

**ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA**

---

**FACOLTA' DI INGEGNERIA**

**Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il territorio**

**DICAM**

**Dipartimento di Ingegneria Civile, Ambientale e dei Materiali**

**CARATTERIZZAZIONE E ANALISI DI RISCHIO DI**

**UN EX PUNTO VENDITA CARBURANTE**

**NELL'AREA COSTIERA FERRARESE:**

**APPLICAZIONE DEL SOFTWARE RISK-NET**

**Candidato:**  
**STEFANO LEGNARO**

**Relatore:**  
**Prof. Ing. ALESSANDRA BONOLI**

**Correlatori:**  
**Dott. FRANCESCA FRABETTI**  
**Dott. CHIARA PRONI**

# INDICE

|  |           |
|--|-----------|
| <b>1. INTRODUZIONE.....</b>  | <b>1</b>  |
| <b>1.1 OBIETTIVO DELLA TESI .....</b>  | <b>1</b>  |
| <b>2. INQUADRAMENTO NORMATIVO SULLA BONIFICA AMBIENTALE.....</b>   | <b>3</b>  |
| 2.1.1 <i>IL D.LGS DEL 3 APRILE 2006 n. 152 “NORME IN MATERIA AMBIENTALE” .....</i>   | <i>3</i>  |
| 2.1.2 <i>ALLEGATO 2 DELLA PARTE IV “CRITERI GENERALI PER LA CARATTERIZZAZIONE DEI SITI CONTAMINATI” .....</i>  | <i>10</i> |
| 2.1.3 <i>ALLEGATO 3 DELLA PARTE IV “CRITERI GENERALI PER LA SELEZIONE E L'ESECUZIONE DEGLI INTERVENTI DI BONIFICA E RIPRISTINO AMBIENTALE, DI MESSA IN SICUREZZA (D'URGENZA, OPERATIVA O PERMANENTE), NONCHE' PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DI INTERVENTO A COSTI SOPPORTABILI” .....</i> | <i>11</i> |
| 2.1.4 <i>ALLEGATO 5 DELLA PARTE IV “CONCENTRAZIONE SOGLIA DI CONTAMINAZIONE NEL SUOLO, NEL SOTTOSUOLO E NELLE ACQUE SOTTERRANEE IN RELAZIONE ALLA SPECIFICA DESTINAZIONE D'USO DEI SITI” .....</i>   | <i>14</i> |
| 2.1.5 <i>DIRETTIVA EUROPEA 2000/60/CE, ARTICOLO 11.....</i>  | <i>15</i> |
| <b>3. PROPRIETA' E COMPORTAMENTO DEGLI INQUINANTI NEL TERRENO.....</b>   | <b>17</b> |
| 3.1.1 <i>PROPRIETA' FISICHE DELLE SOSTANZE INQUINANTI.....</i>   | <i>17</i> |
| 3.1.2 <i>PROCESSI DI MIGRAZIONE DELLE SOSTANZE INQUINANTI NEL SOTTOSUOLO .....</i>   | <i>20</i> |
| 3.1.3 <i>PARTIZIONE NEL SUOLO DI UN CONTAMINANTE E CONCENTRAZIONE DI SATURAZIONE.....</i>  | <i>24</i> |
| 3.1.4 <i>CARATTERISTICHE DI INTERESSE AMBIENTALE DEGLI IDROCARBURI.....</i>  | <i>25</i> |
| <b>4. CARATTERIZZAZIONE E VALUTAZIONE DEL SITO .....</b>   | <b>29</b> |
| <b>4.1 PIANO DI CARATTERIZZAZIONE DEL SITO .....</b>   | <b>30</b> |
| 4.1.1 <i>CARATTERIZZAZIONE GEOGRAFICA.....</i>   | <i>30</i> |
| 4.1.2 <i>DESCRIZIONE DEGLI IMPIANTI .....</i>  | <i>30</i> |
| 4.1.3 <i>DESTINAZIONE D'USO DEGLI IMPIANTI.....</i>  | <i>32</i> |
| 4.1.4 <i>MICRORILIEVO.....</i>   | <i>32</i> |
| 4.1.5 <i>CARATTERIZZAZIONE CLIMATICA.....</i>  | <i>34</i> |
| 4.1.6 <i>CARATTERIZZAZIONE GEOLOGICA.....</i>  | <i>35</i> |
| 4.1.7 <i>CARATTERIZZAZIONE IDROLOGICA E IDROGEOLOGICA .....</i>  | <i>37</i> |
| <b>4.2 PIANO DELLE INDAGINI .....</b>  | <b>39</b> |
| 4.2.1 <i>INTRODUZIONE.....</i>   | <i>39</i> |
| 4.2.2 <i>UBICAZIONE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO .....</i>   | <i>39</i> |
| 4.2.3 <i>SONDAGGI GEOGNOSTICI.....</i>   | <i>40</i> |
| 4.2.4 <i>PIEZOMETRI .....</i>  | <i>42</i> |
| 4.2.5 <i>PRELIEVO CAMPIONI DI TERRENO.....</i>   | <i>45</i> |
| 4.2.6 <i>PRELIEVO CAMPIONI DI ACQUE SOTTERRANEE.....</i>   | <i>47</i> |
| 4.2.7 <i>SELEZIONE DELLE SOSTANZE INQUINANTI DA RICERCARE.....</i>   | <i>48</i> |
| 4.2.8 <i>DESCRIZIONE DEI CONTAMINANTI INDICATORI RICERCATI.....</i>  | <i>49</i> |
| <b>5. RISULTATI DELLA CARATTERIZZAZIONE E RAPPRESENTAZIONE DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE .....</b>   | <b>51</b> |
| <b>5.1 RISULTATI DELLE ANALISI CHIMICHE SUI TERRENI.....</b>   | <b>51</b> |
| 5.1.1 <i>ANALISI E RAPPRESENTAZIONE DEI RISULTATI PER CIASCUN CONTAMINANTE .....</i>   | <i>62</i> |
| <b>5.2 RISULTATI DELLE ANALISI CHIMICHE SULLE ACQUE .....</b>  | <b>86</b> |
| <b>5.3 RISULTATI DELL'INDAGINE GEOLOGICA.....</b>  | <b>88</b> |
| <b>5.4 RISULTATI DELL'INDAGINE IDROGEOLOGICA .....</b>   | <b>89</b> |
| <b>5.5 DISCUSSIONE DEI RISULTATI DELLA CARATTERIZZAZIONE.....</b>  | <b>91</b> |
| <b>5.6 INTERVENTI DI MESSA IN SICUREZZA D'EMERGENZA.....</b>   | <b>92</b> |
| 5.6.1 <i>RICOSTRUZIONE DEGLI EVENTI.....</i>   | <i>92</i> |
| 5.6.2 <i>ANALISI DEL PRODOTTO LIBERO.....</i>  | <i>95</i> |
| 5.6.3 <i>TECNICHE DI MESSA IN SICUREZZA DELLA FALDA .....</i>  | <i>96</i> |
| 5.6.4 <i>SCELTA DELLE TECNICA DA APPLICARE AL SITO.....</i>  | <i>97</i> |
| 5.6.5 <i>PROGETTO OPERATIVO.....</i>   | <i>98</i> |

|           |  |            |
|-----------|--|------------|
| <b>6.</b> | <b>ANALISI DI RISCHIO.....</b>                                     | <b>101</b> |
| 6.1       | INTRODUZIONE.....  | 101        |
| 6.2       | MODELLO CONCETTUALE DEL SITO.....                                  | 102        |
| 6.2.1     | LE SORGENTI DI CONTAMINAZIONE.....                                 | 104        |
| 6.2.2     | LE VIE DI MIGRAZIONE.....  | 109        |
| 6.2.3     | MODALITA' DI ESPOSIZIONE E BERSAGLI.....                           | 112        |
| 6.3       | RISCHIO INDIVIDUALE E CUMULATIVO.....                              | 115        |
| 6.3.1     | CRITERI DI TOLLERABILITA' DEL RISCHIO.....                         | 117        |
| 6.4       | OBIETTIVI DI BONIFICA SITO-SPECIFICI (CSR).....                    | 118        |
| <b>7.</b> | <b>ANALISI DI RISCHIO: APPLICAZIONE DEL SOFTWARE RISK-NET.....</b> | <b>122</b> |
| 7.1       | INTRODUZIONE.....  | 122        |
| 7.2       | IL SOFTWARE UTILIZZATO: RISK-NET.....                              | 122        |
| 7.2.1     | INTERFACCIA DEL SOFTWARE.....                                      | 123        |
| 7.2.2     | ARCHITETTURA DEL SOFTWARE.....                                     | 123        |
| 7.3       | SORGENTI.....  | 129        |
| 7.3.1     | SORGENTE IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA).....              | 130        |
| 7.3.2     | SORGENTE IDROCARBURI.....  | 130        |
| 7.4       | VIE DI MIGRAZIONE ATTIVE.....                                      | 130        |
| 7.5       | BERSAGLI.....  | 131        |
| 7.6       | PRESENTAZIONE DEI DIVERSI CASI DI SIMULAZIONE.....                 | 131        |
| 7.6.1     | LISCIVIAZIONE.....   | 132        |
| 7.6.2     | VOLATILIZZAZIONE.....  | 133        |
| 7.7       | DATI DI INPUT AL SOFTWARE.....                                     | 135        |
| 7.7.1     | CONCENTRAZIONI RAPPRESENTATIVE (CRS).....                          | 135        |
| 7.7.2     | CARATTERISTICHE DEL SITO.....                                      | 136        |
| 7.8       | OUTPUT DEL SOFTWARE.....   | 139        |
| 7.8.1     | LISCIVIAZIONE IPA.....   | 139        |
| 7.8.2     | LISCIVIAZIONE IDROCARBURI.....                                     | 142        |
| 7.8.3     | VOLATILIZZAZIONE IPA.....  | 144        |
| 7.8.4     | VOLATILIZZAZIONE IDROCARBURI.....                                  | 146        |
| 7.9       | DISCUSSIONE DEI RISULTATI.....                                     | 147        |
| 7.9.1     | LISCIVIAZIONE IPA.....   | 147        |
| 7.9.2     | LISCIVIAZIONE IDROCARBURI.....                                     | 152        |
| 7.9.3     | VOLATILIZZAZIONE IPA.....  | 154        |
| 7.9.4     | VOLATILIZZAZIONE IDROCARBURI.....                                  | 163        |
| <b>8.</b> | <b>TECNOLOGIE DI BONIFICA.....</b>                                 | <b>166</b> |
| 8.1       | TRATTAMENTI DI BONIFICA PER TERRENI E FALDE INQUINATE.....         | 166        |
| 8.1.1     | TECNICHE DI BONIFICA UTILIZZABILI NEL SITO.....                    | 168        |
| 8.1.2     | VALUTAZIONE DELLE IPOTESI DI BONIFICA.....                         | 188        |
| <b>9.</b> | <b>CONCLUSIONI.....</b>  | <b>192</b> |
|           | <b>ALLEGATI.....</b>   | <b>196</b> |
|           | <b>BIBLIOGRAFIA.....</b>   | <b>201</b> |
|           | <b>RINGRAZIAMENTI.....</b>   | <b>202</b> |

# **1. INTRODUZIONE**

Nell'aprile del 2010 il Comune di Goro effettuò dei lavori di riqualificazione della viabilità. Durante uno scavo, il Comune stesso segnalava la presenza di probabili idrocarburi. Gli esiti delle analisi effettuate sul campione di terreno prelevato per la verifica, confermarono la presenza degli stessi. L'impianto di distribuzione e vendita del carburante, probabile causa della contaminazione, risulta chiuso ed inattivo dal 1999, quindi undici anni prima del rilievo. Verificata l'effettiva presenza di idrocarburi nell'area d'interesse, è stato necessario ricercare i documenti riguardanti l'attività svolta nell'ex impianto di distribuzione carburante.

Nei verbali di chiusura viene indicato che nei serbatoi non è stata rilevata la presenza di fluidi e le prove di tenuta eseguite nel 1993 e nel 2010 risultano positive.

A seguito della valutazione dei verbali in oggetto e dei risultati ottenuti attraverso le analisi effettuate è stato avviato il procedimento di bonifica e ripristino ambientale di siti contaminati ai sensi del D.Lgs. 152/06.

## **1.1 OBIETTIVO DELLA TESI**

Nel presente lavoro vengono descritti:

- un inquadramento generale della normativa italiana in materia di bonifica e dei criteri da utilizzare nella definizione di un piano di caratterizzazione e degli interventi di bonifica;
- il comportamento e le proprietà dei diversi inquinanti nel terreno una volta avvenuto lo sversamento, con particolare attenzione ai contaminanti organici (idrocarburi);
- il Piano di Caratterizzazione del sito al fine di definire lo stato di contaminazione, e quindi la distribuzione dei contaminanti e di comprendere la morfologia, geologia e idrogeologia del sito stesso;
- i risultati della caratterizzazione e la fase di messa in sicurezza d'emergenza;
- la procedura di Analisi di Rischio e l'applicazione al sito del nuovo software Risk-net;
- le soluzioni progettuali per l'eventuale bonifica del sito.

Una volta preso atto del superamento delle CSC, a partire da quanto definito nel D.Lgs 152/06, è stato redatto e messo in atto il Piano di caratterizzazione (input per l'Analisi di Rischio).

Dai risultati delle indagini si è dedotto che il sito risulta essere molto complesso dal punto di vista geologico e idrogeologico, difficile da bonificare in quanto è collocato in piena zona residenziale e presenta una contaminazione estesa e molto importante.

Durante le indagini di caratterizzazione, come ci si aspettava dato l'alto grado di contaminazione, è stato rinvenuto prodotto libero in fase surnatante sulla falda. E' stata pertanto attivata la messa in sicurezza d'emergenza e scelta la tecnica più idonea per attualizzarla. A causa di ciò è stata prorogata la procedura di Analisi di Rischio per permettere un completo campionamento delle acque sotterranee e per rimuovere completamente il prodotto libero in situ come richiesto dalla legge. Questo mi ha permesso di testare e valutare il nuovo software Risk-net ed applicarlo ad un'area del sito. L'obiettivo è stato quello di sperimentare il software su un caso reale complesso e valutarlo proprio su uno degli aspetti che risultano critici per la procedura di analisi di rischio: le condizioni di saturazione nel terreno.

Per rappresentare il caso reale sono state effettuate diverse simulazioni, a ognuna delle quali corrisponde una diversa descrizione delle caratteristiche del sito e delle sorgenti per matrice contaminata. Le simulazioni sono servite per analizzare e confrontare i diversi risultati a seconda della scelta dei parametri sito-specifici da inserire come input al software.

Questo ha consentito anche di analizzare la sensibilità dei risultati rispetto ai parametri sito specifici.

## 2. INQUADRAMENTO NORMATIVO SULLA BONIFICA AMBIENTALE

La bonifica dei siti contaminati in Italia è regolamentata dal D.Lgs del 3 aprile 2006 n. 152 “Norme in materia ambientale” che ha unificato e sostituito tutta la precedente normativa: il Decreto Legislativo 5 febbraio 1997, n. 22 recante “Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti pericolosi, e 94/62/CEE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio” (il cosiddetto Decreto Ronchi), il Decreto Ministeriale 25 ottobre 1999, n. 471 “Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell'articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22, e successive modificazioni e integrazioni” e la normativa generale sulla tutela delle acque, e cioè il D.Lgs. 152 del 11/5/99.

### 2.1.1 IL D.LGS DEL 3 APRILE 2006 n. 152 “NORME IN MATERIA AMBIENTALE”

L'attuale D.Lgs si occupa della bonifica dei siti contaminati al titolo quinto della parte quarta e definisce i principi ed i campi di applicazione dello stesso all'articolo 239:

*“Il presente titolo disciplina gli interventi di bonifica e ripristino ambientale dei siti contaminati e definisce le procedure, i criteri e le modalità per lo svolgimento delle operazioni necessarie per l'eliminazione delle sorgenti dell'inquinamento e comunque per la riduzione delle concentrazioni di sostanze inquinanti, in armonia con i principi e le norme comunitari, con particolare riferimento al principio “chi inquina paga”.*

*...le disposizioni del presente decreto non si applicano:*

- a) all'abbandono dei rifiuti disciplinati dalla parte quarta del presente decreto...*
- b) agli interventi di bonifica disciplinati da leggi speciali, se non nei limiti di quanto espressamente richiamato dalle medesime o di quanto dalle stesse non disciplinato.*

*Gli interventi di bonifica e ripristino ambientale per le aree caratterizzate da inquinamento diffuso sono disciplinati dalle regioni con appositi piani, fatte salve le competenze e le procedure previsti per i siti oggetto di bonifica di interesse nazionale e comunque nel rispetto dei criteri generali di cui al presente titolo.”*

L'articolo 240 è dedicato alle definizioni, quelle di nostro interesse sono:

- a) sito: l'area o porzione di territorio, geograficamente definita e determinata, intesa nelle diverse matrici ambientali (suolo, sottosuolo ed acque sotterranee) e comprensiva delle eventuali strutture edilizie e impiantistiche presenti;*
- b) concentrazione soglia di contaminazione (CSC): i livelli di contaminazione delle matrici ambientali che costituiscono valori al di sopra dei quali è necessaria la caratterizzazione*

*del sito e l'analisi di rischio sito specifica, come individuati nell'allegato 5 alla parte quarta del presente decreto. Nel caso in cui il sito potenzialmente contaminato sia ubicato in un'area interessata da fenomeni antropici o naturali che abbiano determinato il superamento di una o più concentrazioni soglia di contaminazione, queste ultime si assumono pari al valore di fondo esistente per tutti i parametri superati;*

- c) concentrazioni soglia di rischio (CSR): i livelli di contaminazione delle matrici ambientali, da determinare caso per caso con l'applicazione della procedura di analisi di rischio sito specifica secondo i principi illustrati nell'allegato 1 alla parte quarta del presente decreto e sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, il cui superamento richiede la messa in sicurezza e la bonifica. I livelli di concentrazione così definiti costituiscono i livelli di accettabilità per il sito;*
- e) sito contaminato: un sito nel quale i valori delle concentrazioni soglia di rischio (CSR), determinati con l'applicazione della procedura di analisi di rischio di cui all'allegato 1 alla parte quarta del presente decreto sulla base dei risultati del piano di caratterizzazione, risultano superati;*
- p) bonifica: l'insieme degli interventi atti ad eliminare le fonti di inquinamento e le sostanze inquinanti o a ridurre le concentrazioni delle stesse presenti nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee ad un livello uguale o inferiore ai valori delle concentrazioni soglia di rischio (CRS);*
- s) analisi di rischio sanitario e ambientale sito specifica: analisi sito specifica degli effetti sulla salute umana derivanti dall'esposizione prolungata all'azione delle sostanze presenti nelle matrici ambientali contaminate, condotta con criteri indicati nell'allegato 1 alla parte quarta del presente decreto.*

In base alla nuova normativa, la necessità di avviare la bonifica o la messa in sicurezza deve essere preventivamente subordinata all'analisi di rischio igienico ed ambientale nel caso specifico.

Ove l'analisi del rischio confermi la necessità di un intervento, ciò comporterà anche l'adozione di valori obiettivo per la bonifica o messa in sicurezza che possono essere diversi caso per caso di quelli riportati in Tabella 2 all'Allegato 5 parte IV del presente decreto, che ne definisce i livelli accettabili nei suoli e nelle acque sotterranee.

L'articolo 242 descrive le procedure operative ed amministrative con cui devono essere eseguiti gli interventi di bonifica:

*“Al verificarsi di un evento che sia potenzialmente in grado di contaminare il sito, il responsabile dell’inquinamento mette in opera entro 24 ore le misure necessarie di prevenzione e ne dà immediata comunicazione ai sensi e con le modalità di cui all’art. 304, comma 2. La medesima procedura si applica all’atto di individuazioni di contaminazioni storiche che possano ancora comportare rischi di aggravamento della situazione di contaminazione.*

*Il responsabile dell’inquinamento, attuate le necessarie misure di prevenzione, svolge, nelle zone interessate dalla contaminazione, un’indagine preliminare sui parametri oggetto dell’inquinamento e, ove accerti che il livello della concentrazione soglia di contaminazione (CSC) non sia superato, provvede al ripristino della zona contaminata, dandone notizia, con apposita autocertificazione, al comune ed alla provincia competenti per territorio entro 48 ore dalla contaminazione. [...]*

*Qualora l’indagine preliminare di cui al comma 2 accerti l’avvenuto superamento delle CSC anche per un solo parametro, il responsabile dell’inquinamento ne dà immediata notizia al comune ed alle province competenti per territorio con la descrizione delle misure di prevenzione e di messa in sicurezza di emergenza adottate. [...]*

*Sulla base delle risultanze della caratterizzazione, al sito è applicata la procedura di analisi di rischio sito specifica per la determinazione delle concentrazioni soglia di rischio (CSR). I criteri per l’applicazione della procedura di analisi di rischio sono riportati nell’allegato 1 alla parte IV del presente decreto. [...]*

*Qualora gli esiti della procedura dell’analisi di rischio dimostrino che la concentrazione dei contaminanti presenti nel sito è inferiore alle concentrazioni soglia di rischio, la conferenza dei servizi, con l’approvazione del documento dell’analisi del rischio, dichiara concluso positivamente il procedimento. [...]*

*Qualora gli esiti della procedura dell’analisi di rischio dimostrino che la concentrazione dei contaminanti presenti nel sito è superiore ai valori di concentrazione soglia di rischio (CSR), il soggetto responsabile sottopone alla regione [...] il progetto operativo degli interventi di bonifica o di messa in sicurezza, operativa o permanente, e, ove necessario, le ulteriori misure di riparazione e di ripristino ambientale, al fine di minimizzare e ricondurre ad accettabilità il rischio derivante dallo stato di contaminazione presente nel sito. [...]*

*I criteri per la selezione e l’esecuzione degli interventi di bonifica e ripristino ambientale, di messa in sicurezza operativa o permanente, nonché per l’individuazione delle migliori tecniche di intervento a costi sostenibili (B.A.T.N.E.E.C. – Best Available Technology Not Entailing Excessive Costs) ai sensi delle normative comunitarie sono riportati nell’allegato 3 alla parte quarta del presente decreto.”*

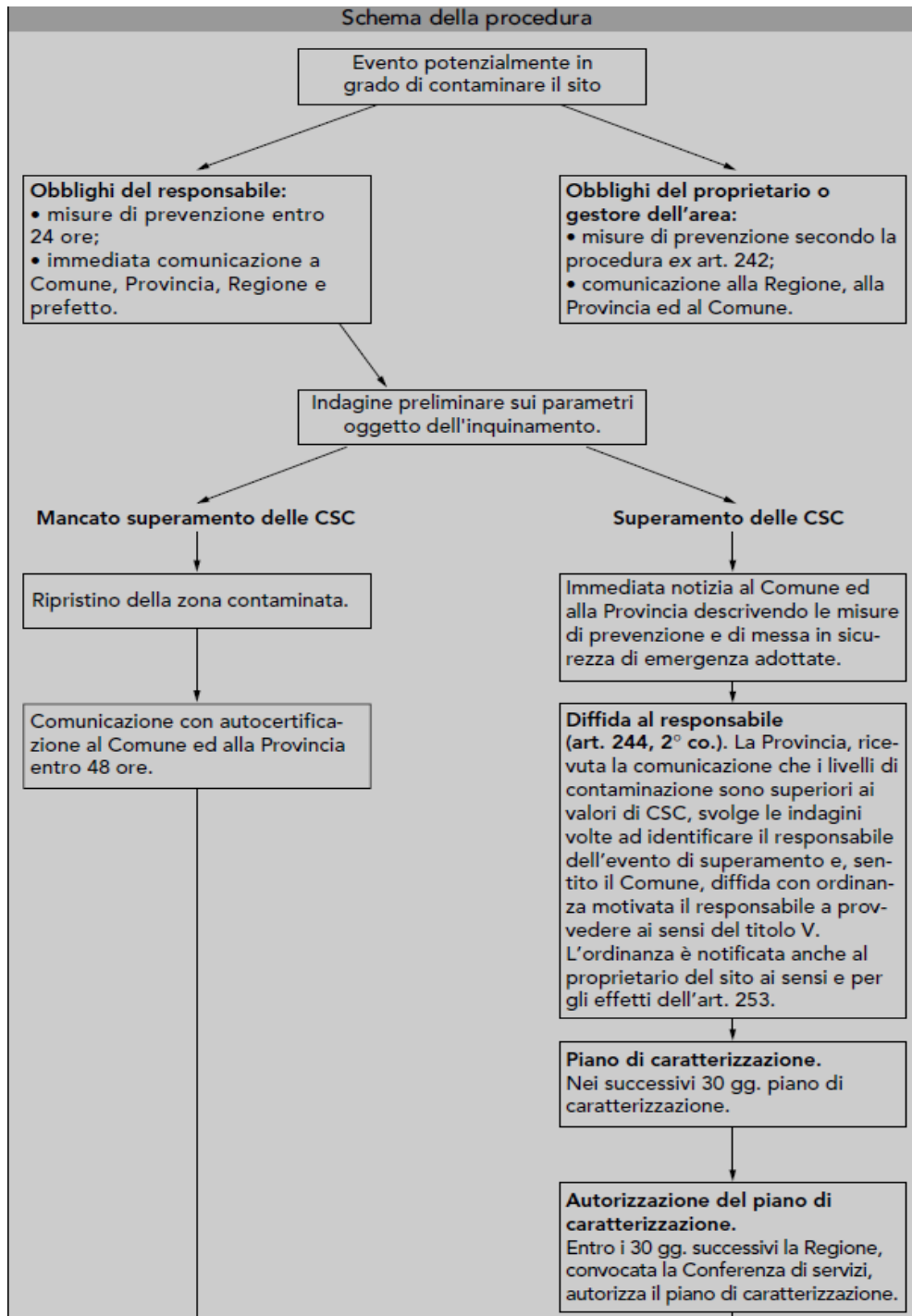


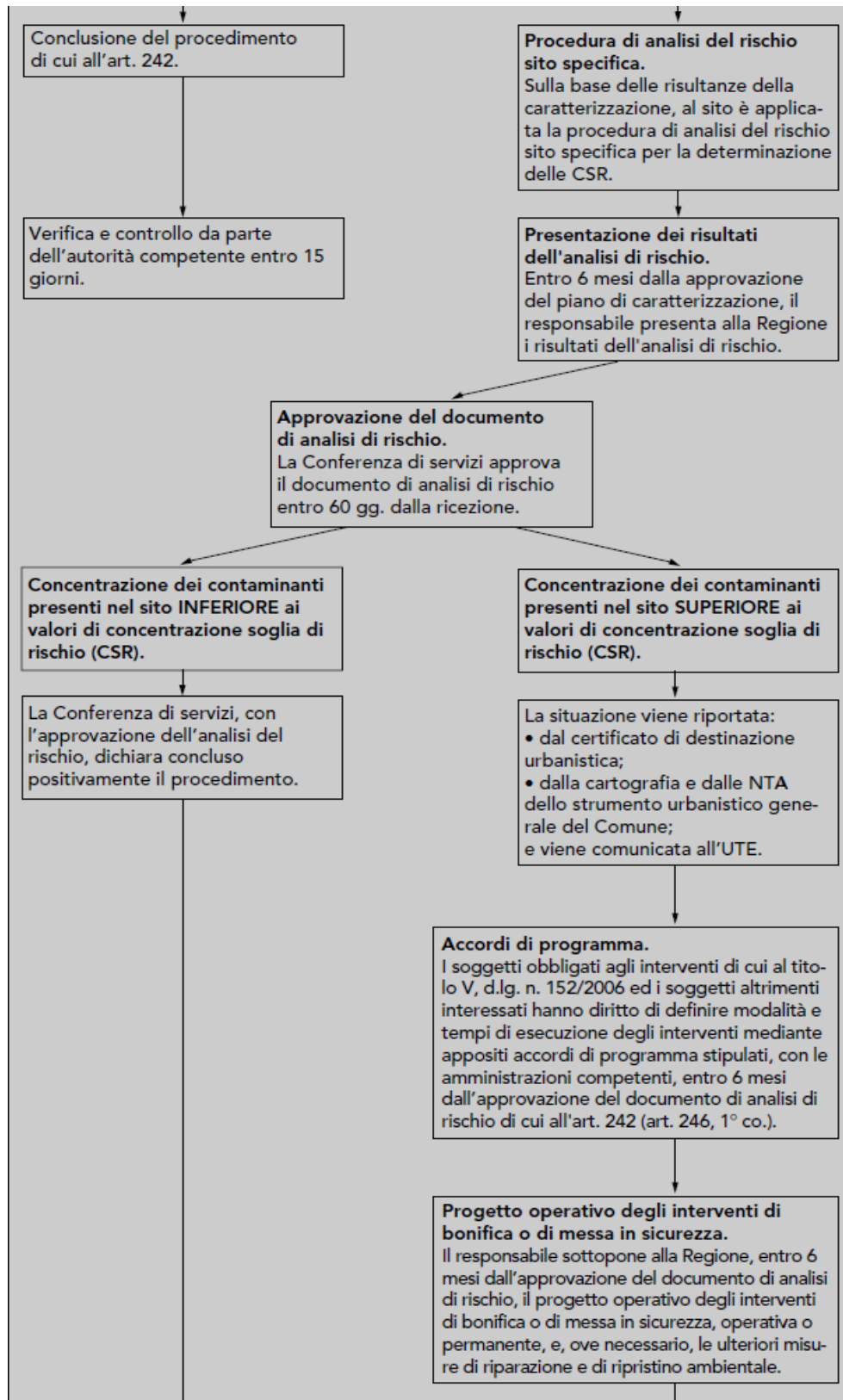
L'articolo 243 descrive come ci si deve comportare, durante una bonifica, nei confronti delle acque di falda:

*“Le acque di falda emunte dalle falde sotterranee, nell’ambito degli interventi di bonifica di un sito, possono essere scaricate, direttamente o dopo essere state utilizzate in cicli produttivi in esercizi nel sito stesso, nel rispetto dei limiti di emissione di acque reflue industriali in acque superficiali di cui al presente decreto. In deroga a quanto previsto dal comma 1 dell’art. 104, ai soli fini della bonifica dell’acquifero, è ammessa la reimmissione, previo trattamento, delle acque sotterranee nella stessa unità geologica da cui le stesse sono state estratte, indicando la tipologia di trattamento, le caratteristiche quali – quantitative delle acque reimmesse, le modalità di reimmissione e le misure di messa in sicurezza della porzione di acquifero interessato dal sistema di estrazione/reimmissione. Le acque reimmesse devono essere state sottoposte ad un trattamento finalizzato alla bonifica dell’acquifero e non devono contenere altre acque di scarico o altre sostanze pericolose diverse, per qualità e quantità, da quelle presenti nelle acque prelevate.”*

Gli articoli che seguono si riferiscono alle ordinanze, agli obblighi di intervento e di notifica da parte dei soggetti non responsabili della potenziale contaminazione, agli accordi di programma, ai siti soggetti a sequestro, ai controlli, alle bonifiche da parte dell’amministrazione, al censimento e anagrafe dei siti da bonificare, ai siti di interesse nazionale ed agli oneri e privilegi speciali.

La Figura 2.1 mostra una schematizzazione semplificata dell’iter di bonifica ordinaria ai sensi dell’art. 242.





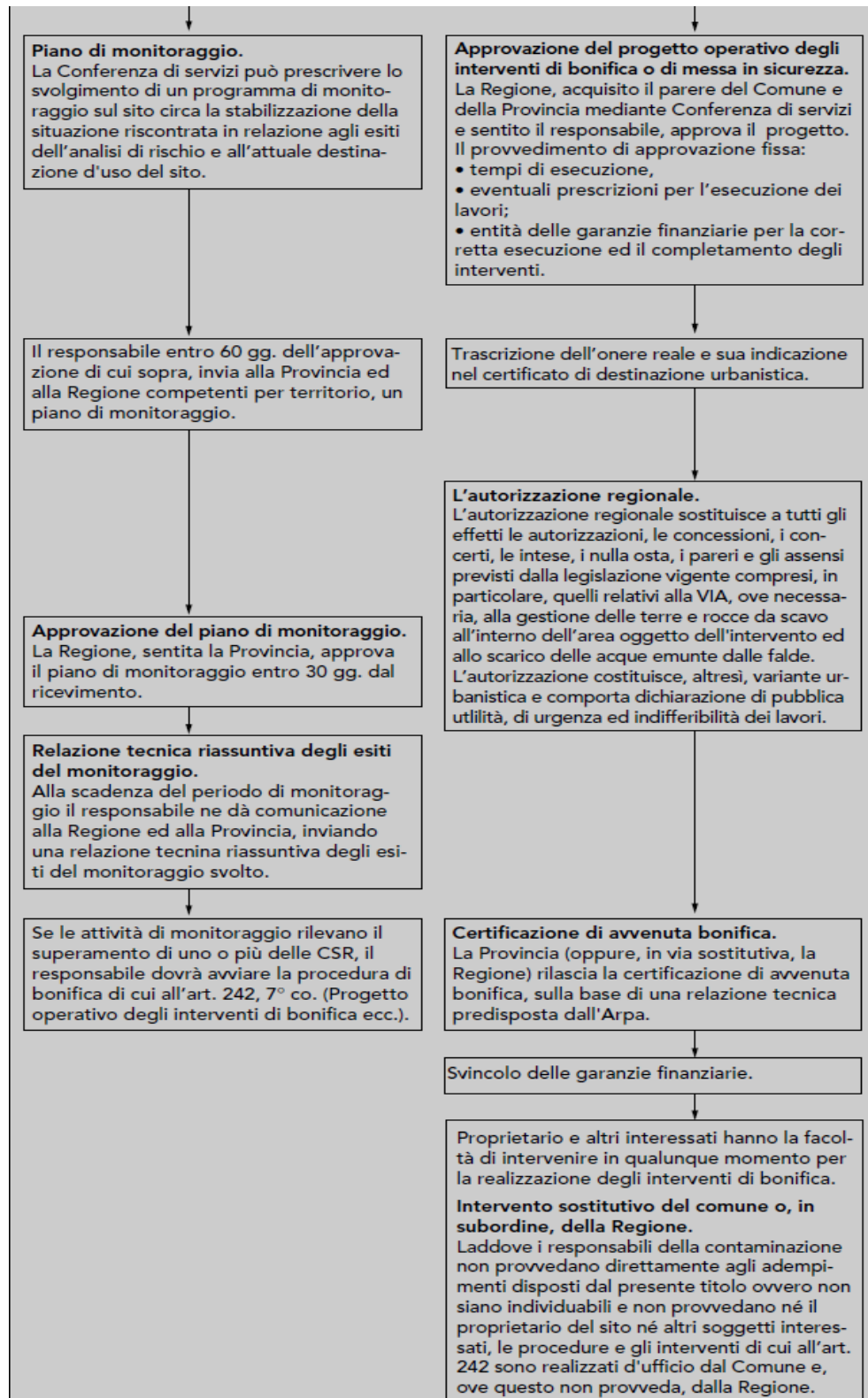


Figura 2.1 Schematizzazione semplificata dell'iter di bonifica ordinario

## 2.1.2 ALLEGATO 2 DELLA PARTE IV “CRITERI GENERALI PER LA CARATTERIZZAZIONE DEI SITI CONTAMINATI”

Il presente D.Lgs all’Allegato 2 della parte IV “Criteri generali per la caratterizzazione dei siti contaminati” fornisce le indicazioni con cui redigere la caratterizzazione del sito.

*“Per caratterizzazione dei siti contaminati si intende quindi l’intero processo costituito dalle seguenti fasi:*

- 1. ricostruzione storica delle attività produttive svolte sul sito;*
- 2. elaborazione del modello concettuale preliminare del sito e predisposizione di un piano di indagini ambientali finalizzato alla definizione dello stato ambientale del suolo, del sottosuolo e delle acque sotterranee;*
- 3. esecuzione di un piano di indagini e delle eventuali indagini integrative necessarie alla luce dei primi risultati raccolti;*
- 4. elaborazione dei risultati delle indagini eseguite e dei dati storici raccolti e rappresentazione dello stato di contaminazione del suolo, del sottosuolo e delle acque sotterranee;*
- 5. elaborazione del modello concettuale definitivo;*
- 6. identificazione dei livelli di concentrazione residua accettabili – sui quali impostare gli eventuali interventi di messa in sicurezza e/o di bonifica, che si rendessero successivamente necessari a seguito dell’analisi di rischio – calcolati mediante analisi di rischio eseguita secondo i criteri di cui in allegato1.*

*La caratterizzazione ambientale, sarà avviata successivamente all’approvazione da parte delle autorità competenti del piano di indagini di cui al punto 1 e si riterrà conclusa con l’approvazione, in unica soluzione, da parte delle autorità competenti dell’intero processo sopra riportato, al termine delle attività di cui al punto 5 nel caso di non superamento delle CSC e al termine dell’attività di cui al punto 6 qualora si riscontrino un superamento delle suddette concentrazioni.”*

L’Allegato predispone, inoltre, le indicazioni per redigere il piano di indagine ambientale finalizzato alla definizione dello stato ambientale del sottosuolo e cioè come articolare:

- modello concettuale del sito,
- piano di indagini,
- ubicazione dei punti di campionamento,
- selezione delle sostanze inquinanti da ricercare,
- modalità di esecuzione di sondaggi e piezometri,
- campionamento di terreni e acque sotterranee e le relative metodiche analitiche.

2.1.3 ALLEGATO 3 DELLA PARTE IV “CRITERI GENERALI PER LA SELEZIONE E L'ESECUZIONE DEGLI INTERVENTI DI BONIFICA E RIPRISTINO AMBIENTALE, DI MESSA IN SICUREZZA (D'URGENZA, OPERATIVA O PERMANENTE), NONCHE' PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE MIGLIORI TECNICHE DI INTERVENTO A COSTI SOPPORTABILI”

In particolare, prevedendo di utilizzare una tecnologia in situ, essa rientra tra quelle da privilegiare ai sensi dell'Allegato 3 della parte IV “Criteri generali per la selezione e l'esecuzione degli interventi di bonifica e ripristino ambientale, di messa in sicurezza (d'urgenza, operativa o permanente), nonché per l'individuazione delle migliori tecniche d'intervento a costi sopportabili”.

*“Gli interventi di bonifica e di messa in sicurezza devono essere condotti secondo i seguenti criteri tecnici generali:*

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

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

*Nel progetto, relativo agli interventi da adottare, si dovrà presentare, infatti, una dettagliata analisi comparativa delle diverse tecnologie di intervento applicabili al sito in esame, in considerazione delle specifiche caratteristiche dell'area, in termini di efficacia nel raggiungere gli obiettivi finali, concentrazioni residue, tempi di esecuzione, impatto sull'ambiente circostante degli interventi; questa analisi deve essere corredata da un'analisi dei costi delle diverse tecnologie.*

*Le alternative presentate dovranno permettere di comparare l'efficacia delle tecnologie anche in considerazione delle risorse economiche disponibili per l'esecuzione degli interventi.*

*Nel progetto si dovrà inoltre indicare se, qualora previste, si dovrà procedere alla rimozione o al mantenimento a lungo termine delle misure di sicurezza, e dei relativi controlli e monitoraggi.”*

Lo stesso Allegato descrive come redigere un programma di bonifica/messa in sicurezza permanente:

*“La bonifica, il ripristino ambientale e la messa in sicurezza permanente si possono considerare come interventi definitivi da realizzarsi sul sito non interessato da attività produttive in esercizio, al fine di renderlo fruibile per gli utilizzi previsti dagli strumenti urbanistici. ...*

*La definizione di un programma di bonifica / messa in sicurezza permanente e ripristino ambientale di un sito inquinato può essere schematizzata in questo modo:*

- *definizione della destinazione d'uso del sito prevista dagli strumenti urbanistici;*
- *acquisizione dei dati di caratterizzazione del sito, dell'ambiente e del territorio influenzati, secondo i criteri definiti nell'allegato 2;*
- *definizione degli obiettivi da raggiungere, secondo i criteri definiti nell'allegato 1, e selezione della tecnica di bonifica;*
- *selezione della tecnica di bonifica e definizione degli obiettivi da raggiungere, secondo i criteri definiti nell'allegato 1;*

- *selezione delle eventuali misure di sicurezza aggiuntive;*
- *studio della compatibilità ambientale degli interventi;*
- *definizione dei criteri di accettazione dei risultati;*
- *controllo e monitoraggio degli interventi di bonifica / messa in sicurezza permanente e delle eventuali limitazioni e prescrizioni all'uso del sito.*

*Gli interventi di bonifica / messa in sicurezza permanente devono assicurare per ciascuno sito in esame il raggiungimento degli obiettivi previsti col minore impatto ambientale e la maggiore efficacia, in termini di accettabilità del rischio di eventuali concentrazioni residue nelle matrici ambientali e di protezione dell'ambiente e della salute pubblica.*

*Il collaudo degli interventi di bonifica / messa in sicurezza permanente dovrà valutare la rispondenza tra il progetto definitivo e la realizzazione in termini di:*

- *raggiungimento delle concentrazioni soglia di contaminazione (CSC) o di concentrazioni soglia di rischio (CSR) in caso di intervento di bonifica;*
- *efficacia delle misure di sicurezza in caso di messa in sicurezza permanente, in particolare di quelle adottate al fine di impedire la migrazione degli inquinanti all'esterno dell'area oggetto dell'intervento;*
- *efficacia di sistemi, tecnologie, strumenti e mezzi utilizzati per la bonifica / messa in sicurezza permanente, sia durante l'esecuzione che al termine delle attività di bonifica e ripristino ambientale o della messa in sicurezza permanente.”*



2.1.4 ALLEGATO 5 DELLA PARTE IV “CONCENTRAZIONE SOGLIA DI CONTAMINAZIONE NEL SUOLO, NEL SOTTOSUOLO E NELLE ACQUE SOTTERRANEE IN RELAZIONE ALLA SPECIFICA DESTINAZIONE D’USO DEI SITI”

I valori limite di concentrazione dei composti inquinanti nei suoli e nelle acque (sotterranee e superficiali), nonché i valori limite accettabili degli stessi negli scarichi, sono riportati nell’Allegato 5 alla parte IV del D.Lgs. 152/06, rispettivamente alle Tabelle 2.1 e 2.2.

| N° ordine | Sostanza                                   | Valore limite (µg/L) |
|-----------|--|----------------------|
| 24        | Benzene                                    | 1                    |
| 25        | Etilbenzene                                | 50                   |
| 26        | Stirene                                    | 25                   |
| 27        | Toluene                                    | 15                   |
| 28        | Para - Xilene                              | 10                   |
| 29        | Benzo (a) antracene                        | 0.1                  |
| 30        | Benzo (a) pirene                           | 0.01                 |
| 31        | Benzo (b) fluorantene                      | 0.1                  |
| 32        | Benzo (k) fluorantene                      | 0.05                 |
| 33        | Benzo (g, h, i) perilene                   | 0.01                 |
| 34        | Crisene                                    | 5                    |
| 35        | Dibenzo (a, h) antracene                   | 0.01                 |
| 36        | Indeno (1, 2, 3 - c, d) antracene          | 0.1                  |
| 37        | Pirene                                     | 50                   |
| 38        | Sommatoria (31, 32, 33, 36)                | 0.1                  |
| 90        | Idrocarburi totali (espressi come n-esano) | 350                  |
| 13        | Piombo                                     | 10                   |

Tabella 2.1 Concentrazione soglia di contaminazione nelle acque

| N° d'ordine | Sostanza                         | Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale (mg/kg espressi come ss) | Siti ad uso commerciale e industriale (mg/kg espressi come ss) |
|-------------|----------------------------------|---|--|
| 19          | Benzene                          | 0.1   | 2  |
| 20          | Etilbenzene                      | 0.5   | 50   |
| 21          | Stirene                          | 0.5   | 50   |
| 22          | Toluene                          | 0.5   | 50   |
| 23          | Xilene                           | 0.5   | 50   |
| 24          | Sommatoria organici aromatici    | 1   | 100  |
| 25          | Benzo (a) antracene              | 0.5   | 10   |
| 26          | Benzo (a) pirene                 | 0.1   | 10   |
| 27          | Benzo (b) fluorantene            | 0.5   | 10   |
| 28          | Benzo (k) fluorantene            | 0.5   | 10   |
| 29          | Benzo (g, h, i) perilene         | 0.1   | 10   |
| 30          | Crisene                          | 5   | 50   |
| 31          | Dibenzo (a, e) pirene            | 0.1   | 10   |
| 32          | Dibenzo (a, l) pirene            | 0.1   | 10   |
| 33          | Dibenzo (a, i) pirene            | 0.1   | 10   |
| 34          | Dibenzo (a, h) pirene            | 0.1   | 10   |
| 35          | Dibenzo (a, h) antracene         | 0.1   | 10   |
| 37          | Pirene                           | 5   | 50   |
| 38          | Sommatoria policiclici aromatici | 10  | 100  |
| 94          | Idrocarburi leggeri (C<12)       | 10  | 250  |
| 95          | Idrocarburi pesanti (C>12)       | 50  | 750  |
| 10          | Piombo                           | 100   | 1000   |

Tabella 2.2 Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d’uso dei siti da bonificare

Per le sostanze non indicate in Tabella 2.1 e 2.2 (tra le quali MTBE) si adottano i valori di concentrazione limite accettabili riferiti alla sostanza “*più affine tossicologicamente*”.

Tale criterio deve ovviamente far riferimento sia alle caratteristiche tossicologiche della sostanza in esame che a quelle relative al suo comportamento ambientale.

La normativa vigente prevede, per i terreni, la determinazione degli “*Idrocarburi leggeri C<12*” e “*Idrocarburi pesanti C>12*”. La definizione e la differenziazione fra idrocarburi leggeri e pesanti non chiarisce se le due classi comprendono solo gli idrocarburi lineari o anche i ramificati e qual è l'idrocarburo più pesante (es. C30, C35, C40) cui fermarsi nella determinazione e quindi nel confronto con i limiti tabellari. Emergono inoltre alcuni aspetti critici sia nella fase di campionamento sia nella fase di analisi del campione per mancanza di metodiche specifiche che rilevino con precisione tale distinzione.

Nel caso delle acque non è prevista una distinzione tra le due classi di idrocarburi ma piuttosto la determinazione del parametro “*Idrocarburi totali*” che secondo quanto proposto dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) deve comprendere unicamente la classe di idrocarburi a catena lineare.

La proposta deriva dalla necessità di superare alcune problematiche di tipo analitico dato che la determinazione di idrocarburi a catena sia lineare che ramificata richiederebbe un impegno analitico non sempre sostenibile dai vari laboratori coinvolti nelle analisi delle acque di siti contaminati. Nella sostanza, sia per i suoli che per le acque, il parametro idrocarburi viene considerato un vero “*indicatore*” di contaminazione di origine petrolifera e quindi legato ai composti che costituiscono il petrolio greggio, e a quelli derivanti dai processi di raffinazione.

#### 2.1.5 DIRETTIVA EUROPEA 2000/60/CE, ARTICOLO 11

La maggior parte delle tecnologie in situ, implicano di norma l'aggiunta nel corpo idrico sotterraneo di substrati che comportano comunque modifiche della composizione dell'acqua di falda.

Nonostante la nuova norma non faccia specifico riferimento a tale condizione, ciò comporta l'adozione di opportune cautele per cui valgono le prescrizioni formulate dalla Direttiva Europea 2000/60/CE, art. 11 che si riporta a seguire:

*“...l'iniezione di reagenti chimici nell'acquifero deve avvenire in condizioni controllate allo scopo di evitare eventuali fenomeni di migrazione dei sottoprodotti di reazione verso bersagli sensibili (ambiente marino e/o lagunare, laghi, fiumi, ecc.).”*

A tale fine, la nota raccomanda anche che:

*“L'esecuzione di un intervento di bonifica in situ delle acque sotterranee, in presenza delle suddette condizioni controllate, presuppone quindi l'esecuzione di test di fattibilità che consentono di:*

- 1) *determinare il quantitativo e la tipologia di reagenti/sostanze da iniettare strettamente necessario all'obiettivo di risanamento: tali informazioni devono essere comunicate alle Autorità di controllo preposte all'approvazione dell'intervento;*
- 2) *individuare tutti i sottoprodotti di reazione (organici ed inorganici, in forma liquida e/o gassosa) che dovranno essere inseriti all'interno del piano di monitoraggio dell'intervento;*
- 3) *simulare il più possibile le condizioni di reazione in situ;*
- 4) *valutare il numero più ampio possibile di condizioni operative (eventualmente ottimizzandole);*
- 5) *valutare gli eventuali effetti secondari indotti dall'intervento (ad es. acidificazione dei suoli, variazioni indotte delle popolazioni microbiche presenti nel sito, modificazione delle caratteristiche degli stessi, ecc.) e individuarne le possibili conseguenze (ad es. mobilitazione di metalli pesanti, formazione di sottoprodotti a maggiore tossicità dei contaminanti di partenza, cedimenti del terreno, ecc).*

*Gli obiettivi sopra descritti devono essere conseguiti, in primo luogo, mediante l'esecuzione di prove di fattibilità a scala di laboratorio (test "in batch"), il programma delle quali dovrà essere valutato, caso per caso, dagli Enti di Controllo. Solo dopo aver verificato l'applicabilità della tecnologia a scala di laboratorio, potrà essere prevista l'esecuzione di test in scala pilota per l'ottimizzazione delle modalità di iniezione e la verifica dei risultati della sperimentazione di laboratorio."*

La nota quindi chiarisce che le prescrizioni della Direttiva e le raccomandazioni tecniche di cui sopra devono intendersi valide per tutte le tecnologie di bonifica in situ che "comportano l'iniezione nell'acquifero di composti e reagenti chimici, brevettati e non, atti a favorire, in modo diretto e/o indiretto, la degradazione e/o trasformazione biotica e/o abiotica degli inquinanti presenti in sottoprodotti innocui".

Da tale breve esame della normativa, emerge come:

- la necessità per tali interventi di un accurata progettazione e gestione, basate sulla dettagliata conoscenza degli aspetti di base sia dei processi chimici o biologici sia delle condizioni sito-specifiche che ne determinano l'efficacia;
- la necessità a tal fine di definire preliminarmente adeguate procedure sperimentali di investigazione sito – specifica (caratterizzazione del sito, test di laboratorio e di campo).

### **3. PROPRIETA' E COMPORTAMENTO DEGLI INQUINANTI NEL TERRENO**

Per una miglior comprensione dell'elaborato in questo capitolo verranno descritte brevemente le principali proprietà fisiche degli inquinanti che influenzano il comportamento degli stessi nel sottosuolo e l'applicabilità delle tecniche di risanamento.

#### **3.1.1 PROPRIETA' FISICHE DELLE SOSTANZE INQUINANTI**

##### **Miscibilità**

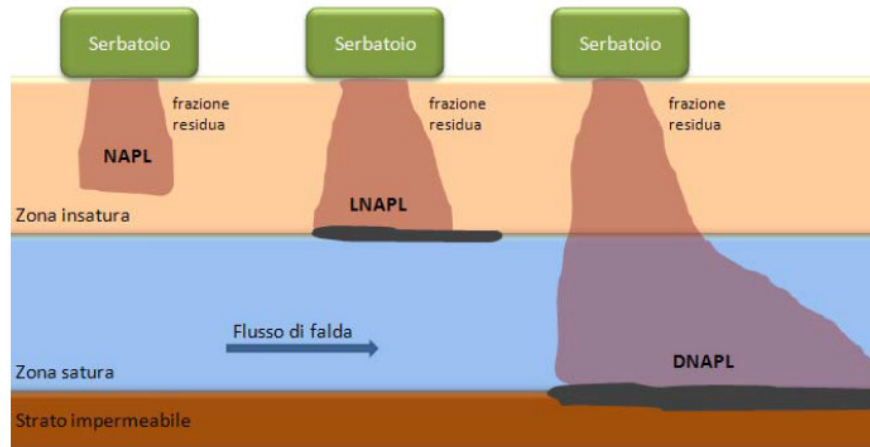
La miscibilità o meno di una sostanza contaminante (soluta) con l'acqua (solvente) è la prima proprietà da chiarire. Una sostanza contaminante si dice completamente miscibile in acqua quando forma con essa una fase da cui non è possibile distinguere il contaminante. La maggior parte dei contaminanti inorganici sono completamente miscibili in acqua, mentre la maggior parte degli inquinanti organici costituiscono una fase liquida non miscibile con l'acqua che viene genericamente denominata NAPL (Non Aqueous Phase Liquids). E' importante sottolineare che anche le sostanze non miscibili hanno comunque una loro solubilità in acqua che si misura in mg/l o in g/l. Quando un contaminante è presente in acqua con una concentrazione superiore alla solubilità, la parte eccedente il valore della sua solubilità in acqua si comporta come una fase liquida distinta dalla fase liquida acqua, si è in presenza di un flusso bifasico.

##### **Densità di massa**

Sebbene i componenti delle miscele di NAPL siano molto diverse, una classificazione ai fini pratici è quella basata sulla densità relativa all'acqua:

- LNAPL (Light NAPL) sono quelli che presentano una densità inferiore all'acqua e che quindi tendono a galleggiare sulla tavola d'acqua. I più importanti LNAPL sono i BTEX (Benzene, Toluene, Etilbenzene, Xilene), idrocarburi aromatici presenti nei carburanti e loro derivati;
- DNAPL (Dense NAPL) sono quelli che presentano una densità superiore all'acqua e che quindi tendono a penetrare in profondità nella zona satura. Rientrano in questa categoria la maggior parte degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), idrocarburi aromatici alogenati, degli idrocarburi alifatici alogenati e dei pesticidi. L'elevata densità e la bassa viscosità fanno sì che tali prodotti possono penetrare all'interno degli acquiferi anche nei pori di dimensioni più piccoli. Hanno persistenza nel suolo molto elevata, i fenomeni di

biodegradazione sono molto lenti, e a volte alcuni prodotti intermedi della biodegradazione sono più tossici della sostanza originaria.



**Figura 3.1 Migrazione di sostanze non miscibili a diversa densità**

### **Solubilità**

E' definita come la massima quantità di una sostanza che può disciogliersi nell'unità di volume di solvente quando la soluzione è in equilibrio con il composto puro nel suo stato originario di aggregazione (gassoso, liquido o solido) ad una ben precisa temperatura e pressione ed è misurata in mg/l.

Valori elevati di solubilità determinano:

- 1) una rapida dissoluzione e trasporto all'interno del sistema acquifero;
- 2) modesto adsorbimento sulla fase solida;
- 3) limitato bioaccumulo;
- 4) rapidità nella biodegradazione.

I NAPL presentano una bassa solubilità in acqua che tuttavia supera di gran lunga i valori limite accettati dalla normativa attuale. La solubilità di un componente in una miscela di diversi componenti è data da:

$$S_e = x_i \times S_i$$

dove  $S_i$  è la solubilità in acqua del componente  $i$ -esimo allo stato puro e  $x_i$  è la frazione molare del componente  $i$ -esimo nella miscela NAPL. I valori di solubilità, tratti da bibliografia, sono riferiti a misure di laboratorio per acqua "pura" e spesso non coincidono con i valori reali in sito.

### **Tensione di vapore**

La tensione di vapore di una sostanza o di un composto è la pressione che esercita il vapore della sostanza o del composto che si trova in equilibrio con la sua fase liquida. Questo parametro è legato alla velocità di volatilizzazione da una fase pura o da una miscela di composti (gasolio).

Valori elevati della tensione di vapore (1 mmHg a 25°C) qualificano una sostanza come VOC, ovvero composto organico volatile. La relazione che lega la tensione di vapore alla temperatura è del tipo:

$$P_{vp} = A - B / (T + C)$$

Dove A, B, C sono tre coefficienti caratteristici dei vari composti e T è la temperatura assoluta espressa in gradi kelvin [K].

### **Coefficiente di ripartizione ottanolo-acqua**

E' dato dal rapporto tra la concentrazione del composto chimico in ottanolo  $C_{oct}$  e la sua concentrazione in acqua  $C_w$ :

$$K_{ow} = C_{oct} / C_w$$

Questo coefficiente è molto importante per comprendere la distribuzione chimica di un composto costituito da una fase acquosa ed una oleosa, viene inoltre utilizzato per valutare la ripartizione di un contaminante organico tra acqua e matrice solida dell'acquifero contaminato.

Questo coefficiente ha una grande variabilità ( $10^{-3} < K_{ow} < 10^7$ ), pertanto si preferisce utilizzare il logaritmo di questo coefficiente. Maggiore è il valore di  $K_{ow}$ , maggiore è la tendenza del contaminante a ripartirsi nelle fasi organiche e ad entrare nella catena alimentare e minore sarà la sua concentrazione in soluzione. I composti per i quali il log  $K_{ow}$  è maggiore di 3,5 devono essere considerati potenzialmente pericolosi per l'ambiente.

### **Costante di Henry**

In condizioni di equilibrio tra una soluzione acquosa di un composto e l'aria circostante, il rapporto tra la pressione parziale del composto in fase aeriforme ( $p_a$ ) e la sua concentrazione in fase liquida prende il nome di costante di equilibrio di Henry:

$$H = p_a / C_w$$

in questo caso la costante di Henry si esprime in [atm m<sup>3</sup>/mol]. Spesso si usa la costante di Henry in forma adimensionale [-], ottenuta convertendo la pressione in concentrazione molare:

$$H_c = H / RT$$

dove  $R = 8,210 \cdot 10^{-5}$  [atm m<sup>3</sup>/mol K] è la costante dei gas perfetti,  $T$  è la temperatura assoluta in gradi K. La dipendenza della costante di Henry con la temperatura è del tipo:

$$H = \exp(A - B / (T + C))$$

dove  $A$ ,  $B$  e  $C$  sono tre coefficienti caratteristici dei vari composti.

### 3.1.2 PROCESSI DI MIGRAZIONE DELLE SOSTANZE INQUINANTI NEL SOTTOSUOLO

Un qualunque composto chimico, una volta entrato in contatto con il suolo, è soggetto a diversi processi che possono comportarne trasformazioni di natura fisica e chimica; le trasformazioni che il composto subisce dipendono essenzialmente dalla sua natura e dalle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche del terreno. In questo paragrafo verranno descritti i principali meccanismi e processi nelle interazioni fra i contaminanti e il suolo. Questi processi sono utili per capire la natura e la distribuzione finale dei contaminanti.

#### **Adsorbimento**

Per conoscere il comportamento di una specie inquinante nel sottosuolo è necessario conoscere l'equilibrio di adsorbimento che si instaura all'interfaccia solido/liquido, ovvero come questa specie si ripartisce tra la matrice solida del terreno (nelle due componenti minerale ed organica) ed il fluido di circolazione. L'adsorbimento sequestra, seppur in maniera generalmente reversibile (può dar luogo a rilascio), la specie chimica e ne determina il destino nel terreno e nell'ambiente.

Per gli inquinanti organici la partizione è regolata in massima parte dal loro assorbimento sulla frazione organica presente nel suolo. Il parametro che definisce l'equilibrio di partizione fase organica/acqua è il coefficiente di ripartizione del carbonio organico  $K_{oc}$ :

$K_{oc}$  [l/kg] = concentrazione della specie chimica adsorbita al C organico/concentrazione della specie chimica in soluzione in acqua

da tale coefficiente è facile ricavare, noto il contenuto di carbonio ( $f_{oc}$ ) nel terreno, il coefficiente di partizione  $K_d$ :

$$K_d = f_{oc} \times K_{oc}$$

Valori sperimentali del  $K_{oc}$  non sono però disponibili per tutti i composti organici. Per questo è necessario ricorrere a relazioni che stimano indirettamente tale parametro attraverso misure sperimentali di laboratorio di grandezze correlate come il coefficiente  $K_{ow}$ .

Il  $K_{ow}$  è un parametro molto importante in campo ambientale e viene utilizzato per stimare l'adsorbimento al suolo e gli effetti del bioaccumulo lungo la catena alimentare.

Valori di  $K_{ow} > 10^4$ , indicano composti idrofobi, al contrario per valori di  $K_{ow} < 10$  le sostanze possono essere considerate idrofile.

Questo coefficiente viene quindi utilizzato per valutare tramite diverse relazioni, dipendenti dalla specie chimica, il valore di  $K_{oc}$ . Poiché il  $K_{oc}$  esprime la tendenza della sostanza ad essere "catturata" dalla matrice solida, esso dà una misura anche della mobilità del contaminante nell'acquifero:

| MOBILITÀ NEL SUOLO | $K_{oc}$  |
|--------------------|-----------|
| Molto grande       | 0-50      |
| Grande             | 50-150    |
| Media              | 150-500   |
| Bassa              | 500-2000  |
| Molo bassa         | 2000-5000 |
| Immobile           | >5000     |

**Figura 3.2 Relazione tra  $K_{oc}$  e mobilità nel suolo**

### **Volatilizzazione**

Consiste in un processo di transizione di una sostanza dalla fase liquida o dalla fase solida a quella vapore. Senza che dall'esterno venga fornita energia, è possibile che alcune molecole possiedano energia sufficiente per passare dallo stato solido/liquido allo stato vapore.

L'entità di questo fenomeno, nel caso di sostanza pura, è definita attraverso la pressione di vapore (aumenta con la temperatura). Nella realtà poiché nel terreno una sostanza chimica è parzialmente adsorbita alla fase solida e disciolta in soluzione, la quantità che può volatilizzare è inferiore a quella definita dalla pressione di vapore della sostanza pura.



$$C_V = H \times C_L$$

Dove  $C_V$  e  $C_L$  indicano la concentrazione del composto chimico all'interno delle fasi vapore e liquida, mentre  $H$  è la costante di Henry (in questo caso adimensionale). Se fossimo in presenza di una soluzione formata da più composti (nel caso di NAPL), la concentrazione della sostanza di un composto nella fase gassosa deve essere calcolata secondo la legge di Raoult.

La legge di Raoult descrive la variazione della pressione di vapore di un solvente all'aggiunta di un soluto in soluzione. Essa stabilisce che la pressione parziale  $p_i$  di un componente in una soluzione ad  $n$  componenti, ad una determinata temperatura  $T$  è funzione lineare della sua pressione di vapore  $P_{vp}$  e della frazione molare  $x_i$  del componente liquido secondo l'equazione:

$$p_i = x_i \times P_{vp}$$

dove  $P_{vp}$  è la pressione di vapore del componente puro alla stessa temperatura  $T$ .

### **Biodegradazione**

Una sostanza si biodegrada nel momento in cui ha inizio quell'azione di decomposizione, propria delle sostanze organiche per mezzo di microorganismi presenti in natura. L'arco temporale della biodegradazione è strettamente connesso a fattori quali temperatura, umidità, ossigenazione, concentrazione dei microorganismi e generali condizioni al contorno, come temperatura, pH, concentrazione nutrienti. Tutte le sostanze si biodegradano, ma troppe volte i tempi risultano essere incompatibili con le nostre esigenze di vita. La velocità di biodegradazione è influenzata da alcuni fattori come la disponibilità di nutrienti inorganici, la presenza di substrati multipli, la temperatura, l'attività dell'acqua e la giusta risposta dei microorganismi. La velocità di biodegradazione di un composto varia anche tra i tipi di suolo in funzione di parametri quali pH, contenuto organico, umidità e composizione del composto. Affinchè un contaminante possa essere degradato, occorre che presenti determinate caratteristiche:

- contaminante biodegradabile e facilmente attaccabile da batteri, in modo da fungere da substrato per la crescita della biomassa stessa;
- contaminante preferibilmente solubile in acqua perché risulta più facile l'attacco dei microorganismi;
- contaminante non deve essere presente in concentrazioni troppo elevate tanto da risultare tossico per i microorganismi.

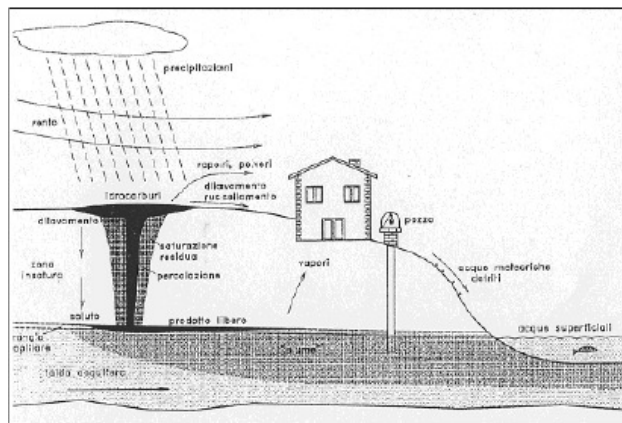
La biodegradabilità di un composto può essere espressa attraverso il rapporto tra BOD<sub>5</sub> e il COD del composto considerato. Ovviamente più alto è il rapporto, più facilmente biodegradabile è il contaminante. E' intuibile che le sostanze utilizzate dai batteri come fonte di energia, e quindi come substrato di crescita, sono sostanze organiche.

Anche la solubilità del contaminante in acqua, abbinata all'umidità del suolo, è una caratteristica molto importante. Sebbene la biodegradazione di un composto abbia luogo quando questo si trova nella fase disciolta, anche i contaminanti adsorbiti alle particelle del suolo possono essere metabolizzati dai microrganismi, seppur però con velocità molto più basse. Un'altra condizione, come detto, riguarda la quantità dell'inquinante che non deve essere troppo elevata.

Anche concentrazioni troppo basse rallentano la biodegradazione. Esiste infatti una concentrazione minima, al di sopra del quale il contaminante può essere degradato; una volta che la concentrazione del substrato cade al di sotto di questo limite, i microrganismi non riescono più a degradare quel composto, non avendo energia a sufficienza per far avvenire le reazioni metaboliche per la crescita batterica.

Ci sono altri fattori che possono limitare il numero e l'attività dei microrganismi nel suolo:

- contenuto d'acqua. La biodegradazione dei contaminanti dipende da un adeguato rifornimento d'acqua nel suolo. L'acqua è necessaria per le richieste fisiologiche dei microrganismi e per il trasporto dei nutrienti e dei sottoprodotti metabolici nonché per determinare il livello d'ossigeno nel microambiente suolo;
- pH. La biodegradazione è più veloce per valori di pH all'incirca neutri;
- temperatura del suolo. La velocità della biodegradazione aumenta con l'aumentare della temperatura;
- nutrienti inorganici. Azoto e fosforo sono necessari per la biodegradazione.



**Figura 3.3** Rappresentazione schematica delle principali vie di migrazione di un prodotto petrolifero rilasciato nel suolo

### 3.1.3 PARTIZIONE NEL SUOLO DI UN CONTAMINANTE E CONCENTRAZIONE DI SATURAZIONE

Il comportamento di un inquinante nel suolo viene in genere schematizzato con la presenza nel terreno in quattro fasi distinte:

- come soluto, nell'acqua dei pori del suolo;
- come vapore, nell'aria dei pori;
- adsorbito al suolo (se è inorganico o polare) o al carbonio organico del suolo (se il contaminante è organico);
- in forma libera.

Secondo questo semplice schema, tra le prime tre fasi il contaminante si suddivide linearmente secondo rapporti fissati dalle opportune costanti di partizione. La ripartizione tra il soluto nell'acqua dei pori e il vapore è fissata dalla costante di Henry,  $H$ ; quella con la fase adsorbita è determinata dal coefficiente di partizione  $K_d$ , che viene espresso come  $K_d = K_{oc} f_{oc}$  per le sostanze organiche ( $K_{oc}$  è la costante di ripartizione carbonio organico/acqua,  $f_{oc}$  è la frazione di carbonio organico contenuta nel suolo).

La concentrazione totale  $C_{tot}$  presente nel terreno è quindi:

$$C_{tot} = \left( \underbrace{\frac{\theta_w}{\rho}}_{\text{soluto}} + \underbrace{\frac{H \theta_A}{\rho}}_{\text{vapore}} + \underbrace{k_d}_{\text{adsorbito}} \right) \cdot C_{sol} + \underbrace{C_{free}}_{\text{fase libera}}$$

dove  $C_{sol}$  è la concentrazione del soluto nell'acqua dei pori;  $\theta_w$  e  $\theta_A$  sono le porosità occupate dall'acqua e dall'aria rispettivamente;  $\rho$  è la densità del terreno. La fase libera è presente solo se la concentrazione totale supera la cosiddetta concentrazione di saturazione nel suolo,  $C_{sat}$ .

Per le sostanze organiche apolari e, in particolare, per gli idrocarburi:

$$C_{sat} = \left( \frac{\theta_w}{\rho} + \frac{H \theta_A}{\rho} + k_{oc} \cdot f_{oc} \right) \cdot S$$

dove  $S$  è la solubilità in acqua del contaminante.

Una volta superata la concentrazione di saturazione  $C_{sat}$ , nel suolo comincia a comparire la fase separata. Gli idrocarburi presenti in fase libera al di sopra della  $C_{sat}$  sono in generale immobili nel suolo se sono in piccola quantità perché aderiscono alle sue particelle o vengono trattenuti nei pori

per capillarità oppure incontrano tensioni superficiali che ne ostacolano il movimento o infine semplicemente poiché sono molto viscosi o solidi. Tuttavia man mano che aumenta la concentrazione può accadere che il contaminante, se fluido, non venga più trattenuto dal suolo e percoli in massa verso il basso fino causare la presenza di prodotto libero in falda.

Un idrocarburo fluido in fase libera diventa mobile, e può percolare verso il basso, solo quando la sua quantità supera la capacità di assorbimento meccanico macroscopico (“da spugna”) del suolo. Tale quantità viene denominata “saturazione residua”. La “saturazione residua” dipende da un lato dalle caratteristiche del fluido, ovvero densità e viscosità della sostanza, e dall’altro dalla composizione e tessitura del suolo. L’ordine di grandezza in termini di concentrazione della saturazione residua per i composti idrocarburici è delle migliaia di mg/kg.

In fase di caratterizzazione del sito andrà quindi accertata non solo la presenza di NAPL nel suolo, ma anche che tale NAPL sia in concentrazioni inferiori alla saturazione residua.

Il caso contrario è indice di una possibile percolazione che può avvenire, o è già avvenuta, di prodotto in fase separata verso le acque sotterranee.

Valori indicativi di saturazione residua per composti idrocarburici sono riportati nella successiva tabella:

| Composti idrocarburici | Saturazione residua [mg/Kg] |                            |        |                |
|------------------------|-----------------------------|----------------------------|--------|----------------|
|                        | ghiaia grossolana           | ghiaia e sabbia grossolana | Sabbia | Limi e argille |
| Idrocarburi C ≤ 12     | 1000                        | 1700                       | 3400   | 10000          |
| Idrocarburi C > 12     | 2000                        | 3900                       | 7700   | 22800          |

**Tabella 3.1 Valori tipici di saturazione residua per le frazioni idrocarburiche**

Se si trova prodotto libero mobile sulla falda, è chiaro che esso deve essere rimosso o isolato, in quanto fonte primaria di contaminazione, ai sensi della normativa vigente, nell’ambito degli interventi di messa in sicurezza. A tale fase separata non può essere applicata l’analisi di rischio sito-specifica.

#### 3.1.4 CARATTERISTICHE DI INTERESSE AMBIENTALE DEGLI IDROCARBURI

Gli idrocarburi sono fluidi immiscibili con l’acqua e perciò sono denominati in inglese NAPL (Non-Aqueous phase liquids). Il loro comportamento nel terreno insaturo e nella falda dipende, tra l’altro, dalla loro densità. La maggior parte dei prodotti petroliferi sono meno densi dell’acqua e sono chiamati LNAPL (Light NAPL); altri, come per esempio alcuni degli oli combustibili “pesanti”, sono più densi (DNAPL, Dense NAPL).

Quando sono rilasciati nel suolo, i NAPL si muovono verso il basso attraverso i pori della zona insatura, ma una parte resta aderente alle particelle del suolo (saturazione residua). Se la quantità è sufficiente, i NAPL fluiscono fino a raggiungere la zona satura. Una volta in vicinanza della frangia capillare, i LNAPL si espandono orizzontalmente, con una piccola penetrazione al di sotto del livello di falda, e vengono trascinati da essa; i DNAPL, invece, penetrano e si adagiano sul fondo. Nel tempo, la composizione detta fase idrocarburica cambia continuamente.

Ogni specie chimica si ripartisce infatti tra le varie fasi del sistema secondo i coefficienti di partizione dettati da leggi di equilibrio termodinamico. In un terreno inquinato da NAPL sono generalmente presenti: la fase acquosa, la fase oleosa, la fase vapore nei pori liberi e la fase umica (cioè il carbonio di origine organica già presente nel suolo). Il contatto con la falda e l'accumulo di prodotto per infiltrazione causano una lenta e continua dissoluzione di alcuni costituenti chimici della massa idrocarburica nell'acqua, portando alla contaminazione l'acquifero, mentre i costituenti volatili possono ripartirsi e muoversi nella fase gassosa presente negli interstizi del suolo. Anche gli idrocarburi trattenuti dal suolo insaturo si ripartiscono tra le varie fasi presenti: il NAPL adeso fisicamente al suolo, quello assorbito dalle sostanze umiche, quello sciolto nell'acqua e il vapore nei pori. A causa di questo complesso insieme di processi fisici e chimici, nel tempo i NAPL si arricchiscono nelle componenti meno solubili e meno volatili, cioè nelle frazioni più pesanti. I prodotti petroliferi sono miscele composte da migliaia di molecole diverse, in maggioranza idrocarburi. Oltre agli idrocarburi alifatici, in tutti i prodotti sono presenti percentuali variabili di aromatici, che vanno dai BTEX (benzene, toluene, etilbenzene, xileni) della benzina, agli idrocarburi policromatici (IPA) dei prodotti più pesanti.

### **BTEX**

I BTEX (benzene, toluene, etilbenzene, xileni) sono il principale gruppo degli idrocarburi aromatici. Sono altamente volatili in quanto caratterizzati da alta costante di Henry e alta pressione di vapore, alta mobilità, perché abbastanza solubili e poco assorbibili dal suolo; possono essere sottoposti a fenomeni di biodegradazione da parte di microrganismi che vivono nel suolo.

Nelle normali condizioni ambientali si presentano allo stato liquido e hanno densità inferiore a quella dell'acqua. Hanno la tendenza a percolare dal suolo e dal sottosuolo verso la falda, sia come inquinanti disciolti (poco) ma soprattutto come LNAPL.

### **Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)**

Sono costituiti da due o più anelli benzenici uniti fra loro, in un'unica struttura piana, attraverso coppie di atomi di carbonio condivisi fra anelli adiacenti. Gli IPA sono solidi a temperatura

ambiente ed hanno punti di fusione ed ebollizione elevati. La pressione di vapore di questi composti è generalmente bassa. Gli IPA sono poco solubili e la solubilità diminuisce all'aumentare del peso molecolare. Data la loro scarsa solubilità in acqua, quindi, gli IPA si trovano, nell'ambiente acquatico, fondamentalmente nei sedimenti. Questo aspetto ha una duplice natura: se da un lato vengono immobilizzati, dall'altro il loro accumulo costituisce una riserva che, tramite continuo rilascio, determina la presenza di IPA nelle acque, anche se in basse concentrazioni, consentendone così il trasporto. Presentano valori elevati di  $K_d$ ,  $K_{oc}$  e  $K_{ow}$  rimanendo fortemente adsorbiti al terreno e sono quindi immobili nel suolo. L'assorbimento degli IPA può avvenire per inalazione di polveri di terreno contaminato, essendo adsorbiti al terreno o per ingestione di alimenti contaminati. Più densi dell'acqua tendono a depositarsi negli strati bassi.

La mobilità nel terreno è un fattore importante per determinare il "tipo" di pericolosità: i composti più mobili rappresentano in genere un pericolo maggiore per la falda acquifera: quelli meno mobili danno un pericolo più "locale", ma persistente. Nella valutazione di un fenomeno di inquinamento da prodotti petroliferi non si può seguire la sorte di ogni singolo componente.

Perciò, oltre a controllare il dato complessivo, ci si concentra su un certo numero di "contaminanti indicatori" scelti come rappresentativi delle proprietà chimico-fisiche e delle tossicità delle varie classi di composti. Per i prodotti più leggeri (benzine), generalmente i contaminanti considerati sono BTEX, additivi piombo e MTBE; per i più pesanti l'attenzione va più verso gli IPA.

| Famiglia / componenti | Peso Molecolare [g/mole] | Solubilità [mg/litro] | Pressione di vapore [mmHg] | Costante di Henry [adim.] | Koc/Kd [ml/g] | log Kow [adim.] |
|-----------------------|--------------------------|-----------------------|----------------------------|---------------------------|---------------|-----------------|
| <b>BTEX</b>           |                          |                       |                            |                           |               |                 |
| Benzene               | 78,10                    | 1,75E+03              | 9,53E+01                   | 2,28E-01                  | 6,20E+01      | 2,13E+00        |
| Etilbenzene           | 106,20                   | 1,69E+02              | 1,00E+01                   | 3,23E-01                  | 2,04E+02      | 3,14E+00        |
| Stirene               | 104,20                   | 3,10E+02              | 7,30E+00                   | 1,13E-01                  | 9,12E+02      | 2,94E+00        |
| Toluene               | 92,10                    | 5,26E+02              | 3,00E+01                   | 2,72E-01                  | 1,40E+02      | 2,75E+00        |
| m-Xilene              | 106,20                   | 1,61E+02              | 8,25E+00                   | 3,01E-01                  | 1,96E+02      | 3,20E+00        |
| o-Xilene              | 106,20                   | 1,78E+02              | 8,78E+00                   | 2,13E-01                  | 2,41E+02      | 3,17E+00        |
| p-Xilene              | 106,20                   | 1,85E+02              | 8,78E+00                   | 3,14E-01                  | 3,11E+02      | 3,13E+00        |
| Xileni                | 106,20                   | 1,85E+02              | 8,78E+00                   | 3,14E-01                  | 1,96E+02      | 3,13E+00        |
| <b>IPA</b>            |                          |                       |                            |                           |               |                 |
| Benzo(a)antracene     | 228,30                   | 9,40E-03              | 4,55E-06                   | 1,37E-04                  | 3,58E+05      | 5,70E+00        |
| Benzo(a)pirene        | 252,30                   | 1,62E-03              | 5,68E-04                   | 4,63E-05                  | 9,69E+05      | 6,11E+00        |
| Benzo(b)fluorantene   | 252,30                   | 1,50E-03              | 6,67E-07                   | 4,55E-03                  | 1,23E+06      | 6,20E+00        |
| Benzo(g,h,i)perilene  | 276,30                   | 7,00E-04              | 1,69E-07                   | 3,00E-05                  | 1,60E+06      | 6,51E+00        |
| Benzo(k)fluorantene   | 252,30                   | 8,00E-04              | 3,09E-08                   | 3,45E-05                  | 1,23E+06      | 6,20E+00        |
| Crisene               | 228,30                   | 1,60E-03              | 8,03E-07                   | 3,88E-03                  | 3,98E+05      | 5,70E+00        |
| Dibenzo(a,e)pirene    | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 3,08E-06                  | 1,66E+06      | 6,75E+00        |
| Dibenzo(a,h)pirene    | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 3,08E-06                  | 1,66E+06      | 6,75E+00        |
| Dibenzo(a,i)pirene    | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 3,08E-06                  | 1,66E+06      | 6,75E+00        |
| Dibenzo(a,l)pirene    | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 3,08E-06                  | 1,66E+06      | 6,75E+00        |
| Dibenzopireni         | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 3,08E-06                  | 1,66E+06      | 6,75E+00        |
| Dibenzo(a,h)antracene | 278,40                   | 2,49E-03              | 6,87E-10                   | 6,03E-07                  | 1,79E+06      | 6,69E+00        |
| Indenopirene          | 276,30                   | 2,20E-05              | 1,00E-09                   | 6,56E-05                  | 3,47E+06      | 6,65E+00        |
| Pirene                | 202,30                   | 1,35E-01              | 8,39E-05                   | 4,51E-04                  | 6,80E+04      | 5,11E+00        |
| <b>Idrocarburi</b>    |                          |                       |                            |                           |               |                 |
| Alifatici C5-C8       | 93,00                    | 1,10E+01              | 7,60E+01                   | 5,40E+01                  | 2,27E+03      | -               |
| Aromatici C9 - C10    | 120,00                   | 5,10E+01              | 2,20E+00                   | 3,30E-01                  | 1,78E+03      | -               |
| Alifatici C9 - C18    | 170,00                   | 1,00E-02              | 1,06E-01                   | 6,90E+01                  | 6,80E+05      | -               |
| Alifatici C19 - C36   | Considerati immobili     |                       |                            |                           |               |                 |
| Aromatici C11 - C22   | 150,00                   | 5,80E+00              | 2,43E-02                   | 3,00E-02                  | 5,00E+03      | -               |

**Tabella 3.2 Principali proprietà di alcuni composti NAPL**

#### **4. CARATTERIZZAZIONE E VALUTAZIONE DEL SITO**

La fase di caratterizzazione ha lo scopo di fornire una descrizione, la più dettagliata possibile, del sito, esaminando tutte le informazioni ottenibili (topografiche, storiche, antropiche, chimiche, geologiche ecc.). Deve concretamente accertare:

- la natura e la distribuzione dei contaminanti nel suolo;
- la natura e la distribuzione dei contaminanti nelle acque;
- gli elementi essenziali geologici e idrogeologici per valutare l'eventuale ulteriore diffusione dei contaminanti e le migliori vie di intervento per la messa in sicurezza o la bonifica.

A tal fine è necessario predisporre una raccolta di dati storici del sito, che ricostruisca la situazione sia passata sia presente dell'area anche attraverso sopralluoghi.

Obiettivo minimo della caratterizzazione è quello di raccogliere gli elementi necessari a verificare se il suolo o le acque siano contaminate. La caratterizzazione deve prevedere con esattezza il numero e la localizzazione dei punti di prelievo dei campioni e il tipo di indagini (idrogeologiche, chimiche, biologiche) da svolgere. I punti vengono localizzati sulla base della maggiore probabilità di contaminazione, mentre punti di prelievo di campioni vengono localizzati in aree presunte indenni per ottenere dati di confronto utilizzabili come “valori del fondo naturale”.

I risultati conclusivi ottenuti dalla caratterizzazione servono a definire l'eventuale necessità di ulteriore integrazione di indagine, di interventi di messa in sicurezza, o per la bonifica o a stabilire se il sito non sia contaminato.



## 4.1 PIANO DI CARATTERIZZAZIONE DEL SITO

### 4.1.1 CARATTERIZZAZIONE GEOGRAFICA

Il presente paragrafo ha lo scopo di descrivere l'assetto fisico dell'area di studio, con particolare attenzione alla destinazione d'uso delle aree e al microrilievo. La Figura 4.1 seguente mostra l'ubicazione dell'area di studio. Il centro abitato di Goro si trova a sud del ramo del Po di Goro, in un'insenatura, ora occupata dal porto, che si apre sulla nota Sacca di Goro.



Figura 4.1 Immagine tratta da Google Earth con indicazione dell'area oggetto di studio

Il Comune di Goro non ricade all'interno di zone protezione speciale ZPS né in siti d'interesse comunitario SIC ma ricade all'interno del Parco del Delta del Po.

### 4.1.2 DESCRIZIONE DEGLI IMPIANTI

Il sito è caratterizzato da una rete impiantistica costituita dall'ex punto di distribuzione di gasolio da motopesca situato sulla banchina del porto vecchio di Goro collegato a due distinti depositi di gasolio, separati tra loro e denominati A e B, di cui l'impianto A è sito in Via Brugnoli e l'impianto B in Via Risanamento.

Il punto di distribuzione, situato sulla banchina comprendeva due manichette di erogazione, ciascuna delle quali collegata ad un impianto. Entrambi gli impianti risultano attivi dal 1973. L'impianto A comprende due cisterne metalliche interrato, della capacità di 25 m<sup>3</sup> e 12,5 m<sup>3</sup>

collegate in parallelo tramite l'ausilio di valvole poste in pozzetto ad un'unica elettropompa con conta litri (portata massima 3000 l/h, minima 750 l/h); attraverso condutture metalliche interrato il carburante veniva convogliato al punto di distribuzione posto sulla banchina.

Le cisterne erano provviste di bocche di riempimento e sfiati, ubicati in pozzetti protetti da coperchi in ferro di una conduttura di sfiato collegata ad un tubo verticale posizionato in aderenza al fabbricato.

Il deposito oli lubrificanti, idoneo allo stoccaggio massimo di 5 m<sup>3</sup> di lubrificanti in confezioni in lattina da 180 kg e 18 kg ed era dotato di carro ponte meccanico.

L'impianto B comprende tre cisterne metalliche interrato ciascuna della capacità di 25 m<sup>3</sup>, collegate in parallelo tramite l'ausilio di valvole poste in pozzetto, ad un'unica elettropompa di pescaggio (portata massima 380 l/min, minima 75 l/min); le condutture metalliche interrato portavano il carburante al conta litri ubicato nel vicino impianto A e successivamente al punto di distribuzione ubicato sulla banchina.

Le cisterne erano provviste di bocche di riempimento e sfiati, ubicati in pozzetti protetti da coperchi di ferro e di condutture di sfiato collegate a tre tubi verticali, posizionati in aderenza al confine nord dell'impianto.

Per entrambi gli impianti il punto di distribuzione era costituito da un armadietto metallico con chiusura di sicurezza (totale n°2 armadietti), posizionato su un basamento in muratura, comprendente una manichetta flessibile con arrotolatore, dotata di pistola di erogazione automatica.

Dalle tavole descrittive degli impianti si deducono inoltre le seguenti informazioni:

|   | <b>IMPIANTO A</b>  | <b>IMPIANTO B</b>  |
|---|--|--|
| <b>Dimensioni cisterne</b>                            | 6x2,4 m (25 m <sup>3</sup> )<br>2x2,4 m (12,5 m <sup>3</sup> ) | 6x2,4 m<br>le tre cisterne distano 50 cm l'una dall'altra                                  |
| <b>Profondità di posa delle cisterne</b>              | -3,3 m da p.c.(escluso la vasca in c.a.)                       | -3,3 m da p.c.(escluso il basamento in c.a.)   |
| <b>Contenimento cisterne metalliche</b>               | entrambe le cisterne sono contenute in una vasca in c.a.       | Le cisterne non hanno una vasca di contenimento ma ciascuna poggia su un basamento in c.a. |
| <b>Profondità condutture di erogazione</b>            | -1,0 m da p.c.   | -1,0 m da p.c.   |
| <b>Lunghezza conduttura da serbatoio ad erogatore</b> | Tratto3-4=circa 40 m   | Tratto9-10=circa 35 m<br>Tratto8-9=circa 26 m  |
| <b>Caratteristiche delle condutture di erogazione</b> | Tubazione in metallo contro tubata con tubo cemento            | Tubazione in metallo   |

**Tabella 4.1 Alcune caratteristiche dei due impianti**

#### 4.1.3 DESTINAZIONE D'USO DEGLI IMPIANTI

Gli impianti A e B si trovano in due aree a differente destinazione d'uso secondo il vigente PRG del Comune di Goro:

- l'impianto denominato A è situato in area classificata come "zona residenziale di attuazione di piani urbanistici già convenzionati C2 normata dall'art 37 delle NTA
- l'impianto denominato B è classificato in zona produttiva artigianale-commerciale-turistica di completamento D5, normata dall'art.43 delle NTA.

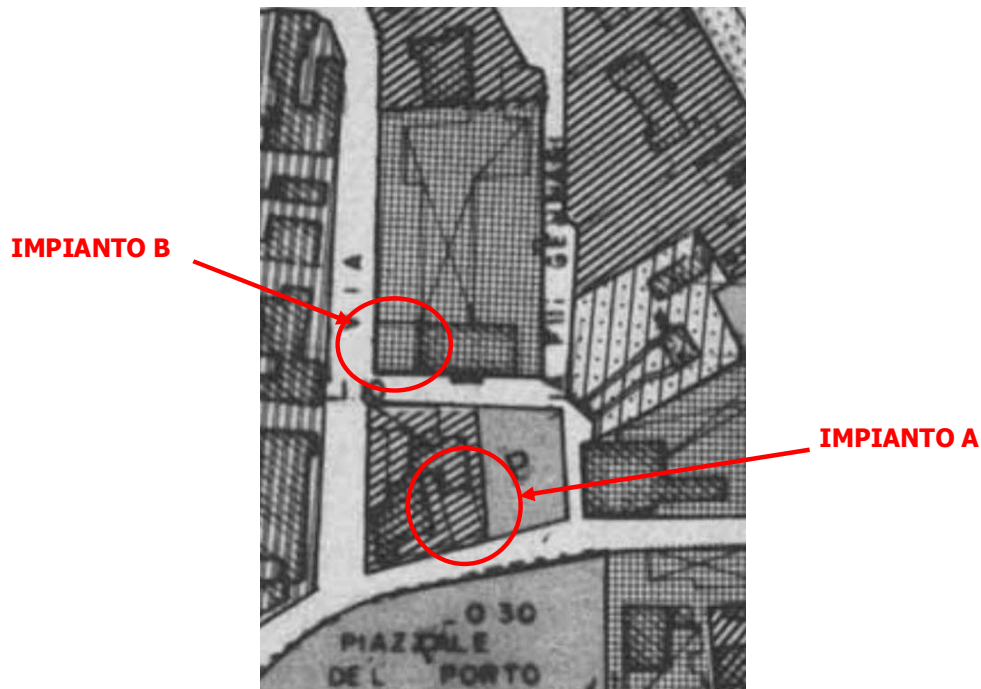


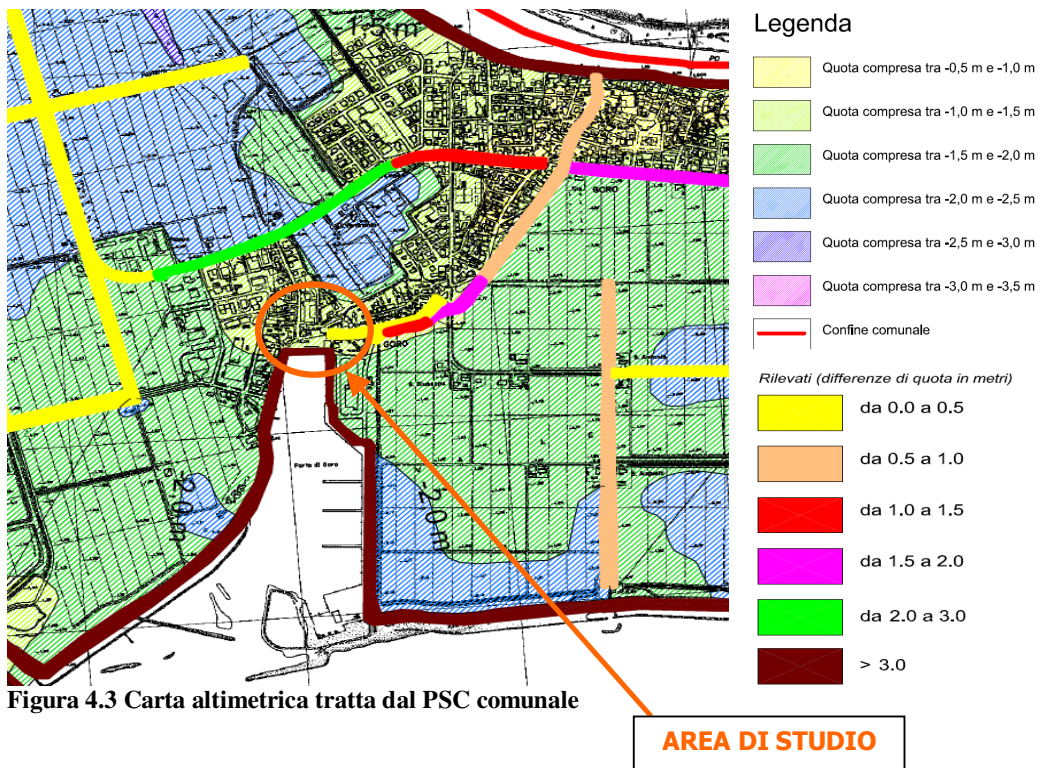
Figura 4.2 Immagine CTR con identificazione dei due impianti

#### 4.1.4 MICRORILIEVO

Dal punto di vista del microrilievo risulta evidente come buona parte del territorio comunale si trovi al di sotto del livello medio mare.

In particolar modo, l'area oggetto di studio presenta quote comprese tra -1,0 e -1,5 m.s.l.m.

La Figura 4.3 riporta la carta altimetrica di dettaglio tratta dal PSC comunale:



Dal dettaglio si osserva anche che il rilevato a sud di piazzale Pertini, che presenta una differenza di quota pari a 3 m s.l.m rispetto al piazzale stesso, è la banchina del porto di Goro, sulla quale sono posizionate le manichette di erogazione dei due impianti.

Dall'immagine si osserva che l'area di Piazzale Pertini risulta compresa nella fascia con quota compresa tra -1,0 e -2,0 m s.l.m; l'area su cui ricade l'impianto A risulta in parte ricadente nella fascia di quota compresa tra -1,0 m e 0 m s.l.m. mentre l'area dell'impianto B risulta compresa nella fascia con quota compresa tra -1,0 e -2,0 m s.l.m.

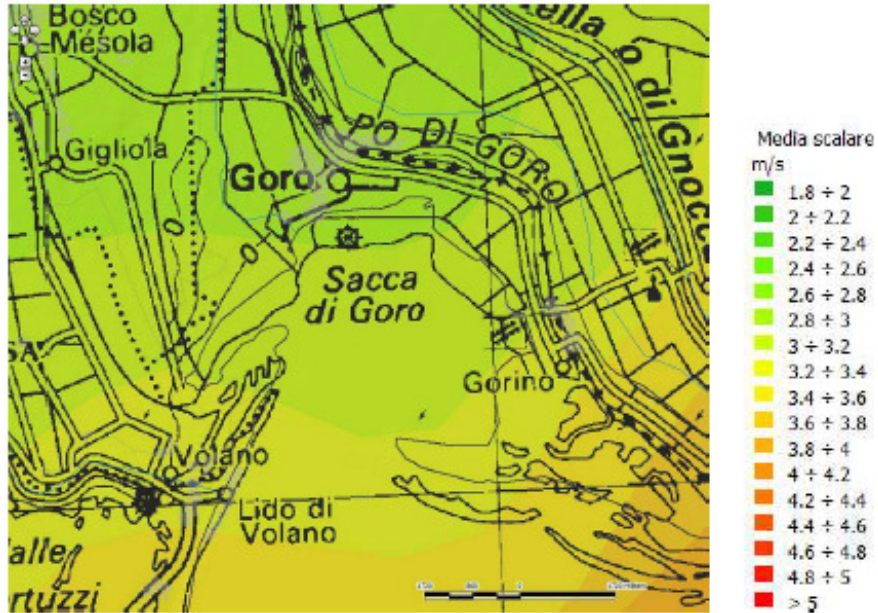
#### 4.1.5 CARATTERIZZAZIONE CLIMATICA

Il Comune di Goro, dal punto di vista climatico, presenta le seguenti caratteristiche, dedotte dall'Atlante Idroclimatico dell'Emilia Romagna (cartografia web GIS):

|                        |   |              |
|------------------------|---|--------------|
| Precipitazione annua   | Totale medio annuo periodo 1991-2008                    | 600÷700 mm   |
|                        | Totale medio inverno periodo 1991-2008                  | 100÷150 mm   |
|                        | Totale medio primavera periodo 1991-2008                | 100÷150 mm   |
|                        | Totale medio estate periodo 1991-2008                   | 150÷200 mm   |
|                        | Totale medio autunno periodo 1991-2008                  | 150÷200 mm   |
|                        | Giorni piovosi/anno                                     | 70÷75        |
| Temperature medie      | Temperatura media annua periodo 1991-2008               | 14±15 °C     |
|                        | Tendenza media annua all'innalzamento periodo 1961-2008 | 0,25÷0,35°C  |
|                        | Temperatura media inverno periodo 1991-2008             | 3÷4 °C       |
|                        | Temperatura media primavera periodo 1991-2008           | 13±14 °C     |
|                        | Temperatura media estate periodo 1991-2008              | 23±24 °C     |
| Bilancio idroclimatico | Temperatura media autunno periodo 1991-2008             | 14±15 °C     |
|                        | Bilancio climatico medio annuo periodo 1991-2008        | -400÷-300 mm |

**Tabella 4.2** Caratteristiche climatiche del Comune di Goro

Per quanto concerne direzione e velocità media annua dei venti prevalente si riporta la seguente immagine (tratta dal web), da cui risulta che nell'area di del Comune di Goro i venti hanno direzione prevalente su base annua SW con velocità media scalare compresa nella classe 2,8-3 m/s.



**Figura 4.4** Velocità media scalare del vento nel Comune di Goro

#### 4.1.6 CARATTERIZZAZIONE GEOLOGICA

L'area oggetto di studio rientra nel settore meridionale del grande bacino subsidente padano. L'evoluzione geomorfologica è legata essenzialmente all'evoluzione storica della sacca di Goro, appartenente all'apparato deltizio del fiume Po.

La dinamica del delta è legata all'apporto sedimentario del corso d'acqua stesso e in maniera inferiore al moto ondoso e alle maree. L'assetto attuale del territorio ferrarese è conseguenza dell'evoluzione della rete idrografica superficiale e dei fenomeni di subsidenza.

La subsidenza è il lento e progressivo abbassamento del piano campagna dovuto alla compattazione dei materiali. Può essere di due tipi:

- naturale: i sedimenti sono molto porosi e tendono a comprimersi, riducendosi di volume e quindi ad abbassarsi se hanno sopra un carico;
- antropica: l'uomo estrae acqua, petrolio o gas dal terreno diminuendo la pressione dei fluidi interstiziali residui e si ha quindi un assestamento del terreno.

I fiumi di bassa pianura sono generalmente caratterizzati dalla presenza evidente del fenomeno di sedimentazione. Il corso d'acqua durante i fenomeni di esondazione tende a distribuire il proprio carico solido nelle aree circostanti in modo che le granulometrie maggiori (sabbie) vadano a costituire le sponde naturali degli alvei, mentre i materiali più fini (limi ed argille) vengono depositati in zone più distali, in ragione della diminuzione dell'energia idrodinamica.

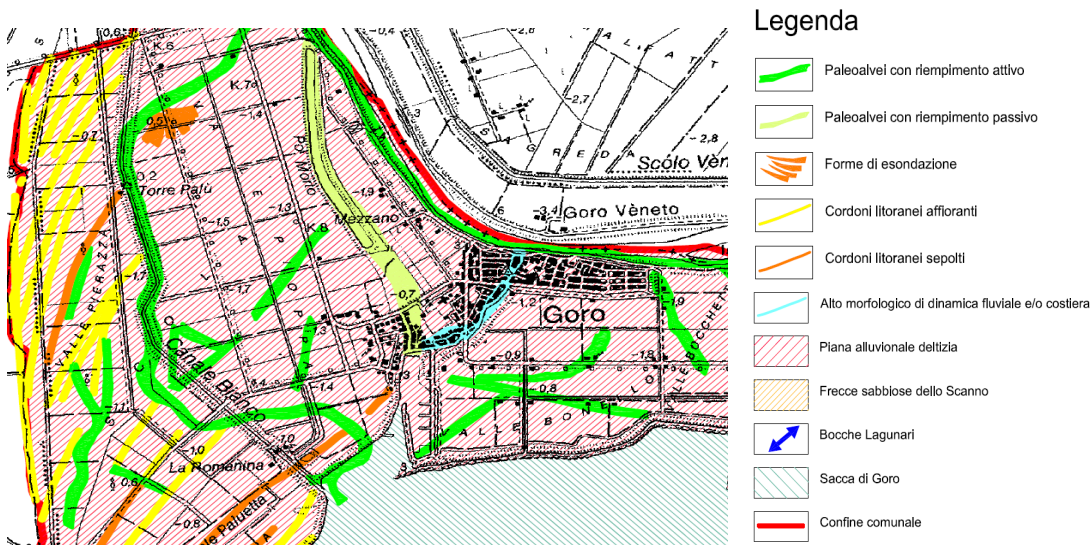
Questi ultimi, si costipano maggiormente dei sedimenti costituenti l'alveo, determinando così, già per cause naturali, dislivelli tra gli alvei dei fiumi ed i territori circostanti.

Su questi meccanismi di esondazione, preponderante è stato l'intervento antropico, che per preservarsi da tali fenomeni ha irrigidito la rete idrografica alzando via via gli argini e costringendo le aste fluviali a scorrere sempre dentro gli stessi alvei.

La conseguenza è stata quella di bloccare i nuovi apporti detritici nella campagna circostante ed esaltare i dislivelli tra letti fluviali e territori limitrofi. I rami di foce si sono allungati e le rotte fluviali sono diventate meno frequenti, ma più rischiose. Le aree presenti nei catini interfluviali sono caratterizzati da alti tassi di subsidenza naturale perché non bilanciate da significativi apporti di sedimenti fluviali.

La sintesi di tutto questo è una situazione altimetrica inferiore al livello medio mare, fatta eccezione per i residui cordoni dunari su cui si collocano l'abitato di Mesola e la Strada Romea.

Di seguito si riporta uno stralcio della Carta geomorfologica allegata al PSC del Comune di Goro.



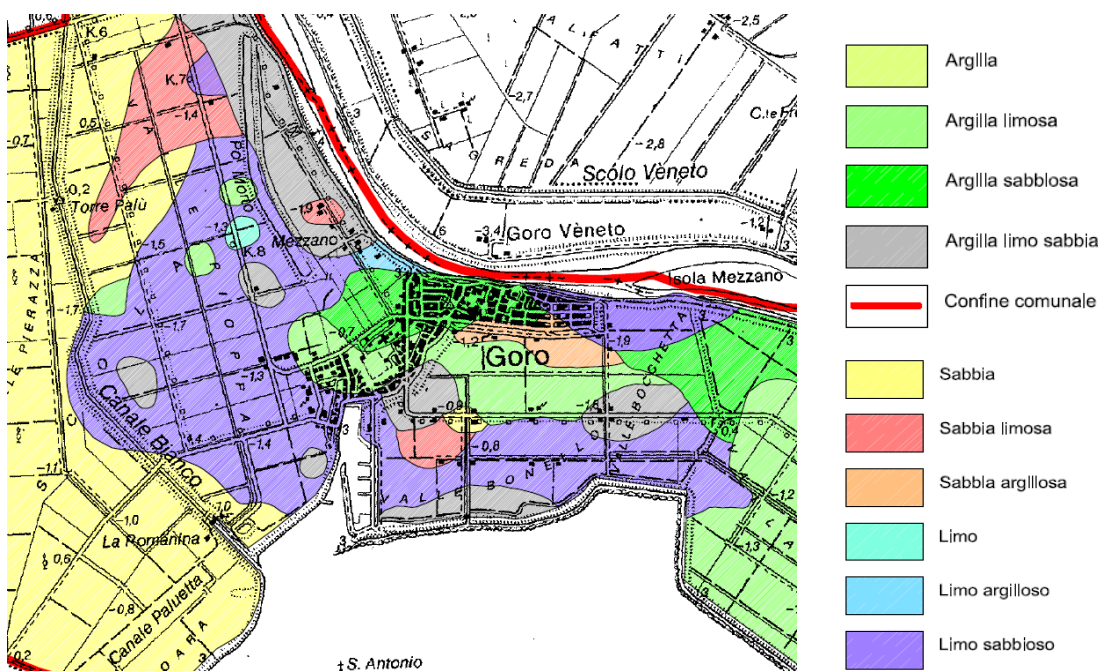
**Figura 4.5 Carta geomorfologica tratta dal PSC comunale**

L'area oggetto di studio è situata in corrispondenza dell'elemento geomorfologico denominato "paleoalveo a riempimento passivo"; per i quali il riempimento è dovuto a sedimentazione di sedimenti alluvionali distali o sedimenti organici di ambiente impaludato, costituiti prevalentemente da sedimenti fini argilloso-limosi e/o organici.

Da immagini desunte dall'archivio cartografico regionale si intuisce che sino al 1954 è visibile a nord dell'area oggetto di studio la presenza del ramo del Po di Goro denominato Po Morto, apparentemente non collegato al Po di Goro ma connesso alla Sacca di Goro, lungo un tracciato ad andamento N-S che attraversa l'area dell'attuale porto; a seguito dello sviluppo del centro abitato di Goro e dell'evoluzione del delta il ramo denominato Po Morto dal 1977 non appare più in collegamento con la Sacca (la distanza tra la Sacca, all'altezza del porto, e il Po Morto è diventata pari a 800-1000 m) e l'area risulta urbanizzata.

L'abitato di Goro sorge essenzialmente su depositi di argilla limosa intercalata a depositi di limi sabbiosi dove le caratteristiche permeabili variano in base al contenuto di matrice di fini.

Dalla Figura 4.6 si evince che sono rinvenibili superficialmente sia argille limose, che argille sabbiose o limi sabbiosi in miscela sia binaria che ternaria.



**Figura 4.6** Carta della litologia superficiale tratta dal PSC comunale

#### 4.1.7 CARATTERIZZAZIONE IDROLOGICA E IDROGEOLOGICA

Il complesso idrogeologico della piana alluvionale padana si mostra come un contenitore idrico di acqua a qualità non idonea dal punto di vista qualitativo all'uso potabile.

Le acque contenute sono definibili come stato chimico particolare, anche se localmente può verificarsi una qualità scadente. Nelle parti più prossime al Po, lo stretto rapporto di alimentazione da fiume a falda fornisce una consistente diluizione delle acque.

Un ulteriore elemento di scadimento della qualità degli acquiferi padani è legato ai flussi di acque salate o salmastre di origine naturale provenienti dal substrato dell'acquifero attraverso faglie e fratture. Ciò avviene nelle zone di culminazione degli alti strutturali interni al bacino padano.

In questo contesto la pressione antropica in termini di eccessivo prelievo può accentuare il normale processo di scadimento della qualità delle acque. Il territorio del comune di Goro è caratterizzato dalla presenza di un acquifero freatico per uno spessore di circa 10 m.

Gli acquiferi di tale area sono praticamente tutti contaminati da acque salmastre.

Nel territorio comunale di Goro non è disponibile una risorsa idrica di acque dolci sotterranee, per cui non vi è vocazione all'emungimento di acque per usi idropotabili o irrigui.

Di seguito si riporta una carta piezometrica dell'area compresa tra il Po di Goro ed il Po di Volano, dalla quale si osserva che in corrispondenza dell'area di studio (cerchiata in azzurro) il livello piezometrico sia compreso tra 0 e -1,0 m s.l.m: si ricorda che si tratta della falda freatica, già



inquinata, salata. Poiché l'area di studio risulta al di sotto del livello medio mare si ipotizza che il livello di falda sia prossimo alla superficie.

La carta piezometrica riportata di seguito permette di individuare un alto piezometrico in corrispondenza del centro abitato di Goro. Si può ipotizzare che il flusso idrico provenga da nord, ma l'abitato di Goro potrebbe fungere a tratti anche da elemento alimentante sia ad est che ad ovest. Osservando inoltre la mappa del microrilievo e l'evoluzione storica del paesaggio dalle foto aeree e la presenza di un paleoalveo a riempimento passivo, si dovrebbe riflettere in un alto morfologico, una zona più elevata, che si prolunga dalla diramazione sul Po di Goro sino alla Sacca.

L'alto morfologico viene riscontrato solo nel tratto di paleoalveo a valle della diramazione, sino a circa 1 km dalla Sacca di Goro. L'assenza oggi di questo alto morfologico nel microrilievo è da imputarsi sia all'antropizzazione sia alla litologia rappresentata prevalentemente da limi e argille.

La presenza del paleoalveo a riempimento passivo non implica che esso possa effettivamente veicolare un flusso di acque dolci da N verso S.

Si osserva quindi un'estrema complessità nella definizione della direzione prevalente del flusso sotterraneo, alla quale va certamente aggiunta l'influenza delle normali variazioni del livello del mare sulla falda, peraltro salata: potrebbe infatti esserci un'influenza di flusso inverso collegato all'escursione di marea.

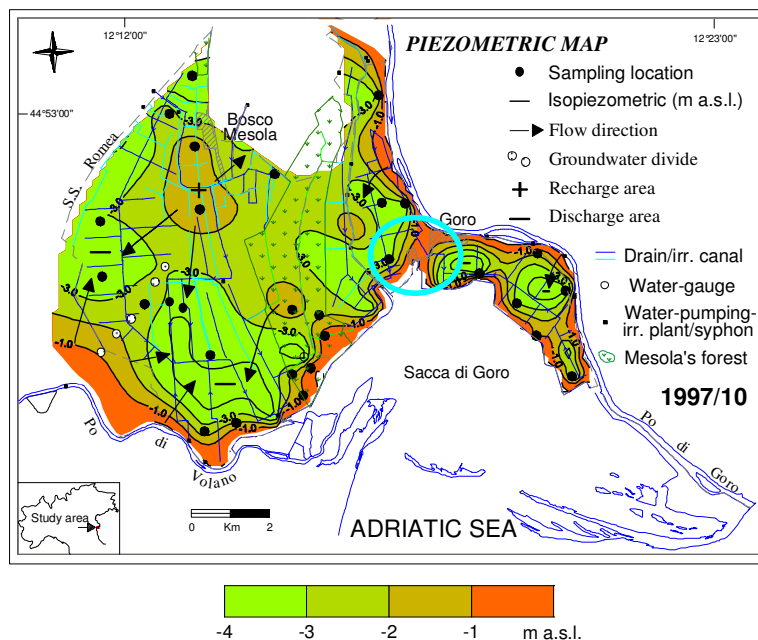


Figura 4.7 Carta piezometrica tratta dal PSC comunale

Si può concludere che ricostruire un unico e ripetibile modello stagionale del flusso della falda risulta assai complesso.

## 4.2 PIANO DELLE INDAGINI

### 4.2.1 INTRODUZIONE

Nel presente capitolo sono indicate le attività in sito e in laboratorio che sono state eseguite per la caratterizzazione ambientale dell'area oggetto di studio.

Il campionamento, le indagini e le analisi sul sito potenzialmente inquinato e sull'ambiente circostante devono garantire di:

- individuare tra tutte le possibili fonti di contaminazione presenti nel sito quelle che hanno effettivamente determinato la situazione di inquinamento;
- verificare l'esistenza di inquinamento di suolo, sottosuolo, materiali di riporto, acque superficiali e sotterranee, atmosfera; rilevare la concentrazione delle sostanze inquinanti, definire l'estensione volumetrica dell'inquinamento e la presenza di eventuali focolai di contaminazione;
- individuare le possibili vie di dispersione e migrazione degli inquinanti dalle fonti verso i potenziali recettori e nelle diverse matrici ambientali (suolo e sottosuolo, acque superficiali e sotterranee, atmosfera del suolo, atmosfera, polveri) influenzate dal sito;
- ricostruire le caratteristiche geologiche ed idrogeologiche dell'area ed ottenere i parametri necessari a condurre nel dettaglio l'analisi di rischio al fine di sviluppare il modello concettuale definitivo del sito;
- definire le vie di esposizione di bersagli umani ed ambientali alle sostanze inquinanti ed individuare i bersagli;
- valutare la possibilità di trasporto eolico di contaminanti.

Il modello concettuale preliminare, desunto solo dalla storia e descrizione del sito, ha guidato la definizione del presente piano di investigazione iniziale.

### 4.2.2 UBICAZIONE DEI PUNTI DI CAMPIONAMENTO

La scelta di ubicazione dei punti di sondaggio e prelievo è mirata a verificare le ipotesi formulate su presenza, estensione e potenziale diffusione della contaminazione e sulle caratteristiche ambientali del sito, considerate anche le dimensioni dell'area indagata e le informazioni storiche e impiantistiche reperite. Seguendo quindi le definizioni dal D.Lgs. 152/06 per i punti di campionamento si è utilizzato il metodo di "ubicazione ragionata" e non secondo griglia.

In Figura 4.8 si mostra l'ubicazione dei punti di indagine nell'area di studio.



Figura 4.8 Immagine tratta da Google Earth con ubicazione dei punti di indagine nell'area di studio

#### 4.2.3 SONDAGGI GEOGNOSTICI

Il D.Lgs 152/06 a differenza di quanto previsto dal D.M 471/99 non indica un numero minimo di indagini geognostiche in funzione delle dimensioni del sito, ma privilegia un approccio ragionato e ragionevole nella definizione dei punti d'indagine.

Sulla base del modello geologico-idrogeologico del sito, sono stati realizzati N°15 sondaggi geognostici a carotaggio continuo, dei quali N°12 attrezzati a piezometro per il prelievo delle acque di falda.

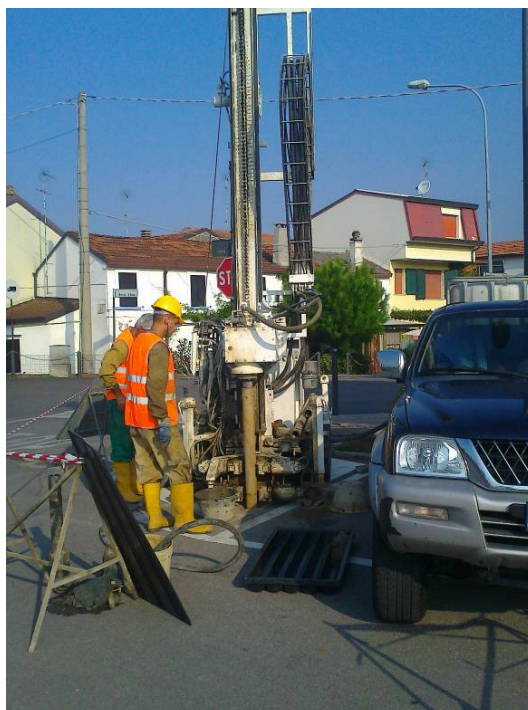
I sondaggi sono stati spinti sino ad una profondità pari a -3,0 m da piano campagna per consentire il prelievo di campioni di terreno; i sondaggi attrezzati a piezometro sono stati spinti sino alla profondità prevista dal piezometro (-5 m).

| SONDAGGIO | PROFONDITA'  | PIEZOMETRO |
|-----------|--------------|------------|
| S1        | -5 m da p.c. | P1         |
| S2        | -5 m da p.c. | P2         |
| S3        | -5 m da p.c. | P3         |
| S4        | -5 m da p.c. | P4         |
| S5        | -3 m da p.c. |            |
| S6        | -5 m da p.c. | P6         |
| S7        | -5 m da p.c. | P7         |
| S10       | -5 m da p.c. | P10        |
| S11       | -5 m da p.c. | P11        |
| S12       | -3 m da p.c. |            |
| S13       | -5 m da p.c. | P13        |
| S14       | -5 m da p.c. | P14        |
| S16       | -5 m da p.c. | P16        |
| S17       | -3 m da p.c. |            |
| S18       | -5 m da p.c. | P18        |

**Tabella 4.3** Caratteristiche dei sondaggi

Nell'esecuzione dei campionamenti di terreno sono state adottate tutte le cautele al fine di non provocare la diffusione di inquinanti.

Nel sondaggio S10, si presume l'assenza di contaminazione derivante dall'attività svolta nel sito; i campioni prelevati in corrispondenza del sondaggio S10 saranno utilizzati per determinare i valori di concentrazione delle sostanze inquinanti per ognuna delle componenti ambientali rilevanti per il sito in esame da utilizzarsi come bianco di riferimento.



**Figura 4.9** Foto scattata durante l'esecuzione di un sondaggio

Il carotaggio è stato effettuato con metodi di perforazione a secco senza fluido di perforazione, usando un carotiere di diametro idoneo a prelevare campioni indisturbati ed evitando fenomeni di surriscaldamento.

Le carote estratte sono state inserite in apposite cassette catalogatrici, ciascuna delle quali opportunamente identificata e fotografata.



Figura 4.10 Cassetta catalogatrice nella quale vengono inseriti i campioni di terreno

#### 4.2.4 PIEZOMETRI

L'installazione di piezometri ed il rilievo dei livelli di falda sono funzionali alla definizione delle principali direzioni di flusso ed alla verifica del modello idrogeologico dedotto da letteratura relativamente all'area in esame.

Il piezometro permette infatti di misurare la profondità della falda rispetto al piano di calpestio, di misurare alcuni parametri chimico-fisici dell'acqua di falda e di prelevare campioni di tale acqua, di immettere in falda sostanze traccianti o reagenti. La superficie piezometrica viene ricostruita interpolando le misure effettuate in più piezometri presenti nell'area investigata e consente di definire la pendenza, il gradiente idraulico, e la direzione del flusso di falda.

La definizione della direzione prevalente del flusso ha lo scopo di stabilire l'influenza del sito sulle caratteristiche dell'acquifero e la mobilità degli inquinati nelle acque sotterranee per la profondità rilevante.

Il metodo di perforazione utilizzato per l'installazione dei piezometri è quello a rotazione con carotaggio continuo, che assicura la necessaria precisione nella ricostruzione della successione stratigrafica e consente il prelievo di campioni di gas e terreno.

Per quanto possibile la perforazione è stata effettuata senza l'utilizzo di acqua, ma qualora si è reso necessario l'utilizzo di fluidi di perforazione, questi sono stati tali da provocare il minor impatto possibile sui futuri campioni d'acqua ed essere di qualità tale da non pregiudicarne la rappresentatività.

Le tubazioni utilizzate per i piezometri sono in materiali termoplastici, in particolare si sono utilizzati piezometri in PVC alimentare, molto versatili e che possiedono buona resistenza meccanica e buona resistenza all'attacco chimico, sono di facile reperibilità sul mercato a costi contenuti; presentano inoltre facilità di montaggio grazie a leggerezza e alla presenza di filettature per la giunzione dei pezzi e dei tappi di testa e di fondo.

Il filtro è costituito da una serie di finestrate distribuite sulla superficie del tubo la cui funzione è quella di lasciar passare l'acqua trattenendo le particelle di terreno senza indebolire la struttura del piezometro.

Per consentire al filtro di svolgere efficacemente la sua funzione è stato realizzato il dreno: l'intercapedine tra il foro di sondaggio e il filtro è riempito di materiale permeabile, solitamente ghiaietto del diametro di 2,5 mm; la zona così creata ha la funzione di far affluire l'acqua e di impedire ai granuli del terreno di addensarsi alla sua superficie intasandolo.

Ogni piezometro è stato poi cementato e sigillato con cemento bentonitico nella parte superiore al dreno affinché l'acqua o i contaminanti superficiali non trovino una via preferenziale per infiltrarsi nel sottosuolo.



**Figura 4.11** Testa del piezometro con relativo pozzetto di protezione

In superficie la sistemazione della testa del piezometro è stata eseguita per proteggere il piezometro da eventuale danneggiamento o manomissione, con chiusini a lucchetto e pozzetti carrabili.

Per ciascun piezometro è stato eseguito il rilievo del livello freatico, da correlare successivamente con il livello marino.

Il freatimetro è uno strumento usato per misurare il livello di falda. È costituito da una sonda di lettura alimentata a batteria che viene calata all'interno del piezometro per mezzo di un cavo millimetrato o centimetrato. Il circuito elettrico, nel momento in cui la sonda viene a contatto con la superficie dell'acqua, si chiude ed un suono, abbinato all'accensione di un led, avverte dell'avvenuto contatto con l'acqua. Si procede perciò alla lettura della profondità a cui si trova la falda.



**Figura 4.12** Freatimetro

Attraverso i piezometri si misura la soggiacenza della falda, che rappresenta la profondità della sua superficie rispetto alla superficie topografica.

La misura della soggiacenza è stata effettuata prima di ogni altra operazione per evitare di alterare il livello dell'acqua nel piezometro, in particolare prima di quelle operazioni (spurgo e campionamento) che richiedono la rimozione di acqua.

Affinché le misure di soggiacenza, eseguite in un dato piezometro in tempi diversi siano confrontabili fra loro, sono state effettuate rispetto ad un punto fisso ed immutabile, che per comodità, è stato identificato nel boccapozzo mediante una marcatura indelebile.

La misura della soggiacenza è stata effettuata per mezzo del freatimetro, strumento costituito da una sonda collegata ad cavo millimetrato.

#### 4.2.5 PRELIEVO CAMPIONI DI TERRENO

Per suolo e sottosuolo, il campionamento deve permettere, mediante l'analisi chimica, di ricostruire lo stato qualitativo della matrice e in particolare l'andamento della concentrazione degli inquinanti lungo il profilo.

I criteri da adottare nella formazione di campioni di terreno sono i seguenti:

- ottenere la determinazione della concentrazione delle sostanze inquinanti per strati omogenei dal punto di vista litologico;
- prelevare separatamente, in aggiunta ai campioni previsti per sondaggio, materiali che si distinguono per evidenze di inquinamento o per caratteristiche organolettiche, chimico-fisiche e litologico-stratigrafiche.

La frequenza dei prelievi in senso verticale è stata modificata e integrata rispetto a quanto previsto nel Piano di Caratterizzazione, sulla base delle osservazioni effettuate in sede di campionamento, dell'omogeneità degli strati attraversati e dell'eventuale presenza della falda.



Nella Tabella seguente si riporta l'elenco dei campioni prelevati e la relativa profondità:

|                |           |              |           |              |           |              |           |
|----------------|-----------|--------------|-----------|--------------|-----------|--------------|-----------|
| <b>S1C1</b>    | -0,8 -1,8 | <b>S4C1</b>  | -0,5 -1,2 | <b>S10C2</b> | -1,5 -2,3 | <b>S14C3</b> | -3,6 -4,8 |
| <b>S1C2</b>    | -1,9 -3,0 | <b>S4C2</b>  | -1,2 -2,0 | <b>S10C3</b> | -2,3 -3,9 | <b>S16C1</b> | -0,4 -1,2 |
| <b>S1C3</b>    | -3,0 -4,2 | <b>S4C3</b>  | -3,5 -4,5 | <b>S11C1</b> | -0,8 -1,5 | <b>S16C2</b> | -1,2 -3,0 |
| <b>S1C4</b>    | -4,3 -5,0 | <b>S5C1</b>  | -0,8 -1,2 | <b>S11C2</b> | -1,5 -3,0 | <b>S16C3</b> | -3,0 -4,0 |
| <b>S2C1</b>    | -0,5 -1,0 | <b>S5C2</b>  | -1,2 -2,0 | <b>S11C3</b> | -3,0 -5,0 | <b>S16C4</b> | -4,6 -5,0 |
| <b>S2C1bis</b> | -1,0 -1,5 | <b>S5C3</b>  | -2,0 -2,6 | <b>S12C1</b> | -0,5 -1,1 | <b>S17C1</b> | -1,0 -2,0 |
| <b>S2C2</b>    | -1,5 -2,1 | <b>S6C1</b>  | -0,6 -2,1 | <b>S12C2</b> | -1,1 -2,4 | <b>S17C2</b> | -2,0 -3,0 |
| <b>S2C2bis</b> | -2,5 -2,8 | <b>S6C2</b>  | -2,1 -3,0 | <b>S12C3</b> | -2,4 -3,0 | <b>S18C1</b> | -0,6 -1,6 |
| <b>S2C3</b>    | -2,8 -4,4 | <b>S6C3</b>  | -3,0 -4,6 | <b>S13C1</b> | -0,5 -1,5 | <b>S18C2</b> | -1,6 -3,0 |
| <b>S2C4</b>    | -4,5 -5,0 | <b>S7'C1</b> | -1 -1,8   | <b>S13C2</b> | -1,5 -2,8 | <b>S18C3</b> | -3,0 -4,3 |
| <b>S3C1</b>    | -0,8 -1,3 | <b>S7'C2</b> | -1,8 -3,8 | <b>S13C3</b> | -3,4 -4,4 | <b>S18C4</b> | -4,3 -5,0 |
| <b>S3C2</b>    | -1,3 -1,9 | <b>S7'C3</b> | -3,8 -5,0 | <b>S14C1</b> | 1,5 -2,0  |              |           |
| <b>S3C3</b>    | -1,9 -2,4 | <b>S10C1</b> | -0,3 -1,0 | <b>S14C2</b> | -2,9 -3,6 |              |           |

**Tabella 4.4 Profondità dei campioni prelevati**

L'omogeneizzazione è indispensabile quando da un determinato quantitativo di terreno si devono ricavare più campioni (ad esempio duplicati di controllo, campioni per analisi in contraddittorio).

Per il prelievo dei campioni provenienti da carota si è provveduto prima a rimuovere la parte esterna della carota stessa, che è quella che ha subito le maggiori alterazioni dovute al contatto con il carotiere, successivamente si è prelevato il nucleo eliminando tutto il materiale estraneo al terreno e la sua parte più grossolana.

In fase di prelievo dei campioni è necessario garantire:

- l'assenza di contaminazione derivante dall'ambiente circostante o dagli strumenti impiegati per il campionamento e prelievo;
- l'assenza di perdite di sostanze inquinanti sulle pareti dei campionatori o dei contenitori;
- la protezione del campione da contaminazione derivante da cessione dei contenitori;
- un'adeguata temperatura al momento del prelievo per evitare la dispersione delle sostanze volatili;
- un'adeguata temperatura di conservazione dei campioni;
- l'assenza di alterazioni biologiche nel corso dell'immagazzinamento e della conservazione;
- la pulizia degli strumenti e attrezzi usati per il campionamento, il prelievo, il trasporto e la conservazione.

Una volta prelevati, i campioni sono stati riposti in contenitori in vetro o in teflon, a chiusura ermetica; in modo da garantire la minore interazione tra le sostanze inquinanti e le pareti del contenitore. I contenitori sono stati completamente riempiti di campione, sigillati, etichettati ed

inoltrati subito al laboratorio di analisi, insieme con le note di prelevamento. Nella fase di trasporto al laboratorio i campioni sono stati conservati in ambiente refrigerato.

Per ciascun campione è stata utilizzata un'etichetta con diciture annotate con penna ad inchiostro indelebile, con le seguenti indicazioni:

- sito d'indagine;
- sigla identificativa del campione;
- data e luogo del prelievo;
- profondità di campionamento.

Ogni campione prelevato è stato suddiviso in due aliquote, una per l'analisi da condurre ad opera di un laboratorio accreditato, una per archivio a disposizione dell'ente di controllo.

#### 4.2.6 PRELIEVO CAMPIONI DI ACQUE SOTTERRANEE

Obiettivo del campionamento è quello di rendere disponibile per le analisi chimiche un'aliquota dell'acqua appartenente all'acquifero di cui si vuole conoscere lo stato chimico-fisico in un dato momento. Ciò è possibile a patto che il campione sia rappresentativo del sistema acquifero di provenienza o, almeno, di una sua porzione prossima al punto di prelievo.

E' quindi essenziale che le procedure di prelievo, conservazione, trasporto, preparazione e analisi del campione siano idonee a mantenere intatta la sua rappresentatività.

Al termine della realizzazione di ciascun piezometro e di ogni operazione di campionamento è stato eseguito un spurgo del piezometro che consiste nella rimozione di un adeguato volume di acqua e dell'eventuale materiale solido presente. Lo spurgo si è svolto con pompe a bassa portata che hanno permesso di rimuovere l'acqua dal piezometro e dal suo intorno senza mobilizzare particelle di terreno che finirebbero nel campione rendendolo torbido.

La procedura di spurgo è stata eseguita, secondo il criterio del volume del piezometro: si rimuove una quantità di acqua compresa tra 3 e 5 volte il volume di acqua presente in condizioni statiche all'interno del piezometro. Le acque prelevate in fase di spurgo sono state raccolte in un apposito contenitore e verranno correttamente smaltite.

Il campionamento delle acque è stato effettuato nei piezometri in cui non vi sia stato riscontrato prodotto libero mediante pompa peristaltica a bassa velocità di flusso in modo da ridurre gli effetti indotti dalla velocità di prelievo sulle caratteristiche chimico-fisiche delle acque.

Il campionamento inoltre è stato effettuato previa verifica della stabilizzazione dei parametri chimico-fisici quali pH, conducibilità e temperatura.

#### 4.2.7 SELEZIONE DELLE SOSTANZE INQUINANTI DA RICERCARE

La selezione dei parametri è avvenuta sulla base dell'esame del ciclo produttivo e/o dei dati storici del sito, sulla base dello studio relativo allo stato fisico, alla stabilità ed alle caratteristiche di reale pericolosità delle sostanze individuate. Sulla base delle indicazioni fornite dall'Allegato V (punti vendita carburante) dei "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati", si riportano le sostanze chimiche che verranno ricercate sui terreni e sulle acque sotterranee ed i limiti di riferimento.

| PARAMETRO                                      | LIMITE 152/2006 [mg/kg]                      |   | NOTE   |
|--|--|---|--|
|  | Colonna A<br>residenziale/<br>verde pubblico | Colonna B<br>commerciale<br>industriale |  |
| <b>IDROCARBURI</b>                             |  |   |  |
| Idrocarburi C<12                               | 10   | 250                                     | Speciazione MADEP per campione<br>che supera CSC |
| Idrocarburi C>12 (C12-C40)                     | 50   | 750                                     |  |
| <b>BTEX</b>                                    |  |   |  |
| Benzene  | 0,1  | 2                                       |  |
| Etilbenzene                                    | 0,5  | 50                                      |  |
| Stirene  | 0,5  | 50                                      |  |
| Toluene  | 0,5  | 50                                      |  |
| Xilene   | 0,5  | 50                                      |  |
| Sommatoria                                     | 1  | 100                                     |  |
| <b>IPA - Idrocarburi Policiclici Aromatici</b> |  |   |  |
| Benzo(a)antrecene                              | 0,5  | 10                                      | n.25 all.5 152/2006                              |
| Benzo(a)pirene                                 | 0,1  | 10                                      | n.26 all.5 152/2006                              |
| Benzo(b)fluorantene                            | 0,5  | 10                                      | n.27 all.5 152/2006                              |
| Benzo(k)fluorantene                            | 0,5  | 10                                      | n.28 all.5 152/2006                              |
| Benzo(g,h,i)perilene                           | 0,1  | 10                                      | n.29 all.5 152/2006                              |
| Crisene  | 5  | 50                                      | n.30 all.5 152/2006                              |
| Dibenzo(a,e)pirene                             | 0,1  | 10                                      | n.31 all.5 152/2006                              |
| Dibenzo(a,l)pirene                             | 0,1  | 10                                      | n.32 all.5 152/2006                              |
| Dibenzo(a,i)pirene                             | 0,1  | 10                                      | n.33 all.5 152/2006                              |
| Dibenzo(a,h)pirene                             | 0,1  | 10                                      | n.34 all.5 152/2006                              |
| Dibenzo(a,h)antracene                          | 0,1  | 10                                      |  |
| Indenopirene                                   | 0,1  | 5                                       |  |
| Pirene   | 5  | 50                                      |  |
| Sommatoria IPA                                 | 10   | 100                                     | Da 25 a 34 all.5 152/2006                        |
| <b>MTBE</b>                                    | 10   | 250                                     | Limite proposto ISS                              |

**Tabella 4.5 Sostanze ricercate nei terreni**

In relazione ai limite di riferimento della 152/06 si osserva che l'area è classificata come residenziale, quindi sarà necessario fare riferimento alla colonna A per i terreni.

Sui campioni di terreno prelevati saranno inoltre misurati pH, residuo secco a 105°C e TOC.

| PARAMETRO                                      | LIMITE 152/2006 [ $\mu\text{g/L}$ ] | NOTE                           |
|--|-------------------------------------|--------------------------------|
| <b>IDROCARBURI</b>                             |                                     |                                |
| Idrocarburi totali come n-esano                | 350                                 |                                |
| <b>BTEX</b>                                    |                                     |                                |
| Benzene  | 1                                   |                                |
| Etilbenzene                                    | 50                                  |                                |
| Stirene  | 25                                  |                                |
| Toluene  | 15                                  |                                |
| Para-xilene                                    | 10                                  |                                |
| <b>IPA - Idrocarburi Policiclici Aromatici</b> |                                     |                                |
| Benzo(a)antrecene                              | 0,1                                 |                                |
| Benzo(a)pirene                                 | 0,01                                |                                |
| Benzo(b)fluorantene                            | 0,1                                 | n.31 all.5 152/2006            |
| Benzo(k)fluorantene                            | 0,05                                | n.32 all.5 152/2006            |
| Benzo(g,h,i)perilene                           | 0,01                                | n.33 all.5 152/2006            |
| Crisene  | 5                                   |                                |
| Dibenzo(a,h)antracene                          | 0,01                                |                                |
| Indeno(1,2,3,-c,d)pirene                       | 0,1                                 | n.36 all.5 152/2006            |
| Pirene   | 50                                  |                                |
| Sommatoria IPA                                 | 0,1                                 | 31, 32, 33 e 36 all.5 152/2006 |
| <b>MTBE</b>                                    | 40                                  | Limite proposto ISS            |

**Tabella 4.6 Sostanze ricercate nelle acque**

Sui campioni di acque sotterranee sono stati valutati anche conducibilità, pH e salinità.

#### 4.2.8 DESCRIZIONE DEI CONTAMINANTI INDICATORI RICERCATI

In questo paragrafo si riportano schematicamente le caratteristiche e l'origine dei "contaminanti indicatori" ricercati nel suolo e nelle acque:

| <b>Idrocarburi aromatici</b>   |   |
|--|---|
| Caratteristiche  | Origine   |
| <p>sono composti caratterizzati dalla presenza di un anello aromatico ovvero un anello di sei atomi di carbonio con tre legami doppi localizzati; sono detti aromatici perché spesso sono caratterizzati da odori molto intensi. Partendo dal benzene che costituisce il capostipite degli idrocarburi aromatici in generale si differenziano sulla base del tipo di gruppo sostituito presente sull'anello.</p> <p>Nelle normali condizioni ambientali (pressione di 1 atm e temperatura di 20°C) sono allo stato liquido. Sono caratterizzati da una volatilità piuttosto elevata, in particolare il benzene ed il toluene, e tendono a passare dalle matrici contaminate all'atmosfera, dove reagiscono e si degradano in pochi giorni. Nell'acqua e nei suoli la degradazione è solitamente più lenta. Le vie di esposizione principali sono l'inalazione o l'ingestione e secondariamente il contatto dermico</p> | <p>possono essere sia di origine naturale (presenti in tracce a seguito di processi di degradazione della sostanza organica) che antropica.</p> <p>La loro immissione nell'ambiente è dovuta a molteplici attività industriali e a tutte le attività che richiedono l'impiego di solventi organici.</p> |

**Tabella 4.7 Caratteristiche e origine degli idrocarburi aromatici**

| <b>Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)</b>  |  |
|---|--|
| Caratteristiche   | Origine  |
| <p>composti costituiti unicamente da atomi di carbonio e idrogeno (idrocarburi) in cui gli atomi di carbonio costituiscono più anelli (poli-ciclici) uniti tra loro. Il numero varia fra 2 e 5 anelli e possono essere costituiti da strutture lineari, piegate ecc. Nelle normali condizioni ambientali (pressione di 1 atm e temperatura di 20°C) gli IPA sono allo stato solido. Mostrano elevata affinità con la sostanza organica e viceversa una solubilità in acqua relativamente bassa (&lt;1mg/l); da queste caratteristiche deriva la loro tendenza a rimanere adsorbiti al suolo e sottosuolo e a formare legami con le particelle in sospensione nelle acque o a depositarsi nei sedimenti ricchi di carbonio organico; gli IPA hanno la tendenza ad accumularsi nel particolato aeriforme organico ed inorganico che sotto l'azione degli agenti atmosferici può essere diffuso anche lontano dall'attività di produzione.</p> | <p>possono avere un'origine naturale legata a incendi dei boschi, emissioni gassose durante le eruzioni vulcaniche, biosintesi ad opera di batteri, funghi ed alghe.</p> <p>L'origine antropica è connessa ad attività industriali di diversa natura, quali ad esempio produzione e lavorazione di combustibili. Le principali sorgenti sono individuabili nelle emissioni da motori diesel, da motori a benzina, da centrali termiche alimentate con combustibili solidi e liquidi pesanti; essi possono derivare anche da reazioni secondarie a carico della sostanza organica nei processi di smaltimento dei rifiuti solidi (discariche e inceneritori).</p> |

**Tabella 4.8 Caratteristiche e origine degli IPA**

| <b>Idrocarburi</b>   |   |
|--|---|
| Caratteristiche  | Origine   |
| <p>con il termine si intende la classe di composti caratterizzati da una struttura, più o meno complessa, costituita da atomi di carbonio e di idrogeno. Quando sono sostituiti da elementi o gruppi di elementi diversi (es. Cl, Br, O, N, OCH<sub>3</sub>, ecc.) danno luogo a idrocarburi alifatici clorurati, diossine, ecc.</p> <p>La normativa vigente prevede, per i terreni, la determinazione degli "idrocarburi leggeri" (C&lt;12) e "idrocarburi pesanti" (C&gt;12).</p> <p>La differenziazione fra idrocarburi C&lt;12 e C&gt;12 non specifica se le due classi comprendano solo idrocarburi lineari o anche i ramificati e qual è l'idrocarburo più pesante (es. C<sub>30</sub>, C<sub>35</sub>, C<sub>40</sub>) cui fermarsi nella determinazione e quindi nel confronto con i limiti tabellari.</p> <p>Aspetti critici nella fase di campionamento e nella fase di analisi del campione per mancanza di metodiche specifiche che rilevino con precisione tale distinzione. Nelle acque non è prevista una distinzione tra le due classi di idrocarburi ma piuttosto la determinazione del parametro "idrocarburi totali" che secondo quanto proposto dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS) deve comprendere la classe di idrocarburi a catena lineare.</p> <p>Sia per i suoli che per le acque il parametro viene considerato un "indicatore" di contaminazione di origine petrolifera. Buona parte degli idrocarburi di origine petrolifera si trovano, in condizioni normali, allo stato liquido; i composti più leggeri C<sub>1</sub>-C<sub>4</sub> risultano essere gassosi; per catene maggiori di C&gt;20-25 essi si presentano allo stato solido. Ciascuna miscela idrocarbureca è composta da un numero variabile di sostanze organiche con distinte caratteristiche chimico-fisiche, in particolare densità e solubilità.</p> <p>Solitamente, per ogni composto, all'aumentare delle dimensioni della catena diminuisce la solubilità in acqua e la volatilità. Fenomeni più complessi possono avvenire durante la migrazione della miscela; (es a seguito di sversamento di una miscela sul suolo, i vari componenti potranno percorrere la matrice suolo con tempi diversi). Tale fenomeno può pertanto provocare una variazione nella composizione della miscela lungo il profilo verticale del suolo. I vari composti hanno diversa biodegradabilità. Il comportamento in acqua risulta variabile in funzione della solubilità e della densità dei singoli componenti; in generale, la presenza di una elevata quantità di idrocarburi in falda può coincidere con la presenza di una fase separata dalla matrice acquosa della frazione idrocarbureca (NAPL).</p> | <p>possono avere origine sia naturale che antropica: l'origine naturale è legata a processi di trasformazione di sostanza organica soprattutto in condizioni anaerobiche o a processi di migrazione verso la superficie di idrocarburi presenti in giacimenti o sacche profonde;</p> <p>l'origine antropica e la contaminazione delle matrici ambientali è legata a tutte quelle attività connesse al processo di upstream (estrazione) e downstream (distribuzione) degli idrocarburi e ai processi di raffinazione e di distribuzione dei prodotti lavorati (es. carburanti quali benzine, gasoli, oli combustibili).</p> |

**Tabella 4.9 Caratteristiche e origine degli idrocarburi**

## **5. RISULTATI DELLA CARATTERIZZAZIONE E RAPPRESENTAZIONE DELLO STATO DI CONTAMINAZIONE**

### **5.1 RISULTATI DELLE ANALISI CHIMICHE SUI TERRENI**

In questo capitolo vengono riportati i risultati delle analisi chimiche sui campioni dei terreni prelevati, svolte presso un laboratorio autorizzato. Nelle Tabelle si mostrano i valori di concentrazione dei contaminanti per ogni sondaggio. In grassetto si evidenziano i valori che superano il limite di legge. Tutte le tecniche analitiche di laboratorio hanno un “ Detection Limit” (DL o limite di rilevazione): i valori cosiddetti “non-detect” (ND) sono quelle concentrazioni realmente o virtualmente pari a zero, o comunque maggiori di zero, ma al di sotto delle possibilità di misurazione del laboratorio. Tutti i valori con il simbolo “ < ” sono i valori “ non-detect ”.

Il DL dipende dalla sensibilità della metodica di estrazione ed analisi. Successivamente si sono analizzati i risultati per ogni contaminante e per una loro rappresentazione grafica si è usato il programma RockWorks. Questo programma viene utilizzato molto nel settore ambientale e minerario per la visualizzazione del sottosuolo, pozzo di gestione database, creazione di reti e modelli solidi in 3D e 2D. La strategia di base prevede la realizzazione di un database di pozzi che include i risultati delle analisi fisiche e chimiche in funzione della profondità. Una volta che il database è stato creato, gli effetti grafici come ad esempio sezioni trasversali, modelli in 3D e piani, sono generati per verificare la ragionevolezza e la validità della modellazione geologica.

Si è utilizzato il Kriging come metodo di interpolazione dei dati nello spazio. Il kriging è un metodo di regressione usato nell’ambito dell’analisi spaziale (geostatistica) che permette di interpolare una grandezza nello spazio, minimizzando l’errore quadratico medio.

Si è rappresentata l’area d’indagine attraverso un solido trasparente nel quale vengono visualizzati i sondaggi come aste verticali. Lo “0” di ciascun sondaggio corrisponde al piano campagna, rispetto al quale sono stati campionati i terreni. La loro disposizione nello spazio segue il rilievo plano-altimetrico dei punti d’indagine. Nella visualizzazione vengono evidenziate le concentrazioni al di sopra del limite di legge mediante una scala di colori.

Poiché la disposizione dei punti d’indagine è ragionata (i sondaggi sono posizionati in prossimità delle presunte sorgenti) e non segue uno schema regolare a griglia, le concentrazioni calcolate mediante interpolazione risultano maggiormente attendibili tra sondaggi vicini, mentre risultano meno affidabili al crescere della distanza tra i punti.

## SONDAGGIO S1 P1

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S1C1        | S1C2         | S1C3       | S1C4      |
|-----------------------|---------------------------|-------------|--------------|------------|-----------|
| Profondità (m)        |                           | -0,8 -1,8   | -1,9 -3,0    | -3,0 -4,2  | -4,3 -5,0 |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05      | < 0,05       | < 0,05     | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1      | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1      | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1      | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1      | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1      | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>1070</b> | <b>3200</b>  | <b>56</b>  | < 5       |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>5600</b> | <b>14300</b> | <b>258</b> | < 10      |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | <b>0,66</b> | 0,13         | < 0,02     | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | <b>0,66</b> | 0,05         | < 0,02     | < 0,02    |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | <b>0,65</b> | 0,03         | < 0,02     | < 0,02    |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,33        | 0,03         | < 0,02     | < 0,02    |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | <b>0,42</b> | 0,02         | < 0,02     | < 0,02    |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,68        | 0,21         | < 0,02     | < 0,02    |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | 0,06        | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | 0,03        | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | <b>0,1</b>  | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | 0,04        | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | 0,04        | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | <b>0,36</b> | < 0,02       | < 0,02     | < 0,02    |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 1,56        | 1            | < 0,02     | < 0,02    |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | 5,56        | 1,48         | < 1        | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05      | < 0,05       | < 0,05     | < 0,05    |

Tabella 5.1 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S1 P1

Per il campione S1C2 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |       |
|-------------------|-------|
| Alifatici C5-C8   | 80,00 |
| Aromatici C9-C10  | 17,4  |
| Alifatici C9-C18  | 11500 |
| Alifatici C19-C36 | 5300  |
| Aromatici C11-C22 | < 10  |

Tabella 5.2 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S1C2

## SONDAGGIO S2 P2

| Nome campione     | Col A<br>152/2006<br>[mg/kg] | S2C1        | S2C1bis     | S2C2        | S2C2bis     | S2C3        | S2C4      |
|-------------------|------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------|
| Profondità (m)    |                              | -0,5 -1,0   | -1,0 -1,5   | -1,5 -2,1   | -2,5 -2,8   | -2,8 -4,4   | -4,5 -5,0 |
| Benzene           | <b>0,1</b>                   | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05    |
| Etilbenzene       | <b>0,5</b>                   | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | 0,27        | < 0,1       | < 0,1     |
| Stirene           | <b>0,5</b>                   | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene           | <b>0,5</b>                   | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene            | <b>0,5</b>                   | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | 0,14        | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria        | <b>1</b>                     | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1       | 0,41        | < 0,1       | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12  | <b>10</b>                    | <b>270</b>  | <b>1000</b> | 8           | <b>520</b>  | <b>144</b>  | < 5       |
| Idrocarburi C>12  | <b>50</b>                    | <b>4500</b> | <b>6800</b> | <b>233</b>  | <b>3700</b> | <b>1110</b> | 30        |
| Benzo(a)antracene | <b>0,5</b>                   | 0,03        | 0,04        | 0,15        | 0,04        | 0,03        | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene    | <b>0,1</b>                   | 0,07        | 0,06        | <b>0,17</b> | 0,03        | 0,03        | < 0,02    |

|                       |            |             |        |             |        |        |        |
|-----------------------|------------|-------------|--------|-------------|--------|--------|--------|
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b> | 0,07        | 0,04   | 0,19        | 0,04   | 0,03   | < 0,02 |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b> | < 0,02      | < 0,02 | 0,09        | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b> | <b>0,11</b> | 0,05   | <b>0,13</b> | 0,03   | 0,02   | < 0,02 |
| Crisene               | <b>5</b>   | 0,08        | 0,07   | 0,15        | 0,05   | 0,03   | < 0,02 |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 | 0,02        | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b> | 0,04        | < 0,02 | < 0,02      | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Indenopirene          | <b>0,1</b> | 0,04        | 0,03   | <b>0,1</b>  | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Pirene                | <b>5</b>   | 0,13        | 0,56   | 0,38        | 0,17   | 0,11   | < 0,02 |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>  | < 1         | < 1    | 1,37        | < 1    | < 1    | < 1    |
| MTBE                  | <b>10</b>  | < 0,05      | < 0,05 | < 0,05      | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |

**Tabella 5.3 Risultati analisi chimiche per il sondaggio S2 P2**

Per il campione S2C1 bis è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |        |
|-------------------|--------|
| Alifatici C5-C8   | < 1,00 |
| Aromatici C9-C10  | 2,2    |
| Alifatici C9-C18  | 4700   |
| Alifatici C19-C36 | 2400   |
| Aromatici C11-C22 | < 10   |

**Tabella 5.4 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S2C1bis**

### SONDAGGIO S3

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S3C1       | S3C2      | S3C3        |
|-----------------------|---------------------------|------------|-----------|-------------|
| <b>Profondità (m)</b> |                           | -0,8 -1,3  | -1,3 -1,9 | -1,9 -2,4   |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05     | < 0,05    | < 0,05      |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1     | < 0,1       |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1     | < 0,1       |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1     | < 0,1       |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1     | < 0,1       |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1      | < 0,1     | < 0,1       |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | < 5        | < 5       | < 5         |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | 24         | 42        | 40          |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,09       | < 0,02    | <b>0,51</b> |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | <b>0,1</b> | < 0,02    | <b>0,65</b> |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,07       | < 0,02    | <b>0,55</b> |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,06       | < 0,02    | 0,34        |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | 0,09       | < 0,02    | <b>0,45</b> |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,11       | < 0,02    | 0,63        |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | < 0,02    | 0,07        |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | < 0,02    | < 0,02      |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | < 0,02    | <b>0,1</b>  |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | < 0,02    | 0,03        |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02     | < 0,02    | 0,07        |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | 0,06       | < 0,02    | <b>0,35</b> |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 0,19       | < 0,02    | 0,96        |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | < 1        | < 1       | 4,7         |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05     | < 0,05    | < 0,05      |

**Tabella 5.5 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S3**



## SONDAGGIO S4 P4

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S4C1       | S4C2        | S4C3      |
|-----------------------|---------------------------|------------|-------------|-----------|
| Profondità (m)        |                           | -0,5 -1,2  | -1,2 -2,0   | -3,5 -4,5 |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05     | < 0,05      | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1       | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1      | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1      | < 0,1       | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>121</b> | < 5         | < 5       |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>950</b> | <b>96</b>   | 18,3      |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | < 0,02     | <b>0,82</b> | 0,07      |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | < 0,02     | <b>0,9</b>  | 0,07      |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | < 0,02     | <b>0,82</b> | 0,05      |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | < 0,02     | 0,48        | 0,04      |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | < 0,02     | <b>0,59</b> | 0,05      |
| Crisene               | <b>5</b>                  | < 0,02     | 0,87        | 0,07      |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | 0,09        | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | 0,05        | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | <b>0,16</b> | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02     | 0,04        | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02     | 0,06        | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | < 0,02     | <b>0,49</b> | 0,04      |
| Pirene                | <b>5</b>                  | < 0,02     | 2,03        | 0,16      |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | < 1        | 7,4         | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05     | < 0,05      | < 0,05    |

Tabella 5.6 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S4 P4

## SONDAGGIO S5

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S5C1         | S5C2        | S5C3        |
|-----------------------|---------------------------|--------------|-------------|-------------|
| Profondità (m)        |                           | -0,8 -1,2    | -1,2 -2,0   | -2,0 -2,6   |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | 0,3          | 0,29        | 0,17        |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | 0,3          | 0,28        | 0,17        |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>5800</b>  | <b>2300</b> | <b>1220</b> |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>38000</b> | <b>9500</b> | <b>7100</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,22         | 0,04        | 0,03        |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | 0,08         | 0,02        | < 0,02      |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,07         | < 0,02      | < 0,02      |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,03         | < 0,02      | < 0,02      |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | 0,04         | < 0,02      | < 0,02      |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,22         | 0,05        | 0,03        |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | 0,04         | < 0,02      | < 0,02      |

|                |           |        |        |        |
|----------------|-----------|--------|--------|--------|
| Pirene         | <b>5</b>  | 2,31   | 0,51   | 0,34   |
| Sommatoria IPA | <b>10</b> | 3,01   | < 1    | < 1    |
| MTBE           | <b>10</b> | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |

**Tabella 5.7 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S5**

Per il campione S5C1 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |       |
|-------------------|-------|
| Alifatici C5-C8   | 40,00 |
| Aromatici C9-C10  | 8,2   |
| Alifatici C9-C18  | 24500 |
| Alifatici C19-C36 | 16000 |
| Aromatici C11-C22 | < 10  |

**Tabella 5.8 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S5C1**

### SONDAGGIO S6 P6

| Nome campione         | Col A 152/2006 | S6C1        | S6C2        | S6C3       |
|-----------------------|----------------|-------------|-------------|------------|
| <b>Profondità (m)</b> | <b>[mg/kg]</b> | -0,6 -2,1   | -2,1 -3,0   | -3,0 -4,6  |
| Benzene               | <b>0,1</b>     | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05     |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1      |
| Stirene               | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1      |
| Toluene               | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1      |
| Xilene                | <b>0,5</b>     | < 0,1       | 0,2         | < 0,1      |
| Sommatoria            | <b>1</b>       | < 0,1       | 0,2         | < 0,1      |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>      | <b>1500</b> | <b>640</b>  | <b>155</b> |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>      | <b>6200</b> | <b>2530</b> | <b>490</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>     | 0,19        | 0,08        | < 0,02     |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>     | <b>0,17</b> | 0,06        | < 0,02     |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>     | 0,12        | 0,06        | < 0,02     |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>     | 0,07        | 0,03        | < 0,02     |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>     | <b>0,13</b> | 0,03        | < 0,02     |
| Crisene               | <b>5</b>       | 0,2         | 0,15        | < 0,02     |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02     |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02     |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02     |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02     |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02     |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>     | <b>0,11</b> | 0,03        | < 0,02     |
| Pirene                | <b>5</b>       | 0,83        | 0,52        | 0,03       |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>      | 1,83        | < 1         | < 1        |
| MTBE                  | <b>10</b>      | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05     |

**Tabella 5.9 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S6 P6**

### SONDAGGIO S7 P7

| Nome campione         | Col A 152/2006 | S7C1    | S7C2      | S7C3      |
|-----------------------|----------------|---------|-----------|-----------|
| <b>Profondità (m)</b> | <b>[mg/kg]</b> | -1 -1,8 | -1,8 -3,8 | -3,8 -5,0 |
| Benzene               | <b>0,1</b>     | < 0,05  | < 0,05    | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>     | < 0,1   | < 0,1     | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>     | < 0,1   | < 0,1     | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>     | < 0,1   | < 0,1     | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>     | < 0,1   | < 0,1     | < 0,1     |

|                       |            |             |            |             |
|-----------------------|------------|-------------|------------|-------------|
| Sommatoria            | <b>1</b>   | < 0,1       | < 0,1      | < 0,1       |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>  | < 5         | <b>111</b> | <b>32</b>   |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>  | 20          | <b>510</b> | <b>197</b>  |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b> | 0,17        | < 0,02     | 0,18        |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b> | <b>0,18</b> | < 0,02     | <b>0,2</b>  |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b> | 0,17        | < 0,02     | 0,16        |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b> | 0,12        | < 0,02     | 0,11        |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b> | <b>0,14</b> | < 0,02     | <b>0,15</b> |
| Crisene               | <b>5</b>   | 0,19        | < 0,02     | 0,19        |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02     | < 0,02      |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02     | < 0,02      |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b> | 0,04        | < 0,02     | 0,03        |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02     | < 0,02      |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02     | < 0,02      |
| Indenopirene          | <b>0,1</b> | <b>0,11</b> | < 0,02     | 0,12        |
| Pirene                | <b>5</b>   | 0,37        | 0,04       | 0,32        |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>  | 1,5         | < 1        | 1,46        |
| MTBE                  | <b>10</b>  | < 0,05      | < 0,05     | < 0,05      |

**Tabella 5.10 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S7 P7**

### SONDAGGIO S10 P10

| Nome campione         | Col A 152/2006 | S10C1       | S10C2     | S10C3     |
|-----------------------|----------------|-------------|-----------|-----------|
| Profondità (m)        | [mg/kg]        | -0,3 -1,0   | -1,5 -2,3 | -2,3 -3,9 |
| Benzene               | <b>0,1</b>     | < 0,05      | < 0,05    | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1     | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1     | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1     | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>     | < 0,1       | < 0,1     | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>       | < 0,1       | < 0,1     | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>      | < 5         | < 5       | 5         |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>      | <b>60</b>   | 45        | <b>82</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>     | <b>0,59</b> | < 0,02    | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>     | <b>0,67</b> | < 0,02    | < 0,02    |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>     | <b>0,71</b> | < 0,02    | < 0,02    |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>     | 0,43        | < 0,02    | < 0,02    |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>     | <b>0,58</b> | < 0,02    | < 0,02    |
| Crisene               | <b>5</b>       | 0,67        | < 0,02    | < 0,02    |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>     | 0,04        | < 0,02    | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02    | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>     | 0,09        | < 0,02    | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02      | < 0,02    | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>     | 0,07        | < 0,02    | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>     | <b>0,43</b> | < 0,02    | < 0,02    |
| Pirene                | <b>5</b>       | 1,31        | < 0,02    | < 0,02    |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>      | 5,6         | < 1       | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>      | < 0,05      | < 0,05    | < 0,05    |

**Tabella 5.11 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S10 P10**

## SONDAGGIO S11 P11

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S11C1        | S11C2       | S11C3       |
|-----------------------|---------------------------|--------------|-------------|-------------|
| Profondità (m)        |                           | -0,8 -1,5    | -1,5 -3,0   | -3,0 -5,0   |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>8000</b>  | <b>760</b>  | <b>1240</b> |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>31000</b> | <b>2570</b> | <b>5600</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,37         | <b>0,96</b> | 0,05        |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | <b>0,17</b>  | <b>1,3</b>  | 0,04        |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,14         | <b>0,99</b> | 0,04        |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,09         | <b>0,63</b> | < 0,02      |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | 0,08         | <b>0,95</b> | < 0,02      |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,53         | 1,02        | 0,16        |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | <b>0,1</b>  | < 0,02      |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | 0,06        | < 0,02      |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | <b>0,14</b> | < 0,02      |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | 0,07        | < 0,02      |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02       | <b>0,11</b> | < 0,02      |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | 0,07         | <b>0,74</b> | < 0,02      |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 2,83         | 1,02        | 0,98        |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | 4,27         | 8,09        | 1,28        |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      |

Tabella 5.12 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S11 P11

Per il campione S11C1 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |       |
|-------------------|-------|
| Alifatici C5-C8   | < 1   |
| Aromatici C9-C10  | 2,8   |
| Alifatici C9-C18  | 24500 |
| Alifatici C19-C36 | 11000 |
| Aromatici C11-C22 | < 10  |

Tabella 5.13 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S11C1

## SONDAGGIO S12

| Nome campione       | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S12C1        | S12C2       | S12C3       |
|---------------------|---------------------------|--------------|-------------|-------------|
| Profondità (m)      |                           | -0,5 -1,1    | -1,1 -2,4   | -2,4 -3,0   |
| Benzene             | <b>0,1</b>                | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      |
| Etilbenzene         | <b>0,5</b>                | <b>1,2</b>   | <b>3,8</b>  | 0,19        |
| Stirene             | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Toluene             | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Xilene              | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       |
| Sommatoria          | <b>1</b>                  | <b>1,2</b>   | <b>3,8</b>  | 0,19        |
| Idrocarburi C<12    | <b>10</b>                 | <b>2100</b>  | <b>940</b>  | <b>950</b>  |
| Idrocarburi C>12    | <b>50</b>                 | <b>10400</b> | <b>8200</b> | <b>5200</b> |
| Benzo(a)antracene   | <b>0,5</b>                | 0,05         | 0,05        | 0,09        |
| Benzo(a)pirene      | <b>0,1</b>                | 0,03         | 0,04        | 0,06        |
| Benzo(b)fluorantene | <b>0,5</b>                | 0,04         | 0,03        | 0,06        |

|                       |            |        |        |        |
|-----------------------|------------|--------|--------|--------|
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b> | < 0,02 | < 0,02 | 0,03   |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | 0,03   |
| Crisene               | <b>5</b>   | 0,08   | 0,09   | 0,08   |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | < 0,02 |
| Indenopirene          | <b>0,1</b> | < 0,02 | < 0,02 | 0,03   |
| Pirene                | <b>5</b>   | 0,53   | 0,61   | 0,48   |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>  | < 1    | < 1    | < 1    |
| MTBE                  | <b>10</b>  | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |

**Tabella 5.14 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S12**

Per il campione S12 C1 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |      |
|-------------------|------|
| Alifatici C5-C8   | < 1  |
| Aromatici C9-C10  | 12,8 |
| Alifatici C9-C18  | 8900 |
| Alifatici C19-C36 | 2100 |
| Aromatici C11-C22 | < 10 |

**Tabella 5.15 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione**

### SONDAGGIO S13 P13

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S13C1        | S13C2       | S13C3     |
|-----------------------|---------------------------|--------------|-------------|-----------|
|                       |                           | -0,5 -1,5    | -1,5 -2,8   | -3,4 -4,4 |
| Profondità (m)        |                           |              |             |           |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05       | 0,07        | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | <b>4,3</b>   | <b>2,6</b>  | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | <b>4,3</b>   | <b>2,6</b>  | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>3900</b>  | <b>600</b>  | 8         |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>17600</b> | <b>6300</b> | <b>75</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,07         | 0,06        | 0,05      |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | 0,02         | 0,03        | 0,05      |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,02         | 0,02        | 0,05      |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | < 0,02       | < 0,02      | 0,03      |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | 0,03      |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,09         | 0,06        | 0,04      |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | < 0,02       | < 0,02      | 0,02      |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 1,09         | 0,52        | 0,12      |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | 1,3          | < 1         | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05    |

**Tabella 5.16 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S13 P13**

Per il campione S13C1 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |       |
|-------------------|-------|
| Alifatici C5-C8   | < 1   |
| Aromatici C9-C10  | 71,0  |
| Alifatici C9-C18  | 16200 |
| Alifatici C19-C36 | 4200  |
| Aromatici C11-C22 | < 10  |

**Tabella 5.17 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S13C1**

### SONDAGGIO S14 P14

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S14C1       | S14C2       | S14C3        |
|-----------------------|---------------------------|-------------|-------------|--------------|
| Profondità (m)        |                           | 1,5 -2,0    | -2,9 -3,6   | -3,6 -4,8    |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05       |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1        |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1        |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1        |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1        |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1        |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>600</b>  | <b>1600</b> | <b>1950</b>  |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>2740</b> | <b>8000</b> | <b>11100</b> |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,06        | 0,15        | 0,05         |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | 0,05        | 0,08        | 0,03         |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,05        | 0,07        | 0,04         |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | 0,02        | 0,04        | < 0,02       |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | 0,03        | 0,04        | < 0,02       |
| Crisene               | <b>5</b>                  | 0,04        | 0,09        | 0,05         |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02       |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02       |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02       |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02       |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02       |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | 0,02        | 0,03        | < 0,02       |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 0,3         | 0,88        | 0,29         |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | < 1         | 1,38        | < 1          |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05       |

**Tabella 5.18 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S14 P14**

Per il campione S14C3 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |      |
|-------------------|------|
| Alifatici C5-C8   | < 1  |
| Aromatici C9-C10  | 6,1  |
| Alifatici C9-C18  | 6900 |
| Alifatici C19-C36 | 4600 |
| Aromatici C11-C22 | < 10 |

**Tabella 5.19 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S14C3**

## SONDAGGIO S16 P16

| Nome campione         | Col A 152/2006<br>[mg/kg] | S16C1       | S16C2        | S16C3       | S16C4     |
|-----------------------|---------------------------|-------------|--------------|-------------|-----------|
| Profondità (m)        |                           | -0,4 -1,2   | -1,2 -3,0    | -3,0 -4,0   | -4,6 -5,0 |
| Benzene               | <b>0,1</b>                | < 0,05      | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>                | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>                  | < 0,1       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>                 | <b>300</b>  | <b>500</b>   | <b>450</b>  | < 5       |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>                 | <b>3400</b> | <b>14800</b> | <b>4900</b> | < 10      |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>                | 0,03        | 0,32         | 0,18        | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>                | < 0,02      | <b>0,2</b>   | <b>0,14</b> | < 0,02    |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>                | < 0,02      | 0,14         | 0,16        | < 0,02    |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>                | < 0,02      | 0,11         | 0,07        | < 0,02    |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>                | < 0,02      | <b>0,1</b>   | 0,08        | < 0,02    |
| Crisene               | <b>5</b>                  | < 0,02      | 0,32         | 0,13        | < 0,02    |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | 0,03         | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>                | < 0,02      | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>                | < 0,02      | 0,09         | 0,07        | < 0,02    |
| Pirene                | <b>5</b>                  | 0,25        | 1,36         | 0,67        | < 0,02    |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>                 | < 1         | 2,67         | 1,5         | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>                 | < 0,05      | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05    |

Tabella 5.20 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S16 P16

Per il campione S16C2 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |      |
|-------------------|------|
| Alifatici C5-C8   | < 1  |
| Aromatici C9-C10  | 17,5 |
| Alifatici C9-C18  | 6800 |
| Alifatici C19-C36 | 7700 |
| Aromatici C11-C22 | < 10 |

Tabella 5.21 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S16C2

## SONDAGGIO S17

| Nome campione       | Col A 152/2006 [mg/kg] | S17C1       | S17C2     |
|---------------------|------------------------|-------------|-----------|
| Profondità (m)      |                        | -1,0 -2,0   | -2,0 -3,0 |
| Benzene             | <b>0,1</b>             | < 0,05      | < 0,05    |
| Etilbenzene         | <b>0,5</b>             | < 0,1       | < 0,1     |
| Stirene             | <b>0,5</b>             | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene             | <b>0,5</b>             | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene              | <b>0,5</b>             | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria          | <b>1</b>               | < 0,1       | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12    | <b>10</b>              | < 5         | < 5       |
| Idrocarburi C>12    | <b>50</b>              | 44          | < 10      |
| Benzo(a)antracene   | <b>0,5</b>             | 0,18        | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene      | <b>0,1</b>             | <b>0,21</b> | < 0,02    |
| Benzo(b)fluorantene | <b>0,5</b>             | 0,24        | < 0,02    |

|                       |            |             |        |
|-----------------------|------------|-------------|--------|
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b> | 0,12        | < 0,02 |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b> | <b>0,14</b> | < 0,02 |
| Crisene               | <b>5</b>   | 0,2         | < 0,02 |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b> | 0,03        | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b> | < 0,02      | < 0,02 |
| Indenopirene          | <b>0,1</b> | <b>0,11</b> | < 0,02 |
| Pirene                | <b>5</b>   | 0,33        | < 0,02 |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>  | 1,55        | < 1    |
| MTBE                  | <b>10</b>  | < 0,05      | < 0,05 |

**Tabella 5.22 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S17**

### SONDAGGIO S18 P18

| Nome campione         | Col A 152/2006 | S18C1        | S18C2       | S18C3       | S18C4     |
|-----------------------|----------------|--------------|-------------|-------------|-----------|
| Profondità (m)        | [mg/kg]        | -0,6 -1,6    | -1,6 -3,0   | -3,0 -4,3   | -4,3 -5,0 |
| Benzene               | <b>0,1</b>     | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05    |
| Etilbenzene           | <b>0,5</b>     | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Stirene               | <b>0,5</b>     | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Toluene               | <b>0,5</b>     | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Xilene                | <b>0,5</b>     | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Sommatoria            | <b>1</b>       | < 0,1        | < 0,1       | < 0,1       | < 0,1     |
| Idrocarburi C<12      | <b>10</b>      | <b>2700</b>  | <b>1900</b> | <b>1500</b> | < 5       |
| Idrocarburi C>12      | <b>50</b>      | <b>14500</b> | <b>8300</b> | <b>7400</b> | < 10      |
| Benzo(a)antracene     | <b>0,5</b>     | 0,36         | 0,24        | 0,04        | < 0,02    |
| Benzo(a)pirene        | <b>0,1</b>     | <b>0,55</b>  | <b>0,17</b> | 0,03        | < 0,02    |
| Benzo(b)fluorantene   | <b>0,5</b>     | <b>0,55</b>  | 0,13        | < 0,02      | < 0,02    |
| Benzo(k)fluorantene   | <b>0,5</b>     | 0,28         | 0,09        | < 0,02      | < 0,02    |
| Benzo(g,h,i)perilene  | <b>0,1</b>     | <b>0,38</b>  | 0,09        | < 0,02      | < 0,02    |
| Crisene               | <b>5</b>       | 0,33         | 0,16        | 0,06        | < 0,02    |
| Dibenzo(a,e)pirene    | <b>0,1</b>     | 0,04         | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,i)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,l)pirene    | <b>0,1</b>     | 0,07         | 0,03        | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)pirene    | <b>0,1</b>     | < 0,02       | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02    |
| Dibenzo(a,h)antracene | <b>0,1</b>     | 0,04         | < 0,02      | < 0,02      | < 0,02    |
| Indenopirene          | <b>0,1</b>     | <b>0,29</b>  | 0,07        | < 0,02      | < 0,02    |
| Pirene                | <b>5</b>       | 1,18         | 1           | 0,39        | < 0,02    |
| Sommatoria IPA        | <b>10</b>      | 4,06         | 1,97        | < 1         | < 1       |
| MTBE                  | <b>10</b>      | < 0,05       | < 0,05      | < 0,05      | < 0,05    |

**Tabella 5.23 Risultati delle analisi chimiche per il sondaggio S18 P18**

Per il campione S18C1 è stata eseguita la speciazione degli idrocarburi:

|                   |      |
|-------------------|------|
| Alifatici C5-C8   | < 1  |
| Aromatici C9-C10  | 18,5 |
| Alifatici C9-C18  | 9200 |
| Alifatici C19-C36 | 6600 |
| Aromatici C11-C22 | < 10 |

**Tabella 5.24 Speciazione MADEP degli idrocarburi per il campione S18C1**



## 5.1.1 ANALISI E RAPPRESENTAZIONE DEI RISULTATI PER CIASCUN CONTAMINANTE

### Benzo(a)antracene

I campioni che presentano valori di concentrazione ND sono: S1C1, S1C4, S2C4, S3C2, S4C1, S6C3, S7C2, S10C2, S10C3, S16C4, S17C2, S18C4.

| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|--|---|
| S2, S5, S6, S7, S12, S13, S14, S16, S17, S18                             | S1, S3, S4, S10, S11  |

**Tabella 5.25 Sondaggi contaminati da benzo(a)antracene**

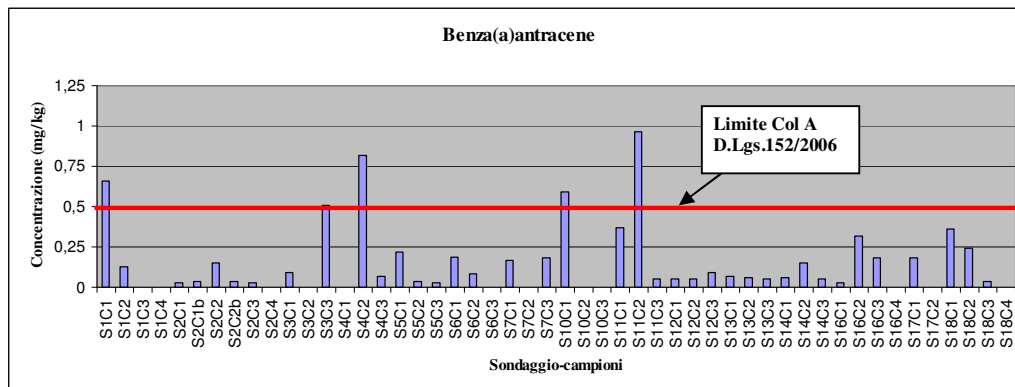
La distribuzione della contaminazione non è omogenea nell'area di studio, né dal punto di vista spaziale né da quello verticale.

Nel sondaggio S11 si trovano le concentrazioni maggiori tra -1,5 e -3 m da p.c. Nel vicino S1 il picco di concentrazione rimane confinato tra -0,8 e -1,8 m da p.c.

Sembra non ci sia alcun legame tra i superamenti superficiali del sondaggio S1 e quelli profondi del sondaggio S11. Nel sondaggio S3 il campione più contaminato è quello tra -1,9 e -2,4 m da p.c.

Nel sondaggio S4 il campione più contaminato è quello tra -1,2 e -2 m da p.c.

Il valore di concentrazione massimo rilevato è 0,96 mg/kg, poco meno del doppio del limite di legge della colonna A (0,5 mg/kg).



**Figura 5.1 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di benzo(a)antracene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A**

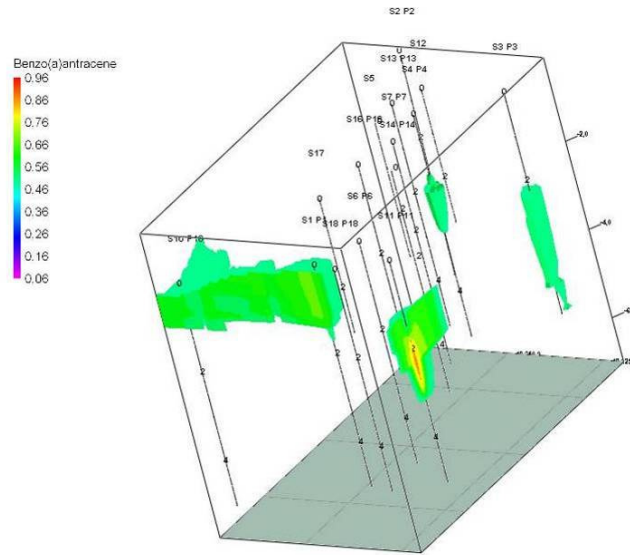


Figura 5.2 Modello 3D in Rockworks della contaminazione da benzo(a)antracene nell'area

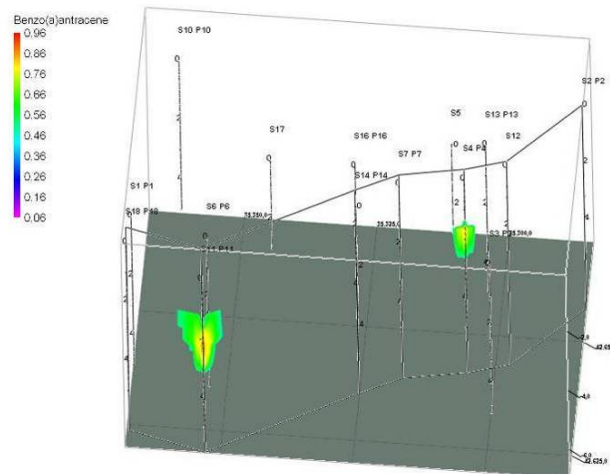


Figura 5.3 Sezione trasversale 1 della contaminazione da benzo(a)antracene in Rockworks

### Benzo(a)pirene

I campioni con valori ND sono: S1C1, S1C4, S2C4, S3C3, S4C1, S5C3, S6C3, S7C2, S10C2, S10C3, S16C1, S16C4, S17C2, S18C4.

| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|--|---|
| S5, S12, S13, S14  | S2, S6, S7, S16, S17, S18, S1, S3, S4, S10, S11                         |

Tabella 5.26 Sondaggi contaminati da benzo(a)pirene

Il picco di contaminazione è nel sondaggio S11, nel campione C2, alla profondità di -1,5 m e -3,0 m da p.c, come nel caso del benzo(a)antracene.

Nel sondaggio S18 si hanno le maggiori concentrazioni tra -0,6 m e -1,6 m; il valore decresce con la profondità diventando minore del limite di rilevabilità (ND) a -4,3 m.

Nel sondaggio S11 le concentrazioni sono maggiori di più di un ordine di grandezza rispetto al limite della colonna A. Nel sondaggio S6 il campione più contaminato è quello tra -0,6 e -2,1 m da p.c. Mentre nel sondaggio S1 il campione più contaminato è quello tra -0,8 e -1,8 m da p.c.

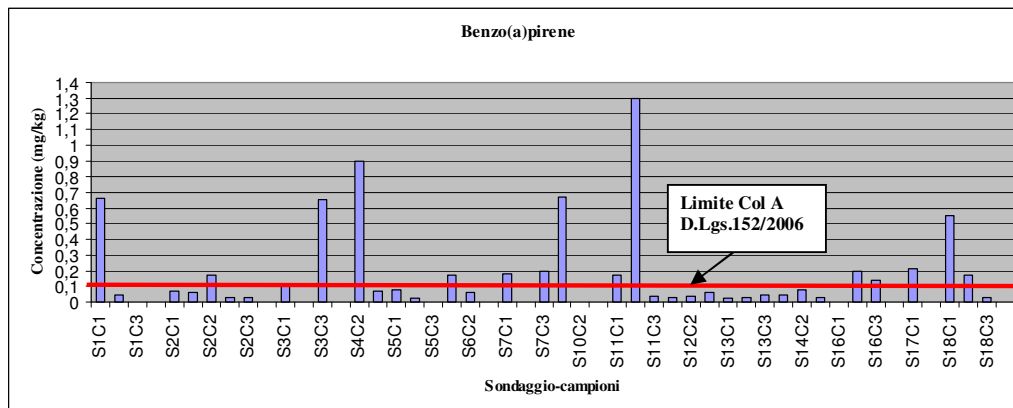
Sia nel S6 e nel S1 le concentrazioni decrescono con la profondità fino a diventare ND a -3 m.

Si nota che le concentrazioni sono maggiori nei campioni più superficiali.

Il sondaggio S7 è contaminato con valori al doppio del limite di colonna A, con la sola esclusione del campione C2. Nel S16 risulta contaminato lo spessore di terreno tra -1,2 e -4 m, compatibile con la profondità delle cisterne. Il sondaggio S17, situato in una posizione intermedia fra i due impianti, risulta contaminato tra -1 e -2 m.

Il sondaggio S2, quello più a sud, risulta contaminato nel campione con profondità comprese tra -1,5 e -2,1. Mentre i campioni sopra e sotto di esso presentano valori di concentrazione al di sotto del limite della colonna A.

Nel sondaggio S3 il valore di concentrazione nel campione superficiale risulta uguale al limite di colonna A, mentre il picco di contaminazione è tra -1,9 e -2,4 m. Qui si supera di sei volte il limite di legge. Nel S4 il campione più contaminato è tra -1,2 e -2 m, superando di ben nove volte il limite, mentre nel campione sottostante la concentrazione è minore del limite.



**Figura 5.4** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di benzo(a)pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

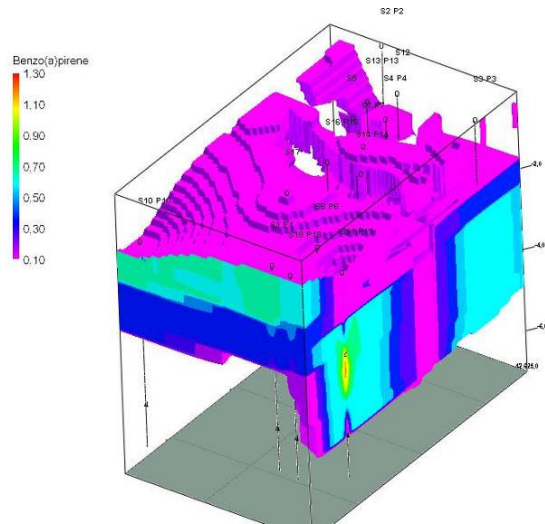


Figura 5.5 Modello 3D in Rockworks della contaminazione da benzo(a)pirene nell'area

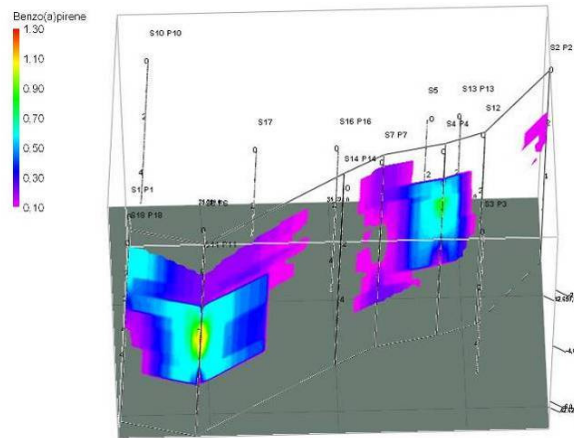


Figura 5.6 Sezione trasversale 1 della contaminazione da benzo(a)pirene in Rockworks

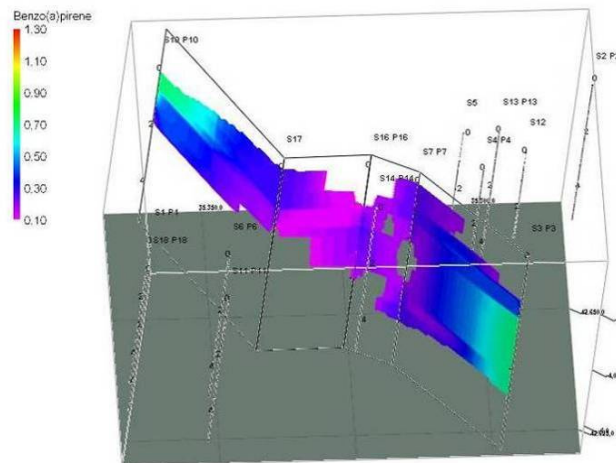


Figura 5.7 Sezione trasversale 2 della contaminazione da benzo(a)pirene in Rockworks

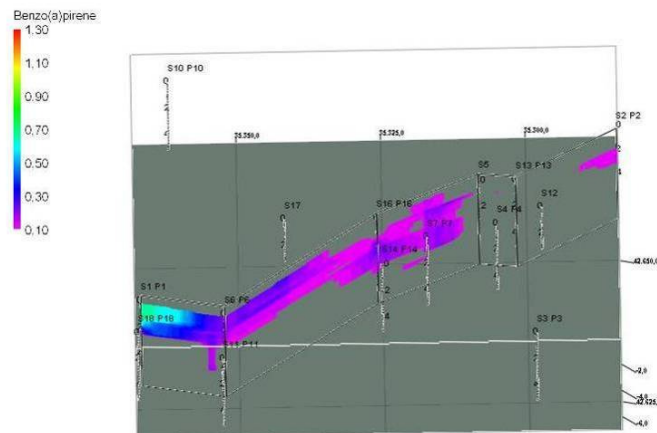


Figura 5.8 Sezione trasversale 3 della contaminazione da benzo(a)pirene in Rockworks

### Benzo(b)fluorantene

I campioni che presentano valori ND sono: S1C3, S1C4, S2C4, S3C2, S4C1, S5C2, S5C3, S6C3, S7C2, S10C2, S10C3, S16C1, S16C4, S17C2, S18C3, S18C4.

| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|--|---|
| S2, S5, S6, S7, S12, S13, S14, S16, S17                                  | S1, S3, S4, S10, S11, S18   |

Tabella 5.27 Sondaggi contaminati da benzo(b)fluorantene

La distribuzione spaziale dell'inquinante è molto simile a quella del benzo(a)antracene. Essa non è omogenea nell'area di studio, né spazialmente né verticalmente nei sondaggi. Nessun sondaggio presenta valori di concentrazioni nei campioni completamente ND.

La contaminazione è superficiale nei sondaggi S1 e S18. Nel S11 si trovano le concentrazioni maggiori tra -1,5 e -3 m da p.c. Nel vicino S1 il picco invece rimane confinato tra -0,8 e -1,8 m. Non può esserci alcun legame tra le due contaminazioni. Nel S1 e S18 la contaminazione rimane confinata nella parte più superficiale con valori simili. In entrambi la concentrazione cala con la profondità fino a diventare ND a -3 m.

Nel sondaggio S3 il campione più contaminato è quello tra -1,9 e -2,4 m da p.c. Nel sondaggio S4 il campione più contaminato è quello tra -1,2 e -2 m da p.c.

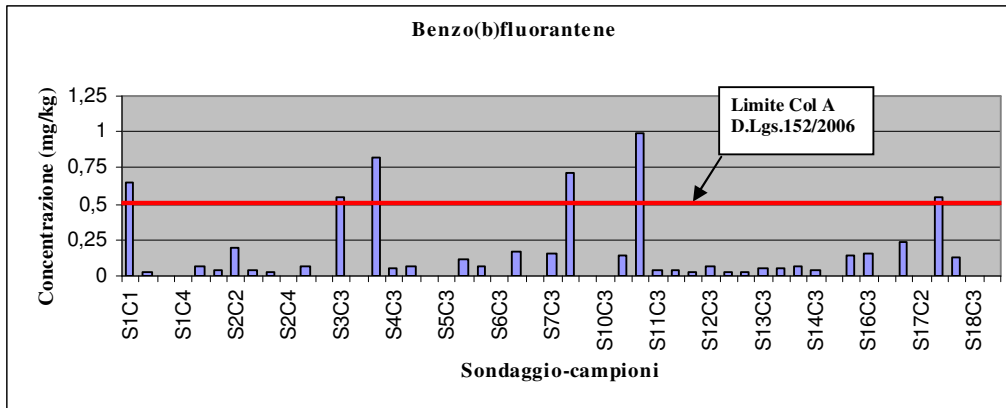


Figura 5.9 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di benzo(b)fluorantene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

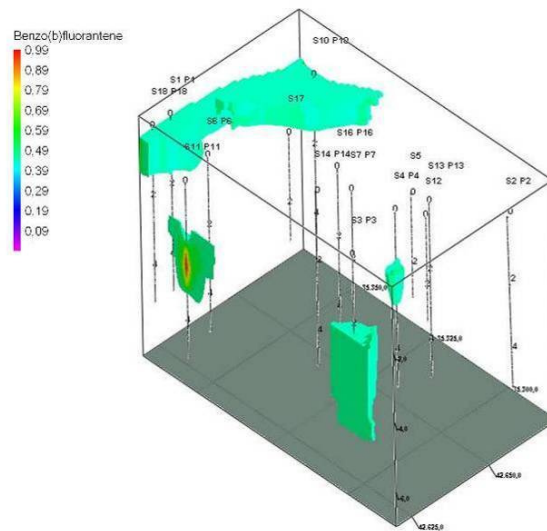


Figura 5.10 Modello 3D in Rockworks della contaminazione da benzo(b)fluorantene nell'area

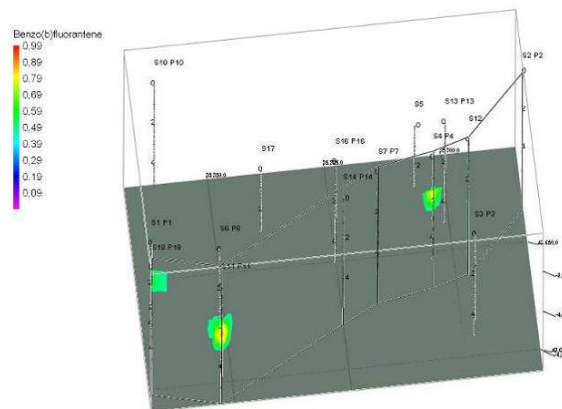


Figura 5.11 Sezione trasversale 1 della contaminazione da benzo(b)fluorantene in Rockworks

## Benzo(k)fluorantene

I campioni che presentano valori ND sono: S1C3, S1C4, S2C1, S2C1bis, S2C2bis, S2C3, S2C4, S3C2, S4C1, S5C2, S5C3, S6C3 S7C2, S10C2, S10C3, S11C3, S12C1, S12C2, S13C1, S13C2, S14C3, S16C1, S16C4, S17C2, S18C3, S18C4. A parte il sondaggio S11, tutti gli altri presentano concentrazioni inferiori al limite di legge della colonna A. S11 è inquinato soltanto nel campione tra -1,5 e -3 m.

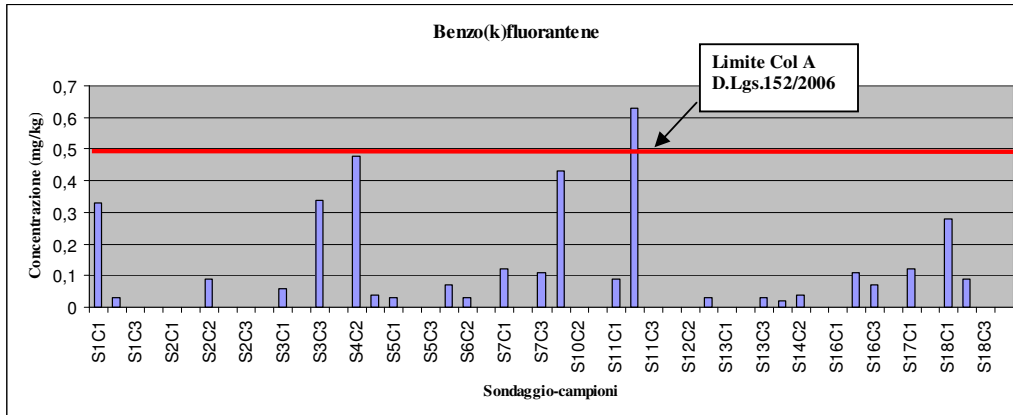


Figura 5.12 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di benzo(k)fluorantene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

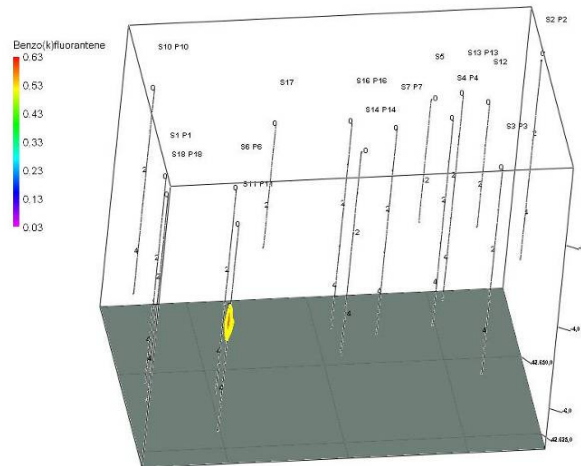


Figura 5.13 Modello 3D in Rockworks della contaminazione da benzo(k)fluorantene nell'area

## Benzo(g,h,i)perilene

I campioni che presentano valori ND sono: S1C3, S1C4, S2C4,S3C2, S1C4, S5C2, S5C3, S6C3, S7C2, S10C2, S10C3, S11C3, S12C1, S12C2, S13C1, S13C2, S14C3, S16C1, S16C4, S17C2, S18C3, S18C4.

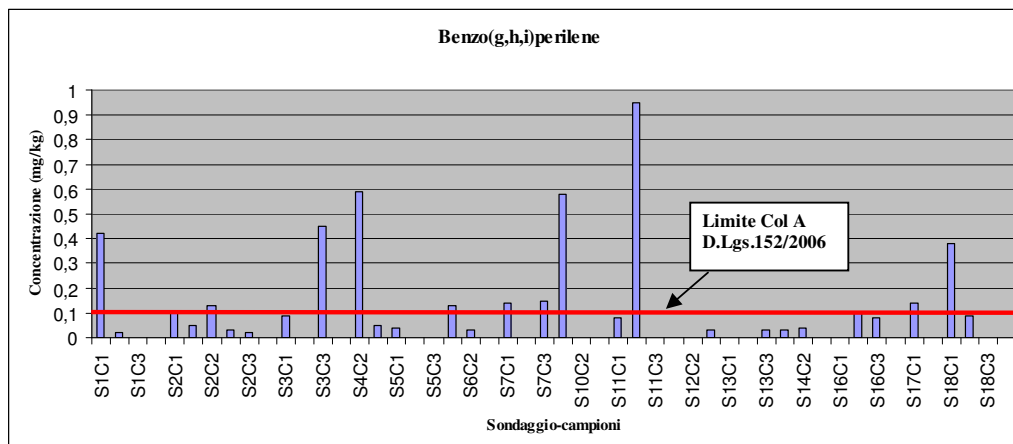
| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A                  | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|---|---|
| S5, S12, S13, S14, S16 (qui un campione ha concentrazione pari al limite della colonna A) | S1, S2, S3, S4, S6, S7, S10, S11, S17, S18                              |

**Tabella 5.28 Sondaggi contaminati da benzo(g,h,i)perilene**

Nei sondaggi S1 e S18 la contaminazione è confinata nella parte più superficiale, con valori simili. In entrambi cala la concentrazione con la profondità, fino a diventare ND a -3 m. Nel S11 si trovano le concentrazioni maggiori, nel campione a profondità compresa tra -1,5 e -3 m.

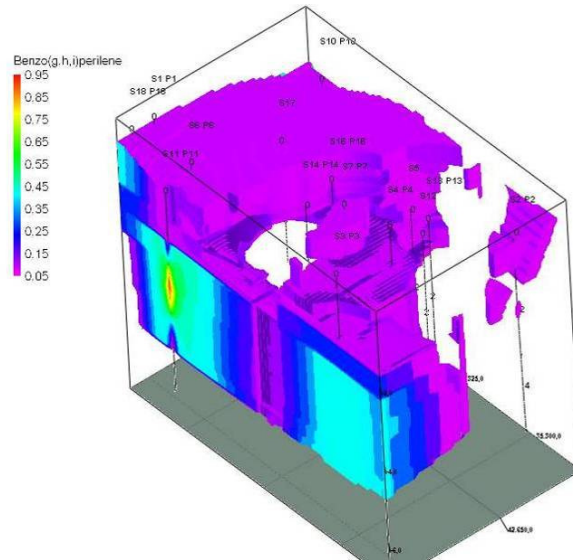
Qui il valore di concentrazione è quasi di un ordine di grandezza superiore al limite. Nel sondaggio S6 la concentrazione è superiore al limite nel campione a profondità comprese tra -0,6 e -2,1, con un valore attorno al limite. Nel sondaggio S7, vicino all'impianto A, sono contaminati i campioni tra -1 e -1,8 e tra -3,8 e -5 m. Mentre i sondaggi limitrofi non risultano contaminati.

Il sondaggio S17 supera di poco il limite solo nel campione compreso tra -1 e -2 m. Nell'area del piazzale, il sondaggio S2 è contaminato nei due campioni a profondità -0,5 e -1 m e a -1,5 e -2,1 m. Qui le concentrazioni sono di poco superiori al limite. Il sondaggio S3 è contaminato nel campione a profondità -1,9 e -2,4 m. Nel sondaggio S4 il campione contaminato è quello tra -1,2 e -2 m. Rispettivamente le concentrazioni di questi due campioni superano, di quattro il primo e di ben sei volte il secondo, il limite di legge.

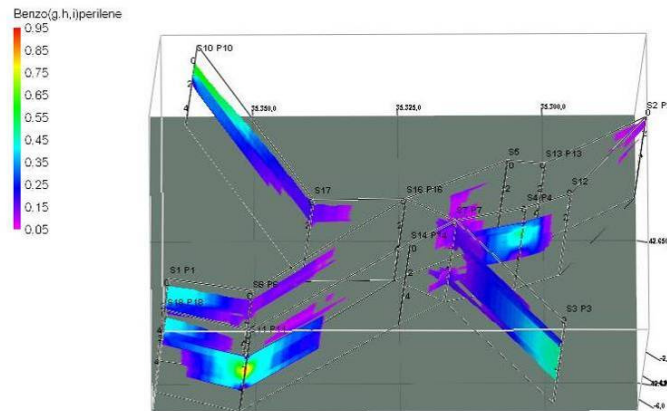




**Figura 5.14 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di benzo(g,h,i)perilene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A**



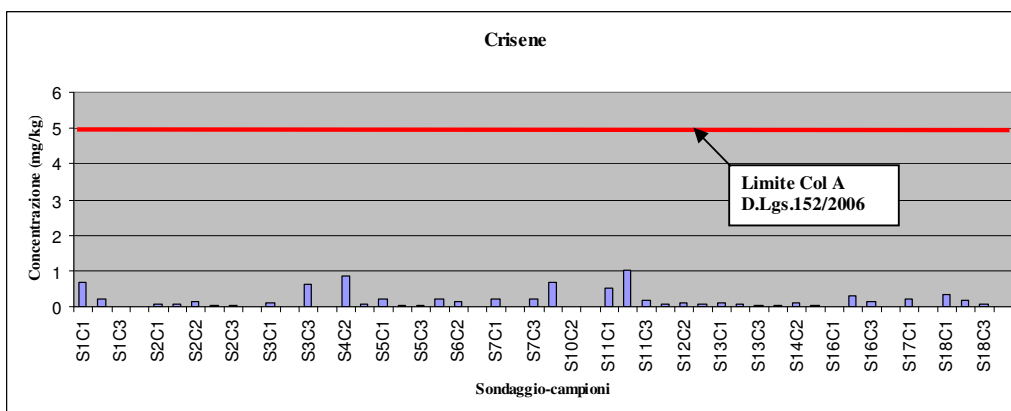
**Figura 5.15 Modello 3D in Rockworks della contaminazione da benzo(g,h,i)perilene nell'area**



**Figura 5.16 Sezioni trasversali 1, 2, 3 della contaminazione da benzo(g,h,i)perilene in Rockworks**

## Crisene

Nessun campione supera il limite della colonna A. Il valore di concentrazione maggiore si riscontra nel campione S11C2, tra -1,5 e 3 m, come per la maggior parte degli IPA. Tutti i sondaggi non risultano contaminati.

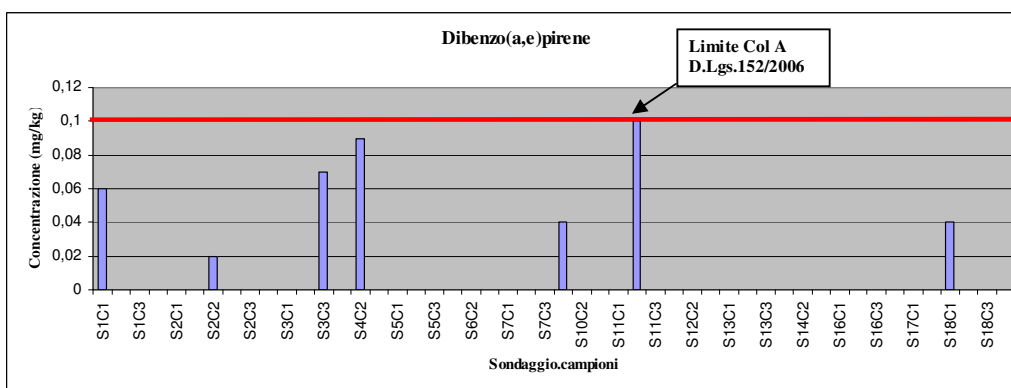


**Figura 5.17** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di crisene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

### Dibenzo(a,e)pirene

La maggior parte dei campioni sono sotto il limite di rilevabilità del metodo analitico. Soltanto sette campioni hanno concentrazioni rilevabili, tutte comunque inferiori al limite di legge: S1C1, S2C2, S3C3, S4C2, S10C1, S11C2 e S18C1. Nessun sondaggio è contaminato.

Il valore più alto si rileva nel S11C2, pari a 0,1 mg/kg, coincidente con il limite della colonna A.

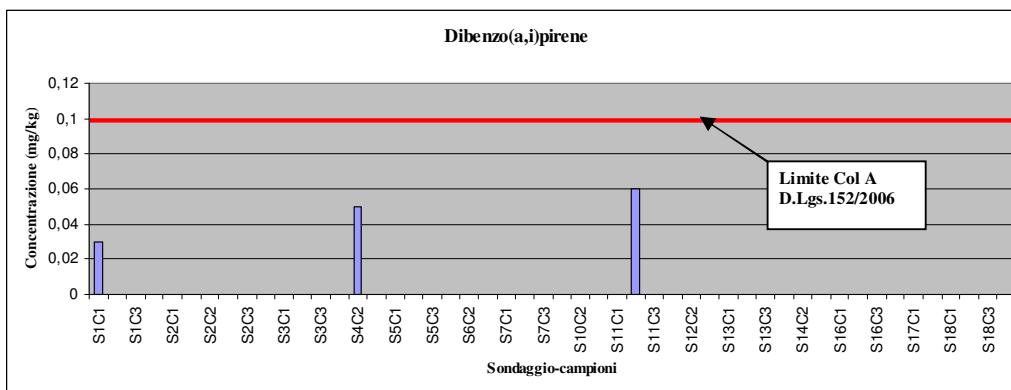


**Figura 5.18** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di dibenzo(a,e)pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

### Dibenzo(a,i)pirene

Soltanto tre campioni hanno valori rilevabili, tutti gli altri hanno valori ND. Le concentrazioni sono comunque al di sotto del limite. I campioni sono S1C1, S4C2 e S11C2.

Nessun sondaggio risulta contaminato.

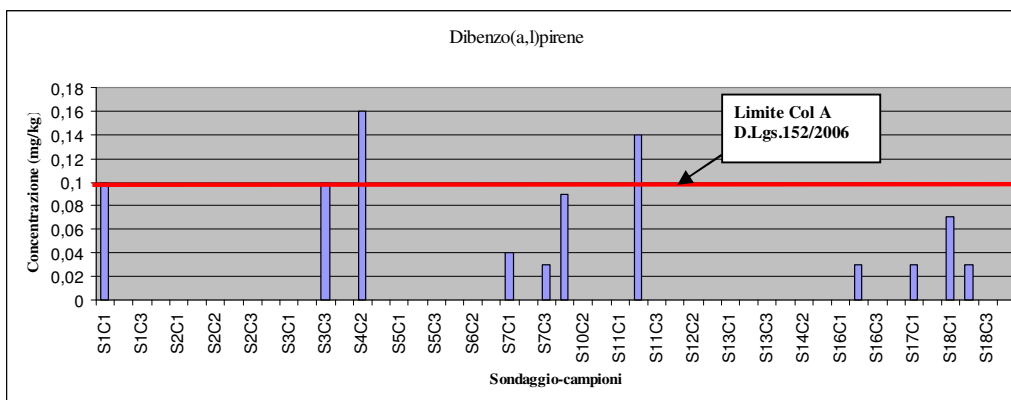


**Figura 5.19** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di dibenzo(a,i)pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

### Dibenzo(a,l)pirene

La maggior parte dei campioni hanno valori di concentrazione ND. Soltanto undici campioni hanno concentrazione rilevabile: S1C1, S3C3, S4C2, S7C1, S7C3, S10C1, S11C2, S16C2, S17C1, S18C1 e S18C2. I primi due di questi hanno concentrazioni pari al limite della colonna A.

Soltanto due campioni superano il limite della colonna A: S4C2 con 0,16 mg/kg e S11C2 con 0,14 mg/kg. Tutti i sondaggi risultano non contaminati, tranne S4 e S11.



**Figura 5.20** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di dibenzo(a,l)pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

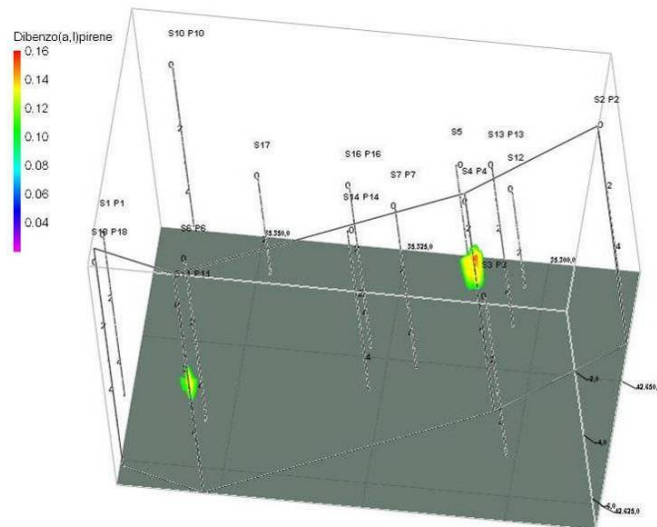


Figura 5.21 Sezione trasversale 1 della contaminazione da dibenzo(a,l)pirene in Rockworks

### Dibenzo(a,h)pirene

La maggior parte dei campioni ha valori ND, tranne S1C1, S3C3, S4C2 e S11C2. Questi quattro campioni comunque hanno concentrazioni al di sotto del limite di colonna A.

Nessun sondaggio presenta campioni con concentrazioni al di sopra del limite.

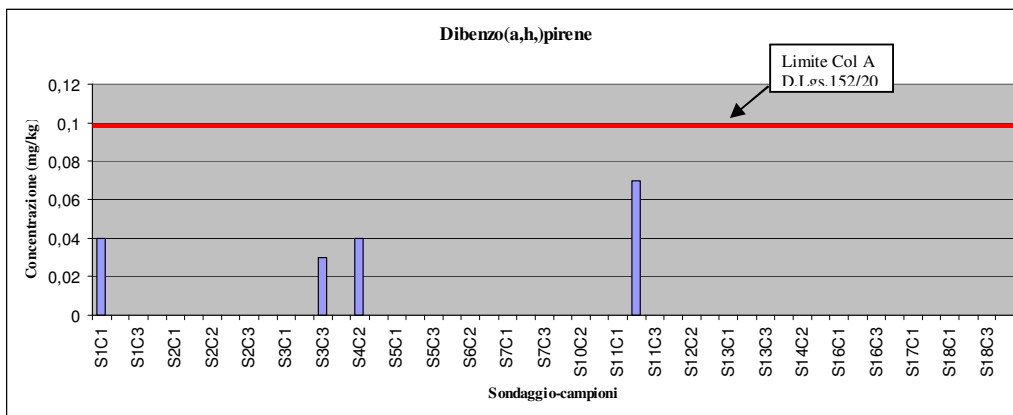
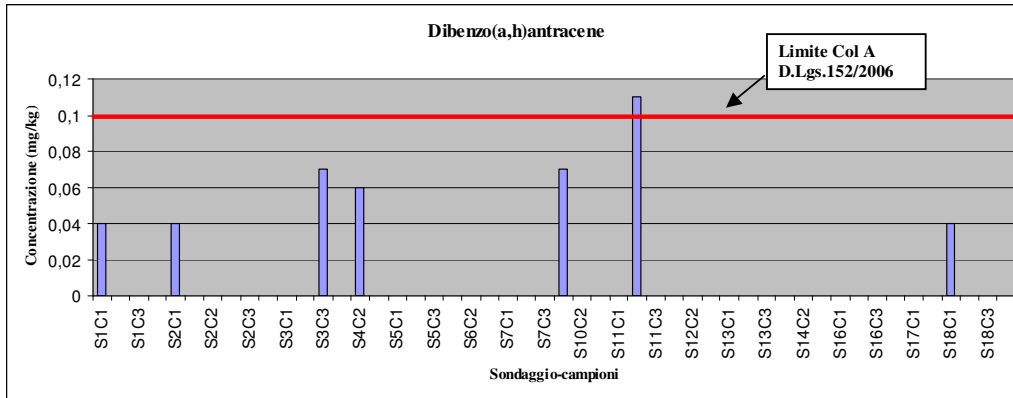


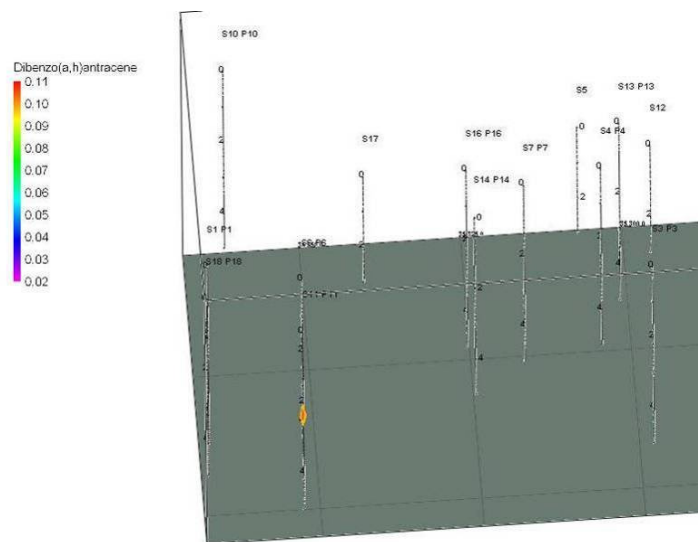
Figura 5.22 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di dibenzo(a,h)pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

### Dibenzo(a,h)antracene

La maggior parte dei campioni presenta valori ND, tranne S1C1, S2C1, S3C3, S4C2, S10C1, S11C2 e S18C1. Soltanto il sondaggio S11 è contaminato, nel tratto compreso tra -1,5 e -3 m da p.c., con un valore che supera di poco il limite (0,11 mg/kg).



**Figura 5.23** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di dibenzo(a,h)antracene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A



**Figura 5.24** Modello 3D in Rockworks della contaminazione da dibenzo(a,h)antracene nell'area

### Indenopirene

I campioni in cui si hanno valori di concentrazione ND sono: S1C1, S1C2, S1C3, S1C4, S2C2bis, S2C3, S2C4, S3C2, S4C1, S5C2, S5C3, S6C3, S7C2, S10C2, S10C3, S11C3, S12C1, S12C2, S13C1, S13C2, S14C3, S16C1, S16C4, S17C2, S18C3 e S18C4.

| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|--|---|
| S2, S5, S12, S13, S14, S16   | S1, S3, S4, S6, S7, S10, S11, S17, S18                                  |

**Tabella 5.29** Sondaggi contaminati da indenopirene

Il campione S2C2 ha concentrazione pari al limite di colonna A. Nella zona dell'impianto A, l'unico sondaggio contaminato è S7, tra -1 e -1,8 m e tra -3,8 e 5 m da p.c, con concentrazioni

appena superiori al limite. Nel sondaggio S17, intermedio tra i due impianti, si supera il limite solo nel tratto tra -1 e -2 m, con una concentrazione pari a 0,11 mg/kg.

Nell'area dell'impianto B, i campioni S18C1 e S1C1 superano il limite. La zona contaminata per il sondaggio S1 si estende fino a -1,8 m da p.c, invece per quanto riguarda il sondaggio S18 si ferma a -1,6 m. Come per gli altri IPA, il sondaggio S6 è contaminato nella zona superficiale, fino a -2,1 m da p.c. Il massimo della contaminazione (0,74 mg/kg) si ha nel sondaggio S11, tra -1,5 e -3 m.

Nell'area del piazzale, nel sondaggio S3 si supera il limite tra -1,9 e -2,4 m, mentre il sondaggio S4 è contaminato nel tratto -1,2 e -2 m. In questi due casi si supera di ben quattro volte il limite consentito.

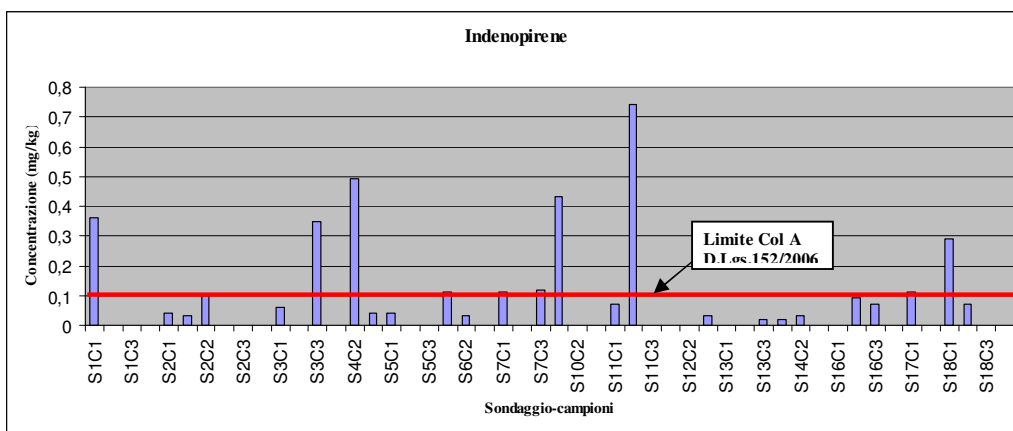


Figura 5.25 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di indenopirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

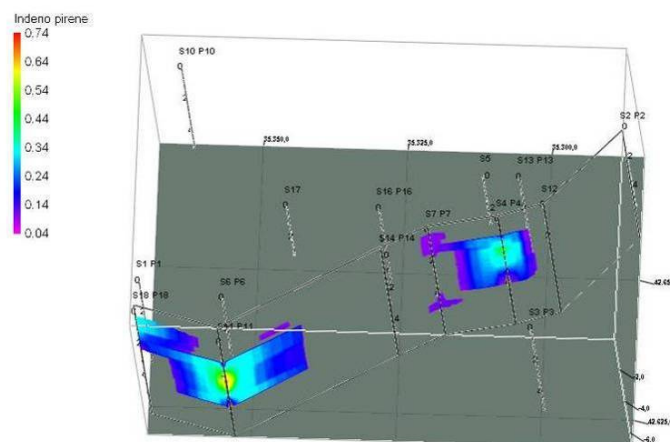


Figura 5.26 Sezione trasversale 1 della contaminazione da indenopirene in Rockworks

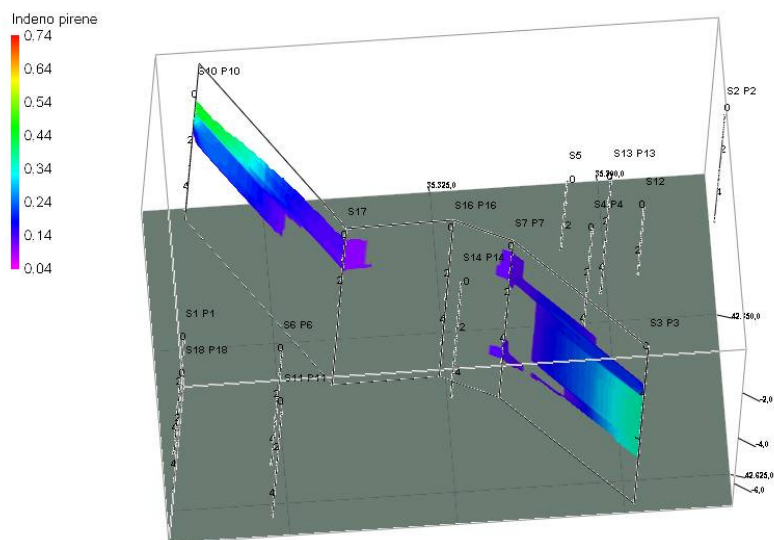


Figura 5.27 Sezione trasversale 2 della contaminazione da indenopirene in Rockworks

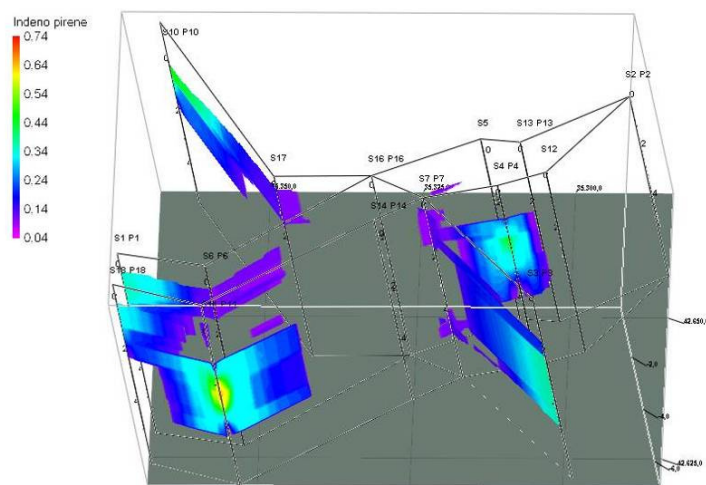
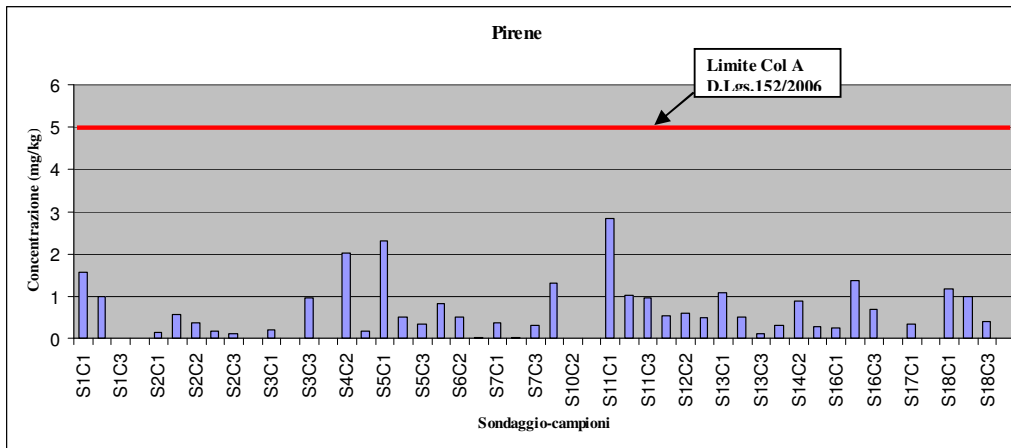


Figura 5.28 Sezioni trasversali 1, 2, 3 della contaminazione da indenopirene in Rockworks

### Pirene

I campioni che presentano valori ND sono: S1C3, S1C4, S2C4, S3C2, S4C1, S10C2, S10C3, S16C4, S17C2 e S18C4.

Tutti i sondaggi hanno concentrazioni al di sotto del limite di legge. La concentrazione maggiore si ha nel campione S11C1, con valore pari a 2,83 mg/kg, circa la metà del limite.



**Figura 5.29** Rappresentazione grafica delle concentrazioni di pirene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

Per tutti i campioni la sommatoria degli IPA è sempre inferiore al limite di colonna A e B. Tutti i valori di MTBE sono ND.

### **Benzene**

Tutti i campioni presentano valori ND, tranne S13C2 campionato tra -1,5 e -2,8 m da p.c. Comunque la concentrazione è inferiore al limite di colonna A.

### **Stirene e Toluene**

I valori dei campioni sono tutti ND.

### **Xilene**

I campioni hanno concentrazioni rilevabili (non ND) nei campioni S2C2bis tra -2,5 e -2,8 m e nel S6C2 tra -2,1 e -3 m.



## Etilbenzene

Nella maggior parte dei campioni si hanno valori di concentrazione ND, tranne per i campioni S2C2bis, S5C1, S5C2, S5C3, S12C1, S12C2, S12C3, S13C1 e S13C2.

| Sondaggi con concentrazioni inferiori al limite di legge della Colonna A | Sondaggi con concentrazioni maggiori al limite di legge della Colonna A |
|--|---|
| S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S10, S11, S14, S16, S17, S18                 | S12, S13  |

Tabella 5.30 Sondaggi contaminati da etilbenzene

La contaminazione è compresa tra -0,5 e -2,4 m in S12 e tra -0,5 e -2,8 m in S13. In quest'ultimo sondaggio si riscontrano le concentrazioni maggiori di tutta l'area indagata, con un picco massimo di 4,3 mg/kg. Nel sondaggio S12 si ha la concentrazione massima tra -1,1 e -2,4 m, con un valore massimo pari a 3,8 mg/kg.

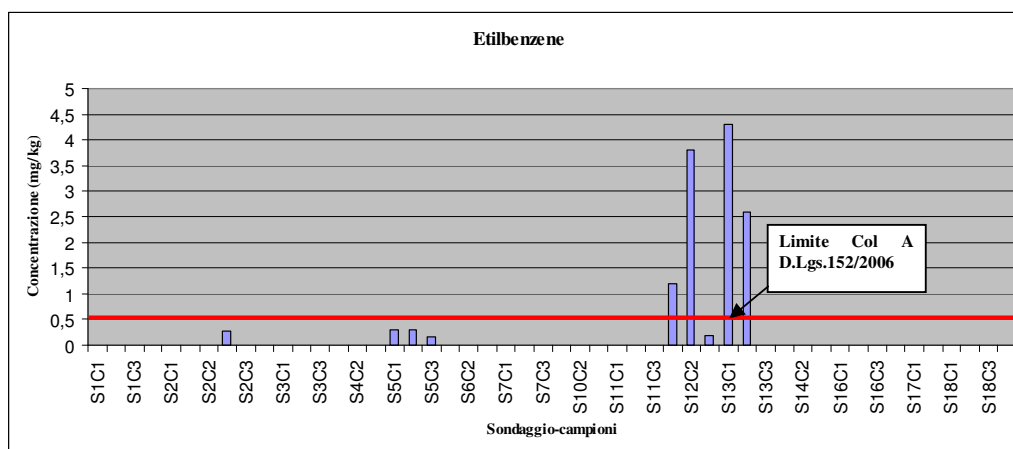


Figura 5.30 Rappresentazione grafica delle concentrazioni di etilbenzene nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A

La sommatoria dei BTEX supera il limite di colonna A solo nei campioni dove si hanno i superamenti di etilbenzene.

## Idrocarburi C<12

I campioni in cui si hanno valori di concentrazione ND sono: S1C4, S2C4, S3C1, S3C2, S3C3, S4C2, S4C3, S7C1, S10C1, S10C2, S16C4, S17C1, S17C2, S18C4. I sondaggi non contaminati sono S3 e S17. Escludendo i valori ND, i campioni che presentano concentrazioni inferiori al limite di colonna A sono S2C2, S10C3 e S13C3. Nella zona dell'impianto B si rileva una concentrazione pari a 8000 mg/kg nel campione S11C1, valore massimo per tutta l'area d'indagine. Per quanto

riguarda il sondaggio S11, il campione intermedio tra -1,5 e -3 m è quello meno contaminato dei tre. Si nota che nel campione S11C2 si ha anche la concentrazione maggiore di IPA.

I sondaggi S6 e S18 hanno il campione superficiale più contaminato e le concentrazioni decrescono con la profondità. Mentre per il sondaggio S1 il campione più contaminato è quello compreso tra -1,9 e -3 m da p.c.

Nell'area dell'impianto A le concentrazioni maggiori si rilevano nel sondaggio S14 con valori tra 600 e 1950 mg/kg, con il massimo nel campione compreso tra -3,6 e -4,8 m. Qui le concentrazioni aumentano con la profondità. Nel sondaggio S7, mentre il campione C1 ha valore ND, il campione C2 ha una concentrazione pari a 110 mg/kg, poi essa decresce lungo il sondaggio.

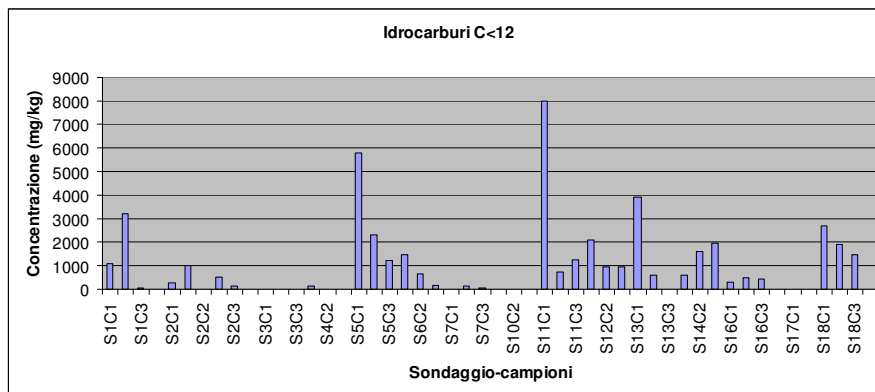
Il sondaggio S16 presenta valori di concentrazione compresi tra 300 e 500 mg/kg, con il massimo nel campione intermedio a -1,2 e -3 m.

Nel piazzale risultano contaminati i campioni dei sondaggi prossimi alle condotte interrate.

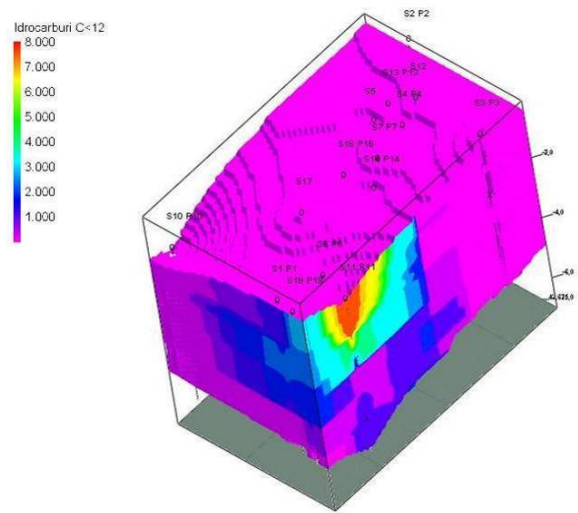
Il campione che ha la concentrazione maggiore è S5C1, con un valore pari a 5800 mg/kg.

Nel sondaggio S5 la concentrazione poi decresce con la profondità. Anche per i sondaggi S12, S13 e S4 le concentrazioni calano con la profondità. Infatti, ad esempio, il sondaggio S4 è contaminato solo nel campione superficiale tra -0,5 e -1,2 m, invece gli altri due campioni hanno valori ND di concentrazione. Nel sondaggio S2, vicino alla banchina, gli strati più contaminati sono quelli tra -1 e -1,5 m e -2,5 e -2,8 m, separati da uno strato di argilla (S2C2) che risulta non contaminato.

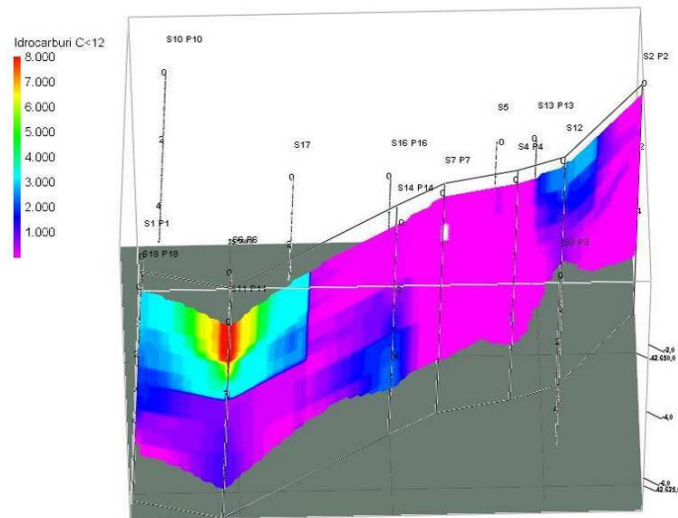
Il campione più profondo ha valore di concentrazione ND. E' possibile a questo punto che la contaminazione dei due strati sia derivante da due eventi differenti.



**Figura 5.31** Rappresentazione grafica delle concentrazioni degli idrocarburi C<12 nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A



**Figura 5.32 Modello 3D in Rockworks della contaminazione degli idrocarburi C<12 nell'area**



**Figura 5.33 Sezione trasversale 1 della contaminazione degli idrocarburi C<12 in Rockworks**

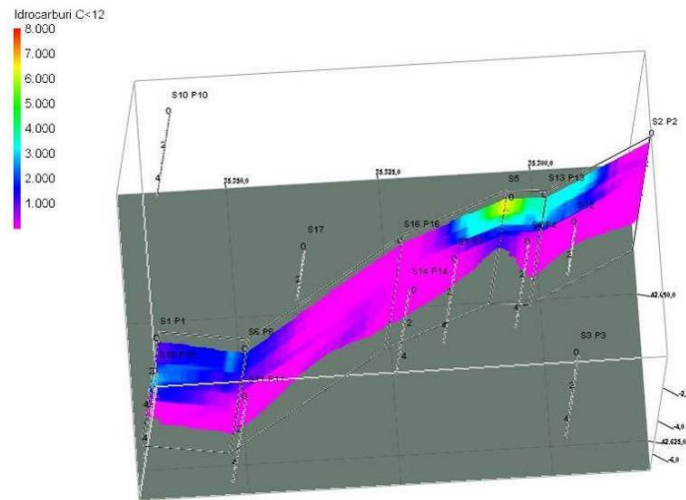


Figura 5.34 Sezione trasversale 2 della contaminazione degli idrocarburi C<12 in Rockworks

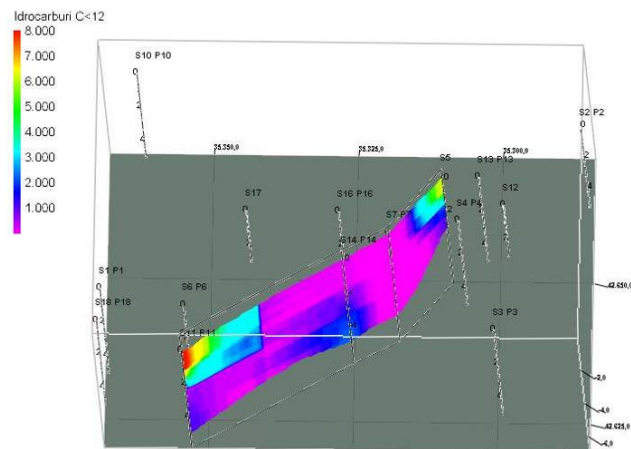
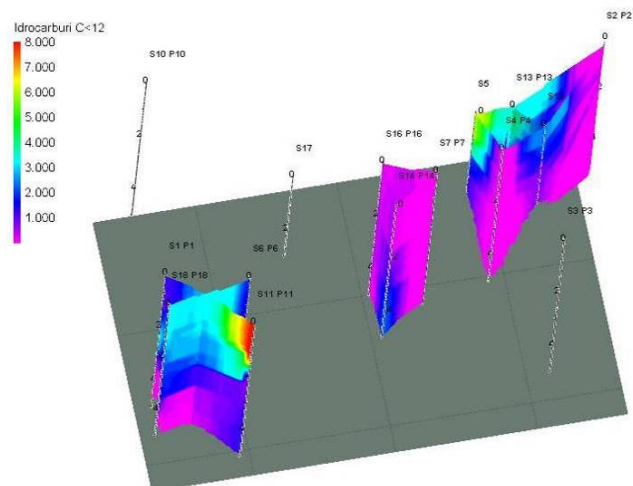
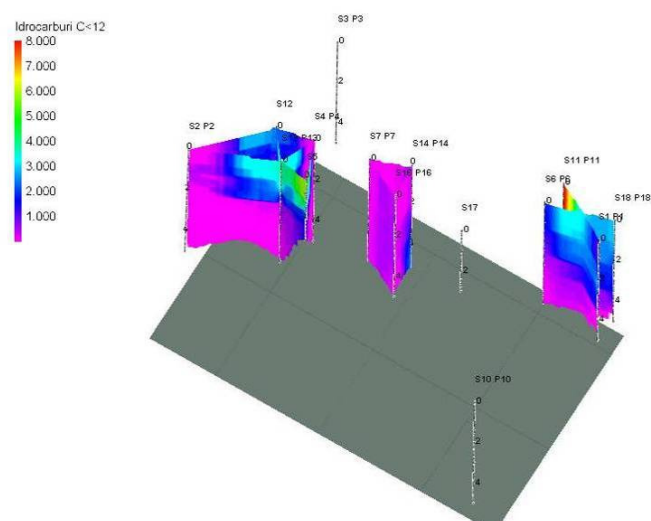


Figura 5.35 Sezione trasversale 3 della contaminazione degli idrocarburi C<12 in Rockworks



**Figura 5.36 Gruppo di sezioni per identificare la contaminazione degli idrocarburi C<12 nell’impianto A, B e nell’area del piazzale (Vista 1)**



**Figura 5.37 Gruppo di sezioni per identificare la contaminazione degli idrocarburi C<12 nell’impianto A, B e nell’area del piazzale (Vista 2)**

### **Idrocarburi C>12**

I campioni che presentano valori ND di concentrazione sono: S1C4, S16C4, S17C2 e S18C4.

Gli unici sondaggi non contaminati sono S3 e S17. Esclusi i valori ND tutti i campioni superano la CSC, tranne: S2C4, S3C1, S3C2, S3C3, S4C3, S7C1, S10C2, S17C1.

Nell’area dell’impianto B i campioni con le concentrazioni maggiori sono S18C1 (14500 mg/kg), S1C2 (14300 mg/kg) e S11C1 (31000 mg/kg).

Nei sondaggi S6 e S18 le concentrazioni calano con la profondità; nel primo il campione più contaminato è tra -0,6 e -2,1 m, mentre per il secondo è tra -0,6 e -1,6 m.

Nel sondaggio S11 il campione più contaminato è quello superficiale, mentre il meno contaminato è quello intermedio. Nel sondaggio S1 la concentrazione aumenta tra il campione C1 e C2, per risultare di circa due ordini di grandezza in meno nel C3.

Nella zona dell'impianto A, a differenza dei C<12, la concentrazione maggiore si ha nel campione S16C2, tra -1,2 e -3 m, con un valore pari a 14800 mg/kg. Nel sondaggio S14 la concentrazione maggiore (11100 mg/kg) è nel campione più profondo, tra -3,6 e -4,8 m da p.c.

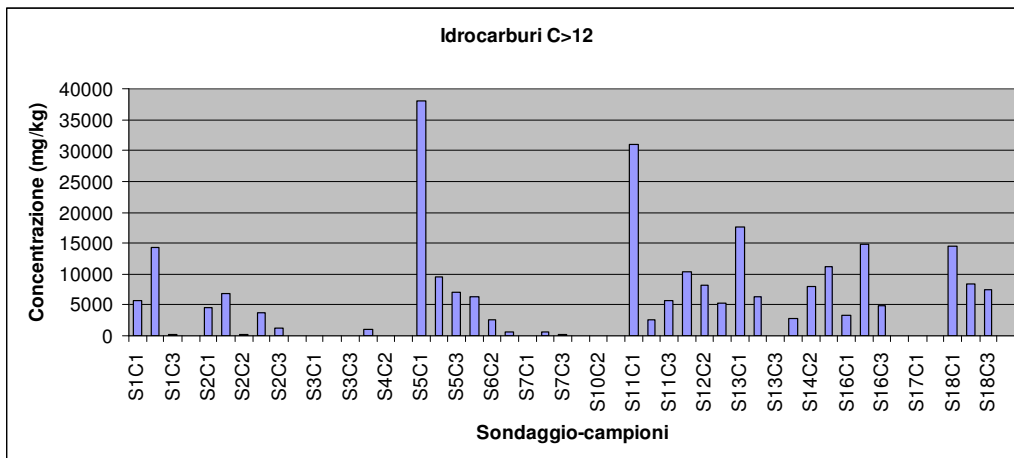
Qui la concentrazione aumenta con la profondità. Nel sondaggio S7, mentre il campione C1 ha valore al di sotto del limite, il campione C2 ha una concentrazione pari a 510 mg/kg, poi essa decresce nel campione C3. Nell'area del piazzale la concentrazione maggiore si ha nel campione S5C1 (38000 mg/kg). In questo sondaggio poi la concentrazione diminuisce con la profondità.

Nel vicino S4 sono contaminati i campioni C1 e C2, con il massimo nel primo più superficiale, tra -0,5 e -1,2 m. Per entrambi i sondaggi S12 e S13, il picco della contaminazione sta nel campione più superficiale e diminuisce con la profondità.

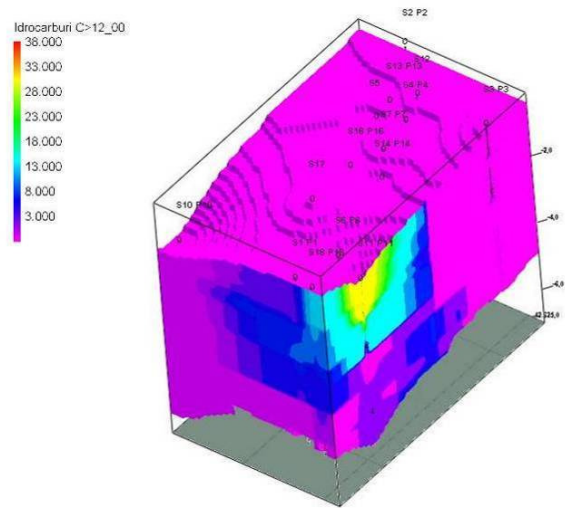
Nel sondaggio S2 gli strati più contaminati sono quelli tra -0,5 e -1 m e -1 e -1,5 m, separati da uno strato di argilla (S2C2) che presenta concentrazione inferiore di un ordine di grandezza.

Il campione più profondo ha valore rilevabile, ma inferiore al limite di colonna A.

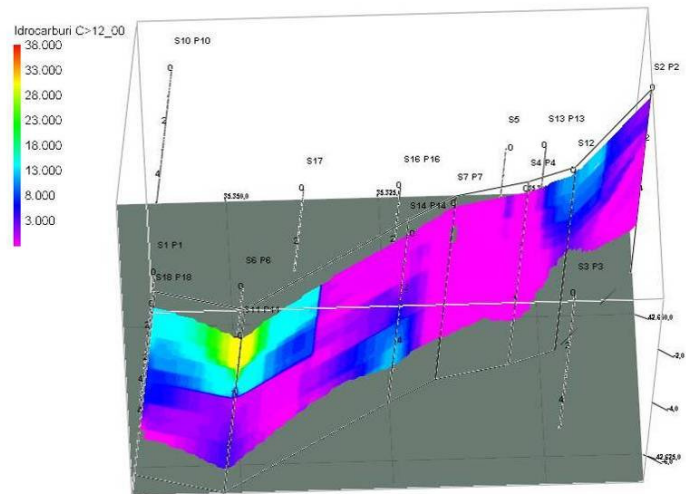
E' possibile, come per i C<12 che la contaminazione dei due strati sia derivante da due eventi differenti. Nei sondaggi S1, S2, S5 e S7 si riscontra lo stesso comportamento che si ha per gli idrocarburi C<12.



**Figura 5.38 Rappresentazione grafica delle concentrazioni degli idrocarburi C>12 nell'area, con indicazione dei campioni che superano il limite di legge della colonna A**



**Figura 5.39** Modello 3D in Rockworks della contaminazione degli idrocarburi C>12 nell'area



**Figura 5.40** Sezione trasversale 1 della contaminazione degli idrocarburi C>12 in Rockworks

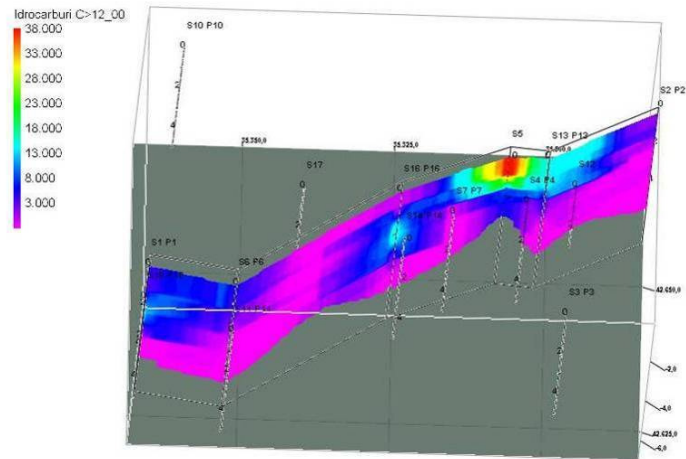


Figura 5.41 Sezione trasversale 2 della contaminazione degli idrocarburi C>12 in Rockworks

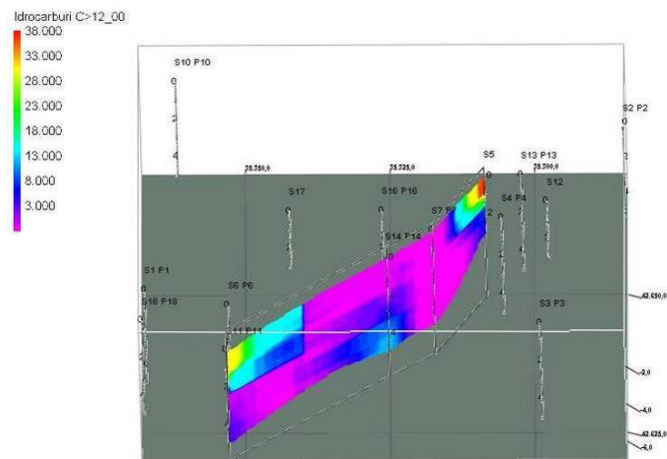
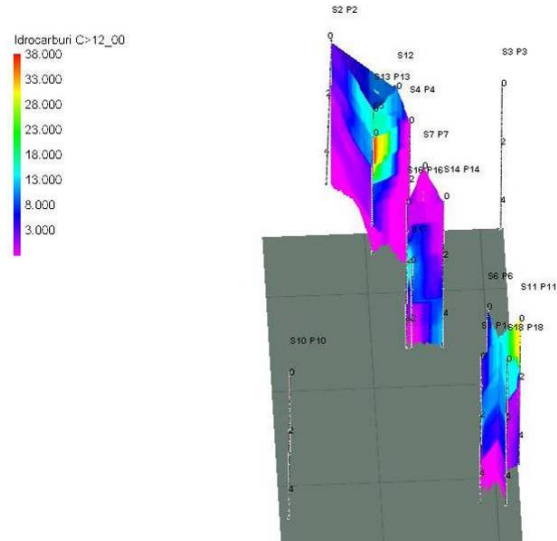
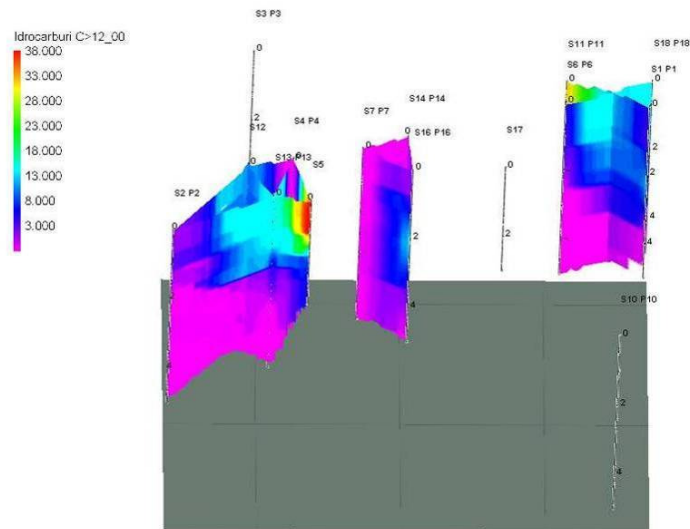


Figura 5.42 Sezione trasversale 3 della contaminazione degli idrocarburi C>12 in Rockworks





**Figura 5.43 Gruppo di sezioni per identificare la contaminazione degli idrocarburi C>12 nell’impianto A, B e nell’area del piazzale (Vista 1)**



**Figura 5.44 Gruppo di sezioni per identificare la contaminazione degli idrocarburi C>12 nell’impianto A, B e nell’area del piazzale (Vista 2)**

## 5.2 RISULTATI DELLE ANALISI CHIMICHE SULLE ACQUE

Sono state effettuate le analisi chimiche per i campioni di acqua di falda nei piezometri in cui non era presente prodotto libero. Dai dati della Tabella 5.31 si evince che:

- il campione d’acqua prelevato nel piezometro P10, ubicato a nord-est dell’impianto A e classificato come “bianco”, evidenzia l’assenza di prodotti idrocarburi disciolti nelle acque;
- i campioni d’acqua prelevati nei piezometri P6 e P11, ubicati nell’impianto B, ove si sono riscontrate evidenze di contaminazione da IPA nella matrice terreno saturo e insaturo, presentano valori di concentrazione di idrocarburi apprezzabili, ma al di sotto del limite di

legge. Per i BTEX e gli IPA i valori di concentrazione risultano ND. In questa zona, probabilmente, la contaminazione è maggiormente adsorbita al suolo, caratteristica tipica degli IPA;

- i campioni d'acqua prelevati nel piezometro P2 e P13, ubicati nell'area del piazzale, evidenziano il superamento dei valori limite normativi relativamente al parametro Benzene e concentrazioni apprezzabili per Etilbenzene e Xileni, seppur non superiori al limite di legge. La contaminazione da BTEX nell'area del piazzale viene confermata anche dai risultati delle analisi chimiche sui terreni. Nel piezometro P13 si rileva inoltre il superamento della CSC per il parametro Idrocarburi totali;
- il campione d'acqua prelevato nel piezometro P3, ubicato ad ovest del piazzale, non presenta superamenti dei valori limite, seppur avendo una concentrazione apprezzabile di Idrocarburi totali. Per i BTEX e gli IPA i valori di concentrazione risultano ND. Per questo la contaminazione da BTEX in falda non raggiunge il piezometro P3; la direzione di falda risulta infatti S-N (vedi paragrafo 5.4).

| Piezometro                   |                               | P2          | P3     | P6     | P10    | P11    | P13         |
|------------------------------|-------------------------------|-------------|--------|--------|--------|--------|-------------|
| <b>PARAMETRI</b>             | <b>Limite 152/2006 [µg/L]</b> |             |        |        |        |        |             |
| Idrocarburi tot come n-esano | <b>350</b>                    | 280         | 165    | 165    | <100   | 260    | <b>650</b>  |
| <b>BTEX</b>                  |                               |             |        |        |        |        |             |
| Benzene                      | <b>1</b>                      | <b>3,60</b> | <0.03  | <0.03  | <0.03  | <0.03  | <b>2,25</b> |
| Etilbenzene                  | <b>50</b>                     | 10,7        | <0.03  | <0.03  | <0.03  | <0.03  | 5,1         |
| Stirene                      | <b>25</b>                     | <0.20       | <0.20  | <0.20  | <0.20  | <0.20  | <0.20       |
| Toluene                      | <b>15</b>                     | <0.08       | <0.08  | <0.08  | <0.08  | <0.08  | <0.08       |
| p-Xilene                     | <b>10</b>                     | 1,23        | <0.06  | <0.06  | <0.06  | <0.06  | 1,3         |
| <b>IPA</b>                   |                               |             |        |        |        |        |             |
| Benzo(a)antrecene            | <b>0,1</b>                    | <0.01       | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01       |
| Benzo(a)pirene               | <b>0,01</b>                   | <0.005      | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005      |
| Benzo(b)fluorantene          | <b>0,1</b>                    | <0.01       | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01       |
| Benzo(k)fluorantene          | <b>0,05</b>                   | <0.005      | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005      |
| Benzo(g,h,i)perilene         | <b>0,01</b>                   | <0.005      | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005      |
| Crisene                      | <b>5</b>                      | <0.01       | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01       |
| Dibenzo(a,h)antracene        | <b>0,01</b>                   | <0.005      | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005      |
| Indeno(1,2,3,-c,d)pirene     | <b>0,1</b>                    | <0.01       | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01  | <0.01       |
| Pirene                       | <b>50</b>                     | 0,07        | 0,01   | 0,01   | 0,03   | 0,06   | 0,06        |
| Sommatoria IPA               | <b>0,1</b>                    | 0,07        | 0,01   | 0,01   | 0,03   | 0,06   | 0,06        |
| MTBE                         | <b>40</b>                     | <1          | <1     | <1     | <1     | 6      | 6           |

Tabella 5.31 Risultati delle analisi chimiche sulle acque

### 5.3 RISULTATI DELL'INDAGINE GEOLOGICA

Nell'area prevalgono miscele ternarie e binarie di argille, limi e sabbie fini. Nell'area del piazzale, le litologie più superficiali, a profondità inferiore a 2-3 m da p.c, sono presumibilmente riportate, data la notevole variabilità riscontrata in sondaggi vicini. Nei sondaggi 12, 13 e 5 si ritrovano tra 0,5 e 3 m sabbie fini limose grigie sature, probabilmente riportate contenenti spesso ghiaia o sostanza organica. Strati che indicano la presenza di riporto si ritrovano nei sondaggi S5, S4 e S3 a profondità rispettivamente di 2,7 m, 2 m e 1,9 m da p.c. In questi sondaggi, al di sotto del riporto si ritrovano argille ricche di sostanza organica (vedi sondaggi S13, S4 e S3). Il sondaggio S2 mostra una stratigrafia differente. Al di sotto del riporto, che è sicuramente fino a 1 m, si ritrovano argille limose a cui seguono delle sabbie fini limose. In tutti i sondaggi dell'area del piazzale si rinviene, alla profondità di 4,5-4,6 m da p.c, uno strato di sabbia fine limosa color nocciola molto compatta.

Nell'area dell'impianto B, lo spessore del riporto è variabile come nel resto dell'area ed è compreso tra i 0,8 m del sondaggio S11 e i 2,10 m del sondaggio S6. Segue uno strato prevalentemente argilloso limoso della potenza di 1 m circa. Lo spessore di questo strato nei sondaggi S18 e S11 è pari a 1,50 m. Al crescere della profondità aumenta la frazione sabbiosa, passando da limi argillosi sabbiosi fino a limi sabbiosi. Fa eccezione il solo sondaggio S1 nel quale al di sotto del riporto argilloso (tra 0,8 e 1,9 m da p.c) si ritrovano sedimenti più grossolani che vanno dalle sabbie argillose limose fino alle sabbie limose. Come nell'area della piazza, si ritrova a una profondità variabile tra 4,20 e 4,70 m uno strato di sabbie fini limose molto compatte.

Il sondaggio S3/09 effettuato nel 2009, presenta uno strato di riporto fino a 0,9 m da p.c, a cui segue come nei vicini sondaggi uno strato di argilla limosa avente solo una potenza inferiore.

A partire da 1,30 m fino a 2,25 m si trova un limo sabbioso argilloso che degrada a sabbia limosa. Questo strato di sabbia limosa si trova in S6 e non in S11. Come per gli altri sondaggi è stata riscontrata a fondo foro la presenza della solita sabbia fine limosa color nocciola molto compatta.

Nell'area dell'impianto A, data la presenza delle cisterne interrato, le litologie fino a 3 m da p.c possono essere riportate data la grande variabilità rinvenuta in spazi esigui.

Litologie che sicuramente rappresentano il riporto sono miscele tra una frazione fine e una grossolana (mattoni o ghiaia) che si trovano a profondità di 1,7 m in S7, 1,3 m in S16, 3 m nel sondaggio S1/09 (sondaggio eseguito nel 2009) e 0,8 m in S2/09 (sondaggio eseguito nel 2009).

Nel sondaggio S14 si rinviene riporto almeno fino a 2,60 m (ci sono 60 cm di cemento tra 2 e 2,60 m). In tutti i sondaggi di quest'area si ritrova uno strato di sabbia limosa grigia a profondità variabile: a 3 m in S1/09, a 3,5 m circa in S14, S2/09 e S16 e a 4 m in S7. Questo livello continuo

ha spessori variabili a seconda del sondaggio: lo strato più potente si riscontra nel sondaggio S16. Ad esclusione dei sondaggi S7 e S14, a fondo foro si ritrova lo strato di sabbia fine limosa color nocciola compatta rinvenuto anche altrove. Da rilevare il fatto che tra il riporto e le sabbie limose grigie (quest'ultime sicuramente in posto) si ritrovano livelli a spessore differente di litologie che vanno dalle sabbie argillose alle argille limose.

Il sondaggio S17, profondo 3 m, posto tra l'impianto A e l'impianto B, evidenzia una certa continuità rispetto alle litologie ritrovate in S16; in particolare sotto uno strato potente di 2 m di riporto si ritrovano le sabbie limose grigie.

Il sondaggio S10 risulta coerente con la stratigrafia di massima presunta per quell'area.

Al di sotto dello strato di riporto di 0,4 m, si ritrovano 1,9 m di argilla limosa a cui segue uno strato di argilla limosa grigia tra 2,3 e 3,9 m da p.c. Come per gli altri sondaggi, da 3,9 m fino a fondo foro si ritrova la sabbia fine limosa color nocciola compatta. In prossimità del sondaggio S10 è stata eseguita nel 2009 una prova penetrometrica statica (CPT) che conferma la stratigrafia: il riporto fino a 0,6 m, argille fino a 1,8 m, sabbie limose fino a 4,2 m e uno strato ad alta resistenza tra 4,2 e 5 m. Dalla CPT risulta poi fino a 7,4 m un'alternanza tra sabbie limose e argille organiche, al disotto del quale si ritrova uno strato continuo fino a 26 m di argilla limosa con qualche sporadico livello sabbioso.

Nell'Allegato 1 sono riportate le stratigrafie semplificate elaborate con il software Rockworks.

#### **5.4 RISULTATI DELL'INDAGINE IDROGEOLOGICA**

Dal punto di vista idrogeologico le acque sotterranee rilevate nei piezometri appartengono ad una falda superficiale di categoria A0, contenuta nei livelli di sabbia limosa grigia e sabbia argillosa limosa. Lo strato di sabbia limosa color nocciola compatta rilevato a fondo foro nella maggior parte dei sondaggi, data la mancanza di contaminazione, sembra rappresentare l'acquitaro della falda freatica A0. Dalle prove geotecniche eseguite si sono ricavati i valori di permeabilità dello strato acquiclude e dello strato di sabbie limose grigie sede dell'acquifero.

Ricordando che i piezometri sono fenestrati da 2 a 5 m da p.c, eseguendo gli spurghi sono stati misurati gli abbassamenti della tavola d'acqua e stimati i valori di conducibilità idraulica.

I valori stimati sono compresi tra  $5,8 \times 10^{-8}$  m/s e  $2,3 \times 10^{-6}$  m/s.

I rilievi condotti nel corso delle indagini attestano che la falda freatica è caratterizzata da una soggiacenza media di circa 1,72 m dal piano campagna. I dati così acquisiti ed elaborati hanno

permesso la ricostruzione grafica, mediante adeguato programma di elaborazione, della direzione di deflusso della falda idrica superficiale, che è risultata orientata prevalentemente verso nord. A conferma di quanto presentato nello studio geologico di supporto del PSC comunale di Goro, la direzione prevalente della falda freatica è verso terra .

La Figura 5.45 mostra la ricostruzione della direzione del deflusso di falda relativa al giorno 27/10/11 in condizioni di alta marea, quindi di maggior gradiente idraulico. Nell'elaborazione non sono stati considerati i piezometri P16 e P14, data la presenza di prodotto libero.



**Figura 5.45 Ricostruzione grafica della direzione del deflusso di falda dedotto dai rilievi durante le indagini**

Per verificare l'influenza della marea sui livelli di falda si è elaborato un grafico (Figura 5.46) che mette a confronto i livelli misurati nei piezometri in data 27/10/11, con i livelli di marea previsti per lo stesso giorno. La data selezionata è quella in cui si riscontra l'escursione massima mensile di marea. Dal grafico si evince che i livelli di falda nell'arco di questa giornata non sono influenzati dal livello medio mare, in tutti i piezometri. I livelli di falda rimangono pressoché costanti per tutta la giornata. Si verifica solo una diminuzione della soggiacenza, quindi un innalzamento del livello di falda rispetto ai dati di altri giorni di monitoraggio.

Dal grafico si può notare che la direzione del flusso di falda è sempre entrante, anche in condizioni di bassa marea. Questo è dovuto forse alla presenza dell'opera portuale nelle vicinanze, che limita

fortemente l'influenza dell'azione del mare con i livelli di falda del sito. La marea perciò comporta prevalentemente oscillazioni verticali della falda.

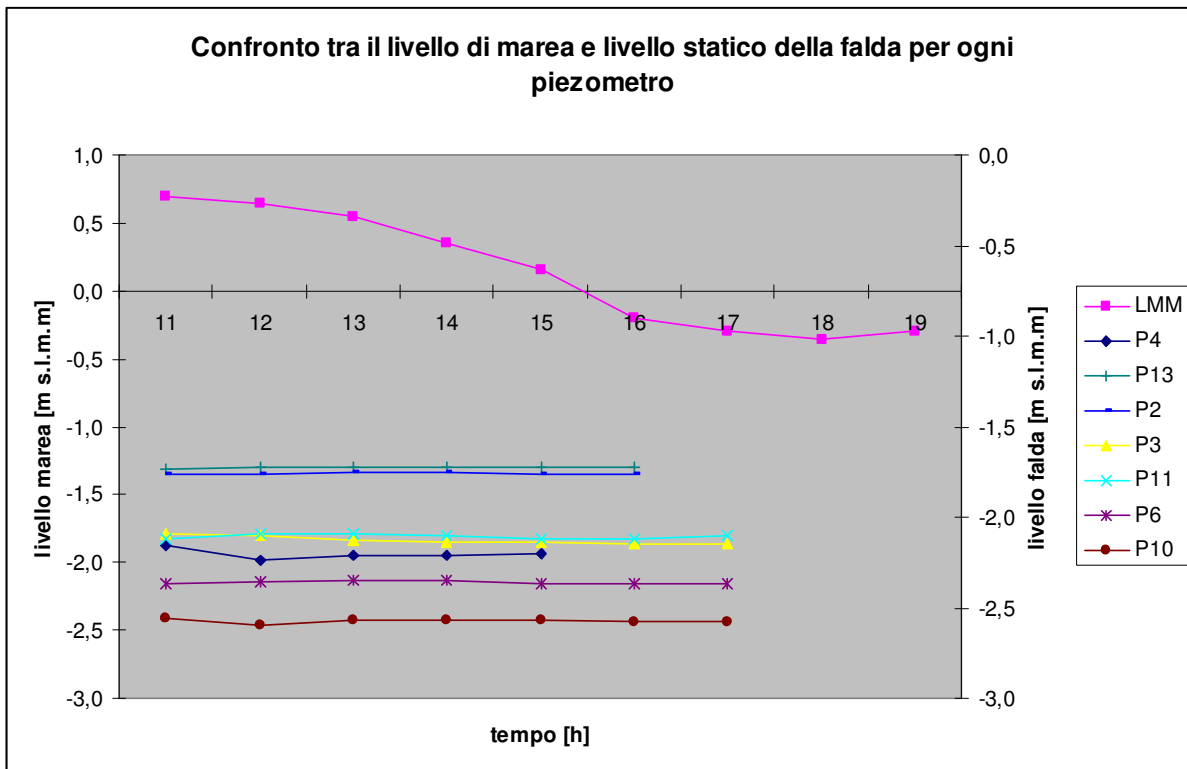


Figura 5.46 Confronto tra il livello medio mare (LMM) e i livelli statici della falda per ogni piezometro in condizioni di alta marea (dati del 27/10/11)

## 5.5 DISCUSSIONE DEI RISULTATI DELLA CARATTERIZZAZIONE

Alla luce dei risultati si può suddividere il sito in due zone:

- La zona dell'impianto A e del piazzale (davanti alla banchina del porto);
- La zona dell'impianto B.

Risulta difficile legare la contaminazione del sondaggio S10 alla contaminazione delle cisterne. Questo sondaggio presenta una contaminazione superficiale, mentre una contaminazione legata alle cisterne deve essere per forza più profonda. Per questo durante l'elaborazione delle sorgenti di contaminazione il sondaggio S10 è stato trascurato.

Nella zona dell'impianto B si riscontra una contaminazione da IPA e Idrocarburi prevalentemente nella matrice ambientale solida più che in quella liquida.

La zona del piazzale e dell'impianto A risulta essere contaminata da IPA, Idrocarburi e BTEX nella matrice solida; invece la matrice liquida risulta contaminata da BTEX e Idrocarburi.

Durante le indagini si è riscontrata la presenza di prodotto libero in fase surnatante in alcuni piezometri. Secondo quanto previsto nel D.Lgs. 152/06 e nei Criteri metodologici APAT-ISPRA relativi all'analisi di rischio per siti contaminati, la presenza di prodotto libero in fase separata sulla falda è da considerarsi come sorgente primaria di contaminazione che deve essere rimossa.

Pertanto si è provveduto alla messa in sicurezza d'emergenza della falda.

## 5.6 INTERVENTI DI MESSA IN SICUREZZA D'EMERGENZA

Gli interventi di messa in sicurezza d'urgenza o d'emergenza (MISE), intesi come interventi immediati o a breve termine,

- devono essere attuati tempestivamente a seguito dell'individuazione di una situazione di pericolo di inquinamento dell'ambiente,
- sono mirati a rimuovere o isolare le fonti di contaminazione primarie e secondarie, ad evitare la diffusione dei contaminanti dal sito verso zone non inquinate e matrici ambientali presenti nel sito in attesa di eventuali ulteriori interventi di bonifica o di messa in sicurezza operativa o permanente.

### 5.6.1 RICOSTRUZIONE DEGLI EVENTI

Le operazioni di sondaggio sono terminate in data 09/09/2011; il successivo 16/09/2011 è stato eseguito il primo spurgo dei pozzi piezometrici, al fine di dare sviluppo agli stessi.

In corrispondenza delle operazioni di spurgo, eseguite inizialmente in data 16/09/2011 si è rinvenuta la presenza di prodotto libero in falda in corrispondenza dei piezometri P14 e P7.

Le immagini sottostanti mostrano il prodotto libero rilevato durante le operazioni di spurgo ed i quantitativi estratti mediante pompa ad immersione, con flusso pari a 5 l/min.



Figura 5.47 Immagini del 16/09/11 relative al piezometro P14



**Figura 5.48 Immagine del 16/09/11 relativa al piezometro P7**

In corrispondenza delle operazioni di spurgo si è rilevata la presenza di prodotto in fase emulsione anche in corrispondenza del piezometro P16, prossimo all'impianto A e in corrispondenza dei piezometri P1 e P18 in corrispondenza dell'impianto B.

Un secondo spurgo è stato eseguito in data 23/09/2011 al fine di verificare l'effettiva presenza di fase libera; la situazione desunta in sito è la seguente:

- la presenza di prodotto libero viene rilevata nei piezometri P7, P14 e P16 in corrispondenza dell'impianto A e nei piezometri P1 e P18 dell'impianto B;
- si è proceduto a rimuovere il prodotto libero mediante pompa ed a stoccarlo in appositi contenitori.



**Figura 5.49 Immagine del 23/09/11 relativa al piezometro P14**



In data 07/10/2011 in accordo con ARPA Sezione Provinciale di Ferrara è stato programmato ed eseguito il campionamento delle acque sotterranee in quei piezometri in cui non si sia riscontrato prodotto libero (area del piazzale); per tale ragione in data 06/10/2011 si è proceduto ad eseguire uno spurgo dei piezometri; contestualmente si è proceduto a valutare la presenza di prodotto libero ed a rimuovere lo stesso ove possibile, mediante pompa ad immersione e bailer.

Come accaduto in data 16/9 e 23/9 la presenza di prodotto libero si rileva in corrispondenza dei piezometri P7, P14 e P16 in corrispondenza dell'impianto A e nei piezometri P1 e P18 dell'impianto B; in aggiunta si rileva prodotto libero anche in corrispondenza del piezometro P4, situato nel piazzale e prossimo all'impianto A. Nel P4 il prodotto libero si limita ad una emulsione visibile sugli strumenti (freatimetro e bailer) ma non è misurabile in termini di altezze o di volumi estratti. La tabella seguente riepiloga i quantitativi estratti:

| Livelli di PL misurati con bailer |                              |                  |
|-----------------------------------|------------------------------|------------------|
| PIEZOMETRO                        | 06/10/2011                   | 07/10/2011       |
| <b>P18</b>                        | 18 cm                        | Non apprezzabile |
| <b>P1</b>                         | 16 cm                        | Non apprezzabile |
| <b>P16</b>                        | 81 cm                        | Non apprezzabile |
| <b>P14</b>                        | 100 cm                       | 83 cm            |
| <b>P7</b>                         | Emulsione - Non apprezzabile | Non apprezzabile |
| <b>P4</b>                         | Emulsione - Non apprezzabile | Non apprezzabile |

**Tabella 5.32 Livelli di prodotto libero misurati con boiler il 06/10/11 e il 07/10/11**



**Figura 5.50 Immagini relative al piezometro P14 in data 06/10/11 a sinistra e in data 07/10/11 a destra**

Il prodotto libero e le acque estratte dai piezometri sono raccolti in appositi contenitori, in attesa della caratterizzazione come rifiuti ai fini del successivo smaltimento.

Nella Tabella seguente si riporta un riepilogo dei volumi di prodotto libero estratti per piezometro:

| <b>Litri di prodotto libero estratto</b> |             |             |              |               |
|--|-------------|-------------|--------------|---------------|
| <b>DATA</b>                              | <b>16/9</b> | <b>23/9</b> | <b>24/10</b> | <b>Totale</b> |
| <b>PIEZOMETRO</b>                        |             |             |              |               |
| <b>P18</b>                               | 0           | 1           | 2            | 3             |
| <b>P1</b>                                | 0           | 1           | 0.5          | 1.5           |
| <b>P16</b>                               | 0           | 16          | 15           | 31            |
| <b>P14</b>                               | 12          | 10          | 4            | 26            |
| <b>P7</b>                                | 0.7         | 4           | n.d.         | 4.7           |

**Tabella 5.33 Riepilogo volumi di prodotto libero estratti durante le operazioni di spurgo per ogni piezometro**

Si possono considerare le operazioni di spurgo come operazioni attive per la rimozione del prodotto libero, che concorrono quindi alla messa in sicurezza della falda.

### 5.6.2 ANALISI DEL PRODOTTO LIBERO

In data 16/09/2011 si è prelevato un campione di prodotto libero dal piezometro P14, al fine di determinarne le caratteristiche di viscosità e composizione. Il campione è stato inviato alla Stazione Sperimentale dei carburanti di Milano, specializzata proprio nella definizione delle caratteristiche delle miscele carburante.

Nella Tabella seguente si riportano i risultati per il campione prelevato.

|                                   |   |                               |
|-----------------------------------|---|-------------------------------|
| <b>Massa Volumica a 15°C</b>      | 867,6 kg/m <sup>3</sup>   |                               |
| <b>Viscosità a 40°C</b>           | 2.679 mm <sup>2</sup> /s  |                               |
| <b>Contenuto zolfo</b>            | 0,52 % m/m  |                               |
| <b>Distillazione</b>              | Temperatura di inizio evaporazione<br>Il 50% del volume evapora a<br>Il 95% del volume evapora a  | 191,8°C<br>279,9°C<br>380,7°C |
| <b>Analisi gas-cromatografica</b> | “ha evidenziato una composizione relativamente complessa, costituita da prodotti idrocarburici senza però la classica distribuzione a campana delle paraffine lineari da C10 a C25, tipica del gasolio. I segnali più intensi presenti sul tracciato sono attribuibili a composti a catena ramificata da C13 a C20, compresi pristano e fitano” |                               |

**Tabella 5.34 Caratteristiche del prodotto libero**

### 5.6.3 TECNICHE DI MESSA IN SICUREZZA DELLA FALDA

Le tecniche utilizzate in fase di messa in sicurezza della falda, atte alla rimozione del prodotto libero, sono essenzialmente le seguenti:

- pompaggio acque di falda-prodotto libero: sistemi pump&stock o pump&treat, sistemi dual pump;
- separazione e rimozione del solo prodotto libero: sistemi skimmer, attivi o passivi.

In entrambi i casi le tecnologie utilizzate comunemente per la messa in sicurezza della falda non agiscono sulla sorgente di contaminazione.

Nella tabella seguente sono riassunte le caratteristiche dei due tipi di sistemi di trattamento delle acque sotterranee.

| <b>Pump &amp; Treat / Pump &amp; Stock</b>   | <b>Sistemi skimmer</b>   |
|--|--|
| acqua ed emulsione vengono emunte dai piezometri, eventualmente trattata o stoccata  | all'interno dei piezometri viene inserito un galleggiante calibrato per posizionarsi sull'interfaccia acqua / olio, con un'escursione di galleggiamento variabile, comprende un serbatoio che si riempie della sola fase surnatante. |
| al sistema pump&treat è associata ad un trattamento chimico o biologico delle acque emunte   | I sistemi attivi (skimmer attivi) trasferiscono il prodotto recuperato tramite tubazioni in HDPE in cisterne appostite.  |
| il sistema pump&stock presuppone soltanto lo stoccaggio in attesa del termine delle operazioni e lo smaltimento delle acque emunte   | I sistemi passivi (skimmer passivi) raccolgono il prodotto surnatante e vengono svuotati manualmente e riposizionati con cadenza settimanale   |
| Sistemi di semplice esecuzione e progettazione   | Sistemi semplici da installare e progettare  |
| Indicato per inquinanti relativamente solubili (o per composti poco miscibili come NAPL in terreni omogenei), in acquiferi molto permeabili e ad elevata soggiacenza   | Non dipende da tipo di terreno e di acquifero  |
| Interventi che richiedono tempo e comportano la formazione di grandi volumi di acque da trattare o da smaltire come rifiuto<br>In tempi lunghi diminuisce l'efficacia poiché la velocità di diminuzione delle concentrazioni si riduce nel tempo<br>Al termine delle operazioni di messa in sicurezza possibile effetto rebound.<br>Alterazione del flusso delle acque sotterranee | Estremamente selettivi sul solo prodotto libero, non comportano la formazione di altro rifiuto ad esclusione della sola emulsione<br>Solitamente ha tassi di recupero del prodotto libero inferiori al P&T                           |

**Tabella 5.35 Caratteristiche del Pump&Treat e dei sistemi skimmer**

#### 5.6.4 SCELTA DELLE TECNICA DA APPLICARE AL SITO

Le tecniche di rimozione del prodotto libero presentate nel paragrafo precedente sono entrambe potenzialmente applicabili per il sito in esame; per tale ragione sono state confrontate sotto diversi aspetti:

- in funzione delle caratteristiche litologiche rilevate in sito;
- in funzione dell'efficienza presunta;
- in termini di tempi necessari presunti;
- in funzione della sostenibilità, in termini di produzione di rifiuti e consumi energetici.

Il confronto è riportato nella Tabella successiva.

|                                   | Pump & Treat / Pump & Stock | Sistemi skimmer               |                  |
|-----------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------|
| <b>Caratteristiche del sito</b>   |                             |                               |                  |
| Terreni medio fini                |                             |                               |                  |
| Permeabilità medio-bassa          |                             |                               |                  |
| <b>Efficienza di rimozione</b>    |                             |                               |                  |
| <b>Tempi necessari (presunti)</b> |                             |                               |                  |
| <b>Sostenibilità</b>              |                             |                               |                  |
| Produzione rifiuti                |                             |                               |                  |
| Consumi energetici                |                             |                               |                  |
| <b>Legenda:</b>                   |                             |                               |                  |
|                                   | Negativo, non adatto        | Nulla, mediamente appropriato | Positivo, adatto |

**Tabella 5.36 Confronto tra Pump&Treat e sistemi skimmer**

Per entrambe le tecnologie si possono ipotizzare tempi medio lunghi di applicazione, ma mentre i sistemi di pompaggio comportano una grande produzione di rifiuti ed elevati consumi energetici, i sistemi skimmer consentono di evitare l'elevata produzione di rifiuti, poiché la rimozione è selettiva e relativa al solo prodotto libero. Per quanto concerne il consumo di energia, i sistemi skimmer passivi non necessitano di alimentazione, mentre i sistemi attivi sono dotati di pompa pneumatica, che viene azionata da un compressore, funzionando soltanto quindi in fase di pompaggio.

Da letteratura risulta invece una maggiore efficienza di rimozione di prodotto libero da parte dei sistemi Pump&Treat, che dipende però dagli aspetti geologici e idrogeologici del sito; nel caso specifico le litologie medio fini e le permeabilità non elevate rilevate in sito durante le operazioni di caratterizzazione potrebbero ridurre l'efficacia del sistema di messa in sicurezza mediante pompaggio.

### 5.6.5 PROGETTO OPERATIVO

Il progetto operativo è stato articolato per fasi, al fine di verificare l'efficacia della tecnologia scelta e monitorare la buona riuscita dell'intervento di messa in sicurezza d'emergenza.

Nella fase iniziale del progetto di messa in sicurezza della falda si è installato uno skimmer attivo nel P14 e uno skimmer passivo nel P7. Quest'ultimo è stato poi utilizzato per la rimozione del prodotto libero surnatante sia nel P1 che nel P18.

Lo skimmer attivo è costituito da due elementi:

- 1) Unità preposta alla separazione acqua/olio, a recupero selettivo o a recupero a gravità (entrambi senza serbatoio di raccolta);
- 2) Unità pompante, preposta a mandare il prodotto in superficie.

La pompa solitamente utilizzata per gli skimmer attivi è ad azionamento pneumatico e non necessita di centralina esterna, in quanto l'operatore tramite la regolazione di una vite posta nella sommità della pompa, imposta i tempi del ciclo di emungimento necessario.



**Figura 5.51** Posa dello skimmer attivo nel P14 del 19/01/2012, a destra è in corso la rimozione del solo PL

Gli skimmer passivi sono costituiti da un corpo galleggiante, che segue i movimenti della falda e permette l'ingresso del prodotto surnatante, e da un serbatoio di raccolta per il prodotto stesso.

Lo skimmer viene estratto manualmente dal pozzo.



**Figura 5.52** Montaggio e posa dello skimmer passivo nel P7 il 19/01/2012, a destra una vista dall'alto dello skimmer appena calato nel piezometro



**Figura 5.53** Fase del Test dello skimmer passivo. Si nota nel serbatoio di raccolta la presenza del solo PL

Dopo una prima settimana di test è emerso che lo skimmer attivo risulta essere poco efficace a causa della lenta ricarica di surnatante, non permettendo così allo strumento di rimuovere il prodotto libero. Sostanzialmente in questa prima settimana non ha rimosso nulla (tranne durante l'installazione con il piezometro pieno di prodotto libero). Come si può notare dalla Figura 5.53 invece, per la messa in sicurezza di emergenza della falda, lo skimmer passivo funziona perfettamente. Nei prossimi giorni saranno previste campagne di monitoraggio periodiche per lo svuotamento del serbatoio di raccolta e la posa dello skimmer nei piezometri in cui si sia riscontrato lo spessore massimo di surnatante. In seguito verrà valutata la possibilità di acquistare un secondo skimmer passivo da usare in simultanea nel caso in cui uno solo non sia sufficiente.

## 6. ANALISI DI RISCHIO

### 6.1 INTRODUZIONE

In generale, l'analisi o valutazione del rischio è la caratterizzazione dei potenziali effetti avversi nei confronti degli individui o delle popolazioni in conseguenza dell'esposizione ad agenti inquinanti provenienti da determinate attività umane. Il campo di applicazione dell'analisi di rischio non è solo relativo ai siti contaminati ma, in generale, è rivolto anche a qualsiasi attività/processo/prodotto umano che possa comportare un pericolo per l'uomo e l'ecosistema.

In Italia l'Analisi di Rischio è stata introdotta dal D.M 471/99 sebbene limitata e finalizzata alla sola verifica dell'accettabilità di eventuali concentrazioni residuali. Il D.Lgs 152/06 ha costituito un netto passaggio dall'approccio di tipo tabellare ad uno basato sull'analisi di rischio.

La principale innovazione rispetto al precedente strumento di legge, è stata l'introduzione delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR), ossia dei livelli di contaminazione massimi ammissibili da determinare caso per caso con l'applicazione della procedura di AdR sito-specifica.

Infine con l'entrata in vigore del D.Lgs 04/08 si è passati ad un approccio ibrido in cui vengono fissati degli obiettivi di bonifica per le acque sotterranee da rispettare al punto di conformità, mentre per il suolo vengono definiti dei livelli di screening il cui superamento impone l'applicazione dell'Analisi di Rischio.

La valutazione del rischio, o analisi di rischio, connessa ad un sito inquinato, è al momento una delle procedure più avanzate per la valutazione del grado di contaminazione di un'area e per la definizione delle priorità e modalità di intervento nel sito stesso.

Obiettivo generale dell'analisi di rischio è la valutazione del rischio per gli organismi umani e gli ecosistemi associato al rilascio e alla presenza nell'ambiente di agenti fisici (radiazioni) o chimici (sostanze tossiche e/o cancerogene). In genere fino ad oggi è stato applicato solo il primo (analisi di rischio sanitario). Il documento di riferimento, a livello nazionale, per l'applicazione dell'analisi di rischio è il manuale "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati", elaborato congiuntamente da APAT e ISPRA.

Esistono due metodologie per l'analisi di rischio:

- 1) modo diretto (forward): dato un sito contaminato, si valuta il rischio per la popolazione o gli ecosistemi che possono risultare esposti a tale contaminazione. E' un criterio per valutare se in un sito è necessaria un'azione di bonifica;
- 2) modo inverso (backward): fissata una soglia di rischio considerata accettabile, procedendo a ritroso si valuta a quali concentrazioni nel terreno o in falda corrisponde, nel sito specifico



in esame, tale soglia complessiva di rischio: è quindi un criterio per fissare gli obiettivi di bonifica.



**Figura 6.1 Possibili modalità di applicazione dell'analisi di rischio**

In generale, il Rischio (R) è inteso come la concomitanza della probabilità di accadimento di un evento dannoso (P) e della magnitudo o entità del danno provocato dall'evento stesso (D):

$$R = P \times D$$

Nel caso di siti inquinati, la formula del rischio può essere espressa come:

$$R = E \times T$$

dove E ([mg/kg g]) rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante e T ([mg/kg d]<sup>-1</sup>) la tossicità dello stesso.

Il risultato R, viene poi confrontato con i criteri di accettabilità individuali e cumulativi del rischio sanitario, per decidere se esistono o meno condizioni in grado di causare effetti sanitari nocivi.

## **6.2 MODELLO CONCETTUALE DEL SITO**

La ricostruzione del mondo reale, dei suoi elementi e delle interazioni tra di essi, tramite strumenti matematici prende il nome di “modellizzazione”. Tale astrazione permette, partendo da una geometria reale e quindi complessa, di dare vita ad uno schema fisico teorico semplificato. Nell'ambito della analisi di rischio sanitario (AdR) connesso alla contaminazione di un sito, è necessario, quindi, individuare il “Modello Concettuale del Sito”. Tale elaborazione è il frutto di indagini ed analisi di caratterizzazione del sito e la sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l'AdR:

**Sorgente → Trasporto → Bersaglio**

per cui devono essere definiti:

- 1) Le sorgenti di contaminazione;
- 2) Le vie di migrazione;
- 3) I bersagli della contaminazione.

| Matrice            | Potenziali Vie di esposizione   | Potenziali Recettori on-site/off-site   |
|--------------------|---|---|
| Suolo Superficiale | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ingestione</li> <li>• Contatto dermico</li> <li>• Inalazione vapori e polveri indoor</li> <li>• Inalazione vapori e polveri outdoor</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Residenziale</li> <li>• Industriale</li> <li>• Ricreativo</li> <li>• Agricolo</li> </ul> |
|                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lisciviazione e migrazione al punto di conformità</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Protezione risorsa idrica sotterranea</li> </ul>   |
| Suolo Profondo     | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Inalazione vapori indoor</li> <li>• Inalazione vapori outdoor</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Residenziale</li> <li>• Industriale</li> <li>• Ricreativo</li> <li>• Agricolo</li> </ul> |
|                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Lisciviazione e migrazione al punto di conformità</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Protezione risorsa idrica sotterranea</li> </ul>   |
| Falda              | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Inalazione di vapori indoor</li> <li>• Inalazione vapori outdoor</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Residenziale</li> <li>• Industriale</li> <li>• Ricreativo</li> <li>• Agricolo</li> </ul> |
|                    | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Migrazione al punto di conformità</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Protezione risorsa idrica sotterranea</li> </ul>   |

**Figura 6.2** Rappresentazione schematica delle principali vie di esposizione e dei recettori nel caso dei PV

Nel caso dei punti vendita di carburanti (PV) sono stati sviluppati diversi scenari a seconda delle diverse matrici ambientali coinvolte e per ogni scenario sono state specificate le vie di migrazione e le modalità di esposizione da ritenersi attive. Questi sono identificati in funzione della destinazione d'uso e del reale utilizzo del suolo, compreso nell'area logica di influenza del sito potenzialmente contaminato. In generale, le tipologie di uso del suolo prese in esame sono differenziate in:

- Residenziale (bersagli: adulti e bambini);
- Ricreativo (bersagli: adulti e bambini);
- Industriale/Commerciale (bersagli: adulti);
- Agricolo (bersagli adulti).

Per i PV in esercizio si fa riferimento all'utilizzo effettivo, ovvero industriale/commerciale.

Per i PV in dismissione si fa riferimento allo scenario futuro previsto dagli strumenti urbanistici per il sito. Per la matrice "suolo superficiale" il percorso di ingestione, contatto dermico e inalazione di polveri è escluso in caso di presenza di pavimentazione che presenti caratteristiche tecniche tali da garantire nel tempo l'interruzione dei percorsi suddetti. Il percorso di inalazione di vapori indoor, dovrà essere attivato per gli edifici presenti entro 10 m dalla sorgente di contaminazione.

### 6.2.1 LE SORGENTI DI CONTAMINAZIONE

In particolare, la sorgente di contaminazione si differenzia in sorgente primaria e sorgente secondaria. La sorgente primaria è rappresentata dall'elemento che è causa di inquinamento (es. accumulo di rifiuti); quella secondaria è identificata con il comparto ambientale oggetto di contaminazione (suolo, acqua, aria). La sorgente secondaria può trovarsi in due comparti ambientali, ovvero:

- Zona insatura, a sua volta classificabile come suolo superficiale (SS), compreso tra 0 ed 1 m di profondità dal piano campagna e suolo profondo (SP), con profondità maggiore di 1 m dal piano campagna;
- Zona satura, o acqua sotterranea (GW).

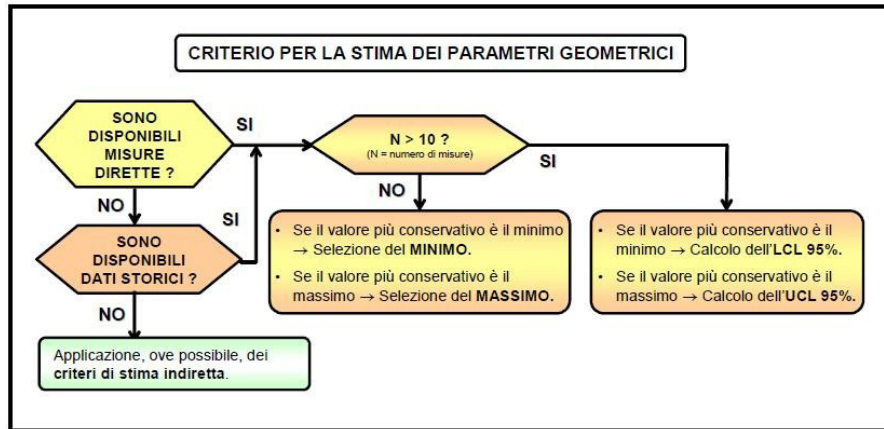
In accordo agli standard di riferimento, la procedura di analisi di rischio va applicata riferendosi esclusivamente alla sorgente secondaria di contaminazione. Pertanto, tutti i parametri relativi alla sorgente si riferiscono al comparto ambientale (suolo superficiale, suolo profondo o falda) soggetto a contaminazione. Per la definizione della sorgente di contaminazione è necessaria:

- 1) L'individuazione della geometria della zona satura e insatura di suolo.

Il miglior criterio per l'individuazione dei parametri della geometria del sito è quello di effettuare misure dirette. Nel caso in cui queste siano disponibili, il calcolo del valore rappresentativo da inserire nella procedura di analisi di rischio è il seguente:

- Se il numero di dati disponibili è inferiore a 10 ( $N < 10$ ), va selezionato il valore più conservativo, coincidente con il valore massimo o minimo a seconda del parametro in esame;
- Se il numero di dati disponibili è maggiore o uguale a 10 ( $N \geq 10$ ), allora: se il valore minimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo il Lower Confidential Limit al 95% (LCL 95%); se il valore massimo è maggiormente conservativo, si seleziona come valore rappresentativo l'Upper Confidential Limit al 95% (UCL 95%).

Per tutti gli altri parametri, nel caso in cui non siano disponibili misure dirette, si procede come di seguito indicato: qualora disponibili, vanno utilizzati dati storici derivanti da bibliografia relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, a condizione che si tratti di dati attendibili e provenienti da fonti accreditate; in assenza di dati storici, vanno applicati, ove possibile, i criteri di stima indiretta.



**Figura 6.3 Procedura per la stima dei parametri geometrici**

2) L'individuazione della sorgente di contaminazione nella zona insatura e satura.

Il “Documento di riferimento per la determinazione e la validazione dei parametri sito-specifici utilizzati nell'applicazione dell'analisi di rischio ai sensi del D.Lgs 152/06” ha individuato 33 parametri che, sulla base delle risultanze dell'analisi di sensitività riportata nell'Appendice N del manuale “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati”, influenzano maggiormente le equazioni analitiche relative ai Fattori di Trasporto. Per tali parametri è necessaria la determinazione sito specifica e non è accettabile l'assunzione del dato di default. Per l'analisi di rischio applicata ai PV è possibile semplificare la lista suddetta, potendo assegnare i valori di default ai seguenti parametri:

- densità del suolo ( $\rho_s(\text{default}) = 1,7 \text{ kg/l}$ ) - La densità del suolo è un parametro poco sensibile e inoltre è difficile prelevare un campione indisturbato;
- profondità delle fondazioni ( $Z_{\text{crack}}(\text{default}) = 15 \text{ cm}$ ) e spessore delle fondazioni ( $L_{\text{crack}}(\text{default}) = 15 \text{ cm}$ ), poiché spesso ci si trova in mancanza di dati sito-specifici affidabili;
- nel caso in cui i contaminanti indicatori siano tutti di natura organica, non saranno necessarie misure di pH ( $\text{pH}(\text{default}) = 6,8$ );
- nel caso in cui non si utilizzino modelli di lisciviazione, non sarà necessaria la misura dei parametri connessi a tale percorso (infiltrazione efficace, pH nel saturo);
- spessore della zona di miscelazione ( $d_a(\text{default}) = 200 \text{ cm}$ );
- $f_{oc}$  ( $f_{oc}(\text{default}) = 0,001 \text{ g-C/g}$ ) del suolo saturo;
- pH ( $\text{pH}(\text{default}) = 6,8$ ) del suolo saturo.

Per la determinazione della granulometria del suolo è possibile utilizzare campioni prelevati da un unico sondaggio relativo al litotipo rappresentativo dell'area, eventualmente uno compreso tra quelli previsti per la caratterizzazione dello stato di contaminazione.

L'elenco dei parametri sito-specifici da determinare nel caso di analisi di rischio applicata ai PV carburanti è riportato nella seguente Tabella:

| n.                               | SIMBOLO     | PARAMETRO  | UNITA' DI MISURA |
|----------------------------------|-------------|--|------------------|
| <b>SUOLO INSATURO</b>            |             |  |                  |
| 1                                | $L_{ow}$    | Profondità del piano di falda  | cm               |
| 2                                | $H_v$       | Spessore della zona insatura   | cm               |
| 3                                | $W'$        | Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento                     | cm               |
| 4                                | $S_w'$      | Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione ortogonale a quella principale del vento | cm               |
| 5                                | $A'$        | Area della sorgente (rispetto alla direzione prevalente del vento)                                   | cm <sup>2</sup>  |
| 6                                | $LS_{(SS)}$ | Profondità del top della sorgente nel suolo superficiale rispetto al p.c.                            | cm               |
| 7                                | $LS_{(SP)}$ | Profondità del top della sorgente nel suolo profondo rispetto al p.c.                                | cm               |
| 8                                | $L_f$       | Profondità della base della sorgente rispetto al p.c.  | cm               |
| 9                                | $D_s$       | Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturo)  | cm               |
| 10                               | $D$         | Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)  | cm               |
| 11                               | $L_f$       | Soggiacenza della falda rispetto al top della sorgente   | cm               |
| 12                               | $I_{ef}$    | Infiltrazione efficace   | cm/anno          |
| 13                               | $F_{oc}$    | Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo   | g-C/g-suolo      |
| 14                               | $pH$        | pH del suolo insaturo  | adim.            |
| <b>SUOLO SATURO</b>              |             |  |                  |
| 15                               | $W$         | Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda  | cm               |
| 16                               | $S_w$       | Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda                              | cm               |
| 17                               | $A$         | Area della sorgente (rispetto alla direzione del flusso di falda)                                    | cm <sup>2</sup>  |
| 18                               | $W'$        | Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento                     | cm               |
| 19                               | $S_w'$      | Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione ortogonale a quella principale del vento | cm               |
| 20                               | $A'$        | Area della sorgente (rispetto alla direzione prevalente del vento)                                   | cm <sup>2</sup>  |
| 21                               | $V_{gw}$    | Velocità di Darcy  | cm/anno          |
| 22                               | $K_{sat}$   | Conducibilità idraulica del terreno saturo   | cm/anno          |
| 23                               | $I$         | Gradiente idraulico  | adim.            |
| <b>AMBIENTI APERTI/CONFINATI</b> |             |  |                  |
| 24                               | $U_{air}$   | Velocità del vento   | cm/s             |
| 25                               | $A_b$       | Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione   | cm <sup>2</sup>  |
| 26                               | $L_b$       | Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione (RES. O IND.)                                    | cm               |
| 27                               | $L_T$       | Distanza tra il top della sorgente nel suolo insaturo (in falda) e la base delle fondazioni          | cm               |
| <b>ALTRI PARAMETRI</b>           |             |  |                  |
| 28                               |             | Distanza al punto di conformità  | m                |

Tabella 6.1 Parametri sito-specifici da determinare mediante indagini dirette

- 3) La definizione del valore di concentrazione rappresentativo alla sorgente CRS.

L'analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione (suolo superficiale, suolo profondo e

falda). Tale valore rappresenta un input primario per l'analisi di rischio, e va determinato sulla base di criteri legati ad assunzioni che variano più o meno sensibilmente a seconda del grado di approssimazione richiesto, del numero e del tipo di rilevamenti disponibili, della loro rappresentatività. Il punto di criticità principale in questo tipo di analisi è dunque la scelta dei campioni e l'utilizzazione di algoritmi tali da arrivare a valori che risultino rappresentativi e scientificamente attendibili.

Le concentrazioni rappresentative alla sorgente (CRS) per il suolo devono essere individuate utilizzando dati di concentrazioni, analiticamente determinati nei campioni di suolo, espresse sul secco. Si ritiene opportuno sottolineare che è di fondamentale importanza tener conto e quindi non rimuovere i "falsi outlier" dal data set, ovvero quei valori estremi reali, che, in campo ambientale di inquinamento dei suoli, in genere corrispondono ai picchi (hot spot) locali di contaminazione.

#### 4) La stima delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti.

L'Istituto Superiore di Sanità (ISS) è l'Istituto Superiore per la Prevenzione e la Sicurezza sul Lavoro (ISPESL) hanno messo a punto una banca dati relativa alle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche delle specie chimiche inquinanti. La banca dati, costantemente aggiornata, è disponibile on-line sul sito dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT):

[http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Servizi\\_per\\_l'Ambiente/Siti\\_contaminati/Analisi\\_di\\_rischio/](http://www.apat.gov.it/site/it-IT/Servizi_per_l'Ambiente/Siti_contaminati/Analisi_di_rischio/)

#### 5) L'identificazione degli inquinanti indicatori.

In alcuni casi, può accadere che il numero di specie chimiche inquinanti indagate nell'ambito della campagna di indagine diretta, e/o aventi valori di concentrazione nel suolo o in falda superiori ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente, sia estremamente elevato.

L'applicazione della procedura di analisi di rischio sanitario a tutte queste sostanze può spesso risultare complessa e dispendiosa sia per il tempo impiegato sia per le risorse da investire.

Per evitare che ciò accada è necessario quindi ridurre il numero di specie chimiche da inserire nella procedura di analisi, selezionando quelle più importanti, ossia quelle alle quali è associato un rischio maggiore per l'uomo; tali sostanze prendono il nome di "inquinanti indicatori".

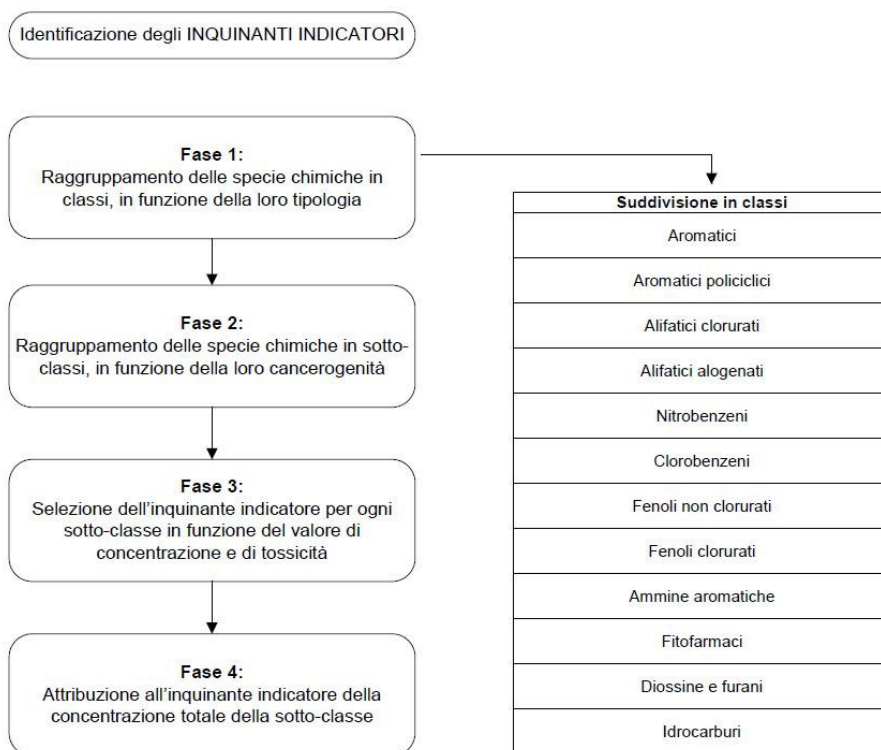
In linea teorica quindi, tra tutti gli inquinanti rinvenuti nel sito in esame, gli inquinanti indicatori sono quelli che, per: valori di concentrazione, tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità nei

comparti ambientali, persistenza e capacità di bioaccumulo, presentano il rischio maggiore per l'uomo.

Nel seguito viene raffigurata la procedura che è possibile utilizzare per l'identificazione degli inquinanti indicatori, escludendo però i composti inorganici.

Tale procedura deve essere strettamente limitata ai casi in cui le specie chimiche per le quali deve essere applicata l'analisi di rischio (in modalità diretta e/o inversa) risultino in numero tale da rendere difficoltosa e/o complessa l'applicazione dei modelli di analisi di rischio.

Tale eventualità deve essere accertata dagli Enti di Controllo.



**Figura 6.4** Procedura per l'identificazione degli inquinanti indicatori

## 6.2.2 LE VIE DI MIGRAZIONE

I fattori di trasporto intervengono nella valutazione delle esposizioni indirette ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione. Nell'analisi di rischio questo aspetto assume notevole rilevanza dovuta al fatto che una sottostima o sovrastima dei fattori di trasporto porta a valori del rischio e degli obiettivi di bonifica rispettivamente troppo bassi o troppo alti.



Figura 6.5 Schematizzazione della relazione tra  $C_s$  e  $C_{poe}$

Assegnata la concentrazione in sorgente  $C_s$  si calcola quella nei punti di esposizione  $C_{poe}$  attraverso la seguente relazione:

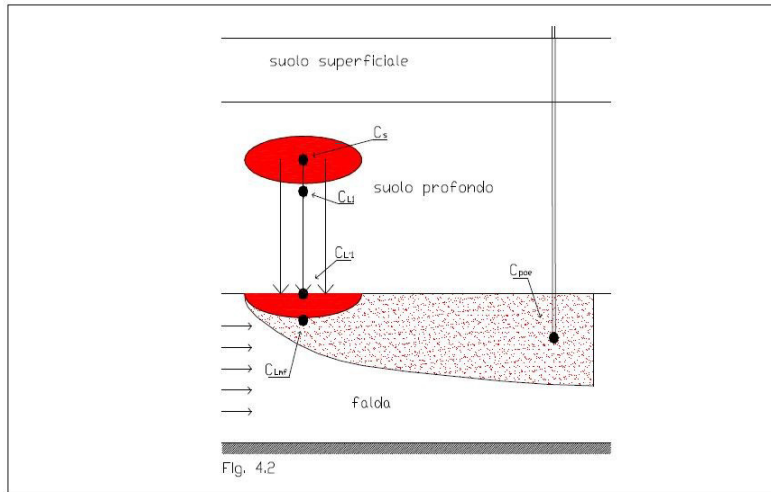
$$C_{poe} = FT \times C_s$$

Dove con FT viene indicato come fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti. I fattori di trasporto sono:

**LF = fattore di lisciviazione in falda da suolo superficiale e/o profondo;** consente di valutare l'attenuazione subita dalla concentrazione di contaminante dovuta al trasporto e dispersione dalla sorgente di contaminazione, dal suolo profondo o superficiale, alla falda a causa dell'infiltrazione d'acqua nello strato insaturo di suolo ed alla successiva diluizione nell'acquifero superficiale.

**DAF = fattore di attenuazione falda;** esprime il rapporto tra la concentrazione di un contaminante in corrispondenza della sorgente secondaria in falda  $C_s$  (falda) e la concentrazione al punto di esposizione  $C_{poe}$  (falda) situato a distanza  $x$  dalla sorgente nel verso di flusso.



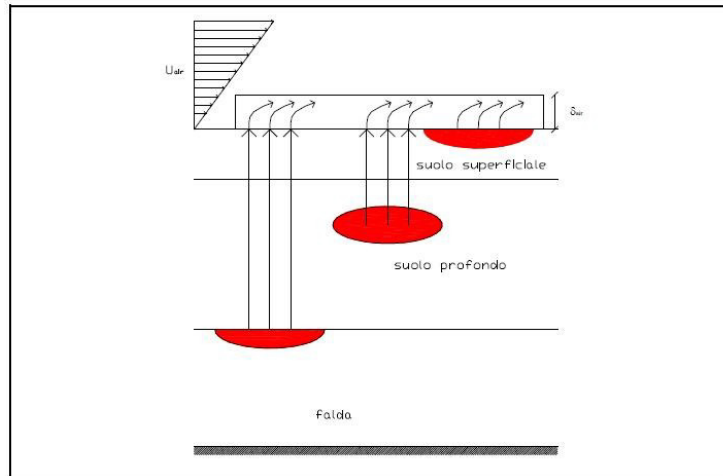


**Figura 6.6 Lisciviazione e dispersione in falda**

**$VF_{ss}$  = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo superficiale;** legato alla volatilità del contaminante, si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (suolo superficiale). Si ricorda che il fenomeno di volatilizzazione di vapori da suolo superficiale (SS) in ambienti aperti (outdoor) è un processo secondo il quale i flussi di vapore organici presenti nella porzione superficiale di terreno migrano verso l'aria al di sopra della superficie del terreno stesso.

**$VF_{samb}$  = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo;** legato alla volatilità del contaminante si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria), al di sopra del sito, e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (nel suolo profondo). Si ricorda che il fenomeno di volatilizzazione di vapori da suolo profondo (SP) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili presenti nell' SP migrano verso la superficie del terreno ed inoltre si rimescolano con l'aria della zona posta al di sopra della sorgente contaminante.

**$VF_{wamb}$  = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda;** il fenomeno di volatilizzazione di vapori da falda (GW) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili, presenti in soluzione nelle acque di falda, migrano, sotto forma di vapori, verso la superficie del terreno, dove si mescolano con l'aria della zona sovrastante la sorgente contaminata.



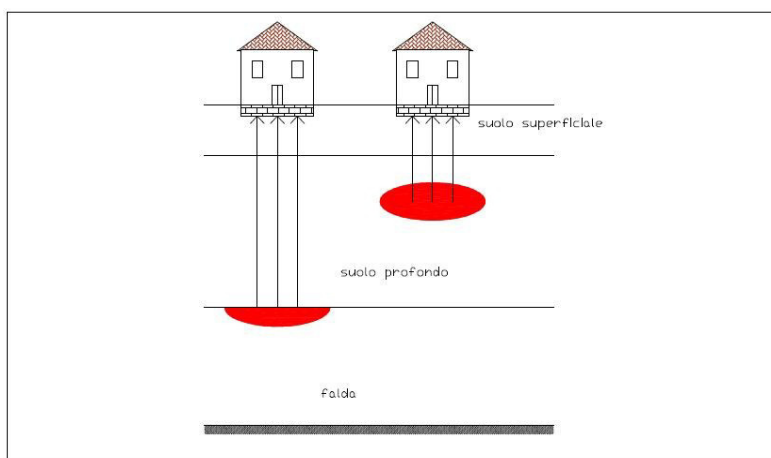
**Figura 6.7 Volatilizzazione di vapori in ambienti aperti**

**PEF = emissione di particolato outdoor da suolo superficiale;** il fenomeno di emissione di particolato da suolo superficiale (SS) è un processo secondo il quale avviene il sollevamento di polveri dal suolo superficiale contaminato, a seguito di fenomeni di erosione, e il rimescolamento, e la conseguente diluizione di queste polveri con l'aria della zona sovrastante la sorgente di contaminazione. Il fattore di emissione di particolato in aria outdoor da SS si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (nel suolo).

**PEF<sub>in</sub> = emissione di particolato indoor da suolo superficiale;** si osserva che, ai fini di una corretta valutazione del rischio derivante dall'inalazione di polveri indoor (ad es: nel caso di capannoni situati in aree contaminate e privi di pavimentazione) è opportuno che gli Enti di Controllo richiedano l'esecuzione di campagne di monitoraggio delle polveri negli ambienti indoor.

**VF<sub>sest</sub> = fattore di volatilizzazione di vapori indoor da suolo;** tale eventualità può verificarsi nel caso in cui, in corrispondenza della zona di contaminazione, vi sia un edificio nel quale, a causa di eventuali fessurazioni nelle fondazioni o nei muri perimetrali dei locali interrati, si verifichi l'infiltrazione della fase volatile dei contaminanti. In generale, il fattore di volatilizzazione in aria indoor da suolo (SS e/o SP) si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria indoor) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (suolo superficiale e/o profondo); il fattore di volatilizzazione di vapori indoor deve essere calcolato separatamente per i comparti suolo superficiale e suolo profondo.

$VF_{wesp}$  = **fattore di volatilizzazione di vapori indoor da falda**; la volatilizzazione indoor da falda si verifica quando sopra la zona di falda contaminata vi sia un edificio nel quale avviene l'infiltrazione dei contaminanti. Il fattore di volatilizzazione in aria indoor da falda si esprime come rapporto tra la concentrazione della specie chimica nel punto di esposizione (in aria indoor) e quella in corrispondenza della sorgente di contaminazione (falda).



**Figura 6.8 Volatilizzazione di vapori in ambienti confinati**

### 6.2.3 MODALITA' DI ESPOSIZIONE E BERSAGLI

Le vie e le modalità di esposizione sono quelle mediante le quali il potenziale bersaglio entra in contatto con le specie chimiche contaminanti.

Si ha un'esposizione diretta se la via di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione; si ha un'esposizione indiretta nel caso in cui il contatto del recettore con la sostanza inquinante avviene a seguito della migrazione dello stesso e quindi avviene ad una certa distanza dalla sorgente. In generale, le vie di esposizione possono essere suddivise in quattro categorie: suolo superficiale (SS), aria outdoor (AO), aria indoor (AI), acqua profonda (GW).

Ad ogni sorgente di contaminazione possono corrispondere più vie di esposizione, e pertanto in siti diversi si possono avere combinazioni diverse, a seconda delle caratteristiche specifiche del sito stesso. Per quanto riguarda i bersagli della contaminazione, ai fini dell'esecuzione di un'analisi di rischio sanitaria, questi sono esclusivamente umani. Tali recettori sono differenziati in funzione:

- della loro localizzazione: infatti, si devono prendere in considerazione nell'analisi tutti i recettori umani compresi nell'area logica di influenza del sito potenzialmente contaminato. In tale ambito, si definiscono bersagli on-site quelli posti in corrispondenza della sorgente di contaminazione, e bersagli off-site quelli posti ad una certa distanza da questa.

- della destinazione d'uso del suolo; nel presente documento, le tipologie di uso del suolo, sono differenziate in:
  - Residenziale, a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini; sono presenti delle abitazioni che sono o potranno essere abitate. In questo territorio, i residenti sono in frequente contatto con gli inquinanti presenti, l'assunzione di sostanze inquinanti è giornaliera e a lungo termine con possibilità quindi di generare elevati rischi di esposizione.
  - Ricreativo, a cui corrispondono bersagli umani sia adulti che bambini; per Ricreativo si intende definire un qualsiasi terreno in cui la gente trascorre un limitato periodo di tempo giocando, pescando, cacciando o svolgendo una qualsiasi attività esterna. Dal momento che possono essere incluse attività molto differenti tra loro è necessaria una descrizione sito-specifica per definire i range di valore dei vari coefficienti di esposizione, che possono essere anche molto differenti tra loro.
  - Industriale/Commerciale, a cui corrispondono bersagli esclusivamente adulti; le persone esposte al maggior rischio di contaminazione sono i lavoratori presenti nel sito, i quali sono esposti alla contaminazione con frequenza praticamente giornaliera. Svolgendo attività fisiche impegnative i lavoratori presenti in sito saranno maggiormente esposti a determinate vie espositive.

Si sottolinea che per quanto riguarda il bersaglio bambini, in assenza di dati di esposizione sito-specifici, si intendono individui aventi un'età compresa tra 0 - 6 anni.

L'esposizione  $E$  [mg/ (kg d)] è data dal prodotto tra la concentrazione del contaminante in una matrice ambientale (suolo superficiale, aria indoor, aria outdoor), calcolata in corrispondenza del punto di esposizione  $C_{poe}$  e la portata effettiva di esposizione  $EM$  definita come la quantità giornaliera di matrice contaminata alla quale il recettore risulta esposto, per unità di peso corporeo:

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

Per la determinazione di entrambi i termini è necessario definire il modello concettuale del sito.

La valutazione della portata effettiva di esposizione  $EM$  si traduce nella stima della dose giornaliera della matrice ambientale considerata, che può essere assunta dai recettori umani identificati nel modello concettuale.

I Criteri metodologici per l'analisi di rischio forniscono le espressioni utili per il calcolo della portata effettiva di esposizione  $EM$  in corrispondenza di ogni modalità di esposizione considerata e

contiene un elenco dei parametri utili per la stima della portata effettiva di esposizione con i corrispondenti valori da assumere come default.

| FATTORI DI ESPOSIZIONE (EF)                                | Simbolo         | Unità di Misura             | Residenziale |         | Ricreativo    |         | Com/Ind  |
|--|-----------------|-----------------------------|--------------|---------|---------------|---------|----------|
|  |                 |                             | Adulto       | Bambino | Adulto        | Bambino |          |
| Fattori comuni a tutte le modalità di esposizione          |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Peso corporeo  | BW              | kg                          | 70           | 15      | 70            | 15      | 70       |
| Tempo medio di esposizione per le sostanze cancerogene     | ATc             | anni                        | 70           | 70      | 70            | 70      | 70       |
| Tempo medio di esposizione per le sostanze non cancerogene | ATn             | anni                        | ED           | ED      | ED            | ED      | ED       |
| Ingestione di acqua potabile (GW)                          |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | 30           | 6       | ---           | ---     | 30       |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | 350          | 350     | ---           | ---     | 250      |
| Tasso di ingestione di acqua                               | IR <sub>w</sub> | L/giorno                    | 2            | 1       | ---           | ---     | 1(*)     |
| Inalazione di Aria Outdoor (AO)                            |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | 30           | 6       | 30            | 6       | 30       |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | 350          | 350     | 350           | 350     | 250      |
| Frequenza giornaliera di esposizione outdoor               | EFgo            | ore/giorno                  | 6            | 6       | 3             | 3       | 8        |
| Inalazione outdoor   | Bo              | m <sup>3</sup> /ora         | 0,9 (*)      | 0,7 (*) | 3,2           | 1,9     | 2,5 (*)  |
| Frazione di particelle di suolo nella polvere              | Fsd             | adim.                       | 1            | 1       | 1             | 1       | 1        |
| Inalazione di Aria Indoor (AI)                             |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | 30           | 6       | ---           | ---     | 30       |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | 350          | 350     | ---           | ---     | 250      |
| Frequenza giornaliera di esposizione indoor                | EFgi            | ore/giorno                  | 18           | 18      | ---           | ---     | 8        |
| Inalazione indoor (**)                                     | Bi              | m <sup>3</sup> /ora         | 0,9          | 0,7     | ---           | ---     | 2,5 (*)  |
| Frazione indoor di polvere all'aperto                      | Fi              | adim.                       | 1            | 1       | ---           | ---     | 1        |
| Contatto dermico con Suolo (SS)                            |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | 30           | 6       | 30            | 6       | 30       |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | 350          | 350     | 350           | 350     | 250      |
| Superficie di pelle esposta                                | SA              | cm <sup>2</sup>             | 8600         | 4000    | 8600          | 4000    | 8600 (*) |
| Fattore di aderenza dermica del suolo                      | AF              | mg/(cm <sup>2</sup> giorno) | 1            | 1       | 1             | 1       | 1        |
| Fattore di assorbimento dermico                            | ABS             | adim.                       |              |         | 0,1 / 0,01(*) |         |          |
| Ingestione di Suolo (SS)                                   |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | 30           | 6       | 30            | 6       | 30       |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | 350          | 350     | 350           | 350     | 250      |
| Frazione di suolo ingerita                                 | FI              | adim.                       | 1            | 1       | 1             | 1       | 1        |
| Tasso di ingestione di suolo                               | IR              | mg/giorno                   | 100          | 200     | 100           | 200     | 50       |
| Ingestione di acqua di superficie (nuotando) (SW)          |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | ---          | ---     | 30            | 6       | ---      |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | ---          | ---     | 45            | 45      | ---      |
| Frequenza giornaliera di esposizione                       | EFg             | ore/giorno                  | ---          | ---     | 2,6           | 2,6     | ---      |
| Tasso di ingestione  | IR              | litri/ora                   | ---          | ---     | 0,05          | 0,05    | ---      |
| Contatto dermico con acqua di superficie (nuotando) (SW)   |                 |                             |              |         |               |         |          |
| Durata di esposizione                                      | ED              | anni                        | ---          | ---     | 30            | 6       | ---      |
| Frequenza di esposizione                                   | EF              | giorni/anno                 | ---          | ---     | 45            | 45      | ---      |
| Frequenza giornaliera di esposizione                       | EFg             | ore/giorno                  | ---          | ---     | 2,6           | 2,6     | ---      |
| Superficie di pelle esposta                                | SA              | cm <sup>2</sup>             | ---          | ---     | 20000         | 7930    | ---      |
| Coefficiente di permeabilità (†)                           | PC              | cm/ora                      |              |         | ---           |         |          |

(\*) Nel caso di lavoro sedentario, un tasso di ingestione di acqua pari a 1 litro/giorno potrebbe essere ritenuto troppo conservativo; mentre nel caso di lavoro a cui corrisponde una dura attività fisica o condizioni di clima caldo, si ritiene più opportuno utilizzare il valore pari a 0,65 litri/ora.

(\*) In caso di intensa attività fisica, in ambienti residenziali outdoor, si consiglia l'utilizzo di un valore maggiormente conservativo, pari a 1,5 m<sup>3</sup>/ora per gli adulti, e di 1,0 m<sup>3</sup>/ora per i bambini.

(\*) Il tasso di inalazione pari a 2,5 m<sup>3</sup>/ora è da utilizzare nel caso di dura attività fisica; mentre, nel caso di attività moderata e sedentaria è più opportuno utilizzare un valore rispettivamente pari a 1,5 e 0,9 m<sup>3</sup>/ora.

(\*) In uno scenario prettamente industriale, prevedendo un maggiore livello di copertura, si considerano esposte solo le superfici corrispondenti ad avambraccio, mani e viso. In particolare, l'obbligatorietà in siti industriali dell'uso del casco, permette di stimare la superficie del viso pari alla metà della superficie totale della testa. In corrispondenza a tale scenario, è stato quindi selezionato un valore pari a 3500 cm<sup>2</sup>.

(\*) Tale parametro è una proprietà specifica della specie chimica esaminata. Nonostante ciò, alcuni testi come anche il Manuale Unichim, propongono di associare a tale parametro un valore pari a 0,1 per le sostanze organiche e pari a 0,01 per le sostanze inorganiche.

(†) Tale parametro è una proprietà specifica della specie chimica esaminata.

Tabella 6.2 Fattori di esposizione: Valori di default

### 6.3 RISCHIO INDIVIDUALE E CUMULATIVO

La stima del rischio (R) per la salute umana, connesso all'esposizione ad una specie chimica contaminante, deriva dall'applicazione della seguente relazione:

$$R = E \times T$$

Dove E ([mg/kg d]) rappresenta l'assunzione cronica giornaliera del contaminante e T ([kg d/mg]) la tossicità dello stesso.

Il fattore E è dato dal prodotto tra la concentrazione, calcolata in corrispondenza del punto di esposizione  $C_{poe}$  [mg/m<sup>3</sup>], e la portata effettiva di esposizione EM [m<sup>3</sup>/kg d], che può rappresentare la quantità di aria inalata al giorno per unità di peso corporeo:

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

A sua volta, la concentrazione nel punto di esposizione  $C_{poe}$  si calcola attraverso la seguente relazione:

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

Dove  $C_s$  rappresenta la concentrazione in corrispondenza della sorgente di contaminazione e FT è il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti attraverso i vari comparti ambientali.

Il rischio per la salute umana viene differenziato tra individuale e cumulativo. Si definisce:

- **Rischio e indice di pericolo individuale (R e HI):** rischio dovuto ad un singolo contaminante per una o più vie d'esposizione.
- **Rischio e indice di pericolo cumulativo (RTOT e HITOT):** rischio dovuto alla cumolazione degli effetti di più sostanze per una o più vie d'esposizione.

#### **Rischio Individuale per una via d'esposizione:**

Il calcolo del rischio per la salute umana associato ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione (Rischio individuale) si differenzia a seconda della tipologia degli effetti (cancerogeni e/o tossici) che la sostanza in oggetto può avere sull'uomo.

In particolare, nel caso di effetti cancerogeni:

$$R = E \times SF$$

Dove R (Rischio [adim]) rappresenta la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita, causati dall'esposizione alla sostanza rispetto alle condizioni di vita usuali, SF (*Slope Factor* [kg d/mg]) indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose, ed E è mediata su di un periodo di esposizione pari a 70 anni (AT = 70 anni).

Nel caso di effetti tossici, non cancerogeni:

$$HI = E / RfD$$

Dove HI (*Hazard Quotient* [adim]) è un 'Indice di Pericolo che esprime di quanto l'esposizione alla sostanza supera la dose tollerabile o di riferimento, RfD (*Reference Dose* [mg/kg d]) è la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita ed E è mediata sull'effettivo periodo di esposizione (AT = ED).

#### **Rischio Individuale per più vie d'esposizione:**

Per il suolo superficiale, il suolo profondo e la falda il rischio viene stimato scegliendo il valore più conservativo (ovvero il valore massimo) tra il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti confinati (indoor) e il rischio derivante dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti aperti (outdoor).

#### **Rischio Cumulativo per una o più vie d'esposizione:**

Il calcolo del rischio per la salute umana associato alla presenza di più contaminanti viene effettuato, in accordo con quanto definito nel documento APAT-ISPRA, sommando il rischio (o l'indice di pericolo) di ogni singola specie chimica contaminante:

$$R_{tot} = \sum_{i=1}^n R_i \quad \text{Rischio totale per le sostanze cancerogene}$$

$$HI_{tot} = \sum_{i=1}^n HI_i \quad \text{Indice di Pericolo totale per le sostanze non cancerogene}$$

Gli effetti cancerogeni o tossici dovuti alla esposizione contemporanea a più di una specie chimica inquinante attualmente non sono stati chiaramente stabiliti. E' importante sottolineare che, in assenza di effetti sinergici, tale operazione di somma generalmente comporta una sovrastima dell'effettivo rischio associato alla esposizione multipla.

Per il calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea, il documento APAT-ISPRA propone di confrontare il valore di concentrazione del contaminante in falda ( $C_{GW}$ ) con il più conservativo tra i

valori di riferimento per la falda (Concentrazioni Soglia di Contaminazione,  $CSC_{GW}$ ) previsti dalla normativa vigente per i siti contaminati e quelli per le acque per uso umano previsti dal D.Lgs 31/2001, in corrispondenza del punto di conformità:

$$R_{GW} = \frac{C_{GW}}{CSC_{GW}}$$
$$R_{GW(\text{accettabile})} \leq 1$$

Quindi, tale valore di “rischio per la risorsa idrica sotterranea” ha una valenza diversa rispetto al rischio stimato per l’uomo, in quanto non rappresenta un rischio di carattere sanitario, bensì una stima del superamento degli obiettivi di qualità nel punto di conformità ( $CSC_{GW}$ ).

Il punto di conformità è definito come il punto “teorico” o “reale” di valle idrogeologico, in corrispondenza del quale l’Ente di Controllo deve richiedere il rispetto degli obiettivi di qualità delle acque sotterranee. Tale punto deve essere posto coincidente con il più vicino pozzo ad uso idropotabile o, qualora all’interno del sito non siano presenti pozzi ad uso idropotabile, in corrispondenza del limite di proprietà dell’area o, nel caso di siti di grandi dimensioni, in corrispondenza del confine della singola subarea identificata.

### 6.3.1 CRITERI DI TOLLERABILITA’ DEL RISCHIO

Il valore di rischio tollerabile nel caso di applicazione del metodo forward, viene utilizzato a valle di tutta la procedura, come termine da porre a confronto con il valore di rischio calcolato (R) mentre, nel caso di applicazione del metodo backward, viene utilizzato, a monte di tutta la procedura, per derivare da esso i corrispondenti valori degli obiettivi sito-specifici o Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR).

In generale, porre il rischio per la salute umana pari a  $10^{-6}$  significa che il rischio incrementale di contrarre il tumore è per 1 individuo su 1000000. Se il rischio per la salute umana è uguale o inferiore alla soglia allora lo stesso viene considerato “tollerabile”. Quindi secondo le linee guida APAT-ISPRA per le sostanze cancerogene i valori rischio (Target Risk) considerati tollerabili sono:

- $TR = 10^{-6}$  (individuale);
- $TRCUM = 10^{-5}$  (cumulativo).



Mentre per le sostanze non cancerogene i valori di indice di pericolo (Target Hazard Quotient) ritenuti tollerabili sono:

- THI = 1 (individuale);
- THICUM = 1 (cumulativo).

Questo perchè il criterio di accettabilità riferito a specie chimiche contaminanti che comportano effetti tossici sulla salute umana, si traduce nell'imporre il non superamento della dose di contaminante effettivamente assunta rispetto alla RfD, da cui ne consegue che sia nel caso di Indice di Pericolo individuale (HI) che cumulativo (HITOT) gli stessi debbono essere inferiori all'unità. L'Indice di Pericolo tollerabile individuale (THI) e quello cumulativo (THITOT) sono quindi pari all'unità.

#### **6.4 OBIETTIVI DI BONIFICA SITO-SPECIFICI (CSR)**

L'applicazione della procedura di analisi assoluta di rischio secondo la modalità inversa permette il calcolo per ogni specie chimica contaminate degli obiettivi di bonifica sito-specifici per ciascuna sorgente di contaminazione ossia del valore di concentrazione massimo ammissibile, in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione (Concentrazione Soglia di Rischio, CSR), compatibile con il livello di rischio ritenuto tollerabile per il recettore esposto.

Il calcolo della Concentrazione Soglia di Rischio (CSR) viene svolto mediante l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio in modalità inversa, utilizzando le stesse equazioni applicate per il calcolo del rischio. La CSR viene calcolata in funzione della sorgente di contaminazione e del bersaglio considerato. Ai fini del calcolo è necessario stabilire: l'esposizione accettabile, la concentrazione nel punto di esposizione e quindi la concentrazione in sorgente.

Definito in precedenza il rischio tollerabile, è possibile ricavare l'esposizione accettabile ( $E_{acc}$ ) per ogni contaminante, utilizzando le formule:

$$E_{acc} = TR / SF \text{ sostanze cancerogene};$$

$$E_{acc} = THI \times RfD \text{ sostanze non cancerogene.}$$

Per i valori di Slope Factor (SF) e Reference Dose (RfD), caratteristici di ciascun contaminante sono stati utilizzati i valori presenti nella banca dati ISPESL-ISS. Definita l'esposizione accettabile è possibile ricavare la concentrazione accettabile nel punto di esposizione ( $C_{poe}$ ) mediante l'applicazione dell'equazione:

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

dove EM è la portata effettiva di esposizione.

Stabilita la concentrazione accettabile nel punto di esposizione è possibile individuare il valore dell'obiettivo di bonifica nella matrice ambientale sorgente di contaminazione (Concentrazione Soglia di Rischio, CSR) per mezzo delle seguenti relazioni:

$$CSR = \frac{C_{poe,acc}}{FT} = \frac{E_{acc}}{EM \cdot FT} = \frac{TR}{SF \cdot EM \cdot FT} \quad \text{Per sostanze cancerogene}$$

$$CSR = \frac{C_{poe,acc}}{FT} = \frac{E_{acc}}{EM \cdot FT} = \frac{THQ \cdot RfD}{EM \cdot FT} \quad \text{Per sostanze non cancerogene}$$

Per il calcolo delle CSR per singole vie d'esposizione vengono utilizzate le formule fornite dai "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati" forniti dall'APAT. Per quanto riguarda le CSR per più vie di esposizione; per il suolo superficiale, il suolo profondo e la falda la concentrazione soglia di rischio viene stimata scegliendo il valore più conservativo (ovvero il valore minore) tra le CSR derivanti dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti confinati (indoor), le CSR derivanti dalle modalità di esposizione che hanno luogo in ambienti aperti (outdoor) e le CSR a protezione della risorsa idrica sotterranea a seguito dei fenomeni di eventuale trasporto in falda.

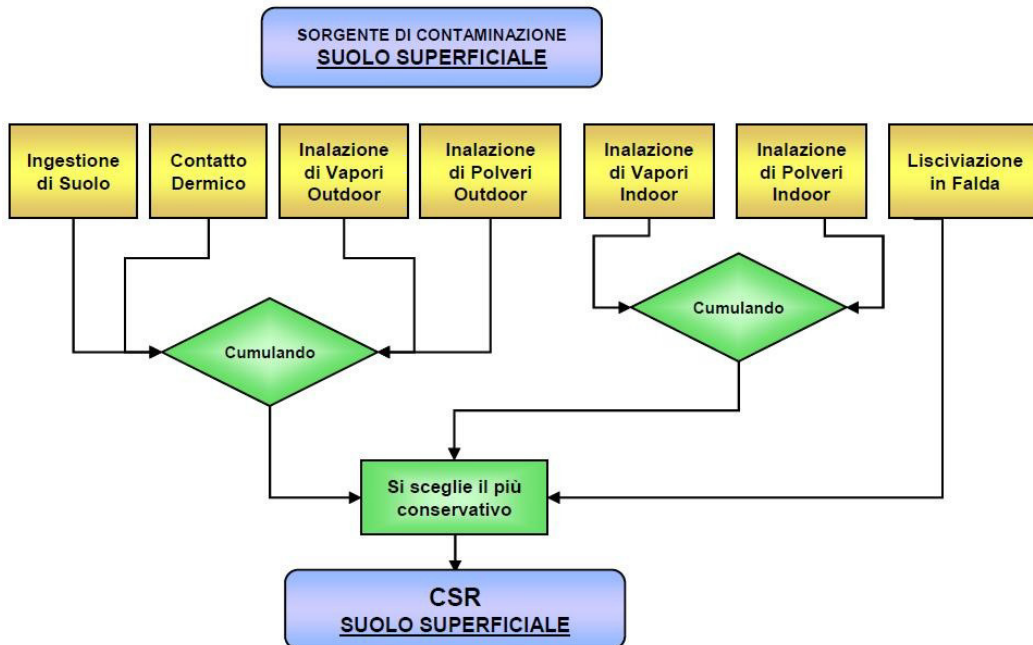


Figura 6.9 Criteri di cumulo delle CSR per il suolo superficiale

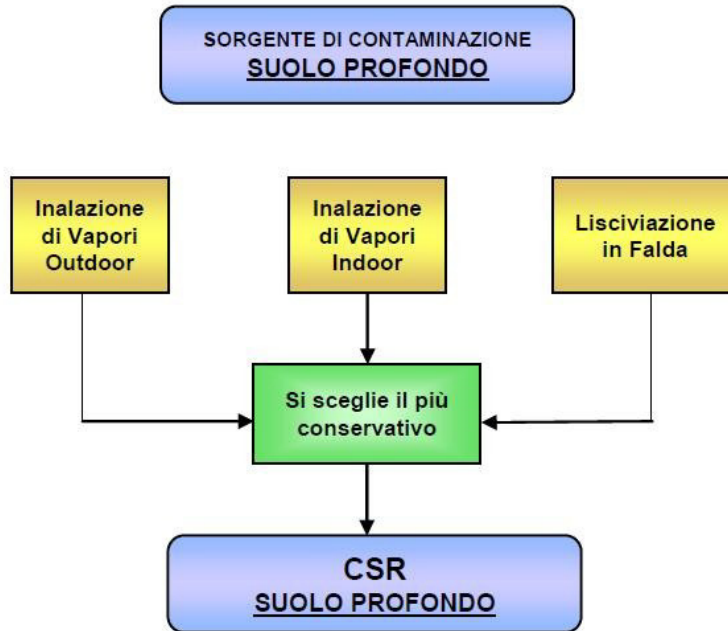


Figura 6.10 Criteri di cumulo delle CSR per il suolo profondo

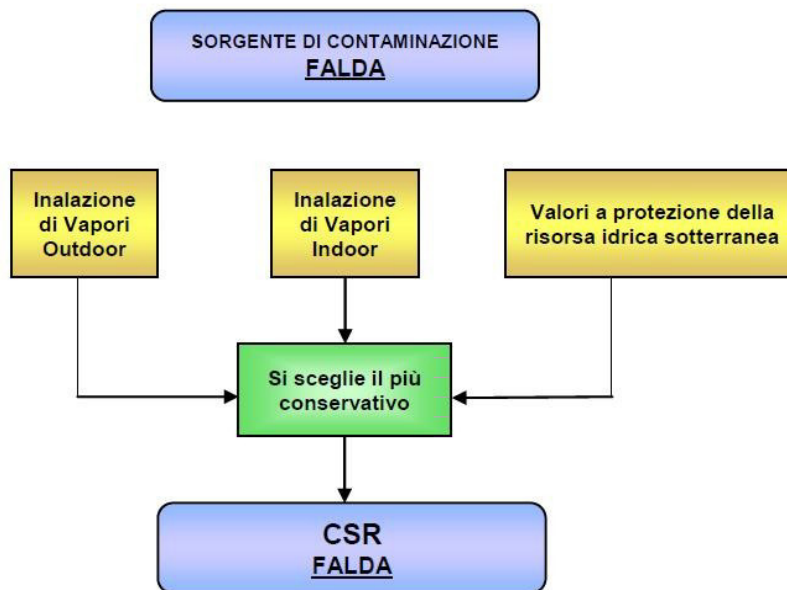


Figura 6.11 Criteri di cumulo delle CSR per la falda

Le CSR individuali non costituiscono però ancora gli obiettivi di bonifica in quanto le concentrazioni calcolate rispettano esclusivamente la condizione di rischio tollerabile per più esposizioni attive a singola sostanza. Pertanto le CSR individuali così calcolate non rispettano la condizione di rischio cumulativo tollerabile. Per tener conto degli effetti di cumulazione del rischio è necessario ridurre ulteriormente le concentrazioni delle specie presenti rispetto ai valori definiti dalle CSR individuali fino a garantire il raggiungimento di valori di concentrazione tali da rispettare la condizione di rischio cumulativo accettabile:

$$\sum_i^n CSR_i^{cum} \cdot FT_i \cdot EM_i \cdot SF_i \leq TR \quad \text{Rischio per le sostanze cancerogene}$$

$$\sum_i^n \frac{CSR_i^{cum} \cdot FT_i \cdot EM_i}{RfD_i} \leq THI \quad \text{Indice di Pericolo per le sostanze non cancerogene}$$

Tale verifica viene effettuata applicando l'Analisi di Rischio in modalità diretta ed impostando come concentrazione in sorgente la CSR individuale calcolata. Se la sommatoria dei rischi (R) e degli indici di pericolo (HI) calcolati risultano inferiori o uguali al rischio e all'indice di pericolo cumulativo accettabile, le CSR cumulative (CSR<sup>cum</sup>) sono proprio pari alle CSR individuali calcolate. Viceversa se i rischi o gli indici di pericolo totali sono superiori al valore limite, si deve ridurre iterativamente le CSR fino a che non vengano rispettati i valori limite (individuali e cumulativi). Le CSR cumulative che rispettano i limiti individuali e cumulativi costituiscono gli obiettivi di bonifica sito-specifici della matrice contaminata.

## **7. ANALISI DI RISCHIO: APPLICAZIONE DEL SOFTWARE RISK-NET**

### **7.1 INTRODUZIONE**

Considerando la contaminazione estesa e la natura complessa del sito in questione allo stato attuale, al fine di testare il nuovo software “Risk-net”, è stata considerata solo l’area dell’impianto B.

Sono stati pertanto analizzati solo i dati relativi ai sondaggi S1, S18, S11 e S6.

Sono stati considerati i dati di contaminazione relativi al suolo superficiale e profondo riportati nei risultati delle analisi chimiche sui terreni al paragrafo 5.1. Sulla base dei dati rilevati è stato possibile condurre diverse simulazioni al fine di rappresentare scenari differenti, descritti al capitolo 7.6, e confrontare i risultati ottenuti che sono stati discussi in relazione a quanto previsto dalle linee guida APAT-ISPRA (paragrafo 7.9). Non sono stati considerati i dati relativi alla falda, a causa del rinvenimento del prodotto libero in fase separata e della messa in sicurezza d’emergenza in corso, in attesa di un completo campionamento delle acque sotterranee.

Come riportato nel capitolo 6, la procedura dell’Analisi di Rischio richiede una prima fase di definizione del modello concettuale del sito sulla base delle informazioni derivanti dal piano di caratterizzazione, per poi passare all’Analisi di Rischio vera e propria.

Il modello concettuale rappresenta una semplificazione della realtà e presuppone che il sistema sia omogeneo, isotropo, e costante nel tempo e nello spazio. Rappresentare in modo semplificato le caratteristiche del sito e le sorgenti di contaminazione costringe ad assumere delle ipotesi estremamente cautelative che possono rendere la rappresentazione molto differente dalla realtà.

### **7.2 IL SOFTWARE UTILIZZATO: RISK-NET**

Il software “Risk-net” è stato sviluppato con l’obiettivo di fornire uno strumento che permetta di applicare la procedura APAT-ISPRA di Analisi di Rischio sanitaria ai siti contaminati in accordo con quanto previsto dalla normativa italiana (D.Lgs 152/06 e D.Lgs 04/08).

Il software permette di calcolare sia il rischio in modo diretto, associato alla concentrazione rilevata in sorgente, che gli obiettivi di bonifica (CSR) in maniera indiretta, definendo i limiti di accettabilità del rischio e dell’indice di pericolo. Per ogni percorso di esposizione attivato dall’utente vengono calcolate, attraverso modelli analitici di trasporto descritti nelle linee guida APAT-ISPRA, le concentrazioni massime attese in condizioni stazionarie al punto di esposizione. Tali modelli tengono conto della ripartizione dei contaminanti nelle diverse fasi del suolo e dell’attenuazione subita durante la migrazione dalla sorgente al punto di esposizione.

Successivamente sulla base dei parametri di esposizione definiti dall'utente, viene calcolata la dose giornaliera che ogni recettore assume per ciascuna via di esposizione selezionata. Tali dosi, combinate con i corrispondenti parametri tossicologici e con le concentrazioni al punto di esposizione, sono utilizzate nel calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica (CSR) per ogni contaminante e percorso attivo. Successivamente, per ciascun contaminante vengono cumulati, in accordo con quanto previsto dalle linee guida APAT-ISPRA, gli effetti legati alla presenza di più vie di esposizione attive e vengono calcolati gli obiettivi di bonifica e i rischi individuali (legati alla singola sostanza) e cumulativi (derivanti dalla presenza di più sostanze).

### 7.2.1 INTERFACCIA DEL SOFTWARE

Il programma è stato sviluppato per lavorare in ambiente Excel e utilizza una semplice interfaccia grafica attraverso la quale l'utente può seguire i diversi step per la compilazione dei dati di input e visualizzazione degli output (Figura 7.1).

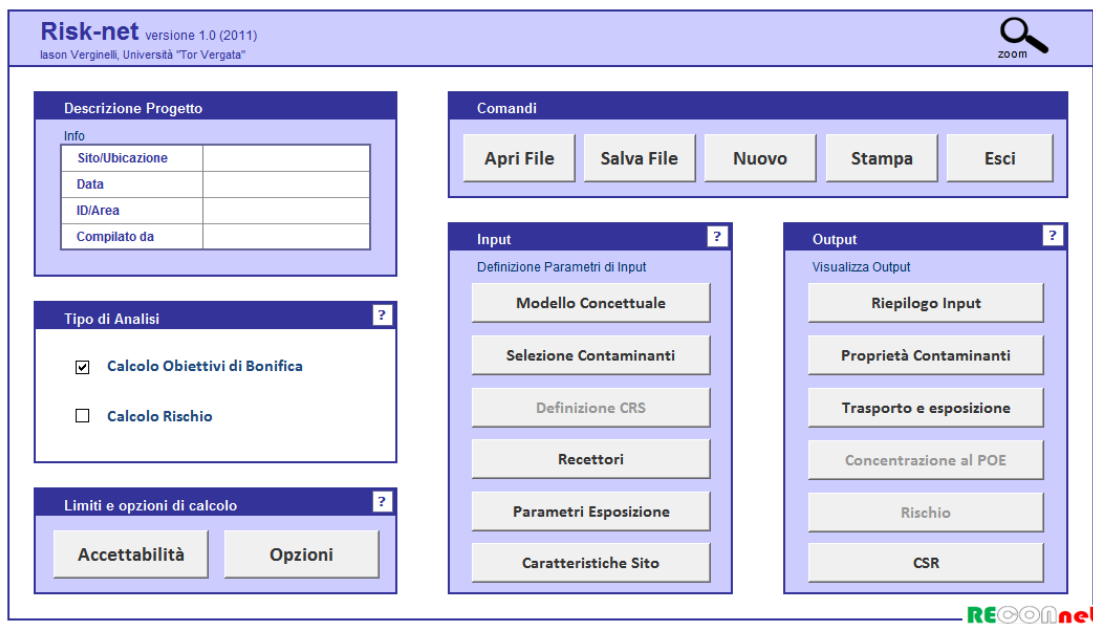


Figura 7.1 Schermata principale del software Risk-net

### 7.2.2 ARCHITETTURA DEL SOFTWARE

L'architettura del software può essere schematizzata nei seguenti punti:

- Modello concettuale: individuazione delle vie di migrazione e di esposizioni attive;
- Contaminanti indicatori: selezione della concentrazione rappresentativa (in modalità "Forward");

- Recettori: definizione dei recettori presenti all'interno (on-site) ed in prossimità del sito (off-site);
- Caratteristiche del sito: inserimento delle proprietà specifiche e geometriche del sito e della sorgente;
- Fattori di trasporto: calcolo dei fattori di trasporto dei contaminanti per le diverse vie di migrazione attivate;
- Fattori di esposizione: calcolo dell'esposizione, noti i parametri di esposizione definiti dall'utente;
- Rischio e CSR: calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica noti esposizione e proprietà tossicologiche.

Di seguito vengono descritti brevemente i diversi punti:

- Modello concettuale. Nella definizione del modello concettuale l'utente può selezionare le vie di migrazione e di esposizione attive per ciascuna matrice. In accordo con le linee guida vengono considerate le seguenti sorgenti secondarie: suolo superficiale (0-1 m dal p.c), suolo profondo e falda. I diversi percorsi di migrazione e di esposizione considerati nel software sono riportati in Figura 7.2.

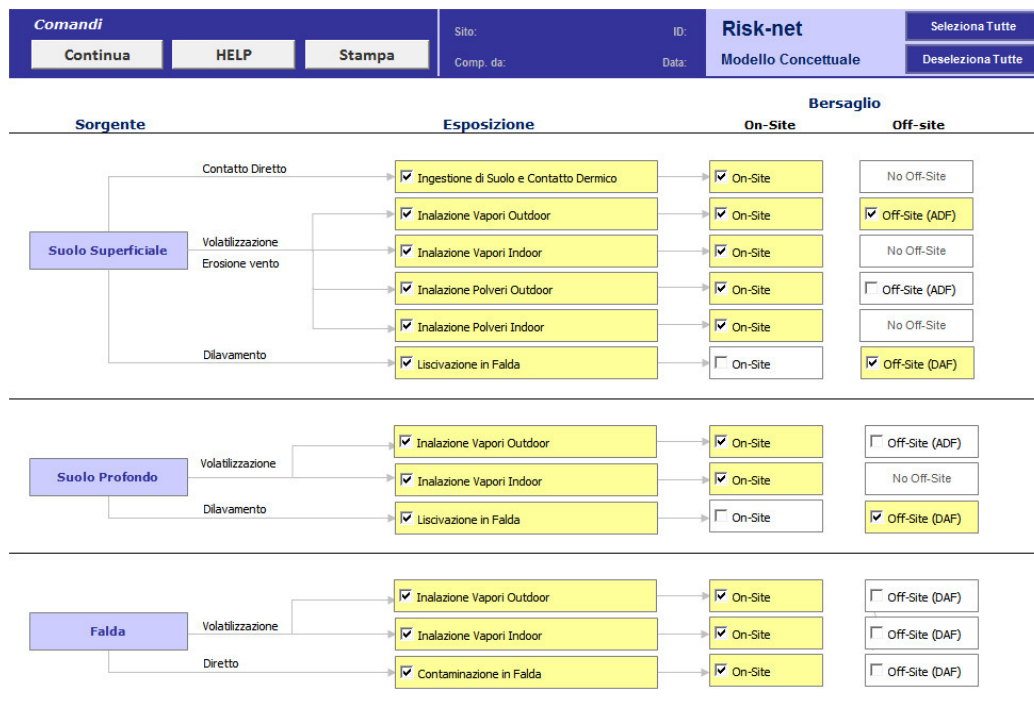


Figura 7.2 Definizione del modello concettuale

- Contaminanti indicatori. Per ciascuna matrice di contaminazione l'utente può inserire i contaminanti sui quali applicare l'analisi di rischio (Figura 7.3). Nel caso di applicazione della modalità diretta l'utente deve definire, per ciascun contaminante, la concentrazione rappresentativa (CRS). Per la volatilizzazione outdoor ed indoor l'utente può scegliere se definire le concentrazioni totali presenti (espresse in mg/kg di sostanza secca per il suolo e mg/l per la falda) o riferite al soil-gas (opzione aggiuntiva rispetto a quanto previsto nelle linee guida APAT-ISPRA).

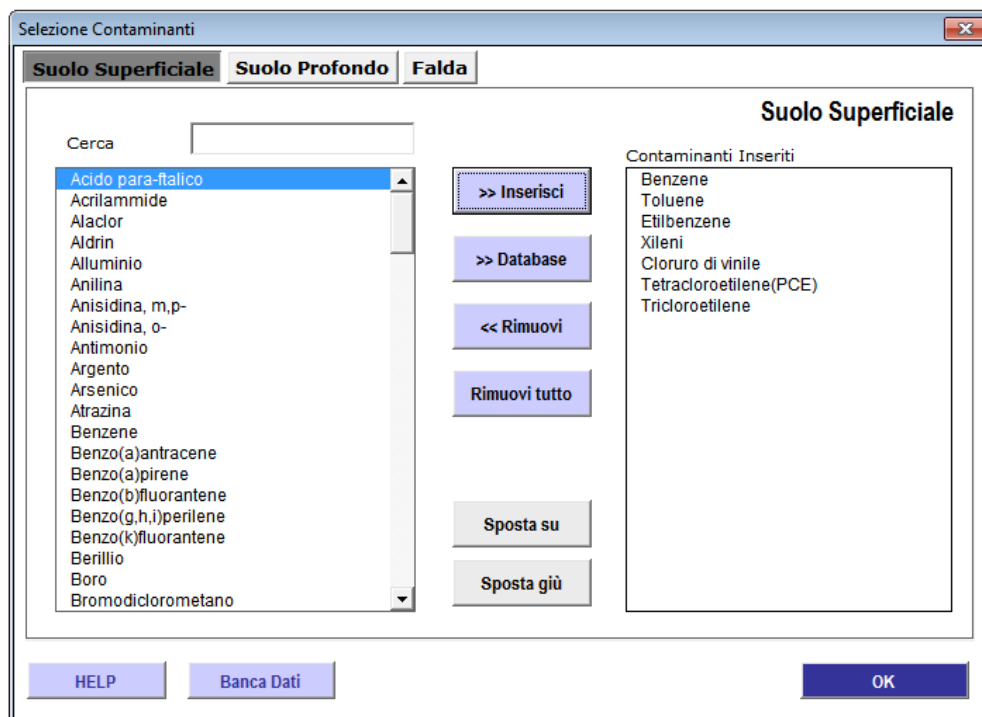


Figura 7.3 Selezione contaminanti indicatori

- Database. Nel software è implementata la banca dati ISS-ISPEL. In alternativa, l'utente può caricare un database esterno. Nel caso di utilizzo del database interno, vengono calcolati automaticamente i coefficienti di ripartizione dei contaminanti che dipendono dal valore del pH definito nel sito.
- Scenario e bersagli. Per il calcolo dei fattori di esposizione l'utente può scegliere (Figura 7.4), in maniera distinta per bersagli on-site e off-site, i seguenti scenari:
  - Residenziale/Ricreativo: selezionando tra un recettore Adulto, Bambino o su una esposizione mediata (Adjusted) tra 6 anni da bambino e 24 da adulto;
  - Industriale/Commerciale: a cui corrispondono bersagli solo adulti.



Nel caso in cui sia attiva la lisciviazione o il trasporto in falda, si può calcolare il rischio per la risorsa idrica o il rischio sanitario associato all'ingestione di acqua (opzione aggiuntiva non conforme alla normativa attuale).

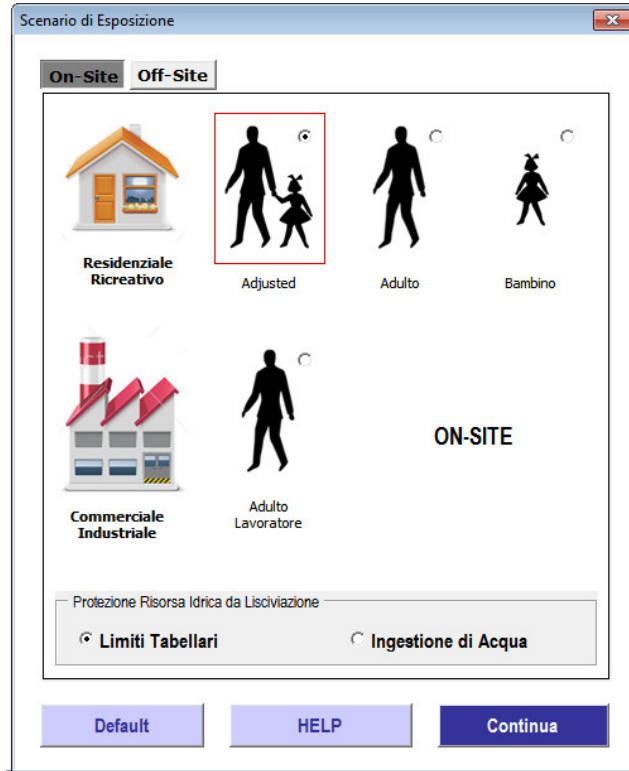


Figura 7.4 Selezione dello scenario di esposizione

- Parametri di Esposizione. Selezionati i recettori, è necessario definire i parametri di esposizione che descrivono il modello di comportamento atteso per i diversi bersagli individuati. A tal fine viene richiesto di definire la frequenza e la durata di esposizione, il tasso di contatto giornaliero (inalazione, ingestione o contatto dermico), il peso corporeo e il tempo su cui mediare l'esposizione.

| PARAMETRI DI ESPOSIZIONE          | SIMBOLO         | UNITÀ DI MISURA | RESIDENZIALE |         | INDUSTRIALE ADULTO |
|-----------------------------------|-----------------|-----------------|--------------|---------|--------------------|
|                                   |                 |                 | ADULTO       | BAMBINO |                    |
| <b>Fattori comuni</b>             |                 |                 |              |         |                    |
| Peso corporeo                     | BW              | kg              | 70           | 15      | 70                 |
| Durata di esposizione sost. canc. | AT <sub>c</sub> | anni            |              | 70      |                    |
| Durata di esposizione             | ED              | anni            | 24           | 6       | 25                 |
| Frequenza di esposizione          | EF              | giorni/anno     | 350          | 350     | 250                |
| <b>Ingestione di suolo</b>        |                 |                 |              |         |                    |
| Frazione di suolo ingerita        | FI              | adim            | 1            | 1       | 1                  |
| Tasso di ingestione di suolo      | IR              | mg/giorno       | 100          | 200     | 50                 |
| <b>Contatto dermico con suolo</b> |                 |                 |              |         |                    |

|                                      |                  |                            |         |         |      |
|--------------------------------------|------------------|----------------------------|---------|---------|------|
| Superficie di pelle esposta          | SA               | cm <sup>2</sup>            | 5700    | 2800    | 3300 |
| Fattore di aderenza dermica          | AF               | mg/cm <sup>2</sup> /giorno | 0.07    | 0.2     | 0.2  |
| <b>Inalazione di aria outdoor</b>    |                  |                            |         |         |      |
| Frequenza giornaliera                | EF <sub>go</sub> | ore/giorno                 | 24 (c)  | 24 (c)  | 8    |
| Inalazione outdoor (a);(b)           | B <sub>o</sub>   | m <sup>3</sup> /ora        | 0.9 (c) | 0.7 (c) | 2.5  |
| Frazione di particelle nella polvere | F <sub>sd</sub>  | adim                       |         | 1       |      |
| <b>Inalazione di aria Indoor</b>     |                  |                            |         |         |      |
| Frequenza giornaliera                | EF <sub>gi</sub> | ore/giorno                 | 24      | 24      | 8    |
| Inalazione indoor (b)                | B <sub>i</sub>   | m <sup>3</sup> /ora        | 0.9     | 0.7     | 0.9  |
| Frazione indoor di polvere           | F <sub>i</sub>   | adim                       |         | 1       |      |
| <b>Ingestione di acqua potabile</b>  |                  |                            |         |         |      |
| Tasso di ingestione di acqua         | IR <sub>w</sub>  | L/giorno                   | 2       | 1       | 1    |

a) In caso di intensa attività fisica, in ambienti residenziali outdoor il documento APAT-ISPRA (2008) suggerisce l'utilizzo di un valore maggiormente conservativo, pari a 1,5 m<sup>3</sup>/ora per gli adulti, e di 1,0 m<sup>3</sup>/ora per i bambini.

b) Per l'ambito commerciale/industriale il documento APAT-ISPRA (2008) suggerisce di utilizzare nel caso di dura attività fisica un valore pari a 2,5 m<sup>3</sup>/ora è da utilizzare mentre, nel caso di attività moderata e sedentaria è più opportuno utilizzare un valore rispettivamente pari a 1,5 e 0,9 m<sup>3</sup>/ora.

c) Per l'ambito ricreativo il documento APAT-ISPRA (2008) suggerisce di utilizzare una frequenza giornaliera EF<sub>gi</sub> = 3 ore/giorno e un tasso di inalazione pari a B<sub>o</sub> = 3.2 m<sup>3</sup>/ora per l'adulto e B<sub>o</sub> = 1.9 m<sup>3</sup>/ora per il bambino.

**Figura 7.5 Parametri di esposizione di default implementati nel software (APAT-ISPRA 2008)**

- Caratteristiche del sito. Per il calcolo dei fattori di trasporto è necessario definire diversi parametri inerenti la geometria e le caratteristiche del sito e degli edifici. Per ciascun parametro, può essere definito il dato sito-specifico o impostare i valori di default forniti nel documento APAT-ISPRA. Per velocizzare il processo di inserimento vengono richiesti solo i dati utilizzati per il calcolo, in funzione delle matrici e delle vie di esposizione attive. Inoltre vengono evidenziati i parametri che vengono modificati rispetto a quelli di default.
- Fattori di trasporto e opzioni di calcolo. Per la stima dell'attenuazione subita dai contaminanti, durante il trasporto dalla sorgente al punto di esposizione, nel software sono implementati i fattori di trasporto, definiti nel documento APAT-ISPRA. In tale ambito viene data la possibilità di attivare e definire i seguenti aspetti:
  - Esaurimento sorgente: per la volatilizzazione e la lisciviazione da suolo è possibile stabilire se considerare, tramite i bilanci di materia definiti nel documento APAT-ISPRA, l'esaurimento della sorgente.
  - Attenuazione nel suolo (SAM): è possibile stabilire se si voglia o meno tener conto dell'attenuazione dell'inquinante durante il percorso di lisciviazione da suolo in falda.
  - Fattore di attenuazione in falda (DAF): per il trasporto in falda è possibile selezionare il tipo di equazione da utilizzare in funzione della dispersione attesa (dispersione in tutte le direzioni, verticale e laterale o solo laterale).

- Gestione degli errori. Nel software sono implementati alcuni controlli che avvisano l'utente in caso di errato inserimento, concettuale o numerico, dei diversi parametri di input.
- Output intermedi. Il software permette di visualizzare, per ciascun contaminante e ciascuna matrice, i diversi output intermedi inerenti i fattori di trasporto, i fattori di esposizione e le concentrazioni al punto di esposizione calcolate.
- Calcolo CSR e Rischio. Per ciascun contaminante e via di esposizione attiva, vengono calcolati i rischi e le concentrazioni soglia di rischio (CSR) individuali e cumulativi associati a ciascuna matrice. Per l'individuazione della CSR di ciascun comparto (outdoor, indoor e lisciviazione/trasporto in falda). I criteri di cumulo risultano in accordo con quanto previsto nella procedura APAT-ISPRA. Ad esempio per il calcolo della CSR outdoor da suolo superficiale, vengono cumulati gli effetti legati all'ingestione, contatto dermico ed inalazione di vapori e polveri. Per i contatti indiretti (volatilizzazione e lisciviazione), nel calcolo della CSR viene effettuata una verifica sul raggiungimento delle condizioni di saturazione. Se la CSR teorica calcolata risulta maggiore della saturazione (o della solubilità nel caso di falda contaminata) negli output, oltre alla CSR teorica, viene riportato il simbolo ">C<sub>sat</sub>" (o ">Sol", solubilità). Discorso diverso per i contatti diretti (ingestione suolo ed acqua e contatto dermico) per i quali il recettore può venire a contatto con il composto anche in fase separata e per i quali la CSR non risulta limitata dalla C<sub>sat</sub>.
- Valori di screening per la mobilità del prodotto libero. Con Risk-net è possibile effettuare delle valutazioni sulla mobilità del prodotto libero in zona insatura e satura. Per ciascun contaminante selezionato vengono calcolati dei valori di screening secondo quanto previsto dalla standard ASTM E2081-00. Tale verifica risulta particolarmente utile soprattutto per quei contaminanti in cui il calcolo degli obiettivi di bonifica ha messo in evidenza il raggiungimento delle condizioni di saturazione.
- Riepilogo output. Una volta calcolati il rischio e gli obiettivi di bonifica è possibile visualizzare, per ciascun contaminante, il riepilogo dei diversi output intermedi (fattori di esposizione e vie di esposizione) e finali (Rischio e CSR).

### 7.3 SORGENTI

L'area dell'impianto B, come del resto l'intero sito, presenta una particolare situazione idrogeologica, discussa ampiamente in fase di caratterizzazione. Per procedere come richiesto dalle linee guida si sono ripartiti i valori di concentrazione rinvenuti nei terreni in suolo superficiale e suolo profondo. La geometria della sorgente di contaminazione varia a seconda del contaminante considerato e della matrice contaminata (SS o SP). Nell'Allegato 2, a titolo di esempio, viene rappresentato il criterio con cui si sono costruite le geometrie delle sorgenti per ogni simulazione per quanto riguarda il percorso lisciviazione. Nell'Allegato 3, invece, è rappresentato il criterio con cui si sono costruite le geometrie delle sorgenti nelle varie prove per il percorso di volatilizzazione. Per delimitare la geometria della sorgente, non è stato possibile utilizzare i Poligoni di Thiessen in quanto non esistono sondaggi non contaminati nel sito. Perciò per delimitare la sorgente di contaminazione, in attesa di un'ulteriore caratterizzazione di dettaglio, è stato adottato il criterio del cosiddetto "pozzo immagine" estremamente cautelativo.

Sia per il percorso lisciviazione sia per la volatilizzazione, una volta identificato il poligono che descrive la sorgente, vanno determinate le dimensioni della sorgente in funzione della direzione prevalente del flusso di falda (nel caso della lisciviazione) e del vento (nel caso della volatilizzazione).

A causa della bassa soggiacenza della falda è stato disposto dalle autorità competenti presenti in sito al momento delle indagini di campionare terreni anche al di sotto del livello di falda (nella zona satura). Dalle analisi è emerso che alcuni campioni di suolo nella zona satura risultano contaminati. Secondo quanto previsto dai Criteri Metodologici APAT-ISPRA nell'analisi di rischio vanno considerati soltanto i campioni prelevati nell'insaturo; nel caso attuale ci si troverebbe quindi a trascurare una parte rilevante della contaminazione rilevata nel saturo.

Nelle simulazioni con il software Risk-net quindi si sono valutate le conseguenze nel caso in cui si seguano le disposizioni delle linee guida APAT-ISPRA o nel caso in cui si decida di tenere conto anche dei campioni nel saturo. Nel paragrafo 5.6 verranno messi a confronto e discussi i possibili scenari, al fine di stabilire quale sia quello che approssimi meglio la realtà, con l'obiettivo di valutare la sensibilità dei risultati rispetto ai diversi parametri sito-specifici.

### 7.3.1 SORGENTE IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI (IPA)

Dai risultati delle analisi chimiche sui terreni si deduce che i quattro sondaggi in questione risultano contaminati da IPA, riscontrando dei superamenti della Concentrazione Soglia di Contaminazione prevista dalla Tabella 1 Allegato 5 alla parte IV del D.Lgs.152/06.

Nello specifico la contaminazione si estende anche nel suolo saturo, fino a 3 m da p.c, mentre nei campioni più profondi (tra -3,0 e -5,0 m da p.c.) si riscontrano valori di concentrazioni inferiori alla CSC. Per le elaborazioni con l'approccio "a" è stata ricostruita la geometria della sorgente tenendo in considerazione le concentrazioni del solo benzo(a)pirene, essendo questa la più cautelativa.

Mentre per le elaborazioni che seguono l'approccio "b" si è scelta sempre la geometria più cautelativa (quella con le dimensioni massime) tra l'inquinante indicatore delle sostanze cancerogene e tossiche

### 7.3.2 SORGENTE IDROCARBURI

Per quanto riguarda gli idrocarburi la contaminazione interessa tutti i sondaggi dell'area dell'impianto B e si estende massimo fino a 4,7 m da p.c nel sondaggio S11. Anche in questo caso la contaminazione si estende nel suolo saturo. Dai risultati delle analisi si deduce che lo strato più profondo di sabbia fine limosa color nocciola, riscontrato nella maggiore parte dei sondaggi non sia contaminato presentando valori di concentrazione al di sotto del limite di legge.

Lo strato in questione è ben visibile nelle stratigrafie elaborate e riportate nell'Allegato 1.

Per le elaborazioni che riguardano gli idrocarburi è stata scelta sempre la geometria più cautelativa tra gli Idrocarburi C<12 e gli Idrocarburi C>12.

## 7.4 VIE DI MIGRAZIONE ATTIVE

Lo scenario ipotizzato prevede l'interazione tra la fonte di contaminazione situata nell'area dell'impianto B con l'esterno del sito e le acque sotterranee e può rappresentare un potenziale pericolo per i bersagli umani.

Le acque meteoriche non percolano nel terreno, data la presenza dell'asfaltatura, ma il rischio di dilavamento delle eventuali sostanze contaminanti presenti è dovuto alla scarsa soggiacenza della falda freatica, che appare, per caratteri chimici, in collegamento con il mare.

A seguito del modello idrogeologico del sito presentato si può ipotizzare che la componente prevalente del flusso della falda locale A0 sia di carattere verticale, legato all'escursione di marea, mentre il flusso orizzontale appare meno influente.

Si possono quindi ritenere attivi i percorsi di lisciviazione in falda e volatilizzazione da suolo superficiale e da suolo profondo . Nell'ambito della tesi non sono stati analizzati i percorsi off site.

Per l'applicazione con il software Risk-net non si sono considerati i dati relativi alla falda a causa della messa in sicurezza di emergenza in corso, per cui non è stato possibile effettuare un campionamento completo delle acque.

I “Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati” forniti dall'ISPRA per i punti vendita carburante per la matrice suolo superficiale indicano i percorsi ingestione, contatto dermico e inalazione di polveri come esclusi in caso di presenza di pavimentazione che presenti caratteristiche tecniche tali da garantire l'interruzione dei percorsi suddetti. **Nel caso specifico è presente pavimentazione quindi si ritiene di poter escludere i percorsi diretti.**

## **7.5 BERSAGLI**

Nelle elaborazioni è stata considerata una destinazione d'uso comune di tipo residenziale.

Per precauzione si è utilizzato un recettore “Bambino”. Per la lisciviazione si è fatto riferimento alla concentrazione totale in falda di ogni singolo contaminante per gli IPA e di quella totale degli idrocarburi; mentre per la volatilizzazione si sono calcolati i rischi e gli indici di pericolo cumulati per ogni matrice contaminata (suolo superficiale e suolo profondo). In questo caso è stato scelto il rischio più conservativo fra l'ambiente outdoor e indoor.

## **7.6 PRESENTAZIONE DEI DIVERSI CASI DI SIMULAZIONE**

In questo capitolo vengono descritti i vari scenari di simulazione che si sono presi in considerazione, a ognuno dei quali corrisponde una diversa rappresentazione delle caratteristiche del sito e delle sorgenti di contaminazione. Per ogni caso si varieranno i parametri da inserire nelle simulazioni sia per SS (suolo superficiale) che per SP (suolo profondo).

### 7.6.1 LISCIVIAZIONE

Per quanto riguarda la lisciviazione i parametri che maggiormente influenzano gli output delle elaborazioni sono quelli della zona insatura e satura, da inserire come input all'interno del software nella sezione "Caratteristiche Sito". Per gli IPA si sono esaminati tre differenti casi:

- **CASO 1:** è stato posto il piano di falda a 1,68 m da p.c (LCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo è la minima soggiacenza) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate in tutti i campioni del suolo profondo (anche quelli in falda). Lo spessore dell'acquifero risulta pari a 3,32 m, considerando la base impermeabile dell'acquifero a 5 m dal p.c (massima profondità investigata);
- **CASO 2:** è stato posto il piano di falda a 3 m da p.c (estensione massima della contaminazione) e si sono presi in considerazione le concentrazioni di tutti i campioni del suolo. In questo caso lo spessore dell'acquifero risulta essere pari a 2 m;
- **CASO 3:** è stato posto il piano di falda a 1,68 m da p.c e si sono presi in considerazione le concentrazioni dei campioni che sono effettivamente nell'insaturo. Come nel primo caso lo spessore dell'acquifero risulta pari a 3,32 m.

Per tutti e tre i casi l'intero suolo profondo risulta contaminato, per cui lo spessore della sorgente nel suolo profondo è 0,68 m nel caso 1 e 3, mentre è 2 m nel caso 2.

Per ogni caso si è valutata la possibilità di seguire l'approccio semplificato descritto nei Criteri metodologici (1b, 2b e 3b), che consiste nella selezione dell'inquinante indicatore o se prendere in considerazione tutti gli inquinanti (1a, 2a e 3a). Si ricorda che la geometria della sorgente per l'approccio "a", cambiando le CRS, è diversa da quella dell'approccio "b". Al fine di confrontare, realmente i due approcci è stato creato un caso 1b\_b che presenta le identiche caratteristiche del sito del caso 1a.

Per quanto riguarda gli idrocarburi si sono analizzati due casi:

- **CASO 1:** è stato posto il piano di falda a 1,68 m da p.c (LCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo è il minimo) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate in tutti i campioni del suolo profondo (anche quelli in falda). Lo spessore dell'acquifero risulta pari a 3,32 m, considerando la base impermeabile dell'acquifero a 5 m dal p.c (massima profondità investigata);
- **CASO 2:** è stato posto il piano di falda a 1,68 m da p.c (LCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo è il minimo) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate nei campioni che sono effettivamente nell'insaturo.

Lo spessore dell'acquifero risulta pari a 3,32 m, considerando la base impermeabile dell'acquifero a 5 m dal p.c (massima profondità investigata);

I parametri che influenzano il percorso di lisciviazione sono:

- lo spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo);
- $f_{OC}$  in suolo superficiale e profondo (insaturo);
- pH;
- densità del suolo;
- tessitura della zona insatura e satura (parametri caratteristici calcolati dal software);
- infiltrazione efficace (calcolato dal software);
- gradiente idraulico;
- $f_{OC}$  nel suolo saturo;
- spessore di miscelazione in falda (calcolato dal software);
- fattore di diluizione in falda (calcolato dal software).

Questi parametri sono stati scelti seguendo le disposizioni delle linee guida APAT-ISPRA e osservando sempre il principio di cautela.

## 7.6.2 VOLATILIZZAZIONE

Per quanto riguarda la volatilizzazione i parametri che maggiormente influenzano gli output delle elaborazioni sono quelli dell'ambiente outdoor e indoor, da inserire come input all'interno del software nella sezione "Caratteristiche Sito". Per gli IPA si sono esaminati tre differenti casi:

- **CASO 1:** è stato posto il piano di falda a 1,88 m da p.c (UCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo per la volatilizzazione è il massimo) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate in tutti i campioni del suolo profondo (anche quelli in falda). Lo spessore della sorgente nel suolo profondo risulta pari a 0,88 m.
- **CASO 2:** è stato posto il piano di falda a 3 m da p.c (estensione massima della contaminazione) e si sono presi in considerazione le concentrazioni di tutti i campioni del suolo. In questo caso lo spessore della sorgente nel suolo profondo risulta essere pari a 2 m;
- **CASO 3:** è stato posto il piano di falda a 1,68 m da p.c e si sono presi in considerazione le concentrazioni dei campioni che sono effettivamente nell'insaturo. Come nel primo caso lo spessore della sorgente nel suolo profondo risulta pari a 0,88 m.



Per tutti e tre i casi il suolo profondo (insaturo) risulta contaminato per cui lo spessore della sorgente nel suolo profondo è 0,68 m nel caso 1 e 3, mentre è 2 m nel caso 2.

Per ogni caso si è valutata la possibilità di seguire l'approccio semplificato descritto nei Criteri metodologici (1b, 2b e 3b), che consiste nella selezione dell'inquinante indicatore o se prendere in considerazione tutti gli inquinanti (1a, 2a e 3a). Anche per la volatilizzazione la geometria della sorgente per l'approccio "a", cambiando le CRS, è diversa da quella dell'approccio "b".

Al fine di confrontare, realmente i due approcci è stato creato un caso 1b\_b che presenta le identiche caratteristiche del sito del caso 1a.

Per quanto riguarda gli idrocarburi si sono analizzati due casi:

- **CASO 1:** è stato posto il piano di falda a 1,88 m da p.c (UCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo è il massimo) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate in tutti i campioni del suolo profondo (anche quelli in falda). Lo spessore della sorgente nel suolo profondo risulta pari a 0,88 m.
- **CASO 2:** è stato posto il piano di falda a 1,88 m da p.c (UCL dei dati di falda ottenuti durante il monitoraggio perché il valore più conservativo è il minimo) e si sono presi in considerazione le concentrazioni rilevate nei campioni che sono effettivamente nell'insaturo. Lo spessore della sorgente nel suolo profondo risulta pari a 0,88 m.

I parametri che influenzano il percorso di volatilizzazione sono:

- $f_{OC}$  in suolo superficiale e profondo (insaturo);
- pH;
- densità del suolo;
- tessitura della zona insatura (parametri caratteristici calcolati dal software);
- altezza della zona di miscelazione;
- velocità del vento;
- tempo medio di durata del flusso di vapore;
- profondità e spessore delle fondazioni;
- frazione areale di fratture indoor;
- rapporto tra volume indoor e area di infiltrazione;
- contenuto volumetrico di aria e di acqua nelle fratture;
- tasso di ricambio di aria indoor;
- tempo medio di durata del flusso di vapore;

- differenza di pressione tra indoor e outdoor;
- permeabilità del suolo al flusso di vapore;
- superficie totale coinvolta nell'infiltrazione;
- perimetro delle fondazioni;
- viscosità del vapore.

Questi parametri rimangono costanti per tutte le simulazioni e sono stati scelti seguendo le disposizioni delle linee guida APAT-ISPRA e osservando sempre il principio di cautela.

## **7.7 DATI DI INPUT AL SOFTWARE**

All'avvio del programma viene caricata la schermata principale da cui si accede, mediante i relativi comandi di controllo, alle diverse schermate di input e output. Tale schermata è strutturata con diverse finestre di dialogo da cui è possibile definire le informazioni generali sul progetto, il tipo di analisi che si intende applicare, le opzioni di calcolo, gli input e gli output.

Nell'esecuzione delle diverse prove per le tesi è stato sufficiente attivare la modalità diretta, in quanto gli output da analizzare risultano essere la concentrazione in falda totale per la lisciviazione e il rischio o indice di pericolo per la volatilizzazione. Come opzioni di calcolo si sono attivate le impostazioni di base (default), le equazioni e i criteri di calcolo definiti nelle linee guida APAT-ISPRA, già implementate nel software.

### **7.7.1 CONCENTRAZIONI RAPPRESENTATIVE (CRS)**

Per definire le concentrazioni rappresentative alla sorgente si accede al pulsante "Definizione CRS" nel menù della schermata principale. Nella Tabella 7.1 sono riportate le CRS usate nelle varie simulazioni. Sia per la volatilizzazione che per la lisciviazione le CRS rimangono uguali.

Per una maggiore chiarezza si sono evidenziate in giallo le CRS in Suolo superficiale (SS) e in verde quelle in Suolo profondo (SP). Si ricorda che nei casi 1a, 2a e 3a, si è tenuto conto di tutti gli inquinanti, quindi la CRS per ogni contaminante è il massimo rilevato nei sondaggi.

Mentre nei casi 1b, 2b e 3b le CRS si sono calcolate seguendo il criterio della selezione dell'inquinante indicatore descritto nelle linee guida APAT-ISPRA. Per la volatilizzazione non si è posto nel software come contaminante indicatore del rischio cancerogeno il dibenzo(a,l)pirene dato che, possedendo uno Slope Factor (SF) solo per l'ingestione, non dà nessun contributo al rischio cancerogeno. Per cui, nelle prove "b" si è considerato il secondo inquinante calcolato in ordine di

peso con la procedura per l'individuazione dell'inquinante indicatore ed è risultato essere il benzo(a)pirene.

Per gli IPA le CRS rimangono costanti per:

- SS1a=SS2a=SS3a;
- SS1b=SS2b=SS3b=SS1b\_b
- SP1a=SP2a;
- SP1b=SP2b=SP1b\_b.

| CRS [mg/kg]           | IPA      |          |          |          |          |
|-----------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                       | SS1a     | SP1a     | SS1b     | SP1b     | SP3a     |
| Benzo(a)pirene        | 2,20E-01 | 1,30E+00 | 8,60E-01 |          | 5,30E-01 |
| Indenopirene          | 1,20E-01 | 7,40E-01 | 9,60E-01 |          | 2,90E-01 |
| Benzo(a)antracene     | 1,40E-01 | 9,60E-01 |          |          | 5,30E-01 |
| Benzo(b)fluorantene   | 2,20E-01 | 9,90E-01 |          |          | 5,20E-01 |
| Benzo(k)fluorantene   | 1,10E-01 | 6,30E-01 |          |          | 2,60E-01 |
| Benzo(g,h,i)perilene  | 1,50E-01 | 9,50E-01 |          | 5,57E+00 | 3,40E-01 |
| Dibenzo(a,l)pirene    | 3,00E-02 | 1,40E-01 |          | 4,87E+00 | 8,00E-02 |
| Dibenzo(a,h)antracene | 2,00E-02 | 1,10E-01 |          |          | 3,00E-02 |

Tabella 7.1 CRS degli IPA

Per gli idrocarburi sono state calcolate all'esterno del software le CRS nelle classi MADEP e successivamente implementate. Nella Tabella 7.2 sono riportate le CRS usate nelle varie prove:

| CRS [mg/kg]       | Idrocarburi |          |          |
|-------------------|-------------|----------|----------|
|                   | SS1         | SP1      | SP2      |
| Alifatici C5-C8   | 1,78E+01    | 4,44E+01 | 1,64E+01 |
| Aromatici C9-C10  | 8,46E+00    | 2,12E+01 | 7,83E+00 |
| Alifatici C9-C18  | 7,25E+03    | 1,81E+04 | 6,71E+03 |
| Alifatici C19-C36 | 3,86E+03    | 9,66E+03 | 3,58E+03 |
| Aromatici C11-C22 | 2,80E+00    | 6,99E+00 | 2,59E+00 |

Tabella 7.2 CRS degli Idrocarburi nelle classi MADEP

### 7.7.2 CARATTERISTICHE DEL SITO

Per il calcolo dei fattori di trasporto è necessario definire diversi parametri inerenti la geometria e le caratteristiche del sito. Si accede a tale schermata dal pulsante “Caratteristiche Sito” riportato nella finestra di dialogo “Input” nella schermata principale. Da qui è possibile definire i diversi parametri che entrano in gioco nel calcolo dei fattori di trasporto. Per ciascun parametro, può essere definito il dato-specifico o impostare i valori di default forniti nel documento APAT-ISPRA.

Data la complessa litologia della zona, approfondita nel paragrafo 5.3, per quanto riguarda le simulazioni, sulla base del principio di cautela, le litologie prese in considerazione sono: “SAND” (sabbia) per la zona insatura e “SANDY LOAM” (sabbia limosa) per la zona satura.

Dalle campagne di monitoraggio effettuate risulta che la soggiacenza della falda varia da un minimo di 1,01 m da p.c, rilevato nel piezometro P11 a un massimo di 2,80 m da p.c rilevato nel piezometro P1. Risulta perciò effettivamente difficoltosa l'applicazione letterale del D.Lgs 152/06 nella suddivisione in suolo superficiale/insaturo/frangia capillare.

I diversi parametri richiesti sono raggruppati in diversi sottogruppi: “Zona Insatura”, “Zona Saturata”, “Ambiente Outdoor” e “Ambiente Indoor”. Per velocizzare il processo di inserimento vengono richiesti solo i dati utilizzati per il calcolo, in funzione delle matrici e delle vie di migrazione attive. In tutte le figure si sono riportati solo i parametri che effettivamente entrano in gioco nelle equazioni per il calcolo degli output per entrambi i percorsi di esposizione e per matrice di suolo.

Nella Figura 7.6 sono riportati i valori dei parametri inseriti per quanto riguarda la lisciviazione da suolo superficiale:

| LISCIVIAZIONE DA SUOLO SUPERFICIALE |  |             | IPA      |          |          |          |          | Idrocarburi |          |
|-------------------------------------|--|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|
| Zona Insatura                       |  |             | SS1a     | SS1b     | SS1b_b   | SS2a     | SS2b     | SS3a        | SS1      |
| <b>Ls (SS)</b>                      | Profondità del top della sorgente nel suolo superficiale rispetto al p.c | m           | 0,6      | 0,6      | 0,6      | 0,6      | 0,6      | 0,6         | 0,6      |
| <b>d</b>                            | Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)                | m           | 0,4      | 0,4      | 0,4      | 0,4      | 0,4      | 0,4         | 0,4      |
| <b>LGW</b>                          | Profondità del piano di falda  | m           | 1,68     | 1,68     | 1,68     | 3,00     | 3,00     | 1,68        | 1,68     |
| <b>foc, SS</b>                      | Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo superficiale            | g-C/g-suolo | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016      | 0,0016   |
| <b>pH</b>                           | pH   | adm.        | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2         | 7,2      |
| <b>ps</b>                           | Densità del suolo  | g/cm3       | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7         | 1,7      |
| <b>θe</b>                           | Porosità efficace del terreno in zona insatura                           | adm.        | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385       | 0,385    |
| <b>θw</b>                           | Contenuto volumetrico di acqua   | adm.        | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068       | 0,068    |
| <b>θa</b>                           | Contenuto volumetrico di aria  | adm.        | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317       | 0,317    |
| <b>θwcap</b>                        | Contenuto volumetrico di acqua nelle frangia capillare                   | adm.        | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318       | 0,318    |
| <b>θacap</b>                        | Contenuto volumetrico di aria nelle frangia capillare                    | adm.        | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035       | 0,035    |
| <b>hcap</b>                         | Spessore frangia capillare   | m           | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1         | 0,1      |
| <b>ief</b>                          | Infiltrazione efficace   | cm/anno     | 0,564    | 0,564    | 0,564    | 0,564    | 0,564    | 0,564       | 0,564    |
| <b>P</b>                            | Piuvosità  | cm/anno     | 56       | 56       | 56       | 56       | 56       | 56          | 56       |
| <b>ηoutdoor</b>                     | Frazione areale di fratture outdoor                                      | adm.        | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1         | 0,1      |
| <b>Zona Saturata</b>                |  |             |          |          |          |          |          |             |          |
| <b>W</b>                            | Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda            | m           | 19,0     | 40,2     | 19,0     | 19,0     | 40,2     | 19,0        | 76,4     |
| <b>Sw</b>                           | Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda  | m           | 29,6     | 49,8     | 29,6     | 29,6     | 49,8     | 29,6        | 93,8     |
| <b>da</b>                           | Spessore acquifero   | m           | 3,32     | 3,32     | 3,32     | 2,0      | 2,0      | 3,32        | 3,32     |
| <b>Ksat</b>                         | Conducibilità idraulica del terreno saturo                               | m/s         | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05    | 1,23E-05 |
| <b>i</b>                            | Gradiente idraulico  | adm.        | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01        | 0,01     |
| <b>vgw</b>                          | Velocità di Darcy  | m/s         | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07    | 1,23E-07 |
| <b>ve</b>                           | Velocità media effettiva nella falda                                     | m/s         | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07    | 3,57E-07 |
| <b>θe sat</b>                       | Porosità efficace del terreno in zona saturata                           | adm.        | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345       | 0,345    |
| <b>foc</b>                          | Frazione di carbonio organico nel suolo saturo                           | g-C/g-suolo | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165      | 0,0165   |
| <b>δqw</b>                          | Spessore della zona di miscelazione in falda                             | m           | 2,04     | 3,32     | 2,04     | 2,00     | 2,00     | 2,04        | 3,32     |
| <b>LDF</b>                          | Fattore di diluizione in falda   | adm.        | 74.72    | 57.75    | 74.72    | 73.33    | 35.19    | 74.72       | 30.86    |

Figura 7.6 Caratteristiche del sito inserite nelle varie simulazioni per la lisciviazione da suolo superficiale

Nella Figura 7.7 sono riportati i valori dei parametri inseriti per quanto riguarda la lisciviazione da suolo profondo:

| LISCIVIAZIONE DA SUOLO PROFONDO |   |             |  | IPA      |          |          |          |          |          | Idrocarburi |          |          |     |     |
|---------------------------------|---|-------------|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|----------|-----|-----|
| Zona Insatura                   |   |             |  | SP1a     | SP1b     | SP2a     | SP1b_b   | SP2b     | SP3a     | SP3b        | SP1      | SP2      |     |     |
| Ls (SP)                         | Profondità del top della sorgente nel suolo profondo rispetto al p.c.   | m           |  | 1        | 1        | 1        | 1,0      | 1        | 1        | 1           | 1        | 1        |     |     |
| ds                              | Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturo)                   | m           |  | 0,68     | 0,68     | 2,00     | 0,68     | 2,00     | 0,68     | 0,68        | 0,68     | 0,68     |     |     |
| LCW                             | Profondità del piano di falda   | m           |  | 1,68     | 1,68     | 3,00     | 1,68     | 3,00     | 1,68     | 1,68        | 1,68     | 1,68     |     |     |
| foc, SP                         | Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo profondo               | g-C/g-suolo |  | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016      | 0,0016   | 0,0016   |     |     |
| pH                              | pH  | adim.       |  | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2         | 7,2      | 7,2      |     |     |
| ps                              | Densità del suolo   | g/cm3       |  | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7         | 1,7      | 1,7      |     |     |
| θe                              | Porosità efficace del terreno in zona insatura                          | adim.       |  | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385       | 0,385    | 0,385    |     |     |
| θw                              | Contenuto volumetrico di acqua  | adim.       |  | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068       | 0,068    | 0,068    |     |     |
| θa                              | Contenuto volumetrico di aria   | adim.       |  | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317       | 0,317    | 0,317    |     |     |
| θwcap                           | Contenuto volumetrico di acqua nelle frangia capillare                  | adim.       |  | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318    | 0,318       | 0,318    | 0,318    |     |     |
| θacap                           | Contenuto volumetrico di aria nelle frangia capillare                   | adim.       |  | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035    | 0,035       | 0,035    | 0,035    |     |     |
| hcapp                           | Spessore frangia capillare  | m           |  | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1         | 0,1      | 0,1      |     |     |
| lef                             | Infiltrazione efficace  | cm/anno     |  | 0,564    | 0,564    | 0,564    | 0,5645   | 0,564    | 0,564    | 0,564       | 0,564    | 0,564    |     |     |
| p                               | Piuvosità   | cm/anno     |  | 56       | 56       | 56       | 56,0     | 56       | 56       | 56          | 56       | 56       |     |     |
| noutdoor                        | Frazione areale di fratture outdoor                                     | adim.       |  | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1      | 0,1         | 0,1      | 0,1      |     |     |
| Zona Saturata                   |   |             |  | W        | Sw       | da       | Ksat     | i        | vgw      | ve          | θe sat   | foc      | δgw | LDF |
| W                               | Estensione della sorgente nella direzione del flusso di falda           | m           |  | 62,3     | 72,5     | 62,3     | 62,3     | 72,5     | 28,9     | 31,4        | 112,6    | 28,3     |     |     |
| Sw                              | Estensione della sorgente nella direzione ortogonale al flusso di falda | m           |  | 40,3     | 45,4     | 40,3     | 40,3     | 45,4     | 31,9     | 37,6        | 69,5     | 66,5     |     |     |
| da                              | Spessore acquifero  | m           |  | 3,32     | 3,32     | 2,00     | 3,32     | 2,00     | 3,32     | 3,32        | 3,32     | 3,32     |     |     |
| Ksat                            | Conducibilità idraulica del terreno saturo                              | m/s         |  | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05 | 1,23E-05    | 1,23E-05 | 1,23E-05 |     |     |
| i                               | Gradiente idraulico   | adim.       |  | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01        | 0,01     | 0,01     |     |     |
| vgw                             | Velocità di Darcy   | m/s         |  | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07 | 1,23E-07    | 1,23E-07 | 1,23E-07 |     |     |
| ve                              | Velocità media effettiva nella falda                                    | m/s         |  | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07 | 3,57E-07    | 3,57E-07 | 3,57E-07 |     |     |
| θe sat                          | Porosità efficace del terreno in zona saturata                          | adim.       |  | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345    | 0,345       | 0,345    | 0,345    |     |     |
| foc                             | Frazione di carbonio organico nel suolo saturo                          | g-C/g-suolo |  | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165   | 0,0165      | 0,0165   | 0,0165   |     |     |
| δgw                             | Spessore della zona di miscelazione in falda                            | m           |  | 3,32     | 3,32     | 2,00     | 3,32     | 2,00     | 3,10     | 3,32        | 3,32     | 3,04     |     |     |
| LDF                             | Fattore di diluizione in falda  | adim.       |  | 37,62    | 32,47    | 23,06    | 37,62    | 19,96    | 74,72    | 73,66       | 21,26    | 74,72    |     |     |

Figura 7.7 Caratteristiche del sito inserite nelle varie simulazioni per la lisciviazione da suolo profondo

Nella Figura 7.8 sono riportati i valori dei parametri inseriti per quanto riguarda la volatilizzazione da suolo superficiale:

| VOLATILIZZAZIONE DA SUOLO SUPERFICIALE |   |             |  | IPA              |          |          | Idrocarburi |
|--|---|-------------|--|------------------|----------|----------|-------------|
| Zona Insatura                          |   |             |  | SS1a             | SS1b     | SS1b_b   | SS1         |
| Ls (SS)                                | Profondità del top della sorgente nel suolo superficiale rispetto al p.c. | m           |  | 0,6              | 0,6      | 0,6      | 0,6         |
| d                                      | Spessore della sorgente nel suolo superficiale (insaturo)                 | m           |  | 0,4              | 0,4      | 0,4      | 0,4         |
| foc, SS                                | Frazione di carbonio organico nel suolo insaturo superficiale             | g-C/g-suolo |  | 0,0016           | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016      |
| pH                                     | pH  | adim.       |  | 7,2              | 7,2      | 7,2      | 7,2         |
| ps                                     | Densità del suolo   | g/cm3       |  | 1,7              | 1,7      | 1,7      | 1,7         |
| θe                                     | Porosità efficace del terreno in zona insatura                            | adim.       |  | 0,385            | 0,385    | 0,385    | 0,385       |
| θw                                     | Contenuto volumetrico di acqua  | adim.       |  | 0,068            | 0,068    | 0,068    | 0,068       |
| θa                                     | Contenuto volumetrico di aria   | adim.       |  | 0,317            | 0,317    | 0,317    | 0,317       |
| Ambiente Outdoor                       |   |             |  | δair             | W'       | Uair     | T outdoor   |
| δair                                   | Altezza della zona di miscelazione  | m           |  | 2                | 2        | 2        | 2           |
| W'                                     | Estensione della sorgente nella direzione principale del vento            | m           |  | 29,0             | 53,4     | 29,0     | 117,3       |
| Uair                                   | Velocità del vento  | m/s         |  | 3                | 3        | 3        | 3           |
| T outdoor                              | Tempo medio di durata del flusso di vapore                                | anni        |  | 30               | 30       | 30       | 30          |
| Ambiente Indoor                        |   |             |  | Edificio On-Site |          |          |             |
| Zcrack                                 | Profondità fondazioni da p.c.   | m           |  | 0,15             | 0,15     | 0,15     | 0,15        |
| Lcrack                                 | Spessore delle fondazioni/muri  | m           |  | 0,15             | 0,15     | 0,15     | 0,15        |
| η                                      | Frazione areale di fratture indoor  | adim.       |  | 0,01             | 0,01     | 0,01     | 0,01        |
| Lb                                     | Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione                       | m           |  | 6                | 6        | 6        | 6           |
| θwcrack                                | Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture                             | adim.       |  | 0,12             | 0,12     | 0,12     | 0,12        |
| θacrack                                | Contenuto volumetrico di aria nelle fratture                              | adim.       |  | 0,26             | 0,26     | 0,26     | 0,26        |
| ER                                     | Tasso di ricambio di aria indoor  | 1/s         |  | 1,40E-04         | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04    |
| t, indoor                              | Tempo medio di durata del flusso di vapore                                | anni        |  | 30               | 30       | 30       | 30          |
| Δp                                     | Differenza di pressione tra indoor e outdoor                              | g/(cm-s2)   |  | 40               | 40       | 40       | 40          |
| Kv                                     | Permeabilità del suolo al flusso di vapore                                | m2          |  | 1,00E-12         | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12    |
| Ab                                     | Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione                            | m2          |  | 2,00E+01         | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01    |
| Xcrack                                 | Perimetro delle fondazioni/muri   | m           |  | 1,80E+01         | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01    |
| μair                                   | Viscosità del vapore  | g/(cm-s)    |  | 1,81E-04         | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04    |

Figura 7.8 Caratteristiche del sito inserite nelle varie simulazioni per la volatilizzazione da suolo superficiale

Nella Figura 7.9 sono riportati i valori dei parametri inseriti per quanto riguarda la volatilizzazione da suolo profondo:

| VOLATILIZZAZIONE DA SUOLO PROFONDO |   |             | IPA      |          |          |          |          |          | Idrocarburi |          |          |
|------------------------------------|---|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|----------|
| Zona Insatura                      |   |             | SP1a     | SP1b     | SP1b_b   | SP2a     | SP2b     | SP3a     | SP3b        | SP1      | SP2      |
| Ls (SP)                            | Profondità del top della sorgente nel suolo profondo rispetto al p.c. | m           | 1        | 1        | 1        | 1        | 1        | 1        | 1           | 1        | 1        |
| ds                                 | Spessore della sorgente nel suolo profondo (insaturato)               | m           | 0,88     | 0,88     | 0,88     | 2,00     | 2,00     | 0,88     | 0,88        | 0,88     | 0,88     |
| foc, SP                            | Frazione di carbonio organico nel suolo insaturato profondo           | g-C/g-suolo | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016   | 0,0016      | 0,0016   | 0,0016   |
| pH                                 | pH  | adim.       | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2      | 7,2         | 7,2      | 7,2      |
| ps                                 | Densità del suolo   | g/cm3       | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7      | 1,7         | 1,7      | 1,7      |
| θe                                 | Porosità efficace del terreno in zona insatura                        | adim.       | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385    | 0,385       | 0,385    | 0,385    |
| θw                                 | Contenuto volumetrico di acqua  | adim.       | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068    | 0,068       | 0,068    | 0,068    |
| θa                                 | Contenuto volumetrico di aria   | adim.       | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317    | 0,317       | 0,317    | 0,317    |
| <b>Ambiente Outdoor</b>            |   |             |          |          |          |          |          |          |             |          |          |
| δair                               | Altezza della zona di miscelazione                                    | m           | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2        | 2           | 2        | 2        |
| W'                                 | Estensione della sorgente nella direzione principale del vento        | m           | 72,9     | 84,8     | 72,9     | 72,9     | 84,8     | 35,8     | 42,3        | 131,8    | 51,3     |
| Uair                               | Velocità del vento  | m/s         | 3        | 3        | 3        | 3        | 3        | 3        | 3           | 3        | 3        |
| τ outdoor                          | Tempo medio di durata del flusso di vapore                            | anni        | 30       | 30       | 30       | 30       | 30       | 30       | 30          | 30       | 30       |
| <b>Ambiente Indoor</b>             |   |             |          |          |          |          |          |          |             |          |          |
| <b>Edificio On-Site</b>            |   |             |          |          |          |          |          |          |             |          |          |
| Zcrack                             | Profondità fondazioni da p.c.   | m           | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15        | 0,15     | 0,15     |
| Lcrack                             | Spessore delle fondazioni/muri  | m           | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15     | 0,15        | 0,15     | 0,15     |
| η                                  | Frazione areale di fratture indoor                                    | adim.       | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01     | 0,01        | 0,01     | 0,01     |
| Lb                                 | Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione                   | m           | 6        | 6        | 6        | 6        | 6        | 6        | 6           | 6        | 6        |
| θwcrack                            | Contenuto volumetrico di acqua nelle fratture                         | adim.       | 0,12     | 0,12     | 0,12     | 0,12     | 0,12     | 0,12     | 0,12        | 0,12     | 0,12     |
| θacrack                            | Contenuto volumetrico di aria nelle fratture                          | adim.       | 0,26     | 0,26     | 0,26     | 0,26     | 0,26     | 0,26     | 0,26        | 0,26     | 0,26     |
| ER                                 | Tasso di ricambio di aria indoor                                      | 1/s         | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04 | 1,40E-04    | 1,40E-04 | 1,40E-04 |
| τ indoor                           | Tempo medio di durata del flusso di vapore                            | anni        | 30       | 30       | 30       | 30       | 30       | 30       | 30          | 30       | 30       |
| Δp                                 | Differenza di pressione tra indoor e outdoor                          | g/(cm-s2)   | 40       | 40       | 40       | 40       | 40       | 40       | 40          | 40       | 40       |
| Kv                                 | Permeabilità del suolo al flusso di vapore                            | m2          | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12 | 1,00E-12    | 1,00E-12 | 1,00E-12 |
| Ab                                 | Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione                        | m2          | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01 | 2,00E+01    | 2,00E+01 | 2,00E+01 |
| Xcrack                             | Perimetro delle fondazioni/muri                                       | m           | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01 | 1,80E+01    | 1,80E+01 | 1,80E+01 |
| μair                               | Viscosità del vapore  | g/(cm-s)    | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04 | 1,81E-04    | 1,81E-04 | 1,81E-04 |

Figura 7.9 Caratteristiche del sito inserite nelle varie simulazioni per la volatilizzazione da suolo profondo

## 7.8 OUTPUT DEL SOFTWARE

### 7.8.1 LISCIVIAZIONE IPA

Per la lisciviazione riguardante gli IPA si sono valutati come output le concentrazioni totali in falda per ogni singolo contaminante, sommando per ognuno il contributo del suolo superficiale e del suolo profondo. Nei casi che seguono l'ipotesi "b" le concentrazioni sono state opportunamente ripartite su tutti gli inquinanti della classe IPA, avendo calcolato in precedenza il peso di ogni singolo contaminante che concorre al calcolo della CRS mediante il criterio degli inquinanti indicatori. In rosso sono evidenziati i valori che superano la CSC in falda per quel contaminante.

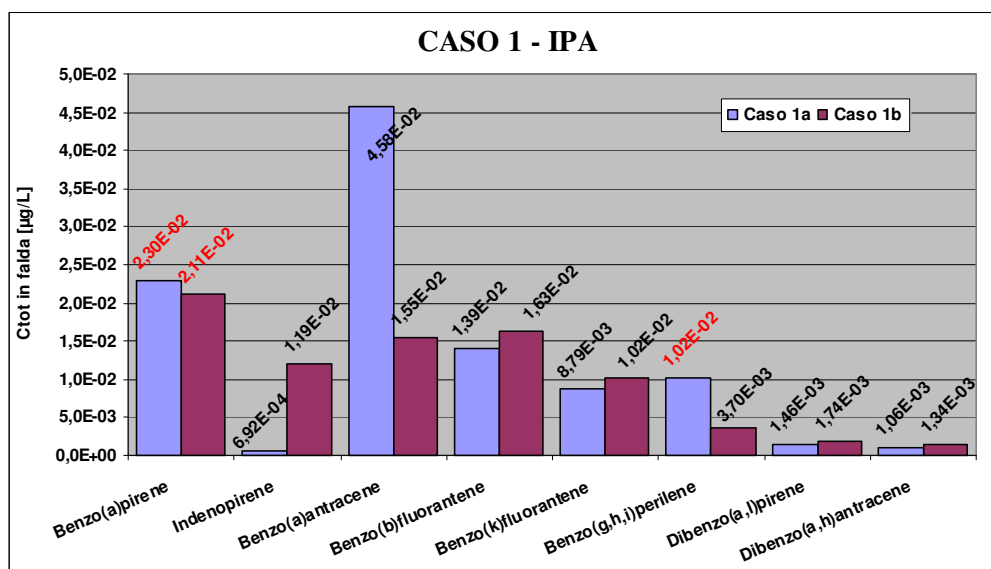


Figura 7.10 Confronto tra il caso 1a e 1b per gli IPA

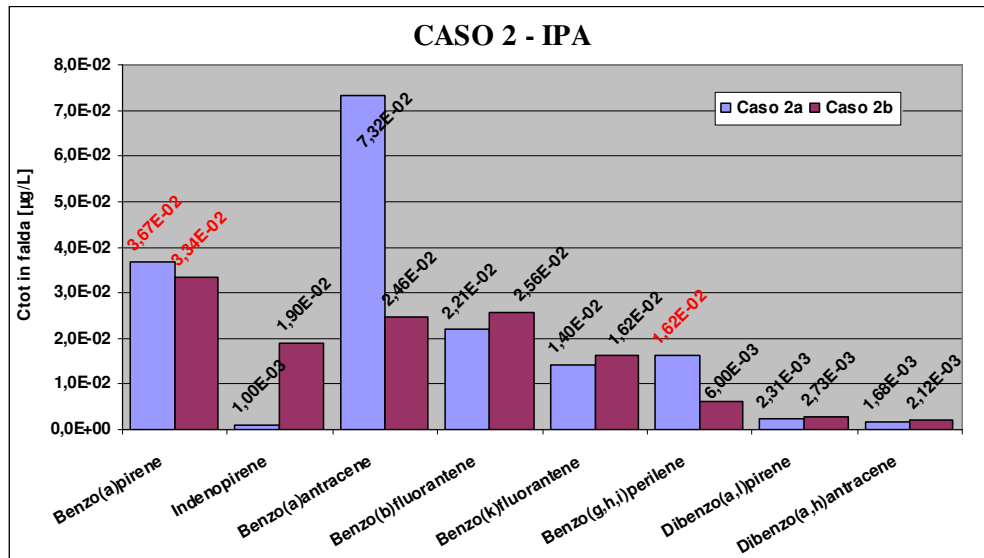


Figura 7.11 Confronto tra il caso 2a e 2b per gli IPA

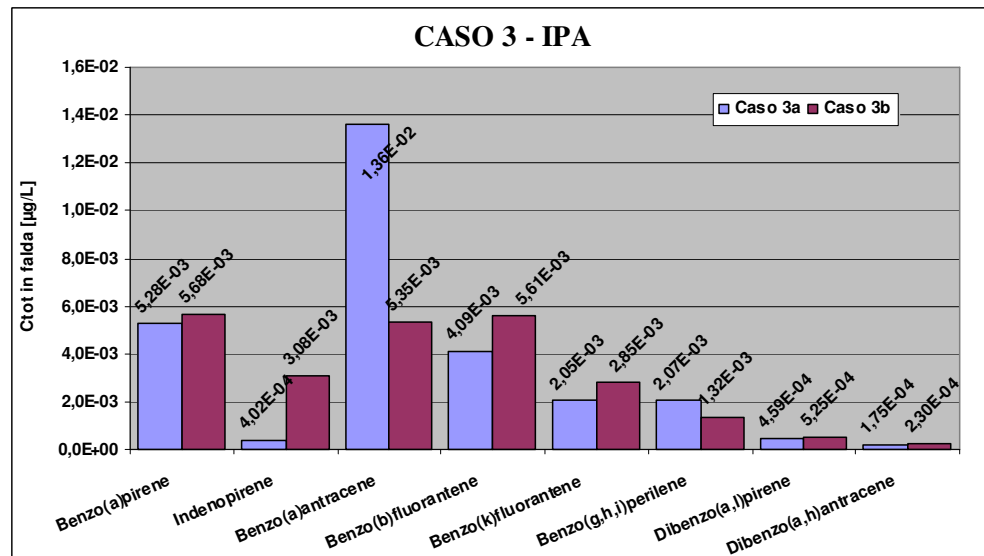


Figura 7.12 Confronto tra il caso 3a e 3b per gli IPA

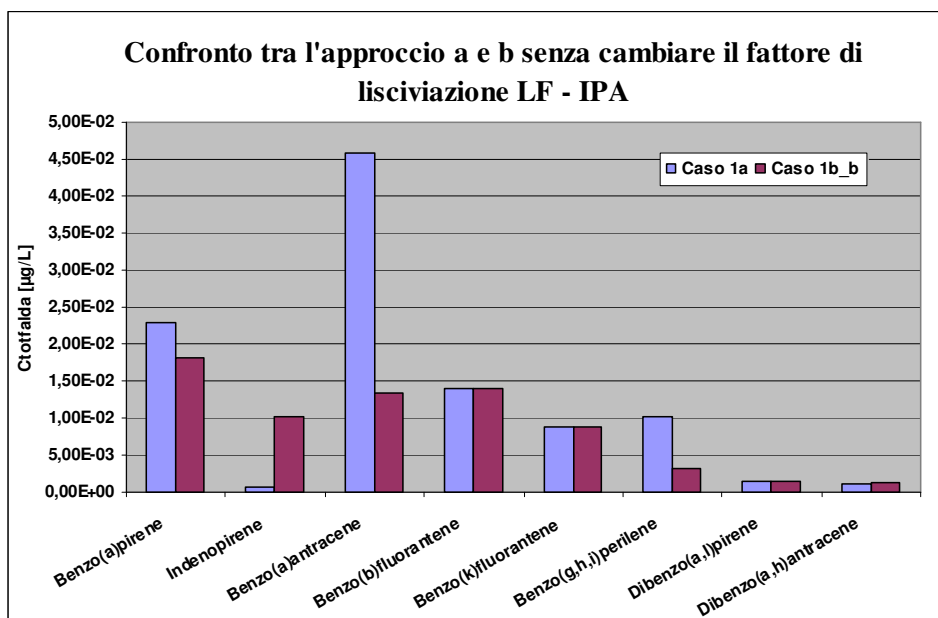


Figura 7.13 Confronto tra il caso 1a e 1b\_b senza cambiare il fattore di lisciviazione LF

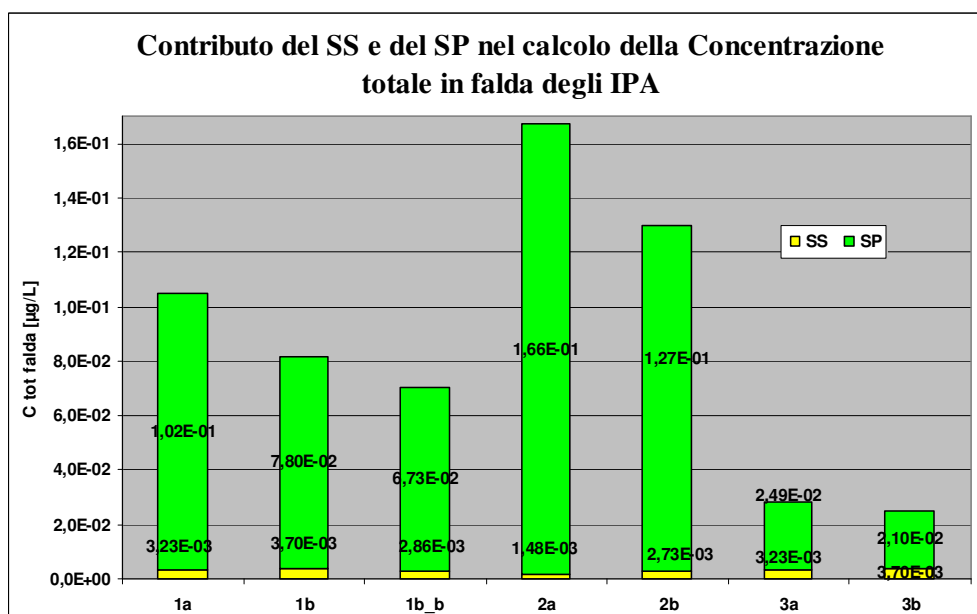


Figura 7.14 Contributo del Suolo Superficiale e del Suolo Profondo nel calcolo della concentrazione totale in falda degli IPA



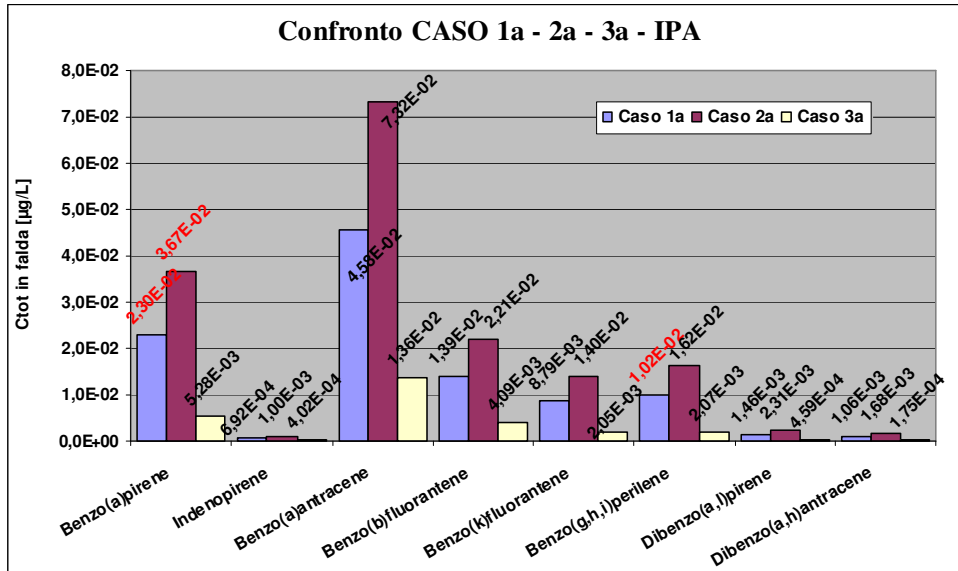


Figura 7.15 Confronto tra i casi 1a, 2a e 3a

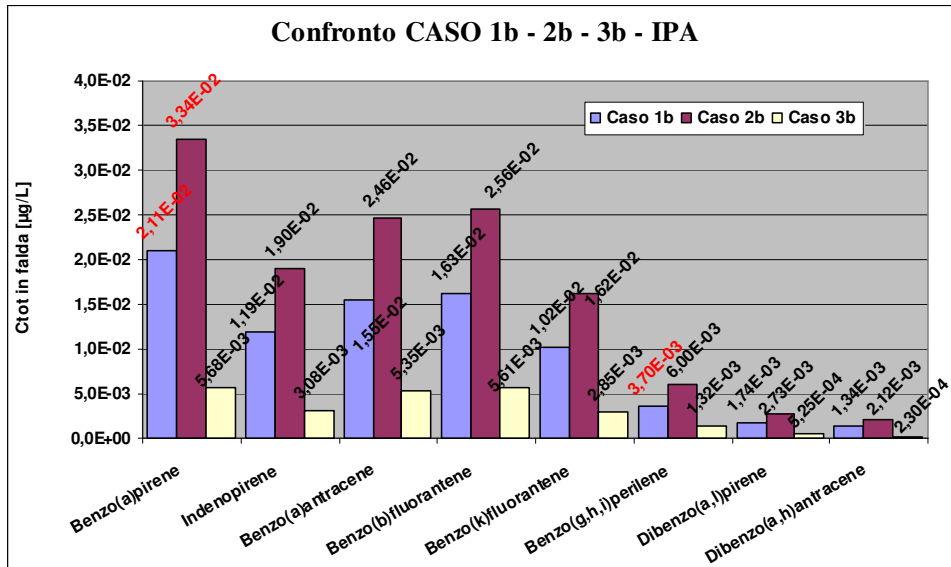


Figura 7.16 Confronto tra i casi 1b, 2b e 3b

## 7.8.2 LISCIVIAZIONE IDROCARBURI

Per la lisciviazione riguardante gli Idrocarburi si è valutato come output la concentrazione totale in falda degli Idrocarburi, sommando il contributo del suolo superficiale e del suolo profondo.

In rosso sono evidenziati i valori che superano la CSC in falda che per gli Idrocarburi totali è pari a 350 µg/L.

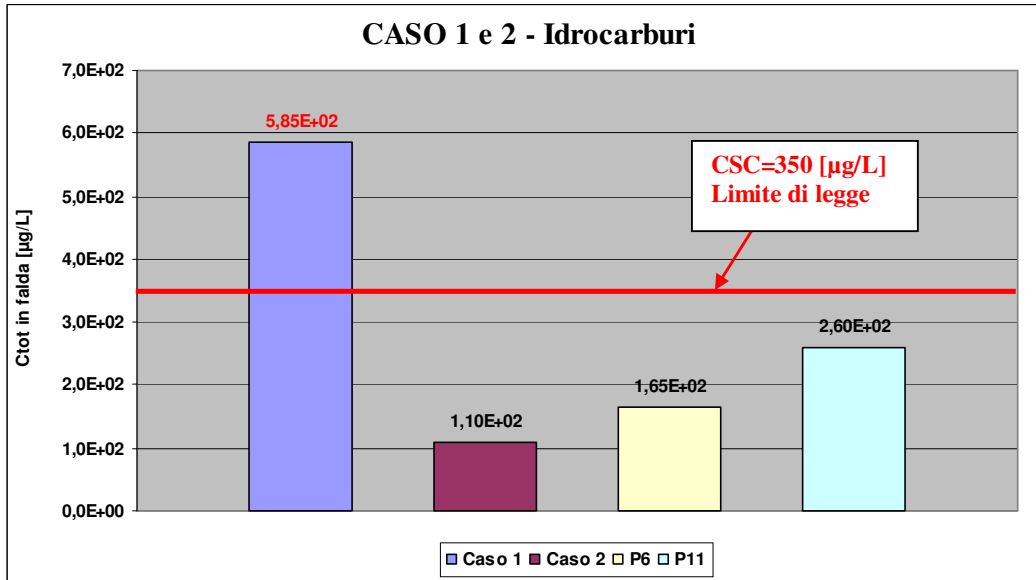


Figura 7.17 Confronto tra i casi 1 e 2 per gli Idrocarburi

Nella Figura 7.18 sono evidenziate in rosso le concentrazioni nella fase separata calcolate con il software che superano la saturazione residua. A favore del principio di cautela si sono presi in considerazione i valori di saturazione residua relativi alla sabbia.

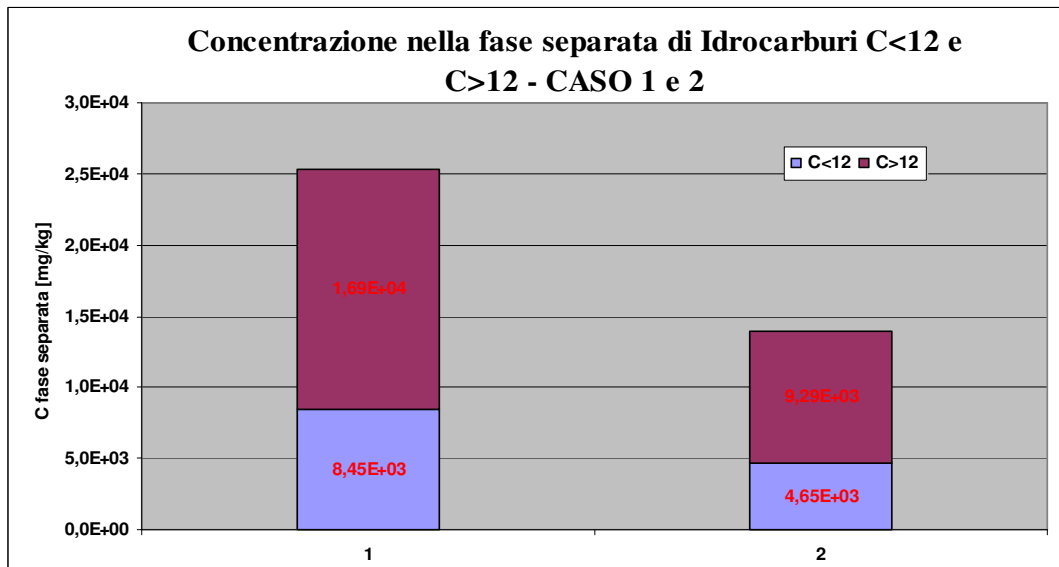


Figura 7.18 Concentrazione nella fase separata di Idrocarburi C<12 e C>12 per il CASO 1 e 2

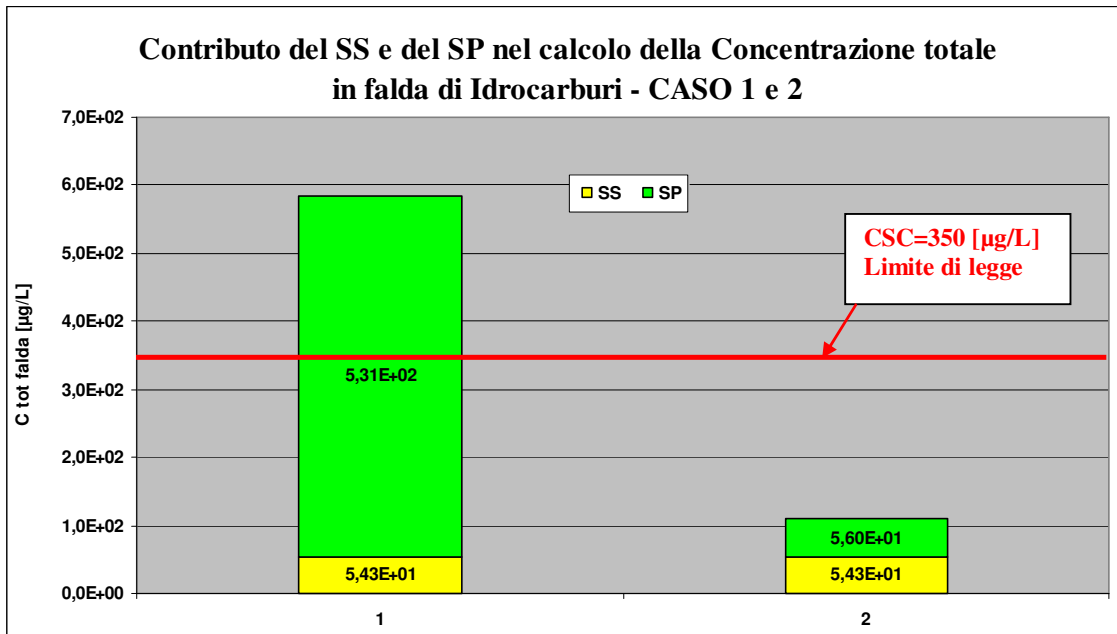


Figura 7.19 Contributo del Suolo Superficiale e del Suolo Profondo nel calcolo della Concentrazione totale in falda di Idrocarburi

### 7.8.3 VOLATILIZZAZIONE IPA

Per la volatilizzazione riguardante gli IPA si è valutato come output il Rischio e l'Indice di Pericolo Cumulativo (per più inquinanti) nel suolo superficiale e profondo. Si è scelto il valore più conservativo (valore massimo) tra l'ambiente outdoor e indoor.

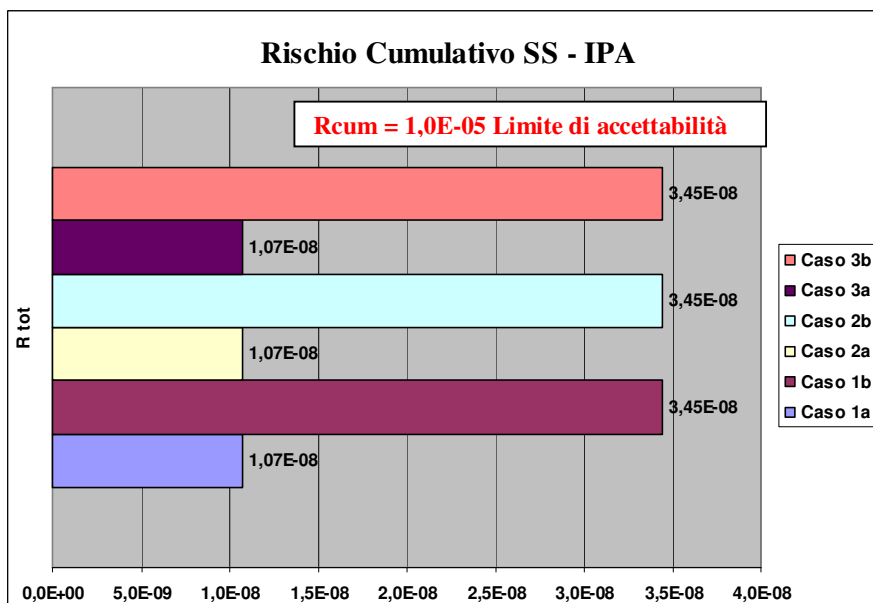


Figura 7.20 Rischio Cumulativo nel Suolo Superficiale (valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor)

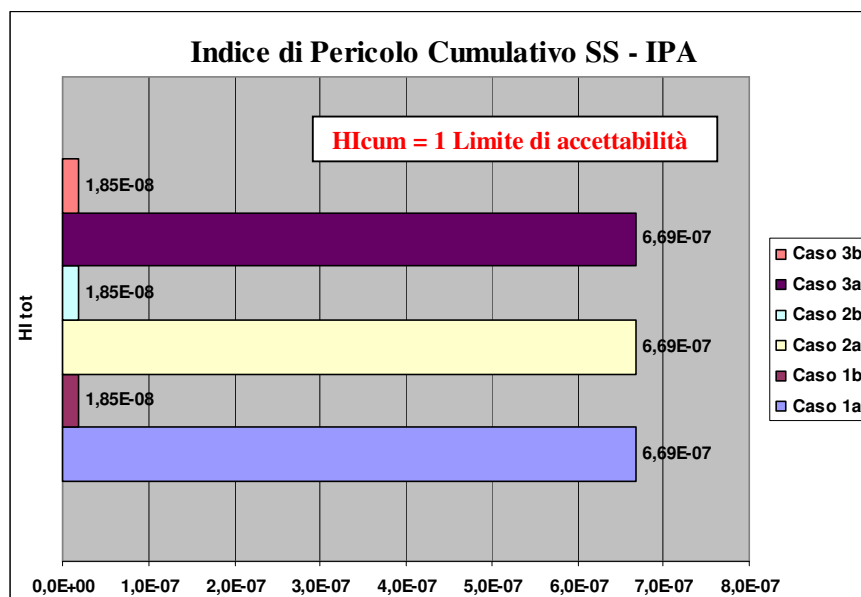


Figura 7.21 Indice di Pericolo Cumulativo nel Suolo Superficiale (valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor)

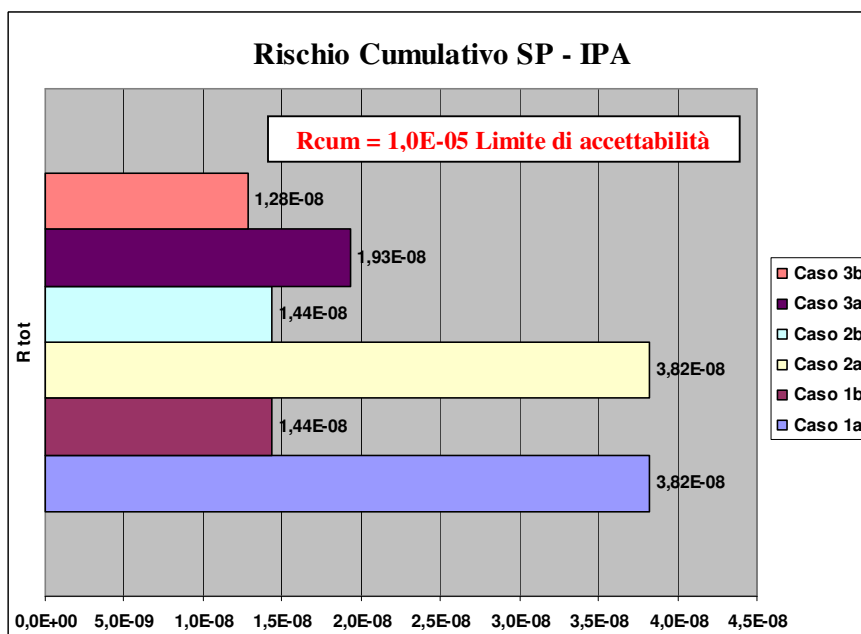


Figura 7.22 Rischio Cumulativo nel Suolo Profondo (valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor)

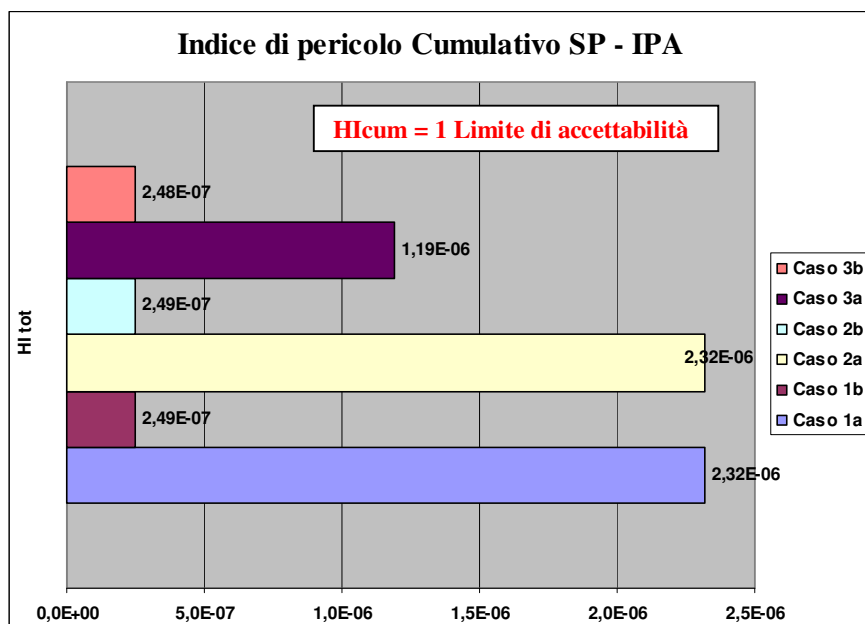


Figura 7.23 Indice di Pericolo Cumulativo nel Suolo Profondo (valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor)

#### 7.8.4 VOLATILIZZAZIONE IDROCARBURI

Per la volatilizzazione riguardante gli Idrocarburi si è valutato come output l'Indice di Pericolo Cumulativo (per più inquinanti) nel suolo superficiale e profondo. Si è scelto il valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor. In rosso sono evidenziati i valori che superano il limite di accettabilità.

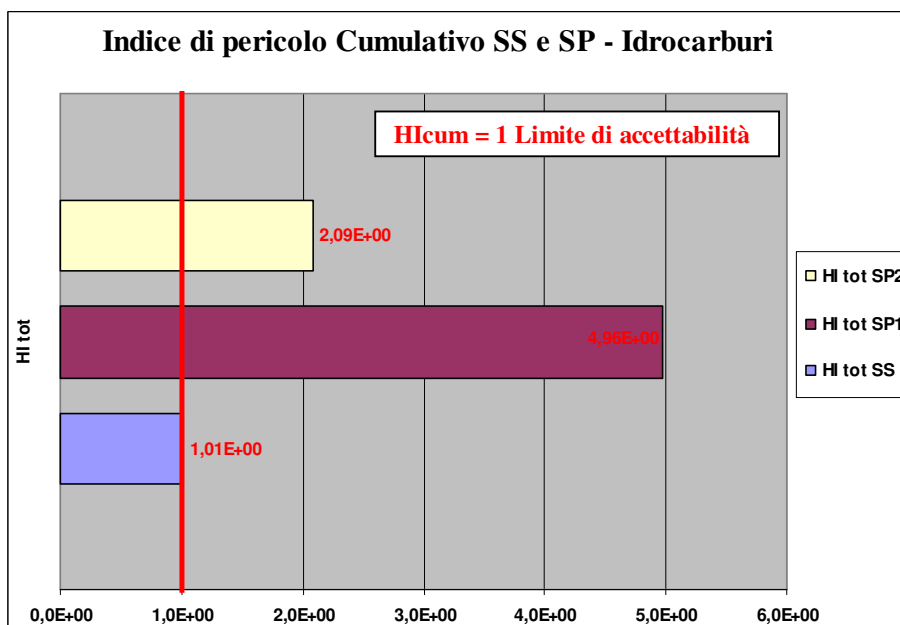


Figura 7.24 Indice di Pericolo Cumulativo nel Suolo Superficiale e Profondo (valore più conservativo tra l'ambiente outdoor e indoor)

## 7.9 DISCUSSIONE DEI RISULTATI

In questo capitolo verranno discussi e confrontati i risultati delle varie elaborazioni. Si ricorda che per le elaborazioni si sono attivate le impostazioni di base (default), le equazioni e i criteri di calcolo definiti nelle linee guida APAT-ISPRA. Quindi non si sono modificate le opzioni attive, modificabili accedendo al pulsante “Opzioni” nella schermata principale del software.

### 7.9.1 LISCIVIAZIONE IPA

Per quanto riguarda gli IPA gli output calcolati sono le concentrazioni in falda on-site, al di sotto della sorgente.

I casi 1 e 2 rappresentano il medesimo modello concettuale ad eccezione del solo valore di soggiacenza della falda; per ciascun caso sono state rappresentate due ipotesi che differiscono tra loro per la scelta dei contaminanti (“a” – tutti gli IPA; “b” – inquinanti indicatori secondo l’approccio delle linee guida APAT-ISPRA) e di conseguenza per le dimensioni delle aree sorgente. Nello specifico risulta che nei casi che seguono l’ipotesi “b” le dimensioni delle sorgenti appaiono sempre maggiori rispetto ai casi elaborati con l’ipotesi “a”.

Nei casi 1 e 2, riportati nelle Figure 7.10 e 7.11, confrontando le concentrazioni di ciascun contaminante calcolate in falda si osserva che:

- nell’ipotesi “a” si ha il superamento della CSC per il benzo(a)pirene e il benzo(g,h,i)perilene, essendo la CSC per entrambi 0,01 µg/L;
- nell’ipotesi “b” si riscontra il superamento della CSC solo per il benzo(a)pirene.

Nel caso 3 si sono tenute in considerazione le concentrazioni dei soli campioni effettivamente nell’insaturo trascurando quindi quei campioni prelevati nel saturo e che presentavano le concentrazioni maggiori in tutto il sondaggio (utilizzate invece nei casi 1 e 2); in tal modo variano le dimensioni delle sorgenti rispetto ai casi precedenti. Si ricorda inoltre che il modello concettuale prevede l’utilizzo del valore reale di soggiacenza della falda, calcolato secondo le disposizioni delle linee guida APAT-ISPRA.

Le concentrazioni di ciascun contaminante calcolate in falda per il caso 3 (Figura 7.12) risultano, come da previsione, inferiori rispetto ai casi precedenti e non si rileva alcun superamento della CSC. L’analisi delle acque prelevate in due piezometri presenti nell’area sorgente ha evidenziato l’assenza di IPA (concentrazioni inferiori al livello di rilevabilità del metodo analitico utilizzato).

Confrontando i tre casi si osserva che alcuni inquinanti presentano concentrazioni in falda molto superiori nell'ipotesi "b" utilizzando il criterio dell'inquinante indicatore rispetto al caso in cui si utilizzino tutti i contaminanti della classe IPA.

In particolare questo vale per l'indenopirene, il benzo(b)fluorantene, il benzo(k)fluorantene, il dibenzo(a,l)pirene e il dibenzo(a,h)antracene:

- per l'indenopirene le concentrazioni totali in falda calcolate utilizzando gli inquinanti indicatori risultano più del doppio rispetto al caso in cui si consideri la concentrazione del contaminante IPA, sia considerando la concentrazione massima sulla verticale (casi 1 e 2) dei sondaggi sia considerando solo i campioni effettivamente nell'insaturo (caso 3).
- per il benzo(a)pirene, il benzo(a)antracene e il benzo(g,h,i)perilene è l'opposto; l'approccio semplificativo e conservativo dell'APAT-ISPRA dell'inquinante indicatore non produce in falda le concentrazioni massime rispetto all'utilizzo di tutti i contaminanti della classe IPA come ci si aspetterebbe;
- nel caso 3 a differenza del caso 1 e 2 le concentrazioni del benzo(a)pirene in falda risultano maggiori seguendo l'approccio APAT-ISPRA;

La differenza di comportamento tra l'ipotesi "a" e "b" rilevata per alcuni contaminanti è risultata inaspettata. Per capire il motivo di tale differenza è stato realizzato il caso 1b\_b, identico nel modello concettuale al caso 1a come caratteristiche del sito, con la sola eccezione dell'utilizzo degli inquinanti indicatori. Si precisa che le dimensioni delle sorgenti sono le medesime nei casi anche se seguendo l'approccio degli indicatori le dimensioni della sorgente risulterebbero differenti. Avremmo dovuto seguire le linee guida APAT-ISPRA per le dimensioni della sorgente.

**Rendere le due simulazioni perfettamente identiche ha permesso di esaminare il comportamento differente dei contaminanti e analizzare più attentamente le equazioni per il calcolo della concentrazione in falda on-site.**

Nella Figura 7.13 sono riportate le concentrazioni in falda totali (sommando il contributo del suolo superficiale e profondo) di ciascun contaminante, dalla quale si nota come per alcuni contaminanti (benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene,, dibenzo(a,l)pirene e dibenzo(a,h)antracene) la concentrazione sia simile per entrambe le simulazioni, mentre per altri contaminanti della classe si osservano valori differenti, in particolare:

- la concentrazione dell'indenopirene nel caso 1b\_b è maggiore rispetto al caso 1a;
- la concentrazione del benzo(a)antracene, del benzo(a)pirene e del benzo(g,h,i)perilene risulta essere inferiore nel caso 1b\_b rispetto al caso 1a. E' necessario segnalare che quella del benzo(a)antracene è di ben tre volte superiore rispetto al caso 1a.

Poiché i criteri metodologici suggeriscono di selezionare le specie più importanti, ossia quelle alle quali è associato un rischio maggiore per l'uomo (gli inquinanti indicatori sono quelli che per valori di concentrazione, tossicità, frequenza di rilevamento, mobilità e persistenza presentano rischio maggiore per l'uomo) si presume che seguendo queste indicazioni ci si ponga nella situazione più conservativa e ci si aspetta quindi che le concentrazioni in falda siano maggiori rispetto all'utilizzo delle singole specie.

La concentrazione in falda on site ( $C_{poe}$ ) si calcola:

$$C_{poe} = LF \times CRS$$

Dove LF è il fattore di lisciviazione in falda da suolo e CRS è la concentrazione rappresentativa alla sorgente. Nel calcolo della concentrazione in falda on-site ( $C_{poe}$ ) quindi, il punto in cui differiscono le due simulazioni è quello in cui entrano in gioco le caratteristiche chimico-fisiche dei contaminanti, in particolare la costante di Henry H e il coefficiente  $K_s$ , funzione del coefficiente di ripartizione del carbonio organico  $K_{OC}$  e della frazione di carbonio organico nel suolo  $f_{OC}$ .

Analizzando l'equazione per il calcolo del fattore di lisciviazione LF si può notare come questi due parametri concorrono al calcolo del fattore di trasporto:

$$LF \left[ \frac{mg / L_{acqua}}{mg / kg_{suolo}} \right] = \frac{K_{ws} \cdot SAM}{LDF}$$

Dove:

**Soil Attenuation model, SAM (-)**

$$SAM = \frac{d}{L_{gw} - L_s}$$

**Fattore di diluizione, LDF (-)**

$$LDF = 1 + \frac{v_{gw} \cdot \delta_{gw}}{I_{eff} \cdot W}$$

**Coefficienti di Ripartizione (kg/L)**

$$K_{ws} = \frac{\rho_s}{\theta_w + K_s \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a}$$

$$K_s = \begin{cases} K_d & \text{composti inorganici} \\ K_{oc} \cdot f_{oc} & \text{composti organici} \end{cases}$$



### Nomenclatura

$d$  = spessore della sorgente nel suolo superficiale  
 $L_{gw}$  = soggiacenza della falda rispetto al p.c.  
 $L_s$  = Profondità del top della sorgente rispetto al p.c.  
 $v_{gw}$  = velocità di Darcy  
 $K_{sat}$  = conducibilità idraulica  
 $I_{eff}$  = Infiltrazione efficace  
 $\tau_{LF}$  = tempo di durata media del lisciviato  
 $\theta_w$  = Contenuto volumetrico di acqua nella zona insatura  
 $\theta_a$  = Contenuto volumetrico di aria nella zona insatura  
 $\theta_o$  = Porosità effettiva zona insatura  
 $H$  = costante di Henry  
 $\rho_s$  = Densità del suolo  
 $f_{oc}$  = frazione di carbonio organico  
 $d_a$  = spessore acquifero  
 $W$  = estensione della sorgente nella direzione principale del flusso di falda  
 $\alpha_z$  = Dispersività verticale

Mentre i coefficienti SAM e LDF non differiscono tra le due simulazioni, poiché dipendono dalle caratteristiche del sito (poste uguali per entrambe le simulazioni), il coefficiente di ripartizione  $K_{ws}$  varia a seconda del singolo contaminante e dipende dalle caratteristiche chimico-fisiche di ognuno. Nella Figura 7.25 si riportano i valori calcolati di  $K_{ws}$  per il sito, in funzione del tipo di contaminante; da cui si nota che il benzo(a)antracene presenta il valore di  $K_{ws}$  maggiore tra tutti gli inquinanti della classe IPA (di circa un ordine di grandezza) e l'indenopirene quello minore.

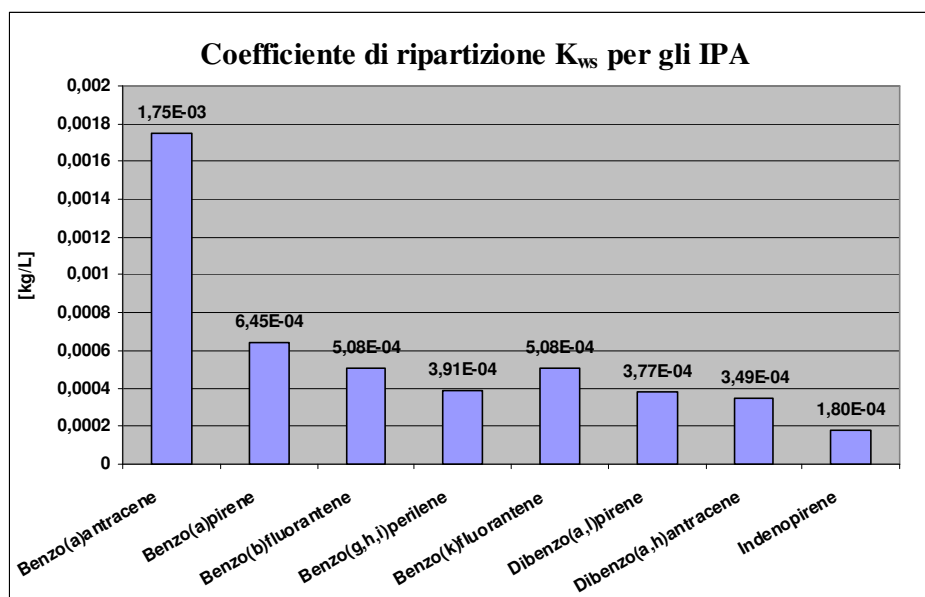


Figura 7.25 Coefficiente di ripartizione  $K_{ws}$  per ogni singolo IPA

Dalla formula del coefficiente di ripartizione  $K_{ws}$  si nota come questo sia direttamente proporzionale al fattore di lisciviazione LF, influenzandone il calcolo.

I fattori di lisciviazione LF calcolati per i contaminanti indicatori selezionati secondo il criterio del rischio (benzo(a)pirene e indenopirene in SS e dibenzo(a,l)pirene e benzo(g,h,i)perilene in SP) non sono i maggiori dei diversi IPA.

Nella procedura della selezione dell'inquinante indicatore dovremmo tener conto in qualche modo, oltre al concetto di rischio per la salute umana, anche delle caratteristiche chimico-fisiche del singolo contaminante. Nel nostro caso il contaminante che presenta il valore di LF massimo sia per gli effetti cancerogeni che tossici è il benzo(a)antracene, quindi si potrebbe pensare, per essere cautelativi, di usare per il calcolo delle  $C_{poe}$  di tutti gli altri IPA il fattore di lisciviazione LF del benzo(a)antracene.

Effettivamente ponendo il fattore di lisciviazione LF massimo, le concentrazioni in falda totali per ogni IPA, calcolate con l'approccio APAT-ISPRA, risultano essere concretamente maggiori rispetto a quelle calcolate nel caso 1a (Figura 7.30).

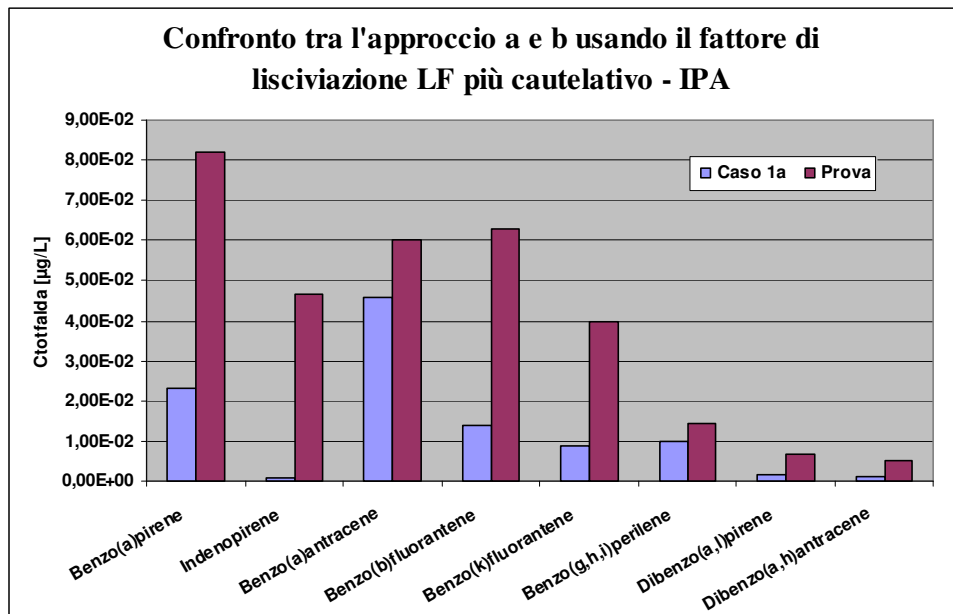


Figura 7.26 Confronto tra l'approccio a e b usando il fattore di lisciviazione LF più cautelativo (valore massimo)

Si può dedurre che **scegliere di utilizzare il criterio degli inquinanti indicatori per la classe degli IPA sia un aspetto delicato** perché, ripartendo le concentrazioni ai singoli contaminanti, potremmo trovarci delle concentrazioni in falda molto più alte o più basse in funzione del  $K_{ws}$ .

**Quindi la scelta del contaminante indicatore per la classe IPA non dovrebbe basarsi solo sul calcolo del fattore di rischio, ma dovrebbe essere calibrata anche sulle effettive caratteristiche chimico-fisiche di ogni contaminante che influenzano il fattore di trasporto.**

Nella Figura 7.14 si può notare come in generale l'approccio "b" sottostimi l'approccio "a" e che la matrice suolo profondo dia un contributo nettamente superiore rispetto al suolo superficiale nel calcolo della concentrazione in falda della sommatoria degli IPA. Come spiegato in precedenza questo è dovuto essenzialmente alla scelta del fattore di lisciviazione LF.

Confrontando i tre casi con lo stesso approccio (Figura 7.15 e 7.16), come ci aspettiamo, le concentrazioni totali in falda nel caso 3 sono nettamente inferiori rispetto ai casi 1 e 2.

Questo è dovuto essenzialmente alla variazione del valore delle CRS, dovuta al fatto che in quest'ultimo caso si tengono in considerazione soltanto le concentrazioni dei campioni effettivamente nel suolo insaturo, che risultano essere inferiori rispetto ai casi 1 e 2.

I valori riscontrati nel caso 3, per entrambi gli approcci, risultano nettamente inferiori rispetto ai casi 1 e 2, questo è dovuto al fatto che i campioni del suolo profondo insaturo che si dispongono per le elaborazioni sono pochi. Per questo sarebbe opportuno organizzare una caratterizzazione integrativa per permettere una descrizione più approfondita dello stato della contaminazione degli IPA nel suolo.

## 7.9.2 LISCIVIAZIONE IDROCARBURI

Per quanto riguarda gli idrocarburi l'output calcolato è la concentrazione degli idrocarburi totali in falda on-site, al di sotto della sorgente. La contaminazione degli idrocarburi interessa tutti i sondaggi dell'impianto B ed è estesa in profondità lungo di essi, fino ad un massimo di 4,7 m da p.c, per cui non è stato possibile cambiare il modello concettuale, che quindi rimane lo stesso per i casi 1 e 2.

La differenza tra i due casi sta nel fatto che nel caso 1 si tengono in considerazione le concentrazioni di tutti i campioni, sia nel suolo saturo che insaturo, mentre nel caso 2 si sono presi in considerazione solo le concentrazioni dei campioni effettivamente nell'insaturo, come disposto dalle linee guida APAT-ISPRA. Per quest'ultimo caso le CRS sono nella matrice "Suolo profondo" risultano inferiori a quelle del caso 1.

Nella Figura 7.17 sono riportate le concentrazioni totali di idrocarburi in falda per il caso 1 e 2, confrontate con le concentrazioni effettivamente riscontrate durante il campionamento nei piezometri P6 e P11 che interessano l'area analizzata.

Si può notare che nel caso 1 si ha il superamento della CSC (pari a 350 µg/L per gli idrocarburi totali), mentre nel caso 2 la concentrazione calcolata non supera il limite di legge.

Un valore così basso nel caso 2, inferiore anche alle concentrazioni effettivamente riscontrate in campo (nei piezometri in cui non vi sia trovato prodotto libero), potrebbe essere dovuto al fatto che

i campioni nel suolo profondo insaturo che si dispone sono pochi. Per questo sarebbe opportuno organizzare una caratterizzazione integrativa per permettere una descrizione più approfondita dello stato della contaminazione degli idrocarburi nel suolo.

Nella Figura 7.18 sono riportate le concentrazioni nella fase separata degli idrocarburi C<12 e C>12 calcolate dal software per i casi 1 e 2. Come riscontrato in campo, le simulazioni confermano che le concentrazioni di idrocarburi nel suolo superano la concentrazione di saturazione. Di conseguenza il contaminante inizia ad essere presente anche in fase separata, mentre le concentrazioni del soluto, della fase adsorbita e del vapore raggiungono un massimo e non aumentano più.

La fase separata che si forma immediatamente al di sopra della  $C_{sat}$  risulta immobile in quanto trattenuta per capillarità nei pori del suolo, o soggetta a tensioni superficiali che ne ostacolano il movimento. La fase separata che si forma al di sopra della  $C_{sat}$  risulta immobile fino al raggiungimento della capacità meccanica del suolo di trattenerla (saturazione residua), oltre al quale può aver luogo la percolazione diretta come prodotto libero.

La capacità di assorbimento meccanico del suolo, che determina la mobilità del contaminante come fase separata, risulta un fenomeno piuttosto complesso che dipende da diversi fattori quali la densità e la viscosità della sostanza e la tessitura del suolo.

In letteratura sono disponibili diverse Tabelle di screening che riportano i valori di concentrazione residua per i diversi contaminanti in vari tipi di suolo.

Valori tipici di saturazione residua (Appendice V, ISPRA 2009)

| Composti idrocarburi | Saturazione Residua (mg/Kg) |                            |        |                |
|----------------------|-----------------------------|----------------------------|--------|----------------|
|                      | Ghiaia grossolana           | Ghiaia e Sabbia grossolana | Sabbia | Limi e Argille |
| GRO                  | 1 000                       | 1 700                      | 3 400  | 10 000         |
| DRO                  | 2 000                       | 3 900                      | 7 700  | 22 800         |
| HO                   | 2 000                       | 3 900                      | 7 700  | 22 800         |
| MO                   | 5 000                       | 8 700                      | 17 400 | 51 400         |
| Idrocarburi C ≤ 12   | 1 000                       | 1 700                      | 3 400  | 10 000         |
| Idrocarburi C > 12   | 2 000                       | 3 900                      | 7 700  | 22 800         |

TPH = Total Petroleum Hydrocarbons; DRO = Diesel range organics; GRO = Gasoline range organics; HO = Heavy oil range organics; MO = Mineral oil.

**Figura 7.27 Valori tipici di saturazione residua**

Confrontando le concentrazioni nella fase separata calcolata con le rispettive saturazioni residue (Figura 7.31) si nota come queste superino la saturazione residua stessa confermando la possibilità che la fase separata possa percolare in falda dando luogo a una fase surnatante in falda.

Questo fatto è confermato dal fatto che durante le indagini di caratterizzazione, come descritto nei capitoli precedenti, si sia effettivamente rilevata la presenza di prodotto libero in fase surnatante nei

piezometri P1 e P18, provvedendo per cui alla realizzazione della messa in sicurezza d'emergenza, come descritto nel paragrafo 5.6.

Nella Figura 7.19 si nota come il suolo superficiale e il suolo profondo contribuiscano alla concentrazione totale in falda:

- nel caso 1 il contributo del suolo profondo è nettamente superiore a quello del suolo superficiale;
- nel caso 2 i due contributi sono pressoché identici.

### 7.9.3 VOLATILIZZAZIONE IPA

Per quanto riguarda la volatilizzazione degli IPA si sono valutati come output delle elaborazioni il Rischio Cumulativo e l'Indice di pericolo Cumulativo per la matrice suolo superficiale e profondo on-site. Nei grafici si è scelto di riportare il rischio più conservativo (valore massimo) tra l'ambiente outdoor e indoor.

Come per la lisciviazione, i casi 1 e 2 rappresentano il medesimo modello concettuale ad eccezione del solo valore di soggiacenza della falda; per ciascun caso sono state rappresentate due ipotesi che differiscono tra loro per la scelta dei contaminanti ("a" – tutti gli IPA; "b" – inquinanti indicatori secondo l'approccio delle linee guida APAT-ISPRA) e di conseguenza per le dimensioni delle aree sorgente. Nello specifico risulta che nei casi che seguono l'ipotesi "b" le dimensioni delle sorgenti appaiono sempre maggiori rispetto ai casi elaborati con l'ipotesi "a". Nel caso 3 si sono tenute in considerazione le concentrazioni dei soli campioni effettivamente nell'insaturo trascurando quindi quei campioni prelevati nel saturo e che presentavano le concentrazioni maggiori in tutto il sondaggio (utilizzate invece nei casi 1 e 2); in tal modo variano le dimensioni delle sorgenti rispetto ai casi precedenti. Si ricorda inoltre che il modello concettuale prevede l'utilizzo del valore reale di soggiacenza della falda, calcolato secondo le disposizioni delle linee guida APAT-ISPRA.

Confrontando i diversi output, riportati nelle Figure 7.20, 7.21, 7.22 e 7.23 si osserva che:

- il Rischio Cumulativo nella matrice suolo superficiale, seguendo l'ipotesi "b", risulta essere sempre cautelativo (maggiore) in tutti e tre i casi;
- l'Indice di Pericolo Cumulativo nel suolo superficiale, l'Indice di Pericolo Cumulativo nel suolo profondo e il Rischio Cumulativo nel suolo profondo, seguendo l'ipotesi "b", risultano essere inferiori ai valori dei rischi calcolati tenendo in considerazione tutti gli IPA (ipotesi "a") per tutti e tre i casi;
- il Rischio e l'Indice di Pericolo Cumulativo per le due matrici risulta essere sempre inferiore al limite di accettabilità. Si ricorda che il limite di accettabilità per il rischio cumulativo

(effetti cancerogeni) è  $10^{-5}$ , mentre per l'indice di pericolo cumulativo (effetti tossici) è uguale a 1.

La differenza di comportamento tra l'ipotesi "a" e "b" rilevata risulta essere inaspettata, come nel caso della lisciviazione.

La scelta di seguire l'approccio "b", adottando il criterio degli inquinanti indicatori dovrebbe essere più cautelativa rispetto alla scelta di seguire le singole specie (ipotesi "a") e invece questo non accade, ad eccezione del solo Rischio Cumulativo nel suolo superficiale.

Per capire il motivo di tale differenza è stato realizzato il caso 1b\_b, identico nel modello concettuale al caso 1a come caratteristiche del sito, con la sola eccezione dell'utilizzo degli inquinanti indicatori. Rendere le due simulazioni perfettamente identiche ha permesso di esaminare il comportamento differente dei contaminanti e analizzare più attentamente le equazioni per il calcolo del rischio per le sostanze cancerogene e tossiche (indice di pericolo) on-site. Le vie di migrazione attive nel sito sono l'inalazione di vapori outdoor e indoor; di seguito si riportano le equazioni usate dal software nel calcolo del Rischio e Indice Cumulativo:

### Suolo Superficiale: Rischio e Indice di Pericolo

#### Inalazione di vapori outdoor

$$R_{SS.InalO} = CRS \cdot SF_{Inal} \cdot EM_{InalO} \cdot VF_{ss} \cdot ADF$$

$$HI_{SS.InalO} = CRS \cdot \frac{EM_{InalO} \cdot VF_{ss} \cdot ADF}{RfD_{Inal}}$$

R= Rischio cancerogeno  
 HI = Indice di pericolo  
 CRS = Concentrazione in sorgente  
 SF<sub>Inal</sub> = Slope factor - inalazione  
 RfD<sub>Inal</sub> = Reference dose - inalazione  
 EM<sub>InalO</sub> = Fattore di inalazione outdoor  
 VF<sub>ss</sub> = Volatilizzazione outdoor  
 ADF = Dispersione atmosferica

Per i recettori on-site ADF=1

#### Inalazione di vapori indoor (no off-site)

$$R_{SS.Inal} = CRS \cdot SF_{Inal} \cdot EM_{Inal} \cdot VF_{ssIP}$$

$$HI_{SS.Inal} = CRS \cdot \frac{EM_{Inal} \cdot VF_{ssIP}}{RfD_{Inal}}$$

R= Rischio cancerogeno  
 HI = Indice di pericolo  
 CRS = Concentrazione in sorgente  
 SF<sub>Inal</sub> = Slope factor - inalazione  
 RfD<sub>Inal</sub> = Reference dose - inalazione  
 EM<sub>Inal</sub> = Fattore di inalazione indoor  
 VF<sub>ssIP</sub> = Volatilizzazione indoor

Per cui essendo attiva solo l'inalazione di vapori, il rischio cumulativo outdoor e indoor risultano essere:

#### Cumulativo Outdoor

$$R_{SS.outdoor} = R_{SS.InalO}$$

$$HI_{SS.outdoor} = HI_{SS.InalO}$$

#### Cumulativo Indoor

$$R_{SS.Indoor} = R_{SS.Inal}$$

$$HI_{SS.Indoor} = HI_{SS.Inal}$$

per il cui il Rischio e Indice di Pericolo Cumulativo per il suolo superficiale è il valore più conservativo tra i due (valore massimo).

**Rischio e Indice di Pericolo Suolo superficiale**

$$R_{SS} = \max [R_{SS.outdoor}; R_{SS.Indoor} ]$$

$$HI_{SS} = \max [HI_{SS.outdoor}; HI_{SS.Indoor} ]$$

**Suolo Profondo: Rischio e Indice di Pericolo**

**Inalazione di vapori outdoor**

$$R_{SP.InaO} = CRS \cdot SF_{Ina} \cdot VF_{amb} \cdot EM_{InaO} \cdot ADF$$

$$HI_{SP.InaO} = CRS \cdot \frac{VF_{amb} \cdot EM_{InaO} \cdot ADF}{RfD_{Ina}}$$

R= Rischio cancerogeno  
 HI = Indice di pericolo  
 CRS = Concentrazione in sorgente  
 SF<sub>Ina</sub> = Slope factor - inalazione  
 RfD<sub>Ina</sub> = Reference dose - inalazione  
 EM<sub>InaO</sub> = Fattore di inalazione outdoor  
 VF<sub>amb</sub> = Volatilizzazione outdoor  
 ADF = Dispersione atmosferica

Per i recettori on-site ADF=1

**Inalazione di vapori indoor (no off-site)**

$$R_{SP.InaI} = CRS \cdot SF_{Ina} \cdot VF_{semp} \cdot EM_{InaI}$$

$$HI_{SP.InaI} = CRS \cdot \frac{VF_{semp} \cdot EM_{InaI}}{RfD_{Ina}}$$

R= Rischio cancerogeno  
 HI = Indice di pericolo  
 CRS = Concentrazione in sorgente  
 SF<sub>Ina</sub> = Slope factor - inalazione  
 RfD<sub>Ina</sub> = Reference dose - inalazione  
 EM<sub>InaI</sub> = Fattore di inalazione indoor  
 VF<sub>semp</sub> = Volatilizzazione indoor

per il cui il Rischio e Indice di Pericolo Cumulativo per il suolo profondo è il valore più conservativo tra i due (valore massimo).

**Rischio e Indice di Pericolo Suolo Profondo**

$$R_{SP} = \max [R_{SP.InaO}; R_{SP.InaI} ]$$

$$HI_{SP} = \max [HI_{SP.InaO}; HI_{SP.InaI} ]$$

Quindi, anche per la volatilizzazione, il punto in cui differiscono le simulazioni 1a e 1b\_b è quello in cui quando entrano in gioco le caratteristiche chimico-fisiche dei contaminanti, cioè nei fattori di volatilizzazione VF. Differiscono anche per valori di CRS, SF e RfD, ma si presume che i due approcci siano equivalenti e non ci sia alcuna differenza tra l’approccio “b” degli inquinanti indicatori e l’approccio “a”.

Analizzando le formule che utilizza il software per il calcolo dei fattori di volatilizzazione VF nelle varie elaborazioni si nota come le caratteristiche chimico-fisiche degli inquinanti, (in particolare

tramite  $H$ ,  $K_s$  e  $D_s^{eff}$ ) oltre alle caratteristiche del sito (che nel caso 1a e 1b\_b rimangono costanti) siano determinanti.

### Suolo Superficiale: Volatilizzazione vapori outdoor

$$VF_{ss} \left[ \frac{mg / m^3_{aria}}{mg / kg_{suolo}} \right] = \min \left\{ \begin{array}{l} VF_{ss}(1) = \frac{H \cdot \rho_s}{(\theta_w + K_s \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a) \cdot \left( 1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_{s(SS)}}{D_s^{eff} \cdot W'} \right)} \cdot 10^3 \\ VF_{ss}(2) = \frac{W' \cdot \rho_s \cdot d}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot \tau_{outdoor}} \cdot 10^3 \end{array} \right. \quad \text{se } L_{s(SS)} > 0$$

#### Nomenclatura

$d$  = spessore della sorgente nel suolo superficiale insaturo  
 $L_{s(SS)}$  = Profondità del top della sorgente nel suolo superficiale rispetto al p.c.  
 $D_s^{eff}$  = Coefficiente di diffusione nella zona insatura  
 $W'$  = Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento  
 $\delta_{air}$  = Altezza della zona di miscelazione in aria  
 $U_{air}$  = Velocità del vento  
 $\tau_{outdoor}$  = Tempo medio di durata del flusso di vapore outdoor  
 $\theta_w$  = Contenuto volumetrico di acqua nella zona insatura  
 $\theta_a$  = Contenuto volumetrico di aria nella zona insatura  
 $\theta_s$  = Porosità effettiva zona insatura  
 $H$  = costante di Henry  
 $\rho_s$  = Densità del suolo

Si ricorda che per i composti organici  $K_s = K_{oc} \times f_{oc}$

### Suolo Profondo: Volatilizzazione vapori outdoor

$$VF_{samb} \left[ \frac{mg / m^3_{aria}}{mg / kg_{suolo}} \right] = \min \left\{ \begin{array}{l} VF_{samb}(1) = \frac{H \cdot \rho_s}{(\theta_w + K_s \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a) \cdot \left( 1 + \frac{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_{s(SP)}}{D_s^{eff} \cdot W'} \right)} \cdot 10^3 \\ VF_{samb}(2) = \frac{W' \cdot \rho_s \cdot d_s}{U_{air} \cdot \delta_{air} \cdot \tau_{outdoor}} \cdot 10^3 \end{array} \right.$$

#### Nomenclatura

$d_s$  = spessore della sorgente nel suolo profondo  
 $L_{s(SP)}$  = Profondità del top della sorgente nel suolo profondo rispetto al p.c.  
 $D_s^{eff}$  = Coefficiente di diffusione nella zona insatura  
 $W'$  = Estensione della sorgente di contaminazione nella direzione principale del vento  
 $\delta_{air}$  = Altezza della zona di miscelazione in aria  
 $U_{air}$  = Velocità del vento  
 $\tau_{outdoor}$  = Tempo medio di durata del flusso di vapore outdoor  
 $\theta_w$  = Contenuto volumetrico di acqua nella zona insatura  
 $\theta_a$  = Contenuto volumetrico di aria nella zona insatura  
 $\theta_s$  = Porosità effettiva zona insatura  
 $H$  = costante di Henry  
 $\rho_s$  = Densità del suolo

Si ricorda che per i composti organici  $K_s = K_{oc} \times f_{oc}$



## Suolo Superficiale: Volatilizzazione vapori indoor

$$VF_{\text{semp}} \left[ \frac{\text{mg} / \text{m}^3 \text{ aria}}{\text{mg} / \text{kg}_{\text{suolo}}} \right] = \min \left\{ \begin{array}{l} VF_{\text{semp}} (1) \\ VF_{\text{semp}} (2) = \frac{\rho_s \cdot d}{L_b \cdot ER \cdot \tau_{\text{indoor}}} 10^3 \end{array} \right.$$

Flusso solo diffusivo e convettivo ( $\Delta p \neq 0$ )

$$VF_{\text{semp}} (1) = \frac{\frac{H \cdot \rho_s}{(\theta_w + K_s \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a)} \cdot \frac{D_s^{\text{eff}}}{(L_{s(SS)} - Z_{\text{crack}})} \cdot L_b \cdot ER \cdot e^{\xi}}{e^{\xi} + \frac{D_s^{\text{eff}}}{(L_{s(SS)} - Z_{\text{crack}})} \cdot L_b \cdot ER + \frac{D_s^{\text{eff}} \cdot A_b}{Q_s \cdot (L_{s(SS)} - Z_{\text{crack}})}} \cdot (e^{\xi} - 1)} \cdot 10^3$$

Flusso di vapore entrante nell'edificio,  $Q_s$  ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )

$$Q_s = \frac{2\pi \cdot \Delta p \cdot k_v \cdot X_{\text{crack}}}{\mu_{\text{air}} \cdot \ln \left( \frac{2 \cdot Z_{\text{crack}} \cdot X_{\text{crack}}}{A_b \cdot \eta} \right)} \quad \xi = \frac{Q_s \cdot L_{\text{crack}}}{D_{\text{crack}}^{\text{eff}} \cdot A_b \cdot \eta}$$

### Nomenclatura

$L_{\text{crack}}$  = spessore fondazioni

$L_b$  = Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione

$Z_{\text{crack}}$  = profondità fondazioni da p.c.

$d$  = spessore della sorgente nel suolo superficiale insaturo

$L_{s(SS)}$  = Profondità del top della sorgente nel suolo superficiale rispetto al p.c.

$D_s^{\text{eff}}$  = Coefficiente di diffusione nella zona insatura

$D_{\text{crack}}^{\text{eff}}$  = Coefficiente di diffusione nelle fondazioni

$\tau_{\text{indoor}}$  = Tempo medio di durata del flusso di vapore indoor

$ER$  = tasso di ricambio aria indoor

$\eta$  = Frazione areale di fratture indoor

$\theta_w$  = Contenuto volumetrico di acqua nella zona insatura

$\theta_a$  = Contenuto volumetrico di aria nella zona insatura

$\theta_e$  = Porosità effettiva zona insatura

$H$  = costante di Henry

$\rho_s$  = Densità del suolo

$X_{\text{crack}}$  = perimetro delle fondazioni

$\Delta p$  = Differenza di pressione tra indoor e outdoor

$k_v$  = Permeabilità del suolo al flusso di vapore

$A_b$  = Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione

$\mu_{\text{air}}$  = Viscosità del vapore

Si ricorda che per i composti organici  $K_s = K_{\text{OC}} \times f_{\text{OC}}$

## Suolo Profondo: Volatilizzazione vapori indoor

$$VF_{seep} \left[ \frac{mg / m^3_{air}}{mg / kg_{suolo}} \right] = \min \left\{ \begin{array}{l} VF_{seep} (1) \\ VF_{seep} (2) = \frac{\rho_s \cdot d_s}{L_b \cdot ER \cdot \tau_{indoor}} 10^3 \end{array} \right.$$

Flusso solo diffusivo e convettivo ( $\Delta p \neq 0$ )

$$VF_{seep} (1) = \frac{\frac{H \cdot \rho_s}{(\theta_w + K_s \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a)} \cdot \frac{D_s^{eff}}{(L_{s(SP)} - Z_{crack}) \cdot L_b \cdot ER} \cdot e^\xi}{e^\xi + \frac{D_s^{eff}}{(L_{s(SP)} - Z_{crack}) \cdot L_b \cdot ER} + \frac{D_s^{eff} \cdot A_b}{Q_s \cdot (L_{s(SP)} - Z_{crack})}} \cdot (e^\xi - 1)} \cdot 10^3$$

Flusso di vapore entrante nell'edificio,  $Q_s$  ( $cm^3/s$ )

$$Q_s = \frac{2\pi \cdot \Delta p \cdot k_v \cdot X_{crack}}{\mu_{air} \cdot \ln \left( \frac{2 \cdot Z_{crack} \cdot X_{crack}}{A_b \cdot \eta} \right)} \quad \xi = \frac{Q_s \cdot L_{crack}}{D_{crack}^{eff} \cdot A_b \cdot \eta}$$

### Nomenclatura

$L_{crack}$  = spessore fondazioni  
 $L_b$  = Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione  
 $Z_{crack}$  = profondità fondazioni da p.c.  
 $d_s$  = spessore della sorgente nel suolo profondo insaturo  
 $L_{s(SP)}$  = Profondità del top della sorgente nel suolo profondo rispetto al p.c.  
 $D_s^{eff}$  = Coefficiente di diffusione nella zona insatura  
 $D_{crack}^{eff}$  = Coefficiente di diffusione nelle fondazioni  
 $\tau_{indoor}$  = Tempo medio di durata del flusso di vapore indoor  
 $ER$  = tasso di ricambio aria indoor  
 $\eta$  = Frazione areale di fratture indoor  
 $\theta_w$  = Contenuto volumetrico di acqua nella zona insatura  
 $\theta_a$  = Contenuto volumetrico di aria nella zona insatura  
 $\theta_o$  = Porosità effettiva zona insatura  
 $H$  = costante di Henry  
 $\rho_s$  = Densità del suolo  
 $X_{crack}$  = perimetro delle fondazioni  
 $\Delta p$  = Differenza di pressione tra indoor e outdoor  
 $k_v$  = Permeabilità del suolo al flusso di vapore  
 $A_b$  = Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione  
 $\mu_{air}$  = Viscosità del vapore

Nelle Figure 7.28 e 7.29 si riportano i valori calcolati dal software dei quattro fattori di volatilizzazione che entrano in gioco nelle elaborazioni:  $VF_{ssesp}$  e  $VF_{seep}$  per l'ambiente indoor e  $VF_{ss}$  e  $VF_{samb}$  per l'ambiente outdoor, da cui si nota che il benzo(b)fluorantene presenta valori notevolmente superiori rispetto a tutti gli inquinati della classe IPA, per tutti e quattro i fattori di volatilizzazione.

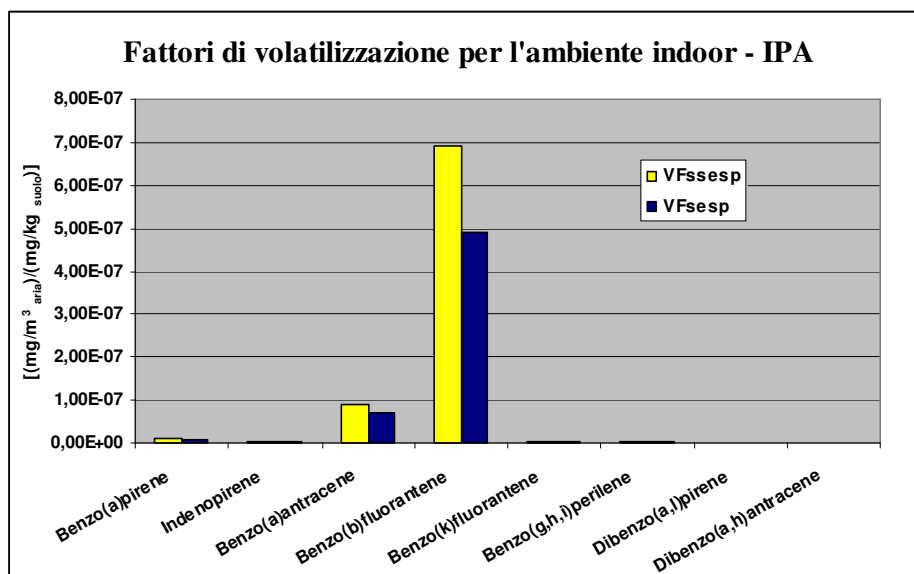


Figura 7.28 Fattori di volatilizzazione per l'ambiente indoor nel caso 1a e 1b\_b

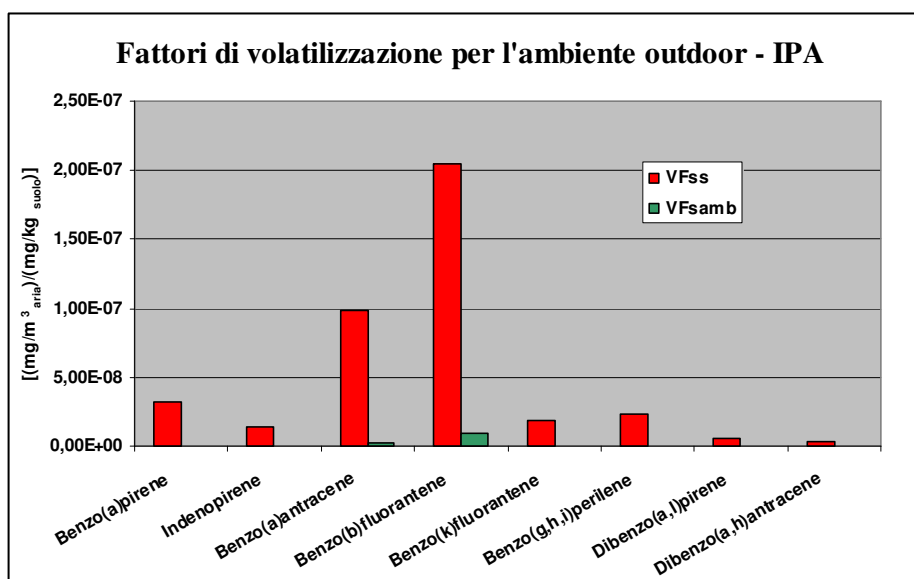


Figura 7.29 Fattori di volatilizzazione per l'ambiente outdoor nel caso 1a e 1b\_b

Dalle formule riportate sopra per il calcolo degli output si nota come il fattore di volatilizzazione sia direttamente proporzionale al rischio, influenzandone il calcolo.

I fattori di volatilizzazione VF degli indicatori scelti in base al rischio non sono (benzo(a)pirene e indenopirene in SS e benzo(a)pirene e benzo(g,h,i)perilene in SP) i maggiori dei diversi IPA; quindi si conferma che, come per la lisciviazione, nella procedura della selezione dell'inquinante indicatore dovremmo tener conto in qualche modo, oltre al concetto di rischio per la salute umana, anche delle caratteristiche chimico-fisiche del singolo contaminante.

Nel nostro caso il contaminante che presenta il valore di VF massimo (in tutti e quattro i fattori di volatilizzazione) sia per gli effetti cancerogeni che tossici risulta essere il benzo(b)fluorantene, quindi si potrebbe pensare, per essere cautelativi, di usare per il calcolo degli output i valori dei suoi fattori di volatilizzazione VF. Effettivamente ponendo i fattori di volatilizzazione massimi, come mostrano le Figure 7.30, 7.31, 7.32 e 7.33 i Rischi e gli Indici di Pericolo Cumulativi, calcolati con l'approccio APAT-ISPRA, risultano essere concretamente maggiori rispetto a quelle calcolate nel caso 1a.

L'unica eccezione si ha per il calcolo dell'Indice di Pericolo Cumulativo in suolo superficiale, per il quale il rischio calcolato con il fattore di volatilizzazione VF massimo del benzo(b)fluorantene (il caso "prova" nella Figura 7.31) risulta essere ancora inferiore, a quello calcolato con l'approccio "a", ma comunque dello stesso ordine di grandezza. In questo grafico si nota come il caso 1b\_b sottostimi il caso 1a; mentre il caso "Prova" non si discosti molto dal valore dell'Indice di Pericolo calcolato con l'approccio "a". E' importante comunque sottolineare che in tutte e tre i casi si sia ben lontani dal limite di accettabilità.

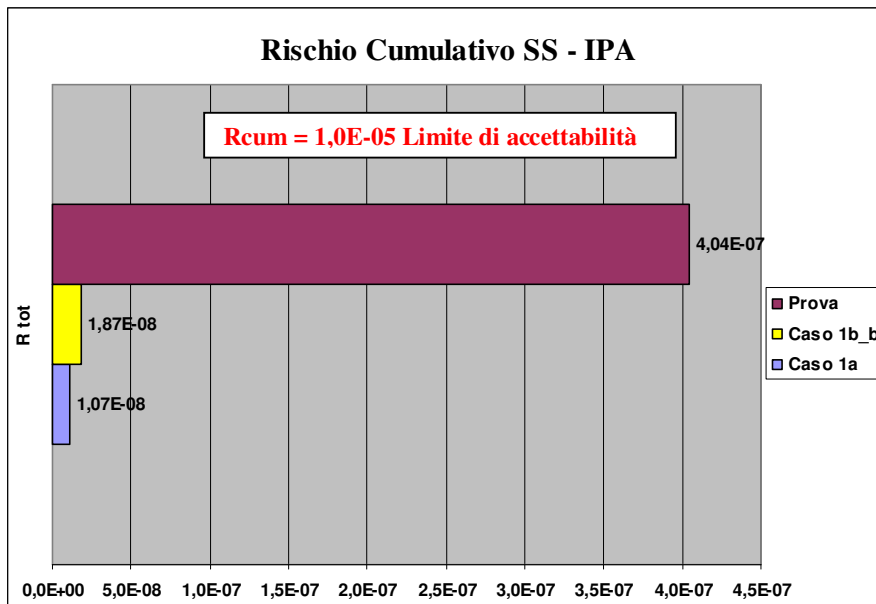


Figura 7.30 Confronto tra i casi 1a, 1b\_b e il caso "Prova" con il fattore VF massimo per il Rischio Cumulativo nel Suolo Superficiale

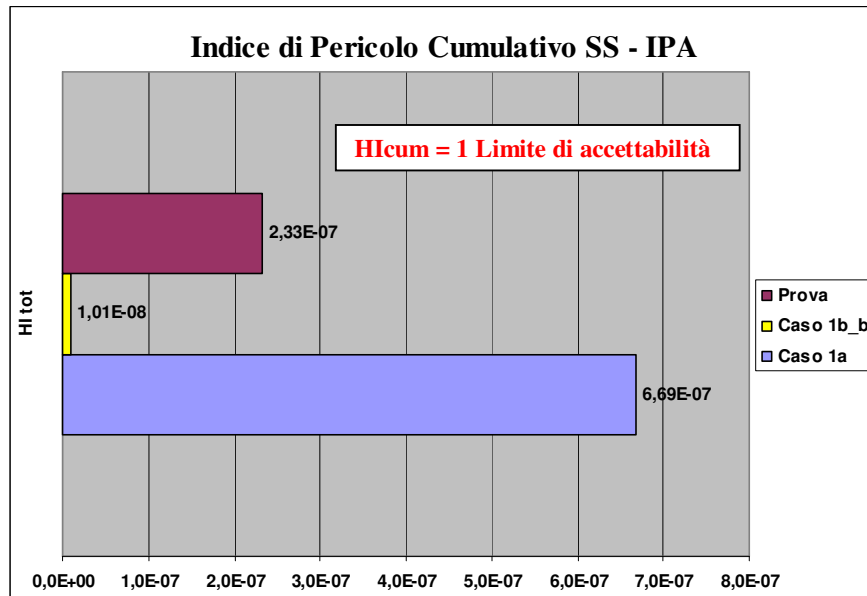


Figura 7.31 Confronto tra i casi 1a, 1b\_b e il caso “Prova” con il fattore VF massimo per l’Indice di Pericolo Cumulativo nel Suolo Superficiale

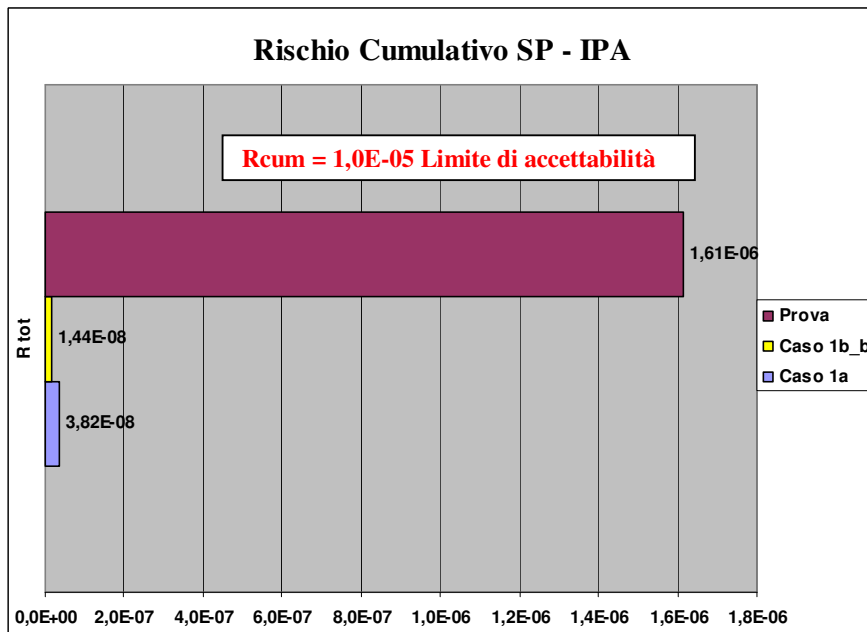


Figura 7.32 Confronto tra i casi 1a, 1b\_b e il caso “Prova” con il fattore VF massimo per il Rischio Cumulativo nel Suolo Profondo

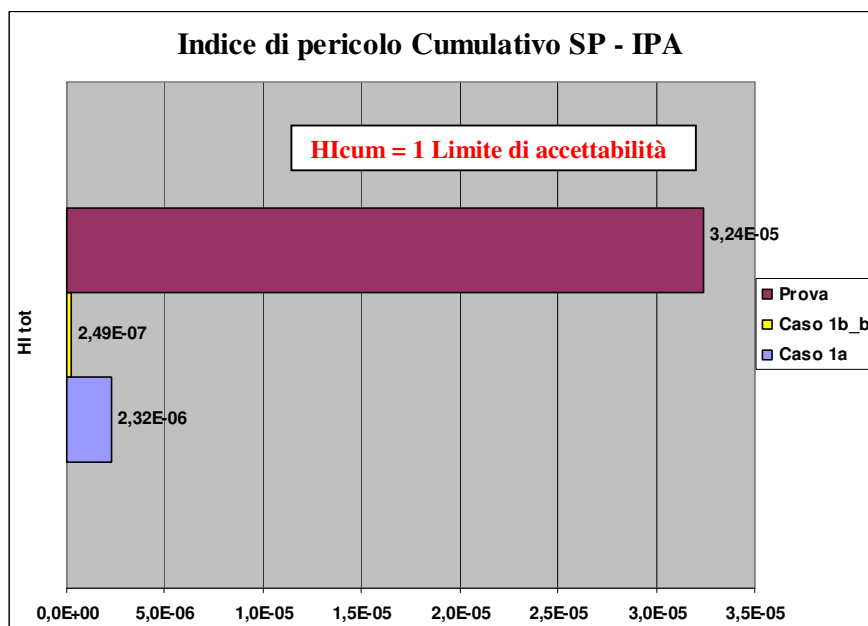


Figura 7.33 Confronto tra i casi 1a, 1b\_b e il caso “Prova” con il fattore VF massimo per l’Indice di Pericolo Cumulativo nel Suolo Profondo

#### 7.9.4 VOLATILIZZAZIONE IDROCARBURI

Siccome gli idrocarburi sono sostanze che possono produrre solo effetti tossici, l’output calcolato risulta essere soltanto l’Indice di Pericolo Cumulativo per matrice contaminata (SS e SP).

La contaminazione degli idrocarburi interessa tutti i sondaggi dell’impianto B ed è estesa in profondità lungo di essi, fino ad un massimo di 4,7 m da p.c, per cui non è stato possibile cambiare il modello concettuale, che quindi rimane lo stesso per i casi 1 e 2.

La differenza tra i due casi sta nel fatto che nel caso 1 si tengono in considerazione le concentrazioni di tutti i campioni, sia nel suolo saturo che insaturo, mentre nel caso 2 si sono presi in considerazione solo le concentrazioni dei campioni effettivamente nell’insaturo, come disposto dalle linee guida APAT-ISPRA. Per quest’ultimo caso le CRS sono nella matrice “Suolo profondo” risultano inferiori a quelle del caso 1.

Nella Figura 7.24 sono riportati i valori di Indice di Pericolo calcolati dal software per i casi 1 e 2.

Si può notare che:

- l’Indice di Pericolo Cumulativo calcolato per la matrice suolo superficiale supera di poco il limite di accettabilità ed è uguale sia per il caso 1 che per il caso 2;
- l’Indice di Pericolo Cumulativo calcolato per la matrice suolo profondo sia nel caso 1 che nel caso 2 supera il limite di accettabilità;
- l’Indice di Pericolo nel caso 1, come ci aspettiamo, risulta essere maggiore di quello nel caso 2, determinato dal fatto che nel caso 1 le CRS sono superiori a quelle nel caso 2 dato

che nel primo caso teniamo in considerazione, come già detto, tutte le concentrazioni dei campioni nel suolo, sia insaturo che saturo.

Dato che, come riscontrato nei risultati delle elaborazioni, si sono verificati dei superamenti del livello di accettabilità, sia nel caso 1 che nel caso 2, si suggerisce di eseguire un campionamento dei gas nel suolo (Soil Gas Survey) per quest'area del sito, al fine di verificare realmente la presenza di sostanze organiche volatili in concentrazioni tali da risultare tossiche per l'uomo, causando perciò rischio. Con l'obiettivo di verificare sperimentalmente la presenza di rischi da inalazione di vapori indoor e outdoor, si propone di seguire la procedura indicata nell'Appendice V del Manuale APAT-ISPRA per il prelievo e l'analisi di gas interstiziale del sottosuolo.

Quando nel terreno o nella falda è presente un contaminante volatile questo tende a generare una fase gassosa che va ad occupare una parte o la totalità dei vuoti del terreno. Il principale fattore di regolazione del moto dei gas nei vuoti del terreno è la permeabilità. Essa è direttamente collegata alla granulometria ed all'umidità del terreno, ma molti altri fattori possono interferire con la migrazione dei gas nel suolo (fratture, condotte interrato, ecc.).

La tendenza del contaminante ad evaporare è misurata dalla tensione di vapore, cioè dalla pressione che il vapore esercita quando è in equilibrio con la sua fase liquida o solida.

Il campionamento dei gas del suolo è generalmente utilizzato come metodo per la mappatura preliminare della contaminazione nel terreno e nelle acque sotterranee e per il monitoraggio della tenuta di serbatoi sotterranei, in particolare per

- identificare i composti volatili e semivolatili presenti in un sito;
- individuare sorgenti e pennacchi di contaminazione;
- supportare l'ubicazione di punti di campionamento delle matrici suolo e acqua;
- l'ubicazione di punti permanenti di monitoraggio.

Il rilievo dei gas interstiziali deve essere effettuato nel tratto di suolo insaturo, per rilevare la presenza di sostanze organiche volatili e le sonde di rilevamento si devono avvicinare il più possibile al livello della falda superficiale.

La scelta del tipo di campionamento dipende essenzialmente dalla natura del terreno e dal livello di falda presente in sito, condizioni di scarsa permeabilità e forte umidità possono infatti limitare la quantità di gas che entra in contatto col campionatore e la quantità di gas che viene adsorbito su di esso, alterando quindi i risultati dell'indagine.

Per il Soil Gas Survey si eseguono perforazioni mediante sondine cave in acciaio, forate, inserite nel terreno ad una profondità dipendente dalla soggiacenza della falda (metodologia particolarmente

valida nel caso di falda superficiale massimo 3 m di profondità e terreno con lenti limoso argillose che possono costituire una barriera per la migrazione dei volatili in superficie). Il campionamento avviene previa sigillatura temporanea dell'intercapedine foro-sondina in corrispondenza del piano campagna, allo scopo di evitare diluizioni dei gas interstiziali con l'atmosfera; seguono poi prelievo e misura dei campioni di gas interstiziali mediante pompe di aspirazione. L'analisi può essere eseguita in sito o in alternativa i campioni vengono confezionati ed inviati al laboratorio.



## 8. TECNOLOGIE DI BONIFICA

### 8.1 TRATTAMENTI DI BONIFICA PER TERRENI E FALDE INQUINATE

Le tecnologie di risanamento sono classificate in relazione:

- a) alla matrice ambientale oggetto del trattamento;
- b) all'ubicazione geografica del sito in cui viene effettuato il trattamento;
- c) alla finalità che l'intervento di risanamento intende perseguire;
- d) alla natura dei meccanismi applicati durante l'intervento.

Per quanto riguarda la prima classificazione suddetta è scontata perché si suddividono le varie tecnologie di bonifica in base alla matrice ambientale trattata: suolo o acque di falda.

Rispetto all'ubicazione del trattamento, le tecnologie vengono suddivise in due categorie:

- 1) interventi di bonifica in situ: il terreno inquinato viene trattato direttamente sul posto, senza cioè essere escavato;
- 2) interventi di bonifica ex situ: il trattamento avviene a seguito di rimozione dei volumi inquinati. In relazione all'ubicazione del trattamento, queste metodologie si possono ulteriormente suddividere in:
  - on site se il trattamento è effettuato in un impianto mobile o in loco. In questo caso, di solito, il terreno viene trattato e recuperato in situ;
  - off site se i volumi inquinati sono trasportati in impianti, di recupero o smaltimento, diversamente localizzati.

In relazione alla finalità che si intende perseguire con l'intervento, vengono individuati:

- interventi mirati alla distruzione degli inquinanti;
- interventi mirati al trasferimento degli inquinanti dal terreno o alle acque ad altre matrici ambientali dalle quali vanno poi rimosse;
- interventi mirati ad "immobilizzare" i contaminanti, agendo sulla fonte di inquinamento;
- interventi mirati al trasferimento del terreno contaminato, dopo aver effettuato la sua escavazione, in depositi confinati (es. discariche).

L'ultimo criterio di classificazione consente di suddividere gli interventi di risanamento in:

- trattamenti biologici: fanno uso di microrganismi per i quali l'inquinante costituisce nutrimento con degradazione dello stesso in acqua e anidride carbonica;

- trattamenti chimici: sfruttando opportune reazioni, trasformano le sostanze inquinanti in composti meno tossici;
- trattamenti fisici: utilizzano le differenti caratteristiche della sostanza inquinante e del mezzo inquinato, consentendo la separazione dalla fase inquinante, la sua rimozione ed il successivo trattamento;
- trattamenti termici: mirano sia alla distruzione della sostanza inquinante che alla sua immobilizzazione tramite fusione del mezzo che lo contiene.

La Tabella seguente riporta uno schema di classificazione delle tecnologie ad oggi più utilizzate:

| Criterio di classificazione dell'intervento di risanamento | Tecnologie di bonifica |     |    |      |    |     |      |    |     |     |
|--|------------------------|-----|----|------|----|-----|------|----|-----|-----|
|  | SW                     | SVE | AS | ISCO | DT | S/S | BP/L | FT | P&T | PRB |
| <i>Matrice ambientale interessata</i>                      |                        |     |    |      |    |     |      |    |     |     |
| Suolo  | X                      | X   | X  | X    | X  | X   |      |    |     |     |
| Acque di falda   |                        |     | X  | X    |    |     |      |    | X   | X   |
| <i>Ubicazione dell'intervento</i>                          |                        |     |    |      |    |     |      |    |     |     |
| In situ  |                        | X   | X  | X    | X  | X   | X    |    |     | X   |
| Ex situ - On site  | X                      |     |    |      | X  | X   | X    | X  | X   |     |
| Ex situ - Off site   | X                      |     |    |      | X  | X   |      | X  |     |     |
| <i>Finalità dell'intervento</i>                            |                        |     |    |      |    |     |      |    |     |     |
| Distruzione degli inquinanti                               |                        |     |    | X    |    |     | X    | X  |     | X   |
| Trasferimento degli inquinanti ad altra matrice ambientale | X                      | X   | X  |      | X  |     |      |    | X   |     |
| Immobilizzazione dei contaminanti                          |                        |     |    |      |    | X   |      |    |     |     |
| <i>Natura dei meccanismi applicati</i>                     |                        |     |    |      |    |     |      |    |     |     |
| Biologici  |                        |     |    |      |    |     | X    | X  |     | X   |
| Chimici  | X                      | X   | X  | X    |    | X   |      |    | X   |     |
| Fisici   | X                      | X   | X  |      |    | X   |      |    |     |     |
| Termici  |                        |     |    |      | X  |     |      |    |     |     |

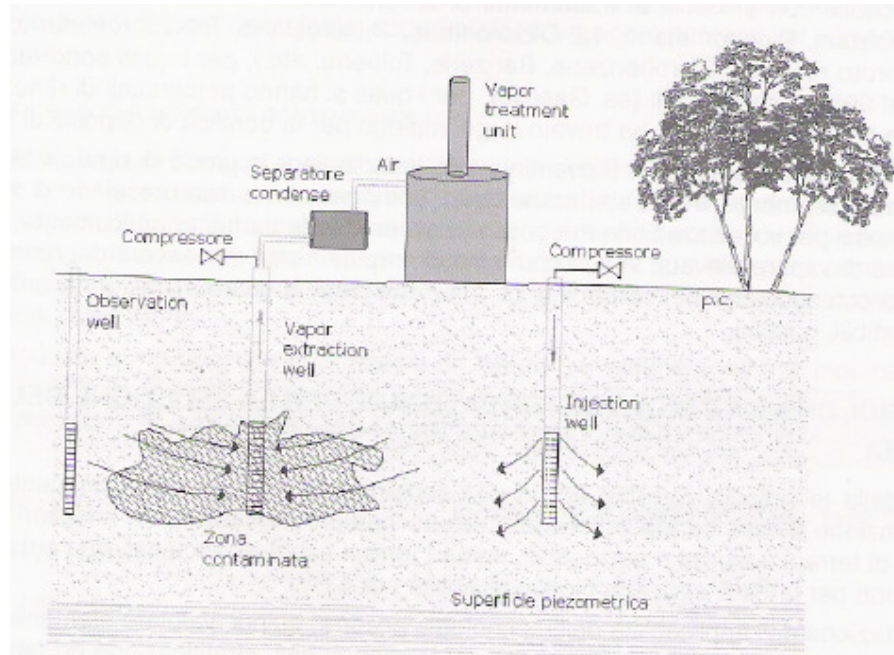
LEGENDA: SW (Soil Washing), SVE (Soil Vapour Extraction), AS (Air Sparging), ISCO (In Situ Chemical Oxidation), DT (Desorbimento termico), S/S (Solidificazione/Stabilizzazione), BP/L (Biopile/Landfarming), FT (Fitorisanamento), P&T (Pump and Treat), PRB (Barriere Reattive Permeabili)

**Tabella 8.1 Classificazione delle tecnologie di risanamento**

### 8.1.1 TECNICHE DI BONIFICA UTILIZZABILI NEL SITO

In questo paragrafo verranno descritte le tecniche che possono essere utilizzate per l'eventuale bonifica dell'area in esame. Vista la natura del sito, non è possibile escavare il volume inquinato, pertanto sono state prese in considerazione solo i trattamenti di bonifica in situ.

## Soil Vapor Extraction



**Figura 8.1** Rappresentazione grafica del processo di SVE

La Soil Vapor Extraction (SVE) è una tecnologia di bonifica operante in situ, utilizzata nella bonifica della zona insatura del suolo. Mediante un sistema di pozzi viene applicato il vuoto in modo da indurre un flusso controllato d'aria che porta con sé i composti volatili e alcuni semivolatili. Questo processo include un sistema per il trattamento dei gas estratti, costituito di solito da filtri a carbone attivo o termodistruzione o trappole fredde; il gas trattato viene poi rilasciato in atmosfera o reiniettato nel suolo. Oltre alla riduzione dell'inquinamento dovuto all'estrazione, la volatilizzazione del vapore presente nel suolo richiama nuova aria dalla superficie, favorendo anche i processi di degradazione biologica. In alcuni casi è usata per la rimozione della sola frazione volatile dell'inquinamento, permettendo l'uso di altre tecnologie in maggiore sicurezza.

Dal punto di vista impiantistico, il sistema prevede:

- pozzi o trincee di estrazione d'aria;
- pozzi o trincee di immissione d'aria;

- manometri necessari al monitoraggio dei parametri operativi;
- unità di trattamento vapori;
- piezometri di monitoraggio.

L'utilizzo di pozzi o trincee dipende essenzialmente dalla stratificazione litologica del suolo, dalla profondità dell'acquifero e dall'estensione della contaminazione.

Per contaminazioni estese in profondità è inevitabile l'uso di pozzi verticali, mentre in caso di contaminazioni poco profonde (2-4 m), si può valutare l'applicabilità delle trincee.

La tecnologia SVE è efficace in terreni caratterizzati da una permeabilità medio-alta ( $k > 10^{-8} \text{ cm}^2$ ), tessitura omogenea e bassa umidità, mentre terreni con  $k < 10^{-10} \text{ cm}^2$  (sabbie fini limose) e con percentuali maggiori del 50% di umidità, sono poco adatti al trattamento mediante SVE.

Suoli con un elevato contenuto di frazione umica o uno scarso contenuto d'acqua sono caratterizzati da un'elevata capacità di adsorbimento dei composti organici, diminuendo l'efficacia della tecnologia. Altro elemento da valutare la profondità del piano di falda.

In genere il livello piezometrico della falda dovrebbe attestarsi ad almeno 2-3 m da p.c per garantire l'efficacia della tecnologia.

La SVE è una tecnologia di bonifica che rimuove i contaminanti dal terreno tramite il loro passaggio allo stato aeriforme ed è quindi adatta a contaminanti caratterizzati da buona tendenza a passare dalla fase solida o liquida alla fase vapore. Il parametro che misura questa tendenza è la pressione di vapore. Tanto più elevato sarà questo valore, maggiore sarà la massa di sostanza chimica presente in condizioni di equilibrio

Per la progettazione di questo intervento è indispensabile eseguire la fase di caratterizzazione, attraverso indagini dirette e indirette, per determinare informazioni fondamentali sulla geologia e idrogeologia del sito. La maggior parte di questi dati è puntuale e non rappresentano fedelmente le caratteristiche dell'intero strato di terreno da bonificare. Quindi risulta indispensabile l'esecuzione di un test pilota in campo che forniscano elementi sito-specifici ad un corretto dimensionamento di un impianto SVE.

Il processo di risanamento di un sito contaminato mediante SVE può richiedere anni (da 1 a 3 anni) e dipende da:

- distribuzione spaziale della contaminazione;
- caratteristiche chimico-fisiche dell'insaturo;
- tipologia e concentrazione dei contaminanti presenti.

Il costo totale varia da 65 a 100 €/m<sup>3</sup> e comprende costi di monitoraggio, i costi di noleggio delle attrezzature e i costi di trattamento dei gas estratti. Costi più elevati si verificano quando con l'aria viene estratta anche l'acqua, essendo anch'essa da trattare.

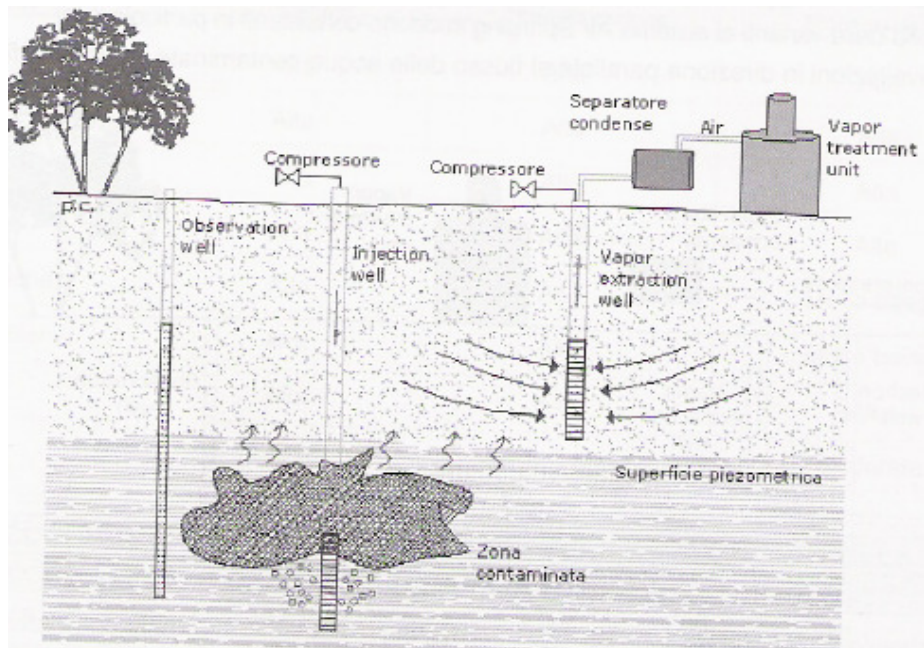
### **Vantaggi**

- tecnologia di bonifica in situ;
- tecnica consolidata e di facile installazione;
- tempi di risanamento relativamente brevi;
- minimo disturbo ad attività in superficie;
- costi contenuti;
- è applicabile con altre tecnologie (Bioventing e Air Sparging);
- una volta applicata può essere facilmente attivata.

### **Svantaggi**

- difficilmente si raggiungono abbattimenti delle concentrazioni superiori al 90%;
- richiede test pilota e monitoraggio continuo;
- il successo dell'intervento dipende molto dalle caratteristiche del suolo;
- applicabile solo all'insaturo;
- necessario prevedere il trattamento degli effluenti gassosi;
- efficace solo per alcuni contaminanti organici.

## Air Sparging



**Figura 8.2** Rappresentazione grafica del processo di AS

La tecnologia Air Sparging (AS) è una delle tecnologie di bonifica in situ dei terreni e delle acque di falda più consolidate. L'intervento consiste nell'iniettare, mediante un sistema di pozzi, un flusso di aria atmosferica sotto pressione all'interno dell'acquifero contaminato in modo da consentire il trasferimento dei contaminanti disciolti nella fase acquosa e/o adsorbiti sulle particelle di suolo saturo nel flusso aeriforme. Il flusso d'aria arricchito di contaminanti risale verso la zona insatura, dalla quale viene estratta mediante pozzi di estrazione, così come avviene nella SVE.

Infatti l'intervento è sempre associato ad un intervento di SVE. La rimozione dei contaminanti avviene secondo i seguenti meccanismi:

1. Volatilizzazione e stripping dei contaminanti a maggiore volatilizzazione.
2. Biodegradazione accelerata dei contaminanti organici, in considerazione del fatto che l'iniezione di aria nella zona satura, aumentando i livelli di ossigeno presenti, favorisce il processo di biodegradazione degli inquinanti organici.

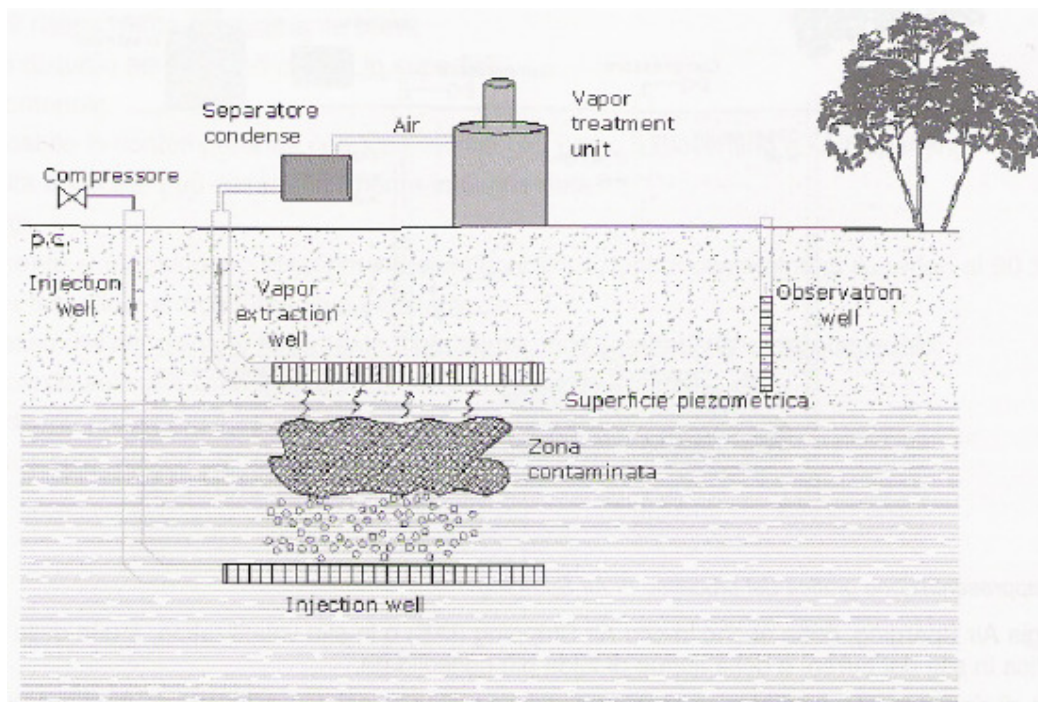
La capacità di riuscita di un intervento di AS dipende quindi dalla ripartizione fase vapore/fase disciolta dei contaminanti e dalla loro biodegradabilità.

Gli elementi fondamentali di un sistema AS sono:

- un serbatoio di stoccaggio per l'aria atmosferica;
- un compressore per l'iniezione di aria nella zona satura;

- manometri necessari al monitoraggio e regolazione della pressione e portate d'aria;
- un sistema pozzo estrazione vapori nella zona insatura;
- una unità di separazione della condensa dal flusso d'aria;
- una unità di trattamento vapori;
- piezometri di monitoraggio.

Si possono utilizzare delle trivellazioni in direzione parallela al flusso delle acque contaminate (vedi Figura 8.3). Questo sistema è molto utile per bonificare al di sotto di edifici e strade. Si possono iniettare altri gas oltre all'aria, quali ozono e ossigeno per aumentare la disponibilità di O<sub>2</sub> favorendo la biodegradazione.



**Figura 8.3 Rappresentazione grafica del processo di AS mediante trivellazioni orizzontali**

L'Air Sparging è efficace in siti caratterizzati da suoli omogenei ad elevata permeabilità ed acquiferi contaminanti da composti organici volatili alogenati e non, degradabili aerobicamente. Affinchè l'intervento sia efficace è fondamentale che l'aria iniettata si distribuisca uniformemente nella zona contaminata. E' necessario che il terreno sia caratterizzato da una buona permeabilità all'aria, sia in senso verticale che orizzontale. Questa tecnica è adatta a contaminanti caratterizzati da buona tendenza a passare dalla fase solida o acquosa alla fase vapore.

L'applicabilità dell'AS risulta molto limitata in presenza di prodotto libero sulla falda in quanto la diffusione di aria nella fase organica potrebbe generare diffusioni non controllate dalla

contaminazione. Quindi, per iniziare l'intervento è necessario rimuovere la fase separata di prodotto libero. L'AS risulta efficace nel caso in cui la contaminazione si trovi nella parte superficiale dell'acquifero, mentre non è applicabile per acquiferi confinati.

Un trattamento di AS è più idoneo nel caso in cui la contaminazione non sia troppo estesa, altrimenti sarebbe più difficile controllare e monitorare che l'intera area contaminata sia effettivamente interessata dal trattamento.

E' indispensabile un test-pilota per la corretta calibrazione dei parametri di progetto.

E' il sistema più economico in suoli che contengono meno del 30% di limi e argille.

Il costo varia da 80 a 100 €/m<sup>3</sup>, in funzione di:

- caratteristiche dei suoli;
- concentrazione iniziale dei contaminanti e obiettivi di bonifica;
- profondità della contaminazione.

I tempi necessari per il trattamento sono brevi e variano da 2 a 24 mesi in funzione di:

- distribuzione spaziale della contaminazione;
- tipologia e concentrazioni dei contaminanti;
- caratteristiche del sottosuolo insaturo.

### **Vantaggi**

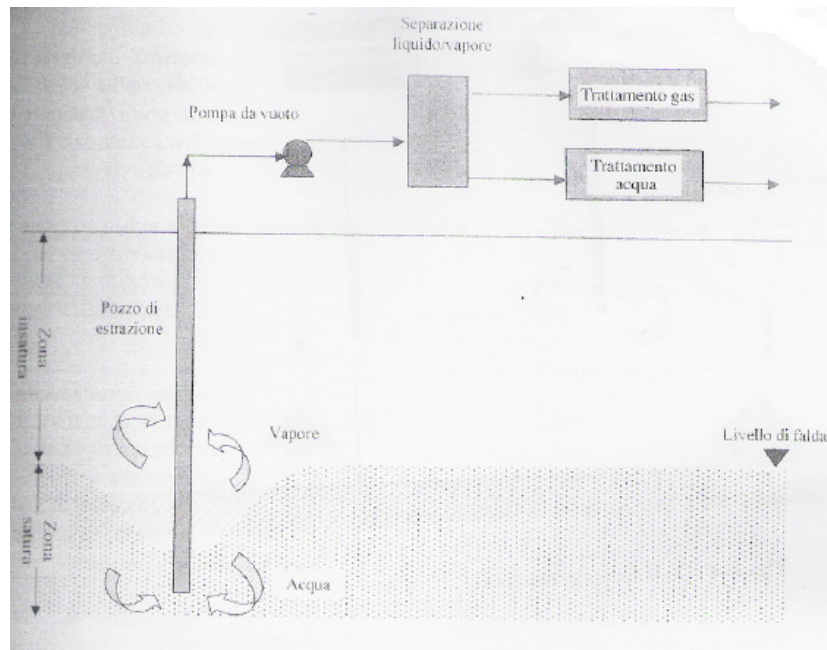
- non necessita di grandi spazi ed è di facile realizzazione;
- tecnologia in situ consolidata e efficace per la bonifica delle acque di falda;
- mediante l'apporto di O<sub>2</sub> favorisce i processi di biodegradazione naturale aerobici;
- è applicabile con altre tecnologie;
- i tempi di risanamento sono brevi.

### **Svantaggi**

- non applicabile a falde confinate, nel caso di terreni poco permeabili ( $K < 10^{-3}$  cm/s) o se esiste prodotto libero in falda;
- richiede l'esecuzione di test pilota per valutare l'efficacia del trattamento;
- l'aumento del flusso gassoso nel terreno insaturo può provocare fratture nel terreno e danneggiare eventuali infrastrutture presenti in superficie.



## Dual phase extraction

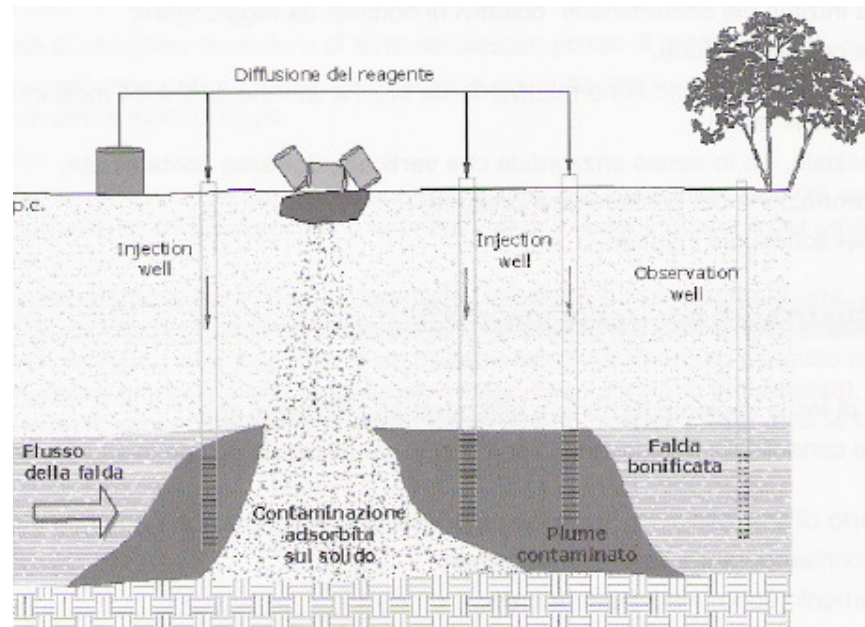


**Figura 8.4** Rappresentazione grafica del processo di Dual Phase Extraction

Questa tecnologia permette di rimuovere in situ simultaneamente i contaminanti presenti nella zona insatura e nella zona saturata del terreno. La dual phase extraction estende l'applicabilità della SVE alla zona saturata del suolo: mediante un pozzo, a cui è applicata una pompa a vuoto, vengono estratti sia l'acqua di falda sia i vapori nell'insatura. Nella sua configurazione più semplice è costituita da una pompa sommersa che abbassa la falda e aumenta lo spessore della zona insatura, dalla quale possono vaporizzare i contaminanti. I vantaggi di questa tecnica sono particolarmente evidenti in acquiferi di media-bassa permeabilità (sabbie limose, limi o argille limose); infatti in questi casi si possono formare coni di depressione profondi, che espongono il suolo saturo e i contaminanti all'estrazione in flusso di vapore. Nella figura è riportato uno schema semplificato dell'intervento che comprende: estrazione del contaminante, separazione liquido-vapore, trattamento reflui liquidi e gassosi. Può essere applicata con bioremediation e air sparging se in presenza di idrocarburi a catena lunga.

È una tecnica impiegata soprattutto dove il contaminante è presente contemporaneamente in più fasi: suolo, acqua o prodotto libero. L'idrologia del sito è un fattore fondamentale per l'applicabilità della dual phase extraction: acquiferi molto permeabili determinano un flusso d'acqua eccessivo per una efficace applicazione di questo intervento.

## Ossidazione chimica in situ (ISCO)



**Figura 8.5** Rappresentazione grafica del processo di ISCO

L'ossidazione chimica in situ, nota anche come in.situ chemical oxidation (ISCO), è una tecnologia di bonifica in situ del suolo e delle acque sotterranee. E' basata sull'iniezione nella matrice contaminata (suolo insaturo o saturo) di una miscela reagente contenente sostanze chimiche ossidanti che, in presenza o meno di catalizzatori, consente la trasformazione del contaminante in anidride carbonica e acqua o, quando ciò è impossibile in sostanze meno tossiche. La tecnologia in esame è impiegata soprattutto per la bonifica delle acque di falda ed è spesso affiancata da altre tecnologie di trattamento, quali SVE o AS.

Dal punto di vista impiantistico un sistema di ISCO è costituito da :

- un serbatoio di stoccaggio delle sostanze ossidanti;
- un sistema di pozzi verticali di iniezione dell'agente ossidante;
- solo nel caso di utilizzo dell'ozono, un impianto di produzione on-site;
- piezometri di monitoraggio.

In genere la distribuzione dell'ossidante avviene all'interno della falda mediante iniezioni multiple effettuate tramite pozzi adibiti allo scopo. Per aumentare la miscelazione e l'utilizzo dei reagenti è possibile effettuare un ricircolo dell'acqua che viene estratta da pozzi di emungimento posti idrogeologicamente più a valle rispetto a quelli di iniezione.

Le tecnologie commercialmente disponibili, basate sulle reazioni di ossidazione chimica, utilizzano i seguenti agenti ossidanti:

- reagente Fenton;
- ozono applicabile sia in zona satura sia in zona vadosa;
- permanganato di potassio e di sodio.

Il tipo di ossidante viene scelto in funzione delle caratteristiche della contaminazione (tipologia e livello) e delle caratteristiche geologiche-idrogeologiche sito-specifiche (permeabilità, conducibilità idraulica, grado di eterogeneità litologica, ecc.).

Ciascun ossidante presenta caratteristiche proprie in riferimento a cinetica di reazione, rendimento di rimozione, tempi di permanenza nell'ambiente, ecc.

### **Ossidazione chimica con reagente Fenton**

L'acqua ossigenata (perossido di idrogeno) è un liquido incolore e viene impiegata insieme allo ione ferroso, che si comporta da catalizzatore, per formare il reagente Fenton secondo questa reazione:



I radicali ossidrilici ( $\text{OH}^\cdot$ ) sono in grado di attaccare in modo non selettivo i legami C-H delle molecole organiche, degradando tutti i composti organici presenti nella matrice contaminata. I vantaggi di questo ossidante sono il costo contenuto, assenza di tossicità e certezza di evitare sottoprodotti clorurati.

L'efficacia dipende dalle caratteristiche fisico-chimiche della matrice contaminata e soprattutto dal pH. Le condizioni ottimali si hanno per pH compresi tra 2 e 4, difficilmente riscontrabili nel suolo. Solo all'interno di questo intervallo, l'acqua ossigenata è stabile e produce lo ione ossidrilico.

L'ossidazione richiederebbe, per avere successo, oltre all'aggiunta di ioni ferrosi, anche l'acidificazione della matrice contaminata. Ciò rende il trattamento inutilizzabile ed è per questo che si sono introdotte delle "varianti" al processo.

La più efficace è quella di aggiungere idrogeno fosfato di potassio ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ), una sostanza che inibisce l'attività degli ossidi dei metalli di transizione, incrementando il tempo di vita dell'acqua ossigenata.

### **Vantaggi**

I prodotti chimici impiegati sono poco costosi e facilmente reperibili.

### **Svantaggi**

La presenza di impurità (carbonato, bicarbonato e materia organica) limita l'applicazione della tecnologia, a causa del verificarsi di reazioni di competizione. Il reagente Fenton genera una reazione estremamente esotermica e, in qualche caso, l'acqua può raggiungere l'ebollizione, per cui bisogna usare estrema cautela durante questo trattamento. Poiché il reagente Fenton si degrada rapidamente nel sito inquinato ed è tossico per i microrganismi, la tecnologia di ossidazione non può essere accoppiata alla bioremediation.

### **Ossidazione chimica con ozono**

L'ossidazione chimica in situ con ozono ( $O_3$ ) è applicata nell'area contaminata utilizzando un sistema di generazione dell'ozono e un pozzo per la distribuzione. L'ozono può essere usato in caso di contaminanti ad alto peso molecolare, idrocarburi policiclici aromatici, gasolio, solventi clorurati e molti altri contaminanti. In qualche caso, il trattamento con ozono può essere seguito dal trattamento di bioremediation aerobica. Questo ossidante è in grado di ossidare i composti organici sia direttamente, rompendo i legami doppi carbonio-carbonio, sia mediante reazioni con radicali ossidrili in condizioni di pH neutro. L'ossidazione completa, in teoria, porta alla formazione, come prodotti finali, di  $CO_2$  e acqua. Spesso, in realtà, si ha la formazione di prodotti intermedi, che possono essere ossidati ulteriormente in forme più semplici. L'ozono è un gas e ciò comporta una maggiore diffusività, rispetto a ossidanti liquidi, consentendo quindi a grandi quantità di ozono di venire in contatto con il contaminante. Visto il suo stato gassoso, l'ozono è molto efficace nei casi in cui si debba trattare l'insaturo, grazie alla sua capacità di raggiungere i pori del terreno senza coinvolgere la falda. Rispetto ad ossidanti liquidi, vengono ridotti i rischi derivanti dalla contaminazione per dilavamento, la dispersione dei reagenti in falda ed eventuali sversamenti.

Si ricorda che comunque l'ozono, in concentrazioni elevate e per lunghi tempi di residenza, inibisce la crescita microbica. L'ozono, essendo molto instabile, non può essere immagazzinato in alcun modo e perciò deve essere prodotto in sito con un generatore specifico.

### **Vantaggi**

L'ozono è 12 volte più solubile dell'ossigeno e può dunque essere trasferito in fase acquosa più rapidamente. Facile applicazione dell'ozono nell'area contaminata.

## **Svantaggi**

Il sistema di generazione dell'ozono richiede notevoli costi di investimento. Il tempo di dimezzamento dell'ozono limita la sua possibilità di migrare a grandi distanze.

## **Ossidazione chimica con permanganato di potassio**

L'agente ossidante permanganato di potassio ( $\text{KMnO}_4$ ) è stato usato, per parecchi anni, nel trattamento delle acque potabili e delle acque di scolo per ossidare i contaminanti dell'acqua naturale. Solo negli ultimi anni è stato usato più frequentemente come ossidante in un trattamento alternativo per ISCO. Il  $\text{KMnO}_4$  è un materiale cristallino fragile, che diviene violaceo vivo quando è dissolto in acqua. Il color violaceo agisce come un indicatore incorporato e indica il mancato verificarsi della reazione chimica. Il  $\text{KMnO}_4$  dopo aver reagito appare nero o marrone, rivelando la presenza del biossido di manganese ( $\text{MnO}_2$ ) come sottoprodotto. Gli altri sottoprodotti di ossidazione del  $\text{KMnO}_4$  includono biossido di carbonio ( $\text{CO}_2$ ), acqua e potassio ( $\text{K}^+$ ).

Il  $\text{KMnO}_4$  è un ossidante estremamente efficace per i solventi clorurati come il PCE e il TCE e può essere usato su un ampio intervallo di pH. È efficace anche con gli alcheni, i fenoli, l'etere metilbutilterziario (MTBE) e molti altri contaminanti.

## **Ossidazione chimica con permanganato di sodio**

Il permanganato di sodio ( $\text{NaMnO}_4$ ) è un ossidante che si comporta molto similmente al  $\text{KMnO}_4$ .

I suoi vantaggi e le sue limitazioni sono pressoché le stesse del  $\text{KMnO}_4$ . Tuttavia, il  $\text{NaMnO}_4$  ha una solubilità nell'acqua molto più alta, permettendo di essere usato per ISCO a una concentrazione molto superiore. Tale comportamento consente di ridurre notevolmente il tempo necessario a ossidare un'area contaminata ed è molto interessante per i progetti di bonifica in cui la facilità di applicazione è un'importante prerogativa. Il  $\text{NaMnO}_4$  può essere usato nelle situazioni in cui lo ione potassio non può essere tollerato. Nonostante l' $\text{NaMnO}_4$  sia più costoso del  $\text{KMnO}_4$ , la sua applicazione viene preferita per la facilità di distribuzione, per la sua solubilità e per i ridotti tempi di bonifica impiegati da questo reattivo.

L'intervento con ISCO è particolarmente efficace per inquinanti organici come idrocarburi petroliferi, IPA, BTEX, solventi clorurati e MTBE. La Tabella 8.2 riporta l'efficacia delle singole tipologie di reagente rispetto ad alcuni contaminanti normalmente presenti nei siti contaminati.

Si ricorda comunque che l'efficacia del trattamento dipende soprattutto dalle condizioni sito-specifiche del sito.

| Contaminante                      | Ossidante utilizzato |       |                          |
|-----------------------------------|----------------------|-------|--------------------------|
|                                   | Acqua ossigenata     | Ozono | Permanganato di potassio |
| BTEX                              | A                    | A     | D                        |
| IPA A                             | A                    | B     |                          |
| MTBE                              | B                    | B     | B                        |
| Idrocarburi petroliferi           | A                    | A     | A                        |
| Tricloroetilene/tetracloroetilene | B                    | A     | A                        |
| Fenoli                            | A                    | A     | B                        |
| PCBD                              | B                    | D     |                          |
| Legenda                           |                      |       |                          |
| A = Efficacia ottima              |                      |       |                          |
| B = Efficacia buona               |                      |       |                          |
| C = Efficacia variabile           |                      |       |                          |
| D = Efficacia mediocre            |                      |       |                          |

**Tabella 8.2 Efficacia degli ossidanti**

Le condizioni chimico-fisiche del sito (porosità e permeabilità dei terreni e caratteristiche della falda) condizionano la concentrazione e il volume di agente ossidante.

Grazie alle varie tecniche di immissione dei reagenti ossidanti, queste tecniche si prestano a trattare con efficacia suoli sia a bassa che ad alta permeabilità.

Ci sono due metodi fondamentali di iniezione per il trattamento ISCO.

Con il primo metodo si inietta l'ossidante su un lato della zona contaminata, mentre dall'altro lato si estrae l'acqua sotterranea. L'estrazione crea una zona di pressione negativa, inducendo l'ossidante a migrare più velocemente attraverso la zona contaminata.

Il secondo metodo usa l'iniezione senza l'estrazione. L'ossidante è iniettato nel contaminante e lasciato migrare attraverso la zona contaminata. Ciò può essere realizzato in una configurazione orizzontale o radiale. I pozzi di monitoraggio posti in ogni zona dell'area di trattamento sono usati per individuare la migrazione degli ossidanti e per testare le concentrazioni dei contaminanti.

Sia l'iniezione senza interruzione, sia l'iniezione seguita dall'estrazione sono state testate in campo ottenendo ottimi risultati in termini di abbattimento degli inquinanti.

Il più importante fattore per una buona riuscita di ISCO è la capacità dell'ossidante di raggiungere il contaminante. Ciò è relativamente facile nel suolo sabbioso, ma può risultare particolarmente complicato nel fango e nell'argilla. Risulta critico monitorare il percorso dell'ossidante, così come i suoi livelli di concentrazione nella zona contaminata e nelle aree circostanti. Durante il processo di trattamento ISCO, la sommità del pozzo di iniezione viene equipaggiata con un indicatore del livello di pressione per monitorare la pressione di ritorno. Il monitoraggio della pressione di ritorno e del flusso permette la misurazione della quantità di ossidante liberato nella zona calda durante il processo ISCO.

Per ottenere il maggior beneficio dall'applicazione di ISCO, è importante determinare il punto in cui diviene economicamente fattibile interrompere il suo uso e continuare con una tecnologia di trattamento alternativa. ISCO è un trattamento eccellente nei casi di contaminazione localizzata da DNAPL. Tuttavia, quando si lavora con un plume esteso di contaminante, c'è un punto oltre il quale un ulteriore trattamento, per una contaminazione di basso livello, diventa costoso.

Le scelte economiche dipendono dalle caratteristiche del sito, in quanto non c'è un limite di concentrazione specifico che impone di interrompere il trattamento con ISCO.

La valutazione economica su ciascun sito deve includere una stima del costo di trattamento del suolo, considerando tutte le tecnologie che risultano essere efficaci per quel sito specifico.

Tempo, risorse, estensione del plume, clima, concentrazione dei contaminanti e disponibilità dell'ossidante sono alcune delle variabili che determinano dove e per quanto tempo ISCO dovrebbe essere usato in un sito. Se la contaminazione è limitata a una piccola area, ISCO può essere impiegato per l'intero progetto. Se l'area contaminata si estende per parecchi ettari, può essere fondamentale, dal punto di vista economico, trattare in una prima fase la zona contaminata da DNAPL con ISCO e continuare in una seconda fase con la bioremediation o con l'attenuazione naturale per la fase dissolta.

Il costo dipende dal tipo di ossidante utilizzato e dalle condizioni sito-specifiche del suolo, che possono rendere più o meno complicata la distribuzione dei reagenti nella zona contaminata. Dipende anche dalla profondità e dalla concentrazione della stessa contaminazione.

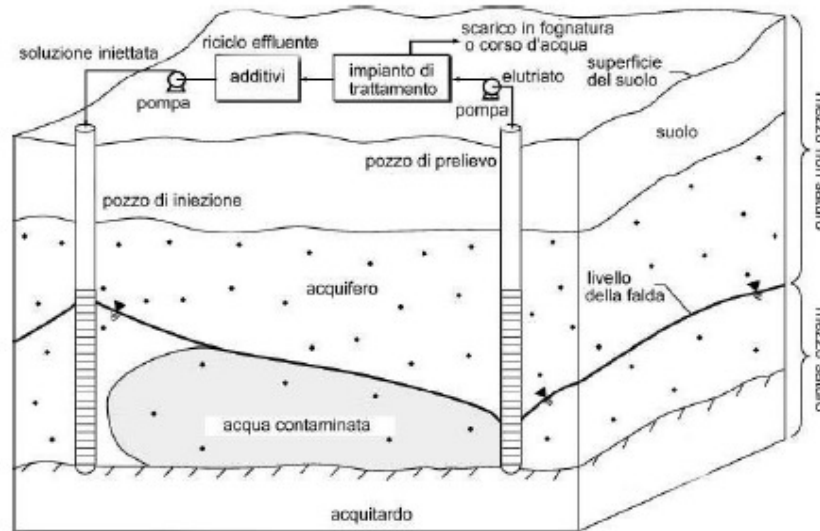
Il costo totale di un intervento di ISCO (comprensivo di studi di laboratorio, progettazione, installazione, gestione, monitoraggio e manutenzione) è di circa 65-130 €/t.

Il tempo di bonifica può variare da alcuni giorni ad alcuni mesi, in funzione dell'estensione della zona contaminata, del flusso di immissione dei reagenti, dell'obiettivo di bonifica e delle proprietà dell'acquifero (soprattutto gradiente idraulico).

## **Soil Flushing**

Il lavaggio in situ del terreno contaminato o soil flushing (SF), che si differenzia da quello ex situ o soil washing (SW) consiste nell'immettere acqua sul suolo o nel sottosuolo, con eventuale aggiunta di additivi (per aumentare la solubilità degli inquinanti). I contaminanti trasportati nel mezzo non saturo e saturo, successivamente soggetti al flusso idrico sotterraneo, devono poi essere estratti, ad esempio con prelievo da pozzi. Successivamente le acque estratte portate in superficie sono sottoposte a trattamento, prima di un loro eventuale riutilizzo per reiniezione.

Il lavaggio in situ migliora le prestazioni del tradizionale sistema di pump and treat in quanto, agendo direttamente sulla sorgente di contaminazione presente nel mezzo insaturo, favorisce un trasporto più veloce dei contaminanti verso la falda, consentendo una diminuzione dei tempi di intervento complessivi.



**Figura 8.6 Rappresnetazione schematica di un sistema di Soil Flushing**

Il soil flushing è applicabile su composti quali i composti in fase non acquosa (NAPL), i composti volatili (VOC) e semivolatili (SVOC), i PCB, i pesticidi alogenati, le diossine ed i furani, i cianuri ed i metalli. La bassa permeabilità dei litotipi riduce le possibilità di trattamento.

La permeabilità può anche essere modificata dalle sostanze introdotte nel trattamento, ad esempio i tensioattivi possono aderire al suolo modificandone la porosità originaria. Inoltre le reazioni dei fluidi iniettati possono ridurre la mobilità dei contaminanti. Anche la profondità della zona contaminata rappresenta un'importante limitazione all'utilizzo della tecnica, in quanto influisce sui costi delle installazioni da realizzare, sulle manutenzioni periodiche e sul consumo energetico.

Un altro parametro importante è costituito dalla conducibilità idraulica del sottosuolo che, perché il sistema di trattamento tramite soil flushing sia efficiente, deve essere generalmente maggiore di  $10^{-5}$  m/s, anche se è possibile avere minori efficienze con valori fino a  $10^{-7}$  m/s.

In generale il soil flushing è maggiormente efficace laddove si ha una relativa omogeneità del sottosuolo, in cui i valori di conducibilità idraulica si mantengono all'interno di una variazione di un ordine di grandezza. Le condizioni di eterogeneità che rendono non applicabile o complessa l'applicazione del soil flushing sono costituite da: matrice fine all'interno dei depositi permeabili, presenza di materiali vari di riporto, macroporosità e vie preferenziali di circolazione delle acque, fatturazione.



Secondo lo schema riportato in Figura 8.6, relativo al trattamento di un acquifero non confinato, il soil flushing prevede i seguenti sistemi per poter trattare i terreni contaminati sopra o sotto il livello di falda:

- un sistema di iniezione dell'acqua che può essere costituito da: pozzi verticali o orizzontali, trincee o bacini disperdenti, gallerie di infiltrazione;
- un sistema di ripresa dell'acqua di lavaggio contaminata costituito da: pozzi verticali, trincee, dreni sotterranei;
- un sistema di trattamento delle acque contaminate prima dello scarico, riuso nel ciclo di lavaggio o riutilizzo per altri scopi.

La rimozione dei contaminanti avviene per mezzo di solubilizzazione, formazione di emulsioni, reazioni chimiche. Allo stesso modo possono essere accelerate reazioni quali l'adsorbimento/desorbimento, acido/base, ossidazione/riduzione, soluzione/precipitazione, complessazione e biodegradazione. Per il lavaggio del suolo è possibile utilizzare alcune sostanze che favoriscano le reazioni desiderate. Le sostanze che possono essere utilizzate per le operazioni di soil flushing sono le seguenti:

- Acqua. Viene utilizzata per sostanze che hanno una elevata solubilità;
- Tensioattivi e cosolventi. Mediante una selezione di idonei tensioattivi (detergenti o emulsionanti) è possibile rimuovere dal suolo anche composti idrofobici con scarsa solubilità come ad esempio i pesticidi clorurati, PCB, IPA, BTEX;
- Acidi e basi. Le soluzioni acide possono essere utilizzate per la rimozione di metalli, sali acidi di metalli e di contaminanti organici basici. Le soluzioni basiche possono essere utilizzate per il trattamento di fenoli e metalli che possono essere legati a suoli ricchi di sostanza organica.
- Riducenti/ossidanti. Agenti riducenti possono ridurre gli ossidi di Ferro e Manganese che possono legare i metalli nei suoli. Agenti ossidanti possono essere utilizzati per ossidare composti clorurati e solventi organici. Riducenti ed ossidanti trasformano i metalli pesanti in forme più solubili.

## **Bioremediation**

La bioremediation , o biorisanamento, rappresenta un'opzione che consente di distruggere o rendere innocui numerosi inquinanti utilizzando la naturale attività biologica.

Le tecniche rientranti in tale categoria, infatti, consentono la riduzione della concentrazione dei contaminanti organici favorendo l'incremento dell'attività biodegradativa prodotta da batteri naturalmente presenti nel terreno inquinato, o da batteri appositamente selezionati in laboratorio ed inseriti nel materiale da trattare.

La bioremediation impiega microrganismi per degradare gli inquinanti verso forme meno pericolose. I microrganismi utilizzano le sostanze inquinanti come nutrimento per la propria sintesi e come fonte di energia (ottenuta ossidando queste sostanze e cedendo elettroni ad elementi e/o composti che variano a seconda della profondità del suolo). Normalmente l'elemento accettore di elettroni è l'ossigeno, dove è disponibile, mentre con l'aumentare della profondità e con la conseguente minore disponibilità di ossigeno, le sostanze accettrici di elettroni possono essere nitrati, solfati, ferro, manganese e anidride carbonica. Questi processi naturali richiederebbero tempi troppo lunghi per essere da soli efficaci. Per questo con le tecniche di bioremediation si interviene per velocizzare quelle reazioni, tramite modifica delle condizioni al contorno, di naturale bonifica dei suoli e delle falde.

Le caratteristiche del terreno da valutare per la selezione della tecnologia sono:

- densità delle popolazioni microbiche. Condizione indispensabile è la presenza, nella matrice contaminata, di microrganismi in grado di degradare gli inquinanti;
- pH. L'attività di degradazione è tanto più rapida quanto più il valore del pH è prossimo alla neutralità;
- umidità. Condiziona la biodisponibilità dei contaminanti, il trasferimento dei gas e dell'ossigeno, il trasporto dei nutrienti ai microrganismi;
- temperatura. Condiziona profondamente il tasso di crescita microbica. La velocità delle reazioni è massima per temperature comprese tra 10°C e 45 C. In considerazione di ciò è lecito pensare che l'attività microbica sarà differente durante l'anno;
- concentrazione dei nutrienti. I microrganismi hanno bisogno di azoto e fosforo, oltre al carbonio. A tal proposito assume importanza il rapporto C/N/P;
- tessitura. Influenza la permeabilità, il contenuto idrico e la densità del terreno e quindi determina il grado di diffusione di ossigeno e nutrienti. Terreni argillosi sono difficili da aerare ed è complicato garantire una diffusione omogenea dei nutrienti. Risulta necessario per questi terreni la miscelazione con ammendanti e materiali dilatanti.

Le caratteristiche dei contaminanti, invece influenzano la ripartizione degli stessi tra le varie matrici condizionando l'applicabilità del biorisanamento, mentre dalla struttura molecolare degli inquinanti dipende la cinetica della reazione di biodegradazione.

Le caratteristiche dei contaminanti da considerare sono:

- struttura chimica. Influenza la durata del trattamento. La biodegradazione di una sostanza organica dipende dalla complessità della molecola. All'aumentare della complessità, diminuisce la velocità del processo degradativi;
- concentrazione e tossicità. Concentrazioni troppo elevate dei contaminanti nel terreno influiscono negativamente sulla crescita dei microrganismi. D'altra parte concentrazioni troppo basse di carbonio organico possono inibire l'attività batterica perché insufficienti alla crescita. Generalmente sono considerate tossiche per i batteri, concentrazioni di idrocarburi totali comprese tra 10000 e 50000 mg/kg e concentrazioni di metalli superiori a 2500 mg/kg;
- volatilità. I composti volatili in presenza di aria tendono ad evaporare anziché a biodegradarsi.

Qui di seguito verranno brevemente descritte alcune tecniche di biorisanamento in situ che consistono nell'intervenire senza mobilizzare il terreno contaminato e potenzialmente adatte a bonificare il sito in esame.

### Bioventing

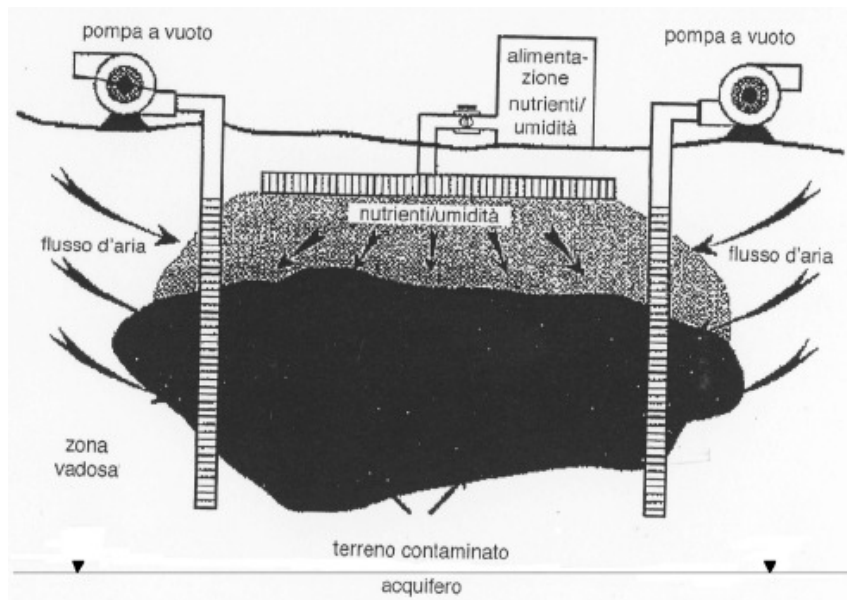


Figura 8.7 Schema esemplificativo di un intervento di bioventing

E' una tecnologia in situ che stimola l'azione degradativa dei microrganismi già presenti nel suolo fornendo loro ossigeno e, dove necessario, nutrienti.

L'ossigeno è fornito tramite immissione diretta o aspirazione d'aria attraverso "lance" infisse nel suolo. Per l'impiego di un impianto di bioventing è opportuno disporre dei seguenti dati:

- risultati dei test di respirometria (misura del consumo di ossigeno e dell'esalazione della CO<sub>2</sub> dovuti all'attività batterica), che dimostrino le potenzialità degradative delle popolazioni microbiche esistenti nel suolo;
- risultati relativi alla determinazione della permeabilità del suolo e dei test in campo per la determinazione dei punti di immissione d'aria;
- risultati relativi alla natura e distribuzione dei contaminanti, disponibilità di nutrienti inorganici necessari alla crescita dei microrganismi, distribuzione della concentrazione dell'acqua nella zona da trattare.

E' una tecnica di bioremediation molto utilizzata per la bonifica dei suoli insaturi. Risulta utile per la bonifica da prodotti petroliferi. Si caratterizza per:

- bassi costi;
- basso impatto ambientale;
- possibilità di essere impiegato in siti in cui siano presenti edifici o impianti industriali.

Il bioventing non può essere applicato in terreni:

- con modesta permeabilità;
- molto eterogenei;
- in cui la concentrazione dei contaminanti sia talmente elevata da creare la presenza di una fase separata che occupa lo spazio tra le particelle del suolo;
- giacenti in prossimità della falda o comunque nella frangia capillare.

Nella pratica il bioventing si realizza con l'allestimento di un impianto in situ analogo a quello di SVE. L'unica differenza è quella di veicolare i nutrienti dalla superficie al suolo tramite sparger o percolazioni di soluzioni che li contengono. Va evidenziato che la SVE richiede flussi d'aria molto più elevati di quelli del bioventing. Si può considerare come intervento di bonifica dell'insaturo contaminato da idrocarburi basato sulla successione di SVE-bioventing.

La SVE consente di eliminare i componenti più volatili tramite flusso d'aria limitato solo dalla permeabilità del suolo da bonificare. Una volta completata questa fase si diminuisce il flusso d'aria (regolandolo in funzione delle necessità "respirative" dei microrganismi), si aggiungono i nutrienti

e si inizia così il trattamento biologico di bioventing, degradando tutte le componenti idrocarburiche non volatili residue al trattamento di SVE.

## Biosparging

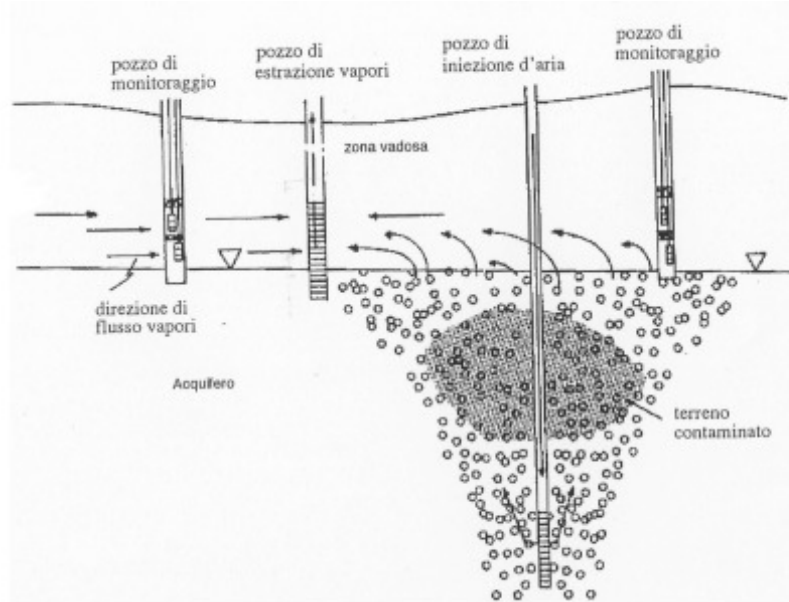


Figura 8.8 Schema esemplificativo di un intervento di biosparging + SVE

E' una tecnologia in situ per il trattamento dei suoli saturi e delle acque sotterranee. L'accelerazione dell'azione degradativa della flora microbica autoctona avviene mediante l'immissione di aria (o solo  $O_2$ ) e di nutrienti nella zona da contaminare.

Questa tecnica viene usata per degradare i contaminanti che si trovano dissolti nelle acque, adsorbiti al suolo al di sotto del livello di falda o nella frangia capillare.

Quando i contaminanti sono costituiti da sostanze volatili, il biosparging spesso è combinato con SVE o AS. Per queste combinazioni valgono le stesse considerazioni fatte per l'accoppiamento SVE-bioventing. Gli elementi di un impianto biosparging sono:

- il giusto posizionamento dei punti di immissione dell'aria e dei nutrienti che tenga conto della distribuzione dei contaminanti nel suolo ed eventualmente nella falda da bonificare;
- un adeguato sistema di monitoraggio, che consiste di solito in una serie di piezometri "a valle" della zona da bonificare.

L'efficienza del biosparging dipende dalla permeabilità della matrice contaminata da trattare, dalla biodegradazione degli inquinanti e dalla loro distribuzione. La presenza di una concentrazione di idrocarburi tale da diminuire la permeabilità o risultare tossica, può rendere inefficace il trattamento.

### **Natural attenuation**

Questa tecnica consiste nell'attento monitoraggio dei fenomeni spontanei che portano alla diminuzione della concentrazione degli inquinanti. Tali fenomeni, più evidenti nei suoli saturi e nelle acque di falda, sono legati alla biodegradazione e alla dispersione dei contaminanti. Allestire un cantiere di natural attenuation consiste nel ripetere nel tempo:

- monitoraggio mirato a definire la natura e distribuzione dei contaminanti e l'esatto confine tra zona indenne e quella contaminata;
- campagna analitica per determinare i fattori critici della biodegradazione: pH, T, potenziale redox, concentrazione di nitrati, solfati, ione ferro, fosfati e ammoniaca;
- verifica dell'esistenza dell'attività microbica.

Il successo della natural attenuation consiste nella progressiva diminuzione sia del volume della matrice contaminata, sia delle concentrazioni degli inquinanti.

Questa tecnica può costituire un approccio alla bonifica di tutti i siti contaminati con le seguenti esclusioni:

- presenza di inquinanti non degradabili;
- necessità di ultimare la bonifica in tempi brevi;
- esistenza di fenomeni di contaminazione capaci di veicolare sostanze pericolose verso bersagli di interesse ambientale (uomo, flora, fauna e patrimonio storico culturale)

### 8.1.2 VALUTAZIONE DELLE IPOTESI DI BONIFICA

Per la bonifica dell'area in esame sono state prese in considerazione le diverse tecniche che possono essere utilizzate per il risanamento del sottosuolo e della falda in corrispondenza del punto vendita. La seguente tabella fornisce un riepilogo delle principali tecnologie di bonifica consentendo di effettuare una prima selezione delle tecnologie applicabili e non applicabili presso il sito.

| Tecnica di bonifica                       | Campo di utilizzo |                  | Applicabilità al sito | Osservazioni   |
|---|-------------------|------------------|-----------------------|--|
|   | Acque sotterranee | Terreni insaturi |                       |  |
| <b>Soil Vapor Extraction</b>              |                   | X                | Non Applicabile       | Non applicabile in quanto siamo in presenza di suoli a bassa permeabilità e stratificazione complessa ed eterogenea. La bassa soggiacenza della falda (1-2 m) rende inapplicabile questa tecnica. Presenza di contaminanti con basse pressioni di vapore e bassa costante di Henry. E' da valutare l'applicabilità di trivellazioni orizzontali e/o inclinate. |
| <b>Air Sparging</b>                       | X                 |                  | Non Applicabile       | Non applicabile in quanto l'intervento è sempre associato ad un intervento di SVE. Valgono le stesse considerazioni fatte per la SVE. E' da valutare l'applicabilità di trivellazioni orizzontali e/o inclinate.   |
| <b>Dual Phase Extraction</b>              | X                 | X                | Applicabile           | In relazione alla bassa permeabilità dell'acquifero, si considera tale tecnica applicabile.  |
| <b>Ossidazione chimica in situ (ISCO)</b> | X                 | X                | Applicabile           | Applicabile in quanto grazie alle varie tecniche di immissione dei reagenti ossidanti, si presta a trattare suoli sia a bassa che ad alta permeabilità.  |
| <b>Soil Flushing</b>                      | X                 | X                | Non Applicabile       | Le condizioni di eterogeneità del sito rendono complessa l'applicazione. Presenza di litotipi a bassa permeabilità riduce le possibilità dell'intervento.  |
| <b>Bioremediation</b>                     | X                 | X                | Non Applicabile       | Difficile applicabilità a causa dell'eterogeneità e bassa permeabilità dei suoli da trattare. Necessita di un impianto SVE. Concentrazioni elevate che possono inibire l'attività dei microrganismi.   |

**Tabella 8.3 Screening delle tecnologie di bonifica**

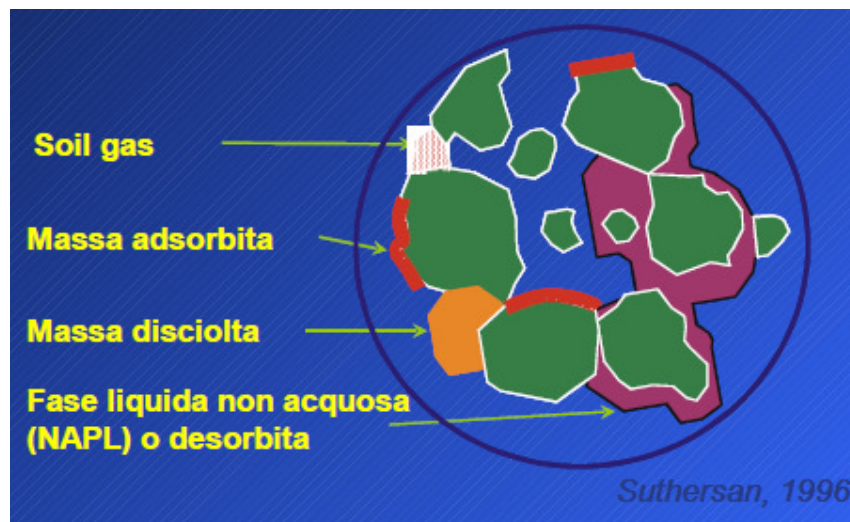
Sulla base delle prime indagini condotte, si ritiene che la miglior strategia d'intervento nel caso sia necessario bonificare sia l'Ossidazione chimica in situ (ISCO).

Nello specifico del sito in esame la tecnica ISCO è favorita data la complessità del sito stesso a causa di:

- suoli a medio-bassa permeabilità;
- stratificazione complessa ed eterogenea;
- bassa soggiacenza della falda;

- alte concentrazioni di contaminazione nel terreno saturo;
- area di limitate dimensioni e in zona residenziale;
- presenza di fase libera separata;
- presenza di inquinanti persistenti nel terreno che tendono a rimanere adsorbiti al suolo.

Questa tecnica consente di ridurre le concentrazioni ai valori di accettabilità senza ricorrere a tecniche invasive di asportazione meccanica della parte inquinante o a processi non risolutivi di Pump&Treat. L'inquinamento delle acque di falda è conseguenza dell'adsorbimento dei granuli del terreno degli inquinanti dispersi.



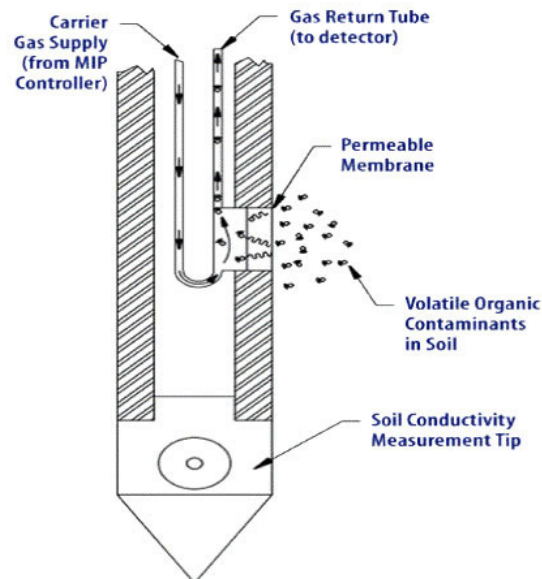
**Figura 8.9 Distribuzione della contaminazione nel caso di NAPL**

La Figura 8.9 indica le diverse fasi in cui l'inquinante è distribuito nel terreno. Alcune sono meno stabili come la presenza di vapori allo stato gassoso o di composti soluti in acqua; altre sono più stabili essendo assorbite dai granuli o in fase liquida adesa ai granuli. Queste due sono quelle che permangono nel terreno e nessuna operazione di Pump&Treat riesce a rimuoverle. Proprio su queste due modalità di contaminazione agisce l'intervento di ossidazione operando la distruzione di quanto è aggrappato al granulo di terra. Su questo principio agiscono tutti gli interventi di Ossidazione chimica in situ (ISCO). In questo tipo di intervento si tende a dare maggior enfasi allo studio del processo chimico per determinare il dosaggio teorico dei composti da utilizzare.

Normalmente vengono effettuati dei test di laboratorio che hanno una duplice funzione di valutare la trattabilità della matrice ed orientativamente indicare un possibile dosaggio per effettuare l'intervento. La prima prova di trattabilità è particolarmente importante in composti ad alta adesività alla matrice terrosa. In questo caso la verifica permette di valutare se deve essere previsto un eccesso di ossidante per garantire la messa in fase liquida del composto inquinante.



La seconda, esplicita su più campioni, consente di valutare rispetto al dato iniziale il grado di abbattimento raggiungibile con i dosaggi previsti. La conoscenza dettagliata del sito è la chiave di successo dell'intervento. Questo elemento in genere è sottovalutato dal Committente che ha già dovuto sostenere i costi per la caratterizzazione dell'area e che normalmente ritiene che ulteriori indagini siano un sovraccarico economico non giustificato. Quindi deve essere pienamente nota la matrice, la distribuzione della contaminazione e la permeabilità di ogni singolo strato attraversato. Le indagini, normalmente svolte in fase di caratterizzazione, devono essere integrate con indagini specifiche limitatamente alla sola superficie che deve essere bonificata con tecniche ISCO. E' importante tener presente che i carotaggi in falda hanno dei limiti dovuti alla possibilità di un recupero adeguato, di ripulire il foro dopo l'avanzamento del rivestimento ecc. Sono disponibili tecniche di indagine decisamente più rapide e significative che consentono di tracciare con precisione il profilo verticale della contaminazione. Ogni qualvolta la granulometria del terreno lo consenta è necessario effettuare un'indagine MIP (Membrane Interfase Probe).



**Figura 8.10 Testa del MIP**

Il MIP è un sistema di indagine che permette di riscaldare il terreno a contatto con una cella semipermeabile e di trasferire a un gas cromatografo posto in superficie i vapori prodotti.

Il gas cromatografo permette di determinare istantaneamente le quantità presenti nel gas, legandoli alla profondità raggiunta dalla punta. Oltre a questi parametri vengono registrati la temperatura di funzionamento della membrana e la conducibilità del terreno. In Figura 8.10 è riportato lo schema della punta del MIP. L'impiego di software idonei consente una interpolazione dei dati raccolti e di elaborare sezioni delle aree d'intervento. Con i metodi tradizionali d'indagine non è fattibile una

ricostruzione dettagliata delle caratteristiche dell'area, informazioni di vitale importanza per un intervento in sito. Queste tecniche di determinazione della contaminazione vanno integrate con informazioni sulla conducibilità idraulica degli strati attraversati che possono essere determinate con Pneumatic Slug Test anch'esse effettuabili sulla verticale d'indagine.

Un altro elemento che contribuisce in modo determinante al successo dell'intervento è la modalità con cui si opera e con cui si iniettano gli ossidanti nel terreno. Alla base di questo fattore è la conoscenza delle norme di sicurezza che devono essere impiegate sia per la manipolazione degli ossidanti sia per la loro iniezione nel terreno. I chemicals utilizzati devono essere trattati con estrema cautela ed utilizzando idonei DPI (dispositivi di protezione individuale).

Nei punti di iniezione durante l'immissione dei chemicals devono essere controllate le temperature di reazione e le pressioni che si generano; i valori che si generano devono rimanere nei limiti.

In questa fase i tecnici verificano con continuità ciascun pozzo e nel caso vengano riscontrate anomalie verranno apportate opportune correzioni.

I costi di un intervento di ISCO sono diversi in base alle strutture presenti, alle caratteristiche litologiche dei siti, alla profondità della contaminazione, allo spessore dello strato da trattare e alle caratteristiche dell'inquinante da ossidare. L'incidenza economica è pari a 30-50 € per gli ossidanti utilizzati al m<sup>3</sup> di terreno trattato. A tale costo devono essere aggiunti i costi della cantierizzazione dei lavori e dei controlli, che sono sito-specifici e possono incidere per altri 15-30 €/m<sup>3</sup>.

Questa tecnica non richiede costi di ripristino dell'area o di consolidamento in caso di nuove abitazioni sui terreni bonificati. Gli interventi si concludono nell'arco di alcuni giorni o settimane nei casi più complessi. La fase più invasiva è quella della realizzazione dei pozzi di iniezione, il trattamento richiede poco personale ma altamente qualificato.

Va sottolineato il minimo impatto ambientale: l'inquinante viene distrutto senza scavi o trasferimento in altra struttura come la discarica. I costi economici e ambientali sono ridotti a valori del tutto insignificanti.

## 9. CONCLUSIONI

In questo lavoro sono state prese in esame le attività di caratterizzazione di sito contaminato da idrocarburi. Nella presente tesi, dopo un inquadramento normativo, si sono descritte le fasi e i risultati della caratterizzazione e approfondito la successiva procedura di Analisi di Rischio.

Il sito risulta essere in zona residenziale, situato a Goro, paese in provincia di Ferrara che si affaccia sul Mar Adriatico.

Le indagini effettuate hanno evidenziato: una contaminazione estesa nel suolo insaturo e saturo, la presenza di prodotto libero in fase surnatante sulla falda, idrogeologicamente influenzata dalla vicinanza con il mare ed una situazione geologica complessa ed eterogenea.

La presenza di una fase separata in falda non ha consentito un completo campionamento delle acque in tutti i piezometri. Ai sensi del D.Lgs 152/06, prima di procedere con l'Analisi di Rischio, è stata attivata la messa in sicurezza d'emergenza della falda ai fini di rimuovere il prodotto libero presente. Nel paragrafo 5.6 vengono descritte le fasi del monitoraggio e valutate la scelta di messa in sicurezza più idonea da applicare al sito.

Tale contaminazione, dovuta principalmente alle attività di un ex punto vendita carburante, presenta alte concentrazioni nel suolo di idrocarburi e superamenti della CSC di IPA e BTEX.

Data la bassa soggiacenza della falda nel sito si è deciso, in fase di caratterizzazione, di campionare terreni sia nel suolo insaturo che in quello saturo, non ottemperando esattamente alle linee guida APAT-ISPRA che prevedono il campionamento solo nell'insaturo.

Riscontrando alte concentrazioni nel suolo saturo si è valutato, tramite il software Risk-net, la possibilità di tenere conto o meno di queste concentrazioni all'interno della procedura di Analisi di Rischio nella rappresentazione delle caratteristiche del sito.

Sono state create perciò varie elaborazioni per valutare e descrivere i diversi scenari possibili per la rappresentazione delle caratteristiche sito-specifiche ai fini della procedura di Analisi di Rischio.

Poichè è ancora in corso la messa in sicurezza della falda, si ricorda che, nelle elaborazioni non si è tenuto conto della matrice "falda".

Dopo aver discusso e valutato i risultati delle elaborazioni (paragrafo 7.9) si può affermare che:

- per identificare il caso che descriva al meglio la contaminazione degli IPA sarebbe opportuno attendere il completo campionamento delle acque di falda in tutti e quattro i piezometri dell'area. Viste le problematiche riscontrate nel seguire l'approccio "b" degli inquinanti indicatori, l'approccio "a", che tiene conto delle singole concentrazioni degli IPA, rappresenta la scelta più corretta per la rappresentazione dello stato della contaminazione. L'approccio semplificato del contaminante indicatore previsto dall'APAT-ISPRA, per la classe IPA, andrebbe rivista. Essa non dovrebbe basarsi solo sul calcolo del fattore di rischio, ma dovrebbe essere calibrata anche sulle effettive caratteristiche chimico-fisiche di ogni contaminante che influenzano il fattore di trasporto. Viste le analisi delle acque nei piezometri P6 e P11, che non rilevano concentrazioni in falda di IPA apprezzabili, allo stato attuale il caso 3a rappresenta la scelta più corretta e rappresentativa. Nel caso in cui, completato il campionamento delle acque, si riscontrino valori di concentrazioni in falda superiori alle CSC il caso che approssima al meglio la realtà risulterà essere l'1a. Data la loro bassa pressione di vapore e l'esclusione nel sito dei contatti diretti, non si riscontrano particolari rischi per la volatilizzazione nelle matrici suolo superficiale e profondo; mentre essendo poco solubili in acqua, rimangono adsorbiti al terreno e il loro accumulo può costituire una riserva, che tramite continuo rilascio, determina la presenza di IPA nelle acque consentendone il trasporto.
- anche per gli idrocarburi, per identificare il caso che descriva al meglio la loro contaminazione, sarebbe opportuno attendere il completo campionamento delle acque di falda in tutti e quattro i piezometri dell'area. Le analisi delle acque nei soli piezometri P6 e P11, quelli in cui non si è riscontrato prodotto libero, testimoniano il non superamento della CSC per gli idrocarburi. Per cui il caso 2 risulta essere quello più rappresentativo, anche se la concentrazione in falda calcolata dal software risulta essere inferiore a quella rilevata nel piezometro P11, ma bisogna tenere in considerazione del fatto che il valore calcolato da software è valido per tutta l'area sorgente. Se, una volta completato il campionamento delle acque, si riscontrano superamenti della CSC allora la scelta più cautelativa che approssima al meglio la realtà è il caso 1. Il software conferma la presenza di una fase separata, calcolandone una concentrazione. In entrambi i casi la concentrazione nella fase separata, con l'ipotesi cautelativa che il suolo sia costituito da sola sabbia, supera la saturazione residua sia per gli idrocarburi  $C < 12$  e  $C > 12$ , confermando la possibilità di percolazione in falda del prodotto libero, creando una fase surnatante, effettivamente riscontrata nella realtà durante le indagini. Per quanto riguarda la volatilizzazione si supera il limite di accettabilità

nel suolo superficiale ed in entrambi i casi nel suolo profondo. Si suggerisce, perciò, di eseguire un campionamento dei gas nel suolo (Soil Gas Survey) per quest'area al fine di verificare realmente la presenza di sostanze organiche volatili in concentrazioni tali da essere tossiche per l'uomo.

Si ricorda che le elaborazioni sono state effettuate sulla base dei dati di monitoraggio del periodo Settembre-Gennaio, per cui sarebbe opportuno, ai fini di una corretta analisi di rischio, eseguire una campagna di monitoraggio di almeno un anno di osservazioni per rappresentare al meglio la realtà del sito, visto che l'area risente dell'influenza delle maree data la vicinanza con il mare.

Si ritiene necessario allora pianificare una caratterizzazione di dettaglio integrativa per delimitare con maggior precisione l'estensione delle sorgenti e avere a disposizione molti dati sito-specifici per l'elaborazione corretta dell'Analisi di Rischio.

Questa esperienza mi ha permesso anche di analizzare e valutare il nuovo software Risk-net per la procedura di Analisi di Rischio.

“Risk-net” permette di applicare la procedura di AdR sanitaria secondo i criteri e le equazioni definite dalle linee guida APAT-ISPRA in accordo con quanto previsto dalla normativa vigente (D.Lgs 152/06). Il programma utilizza una semplice interfaccia grafica attraverso la quale è possibile definire, in maniera semplice e ragionata, i diversi parametri di input.

I risultati vengono restituiti in termini di rischio (per la salute umana e per la risorsa idrica) e di obiettivi di bonifica. Vengono inoltre visualizzati gli output intermedi permettendo all'utente, in fase di verifica, di valutare in maniera più critica i risultati ottenuti. La flessibilità dello strumento sviluppato permette inoltre di applicare l'AdR anche in siti in cui sussistono procedure attive ai sensi della normativa precedente (D.M 471/99).

In questo sito si sono riscontrate concentrazioni nel sottosuolo superiori a quelle di saturazione, che provocano come abbiamo visto, la presenza di una fase separata. Il verificarsi di tali condizioni rende più complicata la stima dei potenziali impatti che questi contaminanti possono avere sulle matrici ambientali e sull'uomo. Il software Risk-net, testato nell'ambito di questa tesi è in grado di gestire questa problematica. Il raggiungimento delle condizioni di saturazione dipende dalle proprietà chimico-fisiche del contaminante (coefficiente di ripartizione, costante di Henry e solubilità) e dalle caratteristiche del suolo (densità, frazione di carbonio organico e contenuto volumetrico di acqua ed aria). Per i contaminanti organici si è notato come la frazione di carbonio organico ( $f_{OC}$ ) sia un parametro chiave per il raggiungimento delle condizioni di saturazione.

Sarà opportuno predisporre un'accurata fase di caratterizzazione integrativa e avere una giusta mole di dati per garantire la scelta più corretta dei parametri sito-specifici da inserire nel software per la procedura dell'analisi di rischio.

Il raggiungimento delle condizioni di saturazione complica e rende non lineare il calcolo del rischio. Infatti a basse concentrazioni i rischi per i contatti indiretti (volatilizzazione e lisciviazione) crescono linearmente con la concentrazione fino ad arrivare ad un valore massimo, corrispondente alla concentrazione di saturazione.

Il software Risk-net per il calcolo del rischio, nel caso di condizioni di saturazione ( $CRS > C_{sat}$ ) utilizza le solite equazioni con l'unica differenza che per i contatti indiretti le CRS vengono sostituite dalla  $C_{sat}$ . Alcuni software invece, ad esempio RBCA Tool-Kit, non effettuano il taglio alla  $C_{sat}$  escludendo meccanismi di migrazione per la lisciviazione diversi dal trasporto del soluto in fase disciolta.

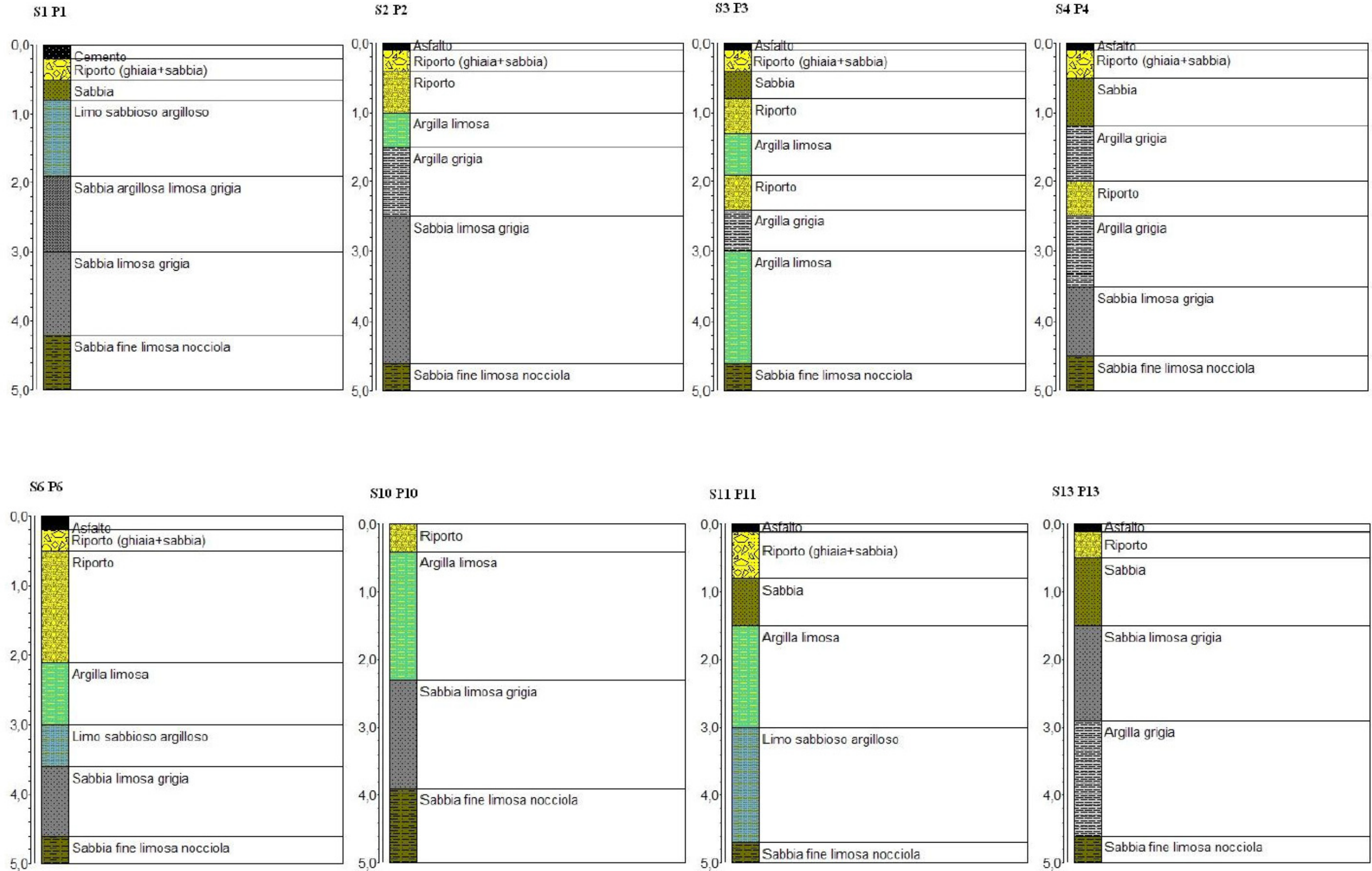
Sulla base delle prime indagini condotte si ritiene che la migliore eventuale strategia d'intervento nel caso in cui sia necessario bonificare sia l'Ossidazione chimica in situ (ISCO), come discusso nel capitolo 8.

La rapidità, l'efficacia della tecnologia, i costi ridotti, la minima invasività dell'intervento e l'assenza di sottoprodotti rendono questa tecnologia valida ed applicabile, senza inconvenienti, a condizione che siano soddisfatti tre requisiti essenziali: la conoscenza del chimismo in gioco, la conoscenza del sito su cui intervenire e le modalità esecutive dell'intervento.

Per cui la caratterizzazione di dettaglio integrativa, nel caso si ritenga opportuno agire con questa tecnica per l'eventuale bonifica, dovrà essere orientata in base alle esigenze di questa scelta.

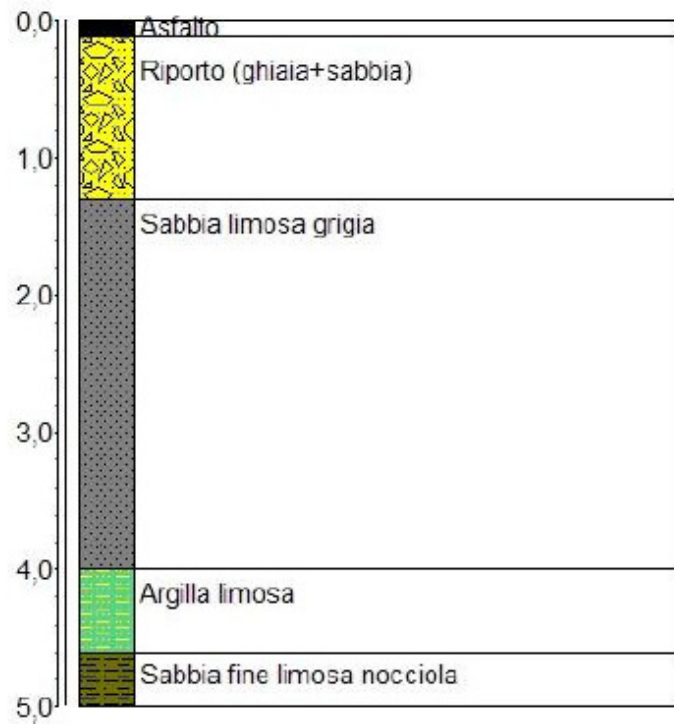
# ALLEGATI

# ALLEGATO 1

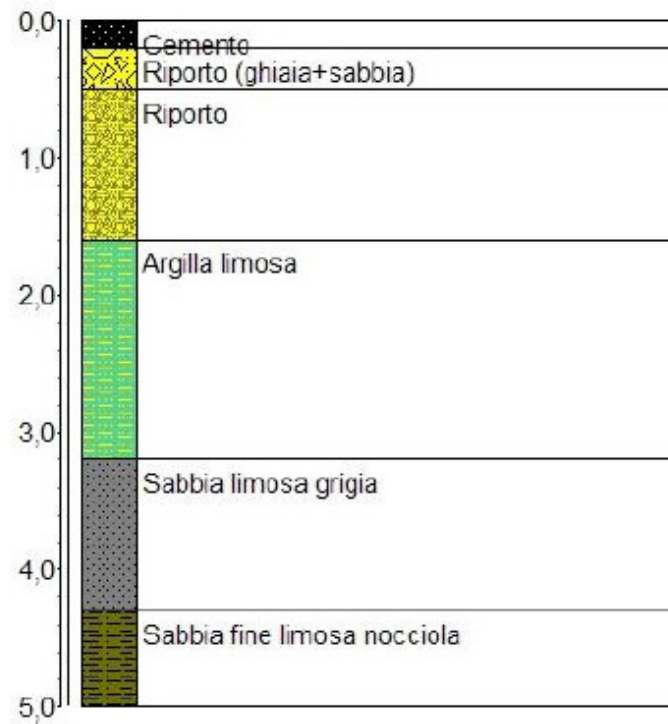




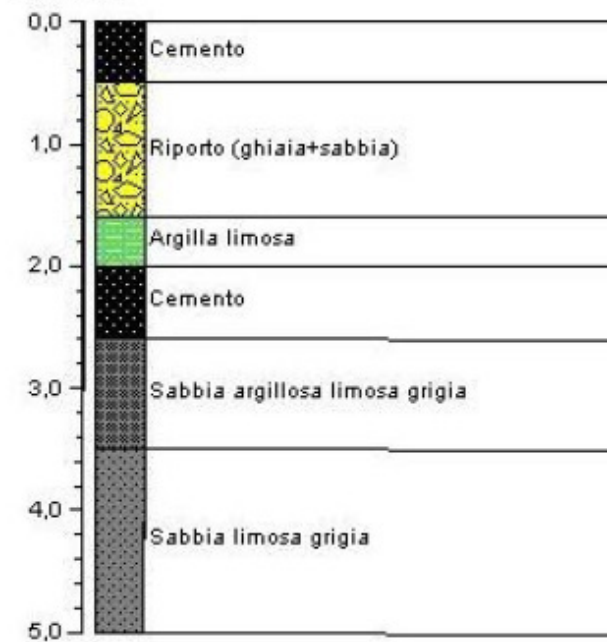
S16 P16



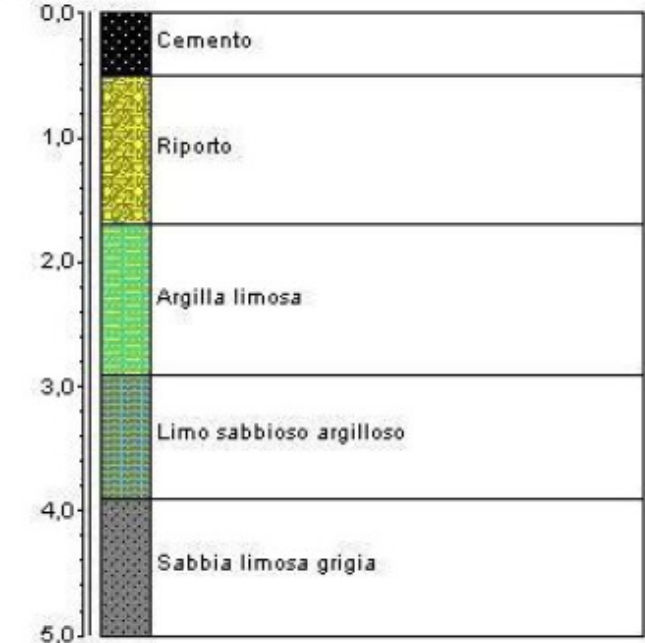
S18 P18



S14 P14



S7 P7



S12



S5

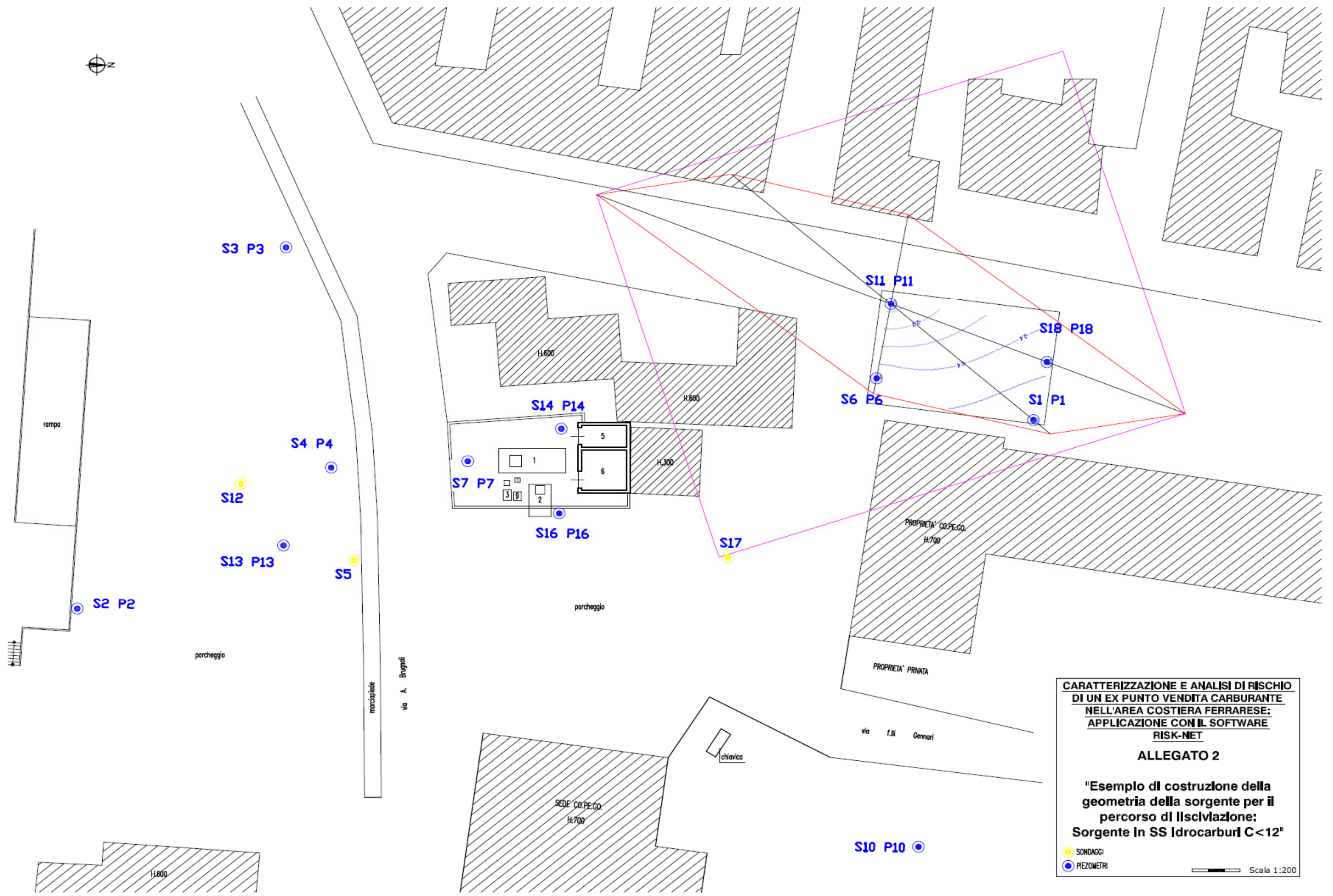


S17



### LEGENDA

|  |                                |
|--|--------------------------------|
|  | Argilla grigia                 |
|  | Argilla limosa                 |
|  | Asfalto                        |
|  | Cemento                        |
|  | Limo sabbioso argilloso        |
|  | Riporto                        |
|  | Riporto (ghiaia+sabbia)        |
|  | Sabbia                         |
|  | Sabbia argillosa limosa grigia |
|  | Sabbia fine limosa nocciola    |
|  | Sabbia limosa grigia           |



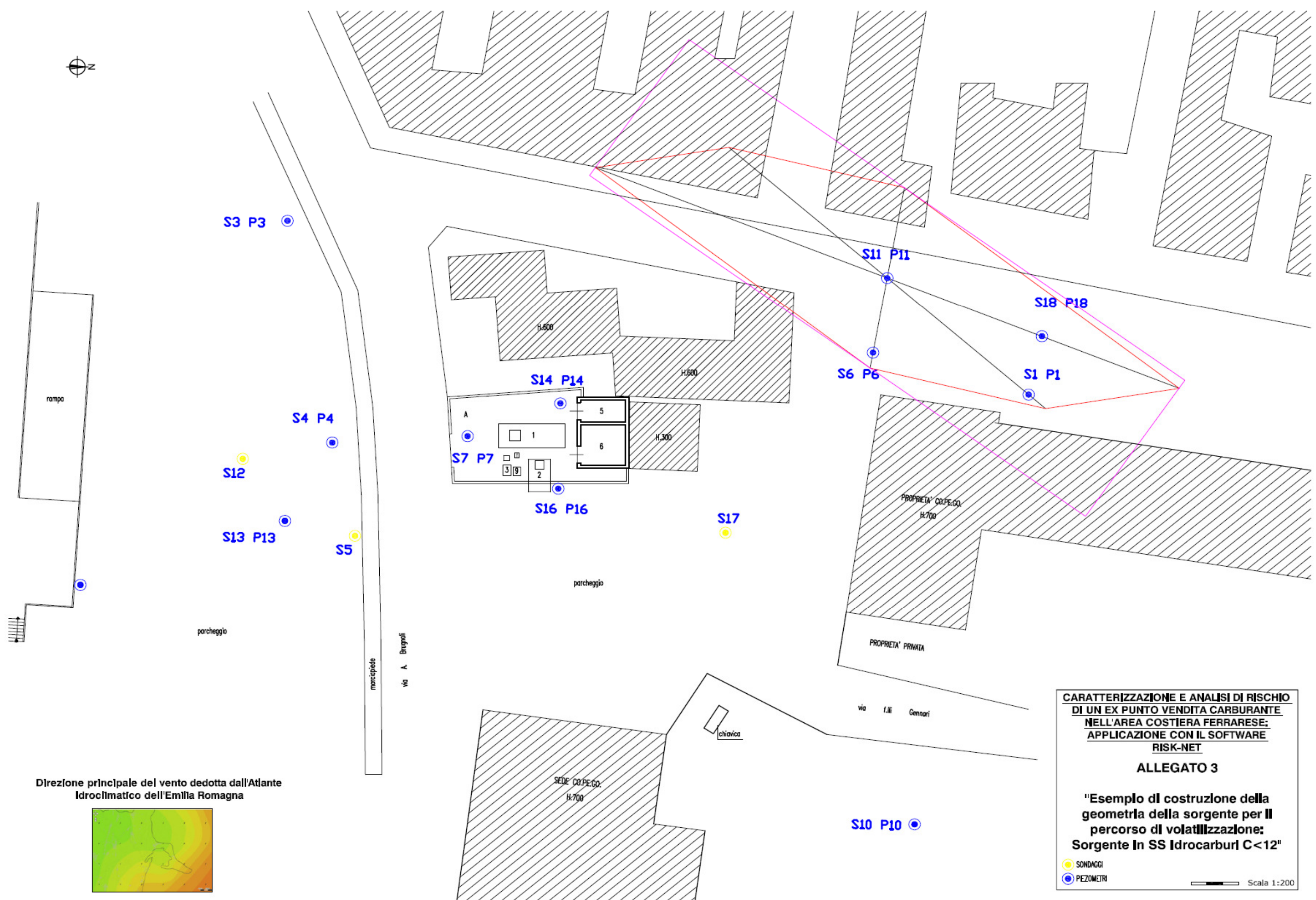
**CARATTERIZZAZIONE E ANALISI DI RISCHIO  
 DI UN EX PUNTO VENDITA CARBURANTE  
 NELL'AREA COSTIERA FERRARESE:  
 APPLICAZIONE CON IL SOFTWARE  
 RISK-NET**

**ALLEGATO 2**

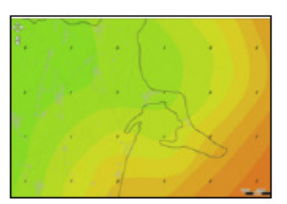
**"Esempio di costruzione della  
 geometria della sorgente per il  
 percorso di lisciviazione:  
 Sorgente in SS Idrocarburi C<12"**

● SONDAGGI  
 ● PIEZOMETRI

Scala 1:200



Direzione principale del vento dedotta dall'Atlante Idroclimatico dell'Emilia Romagna



**CARATTERIZZAZIONE E ANALISI DI RISCHIO  
DI UN EX PUNTO VENDITA CARBURANTE  
NELL'AREA COSTIERA FERRARESE;  
APPLICAZIONE CON IL SOFTWARE  
RISK-NET**

**ALLEGATO 3**

**"Esempio di costruzione della  
geometria della sorgente per il  
percorso di volatilizzazione:  
Sorgente In SS Idrocarburi C<12"**

● SONDAGGI  
● PEZOMETRI

Scala 1:200

## BIBLIOGRAFIA

- *Piano di Caratterizzazione e Messa in sicurezza d'emergenza della falda*, redatto da F. Frabetti e approvato da M. Baldi;
- *Analisi di Rischio di siti contaminati e discariche di rifiuti Concetti generali e casi applicativi*, A. M. F. Andretta, A. Forni, G. Brogna, Irnerio Editore;
- *Bonifica dei siti inquinati*, M. Mendola, L. Morra, DEI s.r.l. TIPOGRAFIA DEL GENIO CIVILE;
- *Linee guida per il controllo e il monitoraggio di interventi di bonifica in situ*, a cura della Provincia di Milano;
- *La bonifica biologica di siti inquinati da idrocarburi*, a cura di EniTecnologie, Hoepli;
- *Dispense e appunti dell'esame di Ingegneria degli acquiferi*;
- *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, APAT-ISPRA;
- *Manuale d'uso del software Risk-net*, a cura di RECONnet, Rete Nazionale sulla gestione e la Bonifica dei Siti Contaminanti;
- *Atti dei Convegni RemTech 2010 e 2011*;
- *Tesi di Laurea "Analisi di Rischio applicata ad un sito industriale: Il caso di Colleferro (sito ARPA 2)"*, di O. Marcellini dell'Università La Sapienza di Roma;
- *Documento di riferimento per la determinazione e la validazione dei parametri sito-specifici utilizzati nell'applicazione dell'analisi di rischio ai sensi del DLgs 152/06*, APAT-ISPRA;
- *Banca dati ISS-ISPEL*, maggio 2009;
- *Manuale per le indagini ambientali*, APAT;
- *Tesi di Laurea "Caratterizzazione di un'area contaminata da idrocarburi e sperimentazione di bonifica mediante biorisanamento in situ"*, di V. Alessandrini dell'Università di Bologna;
- *Proprietà degli inquinanti nel terreno*, di S. Teggi dell'Università di Modena e Reggio Emilia;
- *Monografia "Siti contaminati da idrocarburi: problematiche e approccio metodologico"*, promossa e co-finanziata dal Ministero Industria e dalla Stazione sperimentale per i Combustibili;
- *Codice dell'ambiente, disciplina antinquinamento e tutela delle risorse naturali*, a cura di M. Fabrizio e P. Ficco, I codici dell'ambiente Ambiente&Sicurezza de Il Sole 24 ore;
- *Le tecnologie ambientali nel settore delle acque: analisi e opportunità di sviluppo*, AREA Science Park – Progetto Novimpresa.

## **RINGRAZIAMENTI**

Ecco sono veramente arrivato alla fine della tesi. Vorrei ringraziare la Prof. Bonoli e la Chiara per avermi dato questa opportunità di lavoro che ha dato vita a questa tesi.

Vorrei ringraziare tutti i ragazzi dello studio Perizia S.r.l che mi hanno dato la possibilità di collaborare con loro, ma soprattutto di imparare e di cominciare ad entrare nel mondo del lavoro.

Un grazie al ballerino Ing. Nicola, al tuttofare Seba (sto ancora aspettando i babà siciliani, ma grazie delle mandorle), alla sempre sorridente Prof. Milena, al presidente Massimo e alle due girls Lavinia e Paola. Ma un ringraziamento particolare va al mio “capo”, la Fra, senza di lei non ce l'avrei mai fatta. Grazie per avermi sopportato, dei trucchetti di Excel e Word, delle chiacchiere durante le lunghe trasferte a Goro, del freddo che abbiamo patito, degli spaghetti alle vongole, del viaggio a Roma, della puzza di benzina (e di cozze) e dei mille consigli.

Un grazie particolare va a mamma e papà che mi hanno sostenuto (soprattutto dal punto di vista economico!) e creduto in me per tutti questi cinque anni, senza troppi assilli di voto e di obblighi a studiare; mi hanno sempre lasciato abbastanza libero e sono sicuro di averli ripagati a dovere.

Così come la mia Sara, disponibile nel confortarmi nei momenti più difficili, ma allo stesso tempo pronta a darmi la giusta carica nell'affrontare l'università e non solo.

Un grande grazie va a tutti i miei compagni di università, sia della triennale che della magistrale, con i quali ho condiviso esami, gruppi di studio, confronti, appunti, lezioni, caffè, pranzi e “fogli del sapere”. Non faccio nomi in modo tale da non dimenticarmi di nessuno. Mi limito solo a un “Thanks” a Ricky, collega e amico di Ing. Gestionale....e lui capirà il motivo... 😊

Non dimenticherò mai i momenti trascorsi insieme senza i quali non avrei potuto affrontare serenamente questa esperienza universitaria.

Questo traguardo lo dedico anche ai miei nonni, in particolare a mio nonno Mario che mi diceva sempre: “Par gli ignorant an ghé più post”, che da lassù sono convinto sia orgoglioso di me.

Adesso per me si apre un nuovo capitolo, pieno di insidie, il mondo del lavoro...speriamo bene!!!