

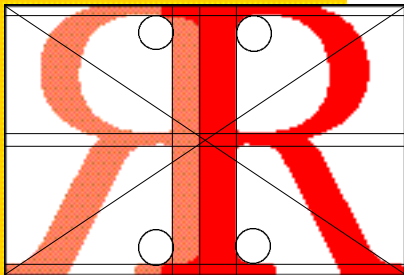


Fondazione Lombardia per l'Ambiente

**RICERCHE & RISULTATI**

*Valorizzazione dei progetti di ricerca 1994/97*

# Criteri per la valutazione della qualità dei suoli



a cura di

Demetrio Pitea  
Ada Lucia De Cesaris  
Giuseppe Marchetti

**Demetrio Pitea**, è professore ordinario di Chimica Fisica e di Chimica Fisica Ambientale per il Corso di laurea in Scienze Ambientali presso la Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali dell'Università degli Studi di Milano.

È componente del Comitato Scienze Chimiche e del Comitato Scienze e Tecnologie Ambiente e Habitat del CNR. È rappresentante del CNR nel network europeo "NICOLE", costituito per lo studio dei terreni contaminati da attività industriali.

È autore di oltre 100 pubblicazioni scientifiche riguardanti problematiche di interesse ambientale, in particolare: studio cinetico di reazione di biodegradazione; gestione del ciclo dei rifiuti; meccanismi di formazione e distruzione dei microinquinanti organoclorurati negli impianti di termodistruzione; caratterizzazione e recupero di aree industriali dismesse.

Nel 1989 gli è stato conferito il primo Premio Nazionale Federchimica "Per un futuro intelligente".

**Ada Lucia De Cesaris**, avvocato in Milano.

Ha svolto studi e ricerche in materia di politiche e normative ambientali, comunitarie e nazionali, in particolare si è occupata di VIA, inquinamento idrico, acustico, rifiuti, ecolabel, ecoaudit ecc.

Svolge attività di consulenza per l'amministrazione nazionale e locale e affianca la formazione di operatori nei settori collegati alla normativa ambientale.

**Giuseppe Marchetti**, è docente di Geomorfologia e Geologia Ambientale presso la Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali dell'Università degli Studi di Pavia.

Ha svolto numerosissime ricerche di carattere geologico, geomorfologico e idrogeologico, sia sotto l'aspetto puramente scientifico, sia applicate alla pianificazione territoriale e alle valutazioni di compatibilità ambientale.

In campo professionale, ha messo a punto numerosi piani di attività estrattiva di valenza provinciale e/o comunale ed è stato autore di un elevato numero di progetti di cava. Ha tenuto docenze e seminari sull'argomento presso numerose scuole di formazione e di aggiornamento professionale ed è stato per molti anni membro della commissione cave della Regione Emilia Romagna.

## Fondazione Lombardia per l'Ambiente

Foro Bonaparte 12 - 20121 Milano

tel. +39(2)809169

fax +39(2)72002398

flanel@flanel.org

http: //www.flanel.org

### **Consiglio di Amministrazione**

*Presidente:* Giovanni Bottari

*Vicepresidente:* Achille Cutrera

*Consiglieri:* Giordano Cassetta, Massimo Donati, Salvatore Giannella,  
Paolo Mantegazza, Emilio Massa, Roberto Schmid

### **Comitato scientifico**

Silvio Garattini, Angelo Cavallin, Renzo Compiani, Emilio Gerelli,  
Giorgio Guariso, Alfredo Liberatori, Gianfranco Mascazzini, Paola Vita Finzi

*Coordinatore Scientifico:* Antonio Ballarin Denti

*Programma editoriale ideato e curato da:* Salvatore Giannella

*Coordinamento editoriale:* Rosa Maria Panattoni

*Revisione:* Diana Borio

*Progettazione e fotocomposizione:* Studio Tabloid, Milano

*Stampa:* Arti Grafiche by Juri Iodice, Sannazzaro (PV)

© 1998 Copyright Fondazione Lombardia per l'Ambiente

Proprietà letteraria riservata

Nessuna parte di questo volume può essere riprodotta o utilizzata sotto nessuna forma, senza permesso scritto, tranne che per brevi passaggi in sede di recensione e comunque citando la fonte.



# Indice

<b>Prefazione</b>	pag. 9
<b>Introduzione</b>	11

## Capitolo 1

<b>CONSIDERAZIONI GENERALI</b>	19
<b>1.1 Finalità dello studio</b>	20
<b>1.2 Panorama della situazione internazionale e italiana</b>	20
1.2.1 Le possibili strategie	20
1.2.2 Siti contaminati e politiche di intervento	21
1.2.3 La normativa in Italia	22
1.2.4 La normativa in Olanda	24
1.2.5 La normativa in Gran Bretagna	25
1.2.6 La normativa in Germania	26
<b>1.3 Definizione e significato di alcuni termini</b>	27
1.3.1 Siti contaminati o siti pericolosi?	27
1.3.2 La pericolosità intrinseca	27
1.3.3 La pericolosità relativa	28
1.3.4 Sviluppo del concetto di sito pericoloso: tre casi caratteristici	28
<b>1.4 Aspetti generali dell'analisi di rischio</b>	30

## Capitolo 2

<b>CARATTERIZZAZIONE DEI SITI CONTAMINATI</b>	33
<b>2.1 Aspetti metodologici</b>	34
2.1.1 Livelli di approfondimento	34

2.1.2 Metodologie di intervento	pag.	35
2.1.3 Attribuzione del livello di rischio nelle fasi preliminari		36
<b>2.2 Caratterizzazione idrogeomorfologica del sito</b>		<b>40</b>
2.2.1 Prima fase: caratterizzazione speditiva		40
2.2.2 Seconda fase: caratterizzazione intermedia		42
2.2.3 Terza fase: caratterizzazione approfondita		43

## Capitolo 3

<b>CRITERI PER LA DEFINIZIONE DELLA QUALITÀ DEI SUOLI</b>		<b>47</b>
<b>3.1 Criterio della concentrazione limite</b>		<b>48</b>
3.1.1 Basi metodologiche		48
3.1.2 Criteri indipendenti dall'uso del suolo		49
3.1.2.1 Liste olandesi		49
3.1.2.2 Valori guida "Land Hansestadt Hamburg"		54
3.1.3 Criteri dipendenti dall'uso del suolo		54
3.1.3.1 Lista inglese "ICRCL"		54
3.1.3.2 Valori orientativi "Eikmann-Kloke-Lühr"		54
3.1.3.3 Lista tedesca		55
3.1.3.4 Lista canadese		56
3.1.3.5 Lista berlinese		57
3.1.3.6 Criterio Washington DC		58
3.1.3.7 Lista giapponese		59
3.1.3.8 Proposte italiane		60
Criterio della Regione Piemonte		60
Criterio della Regione Toscana		62
Criterio della Regione Lombardia		62
Criterio della Provincia di Milano		69
<b>3.2 Criterio dell'analisi del rischio</b>		<b>72</b>
3.2.1 Definizione dei livelli e dei criteri di valutazione del rischio		72
3.2.2 Analisi assoluta del rischio		74
3.2.2.1 Aspetti generali		74
3.2.2.2 Contaminanti indicatori		76
3.2.2.3 Vie di migrazione e modalità di esposizione dell'uomo		76
3.2.2.4 Concentrazioni dei contaminanti indicatori nel punto di esposizione dell'uomo		76
3.2.2.5 Calcolo del rischio individuale e cumulativo		76
3.2.2.6 Obiettivi di bonifica		77
3.2.2.7 Alcuni modelli		78
3.2.2.8 Caratterizzazione del rischio secondo la Regione Lombardia		79
3.2.3 Analisi relativa del rischio		79
3.2.3.1 Aspetti generali		79
3.2.3.2 Principali modelli internazionali e nazionali HRS, Hazard Ranking System		81

<i>Modello Agape</i>	pag.	83
<i>NCS, National Classification System</i>		83
<i>LR, Modello Lombardia Risorse</i>		84
<i>SP, Modello Snamprogetti</i>		84
<i>CSSM, Contaminated Site Screening Model</i>		85

## **Capitolo 4**

<b>CONCLUSIONI</b>		87
--------------------	--	----

<b>4.1 Strategie di gestione dei suoli contaminati</b>		88
<b>4.2 Strategie per le analisi chimiche</b>		89
<b>4.3 Strategie per i criteri operativi</b>		91

<b>Bibliografia</b>		97
---------------------	--	----

<b>Sintesi delle attività del progetto</b>		101
--	--	-----

<b>Allegati</b>		113
-----------------	--	-----

<b>Allegato 1a</b>	<b>Lista olandese originaria “ABC”</b>	115
<b>Allegato 1b</b>	<b>Lista olandese attuale “AC”</b>	119
<b>Allegato 2</b>	<b>Valori guida “Land Hansestadt Hamburg” per terreni contaminati da oli minerali</b>	127
<b>Allegato 3</b>	<b>Lista inglese “ICRCL”</b>	129
<b>Allegato 4</b>	<b>Valori orientativi “Eikmann-Kloke-Lühr”</b>	133
<b>Allegato 5</b>	<b>Lista canadese</b>	137
<b>Allegato 6</b>	<b>Lista berlinese</b>	145
<b>Allegato 7</b>	<b>Criterio Washington DC</b>	149
<b>Allegato 8</b>	<b>Lista giapponese</b>	153
<b>Allegato 9</b>	<b>Criterio della Regione Piemonte</b>	155
<b>Allegato 10</b>	<b>Criterio della Regione Lombardia</b>	159
<b>Allegato 11</b>	<b>Hazard Ranking System</b>	167
<b>Allegato 12</b>	<b>Modello Agape</b>	173
<b>Allegato 13</b>	<b>National Classification System</b>	177
<b>Allegato 14</b>	<b>Modello Lombardia Risorse</b>	181
<b>Allegato 15</b>	<b>Modello Snamprogetti</b>	185
<b>Allegato 16</b>	<b>Contaminated Site Screening Model</b>	187

<b>Indice analitico</b>		191
-------------------------	--	-----





## Prefazione

Questo volume appartiene a una nuova serie di pubblicazioni, nuova nel contenuto nella veste grafica, che la Fondazione Lombardia per l'Ambiente inaugura a conclusione del programma di valorizzazione dei risultati dei tre importanti progetti da essa promossi e finanziati fra il 1994 e il 1997. Si tratta di ricerche che, facendo perno sulla prevalente collaborazione di istituti universitari e di altri enti di ricerca della nostra regione, sono state proposte e sostenute dalla Fondazione per affrontare importanti questioni di inquinamento e degrado ambientale nel contesto del territorio regionale.

Le tematiche affrontate riguardavano rispettivamente:

1. la gestione del territorio in relazione allo smaltimento dei rifiuti tossico-nocivi (coordinatore Prof. Giuseppe Marchetti, Università di Pavia);
2. gli effetti dell'inquinamento sui sistemi agricoli e forestali (coordinatore Prof. Sergio Cocucci, Università di Milano);
3. la qualità dell'aria nell'area metropolitana milanese e i suoi riflessi sulla salute dell'uomo (coordinatore Prof. Paolo Beltrame, Università di Milano).

I progetti, una volta conclusi, sono stati oggetto di un'attenta opera di valutazione al fine del trasferimento dei loro risultati e della valorizzazione del **know how** maturato nel loro svolgimento. Questo processo è stato affidato a un gruppo di studio formato dai professori Demetrio Pitea (progetto 1), Francesco Sartori (progetto 2) e Bruno Rindone (progetto 3) e dall'avvocato Ada Lucia De Cesaris, esperta in diritto ambientale, per tutti gli aspetti relativi ai rapporti con la Pubblica Amministrazione.

In questo ambito, infatti, si erano voluti individuare gli "utilizzatori finali" dell'azione di trasferimento, secondo una metodologia adottata in sede comunitaria europea, volta a trasmet-

tere i risultati della ricerca scientifica a coloro che sul piano istituzionale (e in seconda istanza anche professionale e produttivo) hanno responsabilità nelle decisioni in campo ambientale. Si è pertanto impostato un programma di **auditing**, grazie anche al proficuo rapporto di collaborazione con l'assessorato all'Ambiente della Regione Lombardia, con le strutture tecnico-amministrative e regionali, per mettere a punto contenuti e finalità del programma di ricerca.

La pubblicazione di questo volume (accanto agli altri otto libri delle tre serie in pubblicazione) conclude questa fase di valorizzazione dei primi tre grandi progetti coordinati di ricerca che consideriamo di sicura rilevanza scientifica, sviluppati dalla nostra Fondazione.

Rivolgiamo un caloroso ringraziamento ai professori Demetrio Pitea, Bruno Rindone e Francesco Sartori e all'avvocato Ada Lucia De Cesaris che hanno diretto con impegno e competenza l'intero programma di valorizzazione insieme con il coordinatore scientifico della Fondazione Prof. Antonio Ballarin Denti. Siamo altresì riconoscenti per l'efficace collaborazione fornita dai funzionari della Regione Lombardia, responsabili dei settori oggetto delle singole opere, e che ringraziamo più specificatamente nelle pagine introduttive dei vari volumi. Gli uni e gli altri hanno fornito un prezioso contributo al nostro programma dimostrando – in coerenza con un paradigma culturale della nostra Fondazione – che scienza e azione politico-amministrativa nel campo ambientale possono trovare un terreno serio e costruttivo di collaborazione e sviluppo comune.

Il Presidente  
**Giovanni Bottari**

## Introduzione

**L**a formulazione e la presentazione alla Fondazione Lombardia per l'Ambiente de Studio di fattibilità per il Progetto di ricerca "Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi" risale al giugno 1992. Nello studio veniva messo in evidenza come le attività di R&S proposte fossero ampiamente giustificate dal sempre più frequente rinvenimento, quasi sempre casuale, di depositi o di ammassi abusivi di rifiuti potenzialmente pericolosi, distribuiti su tutto il territorio nazionale. In particolare, si rilevava la presenza di numerosi siti localizzati in aree a elevata densità di industrializzazione della Regione Lombardia, dei quali una frazione significativa non era direttamente originata da attività industriali ma dovuta allo smaltimento abusivo di rifiuti sul suolo, specialmente nelle adiacenze di importanti vie di comunicazione. Veniva peraltro messo in evidenza come questi eventi incrementassero nella pubblica opinione la già notevole associazione tra "elevato rischio" e "gestione del ciclo dei rifiuti" contribuendo, giustamente e significativamente, allo stabilirsi di situazioni di opposizione a qualsiasi tipo di intervento. Veniva infine evidenziato come la predisposizione dei Piani Regionali per la bonifica di aree inquinate (previsti dal DL 361/87, convertito con modificazioni nella legge 441/87) e dei relativi programmi e progetti di intervento, corredati dalla valutazione delle priorità e dalla stima dei costi, fosse resa difficile dalla carenza di metodologie di individuazione sistematica e di caratterizzazione dei siti nonché di definizione della qualità dei suoli e, quindi, di criteri decisionali ottimali rispetto alla messa in sicurezza e agli interventi di bonifica da effettuare in funzione del ripristino ambientale dell'area e del suo riutilizzo.

Oggi, a progetto di ricerca concluso, la sempre maggiore attualità di queste problematiche rende evidente la lungimiranza dei Proponenti il progetto e della Fondazione Lombardia per l'Ambiente che, dopo aver approvato il progetto esecutivo presentato nel giugno 1993, ha rapidamente finanziato le attività di ricerca, successivamente sviluppate negli anni 1994-1996. Nello stesso tempo, l'attualità giustifica l'ulteriore sforzo fatto dalla Fondazione per la trasfor-

mazione dei risultati delle ricerche in “strumenti operativi”, capaci di evidenziare il carattere sinergico della collaborazione tra il livello istituzionale e il livello scientifico.

Gli obiettivi del Progetto di ricerca “Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi”, del quale era Coordinatore Scientifico il Prof. Giuseppe Marchetti dell’Università degli Studi di Pavia, comprendevano: l’individuazione e il censimento, tramite sistematici piani d’indagine nella Provincia di Pavia, delle aree contaminate a seguito di smaltimento abusivo di rifiuti potenzialmente pericolosi; la loro caratterizzazione, soprattutto ai fini della valutazione del rischio ambientale; la conseguente determinazione delle priorità di intervento; la definizione delle modalità di bonifica o di messa in sicurezza e di recupero finale. Accanto a questi obiettivi, rilevanza non secondaria hanno avuto lo studio di nuove tecnologie di trattamento e di smaltimento di rifiuti potenzialmente pericolosi e gli aspetti giuridici e finanziari.

Per la realizzazione di questi obiettivi, le attività erano state articolate su due linee di ricerca, fra loro strettamente interconnesse:

- **La Linea 1**, della quale era responsabile scientifico il Prof. P.L. Vercesi, aveva per oggetto lo studio dei “Metodi di individuazione, di bonifica e/o di messa in sicurezza e di recupero territoriale delle discariche e degli ammassi abusivi, o comunque non regolamentati, di sostanze tossiche e nocive”.
- **La Linea 2**, della quale era responsabile scientifico il Prof. V. Riganti, aveva per oggetto lo studio di “Nuovi criteri di individuazione di siti ambientalmente idonei alla realizzazione di impianti di stoccaggio provvisorio o definitivo (discariche) di rifiuti tossici e nocivi, con definizione delle tecniche di realizzazione, di conduzione e di recupero finale”.

La natura tipicamente interdisciplinare dei problemi da affrontare richiedeva competenze specifiche nei campi della chimica, della geologia, dell’ingegneria sanitaria, della biologia e microbiologia, della fisica, della medicina del lavoro, delle scienze ambientali, delle scienze economiche e delle scienze giuridiche.

Per soddisfare queste esigenze, erano state attivate 12 Unità Operative (UO) facenti capo all’Università degli Studi di Pavia, all’Università degli Studi di Milano, al Politecnico di Milano e all’Istituto per l’Ambiente di Milano: le UO avevano differente estrazione scientifica e precedenti sostanziali esperienze nel settore.

Alla ricerca ha partecipato anche un gruppo di lavoro dell’Università di Pavia.

Complessivamente, alle attività di ricerca hanno partecipato 75 ricercatori, fra i quali 15 professori ordinari, 20 professori associati, 20 ricercatori universitari, 11 tecnici universitari e 9 neolaureati (con contratti di formazione).

Per l’acquisizione di alcune tipologie di dati è stato necessario ricorrere a collaborazioni esterne. Tra queste, alcune hanno avuto il carattere di vera e propria collaborazione scientifica e hanno portato, di fatto, alla costituzione di nuovi gruppi di lavoro. Una esperienza ha coinvolto l’Istituto CNR-IRRS di Milano e il Centro CNR-ITS di Pomezia, Progetto LARA (Laboratorio Aereo Ricerche Ambientali).

Altre collaborazioni sono state stabilite per servizi e fornitura di attrezzature. Rientrano in questa categoria le sperimentazioni di carattere geofisico eseguite con la collaborazione

della Società GEOINVEST di Piacenza e l'esecuzione di foto dall'alto, effettuata con la collaborazione di Aeroclubs locali.

Molto significativa è anche la collaborazione instaurata fra alcune UO (n° 3, 4 e 5) e il "Gruppo Italiano", coordinato da ENEA-UNICHIM, nell'ambito del Programma di ricerca "Studio comparativo su siti contaminati", che operava nell'ambito di una iniziativa della CEE. Lo scopo era quello di mettere a confronto le tecniche e le metodologie utilizzate in diversi Paesi europei e finalizzate alle attività di bonifica di un sito per pervenire, in prospettiva, a una direttiva comunitaria in materia di recupero ambientale dei siti.

Infine, appare opportuno citare che il Consiglio Nazionale delle Ricerche, nell'ambito del Progetto Strategico "Sistemi naturali e antropici: analisi delle trasformazioni ambientali, modelli di controllo e ipotesi di intervento", ha inserito il Sottoprogetto "Identificazione, caratterizzazione e recupero di aree contaminate" che riprende ed estende alcuni temi del Progetto della Fondazione Lombardia per l'Ambiente; in questo Sottoprogetto sono inserite due UO coordinate dai professori G. Marchetti e V. Vaccari.

Di seguito, sono riportati i dati relativi alle linee di ricerca e alle Unità Operative. Nell'Allegato, sono schematicamente riassunte le attività di ricerca e i risultati ottenuti da ciascuna UO.

#### LINEE DI RICERCA E UNITÀ OPERATIVE

- **Valutazione di impatto ambientale delle discariche di rifiuti tossici e nocivi in relazione a differenti tipologie di intervento e di recupero**  
Dipartimento di Biologia Animale - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: Prof.S. Malcevschi
- **Criteri e metodologie di individuazione e caratterizzazione chimica di sostanze inquinanti in siti contaminati. Valutazione dei trattamenti in sito e negli impianti di rifiuti tossici e nocivi**  
Dipartimento di Chimica Generale - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: Prof. T. Soldi
- **Rifiuti tossici e nocivi: valutazione critica dei trattamenti di bonifica in sito e negli impianti**  
Dipartimento di Chimica Generale - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: Prof. V. Riganti
- **Strumenti economico-giuridici per il controllo e la gestione dei rifiuti tossici e nocivi**  
Dipartimento di Ricerche Aziendali - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: Prof. V. Vaccari
- **Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici e geofisici connessi alle problematiche dell'individuazione e della bonifica delle discariche abusive occultate**  
**Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici, geofisici e geotecnici inerenti all'individuazione e alla caratterizzazione di siti idonei alla realizzazione di discariche controllate e alle metodologie da seguire per la loro progettazione**  
Dipartimento di Scienze della Terra - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: Prof. P.L. Vercesi

- **Criteri per la progettazione delle discariche controllate**  
Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: *Prof. G. Urbini*
- **I trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti tossici e nocivi**  
Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: *Prof. C. Collivignarelli*
- **Valutazione del rischio e definizione di metodologie di prevenzione e controllo a tutela della salute pubblica**  
Dipartimento di Medicina Preventiva Occupazionale e di Comunità - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: *Prof. C. Meloni*
- **Individuazione di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica**  
**Criteri geobotanici per la collocazione di discariche; reinsediamento della copertura vegetale su discariche; programma di monitoraggio sull'evoluzione dei ripristini della vegetazione**  
Istituto di Botanica - Università degli Studi di Pavia  
Responsabile: *Prof. A. Pirola*
- **Tecniche di bonifica di terreni contaminati: valutazione dei campi di applicazione ottimali e delle procedure di svolgimento degli studi di fattibilità**  
Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento - Politecnico di Milano  
Responsabile: *Prof. L. Bonomo*
- **Impatto di discariche sulle componenti biotiche e abiotiche dei corpi idrici superficiali e sotterranei**  
Dipartimento di Scienze Ambientali - Università degli Studi di Milano  
Responsabili: *Prof. R. Marchetti e Prof. A. Occhipinti*
- **Gli interventi sul percolato**  
**Formazione, trattamento e smaltimento del percolato prodotto da discariche per rifiuti speciali**  
Istituto per l'Ambiente - Milano  
Responsabile: *Ing. G. Bressi*

*I risultati prodotti da questo progetto di ricerca sono stati numerosi e ricchi di dati, informazioni e proposte di sicuro interesse.*

*Le esigenze di valorizzazione e trasferimento dei risultati, così come definite dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente, hanno tuttavia imposto di operare delle scelte nella realizzazione dei prodotti.*

Le scelte effettuate non hanno una giustificazione di merito, ma sono fondate esclusivamente sull'esigenza di avviare l'attività di trasferimento in tempi rapidi e di rispondere alle richieste di informazione e approfondimento su temi specifici, individuati dall'amministrazione regionale in quanto ritenuti di maggiore attualità.

Pertanto, su questa base e per questa prima fase, il Gruppo di lavoro costituito per la valorizzazione del Progetto di ricerca "Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi" ha predisposto tre pubblicazioni che trattano, rispettivamente, i "Criteri per la valutazione della qualità dei suoli", la "Individuazione, caratterizzazione e campionamento di ammassi abusivi di rifiuti pericolosi" e i "Criteri per la realizzazione di impianti di stoccaggio di rifiuti residui".

Queste pubblicazioni sono il risultato di uno specifico lavoro di organizzazione, sistemazione e, in alcuni casi, implementazione di quanto emerso dal lavoro svolto dalle Unità Operative esplicitamente citate in ciascun volume.

Ciascuna delle tre pubblicazioni, il cui contenuto è descritto nelle relative introduzioni, ha un obiettivo specifico. In particolare: la prima vuole fornire strumenti di base e procedure operative per poter procedere nella valutazione della qualità dei suoli; la seconda vuole fornire una panoramica dello stato dell'arte delle metodologie di individuazione e caratterizzazione di siti oggetto di scarico abusivo; la terza vuole fornire strumenti di base da utilizzare per l'individuazione dei siti, per la progettazione e costruzione di discariche, per il loro collaudo e gestione.

Come detto, un importante supporto nella realizzazione di queste pubblicazioni è stato fornito dalla Regione Lombardia; si desidera, in particolare, ringraziare l'Ing. Mille e il Dr. Di Nuzzo, che hanno collaborato e fornito preziosi consigli per il perseguimento dell'obiettivo di fornire prodotti accessibili e utilizzabili anche da parte di chi ha precise responsabilità operative oltre che istituzionali.

Infine, è importante rilevare che il Gruppo di lavoro ha già individuato altre possibili pubblicazioni, con le quali concludere il programma di trasferimento e valorizzazione di tutti i risultati della ricerca. Questa possibilità è oggi oggetto di valutazione da parte della Fondazione.

**Demetrio Pitea  
e Ada Lucia de Cesaris**





*La ricerca è stata effettuata dal “Gruppo di lavoro sulla qualità dei suoli”  
coordinato dal Prof. Vincenzo Riganti e composto da:  
Prof. Gianni Andreottola, Dr. Cristina Cordoni, Dr. Andrea Lazzarini,  
Prof. Sergio Malcevschi, Prof. Giuseppe Marchetti, Dr. Cecilia Pasquini,  
Prof. Teresa Soldi, Prof. Vittorio Vaccari, Prof. Pier Luigi Vercesi.*

*Il Volume è stato elaborato e redatto da un gruppo di lavoro coordinato  
dal Prof. Demetrio Pitea e dall’Avv. Ada Lucia De Cesaris e composto da:  
Dr. Marina Lasagni, Dr. Raffaella Pogliani.*

*Si ringraziano l’Ing. Cinzia Acaia e il Dr. Di Nuzzo per i preziosi suggerimenti.*



Capitolo 1

**Considerazioni  
generali**

La pubblicazione dello studio coincide con l'emanazione nell'ordinamento italiano della nuova disciplina in materia di rifiuti (decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22). La nuova normativa introduce per la prima volta nell'ordinamento italiano una disciplina anche in materia di "bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati" (art. 17).

La disposizione concernente la bonifica e il risanamento dei siti dovrà essere ulteriormente definita e attuata attraverso successivi interventi normativi, per alcuni dei quali il contenuto del presente studio può rappresentare sicuramente un importante strumento di lavoro.

## **1.1 Finalità dello studio**

L'identificazione, la caratterizzazione e il recupero di aree contaminate costituiscono oggi un problema ambientale di prioritaria importanza, sia a livello europeo che a livello nazionale. Nei maggiori paesi industrializzati, il problema dei terreni contaminati si è evidenziato in tutta la sua gravità alla fine degli anni Settanta, in seguito all'identificazione di casi di grave inquinamento del suolo derivanti da depositi di rifiuti chimici (Love Canal negli Stati Uniti, Georgswerder in Germania) o in conseguenza del recupero di aree, precedentemente occupate da industrie, che sono risultate pesantemente contaminate (aree siderurgiche, petrolchimiche ecc.). Per dare un'idea delle dimensioni del problema: una stima del 1987 (Gieseler, 1987) valutava in 120.000-150.000 i siti sospetti soltanto per la Comunità Europea. Sulla base dell'esperienza di paesi come la Germania, risulta che il 50% dei siti industriali e il 20-30% delle vecchie discariche richiedono misure di risanamento (Franzius, 1986).

Nello studio viene disegnato un quadro critico della situazione internazionale e nazionale sul piano normativo e delle scelte operative, di aspetti metodologici per la caratterizzazione dei siti contaminati e dei criteri per la definizione della qualità dei suoli. Nella parte finale vengono formulate alcune proposte su aspetti tecnici, gestionali e normativi. L'obiettivo è quello di fornire ai decisori uno strumento utile per la definizione delle scelte di loro competenza.

## **1.2 Panorama della situazione internazionale e italiana**

### **1.2.1 Le possibili strategie**

In molti paesi europei, il territorio è una risorsa scarsa e, quindi, la presenza di aree industriali dismesse e di siti contaminati da discariche abusive, oltre a rappresentare un pericolo per l'ambiente, costituisce un danno di carattere economico. Questo vale in particolar modo per l'Italia, paese nel quale la percentuale di territorio montuoso è molto alta e la densità di abitanti nelle aree di pianura è molto elevata.

L'esame delle normative ambientali vigenti nei principali paesi industrializzati mette in evidenza che, per la definizione e la valutazione dei siti contaminati, sono stati proposti e attuati tre tipi di strategie:

- Confronto tabellare tra parametri analitici determinati *in loco* e valori tabulati come "normali" o di base.

- Analisi di rischio relativa, con la quale la valutazione viene effettuata attraverso punteggi. Il risultato è una graduatoria di pericolosità relativa dei siti presi in considerazione.
- Analisi di rischio assoluta, con la quale, per ciascun sito, si valuta il livello di rischio vero e proprio.

Allo stato attuale, non appare possibile fare una scelta univoca, accettata da tutti, perché situazioni diverse possono richiedere strategie diverse. Comunque, il dibattito tecnico e scientifico è molto vivo.

Un certo consenso è stato raggiunto sulla opportunità di un utilizzo integrato delle varie strategie e sul fatto che l'analisi di rischio assoluta richiede un insieme di conoscenze difficile da raccogliere in modo accurato e preciso. Per questo motivo, alcuni Autori (Coppetti, Cassar, Bartolozzi, 1995) propongono che, in una prima fase, si ricorra a una analisi di rischio con un sistema a punteggio, seguita dall'applicazione di una predefinita lista di concentrazioni limite. Altri Autori, invece, propongono di adottare come punto di partenza il confronto di carattere tabellare, seguito da una qualche forma di analisi del rischio.

Si ritiene opportuno mettere in evidenza che, nell'impostazione generale di questo studio, è stato adottato il seguente punto di vista: l'obiettivo del recupero, inteso come qualità del sito da conseguire attraverso la bonifica, non è necessariamente quello di riportare il sito nelle condizioni precedenti alla contaminazione. L'intervento di bonifica deve essere graduato in funzione degli obiettivi che si vogliono raggiungere (per esempio, la destinazione d'uso del sito).

### 1.2.2 Siti contaminati e politiche di intervento

Non è semplice dare una definizione precisa e univoca di "sito contaminato": ne è prova il fatto che fino a oggi non esiste, per esempio nell'Unione Europea, una definizione concordemente accettata. Vari Stati membri hanno infatti adottato differenti definizioni, non sempre pienamente omogenee tra loro, come dimostrato dal seguente elenco.

**Danimarca:** "terreno che rappresenta una minaccia alle risorse idriche sotterranee o alla salute di coloro che vi risiedono" (Danish National Agency on Environmental Protection, 1985);

**Germania:** "terreno che potenzialmente provoca un impatto negativo, diretto o indiretto, sulla salute e sul benessere dell'uomo e delle risorse naturali economicamente importanti come bestiame, coltivazioni agricole, acquiferi ecc." (Federal Ministry for Research and Technology - BMFT, 1981);

**Gran Bretagna:** "terreno che, a causa dell'uso che ne è stato fatto in precedenza, contiene attualmente sostanze che ne possono compromettere il riutilizzo previsto; pertanto, necessita di uno studio approfondito atto a stabilire se il riutilizzo proposto sia attuabile o se, altrimenti, risulti indispensabile qualche azione di risanamento" (Department of Environment, DOE, 1983);

**Olanda:** "terreno che contiene sostanze pericolose in concentrazioni superiori a quelle normalmente attese e nel quale una o più funzioni risultano irrimediabilmente compromesse" (Soil Protection Act, 1987).

Neanche da un punto di vista più strettamente scientifico è stato finora possibile, a livello dei vari Stati Europei, giungere a una definizione comune del concetto di area contaminata. Tuttavia, ai fini dell'attribuzione di questa "qualifica" a un sito, è possibile utilizzare alcuni criteri che fanno essenzialmente riferimento a: (i) tipologia del-

l'area; (ii) presenza di particolari contaminanti e superamento di valori limite di concentrazione, qualora normati; (iii) esistenza di una situazione di rischio per l'uomo, per l'ambiente e per il territorio; (iv) individuazione della sorgente di contaminazione; (v) vulnerabilità del sito.

### 1.2.3 La normativa in Italia

Mentre in molti paesi europei sono stati intrapresi programmi di risanamento, in Italia è mancata una politica organica sulle aree contaminate. Sino all'approvazione del recente decreto legislativo n. 22 del 5 febbraio 1997, l'unico provvedimento di riferimento era infatti rappresentato dal decreto ministeriale del 16 maggio 1989, con il quale il Ministero dell'Ambiente aveva fornito le Linee Guida per l'elaborazione e la predisposizione dei Piani Regionali di Bonifica di aree contaminate, definite come tutte quelle "venute a contatto accidentale o continuativo" con i rifiuti potenzialmente tossici o nocivi.

Le aree da considerare sono:

- siti interessati da attività minerarie in corso o dismesse;
- aree industriali dismesse;
- aree interessate da rilasci accidentali di sostanze pericolose;
- siti adibiti a discariche non autorizzate, operative o dismesse;
- aree interessate da operazioni di adduzione e stoccaggio di idrocarburi;
- siti utilizzati per lo spandimento non autorizzato di fanghi, rifiuti speciali e rifiuti tossici e nocivi.

Il decreto tuttavia non contiene indicazioni in merito alle procedure d'analisi, ai criteri di valutazione del rischio, ai metodi di risanamento e agli aspetti amministrativi.

Ora, come si è già detto, le cose potrebbero cambiare sostanzialmente e anche l'Italia, di qui a breve, potrebbe risultare dotata di idonei strumenti di intervento per le aree contaminate.

Per il momento è possibile soltanto enunciare il contenuto delle disposizioni di carattere generale, in attesa che successivi atti di regolamentazione completino in modo adeguato il quadro normativo.

Innanzitutto, l'art. 6 del decreto legislativo n. 22 fornisce alcune definizioni, quali quella di **bonifica**: "ogni intervento di rimozione della fonte inquinante e di quanto dalla stessa contaminato fino al raggiungimento dei valori limite conformi all'utilizzo previsto dell'area" e di **messa in sicurezza**: "ogni intervento per il contenimento o isolamento definitivo della fonte inquinante rispetto alle matrici ambientali circostanti".

Nella definizione di bonifica viene introdotto il principio del raggiungimento del valore limite conforme all'utilizzo previsto dell'area.

Principio importante come si può anche ricavare dal contenuto del successivo art. 17 del medesimo decreto, che nel secondo comma prevede: *chiunque cagiona il superamento dei limiti di accettabilità della contaminazione dei suoli, delle acque superficiali e delle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti, ovvero determina un pericolo concreto è "tenuto a procedere a proprie spese agli interventi di messa in sicurezza, di bonifica e di ripristino ambientale delle aree inquinate e degli impianti dai quali deriva il pericolo di inquinamento"*.

Dunque il punto focale e determinante nella nuova disciplina italiana in materia di bonifica e ripristino ambientale delle aree inquinate è rappresentato dalla **previsione**

**della predisposizione di criteri di identificazione della qualità dei suoli, delle acque superficiali e sotterranee con specifico riferimento alle destinazioni d'uso delle aree.** Da ciò conseguirà la determinazione di "limiti di accettabilità di contaminazione".

Inoltre, la norma prevede che vengano espressamente definite sia le procedure di riferimento per il prelievo e l'analisi dei campioni sia i criteri generali per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, nonché per la redazione dei progetti di bonifica (art. 17, primo comma, decreto legislativo n. 22).

Il Ministero dell'Ambiente avrebbe già dovuto provvedere (il termine di attuazione previsto era il 2 giugno 1997) alla disciplina degli aspetti qualitativi e delle procedure di intervento di cui si è appena fatto cenno.

In attesa che venga attuato quanto previsto dall'art. 17 del decreto legislativo n. 22, va peraltro ricordato che su tale materia alcune regioni, anche in attuazione del decreto ministeriale del 1989, hanno emanato leggi regionali (Piemonte, Toscana, Lombardia, Emilia-Romagna e Veneto).

Pur in un quadro normativo non uniforme, giustificato anche dalla disomogeneità delle situazioni geologiche e idrogeologiche presenti nelle varie regioni, vi è una generale tendenza verso l'adozione di un processo a tre stadi: (i) valutazione del sito, sulla base dei dati disponibili (o facilmente acquisibili) e del loro confronto con parametri tabulati; (ii) valutazione del rischio, utilizzando procedure di diversa complessità; (iii) definizione degli interventi di messa in sicurezza o di bonifica.

Nello studio del sito e negli interventi si tiene conto delle caratteristiche dell'area circostante il sito contaminato e della destinazione d'uso attuale o prevista per il futuro. Le categorie solitamente identificate sono: (i) aree agricole e verdi (parchi pubblici, giardini ecc.); (ii) aree residenziali e destinate ai servizi (scuole, ospedali ecc.); (iii) aree industriali e aree destinate a strutture di trasporto (parcheggi, strade ecc.).

Si ritiene infine opportuno ricordare alcune iniziative di carattere nazionale in questo settore.

L'associazione italiana di unificazione dell'industria chimica, UNICHIM, ha pubblicato un manuale abbastanza completo, di carattere generale, che può costituire un utile supporto per il legislatore.

La stessa UNICHIM e ENEA hanno costituito un gruppo di lavoro multidisciplinare che coinvolge Enti pubblici, privati e ambienti universitari, con il compito di approfondire le tematiche inerenti la caratterizzazione di siti contaminati.

Sulla base dell'attività finora svolta, il gruppo di studio ha proposto il seguente schema di intervento:

- raccolta delle informazioni disponibili sul sito; effettuazione delle analisi di base (materiali, acque potenzialmente coinvolte); confronto con parametri tabulati; valutazione dell'attribuzione della qualifica qualitativa di "pericoloso"; inserimento nell'inventario oppure archiviazione;
- analisi di rischio relativo, con un sistema a punteggi, per definire la presenza di un rischio significativo e graduare le necessità di approfondimento dell'indagine;
- effettuazione di ulteriori indagini e dell'analisi del rischio assoluta;
- progettazione dell'intervento, con definizione degli obiettivi di bonifica.

La prima delle possibili strategie (confronto con valori tabulati) è quella più sempli-

ce da attuare. A livello internazionale e nazionale sono state redatte e/o adottate numerose tabelle di qualità dei suoli, in continua evoluzione, per tener conto delle differenze territoriali e della destinazione d'uso finale dell'area.

La seconda strategia è quella generalmente utilizzata per costruire una lista di priorità di intervento mediante adozione di criteri valutativi che tengano conto delle caratteristiche idrogeologiche dell'area, della pericolosità degli inquinanti presenti, nonché di una valutazione semiquantitativa del pericolo che la presenza dell'inquinamento può comportare, in particolare alla salute dell'uomo.

La terza strategia è più complessa ma arriva a quantificare il danno sull'uomo provocato dalla presenza degli inquinanti e permette di stimare la concentrazione residua minima accettabile, con una ricaduta sull'eventuale processo di bonifica.

Per una valutazione sperimentale delle strategie di intervento, il Consiglio Nazionale delle Ricerche ha finanziato specifiche attività di ricerca nell'ambito del sottoprogetto "Identificazione, caratterizzazione e recupero di aree contaminate" del Progetto Strategico "Ambiente e Territorio".

#### 1.2.4 La normativa in Olanda

In Olanda è stato emanato un *Soil Protection Act*, basato sul principio della multifunzionalità dei suoli, che afferma che il numero di funzioni che un suolo può avere non deve essere ridotto per effetto di attività antropiche. È in tal modo possibile mantenere aperte, per il futuro, tutte le possibilità d'uso.

La normativa olandese considera il recupero dei siti contaminati come una fase della protezione del suolo: è quindi in accordo con la Carta Europea dei Suoli, pubblicata nel 1972 dal Consiglio d'Europa, e con la teoria dello sviluppo sostenibile contenuta nel rapporto Brundtland (1987). In altri paesi, protezione del suolo e recupero dei suoli contaminati sono meno strettamente legati e gli interventi di recupero vengono previsti solo quando la contaminazione costituisca un grave ostacolo all'uso del sito. Ovviamente, non sempre è possibile, in pratica, restituire un suolo contaminato alla multifunzionalità degli usi ma questa impossibilità non determina la politica generale di intervento.

La protezione dei suoli si basa sul contenimento delle emissioni contaminanti puntuali e sul bilanciamento delle emissioni diffuse. Lo spargimento di residui zootecnici, per esempio, deve essere limitato alle quantità che possono essere rimosse tramite il drenaggio nel sottosuolo, la volatilizzazione, la decomposizione e l'assorbimento da parte dei vegetali, fermo restando che queste "emissioni" non devono deteriorare le acque superficiali e l'atmosfera.

La concreta necessità di graduare gli interventi di ripristino impone di affrontare lo studio dei siti contaminati in più stadi, alla fine dei quali si assume una decisione operativa.

Nel primo stadio si deve dare una risposta alla domanda: *il sito è inquinato?*

La risposta viene data confrontando i risultati ottenuti dalle analisi del suolo e delle acque sotterranee con valori tabulati (C): se i valori tabulati sono superati, è necessario un intervento (*soglia di intervento*). L'intervento deve essere spinto fino al raggiungimento di valori analitici compresi in una seconda tabella, la *tabella degli obiettivi* (A). Le priorità di intervento sui siti sono stabilite dal superamento di una *soglia di attenzione* che, per ciascun parametro, è definita dal superamento del valore  $(A+C)/2$ . In questi



casi, l'indagine deve essere approfondita. Se risultano superati i valori della soglia d'intervento C, il sito viene classificato come "seriamente inquinato" ed entra nel programma di intervento.

La successiva domanda è: *il recupero ambientale del sito è urgente?*

La risposta viene data verificando il rischio per l'uomo, l'impatto ambientale e la mobilità degli inquinanti. Per calcolare l'esposizione umana si utilizza un modello che permette di valutare se l'esposizione porta a un superamento dell'*assunzione giornaliera tollerabile* o del *massimo rischio tollerabile*. Le valutazioni di impatto ambientale e di mobilità tengono conto delle dimensioni del sito, della sua destinazione d'uso (aree naturalistiche, residenziali, agricole, industriali ecc.) e della eventuale contaminazione rilevata nelle acque superficiali, sotterranee, sedimenti ecc. I siti che risultano classificati ai vertici della scala delle urgenze devono essere bonificati entro 4 anni.

In linea di principio, l'intervento deve ripristinare la multifunzionalità del suolo. Qualora questo non sia possibile per vari motivi (comparsa di altri problemi ambientali, ragioni tecniche, costi troppo elevati ecc.), il sito, bonificato a minor livello, deve essere comunque messo in sicurezza, sottoposto a monitoraggio e soggetto a severe restrizioni dei possibili usi.

Sempre in linea di principio, i costi di bonifica sono a carico dell'inquinatore. Accanto al programma di intervento pubblico, vi è quindi un programma di intervento privato, finanziato da chi ha provocato il danno.

La normativa olandese ha avuto una larga risonanza in Europa e ha fornito la base per leggi e regolamenti di altri Stati.

### 1.2.5 La normativa in Gran Bretagna

La più recente normativa, che riguarda solo alcuni aspetti della bonifica dei siti contaminati, è riportata nell'*Environmental Agency Act* del 1995; i Regolamenti e le linee guida sono emanate dal Department of the Environment. Non c'è una esplicita legislazione per la difesa del suolo: la materia è incorporata in varie norme nazionali e regionali.

La politica della Gran Bretagna è fondata sul principio "inquinatore-pagatore" e tende a rispondere alla domanda "quanto un sito deve essere pulito?" piuttosto che alla domanda "quanto un sito pulito è veramente pulito?". Il concetto di fondo è che una politica volta a ripristinare la multifunzionalità di un sito comporta la sottrazione di risorse (scarse) da altri impieghi che potrebbero portare maggiori benefici ambientali e sociali. Tuttavia, se si vuole modificare la destinazione d'uso di un sito, è possibile effettuare ulteriori indagini e interventi.

Gli obiettivi da perseguire, in ordine successivo, sono: identificazione del potenziale pericolo rappresentato da un suolo contaminato; valutazione del rischio; studio delle misure necessarie per eliminare o controllare il rischio identificato; sviluppo del progetto di intervento e sua attuazione.

I criteri di qualità del suolo vengono riportati in Linee Guida e sono costituiti da tabelle che, in relazione alla destinazione d'uso del suolo, forniscono le *concentrazioni di soglia* e quelle di *azione* per un certo numero di contaminanti. Le concentrazioni di azione sono intese come "valori guida", da valutare in base all'esperienza professionale degli operatori. Se alcuni valori di concentrazione si collocano tra i valori di soglia e quelli di azione, si deve assumere una decisione sull'*opportunità* di effettuare un

intervento di bonifica o di variare la destinazione d'uso del suolo. Se vengono superati i valori di azione, è invece *inevitabile* un intervento o di bonifica o di modifica della destinazione d'uso.

Qualora questi criteri tabellari non risultino applicabili (per esempio, per la mancanza di valori limite per certe sostanze), si deve ricorrere a una specifica analisi del rischio.

La normativa inglese introduce le seguenti definizioni (Harris, Herbert, Smoth, 1995):

- per *contaminazione* si intende “la presenza nell’ambiente di una sostanza di origine antropica o di un agente o di energia che può causare danni”;
- per *inquinamento* si intende “l’introduzione da parte dell’uomo nell’ambiente di sostanze, agenti o energia in quantità o concentrazione sufficiente a causare: rischio per la salute umana; danno per le risorse viventi, i sistemi ecologici, le opere dell’uomo e il paesaggio; interferenza con gli usi legittimi dell’ambiente”.

Si distingue quindi tra “qualità”, intesa come presenza di un contaminante che potrebbe non dare luogo a rischio significativo, e “concentrazione o quantità”, intese come presenze che possono dare luogo a rischio significativo.

La differenza non è traducibile immediatamente in termini operativi (si noti che la stessa definizione figura nella normativa italiana contro l’inquinamento atmosferico, DPR 203/88). La traduzione in termini operativi ha luogo attraverso un processo di *gestione del rischio* che è “il processo mediante il quale si decide di accettare un rischio riconosciuto o accertato e/o di attuare interventi per ridurre le conseguenze o la probabilità che accada”.

Questa definizione mette in evidenza la differenza rispetto all’impostazione olandese: la decisione può essere quella di accettare il rischio oppure quella di intervenire per ridurlo.

Nell’attuazione concreta, il riconoscimento e la valutazione del rischio vengono definiti attraverso l’impiego di standard tabulati e analisi del rischio, qualitative o quantitative, riferite al sito e sulla base dell’attuale o futura destinazione del sito stesso. Sono anche possibili combinazioni di queste tecniche, non secondo schemi legislativi predeterminati, ma seguendo una serie di Linee Guida redatte dal *Department of the Environment* e da altri organismi, tra i quali la *Construction Industry Research and Information Association*. Queste indagini definiscono lo sviluppo della strategia di intervento e l’attuazione dell’intervento stesso.

### 1.2.6 La normativa in Germania

Nella normativa tedesca, i siti nei quali sono stati abbandonati rifiuti (discariche, stoccaggi) e le aree industriali dismesse (nelle quali erano state utilizzate sostanze pericolose per l’ambiente) devono essere censiti dalla pubblica autorità. Questa ha il compito di selezionare, dall’insieme dei siti censiti, quelli per i quali è richiesto un intervento immediato oppure un approfondimento della reale situazione di rischio. I singoli *land* operano in modo autonomo, ma utilizzano definizioni uniformi per quanto riguarda le Linee Guida e gli standard, in modo da pervenire a criteri di classificazione comuni.

Vengono definiti: (i) *valori di fondo*, o normali, riferiti all’ambiente circostante il sito sospetto. Il superamento (in misura significativa) di questi valori comporta un ap-

profondimento dell'indagine; (ii) *valori di attenzione*, indicativi di un significativo rischio di danno ambientale; (iii) *valori di azione*, che comportano la necessità di interventi di difesa. Le caratteristiche delle acque sotterranee vengono usate come elemento di valutazione, ma senza limiti vincolanti.

Sulla base di questi standard comuni, ciascun *land* ha redatto uno schema di classificazione e di intervento, che porta alla elaborazione di piani di risanamento specifici per ciascun sito. Per la definizione delle priorità si utilizzano spesso “matrici valutative a punti”, che comprendono sia parametri oggettivi di rischio sia valutazioni di tipo politico-sociale.

Il Governo Federale ha in preparazione una legge sulla protezione dei suoli e sulla bonifica dei terreni contaminati, valida per tutto il territorio nazionale.

## 1.3 Definizione e significato di alcuni termini

### 1.3.1 Siti contaminati o siti pericolosi?

L'utilizzo dei termini “inquinato”, “contaminato” e analoghi per definire la “non naturalità” di un sito può indurre a ritenere che, sempre e in ogni caso, i siti che rientrano in tale definizione debbano essere ricondotti nella “normalità”.

Un esempio di questa strategia è quello olandese: come detto, un “sito contaminato” ha valori di concentrazione di contaminanti superiori a predeterminati valori limite e questo comporta comunque un intervento di bonifica, senza tener conto dell'ammontare del danno che può derivare dalla presenza dell'inquinamento nel sito.

In altri paesi si preferisce invece parlare di “siti pericolosi”.

La differenza è rilevante, sia a livello di definizione che a livello di valutazione della necessità di intervento. La pericolosità, infatti, è una caratteristica intrinseca (a una sostanza, a un preparato, alla situazione di un sito): da essa non discende la necessità di procedere all'eliminazione del pericolo ma dell'adozione di provvedimenti atti a ridurre il rischio a livelli ritenuti accettabili.

Un esempio, che può servire a chiarire il concetto: le discariche controllate sono intrinsecamente pericolose (sia che contengano rifiuti urbani sia che contengano rifiuti tossici e nocivi) ma, nella loro progettazione, costruzione e gestione il rischio deve essere minimizzato mediante opportuni accorgimenti.

Con questa impostazione, che ha come punto di partenza la pericolosità di un sito e come punto di arrivo la riduzione del rischio a un livello ritenuto accettabile (si tenga ben presente che il concetto di *pericolo*, che è una caratteristica intrinseca alle sostanze presenti in un sito, è ben distinto da quello di *rischio*, che è la probabilità che ne derivi un danno), il problema pratico da risolvere è quello di stabilire i criteri di riconoscimento della pericolosità di un sito assieme a quelli per la riduzione del rischio.

### 1.3.2 La pericolosità intrinseca

Un sito può essere intrinsecamente pericoloso per cause del tutto naturali, che non sempre sono riconosciute: presenza di radioattività naturale, di minerali di mercurio, arsenico ecc. L'origine naturale nulla toglie alla pericolosità di questi siti e pone comunque la necessità di tenere comportamenti adatti a ridurre il rischio che ne deriva e, eventualmente, di imporre questi comportamenti per via normativa. È tuttavia im-

pensabile, per esempio, una bonifica della zona del Monte Amiata o degli strati geologici della Lombardia orientale che, contenendo arsenico, contaminano l'acqua delle falde che li attraversano.

È invece opportuno o necessario intervenire in un sito che, reso pericoloso da attività umane, presenti rischi ritenuti non accettabili per un soggetto ricettore, opportunamente scelto.

Anche la definizione del livello di rischio "accettabile" non è semplice.

Se si volesse eliminare qualsiasi incidenza negativa derivante dall'uso di sostanze e preparati "pericolosi", si dovrebbe escluderli tutti dalla produzione e dall'uso. Viceversa, questo viene fatto solo per certe sostanze (per esempio, l'amianto) o per particolari usi (il divieto all'impiego dei fluoroclorocarburi non si estende, almeno fino a oggi, alle applicazioni mediche).

### 1.3.3 La pericolosità relativa

Una notevole attenzione deve essere posta anche all'individuazione, in concreto e non in astratto, del ricettore da tutelare.

L'affermazione che "un sito è contaminato quando può arrecare danno agli esseri umani, alle piante e agli animali che vengono a contatto con esso o con sostanze che, a loro volta, vengono alterate da tale contatto" può essere valida e anche corretta come posizione di principio ma deve essere trasformata in criteri operativi.

Appare quindi necessario elaborare *criteri definitivi* (quando un sito è pericoloso) e *classificatori* (qual è il grado di rischio che ne deriva e per chi) che consentano di compilare un elenco di siti pericolosi, ordinarli gerarchicamente, stabilire una soglia di intervento e fissare un livello di riduzione del rischio ritenuto accettabile nei confronti del ricettore (o dei ricettori) opportunamente scelto.

Infatti, se la tutela e l'intervento fossero generalizzati, tenuto conto del numero di interventi necessari e del fatto che le risorse disponibili sono limitate, si giungerebbe rapidamente alla paralisi del sistema di interventi.

Si osservi che l'opportunità di intervento può nascere anche in presenza di siti contaminati da materiali non pericolosi. Per esempio, una discarica di residui lapidei derivanti dalla lavorazione di graniti può non comportare alcun pericolo verso ricettori ritenuti meritevoli di tutela ma, se localizzata in area a vocazione turistica e/o ricreativa, può determinare un danno economico tale da rendere opportuna la sua rimozione. Situazioni di questo genere, pur possibili e realmente esistenti, rientrano nel più generale problema dell'ottimizzazione dell'uso del territorio e non sono state prese in considerazione in questo studio.

### 1.3.4 Sviluppo del concetto di sito pericoloso: tre casi caratteristici

In relazione alla discussione sul significato della terminologia, vengono di seguito sviluppate alcune considerazioni sull'attribuzione della qualifica di "pericoloso" a tre tipologie di situazioni che possono anche coesistere nello stesso sito: un impianto industriale dismesso, una discarica abusiva e un suolo contaminato.

#### *Impianto industriale dismesso*

Un primo criterio di pericolosità può essere costituito dalla presenza di sostanze o preparati pericolosi, ai sensi della normativa sulla classificazione, etichettatura e imbal-

laggio delle sostanze pericolose emessa in attuazione delle direttive emanate dal Consiglio e dalla Commissione delle Comunità europee.

L'utilizzo (qualitativo) di questo elenco è più conservativo rispetto all'utilizzo dell'elenco delle sostanze che possono rendere tossico e nocivo un rifiuto che le contiene. Difatti, un sito può essere pericoloso perché contiene sostanze infiammabili, o corrosive o esplosive mentre non necessariamente le stesse sostanze rendono tossico e nocivo il rifiuto che le contiene. Si ricorda che l'attribuzione della qualifica di tossico e nocivo a un rifiuto (qualificazione unica) fa largo uso delle qualificazioni di molto tossico (T+), tossico (T) e nocivo (Xn) delle sostanze (considerate come merci) che contiene.

Si tenga inoltre conto che la nozione di rifiuto tossico-nocivo oggi deve ritenersi superata e sostituita dalla nozione di rifiuto pericoloso di cui al nuovo decreto legislativo n. 22 (art. 7, comma 4, allegato "D").

L'identificazione della presenza (qualitativa) di sostanze e di preparati pericolosi dovrebbe essere seguita da un criterio quantitativo, in analogia a quanto viene fatto per l'applicazione del DPR 175/88, in materia di rischi di incidenti rilevanti, che prende in considerazione non soltanto la natura delle sostanze presenti nell'impianto ma anche la loro quantità.

Deve essere quindi fatta una distinzione tra "siti dismessi", nei quali sono presenti sostanze pericolose senza evidenze di inquinamento in atto, e "siti pericolosi", per i quali sono evidenti i rischi di contaminazione dell'ambiente esterno all'impianto.

#### *Discarica abusiva*

Una discarica abusiva deve essere caratterizzata sulla base delle tipologie di rifiuti che contiene.

Anche in questo caso, è legittimo chiedersi se sia corretto utilizzare, come criterio di caratterizzazione, la sola presenza di rifiuti tossici e nocivi. Difatti, la definizione di un rifiuto come "tossico e nocivo", che è aggettivazione unica a differenza di quanto avviene per le sostanze e i preparati, sottolinea di fatto una particolare pericolosità per l'uomo e per l'ambiente nella fase di smaltimento.

Un rifiuto che contiene sostanze corrosive o infiammabili non è necessariamente classificato come tossico e nocivo. La motivazione implicita è che questo tipo di pericolosità è più rilevante nelle fasi di produzione, imballaggio, trasporto e utilizzo delle sostanze e dei preparati in commercio o comunque in uso. Tuttavia, questo non esclude che le caratteristiche di corrosività o infiammabilità possano essere importanti anche nella fase di smaltimento.

A questo proposito, si osservi che la più recente normativa comunitaria, non ancora recepita in Italia, tende ad adeguare le caratteristiche che rendono "particolari" i rifiuti con quelle di pericolosità delle merci.

Appare infine corretto che un sito debba essere definito "pericoloso" quando: (i) contenga rifiuti pericolosi, con particolare rilievo al caso nel quale i rifiuti presenti siano tossici e nocivi; (ii) abbia carattere abusivo; (iii) pur essendo presente una discarica autorizzata, questa non sia stata convenientemente isolata dall'ambiente circostante.

Ai fini quantitativi, il problema è quello della definizione della quantità di rifiuto pericoloso presente.

*Suolo contaminato*

Più complesso è il problema della definizione della pericolosità di un suolo sul quale sia avvenuto, in modo volontario o accidentale, uno sversamento o uno spandimento dovuto a qualsiasi causa antropica.

Nelle strutture (cisterne, depositi, reattori ecc.) di uno stabilimento dismesso e in una discarica abusiva, i contaminanti, per complessa che sia la loro miscela, sono localizzati e distinti dalle componenti naturali del sito (fatta eccezione per l'eventuale interfaccia, che può essere più o meno diffusa). Al contrario, in un suolo contaminato possono coesistere materiali naturali e materiali di origine antropica, tra loro variamente commisti e interferenti. In altre parole, bisogna tener conto del fatto che il contaminante si aggiunge alla composizione naturale del suolo, dando luogo a un sistema caratterizzato da elevato "disordine entropico".

#### 1.4 Aspetti generali dell'analisi di rischio

L'applicazione dell'analisi del rischio allo studio dei siti contaminati presenta numerose difficoltà.

Innanzitutto, le normative volte a tutelare comparti ambientali come l'ecosistema acquatico (legge 319/76) e l'atmosfera (DPR 203/88) affidano l'identificazione dei comportamenti "accettabili" a tabelle di carattere numerico, che stabiliscono valori limite di immissione dei contaminanti in concentrazione e/o quantità.

L'analisi dei criteri che hanno guidato la formulazione di queste tabelle mostra che: (i) le tabelle derivano da considerazioni di carattere tossicologico (aria) oppure ecotossicologico (acqua); (ii) le concentrazioni limite ammissibili fanno riferimento a particolari "bersagli" che, per l'aria, sono stati individuati nell'uomo e, per l'acqua, in una particolare specie ittica, *Salmo gairdnerii* Rich; (iii) vengono fissati i valori di scambio "accettabili" con l'ambiente.

Il ricorso a valori tabulati come criterio generale di valutazione è una necessità pratica dalla quale non è possibile prescindere. È tuttavia da discutere se i valori tabulati debbano essere riferiti alle concentrazioni, alle quantità assolute o a una qualche loro combinazione.

Il DPR 236/88, relativo ai criteri di accettabilità dell'acqua destinata al consumo umano, è stato adottato in applicazione di direttive europee: sulla base di un predefinito valore del rischio accettabile, i valori di accettabilità sono definiti in riferimento al rischio di malattia che può derivare dal consumo, nell'arco della intera vita, di acqua potabile di predefinite qualità. Per esempio, nel caso dei contaminanti cancerogeni, il rischio incrementale che la CEE ritiene accettabile è di un caso su un milione mentre l'Organizzazione Mondiale della Sanità accetta il rischio di un caso addizionale su centomila.

È infine da tenere presente che i valori di accettabilità non sono noti per tutti i possibili contaminanti, così come non sono note le caratteristiche tossicologiche necessarie per poter effettuare una valutazione di rischio.

Gli elementi di partenza per lo sviluppo del processo di valutazione del rischio sono:

- la sorgente (S), costituita dalle specifiche caratteristiche chimico-fisiche della fonte inquinante;

- la *trasmettività* (T), ovvero le vie critiche o i possibili canali di trasmissione o i punti di contatto che possono generare contaminazione;
- il *bersaglio* (B), che è l'oggetto (comunità antropiche, falde, altri elementi rilevanti dal punto di vista idrogeologico, terreni, biocenosi, flora, fauna, ittiofauna ecc.) potenzialmente interessato dall'evento inquinante.

Tradizionalmente, il *rischio* viene definito come prodotto tra la *magnitudo*, M, e la *probabilità*, P.

La *magnitudo* è definita come la dimensione degli effetti finali indesiderati, ovvero degli impatti subiti da determinati bersagli sensibili ed è funzione: (i) delle dimensioni e dell'importanza relativa dei bersagli; (ii) della loro vulnerabilità alla pressione ambientale generata dalla sorgente di interferenza e delle modalità con le quali le interferenze si trasmettono nell'ambiente considerato; (iii) della natura delle vie critiche di trasmissione:

$$M = f(S, T, B) \quad (1.1)$$

L'attribuzione della *magnitudo* a un dato caso richiede quindi l'analisi delle sorgenti, delle vie critiche e dei bersagli.

L'altra componente del rischio è la *probabilità* congiunta che si verifichi l'evento di rilascio dalla sorgente e che le sostanze rilasciate raggiungano il bersaglio; devono inoltre essere inclusi il tempo necessario perché il processo avvenga e le concentrazioni delle sostanze rilasciate. Si deve infine tenere presente che, per essere significative, le concentrazioni devono essere tali da determinare effetti nocivi sul bersaglio.

In linea di principio, per la stima del *rischio sul piano tecnico* (RT) è sufficiente la conoscenza delle due componenti *magnitudo* e *probabilità*:

$$RT = f(M, P) \quad (1.2)$$

In realtà, quando si trattano i casi pratici, emerge una terza componente del rischio, costituita dal rischio non determinato ma potenzialmente significativo, legato alla quantità di informazione teoricamente necessaria ma non disponibile. L'incertezza può riguardare tutte le grandezze coinvolte nella valutazione: la probabilità di avvenimento di determinati eventi, la pericolosità delle sorgenti (per esempio, un ammasso abusivo di rifiuti eterogenei), la permeabilità delle vie critiche (per esempio, quelle del sottosuolo). Anche per questa incertezza, è possibile individuare livelli progressivi di criticità, in funzione del livello di approfondimento delle caratterizzazioni eseguite (speditive, intermedie, approfondite).

Ai fini delle scelte tecniche e amministrative, il rischio globale (R) associato a un sito può essere espresso come funzione del rischio stimabile in sede tecnica e dell'incertezza legata ai dati non disponibili (DND):

$$R = f(RT, DND) \quad (1.3)$$

Dalle definizioni precedenti emerge che l'analisi del rischio deve tener conto di una serie di incertezze nella quantificazione dei vari parametri, generate dalla scarsità di "informazione utile" disponibile in termini di quantità e di qualità.

La sorgente di rischio può essere ben caratterizzata solo in pochi casi. Per esempio, in

presenza di serbatoi abbandonati contenenti sostanze pericolose (tossiche, infiammabili, corrosive ecc.), è possibile un'accurata analisi qualitativa e quantitativa che consente una buona definizione della sorgente di rischio; allo stesso risultato si può pervenire in presenza di limitati spessori di suolo contaminato. Nel caso di un sito industriale dismesso è spesso possibile identificare i contaminanti più pericolosi, quando sia nota la storia industriale. Al contrario, in presenza di una discarica abusiva anche il campionamento più accurato porterà quasi sempre a una notevole povertà di informazioni rispetto a quelle necessarie per caratterizzare la sorgente S con sufficiente accuratezza.

Oltre alla tipologia di sostanze o materiali pericolosi presenti, sulla grandezza S influisce la loro geometria, cioè la disposizione spaziale nel corpo della discarica, e il loro volume. Questi elementi sono spesso di difficile identificazione.

La probabilità dell'evento di rilascio, oltre che in termini di superamento del confine fisico del sito contaminato, deve essere considerata in termini della probabilità che la sostanza rilasciata raggiunga il bersaglio e del tempo necessario perché questo avvenga. Inoltre, per effetto del rilascio, la concentrazione delle sostanze rilasciate deve essere tale da determinare sul bersaglio l'effetto nocivo in esame. L'importanza del fattore tempo è così grande che, secondo alcuni Autori, questa probabilità può essere espressa come tempo: essa assume valori significativi quando il tempo necessario per raggiungere il bersaglio è compreso tra 10 e 100 anni, intervallo che, in termini di probabilità, corrisponde a valori compresi tra  $10^{-1}$ - $10^{-3}$ ; il valore non è invece significativo al di sopra di 1000 anni (probabilità  $10^{-4}$ ).

L'insieme dei fattori che caratterizzano la via critica per raggiungere il bersaglio può essere, in genere, determinato con buona approssimazione. Deve essere tenuto presente che la via attraverso la quale un contaminante pericoloso raggiunge il ricettore è costituita, nella maggior parte dei casi, dalle acque sotterranee; rispetto alla componente biotica possono diventare importanti anche l'esposizione diretta, le emissioni in atmosfera e le alterazioni della catena alimentare.

Una migliore approssimazione può essere raggiunta nella stima della vulnerabilità dei bersagli considerati. Nel caso dell'acqua, la valutazione della vulnerabilità richiede la conoscenza dei parametri tossicologici (CL50, NOEL ecc.) che determinano la concentrazione massima accettabile nell'acqua (CMA). I valori della CMA sono tabulati per un certo numero di sostanze; per altre sostanze, il valore può essere determinato, con maggiore o minore approssimazione, attraverso il calcolo dai fattori che la determinano, ricorrendo anche a considerazioni di tipo analogico. Tuttavia, per la maggior parte delle sostanze mancano i valori dei parametri necessari per il calcolo. In alcuni di questi casi è ancora possibile utilizzare un parametro empirico, lo "indice intrinseco di tossicità per esposizione personale diretta e ambientale" descritto nel DPR 175/88. La determinazione di questo indice, noto con la sigla IIT-EPDA, richiede conoscenze di carattere ecotossicologico, riferite a sostanze e bersagli specifici, che sono note solo in alcuni casi.

La modellistica comunemente proposta supera questa lacuna di informazione mediante l'introduzione di fattori correttivi basati su criteri conservativi. Per questa via, però, l'analisi costi-benefici diventa sempre meno attendibile. D'altra parte, questa analisi deve essere obbligatoriamente effettuata perché deve essere salvaguardato il rapporto fra costi, mezzi finanziari, tempo, risorse umane, e benefici, in termini di ragionevole riduzione dei rischi per l'uomo e per l'ambiente e di recupero di territorio a usi che hanno comunque un valore.



**Capitolo 2**

**Caratterizzazione  
dei siti contaminati**

## 2.1 Aspetti metodologici

### 2.1.1 Livelli di approfondimento

Le analisi necessarie per la caratterizzazione dei siti contaminati possono essere suddivise in funzione: (i) della caratterizzazione di base del sito e delle sue suddivisioni interne; (ii) dello stato idrologico e idrogeologico; (iii) della presenza di sostanze pericolose; (iv) della situazione territoriale di riferimento.

Si possono individuare almeno tre livelli di approfondimento (tabella 2.1), ottenibili in tempi e con impegni tecnico-economici diversi: (i) *caratterizzazione speditiva*, costituita dal complesso di informazioni raggiungibili in pochi giorni, con uno sforzo economico modesto; (ii) *caratterizzazione intermedia*, ottenibile nell'arco di qualche settimana, con uno sforzo economico e tecnico maggiore; (iii) *caratterizzazione approfondita*, che richiede il maggiore impegno economico e di tempo e deve essere effettuata nei casi realmente prioritari.

È evidente che, per una caratterizzazione dei siti corretta dal punto di vista tecnico-scientifico, i livelli più approfonditi di caratterizzazione devono essere sempre preceduti dalle informazioni di inquadramento fornite dai livelli più speditivi. Inoltre, lo sviluppo dello schema di indagine deve essere coerente nelle modalità utilizzate nei diversi livelli. Ad esempio, le analisi campionarie necessarie per la caratterizzazione intermedia devono far riferimento allo schema di campionamento utilizzato per la caratterizzazione del sito a livello speditivo.

Tipo di indagini (tempi)	Caratterizzazione speditiva (meno di un mese)	Caratterizzazione intermedia (meno di tre mesi)	Caratterizzazione approfondita (più di tre mesi)
Caratterizzazione di base (struttura del sito e organizzazione spaziale dei volumi contaminati)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ricostruzione storica preliminare</li> <li>• Informazioni presenti nella segnalazione</li> <li>• Foto da bassa quota esistenti o effettuabili immediatamente con poco sforzo</li> <li>• Ricognizione visiva</li> <li>• Stato delle proprietà interessate</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ricostruzione storica approfondita</li> <li>• Indagini geoelettriche e geomagnetiche preliminari, con trincee di controllo</li> <li>• Mappa delle unità fisiche e vegetali presenti</li> <li>• Confronto tra aereofotografie attuali e passate</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Indagini geoelettriche e geomagnetiche approfondite</li> <li>• Perimetrazione, anche con saggi di scavo</li> <li>• Carotaggi rappresentativi</li> <li>• Analisi mediante bioindicatori</li> </ul>
Stato idrogeologico	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Inquadramento idrogeomorfologico di base e nel suo circondario</li> <li>• Verifica mediante piezometri della profondità e della direzione della falda</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Raccolta di dati esistenti sui pozzi, nell'area</li> <li>• Studio idro geo chimico delle possibili interferenze con le acque sotterranee</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Studio delle variazioni di livello della prima falda</li> </ul>

(segue)

Tipo di indagini (tempi)	Caratterizzazione speditiva (meno di un mese)	Caratterizzazione intermedia (meno di tre mesi)	Caratterizzazione approfondita (più di tre mesi)
		<ul style="list-style-type: none"> <li>Analisi del rapporto con le acque superficiali sotterranee</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Studio della destinazione delle acque</li> </ul>
<i>Sostanze pericolose</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Informazioni contenute nella segnalazione</li> <li>Informazioni derivate dalla ricostruzione storica dei fatti sul sito e sulle aree limitrofe (produzioni intervenute ecc.)</li> <li>Eventuali analisi ricognitive urgenti, ancorchè non rappresentative</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Analisi campionarie su punti rappresentativi, individuati con uno specifico piano di campionamento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Analisi approfondite che richiedono metodiche speciali</li> <li>Analisi dei fattori di rischio</li> </ul>
<i>Situazione territoriale</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Presenze antropiche vicine</li> <li>Inquadramento urbanistico e con il sistema delle infrastrutture</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Analisi delle interferenze con le destinazioni d'uso attuali dei suoli d'uso dei suoli</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verifica delle possibili modifiche di destinazione</li> <li>Studio dei rapporti con ecosistemi circostanti e con il paesaggio</li> </ul>

N.B. Non sono indicate le indagini necessarie per l'individuazione dei siti contaminati perché precedenti rispetto a quelle finalizzate alla loro caratterizzazione

Tabella 2.1 - Schema indicativo delle indagini necessarie per la gestione dei siti contaminati.

### 2.1.2 Metodologie di intervento

Tenuto conto di queste osservazioni, viene di seguito proposto uno schema indicativo generale per la programmazione delle indagini necessarie per la gestione dei siti contaminati.

Il flusso operativo deve essere articolato nei seguenti momenti di azione:

I: *Impostazione.*

Si prende atto della potenziale pericolosità del sito e si impostano le operazioni necessarie.

N: *Non intervento.*

Si eliminano le situazioni minori e non significative.

E: *Emergenze.*

Si attivano, con procedimenti di urgenza, azioni di tamponamento di gravi rischi in atto.

**P1:** *Priorità di approfondimento.*

**S:** *Stand-by.*

Per situazioni non prioritarie, si stabilisce una fase di accantonamento temporaneo.

**O:** *Obiettivi di bonifica.*

Sulla base della natura della contaminazione e delle destinazioni d'uso del suolo, si definiscono gli obiettivi tecnici dell'intervento.

**P2:** *Priorità di intervento.*

Se gli obiettivi di bonifica richiedono un impegno finanziario superiore a quello disponibile in sede di programmazione, si richiedono scelte di priorità di intervento.

**B:** *Bonifica.*

Per le situazioni selezionate, si procede all'attuazione delle azioni previste (progettazione, realizzazione, monitoraggio).

Si distinguono:

**B1:** *Bonifiche "leggere" (esempio: semplice messa in sicurezza).*

**B2:** *Bonifiche "impegnative", che richiedono analisi particolarmente approfondite (esempio: analisi dei fattori di rischio) e tecnologie particolari.*

Per rendere più chiaro il flusso operativo, vengono di seguito utilizzati, a titolo di esempio, due schemi a blocchi tratti dagli schemi operativi previsti in due documenti tecnici intermedi, redatti dalla Regione Lombardia e dalla Regione Emilia-Romagna per la definizione di normative sui siti contaminati (*figure 2.1 e 2.2*).

Si osservi come ciascuno schema operativo privilegi alcuni dei momenti di azione, lasciandone altri in subordine. In particolare, lo schema "emiliano" sviluppa maggiormente le fasi relative all'impostazione iniziale, alla definizione di priorità, alle azioni di bonifica e non approfondisce il momento della definizione degli obiettivi di bonifica. Lo schema "lombardo" sviluppa invece in modo approfondito la fase della definizione degli obiettivi di bonifica ma non approfondisce altre fasi dell'azione complessiva.

Nella *figura 2.3* vengono proposti due schemi di flusso operativo ritenuti più funzionali per ordinare i momenti indicati.

Con riferimento ai momenti indicati in *figura 2.3*, lo sviluppo delle caratterizzazioni è il seguente:

- caratterizzazioni speditive, nella fase di impostazione;
- caratterizzazioni intermedie, nella fase di definizione di priorità;
- caratterizzazioni approfondite, ai fini della redazione del progetto e, per quanto di volta in volta necessario, per interventi in corso d'opera durante la bonifica.

### 2.1.3 Attribuzione del livello di rischio nelle fasi preliminari

È opportuno che la valutazione del rischio sia eseguita in modo indipendente per le due principali categorie di bersagli, ovvero:

- rischi relativi alle acque sotterranee, da intendere come risorsa primaria;
- rischi relativi alla salute delle popolazioni.

I livelli proponibili in sede tecnica sono i seguenti:

5 = RE : *Rischio eccezionale; danno potenziale collettivo molto grave.*

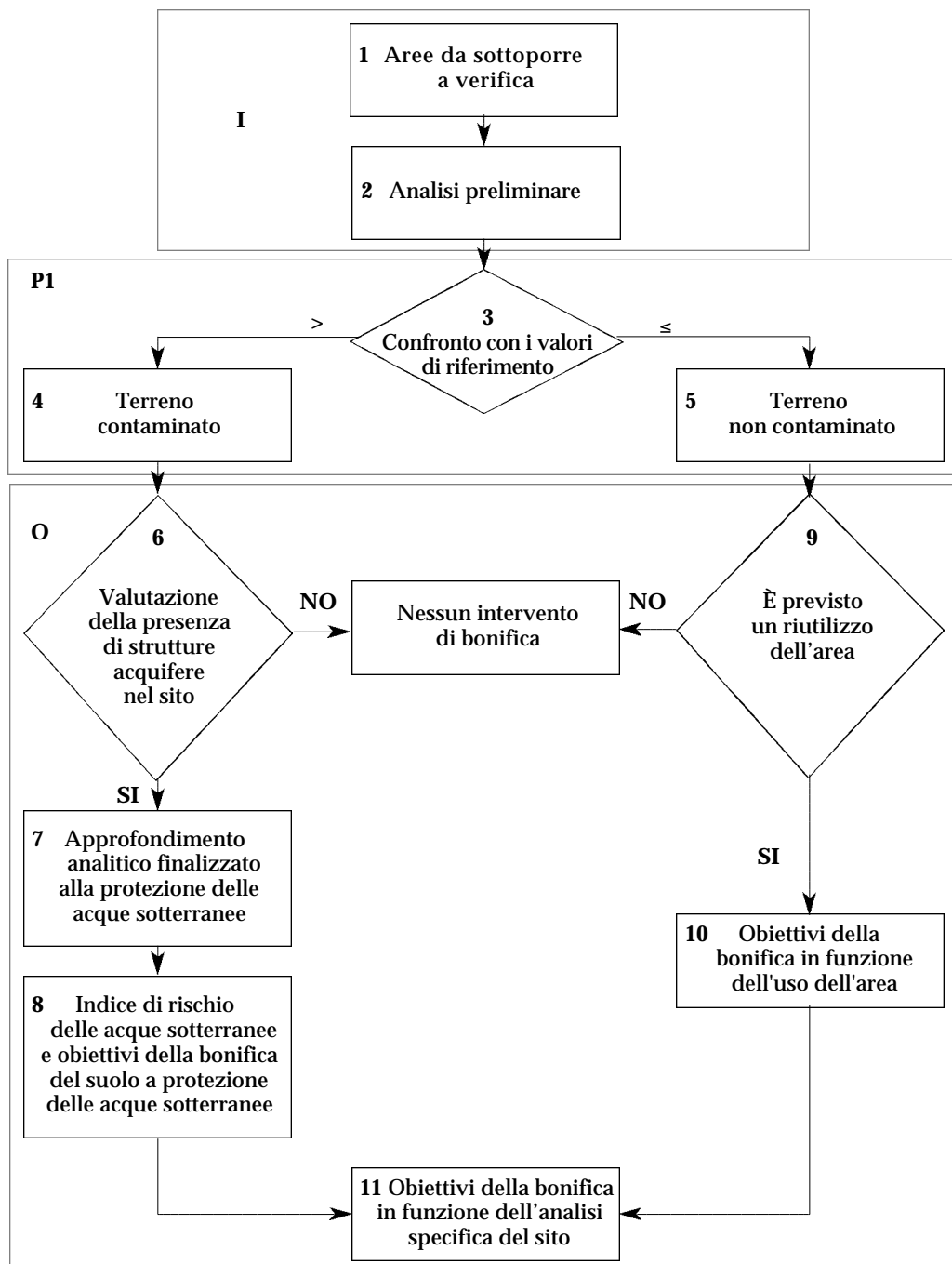


Figura 2.1 - Schema tecnico operativo proposto in Regione Lombardia (le sigle I, P1 e O hanno il significato riportato nel paragrafo 2.1.2).

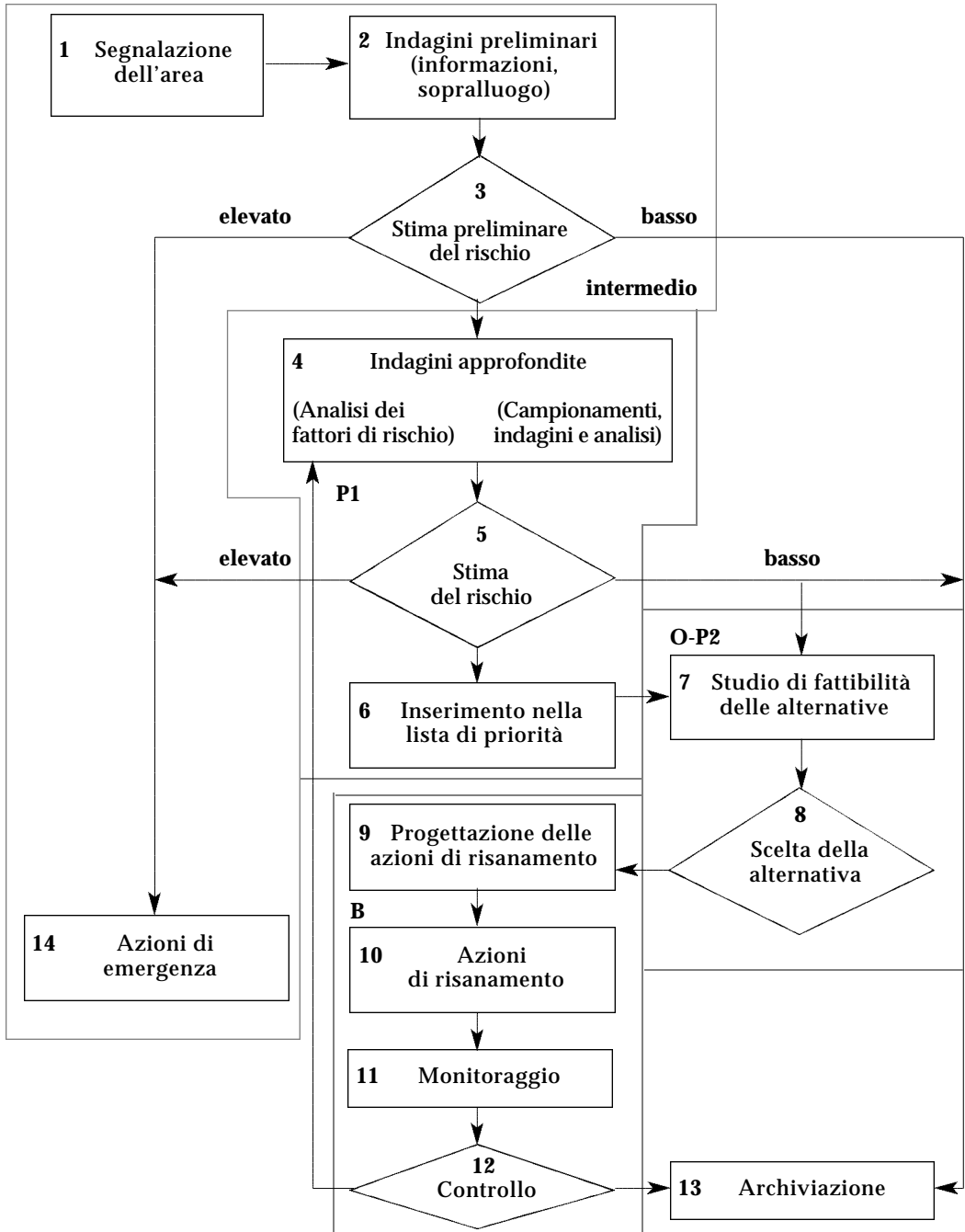
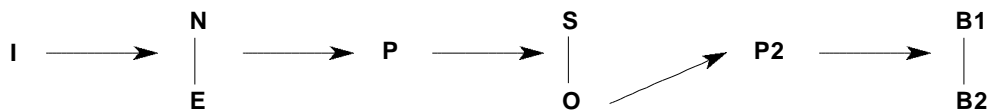


Figura 2.2 - Schema tecnico proposto in Regione Emilia-Romagna (le sigle I, P1, O, P2 e B hanno il significato riportato nel paragrafo 2.1.2).

**Schema 1**



**Schema 2**

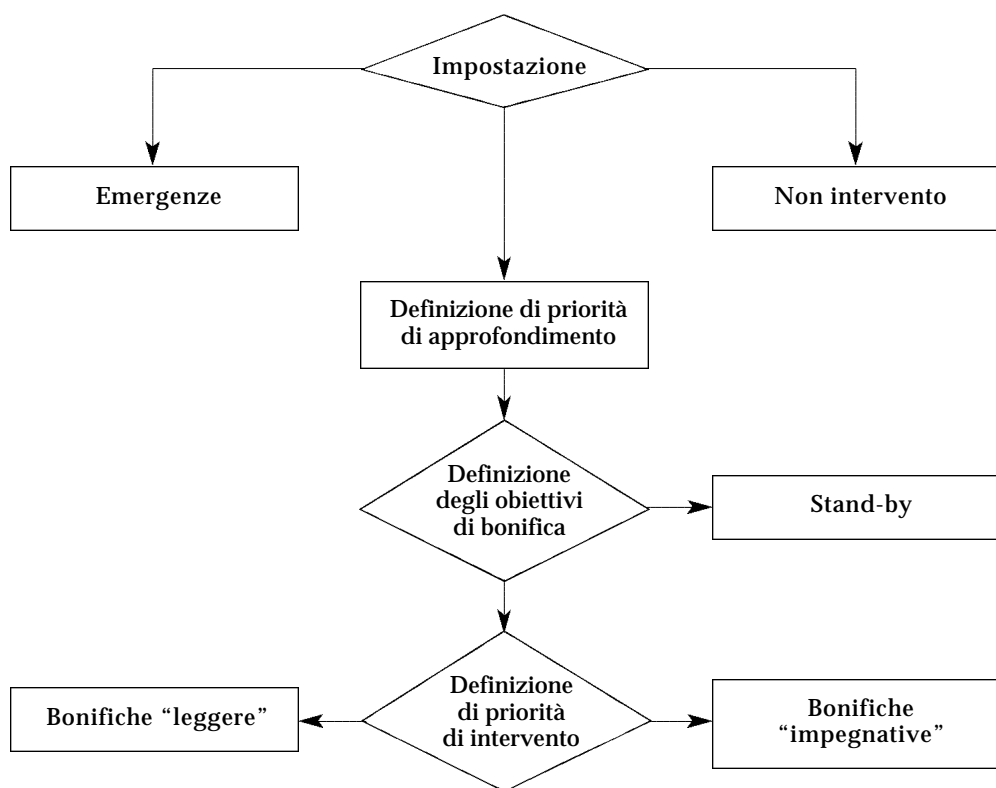


Figura 2.3 - Proposta di schemi di flusso operativo.

- 4 = RA : rischio alto; danno potenziale singolo molto grave o collettivo grave.
- 3 = RM : rischio medio; danno potenziale singolo grave.
- 2 = RB : rischio basso; danni potenziali di modesta entità.
- 1 = RN : rischio praticamente nulla; nessun danno significativo alle risorse idriche o alla salute umana.

Ai fini dell'individuazione delle priorità di intervento, si propone la seguente pro-

cedura di attribuzione a uno dei cinque livelli di rischio, per ciascuna delle due categorie di bersagli (salute umana e risorse idriche sotterranee):

- definizione del livello di magnitudo e di probabilità attribuibili al sito in esame, sulla base delle informazioni disponibili e dei procedimenti tecnici adottati (indici sintetici, analisi dei fattori di rischio ecc.);
- definizione della categoria di rischio tecnico associato, sulla base di una matrice di corrispondenza;
- innalzamento di una categoria di rischio qualora ci si trovi in una condizione di insufficienza critica di informazioni a fronte di rischi potenziali elevati;
- adozione di provvedimenti.

## **2.2 Caratterizzazione idrogeomorfologica del sito**

Tenuto conto dello schema di gestione dei siti contaminati, in questo paragrafo vengono descritte, in modo sintetico, le indagini che devono essere eseguite nelle varie fasi di approfondimento.

### **2.2.1 Prima fase: caratterizzazione speditiva**

Questa fase di studio comporta una caratterizzazione morfologica, geomorfologica (soprattutto in relazione all'idrografia di superficie) e idrogeologica (in relazione al pericolo di contaminazione delle acque sotterranee) del sito e del territorio circostante mediante l'acquisizione di informazioni ottenibili in tempi brevi e con impegni tecnici ed economici modesti.

Le informazioni devono essere attinenti a:

- Ricostruzione storica dei fatti, attraverso l'analisi e il raffronto di carte topografiche a scale varie e l'analisi di foto aeree, possibilmente relative a periodi diversi.
- Descrizione morfologica dettagliata del sito e definizione della distribuzione spaziale dei rifiuti mediante esecuzione di foto da bassa quota (100-200 m), realizzabili in tempi brevi e con minimo impegno economico (per esempio, con pallone aerostatico frenato, dotato di fotocamera e di telecomando, oppure con velivolo ultraleggero, con a bordo un fotografo).
- Esame di carte tematiche (geologiche, geomorfologiche, idrogeologiche ecc.).

La caratterizzazione idrogeomorfologica dovrebbe precedere o, almeno, essere adeguatamente abbinata a tutte le altre operazioni predisposte per la caratterizzazione del sito (natura, quantità e distribuzione delle sostanze inquinanti; uso o destinazione d'uso dell'area ecc.).

Di seguito, sono riportati alcuni fra gli obiettivi principali di questa prima fase di indagini.

Per gli aspetti morfologici deve essere definito l'andamento del piano campagna, analizzato in particolare nei suoi rapporti con le acque di scorrimento superficiale (area idrograficamente centrifuga o centripeta, condizioni di inondabilità, fenomeni erosivi in atto o potenziali ecc.).

Per gli aspetti idrogeologici devono essere individuati e definiti: il tipo di acquifero presente nel sottosuolo e la profondità della superficie piezometrica (fluttuazioni sta-



gionali della superficie stessa e suoi prevalenti sensi di flusso); la natura, lo spessore e il grado di permeabilità dei terreni interposti fra la base di appoggio dei rifiuti e/o dei terreni inquinati e la superficie di falda; i rapporti fra acque sotterranee e acque superficiali; la presenza di falde idriche utilizzate per l'alimentazione umana e/o di aree attraverso le quali avviene, o si presume avvenga, l'alimentazione di acque sotterranee che servono acquedotti pubblici o privati.

Nelle indagini in aree industriali dismesse si devono acquisire anche le piante di dettaglio degli stabilimenti e, soprattutto, i progetti originali relativi alla loro realizzazione per acquisire le informazioni sulla distribuzione delle condotte sotterranee e delle opere annesse, sulla presenza di vasche interrato, di pozzi perdenti ecc. Assai significativa potrebbe risultare la ricostruzione storica (sempre su mappa) dell'evoluzione strutturale nel tempo dell'insediamento industriale.

Una volta in possesso dell'insieme dei dati elencati, si deve procedere a una loro analisi complessiva. I risultati costituiranno la guida per i primi indispensabili sopralluoghi e rilievi sul posto e nelle aree limitrofe e per la redazione di un piano di campionamento da effettuarsi nella seconda fase di studio (caratterizzazione intermedia).

Nel corso di questi sopralluoghi, si avrà anche cura di accertare la presenza o meno di pozzi idrici. In caso positivo, si dovrà procedere alla misura dei livelli delle acque alle quali attingono i pozzi. Particolare attenzione dovrà essere dedicata all'individuazione di eventuali pozzi destinati all'alimentazione umana.

È consigliabile effettuare, in questa fase, anche indagini elettromagnetiche speditive con il metodo elettromagnetico *Very Low Frequency*, VLF (almeno due profili incrociati), per evidenziare eventuali anomalie, rispetto al piano campagna circostante, nelle proprietà elettriche dell'immediato sottosuolo.

I vantaggi di questo metodo sono costituiti dalla rapidità di esecuzione dei profili e dalla relativa precisione di identificazione (perimetrazione) dell'oggetto ricercato, soprattutto in presenza di superfici sub-verticali, perpendicolari ai profili di misura eseguiti, all'interno delle quali sono contenuti i rifiuti.

Le limitazioni al suo uso derivano dalla difficoltà di conoscere, con adeguata precisione, la profondità di investigazione e la conducibilità elettrica del mezzo. Tuttavia, associando la misura dell'intensità del campo elettrico alla misura del campo elettromagnetico, è possibile definire l'impedenza del mezzo alla propagazione di onde elettromagnetiche piane. È così possibile determinare, sia pure con una certa approssimazione, la profondità di investigazione delle radio onde VLF, che è funzione della resistività elettrica oltre che della frequenza, e indicare il valore della resistività locale nei luoghi interessati da anomalie. Una ulteriore difficoltà, almeno in alcune località, è collegata all'impossibilità di ricevere una stazione emittente. Infine, assai laboriosa e difficile è l'interpretazione dei dati, che non esprimono grandezze fisiche finite, ma rapporti tra intensità e sfasamento del campo elettromagnetico risultante.

Sulla base dei risultati conseguiti in questa prima caratterizzazione speditiva, si potrà già esprimere un giudizio di rischio e stabilire quindi la necessità di una seconda fase di indagini. Se, invece, il sito fosse valutato come "non significativo", si procederà all'archiviazione. Nel caso di siti "a rischio", sulla base dei dati acquisiti deve essere redatta una lista di priorità di approfondimento delle indagini. Infine, qualora vengano evidenziate situazioni "di emergenza", si dovrà procedere con interventi immediati per abbassare il livello di rischio.

### 2.2.2 Seconda fase: caratterizzazione intermedia

L'obiettivo di questa seconda fase di ricerca è una caratterizzazione correlata anche alla natura e alla estensione della contaminazione.

Il quadro generale delle informazioni ottenute permetterà di esprimere un primo sostanziale giudizio sul rischio ambientale dei singoli siti e, come conseguenza, di definire una prima graduatoria di priorità d'intervento. Le indagini volte alla caratterizzazione del suolo e/o dei rifiuti forniranno gli elementi per la definizione del rischio complessivo e, quindi, della scala definitiva delle priorità stesse.

Sulla base dei risultati conseguiti nella caratterizzazione idrogeomorfologica di base, l'indagine per la caratterizzazione dei rifiuti potrebbe essere semplificata e resa, nei limiti del possibile, più rapida e meno impegnativa sul piano economico. Per i siti per i quali non sia possibile fornire alternative di intervento (quali la messa in sicurezza), le indagini idromorfologiche e di caratterizzazione dovranno essere eventualmente completate all'atto della progettazione della bonifica.

La determinazione della distribuzione spaziale (superficie e profondità) delle sostanze inquinanti o dei rifiuti dovrà essere effettuata mediante indagini geofisiche mirate. Queste indagini dovranno essere pianificate utilizzando tecniche con un elevato grado di affidabilità: per la perimetrazione dell'area, i rilievi elettromagnetici; per la determinazione dello spessore dell'ammasso di rifiuti, i sondaggi elettrici verticali; per l'individuazione puntuale di masse metalliche (fusti ecc.), il georadar. È ancora possibile utilizzare il metodo elettromagnetico VLF ma, in questo caso, devono essere eseguiti numerosi profili incrociati sul sito contaminato che devono essere estesi alle aree limitrofe. Quest'ultima indagine consente di individuare il passaggio, in senso orizzontale, di inquinanti dagli ammassi inquinati al terreno circostante ancora "vergine"; nei limiti consentiti dal metodo, si ottengono anche informazioni sulla penetrazione in profondità.

Le indagini geofisiche devono essere seguite da saggi di scavo (trincee esplorative con normale escavatore meccanico) per una verifica dei risultati ottenuti, per acquisire elementi di taratura e di guida per le eventuali ulteriori misure geofisiche e per dare una interpretazione più accurata alle misure.

Sulla base delle conoscenze acquisite con l'interpretazione dei dati geofisici, dovrà essere effettuato, nei punti considerati maggiormente rappresentativi, il prelievo di campioni di rifiuti e/o terreni inquinati da analizzare.

Nell'ambito di queste indagini, un aiuto può essere offerto dall'uso di pellicole all'infrarosso falso colore, che possono fornire ulteriori elementi di caratterizzazione, evidenziando le zone nelle quali la vegetazione presenta un comportamento "anomalo", riconducibile alla presenza di sostanze inquinanti nell'immediato sottosuolo.

Nel caso di rifiuti accumulati in vecchie fosse di cava o, comunque, in aree topograficamente depresse, particolarmente utile potrebbe risultare, ai fini della determinazione dell'estensione spaziale dei rifiuti, un esame comparativo di foto aeree scattate in tempi differenti, dei quali almeno uno anteriore allo scarico dei rifiuti. In questo caso, se in quest'ultima foto è visibile la fossa o la depressione nella quale si presume siano state scaricate le sostanze inquinanti, è possibile valutare bene il perimetro e, in modo approssimato, la profondità. Assai significativa è la possibilità di verificare la presenza di acqua sul fondo della fossa originaria, per ulteriori elementi di valutazione circa le interferenze con la falda.

Queste operazioni, se effettuate in modo sistematico, possono comportare un notevole impegno tecnico ed economico. Poiché, in questa fase, è sufficiente una conoscenza approssimata degli spessori e del perimetro, il numero di indagini da effettuare deve essere coerente con questo obiettivo.

Se gli elementi acquisiti durante la prima fase fossero scarsi o carenti, un ulteriore approfondimento delle indagini idrogeologiche deve essere volto a una più appropriata conoscenza sia della profondità della superficie che della direzione e verso di flusso della falda.

A tal fine, è necessario predisporre un censimento di tutti i pozzi esistenti nelle vicinanze del sito e una raccolta delle misure idrogeologiche inerenti a questi pozzi, in modo da avere le necessarie informazioni anche sulle fluttuazioni stagionali del livello della falda.

Infine, particolare cura dovrà essere dedicata all'accertamento della natura e del grado di permeabilità dei terreni interposti fra la superficie della falda e il piano d'appoggio dei rifiuti e/o dei materiali inquinanti.

Se i dati raccolti fossero giudicati insufficienti, dovranno essere eseguiti sondaggi meccanici (da trasformare in pozzi-spia) nelle immediate vicinanze del sito contaminato; il loro numero dovrà essere definito sulla base della vastità e della complessità del sito.

### **2.2.3 Terza fase: caratterizzazione approfondita**

Obiettivo di quest'ultima fase di studio del sito, sotto l'aspetto idrogeomorfologico, è fornire i contributi necessari per la definizione delle modalità di intervento (progetto). Risulta quindi necessario stabilire in modo dettagliato l'estensione e la profondità dell'ammasso di rifiuti e/o dei terreni inquinati.

Un primo passo è costituito dal completamento delle indagini geofisiche. In relazione ai risultati che devono essere ottenuti con queste ulteriori indagini, appare opportuno fornire alcuni approfondimenti sulle tecniche utilizzate per le indagini geofisiche.

Il metodo elettromagnetico è molto utile per la perimetrazione della zona soggetta a inquinamento e per l'individuazione delle zone di maggiore inquinamento e/o concentrazione di materiali inquinanti.

Il georadar consente di individuare, all'interno dell'ammasso di rifiuti e/o di sostanze inquinanti depositate abusivamente, la presenza di bidoni metallici, di resti metallici, di parti di ferro e di grossi blocchi di cemento armato. Come limite del metodo, è opportuno ricordare che, nella pratica, sono stati spesso evidenziati echi forti e circoscritti dovuti al violento sobbalzare dell'antenna durante il rilievo piuttosto che alla presenza di "bersagli sepolti".

Il metodo geoelettrico resistivo può dare risultati molto buoni, a condizione che il contrasto di resistività tra i bersagli (rifiuti, terreno inquinato) e il terreno circostante sia elevato. Ad esempio, per poter rilevare rifiuti urbani, che hanno bassa resistività, il terreno incassante dovrebbe avere una "resistività minima" elevata quale, tipicamente, quella di terreni ghiaiosi e sabbiosi o di litotipi arenacei o calcarei. Al contrario, i rifiuti solidi urbani sono difficilmente rilevabili in terreni argillosi e marnosi, che sono caratterizzati da valori di resistività dello stesso ordine di grandezza di quelli dei rifiuti.

Con questo metodo è possibile raccogliere ed elaborare i dati secondo due diverse configurazioni. In una, le misure vengono prese in modo da interessare strati di sotto-

suolo sempre più profondi (SEV, Sondaggi Elettrici Verticali); è così possibile determinare la resistività apparente e lo spessore di strati e/o di depositi orizzontali di materiali e la loro profondità. Nell'altra configurazione, si valuta la resistività apparente in rapporto al profilo per una data profondità; i risultati sono la rilevazione delle variazioni di resistività laterali di un dato spessore di terreno e la mappatura dei penacchi di contaminazione.

Come più volte precisato, dopo la realizzazione dei rilievi geofisici è necessario passare all'esecuzione di una serie di sondaggi esplorativi, sia all'interno dell'area inquinata che all'esterno.

I sondaggi interni, effettuati in punti localizzati sulla base dei risultati ottenuti con i rilievi geofisici, hanno la funzione di verificare la validità dei dati ottenuti e, di conseguenza, stabilire la natura del materiale contaminante presente.

I sondaggi esterni hanno lo scopo di fornire dati sulla stratigrafia del terreno circostante, di calibrare i risultati delle prove geofisiche per definire la profondità dei "bersagli" e di elaborare un modello accurato del sottosuolo, anche al fine di fornire utili indicazioni sulle caratteristiche che devono avere i pozzi-spia.

In tutte le operazioni prese in esame, uno degli elementi di maggior importanza è la definizione e il controllo di potenziali inquinamenti delle falde, specialmente se a queste attingono direttamente pozzi destinati all'alimentazione umana o se esse sono idrogeologicamente collegate ad altre falde con analoga funzione.

Per questo motivo, i pozzi di monitoraggio delle acque di falda, che è necessario trivellare in questa fase di caratterizzazione definitiva (progettuale) dei siti, devono avere le seguenti caratteristiche:

- essere ubicati il più vicino possibile al perimetro del sito (ovviamente in posizione idrogeologicamente a valle) e, comunque, a una distanza non superiore agli 8-10 metri;
- per i pozzi siti a monte, da usare per il prelievo del "bianco", devono essere previste distanze maggiori;
- i pozzi a valle devono essere accoppiati, nel senso che uno deve attingere alla "testa" della falda e l'altro al "cuore" della stessa. Il pozzo alla "testa" deve essere di diametro minore e meno profondo di quello al "cuore";
- le pompe di ciascuno dei due pozzi devono essere collocate in modo tale da consentirne un facile spostamento verticale;
- la pompa del pozzo più profondo (che deve avere un diametro adeguato) deve avere capacità e potenza tali da creare un consistente cono di depressione nella superficie della falda, esteso al di sotto dell'area oggetto di indagine;
- le colonne di produzione dei due pozzi devono essere prive di finestrate e con fondo cieco negli ultimi 2 metri.

In questi pozzi, si suggerisce che il campionamento delle acque venga effettuato con le seguenti modalità:

- prelievo delle acque *dalla superficie della falda* tramite la pompa del pozzo meno profondo, posizionata alla testa della falda stessa e, in dipendenza dal tipo di inquinanti, con o senza preliminari operazioni di spurgo;
- successivo avvio della pompa del pozzo più profondo, che verrà mantenuta in attività per *almeno 2 ore*;
- controllo dell'abbassamento del livello dinamico nel pozzo di diametro minore,

con conseguente adeguamento della posizione della pompa alla nuova superficie raggiunta dall'acqua;

- prelievo di campioni;
- contemporaneo prelievo dei campioni d'acqua dalla condotta collegata alla pompa più profonda;
- cessazione del pompaggio fino al ripristino del livello statico;
- raggiunto l'equilibrio dei livelli, nuovo prelievo di acque dalla "testa" della falda;
- eventuale spostamento della pompa maggiore a fondo pozzo e successivo prelievo di acqua e degli eventuali sedimenti presenti nel tratto di pozzo cieco.



## Capitolo 3

# Criteri per la definizione della qualità dei suoli

L'applicazione di criteri di qualità dei suoli alla problematica del risanamento dei terreni contaminati risponde alle necessità di:

- determinare, per ciascun sito, l'effettivo grado di contaminazione e valutare se il livello d'inquinamento accertato sia "accettabile";
- in caso contrario, valutare quale debba essere il livello di decontaminazione, in funzione degli obiettivi e dei costi degli interventi di bonifica e della generalmente limitata disponibilità di risorse finanziarie;
- a causa dell'incidenza dei costi, è in ogni caso indispensabile definire, tra l'insieme delle aree censite, precise priorità di approfondimento degli studi (esecuzione di indagini *in situ*, studi di fattibilità) e di intervento (azioni di bonifica).

Per dare una risposta, parziale o totale, a queste esigenze operative sono state sviluppate diverse metodologie che possono essere ricondotte sostanzialmente a due tipologie:

- *criterio della concentrazione limite;*
- *criterio dell'analisi del rischio.*

Il criterio dell'analisi del rischio è, a sua volta, distinto in due sottoclassi: criterio dell'analisi *assoluta* del rischio e criterio dell'analisi *relativa* del rischio.

### 3.1 Criterio della concentrazione limite

#### 3.1.1 Basi metodologiche

Il criterio della concentrazione limite consiste nel fissare, secondo opportune metodologie, liste di "valori limite" di concentrazione per i contaminanti. Il confronto tra i risultati dei campionamenti eseguiti in un sito sospetto e questi valori limite fornisce una valutazione del grado di contaminazione del terreno e, indirettamente, del livello di decontaminazione che deve essere raggiunto con l'azione di risanamento. Questo criterio è quello più comunemente adottato per altri comparti ambientali (aria e acqua).

I maggiori vantaggi del criterio sono:

- possibilità di applicazione per confronto diretto di valori, con riduzione dei margini di discrezionalità;
- uniformità del processo decisionale sulla qualità dei suoli;
- possibilità di trasformare le concentrazioni limite in standard ufficiali, attraverso leggi, decreti ecc.;
- possibilità di utilizzo sia come strumento di prevenzione della contaminazione di nuove aree che come strumento di controllo e monitoraggio di aree già censite;
- ridotte pressioni socio-politiche locali sul processo decisionale della definizione di qualità di un suolo perché, almeno teoricamente, i margini di negoziabilità sono ridotti;
- utilità ai fini della valutazione dell'efficienza delle tecnologie di trattamento (termiche, chimico-fisiche, biologiche) dei terreni contaminati.

Lo svantaggio principale, che è "interno" al criterio stesso, è costituito dalla sua rigidità, che pone un limite unico, invalicabile e invariabile a confine tra "buona" e "cattiva" qualità, indipendentemente dalle condizioni specifiche di ciascun sito, dai bersagli potenzialmente a rischio, da considerazioni di ordine tecnico-economico ecc.



Le liste di concentrazione per la definizione della qualità dei suoli, elaborate a livello internazionale e regionale italiano, possono essere raggruppate in due diversi sistemi di classificazione, che fanno riferimento a:

- utilizzo di criteri *indipendenti dall'uso del suolo*, che prevedono concentrazioni limite non differenziate e, quindi, indipendenti dall'utilizzo del sito, ovvero di criteri *dipendenti dall'uso del suolo*, che prevedono concentrazioni limite differenziate in funzione dell'utilizzo (agricolo, industriale/commerciale, residenziale, parchi ecc.), attuale o previsto per il futuro, del sito in esame;
- utilizzo di due criteri basati sulla definizione di due *concentrazioni limite*, concettualmente diverse. La prima è la "concentrazione limite di segnalazione della necessità di bonifica",  $C_{nb}$ ; il suo superamento comporta la *necessità* di avviare nel sito un'azione di bonifica. La seconda è la "concentrazione limite obiettivo",  $C_{ob}$ , che in linea di principio è minore di  $C_{nb}$  e rappresenta l'*obiettivo* della bonifica (concentrazione residua di contaminante da raggiungere nel sito al termine del risanamento).

La "concentrazione di contaminante misurata nel sito",  $C_m$ , deve essere confrontata con  $C_{nb}$ . La bonifica è necessaria se  $C_m > C_{nb}$ .

Il primo criterio (criterio I o criterio a due livelli), impone  $C_{ob} < C_{nb}$ .

Il secondo criterio (criterio II o criterio a un livello) impone, di fatto,  $C_{ob} = C_{nb}$ .

L'utilizzo combinato dei due sistemi di classificazione consente di dare un quadro di sintesi dei criteri proposti in letteratura. (tabella 3.1)

Di seguito sono riportate, in modo sintetico, le caratteristiche fondamentali delle liste più significative.

### 3.1.2 Criteri indipendenti dall'uso del suolo

#### 3.1.2.1 Liste olandesi

##### Aspetti generali

La lista originaria "A B C" (*Allegato 1a*), così denominata perché include tre "classi di concentrazione" (indicate con i simboli A, B e C), è attualmente in fase di revisione dopo l'entrata in vigore del *Soil Protection Act (1987)*.

La lista "A C", che è il risultato attuale di questo processo di revisione, è riportata nell'*Allegato 1b*.

Le principali modifiche apportate nella lista "AC" riguardano: (i) l'abolizione temporanea delle concentrazioni di classe B, dovuta a difficoltà nella definizione di queste concentrazioni secondo un criterio univoco e oggettivo; (ii) la ridefinizione delle concentrazioni di classe A (ora denominate *target values*) e di classe C (ora denominate *intervention values*) sulla base del principio di multifunzionalità e di studi di tossicologia umana e di ecotossicologia.

Il principio di multifunzionalità lascia "aperte tutte le opzioni possibili": un suolo è di buona qualità se conserva le proprietà essenziali necessarie per non condizionare alcun possibile uso futuro del suolo (attività agricole e zootecniche, utilizzi industriali, protezione di acque superficiali e/o sotterranee, funzioni ecologiche, usi e scopi residenziali e ricreativi) (Moen, 1986; de Bruijn e de Walle, 1988; Moen, 1988). Per ottenere questo risultato, è necessario che il sito contaminato venga riportato nella originaria condizione di "naturalità". In tal modo, un terreno, oggi giudicato non idoneo a causa dei livelli di contaminazione, potrà in futuro essere utilizzato, ad esempio, come parco giochi per bambini o per attività agricole.

Critério	Criteri indipendenti dall'uso del suolo	Criteri dipendenti dall'uso del suolo
I	Lista olandese "ABC" (Moen, 1986)	Lista inglese "ICRCL" (Lühr, 1990)
	Lista olandese aggiornata "AC" (Moen, 1988; van den Berg, 1993; Visser, 1993)	Valori orientativi "Eikmann-Kloke-Lühr" (Eikmann, 1993) Lista tedesca (proposta) (Visser, 1993)
II	Valori guida "Land Hansestadt Hamburg" per terreni contaminati da oli minerali (Gras & Friesel, 1990; Bremer, 1993)	Lista canadese (CCME, 1991)
		Lista berlinese (Visser, 1993)
		Criterio di Washington DC (LaGoy, 1992)
		Lista giapponese (Gotoh e Udoguchi, 1993)
		Criterio della Regione Piemonte (Barberis, 1993)
		Criterio della Regione Toscana (Barca, 1993)
		Criterio della Regione Lombardia (deliberazione 1 agosto 1996, n. 17.252)
Criterio della Provincia di Milano		

Tabella 3.1 - Classificazione delle liste di concentrazione per la definizione della qualità dei suoli.

#### Modalità applicative

Le nuove classi di concentrazioni A e C conservano sostanzialmente il significato operativo che avevano nella lista "A B C". La soglia B, in attesa di una sua organica ridefinizione, è momentaneamente sostituita, per ciascun inquinante, dal valore  $(A+C)/2$  (Visser, 1993).

Da un punto di vista operativo (figura 3.1), un sito nel quale un contaminante ha una concentrazione  $C_m$  inferiore o uguale al valore di concentrazione di classe A, viene ritenuto di "buona qualità". Se la concentrazione  $C_m$  è maggiore del valore di concentrazione di classe C, il suolo è da considerarsi altamente contaminato da quella sostanza e deve essere sottoposto a una azione di risanamento che lo riconduca al livello A, ammesso che questo sia tecnicamente possibile. Se la concentrazione del contaminante nel sito è minore/maggiore di quella del livello intermedio  $(A+C)/2$ , ma inferiore a quella di classe C, è necessario attivare indagini preliminari/supplementari.

I valori di classe C del comparto "suolo" devono essere confrontati con le concentrazioni medie dei contaminanti misurate in campioni prelevati in un volume di terreno ( $25 \text{ m}^3$ ) di area  $50 \text{ m}^2$  e profondità  $0,5 \text{ m}$ ; i valori del comparto "acque sotterranee" devono essere confrontati con le concentrazioni dei contaminanti in falda, rilevate a una profondità di  $1 \text{ m}$  e mediate su un'area di  $100 \text{ m}^2$  (Visser, 1993).

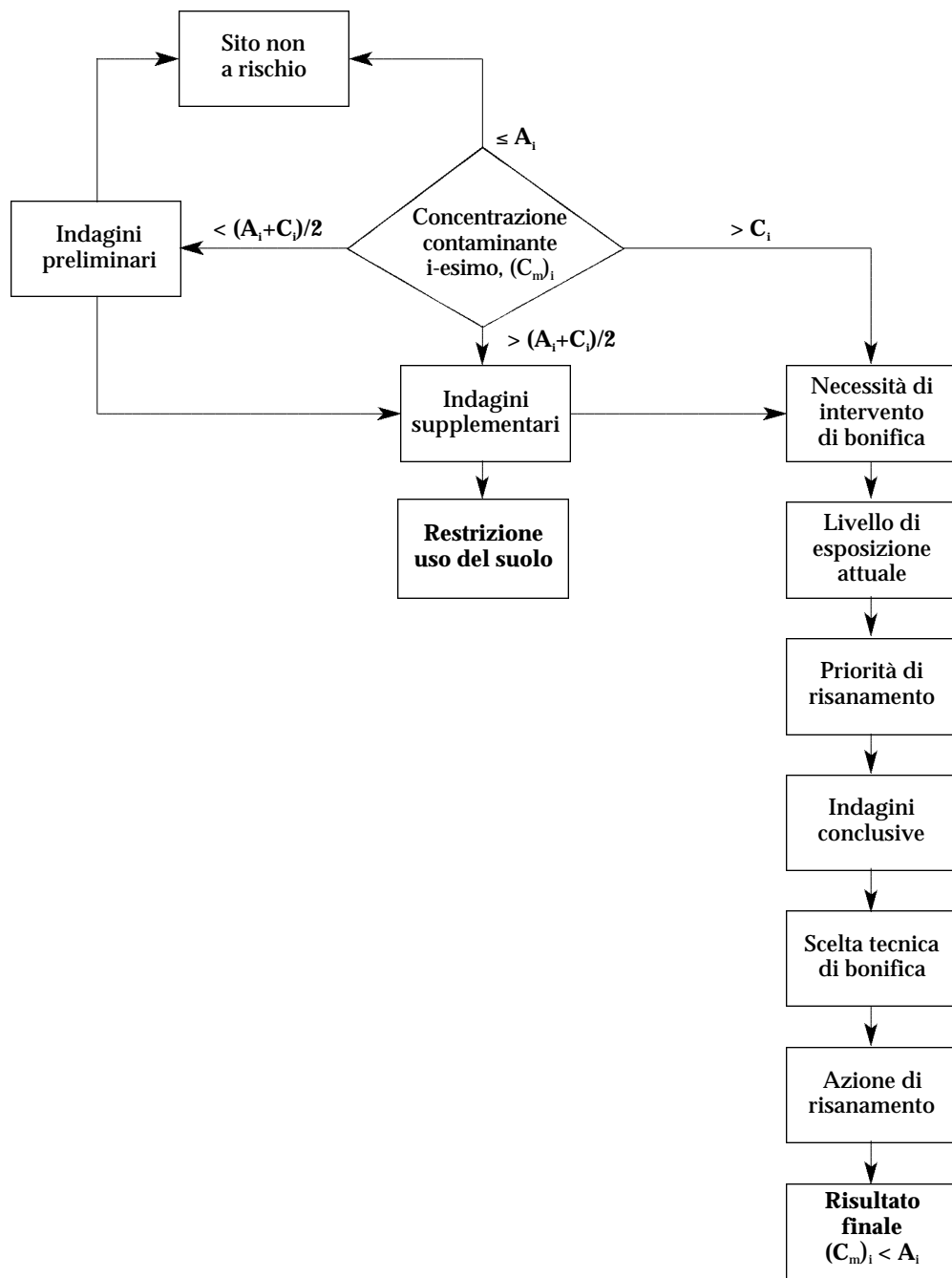


Figura 3.1 - Criterio operativo della lista olandese “AC”. Attualmente, la concentrazione limite B è posta pari a  $(A + C)/2$ .

Le classi A e C sono differenziate anche sulla base del contenuto in argilla (L) e/o sostanza organica (H) del suolo campionato. I valori di concentrazione riportati nella prima parte dell' *Allegato 1b* si riferiscono a un suolo definito come "standard" (H = 10%, L = 25%). Nella seconda parte dell' *Allegato 1b* ("suolo generico") sono riportate le equazioni che consentono di correggere i valori delle concentrazioni nelle classi di qualità riferite al "suolo standard" (A, C) per tener conto dell'effetto del reale contenuto di sostanza organica e di argilla ( $A_g$ ,  $C_g$ ). Si osservi che i valori delle concentrazioni A e C aumentano all'aumentare del contenuto di L e H nel terreno: il significato è che, all'aumentare del contenuto di argilla e/o di sostanza organica nel terreno, il rischio per i bersagli coinvolti è decrescente.

Usualmente, in un sito sono compresenti più contaminanti. Di conseguenza, il rischio "cumulato" di danno alla "salute" dei bersagli può essere elevato anche quando la concentrazione di ciascun contaminante non superi il valore guida del livello C. Per questo motivo, nella lista "AC" è inclusa una semplice procedura di calcolo (parte terza dell' *Allegato 1b*) per stimare se, in queste situazioni, sia necessario o meno un intervento di risanamento.

La procedura è basata sulle seguenti assunzioni: (i) Se i contaminanti compresenti nel sito appartengono a uno solo dei gruppi di inquinanti riportati nell' *Allegato 1b* (per esempio: metalli pesanti; contaminanti inorganici; composti aromatici), si assume che l'azione tossica complessiva sia di tipo additivo. Per i contaminanti organici, si assume che contribuiscano all'effetto complessivo soltanto quelli presenti nel terreno in concentrazione superiore al valore di classe A. Per i metalli e i composti inorganici, si assume che contribuiscano all'effetto complessivo soltanto quelli presenti nel terreno con una concentrazione superiore al valore di classe  $(A+C)/2$ . (ii) Se i contaminanti compresenti nel sito appartengono a più di un gruppo di sostanze inquinanti, si assume che l'interazione sia soltanto parzialmente di tipo additivo.

#### Criteria di definizione dei valori guida

I valori guida della "lista A C" sono stati elaborati secondo complessi criteri.

Per la definizione dei valori di classe A di ciascun contaminante nel comparto "suolo standard" (riportati nell' *Allegato 1b*), sono stati preliminarmente seguiti tre cammini distinti (Robberse e Denneman, 1993):

- è stata definita la "concentrazione di rischio trascurabile", (NC, *Negligible risk Concentration*).

La procedura ha comportato inizialmente la determinazione statistica della "massima concentrazione accettabile" (MPC, *Maximum Permissible risk Concentration*), definita come la concentrazione di contaminante nel suolo per la quale il 95% degli organismi globalmente presenti nell'ipotetico ecosistema "terreno naturale" (ad esempio, specie invertebrate terrestri) risulta protetto. Con altre parole: MPC è il valore in corrispondenza del quale solo il 5% degli organismi presenti nel terreno è esposto a una concentrazione superiore al proprio NOEC (*No Observed Effect Concentration*) (Van Straalen e Denneman, 1989; Van Wensem e Vegter, 1990). Per tenere conto del grado d'incertezza dovuto alla ridotta disponibilità di dati tossicologici necessari per il calcolo della MPC e per introdurre un ampio margine di sicurezza, il valore di concentrazione NC è stato arbitrariamente fissato pari all'1% del valore MPC (Denneman e Robberse, 1990).

L'assunzione alla base di questa procedura è che la protezione degli organismi "indicatori" del comparto suolo (come le specie invertebrate terrestri) garantisca la multifunzionalità del terreno. Questa posizione è di tipo "conservativo": per non essere esposte alla contaminazione, le specie viventi devono stare in un "ambiente naturale";

- è stata individuata la "concentrazione di fondo" presente nei terreni naturali, mediante l'elaborazione statistica dei dati provenienti da un'accurata campagna d'indagine condotta prelevando campioni di suolo in terreni olandesi non inquinati (aree rurali, parchi, boschi ecc.) (de Bruijn e de Walle, 1988);
- sono stati individuati i "valori standard" di contaminanti già esistenti in Olanda per la protezione delle acque sotterranee e dell'uso agricolo del suolo. Nell'applicazione pratica del principio di multifunzionalità, è stato quindi possibile dare un peso elevato alla vulnerabilità di queste due proprietà funzionali, che riflettono le "qualità" più comuni che un suolo deve possedere.

In una fase successiva, le informazioni e i dati raccolti ed elaborati con i tre cammini sono stati integrati nel modo seguente: (i) per i contaminanti "artificiali" (contaminanti non presenti nei suoli "naturali" olandesi), la concentrazione di classe A è stata assunta uguale al valore più basso tra i valori di concentrazione NC e i "valori standard" di concentrazione delle due proprietà funzionali del suolo precedentemente indicati (uso agricolo, acque sotterranee); (ii) per i contaminanti "naturali" (contaminanti presenti nei suoli "naturali" olandesi con una propria concentrazione di fondo; il caso tipico è quello dei metalli), la concentrazione di classe A è stata assunta uguale al valore più elevato tra la concentrazione di fondo e il valore più basso definito al punto precedente.

Per la definizione dei valori di classe C di ciascun contaminante nel comparto "suolo standard" (riportati nell'*Allegato 1b*), sono stati preliminarmente seguiti due cammini distinti (Van den Berg, 1992; Van den Berg, 1993):

- per l'ecosistema terreno, è stata calcolata, con criteri statistici, la "concentrazione di pericolo serio" (STC, *Serious Threat Concentration*), come la concentrazione di un contaminante nel suolo per la quale il 50% degli organismi globalmente presenti nell'ipotetico terreno naturale risultano esposti a un valore superiore al proprio NOEC;
- mediante un modello, appositamente predisposto, di analisi assoluta del rischio (modello CSOIL), è stato definito il valore della STC per un essere umano. Nel modello, la STC è stata calcolata come la concentrazione nel suolo per la quale, tenuto conto del contributo di tutte le vie di migrazione incluse nel modello (acque superficiali e sotterranee, aria, contatto diretto, catena alimentare), l'uomo risulta esposto: (i) alla *Reference Dose*, RfD, relativa all'esposizione per ingestione, nel caso di *effetti tossici cronici* del contaminante (Vismara, 1992); (ii) al livello di rischio di  $10^{-4}$ , relativo all'esposizione per ingestione o inalazione, nel caso di *effetti tossici cancerogeni* (Vismara, 1992).

In linea di principio, la concentrazione di classe C (*Allegato 1b*) è stata assunta uguale al valore di concentrazione più basso tra le due STC prima definite.

Le concentrazioni di classe A e C relative al comparto "acque sotterranee" sono state generalmente derivate da quelle per il suolo, utilizzando i valori del "coefficiente di partizione terreno-acqua",  $K_p$ , disponibili in letteratura per diversi contaminanti.

*Valutazioni critiche*

I vantaggi della lista “AC”, che la differenziano notevolmente dagli altri criteri di qualità disponibili in letteratura, sono essenzialmente tre: (i) la lista fornisce valori guida differenziati in funzione del contenuto in argilla e in sostanza organica del suolo. In tal modo, si include il ruolo positivo del “potere di autodepurazione” del terreno agli effetti della protezione dei bersagli viventi dalla contaminazione; (ii) nella definizione dei valori guida di classe A e C è stata utilizzata una procedura chiara e univoca, basata sull’elaborazione statistica di dati tossicologici sull’uomo e di dati ecotossicologici, di concentrazioni di fondo nei suoli naturali e di valori standard già esistenti; (iii) è stata inclusa la sinergia tra gli effetti tossici delle sostanze inquinanti, che può avere un effetto importante nei comuni casi di esposizione simultanea dei bersagli a più contaminanti.

Si deve tuttavia notare che l’adozione del principio di multifunzionalità comporta un onere economico molto elevato, perché si deve garantire il recupero delle proprietà funzionali del suolo. Inoltre, spesso le tecniche di bonifica disponibili non sono in grado di garantire un recupero totale delle funzioni del terreno. Queste difficoltà sono in parte superate dall’introduzione del principio della “migliore tecnologia disponibile” (Acaia & Andreottola, 1991): il ripristino deve essere effettuato con la migliore tecnologia disponibile e spinto fino a livelli compatibili con i vincoli di tipo finanziario, tecnico o ambientale.

*3.1.2.2 Valori guida “Land Hansestadt Hamburg”*

I valori guida *Land Hansestadt Hamburg* per terreni contaminati da oli minerali (Gras e Friesel, 1990; Bremer, 1993) sono riportati nell’*Allegato 2*.

**3.1.3 Criteri dipendenti dall’uso del suolo***3.1.3.1 Lista inglese “ICRCL”*

Per ciascun contaminante vengono definiti due livelli di concentrazione (Lühr, 1990):

- livello di soglia (TTL);
- livello di intervento (ATL).

I valori guida sono riportati nell’*Allegato 3*.

*3.1.3.2 Valori orientativi “Eikmann-Kloke-Lühr”**Aspetti generali*

I valori guida, riportati in forma di lista nell’*Allegato 4*, costituiscono un “sistema a tre soglie” (Eikmann, 1993): per ciascun contaminante, si devono individuare tre valori limite, denominati *soglia I*, *soglia II* e *soglia III*.

Per ciascun inquinante considerato, la soglia I (*soglia di multifunzionalità*) rappresenta il limite al di sotto del quale: (i) il composto è presente nella maggior parte dei suoli naturali (livello di fondo); (ii) non ci sono effetti dannosi per gli utilizzatori locali (vegetali, animali, uomo) del terreno; (iii) viene garantita la multifunzionalità del suolo, ossia non c’è alcuna restrizione ai possibili utilizzi.

I valori di soglia II (*soglia di tolleranza*), variabili a seconda dell’uso del terreno e a seconda dei bersagli viventi da proteggere, sono funzionali a: (i) individuare, per un sito inquinato da un contaminante presente in concentrazione superiore alla soglia I, il

possibile riuso senza danni ad alcuno dei potenziali bersagli della contaminazione; (ii) attivare una condizione di preallarme per un sito nel quale la concentrazione di un dato contaminante supera la soglia II, fissata per l'attuale utilizzo, ma non supera quella di soglia III. La condizione di preallarme deve sollecitare un pronto intervento di messa in sicurezza o di bonifica, per evitare che si raggiungano livelli troppo pericolosi o dispendiosi (in termini economici).

La soglia III costituisce il “massimo inquinamento accettabile” in funzione dello specifico utilizzo del terreno. Un sito nel quale la concentrazione di qualche contaminante supera la soglia III, richiede un urgente intervento di bonifica per ricondurre la concentrazione ai valori della soglia II o della soglia I.

#### *Criteri di definizione dei valori guida*

Le concentrazioni di soglia I derivano sostanzialmente dai valori orientativi per suoli agricoli proposti da Kloke (Kloke, 1980).

Le concentrazioni di soglia II e III sono il risultato dell'applicazione di una metodologia “inversa” rispetto al criterio dell'analisi assoluta del rischio: partendo dalle concentrazioni limite dei contaminanti per altri comparti ambientali (acque potabili, atmosfera, catena alimentare da vegetali) disponibili nelle normative tedesche, sono state effettuate ipotesi semplificative sui meccanismi di trasferimento degli inquinanti lungo le possibili vie di migrazione e si è risaliti a “valori limite” per il suolo (Kloke, 1988).

Ovviamente, questa metodologia non porta a una concentrazione univoca perché si ottiene un valore diverso per ciascun percorso di contaminazione considerato: suolo - aria - bersagli viventi (inalazione); suolo - bersagli viventi (ingestione diretta di terreno contaminato); suolo - falda acquifera - bersagli viventi (ingestione di acqua potabile). I valori finali per le soglie II e III sono stati fissati scegliendo, per ciascuna classe di utilizzo considerata, i bersagli maggiormente a rischio da proteggere e le loro modalità di esposizione più frequenti.

#### *Valutazioni critiche*

Un limite di questa lista è la mancata inclusione, nella definizione dei percorsi di contaminazione, del comparto ambientale “acque sotterranee”. Inoltre, il numero di contaminanti considerati è piuttosto limitato: i valori di soglia sono esaustivi per i metalli mentre mancano quasi completamente quelli per le altre classi di contaminanti (composti aromatici, idrocarburi policiclici aromatici, composti organici clorurati).

#### *3.1.3.3 Lista tedesca*

Nell'ambito della proposta di legge federale tedesca sulla protezione del suolo (1992), è stata elaborata una proposta di lista di concentrazioni limite, differenziate in funzione dell'utilizzo attuale o futuro dei siti. La lista ha lo scopo di generalizzare e uniformare, a livello federale, le diverse esperienze sui criteri di qualità (valori orientativi “Eikmann - Kloke - Lühr”, lista berlinese ecc.) maturate in Germania.

Per ciascun contaminante, e relativamente al solo comparto “suolo”, sono previste tre soglie di concentrazione (Visser, 1993):

- *soglia di cautela*. Indica la possibilità di futuri inquinamenti del sito, che deve essere pertanto controllato;

- *soglia d'indagine*. Indica la necessità di eseguire indagini supplementari nel sito, al fine di quantificare l'esatto grado di contaminazione;
- *soglia d'intervento*. Segnala la necessità di un immediato intervento di bonifica. In questo caso, gli obiettivi del risanamento devono essere fissati a un livello più restrittivo rispetto alle corrispondenti "soglie d'intervento".

### 3.1.3.4 Lista canadese

#### Aspetti generali

La lista contiene valori guida provvisori, proposti nel 1991 dal *Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME)*, nell'ambito del *National Contaminated Sites Remediation Program (NCSRP) (CCME, 1991)*.

Per ciascun contaminante, la lista (*Allegato 5*) presenta due livelli di concentrazione (distinti per i comparti "suolo" e "acque"):

- *livello d'indagine*;
- *livello di risanamento*, differenziato per tre usi del suolo (agricolo; residenziale/parchi; commerciale/industriale) e quattro utilizzi delle acque superficiali e di falda (protezione della vita acquatica; uso irriguo; protezione del bestiame; uso potabile).

#### Modalità applicative

Le modalità applicative prevedono che, quando la concentrazione di un contaminante risulti superiore al corrispondente "livello d'indagine", il sito debba essere sottoposto a indagini finalizzate alla: (i) individuazione dell'estensione della contaminazione e della natura dei pericoli presenti; (ii) determinazione dell'entità e dell'urgenza di eventuali ulteriori azioni.

Se la concentrazione del contaminante risulta inferiore al "livello d'indagine", non è necessario intervenire nell'area.

Un sito nel quale la concentrazione di un dato contaminante supera il corrispondente "livello di risanamento" (relativo all'uso attuale o futuro del sito), deve essere bonificato per evitare rischi nell'utilizzo attuale o futuro. In questo caso, l'analisi dei "livelli di risanamento" possibili per quel contaminante può portare a una restrizione d'utilizzo per evitare la necessità dell'azione di risanamento.

I "livelli di risanamento" coincidono generalmente con gli obiettivi della bonifica e possono essere adottati tal quali oppure opportunamente adattati alle condizioni specifiche del sito (Visser, 1993). Nei casi di seguito citati, per l'individuazione degli obiettivi di risanamento si può anche ricorrere al criterio dell'analisi assoluta del rischio (Visser, 1993): (i) siti localizzati in area protetta; (ii) presenza nel sito di specie (vegetali e/o animali) rare o protette; (iii) presenza di miscele complesse di contaminanti; (iv) presenza di inquinanti per i quali non siano stati ancora definiti i "livelli di risanamento".

#### Criteria di definizione dei valori guida

La lista canadese è stata derivata dalle linee guida già esistenti per i terreni contaminati e in uso in alcune giurisdizioni dello Stato. In particolare:

- i "livelli d'indagine" di ciascun contaminante sono costituiti da valori di fondo o da limiti di affidabilità analitica. Quest'ultima è definita come la soglia minima di



concentrazione di una data sostanza chimica che, in funzione della tecnica di analisi adottata, può essere sistematicamente rilevata con il richiesto grado di precisione e di riproducibilità dei risultati;

- i “livelli di risanamento” relativi alle acque sono quelli fissati dalle *Canadian Water Quality Guidelines* (1987) e dalle *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality* (1989);
- i “livelli di risanamento” per il comparto suolo fanno riferimento a valori guida elaborati negli Stati di Alberta, British Columbia e Ontario.

#### *Valutazioni critiche*

I valori guida non sono basati su un supporto razionale. Infatti, per esempio, i “livelli di indagine” individuati come concentrazioni di fondo, che vengono presentati come valori univoci, sono in realtà variabili in funzione delle variazioni geologiche del sottosuolo (nelle aree naturali) e della densità degli insediamenti residenziali e industriali (nelle aree urbanizzate).

Il CCME ha allo studio una revisione organica della lista attuale (Visser, 1993). Tra i diversi obiettivi fissati, c'è anche quello di esprimere le nuove concentrazioni limite in funzione di un appropriato suolo di riferimento, del tipo “terreno standard” utilizzato nella lista olandese “AC”.

#### 3.1.3.5 Lista berlinese

##### *Aspetti generali*

Questa lista, messa a punto nel *Land* di Berlino (Visser, 1993), assegna a ciascun contaminante i seguenti valori guida per i comparti ambientali “terreno” e “acque sotterranee” (Allegato 6).

- *Valori di risanamento*, differenziati in funzione di: (i) quattro tipologie di aree contaminate per il comparto “suolo” (a protezione delle acque sotterranee; adibite a usi sensibili del tipo parchi-giochi per bambini, giardini privati ecc.; siti vallivi; siti allocati su altopiani); (ii) tre tipologie per il comparto “acque sotterranee” (aree a protezione degli acquiferi; siti vallivi; siti allocati su altopiani).
- *Valori di riuso*, relativi alle condizioni di riutilizzo del terreno risanato e di infiltrazione diretta in falda delle acque sotterranee decontaminate.

##### *Modalità operative*

I “valori di risanamento” hanno un significato operativo analogo ai “livelli di risanamento” del criterio canadese; per questo motivo, la lista berlinese è stata inclusa nel criterio II dei “criteri di qualità dipendenti dall'uso del suolo” (tabella 3.1). Dalla letteratura tecnica consultata (Visser, 1993) non emerge con chiarezza il campo di applicazione dei “valori di riuso”. Si può però ipotizzare che essi rappresentino le concentrazioni limite da non superare per: (i) il riutilizzo dei volumi di suolo, estratti da un sito contaminato e risanati, in aree diverse da quella d'origine (ad esempio, come materiali da riporto e riempimento); (ii) l'utilizzo delle acque sotterranee, estratte da un sito inquinato e decontaminate, per la ricarica della falda sottostante al sito medesimo o ad altre aree.

##### *Valutazioni critiche*

I “valori di risanamento”, disponibili per un numero significativo di contaminanti, so-

no differenziati in funzione di utilizzi poco rappresentativi della totalità degli usi possibili di un terreno.

L'introduzione di "valori di riuso" rappresenta invece un'innovazione tra i criteri di qualità del suolo oggi disponibili. In particolare, si noti che per quasi tutti i contaminanti e per entrambi i comparti ambientali considerati essi sono inferiori ai "valori di risanamento" più stringenti (aree a uso sensibile, nel caso del "suolo"; aree a protezione degli acquiferi, nel caso delle "acque sotterranee").

Questa scelta, ampiamente conservativa, è comprensibile e motivata dal fatto che i volumi di suolo risanati, estratti dal sito e utilizzati altrove, e di acqua decontaminata, reimmessi in falda, sono difficilmente sottoponibili ad azioni di controllo e monitoraggio a lungo termine.

### 3.1.3.6 Criterio Washington DC

#### *Aspetti generali*

Questo criterio di qualità dei suoli, noto come "criterio dei tre approcci", è in vigore in Washington DC dal 1991, nell'ambito del *Washington's Model Toxic Control Act* (La-Goy, 1992). Questo è il criterio più flessibile tra quelli americani (California, New Jersey, New York).

Il criterio (*Allegato 7*) include una lista di standard di risanamento per alcuni contaminanti di acque sotterranee e di suoli. Per quest'ultimo comparto ambientale, sono previsti valori differenziati in base a due possibili utilizzi.

#### *Modalità applicative*

Il criterio offre la possibilità di utilizzare tre metodologie alternative (denominate A, B e C) per l'individuazione degli obiettivi di bonifica.

#### *Metodologia A*

Se la concentrazione di uno o più contaminanti presenti nel sito supera i valori limite fissati per l'uso attuale o prospettato dell'area, è necessario un intervento di bonifica per riportare entro il livello fissato il parametro o i parametri fuori limite.

Per contaminanti non inclusi nella lista, gli standard di risanamento sono costituiti dalle concentrazioni locali di fondo ovvero dai limiti di affidabilità analitica. Questa metodologia è quindi classificabile all'interno dei criteri "dipendenti dall'uso del suolo".

#### *Metodologia B*

Gli obiettivi di risanamento vengono definiti mediante espressioni derivate da semplificazioni introdotte nel criterio dell'analisi assoluta del rischio; con queste semplificazioni, i soli parametri dipendenti dai contaminanti presenti nel sito inquinato sono la dose di riferimento (RfD, *Reference Dose*) e la concentrazione ammissibile (PC, *Permissible Concentration*).

La metodologia B è "standardizzata", ossia è sostanzialmente indipendente dalle condizioni locali del sito (bersagli di rischio coinvolti, vie attive di migrazione dei contaminanti ecc.).

#### *Metodologia C*

Questa metodologia è stata introdotta per situazioni di contaminazione estesa o com-

pressa, per le quali sia necessario includere anche le specifiche condizioni locali o ragioni di carattere tecnico-economico. Questa metodologia comporta l'attivazione di un'analisi assoluta del rischio ambientale, completa e finalizzata alla determinazione degli obiettivi locali di bonifica.

In tutti i casi è prescritto che, qualora i livelli di fondo naturali locali risultino superiori alle concentrazioni individuate con le metodologie A, B e C, gli standard di risanamento debbano coincidere con i livelli di fondo.

#### *Criteria di definizione dei valori guida*

Per le acque sotterranee, gli standard di risanamento della metodologia A derivano sostanzialmente dai limiti per le acque potabili previsti a livello federale e statale.

Per il comparto "suolo", gli standard della metodologia A per metalli e contaminanti organici sono stati definiti in riferimento alla modalità di esposizione per contatto diretto, che è quella ritenuta a maggior rischio. Per i composti a maggior mobilità, la concentrazione limite è stata determinata con l'obiettivo di garantire la protezione delle acque di falda dalla contaminazione.

#### *Valutazioni critiche*

L'aspetto innovativo del "criterio Washington DC" è l'estrema flessibilità di applicazione, che consente all'Ente preposto alla gestione delle aree contaminate di tenere in giusta considerazione anche la componente economica.

#### *3.1.3.7 Lista giapponese*

##### *Aspetti generali*

Il problema dei suoli inquinati ha inizialmente riguardato aree agricole (in maggioranza risaie) contaminate da metalli pesanti (cadmio, rame, arsenico) provenienti da attività di estrazione e fusione. Solo a partire dalla metà degli anni '70, l'attenzione è stata estesa anche alle rimanenti tipologie di siti (cosiddetti "urbani"). Questa attenzione si è concretizzata, nell'agosto 1991, con l'emanazione da parte dell'Agenzia Giapponese per l'Ambiente (JEA) di standard di qualità dei suoli relativi a dieci contaminanti (Gotoh e Udoguchi, 1993; Udoguchi e Gotoh, 1993).

Per ciascuna sostanza inquinante considerata sono state fissate due concentrazioni standard (*Allegato 8*), rispettivamente finalizzate a garantire: (i) la protezione delle acque superficiali o di falda; (ii) la produzione di raccolti sicuri per le coltivazioni, con particolare riferimento alle risaie.

##### *Modalità applicative*

Rispetto ai criteri di qualità dei suoli precedentemente esposti, la procedura adottata per gli standard di protezione delle acque è completamente diversa perché i valori standard devono essere confrontati con la concentrazione misurata nella soluzione ottenuta in una prova di lisciviazione. Nella prova, il campione di suolo prelevato nel sito sospetto viene mescolato, sotto agitazione, con una quantità di acqua pari a dieci volte il peso del campione.

Anche la procedura per i valori standard per la protezione dei raccolti è inusuale. Per il cadmio, la concentrazione standard è espressa come mg di contaminante assimilato per

kg di riso cresciuto sul suolo inquinato; l'obiettivo è la protezione dell'alimentazione umana. I valori standard per il rame e l'arsenico sono invece espressi nelle ordinarie unità di misura (mg/kg SS) e sono finalizzati alla prevenzione degli effetti di fitotossicità.

Gli standard di qualità giapponesi hanno una duplice finalità applicativa perché definiscono: (i) le concentrazioni di contaminanti al di sopra delle quali i siti sono ritenuti inquinati; (ii) per le aree risultate contaminate, rappresentano i valori guida per individuare gli obiettivi ambientali delle azioni di risanamento, tenuto anche conto delle condizioni locali e delle necessità tecnico-economiche.

### 3.1.3.8 Proposte italiane

#### Criterio della Regione Piemonte

##### *Aspetti generali*

La lista piemontese, nota come "criterio del doppio filtro", è il primo criterio di qualità dei suoli proposto in Italia (1992), nell'ambito delle attività di studio e ricerca sui terreni contaminati promosse dalla Regione Piemonte e condotte dall'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (IPLA), con la collaborazione della Golder Geoanalysis (IPLA e Golder Geoanalysis, 1992; Barberis, 1993).

Il criterio include una lista (*Allegato 9*) che riporta valori guida differenziati in base a tre destinazioni d'uso dei terreni, analoghe a quelle della lista canadese. In effetti, per quasi tutti i composti considerati, le concentrazioni adottate per l'uso agricolo e per quello residenziale coincidono con i valori della lista canadese, con l'eccezione dei principali metalli pesanti. Per questi, con riferimento all'utilizzo agricolo, sono stati tenuti in considerazione i rischi di assorbimento da parte delle colture vegetali.

##### *Modalità operative*

L'approccio applicativo è flessibile, concettualmente analogo a quello del "criterio Washington DC", e regolato dal cosiddetto principio del "doppio filtro" (*figura 3.2*). Questo principio consente all'Ente pubblico preposto alla gestione dei terreni contaminati di adottare, per bonifiche particolarmente complesse e sulla base di un apposito studio di valutazione dei rischi ambientali, limiti meno restrittivi di quelli riportati nella lista. I limiti tengono conto delle condizioni locali del sito nonché degli aspetti tecnico-economici legati all'intervento di risanamento.

Più precisamente, la procedura ordinaria del primo filtro (analoga alla metodologia A del criterio americano) prescrive che un sito, nel quale le concentrazioni di uno o più parametri superino i valori limite corrispondenti alla destinazione d'uso, sia sottoposto a un intervento di bonifica che riporti il parametro (o i parametri) fuori limite almeno entro il livello fissato nella lista.

La procedura proposta dal secondo filtro si applica ai casi nei quali le specifiche condizioni locali possono rendere accettabile una bonifica meno spinta, purché ugualmente efficace, oppure a quelli nei quali i livelli locali di fondo superano già i valori guida. In queste situazioni, l'Ente pubblico ha la facoltà di autorizzare: (i) l'esecuzione di un'approfondita analisi assoluta del rischio; (ii) la conseguente possibile adozione di livelli *ad hoc* di qualità del suolo (verosimilmente, meno restrittivi delle concentrazioni della lista); (iii) l'eventuale elaborazione di un progetto di risanamento basato sui limiti di bonifica fissati.

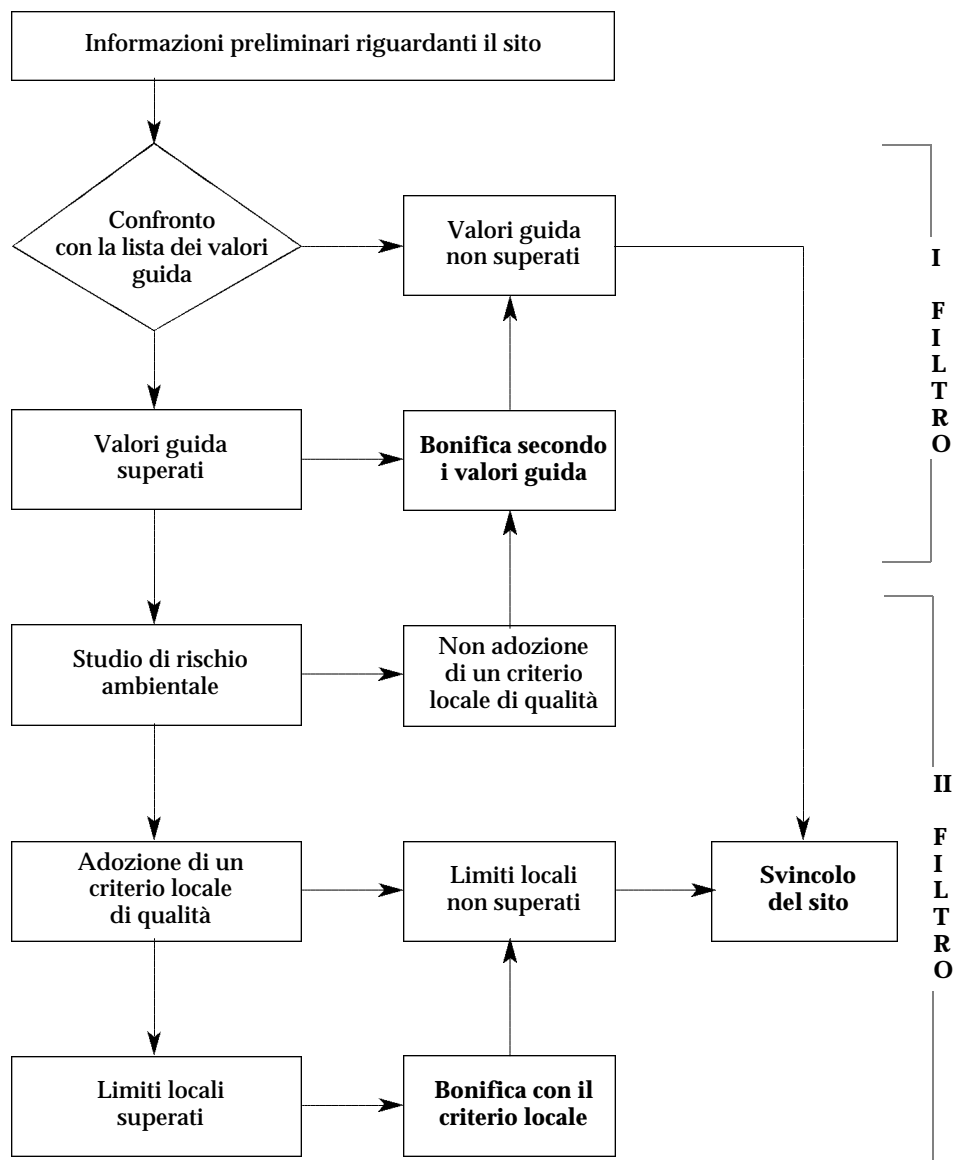


Figura 3.2 - Principio piemontese del “doppio filtro” (adattata da Golder Geoanalysis, 1992).

*Criteri di definizione dei valori guida*

La lista piemontese è stata derivata da alcuni criteri internazionali di qualità dei suoli, con particolare riferimento alle liste “AC”, “ICRCL” (Acaia e Andreottola, 1991) e “canadese”. I valori individuati sono anche frutto di un confronto approfondito con

dati sulle concentrazioni di fondo dei diversi composti organici, derivati da studi su terreni esteri e italiani; tra questi, sono stati presi in esame soprattutto il territorio piemontese e le regioni limitrofe.

### Criterio della Regione Toscana

#### *Aspetti generali*

Il criterio è stato predisposto nel contesto delle “Linee guida per i progetti di bonifica e i valori limite di concentrazione dei contaminanti nelle acque e nei terreni” (Barca, 1993), previste nell’ambito del Piano Regionale di Bonifica toscano (DM 16 maggio 1989), approvate dal Consiglio Regionale della Toscana il 20 aprile 1993 e richiamate nella legge regionale n. 29 del 12 maggio 1993 che stabilisce i “Criteri di utilizzo di aree inquinate soggette a bonifica” (Regione Toscana, 1993 A). Il criterio non include una lista originale di concentrazioni limite ma utilizza la prima versione della lista piemontese.

#### *Modalità applicative*

La metodologia rientra nel criterio II dei criteri “dipendenti dall’uso del suolo” (tabella 3.1). Le concentrazioni  $C_{nb} = C_{ob}$  sono così individuate:

- per le acque sotterranee, indipendentemente dal loro utilizzo attuale, si fa riferimento ai valori previsti dal DPR 236/88 per il consumo umano;
- per le acque superficiali, sono assunte le concentrazioni limite previste dal DPR 515/82, che sono però applicabili soltanto qualora la contaminazione sia attribuibile univocamente alla fonte inquinante oggetto d’indagine. Una volta accertato l’inquinamento, le acque superficiali dovranno essere ricondotte entro le categorie di classificazione, previste dal DPR 515/82, preesistenti alla contaminazione;
- per il comparto suolo, sono stati utilizzati i valori limite contenuti in una prima versione della lista piemontese. Le concentrazioni sono differenziate in funzione di tre destinazioni d’uso: agricola, residenziale, industriale. Qualora la destinazione d’uso del sito non sia definita, si applicano i valori indicati per le aree agricole. In linea di principio, gli obiettivi di risanamento devono comunque coincidere con i livelli di fondo dell’area circostante (non inquinata e avente analoghe caratteristiche geologiche e pedologiche), purché non risultino superiori a quelli della lista piemontese (prima versione).

Per i comparti ambientali considerati (acqua e suolo), la comparazione con i valori limite viene effettuata sulla base dei valori massimi di concentrazione riscontrati nei campioni prelevati dal sito contaminato.

### Criterio della Regione Lombardia

#### *Aspetti generali*

La Regione Lombardia ha approvato degli standard di qualità dei suoli per la bonifica dei terreni contaminati sul territorio lombardo (deliberazione 1 agosto 1996, n. 17.252). Si tratta di standard cosiddetti “misti” perché prendono in considerazione sia le analisi chimiche dei suoli, con successivo confronto con valori tabellari precedentemente fissati, sia una valutazione della vulnerabilità delle acque sotterranee (figura 2.1).

*Modalità applicative*

Le aree da sottoporre a verifica per la tutela ambientale del territorio comprendono: (i) discariche incontrollate di rifiuti speciali e/o tossico-nocivi e/o rifiuti solidi urbani e assimilabili; (ii) attività industriali dismesse; (iii) tutte le aree nelle quali si ritiene vi sia un'alterazione della qualità del suolo in seguito a sversamenti o sversamenti accidentali o volontari, ricadute da emissioni in atmosfera o a seguito di attività condotte sull'area.

Su queste aree viene condotta un'analisi preliminare al fine di valutare, in prima istanza, le sorgenti di contaminazione, le possibili vie di diffusione della contaminazione e i relativi bersagli.

Se, a seguito di questa analisi preliminare, l'area è giudicata come "non contaminata", il caso viene archiviato.

Se invece l'area è giudicata come "probabilmente contaminata" oppure se i dati a disposizione non sono sufficienti per esprimere un giudizio, le aree a maggior contaminazione vengono individuate, in una fase preliminare, mediante metodi indiretti (geofisici) o preliminari (analisi dell'aria interstiziale, analisi speditive). Successivamente, sulla base dei risultati ottenuti, si elabora e si esegue un piano di campionamento e di analisi del suolo e del sottosuolo. Il piano di campionamento deve prevedere anche la raccolta di campioni di confronto prelevati da aree non contaminate interne o limitrofe al sito in esame (campioni di fondo). Sui campioni raccolti devono essere effettuate analisi chimiche di parametri scelti, caso per caso, sulla base delle conoscenze acquisite sul sito. I risultati delle analisi devono essere confrontati con i valori di riferimento così definiti:

- per i metalli e per alcuni anioni, si assumono i valori di concentrazione massimi riscontrabili in suoli italiani naturali (*Allegato 10, tabella 10/1*) o, in subordine, i valori di concentrazione relativi alle aree circostanti l'area contaminata;
- per le sostanze organiche di origine antropica, viene assunto convenzionalmente come riferimento 1/50.000 della concentrazione limite (CL) definita nella deliberazione 27 luglio 1984 e nel DM 16 febbraio 1993;
- per gli oli minerali viene assunto un valore di riferimento pari a 100 mg/kg; per le "benzine", un valore pari a 20 mg/kg. Per "benzina" si intende il taglio petrolifero con punto di ebollizione inferiore a 180°C; se il punto di ebollizione è superiore, si applica il parametro "oli minerali".

Se le concentrazioni di una o più sostanze superano di oltre il 20% i valori di riferimento precedentemente definiti, il terreno viene definito contaminato; per concentrazioni inferiori, il terreno viene definito non contaminato, fermo restando l'obbligo di bonificare le sorgenti di contaminazione eventualmente presenti (per esempio impianti, serbatoi ecc.), prima di procedere al riutilizzo dell'area.

Se il sito in esame è localizzato in un'area con presenza di acquifero, la salvaguardia delle acque sotterranee è l'obiettivo prioritario da raggiungere nell'intervento di decontaminazione del terreno.

Le acque sotterranee rappresentano infatti la via di contaminazione più diffusa e anche quella che può presentare maggiori rischi per la salute pubblica, visto il forte utilizzo delle risorse idriche sotterranee a scopo potabile. Per questa ragione, la protezione delle risorse idriche richiede un approfondimento analitico sul suolo e sul sot-

tosuolo che comprende, oltre ad analisi sul tal quale, analisi sulla mobilità dei contaminanti mediante specifici test di cessione.

La decontaminazione del suolo e del sottosuolo deve quindi raggiungere concentrazioni protettive rispetto alle acque sotterranee. Per tener conto delle condizioni idrogeologiche, viene individuato un indice di rischio delle acque sotterranee, calcolato sulla base della vulnerabilità e dell'uso dell'acquifero, come specificato nel paragrafo seguente. In funzione delle tre classi di rischio individuate (basso, medio, alto), vengono proposti valori-obiettivo della bonifica del suolo e del sottosuolo, sia sul tal quale che sull'eluato.

I valori di riferimento per l'eluato sono quelli del DPR 236/88 moltiplicati per un coefficiente determinato in funzione dell'indice di rischio (*Allegato 10, tabelle 10/2 e 10/3*). Per sostanze non incluse nel DPR 236/88, vengono utilizzati i valori individuati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità o dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente degli Stati Uniti (EPA). In presenza di più di tre contaminanti, la sommatoria dei rapporti tra le concentrazioni riscontrate e i rispettivi valori limite non deve essere superiore a 3; nella sommatoria devono essere inclusi solo i rapporti superiori a 1/10.

I valori di riferimento per il tal quale sono stati ricavati dalla normativa sull'etichettatura delle sostanze (legge 29 maggio 1974 e DM 16 febbraio 1993), assumendo valori pari a 1/200, 1/400 e 1/800 delle concentrazioni limite, rispettivamente, per le classi di rischio bassa, media e alta (*Allegato 10, tabella 10/3*).

Sulla base della deliberazione 27 luglio 1984, le sostanze sono classificate come: nocive (CL = 50.000 mg/kg), tossiche (CL = 5000 mg/kg) e molto tossiche (CL = 500 mg/kg).

Per sostanze che possono dare effetti cumulativi e cancerogeni (frasi di rischio R33, R39, R40, R46, R47, R48, R49), la corrispondente CL deve essere divisa per 5.

Per esemplificare il criterio generale (che si applica a tutte le sostanze classificate dal punto di vista tossicologico), per alcune delle sostanze organiche più frequentemente presenti nei siti contaminati sono riportate le CL e i conseguenti valori per la protezione delle acque sotterranee (*Allegato 10, tabella 10/3*).

Per ciascun campione, i valori di concentrazione definiti per l'eluato e per il tal quale devono essere rispettati per l'intero spessore compreso tra il piano campagna e il tetto della falda acquifera. Devono perciò essere prelevati campioni di terreno a diversa profondità dal piano campagna, secondo le modalità e le procedure previste dalla Giunta Regionale.

In linea generale, se è previsto un riuso del sito in esame, si afferma il principio che gli obiettivi della bonifica dipendono dall'uso dell'area. Ai fini della determinazione degli obiettivi della bonifica, si distinguono i seguenti usi: verde pubblico e privato, agricolo, residenziale e industriale. L'uso a terziario è assimilato all'uso residenziale; l'uso per impianti tecnologici è assimilato all'uso industriale (*Allegato 10, tabelle 10/4 e 10/5*).

L'intervento di bonifica del suolo e del sottosuolo non è necessario quando, pur essendo il terreno contaminato, la concentrazione di ciascun contaminante presente è inferiore a quella che si deve raggiungere in funzione dell'utilizzo previsto dell'area ed è compatibile con l'obiettivo di protezione delle acque sotterranee.

Infine, l'intervento di bonifica non è necessario se viene rispettato l'obiettivo di salvaguardia delle acque sotterranee e non vi è alcun utilizzo dell'area.

Se, per raggiungere gli standard di qualità previsti, è necessario effettuare inter-



venti di bonifica del suolo e del sottosuolo, lo stato di contaminazione residua del suolo e del sottosuolo non deve comunque comportare modificazioni dei parametri ambientali (biologici, chimici, fisici) tali da ostacolare le normali attività di vita, lavoro e ricreazione.

Per le ragioni precedentemente esposte, la proposta porta alla definizione di tre “classi di rischio”, definite dai valori di un “indice di rischio delle acque sotterranee”, che è funzione della vulnerabilità dell’acquifero e del suo uso.

Quest’analisi di “primo livello” deve essere effettuata per ciascun sito contaminato (a meno che l’area sia priva di strutture acquifere), allo scopo di acquisire informazioni per una valutazione della vulnerabilità del primo acquifero. Il compito di approfondire maggiormente i casi critici, qualora la Regione lo ritenga opportuno, è demandato a un’analisi più complessa di “secondo livello” (analisi di rischio) che richiede specifiche indagini in campo e in laboratorio.

La strategia per giungere all’individuazione della classe di rischio, delineata nello schema di figura 3.3, comporta la definizione di un certo numero di indici e la loro eventuale combinazione.

La valutazione della vulnerabilità del primo acquifero è definita sulla base di due indici: “Distanza dall’acquifero” e “Tempo di percorrenza”.

La *distanza dall’acquifero* è la distanza tra il punto più basso conosciuto della sorgente di contaminazione e il tetto della falda acquifera (tabella 3.2).

Il *tempo di percorrenza* della distanza dall’acquifero (tabella 3.3) è funzione della “conducibilità idraulica” e dello “spessore dello strato meno permeabile”, che può essere costituito sia da suolo che da sottosuolo. Il suo significato è il seguente: il rischio per l’acquifero è più elevato per valori grandi dell’indice di tempo di percorrenza. I valori grandi dell’indice sono determinati dalla presenza di uno “strato meno permeabile” che si trova a una piccola “distanza dall’acquifero” ( $< 3$  m), ha uno spessore basso ( $< 1$  m) e una conducibilità idraulica elevata ( $< 10^{-3}$  cm/s).

Se i dati stratigrafici noti non sono sufficienti o sufficientemente affidabili, le caratteristiche di spessore, continuità laterale e conducibilità idraulica dello strato meno permeabile e, più in generale, di tutto il non saturo, devono essere accertate attraverso sondaggi appositamente eseguiti e prove di permeabilità in campo e/o in laboratorio.

Si noti che la presenza di argille e sostanze organiche di tipo umico può generare fenomeni di adsorbimento, anche a carattere irreversibile, dei contaminanti.

La dipendenza dallo strato meno permeabile viene inclusa soltanto se il suo spessore è di almeno 1 m. Se più strati hanno valori di conducibilità idraulica appartenenti alla stessa classe, devono essere considerati tutti; lo spessore totale è dato dalla somma degli spessori dei diversi strati.

L’*indice del grado di vulnerabilità* si calcola come somma dei valori degli indici “Distanza dall’acquifero” e “Tempo di percorrenza” e può assumere valori compresi tra 2 e 60. Il valore minimo (rischio basso) corrisponde all’esistenza di uno strato meno permeabile distante dall’acquifero ( $> 50$  m), di spessore elevato ( $> 10$  m) e di bassa conducibilità idraulica ( $> 10^{-7}$  cm/s). Viceversa, il valore più elevato dell’indice di grado di vulnerabilità (e, quindi, il rischio più elevato) si ottiene per uno strato meno permeabile vicino all’acquifero ( $< 3$  m), di spessore minimo ( $< 1$  m) e di elevata conducibilità idraulica ( $< 10^{-3}$  cm/s). Se il punto più basso della sorgente di contaminazione è a diretto contatto con la falda, si assume il valore massimo di 60.

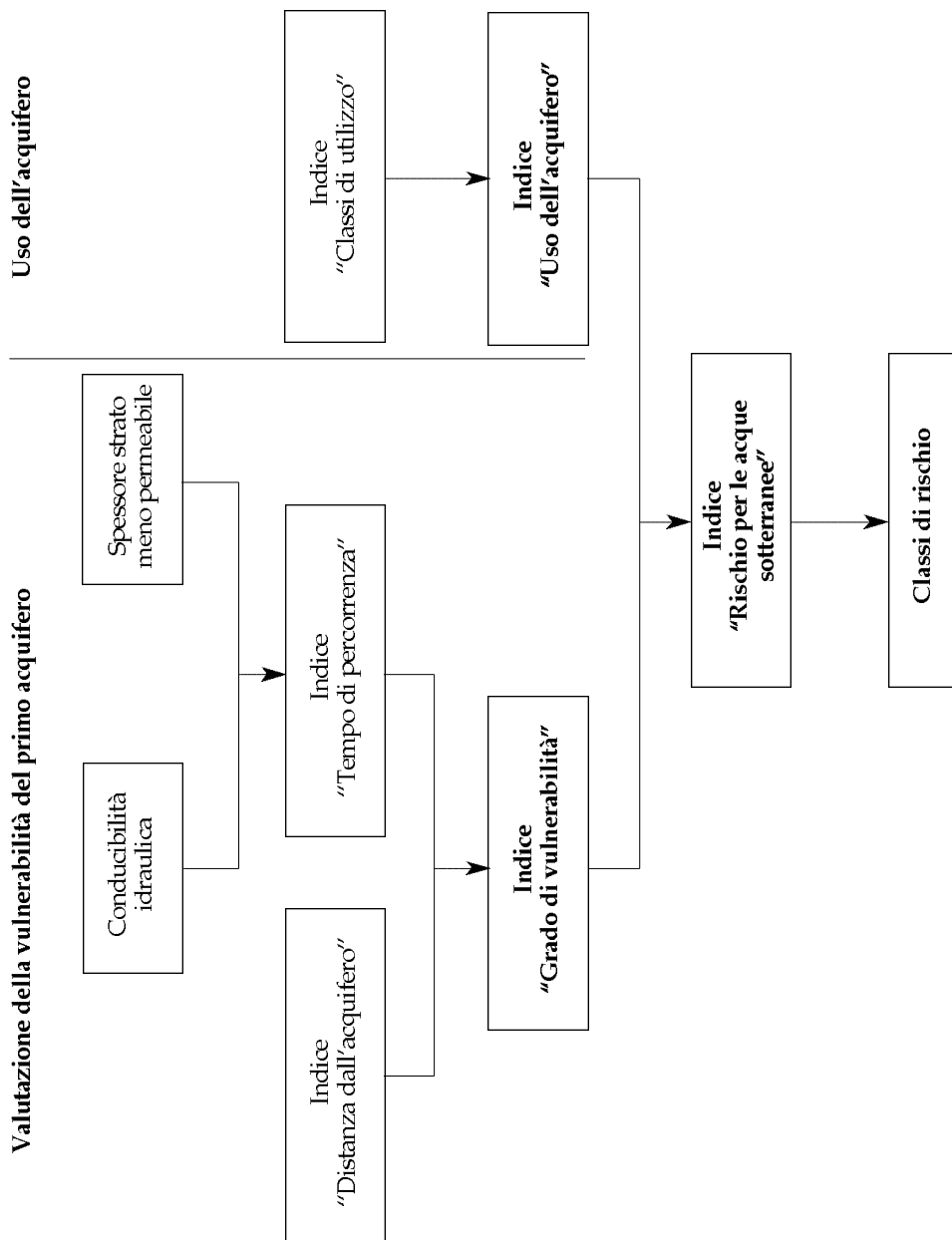


Figura 3.3 - Schema operativo per la definizione delle "Classi di rischio" per le acque sotterranee.

Distanza dall'acquifero (m)	Valore assegnato
< 3	15
3-10	5
10-50	3
> 50	1

Tabella 3.2 - Valori assegnati all'indice "Distanza dall'acquifero".

Conducibilità idraulica (cm/s)	Spessore dello strato meno permeabile (m)		
	1-1,5	1,5-10	> 10
<10-3	45	40	35
10-3-10-6	35	25	15
10-6-10-7	15	10	5
> 10-7	5	5	1

Tabella 3.3 - Valori dell'indice "Tempo di percorrenza" come funzione della conducibilità idraulica e dello spessore dello strato meno permeabile.

Per la definizione dell'uso dell'acquifero, sulla base della direzione di flusso della falda si individua un cono con angolo di apertura di 90 gradi, che delimita l'area interessata da una possibile diffusione degli inquinanti. Ai fini dell'uso, sono stati considerati soltanto i pozzi a uso potabile, sia pubblici che privati, esistenti fino a una distanza di 2 km dal sito contaminato. Sono state definite 5 classi di utilizzo e sono stati assegnati i relativi punteggi (tabella 3.4). Dalla tabella, si ricava che il valore dell'indice di uso dell'acquifero varia da un minimo di 8 a un massimo di 50.

L'indice di rischio per le acque sotterranee si calcola come somma dell'indice di vulnerabilità e dell'indice di uso dell'acquifero. L'indice di rischio varia quindi da un minimo di 10 a un massimo di 110.

Uso	Valore
Pozzo pubblico che capta anche dal primo acquifero	50
Pozzo privato che capta anche dal primo acquifero	35
Pozzo pubblico che capta solo dagli acquiferi successivi al primo <sup>(1)</sup>	30
Pozzo privato che capta solo dagli acquiferi successivi al primo <sup>(1)</sup>	15
Nessun pozzo a uso potabile	8

<sup>(1)</sup> Deve essere accertata la continuità laterale dello strato di separazione degli acquiferi tra il sito e il punto di captazione.

Tabella 3.4 - Valori assegnati alle "Classi di utilizzo" per l'uso dell'acquifero.

In questo intervallo, sono state definite tre *classi di rischio*: basso, medio e alto (tabella 3.5). La classe di rischio più alta viene assegnata automaticamente se: (i) entro una distanza di 200 m dal sito, sono presenti pozzi a uso potabile; (ii) è stata accertata la contaminazione della falda idrica sotterranea per la presenza di inquinanti nel sito.

Indice di rischio	Classe di rischio
10-40	basso
40-70	medio
70-110	alto

Tabella 3.5 - Definizione delle "Classi di rischio" in funzione del valore dell'indice di rischio per le acque sotterranee.

Qualora le parti interessate (Regione Lombardia, Provincia, Comune e/o privati) non ritenessero congrui i valori tabellari, può essere attivata un'analisi specifica sul sito in esame e possono essere proposti, per uno o più contaminanti, valori differenti da quelli tabellari.

La scelta di questi valori deve essere basata su una approfondita valutazione di tutte le possibili vie di comunicazione e dei relativi bersagli per il sito in esame, mediante prove in campo e in laboratorio e l'utilizzo di modelli previsionali.

In particolare, per quanto riguarda le acque sotterranee, si può attivare un'analisi di secondo livello, nella quale viene effettuata un'approfondita analisi idrogeologica e idrogeochimica, con valutazione del massimo apporto in falda ammissibile per rilasci dall'area contaminata; se necessario, si utilizzano modelli matematici di diffusione-infiltrazione e/o di flusso e trasporto in falda di sostanze inquinanti. Lo studio deve essere validato da misure di diffusione-infiltrazione degli inquinanti nell'insaturo, effettuate mediante lisimetri o tecniche equivalenti, e da prove in campo nel saturo, per determinare i parametri idrogeologici.

Questa strategia potrà essere altresì utilizzata in presenza di terreni contaminati al di sotto della profondità di 5 metri dal piano di campagna qualora venga accertata, dal Settore Ambiente ed Energia, l'impossibilità di raggiungere, con le attuali tecniche di risanamento dei terreni contaminati, gli obiettivi di bonifica dei terreni secondo i valori tabellari. In questo caso, dovrà essere adottata la metodologia operativa della Provincia di Milano, deliberata dalla Giunta Provinciale in data 7 marzo 1995 e approvata dal Settore Sanità della Regione nell'ambito della bonifica dell'area ex ACNA.

Le indagini sono comunque necessarie se si devono realizzare opere di contenimento-confinamento delle masse inquinate (per esempio, mediante diaframmatu-  
ra laterale) oppure se si vuole avere un controllo generale dell'efficacia dell'intervento di bonifica.

Inoltre, per interventi di bonifica *in situ* su terreni contaminati da sostanze organiche volatili, una volta determinate le caratteristiche chimico-fisiche del non saturo, potranno essere utilizzati obiettivi di bonifica espressi come valori di concentrazione delle sostanze organiche volatili, SOV, riferiti all'aria interstiziale.

I progetti di bonifica, realizzati in deroga agli standard di qualità dei terreni, devono essere comunque approvati dal Settore Ambiente ed Energia, sentita la Provincia competente per territorio.

#### Criterio della Provincia di Milano

La proposta elaborata dal Gruppo di lavoro della Provincia di Milano mira soprattutto alla protezione delle acque sotterranee.

Secondo questa impostazione, ai fini della protezione delle acque sotterranee risulta di interesse fondamentale determinare il rischio potenziale che gli inquinanti, contenuti nel terreno, possano alterare le caratteristiche qualitative della sottostante falda, fino al superamento delle concentrazioni massime ammissibili per l'uso idropotabile.

La procedura consta di due fasi (figura 3.4): la prima fase consiste nella caratterizzazione chimica dei centri di pericolo (acque sotterranee e suolo); la seconda, nella valutazione dell'eventuale necessità di procedere alla bonifica.

Sulle aree considerate "a rischio" si deve innanzitutto effettuare un'analisi della tipologia del sito, ai fini dell'elaborazione di un piano di campionamento del suolo che tenga conto della geologia del sito, del posizionamento delle eventuali sorgenti di contaminazione e delle dimensioni dell'area.

Contemporaneamente, è necessario procedere alla caratterizzazione chimica delle acque sotterranee, mediante l'esame delle serie analitiche e storiche delle acque prelevate nei pozzi e piezometri esistenti. L'obiettivo è quello di identificare l'eventuale variazione della qualità delle acque sotterranee prodotta dal centro di rischio.

La valutazione della necessità di procedere alla bonifica viene compiuta sulla base di tre criteri:

- stato di contaminazione della falda sottostante (confronto tra i dati analitici e i valori di concentrazione massima accettabile, CMA, riportati nel DPR 236/88).  
Se i dati non permettono di evidenziare con certezza uno stato di contaminazione, che richiederebbe un intervento di bonifica, si deve attivare la fase d'indagine successiva;
- stato di contaminazione del terreno non saturo.  
I valori delle concentrazioni di sostanze inquinanti devono essere elaborati statisticamente, determinando la media e la deviazione standard della media. Questi valori devono essere confrontati con i limiti tabellari della deliberazione ministeriale 27 luglio 1984 e del DM 50/93 per il terreno tal quale e della legge 319/76 e DPR 236/88 per l'eluato. Qualora la somma dei parametri ivi indicati sia inferiore ai limiti tabellari, il sito non richiede bonifica. Se i valori della somma si collocano in una fascia compresa tra il  $\pm 10\%$  del valore limite, il sito deve essere sottoposto a una nuova fase di controllo della qualità delle acque sotterranee. Se la somma supera i valori tabellari per più del 10%, i terreni vengono considerati a rischio per quanto riguarda la possibilità di inquinamento delle acque di falda. In questo caso, si deve procedere a ulteriori analisi;
- potenzialità dell'area, individuata come "a rischio", di alterare lo stato qualitativo delle acque sotterranee (analisi di rischio).

Il calcolo della concentrazione dell'inquinante nella zona satura viene effettuato va-

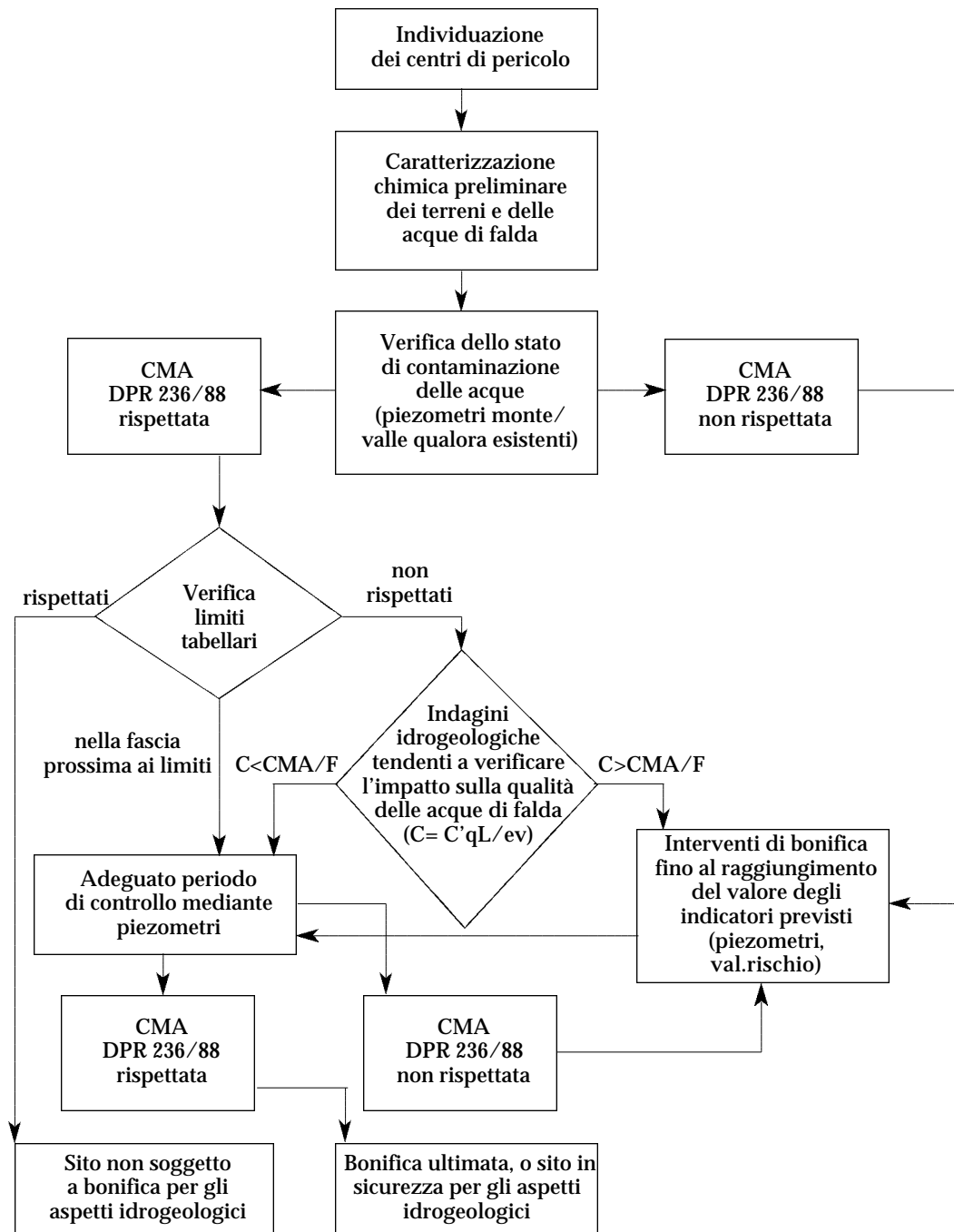


Figura 3.4 - Criterio operativo della proposta della Provincia di Milano.

lutando l'effetto della diluizione operata dalle acque di falda sulla concentrazione nel flusso contaminante in arrivo:

$$C = C' \cdot q \cdot L / s \cdot v \quad (3.1)$$

Nell'equazione 3.1:

$C$  (mg/L) = concentrazione dell'inquinante nella zona satura, nel punto di massima contaminazione.

$C'$  (mg/L) = concentrazione dell'inquinante nell'acqua che raggiunge la falda. Questo parametro rappresenta la sommatoria delle concentrazioni nell'acqua di infiltrazione che perviene alla falda dopo aver dilavato tutti i vari livelli di terreno contaminati. Pertanto, non è confrontabile con il limite di concentrazione dell'eluato previsto dalle tabelle di valori limite.

$q$  (m/anno) = velocità di flusso idrico di infiltrazione in arrivo alla falda. Il contributo delle precipitazioni viene calcolato mediante un bilancio idrologico areale e la determinazione dell'infiltrazione annua.

$L$  (m) = lunghezza del flusso inquinato nel punto di contatto con la falda determinato, mediante campionamenti e analisi chimiche, nella direzione di massima propagazione del moto.

$s$  (m) = spessore dell'acquifero di interesse.

$v$  (m/anno) = velocità del flusso idrico sotterraneo, calcolata in base alla legge di Darcy.

Per un corretto utilizzo della metodologia sono necessari: (i) i dati sulle caratteristiche qualitative dei terreni e quelli ottenuti da opportuni test di cessione; (ii) i dati dei parametri idrogeologici dell'acquifero; (iii) le caratteristiche del terreno non saturo; (iv) i dati termopluviometrici dell'area. Questa analisi di dettaglio deve essere realizzata mediante un'idonea maglia di carotaggi, con prelievo di campioni da sottoporre agli esami analitici.

È stato infine introdotto un fattore di sicurezza ( $F$ ) che dipende dalla eterogeneità del mezzo, dalla complessità della struttura idrogeologica del sito e dal grado di conoscenza del comportamento chimico, fisico e biologico dell'inquinante.

L'applicazione della relazione proposta conduce a uno dei due risultati:

Rischio idrogeologico accettabile:  $C = (C' \cdot q \cdot L / s \cdot v) < (CMA/F)$

Rischio idrogeologico non accettabile:  $C = (C' \cdot q \cdot L / s \cdot v) > (CMA/F)$

L'obiettivo di una bonifica si considera raggiunto quando i valori di concentrazione degli inquinanti, misurati nelle acque sotterranee o calcolati in arrivo alla falda, non superano la concentrazione massima ammissibile, CMA.

## 3.2 Criterio dell'analisi del rischio

### 3.2.1 Definizione dei livelli e dei criteri di valutazione del rischio

Gli ammassi abusivi e i rifiuti sono generalmente caratterizzati da una grande eterogeneità. Per valutare, in modo sintetico, il rischio connesso con un sito contaminato occorre scegliere una metodologia che privilegi l'individuazione di aree specifiche, all'interno delle quali definire maglie mirate a massimizzare la significatività delle analisi. L'analisi speditiva dovrebbe consentire di individuare, all'interno di vaste aree potenzialmente a rischio, le zone nelle quali è opportuno approfondire le indagini.

Come detto precedentemente, gli elementi di riferimento per lo sviluppo del processo di valutazione del rischio sono sostanzialmente la sorgente, la trasmissività e il bersaglio.

Generalmente, la classificazione di un evento viene effettuata utilizzando un certo numero di opzioni, solitamente compreso tra tre e sette.

In questo studio, sono state assunte cinque possibili opzioni. Questa scelta è basata sull'esperienza acquisita dagli Autori dello studio operando in diversi settori (dalla valutazione dei rischi negli ambienti di lavoro ad alcune tipologie di perizie tecniche); questa esperienza porta a ritenere che cinque classi siano sufficienti per ottenere una valutazione "oggettiva". La posizione centrale delle classi rappresenta una posizione media e la scelta tra due posizioni in positivo e due in negativo dovrebbe portare il valutatore a un risultato sufficientemente "oggettivo".

La valutazione del rischio connesso a un sito contaminato può essere inizialmente effettuata seguendo il percorso rappresentato, in modo schematico, nel diagramma di flusso di *figura 3.5*.

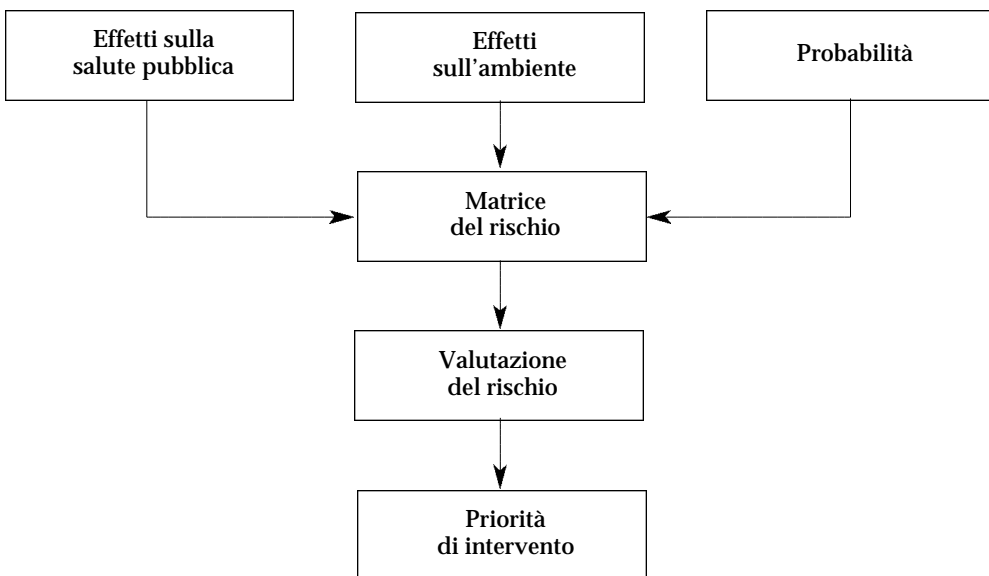


Figura 3.5 - Valutazione del rischio connesso a un sito.



Gli effetti sulla salute pubblica e sull'ambiente possono essere definiti partendo da conoscenze oggettive (analisi, relazioni ecc.) oppure da valutazioni rilevabili dalla ricognizione dei siti, da inchieste condotte presso amministratori pubblici, operatori, cittadini al fine di avere un quadro complessivo della situazione.

È evidente il ruolo svolto dal valutatore: le opzioni offerte dal metodo servono da guida al valutatore al fine di oggettivare al massimo la situazione analizzata.

A tal fine viene introdotto anche lo schema di classificazione a cinque livelli riportato in *tabella 3.6*.

Salute		Ambiente	
Classe	Definizione dell'effetto	Classe	Definizione dell'effetto
I	Lesioni o disturbi assolutamente trascurabili	1	Nessun danno significativo
II	Esposizione con effetti invalidanti rapidamente reversibili	2	Danno di modesta entità
III	Infortunio o esposizione con effetti invalidanti reversibili	3	Danno singolo grave
IV	Infortunio o esposizione, cronica o acuta, con effetti irreversibili	4	Danno singolo molto grave o collettivo grave e/o parzialmente invalidante
V	Infortunio o esposizione, cronica o acuta, con effetti totalmente invalidanti o letali	5	Danno collettivo molto grave

Tabella 3.6 - Classificazione degli effetti sulla salute e sull'ambiente.

La definizione del rischio si realizza attraverso l'attribuzione di una "probabilità" alla "magnitudo", definita dalla combinazione del vettore "ambiente" con il vettore "salute".

Il percorso è sinteticamente riassunto nella *tabella 3.7* e nella *figura 3.6*. Questo percorso rappresenta il primo risultato di un metodo preliminarmente verificato dagli Autori in alcune situazioni concrete analizzate, a partire dalle quali è stato attribuito un peso a fattori ed eventi. L'obiettivo è quello di realizzare una valutazione degli eventi e delle relazioni degli stessi con l'ambiente. Il metodo è stato applicato in casi specifici di siti da bonificare aventi svariate caratteristiche: dall'area industriale dismessa più o meno edificata, all'area con sversamento di rifiuti su terreno più o meno permeabile, fino alla discarica abusiva in senso stretto, in prossimità o meno di centri abitati.

Alla luce dei risultati ottenuti e del loro confronto, è stato elaborato un modello di valutazione che, a causa della complessità dell'argomento, è suscettibile di ulteriori implementazioni e che deve ancora essere verificato puntualmente prima di poter pervenire a una proposta compiuta.

La graduazione del rischio è stata "pesata" in funzione della magnitudo dell'evento

e in funzione della probabilità ad esso connessa. Quindi, al crescere della magnitudo dell'evento e/o della probabilità, si passa dal rischio praticamente nullo (connesso con eventi improbabili o altamente improbabili e/o di magnitudo molto limitata) al rischio eccezionale (connesso con eventi di magnitudo molto elevata e/o probabili o altamente probabili).

I livelli di entità del rischio concorrono alla definizione delle priorità di intervento, tendenzialmente secondo le modalità riportate nella *tabella 3.7*.

Nella *figura 3.6* è riportata la matrice del rischio. Per la sua costruzione, si attribuiscono inizialmente alle coordinate (x, y) i valori relativi agli specifici casi, individuando così il settore di riferimento della magnitudo dell'evento. Successivamente, in funzione della probabilità connessa con l'evento, si individua il rischio relativo al sito in esame.

### 3.2.2 Analisi assoluta del rischio

#### 3.2.2.1 Aspetti generali

Questo tipo di analisi si propone di raggiungere due obiettivi sequenziali: (i) stabilire se il sito in esame costituisca una minaccia per i bersagli considerati; (ii) nel caso di pericolo accertato, individuare gli obiettivi da conseguire con il risanamento.

Considerando per semplicità il solo bersaglio umano, l'analisi assoluta del rischio prevede i seguenti passaggi:

- identificazione dei contaminanti indicatori;
- identificazione delle vie di migrazione delle sostanze inquinanti e delle modalità di esposizione dell'uomo;
- determinazione della concentrazione di ciascun contaminante indicatore nel punto di esposizione dell'uomo;
- calcolo del rischio individuale, associato a ciascun contaminante indicatore e del rischio cumulativo, associato all'insieme dei contaminanti indicatori;
- confronto di questi livelli di rischio con quelli ritenuti accettabili;
- definizione degli obiettivi di bonifica.

Valutazione del rischio		Priorità di intervento
N	Rischio praticamente nullo	Non necessita azioni di intervento
B	Rischio basso	Azioni di intervento da programmare nel lungo periodo
M	Rischio medio	Azioni di intervento da programmare nel medio periodo
A	Rischio alto	Azioni di intervento da programmare nel breve periodo
E	Rischio eccezionale	Azioni di intervento immediato e indilazionabile

Tabella 3.7 - Definizione dei vettori "stima della magnitudo" e "probabilità dell'evento".

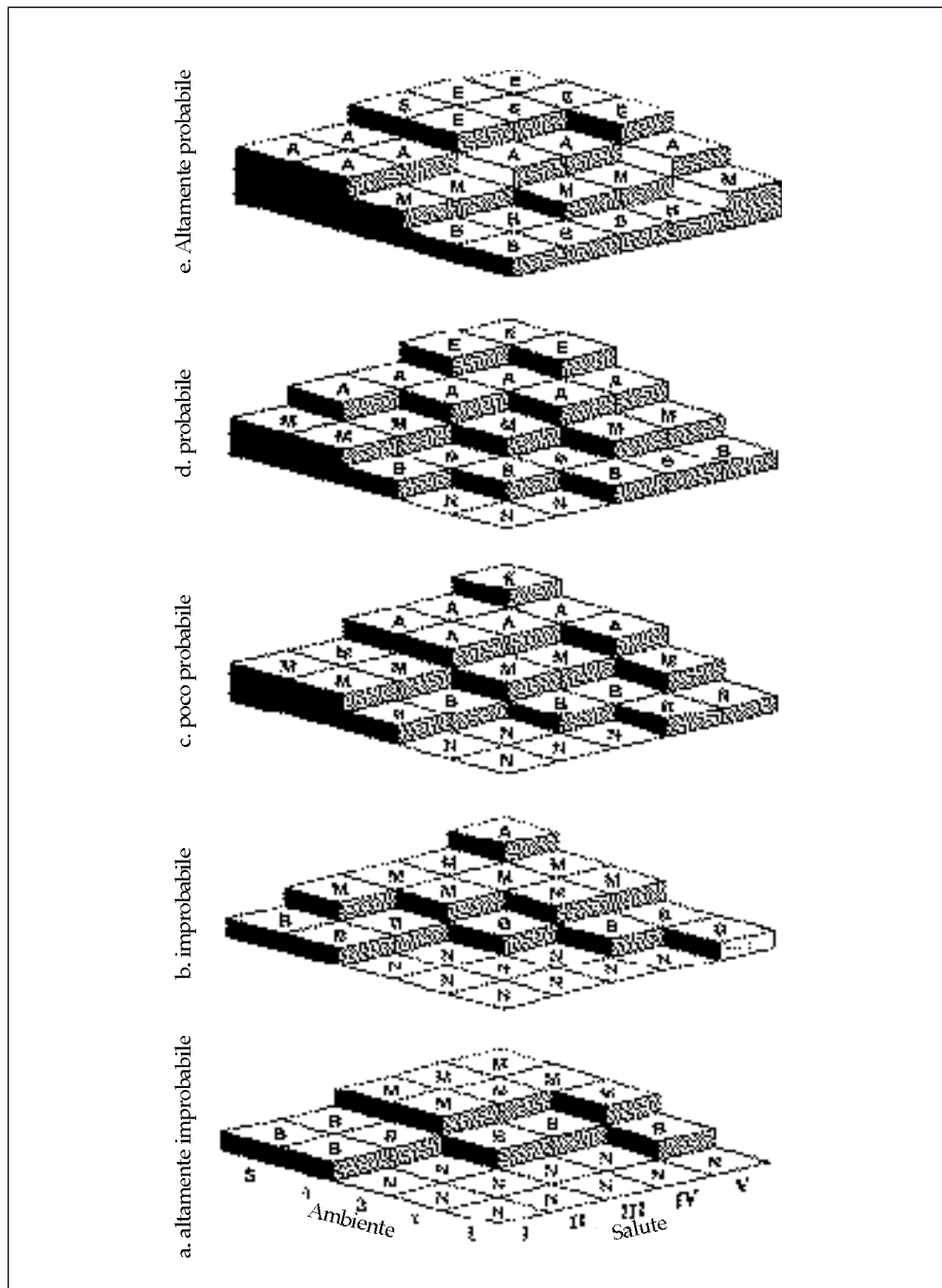


Figura 3.6 - Matrice del rischio.

### 3.2.2.2 Contaminanti indicatori

Dopo aver identificato e caratterizzato “tutte” le sostanze inquinanti presenti nel sito in studio, si devono individuare quelle che si ritiene comportino il rischio maggiore per la salute dell'uomo e per l'ambiente.

La stima può essere effettuata sulla base della concentrazione, delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche, della mobilità nel suolo, nelle acque e nell'atmosfera e della tossicità.

### 3.2.2.3 Vie di migrazione e modalità di esposizione dell'uomo

È necessario individuare: (i) le vie di migrazione attive (acque sotterranee, acque superficiali, aria ecc.) per i contaminanti indicatori; (ii) i luoghi di esposizione dell'essere umano (acque sotterranee, acque superficiali, aria ecc.); (iii) le forme di esposizione attiva dell'uomo.

### 3.2.2.4 Concentrazioni dei contaminanti indicatori nel punto di esposizione dell'uomo

Per la stima delle concentrazioni si applica un modello di trasporto dei contaminanti indicatori dalla sorgente ai bersagli. Questa procedura, fortemente condizionata dalla via di migrazione, può essere espressa mediante la relazione:

$$C_e = C_s \times FA \quad (3.2)$$

dove  $C_e$  è la concentrazione del contaminante indicatore nel comparto ambientale (suolo, acqua, aria) valutata al punto di esposizione e  $C_s$  è la concentrazione del contaminante indicatore misurata nel sito (le concentrazioni sono espresse in mg/kg, mg/L, o altre unità di misura coerenti). FA è il fattore di attenuazione (adimensionale), sempre minore o al massimo uguale a 1, individuabile attraverso l'applicazione del modello di trasporto.

### 3.2.2.5 Calcolo del rischio individuale e cumulativo

Il rischio individuale associato a ciascun contaminante indicatore è espresso mediante “indicatori di rischio” cancerogeno (R) o non cancerogeno (RR). Il suo valore può essere calcolato mediante le equazioni 3.3 o 3.4:

Indicatore cancerogeno (R)

$$R = CDI \times PC = \frac{C_s \times FA \times TC \times FE \times DE}{\bar{W} \times T} \times PC \quad (3.3)$$

Indicatore non cancerogeno (RR)

$$RR = \frac{CDI}{RfD} = \frac{C_s \times FA \times TC \times FE \times DE}{\bar{W} \times T \times RfD} \quad (3.4)$$

Nelle due equazioni:

- CDI** è la *Chronic Daily Intake*, assunzione cronica giornaliera di contaminante indicatore, causata dall'esposizione potenziale dell'uomo alla concentrazione  $C_e$  (espressa in  $\text{mg kg}^{-1}$  giorno<sup>-1</sup>).
- PC** è il potenziale cancerogeno del contaminante (espresso in  $\text{mg}^{-1}$  kg giorno).
- TC** è il tasso di contatto dell'essere umano con il mezzo portatore del contaminante. Ad esempio, nel caso di assunzione di acqua potabile inquinata, TC è la quantità di liquido consumata giornalmente dall'individuo (espressa in L/giorno).
- FE** è la frequenza di esposizione (adimensionale).
- DE** è la durata dell'esposizione (espressa in giorni).
- W** è il peso corporeo medio durante il periodo di esposizione (espresso in kg).
- T** è il periodo di tempo lungo il quale è mediata l'esposizione (espresso in giorni).
- RfD** è la dose di riferimento del contaminante non cancerogeno (espressa in  $\text{mg kg}^{-1}$  giorno<sup>-1</sup>).

Nella letteratura tecnica sono riportati i valori da assegnare alle variabili presenti nelle equazioni 3.3 e 3.4 (EPA, 1986; EPA, 1989; ECETOC, 1990; Finley, 1992).

Il rischio cumulativo ( $R_c$  ovvero  $RR_c$ ) generato dall'insieme degli  $n$  indicatori presenti nel sito può essere calcolato, in una ipotesi semplificativa ma conservativa che assuma un effetto di tipo additivo, mediante le due equazioni (Vismara, 1992):

Contaminanti cancerogeni ( $R_c$ )

$$R_c = \frac{\prod_{i=1}^n C_{S_i} \times FA_i \times TC_i \times FE_i \times DE_i}{\bar{W} \times T} \times PC_i \quad (3.5)$$

Contaminanti non cancerogeni ( $RR_c$ )

$$RR_c = \frac{\prod_{i=1}^n C_{S_i} \times FA_i \times TC_i \times FE_i \times DE_i}{\bar{W} \times T \times RfD_i} \quad (3.6)$$

Nelle equazioni 3.5 e 3.6, l'indice  $i$  indica l' $i$ -esimo tra gli  $n$  contaminanti.

Si assume che il rischio individuale e quello cumulativo siano accettabili per valori di  $R_c = 10^{-6}$ , nel caso di contaminanti cancerogeni, e per valori di  $RR_c = 1$ , nel caso di contaminanti non cancerogeni.

### 3.2.2.6 Obiettivi di bonifica

Se almeno uno degli indicatori di rischio individuale calcolati con le equazioni 3.3-3.6 conduce a livelli di rischio non accettabili, si devono individuare gli "obiettivi di risanamento": il primo membro dell'equazione interessata viene posto uguale al corrispondente livello di rischio accettabile e si risolve l'equazione rispetto alla concentrazione  $C_s$ .

Nel caso degli indicatori di rischio cumulativo (equazioni 3.5 e 3.6), questa procedura di calcolo non è applicabile perché si dispone di una sola equazione con  $n$  incogni-

te. Per calcolare le soluzioni, all'equazione 3.5 (o all'equazione 3.6) si devono aggiungere altre (n-1) relazioni. Sono possibili le tre soluzioni seguenti:

- il rischio accettabile viene ripartito in modo uguale tra tutti i contaminanti individuati. Questa approssimazione può portare a valori di concentrazione (livelli di decontaminazione) troppo bassi e, quindi, troppo onerosi dal punto di vista economico;
- il rischio accettabile viene ripartito tra i contaminanti in modo tale che le concentrazioni da ottenere per il raggiungimento della decontaminazione stiano tra loro negli stessi rapporti di proporzione di quelle originarie. Con questa procedura, le concentrazioni degli inquinanti sono abbattute tutte dello stesso valore percentuale;
- si esprimono le n-1 concentrazioni incognite di decontaminazione in funzione della rimanente (scelta arbitrariamente), mediante funzioni lineari con coefficiente angolare uguale al rapporto dei rispettivi rischi individuali (rischio individuale dell'iesimo contaminante/rischio individuale del contaminante scelto arbitrariamente). Con questa procedura, si attribuisce maggiore importanza ai contaminanti portatori di un rischio individuale elevato. Di conseguenza, i valori di concentrazione di questi contaminanti determinano il livello di decontaminazione da raggiungere.

È consigliabile applicare contemporaneamente le tre procedure per individuare, sulla base del confronto tra vantaggi e svantaggi di ciascuna, le concentrazioni da indicare come obiettivo di bonifica.

Per comprimere i tempi e i costi, l'analisi assoluta del rischio viene applicata solo quando si ha una buona conoscenza del sito. Si osserva che, nei casi di ammassi omogenei o comunque ben segmentabili (serbatoi, monodiscariche), la valutazione del livello di pericolosità e l'analisi del rischio, che possono portare alla non equivoca definizione della necessità di smaltimento specifico e delle tecniche per effettuarlo in funzione della tipologia del materiale, sono relativamente facili da condurre e relativamente poco costose, a differenza di quanto avviene nel caso di siti contaminati in modo diffuso e di discariche abusive.

### 3.2.2.7 Alcuni modelli

A livello internazionale, sono stati messi a punto diversi modelli di analisi assoluta del rischio, anche sotto forma di sistemi informatizzati. Di seguito, vengono riportati i dati essenziali di tre modelli.

#### *AERIS, Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites*

È un sistema esperto, elaborato da *Environment Canada*, per la valutazione del rischio in siti industriali dismessi da bonificare e riconvertire a specifico uso (Bulman, 1988; Hosler, 1991);

#### *DSS, Exposure and Risk Assessment Decision Support System*

È un sistema informatizzato in linguaggio FORTRAN, operativo in ambiente Windows, messo a punto dall'API (*American Petroleum Institute*) nel 1992 per siti potenzialmente contaminati da rilasci cronici nel sottosuolo (essenzialmente a causa di perdite di prodotti petroliferi da serbatoi di stoccaggio interrati) (Spence, 1993);

*HESP, Human Exposure to Soil Pollutants*

È un modello matematico (caratterizzato da 80 relazioni matematiche), messo a punto in Olanda nel 1989, per la valutazione del livello di rischio per la salute umana derivante dall'esposizione per ingestione, inalazione e contatto dermico agli inquinanti di un sito contaminato (ECETOC, 1990).

#### 3.2.2.8 Caratterizzazione del rischio secondo la Regione Lombardia

La Regione Lombardia, al fine di valutare il livello di rischio per la salute umana, ha elaborato una procedura di analisi assoluta del rischio articolata nelle seguenti fasi (Regione Lombardia, 1994):

- raccolta e valutazione dei dati sulla contaminazione: identificazione dei contaminanti presenti nel sito contaminato;
- valutazione delle vie di esposizione: definizione delle vie che possono determinare il contatto tra contaminanti e popolazione potenzialmente esposta;
- valutazione della tossicità dei contaminanti: determinazione dei contaminanti presenti nel sito che costituiscono un pericolo per la salute umana;
- caratterizzazione del rischio: determinazione del livello di pericolo per la salute umana derivante dalla presenza dei contaminanti nel sito. In questa fase viene inoltre effettuata la suddivisione dei contaminanti in cancerogeni (per la definizione del rischio cancerogeno associato al sito) e non cancerogeni (per la definizione del pericolo non cancerogeno associato al sito).

Questa procedura è presentata in forma di diagramma di flusso in figura 3.7.

### 3.2.3 Analisi relativa del rischio

#### 3.2.3.1 Aspetti generali

Per questo tipo di analisi si utilizzano modelli a punteggio che, a partire dall'esame dei dati raccolti sul luogo e della documentazione disponibile, forniscono una valutazione della pericolosità *relativa* di ciascun sito nell'insieme dei siti considerati. In tal modo, è possibile giungere a una classificazione e, quindi, individuare priorità di intervento tra i vari siti esaminati.

La disponibilità di una lista di priorità è di importanza fondamentale perché i siti sospetti di contaminazione e/o genericamente segnalati possono essere anche migliaia mentre la disponibilità di risorse finanziarie (a livello locale, regionale, statale) è quasi sempre limitata. L'applicazione dei criteri dell'analisi relativa di rischio (*modelli di screening*) consente di estrarre, dal totale dei siti censiti, un numero ristretto di siti che richiedono ulteriori e immediati interventi quali: esecuzione di indagini *in situ*; applicazione di criteri di concentrazione limite; applicazione di criteri di analisi assoluta del rischio; eventuale esecuzione di interventi di risanamento.

Il criterio dell'analisi relativa del rischio è stato oggetto anche di attenzione nell'ordinamento italiano. Infatti il DM del 16 maggio 1989 (GU n. 121 del 26 maggio 1989), concernente l'elaborazione dei *Piani Regionali di Bonifica (PRB)*, prescrive che i siti contenuti nel "primo elenco di aree contaminate da sottoporre a bonifica" debbano essere classificati "in ordine decrescente di priorità d'intervento".

I modelli utilizzati per questa analisi possono essere suddivisi in "categorie di fattori", differenti da modello a modello per numero e denominazione, ma sostanzialmen-

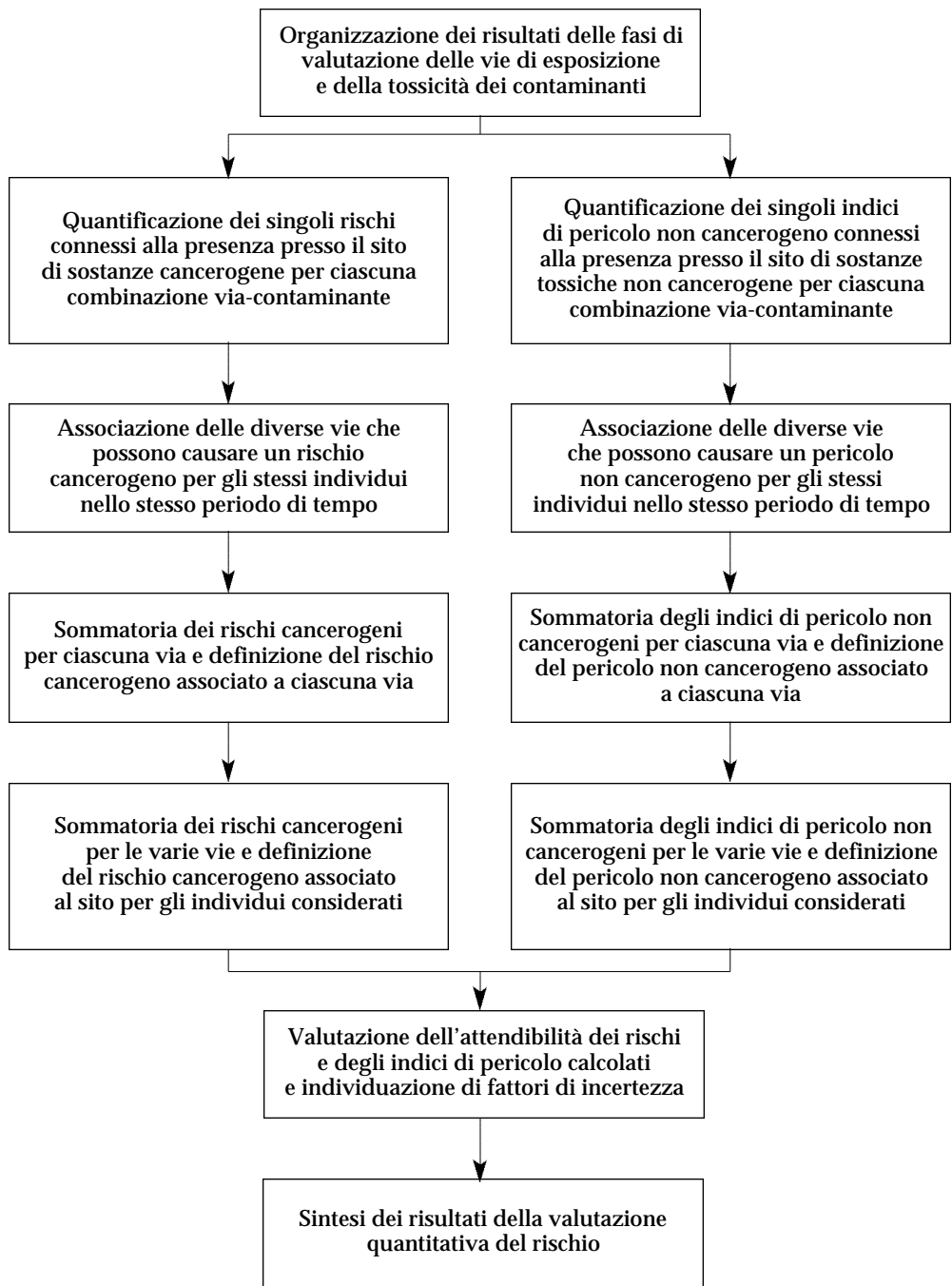


Figura 3.7 - Caratterizzazione del rischio secondo la Regione Lombardia.



te riconducibili, per semplicità espositiva, alle categorie S (sorgente), T (trasmissività o vettore di trasporto), B (bersaglio) utilizzate per la definizione di “terreno potenzialmente contaminato”.

Ciascuna categoria è costituita da un certo numero di fattori (o parametri), ciascuno dei quali descrive una parte del sistema. I valori numerici attribuiti ai fattori vengono quindi sommati, oppure combinati con opportuni pesi relativi, in modo da ricavare i punteggi delle categorie S, T e B.

Per introdurre le interazioni tra le categorie, i punteggi ottenuti per ciascuna categoria possono essere: (i) sommati tra loro (modelli a *struttura additiva*, differenziati in vie di migrazione); (ii) moltiplicati tra loro (modelli a *struttura moltiplicativa*, non differenziati in vie di migrazione).

Se il modello di calcolo non prevede una suddivisione della struttura di calcolo nelle diverse vie di migrazione, il risultato è espresso con un solo indice, l'*indice aggregato di rischio relativo al sito (IARS)*.

Se, invece, il modello prevede una suddivisione della procedura di calcolo nei diversi percorsi di migrazione degli inquinanti (questo è il caso più frequente), il risultato è costituito dai punteggi parziali relativi alle diverse vie di migrazione considerate ( $P_{aso}$ , per acque sotterranee;  $P_{asu}$ , per acque superficiali;  $P_a$ , per aria ecc.). Da questi punteggi, mediante opportuni algoritmi, è possibile ricavare l'indice aggregato del rischio relativo al sito. Per consentire un confronto semplice tra i punteggi attribuiti ai diversi siti esaminati, la maggioranza dei modelli esistenti prevede la normalizzazione degli indici aggregati di rischio relativo e, quando presenti, dei punteggi parziali relativi alle vie di migrazione in una scala 0-100.

I modelli di *screening*, oltre che per la definizione di una lista di priorità tra più siti, possono essere utilizzati anche in una singola area che presenti più focolai di contaminazione, per la definizione di una gerarchia di sottoaree di intervento.

Nelle fasi di messa a punto ed elaborazione di un modello di screening, un punto critico è la scelta dell'insieme dei valori numerici da attribuire a ciascun parametro, a causa del margine di soggettività comunque insito in questo processo decisionale.

### 3.2.3.2 Principali modelli internazionali e nazionali

A livello internazionale sono stati elaborati diversi modelli (quali l'americano *Hazard Ranking System* e il tedesco *Agape*), difficilmente applicabili in Italia perché non sono in genere disponibili le necessarie informazioni sui siti censiti.

In Italia, a livello regionale, sono stati messi a punto alcuni modelli adatti alla qualità e quantità di dati disponibili sui siti censiti. Di seguito sono riportate le informazioni essenziali su alcuni di questi modelli.

#### *HRS, Hazard Ranking System*

La versione originaria del modello (EPA, 1984) prende in considerazione cinque percorsi di migrazione dei contaminanti: acque sotterranee, acque superficiali, aria, esplosione e/o incendi, contatto diretto (*Allegato 11*). La procedura di calcolo è di tipo moltiplicativo e, come risultato, si ottengono tre punteggi (su scala 0-100) per ciascun sito considerato:

- $S_m$ , che guida la scelta delle priorità delle azioni di bonifica;

- $S_{te}$ , che permette di valutare gli eventuali danni da sostanze esplosive o infiammabili;
- $S_{dc}$ , che permette di valutare il rischio per contatto diretto con composti pericolosi.

Nella versione originaria, i siti con punteggio  $S_m$  superiore a 28,50 venivano inseriti nella *National Priorities List (NPL)*, che include le aree destinate a ricevere dal Governo Federale un finanziamento per il risanamento nell'ambito di uno specifico programma finanziario denominato *Superfund*. La scelta del punteggio discriminante 28,50 è stata dettata semplicemente dalla necessità di raggiungere l'obiettivo (fissato dalla legge americana CERCLA, *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*, sulla bonifica dei terreni contaminati) di inserire almeno 400 siti nella primissima elaborazione della NPL.

I punteggi  $S_{te}$ ,  $S_{dc}$  individuano l'eventuale necessità di azioni urgenti (le cosiddette *removal actions*) per isolare o rimuovere i rifiuti dall'ambiente circostante. Si tratta di interventi di breve durata (massimo 12 mesi) e costi contenuti (non oltre i 2 milioni di dollari), che comportano la rimozione delle sostanze tossiche, la limitazione (tramite recinzioni e sorveglianza) dell'accesso ai siti, la costruzione di sistemi temporanei di contenimento dei rifiuti, l'affissione di cartelli di pericolo, l'utilizzo di fonti alternative di approvvigionamento idrico (qualora quelle ordinarie risultassero contaminate), l'eventuale allontanamento temporaneo delle popolazioni residenti.

Il valore del parametro  $S_m$  si calcola dalla relazione:

$$S_m = \sqrt{\frac{S_{gw}^2 + S_{sw}^2 + S_a^2}{3}} \quad (3.7)$$

dove  $S_{gw}$ ,  $S_{sw}$  e  $S_a$  sono i punteggi relativi alle vie di migrazione acque sotterranee, acque superficiali e aria, rispettivamente. Il fattore  $\sqrt{1/3}$  riporta i valori di  $S_m$  nella scala 0-100.

Questo algoritmo enfatizza i punteggi più alti relativi alle acque superficiali o alle acque sotterranee o all'aria (Tatano, 1993).

La versione dell'HRS attualmente in uso negli Stati Uniti, elaborata a partire dal 1988 (EPA, 1988; McCoy and Associates, Inc., 1990) e ufficializzata (nel *Federal Register*) nel 1990 (EPA, 1990, 1991; McCoy and Associates, Inc., 1991), attribuisce a ciascun sito un punteggio unico  $S$  (in luogo di  $S_m$  e  $S_{dc}$ ), sintesi della valutazione di quattro percorsi di propagazione dei contaminanti: acque sotterranee, acque superficiali, aria, suolo. Il punteggio  $S$  consente la definizione della lista di priorità per le *remedial actions* (la soglia 28,50 per l'introduzione nella NPL è rimasta invariata) sulla base di una schematizzazione dei meccanismi di contaminazione certamente più accurata (ma anche molto più esigente in tema di informazioni iniziali) rispetto al modello originario. Il punteggio  $S_{te}$  è stato abolito, perché la procedura di valutazione del pericolo di esplosioni e/o incendi in un sito è stata recentemente inserita in un altro specifico programma operativo americano (*Removal Program*).

Allo stato attuale della qualità e quantità dei dati informativi disponibili sui siti italiani censiti nell'ambito dei Piani Regionali di Bonifica, questo criterio è praticamente inapplicabile nel nostro Paese.

*Modello Agape*

Questo criterio, messo a punto in Germania nel 1987 dall'*Environmental Agency of Hamburg* (Krischok Peppernick Annegret, 1988), ha una struttura moltiplicativa ed è articolato su cinque vie di migrazione: acque sotterranee ( $W_1$ ), acque superficiali ( $W_2$ ), aria ( $A_1$ ), contatto diretto ( $A_2$ ), suolo ( $A_3$ ) (*Allegato 12*). A ciascun sito viene attribuito un indice aggregato  $P$ , normalizzato in scala 0-100 e calcolato come media aritmetica dei valori numerici relativi ai cinque percorsi di migrazione:

$$P = \frac{W_1 + W_2 + A_1 + A_2 + A_3}{5} \quad (3.8)$$

La classificazione delle priorità di intervento è effettuata sulla base dei valori  $P$ .

*NCS, National Classification System*

Messo a punto in Canada nel 1992 (*Allegato 13*), presenta una struttura di calcolo additiva, differente rispetto ai due criteri precedenti (CCME, 1992).

L'*NCS* è differenziato in percorsi di migrazione (acque sotterranee, acque superficiali, contatto diretto) soltanto nell'ambito della categoria di fattori "vie di esposizione". Le altre due categorie considerate, caratteristiche dei contaminanti e ricettori, non sono differenziate.

Come risultato della procedura di calcolo, viene assegnato a ciascun sito un punteggio totale  $S_i$ , espresso in scala 0-100 come somma dei punteggi parziali attribuiti alle tre categorie di fattori.

La lista di priorità degli interventi è elaborata catalogando le aree sospette in quattro classi di punteggi:

- valori di  $S_i$  compresi nell'intervallo 70-100: siti ad alto rischio, che richiedono l'attivazione di specifici interventi (indagini supplementari *in situ*, applicazione di un modello di analisi assoluta di rischio, studio di fattibilità della bonifica, azione di risanamento ecc.);
- valori di  $S_i$  compresi nell'intervallo 50-69,9: siti a medio rischio, senza pericolo "imminente" per la salute pubblica e l'ambiente, che possono richiedere una qualche forma d'intervento;
- valori di  $S_i$  compresi nell'intervallo 38-49,9: siti a medio-basso rischio, per i quali è opportuno eseguire ulteriori indagini per confermare l'appartenenza a questa classe;
- valori di  $S_i$  minori di 37: siti a basso rischio, senza pericolo significativo per la salute pubblica e l'ambiente. Non è necessario attivare alcun intervento, a meno che il sopraggiungere di ulteriori dati informativi comporti la loro riclassificazione all'interno della lista di priorità.

Al valore  $S_i$  di ciascun sito viene affiancato (secondo la procedura di calcolo descritta nel manuale d'uso del criterio) un punteggio di affidabilità  $S_e$ , che esprime il grado di completezza delle informazioni raccolte sulle aree sottoposte a studio per l'applicazione di questo criterio. Valori di  $S_e$  superiori a 15 indicano che non sono disponibili

li dati informativi sufficienti per poter ritenere affidabili i punteggi  $S_i$  attribuiti dal criterio. I siti interessati da questi valori di  $S_e$  non vengono catalogati in alcuna delle quattro classi precedenti, in attesa di acquisire informazioni più esaustive e complete.

L'NCS è molto flessibile. Infatti, esaminando attentamente l'*Allegato 13*, si osserva che ognuna delle tre categorie di fattori considerate include il parametro facoltativo "aspetti specifici del sito", con indicazione dell'intervallo di possibili valori attribuibili. Qualora lo richiedano eventuali condizioni straordinarie riscontrate nel sito, all'utilizzatore del modello è data facoltà di enfatizzare o ridimensionare opportunamente il punteggio  $S_i$ , attraverso il computo soggettivo di questo parametro nel calcolo complessivo. Ad esempio, nel caso di un'area abbandonata contenente rifiuti radioattivi con un livello di attività che, nel momento di applicazione dell'NCS, è basso per effetto del decadimento, il valutatore può ritenere opportuno un ridimensionamento del punteggio della categoria "caratteristiche dei contaminanti", mediante il fattore "aspetti specifici del sito", che sarà incluso con un valore numerico negativo, soggettivamente scelto, nell'intervallo [- 6, 0].

*LR, Modello Lombardia Risorse*

Questo modello, elaborato per confrontare le situazioni più significative del territorio lombardo censite nell'ambito della redazione del corrispondente Piano Regionale di Bonifica (Milani e Perghem, 1991; Milani, 1992), considera soltanto tre percorsi di migrazione (acque sotterranee, acque superficiali, contatto diretto), ciascuno suddiviso nelle seguenti categorie di fattori: sorgente di contaminazione, veicoli di contaminazione, ricettori (*Allegato 14*).

I punteggi derivanti dalla valutazione delle vie "acque sotterranee" e "acque superficiali" concorrono a determinare, attraverso un algoritmo di calcolo, un indice aggregato del sito,  $V_{\text{sito}}$ , funzionale alla selezione delle priorità d'intervento. Il valore numerico relativo al contatto diretto,  $V_{\text{dir}}$ , indica, in accordo con l'HRS originario, l'eventuale necessità di azioni urgenti per l'isolamento e il controllo dei rifiuti presenti. Ai punteggi del sito ( $V_{\text{sito}}$ ,  $V_{\text{dir}}$ ) vengono associati due coefficienti di affidabilità,  $A_{\text{sito}}$  e  $A_{\text{dir}}$ , che esprimono il grado di attendibilità dei dati informativi disponibili sulle aree alle quali il criterio viene applicato.

Il modello LR non prende in considerazione i parametri idrologici e idrogeologici spesso determinanti per una corretta schematizzazione della categoria "veicoli" nei due percorsi di migrazione in questione. Inoltre, all'interno della categoria "ricettori" delle tre vie di migrazione, non è prevista l'analisi del rischio per gli ambienti sensibili (parchi, riserve naturali, aree protette).

*SP, Modello Snamprogetti*

È un criterio a struttura additiva, messo a punto dalla Snamprogetti nel 1990 per l'elaborazione del Piano Regionale di Bonifica piemontese (Snamprogetti, 1990) (*Allegato 15*).

Il criterio SP non prevede l'usuale suddivisione della procedura di calcolo in vie di migrazione. La classificazione di priorità dei siti è effettuata sulla base di un unico *indice di rischio R*, definito dalla relazione:

$$R = \sum_{i=1}^{12} (V_i \cdot p_i) \quad (3.9)$$

dove  $V_i$  è il valore numerico assegnato all' $i$ -esimo fattore considerato nel criterio e  $p_i$  è il "peso" associato all' $i$ -esimo fattore (il peso è pari a 1 o 2, a seconda dell'importanza attribuita al fattore in esame).

Sono stati globalmente considerati 12 fattori, che esprimono la pericolosità dei rifiuti presenti, la vulnerabilità del suolo (valutata con riferimento alla sola diffusione dei contaminanti in falda) e le caratteristiche territoriali del sito (distanza da pozzi/sorgenti, da centri abitati ecc.).

Il criterio SP, tra quelli proposti in questa rassegna, è quello che richiede il minor numero di dati iniziali.

#### *CSSM, Contaminated Site Screening Model*

È stato originariamente elaborato con l'obiettivo di predisporre una metodologia di *screening* per siti sospetti, censiti nell'ambito del Piano Regionale di Bonifica in Sicilia (Tatano, 1993). Successivamente, è stato aggiornato e completato (Andreottola e Tatano, 1993 A, B) (*Allegato 16*).

Il CSSM include, per ciascun sito, tre categorie di fattori (sorgente di contaminazione, S; vettore di trasporto, T; bersagli, B) con riferimento a quattro percorsi di migrazione: acque sotterranee (ASO), acque superficiali (ASU), aria (A) e contatto diretto (COD).

La struttura moltiplicativa di calcolo conduce, come risultato conclusivo, all'attribuzione di due punteggi:  $P_{\text{sito}}$ , definito sulla base dei punteggi "acque sotterranee"/"acque superficiali"/"aria";  $P_{\text{cod}}$ , relativo al "contatto diretto", che ha lo stesso significato operativo dei punteggi  $V_{\text{sito}}$  e  $V_{\text{dir}}$  nel criterio Lombardia Risorse.

Il CSSM prevede l'adattamento, nella categoria  $V_{\text{aso}}$ , della metodologia americana di valutazione della vulnerabilità delle falde denominata DRASTIC, ampiamente applicata e sperimentata a livello internazionale (Aller, 1987). L'utilizzo del DRASTIC ha tra l'altro consentito l'introduzione di parametri quali "suolo", "ricarica netta", "acquifero", "topografia del sito", "conducibilità idraulica dell'acquifero", certamente innovativi rispetto ai criteri Lombardia Risorse e Snamprogetti.

La categoria  $V_{\text{asu}}$  prevede l'adozione, innovativa tra i criteri italiani, di un parametro idrologico del tipo "ruscellamento superficiale potenziale", adattato dall'analogo fattore presente nell'NCS. Nell'ambito delle categorie  $B_{\text{asu}}/B_a/B_{\text{cod}}$ , la struttura del CSSM contempla l'analisi del rischio anche per gli ambienti protetti.



# Capitolo 4

# Conclusioni

## 4.1 Strategie di gestione dei suoli contaminati

Il dibattito scientifico internazionale sulla scelta tra il criterio della concentrazione limite e il criterio dell'analisi del rischio per una corretta gestione della bonifica dei terreni contaminati è ancora molto vivace (Siegrist, 1990; Vegter, 1990; Visser, 1993). La scelta operata nei paesi industrializzati è stata fortemente condizionata dalle specifiche situazioni nazionali.

In quest'ambito, un elemento chiave per scegliere tra i due criteri può essere costituito dalla "qualità dell'organo di controllo" (rappresentante dell'Autorità). Per esempio, negli Stati Uniti, l'EPA ha una struttura in grado di discutere le priorità caso per caso e di adeguare gli interventi in funzione di molteplici elementi. In molti altri paesi, nei quali l'Autorità svolge soltanto un ruolo "burocratico" con scarsa competenza tecnica è inevitabile affidarsi a numeri prefissati una volta per tutte. Non a caso, in passato, i piani di bonifica italiani sono stati affidati a Enti "esterni" alla pubblica amministrazione; questo modo di operare ha come conseguenza che la pubblica amministrazione non riesce ad acquisire la cultura e gli strumenti necessari per diventare un valido interlocutore nelle fasi operative.

Negli Stati Uniti è previsto un sistema ufficiale (modello *Hazard Ranking System*, HRS) per l'inserimento dei siti più pericolosi nella *National Priority List* ma, di fatto, la valutazione della qualità dei suoli avviene essenzialmente tramite l'applicazione di modelli dell'analisi assoluta del rischio perché le aree contaminate hanno generalmente una estensione notevole e sono allocate in territori con scarsa densità abitativa. Di conseguenza, si attribuisce particolare importanza al possibile impatto del sito contaminato sull'ambiente circostante: nella pratica, questo comporta l'esecuzione di accurate indagini *in situ* e di studi specifici di analisi del rischio. Il tempo necessario per l'analisi non costituisce un problema perché il numero, generalmente esiguo, di individui residenti, o comunque gravanti sulle aree immediatamente limitrofe al sito inquinato, non porta a pressioni politiche e sociali tali da rendere necessaria una decisione rapida sul grado di contaminazione del sito e sull'eventuale necessità della bonifica.

Nei Paesi Bassi, invece, la situazione è esattamente opposta. La maggioranza delle aree contaminate è di ridotte dimensioni (una stima, seppur grossolana, indica che circa il 50% dei siti contaminati ha una estensione inferiore a 2 ettari; Visser, 1993). Per i siti di modesta estensione, l'applicazione del criterio dell'analisi assoluta del rischio potrebbe rivelarsi economicamente non conveniente, soprattutto se si tiene presente che gli eventuali costi di risanamento di aree poco estese possono risultare piuttosto modesti. In altri termini: è estremamente probabile che un risanamento condotto sulla base di una concentrazione limite predefinita risulti globalmente meno costoso di un risanamento condotto a un livello di decontaminazione determinato tramite un criterio dell'analisi assoluta del rischio. Infatti, quest'ultimo può anche portare alla definizione di un obiettivo di bonifica meno stringente (ossia, a valori più elevati di concentrazione residua) rispetto al livello predefinito, ma il bilancio tra i maggiori costi della fase di analisi e i minori costi della fase di bonifica è quasi sempre a svantaggio del criterio dell'analisi assoluta del rischio. Inoltre, una buona percentuale di situazioni sospette è localizzata in aree residenziali, nelle quali la pressione della comunità pubblica locale, tesa a ottenere una valutazione tempestiva del grado di contaminazione, può rivelarsi molto intensa. Poiché l'Olanda è un paese di estensione limitata e



con elevata densità abitativa, è effettivamente necessario che i siti inquinati possano essere decontaminati e riutilizzati in tempi brevi. Queste considerazioni, sinteticamente esposte, giustificano compiutamente la scelta olandese del criterio della concentrazione limite (“AC”).

La valutazione comparata dei vantaggi e degli svantaggi dei due criteri ha tuttavia indotto i due paesi a portare una parziale correzione nelle rispettive strategie: negli Stati Uniti, diversi stati federali stanno mettendo a punto delle liste di concentrazioni limite (una delle esperienze più significative al riguardo è quella operata in Washington DC con il “criterio dei tre approcci”); in Olanda, si sta facendo strada la convinzione di dover ricorrere al più accurato criterio dell’analisi assoluta del rischio per le aree contaminate di notevole entità ed estensione.

Alla luce di quanto esposto, una strategia proponibile in Italia per la definizione della qualità dei suoli può nascere da una combinazione integrata delle diverse strategie. Questa strategia potrebbe, in linea generale, avere le seguenti caratteristiche:

- raccolta delle informazioni disponibili sul sito, effettuazione delle analisi di base (materiali, acque potenzialmente coinvolte), confronto con parametri tabulati. Decisione sull’attribuzione della qualifica, qualitativa, di sito “pericoloso” e conseguente archiviazione o inserimento nell’inventario;
- adozione di un modello a punteggio per la scelta delle priorità (criterio dell’analisi relativa del rischio) e individuazione, tra i siti sospetti censiti (a livello provinciale, regionale, statale), di quelli prioritari ai fini dei successivi interventi (per esempio, ulteriori indagini *in situ*);
- applicazione di una predefinita lista di concentrazioni limite ai siti classificati come prioritari, purché caratterizzati da estensione non rilevante e con localizzazione in aree scarsamente popolate o da un numero limitato di inquinanti oppure da situazioni di contaminazione poco complesse. In tal modo, è possibile valutare l’effettivo grado di contaminazione e (eventualmente) gli obiettivi di bonifica;
- per situazioni di contaminazione delicate ed estese (anche queste da definire a livello legislativo), è opportuno attivare la strategia del criterio dell’analisi assoluta del rischio.

In questa impostazione, l’obiettivo del recupero (qualità del sito da conseguire attraverso la bonifica) non è necessariamente quello di riportare il sito nelle condizioni precedenti alla contaminazione. Gli obiettivi da raggiungere possono essere graduati in funzione del grado di protezione della falda sotto il profilo idrogeologico, della destinazione d’uso del sito (che può anche essere modificata) o di altri parametri rilevanti.

Potrebbe anche essere prescritta, sempre tramite normativa, la coincidenza tra obiettivi di risanamento e “livelli medi naturali di fondo”, qualora i livelli di fondo risultino superiori (cioè meno stringenti) alle concentrazioni di bonifica individuate con i criteri dell’analisi assoluta del rischio o della concentrazione limite.

## 4.2 Strategie per le analisi chimiche

Esistono diversi organismi, nazionali e internazionali, deputati alla definizione di normative in campo ambientale, che elaborano metodiche di analisi che assumono signi-

ficato di riferimento unico per tutte le analisi ufficiali. A questo proposito, si sottolinea quanto espressamente riportato nella proposta di direttiva del Consiglio delle Comunità Europee (C212/02 del 1993): “Si accetta qualsiasi metodo equivalente (a quelli ufficiali) dopo una procedura di certificazione basata sull’uso di un materiale di riferimento certificato. Nel caso di discrepanza dei risultati, i metodi ufficiali verranno usati come riferimento”.

Le metodiche più complete per la caratterizzazione chimica dei rifiuti sono quelle della EPA (*Environmental Protection Agency*, USA). Tra le altre normative, si possono citare le ISO (*International Standard Organization*), le DIN (Germania) e le ASTM (Inghilterra). In Italia, i metodi IRSA (Istituto per la Ricerca Sulle Acque, CNR) per rifiuti e fanghi coprono la determinazione di quasi tutte le sostanze inorganiche di interesse ambientale e solo una piccola parte delle sostanze organiche. I metodi IRSA per le analisi delle acque includono invece la determinazione di tutte le sostanze specificate nel DPR 236/88 per le acque destinate al consumo umano. Le stesse procedure sono previste per l’analisi delle soluzioni ottenute nell’eluizione di rifiuti e fanghi. Metodi analitici per molte sostanze sono riportati negli *Standard Methods for Examination of Water and Waste Water* (APHA-AWWA-WPCF).

L’esame delle varie metodiche proposte e le sperimentazioni effettuate nel corso del progetto di ricerca consentono di avanzare alcune osservazioni.

- Appare discutibile l’utilizzo di metodi che forniscono valori cumulativi di una determinata classe di composti quando la tossicità dei vari componenti la classe è notevolmente differente.

Un esempio è costituito dal metodo per la valutazione dello “indice di fenolo”: questo parametro può essere soltanto indicativo, anche perché la sensibilità di risposta dei vari fenoli è molto differente e molte sostanze organiche, quali le ammine, possono interferire.

- Nel DPR 236/88, Allegato 2, non è definito lo standard di riferimento per la determinazione degli idrocarburi con metodo di spettrofotometria IR.

Tenuto presente che la concentrazione limite per le acque potabili è di 10 µg/l e che si deve operare un compromesso tra una estrazione esaustiva (nella quale si deve utilizzare una sufficiente quantità di solvente estraente) e l’eventuale perdita di idrocarburi più volatili durante la concentrazione dell’estratto (necessaria per poter determinare concentrazioni 10 µg/l), i risultati ottenuti sono poco riproducibili e difficilmente confrontabili. Si rende quindi necessaria la definizione di una metodica standard.

- La determinazione di sostanze inorganiche comporta la solubilizzazione dei campioni che, in genere, è ottenuta con un attacco acido.

Se si vuole determinare la speciazione (ossia, lo stato di ossidazione) del metallo, si devono utilizzare altre tecniche; tipicamente, questa situazione si presenta nella determinazione del cromo esavalente.

Dopo aver caratterizzato i rifiuti, è in genere necessario conoscere la loro capacità di rilascio, che è influenzata da un notevole numero di parametri fisici (dimensione delle particelle, temperatura, modalità del contatto eluente-rifiuto, porosità del campione, proprietà adsorbenti) e chimici (pH, agenti complessanti, cinetica di reazione).

Poiché è pressoché impossibile considerare singolarmente tutti questi fattori, la determinazione delle quantità cedute nel tempo viene usualmente effettuata mediante

*test di eluizione*. L'importanza di questi studi ha indotto numerosi ricercatori a sviluppare procedure di lisciviazione (*leaching*), che sono a tutt'oggi oggetto di numerose ricerche. Inoltre, non esiste attualmente alcuna regolamentazione per le verifiche sul materiale già collocato in discarica e il ricorso al test di cessione normato per la classificazione dei rifiuti può condurre a incertezze interpretative. Infatti, le trasformazioni chimico-fisiche subite dai rifiuti dopo il conferimento in discarica portano invariabilmente a un valore della cessione ottenuta nelle prove in laboratorio differente rispetto a quella reale.

Si devono infine sottolineare gli effetti indotti dal miscelamento necessario per l'omogenizzazione di un campione proveniente da una carotatura: sostanze che nella discarica sono separate, possono interagire in seguito all'omogenizzazione.

### 4.3 Strategie per i criteri operativi

Una terza serie di conclusioni riguarda le strategie da adottare per i criteri operativi di intervento, che devono portare alla predisposizione di un Capitolato Speciale di Appalto e alla creazione di una "memoria storica" della destinazione d'uso dei terreni bonificati.

Le scarse risorse economico-finanziarie devono essere utilizzate in modo razionale, ottimizzando i benefici che ne può trarre la società. Questa filosofia è insita nel concetto dei livelli di bonifica graduati in funzione della destinazione d'uso dei suoli. Maggiore è il coefficiente di sicurezza che si richiede al sito bonificato, maggiori sono i costi da sostenere per l'intervento. Poiché non tutti i terreni hanno la stessa destinazione d'uso, spingere la bonifica di un terreno destinato a insediamenti industriali allo stesso livello richiesto per un terreno che ospiterà un parco giochi appare come un inutile spreco di risorse.

Il problema è allora quello di assicurare una "memoria storica" alla destinazione d'uso dei terreni. In Francia, la soluzione è stata trovata inserendo in un Catasto tutti i dati e i vincoli connessi con i siti bonificati. Poiché non appare realistica la possibilità di estendere questa procedura al nostro Paese, la proposta è di intervenire a livello dei piani regolatori e delle verifiche regionali che precedono la loro approvazione.

Nel caso della Regione Lombardia, il processo di approvazione dei piani regolatori generali attualmente in vigore prevede la preliminare adozione del piano da parte del Comune e la successiva disamina tecnica da parte degli Uffici regionali preposti, in particolare gli uffici delle Direzioni Generali dell'Urbanistica, della Tutela Ambientale e dei Lavori Pubblici.

Sarebbe opportuno che in questa fase si introducesse anche l'aspetto delle bonifiche e del risanamento ambientale, prevedendo l'elencazione delle aree industriali dismesse e dei terreni contaminati.

Si potrebbe altresì prevedere un censimento delle aree industriali a rischio, sull'esempio dell'elenco delle industrie insalubri, eventualmente riconoscendo solo le attività più significative, per favorire un'azione di prevenzione sul territorio ed evitare il verificarsi in futuro di altri casi di "bombe ecologiche", come quelle individuate nei comuni di Dresano e Lacchiarella della provincia di Milano.

È evidente che tale processo implica la presenza, durante i lavori, di una struttura

tecnica specializzata nelle bonifiche di aree contaminate, siano esse caratterizzate dalla presenza di rifiuti o da terreni inquinati.

I criteri urbanistici e la tutela dell'ambiente e della salute umana troverebbero così una risposta univoca a livello regionale per un corretto uso del suolo, che dovrà comunque tenere conto degli obiettivi di bonifica raggiungibili o definiti dallo Stato ai sensi del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22.

Questa procedura permetterebbe inoltre di raggiungere un secondo obiettivo, quello dell'aggiornamento in continuo dei piani regionali di bonifica delle aree contaminate che molte regioni, tra cui la Lombardia e l'Emilia-Romagna, hanno già adottato nel rispetto di quanto previsto dal decreto ministeriale del 16 maggio 1989. In tal modo, le regioni avrebbero un elenco delle bonifiche effettuate o in corso e potrebbero conoscere i livelli di disinquinamento raggiunti, caso per caso, in funzione della destinazione d'uso delle aree.

Questo archivio, oltre ad avere una validità per la gestione del territorio e delle emergenze ambientali, può costituire un punto di confronto per lo studio della dinamica della falda nei casi di accertato inquinamento delle acque sotterranee.

Da un punto di vista normativo, l'eventuale accettazione della proposta qui formulata comporta l'adeguamento della legislazione regionale esistente, che potrebbe essere effettuato seguendo due diverse modalità, non necessariamente alternative:

- si modificano le norme urbanistiche di portata generale e si sottopongono obbligatoriamente tutti i piani regolatori all'esame del competente servizio bonifiche. Si deve prevedere anche la possibilità di modificare d'ufficio il piano regolatore generale (PRG) e/o di acquisire un parere sulla destinazione delle aree bonificate. La procedura di approvazione del PRG risulterebbe sicuramente più appesantita (in questa materia, non si ritiene consigliabile l'applicazione del silenzio assenso), ma si avrebbe una certa garanzia circa l'efficacia generalizzata dei principi di intervento indicati e l'effettiva realizzazione della "memoria storica" di tipo catastale;
- si introducono nella disciplina di settore (rifiuti, discariche, bonifiche), che statisticamente è modificata con maggior frequenza, norme di valenza urbanistica. Ad esempio, si può prevedere che il livello di bonifica e la destinazione d'uso a esso collegata, una volta realizzati e approvati dall'Autorità competente, determinino una variante al PRG esistente (secondo il modello art.1, legge 3-1, 1978 n. 1) che dovrebbe essere comunque rispettata da eventuali successive varianti al PRG. Il vantaggio di questa soluzione è costituito dall'immediata operatività dei vincoli conseguenti al livello di bonifica conseguito, con diretta ripercussione sulla destinazione d'uso. Le singole bonifiche potrebbero essere così memorizzate dal Settore competente e resterebbero immediatamente efficaci per un tempo indefinito (eventuali successive varianti dovrebbero sempre seguire quanto stabilito dalla disciplina di settore).

Attualmente (e, presumibilmente, anche in futuro) l'attuazione delle bonifiche comporta costi enormemente superiori rispetto alle disponibilità economiche. È quindi indispensabile rendere partecipi tutte le parti coinvolte, con un meccanismo di interesse equiverso tra pubblico e privato, nel quale:

- il pubblico concorra per fini prioritari di tutela della salute pubblica e di salvaguardia dell'ambiente;
- il privato concorra per fini integrativi che gli sono di utilità.

In quest'ottica si inserisce la proposta di intervento della parte pubblica, per la bonifica mirata ai soli eventi a maggior rischio rispetto all'intera area, e il concorso del privato, per l'eventuale completamento della bonifica o per il potenziamento della bonifica stessa ai fini di un miglioramento della destinazione d'uso del terreno.

La flessibilità di questa procedura è messa in evidenza, per esempio, dalle disposizioni in materia contenute nella legge 549/95, sulla "Finanza Pubblica" (in GU n. 302 del 29 dicembre 1995). In base all'art. 32, il proprietario è tenuto alla bonifica dei suoli oggetto di discarica ma la legge prevede anche che, qualora il nuovo proprietario faccia regolare denuncia di discarica abusiva, gli oneri di bonifica ricadano sul proprietario precedente. Qualora quest'ultimo, a causa di fallimento, non fosse in grado di fare fronte, dovrebbe essere nell'interesse del nuovo proprietario concorrere alle spese di una bonifica, anche di standard minimo (terreno destinato a insediamenti industriali), che riattribuisca un valore commerciale all'area stessa.

Considerando il fatto che gli interventi di bonifica e tutte le operazioni di smaltimento di rifiuti devono necessariamente essere realizzate da ditte esperte nel settore, nonché iscritte all'albo nazionale degli smaltitori, una leva sulla quale è indispensabile agire per stimolare il privato ad avviare interventi di bonifica è quella dell'IVA. Attualmente su queste opere vige un'IVA variabile tra il 10 e il 19% che, oltre a essere disincentivante per il privato, appare fortemente irrazionale quando le bonifiche siano finanziate con contributi pubblici. Un'aliquota IVA adeguata sarebbe sufficiente ai fini dei controlli fiscali e rappresenterebbe uno straordinario incentivo per il settore, nonché la concreta possibilità di realizzare un maggior numero di bonifiche a parità di tempo.

Sempre nell'ottica dell'ottimizzazione della "protezione della salute-ambiente" in funzione delle "disponibilità finanziarie", appare essenziale fare chiarezza sui costi connessi con le bonifiche, in modo da poter disporre di elementi attendibili, sui quali basare la pianificazione delle priorità di intervento.

A tal fine, uno strumento interessante può essere costituito dalla definizione degli elementi essenziali e dalla predisposizione di norme tecniche generali da applicare sia per la stesura di un Capitolato Speciale di Appalto sia di un Disciplinare di Concessione.

Naturalmente, la scelta tra l'uno e l'altro strumento dovrebbe/potrebbe essere fatta di volta in volta, a seconda del tipo di intervento di bonifica da realizzare.

In prima approssimazione, per gli interventi di maggior rilievo, nei quali è più marcato l'interesse pubblico, è forse consigliabile il ricorso alla Concessione, sia che essa si configuri come di sola costruzione ossia di costruzione e gestione, dato che questo strumento ha certamente connotazioni pubblicistiche più rilevanti (si ricorda che la Concessione, ove previsto, può a sua volta originare dei Contratti di Appalto).

Negli interventi che comportano un maggiore coinvolgimento del privato, l'utilizzo del Contratto di Appalto risulta certamente preferibile. La classificazione dell'appalto come di sola costruzione o di servizi dovrà essere chiarita di volta in volta, a seconda del tipo di intervento da realizzare.

Come noto, il Capitolato Speciale costituisce l'elemento fondamentale per definire i comportamenti tecnici da seguire e le modalità di bonifica. Nel caso degli ammassi abusivi, possono essere fatte alcune distinzioni rilevanti tra le tipologie possibili di siti, schematizzate nella *figura 4.1*.

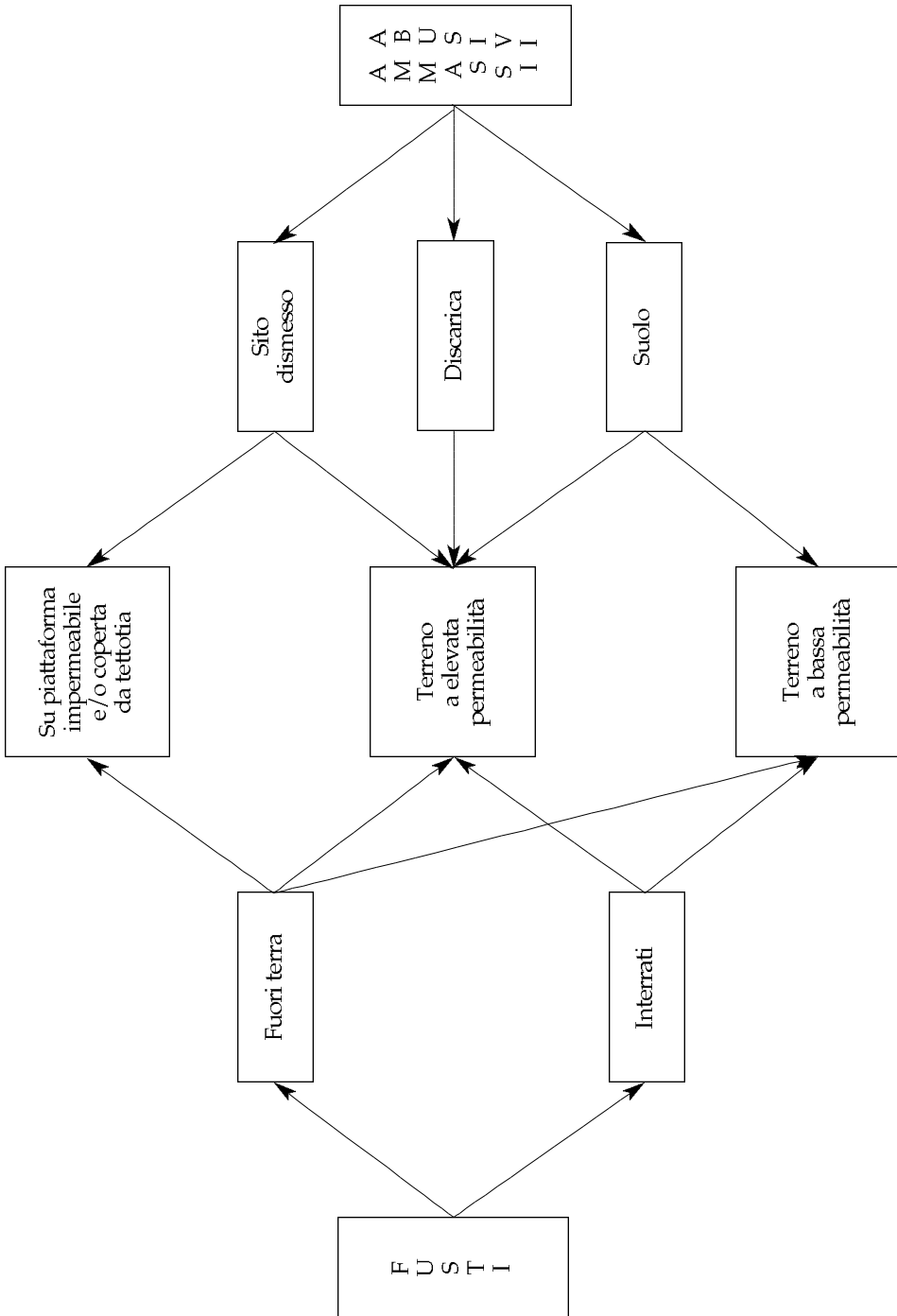


Figura 4.1 - Possibili tipologie di siti.

A commento dello schema in *figura 4.1*, si osservi che ciascuno degli “ambienti ospitanti” proposti (piattaforma e terreno ad alta o bassa permeabilità) può risultare, a sua volta, più o meno prossimo a uno o più bersagli rilevanti.

Il Capitolato Speciale di Appalto dovrebbe contenere tutte le informazioni necessarie per coprire l'intero spettro dell'intervento sia dal punto di vista tecnico-operativo che da quello amministrativo e gestionale. Si deve prevedere una descrizione dell'oggetto dell'appalto, delle opere richieste e delle modalità di trasporto e trattamento dei rifiuti (solidi o liquidi in fusti) che debbono eventualmente essere trattati *ex-situ*. Inoltre, devono essere indicati i criteri di realizzazione di quanto descritto, separatamente per ciascuna delle fasi nelle quali è articolata l'opera e, successivamente, in modo aggregato per evidenziare l'ammontare dell'intervento.

A corredo, devono essere indicati i tempi per l'esecuzione dei lavori, le modalità di collaudo, la responsabilità e gli oneri dell'appaltatore assieme alle cauzioni, alle modalità di pagamento e all'individuazione del collegio giudicante, in caso di controversie.

Una particolare attenzione deve essere dedicata ai criteri operativi che sono alla base delle modalità di esecuzione dei lavori.





## Bibliografia

- Acaia, C., Andreottola, G.** 1991. Criteri per la definizione di standard di qualità per i suoli. "Risanamento dei terreni contaminati. Aspetti tecnici, economici, normativi", Monografia 3, Istituto per l'Ambiente, Milano. Anche in: RS Rifiuti Solidi, vol. V, n. 1, gennaio-febbraio 1991; "Trattamento e recupero dei terreni contaminati", XXXIX Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, DIAR -sez. Ambientale, Politecnico di Milano, Milano, 29 giugno-2 luglio.
- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H., Petty, R.J., Hackett, G.** 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeological settings. EPA/2-87/035.
- Andreottola, G., Tatàno, F.** 1993 A. A risk analysis model for the definition of priorities in contaminated sites reclamation. Proceedings of ISWA and Turkish National Committee on Solid Waste International Symposium on "Hazardous waste management in economically developing countries", Istanbul, June 24-26.
- Andreottola, G., Tatàno, F.** 1993 B. Italian hazard ranking criteria: a critical review. Proceedings of the "II EuroForum Contaminated Sites", upt, Saarbrücken (D), November 30 - December 2.
- Barberis, R., Abollino, O., Panzia Oglietti, A.** 1993. Problemi metodologici nell'organizzazione delle bonifiche. Convegno nazionale sulle bonifiche dei terreni contaminati, Torino, 24 febbraio.
- Barca, G.** 1993. La Legge Regionale Toscana sulle bonifiche e le linee guida per la predisposizione dei progetti. Convegno nazionale sulle bonifiche dei terreni contaminati, Torino, 24 febbraio.
- Bremer, H., Frerichs, H., Rohweder, U.** 1993. Guide levels for the decontamination of polluted water and soil, Contaminated Soil '93. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- Bulman, T.L., Hosler, K.R., Ibbotson, B., Hockley, D., Riddle, M.J.** 1988. Development of a model to set clean-up criteria for contaminated soil at decommissioned industrial sites. Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME** 1991. Guidance manual on sampling, analysis, and data management for contaminated sites. Volume I: Main report. Volume II : Analytical method summaries, Reports CCME EPC-NCS62E, CCME EPC-NCS66E, Winnipeg, Manitoba (CD).
- Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME** 1992. National Classification System for Contaminated Sites. Report CCME EPC-NCS39E, Winnipeg, Manitoba (CD).

- Coppetti, G., Cassar, L., Bartolozzi, M.** 1995. La Protezione dell'Ambiente in Italia. CNR - SCI - Consorzio Interuniversitario Chimica per l'Ambiente, Roma, 202.
- de Bruijn, P.J., de Walle, F.B.** 1988. Soil standards for soil protection and remedial action in the Netherlands. Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- Denneman, C.A.J., Robberse, J.G.** 1990. Ecotoxicological risk assessment as a base for development of soil quality criteria. Contaminated Soil '90, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- ECETOC** 1990. Hazard assessment of chemical contaminants in soil. Technical Report n. 40, Brussel.
- Eikmann, T., Kloke, A., Eikmann, S.** 1993. Environmental medical and toxicological assessment of soil contamination. Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- EPA** 1984. Uncontrolled hazardous waste site ranking system: a users manual. Washington, DC.
- EPA** 1986. Superfund public health evaluation manual. EPA7540/1-86/060.
- EPA** 1988. Hazard Ranking System (HRS) for uncontrolled hazardous substance releases; appendix A of the National Oil and Hazardous Substances Contingency Plan; proposed rule. 53 Federal Register 51962-52081, December 23.
- EPA** 1989. Exposure factors handbook. EPA/600/8-89/043.
- EPA** 1990. Hazard Ranking System (HRS); final rule. Federal Register 51532-51667, December 14.
- EPA** 1991. The Hazard Ranking System; appendix A to part 300. 40 CFR 300 (Revised as of July 1, 1991).
- Finley, B., Lau, V., Paustenbach, D.** 1992. Using an uncertainty analysis of direct and indirect exposure to contaminated groundwater to evaluate EPA's MCLs and health-based cleanup goals. *Journal of Hazardous Materials*, n. 32.
- Franzius, V.** 1986. Dimensione della problematica dei terreni contaminati da vecchie discariche nella RFT. *Rifiuti Solidi*, vol. 1, n. 2, 146-150.
- Gieseler, G.** 1987. Contaminated land in the EC. EC Contract.
- Gotoh, S., Udoguchi, A.** 1993. Japan's policies on soil environment protection - History and present status. Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- Gras, B., Friesel, P.** 1990. Preliminary guide levels for mineral oil hydrocarbons in soils and groundwater. Contaminated Soil '90, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).
- Harris, M.R., Herbert, S.M., Smoth, M.A.** 1995. Remedial Treatment for Contaminated Land. Volume III: Site Investigation and Assessment. CITRIA (London), Special Report 103.
- Hosler, K.R., Bulman, T.L., Constable, T.W.** 1991. Utilizzo del modello AERIS per valutare i rischi connessi alla riconversione di aree industriali. "Risanamento dei terreni contaminati. Aspetti tecnici, economici, normativi", Monografia n. 3, Istituto per l'Ambiente, Milano.
- IPLA & Golder Geoanalysis** 1992. Programma pluriennale per la redazione di una prima normativa tecnica sui criteri di bonifica di terreni contaminati. Sintesi delle attività svolte nella prima fase. Giornata di studio "Criteri di bonifica di terreni contaminati", Assessorato all'Ambiente della Regione Piemonte, Torino, 23 giugno.
- Kloke, A.** 1980. Reference values '80 - Orientation data for acceptable total levels of certain elements in soils. Notification of the VDLUFA, H. 1-3, 9-11.
- Kloke, A.** 1988. Fundamentals for determining

used-related, highest acceptable contaminant levels in inner city and urban soils. *Contaminated Soil '88*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Krischok Peppernick Annegret** 1988. AGAPE-a model for estimating the relative risk of potential contaminated sites. *Contaminated Soil '88*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**LaGoy, P.K.** 1992. Why Washington state has the best cleanup standards now. *Remediation*, Summer.

**Luhr, H.P.** 1990. Ableitung von Sanierungszielen und Sanierungswerten. Atti del Convegno "Euro Forum Altlasten", Saarbrücken (D), 11-13 giugno.

**Malcevski, S., Marchetti, G.** 1988. Indici convenzionali di rischio ambientale: una proposta metodologica. *Acqua-Aria* 5, 569-577.

**McCoy and Associates, Inc.** 1990. Field test results for proposed Hazard Ranking System. *The Hazardous Waste Consultant*, January/February.

**McCoy and Associates, Inc.** 1991. Hazard Ranking System Revised. *The Hazardous Waste Consultant*, March/April.

**Milani, A.** 1992. Piani regionali di bonifica. "Trattamento e recupero dei terreni contaminati", XXXIX Corso di Aggiornamento in Ingegneria Sanitaria, DIAR - sez. Ambientale, Politecnico di Milano, Milano, 29 giugno-2 luglio.

**Milani A., Pergem F.** 1991. Aspetti scientifici e metodologici nella valutazione del rischio ambientale di siti contaminati. Convegno nazionale "Bonifica delle aree contaminate", Milano, 4 ottobre.

**Moen, J.E.T., Cornet, J.P., Evers, C.W.A.** 1986. Soil protection and remedial actions: criteria for decision making and standardization of requirements. *Contaminated Soil*, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht (NL).

**Moen, J.E.T.** 1988. Soil protection in the

Netherlands. *Contaminated Soil '88*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Regione Lombardia** 1994. Linee guida per la caratterizzazione di un sito potenzialmente contaminato e la progettazione di interventi di bonifica. Vol. 3, dicembre 1994.

**Regione Toscana** 1993 A. Legge regionale 12 maggio 1993, n. 29: Criteri di utilizzo di aree inquinate soggette a bonifica. *Gazzetta Ufficiale* n. 10 del 12 marzo 1994.

**Regione Toscana** 1993 B. Deliberazione Consiglio Regionale 20 aprile 1993, n. 167: Piano di bonifica di aree inquinate della Regione Toscana - approvazione. SO al BU della Regione Toscana n. 36 del 16 giugno 1993.

**Robberse, J.G., Denneman, C.A.J.** 1993. Do target values help to protect the soil? *Contaminated Soil '93*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Siegrist, R.L.** 1990. Development and implementation of soil quality and clean-up criteria for contaminated sites. *Contaminated Soil '90*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Snamprogetti** 1990. Piano di bonifica di aree contaminate della Regione Piemonte. San Donato Milanese.

**Spence, L., Salhotra, A., Claff, R., Bauman, B.** 1993. The API decision support framework: software for risk assessment at UST sites. *Contaminated Soil '93*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Tatano, F.** 1993. Proposta di un modello di analisi di rischio finalizzato alla selezione delle priorità degli interventi di bonifica dei terreni contaminati. *Rifiuti Solidi*, vol. VII, n. 2

**Udoguchi, A., Gotoh, S.** 1993. Japan's environmental quality standards for soil. *Contaminated Soil '93*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Van den Berg, R.** 1992. Risk assessment of contaminated soil: proposal for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria.

Proceedings of Workshop "Remediation of contaminated sites. Environmental standards and human health risk assessment", Royal Australian Chemical Institute, W.A. Branch, Health, safety and environment group, Perth, West Australia, 23-24 november.

**Van den Berg, R.** 1993. Human exposure to contaminated soil: a model (CSOIL) used for assessment of human-toxicological intervention values for soil clean-up. Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Van den Berg, R., Denneman, C.A.J., Roels, J.M.** 1993. Risk assessment of contaminated soil: proposal for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria. Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Van Straalen, N.M., Denneman, C.A.J.** 1989.

Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotox. Environm. Saf.* 18.

**Van Wensem, J., Vegter, J.J.** 1990. Ecotoxicological trigger values: is pooling of all data available possible? Contaminated Soil '90, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Vegter, J.J., Van Wensem, J., de Jongh, J.** 1990. On the adequacy of standards-based risk evaluation methods for contaminated land. Contaminated Soil '90, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL).

**Vismara, R.** 1992. *Ecologia applicata*. Seconda edizione, Hoepli, Milano.

**Visser, W.J.F.** 1993. Contaminated land policies in some industrialized countries. TCB (Technische Commissie Bodembescherming) R02 (1993), The Hague (NL).

# Sintesi delle attività del progetto

Di seguito sono schematicamente riportate le attività di ricerca e i risultati ottenuti da ciascuna UO.

## Unità Operativa n° 1

**Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. S. Malcevschi.
<i>Componenti:</i>	Prof. F. Barbieri, Dr. C. Gianatti.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. A. Gentili.
<i>Tema:</i>	"Valutazione di impatto ambientale delle discariche di rifiuti tossici e nocivi in relazione a differenti tipologie di intervento e di recupero".

Per quanto riguarda gli ammassi abusivi, sono stati delineati i criteri per una corretta definizione di "rischio" e sono stati definiti strumenti utili per evidenziare le linee di impatto potenzialmente critiche. Lo studio e la caratterizzazione dell'ecosistema hanno consentito di evidenziare l'importanza dell'analisi dell'eterogeneità degli ammassi abusivi. È stato anche realizzato uno strumento tecnico per il rilevamento aereo di immagini da bassa quota da pallone frenato e sono stati valutati i possibili impatti ambientali connessi alle operazioni di bonifica. Per quanto riguarda le discariche controllate, sono stati confrontati criteri tecnici e ambientali per il contenimento degli impatti e per l'inserimento ambientale di questi impianti; è stata proposta la costituzione di un mosaico di neo-ecosistemi polivalenti rispondenti a funzioni naturalistiche, produttive, fruttive, di mitigazione degli impatti ecc. In particolare, la variazione della qualità ambientale dovuta a un impianto è stata interpretata in relazione a determinate soglie. I principali criteri definitori dei livelli che, se superati, comportano una condizione di criticità inaccettabile sono stati esaminati e discussi criticamente ed è stato avanzato, come criterio di intervento, quello del "massimo abbattimento unitario del rischio".

## Unità Operativa n° 2

**Dipartimento di Chimica Generale, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile</i>	Prof. T. Soldi.
<i>Componenti:</i>	Prof. V. Riganti, Prof. C. Riolo Bertoglio, Dr. G. Alberti.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. M. Crescenti.
<i>Tema:</i>	"Criteri e metodologie di individuazione e caratterizzazione chimica di sostanze inquinanti in siti contaminati. Valutazione dei trattamenti in sito e negli impianti di rifiuti tossici e nocivi".

Sono stati esaminati criticamente i criteri e i metodi predisposti da vari Enti nazionali e internazionali; in alcuni casi, è stata proposta l'introduzione di altre metodiche più recenti, riportate nella letteratura internazionale. Lo studio ha riguardato, in par-

ticolare, il rilascio di inquinanti nell'ambiente mediante l'esame critico e la valutazione sperimentale dei risultati di prove di cessione.

La mobilità degli inquinanti nell'ambiente è stata studiata con analisi sperimentali applicate su alcune discariche abusive dell'Oltrepò pavese. L'analisi ha comportato: la caratterizzazione della tipologia dei rifiuti sversati; la determinazione delle sostanze tossiche e nocive, organiche e inorganiche, presenti e delle quantità che possono essere cedute; la determinazione delle stesse nelle acque di falda (prelevate attraverso piezometri o pozzi preesistenti), in campioni di terreno prelevati vicino alla discarica e su vegetali.

### Unità Operativa n° 3

**Dipartimento di Chimica Generale, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. V. Riganti.
<i>Componenti:</i>	Prof. T. Soldi, Prof. M. Specchiarello.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. M. Crescenti, Dr. A. Timidei.
<i>Tema:</i>	“Rifiuti tossici e nocivi: valutazione critica dei trattamenti di bonifica in sito e negli impianti”.

Il problema della caratterizzazione dei rifiuti potenzialmente tossici presenti in discariche abusive è stato affrontato mediante una classificazione formale e l'individuazione delle caratteristiche di pericolosità sostanziale e di rischio.

È stata messa a punto una nuova procedura, e implementato il relativo *software*, per ricavare la numerosità campionaria. La procedura è basata sull'individuazione preliminare, all'interno di un sito di discarica abusiva, di sub-aree sufficientemente omogenee; è stata valutata la convenienza dell'utilizzo di una maglia triangolare anziché quadrata.

Sono state infine delineate le principali problematiche che si incontrano nell'analisi dei rischi rilevanti di origine chimica, sia durante il trasporto che negli impianti di trattamento e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi.

### Unità Operativa n° 4

**Dipartimento di Ricerche Aziendali, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. V. Vaccari.
<i>Componenti:</i>	Prof. E. Gerelli, Prof. A. Robecchi Majnardi, Dr. C. Cordoni, Dr. V. Maggiani.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. S. Ascari, Dr. E. Biasi.
<i>Tema:</i>	“Strumenti economico-giuridici per il controllo e la gestione dei rifiuti tossici e nocivi”.

Sono state studiate le cause che hanno generato il fenomeno dell'abbandono abusivo di rifiuti nell'area dell'Oltrepò Pavese, individuando sia gli elementi che hanno favorito la formazione delle discariche abusive sia il ruolo dell'apporto dall'esterno dei

materiali di rifiuto. Dato il ruolo essenziale delle vecchie cave, è stata approfondita l'evoluzione economica e tecnologica del connesso settore laterizio.

Il complesso dei dati raccolti ed elaborati ha mostrato che buona parte dei rifiuti provengono da industrie esterne all'area. Sono state identificate le linee preferenziali di apporto esterno ed è stato dimostrato che il periodo di massimo riempimento delle discariche coincide con il consolidamento della struttura viaria e non con quello di massima produzione di laterizi.

L'esame delle strutture di trattamento e smaltimento presenti nell'area ha evidenziato la presenza di numerosi impianti di stoccaggio non definitivo, distribuiti su tutto il territorio, e dimostrato che il "collo di bottiglia" del sistema è costituito dagli impianti di smaltimento finale; pertanto, come risposta a una consolidata domanda di conferimento, è necessaria una adeguata offerta per lo smaltimento legale.

Il tema della minimizzazione della produzione di rifiuti è stato affrontato dal punto di vista della riprogettazione del prodotto e della implementazione di adeguate politiche ambientali, con particolare riferimento all'emanazione di norme giuridiche a fini di prevenzione. È stata evidenziata l'importanza dell'individuazione del punto di equilibrio tra regolamentazione e deregolamentazione per conciliare la tutela dell'ambiente con lo sviluppo economico.

Sono stati infine discussi criticamente gli strumenti economici (tasse ambientali, IVA, cauzione, addizionale ecologica, ecc.) e tecnici (utilizzo dei rifiuti) di intervento.

Per quanto riguarda gli aspetti macroeconomici e di impatto ambientale, è stato sviluppato, a livello dimostrativo, un modello di valutazione contingente relativo alla bonifica di uno o più siti contaminati.

## Unità Operativa n° 5

**Dipartimento di Scienze della Terra, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. P.L. Vercesi.
<i>Componenti:</i>	Prof. A. Cerro, Prof. G. Marchetti, Prof. P. Mascheretti, Dr. A. Lazzarini, Dr. C. Pasquini.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. F. Cavanna, Dr. P. Guado, Dr. A. Pagano.
<u>Linea 1:</u>	"Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici e geofisici connessi alle problematiche dell'individuazione e della bonifica delle discariche abusive occultate".
<u>Linea 2:</u>	"Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici, geofisici e geotecnici inerenti all'individuazione e alla caratterizzazione di siti idonei alla realizzazione di discariche controllate e alle metodologie da seguire per la loro progettazione".

I temi di ricerca hanno riguardato gli aspetti geologici del problema dello smaltimento dei rifiuti, che sono stati articolati su due linee di ricerca.

Nell'ambito della Linea 1, sono state messe a punto e sperimentate tecniche di foitinterpretazione multitemporale e metodi per l'individuazione dall'alto di discariche



abusive. Per l'individuazione da satellite di discariche abusive, è stato effettuato, in collaborazione con il CNR-IRRS di Milano, uno studio da immagini Landsat Thematic Mapper (TM) che ha messo in luce vantaggi e svantaggi del metodo. Mediante metodi da aereo è stato effettuato uno *screening* completo dell'area di pianura dell'Oltrepò pavese che ha portato all'individuazione di numerose vecchie fosse di cava "ritombate"; su otto di queste sono state eseguite indagini elettromagnetiche VLF, che hanno rivelato risposte anomale in cinque siti.

Su siti noti, oggetto di discarica abusiva, sono state effettuate campagne di fotografia sia all'infrarosso fotografico falso colore, da aereo ultraleggero e da pallone frenato, che all'ultravioletto, da terra, per verificare la risposta dei due metodi. Per i metodi multispettrali, è stata sperimentata, in collaborazione con il CNR-IRRS di Milano, una metodologia che utilizza immagini LARA MIVIS (a 102 bande) per l'identificazione diretta di discariche abusive attraverso algoritmi di classificazione basati sull'indice di vegetazione normalizzato.

Sono stati inoltre affrontati il problema della caratterizzazione e del monitoraggio dello stato di discariche abusive, mediante campagne di misura di parametri geofisici collegabili allo stato di inquinamento, e il problema della valutazione del grado di efficienza e affidabilità dei metodi geoelettrici, elettromagnetici e georadar.

Per la valutazione *a priori* del pericolo di contaminazione della falda da parte di inquinanti rilasciati dalle discariche abusive è stata valutata la vulnerabilità complessiva, ossia la suscettività di un acquifero a ricevere e diffondere un inquinante, che è risultata direttamente proporzionale alla velocità di flusso e inversamente proporzionale al tempo di arrivo di un eventuale inquinante.

Infine, per verificare la rappresentatività delle metodologie di campionamento adottate per le acque sotterranee, sono state eseguite diverse campagne di prelievo e di analisi delle acque di falda sottostanti il sito di discarica abusiva di Redavalle: i risultati hanno messo in luce un inquinamento, attribuibile alla presenza della discarica, mai evidenziato in precedenza.

Nell'ambito della Linea 2, sono state valutate le caratteristiche che i siti devono possedere per essere ambientalmente idonei a ospitare discariche di rifiuti potenzialmente pericolosi, con particolare attenzione alle caratteristiche geomorfologiche (morfologia, condizioni di stabilità dei versanti e aspetti idraulici), idrologiche e idrogeologiche (parametri idrogeologici fondamentali e loro significato, caratteristiche geometriche delle falde idriche sotterranee e loro vulnerabilità) e geologiche-strutturali (rischio sismico, marcata subsidenza ecc.).

Sulla base delle analisi effettuate, si è giunti al riconoscimento di classi di idoneità per la zona collinare e per la zona di pianura. Per la zona collinare, le classi sono state ottenute sovrapponendo, alle caratteristiche idrogeologiche dei terreni, fattori di ordine geomorfologico e strutturale; per le zone di pianura, sono stati prioritariamente considerati gli elementi che definiscono la vulnerabilità delle acque sotterranee. In ogni caso, la conclusione è che il sito ideale di ubicazione dovrebbe garantire sempre e comunque la fuoriuscita del percolato per gravità, ossia per vie naturali.

In funzione della protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento, sono stati analizzati i sistemi impermeabilizzanti naturali, artificiali e compositi utilizzabili in funzione del tipo di discarica (in rilevato o a fossa) e del tipo di rifiuti da stoccare, ri-

cavando una serie di indicazioni sul tipo di materiali e sulla disposizione degli elementi che costituiscono la barriera.

Sono state infine indicate le operazioni da compiere per consentire il recupero di una discarica in condizioni di sicurezza ambientale.

## Unità Operativa n° 6

**Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. G. Urbini.
<i>Tema:</i>	“Criteri per la progettazione delle discariche controllate”.
<i>Componenti:</i>	Dr. G. Bertanza, Dr. F. Conti.
<i>Collaboratori:</i>	Prof. C. Collivignarelli, Dr. M. Baldi, Dr. P. Pacetti.

Sono stati presi in esame i criteri di progettazione, gli aspetti gestionali e le linee di sviluppo delle ricerche.

Per quanto riguarda i criteri di progettazione, sono state esaminate le tipologie di rifiuti, le tipologie di discariche previste dalla normativa italiana e le loro interconnessioni, anche attraverso una rassegna degli studi e delle documentazioni già esistenti. Sono state poi trattate le tecniche alternative di allestimento delle discariche (sistemi a trincea, sistemi a deposito progressivo). Particolare attenzione è stata posta ai sistemi di impermeabilizzazione ed è stato dimostrato che il percolato interagisce con la barriera impermeabilizzante, ponendo quindi problemi di compatibilità chimica. Sono stati infine analizzati e illustrati i criteri fondamentali di progettazione dei sistemi di copertura e di recupero della superficie delle discariche al termine della loro vita operativa.

Per gli aspetti gestionali, è stato messo in evidenza come il monitoraggio ambientale costituisca sia un obiettivo di previsione dei potenziali inquinamenti sia un obiettivo “culturale” nei confronti dell’opinione pubblica. Sono stati descritti e discussi i sistemi di monitoraggio dell’inquinamento ambientale.

Una parte della ricerca è stata dedicata ai macchinari utilizzabili per l’allestimento e la gestione delle discariche e al personale addetto alla conduzione; un’altra, ai problemi di compatibilità reciproca dei rifiuti e ai possibili incidenti, tra i quali gli incendi.

Tenuto presente che, almeno in linea di principio, la discarica è un “sistema chiuso”, difficilmente esplorabile e poco noto, le ricerche sono state orientate verso la valutazione degli effetti a lungo termine sulle barriere impermeabilizzanti, sulla trasformazione delle singole componenti dei rifiuti e sugli aspetti biochimici, termodinamici e cinetici della trasformazione stessa, con l’intento di pervenire a una modellizzazione dei processi di formazione di biogas e percolato, dei fenomeni di assestamento, ecc.

È stato messo in evidenza che, per minimizzare gli effetti di impatto ambientale, la tendenza a livello internazionale è di smaltire in discarica solo residui di pretrattamento dei rifiuti.

Sono state infine valutate le procedure di collaudo delle opere e dei materiali da inserire tra la fase di costruzione e quella di gestione attiva di una discarica ed è stata effettuata un'analisi delle opere e dei materiali che devono essere sottoposti a rigorosi controlli, anche da parte degli enti preposti al controllo.

## Unità Operativa n° 7

**Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. C. Collivignarelli
<i>Tema:</i>	“I trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti tossici e nocivi”.
<i>Componenti:</i>	Dr. M. Baldi, Dr. G. Bertanza.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. F. Conti.

In una rassegna di carattere bibliografico, sono stati esaminati i processi di trattamento e/o recupero dei rifiuti potenzialmente tossici attualmente disponibili. Sono stati descritti i diversi processi, con particolare attenzione ai principi di processo, all'applicabilità e alle soluzioni impiantistiche.

Sono state condotte ricerche sperimentali, con l'obiettivo di valutare l'applicabilità di alcuni trattamenti ai rifiuti liquidi, solidi o fangosi che possono derivare dalle operazioni di bonifica di siti contaminati. I problemi studiati includono: (i) la rimozione dell'ammoniaca da percolati mediante stripping. È stato messo a punto e validato un modello matematico del processo di stripping in un reattore a bolle e sono state determinate sperimentalmente, su impianto pilota a riempimento, le rese del processo al variare delle condizioni operative; (ii) la degradazione di composti aromatici nelle acque reflue con processi biologici a fanghi attivi in condizioni non convenzionali. In un impianto pilota, è stata verificata la possibilità di rimozione di benzene e toluene da acque reflue; (iii) la rimozione, mediante flottazione, di composti tossici e/o non biodegradabili da reflui speciali. Con prove a scala di laboratorio e semi-industriale, sono stati valutati i limiti di applicabilità per il pretrattamento di reflui liquidi contenenti olii e sostanze sospese; (iv) la caratterizzazione fisico-meccanica di materiali sottoposti a un trattamento di inertizzazione a base di cemento. Sono state determinate le principali caratteristiche di due tipologie di rifiuti al variare del tempo di maturazione e valutate le implicazioni rispetto allo smaltimento in discarica e all'eventuale riutilizzo nel settore edilizio; (v) il trattamento anaerobico in campo mesofilo di rifiuti liquidi pericolosi. In impianto pilota, è stata valutata la trattabilità di un refluo contenente glicole etilenico al quale sono stati aggiunti, in fasi successive, tensioattivi e fenoli.

Sono stati presi in esame gli obiettivi, i criteri di realizzazione e i criteri di gestione delle piattaforme polifunzionali di trattamento e sono state descritte alcune significative realtà italiane e straniere.

Infine, è riportata la descrizione di tre impianti di trattamento del percolato di discarica, recentemente realizzati in Germania.

## Unità Operativa n° 8

**Dipartimento di Medicina Preventiva Occupazionale e di Comunità, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. C. Meloni.
<i>Tema:</i>	“Valutazione del rischio e definizione di metodologie di prevenzione e controllo a tutela della salute pubblica”.
<i>Componenti:</i>	Dr. R. Marchetti, Dr. M. Garavani, Dr. I. Rondini.
<i>Collaboratori:</i>	Prof. S. Monarca, Dr. S. Boni, Dr. S. Azzaretti, Dr. C. Marena, Dr. D. Ferretti, Dr. A. Zanardini, Dr. C. Sorlini, Dr. G. Ranalli, Dr. M. Colangelo, Dr. E. Balestrazzi, Dr. C. Capetta.

Le variabili e i fattori correlati con la salute umana che devono essere presi in esame nella valutazione degli impatti derivanti da impianti di trattamento e smaltimento di rifiuti potenzialmente pericolosi sono stati individuati e sottoposti ad analisi critica, con lo scopo di definire una metodologia per la stima del rischio di danno alla salute umana negli studi di impatto ambientale. Come “indicatori” di possibile presenza di ammassi occultati di rifiuti, è stata verificata sul campo l’affidabilità di tre nuovi indicatori biologici di presenza di attività tossica in campioni di terreno prelevati in corrispondenza di due depositi di rifiuti. Gli indicatori scelti sono: il *Tradescantia* micronuclei test; lo studio dei caratteri qualitativi degli artropodi appartenenti alla meso e macro-fauna edafica; la valutazione dell’entità di presenza e dell’attività metabolica della flora batterica tellurica. È stato dimostrato che questi indicatori possono essere considerati “testimoni indiretti”, perchè sono in grado di rilevare l’esistenza di un possibile danno in organismi animali inferiori e in organismi vegetali ma non sull’uomo; i test sono semplici e poco costosi e hanno fornito buoni risultati.

## Unità Operativa n° 9

**Istituto di Botanica, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. A. Pirola.
<i>Linea 1:</i>	“Individuazione di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica”.
<i>Linea 2:</i>	Tema a), “Criteri geobotanici per la collocazione di discariche”; Tema b), “Reinsediamento della copertura vegetale su discariche”; Tema c), “Programma di monitoraggio sull’evoluzione dei ripristini della vegetazione”.
<i>Componenti:</i>	Prof. G. Caretta, Prof. A.M. Picco, Dr. M. Brusoni, Dr. P. Lassini.
<i>Collaboratori:</i>	Prof. F. Sartori.

La Linea 1 si muove all’interno delle metodiche di individuazione, di bonifica e di recupero delle discariche. Uno dei due principali argomenti di studio è stato l’individuazione qualitativa di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica. Per la localiz-

zazione di siti interessati da ammassi abusivi di sostanze potenzialmente tossiche è stata utilizzata l'analisi floristica. Nell'analisi, si è tenuto conto dell'eterogeneità floristica e strutturale della vegetazione e sono state evidenziate specie guida correlate a particolari fattori edafici; le fitocenosi antropogene presenti nelle discariche scelte per lo studio sono state riconosciute in base ai rilievi fitosociologici; per evidenziare discariche abusive attraverso il riconoscimento di variazioni dei caratteri della vegetazione, è stata utilizzata l'analisi fotogrammetrica integrata da osservazioni dirette

Successivamente, sono stati presi in esame gli effetti delle discariche di sostanze potenzialmente tossiche sulla flora e sulla vegetazione del sito. Sono state utilizzate: l'analisi corologica della flora, al fine di evidenziare la componente antropocora e/o esotica; lo studio autoecologico delle specie, al fine di verificarne il valore di indicatore ecologico; lo studio sinecologico delle comunità vegetali presenti, focalizzando in particolare l'attenzione sull'analisi della componente fungina tellurica correlata alla vegetazione di copertura; la ricerca di specie indicatrici morfologiche; la deduzione di caratteri floristici e vegetazionali discriminanti rispetto a siti non interessati da discariche; la valutazione quantitativa dell'impatto sulla vegetazione.

Per lo studio del recupero territoriale, sono stati analizzati i processi spontanei di occupazione del suolo e il controllo del reinsediamento della copertura vegetale e sono state esaminate le modalità di realizzazione dei monitoraggi.

Nell'ambito della Linea 2, relativa a nuovi criteri di individuazione di siti ambientalmente idonei alla realizzazione di discariche di rifiuti potenzialmente tossici, sono stati esaminati: i criteri geobotanici, per l'individuazione degli ambiti territoriali da escludere per la localizzazione di stoccaggi provvisori o definitivi in relazione alle norme di tutela degli elementi di valore naturalistico; la definizione di una scala di valutazione del pregio naturalistico, adatta per il territorio in esame. Sono state precisate anche le modalità di reinsediamento e il controllo nel tempo della copertura vegetale su discariche, analizzando in particolare la dinamica della vegetazione, e sono state individuate le specie di maggior successo e i loro rapporti con specie floristiche autoctone; alcuni casi sono stati confrontati con esperienze effettuate su altre discariche.

## Unità Operativa n° 10

**Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento, Politecnico di Milano.**

<i>Responsabile:</i>	Prof. L. Bonomo.
<i>Tema:</i>	“Tecniche di bonifica di terreni contaminati: valutazione dei campi di applicazione ottimali e delle procedure di svolgimento degli studi di fattibilità”.
<i>Componenti:</i>	Dr. G. Andreottola, Dr. P. Comolli.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. A. Pollice, Dr. C. Porta, Dr. F. Tatano.

In una prima fase di tipo conoscitivo, sono state individuate le diverse tecniche di bonifica disponibili: trattamenti *in situ* (senza rimozione del terreno), *on site* (con rimozione e trattamento in loco) e *off site* (che comportano il trasporto del materiale al-

l'impianto di trattamento). Dal punto di vista dei processi, sono stati analizzati trattamenti biologici, chimico-fisici e termici.

Nella seconda fase, di tipo propositivo, è stato sviluppato e messo a punto un protocollo operativo per la conduzione di prove sperimentali di trattabilità dei suoli in bioreattori. Sono state esaminate le fasi preliminari essenziali per la soluzione del problema: caratterizzazione quali-quantitativa dei contaminanti e dei suoli e definizione dei criteri di scelta del tipo di intervento in funzione della specifica situazione. La sperimentazione ha avuto inizio con l'identificazione delle modalità di campionamento; dopo aver condotto le necessarie indagini preliminari di laboratorio, sono stati preparati gli inoculi ed effettuati i controlli microbiologici; sono state infine definite le modalità operative per la sperimentazione su scala pilota.

Per verificare operativamente le procedure descritte nel protocollo (linee guida), sono state condotte prove sperimentali su uno specifico contaminante organico, il fenolo, che è stato utilizzato per la validazione dei processi. Il comportamento di questo composto nei sistemi acqua-suolo è stato seguito in condizioni controllate, in presenza e in assenza di microrganismi.

È stato infine affrontato lo studio del funzionamento di un bioreattore in fase semi-solida *EIMCO Biolift Reactor*, della capacità di circa 65 litri. È stata verificata l'efficacia del trasferimento di ossigeno in presenza di elevate concentrazioni di solidi, al variare del rapporto solido/liquido e in diverse condizioni di agitazione, temperatura e portata d'aria. Questa sperimentazione ha consentito di verificare anche le potenzialità del bioreattore in termini di uniformità di miscelazione, inerzia termica e capacità di mantenere condizioni operative costanti nel tempo.

## Unità Operativa n° 11

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano.

<i>Responsabili:</i>	Prof. R. Marchetti e Prof. A. Occhipinti.
<i>Tema:</i>	“Impatto di discariche sulle componenti biotiche e abiotiche dei corpi idrici superficiali e sotterranei”.
<i>Componenti:</i>	Dr. P. Galli.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. F. Losi, Dr. A. Buffagni.

Lo studio dei possibili effetti negativi di discariche abusive sull'ambiente idrico è stato condotto mediante l'analisi delle comunità macrobentoniche. A tal fine, sono state analizzate discariche che interferiscono, direttamente o indirettamente, su ambienti a tipologia differente: fiume, torrente, lanca e laghetti artificiali.

Alle liste faunistiche, redatte per ciascun ambiente considerato, sono stati applicati gli indici strutturali (dominanza di Simpson e diversità di Shannon); negli ambienti coerenti con il protocollo (ambienti lotici), è stato applicato l'*Extended Biotic Index*.

Queste metodologie si sono rivelate molto efficaci nel riconoscimento delle alterazioni della comunità macrobentonica; è stato quindi suggerito il loro impiego in

studi volti a verificare i possibili effetti negativi delle discariche abusive sulle biocenosi acquatiche.

È stato inoltre evidenziato che queste metodologie possono essere utilizzate per definire le priorità di recupero e per verificare l'efficacia degli interventi di risanamento.

## Unità Operativa n° 12

**Istituto per l'Ambiente, Milano.**

<i>Responsabile:</i>	Ing. G. Bressi.
<i>Linea 1:</i>	“Gli interventi sul percolato”.
<i>Linea 2:</i>	“Formazione, trattamento e smaltimento del percolato prodotto da discariche per rifiuti speciali”.
<i>Componenti:</i>	Dr. L. Dugnani, Dr. M Gandolla, Dr. F. Signoroni.
<i>Collaboratori:</i>	Dr. C. Pagani

Nell'ambito della Linea 1, sono state valutate le possibili tecniche di intervento per arginare gli effetti della fuoriuscita di percolato da depositi abusivi di rifiuti. Sono state esaminate le tecniche di confinamento degli inquinanti e le tecniche di decontaminazione del sito inquinato. A conclusione, sono stati sinteticamente esposti alcuni casi di studio.

La Linea 2 è stata articolata in due fasi: raccolta ed elaborazione dei dati della più recente letteratura tecnica e scientifica; fase sperimentale di verifica, su scala pilota, dei risultati ottenibili dalla combinazione di diversi trattamenti.

In particolare, la composizione del percolato di discarica è stata seguita nelle sue variazioni in funzione del tempo di vita e delle caratteristiche della discarica. Tra i possibili trattamenti del percolato, sono stati discussi quelli biologici (aerobi e anaerobi) e quelli chimico-fisici (chiariflocculazione, adsorbimento su carbone attivo, trattamenti mediante membrane, trattamenti termici, ozonazione combinata con raggi ultravioletti).

Tra le alternative di smaltimento, sono state esaminate sia quelle consentite dalla normativa italiana, sia quelle tecnicamente possibili e consentite in altri Paesi. Sono stati trattati lo smaltimento del percolato presso impianti di depurazione dei reflui urbani, che è la soluzione più comune; il ricircolo del percolato nel corpo della discarica, sostanzialmente non consentito in Italia; lo smaltimento del percolato sul terreno, consentito in Italia solo se utile a fini agronomici.

Poiché l'esame della letteratura ha mostrato che non esiste un unico processo in grado di trattare adeguatamente il percolato, rendendone possibile l'immissione in acque di superficie, è stata condotta una ricerca sperimentale volta a identificare una soluzione modulare, con l'impiego di quattro tecnologie di base: bioreattore a membrana, raggi UV-ozono, evaporazione, osmosi inversa.

I risultati migliori, tuttora da approfondire ma già promettenti, sono stati ottenuti dalla combinazione dei processi con bioreattore a membrana e di osmosi inversa.

## Gruppo di lavoro 13

**Dipartimento di Genetica e Microbiologia, Università degli Studi di Pavia.**

<i>Responsabili:</i>	Prof. O. Tiboni e Prof. A. Sanangelantoni.
<i>Tema:</i>	“Studi microbiologici di suoli contaminati da composti xenobiotici”.
<i>Componenti:</i>	Dr. A. Seves.

Allo scopo di isolare microrganismi specializzati nei suoli contaminati, sono stati eseguiti campionamenti in alcune discariche abusive; su questi campioni sono stati effettuati trattamenti in scala di laboratorio.

I microrganismi sono stati successivamente sottoposti a differenti condizioni ambientali per individuare le condizioni ottimali per il loro sviluppo in presenza, come unica fonte di carbonio, delle sostanze inquinanti presenti nel campione.

Risultati promettenti di innocuizzazione microbiologica di rifiuti tossici sono stati ottenuti in sperimentazioni su suoli contaminati da pesticidi nella discarica di Lungavilla.



# Allegati



Allegato 1a

**Lista olandese  
originaria “ABC”**

*(Moen, 1986)*

Contaminanti	Classi di qualità					
	Suolo (mg/kgSS)			Acque sotterranee (µg/L)		
	A	B	C	A	B	C
<i>Metalli</i>						
Arsenico	20	30	50	10	30	100
Bario	200	400	2000	50	100	500
Cadmio	1	5	20	1	2,5	10
Cromo	100	250	800	20	50	200
Cobalto	20	50	300	20	50	200
Rame	50	100	500	20	50	200
Piombo	50	150	600	20	50	200
Mercurio	0,5	2	10	0,2	0,5	2
Molibdeno	10	40	200	5	20	100
Nichel	50	100	500	20	50	200
Stagno	20	50	300	10	30	150
Zinco	200	500	3000	50	200	800
<i>Contaminanti inorganici</i>						
NH (come N)	-	-	-	200	1000	3000
F (tot.)	200	400	2000	300	1200	4000
CN (tot. liberi)	1	10	100	5	30	100
CN (tot. complessati)	5	50	500	10	50	200
S (tot.)	2	20	200	10	100	300
Br (tot.)	20	50	300	100	500	2000
PO (come P)	-	-	-	50	200	700
<i>Composti aromatici</i>						
Benzene	0,01	0,5	5	0,2	1	5
Etilbenzene	0,05	5	50	0,5	20	60
Toluene	0,05	3	30	0,5	15	50
Xileni	0,05	5	50	0,5	20	60
Fenoli	0,02	1	10	0,5	15	50
Totale	0,1	7	70	1	30	100

(segue)

Contaminanti	Classi di qualità					
	Suolo (mg/kgSS)			Acque sotterranee (µg/L)		
	A	B	C	A	B	C
<i>Idrocarburi policiclici aromatici</i>						
Naftalene	0,1	5	50	0,2	7	30
Antracene	0,1	10	100	0,1	2	10
Fenantrene	0,1	10	100	0,1	2	10
Fluorantene	0,1	10	100	0,02	1	5
Pirene	0,1	10	100	0,02	1	5
Benzo(a)pirene	0,05	1	10	0,01	0,2	1
<b>Totale</b>	<b>1</b>	<b>20</b>	<b>200</b>	<b>0,2</b>	<b>10</b>	<b>40</b>
<i>Composti organici clorurati</i>						
Clorurati alifatici (indiv.)	0,1	5	50	1	10	50
Clorurati alifatici (tot.)	0,1	7	70	1	15	70
Clorobenzeni (indiv.)	0,05	1	10	0,02	0,5	2
Clorobenzeni (tot.)	0,05	2	20	0,02	1	5
Clorofenoli (indiv.)	0,01	0,5	5	0,01	0,3	1,5
Clorofenoli (tot.)	0,01	1	10	0,02	0,5	2
IPA clorurati (tot.)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
PCB (tot.)	0,05	1	10	0,01	0,2	1
EOCl (tot.)	0,1	8	80	1	15	70
<i>Pesticidi</i>						
Organici clorurati (indiv.)	0,1	0,5	5	0,05	0,2	1
Organici clorurati (tot.)	0,1	1	10	0,1	0,5	2
<b>Totale</b>	<b>0,1</b>	<b>2</b>	<b>20</b>	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
<i>Altri contaminanti</i>						
Tetraidrofurano	0,1	4	40	0,5	20	60
Piridina	0,1	2	20	0,5	10	30
Tetraidrotiofene	0,1	5	50	0,5	20	60
Cicloesanone	0,1	6	60	0,5	15	50
Stirene	0,1	5	50	0,5	20	60
Carburanti	20	100	800	10	40	150
Oli minerali	100	1000	5000	20	200	600



Allegato 1b

**Lista olandese  
attuale “AC”**

*(Moen, 1988; van den Berg, 1993; Visser, 1993)*

La lista riporta valori guida di concentrazione per il "suolo standard", separati per il "suolo" e per le "acque sotterranee", e valori per il "suolo generico". La lista riporta anche la procedura di calcolo per l'effetto sinergico dovuto alla compresenza di più sostanze inquinanti nello stesso sito.

Valori guida per "suolo standard" ( $H^a = 10\%$ , $L^b = 25\%$ )				
Contaminanti	Classi di qualità			
	Suolo		Acque sotterranee	
	A	C	A	C
	(mg/kgSS)		(µg/L)	
<i>Metalli ed elementi in tracce</i>				
Arsenico	29	55	10	60
Bario	200	625	50	625
Cadmio	0,8	12	0,4	6
Cromo	100	380	1	30
Cobalto	20	240	20	100
Rame	36	190	15	75
Piombo	85	530	15	75
Mercurio	0,3	10	0,05	0,3
Molibdeno	10	200	5	300
Nichel	35	210	15	75
Zinco	140	720	65	800
<i>Contaminanti inorganici</i>				
CN (totali liberi)	1	20	5	1500
CN (totali compless., pH < 5)	5	650	10	1500
CN (totali compless., pH > 5)	5	50	10	1500
Tiocianati	-	20	-	1500
<i>Composti clorurati alifatici</i>				
1,2-Dicloroetano	-	4	LPA <sup>c</sup>	400
Diclorometano	-	20	LPA <sup>c</sup>	1000
Tetraclorometano	$1 \times 10^{-3}$	1	LPA <sup>c</sup>	10
Tetracloroetene	$1 \times 10^{-3}$	4	LPA <sup>c</sup>	40
Triclorometano	$1 \times 10^{-3}$	10	LPA <sup>c</sup>	400

(segue)



Valori guida per "suolo standard" (H <sup>a</sup> = 10%, I <sup>b</sup> = 25%)				
Contaminanti	Classi di qualità			
	Suolo		Acque sotterranee	
	A	C	A	C
	(mg/kgSS)		(µg/L)	
<i>Composti clorurati alifatici</i>				
Tricloroetano	1 x 10 <sup>3</sup>	60	LPA <sup>c</sup>	500
Vinilcloruro	-	0,1	-	0,7
<i>Clorobenzeni</i>				
Monoclorobenzene	LPA <sup>c</sup>	-	0,01	180
Diclorobenzeni	1 x 10 <sup>2</sup>	-	0,01	50
Triclorobenzeni	1 x 10 <sup>2</sup>	-	0,01	10
Tetraclorobenzeni	1 x 10 <sup>2</sup>	-	0,01	2,5
Pentaclorobenzeni	2,5 x 10 <sup>3</sup>	-	0,01	1
Esaclorobenzene	2,5 x 10 <sup>3</sup>	-	0,01	0,5
Clorobenzeni totali	-	30	-	-
<i>Clorofenoli</i>				
Monoclorofenoli	2,5 x 10 <sup>3</sup>	-	0,25	100
Diclorofenoli	3 x 10 <sup>3</sup>	-	0,08	30
Triclorofenoli	1 x 10 <sup>3</sup>	-	0,025	10
Tetraclorofenoli	1 x 10 <sup>3</sup>	-	0,025	10
Pentaclorofenolo	2 x 10 <sup>3</sup>	5	0,01	3
Clorofenoli totali	-	10	-	-
Cloronaftene	-	10	-	6
<i>Composti aromatici</i>				
Benzene	0,05	1	0,2	30
Toluene	0,05	130	0,2	1000
Xileni	0,05	25	-	70
Etilbenzene	0,05	50	-	150
Fenoli	0,05	40	-	2000
Cresolo	-	5	-	200
Catecolo	-	20	-	1250

(segue)

Valori guida per "suolo standard" (H <sup>a</sup> = 10%, L <sup>b</sup> = 25%)				
Contaminanti	Classi di qualità			
	Suolo		Acque sotterranee	
	A	C	A	C
	(mg/kgSS)		(µg/L)	
<i>Composti aromatici</i>				
Resorcinolo	-	10	-	600
Idrochinone	-	10	-	800
<i>Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)</i>				
Antracene	5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,02	5
Benzo(a)antracene	2 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,002	0,5
Benzo(k)antracene	2,5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,001	0,05
Benzo(a)pirene	2 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,001	0,05
Crisene	2 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,002	0,05
Fenantrene	4,5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,02	5
Fluorantene	1,5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,005	1
Indeno(1,2,3)pirene	2,5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,0004	0,05
Benzo(ghi)perilene	2 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,0002	0,05
Naftalene	1,5 x 10 <sup>-2</sup>	-	0,1	70
IPA totali	1	40	-	-
<i>Composti organici clorurati</i>				
PCB28; PCB52	1 x 10 <sup>-3</sup>	-	-	-
PCB101; PCB118; PCB138; PCB153; PCB180	4 x 10 <sup>-3</sup>	-	-	-
PCB totali	20 x 10 <sup>-3</sup>	1	LPA <sup>c</sup>	0,01
<i>Pesticidi</i>				
DDD	0,1	-	LPA <sup>c</sup>	-
DDT	0,1	-	LPA <sup>c</sup>	-
DDE	0,1	-	LPA <sup>c</sup>	-
DDT/DDD/DDE totali	-	4	-	0,01

(segue)

Valori guida per "suolo standard" (H <sup>a</sup> = 10%, I <sup>b</sup> = 25%)				
Contaminanti	Classi di qualità			
	Suolo		Acque sotterranee	
	A	C	A	C
	(mg/kgSS)		(µg/L)	
<i>Pesticidi</i>				
Aldrin	2,5 x 10 <sup>-3</sup>	-	LPA <sup>c</sup>	-
Dieldrin	0,5 x 10 <sup>-3</sup>	-	2 x 10 <sup>-5</sup>	-
Endrin	1 x 10 <sup>-3</sup>	-	LPAC	-
Drin totali	-	4	-	0,1
- HCN	2,5 x 10 <sup>-3</sup>	-	LPA <sup>c</sup>	-
- HCN	1 x 10 <sup>-3</sup>	-	LPA <sup>c</sup>	-
- HCN	0,05 x 10 <sup>-3</sup>	-	0,2 x 10 <sup>-3</sup>	-
HCN totali	-	2	-	1
1-naftilcarbammato	-	5	-	0,1
C <sub>12</sub> H <sub>15</sub> NO <sub>3</sub>	-	2	-	0,1
Maneb	-	35	-	0,1
Atrazina	0,05 x 10 <sup>-3</sup>	6	7,5 x 10 <sup>-3</sup>	150
<i>Altri contaminanti</i>				
Oli minerali	50	5000	50	600
Cicloesanone	-	270	-	15.000
Ftalati totali	0,1	60	0,5	5
Piridina	0,1	1	0,5	3
Stirene	0,1	100	0,5	300
Tetraidofurano	-	0,4	-	1
Tetraidrotiofene	-	90	-	30

(segue)

**Valori guida per “suolo generico”**

*Contaminanti organici*

$$A_g^e = (A^d \times H) / 10$$

$$C_g^e = (C^d \times H) / 10$$

*Contaminanti inorganici (metalli ed elementi in tracce)*

As:	$A_g^e = 15 + 0,4(L + H)$	$C_g^e = 28 + 0,8(L + H)$
-----	---------------------------	---------------------------

Ba:	$A_g^e = 300 + 3,9L$	$C_g^e = 120 + 20L$
-----	----------------------	---------------------

Cd:	$A_g^e = 0,4 + 0,007(L + 3H)$	$C_g^e = 6 + 0,1(L + 3H)$
-----	-------------------------------	---------------------------

Cr:	$A_g^e = 50 + 2L$	$C_g^e = 190 + 7,6L$
-----	-------------------	----------------------

Co:	$A_g^e = 16 + 0,17L$	$C_g^e = 53 + 7,5L$
-----	----------------------	---------------------

Cu:	$A_g^e = 15 + 0,6(L + H)$	$C_g^e = 80 + 3,2(L + H)$
-----	---------------------------	---------------------------

Pb:	$A_g^e = 50 + (L + H)$	$C_g^e = 310 + 6,2(L + H)$
-----	------------------------	----------------------------

Hg:	$A_g^e = 0,2 + 0,0017(2L + H)$	$C_g^e = 6,7 + 0,057(2L + H)$
-----	--------------------------------	-------------------------------

Mo:	$A_g^e = 0,18 + (L + 3H)$	$C_g^e = 200$
-----	---------------------------	---------------

Ni:	$A_g^e = 10 + L$	$C_g^e = 60 + 6L$
-----	------------------	-------------------

Zn:	$A_g^e = 50 + 1,5(2L + H)$	$C_g^e = 260 + 7,7(2L + H)$
-----	----------------------------	-----------------------------

**Procedura di calcolo per l'effetto sinergico dovuto alla compresenza di più sostanze inquinanti nello stesso sito**

*I contaminanti appartengono a un solo gruppo di sostanze*

*A. Contaminanti organici (interazione di tipo additivo)*

A1.  $I_i = (CI_i - A_i) / (C_i - A_i)$

A2. Se  $CI_i < A_i$ , è  $I_i < 0$ : si pone  $I_i = 0$

A3.  $SC = \sum_{i=1}^n I_i$

A4. Se  $SC > 1$  il sito in esame è seriamente contaminato e deve essere risanato

*B. Metalli e contaminanti inorganici (interazione di tipo additivo)*

B1.  $I_i = [CI_i - (A_i + C_i) / 2] / [(C_i - A_i) / 2]$

B2. Se  $CI_i < (A_i + C_i) / 2$ , è  $I_i < 0$ : si pone  $I_i = 0$

B3.  $SC = \sum_{i=1}^n I_i$

B4. Se  $SC > 1$  il sito in esame è seriamente contaminato e deve essere risanato

(segue)

*I contaminanti appartengono a più gruppi di sostanze*

Interazione parzialmente additiva.

Se: 
$$SC_j > (m)^{1/2} \quad \text{il sito in esame è seriamente contaminato e deve essere risanato}$$

**Legenda**

<i>a</i>	= Contenuto di sostanza organica nel suolo, calcolato su base secca (%) Per contenuti superiori al 30% e inferiori al 2%, nelle equazioni sopra riportate devono essere inseriti, rispettivamente, i valori 30 e 2.
<i>b</i>	= Contenuto di argilla nel suolo, calcolato su base secca (%).
<i>c</i>	= Limite di rivelabilità del metodo analitico.
<i>d</i>	= Classi di qualità riferite al suolo standard.
<i>e</i>	= Classi di qualità riferite a un suolo generico.
$I_i$	= Influenza dell' <i>i</i> -esimo contaminante presente nel sito.
$CI_i$	= Concentrazione nel terreno o nelle acque sotterranee dell' <i>i</i> -esimo contaminante presente nel sito.
$C_i A_i$	= Classi di qualità per l' <i>i</i> -esimo contaminante.
SC	= Soglia di contaminazione.
<i>n</i>	= Numero di contaminanti presenti nel sito.
<i>m</i>	= Numero di gruppi di sostanze inquinanti presenti nel sito.



**Allegato 2**

**Valori guida**  
**“Land Hansestadt Hamburg”**  
**per terreni contaminati**  
**da oli minerali**

*(Gras e Friesel, 1990; Bremer, 1993)*

Tipologie di aree sospette	Suolo (g/kgSS)		Acque sotterranee (µg/L)
	oli minerali mobili <sup>(1)</sup>	oli minerali poco mobili <sup>(2)</sup>	
Rilevati gravanti su argille limose oloceniche, con assenza di processi di diffusione del contaminante	per la fase liquida: pompaggio		-
Rilevati gravanti su argille limose oloceniche, con processi di diffusione laterale del contaminante	2	5	0,4
Rilevati gravanti su argille limose oloceniche, con processi di diffusione verticale del contaminante nelle acque di falda	1	2	0,2
Siti gravanti su acquiferi a distanza > 2 km dai pozzi di captazione	1	2	0,1
Siti a distanza < 2 km dai pozzi di captazione o con pericolo di contaminazione per gli acquiferi per gli acquiferi più profondi	0,5	1	0,1
Siti gravanti su acquiferi superficiali (soprastanti l'orizzonte roccioso)	1	2	0,2

<sup>(1)</sup>Miscela ricche in *n*-alcani e componenti con basso punto di ebollizione.<sup>(2)</sup>Miscela povere in *n*-alcani e componenti volatili.



Allegato 3  
Lista inglese “ICRCL”

*(Lühr, 1990)*

Contaminanti		Utilizzi	Concentrazioni limite nel suolo (mg/kg SS)	
			di soglia (TTL)	d'intervento (ATL)
ORGANICI	Idrocarburi policiclici aromatici	giardini e terreni privati, impianti sportivi	50	500
		aree urbanizzate, edifici, aree pavimentate	1000	10.000
	Fenoli	giardini e terreni privati	5	200
		aree urbanizzate, edifici, aree pavimentate	5	1000
	Cianuri liberi	giardini e terreni privati, aree urbanizzate	25	500
		edifici, aree pavimentate	100	500
	Cianuri complessi	giardini e terreni privati	250	1000
		aree urbanizzate	250	5000
		edifici, aree pavimentate	250	NL <sup>(1)</sup>
	Tiocianati	tutti	50	NL <sup>(1)</sup>
	Solfati	giardini e terreni privati, aree urbanizzate	2000	10.000
		edifici	2000	50.000
		aree pavimentate	2000	NL <sup>(1)</sup>
	Solfiti	tutti	250	1000
Solfuri	tutti	5000	20.000	
Acidità (pH)	giardini e terreni privati, aree urbanizzate	5	4	
	edifici, aree pavimentate	NL <sup>(1)</sup>	NL <sup>(1)</sup>	
INORGANICI (a)	Boro solubile	usi agricoli produttivi <sup>(2, 3)</sup>	3	-
	Rame <sup>(4)</sup>	usi agricoli produttivi <sup>(2, 3)</sup>	130	-

(segue)

Contaminanti	Utilizzi	Concentrazioni limite nel suolo (mg/kg SS)		
		di soglia (TTL)	d'intervento (ATL)	
INORGANICI (a)	Nichel <sup>(4)</sup>	usi agricoli produttivi <sup>(2, 3)</sup>	70	-
	Zinco <sup>(4)</sup>	usi agricoli produttivi <sup>(2, 3)</sup>	300	-
	Arsenico	giardini e terreni privati	10	-
		parchi, aree ricreative, impianti sportivi	40	-
	Cadmio	giardini e terreni privati	3	-
		parchi, aree ricreative, impianti sportivi	15	-
	Cromo (VI)	giardini e terreni privati, parchi, aree ricreative, impianti sportivi	25	-
	Cromo (tot.)	giardini e terreni privati	600	-
		parchi, aree ricreative, impianti sportivi	1000	-
	Piombo	giardini e terreni privati	500	-
		parchi, aree ricreative, impianti sportivi	2000	-
	Mercurio	giardini e terreni privati	1	-
		parchi, aree ricreative, impianti sportivi	20	-
	Selenio	giardini e terreni privati	3	-
parchi, aree ricreative, impianti sportivi		6	-	

<sup>(a)</sup> Inorganici, fitotossici.

<sup>(b)</sup> Inorganici, nocivi all'uomo.

<sup>(1)</sup> Nessun limite.

<sup>(2)</sup> Concentrazioni di soglia valide per suoli agricoli con pH intorno a 6,5; in terreni con pH inferiore, aumentano sia l'assimilazione vegetale che gli effetti fitotossici dei contaminanti.

<sup>(3)</sup> I prati a pascolo sono più resistenti delle altre colture agli effetti fitotossici; per essi, le concentrazioni TTL riportate in Tabella sono sottostimate.

<sup>(4)</sup> Gli effetti fitotossici di Cu, Ni, Zn possono essere additivi.



Allegato 4

**Valori orientativi**  
**“Eikmann-Kloke-Lühr”**

*(Eikmann, 1993)*

Utilizzi	Soglie (ng/kg SS)	Contaminanti													
		As	Be	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Tl	Zn	BaP <sup>po</sup>	PCB	PCDD/ F <sup>20</sup>
Multifunzionalità	I	20	1	1	50	50	0,5	40	100	1	0,5	150	1	0,2	10
1. Parchi giochi per bambini	II	20	1	2	50	50	0,5	40	200	5	0,5	300	1	0,2	10
	III	50	5	10	250	250	10	200	1000	20	10	2000	5	1	100
2. Giardini e appezzamenti di terreno privati	II	40	2	2	100	50	2	80	300	5	2	300	2	0,5	30
	III	80	5	5	350	200	20	200	1000	10	20	600	5	2,5	100
3. Impianti sportivi	II	35	1	2	150	100	0,5	100	200	5	2	300	1	1	30
	III	90	2,5	5	350	300	10	250	1000	20	20	2000	3	5	100
4. Parchi, aree ricreative e urbane	II	40	5	4	150	200	5	100	500	10	5	1000	3	3	50
	III	80	15	15	600	600	15	250	2000	50	30	3000	6	10	150
5. Aree industriali e comm. in attività	II	50	5	10	200	300	10	200	1000	15	10	1000	5	5	75
	III	150	20	20	800	1000	20	500	2000	70	30	3000	10	15	200
6. Aree industriali e comm. dismesse	II	50	10	10	200	500	10	200	1000	15	10	1000	-	-	-
	III	200	20	20	800	2000	50	500	2000	70	30	3000	-	-	-
7. Aree agricole produttive	II	40	10	2	200	50	10	100	500	5	2	300	-	-	-
	III	50	20	5	500	200	50	200	1000	10	20	600	-	-	-
8. Aree non utilizzate a fini agricoli	II	40	10	5	200	50	10	100	1000	5	2	300	-	-	-
	III	60	20	10	500	200	50	200	2000	10	20	600	-	-	-

<sup>10</sup> Benzo(a)pirene.

<sup>11</sup> Contaminanti espressi in ng/kg SS.

Utilizzi	Caratteristiche	Bersagli protetti dai valori orientativi	Forme di esposizione considerate	Zone critiche del sito da investigare	Profondità d'indagine del suolo (cm)
1	Le zone ricoperte da vegetazione (per esempio erba) ricadono nella classe di utilizzo 4	Bambini di età compresa tra 1 e 6 anni	Ingestione diretta di suolo contaminato	Aree sabbiose, aree prive di vegetazione	0-35 (profondità media di scavo dei bambini durante il gioco)
2		Bambini, adulti	Ingestione diretta di suolo contaminato, inalazione di polveri e vapori	Prati verdi, zone povere di vegetazione	0-35 (profondità media di scavo)
3	Campi sportivi con coperture vegetali (per esempio, campi di calcio) ricadono nella classe di utilizzo 4	Atleti (giovani e adulti), spettatori abituali	Inalazione di polveri e vapori	Porzioni di suolo prive d'erba in campi da gioco ricoperti d'erba (per esempio, aree di rigore in un campo di calcio)	0-10
4	Aree coperte da vegetazione, lastricati, selciati	Bambini, giovani, adulti	Inalazione di polveri e vapori	Porzioni di suolo prive di copertura	0-10
5		Operai e impiegati	Inalazione di polveri e vapori		0-10
6		Acque sotterranee	Ingestione di acqua potabile contaminata		0-35 <sup>o)</sup>
7	Pascoli, frutteti, coltivazioni arabili, orti di prodotti per il mercato	Piante, catena alimentare, animali, popolazione umana	Ingestione di prodotti vegetali e animali	Pascoli coltivazioni arabili, frutteti, orti	0-10 0-35
8	Boschi, foreste, aree aride o incolte, aree per silvicoltura, zone di protezione o ricarica delle acque sotterranee	Acque sotterranee, piante selvatiche e forestali	Suolo - acque sotterranee-uomo, fitotossicità		0-50 <sup>o)</sup>

<sup>o)</sup> Se si hanno risultanze analitiche sulla contaminazione della falda, deve essere investigata tutta la zona non satura di sottosuolo.





**Allegato 5**  
**Lista canadese**

*(CCME, 1991)*

Contaminanti <sup>(1)</sup>	Livelli d'indagine		Livelli di risanamento							
	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	Suolo (mg/g SS)			Acque (µg/L)				
			uso agricolo	uso residenz./parchi	uso comm./industr.	uso protezione vita acquatica	uso irriguo	uso protezione del bestiame	uso potabile	
<i>Parametri generali</i>										
pH	6-8	-	6-8	6-8	6-8	6,5-9	-	-	-	6,5-8,5
Conducibilità	2 dS/m	-	2 dS/m	2 dS/m	4 dS/m	-	-	-	-	-
SAR	5	-	5	5	12	-	-	-	-	-
<i>Contaminanti inorganici</i>										
Antimonio	20	-	20	20	40	-	-	-	-	-
Arsenico	5	5	20	30	50	50	100	500-5000	25	25
Bario	200	50	750	500	2000	-	-	-	-	1000
Berillio	4	-	4	4	8	-	100	100	100	-
Boro solubile	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-
Boro totale	-	-	-	-	-	-	500-6000	5000	5000	5000
Cadmio	0,5	1	3	5	20	0,2-1,8	10	20	20	5
Cromo totale	20	15	750	250	800	2-20	100	1000	1000	50
Cromo VI	2,5	-	8	8	-	-	-	-	-	-
Cobalto	10	10	40	50	300	-	50	1000	1000	-
Rame	30	25	150	100	500	2-4	200-1000 <sup>(2)</sup>	500-5000	1000 <sup>(3)</sup>	1000 <sup>(3)</sup>
Cianuri liberi	0,25	40	0,5	10	100	5	-	-	-	-

(segue)

Contaminanti <sup>o</sup>	Livelli d'indagine		Livelli di risanamento								
	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	Suolo (mg/g SS)			uso comm./ industr.	uso protezione vita acquatica	Acque (µg/L)		uso protezione del bestiame	uso potabile
			uso agricolo	uso residenz./ parchi	uso irriguo			uso			
<i>Contaminanti inorganici</i>											
Cianuri totali	2,5	40	5	50	500	-	-	-	-	-	200
Fluoruri totali	200	-	200	400	2000	-	-	1000	1000-2000	-	1500
Piombo	25	10	375	500	1000	1-7	200	200	100	100	10
Mercurio	0,1	0,1	0,8	2	10	0,1	-	-	3	3	1
Molibdeno	2	5	5	10	40	-	-	10-50	500	500	-
Nichel	20	10	150	100	500	25-150	200	200	1000	1000	-
Selenio	1	1	2	3	10	1	20-50	20-50	50	50	10
Zolfo elementare	250	-	500	-	-	-	-	-	-	-	-
Tallio	0,5	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Stagno	5	10	5	50	300	-	-	-	-	-	-
Zinco	60	50	600	500	1500	30	1000-5000 <sup>o</sup>	50.000	50.000	50.000	5000
<i>Composti fenolici</i>											
Clorofendi singoli <sup>o</sup>	0,05	1	0,05	0,5	5	-	-	-	-	-	-
Comp. non clorurati singoli <sup>o</sup>	0,1	0,1	0,1	1	10	-	-	-	-	-	-

(segue)

Contaminanti <sup>Ⓞ</sup>	Livelli d'indagine		Livelli di risanamento							
	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	Suolo (mg/g SS)			Acque (µg/L)				
			uso agricolo	uso residenz./ parchi	uso comm./ industr.	uso protezione vita acquatica	uso irriguo	uso protezione del bestiame	uso potabile	
<i>Iidrocarburi monociclici aromatici</i>										
Benzene	0,05	0,5	0,05	0,5	5	300	-	-	-	5
Etilbenzene	0,1	0,5	0,1	5	50	700	-	-	-	2,4
Stirene	0,1	0,5	0,1	5	50	-	-	-	-	-
Toluene	0,1	0,5	0,1	3	30	300	-	-	-	2,4
Xileni	0,1	0,5	0,1	5	50	-	-	-	-	300
Benzo(a) antracene	0,1	0,01	0,1	1	10	-	-	-	-	-
Benzo(a)pirene	0,1	0,01	0,1	1	10	-	-	-	-	0,01
Benzo(a) fluorantene	0,1	0,01	0,1	1	10	-	-	-	-	-
Benzo(k) fluorantene	0,1	0,01	0,1	1	10	-	-	-	-	-
Dibenzo(a,h) antracene	0,1	0,01	0,1	1	10	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-c,d) pirene	0,1	0,1	0,1	1	10	-	-	-	-	-
Naftalene	0,1	0,2	0,1	5	50	-	-	-	-	-
Fenantrene	0,1	0,2	0,1	5	50	-	-	-	-	-

(segue)

Contaminanti <sup>(1)</sup>	Livelli d'indagine		Livelli di risanamento							
	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	Suolo (mg/g SS)			Acque (µg/L)				
			uso agricolo	uso residenz./parchi	uso comm./industr.	uso protezione vita acquatica	uso irriguo	uso protezione del bestiame	uso potabile	
<i>Idrocarburi monociclici aromatici</i>										
Pirene	0,1	0,2	0,1	10	100	-	-	-	-	-
<i>Composti dorurati alifatici</i>										
1,2-Dicloroetano	0,1	0,1	0,1	5	50	100	-	-	-	5
Diclorometano	0,1	0,1	0,1	5	50	-	-	-	-	50
Esaclorobutadiene	0,1	0,1	0,1	5	50	0,1	-	-	-	-
Tetracloroetilene	0,1	0,1	0,1	5	50	260	-	-	-	-
Tricloroetilene	0,1	0,1	0,1	5	50	20	-	-	-	50
Altri <sup>(2)</sup>	0,1	0,1	0,1	5	50	-	-	-	-	-
<i>Clorobenzeni</i>										
Monoclorobenzene	0,1	0,1	0,1	1	10	15	-	-	-	30 <sup>(3)</sup> , 80
1,2-Diclorobenzene	0,1	0,2	0,1	1	10	2,5	-	-	-	3 <sup>(3)</sup> , 200
1,3-Diclorobenzene	0,1	0,2	0,1	1	10	2,5	-	-	-	-
1,4-Diclorobenzene	0,1	0,2	0,1	1	10	4	-	-	-	1 <sup>(2)</sup> , 5
1,2,3-Triclorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,9	-	-	-	-
1,2,4-Triclorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,5	-	-	-	-

(segue)

Contaminanti <sup>(1)</sup>	Livelli d'indagine		Livelli di risanamento							
	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	Suolo (mg/g SS)		uso comm./ industr.	Acque (µg/L)				
			uso agricolo	uso residenz./ parchi		uso protezione vita acquatica	uso irriguo	uso protezione del bestiame	uso potabile	
<i>Clorobenzeni</i>										
1,3,5-Triclorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,65	-	-	-	-
1,2,3,4-Tetradorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,1	-	-	-	-
1,2,3,5-Tetradorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,1	-	-	-	-
1,2,4,5-Tetradorobenzene	0,05	0,3	0,05	2	10	0,15	-	-	-	-
Pentadorobenzeni	0,05	0,3	0,05	2	10	0,03	-	-	-	-
Esadorobenzene	0,1	0,1	0,05	2	10	0,0065	-	-	-	-
Esadorociclosano	0,01	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
PCB <sup>(2)</sup>	0,1	0,1	0,5	5	50	0,001	-	-	-	-
PCDD, PCDF <sup>(3)</sup>	0,00001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Altri contaminanti organici</i>										
Composti alifatici non clorurati individuali	0,3	-	0,3	-	-	-	-	-	-	-

(segue)

Livelli d'indagine		Livelli di risanamento							
		Suolo (mg/g SS)		Suolo (mg/g SS)		Acque (µg/L)			
Contaminanti <sup>(1)</sup>	Suolo (mg/g SS)	Acque (µg/L)	uso agricolo	uso residenz./parchi	uso comm./industr.	uso protezione vita acquatica	uso irriguo	uso protezione del bestiame	uso potabile
	<i>Altri contaminanti organici</i>								
Dibutilftalato	30	-	30	-	-	4	-	-	-
Altri esteri alifatici	30	-	30	-	-	0,2	-	-	-
Chinolina	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	-
Tiofene	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	-

**Note**

<sup>(1)</sup> Per ragioni di spazio, non sono riportati tutti i contaminanti considerati; per quelli mancanti, si rimanda pertanto alla lista originale pubblicata in CCME (1991).

<sup>(2)</sup> Livello variabile con il tipo di coltura agricola praticata.

<sup>(3)</sup> Livello fissato anche per finalità estetiche.

<sup>(4)</sup> Livello variabile con il pH.

<sup>(5)</sup> Isomeri del Clorofenolo (orto, meta, para), Diclorofenoli (2,6; 2,5; 3,5; 3,4), Triclorofenoli (2,4,6; 2,3,6; 2,4,5; 2,3,5; 2,3,4; 3,4,5), Tetraclorofenoli (2,3,5,6; 2,3,4,5; 2,3,4,6), Pentaclorofenolo.

<sup>(6)</sup> 2,4-Dimetilfenolo, 2,4-Dinitrofenolo, 2-metil-4,6-Dinitrofenolo, Nitrofenolo (2-4), Fenolo, Cresolo.

<sup>(7)</sup> Clorofornio, 1,1-Dicloroetano, Dicloroetene (1,1; 1,2), 1,2-Dicloropropano, 1,2-Dicloropropene (cis e trans), 1,1,2,2-Tetracloroetano, Tetracloroetene, Tricloroetano (1,1,1; 1,2,4), Tricloroetene.

<sup>(8)</sup> Espressi come miscele commerciali.

<sup>(9)</sup> Espressi in equivalenti della 2,3,7,8-TCDD.





**Allegato 6**  
**Lista berlinese**

*(Visser, 1993)*

Contaminanti	Valori di risanamento							Valori di riuso	
	Suolo (mg/g SS)			Acque sotterranee (µg/L)		Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)	Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)
	protezione acquiferi	usi sensibili	vallate	altopiani	protezione acquiferi				
<i>Metalli</i>									
Arsenico	10	7	20	40	40	60	80	5	40
Piombo	100	100	500	600	40	60	150	50	40
Cadmio	2	1,5	10	20	5	10	15	1	5
Cromo tot.	150	100	400	800	50	100	200	75	50
Cromo VI	5	5	25	50	20	30	40	2,5	10
Cobalto	100	100	200	300	50	150	200	50	25
Rame	200	100	500	600	40	60	150	100	20
Nichel	200	50	250	300	50	75	100	100	50
Mercurio	0,5	0,5	1	10	1	2	3	0,25	1
Zinco	500	300	2000	3000	1000	1500	2000	250	500
Stagno	100	100	300	1000	40	100	150	50	20
<i>Contaminanti inorganici</i>									
Cianuri complessi	25	25	50	100	50	100	200	10	50
Cianuri liberi	1	1	15	10	5	10	50	0,5	2,5
Fluoruri	500	500	1000	2000	1500	3000	4000	250	1500
Solfati	-	-	-	-	2,40 x 10 <sup>5</sup>	5,0 x 10 <sup>5</sup>	10,0 x 10 <sup>5</sup>	-	2,40 x 10 <sup>5</sup>
Fosfati	-	-	-	-	500	700	700	-	250
Nitriti	-	-	-	-	100	200	300	-	100

(segue)

Contaminanti	Valori di risanamento										Valori di riutilizzo	
	Suolo (mg/g SS)			Acque sotterranee (µg/L)			Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)	Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)	Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)
	protezione acquiferi	usi sensibili	vallate	altopiani	protezione acquiferi	vallate						
<i>Contaminanti inorganici</i>												
Nitrati	-	-	-	-	0,5 x 10 <sup>6</sup>	1,0 x 10 <sup>6</sup>	2,0 x 10 <sup>6</sup>	-	-	0,5 x 10 <sup>6</sup>	-	0,5 x 10 <sup>6</sup>
Ammonio	-	-	-	-	500	2000	3000	-	-	500	-	500
<i>Idrocarburi monociclici aromatici</i>												
Benzene	0,5	0,5	3	5	5	10	20	0,25	2,5	0,25	2,5	2,5
Toluene	5	0,5	15	25	20	40	80	2,5	10	2,5	10	10
Xileni	5	0,5	15	25	20	40	80	2,5	10	2,5	10	10
Totali	5	2	15	25	20	40	80	2,5	10	2,5	10	10
<i>Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)</i>												
Totali	10	1	100	100	5	10	20	5	20	5	20	2,5
<i>Composti alifatici alogenati</i>												
Alogenati volatili totali	5	5	25	50	25	40	80	2,5	25	2,5	25	25
Clorurati volatili totali	5	5	25	50	25	40	80	2,5	25	2,5	25	25
Monocloroetene	1	1	3	5	1	1,5	2	0,5	1	0,5	1	1
<i>Solventi Aromatici alogenati</i>												
PCB totali	1	1	3	5	0,5	1	1,5	0,5	1	0,5	1,5	0,25
Clorobenzeni	1	1	3	5	0,5	2	3	0,5	2	0,5	3	0,25

(segue)

Contaminanti	Valori di risanamento										Valori di riuso	
	Suolo (mg/g SS)			Acque sotterranee (µg/L)			Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)	Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)	Suolo (mg/kg SS)	Acque sotterranee (µg/L)
	protezione acquiferi	usi sensibili	vallate	altopiani	protezione acquiferi	vallate						
<i>Fenoli e alcoli</i>												
Fenoli	10	10	25	50	10	20	50	5	5	5	5	5
Clorofenoli (singoli)	2	2	5	10	0,5	1	2	1	0,25	1	0,25	0,25
Clorofenoli (tot.)	5	5	10	20	1	2	5	2	0,5	2,5	0,5	0,5
Metanolo	100	100	200	500	$5 \times 10^3$	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$	50	2500	50	2500	2500
Isopropanolo	100	100	200	500	$5 \times 10^3$	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$	50	2500	50	2500	2500
Glicol	100	100	200	500	$5 \times 10^3$	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^4$	50	2500	50	2500	2500
<i>Pesticidi</i>												
Totali	0,5	0,25	1	2	0,5	2	3	0,25	0,5	0,25	0,25	0,5

Allegato 7  
**Critério Washington DC**

*(La Goy, 1992)*

Contaminanti	Metodologia A		
	Standard di risanamento		
	acque sotterranee (µg/L)	suolo (mg/kg SS)	
residenziale		industriale	
Arsenico	5	20	200
Cadmio	5	2	10
Cromo (totale)	50	100	500
Piombo	5	250	1000
Mercurio	2	1	1
Radio 226 e 228	5 pCi/L	-	-
Radio 226	3 pCi/L	-	-
Benzene	5	0,5	0,5
DDT	0,1	1	5
1,2-Dicloroetano	5	-	-
Etilbenzene	30	20	20
Dibrometano	0,01	0,001	0,001
Lindano	0,2	1	20
Cloruro di metilene	5	0,5	0,5
IPA	0,1	1	20
PCB	0,1	1	10
Tetracloroetilene	5	0,5	0,5
Toluene	40	40	40
Idrocarburi totali del petrolio	1000	100-200	100-200
1,1,1-Tricloroetano	200	20	20
Tricloroetilene	5	0,5	0,5
Vinilcloruro	0,2	-	-
Xileni	20	20	20

**Metodologia B**

	<i>Sostanze non cancerogene</i>
ACQUE SOTTERRANEE	$SR_w = (RfD \times \bar{W} \times F_c) / (C_w \times FCI)$
	valori consigliati dei parametri:
	$\bar{W} = 16 \text{ kg}$
	$F_c = 1000 \text{ µg/mg}$

(segue)

<b>Metodologia B</b>	
<b>ACQUE SOTTERRANEE</b>	<i>Sostanze non cancerogene</i>
	$C_w = 1 \text{ L/giorno}$
	$FCI = 2 \text{ (composti volatili)}/1 \text{ (altri contaminanti)}$
	<i>Sostanze cancerogene</i>
	$SR_w = (RfD \times \bar{W} \times F_c) / (C_w \times FCI)$
	valori consigliati dei parametri:
	$\bar{W} = 16 \text{ kg}$
	$F_c = 1000 \mu\text{g/mg}$
	$C_w = 1 \text{ L/giorno}$
	$FCI = 2 \text{ (composti volatili)}/1 \text{ (altri contaminanti)}$
<b>SUOLO</b>	$SR_w = (Ra \times \bar{W} \times CV \times F_c) / (PC \times C_w \times DE \times FCI)$
	valori consigliati dei parametri:
	$Ra = 1/10^6 \text{ (un solo contaminante, una sola via di migrazione)}$ $= 1/10^5 \text{ (più contaminanti, più vie di migrazione)}$
	$\bar{W} = 70 \text{ kg}$
	$CV = 75 \text{ anni}$
	$F_c = 1000 \mu\text{g/mg}$
	$C_w = 1 \text{ L/giorno}$
	$DE = 30 \text{ anni}$
	$FCI = 2 \text{ (composti volatili)}/1 \text{ (altri contaminanti)}$
	<i>Standard finalizzati alla protezione delle acque sotterranee</i>
$SR_s = SR_w \times 100$	
<i>Standard finalizzati alla protezione della modalità di esposizione "contatto diretto"</i>	
<i>Sostanze non cancerogene</i>	
$SR_s = (RfD \times \bar{W} \times F_c) / (IS \times FAG \times FC)$	
valori consigliati dei parametri:	
$\bar{W} = 16 \text{ kg}$	
$F_c = 10^6 \text{ mg/mg}$	
$IS = 200 \text{ mg/giorno}$	
$FAG = 1$	
$FC = 1$	

(segue)

<b>Metodologia B</b>	
	<i>Sostanze cancerogene</i>
<b>SUOLO</b>	$SR_s = (Ra \times \bar{W} \times CV \times F_c) / (PC \times IS \times DE \times FC)$
	valori consigliati dei parametri:
	$Ra = 1/10^{-6}$ (un solo contaminante, una sola via di migrazione) $1/10^{-5}$ (più contaminanti, più vie di migrazione)
	$\bar{W} = 16$ kg
	$CV = 75$ anni
	$F_c = 10^6$ mg/mg
	$IS = 200$ mg/giorno
	$DE = 6$ anni
	$FC = 1$
	<b>DEFINIZIONI</b>
$RfD =$ dose di riferimento del contaminante non cancerogeno (mg/kg SS giorno)	
$\bar{W} =$ peso corporeo medio durante il periodo di esposizione (kg)	
$F_c =$ fattore di conversione unità di massa	
$C_w =$ consumo giornaliero di acqua potabile (L/giorno)	
$FCI =$ fattore correttivo relativo alla inalazione	
$Ra =$ livello di rischio accettabile causato dal contaminante cancerogeno	
$CV =$ ciclo vitale completo (anni)	
$PC =$ potenziale cancerogeno del contaminante (mg/kg SS giorno)	
$DE =$ durata dell'esposizione (anni)	
$SR_s =$ standard di risanamento del suolo (mg/kg SS)	
$IS =$ ingestione giornaliera di suolo (mg/giorno)	
$FAG =$ frazione di assimilazione gastrointestinale	
$FC =$ frequenza del contatto	



**Allegato 8**  
**Lista giapponese**

*(Gotoh e Udoguchi, 1993)*

Contaminanti	Standard di qualità dei suoli	
	protezione delle acque <sup>(1)</sup>	protezione di colture produttive (risaie) <sup>(2)</sup>
Cadmio e composti	0,01	1
Cianuri	concentrazione non rilevabile	standard non definito
Parathion, Parathion metile, Metildimetone, EPN	concentrazione non rilevabile	standard non definito
Piombo e composti	0,1	standard non definito
Cromo VI e composti	0,05	standard non definito
Arsenico e composti	0,05	15
Composti totali di mercurio	0,0005	standard non definito
Composti di alchil mercurio	concentrazione non rilevabile	standard non definito
PCB	concentrazione non rilevabile	standard non definito
Rame e composti	standard non definito	125

<sup>(1)</sup>Standard espressi in mg/L di contaminante presente nella soluzione d'acqua ottenuta nella prova di lisciviazione condotta con rapporto ponderale liquido/solido di 10:1

<sup>(2)</sup>Standard espressi in:  
 mg/kg SS, per As e Cu;  
 mg/kg di riso cresciuto sul suolo contaminato, per Cd

Allegato 9

**Critério della Regione  
Piemonte**

*(Barberis, 1993)*

Contaminanti	Suolo (mg/kg SS)	
	AGR <sup>(1)</sup> /RES <sup>(2)</sup>	IND <sup>(3)</sup>
<i>Idrocarburi totali,</i>		
<b>espressi come n-eptano</b>	<b>100</b>	<b>500</b>
<i>Solventi alifatici e aliciclici non alogenati</i>		
<b>Ftalati totali</b>	<b>30</b>	<b>30</b>
<i>Solventi alifatici alogenati</i>		
<b>Cloruro di vinile</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>
<b>Tetraclorometano</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<b>1,2-Dicloroetano</b>	<b>3,5</b>	<b>3,5</b>
<b>Tetracloroetene</b>	<b>5</b>	<b>14</b>
<b>Triclorometano</b>	<b>5</b>	<b>25</b>
<b>Altri <sup>(4)</sup></b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<i>Solventi aromatici non alogenati</i>		
<b>Benzene</b>	<b>0,5</b>	<b>5</b>
<b>Fenoli volatili, espressi come fenolo</b>	<b>1</b>	<b>10</b>
<b>Toluene</b>	<b>3</b>	<b>30</b>
<b>Etilbenzene</b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<b>Xilene (individuali)</b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<b>Stirene</b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<i>Solventi aromatici alogenati</i>		
<b>Clorobenzeni individuali</b>	<b>1</b>	<b>10</b>
<b>Clorofenoli individuali</b>	<b>0,5</b>	<b>5</b>
<i>Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)</i>		
<b>IPA più tossici <sup>(5)</sup></b>	<b>1</b>	<b>10</b>
<b>IPA meno tossici <sup>(6)</sup></b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<i>Microinquinanti organici policlorurati</i>		
<b>PCB, PCT, PCN totali <sup>(7)</sup></b>	<b>5</b>	<b>50</b>
<b>PCDD, PCDF <sup>(8)</sup></b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>
<b>Pesticidi e fitofarmaci</b>	<b>1</b>	<b>10</b>
<i>Parametri generali e anioni</i>		
<b>pH</b>	<b>4 - 9</b>	<b>4 - 9</b>

(segue)

Contaminanti	Suolo (mg/kgSS)	
	AGR <sup>(1)</sup> /RES <sup>(2)</sup>	IND <sup>(3)</sup>
Conducibilità (mS/cm)	200 (AGR)	-
Fluoruri	400	2000
Bromuri	50	300
Cianuri liberi	10	100
Cianuri complessi	50	500
Zolfo elementare	200	200
<i>Metalli</i>		
Antimonio	20	40
Argento	20	40
Arsenico	30	50
Bario	750	2000
Berillio	4	8
Cadmio	1 (AGR); 5 (RES)	12
Cobalto	50	300
Cromo	15 (AGR); 500 (RES)	800
Cromo VI	8	8
Mercurio	0,2 (AGR); 2 (RES)	10
Molibdeno	10	40
Nichel	30 (AGR); 150 (RES)	500
Piombo	50 (AGR); 375 (RES)	1000
Rame	50 (AGR); 150 (RES)	500
Selenio	3	10
Stagno	50	300
Tallio	1	-
Vanadio	200	200
Zinco	150 (AGR); 500 (RES)	1500

<sup>(1)</sup> AGR: uso agricolo o assimilabile (campi, pascoli, boschi).

<sup>(2)</sup> RES: uso residenziale o assimilabile (edifici e quartieri abitativi, centri commerciali di piccole dimensioni, verde pubblico, piccoli appezzamenti, zone urbane non pavimentate).

<sup>(3)</sup> IND: uso industriale o assimilabile (terreni industriali coperti e scoperti, centri commerciali di grosse dimensioni, magazzini, zone urbane pavimentate).

<sup>(4)</sup> Solventi alifatici alogenati: Diclorometano, 1,1-Dicloroetano, 1,1,1-Tricloroetano, 1,1,2-Tricloroetano, 1,1,2,2-Tetracloroetano, 1,2-Dicloroetene, Tricloroetene, 1,2-Dicloropropano, 1,2-Dicloropropene.

<sup>(5)</sup> Idrocarburi aromatici più tossici: Benzo(a)antracene, Benzo(a)pirene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(j)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Dibenzo(a,h)antracene, Dibenzo(a)pirene, Indeno(1,2,3-c,d)pirene.

<sup>(6)</sup> Idrocarburi policiclici aromatici meno tossici: Naftalene, Antracene, Fenantrene, Fluorantene, Pirene.

<sup>(7)</sup> PCB, PCT, PCN: espressi come miscele commerciali.

<sup>(8)</sup> PCDD, PCDF: espressi in equivalenti della 2,3,7,8-TCDD.



**Allegato 10**

**Critério della Regione  
Lombardia**

*(Deliberazione 1 agosto 1996, n. 17.252)*

	<b>CM (mg/kg)</b>		<b>CM (mg/kg)</b>
Antimonio	10	Nichel	120
Arsenico	15	Piombo	120
Bario	200	Rame	150
Cadmio	2	Selenio	2
Cobalto	20	Zinco	150
Cromo totale	150	Cianuri liberi	1
Mercurio	1	Cianuri complessati	5
Molibdeno	5	Fluoruri	200

**Tabella 10.1** - Concentrazione massima (CM) di alcuni metalli e anioni nei suoli italiani non contaminati.



	DPR 236/88 CMA (µg/L)	Protezione falda (analisi dell'eluato) (µg/L eluato)		
		Indice di rischio		
		Alto	Medio	Basso
Antimonio	10	10	20	40
Arsenico	50	50	100	200
Bario <sup>(1)</sup>	2000	2000	4000	8000
Cadmio	5	5	10	20
Cromo totale	50	50	100	200
Mercurio	1	1	2	4
Nichel	50	50	100	200
Piombo	50	50	100	200
Rame		100	200	400
Selenio	10	10	20	40
Zinco		1000	2000	4000
Cianuri	50	100	200	400
Fluoruri	1500	3000	6000	12.000
Nitrati <sup>(2)</sup>	50.000	100.000	200.000	400.000
Nitriti <sup>(2)</sup>	100	200	400	800
Ione ammonio <sup>(2)</sup>	500	1000	2000	4000
Fosforo <sup>(2)</sup>		20.000	20.000	20.000

<sup>(1)</sup> USEPA, agosto 1991.

<sup>(2)</sup> Non si applica per la protezione della falda nei terreni a uso agricolo.

Tabella 10.2 - Composti inorganici: valori fissati a protezione della falda.

	DPR 236/88 CMA (µg/L)	OMS CMA (µg/L)	EPA <sup>01</sup> CMA (µg/L)	DM 16/2/93 CL (mg/kg)	Protezione falda <sup>02</sup> (analisi dell'eluato) (µg/L eluato)			Protezione falda <sup>02</sup> (analisi sul tal quale) (mg/kg t.q.)		
					Indice di rischio			Indice di rischio		
					Alto	Medio	Basso	Alto	Medio	Basso
Benzene	10	-	-	1000	20	40	80	1,25	2,5	5
Toluene	10	-	-	50.000	20	40	80	62,5	125	250
Stirene	10	-	-	50.000	20	40	80	62,5	125	250
Etilbenzene	10	-	-	50.000	20	40	80	62,5	125	250
Xileni	10	-	-	50.000	20	40	80	62,5	125	250
Cloruro di vinile	30	-	-	1000	60	120	240	1,25	2,5	5
Triclorometano	30	-	-	10.000	60	120	240	12,5	25	50
Tetracloruro di carbonio	30	-	-	1000	60	120	240	1,25	2,5	5
1,2-Dicloroetano	30	-	-	1000	60	120	240	1,25	2,5	5
1,1,1-Tricloroetano	30	-	-	50.000	60	120	240	62,5	125	250
1,1-Dicloroetilene	30	-	-	10.000	60	120	240	12,5	25	50
Tricloroetilene	30	-	-	10.000	60	120	240	12,5	25	50
Tetracloroetilene	30	-	-	10.000	60	120	240	12,5	25	50
Altri organoclorurati	30	-	-	-	60	120	240	12,5	-	-
Monoclorobenzene	-	-	100	50.000	200	400	800	62,5	125	250
Esadiorobenzene	-	0,1	-	1000	0,02	0,04	0,08	1,25	2,5	5
Benzine	-	-	-	-	-	-	-	300	600	1200
Fenolo	0,5	-	-	5000	1	2	4	6,25	12,5	25
2,4-Diclorofenolo	0,5	-	-	50.000	1	2	4	62,5	125	250

(segue)

	DPR 236/88 CMA (µg/L)	OMIS CMA (µg/L)	EPA <sup>Ⓛ</sup> CMA (µg/L)	DM 16/2/93 CL (mg/kg)	Protezione falda <sup>Ⓛ</sup> (analisi dell'eluato) (µg/L eluato)			Protezione falda <sup>Ⓛ</sup> (analisi sul tal quale) (mg/kg t.q.)		
					Indice di rischio			Indice di rischio		
					Alto	Medio	Basso	Alto	Medio	Basso
2,4,6-Triclorofenolo	0,5	-	-	10.000	1	2	4	12,5	25	50
2,3,4,6-Tetraclorofenolo	0,5	-	-	5000	1	2	4	6,25	12,5	25
Pentaclorofenolo	0,5	-	-	5000	1	2	4	6,25	12,5	25
Altri fenoli	0,5	-	-	-	1	2	4	-	-	-
Benzo-IPA	0,2	-	-	1000	0,4	0,8	1,6	1,25	2,5	5
Altri IPA	0,2	-	-	-	0,4	0,8	1,6	-	-	-
Policlorobifenili	-	-	0,5	10.000	1	2	4	12,5	25	50
Oli minerali	-	-	-	-	100	300	1000	625	1250	2500
Aldrin	0,1	-	-	1000	0,2	0,4	0,8	1,25	2,5	5
Dieldrin	0,1	-	-	100	0,2	0,4	0,8	0,125	0,25	0,5
Clordano	0,1	-	-	50.000	0,2	0,4	0,8	62,5	125	250
2,4 D	0,1	-	-	50.000	0,2	0,4	0,8	62,5	125	250
DDT	0,1	-	-	1000	0,2	0,4	0,8	1,25	2,5	5
Lindano	0,1	-	-	5000	0,2	0,4	0,8	6,25	12,5	25
Eptacloro e suo epossido	0,1	-	-	1000	0,2	0,4	0,8	1,25	2,5	5
Altri fitofarmaci singoli	0,1	-	-	-	0,2	0,4	0,8	-	-	-
Fitofarmaci totali	0,5	-	-	-	1	2	4	-	-	-

<sup>Ⓛ</sup> Agosto 1991.

<sup>Ⓛ</sup> Entrambi i limiti devono essere contemporaneamente rispettati. Per alcuni contaminanti, a causa del rapporto di diluizione previsto dal metodo adottato per l'analisi dell'eluato, il rispetto del limite sul tal quale comporta automaticamente il rispetto dei limiti sull'eluato.

Tabella 10.3 - Composti organici: valori fissati a protezione della falda.

	Uso del suolo			
	verde/agricolo (mg/kg t.q.)	residenziale (mg/kg t.q.)	industriale (mg/kg t.q.)	agricolo (mg/kg ass.) <sup>(1)</sup>
Antimonio	20	20	40	5
Arsenico	20	30	50	5
Bario	700	700	2000	-
Cadmio	3	5	15	1
Cobalto	50	50	300	10
Cromo totale	300	500	800	15
Cromo VI	5	5	5	2
Mercurio	2	2	10	0,2
Molibdeno	10	10	40	2
Nichel	150	300	500	30
Piombo	200	300	1000	30
Rame	200	300	1000	50
Selenio	3	5	10	0,5
Zinco	300	500	1500	50
Cianuri liberi	5	10	100	-
Cianuri complessati	10	50	500	-
Fluoruri	300	400	2000	-

<sup>(1)</sup> Al fine di proteggere dal rischio di accumulo lungo la catena alimentare, devono essere rispettati anche i valori di assimilabilità dei metalli.

Tabella 10.4 - *Composti inorganici: valori in funzione dell'uso del suolo.*

	DM 16/2/93 CL (mg/kg)	Uso del suolo		
		verde/agricolo	residenziale (mg/kg t.q.)	industriale
Benzene	1000	0,2	1,25	5
Toluene	50.000	10	62,5	250
Stirene	50.000	10	62,5	250
Etilbenzene	50.000	10	62,5	250
Xileni	50.000	10	62,5	250
Cloruro di vinile	1000	0,2	1,25	5
Triclorometano	10.000	2	12,5	50
Tetracloruro di carbonio	1000	0,2	1,25	5
1,2-Dicloroetano	1000	0,2	1,25	5
1,1,1-Tricloroetano	50.000	10	62,5	250
1,1-Dicloroetilene	10.000	2	12,5	50
Tricloroetilene	10.000	2	12,5	50
Tetracloroetilene	10.000	2	12,5	50
Monoclorobenzene	50.000	10	62,5	250
Esaclorobenzene	1000	0,2	1,25	5
Benzine	-	200	200	1200
Fenolo	5000	1	6,25	25
2,4-Diclorofenolo	50.000	10	62,5	250
2,4,6-Triclorofenolo	10.000	2	12,5	50
Tetraclorofenolo	5000	1	6,25	25
Pentaclorofenolo	5000	1	6,25	25
Benzo-IPA	1000	0,2	1,25	5
Policlorobifenili	10.000	2	12,5	50
Oli minerali	-	1000	1000	2500
Aldrin	1000	0,2	1,25	5
Dieldrin	100	0,02	0,125	0,5
Clordano	50.000	10	62,5	250
2,4 D	50.000	10	62,5	250
DDT	1000	0,2	1,25	5
Lindano	5000	1	6,25	25
Eptacloro e suo epossido	1000	0,2	1,25	5

 Tabella 10.5 - *Composti organici: valori in funzione dell'uso del suolo.*



# Allegato 11

# Hazard Ranking System

*(EPA, 1984)*

Fattori e Categorie dei fattori	Valore numerico massimo del fattore	Peso multipli- cativo	Punteggio massimo	PRC <sup>(1)</sup> [%]	PRP <sup>(2)</sup>
1. Rilascio osservato	45	1	45	-	0,078
<i>Caratteristiche del percorso</i>					
2. Soggiacenza	3	2	6	40	-
3. Precipitazione netta	3	1	3	20	-
4. Permeabilità della zona vadosa	3	1	3	20	-
5. Stato fisico dei rifiuti	3	1	3	20	-
6. (2. + 3. + 4. + 5.)	-		15	-	0,026
7. Modalità di contenimento dei rifiuti	3	1	3	-	0,0052
<i>Caratteristiche dei rifiuti</i>					
8. Tossicità/persistenza	18	1	18	69,2	-
9. Quantità di rifiuti pericolosi	8	1	8	30,8	-
10. (8. + 9.)	-	-	26	-	0,045
Bersagli	-	-	-	-	-
11. Uso acque sotterranee	3	3	9	18,4	-
12. Distanza dal pozzo più vicino/popolazione servita	40	1	40	81,6	-
13. (11. + 12.)	-	-	49	-	0,085
<i>Punteggio acque sotterranee (<math>S_{gw}</math>)</i>					
se 1. = 45: $S_{gw} = (1. \times 10. \times 13.)$ $\times 100/57.330$	-	-	100	-	-
se 1. = 0: $S_{gw} = (6. \times 7. \times 10. \times 13.)$ $\times 100/57.330$	-	-	100	-	-

ACQUE SOTTERRANEE (GW)

(segue)



<b>Fattori e Categorie dei fattori</b>		<b>Valore numerico massimo del fattore</b>	<b>Peso multipli- cativo</b>	<b>Punteggio massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup> [%]</b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>ACQUE SUPERFICIALI (SW)</b>	1. Rilascio osservato	45	1	45	-	0,07
	<i>Caratteristiche del percorso</i>					
	2. Pendenza sito/pendenza percorso di ruscellamento	3	1	3	20	-
	3. Altezza di pioggia, t = 24 h, tempo di ritorno = 1 anno	3	1	3	20	-
	4. Distanza dal recapito idrico superficiale più vicino	3	2	6	40	-
	5. Stato fisico dei rifiuti	3	1	3	20	-
	6. (2. + 3. + 4. + 5.)	-	-	15	-	0,023
	7. Modalità di contenimento dei rifiuti	3	1	3	-	0,0047
	<i>Caratteristiche dei rifiuti</i>					
	8. Struttura di calcolo e fattori analoghi a GW	-	-	26	-	0,045
	<i>Bersagli</i>					
	9. Uso acque superficiali	3	3	9	16,4	-
10. Distanza da ambiente sensibile	3	2	6	10,9	-	
11. Distanza da presa d'acqua superficiale/ popolazione servita	40	1	40	72,7	-	
12. (9. + 10. + 11.)	-	-	55	-	0,085	
<i>Punteggio acque superficiali (S<sub>sw</sub>)</i>						
se 1. = 45: S <sub>sw</sub> = (1. x 8. x 12.) x 100/64.350	-	-	100	-	-	
se 1. = 0: S <sub>sw</sub> = (6. x 7. x 8. x 12.) x 100/64.350	-	-	100	-	-	

(segue)

Fattori e Categorie dei fattori		Valore numerico massimo del fattore	Peso moltiplicativo	Punteggio massimo	PRC <sup>(1)</sup> [%]	PRP <sup>(2)</sup>
ARIA (A)	1. Rilascio osservato	45	1	45	-	0,13
	<i>Caratteristiche dei rifiuti</i>					
	2. Reattività e incompatibilità	3	1	3	15	-
	3. Tossicità	3	3	9	45	-
	4. Quantità dei rifiuti pericolosi	8	1	8	40	-
	5. (2. + 3. + 4.)	-	-	20	-	0,057
	<i>Bersagli</i>					
	6. Popolazione/distanza popolazione dal sito	30	1	30	76,9	-
	7. Distanza da ambiente sensibile	3	2	6	15,4	-
	8. Uso del suolo	3	1	3	7,7	-
	9. (6. + 7. + 8.)	-	-	39	-	0,11
	<i>Punteggio aria (S<sub>a</sub>)</i>					
	se 1. = 0: S <sub>a</sub> = 0	-	-	-	-	-
	se 1. = 45: S <sub>a</sub> = (1.x 5.x 9.) x 100/35.100	-	-	100	-	-
	CONTATTO DIRETTO (DC)	1. Effetti accertati di contatto diretto	45	1	45	-
2. Accessibilità del sito		3	1	3	-	0,014
3. Modalità di contenimento dei rifiuti		15	1	15	-	0,069
4. Tossicità dei rifiuti		3	5	15	-	0,069
<i>Bersagli</i>						
5. Popolazione presente entro il raggio di 1 miglio		5	4	20	62,5	-
6. Distanza da habitat critico		3	4	12	37,5	-
7. (5. + 6.)	-	-	32	-	0,15	

(segue)

Fattori e Categorie dei fattori		Valore numerico massimo del fattore	Peso multipli- cativo	Punteggio massimo	PRC <sup>(1)</sup> [%]	PRP <sup>(2)</sup>
CONTATTO DIRETTO (DC)	<i>Punteggio contatto diretto (S<sub>dc</sub>)</i>					
	se 1 = 45: S <sub>dc</sub> = (1. x 4. x 7.) x 100/21.600	-	-	100	-	-
	se 1 = 0: S <sub>dc</sub> = (2. x 3. x 4. x 7.) x 100/21.600	-	-	100	-	-
ESPLOSIONE E/O INCENDI (FE)	1. Modalità di contenimento	3	1	3	-	0,21
	<i>Caratteristiche dei rifiuti</i>					
	2. Misure dirette di infiammabilità	3	1	3	15	-
	3. Infiammabilità	3	3	3	15	-
	4. Reattività	3	3	3	15	-
	5. Incompatibilità	3	3	3	15	-
	6. Quantità di rifiuti pericolosi	8	1	8	40	-
	7. (2. + 3. + 4. + 5. + 6.)	-	-	20	-	1,39
	<i>Bersagli</i>					
	8. Distanza dalla popolazione più vicina	5	1	5	20,8	-
	9. Distanza dalla costruzione più vicina	3	1	3	12,5	-
	10. Distanza da ambiente sensibile	3	1	3	12,5	-
	11. Uso del suolo	3	1	3	12,5	-
	12. Popolazione entro un raggio di 2 miglia	5	1	5	20,8	-
	13. Costruzioni entro un raggio di 2 miglia	5	1	5	20,8	-
14. (8. + 9. + 10. + 11. + 12.)	-	-	24	-	1,67	
<i>Punteggio esplosione e/o incendi (S<sub>fe</sub>)</i>						
S <sub>fe</sub> = (1. x 7. x 14.) x x 100/1440	-	-	100	-	-	

(segue)

<b>Indici del sito</b>	
$S_m = \sqrt{(S_{gw}^2 + S_{sw}^2 + S_a^2)/3}$	100 (valore massimo)
$S_{dc}, S_{fe}$	100 (valore massimo)

<sup>(1)</sup> PRC = peso relativo di categoria.

<sup>(2)</sup> PRP = peso relativo di percorso.

---

# Allegato 12

# Modello Agape

*(Krischov, Peppernick, Annegret, 1988)*

Fattori		Valore numerico massimo del fattore	Peso moltiplicativo	Punteggio massimo	PRP <sup>(1)</sup>
COMPONENTI (S)	<i>Livello di dettaglio S<sub>1</sub></i>				
	1. Quantità totale di rifiuti	3	1	3	-
	2. Tipologia di rifiuti	3	13	39	-
	3. Stato fisico dei rifiuti	3	1	3	-
	4. S <sub>1</sub> = [1. x (2. + 3.)]	-	-	126	-
	<i>Livello di dettaglio S<sub>2</sub></i>				
	5. Quantità sostanze pericolose	3	2	6	-
	6. Solubilità sostanze pericolose	3	1	3	-
	7. Tossicità sostanze pericolose	3	3	9	-
	8. Rischio per le acque	3	3	9	-
	9. S <sub>2</sub> = [5. x (6. + 7. + 8.)]	-	-	126	-
	<i>Punteggio S</i>				
	S = S <sub>1</sub> x 0,40; oppure S = S <sub>2</sub> x 0,40	-	-	50	0,04
	MIGRAZIONI (F)	<i>Livello di dettaglio F<sub>1</sub></i>			
1. Effetti osservati		3	18	54	-
2. Misurazioni		3	18	54	-
3. F <sub>1</sub> = max (1., 2.)		-	-	54	-
<i>Livello di dettaglio F<sub>2</sub></i>					
4. Permeabilità		3	1	3	-
5. Soggiacenza di falda		3	1	3	-
6. Sistemi di contenimento		3	1	3	-
7. Sistemi di controllo		3	1	3	-
8. Sistemi di trattamento acque		3	1	3	-
9. F <sub>2</sub> = (4. + 5.) x (6. + 7. + 8.)		-	-	54	-

(segue)

Fattori		Valore numerico massimo del fattore	Peso moltiplicativo	Punteggio massimo	PRP <sup>(1)</sup>
MIGRAZIONI (F)	<i>Punteggio F</i>				
	F = F <sub>1</sub> x 0,93; oppure F = F <sub>2</sub> x 0,93	-	-	50	0,04
BERSAGLI (U)	1. Uso acque sotterranee	3	3	9	-
	2. Aree sensibili	3	1	3	-
	3. U' = 1. + 2.	-	-	12	-
	<i>Punteggio U</i>				
	U = U' x 4,16	-	-	50	0,04
<b>Punteggio acque sotterranee</b>					
$W_1 = S \times F \times U \times 8 \times 10^{-4}$			100 (valore massimo)		
<sup>(1)</sup> PRP = peso relativo di percorso.					





Allegato 13

# National Classification System

*(CCME, 1992)*

	<b>Fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>CARATTERISTICHE DEI CONTAMINANTI (CC)</b>	1. Livello di pericolo	14	42,4	-
	2. Quantità dei contaminanti (area o volume)	10	30,3	-
	3. Stato fisico dei contaminanti	9	27,3	-
	<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -6, +6)</b>			
	<i>Punteggio "caratteristiche dei contaminanti" (CC)</i>			
	CC = (1. + 2. + 3.)	33	-	33
<b>VIE DI ESPOSIZIONE (EP)</b>	<i>Acque sotterranee (GW)</i>			
	1. Contaminazione misurata/osservata	11	100 <sup>(4)</sup>	-
	2. Grado di contenimento dei contaminanti	4	36,4 <sup>(4)</sup>	-
	3. Spessore della zona vadosa	1,5	13,6 <sup>(4)</sup>	-
	4. Conducibilità idraulica della zona vadosa	1,5	13,6 <sup>(4)</sup>	-
	5. Altezza delle precipitazioni medie annue	1	9,1 <sup>(4)</sup>	-
	6. Conducibilità idraulica dell'acquifero	3	27,3 <sup>(4)</sup>	-
	<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -4, +4)</b>			
	7. GW = (1. oppure 2. + 3. + 4. + 5. + 6.)	11	33,3	-
	<i>Acque superficiali (SW)</i>			
	8. Contaminazione misurata/osservata	11	100 <sup>(5)</sup>	-
	9. Grado di contenimento dei contaminanti	5	45,5 <sup>(5)</sup>	-
	10. Distanza da recapito idrico superficiale perenne	3	27,3 <sup>(5)</sup>	-
	11. Topografia del sito	1,5	13,6 <sup>(5)</sup>	-
	12. Ruscigliamento superficiale potenziale	1	9,1 <sup>(5)</sup>	-
13. Rischio di esondazione del recapito idrico superficiale più vicino	0,5	4,5 <sup>(5)</sup>	-	
<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -4, +4)</b>				
14. SW = (8. oppure 9. + 10. + 11. + 12. + 13.)	11	33,3		

(segue)

	<b>Fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>	
<b>VIE DI ESPOSIZIONE (EP)</b>	<i>Contatto diretto (DC)</i>				
	15. Contaminazione conosciuta in suolo/ sedimenti/ aria off-site	11	100 <sup>(6)</sup>	-	
	16. Emissioni di gas, vapori, polvere contaminati	5	45,4 <sup>(6)</sup>	-	
	17. Condizioni di accessibilità del sito	4	36,4 <sup>(6)</sup>	-	
	18. Produzione e diffusione di gas esplosivi	2	18,2 <sup>(6)</sup>	-	
	<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -4, +4)</b>				
	19. DC = (15. oppure 16. + 17. + 18.)	11	33,3	-	
	<i>Punteggio "vie di esposizione" (EP)</i>				
	EP = 7. + 14. + 19.	33	-	33	
<b>RICETTORI (R)</b>	<i>Uomo e animali domestici (HA)</i>				
	1. Impatto negativo conosciuto sull'uomo e gli animali domestici	18	52,9	-	
	2. Impatto conosciuto sulle fonti di approvvigionamento idrico potabile	9	26,5	-	
	3. Distanza da fonti di approvvigionamento idrico potabile	6	17,6	-	
	4. Disponibilità di fonti di approvvigionamento idrico alternative	3	8,9	-	
	5. 2. oppure 3. + 4.	9	26,5	-	
	6. Impatto conosciuto su recapiti idrici adibiti ad altro uso (irriguo, commerciale, ricreativo,...)	4	11,8	-	
	7. Distanza da recapiti idrici adibiti ad altro uso	2	5,9	-	
	8. Uso dei recapiti idrici di cui al punto 7.	2	5,9	-	
	9. 6. oppure 7. + 8.	4	11,8	-	
	10. Contaminazione conosciuta delle aree adibite ad attività umane (agricola, residenziale, industriale, parchi giochi, ...)	5	14,6	-	
	11. Uso del suolo nel sito e nelle zone circostanti	5	14,6	-	
	12. 10. oppure 11.	5	-	-	
	<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -5, +5)</b>				
13. HA (1. oppure 5. + 9. + 12.)	18	-	-		

(segue)

	<b>Fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>RICETTORI (R)</b>	<i>Ricettori ambientali (ER)</i>			
	14. Impatto negativo conosciuto sugli ambienti sensibili	16	47,1	-
	15. Distanza dall'ambiente sensibile più vicino	10	29,4	-
	16. Distanza da una risorsa idrica sotterranea sensibile (ad esempio, distanza da area di ricarica di un acquifero)	6	17,7	-
	<b>Aspetti specifici del sito<sup>(3)</sup> (intervallo di punteggi: -5, +5)</b>			
	17. ER (14. oppure 15. + 16.)	16	-	-
	<i>Punteggio ricettori (R)</i>			
	<b>R = 13. + 17.</b>	<b>34</b>	<b>-</b>	<b>34</b>
<b>Indice del sito</b>				
<b>S<sub>i</sub> = CC + EP + R</b>		<b>100 (valore massimo)</b>		

<sup>(1)</sup> PRC = peso relativo di categoria.

<sup>(2)</sup> PRP = peso relativo di percorso.

<sup>(3)</sup> L'eventuale assegnazione di un valore numerico non nullo al fattore "aspetti specifici del sito" deve essere tale da non condurre a un indice del sito, S<sub>i</sub>, superiore al punteggio massimo possibile (100) o inferiore al punteggio minimo possibile (0).

<sup>(4)</sup> PRC valutati con riferimento alla "sottocategoria" GW.

<sup>(5)</sup> PRC valutati con riferimento alla "sottocategoria" SW.

<sup>(6)</sup> PRC valutati con riferimento alla "sottocategoria" DC.

**Allegato 14**  
**Modello**  
**Lombardia Risorse**

*(Milani e Pergem, 1991; Milani, 1992)*

	<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>ACQUE SOTTERRANEE</b>	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità e idrosolubilità dei contaminanti presenti	7,5	38,5	-
	2. Volume rifiuti contenenti sostanze T/N	6	30,75	-
	3. Modalità di scarico/contenimento	6	30,75	-
	4. S = (1. + 2. + 3.)	19,5	-	<b>0,83</b>
	<i>Veicoli (V)</i>			
	5. Litologia predominante nella zona vadosa	5	55,6	-
	6. % materiale impermeabile <sup>(3)</sup>	0	0	-
	7. Soggiacenza falda	4	44,4	-
	8. V = (5. + 6. + 7.)	9	-	<b>0,38</b>
	<i>Ricettori (R)</i>			
	9. Fonti di approvvigionamento idrico	13,38	100	-
	10. R = (9.)	13,38	-	<b>0,57</b>
	<i>Punteggio acque sotterranee (V<sub>hsub</sub>)</i>			
V <sub>hsub</sub> = (4. x 8. x 10.) x 100/2348	100	-	-	
<b>ACQUE SUPERFICIALI</b>	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità e solubilità delle sostanze presenti	7,5	48,4	-
	2. Volume rifiuti contenenti sostanze T/N	6	38,7	-
	3. Modalità di scarico/contenimento	2	12,9	-
	4. S = (1. + 2. + 3.)	15,5	-	<b>2,86</b>
	<i>Veicoli (V)</i>			
	5. Distanza dal corso d'acqua più vicino	5	71,4	-
	6. Andamento topografico del percorso di ruscellamento "sito-recapito idrico superficiale più vicino"	0,5	7,1	-
	7. Rischio di erosione/esondazione del corso d'acqua più vicino	1,5	21,5	-
	8. V = (5. + 6. + 7.)	7	-	<b>1,29</b>
	<i>Ricettori (R)</i>			
	9. Uso acque superficiali	5	100	-
	10. R = (9.)	5	-	<b>0,92</b>

(segue)

	<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>ACQUE SUPERF.</b>	<i>Punteggio acque superficiali (V<sub>hsub</sub>)</i>			
	$V_{hsup} = (4. \times 8. \times 10.) \times 100/542$	100	-	-
<b>CONTATTO DIRETTO</b>	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità delle sostanze presenti	5	83,3	-
	2. Modalità di scarico/contenimento	1	16,7	-
	3. S = (1. + 2.)	6	-	2,78
	<i>Veicoli (V)</i>			
	4. Superficie rifiuti affioranti	4	66,7	-
	5. Sorveglianza del sito <sup>(4)</sup>	0	0	-
	6. Recinzione del sito	2	33,3	-
	7. V = (4. + 5. + 6.)	6	-	2,78
	<i>Ricettori (R)</i>			
	8. Uso del suolo	4	66,7	-
	9. Viabilità di accesso al sito	2	33,3	-
	10. R = (8. + 9.)	6	-	2,78
	<i>Punteggio contatto diretto (V<sub>dir</sub>)</i>			
$V_{dir} = (3. \times 7. \times 10.) \times 100/216$	100	-	-	
<b>Indice del sito</b>				
	$V_{sito} = \sqrt{(V_{hsub}^2 + V_{hsup}^2)}/2$	100 (valore massimo)		
	$V_{dir}$	100 (valore massimo)		

<sup>(1)</sup> PRC = peso relativo di categoria.  
<sup>(2)</sup> PRP = peso relativo di percorso.  
<sup>(3)</sup> Valore minimo = -1,5.  
<sup>(4)</sup> Valore minimo = -1.





**Allegato 15**

**Modello Snamprogetti**

*(Snamprogetti, 1990)*

<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo<sup>(1)</sup></b>	<b>PRC<sup>(2)</sup></b>	<b>PRP<sup>(3)</sup></b>
<i>Pericolosità dei rifiuti (PR)</i>			
1. Classificazione rifiuti (peso "p" = 1)	4	20	-
2. Volume dei rifiuti (p = 1)	4	20	-
3. Superficie del sito (p = 1)	4	20	-
4. Stato fisico dei rifiuti (p = 1)	4	20	-
5. Modalità di scarico dei rifiuti nel sito (p = 1)	4	20	-
6. PR = (1. + 2. + 3. + 4. + 5.)	20	-	27,8
<i>Vulnerabilità del suolo (VS)</i>			
7. Litologia prevalente nella zona vadosa (p = 1)	4	20	-
8. Presenza di strati impermeabili (p = 1)	8	40	-
9. Soggiacenza della falda (p = 2)	8	40	-
10. VS = (7. + 8. + 9.)	20	-	27,8
<i>Caratteristiche territoriali del sito (CTS)</i>			
11. Distanza da pozzi/sorgenti (p = 2)	8	25	-
12. Distanza da centri abitati (p = 2)	8	25	-
13. Distanza da corsi d'acqua (p = 2)	8	25	-
14. Uso del suolo (p = 2)	8	25	-
15. CTS = (11. + 12. + 13. + 14.)	32	-	44,4
<b>Indice del sito</b>			
R = 6. + 10. + 15.	72	-	-
<sup>(1)</sup> Valore $\max_i = (V_i)_{\max} \times p_i$ (cfr equaz. 3.9). <sup>(2)</sup> PRC = peso relativo di categoria. <sup>(3)</sup> PRP = peso relativo di percorso.			

**Allegato 16**

**Contaminated Site  
Screening Model**

*(Andreottola e Tatàno, 1993 A, B)*

	<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>ACQUE SOTTERRANEE (ASO)</b>	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità/idrosolubilità dei contaminanti presenti	160	40	-
	2. Quantità di rifiuti presenti	80	20	-
	3. Modalità di contenimento	80	20	-
	4. Stato fisico dei rifiuti	80	20	-
	5. $S = (1. + 2. + 3. + 4.)$	400	-	0,0025
	<i>Vettore di trasporto (V)</i>			
	6. D: soggiacenza	50	25	-
	7. R: ricarica netta	36	18	-
	8. A: acquifero	30	15	-
	9. S: suolo	20	10	-
	10. T: topografia del sito	10	5	-
	11. I: zona non satura	50	25	-
	12. C: conducibilità idraulica dell'acquifero	30	15	-
	13. $V = [(6. + 7. + 8. + 9. + 10. + 11. + 12.) - 26]$	200	-	0,0012
<i>Bersagli (B)</i>				
14. Uso acque sotterranee	200	100	-	
15. $B = (14.)$	200	-	0,0012	
<i>Punteggio ASO (<math>P_{aso}</math>)</i>				
$P_{aso} = (5. \times 13. \times 15.) \times 100 / 16.000.000$	100	-	-	
<b>ACQUE SUPERFICIALI (ASU)</b>	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Struttura di calcolo analoga a $S_{aso}$	400	-	0,0025
	<i>Vettore di trasporto (V)</i>			
	2. Ruscellamento superficiale potenziale	50	25	-
	3. Pendenza sito/ pendenza percorso ruscellamento	50	25	-
	4. Distanza dal recapito idrico superficiale più vicino	100	50	-
5. $V = (2. + 3. + 4.)$	200	-	0,0012	
<i>Bersagli (B)</i>				
6. Uso acque superficiali	140	70	-	

(segue)

	<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
ACQUE SUPERF. (ASU)	7. Distanza da ambiente sensibile	60	30	-
	8. B = (6. + 7.)	200	-	0,0012
	<i>Punteggio ASU (P<sub>asu</sub>)</i>			
	$P_{asu} = (1. \times 5. \times 8.) \times 100 / 16.000.000$	100	-	-
ARIA (A)	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità dei contaminanti presenti	200	50	-
	2. Quantità di rifiuti presenti	100	25	-
	3. Modalità di contenimento	100	25	-
	4. S = (1. + 2. + 3.)	400	-	0,0025
	<i>Vettore di trasporto (V)</i>			
	5. Mobilità del particolato	100	50	-
	6. Mobilità di gas e vapori	100	50	-
	7. V = (5. + 6.)	200	-	0,0012
	<i>Bersagli (B)</i>			
	8. Uso del suolo	100	50	-
	9. Distanza da centro abitato	60	30	-
	10. Distanza da ambiente sensibile	40	20	-
	11. B = (8. + 9. + 10.)	200	-	0,0012
<i>Punteggio A (P<sub>a</sub>)</i>				
$P_a = (4. \times 7. \times 11.) \times 100 / 16.000.000$	100	-	-	
CONTATTO DIRETTO (COD)	<i>Sorgente (S)</i>			
	1. Tossicità dei contaminanti presenti	280	70	-
	2. Modalità di contenimento	120	30	-
	3. S = (1. + 2.)	400	-	0,0025
	<i>Vettore di trasporto (V)</i>			
	4. Superficie dei rifiuti/condizioni di accessibilità del sito	200	100	-
	5. V = (4.)	200	-	0,0012
	<i>Bersagli (B)</i>			
6. Uso del suolo	800	40	-	
7. Rapporti del sito con la viabilità pubblica	40	20	-	

(segue)

	<b>Fattori e Categorie di fattori</b>	<b>Valore massimo</b>	<b>PRC<sup>(1)</sup></b>	<b>PRP<sup>(2)</sup></b>
<b>CONTATTO DIRETTO (COD)</b>	<i>Bersagli (B)</i>			
	8. Distanza da centro abitato	50	25	-
	9. Distanza da ambiente sensibile	30	20	-
	10. B = (6. + 7. + 8. + 9.)	200	-	0,0012
	<i>Punteggio COD (P<sub>cod</sub>)</i>			
	P <sub>cod</sub> = (3. x 5. x 10.) x 100 / 16.000.000	100	-	-
<b>Indice del sito</b>				
	$P_{\text{sito}} = \sqrt{(P_{\text{aso}}^2 + P_{\text{asu}}^2 + P_{\text{a}}^2) / 3}$	100 (valore massimo)		
	P <sub>cod</sub>	100 (valore massimo)		
<sup>(1)</sup> PRC = peso relativo di categoria. <sup>(2)</sup> PRP = peso relativo di percorso.				

# Indice analitico

- 1,1,1-Tricloroetano, 141, 148, 155, 160, 163
- 1,1,2,2-Tetracloroetano, 141, 155
- 1,1,2-Tricloroetano, 155
- 1,1-Dicloroetano, 141, 155
- 1,1-Dicloroetene, 141
- 1,2,3,4-Tetraclorobenzene, 140
- 1,2,3,5-Tetraclorobenzene, 140
- 1,2,3-Triclorobenzene, 139
- 1,2,4,5-Tetraclorobenzene, 140
- 1,2,4-Triclorobenzene, 139
- 1,2,4-Tricloroetano, 141
- 1,2-Diclorobenzene, 139
- 1,2-Dicloroetano, 118, 120, 139, 148, 154, 160, 163
- 1,2-Dicloroetene, 141, 155
- 1,2-Dicloropropano, 141, 155
- 1,2-Dicloropropene, *cis*, 141
- 1,2-Dicloropropene, *trans*, 141
- 1,3,5-Triclorobenzene, 140
- 1,3-Diclorobenzene, 139
- 1,4-Diclorobenzene, 139
- 1-naftilcarbammato, 123
- 2,3,4,5-Tetraclorofenolo, 141
- 2,3,4,6-Tetraclorofenolo, 141, 161
- 2,3,4-Triclorofenolo, 141
- 2,3,5,6-Tetraclorofenolo, 141
- 2,3,5-Triclorofenolo, 141
- 2,3,6-Triclorofenolo, 141
- 2,3,7,8-TCDD, 141, 155
- 2,4 D, 161, 163
- 2,4,5-Triclorofenolo, 141
- 2,4,6-Triclorofenolo, 141, 161, 163
- 2,4-Diclorofenolo, 160, 163
- 2,4-Dimetilfenolo, 141
- 2,4-Dinitrofenolo, 141, 160, 163
- 2,5-Diclorofenolo, 141
- 2,6-Diclorofenolo, 141
- 2-metil-4,6-Dinitrofenolo, 141
- 2-Nitrofenolo, 141
- 3,4,5-Triclorofenolo, 143
- 3,4-Diclorofenolo, 143

- 3,5-Diclorofenolo, 143
- 4-Nitrofenolo, 143
- Acidità (pH), 90, 120, 130-131, 138, 143, 156
- Alcili mercurio, 154
- Aldrin, 123, 163, 165
- Ammonio, 147, 161
- Analisi del rischio, 21
  - assoluta, 21, 23, 48, 53, 55-56, 58-60, **74-79**, 83, 88-89
  - bonifica (obiettivi di), 20-23, 25-28, 36-37, 39, 42, 48-49, 51, 54-65, 68-71, 73-74, 77-79, 81-85, 88-89, 91-93
  - rischio cumulativo (calcolo del), 64, 74, 76-77
  - rischio individuale (calcolo del), 78
  - indicatori di rischio cancerogeno (calcolo degli), 64, 76-77, 79-80, 151-152
  - indicatori di rischio individuale non cancerogeno (calcolo degli), 76-77, 79, 150-152
  - caratterizzazione del rischio, 79-80
  - categorie di fattori, 79, 83-85, 182-183, 186, 188-190
  - confronto tabellare, 20-21
  - contaminanti indicatori, 74, 76, 78
  - indice aggregato di rischio, 81, 83-84
  - modalità di esposizione dell'uomo, 74, 76
  - modellia punteggio, 21, 23, 79, 89
  - modelli a struttura additiva, 77, 81, 83-84
  - modelli a struttura moltiplicativa, 81, 83, 85
  - modello CSOIL, 53
  - modelli di screening, 79, 81, 85, **187-190**
  - relativa, 21, 23, 48, **79-85**, 89
  - risanamento (obiettivi di), 20-22, 27, 48-52, 56-60, 62, 68, 74, 77, 79, 82-83, 88-89, 91, 138-143, 146-148, 150, 152
  - valutazione della pericolosità relativa, 21, 28, 79
  - vie di migrazione, 53, 55, 74, 76, 81-85, 151-152, 174-175
- Anioni, 156, 160
- Antimonio (Sb), 138, 157, 160-161, 164
- Antracene, 117, 122, 157
- Argento (Ag), 157
- Arsenico (As), 27-28, 59-60, 114, 120, 124, 131, 134, 138, 146, 150, 154, 157, 160-161, 164
- Atrazina, 123, 143
- Bario (Ba), 116, 120, 124, 138, 157, 160-161, 164
- Benzene, 107, 140, 147, 150, 156, 162, 165
- Benzine, 63, 162, 165
- Benzo(a)antracene, 140, 157
- Benzo(a)fluorantene, 140
- Benzo(a)pirene, 134, 140, 157
- Benzo(b)fluorantene, 157
- Benzo(ghi)perilene, 122
- Benzo(j)fluorantene, 157
- Benzo(k)antracene, 122
- Benzo(k)fluorantene, 140, 157
- Berillio (Be), 134, 138, 157
- Bersagli, 30-32, 43-44, 48, 52, 54-55, 58, 63, 68, 72, 74, 76, 81, 85, 95, 135, 168-171, 175, 188-192
- Boro (B), 130, 138
- Bromuri (Br), 116, 155
- Cadmio (Cd), 114, 120, 124, 131, 134, 138, 146, 150, 154, 157, 160-161, 164
- Caratteristiche territoriali del sito, 23-24, 34-35, 85, 186
- Caratterizzazione sito
  - chimica, 69
  - chimico-fisica, 68, 76



- geomorfologica, 40
- idrogeochimica, 68
- idrogeologica, 23-24, 31, 34, 40, 43-44, 64, 68, 70-71, 84, 89
- idrogeomorfologica, 34, 40, 45
- morfologica, 40
- Caratterizzazione sito contaminato, 20-21, 23-25, 27-32, **33-45**, 42-43, 49, 57, 62, 64-65, 67, 72, 78-79, 88
- approfondita, 34-36, **43-45**, 61
- definizione, 20-23, 26, **27-30**, 31-32, 36, 39-40, 42-44, 88-91
- intermedia, 31, 34-36, 38, **41-42**, 43
- speditiva, 31, 34-36, **40-41**, 63, 72
- strategie, **20-21**, 23-24, 27, 65, **88-95**
- valutazione, 20-27, 30-31, 42, 48, 54-55, 57, 59-60, 62, 65, 68-69
- Carburanti, 117
- Catecolo, 121
- Categoria, 23
- bersagli, 36, 40
- caratteristiche dei contaminanti, 83-84, 178
- componenti, 30-32, 90, 128, 174
- migrazione, vedi *Analisi del rischio*
- ricettori, 28, 32, 83-84, 179-183
- vie di esposizione, 79, 80, 83, 178-179
- Chinolina, 143
- Cianuri (CN), 116, 120, 130, 138-139, 146, 154, 157, 160-161, 164
- Cicloesano, 117, 123
- Classi di qualità, 24-25, 114-115, 125
- Clordano, 163, 165
- Clorobenzeni, 117, 121, 141-142, 147, 156
- Clorofenoli, 117, 121, 139, 148, 156
- Cloroformio, 143
- Cloruro di metilene, 150
- Cloruro di vinile, 156, 162, 165
- Cobalto (Co), 116, 120, 124, 138, 146, 157, 164
- Composti clorurati alifatici, 120-121, 141, 147
- Composti fenolici, 139
- Concentrazione
- ammisibile, 58
- di fondo, 53
- limite, 21, 30, 51, **48-71**, 79, 88-90, 130-131
- Conducibilità, 41, 65, 67, 81, 85, 138, 157, 178, 188
- Contaminanti
- inorganici, 52, 116, 120, 124, 138-139, 146-147
- organici, 52, 59, 124
- Cresolo, 121, 143
- Crisene, 122
- Criteri per la definizione della qualità dei suoli, 20, 23-24
- a due livelli, 49
- a un livello, 49
- dipendenti dall'uso del suolo, 49, **54-71**
- indipendenti dall'uso del suolo, **49-54**
- criterio della Provincia di Milano, 50, **69-71**
- centri di pericolo, 70
- rischio idrogeologico, 71
- stato di contaminazione
- terreno non saturo, 69
- stato di contaminazione falda, 69
- criterio della Regione Lombardia, 50, **62-69**, **159-165**
- analisi di primo livello, 65
- analisi di secondo livello, 68
- classi di rischio, 64-66, 68
- classi di utilizzo, 66-67
- concentrazioni limite, 63-64, 79
- conducibilità idraulica, 65, 67, 85, 178, 188
- distanza dall'acquifero, 65-67
- grado di vulnerabilità, 65-66
- rischio per le acque sotterranee, 67-68
- spessore dello strato meno permeabile, 65, 67
- tempo di percorrenza, 65-67
- uso dell'acquifero, 64, 66-67

- vulnerabilità del primo acquifero, 65-66
- criterio della Regione Piemonte, 50, **60-62**,  
**155-157**
- criterio del doppio filtro, 60
- criterio della Regione Toscana, 50, 62
- criterio di Washington DC, 50, **149-152**
- criterio dei tre approcci, 58, 89
- metodologia A, 58-60, 85, 150
- metodologia B, 58, 150-152
- metodologia C, 58-59
- lista "ICRCL", 50, 54, 61, **129-131**
- livello di intervento, 54
- livello di soglia, 54
- lista berlinese, 50, 55, **57-58**, **144-148**
- valori di risanamento, 57-58, 146-148
- valori di riuso, 57-58, 146-148
- lista canadese, 50, **56-57**, 60, **136-143**
- livello d'indagine, 56
- livello di risanamento, 56
- lista giapponese, 50, **59-60**, **153-154**
- concentrazioni standard, 59
- standard di qualità, 59, 60, 154
- lista inglese, 50, 54, **129-131**
- lista tedesca, 50, **55-56**
- soglia d'indagine, 56
- soglia d'intervento, 56
- soglia di cautela, 55
- valori orientativi "Eikmann-Kloke-Lühr", 50
- massimo inquinamento accettabile, 55
- sistema a tre soglie, 54
- soglia di multifunzionalità, 54
- soglia di tolleranza, 54
- soglia I, 54-55
- soglia II, 54-55
- soglia III, 54-55
- lista "ABC", 50, **115-117**
- lista "AC", 49, 50-51, 57, 89, **119-125**
- concentrazione di pericolo serio, 53
- concentrazione di rischio trascurabile, 52
- effetti tossici cancerogeni, 53
- effetti tossici cronici, 53
- massima concentrazione accettabile, 52
- reference dose, 53, 58
- rischio "cumulato", 52
- liste olandesi, **49-54**, **115-125**
- valori guida "Land Hansestadt", 50, 54, **127-128**
- Criterio qualità suoli da analisi rischio
- analisi assoluta del rischio, 48, 53, 55-56, 58-60,  
**74-79**, 88-89
- effetto su ambiente, 73
- effetto su salute, 73
- matrice del rischio, 74-75
- modello di valutazione, 73
- probabilità dell'evento, 32, 74
- stima della Magnitudo, 74
- Cromo (Cr), 90, 131, 134, 138, 146, 150, 157,  
160-161, 164
- Cromo (VI) - Cr (VI), 131, 138, 146, 154, 157, 164
- DDD, 122
- DDE, 122
- DDT, 122, 150, 163, 165
- Dibenzo(a)pirene, 157
- Dibenzo(a,h)antracene, 140, 157
- Dibutilftalato, 143
- Diclorobenzeni, 121
- Diclorofenoli, 121, 143
- Diclorometano, 120, 141, 157
- Dieldrin, 123, 163, 165
- Discarica abusiva, 13, 20, 28-30, 32, 73, 78, 93,  
103, 105, 109, 112
- Elementi in tracce, 124
- Endrin, 123
- EPN, 154
- Eptacloro, 163, 165
- Esaclorobenzene, 121, 142, 162, 165
- Esaclorobutadiene, 141
- Esaclorocicloesano, 142
- Esposizione, 25, 32, 51, 53-55, 59, 73-74, 76-77,  
79-80, 83, 135, 151-152, 178-179
- Esteri alifatici, 143

- Etilbenzene, 116, 121, 140, 150, 156, 162, 165  
 Fattori, 32, 35-36, 38, 40, 71, 73, 76, 79-80, 85, 90, 105, 108-109, 152, 168, 171, 174-175, 178, 180, 182-183, 186, 188, 190  
 Fenantrene, 117, 122, 140, 157  
 Fenoli, 90, 116, 121, 156, 163  
 Fitofarmaci, 156, 163  
 Fitotossicità, 60, 131, 135  
 Fluorantene, 117, 122, 157  
 Fluoro (F), 116, 134  
 Fluoruri, 139, 146, 157, 160, 164  
 Fosfati, 146  
 Fosforo (P), 116, 161  
 Ftalati, 123, 156  
 Glicol, 148  
 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA), 55, 117, 130, 147, 156-157, 163, 165  
     IPAclorurati, 117  
 Idrocarburi totali, 150, 156  
 Idrochinone, 122  
 Impianti industriali dismessi, 28, 63, 73, 78, 91  
 Indagine/Rilievo/Sondaggio  
     chimico-fisica, 30, 68, 76  
     elettromagnetica/o, 41-43  
     foto aerea, 40, 42  
     geoelettrico resistivo, 43  
     geofisica/o, 42-44, 63  
     geomorfologica/o, 40  
     georadar, 42-43  
     idrogeologica/o, 23-24, 31, 34, 40, 43-44, 64, 68, 70-71, 84, 89  
     idrogeomorfologica/o, 34, 40, 43  
     infrarosso falso colore, 42  
     morfologica/o, 40  
     scavo, 34, 42, 135  
     trincea, 34, 42  
 Indeno(1,2,3)pirene, 122, 157  
 Indeno(1,2,3-c,d)pirene, 157  
 Indeno(4,2,3-c,d)pirene, 140  
 Indice del sito, 80, 84, 172, 180, 183, 186, 190  
 Isopropanolo, 148  
 Lindano, 150, 163, 165  
 Livello di rischio, 21, 28, **36-40**, 41, 53, 77, 79, 152  
     alto, 39, 74  
     basso, 39, 74  
     eccezionale, 74  
     medio, 39, 74  
     praticamente nullo, 39, 74  
 Maneb, 123  
 Mercurio (Hg), 27, 116, 120, 124, 131, 139, 146, 150, 154, 157, 160-161, 164  
 Metalli, 42-43, 52-53, 55, 59-60, 63, 90, 116, 120, 124, 146, 157, 160, 164  
 Metanolo, 148  
 Metildimetone, 154  
 Metodologie di intervento, 35  
 Modelli per l'analisi assoluta del rischio  
     AERIS, *Aid for Evaluating the Redevelopment of Industrial Sites*, 78  
     DSS, *Exposure and Risk Assessment Decision Support System*, 78  
     HESP, *Human Exposure to Soil Pollutants*, 79  
     Agape, 81, 83, 173, 175  
     CSSM, *Contaminated Site Screening Model*, 85, **187-190**  
     HRS, *Hazard Ranking System*, 81-82, 84, 88, **167-172**  
     LR, *Modello Lombardia Risorse*, 84, **181-183**  
     NCS, *National Classification System*, 83-85, **177-180**

- SP, Modello Snamprogetti, 84-85
- Molibdeno (Mo), 116, 120, 124, 139, 157, 160, 164
- Monoclorobenzene, 121, 141, 162, 165
- Monocloroetene, 147
- Monoclorofenoli, 121
- n-alcani, 128
- n-eptano, 156
- Naftalene, 117, 122, 140, 157
- Nichel (Ni), 116, 120, 124, 131, 139, 146, 157, 160-161, 164
- Nitrati, 147, 161
- Nitriti, 146, 161
- Normativa, 20, 22-36, 55, 64, 89-90, 92  
 in Germania, 26-27  
 in Gran Bretagna, 25-26  
 in Italia, 20-24  
 in Olanda, 24-25
- Oli minerali, 50, 54, 63, 117, 124, 127-128
- Parathion, 154
- Parathion metile, 154
- PCDD, 142, 156-157
- PCDF, 142, 156-157
- PCN, 156-157
- PCT, 156-157
- Pentaclorobenzene, 121, 142
- Pentaclorofenolo, 121, 143, 163, 165
- Permeabilità, 31, 40, 43, 65, 67, 73, 94-95, 168, 174
- Pesticidi, 112, 117, 122-123, 148, 156
- Piombo (Pb), 116, 120, 124, 131, 134, 139, 146, 150, 154, 157, 160-161, 164
- Pirene, 117, 141, 157
- Piridina, 117, 123
- Policlorobifenili (PCB), 117, 122, 163, 165
- Pozzi, 34, 41, 43-45, 67-69, 85, 128, 168, 186  
 censimento, 43  
 monitoraggio, 44
- Principio di multifunzionalità, 49, 53-54
- Punteggio, 21, 67, 81-85, 168-171, 174-175, 178-180, 182-183, 188-190
- A, 189
- acque sotterranee, 22, 24, 27, 32, 36-37, 40-41, 50, 53, 55, 57-59, 62-65, 67-69, 71, 75-76, 81-85, 92, 116-117, 120-123, 125, 135, 146-148, 150-152, 168, 175, 178, 182, 188
- acque superficiali, 22-25, 41, 49, 53, 56, 59, 62, 76, 81-85, 169, 178, 182-183, 188
- aria, 30, 48, 53, 55, 63, 68, 76, 81-83, 85, 170, 179, 189
- ASO, 85, 188
- ASU, 85, 189
- COD, 85, 190
- contatto diretto, 53, 59, 81-85, 151, 171
- esplosione, 81-82, 171
- F, 70-71, 175
- incendi, 81-82, 171
- ricettori, 28, 32, 83-84, 179, 180-183
- S, 30-32, 36, 81-82, 85, 116, 174-175, 182, 188
- U, 175
- vie di esposizione, 79, 80, 83, 178-179
- Radio 226, 150
- Rame (Cu), 59-60, 116, 120, 128, 138, 146, 154, 157, 160-161, 164

- Reference dose, 53, 58
- Resorcinolo, 122
- SAR, 138
- Selenio (Se), 131, 139, 157,  
160-161, 164
- Sito pericoloso, 28-29  
pericolosità intrinseca, **27-28**  
pericolosità relativa, 21, 28, 79
- Soggiacenza, 168, 174, 182, 186, 188
- Soglia di contaminazione, 125
- Solfati, 130, 146
- Solfiti, 130
- Stagno (Sn), 116, 139, 146, 157
- Standard di risanamento, 58-59, 150, 152
- Stirene, 117, 123, 140, 156, 162, 165
- Strategie di gestione dei suoli contaminati, **88-89**  
in Italia, 89  
in Olanda, 88  
negli Stati Uniti, 88
- Strategie per i criteri operativi, **91-95**  
capitolato speciale di appalto, 91, 93, 95  
contratto di appalto, 93  
criteri operativi di intervento, 91  
destinazione d'uso dei suoli, 91  
disciplinare di concessione, 93  
norme di valenza urbanistica, 92  
piani regionali di bonifica, 22, 79, 82, 92
- Strategie per le analisi chimiche, **89-91**  
caratterizzazione chimica dei rifiuti, 90  
procedure di lisciviazione, 91  
test di eluizione, 91
- Suolo "generico", 52
- Suolo "standard", 52-53, 69
- Suolo contaminato, 24-25, 28, 30, 32, 37, 48, 50, 52,  
55, 57-58, 60, 62-64, 68-69,  
71, 79, 81-82, 88-89, 91-92, 112
- Tallio (Tl), 139, 157
- Tetraclorobenzene, 119, 121
- Tetracloroetene, 118, 120, 143, 156
- Tetracloroetilene, 141, 150, 162, 165
- Tetraclorofenoli, 121, 165
- Tetraclorometano, 120, 156
- Tetraidrofurano, 117
- Tetraidrotiofene, 117, 123
- Tiocianati, 120, 130
- Tiofene, 143
- Toluene, 116, 121, 140, 147, 150, 156, 162, 165
- Triclorobenzene, 121
- Tricloroetano, 121, 143
- Tricloroetene, 143, 157
- Tricloroetilene, 141, 150, 162, 165
- Triclorofenoli, 121, 143
- Triclorometano, 120, 156, 162, 165
- Valori guida, 25, 50, 52, 54, 57, 59,  
61, 120, 124
- Valori standard, 53-54, 59-60
- Valutazione del rischio, 30, 36, 60, **72-74**, 78  
bersaglio, vedi bersagli  
incertezza legata ai dati non disponibili, 31  
magnitudo, 31, 40, 73-74  
probabilità congiunta, 31  
rischio sul piano tecnico, 31  
sorgente, 22, 30-32, 63, 65, 69, 72, 76,  
81, 84-85, 182-183,  
186-187, 189  
trasmettività, 31, 72, 81

vie critiche, 31-32	Xilene, 140, 147, 150, 156, 162, 165
Vanadio, 157	Zinco (Zn), 116, 120, 124, 131, 134, 139, 146, 157, 160, 171
Vettore di trasporto, 81, 85, 188-189	Zolfo (S), 116, 139, 157
Vinilcloruro, 121, 150	Zone critiche, 135
Vulnerabilità del suolo, 85, 186	

**COPIA NON COMMERCIABILE  
E IN DISTRIBUZIONE GRATUITA**

*Finito di stampare  
presso "Arti Grafiche by Juri Iodice"  
di Sannazzaro, Pavia  
nel mese di marzo 1998.*



***La Fondazione Lombardia per l'Ambiente*** è stata istituita dalla Regione Lombardia nel 1986 come ente di carattere morale e scientifico per valorizzare l'esperienza e le competenze tecniche acquisite in seguito al noto incidente di Seveso del 1976. La Fondazione ha come compito statutario lo svolgimento di attività di studi e ricerche volte a tutelare l'ambiente e la salute dell'uomo con particolare attenzione agli aspetti relativi all'impatto ambientale di sostanze inquinanti. A tal fine collabora, nei propri programmi di ricerca e formazione, con le università lombarde – rappresentate nel consiglio di amministrazione – il CNR, il Centro Comune di Ricerca di Ispra e gli organismi tecnici dei principali enti di ricerca nazionali e regionali.

*L'identificazione, la caratterizzazione e il recupero di aree contaminate costituiscono un problema ambientale di prioritaria importanza, sia a livello europeo sia a livello nazionale. La pubblicazione dei risultati di questa ricerca coincide con l'emanazione nell'ordinamento italiano della nuova disciplina in materia di rifiuti (decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22). La nuova normativa, a differenza della precedente, introduce per la prima volta nell'ordinamento italiano una disciplina anche in materia di bonifica e ripristino ambientale dei siti inquinati (art. 17), che sarà definita e attuata attraverso successivi interventi normativi, per alcuni dei quali il contenuto del presente studio può rappresentare un importante strumento di lavoro.*

*Nello studio viene disegnato un quadro critico della situazione internazionale e nazionale sul piano normativo e delle scelte operative, di aspetti metodologici per la caratterizzazione dei siti contaminati e dei criteri per la definizione della qualità dei suoli. Nella parte finale vengono formulate alcune proposte su aspetti tecnici, gestionali e normativi. L'obiettivo è quello di fornire ai decisori uno strumento utile per la definizione delle scelte di loro competenza.*