

## 核種分離・消滅処理技術の効果及び意義

平成 11 年 11 月 5 日

主な論点	整理された内容
資源としての有効利用	<p>使用済燃料からウラン(U)とプルトニウム(Pu)を取り出した後の高レベル放射性廃液は、核種分離・消滅処理により資源として有効利用できる可能性がある。</p> <p>1. 稀少であり天然資源として有効利用</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・資源としての利用方法としては、以下のような事例がある。</li> </ul> <p>①一般に、ルテニウム(Ru)、ロジウム(Rh)、パラジウム(Pd)等の白金族元素は窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)発生を低減させるための自動車の排ガス触媒、石油化学や医薬品などの化学工業用触媒等に幅広く利用されている。</p> <p>②一般に、テクネチウム(Tc)は防錆試薬・材料や触媒、セレン(Se)は光電子材料、薬剤、テルル(Te)は特定波長の電磁波検出器材料等としての利用が考えられる。</p> <p>③核燃料サイクル開発機構において、回収した白金族元素を水分解による水素発生反応に放射線触媒として用いること、熱電材料として利用することが検討された例がある。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・なお、分離技術としては、各元素の特徴を生かすために少なくとも元素分離が必要であり、①高レベル廃液から白金族元素と Se, Te を電解により直接採取する方法、②不溶解残渣から鉛を用いた抽出法により白金族元素を分離する方法、③同位体分離により安定元素を取り出す方法等が検討されている。ただし、いずれの方法も試験研究段階であり、具体的な利用や経済性を検討するためには今後の研究開発が必要である</li> </ul> <p>2. 熱源や放射線源として有効利用</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・日本原子力研究所で開発中の固化体は熱的に安定であり、そのまま熱源として利用することも可能と考えられる。今後、固化体特性の把握、長期貯蔵と熱源利用との経済性比較及び社会的受容性に関する評価等の調査・検討が行われる予定である。</li> <li>・セシウム(Cs)137についてガンマ線源としての利用が想定</li> </ul>

	<p>されている。現在広く利用されているコバルト(Co)60に比べ、使用できる期間が長いという利点を持つ一方、ガンマ線のエネルギーが小さいのが欠点である。今後さらに同位体分離法と高密度固化法の開発が必要である。</p> <p>3. 燃料として利用</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・消滅処理はネプツニウム、アメリシウム、キュリウム等の超ウラン元素を核分裂により短半減期または安定元素へ変換することであり、この過程で発生する熱を発電に利用することは、燃料として利用していると考えることができる。</li> </ul>
高レベル放射性廃棄物等のうち処分の観点から重要と考えられるマイナーアクチニド(MA)及び長半減期核分裂生成物(LLFP)の減少量とそれに要する時間	<p>1. MAについて</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・前提条件や設定根拠が異なっており、それぞれの消滅処理システムによるMAの減少量とそれに要する時間を比較はできないが、加速器駆動未臨界炉システムの導入または発電システムの高速炉への置換を数十年間で達成した場合、消滅処理を行わない場合とMA存在量を比較すると、時間の経過とともに相対的にMA存在量は減少し、消滅処理システム導入開始から約70年後には1/4~1/5になると予想される。</li> <li>・消滅処理を行わない場合、MAは全て高レベル放射性廃棄物となるが、消滅処理を行った場合、MA存在量の大部分(98%以上)はシステム内に存在しており、高レベル放射性廃棄物となるのは少量(2%以下)と考えられる。</li> <li>・MA消滅処理システムを導入した場合でも、100%の効率でMAを分離し核分裂させるものではなく、最終的に地層処分が必要である。</li> </ul> <p>2. LLFPについて</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・FPは、MAのように消滅処理システム導入のシナリオに基づいた検討が実施されていないが、高速炉にLLFPを一定量装荷した場合の消滅効率について、工学的実現性、半減期、地層処分における重要度等を踏まえてテクネチウム(Tc)-99とヨウ素(I)-129(ガラス固化体には含まれない)を取り上げて検討されているところであり、</li> <li>①100万kW軽水炉では、年間23.4KgのTc-99が生成されるが、Tc-99が100%分離・回収されることを仮定した場合、高速炉1基で軽水炉約1.5基分のTc-99が消滅できる可能性がある。</li> </ul>

	<p>②100万kW軽水炉では、年間約5kgのI-129が生成されるが、I-129が100%分離・回収されることを仮定した場合、高速炉1基で軽水炉の約3.6基分のI-129が消滅できる可能性がある。</p>
廃棄物処分に対する効果	<p>「地層処分研究開発第2次取りまとめ第2ドラフト」において、我が国の幅広い地質環境やデータの不確実性を考慮した地層処分システム全体の安全評価結果は以下の通りである。</p> <p>①地下水移行シナリオによる被ばく線量は、計算条件により最大値が変動するが、線量が最も高い結果であっても、諸外国で提案されている線量基準を十分下回る。</p> <p>②将来の人間が処分場に侵入することは、資源利用の可能性がない地点を選定すること等から発生の可能性が極めて小さいとされているが、念のために偶発的なボーリングによるリスクの評価を行った結果、制度的管理により人間侵入が防止されることをみ込まない場合でも、諸外国で提案されているリスクの安全基準を十分下回る。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>上記の地下水移行シナリオと人間侵入シナリオについて、核種分離・消滅処理の効果を検討した結果は以下の通りである。</li> </ul> <p>①安全性に対しては、現行の地層処分でも諸外国で提案されている安全基準を十分下回っているが、LLFPとMAに対して核種分離・消滅処理技術を適用すれば、線量またはリスクをさらに低減できる可能性がある。</p> <p>②処分場の設計合理化の観点からは、発熱性の核種（セシウム137やストロンチウム90）を高い分離効率で除去することができれば、処分場の設計上、熱的な制約をゆるめることができる可能性がある。また、モリブデンや貴金属合金を分離除去してガラス固化体の発生量を低減できれば、処分坑道の総延長が短くなり、処分場の設計を合理化できる可能性がある。</p>
二次廃棄物の発生	<p>1. 湿式分離法について</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>湿式分離プロセスでは、①放射線分解や加水分解による廃溶媒、②試薬として添加した塩、などの二次廃棄物が発生す</li> </ul>

	<p>る。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・廃溶媒の発生量は、溶媒の使用量とリサイクル使用の回数によって決まり、原研の抽出プロセスの例では、廃棄体(セメント固化体)の量はピュレックス法再処理での発生量に比べ20分の1以下と試算された。また、実験室規模での試験によれば、廃棄物の <math>\alpha</math> 核種濃度は一応の区分目安値（アルファ核種濃度約1ギガベクレル／トン）以下であると試算された。ただし、工学規模でこれが実現できるかどうかは今後の課題である。</li> </ul> <p>2. 乾式分離法について</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・乾式プロセスでは、溶媒として放射線による劣化生成物がない溶融塩（塩化リチウム－塩化カリウム）、液体金属（カドミウム、ビスマス、鉛）、還元剤（リチウム）を使用しているため、液体金属や還元剤、塩素ガスは系内でリサイクルできる見通しである。</li> <li>・還元剤として用いるリチウムの一部がFPと共にガラス固化体となると考えられるが、設備の保守、機器の交換によって発生する放射性廃棄物の発生量は今後検討が必要である。</li> </ul>
短期的な放射線被ばく線量の増加	<p>被ばくを受ける対象は、核種分離・消滅処理施設の運転等に従事する作業者と施設周辺に居住する一般公衆であるが、両者に対する被ばく線量は既存の原子力施設と同様に法令等で定められた線量基準を満たすことのみならず、合理的に達成可能な限り低くなるよう措置が講じられる。</p> <p>核種分離・消滅処理導入は、①既存の核燃料サイクルに新たに工程や施設を追加すること、②MAやLLFPを繰り返し処理すること、により短期的な被ばく線量を増加させる可能性があり、十分な措置が講じられることが必要である。</p> <p>1. 既存の核燃料サイクルに新たに工程や施設を追加することによる追加的な被ばく</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・MA燃料サイクル施設において、高レベル放射性廃液やMA含有燃料を取り扱う作業者が受ける被ばくは、例えば2m弱の普通コンクリートの遮蔽を設けることにより、従来の再処理プラントの管理区域内作業（週48時間以下）線量率基準以下に抑えることが可能と試算された。</li> <li>・周辺公衆が受ける被ばくは、施設の運転に伴い排気筒や海洋放出口から放出される気体又は液体状の放射性核種が主</li> </ul>

	<p>な原因となるが、J N C 東海再処理施設等の安全審査における被ばく線量評価は、法令に定められた線量基準を十分下回る結果であり、MA 燃料サイクル施設においても同様になると考えられる。</p> <p>2. MA や L L F P を繰り返し処理することによる追加的な被ばく</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・核種分離・消滅処理は、高レベル放射性廃液から取り出したMA や L L F P を繰り返し処理するため、核種分離施設や消滅処理炉における取扱量（サイクルの回数）に応じて被ばく線量が増加すると考えられるが、消滅処理サイクル 1 回あたりの燃料としての物量は軽水炉サイクルの 1~2%程度であり、被ばく線量の増加は小さいと予想される。</li> <li>・気体状ヨウ素のような L L F P の処理を行う場合は、施設外への放出を十分低く押さえることが必要であるが、例えばフィルタを複数設けることにより、施設外へ放出される気体状ヨウ素を低減することが可能である。</li> </ul> <p>3. 輸送による追加的な被ばく</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・MA を含んだ燃料の輸送容器等についても十分な遮蔽・密封性能により安全が確保されると考えられる。</li> <li>・核種分離・消滅処理システムを再処理・燃料製造プラントと一体で設置すると公道上の輸送は不要となる。</li> </ul>
経済性	<ul style="list-style-type: none"> <li>・現時点では、核種分離・消滅処理技術導入のためのコストを高い信頼性をもって示すことができる段階ではない。また、3 機関が研究開発を進めている個々のシステムについて、同一の条件を仮定した場合の経済性評価は行われていないため、各々のコストの上昇率や費用を比較することは現段階では困難である。</li> <li>・各機関が一定の仮定の下で行った試算によると、核種分離・消滅処理システム導入による軽水炉の発電コストに対するコストの上昇率は数%程度と推定される。</li> </ul> <p>①日本原子力研究所は、軽水炉の発電コスト及び燃料費の構成比を基準に、階層核燃料サイクルを導入した場合に建設、運転、燃料製造のコストが軽水炉サイクルの何倍になるかを推定し、最終的に発電コストは、およそ 5%上昇と試算。</p> <p>②核燃料サイクル開発機構では、核種分離・消滅処理システムの導入に伴う原子炉や燃料サイクル施設の建設費の増加</p>

等を反映した場合の発電コストは、2%程度の増加と試算。  
③電力中央研究所では、米国において、年間使用済燃料 800 t 分の高レベル放射性廃液を処理できる分離プラントを建設する場合のコスト評価を実施し、費用一式として約 570 百万ドルと試算。

### 資源としての有効利用について

高レベル放射性廃液には、超ウラン元素であるネプツニウム(Np)、アメリシウム(Am)、キュリウム(Cm)等、核分裂生成物であるストロンチウム(Sr)、セシウム(Cs)、テクネチウム(Tc)、白金族元素（ルテニウム(Ru)、ロジウム(Rh)、パラジウム(Pd)等）等の元素が含まれている。これらを高レベル放射性廃液から分離して有効利用する方法としては以下の項目が考えられる。

#### （1）稀少であり天然資源として有効利用

使用済燃料中に生成した核分裂生成物の中には、天然にはほとんど存在しないテクネチウム(Tc)、セレン(Se)、テルル(Te)、白金族元素であるルテニウム(Ru)、ロジウム(Rh)、パラジウム(Pd)等が含まれている。これらの元素は資源として稀少であり、天然資源として有用であると考えられる。白金族元素は少なくとも数百年後には資源が枯渇する可能性が指摘されており、パラジウム(Pd)とロジウム(Rh)については確認埋蔵量と世界の年間使用量との比から約百年で枯渇するとの試算がある<sup>1)</sup>。

#### ○使用済燃料に含まれる有用元素量について

軽水炉の使用済燃料（30000MWD/t、5年冷却）1トン当たりの有用元素存在量の概略数值を記す<sup>2)</sup>。

テクネチウム(Tc)	.....	700g
ルテニウム(Ru)	.....	2000g
ロジウム(Rh)	.....	500g
パラジウム(Pd)	.....	1000g
セレン(Se),テルル(Te)	.....	500g

#### ○資源としての利用方法について

ルテニウム(Ru)、ロジウム(Rh)、パラジウム(Pd)等の白金族元素は、一般産業では自動車の排ガス触媒として窒素酸化物（NOX）発生を低減させるために利用されているほか、石油化学や医薬品などの化学工業用触媒等に幅広く利用されている<sup>2)</sup>。テクネチウム(Tc)は、防蝕試薬・材料や触媒<sup>3)</sup>、セレン(Se)は光電子材料、薬剤、テルル(Te)は特定波長の電磁波検出器材料等としての利用が考えられる。

なお、核燃料サイクル開発機構において、回収した白金族元素を放射線触媒として優れているルテニウム(Ru)を水分解による水素発生反応に用いることや熱電材料として利用することが検討された例がある。

### ○分離技術の現状について

高レベル放射性廃棄物の不溶解残渣から回収した白金族元素合金等（放射性物質を含む）を触媒等として利用する場合、各元素の特徴を生かすために少なくとも元素分離を行う必要があると考えられる。具体的には、高レベル廃液からは、白金族元素とセレン(Se),テルル(Te)を電解により直接採取する方法が考えられる。不溶解残渣からは、その主成分である白金族元素を、鉛を用いた抽出法により 50%程度の効率で分離できる<sup>4)</sup>ものと考えられる。また、半減期の長い同位体を含むパラジウム(Pd)は、将来的には同位体分離により安定元素を取り出すことも考えられており、サイクル機構においてレーザーを用いた方法により、パラジウム(Pd)\*が 2.2 %から 7.3 %に同位体分離された実績がある<sup>5)</sup>。ただし、現在はいずれの方法も試験研究段階であり、具体的な利用方法や経済性を検討するためには今後の研究開発が必要である。

\* : 長半減期核種(Pd-107、 $6.6 \times 10^6$  年)を模擬した Pd-105 での実験結果

### ○クリアランスレベルについて

高レベル放射性廃液から精製・分離された元素は、「高レベル放射性廃棄物」であり、現状では制度的な側面においても一般分野で利用することはできない。したがって、高レベル放射性廃液から回収した稀少元素等の一般利用を行うためには、分離技術や有効利用方法の開発動向を踏まえつつ、国において規制除外のための制度的事項が検討される必要がある。

なお、主な原子炉施設から発生する金属やコンクリートについては、「放射性物質として扱う必要がないもの」を制度化するための基準が示されている（「主な原子炉施設におけるクリアランスレベルについて」原子力安全委員会 平成 11 年 3 月 17 日）。

### （2）熱源や放射線源として有効利用

ストロンチウム(Sr)90 とセシウム(Cs)137 は、ともに半減期が 30 年程度であり、高い発熱率と放射能を有している。例えば、使用済み燃料 800t/y 規模の再処理一分離施設を想定した場合、回収される Sr-Cs 固化体の発熱量は 10MW 程度になる。したがって、将来的には、分離施設で回収したストロンチウム(Sr)とセシウム(Cs)を熱源や照射線源として有効利用を行うことが考えられる。

### ○使用済燃料に含まれる有用元素量について

軽水炉の使用済燃料（30000MWD/t、5 年冷却）1 トン当たりの熱源・放射線源として利用できる元素存在量の概略数値を記す<sup>2)</sup>。

セシウム(Cs)	.....2500g
ストロンチウム(Sr)	.....800g

## ○熱源としての利用について

日本原子力研究所では、高レベル放射性廃棄物の発熱と放射能を低減し取り扱いを容易にするために、ストロンチウム(Sr)とセシウム(Cs)を無機イオン交換体(チタン酸とゼオライト)吸着法で分離回収するプロセスを開発した。この無機イオン交換体は、直接焼成することにより鉱物に類似した安定な固化体となる<sup>6)</sup>。焼成後の固化体は熱的に安定であり、そのまま熱源として利用することも可能と考えられる。今後、日本原子力研究所において、固化体特性の把握、長期貯蔵と熱源利用との経済性比較、及び社会的受容性に関する評価等の調査・検討が行われる予定である。

## ○線源としての利用について

セシウム(Cs)137はガンマ線源としての利用も想定されている<sup>7)</sup>。セシウム(Cs)の放射性核種はセシウム(Cs)134及びセシウム(Cs)137があり、熱源・放射線源としての利用を考慮すると元素分離で十分とも考えられるが、セシウム(Cs)137は現在広く利用されているコバルト60に比べ、使用できる期間が長いという利点を持つ一方、ガンマ線のエネルギーが小さいという欠点がある。したがって、セシウム(Cs)137を高密度(小型)の線源とするためには今後さらに、セシウム(Cs)の同位体分離法と高密度固化法の開発が必要となる。

### (3) 燃料として利用

超ウラン元素であるネプツニウム(Np)、アメリシウム(Am)、キュリウム(Cm)は、ウラン(U)やプルトニウム(Pu)と同様に、中性子と反応することにより核分裂を起こす性質を有する。消滅処理は、これらの超ウラン元素を核分裂により短半減期または安定元素へ変換することであり、この過程で発生する熱を発電に利用することは、燃料として利用していると考えることができる。

### 参考文献

- 1) IAEA, "Feasibility of Separation and Utilization of Ruthenium, Rhodium and Palladium from High Level Wastes", IAEA Technical Report Series No.308 (1989).
- 2)近藤康雄他、"群分離法の開発：使用済燃料中に含まれる有用元素の回収及び利用法(文献調査)"、JAERI-M 91-147 (1991).3) 久保田益充他、"群分離法の開発：資源としての高レベル廃液"、JAERI-M 85-030 (1991).
- 4)和田, 川瀬, 岸本, 有用金属回収・利用技術研究の現状, 動燃技報 (1992年9月)
- 5)H.Yamaguchi, The Workshop on the Partitioning and Transmutation of Minor Actinides, October 16-18, 1989, Karlsruhe
- 6) M. Kubota, et al., "Immobilization of Strontium and Cesium using Hydrous Titanium Oxide and Zeolite", Radioact. Waste Manag. Nucl. Fuel Cycle, 7, 303 (1986).
- 7) IAEA, "Feasibility of Separation and Utilization of Cesium and Strontium from High Level Liquid Waste", IAEA Technical Report Series No.356 (1993).

## 長半減期核分裂生成物（LLFP : long-lived fission products）及びマイナーアクチニド（MA : minor actinides）の減少量とそれに要する時間について

核種分離・消滅処理は、高レベル放射性廃棄物に含まれる放射性物質を、その半減期や利用目的によって分離するとともに、長半減期核種を短半減期または安定な核種に変換する技術である。

ウラン(U)やプルトニウム(Pu)の核反応により生成したネプツニウム(Np)、アメリシウム(Am)、キュリウム(Cm)などのMAは、ウランやプルトニウム同様、中性子によって核分裂を起こす物質であること、 $\alpha$ 線を放出する放射性物質であり仮に体内へ取り込んだ場合影響が大きい核種であること等から、消滅処理の検討対象となっている。

ウラン(U)やプルトニウム(Pu)の核分裂に伴い生成した核分裂生成物(FP)のうち、ストロンチウム(Sr)90やセシウム(Cs)137に代表される比較的半減期が短いFPは、高い放射能と発熱性を有しており、高レベル放射性廃棄物を取り扱う際の遮蔽やガラス固化体の仕様を規定している。ただし、半減期は数十年であり時間の経過とともに放射能や発熱量が減少することが期待できる。一方、FPには、放射能は小さいものの半減期が長いセレン(Se)79(半減期6万5千年)やセシウム(Cs)135(半減期230万年)等の長半減期核分裂生成物(LLFP)も含まれている。LLFPのうち、処分を行った場合に地下水とともに移動しやすい性質を有する核種は、処分の長期的安全性の観点から、消滅処理の検討対象と成りうると考えられる。

### 1. MAについて

MAの消滅処理を行う場合は、原子炉を用いて核分裂反応を起こさせることにより他の元素に変換することが有効であると考えられる。MAには半減期が長いものが存在するため、原子力発電システム全体としてMAがどのように減少、あるいは増加が抑制されるかを、評価する前提を明確にすると共にそれに要する時間も含めて検討する必要がある。

本検討は、MAの核種分離・消滅処理システムが、将来的には商業用又は消滅処理専用の核燃料サイクルとして成立することを想定して、原子力発電システム全体でのMAの減少量とそれに要する時間について検討した。

#### (1) 前提条件について

##### 1) 消滅処理システム及びシステム導入の想定

消滅処理システムとしては、例えば、軽水炉による発電サイクルにある時点での加速器駆動未臨界炉(ADS)による消滅処理専用サイクルを導入すること(階層核燃料システム)や、商業用発電サイクルの軽水炉の寿命に伴い高速増殖炉を導入することにより、最終的に高速炉核燃料サイクルを構築することが検討されている。本検討は、この2つの代表的なMA消滅シナリオについて各々の前提条件に基づき検討を行っている。発電電力量の将来予想

は、消滅処理専用サイクルと高速炉核燃料サイクルの両者とも西暦2000年で40ギガワット(GW\*)程度、西暦2100年の時点では140～150GW程度と想定している(図1、図3)<sup>1)2)</sup>。

なお、試算の前提となっている発電電力量の将来予想、燃料の燃焼期間、核種分離・消滅処理システムの導入の時期等については、各機関において想定が異なっており、今後の原子力利用の動向や研究開発の状況などを踏まえながら適宜見直していく必要がある。

\* : 1 ギガワット (GW) = 1000 万キロワット (kW)

## 2) 消滅処理システム外へのMA漏れ率の設定

MAの消滅処理システムが導入された場合、MAは燃料加工施設、原子炉、再処理・群分離施設といった消滅処理システム内でリサイクルされ、核分裂により消費される。ただし、その一部は、少量であると考えられるものの燃料加工や再処理(群分離)の段階で廃棄物として排出されることとなる。現時点では、前提となったどの消滅処理システムにおいても、プラントスケールでのMA回収を含めた使用済燃料の再処理や燃料加工の実績がないため、各機関が核種分離の試験データや文献値に基づいて<sup>1)2)</sup>それぞれ0.1%～1%のMA漏れ率を設定してMA減少量の試算を行っている。なお、消滅処理なしの場合は、全てのMAが高レベル放射性廃棄物として地層処分されることとなる。

### (2) MA消滅量及び消滅時間

#### 1) 加速器駆動未臨界炉(ADS)による消滅処理

ADSは、消滅処理専用のシステムとして構築されるものであり、発電を行うがその電力の一部は加速器駆動のために消費される。今回の試算においては、ADS1基で軽水炉10基分のMA(約250kg/年)を燃焼することを目標としている。MAの減少量の試算例は、図1に示すように、約20年間をかけてADSが11基(軽水炉約100基と仮定)導入された場合、その時点においてMA存在量が約60tで一定量に保たれる結果となった。また、ADSを段階的に導入した場合のMA存在量は、消滅処理なしの場合と比較すると時間とともに相対的に減少し、ADS導入開始から70年後において約1/4と予想される。

#### 2) 高速炉による消滅処理

高速炉サイクルは、基本的に発電システムとして構築されるものであり、炉の安全性の観点などから、燃料へのMAの添加量は数%に制限される<sup>3)</sup>。MAの減少量の試算例は、図2、図4に示すように、約40年間をかけて発電用軽水炉をFBRで置き換えた場合、その時点において、MA存在量が60～70トン程度で一定量に保たれる結果となった<sup>1)2)</sup>。また、FBRを段階的に導入した場合のMA存在量は、消滅処理なしの場合と比較すると時間とともに相対的に減少し、FBR導入開始から70年後で約1/5となった(図2)<sup>1)2)</sup>。なお、本試算はMAの燃焼効率とMA漏れ率の設定が同様であれば、燃料の形態(金属燃料、酸化

物燃料）や再処理法（湿式法、乾式法）によらず、MA減少量も同様の試算結果になると予想される。ただし、現実には、燃料の形態や再処理法の違いなどにより、原子炉への燃料装荷、再処理、燃料加工という一連のサイクルに要する期間などが異なり、MA存在量が一定量となる時間が変化する可能性がある。

### （3）まとめ

上記の2つ（ADS、高速炉）の検討例は、各機関によって前提条件や設定根拠が異なっていることもあり、それぞれの消滅処理システムによるMAの減少量とそれに要する時間を相互に比較できるものではないが、消滅処理専用システムの導入または発電システムの高速炉への置換を数十年間で達成した場合、これ以降はMA存在量を一定量に保つことができることが分かった。核種分離・消滅処理を行った場合と、核種分離・消滅処理を行わない場合についてMA存在量を比較すると、時間の経過とともに相対的にMA存在量は減少し、約70年後には1/4～1/5と予想された。また、MA存在量の大部分（98%以上）は、消滅処理システム内に存在しており、高レベル放射性廃棄物となるのは少量（2%以下）と考えられる。今後は、MA排出量を低減するための技術開発を進める必要がある。一方で、MA消滅処理システムを導入した場合でも、100%の効率でMAを分離し核分裂させるものではなく、最終的に地層処分の必要性を変えるものではないことも示された。

## 2. LLFPについて

FPの消滅処理の検討は、MAのように消滅処理システム導入のシナリオに基づいた検討が実施されていないことから、高速炉にLLFPを一定量装荷した場合の消滅効率について、テクネシウム(Tc)-99とヨウ素(I)-129を取り上げて検討を行った。この他にも、Cs-135、Se-79、ジルコニウム(Zr)-93などの核種は比較的半減期が長く、被ばくへの影響の観点からは核変換を行う一定の意義はあると考えられる。しかし、これらのLLFPは原子炉を用いた場合、TcやIと比較しても核反応を起こす確率がさらに小さい。したがって、対象核種の選定は工学的実現性、半減期、地層処分における重要度等を踏まえて行われるものであり、現状上記核種は、Tc、Iに準ずる優先度であるとされている。

### （1）テクネチウム(Tc)-99の消滅<sup>4)</sup>

Tc-99は、高速炉のブランケット領域及び遮蔽体領域に減速材付き特殊集合体として装荷して消滅させる方法が考えられる。減速材付き特殊集合体は、Tc-99金属の周囲を水素化ジルコニウム（又は水素化イットリウム）で囲んだピンだけで構成されている。（MOX等の燃料は含まれていない。）Tc消滅処理用集合体をブランケット領域及び遮蔽体領域に装荷するのは、炉心特性に大きな影響を与せず、核分裂を起させず漏れてくる中性子を有効に利用するためである。

Tc-99の装荷量が約350kgの場合、消滅率が約9.7%/年、消滅量が年間約34kgとなることが最近の検討で認められた。100万キロワット(kW)軽水炉では、年間23.4kgのTc-99が生成されるため、Tc-99が100%分離・回収されることを仮定した場合、高速炉1基で軽水炉約1.5基分のTc-99が消滅できる可能性がある。

## (2) ヨウ素(I)-129の消滅<sup>4)</sup>

「廃銀吸着材\*」に含まれるヨウ素は、高速炉のブランケット領域及び遮蔽体領域に減速材付き特殊集合体として装荷して消滅させる方法が考えられる。I-129の消滅用の減速材付き特殊集合体は、NaIを含むピンと水素化ジルコニウム(又は水素化イットリウム)を含むピンを交互に配列した構造が検討されている。

I-129の装荷量が344kgの場合、消滅率が約5.2%、消滅量が年間約18kg/年となることが認められた。100万kWe軽水炉(PWR)より年間約5kgのI-129が生成されるので、I-129が100%分離・回収されることを仮定した場合、軽水炉の約3.6基分のI-129が消滅できる可能性がある。

\* : 「超ウラン核種を含む放射性廃棄物」に区分される放射性廃棄物

## 参考文献

- 1) M. Shiotsuki, et al., "System Study on the Advanced Fuel Recycle system at PNC", Proc. Int. Conf. on Evaluation of Emerging Nuclear Fuel Cycle Systems (GLOBAL'95), Vol. I, Sep. 11-14, Versailles, France (1995.)
- 2) 塩月正雄、山名元、「アクチニドリサイクルによる環境負荷低減効果に関する考察」放射性廃棄物研究、Vol.2No.1&2, p47-62、1996年2月
- 3) T. Wakabayashi, K. Takahashi and T. Yanagisawa, "Feasibility Studies on Plutonium and Minor Actinide Burning in Fast Reactors", Nuclear Technology Vol.118, p14-25, Apr. 1997.
- 4) N. Higano and T. Wakabayashi, "Feasibility Study on the Transmutation of Long Lived Fission Products in a Fast Reactor", Proc. Int. Conf. on Future Nuclear Systems (GLOBAL'97), Vol. 2, p1322-1326, Oct. 5-10, Pacifico Yokohama, Yokohama, Japan (1997).

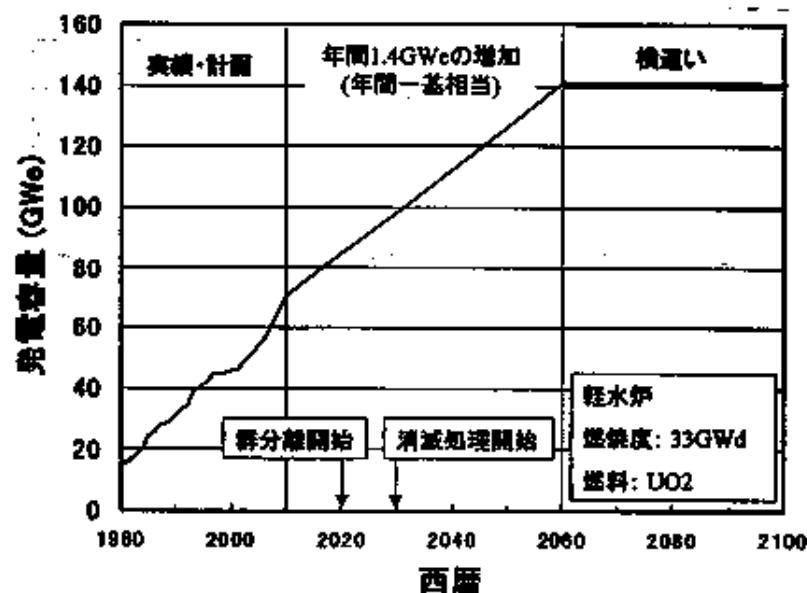


図1 軽水炉導入シナリオ

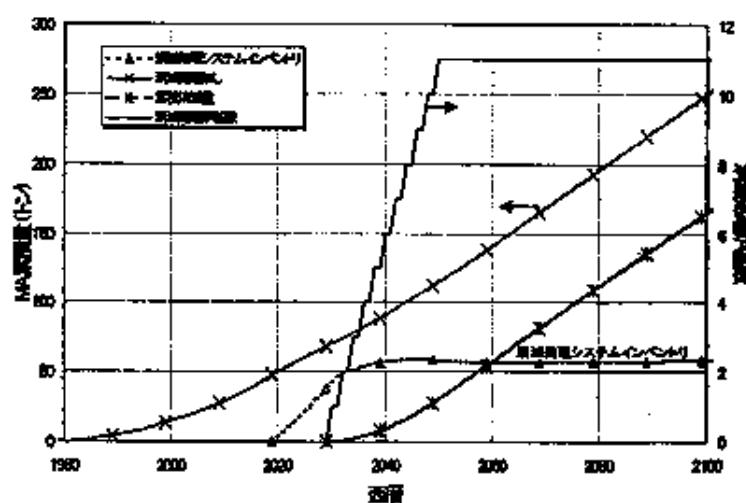


図2 MAの蓄積と消滅処理システムの効果

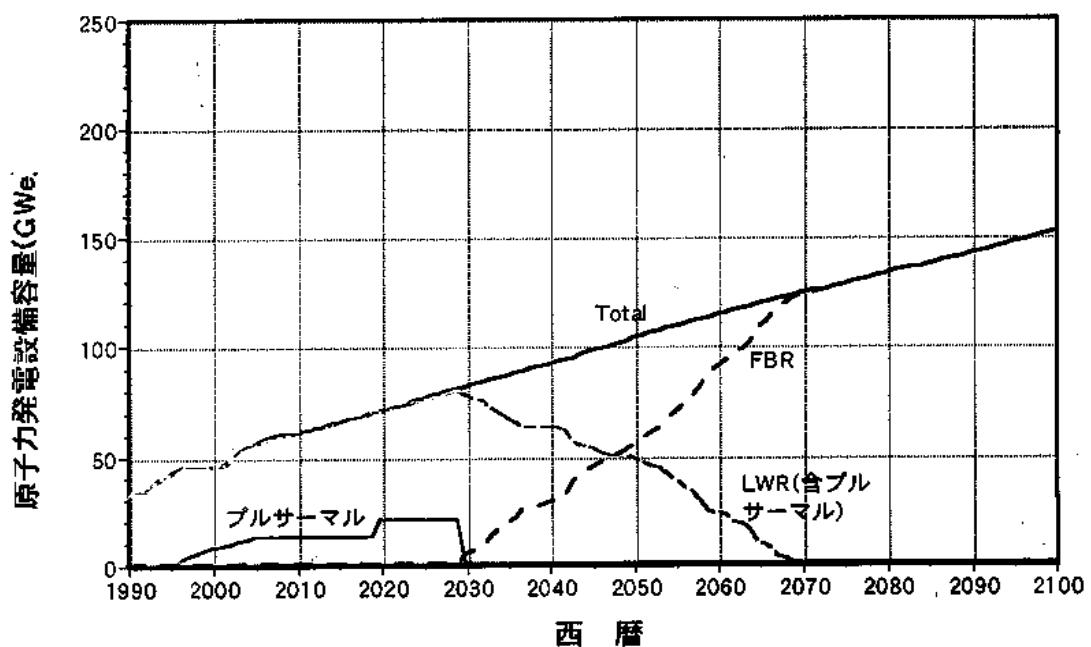


図 3 想定した発電設備容量の推移 —100万kWe/年の伸び—

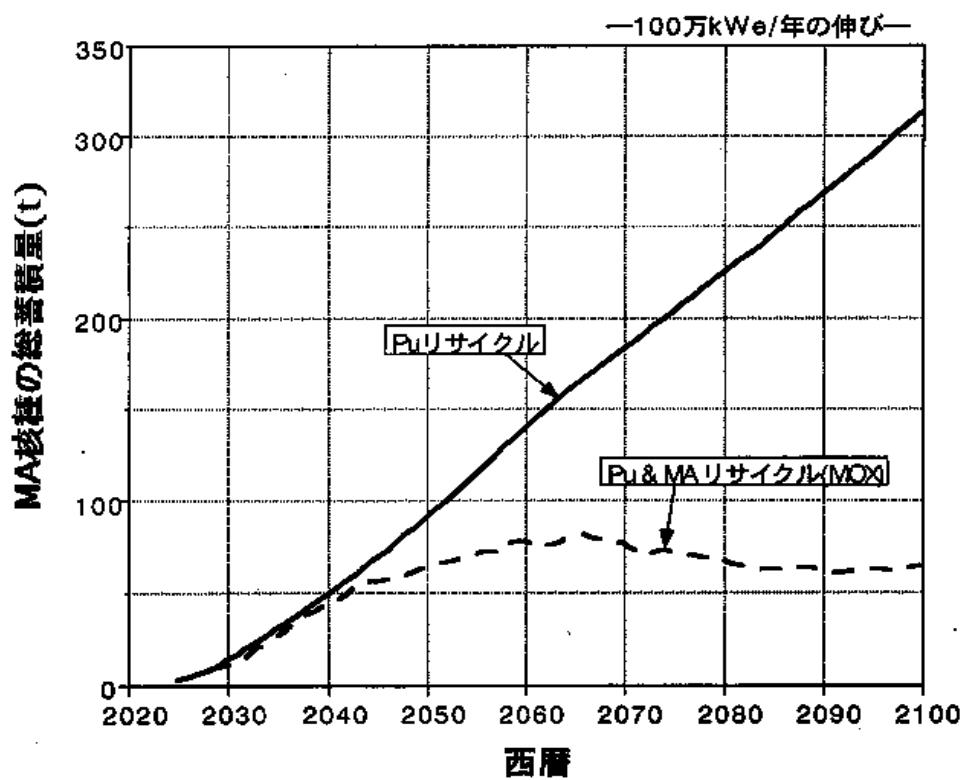


図 4 FBRによるMA蓄積量の低減効果

図 5 軽水炉から金属燃料FBRへの移行のシナリオ

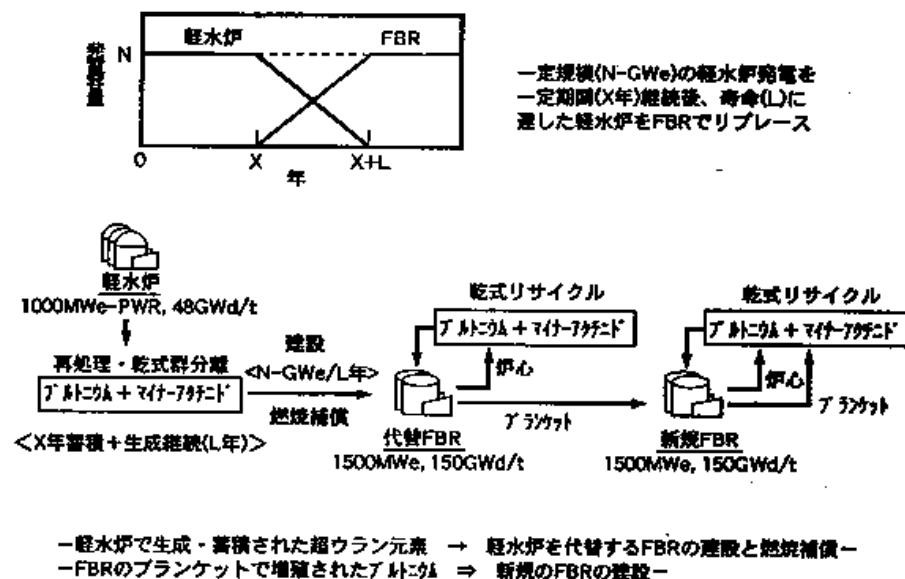
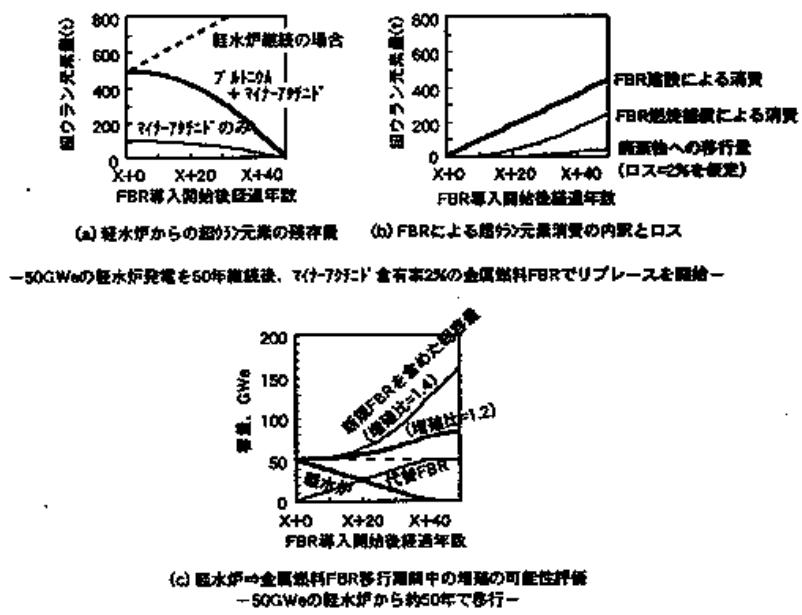


図 6 軽水炉で生成・蓄積された超ウラン元素の残存量の推移



## 二次廃棄物の発生について

核種分離においては、分離プラントの操業に伴い二次的な廃棄物が発生することは避けられない。そのため、発生廃棄物の種類、量ならびに濃度等を評価することが必要である。

### (1) 湿式分離法について

原研やサイクル機構のようなリン化合物抽出剤による溶媒抽出法を主体とする湿式分離プロセスでは、①放射線分解や加水分解による廃溶媒（分解処理でリン酸塩となる）と②試薬として添加した塩、の2種類の二次廃棄物が発生する。ただし、これらと同種の廃棄物は軽水炉燃料のピュレックス(Purex)法再処理<sup>\*</sup>においても発生するので、その量と性状の比較が重要である。二次廃棄物の処理法としては、ピュレックス法再処理プラントにおける処理法がそのまま適用できると考えられる。廃溶媒の発生量は、溶媒の使用量とリサイクル使用の回数によって決まり、原研の抽出プロセスを例に取ると、廃棄体(セメント固化体)の量としては、使用済燃料 1ton 当たり約 40L<sup>1)</sup>であり、これはピュレックス法再処理での発生量に比べ 20 分の 1 以下と見積もられる。

二次廃棄物については、廃棄物の放射性核種濃度も重要であり、浅地中処分が可能であるか、あるいは浅地中処分以外の処分を行う必要があるのか検討する必要がある。原研では、実験室規模での超ウラン元素の挙動試験をもとに廃溶媒及びナトリウム廃棄物中のアルファ核種濃度を推定し、いずれも廃棄物のアルファ核種濃度は一応の区分目安値（アルファ核種濃度約 1 ギガベクレル／トン）以下であると評価されている<sup>2)</sup>。ただし、工学規模でこれが実現できるかどうかは今後の課題である。ベータガンマ核種については、最高でも  $5 \times 10^5$  程度(ストロンチウムに対して)の除染係数で低レベル廃棄物に区分される濃度以下とすることができるので、これは十分達成可能であると考えられる。

\*：溶媒として水と有機溶媒を用いる再処理方法で、現在我が国で再処理の方法として採用されている。

### (2) 乾式分離法について

電中研の乾式プロセスでは、放射線による劣化生成物がない溶融塩（塩化リチウム－塩化カリウム）と液体金属（カドミウム、ビスマス、鉛）を溶媒として使用し、還元剤としてリチウム等を添加する。現在、溶媒成分についてのみ廃棄物発生量を評価している。

核種分離・消滅処理を組み込んだ金属核燃料サイクルでは、軽水炉の高レベル放射性廃液を受け入れてMAの分離回収を行うプロセス（分離プロセス）と、その後の金属燃料サイクルにおいて使用済の金属燃料を再処理するプロセス（再処理プロセス）が必要である。これらのうち、核種分離・消滅処理に伴う二次廃棄物は、分離プロセスから発生するものが該当すると考えられる。

分離プロセスでは、溶媒として使用する液体金属や還元剤、塩素ガスは系内リサイクル

できる見通しを得ている。放射線分解や加水分解に伴う溶媒の劣化は考慮する必要がないため、基本的にプロセスから排出される溶媒や還元剤、塩素ガスのみが廃棄物となると考えられる。廃棄物となる溶融塩としては、還元剤として用いるリチウムの一部が核分裂生成物と共にガラス固化体となる。なお、廃棄物に移行したリチウムを考慮しても、MAが分離回収されたガラス固化体の発生量はピュレックス法再処理から発生するガラス固化体の13%減との試算結果がある<sup>3) 4)</sup>。

一方、再処理プロセスにおける乾式プロセスはバッチ処理\*であり、一例として処理量50kg（ウラン金属として）程度の電解槽の溶媒量は溶融塩が150～200kg、液体金属（カドミウム）が60kgとなる。溶媒金属（カドミウム、ビスマス、鉛）や還元剤はリサイクルできる見通しを得ているが、溶融塩の寿命は、金属燃料に充填されているナトリウムが溶融塩へ蓄積されることによる塩の融点の上昇、あるいは核分裂生成物が溶融塩に蓄積することによる発熱量の増加によって決まり、使用済溶融塩が廃棄物となる。その発生量は、どの程度前処理でナトリウムを分離できるかに依存するが、使用済燃料1トンあたり50kg程度になると考えられる<sup>5)</sup>。

いずれのプロセスにおいても、機器の交換によって発生するプロセス廃棄物や、設備の保守に伴い発生する廃棄物発生量は、今後、機器の寿命等の評価を行い、これに基づいて検討する必要がある。

なお、二次廃棄物の発生量を低減するためには、再処理プロセス内における溶融塩や液体金属のリサイクル技術の開発、及び工学規模での実証が今後の課題である。また、廃棄物の放射性核種濃度を明らかにするとともに、その濃度と性状に応じた処分を検討する必要がある。

\* : 50kg/バッチ×1バッチ/日×200日/年で年間10トンの処理量

## 参考文献

- 1) 森田泰治、久保田益充; "湿式群分離と廃棄物", 放射性廃棄物研究, 2, 75 (1996).
- 2) 森田泰治、久保田益充; "群分離工程と発生廃棄物", 日本原子力学会 バックエンド部会第14回夏期セミナー 報告, 平成10年7月22-24日 (1998).
- 3)木下賢介、井上正、「乾式分離プロセスのマスバランスの検討」電力中央研究所 研究報告T97015(平成10年4月)
- 4) [Kensuke KINOSHITA, Masaki KURATA and Tadashi INOUE, "Estimation of Material Balance in Pyrometallurgical Partitioning Process of Transuranic Elements from HLLW", J. Nucl. Sci. Technol., to be submitted.]
- 5) Tadashi INOUE, Takeshi YOKOO and Tomohiro NISHIMURA, "Assessment of Advanced Technologies for The Future Nuclear Fuel Cycle", Proc. of Global '99, Aug. 29-Sep. 3, 1999, Jackson Hole, WY, USA.

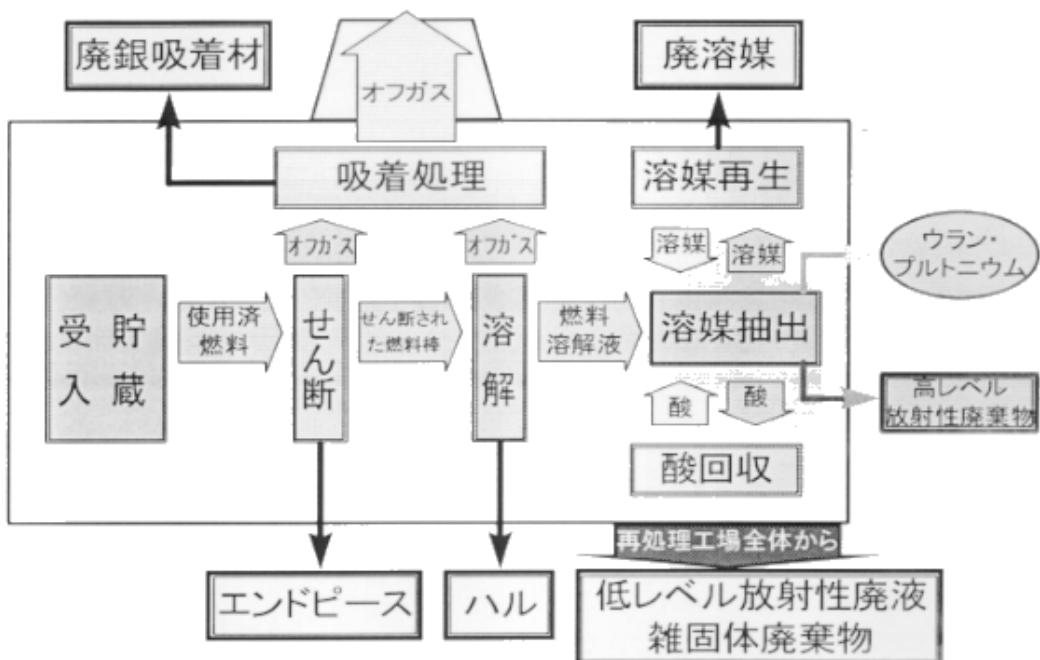
表 使用済燃料 1 t を再処理した際に発生する高レベル放射性廃液の群分離に伴う廃棄物発生源と廃棄体としての発生量

現行の再処理	原研の分離プロセス	JNCの分離プロセス	電中研の分離プロセス
処理対象（廃液） 高レベル放射性廃液	高レベル放射性廃液	高レベル放射性廃液	濃縮後の高レベル放射性廃液(不溶化性廃液、スラリーを含む)
体積* (m <sup>3</sup> ) 0.7	0.75(燃焼度33Gd/tの使用済燃料1tから発生する濃縮率)	約6(濃縮前)	約0.5(濃縮後の廃液)
処理方法 ・ガラス固化	・酸物に類似した固化体(Sr, Cs) ・ガラス固化(Zr, Mo, Fe, 希土類元素)	・ガラス固化 (Sr, Cs, Zr, Mo, Fe, 希土類元素)	・ガラス固化体 (HLLのうち回収したアリナ)以外
固化体体積 (m <sup>3</sup> ) 0.15 (ガラス固化体約1本に相当)	0.06 (上記2種類の合計。その他は消滅処理または有効利用を仮定)	未検討 (濃縮率を10~20と仮定すると0.6~1.2m <sup>3</sup> の廃液となる)	現行再処理の場合に比べて、体積あるいは固化体本数で約13%減少
二次廃棄物の発生する工程と性状 別紙参照	別紙参照	・廃溶液 ・Na廃棄物 ・他の廃液(DTPA廃液、レバ酸廃液) ・上記以外は未検討	・廃溶液 ・廃液 (Na廃棄物が発生しないシステムを検討中) ・上記以外は未検討
二次廃棄物の処理方法 ・アスファルト固化(低レベル放射性廃液) ・アラッカ固化(廃溶液) ・セメント固化(その他)	・分解処理の後セメント固化 ・セメント固化 ・分解処理の後セメント化	・廃溶液 ・Na廃棄物 ・その他の廃液	・廃溶液は分解処理、無機化処理、アラッカ処理を検討中 上記の他と共にガラス固化
二次廃棄物の固化体体積 (m <sup>3</sup> ) 約1.7	約0.3	未検討	廃棄物量の増加はない(廃棄される浴槽成分はガラス固化体の母材として利用するため)
備考 資料(専)23-2,p15「再処理施設及びU/MOX燃料加工施設から発生する放射性廃棄物の発生量の計算例」より計算。	上記以外に、使用済燃料及び使用済燃料等の機器などが発生するが、機器の寿命等の詳細は未検討。分離後の元素の精製、燃料加工等の工程から発生する廃棄物は未検討。	上記以外に、分析廃液、交換操作類、作業者の着衣などが発生すると考えられるが現状未検討。	るっぽやフィルター等の交換、機器の保守等に伴い発生する廃棄物、化学分析器の消耗品等からの廃棄物、作業者の着衣や手袋等の廃棄物の発生が予想されるが、現状未検討。
課題	—	廃棄物の放射性濃度を工学規模で評価すること、未検討の廃棄物の評価が必要である。	二次廃棄物の発生量はアシートの設計に依存しており、今後検討する必要がある。 るっぽ等の材料選定や寿命評価、浴槽や液体金属のリサイクル技術の開発が今後の課題。

\* : 燃焼度等の前提条件が異なっているため、同一の値ではない。

再処理工場から発生する主なTRU核種を含む放射性廃棄物

● 廃棄物が発生する工程



●廃棄物の性状

○エンドピース

使用済燃料集合体の末端部分。集合体のせん断時に、切断して除去される。

○ハル

数cmにせん断された燃料棒を、溶解槽で溶解させた際に溶け残る燃料被覆管。燃料棒のうち、燃料分のみが硝酸に溶解し、燃料被覆管は溶け残る。

○低レベル放射性廃液

再処理工場の各工程で発生する高レベル放射性廃液(HLLW)以外の廃液。酸回収、溶媒再生、除染、分析等により発生し、蒸発濃縮等の処理後、固化する。

○雑固体廃棄物

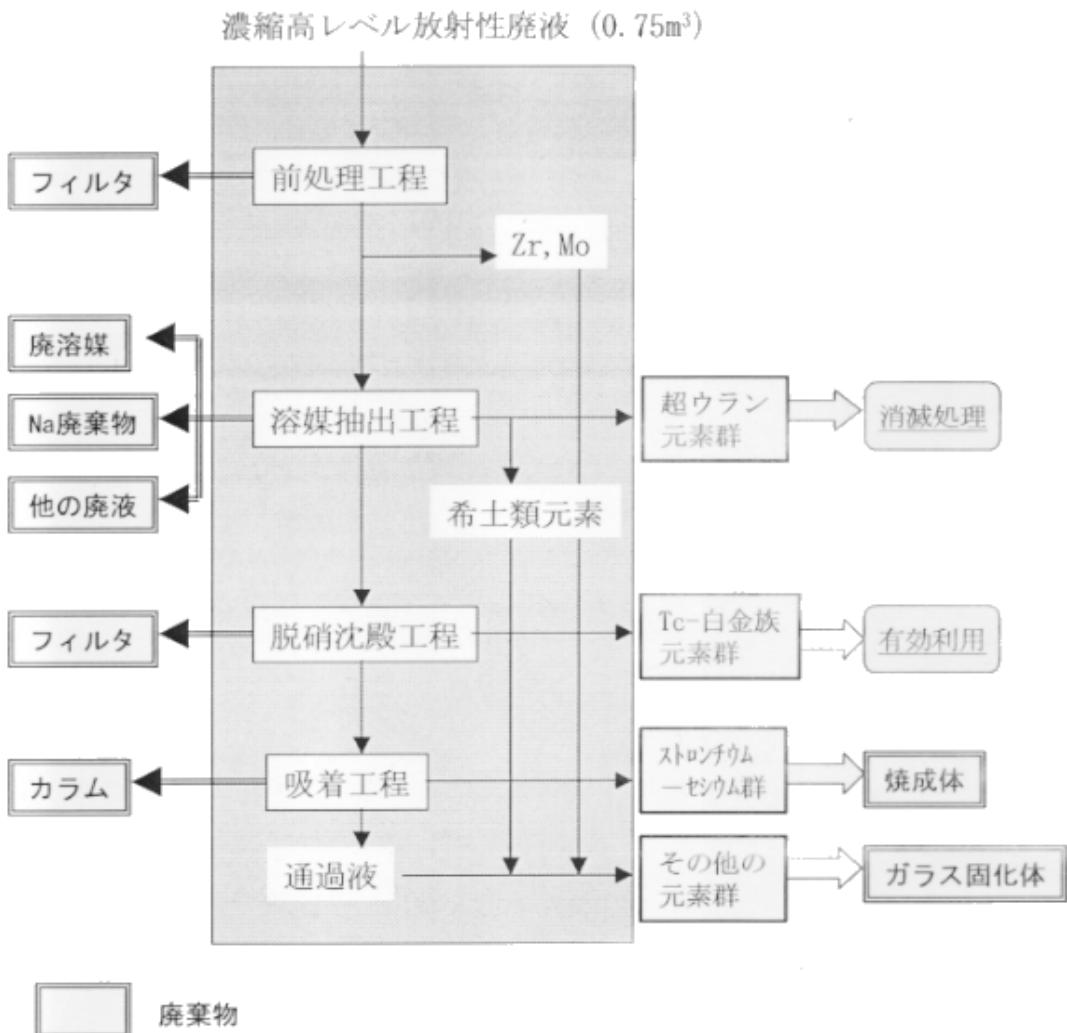
再処理工場の各工程で発生する雑多な固体状の廃棄物。可燃性(紙、布等容易に焼却できるもの)、難燃性(ポリエチレン、ゴム手袋等完全燃焼が難しいもの)、不燃性(金属配管、ガラス等焼却できないもの)に分類される。

○廃銀吸着材

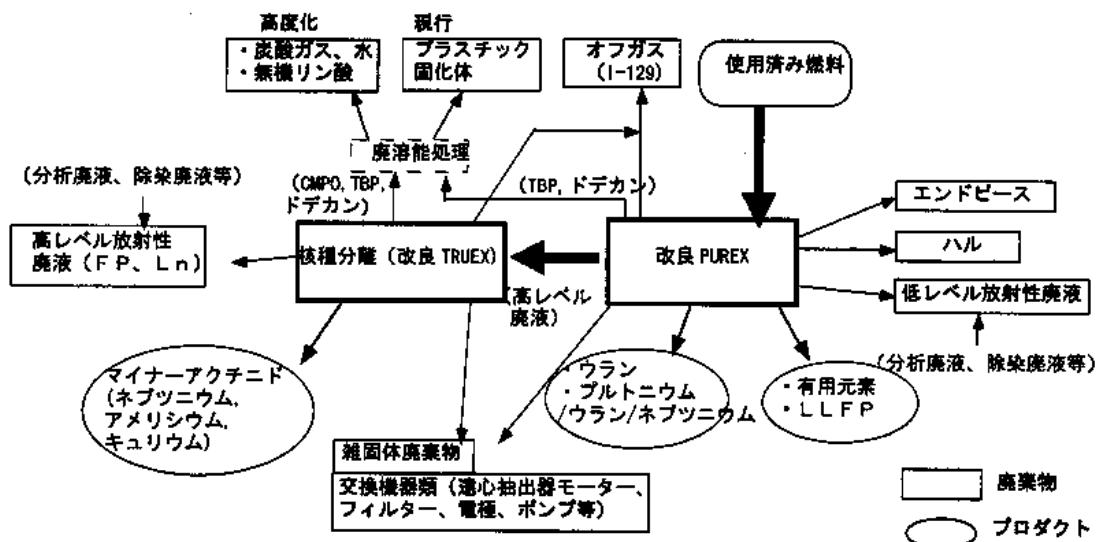
使用済の銀吸着材。銀吸着材は、使用済燃料をせん断・溶解する際に発生するオフガスの吸着処理工程で、オフガス中の放射性ヨウ素を吸着除去するためのフィルターとして使われる。

○廃溶媒

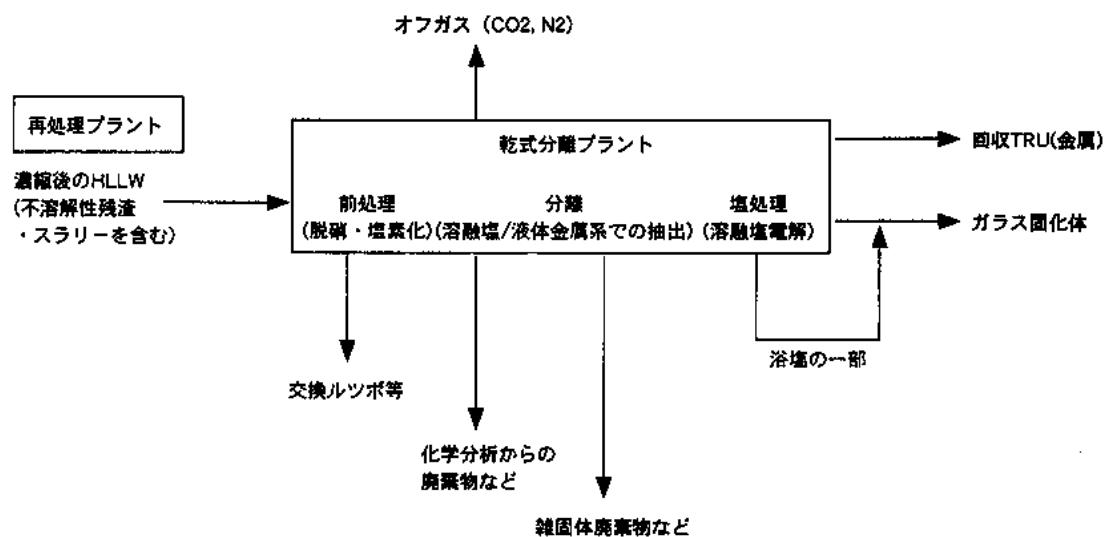
ウラン及びプルトニウムを分離するために用いた有機溶媒が劣化したもの。



日本原子力研究所の分離プロセスから発生する主な放射性廃棄物



核燃料サイクル開発機構の高度化再処理（核種分離工程も含む）から発生する主な放射性廃棄物



電力中央研究所の乾式分離プロセスから発生する主な放射性廃棄物

## 短期的な放射線被ばく線量の増加について

群分離・消滅処理導入は、①既存の核燃料サイクルに新たに工程や施設を追加すること、②マイナーアクチニド（MA）や長半減期核分裂生成物（LLFP）を繰り返し処理すること、により短期的な被ばく線量が増加することとなる。被ばくを受ける対象は、当該施設の運転等に従事する作業者と施設周辺に居住する一般公衆である。ただし、両者に対する被ばく線量は、既存の原子力施設と同様に法令等で定められた安全上支障のないと考えられる線量基準を満たすことのみならず、合理的に達成可能な限り低くなるよう措置が講じられることとなる。

（1）既存の核燃料サイクルに新たに工程や施設を追加することによる追加的な被ばく作業者が受ける被ばくは、高レベル放射性廃液やマイナーアクチニド（MA）含有燃料を取り扱う作業が原因となる。しかし、群分離施設及び消滅処理炉の設計において、十分な遮蔽性能や密封性能により安全を確保しなければならないため、現行の再処理施設や原子炉施設と同様の被ばく線量となると考えられる。

MA燃料サイクル施設において、MA含有燃料は重遮蔽セル内で遠隔操作により取り扱われ、そのセルの必要遮蔽厚さは主にAm, Cmからの中性子によって定まる。例えば、普通コンクリートで200cm弱の遮蔽を設けることにより、従来の再処理プラントの管理区域内作業（週48時間以下）線量率基準以下に抑えることが可能である。

一方、周辺公衆が受ける被ばくは、施設の運転に伴い排気筒や海洋放出口から放出される気体又は液体状の放射性核種が主な原因となる。しかし、群分離施設及び消滅処理炉施設の設計において、十分な遮蔽・密封性能、あるいは排気や排水のフィルタ等を設けることにより安全が確保されるとともに、施設や周辺環境の線量モニタリングにおいて安全が確認されるものと考えられる。既存の核燃料サイクル開発機構東海再処理施設や六ヶ所再処理施設の安全審査における一般公衆の被ばく線量評価によると、法令に定められた線量基準を十分下回る結果となっており、MA燃料サイクル施設においても同様の評価が行われるものと考えられる。この際、考慮される核種を以下に示す。

### ● 主排気筒からの放射性物質の放出に関する考慮核種<sup>1)</sup>

クリプトン(Kr)-85などの希ガス、トリチウム(H-3)、炭素(C)-14、ヨウ素(I)-129、ヨウ素(I)-131以上、気体状

プルトニウム(Pu)、ストロンチウム(Sr)-90、イットリウム(Y)-90、ルテニウム(Ru)-106、ロジウム(Rh)-106、セシウム(Cs)-137(バリウム(Ba)-137m)以上、微固体状

### ● 海洋放出口からの放射性物質の放出に関する考慮核種<sup>2)</sup>

トリチウム(H-3)、ヨウ素(I)-129、ヨウ素(I)-131、プルトニウム(Pu)、アメリシウム(Am)、キュ

リウム(Cm), コバルト(Co)-60, ストロンチウム(Sr)-90,(イットリウム(Y)-90), ルテニウム(Ru)-106, ロジウム(Rh)-106, セシウム(Cs)-137 (バリウム(Ba)-137m), セリウム(Ce)-144, プラセオジム(Pr)-144, プラセオジム(Pr)-144m , ユウロピウム(Eu)-154, プルトニウム(Pu)-241

(2)マイナーアクチニド(MA)や長半減期核分裂生成物(LLFP)を繰り返し処理することによる追加的な被ばく

ガラス固化体として高レベル放射性廃棄物を処分する場合と比較すると、核種分離・消滅処理を行う場合は、高レベル放射性廃液から取り出したMAやLLFPを繰り返し処理する。したがって、群分離施設や消滅処理炉サイクルにおける燃料取扱量(サイクルの回数)に応じて被ばく線量が増加することになるが、消滅処理サイクル1回あたりの燃料としての物量は商用炉サイクルの1~2%程度であり、被ばく線量の増加は小さいと予想される。

ただし、処分後の長期的な被ばくの低減を目的として、気体状ヨウ素のようなLLFPの処理を行う場合には、フィルタにより分離回収後、ターゲット用に加工され、消滅処理炉に装荷されるという過程における施設外への放出を十分低く押さえる必要がある。具体的には、フィルタを複数設けることにより、施設外へ放出される気体状ヨウ素を低減することが可能である。

(3)輸送による追加的な被ばくについて

核種分離・消滅処理に伴い、MAを含んだ燃料等の輸送が生じるが、輸送容器等についても、施設同様十分な遮蔽性能や密封性能により安全を確保しなければならない。

階層型核燃料システムでは、MA及びLLFPは一度サイトに搬入されると、そこから商用炉に戻すために公道上を輸送する必要がない。また、金属燃料高速炉システムでも再処理・燃料製造プラントと一体で設置することが可能であり、この場合は敷地外での輸送作業は発生しない。

#### 参考文献

- 1)再処理施設設置承認申請書 動力炉・核燃料開発事業団(平成6年9月)

## 経済性について

核種分離・消滅処理システムは、技術開発の現状を踏まえると、システムを構築するため重要な技術の多くが基礎的な研究開発段階であり、信頼性の高いコストの見積もりやシステムを導入するための具体的なスケジュール等を明確に示すことは、現段階では困難であると考えられる。したがって、三機関が検討を行っているそれぞれの核種分離・消滅処理システムを導入することによるコストについても、同一の条件を仮定した場合の経済性評価は行われていない。各機関が独自に条件を仮定して、核種分離・消滅処理システムを導入することに伴う追加的なコスト評価を行っている段階であり、以下に各々のシステム導入による追加コストの試算例を示す。

### (1) 日本原子力研究所

原研では、軽水炉の発電コスト及び燃料費の構成比を基準に、加速器駆動未臨界炉(ADS)及びアクチニド専焼炉(ABR)を使った階層型核燃料サイクルを導入した場合に建設、運転、燃料製造それぞれのコストが軽水炉サイクルの何倍になるかを推定することにより、発電コストの相対的な増加分を試算している。その結果、およそ5%のコスト上昇と見積もられている。この際に導入した主な仮定は以下の通りである。

- 消滅処理システムの規模は、商用発電炉燃料サイクルの約40分の1(発電炉の1/3の出力のシステムで発電炉12基分以上に対応)
- 群分離のコストは、再処理との比較において取扱い液量の比に比例するとして、再処理コストの30%
- 消滅処理サイクルの物流量は、商用発電炉燃料サイクルの約50分の1
- ABRでの発電量はすべて売電
- ADSの発電量の1/3は加速器運転に、残り2/3は売電

### (2) 核燃料サイクル開発機構

サイクル機構では、将来的に高速炉による発電システムが導入されていることを前提として、このシステムに高速炉核種分離・消滅処理システムを導入することによる原子炉や燃料サイクル施設の建設費増加等を反映した場合の発電コストの増加を試算している。その結果、2%程度のコスト上昇と見積もられている。この際に導入した主な仮定は以下の通りである。

- 分離プロセスは、低除染湿式再処理／振動充填燃料製造を基本とした先進燃料サイクル施設へ付加されるものとして、建設コストと再処理コストを試算
- 燃料サイクル施設全体の建設費は約11%増加<sup>1)2)</sup>(燃料製造工程、再処理工程へのマイナーアクチニド(MA)分離工程、廃棄物からのMA回収設備を付加することを仮定)

- 原子炉建設費は約 1%増加（燃料取り扱いや使用済燃料の崩壊熱の増加に伴う設備増強）

### （3）電力中央研究所

電中研では、米国において年間使用済燃料 800 トン分の高レベル放射性廃液を処理できる規模の分離プラントを建設する場合のコスト評価を実施した。この結果は、費用一式として約 570 百万ドルと見積もられた<sup>3)</sup>。この際に導入した主な仮定は以下の通りである。

- 金属燃料高速炉サイクルは本質的に MA サイクルシステムであり、燃料製造や再処理施設はほとんど変化がなくコストの変化もない
- 高レベル廃液からの超ウラン元素 (TRU) の分離プロセスが付加的なプロセスとなる
- 分離施設の個々の機器単価、設置床面積を設定し、プラントのユーティリティの費用、エンジニアリング費等を積み上げて評価
- 用地取得・造成にかかる費用は含まない。
- 分離プラントの運転コストは含まない
- 発生する二次廃棄物の処分費用などは含まない。

今後、運転コストや廃棄物処分コストの見積もりを行う。

これらの試算は非常に粗いものであり、又、試算の前提条件が必ずしも統一されていないため、各機関のコストの上昇率や費用を比較することは現段階では困難である。しかし、軽水炉の発電コストに対するコストの上昇は数%程度と推定される。

### 参考

1994 年度の実績では、原子力による総電力供給量は約 2700 億 KW h である。原子力発電の 1 KW hあたりの発電コストを 9 円程度、核種分離・消滅処理システム導入による発電コストの上昇を仮に 5% とすると、年間の費用は約 1200 億円と算出される。

### 参考文献

- 1) H. Kofuji et al., "The Economics of the Advanced FBR Fuel Recycle", GLOBAL'97 (1997 年 10 月)
- 2) 紙谷、小島、「先進湿式 MOX プラントのコスト評価」、PNC TN8410 97-220(1997 年 12 月)
- 3) 木下賢介、倉田正輝、井上正、「乾式分離プラントの建設コスト評価」、電力中央研究所 研究報告(平成 11 年予定)

## 地層処分における核種分離・消滅処理技術の効果

核燃料サイクル開発機構

### 1. はじめに

リサイクル方式の核燃料サイクルでは、ガラス固化体が高レベル放射性廃棄物として地層処分の対象となる。また、再処理等に伴って超ウラン核種を含む放射性廃棄物が発生し、これら的一部も地層処分の対象と考えられている。

ここでは、核種分離・消滅処理（以下、簡単に「PT」という）の技術が、地層処分に対してどのような効果をもたらすかについて、ガラス固化体の地層処分を例として、地層処分研究開発第2次取りまとめ第2ドラフトにおける解析（核燃料サイクル開発機構、1999）に基づき、以下の二つの点から概略の検討を行った。

- ①地層処分の長期的な安全性への効果（安全上重要な核種のインベントリ低減）
- ②地層処分場の設計に対する効果（ガラス固化体の発熱低減）

### 2. 地層処分の対象となる廃棄物特性の比較

再処理の過程で U 及び Pu が回収されるとともに、I や C-14 等が分離され（第2次取りまとめで想定したガラス固化体では、国内の再処理工場で製造される条件（日本原燃株式会社、1992）を参考に、U は 99.578%、Pu は 99.452%、I や C-14、希ガスなどは 100% の除去を設定）、残りの放射化生成物、核分裂生成物およびアクチニド核種はすべてガラス固化体に取込まれるものとした。

PT 技術は、高レベル放射性廃液から上記①の観点では主に長寿命核種の、②の観点では発熱性核種の分離除去に適用することが考えられている。

以下に、線源として放射能と摂取毒性指数（換算水量）<sup>1</sup>について、また熱源として発熱量について、ガラス固化体と PT 技術を適用した場合の廃棄物とを相互に比較する。

#### 1) 線源としての比較

放射能については、図-1 に示すように、核分裂生成物(Cs, Sr)を 90%以上除去することにより、ガラス固化後約 200 年間にわたって最大 1 衍程度下げることができる。これはガラス固化後の放射能を支配する Cs-137（半減期 30 年）や Sr-90（半減期 29 年）が除去さ

<sup>1</sup> 摂取毒性指数（換算水量）：廃棄物に含まれる放射性核種の放射能を、現行の規制で定められている水中の濃度限度で除すことにより規格化し、濃度限度以下になるまで希釈するために必要な水の量として表した指標。わが国の既存の原子力施設に対しては、核種ごとに周辺監視区域外の水中濃度限度（科学技術庁、1988）が定められており、これを用いてガラス固化体の摂取毒性指数（換算水量）を求めることができる。

るとともに、その娘核種である Ba-137m や Y-90 の寄与分も減ることによる。

アクチニド核種 (U, Pu, Np, Am, Cm) をそれぞれ 99%以上除去した場合、支配核種である Am-241 (半減期 432 年) の寄与分がなくなるため、約 300 年後から 1 桁程度下げができるが、5 万年後あたりから両者とも支配核種が Tc-99 (半減期  $2.13 \times 10^5$  年) となるため、核種分離を行わない場合とほとんど変わらなくなる。

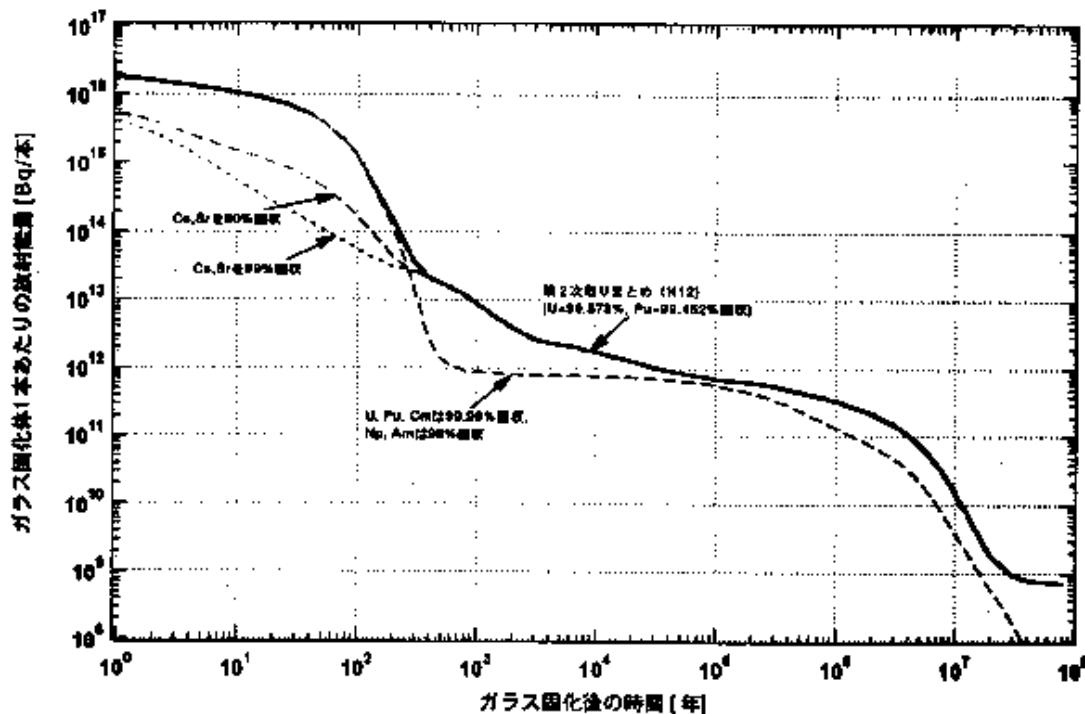


図-1 地層処分の対象となる線源としての比較（放射能の推移）

摂取毒性指数に対するアクチニド核種の寄与は大きく、ガラス固化後 2,000 年程度までは Am-241 (半減期 432 年)、その後 10,000 年までは Am-243 (半減期 7,380 年)、10<sup>5</sup> 年までは Pu-239 (半減期 24,100 年)、 $2 \times 10^7$  年までは Np-237 (半減期  $2.14 \times 10^6$  年) がそれぞれ支配核種となる。このため、アクチニド核種を除去した場合、図-2 に示すように 2 桁程度まで下げができる。

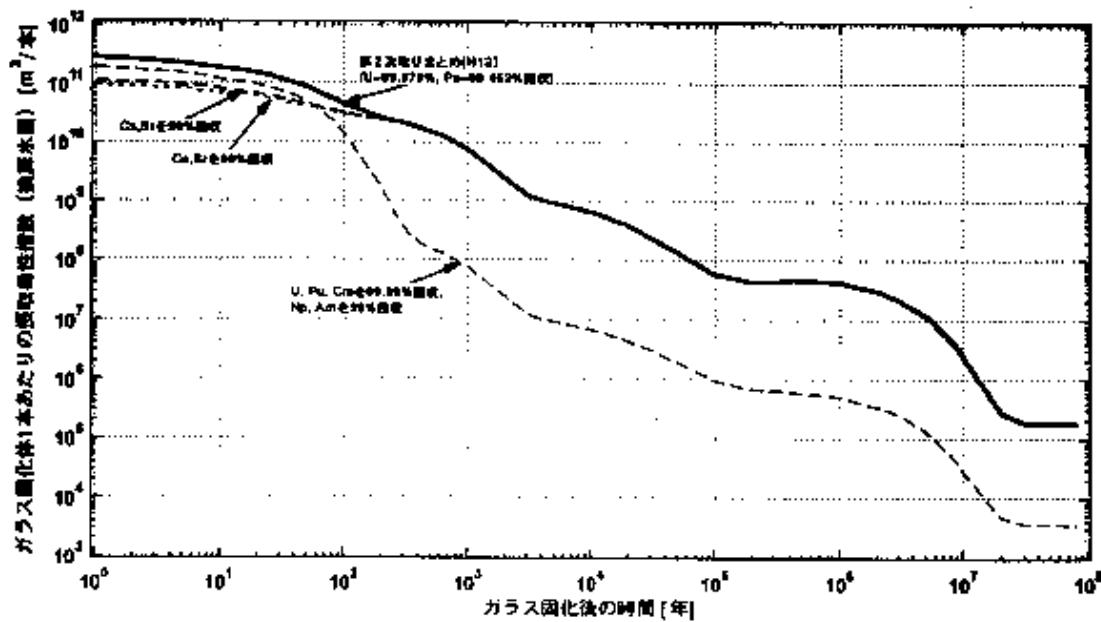


図-2 地層処分の対象となる線源としての比較（摂取毒性指数(換算水量)の推移）

## 2) 热源としての比較

発热量については図-3に示すように、アクチニド核種については、発熱性の Cm の除去による効果のみである。また核分裂生成物(Cs, Sr)を除去した場合、最大 1/3 程度まで下げることができ、Cs-134 (半減期 2 年) に加え、Cs-137 と Sr-90 およびその娘核種である Ba-137m (半減期約 2.6 分) と Y-90 (半減期約 2.7 日) がガラス固化体の発熱量の 2/3 以上を占めていることがわかる。

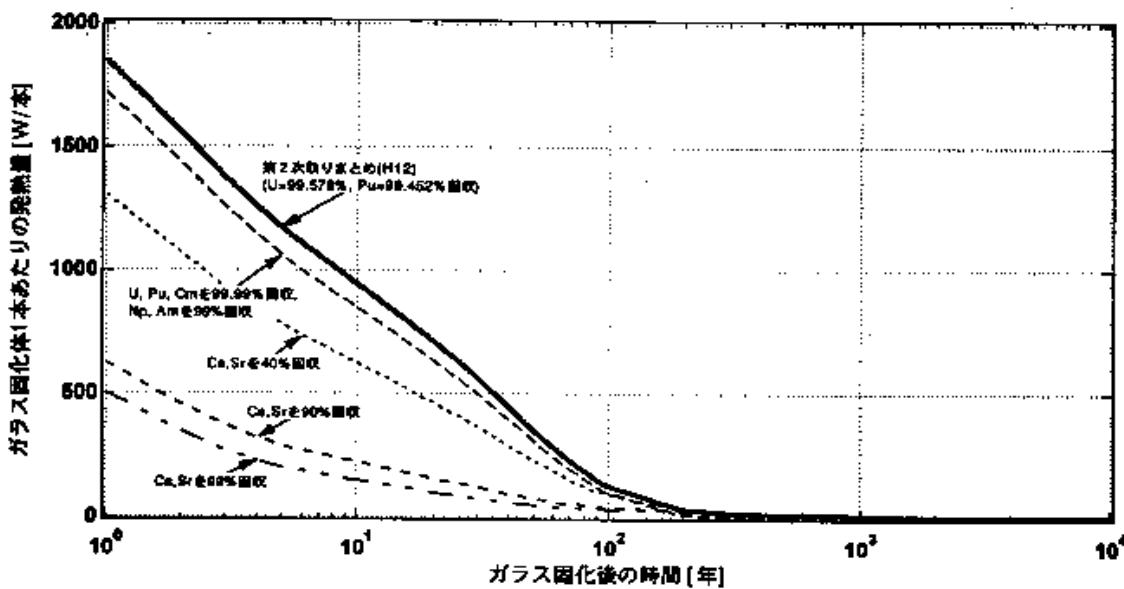


図-3 地層処分の対象となる線源としての比較（発熱量の推移）

### 3. 核種分離を行った場合の地層処分への影響

#### 1) 地層処分の安全確保の考え方

わが国の地層処分概念は、安定な地質環境に多重バリアシステムを構築するというものである（図-4：地層処分の概念とその機能、重要なパラメータ（溶解度、分配係数））。

- 安定な地質環境の選定は、天然事象（地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食、気候・海水準変動）や将来の人間による処分場への侵入の影響を排除するための対策
- 多重バリアシステムの構築は、地下水への対策

地層処分による安全性の確保は、注意深いサイトの選定とそのサイトにおける地質環境を考慮した処分場の設計を行うことにより、適切な地層処分システムを構築したうえで、そのシステムの安全性を評価解析で確認することによって行われる。

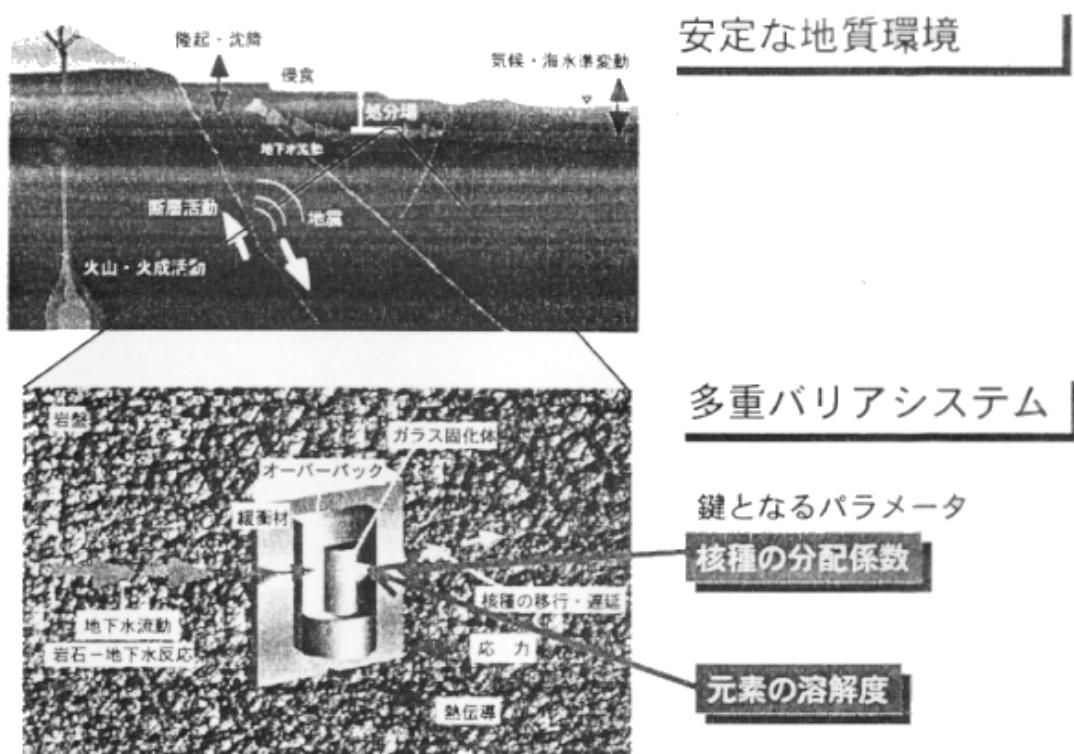


図-4 地層処分の概念とその機能

#### 2) 地層処分システムの安全評価

地層処分の安全評価は、シナリオを作成し、これに対応したモデル及びデータを用いることによってシステムの安全性能を解析した結果を基準と比較することによって行われる（図-5：安全評価の体系）。

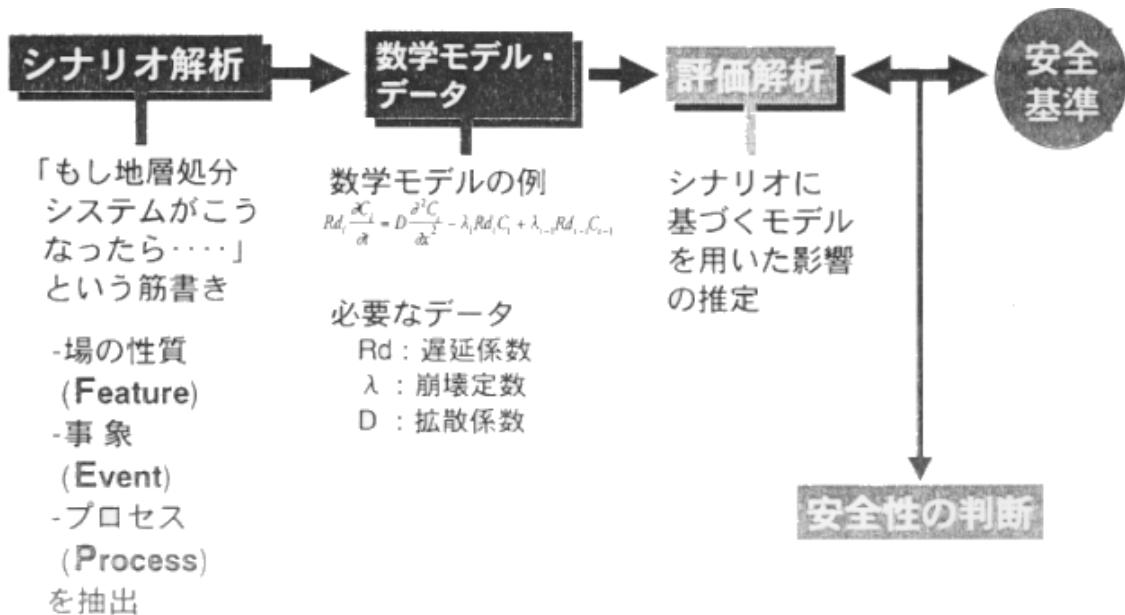


図-5 安全評価の体系

地層処分研究開発第2次取りまとめ第2ドラフトで行われている安全評価の内容について、以下に概略を説明する。

①シナリオの分類と取り扱い（図-6：安全評価シナリオの分類と取り扱い）

シナリオについては、大きく地下水シナリオと接近シナリオに分け、前者については、さらに基本シナリオと変動シナリオに分け、基本的にモデルとデータを用いた解析による検討を行っている。

基本シナリオでは、

- ・地質環境が長期間にわたって安定
- ・人工バリアは設計通りに機能
- ・気候や人間活動などの地表環境が地下深部に影響を及ぼさない

としている。地質環境や人工バリアのバリエーション、モデルやデータの不確実性についても基本シナリオの枠内で検討を行っている。

変動シナリオでは、何らかの要因によって、基本シナリオに関する上記三つの条件が変化することを想定している。

接近シナリオについては、基本的に適切なサイトを選定することによってその影響を避けすることが可能であることを、わが国の地質環境条件に関する調査研究の成果に基づいて示している。接近シナリオのうち人間侵入シナリオについては、その発生の可能性は極めて低いものの、念のため侵入者に対する影響を解析し、リスクの評価を行っている。

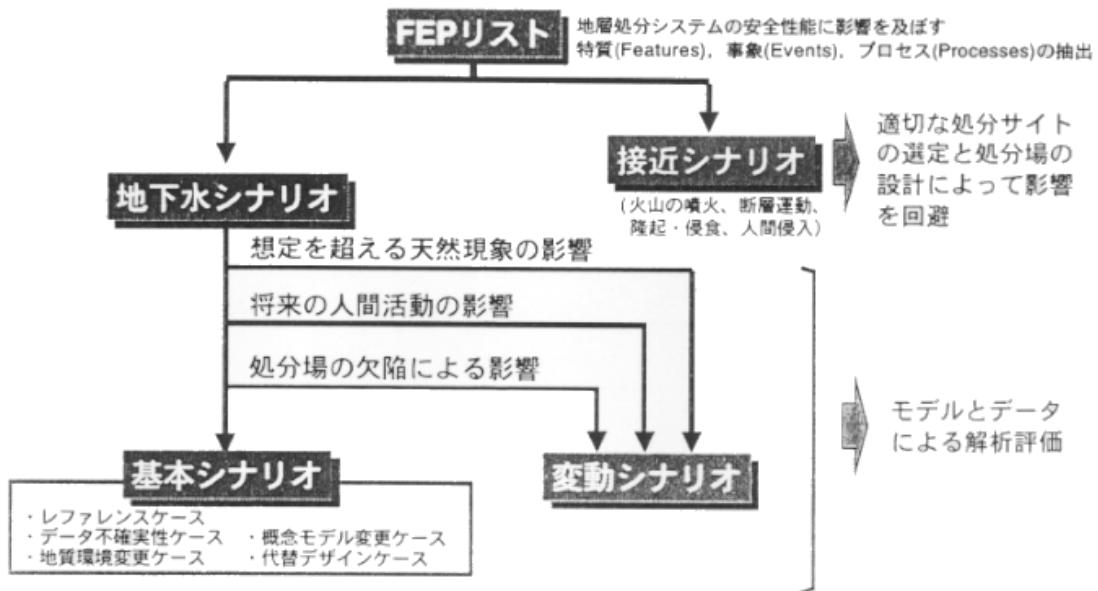


図-6 安全評価シナリオの分類と取扱い

## ②地下水シナリオに関する解析

### —基本シナリオの概念モデル（図-7）

地下水シナリオは、次のようなシナリオを想定している。

- 人工バリア内に侵入した地下水は、長い間に、オーバーパックを腐食し、ガラス固化体と接触して、放射性核種を溶出させる。
- 地下水に溶出した放射性核種は、緩衝材中で収着されながら、拡散する。半減期の比較的短い核種は、この間に減衰するが、一部の核種は緩衝材を通過して、周辺の岩盤に到達する。
- 岩盤の中には、地下水の移行経路となる亀裂のような間隙が存在しており、核種は、地下水によってこの中を移動する。深部岩盤中の、地下水の動きは小さく、また、岩石に収着することによって、核種の動きは緩慢なものとなる。この間に、核種の放射能は減衰するとともに、複雑な構造をもつ間隙によって、様々な方向に分散され、次第に希釈されていく。
- そのような過程を経た後、比較的透水性の高い、断層破碎帯のような地質構造に達した核種は、帶水層に入り、最終的には、河川に到達する。
- 河川水は、飲料や灌漑に利用され、これによって人間に取り込まれる。

このシナリオに沿って、人工バリア、天然バリア、生物圏における核種移行を、解析するモデルを作成し、どのような影響が生ずるかを解析によって推定する。

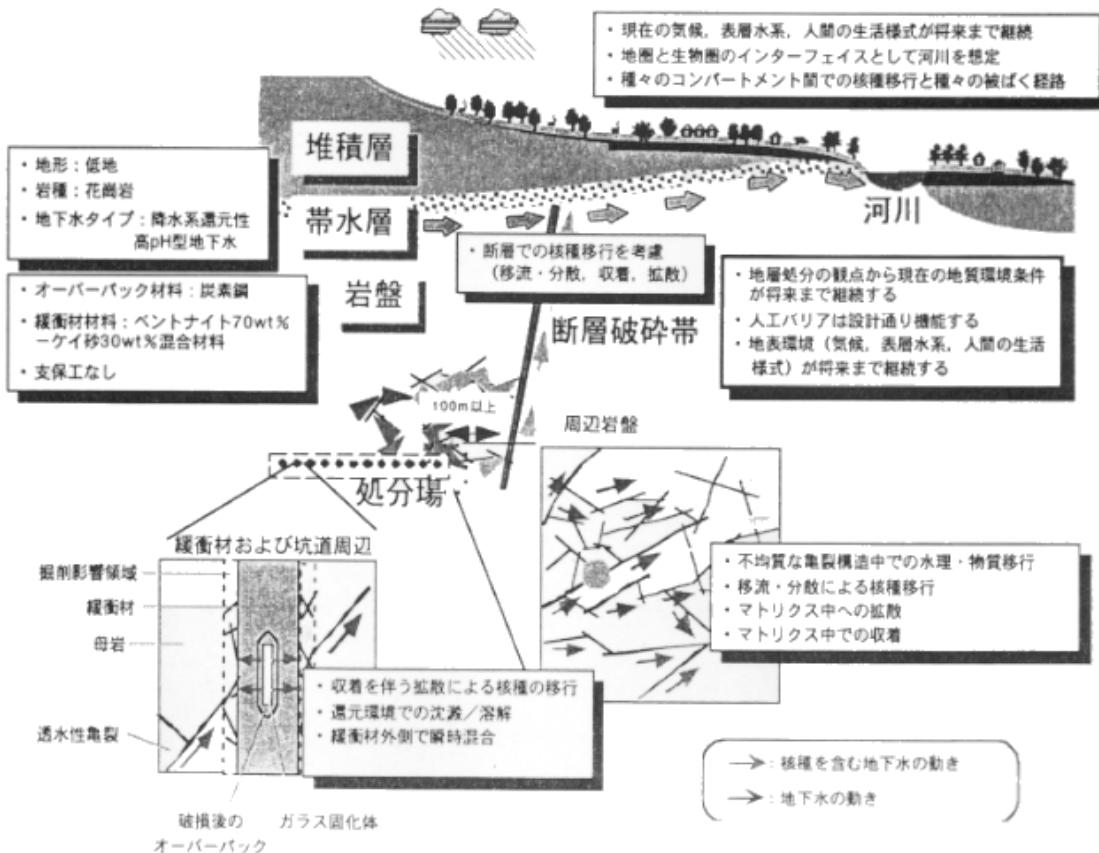


図-7 地下水シナリオの概念モデル

### 一核種移行における鍵となるパラメータ

解析に用いるパラメータのうち、アクチニド元素について特に重要なものとして、その溶解度と分配係数が挙げられる（図-8）。

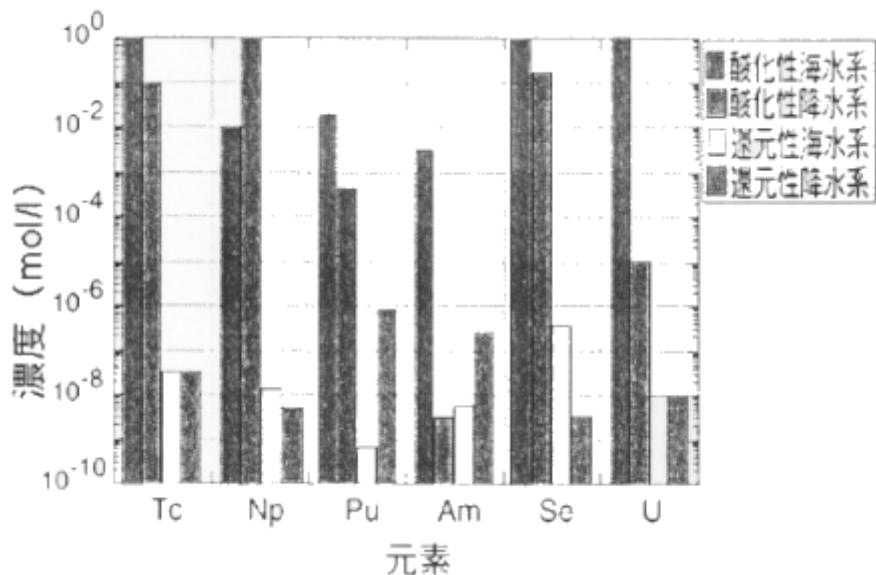
溶解度の場合、地下深部は還元環境にあり地下水への核種の溶出は小さい。例えば、処分後 1000 年時点においてガラス固化体に約 4 mol 存在する Np は、図-8 (a) に示すように 1 リットルあたり  $10^{-8}$  mol の溶解度により、溶け出す量はその 1 億分の 1 に制限される。

また、図-8(b) に示すように、岩を多孔質媒体とみなした時、分配係数 Kd を用いて次式によって計算される遅延係数 Rd

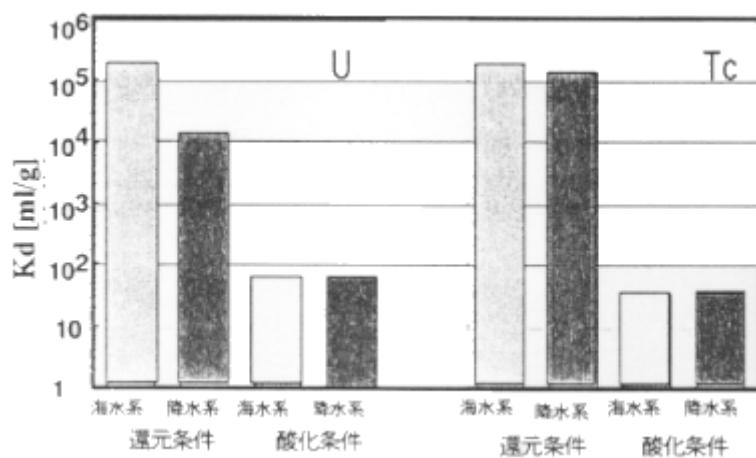
$$Rd = 1 + (1 - \varepsilon) \cdot \rho \cdot Kd / \varepsilon$$

ここで、 $\varepsilon$  : 岩の空隙率、 $\rho$  : 岩の乾燥密度

は、地下水の流速に対して放射性核種の移動速度が Rd 倍だけ遅くなることを表す。例えば地下深部での U の Rd は、図-8(b) の降水系地下水での還元環境にある Kd: 10,000 ml/g から、 $\varepsilon$  を 0.05、 $\rho$  を 2.64 g/ml として計算すると、U の移動は地下水の流速に対して約 50 万倍遅くなることがわかる。このように、核種の移行に対して地下深部の岩体が有する遅延性能は大きい。



(a) 熱力学データに基づく各種地下水に対する元素の溶解度の計算例



(b) 各種地下水に対する U と Tc の収着実験による花崗岩の分配係数

図-8 異なる地下水タイプの溶解度、分配係数

### —解析ケースの設定

わが国の地質環境の多様性、処分場の設計のオプション、さらに安全評価に用いるモデルやデータの不確実性を考慮して解析ケースを設定した。現実的な地質環境データと、それに基づいて合理的に設計された人工バリア仕様によって特徴づけた解析ケースを 1 ケース設定し、これを解析のレファレンスとした。レファレンスケースを基準として、モデルやデータの不確実性、地質環境の多様性や処分場の設計のオプションを勘案し、システム全体の安全性を評価するため、異なる岩種や地下水流速、地下水のタイプを合理的に組み合わせることにより、レファレンスケースを含めて 30 ケースを設定した。

レファレンスケースは以下のように設定した。

- 地形：平野
- 岩種：花崗岩（結晶質岩（酸性））
- 地下水：降水系地下水
- 処分深度：地下 1,000m
- ガラス固化体：JNFL 仕様を参照（40,000 本を処分対象と想定）
- オーバーパック材料：炭素鋼（厚さ 19cm）
- 緩衝材：ベントナイト 70wt% + ケイ砂 wt30%（厚さ 70cm）

### 一解析結果

レファレンスケースに関して、計算された線量の時間変化を図-9 に示す。線量を支配する核種は、処分後の時間に応じて、

- 処分開始～ $10^5$  年程度 : Se-79
- $10^5$  年～ $6 \times 10^6$  年程度 : Cs-135
- $6 \times 10^6$  年～ $3 \times 10^7$  年 : Th-229
- $3 \times 10^7$  年以降 : Pb-210

となり、最大の線量を与えていているのは、Cs-135 であることがわかる。諸外国の安全評価結果（図-10）をみても、支配核種として重要なのは長半減期の核分裂生成物である。

また、わが国の幅広い地質環境の多様性やデータの不確実性を勘案し地層処分システム全体の安全性を評価するために設定した解析ケースについて線量を計算し、その最大値を求めて、レファレンスケースと比較したものが図-11 である。線量の最大値は 5 衡程度の範囲で変動するが、最も高い場合でも諸外国で提案されている安全基準に比べ 2 衡程度低いものとなっている。

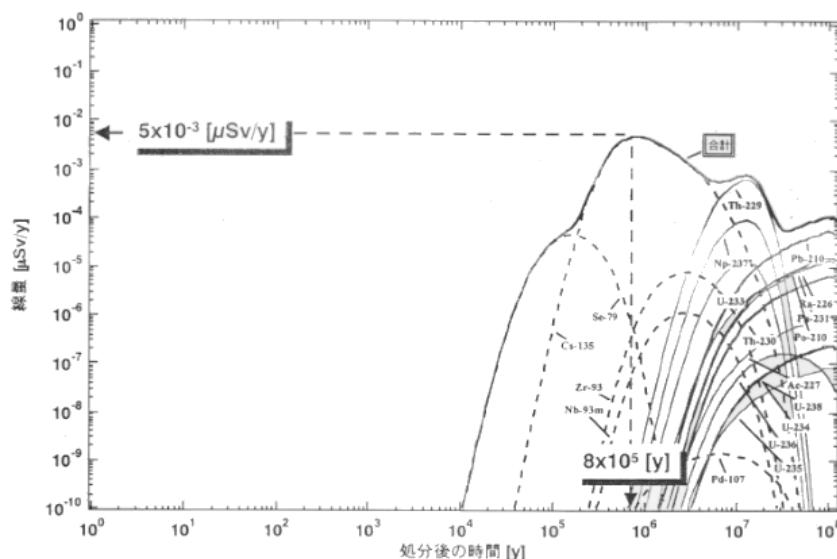


図-9 地下水シナリオのレファレンスケースに関する解析結果

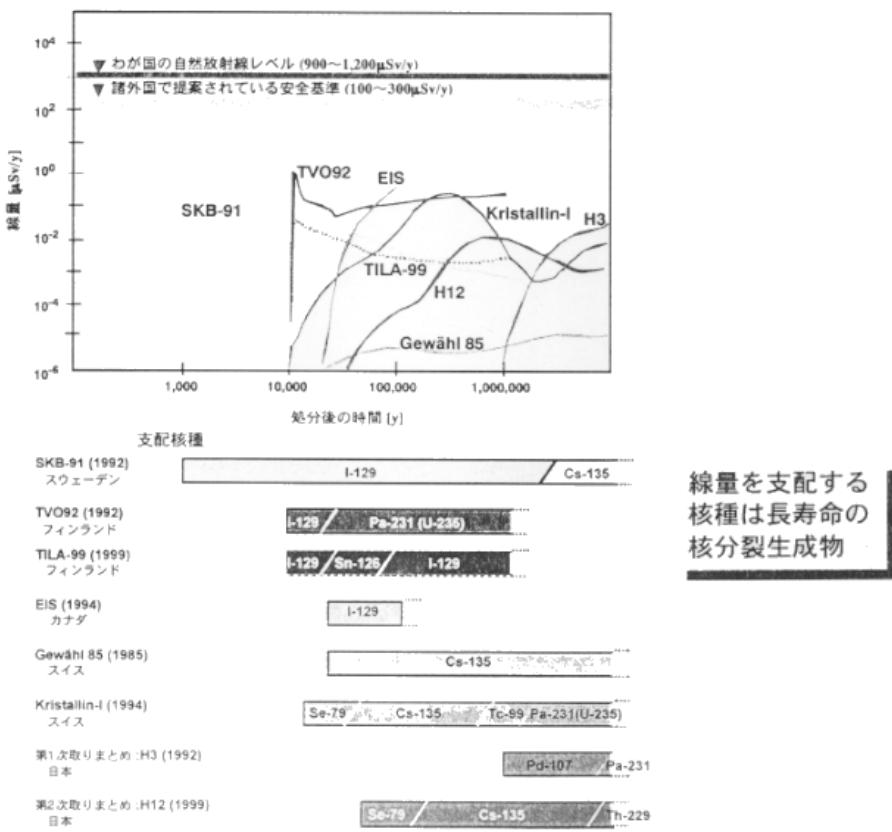


図-10 各国の安全評価結果 (Nagra Bulletin No.25, 1995 を基に作成)

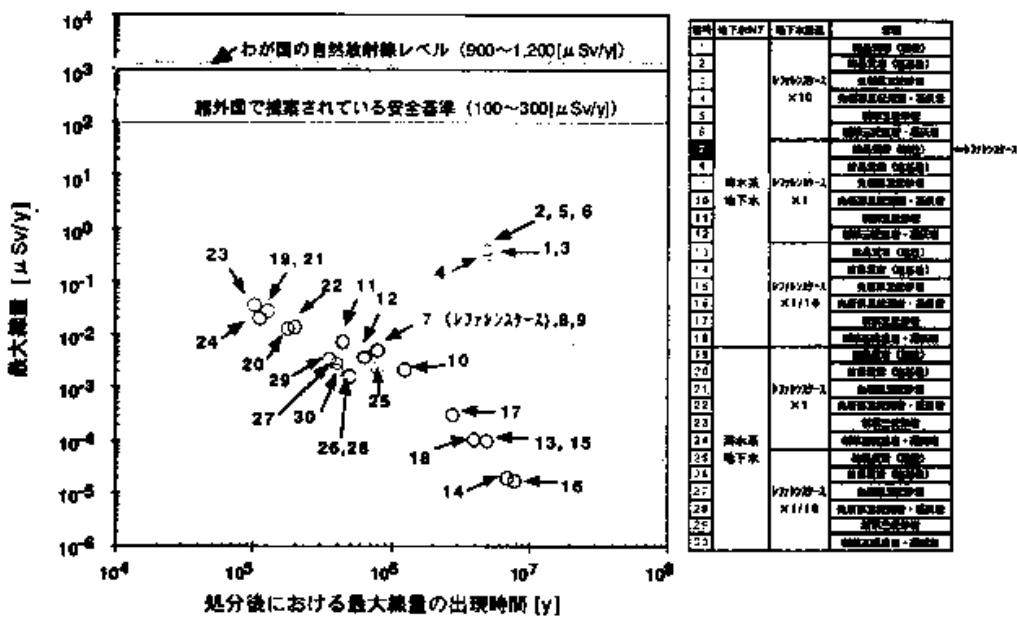


図-11 地層処分システムの全体性能の解析

地下水シナリオ（基本シナリオ）に対する最大線量の分布（40,000 本の廃棄体処分を想定）

### 3)核種分離・消滅処理技術による効果

#### (1)地層処分の長期的な安全性への効果

地層処分に対するPTの効果について具体的に論ずるため、地下水シナリオ及び人間侵入シナリオを対象として、推定される線量あるいはリスクがどのように変化するかを調べる。PTの効果の特徴を概略的に把握するという目的から、地下水シナリオについては、レファレンスシナリオに焦点を絞って検討した。

##### a)地下水シナリオに対する効果

U, Pu 及びマイナーアクチニドを分離した場合に、線量の解析結果がどのように変化するかを、図-9 に示したレファレンスケースとの比較で検討する。上述したように、レファレンスケースの最大線量は Cs-135 によるものであり、U, Pu, Np, Am, Cm を分離除去してもこの値は変わらない。

地層処分したガラス固化体によって生ずると推定される線量の最大値を下げようすれば、まず Cs-135 を分離除去することが必要である。図-12 に示すように、Cs-135 を 90% 除去すれば、最大線量は約 1 柄下がり、Th-229 が支配的となる線量のレベルと同等になる。

さらに最大線量を下げるためには、Cs-135 を 99% 除去し、これに加えて Th-229 の親核種である Np, Am をそれぞれ 99% 以上分離除去することが必要で、これによって最大線量をレファレンスケースに比べて約 2 柄下げることができる。

図-9 をみると解るように、レファレンスケースの最大線量を 2 柄下げた段階では、Se-79 や U の娘核種など、様々な核種が最大線量を支配するようになり、さらに線量を下げようとすると、これらの核種を同時に分離除去することが必要となる。

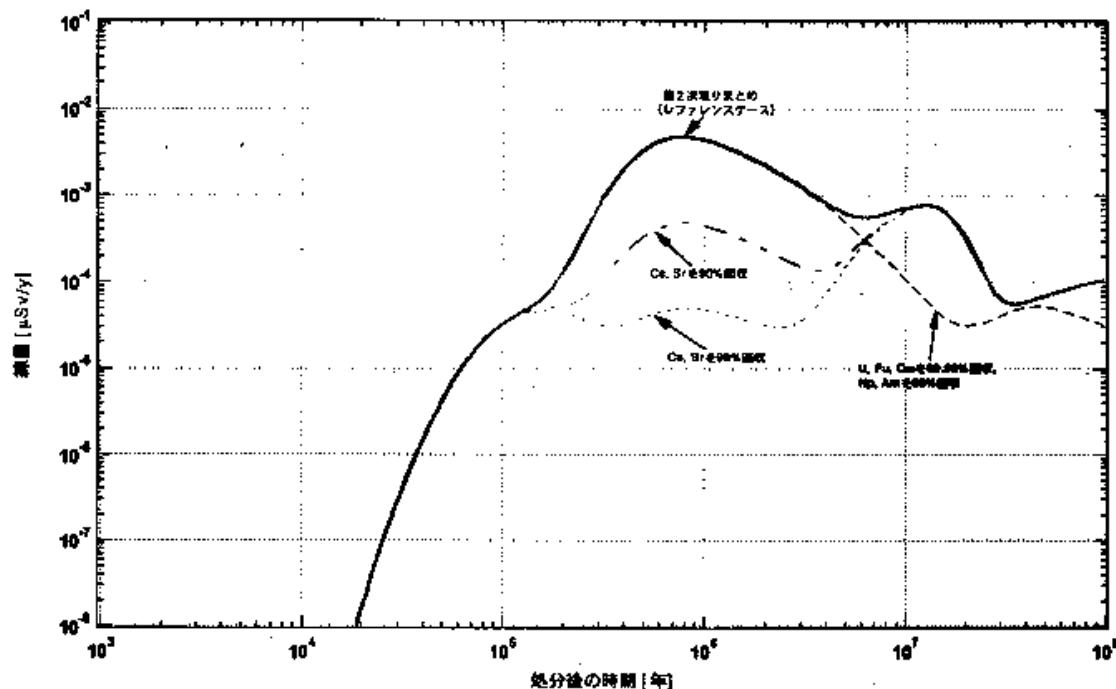


図-12 核種分離した場合の安全評価結果

## b)人間侵入シナリオに対する効果

将来の人間が処分場に侵入することを想定する人間侵入シナリオに関しては、地層処分場を建設するサイトの選定過程で、資源利用の可能性がないという点について充分な配慮がなされること、実際に侵入するためのボーリングを行うためには大きな経済的インセンティヴが必要であること、さらには記録の保存などの制度的管理が行われることなどによって、その発生の可能性は極めて小さいものと考えることができる。

第2次取りまとめ第2ドラフトでは、このような観点から、人間侵入シナリオについては、基本的にその発生の可能性は極めて低いものとして排除しているものの、念のため侵入者に対する影響を解析しリスクの評価を行っている。その結果は図-13に示すとおりであり、記録の保存などの制度的管理によって、処分後のある期間、リスクはゼロであるが、仮に人間侵入を防止する効果を見込まない場合でも、計算されたリスクは、諸外国で提案されているリスクの安全基準を下回るものとなっている。

これに対し、アクチニド核種を分離除去した場合のリスクの計算結果を併せて図-13に示す。また、ガラス固化体の初期の潜在的危険性を支配する、Cs及びSrを分離除去した場合のリスクの変化についても、図-13に示した。

人間侵入によるリスクは、吸入による内部被ばくが卓越するため、図-13に示すように、吸入摂取による毒性の高いアクチニド核種の分離除去が有効となる。

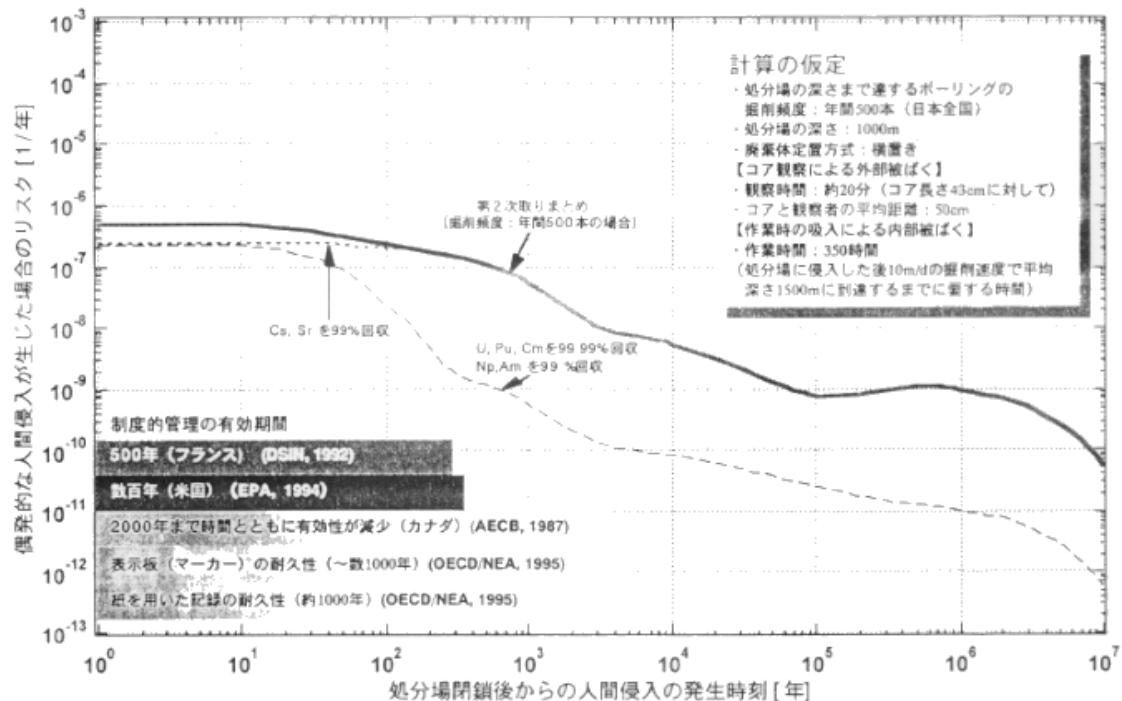


図-13 核種分離した場合の人間侵入によるリスク

（制度的管理が行われる期間については、リスクはゼロとなるが、ここでは仮にその効果が見込まれないものとして計算した値を示している）

## (2) 処分場の設計への影響

### a) 発熱について

発熱による緩衝材の変質が生じない（100°Cを越えない）ようにし、また坑道の力学安定性を維持するため、ガラス固化体は間隔をおいて設置される。この際に必要となる固化体1本当たりの占有面積は、硬岩系岩盤深度1000mに処分場を建設する場合、概略図-14に示すようになる。

堅置き方式の場合、ガラス固化体の発熱量が約380W／本以下、横置き方式の場合、発熱量が約200W／本になると、力学的安定性からの制約によって占有面積が決定され、これ以上の発熱量であれば熱的な制約によって決定されることとなる。

現在の計画では、ガラス固化体は処分されるまでに30年から50年貯蔵されることとなっており、図-3から、発熱量は30年貯蔵後には560W／本、50年貯蔵後には350W／本となることがわかる。

したがって、貯蔵期間が50年であれば、堅置き方式では、占有面積は既に力学的制約によって決まる領域にあるが、貯蔵期間が30年の場合には、Cs, Srをそれぞれ40%程度分離除去すれば、処分時の発熱量を約350W／本とすることができ、占有面積を力学的制約によって決まるレベルまで引き下げることができる。

Cs, Srをそれぞれ約90%回収すれば、3年の貯蔵期間で350W／本程度まで、またそれ約99%回収することにより、同じく3年の貯蔵期間で250W／本程度まで、発熱量を下げることができ、占有面積に対する熱的な制約を取り去ることができる。

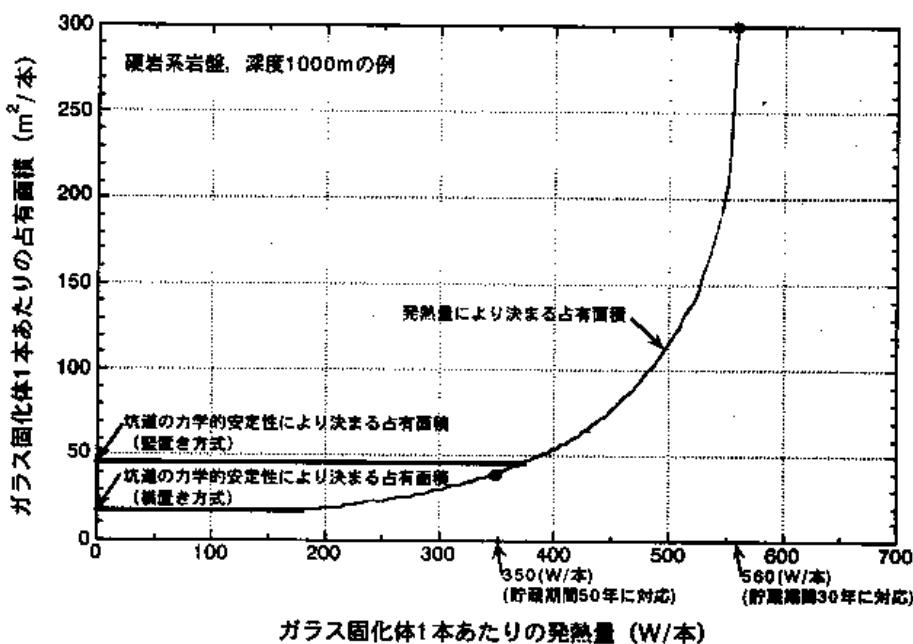


図-14 ガラス固化体1本あたりの占有面積と発熱量の関係

(図中の曲線は、横置き方式の場合を示しているが、堅置き方式の場合もほぼ同様の結果となる)

### b)発生本数について

ガラス固化体への廃棄物含有率は、相分離、ガラス溶融炉運転への影響、発熱性核種のガラス固化体特性への影響などによって制限され、相分離に関しては Mo、ガラス溶融炉運転に関しては、Pd や Ru、発熱性核種のガラス固化体特性への影響という観点からは Cs 及び Sr の含有率が重要となる。核燃料サイクル開発機構東海事業所ガラス固化技術開発施設の場合には、ガラス固化体への廃棄物含有量は約 25%以下に抑えられており、これに対し、Mo を 80%、Pd 及び Ru については 95%、Cs 及び Sr では 90%，それぞれ分離除去することによって、約 45%まで廃棄物含有率を高められる可能性が示されている (Yoneya, et al., 1995; 1997)。

この結果、地層処分するガラス固化体の総本数を約 1/2 とすることが可能となり、3. に示した第 2 次取りまとめ第 2 ドラフトの安全評価モデルによれば、処分本数に比例して、地下水シナリオレファレンスケースによる最大線量も約 1/2 となる。

## 4. まとめと提言

以上の検討をまとめると、

- 地層処分システムの安全性は、廃棄する放射能量ではなく、廃棄物から溶け、地層中を移動する放射能量によって決定づけられる。図-1 で示したように、核種分離によって、ガラス固化体の放射能は大きく低減するものの、図-12 で解るようにそれが直接線量の低減に繋がらない。
  - 最大線量を低減するという観点からは、アクチニドより長半減期の核分裂生成物である Cs-135 が重要である。地層処分場が設置されるような深部の地下環境では、アクチニドの溶解度は小さく、岩石への収着は大きい。
  - 発熱性核種の分離除去は貯蔵期間の短縮に効果がある。
- このような検討結果から、PT 技術の適用に関する提言をまとめると、
- 現行のガラス固化体の地層処分でも、諸外国で提案されている安全基準を充分に下回っているが、さらに線量を下げるために、長半減期の核分裂生成物への PT 技術の適用は有効な手段となりうる。
  - ガラス固化体には含まれていないが、放射性廃棄物管理全体の問題として重要なものに、I-129 を含む廃棄物の処分がある。ヨウ素は溶解度が高く、地層への収着も小さい。これを消滅処理できれば、処分の安全性を高めることが可能である。
  - Cs を高い除去率で分離すれば、適切な Sr の除去と組み合わせて、処分場の設計上、熱的な制約をゆるめることができ、例えば大空洞に一括して処分するような方式 (サイロ方式) をとることが可能となる。さらに、溶解度の低い核分裂生成物やアクチニドを地下水シナリオに対する最大線量の支配核種となるようにすることができる。また、Mo や貴金属を分離除去することにより、ガラス固化体の発生量を低減でき、処分坑道の総延長を短くすることによって、処分場設計の合理化を図ることができる。

## 【参考文献】

- AECB (1987) : *Regulatory Policy Statement, Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes - Long-term Aspects*, AECB Document R-104, Ottawa.
- AECL (1994) : *Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste*, AECL-10711, COG-93-1.
- DSIN (1991) : *Statement of Objectives to be Applied to the Study of Radioactive Waste Disposal in Deep Geological Formations to Ensure Safety After the Operating Period of the Repository, Fundamental Safety Rule - Rule No.III.2.f. Ministry of Industry and Trade, Nuclear Installations Safety Directorate.*
- EPA (1993) : *Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-level and Transuranic Wastes, Code of Federal Regulations, Title 40, Part 191, GPO, Washington, D.C.*
- 核燃料サイクル開発機構 (1999) : 地層処分研究開発第2次取りまとめ第2 ドラフト, 総論レポート わが国における地層処分の技術的信頼性, JNC TN1400 99-006.
- 日本原燃株式会社 (1992) : 六ヶ所再処理・廃棄物事業所再処理事業指定申請書, 平成元年3月, 平成4年11月一部補正.
- Nagra (1985) : *Project Gewahl 1985 - Nuclear Waste Management in Switzerland - Feasibility Studies and Safety Analyses*, Nagra Project Gewahl Report Series, NGB 85-09.
- Nagra (1994) : *Kristallin-I Safety Assessment Report*, Nagra Technical Report, NTB 93-22.
- Nagra (1995) : *Nagra Bulletin No.25*.
- OECD/NEA (1995) : *Future Human Actions at Disposal Sites, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, A Report of the NEA Working Group on Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites*, OECD/NEA, Paris, France.
- 動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書 - 平成3年度 -, PNC TN 1410 92-081.
- SKB (1992) : *SKB 91 - Final Disposal of Spent Nuclear Fuel; Importance of the Bedrock for Safety*, SKB TR 92-20.
- 科学技術庁 (1988) : 放射線を放出する同位元素の数量等を定める件, 昭和63年5月18日, 科学技術庁告示第15号.
- Vieno, T., Hautojarvi, A., Koskinen, L. and Nordman, H. (1992) : *TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal*, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-33E.
- Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : *Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Hastholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara*, TILA-99, POSIVA 99-07.
- Yoneya, M., Kawamura, K., Igarashi, H. and Ohuchi, J. (1995) : *Technical Incentive to High-*

*Waste-Loading Process of HLLW, Proc. Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Berlin, Germany, ICEM'95, Vol.1, pp389-393.*  
*Yoneya, M., Hamamoto, Y., Kawamura, K., Igarashi, H. and Miyamoto, Y. (1997) : Separation of Palladium and Ruthenium from Simulated High-level Liquid Wastes (HLLW), Proc. International Conference on Future nuclear Systems, Yokohama, Japan, Global'97, Vol.2, pp1501-1503.*

【付録】 計算に用いた主な放射性核種の半減期と崩壊連鎖

(カッコ内は半減期)

放射化生成物/ 核分裂生成物	Sm-151, Cs-137→Ba-137m Cs-135, Sn-126, Cs-134, Pd-107, (90y) (30y) (2.6m) (2.3x10 <sup>4</sup> y) (1.0x10 <sup>3</sup> y) (2.1y) (6.5x10 <sup>4</sup> y) Tc-99, Nb-94, Zr-93→Nb-93m, Sr-90→Y-90, Se-79 (2.1x10 <sup>5</sup> y) (2.0x10 <sup>4</sup> y) (1.5x10 <sup>4</sup> y) (14y) (29y) (2.7d) (6.5x10 <sup>4</sup> y)
4N系列	Pu-240 →U-236→ Th-232 (6.5x10 <sup>3</sup> y) (2.3x10 <sup>2</sup> y) (1.4x10 <sup>10</sup> y)
4N+1 系列	Cm-245→Pu-241→Am-241→Np-237→ U-233→ Th-229 (8.5x10 <sup>3</sup> y) (14y) (432y) (2.1x10 <sup>6</sup> y) (1.6x10 <sup>3</sup> y) (7.3x10 <sup>3</sup> y)
4N+2 系列	Cm-246→Pu-242→ U-238 → U-234→ Th-230→ Ra-226→ Pb-210 (4.7x10 <sup>3</sup> y) (3.9x10 <sup>3</sup> y) (4.5x10 <sup>3</sup> y) (2.4x10 <sup>3</sup> y) (7.7x10 <sup>3</sup> y) (1.6x10 <sup>3</sup> y) (22y) Am-242m→Pu-238 (1.5x10 <sup>2</sup> y) (87y)
4N+3 系列	Am-243→ Pu-239→ U-235→ Pa-231→ Ac-227 (7.4x10 <sup>3</sup> y) (2.4x10 <sup>4</sup> y) (7.0x10 <sup>3</sup> y) (3.3x10 <sup>3</sup> y) (22y)

注) 半減期については、計算に用いた ORIGEN2.1 コード (Croff, 1980) の DECAY ライブ ラリを引用

Croff, A.G. (1980): ORIGEN-2, A Revised and Updated Versions of the Oak Ridge Isotope Generation and Depletion Code, ORNL-5621.