

ANALISI DI RISCHIO ECOLOGICO (ERA) PER IL SUOLO



Benchmarking dei principali
standard internazionali

Il presente prodotto è il risultato del lavoro coordinato in seno alla rete RECONnet “Rete nazionale sulla Gestione e la Bonifica dei Siti Contaminati”. I prodotti elaborati dalla Rete sono tutelati dalle norme sul copyright e sono di esclusiva proprietà di tutte le parti coinvolte nell’Accordo. A tal riguardo i “Prodotti RECONnet” possono essere modificati e/o revocati da RECONnet in qualsiasi momento e senza preavviso. Tutte le indicazioni e i dati presenti nei “Prodotti RECONnet” costituiscono una semplice guida di carattere informativo, finalizzata a conseguire un corretto orientamento per la valutazione e la diffusione di tecnologie e tematiche ambientali. Di conseguenza, la rete RECONnet e i suoi membri non rilasciano alcuna garanzia e declinano ogni responsabilità in merito alla completezza e all’utilità delle informazioni, dei prodotti e dei processi divulgati, nonché agli eventuali danni derivanti dall’utilizzo degli stessi da parte degli utenti. Il riferimento e i richiami presenti nei documenti RECONnet relativi a tecnologie e prodotti offerti da terze parti non costituiscono un riconoscimento di garanzia e di qualità degli stessi. Le opinioni espresse dagli autori non rappresentano necessariamente quelle degli Enti di controllo. Infine, i software realizzati non vogliono e non possono essere sostitutivi della professionalità dei tecnici; quindi i risultati che vengono forniti sono sotto la piena responsabilità dell’utente.

ANALISI DI RISCHIO ECOLOGICO (ERA) PER IL SUOLO – BENCHMARKING DEI PRINCIPALI STANDARD INTERNAZIONALI

MARZO 2017

Il presente documento è stato elaborato nell'ambito della rete RECONnet dal gruppo di lavoro "ANALISI DI RISCHIO ECOLOGICO" il cui obiettivo è quello di svolgere attività propedeutiche alla elaborazione di criteri ed approcci per l'applicazione dell'analisi di rischio ecologico in Italia, con riferimento alle esperienze internazionali.

Cap 1 Campo di applicazione di ERA

Guida Agostini, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica - Università di Roma "Tor Vergata"
Mara Bellavita, ARCADIS
Francesco Ioppolo, ARCADIS
Stefania Verdelocco, libero professionista, già AECOM

Cap 2 Analisi degli standard internazionali di ERA

Guida Agostini, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica - Università di Roma "Tor Vergata"

Allegato - Tools disponibili per ERA

Stefania Verdelocco, libero professionista, già AECOM

Revisione del documento

Enrica Roccotiello, Università di Genova
Daria Vagaggini, ISPRA
Mirca Zotti, Università di Genova

Coordinamento del GdL

Guida Agostini, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica - Università di Roma "Tor Vergata"
Renato Baciocchi, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ingegneria Informatica - Università di Roma "Tor Vergata"

RECONnet, Rete Nazionale sulla gestione e la Bonifica dei Siti Contaminati
Viale del Politecnico, 1
00133 Roma
www.reconnet.net

Indice

Indice	4
Elenco Figure	6
Elenco Tabelle	7
Acronimi	8
Glossario	10
Premessa	12
1 Campo di applicazione di ERA	15
1.1 ERA in ambito della bonifica di siti potenzialmente contaminati	16
1.1.1 USA	16
1.1.2 CANADA	19
1.1.3 PAESI BASSI	20
1.1.4 REGNO UNITO	22
1.1.5 ALTRI PAESI	23
1.2 ERA in ambito REACH	27
1.2.1 Le fasi della valutazione della sicurezza chimica (CSA)	28
2 Procedura di ERA	35
2.1 Analisi degli standard internazionali di ERA	36
2.1.1 USA: ASTM "EcoRBCA"	36
2.1.2 USA: OhioEPA	42
2.1.3 Canada	50
2.1.4 Paesi Bassi	56
2.1.5 Regno Unito	62
2.2 Analisi comparata delle procedure di ERA esaminate	67
2.2.1 Livello 0	74
2.2.2 Livello 1	74
2.2.3 Livello 2	78
2.2.4 Livello 3	80
Conclusioni	83
Bibliografia	86

Allegato - Tools disponibili per ERA	91
Analisi dei tools disponibili a livello internazionale	94
UNIONE EUROPEA.....	94
PAESI BASSI.....	102
USA	103
CANADA	107
TABELLA DI RIEPILOGO	109

ELENCO FIGURE

FIGURA 1 – PROCESSO DI VALUTAZIONE DELLA SICUREZZA CHIMICA (CSA) AI SENSI DEL REGOLAMENTO REACH (ECHA 2008).....	29
FIGURA 2 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD ECORBCA (ASTM 2002).....	38
FIGURA 3 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD OHIOEPA, 2008.....	43
FIGURA 4 - ESEMPIO DI MODELLO CONCETTUALE (OHIOEPA 2008).....	45
FIGURA 5 - GRADO DI CONTAMINAZIONE DEL SUOLO IN FUNZIONE DEI VALORI SOGLIA DI CONTAMINAZIONE SECONDO LA PROCEDURA OLANDESE (SWARTJES ET AL. 2012).....	57
FIGURA 6 - ESEMPIO DI CURVA DI DISTRIBUZIONE DI SENSIBILITÀ DELLE SPECIE (SSD).....	59
FIGURA 7 - SOIL QUALITY TRIAD – UTILIZZATO NELLO STEP 3 DELLA PROCEDURA OLANDESE (DA JENSEN ET AL. 2006, MODIF.).....	61
FIGURA 8 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD UK EA (ENVIRONMENT AGENCY 2008a).....	63
FIGURA 9 – LA PROCEDURA D ANALISI DI RISCHIO IN EUSES (DANTES 2003).....	95
FIGURA 10 – STRUTTURA DI EUSES (BERDING ET AL. 1999).....	97
FIGURA 11 – ECETOC TRA MODULO AMBIENTE (HTTPS://WWW.VCI.DE/VCI/DOWNLOADS-VCI/SE/REACH-ENVIRONMENTAL-ASSESSMENT-CASE-STUDY-USING-ECETOC-TRA.PDF).....	98
FIGURA 12 – CHESAR CONCETTO GENERALE (HTTP://ECHA.EUROPA.EU/).....	100
FIGURA 13 – CHESAR RISULTATI PER LA VALUTAZIONE DEI PERICOLI PER L'AMBIENTE (HTTP://ECHA.EUROPA.EU/).....	101
FIGURA 14 – STRUTTURA DI CALTOX (HTTPS://WWW.DTSC.CA.GOV/ASSESSINGRISK/CALTOX.CFM).....	107

ELENCO TABELLE

TABELLA 1 – TIPOLOGIA DI BERSAGLIO E DI PNEC IN FUNZIONE DEL COMPARTO AMBIENTALE (ECHA, 2011)	33
TABELLA 2 - ELENCO DEI RECETTORI GENERICI SECONDO LO STANDARD OHIOEPA (2008)	47
TABELLA 3 - MATRICE DECISIONALE UTILIZZATA NELLO STEP 2 DELLA PROCEDURA OLANDESE (MINISTERO DELLE INFRASTRUTTURE E DELL'AMBIENTE, 2009)	60
TABELLA 4 - HILL'S CAUSAL CRITERIA UTILIZZATI NELLA PROCEDURA UK (ENVIRONMENT AGENCY 2008f)	66
TABELLA 5 - DOCUMENTAZIONE DI RIFERIMENTO IN MATERIA DI PROCEDURA DI ERA	67
TABELLA 6 - DEFINIZIONE DI ERA NELLE PROCEDURE ESAMINATE.....	68
TABELLA 7 - DEFINIZIONE DI BERSAGLIO ECOLOGICO NELLE PROCEDURE ESAMINATE.....	70
TABELLA 8 - DENOMINAZIONE DEI LIVELLI DI ERA NELLE PROCEDURE ESAMINATE.....	71
TABELLA 9 - DESCRIZIONE DEI LIVELLI DELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE	73
TABELLA 10 - LIVELLO 0 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE.....	74
TABELLA 11 – LIVELLO 1 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE	77
TABELLA 12 - LIVELLO 2 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE.....	80
TABELLA 13 - LIVELLO 3 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE.....	82
TABELLA 14 – MODELLI DISPONIBILI PER VALUTARE L'ESPOSIZIONE (CEAM-EPA).....	105
TABELLA 15 – MODELLI DI ERA DISPONIBILI A LIVELLO INTERNAZIONALE – RIEPILOGO CARATTERISTICHE PRINCIPALI	110
TABELLA 16 – MODELLI DI ERA A LIVELLO INTERNAZIONALE - DISPONIBILITÀ'	117

ACRONIMI

SIMBOLO	SIGNIFICATO
ADD	<i>Average Daily Dose</i>
ARL	<i>Acceptable Risk Level</i>
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>
BC	<i>Toxicological Benchmark Concentration</i>
CCME	<i>Canadian Council of Ministers of the Environment</i>
CERCLA	<i>Comprehensive Environment Response, Compensation, and Liability Act</i>
COEC	<i>Contaminant Of Ecological Concern</i>
COI	<i>Contaminant Of Interest</i>
COPEC	<i>Contaminant Of Potential Ecological Concern</i>
CSA	<i>Chemical Safety Assessment</i>
CSM	<i>Conceptual Site Model</i>
CSR	<i>Chemical Safety Report</i>
DERA	<i>Detailed quantitative ERA</i>
DMEL	<i>Derived Minimal Effect Level</i>
DNEL	<i>Derived No Effect Level</i>
EA	<i>(UK) Environment Agency</i>
ecoRBCA	<i>Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resources</i>
EEC	<i>Expected Environmental Concentration</i>
EHQ	<i>Environmental Hazard Quotient</i>
EPC	<i>Exposure Point Concentration</i>
ERA	<i>Ecological Risk Assessment</i>
ERAGS	<i>Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: process for Designing and Conducting Ecological risk assessment</i>
ERfD	<i>Ecologically-Based Reference Dose</i>
FESAP	<i>Field Ecological Sampling and Analysis Plan</i>

Acronimi

FCSAP	<i>Federal Contaminated Sites Action Plan</i>
GIS	<i>Geographic Information System</i>
HQ	<i>Hazard Quotient</i>
IUCLID	<i>International Uniform Chemical Information Database</i>
IV	<i>Intervention Value</i>
OHIO EPA	<i>State of OHIO Environmental Protection Agency</i>
ORMC	<i>Other relevant Measurable Criteria</i>
ORNL	<i>Oak Ridge National Laboratory</i>
PAF	<i>Potentially Affected Species</i>
PBT	<i>Persistent, Bioaccumulative and Toxic substance</i>
PEC	<i>Predicted Environmental Concentration</i>
PERA	<i>Preliminary quantitative ERA</i>
PNEC	<i>Predicted No Effect Concentration</i>
PRG	<i>Preliminary Remediation Goals for ecological receptors</i>
RBCA	<i>Risk-Based Corrective Action</i>
REACH	<i>Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals (Reg CE n.1907/2006)</i>
RESC	<i>Relevant Ecological Screening Criteria</i>
RIVM	<i>Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Istituto Nazionale per la Salute Pubblica e l'Ambiente dei Paesi Bassi)</i>
SQG	<i>Soil Quality Guidelines</i>
SQS	<i>Soil Quality Standard</i>
SSD	<i>Species Sensitivity Distribution</i>
SSEC	<i>Site Specific Ecological Criteria</i>
SSV	<i>Soil Screening Values</i>
SVHC	<i>Substance of Very High Concern</i>
TP	<i>Toxic Pressure</i>
UCL	<i>Upper Confidence Limit</i>
US EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
VEC	<i>Valued Ecosystems Component</i>
vPvB	<i>very Persistent and very Bioaccumulating substance</i>
WOE	<i>Weight Of Evidence approach</i>

GLOSSARIO

SIMBOLO	SIGNIFICATO
bioaccumulo	L' <i>accumulo</i> è un termine generico con cui si indica il risultato netto dell'assorbimento (assunzione), distribuzione, metabolismo ed escrezione (ADME) di una sostanza in un organismo. Il <i>bioaccumulo</i> fa riferimento all'assorbimento da tutte le fonti ambientali, compresi acqua, cibo e sedimenti (ECHA 2008, rev. 2011).
bioconcentrazione	L' <i>accumulo</i> è un termine generico con cui si indica il risultato netto dell'assorbimento (assunzione), distribuzione, metabolismo ed escrezione (ADME) di una sostanza in un organismo. La bioconcentrazione è l'accumulo di una sostanza disciolta in acqua da parte di un organismo acquatico (ECHA 2008, rev. 2011).
catena alimentare	È il complesso di relazioni gerarchiche tra specie di diversa collocazione sistematica, ciascuna delle quali si alimenta della specie che la precede (Baird 1997)
EC ₅₀	"concentrazione efficace mediana" = concentrazione efficace di una sostanza tossica in grado di causare il 50% dell'effetto che si intende misurare (APAT – rapporto 71/2006)
Effetti avversi	un cambiamento nella morfologia, fisiologia, crescita, sviluppo, riproduzione o tempo di vita di un organismo, di un sistema o di una (sotto)popolazione che comporta un danno delle capacità funzionali, della capacità di compensare un ulteriore stress o un aumento nella suscettibilità ad altre influenze (IPCS 2004)
Endpoint	(o outcome) – evento misurato; risposta misurata; variabile misurata (ISPRA 59/2010) = è definito come la caratteristica di un componente ecologico (ad esempio la mortalità di un pesce o l'immobilizzazione di un crostaceo) che può essere affetta in conseguenza all'esposizione a uno stressore; quando si raggiunge si considera terminato il test (APAT 2006)
LC ₅₀ (o LD ₅₀)	"concentrazione (o dose) letale mediana" = concentrazione (o dose) della sostanza tossica che provoca la mortalità del 50% degli organismi esposti in laboratorio (APAT – rapporto 71/2006)
LOAEC (o LOAEL)	è la concentrazione (o dose) più bassa che causa un effetto avverso statisticamente significativo
NOAEC (o NOAEL)	"concentrazione (o dose) senza effetto avverso osservato" = è la concentrazione (o dose) più alta che non causa nessun effetto avverso statisticamente significativo

Glossario

LOEC (o LOEL)	Il livello di esposizione più basso tra quelli efficaci, (APAT 2006) ossia in cui si osservano effetti avversi
NOEC (o NOEL)	Il livello di esposizione più alto in cui ancora non si osservano effetti avversi (APAT 2006)
Organismi del suolo	Gli organismi non vertebrati che vivono la maggior parte del proprio arco di vita all'interno del suolo ed esposti alle sostanze attraverso il terreno (ECHA 2008, rev. 2011)
Tossicità acuta	Tossicità per gli organismi esposti a sostanze in un intervallo di tempo che varia da alcune ore ed alcuni giorni (relativamente breve se rapportato alla durata del ciclo di vita degli organismi). Gli effetti sono generalmente espressi in concentrazione letale mediana (LC ₅₀) o concentrazione efficace mediana (EC ₅₀) (ECHA 2008)
Tossicità cronica	Tossicità per gli organismi esposti a sostanze per un periodo prolungato. La durata dell'esposizione (saggio) può variare notevolmente a seconda della specie utilizzata, ma in genere è relativamente lunga se rapportata alla durata del ciclo di vita dell'organismo. Detti effetti cronici comprendono generalmente una gamma di end-point quali sopravvivenza, crescita e riproduzione. La concentrazione più alta alla quale non è stato osservato nessun effetto (NOEC) è il parametro utilizzato più di frequente (ECHA 2008)
UCL 95% di una media	(upper confidence limit) = valore che, quando calcolato ripetutamente per un sottoinsieme di dati scelti a caso, eguaglia o supera il valore vero della media il 95% delle volte. Tale valore rappresenta una stima altamente conservativa del valore vero della media

PREMESSA

In Italia, la procedura da seguire per la gestione e la bonifica dei siti contaminati è contenuta nella parte IV della norma nazionale D.Lgs. 152/2006, il cosiddetto “Testo Unico Ambientale” dove viene definito sito l'area o porzione di territorio intesa nelle diverse matrici ambientali: suolo, materiali di riporto, sottosuolo ed acque sotterranee. Tale norma richiama la necessità di utilizzare procedure di rischio sanitario e ambientale per valutare l'effettivo stato di contaminazione di un sito, mediante l'individuazione di concentrazioni soglia di rischio sito-specifiche. L'allegato tecnico della norma fa esplicitamente riferimento all'obbligatorietà di condurre l'analisi di rischio seguendo metodologie di comprovata validità scientifica, citando a titolo esemplificativo, ma anche esclusivo, lo standard ASTM PS 104. Tale standard si basa sulla procedura RBCA (*Risk-Based Corrective Action*) che considera gli effetti di una potenziale esposizione ai contaminanti dei soli recettori umani (ASTM 2000). Pertanto, il tema della gestione e della bonifica di un sito contaminato in Italia viene affrontato mediante una valutazione dei potenziali rischi sulla salute umana.

Sebbene per molti anni sia circolata una bozza di proposta, la commissione europea non ha mai approvato una direttiva sulla protezione del suolo e, pertanto si deve fare riferimento ad un insieme di comunicazioni, proposte e decisioni emanate in tema di difesa del suolo a partire dal 2002. In tale contesto il suolo, visti i tempi estremamente lunghi di formazione, è considerato una risorsa sostanzialmente non rinnovabile che svolge importanti funzioni e fornisce servizi essenziali¹ per le necessità umane e la sopravvivenza degli ecosistemi (servizi ecosistemici) e pertanto deve essere tutelato. La Commissione Europea, avendo valutato che il suolo sia attualmente soggetto a un processo di degrado che, in assenza di interventi, continuerà ad aumentare, individua nella contaminazione del suolo una delle otto minacce principali definendo siti contaminati quelli che rappresentano un rischio significativo per la salute umana e per l'ambiente (CE 2006).

Numerose agenzie ambientali nazionali europee ed extraeuropee hanno da tempo elaborato procedure di analisi di rischio per l'ambiente da applicare a siti contaminati, in combinazione o in alternativa con l'analisi di rischio per la salute umana.

Infatti, considerando che alcuni recettori ecologici possono avere maggiore suscettibilità ai contaminanti, la sola protezione della salute umana potrebbe non essere sufficiente a garantire un'adeguata protezione ambientale (Bacci 2010).

La stessa ASTM, sulla falsariga della procedura RBCA prevista nel citato standard PS 104, ha elaborato nel 2002 lo standard Eco-RBCA, una procedura di analisi di rischio

¹ Il suolo fornisce cibo, biomassa e materie prime; funge da piattaforma per lo svolgimento delle attività umane; è un elemento del paesaggio e del patrimonio culturale e svolge un ruolo fondamentale come habitat e pool genico. Nel suolo vengono stoccate, filtrate e trasformate molte sostanze, tra le quali l'acqua, i nutrienti ed il carbonio (CE 2006).

ecologico (*Ecological risk assessment, ERA*) per la stima del rischio attuale o potenziale per recettori ecologici su siti contaminati da rilascio chimico (ASTM 2002).

In linea di principio, l'ERA interessa, nello stesso tempo, più contaminanti e più specie in relazione tra di loro. Infatti, specie diverse presentano differenti sensibilità ai contaminanti e, di conseguenza, la protezione di una specie non costituisce un fattore di sicurezza per tutte le altre (Bacci 2010). Gli obiettivi dell'ERA includono, quindi, il saper andare oltre gli effetti su singoli individui o specie, per valutare e prevedere gli effetti dannosi a livello di popolazione e di comunità biologica derivanti dalla presenza contemporanea nel sottosuolo di più contaminanti (Suter 1993).

Pur in assenza di un riferimento procedurale a livello nazionale, l'analisi di rischio ecologico è stata applicata anche in Italia in alcune situazioni di contaminazione con evidenti criticità per i recettori ambientali (es. Avidano et al. 2012, Semenzin et al. 2009) e potrebbe rivelarsi necessaria in situazioni complesse dove la stima del rischio rispetto al solo recettore umano potrebbe portare ad una sottostima del rischio reale per l'ambiente nel suo insieme. Tale potrebbe essere il caso di aree situate lontane dai centri abitati e quindi non frequentate da recettori umani come, ad esempio, siti di smaltimento abusivo di rifiuti. In questi siti, un'analisi di tipo esclusivamente sanitario potrebbe portare ad una sottostima del rischio effettivo per l'ecosistema col risultato, magari errato, di considerare tollerabili per l'ambiente valori elevati di concentrazioni dei contaminanti.

Oltre che nel campo della bonifica di siti contaminati, ERA ha trovato e potrebbe, in futuro, trovare ancora più spazio nell'ambito dei procedimenti per la stima del danno ambientale. Si sottolinea, inoltre, che ERA viene impiegata a livello europeo per la valutazione del rischio chimico associato all'immissione nell'ambiente di nuove sostanze ai sensi del Regolamento CE n.1907/2006 "REACH"². (Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione Europea 2006).

Tale mancanza di una procedura standardizzata di ERA da adottare come riferimento in Italia rende difficile l'applicazione dell'analisi di rischio ecologico, soprattutto in considerazione della necessità di una validazione da parte degli enti di controllo.

Pertanto, in analogia con quanto fatto in paesi europei ed extra-europei, è stato attivato, all'interno della rete RECONnet (Rete italiana sulla gestione e la bonifica dei siti contaminati) un gruppo di lavoro denominato "Analisi di rischio ecologico: attività propedeutiche alla elaborazione di criteri e approcci da adottare per la sua applicazione, con riferimento ad approcci internazionali" il cui obiettivo è quello di definire una possibile procedura per l'applicazione di ERA in Italia.

²**Regolamento (CE) N. 1907/2006** del Parlamento Europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 *concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche, che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE*

Per perseguire tale obiettivo, è stato scelto di redigere una documentazione tecnica di riferimento per gli analisti e, contemporaneamente, per gli enti di controllo che contenga criteri di applicabilità e modalità di conduzione di ERA.

Il presente documento, attraverso l'analisi delle principali esperienze in materia di ERA a livello europeo e internazionale, dovrebbe fornire un supporto per analizzare l'applicabilità di ERA nel contesto nazionale e per sviluppare una apposita procedura.

Nel presente documento sono stati analizzati i campi di applicazione di ERA nel contesto internazionale e le principali procedure internazionali di applicazione di ERA ai siti potenzialmente contaminati, limitandosi, in linea con la normativa nazionale e comunitaria di settore, ad analizzare la matrice suolo.

Inoltre, in allegato al documento è riportata una breve rassegna dei principali tools di ERA disponibili a livello internazionale.

1 CAMPO DI APPLICAZIONE DI ERA

Guida Agostini, Mara Bellavita, Francesco Ioppolo, Stefania Verdelocco

Numerosi paesi europei ed extraeuropei hanno introdotto, anche a livello normativo, l'utilizzo dell'analisi di rischio ecologico (*Ecological Risk assessment, ERA*) come procedura per valutare l'effettivo stato di contaminazione di un sito potenzialmente contaminato, in combinazione con l'analisi di rischio sanitaria o in alternativa alla stessa. Numerose agenzie ambientali nazionali europee ed extraeuropee hanno da tempo elaborato procedure di analisi di rischio ecologico riportate in specifiche linee guida. Nel presente capitolo viene presentata una panoramica su approcci normativi e principali riferimenti tecnici di applicazione dell'analisi di rischio ecologico a livello internazionale.

Si è fatto riferimento, innanzitutto, all'applicazione di ERA in materia di siti contaminati considerando le principali esperienze a livello internazionale; in particolare sono state esaminate le esperienze di Stati Uniti d'America, Canada, Paesi Bassi, Regno Unito, Belgio, Norvegia e Svezia. Sono state, inoltre, riportate informazioni relative ad alcuni paesi in cui, al momento, non si utilizza questo strumento.

In particolare, per quanto riguarda l'Europa, non esistendo a livello comunitario una regolamentazione in materia di bonifica di suoli contaminati, è stato fatto riferimento alla procedura di analisi di rischio che è stata elaborata in materia di rischio chimico associato all'immissione nell'ambiente di nuove sostanze ai sensi del Regolamento (CE) n.1907/2006 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche (Agenzia Europea per le sostanze chimiche, ECHA).

Il regolamento REACH prescrive l'obbligo di registrare tutte le sostanze chimiche prodotte o importate in quantità pari o superiore a 1 tonnellata all'anno attraverso la presentazione all'ECHA di dossier tecnici contenenti le informazioni chimico-fisiche, tossicologiche ed ecotossicologiche finalizzate a definire i rischi potenziali per la salute umana e per l'ambiente dovuti al rilascio delle sostanze chimiche nei vari comparti ambientali. Per le sostanze prodotte e importate in quantità pari o superiori a 10 t/anno è previsto, inoltre, un rapporto sulla sicurezza chimica che comprende la valutazione di pericolosità della sostanza e, nel caso in cui essa sia classificata come persistente, bioaccumulabile o molto tossica, anche la descrizione degli scenari di esposizione associati agli usi previsti nonché la caratterizzazione del rischio sia sanitario sia ecologico.

1.1 ERA IN AMBITO DELLA BONIFICA DI SITI POTENZIALMENTE CONTAMINATI

1.1.1 USA

1.1.1.1 USA - Inquadramento normativo

La legge “*Comprehensive Environment response, Compensation, and Liability Act*” del 1980 (CERCLA o Superfund), modificata dalla “*Superfund Amendments and Reauthorization Act*” del 1986 (SARA), attribuisce all’Agenzia di Protezione dell’Ambiente statunitense (USEPA) il compito di proteggere la salute e il benessere pubblico e l’ambiente dalle emissioni, effettive o potenziali, di qualsiasi sostanza pericolosa, inquinante o contaminante. L’agenzia svolge il suo mandato attraverso il programma Superfund all’interno del quadro normativo dato dal CERCLA / SARA .

Uno degli strumenti fondamentali utilizzati all’interno del Programma Superfund è il piano “*National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan (NCP)*”. Il piano, risalente al 1968, era inizialmente il piano di azione per rispondere a eventi di sversamenti o rilascio di sostanze pericolose nell’ambiente ma, negli anni, il congresso ha fortemente allargato il suo raggio d’azione. Attualmente il piano NCP prevede l’identificazione e la mitigazione degli impatti ambientali (ad esempio tossicità, bioaccumulo, morte, danni all’apparato riproduttivo, disturbi della crescita o perdita di habitat fondamentali) in siti contaminati e la selezione delle azioni correttive per proteggere l’ambiente. Numerose altre leggi e regolamentazioni federali e statali in materia di tutela dell’ambiente possono essere designati all’interno del Superfund come requisiti "applicabili" o "rilevanti e appropriati" per siti particolari. Il rispetto di tali altre leggi e regolamenti in genere richiede una valutazione degli effetti ecologici sito-specifici e le misure necessarie per mitigare tali effetti.

Parallelamente al programma Superfund, utilizzato per gestire le passività ambientali per ex impianti industriali e fuoriuscite di rifiuti pericolosi/scarichi avvenuti in passato, esiste la norma “*The Resource Conservation and Recovery Act (RCRA)*” promulgata nel 1976 per regolamentare principalmente la gestione dei rifiuti pericolosi e degli scarichi. All’interno dell’EPA, lo strumento di analisi di rischio ecologico viene utilizzato per fornire un supporto a molti tipi di azioni a livello gestionale, compresa la regolamentazione dei rischi legati alle discariche, alle industrie chimiche e ai prodotti fitosanitari, oppure alla gestione dei bacini idrografici o di altri ecosistemi che subiscono l’influenza di vari tipi di stress tra cui quello chimico.

1.1.1.2 USA – documentazione di riferimento per l’applicazione di ERA

Il quadro di riferimento per ERA è stato definito nel 1992 dall’Agenzia statunitense per la protezione dell’ambiente all’interno della quale è stato costituito un gruppo di scienziati denominato “*Risk Assessment Forum*” ed è contenuto nel documento *Framework for Ecological Risk Assessment* del 1992 (USEPA 1992).

L'Analisi di rischio ecologico viene definita come “un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici negativi si verifichino o si possano verificare a seguito di esposizione ad uno o più fattori di stress” (USEPA 1992).

Il quadro di riferimento istituito nel 1992 ha fissato i principi guida per l'ERA tuttora utilizzati negli Stati Uniti e presi a riferimento anche in molti altri paesi. Secondo tale riferimento, l'ERA si compone di tre fasi:

- 1) formulazione del problema;
- 2) analisi: analisi dell'esposizione ed analisi degli effetti ecologici;
- 3) caratterizzazione del rischio.

Questo quadro è adattabile per valutare i rischi per tutti i fattori di stress ambientale (ad esempio, fattori chimici, fisici o biologici) e fornisce una base sulla quale altre agenzie possono adattare le proprie indicazioni generali al fine di implementare l'Analisi di rischio ecologico in funzione di leggi o statuti diversi.

Nel 1998, l'USEPA ha sostituito il precedente documento con il documento “*Guidelines for Ecological Risk Assessment*”, che fornisce, in modo più dettagliato, tecniche ed esempi di applicazione di ERA sulla base del quadro delineato nel 1992 (USEPA 1998). Le nuove linee guida forniscono inoltre ulteriori dettagli utili alle autorità sull'uso dell'ERA nei processi di gestione e comunicazione del rischio. Le linee guida descrivono i principi generali e forniscono degli esempi per mostrare come l'analisi di rischio ecologico può essere applicata ad una ampia gamma di sistemi, di fattori di stress, a diverse scale biologiche, spaziali e temporali, fornendo uno strumento flessibile per organizzare ed analizzare dati, informazioni, incertezze per valutare la probabilità che si verifichino effetti negativi avversi. Nelle linee guida vengono descritti i punti di forza e le limitazioni dei diversi tipi di approcci e si evidenziano i processi e le modalità per analizzare i dati e per dettagliare le tecniche di raccolta dei dati, i metodi e i modelli.

In queste linee guida si evidenzia che, a seconda che il rischio sia analizzato a “monte” o a “valle” dell'evento di contaminazione, è possibile distinguere due diversi approcci : ERA può essere utilizzata per predire la probabilità che si verifichino degli effetti a causa dall'esposizione avvenuta in passato a fattori di stress (ERA di tipo retrospettivo) oppure che si verificheranno degli effetti avversi a seguito di una'esposizione che potrebbe avvenire in futuro (ERA di tipo prospettico).

Come riportato nelle linee guida, lo strumento di analisi di rischio viene realizzato per fornire informazioni agli specialisti del rischio circa i potenziali effetti che risulterebbero dalle scelte prese in ambito gestionale, costituendo uno strumento critico nella presa di decisioni in campo ambientale e fornendo un approccio che tiene in considerazione le informazioni scientifiche disponibili insieme ad altri fattori utili nella scelta di una determinata azione (ad esempio sociali, legali, politici o economici).

Il quadro di riferimento per l'Analisi di rischio ecologico è stato adattato ed ampliato dall'USEPA nella guida del Superfund redatta nel 1997, intitolata “*Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessment (ERAGS)*” (USEPA 1997) la quale ha sostituito il precedente

documento “*Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume 2: Environmental Evaluation Manual*” del 1989.

Il documento fornisce delle indicazioni su come progettare e condurre una analisi di rischio ecologico coerente e tecnicamente sostenibile.

Nell'introduzione del documento si evidenzia come l'analisi di rischio ecologico costituisca uno studio dinamico e interdisciplinare che include tossicologia, ecologia, chimica ambientale e altre scienze umane e matematiche, ed è quindi importante che l'analista comprenda come l'Analisi di rischio ecologico sia un processo complesso, non lineare.

ERA, la cui definizione generale viene ripresa dalle linee guida USEPA 1992, viene descritta specificamente per il Programma Superfund come una valutazione qualitativa e/o quantitativa degli impatti effettivi o potenziali dei contaminanti provenienti da un rilascio di rifiuti pericolosi su piante e animali, piuttosto che su esseri umani e specie domestiche.

A supporto del programma Superfund è stata pubblicata una serie di bollettini chiamati “*Eco Updates*” (1991, 1992, 1994, 1996, 2001 e 2008), nei quali vengono approfonditi temi specifici connessi all'attuazione del processo di ERA quali lo screening a diversi livelli (level-screening), valutazioni di base del rischio, l'identificazione e valutazione dei fattori di stress, test e valutazione della tossicità, l'uso di aree di riferimento, ecc³. Con la stesura, nel 1999, del documento “*Ecological Risk Assessment and Risk Management Principles for Superfund Sites*”, USEPA ha fornito ulteriori chiarimenti per l'utilizzo dell'ERA nel processo decisionale di gestione del rischio.

Altri programmi federali negli Stati Uniti hanno adottato la guida ERAGS, oppure hanno modificato tale guida, in modo tale da approfondire alcuni aspetti specifici, ad esempio gli effetti legati ad un particolare tipo di sostanza chimica. Questo è il caso della legge federale sugli insetticidi, fungicidi e topicidi (*Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act*, FIFRA), il cui ultimo aggiornamento risale al 2007, nell'ambito della quale il Consiglio Nazionale delle Ricerche ha sviluppato un processo per la valutazione dei rischi per le specie in pericolo d'estinzione minacciate dai prodotti fitosanitari (“*Assessing Risks to Endangered and Threatened Species from Pesticides*”, National Research Council, 2013).

Gli stati federali hanno adottato i documenti prodotti da US EPA oppure hanno sviluppato proprie linee guida per condurre ERA nel rispetto della propria normativa. In particolare, la agenzia OhioEPA, appartenente alla EPA Region 5 ha sviluppato delle proprie linee guida che verranno analizzate nel seguito del documento.

³<http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/ecoup/>; http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/risk_superfund.htm

1.1.2 CANADA

1.1.2.1 Canada - Inquadramento normativo

In Canada gli effetti negativi arrecati all'ambiente sono regolamentati dagli *Acts of Parliament*, tra i quali si evidenziano le seguenti norme: il *Migratory Birds Convention Act* (1984), il *Fisheries Act* (1985), il *Canadian Environmental Protection Act* (1999), il *Canadian Environmental Assessment Act* (1999), lo *Species at Risk Act* (2002) e il *Canada National Parks Act* (2000). Gli Acts of Parliament e la legislazione ad essi associata sono preordinati alla normativa provinciale e a qualunque altra normativa.

L'utilizzo dell'analisi di rischio ecologico nei siti federali è frequente, come ad esempio in caso di contenzioso giudiziario, in caso di cessione di attività e, in generale, in occasione dell'effettuazione di due diligence. Nei casi in cui i siti restano sotto la giurisdizione federale, il contesto legislativo è prevalentemente federale. Nel caso di dismissione dove i siti verranno trasferiti da una giurisdizione federale ad un'altra giurisdizione o nel caso in cui sia riscontrata la migrazione dei contaminanti oltre i confini federali del sito, l'analisi di rischio ecologico può essere condotta in parte o interamente in funzione delle politiche e legislazioni provinciali o territoriali.

1.1.2.2 Canada - documentazione di riferimento per l'applicazione di ERA

In Canada sono stati elaborati diversi documenti che trattano l'argomento ERA, ma molti di essi sono stati sviluppati in contesti in cui vigono regimi normativi specifici e quindi gli aspetti di tipo prettamente politico di tali documenti possono essere non applicabili in altri siti o in tutti i siti esistenti in Canada.

Si distinguono linee guida per siti contaminati federali e per siti contaminati provinciali.

A livello federale, in Canada, il quadro generale di ERA è stato descritto dal Canadian Council of Ministers of the Environment in alcuni documenti (CCME 1996, 1997a, 1997b) e sebbene questi documenti siano ancora rilevanti e utili, questi non sono comprensivi e non necessariamente riflettono tutti gli aspetti dell'ERA che in pratica viene attualmente effettuata in Canada. D'altra parte le linee guida su ERA sviluppate nelle province e nei territori canadesi di solito sono focalizzate su aspetti specifici di ERA e non riguardano il quadro generale. Pertanto le linee guida per il quadro di riferimento generale restano quelle redatte dal CCME.

Secondo tali linee guida, una volta che un sito viene classificato come contaminato, si utilizza l'ERA per determinare a quale livello di bonifica o di gestione del rischio sia necessario spingersi al fine di mitigare i rischi ecologici attuali o futuri. In alcuni casi di limitata contaminazione, in cui il costo della bonifica è basso in confronto al costo di ulteriori analisi e gli impatti ecologici della bonifica sono trascurabili, si può evitare di effettuare un'ERA o, per lo meno, si può evitare di spingersi fino ad un'ERA di dettaglio. Invece l'analisi completa è appropriata per i siti contaminati dove i costi e/o gli impatti ecologici della bonifica sono verosimilmente alti rispetto al costo dell'analisi.

In un tipico sito federale contaminato, al fine di effettuare un esame dei contaminanti di possibile interesse (COPC, *Contaminants of Potential Concern*) vengono generalmente applicati gli standard canadesi per l'ambiente (CEQGs, *Canadian Environmental Quality Guidelines*). Tuttavia è riconosciuta la possibilità, in alcuni siti, che le pubbliche autorità e la parte si accordino nell'usare sia standard nazionali che provinciali oppure solo standard provinciali.

Nel 2012 sono state fornite ulteriori indicazioni relativamente all'ERA nell'ambito del Programma di Azione per i Siti Contaminati Federali (*FCSAP, Federal Contaminated Sites Action Plan, Ecological Risk Assessment Guidance*). Il FCSAP è un programma della durata di 15 anni iniziato nel 2005 con uno stanziamento di fondi da parte del governo canadese pari a 3,5 miliardi di dollari.

Tale programma è stato sviluppato al fine di supportare le agenzie e i dipartimenti federali e consolidare le aziende nel loro sforzo di ridurre il rischio per la salute umana e l'ambiente, nonché le passività finanziarie associate ai siti contaminati federali.

I documenti sviluppati in questo ambito ed i relativi moduli di supporto tecnico contengono un alto grado di dettaglio relativamente a molti aspetti di ERA, applicabili a siti molto complessi. E' importante sottolineare che in conformità con l'approccio iterativo di ERA, il livello di complessità dell'analisi deve essere commisurato con il livello di complessità del sito ed i suoi rischi associati, tenendo inoltre conto del ruolo di ERA in sostegno alla gestione decisionale del rischio. Gli analisti devono saper giudicare l'adeguato livello di dettaglio su basi sito-specifiche.

In Canada si fa riferimento anche ai documenti sviluppati dall'Agenzia per l'Ambiente statunitense (USEPA) e dal Consiglio nazionale per la Ricerca (NRC) statunitense.

A livello provinciale sono stati redatti molti documenti sull'ERA che, come già detto, essendo stati sviluppati nel contesto di particolari regimi normativi, non sempre sono esportabili al di fuori del territorio in cui sono stati sviluppati. In generale, le indicazioni tendono a focalizzarsi su aspetti specifici dell'ERA e non sull'intera procedura di analisi.

In alcuni casi le indicazioni fornite sono più complete come ad esempio per quanto riguarda i documenti di riferimento sviluppati nelle province della British Columbia (SAB 2008, British Columbia Ministry of Environment 2012), in Ontario (*Environmental Protection Act*, 2005 e successive integrazioni) e in Quebec (CEAEQ 1998). In questi casi, infatti, il contenuto tecnico è relativamente dettagliato e fornisce delle metodologie valide di implementazione di un'ERA.

Infine, anche se specifica per i soli sedimenti, il quadro decisionale di Canada-Ontario per la valutazione dei sedimenti contaminati dei Grandi Laghi include anche aspetti relativi all'ERA (Environment Canada e Ontario Ministry of Environment, *Canada-Ontario decision-making framework: for assessment of great lakes contaminated sediment*, 2008).

1.1.3 PAESI BASSI

1.1.3.1 Paesi Bassi - Inquadramento normativo

Il quadro normativo generale olandese per quanto riguarda la legislazione ambientale è fornito dal “*Environmental Protection Act*”, la cui prima versione è entrata in vigore nel 1993. Questa legge definisce la regolamentazione generale per quanto riguarda acqua, aria, suolo e rifiuti e ha fornito le basi per applicare la legislazione in materia ambientale. In particolare, in materia di bonifica dei siti contaminati, il primo riferimento normativo è stato il “*Soil Remediation Act*” approvato nel 1983, con il quale veniva introdotto il concetto di suolo “multifunzionale” secondo cui l’obiettivo di un intervento di bonifica era quello di consentire qualsiasi utilizzo del sito dopo la bonifica stessa.

Nel 1987 è entrato in vigore il “*Soil Protection Act*” con l’obiettivo principale di prevenire la contaminazione del suolo, introducendo il concetto “chi inquina paga”. Lo strumento di pianificazione utilizzato è quello del “*National Policy Plan*” (1989, 1993, 1997, 2001), il cui intento iniziale era quello di bonificare tutti i siti fortemente contaminati entro il 2010, obiettivo prorogato al 2030 con la revisione del 1997 e del 2001⁴.

Dal 1 gennaio 1995, la normativa in materia di bonifica del suolo è stata inclusa definitivamente nel “*Soil Protection Act*”, all’interno del quale vengono riportati anche due classi di valori di riferimento che definiscono la qualità dei suoli non contaminati (Target Values e Background Values) e la qualità dei suoli che comporta l’attivazione del procedimento di bonifica (Intervention Values). Nel 2002 la legislazione incorpora i concetti già contenuti nel “*National Environmental Policy Plan*”, includendo il concetto di una bonifica a costi sostenibili e incorporando un approccio basato sull’analisi di rischio. Attualmente la norma di riferimento olandese in materia di siti contaminati, anche storici, è il *Dutch Soil Protection Act* del 2006, aggiornato nel luglio 2013, e gli standard di riferimento attualmente validi sono riportati nel documento *Soil Remediation Circular* del 2009 aggiornato nell’aprile 2012 (Ministero delle Infrastrutture e dell’Ambiente, 2005; 2008; 2009).

Gli aspetti principali della “Strategia per la protezione del suolo” pubblicata nel 2006 dalla Commissione Europea (Parlamento Europeo e Consiglio dell’Unione Europea, 2006), sono stati presi in considerazione in Olanda per lo sviluppo del “*Soil Quality Decree*”, entrato in vigore il primo gennaio 2008 (Ministero delle Infrastrutture e dell’Ambiente, 2007). Questo decreto si basa su due principi cardine della filosofia olandese in materia di bonifiche, ossia il principio “*stand still principle*”, secondo il quale la qualità ambientale non deve essere deteriorata e il principio “*fitness for use*”, secondo il quale la bonifica deve essere finalizzata all’uso del suolo attuale o futuro. Il decreto disciplina principalmente il riutilizzo del suolo. Il decreto introduce, infatti, dei valori di concentrazione standard che collegano la qualità del suolo alla sua funzione, distinta in industriale e residenziale (Maximal Values). I valori di concentrazione massima costituiscono dei valori soglia per l’uso del suolo sia in caso di riutilizzo di terre e rocce scavate, sia come obiettivo di bonifica. Tali valori sono contenuti nel regolamento attuativo detto “*Soil Quality Regulation*”.

⁴ Per una visione d’insieme introduttiva circa l’evoluzione dello sviluppo della politica sul suolo in Olanda si veda l’opuscolo “*Into the Dutch Soil*”, redatto dal Ministero dell’Ambiente olandese nel 2010

1.1.3.2 Paesi Bassi - documentazione di riferimento per l'applicazione di ERA

I principali riferimenti sono disponibili direttamente sul sito del Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (ad es. Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente, 2010) La norma tecnica *Soil Remediation Circular* del 2009 aggiornata nel 2012 contiene il quadro di riferimento generale per la conduzione dell'analisi di rischio su un sito potenzialmente contaminato (Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente, 2009 rev. 2012). Tale norma prevede che in caso di contaminazione "grave" di un sito definita come una contaminazione che interessa un'area maggiore di 25 m³ per il suolo e un volume maggiore di 100 m³ per le acque, devono essere valutati il rischio sanitario, il rischio ecologico e il rischio di diffusione della contaminazione all'esterno del sito.

Il rischio per l'ecosistema viene valutato considerando i seguenti impatti sull'ecosistema:

- danno alla biodiversità (protezione delle specie)
- disturbo dei processi nel suolo
- bioaccumulo e biomagnificazione.

Il principale attore nella definizione del quadro di valutazione del rischio e dei suoi strumenti e linee guida specifiche è l'Istituto Nazionale per la Salute Pubblica e l'Ambiente (RIVM). La documentazione è reperibile sul sito <http://www.rivm.nl/>.

1.1.4 REGNO UNITO

1.1.4.1 Regno Unito - Inquadramento normativo

Nel Regno Unito l'obiettivo dell'analisi di rischio per siti contaminati ha tradizionalmente avuto come target la valutazione del rischio per la salute umana e la valutazione della qualità delle acque superficiali e di falda. Nel 1990 l'*Environmental Protection Act* (modificato nel 1995) è stata la prima legge a richiedere l'analisi di rischio per i recettori ecologici, ma questo tipo di approccio è entrato effettivamente in vigore solo nel 2000. Inoltre, solamente specifici recettori ecologici, come ad esempio i siti Natura 2000 o le specie protette, vengono considerati dalla legislazione.

Ad eccezione delle industrie costiere, la maggior parte delle aree industriali dismesse non sono ubicate in prossimità dei recettori ecologici indicati dalla normativa, e pertanto l'analisi di rischio ecologico nel Regno Unito non è stata una pratica richiesta frequentemente dalle autorità. Quando viene effettuata una analisi di rischio per recettori ambientali, il fulcro rimane l'analisi della qualità delle acque.

Vi è stato tuttavia un lento passo in avanti verso una più ampia considerazione dei recettori ecologici nella procedura di analisi di rischio implementata nel Regno Unito. Ciò è in parte legato alla richiesta di considerare l'impatto delle nuove opere in corrispondenza di habitat esistenti o specie protette, in parte legato alla maggiore importanza data alla protezione ecologica con la direttiva quadro sulle acque (Dir

2000/60/CE) ed in parte legato alla necessità di considerare recettori ecologici in ambito di valutazioni effettuate ai sensi della direttiva sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale (Dir 2004/35/CE).

Poiché la Dir 2004/35/CE è applicata più rigorosamente in risposta ad incidenti e poiché la protezione della biodiversità è ormai tutelata fermamente dalla legislazione anglosassone, la prospettiva per l'industria è che la richiesta di implementare analisi di rischio per i recettori ecologici diventerà sempre più diffusa nel Regno Unito.

I settori chiave che al momento sono interessati dalla necessità di implementare l'analisi di rischio per recettori ecologici includono il settore di sviluppo delle proprietà e i settori delle linee di costa (ad esempio porti e industrie manifatturiere costiere).

1.1.4.2 Regno Unito - documentazione di riferimento per l'applicazione di ERA

In risposta al bisogno crescente di un quadro d'insieme utile a valutare i rischi per i recettori ecologici, l'Agenzia per l'Ambiente dell'Inghilterra e del Galles (ora chiamata Environmental Agency e Natural Resources Wales) ha redatto una serie di documenti di riferimento da utilizzare da parte dei professionisti dell'Analisi di Rischio, contenuti nel documento "*An ecological risk assessment framework for contaminants in soil*", (Environment Agency 2008a) e nei relativi report (Environment Agency 2008 b-f).

Queste linee guida spiegano come sviluppare un modello concettuale preliminare del sito, contengono livelli di screening generali per un numero non elevato di contaminanti nel suolo, forniscono indicazioni sull'utilizzo di analisi ecotossicologiche e biomonitoraggio e indirizzi sulle metodologie da applicare nei livelli più alti di analisi (metodologie di attribuzione causa-effetto). Le linee guida non si estendono alla finalizzazione di un'analisi di rischio sito specifica per la valutazione dei rischi per differenti organismi in ogni livello trofico. In pratica, dove è richiesto un modello più dettagliato, viene fatto riferimento ad altri approcci internazionali, in particolare si fa riferimento principalmente alla metodologia sviluppata in Europa in ambito REACH. Questa metodologia viene applicata con alcuni aggiustamenti in relazione ai parametri di input specifici per il Regno Unito. Ci sono inoltre ulteriori linee guida non ufficiali a cui viene fatto riferimento come esempi di buona pratica, ad esempio la "*Guidance on characterising, Assessing and Managing Risks Associated with Potentially Contaminated Sediments: report E1001 (Energy Institute and CONCAWE, 2013)*" e "*Supplementary Guidance for the Investigation and Risk-Assessment of Potentially Contaminated Sediments: A Companion Volume to Energy Institute / CONCAWE report E1001 (CONCAWE and Energy Institute, 2013)*". (www.concawe.eu)

1.1.5 ALTRI PAESI

Di seguito viene fornito in breve un resoconto di come l'analisi di rischio ecologico viene affrontata in altri paesi europei.

1.1.5.1 BELGIO

In Belgio è vigente una legislazione specifica in ognuna delle tre regioni presenti sul territorio nazionale (Fiandre, Bruxelles e Vallonia) ma è possibile delineare una procedura generale comune.

In generale, in materia di gestione dei siti contaminati viene fatta una distinzione tra contaminazione storica e contaminazione attuale/futura. La maggior parte della contaminazione riscontrata in Belgio si riferisce a contaminazione storica e la necessità di bonifica per questa tipologia di contaminazione sviluppata nel passato è valutata utilizzando l'analisi di rischio.

L'ERA si rende necessaria qualora si prevedono rischi per l'ecosistema piuttosto che rischi tossicologici per la salute umana oppure nel caso in cui il sito sia ubicato in un'area naturale o nelle sue vicinanze. In particolare, quando anche solo una delle situazioni sotto riportate è vera, allora ERA è necessaria:

- 1) il sito si trova in un'area naturale o nelle vicinanze di un'area naturale;
- 2) e' stato riscontrato un danno visibile all'ambiente;
- 3) sono presenti e vengono superati i criteri ecotossicologici;
- 4) ci si aspettano rischi ecotossicologici basati su uno screening ecologico.

Sono state pubblicate dalle Autorità di Governo (Agenzia Pubblica delle Fiandre per le gestione dei rifiuti – *Public Waste Agency of Flanders OVAM*) delle linee guida i cui contenuti contemplano:

- una serie di procedure standard per la protezione della salute umana;
- codici di buona pratica;
- metodologie per l'analisi di rischio sanitaria, ambientale ed ecologica;
- metodologie su come gestire i composti non normati.

1.1.5.2 NORVEGIA

In Norvegia i suoli contaminati sono regolamentati principalmente dal "*Pollution Act*" del 1981. In linea di principio, tutti i tipi di contaminazione sono vietati dalla legge, per questo motivo su un approccio basato sull'analisi di rischio prevale il principio di prevenzione.

ERA viene eseguita solamente quando vengono riscontrati superamenti delle concentrazioni di riferimento, nei casi in cui un sistema ecologico sensibile sia ubicato all'interno del sito o nelle vicinanze di un corpo d'acqua.

Nel "*Pollution Act*" (1981) si stabilisce, infatti, che la dispersione della contaminazione deve essere prevenuta. La prevenzione della dispersione della contaminazione è un fattore prioritario per lo stanziamento dei fondi e l'inizio delle attività di bonifica. Vi è quindi una grande priorità nel valutare e prevenire la dispersione della contaminazione,

ad esempio negli ambienti marini o di acqua dolce. La contaminazione di sedimenti o ecosistemi legati a laghi e fiumi costituisce un aspetto molto importante al fine di prevenire un inquinamento futuro da considerare, ad esempio, quando si ha a che fare con l'autorizzazione di nuove discariche o con siti storicamente contaminati.

La Norvegia ha sviluppato modelli e metodi di analisi di rischio per definire la dispersione ed il rischio derivato agli ecosistemi d'acqua e di sedimenti. Nei casi in cui dal sito contaminato si diffonda un set complesso di sostanze dannose nell'ambiente, deve essere implementata una analisi di rischio sito specifica attraverso test ecotossicologici.

Al momento, non esiste un quadro normativo nazionale sulle modalità di condurre analisi di rischio per gli ecosistemi terrestri e l'analisi di rischio è generalmente condotta caso per caso. In alcuni rari casi, il rischio ecologico sito-specifico per il suolo è stato determinato, ad esempio, per mezzo di test ecotossicologici (bioassay).

1.1.5.3 SVEZIA

Il Parlamento svedese (Riksdag) ha adottato obiettivi di qualità ambientale suddivisi in 16 aree. Gli obiettivi definiscono la qualità e lo stato dell'ambiente svedese e delle sue risorse, sia naturali che culturali, che siano sostenibili nel lungo termine. Ogni anno, il Consiglio per gli Obiettivi ambientali riferisce al Governo i progressi compiuti. I 16 obiettivi di qualità ambientale sono definiti in termini generici e sono dettagliati dagli obiettivi intermedi, che attualmente sono 72. Gli obiettivi intermedi affinano l'impostazione e la messa a fuoco degli obiettivi generali.

Tra gli obiettivi intermedi si evidenzia che tra il 2005 e il 2010, sono state attuate misure in modo tale da garantire, per gran parte dei siti contaminati principali, la risoluzione del problema ambientale nel suo complesso al massimo entro il 2050.

Al fine di sostenere questi obiettivi e traguardi, è presente un ampio numero di regolamenti.

Prima di procedere ad una valutazione effettiva del rischio, l'Agenzia Svedese per la Protezione dell'Ambiente (SEPA) (Naturvårdsverket) ha elencato una serie di quattro diverse classi industriali quali punto di partenza per valutazioni più approfondite. Le classi uno e due (ovvero fonderie, punti vendita carburanti, discariche, siti di conservazione del legno ecc.) devono effettuare automaticamente una classificazione di primo livello del rischio (primo livello della procedura di valutazione del rischio).

I diversi livelli della valutazione del rischio sono costituiti da:

1. classificazione del rischio;
2. valutazione del rischio di base;
3. valutazione del rischio globale.

Per tutti e tre i livelli, viene eseguita una valutazione sulla base dei quattro fattori seguenti:

1. grado di pericolosità dei contaminanti (proprietà chimiche e fisiche);
2. grado di inquinamento (livelli di concentrazione);

3. condizioni ambientali (caratteristiche del suolo, condizioni idrogeologiche);
 4. valori di sensibilità e protezione, livello di esposizione (rischio sanitario ed ecologico).
- L'agenzia svedese per la protezione dell'ambiente ha pubblicato linee guida dettagliate su come combinare i fattori di rischio e raccogliere i relativi dati per l'analisi di rischio.

1.1.5.4 SVIZZERA

Non esistono specifiche linee guida di riferimento. In generale l'analisi di rischio ecologico viene implementata in differenti contesti ed i consulenti sono liberi nelle scelte dei metodi e dei modelli da utilizzare.

1.1.5.5 POLONIA

Nel luglio 2014 è stata modificata in Polonia la Legge di Protezione dell'Ambiente, introdotta nel 2001, tramite alcuni aggiornamenti entrati effettivamente in vigore nel mese settembre 2014. Tale normativa ha portato alcuni cambiamenti che riguardano la bonifica del suolo e delle acque, tra cui viene introdotto per i siti contaminati lo strumento di Analisi di rischio sito-specifica sanitario ambientale all'interno dell'iter ambientale.

1.1.5.6 FRANCIA

Non esistono approcci, linee guida, normativa di riferimento per l'implementazione di analisi di rischio ecologico.

1.2 ERA IN AMBITO REACH

A livello europeo l'analisi di rischio ecologico viene utilizzata nella valutazione del rischio chimico associato all'immissione nell'ambiente di nuove sostanze ai sensi del Regolamento CE N. 1907/2006 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 18 dicembre 2006 *concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche (ECHA⁵), che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE* (Parlamento europeo e Consiglio dell'Unione Europea, 2006).

Il Regolamento REACH (l'acronimo "Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals") è entrato in vigore il 1° giugno 2007 ed ha istituito un nuovo sistema europeo di regolamentazione delle sostanze chimiche.

Gli obiettivi principali di REACH sono la garanzia di un elevato livello di protezione della salute umana e dell'ambiente contro i rischi che possono derivare dalle sostanze chimiche, la promozione di metodi di sperimentazione alternativi, la libera circolazione di sostanze nel mercato interno e la competitività e l'innovazione.

Il REACH si applica a tutte le sostanze chimiche prodotte, importate, commercializzate o utilizzate in UE in quantitativi pari o superiori ad una tonnellata all'anno, in quanto tali o in quanto componenti di miscele o articoli. Il REACH non si applica a miscele o articoli, ma solo alle sostanze contenute in essi.

Secondo tale il regolamento, le imprese che producono o importano sono responsabili di valutare e gestire i rischi presentati dalle sostanze chimiche e di fornire adeguate informazioni di sicurezza ai propri utenti. Parallelamente, l'Unione europea può adottare misure supplementari in materia di sostanze altamente pericolose, nei casi in cui vi è la necessità di integrare l'azione a livello dell'UE .

Il regolamento prevede, infatti, la registrazione di tutte le sostanze prodotte o importate nella Comunità in quantità maggiori di una tonnellata per anno da parte di produttori e importatori di sostanze chimiche i quali devono identificare e gestire i rischi legati alle sostanze che fabbricano o che commerciano.

La registrazione di una sostanza consiste quindi nella presentazione all'ECHA, da parte dei fabbricanti o degli importatori, di alcune informazioni di base sulle caratteristiche della sostanza stessa e, in mancanza di dati disponibili, è prevista l'esecuzione di test

⁵ Il regolamento ha istituito l'Agenzia europea per le sostanze chimiche ECHA, la cui sede è stata stabilita nella capitale della Finlandia (Helsinki). L'Agenzia svolge un ruolo di coordinamento tecnico-scientifico delle attività previste dal regolamento REACH e organizza una banca dati per raccogliere e gestire i dati forniti dall'industria attraverso la registrazione delle sostanze. In Italia, il Ministero della Salute assicura, d'intesa con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare ed altre amministrazioni centrali la partecipazione di rappresentanti ed esperti nazionali alle attività dell'Agenzia e della Commissione Europea.

sperimentali per caratterizzare le relative proprietà fisico-chimiche, tossicologiche e ambientali.

In particolare gli adempimenti da osservare variano in funzione del tonnellaggio, così come previsto dagli artt. 10 e 14 del REACH:

- per quantitativi pari o superiori a 1 t/anno deve essere elaborato un fascicolo di registrazione per la compilazione del quale viene utilizzato il software IUCLID⁶ (International Uniform Chemical Information Database);
- per quantitativi pari o superiori a 10 t/anno la registrazione deve essere corredata da una relazione sulla valutazione della sicurezza chimica della sostanza (CSR Chemical Safety Report) composta dalla valutazione delle caratteristiche chimico-fisiche della sostanza, dei pericoli per la salute umana, dei pericoli per l'ambiente e dalla valutazione delle proprietà PBT (Persistente, Bioaccumulabile, Tossico) e vPvB (molto persistente e molto bioaccumulabile). Se la sostanza soddisfa i criteri di classificazione delle sostanze pericolose o soddisfa i criteri PBT/vPvB, la valutazione della sicurezza chimica deve comprendere anche la valutazione dell'esposizione, con la creazione di scenari di esposizione e per tutti gli usi della sostanza in tutte le fasi del suo ciclo di vita, per pervenire, come fase finale della valutazione, alla caratterizzazione del rischio.

Il REACH prevede, quindi, un sistema di autorizzazione per controllare i rischi posti in essere da sostanze definite "estremamente problematiche" (SVHC) e per garantirne la progressiva sostituzione con sostanze alternative adeguate o con tecnologie alternative, purché economicamente e tecnicamente valide. Dove i rischi non possono essere adeguatamente controllati, l'uso di tali sostanze può essere autorizzato solo se questo comporta un beneficio complessivo per la società ed in assenza di alternative adeguate. Inoltre, le autorità dell'UE possono imporre restrizioni in materia di fabbricazione, uso o immissione sul mercato di tali sostanze estremamente problematiche.

Le autorità degli Stati membri hanno la responsabilità di far rispettare REACH attraverso ispezioni, nonché sanzioni in caso di inosservanza.

Per maggiori informazioni circa REACH si rimanda a quanto riportato sul sito del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare <http://www.minambiente.it/pagina/reach>.

Per approfondimenti e per consultare i documenti originali disponibili in lingua inglese si rimanda al sito dell'Agenzia all'indirizzo: <http://echa.europa.eu>.

1.2.1 Le fasi della valutazione della sicurezza chimica (CSA)

Come già anticipato, per tutte le sostanze commercializzate in Europa in quantità superiore a 10 t/anno, insieme al fascicolo tecnico di registrazione, è richiesto di effettuare anche una Valutazione della Sicurezza Chimica (CSA: Chemical Safety Assessment), che deve essere riportata nella Relazione sulla Sicurezza Chimica (CSR) secondo le disposizioni contenute nell'all. I.

⁶ Il software IUCLID è scaricabile dal sito iuclid.eu

Il processo di CSA consiste in:

- 1) Valutazione dei pericoli

Se la sostanza soddisfa i criteri come sostanza pericolosa a norma del regolamento CLP (reg. CE n.1272/2008) o i criteri di sostanza PBT o vPvB è necessario prevedere le due fasi successive per pervenire alla valutazione del rischio:

- 2) Valutazione dell'esposizione
- 3) Caratterizzazione del rischio

L'intero processo di CSA è riportato schematicamente in figura 1.

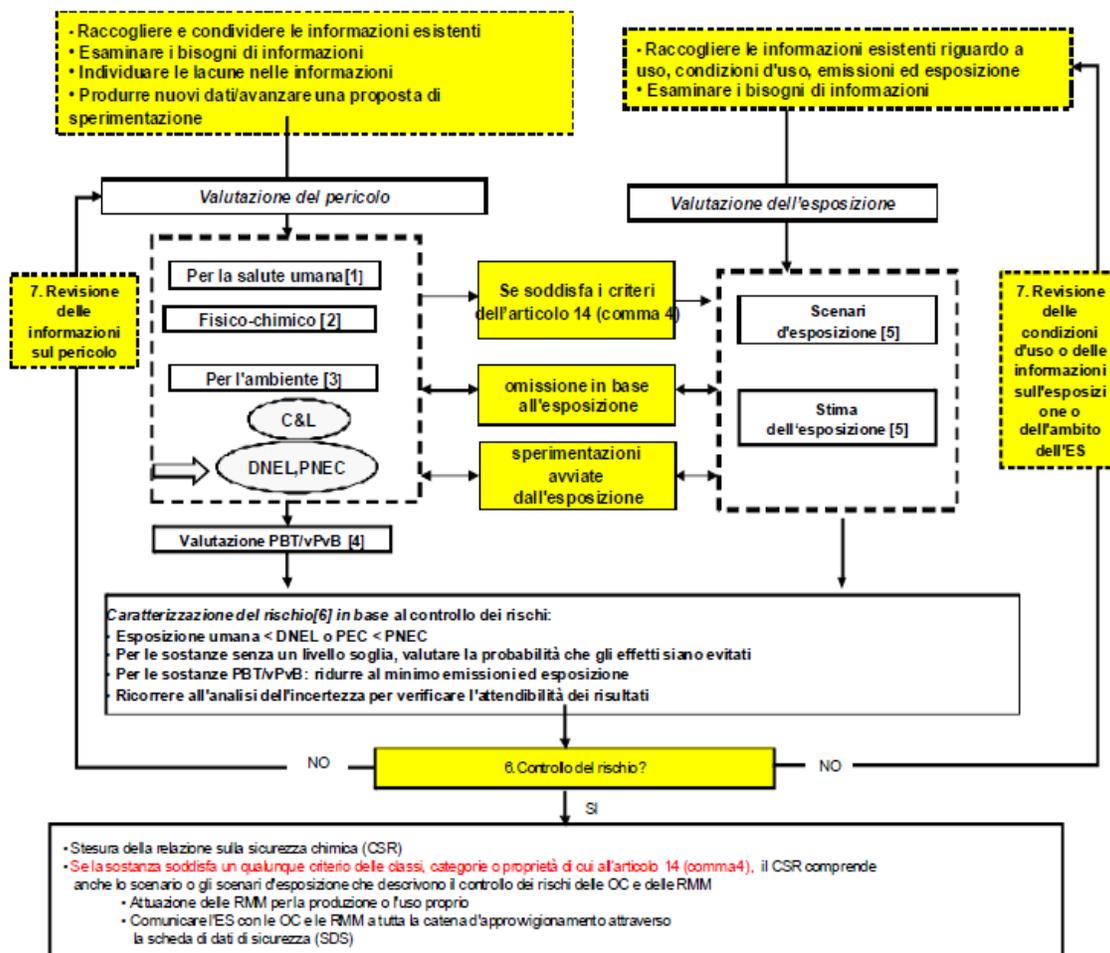


FIGURA 1 – PROCESSO DI VALUTAZIONE DELLA SICUREZZA CHIMICA (CSA) AI SENSI DEL REGOLAMENTO REACH (ECHA 2008)

1.2.1.1 VALUTAZIONE DEI PERICOLI

La valutazione dei pericoli è la prima fase della valutazione della sicurezza chimica e comprende:

- Raccolta e valutazione delle informazioni
- Identificazione del pericolo
- Classificazione ed etichettatura
- Derivazione dei livelli di effetto con e senza soglia

La raccolta e valutazione di informazioni importanti è necessaria ai fini della registrazione. Viene richiesta la raccolta delle informazioni disponibili nonché la produzione di informazioni obbligatorie, prevedendo, se necessario, l'effettuazione di specifici test. Il tipo e la quantità di informazioni dipende dalle proprietà intrinseche della sostanza e dalla quantità prodotta o importata.

Valutazione del pericolo per la salute umana

Le informazioni tossicologiche disponibili o prodotte devono prendere in considerazione tutti gli effetti sulla salute ed il profilo tossicocinetico⁷ della sostanza. Tali informazioni devono consentire di stabilire, per ogni effetto sulla salute e ogni relativo scenario di esposizione⁸, il livello di esposizione esterna al di sotto del quale non si prevede alcun effetto sulla salute umana (*Derived No Effect Level*, DNEL). Nei casi in cui non sia possibile rilevare il livello DNEL, ad esempio nel caso di effetto senza soglia quale la cancerogenicità genotossica, viene stabilito un valore semi-quantitativo noto come livello derivato di minimo effetto (*Derived Minimal Effect Level*, DMEL). Tali livelli vengono ricavati dai risultati dei test tossicologici opportunamente aggiustati attraverso l'applicazione di fattori di incertezza determinati in funzione della variabilità sperimentale, inter- e intra-specifica.

È necessario valutare i seguenti effetti potenziali delle proprietà fisico-chimiche sulla salute umana:

- ✓ esplosività;
- ✓ infiammabilità;
- ✓ potenziale ossidante.

Valutazione del pericolo ambientale

La valutazione del pericolo ambientale si concentra sui potenziali effetti sugli ecosistemi in qualsiasi comparto ambientale (acqua, aria, suolo), sui predatori nella catena alimentare e sull'attività microbiologica dei sistemi di trattamento delle acque di scarico. La valutazione dei rischi ambientali consente di stabilire la concentrazione al di sotto

⁷ Il profilo tossicologico di una sostanza, descritto attraverso modelli tossocinetici (empirici o su base fisiologica) ne descrive l'assorbimento, la distribuzione, il metabolismo e l'escrezione.

della quale non si prevedono effetti avversi nella sfera ambientale di riferimento detta "concentrazione prevedibile priva di effetto" (*Predicted No Effect Concentration*, PNEC). Per ogni comparto ambientale, la PNEC viene ricavata utilizzando le informazioni disponibili in letteratura nonché sulla base dei risultati dei test tossicologici.

Valutazione delle sostanze persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) e molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB)

Un'ulteriore valutazione di queste proprietà è giustificata nella misura in cui il potenziale degli effetti a lungo termine è difficile da prevedere. La valutazione è volta a stabilire se la sostanza soddisfa i criteri di identificazione contenuti nell'allegato XIII del regolamento per le sostanze persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) e molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB). In tal caso, è necessario caratterizzare tutte le emissioni nel corso del ciclo di vita della sostanza.

Come già detto, se in base ai criteri di classificazione una sostanza risulta pericolosa ai sensi del regolamento CLP, PBT o vPvB, il dichiarante deve eseguire la valutazione dell'esposizione e la caratterizzazione del rischio nell'ambito della valutazione della sicurezza chimica (CSA). In caso contrario, la valutazione della sicurezza chimica si può ritenere conclusa.

1.2.1.2 VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

La valutazione dell'esposizione consiste nella stima della dose o della concentrazione di sostanza a cui possono essere esposti gli esseri umani e l'ambiente. Tale valutazione deve prendere in considerazione tutti i pericoli identificati e deve tener conto del l'intero ciclo di vita della sostanza, dalla fabbricazione ai diversi usi identificati, fino alla fase finale di smaltimento o recupero. La valutazione dell'esposizione prevede due fasi distinte:

1. generazione di uno o più scenari di esposizione (ES) o identificazione di pertinenti categorie d'uso e di esposizione;
2. stima dell'esposizione.

Creazione di scenari di esposizione (ES)

Gli scenari di esposizione descrivono le modalità di fabbricazione o di utilizzo della sostanza e le modalità di controllo dell'esposizione degli esseri umani e dell'ambiente. Vi sono riportate sia le condizioni operative sia le misure di gestione del rischio messe in atto dal fabbricante, dall'importatore o dagli utilizzatori a valle. Questi ultimi sono i principali destinatari dello scenario di esposizione e sono tenuti ad accertare la conformità rispetto alle condizioni d'uso descritte.

Il livello di dettaglio richiesto per uno scenario di esposizione può variare notevolmente a seconda dei casi, in base all'uso della sostanza, alla sua pericolosità e alla quantità di dati a disposizione.

Gli scenari di esposizione possono descrivere le misure di gestione del rischio appropriate per più processi o usi distinti di una sostanza. In questo caso, possono essere indicati come "Categorie di esposizione".

Poiché la procedura per realizzare la valutazione sulla sicurezza chimica (CSA) può essere di natura iterativa, è possibile generare uno scenario di esposizione preliminare sulla base di ipotesi iniziali sulle condizioni operative (OC) e sulle misure di gestione del rischio (RMM). La prima valutazione si basa sulle informazioni di pericolo disponibili e sulla stima dell'esposizione corrispondente allo scenario iniziale. Se la caratterizzazione del rischio iniziale indica che il rischio non è adeguatamente controllato, la valutazione viene affinata per iterazione. Per ottenere un adeguato controllo del rischio, può essere necessario raccogliere informazioni di pericolo aggiuntive, provvedere all'aggiustamento delle condizioni operative o delle misure di gestione o realizzare una stima dell'esposizione più precisa. Lo scenario generato dall'ultima iterazione, ovvero lo "Scenario di esposizione finale", viene incluso nella relazione sulla sicurezza chimica (CSR).

Stima dell'esposizione

La stima dell'esposizione, eseguita per ogni scenario generato e descritta nella CSR, si compone di tre elementi:

1. Stima delle emissioni

Si considerano le emissioni prodotte durante l'intero ciclo di vita della sostanza in quanto tale e in quanto componente di articoli, incluse le emissioni prodotte nella fase "rifiuti". La stima viene eseguita supponendo l'attuazione delle misure di gestione del rischio e delle condizioni operative descritte nello scenario di esposizione.

2. Valutazione del trasporto e destino delle sostanze

Viene effettuata una caratterizzazione degli eventuali processi di degradazione, trasformazione o reazione, oltre a una stima della distribuzione e del destino ambientali.

3. Stima dei livelli di esposizione

La stima dei livelli di esposizione viene effettuata per il recettore umano, lavoratori, consumatori e persone soggette a un'esposizione indiretta attraverso l'ambiente, e per i recettori ecologici soggetti all'esposizione nei diversi comparti ambientali (PEC, Predicted Environmental Concentration).

Vengono prese in considerazione tutte le vie di esposizione ipotizzabili (inalatoria, orale, ecc) nonché la loro combinazione. Tali stime vengono effettuate utilizzando modelli di esposizione variabili nello spazio e nel tempo.

Se disponibili e rappresentativi, i dati misurati sono presi in particolare considerazione nella valutazione dell'esposizione. Possono anche essere presi in considerazione modelli appropriati o dati di monitoraggio pertinenti, relativi a sostanze analoghe.

Come riportato in tabella 1 i comparti ambientali con i rispettivi bersagli presi in considerazione per la valutazione dell'esposizione ambientale sono numerosi e riguardano il suolo, le acque interne e le acque marine.

TABELLA 1 – TIPOLOGIA DI BERSAGLIO E DI PNEC IN FUNZIONE DEL COMPARTO AMBIENTALE (ECHA, 2011)

BERSAGLIO	COMPARTO AMBIENTALE IN CUI AVVIENE L'ESPOSIZIONE (PEC)	CONCENTRAZIONE PREVEDIBILE PRIVA DI EFFETTI (PNEC)
Suolo e acque interne		
organismi acquatici	acque superficiali	PNEC _{water}
organismi bentonici	sedimenti	PNEC _{sed}
organismi terrestri	suolo agricolo	PNEC _{soil}
predatori che si nutrono di pesci	pesci	PNECorale da NOAEL _{uccelli/mammiferi}
predatori che si nutrono di lombrichi	lombrichi	PNECorael da NOAEL _{uccelli/mammiferi}
microorganismi	impianti di trattamento acque reflue	PNEC _{microorganismi}
Acque marine		
organismi acquatici	acqua marina	PNEC _{water}
organismi bentonici	sedimenti marini	PNEC _{marine sed}
predatori che si nutrono di pesci	pesci	PNEC oral _{predators}
predatori posti ai vertici della catena alimentare	predatori che si nutrono di pesci	PNEC oral _{top predators}

1.2.1.3 CARATTERIZZAZIONE DEL RISCHIO

La caratterizzazione del rischio è la fase finale del processo di CSA. Effettuata per ogni scenario di esposizione supponendo l'attuazione delle misure di gestione del rischio descritte, prende in considerazione le popolazioni umane e i comparti ambientali esposti. Comprende altresì un'analisi del rischio ambientale complessivo.

La caratterizzazione del rischio consiste in:

- un confronto tra l'esposizione di ogni popolazione umana esposta e il livello DNEL appropriato;
- un confronto tra le concentrazioni previste in ogni comparto ambientale (acque, sedimenti ecc.) e la PNEC valida per il dato comparti ambientali (vedi tabella 1);
- una valutazione della probabilità e della gravità di un evento che si produrrebbe a causa delle proprietà fisico-chimiche della sostanza.

Il rischio può essere considerato adeguatamente controllato per l'intero ciclo di vita della sostanza se:

- i livelli di esposizione stimati non superano il DNEL o la PNEC e
- la probabilità e la gravità di un evento che si produrrebbe a causa delle proprietà fisico-chimiche della sostanza sono trascurabili.

Il risultato del rapporto tra esposizione/DNEL e tra le concentrazioni ambientali previste (Predicted Environmental Concentration, PEC)/PNEC è il rapporto di caratterizzazione del rischio (RCR) che deve essere indicato, analogamente a DNEL e PNEC, sulle SDS.

In particolare, per l'analisi di rischio ambientale si possono verificare i seguenti casi:

- $RCR < 1$ (ovvero $PEC < PNEC$): PEC è inferiore a PNEC, quindi non si prevedono effetti collaterali. La sostanza può essere impiegata
- $RCR = 1$ (ovvero $PEC = PNEC$): PEC e PNEC sono molto vicine, il che vuol dire che potrebbero verificarsi effetti collaterali. In questo caso vi sono tre possibili azioni: affinare la valutazione, limitare l'utilizzo (per ridurre la PEC) o non utilizzare la sostanza.
- $RCR > 1$ (ovvero $PEC > PNEC$): PEC è più alta di PNEC, il che significa che probabilmente si avranno effetti collaterali. In questo caso vi sono due possibili azioni: ridurre l'utilizzo fino a quando PEC sia inferiore a PNEC o non utilizzare la sostanza.

Qualora non sia possibile determinare un DNEL o una PNEC, si procede a una valutazione qualitativa della probabilità di evitare eventuali effetti durante l'attuazione dello scenario di esposizione. Inoltre, per le sostanze PBT e vPvB, il fabbricante o l'importatore utilizza le informazioni raccolte durante la fase di valutazione dell'esposizione per ridurre al minimo le emissioni e l'esposizione delle persone e dell'ambiente.

2 PROCEDURA DI ERA

Guida Agostini

Il presente capitolo contiene un'analisi dei principali standard e linee guida internazionali relativi alle procedure di applicazione dell'analisi di rischio ecologico finalizzata alla bonifica del suolo potenzialmente contaminato (*ERA, Ecological Risk Assessment*).

Secondo uno studio condotto nel 2007 dalla Commissione Europea all'interno del progetto HERACLES⁹, i riferimenti metodologici principali per la determinazione delle concentrazioni soglia di contaminazione per la matrice suolo sono la guida "*Technical Guidance Document on Risk Assessment*" (European Chemical Bureau, 2003), le procedure sviluppate dal RIVM nei Paesi Bassi, i metodi sviluppati negli Stati Uniti (ad es. ASTM), le procedure sviluppate dalla ex Unione Sovietica (per i paesi dell'Europa centrale e orientale) e, specificatamente per l'analisi di rischio ecologico, le linee guida canadesi (Carlson 2007). La concentrazione soglia di contaminazione è un parametro chiave all'interno dell'intera procedura di analisi di rischio ecologico pertanto è stato scelto di analizzare alcuni dei paesi citati in quanto riconosciuti come esperienze di riferimento a livello internazionale.

Infatti, nei paragrafi successivi si fornisce una breve sintesi delle procedure sviluppate nei seguenti paesi: USA, Canada, Paesi Bassi e Regno Unito.

Si ritiene opportuno sottolineare che tale benchmark non deve essere inteso come un elenco esaustivo delle diverse procedure adottate a livello europeo ed internazionale.

⁹ HERACLES (Human and Ecological Risk Assessment for Contaminated Land in European Member States) è un network internazionale per promuovere lo sviluppo di metodologie condivise per l'analisi di rischio di suoli contaminati in Europa.

2.1 ANALISI DEGLI STANDARD INTERNAZIONALI DI ERA

2.1.1 USA: ASTM “EcoRBCA”

Le linee guida ASTM E2205/E2205M del 2002 (riapprovata nel 2009), “*Risk-Based Corrective Action for the Protection of Ecological Resources*” (EcoRBCA), descrivono una procedura per la stima del rischio attuale o potenziale per i recettori ecologici su siti contaminati a rilascio chimico (ASTM 2002).

Tali linee guida sono state sviluppate dall’ASTM in analogia con la procedura RBCA per la protezione del recettore umano (ASTM 1998) ed in modo da risultare compatibili con la procedura di ERA sviluppata dalla USEPA nel 1998 (USEPA 1998). In particolare, nei siti in cui, a seguito di un’analisi di rischio ecologico eseguita secondo la procedura EcoRBCA, si riscontri un livello di rischio ecologico non accettabile occorre applicare anche la procedura RBCA, al fine di garantire anche la protezione dell’uomo.

La procedura definisce ERA come un “processo di organizzazione e analisi di dati, informazioni, assunzioni ed incertezze per valutare la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risposta ad un fattore di stress”.

Come evidenziato nello standard, per una corretta implementazione del processo ecoRBCA, è necessario tener conto di alcuni aspetti di carattere tecnico-politico (TPD *technical policy decisions*) come, ad esempio, la definizione degli obiettivi di qualità dei dati, la determinazione dei livelli di rischio tollerabili, la scelta delle risorse ecologiche da proteggere.

A questo proposito, lo standard definisce le risorse ecologiche da proteggere come un “recettore o habitat ecologico rilevante”. L’identificazione di recettori ecologici e habitat rilevante dipende da fattori sito-specifici ed è una decisione tecnico-politica importante da prendere nella fase iniziale (“planning e scoping”) dell’analisi di rischio ecologico. La risorsa ecologica da proteggere può essere una specie, una comunità o un habitat che, ad esempio, sia:

- ✓ protetto dalla normativa
- ✓ raro a livello regionale o nazionale
- ✓ importante da un punto di vista culturale, commerciale, ricreativo o estetico
- ✓ importante per il mantenimento dell’integrità e della biodiversità dell’ambiente

Sempre in analogia alla procedura RBCA, anche la EcoRBCA prevede un approccio a livelli progressivi di approfondimento e acquisizione di dati sito-specifici con il progressivo abbandono delle ipotesi cautelative iniziali formulate in base a dati sito-generici (*tiered approach*). I contaminanti e i siti che determinano un livello di rischio

accettabile per i recettori vengono scartati dal processo e non vengono reintrodotti nei livelli successivi, per evitare indagini non necessarie e potenzialmente costose.

L'EcoRBCA è costituita da un livello di valutazione iniziale del sito (Initial site assessment) e da tre livelli di analisi di rischio ecologico in senso stretto (tier 1, 2 e 3):

- **Initial site assessment:** sviluppo di un modello concettuale preliminare
- **Tier 1:** limitata conoscenza del sito e utilizzo di valori di screening conservativi (sito-generici)
- **Tier 2:** dati sito specifici per analisi dell'esposizione e degli effetti
- **Tier 3:** analisi di dettaglio con utilizzo di metodi quantitativi per la valutazione del rischio ecologico sito-specifico

L'intero procedimento è schematizzato in figura 2.

Ogni livello è composto, a sua volta, da cinque fasi: *Planning and scoping, Data and information acquisition, Analysis and evaluation, Decision making, Remedial action* (se opportuno).

Gli obiettivi di bonifica, il cui raggiungimento garantisce un livello di rischio accettabile, devono essere stabiliti in ogni livello nella fase di "*Planning and Scoping*".

La fase di "*decision making*" è la fase in cui viene presa una decisione sulla base delle informazioni e del livello di incertezza raggiunto. Nel caso in cui si riscontri la presenza di rischio ecologico non tollerabile e la bonifica non sia tecnologicamente fattibile e/o economicamente sostenibile oppure se l'incertezza associata non consenta di accertare né l'assenza né la presenza di rischio, si procede al livello successivo con opportuni approfondimenti. Invece, nel caso in cui, avendo accertato un livello di rischio non tollerabile, si decida di intervenire con un'azione di bonifica, è necessario valutare l'impatto dell'intervento stesso sui recettori e sull'habitat. Infine, nel caso in cui sia accertato un livello di rischio tollerabile, la procedura termina con l'eventuale implementazione di opportune azioni di monitoraggio.

Nei successivi paragrafi vengono descritte brevemente le fasi della procedura EcoRBCA.

2.1.1.1 Initial site assessment

In questo livello viene fatta una analisi dei percorsi di esposizione per verificare l'esistenza di percorsi completi.

A tal fine è prevista una raccolta preliminare di informazioni, di dati storici e di letteratura. In tale ambito si prevede, inoltre, l'effettuazione di sopralluoghi e campionamenti limitati per raccogliere informazione sui recettori e sui potenziali contaminanti di interesse al fine di sviluppare un modello concettuale preliminare che andrà rivisto e perfezionato nei livelli successivi. Se i dati per comprendere i meccanismi di trasporto e destino dei contaminanti non sono sufficienti è inoltre possibile prevedere un piano di indagini (*work plan*).

In base all'esistenza di percorsi completi ed al livello di concentrazione dei contaminanti ai punti di esposizione si valuta la presenza di un impatto ecologico e si valuta se intervenire direttamente o se passare al livello successivo.

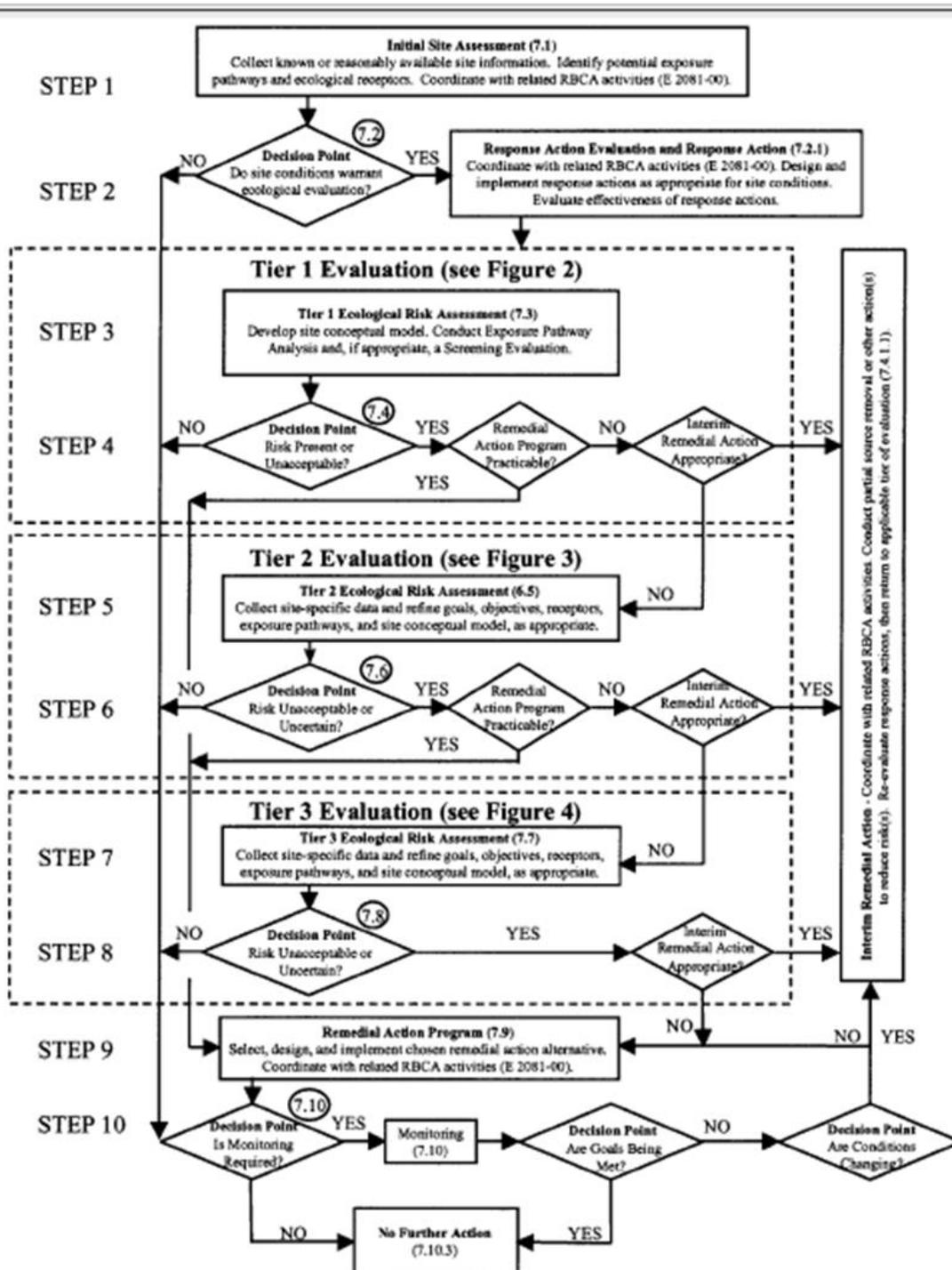


FIGURA 2 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD ECORBCA (ASTM 2002)

2.1.1.2 Tier 1

Il tier 1 è caratterizzato da un livello di complessità relativamente basso che ovviamente comporta un grado di incertezza e di conservatività alto.

In questa fase non è prevista l'acquisizione di dati sito-specifici, se non in modo limitato, in quanto si ritengono, di solito, sufficienti i dati raccolti nel livello precedente. In questo contesto viene rivisto il modello concettuale del sito e approfondita l'analisi dei percorsi di esposizione. Vengono inoltre individuati i valori soglia di contaminazione detti RESC "*Relevant Ecological Screening Criteria*". I RESC sono concentrazioni di contaminante nel suolo, generalmente stimati su base sito-generica, ritenuti ammissibili per la protezione dei recettori ecologici. Tali valori devono essere attinti da banche dati riconosciute a livello internazionale e, se il valore per il contaminante di interesse non è disponibile in nessun database, è possibile determinarlo autonomamente assumendo ipotesi fortemente conservative. Se i valori di screening attinti dalle banche dati non considerano il fenomeno del bioaccumulo, per i composti con caratteristiche tali da rendere tale fenomeno rilevante, si deve passare direttamente al tier 2.

Le linee guida prevedono la possibilità di utilizzare anche gli ORMC "*Other Relevant Measurable Criteria*" ovvero criteri di carattere quantitativo o qualitativo diversi dai limiti di concentrazione per tener conto, nel processo decisionale, anche di altri fattori come ad esempio parametri chimico-fisici delle acque superficiali, l'indice biotico della qualità dei suoli e altri indici relativi alla salute umana.

I dati sito-specifici disponibili vengono confrontati con i valori soglia o i criteri individuati. In particolare, i valori massimi di concentrazione rilevati nel sito di interesse vengono confrontati con i RESC ed in caso di superamento è possibile o intervenire direttamente con azioni di bonifica sul sito oppure procedere con il tier 2, in base all'incertezza dei dati ed alla fattibilità tecnico-economica della bonifica.

Nelle linee guida si sconsiglia di adottare i RESC o gli ORMC come obiettivi di bonifica in quanto l'incertezza associata al tier 1 (calcolata in modo qualitativo) rimane elevata.

2.1.1.3 Tier 2

Nel tier 2 si procede con l'applicazione dell'ERA sito-specifica e, dunque, in considerazione di ciò che è emerso nei livelli precedenti, con la revisione del modello concettuale e con la raccolta di informazioni sul sito (principalmente caratteristiche chimico-fisiche dei contaminanti e delle matrici ambientali e caratteristiche biologiche dei recettori) al fine di poter sviluppare l'analisi dell'esposizione (*exposure assessment*) e l'analisi degli effetti (*effect assessment*) e quindi stimare il rischio.

In questo livello viene individuato il target dell'analisi di rischio, detto *assessment endpoint*. Un *assessment endpoint* è definito come l'espressione esplicita di un valore ambientale da proteggere, operativamente definito come un'entità ecologica e i suoi attributi, dove per entità ecologica si intendono habitat e recettori ecologici rilevanti.

In particolare, in questa fase, vengono raccolte informazioni di campo ed informazioni sulle singole specie.

Tier 2 - Analisi dell'esposizione

L'esposizione, che deve essere pianificata in funzione di habitat e recettori ecologici di interesse potenzialmente esposti, viene valutata attraverso misure dirette della contaminazione, determinando così anche il gradiente di concentrazione nel suolo, o attraverso stime delle concentrazioni effettuate con parametri sito-specifici ed utilizzando modelli in stato stazionario e modelli all'equilibrio o, infine, attraverso stime basate sul rapporto fra la superficie di foraggiamento e l'intera area contaminata.

In questa fase si possono considerare sia le vie di esposizione dirette che quelle indirette.

La stima sito-specifica dell'esposizione del tier 2 è di tipo deterministico, meno conservativa rispetto al tier 1 ma costituisce, comunque, una stima cautelativa dell'esposizione reale.

Tier 2 - Analisi degli effetti

L'analisi degli effetti può essere effettuata o utilizzando i RESC, ossia valori soglia di contaminazione già utilizzati nel tier 1, o determinando dei valori soglia di contaminazione sito-specifici basati sull'analisi di rischio, detti SSEC "*Site Specific Ecological Criteria*", determinati in base alla letteratura scientifica disponibile. Se però i recettori sito-specifici non coincidono con le specie surrogate per le quali sono stati calcolati i RESC, sarà necessario determinare i SSEC.

Il documento ASTM riporta un elenco di fonti da cui attingere sia per i dati ecotossicologici, sia per i valori di screening.

Anche in questo livello, oltre ai SSEC, è possibile sviluppare gli ORMC (*Other Relevant Measurable Criteria*) che possono essere valori di concentrazioni diversi dai SSEC o altri valori numerici che descrivono, ad esempio, condizioni fisiche, criteri di performance.

Tier 2 - Caratterizzazione del rischio

Il rischio potenziale viene quantificato attraverso l'integrazione dei valori di esposizione e dei valori di effetto. Nel caso di utilizzo dei SSEC come valori di effetto, il rischio viene valutato confrontando i valori di esposizione sito-specifici relativi a percorsi completi o potenzialmente tali con i relativi valori di SSEC. Il rischio, in questo livello, è comunque determinato con strumenti semplici e deterministici.

L'analisi di rischio effettuata in questo modo permette di determinare le vie di esposizione ed i contaminanti che comportano un rischio inaccettabile per i recettori ecologici. Le vie ed i contaminanti e, quindi, i recettori per i quali si è riscontrato un livello di rischio accettabile vengono esclusi dalla procedura.

2.1.1.4 Tier 3

Il tier 3 è l'ultimo livello ed è focalizzato sui risultati ottenuti considerando i contaminanti, i percorsi ed i recettori per i quali è stata rilevata la presenza di rischio ambientale non accettabile nel tier 2 e costituisce un ulteriore affinamento di tale analisi.

In questo livello vengono utilizzati prevalentemente dati sito-specifici, modelli numerici avanzati, analisi statistica e probabilistica dei dati, metodologie di linee di evidenza multiple. Per la raccolta dei dati sito-specifici viene progettato ed effettuato uno specifico piano di indagini sviluppato sulla base di una profonda revisione del modello concettuale, degli obiettivi, delle misure di effetto e degli *assessment endpoint* per rispondere alle nuove considerazioni fortemente sito-specifiche. Pertanto, il tier 3 comporta un importante investimento di risorse economiche.

Vengono utilizzate misure dirette o modelli per stimare l'esposizione o gli effetti o entrambi con acquisizione di dati ecotossicologici sito-specifici (misure degli effetti) attraverso la realizzazione di test ecotossicologici (*bioassays*) e misure di campo (*field surveys*), con l'utilizzo di modelli numerici di trasporto (analisi dell'esposizione). Inoltre può essere considerata la variazione spaziale e temporale dei fenomeni nonché l'effetto del singolo contaminante e di miscele di contaminanti.

Come nel livello precedente, quindi, si valutano l'esposizione e gli effetti determinati dai contaminanti presenti sul sito, ma nel tier 3 si consiglia l'utilizzo del metodo delle linee di evidenza multiple per analizzare la robustezza dell'associazione fra esposizione ed effetti a supporto delle conclusioni del procedimento di analisi.

Dall'integrazione dei dati di esposizione ed effetto si giunge alla determinazione del rischio che potrà essere sia di tipo deterministico che probabilistico. È previsto l'utilizzo di strumenti statistici per elaborare l'ingente quantità di dati e di variabili. Nel caso di utilizzo di linee di evidenza multiple la caratterizzazione del rischio deve identificare come le linee di evidenza siano collegate agli *assessment endpoints* e chiarire l'eventuale presenza di evidenze in conflitto con il risultato generale.

Riguardo l'analisi dell'incertezza, questa dovrà essere espressa in termini quantitativi con analisi statistica dei dati. In caso di utilizzo di metodi probabilistici dovrà essere discussa la variabilità e l'incertezza dei rischi potenziali e della loro occorrenza.

Se, al termine del tier 3, emerge la presenza di un rischio inaccettabile dovranno essere analizzate varie alternative di intervento, considerando anche l'impatto delle stesse sui recettori ecologici. I dati disponibili, raccolti durante il processo di ERA, dovrebbero essere sufficienti per progettare e selezionare l'intervento di bonifica. Infine, come già detto, i risultati dell'EcoRBCA andranno integrati con i risultati ottenuti applicando la procedura RBCA per garantire anche la protezione del recettore umano.

2.1.2 USA: OhioEPA

L'agenzia per la protezione ambientale dello stato dell'Ohio (OhioEPA) ha elaborato una metodologia per condurre un'ERA. Tale metodologia è contenuta nel documento *"Ecological Risk Assessment – Guidance Document"*, 2006 – rev. 2008 redatto dalla stessa agenzia (OhioEPA 2008).

La metodologia è sviluppata in accordo con le principali linee guida prodotte dalla USEPA (USEPA, 1997, 1998) dalle quali è ripresa anche la definizione secondo la quale: "L'analisi di rischio ecologico è un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risultato dell'esposizione a uno o più fattori di stress" (USEPA 1992).

Nel documento la "risorsa ecologica importante" viene definita come ogni specifica comunità ecologica o popolazione o singolo organismo protetto da leggi o regolamenti federali, statali o locali o qualunque risorsa ecologica che fornisca funzioni o valore a risorse naturali ed economiche importanti. Risorse ecologiche importanti sono, ad esempio, i parchi nazionali o statali, le aree o le riserve naturali, ecc.

La metodologia, rappresentata in figura 3, è suddivisa in 4 livelli di approfondimento:

Level I – SCOPING ERA: lo scopo è eliminare dalla procedura quei siti in cui non si è verificato, attualmente o in passato, rilascio di contaminanti o non esiste una importante risorsa ecologica

Level II – SCREENING ERA: lo scopo è identificare i contaminanti di potenziale rilevanza ecologica ed i fattori di stress di natura non chimica, identificare i recettori ecologici, sviluppare il modello concettuale

Level III – BASELINE ERA: lo scopo è identificare il potenziale danno ecologico

Level IV – FIELD BASELINE ERA: lo scopo è confermare i risultati ottenuti nel livello 3 con il supporto di misure biologiche e di campo

Nei paragrafi seguenti sono riportati, in sintesi, i singoli livelli che compongono la metodologia sviluppata da OhioEPA.

2.1.2.1 Level I: SCOPING ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

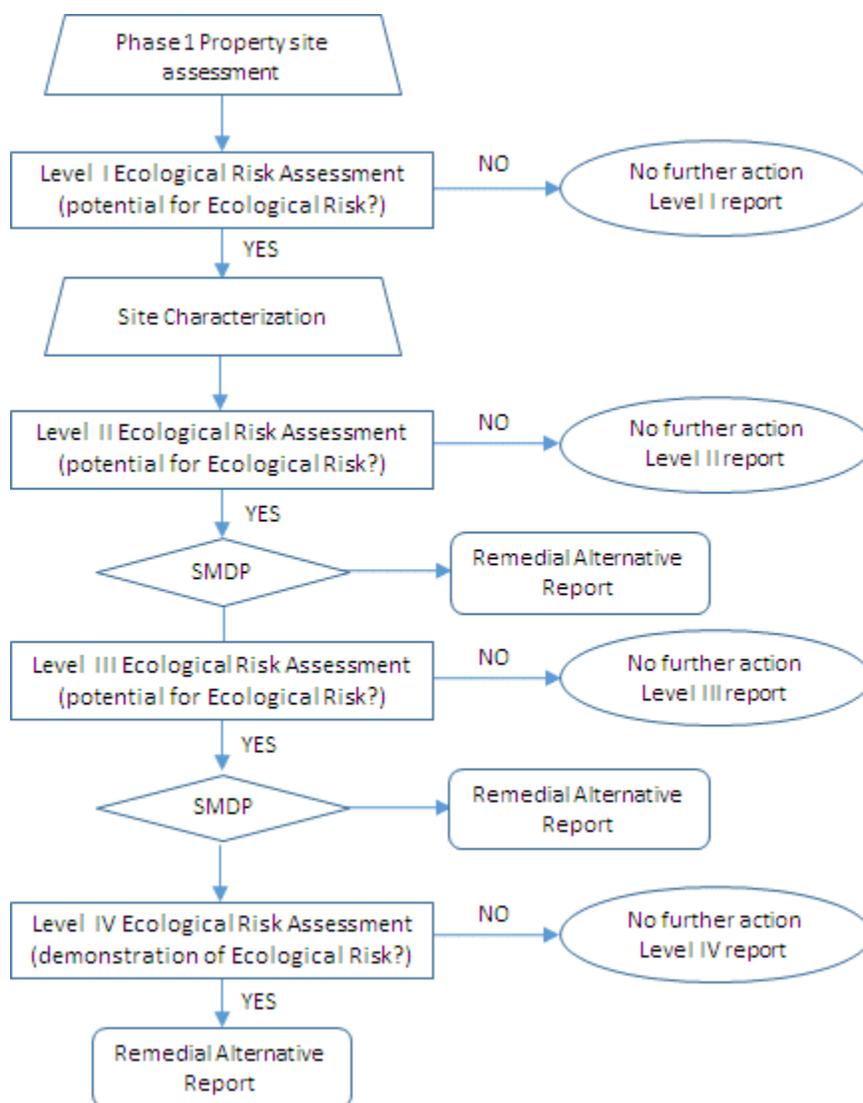
L'obiettivo del livello di "scoping" è quello di determinare se sul sito o in prossimità di esso sia presente un'importante risorsa ecologica e di valutare la possibilità di un rilascio o di un potenziale rilascio di un fattore di stress ecologico.

I siti che non hanno un'importante risorsa ecologica o che non hanno potenzialità di rilascio di fattori di stress vengono esclusi dalla procedura di ERA.

In questo livello vengono raccolti e valutati i dati disponibili (non viene richiesta l'acquisizione di nuovi dati analitici) per identificare i potenziali fattori di stress di natura sia chimica che non chimica. I contaminanti identificati vengono definiti contaminanti di interesse detti COI (*Contaminants Of Interest*).

Attraverso un sopralluogo sul sito e l'utilizzo di apposite checklist viene valutato l'habitat per determinare l'esistenza di risorse ecologiche da proteggere.

In base alle informazioni raccolte e sulla base del giudizio di esperti, si deciderà se il sito sia da sottoporre a ERA.



SMDP = Scientific Management Decision Point

FIGURA 3 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD OHIOEPA, 2008

2.1.2.2 Level II: SCREENING ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

L'obiettivo del livello di screening è quello di confrontare i dati sito-specifici con opportuni standard di riferimento e di determinare i contaminanti di potenziale interesse ecologico detti COPEC (*Contaminants Of Potential Ecological Concern*).

Per accedere a questo livello di screening deve essere stato superato il livello precedente, di scoping, e deve essere nota la natura e l'estensione della contaminazione e, quindi, deve essere stata completata la caratterizzazione del sito.

Identificazione dei COPEC

Sulla base dei dati di caratterizzazione vengono calcolate le concentrazioni dei COI assumendo il massimo valore di concentrazione chimica rilevato. Tale valore viene utilizzato nel confronto con appropriati valori di screening. Il documento fornisce una gerarchia delle fonti dei valori di screening da utilizzare.

Per quanto riguarda la matrice suolo, i COI selezionati che superano i valori di screening diventano contaminanti di potenziale interesse ecologico (COPEC).

I valori vengono confrontati con i valori di fondo del sito (calcolati secondo la metodologia prevista dalla stessa agenzia) e nel caso in cui siano ad essi inferiori vengono esclusi dalle fasi successive di determinazione dei COPEC. Se per un contaminante non esiste il valore di screening, il contaminante diventa automaticamente un COPEC.

Per il confronto vengono considerati solo i COI rilevati in almeno il 5% dei campioni relativi ad una data matrice ambientale (nel documento vengono esaminate le seguenti matrici: acque superficiali, acque sotterranee, sedimenti, suolo, tessuti animali). Vengono comunque presi in considerazione COI che sono altamente tossici, misurati in concentrazioni particolarmente alte, identificati in più di una matrice o situati in punti particolarmente sensibili.

A questo punto la procedura prevede la possibilità per siti interessati da una contaminazione limitata del suolo o dei sedimenti di terminare l'ERA e di procedere alla rimozione della matrice contaminata, utilizzando come valori di riferimento i valori di fondo.

Individuazione dei recettori ecologici

Dopo aver individuato i COPEC viene condotto un accurato sopralluogo sul sito per raccogliere dati qualitativi e semi-quantitativi utilizzando tecniche di monitoraggio dei recettori terrestri, di habitat e vegetazione, GIS.

Sulla base dei tipi di habitat presenti sul sito vengono identificati i recettori sito-specifici importanti da un punto di vista ecologico definiti come "organismi che trascorrono una porzione significativa della loro vita o traggono una porzione significativa della loro dieta o dei bisogni fisiologici da quel tipo di habitat".

Infine vengono identificati i candidati come *assessment endpoint* definiti come "l'espressione esplicita di un valore ambientale attualmente presente sul sito che deve essere protetto, definito, da un punto di vista operativo, da una entità ecologica a dai suoi attributi misurabili" (USEPA 1998).

Qualora si riscontrasse la presenza di specie minacciate o a rischio di estinzione, sarà necessario passare direttamente al Level III - Baseline Ecological Risk Assessment, in cui ognuna di queste specie verrà assunta come *assessment endpoint*.

Sulla base di quanto sopra viene ipotizzato il modello concettuale del sito, riportando i percorsi di esposizione completi, determinati sulla base di ipotesi di rischio che vengono formulate in questa fase (relazione fra COPEC, esposizione e risposta degli assessment endpoint). Un esempio di modello concettuale è riportato in figura 4.

A questo punto è possibile stabilire se il sito possiede tutte le condizioni necessarie per ipotizzare la presenza di pericolo, ovvero se:

- 1) sono stati rilevati COPEC in concentrazioni biologicamente significative
- 2) sono presenti specie endpoint che utilizzano il sito o che non sono state osservate ma la cui presenza è probabile in considerazione dell'habitat presente nel sito o che sono presenti nelle vicinanze o che possono entrare potenzialmente in contatto con i COPEC presenti sul sito
- 3) esistono percorsi di esposizione che legano i COPEC ai recettori ecologici

Nel caso in cui sia appurato il pericolo è possibile terminare l'ERA ed adottare azioni di *risk management* nel caso in cui un intervento di bonifica sia meno costoso del proseguimento dell'ERA e i dati a disposizione siano sufficienti per selezionare e progettare opportuni azioni di intervento. Altrimenti si prosegue con il livello III - Baseline Ecological Risk Assessment.

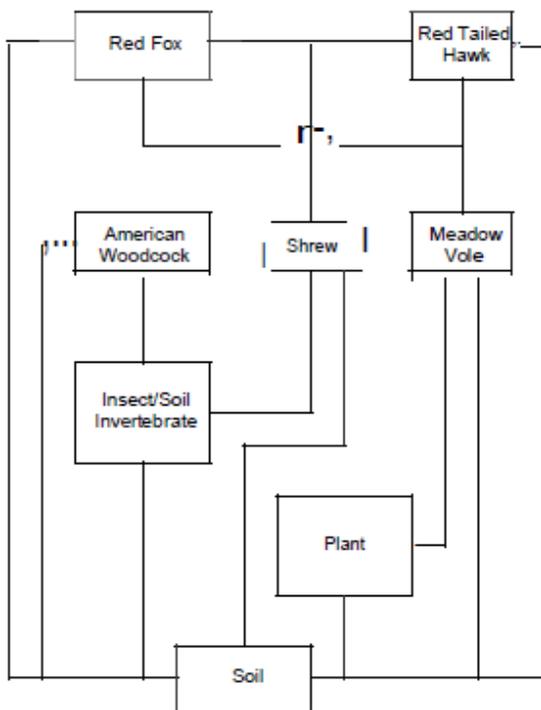


FIGURA 4 - ESEMPIO DI MODELLO CONCETTUALE (OHIOEPA 2008)

2.1.2.3 Level III: BASELINE ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

L'obiettivo del livello III, "Baseline Ecological Risk Assessment", è quello di stimare gli effetti potenziali determinati da fattori di stress chimici e non chimici identificati nel sito.

Il metodo proposto differisce da altre procedure di ERA che prevedono un calcolo iterativo dell'indice di pericolo HQ (*Hazard Quotient*) poiché, in questo caso, l'HQ viene valutato una sola volta in tutta la procedura, nel solo level III.

In questo livello è prevista una fase iniziale di revisione degli *assessment endpoint* individuati nel livello precedente, del modello concettuale e delle ipotesi di rischio sulla base della quale viene formulato e realizzato un piano di indagini (*analysis plan*).

Analisi dell'esposizione

Nel level III "baseline ERA" viene quantificata l'esposizione, e di conseguenza il potenziale pericolo, solamente attraverso percorsi di contatto diretto e ingestione dei contaminanti. A causa della carenza di dati tossicologici, per i recettori ecologici non è possibile considerare l'esposizione attraverso i percorsi di inalazione e contatto dermico.

Per i recettori relativamente sessili (piante ed invertebrati/microrganismi) si considera la concentrazione al punto di esposizione (*EPC, exposure point concentration*). L'EPC è la concentrazione di un COPEC in una specifica matrice ambientale, al punto di contatto con il recettore, ed è espresso come concentrazione totale nel suolo (mg kg^{-1}). L'EPC è stimata utilizzando il 95% UCL (*upper confidence limit*) della media.

Per recettori mobili (mammiferi e uccelli) l'esposizione è basata sulla dose media giornaliera (*ADD, average daily dose*). L'ADD è la dose del COPEC assunta dal recettore ecologico ed è espressa come la quantità di sostanza chimica ingerita per kg di peso corporeo umido del recettore per giorno ($\text{mg kg}^{-1}\text{day}^{-1}$).

È necessario valutare l'EPC o ADD per ogni singolo recettore, attraverso le seguenti fasi:

- a) identificazione dei recettori ecologici sulla base di una lista di recettori generici, contenuta in un apposito allegato (vedi tabella 2).
I recettori devono essere scelti in base all'*assessment endpoint*, alle abitudini alimentari e ai tipi di habitat che sono associati al sito.
- b) stima dei valori EPC/ADD per ciascun COPEC in ogni singola matrice ambientale. Per effettuare la stima devono essere noti la concentrazione e le proprietà fisico-chimiche dei COPEC nonché i parametri di vita dei recettori.

In realtà, la scelta dei recettori specifici sarà fortemente influenzata dalla disponibilità di informazioni ecotossicologiche relative a ciascuna combinazione COPEC - recettore ed alle informazioni sito-specifiche disponibili.

Tutte le specie protette o minacciate che si trovano sul sito o che potrebbero essere potenzialmente impattate dal sito devono essere incluse come recettori ecologici nel livello III di ERA.

TABELLA 2 - ELENCO DEI RECETTORI GENERICI SECONDO LO STANDARD OHIOEPA (2008)

ELENCO DEI RECETTORI GENERICI PER LA MATRICE SUOLO	
contatto diretto col suolo	vegetali lombrichi
erbivori	arvicola pensilvanica (<i>Microtus pennsylvanicus</i>) topo cervo (<i>Peromyscus maniculatus</i>) silvilago orientale (<i>Sylvilagus floridanus</i>) cervo della Virginia (<i>Odocoileus virginianus</i>)
insettivori	topo ragno settentrionale (<i>Blarina brevicauda</i>) beccaccia americana (<i>Scolopax minor</i>) pettirosso americano (<i>Turdus migratorius</i>)
carnivori	poiana della Giamaica (<i>Buteo jamaicensis</i>) gheppio americano (<i>Falco sparverius</i>) volpe rossa (<i>Vulpes vulpes</i>)

Analisi degli effetti

L'obiettivo è quello di ricavare, per ciascun COPEC, un valore ecotossicologico di riferimento (ERfD, *ecologically-based reference dose*) espresso in termini di dose o concentrazione. La ERfD rappresenta, per una specifica classe di recettori, la stima di un valore di non effetto per una esposizione cronica ad uno specifico contaminante.

La procedura prevede una metodologia di elaborazione dei dati ecotossicologici di letteratura basata sull'utilizzo di fattori di valutazione. Nella selezione dei dati saranno da preferire dati ecotossicologici relativi ad effetti cronici quali la crescita, la germinazione dei semi, la riproduzione e la sopravvivenza.

Qualora i dati di letteratura non fossero disponibili per i recettori considerati, i risultati possono essere estrapolati da taxa filogeneticamente affini attraverso equazioni allometriche¹⁰ o attraverso l'uso di fattori di sicurezza che considerano l'incertezza interspecie e, nel caso di specie protette, intraspecie. Per piante ed invertebrati non è richiesto nessun aggiustamento interspecie. La concentrazione alla quale si ha una riduzione del 20% della sopravvivenza, crescita, attività o raccolto (misurato come massa vegetale o di invertebrati) è considerato LOAEL ed è utilizzata come soglia per effetti significativi (ERfD).

Il documento elenca le principali fonti da cui ricavare le informazioni tossicologiche.

¹⁰ Un'equazione allometrica ("di misura diversa") è una equazione di potenza, spesso di derivazione empirica, utilizzata per descrivere la relazione fra due variabili in un insieme di organismi: ad esempio, in fisiologia per misurare la crescita della testa rispetto al resto del corpo, in ecologia per misurare il tasso di ingestione di cibo in funzione del peso del corpo.

Caratterizzazione del rischio

Per determinare se i livelli di esposizione ritenuti accettabili per i recettori sono o potrebbero essere superati come risultato dell'esposizione ai COPEC presenti sul sito è prevista l'applicazione di metodi quantitativi o qualitativi, basati sul giudizio di esperti.

La stima quantitativa del danno si basa sul metodo “*environmental hazard quotient*” (EHQ) in cui si confronta il livello di EPC o ADD con il valore di ErfD:

$$EHQ = \frac{EPC}{ErfD} \quad \text{per recettori sessili} \quad (\text{eq. 1})$$

oppure

$$EHQ = \frac{ADD}{ErfD} \quad \text{per recettori mobili} \quad (\text{eq. 2})$$

dove:

EHQ = indice di pericolo ecologico [-]

EPC = concentrazione al punto di esposizione [mg kg^{-1}]

ADD = dose giornaliera media [$\text{mg kg}_{\text{BW}}^{-1}\text{giorno}^{-1}$]

ErfD = valore ecotossicologico di riferimento, rispettivamente espresso in termini di concentrazione [mg kg^{-1}] nel caso dei recettori sessili, ed espresso in termini di dose [$\text{mg kg}_{\text{BW}}^{-1}\text{giorno}^{-1}$] nel caso di recettori mobili.

Per valutare i potenziali effetti avversi causati dall'esposizione a più COPEC, purché caratterizzati da un endpoint tossico simile (incluso, se possibile, organo bersaglio, modalità o meccanismo di azione), è possibile calcolare un *environmental hazard index* (EHI) sommando i singoli valori di EHQ.

La descrizione del rischio deve contenere una analisi dell'incertezza ed è descritta attraverso il parametro di accettabilità del rischio detto *Acceptable Risk Level* (ARL) definito come:

- 1) $EHQ \leq 1$ (o se appropriato, $EHI \leq 1$)
- 2) non sono stati individuati altri effetti avversi significativi

Se entrambi i criteri sono rispettati, è altamente improbabile che vi sia qualche presenza di rischio, e quindi non sono richiesti ulteriori approfondimenti.

Se uno dei due criteri non è rispettato allora potrebbe essere presente rischio ed è necessario prendere una decisione se intervenire o proseguire con ERA.

I COPEC che comportano rischio al di sotto del livello di accettabilità vengono esclusi, mentre i COPEC che comportano rischio o che sono caratterizzati da un alto livello di incertezza vengono denominati COEC (*Contaminant of Ecological Concern*) e saranno l'oggetto delle ulteriori indagini o di una azione di bonifica.

Nel caso in cui la bonifica sia meno costosa rispetto alla prosecuzione delle indagini e se i dati sono sufficienti per supportare la decisione, sarà possibile intervenire, effettuando parallelamente anche una valutazione del rischio sanitario.

2.1.2.4 Level IV: FIELD BASELINE ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

L'obiettivo del livello IV, "Field Baseline Ecological Risk Assessment", è quello di quantificare, utilizzando misure biologiche e di campo, gli effetti avversi sui recettori ecologici emersi nel livello precedente (level III – Baseline Ecological Risk Assessment). Le informazioni del livello IV devono essere interpretate come ulteriori linee di evidenza a supporto delle conclusioni dei potenziali effetti avversi identificati nel livello III da interpretarsi all'interno di un approccio più robusto basato su linee di evidenza multiple (*weight of evidence approach*).

Viene effettuato un confronto fra le misure, che di solito sono espressioni numeriche di osservazioni (risultati tossicologici, misure di comunità, analisi di tessuti), con siti di riferimento o altri controlli per determinare se gli effetti avversi riscontrati nei bersagli siano il risultato dell'esposizione ai COEC.

Le tecniche di valutazione utilizzate per condurre valutazioni di campo sito-specifiche per determinare gli effetti ecologici avversi indotti da fattori di stress sono ancora limitate e principalmente di tre tipi:

- a) analisi di tessuti - studi di bioaccumulo
- b) biomonitoraggio (studi di popolazione – studi di comunità)
- c) test tossicologici (*bioassay*)

Dopo aver scelto gli strumenti, è possibile progettare e poi realizzare un piano di indagini detto *FESAP (Field Ecological Sampling and Analysis Plan)* nel quale vengono descritte in dettaglio le indagini in situ ed in laboratorio, il tipo di analisi, i dati che verranno raccolti (sia per testare le ipotesi di rischio sia per selezionare le modalità di bonifica). In questo documento deve essere descritto il metodo per determinare gli obiettivi di bonifica sito-specifici, se necessari.

Infine è possibile procedere alla caratterizzazione del rischio, ossia alla discussione ed interpretazione dei risultati di campo ottenuti nel livello IV di ERA con i risultati di quantificazione del rischio ottenuti nel livello III. La procedura prevede, per questo scopo, l'utilizzo di metodologie del tipo delle linee di evidenza multiple.

Il procedimento termina con l'analisi dell'incertezza, ossia con un riassunto delle assunzioni fatte e con la quantificazione dell'incertezza associata con ciascun elemento del livello IV di analisi.

I risultati del livello IV permetteranno di stabilire la necessità o meno di un intervento di bonifica e sulla base di questi risultati è possibile determinare gli obiettivi di bonifica basati su parametri, recettori e condizioni sito-specifiche.

2.1.3 Canada

La procedura per la valutazione e la gestione dei siti contaminati in Canada prevede tre approcci alternativi, dei quali uno di tipo sito-generico e due di tipo sito-specifico:

- 1) il primo approccio prevede l'adozione diretta di valori di concentrazione di qualità del suolo, dette *Soil Quality Guidelines* (SQG);
- 2) il secondo approccio è detto "*criteria based approach*" e si applica in siti con condizioni particolari che non consentono il raggiungimento dei criteri di qualità SQG (alte concentrazioni di fondo naturale, miscele complesse di contaminanti, scenari inusuali di esposizione, limitazioni tecnologiche o finanziarie); tale approccio prevede la possibilità di apportare modifiche limitate agli SQG determinando così degli obiettivi sito-specifici;
- 3) il terzo approccio è detto "*risk-based approach*": in assenza di SQG per un certo contaminante o dove gli obiettivi di bonifica dati dai SQG non rispecchino l'uso del suolo o dove sono stati identificati recettori importanti o sensibili o dove c'è un forte interesse pubblico, è previsto l'utilizzo dell'analisi di rischio per determinare obiettivi di bonifica del sito contaminato su base sito-specifica. L'approccio si basa su una valutazione dettagliata degli effetti e dell'esposizione potenziale sul particolare sito (CCME 1997b).

La metodologia di valutazione di un sito contaminato basata sull'analisi di rischio ("*risk-based approach*") è illustrato nei documenti:

"*A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance*" (CCME 1996) "*A Framework For Ecological Risk Assessment: Technical Appendices*" (CCME 1997a).

All'interno delle linee guida, l'ERA non viene definita in modo univoco, ma vengono riportate alcune definizioni precedentemente elaborate da altri soggetti, secondo le quali l'ERA è definita come:

- il processo di assegnazione di intensità e probabilità degli effetti avversi causati dall'attività umana (o dalle catastrofi naturali) (Barnhouse et al. 1986);
- un insieme formale di metodi scientifici per la stima della probabilità e dell'intensità di effetti indesiderati su piante, animali ed ecosistemi determinati da eventi che si sono verificati nell'ambiente, incluso il rilascio di contaminanti, modificazioni fisiche dell'ambiente e disastri naturali (Fava et al. 1987);
- una sottocategoria dell'analisi di impatto ecologico che (1) predice la probabilità che effetti avversi si verifichino in un ecosistema o in una sua parte come risultato di una perturbazione e (2) mette in relazione l'intensità dell'impatto con la perturbazione (Norton et al. 1988);
- un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risultato dell'esposizione a uno o più fattori di stress. Questa definizione implica che il rischio non esiste a meno che (1) il fattore di stress abbia una abilità intrinseca di causare effetti avversi e (2) esso sia concomitante o in contatto con la

componente ecologica per un tempo necessario e con un'intensità sufficiente da provocare l'effetto o gli effetti avversi identificati (USEPA 1992).

Il recettore è definito come l'entità, ossia organismo, popolazione, comunità o ecosistema, che potrebbe subire effetti negativi dal contatto o dall'esposizione prolungata alla sostanza di interesse.

La procedura è composta da 3 livelli sequenziali di complessità crescente:

- **Screening Assessment:** si basa sull'utilizzo di metodi semplici, qualitativi e/o comparativi, basati per lo più a livello di specie, fondati sostanzialmente su dati di letteratura e su risultati di tipo descrittivo e non predittivo. Nella procedura di ERA tutti i siti vengono sottoposti a questo livello di screening;
- **Preliminary Quantitative ERA (PERA):** si basa sull'utilizzo di metodi e modelli ambientali standard, quantitativi, così come approcci specializzati sviluppati per l'ERA. Viene raccolta una ingente mole di dati focalizzando l'interesse su quanto emerso nello screening level. Questo livello è facoltativo nel senso che si può anche passare direttamente dal livello di screening al DERA;
- **Detailed Quantitative ERA (DERA):** si basa sull'utilizzo di dati sito-specifici e modelli predittivi per fornire informazioni quantitative, particolarmente su ecosistemi complessi. Vengono utilizzate procedure, metodi e strumenti complessi, richiedendo sforzi e risorse non sempre disponibili.

Ogni livello ha la stessa struttura formata dalle seguenti componenti:

- ✓ caratterizzazione dei recettori
- ✓ analisi dell'esposizione
- ✓ analisi degli effetti
- ✓ caratterizzazione del rischio

Se in un livello non si riesce a caratterizzare il rischio con un grado di confidenza accettabile, si passa al livello successivo, altrimenti, se si dimostra l'assenza di rischio il processo termina o, dimostrato il rischio, si procede con l'intervento di bonifica.

Nei paragrafi seguenti si descrivono i tre livelli sequenziali della procedura di ERA.

2.1.3.1 SCREENING ASSESSMENT

All'interno della procedura di ERA tutti i siti devono essere sottoposti al primo livello consistente nello Screening Assessment.

Quest'ultimo si basa fondamentalmente su dati di letteratura, studi precedenti o preliminari riguardanti il sito, campagne di monitoraggio preesistenti, dati storici e sopralluogo sul sito.

Screening assessment - caratterizzazione dei recettori

La caratterizzazione iniziale dei recettori dovrebbe identificare le specie, le comunità, gli habitat e altri "componenti di valore dell'ecosistema" (*VEC, valued ecosystems components*) presumibilmente interessati dalla contaminazione in essere o potenziale. Questa valutazione viene fatta con l'analisi di tutte le informazioni disponibili, con visite sul sito e con il supporto di esperti (università, enti di ricerca, agenzie ambientali).

Dovrebbero essere individuate anche le specie mancanti (*missing species*). Deve essere fatta una valutazione dell'habitat per individuarne le criticità dovute ad altri fattori sia naturali (es. inondazioni) sia antropici (es. distruzione di un habitat).

Screening assessment - analisi dell'esposizione

L'analisi dell'esposizione dovrebbe identificare i contaminanti, le matrici in cui avviene l'esposizione e le vie di esposizione, nonché i maggiori fattori di incertezza e i dati mancanti.

In questa fase sono appropriati metodi qualitativi o semplici metodi quantitativi.

Sono necessarie delle analisi preliminari quantitative per stimare il rilascio di contaminanti, il loro trasporto e destino e una misura dell'esposizione.

In questa fase iniziale sarebbe opportuno applicare metodi semplici di monitoraggio di tutte le possibili vie di esposizione, per isolare quelle che richiedono un approfondimento.

Screening assessment - analisi degli effetti

La parte più importante di questa analisi è ottenere informazioni da letteratura per i contaminanti di interesse in relazione agli *endpoint* identificati nella fase di pianificazione di ERA. In questa fase iniziale tutti i dati tossicologici sono utili, in particolare se legati al contaminante di interesse. La mortalità è l'*endpoint* più comune, ma possono essere considerati anche altri *endpoint*.

Screening assessment - caratterizzazione del rischio

Il grado e la natura del rischio ed il livello di incertezza associata con la stima del rischio devono essere derivati pesando tutte le informazioni disponibili. La stima, basata su caratterizzazione dei recettori, analisi dell'esposizione ed analisi degli effetti, può essere di tipo sia qualitativo che quantitativo.

Nel primo caso, sulla base del giudizio di esperti, il metodo qualitativo può essere basato, ad esempio, su una suddivisione in categorie per individuare un livello di rischio alto, moderato, basso.

Invece, se le informazioni sono sufficienti per determinare valori di esposizione ed effetto in termini quantitativi (*EEC, Expected Environmental Concentration* e *BC, Toxicological Benchmark Concentration*) è possibile utilizzare il Quotient Method dato dal rapporto fra tali valori.

Se il rischio è sufficientemente basso, il procedimento di ERA ha termine.

Nel caso in cui si decida di procedere con un'azione di bonifica è necessario arrivare ad una stima almeno semiquantitativa del rischio.

I siti per i quali è stato determinato un rischio moderato dovrebbero essere sottoposti ad un'analisi quantitativa preliminare (*Preliminary Quantitative ERA*) mentre i siti nei quali è stato determinato un livello di rischio alto possono anche essere sottoposti direttamente ad un'analisi quantitativa dettagliata (*Detailed Quantitative ERA*).

2.1.3.2 PRELIMINARY QUANTITATIVE ERA

Un'analisi quantitativa preliminare di rischio ecologico ("*preliminary quantitative ERA*", PERA) si basa sulla combinazione delle informazioni raccolte nella fase precedente e l'acquisizione di dati sito-specifici.

Preliminary Quantitative ERA - caratterizzazione dei recettori

La caratterizzazione dei recettori in questa fase comporta la raccolta di dati di campo e quindi richiede la progettazione di un piano di indagini (*Field Sampling Program*).

Gli studi si devono concentrare sulle specie individuate nel livello "Screening Assessment" che saranno caratterizzate attraverso i parametri di vita, l'habitat, la catena alimentare. Può essere necessario fare stime quantitative preliminari sulla densità di popolazione o sulla distribuzione in classi di età. Dati sulla salute della popolazione dovrebbero essere raccolti in base alle informazioni sull'esposizione. Devono essere segnalate anche le specie mancanti.

Preliminary Quantitative ERA - analisi dell'esposizione

In questa fase si valuta il livello di contaminante che effettivamente o potenzialmente potrebbe raggiungere il recettore. Devono essere individuate le sorgenti, i percorsi e la distribuzione dei contaminanti, e questo, spesso, comporta indagini di campo per ottenere una stima delle concentrazioni dei contaminati e l'estensione della contaminazione. L'analisi di trasporto e destino dei contaminanti permette di stimare l'esposizione (dose o concentrazione) per i recettori, per ogni via di esposizione considerata.

In questa fase vengono utilizzati modelli semplici che si basano su misure sito-specifiche.

Dovrebbe essere valutata anche l'incertezza associata alla stima di esposizione, derivata dai limiti di confidenza delle misure di concentrazione dei contaminanti nelle matrici ambientali, o da simulazioni effettuate utilizzando distribuzioni conosciute o stimate dei parametri di input.

Preliminary Quantitative ERA - analisi degli effetti

L'analisi degli effetti della *Preliminary Quantitative ERA* dovrebbe fornire delle stime quantitative di tossicità dei campioni prelevati nel sito contaminato.

Se possibile i test tossicologici dovrebbero essere condotti sui recettori di interesse, altrimenti i dati tossicologici possono essere estrapolati da dati di letteratura, se presenti. L'*endpoint* tossicologico è di solito la mortalità, anche se *endpoint* cronici e subcronici relativi ai recettori possono essere molto importanti.

I dati tossicologici a livello individuale vengono elaborati con modelli ecologici per arrivare ad un'analisi di effetto a livello di popolazione.

Nella maggior parte dei casi vengono utilizzate estrapolazioni da specie a specie, da *endpoint* a *endpoint*, da dati di laboratorio a dati di campo e si utilizzano modelli a livello di popolazione. Queste estrapolazioni sono una grossa sorgente di incertezza in tutto il processo.

Devono essere fornite informazioni concernenti il potenziale di bioaccumulo delle sostanze.

Preliminary Quantitative ERA – caratterizzazione del rischio

Le informazioni generate dalle tre componenti descritte vengono elaborate attraverso metodi quantitativi semplici per determinare le risposte a livello di popolazione delle specie sensibili ai contaminanti di interesse.

I metodi di caratterizzazione del rischio appropriati per un stima preliminare quantitativa del rischio ecologico (*Preliminary Quantitative ERA*) possono essere basati sulla stima dell'indice di pericolo (quotient method, HQ) e su metodi riguardanti il confronto fra funzioni di distribuzione di esposizione ed effetto a livello di individuo e di popolazione. La più grande limitazione nell'uso di modelli di popolazioni è la disponibilità di relazioni esposizione-risposta per sopravvivenza, crescita e riproduzione.

I metodi più semplici di quotient method non fanno affermazioni su incertezza o probabilità del risultato ma si limitano ad affermare se un effetto si verificherà ($HQ \geq 1$) o no ($HQ < 1$).

La maggior parte dei criteri e linee guida canadesi utilizzano un approccio di tipo HQ con l'utilizzo di un parametro di effetto ecotossicologico ammissibile corretto con fattori di incertezza.

Gli output di tale valutazione sono:

- una stima quantitativa del rischio con stima del grado di incertezza associato
- un data-base sito-specifico contenente i contaminanti, le specie, i dati tossicologici e le condizioni ambientali
- un report
- un modello semplice (idealmente calibrato con i dati attuali) predittivo delle condizioni future biotiche ed abiotiche con e senza mitigazione

In base ai risultati è possibile decidere se intervenire con un'azione di bonifica o se proseguire, con tutte o con alcune componenti di ERA (es. solo esposizione), con un DERA (vedi paragrafo 2.1.3.3).

2.1.3.3 DETAILED QUANTITATIVE ERA

Un'analisi quantitativa dettagliata di rischio ecologico (*Detailed Quantitative ERA*, DERA) è condotta quando nella fase di screening è stato rilevato un livello di rischio alto oppure quando sono necessari ulteriori dati per ridurre l'incertezza nella stima del rischio associata alle valutazioni effettuate nel livello precedente (analisi quantitativa preliminare di rischio ecologico).

Tale valutazione può richiedere studi di campo più approfonditi, modelli più complessi, validazione in base a effetti di comunità o di ecosistema, gli effetti di miscele sul biota e/o esposizione attraverso percorsi multipli.

Un'analisi di dettaglio DERA completa viene condotta molto raramente e di solito vengono analizzate a questo livello solo alcune delle componenti di ERA (ossia,

caratterizzazione dei recettori, analisi dell'esposizione, analisi degli effetti e caratterizzazione del rischio).

Detailed Quantitative ERA - caratterizzazione dei recettori

Di solito la caratterizzazione effettuata nel livello precedente è sufficiente. In questa fase possono essere richiesti studi di comunità e di ecosistema quantitativi e caratterizzati da una grossa mole di dati.

Detailed Quantitative ERA - analisi dell'esposizione

Sono valutazioni quantitative e di solito utilizzano modelli avanzati per descrivere fenomeni di trasporto e destino. Poiché la scala di solito è vasta, verranno considerati differenti e numerosi meccanismi di rilascio e vie di esposizione.

La stima dell'incertezza può essere condotta attraverso simulazioni basate sul metodo di Monte Carlo, analisi di sensibilità e calibrazione con dati di monitoraggio. Uno dei maggiori limiti può essere la carenza di dati di esposizione, specialmente per gli ecosistemi terrestri.

Detailed Quantitative ERA - analisi degli effetti

Per valutare la tossicità delle sostanze chimiche vengono presi in considerazione *endpoint* cronici e subletali. Attraverso test tossicologici o di laboratorio dovrebbe essere studiata la tossicità della miscela di sostanze presenti sul sito e dovrebbero essere usate matrici prelevate dal sito.

Per esaminare aspetti non coperti dalle analisi di laboratorio sono previste investigazioni direttamente sul sito.

Detailed Quantitative ERA - caratterizzazione del rischio

In questa fase è richiesto un modello di simulazione computerizzato per produrre una predizione quantitativa riguardante il rischio corrente e futuro per le popolazioni, le comunità, gli ecosistemi dovuto alla migrazione dei contaminanti dal sito contaminato. Questa sarà la base per generare stime quantitative del rischio ecologico per scenari che vanno dall'assenza di mitigazione al controllo massimo possibile.

Gli output di questo tipo di valutazione (DERA) sono:

- un database sito-specifico contenenti i contaminanti, i recettori e le comunità, i dati tossicologici e le condizioni ambientali;
- un modello avanzato, calibrato (utilizzando dati sito-specifici), predittivo delle condizioni future biotiche ed abiotiche con e senza mitigazione;
- un report con gli esiti dello studio.

2.1.4 Paesi Bassi

La norma di riferimento olandese in materia di siti contaminati, anche storici, è il *Dutch Soil Protection Act* del 2006, aggiornato nel luglio 2013. Il procedimento di bonifica viene invece trattato nel documento *Circular on Soil Remediation* del 2009 aggiornato nel luglio 2013 (Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente, 2006; 2009 rev. 2013).

Secondo tale normativa il rischio per l'ecosistema viene valutato considerando i seguenti impatti sull'ecosistema:

- danno alla biodiversità (protezione delle specie)
- disturbo delle funzioni ecosistemiche del suolo (protezione dei processi nel suolo)
- bioaccumulo e biomagnificazione

La procedura olandese di gestione di un sito contaminato prevede un approccio basato su livelli successivi di approfondimento.

Nel primo livello (step 1), le concentrazioni misurate in sito sono confrontate con valori soglia di contaminazione (*Soil Quality Standards SQS*) per stabilire la classe di contaminazione (suolo pulito, suolo leggermente contaminato o suolo fortemente contaminato). In caso di suolo fortemente contaminato, è necessario proseguire con uno studio volto a determinare l'effettiva necessità e urgenza della bonifica del sito in esame (*urgency of remediation*). Tale studio si basa sull'analisi di rischio sito-specifica per l'uomo, l'ecosistema e la falda e viene svolta nei successivi step 2 e step 3.

Infatti, per poter affrontare efficacemente il grande numero di siti da bonificare e per realizzare un efficiente uso delle limitate risorse disponibili, nei casi di forte contaminazione è necessario determinare l'urgenza della bonifica stessa e, pertanto, è stata introdotta una procedura, basata sull'analisi di rischio, per determinare tale urgenza. A questo scopo è stato elaborato dall'Istituto Nazionale Olandese per La Salute Pubblica e l'Ambiente RIVM, direttamente dipendente dal Ministero della Salute, del Welfare e dello Sport, il software di analisi di rischio SANSCRIT (disponibile sul web all'indirizzo <http://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/>.)

Se dall'applicazione di tale procedura emerge un livello di rischio inaccettabile è necessario intraprendere una azione di bonifica (*urgent remediation*), che comporta la obbligatorietà di presentare un piano di bonifica alle autorità e di iniziare la bonifica entro 4 anni.

Per contaminanti immobili, la bonifica deve portare ad una qualità del suolo adatta allo specifico uso del suolo (criterio detto "*fitness-for-use*").

Per contaminanti mobili, l'obiettivo della bonifica è eliminare il rischio per la salute umana e ridurre gli altri rischi in modo economicamente efficace. La bonifica viene preferibilmente fatta in un momento opportuno, ad esempio in concomitanza con interventi di sviluppo o gestione del territorio.

Se la procedura non conduce ad un risultato di rischio inaccettabile, possono essere intraprese misure di controllo per ridurre o eliminare l'esposizione.

In particolare, nello step 2 viene condotta una analisi di rischio sito-specifica standard (*standard site-specific risk assessment*) in relazione all'uso del suolo e ad altri parametri di tipo sito-specifico.

Se il risultato nello step 2 non è soddisfacente si passa allo step 3 in cui deve essere condotta una analisi di rischio sito specifica di dettaglio (*detailed site-specific risk assessment*), per la quale è necessario ottenere una maggior quantità di informazioni sito-specifiche o includere ulteriori misurazioni in campo.

2.1.4.1 CASE OF SEVERE CONTAMINATION (step 1)

Per quanto riguarda la matrice suolo, nella prima fase del procedimento, le concentrazioni misurate nel suolo devono essere confrontate con gli SQS:

1) Valori di fondo (*Background Values* per il suolo e *Target Values* per la falda): al di sotto dei quali si ha 'suolo pulito' e non esistono restrizioni nell'uso del suolo;

2) Valori di Intervento (*Intervention Values, IV*): al di sopra dei quali si può avere 'suolo fortemente contaminato' se il superamento degli IV coinvolge un volume di suolo (suolo superficiale insaturo) pari ad almeno 25m³ e un volume pari a 100 m³ per le acque sotterranee (*volume criterion*). Nel caso di "suolo fortemente contaminato" è necessario attivare la procedura di verifica della necessità effettiva e della "urgenza" della bonifica detta "*urgency of remediation*" sviluppata negli step 2 e 3.

Se i valori misurati ricadono nell'intervallo fra i due SQS si è in presenza di 'suolo leggermente contaminato' per il quale devono essere valutate le possibilità di gestione sostenibile del suolo previste dalla norma "*Soil Quality Decree*" del 2007 (Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente, 2007).

L'approccio olandese utilizzato per valutare il grado di contaminazione del suolo in funzione dei valori soglia di contaminazione è schematicamente riportato in figura 5.

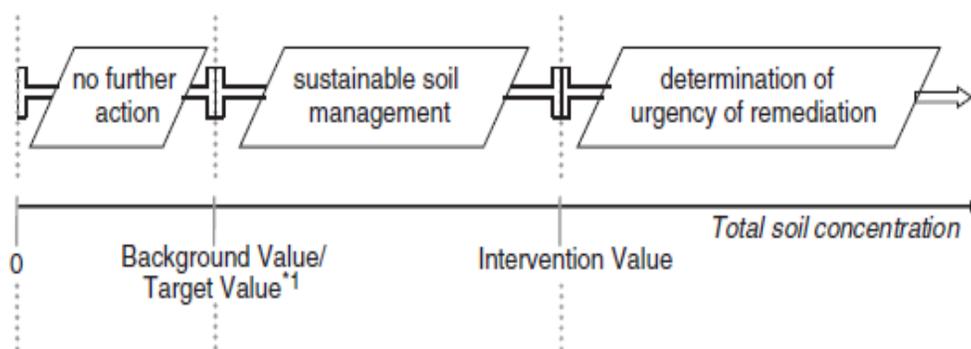


FIGURA 5 - GRADO DI CONTAMINAZIONE DEL SUOLO IN FUNZIONE DEI VALORI SOGLIA DI CONTAMINAZIONE SECONDO LA PROCEDURA OLANDESE (SWARTJES ET AL. 2012)

*1 - I Background Value sono usati per il suolo insaturo, i Target Value per il suolo saturo

2.1.4.2 STEP 2: STANDARD RISK ASSESSMENT

Lo svolgimento del livello II è descritto nelle norme citate. Il procedimento consiste in un protocollo standard che valuta l'accettabilità del rischio in funzione dell'uso del suolo, dell'estensione dell'area contaminata e dell'effetto ecologico espresso come frazione di specie affette.

Il criterio proposto dalla normativa permette di superare l'approccio di solito utilizzato in ERA e basato sulla singola sostanza ("*substance-to-substance approach*")

Secondo questa metodologia, la stima degli effetti ecologici determinati dal contaminante è determinata attraverso il parametro detto *toxic pressure* (TP). La TP si ricava da curve di distribuzione di sensibilità delle specie dette *Species Sensitivity Distribution* (SSD) che riportano la percentuale di specie potenzialmente affette (PAF, *Potentially Affected Species*) in funzione della concentrazione di inquinante nel suolo (figura 6). L'utilizzo della curva SSD è doppio: essa può essere utilizzata per determinare la TP a partire dalla concentrazione effettiva nel suolo oppure può essere utilizzata, come meglio descritto nel paragrafo 2.1.5.2, per determinare la concentrazione soglia di contaminazione a protezione del recettore ecologico, una volta stabilita la percentuale di specie da proteggere (in figura 6 è riportata la percentuale del 50%, detta HC₅₀). Tali curve SSD sono basate su valori di letteratura e, nel caso di determinazione della TP, vengono utilizzati preferibilmente valori di EC₅₀ e LC₅₀.

Nota la concentrazione di esposizione, la TP esprime, quindi, la frazione di specie affette a partire da curve di SSD per il singolo contaminante.

Poiché nella maggior dei siti contaminati si è, però, in presenza di una miscela di sostanze che determinano il rischio totale sul sito, la normativa prevede l'utilizzo del metodo proposto dall'Istituto Nazionale Olandese per la Salute Pubblica e l'Ambiente (RIVM) di aggregazione degli effetti delle sostanze e di gruppi di sostanze, contenuto nel documento "*Ecological risks of soil contamination in the second step of the remediation criterion*" RIVM Report 711701072 (Rutgers et al. 2008).

Questo metodo, a differenza di altre metodologie che tengono conto di un contaminante alla volta, prevede di valutare anche la TP per la miscela di contaminanti attraverso modelli di aggregazione. In questo caso la TP viene espressa come msPAF (*multi-substance Potentially Affected Fraction*).

Per calcolare gli effetti dati da una miscela di sostanze sono disponibili modelli differenti, come il modello CA (*Concentration Addition*) in caso di sostanze con un simile meccanismo di azione, ed il modello RA (*Response Addition*) in caso di sostanze con un meccanismo di azione diverso. Può essere utilizzata anche una combinazione dei due modelli, modello detto MM (*Mixed Model*) che prevede di utilizzare prima il modello CA per sottogruppi di sostanze e poi il modello RA.

Il livello della contaminazione è determinato calcolando il valore puntuale di TP e l'estensione dell'area contaminata è data dal contorno della superficie non pavimentata in cui si ha il superamento di un certo valore di TP. I valori di estensione si riferiscono ad una contaminazione localizzata interamente o parzialmente nel primo strato di suolo dal

piano campagna fino a -1 m. Questo significa che gli effetti ecologici della contaminazione posta al di sotto del primo metro non vengono considerati. Tale valore può essere aumentato in presenza di vegetazione con apparati radicali più profondi. A parità di contaminazione è l'uso del suolo che determina l'importanza delle funzioni ecologiche (ad esempio, in area industriale, dove le funzioni ecologiche sono meno importanti, sarà tollerato un maggior livello di contaminazione).

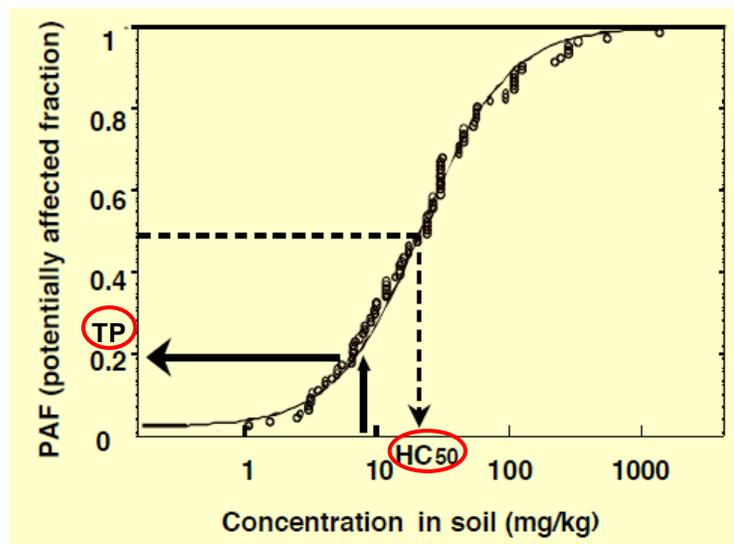


FIGURA 6 - ESEMPIO DI CURVA DI DISTRIBUZIONE DI SENSIBILITÀ DELLE SPECIE (SSD)

La rilevanza dell'impatto ecologico quantificato con TP è testato utilizzando una matrice decisionale (tabella 3), contenuta nella norma di riferimento ("Soil Remediation Circular" del 2009, aggiornata nell' aprile 2012) che permette di determinare l'accettabilità del rischio.

TABELLA 3 - MATRICE DECISIONALE UTILIZZATA NELLO STEP 2 DELLA PROCEDURA OLANDESE (MINISTERO DELLE INFRASTRUTTURE E DELL'AMBIENTE, 2009)

Toxic Pressure (TP)	Superficie di suolo contaminato non pavimentato (TP>0.25)	Superficie di suolo contaminato non pavimentato (TP > 0.65)
Uso del suolo		
Aree naturali (incluse aree protette)	< 500 m ²	< 50 m ²
Aree ad uso agricolo, residenziale con giardino, verde pubblico e ricreativo	< 5.000 m ²	< 500 m ²
Aree urbane, aree industriali e infrastrutture, altre aree verdi	50.000 m ²	< 5.000 m ²

I valori di estensione accettabile sono determinati in funzione dell'uso del suolo. I valori forniti sono basati su principi che hanno un fondamento scientifico in campo ecologico. Utilizzando appropriati modelli di calcolo è stata determinata l'estensione di suolo minima per sistemi pienamente accessibili (sistemi naturali) all'interno della quale è verosimile trovare il 5% di tutte le specie viventi nei Paesi Bassi. Tale area è risultata essere pari a 50 m². Sistemi meno accessibili, ossia in corrispondenza di un uso del suolo meno vulnerabile, come ad esempio le aree agricole, ecc, conterranno un minor numero di specie e, pertanto, l'estensione da utilizzare per la valutazione sarà maggiore. I modelli di calcolo sono contenuti in Rutgers et al. 2008.

2.1.4.3 STEP 3 - DETAILED SITE-SPECIFIC RISK ASSESSMENT

L'analisi di rischio sito-specifica di dettaglio viene condotta se il livello precedente determina un livello di rischio non accettabile ma l'incertezza associata è troppo alta. In questa fase si determina l'impatto ambientale in situ attraverso uno studio ecotossicologico.

Lo step 3 prevede l'applicazione di una metodologia di linee di evidenza multiple, conosciuta come Soil Quality Triad (più brevemente Triad, Jensen et al. 2006; Mesman et al. 2011). Questa procedura deriva dalla metodologia nota come Sediment Quality Triad originamente pubblicato da Long and Chapman nel 1985.

Il metodo Triad è composto dallo sviluppo simultaneo di tre tipi indipendenti di analisi (detti pillars o linee di evidenza): "caratterizzazione chimica", "caratterizzazione tossicologica" e "biomonitoraggio (ecological surveys)" e si fonda sul presupposto che la valutazione data dall'integrazione di queste ricerche dia un risultato meno incerto su cui

basare la decisione finale in merito ad un eventuale intervento di bonifica sul sito contaminato (figura 7).

La prima linea di evidenza, ossia la caratterizzazione chimica, serve per determinare quali sostanze siano presenti nel suolo a livelli elevati e per stimare l'impatto di tali sostanze sull'ecosistema in base alle proprietà tossicologiche delle sostanze stesse.

La seconda linea di evidenza consiste nella caratterizzazione tossicologica ossia nell'analisi degli effetti tossici delle sostanze effettuata attraverso l'utilizzo di test ecotossicologici (bioassays). Si consigliano test semplici e standardizzati, ma non vengono fornite prescrizioni di dettaglio.

Nella terza linea di evidenza, "biomonitoraggio" si valuta direttamente in campo l'esistenza di effetti osservabili sugli ecosistemi. Si raccomanda di includere monitoraggi di piante o semplici determinazioni dell'abbondanza e composizione della comunità di invertebrati del suolo, come nematodi, enchitreidi, lombrichi e collemboli, in relazione a un sito scelto come controllo.

Le tre linee portano a risultati di tipo molto diverso. Il metodo fornisce una modalità per pesare i singoli risultati e dei criteri di convergenza per permetterne poi la gestione e l'interpretazione.

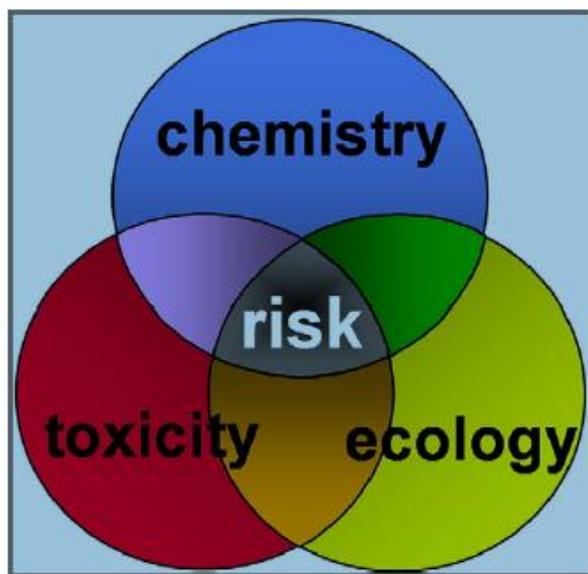


FIGURA 7 - SOIL QUALITY TRIAD – UTILIZZATO NELLO STEP 3 DELLA PROCEDURA OLANDESE (DA JENSEN ET AL. 2006, MODIF.)

2.1.5 Regno Unito

Nel Regno Unito, l'ERA viene utilizzato come strumento di supporto tecnico-scientifico per determinare lo stato di contaminazione del sito dato dall'esistenza di un rischio potenziale per i sistemi ecologici causato dalla presenza di contaminanti nel suolo. Il documento di riferimento per l'applicazione della procedura di ERA è costituito dalle linee guida "*An ecological risk assessment framework for contaminants in soil*", redatta nel 2008 dall'Agenzia per l'ambiente dell'Inghilterra e del Galles (Environment Agency 2008a). Tali linee guida prevedono, oltre al documento di riferimento principale per l'inquadramento della procedura, una serie di documenti di supporto ai vari livelli che compongono la procedura stessa (vedi figura 8) (Environment Agency 2008b, 2008c, 2008d, 2008e, 2008f).

Le linee guida riprendono quanto riportato nella normativa vigente in UK (*Environmental protection Act*, 1990) secondo la quale il recettore di interesse è qualunque sistema ecologico, o organismo vivente facente parte di tale sistema, posto in uno dei seguenti siti:

- aree di speciale interesse specifico (*Wildlife and Countryside Act*, 1981);
- riserve naturali nazionali;
- riserve naturali marine;
- area di speciale protezione per gli uccelli;
- aree menzionate nelle opportune sezioni dei testi "*National Parks and Access to the Countryside Act*" (1949) e "*Conservation Regulations*"(1994);
- aree candidate al titolo di "area speciale di conservazione".

La procedura di ERA è, infatti, strutturata su tre livelli di indagine preceduti da uno studio preliminare del sito:

- **desk study and conceptual site model**: stabilisce se i recettori ecologici sono esposti ai contaminanti dato il loro stato, comportamento e prossimità al sito;
- **tier 1**: stabilisce se il contaminante è presente in concentrazione tale da determinare un rischio per i recettori ecologici;
- **tier 2**: stabilisce se i recettori ecologici hanno subito un danno significativo o se c'è la seria possibilità che ciò accada;
- **tier 3**: valuta il legame fra la contaminazione, identificata nel tier 1, e gli effetti osservati sui recettori, rilevati nel tier 2.

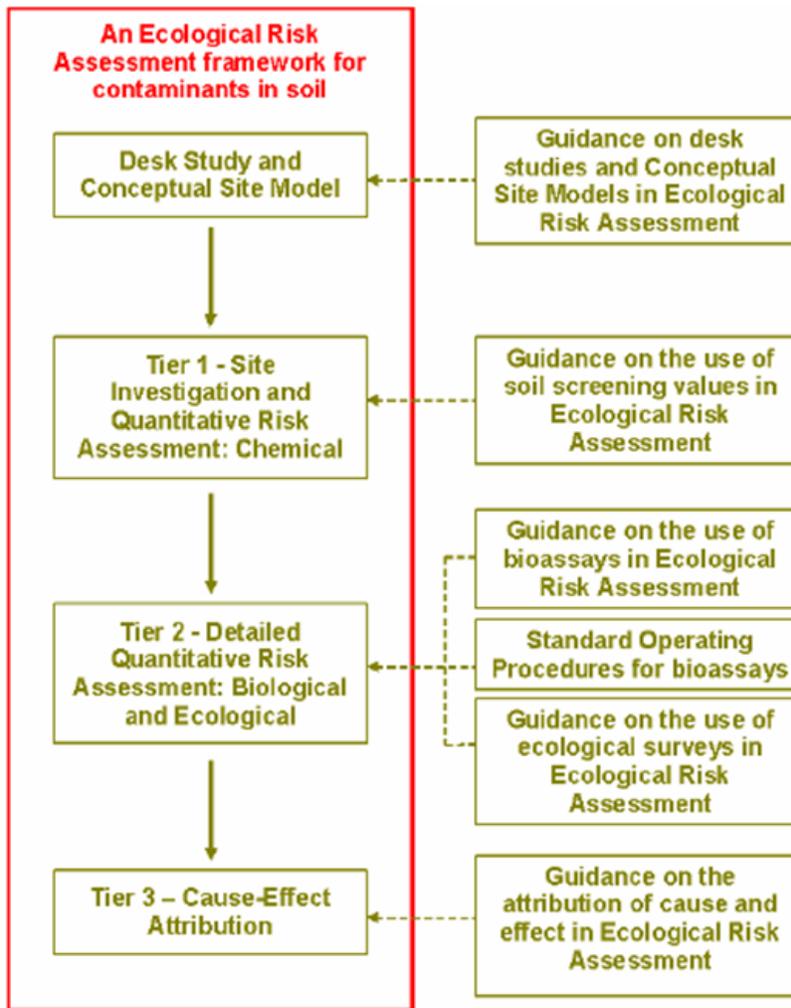


FIGURA 8 - PROCEDURA DI ERA SECONDO LO STANDARD UK EA (ENVIRONMENT AGENCY 2008a)

2.1.5.1 DESK STUDY AND CONCEPTUAL SITE MODEL

Lo scopo di questo livello è stabilire se recettori ecologici sono esposti ai contaminanti dato il loro stato, comportamento e prossimità al sito.

Lo studio preliminare è uno studio basato sulla raccolta di informazioni, anche storiche e, di solito, non prevede studi di campo.

Dall'analisi della normativa (nazionale, comunitaria, di pianificazione territoriale) si stabilisce l'eventuale presenza del recettore ecologico ed in base alle informazioni raccolte si stabilisce la presenza di fonti di contaminazione e di percorsi di esposizione. Se non è possibile stabilire un legame fra questi fattori l'ERA termina, altrimenti viene formulato, anche se a livello preliminare, un modello concettuale del sito (*Conceptual Site Model*, CSM).

2.1.5.2 TIER 1: SITE INVESTIGATIONS AND QUANTITATIVE RISK ASSESSMENT

Lo scopo di questo livello è stabilire se il contaminante è presente in concentrazione tale da determinare un rischio per i recettori ecologici.

Sulla base del modello concettuale del sito viene effettuata una campagna di indagine in situ, con campionamento ed analisi dei contaminanti di interesse. In alcuni casi possono essere effettuati già in questa fase test tossicologici, come ad esempio il MICROTOX^{®11}, per fornire una stima iniziale dell'impatto dei contaminanti.

Sulla base dei risultati viene rivisto il CSM includendo informazioni di campo (ad esempio l'assenza di un percorso di esposizione a causa della presenza di una barriera fisica) evidenziando l'eventuale mancanza di dati e, quindi, la necessità di effettuare ulteriori analisi.

Le concentrazioni dei contaminanti di interesse riscontrate nel suolo vengono confrontate con valori soglia di contaminazione detti *Soil Screening Values* (SSV), che possono essere sia quelli elaborati dalla stessa agenzia sia attinti da database ufficiali, sia valori generici dei quali sia ben nota la procedura di derivazione e il cui utilizzo sia preventivamente concordato con le autorità. In caso di assenza del valore di screening per un certo contaminante è necessario passare direttamente al tier 2.

In questa fase è inoltre prevista la possibilità di correggere i valori di screening elaborati dall'agenzia, i SSV, in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche sito specifiche del suolo (pH, contenuto in materia organica, contenuto in argilla) come indicazione indiretta dell'effettiva biodisponibilità del contaminante presente nel suolo stesso.

In caso di non superamento dei valori soglia la procedura di ERA termina, altrimenti, per i contaminanti le cui concentrazioni superano i valori soglia, si prosegue affinando ulteriormente il modello concettuale e consultando le autorità in merito alla significatività dell'entità del superamento dei valori di screening.

In base ai risultati ottenuti si può scegliere di approfondire ulteriormente lo studio o di passare al livello successivo (tier 2) o di intervenire con la bonifica del sito.

In particolare, se i superamenti sono di bassa entità e poco numerosi è necessario controllare, con riferimento ad un'area scelta come "bianco", se i superamenti siano dovuti al fondo ambientale ed in tal caso si esce dalla procedura di ERA.

2.1.5.3 TIER 2: DETAILED QUANTITATIVE RISK ASSESSMENT

In questa fase vengono valutati gli effetti avversi e/o la possibilità di verificarsi di tali effetti sui recettori attraverso indagini biologiche ed ecologiche.

Nella procedura viene proposto l'impiego sia di saggi ecotossicologici (*bioassay*) attraverso l'utilizzo di metodi standardizzati e di matrici provenienti dal sito al fine di

¹¹ Il test Microtox, che impiega come organismo bersaglio il batterio luminescente marino *Vibrio fischeri*, fornisce un mezzo adeguato per valutare sperimentalmente l'impatto esercitato dalle sostanze tossiche sull'ambiente acquatico.

La sospensione dei microrganismi viene esposta, per uno o più intervalli di tempo, a differenti diluizioni del campione da esaminare e la quantità di luce emessa, opportunamente corretta per la diminuzione di luce che si verifica fisiologicamente in assenza di un elemento tossico, è direttamente proporzionale al danno determinato al batterio.

individuare la curva dose-risposta e di considerare tutti i fattori sito specifici, sia di tecniche di biomonitoraggio (*ecological survey*) al fine di determinare le conseguenze ecologiche della contaminazione attraverso misure dirette su popolazioni e comunità del sito.

La quantificazione degli effetti avviene attraverso il confronto con un sito di riferimento (controllo negativo) in cui si presuppone l'assenza della contaminazione.

Nell'apposito documento tecnico vengono elencati otto test ecotossicologici raccomandati e, se nessuno fra i test raccomandati è adatto allora si deve ricorrere all'utilizzo del solo biomonitoraggio (EA 2008d).

Se a seguito della valutazione gli eventuali effetti riscontrati sono ritenuti accettabili, la procedura si conclude, altrimenti si prosegue con il livello successivo o si interviene con la bonifica del sito.

2.1.5.4 TIER 3: CAUSE-EFFECT ATTRIBUTION

Scopo di questo livello di analisi è di valutare il legame fra la contaminazione, identificata nel tier 1, e gli effetti osservati sui recettori, rilevati nel tier 2.

Le evidenze emerse nei precedenti livelli vengono dunque verificate e pesate. Il metodo proposto a tal fine trova una sua frequente applicazione negli studi epidemiologici e consiste negli "Hill's Causal Criteria" (Hill AB 1965). Tale metodo prevede la quantificazione attraverso un punteggio compreso fra 0 e 3 di diversi criteri che legano tra loro esposizione ed effetto, come riportato in tabella 4.

Per stabilire la forza della relazione causale fra contaminante ambientale e risposta biologica (da test tossicologici e biomonitoraggio) valgono i seguenti criteri:

- se la maggior parte dei criteri con maggior peso sono soddisfatti, c'è associazione sufficiente;
- se c'è contro-evidenza (associazione inversa) si devono ricercare altre possibili cause;
- se c'è evidenza equivoca è necessario approfondire lo studio.

Nel caso in cui non sia possibile stabilire un rapporto causa-effetto si chiede di verificare la possibilità che gli effetti rilevati siano da imputarsi a un pericolo di tipo non chimico, come ad esempio malattia, influenza antropica, competizione da parte di specie invasive, variabili ambientali di lungo termine (ad es. cambiamenti nelle precipitazioni o nelle temperature). In tal caso si dovrà far riferimento ad altri regimi normativi.

TABELLA 4 - HILL'S CAUSAL CRITERIA UTILIZZATI NELLA PROCEDURA UK (ENVIRONMENT AGENCY 2008f)

CRITERIO	Significato del criterio	PESO SUGGERITO
Forza dell'associazione	fra fattore di stress e risposta biologica	+++
Consistenza dell'associazione	in differenti popolazioni, in differenti circostanze	++
Specificità	causa singola – effetto singolo	+
Temporalità	la causa precede l'effetto	+
Plausibilità	conoscenza di meccanismi biologici	++
Coerenza	fra la risposta biologica ed i meccanismi di tossicità riportati in letteratura	++
Analogia	contaminanti con struttura e meccanismi di azione simili producono effetti simili	+
Gradiente ecologico	al gradiente di concentrazione spaziale dei contaminanti corrisponde un gradiente degli effetti	++
Sperimentazione	evidenza sperimentale della relazione causale attraverso saggi ecotossicologici e <i>biomarker</i>	++

2.2 ANALISI COMPARATA DELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE

Nel paragrafo precedente sono stati analizzati i principali standard e linee guida internazionali relativi alle procedure di applicazione dell'analisi di rischio ecologico (ERA) finalizzata alla bonifica del suolo potenzialmente contaminato.

È stata fornita una breve sintesi delle procedure sviluppate nei seguenti paesi: USA, Canada, Paesi Bassi e Regno Unito.

In generale le procedure di ERA sono riportate dettagliatamente in documenti di riferimento ufficiali e, nella tabella 5, sono stati riportati i principali documenti esaminati ai fini della redazione del presente documento. In particolare, sia in Canada che nei Paesi Bassi, il documento è emanato dal ministero competente in materia ambientale e, nel caso dei Paesi Bassi, la procedura è contenuta in una norma tecnica attuativa della norma principale in materia di bonifiche. Per quanto riguarda gli Stati Uniti e il Regno Unito, le linee guida sono state emanate dalle competenti agenzie ambientali. Negli Stati Uniti, uno dei documenti principali è quello redatto dalla *American Society for Testing and Materials* (ASTM), organismo di standardizzazione statunitense.

I documenti analizzati sono relativamente recenti o comunque hanno subito degli aggiornamenti recenti ad eccezione del Canada le cui linee guida risalgono al 1996.

TABELLA 5 - DOCUMENTAZIONE DI RIFERIMENTO IN MATERIA DI PROCEDURA DI ERA

USA		
ASTM E2205/E2205M "Risk-Based Corrective Action for the Protection of Ecological Resources" (Eco-RBCA)	ASTM	2002, rev. 2009
Ecological Risk Assessment – Guidance Document	OhioEPA	2006, rev. 2008
CANADA		
A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance	CCME	1996
A Framework For Ecological Risk Assessment: Technical Appendices	CCME	1997a
PAESI BASSI		
Circular on soil remediation	Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente	2009, rev 2013
REGNO UNITO		
An ecological risk assessment framework for contaminants in soil	Environmental Agency (EA)	2008

Le procedure americane riportano, nei documenti esaminati, la definizione di ERA (vedi tabella 6). La definizione più ricorrente è quella data da USEPA secondo cui "l'analisi di rischio ecologico è un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risultato dell'esposizione a uno o più fattori di stress

(USEPA 1992)”. Il documento canadese riporta, oltre alla definizione USEPA, anche altre definizioni, senza tuttavia individuarne una in particolare.

TABELLA 6 - DEFINIZIONE DI ERA NELLE PROCEDURE ESAMINATE

AMERICA		
ASTM	OhioEPA	CANADA
Era è un processo di organizzazione e analisi di dati, informazioni, assunzioni ed incertezze per valutare la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risposta ad un fattore di stress (ASTM 2002)	L'analisi di rischio ecologico è un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risultato dell'esposizione a uno o più fattori di stress (USEPA 1992).	Un insieme formale di metodi scientifici per la stima della probabilità e dell'intensità di effetti indesiderati su piante, animali e ecosistemi determinati da eventi che si sono verificati nell'ambiente, incluso il rilascio di contaminanti, modificazioni fisiche dell'ambiente e disastri naturali (Fava et al. 1987)
	Il processo di assegnazione di intensità e probabilità degli effetti avversi causati dall'attività umana (o dalle catastrofi naturali) (Barnthouse et al. 1986)	Una sottocategoria dell'analisi di impatto ecologico che (1) predice la probabilità che effetti avversi si verifichino in un ecosistema o in una sua parte come risultato di una perturbazione e (2) mette in relazione l'intensità dell'impatto con la perturbazione (Norton et al. 1988)
		Un processo che valuta la probabilità che effetti ecologici avversi si siano verificati o si verifichino come risultato dell'esposizione a uno o più fattori di stress. Questa definizione implica che il rischio non esiste a meno che (1) il fattore di stress ha una abilità intrinseca di causare effetti avversi e (2) esso è concomitante o in contatto con la componente ecologica per un tempo necessario e con una intensità sufficiente da provocare l'effetto o gli effetti avversi identificati (USEPA 1992).

A differenza dell'analisi di rischio sanitario in cui il bersaglio considerato è l'uomo, il bersaglio dell'analisi di rischio ecologico non è noto a priori e non è univocamente determinato. L'identificazione del bersaglio dipende da fattori sito-specifici ed è una decisione di tipo tecnico-politico, generalmente basata sul giudizio esperto, da prendere nelle fasi iniziali di ERA. Da un punto di vista procedurale, la strategia migliore sarebbe quella di applicare delle tecniche standard e rigorose per la caratterizzazione dei bersagli ecologici in tutti i siti. Ma a causa della naturale variabilità dei sistemi ambientali questo non è possibile e, quindi, questa operazione di caratterizzazione si basa fortemente sul giudizio esperto per far fronte alla complessità ecologica sito-specifica.

Le procedure esaminate contengono delle definizioni o, comunque, delle indicazioni per identificare il bersaglio, schematicamente riportate in tabella 7. Tutte le procedure ERA escludono l'essere umano come bersaglio.

Le procedure adottate in Canada e nei Paesi Bassi prevedono, in tutti i casi di potenziale contaminazione, di valutare sia gli effetti sul recettore umano sia quelli sul bersaglio ecologico con procedure distinte. In particolare, la politica canadese da cui è scaturita la normativa in materia di siti contaminati prevede esplicitamente la necessità di garantire uguale protezione per la salute umana e per l'ambiente. Alla base di questa filosofia c'è il concetto che l'ambiente (dal quale, fra l'altro, dipende anche la stessa vita umana) non deve essere visto in secondo piano rispetto alla salute umana e deve essere protetto per il suo valore intrinseco (CCME 1997b).

Le altre procedure esaminate, invece, prevedono di applicare la procedura di ERA solo in casi specifici, ad esempio nel caso di aree e specie protette o in caso di particolari interessi di tipo commerciale, estetico e di protezione della biodiversità.

TABELLA 7 - DEFINIZIONE DI BERSAGLIO ECOLOGICO NELLE PROCEDURE ESAMINATE

AMERICA		
ASTM	OhioEPA	Canada
<p>recettori ecologici e habitat importanti = le risorse ecologiche che sono valutate sul sito. L'identificazione di recettori ecologici e habitat importanti dipende da fattori sito-specifici ed è una decisione tecnico-politica importante da prendere nella fase di "planning e scoping" dell'analisi di rischio ecologico. Alcuni esempi possono includere:</p> <ul style="list-style-type: none"> - specie o comunità protette dalla normativa - risorse importanti da un punto di vista culturale, commerciale, ricreativo o estetico - comunità rare a livello regionale o nazionale - habitat, specie e comunità importanti per il mantenimento dell'integrità e della biodiversità dell'ambiente. 	<p>risorsa ecologica importante = ogni specifica comunità ecologica o popolazione o organismo individuale protetto da leggi o regolamenti federali, statali o locali o risorsa ecologica che fornisca funzioni o valore a importanti risorse naturali ed economiche. Risorse ecologiche importanti sono, ad esempio, i parchi nazionali o statali, le aree o riserve naturali, ecc.</p>	<p>Recettore = l'entità (organismo, popolazione, comunità o ecosistema) che potrebbe subire effetti negativi dal contatto o dall'esposizione alla sostanza di interesse</p>
EUROPA		
Paesi Bassi	Regno Unito	
<p>Il rischio per l'ecosistema viene valutato considerando i seguenti impatti sull'ecosistema:</p> <ul style="list-style-type: none"> - danno alla biodiversità (protezione delle specie) - disturbo delle funzioni di riciclo (protezione dei processi nel suolo) - bioaccumulo e biomagnificazione 	<p>Il recettore di interesse è qualunque sistema ecologico, o organismo vivente facente parte di tale sistema, posto in uno dei seguenti siti:</p> <ul style="list-style-type: none"> - aree di speciale interesse specifico (Wildlife and Countryside Act, 1981); - riserve naturali nazionali; - riserve naturali marine; - area di speciale protezione per gli uccelli; - habitat o siti protetti in ambito di pianificazione territorial; - aree menzionate nelle opportune sezioni della normative di tutela ambientale ("National Parks and Access to the Countryside Act", 1949, "Conservation Regulations", 1994); - aree candidate al titolo di "area speciale di conservazione" 	

Dall'analisi degli standard internazionali è emerso che tutte le procedure analizzate propongono un approccio graduale basato su livelli successivi ("tiered approach", vedi tabella 8). Tale approccio prevede, per l'appunto, livelli successivi di approfondimento con un incremento di utilizzo di dati sito specifici al crescere del livello e, quindi, con il

progressivo abbandono delle ipotesi conservative iniziali formulate in base a dati sito-generici. Questo approccio garantisce di mantenere invariato il grado di protezione dell'ambiente nei vari livelli di analisi.

Dall'analisi è emersa la tendenza, nelle procedure più recenti, a sviluppare un procedimento costituito da tre livelli di analisi di rischio, dei quali il primo livello è costituito da un'analisi di rischio sito-generica seguito da due livelli di analisi di rischio sito-specifica. Solo nella procedura canadese, che risale, come già detto, a più di venti anni fa, il livello 2 è facoltativo e si può scegliere di passare direttamente da un livello 1 a un livello 3.

TABELLA 8 - DENOMINAZIONE DEI LIVELLI DI ERA NELLE PROCEDURE ESAMINATE

	LIVELLO 0	LIVELLO 1	LIVELLO 2	LIVELLO 3
USA				
ASTM	initial site assessment	tier 1	tier 2	tier 3
OhioEPA	Level I – scoping ERA	Level II – screening ERA	Level III – baseline ERA	Level IV – field baseline ERA
CANADA				
CCME	-	screening assessment	preliminary quantitative ERA	detailed quantitative ERA
PAESI BASSI				
Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente	-	step 1 – case of severe contamination	step 2 - standard risk assessment	step 3 – site-specific assessment
REGNO UNITO				
Environmental Agency (EA)	desk study and conceptual site model	tier 1 – site investigation and quantitative risk assessment: chemical	tier 2 - detailed quantitative risk assessment: biological and ecological	tier 3 – cause-effect attribution

Il contenuto dei singoli livelli è riportato in dettaglio nella tabella 9, in cui, per ogni procedura esaminata, è riportata una breve descrizione delle singole fasi di cui è composta una procedura di ERA.

In alcuni casi è previsto un livello iniziale (livello 0) che non consiste in un ERA vera e propria, ma piuttosto, in una fase di inquadramento del problema, in cui viene valutata l'esistenza di un fattore di stress, la presenza di risorse ecologiche da proteggere con, in alcuni casi, la formulazione di un modello concettuale preliminare del sito.

I tre livelli che seguono consistono, invece, in livelli successivi di analisi di rischio ecologico in senso stretto.

Il primo livello di ERA consiste generalmente in un processo di screening in cui le concentrazioni di contaminante nella matrice ambientale di interesse, in questo caso il suolo, vengono confrontate con i valori soglia di contaminazione ritenuti ammissibili per

la protezione dell'ambiente determinati a livello sito generico. In caso di superamento dei valori soglia si ha il passaggio ai livelli successivi in cui viene effettuata una analisi di rischio ecologico di tipo sito-specifico.

Col progredire nei livelli vengono utilizzati misure e modelli di esposizione e di effetto sempre più complessi e, in particolare, per quanto riguarda l'analisi degli effetti, all'utilizzo di dati ecotossicologici di letteratura è affiancato l'utilizzo di dati di campo con l'esecuzione di test ecotossicologici e biomonitoraggio. In particolare, nel terzo e ultimo livello, l'integrazione di tutte le informazioni è effettuata attraverso metodologie che si basano su linee di evidenza multiple.

In generale, la decisione di intervenire sul sito con un'azione di bonifica o di proseguire con l'analisi di rischio viene presa sulla base delle informazioni e del livello di incertezza raggiunto. Nel caso in cui si riscontri la presenza di rischio ecologico non tollerabile e la bonifica non sia tecnologicamente fattibile e/o economicamente sostenibile oppure se l'incertezza associata non consenta di accertare né l'assenza né la presenza di rischio si può scegliere se approfondire lo studio o se procedere al livello successivo. Invece, nel caso in cui sia accertato un livello di rischio tollerabile, la procedura termina e può essere prevista l'eventuale implementazione di opportune azioni di monitoraggio.

Nel caso in cui, avendo accertato un livello di rischio non tollerabile, si decida di intervenire con un'azione di bonifica, la procedura ASTM prevede esplicitamente la necessità di valutare l'impatto dell'intervento stesso sui recettori e sull'habitat.

I livelli previsti nelle procedure esaminate presentano delle peculiarità a seconda del procedimento considerato. Di seguito si riporta una breve analisi comparata dei vari livelli.

Procedura di ERA

TABELLA 9 - DESCRIZIONE DEI LIVELLI DELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE

	LIVELLO 0	LIVELLO 1	LIVELLO 2	LIVELLO 3
AMERICA				
ASTM	individuazione dei contaminanti di interesse e dei recettori ecologici con sviluppo di un modello concettuale preliminare	confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i RESC (Relevant Ecological Screening Criteria): valori ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali o stimati da letteratura	stima del rischio attraverso il confronto fra i valori di esposizione (percorsi diretti e indiretti) ed i valori di effetto SSEC (Site-Specific Ecological Criteria): soglia ecotossicologica di riferimento da dati di letteratura	caratterizzazione del rischio con dati di campo (test ecotossicologici e biomonitoraggio), uso di modelli numerici, elaborazione statistica dei dati, metodologie di linee di evidenza multiple
OhioEPA	individuazione della risorsa ecologica da proteggere e della possibilità di rilascio di un contaminante (utilizzo di checklist)	confronto fra lo stato di contaminazione del sito e valori di riferimento da database ufficiali	stima del rischio attraverso l'indice di pericolo (HQ): rapporto fra il valore di esposizione (contatto diretto e ingestione) e valori di effetto (determinazione della soglia ecotossicologica di riferimento da dati di letteratura)	caratterizzazione del rischio basata sull'analisi esposizione-effetti effettuata nel tier II supportata con studi di campo (test ecotossicologici e biomonitoraggio) ed elaborata con metodologie di linee di evidenza multiple
Canada		utilizzo di metodi semplici, qualitativi e/o comparativi, basati per lo più a livello di specie, fondati sostanzialmente su dati di letteratura e con risultati di tipo descrittivo e non predittivo	stima del rischio attraverso il confronto fra i valori di esposizione (percorsi diretti e indiretti) e valori di effetto (determinazione della soglia ecotossicologica di riferimento da dati di campo e di letteratura)	caratterizzazione del rischio con dati di campo (test ecotossicologici e biomonitoraggio), uso di modelli numerici, elaborazione statistica dei dati
EUROPA				
Paesi Bassi		confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i valori di riferimento IV (Intervention Value) contenuti nella normativa nazionale;	utilizzo di una matrice decisionale per valutare l'accettabilità del rischio in funzione dell'uso del suolo, dell'estensione dell'area contaminata e dell'effetto ecologico espresso come frazione di specie affette (Toxic Pressure)	Caratterizzazione del rischio attraverso il metodo di linee di evidenza multiple noto come Soil Quality Triad basato su 3 linee di evidenza: -caratterizzazione chimica -caratterizzazione ecotossicologica -biomonitoraggio
Regno Unito	sviluppo del modello concettuale del sito, finalizzato ad individuare la presenza di recettori ecologici potenzialmente esposti	confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i valori di riferimento SSV (Soil Screening Values) elaborati dalla UK EA	valutare gli effetti della contaminazione con studi in campo (test tossicologici ed ecological surveys)	analisi dell'associazione fra contaminazione (tier 1) ed effetti (tier 2) sulla base di una valutazione di esperti utilizzando il metodo "Hill's causal criteria"

2.2.1 Livello 0

Non tutte le procedure analizzate prevedono una fase iniziale di inquadramento del problema, così come riportato in tabella 10.

Le procedure applicate negli Stati Uniti e nel Regno Unito, prevedono, infatti, un livello iniziale (livello 0) di inquadramento del problema, per verificare se sul sito in esame è necessario applicare ERA.

In particolare, nella procedura ASTM e in quella dell'agenzia ambientale nel Regno Unito vengono individuati i contaminanti e le risorse ecologiche da proteggere nonché la presenza di percorsi di esposizione completi o potenzialmente tali sulla base dei quali viene formulato un modello concettuale preliminare del sito.

Invece, la procedura sviluppata dalla OhioEPA, con un approccio molto pragmatico, prevede di individuare solamente la presenza di una risorsa ecologica importante e la possibilità di rilascio di un contaminante. In particolare, è previsto l'utilizzo di apposite checklist per valutare, anche mediante un sopralluogo sul sito, l'eventuale esistenza di habitat relativi alle risorse ecologiche da proteggere.

Questo livello, finalizzato alla decisione in merito all'applicazione della procedura di ERA su un sito potenzialmente contaminato, non è presente nella procedura adottata in Canada ed in quella adottata nei Paesi Bassi, poiché, in questi paesi, in tutti i casi di potenziale contaminazione deve essere sempre effettuata l'analisi di rischio sia sanitario che ecologico e, pertanto, questa fase di valutazione iniziale non è necessaria.

TABELLA 10 - LIVELLO 0 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE

PROCEDURA	LIVELLO 0	INDIVIDUAZIONE DEI RECETTORI	INDIVIDUAZIONE DEI CONTAMINANTI	FORMULAZIONE MODELLO CONCETTUALE
USA				
ASTM «EcoRBCA»	sì	sì	sì	sì
OhioEPA	sì	sì	sì	no
Canada	no	-	-	-
EUROPA				
Paesi Bassi	no	-	-	-
Regno Unito	sì	sì	sì	sì

2.2.2 Livello 1

Il livello 1 è il primo livello di analisi di rischio ecologico in senso stretto ed è basato sull'utilizzo di dati sito-generici. Il livello 1 è caratterizzato da un livello di complessità relativamente basso e questo comporta un grado di incertezza e di conservatività alto. L'obiettivo di questo livello è stabilire se il contaminante è presente a concentrazioni tali da determinare un rischio per i recettori ecologici.

In tutte le procedure esaminate, ad eccezione del Canada, il primo livello di ERA consiste in un processo di screening in cui i dati sito-specifici nella matrice ambientale di interesse vengono confrontati con i opportuni standard di riferimento (valori di screening) ritenuti ammissibili per la protezione del recettore ecologico determinati a livello sito-generico (tabella 11 e approfondimento nel capitolo 2). In caso di superamento dei valori soglia si ha il passaggio ai livelli successivi in cui viene effettuata un'analisi di rischio ecologico di tipo sito-specifico.

In particolare per la matrice suolo, oggetto del presente documento, i valori di concentrazione del contaminante nel suolo vengono confrontati con valori di concentrazione ritenuti ammissibili per il recettore ecologico. Da tale confronto è possibile individuare i contaminanti di potenziale interesse in funzione dei quali verrà analizzato lo stato di contaminazione del sito in relazione al bersaglio ecologico individuato.

La procedura canadese “*risk based approach*” si differenzia in quanto non utilizza dei valori ecotossicologici di riferimento ma anche questa fase, detta di screening, consiste in realtà in una fase di analisi di rischio semplificata, basata su dati di letteratura, metodi qualitativi e basati sul giudizio di esperti giungendo, ad esempio, ad una suddivisione in categorie per individuare il livello di rischio alto, moderato, basso. Il Canada possiede, comunque, dei valori standard di riferimento da utilizzarsi nell'approccio che prevede l'adozione diretta di valori di qualità del suolo, detti *Soil Quality Guidelines* (SQG), come riportato in dettaglio nel paragrafo 2.1.2.

Tutti i paesi analizzati hanno elaborato dei propri standard di riferimento contenuti in appositi database ufficiali forniti dai competenti ministeri (Canada e Paesi Bassi) o da enti di ricerca o agenzie ambientali (USA e Regno Unito), corredati di linee guida sulle metodologie di derivazione e monografie per i singoli contaminanti.

I valori forniti, che in passato erano determinati sulla base del giudizio di esperti, oggi sono per lo più determinati applicando analisi di rischio ecologico inversa, determinando quindi valori basati su ERA. Per fare ciò vengono utilizzati dati sito-generici e modelli caratterizzati da un grado di conservatività molto alto. Per questo motivo, la procedura ASTM, ad esempio, sconsiglia esplicitamente l'uso di questi valori come obiettivo di bonifica.

Tutti i paesi, ad eccezione del Canada per i motivi suddetti, indicano i database ufficiali dai quali attingere i valori di screening.

I Paesi Bassi danno come unico riferimento i propri valori di screening, detti *Intervention Values* i quali, peraltro, sono gli unici ad essere contenuti nella propria normativa nazionale (Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente 2009)

Per gli altri paesi, invece, i riferimenti principali sono riferimenti americani elaborati dall'agenzia ambientale USEPA e dal centro di ricerca del Dipartimento dell'Energia ORNL e, ad eccezione dell'agenzia ambientale OhioEPA, vengono citati come riferimento anche i valori standard sviluppati in Canada.

In assenza del valore di screening per il contaminante di interesse, la procedura ASTM prevede la possibilità di determinare i valori utilizzando metodologie standard e

assumendo ipotesi fortemente cautelative mentre, sia la procedura OhioEPA che quella del Regno Unito prevedono la necessità di passare direttamente al livello successivo di analisi di rischio.

Per quanto riguarda il fenomeno del bioaccumulo, la procedura ASTM raccomanda di utilizzare valori di screening che ne tengano conto e, in caso contrario, per le sostanze che danno questo fenomeno, indica di passare direttamente al livello successivo di ERA. La procedura OhioEPA prevede anche il confronto con i valori di fondo, il cui superamento è condizione per includere una determinata sostanza nella lista decontaminanti di potenziale interesse. Anche la procedura proposta nel Regno Unito prevede un confronto con i valori di fondo e indica, in caso di incertezza, un consulto con la stessa agenzia.

La procedura elaborata dalla OhioEPA prevede che, qualora si riscontrasse la presenza di specie minacciate o a rischio di estinzione, sia necessario passare direttamente al livello 2 di ERA (*level III – baseline ERA*), in cui ognuna di queste specie verrà assunta come bersaglio.

Entrambe le procedure europee esaminate prevedono la possibilità di correggere i valori standard ufficiali del proprio paese in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche sito specifiche del suolo (pH, contenuto in materia organica, contenuto in argilla) per tener conto, anche se in maniera indiretta, dell'effettiva biodisponibilità del suolo stesso.

TABELLA 11 – LIVELLO 1 NELLE PROCEDURE DI ERA ESAMINATE

	LIVELLO 1	VALORE DI RIFERIMENTO	DATABASE INDICATI
USA			
ASTM	<p>confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i RESC valori ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali o stimati da letteratura.</p> <p>Previsti anche gli ORMC "Other Relevant Measurable Criteria" ovvero criteri di carattere qualitativo o quantitativo diversi dai limiti di concentrazione.</p>	<p>RESC (Relevant Ecological Screening Criteria): valori ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali o stimati da letteratura (concentrazione nel suolo, concentrazione nei tessuti,...)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ USEPA, Ecological Screening Levels (EcoSSL) ✓ ORNL, Preliminary Remediation Goals for Ecological endpoints (PRG) ✓ CCME, Soil Quality Guidelines (SQG)
Ohio EPA	<p>confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i valori di riferimento ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali; è previsto il confronto anche con i valori di fondo.</p>	<p>valori ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali</p>	<ul style="list-style-type: none"> 1.U.S. EPA, Ecological Screening Levels (EcoSSL) 2.ORNL, Preliminary Remediation Goals for Ecological endpoints (PRG) 3.U.S. EPA Region 5, Ecological Screening Levels
Canada	<p>utilizzo di metodi semplici, qualitativi e/o comparativi, basati per lo più a livello di specie, sostanzialmente fondati su dati di letteratura e con risultati di tipo descrittivo e non predittivo</p>		
EUROPA			
Paesi Bassi	<p>confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i valori di riferimento IV contenuti nella normativa nazionale;</p> <p>gli IV possono essere normalizzati in base alle caratteristiche sito-specifiche del suolo</p>	<p>IV (Intervention Value)</p>	<p>Circular on Soil Remediation del 2009 aggiornato nel luglio 2013 (Ministero delle Infrastrutture e dell'Ambiente, 2009)</p>
Regno Unito	<p>confronto fra lo stato di contaminazione del sito ed i valori di riferimento SSV (Soil Screening Values) elaborati dalla UK EA; gli SSV possono essere normalizzati in base alle caratteristiche sito-specifiche del suolo</p>	<p>SSV (Soil Screening Values) o, in subordine, valori ammissibili per l'ecosistema contenuti in database ufficiali</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ UK EA, Soil screening Values (SSV) ✓ U.S. EPA, Ecological Screening Levels (EcoSSL) ✓ CCME, Soil Quality Guidelines (SQG) ✓ ORNL, Preliminary Remediation Goals for Ecological endpoints (PRG) ✓ Paesi Bassi – RIVM, Intervention Values (IV)

2.2.3 Livello 2

Nelle procedure esaminate, l'obiettivo del livello 2 è la stima del rischio per i recettori ecologici sulla base di dati sito-specifici, utilizzando modelli di esposizione e dati ecotossicologici di letteratura per la stima dei livelli di effetto, ad eccezione dello standard UK secondo il quale, invece, l'obiettivo non è una stima del rischio mediante un approccio modellistico ma è la valutazione, mediante l'utilizzo di dati di laboratorio e di campo, degli eventuali effetti avversi sul bersaglio ecologico indotti dai contaminanti individuati nel livello 1 (tabella 12).

In generale, nel livello 2, infatti, si procede con l'applicazione di ERA sito-specifica sulla base di quanto emerso nel livello precedente.

Dall'analisi delle procedure esaminate è possibile delineare un approccio comune in USA e in Canada utilizzato per questo livello.

Per quanto riguarda il target dell'analisi di rischio, le procedure americane individuano all'inizio di questo livello il bersaglio, inteso come habitat o recettore critico, che in USA prende il nome di *assessment endpoint*. In particolare, la procedura OhioEPA prevede che, in base al bersaglio individuato, alle abitudini alimentari e ai tipi di habitat che sono associati al sito, vengano scelti dei recettori generici, all'interno di una lista fornita dalle stesse linee guida, e che la caratterizzazione del rischio venga effettuata per questi recettori generici, dei quali vengono forniti tutti i parametri di esposizione necessari : peso del corpo, tasso di ingestione di cibo, composizione della dieta.

Una volta determinato il bersaglio, le procedure americane pervengono alla caratterizzazione del rischio per il recettore ecologico attraverso il confronto fra il valore di esposizione misurato o stimato ed il valore ecotossicologico ritenuto ammissibile.

Per quanto riguarda l'analisi dell'esposizione, lo scopo è quello di determinare il contaminante che attualmente o potenzialmente raggiunge il bersaglio e quindi, viene pianificata in funzione di habitat e recettori ecologici di interesse, potenzialmente esposti. La procedura OhioEPA prevede di effettuare ed utilizzare solo misure di concentrazione in campo, mentre sia la procedura ASTM che la procedura canadese prevedono anche la stima attraverso modelli di trasporto in stato stazionario e modelli all'equilibrio di ripartizione, utilizzando dati sito-specifici. Infatti, mentre la procedura OhioEPA prevede solo percorsi diretti, di ingestione e contatto diretto, le altre linee guida prevedono la possibilità di considerare anche percorsi indiretti. La stima sito-specifica dell'esposizione così effettuata nel livello 2 nelle procedure americane è di tipo deterministico, meno conservativa rispetto al livello 1 ma costituisce, comunque, una sovrastima dell'esposizione reale.

Per quanto riguarda l'analisi degli effetti ecotossicologici le procedure USA prevedono il solo utilizzo di dati di letteratura, fornendo un elenco delle fonti ufficiali raccomandate e, la procedura OhioEPA dà anche indicazioni dettagliate della metodologia di estrapolazione da utilizzare basata sull'utilizzo di fattori correttivi. Il Canada, invece, prevede la possibilità di effettuare appositi test ecotossicologici, raccomandando l'utilizzo di campioni provenienti dal sito e dei recettori di interesse, o, altrimenti, prevede l'uso di dati di letteratura. Lo standard ASTM dà la possibilità, nel caso in cui i recettori

sito-specifici coincidano con le specie surrogate per le quali siano stati determinati i valori di screening utilizzati nel livello 1 di ERA, di utilizzare questi ultimi.

Sulla base delle analisi effettuate si perviene alla caratterizzazione del rischio per effettuare la quale, le procedure americane, prevedono l'utilizzo di strumenti semplici e deterministici. La procedura OhioEPA prevede l'utilizzo dell'indice di pericolo ecologico (EHQ) dato dal rapporto fra il parametro di esposizione e quello di effetto ecotossicologico ammissibile. La procedura canadese prevede l'utilizzo, oltre che dell'indice di pericolo, anche di metodi basati sul confronto fra funzioni di distribuzione di esposizione e di effetto, a livello di individuo e di popolazione.

La procedura prevista dalla normativa olandese non perviene alla caratterizzazione del rischio in senso stretto, ma si basa sull'utilizzo di una matrice decisionale, contenuta nella normativa stessa, che permette di valutare l'accettabilità del rischio in funzione di alcuni fattori. I fattori considerati per valutare l'esposizione sono l'estensione superficiale dell'area contaminata e l'uso del suolo, mentre per tener conto degli effetti ecologici del contaminante viene utilizzato il parametro detto *toxic pressure* (TP). La TP si ricava da curve di distribuzione di sensibilità delle specie dette *Species Sensitivity Distribution* (SSD) che riportano la percentuale di specie potenzialmente affette (PAF, *Potentially Affected Species*) in funzione della concentrazione di inquinante nel suolo.

Poiché nella maggior dei siti contaminati si è in presenza di una miscela di sostanze che determinano il rischio totale sul sito, il criterio proposto nei Paesi Bassi prevede un metodo di aggregazione degli effetti delle sostanze e di gruppi di sostanze (Rutgers et al. 2008).

Nel livello 2 della procedura elaborata dall'agenzia del Regno Unito vengono valutati gli effetti avversi e/o la possibilità di verificarsi di tali effetti sui recettori attraverso indagini biologiche ed ecologiche. In questa fase, come anche in quella successiva, non è prevista una caratterizzazione del rischio ma la procedura si basa su quanto emerso nel livello 1. D'altronde, poiché nel livello 1 sono previsti aggiustamenti del valore di screening in funzione delle caratteristiche sito specifiche del suolo, tale fase perde parte del suo carattere sito-generico e, quindi, può essere già considerata una indicazione del rischio sito-specifico. La procedura prevede, invece, l'esecuzione di saggi ecotossicologici, secondo metodologie standard indicate nella procedura e con l'utilizzo di matrici provenienti dal sito e l'utilizzo di tecniche di biomonitoraggio con misurazioni dirette su popolazioni e comunità del sito.

Quindi, solo lo standard di UK e Canada prevedono, nel livello 2, l'esecuzione di test ecotossicologici differenziandosi sostanzialmente dalle altre procedure analizzate che prevedono, a questo livello, solo l'utilizzo di dati ecotossicologici di letteratura prevedendo dati di campo esclusivamente per la raccolta di informazioni sulle singole specie ed per la misura dell'esposizione.

Solo per la procedura canadese il livello 2 può in alcuni casi essere facoltativo; infatti, i siti nei quali è stato determinato un livello di rischio alto possono anche essere sottoposti direttamente ad un livello 3 di analisi di rischio ecologico.

TABELLA 12 - LIVELLO 2 NELLE PROCEDURA DI ERA ESAMINATE

	BERSAGLIO	STIMA DELL'ESPOSIZIONE	STIMA DEGLI EFFETTI	STIMA DEL RISCHIO
AMERICA				
ASTM	Recettori ecologici e habitat critici	percorsi diretti e indiretti	valori sito-specifici ammissibili per l'ecosistema stimati da dati di letteratura (SSEC)	stima del rischio attraverso il confronto fra dati di esposizione e di effetto
Ohio EPA	recettori ecologici e habitat critici utilizzo di recettori generici	percorsi diretti: contatto diretto e ingestione	determinazione della soglia ecotossicologica di riferimento da dati di letteratura (ErfD)	stima del rischio attraverso l'indice di pericolo ecologico (EHQ)
Canada	Recettori ecologici e habitat critici	percorsi diretti e indiretti	determinazione della soglia ecotossicologica di riferimento da test ecotossicologici e/o dati di letteratura	stima del rischio attraverso l'indice di pericolo (HQ) o confronto fra funzioni di distribuzione di esposizione e di effetto
EUROPA				
Paesi Bassi	specie e processi del suolo	uso del suolo, estensione superficiale del area contaminata non pavimentata	effetto ecologico espresso come frazione di specie affette (Toxic Pressure)	matrice decisionale
Regno Unito			studi in campo per valutare gli effetti della contaminazione: -test ecotossicologici -biomonitoraggio	

2.2.4 Livello 3

In tutte le procedure esaminate il livello 3 è focalizzato sui risultati ottenuti considerando i contaminanti, i percorsi ed i recettori per i quali è stata rilevata la presenza di rischio ambientale non accettabile nei livelli precedenti e costituisce un ulteriore affinamento di tale analisi.

Nelle procedure esaminate, ad eccezione dello standard UK, l'obiettivo del livello 3 è stabilire se il contaminante presente è tale da determinare un rischio per i recettori ecologici sulla base di considerazioni fortemente sito-specifiche utilizzando principalmente dati di campo. Tali procedure, prevedono, infatti, in questo livello, un approfondimento dell'analisi attraverso la valutazione dell'impatto della contaminazione direttamente *in situ* attraverso studi di campo e misure biologiche, l'utilizzo di misure dirette ed indirette, quindi, l'utilizzo di modelli complessi (tabella 13).

In particolare, è prevista la quantificazione degli effetti avversi con misure biologiche e di campo utilizzando tecniche di valutazione come test ecotossicologici, biomonitoraggio e analisi dei tessuti e di bioaccumulo.

Per quanto riguarda i livelli di contaminazione e, quindi, l'esposizione, la procedura OhioEPA utilizza invece i risultati, espressi anche in termini di EHQ, ottenuti nel livello precedente limitandosi, in questo livello, all'acquisizione di dati di campo relativi alla misura degli effetti ecotossicologici avversi.

Le procedure ASTM, Canada e Paesi Bassi, invece, prevedono anche un approfondimento dell'analisi dell'esposizione considerando la variazione spaziale e temporale dei fenomeni nonché l'effetto del singolo contaminante o di miscele di contaminanti. Quindi dall'integrazione dei dati di esposizione e quelli di effetto si giunge ad una nuova determinazione del rischio che potrà essere sia di tipo deterministico che probabilistico.

Le procedure americane prevedono, in questo livello, la necessità di un approfondito piano di indagini nella progettazione del quale vengono descritte in dettaglio le indagini *in situ* ed in laboratorio, il tipo di analisi, i dati che verranno raccolti (sia per testare le ipotesi di rischio sia per selezionare le modalità di bonifica).

La procedura UK, invece, si differenzia fortemente dalle altre procedure in quanto nel livello 3 non vengono acquisite nuove informazioni, ma viene valutato il legame fra la contaminazione, identificata nel livello 1, e gli effetti osservati sui recettori, rilevati nel livello 2.

Per interpretare l'ingente mole di informazioni acquisite, peraltro fortemente eterogenee, sia la procedura UK che le altre prevedono l'utilizzo di metodologie di linee di evidenza multiple¹² per analizzare la forza dell'associazione fra esposizione ed effetti a supporto delle conclusioni del procedimento di analisi.

In particolare, nei Paesi Bassi viene utilizzato il metodo denominato *Soil Quality Triad*. Tale metodo si basa sullo sviluppo di 3 linee di evidenza indipendenti: "caratterizzazione chimica", "caratterizzazione tossicologica" e "biomonitoraggio" e fornisce una modalità per pesare i singoli risultati e dei criteri di convergenza per permetterne poi la gestione e l'interpretazione.

In UK il metodo proposto per verificare e pesare le evidenze emerse nei precedenti livelli trova una sua frequente applicazione negli studi epidemiologici e consiste negli *Hill's Causal Criteria* (Hill AB 1965)

In generale, in questo livello, ad eccezione della procedura UK, vengono raccolti ed utilizzati prevalentemente dati sito-specifici, modelli numerici avanzati, analisi statistica e probabilistica dei dati, metodologie di linee di evidenza multiple e, in generale,

¹² L'approccio basato sul peso dell'evidenza (weight of evidence) non è un termine scientificamente ben definito né un concetto definito formalmente e concordato. Esso implica la valutazione di pertinenza, affidabilità ed adeguatezza di ogni singola informazione disponibile, confrontando le varie informazioni per giungere ad una conclusione in merito ai pericoli. Tale processo richiede sempre un giudizio da parte di esperti. È importante documentare e comunicare in maniera affidabile, coerente e trasparente come l'approccio basato sull'evidenza sia stato utilizzato (CE, 2011).

metodologie complesse che richiedono, oltre all'investimento di risorse economiche importanti, risorse e competenze fortemente specifiche e non sempre disponibili. Pertanto, sarebbe opportuno fare ricorso a valutazioni di questo livello solo nei casi in cui ciò sia realmente necessario.

Poiché un'analisi quantitativa dettagliata sul rischio ecologico di livello 3 è molto complessa e richiede molte risorse, la procedura canadese prevede la possibilità di analizzare, a questo livello, anche solo singole componenti di ERA (caratterizzazione dei recettori, analisi dell'esposizione, analisi degli effetti e caratterizzazione del rischio).

TABELLA 13 - LIVELLO 3 NELLE PROCEDURA DI ERA ESAMINATE

	CARATTERIZZAZIONE CHIMICA	CARATTERIZZAZIONE ECOTOSSICOLOGICA	BIOMONITORAGGIO	LINEE DI EVIDENZA MULTIPLE (WOE)
AMERICA				
ASTM	livello 3	livello 3	livello 3	livello 3 WOE
OhioEPA	livello2	livello 3	livello 3	livello 3 WOE
Canada	livello 3	livello 3	livello 3	
EUROPA				
Paesi Bassi	livello 3	livello 3	livello 3	livello 3 - TRIAD
Regno Unito	livello 1	livello 2	livello 2	livello 3 - Hill's causal criteria

CONCLUSIONI

La normativa italiana in materia di bonifica dei siti contaminati, contenuta nel decreto legislativo n.152 del 2006, richiama la necessità di utilizzare procedure di analisi di rischio per valutare l'effettivo stato di contaminazione di un sito. Attualmente, l'approccio utilizzato si basa sulla valutazione dei rischi per la salute umana.

Tale approccio potrebbe rivelarsi non adeguato in situazioni particolari, come ad esempio in situazioni di contaminazione con evidenti criticità per i recettori ambientali oppure in situazioni caratterizzate da scarsa presenza del recettore umano dove la stima del rischio rispetto al solo recettore umano potrebbe portare ad una sottostima del rischio reale per l'ambiente nel suo insieme.

Per far fronte a queste situazioni complesse, a livello internazionale, alcuni paesi, peraltro paesi di riferimento nel campo della bonifica dei siti contaminati, hanno elaborato, ormai da diversi anni, procedure di analisi di rischio volte a proteggere le risorse ecologiche presenti sul sito contaminato. Tali procedure di analisi di rischio ecologico vengono tipicamente applicate in combinazione o in parallelo all'analisi di rischio sanitario.

Mancando un riferimento tecnico a livello nazionale, la rete RECONnet ha costituito un gruppo di lavoro specifico che si è, per il momento, impegnato in un'analisi delle principali esperienze a livello internazionale, di cui il presente documento costituisce un primo prodotto.

In questo documento, infatti, è riportata un'analisi delle esperienze, considerate significative a livello internazionale, analizzando la normativa di riferimento ed in generale, il contesto all'interno del quale viene utilizzata ERA. Per i singoli paesi considerati è stata analizzata la documentazione di riferimento in materia di ERA, non sempre di facile individuazione.

Dall'analisi della letteratura internazionale è emerso che i paesi di riferimento in materia di ERA sono Stati Uniti, Canada, Regno Unito e Paesi Bassi, i quali, ormai da diversi anni, integrano l'analisi di rischio sulla salute umana con valutazioni sugli impatti che la contaminazione può avere sull'ecosistema.

Dall'analisi effettuata, è emerso che negli Stati Uniti ed in Canada esistono dei programmi di azione del governo centrale (*Superfund* in USA e *FCSAP* in Canada), che hanno il compito di supportare le agenzie ambientali e di fornire il quadro di riferimento per la gestione dei siti contaminati a livello centrale. A fianco della normativa e delle

procedure a livello federale, sono stati sviluppati anche degli approcci alla scala locale del singolo stato/provincia, comunque conformi al quadro di riferimento federale, e nel testo sono stati riportati a livello esemplificativo i casi della British Columbia in Canada e quello dello stato dell'OHIO in USA.

A livello europeo non esiste invece un approccio comune, in quanto, come noto, non è mai stata approvata una norma comunitaria per disciplinare la matrice ambientale suolo; pertanto, la bonifica dei siti contaminati è disciplinata autonomamente a livello del singolo Stato. L'unico riferimento esistente a livello europeo è l'applicazione di ERA che viene utilizzata nella valutazione del rischio chimico associato non ai siti contaminati bensì all'immissione nell'ambiente di nuove sostanze ai sensi del regolamento REACH.

Sono state pertanto esaminate le esperienze di alcuni singoli paesi europei, ritenute significative in tema di analisi di rischio ecologico da suolo potenzialmente contaminato, facendo riferimento in particolare a Paesi Bassi e Regno Unito. La normativa vigente nei Paesi Bassi in materia di siti contaminati prevede che, in caso di forte contaminazione, devono essere sempre valutati sia il rischio sanitario che quello ecologico. Le procedure da applicare per valutare i rischi sono contenute all'interno della normativa nazionale e della abbondante documentazione di riferimento sviluppata dall'Istituto Nazionale per la Salute Pubblica e l'Ambiente (RIVM). Nel Regno Unito, l'analisi di rischio per i recettori ecologici è richiesta dalla normativa fin dal 1990 anche se tale approccio è entrato effettivamente in vigore a partire dal 2000. A differenza dei Paesi Bassi, dove, come già detto, in caso di contaminazione deve essere sempre considerato l'impatto verso il recettore ecologico, nel Regno Unito ERA viene applicata solo in presenza di recettori specifici, elencati nella normativa, come ad esempio aree o specie protette. La procedura di riferimento è stata sviluppata dall'agenzia ambientale del Regno Unito.

Dall'analisi effettuata emerge che le procedure di ERA per il suolo applicate in tali paesi si differenziano, innanzitutto, in merito alla scelta del bersaglio ecologico. Infatti, a differenza dell'analisi di rischio sanitario in cui il bersaglio dell'analisi di rischio è l'uomo, il bersaglio dell'analisi di rischio ecologico non è noto a priori e non è univocamente determinato. L'identificazione del bersaglio dipende da fattori sito-specifici ed è una decisione tecnico-politica, fortemente basata sul giudizio esperto, da prendere nelle fasi iniziali di ERA.

Dall'analisi degli standard internazionali è emerso che tutte le procedure analizzate propongono un approccio graduale basato su livelli successivi (*tiered approach*). Tale approccio consiste in livelli successivi di approfondimento con acquisizione di dati sito specifici e, quindi, nel progressivo abbandono delle ipotesi conservative iniziali formulate in base a dati sito-generici. In alcuni procedimenti, i livelli di analisi di rischio sono preceduti da un livello di inquadramento del problema (livello di *scoping*) in cui viene valutata l'esistenza di rilascio di un fattore di stress e la presenza di una risorsa

ecologica da proteggere per decidere se proseguire con l'analisi di rischio ecologico in senso stretto.

Tutte le procedure analizzate prevedono tre livelli di analisi di rischio in senso stretto.

Il primo livello di ERA consiste in un processo di screening in cui le concentrazioni di contaminante nella matrice ambientale di interesse, in questo caso il suolo, vengono confrontate con i valori soglia di contaminazione ritenuti ammissibili per la protezione dell'ambiente determinati a livello sito generico. In caso di superamento dei valori soglia si ha il passaggio ai livelli successivi in cui viene effettuata una analisi di rischio ecologico di tipo sito-specifico. In generale è sconsigliato l'uso dei valori di screening come obiettivi di bonifica, poiché tali valori di screening sono stati determinati assumendo ipotesi fortemente cautelative. Tutti i paesi analizzati hanno elaborato dei propri valori standard di riferimento contenuti in appositi database ufficiali forniti dai competenti ministeri (Canada e Paesi Bassi) o da enti di ricerca o agenzie ambientali (USA e Regno Unito).

Al primo livello, seguono due livelli ulteriori di approfondimento sito-specifici, nei quali vengono utilizzati misure e modelli di esposizione e di effetto sempre più complessi. In questi livelli, per quanto riguarda la determinazione della soglia ecotossicologica di riferimento, all'utilizzo di dati ecotossicologici di letteratura è affiancato l'utilizzo di dati di campo con l'esecuzione di test tossicologici e biomonitoraggio. In particolare, nel terzo e ultimo livello, l'integrazione di tutte le informazioni è effettuata attraverso metodologie di linee di evidenza multiple. La scelta in merito all'inventario sul sito o al proseguimento della procedura utilizzando un livello successivo di ERA dipende dall'incertezza dei dati e dalla fattibilità tecnico-economica della bonifica.

L'esame degli standard internazionali ha evidenziato che ERA è uno strumento di supporto alle decisioni utilizzato in molti paesi europei ed internazionali per la gestione di siti contaminati. Questo strumento è ormai utilizzato da anni ed esiste un discreto livello di standardizzazione e di collaudo delle procedure.

In conclusione, il presente documento costituisce un punto di partenza per il lavoro del gruppo dedicato a ERA all'interno di ReconNET. L'analisi effettuata ha consentito di evidenziare i principali aspetti di ERA, che dovranno essere approfonditi da parte del gruppo di lavoro, portando alla elaborazione di specifici documenti che potranno essere utilizzati per la definizione di una procedura anche applicabile su scala nazionale.

BIBLIOGRAFIA

[APAT] Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (2006)

L'Ecotossicologia negli ambienti acquatici, rapporto 71/2006

[ASTM] American Society for Testing and Materials International (2000)

Standard Guide for Risk-Based Corrective Action. American Society for Testing and Materials.

ASTM E2081-00. West Conshohocken, PA.

[ASTM] American Society for Testing and Materials International (2002)

Standard Guide for Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resource, ASTM E

2205/E2205M – 02 (Reapproved 2009)

Avidano L, Bona E, Copetta A, Gamalero E, Massa n, Todeschini V, Bo T, Fenoglio S, Boatti L, Caprì F, Dagnino A, Dondero F, Negri A, Oliveri C, Oliveri L, Saggese I, Sforzini S, Vigani D, Berta G, Malacarne G, Viarengo A (2012) *Valutazioni ecotossicologiche: analisi del rischio ambientale* in Diossine, furani e policlorobifenili – Indagine ambientale nella regione Campania, ISPRA, quaderni 1/2012

Bacci E (2010) *Analisi di rischio ambientale, bonifica di siti contaminati ed ecotossicologia. Un viaggio tra scienza e normativa*. Dispense per il Corso di Aggiornamento ARPAT – Dipartimento di Grosseto, tenutosi il 5 dicembre 2008 aggiornato al 4 aprile 2011

Baird C (1997), *Chimica ambientale*, ed. Zanichelli, Bologna

Barnhouse LW e GW Suter (1986) *User's manual for ecological risk assessment*, Prepared for US EPA, Office of Research and Development, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN

British Columbia, Ministry of Environment (2012) *Technical guidance - Supplemental Guidance for Risk Assessments*, <http://www.env.gov.bc.ca/>

CalTox (1994) *A Multimedia Total Exposure Model For Hazardous-Waste Sites Spreadsheet User's Guide Version 1.5* Prepared by The University of California, Davis in Cooperation with Lawrence Livermore National Laboratory for The Office of Scientific Affairs Department of Toxic Substances Control California Environmental Protection Agency Sacramento, California.

Carlson C. editor (2007) *Derivation methods of soil screening values in Europe. A review of national procedures towards harmonisation opportunities*. JRC PUBSY 7123, HERACLES/Ispra: European Commission Joint Research Centre

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment (1996) *A Framework for Ecological Risk assessment: General Guidance*, CCME Documents, PN 1195 The National Contaminated Sites Remediation Program, Manitoba, Canada

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment (1997a) *A Framework for Ecological Risk assessment: Technical Appendices*, CCME Documents, PN 1195 The National Contaminated Sites Remediation Program, Manitoba, Canada

[CCME] Canadian Council of Ministers of the Environment (1997b) *Guidance Document on the Management of Contaminated Sites in Canada*, CCME Documents, PN 1279 The National Contaminated Sites Remediation Program, Manitoba, Canada

[CE] Commissione delle Comunità europee (2006) *COM (2006) 231-Documento di accompagnamento alla Comunicazione della Commissione al Consiglio, al Parlamento europeo, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle regioni. Strategia tematica per la protezione del suolo.*

[CEAEQ] Centre d'expertise en analyse environnementale du Quebec (1998) – *Procédure d'évaluation du risque ecotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*, CEAEQ, Division Ecotoxicologie et Evaluation, Quebec <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/>

[DANTES] Demonstrate and Assess New Tools for Environmental Sustainability (2003) *Methods and Tools for Assessment of Environmental Risk.*

den Hollander H.A, van Eijkeren J.C.H, and van de Meent D. (2004) *SimpleBox 3.0.* RIVM report 601200003

D.Lgs. 152/06 (2006), *Norme in materia ambientale.* Pubblicato nella Gazzetta Ufficiale N.88 del 14 Aprile 2006, Supplemento Ordinario n.96.

[ECETOC] European Centre For Ecotoxicology and toxicology of Chemicals (2004) *Targeted Risk Assessment* Technical Report No. 93.

Enciclopedia degli Idrocarburi (2007) *Fenomeni di inquinamento in suoli e acque, monitoraggio e analisi di rischio* Volume III / nuovi sviluppi: energia, trasporti, sostenibilità pp 955-971

[ECHA] European Chemical Agency (2008, rev. 2011) *Guidance on information requirements and chemical safety assessment* (http://echa.europa.eu/reach_en.asp).

Environment Agency (2008a) *An ecological risk assessment framework for contaminants in soil*, Science report SC070009/SR1

Environment Agency (2008b) *Guidance on desk studies and conceptual site models for ecological risk assessment*, Science report SC070009/SR2a

Environment Agency (2008c) *Guidance on the use of Soil Screening Values for ecological risk assessment*, Science report SC070009/SR2b

Environment Agency (2008d) *Guidance on the use of Bioassays in ecological risk assessment*, Science report SC070009/SR2c

Environment Agency (2008e) *Guidance on the use of Ecological Surveys in ecological risk assessment*, Science report SC070009/SR2d

Environment Agency (2008f) *Guidance on the attribution of Cause and Effect in ecological risk assessment*, Science report SC070009/SR2e

European Chemical Bureau (2003) *Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission directive 93/67/EEC, Commission Regulation(EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substance, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market.* Part II European Commission Joint Research Center EUR 20418 EN/2 (http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/public-health/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd)

Fava JA, WJ Adams, RJ Larson, GW Dickson, KL Dickson, WE Bishop (1987) *Research priorities in environmental risk assessment*, Publication of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Washington, DC

Hill AB. (1965) *The environment and disease: association or causation.* Proceedings of the Royal Society of Medicine, 58, 295-300

IPCS (2004) *IPCS Risk Assessment Terminology.* International Programme on Chemical Safety, WHO, Ginevra
<http://www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj1.pdf>

Jensen J, Mesman M (2006) *Ecological risk assessment of contaminated land, decision support for site specific investigations.* RIVM. Report 711701047, RIVM, Bilthoven

Lijzen J. and Rikken M. (eds.) (2004) *EUSES 2.0 Background Report.* RIVM Report no. 601900005

Linders JBHJ , Jager DT (eds.) (1997) *USES 2.0, The Uniform System for the Evaluation of Substances, version 2.0 ; supplement to EUSES.* RIVM Report 679102044

Mackay D, (1991). *Multimedia environmental models, the fugacity approach.* Lewis Publishers, Chelsea: 251 pp.

Mackay D, Di Guardo A, Paterson S, Cowan CE, (1996) *Evaluating Environmental Fate of Variety of Types of Chemicals using the EQC Model.* Environ. Toxicol. Chem.

15: p. 1627-1637.

Mesman M, Schouten A.J, Rutgers M. (2011) *Handreiking Triade 2011 Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap 3 van het Saneringscriterium (Guideline Triad 2011- Site-specific ecological research in step 3 of the Remediation Criterion)* RIVM Report 607711003/2011, RIVM, Bilthoven, The Netherlands

Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (2005, rev febbraio 2013) *Soil protection act - Wet bodembescherming* (Bulletin of Acts and Decrees No. 680, 22 December 2005) <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/>

Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (2007) *Soil quality decree - Besluit bodemkwaliteit* (Bulletin of Acts and Decrees No. 469, 3 December 2007) <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-quality-decree/>

Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (2008) *NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.* <http://www.rijksoverheid.nl/ministeries/ienm>

Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (2009, rev aprile 2012) *Soil Remediation Circular.* <http://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/soil-remediation/>

Ministero delle infrastrutture e dell'ambiente (2010) *Into dutch soil. A swift overview of how the Dutch manage their soils: a source of inspiration for your own practice,* Booklet

Norton S, M McVey, J Colt, J Durda e R Hegner (1988) *Review of ecological risk assessment methods,* EPA/230-10-88-041, US EPA, Office of Policy Analysis, Washington, DC

OECD (2012) *Descriptions of existing models and tools used for exposure assessment* Results of OECD Survey - Series on Testing and Assessment No. 182 ENV/JM/MONO (2012) 37.

[OhioEPA] State of Ohio Environmental Protection Agency (2008) *Ecological Risk Assessment – Guidance Document.* DERR-00-RR-031

Parlamento Europeo e Consiglio dell'Unione Europea (2006) Regolamento (CE) N. 1907/2006 del 18/12/2006 concernente la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione delle sostanze chimiche (REACH), che istituisce un'agenzia europea per le sostanze chimiche, che modifica la direttiva 1999/45/CE e che abroga il regolamento (CEE) n. 793/93 del Consiglio e il regolamento (CE) n. 1488/94 della Commissione, nonché la direttiva 76/769/CEE del Consiglio e le direttive della Commissione 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE e 2000/21/CE.

Rutgers M, Tuinstra J, Spijker J, Mesman M, Wintersen A, Posthuma L. (2008) *Ecological risks of soil contamination in the second step of the remediation criterion*. RIVM Report 711701072, Bilthoven, The Netherlands (dutch, with english summary)

[SAB] Science Advisory for Contaminated Sites in British Columbia (2008) *Detailed Ecological Risk Assessment (DERA) in British Columbia Technical Guidance*, www.sabcs.chem.uvic.ca

Semenzin E, Critto A, Marcomini A. (2009) *Ecosystem Impairment Evaluation on Biodiversity and Functional Diversity for Contaminated Soil Assessment*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Vol. 5, N. 3, pp. 399–413

Suter II GW (1993) *Ecological Risk Assessment*. Boca Raton FL: Lewis. 550 p

Swartjes F.A., Rutgers M., Lijzen J.P.A., Janssen P.J.C.M., Otte P.F., Wintersen A., Brand E., Posthuma L. (2012) *State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools*, *Science of the Total Environment*

[USEPA] United States Environmental Protection Agency (1992) *Framework for Ecological Risk Assessment*, EPA/630/R-92/001

[USEPA] United States Environmental Protection Agency (1997) *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessment* EPA 540-R-97-006, Interim Final

[USEPA] United States Environmental Protection Agency (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, EPA/630/R-95/002F

Verdelocco S, (2012) *Modelling Potential Vulnerability of Soils at European and Regional Scale: Linking EUSES to Geo-Referenced Data* A thesis presented for the degree of Doctor of Philosophy At the University of Aberdeen

Vighi M, Calamari D (1993) *Prediction of the environmental fate of chemicals*. *Ann. Ist. Super. Sanità*, vol 29, n. 2 pp 209-223.

ALLEGATO - TOOLS DISPONIBILI PER ERA

Stefania Verdelocco

Gli inquinanti rilasciati nell'ambiente vanno incontro a una serie di fenomeni di migrazione e di trasformazione, la cui comprensione è essenziale prima di tutto per poter valutare l'estensione spaziale e temporale della contaminazione e il suo possibile impatto sull'ambiente.

I fenomeni di migrazione degli inquinanti a partire dal luogo e dal mezzo (suolo, atmosfera, acque) in cui vengono rilasciati sono in genere molto complessi e dipendono sia dalle proprietà chimico-fisiche delle sostanze coinvolte nell'inquinamento, sia dalle proprietà idrogeologiche, meteorologiche ed ecologiche del sito.

L'impatto di un contaminante sull'ambiente dipende quindi dalle sue proprietà chimico-fisiche oltre che dalla sua tossicità. La mobilità nel terreno è un fattore importante per determinare il tipo di pericolosità: i composti più mobili rappresentano in genere un pericolo maggiore per la falda acquifera, quelli meno mobili danno un pericolo più localizzato, ma anche più persistente (Enciclopedia degli idrocarburi 2007).

Per interpretare e prevedere la migrazione e l'evoluzione di un inquinante nei vari comparti ambientali vengono usati diversi tipi di modelli e di software. La scelta di quale modello applicare dipende sia dalla quantità di dati a disposizione, sia dallo scopo da perseguire, per esempio:

- a) costruire un quadro il più possibile accurato della distribuzione dei contaminanti, integrando i dati chimici e idrogeologici acquisiti in campo;
- b) prevedere la loro probabile evoluzione futura o, al contrario, ricostruire il loro percorso per individuarne l'origine;
- c) progettare opere di risanamento o di contenimento prevedendone gli effetti;
- d) valutare il rischio effettivo che l'inquinamento pone per l'uomo e per l'ecosistema.

La valutazione del destino dei contaminanti nell'ambiente è una fase complessa nella valutazione del rischio o in qualsiasi altra valutazione di impatto ambientale. Lo studio complessivo del problema richiede la suddivisioni in tre momenti distinti, che si riferiscono al modello concettuale di analisi di rischio sorgente-percorso-bersaglio.

Lo studio necessita inizialmente di dati che caratterizzano la sorgente inquinante sia nell'estensione spaziale che temporale per cui sussiste contaminazione. Inoltre, devono essere determinati alcuni contaminanti indicatori del problema e la loro quantità.

Il percorso secondo cui si muove il contaminante dalla sorgente verso il bersaglio individuerà i modelli da utilizzare. Ciascun modello necessita di dati che caratterizzano il media (aria, suolo, falda, ecc.) per valutare la distribuzione spaziale e temporale degli inquinanti. I tipi di modelli, a seconda del livello di analisi, potranno essere:

- deterministici o stocastici;
- matematici o empirici;
- analitici o numerici;

- monodimensionali, bidimensionali o tridimensionali.

I modelli di trasporto sono degli strumenti per rappresentare una versione semplificata del processo di trasporto in termini matematici. Il fine di tutti i modelli di trasporto è di predire la concentrazione di un determinato inquinante in un certo punto e in un certo istante.

Se sono utilizzati metodi analitici, la soluzione è costituita da un modello analitico. Le soluzioni analitiche sono possibili solo per geometrie semplici, parametri omogenei nello spazio e costanti nel tempo e condizioni al contorno semplici.

Se sono utilizzati metodi numerici, la soluzione del problema è un modello numerico. In questi modelli lo spazio è discretizzato in elementi spaziali diversi a seconda del metodo utilizzato (alle differenze finite o agli elementi finiti).

Data la complessità dei fenomeni che riguardano la migrazione dei contaminanti nel sottosuolo, solo in alcuni casi è possibile, in casi semplici e idealizzati, risolvere analiticamente le equazioni, di solito con geometrie unidimensionali e con meccanismi di interazione lineari o linearizzati. In questi casi si possono così avere equazioni esplicite, che permettono di razionalizzare il comportamento degli inquinanti nelle varie situazioni e di dare regole generali molto meglio di quanto non si riesca a fare con le soluzioni numeriche.

La complessità e l'eterogeneità dei siti reali portano invece il più delle volte ad affidarsi, per la soluzione delle equazioni, a modelli e software numerici, che danno modo di costruire una raffigurazione dettagliata di siti complessi.

Esistono numerosi software numerici, di varia natura e complessità: il catalogo REM (Register of Ecological Models)¹³ ne descrive circa 650. Alcuni si occupano di singoli aspetti (per esempio la lisciviazione verso la falda o la migrazione dei vapori nella zona insatura, o la biodegradazione). Altri forniscono descrizioni più globali del sito, dall'elaborazione dei dati sperimentali con tecniche geostatistiche per ricostruire e rappresentare graficamente la distribuzione della contaminazione, al vero e proprio calcolo delle equazioni che regolano il moto e la chimica della falda e dei contaminanti.

OECD (2012) ha raccolto la descrizione fornita da 12 organizzazioni di 56 modelli per la valutazione dell'esposizione.

In alcuni modelli, il nucleo è costituito da un modello "multimediale"¹⁴ che combina il destino e la distribuzione delle sostanze chimiche con l'analisi del rischio ambientale e con l'esposizione degli esseri umani attraverso l'ambiente.

¹³ <http://ecobas.org/www-server/mod-info/index.html>

¹⁴ Un modello denominato "multimediale" (o multi compartimentale) è usato per caratterizzare il movimento di inquinanti nell'ambiente. I modelli multimediali permettono di valutare le interazioni delle molecole con le diverse fasi ambientali sulla base del concetto di fugacità descritto da Mackay (1991). La fugacità è un vecchio concetto della fisico-chimica e può essere definita come la tendenza di una sostanza a sfuggire da una fase. Si misura in unità di pressione (Pascal) e sostanzialmente rappresenta la pressione parziale prodotta dalla sostanza in ciascuna fase di un sistema multicompartimentale. In condizioni di equilibrio, la fugacità è uguale in tutti i comparti del sistema, ma le concentrazioni sono diverse, determinate dalle diverse affinità della sostanza per i vari comparti.

Molti modelli per la valutazione dell'esposizione appartengono alla classe dei modelli multimediali, a volte ampliati con equazioni per il bioaccumulo lungo le catene alimentari e, conseguentemente, con l'esposizione umana.

Modelli per l'esposizione dei consumatori sono meno comuni e di solito basati su un insieme di equazioni algebriche moderatamente complesse.

Alcuni modelli sono specifici modelli per l'esposizione regionale (dinamica) per l'aria, l'acqua e le acque sotterranee, altri possono inserire elementi aggiuntivi nell'analisi di rischio come l'esposizione umana in applicazioni specifiche oppure per esempio essere relativi all'inquinamento globale con gli inquinanti organici persistenti.

Infine, la tipologia del bersaglio (uomo, fauna, ecc.) deve essere specificata a seconda dello scopo dello studio. Per ciascuna tipologia si devono precisare il punto ove si ipotizza possa esserci contatto, la frequenza di presenza e se esistono particolari fattori che possono attenuare il pericolo.

Una categoria di modelli a parte è costituita da quelli per la valutazione del rischio (risk assessment), che intendono arrivare oltre, fino a stimare quantitativamente l'effettivo impatto dell'inquinamento sulla salute dell'uomo e sull'ambiente, integrando i modelli di trasporto con scenari e modelli tossicologici. L'importanza di questi modelli, al di là delle incertezze nei metodi e nei dati necessari per il calcolo, sta nel fatto che i loro risultati in molti paesi hanno valore legale nel decidere se un sito sia da considerarsi contaminato.

Mentre esistono software che, in linea di principio, sono concepiti per simulare situazioni di quasi qualsiasi complessità, nella pratica il loro uso è spesso limitato dalla qualità e dal dettaglio dei dati chimici e idrogeologici sul sito necessari in ingresso.

Nei prossimi paragrafi vengono descritti brevemente i principali modelli di esposizione e di analisi di rischio ecologico disponibili a livello internazionale per i cui approfondimenti si rimanda alla bibliografia di riferimento.

ANALISI DEI TOOLS DISPONIBILI A LIVELLO INTERNAZIONALE

UNIONE EUROPEA***EUSES***

Il sistema dell'Unione europea per la valutazione delle sostanze EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances) è stato sviluppato come risultato della collaborazione tra la Commissione Europea, l'industria chimica europea e gli Stati membri dell'UE. Lo sviluppo di EUSES è consistito nell'integrazione e nell'adattamento del sistema USES (Uniform System for the Evaluation of Substances) sviluppato dall'Istituto Nazionale per la Salute Pubblica e l'Ambiente olandese (RIVM), e dei modelli EASE (Estimation and Assessment of Substance Exposure) sviluppati dall'UK Health and Safety Executive (HSE) in linea con i principi sanciti dalla guida tecnica della Commissione europea per le sostanze chimiche nuove ed esistenti, TGD (Technical Guidance Document, ECB 2003) (Linders et al. 1997, den Hollander et al. 2004, Lijzen et al. 2004).

Il sistema EUSES permette di effettuare valutazioni quantitative dei rischi derivanti dalle sostanze chimiche nuove ed esistenti per l'uomo e l'ambiente (figura 9).

La valutazione dell'esposizione nella matrice ambientale è molto dettagliata e raffinata e questo ha reso EUSES un punto di riferimento per le valutazioni di esposizione attraverso l'ambiente.

Per contro l'uso del modello è riservato ad utenti molto esperti e che possiedano la conoscenza dei tanti parametri di input che vengono richiesti; il modello richiede 466 parametri di input, 961 connessioni tra i parametri e 162 valori di default.

I principali output che il modello rilascia sono rapporti di caratterizzazione del rischio (RCRs) locali e regionali nei vari comparti ambientali (aria, acque superficiali, sedimenti, suolo, biota). Può anche rilasciare rapporti sulla caratterizzazione del rischio sui seguenti percorsi: predatori esposti attraverso l'ambiente, esseri umani esposti attraverso l'ambiente, esseri umani esposti attraverso l'impatto dei prodotti e valutazione di biocidi a scala locale.

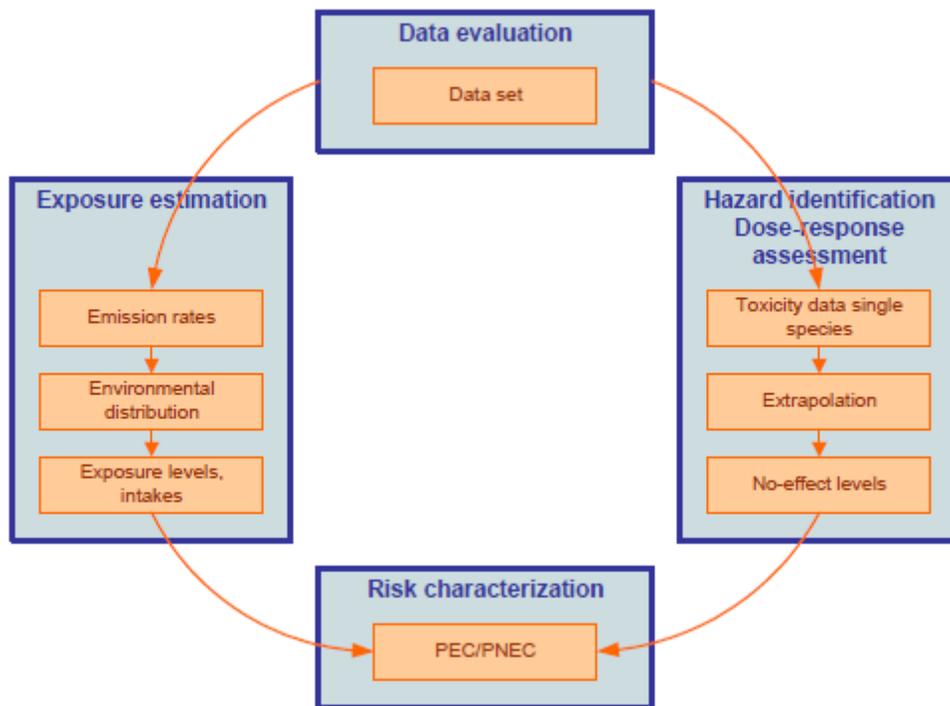


FIGURA 9 – LA PROCEDURA D ANALISI DI RISCHIO IN EUSES (DANTES 2003)

EUSES comprende i seguenti 6 moduli principali a loro volta costituiti da una serie di sub-moduli (figura 10):

1. modulo dei parametri di input (quantità di sostanza, utilizzata nell’ambito della EU, espressa in tonnellate, proprietà chimico-fisiche della sostanza, coefficienti di ripartizione, biodegradabilità);
2. modulo della stima dei rilasci nei vari comparti ambientali
Per la stima dei rilasci ci si può basare sull’utilizzo di:
 - a. “Environmental Release Categories” (ERCs): fattori di rilascio fissi (cautelativi);
 - b. Tabelle A e B della TGD: fattori di rilascio in funzione delle proprietà chimico-fisiche e dei quantitativi delle sostanze prodotte/immesse nell’ambiente;
 - c. “Emission Scenario Documents” (ESDs): descrizione di sorgenti, dei processi produttivi, delle vie di rilascio e modelli d’uso delle sostanze¹⁵;
 - d. Informazioni specifiche (dati misurati, descrizione dettagliata dei processi).

¹⁵ OECD database <http://appli1.oecd.org/ehs/urchem.nsf>

3. modulo della distribuzione ambientale

In questo modulo si considerano tutti i processi di trasformazione e distribuzione della sostanza nei diversi comparti ambientali: aria, acqua, suolo, sedimenti, microorganismi in un impianto di depurazione (STP, *sewage treatment plant*), a scala locale, regionale e continentale.

Per la determinazione delle concentrazioni ambientali previste su scala locale (PEC locali) si considerano le emissioni puntiformi con effetto prevalente a scala locale.

Il modello "SimpleTreat" permette di stimare il destino della sostanza chimica in un impianto di depurazione comunale e di calcolare il valore di PEC per i microorganismi; il modello "SimpleBox" permette di stimare il destino della sostanza chimica nei comparti ambientali aria, acqua, suolo e sedimenti a scala continentale e regionale e di calcolare i relativi valori di PEC.

4. modulo della valutazione dell'esposizione

In questo modulo, vengono stimati i livelli di esposizione per gli esseri umani e per i predatori attraverso l'ambiente, oltre all'esposizione dei consumatori e dei lavoratori.

La valutazione di avvelenamento secondario di uccelli e mammiferi considera l'esposizione attraverso pesci e lombrichi.

5. modulo degli effetti

In questo modulo viene effettuata dal software la stima dei valori PNEC (sulla base dei valori tossicologici LC50, NOEC) per ciascuno degli obiettivi di protezione per l'ambiente (ambiente acquatico, ecosistema sedimenti ed ecosistema terrestre, predatori e attività microbica in un STP). Si considera anche l'essere umano.

6. modulo della caratterizzazione del rischio

La caratterizzazione del rischio per l'ambiente viene effettuata attraverso un confronto tra le concentrazioni ambientali previste calcolate (PEC) e le concentrazioni previste prive di effetto (PNEC) per ogni comparto ambientale. Vengono quindi calcolati i rapporti di caratterizzazione del rischio ($RCR = PEC/PNEC$).

I rischi risulteranno adeguatamente controllati se $PEC < PNEC$; se tale condizione non è soddisfatta il processo di valutazione può essere ripetuto "affinando", attraverso una indagine più approfondita, le informazioni iniziali.

Se il rapporto $PEC/PNEC$ non può essere ridotto ulteriormente e non si può dimostrare il controllo del rischio per un determinato scenario, la sostanza chimica è candidata per misure di riduzione del rischio (es. restrizione, autorizzazione, ecc.).

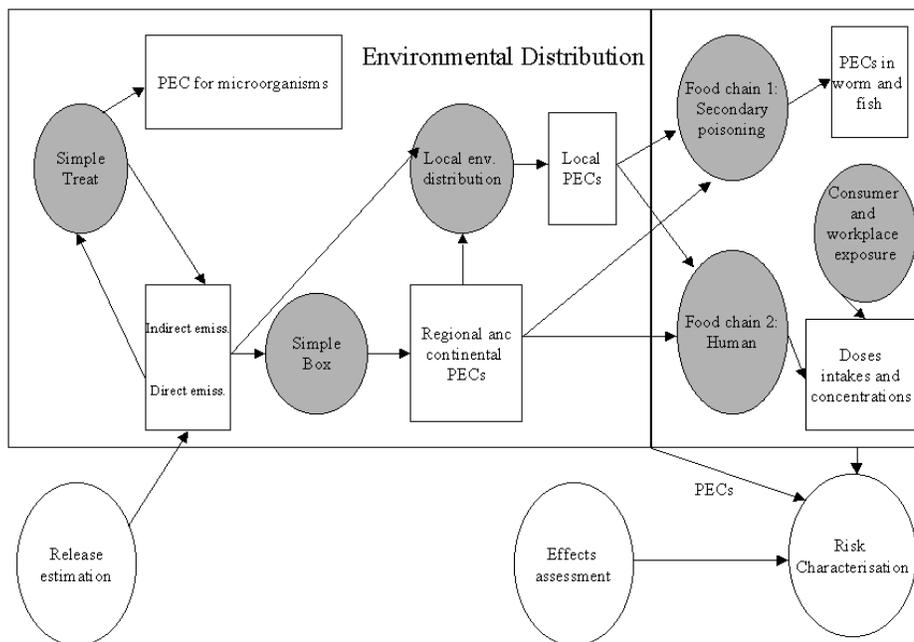


FIGURA 10 – STRUTTURA DI EUSES (BERDING ET AL. 1999)

EUTGD_{SHEET}

EUTGD_{SHEET} è il foglio Excel della TGD (ECB 2003) e può rappresentare un'alternativa parziale all'uso di EUSES, descritto nella precedente sezione. Questo strumento, infatti, può essere utilizzato soltanto per la valutazione dell'esposizione ambientale.

Come EUSES, EUTGD_{SHEET} è basato sulla TGD per lo svolgimento della valutazione del rischio delle sostanze esistenti. I parametri determinanti delle emissioni, come il quantitativo locale e i fattori di emissione, possono essere inseriti direttamente nel foglio Excel e, quindi, produrre un risultato immediato.

Il foglio Excel della TGD utilizza gli stessi parametri in ingresso di EUSES, tranne per il fatto che le frazioni di rilascio devono essere inserite manualmente, e produce gli stessi risultati. In una valutazione di Livello 1 il foglio Excel TGD dovrebbe essere usato assieme ai dati di emissione ottenuti con le ERC (Environmental Release Classes definite nella guida ECHA R16). In passato, in alcune situazioni, i due strumenti non hanno prodotto gli stessi risultati, tuttavia, al momento le discrepanze sono state eliminate. EUSES dovrebbe essere lo strumento di riferimento e i risultati ottenuti con EUTGD_{SHEET} dovrebbero essere confrontati, per una verifica, con i risultati di EUSES.

Il foglio Excel della TGD può essere scaricato gratuitamente da: <http://www.ru.nl/publish/pages/577479/eutgdspreadsheetversion1.2420080319.zip>.

ECETOC TRA

Il modello TRA (Targeted Risk Assessment) sviluppato da ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemical¹⁶), è stato lanciato nel 2004 (ECETOC, 2004). Le prime versioni non contemplavano la valutazione dei rischi ambientali.

Nel mese di aprile 2012, ECETOC ha lanciato la versione 3 della valutazione mirata dei rischi (TRA) insieme a guide aggiornate per gli utenti al fine di allinearsi con i dettami definiti da REACH.

Il modello TRA è costituito da tre moduli separati e permette di stimare l'esposizione che può derivare da una serie di eventi (scenari di esposizione) per i lavoratori, per i consumatori e per l'ambiente. Il software, basandosi su modelli e algoritmi presenti in EUSES, permette di calcolare i valori di PEC, PNEC e RCR per tutti i comparti ambientali (figura 11).

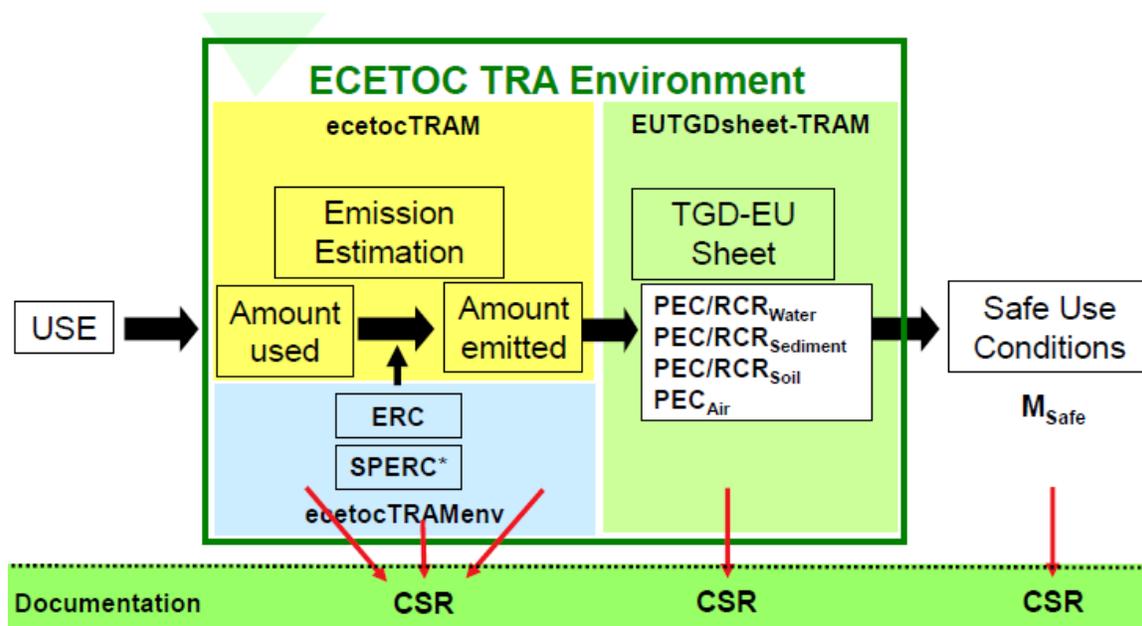


FIGURA 11 – ECETOC TRA MODULO AMBIENTE ([HTTPS://WWW.VCI.DE/VCI/DOWNLOADS-VCI/SE/REACH-ENVIRONMENTAL-ASSESSMENT-CASE-STUDY-USING-ECETOC-TRA.PDF](https://www.vci.de/vci/downloads-vci/se/reach-environmental-assessment-case-study-using-ecetoc-tra.pdf))

CHESAR

Il software CHESAR (Chemical Safe Assessment and Reporting tool), sviluppato dall'Agenzia europea delle sostanze chimiche (ECHA), facilita la valutazione della

¹⁶ **ECETOC** – European Center for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals. <http://www.ecetoc.org/entry.htm>

ECETOC (Presentazione) <https://www.vci.de/vci/downloads-vci/se/reach-environmental-assessment-case-study-using-ecetoc-tra.pdf>

sicurezza chimica e la sua relativa comunicazione. CHESAR unisce la componente ambientale della valutazione dell'esposizione (EUSES) con la stima dell'esposizione dei consumatori e dei lavoratori (ECETOC -tra) (figura 12).

CHESAR supporta l'industria nella:

- realizzazione della valutazione della sicurezza chimica (CSA);
- preparazione della relazione sulla sicurezza chimica (CSR);
- preparazione degli scenari d'esposizione per l'allegato alla scheda di dati di sicurezza ampliata (eSDS).

CHESAR è distribuito come plug-in di IUCLID 5.2 e può essere scaricato gratuitamente da <https://chesar.echa.europa.eu/>.

Con CHESAR è possibile eseguire la valutazione per tutti i pericoli identificati per:

- l'ambiente
- l'uomo attraverso l'ambiente
- lavoratori e/o consumatori a seconda del ciclo di vita della sostanza.

Le valutazioni vengono eseguite sulla base delle esposizioni dei lavoratori o dei consumatori e dell'esposizione dell'ambiente.

La caratterizzazione dei rischi viene eseguita sia in modo quantitativo che qualitativo.

Le valutazioni vengono eseguite sulla base degli strumenti integrati per la stima dell'esposizione di livello 1:

- strumento ECETOC di valutazione mirata del rischio (TRA) Lavoratori (e consumatori)
- EUSES con nuovo modulo sul rilascio (Ambiente).

Le valutazioni vengono eseguite anche sulla base di fonti esterne e indicazione manuale in CHESAR:

- strumento esterno per la stima dell'esposizione per cui sono resi disponibili determinanti nella biblioteca interna di CHESAR (solo per lavoratori/consumatori)
- insieme di dati rilevati sull'esposizione o sul rilascio per cui è possibile creare i determinanti corrispondenti in CHESAR.

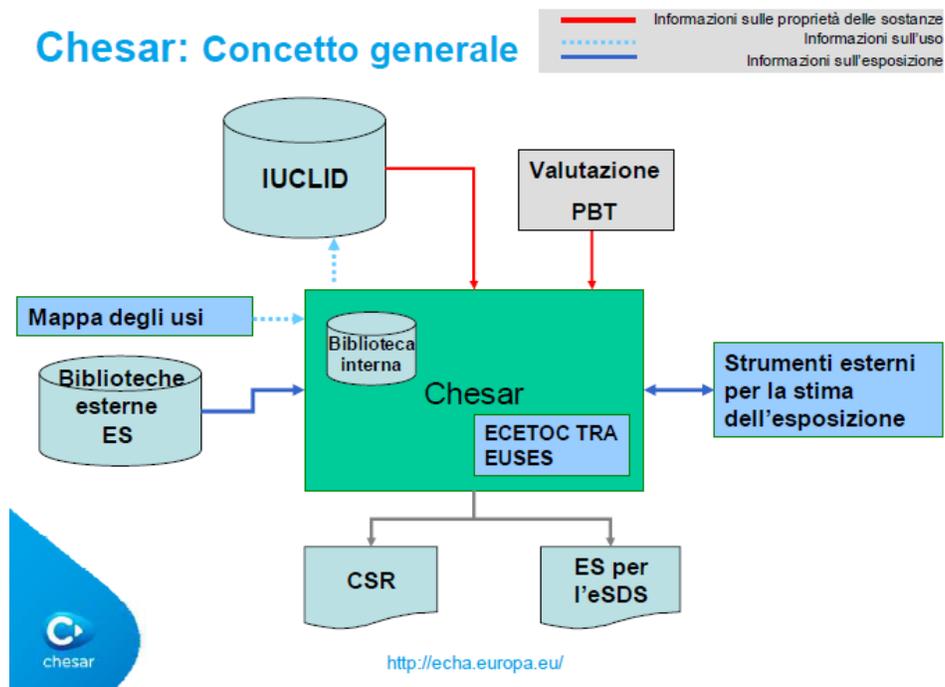


FIGURA 12 – CHESAR CONCETTO GENERALE ([HTTP://ECHA.EUROPA.EU/](http://echa.europa.eu/))

Per ciò che riguarda la stima dell'esposizione per l'ambiente, viene eseguita la stima delle emissioni in ambiente, nei comparti aria/acqua/suolo (figura 13) considerando:

- fattori di rilascio standard (es. ERCs/SPERCs) o dati misurati;
- frequenza e durata del rilascio in ambiente;
- comparti ambientali interessati.

I target da proteggere sono:

- ecosistema acquatico (acque dolci – acque marine);
- ecosistema terrestre;
- sedimenti (acque dolci e acque marine);
- predatori (attraverso insetti e pesci);
- microorganismi nei fanghi attivi degli impianti di trattamento (STP);
- uomo – esposizione indiretta attraverso l'ambiente.

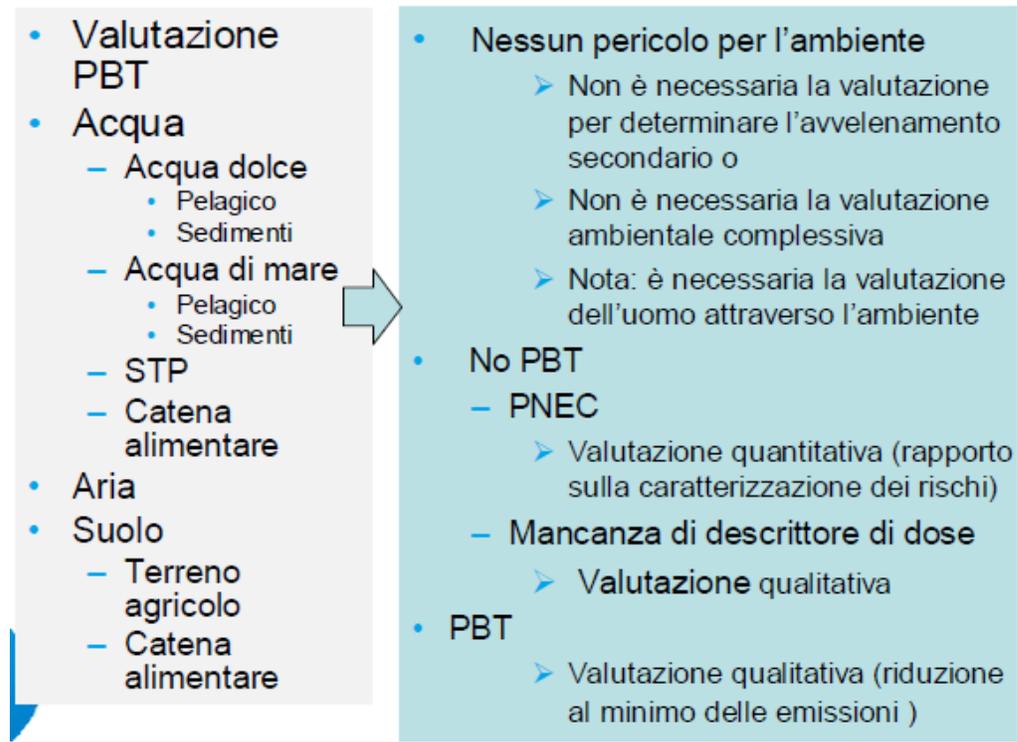


FIGURA 13 – CHESAR RISULTATI PER LA VALUTAZIONE DEI PERICOLI PER L'AMBIENTE ([HTTP://ECHA.EUROPA.EU/](http://echa.europa.eu/))

PAESI BASSI

RISK TOOLBOX (SANSCRIT)

Nei Paesi Bassi, per poter affrontare efficacemente il grande numero di siti da bonificare e per realizzare un efficiente uso delle limitate risorse disponibili, è stata introdotta una procedura, basata sull'analisi di rischio, per determinare l'urgenza di eseguire la bonifica. A questo scopo è stato elaborato dall'Istituto Nazionale Olandese per La Salute Pubblica e l'Ambiente RIVM, direttamente dipendente dal Ministero della Salute, del Welfare e dello Sport, il software di analisi di rischio SANSCRIT (disponibile sul web all'indirizzo <http://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/>.)

La normativa sulla qualità dei suoli opera su due livelli:

- 1- Un approccio generico per valutare il riutilizzo di suoli e sedimenti leggermente e moderatamente contaminati in relazione all'uso locale suolo.
- 2- Un approccio "area specifico" per lo sviluppo di standard locali, che sono ottimizzati per la situazione locale.

In Risk Toolbox vengono affrontati entrambi gli approcci sopracitati.

L'utilizzo di criteri area specifici implica che i rischi locali debbano essere quantificati per diversi usi e tipi di suoli e per tutta una serie di composti e loro miscele. E' necessario quindi disporre di uno strumento che permetta da una parte di quantificare i rischi, dall'altra di interpretare i valori di rischio in modo corretto.

Risk toolbox consiste in diversi moduli, ognuno dei quali riguarda tipi specifici di qualità del suolo in linea con la nuova normativa. Il modulo principale è un'applicazione che fornisce una serie di specifici approfondimenti sull'uso dei suoli. Quindi, in primo luogo genera valori di rischio per la salute umana, produzione agricola e gli ecosistemi. I rischi tra questi recettori possono differire a causa delle influenze locali della miscela (composizione, concentrazioni), il tipo di suolo locale (ad esempio, in relazione all'assorbimento) e l'uso locale del suolo (che implica diversi scenari di esposizione e differenti sensibilità dei recettori). In secondo luogo, genera indici di rischio per tutti i recettori, cioè si calcola il rapporto di esposizione locale rispetto al livello consentito dalla normativa.

USA

Modelli per l'analisi di rischio ecologico di US-EPA

US-EPA ha sviluppato una serie di modelli per l'analisi di rischio ecologico.

In particolare l'Office of Pollution Prevention and Toxics (OPPT)¹⁷, relativamente all'analisi dell'esposizione, ha sviluppato metodi, database e modelli predittivi per la valutazione di cosa succede alle sostanze chimiche quando sono utilizzate e poi rilasciate nell'ambiente e di come i lavoratori, i consumatori, gli esseri umani in generale nonché gli ecosistemi acquatici possano essere esposti alle suddette sostanze.

Si riporta, dal sito dell'EPA (<http://www.epa.gov/opptintr/exposure/index.htm>) una tabella con l'elenco dei software disponibili e l'indicazione dei target considerati.

Si descrivono inoltre brevemente i principali modelli che considerano il target ambientale.

UCSS

Il modello UCSS (Use Cluster Scoring System) identifica ed esamina gruppi di sostanze chimiche che vengono usati per svolgere una particolare attività. Il sistema identifica i gruppi di sostanze chimiche potenzialmente critiche e fornisce una classifica preliminare delle sostanze utilizzando dati provenienti da diverse fonti sui pericoli e sull'esposizione umana ed ambientale. Con il sistema è possibile calcolare punteggi sul grado di rischio o tossicità per ogni sostanza chimica considerata.

ChemSTEER

Il modello ChemSTEER (Chemical Screening Tool for Exposures and Environmental Releases) è un modello che permette di stimare l'inalazione occupazionale e le esposizioni per contatto dermico e i rilasci ambientali in aria, acqua e suolo, per le sostanze chimiche durante la loro produzione, trasformazione e uso.

E-FAST

Il modello E-FAST (Exposure, Fate Assessment Screening Tool) è uno strumento informatico utilizzato per stimare le concentrazioni delle sostanze chimiche rilasciate in aria, acque superficiali, da scariche e dai prodotti dei consumatori. Stima inoltre le dosi potenziali per l'inalazione, il contatto dermico e l'ingestione, e i rischi per gli organismi acquatici.

ReachScan

Il modello ReachScan stima le concentrazioni delle sostanze chimiche nelle acque superficiali in corrispondenza dei servizi per l'acqua potabile a valle di impianti industriali. Stima il numero di giorni all'anno per cui una concentrazione ecotossicologicamente critica può essere superata in un intero corso d'acqua o in una parte di esso, dove la concentrazione ecotossicologicamente critica è la concentrazione

¹⁷ <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/index.htm>

stimata alla quale la sostanza chimica può avere un effetto dannoso per un organismo acquatico. Determina inoltre la presenza di specie in pericolo o di habitat critici nel paese dove avviene il rilascio.

(IGEMS/CSM)

Il modello IGEMS/CSM (Internet Geographical Exposure Modeling System/Chemical Safety Mapper) contiene in un solo sistema diversi modelli EPA per il destino e trasporto ambientale e i dati ambientali necessari per farli funzionare. IGEMS include modelli e dati per l'aria ambiente, acque superficiali, suolo e acque sotterranee insieme a un nuovo modulo GIS (Geographical Information System) – CSM (Chemical Safety Mapper) che consente di disporre i risultati della modellazione ambientale e le informazioni sul monitoraggio delle sostanze chimiche su diversi strati di dati GIS.

Modelli di esposizione del centro CEAM dell'EPA

Il centro CEAM (Center for Exposure Assessment Modeling)¹⁸ dell'EPA propone, tecniche di valutazione dell'esposizione per percorsi acquatici, terrestri e multimediali per i prodotti chimici organici e per i metalli, da utilizzare come metodologia di supporto alle decisioni basata sul rischio ambientale

I modelli si dividono in:

- Modelli per le acque sotterranee che permettono di quantificare i movimenti delle acque sotterranee e forniscono gli input per i modelli di trasporto delle acque sotterranee stesse;
- Modelli per le acque superficiali che modellano il movimento dei contaminanti e le concentrazioni in laghi, corsi d'acqua, estuari e ambienti marini;
- Modelli per la catena alimentare che forniscono strumenti per tracciare il movimento dei contaminanti attraverso le catene alimentari e per stimare l'impatto delle sostanze chimiche sui biota esposti.
- Modelli multimediali che permettono di quantificare gli impatti dei contaminanti durante il loro percorso attraverso uno o più comparti ambientali.

In tabella 14 si riporta, dal sito dell'EPA (<http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models>), la lista dei modelli per l'esposizione disponibili, modificata con l'inserimento di una breve descrizione per ogni modello.

¹⁸ <http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models>

TABELLA 14 – MODELLI DISPONIBILI PER VALUTARE L'ESPOSIZIONE (CEAM-EPA)

MODELLO	TIPO DI MODELLO	DESCRIZIONE
<u>3DFEMWATER/3DLEWASTE</u>	<u>Groundwater Models</u>	3DFEMWATER (Three-Dimensional Finite Element Model of Water Flow Through Saturated-Unsaturated Media) e 3DLEWASTE (Three-Dimensional Lagrangian-Eulerian Finite Element Model of Waste Transport Through Saturated-Unsaturated Media) possono essere usati insieme per modellare il flusso e il trasporto in un mezzo poroso tridimensionale e variamente saturato in condizioni transitorie.
<u>PRZM3</u>		PRZM3 è l'insieme di due modelli (PRZM+VADOFT) per la predizione del trasporto di prodotti fitosanitari e la loro trasformazione attraverso le radici e la zona insatura.
<u>WhAEM2000</u>		E' un programma informatico per le valutazioni sull'idrogeologia per la valutazione delle aree di protezione dei pozzi idropotabili.
<u>AQUATOX</u>	<u>Surface Water Models</u>	E' un modello di simulazione sull'ecosistema che predice il trasporto di vari inquinanti come nutrienti in eccesso e prodotti chimici organici, ei loro effetti sugli ecosistemi acquatici, tra cui pesci, invertebrati e piante acquatiche.
<u>EFDC</u>		EFDC (Environmental Fluid Dynamics Codice) è un sistema multifunzionale di modellazione delle acque di superficie, che include le componenti idrodinamica, sedimentazione - contaminanti, e eutrofizzazione .
<u>EXAMS</u>		EXAMS (Exposure Analysis Modeling System) è un'applicazione informatica interattiva per la formulazione di modelli di ecosistema acquatico e per valutare il destino i trasporti, e le concentrazioni di esposizione di prodotti chimici organici sintetici, tra cui prodotti fitosanitari, materiali industriali , e percolati di discariche.
<u>EXPRESS</u>		E' un modello progettato per una valutazione rapida e coerente dell'esposizione acquatica di prodotti fitosanitari su una varietà di colture.
<u>GCSOLAR</u>		E' un programma che calcola le percentuali di fotolisi diretta e l'emivita di inquinanti per l'ambiente acquatico .
<u>HSCTM2D</u>		HSCTM2D (Hydrodynamic, Sediment, and Contaminant Transport Model) è un sistema di modellazione per la simulazione del flusso delle acque superficiali, trasporto di sedimenti, e trasporto di contaminanti.
<u>HSPF</u>		E' un pacchetto completo per la simulazione dell'idrologia degli spartiacque e la qualità delle acque sia per gli inquinanti organici convenzionali che tossici.
<u>PRZM3</u>		PRZM3 è l'insieme di due modelli (PRZM+VADOFT) per la predizione del trasporto di prodotti fitosanitari e la loro trasformazione attraverso le radici e la zona insatura.
<u>QUAL2K</u>		QUAL2K (River and Stream Water Quality Model) è un modello per la qualità dell'acqua dei fiumi e dei torrenti.
<u>RUSLE2</u>		E' un programma informatico per la stima dell'erosione nei suoli causata dalla pioggia che crea canali superficiali nel terreno.
<u>SERAFM</u>		Il modello predice le concentrazioni di mercurio speciato (Hg0, HgII, MeHg, HgT) in acqua e nei sedimenti, e la concentrazione totale di mercurio nei tessuti dei pesci.
<u>SWMM</u>		SWMM (Storm Water Management Model) viene utilizzato in tutto il mondo per la pianificazione, l'analisi e la progettazione relative al deflusso delle acque piovane.
<u>Virtual Beach</u>		E' un pacchetto progettato per lo sviluppo di modelli sito specifici statistici per la previsione dei livelli di indicatori di agenti patogeni, nelle spiagge ricreative.
<u>Visual Plumes</u>		E' un software basato su Windows per la simulazione di getti d'acqua superficiali e pennacchi.
<u>WASP</u>		WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) aiuta gli utenti a interpretare e prevedere le risposte di qualità delle acque a fenomeni naturali e all'inquinamento artificiale per la gestione dell'inquinamento.
<u>WHATIF</u>		WHATIF (Watershed Health Assessment Tools Investigating Fisheries) è un software che integra una serie di strumenti e modelli per valutare la salute dei bacini e corsi d'acqua, con enfasi sulla comunità ittiche nella regione Mid-Atlantic Highland.
<u>WMOST</u>		WMOST (Watershed Management Optimization Support Tool) viene utilizzato come strumento di screening nel processo integrato della gestione dei bacini come quello descritto da EPA (EPA 2008).
<u>ACE</u>		ACE (Acute-to-Chronic Estimation) con il software Time-Concentration-Effect Models permette la predizione della tossicità cronica da datasets sulla tossicità acuta.
<u>AQUATOX</u>		E' un modello di simulazione sull'ecosistema che predice il trasporto di vari inquinanti come nutrienti in eccesso e prodotti chimici organici, ei loro effetti sugli ecosistemi acquatici, tra cui pesci, invertebrati e piante acquatiche.
<u>BASS</u>		BASS (Bioaccumulation and Aquatic System Simulator) è un modello che simula le dinamiche di popolazione e di bioaccumulazione di comunità ittiche.

MODELLO	TIPO DI MODELLO	DESCRIZIONE
FGETS		FGETS (Food and Gill Exchange of Toxic Substances) è un modello di simulazione FORTRAN che predice dinamiche temporali della concentrazione di tutto il corpo di pesci per sostanze chimiche organiche non ioniche e non metabolizzate che si sono bioaccumulate a) solo dall' acqua - la via predominante di scambio durante le esposizioni acute , o (b) dall'acqua e il cibo insieme - caratteristica di esposizioni croniche.
SERAFM		Il modello predice le concentrazioni di mercurio speciato (Hg0, HgII, MeHg, HgT) in acqua e nei sedimenti, e la concentrazione totale di mercurio nei tessuti dei pesci.
Web-ICE		Web-ICE stima la tossicità acuta (LC50 / LD50) di una sostanza chimica per una specie, genere, o famiglia dalla tossicità nota della sostanza chimica per una specie surrogata. Web - ICE ha moduli per prevedere la tossicità acuta per gli organismi acquatici (pesci e invertebrati) e della fauna selvatica (uccelli e mammiferi) per l'uso nelle valutazioni del rischio ecologico.
WHATIF		WHATIF (Watershed Health Assessment Tools Investigating Fisheries) è un software che integra una serie di strumenti e modelli per valutare la salute dei bacini e corsi d'acqua, con enfasi sulla comunità ittiche nella regione Mid-Atlantic Highland.
3MRA		3MRA (Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor Exposure and Risk Assessment) permette di condurre valutazioni a livello di screening di rischi potenziali per la salute umana e rischi ecologici risultanti da esposizioni croniche alle sostanze chimiche rilasciate da rifiuti.
MINTEQA2		MINTEQA2 è un modello di speciazione all'equilibrio che può essere utilizzato per calcolare la composizione all'equilibrio di soluzioni acquose diluite in laboratorio o in sistemi acquosi naturali.
MMSOILS		MMSOILS (Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model) stima l'esposizione umana e il rischio per la salute associato con i rilasci della contaminazione da siti con rifiuti pericolosi. La metodologia consiste in un modello multimediale che indirizza il trasporto della sostanza chimica nelle acque sotterranee, acque superficiali, nei suoli erosi, l'atmosfera e l'accumulo nella catena alimentare.
MULTIMED		MULTIMED (Multimedia Exposure Assessment Model) per la valutazione dell'esposizione simula il movimento dei contaminanti che percolano da un impianto di smaltimento di rifiuti. Il modello consiste in una serie di moduli che predicono le concentrazioni dovute al trasporto in aria.
WHATIF		WHATIF (Watershed Health Assessment Tools Investigating Fisheries) è un software che integra una serie di strumenti e modelli per valutare la salute dei bacini e corsi d'acqua, con enfasi sulla comunità ittiche nella regione Mid-Atlantic Highland.

CalTox

CalTox è un modello per l'analisi di rischio che è stato sviluppato dall'Ufficio degli Affari Scientifici nel Dipartimento del Controllo delle Sostanze Tossiche della California (California Department of Toxic Substances Control¹⁹). Il modello calcola la distribuzione di una sostanza chimica nell'ambiente, il rischio di un effetto nocivo sulla salute dovuto a una sostanza chimica e valuta la distribuzione tra diversi comparti ambientali (Caltox 1994).

Il modello si compone di due parti (figura 14): 1. un modello multimediale, che valuta la distribuzione di una sostanza chimica tra i diversi comparti ambientali (suolo, aria, acqua superficiale, sedimenti e piante), 2. un modello di esposizione, che calcola la quantità di una sostanza chimica che raggiunge il corpo usando la concentrazione ambientale e fattori di contatto (ad esempio tasso di respirazione).

¹⁹ <https://www.dtsc.ca.gov/>

Infine attraverso le equazioni della guida di EPA (U.S. Environmental Protection Agency Risk Assessment Guidance for Superfund) il modello permette di pervenire alla stima il rischio.

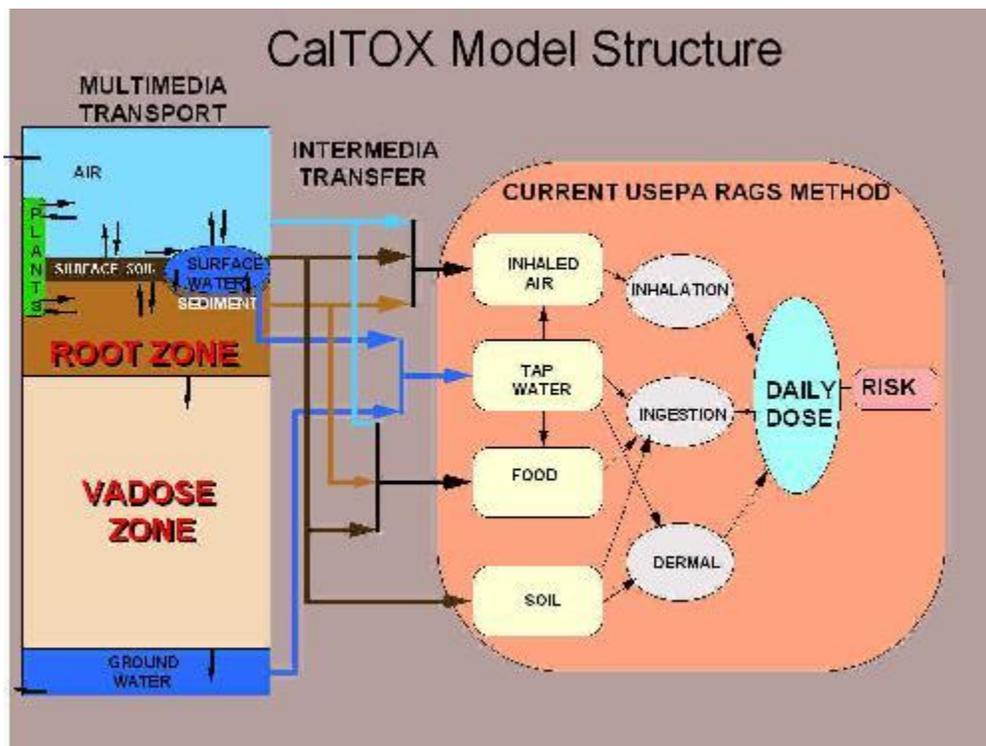


FIGURA 14 – STRUTTURA DI CALTOX ([HTTPS://WWW.DTSC.CA.GOV/ASSESSINGRISK/CALTOX.CFM](https://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/CalTOX.cfm))

CANADA

Modelli del Centro Canadese per la Modellazione Ambientale e per la Chimica (CEMC)

Il Centro Canadese per la Modellazione Ambientale e per la Chimica, CEMC (Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry)²⁰ ha sviluppato una serie di modelli utili per le valutazioni di analisi di rischio ecologico. Se ne descrivono di seguito le principali caratteristiche, mentre per i dettagli si rimanda alla bibliografia di riferimento.

- [AirWater Model](#) calcola le caratteristiche di scambio aria-acqua di una sostanza chimica sulla base delle sue proprietà chimico-fisiche e sulle concentrazioni totali in aria e acqua.
- [BASL4 Model](#) calcola il destino dipendente dal tempo della sostanza chimica da un'applicazione di biosolidi in un terreno a due strati.

²⁰ <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/models.html>

- [ChemCAN](#) è un modello di livello III²¹ di 24 regioni del Canada. Stima le concentrazioni medie in aria, nelle acque dolci superficiali, nei pesci, sedimenti, suolo, vegetazione, e acque marine nella vicinanza delle spiagge.
- [EQC](#) (Equilibrium Criterion), utilizza le proprietà chimico fisiche per quantificare il comportamento di una sostanza chimica in un ambiente valutativo²². L'ambiente è fisso per facilitare i confronti tra le diverse sostanze chimiche.
- [Fish Model](#) è un modello di bioaccumulo per un singolo organismo che tratta l'assorbimento e la perdita, in condizioni stazionarie, di un contaminante organico in un pesce .
- [FoodWeb](#) è un modello di bilancio di massa del flusso di contaminanti attraverso una catena alimentare acquatica.
- [Level I](#) calcola la distribuzione all'equilibrio di una quantità fissa di una sostanza chimica in un ambiente chiuso senza reazioni di degradazione, senza processi avvertivi e senza processi di trasporto tra i comparti.
- [Level II](#) descrive una situazione in cui una sostanza chimica è scaricata continuamente a velocità costante e raggiunge uno stato stazionario, ossia una condizione di equilibrio alla quale i tassi di ingresso e uscita sono uguali
- [Level III](#) descrive un destino di una sostanza chimica scaricata continuamente a un tasso costante e che ha raggiunto una condizione di stato stazionario in cui i tassi di ingresso e uscita sono uguali, ma in cui non si assume l'equilibrio tra i comparti.
- [Sediment Model](#) calcola le caratteristiche di scambio acqua - sedimento di un prodotto chimico sulla base delle sue proprietà chimico fisiche e concentrazioni totali in acqua e sedimenti.
- [Soil Model](#) calcola la ripartizione tra l'aria, acqua, sostanze organiche e fasi di materia minerale in un singolo strato di suolo in funzione delle proprietà fisico-chimiche e fornisce una semplice valutazione del relativo potenziale per la reazione, la degradazione e lisciviazione .
- [STP](#) stima il destino di una sostanza chimica presente nell'affluente di un impianto di trattamento a fanghi attivi convenzionali quando diventa soggetta ad evaporazione, biodegradazione, assorbimento di fanghi e di perdita nell'effluente finale .

²¹ I modelli di Livello I, II e III sono modelli di fugacità di MacKay a diverso grado di complessità:

- il Livello I è adatto a descrivere sistemi chiusi in condizioni di equilibrio e permette di calcolare la quantità della molecola in oggetto presente in ogni comparto a seguito di una singola immissione;
- il Livello II consente di valutare, sempre in condizioni di equilibrio, i processi di trasformazione e di trasporto di massa tra i vari comparti che costituiscono il sistema;
- il Livello III prevede condizioni di non equilibrio tra le diverse fasi, generate dalla resistenza al trasporto di materia, nonché dalla presenza di flussi avvertivi (sistema aperto); permette inoltre di scegliere e differenziare il o i comparti di immissione della sostanza, avvicinandosi così ad una descrizione più verosimile alla realtà;
- il Livello IV oltre alle caratteristiche sopra citate, introduce la possibilità di immissioni variabili nel tempo (stato non stazionario).

²² L'ambiente valutativo è un ambiente generico i cui parametri standard di default sono stati definiti da MacKay (1996).

- [TaPL3](#) è uno strumento per valutare la persistenza e il potenziale per il trasporto a lunga distanza di sostanze chimiche in un mezzo mobile in condizioni di equilibrio.
- [QWASI](#) descrive il comportamento allo stato stazionario di una sostanza chimica organica in un lago soggetto ad apporti attraverso lo scarico diretto, afflusso nei fiumi e deposizione dall'atmosfera .

Modelli globali (ToxLab at Simon Fraser University)

- [AQUAWEB](#) fornisce stime sito-specifiche delle concentrazioni chimiche negli organismi della rete trofica acquatica a partire dalle concentrazioni chimiche nell'acqua e nel sedimento .
- [BAF-QSAR](#) fornisce stime del fattore di bioaccumulo (BAF) per "generiche " specie di pesce in diversi livelli trofici di catene alimentari acquatiche.
- [EcoFate](#) fornisce calcoli all'equilibrio stazionario e dipendenti dal tempo del trasporto di massa e del bioaccumulo nella rete trofica di sostanze chimiche organiche negli ecosistemi acquatici.
- [Gobas](#) è un modello di bilancio di massa all'equilibrio per valutare il grado di bioaccumulo di sostanze chimiche organiche idrofobiche in ecosistemi acquatici.
- [San Francisco Bay Food-Web Bioaccumulation Model for PCBs](#) stima le concentrazioni di PCB in un insieme di specie chiave che vivono nella baia a causa di concentrazioni di PCB nei sedimenti e nell'acqua.

Modelli di Wania (Wania Research Group, U. of Toronto at Scarborough)

- [CoZMo-POP](#) è modello dinamico multimediale di destino e trasporto studiato per descrivere il destino a lungo termine degli inquinanti organici persistenti in un ambiente costiero o nel bacino idrografico di un grande lago.
- [Globo-POP](#) è un modello multimediale che descrive il destino globale di sostanze chimiche organiche persistenti sulla scala temporale di decenni.
- [POPCYCLING-Baltic](#) è un modello che descrive il destino degli inquinanti organici persistenti nell'ambiente Mar Baltico .
- [ppLFEr-based Level III](#) è un modello di fugacità di Livello III per quantificare la ripartizione delle fasi all'equilibrio nell'ambiente.

TABELLA DI RIEPILOGO

In tabella 15 si riporta un riepilogo delle principali informazioni relative ai modelli di ERA disponibili a livello internazionale descritti nei paragrafi precedenti.

TABELLA 15 – MODELLI DI ERA DISPONIBILI A LIVELLO INTERNAZIONALE – RIEPILOGO CARATTERISTICHE PRINCIPALI

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
UNIONE EUROPEA-RIVM-UK HSE	EUSES (European Union System for the Evaluation of Substances)	Modello composito	Suolo, aria, acqua, bioaccumulo/pesci, catena alimentare, sedimenti	caratterizzazione del rischio locale e regionale per i comparti: acque, acque marine, sedimenti, suolo, fanghi degli impianti di trattamento, e per i predatori
UNIONE EUROPEA-ECETOC	TRA (Targeted Risk Assessment)	Modello composito	Suolo, acqua, sedimenti	concentrazioni contaminante suolo, acqua, sedimenti
UNIONE EUROPEA-ECHA	CHESAR (Chemical Safe Assessment and Reporting tool)	Modello composito	Suolo, aria, acqua, bioaccumulo/pesci, catena alimentare, sedimenti, acqua marina	concentrazioni contaminante suolo, acqua, sedimenti
OLANDA-RIVM	SANSCRIT		Suolo	
USA-EPA	UCSS (Use Cluster Scoring System)	Modello (priority setting)	Nessuno	nessuno (classifica sostanze chimiche)
USA-EPA	ChemSTEER (Chemical Screening Tool for Exposures and Environmental Releases)	Modello composito (screening level)	Suolo, aria, acqua, sedimenti	percentuali di rilascio delle sostanze in ogni comparto fattore di bioconcentrazione (BCF) valore di tossicità cronica per il pesce (ChV)
USA-EPA	E-FAST (Exposure, Fate Assessment Screening Tool)	Modello composito (screening level)	Acque superficiali	concentrazioni contaminante acque superficiali
USA-EPA	ReachScan	Modello idrologico	Acque superficiali	concentrazioni contaminante acque superficiali

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
USA-EPA	IGEMS/CSM (Internet Geographical Exposure Modeling System/Chemical Safety Mapper)	Modello multimediale	Suolo, aria, acqua	stime delle esposizioni ambientali e della popolazione via aria, suolo, acque superficiali e sotterranee
USA-CEAM-EPA	3DFEMWATER 3DLEWASTE	Modello acque sotterranee	Suolo, acqua	altezza piezometrica, contenuto di umidità, concentrazioni nel mezzo
USA-CEAM-EPA	PRZM3	Modello acque sotterranee/acque superficiali	Acqua	concentrazione dei prodotti fitosanitari in acqua
USA-CEAM-EPA	WhAEM2000	Modello acque sotterranee	Acqua	delineazione delle zone di protezione intorno a pozzi e sorgenti
USA-CEAM-EPA	AQUATOX	Modello acque superficiali/cateni alimentari	Acqua	concentrazioni delle variabili di stato (sostanze tossiche nell'acqua, nutrienti e gas, materia organica, piante, invertebrati, pesci) caratteristiche fisiche variabili di stato (volume acqua, temperatura, vento, luce, pH) massa sostanze tossiche parametri biologici fattori di bioaccumulo
USA-CEAM-EPA	EFDC (Environmental Fluid Dynamics Codice)	Modello acque superficiali	Acqua	caratteristiche fisiche corpi acquiferi (laghi, fiumi, estuari)
USA-CEAM-EPA	EXAMS (Exposure Analysis Modeling System)	Modello acque superficiali	Acqua	tabelle e grafici mostranti esposizione chimica, destino e persistenza
USA-CEAM-EPA	EXPRESS (EXAMS PRZM Exposure Simulation Shell)	Modello acque superficiali	Acqua	concentrazione dei prodotti fitosanitari in acqua
USA-CEAM-EPA	GCSOLAR	Modello acque superficiali	Acqua	tasso di fotolisi diretta ed emivita di inquinanti

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
USA-CEAM-EPA	HSCTM2D (Hydrodynamic, Sediment, and Contaminant Transport Model)	Modello acque superficiali	Acqua	parametri idrodinamici (coefficiente di viscosità turbolenta, velocità di flusso, ecc.) proprietà sedimenti (proprietà deposizionali, proprietà nuovi depositi non consolidati, spessore, concentrazioni sospensioni, ecc.) concentrazioni del trasporto di contaminante (concentrazioni di contaminante disciolto e in particolato, concentrazioni di contaminante in particolato nei sedimenti superficiali)
USA-CEAM-EPA	HSPF (Hydrological Simulation Program Fortran)	Modello acque superficiali	Acqua	temperatura dell'acqua, flusso, ossigeno disciolto, pH, nitriti e nitrati disciolti, ammoniaca, fosfati, fitoplancton, carbonio organico e inorganico, ecc.
USA-CEAM-EPA	QUAL2K (River and Stream Water Quality Model)	Modello acque superficiali	Acqua	ossigeno disciolto, azoto organico, ammoniaca, nitrati, nitriti, fosforo organico e inorganico, temperatura, ecc.
USA-CEAM-EPA	RUSLE2 (Revised Universal Soil Loss Equation)	Modello acque superficiali	Acqua, suolo, sedimenti	perdita di suolo da porzione erodibile, produzione di sedimenti, distacco, deposizione
USA-CEAM-EPA	SWMM (Storm Water Management Model)	Modello acque superficiali	Acqua	quantità e qualità delle acque di deflusso in ogni bacino, portata e profondità di flusso nei canali
USA-CEAM-EPA	Virtual Beach	Modello acque superficiali	Acqua	indicatori patogeni (livelli di E.coli e enterococchi)
USA-CEAM-EPA	Visual Plumes	Modello acque superficiali	Acqua	parametri standard del pennacchio (diluizione, diametro, risalita) tasso di decadimento dei batteri sulla base di variabili come la salinità, temperatura, assorbanza della luce e irraggiamento solare
USA-CEAM-EPA	WASP (Water Quality Analysis Simulation Program)	Modello acque superficiali	Acqua	concentrazioni della sostanza chimica disciolta e assorbita nel letto e nelle acque soprastanti, ossigeno disciolto/eutrofizzazione
USA-CEAM-EPA	WHATIF (Watershed Health Assessment Tools Investigating Fisheries)	Modello acque superficiali/caten a alimentare	Acqua, ecosistema acquatico	Indice EPT (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri), Indice MBII (Macroinvertebrati Macrobentonici) per le valutazioni sull'idoneità dell'habitat

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
USA-CEAM-EPA	WMOST (Watershed Management Optimization Support Tool)	Modello acque superficiali	Acqua	costi ambientali ed economici, benefici, compromessi delle varie opzioni di gestione
USA-CEAM-EPA	ACE (Acute-to-Chronic Estimation)	Modello catena alimentare	Nessuno	nessuno (valori di tossicità cronica)
USA-CEAM-EPA	BASS (Bioaccumulation and Aquatic System Simulator)	Modello catena alimentare	Pesce	sintesi annuale per la bioenergetica di singoli pesci per specie e coorte (peso medio umido e secco annuo, media il tasso di crescita, aumento netto di peso / perdita, ingestione annuo totale, l'assimilazione totale annua, e totale annuo metabolismo / respirazione). Sintesi annuale per il bioaccumulo della sostanza chimica tra esemplari di pesce per specie e coorte (concentrazioni medie corpo, fattore di bioaccumulo (BAF), fattore biomagnificazione (BMF), assorbimento chimico totale in tutta la branchia, assorbimento chimico totale da cibo, totale escretrato, e totale biotrasformato o biogenerato). Sintesi annuale per la struttura e la funzione della comunità per specie e coorte (densità media di popolazione, biomassa media, consumo totale, mortalità totale predatori e non-predatori, e produzione totale).
USA-CEAM-EPA	FGETS (Food and Gill Exchange of Toxic Substances)	Modello catena alimentare	Pesce	concentrazioni delle sostanze nei tessuti dei pesci
USA-CEAM-EPA	SERAFM	Modello acque superficiali/catena alimentare	Acqua, sedimenti, pesci	concentrazioni di mercurio comparti ambientali e nei tessuti dei pesci
USA-CEAM-EPA	Web-ICE	Modello catena alimentare	Specie acquatiche (pesci invertebrati e non (uccelli e mammiferi)	e valori di tossicità acuta (LC50/LD50) per diversi taxa
USA-CEAM-EPA	3MRA (Multimedia, Multi-pathway, Multi-receptor Exposure and Risk Assessment)	Modello multimediale (screening level)	Acqua, suolo, aria, sedimenti, habitats popolazioni ecologiche terrestri e acquatiche	e concentrazioni comparti ambientali e rischi per il biota

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
USA-CEAM-EPA	MINTEQA2	Modello multimediale (speciazione geochimica)	Acqua	distribuzione di massa tra specie disciolte, assorbite e precipitate in diverse condizioni
USA-CEAM-EPA	MMSOILS (Multimedia Contaminant Fate, Transport, and Exposure Model)	Modello multimediale	Acqua, suolo, aria, piante, pesce	concentrazioni comparti ambientali
USA-CEAM-EPA	MULTIMED (Multimedia Exposure Assessment Model)	Modello multimediale	Acqua, suolo, aria	concentrazioni comparti ambientali
USA-California	CalTOX	Modello multimediale	Acqua, suolo, aria, piante, sedimenti	concentrazioni nei comparti ambientali
CANADA-CEMC	AirWater Model	Modello multimediale basato sulla fugacità (ripartizione)	Acqua, aria	quantità della sostanza chimica in ogni mezzo tempi di persistenza in ogni mezzo fugacità di ogni mezzo concentrazioni fugacità allo stato stazionario trasporto tra i comparti e tassi di perdita e valori costante del grado di fugacità valori capacità di fugacità e concentrazioni in tutti i subcomparti
CANADA-CEMC	BASL4	Modello multimediale basato sulla fugacità (ripartizione)	Suolo, biota	trasporto della sostanza chimica nel suolo:valori capacità di fugacità e fugacità concentrazioni per fase e strato di suolo quantità per fase e strato di suolo flussi e valori costante del grado di fugacità trasporto della sostanza chimica nel biota: valori capacità di fugacità e fugacità concentrazioni flussi e valori costante del grado di fugacità
CANADA-CEMC	ChemCAN	Modello multimediale (specifico per il Canada)	Suolo, acqua, aria, sedimenti, vegetazione, pesce	coefficienti di ripartizione valori capacità di fugacità concentrazioni e quantità per ogni comparto valori costante del grado di fugacità tassi di perdita per reazione e advezione tempi di residenza delle sostanze chimiche fugacità di ogni mezzo tassi di trasporto tra i comparti
CANADA-CEMC	EQC (Equilibrium Criterion)	Modello multimediale valutativo	Suolo, acqua, aria, sedimenti, pesce	parametri ambientali valori capacità di fugacità e costante del grado di fugacità fugacità del sistema o di ogni comparto concentrazioni e quantità in ogni comparto tempi di permanenza della sostanza chimica

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
CANADA-CEMC	Fish Model	Modello bioaccumulo	Acqua, pesce	fattori di bioconcentrazione, tempi di permanenza valori capacità di fugacità per tutte le fasi concentrazioni e fugacità assorbimento attraverso le branchie, dal cibo trasferimenti di intestino/sangue perdita attraverso le branchie, per metabolismo, per diluizione di crescita, per escrezione di cibo non digerito valori di D e flussi per tutti i processi
CANADA-CEMC	FoodWeb	Modello catena alimentare	Acqua, sedimenti, organismi della catena alimentare	parametri della catena alimentare e dell'organismo concentrazioni ambientali allo stato stazionario e fugacità valori capacità di fugacità e costante del grado di fugacità concentrazioni e fugacità di ogni specie dettagli dei tassi di processo incluso il flusso netto di contaminante da preda a consumatore
CANADA-CEMC	Level I	Modello multimediale basato sulla fugacità (ripartizione)	Suolo, acqua, aria, sedimenti, pesce	coefficienti di ripartizione valori capacità di fugacità fugacità del sistema concentrazioni relative e quantità per ogni comparto
CANADA-CEMC	Level II	Modello multimediale basato sulla fugacità (ripartizione e trasporto all'equilibrio)	Suolo, acqua, aria, sedimenti, pesce	valori costante del grado di fugacità tassi di perdita per reazione e advezione tempi di residenza delle sostanze chimiche
CANADA-CEMC	Level III	Modello Multimediale basato sulla fugacità (ripartizione e trasporto allo stato stazionario)	Suolo, acqua, aria, sedimenti, pesce	fugacità di ogni mezzo tassi di trasporto tra i comparti valori costante del grado di fugacità tassi di perdita per reazione e advezione tempi di residenza delle sostanze chimiche concentrazioni
CANADA-CEMC	Sediment Model	Modello multimediale (ripartizione)	Acqua, sedimenti	fugacità di acqua e sedimenti fugacità assumendo lo stato stazionario se raggiunto fattore di bioconcentrazione valori capacità di fugacità per tutte le fasi quantità e concentrazioni per tutte le fasi valori costante del grado di fugacità, e flussi per tutti i processi
CANADA-CEMC	Soil Model	Modello multimediale (ripartizione)	Suolo	fugacità del suolo valori capacità di fugacità per tutte le fasi quantità e concentrazioni per tutte le fasi valori costante del grado di fugacità e flussi per tutti i processi

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
CANADA-CEMC	STP (Sewage Treatment Plant)	Modello multimediale (ripartizione e trasporto)	e Acqua	valori capacità di fugacità valori costante del grado di fugacità concentrazioni delle fasi all'equilibrio stazionario flussi di processo quantità relativa di sostanza chimica che può essere strippata o può volatilizzare, assorbita nei fanghi, biodegradata e scaricata nell'effluente
CANADA-CEMC	TaPL3	Modello multimediale valutativo	Acqua, aria	valori costante del grado di fugacità dei processi individuali per ogni emissione in aria e emissione in acqua: persistenza ambientale complessiva potenziale di trasporto a lungo raggio capacità del mezzo di trattenere la sostanza chimica dopo la deposizione emissioni totali nel sistema fugacità e valori capacità di fugacità in ogni mezzo concentrazioni e quantità per ogni mezzo valori costante del grado di fugacità e tassi di perdita tassi di trasporto tra i comparti e valori costante del grado di fugacità valori costante del grado di fugacità per il processo individuale
CANADA-CEMC	QWASI	Modello acque superficiali	Acqua, aria, sedimenti	valori capacità di fugacità valori costante del grado di fugacità fugacità concentrazioni e quantità per ogni comparto
CANADA Simon Fraser University	AQUAWEB	Modello catena alimentare	Acqua, sedimenti	per ogni organismo della catena alimentare: concentrazione stimata fattore di bioconcentrazione stimato fattore di bioaccumulo stimato fattore di accumulo biota-sedimento stimato fattore di bioaccumulo misurato
CANADA Simon Fraser University	BAF-QSAR	Modello catena alimentare	Acqua	per ogni livello trofico: fattore di bioconcentrazione fattore di bioaccumulo
CANADA Simon Fraser University	EcoFate	Modello composito	Acqua superficiale, acqua marina	concentrazioni in acqua sedimenti e biota
CANADA Simon Fraser University	Gobas	Modello bioaccumulo	Acqua	costante del tasso di assorbimento dalle branchie costante del tasso di eliminazione dalle branchie costante del tasso di trasformazione metabolica costante del tasso di assorbimento alimentare costante del tasso di escrezione fecale costante del tasso di crescita

Allegato - Tools disponibili per ERA

PAESE	MODELLO	CATEGORIA	COMPARTI-TARGET AMBIENTALI	PRINCIPALI OUTPUT AMBIENTALI
CANADA Simon Fraser University	San Francisco Bay Food-Web Bioaccumulation Model for PCBs	Modello catena alimentare	Acqua, sedimenti	fattore di accumulo biota sedimento per ogni cogenere di PCB
CANADA-University of Toronto	CoZMo-POP	Modello dinamico multimediale di destino e trasporto basato sulla fugacità	Foresta, suolo, acqua, aria, sedimenti	concentrazioni e fugacità in aria, acqua e sedimenti
CANADA-University of Toronto	Globo-POP	Modello multimediale basato sulla fugacità	Suolo, acqua (anche oceani), aria, sedimenti	concentrazioni e fugacità in aria, acqua e sedimenti
CANADA University of Toronto	POPCYCLIN G-Baltic	Modello Multimediale basato sulla fugacità	Suolo, acqua (anche oceani), aria, sedimenti	fugacità concentrazioni nelle fasi concentrazione nella fase solida per aerosol e sedimenti quantità tassi di reazione (perdite per degradazione) flussi di deposizione atmosferica flussi di volatilizzazione concentrazioni in aria, acqua e sedimenti
CANADA-University of Toronto	ppLFR-based Level III	Modello multimediale basato sulla fugacità	Suolo, acqua, aria, sedimenti, pesce	coefficienti di ripartizione molecole di gas-particolato

TABELLA 16 – MODELLI DI ERA A LIVELLO INTERNAZIONALE - DISPONIBILITÀ'

MODELLO	PAESE PRODUTTORE	DISPONIBILITA'
EUSES	UNIONE EUROPEA-RIVM-UK HSE	scaricabile da: https://ec.europa.eu/jrc/en/scientific-tool/european-union-system-evaluation-substances
TRA	UNIONE EUROPEA-ECETOC	scaricabile su richiesta da: http://www.ecetoc.org/tra
CHESAR	UNIONE EUROPEA-ECHA	scaricabile da: https://chesar.echa.europa.eu/web/chesar/download
SANSCRIT	OLANDA-RIVM	
UCSS	USA-EPA	disponibile solo versione beta su richiesta: http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/ucss.htm
ChemSTEER	USA-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/chemsteer.htm
E-FAST	USA-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/efastdl.htm
ReachScan	USA-EPA	attualmente non disponibile
IGEMS/CSM	USA-EPA	attualmente non disponibile
3DFEMWATER	USA-CEAM-EPA	scaricabile da:

Allegato - Tools disponibili per ERA

MODELLO	PAESE PRODUTTORE	DISPONIBILITA'
3DLEWASTE		http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/3dfemwater3dlewaste
PRZM3	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/przm3-version-3123
WhAEM2000	USA-CEAM-EPA	scaricabile da http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/whaem2000
AQUATOX	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/aquatox-31-download-page
EFDC	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/environment-fluid-dynamics-code-efdc-download-page
EXAMS	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/ceampubl/examsmap.htm
EXPRESS	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/express
GCSOLAR	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/gcsolar
HSCTM2D	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/hsctm2d
HSPF	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://sdi.odu.edu/model/hspf.php
QUAL2K	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/qual2k.html
RUSLE2	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=6038
SWMM	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm#downloads
Virtual Beach	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/virtual-beach-30-download-page
Visual Plumes	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/visual-plumes
WASP	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html
WHATIF	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/whatif-watershed-health-assessment-tools-investigating-fisheries-download
WMOST	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/wmost-10-download-page
ACE	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/ace
BASS	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/bioaccumulation-and-aquatic-system-simulator-bass-download-page
FGETS	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/fgets
SERAFM	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/serafm-download
Web-ICE	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/webice/iceDownloads.html
3MRA	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/3mra
MINTEQA2	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/minteqa2
MMSOILS	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/mmsoils
MULTIMED	USA-CEAM-EPA	scaricabile da: http://www2.epa.gov/exposure-assessment-models/multimed
CalTOX	USA- California	scaricabile da:

Allegato - Tools disponibili per ERA

MODELLO	PAESE PRODUTTORE	DISPONIBILITA'
		https://www.dtsc.ca.gov/AssessingRisk/ctox_dwn.cfm
AirWater Model	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/AW2D.html
BASL4	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/BASL4110D.html
ChemCAN	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600D.html
EQC	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2D.html
Fish Model	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/Fish2D.html
FoodWeb	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/Foodweb200D.html
Level I	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/L1300D.html
Level II	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/L2v300D.html
Level III	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/L3280D.html
Sediment Model	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/Sedt2D.html
Soil Model	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/Soil3D.html
STP	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/STP211D.html
TaPL3	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/TP300D.html
QWASI	CANADA-CEMC	scaricabile da: http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/QWASI310D.html
AQUAWEB	CANADA- Simon Fraser University	scaricabile da: http://www.rem.sfu.ca/toxicology/models/aquaweb/
BAF-QSAR	CANADA- Simon Fraser University	scaricabile da: http://www.rem.sfu.ca/toxicology/models/baf-qsar/
EcoFate	CANADA- Simon Fraser University	scaricabile da: http://www.rem.sfu.ca/toxicology/models/ecofate/
Gobas	CANADA- Simon Fraser University	scaricabile da: http://www.rem.sfu.ca/toxicology/models/
San Francisco Bay Food-Web Bioaccumulation Model for PCBs	CANADA- Simon Fraser University	scaricabile da: http://research.rem.sfu.ca/toxicology/models/models.htm
CoZMo-POP	CANADA-University of Toronto	scaricabile da: http://www.utsc.utoronto.ca/labs/wania/downloads/
Globo-POP	CANADA-University of Toronto	scaricabile da: http://www.utsc.utoronto.ca/labs/wania/downloads/
POPCYCLING-Baltic	CANADA-University of Toronto	scaricabile da: http://www.utsc.utoronto.ca/labs/wania/downloads/
ppLFR-based Level III	CANADA-University of Toronto	scaricabile da: http://www.utsc.utoronto.ca/labs/wania/downloads/