

Analisi di rischio applicata ai siti contaminati

Renato Baciocchi, Iason Verginelli

L'Analisi di Rischio sanitario-ambientale è la procedura prevista dalla normativa italiana per la valutazione dello stato di contaminazione di suoli e acque di falda e per la stima degli eventuali obiettivi di bonifica. Le modalità di applicazione dell'analisi di rischio a livello nazionale sono caratterizzate da una notevole rigidità sia nella definizione degli obiettivi e di progettazione degli interventi di bonifica che nella fase di verifica e certificazione. Ne deriva un risultato non sempre rispondente agli intenti del legislatore, che introducendo l'analisi di rischio voleva non solo contestualizzare gli obiettivi di bonifica alle condizioni sito-specifiche, ma anche introdurre un elemento di maggiore flessibilità nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Sarebbe pertanto auspicabile disporre di modifiche normative o almeno di chiarimenti interpretativi per rendere meno rigida e cautelativa l'applicazione dell'analisi di rischio.

L'Analisi di Rischio (AdR) sanitario-ambientale è la procedura prevista dalla normativa italiana vigente (D.Lgs. 152/06 e s.m.i. [1]) per la valutazione dell'effettivo stato di contaminazione di suoli e acque di falda e per la stima degli eventuali obiettivi di bonifica. A differenza di quanto previsto nel DM 471/99 [2], nell'attuale quadro normativo l'analisi di rischio ha assunto un ruolo centrale. Infatti, fino all'entrata in vigore del testo unico ambientale, gli obiettivi di bonifica erano assunti pari alle concentrazioni limite ammissibili (CLA), di fatto coincidenti con le attuali Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC). L'analisi di rischio entrava in gioco solamente laddove si dimostrasse l'impossibilità di raggiungere le CLA, pur applicando le migliori tecnologie disponibili a costi sopportabili (BATNEEC). In questi casi, si poteva autorizzare l'implementazione di una bonifica con misure di sicurezza, verificando, mediante una analisi di rischio, l'accettabilità del rischio derivante dalla permanenza nel sito di concentrazioni residuali superiori alle CLA. Nell'attuale contesto normativo, l'analisi di rischio viene necessariamente applicata in tutti i siti potenzialmente contaminati, ovvero in quei siti nei quali si sia riscontrato il superamento delle CSC per almeno un parametro (nel suolo o nella falda). In tal caso, l'analisi di rischio viene finalizzata in primo luogo a verificare se

il sito sia effettivamente contaminato. A tale scopo, vengono determinate le cosiddette concentrazioni soglia di rischio (CSR), che rappresentano il valore di riferimento per valutare se il sito sia realmente contaminato e che rappresentano l'obiettivo di bonifica, nel caso di un loro superamento nel sito. Il superamento della CSR determina l'obbligo per il responsabile della contaminazione di presentare un progetto di bonifica o di messa in sicurezza operativa (MISO) o permanente (MISP). In merito alle modalità di implementazione dell'analisi di rischio, l'allegato 1 al titolo V, parte IV del D.Lgs.152/06 specifica che le «procedure di calcolo finalizzate alla stima quantitativa del rischio, data l'importanza della definizione dei livelli di bonifica (CSR), dovranno essere condotte mediante l'utilizzo di metodologie, quali ad esempio l'ASTM PS-104 (ora ritirato e sostituito dallo standard E-2081 citato in [3]; nda), di comprovata validità sia dal punto di vista delle basi scientifiche che supportano gli algoritmi di calcolo, che della riproducibilità dei risultati». Sebbene non siano esplicitamente citati dalla normativa, i criteri metodologici ISPRA [4] rappresentano ormai il riferimento tecnico-scientifico per l'applicazione dell'AdR riconosciuto a livello nazionale. I criteri ISPRA sono basati sulla procedura ASTM [3], così come suggerito dalla normativa vigente, basata sull'approccio RBCA (Risk-

Based Corrective Actions) riferito ai siti interessati dal rilascio di contaminanti. Merita sottolineare che tale approccio prevede diversi livelli di approssimazione in riferimento sia alle assunzioni che ai modelli utilizzati. In particolare il livello 1 di analisi (Tier 1), finalizzato alla definizione di valori di screening di contaminazione, viene applicato senza richiedere alcuna caratterizzazione del sito, considerando solo recettori on-site, e descrivendo il trasporto dei contaminanti nel sottosuolo mediante semplici modelli analitici applicati con valori di default conservativi. Nel livello 2 di analisi (Tier 2), finalizzato a valutare gli obiettivi di bonifica sito-specifici, vengono inclusi nel modello concettuale anche recettori off-site e i modelli analitici vengono applicati sulla base dei dati sito-specifici acquisiti. Infine, nel livello 3 di analisi (Tier 3) la modellazione del trasporto dei contaminanti viene generalmente effettuata mediante l'uso di modelli numerici più complessi, in grado di simulare l'evoluzione spazio-temporale della contaminazione e l'eterogeneità dei diversi comparti ambientali considerati. I criteri metodologici ISPRA, utilizzati come riferimento a livello nazionale per l'applicazione dell'analisi di rischio ai siti contaminati, sono basati sul livello 2 di analisi di rischio. Per l'applicazione della procedura di AdR sono disponibili diversi software applicativi. I più utilizzati in ambito nazionale sono: RBCA Tool Kit, BP-RISC e GIUDITTA. Tuttavia, così come evidenziato nel documento APAT-ISPRA [4], tali software non permettono di applicare integralmente la procedura di Analisi di Rischio definita nelle linee guida. Inoltre, va evidenziato che l'applicazione dell'analisi di rischio presenta ancora alcuni aspetti critici, che spesso rallentano l'approvazione dell'analisi di rischio da parte degli enti competenti o comunque conducono, sulla base dei criteri attualmente utiliz-

zati, a stime eccessivamente cautelative del rischio e degli obiettivi di bonifica, con conseguenti ricadute sui costi delle bonifiche.

In risposta all'esigenza espressa da APAT-ISPRA [4], è stato recentemente introdotto il software di analisi di rischio Risk-net [5], elaborato dall'Università di Roma Tor Vergata nell'ambito della rete nazionale per la gestione e la bonifica dei siti contaminati (Reconnet), che implementa integralmente le linee guida ISPRA.

Il presente articolo fornisce pertanto in primo luogo una panoramica del software, mentre nella parte finale si affrontano le principali criticità tecniche e normative incontrate nell'applicazione dell'analisi di rischio.

Il software di analisi di rischio “Risk-net”

L'analisi di rischio può essere applicata in modalità diretta (“Forward”), calcolando il rischio associato alla concentrazione rilevata in sorgente, e in modalità indiretta (“Backward”), stimando gli obiettivi di bonifica (CSR, concentrazioni soglia di rischio). Per ogni percorso di esposizione, attraverso i modelli analitici di trasporto descritti nelle linee guida APAT-ISPRA [4], il software calcola le concentrazioni massime attese in condizioni stazionarie al punto di esposizione. Tali modelli tengono conto della ripartizione dei contaminanti nelle diverse fasi del suolo e dell'attenuazione subita durante la migrazione dalla sorgente al punto di esposizione. Successivamente, sulla base dei parametri di esposizione definiti dall'utente, viene calcolata la dose giornaliera che ogni recettore assume per ciascuna via di esposizione selezionata. Tali dosi, combinate con i corrispondenti parametri tossicologici e con le concentrazioni al punto di esposizione, sono utilizzate nel calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica

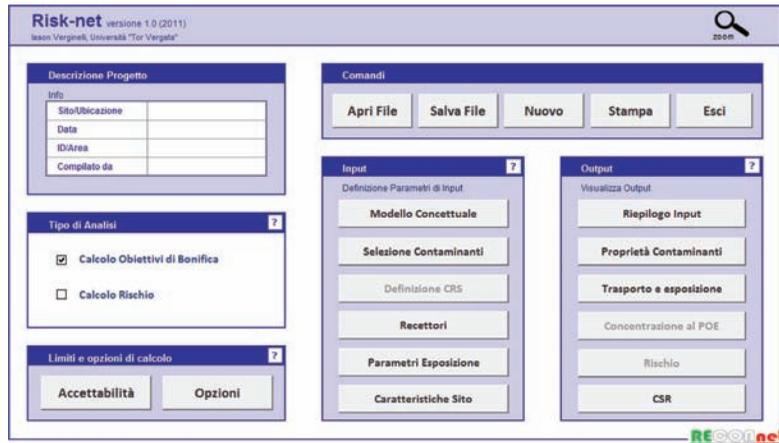


Figura 1. Schermata principale del software Risk-net.

(CSR, concentrazioni soglia di rischio) per ogni contaminante e percorso attivo. Successivamente, per ciascun contaminante vengono cumulati, in accordo con quanto previsto dalle linee guida APAT-ISPRA [4], gli effetti legati alla presenza di più vie di esposizione attive e vengono calcolati gli obiettivi di bonifica e i rischi individuali (legati alla singola sostanza) e cumulativi (derivanti dalla presenza di più sostanze).

Interfaccia del software

Figura 2. Definizione del modello concettuale del sito.

Il programma è stato sviluppato in Visual Basic per lavorare in ambiente Excel e utilizza una semplice interfaccia

grafica attraverso la quale l'utente può seguire i diversi step per la compilazione dei dati di input e la visualizzazione degli output (Figura 1).

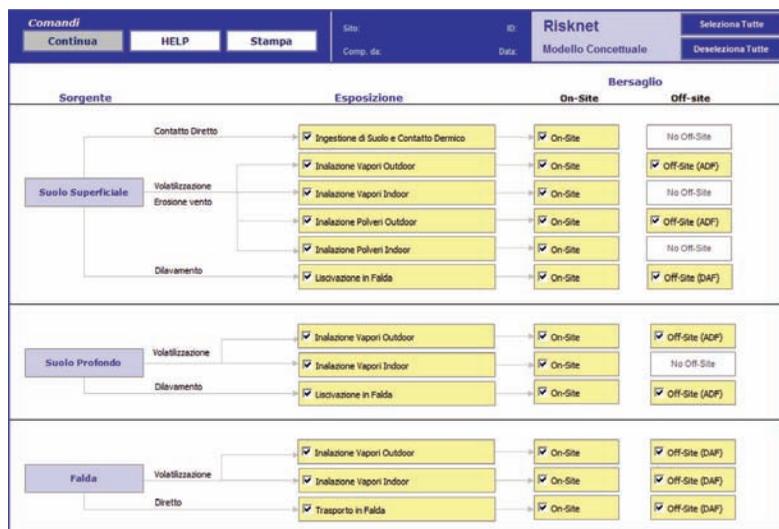
Il programma è strutturato in diverse finestre di dialogo da cui è possibile definire le informazioni generali sul progetto, il tipo di analisi che si intende applicare, i limiti di riferimento, le opzioni di calcolo, gli input e gli output. Da qui è inoltre possibile salvare o caricare i file generati dal software.

Modello concettuale

Il primo passo della procedura di analisi di rischio consiste nella ricostruzione del Modello Concettuale del Sito (MCS). La sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l'AdR:

Sorgente → Trasporto → Bersaglio

La Figura 2 riporta il generico modello concettuale, così come riportato nel software Risk-net, nel quale vanno selezionate le vie di migrazione e di esposizione attive per ciascuna matrice sulla base delle caratteristiche del sito.



Contaminanti indicatori

Per ciascuna matrice di contaminazione l'utente deve inserire i contaminanti sui quali applicare l'analisi di rischio (Figura 3). Qualora necessario, per velocizzare il processo di inserimento viene data la possibilità di inserire, per ciascuna matrice, gli stessi contaminanti indicatori.

Database

Nel software è implementata la banca dati ISS-ISPESL [6]. In alternativa,

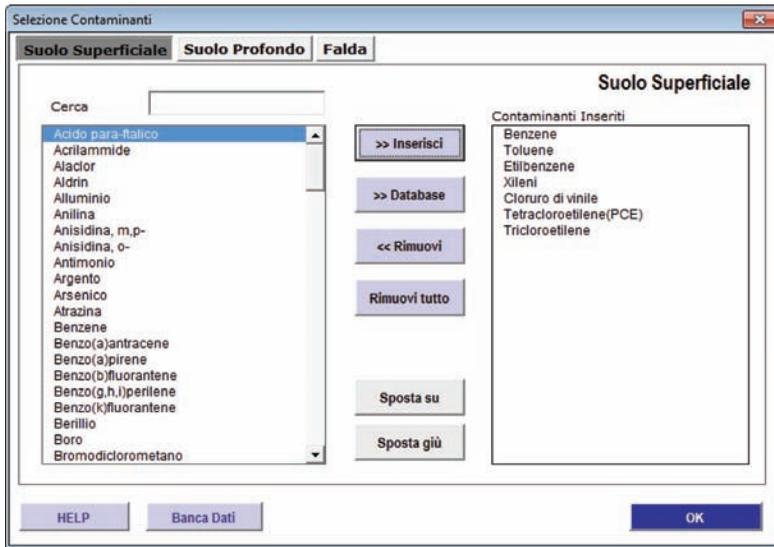


Figura 3. Selezione dei contaminanti indicatori.

l'utente può caricare un database esterno modificabile. Nel caso di utilizzo del database interno (ISS-ISPESEL), vengono calcolati automaticamente i coefficienti di ripartizione dei contaminanti che dipendono dal valore di pH definito nel sito (Figura 4).

Concentrazione rappresentativa alla sorgente (CRS)

Nel caso di applicazione dell'AdR in modalità diretta ("forward") l'utente deve definire, per ciascun contaminante, la concentrazione rappresentativa alla sorgente (CRS). Qualora disponi-

Figura 4. Database del software.

Comandi		Carica DB Default		Carica DB Esterno		Risk-net Banca Dati							
Continua	Carica DB Default	Carica DB Esterno											
Ricerca	Modifica DB Default	Apri DB Esterno											
HELP	Kid e Koc -> f(pH)	Stampa											
Database di Default													
ID	Contaminanti	Numero CAS	Classe	Peso Molecolare [g/mol]	Solubilità [mg/L]	Pressione di vapore [mm Hg]	Costante di Henry [atm·m³/mol]	K _{ow} [K _{ow}]	K _{oc} [mg/Kg _{soil}]	K _d [mg/Kg _{soil}]	log K _{ow} [adim.]		
1	Acido para-ftalico	100-21-0	Altre sostanze	166.14	2.00E+03	0	1.21E+02	4	5.41E-01	0	0.67E+01	11	0.20E+01
2	Acetilammide	79-06-1	Altre sostanze	71.09	2.99E+08	4	1.20E+02	16	5.93E+08	4	1.07E+01	4	4.79E+01
3	Alaclor	19372-80-8	Fitofarmaci	289.77	2.40E+02	4	2.10E+05	4	8.90E+07	4	1.70E+02	4	2.00E+01
4	Aldrin	309-00-2	Fitofarmaci	364.50	1.00E+01	1	2.27E+04	4	5.97E+03	1	4.67E+04	1	6.90E+00
5	Anilina	7429-80-5	Composti inorganici	93.09	5.94E+04	23	8.74E+10	23			1.50E+03	23	
6	Anilina	62-53-3	Ammine aromatiche	93.09	3.61E+04	4	4.80E+01	23	4.49E+05	6	4.49E+01	23	9.00E+01
7	Anisidina, m,p-	530-99-3	Ammine aromatiche	123.20	1.30E+05	0	5.10E+03	0	1.79E+08	0	6.73E+00	11	1.61E+00
8	Anisidina, o-	90-54-0	Ammine aromatiche	123.17	1.30E+05	0	5.10E+03	0	1.79E+08	0	6.73E+00	11	1.61E+00
9	Antimonio	7440-39-0	Composti inorganici	121.80	1.00E+06	18	23				4.50E+01	1	
10	Argento	7440-22-4	Composti inorganici	197.90	1.00E+06	23				fgm	8.30E+00	1	
11	Arsenico	7440-38-2	Composti inorganici	74.90	4.41E+06	19				fgm	2.90E+01	1	
12	Atalossina	1912-24-8	Fitofarmaci	215.70	3.00E+01	4	8.93E+06	4	1.17E+07	4	7.40E+02	4	3.79E+00
13	Benzene	71-43-2	Aromatici	78.10	1.79E+03	1	9.53E+01	4	2.28E+01	1	6.20E+01	1	2.13E+00
14	Benz(a)antracene	56-55-3	Aromatici policiclici	228.20	9.40E+03	1	4.59E+00	4	1.37E+04	1	3.59E+05	1	6.79E+00
15	Benz(a)pirene	50-32-8	Aromatici policiclici	252.30	1.82E+03	1	5.00E+04	94	4.82E+05	1	9.09E+05	1	6.11E+00
16	Benz(b)fluorantene	205-99-2	Aromatici policiclici	252.30	1.60E+03	1	6.07E+07	18	4.89E+03	1	1.22E+06	1	6.20E+00
17	Benz(b)fluorantene	191-24-2	Aromatici policiclici	276.30	7.00E+04	2	1.09E+07	4	3.09E+05	4	1.00E+06	2	6.51E+00
18	Benz(a)fluorantene	207-08-9	Aromatici policiclici	262.30	8.99E+04	1	3.09E+08	4	3.43E+05	1	1.25E+06	1	6.20E+00
19	Berillio	7440-31-7	Composti inorganici	9.01	1.00E+06	18	2.10E+20	23		fgm	7.10E+02	1	
20	Boro	7440-42-8	Composti inorganici	10.81	4.37E+04	23	1.24E+07	23		fgm	3.00E+00	23	
21	Bromodichlorometano	75-27-4	Alifatici alogenati cancerogeni	163.80	6.74E+03	4	5.00E+01	4	9.82E+02	4	5.50E+01	4	2.10E+00
22	Cadmio	7440-43-9	Composti inorganici	112.40	6.51E+05	19	8.90E+18	23		fgm	7.50E+01	1	

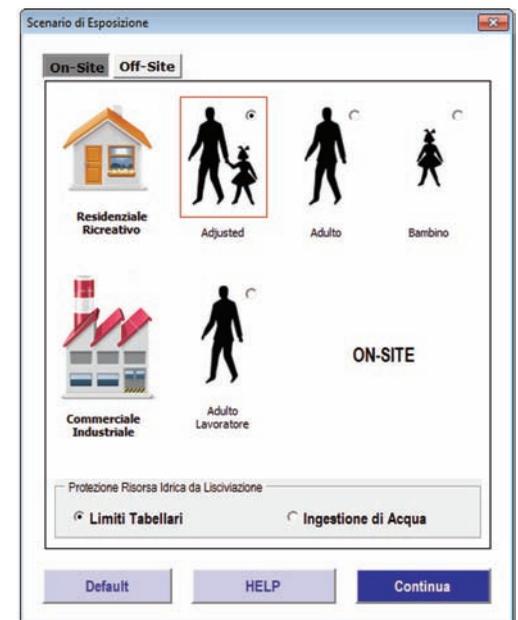
bili, l'utente può inserire le concentrazioni del soil-gas (esprese come mg/m³) che verranno utilizzate per il calcolo dei percorsi di volatilizzazione indoor ed outdoor (opzione aggiuntiva rispetto a quanto previsto nelle linee guida APAT-ISPRA [4]). Nel caso in cui non vengano inseriti valori per il soil-gas, per tali vie di migrazione, vengono utilizzati i dati di concentrazione totali, applicando i modelli di ripartizione previsti dal documento APAT-ISPRA [4].

Scenario e bersagli

Per il calcolo dei fattori di esposizione l'utente può scegliere (Figura 5), in maniera distinta per bersagli on-site e off-site, i seguenti scenari:

- Residenziale/Ricreativo: selezionando tra un recettore Adulto, Bambino o su una esposizione mediata (Adjusted) tra 6 anni da bambino e 24 da adulto (per maggiori chiarimenti

Figura 5. Selezione dello scenario di esposizione.



- si rimanda al documento APAT-ISPRA);
- Industriale/Commerciale: a cui corrispondono bersagli esclusivamente adulti.

Nel caso in cui sia attiva la lisciviazione o il trasporto in falda, si può calcolare il rischio per la risorsa idrica (in conformità con quanto previsto dal D.Lgs. 04/08) o il rischio sanitario associato all'ingestione di acqua (opzione aggiuntiva non conforme alla normativa attuale).

dalla sorgente al punto di esposizione, nel software sono implementati i fattori di trasporto definiti nel documento APAT-ISPRA [4]. In tale ambito viene data la possibilità di attivare e o disattivare alcune opzioni di calcolo inerenti l'esaurimento della sorgente (per volatilizzazione e lisciviazione), il fattore di attenuazione nel suolo (SAM), il tipo di dispersione in falda o il raggiungimento delle condizioni di saturazione (Csat).

Parametri di esposizione

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

Caratteristiche sito

Per il calcolo dei fattori di trasporto è necessario definire diversi parametri inerenti la geometria e le caratteristiche del sito e degli edifici. Per ciascun parametro, può essere definito il dato sito-specifico o impostare i valori di default forniti nel documento APAT-ISPRA. Per velocizzare il processo di inserimento vengono richiesti solo i dati utilizzati per il calcolo, in funzione delle matrici e delle vie di esposizione attive. Inoltre vengono evidenziati i parametri che vengono modificati rispetto a quelli di default.

Fattori di trasporto e opzioni di calcolo

Per la stima dell'attenuazione subita dai contaminanti, durante il trasporto

Output intermedi

Il software permette di visualizzare, per ciascun contaminante e per ciascuna matrice, i diversi output intermedi inerenti i fattori di trasporto, i fattori di esposizione e le concentrazioni al punto di esposizione calcolate.

Calcolo CSR e rischio

Per ciascun contaminante e via di esposizione attiva, vengono calcolati i rischi e le concentrazioni soglie di rischio (CSR) individuali (singola sostanza) e cumulativi (legati alla presenza di più sostanze) associati a ciascuna matrice (suolo superficiale, suolo profondo e falda). Per l'individuazione della CSR della matrice, viene selezionato il valore minimo tra le CSR di ciascun comparto (outdoor, indoor e lisciviazione/trasporto in falda). I criteri di cumulo nei diversi comparti risultano in accordo con quanto previsto dalla procedura APAT-ISPRA. Ad esempio per il calcolo della CSR outdoor del suolo superficiale, vengono cumulati gli effetti legati all'ingestione di suolo, contatto dermico ed inalazione outdoor di vapori e polveri.

Per i contatti non diretti (volatilizzazione e lisciviazione), nel calcolo della

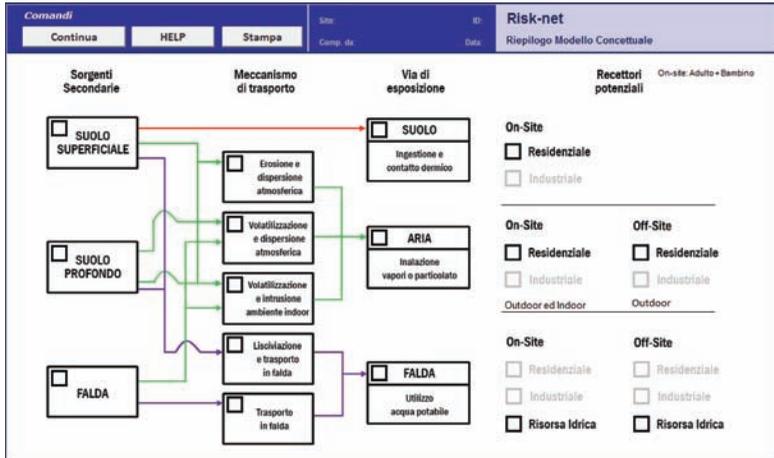


Figura 6. Riepilogo Modello Concettuale.

CSR viene effettuata una verifica sul raggiungimento delle condizioni di saturazione. Se la CSR teorica calcolata risulta maggiore della saturazione (o della solubilità nel caso di falda contaminata) negli output, oltre alla CSR teorica, viene riportato il simbolo “>C_{sat}” (o “>Sol”, solubilità). Discorso diverso per i contatti diretti (ingestione di suolo ed acqua e contatto dermico) per i quali il recettore può venire a contatto con il composto anche in fase separata e per i quali la CSR non risulta limitata dalla C_{sat}.

Nel caso di contaminazione da idrocarburi il programma permette inoltre di calcolare le CSR per la classe “Idrocarburi C>12” e “Idrocarburi C<12” nei suoli, e per la classe “Idrocarburi totali” nelle acque sotterranee. In particolare il calcolo delle CSR della

Figura 7. Calcolo degli obiettivi di bonifica (CSR).

Contaminanti	CSR industriale (mg/kg s.s.)	Fatt. di Correzione (f)	CSR suolo superficiale (mg/kg s.s.)	CSR suolo superficiale (mg/kg T.O.)	Rischio Canceregeno	Indice di Pericolo	Rischio risorsa idrica	CSR Residenziale (mg/kg s.s.)	CSR Industriale (mg/kg s.s.)	Cost (mg/kg s.s.)	C.A.S. Number
Benzene	1.01E-02		1.01E-02	9.45E-03	3.41E-07	9.77E-02	1.00E+00	1.00E-01	2.00E+00	1.25E+03	71-43-2
Etilbenzene	1.51E+00		1.51E+00	1.42E+00	—	9.77E-02	1.00E+00	5.00E-01	5.00E+01	3.63E+02	100-41-4
Toluene	3.17E-01		3.17E-01	2.99E-01	—	9.77E-02	1.00E+00	5.00E-01	5.00E+01	7.89E+02	108-88-3

Scenario	R _{tot}	H _{tot}
On-site		
Outdoor	2.29E-09	4.83E-04
Indoor	3.41E-07	4.62E-02
Off-site		
Outdoor	2.68E-10	3.64E-05

classe in esame viene effettuato mediante il metodo della “frazione critica” ovvero selezionando la classe MA-DEP che genera il rischio maggiore con riferimento alla reale presenza di tale classe nella miscela riscontrata nel sito.

Riepilogo output

Una volta calcolati il rischio e gli obiettivi di bonifica è possibile visualizzare, per ciascun contaminante, il riepilogo dei diversi output intermedi (fattori di trasporto e vie di esposizione) e finali (Figura 8).

Analisi integrative

Oltre al calcolo del rischio e degli obiettivi di bonifica il software può essere utilizzato per effettuare alcune analisi integrative.

Evoluzione temporale della contaminazione in falda. Come riportato in Figura 9, il programma permette di effettuare delle valutazioni sull’evoluzione spazio-temporale della contaminazione in falda (nel software è implementata l’equazione di Domenico in funzione del tempo e dello spazio). In particolare l’utente può selezionare il contaminante di interesse (dal menù a tendina), la concentrazione iniziale, la posizione in cui si vuole analizzare l’evoluzione temporale e alcune caratteristiche generali del sito.

Si sottolinea che tale analisi è finalizzata esclusivamente a valutazioni sul raggiungimento delle condizioni di equilibrio e non viene utilizzata per la stima degli obiettivi di bonifica o di calcolo del rischio.

Ripartizione di contaminanti nelle diverse fasi del suolo. Nel caso di applicazione dell’Analisi di Rischio in modalità “Forward” (Calcolo del Rischio), è possibile visualizzare, per ciascun contaminante

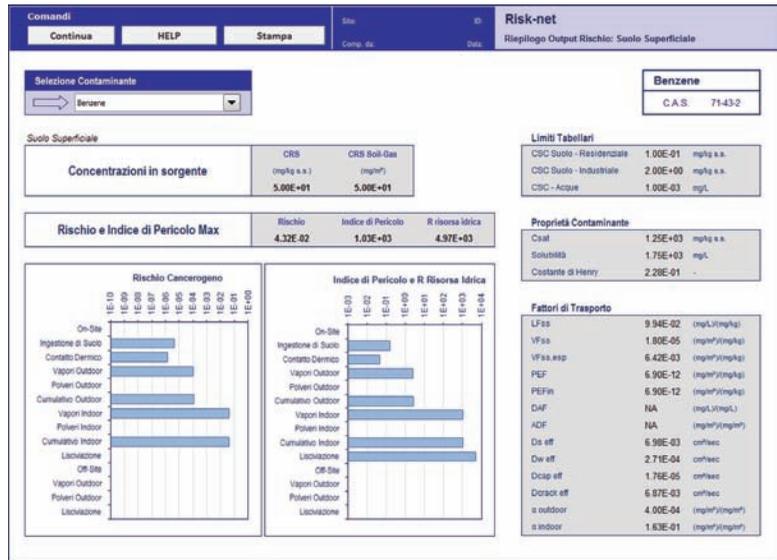
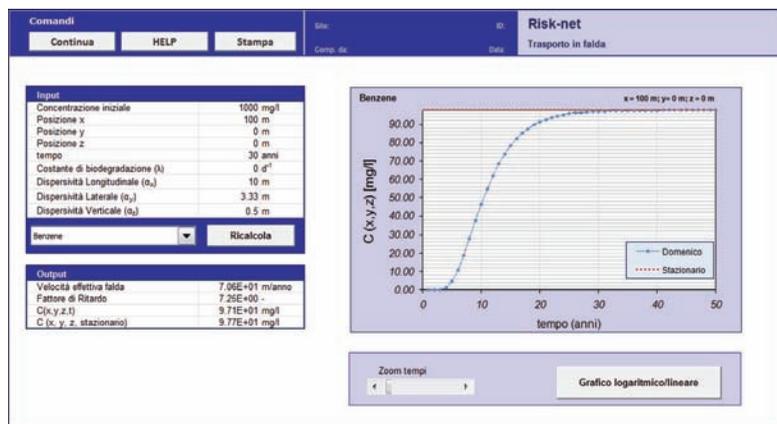


Figura 8. Riepilogo Output analisi forward (calcolo del rischio).

il riepilogo delle concentrazioni calcolate nei diversi punti di esposizione (Cpoe) e la ripartizione del contaminante nelle diverse fasi del suolo.

Valori di screening per la mobilità del prodotto libero. Con Risk-net è possibile effettuare delle valutazioni sulla mobilità del prodotto libero nella zona insatura e satura. Per ciascun contaminante selezionato vengono calcolati dei valori di screening secondo quanto previsto dallo standard ASTM E2081-00. Tale verifica risulta particolarmente utile soprattutto per quei contaminanti in cui il calcolo degli obiettivi di bonifica ha messo in evidenza il raggiungimento delle condizioni di saturazione (Csat).

Figura 9. Evoluzione della contaminazione in falda.



Criticità nell'applicazione dell'analisi di rischio

Sebbene la procedura di Analisi di Rischio sia basata su criteri riconosciuti a livello nazionale ed internazionale ed esistano software, come Risk-net, che rappresentano strumenti semplici ed efficaci per la sua applicazione, l'esperienza maturata negli ultimi anni ha messo in evidenza alcune criticità che da un lato possono rendere difficoltosa l'approvazione dell'analisi di rischio o dall'altro possono condurre a risultati eccessivamente cautelativi, con conseguenti ricadute sui costi degli interventi di bonifica. Di seguito vengono brevemente riassunte alcune di queste criticità, che sono state suddivise in criticità legate alla interpretazione normativa e in criticità legate ai limiti tecnici della procedura.

Criticità normative

CSR<CSC. I valori definiti dalla normativa, CSC (Concentrazioni Soglia di Contaminazione), risultano spesso non coerenti con le Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR) calcolate con la procedura di Analisi di Rischio. Nello specifico accade spesso che l'applicazione dell'analisi di rischio conduca a obiettivi di bonifica (CSR) che risultano più bassi dei valori definiti dalla normativa (CSC). Tale esito è legato al fatto che i criteri seguiti per sviluppare le CSC sono in buona misura difformi da quelli seguiti per determinare le CSR, basati per l'appunto sulla procedura ASTM-RBCA. Tenuto conto che da una lettura rigorosa della normativa, l'obiettivo di bonifica coincide necessariamente con la CSR, tale risultato determina spesso contenziosi tra aziende ed enti di controllo sulla definizione degli obiettivi di bonifica. È infatti evidente che vincolare una bonifica a CSR inferiori alle CSC

potrebbe generare delle situazioni paradossali. Il classico esempio è quello di due siti contigui: il sito A nel quale ad esempio la concentrazione massima rilevata di un contaminante è pari alla CSC e per il quale la procedura di AdR non risulta necessaria, essendo il sito non contaminato; il sito B, caratterizzato magari da un lieve superamento delle CSC, nel quale l'analisi di rischio restituisce una CSR pari a un decimo della CSC. La situazione paradossale è che nel primo sito la CSC è una concentrazione accettabile, mentre nel sito B scatta l'obbligo di bonificare a un decimo della CSC. Tale aspetto andrebbe evidentemente affrontato e risolto a livello normativo. Una possibilità potrebbe essere quella di modificare i valori tabellari delle CSC, rendendoli omogenei e congruenti alle CSR; una alternativa, seppure tecnicamente meno nobile, potrebbe essere quella di chiarire esplicitamente nella normativa che l'obiettivo di bonifica non può mai essere inferiore alle CSC.

Definizione del rischio accettabile per le sostanze cancerogene. Per i contaminanti cancerogeni non esiste una dose di riferimento al di sotto della quale si possa assumere che non esistano rischi per la salute ma si considera che qualsiasi esposizione contribuisca ad aumentare il rischio di tumore legato all'esposizione cronica al sito contaminato. Per questo tipo di contaminanti la scelta del livello di rischio accettabile non è una scelta oggettiva basata su criteri scientifici o tossicologici (come nel caso delle sostanze tossiche non cancerogene) ma si tratta di una scelta politica riguardo al rischio incrementale di tumori legato alla presenza del sito contaminato, ritenuto in qualche modo accettabile, anche rispetto ad altre cause di rischio. A livello nazionale, con il D.Lgs. 04/08, il limite di rischio accettabile per la singola sostanza è stato fissato pari a 10^{-6} che equivale alla pro-

babilità di 1 persona su un 1.000.000 di contrarre un tumore in seguito all'esposizione cronica al sito contaminato. Tale scelta risulta piuttosto conservativa se confrontata con i valori comunemente adottati a livello europeo in cui generalmente viene fissato un limite accettabile pari a 10^{-5} ed in alcuni casi (ad es. Olanda) pari a 10^{-4} [7].

Presenza di valori di fondo superiori alle CSC. Per alcuni contaminanti (ad esempio Arsenico, Ferro e Manganese), è frequente riscontrare delle concentrazioni nel sottosuolo riconducibili ai valori di fondo naturale e antropico che risultano superiori alle CSC definite dalla normativa. In questi casi sebbene esistano dei documenti e delle linee guida che descrivano come stabilire il valore di fondo di un sito (ISPRA-ISS [8]) tale aspetto non viene sempre valutato.

Assenza di classificazione degli acquiferi. L'assenza di una classificazione degli acquiferi a livello regionale e nazionale vincola il rispetto dei valori normati dal D.Lgs. 152/06 e s.m.i. (e quindi conduce spesso a obiettivi di bonifica particolarmente stringenti) anche per corpi idrici che non vengono utilizzati per scopi idropotabili o irrigui. Tale aspetto non risulta in linea con la direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento dei corpi idrici, in cui sono stati introdotti dei criteri per l'identificazione degli acquiferi in funzione della quantità di acque sotterranee emungibili ("quantità significativa") e degli effetti che una diminuzione del flusso potrebbe causare all'ecosistema ("flusso significativo").

Criticità tecniche

Modelli di trasporto in alcuni casi troppo semplificati. I modelli di trasporto utilizzati nelle procedure di Analisi di Rischio risultano in molti casi

eccessivamente conservativi portando a delle sovrastime degli impatti in alcuni casi di ordini di grandezza. Tali modelli non tengono conto di diversi processi di attenuazione naturale che avvengono nel sottosuolo, che diversi studi sperimentali e di campo effettuati negli ultimi anni hanno dimostrato essere particolarmente rilevanti per alcune tipologie di contaminanti e condizioni sito-specifiche. A parziale soluzione di questa criticità, recentemente sono stati proposti dei modelli analitici di lisciviazione e trasporto in falda, che tengono conto dei fenomeni di attenuazione della sorgente e di biodegradazione, la cui applicazione potrebbe consentire una stima maggiormente realistica del rischio [9, 10].

Modelli di ripartizione in alcuni casi troppo semplificati. I modelli attualmente impiegati nella procedura di analisi di rischio in alcuni casi sovrastimano l'effettiva disponibilità dei contaminanti nel sottosuolo. In tali modelli si assume infatti che la ripartizione del contaminante sia lineare ed istantanea e che avvenga dalla fase acquosa a una relativamente omogenea e amorfa fase gelatinosa di sostanza organica. Tuttavia gli studi effettuati negli ultimi anni hanno evidenziato che l'adsorbimento non è lineare ma risulta competitivo e spesso irreversibile principalmente a causa dell'eterogeneità della sostanza organica (SOM) presente nel suolo (ad esempio presenza di kerogene e black carbon).

Presenza di saturazioni nel sottosuolo. In siti contaminati da composti organici è frequente riscontrare concentrazioni nel sottosuolo superiori a quelle di saturazione (Csat). Il verificarsi di tale condizione rende più complicata la stima dei potenziali impatti che questi contaminanti possono avere sulle diverse matrici ambientali e sull'uomo. La procedura RBCA non definisce in maniera chiara come gestire la presen-

za di saturazioni nel sottosuolo e come valutare il rischio nel caso di fase separata nel suolo. Non trattare in maniera corretta la presenza di saturazioni nel sottosuolo può condurre, in particolare modo per composti pesanti come gli IPA, ad una sovrastima dei rischi anche di ordini di grandezza.

Modelli di esposizione non tengono conto di aspetti di biodisponibilità.

Nella procedura di Analisi di Rischio attualmente utilizzata si assume che la dose di un generico contaminante assorbita attraverso una generica via di esposizione coincida di fatto con la dose assunta. Tale ipotesi risulta estremamente conservativa e può condurre in alcuni casi ad una sovrastima eccessiva del rischio e di conseguenza degli obiettivi di bonifica. Potrebbe essere utile trasferire in Italia l'esperienza accumulata ad esempio nel Regno Unito ed in Australia, dove gli studi di bioaccessibilità sono stati già utilizzati per stabilire gli obiettivi di bonifica di Arsenico e Piombo in suoli superficiali, nei quali la via di esposizione prevalente è rappresentata dalla ingestione diretta di suolo.

Conclusioni

L'attuale quadro normativo prevede per l'analisi di rischio un ruolo centrale nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Si tratta infatti di una procedura che consente di valutare l'effettivo stato di contaminazione di un sito e che fissa gli obiettivi di bonifica sito-specifici. L'introduzione dei criteri metodologici APAT-ISPRA ha contribuito a definire dei criteri condivisi a livello nazionale, consentendo una sostanziale omogeneità di approccio nella progettazione e validazione dei documenti di analisi di rischio. Un ulteriore passo avanti in questa direzione è stato rappresentato dall'introduzione del software Risk-net,

che implementa integralmente quanto previsto nei criteri metodologici APAT-ISPRA. Nonostante i grossi sforzi fatti ai fini di una standardizzazione tecnica delle modalità di applicazione dell'analisi di rischio, esistono ancora delle criticità di carattere tecnico, che dovrebbero essere risolte, per consentire una effettiva omogeneità anche nell'interpretazione di alcuni aspetti specifici, che sono stati delineati nel presente articolo.

Prescindendo dagli aspetti tecnici, merita soffermarsi sul ruolo dell'analisi di rischio nel contesto legislativo nazionale. Infatti, a differenza di quanto si fa in altri Paesi europei, dove l'analisi di rischio è una delle linee di evidenza che viene utilizzata per definire gli obiettivi di bonifica, insieme a valutazioni di carattere tecnico, economico e persino sociale, l'impianto normativo italiano affida all'analisi di rischio un ruolo centrale ed unico. Questa situazione determina una notevole rigidità del sistema, sia nella fase di definizione degli obiettivi e di progettazione degli interventi di bonifica, che nella fase di verifica e certificazione. Il risultato che ne consegue non è pertanto sempre rispondente agli intenti del legislatore, che introducendo l'analisi di rischio voleva non solo contestualizzare gli obiettivi di bonifica alle condizioni sito-specifiche, ma probabilmente anche introdurre un elemento di maggiore flessibilità nell'ambito dei procedimenti di bonifica. Purtroppo, il quadro di applicazione della normativa ci dice che la situazione è ben lontana dal garantire quel necessario grado di flessibilità. Le criticità discusse nel presente articolo suggeriscono l'opportunità di modifiche normative o quanto

meno di chiarimenti interpretativi, atti a rendere meno rigida e cautelativa l'applicazione dell'analisi di rischio

Bibliografia

1. D.Lgs. 152/06 (2006) Norme in materia ambientale. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 Aprile 2006, Supplemento Ordinario n. 96.
2. D.M. 471/99 (1999) Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati.
3. ASTM (2000). *Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*. American Society for Testing and Materials. **Standard E2081-00**. West Conshohocken, PA.
4. ISPRA (2008) *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati, Revisione 2*. Disponibile su: www.isprambiente.it.
5. Risk-net (2011) *Software per l'Analisi di Rischio applicata ai siti contaminati*. Disponibile gratuitamente su: <http://www.reconnet.net>.
6. ISS-ISPEL (2009) *Banca dati ISS/ISPEL. Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti*. Aggiornata a maggio del 2009.
7. Carlon C., D'Alessandro M. and Swartjes F. (2007). *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonisation*. European Commission Joint Research Centre, Ispra Italy, EUR 22805 EN - 2007, p. 320.
8. ISPRA-ISS (2006). *Protocollo Operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti di interesse nazionale*. Protocollo APAT-ISS n. 18744 del 28/06/2006.
9. Baciocchi R., Berardi S. and Verginelli I. (2010). Human Health Risk Assessment: models for predicting the Effective Exposure Duration of On-Site Receptors Exposed to Contaminated Groundwater. *Journal of Hazardous Materials* 181 (1-3), 226-233.
10. Verginelli I., Baciocchi R. (2013). Role of natural attenuation in modeling the leaching of contaminants in the risk analysis framework. *Journal of Environmental Management* 114, 395-403.