

ALMA MATER STUDIORUM · UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

Dipartimento di Fisica e Astronomia “Augusto Righi”
Corso di Laurea in Fisica

ONKALO
Gestione delle scorie nucleari e il caso
finlandese

Relatore:
Prof. Paolo Finelli

Presentata da:
Oliviero Ferrante

Anno Accademico 2024/2025

Sommario

La tesi esamina il ruolo dell'energia nucleare e la problematica delle scorie ad alta attività, analizzando le strategie di gestione del combustibile esaurito (stoccaggio temporaneo, riprocessamento, trasmutazione). Si evidenzia come questi metodi avanzati riducano parzialmente la radiotossicità residua senza eliminare la necessità di un confinamento definitivo, identificando nello smaltimento geologico profondo la soluzione di riferimento per isolare i rifiuti su scale temporali millenarie. Il lavoro analizza in dettaglio il progetto Onkalo in Finlandia, primo deposito geologico per combustibile esaurito prossimo all'operatività: si illustrano il contesto normativo finlandese (obbligo di smaltimento nazionale), il processo di selezione del sito e il concetto KBS-3 basato su un sistema multibARRIERA di contenitori in rame, bentonite e roccia stabile in profondità. Sono discusse le valutazioni di sicurezza a lungo termine, che indicano dosi previste al di sotto dei limiti normativi e dimostrano la fattibilità di un isolamento sicuro senza intervento umano, pur con incertezze su orizzonti temporali estesi. La tesi affronta anche le implicazioni etiche e sociali: il principio di equità intergenerazionale, la difficoltà di comunicare il rischio alle generazioni future e l'importanza di trasparenza e coinvolgimento pubblico. L'esperienza pionieristica di Onkalo conferma l'efficacia del deposito geologico profondo come opzione principale per i rifiuti nucleari, pur ribadendo la necessità di proseguire gli sforzi tecnologici e istituzionali. Infine, l'approccio finlandese viene confrontato con altre strategie internazionali, evidenziando come ogni Paese debba attuare soluzioni di lungo termine per un'eredità nucleare che trascende le generazioni presenti.

Indice

Sommario	1
1 La produzione di energia e il ruolo del nucleare	1
1.1 Offerta energetica mondiale	1
1.2 Il contributo dell'energia nucleare	2
1.3 Criticità del nucleare: sicurezza, scorie, costi e accettabilità sociale . .	4
2 Fissione nucleare e produzione di combustibile esaurito	7
2.1 Principi della fissione nucleare	7
2.2 Ciclo del combustibile nucleare	15
2.3 Produzione delle scorie e tipologie di scorie	19
3 Gestione del combustibile nucleare esaurito	26
3.1 Stoccaggio temporaneo	26
3.2 Riprocessamento e trasmutazione	30
3.3 Deposito geologico e motivazioni della scelta attuale	40
4 Progetto Onkalo	43
4.1 Contesto normativo e scelta di Olkiluoto	43
4.2 Descrizione del progetto Onkalo	45
4.3 Il concetto KBS-3	49
4.4 Geologia, acque sotterranee e sicurezza a lungo termine	60
5 Dimensione etica, sociale, economica	68
5.1 Responsabilità intergenerazionale e comunicazione al futuro	68
5.2 Percezione pubblica e fiducia nelle istituzioni in Finlandia	70
5.3 Costi, benefici e confronto con altri Paesi	71
Conclusioni	75

Capitolo 1

La produzione di energia e il ruolo del nucleare

1.1 Offerta energetica mondiale

Secondo i dati IEA (*International Energy Agency*) preliminari per il 2024 [1] l'offerta energetica globale è cresciuta del 2.2% rispetto al 2023, raggiungendo circa 648 EJ. Si tratta di una crescita superiore alla media degli ultimi dieci anni (circa +1.3% annuo) e trainata in gran parte dal settore elettrico.

Le rinnovabili hanno contribuito in misura maggiore alla crescita del rifornimento primario (38% dell'incremento totale), seguite dal gas naturale (28%), dal carbone (15%), dal petrolio (11%) e dal nucleare (8%). In termini assoluti, nel 2024 i combustibili fossili (petrolio, gas e carbone) hanno fornito circa l'80% dell'energia primaria mondiale, mentre rinnovabili e nucleare hanno raggiunto insieme il restante 20%. È inoltre significativo osservare che la quota del petrolio è scesa per la prima volta sotto il 30%, cinquant'anni dopo aver toccato il picco storico del 46%.

Nel 2024 la produzione elettrica mondiale è cresciuta del 4.2%, con un incremento di oltre 1200 TWh, arrivando a un totale di 31 150 TWh.

Il carbone è rimasto la principale fonte di generazione elettrica a livello mondiale, posizione che mantiene da oltre cinquant'anni. Nel 2024 ha rappresentato circa il 35% della produzione elettrica totale. Il gas naturale è risultato la seconda fonte, confermando un ruolo che da più di vent'anni garantisce oltre il 20% dell'elettricità globale. Le centrali alimentate a petrolio hanno invece contribuito solo per una piccola frazione del totale.

Il mix di generazione elettrica mondiale sta tuttavia cambiando. Per la prima volta, nel 2024 la produzione combinata da fonti rinnovabili e da energia nucleare ha coperto due quinti dell'elettricità globale (Fig. 1.1). Le rinnovabili nel loro insieme

hanno fornito circa un terzo della generazione elettrica, con l'idroelettrico al 14%, l'eolico all'8%, il solare fotovoltaico al 7% e le bioenergie e rifiuti al 3%. Il nucleare ha coperto circa il 9% della produzione elettrica mondiale. Nel complesso, il nucleare e le rinnovabili hanno coperto oltre l'80% dell'incremento di generazione elettrica nel 2024, con il nucleare in crescita del +3.7% e le rinnovabili del +10%.

La crescita della domanda elettrica globale è stata guidata principalmente dall'aumento dei consumi per il raffreddamento dovuto a temperature estreme, dall'elettrificazione dei processi industriali e dei trasporti e dall'espansione del settore dei data center. La capacità installata dei data center è aumentata di circa il 20% (ovvero di circa 15 GW), soprattutto negli Stati Uniti e in Cina. Parallelamente, il settore dei trasporti ha contribuito in modo significativo: le vendite globali di veicoli elettrici sono cresciute di oltre il 25%, superando i 17 milioni di unità e raggiungendo circa un quinto delle nuove immatricolazioni.

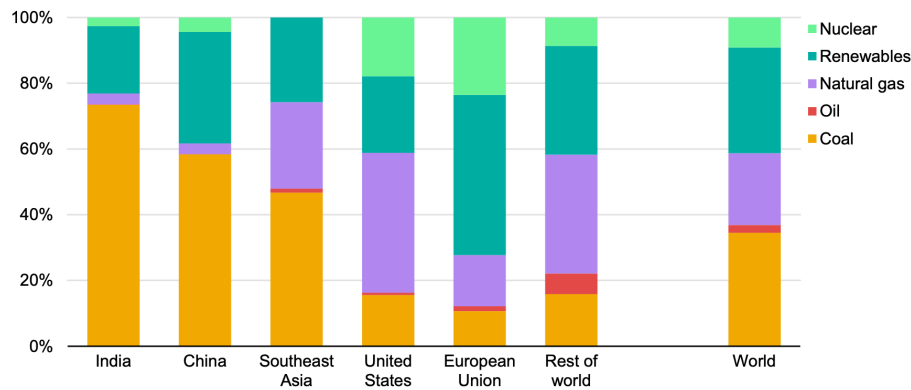


Figura 1.1: Mix di generazione elettrica per una selezione di regioni e Paesi, 2024. Fonte: IEA [1].

1.2 Il contributo dell'energia nucleare

Nel seguito, l'analisi del settore nucleare fa riferimento ai dati forniti dall'IAEA (*International Atomic Energy Agency*) [2]. Le statistiche IEA e IAEA non coincidono esattamente; i dati qui riportati seguono la banca dati PRIS, fonte di riferimento internazionale per il settore nucleare.

Alla fine di dicembre 2024 la capacità nucleare operativa globale ammontava a 377 GWe (gigawatt elettrici), fornita da 417 reattori in esercizio distribuiti in 31 Paesi. A questi si aggiungono 23 reattori autorizzati all'operazione ma temporaneamente in sospensione, per ulteriori 19.7 GWe: tra essi, 4 in India (639 MWe e 19 in Giappone (19048 MWe, che mantengono un peso potenziale significativo nel panorama nucleare mondiale.

Nel 2024 la produzione elettrica globale da nucleare ha raggiunto 2617.3 TWh. Stati Uniti, Cina e Francia hanno contribuito rispettivamente per circa il 30%, 16% e 14% del totale; la Francia si conferma il Paese con la quota più elevata di nucleare nel proprio mix elettrico (67.3%). Una sintesi dei principali indicatori nazionali è riportata in Tab. 1.1.

Paese	In esercizio		In costruzione		Elettricità da nucleare	
	u.	MWe	u.	MWe	TWh	Quota (%)
USA	94	96 952	–	–	781.9	18.2
Francia	57	63 000	–	–	364.4	67.3
Cina	57	55 320	28	29 638	417.5	4.7
Giappone	14	12 631	2	2 653	84.9	–
Russia	36	26 802	4	3 850	202.1	17.8
Repubblica di Corea	26	25 609	2	2 680	179.4	31.7
Ucraina	15	13 107	2	2 070	–	–
Canada	17	12 714	–	–	81.2	13.4
India	20	6 920	7	5 398	49.9	3.3
Finlandia	5	4 369	–	–	31.1	39.1

Tabella 1.1: Reattori in esercizio e in costruzione, capacità netta installata, produzione elettrica da fonte nucleare e quota sul mix elettrico nazionale al 31 dicembre 2024 per dieci Paesi selezionati. L’ordinamento dei Paesi considera la capacità nucleare complessiva, includendo anche quella attualmente sospesa. Fonte: [2].

In Fig. 1.2 è rappresentato l’andamento storico dal 1954 al 2024 della capacità nucleare mondiale. Come si può osservare, nel corso dell’ultimo decennio la capacità nucleare installata è rimasta pressoché stabile, passando da 353.9 GWe nel 2014 a 377 GWe nel 2024, riflettendo un equilibrio tra nuove costruzioni, dismissioni ed estensioni di vita operativa. A fronte di questa stabilità, la produzione di energia elettrica da nucleare è invece aumentata, grazie al miglioramento delle prestazioni operative: negli ultimi due anni è cresciuta del 5.3%.

Nello stesso periodo sono stati connessi alla rete 72 reattori per un totale di 72.5 GWe di nuova capacità. L’espansione è stata trainata in modo marcato dall’Asia, che rappresenta il 76% delle nuove installazioni, con la Cina in posizione dominante (39.0 GWe e 38 reattori dal 2014).

Il parco nucleare mondiale mostra un progressivo invecchiamento: il 67% della capacità oggi in funzione proviene da reattori operativi da oltre 30 anni, e il 35% da impianti con più di 40 anni. La prosecuzione dell’esercizio o la sostituzione di tali unità sarà cruciale per garantire la sicurezza energetica nei prossimi decenni. Nonostante l’età avanzata di molti impianti, l’affidabilità operativa rimane elevata: nel 2024 il fattore di carico mediano globale ha raggiunto l’86.4%.

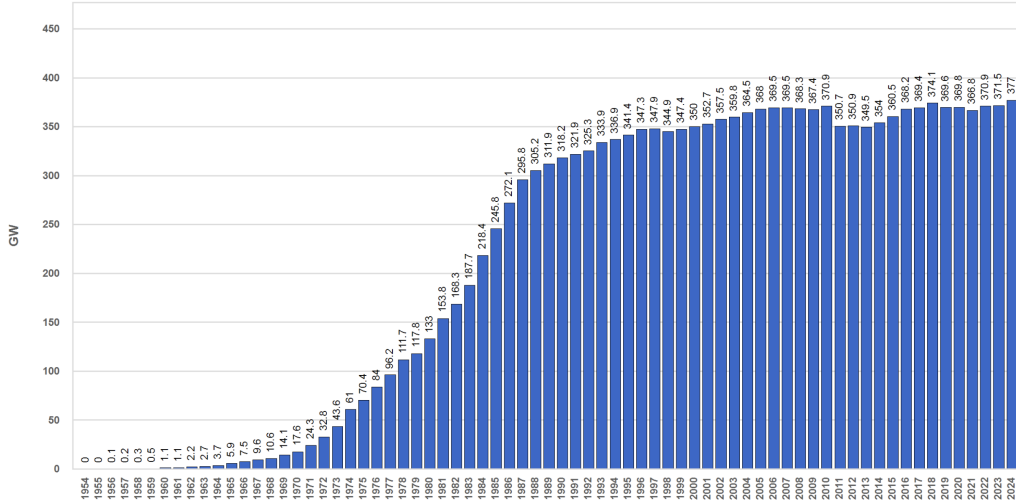


Figura 1.2: Evoluzione storica della capacità nucleare mondiale (al 31 dicembre 2024). Fonte: [2].

A fine 2024 risultavano inoltre in costruzione 62 reattori con potenza complessiva di 64.5 GWe, quasi la metà dei quali situati in Cina, che si conferma il principale polo di espansione del nucleare a livello mondiale.

1.3 Criticità del nucleare: sicurezza, scorie, costi e accettabilità sociale

Dopo gli incidenti storici dell'industria nucleare si è affermato un cambiamento profondo nel modo di intendere la sicurezza. L'analisi dell'incidente di Three Mile Island (1979) mostrò che le criticità non erano riconducibili solo ai sistemi tecnici, ma in larga parte a fattori umani e organizzativi [3]. L'inchiesta della Kemeny Commission [4] mise infatti in evidenza carenze nella gestione, nella comunicazione e nella struttura organizzativa, anticipando i principi che avrebbero definito in seguito il concetto di *safety culture*.

Il disastro di Chernobyl (1986) rese globale il dibattito sulla sicurezza e portò alla formalizzazione, da parte dell'International Nuclear Safety Advisory Group (INSAG), della *safety culture* come pilastro della sicurezza nucleare [5]. Fukushima (2011) segnò un'ulteriore evoluzione: furono avviati programmi di apprendimento internazionale e di risposta agli eventi estremi, mentre il Giappone introdusse una nuova autorità di regolazione con standard maggiormente stringenti [6][7][8].

In sintesi, ogni incidente ha rappresentato un punto di svolta: con TMI è emersa la centralità del fattore umano, con Chernobyl la *safety culture*, e con Fukushima la cooperazione internazionale strutturata. Il quadro attuale è quindi molto di-

verso rispetto agli anni Settanta e Ottanta: la sicurezza nucleare è oggi regolata da organismi internazionali competenti, basata su apprendimento continuo e sulla consapevolezza che il miglioramento non può dirsi mai concluso.

Parallelamente ai progressi nella sicurezza operativa rimane centrale il tema della gestione del combustibile esaurito (SNF) e dei rifiuti radioattivi, in particolare dei rifiuti di media e alta attività (ILW e HLW), poiché pur rappresentando una frazione ridotta del volume totale dei rifiuti prodotti, concentrano la quasi totalità della radioattività [9]. Dall'inizio della produzione di elettricità da fissione nel 1954 alla fine del 2019 sono stati scaricati oltre 400 000 MTHM (*Metric Tonnes of Heavy Metal*: massa iniziale del metallo pesante contenuto nel combustibile, principalmente uranio o plutonio, misurata prima dell'irraggiamento) di combustibile esaurito. Circa un terzo è stato riprocessato, con recupero di materiali riutilizzabili e produzione di rifiuti ad alta attività da smaltire nel lungo periodo; i restanti due terzi sono attualmente stoccati in attesa di trattamento o smaltimento definitivo [10]. Ciò evidenzia che la gestione nel lungo periodo dei rifiuti più radiotossici rappresenta una delle principali condizioni per la sostenibilità del nucleare.

Le prospettive di sviluppo del settore rendono questa sfida ancora più rilevante. Rispetto a una capacità nucleare di 377 GWe a fine 2024, le proiezioni IAEA stimano un aumento fino a 561 GWe entro il 2050 nello scenario di bassa crescita e fino a 992 GWe nello scenario di alta crescita [11]. Una parte di tale espansione potrebbe provenire dagli Small Modular Reactors (SMR), che nel caso più favorevole contribuirebbero al 24% della capacità aggiuntiva entro il 2050 [11]. Pur integrando soluzioni che mirano a migliorare sicurezza e flessibilità, gli SMR non eliminano la produzione di rifiuti ad alta attività. Di conseguenza, un'eventuale crescita del nucleare comporterebbe un aumento proporzionale delle scorie più radiotossiche, rendendo imprescindibile una strategia definitiva e condivisa per la loro gestione nel lungo periodo.

Oltre agli aspetti tecnico-operativi, il nucleare presenta criticità di natura economica e sociale. Gli impianti tradizionali richiedono investimenti iniziali molto elevati e tempi di realizzazione spesso prolungati, con conseguenti sovracosti e ritardi, come dimostrato dal progetto Flamanville 3 in Francia, in ritardo di circa 12 anni e con un aumento del costo stimato da circa € 3.3 miliardi a oltre € 13.2 miliardi [12], o in Finlandia con Olkiluoto 3, in ritardo di 13 anni e con un aumento del costo stimato da circa € 3 miliardi a circa € 11 miliardi [13]. In questo contesto, gli SMR stanno attirando crescente interesse per l'obiettivo dichiarato di ridurre costi e tempi di costruzione grazie alla modularità produttiva e all'adozione di soluzioni di sicurezza passiva; si tratta tuttavia di tecnologie ancora in via di diffusione.

A ciò si aggiunge il tema dell'accettabilità sociale, da sempre tra i fattori più determinanti nel rallentare o bloccare nuovi progetti [9]: la percezione collettiva del rischio nucleare resta fortemente influenzata dagli incidenti storici e dall'attenzione mediatica, e i fenomeni di opposizione come NIMBY (*Not In My Back Yard*) coinvolgono tanto la costruzione di nuove centrali quanto, soprattutto, la selezione di siti per il deposito definitivo dei rifiuti radioattivi [14].

In questo quadro, la gestione delle scorie non costituisce solo una sfida tecnica, ma anche economica e sociale, e rappresenta oggi uno degli elementi più critici per il futuro dell'energia nucleare. Da questa necessità nasce la ricerca di soluzioni di smaltimento geologico profondo. Il caso più avanzato e prossimo all'operatività è quello del deposito finlandese Onkalo, che sarà oggetto di approfondimento nel Capitolo 4 e 5.

Capitolo 2

Fissione nucleare e produzione di combustibile esaurito

La produzione di energia da fissione nucleare è il processo fisico al cuore del funzionamento dei reattori, e allo stesso tempo l'origine principale delle scorie radioattive da gestire. In questo capitolo vengono presentati i concetti fondamentali che descrivono la stabilità dei nuclei e i meccanismi della fissione, per poi analizzare in che modo l'uranio viene utilizzato come combustibile e come queste trasformazioni portino alla formazione dei rifiuti radioattivi.

2.1 Principi della fissione nucleare

Per comprendere le proprietà del combustibile nucleare e il modo in cui esso produce energia, è necessario partire dalle basi della fisica nucleare. Dopo aver introdotto l'energia di legame per nucleone, verrà discusso il modello a goccia liquida, che fornisce una descrizione semplice ma efficace della stabilità dei nuclei e del meccanismo della fissione. Questo permetterà di arrivare alla descrizione del processo di fissione con particolare attenzione al caso dell'uranio.

Energia di legame nucleare

Il nucleo atomico è costituito da protoni e neutroni (nucleoni) tenuti insieme dall'interazione forte. L'energia potenziale attrattiva dovuta all'interazione forte tra nucleoni contribuisce in modo negativo all'energia totale del nucleo. Questo si traduce in una massa nucleare inferiore rispetto alla somma delle masse dei nucleoni

liberi. Possiamo esprimere il cosiddetto *difetto di massa* Δm come:

$$\Delta m = Zm_p + Nm_n - M(A, Z),$$

dove Z è il numero di protoni, N quello dei neutroni e $M(A, Z)$ la massa del nucleo. In questo modo possiamo trovare l'energia di legame

$$B(A, Z) = \Delta m c^2,$$

che rappresenta l'energia necessaria per separare il nucleo nei nucleoni componenti.

È utile considerare l'energia media di legame per nucleone B/A . Questo parametro fornisce una misura quantitativa della stabilità nucleare e consente di valutare se una reazione comporti un guadagno o una perdita di energia; in particolare, un aumento dell'energia di legame totale dei prodotti rispetto ai reagenti corrisponde a una reazione esoenergetica, e quindi energeticamente favorita. La curva sperimentale in Fig. 2.1 mostra un rapido aumento di B/A per nuclei leggeri, con configurazioni particolarmente stabili come per ${}^4\text{He}$, ${}^{12}\text{C}$, ${}^{16}\text{O}$, fino a raggiungere un massimo locale nell'area ${}^{56}\text{Fe}$ – ${}^{58}\text{Fe}$, mentre il massimo assoluto di B/A si trova per ${}^{62}\text{Ni}$ (circa 8.8 MeV per nucleone), seguito da un lento calo per i nuclei più pesanti.

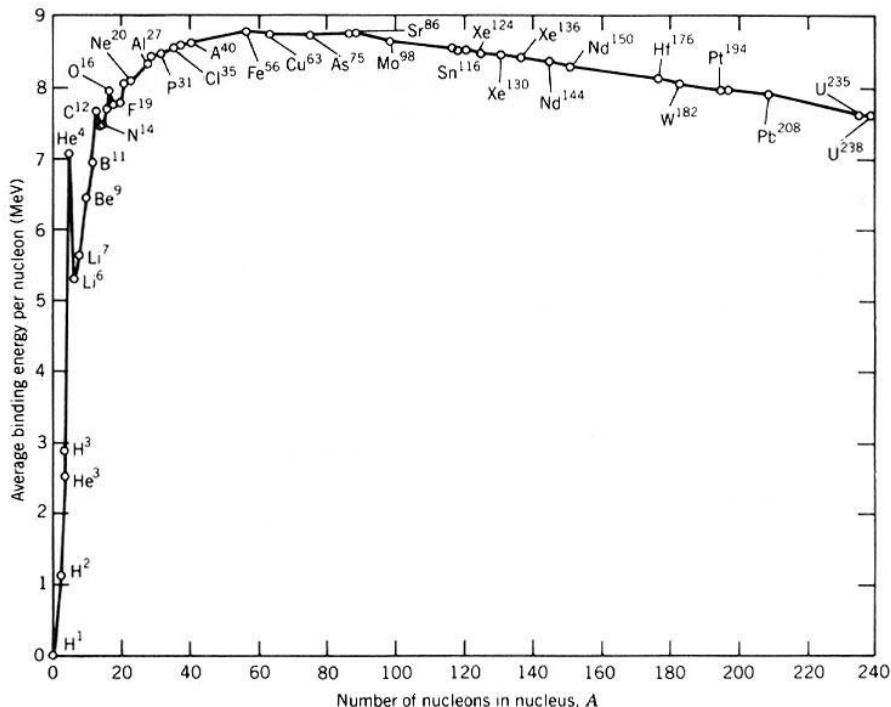


Figura 2.1: Andamento sperimentale dell'energia di legame media per nucleone B/A in funzione del numero di massa A . Fonte: [15].

Derivano quindi due possibilità di reazione per il raggiungimento di un livello di

stabilità maggiore:

- fusione: due nuclei leggeri si uniscono per formare un nucleo più pesante e più stabile, liberando energia come nelle reazioni nelle stelle;
- fissione: un nucleo pesante si divide in due o più frammenti più leggeri e stabili, liberando energia.

Per questo motivo, la fusione di nuclei più leggeri del ferro e la fissione di nuclei più pesanti del ferro sono reazioni esoenergetiche, ovvero producono energia qualora si sia in grado di innescarle.

Modello a goccia

Per comprendere il fenomeno della fissione nucleare è utile introdurre un modello che descriva, almeno in prima approssimazione, la struttura del nucleo. Nel tempo sono stati sviluppati diversi modelli nucleari capaci di mettere in evidenza aspetti via via più dettagliati; tra essi, il modello a goccia liquida risulta particolarmente adatto allo scopo, poiché fornisce una rappresentazione molto semplice e intuitiva del meccanismo di fissione.

In questo modello il nucleo è trattato come una goccia di fluido carico, in equilibrio tra forze attrattive (interazione forte) e repulsive (Coulomb). Il modello porta alla formula semi-empirica di Weizsäcker:

$$B(A, Z) = a_v A - a_s A^{2/3} - a_c \frac{Z(Z-1)}{A^{1/3}} - a_a \frac{(A-2Z)^2}{A} + a_p \frac{\delta}{A^{3/4}}. \quad (2.1)$$

Il primo termine, $a_v A$, viene chiamato termine di volume ed è proporzionale al numero di nucleoni. Tale proporzionalità deriva dal fatto che l'interazione forte ha un raggio d'azione finito e quindi ogni nucleone interagisce significativamente solo con i nucleoni vicini.

Il termine $a_s A^{2/3}$, detto termine di superficie, dipende anch'esso dall'interazione forte e rappresenta una correzione al termine di volume. I nucleoni sulla superficie del nucleo hanno meno nucleoni vicini con i quali interagire, rispetto a quelli interni, e quindi contribuiscono meno all'energia di legame. L'effetto è analogo alla tensione superficiale nei liquidi.

Il terzo termine $a_c \frac{Z(Z-1)}{A^{1/3}}$ è il termine coulombiano ed esprime la repulsione elettrostatica tra i protoni del nucleo, che tende a ridurre la stabilità con l'aumentare di Z .

Il termine $a_a \frac{(A-2Z)^2}{A}$, chiamato termine di asimmetria, tiene conto del fatto che un forte squilibrio tra numero di protoni e neutroni è energeticamente sfavorevo-

le. A causa del principio di esclusione di Pauli, i nucleoni in eccesso sono costretti a occupare livelli energetici più alti, riducendo così l'energia di legame. La configurazione di massima stabilità corrisponde approssimativamente a $N \sim Z$ nei nuclei leggeri, mentre nei nuclei pesanti è favorita una maggior abbondanza di neutroni per compensare la crescente repulsione coulombiana tra protoni.

L'ultimo termine $a_p \frac{\delta}{A^{3/4}}$, detto termine di accoppiamento, è dovuto al fatto che sperimentalmente i nuclei più stabili sono quelli con numeri pari di protoni e neutroni. Questo comportamento è riconducibile al principio di esclusione di Pauli, che favorisce la formazione di coppie di nucleoni con spin opposto. Il parametro δ vale $+1$ per nuclei con N e Z entrambi pari, -1 per nuclei con entrambi dispari, e 0 per nuclei con Z e N misti (pari-dispari).

Fissione nucleare

Nel nucleo, come introdotto in precedenza, agiscono due forze fondamentali tra loro in competizione: l'interazione forte tra nucleoni, attrattiva e a corto raggio, e la repulsione coulombiana tra protoni, di lungo raggio. In un nucleo stabile la forza nucleare è sufficientemente intensa da mantenere i nucleoni legati e garantire la coesione del sistema.

Negli emettitori di particelle α , al contrario, l'aumento relativo della repulsione coulombiana favorisce l'emissione della particella α tramite effetto tunnel. La fissione nucleare rappresenta il caso più estremo della stessa competizione: oltre la barriera di fissione, il contributo coulombiano prevale definitivamente sui termini attrattivi, portando alla scissione del nucleo.

Il rapporto tra il termine coulombiano e i contributi attrattivi dell'interazione forte (termini di volume e superficie) nell'Eq. 2.1 cresce con il numero di massa A . Nei nuclei leggeri e medi l'interazione forte rimane predominante e assicura la coesione del sistema, mentre nei nuclei molto pesanti il contributo coulombiano avvicina il sistema al limite di stabilità. In queste condizioni il nucleo può decadere per emissione di una particella α , oppure, se la configurazione energetica lo consente, scindersi in due frammenti più leggeri.

L'esistenza in natura di isotopi come ^{235}U e ^{238}U indica che, pur molto vicini a tale limite, il bilancio tra i due contributi consente ancora tempi di dimezzamento molto lunghi, rispettivamente 7.04×10^8 e 4.47×10^9 anni [16]. Tuttavia, la configurazione energetica di questi nuclei, in particolare del ^{235}U , è sufficientemente prossima alla soglia di fissione da permetterne la scissione qualora siano eccitati, ad esempio tramite cattura di un neutrone.

Quando un nucleo pesante viene eccitato oltre la barriera di fissione, esso può deformarsi fino alla scissione. Nel modello a goccia liquida questo processo è descritto come un'oscillazione della superficie che porta la forma quasi sferica del nucleo a configurazioni sempre più allungate. Nel caso più comune di fissione binaria, mostrato in Fig. 2.2, la deformazione evolve fino a una configurazione con due regioni di densità crescente alle estremità collegate da un "collo", che oltre una certa soglia si assottiglia e si rompe, dando origine ai due frammenti di fissione.

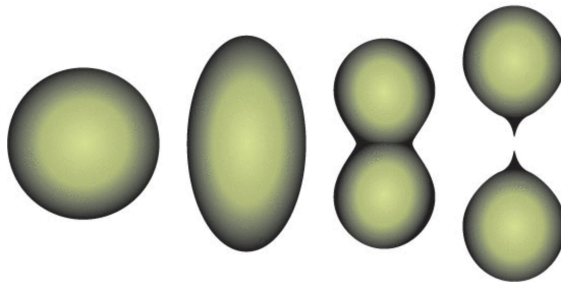


Figura 2.2: Schema del processo di fissione nucleare. Fonte: [17].

In seguito a questo processo l'energia di Coulomb del sistema finale diminuisce a causa della maggiore distanza tra i protoni e l'energia di superficie aumenta. Andando ad espandere il raggio vettoriale del nucleo in armoniche sferiche si può ricavare il parametro di fissionabilità,

$$x = \frac{E_C^0}{2E_S^0},$$

dove E_C^0 e E_S^0 sono rispettivamente l'energia coulombiana e superficiale della sfera perfetta.

Nel quadro del modello a goccia, il parametro di fissionabilità indica se un nucleo può essere soggetto a fissione spontanea. Per valori di $x > 1$ il contributo coulombiano risulta sufficientemente grande da rendere le deformazioni del nucleo energeticamente favorevoli, per cui il sistema tende spontaneamente ad allungarsi fino alla scissione. Al contrario, per $x < 1$ prevale l'energia superficiale: piccole deformazioni comportano un aumento dell'energia e la configurazione sferica rimane la più stabile.

È importante sottolineare che la descrizione appena introdotta, basata sul modello a goccia liquida, coglie i tratti essenziali della fissione, ma non è in grado di riprodurre tutti i dettagli osservati sperimentalmente. In particolare, la separazione dei frammenti e la distribuzione delle masse sono meglio descritti da modelli più evoluti, come il modello collettivo e il modello a gusci, che tengono conto delle proprietà quantistiche dei nucleoni.

L'oscillazione della goccia, che porta alla deformazione e alla possibile scissione, può essere innescata in diversi modi. In alcuni casi la fissione avviene spontaneamente, grazie a fluttuazioni quantistiche che permettono al nucleo di superare la barriera di potenziale. Più frequentemente, la fissione è indotta da un agente esterno, come l'assorbimento di un neutrone o di un fotone ad alta energia. In questi casi non è sufficiente che l'energia trasferita sia elevata, ma gioca un ruolo fondamentale anche la sezione d'urto di interazione: ad esempio, neutroni termici ($E \sim 0.025 \text{ eV}$) hanno una probabilità molto maggiore di fissionare ^{235}U rispetto a neutroni veloci.

Il processo di fissione non porta solamente alla formazione di due frammenti principali: vengono emessi anche neutroni liberi e fotoni, mentre i frammenti stessi risultano spesso in stati eccitati e decadono tramite emissione gamma e beta. Questi aspetti non sono descritti dal semplice modello a goccia, ma sono fondamentali per comprendere sia il bilancio energetico sia le applicazioni pratiche della fissione.

L'energia liberata in una singola fissione deriva dalla differenza di massa tra il nucleo iniziale e i prodotti finali (frammenti + neutroni). Per i nuclei pesanti, come l'uranio o il plutonio, questa energia risulta tipicamente dell'ordine di circa 200 MeV per evento.

Fissione del ^{235}U indotta da neutroni termici

Considerando un esempio concreto e di grande rilevanza nei reattori nucleari, si può analizzare la fissione indotta del ^{235}U da parte di neutroni termici. Nel processo di collisione tra un nucleo di ^{235}U e un neutrone con velocità di circa 2200 m/s ($E = 0.0253 \text{ eV}$), l'assorbimento del neutrone è molto più probabile rispetto allo scattering elastico, con sezioni d'urto rispettivamente di 683.8 b e 15.1 b [18].

Tra i canali di assorbimento, i più probabili sono la fissione (585.1 b) e la cattura radiativa (98.7 b), per cui la fissione risulta essere il processo dominante come raffigurato in Fig. 2.3.

Nei reattori nucleari vengono utilizzati neutroni termici proprio per questo motivo: la sezione d'urto di fissione per neutroni veloci ($E = 14 \text{ MeV}$) è infatti molto più bassa, pari a circa 2.1 b [18].

Per questo motivo il ^{235}U è detto fissile, cioè fissiona con neutroni lenti, mentre ad esempio il ^{238}U è detto fissionabile dal momento che può comunque essere posto in fissione, ma non in modo significativo con neutroni termici (16.8 pb [21]).

Quando il neutrone termico viene assorbito, il ^{235}U diventa un nucleo eccitato di ^{236}U . A questo punto l'atomo può emettere γ per tornare all'equilibrio oppure fissionare. Se fissiona, si divide, nel caso più comune, in due frammenti di fissione

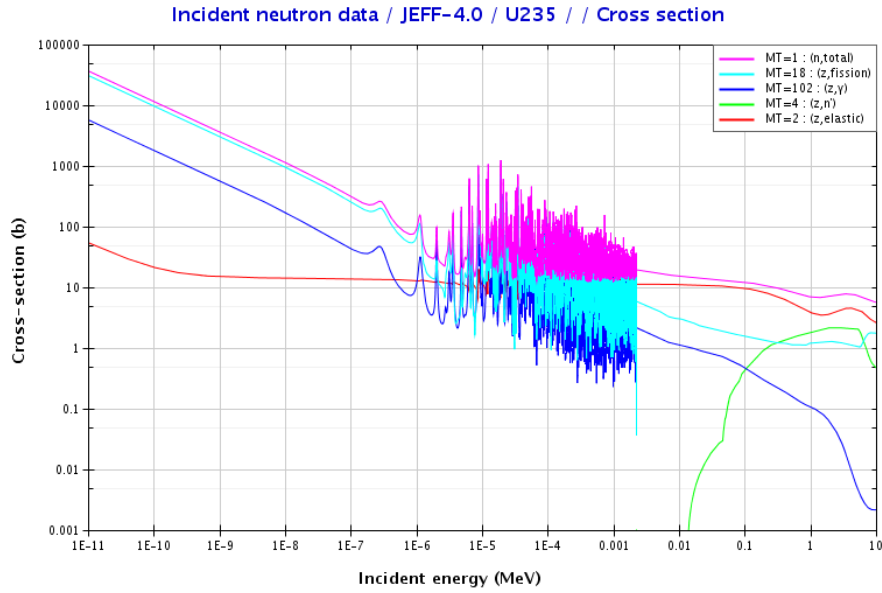
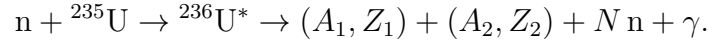


Figura 2.3: Sezioni d'urto per $n + {}^{235}\text{U}$ (MT=1 totale, MT=2 elastica, MT=4 inelastica, MT=18 fissione, MT=102 cattura) in funzione dell'energia del neutrone (assi logaritmici). Dati [19] visualizzati con [20].

liberando neutroni e γ .



La fissione termica di ${}^{235}\text{U}$ è prevalentemente asimmetrica, come si evince dalla Fig. 2.4. La resa di fissione è dominata dai casi in cui un frammento ha un numero di massa A compreso tra circa 89 e 101, e l'altro tra circa 133 e 144.

Le rese di fissione indipendenti (*independent yields*) tipiche sono dell'ordine del 5–7 % nella regione dei due picchi. Per la fissione simmetrica (con $A \sim 116$), la resa a un dato valore di A è di appena 0.01 %. L'integrale dell'area sotto la curva di Fig. 2.4 vale 200 %, poiché si producono due frammenti per fissione.

Il numero medio di neutroni emessi per fissione, ν , e la loro distribuzione in energia sono parametri fondamentali per l'eventuale reazione a catena in un reattore. Per la fissione termica di ${}^{235}\text{U}$ il numero di neutroni emessi varia evento per evento (tipicamente da 0 a circa 6) con valore medio $\nu \simeq 2.43$ (inclusi i neutroni ritardati). I neutroni vengono emessi con una distribuzione di energia con massimo intorno a 0.7 MeV e valore medio di circa 2 MeV.

La maggior parte dei neutroni emessi dalla fissione sono emessi quasi simultaneamente alla scissione del nucleo; altri invece, una piccola parte, vengono emessi dai nuclei derivanti dal decadimento beta dei frammenti di fissione originali e vengono chiamati neutroni ritardati. Considerando tutti i possibili frammenti di fissione e

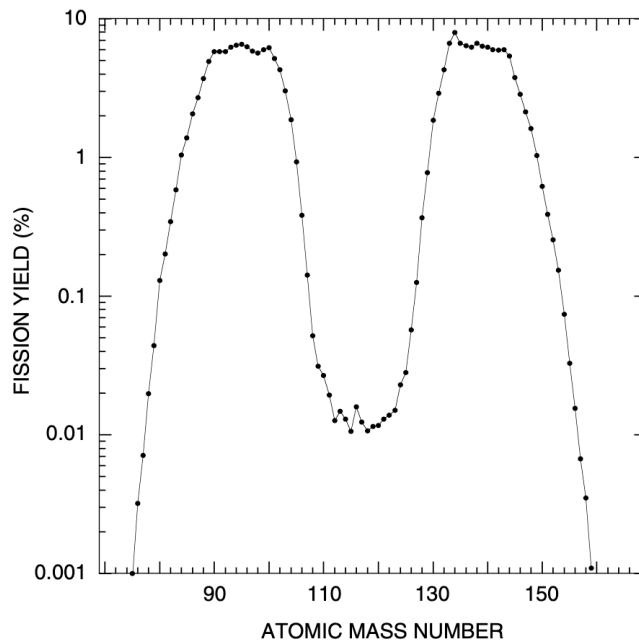


Figura 2.4: Resa dei frammenti di fissione in funzione del numero di massa A per la fissione termica di ^{235}U (in percentuale per fissione). Fonte: [22].

i relativi canali di decadimento dei precursori, si ottengono in media 1.58 neutroni ritardati ogni 100 fissioni, quindi circa il 0.65 % dei neutroni emessi sono ritardati. I precursori di questi neutroni hanno tempi di dimezzamento compresi tra 0.2 e 56 s, con il gruppo più numeroso caratterizzato da un tempo di dimezzamento di circa 2 s. L'esistenza di questi neutroni ritardati è cruciale per il funzionamento stabile dei reattori nucleari.

L'energia totale rilasciata da un evento di fissione del ^{235}U può essere suddivisa in due componenti. I valori elencati sotto sono mediati sui diversi possibili esiti del processo di fissione.

1. Energia rilasciata dal processo di fissione iniziale (180.5 MeV):
 - Energia cinetica dei frammenti di fissione (168.2 MeV);
 - Energia cinetica dei neutroni "istantanei" (4.8 MeV);
 - Energia dei raggi gamma "istantanei" (7.5 MeV).
2. Energia rilasciata dal decadimento dei frammenti di fissione a nuclei più stabili (14.6 MeV):
 - Energia cinetica degli elettroni del decadimento beta (7.8 MeV), quasi tutta recuperata nei reattori;

- Energia dei neutrini emessi nel decadimento beta (12 MeV), questa energia non viene recuperata nel reattore e non viene indicata nell'energia totale rilasciata;
- Energia dei raggi gamma che accompagnano il decadimento β (6.8 MeV), quasi tutta recuperata nei reattori;
- Energia cinetica dei neutroni ritardati, trascurabile essendo i neutroni ritardati circa il 0.65 % dei neutroni totali emessi.

L'energia rilasciata recuperabile da un processo di fissione di ^{235}U risulta quindi di $\sim 195 \text{ MeV}$.

All'interno del reattore si usa convenzionalmente un valore di $\sim 200 \text{ MeV}$, includendo l'energia recuperata anche da catture con emissione γ nel nocciolo.

Salvo diversa indicazione, i contenuti di questa sezione sono adattati da Bodansky [22, cap. 6], Krane [23] e Younes e Loveland [24].

2.2 Ciclo del combustibile nucleare

Il ciclo del combustibile nucleare comprende, in senso ampio, tutte le fasi dall'estrazione dell'uranio (o del torio) fino alla gestione del combustibile esaurito. In questa sezione ci si limiterà alla parte iniziale del ciclo, che riguarda l'estrazione, l'arricchimento dell'uranio e la fabbricazione degli elementi di combustibile. Le fasi successive, relative allo stoccaggio e ad eventuali processi di riciclo, saranno discusse più avanti. Si parla di ciclo perché, in linea generale, una parte del materiale prelevato da un reattore può essere riutilizzata, ossia "riciclata".

I cicli del combustibile differiscono per la natura del combustibile impiegato, per l'utilizzo del combustibile nel reattore e per le modalità di gestione del combustibile rimosso dal reattore al termine della sua vita utile. Per i reattori alimentati a uranio una differenza chiave riguarda la destinazione del plutonio e degli altri attinidi che si formano in una catena di catture neutroniche e decadimenti beta che inizia con la cattura di un neutrone da parte di ^{238}U fino a produrre ^{239}Pu . Gli attinidi rivestono un ruolo rilevante sia dal punto di vista energetico sia da quello gestionale: alcuni, in particolare il ^{239}Pu , sono fissili e possono essere impiegati come combustibile nucleare in altri reattori, mentre altri presentano tempi di dimezzamento molto lunghi, contribuendo in modo significativo alla complessità dello smaltimento delle scorie.

Le tre grandi categorie di cicli del combustibile sono le seguenti [22]:

- Ciclo aperto: non è un vero ciclo, il combustibile esaurito, una volta rimosso dal reattore, è trattato come rifiuto e non viene più utilizzato. Il ^{239}Pu e gli altri attinidi restano parte di questi rifiuti.
- Ciclo con riprocessamento: in questo ciclo, plutonio e uranio sono estratti chimicamente dal combustibile esaurito. Il plutonio è impiegato per produrre nuovo combustibile, spesso miscelato con ossidi di uranio per ottenere *MOX* da usare nei reattori termici. Ciò fornisce energia aggiuntiva e modifica la natura delle scorie.
- Ciclo autofertilizzante (*breeding*): in questo ciclo il reattore è progettato affinché, durante l'irraggiamento, la conversione del materiale fertile (tipicamente ^{238}U) generi una quantità di materiale fissile, principalmente ^{239}Pu , superiore a quella consumata. Come nel ciclo con riprocessamento, il plutonio prodotto viene separato e impiegato come combustibile in cicli successivi.

In questa sezione tratteremo solamente la parte iniziale del ciclo del combustibile, ciò che accade al combustibile esausto verrà approfondito nella Sezione 3.

L'uranio è un metallo presente in tutta la crosta terrestre con una concentrazione media di circa 3 parti per milione (ppm). Si trova nella maggior parte delle rocce e dei suoli, nonché nelle acque superficiali e marine. Una parte importante della radioattività osservata nei siti di estrazione dell'uranio è dovuta non solo all'uranio stesso, ma anche ai radionuclidi prodotti dal suo decadimento.

Esistono diverse aree nel mondo in cui la concentrazione di uranio nel suolo o nella roccia è sufficientemente elevata (localmente fino a 10^3 – 10^4 ppm, e in alcuni casi eccezionali oltre l'1% in peso) da rendere economicamente conveniente la sua estrazione per l'impiego come combustibile nucleare.

Estrazione

Attualmente vengono estratte nel mondo dalle 55 000 alle 65 000 tonnellate di uranio all'anno [25]. I maggiori produttori sono Kazakistan, Namibia, Canada e Australia che da soli forniscono più del 60 % della produzione mondiale.

Nelle rocce l'uranio si trova principalmente sotto forma di minerali uraniferi, come l'uraninite (UO_2) o altri minerali secondari. Nell'estrazione "convenzionale", la roccia viene prelevata da miniere a cielo aperto o sotterranee, quindi frantumata e macinata; l'uranio viene estratto nel processo di *milling* tramite lisciviazione (tipicamente con acido solforico), per poi essere recuperato dalla soluzione e essiccato sotto forma di U_3O_8 . L' U_3O_8 concentrato è noto come *yellowcake* a causa del suo

colore giallo: tipicamente il 70 %–90 % del *yellowcake* è costituito da U_3O_8 . Come termine di paragone, il giacimento originale può contenere ad esempio 1000 ppm, ovvero circa lo 0.1 % di uranio.

I prodotti di scarto (*tailings*) generati dal processo di *milling* contengono quasi tutto il materiale roccioso e la maggior parte dei radionuclidi della serie di decadimento dell'uranio; per questo vengono collocati in strutture apposite e isolati dall'ambiente.

Una parte sempre maggiore dell'uranio mondiale oggi proviene dall'estrazione in situ (*in situ leach*), in cui soluzioni specifiche vengono fatte circolare attraverso un corpo minerario poroso per dissolvere l'uranio e trasportarlo in superficie, senza quindi rimuovere fisicamente la roccia. Poiché la roccia rimane in sito, la quantità di *tailings* generati è molto inferiore rispetto all'estrazione convenzionale, ma anche in questo caso gli scarti devono essere gestiti e confinati per via della presenza di radionuclidi a lunga vita.

Arricchimento

L'uranio naturale è costituito principalmente da due isotopi, con circa lo 0.7 % di ^{235}U e il restante 99.3 % di ^{238}U . Poiché solo il ^{235}U fissiona in modo efficiente con neutroni termici, la maggior parte dei reattori richiede combustibile con un arricchimento del contenuto di ^{235}U . In particolare i reattori ad acqua leggera (*light water reactors*, LWR), i più diffusi, necessitano tipicamente di un arricchimento del 3 %–5 % di ^{235}U .

Storicamente sono stati sviluppati diversi processi di arricchimento, ciascuno dei quali sfrutta la piccola differenza di massa tra ^{235}U e ^{238}U . Tuttavia, solo la diffusione gassosa e la centrifugazione hanno operato su scala commerciale. Oggi l'arricchimento dell'uranio è effettuato quasi esclusivamente mediante centrifugazione.

Nel processo di centrifugazione è necessario che l'uranio sia in forma gassosa. A tal fine, l' U_3O_8 viene convertito chimicamente in esafluoruro di uranio, UF_6 , un composto scelto perché è gassoso a temperature relativamente basse rispetto agli altri composti dell'uranio. L'azione centrifuga fa sì che l'isotopo più pesante, ^{238}U , sia spinto verso la periferia della centrifuga, mentre la frazione leggermente arricchita in ^{235}U rimane più concentrata vicino all'asse di rotazione. La corrente impoverita in ^{235}U (prelevata dalla zona periferica) viene generalmente riciclata a uno stadio precedente della cascata, mentre la corrente arricchita in ^{235}U (prelevata dalla regione centrale) viene inviata allo stadio successivo. Un elevato grado di arricchimento si

ottiene facendo passare l' UF_6 attraverso numerosi stadi di centrifugazione collegati in cascata.

Produzione del combustibile

La maggior parte del combustibile nucleare usato nei LWR è sotto forma di biossido di uranio (UO_2). L' UO_2 è prodotto per conversione chimica dell' UF_6 arricchito. Viene quindi trasformato in una polvere fine, compattato e sinterizzato a circa 1750°C per formare i cosiddetti *pellet*, cilindretti generalmente di meno di 1 cm di diametro e poco più di 1 cm in lunghezza, che costituiscono una matrice ceramica cristallina di biossido di uranio.

I pellet vengono poi inseriti in tubi realizzati in Zircaloy, una lega dello zirconio (circa 98% Zr, 1.5% Sn e piccole quantità di altri metalli). Le barre di combustibile (*fuel rod*) complete vengono quindi assemblate in strutture prefabbricate (*fuel assembly*) che le mantengono in una griglia dalla disposizione rigorosamente definita. I progetti del combustibile nucleare impongono che le barre riempite di pellet rispettino un preciso assetto fisico in termini di passo del reticolo (spaziatura) e della loro relazione con altri elementi, come i canali d'acqua (moderatore) e i canali delle barre di controllo. Per massimizzare l'efficienza della reazione di fissione, le parti strutturali dell'assemblaggio sono realizzate principalmente in Zircaloy, in modo da essere quanto più possibile trasparenti ai neutroni (sezione d'urto molto ridotta nei confronti dei neutroni termici). La configurazione della griglia, la disposizione e il numero delle barre dipende dal tipo di reattore. Come esempio prendiamo il PWR (*pressurized water reactor*) finlandese Olkiluoto 3, un tipo di LWR, da 1600 MWe. Il nocciolo contiene 241 elementi di combustibile (*fuel assembly*) raffigurati in Fig. 2.5 composti ognuno da 265 barre di combustibile e circa 300 pellet per barra [26].

Una volta caricato, il combustibile rimane nel nocciolo per diversi anni. Durante il rifornimento, ogni 12–18 mesi, una parte del combustibile, di solito un terzo o un quarto del nocciolo, viene rimossa e messa in stoccaggio, mentre il restante viene riorganizzato in una posizione del nocciolo più adatta al suo residuo livello di arricchimento.

Salvo diversa indicazione, i contenuti di questa sezione sono adattati da Bodansky [22, cap. 9] e dalla pagina World Nuclear Association [27].

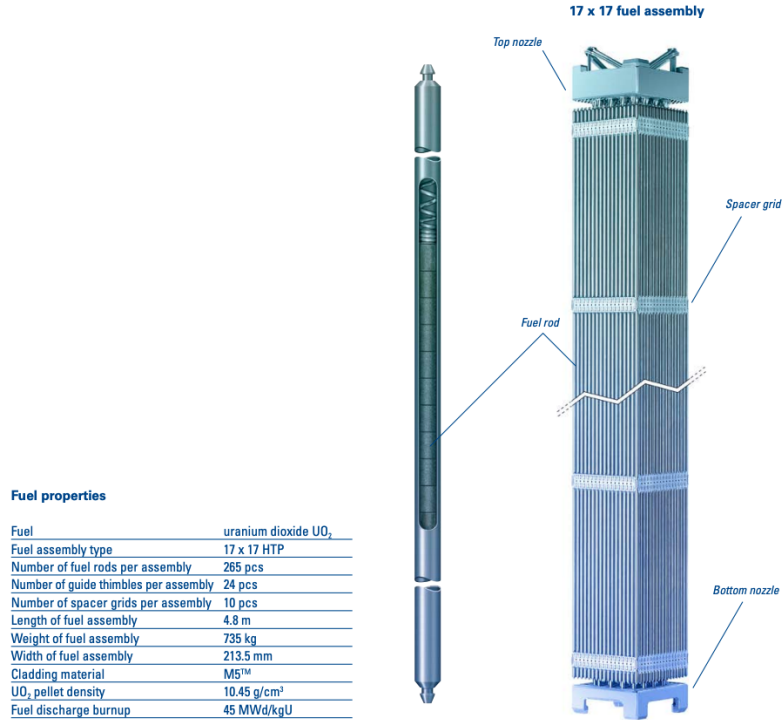


Figura 2.5: Schema di un elemento di combustibile (fuel assembly) del reattore OL3, centrale nucleare di Olkiluoto. Fonte: [26].

2.3 Produzione delle scorie e tipologie di scorie

Produzione e composizione isotopica del combustibile esaurito

All'interno di un reattore nucleare a fissione il combustibile subisce trasformazioni che portano alla formazione dei radionuclidi responsabili delle scorie radioattive. Quando un nucleo fissile come ^{235}U subisce fissione indotta da un neutrone termico, esso si divide tipicamente in due frammenti di massa intermedia (prodotti di fissione), accompagnato dall'emissione di in media 2–3 neutroni veloci. I prodotti di fissione risultano tipicamente ricchi di neutroni e pertanto instabili. Le possibili combinazioni dei frammenti sono numerose: per esempio, una delle fissioni del ^{235}U può generare ^{144}Ba e ^{89}Kr , entrambi radionuclidi radioattivi che contribuiscono alla produzione di scorie.

Ciascun frammento di fissione segue una catena di decadimenti β consecutivi fino a raggiungere un isotopo stabile. In assenza di emissione di neutroni ritardati, il numero di massa rimane invariato lungo la catena di decadimento; in una minoranza di casi, tuttavia, alcuni precursori di neutroni ritardati possono emettere un neutrone aggiuntivo prima o durante la sequenza dei decadimenti β , riducendo di un'unità il numero di massa del nuclide risultante. Nel corso di queste transizioni i frammenti eccitati e i prodotti successivi emettono anche raggi γ di diseccitazione [22]. In

questo modo, ogni evento di fissione genera due serie di nuovi nuclidi caratterizzati da differenti tempi di decadimento e modalità di emissione.

Alcuni prodotti di fissione presentano sezioni d'urto elevate per la cattura di neutroni termici (ad es. ^{135}Xe e ^{149}Sm) e sono detti *veleni neutronici*, poiché assorbendo neutroni riducono il tasso di reazioni di fissione. La loro concentrazione nel combustibile aumenta durante l'irraggiamento, ma può essere limitata dal loro decadimento radioattivo (se instabili) o dalla distruzione mediante ulteriore cattura neutronica, così che certi nuclidi raggiungono un regime di quasi-equilibrio mentre altri continuano ad accumularsi fintanto che il combustibile permane nel reattore [22].

La maggior parte dei prodotti di fissione rimane intrappolata nel combustibile solido, sia come atomi dispersi nella matrice cristallina dell'ossido di uranio, sia accumulata nelle microfessure e nei gap tra pellet e guaina, verso cui essi migrano durante l'irraggiamento a causa dei forti gradienti termici nel combustibile [28].

Oltre ai frammenti di fissione, nel reattore si producono anche elementi transuranici per cattura neutronica. L'isotopo fertile ^{238}U (non fissile con neutroni termici) assorbe neutroni e si trasmuta in nuclidi più pesanti: un nucleo di ^{238}U catturando un neutrone diventa ^{239}U , che subisce decadimento β^- (emivita ~ 23.5 min) trasformandosi in ^{239}Np ; a sua volta il nettunio-239 ($T_{1/2} \sim 2.36$ giorni) decade in ^{239}Pu [22]. Il plutonio-239 così formato è un materiale fissile: in uno spettro neutronico termico può subire fissione con elevata probabilità, mentre in alternativa può catturare ulteriori neutroni generando isotopi di plutonio più pesanti (^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{242}Pu) e successivamente altri attinidi minori (americio, curio, ecc.) [22].

In un ciclo di combustibile senza riprocessamento, questi elementi transuranici non vengono rimossi durante il funzionamento del reattore e rimangono all'interno del combustibile irraggiato, diventando anch'essi, insieme ai loro prodotti di decadimento, una componente significativa della radioattività e della tossicità a lungo termine delle scorie finali.

Dopo alcuni anni di permanenza nel reattore, la composizione del combustibile nucleare risulta profondamente modificata rispetto a quella iniziale. Il grado di trasformazione dipende dal *burnup*, cioè dalla quantità di energia prodotta per unità di massa di uranio (GWd/MTU , gigawatt-giorni per tonnellata di uranio), che misura quanto a lungo e con quale intensità il combustibile è stato irradiato. Per un combustibile tipico di tipo PWR con arricchimento iniziale $\sim 3.6\%$ e burnup di 39 GWd/MTU , la composizione isotopica del combustibile esaurito (*spent fuel*) calcolata con il codice ORIGEN è riportata in parte in Tab. 2.1.

Dopo 5 ore di raffreddamento, circa il 95% dello *spent fuel* è ancora uranio (prin-

principalmente ^{238}U , che rappresenta il 93.5% del totale, e ^{235}U , pari allo 0.8%), circa l'1% è costituito da attinidi transuranici (soprattutto plutonio, con minori quantità di nettunio, americio e curio) e il restante 4% da prodotti di fissione e dai loro isotopi figli, comprendenti sia specie gassose come lo xenon sia specie solide quali bario, lantanio, cerio, neodimio, molibdeno e cesio.

Solo una piccola frazione della massa iniziale degli elementi pesanti viene effettivamente trasformata in prodotti di fissione, mentre una parte rilevante dell'uranio-238 cattura neutroni producendo isotopi di plutonio fissile (in particolare ^{239}Pu). La formazione del plutonio compensa in parte il consumo dell'uranio-235 fissile durante l'irraggiamento e contribuisce in modo crescente alla potenza generata man mano che il ciclo di combustibile avanza.

Nuclide	5 ore	90 giorni	10 anni
^{238}U	9.35×10^5	9.35×10^5	9.35×10^5
^{235}U	8.46×10^3	8.46×10^3	8.46×10^3
^{239}Pu	5.93×10^3	6.02×10^3	6.02×10^3
^{236}U	4.78×10^3	4.78×10^3	4.78×10^3
^{136}Xe	2.75×10^3	2.75×10^3	2.75×10^3
^{240}Pu	2.57×10^3	2.57×10^3	2.58×10^3
^{134}Xe	1.79×10^3	1.79×10^3	1.79×10^3
^{138}Ba	1.53×10^3	1.53×10^3	1.53×10^3
^{241}Pu	1.52×10^3	1.51×10^3	9.39×10^2
^{139}La	1.43×10^3	1.43×10^3	1.43×10^3
^{137}Cs	1.43×10^3	1.42×10^3	1.13×10^3
^{140}Ce	1.40×10^3	1.43×10^3	1.43×10^3
^{142}Ce	1.32×10^3	1.32×10^3	1.32×10^3
^{133}Cs	1.30×10^3	1.32×10^3	1.32×10^3
^{132}Xe	1.30×10^3	1.31×10^3	1.31×10^3
^{141}Pr	1.25×10^3	1.30×10^3	1.31×10^3
^{144}Nd	1.16×10^3	1.24×10^3	1.55×10^3
^{100}Mo	1.10×10^3	1.10×10^3	1.10×10^3
^{98}Mo	9.74×10^2	9.74×10^2	9.74×10^2
^{97}Mo	9.50×10^2	9.51×10^2	9.51×10^2
Total	1.00×10^6	1.00×10^6	1.00×10^6
Subtotal	97.8%	97.8%	97.8%

Tabella 2.1: Composizione isotopica dello *spent fuel* di un PWR (burnup = 39 GWd/MTU), espressa in g/MTU e normalizzata a una tonnellata di metallo pesante. Sono riportati i 20 nuclidi più abbondanti a 5 ore dal termine dell'irraggiamento, e le loro concentrazioni dopo 90 giorni e 10 anni (calcolo ORIGEN). La riga *Subtotal* indica la frazione cumulata dei nuclidi elencati. Fonte: [29]

Questo miscuglio di nuclidi rende il combustibile irraggiato altamente radioat-

tivo e termicamente caldo, a causa della potenza residua generata dal decadimento nucleare. Subito dopo lo scaricamento, l'attività e il calore di decadimento sono dominati dai prodotti di fissione a vita breve, che emettono prevalentemente radiazioni β e γ . Con il passare del tempo, il contributo dei prodotti di fissione diminuisce e gli attinidi assumono un ruolo crescente, con emissioni principalmente α e, in misura minore, neutroni spontanei.

Per un combustibile come quello trattato in precedenza, dopo 5 ore l'attività totale è pari a 2.77×10^9 GBq/MTU, dopo 10 anni scende a 1.74×10^7 GBq/MTU, mentre dopo 200 anni vale 3.59×10^5 GBq/MTU. Alcuni tra i radionuclidi che contribuiscono principalmente all'attività iniziale (5 ore) sono il ^{239}Np e diversi prodotti di fissione a vita breve, quali ^{133}Xe , ^{133}I , ^{140}La , ^{99}Mo , ^{140}Ba , ^{103}Ru , $^{103\text{m}}\text{Rh}$ e $^{99\text{m}}\text{Tc}$; nel complesso, questi radionuclidi rappresentano circa il 50% dell'attività totale del combustibile irraggiato nelle fasi iniziali di raffreddamento.

Su scale temporali più lunghe (da decenni a secoli), l'attività residua è dominata dagli elementi transuranici di lunga vita, in particolare dal plutonio e dai suoi prodotti di decadimento. Un ruolo chiave è svolto dal ^{241}Pu ($T_{1/2} \sim 14$ anni), che si trasmuta in americio-241 ($T_{1/2} \sim 432$ anni), divenendo uno dei principali contributori alla radiotossicità e al calore di decadimento per tempi nell'ordine dei secoli. Dopo 200 anni, l'attività è dovuta quasi interamente (circa il 99%) agli isotopi a lunga e media vita ^{241}Am , $^{137\text{m}}\text{Ba}$, ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{240}Pu e ^{239}Pu , con contributi minori da ^{239}Np e ^{241}Pu .

Per quanto riguarda la potenza termica da decadimento, vale 3.16×10^5 W/MTU dopo 5 anni, scende a 1.36×10^3 W/MTU dopo 10 anni e raggiunge 2.01×10^2 W/MTU dopo 200 anni [29]. Poiché sia l'attività sia il calore residuo rimangono elevati per lunghi periodi, il combustibile viene inizialmente stoccato in apposite piscine sotto spesso strato d'acqua, che assicura al tempo stesso raffreddamento e schermatura radiologica.

La valutazione della sicurezza a lungo termine dello smaltimento del combustibile nucleare irraggiato richiede dati affidabili sulle concentrazioni dei radionuclidi presenti nello *spent fuel*. In questo contesto assumono particolare importanza i prodotti di fissione e gli attinidi a lunga vita, insieme ai radionuclidi di attivazione come ^{14}C e ^{36}Cl . La loro rilevanza dipende dalla loro emivita, dalla mobilità nell'ambiente di smaltimento e dal potenziale impatto radiologico al raggiungimento della biosfera. Oltre all'inventario complessivo, è essenziale conoscere la distribuzione dei radionuclidi tra matrice del combustibile, gap, bordi di grano e componenti metalliche, poiché tale ripartizione determina la frazione a rilascio immediato.

Nel programma di smaltimento finlandese, per esempio, gli isotopi maggiormente

considerati includono ^{14}C , ^{36}Cl , ^{59}Ni , ^{79}Se , ^{90}Sr , ^{93}Zr , ^{93}Nb , ^{94}Nb , ^{93}Mo , ^{107}Pd , ^{126}Sn , ^{126}Sb , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{226}Ra , ^{229}Th , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Pu , ^{241}Am e ^{245}Cm [28].

Alcuni tra i radionuclidi considerati più problematici ai fini dello smaltimento geologico sono stati discussi in Sezione 3.2, dedicata al riprocessamento e alle strategie di *Partitioning and Transmutation*.

Tipologie di scorie

I rifiuti radioattivi (o scorie nucleari) vengono classificati in varie categorie in base al contenuto radiologico, alla presenza di radionuclidi a vita lunga e ai requisiti di confinamento e smaltimento. Le principali classi internazionalmente riconosciute sono: rifiuti di bassa attività (LLW, *Low Level Waste*), rifiuti di media attività (ILW, *Intermediate Level Waste*) e rifiuti di alta attività (HLW, *High Level Waste*), con ulteriori sottodistinzioni spesso adottate per rifiuti a bassissima attività o a vita molto breve.

La categoria HLW (alta attività) comprende materiali che generano un calore di decadimento significativo e che richiedono uno smaltimento in sistemi geologici profondi per garantire un confinamento a lungo termine. Appartengono a questa classe i rifiuti altamente attivi derivanti dal riprocessamento del combustibile nucleare esaurito e, più in generale, tutti i rifiuti che necessitano di livelli analoghi di schermaggio e isolamento. Il combustibile nucleare esaurito (SNF) non rientra tecnicamente nella categoria dei rifiuti ad alta attività (HLW), ma quando non è destinato al riprocessamento presenta caratteristiche radiologiche e termiche tali da richiedere soluzioni di gestione identiche e viene quindi trattato di fatto come un HLW.

Nel caso di riprocessamento, il combustibile viene disciolto chimicamente per separare il plutonio e l'uranio recuperabili: il residuo liquido risultante, contenente praticamente tutti i prodotti di fissione e gli attinidi minori ad alta attività, costituisce un rifiuto di alta attività che viene immobilizzato solidamente (ad esempio tramite vetrificazione) per lo smaltimento definitivo.

In alcuni Paesi (ad es. USA) grandi quantità di rifiuti liquidi ad alta attività provengono dai programmi nucleari militari del passato, in particolare dalle attività di produzione del plutonio per scopi bellici, che generavano soluzioni altamente radioattive come scarto.

Lo smantellamento degli arsenali nucleari comporta anche la gestione di materiali fissili come uranio altamente arricchito e plutonio. Questi materiali non sono HLW, ma se non vengono riutilizzati (ad esempio come componente di nuovo combustibile) devono essere immobilizzati e smaltiti. Quando il condizionamento genera forme di

rifiuto con calore di decadimento e requisiti di schermaggio e isolamento analoghi a quelli dei rifiuti civili di alta attività, il loro smaltimento avviene di fatto negli stessi depositi geologici.

I rifiuti HLW presentano tipicamente attività dell'ordine di 10^4 – 10^6 TBq/m³ [30].

La categoria ILW (rifiuti di media attività) comprende materiali con livelli di radioattività inferiori agli HLW ma comunque significativi, caratterizzati dalla presenza di radionuclidi a lunga vita in concentrazioni tali da richiedere barriere di confinamento più robuste rispetto ai LLW. Tali rifiuti non generano calore apprezzabile, ma necessitano di sistemi di isolamento radiologico di lungo periodo. A seconda dei sistemi nazionali di gestione, gli ILW possono essere destinati a depositi superficiali ingegnerizzati o a depositi a maggiore profondità (da decine fino a qualche centinaio di metri).

Esempi tipici di ILW sono i componenti attivati del nocciolo dei reattori (strutture interne, supporti, barre di controllo, sorgenti di neutroni, ecc.) e i materiali tecnici contaminati da radionuclidi a vita lunga. Rifiuti come indumenti contaminati, carta, plastiche, filtri esausti e resine appartengono generalmente alla categoria LLW, ma possono ricadere negli ILW quando presentano elevate concentrazioni di emettitori α a lunga vita.

Un ulteriore esempio è costituito dalle sorgenti radioattive sigillate dismesse provenienti da applicazioni mediche o industriali. Sorgenti contenenti radionuclidi a vita breve (ad es. ^{90}Y , ^{192}Ir , ^{198}Au con $T_{1/2} < 100$ giorni) possono essere conservate in depositi di decadimento fino al raggiungimento delle soglie di esenzione, mentre sorgenti con radionuclidi a vita più lunga o ad alta attività, come ^{137}Cs , ^{60}Co o ^{238}Pu , non sono in genere accettabili in depositi superficiali e vengono quindi smaltite in depositi per ILW o eventualmente, quando presentano livelli di attività e requisiti di schermaggio particolarmente elevati, in depositi per HLW [30].

I rifiuti a bassa attività (LLW) comprendono una vasta gamma di materiali contenenti quantità limitate di radionuclidi, tali da richiedere un confinamento e un isolamento per periodi dell'ordine di decenni fino a qualche centinaio di anni, ma non la necessità di un deposito geologico profondo. Essi sono idonei allo smaltimento in depositi superficiali o near-surface, progettati con barriere ingegneristiche e con controllo istituzionale prolungato. I LLW possono contenere anche piccole quantità di radionuclidi a vita lunga, ma in concentrazioni tali da non rendere necessario un isolamento permanente oltre l'orizzonte temporale di controllo, entro il quale la radioattività residua decresce a livelli accettabili.

Questa categoria include in genere rifiuti solidi generati dalle operazioni e dalla manutenzione di impianti nucleari o da attività mediche e industriali, tipicamente

caratterizzati dalla presenza di radionuclidi a vita breve. Tuttavia, la distinzione tra LLW e ILW non è rigida, poiché alcuni rifiuti possono ricadere nell'una o nell'altra categoria a seconda della concentrazione di attività e dei requisiti di smaltimento [30].

Capitolo 3

Gestione del combustibile nucleare esaurito

La gestione delle scorie radioattive è uno degli aspetti centrali dell'energia nucleare e spesso costituisce il principale motivo di preoccupazione nell'opinione pubblica. In particolare, il combustibile esaurito e i rifiuti ad alta attività contengono radionuclidi a lunga vita e richiedono sistemi di confinamento affidabili su scale temporali molto lunghe, significativamente più estese della durata tipica delle istituzioni umane (governi, agenzie, autorità regolatorie, imprese). Per questo motivo la progettazione dei depositi geologici deve garantire la sicurezza anche in uno scenario in cui le strutture sociali o politiche attuali non esistano più.

L'obiettivo dei programmi di gestione delle scorie è garantire che questi materiali restino costantemente isolati dall'ambiente e dalla popolazione per tutto il tempo in cui rimangono radiologicamente pericolosi. In questo capitolo verranno descritte le principali strategie sviluppate e studiate a livello internazionale: lo stoccaggio temporaneo in piscina e a secco, il riprocessamento e la trasmutazione del combustibile esaurito, e infine il deposito geologico profondo come riferimento per l'isolamento a lungo termine.

3.1 Stoccaggio temporaneo

Quando il combustibile nucleare esaurito viene estratto dal reattore, presenta livelli di radioattività e di potenza termica molto elevati, dovuti soprattutto ai prodotti di fissione a vita breve e media. Ogni decadimento produce calore: per questo, subito dopo lo scarico dal reattore, il combustibile deve essere raffreddato e schermato. La prima fase di gestione avviene quindi nelle piscine di raffreddamento presso l'impianto, dove i fuel assembly vengono immersi in acqua che svolge al tempo stesso

funzione di raffreddamento e di schermatura radiologica [22][10]. Il combustibile vi rimane tipicamente qualche anno (almeno 3–5 nella maggior parte dei programmi), finché la radioattività e la potenza termica non diminuiscono a livelli più gestibili [27].

Le piscine di raffreddamento sono strutture profonde tipicamente 7–12 m, in modo che gli elementi di combustibile (lunghi circa 4 m ciascuno) restino immersi sotto diversi metri d'acqua, che forniscono uno spesso schermo protettivo contro le radiazioni. Sono costruite in cemento armato rivestito in acciaio e dotate di sistemi di circolazione e trattamento dell'acqua per dissipare il calore e mantenere condizioni chimiche controllate, limitando la corrosione dei materiali immersi e garantendo la necessaria trasparenza per le operazioni di movimentazione in sicurezza [31]. Gli elementi sono alloggiati in rastrelliere contenenti materiali assorbitori di neutroni, in modo da mantenere la subcriticità anche in presenza di un elevato numero di fuel assembly vicini [27].

In condizioni nominali, le piscine presso il reattore sono dimensionate per contenere almeno diversi anni di combustibile scaricato. In alcuni impianti si prevede una capacità sufficiente per l'intera vita operativa, ma più spesso il combustibile raffreddato viene progressivamente trasferito verso forme di stoccaggio successive [27]. Tuttavia, i ritardi nella realizzazione di soluzioni definitive hanno frequentemente prolungato la permanenza del combustibile nelle piscine, con rischio di saturazione della capacità. Negli Stati Uniti, ad esempio, molti reattori hanno mantenuto combustibile in piscina per oltre 20 anni, rendendo necessarie misure correttive come la compattazione delle rastrelliere e, soprattutto, l'adozione dello stoccaggio a secco [22].

Lo stoccaggio "a secco", introdotto negli anni '80 come soluzione integrativa, è oggi uno standard diffuso: circa un terzo del combustibile esaurito statunitense è conservato in *cask* a secco. Tale pratica prevede che, dopo un periodo minimo di raffreddamento in piscina (tipicamente dell'ordine di 5–10 anni), i fuel assembly vengano inseriti in un contenitore ermetico interno che garantisce il confinamento dei radionuclidi e successivamente collocati in moduli esterni progettati per il raffreddamento passivo tramite circolazione naturale dell'aria [27]. Il trasferimento avviene solo quando radioattività e potenza termica si sono ridotte a livelli compatibili con un raffreddamento passivo sicuro [22].

Lo stoccaggio a secco può essere implementato in due modalità principali: in contenitori singoli (*cask*) oppure in depositi centralizzati di tipo *vault*. Nel primo caso, il contenitore ermetico è inserito in un robusto contenitore cilindrico schermante (Fig. 3.1a), generalmente in acciaio e cemento e talvolta progettato per es-

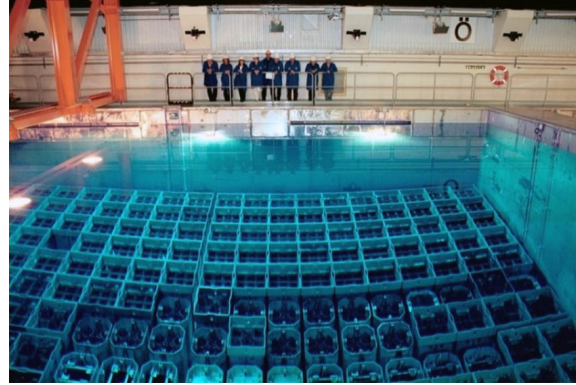
sere trasportabile [31]. Nel secondo approccio, invece, i contenitori ermetici sono collocati all'interno di strutture in cemento armato, dove la schermatura è fornita dalla protezione collettiva della struttura anziché da cask individuali [22]. In entrambe le configurazioni, l'obiettivo è garantire il confinamento dei radionuclidi, il raffreddamento passivo del calore residuo e la prevenzione della criticità. Ciò è ottenuto tramite contenitori sigillati per il confinamento, geometrie che mantengono la configurazione subcritica e sistemi di raffreddamento passivo basati sulla circolazione naturale dell'aria. Il principale vantaggio dello stoccaggio a secco è l'assenza di sistemi attivi di raffreddamento, che lo rende stabile e poco dipendente da apparecchiature complesse; al tempo stesso richiede schermature robuste per assicurare che le dosi esterne restino entro i limiti radiologici. L'esperienza internazionale ha mostrato che tali sistemi, se adeguatamente progettati e gestiti, garantiscono elevati standard di sicurezza senza rilasci significativi nell'ambiente [31].

Le strutture di stoccaggio temporaneo possono trovarsi sul medesimo sito del reattore, come avviene per tutte le piscine di raffreddamento, oppure in siti dedicati lontani dal reattore. In diversi Paesi si è adottato lo stoccaggio intermedio centralizzato, che consente di riunire il combustibile esaurito proveniente da più impianti, riducendo i siti da monitorare e semplificando la gestione in attesa di un deposito geologico definitivo. Un esempio è il CLAB in Svezia (Fig. 3.1b), dove il combustibile, dopo un primo periodo nella piscina del reattore (tipicamente oltre un anno), viene conservato in grandi piscine centralizzate per diversi decenni prima del trasferimento al deposito geologico. In Finlandia, invece, il combustibile rimane nelle piscine presso le centrali per circa 40 anni, per poi essere collocato direttamente nel deposito geologico profondo di Onkalo. Negli Stati Uniti, in assenza di un deposito definitivo, si stanno valutando impianti di stoccaggio a secco centralizzati su larga scala [31].

In generale, la creazione di depositi temporanei centralizzati (detti anche MRS, Monitored Retrievable Storage) è considerata una tappa intermedia utile verso lo smaltimento definitivo, specialmente nei programmi nazionali dove i depositi geologici non sono ancora disponibili [22]. Va sottolineato, comunque, che lo stoccaggio temporaneo (sia esso sul sito del reattore o in un impianto centralizzato) non rappresenta una soluzione definitiva al problema delle scorie nucleari: richiede monitoraggio continuo, manutenzione delle strutture e gestione attiva da parte dell'uomo finché il combustibile vi rimane confinato [22]. La soluzione di smaltimento geologico definitivo resta necessaria per isolare permanentemente i materiali radioattivi dall'uomo e dall'ambiente, eliminando la dipendenza da controlli attivi e la vulnerabilità nel lunghissimo periodo.



(a) Fonte: American Electric Power



(b) Fonte: SKB

Figura 3.1: (a): Contenitori di stoccaggio a secco presso la centrale nucleare Donald C. Cook a Bridgman, Michigan. (b): Impianto di stoccaggio in acqua, CLAB, a Oskarshamn, Svezia.

Dal punto di vista concettuale si distingue nettamente tra uno stoccaggio temporaneo e uno smaltimento definitivo. Lo stoccaggio (o deposito temporaneo) implica che il combustibile resti accessibile e potenzialmente recuperabile in futuro; al contrario, per smaltimento definitivo si intende la collocazione permanente del materiale in un sito nel quale non è prevista alcuna necessità o intenzione di recupero, tipicamente un deposito geologico sigillato in profondità. La reversibilità dello stoccaggio intermedio può essere utile sia per interventi correttivi, sia per l'eventuale recupero di materiali valorizzabili, come plutonio o radionuclidi di interesse medico o industriale.

Alla luce di queste considerazioni, molti programmi contemporanei di smaltimento geologico prevedono una fase iniziale di monitoraggio e possibile recupero prima della sigillatura finale, così da mantenere una certa flessibilità decisionale in una prima fase [27]. Solo con la chiusura definitiva del deposito geologico, quando non è più prevista alcuna prospettiva di recupero del combustibile, si può parlare di smaltimento finale [22].

Lo stoccaggio temporaneo è dunque una fase necessaria: consente il decadimento iniziale del combustibile e mantiene flessibilità decisionale. Tuttavia, rimane una soluzione transitoria e richiede gestione attiva; deve quindi essere seguita, quando possibile, dal collocamento definitivo in un deposito geologico progettato per garantire l'isolamento a lungo termine senza interventi umani [31].

3.2 Riprocessamento e trasmutazione

Esistono due opzioni principali per la gestione del combustibile nucleare esaurito:

1. lo smaltimento diretto in un deposito geologico profondo;
2. il recupero dei materiali di valore per il riutilizzo, riducendo l'inventario radiotossico destinato al deposito.

La prima opzione rappresenta la soluzione tecnologicamente più semplice. Non essendoci separazione di materiali radioattivi, tutto il combustibile esaurito viene classificato come rifiuto ad alta attività, con elevato calore residuo e tempi molto lunghi per raggiungere livelli di radioattività comparabili a quelli naturali [32].

Tra i materiali potenzialmente recuperabili rientrano: l'uranio e il plutonio, riutilizzabili come combustibili ossidi misti (MOX) e idonei al multi-riciclo soprattutto in reattori veloci; gli attinidi minori, la cui trasmutazione o bruciamento è oggetto di sviluppo in reattori avanzati o sistemi subcritici; i prodotti di fissione a lunga vita (LLFP) destinati alla trasmutazione; i prodotti di fissione termogenici destinati al condizionamento e allo stoccaggio; ulteriori isotopi utilizzabili in applicazioni non energetiche [32].

In questa sezione analizzeremo alcune tra queste opzioni.

Riprocessamento dell'uranio e del plutonio

La composizione del combustibile esaurito dipende dall'arricchimento iniziale e dal tempo di permanenza nel reattore, ma tipicamente contiene circa: 95–96% di uranio (principalmente ^{238}U), 0.9–1.1% di plutonio, 0.1% di attinidi minori (americio, curio, nettunio) e 3–4% di prodotti di fissione. Tra questi ultimi, si distinguono sottogruppi rilevanti per la gestione a lungo termine: cesio e stronzio (termogenici), iodio e tecnezio (a lunga vita), e altri LLFP [32]. La radiotossicità del combustibile diminuisce nel tempo (Fig. 3.2), con plutonio e attinidi minori che ne costituiscono i componenti più persistenti. Senza trattamento, la radiotossicità totale del combustibile (linea nera) decresce fino a valori comparabili al livello di riferimento "uranium ore" (minerale uranifero in equilibrio secolare) su scale temporali dell'ordine di 10^5 anni [33]. Come evidenziato in Fig. 3.2, rimuovendo il plutonio la radiotossicità residua è inizialmente determinata dai prodotti di fissione (linea marrone), che decadono nell'arco di alcuni secoli; tra essi, tuttavia, alcuni isotopi a lunga vita persistono più a lungo. Sul lungo periodo, però, sono gli attinidi minori (linea rossa) a definire la scala temporale della radiotossicità, che si riduce fino a eguagliare quella del minerale di uranio naturale nell'ordine di 10^4 anni.

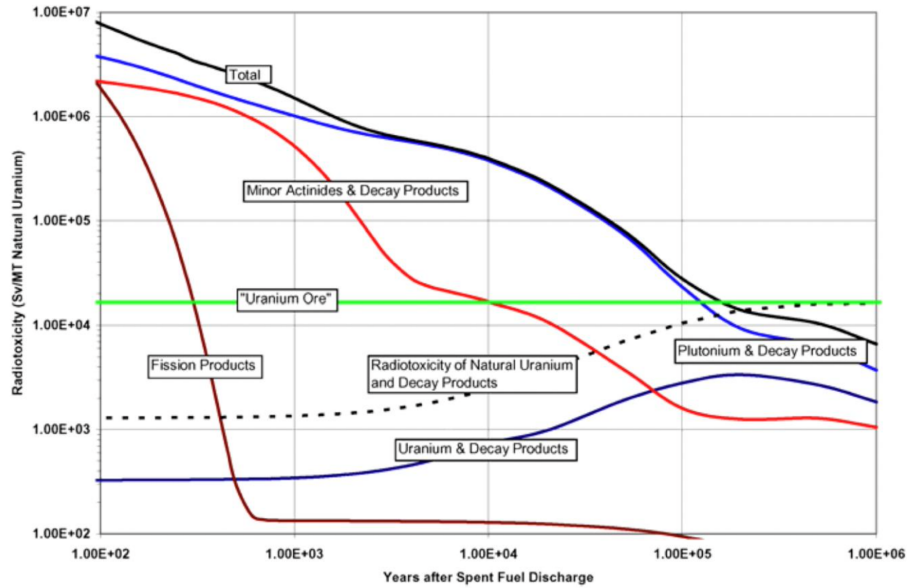


Figura 3.2: Rischio radiotossico per ingestione di combustibile esausto da reattore ad acqua leggera dopo 100 anni. Fonte: [33]

L'obiettivo principale del riprocessamento è un uso più efficiente delle risorse naturali, recuperando uranio e plutonio per ridurre la domanda di minerale "fresco" e garantire un impiego più sostenibile dell'energia nucleare. Inoltre, separando plutonio e prodotti di fissione si riducono l'inventario radiotossico e il calore residuo dei materiali destinati al deposito geologico, migliorando la gestione termica, aumentando la capacità di stoccaggio e riducendo la massa di rifiuti ad alta attività finale [34].

La rimozione del plutonio riduce anche la formazione di americio-241, poiché deriva principalmente dal decadimento del plutonio-241 ($T_{1/2} = 14.3$ anni). Per massimizzare questo effetto, il combustibile deve essere riprocessato tempestivamente, prima che una frazione significativa di ^{241}Pu decada [22].

Tutti gli impianti di riprocessamento commerciali attualmente in funzione utilizzano il processo PUREX (*Plutonium and Uranium Extraction*). Il combustibile viene sminuzzato, disciolto in acido nitrico e sottoposto a estrazione con tributilfosfato (TBP). Uranio e plutonio vengono estratti nella fase TBP e successivamente separati e purificati in cicli successivi, con efficienze di separazione dell'ordine del 99%. In alcune varianti, plutonio e uranio vengono coprecipitati per evitare la produzione di plutonio separato, riducendo i rischi di proliferazione nucleare. I rifiuti liquidi ad alta attività, costituiti principalmente da prodotti di fissione e contenenti anche attinidi minori, vengono vetrificati in vetro borosilicato e sigillati in contenitori d'acciaio. In un impianto PUREX il combustibile viene suddiviso in quattro componenti: uranio, plutonio, soluzioni HLW contenenti prodotti di fissione e attinidi

minori, e scarti metallici provenienti dalle guaine e dagli assemblaggi [34].

In varianti avanzate del ciclo, gli attinidi minori vengono separati dai prodotti di fissione tramite processi di estrazione selettiva e incorporati, insieme al plutonio, in nuovi combustibili destinati a reattori veloci [22].

Il processo PUREX, sviluppato originariamente per la produzione militare di plutonio, è oggi utilizzato industrialmente con elevata efficienza operativa per separare uranio e plutonio dal combustibile esaurito, consentendo la produzione di combustibili MOX e RepU (*reprocessed uranium*) per reattori termici o veloci e la riduzione della quantità di materiali ad alta attività destinati al deposito geologico per unità di energia prodotta [35].

Il MOX è composto da una miscela di ossidi di plutonio (3–7% PuO_2) e uranio (UO_2). Nei casi con elevato contenuto di ^{239}Pu fissile vengono aggiunti veleni assorbitori per limitare la reattività iniziale. Nei reattori ad acqua leggera (LWR) il MOX può costituire fino a circa un terzo del nocciolo, mentre la parte restante continua a essere caricata con combustibile a ossido di uranio convenzionale [22].

In Francia, India e Russia il riprocessamento del combustibile esausto consente di recuperare uranio e plutonio; nel Regno Unito tale attività è stata storicamente svolta su scala industriale, ma oggi il materiale recuperato è principalmente stoccato. In Francia il plutonio viene riciclato industrialmente sotto forma di combustibile MOX per reattori ad acqua leggera. In Russia il plutonio è impiegato sia per la produzione di MOX sia per la fabbricazione di combustibili destinati ai reattori veloci. In India il riciclo del plutonio è portato avanti in scala dimostrativa nell'ambito del programma per reattori veloci. Il combustibile MOX rappresenta oggi la principale forma di riciclo industriale del plutonio [32].

Nei primi decenni dello sviluppo nucleare civile il riprocessamento, con l'obiettivo finale del riciclo di U e Pu in reattori veloci, era considerato la strategia di chiusura del ciclo del combustibile. A partire dagli anni Ottanta, tuttavia, molti Paesi hanno abbandonato questa prospettiva a causa delle preoccupazioni per la proliferazione nucleare e dell'assenza di incentivi economici, scegliendo di classificare il combustibile esaurito come rifiuto e di destinarlo allo smaltimento definitivo dopo un periodo di stoccaggio intermedio [34].

Va inoltre sottolineato che il consumo di uranio e plutonio tramite riciclo non potrà mai essere completo. Con il procedere dei cicli, infatti, il contenuto fissile del combustibile diminuisce e le sue caratteristiche meccaniche peggiorano fino a non consentirne più l'impiego, rendendo necessario lo scarico dal reattore. Inoltre, esistono limiti alla quantità di ^{239}Pu che può essere aggiunta per mantenere la reattività nei cicli con uranio impoverito, il che impedisce di raggiungere una combustione

totale del materiale fissile [33].

A fine 2019 risultavano scaricate nel mondo oltre 400.000 MTHM di combustibile esausto, di cui circa un terzo riprocessato e due terzi in stoccaggio temporaneo [10].

Nonostante l'efficacia del riprocessamento convenzionale, una frazione significativa di attinidi minori e prodotti di fissione a lunga vita permane nei rifiuti ad alta attività, costituendo la principale fonte di radiotossicità e calore residuo a lungo termine. Per ridurre ulteriormente tali impatti, negli ultimi decenni la ricerca si è concentrata su tecnologie avanzate di *partitioning and transmutation*, trattate nelle sezioni seguenti.

***Partitioning and Transmutation* di attinidi minori**

Oltre al plutonio, anche altri elementi transuranici e prodotti di fissione presenti nel combustibile esausto mostrano elevata radiotossicità e lunghi tempi di decadimento. Dopo il riprocessamento e l'estrazione di uranio e plutonio, tali elementi residui restano una componente significativa dei HLW. La strategia di *Partitioning and Transmutation* (P&T) prevede la separazione dei radionuclidi a vita lunga e la loro conversione, tramite reazioni nucleari indotte, in isotopi a vita più breve o più stabili. Se attuata su larga scala, questa tecnologia consentirebbe di ridurre il tempo necessario per l'isolamento geologico dei rifiuti da oltre centomila anni a circa un millennio, con un conseguente impatto positivo sui costi e sulla complessità delle strutture di smaltimento [35].

Nei primi secoli dopo lo scarico dal reattore, la radiotossicità e il calore di decadimento del combustibile esaurito sono dominati dai prodotti di fissione a vita media; nel lungo periodo, tuttavia, gli attinidi minori (MA), ovvero nettunio, americio e curio, rappresentano i principali contributori sia alla radiotossicità sia al calore residuo. In particolare, il ^{237}Np costituisce la sorgente dominante di radiotossicità su scale temporali molto estese, a causa della sua emivita di 2.14×10^6 anni e al decadimento α . A tempi dell'ordine del milione di anni, l'attività residua del combustibile è dominata dai nuclei della serie di decadimento dell'uranio, in particolare lungo la catena $^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra}$, che risulta prossima all'equilibrio secolare.

Nei secoli e millenni successivi all'irraggiamento, il contributo radiologico e termico del combustibile esaurito è dominato dagli isotopi di americio e curio. Dopo circa 300 anni, quando isotopi a vita più breve come ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^{244}Cm si sono estinti, l'americio-241 diventa il principale responsabile del calore di decadimento. Prodotto principalmente dal decadimento del ^{241}Pu , esso limita la densità di carico dei depositi geologici a causa del calore residuo generato.

Il curio, formato soprattutto dagli isotopi ^{242}Cm e ^{244}Cm , presenta intense emissioni neutroniche e γ , rendendo estremamente complessa la manipolazione e la fabbricazione di combustibili o bersagli per la trasmutazione. Inoltre può rigenerarsi per catture neutroniche successive sull'americio, in particolare se quest'ultimo viene irradiato in spettro termico: poiché la sezione d'urto di cattura del ^{241}Am ($\sigma_\gamma \sim 700 \text{ b}$) è molto superiore a quella di fissione ($\sigma_f \sim 3 \text{ b}$), la trasmutazione porterebbe a produrre nuovo curio invece di distruggere l'americio.

Per questo motivo la separazione chimica tra americio e curio è un passaggio essenziale: l'obiettivo non è eliminare il curio in sé, ma ottenere un target di americio, che possa essere irradiato in spettro veloce dove la probabilità di fissione del ^{241}Am è comparabile alla cattura e la sua trasmutazione risulta realmente vantaggiosa.

Poiché la separazione Am/Cm è complessa per la loro forte somiglianza chimica, è vantaggioso prevedere uno stoccaggio intermedio di 50–200 anni per consentire il decadimento del ^{244}Cm e ridurre l'attività del combustibile prima del ritrattamento. In questo modo si semplifica la fabbricazione dei target per la trasmutazione e si limita il rischio radiologico ed operativo, pur richiedendo depositi temporanei dedicati e un controllo accurato del bilancio neutronico globale del ciclo.

L'effetto complessivo delle strategie di *Partitioning and Transmutation* degli attinidi minori sulla radiotossicità dei rifiuti ad alta attività è illustrato in Fig. 3.3. Sono rappresentati tre scenari relativi alla rimozione di plutonio, americio e curio, che influenzano in modo diverso la radiotossicità per ingestione, rappresentando differenti livelli di beneficio derivante dalla trasmutazione.

Il principio fisico alla base della trasmutazione consiste nella distruzione degli isotopi a lunga vita mediante decadimento naturale o tramite cattura o fissione indotta da neutroni. Per un intervallo ΔT sufficientemente piccolo, il numero di nuclei N_{tras} che subiscono una trasmutazione è approssimativamente:

$$N_{tras} = (\lambda + \sigma\phi) N \Delta T,$$

dove λ è la costante di decadimento dell'isotopo, σ è la sezione d'urto di assorbimento (cattura + fissione), ϕ il flusso neutronico e N il numero iniziale di nuclei. L'equazione rappresenta quindi la quantità di nuclei che subiscono una trasformazione per effetto del decadimento naturale o di interazioni indotte dai neutroni.

Tra i processi indotti, la fissione è quello realmente efficace ai fini della trasmutazione degli attinidi, poiché porta alla frammentazione completa del nucleo in prodotti più leggeri e generalmente a vita breve. La cattura neutronica, invece, pur riducendo la concentrazione dell'isotopo originario, tende a generare nuclidi più pesanti della catena degli attinidi, che possono mantenere o persino aumentare la

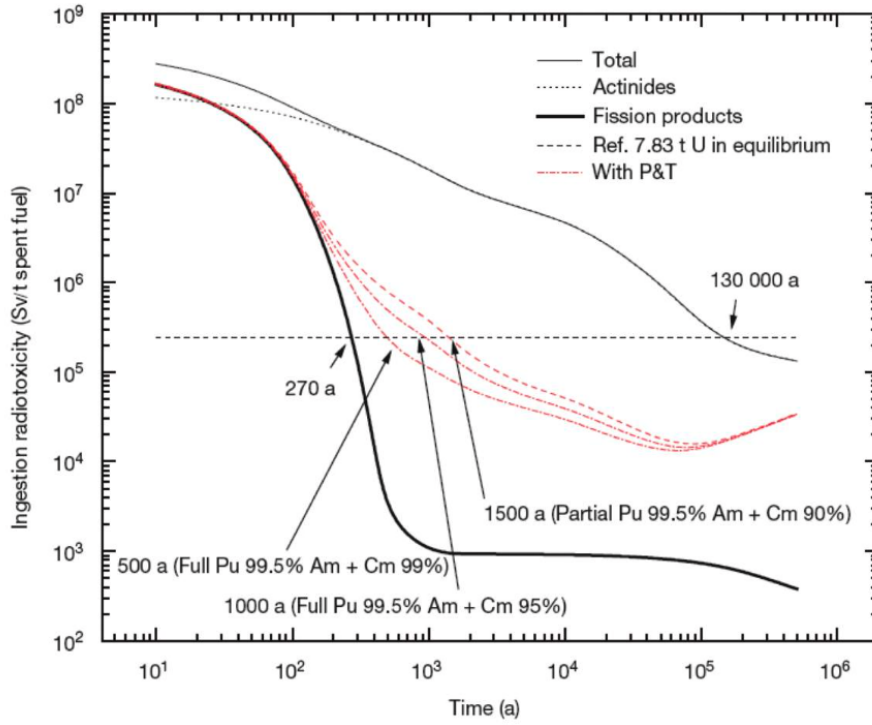


Figura 3.3: Radiotossicità per ingestione (Sv per tonnellata di combustibile esaurito) in funzione del tempo per il totale, gli attinidi, i prodotti di fissione e dopo l'applicazione di strategie di *Partitioning and Transmutation* (P&T), in riferimento all'uranio in equilibrio. Fonte: [33]

radiotossicità a lungo termine. Per questo motivo, un'elevata probabilità di fissione rispetto alla cattura è essenziale per una trasmutazione efficace.

Il compromesso tra i due processi è espresso dal rapporto $\alpha = \sigma_c / \sigma_f$, che risulta elevato in spettro termico, dove prevale la cattura, e si riduce a valori più favorevoli alla fissione in spettro veloce. Di conseguenza, la trasmutazione efficiente degli attinidi minori richiede generalmente campi neutronici veloci e flussi elevati, in grado di massimizzare la frazione di fissioni utili.

In spettro termico, le alte sezioni d'urto di cattura del ^{237}Np e del ^{241}Am ($\sigma_\gamma \sim 150\text{ b}$ e $\sim 700\text{ b}$ rispettivamente) possono comunque essere sfruttate per generare isotopi intermedi, ^{238}Np e ^{242}Am , con sezioni d'urto di fissione molto più elevate ($\sigma_f \sim 1.5 \times 10^3 - 5 \times 10^3\text{ b}$). Tale approccio richiede tuttavia flussi neutronici termici molto intensi, per favorire la fissione prima del decadimento dei brevi isotopi intermedi ($T_{1/2} = 2.12$ giorni per ^{238}Np e 16 ore per ^{242}Am), e presenta complessità ingegneristiche legate al controllo termico, alla gestione dei target e alla separazione dei prodotti di fissione.

Le strategie di trasmutazione si distinguono in due approcci principali: *omogeneo* ed *eterogeneo*. Nel riciclo omogeneo, gli attinidi minori separati vengono reinseriti

nel combustibile del nocciolo, ad esempio di un reattore veloce, con opportuno bilanciamento del contenuto fissile. Nel riciclo eterogeneo, gli attinidi sono collocati in bersagli specifici esposti al flusso neutronico e successivamente rimossi per il trattamento. In entrambi gli approcci, lo spettro veloce è preferibile poiché massimizza la probabilità di fissione rispetto alla cattura, garantendo un consumo netto degli attinidi minori e minimizzando la produzione di isotopi ancora più pesanti.

Due ambienti neutronici sono attualmente considerati per la P&T: i reattori veloci e i sistemi sottocritici accoppiati ad acceleratori (ADS). I primi permettono l'integrazione della trasmutazione nel ciclo del combustibile, mentre gli ADS, che operano in regime sottocritico con neutroni prodotti da spallazione (piombo o piombo-bismuto), offrono un'elevata flessibilità e margini di sicurezza intrinseci. Tuttavia, essi richiedono acceleratori ad alta potenza con affidabilità estremamente elevata e materiali in grado di resistere a carichi neutronici e termici severi.

Nel riciclo omogeneo in reattori termici (PWR), cicli multipli possono portare all'accumulo di isotopi sempre più pesanti, come il ^{252}Cf derivato dal ^{244}Cm , con conseguenti problemi di calore di decadimento ed emissioni neutroniche. Tali fenomeni risultano trascurabili in spettro veloce, motivo per cui la trasmutazione in PWR non risulta conveniente e l'interesse internazionale si concentra su reattori veloci e ADS dedicati.

Dal punto di vista della sicurezza, i noccioli ottimizzati per la trasmutazione richiedono un attento controllo del bilanciamento neutronico e della reattività, specialmente nei sistemi raffreddati a metallo liquido. Gli ADS riducono tali criticità grazie al funzionamento sottocritico, ma la necessità di mantenere un fascio di protoni continuo e stabile rappresenta tuttora una sfida tecnologica di grande rilievo.

In sintesi, la *Partitioning and Transmutation* costituisce una strategia promettente per ridurre la radiotossicità e i tempi di isolamento dei rifiuti nucleari, ma rimane associata a sfide scientifiche, ingegneristiche e operative significative. Le difficoltà nella separazione chimica degli attinidi, la gestione del calore e delle emissioni neutroniche e la necessità di flussi neutronici elevati rendono la sua applicazione su larga scala ancora lontana dalla piena maturità industriale. I progressi nella chimica di separazione, nello sviluppo di reattori veloci e negli ADS indicano tuttavia che la P&T potrà svolgere un ruolo rilevante nella gestione sostenibile del combustibile nucleare nel lungo periodo. È opportuno ricordare che le sezioni d'urto neutroniche per vari attinidi pesanti presentano ancora incertezze non trascurabili; parametri chiave come le risonanze di cattura e i rapporti fissione/cattura non sono ancora determinati con la precisione richiesta per una modellazione predittiva completamente affidabile. Queste incertezze influenzano la progettazione dei cicli di trasmutazio-

ne e rendono necessarie ulteriori misure sperimentali e aggiornamenti dei database nucleari.

Le considerazioni precedenti riguardano la trasmutazione degli attinidi minori. Nella sezione successiva si analizzerà la P&T dei prodotti di fissione, che presenta meccanismi fisici e vincoli tecnologici differenti.

Salvo diversa indicazione, i contenuti di questa sezione sono adattati da Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM) [33].

***Partitioning and Transmutation* di prodotti di fissione**

Nei primi secoli successivi al riprocessamento, i principali contributi al rischio radiologico residuo sono dati dai prodotti di fissione ^{137}Cs ($T_{1/2} \sim 30.1$ anni) e ^{90}Sr (28.9 anni), come si può osservare in Fig. 3.4. Oltre i 1000 anni prevalgono invece gli attinidi a lunga vita, insieme a prodotti di fissione più persistenti quali ^{129}I (1.57×10^7 anni), ^{135}Cs (2.3×10^6 anni) e ^{99}Tc (2.11×10^5 anni) [35]. Tra i radionuclidi a lunga vita di maggiore rilevanza per i depositi di rifiuti ad alta attività figurano inoltre ^{126}Sn , ^{79}Se e i prodotti di attivazione ^{36}Cl , ^{93}Zr e ^{14}C . L'importanza radiologica di ciascun radionuclide dipende non solo dalla sua attività specifica e dalla potenza termica, ma anche dal concetto di deposito adottato e dal suo comportamento di migrazione nel sistema geologico.

Le strategie di *Partitioning and Transmutation* (P&T) applicate ai prodotti di fissione si concentrano principalmente sui radionuclidi a lunghissima vita e ad elevato impatto radiologico, quali ^{129}I , ^{135}Cs e ^{99}Tc . Sebbene ^{90}Sr e ^{137}Cs non costituiscano target primari per la trasmutazione, la loro separazione è oggetto di studio nel contesto P&T poiché rappresentano i principali generatori di calore nei primi secoli e condizionano il carico termico del deposito [35].

In uno scenario ideale, la rimozione di uranio, plutonio e attinidi minori lascerebbe come residuo soltanto i prodotti di fissione. Dopo il periodo iniziale di raffreddamento del combustibile esaurito, permangono isotopi sia a vita media sia a lunga vita. Tra i primi rientrano ^{90}Sr e ^{137}Cs , entrambi generatori di calore: la loro attività decresce rapidamente, riportando il rischio radiotossico a livelli di riferimento entro circa 300 anni, e il loro decadimento produce radionuclidi figli a vita breve, ^{90}Y ($T_{1/2} \sim 64$ ore) nel caso dello ^{90}Sr e uno stato eccitato di ^{137}Ba nel caso del ^{137}Cs , che contribuiscono temporaneamente all'attività complessiva del rifiuto. Diversamente, radionuclidi come ^{99}Tc , ^{129}I e ^{135}Cs presentano emivite molto superiori e, in alcuni casi, maggiore mobilità chimica, costituendo una sfida per la sicurezza del confinamento geologico.

dei reattori convenzionali rimangono comunque troppo bassi per ottenere tassi di trasmutazione significativi. La separazione selettiva di questi radionuclidi è inoltre complessa, a causa dell'elevata radioattività e delle forti affinità chimiche con elementi simili. Per queste ragioni, molte strategie di trasmutazione dei rifiuti prevedono il loro semplice decadimento naturale, concentrando gli sforzi sui radionuclidi effettivamente a lunghissima vita (LLFP) e sugli attinidi minori.

Le rese cumulative di fissione del ^{137}Cs e dello ^{90}Sr nella fissione termica del ^{235}U , pari rispettivamente a circa 6.3% e 4.5%, sono tra le più elevate tra i prodotti di fissione; ciò spiega la loro rilevanza nel combustibile esaurito e nei rifiuti radioattivi. Valori comparabili si riscontrano anche per il ^{99}Tc (6.1%) e per il ^{135}Cs (6.9%).

Sebbene la radiotossicità del ^{99}Tc e del ^{135}Cs sia generalmente inferiore a quella del ^{137}Cs e dello ^{90}Sr in termini di attività specifica, l'impatto radiologico a lungo termine dipende anche dalla mobilità e dal comportamento chimico di ciascun radionuclide. Infatti, ^{99}Tc e ^{135}Cs sono caratterizzati da tempi di dimezzamento molto lunghi ed emissione β^- a bassa energia; seppur contribuiscano poco al calore di decadimento rappresentano una criticità per la gestione geologica di lungo periodo dei rifiuti radioattivi.

Nello studio della trasmutazione dei radionuclidi a lunghissima vita come ^{99}Tc e ^{129}I , particolare attenzione è rivolta ai ADS, poiché le sorgenti da spallazione forniscono spettri e flussi neutronici più adatti alla trasmutazione di questi isotopi rispetto ai reattori convenzionali. Tuttavia, come già accennato, negli ADS garantire la continuità e la stabilità del fascio di protoni rappresenta ancora una delle principali criticità tecnologiche.

Un'ulteriore limitazione alla trasmutazione di questi isotopi è rappresentata dalla mancanza di dati nucleari accurati: le incertezze sulle sezioni d'urto compromettono infatti la valutazione dei requisiti neutronici e rendono poco affidabili le stime sulle prestazioni del sistema. Nel caso del cesio-137, ad esempio, la sezione d'urto (n, γ) risulta verosimilmente troppo bassa e l'alta probabilità di rigenerazione ne limita l'efficacia, rendendo poco praticabile una trasmutazione selettiva rispetto al ^{135}Cs .

In conclusione, la trasmutazione dei prodotti di fissione a lunga vita non è ancora tecnicamente praticabile su scala industriale. I benefici potenziali risultano limitati e, per isotopi a vita media come ^{90}Sr e ^{137}Cs , non giustificano processi dedicati, in quanto la loro attività decade in pochi secoli. Solo ^{99}Tc e ^{129}I offrono un interesse concreto per la trasmutazione, mentre per gli altri LLFP il confinamento e il condizionamento rimangono le strategie più efficaci. Nel complesso queste trasmutazioni richiedono separazioni chimiche complesse, flussi neutronici intensi e impianti altamente specializzati, con la produzione inevitabile di rifiuti secondari; pertanto, ad

oggi la P&T si configura come opzione di ricerca complementare, ma non sostitutiva, del confinamento geologico dei rifiuti ad alta attività.

Salvo diversa indicazione, i contenuti di questa sezione sono adattati da Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM) [33].

3.3 Deposito geologico e motivazioni della scelta attuale

Come discusso nel capitolo precedente, le tecnologie di riprocessamento e le strategie avanzate di *Partitioning and Transmutation* (P&T) riducono parte della radiotossicità a lungo termine del combustibile irraggiato, ma non eliminano la necessità di un confinamento definitivo. Nonostante il loro potenziale, esse non sono ancora in grado di gestire l'intero inventario radiologico, né possono sostituire il ruolo fondamentale del deposito geologico profondo.

Funzioni del deposito geologico

Un deposito geologico profondo mira a isolare i rifiuti ad alta attività in formazioni rocciose stabili, sfruttando processi naturali estremamente lenti. La protezione contro il rilascio di radionuclidi nella biosfera si basa su barriere multiple: quelle ingegneristiche (come nel concetto svedese KBS-3, Sez. 4.3) e quelle naturali, costituite dalla roccia ospite [22].

La formazione geologica circostante può costituire sia un percorso potenziale per il trasporto dell'acqua sotterranea sia una barriera in grado di rallentare drasticamente la migrazione dei radionuclidi. Per questo motivo un sito idoneo deve [22]:

1. limitare l'ingresso dell'acqua nel deposito;
2. offrire condizioni geochimiche che riducano corrosione e solubilità dei radionuclidi;
3. rallentare il flusso idrico verso la biosfera;
4. ritardare ulteriormente il trasporto dei radionuclidi rispetto all'acqua stessa;
5. trovarsi in un'area con basso rischio di perturbazioni future (terremoti, vulcanismo, erosione).

Poiché il trasporto avviene principalmente tramite le acque sotterranee, la configurazione idrogeologica locale è un elemento cruciale [22]. Anche la storia termica del deposito è determinante: ritardare l'interramento permette il decadimento dei radionuclidi a vita breve, riducendo la potenza residua e le temperature massime raggiunte nel combustibile e nella roccia.

Il contenitore, che racchiude il combustibile esaurito o i rifiuti da riprocessamento, deve garantire resistenza meccanica e alla corrosione, fornendo una barriera efficace nelle prime decine di migliaia di anni, prima che la roccia ospite diventi il principale elemento di confinamento [22].

Alternative considerate ai depositi geologici

Numerose alternative allo smaltimento geologico profondo sono state studiate, ma nessuna ha raggiunto uno stato di maturità sufficiente per essere implementata. Tra queste [22]:

- pozzi profondi (*deep borehole disposal*): profondità elevate e buon isolamento naturale, ma difficoltà nella sigillatura e costi elevati;
- *rock melt*: fusione locale della roccia tramite il calore dei rifiuti, con inglobamento dei radionuclidi; scartata per scarsa recuperabilità e forti incertezze geologiche.
- depositi multinazionali o in località remote: ostacoli politici, logistici e ambientali;
- smaltimento nel fondale oceanico (*subseabed disposal*): tecnicamente promettente ma vietato dal *London Dumping Convention* e successivamente dal *London Protocol*;
- soluzioni speculative (spazio, calotte polari): rapidamente scartate per rischi e impatti ambientali.

Nel complesso, nessuna di queste opzioni ha mostrato livelli di sicurezza, affidabilità e accettabilità paragonabili al deposito geologico profondo.

Negli ultimi anni sta comunque riemergendo un interesse verso varianti del concetto di smaltimento profondo, spinte anche da iniziative private che propongono soluzioni più modulari e potenzialmente meno costose. Tra queste figura la società Deep Isolation, che sta sviluppando configurazioni di *deep borehole disposal* basate

su perforazioni inclinate o orizzontali, riprendendo tecnologie dell'industria petrolifera. Si tratta tuttavia di approcci ancora in fase preliminare, non qualificati nè adottati su scala industriale.

Relazione tra P&T e deposito geologico

La P&T è talvolta presentata come alternativa allo smaltimento geologico, ma le valutazioni internazionali mostrano che può soltanto affiancarlo, non sostituirlo [37]. Le ragioni principali sono:

1. una parte dei radionuclidi a lunga vita permane comunque, anche dopo cicli avanzati di trasmutazione;
2. i processi P&T generano rifiuti secondari e rifiuti di fine vita degli impianti, anch'essi destinati al deposito geologico [33];
3. gran parte dello stock esistente non è compatibile con tecnologie P&T e richiede comunque il confinamento definitivo [33].

A ciò si aggiunge che l'implementazione su scala tale da incidere sulla pianificazione del deposito richiederebbe tempi molto lunghi e investimenti ingenti in infrastrutture di riprocessamento dedicate, difficili da giustificare [33]. Motivazioni legate alla proliferazione, connesse alla separazione di materiali fissili, hanno inoltre portato alcuni Paesi, come la Finlandia, a preferire lo smaltimento diretto [35].

Motivazioni della scelta attuale

Decenni di ricerca hanno portato a un consenso tecnico internazionale: lo smaltimento geologico profondo rappresenta la soluzione più sicura, realistica ed eticamente accettabile per isolare in modo definitivo i rifiuti ad alta attività [38]. Il suo punto di forza risiede nell'affidarsi a barriere passive, naturali e ingegneristiche, capaci di garantire la sicurezza senza interventi operativi continui.

In questo quadro, la P&T rimane una tecnologia potenzialmente utile per ridurre il carico termico e la radiotossicità residua, ma non sostituisce la necessità di un deposito geologico [37].

Capitolo 4

Progetto Onkalo

Il deposito geologico profondo chiamato Onkalo (ovvero grotta o cavità), realizzato sull'isola di Olkiluoto in Finlandia, è il primo impianto al mondo costruito e progettato per lo smaltimento definitivo del combustibile nucleare esaurito. Esso costituisce il caso di studio in cui trovano applicazione concreta i concetti discussi nel capitolo precedente: gestione a lungo termine delle scorie, barriere ingegneristiche e naturali e smaltimento geologico profondo.

In questo capitolo vengono presentati il contesto normativo e la scelta del sito di Olkiluoto, il progetto del deposito e del sistema KBS-3 per il confinamento del combustibile, oltre alle principali caratteristiche geologiche e idrogeologiche del sito rilevanti per la sicurezza a lungo termine.

4.1 Contesto normativo e scelta di Olkiluoto

Verso la fine degli anni '60 la Finlandia prese la decisione di includere nel piano energetico nazionale l'energia nucleare e all'inizio degli anni '80 i primi quattro reattori (Loviisa 1 e 2, Olkiluoto 1 e 2) divennero operativi (il quinto reattore finlandese, Olkiluoto 3, è stato messo in esercizio nel 2023) [39].

Inizialmente si pensava di esportare i rifiuti radioattivi prodotti dai reattori, come previsto dagli accordi con l'Unione Sovietica per l'impianto di Loviisa. Poco dopo l'avvio commerciale dei quattro reattori, nel 1983 iniziò un programma nazionale per la gestione dei rifiuti nucleari. Con il *Nuclear Energy Act* del 1987, venne istituito un Fondo Statale per la Gestione delle Scorie Nucleari, finanziato da contributi annuali dei produttori di energia nucleare [40, Capitolo 7], per garantire che la collettività disponga di fondi e competenze sufficienti per organizzare la gestione dei rifiuti nucleari in qualsiasi circostanza [41]. L'emendamento del 1994 alla legge stabilisce che i rifiuti radioattivi debbano essere trattati, stoccati e smaltiti in via definitiva

interamente all'interno del territorio finlandese [40, Sezione 6a] (il precedente accordo con la Russia per il combustibile esaurito di Loviisa si è concluso nel 1996 [39]).

Un altro principio chiave è il "chi inquina paga": la gestione dei rifiuti spetta ai produttori. Le società nucleari devono quindi occuparsi sia delle misure tecniche sia delle attività di ricerca e sviluppo necessarie, incluso lo smaltimento definitivo e i relativi costi. Spetta alle autorità competenti, STUK (*Radiation and Nuclear Safety Authority*), che sovrintende agli aspetti tecnici e alle ispezioni, e il Ministero dell'Economia e del Lavoro, che supervisiona il fondo e la politica nazionale, garantire che la gestione dei rifiuti avvenga nel rispetto delle norme di sicurezza e delle altre regolamentazioni applicabili.

Nel 1995 venne quindi fondata Posiva Oy, costituita come joint venture tra la società energetica finlandese Fortum (40% del capitale), proprietaria della centrale nucleare di Loviisa, e la società di energia nucleare TVO (60%), proprietaria della centrale nucleare di Olkiluoto. Posiva Oy ha lo scopo di ricercare e sviluppare un metodo di smaltimento definitivo del combustibile nucleare esaurito proveniente dalle centrali, ovvero il deposito geologico di Onkalo [42].

Dal 1983 il governo finlandese adottò come linea guida lo smaltimento geologico profondo, seguendo le raccomandazioni internazionali di IAEA e OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*)/NEA (*Nuclear Energy Agency*). In particolare, l'IAEA aveva già individuato lo smaltimento geologico profondo come un'opzione di riferimento per la sicurezza a lungo termine dei rifiuti ad alta attività [43]. Tale orientamento risultava particolarmente coerente con le condizioni geologiche della Finlandia, caratterizzata da un basamento cristallino molto stabile, ritenuto idoneo a garantire l'isolamento del materiale radioattivo per centinaia di migliaia di anni.

Dopo la definizione degli orientamenti nazionali per lo smaltimento definitivo, a partire dal 1983 furono avviate indagini geologiche preliminari in più siti della Finlandia identificando più di 100 candidati [44]. Negli anni '90 le ricerche si concentrarono su quattro aree: Olkiluoto (Eurajoki), Hästholmen (Loviisa), Kivetty (Äänekoski) e Romuvaara (Kuhmo). Per ciascuna località furono analizzati non solo i fattori geologici: stabilità della roccia, idrologia, profondità e caratteristiche del bedrock, ma anche aspetti logistici e socio-economici, inclusa l'accettabilità da parte delle comunità locali e l'impatto infrastrutturale del deposito [45].

Dal punto di vista tecnico, tutti e quattro i siti risultarono idonei. Tuttavia, Kivetty e Romuvaara si trovavano in zone lontane dalle centrali nucleari e prive di infrastrutture, quindi Loviisa e Olkiluoto sono state selezionate per gli studi finali. In queste località, i residenti inoltre, già abituati alla presenza di impianti nucleari,

mostravano una maggiore predisposizione ad accettare il deposito. Alla fine del 1999 Posiva identificò quindi Olkiluoto come sito preferenziale: non solo geologicamente adatto, ma anche logisticamente vantaggioso, poiché ospitava già la centrale TVO e consentiva di ridurre i trasporti di combustibile esaurito [39][45].

Un aspetto cruciale della selezione fu il processo politico-legislativo introdotto dal *Nuclear Energy Act*: il *Decision-in-Principle* (DiP). Prima della licenza di costruzione, il governo deve infatti emettere una decisione preliminare che dichiara l'impianto "nell'interesse complessivo della società". Questa decisione, a sua volta, deve essere ratificata dal Parlamento e non può essere adottata senza il consenso del comune ospitante, che detiene un diritto di veto [40, Capitolo 4].

Nel 1999 Posiva presentò la richiesta di DiP per la costruzione del deposito geologico a Eurajoki. Il governo rilasciò la decisione favorevole nel dicembre 2000, e il Parlamento la ratificò nel maggio 2001 con 159 voti a favore e 3 contrari. Il Consiglio comunale di Eurajoki, esercitando il proprio diritto di approvazione, votò a sua volta in maggioranza favorevole (20 a 7) [39]. Con questo atto, la Finlandia divenne il primo Paese al mondo ad approvare politicamente la realizzazione di un deposito geologico per combustibile esaurito.

Fino al 2015 Posiva ha svolto indagini geologiche, esperimenti sotterranei e studi di sicurezza nel laboratorio di Onkalo, sotto la supervisione continua di STUK. Questa fase di ricerca e caratterizzazione è stata fondamentale per confermare l'idoneità del sito e per sviluppare in dettaglio il concetto di smaltimento KBS-3 approfondito nella Sezione 4.3. A seguito della valutazione positiva di STUK, nel novembre 2015 il Governo finlandese ha concesso a Posiva la licenza di costruzione per l'impianto di incapsulamento e per il deposito geologico [46].

Nel dicembre 2021 Posiva ha quindi presentato la domanda di licenza di esercizio, la cui valutazione tecnica e di sicurezza da parte di STUK è tuttora in corso (inizialmente prevista entro il 2023, prorogata al 2025). Nel frattempo, presso Onkalo sono stati completati i primi tunnel di smaltimento e sono state avviate prove su larga scala. Tuttavia, il combustibile esaurito reale non è ancora stato collocato: secondo i piani, il primo carico di scorie sarà smaltito solo dopo il rilascio della licenza di esercizio, atteso indicativamente per il 2025–2026 [39][47].

4.2 Descrizione del progetto Onkalo

L'isola di Olkiluoto si trova sulla costa sud-occidentale della Finlandia, nel comune di Eurajoki, regione del Satakunta, affacciata sul Golfo di Botnia. La sua superficie è di circa 12 km² e si trova a circa 13 km dalla città di Rauma e a 34 km da Pori

[48]. Sul versante occidentale dell'isola si trova la centrale nucleare di Olkiluoto, che ospita i reattori OL 1 e 2 (entrambi da circa 890 MWe) e la nuova unità OL 3 da 1600 MWe [49].

A circa 2 km a est dei reattori, nella parte centrale dell'isola, è situato il sito del deposito geologico profondo Onkalo. L'area è interamente di proprietà della compagnia TVO, che concede l'uso del suolo a Posiva per le operazioni di smaltimento del combustibile esaurito [49].

Olkiluoto è scarsamente abitata. A meno di 5 km dal sito di Onkalo vivono circa 80 persone (dato del 31 Dicembre 2019). Le scuole e gli insediamenti principali si trovano tutti sulla terraferma, a distanze maggiori di 10 km dal sito. Il comune di Eurajoki ha circa 9400 abitanti [49].

La zona circostante presenta un uso del suolo prevalentemente forestale, con un'agricoltura limitata e assenza di allevamenti. La densità abitativa molto bassa e la stabilità geologica rendono Olkiluoto un'area adatta alla realizzazione di un deposito geologico profondo per rifiuti radioattivi [48].

Design del deposito geologico profondo

Il deposito Onkalo è concepito per lo smaltimento definitivo del combustibile nucleare esaurito proveniente dalle centrali finlandesi di Olkiluoto e Loviisa. Il combustibile, per un totale autorizzato di circa 6500 t di uranio, sarà racchiuso in circa 3300 contenitori sigillati, chiamati *canister* [49].

L'impianto si trova a circa 430 m di profondità nel basamento cristallino dell'isola [50]. La filosofia del progetto segue il concetto di *multibarrier system*, ovvero la combinazione di più barriere naturali e ingegnerizzate per garantire l'isolamento a lungo termine del materiale radioattivo. Ogni canister è costituito da un inserto in ghisa e da un guscio esterno in rame, circondato da argilla di bentonite (*buffer*) che ne assicura la stabilità meccanica e la protezione chimica (vedi Sez. 4.3).

L'accesso al deposito avviene tramite una rampa inclinata (*driving tunnel*), affiancata da quattro pozzi verticali (*shafts*): due per la ventilazione, uno per il trasporto di personale e uno per il calo dei canister [49]. A livello del deposito si sviluppa una rete di gallerie orizzontali interconnesse. Il layout progettuale (Fig. 4.1) del deposito prevede una suddivisione in tre settori, detti *panel*, ognuno dei quali comprende una coppia di tunnel centrali principali, dai quali si diramano a intervalli regolari le gallerie di deposizione più piccole, orientate trasversalmente rispetto ai tunnel centrali [48].

Una generica galleria di deposizione è lunga circa 300 m, anche se le lunghezze effettive possono variare in funzione delle strutture della roccia. Ogni galleria ospita

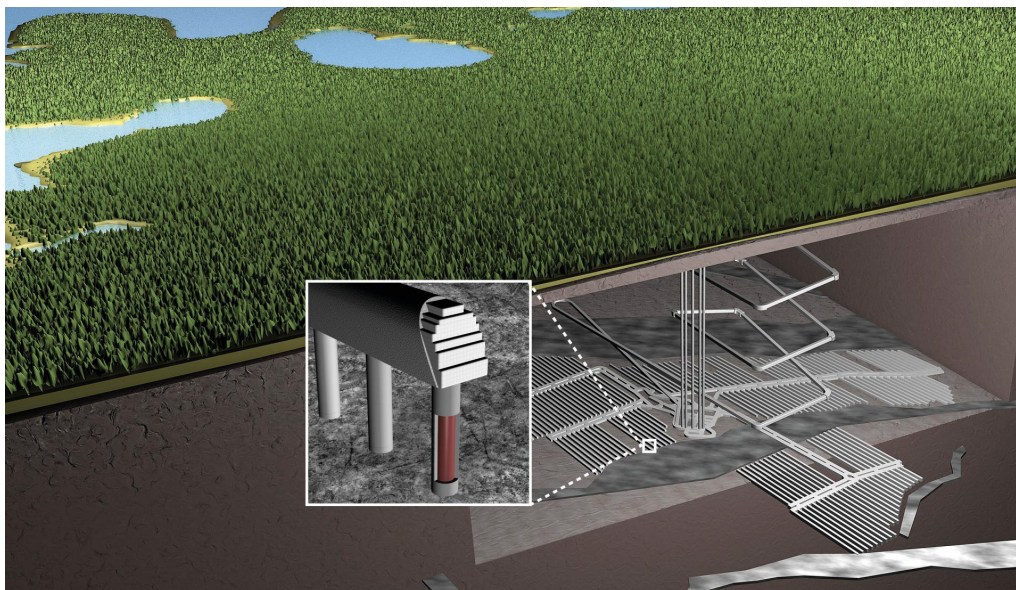


Figura 4.1: Schema concettuale del deposito di Onkalo: disposizione dei tunnel e dettaglio di una galleria di deposizione con i relativi fori e canister. Fonte: Posiva.

una serie di fori verticali di 1.75 m di diametro e circa da 7 m a 8 m di profondità in base al tipo di canister, distanziati fra loro di circa da 8 m a 10 m. In ciascun foro verrà collocato un singolo canister. Ogni galleria di deposizione ospiterà circa 30 canister [51]. Le gallerie principali hanno una sezione di circa 6×7 m, mentre quelle di deposizione misurano circa 3.5×4 m [48].

Il progetto segue un principio di costruzione progressiva: solo una parte del deposito viene scavata inizialmente, mentre il resto sarà realizzato gradualmente nel corso dell'esercizio, in parallelo alle operazioni di smaltimento (a giugno 2022 si è concluso lo scavo dei primi cinque tunnel di deposizione [52]). Questo approccio riduce gli impatti idrogeologici e chimici e consente di limitare i vuoti aperti contemporaneamente nella roccia [48]. L'intera attività di smaltimento e costruzione durerà circa 100 anni, con un ritmo di 30-60 canister all'anno.

È inoltre previsto un deposito separato per i rifiuti a bassa e media attività (LILW), situato a circa 180 m di profondità lungo la rampa di accesso, destinato ai rifiuti prodotti dall'impianto stesso [49]. Tuttavia, l'attenzione principale del progetto è rivolta al combustibile nucleare esaurito.

Processo di riempimento e chiusura

Le operazioni di smaltimento avverranno in modo graduale. Una volta completata una galleria di deposizione, i fori verranno riempiti e la galleria chiusa prima di procedere con la successiva [50].

Ogni canister viene collocato nel suo foro e circondato da blocchi di bentonite compattata. Dopo il posizionamento di tutti i canister, la galleria di deposizione viene riempita completamente con materiale argilloso granulare (*backfill*) [48], il cui scopo è mantenere in posizione il buffer di bentonite attorno al canister e garantire la stabilità meccanica delle gallerie [49].

All'ingresso di ciascuna galleria è installato un tappo permanente (*plug*) in calcestruzzo, progettato per resistere alla pressione del *backfill* [48]. Una volta completato un *panel*, anche i tunnel centrali associati vengono chiusi e isolati dal resto del sistema.

La chiusura finale del deposito, prevista intorno agli anni 2120 [49] al termine di tutte le operazioni di smaltimento, consiste nel riempire completamente tutti i vani sotterranei e nel sigillare in modo definitivo i pozzi e la rampa d'accesso. I materiali utilizzati comprendono miscele di bentonite e aggregati rocciosi (circa 30 % bentonite e 70 % roccia frantumata) che assicurano bassa permeabilità e capacità di rigonfiamento [48].

Dopo la chiusura, la superficie verrà rinaturalizzata e il sito non presenterà accessi diretti, tornando a condizioni ambientali il più possibile simili a quelle originarie [50].

Aspetti di radioprotezione e vincoli di progetto

La progettazione di Onkalo rispetta i criteri di sicurezza stabiliti dall'autorità finlandese STUK e dalle guide YVL. Secondo le regolamentazioni, la dose efficace annua al membro più esposto della popolazione non deve superare 0.1 mSv/anno nelle condizioni di evoluzione normale del sistema [53]. Tale valore è circa sessanta volte inferiore alla dose media naturale in Finlandia (circa 5.9 mSv/anno [49]).

Durante il funzionamento dell'impianto, il limite di dose per il pubblico è di 0.01 mSv/anno, mentre per i lavoratori il limite normativo è 20 mSv/anno, con un obiettivo gestionale interno di 5 mSv/anno. Le stime operative indicano che le dosi effettive per la popolazione circostante saranno dell'ordine di 10^{-4} mSv/anno, quindi trascurabili rispetto al fondo naturale [49].

Anche per scenari incidentali a bassa probabilità, come una perdita di gas radioattivi durante le operazioni di incapsulamento, la dose massima stimata per l'individuo più esposto è di circa 2.3 mSv, ben al di sotto del limite di 5 mSv fissato per incidenti ipotetici [49]. Tutti i calcoli di sicurezza mostrano ampi margini rispetto ai limiti regolamentari.

Per il periodo post-chiusura, la valutazione radiologica considera scenari di lungo termine fino a decine di migliaia di anni. I radionuclidi più rilevanti per la sicurezza a lungo termine sono ^{129}I e ^{36}Cl , elementi molto mobili con emivite rispettivamente

di 1.6×10^7 anno e 3×10^5 anno. Gli attinidi più pesanti, come il plutonio e il nettunio, restano invece fortemente trattenuti all'interno del combustibile e confinati dal canister, che è progettato per mantenere la propria integrità per tempi dell'ordine di centinaia di migliaia di anni [50].

Le analisi di sicurezza mostrano che, anche in scenari ipotetici di rottura del canister, i rilasci dal bedrock sono dominati da ^{129}I e ^{36}Cl e risultano circa tre ordini di grandezza inferiori ai limiti di rilascio stabiliti nella guida YVL D.5 [49]. Il ^{226}Ra , anch'esso considerato negli scenari conservativi perché altamente radioattivo e a vita lunga, presenta una mobilità molto bassa e risulta fortemente trattenuto dalla matrice rocciosa, impedendone la migrazione verso la superficie. Nel complesso, le dosi radiologiche a lungo termine restano di molti ordini di grandezza inferiori ai limiti fissati da STUK e trascurabili rispetto alla radiazione naturale di fondo [50].

Il progetto Onkalo soddisfa pienamente i criteri di radioprotezione stabiliti dalle autorità finlandesi, assicurando che le dosi radiologiche restino trascurabili rispetto ai livelli naturali di esposizione e ai limiti regolamentari.

4.3 Il concetto KBS-3

Il concetto KBS-3 (abbreviazione di *Kärnbränslesäkerhet*, "sicurezza del combustibile nucleare") nasce in Svezia all'inizio degli anni '80 in seguito a leggi svedesi che obbligavano i produttori di scorie a trovare un modo per smaltire in via definitiva i rifiuti nucleari. Dopo i rapporti KBS-1 (1977, relativo a rifiuti vetrificati da riprocessamento) e KBS-2 (1978, centrato sul combustibile non riprocessato), il documento di riferimento KBS-3 viene completato nel 1983 e introduce la combinazione di diverse barriere come soluzione tecnologicamente e geologicamente idonea ai siti nordici [54]. Nello sviluppo del concetto di deposito profondo vennero considerati anche esempi naturali, in particolare i reattori di Oklo in Gabon. Attivi circa 1.8 miliardi di anni fa, essi mostrano che gran parte degli attinidi e dei prodotti di fissione è rimasta confinata nei cristalli di uraninite o comunque entro poche decine di metri dal reattore naturale, nonostante l'azione di acqua circolante per centinaia di milioni di anni. Questa evidenza naturale indicava che i processi di migrazione sotterranea dei radionuclidi in rocce cristalline e sedimentarie possono essere estremamente lenti [55].

Il concetto KBS-3 è stato successivamente adottato anche in Finlandia, presso il deposito sotterraneo di Onkalo, nella variante KBS-3V che prevede il posizionamento verticale dei canister [56].

Nel modello KBS-3 sviluppato da SKB (*Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company*), la funzione di isolamento del combustibile esaurito è realizzata dalla combinazione di barriere ingegnerizzate: una struttura in ghisa, una copertura in rame, un buffer di bentonite, e dalla barriera naturale rappresentata dalla roccia cristallina circostante. La funzione primaria del sistema è contenere il combustibile all'interno del canister mentre la funzione secondaria è contenerne la diffusione in caso di un'eventuale rottura [57].

L'approccio a barriere multiple (*engineered barrier system*, EBS) conferisce al sistema un'elevata robustezza intrinseca, poiché distribuisce le funzioni di sicurezza su diversi processi fisico-chimici riducendo la dipendenza dal comportamento a lungo termine di un singolo materiale. Anche se una componente dovesse degradarsi nel tempo, le altre continuerebbero a fornire isolamento e contenimento [58].

Il sistema è realizzato in modo da essere completamente passivo: le barriere devono mantenere la loro efficacia senza alcun intervento umano o apporto di energia dopo la chiusura del deposito [57].

Gli obiettivi ingegneristici fissano che il canister mantenga l'integrità strutturale e la tenuta con alta probabilità per almeno 10^5 anni. Oltre tale intervallo, la sicurezza complessiva del deposito deriva dal lento trasporto dei radionuclidi attraverso la bentonite e la roccia, e dal naturale decadimento radioattivo che riduce progressivamente la radiotossicità del materiale contenuto [55].

Pellet di UO_2

Il combustibile esaurito che sarà depositato a Onkalo proviene dai reattori BWR di Olkiluoto 1–2, dal EPR: *European pressurized reactor* (PWR) Olkiluoto-3 e dai due VVER-440 (PWR) di Loviisa [59]. Il combustibile da questi impianti è costituito da fuel assembly con geometrie differenti, ma con la stessa struttura di base: fuel rod contenenti pellet ceramici di biossido di uranio (UO_2) racchiusi in guaine di lega di zirconio (Zircaloy).

A seconda del grado di arricchimento del combustibile, il combustibile esaurito contiene dal 94 al 96% di uranio, dal 3 al 5% di prodotti di fissione e circa l'1% di plutonio e altri attinidi. A causa della sua radioattività, il combustibile esaurito genera calore una volta rimosso dal reattore; radioattività e potenza termica dipendono dal burn-up del reattore.

Dopo che il combustibile nucleare esaurito è stato sufficientemente raffreddato nello stoccaggio intermedio, può iniziare il suo smaltimento definitivo. A questo punto, la radioattività e la generazione di calore del combustibile nucleare esaurito

si saranno ridotte a circa un millesimo rispetto al momento della rimozione dal reattore [49].

Il progetto KBS-3 prevede che la temperatura massima del buffer di bentonite non superi i 100°C . Per rispettare questo vincolo, la potenza residua totale per canister è limitata a 1700 W [60]. La scelta del numero di assemblaggi e dei tempi di raffreddamento prima dell'incapsulamento assicura quindi che il calore di decadimento non innalzi la temperatura del buffer oltre il limite di sicurezza.

In funzione del tipo di fuel assembly (si veda Fig. 4.2), sono previsti tre diversi tipi di canister: canister contenenti 12 fuel assembly BWR di Olkiluoto 1–2, canister contenenti 12 fuel assembly cilindrici VVER-440 di Loviisa oppure canister contenenti 4 fuel assembly EPR di OL3 (si veda Fig. 4.3) [59]. In questo modo la potenza termica da decadimento nominale al momento dell'incapsulamento è di 1700 W sia per il canister BWR sia per quello EPR, e di 1370 W per il canister VVER [60].

I canister BWR e EPR contengono mediamente rispettivamente 2.2 e 2.1 tonnellate di uranio, mentre i canister VVER contengono 1.4 MTU [49].

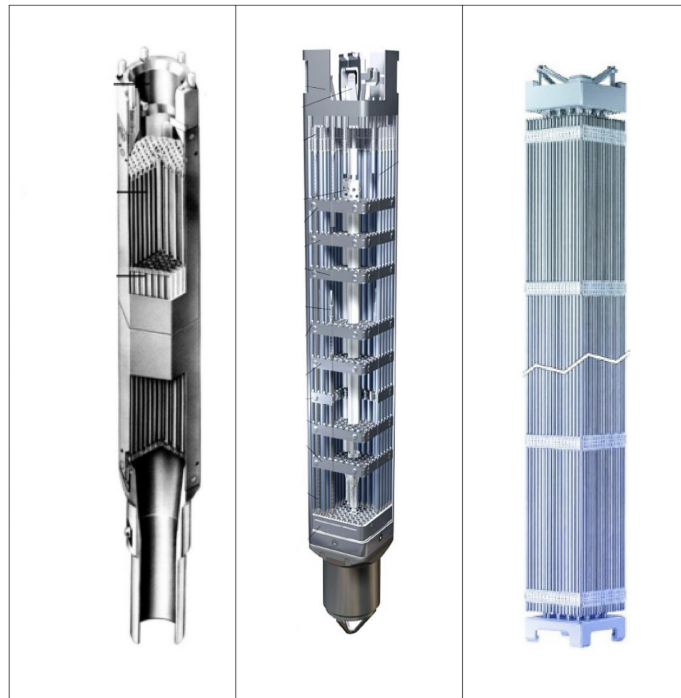


Figura 4.2: Diagrammi schematici di fuel assembly VVER, BWR e EPR parzialmente sezionati. Le figure non sono in scala. Fonte: Posiva.

I pellet di UO_2 costituiscono una matrice ceramica cristallina di tipo fluorite, che rappresenta una sorta di prima barriera del sistema di confinamento. Se il canister di rame venisse perforato, la limitata solubilità della matrice del combustibile ridur-

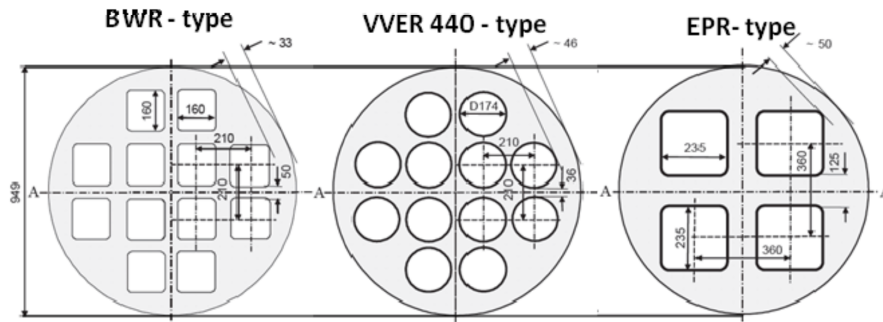


Figura 4.3: Schema dei tre diversi inserti in ghisa: BWR, VVER e EPR. Fonte: [61]

rebbe fortemente la velocità di rilascio dei radionuclidi a lunga vita, in particolare degli attinidi.

In ambiente riducente, come quello previsto a Olkiluoto [62], l'uranio rimane nella forma tetravalente, chimicamente stabile e scarsamente solubile in acqua. In condizioni ossidanti, invece, la reazione tra acqua e UO_2 provocherebbe una progressiva ossidazione del combustibile e il rilascio dei prodotti di fissione, con la trasformazione della matrice da ossido tetravalente a composti dell'uranio(VI) [55].

Questa stabilità dell'uranio(IV) in ambiente anossico costituisce uno dei principi fondamentali del concetto KBS-3, che prevede l'impiego esclusivo di combustibili in forma ossidica o con comportamento equivalente [63].

Qualora l'acqua raggiungesse il combustibile, il rilascio dei radionuclidi avverrebbe in due fasi: una "frazione rapida", seguita da una dissoluzione lenta della matrice ceramica di UO_2 . La prima fase è correlata alla *fission gas release* (FGR), ossia ai radionuclidi concentrati ai bordi di grano, nelle microfratture del pellet e nelle fessure tra pellet e guaina [63][55].

L' UO_2 fornisce, quindi, una prima linea di confinamento del sistema di smaltimento, pur senza essere considerata una barriera attiva nel modello di sicurezza del KBS-3.

Ghisa

L'inserto in ghisa sferoidale (*nodular cast iron*) in Fig. 4.4a costituisce l'elemento strutturale portante del canister, progettato per garantire un'adeguata resistenza meccanica durante l'intero periodo di deposito.

La lunghezza dell'inserto varia da 3.25 m a 4.8 m a seconda del tipo di fuel assembly che contiene. Il diametro è 949 mm per tutti e tre i tipi di canister [60]. All'interno dell'inserto sono presenti canali in acciaio (larghezza interna di 235 mm

per EPR, 160 mm per BWR, diametro di 174 mm per VVER) destinati ad accogliere i fuel assembly.

Una volta posizionato il combustibile, la parte superiore viene chiusa mediante l'imbullonamento di un coperchio in acciaio.

L'inserto è rivestito esternamente da un tubo di rame, che viene sigillato con un coperchio in rame attraverso la tecnica di *friction stir welding* come schematizzato in Fig. 4.4b [59].

In confronto agli studi precedenti, in cui si ipotizzava l'uso di piombo, la sostituzione con la ghisa è stata giudicata un miglioramento significativo del concetto KBS-3, in quanto ritarda la penetrazione di acqua fino al combustibile anche in presenza di difetti del canister e rafforza l'affidabilità della barriera ingegnerizzata [64].



(a) Fonte: [61]



(b) Fonte: [59]

Figura 4.4: (a): Inserto in ghisa di un canister BWR. (b): Schema della chiusura di un canister BWR.

La ghisa utilizzata è una lega a base di ferro, con una percentuale in massa superiore al 90 %. In questo contesto il ferro presente nell'inserto agisce principalmente come riflettore di neutroni. Gli altri elementi principali della lega sono il carbonio e il silicio, le cui concentrazioni sono mantenute rispettivamente al di sotto del 6 % e del 4 %. Sono inoltre presenti, in quantità minori, manganese, zolfo, fosforo e magnesio [63].

Questa composizione favorisce la formazione di grafite in noduli sferici, che conferiscono al materiale maggiore duttilità e tenacità. In questo modo si riduce il rischio di frattura fragile, tipico delle ghise grigie, e si garantisce un comportamento plastico stabile anche in presenza di carichi irregolari o deformazioni localizzate [59].

Oltre alla resistenza meccanica, nella progettazione dell'inserto si è tenuto conto anche della propensione alla criticità, ossia della capacità di mantenere opportunamente distanziati i fuel assembly di combustibile al fine di ridurre il rischio di reazioni indesiderate [65].

L'inserto in ghisa nodulare ha il compito di resistere ai carichi meccanici che agiscono sul canister nel deposito geologico profondo. Le sollecitazioni principali derivano dalla pressione idrostatica dell'acqua di falda, dal rigonfiamento della bentonite e, in condizioni particolari, dai carichi glaciali o da eventuali movimenti sismici della roccia.

Le valutazioni di sicurezza hanno fissato un valore di progetto pari a 50 MPa, come stima cautelativa delle condizioni più gravose. Prove su canister a scala reale hanno mostrato che un primo campione ha raggiunto una deformazione plastica significativa (20 mm) a una pressione esterna di 130 MPa, mentre un secondo è collassato completamente a 139 MPa. Questi risultati confermano un ampio margine di sicurezza rispetto ai carichi di progetto [59].

La temperatura massima ammissibile per la ghisa è fissata a 125 °C. Le simulazioni termiche condotte per le diverse tipologie di canister mostrano che la temperatura dell'inserto rimane compresa tra 104 °C e 109 °C, quindi inferiore al limite di progetto [60]. In questo intervallo la ghisa mantiene le proprie caratteristiche di resistenza e il comportamento di scorrimento viscoso (*creep*) a lungo termine è trascurabile [59].

Per limitare i processi corrosivi interni, le barre di combustibile vengono asciugate prima dell'incapsulamento e, prima della sigillatura finale, l'atmosfera all'interno dell'inserto viene sostituita con gas inerte costituito per oltre il 90% da argon. La quantità d'acqua residua è limitata a un massimo di 600 g per canister, così da ridurre la formazione di acido nitrico dovuta alla radiolisi di acqua e aria eventualmente intrappolate, che potrebbe intaccare la ghisa e il rivestimento in rame. In queste condizioni, la corrosione interna è considerata trascurabile e non compromette l'integrità meccanica dell'inserto [63].

Durante la fusione dell'inserto in ghisa nodulare possono comparire difetti tipici di fonderia, come porosità, cavità di ritiro o inclusioni di ossidi. Le analisi di sicurezza hanno mostrato che l'inserto è robusto nei confronti di difetti volumetrici, tanto che in alcune zone non sono richiesti requisiti particolari o controlli specifici. La qualità viene comunque garantita tramite ispezioni non distruttive, in particolare controlli ultrasonici e dimensionali, che permettono di verificare che le imperfezioni restino entro i limiti di accettazione [61][59].

In sintesi, la ghisa sferoidale rappresenta la principale barriera meccanica del

canister grazie alle sue proprietà di resistenza, tenacità e stabilità termica.

Rame

Nel concetto KBS-3 il guscio esterno del canister è realizzato in rame Cu-OFP (*oxygen-free phosphorus*, contenente da 30 ppm a 100 ppm di P), scelto come barriera principale contro la corrosione [59]. La micro-lega con fosforo migliora le proprietà di scorrimento viscoso (creep) del rame, in particolare alle alte temperature (200–300 °C), e riduce il rischio di frattura durante i processi di deformazione a caldo [62].

L'uso del rame è una caratteristica fondamentale del concetto, e SKB lo considera già dagli anni '80 per l'eccellente resistenza alla corrosione in aria e in acque sotterranee riducenti [64]. Il rame è il più nobile (meno soggetto a corrosione) tra i materiali ingegneristici comuni ed è termodinamicamente stabile in acqua pura; in falda la sua corrosione è quindi governata dall'apporto di specie corrosive disciolte [55]. Inoltre, SKB ha sviluppato una solida e convincente base scientifica per descrivere il comportamento a lungo termine del rame, includendo gli effetti dei solfuri e le variazioni di pH [64].

Il guscio non è primariamente portante: la funzione meccanica è affidata all'inserito in ghisa, mentre il rame deve rimanere a tenuta e tollerare deformazioni locali. Il progetto richiede tenuta per carichi isostatici fino a 50 MPa e per scenari di *rock shear* con spostamenti di 5 cm a 1 m/s. Le analisi indicano margini di sicurezza anche con difetti locali: sono accettabili difetti fino a 5 mm di profondità. Oltre alle condizioni di esercizio a lungo termine, sono stati considerati anche gli aspetti legati alla movimentazione del contenitore: analisi specifiche hanno definito i limiti ammissibili e confermato l'idoneità del rame a garantire la tenuta nelle diverse situazioni di carico. [59].

Geometricamente, per tutte le tipologie di canister il cilindro di rame ha diametro esterno 1050 mm, interno 952 mm (spessore 49 mm nella parte cilindrica) e coperchi in rame di 50 mm [60]; la lunghezza del canister è di 4.8 m per i BWR, di 5.25 m per i EPR, mentre è di 3.6 m per i VVER [49]. La sigillatura del coperchio è eseguita con *friction stir welding* (FSW), scelta come metodo di riferimento da SKB; *electron beam welding* (EBW) è stato studiato come alternativa. La saldatura del rame è impegnativa per l'elevata conducibilità termica, ma le saldature FSW soddisfano i criteri preliminari su proprietà meccaniche e corrosione [66]. Il contenuto di gas dell'intercapedine tra la superficie esterna dell'inserito e il guscio di rame, secondo i piani attuali del processo di FSW, viene modificato dall'aria ad argon (almeno 90% Ar), utilizzato come gas di protezione inerte durante il processo di saldatura del coperchio in rame [60].

Termicamente, il limite progettuale è 100°C per il guscio di rame. Le simulazioni per il deposito mostrano temperature massime nel rame di circa 97°C , mentre l'inserto resta sotto il suo limite di 125°C . L'elevata conducibilità del rame, circa $390\text{ W}/(\text{m K})$, rende la temperatura pressoché uniforme sulla superficie del canister [60].

Nei rapporti di sicurezza vengono discussi numerosi possibili meccanismi di corrosione del rame. Nel presente lavoro se ne richiamano soltanto alcuni, a titolo esemplificativo, in relazione alle condizioni previste per il deposito di Onkalo:

- Acqua ultrapura anossica. Il rame è generalmente considerato stabile in acqua ultrapura in condizioni anossiche; eventuali reazioni richiedono la presenza di specie ossidanti [67]. In risposta a osservazioni sperimentali che ipotizzavano la formazione di idrogeno dall'acqua con conseguente corrosione del rame, SKB ha condotto test con rame di elevatissima purezza in condizioni controllate, senza riscontrare produzione di idrogeno e concludendo che il comportamento del rame segue le previsioni consolidate [57]. Esperimenti indipendenti con barre di Cu-OFP in acqua ultrapura anossica hanno mostrato superfici finali costituite da rame metallico ($\text{Cu}(0)$), senza strati ossidati stabili; non sono state rilevate reazioni corrosive nelle condizioni considerate [67]. La profondità di corrosione dei canister causata dall'ossigeno proveniente dall'atmosfera e originariamente presente negli ambienti è prevista essere inferiore a 2 mm [49].
- Concentrazioni elevate di cloruri in ambiente riducente. In assenza di ossidanti o di solfuro, la solubilità del rame è così bassa che la corrosione si arresterebbe dopo meno di un monostato; tuttavia gli ioni cloruro stabilizzano il rame ossidato e disciolto come $\text{Cu}(\text{I})$, formando complessi cloro-rame che ne aumentano la concentrazione in soluzione e l'estensione della corrosione. Considerando il trasporto di questi complessi cloro-rame dalla superficie del canister, diversi scenari portano a tassi di corrosione inferiori a 10 nm/anno, anche per concentrazioni di Cl^- fino a 5 mol/kg e a temperature fino a 100°C . Per valutare l'effetto delle alte concentrazioni di cloruro è stata ipotizzata una corrosione massima di 10 mm, corrispondente a una velocità media di 10 nm/anno su 10^6 anni. Anche in questo scenario resterebbero circa 40 mm di spessore di rame, sufficienti a garantire la tenuta del contenitore. Nonostante alcune incertezze nei modelli, si ritiene con buona fiducia che alte concentrazioni di cloruro non riducano la durata dei canister in rame. [68].
- Specie radiolitiche e ossidanti. La radiazione delle scorie al contatto con il rame può indurre la formazione di composti corrosivi, come acido nitrico in

presenza di aria umida o specie generate dalla radiolisi dell'acqua; tali effetti sono comunque limitati dai vincoli progettuali su potenza di decadimento e dose al bordo del canister [63].

- Corrosione microbica e presenza di solfuri. Lo sviluppo di biofilm di batteri solfato-riduttori sul canister potrebbe in teoria accelerare la corrosione favorendo la produzione e il trasporto locale di solfuri; tuttavia, l'elevata temperatura e la scarsa disponibilità di acqua nelle immediate vicinanze del canister rendono improbabile la sopravvivenza di tali microbi [69]. In generale, il solfuro è considerato il principale agente corrosivo per i canister in rame: valutazioni a lungo termine mostrano che, con il buffer di bentonite funzionante come previsto, il trasporto di solfuri verso la superficie del canister è fortemente limitato e la profondità complessiva di corrosione non supera pochi millimetri su un milione di anni [49].

Nei rapporti di sicurezza sono analizzati anche altri possibili processi corrosivi, tra cui la corrosione localizzata, lo *stress corrosion cracking* e la corrosione galvanica.

Dopo la chiusura del deposito l'ossigeno presente nei vuoti e nell'atmosfera viene rapidamente consumato da processi microbici, limitando la fase ossidante e quindi la corrosione uniforme iniziale del rame. Nei primi secoli la saturazione della bentonite porta a condizioni riducenti stabili, in cui l'attacco al rame diventa limitato e governato dal lento trasporto di solfuri e cloruri disciolti dal reticolo poroso. Nel lungo termine ($\sim 10\,000$ anni) la chimica del buffer riflette quella delle acque di frattura, mantenendo un ambiente anossico e poco aggressivo per il rame; solo i solfati rimangono più elevati. Su scala glaciale ($10^4 - 10^5$ anni) eventuali variazioni di salinità (quindi di cloruri) e metano non modificano sostanzialmente il regime riducente che preserva l'integrità del canister di rame [69].

Nel contesto multi-barriera, la roccia e il buffer di bentonite limitano il ricambio d'acqua e stabilizzano la composizione chimica a contatto con il guscio, riducendo così l'apporto di specie aggressive e il trasporto dei prodotti di corrosione. Valutazioni di lungo termine per sistemi KBS-3 in rocce cristalline, considerando corrosione generale, indicano tempi di vita previsti di più di 10^5 anni [62].

Bentonite

L'ultima barriera ingegnerizzata è costituita dal buffer di bentonite in Fig. 4.5. La barriera svolge diverse funzioni fondamentali per preservare l'integrità del canister e rallentarne o attenuarne i danni.

All'interno del buco, nel deposito geologico, il canister è circondato da blocchi e *pellet* di bentonite compatta. I pellet sono usati per riempire le fessure tra il canister e i blocchi e tra i blocchi e le pareti [62].

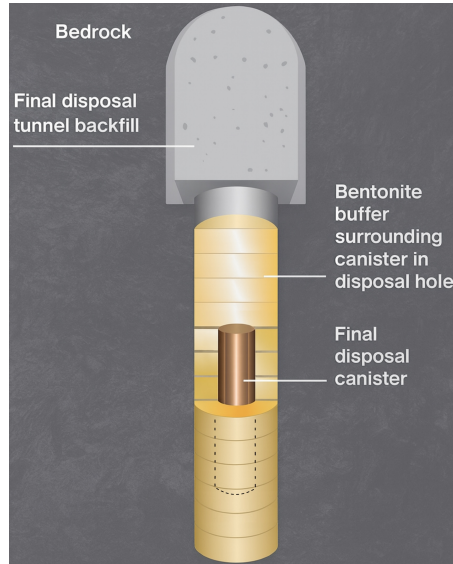


Figura 4.5: Schema concettuale del canister di smaltimento finale circondato dal buffer di bentonite in un foro di deposizione, con riempimento e roccia circostante. Immagine rielaborata a partire da schemi di Posiva

Le principali funzioni svolte dalla barriera sono:

- Limitare il trasporto advettivo vicino al canister. Il buffer di bentonite compattata quando è saturo ha una conducibilità idraulica molto bassa che garantisce la diffusione come meccanismo di trasporto dominante. Questo limita fortemente la velocità di trasporto di specie corrosive verso la superficie del canister e di prodotti di corrosione in direzione opposta. Inoltre il buffer, essendo composto da materiale argilloso (montmorillonite), si gonfia riempiendo fessure che favorirebbero il trasporto delle specie corrosive [62][70].
- Ridurre l'attività microbica. La bentonite ostacola la sopravvivenza di batteri potenzialmente corrosivi, come i solfato-riduttori, che potrebbero produrre solfuri favorendo la corrosione del rame. Anche se fonti temporanee di nutrienti possono stimolarne l'attività, l'elevata densità e la pressione di rigonfiamento del buffer riducono porosità e diffusività, sopprimendo nel lungo termine la proliferazione microbica e rendendo improbabile una corrosione estesa del canister [70][71].
- Funzioni meccaniche. La bentonite protegge il canister da effetti meccanici legati alla roccia e all'evoluzione del deposito. In caso di eventi sismici, il buffer

dissipa gli spostamenti da *rock-shear*, limitando le deformazioni trasmesse al canister; valutazioni di sismicità escludono dislocazioni superiori a 5 cm nei fori di deposizione [62]. La pressione di rigonfiamento, che si sviluppa durante la saturazione, mantiene il canister in posizione ed evita l'affondamento negli strati di bentonite evitando il contatto diretto con la roccia [70]. A saturazione completa, tale pressione diventa simmetrica attorno al canister, ma eventuali differenze di densità iniziale possono causare carichi asimmetrici. Le pressioni combinate da rigonfiamento e idrostatiche vengono trasferite al guscio in rame e quindi all'inserto in ghisa: prove e modellazioni hanno mostrato che l'inserto è in grado di resistere a questi carichi, inclusi quelli glaciali, senza perdere integrità strutturale [62].

Un aspetto critico nella fase iniziale è la presenza di ossigeno intrappolato nei pori insaturi della bentonite. Per i canister OL1–2 si stima un totale di circa 25 mol di O₂ per foro di deposizione, distribuito tra le fessure riempite dai pellet e dai blocchi compattati. Se tutto questo ossigeno contribuisse alla corrosione uniforme del rame, l'attacco corrisponderebbe a uno spessore massimo di 39–45 µm. Questo tipo di valutazione, utilizzato in diversi programmi internazionali di gestione di rifiuti, indica che l'impatto dell'ossigeno iniziale rimane limitato nel lungo termine, soprattutto grazie al fatto che la saturazione della bentonite riduce drasticamente il trasporto di specie gassose e quindi la durata della fase aerobica [62].

La saturazione completa del buffer avviene in tempi variabili, da alcune decine fino a diverse migliaia di anni a seconda della posizione dei fori di deposizione. Durante questa fase, nonostante il graduale ingresso dell'acqua di falda, le interazioni chimiche tra bentonite e soluzione rimangono trascurabili e non sono attese modifiche mineralogiche significative [49].

Un ulteriore fattore rilevante per la barriera di bentonite è la temperatura. Nel deposito di Onkalo il progetto stabilisce che la superficie del canister non superi i 100 °C, soglia definita per evitare trasformazioni della montmorillonite e garantire la stabilità del buffer [70]. Le analisi termiche mostrano che i canister raggiungono un picco di circa 95 °C entro 10–20 anni dal collocamento [60], per poi raffreddarsi progressivamente: dopo un secolo la temperatura superficiale scende sotto i 70 °C, mentre il graduale ritorno al regime geotermico naturale richiede tempi dell'ordine di decine di migliaia di anni [62]. Questo comportamento conferma che, nelle condizioni previste a Olkiluoto, il limite termico di progetto viene rispettato e la funzionalità del buffer preservata.

Possibili fenomeni di erosione chimica della bentonite e di produzione locale di solfuri da parte di microbi solfato-riduttori in regioni a densità ridotta sono stati

considerati in scenari conservativi. Tali scenari mostrano che l'efficacia del buffer potrebbe ridursi in un numero molto limitato di fori di deposizione, ma le analisi indicano che, anche in questo caso estremo, solo una piccola frazione di canister (fino al 3% in un milione di anni) potrebbe perdere la protezione, senza tuttavia superare i limiti regolatori di sicurezza [49].

La bentonite considerata per il buffer nei fori di deposizione è bentonite sodica di tipo Wyoming. Altri tipi di bentonite potrebbero essere utilizzati come alternativa alla bentonite di tipo Wyoming, a condizione che soddisfino i requisiti di progetto, come una pressione di rigonfiamento compresa tra 2 MPa e 10 MPa e una conducibilità idraulica inferiore a 10^{-12} m/s [62].

In sintesi, il buffer di bentonite rappresenta un elemento chiave del concetto KBS-3, garantendo sia la protezione chimica che quella meccanica del canister. Le analisi specifiche per il deposito di Onkalo mostrano che i principali fattori critici restano entro i limiti progettuali, assicurando la funzionalità della barriera. Inoltre, la bentonite è un materiale geologico naturale stabile su scale temporali di milioni di anni [70], caratteristica fondamentale per garantire che le sue proprietà siano mantenute per l'intera durata di sicurezza richiesta.

4.4 Geologia, acque sotterranee e sicurezza a lungo termine

Questo capitolo riassume alcuni aspetti principali del sito di Olkiluoto che sono rilevanti per la sicurezza a lungo termine del deposito geologico profondo. In particolare, vengono descritti in modo sintetico la geologia e la struttura della roccia ospite, le condizioni di sforzo e la sismicità locale, insieme alle caratteristiche idrogeologiche e chimiche delle acque sotterranee alla profondità di deposito. Queste informazioni aiutano a comprendere come il sistema naturale contribuisca al confinamento dei radionuclidi e alla stabilità del deposito nel tempo. Il sito è oggetto di un programma di monitoraggio continuo, che raccoglie dati su diversi aspetti geologici e ambientali e li riporta annualmente in documenti pubblicati da Posiva.

Geologia e caratteristiche della roccia ospite

Il sito di Olkiluoto si trova su un basamento cristallino Paleoproterozoico costituito principalmente da migmatiti derivate da gneiss con venature granitiche, formatesi circa 1.8–1.9 miliardi di anni fa. Queste rocce si sono ricristallizzate durante un

evento metamorfico di alto grado (660–700 °C e 3.7–4.2 kbar), che ha consolidato il bedrock in una massa compatta e meccanicamente stabile [72].

Nonostante la complessa storia geologica, il bedrock si presenta oggi come una struttura robusta, localmente interrotta da zone di debolezza [73]. Il raffreddamento della crosta ha prodotto una fratturazione fragile più sviluppata nelle porzioni superficiali (fino a 120–140 m), dove le fratture risultano più numerose e aperte, mentre in profondità esse diventano gradualmente più rade e serrate [49]. Questa evoluzione controlla anche la circolazione idrica: la connettività diminuisce con la profondità e la conducibilità idraulica equivalente¹ passa da circa 10^{-7} m/s nel bedrock superficiale a circa 10^{-10} m/s alla profondità del deposito (400–500 m), al di fuori delle principali *brittle fault zone* (BFZ) [74].

Le BFZ costituiscono gli elementi idraulicamente più significativi del sistema: appartengono a due famiglie, suborizzontali e subverticali, e le prime fungono da condotti preferenziali per il flusso idrico [72]. In tali zone la riduzione della permeabilità con la profondità è meno marcata e alla profondità del deposito la conducibilità idraulica equivalente è dell'ordine di 10^{-9} m/s [74]. La circolazione idrica complessiva è quindi dominata dalle BFZ e dalle fratture individuali che concorrono a formare le strutture idraulicamente conduttive [50].

La loro caratterizzazione è affidata a modelli tridimensionali *discrete fracture network* (DFN). L'ultima versione sviluppata per Olkiluoto (ODFN3) descrive nel dettaglio le BFZ e i sistemi di frattura del volume roccioso, permettendo di stimare la probabilità di intersezione tra fratture di varie dimensioni e i potenziali pozzi di deposizione dei canister. Le simulazioni Monte Carlo, eseguite su 100 realizzazioni per ciascuna configurazione, hanno evidenziato che alcune porzioni del layout dei tunnel presentano maggiore probabilità di intersecare fratture di grandi dimensioni. Queste analisi hanno fornito indicazioni cruciali per ottimizzare la progettazione del deposito e minimizzare il rischio di collocare pozzi in prossimità di strutture sfavorevoli [75].

Proprietà meccaniche e sismicità della roccia ospite

Le misure in situ indicano che il campo di sforzi a Olkiluoto è dominato da una compressione orizzontale con orientazione prevalente NW–SE, coerente con il regime tettonico regionale [76]. Questa configurazione deriva dalle spinte tettoniche a scala continentale: la placca eurasiatica si muove rispetto a quella nordamericana, subendo una pressione E–W dalla dorsale medio-atlantica e una compressione

¹Nel testo si utilizza il termine "conducibilità idraulica equivalente" per indicare i valori medi omogeneizzati su scala del modello ODFN3.

N-S dal margine alpino. Di conseguenza, lo stato di sforzo locale risulta orientato WNW-ESE [48]. Alla profondità di deposito (-420 m) prevale un regime di faglia inversa, con le componenti principali degli sforzi quasi orizzontali e quella minima verticale [48], condizione che favorisce deformazioni lungo strutture suborizzontali e limita l'attività di quelle subverticali [72].

Le glaciazioni passate hanno inciso sullo stato di sforzo del sito, favorendo la riattivazione di faglie preesistenti. In quei periodi, il peso della calotta glaciale ha compresso la crosta, mentre al suo ritiro è iniziato il rimbalzo post glaciale tuttora in corso. Attualmente si stima che circa l'80% del processo sia già completato, con deformazioni residue minime e senza effetti rilevanti sullo stato di sforzo a Olkiluoto [48].

Le attività di monitoraggio confermano la stabilità del bedrock: nel 2024 sono stati registrati solo tre microterremoti di magnitudo molto bassa, attribuiti a disturbi locali da scavo. Le misure di livellazione mostrano deformazioni verticali minime e stabili nel tempo, mentre gli estensimetri in galleria registrano soltanto variazioni stagionali legate alla temperatura [77].

Dal punto di vista sismico Olkiluoto è collocato nello Scudo Baltico, una delle regioni più stabili al mondo [49]. Tra il 1804 e il 2018 sono stati registrati soltanto 17 terremoti naturali entro 100 km dal sito, e solo sei entro 50 km, con magnitudo tra 0.8 e 3.1 [48]. La microsismicità attuale è limitata a eventi indotti dagli scavi, di magnitudo negativa o prossima allo zero [77].

Per scenari futuri, le analisi mostrano che eventi sismici significativi potrebbero avvenire in concomitanza con il ritiro di calotte glaciali, ma la loro probabilità è bassa. Spostamenti di taglio superiori a 5 cm, tali da compromettere un canister, possono verificarsi solo se il pozzo di deposizione è attraversato da fratture di grandi dimensioni. Spostamenti più piccoli hanno effetti trascurabili [50].

Nel complesso, anche negli scenari estremi, gli spostamenti stimati non supererebbero i 5 cm. Si tratterebbe di un evento rapido, tale da non compromettere la saturazione e la densità del buffer di bentonite né creare vie preferenziali di flusso. Di conseguenza, le condizioni idrauliche e chimiche attorno al canister rimarrebbero invariate e i processi di corrosione non subirebbero alcuna accelerazione. La bentonite sarebbe quindi in grado di adattarsi alla deformazione, ridistribuendo le sollecitazioni e garantendo la protezione meccanica e chimica del canister [62].

Idrogeologia

Il bedrock dell'isola di Olkiluoto è costituito prevalentemente da rocce cristalline a bassissima permeabilità, che limitano fortemente la circolazione dell'acqua sotterra-

nea in profondità. Solo una piccola frazione delle precipitazioni superficiali, pari a circa l'1%, riesce a infiltrarsi e a contribuire alla ricarica della falda nel substrato roccioso [78].

L'acqua che fluisce in profondità è confinata quasi esclusivamente in una rete irregolare di fratture e zone fratturate interconnesse, che costituiscono i principali percorsi di trasporto all'interno del bedrock. In questo sistema, le aperture di frattura rappresentano le vie di flusso dominanti e, in un'ottica di sicurezza a lungo termine, i potenziali percorsi di migrazione per eventuali radionuclidi rilasciati dal deposito [78].

La conducibilità idraulica della roccia diminuisce di diversi ordini di grandezza con la profondità, riducendo progressivamente l'intensità dei flussi verso la zona del deposito [48]. Le BFZ, oltre a essere meccanicamente più deboli, tendono a mostrare una trasmissività maggiore e rappresentano quindi percorsi preferenziali per il flusso idrico. Per questo motivo, la loro presenza viene evitata nella progettazione dei tunnel e dei fori di deposizione, che sono collocati in settori del bedrock caratterizzati da fratturazione limitata e bassa permeabilità [78].

Le misure effettuate nel 2024 indicano portate complessive comprese tra 27 e 31 L/min, corrispondenti a ingressi idrici concentrati quasi esclusivamente in poche fratture ad alta permeabilità, confermando il comportamento fortemente localizzato dei flussi idrici nel bedrock [79].

Le variazioni indotte dagli scavi sul regime di flusso naturale sono monitorate attraverso il programma idrogeologico di Olkiluoto, che aggiorna periodicamente il modello delle zone conduttrici d'acqua. Le osservazioni indicano che le caratteristiche chimiche e fisiche delle acque sotterranee hanno effettivamente subito variazioni durante la costruzione, ma tali cambiamenti sono rimasti entro i limiti previsti e mostrano una tendenza alla progressiva stabilizzazione [50].

Dopo la chiusura definitiva del deposito, il riempimento delle gallerie e la progressiva riduzione dei drenaggi consentiranno al sistema idrogeologico di ristabilirsi verso un nuovo equilibrio stazionario, caratterizzato da flussi minimi e condizioni chimiche stabili [50]. Inoltre, la pressione dei fluidi nelle rocce profonde è maggiore rispetto a quella presente nei vuoti sotterranei generati dagli scavi. Ne risulta un flusso idrico diretto dalla roccia verso le gallerie, che ostacola la migrazione dell'aria lungo le fratture. In queste condizioni, l'ossigeno atmosferico non può penetrare fino alla profondità di deposizione, garantendo così il mantenimento di un ambiente anossico indispensabile per la conservazione a lungo termine dei canister di combustibile esaurito [48].

Le più recenti modellizzazioni numeriche (ODFN3) includono l'accoppiamento

idromeccanico tra stress e permeabilità, mostrando che le fratture soggette a basso stress normale presentano una maggiore probabilità di flusso e portate più elevate. Questo approccio consente di prevedere la risposta del sistema idrogeologico a variazioni del campo di sforzo, come quelle indotte da futuri cicli glaciali, migliorando la valutazione della sicurezza a lungo termine del deposito [78].

Composizione chimica delle acque sotterranee nel deposito

La composizione chimica delle acque sotterranee di Olkiluoto rappresenta un parametro cruciale per la sicurezza a lungo termine del deposito geologico, poiché influenza la stabilità delle barriere ingegneristiche, in particolare del buffer di bentonite e del contenitore in rame. Le acque profonde determinano la composizione dell'acqua all'interno del buffer di bentonite (*porewater*) e possono introdurre specie chimiche potenzialmente aggressive, come i solfuri, che favoriscono la corrosione del rame [62].

Le acque più rappresentative della roccia ospite sono soluzioni clorurate a base di sodio e calcio, quasi neutre, con concentrazioni di cloruro comprese tra 0.1 e 0.2 mol/kg e contenuti millimolari di solfato e bicarbonato. In condizioni più estreme ma ancora plausibili, la salinità può raggiungere 1.24 mol/kg di Cl^- e valori di pH fino a 10. Tali composizioni si riferiscono tuttavia alle acque sotterranee della roccia ospite e non al *porewater* della bentonite effettivamente in contatto con i canister. Quest'ultimo è previsto essere una soluzione solfatica a base di sodio, leggermente alcalina, con una concentrazione relativamente bassa di cloruro pari a circa 0.0049 mol/kg [62]. La concentrazione di ioni Cl^- rimane inferiore al limite imposto per evitare la degradazione dei canister ($\text{Cl}^- < 2 \text{ mol/L}$ [53]).

L'ossigeno presente nelle acque d'infiltrazione non dovrebbe penetrare oltre poche decine di metri lungo le fratture e non raggiunge la profondità del deposito, poiché viene consumato nel soprastante bedrock da reazioni microbiche e chimiche che coinvolgono materia organica, pirite e altri solfuri [50]. L'ambiente anossico è un requisito essenziale per limitare la corrosione del rame dei canister. La presenza di specie ridotte come Fe^{2+} , solfuri (HS^-) e metano conferma la natura anaerobica del sistema idrogeochimico [78]. Anche durante futuri eventi glaciali, le acque di fusione, pur più diluite, saranno anossiche a profondità di deposito, escludendo la riattivazione di condizioni ossidanti [62].

Le acque mostrano una marcata stratificazione con la profondità: nei livelli superficiali prevalgono acque dolci (salinità $< 1 \text{ g/L}$); fino a circa 400 m di profondità dominano acque salmastre, con salinità compresa tra 1 e 10 g/L. In corrispondenza della zona di deposizione (circa 420 m di profondità) sono presenti acque salmastre

fino a saline, con valori massimi pari a 21 g/L [49]. L'anione dominante è il cloruro (Cl^-), accompagnato da bicarbonato (HCO_3^-) e solfato (SO_4^{2-}) [78]. La salinità totale (TDS) deve rimanere al di sotto di 35 g/L, mentre valori fino a 70 g/L sono considerati accettabili solo per periodi transitori, poiché concentrazioni saline eccessive ridurrebbero la pressione di rigonfiamento della bentonite. I valori osservati a Olkiluoto rientrano nell'intervallo compatibile con il mantenimento della funzionalità del buffer [53].

Il pH delle acque alla profondità di deposizione è generalmente neutro o debolmente alcalino (circa 7.5) [49], grazie all'azione tampone esercitata dalla calcite presente nella matrice rocciosa [50]. Tale valore rientra nell'intervallo compatibile con la stabilità della montmorillonite (pH 5–10), limitandone la dissoluzione, e soddisfa anche il requisito per evitare la corrosione del canister (pH > 4) [53]. I materiali cementizi impiegati nelle gallerie possono generare aumenti locali del pH, ma l'influenza rimane confinata e non compromette la funzionalità del buffer [50].

Un parametro critico è la concentrazione di solfuri disciolti (HS^-), principali responsabili della corrosione del rame. In condizioni indisturbate, i valori di $[\text{HS}^-]$ sono generalmente inferiori a 1 mg/L, poiché i solfuri precipitano come composti del ferro [50]. Ai fini della protezione del canister, il limite di progetto richiede che l'acqua della roccia ospite mantenga $[\text{HS}^-] < 3 \text{ mg/L}$, mentre concentrazioni superiori sono accettabili solo per periodi transitori [53]. Durante la fase di costruzione del deposito, la miscelazione tra acque superficiali solfatiche e acque profonde riducenti ha temporaneamente stimolato l'attività microbica solfato-riduttrice, causando un aumento dei solfuri disciolti [62]; la concentrazione massima osservata ha raggiunto 50 mg/L [48]. Questi picchi sono considerati eventi temporanei legati alle perturbazioni costruttive e non rappresentano le condizioni a lungo termine previste attorno ai canister [62].

In sintesi, l'ambiente geochimico di Olkiluoto, caratterizzato da condizioni anossiche, pH neutro-alcalino, salinità moderata e basse concentrazioni di solfuri, risulta favorevole alla durabilità a lungo termine delle barriere ingegneristiche e alla protezione dei canister nel deposito geologico profondo.

Scenari di rilascio dei radionuclidi e casi "*what-if*"

La valutazione di sicurezza per il deposito geologico di Onkalo considera uno scenario base privo di guasti nei canister di combustibile esausto (*spent nuclear fuel*, SNF) e tre scenari di guasto, ciascuno relativo a un diverso meccanismo di cedimento. In particolare, il Gruppo A (scenario base) assume che i canister SNF restino integri sull'intero orizzonte temporale d'analisi (nessun rilascio dalla repository SNF),

mentre i gruppi B.1, B.2 e C esplorano rispettivamente un cedimento meccanico per carico glaciale, una rottura sismica da taglio e un cedimento per corrosione dovuto a erosione del buffer di bentonite. A questi si aggiungono vari casi ipotetici ("*what-if*") che simulano condizioni estreme di degrado delle barriere, al fine di verificare la robustezza del sistema di confinamento. Tali casi esplorano ad esempio guasti prematuri di canister entro poche centinaia di anni dal deposito, una dissoluzione del SNF più rapida del previsto (anche con buffer degradato), prestazioni ridotte dei materiali di riempimento e delle chiusure e perfino l'assenza della funzione di attenuazione da parte della roccia ospite [80].

Nello scenario base (Gruppo A) nessun contenitore SNF si rompe e non avviene alcun rilascio di radionuclidi dal combustibile; si osservano solo rilasci dal vicino deposito LILW (rifiuti a bassa e media attività), i cui valori di attività e dose restano inferiori ai limiti regolatori di diversi ordini di grandezza.

Nel caso del Gruppo B.1 (cedimento meccanico da carico glaciale, circa 60 000 anni dopo la chiusura, ipotizzando canister indeboliti o carichi superiori al progetto), il picco di rilascio normalizzato rimane almeno due ordini di grandezza sotto il vincolo geo-biosferico e le dosi stimate (per questi guasti che avvengono oltre 10^4 anni) sono inferiori a 0.1 mSv/anno.

Analogamente, il Gruppo B.2 (rottura da taglio causata da un forte terremoto post-glaciale, circa 68 000 anni) mostra rilasci circa 100 volte inferiori al limite normativo e dosi < 0.1 mSv/anno. In condizioni estreme, un singolo evento sismico potrebbe danneggiare fino a 30–40 canister, ma anche in tale caso il vincolo sul tasso di rilascio sarebbe rispettato con ampio margine.

Il Gruppo C valuta la corrosione dei canister conseguente all'erosione chimica del buffer: tale processo può attivarsi quando la concentrazione totale di cationi nell'acqua sotterranea scende al di sotto di una soglia compresa tra 8 e 12 meq/L (quest'ultima più cautelativa). Il rilascio normalizzato rimane comunque inferiore al vincolo regolatorio in tutti i casi considerati. Nei casi più pessimisti, applicando la soglia cautelativa di 12 meq/L, si ottengono dosi dell'ordine di 1 mSv/anno in un modello semplificato; tuttavia tali guasti avvengono oltre i 10^4 anni, cioè al di fuori del periodo regolatorio per cui è fissato il limite di 0.1 mSv/anno. Inoltre, in base all'evoluzione chimica attesa del buffer, è verosimile che l'erosione reale sia inferiore a quella ipotizzata e che nessun contenitore subisca corrosione nell'arco di 10^6 anni [80].

In generale, gli scenari "*what-if*" confermano la robustezza del sistema: anche ipotizzando degradazioni estreme, la somma dei rilasci rimane entro i limiti normativi con margini tipicamente di almeno un ordine di grandezza. Solo con assunzioni

irrealistiche, come l'azzeramento completo della capacità di ritenzione della roccia (assenza di attenuazione geosferica), si osserva il superamento del vincolo sul rilascio. Anche nel caso di un guasto precoce in epoca attuale, una stima semplificata porta a dosi lievemente sopra 0.1 mSv/anno, ma simulazioni più dettagliate riducono il valore di circa due ordini di grandezza (al di sotto del criterio). Di conseguenza, piccoli superamenti dovuti a modellazioni conservative non indicano una reale compromissione della sicurezza dato il carattere ipotetico di tali scenari [80].

Va infine notato che molte combinazioni di eventi avversi simultanei soddisfano comunque i criteri (ad esempio tutte le combinazioni di scenari B.1+C rispettano il vincolo di rilascio, così come la maggior parte di quelle con B.2) [80].

In sintesi, i risultati complessivi confermano che il sistema di confinamento mantiene ampi margini di sicurezza anche in presenza di ipotesi conservative e condizioni estreme di degrado, dimostrando l'elevata robustezza del concetto di deposito geologico di Onkalo; i criteri regolatori risultano pienamente rispettati e vengono superati solo in condizioni altamente ipotetiche.

Capitolo 5

Dimensione etica, sociale, economica

5.1 Responsabilità intergenerazionale e comunicazione al futuro

La gestione del combustibile nucleare esaurito richiede una prospettiva temporale che supera di molte grandezze l'orizzonte della pianificazione politica ordinaria, poiché la radioattività deve essere contenuta e isolata per decine di migliaia di anni. In tale contesto emerge il principio della equità intergenerazionale, secondo cui le generazioni presenti sono tenute a proteggere le generazioni future dai possibili danni associati ai rifiuti ad alta attività.

Secondo l'OECD-NEA, la gestione dei rifiuti radioattivi deve evitare di lasciare alle generazioni future responsabilità non sostenibili [81], mentre la sostenibilità etica riconosce il valore della trasmissione alle generazioni future delle informazioni relative all'esistenza, alla localizzazione e alla pericolosità del deposito, pur attribuendo la protezione a lungo termine principalmente a barriere passive indipendenti dalla continuità del sapere [82].

L'importanza del principio di equità intergenerazionale è ribadita dal *Radioactive Waste Management Committee* di NEA, che considera l'accettabilità dello smaltimento geologico anche in base a criteri morali: tale strategia limita le responsabilità ereditate dalle generazioni future e applica gli stessi standard di protezione al presente e al futuro remoto [81]. Accanto all'equità intergenerazionale NEA richiama anche l'equità intragenerazionale, che riguarda la distribuzione delle responsabilità, delle risorse e della partecipazione ai processi decisionali tra le comunità contemporanee. NEA sottolinea inoltre che una pianificazione per fasi della chiusura dei depositi mantiene, per quanto possibile, margini decisionali per le generazioni future, consentendo l'adattamento della strategia alla luce dell'evoluzione scientifica e

sociale [81].

Nel caso del deposito finlandese di Onkalo, la discussione sulla protezione intergenerazionale si intreccia con il problema della comunicazione nel lungo termine. La comunità scientifica riconosce che non esistono ancora metodi consolidati per comunicare informazioni in modo intelligibile su periodi di tempo così lunghi [83]. NEA evidenzia che le misure attive di trasmissione della memoria non possono essere considerate affidabili oltre alcuni secoli, data l'imprevedibilità dell'evoluzione delle società umane. Misure più passive, come marcatori durevoli o sistemi di conservazione dei registri, potrebbero, nella pratica, riuscire a trasmettere alle generazioni future l'esistenza e la natura di un deposito per periodi superiori a qualche secolo [84]. Sebbene la trasmissione della memoria possa ridurre il rischio di intrusioni involontarie, la sicurezza a lungo termine non deve dipendere da essa: l'architettura del deposito deve garantire protezione anche nel caso di perdita totale di memoria.

La strategia di sicurezza adottata per Onkalo segue questo approccio. Il deposito è collocato in una formazione geologica priva di risorse naturali note, e la profondità di circa 430 m riduce intrinsecamente la probabilità che future attività umane interagiscano involontariamente con i rifiuti [50]. L'analisi delle possibili azioni umane future mostra che, sebbene l'intrusione intenzionale non possa essere impedita, l'intrusione involontaria può essere considerata estremamente improbabile grazie alla profondità e alle caratteristiche geologiche selezionate [50]. A livello internazionale, preservare la memoria del sito è considerato comunque utile per ridurre ulteriormente tale probabilità [85].

Un ulteriore dilemma etico riguarda se rendere le scorie recuperabili oppure non accessibili: protezione massima implica non-retrievability, mentre la retrievability lascia aperta la possibilità di usare in futuro materiali e tecnologie oggi non disponibili [83]. Nel progetto del deposito geologico di Onkalo, la retrievability è garantita come opzione tecnica in ogni fase dello smaltimento: la chiusura delle gallerie non deve impedire la possibile rimozione dei canister, il design stesso dei canister deve consentire l'estrazione del combustibile esaurito, e la facilitazione del recupero non deve in alcun modo compromettere la sicurezza a lungo termine del sistema di contenimento [53][49].

In sintesi, la progettazione di Onkalo riflette una concezione della responsabilità intergenerazionale in cui la protezione delle generazioni future è garantita principalmente da soluzioni ingegneristiche passive: profondità, geologia stabile, assenza di risorse estrattive, mentre la comunicazione al futuro rappresenta un argomento studiato e perseguito per quanto possibile ma intrinsecamente incerto su scale temporali di decine di millenni. La gestione del combustibile esaurito appare quindi non

solo un problema tecnologico, ma anche una sfida etica e antropologica relativa alla continuità della conoscenza e della memoria nel tempo, in un contesto in cui non è possibile prevedere la forma delle società future.

5.2 Percezione pubblica e fiducia nelle istituzioni in Finlandia

La realizzazione del deposito geologico di Onkalo non dipende esclusivamente da aspetti tecnici e ingegneristici, ma richiede un solido consenso sociale. In molti Paesi la selezione del sito per lo smaltimento delle scorie nucleari è resa complessa da una percezione pubblica caratterizzata da disuguaglianze nella distribuzione di rischi e benefici: chi vive vicino al deposito sopporta il peso maggiore mentre la maggior parte della popolazione beneficia della produzione energetica senza subire conseguenze dirette. Questa dinamica rende complessa l'accettazione pubblica e indica che la questione non può essere affrontata solo dal punto di vista tecnico, ma richiede un'interpretazione attraverso una cornice etica che tenga conto della distribuzione dei rischi e dei benefici nelle diverse comunità [14].

Nel contesto finlandese, le indagini mostrano una percezione della sicurezza del deposito geologico in graduale miglioramento nel tempo, pur mantenendo elementi di ambivalenza. Secondo lo studio *Finnish Energy Attitudes*, nel 2022 circa il 50% degli intervistati ritiene sicuro lo smaltimento definitivo dei rifiuti nucleari in Finlandia, mentre il 21% esprime dubbi. Si tratta di un incremento significativo rispetto al 2008, quando solo il 31% considerava possibile uno smaltimento sicuro nel Paese e il 44% si dichiarava contrario [86].

Per quanto riguarda la comunità ospitante, i dati aggiornati disponibili si riferiscono al 2008. In quell'anno, a Eurajoki circa il 40% dei residenti si dichiarava favorevole allo smaltimento e il 12% neutrale, mentre il 45% esprimeva preoccupazioni per la presenza dell'impianto nel proprio territorio [49]. Ciò indica che, pur presentando già allora un livello di accettazione locale superiore alla media nazionale del periodo, l'opinione pubblica non era priva di criticità e conviveva con una quota rilevante di residenti preoccupati.

Le indagini mostrano anche che una parte consistente degli abitanti considera le informazioni ricevute sufficienti (circa il 56%), e la maggioranza riconosce a Posiva competenza ed affidabilità, con il 69% che valuta positivamente l'expertise dell'azienda e dei suoi tecnici [49]. La fiducia nei gestori del deposito si correla positivamente con la percezione dei benefici economici e ambientali per il territorio: gli intervistati che dichiarano fiducia ritengono che i vantaggi derivanti dal deposito superino gli

eventuali svantaggi [49]. Nel complesso, la maggior parte degli intervistati considera il deposito in roccia la soluzione più sicura tra le alternative disponibili, pur mantenendo delle preoccupazioni riguardo alla sicurezza di lungo termine [49].

La fiducia pubblica nel progetto finlandese può essere interpretata anche alla luce del più ampio contesto istituzionale nazionale. La Finlandia è infatti un Paese caratterizzato da livelli di fiducia nel governo tra i più alti dei Paesi OECD: nel 2019 il 64% dei cittadini dichiarava di avere fiducia nelle istituzioni governative, a fronte di una media OECD del 45%. Tale risultato è attribuito a un modello di governance basato sull'integrità, sulla trasparenza e sul funzionamento affidabile del settore pubblico [87]. Sebbene tra il 2007 e il 2019 la fiducia abbia mostrato un leggero calo [87], il livello complessivo resta elevato e costituisce un fattore strutturale che favorisce l'accettazione di decisioni strategiche di lungo periodo come la costruzione del deposito geologico.

Nel complesso, la percezione pubblica e il sostegno al progetto di Onkalo emergono come il risultato dell'interazione tra comunicazione locale, benefici economici diretti per la comunità ospitante e un contesto nazionale contraddistinto da elevata fiducia nelle istituzioni. Sebbene permangano timori e posizioni critiche, soprattutto riguardo alla sicurezza di lungo termine, gli studi indicano che nel tempo si è consolidata una disposizione complessivamente favorevole al progetto.

5.3 Costi, benefici e confronto con altri Paesi

La dimensione economica del deposito di Onkalo costituisce un elemento centrale per valutare l'impatto complessivo del programma finlandese di gestione del combustibile esaurito.

Secondo le stime di Posiva, il costo totale del deposito e della gestione di circa 5 500 MTU di combustibile esaurito proveniente dai cinque reattori finlandesi e di circa 3000 m³ di LLW e ILW ammonta a circa 3 520 milioni di euro ai prezzi del 2018. Di questi, circa 840 milioni di euro riguardano la costruzione di Onkalo, dell'impianto di incapsulamento e del deposito geologico; circa 2 575 milioni di euro coprono le operazioni di incapsulamento, l'acquisto dei materiali di contenimento e il backfilling dei tunnel; mentre circa 105 milioni di euro sono destinati allo smantellamento dell'impianto e alla chiusura definitiva del deposito. Tale stima non include i costi aggiuntivi già sostenuti e ancora previsti per le attività di ricerca pre-implementativa e in corso d'esercizio, per l'amministrazione, le imposte e la supervisione regolatoria, che si sommano ai 3 520 milioni di euro. Le spese complessive sono distribuite su un arco temporale di circa 100 anni [49]. Le cifre riportate provengono dalle

stime ufficiali del promotore (Posiva) e, come per tutti i depositi geologici, non sono verificabili fino alla fase operativa.

Il finanziamento è garantito dallo *State Nuclear Waste Management Fund*, che raccoglie anticipatamente i fondi dovuti dai produttori di rifiuti nucleari per assicurare la copertura integrale delle passività future in qualsiasi circostanza. Alla fine del 2021 il fondo disponeva di circa 2 600 milioni di euro [49]. Tale modello mira ad assicurare che i costi della gestione del nucleare gravino sui produttori e non sulle generazioni future, rafforzando la sostenibilità finanziaria del programma e riducendo la necessità di interventi statali.

Dal punto di vista socioeconomico, il progetto produce benefici rilevanti per l'economia locale. La fase costruttiva avviata nel 2021 comporta circa 1 700 *person-years*, pari, ad esempio, a 170 persone occupate per 10 anni. Gli effetti occupazionali cumulati delle attività di progettazione, ricerca e costruzione nel periodo 2001–2025 raggiungono circa 6 800 *person-years* [49]. Durante la fase operativa sono previsti circa 130 *person-years* all'anno, con impatti indiretti pari a circa due terzi di tale valore. Nel comune di Eurajoki l'impatto stimato è di circa 45 *person-years* annui, ridotti a circa 30 durante la fase operativa. Si stima che il progetto possa aumentare il tasso di occupazione del comune fino a un massimo di circa 2% all'anno [49]. Inoltre si stima che il deposito geologico genererà fino a 3.5 milioni di euro l'anno di imposta immobiliare, contribuendo al rafforzamento del bilancio municipale [49]. Le stime riportano solo i benefici attesi e non includono eventuali effetti economici negativi, come possibili variazioni nel mercato immobiliare, che non risultano discussi nei documenti disponibili.

Il confronto internazionale dei costi dei depositi geologici profondi risulta complesso a causa dell'elevata incertezza strutturale che caratterizza questo tipo di infrastruttura. Nella maggior parte dei Paesi i progetti si trovano ancora in fase di progettazione, autorizzazione o scavo preliminare; di conseguenza, molte stime economiche si basano su configurazioni tecniche non definitive e risultano soggette a continue revisioni man mano che i progetti avanzano. Tale andamento è tipico dei depositi geologici profondi e riflette il fatto che i costi non sono pienamente conoscibili finché le soluzioni tecniche non si stabilizzano e l'infrastruttura non entra in esercizio [9]. L'evoluzione delle stime in Finlandia ne costituisce un esempio emblematico: 650 milioni di euro nel 1980, quando il concetto KBS-3 era solo teorico; 815 milioni nel 1994; 1 020 milioni nel 1999 e 1 030 milioni nel 2000, con una crescente definizione tecnica; fino ad arrivare a 3 000 milioni nel 2003 e 3 140 milioni nel 2006, quando la configurazione ingegneristica del deposito si era stabilizzata [88]. L'incremento progressivo delle stime non rappresenta quindi un'anomalia finlande-

se, ma il risultato naturale della maggiore precisione progettuale che accompagna la transizione dal concetto teorico alla realizzazione concreta.

Sebbene sia comune citare stime di costo per depositi geologici in diversi Paesi, tali valori non sono direttamente comparabili. Le differenze osservate dipendono soprattutto dal tipo e dalla quantità dei rifiuti da smaltire, dall'ampiezza delle attività incluse nel calcolo dei costi (ad esempio se si considerano solo le spese legate al deposito geologico oppure anche fasi aggiuntive come lo stoccaggio temporaneo) e dallo stadio di maturità dei rispettivi programmi nazionali. Inoltre, in alcuni Paesi le cifre pubblicate includono costi aggiuntivi, come il decommissioning delle centrali nucleari (come in Svezia), mentre in altri riguardano esclusivamente il ciclo di vita del deposito geologico. Per questo motivo, le cifre economiche citate nei diversi Paesi devono essere interpretate nel loro contesto specifico e non lette come indicatori di efficienza comparativa. In questo quadro, la Finlandia rappresenta l'unico caso in cui una stima economica si basa su un'infrastruttura già costruita e pronta per l'industrializzazione, riducendo così il livello di incertezza rispetto alle valutazioni ancora preliminari disponibili negli altri Paesi.

A titolo puramente esemplificativo, e senza pretesa di esaustività, si riportano alcune stime economiche relative a diversi Paesi. Pur non essendo direttamente comparabili con il caso finlandese, queste stime sono utili per fornire un ordine di grandezza dei programmi in corso nei principali Paesi impegnati nello smaltimento geologico del combustibile esaurito. Negli Stati Uniti, la stima per il deposito di Yucca Mountain era di 96.2 miliardi di dollari nel 2007 per 122 100 MTHM, riferito a un progetto non ancora in costruzione [89]. In Francia, i circa 31 miliardi di euro previsti per Cigéo corrispondono allo smaltimento di 12 000 m³ di rifiuti ad alta attività e 72 000 m³ di rifiuti a media attività a lunga vita, derivanti dal riprocessamento di combustibile esaurito [90]. In Germania, le stime sono intorno ai 20 miliardi di euro per un deposito destinato a circa 27 000 m³ di rifiuti, principalmente combustibile esaurito [90][91]. In Svezia, la costruzione del deposito ha preso avvio nel 2025: SKB stima costi futuri residui pari a circa 151 miliardi di corone svedesi (13.7 miliardi di euro) per l'intero programma, di cui una parte destinata all'incapsulamento e allo smaltimento di circa 11 300 MTU (5 600 canister) [92]. In Svizzera, i costi attesi sono circa 17 miliardi di franchi (18 miliardi di euro) [91]. In Giappone, la stima di 4 trilioni di yen (circa 22 miliardi di euro) per lo smaltimento finale riguarda oltre 40.000 contenitori di rifiuti vetrificati e 19 000 m³ di LLW [93].

Una fonte significativa di variabilità nelle strategie e nei costi è la scelta tra riprocessamento o smaltimento diretto del combustibile esaurito. Attualmente, solo Francia, India e Federazione Russa dispongono di impianti di riprocessamento

di larga scala [9]; altri Paesi hanno cessato tale pratica e adottano lo smaltimento diretto, tra cui UK, USA, Finlandia, Germania, Spagna, Svezia e Svizzera [9]. In alcuni Paesi le scorie vengono spedite all'estero per essere riprocessate con successivo rimpatrio dei residui da riprocessamento. Ad esempio in Italia la quasi totalità del combustibile esaurito è stata spedita in Belgio, UK e Francia per essere riprocessata [94]. Il riprocessamento consente il recupero di materiali riutilizzabili, ma non elimina la necessità del deposito geologico profondo, poiché produce comunque scorie ad alta attività.

Nel panorama dello smaltimento definitivo del combustibile esaurito, la Finlandia rappresenta oggi il caso più avanzato, essendo l'unico Paese prossimo all'avvio dell'esercizio industriale. A titolo esemplificativo, alcuni tra i principali programmi nazionali mostrano stadi di avanzamento differenti: in Svezia la costruzione del deposito è iniziata nel 2025 [95]; in Francia, l'avvio della costruzione di Cigéo è previsto intorno al 2030 [9]; negli Stati Uniti prosegue l'operatività del WIPP per rifiuti transuranici, mentre il progetto di Yucca Mountain è attualmente sospeso e non dispone di una previsione temporale per l'avvio [96]; in Canada il sito è stato selezionato nel 2024 [97]; la Cina prevede l'inizio della costruzione del proprio deposito nei primi anni 2040 [98]; la Svizzera stima il rilascio della licenza nei primi anni 2030 [99]; la Germania punta alla selezione del sito intorno agli anni 2040 [100]; il Giappone prevede l'identificazione del sito entro il 2030 [9].

Nel panorama internazionale la Finlandia è il primo Paese ad aver completato un deposito geologico profondo per combustibile esaurito fino alla soglia dell'operatività. Tuttavia, questo non elimina l'incertezza economica di lungo termine: i costi reali potranno essere verificati solo durante l'esercizio, e rimangono esposti a possibili aumenti legati ai materiali, agli aggiornamenti normativi o a ritardi nelle autorizzazioni e nei conferimenti. Il finanziamento tramite lo State Nuclear Waste Management Fund, solido e concreto, non è privo di potenziali criticità: la presenza di risorse già accumulate può generare pressioni sulla gestione del fondo nel tempo e i costi finali di chiusura rimangono necessariamente incerti. Nonostante queste incertezze economiche, il caso finlandese resta comunque un punto di riferimento internazionale perché è l'unico in cui l'intero modello è stato tradotto in un'infrastruttura reale e verificabile, non più solo pianificata.

Conclusioni

La gestione del combustibile nucleare esaurito costituisce una delle sfide più complesse e durature legate alla produzione di energia atomica. La tesi ha esaminato approcci differenti: dal riprocessamento, volto a recuperare materiali fissili riutilizzabili, alle tecniche di trasmutazione degli elementi radioattivi a lunga vita. Queste strategie avanzate possono mitigare parzialmente la radiotossicità di alcuni radionuclidi, ma presentano limiti tecnici ed economici e non eliminano la necessità di un confinamento finale.

Alla luce di ciò, la comunità internazionale converge da decenni sullo smaltimento geologico profondo, che isola i rifiuti in formazioni rocciose stabili per tempi dell'ordine di centinaia di migliaia di anni, garantendo protezione passiva senza intervento umano continuo. La soluzione geologica, pur riconosciuta come via maestra, procede con lentezza: su oltre 400,000 MTHM di combustibile irraggiato scaricato globalmente, circa un terzo è stato riprocessato, mentre il resto giace in stoccaggi temporanei. Solo poche nazioni (Francia, India e Russia) riprocessano su scala industriale; la maggior parte mantiene il combustibile in depositi di superficie in attesa di una soluzione definitiva.

In questo contesto, il progetto finlandese Onkalo rappresenta un caso pionieristico: la Finlandia è il primo Paese ad aver completato un deposito geologico per combustibile esaurito fino alla soglia dell'operatività. Altri programmi analoghi sono in avanzamento (Svezia, Francia, Canada, Giappone), ma con tempistiche che spesso si estendono ai prossimi decenni. L'esperienza di Onkalo conferma la fattibilità tecnica del deposito profondo, pur restando un impianto completato ma non ancora operativo e unico nel panorama internazionale.

Un aspetto centrale emerso è la complessità nel garantire la sicurezza radiologica a lungo termine. I depositi geologici adottano un sistema multibARRIERA, che combina contenitori ingegnerizzati e barriere naturali per confinare i radionuclidi per millenni. Nel caso di Onkalo, il concetto KBS-3 impiega contenitori in rame inseriti in una matrice di argilla bentonitica, collocati a circa 430 m di profondità in una formazione rocciosa stabile e priva di risorse di valore, così da ridurre al minimo il rischio di

interazioni future. Le analisi indicano che le dosi potenziali restano ampiamente sotto i limiti normativi (ad esempio, inferiori a 0.1 mSv all'anno per l'individuo più esposto) e verrebbero superate solo in scenari altamente ipotetici. Ciò dimostra la possibilità di un isolamento efficace senza dipendere da interventi umani né dalla memoria futura del sito. Permangono tuttavia incertezze dovute alla lunga durata del sistema: corrosione lenta, possibili cicli glaciali futuri e l'esigenza di garantire la retrievability richiedono approcci prudenti e ampi margini di sicurezza, sviluppati attraverso decenni di studi e modellazioni.

La dimensione sociale e istituzionale gioca un ruolo cruciale nella riuscita di progetti come Onkalo. In molti Paesi la scelta di un sito è ostacolata dalla percezione di inequità: i rischi gravano sulle comunità locali, mentre i benefici dell'energia nucleare sono distribuiti altrove. Ciò genera opposizioni e impone di affrontare il problema anche attraverso una cornice etica che assicuri un'equa ripartizione di rischi e benefici. La Finlandia ha potuto procedere grazie a un percorso graduale di coinvolgimento e trasparenza: la quota di cittadini che ritiene sicuro lo smaltimento definitivo è cresciuta dal 31% nel 2008 al 50% nel 2022. Anche a Eurajoki il consenso è ampio, pur essendo inizialmente marcate le preoccupazioni. Fattori chiave sono stati la percezione di benefici socio-economici e la credibilità dell'ente gestore (Posiva), ritenuto competente e affidabile dalla maggioranza dei residenti.

In prospettiva, Onkalo costituisce un banco di prova ricco di insegnamenti tecnici e istituzionali. Da un lato dimostra che una politica nucleare lungimirante può pianificare il fine vita degli impianti fin dall'origine, accantonando fondi dedicati e costruendo il consenso necessario; dall'altro, la sua unicità evidenzia come la sfida delle scorie resti globale e tutt'altro che risolta. Il primato di Onkalo, pur rappresentando un traguardo storico che traduce decenni di studi in una realtà concreta, non elimina la necessità per ogni Paese di affrontare autonomamente la gestione a lungo termine dei propri rifiuti. In definitiva, la gestione del combustibile esaurito richiederà un impegno costante sia sul fronte tecnologico (migliorando materiali e analisi e, in futuro, riducendo volumi e pericolosità dei residui) sia su quello sociale, mantenendo viva la trasparenza e la fiducia delle comunità nel lunghissimo periodo.

Progetti come Onkalo segnano l'inizio di una nuova fase, in cui lo smaltimento geologico del combustibile nucleare esaurito passa dalla teoria alla pratica, aprendo la strada a soluzioni di lungo termine per un'eredità ambientale che trascende le generazioni presenti.

Bibliografia

- [1] International Energy Agency. *Global Energy Review 2025*. Report. Paris: International Energy Agency, 2025. URL: <https://iea.blob.core.windows.net/assets/5b169aa1-bc88-4c96-b828-aaa50406ba80/GlobalEnergyReview2025.pdf>.
- [2] International Atomic Energy Agency. *Nuclear Power Reactors in the World: Reference Data Series No. 2 – Edition 45*. Report RDS-2/45. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2025. DOI: 10.61092/iaea.1g28-w3uk.
- [3] Jan B. van Erp. *Safety culture and the accident at Three Mile Island*. Rapp. tecn. IAEA-CN-97. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA), 2002. URL: <https://inis.iaea.org/records/mez4x-w4q40>.
- [4] J. F. Elliott et al. *The Kemeny Report on the Accident at Three Mile Island*. Rapp. tecn. NRC-ML19308A726. Washington, DC: U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1980. URL: <https://www.nrc.gov/docs/ml1930/ML19308A726.pdf>.
- [5] International Nuclear Safety Advisory Group (INSAG). *The Chernobyl Accident: Updating of INSAG-1*. Rapp. tecn. Safety Series No. 75-INSAG-7. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency (IAEA), 1992. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/Pub913e_web.pdf.
- [6] Nuclear Energy Agency (NEA). Working Group on Human and Organisational Factors (WGHOF). *Post-Fukushima Action Implementation at Nuclear Installations: Human and Organisational Factors Lessons Learnt*, NEA No. 7578. Rapp. tecn. 7578. Paris, France: OECD Nuclear Energy Agency, 2023. URL: https://www.oecd-nea.org/upload/docs/application/pdf/2025-06/7578_wghof_fukushima_2025-06-13_14-34-20_767.pdf.
- [7] Nuclear Regulation Authority (Japan). *NRA's New Regulation Standards against Natural Hazards after the Fukushima Accident*. 2012. URL: <https://www.nra.go.jp/data/000172225.pdf>.

- [8] International Atomic Energy Agency. *A Decade of Progress After the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident*. Rapp. tecn. P2061. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency (IAEA), 2021. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P2061_web.pdf.
- [9] International Atomic Energy Agency. *Status and Trends in Spent Fuel and Radioactive Waste Management*. Rapp. tecn. STI/PUB/1963. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency (IAEA), 2022. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/PUB1963_web.pdf.
- [10] International Atomic Energy Agency. *Guidebook on Spent Fuel Storage Options and Systems*. 3^a ed. IAEA Technical Reports Series 240. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2024. ISBN: 978-92-0-135623-9.
- [11] International Atomic Energy Agency. *World Nuclear Industry Status and Prospects: Reference Data Series No. 1 – Edition 45*. Report RDS-1/45. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2025. DOI: 10.61092/iaea.gwov-o544.
- [12] David Dalton. «Long-Delayed Flamanville-3 Nuclear Plant in France Connected to National Grid, EDF Announces». In: *NucNet Nuclear News* (dic. 2024). URL: <https://www.nucnet.org/news/long-delayed-nuclear-plant-connected-to-national-grid-edf-announces-12-1-2024> (visitato il giorno 17/11/2025).
- [13] Rasul Satymov et al. «Who Will Foot the Bill? The Opportunity Cost of Prioritising Nuclear Power Over Renewable Energy for the Case of Finland». In: *Energy* 337 (2025), p. 138630. ISSN: 0360-5442. DOI: 10.1016/j.energy.2025.138630.
- [14] M. Yokoyama, S. Ohnuma, H. Osawa et al. «Public acceptance of nuclear waste disposal sites: a decision-making process utilising the "veil of ignorance" concept». In: *Humanities and Social Sciences Communications* 10.1 (2023), p. 623. DOI: 10.1057/s41599-023-02139-2. URL: <https://doi.org/10.1057/s41599-023-02139-2>.
- [15] *Binding energy (imagine)*. URL: https://it.wikipedia.org/wiki/File:Binding_energy.jpg (visitato il giorno 10/10/2025).
- [16] International Atomic Energy Agency. *Nuclide Chart*. URL: <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html> (visitato il giorno 10/10/2025).

- [17] Christopher Blake. *Nuclear Fission (immagine)*. URL: https://astronomy.swin.edu.au/~cblake/Nuclear_Class5_Fission.pdf (visitato il giorno 10/10/2025).
- [18] Nuclear Data Center Japan Atomic Energy Agency. *Thermal Neutron 0.0253 eV Cross Sections and 14-MeV Values – U-235 (JENDL-4.0)*. URL: <https://www.ndc.jaea.go.jp/cgi-bin/Tab80WWW.cgi?iso=U235&lib=J40> (visitato il giorno 10/10/2025).
- [19] *JEFF-4.0*. NEA Data Bank. 2025. URL: <https://www.oecd-nea.org/dbdata/jeff/jeff40/> (visitato il giorno 10/10/2025).
- [20] *JANIS Web*. NEA. URL: <https://www.oecd-nea.org/janisweb/> (visitato il giorno 13/10/2025).
- [21] Nuclear Data Center Japan Atomic Energy Agency. *Thermal Neutron 0.0253 eV Cross Sections and 14-MeV Values – U-238 (JENDL-4.0)*. URL: <https://www.ndc.jaea.go.jp/cgi-bin/Tab80WWW.cgi?iso=U238&lib=J40> (visitato il giorno 10/10/2025).
- [22] David Bodansky. *Nuclear energy: principles, practices, and prospects*. 2^a ed. Springer, 2004.
- [23] Kenneth S Krane. *Introductory nuclear physics*. John Wiley & Sons, 1991.
- [24] Walid Younes e Walter D Loveland. *An introduction to nuclear fission*. Springer, 2021. ISBN: 978-3-030-84591-9.
- [25] International Atomic Energy Agency. *Uranium Production*. IAEA. URL: <https://www.iaea.org/topics/uranium-production> (visitato il giorno 14/10/2025).
- [26] Teollisuuden Voima Oyj. *Nuclear Power Plant Unit Olkiluoto 3*. Opuscolo tecnico. Eurajoki, Finlandia: Teollisuuden Voima Oyj (TVO), 2010. URL: https://www.tvo.fi/uploads/julkaisut/tiedostot/ydinvoimalayks_OL3_ENG.pdf (visitato il giorno 16/10/2025).
- [27] World Nuclear Association. *Information Library*. World Nuclear Association. 2025. URL: <https://world-nuclear.org/information-library> (visitato il giorno 15/10/2025).

- [28] Nuclear Energy Agency (NEA). *Spent Nuclear Fuel Assay Data for Isotopic Validation*. Rapp. tecn. Paris, France: Organisation for Economic Co-operation e Development / Nuclear Energy Agency (OECD/NEA), 2011. URL: https://www.oecd-neo.org/upload/docs/application/pdf/2020-03/spent_nuclear_fuel_assay_data_for_isotopic_validation_soar_2011.pdf (visitato il giorno 06/11/2025).
- [29] Ian C. Gauld et al. *U.S. Commercial Spent Nuclear Fuel Assembly Characteristics: 1968–2013*. Rapp. tecn. NUREG/CR-7227, ORNL/TM-2015/254. Washington, D.C.: U.S. Nuclear Regulatory Commission (NRC), 2016. URL: <https://www.nrc.gov/docs/ML1626/ML16267A351.pdf>.
- [30] International Atomic Energy Agency. *Classification of Radioactive Waste*. IAEA Safety Standards Series No. GSG-1. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2009. ISBN: 978-92-0-109209-0.
- [31] Nuclear Energy Agency. *Storage of Radioactive Waste and Spent Fuel*. NEA No. 7406. Paris: OECD Publishing, 2020.
- [32] OECD Nuclear Energy Agency. *Unlocking the Hidden Value of Nuclear Fuel: The Societal Benefits of Diverse Material Recycling*. Nuclear Science NEA No. 7674. Paris: OECD Publishing, 2024.
- [33] Committee on Radioactive Waste Management (CoRWM). *Radioactive Waste Burning by Nuclear Transmutation: Technical Report*. Technical Report 3940. London, United Kingdom: CoRWM, ago. 2025. URL: <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/68a824972f1856648215578d/radioactive-waste-burning-by-nuclear-transmutation.pdf>.
- [34] International Atomic Energy Agency (IAEA). *Development of Advanced Reprocessing Technologies: NTR2008 Supplement*. Conference Supplement GC(52)/INF/3/Att4. Supplement to the Nuclear Technology Review 2008 presented at the 52nd IAEA General Conference. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency, 2008.
- [35] International Atomic Energy Agency (IAEA). *Spent Fuel Reprocessing Options*. IAEA TECDOC IAEA-TECDOC-1587. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency, ago. 2008.
- [36] W. Reinhardt. *Radioactivity of Fission Products*. 2006. URL: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Radioactivity_of_Fission_Products.png.

- [37] Jan Marivoet et al. *Potential Benefits and Impacts of Advanced Nuclear Fuel Cycles with Actinide Partitioning and Transmutation*. 6894. Paris, France: Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) – Nuclear Energy Agency (NEA), set. 2011, p. 78.
- [38] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Nuclear Energy Agency (NEA). *Communication on the Safety Case for a Deep Geological Repository*. NEA No. 7336. OECD Nuclear Energy Agency, 2017.
- [39] World Nuclear Association. *Nuclear Power in Finland*. 2024. URL: <https://world-nuclear.org/information-library/country-profiles/countries-a-f/finland> (visitato il giorno 19/10/2025).
- [40] Government of Finland. *Nuclear Energy Act (990/1987) – English translation, amendments up to 964/2020*. 1987. URL: <https://www.finlex.fi/en/legislation/translations/1987/eng/990> (visitato il giorno 18/10/2025).
- [41] Ministry of Economic Affairs and Employment of Finland. *Nuclear Waste Management Fund*. 2024. URL: <https://tem.fi/en/nuclear-waste-management-fund> (visitato il giorno 19/10/2025).
- [42] Posiva Oy. *Company*. 2025. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/company.html> (visitato il giorno 19/10/2025).
- [43] International Atomic Energy Agency. *Criteria for Underground Disposal of Solid Radioactive Wastes*. Safety Series No. 60. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1983. URL: https://gnssn.iaea.org/Superseded%20Safety%20Standards/Safety_Series_060_1983.pdf.
- [44] Jari Makkonen. *Sustainable Final Disposal of Spent Nuclear Fuel in Finland*. Presentation. Posiva Oy. Ott. 2021. URL: https://cil.nus.edu.sg/wp-content/uploads/2021/10/Jari-Makkonen_Sustainable-Final-Disposal-of-Spent-Nuclear-Fuel-in-Finland-22.10.2021.pdf (visitato il giorno 19/10/2025).
- [45] Posiva Oy. *Site Investigations*. 2023. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/finaldisposal/siteinvestigations.html> (visitato il giorno 19/10/2025).
- [46] STUK - Radiation and Nuclear Safety Authority. *Final disposal facility*. 2023. URL: <https://stuk.fi/en/final-disposal-facility> (visitato il giorno 19/10/2025).

- [47] Emily Stein. *Deep geologic repository progress—2025 Update*. American Nuclear Society. Lug. 2025. URL: <https://www.ans.org/news/article-7222/deep-geologic-repository-progress2025-update/> (visitato il giorno 19/10/2025).
- [48] Posiva Oy. *Safety Case for the Operating Licence Application – Initial State (IS)*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-05. 4537. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021.
- [49] Posiva Oy. *Operating Licence Application: Spent Nuclear Fuel Encapsulation Plant and Disposal Facility*. Rapp. tecn. Submitted to the Government of Finland under the Nuclear Energy Act, Section 20. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, dic. 2021. URL: <https://tem.fi/en/posivas-operating-licence>.
- [50] Posiva Oy. *Safety Case for the Operating Licence Application – Synthesis (SYN)*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-01. 4291. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021.
- [51] Posiva Oy. *Excavation of world’s first final deposition tunnels starts in Posiva’s ‘ONKALO’ facility*. Posiva Oy. Mag. 2021. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/news.html> (visitato il giorno 02/11/2025).
- [52] World Nuclear News. *First five disposal tunnels excavated at Finnish repository*. World Nuclear Association. Lug. 2022. URL: <https://www.world-nuclear-news.org/Articles/First-five-disposal-tunnels-excavated-at-Finnish-repository> (visitato il giorno 02/11/2025).
- [53] Posiva Oy. *Safety Case for the Operating Licence Application – Design Basis (DB)*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-08. 4284. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021.
- [54] Division KBS Swedish Nuclear Fuel Supply Co. *Final Storage of Spent Nuclear Fuel – KBS-3, Volume I: General*. Rapp. tecn. Stockholm, Sweden: Swedish Nuclear Fuel Supply Co. (SKBF/KBS), 1983. URL: https://www.skb.com/publication/4397/KBS-3+del+1+General_OCR.pdf.
- [55] Swedish Nuclear Fuel Supply Co. / Division KBS (SKBF/KBS). *Final Storage of Spent Nuclear Fuel – KBS-3, III: Barriers*. Rapp. tecn. Stockholm, Sweden: Swedish Nuclear Fuel Supply Co. (SKBF/KBS), 1983. URL: https://skb.se/publikation/1678000/KBS-3+del+3+Barriers_OCR.pdf.
- [56] Posiva Oy. *Posiva’s Safety Case Introduction*. 2023. URL: <https://cms.posiva.fi/posivas-safety-case-introduction/common-introduction-to-safety-case> (visitato il giorno 19/10/2025).

- [57] Swedish Nuclear Fuel e Waste Management Co. (SKB). *The Barriers in the KBS-3 Repository in Forsmark*. Rapp. tecn. SKB, 2015. URL: <https://skb.se/wp-content/uploads/2016/01/D-The-barriers-in-the-KBS-3-repository-in-Forsmark.pdf>.
- [58] Nuclear Energy Agency (NEA). *Engineered Barrier Systems and the Safety of Deep Geological Repositories: State-of-the-Art Report*. Rapp. tecn. Paris, France: OECD Publishing, 2003.
- [59] Mikael Jonsson, Göran Emilsson e Lars Emilsson. *Mechanical Design Analysis for the Canister*. Rapp. tecn. Posiva SKB Report 04. Olkiluoto, Finland e Stockholm, Sweden: Posiva Oy e Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), lug. 2018. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [60] Kari Ikonen. *Temperatures Inside SKB and Posiva Type Disposal Canisters for Spent Fuel*. Rapp. tecn. Posiva SKB Report 12. Eurajoki, Finland e Stockholm, Sweden: Posiva Oy e Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), dic. 2020. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [61] Jorma Pitkänen. *Inspection of Disposal Canisters Components*. Rapp. tecn. POSIVA 2012-35. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, dic. 2013.
- [62] Fraser King, Juha Kuutti e Tomi Prihti. *Canister Evolution*. Working Report 2021-06. Supporting document for the Safety Case for the Operating License Application (SC-OLA). Olkiluoto, Finland: Posiva Oy, dic. 2021. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [63] Per Grahn, Lena Morén e Marie Wiborgh. *Spent Nuclear Fuel for Disposal in the KBS-3 Repository*. Rapp. tecn. TR-10-13. Stockholm, Sweden: Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), dic. 2010. URL: <https://skb.se/upload/publications/pdf/TR-10-13.pdf>.
- [64] Nuclear Energy Agency, OECD. *An International Peer Review of Safety Report 97: Post-closure Safety of a Deep Repository for Nuclear Spent Fuel in Sweden*. Rapp. tecn. NEA Report No. 2468. Paris: Nuclear Energy Agency, Organisation for Economic Co-operation e Development, mag. 2000.
- [65] Lena Morén. *Design and Production of the KBS-3 Repository*. Rapp. tecn. TR-10-12. Stockholm, Sweden: Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB), dic. 2010. URL: <https://skb.se/upload/publications/pdf/TR-10-12.pdf>.

- [66] Ismo Meuronen e Timo Salonen. *Welding of the Lid and the Bottom of the Disposal Canister*. Posiva Report POSIVA 2010-05. Olkiluoto, FI-27160 Eurajoki, Finland: Posiva Oy, ott. 2010. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [67] Kai Ollila. *Copper Corrosion Experiments in Pure Water Under Anoxic Conditions*. Working Report WR 2018-19. Olkiluoto, FI-27160 Eurajoki, Finland: Posiva Oy, mar. 2019. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [68] Fraser King, Ignasi Puigdomenech e Christina Lilja. *Effect of High Ground-water Chloride Concentration on the Corrosion of Copper Canisters*. Working Report WR 2021-10. Olkiluoto, FI-27160 Eurajoki, Finland: Posiva Oy, mag. 2021. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [69] Fraser King et al. *Copper Corrosion Under Expected Conditions in a Deep Geologic Repository*. POSIVA 2002-01. Helsinki: Posiva Oy, gen. 2002. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [70] Patrik Sellin e Olivier Leupin. «The Use of Clay as an Engineered Barrier in Radioactive-Waste Management – A Review». In: *Clays and Clay Minerals* 61 (mar. 2014), pp. 477–498. DOI: 10.1346/CCMN.2013.0610601.
- [71] Fraser King et al. *An Update of the State-of-the-art Report on the Corrosion of Copper Under Expected Conditions in a Deep Geologic Repository*. Rapp. tecn. POSIVA 2011-01. Also published as SKB TR-10-67. Olkiluoto, Finland: Posiva Oy, lug. 2012. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [72] Ismo Aaltonen et al. *Geology of Olkiluoto*. Rapp. tecn. POSIVA 2016-16. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, ago. 2016, p. 398.
- [73] Aulis Kärki et al. *Ductile Deformation and Deformation Structures of Olkiluoto*. Rapp. tecn. Working Report 2020-13. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, ott. 2020. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [74] Pauliina Aalto et al. *Hydrogeology of Olkiluoto*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-15. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, dic. 2021.
- [75] Mark Cottrell. *Occurrence of Large Fractures in the Host Rock for a Spent Nuclear Fuel Repository: Earthquake Study*. Rapp. tecn. Working Report 2021-09. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, ott. 2021. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.

- [76] Jouni Saari. *Seismic Activity Parameters of the Olkiluoto Site*. Rapp. tecn. POSIVA 2012-34. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, ago. 2012. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [77] Marianne Malm et al. *Results of Monitoring at Olkiluoto in 2024, Rock Mechanics*. Rapp. tecn. Working Report 2025-04. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, lug. 2025. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [78] Posiva Oy. *Olkiluoto Site Description 2018*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-10. 4649. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021.
- [79] Jyri Laakso et al. *Results of Monitoring at Olkiluoto in 2024: Hydrology and Hydrogeology*. Working Report WR 2025-01. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, lug. 2025. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [80] Posiva Oy. *Safety Case for the Operating Licence Application – Analysis of Releases (AOR)*. Rapp. tecn. POSIVA 2021-03. 4289. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021.
- [81] OECD Nuclear Energy Agency (NEA). *The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes: A Collective Opinion of the NEA Radioactive Waste Management Committee*. Rapp. tecn. NEA Radioactive Waste Management Committee. Paris: OECD Publishing, 2020. URL: https://www.oecd-nea.org/jcms/pl_34631/the-environmental-and-ethical-basis-of-geological-disposal-of-long-lived-radioactive-wastes.
- [82] OECD Nuclear Energy Agency (NEA). *Radioactive Waste Management and Constructing Memory for Future Generations: Proceedings of the International Conference and Debate, 15-17 September 2014, Verdun, France*. Rapp. tecn. NEA No. 7259. Paris: OECD Publishing, 2015. URL: <https://www.oecd-nea.org/upload/docs/application/pdf/2020-12/7259-constructing-memory-2015.pdf>.
- [83] Martin Tondel e Lena Lindahl. «Intergenerational Ethical Issues and Communication Related to High-Level Nuclear Waste Repositories». In: *Current Environmental Health Reports* 6.4 (2019). DOI: 10.1007/s40572-019-00257-1. URL: <https://doi.org/10.1007/s40572-019-00257-1>.
- [84] OECD Nuclear Energy Agency (NEA). *Regulating the Long-Term Safety of Geological Disposal of Radioactive Waste: Practical Issues and Challenges*. Rapp. tecn. Report No. 6423. Paris: OECD Publishing, 2008. URL: <https://www.oecd-nea.org/upload/docs/application/pdf/2019-12/6423-regulating-long-term-safety.pdf>.

- [85] Thomas Hjerpe et al. *Safety Case for the Operating Licence Application – Future Human Actions*. Working Report WR 2021-02. Eurajoki, Finland: Posiva Oy, 2021. URL: <https://www.posiva.fi/en/index/media/reports.html>.
- [86] Finnish Energy. *Finnish Energy Attitudes 2022*. Helsinki: Finnish Energy, 2022. URL: https://energia.fi/wp-content/uploads/2023/08/Finnish_Energy_Attitudes_2022.pdf.
- [87] OECD. *Drivers of Trust in Public Institutions in Finland*. Paris: OECD Publishing, 2021. DOI: 10.1787/52600c9e-en. URL: https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2021/05/drivers-of-trust-in-public-institutions-in-finland_258ab3b7/52600c9e-en.pdf.
- [88] Eero Patrakka, Jussi Palmu e Kimmo Lehto. «Assessment of Financial Provisions for Nuclear Waste Management: Long-Term Perspective from Finnish Viewpoint». In: *Proceedings of the EURADWASTE08 Conference*. Posiva Oy, Finland. 2008.
- [89] United States. Department of Energy. Office of Civilian Radioactive Waste Management. *Fiscal Year 2007 Civilian Radioactive Waste Management Fee Adequacy Assessment Report*. U.S. Department of Energy, 2008. URL: <https://www.energy.gov/gc/articles/fy-2007-fee-adequacy-pub-2008-0>.
- [90] Manon Besnard et al. *The World Nuclear Waste Report 2019: Focus Europe*. Heinrich Böll Stiftung, 2019. URL: https://www.boell.de/sites/default/files/2019-11/World_Nuclear_Waste_Report_2019_Focus_Europe_0.pdf.
- [91] Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW Berlin). *DIW-DataDoc 2023–104: Kosten und Finanzierung des nuklearen Rückbaus und der Entsorgung radioaktiver Abfälle in Deutschland*. Rapp. tecn. DataDoc 2023–104. DIW Berlin, 2023. URL: https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.864222.de/diw_datadoc_2023-104.pdf.
- [92] Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB). *Funding*. 2025. URL: <https://skb.com/about-skb/funding/>.
- [93] Nuclear Waste Management Organization of Japan (NUMO). *FAQ – About NUMO*. 2020. URL: <https://www.numo.or.jp/en/faq/main1.html>.

- [94] SOGIN S.p.A. *Nuclear fuel management*. URL: <https://www.sogin.it/en/closureoftheitaliannuclearcycle/nuclear-fuel-management.html> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [95] World Nuclear News. *Sweden breaks ground for used fuel repository*. 2025. URL: <https://www.world-nuclear-news.org/articles/sweden-breaks-ground-for-used-fuel-repository> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [96] Eureka County, Nevada — YuccaMountain.org. *FAQ – Current Status of the Yucca Mountain Project*. URL: <https://www.yuccamountain.org/faq.htm> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [97] World Nuclear News. *Canada Selects Location for Used Nuclear Fuel Repository*. 2024. URL: <https://www.world-nuclear-news.org/articles/canada-selects-location-for-used-nuclear-fuel-repository> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [98] International Atomic Energy Agency. *China Begins Construction of Its First Underground Research Laboratory for High-Level Waste Disposal*. 2021. URL: <https://www.iaea.org/newscenter/news/china-begins-construction-of-its-first-underground-research-laboratory-for-high-level-waste-disposal> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [99] World Nuclear News. *Applications Lodged for Swiss Waste Disposal Facilities*. 2024. URL: <https://www.world-nuclear-news.org/articles/applications-lodged-for-swiss-waste-disposal-facilities> (visitato il giorno 20/11/2025).
- [100] BGE German Site Selection Organisation. *Repository Search – Germany*. 2025. URL: <https://www.bge.de/en/repository-search/> (visitato il giorno 20/11/2025).