

- quando l'individuazione del responsabile della contaminazione è particolarmente difficile vengono attivati sistemi di finanziamento pubblico degli interventi
- quando l'individuazione del responsabile della contaminazione comporta l'attivazione di azioni legali che possono portare a spese superiori a quelle ottenibili da un'azione di risarcimento, vengono attivati interventi pubblici.

## Spagna

La Spagna ha una normativa specifica sui siti contaminati dal 2005, anno di pubblicazione del Regio Decreto 9/2005 che presenta un quadro normativo per la definizione delle attività industriali potenzialmente contaminanti e indica la metodologia per la determinazione dei valori generici di riferimento (VGR) dei contaminanti, principalmente derivati mediante l'applicazione dell'analisi di rischio. Il decreto include anche una lista di VGR per 60 sostanze prioritarie. Il Regio Decreto tiene conto delle diversità ecologiche e geologiche dei suoli nelle varie regioni della Spagna, pertanto l'approccio è flessibile e comprende livelli successivi di approfondimento. A partire dai valori generici di riferimento (VGR) le amministrazioni autonome (17 Comunità autonome con il proprio Parlamento ed esecutivo) possono decidere di:

- a) dichiarare un sito contaminato se vengono superati i VGR;
- b) richiedere l'esecuzione di un'analisi di rischio sito-specifica;
- c) considerare il rischio potenziale sufficientemente basso da non richiedere

ulteriori interventi.

Nel Regio Decreto vengono prese in considerazione tre tipologie di uso del suolo:

- industriale;
- residenziale;
- naturale.

Per le tre tipologie vengono esaminati diversi scenari di esposizione. In particolare per tutte le 3 suddette tipologie vengono presi in considerazione bersagli umani, solo per la terza tipologia (suolo naturale) viene considerato tra i bersagli anche l'ecosistema. L'analisi di rischio viene applicata sulla base di analisi chimiche, test di tossicità e riguarda tre recettori principali: organismi del suolo, organismi acquatici e vertebrati terrestri.

Se vengono rilevati livelli di tossicità acuta particolarmente elevati, il suolo è considerato contaminato. Per la derivazione dei VGR sono state utilizzate due diverse procedure di analisi di rischio: una per la determinazione degli effetti sull'uomo, l'altra per la determinazione degli effetti sull'ecosistema. Tutti e due gli approcci sono basati su assunzioni di "worst-case" (caso peggiore).

Nella Tabella 2 sono riportati gli scenari di esposizione considerati per la derivazione dei VGR per ciascuna tipologia di uso del suolo.

Scenari di esposizione	Uso del Suolo		
	Industriale	Urbano/Residenziale	Naturale
Inalazione di vapori	X	X	X
Inalazione di particolato	X	X	X
Ingestione di suolo	X	X	X
Contatto dermico		X	X
Ingestione di cibo contaminato			X

Tabella 2: Scenari di esposizione considerati per la derivazione dei VGR

I VGR a protezione della salute umana sono stati derivati a partire dai seguenti livelli di rischio:

- per le sostanze cancerogene:  $10^{-5}$
- per le sostanze non cancerogene: HQ inferiore a 1 oppure al valore di soglia (per specifici contaminanti)

I VGR a protezione dell'ecosistema sono derivati, caso per caso, sulla base dei recettori ecologici individuati. In generale viene seguita la procedura indicata nel documento "*Technical Guidance Document for the Environmental Risk Assessment of the European Community*" (EC, 2003).

Come già detto il Regio Decreto prevede, unitamente al confronto con i VGR, anche l'esecuzione di indagini ecotossicologiche e in particolare test di tossicità diretta sui campioni di suolo e sugli elutriati. Il suolo verrà quindi classificato come:

- non contaminato: se a) la concentrazione degli inquinanti nei suoli è inferiore ai VGR e b) non c'è indicazione di tossicità per il suolo e per gli organismi acquatici (utilizzando campioni non diluiti)
- contaminato: se c'è indicazione di tossicità a breve termine per gli organismi del suolo più sensibili o per gli organismi acquatici

Nei casi in cui i VGR vengono superati è possibile richiedere la determinazione di Valori Sito-Specifici (VSS) basati sull'applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica e dei test di tossicità.

Se c'è indicazione di effetti tossici a bassi livelli, è possibile richiedere ulteriori analisi per giungere ad una classificazione finale del sito.

Il Regio Decreto non comprende VGR per le acque sotterranee, stabilisce solamente, in un articolo, che se c'è qualche evidenza o indicazione di possibili rischi per le acque sotterranee, derivanti dalla contaminazione del suolo, le autorità competenti devono essere informate. L'impatto sulle acque sotterranee è preso in considerazione indirettamente dal momento che vengono richiesti anche test ecotossicologici sugli elutriati.

Il Regio Decreto 9/2005 presenta alcuni limiti:

- mancanza di dati sufficienti per lo sviluppo di analisi ecotossicologiche affidabili;
- a volte i limiti derivanti da analisi tossicologiche sono talmente bassi da risultare poco sostenibili;
- il Regio Decreto non prevede la derivazione di VGR per i metalli e trasferisce questo compito alle Regioni Autonome oppure consente di determinare tali valori come media dei valori di fondo con un fattore correttivo pari a 2 volte la deviazione standard;
- il Regio Decreto non prevede la derivazione di VGR per gli idrocarburi petroliferi, anche se riporta un valore di VGR pari a 50 mg/kg per gli idrocarburi totali, senza tenere conto delle diverse caratteristiche chimico-fisiche delle diverse classi;
- disomogeneità degli approcci utilizzati per la valutazione del rischio;
- non prende in considerazione valori di riferimento per la contaminazione delle acque sotterranee.

## **Svezia**

Un approccio integrato per la gestione dei siti contaminati è stato presentato in Svezia nel 1995. L'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente svedese (SEPA) ha pubblicato linee-guida per le attività di caratterizzazione e bonifica nel 1996. Nel 1998 SEPA e

Swedish Petroleum Institute hanno pubblicato linee guida per la bonifica dei punti vendita carburanti.

I punti principali sui quali si basa la normativa svedese per i siti contaminati sono:

- il Codice Ambientale (contenente tutta la legislazione ambientale svedese)
- il principio di precauzione
- gli obiettivi ambientali (obiettivi nazionali di qualità ambientale)
- riduzione dei rischi derivanti da sostanze prioritarie

L'Agenzia per la protezione dell'ambiente svedese è responsabile per l'allocazione dei fondi per la caratterizzazione dei siti, per l'anagrafe dei siti contaminati e per la bonifica dei siti contaminati. Dopo l'identificazione del sito, viene operata una classificazione basata sull'analisi di rischio che viene condotta sulla base delle informazioni raccolte da soggetti pubblici e privati. L'analisi di rischio viene condotta prendendo in considerazione la tossicità dei contaminanti, la concentrazione la possibilità di migrazione nell'ambiente e la sensibilità dei bersagli. La classificazione viene condotta sulla base delle seguenti categorie di rischio:

- classe di rischio 1: rischio molto elevato
- classe di rischio 2: rischio elevato
- classe di rischio 3: rischio moderato
- classe di rischio 4: rischio basso

Solo i siti appartenenti alle prime 3 classi sono sottoposti ad ulteriori indagini ed eventualmente ad interventi di bonifica.

In Svezia sono stati sviluppati valori guida generici per il suolo basati sull'analisi di rischio che però non sono applicabili in alcuni siti. Sono stati pertanto messi a disposizione fogli di calcolo e linee guida per l'applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica. Non esistono valori guida per le acque anche se vengono utilizzati, in alcuni casi, i valori standard compatibili con la potabilità delle acque, tenendo conto dei valori di fondo.

L'analisi di rischio è richiesta non solo per la valutazione degli effetti della contaminazione sulla salute dell'uomo, ma anche per la valutazione degli effetti sull'ecosistema. Le due procedure sono, ovviamente, diverse e portano a risultati differenti: il valore guida selezionato è il minore dei due.

I valori guida generici sono stati sviluppati per tre differenti tipologie di uso del suolo:

- a) uso sensibile del suolo: consente l'utilizzo delle acque a scopo idropotabile, bambini ed adulti possono occupare l'area per tutto il corso della loro vita, l'ecosistema è protetto
- b) uso del suolo meno sensibile, protezione delle acque sotterranee: l'uso del suolo è limitato a commerciale e industriale o altri usi meno sensibili (ad es: strade). Si assume che i bersagli umani siano presenti nelle aree solo nelle ore di lavoro. Ci sono limitazioni d'uso e restrizioni per la vegetazione e per le specie animali. Lo stato di qualità del suolo consente l'uso idropotabile delle acque ad una distanza di 500 m dal sito contaminato
- c) uso del suolo poco sensibile: come b) ma la protezione delle acque sotterranee non è assicurata.

Nelle linee guida sviluppate per le stazioni di servizio vengono considerate altre due condizioni di utilizzo:

- parchi (parchi, aree verdi, aree di vegetazione naturale, foreste, ecc.): bambini ed adulti utilizzano le aree temporaneamente. Non ci sono edifici. Può esserci coltivazione di piante, le acque sotterranee sono protette. Il livello di protezione complessivo corrisponde ad a)
- aree scarso utilizzo del suolo: come per i parchi, ma livello di protezione b)

In un sito contaminato di grandi dimensioni possono esserci più condizioni di esposizione: SEPA raccomanda di evitare la suddivisione in piccole aree con diverse condizioni di esposizione e piuttosto suggerisce di individuare lo scenario ragionevolmente più conservativo, la decisione finale è demandata all'autorità locale competente.

I valori guida a protezione della salute umana sono stabiliti a partire da un livello di rischio tollerabile per le sostanze cancerogene pari a  $10^{-5}$ . Fattori di sicurezza sono utilizzati per tenere conto delle incertezze nei dati disponibili.

I valori guida a protezione dell'ecosistema sono basati per lo più sulla raccolta e sulla interpretazione dei dati ecotossicologici. L'applicazione dell'analisi di rischio è, in generale, limitata alla valutazione degli effetti sull'uomo. Esistono alcuni studi per l'applicazione ai sedimenti contaminati. I valori guida a protezione dell'ecosistema sono uguali alle concentrazioni dei contaminanti nelle matrici ambientali che non provocano effetti inaccettabili nelle popolazioni di organismi e nelle funzioni dell'ecosistema. Da questo approccio risultano due diverse categorie di valori guida: quelli basati sugli effetti sul suolo e quelli basati sugli effetti per le acque superficiali risultanti dalla lisciviazione del suolo contaminato.

Tra le diverse categorie di valori di screening ottenuti vengono scelti i più bassi. Allo scopo di tenere conto dei valori di fondo dei contaminanti vengono applicati fattori correttivi. I valori di fondo corrispondono al 90° percentile della distribuzione di valori misurati.

L'approccio svedese alla gestione dei siti contaminati presenta alcuni limiti:

- le incertezze associate all'applicazione dell'analisi di rischio comportano assunzioni conservative e quindi a risultati estremamente conservativi
- l'applicazione dell'analisi di rischio non consente di tenere conto in modo sistematico dell'effetto combinato di più sorgenti di contaminazione sulla salute umana e sull'ecosistema
- le acque sotterranee non sono prese in considerazione dall'approccio proposto

### **LIMITI E VANTAGGI DELLE PROCEDURE APPLICATE IN ALCUNI PAESI EUROPEI E CONFRONTO CON LA SITUAZIONE ITALIANA**

Dal confronto delle procedure applicate nei vari paesi europei per la gestione dei siti contaminati quelle applicate in Italia è possibile formulare alcune considerazioni.

- Il decreto legislativo n. 152 del 2006, consentendo un più largo ricorso all'analisi di rischio sito-specifica sicuramente avvicina l'approccio italiano a quello già utilizzato da numerosi paesi europei (derivazione di obiettivi di bonifica attraverso l'analisi di rischio). Occorre tuttavia rilevare come, in Italia, la valutazione del rischio è mirata esclusivamente alla salute umana, mentre in altri Paesi (ad es: Olanda, Spagna, Germania, Svezia) vengono presi in considerazione anche gli effetti ecotossicologici.
- Rispetto agli approcci *risk-based* utilizzati negli altri Paesi, quello italiano presenta alcune anomalie. Prima tra tutte l'utilizzo di valori tabellari non derivati, per alcune sostanze, dall'analisi di rischio come valori di *screening* (concentrazioni soglia di contaminazione, csc). Tale circostanza porta, in numerosi casi, ad ottenere obiettivi di bonifica sito-specifici (concentrazioni soglia di rischio, csr) costantemente inferiori alle csc (è questo, ad esempio, il caso dell'arsenico per il percorso "ingestione da suolo superficiale");

- Nella normativa italiana sui siti contaminati è pressoché assente l'aspetto di prevenzione della contaminazione che viene demandato ad altre parti della normativa ambientale. Particolarmente interessante è in questo senso la normativa tedesca sulla protezione del suolo che individua in primo luogo le azioni di prevenzione della contaminazione e le relative soglie e poi definisce un percorso flessibile "step by step" per l'individuazione degli interventi sui casi in cui il fenomeno di contaminazione è avvenuto.
- Particolare attenzione è rivolta, nella normativa di gran parte dei Paesi europei, al monitoraggio dei siti che presentano valori di contaminazione non particolarmente rilevanti da necessitare un intervento, ma comunque apprezzabili. L'aspetto del monitoraggio da parte degli enti di controllo sui siti potenzialmente contaminati, è appena accennato nel decreto legislativo n. 152 del 2006.
- Ai fini della corretta individuazione degli obiettivi di bonifica di un suolo, occorrerebbe definire quali funzioni del suolo si intende preservare. Tale aspetto è preso in considerazione nella normativa olandese e svedese.
- Elemento comune della normativa sui siti contaminati di quasi tutti i Paesi europei è la forte attenzione per l'influenza che la contaminazione del suolo può avere sulle risorse idriche sotterranee: in questo senso il decreto legislativo n. 4 del 2008, correttivo del decreto legislativo n. 152 del 2006 ha sanato alcune incongruenze tra la normativa sui siti contaminati e quella sulla protezione delle risorse idriche, anche se molto lavoro deve essere ancora fatto in Italia sulla definizione dei piani di tutela regionali previsti dalla direttiva 2000/60 e sulla definizione dei valori di fondo (*background values*) per le sostanze di origine geochimica. Tale aspetto è particolarmente rilevante in quanto, nei siti di bonifica, possono verificarsi situazioni in cui i valori di fondo per alcuni metalli (ad es: Fe, Mn) sono più elevati dei valori di csc o di csr: in questi casi se il valore di fondo più elevato non viene certificato dagli enti di controllo, il soggetto proponente è comunque obbligato ad intervenire.
- Occorre osservare come nei Paesi nei quali la cultura ambientale è più consolidata, anche sotto il profilo sociale, l'approccio di gestione dei siti contaminati è molto più pragmatico e flessibile. I valori di riferimento per il suolo vengono infatti utilizzati congiuntamente ad altre tipologie di valutazioni sito-specifiche quali: analisi costi-benefici ambientali delle opzioni di bonifica a supporto delle decisioni (ad es: Belgio, Inghilterra), analisi di *life cycle assessment* (lca) delle tecnologie di bonifica, valutazione degli impatti economici e sociali dei vari tipi di intervento a fronte dell'ipotesi di non intervento. Vengono, ad esempio, applicate restrizioni all'uso del suolo nei casi in cui gli interventi, oltre ad essere economicamente poco sostenibili, non porterebbero ad effettivi benefici ambientali. E' ovvio che questo approccio per poter essere applicato in Italia necessiterebbe prima di tutto di una evoluzione sociale e culturale.
- Nella maggior parte dei Paesi analizzati la selezione degli interventi di bonifica è guidata, oltre che da fattori legati all'applicabilità delle tecnologie, da limiti legati alla tempistica e ai costi degli interventi. E' comune l'utilizzo di interventi di scavo e smaltimento in discarica in caso di necessità di riutilizzo immediato (a scopo urbanistico/residenziale e/o industriale) delle aree. In questi casi la tempistica degli interventi è fortemente condizionata dagli investimenti previsti e dall'incremento di valore delle aree.
- Dal punto di vista dell'informazione ambientale in tema di siti contaminati, esperienze positive di coinvolgimento della cittadinanza vengono da Belgio, Inghilterra, Finlandia e Spagna. In particolare in Belgio, Inghilterra e Spagna si hanno positive esperienze di coinvolgimento delle popolazioni locali nella progettazione degli interventi di bonifica e di riqualificazione di *brownfields*, in

Finlandia le informazioni sui siti contaminati devono essere rese pubbliche in tutti gli atti di compravendita. Sul tema dell'informazione ambientale in generale, ma, in particolare, sui siti contaminati dobbiamo, purtroppo registrare ancora una volta un ritardo dell'Italia.

Un quadro sinottico di confronto delle procedure applicate nei diversi Paesi europei in relazione a criteri utilizzati per la definizione degli interventi e delle relative priorità, definizione di un programma nazionale di bonifica, istituzioni coinvolte nei procedimenti e definizione di meccanismi di finanziamento statali è riportato in Tabella 3.

La Tabella 4 fornisce invece un confronto sulle modalità di applicazione dell'analisi di rischio per i Paesi europei oggetto del presente studio.

Stato	Criteri utilizzati per la definizione degli interventi e delle relative priorità	Definizione di un Programma Nazionale di bonifica	Istituzioni coinvolte nei procedimenti	Definizione di meccanismi di finanziamento statali
Austria	Valori di screening + analisi di rischio	NO	Ministero dell'ambiente, Agenzia per l'Ambiente	SI'
Belgio	Valori tabellari basati su analisi di rischio	NO	Ministero dell'ambiente, Autorità locali, Istituti scientifici (Agenzia per l'Ambiente + altri)	SI'
Danimarca	Valori di screening + analisi di rischio	SI' (definizione di priorità di intervento)	Autorità locali + Agenzia per l'Ambiente	SI'
Francia	analisi di rischio (semplificata in una prima fase e poi dettagliata)	NO	Ministero dell'ambiente, Autorità locali	NO
Germania	Valori tabellari derivati dall'applicazione dell'analisi di rischio	NO	Autorità locali, Agenzia per l'Ambiente	NO
Italia	Valori di screening + analisi di rischio	SI	Ministero dell'ambiente, Autorità Locali, Agenzia per l'Ambiente, Agenzie regionali, Istituto superiore di sanità	SI'
Olanda	Valori tabellari derivati dall'applicazione dell'analisi di rischio	NO	Ministero dell'ambiente, Autorità locali di Istituti Scientifici (Agenzia per l'Ambiente e la Salute, altri)	NO
Regno Unito		NO	Ministero dell'ambiente, Agenzia per l'Ambiente, Autorità Locali	NO
Spagna	Valori di screening + analisi di rischio	NO	Ministero dell'ambiente, Autorità Locali, Agenzie per l'Ambiente regionali (ad es: Paesi Baschi)	NO
Svezia	Valori di screening + analisi di rischio	NO	Agenzia per l'Ambiente (SEPA)	NO

**Tabella 3: Quadro sinottico di confronto delle procedure applicate in vari Paesi Europei per la bonifica dei siti contaminati**

Stato	Modalità di Applicazione dell'analisi di rischio	Valutazione del rischio per l'uomo	Valutazione del rischio Ecologico	Altre valutazioni rilevanti
Austria	Al superamento dei valori di screening per il suolo per le aree residenziali, immediatamente per aree industriali	SI' (bersagli sensibili, bambini)	NO	Uptake da parte delle piante
Belgio	Derivazione di obiettivi di bonifica per 5 classi di uso del suolo: naturale, agricolo, residenziale, ricreativo ed industriale sulla base di uno scenario tipico di esposizione.	SI'	NO	Fitotossicità Fondo naturale
Danimarca	Prima valutazione del rischio basata sulle 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, viene condotta una analisi di rischio approfondita oppure si procede alla bonifica.	SI'	NO	Mobilità degli inquinanti
Francia	Due livelli di applicazione: 1. analisi di rischio semplificata (attraverso un sistema a punteggi consente di inserire il sito in una delle seguenti categorie: "banalisable", "a surveiller", "necessitant des investigation approfondies") 2. analisi di rischio dettagliata (a partire da una conoscenza approfondita del sito e dello stato di contaminazione)	SI'	NO	rischio ecologico
Germania	analisi di rischio generica per la derivazione dei livelli di intervento e dei livelli di attenzione. analisi di rischio sito-specifica al superamento dei livelli di attenzione.	SI'	SI'	Fondo naturale
Italia	analisi di rischio sito-specifica al superamento delle csc (valori di screening)	SI'	NO	rischio ecologico, Fondo naturale
Olanda	analisi di rischio "generica" per la determinazione dei Valori Obiettivo (target values) e Valori di Intervento (intervention values). Livello di urgenza degli interventi viene stabilito sulla base del rischio reale (sito-specifico) per l'uomo e per l'ecosistema,	SI'	SI' (TRIAD)	Fondo naturale
Regno Unito	analisi di rischio "generica" per la 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 (analisi sito-specifica)	SI'	SI' (TRIAD, solo in caso di destinazioni d'uso particolarmente sensibili)	
Spagna	Determinazione dei Valori Generici di Riferimento (VGR) dei contaminanti mediante applicazione analisi di rischio generica, successivamente analisi di rischio sito-specifica..	SI'	SI'	Fondo naturale
Svezia	Valori guida generici per il suolo basati sull'analisi di rischio (non sono applicabili in alcuni siti). Applicazione dell'analisi di rischio sito-specifica.	SI'	NO	rischio associato a sedimenti contaminati. Fondo naturale Uso del suolo

Tabella 4: Quadro sinottico di confronto delle procedure applicate in vari Paesi Europei per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati