

Capitolo 7 - Il bruciamento degli attinidi

7.1 - Introduzione

Dalle considerazioni emerse nei capitoli precedenti riguardo alla produzione ed all'accumulo delle scorie nucleari, è emersa l'opportunità di uno studio riguardante il bruciamento di quest'ultime, ed in particolare dei prodotti che danno un contributo radiotossico a lungo termine maggiormente significativo (ovvero gli attinidi transuranici). Del resto il presente lavoro si rifà allo spirito del progetto HTR-MINWASTE della EC, di seguito sommariamente descritto. Per effettuare tali valutazioni sono stati utilizzati essenzialmente i due codici descritti nel capitolo precedente: MCB e CARL.

7.2 - Il progetto HTR-MINWASTE

Attualmente gli impianti nucleari in esercizio in UE, con un totale 125 GW_e di potenza installata, producono annualmente circa 2500 t di scorie, di cui 25 t sono costituite da plutonio, 3.5 t da attinidi minori, e 100 t da prodotti di fissione, di cui 3.1 t sono quelli a vita lunga (quali cesio, iodio e tecnezio) [7.1]. La simbiosi dei cicli di combustibile dei reattori LWR ed HTR [7.2] potrebbe portare ad una effettiva minimizzazione del *waste* grazie alle favorevoli caratteristiche neutroniche di quest'ultimo sia in termini di economia neutronica (la sezione di cattura del carbonio è 100 volte inferiore a quella dell'acqua) che di spettro maggiormente epitermico. Il reattore HTR inoltre consente una notevole flessibilità nella scelta dei combustibili senza modifiche sostanziali nella geometria del nocciolo (si può infatti modificare il fattore di impacchettamento senza modificare le caratteristiche geometriche dell'elemento di combustibile).

Uno degli obiettivi principali del progetto HTR-MINWASTE è quello di identificare un'opportuna composizione del combustibile per l'ottenimento di burnup ultra-elevati (*ultra-high burnup*). Si vuole inoltre investigare il comportamento nei depositi permanenti del combustibile ceramico a base di SiC. Attualmente tale progetto non è ancora operativo perché in attesa dell'assegnazione dei finanziamenti previsti nell'ambito del 6° programma quadro della Comunità Europea.

7.3 - Il problema della trasmutazione degli attinidi transuranici

La problematica del bruciamento delle scorie del presente lavoro ha preso le mosse da uno studio effettuato dalla CEA [4.2], in cui è stata determinata l'evoluzione temporale dei contributi radiotossici (per ingestione) delle vari materiali presenti nel *waste* di un reattore LWR, che di seguito si riporta (fig. 7.1).

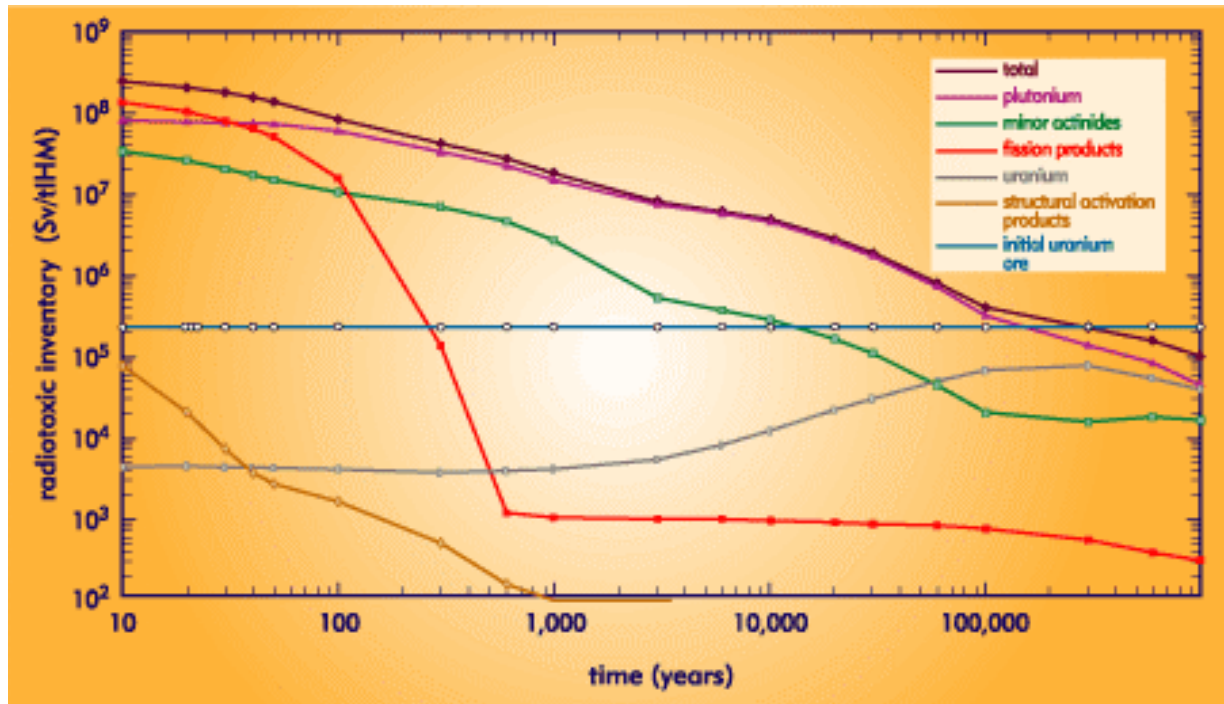


Figura 7.1 - Evoluzione temporale dell'inventario radiotossico del combustibile esausto del LWR a 45 GWd/t

Attraverso l'uso dei codici già descritti (MCB e CARL) sono state considerate varie composizioni isotopiche del combustibile col fine di determinarne le prestazioni in termini di bruciamento di attinidi. Si è definito quindi *tempo di pareggio con il livello di miniera* l'intervallo di tempo necessario affinché la radiotossicità del combustibile esausto ritorni ai valori del minerale (in questo caso di uranio) estratto dalla miniera. Si ricordi che nel combustibile esausto degli LWR circa l'1% è costituito da plutonio; l'ordine di grandezza della radiotossicità dell'uranio estratto che genera 1 g di plutonio è di circa 10 Sv (linea nera orizzontale nei grafici che seguono).

Diversi studi sulla neutronica [7.3][7.4][7.5] degli attinidi transnettunici indicano una possibile soluzione al problema del bruciamento non tanto nella natura dello spettro quanto nell'entità del flusso neutronico: data la varietà dei nuclidi presenti infatti, e dato che la via migliore è quella di fissionare gli elementi pesanti (le catene di decadimento sono particolarmente lunghe), sarebbe infatti necessario aumentare il flusso neutronico a diversi livelli energetici (ovvero in tutto lo spettro). In tale ottica trovano vantaggio quindi sia i reattori veloci (le catture parassite sono

inferiori), che gli inceneritori alimentati da sorgenti di spallazione (tipo ADS), che i reattori HTR: questi ultimi infatti possiedono una ottima economia neutronica a causa delle ridotte catture nel moderatore e nei materiali strutturali.

Di seguito si riporta il grafico che illustra le caratteristiche (in termini di radiotossicità a lungo periodo) del combustibile MOX utilizzato in un LWR (burnup 40 GWd/t), fig. 7.2.

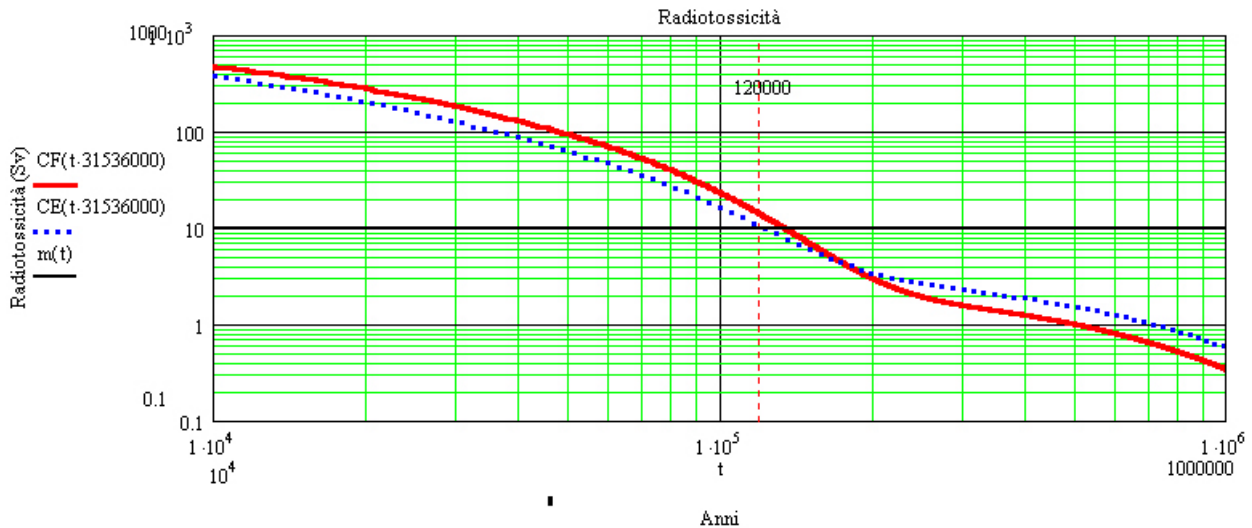


Figura 7.2 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del combustibile MOX fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato in LWR a 40 GWd/t

Si osserva che i tempi di pareggio con il livello della miniera ammontano a circa 120000 anni (stesso ordine di grandezza del grafico pubblicato dalla CEA, relativo ad un LWR caricato col tradizionale UO₂). L'andamento temporale della radiotossicità del combustibile esausto non si discosta significativamente da quello del combustibile non bruciato lasciato naturalmente decadere. E' stato quindi considerato il caso dell'utilizzo dello stesso tipo di combustibile nel reattore HTR, rispettivamente, a 40 GWd/t (fig. 7.3). Dal punto di vista della radiotossicità a lungo termine l'andamento è del tutto analogo a al caso in cui si abbia un burnup allo scarico pari a 120 GWd/t.

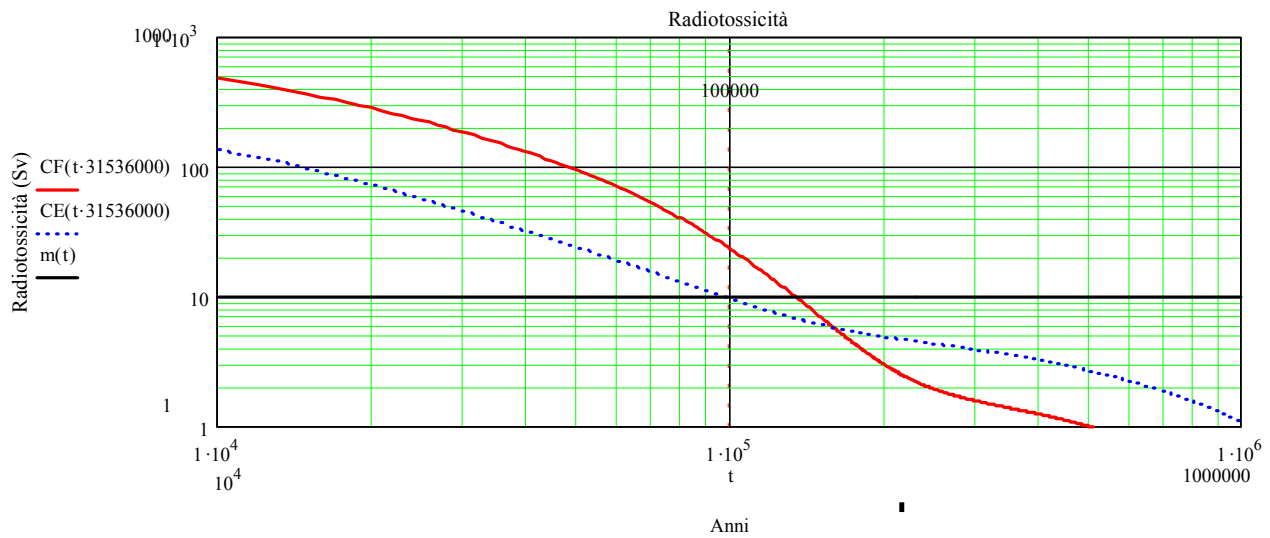


Figura 7.3 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del combustibile MOX fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato in un HTR con burnup allo scarico di 40 GWd/t

Per quanto concerne l'energia prodotta, nel secondo caso (120 GWd/t) se ne produce una quantità tripla rispetto al primo. Il guadagno rispetto al caso precedente non è soddisfacente, ma comunque degno di nota. Infine, l'ultimo dato da evidenziare, è quello relativo alla radiotossicità a breve termine, per cui si riportano per confronto in tab. 7.1 i valori (nei tre casi) a 25 anni dallo scarico (tempo minimo di permanenza del combustibile esausto nell'impianto) e dopo 100000 anni.

	LWR - MOX	HTR – MOX (40 GWd/t)	HTR – MOX (120 GWd/t)
25 anni	8788 Sv	3956 Sv	6544 Sv
100000 anni	16.25 Sv	10.33 Sv	9.58 Sv

Tabella 7.1 – Radiotossicità dopo 25 e 100000 anni dallo scarico

Per il reattore HTR caricato con MOX, si evince dalla tabella che, dopo 25 anni dallo scarico, il livello di radiotossicità del combustibile è significativamente più alto con burnup finale di 120 GWd/t. In ogni caso, la radiotossicità del combustibile esausto del LWR è superiore a quella del HTR.

Si è quindi valutato il bruciamento del solo plutonio di 1^a generazione (cioè con la composizione isotopica tipica del plutonio presente nel waste di un LWR caricato col tradizionale UO₂), fig. 7.4.

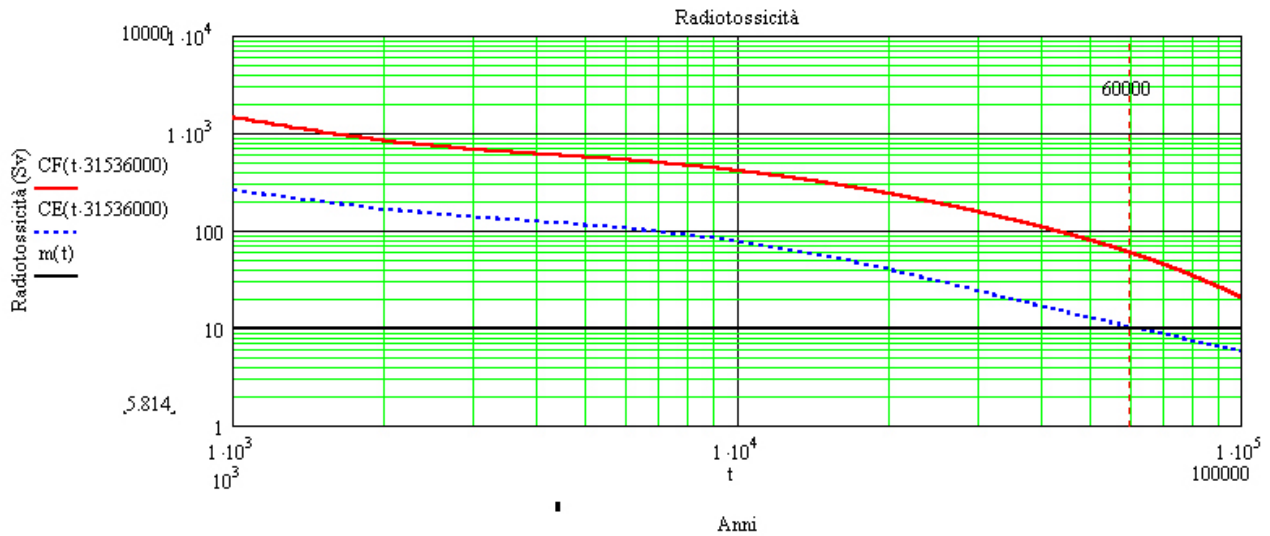


Figura 7.4 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del plutonio di 1^a generazione fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato in HTR a 800 GWd/t

Si nota un sensibile miglioramento in questo caso rispetto ai casi precedenti (riduzione del 50% del tempo di pareggio rispetto al caso del combustibile MOX in un LWR). Inoltre nel momento del pareggio il livello radiotossico del combustibile fresco (lasciato naturalmente decadere) sarebbe di un ordine di grandezza superiore. Non si notano variazioni nell'efficienza del bruciamento con la temperatura (casi considerati: 900 K, 1200 K, 1500 K).

Un'altra opzione presa in considerazione riguarda il ciclo torio naturale - plutonio di prima generazione. Il primo caso considerato è stato quello con torio al 50% e plutonio al 50%, fig. 7.5.

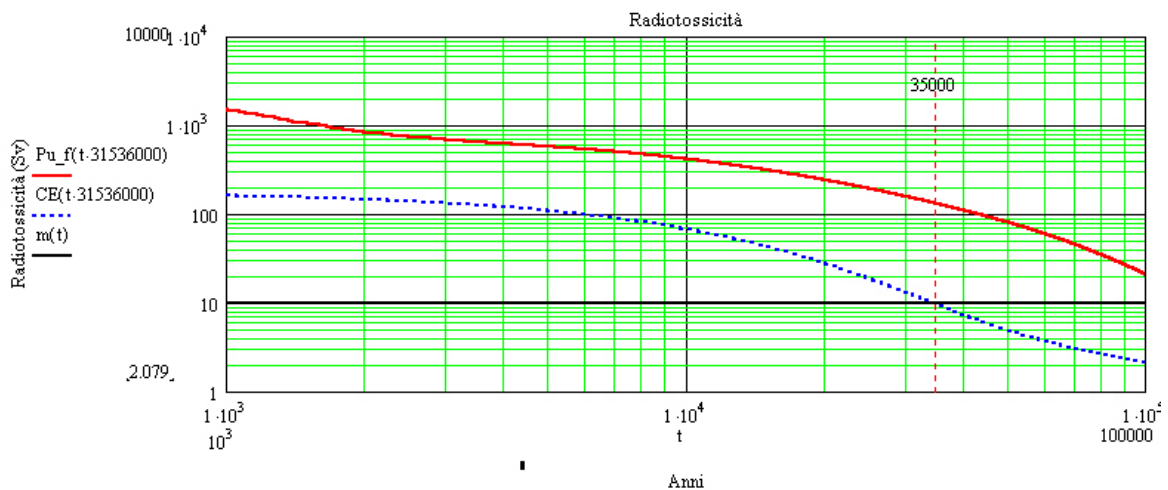


Figura 7.5 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del combustibile Th 50 % - Pu 50 % fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato in HTR a 800 GWd/t

Si nota che il tempo di pareggio è sceso a 35000 anni, ossia è dello stesso ordine di grandezza degli attinidi minori negli LWR; si è ridotta perciò la pericolosità globale degli attinidi di circa un ordine di grandezza.

E' stata considerata poi la composizione al 33.3% di Pu e 66.7% di Th, fig. 7.6.

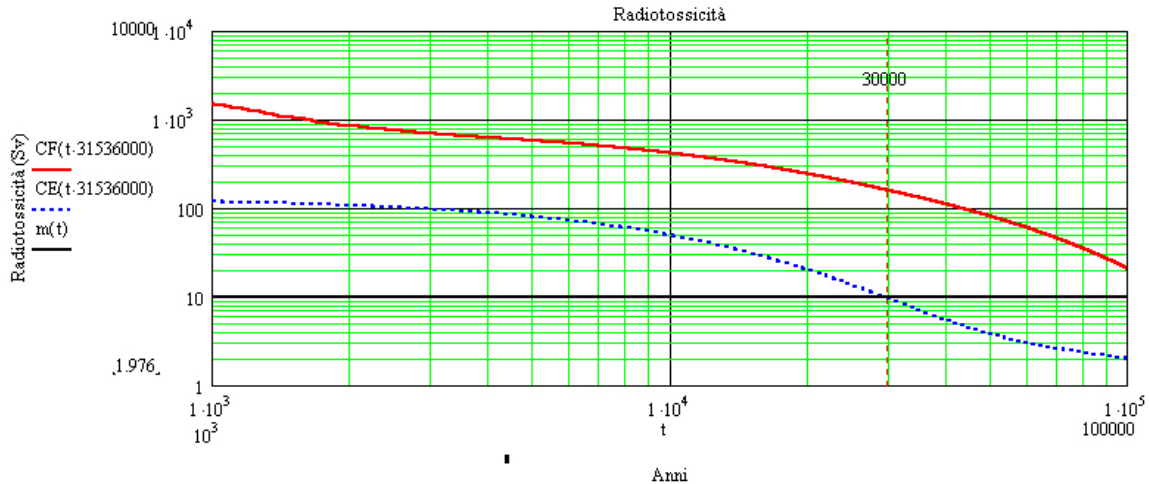


Figura 7.6 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del combustibile Th 66.7% - Pu 33.3% fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato in HTR a 800 GWd/t

Si può notare che il guadagno rispetto al caso precedente è relativamente piccolo (30000 anni); considerazioni di criticità sconsigliano di diminuire ulteriormente la percentuale del plutonio presente (a parità di burnup allo scarico la costante di moltiplicazione diverrebbe troppo piccola).

Si riporta di seguito il caso del PBT (*Pebble Bed Transmuter*), fig. 7.7.

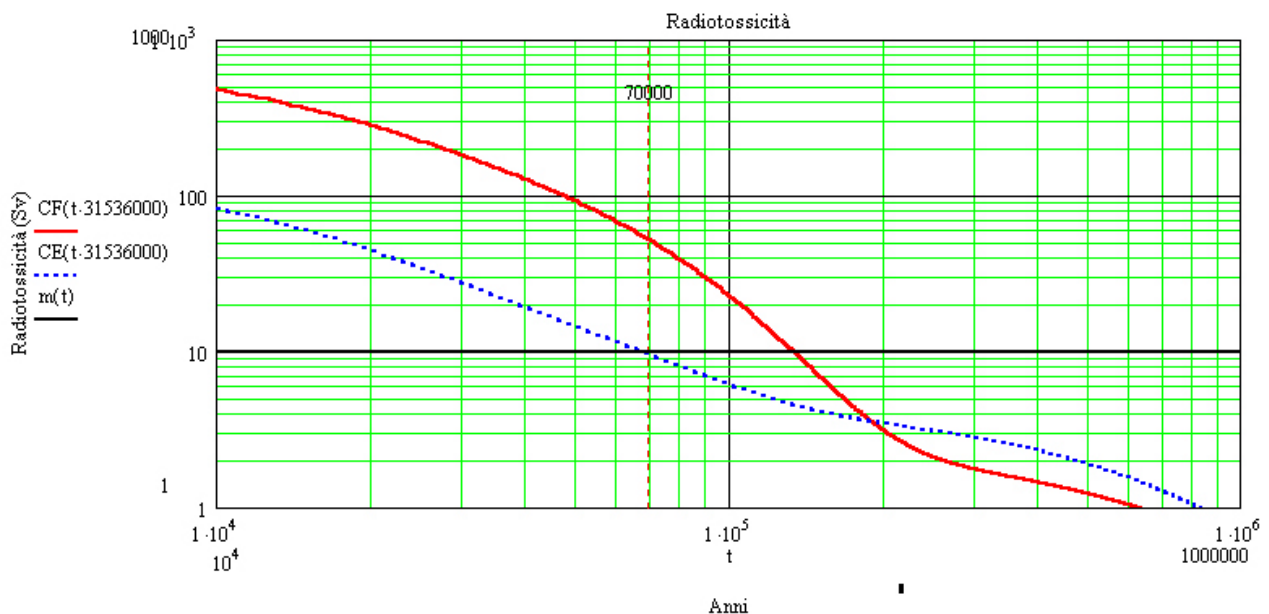


Figura 7.7 - Radiotossicità da ingestione (Sv) nel lungo periodo del prodotto di trasmutazione dei transattinici fresco (in rosso) ed esausto (in blu) utilizzato nel PBT (*Pebble Bed Transmuter*)

Trattasi di un modello di reattore a pebble sottocritico caricato con una miscela di attinidi (85.5% di Pu, 14.3% di Am, 0.2% di Cm) alimentato da un acceleratore di particelle [7.3]. In questo caso il tempo di pareggio è pari a 70000 anni, e data la diversa composizione del combustibile all'ingresso, risulta complesso confrontare tale dato con i precedenti.

Altra caratteristica di grande interesse concerne la riduzione della massa degli attinidi (e quindi anche degli ingombri) in merito al deposito permanente. Considerando infatti che i tempi di ritorno 'al livello naturale' sono comunque lunghi, appare sensato oltre a cercare di ridurre la pericolosità intrinseca, anche di potenziare le barriere che si interpongono fra i radionuclidi potenzialmente pericolosi e l'ambiente circostante. A parità di ingombro di un dato deposito infatti, riducendo la massa delle scorie, si può aumentare l'entità delle barriere, aumentando il lasso di tempo in cui si è certi che non si verificheranno perdite con relativa via di ritorno per l'uomo. Nella seguente figura si riportano le masse in grammi del Pu, dell'Am e del Cm riferite ad 1 g iniziale di plutonio[≡] (fig. 7.8).

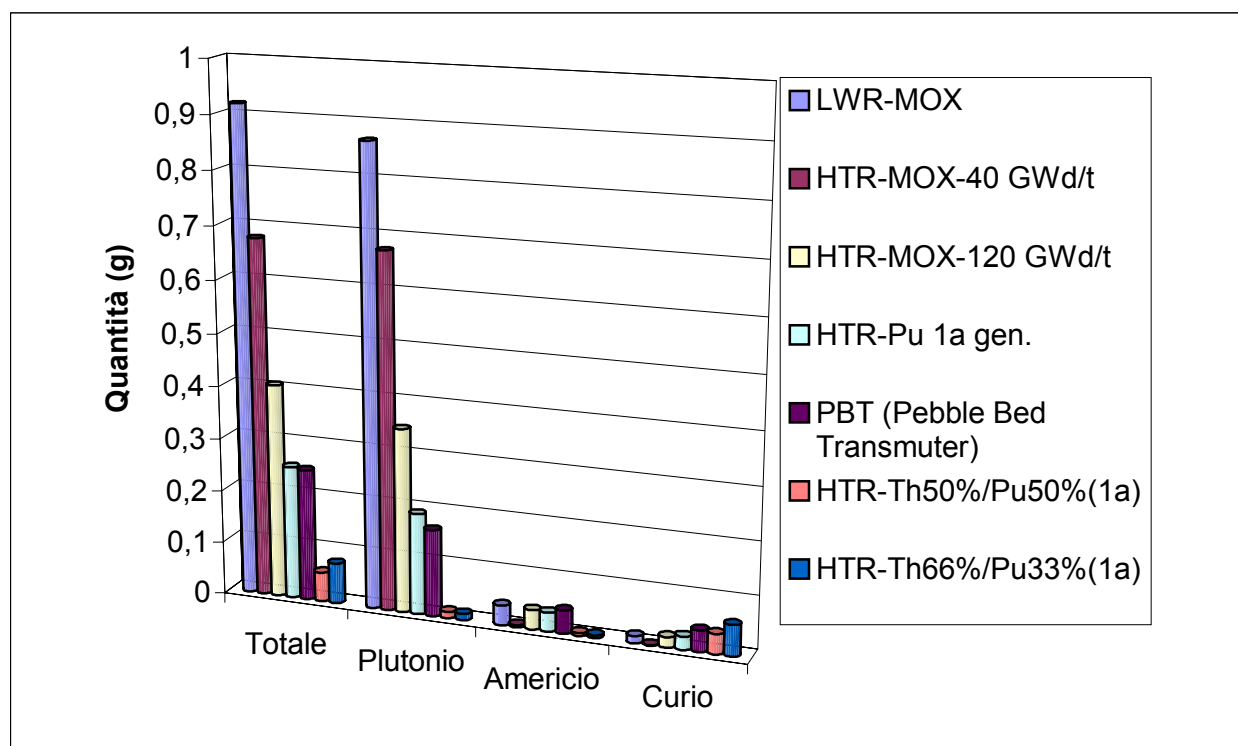


Figura 7.8- Confronto per diversi combustibili e reattori delle masse dei vari attinidi transnettunici e loro somma

Questo studio, pur non avendo potuto raggiungere conclusioni definitive (come del resto era logico, dato il carattere della ricerca), ha evidenziato la possibilità degli impianti HTR di contribuire significativamente alla soluzione del problema. Come già detto la simbiosi fra LWR ed HTR è una soluzione auspicabile anche se non definitiva al problema della riduzione delle scorie. Ulteriori studi andranno effettuati anche in vista di una possibile utilizzazione complementare di sistemi alternativi ai reattori termici (*in primis* bruciatori sottocritici tipo ADS).

[≡] somma di Pu+MA nel caso del PBT