

funzione di controllore degli interventi in qualità di supporto tecnico del Ministero dell'ambiente;

2. le attività oggetto di convenzione sono, in molti casi, di competenza istituzionale di altri enti (emblematico, in tal senso, è il caso della convenzione con Bagnoli Futura SpA che ha come oggetto anche l'esecuzione di attività di validazione dei dati analitici che sono di competenza dell'Arpa e della provincia);

3. in alcuni casi l'Iss ha operato come vero e proprio "progettista" degli interventi, elaborando l'analisi di rischio che, ai sensi della normativa vigente, è parte della progettazione di bonifica (ad es: convenzione con Bagnoli Futura e con Autorità portuale di Piombino). Tali progetti vengono poi esaminati dal Ministero dell'ambiente con il supporto di Ispra e dello stesso Iss che si trova a esprimere un parere su progetti da esso stesso elaborati. Occorre, quindi, riflettere su quanto possa essere imparziale un parere espresso in tali condizioni;

4. all'interno della "convenzione quadro" con il Ministero dell'ambiente del 19 dicembre 2008 (doc. 1218/11) sono previste attività che rientrano chiaramente nei compiti istituzionali e sono già oggetto di altre convenzioni a titolo oneroso stipulate da Iss. All'interno della rendicontazione del periodo 29 aprile - 29 giugno 2009 vengono citati, infatti, prodotti di altre convenzioni attive stipulate da Iss quali: l'istruttoria per le analisi di rischio sulle aree pubbliche di Bagnoli (per le quali, sulla base della convenzione con Bagnoli Futura, l'Iss ha elaborato l'analisi di rischio) e del litorale vesuviano (già oggetto della convenzione con il commissario delegato De Biase), l'analisi di rischio per le aree agricole interne al comune di Portoscuso (già oggetto di specifica convenzione tra Iss e il comune). E dunque l'Iss è stato remunerato (nella maggior parte dei casi con fondi pubblici) per le stesse prestazioni che erano già dovute istituzionalmente.

L'Iss, alla luce dei dati e delle considerazioni sopra esposte, rischia di incrinare e rendere poco credibile il delicato ruolo istituzionale che riveste.

E' evidente come nessun parere possa essere emesso da chi ha contribuito ad elaborare quanto è oggetto del parere medesimo. Non può ritenersi alto il profilo istituzionale di chi esegue, sulla base di convenzioni ben remunerate, attività che rientrano nei propri compiti istituzionali, creando pericolose commistioni tra pubblico e privato, commistioni che minano alla base la credibilità dell'ente.

Il ruolo dell'Ispra

L'Ispra svolge la propria attività in un duplice ambito.

Da un lato, vi sono le attività che compie in base ai propri compiti istituzionali e che si estrinsecano, nell'ambito delle procedure di bonifica, essenzialmente in attività di controllo e supporto tecnico al Ministero dell'ambiente; dall'altro, vi sono le attività che effettua con enti pubblici e soggetti privati in regime di convenzione e che si estrinsecano nel supporto tecnico a fini operativi.

Tali convenzioni, sia pure stipulate su autorizzazione e, talvolta, su richiesta del Ministero dell'ambiente, o in esecuzione di previsioni contenute in accordi di programma, pongono inevitabilmente problemi in merito a possibili sovrapposizioni di ruoli.

Infatti, l'Ispra ricopre un ruolo istituzionale di altissimo rilievo qual è quello del controllo sulle attività di bonifica.

La stipula di convenzioni con soggetti, pubblici o privati, può comportare che l'Ispra sia chiamata ad esprimere pareri o ad effettuare controlli proprio su quelle attività oggetto di convenzione.

Sarebbe, dunque, opportuno stabilire regole chiare in materia, che possano soddisfare una duplice esigenza: da un lato, quella di potere utilizzare appieno le risorse culturali e tecniche dell'istituto, dall'altro, quella di non pregiudicare o anche solo offuscare il ruolo di terzietà dell'Ispra nell'attività istituzionale di controllo.

Il ruolo delle agenzie regionali e provinciali per l'ambiente (Arpa/Appa)

Quanto alle agenzie regionali e provinciali per l'ambiente (Arpa/Appa), l'attività più rilevante ed onerosa che svolgono, in termini di risorse e mezzi, è senz'altro quella di "validazione" delle attività di caratterizzazione e bonifica al fine di consentire la certificazione degli interventi.

Le attività di "validazione" e di "certificazione" degli interventi sono state oggetto di approfondimenti nel corso di diverse indagini giudiziarie, in quanto rappresentano il vero "nucleo" della sfera di competenza della pubblica amministrazione in tema di bonifiche.

Proprio per la delicatezza dei compiti affidati alle Arpa, sarebbe oltremodo importante dotare le stesse di strutture e mezzi adeguati per lo svolgimento dei loro compiti istituzionali.

Il tema relativo ai funzionari Arpa è stato affrontato in numerose inchieste svolte dalla Commissione e i magistrati auditi hanno fatto riferimento alle difficoltà che esistono nel caso in cui i funzionari Arpa non rivestano la qualifica di ufficiali di polizia giudiziaria. In quest'ultimo caso, infatti, il rapporto tra autorità giudiziaria e funzionari Arpa si è rivelato scarsamente utile.

Senza entrare nel merito circa l'opportunità o meno che i funzionari Arpa siano anche ufficiali di polizia giudiziaria, ciò che si vuole evidenziare è che le relazioni inviate all'autorità giudiziaria, affinché siano proficue, debbano essere elaborate in modo da consentire una valutazione adeguata da parte dell'autorità giudiziaria dei fatti accertati.

Quanto, poi, alle attività svolte nel campo amministrativo, lo stesso Ministro Clini ha indicato quale possibile strada quella di rafforzare ulteriormente i compiti dell'Arpa, ma questo obiettivo incontra quale ostacolo il diverso livello professionale che si è avuto modo di constatare nelle Arpa da una regione all'altra.

In sostanza, il Ministro ha giustamente sottolineato come non si possa prescindere, nella gestione delle bonifiche, da personale qualificato all'interno di tutte le Arpa.

Il ruolo delle società *in house*: Invitalia (ex Sviluppo Italia) e Sogesid

Sul ruolo delle società *in house* si è espresso in termini molto chiari il Ministro Clini, nelle due audizioni avanti alla Commissione del 1° febbraio e del 30 ottobre 2012. In data 1° febbraio ha dichiarato:

"Mi è stata rivolta una domanda su Sogesid: è una società *in house* del ministero, ma non è il ministero. La linea che sto seguendo è esattamente questa, una direttiva, che comunque va fatta, a Sogesid, nella quale sono identificate le attività che può svolgere a supporto del ministero, ma nello stesso tempo questo non può assolutamente depauperare e depotenziare il ministero. Questo deve essere molto chiaro e, infatti, lo sforzo che stiamo cercando di fare, anche in merito alla struttura del ministero, è quello di rafforzarlo. A questo proposito, sarà importante il ruolo di supporto di Ispra, che è un istituto pubblico e che deve essere valorizzato a supporto dell'amministrazione superando un certo equivoco che si è creato forse per il contratto. Io sono molto contento che i tecnici di Ispra siano considerati nel contratto della ricerca. È sicuro, infatti, che abbiamo anche bisogno di ricerca, ma abbiamo bisogno di un'agenzia nazionale che dia il passo, che dia input alle agenzie, perciò una struttura fortemente correlata all'amministrazione. Questa

situazione, invece, non è ancora chiara e in questa direzione va il nostro impegno. Sogesid deve fare quello che fa una società *in house*, non certamente sostituire il ministero, non soltanto formalmente, ma anche nella sostanza.”.

Le parole del Ministro depongono per un ridimensionamento delle società *in house*, il cui ruolo non può, in nessun caso, avere una natura sostitutiva rispetto a quelle che sono le competenze del Ministero.

In occasione della seconda audizione il Ministro si è espresso in termini ancora più netti: la Sogesid, ha affermato, ha ricevuto importanti incarichi da amministrazioni pubbliche, soprattutto dai commissari, riguardanti la progettazione e a volte la realizzazione degli interventi. La possibilità di liquidare Sogesid passa necessariamente attraverso l'attenta verifica delle attività in corso e della conclusione delle medesime da parte della società. Evidentemente, il Ministro ritiene necessario un ridimensionamento del ruolo delle società *in house*. Nel corso dell'audizione ha, infatti, anche sottolineato che Sogesid è una società sganciata dalle regole del mercato in quanto, proprio per la sua natura di società *in house* può ottenere direttamente l'affidamento dei servizi. La circostanza che la società non si sia mai misurata in una competizione di libero mercato certamente rappresenta una minore garanzia di efficienza e di adeguatezza delle strutture rispetto ai servizi richiesti.

La Commissione, anche alla luce della documentazione acquisita, e dei non sempre soddisfacenti servizi resi dalla società nel settore delle bonifiche effettivamente ritiene doveroso che sia ridimensionato il ruolo delle società *in house* affinché il Ministero e gli altri enti di supporto riprendano appieno le loro competenze ed affidino eventualmente specifiche attività a soggetti individuati sulla base di gare pubbliche o, comunque, sulla base di valutazioni comparative.

Le medesime considerazioni valgono per la società Invitalia, di cui si è trattato nel corpo della relazione.

9.6 Le ulteriori problematiche rilevate dalla Commissione

Le ulteriori problematiche relative alla gestione dei siti contaminati possono essere riconducibili ai seguenti temi:

- gestione dei materiali provenienti da attività di bonifica: la gestione di suoli provenienti da siti contaminati e, più in generale, delle terre e rocce da scavo costituisce un grave problema per gli operatori di settore e per gli enti di controllo. Se da una parte, a fronte di un quadro normativo frammentario, in continua evoluzione e non sempre chiaro, gli operatori di settore reclamano una minore burocrazia al fine di accelerare i procedimenti amministrativi, dall'altra, gli enti di controllo devono garantire una tracciabilità dei rifiuti provenienti dai siti contaminati al fine di evitare fenomeni di illegale smaltimento o di miscelazione con altri flussi di rifiuti.

Occorre, inoltre, evidenziare il problema della classificazione della pericolosità dei rifiuti (ad esempio in relazione al contenuto di idrocarburi o alle caratteristiche di ecotossicità). In assenza di chiare indicazioni nella normativa europea, numerosi enti tecnici (Iss, Ispra, Arpa) nonché la giurisprudenza amministrativa si sono espressi sul punto, giungendo a conclusioni spesso non coincidenti, con conseguenze giudiziarie pesanti per gli operatori, sia in sede civile che penale.

Nonostante gli interventi normativi, permane, quindi, una disomogeneità di gestione di tali materiali sul territorio nazionale. Anche le indagini giudiziarie per l'accertamento di

eventuali illeciti connessi all'attribuzione delle caratteristiche di pericolosità dei rifiuti (si veda il caso del sin di Pioltello Rodano) testimoniano l'incertezza in materia, in quanto le interpretazioni normative risultano diversificate;

- costi delle bonifiche: ad oggi non esiste un riferimento nazionale per i costi relativi alle attività di bonifica. Comunemente i soggetti obbligati per la definizione di tali costi fanno riferimento ai prezzari regionali che però non comprendono gran parte delle tipologie di trattamento che possono essere utilizzate per la bonifica di suolo, acque, sedimenti. Ne deriva un quadro disomogeneo a livello nazionale (la stessa tipologia di bonifica applicata ai medesimi contaminanti può costare anche 100 volte di più in una regione rispetto ad un'altra). Come evidenziato anche nel rapporto sulle bonifiche di Confindustria (luglio 2009), i costi delle bonifiche sono oggettivamente alti, anche a causa della ridotta capacità impiantistica di trattamento dei terreni sul territorio nazionale (una quantità ingente di terreni contaminati viene inviata in Germania con costi molto elevati) anche se l'introduzione del decreto legislativo n. 152 del 2006, che estende l'utilizzo dell'analisi di rischio a tutti i terreni contaminati, ha in alcuni casi abbassato tali costi. L'assenza di un quadro di riferimento oggettivo per la determinazione dei costi di bonifica rende obiettivamente più semplice la consumazione di illeciti nell'affidamento e nella gestione degli appalti, in assenza di elementi di riferimento certi;

- contenziosi amministrativi tra enti di controllo (Ministero dell'ambiente, Arpa, regioni, comuni) e soggetti obbligati: i contenziosi amministrativi tra enti di controllo centrali e locali e soggetti obbligati alla bonifica (con particolare riferimento ai soggetti imprenditoriali) sono ancora numerosi, anche se nell'ultimo anno si è avvertito un decremento apprezzabile degli stessi. Le motivazioni principali sono riconducibili secondo Confindustria a:

- soluzioni tecniche individuate dagli enti di controllo, spesso (soprattutto in passato) ritenute — anche dalla giurisprudenza — carenti di motivazioni solide ed argomentate;
- riutilizzo dei suoli puliti in presenza di contaminazione della falda difficilmente attuabile (la quasi totalità dei SIN presenta contaminazione diffusa della falda);

Tali contenziosi portano in alcuni casi alla sospensione dei procedimenti amministrativi con evidente rallentamento delle attività di bonifica, permanenza di potenziali rischi sanitario-ambientali e, di conseguenza, blocco di qualsiasi ipotesi di riutilizzo produttivo delle aree, ivi compresi potenziali interventi di miglioramento ambientale degli impianti.

Si osserva, per completezza di informazione, che, proprio allo scopo di consentire il riutilizzo delle aree oggetto di bonifica a fini produttivi, il Ministero dell'ambiente ha stabilito, compatibilmente con la normativa vigente, dei criteri tecnico-amministrativi. Il riutilizzo delle aree è consentito previa presentazione del progetto di bonifica dei suoli e/o delle acque, ove *necessary*, e attestazione dell'assenza di rischi significativi per i lavoratori dell'area in relazione agli inquinanti presenti nelle matrici ambientali.

In questo senso è ovvio come, in assenza di idonea documentazione tecnica presentata al Ministero dell'ambiente, il riutilizzo non possa essere concesso;

- gestione dei sedimenti contaminati: secondo quanto riportato da Confindustria (Confindustria 2009), una delle principali voci di spesa nell'ambito dei procedimenti di bonifica è quella relativa al dragaggio e al trattamento dei sedimenti (di acque marine e/o interne) contaminati. La normativa vigente in tema di bonifica dei siti contaminati (decreto legislativo n. 152 del 2006, parte IV, Titolo V) non riporta dei limiti di riferimento per le concentrazioni dei contaminanti nei sedimenti. Pertanto, è necessario fare ricorso, in conformità con quanto disposto dalla disciplina sulla tutela delle acque, a criteri specifici che vengono stabiliti per i sedimenti marini dei siti di interesse nazionale da Ispra. Per le acque interne la definizione di valori di riferimento è ancora oggetto di approfondimenti tecnici.

Confindustria, nel rapporto sulle bonifiche recentemente pubblicato (2009), ha evidenziato che il dragaggio e il conferimento in discarica di sedimenti marini, fluviali e/o lacustri rappresenta per le imprese associate una delle principali problematiche in relazione ai costi elevatissimi associati a tale operazione (centinaia di milioni se non miliardi di euro) e, pertanto, ha contestato l'imposizione di tale scelta nell'ambito dei procedimenti di bonifica e/o danno ambientale.

Bibliografia

- Confindustria (2009): La gestione delle bonifiche in Italia: analisi, criticità, proposte
- D'Aprile L., Araneo F., Bartolucci, E, (2009): I dati Ispra sui siti contaminati in Italia, pubblicato su rivista "ECO - Tecnologie per l'ambiente, bonifiche e rifiuti"
- D'Aprile L., Tatàno F., Musmeci L. (2007): Development of quality objectives for contaminated sites: state of the art and new perspectives, Int J. Environment and Health, Vol 1, No 1, 2007
- EC (2006a) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM(2006) 232 final, Europese Commissie, Brussel.
- EC (2006b). Thematic strategy for soil protection. COM(2006) 231 final, Europese Commissie, Brussel.
- EC (2006c) Impact assessment of the thematic strategy on soil protection. SEC(2006) 620, Europese Commissie, Brussel.
- EC- DG JRC (2007): Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation, EUR 22805-EN, Carlon, C Ed Integrated Soil Research Programme Report, Vol.28, RIVM, Aquasense, Alterra.
- Ispra (2008): Annuario dei Dati Ambientali

APPENDICE A: GESTIONE DEI SITI CONTAMINATI IN ALTRI PAESI EUROPEI

Austria

Il principio della protezione integrata dell'ambiente è stato introdotto nella costituzione austriaca nel 1984.. Nel 1989 è stato avviato un programma nazionale di bonifica ed è stato promulgato il "Federal Act" per la bonifica dei siti contaminati.

Il "Federal Act " è nato come uno strumento per finanziare le misure di bonifica. All'interno dell'atto viene menzionata la possibilità di utilizzare l'analisi di rischio ma l'atto in se stesso non definisce i criteri che potrebbero essere utilizzati per l'applicazione dell'analisi di rischio o per la definizione di valori di riferimento. Nel 2004 è stata pubblicata dall'*Austrian Standard Institute* una linea-guida (*Standard ON S 2088-2. Contaminated Sites – Risk Assessment for Soil Pollution*) che costituisce il riferimento tecnico per l'applicazione dell'analisi di rischio.

I valori di screening utilizzati per l'applicazione dell'analisi di rischio sono stati derivati non con l'utilizzo di modelli di esposizione, ma dal confronto dei valori di *screening* utilizzati in altri Paesi europei. E' importante sottolineare come in Austria non esistano valori di *screening* per i suoli per le aree industriali. Per questi siti infatti, si mira a mantenere unicamente le funzioni tampone e di stoccaggio esercitate dal suolo e quindi gli interventi sono focalizzati sulle acque sotterranee, mediante applicazione dell'analisi di rischio. I valori di *screening*, in Austria, sono quindi focalizzati alla protezione di bersagli sensibili (bambini) in contesti residenziali. Non comprendono valutazioni di rischio per bersagli ecologici: si tiene conto solo dell'*uptake* da parte delle piante.

Per le acque sotterranee sono stati elaborati valori di *screening* che si riferiscono all'uso idropotabile della risorsa (linee-guida del WHO).

Il Ministero dell'ambiente austriaco (*Ministry of Environment, Youth and Family*) coordina le attività relative all'applicazione del "*Federal Clean-Up Act*" ed è responsabile dell'allocazione dei relativi fondi. L'Agenzia Federale per l'Ambiente (*Federal Environmental Agency*) è responsabile dei controlli sui siti contaminati, dell'anagrafe dei siti contaminati e dell'individuazione degli interventi prioritari per i quali sono stanziati fondi. L'approccio utilizzato per la gestione dei siti contaminati è basato sull'analisi di rischio e per quanto possibile, sull'applicazione del principio "chi inquina paga"; tuttavia, in caso di impossibilità di identificare il responsabile della contaminazione, è il proprietario del sito ad essere responsabile delle attività di bonifica. Ai siti potenzialmente contaminati (che eccedono i valori di *screening* per il suolo e/o per le acque sotterranee), una volta individuati, dopo una caratterizzazione preliminare viene assegnata una categoria di rischio. I siti ad elevato rischio hanno la priorità per la successiva caratterizzazione di dettaglio. I siti che, a seguito della caratterizzazione di dettaglio e dell'elaborazione dell'analisi di rischio, risultano contaminati, vengono inseriti nell'anagrafe. E' previsto un meccanismo di finanziamento pubblico per i casi in cui il responsabile della contaminazione non può essere individuato o non può sostenere i costi di bonifica. I fondi pubblici utilizzati derivano dal sistema di tassazione.

Belgio

In Belgio la necessità di una strategia normativa per la protezione del suolo e la gestione dei siti contaminati è stata avvertita fin dai primi anni '90. Il regno del Belgio ha una struttura federale e i tre stati federali che lo compongono (Vallonia, Fiandre e Bruxelles) hanno legislazioni differenti per la gestione dei siti contaminati.

Le Fiandre hanno due riferimenti normativi principali (uno del 1995 e il successivo del 1996) che riguardano le attività di bonifica dei siti contaminati. L'approccio utilizzato è basato sulla definizione di:

- valori di fondo
- obiettivi di bonifica

I valori di fondo rappresentano i valori riscontrati nei suoli non contaminati. Gli obiettivi di bonifica sono costituiti da quei valori di concentrazione che, se superati, possono causare effetti avversi significativi per l'uomo e per l'ambiente. Gli obiettivi di bonifica tengono conto delle proprietà e delle funzioni del suolo. La legislazione distingue la contaminazione storica (verificatasi prima dell'entrata in vigore della norma) da quella recente. Nel caso di contaminazione recente gli interventi di bonifica devono essere attuati al superamento degli obiettivi di bonifica, nel caso di contaminazione storica è possibile effettuare una valutazione del rischio sito-specifica; gli obiettivi di bonifica costituiscono solo un elemento decisionale di cui tenere conto.

I valori di fondo sono determinati, per metalli e metalloidi, come 90° percentile dei valori misurati nei suoli superficiali non contaminati. Per i contaminanti organici, il valore di fondo corrisponde al limite di rilevabilità. Gli obiettivi di qualità definiti per il suolo sono basati sull'analisi di rischio. Sono definite cinque classi di uso del suolo: naturale, agricolo, residenziale, ricreativo ed industriale. Per ciascuna classe è stato definito uno scenario tipico di esposizione per il quale vengono calcolati gli obiettivi di bonifica. La valutazione del rischio è mirata solo alla salute umana. In casi specifici viene valutata anche la fito-tossicità. Gli obiettivi di bonifica per i suoli agricoli sono posti uguali a quelli per i suoli naturali. Viene utilizzato come riferimento un valore di rischio incrementale per le sostanze cancerogene pari a 10^{-5} . Il calcolo degli obiettivi viene effettuato utilizzando il modello Vlier-Human.

Per le acque sotterranee i valori di fondo vengono stabiliti in maniera analoga ai suoli ovvero, per metalli e metalloidi corrispondono ai livelli naturali, per le sostanze organiche sono posti uguali al limite di rilevabilità. Gli obiettivi di bonifica per le acque sotterranee sono determinati sulla base dell'applicazione dell'analisi di rischio, prendendo in considerazione l'ingestione di acqua potabile da parte di bersagli umani.

Nelle regioni di Vallonia e Bruxelles la normativa sui siti contaminati è più recente.

In particolare in Vallonia la legge sulla bonifica dei siti contaminati e la riqualificazione dei *brownfields* è del 1° Aprile 2004. La normativa prevede valori di riferimento (*Reference Values, RV*), valori di attenzione (*Trigger Values, TV*) e Valori di Intervento (*Intervention Values, IV*). I valori di riferimento sono valori relativi alle concentrazioni di fondo attese nel suolo e nelle acque sotterranee. I valori di attenzione e i valori di intervento sono basati sull'analisi di rischio. Al di sotto dei TV il suolo può essere considerato non contaminato. Al di sopra dei TV occorre effettuare indagini di dettaglio e un'analisi di rischio. I valori di intervento corrispondono a livelli elevati di rischio e al superamento di tali valori sono richiesti interventi di bonifica, di gestione del rischio o di messa in sicurezza. In caso di contaminazione recente (dopo il 1 gennaio 2003) il superamento dei TV determina immediatamente la necessità di interventi e i valori di riferimento diventano i nuovi obiettivi di bonifica. Ad eccezione dei valori determinati per il parametro "oli minerali", i valori di TV e IV sono derivati combinando i risultati di analisi di rischio tossicologica, analisi di rischio eco tossicologica e valutazione del rischio per le acque sotterranee. Il valore di TV e/o IV per un dato contaminante è ottenuto come valore minimo tra quelli determinati. Per le sostanze cancerogene, in

generale, il valore di riferimento per il rischio incrementale tollerabile per l'uomo è 10^{-5} . Per la valutazione del rischio eco tossicologico, vengono prese in considerazione le procedure elaborate dal RIVM olandese. I valori di screening sono definiti sulla base di 5 tipologie di uso del suolo: naturale, agricolo, residenziale, ricreativo/commerciale, industriale. Per i suoli agricoli i valori di screening sono determinati sulla base della "maximum permissible concentration" nella dieta (frazione del Tolerable Daily Intake, TDI).

Occorre sottolineare che la carenza di dati eco-tossicologici sperimentali, specialmente per le sostanze organiche, può portare alla determinazione di livelli di screening eco-tossicologici poco affidabili.

Per le acque sotterranee i TV sono stati stabiliti considerando che queste possano essere impiegate per uso potabile o che possano essere "facilmente rese potabili". I riferimenti presi in considerazione per stabilire tali valori sono:

- linee-guida WHO per le acque;
- valori di potabilità stabiliti a livello regionale;
- valori calcolati secondo le indicazioni WHO sulla base del *Tolerable Daily Intake*;
- soglie organolettiche ;
- valori proposti dal RIVM olandese.

Danimarca

In Danimarca le attività di individuazione e caratterizzazione sistematica dei siti contaminati sono iniziate nel 1982 e le metodologie utilizzate per la investigazione dei siti e l'elaborazione dell'analisi di rischio sono molto sviluppate. L'atto normativo più importante per la gestione dei siti contaminati in Danimarca è il "Soil Contamination Act" entrato in vigore nel 2000 ed emendato nel 2006. Il "Soil Contamination Act" si applica al suolo che, a seguito di impatti antropici può recare danno alle acque sotterranee, alla salute umana e, in genere all'ambiente. Non è invece applicabile alla contaminazione di origine agricola e in generale alla contaminazione diffusa.

Le autorità regionali (14 contee e 2 municipalità) sono responsabili per l'individuazione e la caratterizzazione dei siti contaminati. L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (*National Environment Protection Agency*) fornisce linee-guida alle autorità locali e supporta le attività di ricerca e sviluppo.

I siti potenzialmente contaminati vengono inclusi in un registro nazionale che comprende due livelli. L'inserimento al livello 1 avviene sulla base delle attività svolte sul sito che possono aver causato contaminazione, l'inserimento al livello 2 avviene quando si ha documentazione attestante la probabile contaminazione del sito. Successivamente vengono avviate le attività di caratterizzazione e bonifica.

Ai siti inseriti nel registro viene quindi assegnata una priorità sulla base dell'utilizzo del sito (ad es: siti residenziali, scuole, giardini pubblici hanno la priorità) e della possibilità che la contaminazione del suolo possa provocare impatti sulle acque sotterranee utilizzate a scopo idropotabile.

Le municipalità devono provvedere ad una prima classificazione di aree in cui vi è la presenza di sostanze a bassa mobilità (ad es: piombo, cadmio, ipa) con concentrazioni superiori ai livelli di prevenzione. In queste aree la popolazione viene informata delle possibili misure per ridurre il contatto con i contaminanti nel suolo. Le attività di scavo del suolo devono essere condotte, in queste aree, in modo sicuro, con la supervisione degli enti di controllo.

La valutazione del rischio è basata principalmente sulla valutazione delle concentrazioni dei contaminanti, comparandole con i livelli stabiliti per le sostanze mobili (livelli di prevenzione) o con i valori limite (per le sostanze poco-mobili). Se le

concentrazioni misurate eccedono questi valori, è necessario condurre indagini integrative per effettuare una migliore valutazione del rischio, oppure si procede alla bonifica. Le indicazioni sulle modalità di indagine, sull'analisi di rischio e sugli interventi di bonifica sono riportate in una guida tecnica del 1998.

Per il suolo sono stati fissati valori di riferimento su base tossicologica, prendendo in considerazione l'uso più sensibile del suolo (residenziale, scuole, bambini esposti). Per 7 sostanze a bassa-mobilità sono stati ricavati dei valori limite al di sotto dei quali non è necessaria la bonifica.

In Danimarca esistono valori di riferimento per i suoli determinati su base ecotossicologica ma il loro utilizzo è limitato ad alcuni casi specifici, in quanto il principale obiettivo della normativa è la protezione della salute umana e delle risorse idriche sotterranee. A protezione delle acque sotterranee viene valutato il percorso di lisciviazione dal suolo e viene imposta la potabilità delle acque sotterranee. I valori di riferimento per le acque sotterranee sono stati stabiliti sulla base degli standard internazionali disponibili per le acque potabili.

Francia

La Francia non ha una specifica legislazione sui siti contaminati: i criteri da applicare a livello nazionale sono definiti da circolari del Ministero dell'ambiente francese.

A livello centrale, la gestione dei siti contaminati è in carico alla DPPR (*Direction de la Prevention des Pollutions et des Risques*) del Ministero dell'ambiente e dello sviluppo sostenibile. A livello locale le competenze sono delegate ai 99 dipartimenti identificati sulla base delle unità geografiche-amministrative.

Alcuni riferimenti in merito ai criteri di gestione dei siti contaminati si possono ritrovare nella legge del 1976 sulle installazioni classificate (*Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, ICPE*). Per i siti contaminati che non ricadono nelle installazioni classificate viene utilizzata la norma inerente i rifiuti del 1975.

Nell'ambito della suddetta norma è stata introdotta nel 1993 una "strategia nazionale" che include l'inventario dei siti contaminati e linee-guida per la caratterizzazione. Il sistema di individuazione dei siti contaminati comprende due livelli:

1. analisi di rischio semplificata che, attraverso un sistema a punteggi consente di inserire il sito in una delle seguenti categorie: "banalisable", "a surveiller", "nécessitant des investigations approfondies"
2. analisi di rischio dettagliata che consente di determinare, a partire da una conoscenza approfondita del sito e dello stato di contaminazione, i rischi per la salute umana, per le risorse idriche e, ove rilevante, per gli ecosistemi.

Documenti di fondamentale importanza sono le circolari del Ministero dell'ambiente del 3 dicembre 1993 e del 10 dicembre 1999 che definiscono alcuni criteri di base per la gestione dei siti contaminati. In particolare, la circolare del 10 dicembre 1999 indica i principi per la individuazione degli obiettivi di bonifica sulla base dell'analisi di rischio dettagliata e della valutazione tecnico-economica delle alternative di intervento. Il livello di riferimento per il rischio incrementale da sostanze cancerogene è posto pari a 10^{-5} ma livelli più bassi o più alti (fino a 10^{-4}) possono essere richiesti in particolari situazioni. Per l'*Hazard Index* il valore preso come riferimento è 1.

L'analisi di rischio semplificata non consente di avere un quadro completo dei rischi associati allo stato di contaminazione del sito e non prevede la valutazione di alcuni percorsi quali l'inalazione di vapori o polveri. Le acque sotterranee non vengono incluse nella valutazione. L'analisi di rischio semplificata consente solo di avere una gerarchizzazione degli interventi a beneficio delle autorità di controllo; tuttavia può essere richiesta l'implementazione di un'analisi di rischio dettagliata anche per siti che vengono inclusi nella prima categoria di rischio ("banalisable").

All'interno dell'analisi di rischio semplificata vengono utilizzati valori di concentrazione generici per il suolo, per assegnare un punteggio al termine di sorgente (*Valeurs de Definition de Source Sol, VDSS*) e per assegnare un punteggio agli impatti (*Valeurs de Constat d'Impact, VCI*). I VCI sono suddivisi in:

- valori per uso sensibile del suolo (giardini pubblici, parchi giochi, ecc.)
- valori per uso non sensibile del suolo (uso industriale, commerciale, uffici, ecc.)

Nei documenti del Ministero dell'ambiente viene specificato in più parti che i valori di VDSS e VCI non costituiscono valori di *screening* né obiettivi di bonifica per il suolo, ma servono solo, in un'ottica generale, ad indirizzare le priorità di intervento.

I valori di VDSS e VCI sono stati ricavati mediante l'applicazione di un'analisi di rischio generica con una versione adattata del modello olandese CSOIL, prendendo in considerazione anche i valori di riferimento elaborati in Olanda e Germania.

I valori sono basati sulla valutazione dell'esposizione umana e riguardano solo il suolo superficiale (0-30 cm).

I valori di VDSS e VCI così calcolati presentano numerose limitazioni, legate alla mancata valutazione di alcune sorgenti e percorsi, che portano ad una gerarchizzazione poco omogenea dei siti. Tuttavia la loro importanza nella definizione degli interventi è limitata. L'orientamento del Ministero dell'ambiente francese è per una eliminazione di questi valori che spesso vengono impropriamente utilizzati come obiettivi di bonifica.

Per le acque sotterranee vengono presi in considerazione i limiti di potabilità, basati sugli effetti ecotossicologici, come valori di riferimento. Nei casi in cui viene sancito dagli enti di controllo un uso non sensibile delle acque sotterranee vengono utilizzati valori pari a 5 volte limiti di potabilità per gli elementi in tracce e valori pari a 2 volte i limiti di potabilità per le altre sostanze.

Germania

In Germania esiste un indirizzo normativo sulla protezione del suolo e sulla gestione dei siti contaminati dal 1999 (*Federal Soil Protection Act*). Ognuno dei 13 stati federali (Länder), sulla base di quanto disposto dalla costituzione tedesca, è autonomamente responsabile della gestione dei siti contaminati e ha quindi sviluppato una propria procedura che include l'individuazione, la registrazione, la definizione delle priorità di intervento sui siti contaminati, le modalità di applicazione dell'analisi di rischio.

In generale è comunque applicato il principio "chi inquina paga" e le varie procedure applicate hanno in comune i seguenti passaggi:

1. identificazione e registrazione (in anagrafe) dei siti contaminati;
2. investigazione e analisi di rischio;
3. interventi di bonifica e/o monitoraggio.

Le anagrafi dei siti contaminati sono accessibili, su richiesta, al pubblico. Grafici di sintesi sono disponibili sul sito dell'Agenzia per l'ambiente tedesca (UBA), http://www.umweltbundesamt.de/altlast/web1/deutsch/1_3.htm

Il *Federal Soil Protection Act* integra aspetti inerenti la prevenzione della contaminazione sul suolo e la bonifica. L'idea di base dell'atto è quella di impedire effetti dannosi sul suolo quali:

- limitazione delle funzioni del suolo;
- effetti sulla salute umana o sull'ambiente derivanti dal deterioramento del suolo.

L'obiettivo della normativa tedesca è quindi quello di agire sulle azioni di prevenzione e di ricorrere agli interventi di bonifica per le situazioni di contaminazione storica in cui sia possibile ridurre gli effetti negativi della contaminazione del suolo sulle acque sotterranee, sulla salute umana, sull'ecosistema.

Il Federal Soil Protection Act prevede tre categorie di livelli di verifica della qualità del suolo:

- “livelli di intervento” che individuano già un pericolo derivante dalla contaminazione; non sono necessarie ulteriori indagini;
- “livelli di attenzione” superati i quali sono necessarie ulteriori indagini per stabilire se esiste un effettivo pericolo;
- “livelli di precauzione” che indicano una situazione in cui esiste una possibilità che si verifichino danni per il suolo.

I livelli di intervento e i livelli di attenzione sono basati sull'applicazione dell'analisi di rischio e si diversificano sulla base dello scenario di esposizione considerato, sulla tipologia di rischi presi in considerazione (sulla salute umana o ecotossicologici). Ove possibile i livelli di intervento dovrebbero essere basati sulle concentrazioni biodisponibili. Se le concentrazioni in un sito superano i livelli di intervento è, in generale, necessaria un'azione di bonifica.

Se le concentrazioni superano i livelli di attenzione è necessario un ulteriore esame da parte delle autorità di controllo che tenga conto della tipologia di suolo, della mobilità dei contaminanti e di altre caratteristiche sito-specifiche. Al di sotto dei livelli di attenzione sono necessarie azioni di monitoraggio.

I livelli di attenzione sono determinati prendendo in considerazione i seguenti percorsi

- ingestione di suolo contaminato (bersaglio: bambini);
- inalazione di polveri da suolo contaminato.

Vengono prese in considerazione tutte le sostanze potenzialmente dannose presenti nel suolo e l'esposizione attraverso altre matrici (acque sotterranee, cibo).

Per il rischio derivante da sostanze cancerogene il valore di riferimento è 10^{-5} .

I dati tossicologici utilizzati sono definiti a partire dal valore di DTB (*Tolerable Body Dose*), derivato dal LOAEL (*Lowest observed effect level*) applicando un fattore di incertezza compreso tra 1 e 10.

Le acque sotterranee secondo la normativa tedesca possono essere classificate come non contaminate o “modificate nel loro stato chimico originario in modo poco significativo” se:

- non presentano effetti eco tossicologici rilevanti;
- e
- gli obiettivi di potabilità sono raggiunti.

Per descrivere i livelli di concentrazione che consentono il rispetto di queste condizioni si utilizza il termine “soglia di non significatività” che rappresenta non tanto un obiettivo di qualità quanto uno stato di qualità delle acque sotterranee.

In caso di presenza di contaminazione di origine geochimica, le autorità di controllo possono valutare la possibilità di modificare i valori di soglia sulla base dei valori di “fondo naturale” determinati.

Olanda

In Olanda la protezione del suolo è stata inclusa nella normativa ambientale fin dal 1976. La ben nota “*Dutch List*” di valori limite per il suolo è stata sviluppata nei primi anni '80 ed ha spinto numerosi paesi europei a sviluppare politiche nazionali per la protezione del suolo, attraverso l'adozione di standard di qualità. La “*Dutch List*” è stata completamente rivista nel 1994 a seguito dell'emendamento del *Soil Protection Act*. Oltre alla normativa nazionale, spingono le attività di bonifica gli accordi volontari e le partnership pubblico-privato.

Le responsabilità amministrative sono suddivise tra governo centrale, le 12 province (alle quali si sommano le città metropolitane) e le autorità locali (comuni).

L'approccio olandese può essere così riassunto:

- investigazione preliminare (a carattere speditivo/qualitativo);
- caratterizzazione preliminare (consente di provare la contaminazione e prevede quindi misure dirette dei contaminanti nelle matrici ambientali);
- caratterizzazione di dettaglio (consente di stabilire qual è la migliore strategia di bonifica).

I valori di screening per i suoli e le acque sotterranee sono suddivisi in: valori obiettivo (*target values*) e valori di intervento (*intervention values*). I suddetti valori sono basati sulla valutazione dei "rischi potenziali" ovvero dei rischi che potrebbero manifestarsi in condizioni "standardizzate". Un altro valore di *screening* utilizzato è il valore intermedio (*intermediate value*), costituito dalla media tra i due valori obiettivo e di intervento. L'ultima revisione dei valori di *screening*, che vengono applicati indipendentemente dall'uso del suolo, è del 2007.

La procedura operativa applicata in Olanda per la gestione dei siti contaminati può essere sintetizzata come segue (Figura 3).

A partire dai dati di caratterizzazione (concentrazione misurata) possono verificarsi i seguenti casi:

- concentrazione misurata < valori obiettivo: il suolo è non contaminato e non sono previste restrizioni d'uso;
- concentrazione misurata > valori obiettivo < valori intermedi: il suolo presenta una lieve contaminazione, possono essere imposte alcune restrizioni d'uso;
- concentrazione misurata > valori intermedi < valori di intervento: il suolo presenta una lieve contaminazione e sono necessarie ulteriori indagini;
- concentrazione misurata (relativa ad un volume di almeno 25 metri cubi di suolo o 100 metri cubi di acqua) > valori di intervento: il suolo presenta una contaminazione grave, sono necessari interventi di bonifica il livello di urgenza dei quali deve essere determinato.

Una volta verificata la necessità di intervento, vengono identificate due classi di urgenza degli interventi:

- casi non urgenti: vengono gestiti all'interno dei programmi di bonifica provinciali, non viene definita una tempistica per l'inizio della bonifica;
- casi urgenti: la bonifica deve essere avviata in un periodo di 4 anni.

Il livello di urgenza degli interventi viene stabilito sulla base del rischio reale (sito-specifico) per l'uomo e per l'ecosistema, derivante dallo stato di contaminazione delle matrici ambientali e dalla migrazione della contaminazione.

La legislazione olandese prevede anche la determinazione di valori di riferimento (*Reference Values*) per classificare la qualità del suolo dopo gli interventi di bonifica. I valori di riferimento rappresentano l'obiettivo di sostenibilità per il suolo superficiale (da 0 a 0,5 m o 1 m di profondità sulla base dell'uso). I valori di riferimento sono determinati sia a livello nazionale (*National Reference Values*) che a livello locale (*Local Reference Values*). I valori di riferimento nazionali sono stati ricavati per differenti usi del suolo solo per i contaminanti poco mobili. I contaminanti ad elevata mobilità dovrebbero essere, per quanto possibile, rimossi.

Le tipologie di uso del suolo prese in considerazione per la determinazione dei valori di riferimento nazionali:

- uso residenziale (incluso verde);
- siti a potenziale uso ricreativo per i bambini;
- campi e orti;

- terreni agricoli;
- riserve naturali;
- aree verdi con valore ecologico;
- altre aree verdi, infrastrutture, zone industriali.

La bonifica delle acque sotterranee è basata su tre elementi:

- eliminazione della sorgente di contaminazione;
- rimozione dei plume di contaminazione;
- evitare la diffusione della contaminazione.

I valori di riferimento locali consentono, in casi specifici, di superare i valori di riferimento nazionali e sono stati introdotti nel 2007 per consentire alle autorità locali di tenere conto di caratteristiche peculiari del territorio.

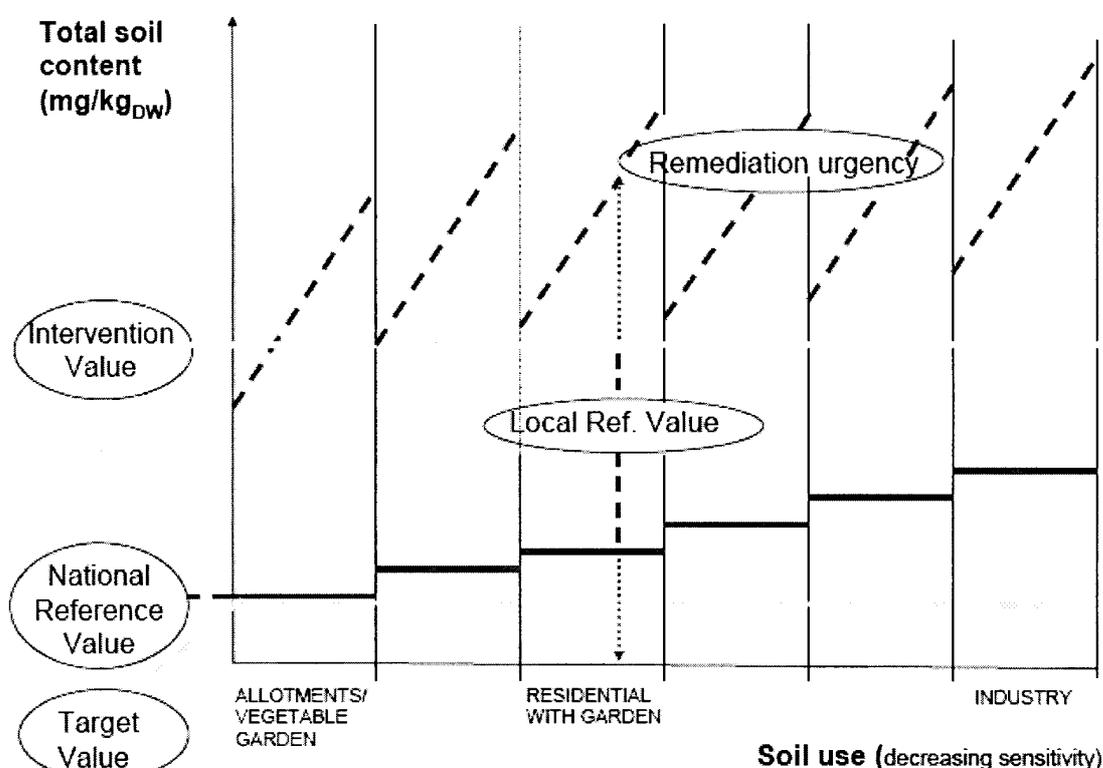


Figura 4: Procedura operativa applicata in Olanda per la gestione dei siti contaminati

I valori obiettivo e i valori di intervento sono calcolati a protezione della salute umana e dell'ecosistema. Le valutazioni di tipo tossicologico ed ecotossicologico vengono quindi integrate. Fattori correttivi vengono applicati per tenere conto del contenuto di sostanza organica e di argilla che influenzano la biodisponibilità dei contaminanti.

I valori obiettivo per le acque sotterranee sono ricavati assumendo un rischio trascurabile per gli organismi acquatici. Per i metalli pesanti, i valori vengono "corretti" sulla base dei valori di fondo naturale.

Per la valutazione dell'urgenza degli interventi di bonifica viene valutato il rischio su base sito-specifica mediante l'utilizzo di modelli di esposizione standardizzati (Csoil per il suolo, Sedisoil per i sedimenti, Volasoil per la valutazione della volatilizzazione indoor. I risultati

dei modelli sono integrati, in molti casi, con misure dirette, in modo da limitare le incertezze.

Per la valutazione del rischio per l'ecosistema (rischio ecologico) non viene utilizzato un modello vero e proprio, ma viene seguita la procedura Triad che prevede la combinazione di dati chimici, tossicologici ed ecotossicologici secondo un sistema a punteggio (*Rutgers et al*, 2000). Tale approccio prevede la definizione di un "indice di rischio ecologico relativo", derivante dall'integrazione di linee di evidenza appartenenti a 3 diversi ambiti: chimica ambientale (dati relativi alla biodisponibilità ambientale degli inquinanti, proprietà chimico fisiche dei contaminanti, ecc.), eco tossicologia (dati ottenuti da opportuni test tossicologici e/o *bioassay*, *biomarker*, ecc.), ecologia (dati relativi alla ricchezza ed abbondanza specifica delle comunità edafiche, indici di integrità biotica, ecc.).

Regno Unito

Nel Regno Unito non esiste una specifica normativa per la protezione del suolo. Alcuni aspetti di protezione del suolo sono inclusi in altre parti di legislazione (ad es: PPC, *Prevention Pollution Control*). L' *Environmental Protection Act* del 1990 include provvedimenti per la contaminazione storica ed è stato implementato nel 2000 in Inghilterra (*Contaminated Land Regulation*) e nel 2001 nel Galles. La legislazione sui siti contaminati è stata successivamente implementata nel 2006 per consentire la gestione dei siti contaminati da sostanze radioattive.

La sezione 57, Parte 2A dell' *Environmental Protection Act* introduce un nuovo regime per l'identificazione e la bonifica dei siti contaminati. Stabilisce infatti quanto segue:

'Contaminated land' is any land which appears to the local authority in whose area it is situated to be in such a condition, by reason of substances in, on or under the land, that – significant harm is being caused or there is a significant possibility of such harm being caused; or pollution of controlled waters is being, or is likely to be, caused.

In conformità con questa definizione è stato sviluppato un approccio a livelli successivi di implementazione per la valutazione del rischio per i recettori umani e per l'ecosistema basato sulle linee-guida governative per l'analisi di rischio (DETR et al, 2000).

L'approccio delineato si basa sulla identificazione dei collegamenti tra contaminanti, recettori e percorsi in un modello concettuale (Livello 1). Una volta definito il modello concettuale vengono calcolati dei valori guida per il suolo (*Soil Guideline Values, SGVs*) mediante l'utilizzo del modello CLEA (*Contaminated Land Exposure Assessment*, DEFRA and UK EA, 2002).

L'applicazione dell'analisi di rischio ecologica è basata sulla raccolta e sull'interpretazione di dati chimici, biologici ed ecologici (approccio *TRIAD*). L'analisi di rischio ecologica può essere utilizzata per aree ad elevato valore ambientale o aree protette (ad es: siti di particolare interesse scientifico).

I SGVs sono valori di intervento che, se superati, possono portare alla necessità di ulteriori indagini o alla bonifica. I valori di *screening* del suolo (*Soil Screening Values, SSVs*) sono valori a protezione dell'ecosistema e sono utilizzati in maniera analoga ai SGVs. Pertanto, dove la concentrazione di un particolare contaminante nel suolo è superiore agli SSVs, possono essere richieste ulteriori indagini. Gli SSVs preservano le principali funzioni ecologiche del suolo. Nei casi in cui lo stato di contaminazione può determinare un rischio sia per la salute umana che per l'ecosistema, lo screening iniziale sarà basato sia su SSVs che su SGVs e la necessità di ulteriori indagini o di bonifica è data dal superamento di uno qualsiasi dei valori.

I valori ottenuti dall'analisi di rischio sanitaria non sono dunque integrati con quelli ottenuti dall'analisi di rischio ecologico in quanto la normativa inglese stabilisce che devono essere protetti tutti i recettori. La lista dei contaminanti di interesse è differente per SGVs e SSVs (DEFRA, 2002, UK EA, 2003). Solo i contaminanti potenzialmente pericolosi per l'uomo e/o per l'ambiente sono contemplati nelle due liste.

Le determinazioni degli SGVs non comprende la valutazione di fattori economici che vengono, invece, tenuti in conto nella fase di selezione degli interventi di bonifica.

Anche i fattori socio-economici non vengono presi in considerazione nella determinazione di SGVs, ma se ne tiene conto nella definizione degli interventi sulla base dell'analisi di rischio.

Occorre sottolineare che la valutazione del rischio sanitario ed ecologico presenta numerosi punti di incertezza legati a:

- determinazione degli effetti sull'uomo e sull'ecosistema di alcune sostanze poco studiate;
- validità dei modelli di trasporto nel simulare la migrazione dei contaminanti nelle matrici ambientali (ad es: il modello Briggs-Ryan per la simulazione dell'uptake suolo-pianta è poco accurato).

Dopo aver effettuato il confronto con SGVs e SVSs che sono riferiti ad uno scenario conservativo, può essere necessario, dopo aver condotto ulteriori investigazioni, condurre una analisi di rischio quantitativa dettagliata (*Detailed Quantitative Risk Assessment*).

La procedura utilizzata è schematizzata in Figura 4.

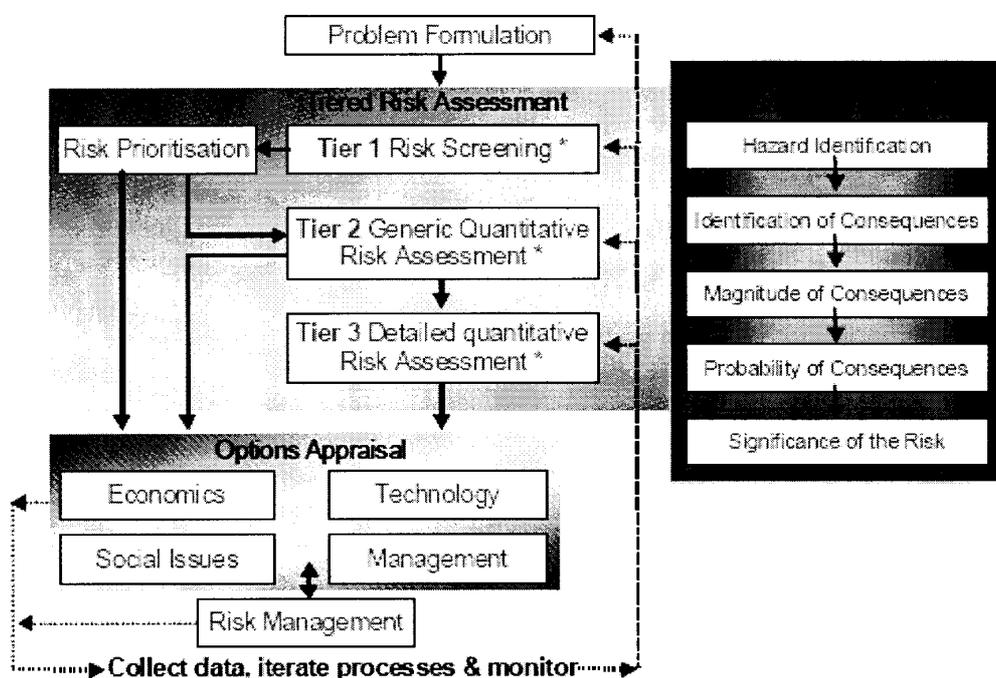


Figura 5: Procedura utilizzata per l'applicazione dell'analisi di rischio nel Regno Unito

L'approccio utilizzato nel Regno Unito per la gestione dei siti contaminati prevede l'applicazione del principio "chi inquina paga" con alcuni importanti limitazioni: