



Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie,
l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile



Ministero dello Sviluppo Economico

RICERCA DI SISTEMA ELETTRICO

Documento CERSE-UNIBO RL 1304/2010

Linee Guida alla valutazione del rischio da installazioni nucleari

M. Sumini, F. Teodori



LINEE GUIDA ALLA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DA INSTALLAZIONI NUCLEARI

M. Sumini, F. Teodori

Settembre 2010

Report Ricerca di Sistema Elettrico

Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico – ENEA

Area: Produzione e fonti energetiche

Tema: Nuovo Nucleare da Fissione

Responsabile Tema: Stefano Monti, ENEA



CIRTEN
CONSORZIO INTERUNIVERSITARIO
PER LA RICERCA TECNOLOGICA NUCLEARE

ALMA MATER STUDIORUM - UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

**DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA ENERGETICA, NUCLEARE E DEL CONTROLLO
AMBIENTALE**

Linee Guida alla valutazione del Rischio da Installazioni Nucleari

CIRTEN-UNIBO RL 1304/2010

AUTORI

M. Sumini

F. Teodori

Bologna, Settembre 2010

Lavoro svolto in esecuzione della linea progettuale LP5 punto B1 - AdP ENEA MSE del 21/06/07
Tema 5.2.5.8 – “Nuovo Nucleare da Fissione”.

Indice

1	La valutazione integrata del rischio	2
2	I Possibili approcci	4
2.1	Approccio classico da regolamentazione	4
2.2	Approccio ibrido quantitativo - qualitativo	5
2.3	Approccio a modellizzazione leggera	5
2.4	Analisi classica d'incertezza	5
2.5	Limitazione dell'incertezza	6
2.6	Monitoraggio delle barriere	6
3	Prospettiva più ampia	7
3.1	Reti di dipendenza	7
3.1.1	Reti specifiche della locazione	7
3.1.2	Reti recettore specifiche	8
4	Struttura delle valutazioni di impatto e rischio	10
4.1	Principi ed obiettivi	10
4.2	Processo d'analisi	11
4.3	L'approccio integrato	14
4.4	Le fasi dell'analisi	14
5	Implementazione	16
5.1	Identificazione recettori e pathway	16
5.2	Strategie di modellizzazione	16
5.3	Partecipazione delle comunità	17
6	Effetti sulla salute umana	19
6.1	Valutazione della "tossicità"	19
6.2	Esposizione	20
7	Conclusioni	22
7.1	Requisiti di un codice	23
7.1.1	Requisiti necessari	24
7.1.2	Requisiti altamente desiderabili	25
7.1.3	Discrezionali	26

Capitolo 1

La valutazione integrata del rischio

Quando si pianifichi una qualunque attività industriale, in un mondo di crescente complessità, l'obiettivo primario è proteggere la salute umana, il benessere e l'ambiente. Il più valido approccio, per migliorare la nostra comprensione di rischio e impatto, in un contesto quanto possibile reale, è l'analisi cumulativa di rischio. Raccogliere ed elaborare informazioni integrate sul range dei possibili effetti di contaminanti e altri "stressori", come anche pianificare azioni, che si possano intraprendere per veicolarli, può portare a politiche più efficaci per ottenere un ambiente "sostenibile". Lo scopo della valutazione di rischio integrato è arricchire la comprensione dei molti fattori di rischio e delle loro relazioni, al fine di meglio supportare decisioni prese per proteggere noi stessi e l'ecosistema. Due sono gli obiettivi chiave:

- facilitare la condivisione di informazioni tra i vari scienziati e amministratori coinvolti nell'analisi di rischio;
- costituire una risorsa per tutte le parti interessate.

In questo rapporto, vengono descritte le strategie, che, allo stato dell'arte e sulla base delle esperienze maturate sul campo, vanno adottate per affrontare le tre tipologie di problemi da risolvere, ogni qual volta si vogliono eseguire valutazioni di rischio e impatto:

- programmazione di una manutenzione protettiva, all'interno della quale rischio e impatto devono essere valutati;
- definizione di un processo per la gestione delle sorgenti di pericolo e delle incertezze relative;
- valutazione dei complessi e interrelati rischi e impatti per esposizione alle sorgenti di pericolo.

La valutazione del rischio richiede l'identificazione delle aree chiave interessate e la selezione degli impatti da sottoporre a studio, a partire da un più largo set di situazioni, che comprenda tutte quelle concettualmente possibili. Per investigare il potenziale di impatti, che non siano stati ancora ben compresi o che possano richiedere un approccio investigativo più innovativo, possono essere necessari studi esplorativi e finalizzati. Questi studi possono essere intrapresi, inizialmente, con obiettivi limitati o generici, per dimostrare la validità dell'attinenza e l'applicabilità dell'approccio proposto o anche per determinare la fattibilità di ulteriori valutazioni.

I tre ambiti base dello studio, che riguardano il disegno generale della valutazione di rischio e impatto, possono essere sintetizzati come segue:

- sviluppare una visione integrale dell'inventario di contaminanti partendo dalle stime correnti e dalle conoscenze storiche; lavorare con le parti interessate, per identificare addizionali collocazioni e categorie di contaminanti, che possano non essere stati inclusi nelle precedenti stime; sviluppare stime di bounding per le sorgenti di contaminazione;
- usare modelli di trasporto di complessità intermedia, per elaborare stime dell'evoluzione della pericolosità del sito e di altre aree potenzialmente interessate; identificare i tempi limite delle strutture di contenimento, ossia i tempi necessari perché possano aver luogo rilasci significativi;
- incrementare l'accettazione delle valutazioni usando approcci a modellizzazione leggera, più concettuali e descrittivi e meno tecnici, per validare le previsioni dei modelli intermedi.

Capitolo 2

I Possibili approcci

Un approccio efficace all'analisi di rischio integrato è necessario tenga conto dei molti fattori, che influenzano i rischi e gli impatti generati dalle installazioni nucleari e del modo nel quale questi rischi vengono percepiti. Molto si è imparato dalle numerose valutazioni, che sono state fatte nel passato sui siti di gestione del combustibile nucleare, distribuiti sul territorio italiano. Molti approcci e metodologie sono disponibili per queste valutazioni, alcuni tradizionali, altri di nuova concezione. Usando diverse di queste possibili metodologie nella giusta combinazione, può essere sviluppata una valutazione di robusta struttura. L'implementazione di questa struttura dipende da molti fattori, tra i quali gli effetti degli interessi in gioco (sanitari, ambientali, economici, sociologici), e dagli obiettivi della valutazione.

2.1 Approccio classico da regolamentazione

L'approccio classico si basa su procedure formali di valutazioni di rischio, come descritte dall'EPA e da organi di controllo nazionali e locali, disponibili in numerosi documenti guida. Questo approccio, che è stato fatto proprio da molti paesi, fornisce un insieme di regole standard da seguire per quantificare l'impatto ambientale e sanitario di un determinato sito. A sostenere questa metodologia, sono disponibili un gran numero di modelli, inclusi modelli di trasporto in acqua, in atmosfera e nel sottosuolo, così come sono disponibili numerose guide sulle tecniche di valutazione dei fattori chimico-fisici, dell'esposizione, della tossicità. L'approccio classico viene visto come l'approccio migliore su tutti, dal punto di vista scientifico. Tuttavia presenta dei limiti:

- può essere dispendioso in termini di tempo e di raccolta dati;
- si applica tipicamente ad un problema alla volta (così che gli effetti combinati non sono presi in considerazione);
- i responsabili delle installazioni tendono ad essere diffidenti dei modelli usati.

Malgrado questi limiti, questo approccio è la prima linea di difesa contro l'inquinamento ambientale. In alcune situazioni può essere utile migliorarlo, con altri metodi di valutazione di impatto e rischio.

2.2 Approccio ibrido quantitativo - qualitativo

Questo approccio combina dati quantificabili (sia misurati che stimati con l'ausilio di strumenti di calcolo e simulazione) con informazioni qualitative, potremmo dire descrittive, ove questi dati non siano disponibili. Un buon esempio di questo approccio ibrido sono le valutazioni epidemiologiche, come le stime di insorgenza delle varie tipologie di tumore, dove le stime si basano più su analisi di "serie storiche" piuttosto che su dati direttamente misurabili. Altri esempi sono le previsioni di impatto socio economico; in altre parole si tratta di tutti quegli ambiti nei quali gli effetti si possono qualitativamente prevedere, ma per i quali è pressoché impossibile individuare delle variabili di controllo, che ne permettano una vera e propria quantificazione. Un approccio puramente qualitativo ha poco significato, ma congiuntamente a strumenti quantitativi permette di inserire la contaminazione o altri valori in un contesto realistico, rendendo i dati meno astratti.

2.3 Approccio a modellizzazione leggera

Questo è un approccio concettuale basato sui risultati sperimentali, con un ricorso minimo ai modelli numerici. Non si tratta di un approccio metodologico unico, quanto piuttosto di una collezione di metodologie, che perseguono il risultato provvedendo dei limiti ragionevoli alle conseguenze e identificando le maggiori variabili sensibili del sistema. Caratteristiche di questo approccio sono:

- si basa su un'analisi semplificata e per lo più dipende dall'uso di dati misurati piuttosto che da "predizioni" di modelli;
- individua le componenti principali del sistema oggetto d'analisi, ossia quelle componenti che giocano un ruolo primario nel definire la risposta del sistema stesso;
- si limita a determinare la risposta del sistema nel suo complesso piuttosto che la risposta di ciascun singolo componente

Questo approccio è orientato alla trasparenza verso i gestori, usando rappresentazioni concettualmente semplici da capire e che si basano su osservazioni di misura, piuttosto che su predizioni teoriche. Esso non vuole sostituirsi a modelli complessi, vuole affiancarsi ad essi. In linea generale i modelli teorici complessi sono orientati alla credibilità scientifica, mentre l'approccio a modellizzazione leggera è orientato alla credibilità da parte dei gestori e della popolazione. La forza di questo approccio sta proprio nella comunicazione, per ottenere accettazione da parte del pubblico dei rimedi proposti.

2.4 Analisi classica d'incertezza

I modelli sono strumenti potenti per predire e stimare rischio e impatto, tuttavia delle incertezze sono introdotte inevitabilmente dalla natura delle assunzioni, che vengono fatte, così come incertezze sono inerenti alla raccolta dei dati, che poi sono utilizzati nei modelli. L'approccio classico all'analisi di incertezza tenta di dare limiti alle possibili fluttuazioni delle predizioni dei modelli e di individuare le variabili sensibili, che più influenzano la risposta del sistema. Tipicamente si individua il risultato più probabile e, con tecniche Monte Carlo, vengono lanciate un gran numero di simulazioni, con parametri che vengono fatti variare in modo casuale, scegliendo per ciascuno di essi una specifica

distribuzione di probabilità. Si ottiene così uno spettro di possibili risultati, distribuiti secondo una distribuzione probabilistica, invece di un unico risultato. L'analisi Monte Carlo migliora il modello, incorporando esplicitamente variabilità nei dati di input ed evidenziando le maggiori sensitività dello stesso. Il punto debole di questa tecnica è che quando le previsioni sono proiettate su lunghi intervalli di tempo, l'ampiezza dell'incertezza può essere tale, che le stime perdono significato. In tali casi, è solo l'ampiezza dell'incertezza in sé ad avere un significato.

2.5 Limitazione dell'incertezza

Quello di “porre dei limiti” all'incertezza, con tecniche di “upper bounding”, è un approccio utilizzato per potenziare l'analisi classica di incertezza. Piuttosto che partire dal risultato più probabile e lavorare per scoprire il range di variabilità, l'analisi parte, per così dire, dal di fuori definendo un limite al range dei possibili risultati. Questo approccio è particolarmente efficace in situazioni, nelle quali esistano delle incertezze non nei parametri del modello, ma nella concettualizzazione delle condizioni del sito. Invece di concentrarsi sull'analisi Monte Carlo tradizionale e sulla risultante caratterizzazione della variabilità dei parametri, si tenta di porre dei limiti ragionevoli alle possibili deviazioni delle condizioni del sito dal più probabile modello concettuale. Queste deviazioni possono essere usate per stabilire gli estremi del range di incertezza. Per restringere i limiti alle possibili deviazioni, può essere usato un monitoraggio ambientale focalizzato.

2.6 Monitoraggio delle barriere

Il monitoraggio delle barriere è utile in quelle situazioni, nelle quali non tutte le aree del sito possano ragionevolmente tornare ad un livello di rischio compatibile con un uso incondizionato, così che delle barriere sono necessarie per separare le zone a rischio dai gruppi di potenziali recettori. Poiché le barriere hanno una vita limitata, il monitoraggio viene eseguito, per assicurarsi, che le barriere funzionino come previsto e che condizioni del sito nelle adiacenze rimangano sicure. Il metodo consiste nell'identificare la più probabile catena di eventi nei successivi 100 anni (due generazioni), assumendo una graduale degradazione delle barriere. Il passo successivo sta nell'identificare plausibili deviazioni dal processo ipotizzato e stimare i limiti estremi delle conseguenze di tali deviazioni. Quindi si può pianificare un sistema di monitoraggio, che possa tempestivamente prevedere tutte le possibili deviazioni e predisporre interventi in risposta. Il vantaggio di questo approccio è che non mira a eliminare tutte le possibili incertezze prima dell'inizio dell'opera di confinamento. Invece, gestisce potenziali deviazioni dal previsto corso degli eventi, attraverso un'opera di monitoraggio e approntando piani di emergenza contingenti. Questo approccio è usato congiuntamente con metodologie standard di valutazione e gestione del rischio, non si sostituisce al metodo classico da regolamentazione. Le informazioni che provengono dalle metodologie standard servono a pianificare le attività di monitoraggio. Così il monitoraggio servirà a rilevare quei contaminanti, che costituiscono la minaccia maggiore e a controllare quelle variabili sensibili identificate dalle metodologie classiche di valutazione del rischio. Anche posizione e la cadenza temporale delle operazioni di monitoraggio sono stabilite sulla base delle simulazioni.

Capitolo 3

Verso una prospettiva più ampia per valutazioni di impatto e rischio

L'approccio standard alla valutazione del rischio, per siti tipici di rifiuti pericolosi, richiede lo sviluppo di un modello concettuale del sito, che identifichi le sorgenti di contaminazione, i meccanismi di rilascio, le vie di trasporto fino ai recettori e le potenziali modalità di esposizione. I differenti tipi di rischio sono poi spesso valutati singolarmente, piuttosto che concorrentemente in modo integrato, specialmente per siti "piccoli" con limitate contaminazioni e limitate vie di trasporto ed esposizione. Questo approccio è inadeguato, per analizzare siti di grosse dimensioni e complessità. In queste situazioni è auspicabile un approccio, per così dire, esteso, che enfatizzi le vee aree e i relativi recettori. Si tratta di stabilire una rete di relazioni tra le risorse, che permetta poi di produrre una valutazione integrata, cioè di stabilire legami tra i sistemi biologici, socioculturali ed economici.

3.1 Reti di dipendenza

I modelli di trasporto del contaminante permettono di identificare le aree di potenziale impatto, le quali costituiscono elementi chiave per valutare gli effetti. A supporto di questa valutazione, si possono costruire reti di dipendenza (fig.3.1), le quali provvedano un'identificazione qualitativa delle potenziali categorie di impatto (biologiche, socioculturali, economiche) in corrispondenza delle diverse aree di esposizione. Le reti di dipendenza hanno lo scopo di provvedere un esame olistico degli elementi oggetto di impatto.

3.1.1 Reti specifiche della locazione

Questa classe di reti sono costruite allo scopo di identificare le relazioni complesse tra i potenziali recettori nelle diverse locazioni, includendo uomini, fauna, flora, habitat e risorse ambientali. Per essere utili a costruire un modello concettuale, che possa supportare analisi quantitative di rischio e impatto, le reti locazione specifiche devono permettere di identificare:

- gli elementi di risposta specifici ad ogni locazione di potenziale impatto;
- le vie di esposizione, che leghino gli elementi di risposta alla contaminazione per ogni locazione;

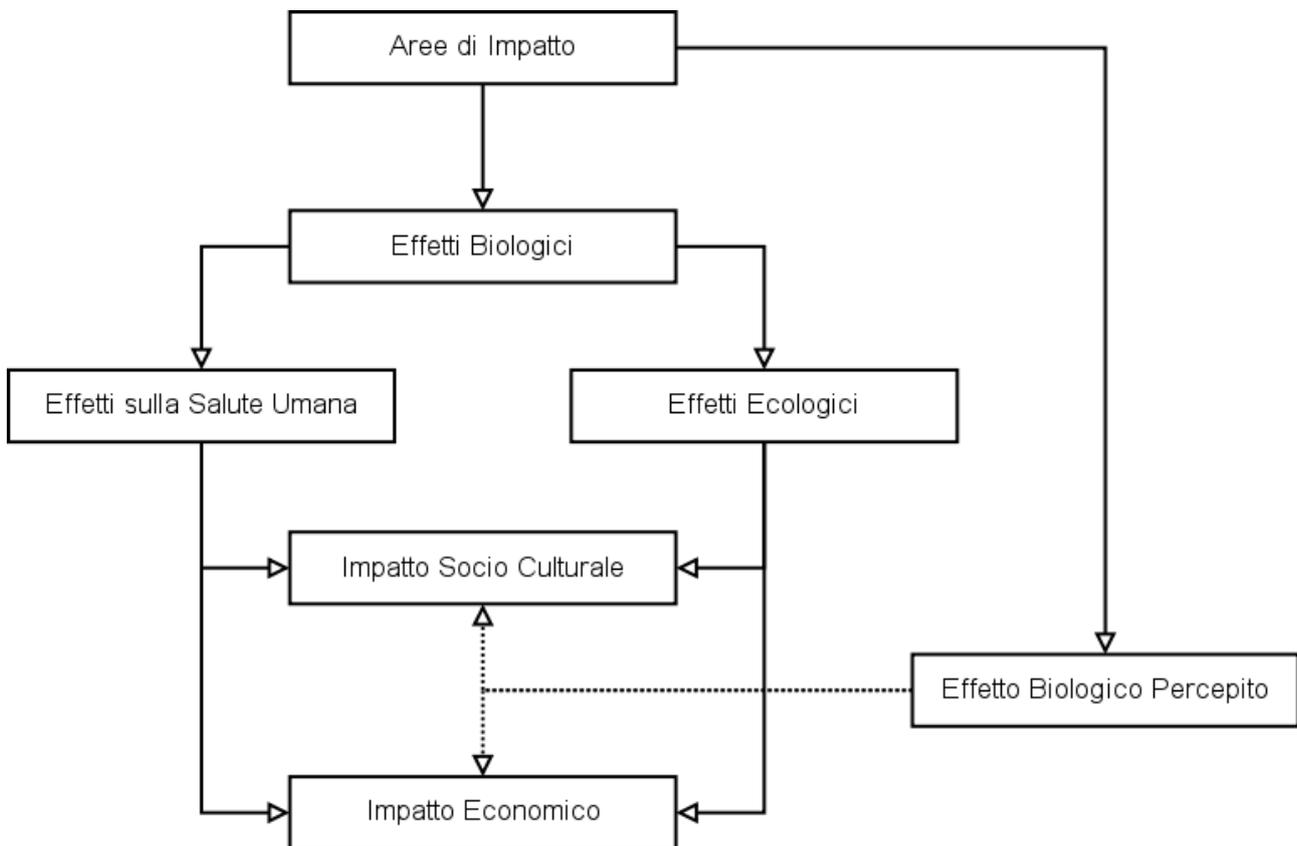


Figura 3.1: Reti di dipendenza

- una rete di effetti per ciascun elemento, che definiscano categorie di effetti (tumori, perdita di occupazione, perdita di continuità culturale);
- una metrica per quantificare l'impatto per ciascuna categoria.

3.1.2 Reti recettore specifiche

Le reti di dipendenza recettore specifiche definiscono la rete di risorse e attività associate a ciascun recettore chiave, che sia stato identificato come potenziale oggetto di effetti biologici significativi. Le risorse associate sono legate alle funzioni e all'uso del recettore chiave. Per esempio, una rete per i prodotti agricoli, che identifichi le sue catene alimentari, economiche e culturali, è utile a valutare gli effetti dell'inibizione della produzione agricola a causa della contaminazione della zona. La delineazione delle risorse associate e delle loro relazioni, reciproche e col recettore, sono fondamentali per capire il valore del recettore stesso. Le reti recettore specifiche devono provvedere:

- le risorse associate a ciascun recettore;
- i requisiti funzionali di ciascuna risorsa associata (esempio minima quantità di recettore chiave, integrità richiesta, stato delle risorse sostitutive);

- una metrica per valutare lo stato di degradazione della risorsa associata;
- la possibilità di relazionare la degradazione di una risorsa al degrado del recettore chiave.

Nello sviluppare queste utili reti di dipendenza per locazioni e recettori, è indispensabile delineare i requisiti analitici, i metodi e le metriche, per valutare adeguatamente ciascun elemento dell'insieme. Una volta che gli elementi delle reti di dipendenza siano stati identificati e definiti e i requisiti di valutazione determinati, gli sviluppatori devono supportare il gruppo di lavoro, per facilitare la determinazione delle complesse relazioni e la selezione dei metodi di valutazione appropriate per quegli elementi.

Capitolo 4

Struttura delle valutazioni di impatto e rischio

Una valutazione integrata di rischio e impatto va strutturata in modo da facilitare la valutazione delle incertezze e predisporre un processo iterativo, per sviluppare le informazioni necessarie per la gestione del rischio. Daremo qui una descrizione dei principi e degli obiettivi di tale struttura. Seguirà una discussione del processo analitico e saranno dati esempi di tecniche di screening e confinamento per gestire le incertezze. Chiuderemo con una panoramica degli elementi costitutivi per un approccio di valutazione integrata di rischio e impatto e suggerimenti per un'appropriate fase di analisi.

4.1 Principi ed obiettivi

Le linee guida discusse nelle precedenti sezioni del documento permettono di costruire una robusta struttura d'analisi, per valutazioni di impatto e di rischio. Essa consiste nell'utilizzo di cognizioni scientifiche solide, nella considerazione di effetti cumulati, nella determinazione delle interdipendenze fra le varie tipologie di rischio e impatto, nella valutazione delle incertezze. Concede molta importanza al coinvolgimento delle parti interessate nel processo di valutazione. L'applicazione di questi principi guida implica una valutazione integrata che consideri, almeno inizialmente:

- tutte le sorgenti di rischio e i possibili scenari di rilascio per il range di attività del sito;
- esposizione dei recettori a tutte le specie contaminanti, incluse le esposizioni che occorrono simultaneamente e possano portare a effetti sinergici;
- tutte le possibili locazioni dei recettori;
- intervalli di tempo, che coprano un realistico orizzonte di pianificazione e si estendano in tempi più lunghi.

Dipendentemente dalla complessità del sito, un approccio, che sia pienamente esaustivo di tutti i punti elencati, può essere proibitivo. Per necessità, una pianificazione delle attività deve riconoscere anche i limiti pratici, dati da limitazioni nel budget, dal tempo e dalle capacità d'analisi. Gli obiettivi chiave per la valutazione del rischio possono essere sintetizzati come segue:

- riconciliare le diverse metodologie, assunzioni e dati usati in passate valutazioni e quelli previsti essere usati in future valutazioni;
- identificare una linea base di attività scientifiche e tecnologiche per rispondere alle necessità di future valutazioni;
- tener conto dell'influenza delle esistenti condizioni ambientali, socioculturali ed economiche;
- considerare gli effetti cumulativi di molte sorgenti;
- considerare gli effetti singoli e cumulativi delle incertezze;
- considerare possibili sinergie tra più contaminanti;
- valutare impatto e rischio nell'immediato e su scale di tempi medie e lunghe.

4.2 Processo d'analisi

Le incertezze, inerenti i livelli di rischio e le localizzazioni, impongono un approccio iterativo alla valutazione, nel quale studi preliminari di ridotto ambito e dettaglio provvedano un'indicazione di dove i futuri studi debbano essere focalizzati (Fig. 4.1). Nella prima fase, dovranno essere condotti molti tipi di studio e, ove possibile, fare ricorso a studi fatti precedentemente, per poi indirizzare gli studi successivi. Con un'accurata selezione di un range definito di termini di sorgente, contaminanti, pathway, effetti e localizzazione dei recettori, uno studio preliminare ben condotto può fornire robusti indicatori sui potenziali impatti e rischi. In questa fase preliminare si devono acquisire informazioni sulla migrazione dei contaminanti (direzioni e ratei) e le più probabili aree di impatto. Queste valutazioni costituiscono le basi, per definire gli ambiti del problema integrato (principali contaminanti, più probabili aree di impatto, tempi per il maggiore impatto). Questi studi preliminari vanno condotti come un'azione congiunta di enti regolatori, popolazioni locali, gestori di impianto e altri soggetti che possano essere interessati. Lo scopo di questo sforzo iniziale è ottenere un quadro globale del problema. Man mano che la valutazione procede, il quadro globale può essere focalizzato appropriatamente, procedendo con modelli di trasporto, caratterizzazione del sito, monitoraggio ambientale. Con un approccio nel quale l'impostazione dello studio è definita in passi successivi, la consultazione dei gestori deve procedere in parallelo con le analisi. Lo scopo di queste consultazioni parallele è assicurare, che, a completamento del lavoro, ci sia un generale accordo sul fatto, che gli ambiti dello studio forniscano adeguate informazioni, sulle base delle quali debbano essere prese le future decisioni. Le decisioni sull'ambito e il contorno dello studio ad ogni iterazione devono essere primariamente responsabilità del gruppo di lavoro, con revisione dei rappresentanti dei gestori e della comunità locale. Un esempio di come una successione di screening e di analisi dettagliate possano essere applicate, per indirizzare valutazioni di impatto e rischio, può essere schematizzato come in tabella 4.1. Lo scopo ultimo è stabilire quale sia la magnitudine del rischio e dell'impatto per il sito in questione

Qualora esista un rischio significativo, si devono individuare i recettori e le aree interessate. Il procedimento è analogo a quello visto precedentemente, lo si può vedere illustrato in tabella 4.2

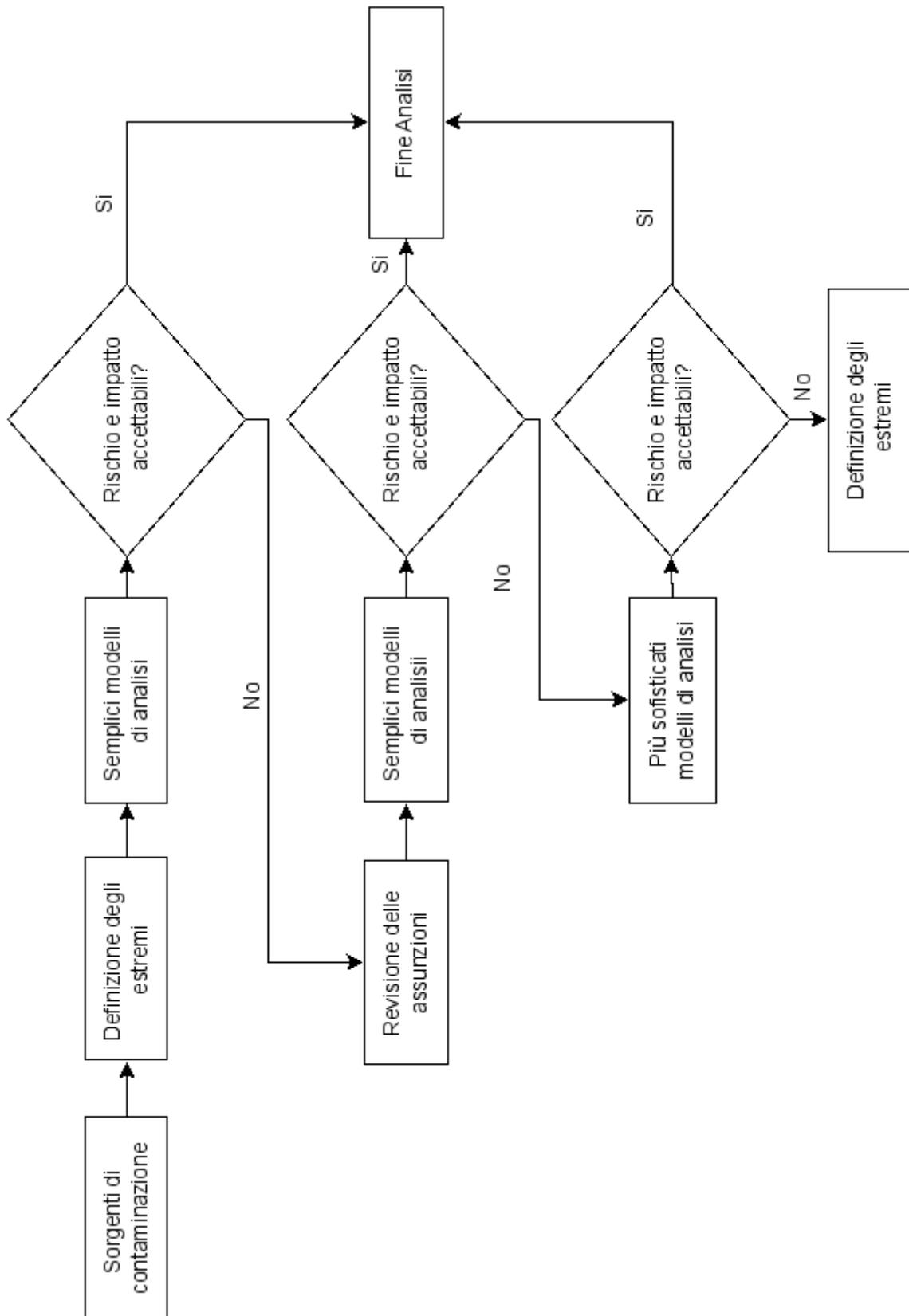


Figura 4.1: Processo iterativo per focalizzare l'analisi di impatto e rischio

Passo	Ambito d'analisi	Metodo	Futuro Passo
1	Qualche significativo rischio o impatto per rilascio dalle potenziali sorgenti?	Semplici modelli	No: 2 Si: 3
2	Qualche significativo rischio o impatto per rilascio 10 volte più grande?	Semplici modelli	No: Fine Analisi Si: 3
3	Quando si registrano effetti significativi con modelli semplificati di migrazione?	Modelli di complessità intermedia (ResRAD, GENII-LIN, RADCAL...)	< 500 anni: 4 >500 Fine Analisi
4	Quali sorgenti sono fonte di rischio e per quali aree?	Iterazioni dei passi 1-3, per sorgenti e aree	5
5	Valutare misure per riduzione impatto	Modelli di complessità intermedia o specializzati	

Tabella 4.1: Successione di analisi

Passo	Elemento di analisi	Metodo	Passo successivo
1	Le concentrazioni di contaminante eccedono i limiti in locazioni chiave?	Screening	Identificazione locazioni e 2
2	Identificazione delle pathway d'esposizione e dei recettori critici	Metodi standard più reti di dipendenza	5
3	Eventuale rischio o impatto biologico	Screening	No: fine analisi Si: 4
4	Eventuale rischio o impatto biologico	Metodi standard combinati con metodi supplementari	No: fine analisi Si: 5
5	Entità del rischio e dell'impatto	Metodi standard combinati con metodi supplementari	

Tabella 4.2: Definizione recettori e aree di impatto

4.3 L'approccio integrato

Le valutazioni di impatto sono più efficaci se disegnate in modo da seguire l'approccio classico suggerito dagli enti regolatori, integrato per incorporare sia le incertezze riguardanti le potenziali concentrazioni di contaminanti nei luoghi di rilascio, sia quelle riguardanti la identificazione dei soggetti interessati. Queste integrazioni possono concretizzarsi in diversi modi. Il primo è un intensivo uso di tecniche di screening e di bounding, che consista nell'identificare le incertezze associate, sia al termine di sorgente, sia agli effetti cumulati dell'esposizione. In secondo luogo, per muoversi nella direzione di una maggiore comprensibilità, si può seguire un approccio ibrido quantitativo/qualitativo, ricorrendo al concetto di reti di dipendenza, esteso a specificare le pathway e l'uptake da parte dei soggetti biologici interessati. In certi contesti è consigliabile un approccio a modellizzazione leggera, per fornire limiti realistici sulle proiezioni e per aumentare la comunicabilità dei risultati ai gestori

4.4 Le fasi dell'analisi

E' possibile rendere la struttura della valutazione integrata di rischio più efficace e meno onerosa economicamente, seguendo uno schema a fasi come in figura 4.2. L'output di una fase determina le necessità e gli obiettivi delle fasi successive. Per quanto la struttura del processo possa variare di situazione in situazione, possiamo distinguere tre fasi fondamentali, dalle quali non si dovrebbe mai prescindere.

Nella prima fase, si devono stimare le concentrazioni di contaminanti, alle quali si è esposti, per l'intero set di aree e tipologie di esposizione. Si devono considerare, come minimo, concentrazioni al suolo, concentrazioni in aria, concentrazione nelle falde, concentrazione nei corsi d'acqua. Livelli limite di concentrazione devono essere previsti nel breve periodo (fino a 10 anni), fino a 50 anni (circa una generazione) e nel lungo periodo, ossia centinaia o migliaia di anni. La stima di queste concentrazioni permette l'identificazione di ogni significativo livello di contaminanti, per ognuna delle aree, basata su criteri di screening applicati ai singoli contaminanti o ad aggregazioni di essi. Questa analisi permette di identificare le aree di impatto e le combinazioni di contaminanti per condurre uno studio dettagliato.

Nella seconda fase, l'analisi deve procedere alla identificazione dei ricettori biologici e delle pathway, noti i contaminanti e le aree impatto. In questa fase possono essere un efficace ausilio le informazioni fornite dalle reti di dipendenza, tuttavia è richiesto lo sviluppo di informazioni specifiche e ben quantificate. Sulla base degli scenari di esposizione e delle concentrazioni stimate di contaminanti, si devono valutare i rischi per la salute, per l'ecosistema e i possibili impatti socioculturali. Queste valutazioni devono coprire i singoli contaminanti e, per quanto possibile, effetti sinergici e cumulati. E' in questa seconda fase che i rischi e gli impatti devono essere identificati.

Nella terza fase, si deve valutare l'impatto, che risulti dagli effetti biologici stimati. Queste valutazioni richiedono l'identificazione dei legami socioculturali ed economici delle risorse contaminate, identificazione da fare sulla base delle reti di dipendenza e soprattutto sui metodi standard e consolidati, usati per fare valutazioni economiche e sociologiche. Nella pratica in questa terza fase vanno condotte analisi, sulla base delle quali devono essere identificati gli impatti e devono essere preparate delle stime, per quanto sommarie. La seconda e terza fase possono essere reiterate per valutare misure volte a minimizzare rischio e impatto.

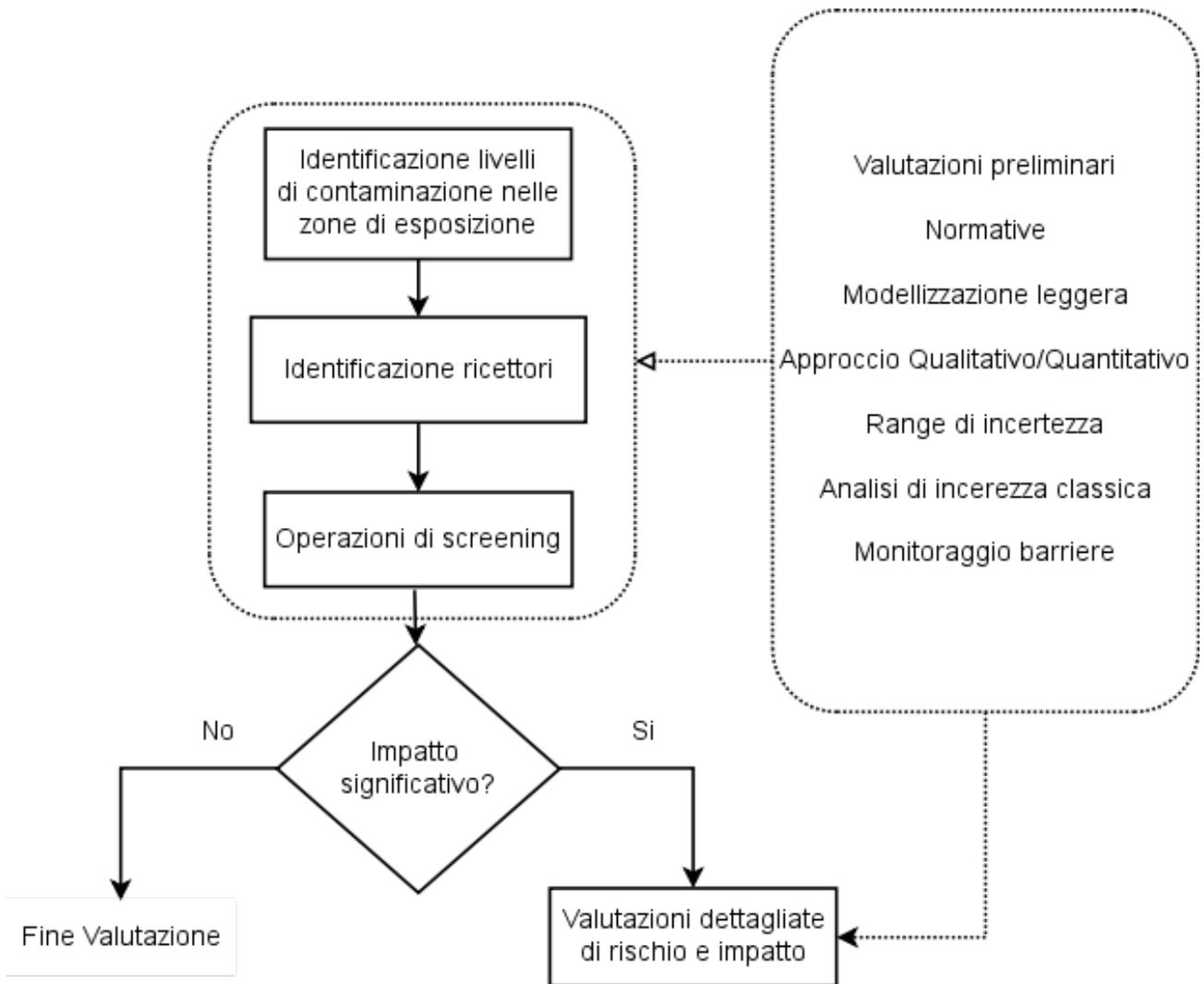


Figura 4.2: Le fasi dell'analisi

Capitolo 5

Implementazione

Nell'implementazione di quanto discusso fin ora bisogna affrontare tre problemi:

- identificazione dei recettori e delle pathway a supporto della valutazione di impatto;
- strategie di modellizzazione per limitare le incertezze;
- partecipazione dei gestori al processo di valutazione.

5.1 Identificazione recettori e pathway

Le reti dipendenza possono essere un valido strumento per identificare recettori e pathway, se accompagnate da strumenti standard. Possono giocare un ruolo chiave nella comunicazione con gli organismi di controllo e regolamentazione, i gestori e le popolazioni locali.

5.2 Strategie di modellizzazione

In ciascuna delle fasi, il procedimento da seguire deve essere di tipo iterativo, muovendo dalla definizione di contorni limite verso un'analisi via via più focalizzata. Si deve iniziare con modelli relativamente semplici, che forniscano estremi superiori ai livelli di contaminazione a determinate locazioni o all'uptake di un particolare recettore. Questi valori estremi devono essere usati per valutazioni, che tengano conto delle informazioni sulle pathway e sulle reti di dipendenza. Se l'assunzione di questi valori limite porta a previsioni di impatto, che siano al di sotto dei limiti accettabili, l'analisi è completa, una decisione può essere presa e un'analisi di incertezza non necessita di essere eseguita. Per quanto questo possa essere il caso per molti contaminanti, in generale, non è possibile eliminare tutti i contaminanti con un'analisi di questo tipo. Così, in certi casi, si richiede una più dettagliata stima di rilascio, trasporto e uptake. L'analisi limite è uno strumento efficace e poco dispendioso per focalizzare le risorse analitiche. In generale il modello più semplice, che sia consistente con i dati e che produca l'informazione necessaria per supportare decisioni, è quello che si deve usare in analisi. Più il modello è semplice, più risulterà trasparente ai gestori. Inoltre, i modelli più sofisticati richiedono più dati e quindi le sorgenti di incertezza (anche se non necessariamente l'ampiezza di questa) aumentano. Lo sviluppo e l'adozione di modelli più sofisticati vanno perseguiti solo quando sia chiaro, che modelli semplici non possano essere usati a supporto delle decisioni e che ci sia

un'alta probabilità, che modelli più sofisticati siano utili nell'analisi. Scegliere di adottare un modello implica che i dati siano disponibili o che possano ragionevolmente essere ottenuti e che le incertezze possano essere valutate.

5.3 Partecipazione delle comunità

E' auspicabile, che le parti interessate giochino un ruolo non marginale nel processo di valutazione del rischio. L'obiettivo ideale è implementare un processo intensivo di partecipazione, per facilitare la valutazione e le decisioni da prendere in merito alla pianificazione delle attività di gestione del sito. L'esperienza passata ha mostrato, che, per arrivare a conclusioni, che siano difendibili e definitive, si deve perseguire una collaborazione paritetica tra gestori ed esperti. Una particolare attenzione richiedono gli input, che vengano dalla comunità locale, intendendo con essa gli organi regolatori, gli abitanti e i soggetti economici. Sono input fondamentali per valutare l'impatto socio culturale ed economico e quindi variabili chiave per l'approccio alla valutazione integrata del rischio. Allo scopo di assicurarsi che le decisioni, elaborate attraverso il progetto integrato, riflettano le priorità e gli ambiti di tutte le parti interessate, si suggerisce di seguire le seguenti linee guida:

- è auspicabile, che la valutazione tecnica di rischio e impatto sia elaborata attraverso un processo di consenso esplicito all'interno di un gruppo di lavoro, che includa i rappresentanti delle comunità e i tecnici;
- è utile, per le delibere di tale gruppo, essere supportate da opportunità sistematiche ed estensive di revisioni e input da parte di una più ampia comunità;
- si devono applicare i principi e i processi di comunicazione del rischio più efficaci possibile;
- le revisioni tecniche devono essere condotte da esperti esterni di analisi del rischio.

I meccanismi di coinvolgimento della comunità variano di situazione in situazione e sono un processo graduale da applicare con continuità. In generale, si consigliano le seguenti direttive:

- stabilire un rapporto di collaborazione strutturato tra i soggetti coinvolti;
- al gruppo di lavoro va data la responsabilità primaria, nel disegnare e implementare gli elementi di valutazione del rischio;
- perché il processo resti trasparente, è utile che le informazioni sulle metodologie, i dati di input, le assunzioni, i risultati siano frequentemente distribuite in un formato di facile comprensione, accessibile da ampi settori delle parti interessate;
- il gruppo di lavoro deve sollecitare input da un ampio spettro delle parti interessate, prima di procedere con le principali iniziative; è auspicabile, che il gruppo di lavoro, oltre a essere composto da esperti nella valutazione del rischio possa, per quanto possibile, acquisire persone, con conoscenze tecniche adeguate, provenienti dalla comunità locale;
- è auspicabile formulare strategie d'azione, per affrontare problemi, sui quali il gruppo di lavoro non riesca a raggiungere un accordo;

- è auspicabile che il gruppo di lavoro utilizzi gli input delle comunità interessate, per portare avanti le proprie discussioni tecniche e che siano ben documentati, sia i contenuti degli input, che l'influenza che hanno avuto sull'implementazione del progetto.

La condivisione di informazioni è importante anche nelle operazioni di ripristino del sito, al termine della fase di emergenza.

Capitolo 6

Effetti sulla salute umana

L'EPA ha sviluppato approcci ampiamente accettati, per valutare rischi per la salute umana, sulla base della tossicità dei radionuclidi, l'esposizione e le caratteristiche dei recettori. Questi approcci enfatizzano l'uso dei fattori di esposizione specifici locali, quando disponibili, e l'uso di valori di default quando necessario. Perché si abbiano effetti sulla salute umana, gli esseri umani devono essere esposti a un contaminante o a un gruppo di contaminanti, a livelli sufficienti da causare allarme. Predizioni del potenziale di questo allarme sono spesso basate su misure di concentrazioni attuali combinate con i dati di tossicità. Valutare i futuri effetti potenziali sulla salute umana è problematico a causa della difficoltà nel predire il trasporto dei contaminanti e la loro distribuzione, le attività e le condizioni degli esseri umani.

6.1 Valutazione della “tossicità”

Gli effetti tossicologici da esposizione interna ed esterna ai contaminanti includono

- mortalità e
- patologie tumorali non fatali.

Si suggerisce che il set di potenziali contaminanti sia messo in relazione con i possibili effetti finali sulla salute organizzandoli in “matrici di tossicità”, sviluppate sulla base delle informazioni provenienti dalle diverse fonti. L'EPA consiglia l'uso delle Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST), che vengono periodicamente aggiornate.

L'approccio matriciale, suggerito per riassumere le informazioni tossicologiche esistenti per tutti i contaminanti, identificati per le aree di impatto, può fornire una struttura portante, per valutare possibili effetti combinati dell'esposizione a diversi radionuclidi, attraverso l'identificazione di contaminanti, che hanno simili modi d'agire e simili organi bersaglio. Le concentrazioni di contaminanti co-locali nelle aree di impatto saranno più leggibili, in relazione al loro potenziale, nel causare effetti dannosi alla salute umana.

Nella pratica lo schema da seguire è il seguente:

- costruire una matrice di tossicità per tutti i possibili contaminanti, in modo da identificare le sostanze, che siano note essere tossiche o la tossicità delle quali sia probabile;

- comparare le concentrazioni correnti e previste nelle aree di impatto con le concentrazioni note dare effetti tossici, per focalizzare future analisi;
- determinare dei cutoff per i livelli di rischio, al di sotto dei quali il contributo percentuale al rischio complessivo sia trascurabile;
- identificare eventuali gruppi di contaminanti, che abbiano le potenzialità di produrre effetti interattivi.

Quei contaminanti, per i quali l'evidenza scientifica mostri effetti sulla salute significativi, alle concentrazioni attuali o previste, devono essere considerati per valutazione prioritaria. Priorità devono avere anche quei contaminanti presenti ciascuno in concentrazioni al di sotto del livello di guardia, ma che, presi in gruppo, possano dar luogo a sinergie. Quei contaminanti, potenzialmente nocivi, per i quali non siano previsti effetti sulla salute, ai livelli di concentrazione previsti o reali, devono essere sorvegliati.

6.2 Esposizione

I fattori, che determinano l'esposizione, sono funzioni“ delle attività e del comportamento delle popolazioni e degli individui. La combinazione di aree di impatto e relative attività forniscono la base di queste valutazioni. Queste considerazioni includono presenti e potenzialmente future popolazioni e sotto-popolazioni (come bambini, adolescenti, lattanti...), stime di esposizione individuale, media e massima, e stime di esposizione dell'intera popolazione. L'identificazione delle popolazioni sensibili e delle relative sotto-popolazioni, va condotta caso per caso, considerando che si tratta di una variabile dinamica, che evolve nel tempo nel tempo, in numero e composizione. Per quanto riguarda gli individui, dovrebbero essere considerati sia l'individuo massimamente esposto, che l'individuo mediamente esposto. Gli scenari di esposizione e le aree di impatto sono dinamici non statici e vanno monitorati e ridefiniti con continuità, in collaborazione con le entità locali. Il processo di definizione deve includere considerazioni sull'esposizione esterna, l'ingestione, l'inalazione, sulle catene di decadimento e sui metaboliti attivi, come indicato dai contaminanti e dai media. Le fasi principali del processo di definizione includono:

- identificare una lista di scenari di esposizione realistici per le aree di impatto, con input dagli enti regolatori, dai gestori, dagli abitanti; questi scenari devono tener conto degli individui, delle sotto-popolazioni e di eventuali condizioni eccezionali di esposizione, per ogni data area;
- individuare un set di scenari campione dalla lista, in modo da coprire un range significativo; questo set può essere focalizzato, valutando gli elementi e le relazioni, identificati dalle reti concettuali di dipendenza, insieme ai dati e ai metodi classici, e sviluppando nuovi modelli concettuali qualitativi, per guidare la valutazione; per coloro che fossero interessati a scenari alternativi, si possono fornire strumenti “unitari”, per permettere una costruzione personalizzata di un ampio range di scenari, riflettendo concentrazioni unitarie e tempi di esposizione unitari, con valori di tossicità contaminante-specifici, per le assegnate vie di esposizione; l'ammontare dei contaminanti e l'estensione dell'esposizione, possono essere scalati a fittare l'area e lo scenario in esame.

Il gruppo di analisi del rischio, già dalle prime fasi, deve sviluppare criteri per la selezione degli scenari da analizzare per le diverse aree di impatto. Questo processo deve enfatizzare l'uso di un range limitato e rappresentativo di scenari, piuttosto che del set completo di tutte le possibili situazioni. In generale un processo di valutazione dell'esposizione, deve partire dalla definizione del set di contaminanti, attraverso uno screening di tossicità. Per valutare l'esposizione, si devono considerare solo quegli scenari per le aree di impatto, nei quali un contaminante o un gruppo di contaminati sia, o si prevede possa essere, ad un livello di potenziale allarme per la salute. Gli scenari di esposizione devono poi essere ordinati per magnitudine, severità e credibilità. I passi da seguire sono:

- sviluppare matrici di tossicità per tutti i contaminanti identificati in un'area o che si prevedano migrare fino ad essa; utilizzare i dati disponibili e i modelli di trasporto, per identificare i contaminanti, quelli attualmente presenti e quelli potenzialmente pericolosi in futuro;
- condurre uno screening, sulla base delle concentrazioni attuali e di quelle previste in futuro, confrontate con gli standard e le linee guida suggerite dagli enti regolatori;
- identificare appropriati scenari di esposizione e recettori per le date aree di impatto;
- quantificare potenziali esposizioni e rischi per quei recettori, con metodologie standard e innovative; fornire una discussione qualitativa, ove dati non siano disponibili per un completo calcolo del rischio; le incertezze e le stime di rischio devono essere chiaramente stabilite e discusse

Capitolo 7

Conclusioni

La necessità di inserire le valutazioni di impatto e rischio in un contesto il più possibile reale, in un mondo di complessità crescente, impone l'adozione di strategie di valutazione atte ad affrontare un ampio range di problemi ecologici, sociali e culturali, oltre a quelli solitamente inclusi in una classica valutazione di impatto. Estendere le modalità di valutazione del rischio secondo queste direttrici, senza rendere l'analisi improponibile o troppo costosa, richiede che venga data attenzione al problema di focalizzare le risorse a disposizione, per la valutazione dei più importanti problemi.

La discussione, fin qui condotta, ha identificato i modi, nei quali le valutazioni di impatto possono stimare le condizioni di un sito, con un livello di dettaglio appropriato alla situazione. Due categorie di impatti devono essere investigate.

La prima categoria, che indicheremo come primaria, è la causa diretta, ossia l'effetto di processi biologici dovuti all'esposizione di un organismo alla contaminazione. Gli effetti sulla salute umana e gli effetti ecologici sono le principali componenti di questa categoria, che costituisce il termine di rischio.

L'altra categoria, che definiremo secondaria, comprende gli impatti non direttamente dovuti a processi biologici, come gli impatti economici e socioculturali. Questa categoria include sia impatti, che derivino da effetti primari sulla salute e da azioni intraprese dal pubblico, per evitare il rischio percepito di effetti primari, sia impatti derivati da azioni, intraprese dalle agenzie governative, per prevenire quegli effetti. Le conseguenze economiche del calo di domanda di prodotti che potrebbero essere contaminati e gli effetti psicologici sulla comunità di controversie sulla salute umana o sullo stato dell'ecosistema sono esempi di questo tipo di impatto. Ancora, se i rischi di effetti primari sono sufficientemente alti, da promuovere azioni governative, per prevenire gli effetti sulla salute della popolazione o maggiori effetti ecologici, impatti secondari possono scaturire da queste azioni.

Nel focalizzare le valutazioni di impatto e rischio, per fornire informazioni a supporto delle decisioni da prendere, le relazioni tra impatti primari e secondari forniscono le basi per evitare analisi non necessarie. Questo porta all'esigenza di un'azione di screening degli effetti primari, come la base per definire il fuoco di ogni valutazione di impatto secondario. Tale azione di screening dovrebbe adottare il principio di dominanza, nell'identificare i principali contaminanti, le principali pathway e i principali recettori. Le interrelazioni tra contaminanti e pathway, che forniscono il rischio ad un dato recettore, devono essere considerate, tanto estesamente, quanto permettono le informazioni a disposizione. Le incertezze possono essere incorporate con l'uso di tecniche di bounding. Le reti di dipendenza possono essere utili, nel tracciare relazioni e nell'assicurare, che importanti legami

non siano sovrastimati. Lo sforzo di essere esaustivi, nell'identificare le pathway, dai contaminanti dominanti ai recettori più affetti, deve avere l'effetto di ridurre l'incertezza associata alle analisi di screening. Quelle gestioni del sito, che non risultino bloccare gli impatti primari, nella fase di screening, possono poi essere valutate con una analisi dettagliata che interessi le categorie di impatto primaria e secondaria. Queste valutazioni devono focalizzarsi su impatti che si concretizzino nell'arco di tempo di una singola generazione (50 anni). Impatti oltre detto intervallo di tempo devono essere trattati primariamente in termini più qualitativi, con la prospettiva di trasferimento iterativo di responsabilità sulle valutazioni future, per assicurare un controllo continuo delle condizioni del sito nel tempo.

La determinazione dell'impatto ambientale è, per sua natura, multidisciplinare, coinvolgendo competenze nel campo della radioprotezione, della medicina, della biologia, della fisica dell'atmosfera, dell'idrologia, della socio-economia.

E' indubbia la centralità del problema degli impatti primari sugli esseri umani e sull'ecosistema in generale e l'essenzialità dello sviluppo di strumenti di simulazione di complessità intermedia, specializzati alla determinazione di tali effetti. L'importanza di questi strumenti è confermata dagli sforzi compiuti in questa direzione da centri di ricerca di indubbio prestigio tra i quali citiamo l'Argonne National Laboratory (ANL), il Pacific Northwest National Laboratory (PNL), il Sandia National Laboratory e l'Oak Ridge National Laboratory (ORNL).

7.1 Requisiti di un codice per valutazioni di dose e rischio radiologico

Per selezionare o sviluppare strumenti di calcolo efficaci alla determinazione degli effetti primari, occorre delineare le caratteristiche, che un codice debba avere per essere idoneo alla valutazione. Il codice deve avere tre componenti essenziali: un pre-processore, un kernel di calcolo e un post-processore. Il pre-processore deve gestire i dati di input ed elaborarli per la simulazione. Il kernel di calcolo deve modellare il trasporto dei radionuclidi in ambiente fino al recettore, determinando l'esposizione esterna ed interna e calcolando la dose radiologica e il rischio sanitario. Il post-processore deve estrarre i risultati della simulazione ed elaborarli presentandoli in modo intelligibile all'utilizzatore.

Il cuore del programma è la componente di calcolo, la quale deve possedere requisiti precisi, perché il codice possa assolvere ai suoi scopi. Tali requisiti possono essere classificati in tre categorie:

- necessari - sono quelle capacità minime che un codice deve possedere per perseguire gli obiettivi della valutazione; per quanto in molti casi il pre-processore e il post-processore possano essi stessi essere usati per fornire al codice alcune di queste capacità, è preferibile che queste siano soddisfatte dalla componente di calcolo;
- altamente desiderabili - sono quelle capacità, che non necessariamente il codice deve possedere, ma che ne faciliterebbero molto l'uso ed arricchirebbero la sua capacità di soddisfare le necessità della valutazione;
- discrezionali - sono quelle capacità che, qualora presenti, aiuterebbero la valutazione, senza tuttavia essere indispensabili.

7.1.1 Requisiti necessari

- Trasporto in generale
 - Il codice deve essere capace di modellare *rilasci annuali* di contaminanti.
 - Il codice deve essere capace di utilizzare *parametri di trasporto*, che siano *specifici del sito in esame*, in luogo di parametri di default di carattere più generale.
 - Il codice deve essere in grado di modellare *rilasci cronici* di contaminanti sul lungo periodo.
 - Il codice deve essere in grado di modellare il trasporto in ambiente e la conseguente esposizione, che seguano *rilasci impulsivi* di breve durata, di qualche ora o di qualche giorno
 - Per i vari percorsi di trasporto ed esposizione, il codice deve essere in grado di *interrelare sequenzialmente i vari moduli di calcolo*, in modo che le concentrazioni calcolate, che siano output di ciascun modulo, siano input dei moduli a seguire.
- Trasporto in acqua superficiale
 - Il codice deve presentare un *semplice modello di diluizione* per simulare il trasporto in acqua di superficie.
 - Il codice deve essere capace di usare *valori annuali* di flusso variabili.
 - Trasporto nei sedimenti - Il codice deve essere capace di simulare il *trasporto nei sedimenti*, i.e., il trasferimento di contaminazione dall'acqua ai sedimenti, il susseguente trasferimento di questa contaminazione alle altre matrici e l'esposizione diretta di individui ai sedimenti
- Trasporto in aria
 - Il modello di trasporto e diluizione del contaminante in aria deve essere in grado di fornire *valori medi* dei diversi parametri *per ciascuno dei settori angolari* (in genere 16), nei quali venga suddivisa la rosa dei venti.
 - Il codice deve contenere un modulo per calcolare *il trasferimento di contaminante dall'aria al suolo*.
- Trasporto nelle catene alimentari
 - Il codice deve usare *formulazioni consolidate*, per modellare il trasferimento e l'accumulo di contaminate nelle catene alimentari.
 - Il codice deve permettere l'uso di *parametri tipici* del sito in esame, per calcolare il trasporto e l'accumulo di contaminanti nelle catene alimentari
- Esposizione

- Nel modellare il trasporto di contaminante attraverso le catene alimentari, il codice deve essere in grado di distinguere e modellare simultaneamente le diverse *categorie alimentari* (carne, grano, vegetali a foglia larga...) ciascuna con i propri parametri di consumo e uptake.
- Il codice deve essere in grado di modellare almeno *cinque vie di esposizione* (inalazione, ingestione, immersione, esposizione diretta al suolo, esposizione diretta ai sedimenti)
- Dose e rischio
 - Il codice deve fare proprie le raccomandazioni del *Federal Guidance Report 13*, per i fattori di dose e per le procedure di valutazione del rischio.
 - Le dosi devono essere calcolate usando *fattori di dose*, che varino con *l'età* dei soggetti interessati.
- Dati di input e output
 - Il codice deve fornire le dosi e il rischio specificamente per *pathway, radionuclide, tipo di esposizione* e per anno.
 - I risultati devono essere presentati in una *forma trasparente*, che li renda agevolmente verificabili.
- Altro
 - Sono richiesti *modelli speciali* per C_{14} e H_3 , in quanto il comportamento di questi contaminanti nell'ambiente è diverso da quello di altri contaminanti.
 - I modelli devono tener conto del *decadimento* dei radionuclidi durante il trasporto, considerando anche l'accumulo dei prodotti di decadimento.

7.1.2 Requisiti altamente desiderabili

- Trasporto in acqua di superficie
 - il codice dovrebbe includere addizionali capacità per simulare diversi fenomeni di trasporto, che possano interessare l'acqua di superficie, ad esempio la formazione di bacini per infiltrazione.
- Trasporto in aria
 - Il codice deve avere la capacità di utilizzare *serie meteorologiche annuali*.
- Trasporto nelle catene alimentari
 - Il codice deve essere in grado di tener conto della *risospensione* del suolo contaminato e della successiva deposizione sui raccolti.

- Il codice deve essere in grado di considerare il *buildup* nel tempo della contaminazione del suolo, nel caso di deposizione a lungo termine.
- Esposizione
 - Il codice dovrebbe avere la capacità di elaborare parametri di esposizione imposti dall'utente.
- Dati di input e output
 - Un processo di valutazione richiede generalmente molteplici run del codice con parametri di input variabili, perciò è desiderabile un'*interfaccia utente* che agevoli l'inserimento dati.
 - I moduli di calcolo dovrebbero produrre *risultati intermedi* che possano essere visionati; ad esempio dovrebbe essere possibile visionare la concentrazione di attività nei vegetali in una determinata matrice alimentare
- Altro
 - Il codice dovrebbe permettere di considerare rilasci di durata pluriennale con tassi di rilascio variabili di anno in anno.
 - Il codice dovrebbe permettere analisi di sensitività e di incertezza, usando distribuzioni probabilistiche dei parametri di input.

7.1.3 Discrezionali

- Dose e rischio
 - I fattori di dose, quali forniti dalle tabelle delle pubblicazioni della ICRP, possono non essere adeguati a calcolare la dose cumulata, ossia la dose impegnata dovuta a esposizioni prolungate a coprire diversi anni. Per acquisire questa capacità il codice deve avere dei moduli in grado di calcolare fattori di dose idonei, seguendo le procedure raccomandate dalle più recenti pubblicazioni della ICRP.
 - E' impossibile disporre di fattori di dose esterna che coprano tutte le possibili esposizioni. E' prassi comune, in radioprotezione ambientale, fare riferimento a tre situazioni standard: immersione in aria contaminata, esposizione a suolo contaminato in superficie, esposizione a suolo contaminato fino a profondità infinita. In genere la superficie del suolo é modellata come un piano infinito e il suolo come un semispazio infinito. In alcune situazioni, le geometrie di esposizione sono molto diverse e può essere necessario disporre di fattori di dose specifici, che il codice deve essere in grado di calcolare.
- Altro

- Le capacità del codice possono compiere un salto di qualità, integrandolo con i *sistemi informatici territoriali*. Questo permette una più efficiente costruzione dell'input e una corretta interpretazione dell'output, che non può prescindere da una contestualizzazione dei risultati alla situazione del territorio.

Bibliografia

- [1] U.S. Department of Energy, 1996, Guidance for a Composite Analysis of the Impact of Interacting Source Terms on the Radiological Protection of the Public from Department of Energy Low-Level Waste Disposal Facilities, Richland, Wash., April.
- [2] U.S. Department of Energy, 1998, Radioactive Waste Management Manual, "Chapter IV: Low-Level Waste Requirements", DOE M 435.1, Draft, Washington, D.C., July 31.
- [3] U.S. Department of Energy, 1999b, Revised Draft Hanford Remedial Action Environmental Impact Statement and Comprehensive Land-Use Plan, DOE/EIS-0222D, Richland, Wash., April.
- [4] Harris, S., and B. Harper, 1998, "Using Eco-Cultural Risk in Risk-Based Decision Making," Proceedings of the American Nuclear Society Environmental Sciences Topical Meeting, Richland, Wash., April 4.
- [5] Idaho National Engineering Laboratory (INEL) 1998, DOE Complex-Wide Maintenance Program Plan for Low-Level Waste Performance Assessment and Composite Analysis, INEL/EXT-98-00719, Draft, Idaho Falls, Idaho, July.
- [6] U.S. Environmental Protection Agency, 1989b, Risk Assessment Methodology, Environmental Impact Statement for NESHAPs Radionuclides, Volume I, Background Information Document, EPA/520/1-89-005, Office of Radiation Programs, Washington, D.C., Sept.
- [7] National Research Council, 1994, Building Consensus through Risk Assessment and Management of the Department of Energy's Environmental Remediation Program, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.