Maurizio Gorla

Dario Flaccovio Editore

Siti contaminati

Caratterizzazione - Analisi di rischio Tecniche di disinquinamento

Scheda sul sito >



- Predisposizione del piano di indagini indirette e dirette 🗸
 - Campionamento di acque e terreni vulnerati 🗸
- Elaborazioni statistiche dei dati ambientali e analisi dei trend 🗸
 - Tecniche di bonifica dei terreni e delle acque in sito ✓

Maurizio Gorla

SITI CONTAMINATI

CARATTERIZZAZIONE - ANALISI DI RISCHIO TECNICHE DI DISINQUINAMENTO



Abstract tratto da www.darioflaccovio.it - Tutti i diritti riservati

Αριστον μὲν ὕδωρ Ariston men hydōr L'acqua è comunque la cosa più grande Pindaro, Olimpica 1,1. Abstract tratto da www.darioflaccovio.it - Tutti i diritti riservati

Ai miei genitori, Laura e Luigi, che mi hanno trasmesso la passione per la conoscenza, a mia moglie Cristina e a mio figlio Gabriele... perché ci sono Con amore Maurizio Gorla Siti contaminati

ISBN 978-88-579-0136-7

© 2012 by Dario Flaccovio Editore s.r.l. - tel. 0916700686 www.darioflaccovio.it info@darioflaccovio.it

Prima edizione: luglio 2012

Gorla, Maurizio <1966->

Siti contaminati : caratterizzazione, analisi di rischio, tecniche di disinquinamento /

Maurizio Gorla. - Palermo : D. Flaccovio, 2012

ISBN 978-88-579-0136-7 1. Zone inquinate – Bonifica.

628.55 CDD-22 SBN Pal0243874

CIP - Biblioteca centrale della Regione siciliana "Alberto Bombace"

Stampa: Tipografia Priulla, luglio 2012

Nomi e marchi citati sono generalmente depositati o registrati dalle rispettive case produttrici.

L'editore dichiara la propria disponibilità ad adempiere agli obblighi di legge nei confronti degli aventi diritto sulle opere riprodotte.

La fotocopiatura dei libri è un reato.

Le fotocopie per uso personale del lettore possono essere effettuate nei limiti del 15% di ciascun volume/fascicolo di periodico dietro pagamento alla SIAE del compenso previsto dall'art. 68, commi 4 e 5, della legge 22 aprile 1941 n. 633. Le riproduzioni effettuate per finalità di carattere professionale, economico o commerciale o comunque per uso diverso da quello personale possono essere effettuate solo a seguito di specifica autorizzazione rilasciata dagli aventi diritto/dall'editore.

INDICE

Premessa

1.1.	alisi di ris		lisi di rischio sanitario-ambientale	nac
1.1.	1.1.1.		nsi di fischio santario-ambientale	pag »
	1.1.2.		one all'analisi di rischio sanitario-ambientale	<i>"</i>
	1.1.2.	1.1.2.1.	Identificazione delle sostanze pericolose	<i>"</i>
		1.1.2.2.	Modello dose/risposta	<i>"</i>
		1.1.2.3.	Valutazione dell'esposizione	<i>"</i>
		1.1.2.4.	Caratterizzazione del rischio	<i>»</i>
		1.1.2.5.	Gestione del rischio	<i>»</i>
		1.1.2.6.	Fasi operative di un'analisi di rischio: i "livelli"	<i>"</i>
1.2.	Sviluppo		lisi di rischio	»
	1.2.1.		iziale e verifiche preliminari – Valutazione dei livelli di screening	»
	1.2.2.		ed elaborazione dei dati	»
	1.2.3.		one del modello concettuale del sito	»
	112101	1.2.3.1.	Sorgente di contaminazione	»
			1.2.3.1.1. Geometria della zona insatura	»
			1.2.3.1.2. Geometria della zona satura	»
			1.2.3.1.3. Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura	»
			1.2.3.1.4. Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura	>>
			1.2.3.1.5. Concentrazione rappresentativa alla sorgente	»
			1.2.3.1.6. Calcolo del UCL	»
			1.2.3.1.6.1. Metodo di Student – t statistic	»
			1.2.3.1.6.2. Metodo di Land	>>
			1.2.3.1.6.3. Metodo di Chebyshev	>>
			1.2.3.1.6.4. Metodo del teorema del limite centrale CLT (modificato)	»
			1.2.3.1.6.5. Metodo del bootstrap resampling	>>
			1.2.3.1.6.6. Metodo di Jackknife	>>
		1.2.3.2.	Vie di migrazione: caratteristiche geometriche e idrogeologiche	
			delle matrici ambientali	>>
			1.2.3.2.1. Parametri caratteristici del sito	>>
			1.2.3.2.1.1. Parametri della zona insatura	»
			1.2.3.2.1.2. Parametri della zona satura	>>
			1.2.3.2.1.3. Parametri degli ambienti aperti	>>
			1.2.3.2.1.4. Parametri degli ambienti chiusi	>>
			1.2.3.2.2. Fattori di trasporto	>>
			1.2.3.2.2.1. Equazioni per il calcolo del fattore di lisciviazione	>>
			1.2.3.2.2.2. Equazioni per il calcolo del fattore di attenuazione laterale	
			in falda	>>
			1.2.3.2.2.3. Equazioni per il calcolo della volatilizzazione outdoor da suolo	>>
			1.2.3.2.2.4. Equazioni per il calcolo della volatilizzazione outdoor da falda	>>
			1.2.3.2.2.5. Equazioni per il calcolo della volatilizzazione indoor da suolo	>>
			1.2.3.2.2.6. Equazioni per il calcolo della volatilizzazione indoor da falda	>>
			1.2.3.2.2.7. Equazioni per il calcolo della dispersione in aria outdoor	>>
			1.2.3.2.2.8. Equazioni per il calcolo dell'emissione di particolato	
			da suolo superficiale	>>
		1.2.3.3.	Analisi dei fattori di esposizione dei recettori	>>
			1.2.3.3.1. Calcolo della portata effettiva di esposizione	>>
			1.2.3.3.2. Analisi dei fattori di esposizione	>>
	124	Volutorio	una dai paramatri ahimiga fisisi a tassigalagisi dai gantaminanti	

		1.2.4.1.	Selezione degli inquinanti indicatori	>>
		1.2.4.2.	Principali parametri di interesse	>>
		1.2.4.3.	Equazioni per la definizione del livello di rischio accettabile	>>
	1.2.5.	Calcolo d	lel rischio	»
		1.2.5.1.	Criteri di tollerabilità del rischio per la salute umana	»
		1.2.5.2.	Calcolo del rischio in presenza di più vie di esposizione	»
		1.2.5.3.	Calcolo del rischio per la risorsa idrica sotterranea	»
		1.2.5.4.	Valutazione degli obiettivi di bonifica	>>
			1.2.5.4.1. Calcolo dell'esposizione accettabile	»
			1.2.5.4.2. Calcolo della concentrazione nel punto di esposizione	>>
			1.2.5.4.3. Calcolo degli obiettivi di bonifica sito-specifici	»
	1.2.6.	Gestione	del rischio	>>
1.3.	Monte C	arlo analys	sis	>>
1.4.	Riferime	enti bibliogi	rafici	>>
		C		
2. Car	ratterizza	zione ambi	ientale dei siti contaminati	
2.1.	Concetti	base		»
2.2.			orogramma di caratterizzazione	>>
	2.2.1.		raccolta dei dati storici	»
	2.2.2.	Sviluppo	del modello concettuale di riferimento	»
		2.2.2.1.	Ricostruzione dell'assetto idrodinamico del sottosuolo	>>
			2.2.2.1.1. Analisi delle condizioni di flusso standard	>>
			2.2.2.1.2. Condizioni di flusso specializzato	>>
		2.2.2.2.	Caratterizzazione geochimica del sottosuolo	>>
			2.2.2.2.1. Analisi del ciclo idrogeochimico	»
			2.2.2.2.1.1. Caratterizzazione geochimica delle acque meteoriche	»
			2.2.2.2.1.2. Caratterizzazione geochimica delle acque circolanti	
			nel mezzo insaturo	»
			2.2.2.2.1.3. Caratterizzazione geochimica delle acque circolanti	
			nel mezzo saturo	»
			2.2.2.2.1.4. Caratteri geochimici delle acque e condizioni climatiche	»
		2.2.2.3.	Interazione fra acque superficiali e acque sotterranee	»
		21212101	2.2.2.3.1. Infiltrazione	»
			2.2.2.3.2. Interazione fra corsi d'acqua e acquiferi	»
			2.2.2.3.3. Interazione fra laghi e acquiferi	»
			2.2.2.3.4. Stima degli effetti del pompaggio da pozzo su un corso d'acqua	<i>"</i>
	2.2.3.	Piano dell	le indagini	<i>"</i>
	<i></i>	2.2.3.1.	Indagini indirette	<i>"</i>
		∠.∠.J.1.	2.2.3.1.1. Telerilevamento	<i>"</i>
			2.2.3.1.2. Indagini geofisiche	» »
			2.2.3.1.2.1 Metodi elettrici ed elettromagnetici	<i>"</i>
			2.2.3.1.2.1. Log geofisici in fori di sondaggio	» »
			2.2.3.1.2.1.1. Log geofisier in fort di solidaggio	» »
			2.2.3.1.2.1.3. Metodo equipotenziale e di mise-à-la-masse	"
			* *	<i>»</i>
			2.2.3.1.2.1.4. Resistività elettrica e polarizzazione indotta	»
			2.2.3.1.2.1.5. Tomografia elettrica di superficie e in fori di sondaggio	»
			2.2.3.1.2.1.6. Indagini elettromagnetiche	>>
			2.2.3.1.2.1.7. Rilievi georadar	»
			2.2.3.1.2.2. Metodi sismici	»
			2.2.3.1.2.2.1. Sismica a rifrazione	>>
			2.2.3.1.2.2.2. Sismica a riflessione	»
			2.2.3.1.2.2.3. Tomografia cross-hole	»
			2.2.3.1.2.2.4. Profili sismici verticali (vsp) e tomografia di superficie	»
			2.2.3.1.2.3. Altri metodi	W

Indice

			2.2.3.1.2.3.1. Metodi gravitazionali
			2.2.3.1.2.3.2. Risonanza magnetica nucleare di superficie
			2.2.3.1.2.3.3. Definizione delle superfici redox-cline
			2.2.3.1.2.3.4. Idrologia isotopica
			2.2.3.1.3. Indagini geofisiche eseguite in fori direct push
			2.2.3.1.3.1. Camion SCAPS
			2.2.3.1.3.2. Sonde geotecniche
			2.2.3.1.3.3. Sonde geofisiche per il rilevamento dei contaminanti
			2.2.3.1.3.3.1. Petrolio, oli e lubrificanti (POL)
			2.2.3.1.3.3.2. Composti organici volatili (vocs)
			2.2.3.1.3.3.3. Esplosivi
			2.2.3.1.3.3.4. Metalli
			2.2.3.1.3.3.5. Radionuclidi
			2.2.3.1.3.3.6. Immagini video del sottosuolo
		2.2.3.2.	Indagini dirette
			2.2.3.2.1. Pianificazione del campionamento: selezione dei punti di controllo
			2.2.3.2.1.1. Campionamento soggettivo esplorativo
			2.2.3.2.1.2. Campionamento sistematico a griglia
			2.2.3.2.1.3. Campionamento random semplice
			2.2.3.2.1.4. Campionamento random stratificato
			2.2.3.2.1.5. Campionamento composito
2.3.	Campio	namento de	elle matrici ambientali
	2.3.1.	Campion	amento nel mezzo non saturo
		2.3.1.1.	Pianificazione del campionamento dei terreni
		2.3.1.2.	Metodi di campionamento di provini di terreno indisturbato
		2.3.1.3.	Campionamento di terreno per analisi dei composti volatili
		2.3.1.4.	Campionamento dei gas interstiziali
		2.3.1.5.	Campionamento di acqua nel mezzo insaturo
	2.3.2.	Campion	amento nel mezzo saturo
		2.3.2.1.	Regole base di campionamento nel mezzo saturo
			2.3.2.1.1. Portata di campionamento
			2.3.2.1.2. Raccolta del campione
			2.3.2.1.3. Filtrazione del campione
		2.3.2.2.	Piezometri di campionamento e monitoraggio
			2.3.2.2.1. Piezometri multilivello
			2.3.2.2.2. Tecniche direct push e HRP
		2.3.2.3.	Spurgo dei punti di campionamento e monitoraggio
			2.3.2.3.1. Spurgo basato sul volume del pozzo
			2.3.2.3.2. Spurgo basato sulla stabilizzazione dei parametri chimico-fisici
			2.3.2.3.3. Spurgo basato sui valori di trasmissività e coefficiente
			di immagazzinamento
			2.3.2.3.4. Spurgo tipo low-flow
		2.3.2.4.	Attrezzature di spurgo e campionamento
			2.3.2.4.1. Campionatori puntuali
			2.3.2.4.2. Pompe a pressione positiva
			2.3.2.4.3. Pompe aspiranti
			2.3.2.4.4. Pompe inerziali
	2.3.3.	Analisi d	i campo sui campioni d'acqua
	2.3.4.		decontaminazione delle attrezzature di campionamento
	2.3.4.		zione dei campioni
2.4.			iche dei dati ambientali per la caratterizzazione del sito
۵.4.	2.4.1.		di analisi univariatadi
	2.4.1.		di analisi univariata
			di analisi bivariatadi trattamento statistico dei dati per il calcolo dei volumi inquinati
	2.4.3.	recniche	ui trattamento statistico dei dati per il calcolo dei volumi inquinati

		2.4.3.1.	Metodo geometrico
		2.4.3.2.	Inverse distance weighting
		2.4.3.3.	Metodi geostatistici
	2.4.4.	Analisi d	ei trend
2.5.	Modelli	di flusso e	trasporto per la caratterizzazione dei siti contaminati
	2.5.1.	Modelli 1	matematici
		2.5.1.1.	Modelli analitici
		2.5.1.2.	Modelli semianalitici
		2.5.1.3.	Modelli numerici
	2.5.2.	Dispersio	one numerica
	2.5.3.	Codici ni	umerici
		2.5.3.1.	Codici per la simulazione del flusso
		2.5.3.2.	Codici per il particle tracking
		2.5.3.3.	Codici per la simulazione del trasporto di contaminanti
		2.5.3.4.	Codici idrogeochimici
	2.5.4.	Sviluppo	di un modello matematico
		2.5.4.1.	Ricostruzione del modello concettuale
		2.5.4.2.	Limiti al contorno
		2.5.4.3.	Calibrazione del modello
		2.5.4.4.	Analisi di sensitività
2.6.	Riferime	enti bibliog	rafici
	niche di d	disinquina	mento dei terreni e delle acque in sito
3.1.	Principa		e di contaminanti
	3.1.1.	Compost	i organici
		3.1.1.1.	Processi di fate & transport dei composti organici
		3.1.1.2.	Comportamento dei composti organici nel sottosuolo
			3.1.1.2.1. Zona insatura
			3.1.1.2.1.1. Fase volatile
			3.1.1.2.1.2. Fase liquida
			3.1.1.2.2. Zona satura e NAPL
			3.1.1.2.2.1. Fase volatile
			3.1.1.2.2.2. Fase miscibile
			3.1.1.2.2.3. Fase non miscibile
	3.1.2.	Metalli p	esanti
	3.1.3.	Inquinan	nento da altri ioni o molecole inorganiche
		3.1.3.1.	Nitrati
			3.1.3.1.1. Comportamento dei nitrati nel sottosuolo
			3.1.3.1.2. Processi di formazione e rimozione dei nitrati
		3.1.3.2.	Amianto
		3.1.3.3.	Cianuri
		3.1.3.4.	Cloruri
		3.1.3.5.	Fluoruri
		3.1.3.6.	Acido solfidrico
	3.1.4.	Fertilizza	anti
		3.1.4.1.	Fertilizzanti organici
		3.1.4.2.	Fertilizzanti inorganici
	3.1.5.	Fitofarm	aci
		3.1.5.1.	Comportamento dei fitofarmaci
			3.1.5.1.1. Volatilizzazione
			3.1.5.1.2. Decomposizione
			3.1.5.1.3. Adsorbimento
		3.1.5.2.	Caratteri fisico-chimici dei fitofarmaci
3.2.	Tecniche	e di disingu	inamento

Indice

3.2.1.	Disinguina	amento per estrazione nel mezzo insaturo	» 29	
	3.2.1.1.	Scavo superficiale con mezzi meccanici	» 29	
	3.2.1.2.	Soil Vapor Extraction	» 30	
		3.2.1.2.1. Condizioni di applicabilità del metodo	» 30	
		3.2.1.2.1.1. Trasporto e rimozione del contaminante	» 30	
		3.2.1.2.1.2. Proprietà del contaminante	» 30	
		3.2.1.2.1.3. Proprietà del terreno	» 31	
		3.2.1.2.1.4. Principi relativi al flusso di vapore	» 32	
		3.2.1.2.2. Test propedeutici al dimensionamento dell'impianto di sve	» 32	
		3.2.1.2.2.1. Test in colonna	» 32	
		3.2.1.2.2.2. Prove di permeabilità all'aria	» 32	
		3.2.1.2.2.3. Modellazione matematica	» 32	
		3.2.1.2.2.4. Prova su impianto pilota		
		3.2.1.2.3. Parametri desumibili da un test pilota		
		*		
		3.2.1.2.3.1. Impostazione del test a gradini di portata	» 33	
		3.2.1.2.3.2. Parametri ricavabili dal test a gradini di portata	» 33	
		3.2.1.2.3.2.1. Dimensionamento del blower	» 33	
		3.2.1.2.3.2.2. Portata obiettivo	» 33	
		3.2.1.2.3.2.3. Zona di effettivo scambio d'aria	» 33	
		3.2.1.2.3.2.4. Permeabilità e porosità all'aria	» 33	
		3.2.1.2.3.2.5. Lunghezza effettiva dei filtri	» 33	
		3.2.1.2.3.3. Impostazione del test a portata costante	» 33	
		3.2.1.2.3.4. Parametri ricavabili dal test a portata costante	» 33	
		3.2.1.2.4. Caratteri costruttivi di pozzi e trincee di sve	» 34	
		3.2.1.2.4.1. Pozzi di estrazione verticali	» 34	
		3.2.1.2.4.2. Piezometri per il monitoraggio areale	» 34	
		3.2.1.2.4.3. Trincee orizzontali	» 34	
3.2.2.	Disinquin	amento per estrazione nel mezzo saturo	» 34	
	3.2.2.1.	Multi Phase Extraction	» 34	
		3.2.2.1.1. Concetti generali di trasporto degli NAPLS	» 34	
		3.2.2.1.1.1. Ridistribuzione degli NAPLS	» 34	
		3.2.2.1.1.2. Smear zone	» 34	
		3.2.2.1.1.3. Drenaggio degli NAPLS	» 34	
		3.2.2.1.1.4. Pattern di flusso preferenziale	» 34	
		3.2.2.1.1.5. Risposta di NAPL, acqua e aria al vuoto	» 34	
		3.2.2.1.2. Sistemi convenzionali di recupero degli NAPLS	» 35	
		3.2.2.1.3. Dual-phase extraction	» 35	
		3.2.2.1.4. Two-phase extraction	» 36	
		3.2.2.1.5. Bioslurping	» 36	
		3.2.2.1.6. Test pilota	» 36	
		3.2.2.1.6.1. Parametri monitorati durante il test pilota	» 36	
		3.2.2.1.7. Progettazione di un sistema MPE	» 36	
	3.2.2.2.	Trincee drenanti	» 36	
	3.2.2.3.	Pozzi barriera (Pump & Treat)	» 36	
	3.2.2.3.	3.2.2.3.1. Basi teoriche del metodo dei pozzi barriera	» 36	
		3.2.2.3.2. Fasi di sviluppo di un sistema p&T	» 37	
		3.2.2.3.3. Definizione del tempo di sicurezza	» 37	
		3.2.2.3.4. Rete di monitoraggio	» 37	
		3.2.2.3.5. Vantaggi e svantaggi del p&T		
		3.2.2.3.6. Schemi di pompaggio	» 38	
222	Disir'		» 38	
3.2.3.	3.2.3.1.	amento per immissione nel mezzo insaturo	» 38 » 38	
	3.2.3.1. Bioventing			

389

Siti contaminati

3.2.4.

	3.2.4.1.	In-situ Air Sparging	» 389
		3.2.4.1.1. Tecnologie correlate	» 394
		3.2.4.1.2. Processi fisici correlati alla tecnica di IAS	» 396
		3.2.4.1.2.1. Componenti della pressione di iniezione	» 397
		3.2.4.1.2.2. Miscelazione di acque sotterranee	» 399
		3.2.4.1.2.3. Biodegradazione e IAS	» 400
		3.2.4.1.3. Progettazione di un sistema di IAS	» 401
		3.2.4.1.3.1. Raccolta dei dati pre-progettuali	» 401
		3.2.4.1.3.2. Componenti base e variabili di progetto dello IAS	» 405
		3.2.4.1.3.2.1. Direzione d'immissione	» 405
		3.2.4.1.3.2.2. Diametro del pozzo	» 407
		3.2.4.1.3.2.3. Lunghezza dei filtri	» 407
		3.2.4.1.3.2.4. Profondità del top dei filtri sotto la superficie freatica	» 407
		3.2.4.1.3.2.5. Portata d'immissione di aria	» 408
		3.2.4.1.3.2.6. Sovrapressione d'iniezione	» 408
		3.2.4.1.3.2.7. Zona d'influenza dello IAS	» 409
		3.2.4.1.3.2.8. Configurazione del sistema	» 409
			440
		3.2.4.1.4. Prova su impianto pilota	» 410
		3.2.4.1.4.1. Strategia operativa e caratteristiche costruttive	410
		di un impianto pilota	» 410
		3.2.4.1.4.2. Interpretazione dei dati derivati dal test pilota	» 413
		3.2.4.1.4.3. Prove con traccianti	» 414
		3.2.4.1.5. Dimensionamento di un sistema di air sparging	» 415
		3.2.4.1.6. Manutenzione del sistema di air sparging	» 417
		3.2.4.1.7. Chiusura delle operazioni di air sparging	» 418
		3.2.4.1.8. Biosparging	» 419
		3.2.4.1.9. Sparging con trattamento chimico	» 421
		3.2.4.1.9.1. Iniezione di ossidanti	» 421
		3.2.4.1.9.2. Iniezione di riducenti	» 425
	3.2.4.2.	Pozzi di ricarica	» 426
	3.2.4.3.	Tecnica mista sparging-venting	» 428
	3.2.4.4.	Chitin-fracturing	» 429
3.2.5.	Tecniche	di messa in sicurezza: il concetto di barriera impermeabile	» 429
	3.2.5.1.	Barriere di fondo	» 430
	3.2.5.2.	Barriere laterali	» 432
	3.2.5.3.	Ricoprimenti superficiali	» 434
3.2.6.	Disinquin	amento per trattamento fisico in sito	» 437
	3.2.6.1.	Soil freezing	» 437
	3.2.6.2.	Soil flushing	» 438
	3.2.6.3.	Soil heating	» 443
		3.2.6.3.1. Principi chimici	» 444
		3.2.6.3.2. Principi termici	» 447
		3.2.6.3.3. Principi idrogeologici	» 448
		3.2.6.3.4. Principi biologici	» 450
		3.2.6.3.5. Descrizione delle principali tecniche di ISTR	» 451
		3.2.6.3.6. Effetti indesiderati e potenziali	» 456
	3.2.6.4.	Trattamento elettrocinetico	» 456
	J.=.J.11	3.2.6.4.1. Fattori incentivanti e limitanti	» 459
		3.2.6.4.2. Descrizione delle principali tecniche elettrocinetiche	» 459
3.2.7.	Disinguin	amento per trattamento chimico in sito	» 460
J.2.1.	3.2.7.1.	Metodo Vyredox®	» 461
	3.2.7.1.	Barriere reattive permeabili	» 463
	3.2.7.2.	Trattamento mediante elettrolisi – Iso-Gen TM	» 469
	J.4.1.J.	Trattamento inculalite cictifolisi – 150-OCII	// 1 09

Indice

	3.2.8.	Disinquir	namento mediante biodegradazione			
		3.2.8.1.	Biodegradazione in sito del terreno non saturo			
		3.2.8.2.	Biodegradazione in sito delle acque di falda			
		3.2.8.3.	Monitoring Natural Attenuation MNA			
		3.2.8.4.	Phyto-remediation			
3.3.	Riferim	enti bibliog	rafici			
			o dei terreni e delle acque ex sito			
4.1.			site dei terreni contaminati			
	4.1.1.		ning – biopile			
		4.1.1.1.	Applicabilità del metodo			
		4.1.1.2.	Caratteristiche costruttive di un impianto a biopile			
	4.1.2.		chimico			
		4.1.2.1.	Applicabilità del metodo			
	4.1.3.		mento e incenerimento del terreno			
4.2.			site delle acque inquinate			
4.2.1.	Acque c	ontaminate	da composti inorganici			
		4.2.1.1.	Precipitazione – coagulazione – flocculazione (PCF program)			
			4.2.1.1.1. Precipitazione			
			4.2.1.1.1. Precipitazione con idrossidi			
			4.2.1.1.1.2. Precipitazione con solfuri			
			4.2.1.1.3. Precipitazione con carbonati			
			4.2.1.1.4. Precipitazione con xantati			
			4.2.1.1.2. Coagulazione-flocculazione			
			4.2.1.1.3. Sedimentazione-filtrazione			
		4.2.1.2.	Processi di ossidazione			
		4.2.1.3.	Trattamento mediante scambio ionico			
		4.2.1.4.	Processi a membrana			
			4.2.1.4.1. Osmosi inversa			
			4.2.1.4.2. Elettrodialisi			
		4.2.1.5.	Processi di adsorbimento			
	4.2.2.	Acque co	ontaminate da composti organici			
		4.2.2.1.	Ossidazione			
		4.2.2.2.	Processi di adsorbimento			
			4.2.2.2.1. Carboni attivi			
			4.2.2.2.1.1. Caratteristiche strutturali dei carboni attivi			
			4.2.2.2.1.2. Dimensionamento di un impianto a carboni attivi			
			4.2.2.2.2. Adsorbimento mediante allumina attivata			
		4.2.2.3.	Osmosi inversa			
13	Riferim		11 00			
4.3.	Riferim	4.2.2.4.	Aerazione e strippaggiorafici			
-f.J.	KIICIIII	cha olonog	IUICI			
5. Rin	nozione d	lei serbatoi	interrati			
5.1.			inamento delle attività in sito			
5.2.	Tecnich	e per l'indi	viduazione dei serbatoi interrati			
	5.2.1.		azione del serbatoio interrato			
	5.2.2.		el sito			
	5.2.3.	Campionamento e analisi dei fluidi contenuti nel serbatoio				
	5.2.4.		ilità del serbatoio			
5.3.			a della tenuta dei serbatoi interrati			
J.J.	5.3.1.		metrici			
			volumetrici			
	5.3.2.					
	5.3.3.		che influiscono sulla capacità d'individuazione delle perdite			
	5.3.4.	Procedure	a operativa per l'individuazione delle perdite			

5.4.	Caratterizzazione del sito						
	5.4.1.	Campiona	amento dei gas interstiziali	»	539		
	5.4.2.	Pozzi e pi	ezometri di monitoraggio	>>	542		
		5.4.2.1.	Campionamento dei terreni	»	542		
		5.4.2.2.	Campionamento delle acque sotterranee	»	547		
		5.4.2.3.	Campionamento del prodotto libero	»	548		
		5.4.2.4.	Test di pompaggio	»	549		
		5.4.2.5.	Smaltimento dei residui di perforazione	»	549		
5.5.	Predisposizione del piano di sicurezza						
	5.5.1.	5.5.1. Dispositivi di protezione individuale					
		5.5.1.1.	Definizione del livello di protezione	»	553		
		5.5.1.2.	Protezione respiratoria	>>	554		
	5.5.2.	Piano di campionamento e monitoraggio delle matrici ambientali					
	5.5.3.	Piano deg	rli scavi	»	556		
	5.5.4.	Atmosfer	e esplosive e sorgenti d'innesco	>>	557		
	5.5.5.	Igiene e d	lecontaminazione del personale addetto	>>	558		
5.6.	Campionamento durante le attività di rimozione dei serbatoi interrati						
	5.6.1.	Campiona	amento dei terreni	>>	559		
	5.6.2.		amento delle acque	>>	560		
	5.6.3.	Campiona	amento del prodotto libero	>>	560		
	5.6.4.	Localizzazione delle aree di campionamento					
	5.6.5.	Analisi de	ei campioni prelevati	>>	561		
5.7.	Monitor	aggio dei co	omposti inquinanti	>>	562		
	5.7.1.	Indicatori di gas combustibile					
	5.7.2.	Monitorag	ggio dei vapori organici	>>	563		
5.8.	Procedu	re di rimozi	ione dei prodotti inquinanti	>>	565		
5.9.	Procedure di rimozione dei serbatoi interrati						
	5.9.1.	Preparazio	one dell'intervento	»	567		
	5.9.2.	Spurgo de	el serbatoio	>>	568		
	5.9.3.	Inertizzaz	tione del serbatoio	>>	570		
	5.9.4.	Test delle	azioni svolte	>>	570		
	5.9.5.	Rimozion	e del serbatoio interrato	>>	572		
	5.9.6.	Rimozione delle morchie e del prodotto libero					
	5.9.7.	7. Smaltimento del serbatoio					
5.10.	Recuper	o del sito co	ontaminato	»	577		
5.11.	Sistemi	di protezion	ne attiva dei serbatoi interrati	»	580		
5.12.	Riferime	enti bibliogi	rafici	>>	585		

Premessa

Il disinquinamento di acque e terreni si configura come un'attività lunga e complessa, che richiede non soltanto una notevole preparazione tecnico-scientifica e una conoscenza sempre aggiornata delle procedure amministrative vigenti (che peraltro negli ultimi anni sono variate più volte), ma anche e soprattutto una notevole elasticità mentale, poiché i contesti in cui si è costretti a operare sono spesso fortemente differenti, sia per la tipologia dei contaminanti da rimuovere sia per le variegate caratteristiche delle matrici ambientali da risanare (anisotropia ed eterogeneità dei sistemi naturali, *in primis*).

Tutto ciò fa sì che la bonifica dei siti contaminati costituisca, nel suo insieme, un ottimo esempio di approccio multidisciplinare, all'interno del quale la figura del geologo assume particolare rilevanza.

La ricostruzione del modello concettuale del sottosuolo, la risoluzione di problematiche idrogeologiche e geotecniche, la valutazione del rischio rappresentano solo alcuni degli ambiti di lavoro per i quali il geologo possiede quel bagaglio di nozioni teoriche e di capacità pratiche, imprescindibili per progettare e realizzare correttamente un piano di bonifica.

Essendo però un lavoro di squadra, l'apporto tangibile offerto da altre figure professionali, tra cui ingegneri ambientali e chimici, contribuisce a creare un contesto operativo sempre stimolante e propositivo, anche e specialmente per ciò che attiene allo sviluppo di innovative procedure di disinquinamento sia *on-site* che *off-site*.

Il presente volume, che vuole costituire un valido riferimento tecnico per affrontare e risolvere le problematiche relative alle varie fasi che compongono un'attività di bonifica, è strutturato in cinque capitoli, ciascuno con una propria appendice di riferimenti bibliografici, stante la notevole mole di documenti esistenti sull'argomento (specialmente anglosassoni):

- il primo si occupa di tutti gli aspetti essenziali dell'analisi di rischio, sia essa afferente alla valutazione della salute umana (*Human Health Risk Analysis*, HHRA) oppure a quella ambientale (*Environmental Risk Analysis*, ERA);
- il secondo si prefigge di fornire tutte le specifiche tecniche per sviluppare una corretta ed efficace caratterizzazione del sito;
- il terzo offre un quadro aggiornato dei processi di disinquinamento di terreni e acque in sito;

14

Siti contaminati

- il quarto esamina le metodologie di trattamento dei terreni e delle acque ex sito;
- il quinto tratta una situazione d'inquinamento piuttosto comune, ovverosia quella relativa all'individuazione e alla rimozione di contaminazioni generatesi a partire da serbatoi interrati.

"Conoscere per tutelare" è il concetto che anima questo testo, un assioma semplice, spesso ancora disatteso da chi deve preoccuparsi di salvaguardare sia le risorse ambientali sia la salute umana e che speriamo invece di avere, almeno in parte, garantito, grazie alle tematiche contenute e approfondite nell'ambito del presente volume.

Maurizio Gorla

1. ANALISI DI RISCHIO

L'analisi di rischio rappresenta uno strumento di lavoro consolidato e sostanziale, nell'ambito di una procedura di indagine e successiva bonifica dei siti contaminati; tale verifica è infatti la "tecnica operativa" che permette di garantire l'idoneità del sito rispetto alla destinazione d'uso futura e costituisce pertanto un fondamentale supporto alla sostenibilità economica e ambientale degli interventi.

Più precisamente, il *risk assessment* può essere definito come "una valutazione rigorosa sulla possibilità che, in particolari categorie di recettori, si verifichino o insorgano effetti nocivi; tale metodologia si fonda su conoscenze ed informazioni che risultano effettive e realistiche per quanto riguarda il sito e di carattere accuratamente scientifico per ciò che attiene al comportamento nell'ambiente e alla tossicità delle sostanze chimiche presenti" (Grossrubatscher, 2009).

L'analisi di rischio è un processo concreto e coerente, effettuato sia in modalità diretta (*forward mode*), vale a dire per il calcolo del rischio per l'uomo, associato all'esistenza di contaminanti nella varie matrici ambientali, sia in modalità inversa (*backward mode*), ossia per la valutazione degli obiettivi di bonifica sito-specifici, che implica diversi "passi" decisionali:

- definizione delle priorità d'intervento;
- determinazione dei valori guida generici;
- stima dei rischi e degli obiettivi di bonifica sito-specifici.

Tale approccio, che può essere solo qualitativo o anche quantitativo, include un esame accurato dei pericoli (dose e risposta) e del grado di esposizione (*intake*), oltre che una caratterizzazione dei potenziali rischi e delle relative incertezze.

Il processo di valutazione del rischio si fonda pertanto su robuste basi scientifiche, mentre la gestione dei risultati conseguiti mediante l'impiego di tale procedura di analisi dipende da un'adeguata applicazione delle politiche ambientali, così come dal giudizio professionale e dall'esperienza.

La gestione del rischio, che è fortemente influenzata dal livello di partecipazione pubblica e dal grado di coinvolgimento dei *decision-makers*, può essere infatti descritta come: "il processo di ponderazione delle alternative politiche e di selezione della miglior azione normativa, che integri i risultati derivanti dalla valutazione del rischio con i dati tecnici e con tutti gli aspetti sociali, economici e politici per addivenire ad una decisione" (NRC, 1983).

In Italia, la procedura di definizione del rischio unifica le problematiche connesse con la tutela della salute umana (analisi di rischio sanitario) con quelle afferenti ad aspetti essenzialmente ecologici (analisi di rischio ambientale). Perciò, nell'ambito del presente volume si parlerà sempre di analisi di rischio sanitario-ambientale.

La principale novità introdotta dalla normativa vigente riguarda un'applicazione più estensiva dell'analisi di rischio, la quale consente di razionalizzare le situazioni sitospecifiche che in passato avrebbero avuto come esito finale l'asportazione o la messa in sicurezza permanente (per mero riferimento ai limiti tabellari CSR), determinando così la chiusura o l'abbandono dell'area, con conseguente azione sostitutiva oppure l'introduzione di pesanti vincoli al riutilizzo.

D'altro canto, esistono ancor'oggi numerose criticità legislative, tra cui le principali attengono a:

- mancato recepimento delle osservazioni prodotte dal sistema ISPRA-ISS (ad esempio per l'MTBE);
- genericità applicative (vale a dire, CSR < CSC);
- incertezze sulle tecniche analitiche da impiegare (per esempio, idrocarburi nei suoli e nei rifiuti);
- ridistribuzione delle competenze, che ha provocato una disomogeneità delle restituzioni finali, oltre che fenomeni di sovrapposizione.

1.1. Generalità sull'analisi di rischio sanitario-ambientale

Nei paragrafi che seguono, si offrono le informazioni basilari riguardanti l'evoluzione del concetto di rischio e la nascita delle attuali procedure di valutazione del medesimo, nonché quelle indispensabili per comprendere lo schema logico che conduce all'elaborazione di un'analisi di rischio.

1.1.1. Cenni storici

Il concetto di *rischio*, inteso come la probabilità che un evento non voluto si manifesti, è noto da molto tempo. Già nel 1662, John Graunt si occupò di stilare, anche su base statistica, il numero di nascite e morti occorse a Londra nel periodo compreso tra il 1604 e il 1661.

La nozione di rischio si è poi evoluta, cambiando forma e introducendo anche la dinamica della percezione, che va ad affiancarsi a quella della conoscenza dei fenomeni. Il rischio, nell'ambito degli argomenti trattati dal presente volume, è da considerare non solo la "probabilità che si realizzi un danno sotto esplicite condizioni", ma con tale termine si vuole intendere anche "l'attività di analisi compiuta a diretto sostegno di decisioni pubbliche o private che devono affrontare un problema e possibilmente risolverlo" (Morgan e Henrion, 1990).

Sotto questo profilo, l'adozione di una procedura di *risk analysis* nella gestione degli ecosistemi si è verificata soltanto recentemente e per la prima volta negli USA, attorno alla metà degli anni '80.

Nel 1983 il Consiglio nazionale delle ricerche statunitense NRC pubblica il cosiddetto *red book paradigm*, che apre di fatto la strada alle successive azioni di ricerca e valutazione del rischio sanitario-ambientale.

L'obiettivo del metodo era quello di disporre di uno strumento scientifico in grado di fornire assistenza agli operatori nella stima delle priorità di intervento per la protezione ambientale.

In tal senso, la stima del rischio assume i connotati di un flusso logico, che va dalla formulazione del problema alla caratterizzazione degli effetti (in termini di tossicità e danno ecologico) e dell'esposizione, fino ad arrivare a quantificare il rischio.

Qui di seguito, si riassumono i principali documenti che hanno prodotto una progressiva implementazione dell'analisi di rischio sanitario-ambientale.

Nel 1989, l'epa divulga il manuale *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)*. *Volume 1: human health evaluation manual*, che è sostanzialmente una revisione del cosiddetto sphem (*Superfund Public Health Evaluation Manual*), redatto nel 1986. Questo documento, diviso in tre parti, fornisce le linee guida dell'organizzazione di base nella valutazione del rischio da siti contaminati. Nella sezione A si riportano i concetti generali, in quella B si definisce la metodologia di calcolo degli obiettivi preliminari di bonifica, mentre nella terza ed ultima porzione del manuale si prendono in considerazione eventuali tecniche di disinquinamento alternative. Le sue principali limitazioni riguardano l'assenza di menzione per ciò che attiene all'emissione di vapori in falda (*outdoor* e *indoor*) e da suolo in ambiente chiuso.

Nel 1995, l'ASTM pubblica il documento *Standard guide for risk based corrective action applied at petroleum release sites* – *RBCA* (ASTM, E-1739-95), elaborato da un gruppo di lavoro comprendente, oltre ASTM, anche rappresentanti dell'industria petrolifera, U.S. EPA, agenzie statali di controllo e società di consulenza assicurativa, bancaria e ambientale, il quale dà origine a una nuova filosofia di approccio e gestione del rischio.

Secondo tale procedura (nota oggi con il nome *Rebecca*), introdotta appunto nel 1995 per pianificare le azioni di disinquinamento dei siti contaminati da idrocarburi, tutte le decisioni connesse con la quantificazione delle risorse, il grado di urgenza degli interventi, i livelli e le misure di bonifica sono fondate essenzialmente su rischi potenziali, attuali e futuri, per la salute umana e le risorse ambientali.

La procedura RBCA prevede un criterio graduale (*tiered*) di valutazione del rischio e dell'esposizione, nel quale ogni *step* equivale a un differente livello di complessità. Tale metodologia di analisi fa ricorso a tre livelli di stima del rischio (figura 1.1), per cui passando dal *tier* 1 al *tier* 3 cresce il grado di conoscenza del sito (maggiore caratterizzazione):

il livello 1 fa riferimento a condizioni sito-generiche e rappresenta perciò un'investigazione di screening; i fattori di esposizione sono conservativi e il punto di esposizione coincide con la sorgente di contaminazione (si considerano solo bersagli on-site). In questa fase, si possono ricavare unicamente i cosiddetti RBSL (risk based screening levels), vale a dire dei livelli di screening delle concentrazioni nelle varie matrici ambientali;

- il livello 2 contempla condizioni sito-specifiche e pertanto richiede un maggiore dettaglio (vengono immessi più scenari e parametri di esposizione sito-specifici). Il punto di esposizione può non coincidere con la fonte dell'inquinamento e ciò si traduce in una sua posizione effettiva o potenziale (target on-site e off-site). In questo contesto, si impiegano modelli analitici per determinare le concentrazioni al punto di esposizione, ma ipotizzando sempre che i mezzi naturali siano omogenei e isotropi. Giunti a questo stadio di conoscenza, si misurano i cosiddetti SSTL (site-specific target levels), i quali possono essere definiti come i valori di concentrazione nelle matrici suolo insaturo e saturo e quindi rappresentano già degli obiettivi di bonifica:
- il livello 3 consente, allo stesso modo, una valutazione sito-specifica, ma con un grado di approfondimento ancora maggiore. Il punto di esposizione non collima con la sorgente della contaminazione. Si adoperano modelli numerici e analisi probabilistiche, che permettono di simulare domini eterogenei, nonché di generalizzare la geometria della pollution source e delle condizioni al contorno. Anche in questo caso, si ricavano dei SSTL (site specific target levels), ovverosia degli obiettivi di bonifica.

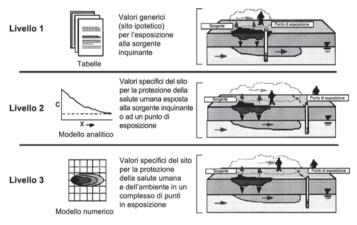


Figura 1.1. Schema dei livelli di analisi del rischio (fonte: Grossrubatscher, 2009)

Questa procedura è stata successivamente aggiornata e integrata grazie alla guida PS-104-98, la quale tratta, più genericamente, dei rilasci di sostanze chimiche (ASTM, 1998). Da ultimo, ma non meno importante, si cita il rapporto 2/97, redatto dall'associazione delle compagnie petrolifere europee per l'ambiente, la salute e la sicurezza, denominato CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe), in cui si propone un approccio di valutazione dei siti contaminati basato sull'analisi di rischio. Nel 2003, CONCAWE ha provveduto ad aggiornare il report originale (3/2003), senza peraltro introdurre modifiche alla procedura di computo del rischio.

La tecnica suggerita da questo documento europeo è fondamentalmente analoga a quella di *Rebecca*:

- ricorso a tre distinti e progressivi livelli di caratterizzazione dello stato di contaminazione (equilibrio tra ipotesi cautelative e peculiarità specifiche del sito);
- screening iniziale mediante confronto con i valori di RBSL;
- calcolo dei SSTL afferenti al sito e impostati come limite di bonifica;
- condivisione di parecchi percorsi di esposizione e algoritmi per la stima dell'esposizione.

Le principali differenze riflettono invece il diverso contesto normativo europeo rispetto a quello statunitense. In particolare, la computazione dei RBSL e dei SSTL nel metodo CONCAWE è riferita direttamente alla destinazione d'uso del sito, prendendo in considerazione, in via del tutto prudenziale, la globalità dei percorsi di esposizione possibili.

1.1.2. Introduzione all'analisi di rischio sanitario-ambientale

Il rischio *R* può essere genericamente descritto tramite la seguente espressione, originariamente derivata da procedure di sicurezza industriale:

$$R = P \cdot V \cdot D \tag{1.1}$$

in cui

P = pericolosità (ossia tutto ciò che riguarda la sorgente del rischio)

V = vulnerabilità (tutte le possibilità di sviluppo del percorso)

D = entità o valore del bene esposto ad un danno (ovvero il bersaglio).

La figura 1.2 illustra chiaramente lo schema logico su cui si fonda l'analisi di rischio.

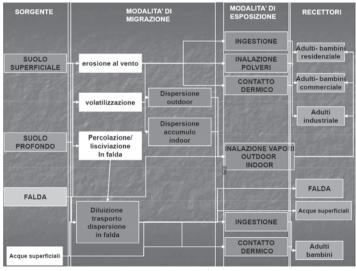


Figura 1.2. Diagramma di flusso di un'analisi di rischio, che tiene conto delle principali sorgenti secondarie di contaminazione, dei meccanismi di trasporto, delle modalità di esposizione e dei possibili recettori finali (fonte: Grossrubatscher, 2009)

Il danno, a sua volta, può essere definito per mezzo del prodotto fra un fattore di pericolosità (FP), dipendente appunto dalla consistenza del possibile danno, e un fattore di contatto (FC), il quale è funzione della durata dell'esposizione, vale a dire:

$$D = FP \cdot FC \tag{1.2}$$

Nel caso di siti vulnerati, la probabilità che si verifichi un evento è però conclamata (P=1), per cui il fattore di pericolosità viene rappresentato in termini di tossicità dell'inquinante T (espressa in $1/(mg/kg \cdot giorno)$), mentre il fattore di contatto è proposto in relazione alla portata effettiva di esposizione, altrimenti detta assunzione cronica giornaliera della sostanza chimica E ($mg/kg \cdot giorno$), da cui ne deriva che il rischio R connesso a un'area da bonificare è pari a:

$$R = T \cdot E \tag{1.3}$$

Il calcolo del rischio deve essere inoltre differenziato a seconda che il composto sia cancerogeno oppure non cancerogeno.

Per le sostanze cancerogene, si ha:

$$R = E \cdot s_F \tag{1.4}$$

dove

R = probabilità di casi incrementali di tumore nell'arco dell'esistenza umana, provocati dall'esposizione a quello specifico inquinante, rispetto alle usuali condizioni di vita (adimensionale)

sf = slope factor, ossia la probabilità di casi incrementali di tumore nel corso della vita per unità di dose ((mg/kg · giorno)⁻¹).

Per le sostanze non cancerogene, si può invece scrivere:

$$HQ = E / RFD = dose / RTV$$
 (1.5)

con

 HQ = hazard quotient o indice di pericolo, che fornisce un'indicazione del grado di superamento dell'esposizione al polluente in funzione della dose tollerabile o di riferimento, nonché in rapporto ai recettori chiave rispetto a quello specifico contaminante (adimensionale)

RFD = reference dose, vale a dire la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano per tutta la durata della vita (mg/kg · giorno)

dose = concentrazione C (mg/l) per tasso d'ingestione IR (l/giorno) diviso per il peso corporeo BW (kg)

RTV = valore di tossicità, assunto come riferimento (reference toxicity value).

L'analisi di rischio può essere effettuata sia in modalità diretta (forward mode), ovvero quando si vuole stabilire il rischio sanitario per il recettore esposto (solitamente l'uomo), posto in prossimità del sito inquinato (on-site) o anche a una certa distanza (off-site) e associato all'esistenza di contaminanti nelle varie matrici ambientali, di cui si conosce la concentrazione in corrispondenza della sorgente, sia in modalità inversa (backward mode), per la valutazione degli obiettivi di bonifica sito-specifici, cioè per computare la massima concentrazione ammissibile alla sorgente, fissato il livello di rischio per la salute ritenuto accettabile per il recettore esposto (ISPRA, 2008). Per operare in maniera appropriata, è perciò necessario applicare i principi fondamentali della cosiddetta buona scienza, che permette di definire correttamente, e conseguentemente ridurre, le incertezze intrinsecamente legate alla valutazione del rischio. In termini pratici, si tratta di:

- raccogliere il maggior numero di dati sui possibili prodotti chimici esistenti nel sito in esame;
- comprenderne i rischi connessi (background risks);
- accoppiare le informazioni relative a peculiarità fisiche, chimiche e tossicologiche dei composti inquinanti riconosciuti;
- analizzare il *fate and transport* di tali contaminanti;
- determinare il grado di assunzione e il livello di adsorbimento di queste sostanze chimiche:
- desumere la relazione fra dose e risposta per i suddetti composti;
- stimare le incertezze e le limitazioni derivanti dall'analisi di rischio;
- scegliere il miglior approccio per caratterizzare obiettivamente il rischio.

Pertanto, lo scopo di un'analisi di rischio è quello di riconoscere il percorso o i percorsi seguiti da un contaminante per passare dalla sorgente al bersaglio (figura 1.2) e quindi stimare la compatibilità di un riutilizzo del sito, in funzione della destinazione d'uso prescelta, attraverso una serie di "passi" standard, che vengono di seguito esposti (U.S. EPA, 1992).

La caratterizzazione del rischio è strutturata allo stesso modo per la salute umana (*Human Health Risk Assessment*, HHRA) e per l'ambiente (*Environmental Risk Assessment*, ERA).

Il paradigma fondamentale di una HHRA si fonda infatti su cinque distinte fasi operative:

- identificazione delle sostanze pericolose;
- esame del modello dose/risposta;
- valutazione dell'esposizione;
- caratterizzazione del rischio:
- gestione del rischio.

Analogamente, lo schema tipo di un'analisi di rischio ecologico include quattro momenti principali:

- formulazione del problema;
- quantificazione degli effetti ambientali;

- definizione dell'esposizione;
- caratterizzazione del rischio.

Di seguito, si forniscono le informazioni basilari per ciascuna delle fasi sopra elencate.

1.1.2.1. Identificazione delle sostanze pericolose

Innanzitutto, appare doveroso chiarire la differenza tra nocivo e tossico.

Per *nocive* s'intendono le sostanze e i preparati che, per inalazione, ingestione o assorbimento cutaneo, possono comportare effetti sulla salute di gravità limitata, mentre si contraddistinguono come *tossiche* tutte le sostanze che, per inalazione, ingestione o assorbimento cutaneo, possono causare effetti gravi, acuti o cronici, finanche la morte.

I prodotti tossici provocano due diversi tipi di effetti, ovverosia si può distinguere una *tossicità acuta*, quando i danni indotti da una singola dose sono notevoli e praticamente immediati (in genere entro i primi 14 giorni), da una *tossicità cronica*, nel caso in cui gli effetti tossici siano dovuti a una prolungata esposizione a dosi basse (effetto cumulativo della sostanza).

È quindi molto importante stabilire non solo le vie di migrazione, ma anche la lunghezza dell'esposizione (esistono infatti composti che non appaiono tossici se assunti ad alte concentrazioni per una breve durata, mentre lo diventano in caso di accumulo protratto nel tempo).

Si possono distinguere i gruppi di sostanze riportati in tabella 1.1.

Gruppi di sostanze	Comportamento
A	Sostanza cancerogena per l'uomo
B1	Sostanza probabilmente cancerogena per l'uomo (esiste un limitato numero di dati sugli effetti cancerogeni della sostanza)
B2	Sostanza probabilmente cancerogena per l'uomo (gli studi effettuati sugli animali non sempre sono applicabili all'uomo)
С	Sostanza possibilmente cancerogena per l'uomo
D	Sostanza non classificabile come cancerogena per l'uomo
E	Sostanza non cancerogena per l'uomo

Tabella 1.1. Classificazione delle sostanze in base ai loro effetti cancerogeni

1.1.2.2. Modello dose/risposta

Il modello dose/risposta è impiegato per valutare le variazioni degli effetti causati da una sostanza tossica, in rapporto a un incremento di concentrazione o dose.

La curva dei dati sperimentali (risposta sull'asse y e dose sull'asse x) viene ricostruita mediante un'interpolazione con modelli dedicati (tipo *Probit*, *Linearized Multistage*, ecc.).

Le principali difficoltà di applicazione del modello dose/risposta riguardano:

- la determinazione del punto finale della risposta;
- la corretta misura della dose;
- il rapporto tra dose somministrata e dose assorbita.

Nell'ambito di questa analisi preliminare, viene introdotto il cosiddetto *NOAEL* o *livello degli effetti negativi non osservati* – vale a dire il più alto limite sperimentale – per quello specifico contaminante, in corrispondenza del quale non sono stati osservati effetti statisticamente o biologicamente negativi (sia dal punto di vista della frequenza che dell'importanza).

Qualora il medesimo composto presenti più di un effetto tossico, in via cautelativa si ricorre al valore sperimentale di *NOAEL* più basso per quel composto.

Se non è disponibile il *NOAEL* di quel composto, si può in alternativa usare il *LOAEL*, ovverosia l'equivalente *livello del valore minimo di assunzione*.

Una volta noto il *NOAEL*, è possibile stabilire l'*assunzione giornaliera media ADI* (mg/kg · giorno), secondo la relazione:

$$ADI = \frac{NOAEL}{SF} \tag{1.6}$$

in cui sF (safety factor) è un fattore di sicurezza, il quale tiene conto della:

- incertezza delle conoscenze (estrapolazione dei dati dagli animali all'uomo);
- natura dell'effetto tossico;
- dimensione e tipologia di popolazione da proteggere;
- affidabilità dei dati tossicologici ed epidemiologici disponibili.

Secondo la U.S. EPA (1986) si dovrebbero adottare i seguenti valori di SF:

- sF = 100, nel caso in cui esista una buona disponibilità di dati sperimentali su animali;
- SF = 1000, quando la sperimentazione su animali sia stata eseguita con esposizione subcronica (per una parte della vita) e non cronica (per la durata dell'intera vita);
- SF = 10.000, se si debbano estrapolare i dati dell'esposizione subcronica a quella cronica.

Tuttavia, è opportuno notare che molti autori ritengono tale tipo di approccio troppo teorico e arbitrario, poiché in certi contesti il termine sF garantisce un'assoluta sicurezza e quindi un'assenza di rischio.

Per tale motivo, il criterio in questione è stato oggetto di un ulteriore approfondimento, impostato sulla *dose di riferimento giornaliera RFD* (mg/kg · giorno), la quale risulta equivalente all'ADI:

$$RFD = \frac{NOAEL}{UF \cdot MF} \tag{1.7}$$

dove

UF = fattore di incertezza (*uncertainty factor*), il cui valore varia in funzione delle condizioni di utilizzo (U.S. EPA, 1992):

- UF = 10, se si produce un'estrapolazione sulla base di sperimentazioni affidabili, relative a esposizioni prolungate alla vita media umana;
- *UF* = 100, quando l'estrapolazione, fondata su sperimentazioni attendibili, riguarda gli animali, non essendo disponibili o essendo inadeguati i dati sull'uomo;
- UF = 1000, se si effettua una trasposizione dei valori di esposizione cronica dagli animali all'uomo;
- *UF* = 10.000, quando è soltanto possibile tener conto dell'incertezza di estrapolazione dei valori di LOAEL e NOAEL.

MF = fattore di modificazione (*modification factor*). Esso è > 0 e \leq 10 e il valore da attribuire dipende da una valutazione attinente alle incertezze degli studi (MF = 1 di default).

1.1.2.3. Valutazione dell'esposizione

La valutazione dell'esposizione è fase dell'analisi di rischio che considera le principali vie di esposizione che una determinata sostanza può percorrere per giungere al bersaglio.

Le situazioni di esposizione sono così riassumibili:

- assunzione di acqua;
- inalazione (sia di sostanze chimiche in fase di vapore sia di particolato);
- contatto dermico (con acqua e/o terreno);
- ingestione diretta di suolo;
- attraverso la catena alimentare (ingestione di vegetali e animali).

L'esposizione può essere quindi definita come la condizione per cui "un composto chimico viene a contatto con il limite esterno di un essere umano" (U.S. EPA, 1992) e può essere ulteriormente suddiviso in due fasi: il contatto (esposizione al limite) e l'ingresso (il superamento del limite).

La metodologia che occorre applicare, per conseguire il risultato atteso, consiste in una serie di operazioni. In particolare, è necessario:

- delineare i percorsi di esposizione;
- individuare il mezzo che consente il trasporto dei contaminanti;
- stabilire le concentrazioni degli inquinanti;
- determinare il tempo di esposizione (frequenza e durata);
- identificare la popolazione esposta (in termini di età, sesso, peso, ecc.).

L'esposizione a una qualunque sostanza non cancerogena è calcolata come *dose giornaliera media* ADD (mg/kg · giorno), secondo la relazione:

$$ADD = \frac{\left(CC \cdot IR \cdot ED \cdot F\right)}{BW \cdot T} \tag{1.8}$$

con

cc = concentrazione del composto (mg/l)

```
    IR = aliquota di assunzione (l/giorno)
    ED = durata dell'esposizione (anni)
    F = frequenza dell'esposizione (giorni/anno)
    BW = peso corporeo (kg)
    T = tempo (giorni).
```

Nel caso di composti cancerogeni, in cui si ricava un valore di probabilità, si fa invece uso di un altro indicatore, denominato *LADD* e definito come *dose giornaliera media per la durata della vita*.

Per cui:

$$LADD = \frac{(CC \cdot IR \cdot HLD \cdot F)}{BW \cdot T} \tag{1.9}$$

dove HLD è la durata media della vita umana.

Questa procedura di analisi risente peraltro di alcune incertezze, connesse principalmente a:

- scenario, per dati mancanti o incompleti, ai fini di una esaustiva ricostruzione dell'esposizione;
- parametri descrittivi, per una loro dubbia conoscenza;
- tipo di modello, soprattutto a motivo delle genericità relative alle possibili previsioni di comportamento causa-effetto.

Per quanto riguarda invece la variabilità dei parametri, la quale limita a sua volta la precisione della stima e la capacità di generalizzazione del problema, essa può essere dovuta a più fattori:

- spaziali, poiché le condizioni locali possono produrre diverse assunzioni di alimenti o tipi di esercizio, con un conseguente mutamento del grado di esposizione;
- temporali, in quanto che le attività o le situazioni locali influenzano il tempo di esposizione rispetto a un determinato contaminante;
- *individuali*, che possono essere legati sia a caratteristiche proprie della persona (peso, età, ecc.) sia al tipo di attività da essa svolta.

L'esame di tutte queste variabili può essere condotto mediante analisi di:

- sensibilità (si varia solo un parametro, mantenendo costanti gli altri, al fine di valutare il peso di quel parametro sul risultato atteso);
- propagazione dell'incertezza (si osserva come l'incertezza di un parametro influisca sull'incertezza complessiva della stima all'esposizione);
- *probabilità* (si procede con una variazione dei parametri in relazione alla distribuzione di probabilità, per esempio tramite un approccio tipo Monte Carlo);
- *statistica classica* (si esegue una stima diretta della distribuzione dell'esposizione, basandosi su misure effettuate su un campione rappresentativo).

1.1.2.4. Caratterizzazione del rischio

La caratterizzazione del rischio sintetizza i dati raccolti in merito a natura ed estensione del rischio, includendo i seguenti elementi:

- la probabilità di rischio per la salute umana, rispetto a quel particolare composto;
- la discussione riguardo al rapporto dose/risposta che si considera nel derivare la dose di riferimento;
- i dati delle curve dose/risposta e le correlazioni struttura-attività, nonché la natura e l'importanza degli effetti osservati di uno specifico composto;
- la definizione di natura ed estensione dell'esposizione, individui e tipi di popolazione esposti;
- la disamina circa le incertezze connesse alla stima.

Nell'ambito della caratterizzazione del rischio, deve essere inoltre effettuata una comparazione tra la *dose di riferimento RFD* e la *dose di esposizione EED*, attraverso i diversi percorsi e le differenti sorgenti.

Se *EED* < *RFD*, la necessità di interventi e/o regolamentazioni appare limitata.

Una tecnica alternativa consiste, invece, nel confrontare il *margine di esposizione MOE*, ossia il grado di superamento del *NOAEL* (dose sperimentale) per un effetto critico, con l'*EED* (dose umana), secondo la relazione:

$$MOE = \frac{NOAEL}{EED} \tag{1.10}$$

Se $MOE = UF \cdot MF$, allora la necessità di interventi e/o regolamentazioni è bassa.

1.1.2.5. Gestione del rischio

La gestione del rischio rappresenta la fase finale dell'analisi di rischio.

Le decisioni da prendere e la necessità di miglioramenti o implementazioni dipendono da numerosi fattori, tra cui quelli:

- tecnologici (disponibilità di idonee metodologie d'azione);
- socio-economici (costi del recupero ambientale, in rapporto a un'effettiva riduzione del rischio);
- legali (normative esistenti a tutela della vita umana e dell'ambiente).

La *dose di riferimento normativo RGD* per un composto *i*-esimo è così descritta dall'equazione:

$$RGD_{(i)} = \frac{NOAEL_{(i)}}{MOE_{(i)}}$$

$$\tag{1.11}$$

e quindi anche:

$$\frac{RFD_{(i)}}{RGD_{(i)}} = \frac{MOE_{(i)}}{(UF \cdot MF)_{(i)}}$$
(1.12)

A seguito della verifica del contributo di *RFD* nei vari mezzi (aria, acqua, suolo, alimenti, ecc.), è altresì possibile stabilire le diverse opzioni di intervento e/o di controllo.

Per i composti non cancerogeni, si assume come indicatore l'assunzione giornaliera tollerabile TDI (mg/kg · giorno), la quale si ricava dividendo il valore di NOAEL per un fattore di sicurezza.

Quando TDI = 1, il livello di rischio è ritenuto accettabile.

Per i composti cancerogeni, il rischio tollerabile è compreso tra 10⁻⁶ (Danimarca) e 10⁻⁴ (Olanda), anche se la maggior parte delle nazioni utilizza un limite di 10⁻⁵. Ciò significa che:

- per valori > 10⁻⁴, il rischio non è considerato ammissibile e quindi è necessario intervenire sulle sorgenti (rimozione o attenuazione), sui percorsi (interruzione, minimizzazione, ecc.) o sui bersagli (allontanamento, monitoraggio, ecc.);
- per valori < 10⁻⁷, il rischio è giudicato sostenibile e pertanto non è richiesta alcuna azione.

1.1.2.6. Fasi operative di un'analisi di rischio: i "livelli"

Le procedure più comunemente impiegate per la definizione dell'analisi di rischio adottano un approccio di tipo graduale, che comprende tre distinti livelli d'intervento (si veda anche Marsland e Carey, 1999; UNICHIM, 1997 e 2002).

Esempi di software applicativi della procedura RBCA (*Risk Based Corrective Action*, ASTM, 1995 e 1998; U.S. EPA, 1996a/b) sono: Giuditta (Provincia di Milano/URS, ver. 1, 1999; ver. 3, 2002), ROME (*ReasOnable Maximum Exposure*, ISPRA, ver. 2.1.) e RAM (*Risk Assessment Model*, ESI, ver. 1.07).

Il primo indispensabile passo da compiere, indipendentemente dal tipo di procedura utilizzata, risulta essere la caratterizzazione preliminare del sito (si veda capitolo 2). L'analisi di rischio viene adottata in tutti quei casi per cui, nonostante l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili e a costi sopportabili, non è possibile raggiungere i valori di concentrazione limite accettabili e quindi occorre stabilire se le concentrazioni residue siano compatibili con la destinazione d'uso del sito.

Si rammenta che Giuditta si ferma al livello 2, mentre ROME arriva al livello 3 e RAM si spinge addirittura fino a un livello 4.

Quest'ultimo è di fatto un modello semi-analitico ideato per rappresentare in modo dettagliato le situazioni con focolai d'inquinamento multipli, nonché quando percorsi e bersagli necessitino di una valutazione senza coinvolgimento del modello concettuale già sviluppato.

Il software RAM è proposto in due differenti versioni: deterministica e probabilistica (approccio tipo *Crystal Ball*® di esi, si veda anche Cantelli e Puppini, 2005).

Si esaminano ora nel dettaglio i tre livelli di analisi (o *tiers*, si veda anche figura 1.1).

LIVELLO 1

In questa prima fase si esegue un confronto tra i valori di concentrazione dei contaminanti effettivamente riscontrati sul campo e quelli calcolati per un sito ipotetico, assumendo in via cautelativa le condizioni del peggiore scenario possibile.

I valori di riferimento iniziali (detti *tabellari*) sono definiti come *Risk Based Screening Levels rbsl.* (ASTM, 1995) oppure anche *Generic Soil Screening Levels ssl.* (U.S. EPA, 1996a/b).

Questo primo stadio di analisi si conclude pertanto con il confronto tra i valori "reali" e quelli delle tabelle di riferimento (RBSL, SSL), in cui il rischio per sostanze non cancerogene è assunto pari a 1, mentre per quelle cancerogene è compreso tra 10⁻⁴ e 10⁻⁶. A questo punto si aprono due distinti scenari:

- a. se i valori di campo misurati sono inferiori a quelli indicati nelle tabelle, il rischio è ritenuto trascurabile; si provvede a sviluppare un'attività di monitoraggio, senza intraprendere azioni di risanamento;
- b. se i valori riscontrati sono superiori ai riferimenti tabellari, si può intervenire in tre modi:
 - si procede con un'operazione di risanamento, per raggiungere i valori di RBSL o di SSL pari a quelli osservati on field;
 - si applicano delle misure provvisorie di mitigazione;
 - si passa alla fase successiva di valutazione, poiché il rischio evidenziato in via preliminare giustifica un maggiore approfondimento.

Livello 2

Il rischio viene valutato prendendo in considerazione l'esposizione a determinati inquinanti e i relativi possibili bersagli, sulla base di modelli semplificati.

Per poter fare questo, è necessario disporre di un modello concettuale specifico del sito, basato sia su dati esistenti che derivati da indagini in loco e in laboratorio, compiute *ad hoc*.

I valori che si ricavano dalla valutazione del rischio vengono definiti come livelliobiettivo specifici del sito *SSTL* (ASTM, 1995) oppure SSL (*Site Specific Levels*, U.S. EPA, 1996a/b).

Anche in questo caso, il rischio per sostanze non cancerogene è assunto pari a 1, mentre per quelle cancerogene è compreso tra 10^{-4} e 10^{-6} , utilizzando i parametri calcolati sulla base delle indagini eseguite anziché quelli di letteratura o derivanti da una semplice stima.

In questa fase, si impiegano dei modelli di simulazione semplificati, di tipo analitico (si veda anche Domenico, 1987).

Al termine di questo secondo tier, si possono presentare due possibilità:

- a. i valori riscontrati risultano inferiori a quelli di riferimento (*field value < sstl.*), allora il rischio è ritenuto trascurabile e si predispone soltanto un piano di monitoraggio, senza specifiche azioni di risanamento;
- b. i valori di riferimento non sono rispettati, quindi si procede nel seguente modo:

- si dà inizio a un intervento di recupero dell'ecosistema sotterraneo, per raggiungere, come obiettivo finale, i valori di *SSTL*;
- si applicano delle misure provvisorie di risanamento;
- si passa al successivo stadio di valutazione, poiché il rischio evidenziato giustifica un maggiore approfondimento.

LIVELLO 3

Si elabora un'analisi di rischio completa, in cui si rilevano dapprima ulteriori dati ambientali e poi se ne effettua l'interpretazione, mediante modelli numerici, deterministici o stocastici.

Anche nell'ambito dell'analisi di terzo livello, si distinguono due differenti situazioni:

- a. quando i valori misurati sono più bassi rispetto a quelli di riferimento, si assume che il rischio sia trascurabile e quindi si pone fine alla procedura, senza alcun disinquinamento (al massimo si provvede a sviluppare una rete di monitoraggio del sito);
- b. se i valori di riferimento non risultano rispettati, si procede diminuendo la pericolosità dei contaminanti (trattamenti fisici, chimici o biologici), interrompendo o minimizzando i percorsi di esposizione (messa in sicurezza) e intervenendo sui recettori (uso del territorio e delle risorse). Una volta raggiunti gli obiettivi fissati dalle valutazioni di rischio (ossia 1 e 10⁻⁴÷10⁻⁶), si ritiene conclusa l'attività di bonifica e si continua con il monitoraggio.

1.2. Sviluppo di un'analisi di rischio

La procedura di analisi del rischio sanitario-ambientale (HHRA-ERA) deve costituire un equanime strumento tecnico di determinazione dei potenziali impatti afferenti a uno specifico sito, includendo una caratterizzazione del rischio chiaramente esposta e separata da qualsivoglia considerazione inerente alla sua gestione.

Gli scopi che questo tipo di analisi di rischio si deve prefiggere si possono schematizzare come segue.

Una HHRA-ERA deve fornire:

- una valutazione dei potenziali rischi per la salute umana in condizioni standard, cioè senza che sia stata intrapresa alcuna azione di risanamento (baseline conditions);
- un aiuto a stabilire la necessità di un'analisi di rischio per quel sito;
- le basi per determinare gli obiettivi del disinquinamento (remediation goals), in rapporto alle sostanze chimiche individuate nelle matrici ambientali dell'area esplorata;
- gli strumenti operativi per comparare differenti alternative di bonifica;
- una metodologia robusta e largamente accettata per definire i potenziali rischi per la salute umana e l'ecosistema, permettendo altresì un confronto fra i rischi potenziali per la salute tra due differenti siti.

Tale processo di valutazione dovrebbe sempre essere sviluppato in maniera tale da supportare non solo l'investigazione ambientale del sito, ma anche le successive componenti procedurali, come per esempio la redazione del progetto di bonifica.

Ciò significa che, sebbene una HHRA sia eseguita per raggiungere obiettivi differenti (vale a dire, descrivere i rischi attuali e futuri per la salute umana), essa manifesta altresì la necessità di essere coordinata con altre attività di campo (ad esempio, ERA), tendendo verso interessi più generali afferenti al sito e alle risorse disponibili (recupero, mitigazione, costi, ecc.).

Ciò premesso, è bene ricordare che il processo decisionale fondato su un'analisi del rischio include i seguenti passaggi principali:

- esame iniziale e verifiche preliminari;
- raccolta ed elaborazione dei dati;
- generazione del modello concettuale del sito;
- valutazione dei parametri chimico-fisici e tossicologici dei contaminanti;
- analisi dell'esposizione;
- calcolo del rischio;
- intervento di risposta in emergenza.

Si discutono di seguito e in maniera più dettagliata i summenzionati step operativi.

1.2.1. Esame iniziale e verifiche preliminari – Valutazione dei livelli di screening

Le hhra-era condotte a uno stadio di ispezione (*Site Inspection si*) e stima preliminare (*Preliminary Assessment PA*) sono tipicamente *screening-level* e vengono realizzate per accertare se il sito esige ulteriori indagini di campo oppure può essere eliminato da successivi approfondimenti.

Raramente la sola fase di screening è capace di fornire adeguate informazioni per giustificare qualsivoglia attività di recupero del sito.

Dal momento che le indicazioni ottenibili mediante il ricorso a tale primo criterio di analisi sono usualmente limitate, è prassi comune adottare un approccio conservativo nel compiere l'assessment.

Prima di tutto, si effettua una comparazione fra le concentrazioni riscontrate nelle varie matrici ambientali del sito (abitualmente, si usa la massima concentrazione rilevata) con i livelli di screening calcolati secondo il protocollo RAGS (*Risk Assessment Guidance for Superfund*). I valori raccomandati per tale tipo di stima sono quelli implementati da EPA per la Regione 3 (tavole di *Risk-Based Concentration* RBC) o la Regione 9 (tavole di *Preliminary Remediation Goal* PRG, oggi sostituiti dai RSL *Regional Screening Levels*, 2010), entrambi regolarmente aggiornati.

Si ricorda inoltre che la Regione 9 è composta dagli stati dell'area sudovest degli USA (Arizona, California, Nevada) più le isole Hawaii, mentre la Regione 3 raggruppa gli stati del cosiddetto *mid-atlantic* (Delaware, District of Columbia, Maryland, Pennsylvania, Virginia e West Virginia).

Un altro aspetto importante è dato dal fatto che i valori di RBC o PRG non sono equivalenti, poiché i percorsi di esposizione considerati sono differenti: ciò significa che ciascuno di essi va applicato nel contesto per cui è stato generato.

Due sono altresì gli elementi primari di una valutazione dei livelli di screening: l'identificazione e la selezione del gruppo(i) recettore di popolazione, che è generalmente quello con il potenziale di esposizione al rischio più elevato, e la scelta delle concentrazioni più appropriate ai punti di esposizione (come regola, si considera il più alto tenore delle sostanza chimica riscontrato in un mezzo naturale, confrontato con il suo livello base di screening per la salute umana). Quando quest'azione non permette di definire chiaramente se il sito può essere esentato da ulteriori approfondimenti, allora è opportuno procedere con analisi più mirate (per esempio, una *Baseline Risk Assessment BRA*).

Allo stesso modo, occorrerà investigare il sito in maniera più circostanziata, qualora le concentrazioni massime rilevate abbiano superato i valori soglia di screening per la salute umana.

Da ultimo, ma sicuramente non meno importante, è indispensabile ricordare che in quest'ambito di studio preliminare è sempre corretto esporre tutte le incertezze associate a un'analisi dei livelli di screening.

Si dovrà quindi discutere dell'effetto potenziale che possono assumere i seguenti fattori:

- incertezze connesse con una limitata banca dati delle sostanze chimiche di interesse:
- utilizzo della concentrazione massima di un composto chimico per rappresentare l'esposizione del sito;
- impiego dell'esposizione più elevata o recettori del "caso peggiore";
- applicazione dei valori di screening e relative ipotesi adoperate per la loro derivazione.

Ciò premesso, è necessario rammentare che l'esame iniziale del sito, comprensivo delle verifiche preliminari, si compone di alcune imprescindibili azioni, che di fatto risultano propedeutiche per tutto quanto si dovrà svolgere nelle successive fasi di lavoro.

In particolare, bisogna attuare:

- a. una revisione storica di tutte le attività, produttive e non, che si sono succedute sul sito, nonché degli eventuali rilasci accidentali di prodotti inquinanti nelle diverse matrici ambientali;
- b. l'identificazione di tutte le sostanze chimiche impiegate, comprese quelle usate in passato;
- c. la localizzazione di ogni fonte primaria di contaminazione presente nell'ambito del sito (aree di stoccaggio, distribuzione, lavorazione, ecc.);
- d. l'individuazione delle possibili sorgenti secondarie (cioè i comparti ambientali oggetto della contaminazione: suolo, acqua, aria);
- e. la valutazione della massima concentrazione riscontrata per ogni composto polluente nei singoli domini naturali (aria, insaturo, falda);

f. la determinazione della destinazione d'uso attuale e futura del sito, sottoposto a indagine, e delle zone limitrofe.

Quindi, già in questa prima fase operativa, occorre (NCR, 1983 e 1994):

- identificare il/i pericolo/i e i potenziali recettori (target). L'individuazione del pericolo e dei potenziali bersagli, attuali e futuri, è un processo indispensabile per stabilire, in termini qualitativi e preliminari, se l'esposizione a un agente inquinante può causare un incremento nell'incidenza di effetti avversi per la salute, ovverosia un impatto negativo;
- valutare il rapporto dose/risposta. L'applicazione di questo modello è prioritaria per definire una relazione fra la dose di una specifica sostanza chimica e la probabilità di indurre un effetto nocivo sulla condizione fisica;
- determinare i punti di esposizione, vale a dire dove il recettore è esposto al contaminante:
- stabilire i possibili percorsi di esposizione, ossia in che modo il target viene a contatto con l'inquinante; il calcolo di tale parametro discriminante si basa soprattutto sul raffronto fra assunzione di composti chimici e potenziali vie di esposizione;
- caratterizzare il rischio. È la fase di lavoro che riassume e interpreta le informazioni, soppesando le limitazioni e le incertezze della stima del rischio, ma riconoscendo anche la presenza di habitat sensibili e di risorse idriche superficiali e sotterranee da salvaguardare.

In breve, lo scopo di questa fase di lavoro è quello di provvedere, in via preliminare, all'individuazione della fonte di contaminazione, dei recettori e delle modalità con cui sorgente e bersagli risultano in contatto (trasporto).

1.2.2. Raccolta ed elaborazione dei dati

Un aspetto particolarmente importante concerne la disponibilità di dati, sia in termini di analisi chimica degli inquinanti che di investigazione dei mezzi campionati, non-ché la rappresentatività dei medesimi.

Il campionamento va effettuato nelle aree di sospetta polluzione, allo scopo di fornire indicazioni sulla "condizione peggiore" (*worst case*). In caso contrario, i livelli di screening non saranno in grado di assicurare una valutazione adeguatamente conservativa dei rischi potenziali. Allo stesso modo, se gli esami di laboratorio non possono essere eseguiti o le matrici ambientali non sono state tutte testate, una HHRA non risulterà idonea per escludere quel sito da ulteriori e futuri accertamenti.

Appare evidente che la pianificazione della raccolta ed elaborazione dei dati costituisce una criticità ai fini del successo dell'analisi di rischio, soprattutto per quanto attiene alla definizione dei requisiti minimi necessari per l'implementazione di tale procedura "sanitaria-ambientale".

Tali prerogative di base si riferiscono sostanzialmente al tipo e alle modalità di acquisizione dei dati, così come alla mancanza d'informazioni (*data gaps*) o all'identificazione dei fattori selettivi.

Per ridurre al minimo queste ambiguità, la tecnica oggi maggiormente impiegata è quella di tipo iterativo, strutturata su più livelli (*tiers*), partendo con un lavoro di verifica, allo scopo di comprendere se è imprescindibile una successiva investigazione, più approfondita.

La natura di una HHRA-ERA dipende quindi da:

- dati disponibili;
- applicazione delle norme relative all'informativa sui rischi;
- risorse sfruttabili per condurre una risk analysis.

Questo stadio di azione viene sviluppato essenzialmente per verificare la qualità delle matrici ambientali e quindi consentire la successiva predisposizione del modello concettuale del sito (MCS).

1.2.3. Generazione del modello concettuale del sito

La creazione del modello concettuale del sito rappresenta sostanzialmente un'elaborazione fisica e geometrica, il più possibile tridimensionale, del sottosuolo, la quale sia in grado di chiarire i criteri con cui le "potenziali fonti chimiche presenti nel sito inquinato possono contribuire a incrementare i livelli di rischio nei recettori potenzialmente esposti" (Grossrubatscher, 2009).

L'MCS è perciò una descrizione, o meglio una valutazione qualitativa, che mira a definire:

- sorgente di contaminazione;
- modalità di migrazione dei polluenti (volatilizzazione, percolazione, ecc.);
- percorsi di esposizione;
- recettori finali.

Per poter elaborare un modello concettuale del sito è ovviamente necessario disporre di una serie di parametri geometrici a esso afferenti.

La figura 1.3 riporta il diagramma di flusso che sintetizza quanto sopra esposto.

L'acquisizione di tali informazioni può avvenire mediante misure dirette oppure, nel

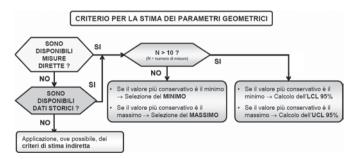


Figura 1.3. Flow chart relativa al metodo di stima dei parametri geometrici, mediante misure dirette o procedure indirette (fonte: ISPRA, 2008)

caso in cui queste non siano realizzabili, avvalendosi di dati storici attendibili sul sito, desunti da fonti bibliografiche accreditate o, ancora, impiegando criteri di stima indiretta.

1.2.3.1. Sorgente di contaminazione

Un sito può essere considerato potenzialmente contaminato quando uno o più valori di concentrazione delle sostanze inquinanti, rilevate nell'ambito delle matrici ambientali (insaturo e saturo) risultano superiori ai valori di screening o alla cosiddetta concentrazione soglia di contaminazione csc.

La sorgente di contaminazione può essere distinta in primaria e secondaria (ASTM E-1739-95).

La sorgente primaria è costituita dall'elemento che è causa dell'inquinamento (ad esempio, un cisterna interrata, un pozzo perdente, un accumulo di rifiuti, ecc.), mentre quella secondaria corrisponde al comparto ambientale oggetto del riconosciuto degrado qualitativo (aria, acqua, suolo).

La fonte secondaria può altresì collocarsi in due distinti domini sotterranei:

- l'insaturo, che a sua volta viene classificato in suolo superficiale (ss), compreso tra 0 e 1 m di profondità, e suolo profondo (sp), con quote superiori a 1 m dal piano campagna;
- il saturo o acquifero (*GW*).

In accordo con gli standard di riferimento, la procedura di analisi di rischio va applicata esclusivamente alle sorgenti secondarie d'inquinamento.

Ai fini di una corretta ricostruzione del modello concettuale, è altresì vincolante determinare:

- la geometria dell'aerato e del mezzo saturo sottostante;
- la collocazione della sorgente di contaminazione rispettivamente nell'insaturo e nell'acquifero;
- il valore di concentrazione rappresentativo della sorgente;
- le proprietà chimico-fisiche e tossicologiche degli inquinanti;
- i composti indicatori, ossia i *marker* dello stato di degrado.

Vale inoltre la pena sottolineare che, nella fase di definizione della geometria della sorgente, sia nel non saturo che in falda (ISPRA, 2008):

- a scopo puramente cautelativo, si assume, anche in accordo con le procedure EPA (1996), che il recettore si muova a caso durante tutta la durata dell'esposizione, ovvero trascorrendo lo stesso periodo di tempo in ciascuna parte della exposure area;
- si riconosce una superficie minima di esposizione (valore suggerito 2500 m², 50 m per 50 m), al di sotto della quale non si può ragionevolmente supporre che il recettore possa stazionare per la totalità dell'esposizione. In casi particolari (ad esempio, distributori di carburanti), si può ipotizzare un'estensione addirittura inferiore al valore minimo consigliato (2500 m²).