

放射性廃棄物の処分と分離変換 — ソースタームから考える処分 —

西原健司*1

高レベル放射性廃棄物の処分場設計と安全評価において放射線量のソースタームを減少させることの効果を考える。分離変換技術ではどのようにソースタームを減少させるかを示し、その処分場への影響を紹介する。また、分離変換技術の費用と開発段階を概観する。

Keywords: 地層処分, 分離変換, マイナーアクチノイド, 長寿命核分裂生成物

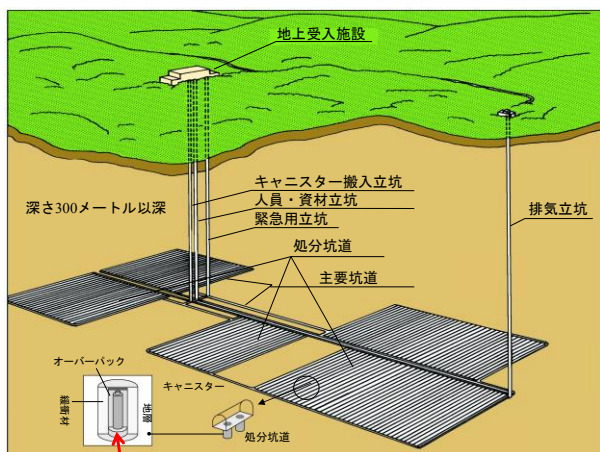
1 ソースタームを変える

我が国では、高レベル廃棄物 (HLW) の地層処分のために、処分場設計や処分場安全などの研究開発が行われてきた。これらの研究開発では、HLW に含まれる放射性物質の量 (ソースタームと呼ばれる) は与条件とされている。放射性物質からの発熱量は HLW の離間距離に、ガンマ線はオーバーパックの厚みに、長半減期核種はベントナイトや深度に直接・間接に影響を及ぼす。

それでは、ソースタームを減少させることができれば、どのように処分場を変えられるだろうか？

Table 1 に HLW に含まれる放射性物質を 5 つに分類して示す。Am, Np, Cm の 3 元素からなるマイナーアクチノイド (MA) は、Np237 に代表されるように非常に長い半減期を持ち α 崩壊するため、人体に摂取された場合の線量が大きくなる。ただし、処分場での移行が遅くなるように設計しているため、公衆環境に放出される量は少ないと評価されている。

次に、核分裂生成物 (FP) のうち特に寿命が長い 7 核種を長寿命核分裂生成物 (LLFP) と呼ぶ。これらは $\beta\gamma$ 崩壊の核種であり、人体に摂取された場合の線量は MA よりも



高レベル廃棄物の放射能を減少させると、何が起るか。

Fig. 1 高レベル廃棄物の地層処分概念(原子力図面集より)

Disposal of radioactive waste and partitioning-transmutation - Consideration of waste disposal from view point of source term - by Kenji NISHIHARA (nishihara.kenji@jaea.go.jp)

*1 国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構

Japan Atomic Energy Agency (JAEA)

〒319-1194 茨城県那珂郡東海村白方白根 2-4

本稿は、日本原子力学会バックエンド部会第 34 回「バックエンド」夏期セミナーにおける講演内容を加筆・修正したものである。

Table 1 高レベル放射性物質の内訳

分類	寿命	その他の特徴	
マイナーアクチノイド (MA)	長い(最長 200 万年)	人体に摂取されたときの健康影響が大きい。	
核分裂生成物 (FP)	長寿命核分裂生成物 (LLFP) *	長い(最長 1600 万年)	地下水に溶けやすい。
	ストロンチウム 90, セシウム 137	短い(30 年程度)	発熱量が大きい。
	貴金属元素等	短い	Mo などとともにガラス固化を阻害する。触媒等に再利用の可能性はある。
	その他の元素	短い	

* Se79, Zr93, Tc99, Pd107, Sn126, I129, Cs135 の 7 核種

小さいものの、一部は環境での移行が速いために MA よりも環境に放出される量は多い。

FP のうち、Sr90 と Cs137 は半減期が 30 年程度と比較的短いですが、発熱量が大きく、処分場の短期的な設計に影響が大きい。

FP のうち、パラジウムなどの貴金属元素は、Mo とともに、ガラス固化の際に均一に混合されず、ガラス固化を阻害する元素である。また、これらの元素は自動車用触媒などに再利用できる可能性がある。

FP のうち上記以外の元素は全て半減期が短く、また、放射線量としても支配的ではない。

将来に処分場から放出されて公衆にあたえる被ばく線量のソースタームとして、HLW を直接に経口摂取した場合の被ばく線量を見てみよう (Fig. 2)。現実には直接に HLW を摂取することはないので、これは実際の被ばく線量ではない。上記の 5 つの分類をここでも用いると、まず、最初の 100 年までは Sr90 と Cs137 が大きいことがわかる。それ以降は一貫して MA が最大の寄与を示す。1000 年以降に線量があるのは、MA, U と Pu, そして LLFP のみである。ただし、U と Pu は上流の再処理工場において 99.5% が回収されていると仮定した。残りの 0.5% が被ばく線量に寄与して

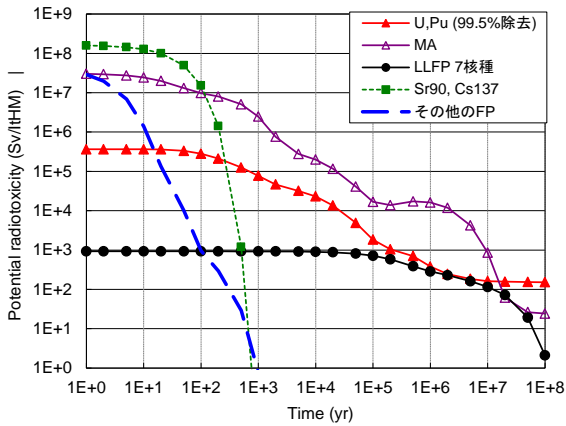


Fig. 2 被ばく線量のソースターム

いる。

この図から、どの核種を取り除けば公衆被ばく線量が低減できるかを考えてみよう。初期の Sr と Cs の線量は非常に高いが、1000 年間の処分場への閉じ込めは、更に長期よりも信頼性が高いと期待できる。その一方で、MA, U と Pu, そして LLFP については減衰が期待できないため、これらの 3 つのグループを取り除くことが考えられる。3 つのうち、MA の優先順位が高いように見えるが、処分場からの移行経路の評価次第であり LLFP の優先順位が高い可能性もある。

次に、処分場の設計に大きな影響を与える発熱のソースタームを見よう。ガラス固化体の発熱量を製作後の経過年数ごとに示した (Fig. 3)。現在の処分場設計は、50 年経過後の 350W を用いて行われているが、このとき、Sr90 と Cs137 がほとんどの熱を発生させている。Sr と Cs の半減期は 30 年程度なので、30 年経過するたびに発熱量は半分になり、200 年経過時点で MA の発熱量を下回る。300 年経過すると Sr と Cs の発熱量は 1W を下回り、ほとんど無視できるようになる。その一方で、MA も 20W 程度の発熱をしており、こちらの減衰は非常に遅い。

Sr と Cs については、発熱量が大きいものの、減衰が効くことが分かる。例えば、地上で 300 年の貯蔵を行えば、発熱を無視できるようになる。その上で MA を取り除けば、発熱のことを考慮しない処分場の設計が可能になる。そこ

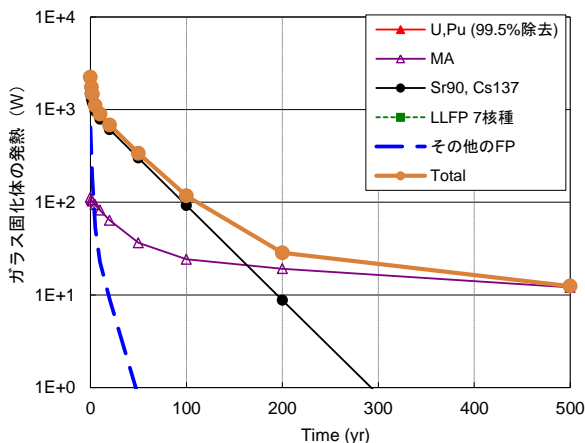


Fig. 3 発熱のソースターム

まで行かなくとも、処分前の貯蔵を行う期間が処分場設計に影響を与えることが予測される。

2 どうやって変えるか

2.1 分離

本節では、上記の 5 つの分類とそれらへの対処が、現在どのように研究されているか紹介する。Fig. 4 の上部に示すように、現在の軽水炉使用済燃料再処理では化学的な分離により U と Pu を回収し、FP と MA を HLW として処分する。更に化学的な分離を行うことで、5 つのグループを分離することができる。この分離には、溶媒抽出、吸着、クロマトグラフィーなどの技術が使われる。

LLFP については、後段に続く核変換のために、さらに、同位体分離が必要な場合がある。同位体分離のためにレーザー技術が研究されている。

分離された 5 つのグループのうち、被ばく線量の観点から、MA (U と Pu 含む) と LLFP は核変換によって短寿命または安定化させる。

有用金属 (Ru, Rh, Pd) は、まず、再利用可能性を検討する。LLFP である Pd107 を含む Pd については、さらに、同位体分離が必要となる。再利用できない場合には、適した廃棄体に処理して処分することとなる。これらの元素は、濃度が高くなった場合にガラス固化を阻害することから、ガラス固化体本数を減らすことも分離する目的である。同じ理由で、Mo も分離対象として含まれることがある。

発熱性元素 (Sr, Cs) は、半減期が短いため、分離後最長 300 年の貯蔵後に処分する。Cs には LLFP である Cs135 が含まれているため、同位体分離によって分離後に核変換を行うオプションがある。

その他の元素については、Pd などの阻害元素と熱源が取り除かれていることから、高含有のガラス固化体とする。

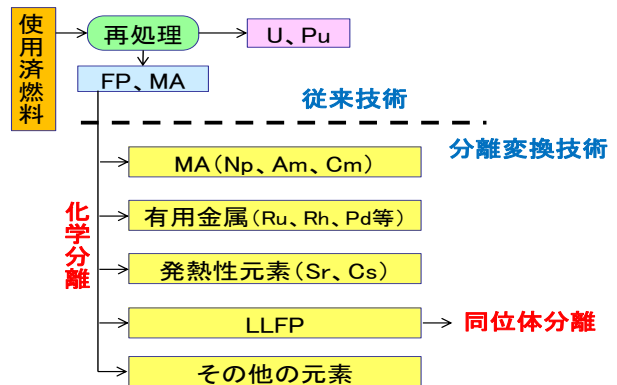


Fig. 4 分離

2.2 核変換

分離された 5 つのグループのうち、MA と LLFP は核変換によって短寿命または安定化させる。

MA は中性子を吸収しやすいため、最も効率的な中性子源である原子炉を用いることができる。MA は数百 keV 以上のエネルギーを持つ中性子を吸収した場合には核分裂を起こし中性子を更に発生させることから、高速炉系の原子炉においては燃料そのものとしても用いることができる。

また、一般に高速炉系の原子炉では余剰中性子が多いため、MA の核変換には有利である。高速炉系の原子炉として、MA を燃料そのものとして用いる加速器駆動システム (ADS, Fig. 5) と、Pu を燃料として用い、MA を添加する高速炉が研究開発されている。

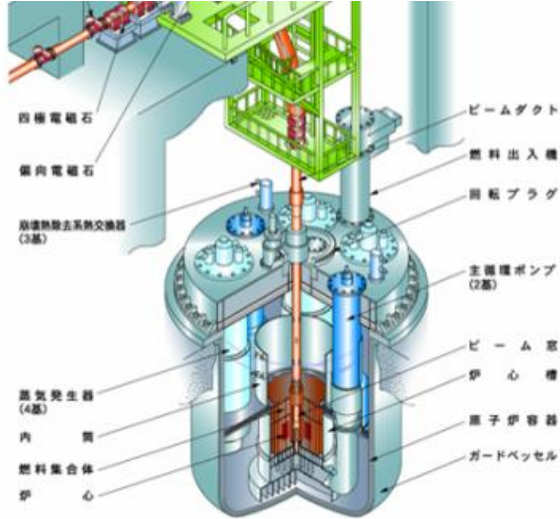


Fig.5 加速器駆動システム (Accelerator-Driven System, ADS)

LLFP のうち、I129 と Tc99 は中性子と反応しやすいため、やはり、原子炉内で中性子捕獲反応を起こさせて安定核にする方法が研究されている (Fig. 6)。また、LLFP のうち、I129 と Tc99 以外については、中性子と反応し難いため、数十～数百 MeV のエネルギーを持つ陽子・重陽子による核反応を用いた核変換方法が研究されている。



Fig. 6 I-129 の中性子捕獲反応による核変換

3 変えた効果

3.1 減容

前章で述べた分離変換を施すと HLW を減容することができる。減容は通常 10%程度であるガラス固化体中の廃棄元素含有割合を、30%程度にまで高めることで行われる。含有率を高めるために、Pd などの阻害元素と Sr などの発熱元素が取り除かれている。

Fig. 7 に分離変換による HLW の減容を示す。六カ所再処理工場を 40 年間運転した場合にガラス固化体は 5,500m³ 発生する。それに対して、分離変換後にはガラス固化体が 1200m³ となり、大きく減少している。その代わりに発生する廃棄物のうち、FP を含有しているものを加えると 2030m³ であり、約 4 割に減少している。減容によって、廃棄体発生後の輸送・貯蔵・処分すべての工程に対して良い効果が期待できる。

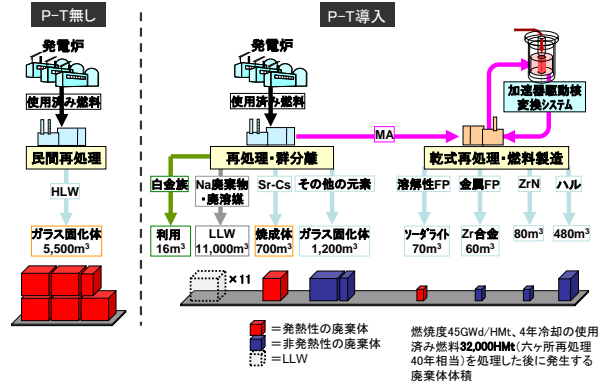


Fig. 7 分離変換前後の高レベル放射性廃棄物

3.2 長期放射能低減

MA と LLFP を分離変換することで、核種移行評価によって求められる将来の被ばく線量が減少することが期待される。Fig. 8 は、分離変換を行わない HLW を、モデル的な処分場に対して処分した場合に、地下水経由の公衆被ばく線量を評価した結果である。また、TRU 廃棄物 (低発熱長寿命な廃棄物) のうち、地層処分されるものの被ばく線量も併せて示す。諸外国で提案されている基準に比べ、TRU 廃棄物では二桁、HLW では四桁の余裕があることがわかる。すでに基準を下回っている廃棄体と処分概念に対して、分離変換を行うことの意味は今後整理されるべき点であるが、分離変換によってどの程度余裕が増すかを明らかにしていく必要がある。

まず、支配的となるのは I129 がそのほとんどを占める TRU 廃棄物である。I129 の核変換が実用化されれば、1 万年～10 万年における安全基準に対する余裕が大きくなると予想される。その後現れる Se79, Cs135, MA についても各々、分離変換が研究されており、線量を下げる効果が期待される。

これらの効果がどの程度であるかは、どれだけの割合が分離変換されるか、分離変換後にどのような廃棄体になるか、そして、どのような処分概念とするかに依存するため、十分に研究が進んでいるとはいえない領域である。今後の研究の進捗に期待したい。

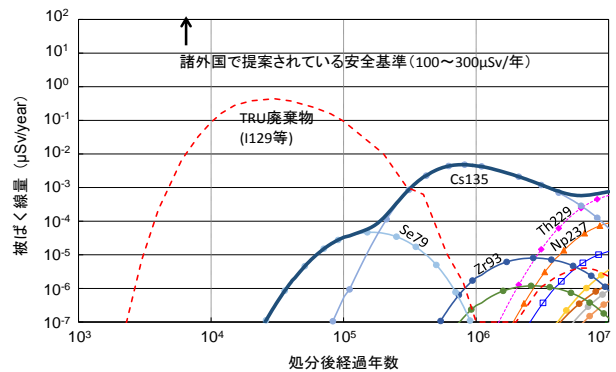


Fig. 8 分離変換前後の高レベル放射性廃棄物(2000 年レポートの地下水シナリオより)

3.3 発熱低減

発熱量が低減することで、処分をより稠密に行えるようになる。Fig. 9 は処分場における廃棄体の配置を、発熱量ごとの示したものである。従来のガラス固化体に対して提案されている方法は、図中V0とH0で示された配置である。この配置は緩衝材（Buffer）と呼ばれる粘土の温度によって制限されており、これ以上稠密に配置することはできない。大雑把に発熱量が半分になれば、V1のような二倍の密度で配置できる。更に進んで、SrとCsを300年貯蔵しMAを核変換することで廃棄物の発熱量を無視できるほど小さくすることができれば、集積配置が可能となる。この概念では、大きなトンネルに廃棄体を積み重ねるため、処分場の規模やトンネルの長さは大幅に小さくなる。

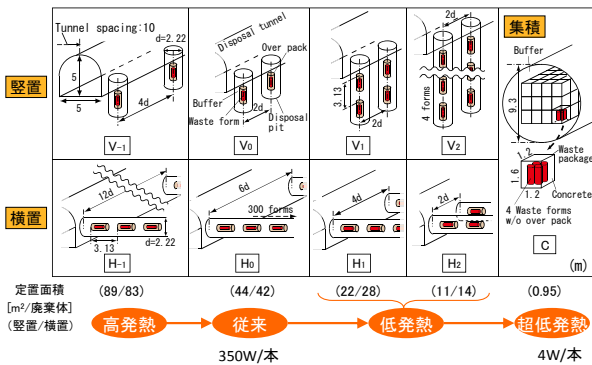


Fig. 9 発熱減少による効果

4 経済性/実現性

分離変換を行うことで、一般的には発電コストが増すと考えられる。コスト増要因として、分離のための施設、核変換のための施設があげられ、コスト減要因としては、再利用物の売却利益、核変換施設からの売電利益、処分場建設コストの減少があげられる。

Table 2 は、40GWe の発電容量の軽水炉からの MA を技術的に成熟し十分にコストが下がった ADS4 基で核変換した場合のコスト概算である。分離変換施設によるコスト増は 4 兆円と見積もられ、一方、コスト減の合計は 2 兆 6500 億円である。差し引きすると、1 兆 3400 億円のコスト増となっている。この間の軽水炉による発電量は、1.1E+13kWh (11 兆 kWh) 程度であるので、単純に発電単価に直すと 0.12 円/kWh 程度コスト増となることが分かる。これは、成熟した技術を仮定した楽観的な評価であるが、核燃料サイクルコスト (~1 円/kWh) と比較しても大きなものではない。

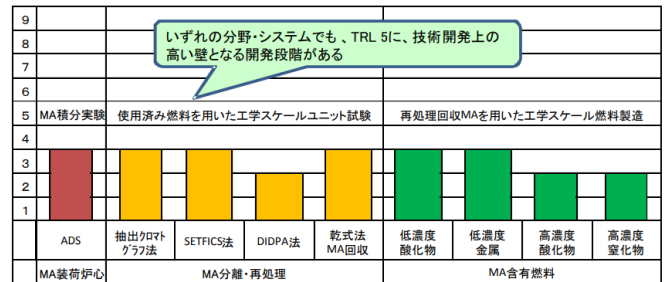
LLFP の分離変換についても今後、経済性評価を進めていく必要がある。

分離変換技術の実用化時期については、2050~2060 年が目標とされている。そのための技術開発がどこまで行われているかが、技術成熟度という指標を用いて評価された (Fig. 10)。技術成熟度はアイデアから実用化に至る開発段階を 9 つに分けて評価するものである。ADS を用いた MA の分離変換について評価した結果、2~3 の概念開発段階にとどまっており、要素技術開発に取り組んでいる最中であ

るとされた。今後の開発においては大規模な工学規模化の投資が必要となるが、行われていないのが現状である。

Table 2 軽水炉 40GWe からの MA を成熟した ADS4 基で核変換するとした場合のコスト概算 (億円/40 年)

項目	コスト
ADS 4基	24,600
群分離工程	5,700
MA燃料製造	5,200
MA燃料再処理	4,500
ADSによる発電電力を売電	-7,500
処分場建設コストの低減	-19,000
計	13,400



TRL	開発段階
9	性能実証 実機プラント運転
8	段階 実機プラント試験
7	段階 プロトタイプ試験運転
6	原理実証 技術基盤の確立
5	段階 要素技術の完成
4	段階 要素技術の開発
3	概念開発 技術開発の活性化
2	段階 技術概念の具体化
1	システム概念の構築

Fig. 10 技術成熟度評価(「分離変換・MAリサイクル」研究専門委員会, 日本原子力学会誌, Vol.52, No.12 (2010))

5 おわりに

本稿ではソースタームそのものに働きかけることによる放射性廃棄物処分への効果について紹介したが、これらは、主に燃料サイクルや原子炉工学の分野の専門家により、安全性や処分場概念に対する検討を経て見積もられてきた。一方、最新の知見や規制を踏まえた新しい処分の考え方が整理されつつあり、それらに対する研究は今後の重大な課題である。また、現在研究されている分離変換とは異なる核燃料サイクルおよび処分概念の研究も幅広く行われるべきである。バックエンドと核燃料サイクルの専門家が協力して、処理処分の改良・高度化に“チャレンジ”する研究は今後の新たな研究分野となろう。まず、両者の間にある技術知識、シナリオ感、コスト感のギャップを埋め、処分の観点から見た分離変換の研究目標、実用化時期などの判断に資する考え方を議論することから始めるべきである。そのために、バックエンド・核燃料サイクルの分野をまたぐコミュニティの場として、バックエンド部会を中心に炉物理・燃料サイクルに跨がる研究専門委員会の設置を予定している。研究専門委員会での活動を通じて、本分野の研究が充実することを期待する。