monitoraggio della pressione all'interno e all'esterno della camera, in continuo o a intervalli regolari, a seconda della variabilità del fenomeno. Al fine di valutare la scala temporale del fenomeno è possibile ad esempio prevedere misure molto ravvicinate nella prima parte della prova e successivamente, sulla base dei valori riscontrati, eventualmente diradarle.

Vento: in condizioni "naturali", all'esterno della camera, il vento influenza l'emissione delle sostanze dal suolo; in particolare nei giorni ventosi, all'esterno della superficie isolata dalla camera, l'emissione aumenta poiché il vento riduce la resistenza diffusionale. Poiché il vento può causare variazioni di pressione in corrispondenza della camera è sempre conveniente proteggerla dal vento nel corso della misura, utilizzando ad esempio un frangivento in polietilene dalla sommità della camera alla superficie del suolo.

Contenuto di acqua nel suolo: influenza il trasporto del contaminante verso la superficie, determinando una maggiore o minore solubilizzazione del contaminante stesso nonché modificando l'attività biologica. La misura mediante *flux chamber* risente pertanto rapidamente e profondamente dei fenomeni piovosi.

L'entità dell'effetto dipende fortemente anche dalla granulometria del terreno su cui si lavora e dalle condizioni del terreno al momento dell'evento meteorico.

Nei suoli con granulometria fine l'umidità riduce infatti la continuità tra i pori (e quindi il trasporto dei contaminanti) più rapidamente che nei suoli con granulometria grossolana.

Nei suoli secchi l'aumento del contenuto di acqua nei pori usualmente comporta inizialmente un aumento delle emissioni poiché l'infiltrazione di acqua determina lo spostamento dell'aria interstiziale verso la superficie.

USEPA (1986) per contenuti d'acqua conseguenti a precipitazioni di 0,8 cm ha riscontrato riduzioni delle emissioni del 90%; in tali condizioni sono necessari 7 giorni di tempo caldo e soleggiato per ritornare ai valori di flusso precedenti l'evento meteorico. Per precipitazioni di scarsissima entità (inferiori a 0,25 mm) non si misurano effetti rilevanti sul flusso di vapori.

Il protocollo USDA (Parkin, 2003), al fine di minimizzare gli effetti dell'umidità, consiglia di correggere gli effetti di diluizione dovuti al vapore acqueo misurando le variazioni di umidità relativa all'interno della camera e di ridurre i tempi di campionamento.

In generale è opportuno campionare in ambiente *outdoor* lontano da eventi piovosi, lasciando passare da 24 ore fino ad una settimana in funzione dell'entità dell'evento e della tessitura del terreno. Analogamente, sempre ai fini di ridurre la possibilità di sottostimare il flusso di vapori, non è opportuno campionare quando il terreno è gelato.

### 5.3 Aspetti progettuali di validità generale

Nel presente capitolo sono trattati alcuni aspetti progettuali che influenzano in modo particolare il funzionamento della camera e la sua capacità di misurare adeguatamente il flusso dei gas/vapori emessi dalla superficie di interesse.

#### Geometrie, dimensioni e materiali

Le camere di flusso hanno generalmente 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: quelle più piccole permettono di fare un numero più elevato di misure. A tal proposito la linea guida USEPA (1986) [7] consiglia un approccio di tipo statistico, che prevede quindi il prelievo di un elevato numero di campioni (funzione della dimensione del sito da indagare, a sua volta suddiviso in sub-aree omogenee), reso operativamente possibile anche dal fatto che la *flux chamber* di riferimento è di dimensione pari a 30 litri e i tempi di campionamento sono brevi (ad esempio il campionamento mediante canister da 2 litri ha una durata nell'ordine di qualche minuto). Una alternativa prevede un minor numero di punti di campionamento e una durata maggiore, tale da avere una rappresentatività temporale superiore (ad es. 6 - 8 ore).

Per quanto concerne i materiali di costruzione, valgono le medesime considerazioni effettuate per le linee di campionamento (cfr. paragrafo 2.2).

#### Foro di sfiato o vent

È un dispositivo che permette di mantenere uguali i flussi in ingresso e in uscita e di equilibrare eventuali variazioni di pressione che potrebbero perturbare il flusso emissivo campionato; può essere costituito da una semplice apertura nella camera oppure da un tubo con diametro e lunghezza funzione della velocità del vento e del volume della camera.

In generale deve essere ubicato distante dalla porta di campionamento per evitare interazioni indesiderate.

In generale il diametro del foro è variabile tra 2 e 10 mm e la lunghezza del tubo tra 5 e 30 cm.

#### Sigillatura

La diffusione laterale può influenzare notevolmente il flusso dei gas dal suolo in atmosfera: sebbene nessun metodo sia in grado di garantire la completa eliminazione della diffusione laterale, è opportuno che la camera venga sigillata al suolo nel miglior modo possibile.

Il sistema più comunemente utilizzato è 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).

In linea generale in suoli umidi, compatti o caratterizzati da granulometria fine, 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 (Hutchinson e Livingston, 2002).

Un ulteriore metodo di sigillatura è la disposizione di sabbia umida, bentonite o di 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.

## 5.4 Tipologie costruttive

### 5.4.1 Camera di flusso aperta

Un gas vettore (o carrier gas), privo di inquinanti, viene immesso con continuità nella camera a portata costante cosicché si misceli con il flusso di gas/vapori provenienti dal sottosuolo. Il flusso così formatosi in uscita dalla camera viene quindi opportunamente campionato/analizzato mediante strumento da campo.

I gas vettori più comunemente utilizzati sono:

- azoto puro;
- aria ambiente depurata;
- aria ambiente secca e purificata.

In Figura 5 sono riportati lo schema della camera di flusso aperta dinamica proposta da USEPA nella linea guida prodotta del 1986. Sono altresì indicati gli strumenti per la misurazione dei parametri pressione e temperatura oggetto di monitoraggio nel corso dell'attività al fine di verificarne l'affidabilità (cfr. paragrafo 5.2).

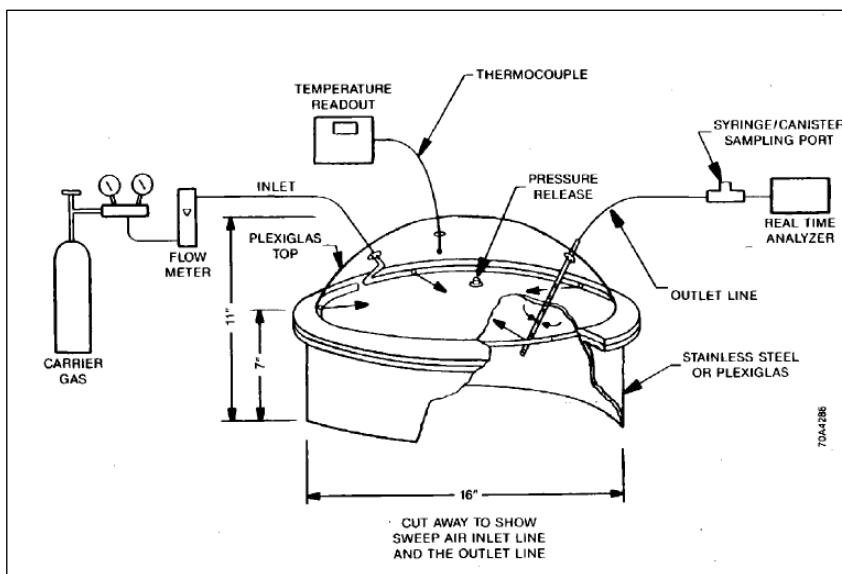


Figura 5 - schema di *flux chamber* aperta dinamica (USEPA, 1986)

Il prelievo di campioni e/o le misure dirette in campo vengono effettuate una volta raggiunte nella camera le condizioni stazionarie (perfetta miscelazione del gas e quindi concentrazione del gas in uscita pari a quella all'interno della camera) che in genere si verificano dopo uno spurgo di durata pari a 4-5 tempi di residenza<sup>12</sup>. È opportuno che lo spurgo venga effettuato alla portata del gas vettore in fase di esercizio anche se, limitatamente allo spurgo del primo/primi due volumi della camera, è possibile valutare la possibilità di operare a portata maggiore al fine di ridurre la durata dell'attività.

Studi sperimentali di Gao e Yates (1998), hanno evidenziato che il flusso misurato è funzione della velocità del gas nella camera: infatti se questa è elevata, tanto da causare la depressione della camera rispetto al terreno, è possibile una sovrastima del flusso reale, conseguente al richiamo artificiale di soil gas entro la camera); al contrario, se è bassa, è possibile una sottostima del flusso reale (presenza di concentrazione di spazio di testa). Con la riduzione del gradiente di concentrazione attraverso la superficie al di sotto della camera, il flusso diffusivo dal sottosuolo diminuisce. Una possibile soluzione al problema consiste nell'adottare una velocità del gas vettore che porti ad avere una concentrazione a regime nella camera prossima a quella nell'aria ambiente: idealmente la depressione entro la camera dovrebbe indurre un flusso advettivo che compensa il calo di flusso diffusivo ( Gao e Yates 1998 in DTSC-Cal/EPA, ottobre 2011 [3])

La differenza di pressione tra interno e esterno della camera generata dal flusso di gas vettore deve essere ridotta (0,2-0,8 Pa): a tal fine occorre valutare in modo combinato portate e dimensione delle tubazioni, sia di ingresso che di uscita alla camera; nel documento pubblicato dall'Agenzia Ambientale della California nel 2011, si consiglia, ad esempio, l'impiego di una portata dovrebbe essere non superiore a 1 l/min, con tubazioni di lunghezza inferiore a 20 cm e diametro maggiore di 1,2 cm (DTSC-Cal/EPA, ottobre 2011 [3]). I valori tipici della portata in ingresso sono compresi tra 1 e 10 l/min; l'USEPA (1986) consiglia di utilizzare 5 l/min.

<sup>12</sup> Il tempo di residenza è il rapporto tra il volume della camera e la portata in ingresso.

Per ridurre potenziali errori da campionamento, durante il prelievo la velocità dell'aria nella camera dovrebbe eguagliare la velocità dell'aria ambiente (DTSC-Cal/EPA, ottobre 2011 [3]). Il gas vettore può infatti creare un differente regime di pressione rispetto a quello originato dai venti di superficie fuori dalla camera: se il flusso nella camera è relativamente veloce e il vento all'esterno relativamente lento, nella camera si può creare un deficit di pressione che produce un flusso aggiuntivo in ingresso dal suolo nella camera, che a sua volta può portare ad una sovrastima di emissione dal suolo. Viceversa in condizioni "naturali", nei giorni ventosi, all'esterno della superficie isolata dalla camera, l'emissione aumenta poiché il vento riduce la resistenza diffusionale. Si raccomanda pertanto di utilizzare un anemometro esterno.

Poiché il vento può causare variazioni di pressione (cfr. paragrafo 5.2) è sempre conveniente proteggere la camera dal vento nel corso della misura, utilizzando ad esempio un frangivento in polietilene dalla sommità della camera alla superficie del suolo.

In letteratura esistono diverse tipologie di configurazioni di immissione di gas vettore:

- unica asta forata (ingresso puntuale);
- più linee di tubi;
- uno o più anelli/spirali perforati fissati alle pareti della camera, così da generare una distribuzione maggiormente omogenea del gas; in tale configurazione occorre valutare la spaziatura tra i fori di uscita del gas (generalmente equidistanti) e la direzione verso cui dirigere il flusso (generalmente verso il centro della camera)

La portata del gas in ingresso deve essere pari a quella del gas in uscita. In particolare il gas fuoriesce da una o più porte di campionamento ( $Q_{camp}$ ) e da un foro di sfiato denominato vent ( $Q_s$ ); qualora la camera sia ben sigillata al suolo, è infatti ragionevole ritenere trascurabili le perdite laterali. Si può pertanto affermare che:

- flussi in ingresso ( $Q_{in}$ ) = flussi uscita ( $Q_{camp} + Q_s$ ) (situazione pseudo-stazionaria);
- le variazioni di pressione atmosferica sono compensate da quanto fuoriesce dal vent.

La portata di campionamento è funzione della portata in ingresso e del sistema di campionamento, ovviamente non deve eccedere la portata in ingresso  $Q_{in}$ , altrimenti verrebbe richiamata nella camera aria dall'esterno.

Il rapporto tra  $Q_{camp}$  e  $Q_{in}$  in letteratura varia tra 0,01 e 1; l'USEPA (1986) consiglia di utilizzare  $Q_{camp}$  pari a 0,5 l/min.

Il prelievo di gas all'interno della camera può avvenire mediante una semplice asta forata o mediante un sistema di tubi forati ubicati in diverse posizioni all'interno della medesima. Il flusso di gas viene quindi pompato fino all'analizzatore di campo o al sistema di campionamento (si utilizzano le medesime strumentazioni descritte nel paragrafo 3.3).

In particolari condizioni in cui la miscelazione risulti insufficiente (es. porta di campionamento troppo vicina alla vent, camera troppo alta rispetto all'area di base o quando la superficie sotto camera è coperta da vegetazione) è preferibile posizionare un tubo forato che dalla porta di campionamento si estende lungo tutta la lunghezza della camera, in modo da campionare tutto lo spazio di testa.

#### 5.4.2 Camera di flusso chiusa

Non prevede l'impiego di un gas vettore: il contaminante si accumula nella camera e la concentrazione aumenta nel tempo, determinando un cambiamento continuo del gradiente di concentrazione nello strato di suolo sottostante la *flux chamber*; se la concentrazione aumenta in modo significativo il flusso si riduce nel tempo a causa della riduzione del gradiente (legge di Fick). I momenti iniziali di funzionamento della strumentazione risultano pertanto particolarmente rappresentativi delle condizioni "naturali" di flusso.

L'eventuale presenza di un foro di sfiato (vent) consente di prevenire l'aumento di pressione all'interno della camera e quindi di mantenere la pressione all'interno della stessa pari alla pressione atmosferica.

La camera di flusso chiusa può essere utilizzata in modalità dinamica o statica: nel primo caso è previsto il ricircolo del gas interno mentre nel secondo no.

Uno schema di funzionamento in modalità dinamica, tipico ad esempio della stima del flusso di metano in uscita da una discarica o del flusso di anidride carbonica in uscita dal suolo in aree vulcaniche, prevede di collegare la camera di flusso ad un analizzatore di campo dotato di pompa a bassa portata che dopo l'analisi ricircola il gas all'interno della camera. I dati misurati dall'analizzatore sono generalmente acquisiti da un convertitore di segnale analogico-digitale che, a sua volta, li trasmette ad esempio ad un palmare o ad un PC che visualizza la curva di concentrazione del contaminante nel tempo, per le successive elaborazioni.

Il campionamento del gas in una camera di flusso chiusa operante in modalità statica può invece essere di tipo passivo: in tal caso un sistema adsorbente, quale ad esempio una trappola alcalina per CO<sub>2</sub> o un sistema a carbone attivo granulare per COV, viene posizionato direttamente al di sotto della camera.

### 5.5 Tecniche di campionamento e analisi

Il campionamento può essere effettuato mediante i campionatori già descritti in precedenza (cfr. paragrafo 3.3) Per quanto concerne le tecniche analitiche, l'appendice A del documento "Vapor intrusion guidance document – final" (DTSC-Cal/EPA, ottobre 2011 [3]), cita esplicitamente per la determinazione dei VOC i metodi EPATO-14A del 1999 e EPATO-15 del 1999, nei quali è previsto il campionamento di aria mediante canister e determinazione analitica mediante GC o GC/MS.

## 6. DISCUSSIONE DEI RISULTATI

Una volta terminata la campagna di indagine e ottenuti i valori di concentrazione o di flusso occorre valutare i dati in funzione della finalità dello studio. Nel caso classico in cui la campagna viene eseguita, in accordo con quanto specificato nei Criteri metodologici, per avere un valore sperimentale da confrontare con i risultati dei modelli di simulazione, se le indagini dirette fanno misurare valori compatibili con le concentrazioni attese, allora viene confermata la simulazione effettuata e restano valide le CSR indicate dal modello per terreno e/o acque sotterranee. Se invece le indagini dirette fanno misurare valori

sensibilmente inferiori alle concentrazioni attese allora viene accertata la sovrastima da parte del modello. A questo punto però si pone il problema di individuare le CSR corrette per terreno e/o acque sotterranee in mancanza di un modello sufficientemente affidabile.

L'appendice V ai Criteri metodologici che si occupa delle procedure da adottare per i punti vendita carburante, propone come soluzione semplificata per questa particolare tipologia di siti l'analisi dei gas interstiziali in luogo delle misure *indoor* e *outdoor*. In particolare propone di procedere nel seguente modo.

- *<<I valori di concentrazione misurati in tutti i punti di campionamento dovranno essere inferiori rispettivamente alla Reference Concentration (RfC) per le sostanze non cancerogene e al rapporto tra il Rischio individuale tollerabile ( $10^{-6}$ ) e lo Unit Risk Factor (URF) per le sostanze cancerogene. Il non superamento dei valori indicati sarà considerato elemento sufficiente per escludere il percorso. Qualora i valori di concentrazione misurati in sito soddisfino i criteri di esclusione del percorso suddetto, a giudizio degli Enti di Controllo, potrà essere previsto un adeguato periodo di monitoraggio per la conferma dei risultati della rilevazione nel corso del tempo<sup>13</sup>>>.*

Nella Tabella 3 sono riportati i valori di RfC e TR/URF per i contaminanti volatili più frequentemente riscontrati sui siti contaminati.

- *<<In alternativa al confronto dei valori suddetti con le concentrazioni misurate di soil-gas, che è comunque da preferirsi, il proponente può utilizzare i valori di soil-gas misurati come dati di input all'interno dei software per l'applicazione dell'analisi di rischio>>.* In tal caso si ricorda l'importanza del corretto posizionamento del punto di misura in fase di indagine.
- Infine, come ulteriore ipotesi, il proponente potrà *<<... seguire per i PV in attività la procedura ordinaria di confronto delle concentrazioni indoor e outdoor misurate con i TLV/TWA secondo le indicazioni contenute nell'APPENDICE S del manuale "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati", fatte salve le valutazioni per i bersagli offsite>>.* In questo caso la valutazione dovrà essere fatta nell'ambito di una Messa in Sicurezza Operativa e il rispetto dei TLV/TWA dovrà essere valutato nell'ambito degli adempimenti previsti per la valutazione e dell'esposizione negli ambienti di lavoro.

<sup>13</sup> In sostanza si dovrà garantire che le misure effettuate siano rappresentative di una situazione che non tende a peggiorare nel tempo a causa di fenomeni transitori o a causa di effetti stagionali.



Sostanza	Numero CAS	SF Inalazione	URF		TR/URF		RfD Inalazione	RfC		
		[mg/kg*d] <sup>-1</sup>	[ug/m <sup>3</sup> ] <sup>-1</sup>		ug/m <sup>3</sup>		mg/kg*d	ug/m <sup>3</sup>		
			ad/lav	bamb.	ad/lav	bamb.		ad/lav	bamb.	
<b>Aromatici</b>										
Benzene	71-43-2	2,73E-02	7,80E-06	3,06E-05	1,28E-01	3,27E-02	8,55E-03	2,99E+01	7,63E+00	
Etilbenzene	100-41-4	-	-	-	-	-	2,85E-01	9,98E+02	2,54E+02	
Stirene	100-42-5	-	-	-	-	-	2,85E-01	9,98E+02	2,54E+02	
Toluene	108-88-3	-	-	-	-	-	1,43E+00	5,01E+03	1,28E+03	
m-Xilene	108-32-3	-	-	-	-	-	2,00E-01	7,00E+02	1,79E+02	
o-Xilene	95-47-6	-	-	-	-	-	2,00E-01	7,00E+02	1,79E+02	
p-Xilene	106-42-3	-	-	-	-	-	2,00E-01	7,00E+02	1,79E+02	
Xileni	1330-20-7	-	-	-	-	-	2,00E-01	7,00E+02	1,79E+02	
<b>Alifatici Clorurati cancerogeni</b>										
Triclorometano (Cloroformio)	67-66-3	8,05E-02	2,30E-05	9,02E-05	4,35E-02	1,11E-02	1,40E-02	4,90E+01	1,25E+01	
Cloruro di vinile	75-01-4	3,08E-02	8,80E-06	3,45E-05	1,14E-01	2,90E-02	2,86E-02	1,00E+02	2,55E+01	
Tricloroetilene	79-01-6	6,00E-03	1,71E-06	6,72E-06	5,83E-01	1,49E-01	6,00E-03	2,10E+01	5,36E+00	
Tetracloroetilene	127-18-4	2,00E-02	5,71E-06	2,24E-05	1,75E-01	4,46E-02	1,00E-02	3,50E+01	8,93E+00	
Tetracloruro di carbonio	56-23-5	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Idrocarburi (MADEP)</b>										
HC - Alifatici C5-C8		-	-	-	-	-	-	2,00E+02	5,09E+01	
HC - Aromatici C9-C10		-	-	-	-	-	-	4,99E+01	1,27E+01	
HC - Alifatici C9-C18		-	-	-	-	-	-	2,00E+02	5,09E+01	
<b>Idrocarburi Policiclici Aromatici</b>										
Benzo(a)antracene	56-55-3	6,00E-01	1,71E-04	6,72E-04	5,83E-03	1,49E-03	2,85E-01	9,98E+02	2,54E+02	
Benzo(a)pirene	50-32-8	7,32E+00	2,09E-03	8,20E-03	4,78E-04	1,22E-04	3,14E+00	1,10E+04	2,80E+03	
Benzo(ghi)perilene	191-24-2	-	-	-	-	-	3,00E-02	1,05E+02	2,68E+01	
Crisene	218-01-9	6,10E-03	1,74E-06	6,83E-06	5,74E-01	1,46E-01	3,00E-02	1,05E+02	2,68E+01	
<b>Altri</b>										
MTBE	1634-04-4	-	-	-	-	-	8,60E-01	3,01E+03	7,68E+02	
Mercurio	7439-97-6	-	-	-	-	-	8,60E-05	3,01E-01	7,68E-02	

Tabella 3 – valori di RfC e TR/URF per i contaminanti volatili più frequentemente riscontrati sui siti contaminati. Adattamento da Banca Dati ISS/ISPESL (aggiornamento maggio 2009)

Quando invece si dispone di un valore di concentrazione sufficientemente rappresentativo per l'aria ambiente *indoor* e/o *outdoor*, è possibile eseguire il calcolo del rischio manualmente, associando al valore di concentrazione misurato i dati sito specifici di esposizione e delle sostanze di interesse, utilizzando le stesse equazioni normalmente utilizzate nell'analisi di rischio.

## 6.1 Calcolo del flusso attraverso l'utilizzo delle flux-chambers

Quando l'indagine prevede la misura diretta del flusso proveniente dal sottosuolo, terminata la campagna di indagine i valori di concentrazione misurati vengono utilizzati nelle seguenti equazioni, a seconda del tipo di camera utilizzata.

### 6.1.1 Calcolo del flusso per camere aperte

Il calcolo del flusso viene eseguito con il seguente algoritmo:

$$F = \frac{C_{\text{flux}} \cdot f_{\text{conv}} \cdot Q_{\text{camp}}}{S}$$

dove:

F: flusso di vapori in uscita dal suolo [mg/(m<sup>2</sup>·min)];

C<sub>flux</sub>: concentrazione sulla fiala [mg/m<sup>3</sup>];

f<sub>conv</sub>: Q<sub>in</sub>/Q<sub>camp</sub>;

Q<sub>in</sub>: portata in ingresso (m<sup>3</sup>/min);

Q<sub>camp</sub>: portata di campionamento (m<sup>3</sup>/min);

S: superficie coperta dalla *flux chamber* (m<sup>2</sup>).

### 6.1.2 Calcolo del flusso per camere chiuse

Qualora il tasso di variazione della concentrazione del gas nella camera sia costante ossia possa essere ritenuto costante lo scambio del contaminante nel periodo di osservazione, il flusso può essere calcolato con un modello lineare, secondo il seguente algoritmo:

$$F = \frac{V}{A} \cdot \frac{dC}{dt}$$

dove:

V : volume racchiuso dalla camera [m<sup>3</sup>];

A : area coperta dalla camera [m<sup>2</sup>];

dC/dt : variazione di concentrazione nel tempo osservata all'interno della camera [mg/(m<sup>3</sup> · min)], pari alla pendenza della retta di regressione.

Qualora il tasso di variazione della concentrazione del gas nella camera non sia costante, il metodo della regressione lineare non è appropriato. Il fatto che l'andamento dei dati di concentrazione nel tempo sia meglio descrivibile da una curva che non da una retta, è attribuibile ad un accumulo della concentrazione dell'analita nello spazio di testa della camera, che altera il gradiente di diffusione ed il flusso risultante. Per tenere conto di questo effetto, Hutchinson e Mosier nel 1981 proposero un modello non lineare basato sulla teoria della diffusione molecolare nel suolo. L'algoritmo per il calcolo del flusso è il seguente:

$$F_0 = \frac{V \cdot (C_1 - C_0)^2}{A \cdot (t_1 - t_0) \cdot (2 \cdot C_1 - C_2 - C_0)} \cdot \ln \left[ \frac{C_1 - C_0}{C_2 - C_1} \right]$$

valido per  $t_2 = 2 \cdot t_1$  e  $\left[ \frac{C_1 - C_0}{C_2 - C_1} \right] > 1$

dove:

F<sub>0</sub> : flusso al tempo 0;

V : volume racchiuso dalla camera;

A : area coperta dalla camera;

C<sub>0</sub> : misura di concentrazione al momento di installazione della camera;

C<sub>1</sub> : misura di concentrazione al tempo t<sub>1</sub>;

C<sub>2</sub> : misura di concentrazione al tempo t<sub>2</sub>;

t<sub>1</sub>: intervallo di tempo che intercorre tra due campionamenti successivi;

Pedersen nel 2000 propose un'estensione stocastica del modello di Hutchinson e Mosier, nel quale non impone restrizioni sul numero di campioni e sulla loro equidistanza temporale.

Si segnala che scegliere se utilizzare un metodo di regressione lineare (Caso A) o un modello non lineare (Caso B) può avere un peso significativo sul valore di flusso calcolato. Occorre pertanto un'attenta valutazione dei dati e l'applicazione di uno stretto criterio di valutazione dell'adattamento al modello lineare.

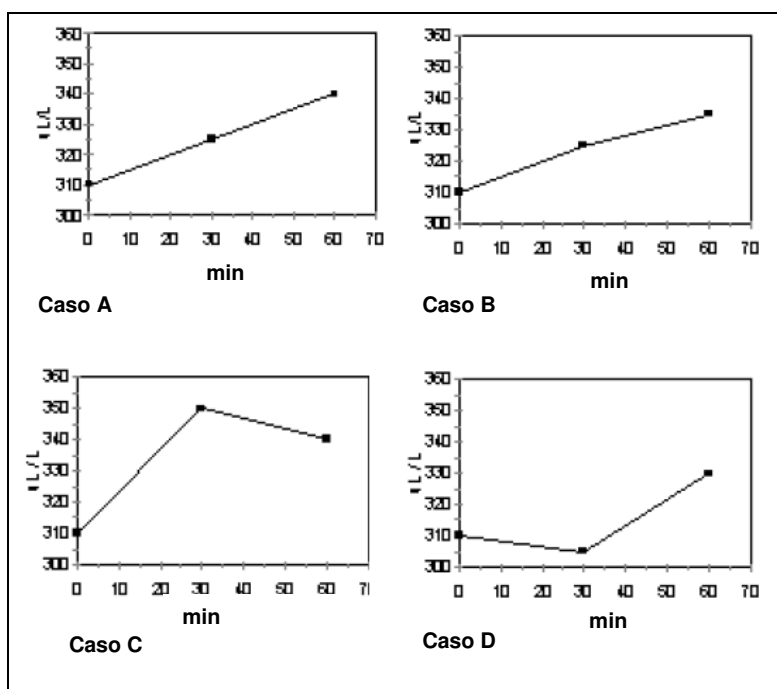


Figura 6: Fonte Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol USDA-ARS GRACEnet

Qualora si riscontri un “rumore” (casi C e D) si può procedere in diversi modi:

- regressione lineare usando tutti i punti;
- calcolare la pendenza usando i primi due punti
- calcolare la pendenza usando il primo e il terzo punto
- calcolare la pendenza usando il secondo e il terzo punto.

Se la valutazione dei dati non permette di evidenziare outliers, sulla base dell’esperienza e del giudizio esperto sul sito o sulla camera, l’approccio più conservativo potrebbe essere il primo proposto. Qualora il problema del rumore persista, occorre valutare la precisione del metodo analitico, la geometria della camera e il protocollo di campionamento

### 6.1.3 Calcolo della concentrazione in ambienti outdoor a partire dal flusso

Il calcolo della concentrazione in ambienti *outdoor* può essere eseguito applicando il modello semplificato previsto dalla procedura RBCA (standard ASTM E-1739-95, PS-104-98 . E 2081-00), definito “box model”, attraverso la seguente formula:

$$C_{\text{box}} = \frac{F \cdot W}{U \cdot \delta_{\text{air}}}$$

dove:

- F: flusso di vapori in uscita dal suolo;
- W: dimensione sorgente lungo la direzione del vento (m);
- U: velocità del vento (m/min);
- $\delta_{\text{air}}$ : altezza zona di miscelazione (m).

## 6.2 Calcolo del Fattore di Volatilizzazione e calcolo del Rischio

Quando si effettua una indagine specifica sui gas interstiziali per calcolare direttamente il rischio senza utilizzare i convenzionali modelli di trasporto, si procede a partire dalle equazioni fondamentali del rischio.

Come noto il rischio è dato da:

$$R = E \times T$$

dove R= rischio

E = esposizione ([mg/kg d])

T= tossicità ([mg/kg d]<sup>-1</sup>)

A seconda poi che si voglia considerare il rischio rispetto alla cancerogenicità della sostanza si hanno le seguenti relazioni:

per sostanze non cancerogene:

$$HQ = E / RfD$$

con HQ = Hazard Quotient o indice di pericolo [adim]

E = esposizione ([mg/kg d])

RfD = Reference Dose o dose di riferimento [mg/kg d]

per sostanze cancerogene:

$$R = E * SF$$

con R = Rischio [adim]

E = esposizione ([mg/kg d])

SF = Slope Factor [mg/kg d]<sup>-1</sup>

L'indagine diretta deve quindi essere in grado di fornire una misura della esposizione E, prodotto della concentrazione al punto di esposizione con la portata effettiva di esposizione:

$$E = C_{poe} \times EM$$

dove: C<sub>poe</sub> = concentrazione al punto di esposizione

EM = portata effettiva di esposizione

La portata effettiva di esposizione EM dipende dalle caratteristiche del sito, del bersaglio e, più in generale, dalle condizioni operative di utilizzo / fruizione del sito. Nel caso del percorso inalazione di vapori la portata effettiva di esposizione si può indicare nel seguente modo:

$$\text{Inalazione di vapori e polveri outdoor} \quad EM \left[ \frac{m^3}{Kg \times \text{giorno}} \right] = \frac{B_o \times EF_g \times EF \times ED}{BW \times AT \times 365 \frac{\text{giorni}}{\text{anno}}}$$

$$\text{Inalazione di vapori e polveri indoor} \quad EM \left[ \frac{m^3}{Kg \times \text{giorno}} \right] = \frac{B_i \times EF_g \times EF \times ED}{BW \times AT \times 365 \frac{\text{giorni}}{\text{anno}}}$$

dove:

B<sub>o</sub> = tasso di inalazione *outdoor* (m<sup>3</sup>/ora)

$B_i$  = tasso di inalazione *indoor* ( $m^3/ora$ )  
 $EF_g$  = frequenza giornaliera di esposizione (ore/giorno)  
 $EF$  = frequenza di esposizione (giorni/anno)  
 $ED$  = durata di esposizione (anni)  
 $BW$  = peso corporeo (kg)  
 $AT$  = tempo medio di esposizione (anni)

La concentrazione al punto di esposizione ( $C_{poe}$ ) invece viene normalmente calcolata con l'uso dei modelli di trasporto essendo pari a:

$$C_{poe} = FT \times C_s$$

dove:  $FT$  = fattori di trasporto  
 $C_s$  = concentrazione alla sorgente

Nel caso del percorso inalazione di vapori il fattore di trasporto è costituito dal Fattore di volatilizzazione  $VF$  che, pertanto, non è altro che il rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione in aria ( $C_{box}$ ,  $C_{indoor}$ , ecc.) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (terreno superficiale, terreno profondo o acqua di falda). A seconda del tipo di sorgente  $VF$  si differenzia rispettivamente in:

- $VF_{ss}$  = fattore di volatilizzazione di vapori *outdoor* da suolo superficiale;
- $VF_{samb}$  = fattore di volatilizzazione di vapori *outdoor* da suolo profondo;
- $VF_{wamb}$  = fattore di volatilizzazione di vapori *outdoor* da falda;
- $VF_{sest}$  = fattore di volatilizzazione di vapori *indoor* da suolo (Suolo Superficiale, SS e Suolo Profondo, SP);
- $VF_{wesp}$  = fattore di volatilizzazione di vapori *indoor* da falda.

Attraverso la misura diretta della concentrazione al punti di esposizione  $C_{poe}$ , è possibile calcolare il valore di  $VF$  tramite la seguente relazione, per confrontarlo con il valore restituito dal modello di trasporto o, in alternativa per i software che lo consentono, per inserire il valore del  $VF$  calcolato sperimentalmente all'interno del software al fine di effettuare il calcolo del rischio in modalità diretta.

$$VF = \frac{C_{air\ POE}}{C_{sorgente}}$$

E' bene infine precisare che

- tramite il prelievo di un campione rappresentativo di aria *indoor* si ha direttamente il valore della concentrazione al punto di esposizione  $C_{poe}$  per un ambiente interno (*indoor*);
- tramite la misura del flusso con camera di flusso e l'uso del modello "box model" si può calcolare la concentrazione al punto di esposizione  $C_{poe}$  per un ambiente esterno (*outdoor*);
- tramite la misura del gas interstiziale non si è in grado di calcolare direttamente la  $C_{poe}$  in ambiente *indoor* e/o *outdoor*. Occorre disporre di un valore sufficientemente affidabile per il fattore di attenuazione " $\alpha$ ", che risulta però

estremamente variabile in funzione delle diverse condizioni al contorno riportate nel corso delle esperienze condotte. Alcuni valori sperimentali per il fattore  $\alpha$  sono riportati in letteratura, al momento tuttavia la loro applicabilità è in fase di valutazione. In prima battuta è possibile non considerare il fattore di attenuazione e assimilare il valore di concentrazione riscontrato nei gas interstiziali con il valore di concentrazione in aria (C<sub>poe</sub>), effettuando il calcolo del rischio ponendosi quindi in condizioni di estrema cautela. Qualora l'esito del calcolo non consenta di escludere un rischio inaccettabile, il valore di concentrazione misurato nel soil gas può essere introdotto nel modello di trasporto contenuto nei software di analisi di rischio<sup>14</sup>, saltando la parte di simulazione che calcola la concentrazione in fase vapore a partire dai consueti modelli di ripartizione, per effettuare il calcolo del trasporto a partire dalla concentrazione nel gas interstiziale effettivamente misurata.

## 7. VALUTAZIONE DEI RISCHI

In relazione alle attività descritte sono stati individuati i seguenti rischi ai quali sono esposti gli operatori. Si ricorda che i riferimenti normativi in materia sono costituiti dal D.Lgs. 81/08 e s.m.i. e D.Lgs. 475/92 e s.m.i.. Maggiori dettagli sui riferimenti normativi sono specificati nell'Opuscolo informativo n° 6 – "La Normativa" realizzato ai sensi degli artt. 36 e 37 del D.Lgs 81/08 e s.m.i. dal Servizio Prevenzione e Protezione di Arpa Piemonte.

### 1) Rischio Rumore

Tale rischio è dovuto alla presenza delle macchine operatrici che eseguono il carotaggio in funzione del tipo e della consistenza del terreno o del materiale che viene perforato;

### 2) Rischio di agenti chimici, tossici e cancerogeni

I materiali estratti dalla macchina trivellatrice e i vapori esalati dal terreno, possono contenere prodotti e/o sostanze chimiche, tossiche e cancerogene di natura ignota;

### 3) Rischio infortunistico

La presenza di macchine operatrici nonché di attrezzature manuali varie può essere fonte di pericolo per il personale. Inoltre esiste un problema legato

- ai percorsi per recarsi sul luogo di lavoro (percorso accidentato, ecc.)
- infortunio da taglio alle mani a causa dei contenitori di vetro,
- pericolo di essere investiti dai mezzi in movimento;

### 4) Rischio da microclima

In tutte le operazioni che vengono svolte all'esterno, gli operatori sono esposti alle mutevoli condizioni climatiche.

<sup>14</sup> Si noti che soltanto alcuni software disponibili in commercio consentono l'inserimento diretto del valore di concentrazione misurato nel soil gas.

I rischi sopradescritti non possono essere quantificati in maniera puntuale e precisa in quanto trattasi di lavori che vengono eseguiti in modo discontinuo e le singole operazioni, in funzione delle necessità tecniche, possono essere eseguite in modo diverso da postazione a postazione.

## 7.1 Modalità di prevenzione

In considerazione del tipo di rischio, delle modalità di lavoro e della impossibilità di predisporre dei sistemi di prevenzione generali di seguito si definiscono le modalità di prevenzione che il personale ARPA deve rispettare per garantire la sicurezza.

### - Rischio rumore

Il personale deve essere dotato ed utilizzare sempre cuffie di protezione.

### - Rischio da agenti chimici

Tutte le operazioni devono essere eseguite dal personale che indossi idonee e specifiche maschere di protezione individuali nonché operare sempre con tute in tyvek e guanti in neoprene, se necessario.

### - Rischio infortunistico

Per quanto attiene al rischio dovuto alla presenza delle macchine operatrici il personale deve essere dotato di idoneo casco di protezione, inoltre durante la trivellazione, il personale ARPA deve allontanarsi a distanza di sicurezza (circa 5-7 m) dalla zona dove opera la macchina perforatrice.

Inoltre il personale dovrà essere dotato di: guanti per eliminare il rischio di taglio e di calzature di sicurezza per evitare il rischio schiacciamento.

Tenuto conto che si opera all'esterno è possibile che gli operatori siano, altresì, esposti al rischio di puntura di insetti ( api, vespe, ecc. ) nonché presenza di animali randagi (ad es. cani ).

Al fine di evitare il rischio di essere investito da mezzi in movimento occorre che il personale operi con gilet ad alta visibilità.

### - Rischio da microclima

Il personale dovrà essere dotato di idoneo abbigliamento per le basse e alte temperature e completi impermeabili.

Di seguito si elenca la dotazione dei DPI di ogni singolo dipendente:

- Casco elmetto+visiera+cuffie antirumore
- Scarponcini di sicurezza
- Guanti idonei

- Completo impermeabile
- Tute in tyvek
- Maschere di protezione individuale
- Cappello parasole
- Giacche a vento
- Gilet ad alta visibilità
- Crema per protezione solare
- Pomata per punture d'insetti

Il personale Arpa dovrà essere informato sui rischi presenti nelle attività nonché sulle modalità operative di sicurezza sopra definite.

E' fatto divieto al personale di:

- utilizzare e manipolare attrezzature non ARPA;
- fumare durante le attività lavorative.

## 7.2 Procedura di emergenza

1. Quando si verifica un incidente sia alle persone che alle cose o qualsiasi evento anomalo il personale (Arpa), impegnato in un punto di monitoraggio, deve immediatamente interrompere le attività;
2. Il personale deve abbandonare l'area delle operazioni (se non impossibilitati fisicamente) e portarsi in zona sicura.

Il personale Arpa, se dotato di apparecchio telefonico mobile, deve avvisare il centralino Arpa dell'unità territoriale di riferimento fornendo le informazioni necessarie all'identificazione del luogo e del tipo dell'incidente.

## 8. ESEMPI DI MODULISTICA

Nel presente capitolo vengono proposte alcune check list da utilizzare nel corso dei sopralluoghi in campo finalizzati ad accertare il rispetto delle modalità tecniche operative indicate nel documento tecnico di progetto. Tali liste possono altresì essere utilizzate come assicurazione di qualità nel corso delle campagne di monitoraggio effettuate direttamente da Arpa Piemonte.

Per piani di indagine fortemente influenzati dalle caratteristiche sito specifiche le check list proposte dovranno essere opportunamente modificate a seguito dell'approvazione del documento tecnico di progetto, preliminarmente alle attività di sopralluogo.

A titolo esemplificativo si propongono le check list relative alle attività di prelievo di soil gas e di misura sperimentale del flusso tramite l'utilizzo di camera di flusso dinamica aperta.



## 8.1 Check list - prelievo di soil gas

Si riporta nel seguito una proposta di *check list* per la misura sperimentale dei gas interstiziali. La *check list* è stata predisposta per essere utilizzata su un singolo punto di misura, tuttavia nell'attività di verifica, se la strumentazione utilizzata e le modalità di esecuzione sono le stesse per diversi punti di misura, è possibile associare la medesima *check list* a più punti di misura verificati. Se in uno dei punti di misura si rilevassero elementi di diversità si dovrà compilare per tale punto un'apposita *check list*. Si ricorda infine che prima di effettuare il sopralluogo è fondamentale prendere visione del documento tecnico di progetto approvato per facilitare e velocizzare l'attività di valutazione.

## Check list

### “Campionamento attivo di gas interstiziali”

<b>Estensori:</b>	<b>Struttura di riferimento</b>	<b>Cognome e Nome</b>

**Denominazione sito:** \_\_\_\_\_

**Comune:** \_\_\_\_\_

**Provincia:** \_\_\_\_\_

**Soggetto responsabile del sito:** \_\_\_\_\_

**Soggetto responsabile dell'indagine:** \_\_\_\_\_

**Denominazione Punto/i di Misura:** \_\_\_\_\_

#### Verifica conformità con documento tecnico di progetto



		Note	Conformità (*)			
<b>Caratteristiche costruttive del punto di monitoraggio</b>						
Geometria	<input type="checkbox"/>	SI	NO	NO	NO	NV (**)
Completamento	<input type="checkbox"/>					
Materiali linea di campionamento interrata	<input type="checkbox"/>					
Materiali linea di campionamento fuori terra	<input type="checkbox"/>					
<b>Misura dei fattori ambientali influenti</b>						
Temperatura aria	<input type="checkbox"/>	SI	NO	NO	NO	NV (**)
Pressione barometrica	<input type="checkbox"/>					
Velocità del vento	<input type="checkbox"/>					
<b>Attività preliminari al campionamento</b>						
Test di tenuta della linea fuori terra	<input type="checkbox"/>	SI	NO	NO	NO	NV (**)
Test di tenuta generale	<input type="checkbox"/>					
Realizzazione analisi di controllo lotto di fiale	<input type="checkbox"/>					
Realizzazione analisi di controllo fiala di campo	<input type="checkbox"/>					
Realizzazione operazioni di spurgo	<input type="checkbox"/>					

(\*) conformità con documento tecnico di progetto

(\*\*) NV - non valutabile

**Arpa Piemonte**

Codice Fiscale – Partita IVA 07176380017

Dipartimento provinciale della Provincia di Alessandria

Struttura Semplice Polo Bonifiche

Spazio Marengo, 33 - 15100 Alessandria (AL) Tel. 0131276251 - Fax 0131276290 mail : [polobonifiche@arpa.piemonte.it](mailto:polobonifiche@arpa.piemonte.it)

<input type="checkbox"/>	Note	Conformità (*)			
<b>Campionamento diretto/indiretto</b>					
Verifica flusso-estrazione fluido	<input type="checkbox"/> C	SI	NO	<input type="checkbox"/>	NV (**)
Verifica depressione in fase di campionamento	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Uso pompa a vuoto	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Canister	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Sacche in materiale plastico	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Bottle Vac	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Fiala ad- o- as- sorbente	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Dispositivo di misura diretta	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Portata di campionamento	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Altro	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
<b>Condizioni operative</b>					
Presenza gorgogliatore	<input type="checkbox"/> C	SI	NO	<input type="checkbox"/>	NV (**)
Scheda di registrazione dati di campo	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	
Altro	<input type="checkbox"/> C			<input type="checkbox"/>	

(\*) --- conformità con documento tecnico di progetto  
 (\*\*)--NV-- non valutabile

Valutazione complessiva misura:


Data

→ → → → → → → → Firma tecnico/i operatore/i


ALLEGATO -- Documentazione fotografica

## 8.2 Check list - misura sperimentale del flusso tramite l'utilizzo di camera di flusso dinamica aperta

Si riporta nel seguito una proposta di *check list* per la misura sperimentale del flusso tramite l'utilizzo di camera di flusso dinamica aperta. La *check list* è stata predisposta per essere utilizzata su un singolo punto di misura, tuttavia nell'attività di verifica, se la strumentazione utilizzata e le modalità di esecuzione sono le stesse per diversi punti di misura, è possibile associare la medesima *check list* a più punti di misura verificati. Se in uno dei punti di misura si rilevassero elementi di diversità si dovrà compilare per tale punto un'apposita *check list*. Si ricorda infine che prima di effettuare il sopralluogo è fondamentale prendere visione del documento tecnico di progetto approvato per facilitare e velocizzare l'attività di valutazione.

## Check list

### "Misura sperimentale del flusso di vapori da sottosuolo tramite l'utilizzo di camera di flusso dinamica aperta"

Estensori:	Struttura di riferimento	Cognome e Nome

Denominazione sito: \_\_\_\_\_

Comune: \_\_\_\_\_

Provincia: \_\_\_\_\_

Soggetto responsabile del sito: \_\_\_\_\_

Soggetto responsabile dell'indagine: \_\_\_\_\_

Denominazione Punto/i di Misura: \_\_\_\_\_

#### Verifica conformità con documento tecnico di progetto

	Note	Conformità (*)			
<b>Caratteristiche camera di flusso</b>					
geometria	<input type="checkbox"/>	SI	NO		NV (**)
forma	<input type="checkbox"/>				
geometria linea di campionamento	<input type="checkbox"/>				
materiali camera	<input type="checkbox"/>				
materiali linea di campionamento	<input type="checkbox"/>				
<b>Sistema di iniezione gas vettore</b>					
tubo cieco inserimento puntuale	<input type="checkbox"/>	SI	NO		NV (**)
tubo forato inserimento puntuale	<input type="checkbox"/>				
anello / spirale forato	<input type="checkbox"/>				
altro	<input type="checkbox"/>				
diametro ingresso (>1,2 cm)	<input type="checkbox"/>				
portata gas vettore	<input type="checkbox"/>				
<b>Sigillatura al suolo</b>					
infissione inferiore 5 cm	<input type="checkbox"/>	SI	NO		NV (**)
infissione fra 5 e 10 cm	<input type="checkbox"/>				
disposizione sabbia umida/bentonite/sigillante	<input type="checkbox"/>				
collare in schiuma di polietilene ad alta densità	<input type="checkbox"/>				
altro	<input type="checkbox"/>				

(\*) conformità con documento tecnico di progetto

(\*\*) NV - non valutabile

#### Arpa Piemonte

Codice Fiscale - Partita IVA 07176380017

Dipartimento provinciale della Provincia di Alessandria

Struttura Semplice Polo Bonifiche

Spello Marengo, 33 - 15100 Alessandria (AL) Tel. 0131276251 - Fax 0131276290 mail: [poibonifiche@arpa.piemonte.it](mailto:poibonifiche@arpa.piemonte.it)

		Note	Conformità (*)			
<b>Misura dei fattori ambientali influenti</b>						
temperatura aria interno/esterno camera	<input type="checkbox"/>		SI	NO	NV (**)	
temperatura suolo interno/esterno camera	<input type="checkbox"/>					
pressione barometrica interno/esterno camera	<input type="checkbox"/>					
velocità del vento	<input type="checkbox"/>					
umidità aria interno/esterno camera	<input type="checkbox"/>					
<b>Sistema di campionamento</b>						
pompa a vuoto	<input type="checkbox"/>		SI	NO	NV (**)	
canister	<input type="checkbox"/>					
sacche in materiale plastico	<input type="checkbox"/>					
bottle-Vac	<input type="checkbox"/>					
fiala ad- o as-sorbente	<input type="checkbox"/>					
dispositivo di misura diretta	<input type="checkbox"/>					
portata di campionamento	<input type="checkbox"/>					
altro	<input type="checkbox"/>					
<b>Condizioni operative</b>						
presenza gorgogliatore	<input type="checkbox"/>		SI	NO	NV (**)	
presenza frangivento	<input type="checkbox"/>					
presenza ombreggiatura	<input type="checkbox"/>					
scheda di registrazione dati di campo	<input type="checkbox"/>					
altro	<input type="checkbox"/>					

(\*) conformità con documento tecnico di progetto

(\*\*) NV - non valutabile

Valutazione complessiva misura: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Data

Firma tecnico/i operatore/i

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

ALLEGATO – Documentazione fotografica

**Arpa Piemonte**

Codice Fiscale – Partita IVA 07176380017  
 Dipartimento provinciale della Provincia di Alessandria  
 Struttura Semplice Polo Bonifiche

Spalto Marengo, 33 - 15100 Alessandria (AL) Tel. 0131276251 - Fax 0131276290 mail: [pobbonifiche@arpa.piemonte.it](mailto:pobbonifiche@arpa.piemonte.it)

## 9. SCHEMA DI DISTRIBUZIONE

Strutture Semplici di Produzione  
Strutture Semplici di Vigilanza  
Strutture Semplici di Laboratorio  
Rischio Industriale e Igiene Industriale  
Polo Bonifiche

## 10. PAROLE CHIAVE

Bonifiche  
Siti contaminati  
Gas interstiziali  
Intrusione di vapori  
Aria indoor  
Aria outdoor  
Monitoraggio sotto soletta  
Fiala  
Sacche in materiale plastico  
Canister  
Bottle-Vac  
Campionatore passivo  
Camera di flusso

## BIBLIOGRAFIA

- [1] “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati”, Rev. 2 Marzo 2008 – Ispra-Arpa-Appa-Iss-Ispesl;
- [2] “Linee Guida per il monitoraggio attivo dei gas interstiziali del terreno (soil gas)”, Arpa Veneto – 2011;
- [3] “Final Guidance for the evaluation and mitigation of subsurface vapor intrusion to *indoor* air (Vapor Intrusion Guidance)”, Department of Toxic Substances Control California Environmental Protection Agency - October 2011;
- [4] “Advisory – Active Soil Gas Investigation”, California Environmental Protection Agency - April 2012;
- [5] “Vapor Intrusion Technical Guidance”, New Jersey Department of Environmental Protection Agency – January 2012;
- [6] “Advisory – Sample Collection and Evaluation of Vapor Intrusion to *Indoor* Air”, US Epa, Ohio Environmental Protection Agency – May 2010
- [7] “Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber – User’s guide EPA/600/8-86/008”, US Environmental Protection Agency – February 1986.