

高速増殖炉から発生する TRU 廃棄物の

地層処分への熱的影響

原子炉工学研究室

吉田将太

第 1 章 序論.....	1
1.1 日本における原子力利用.....	1
1.2 廃棄物に関する評価.....	1
1.3 TRU 廃棄物.....	2
1.4 本研究の目的.....	5
第 1 章参考文献.....	8
第 2 章 計算条件.....	9
2.1 使用済み燃料特性.....	9
2.1.1 炉物理解析コードシステム CBZ.....	9
2.1.2 燃焼計算条件.....	9
2.1.3 MOX 燃料組成.....	10
2.1.4 使用済み燃料発熱特性の比較.....	10
2.2 ハル・エンドピース廃棄体の地層処分への熱影響評価.....	13
2.2.1 ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性評価.....	13
2.2.2 処分坑道と周辺岩盤の熱伝導解析モデル.....	13
2.2.3 二次元熱伝導解析条件.....	13
2.2.4 処分後の廃棄体温度の核種感度解析.....	14
2.2.5 隣接坑道中心間距離が処分後の廃棄体温度に与える影響.....	14
第 2 章 参考文献.....	16
第 3 章 解析結果・考察.....	17
3.1 使用済み燃料発熱特性評価.....	17
3.1.1 短・中期的発熱.....	17
3.1.2 長期的発熱.....	18
3.2 ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性評価.....	22
3.3 処分坑道と周辺岩盤の温度分布.....	26
3.4 処分後の廃棄体温度の核種感度解析.....	33
3.5 隣接坑道中心間距離が処分後の廃棄体温度に与える影響評価.....	36
第 4 章 結言.....	40

謝辞

付録

第1章 序論

1.1. 日本における原子力利用

1963年10月26日に日本で初めて原子力発電が動力試験炉 JPDR(Japan Power Demonstration Reactor)によって行われた。その後、日本原子力発電によって日本初の商業用発電所である東海発電所が設立され、これを機に日本の原子力産業の発展が加速した。日本で初めて導入された原子炉は黒鉛減速炭酸ガス冷却型原子炉であったが、経済性などの問題により、後に導入される原子炉はすべて軽水炉となり、主流となった。原子力利用が拡大していくにつれて、経済性の向上や使用済み燃料の貯蔵施設容量の逼迫を理由に燃料の高燃焼度化が進められてきた。また、ウラン資源の節約のために使用済み燃料を再処理しウランとプルトニウムを取り出し、再び燃料として利用するプルサーマルでは、ウランとプルトニウムを混合させた MOX(Mixed Oxide)燃料が使用されている。その一方で原子炉の一つの到達目標とされる高速増殖炉の研究も進められてきた。現在は、高速実験炉「常陽」及び高速増殖原型炉「もんじゅ」の設計・建設・運転を通じて蓄積した経験を活用し、かつ経済性、信頼性を向上させる革新技術の先進ループ型ナトリウム冷却高速炉(JSFR: Japan Sodium-cooled Fast Reactor)への適用を図りながら、FBRの実用化を目指して FaCT プロジェクトが進められている。

2011年3月11日に起きた東日本大地震の影響で福島第一原子力発電所において全交流電源喪失に陥り炉心溶融や炉外への放射性物質の放出といったシビアアクシデントを招く深刻な事態となった。福島原発事故以来、原子力への風当たりは強くなり、原子力の利用の仕方も見直されている。2011年に政府が行った世論調査では、2030年時点での発電量に占める原子力の比率を0%にするという意見が半数近くを占める結果となり、政府としては原子力の推進をしにくい状況となった。しかし、国際エネルギー機関(IEA)による推計では2010年の日本のエネルギー自給率は僅か4.8%であり、ほとんどを化石燃料の輸入に頼っているのが現状である[1]。化石燃料の輸入に大きく依存したエネルギー構造は社会的、経済的に大きなリスクを抱えている状況であり、リスクを回避するために自給率を向上させエネルギーセキュリティの強化を図る必要がある。そのための一つの手段として現行の軽水炉の継続が十分に考えられる。原子力発電の燃料となるウランは、エネルギー密度が高く備蓄が容易であること、使用済み燃料を再処理することで資源燃料として再利用できること、発電コストに占める燃料費の割合が小さいこと等から、資源依存度が低い「準国産エネルギー」と位置づけられている。また、核燃料サイクルの要である高速増殖炉の利用も期待される。高速増殖炉を利用することで発電と共に燃料を生成でき、海外から燃料を調達することなく発電が可能となるため、真のエネルギー自給率向上を達成することが出来る。また、高速増殖炉で長期的な発熱を伴うマイナーアクチニド(以下、MA)を燃焼させることで、原子力発電で発生する廃棄物の処分に伴う環境負荷を低減させることもできるため、バックエンドの観点からも高速増殖炉の導入が期待されている。

1.2. 廃棄物に関する評価

日本の原子力システムは上述したように、燃焼度の異なる軽水炉 UO_2 燃料や MOX 燃料に加え高速増殖炉の導入も見込まれるような多様なシステムとなっており、発生する廃棄物に関しても

同様に多様な廃棄物組成となることが考えられる。この日本の多様な廃棄物、その中でも特に毒性や発熱の大きい高レベル放射性廃棄物と超ウラン元素を含む放射性廃棄物（以下、TRU 廃棄物）を対象とした定量的な評価、および比較が行われている。日本原子力研究開発機構が 1999 年に発表した「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ—」（以下、第 2 次取りまとめ）では高レベル放射性廃棄物を含むガラス固化体の地層処分の技術的成立性が示されている[2]。「第 2 次取りまとめ」中では対象としている使用済み燃料組成は燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料を燃焼終了後 4 年間冷却した場合の組成のみであり、この組成から作られるガラス固化体に対しての処分概念および安全評価となっている。その他の使用済み燃料組成を用いた高レベル放射性廃棄物に関する評価として、28~70GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料と軽水炉 MOX 燃料の使用済み燃料から作られるガラス固化体の本数と、その発熱に関しての評価が行われている[3]。また、軽水炉以外にも高速増殖炉から発生する高レベル放射性廃棄物に関する評価があり、燃焼度 86,150GWd/tHM の使用済み燃料を対象として高レベル放射性廃棄物の毒性および発熱、処分後のキャニスタ破損時に環境に与える影響が評価されている[4]。さらに、分離変換技術を高速増殖炉サイクルに導入した場合の処分場面積への効果が検討されており、軽水炉サイクルから発生するガラス固化体を処分するのに必要な処分場定置面積よりも、変換技術（MA 燃焼）を導入した高速増殖炉サイクルのほうが大幅に面積を小さく出来ると評価されている[5]。

TRU 廃棄物に関しても「第 2 次取りまとめ」と同様に処分の安全性が評価されており、2005 年に電気事業連合会と日本原子力研究開発機構が公表した「TRU 廃棄物処分技術検討書—第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—」（以下、TRU2 次レポート）に示され、技術的な成立性が見通しが得られたとしている[6]。しかし、「TRU2 次レポート」は「第 2 次取りまとめ」同様、対象としている使用済み燃料組成は燃焼度 45GWd/tHM の UO_2 燃料についてのみである。高燃焼度化や MOX 燃料の導入によって超ウラン元素濃度の高い TRU 廃棄物が増え、処分への負担が増大するという懸念から、異なる燃料組成から発生する TRU 廃棄物の評価が他の論文で行われており、高燃焼度化および MOX 燃料の導入によって TRU 廃棄物の一つである、ハル・エンドピース圧縮廃棄体の地層処分にどのような影響があるか評価されている[7]。その結果、MOX 燃料から発生するハル・エンドピース廃棄体の処分においては、廃棄体の発熱が大きくなるために「TRU2 次レポート」の処分概念を見直す必要性が指摘されている[7]。

上記のように軽水炉サイクルから発生する TRU 廃棄物についての評価は行われているが、高速増殖炉の場合に関しての評価は無い。高速増殖炉サイクルでは軽水炉サイクルに比べ高レベル放射性廃棄物の負担が軽くなると評価されているが、処分全体を考えると TRU 廃棄物も高レベル放射性廃棄物と同様に重要であり、高レベル放射性廃棄物と TRU 廃棄物の評価、および軽水炉サイクルの場合との比較を行い、高速増殖炉サイクルから発生する廃棄物に関して知見を深めることが必要であると考えられる。

1.3. TRU 廃棄物

TRU 廃棄物は使用済み燃料の再処理工程、または MOX 燃料製造工程から発生するが、その多

くは再処理工程で発生する。軽水炉サイクルの再処理工場の操業に伴い発生する TRU 廃棄物を図 1-1 に示す。軽水炉における TRU 廃棄物の発生量はガラス固化体のそれよりもはるかに多い。1966 年から 2015 年までの原子力発電電力量相応のガラス固化体の発生本数は約 4 万本（約 7800m³）と試算されているのに対し、再処理工場と MOX 燃料製造工場の操業期間を 40 年とした場合、TRU 廃棄物の廃棄体推定発生量はガラス固化体の約 20 倍に当たる約 14 万 m³と試算されている[2][6]。TRU 廃棄物は、ハル・エンドピースといった放射能レベルの高いものから、雑廃棄物のような放射能レベルの低いものまで幅広く含んでいる。そのため、処分際にはその放射能レベルに応じた処分方法が適用され、浅地中へのコンクリートピット処分、地下利用に余裕を持った深度 50～100m 程度での処分を行う余裕深度処分、または深度 300m 以深への地層処分、のいずれかの方法で処分される[6]。TRU 廃棄物の処分区分ごとの廃棄体推定発生量を表 1-1 に示す。廃棄体の放射能レベルが高いため地層処分対象となる廃棄体は TRU 廃棄体のうち約 2 割を占める。地層処分に区分される廃棄体は、I-129 濃度の高い廃銀吸着剤、β γ 濃度および α 濃度も高いハル・エンドピース廃棄体、硝酸塩を含むアスファルト固化体が主な廃棄物である。これらの廃棄体はガラス固化体に比べ発熱が小さいため、集積して処分することが可能であるため発生量が非常に多いが、処分に要する面積はガラス固化体の場合の約 1/30 との試算もある[8]。

高速増殖炉サイクルの場合、先進湿式法（NEXT 法）という方法での再処理が考えられており、軽水炉サイクルの場合とは異なる。また、高速増殖炉と軽水炉では炉の構造や構造物材料、中性子スペクトル等が異なるため発生する廃棄物にも違いがあり、軽水炉の場合と名称、分類が違うこともある。表 1-2 に高速増殖炉サイクルの再処理工場から発生する廃棄物の分類、およびその対象となる廃棄物例と処分区分を示す。再処理工場から発生する廃棄物のうち TRU 廃棄物に分類されるものはすべて地層処分の対象となっており、軽水炉で TRU 廃棄物と分類されている廃棄物のうち余裕深度処分、コンクリートピット処分の対象となっているものは高速増殖炉サイクルでは高 β γ 廃棄物、（極）低レベル廃棄物にそれぞれ分類される[9]。高速増殖炉サイクルの場合、TRU 廃棄物の推定発生量は 200tHM/y 規模の再処理プラントにおいて 121m³/y、高レベル廃棄物の推定発生量は 36m³/y と見込まれている[9]。地層処分の対象となる廃棄物に関してだけ見れば、軽水炉サイクルと高速増殖炉サイクルとで、高レベル廃棄物と TRU 廃棄物の発生量の比は同程度である。そのため、高速増殖炉サイクルにおいても、TRU 廃棄物の評価は軽水炉と同様に重要であると考えられる。

TRU 廃棄物の中でも、発熱密度が最も大きいハル・エンドピースの地層処分への熱影響についての整理が重要と考えられており、軽水炉 UO₂ 燃料および軽水炉 MOX 燃料から発生するハル・エンドピースに関する評価は行われているが、ハル・エンドピースと同様な廃棄物が発生する高速増殖炉の場合に関しては前例が無い[7]。

軽水炉サイクルにおいて、ハル・エンドピースは図 1-2 に示すような再処理工場のせん断・溶解行程で発生する。せん断工程で燃料集合体のせん断を行い、せん断されたジルカロイ製の燃料被覆管の欠片（ハル）と分離された燃料集合体の端末片（エンドピース）のことをあわせてハル・エンドピースという。これらは溶解槽中でも溶けずに残るため、溶解槽から回収され、その後圧縮減容されてガラス固化体に使用されるものとほぼ同じステンレス製のキャニスタ（φ 0.43×

1.34m) に收容される。このようにしてキャニスタに收容されたものをハル・エンドピース圧縮廃棄体という。処分の際には、このキャニスタを炭素鋼製の容器に4本ずつ収納し、隙間にモルタルを充填しパッケージ化することが考えられている[6]。図 1-3 に示すように坑道内ではパッケージを積み重ね、集積処分を行う方法が有力視されている。一方、高速増殖炉の場合には、燃料集合体の構造物であるラップ管、ハンドリングヘッド、エントランスノズル等をせん断の前工程の解体工程で外すため、ハルは軽水炉の場合と同様に発生するが、スパーサワイヤや端栓といった量的には少ないものが軽水炉のエンドピースに該当する。高速増殖炉サイクルの場合、これらの廃棄物を回収した後 500kg/200L のドラム缶に收容する、という想定がされている[9]。処分に関する想定は無いが、軽水炉から発生するハル・エンドピース圧縮廃棄体と同様な処分方法で行われると考えられる。以降、軽水炉サイクルのハル・エンドピース圧縮廃棄体、高速増殖炉サイクルのそれと同等の廃棄体を、まとめてハル・エンドピース廃棄体と呼ぶ。表 1-3 に、軽水炉と高速増殖炉の燃料に関する違いを示す。

ハル・エンドピース廃棄体が比較的高い発熱密度を持つ原因は、ハル・エンドピース自体が炉内で中性子によって放射化される他に、燃焼中、もしくは再処理工場でのハルへの核分裂生成物（以下、FP）および TRU 核種の付着が挙げられる。「TRU2 次レポート」では、放射性核種の発熱によって、廃棄体パッケージに充填されているセメントモルタル材が熱変質を起こさないような温度に保てるように、処分坑道の設計が決められている[6]。セメント系材料が熱変質する正確な温度は明らかとなっていないが、温度上昇によりセメントの主要構成物である C-S-H ゲル（珪酸カルシウム水和物）の化学的性質や細孔構造が変化し、放射性核種の移行に対するバリア構造に影響を与えると考えられている[6]。「TRU2 次レポート」では、C-S-H の Ca/Si モル比と各温度で安定な水和物との関係を考慮し、C-S-H ゲルの変質を避ける上限温度を 80℃としている[6]。地中の深度が増すほど地温は上昇し、地層処分の対象となる 300m 以深では温度余裕はそれほど大きくはない。「TRU2 次レポート」で設定されている地下 500m においては、地温が 30℃となるため温度余裕は僅か 50℃しかなく、ハル・エンドピース圧縮廃棄体の発熱を少しでも抑えるために、「TRU2 次レポート」では廃棄体を作成後 25 年間貯蔵してから処分を行うことを想定している[6]。燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料から発生するハル・エンドピース廃棄体の発熱に大きく寄与している核種は、ほとんどが比較的半減期の短い FP であるため、25 年貯蔵を行うことによって発熱は大幅に減少する。

高速増殖炉では高レベル放射廃棄物を減少させるために軽水炉、または高速増殖炉の使用済み燃料から発熱が大きい MA を取り出し、燃料に混合させて燃焼させる MA 燃焼が計画されている。MA 燃焼では燃料装荷時点で 3~5wt% の MA が含まれているため、軽水炉の場合よりも超ウラン元素濃度の高いハル・エンドピース廃棄体が増加する可能性がある。従って、ハル・エンドピース廃棄体に Am-241 や Pu-238 といった半減期の長い核種がより多く付着するため、軽水炉の MOX 燃料と同様に「TRU2 次レポート」の処分概念が適用できない可能性があり、地層処分へ大きな影響を与えると懸念される。

1.4. 本研究の目的

本研究では、高速増殖炉の使用済み燃料の再処理により発生する TRU 廃棄物の地層処分への影響を明らかにすることを目的とし、TRU 廃棄物のうち最も発熱密度の大きいハル・エンドピース廃棄体を対象として解析を行い、軽水炉の場合と比較する。燃焼度 45、70GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料、および MOX 燃料、高速増殖炉の平衡炉心燃料に対して、燃焼計算を行う。それと共に「TRU2 次レポート」に示されている地層処分概念を前提とし、有限要素法を用いて処分後の坑道および周辺岩盤の二次元熱伝導解析を行い、ハル・エンドピース廃棄体の地層処分への熱影響を定量的に評価し、各ケースにおけるハル・エンドピース廃棄体発生数も評価する。さらに、処分後の廃棄体の温度推移に着目し、廃棄体温度に対する放射性核種の感度解析を行う。軽水炉 MOX 燃料と高速増殖炉の場合に、適切な処分坑道のレイアウトを決めるために隣接坑道との中心距離を変更して処分後の廃棄体温度を評価する。これらの解析結果から、「TRU2 次レポート」の処分概念を適用した際に生じる影響を明らかにする。

表 1-1 軽水炉サイクルにおける処分区分ごとの廃棄体推定発生量 [m³] [6]

区分	推定発生量(割合)
コンクリートピット処分	88,431 (0.63)
余裕深度処分	252,205 (0.18)
地層処分	26,640 (0.19)
計	140,274

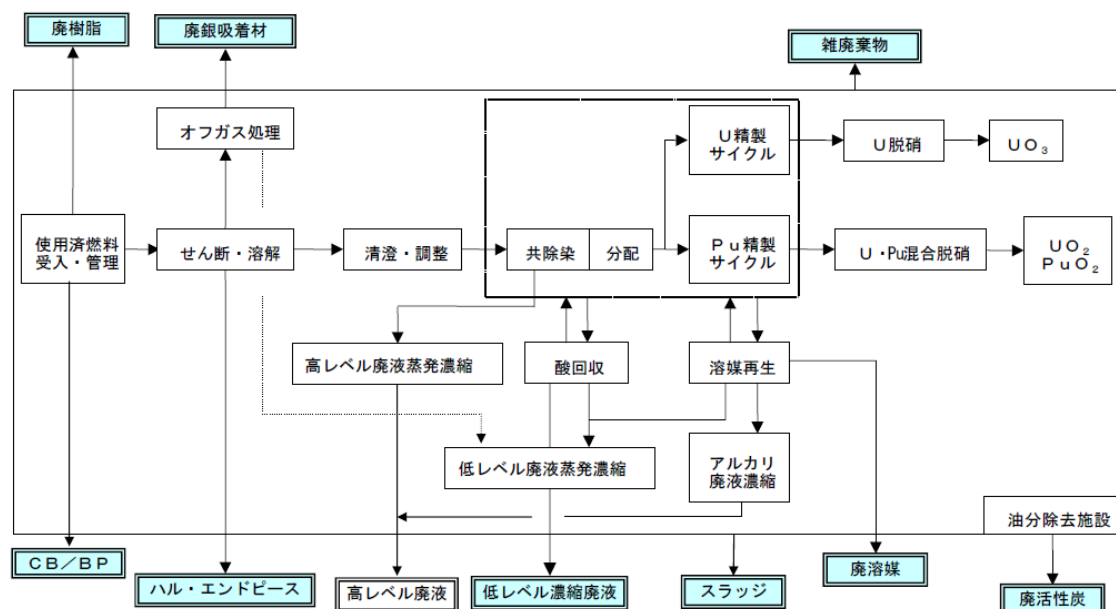


図 1-1 軽水炉サイクルの再処理工場の操業に伴い発生する TRU 廃棄物[6]

塗りつぶし箇所が対象となる廃棄物

表 1-2 高速増殖炉サイクルの再処理工場から発生する廃棄物の分類[9]

分類	対象となる廃棄物例	区分
高レベル廃棄物	ガラス固化体	地層処分
TRU 廃棄物	集合体構造材（ハル、端栓、スペーサワイヤ）、廃銀吸着剤 等	地層処分
高βγ廃棄物	集合体構造材（ハンドリングヘッド、ラップ管、エントランスノズル）、廃溶媒 等	余裕深度処分
低レベル廃棄物	不燃廃棄物 II（金属、その他）	コンクリートピット処分

表 1-3 軽水炉と高速炉の燃料に関する違い[9]

燃料集合体 燃料要素	燃料集合体及び燃料ピンの寸法などが互いに異なる 高速増殖炉燃料集合体にはラップ管がある 高速増殖炉燃料にはブランケット燃料集合体がある 軽水炉燃料にはグリッド/スペーサが、高速増殖炉燃料にはワイヤがある 軽水炉燃料要素はジルカロイ、高速増殖炉燃料はステンレス（ODS）製
Pu 富化度	高速増殖炉燃料は Pu 富化度が高い(約 20wt%)
燃焼度、発熱	高速増殖炉燃料は燃焼度が大きく、使用済み燃料の発熱が大きい

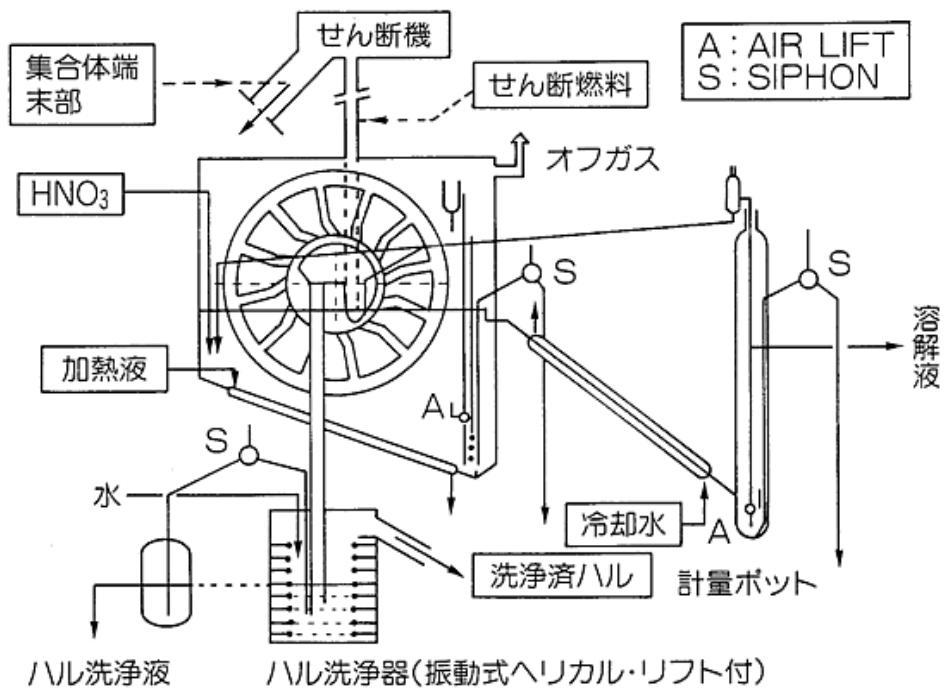


図 1-2 再処理工場におけるせん断・溶解工程 [10]

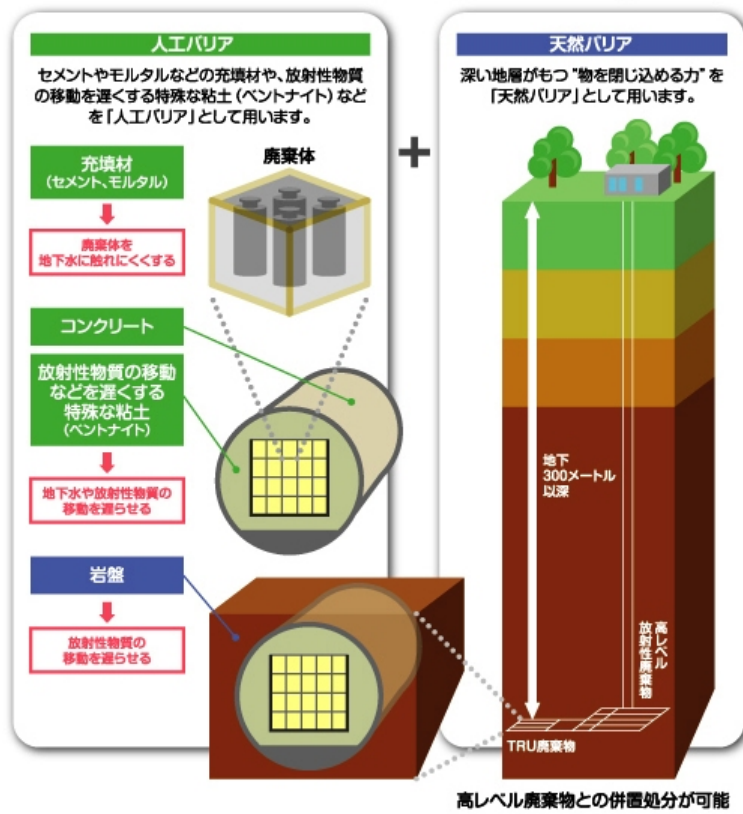


図 1-3 ハル・エンドピース圧縮廃棄体の地層処分概念[11]

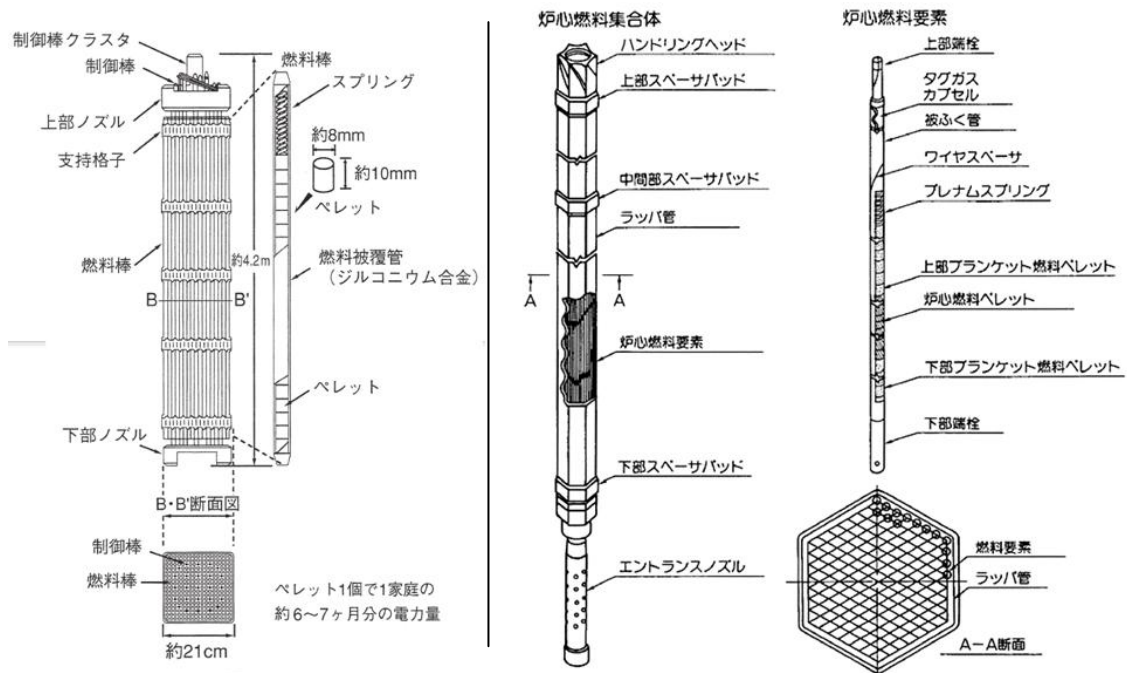


図 1-4 加圧水型原子炉と高速増殖炉もんじゅの燃料集合体[10]

第1章の参考文献

- [1] 経済産業省資源エネルギー庁、平成23年度エネルギーに関する年次報告（エネルギー白書2012）、（2012）
- [2] 核燃料サイクル開発機構、ニアフィールドの熱解析～第二次取りまとめにおける処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定～、JNC TN8400 99-051、（1999）
- [3] Y. INAGAKI, T. IWASAKI, S. SATO et al., “LWR high burn-up operation and MOX introduction; fuel cycle performance from the viewpoint of waste management,” J. Nucl. Sci. Technol., 46[7], 677-689(2009).
- [4] E. BOUVIER, J. AHN, T. IKEGAMI, “Comparison of Environmental Impacts for PWR-UO₂, PWR-MOX and FBR,” Global 2007, Boise, Idaho, September 9-13, (2007).
- [5] K. NISHIHARA, H. OIGAWA, et al., “Impact of Partitioning and Transmutation on High-Level Waste Disposal for the Fast Breeder Reactor Fuel Cycle,” J. Nucl. Sci. Technol., 47[12], 1101-1117, (2010).
- [6] 電気事業連合会、核燃料サイクル開発機構、TRU 廃棄物処分技術検討書－第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－、JNC TY1400 2005-013、（2005）。
- [7] 平野史生，“軽水炉燃料の高燃焼度化および MOX 燃料の導入に伴い発生する TRU 廃棄物の地層性分への影響”，北海道大学博士論文（2009）。
- [8] 経済産業省資源エネルギー庁ホームページ
- [9] (<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/tru/tru05.html>)
- [10] 日本原子力開発機構、高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究 フェーズ II 技術検討書－（2）燃料サイクルシステム－、JAEA-Research 2006-043、（2006）
- [11] ATOMICA ホームページ (<http://www.rist.or.jp/atomica/index.html>)
- [12] 東北電力ホームページ (<http://www.tohoku-epco.co.jp/electr/genshi/shiryo/wastes/03.html>)

第2章 計算条件

2.1. 使用済み燃料特性

ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性を評価するために、発熱源となる使用済み燃料や放射化された構造物、その中の不純物の組成を燃焼計算によって求める。また、各ケースにおける使用済み燃料の発電量あたりの崩壊熱の変化を短・中期的、および長期的に評価し比較する。

2.1.1. 炉物理解析コードシステム CBZ

本研究では燃焼計算に炉物理解析コードシステム CBZ(以下、CBZ)を用いている。CBZは日本原子力研究開発機構で開発されたコードシステム CBG をベースとして、2012年4月より原子炉工学研究室で開発が開始されたコードシステムである。臨界・燃焼・遮蔽の原子炉内またはその周辺での中性子輸送に関わる物理現象を数値的に模擬するツールである。

本研究においてはピンセル体系での燃焼計算を行うことができる Burner モジュールを使用した。Burner モジュールでは燃料、被覆管、冷却材の三領域からなる正方または六角格子の取り扱いが可能である。燃焼チェーンには核計算コードシステム SRAC95 で使用されている詳細チェーンを使用しており、取り扱う核分裂生成物核種は 193 核種である。この燃焼チェーンを用いることにより原子炉運転停止後 1 年以降の崩壊熱、放射能を精度良く評価することができる。また、BurnupChainGenerator モジュールを使用することにより、核分裂生成物崩壊データ、核分裂生成物収率データから用途に応じた燃焼チェーンを作成することが可能である。核データライブラリは JENDL-4.0 を使用した。群断面積には CBZ に実装されている CBZLIB によって計算された実効群断面積を用いており、軽水炉の場合は 107 群、高速炉の場合は 70 群のエネギー群の炉定数ライブラリを使用した。

2.1.2. 燃焼計算条件

CBZ における燃焼条件を表 2-1-1 に示す。軽水炉では計算モデルに出力 100 万 kWe の加圧水型原子炉 (PWR) の燃料ピンセルモデルを使用した。燃料は UO_2 燃料と MOX 燃料の二種類を対象にし、燃焼度を「TRU2 次レポート」と同じ 45GWd/tHM と、高燃焼度化を想定し 70 GWd/tHM の二つとした。高速増殖炉の場合、計算モデルは出力 150 万 kWe の大型のナトリウム冷却炉 [1] の燃料ピンセルモデルとし、燃料には MOX 燃料、燃焼度 150GWd/tHM とした。出力と燃焼度、サイクル長から線出力密度を算出し、燃料ピンセルの出力とした。また、不純物の放射化として Co-59 の放射化計算も同時に行った。軽水炉の場合、Co-59 は被覆管にはほとんど含まれていないが、構造材であるステンレスの元素が水に溶出し、被覆管に錆として付着するため本解析においては被覆管に不純物として含まれるものとして考慮した。軽水炉の解析では、被覆管および上下ノズル部の材料をジルカロイ-4 と SUS-304 とし、不純物の放射化計算に使用した構造材料と不純物量、ノズル部における中性子フラックスは「TRU2 次レポート」と同様に設定した。高速増殖炉の場合、被覆管の材料は ODS 鋼とした。被覆管の不純物に関しては軽水炉の被覆管と異なり、被覆管材料の ODS 鋼には Co-59 が多く含まれていると考えられるため、軽水炉のステンレス鋼と同様の値を使用した。また、高速増殖炉においては被覆管中の Fe-54 の(n,p)反応によ

て生成される Mn-54 の発熱も考慮した。軽水炉の上下ノズル部に相当する構造材は被覆管とは別に処分されることに加え、被覆管と共に処分される端栓やスペーサワイヤも被覆管に対して少量であるため、被覆管または被覆管中の不純物の放射化以外は考慮していない。軸ブランケット部の中性子フラックスは高速炉全炉心を二次元 RZ 体系で模擬した燃焼計算を行える FRBurnerRZ モジュールを使用して計算した中性子フラックスを使用した。

2.1.3. MOX 燃料組成

CBZ の燃焼計算で用いる軽水炉・高速増殖炉 MOX 燃料組成を表 2-1-2 に示す。軽水炉の MOX 燃料と高速増殖炉の平衡炉心 MOX 燃料の組成、プルトニウム富化度については文献を参考にした[2][1]。高速増殖炉の炉心は内側炉心と外側炉心の二領域で異なる組成の燃料で構成されているが、本研究では内側炉心燃料と外側炉心燃料のそれぞれの重量を考慮して平均的な組成を求め、その平均的な燃料組成を用いた。平衡炉心の高速増殖炉では径方向ブランケットが無くても軸方向ブランケットと炉心燃料だけで増殖比 1 を超えるようになるため、本研究では軸方向ブランケットだけを考慮し、軸ブランケット燃料には U-235 濃縮度 0.2wt% の劣化ウラン相当の燃料を用いた。

2.1.4. 使用済み燃料発熱特性の比較

使用済み燃料の発熱特性を比較するために、短・中期的な観点から、燃焼終了後 4,30,50 年時点での使用済み燃料の発熱率を燃焼度と熱効率の積として求めた発電量で除した値を求めた。また、長期的な観点から、燃焼終了後 1000 年間の発熱寄与の大きい核種の発熱率を発電量で除した値を各ケースについて評価し、比較した。使用済み燃料発熱特性の長期的観点からの比較で対象とした核種は、アクチニドからは Pu-238、Pu-239、Pu-240、Am-241、Cm-244、核分裂生成物からは Sr-90、Y-90、Cs-137、Ba-137m、Pr-144、Cs-134、Rh-106 を選んだ。対象の燃料組成は、燃焼度 45,70GWd/tHM の軽水炉 UO₂ 燃料、軽水炉 MOX 燃料、および燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉平衡炉心 MOX 燃料（以下、高速増殖炉）の計 5 種類とした。

表 2-1-1 燃焼計算条件

炉型	軽水炉 (LWR)	高速増殖炉 (FBR)	
計算体系	PWR 正方燃料ピンセル	高速増殖炉六角燃料ピンセル	
燃焼度 [GWd/tHM]	45、70	150	
燃料	UO ₂ , MOX	MOX	
U-235 濃縮度 [wt%]	4.5, 6.5	-	
プルトニウム富化度 [wt%]	11.5, 16.5	21.3 (平衡炉心燃料)	
セル形状データ [cm]	燃料棒外径 : 被覆管厚さ : 燃料棒ピッチ :	燃料棒外径 : 被覆管厚さ : 燃料棒ピッチ :	
線出力密度 [W/cm]	179	235	
中性子フラックス	上部ノズル : 燃料部の 1/10 下部ノズル : 燃料部の 1/4	軸ブランケット : 燃料部の 1/3	
構造材料組成	被覆管	ジルカロイ-4 不純物 : Co (10ppm)	ODS 鋼 不純物 : Co (500ppm)
	上部・下部ノズル	ステンレス鋼 (SUS-304) 不純物 : Co (500ppm)	-
熱効率 [%]	33	42	

表 2-1-2 軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉組成

燃料	LWR MOX	LWR MOX	FBR MOX
	45GWd/tHM	70GWd/tHM	150GWd/tHM
Pu-238	2.08	2.16	1.33
Pu-239	53.95	56.02	51.89
Pu-240	24.65	25.69	33.04
Pu-241	9.15	9.56	4.85
Pu-242	6.29	6.57	4.05
Np-237	0.00	0.00	0.38
Am-241	3.88	2.82	1.99
Am-242m	0.00	0.00	0.10
Am-243	0.00	0.00	1.10
Cm-242	0.00	0.00	0.09
Cm-243	0.00	0.00	0.01
Cm-244	0.00	0.00	1.03
Cm-245	0.00	0.00	0.14

2.2. ハル・エンドピース廃棄体の地層処分の熱影響評価

ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性の評価を軽水炉、高速増殖炉の各使用済み燃料組成について行い、処分坑道と周辺岩盤の条件を定めハル・エンドピース廃棄体の地層処分後の熱影響を熱伝導解析によって評価する。同時に、各ケースのハル・エンドピース廃棄体の発生本数を評価し、比較する。

2.2.1. ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性評価

ハル・エンドピース圧縮廃棄体は、放射化された構造材料とその不純物の崩壊熱と、ハルに付着する核分裂生成物とアクチニドの崩壊熱によって発熱するものとし、その和を発熱量として求めた。表 2-2-1 にハル・エンドピース廃棄体発熱評価の条件を示す。使用済み燃料の冷却期間は「TRU2 次レポート」の値を使用し 4 年とした。また、キャニスタの寸法、廃棄物充填量も「TRU2 次レポート」と同様に設定した。高速増殖炉の場合にはドラム缶でハル・エンドピースを処分するとされているが、本研究においては軽水炉の場合と同様にキャニスタでの処分と仮定した。キャニスタ 1 体あたりに処理する燃料重量は文献[3][4]中の年間の処理燃料重量と、発生するキャニスタ数からそれぞれ求めた。この値は燃料とハル・エンドピースの比を示しており、高速増殖炉のほうが燃料重量に対するハル・エンドピースの重量が少なくなった。これは、高速増殖炉の方がハル・エンドピースの対象となる構造物が軽水炉に比べて少ないためだと考えられる。

ハルへの核分裂生成物やアクチニドの付着する割合を示す燃料付着率は、被覆管の材料や再処理方法などによって変化すると考えられる。軽水炉、高速増殖炉ともに使用済み燃料の被覆材の溶解実験が行われているが、これらの結果からハルへの燃料付着を正確に評価することは困難であり、また再処理工場でせん断・溶解された場合の付着率とは異なる可能性がある。そのため本研究では、「TRU2 次レポート」で設定されている民間再処理工場での燃料付着率の値を軽水炉、高速増殖炉の両方に使用した。評価に用いたハルへの燃料付着率を表 2-2-2 に示す。

表 2-2-1 ハル・エンドピース廃棄体発熱特性評価条件[3][4]

使用済み燃料冷却期間[yr]	4
キャニスタ体積[m ³]	0.194
ハル・エンドピースのキャニスタ充填量[kg]	480
キャニスタ 1 体あたりに処理する燃料重量[tHM/can]	軽水炉：1.33 高速増殖炉：0.885

表 2-2-2 ハルへの燃料付着率 (wt%)[3]

Tc	3
Ru/Rh	5
その他の FP	0.3
アクチニド	0.2

2.2.2. 処分坑道と周辺岩盤の熱伝導解析モデル

地層処分後のハル・エンドピース廃棄体の発熱によるニアフィールドの温度変化は、地下水の流速が非常に小さいために熱伝導によるものが支配的とされている[5]。そのため本研究においては「TRU2 次レポート」と同様に、熱伝導のみを考慮し汎用の二次元熱伝導解析ソフト[6]を用いて処分坑道およびその周辺の温度変化を求めた。前項で求めたキャニスタの発熱量から、処分の際にキャニスタを収納する図 2-1-1 に示す廃棄体パッケージの発熱量を設定した。廃棄体パッケージは、図 2-1-2 に示すような水平に並んだ円形処分坑道に処分されるものとした。また、どの処分坑道においても同様な発熱量を持つ廃棄体を処分するとし、それぞれのケースの影響を比較しやすくした。廃棄体パッケージや処分坑道などの仕様は「TRU2 次レポート」と同様とし、処分前の地上での廃棄体パッケージの冷却期間も同様に 25 年とした[3]。

二次元熱伝導解析は「TRU2 次レポート」に記載されている深度 500m の軟岩系岩盤 (SR-C) を対象にして行った[3]。図 2-1-2 に示したような水平方向に連設された処分坑道を考え、隣接する坑道との中心間距離を「TRU2 次レポート」で設定されている掘削径の 5 倍の 63m とした。対象とする処分坑道は同様の廃棄体パッケージを処分する坑道で挟まれているとし、側面境界は断熱境界とした。処分坑道は地下 500m に位置しており、境界の下端は境界による影響がでない地下 2000m とした。地表の温度を 15℃、地中の温度は 100m 深くなる毎に 3℃上昇すると仮定し、初期地温を設定した。

図 2-1-3 に処分坑道とその周辺の二次元熱伝導解析モデルを示す。解析モデルは廃棄体パッケージ、緩衝材、インバート、支保工と堆積岩の 5 領域で構成される。廃棄体パッケージは坑道断面で 20 体処分されるとしたため、左右対称性を考慮した解析モデルでは 10 体が断面にあることとなる。

2.2.3. 二次元熱伝導解析条件

廃棄体パッケージには 4 本のキャニスタを装荷し空隙にセメントモルタルを充填し処分を行うことを想定している。しかし、高温条件下ではセメント系材料は C-S-H 再結晶化によって吸着性を失うため、廃棄体パッケージの処分後の温度上限が 80℃と「TRU2 次レポート」では設定されている[3]。「TRU2 次レポート」では処分後の廃棄体パッケージの中心温度が 80℃を越えないように廃棄体パッケージに装荷するキャニスタの数、および隣接坑道中心間距離を定めている。本研究では「TRU2 次レポート」と同様に、廃棄体パッケージの中心 (図 2-1-3 中の A 点) 温度の上限を 80℃とし、軽水炉、高速増殖炉の各ケースにおいて処分後の廃棄体中心温度が上限温度を超えないように廃棄体パッケージに装荷できる最大のキャニスタ本数を求めた。廃棄体パッケージは装荷されているキャニスタ分の発熱量を一様に発熱するものと仮定した。また、求めたパッケージへの最大装荷可能キャニスタ数から、各ケースにおける発熱量あたりに発生するパッケージ数を求めた。

表 2-2-3 に処分坑道構造材料と岩盤の熱物性値を示す。堆積岩には熱伝導率が低く、熱的に厳しい条件となる軟岩系岩盤 (SR-C) を設定し、各熱物性値は「TRU2 次レポート」で設定されている値を使用した[3]。

2.2.4. 処分後の廃棄体温度の核種感度解析

処分後の廃棄体パッケージの温度変化は発熱源である放射化された構造材料とその中に含まれる不純物、および使用済み燃料組成、燃料付着率に大きく影響されると考えられる。これらのパラメータが何らかの影響によって変化し、廃棄体に含まれるある核種の量が変わった場合にどのような熱的影響が起こるのか確認するために、数種類の発熱性核種の発熱量を 1.1 倍して二次元熱伝導解析を行い、発熱量を増加させていない場合の解析結果と処分後の廃棄体温度変化を比較することで感度解析を行った。処分後の廃棄体の最高温度と最高温度到達時間、処分後 1000 時点での温度、を比較することで影響を確認した。対象とした核種は Pu-238、Am-241、Pu-239、Cs-137 と Ba-137m とし、Cs-137 と Ba-137m は親・娘核種の関係であるため同時に扱った。これらのうち Pu-238、Am-241、Cs-137 と Ba-137m は全発熱量に占める発熱量が比較的大きい核種であり、それぞれ半減期が異なる。Pu-239 は高速増殖炉の燃料に多く含まれる。上記の核種の半減期を表 2-2-4 に示す。また、対象の燃料組成は燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO₂ 燃料と軽水炉 MOX 燃料、燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉とした。熱物性値やその他解析条件は上記の値を用いる。

2.2.5. 隣接坑道中心間距離が処分後の廃棄体温度に与える影響評価

上述のとおり「TRU2 次レポート」で設定されている隣接坑道中心間距離は処分後の廃棄体パッケージの温度が 80℃を超えないように設定されているため、廃棄体パッケージの発熱特性が変化した場合には隣接坑道中心間距離も改めて変更するべきだと考えられる。本項では燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料、燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉のケースに関して、隣接坑道との中心間距離を「TRU2 次レポート」に記載されている 63m を基準として、70.2m (1x とする)、77.4m (2x)、84.6m (3x) の三つの中心間距離を設定し、処分後の廃棄体の最高温度と最高温度到達時間を比較した。発熱量は基準解析条件で求めた制限温度 80℃を超えないような最大キャニスタ装荷本数分の発熱量をそれぞれ与えた。

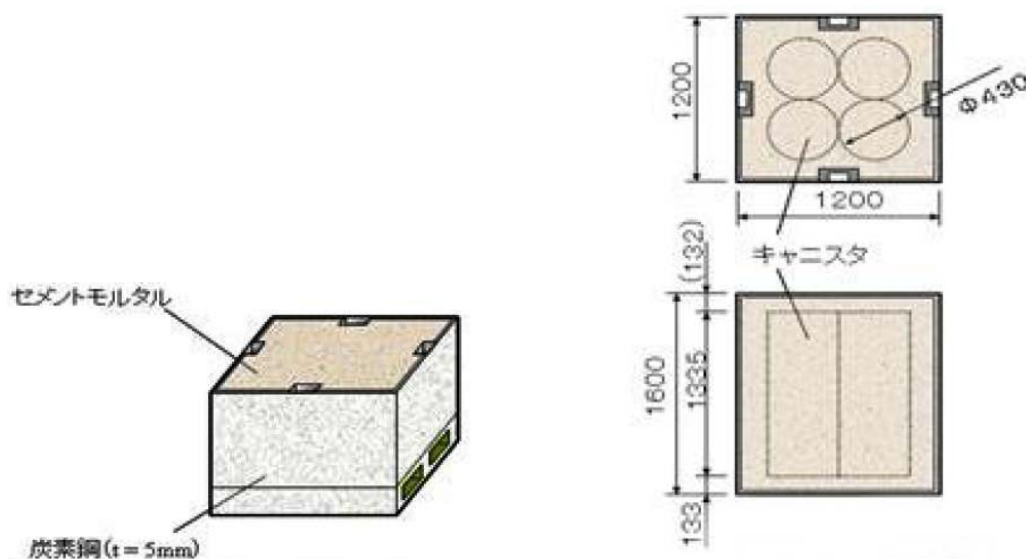


図 2-1-1 廃棄体パッケージ[3]

表 2-2-3 処分坑道構造材料および岩盤の熱物性値[3]

	密度 [Mg/m ³]	熱伝導率 [W/m/K]	比熱 [kJ/kg/K]
支保工	2.50	2.56	1.05
インバート	2.35	2.56	1.05
緩衝材	1.71	0.78	0.590
廃棄体パッケージ	2.84	3.73	0.971
堆積岩 (SR-C)	2.20	2.20	1.40

表 2-2-4 感度解析対象の核種の半減期

Pu-238	87.7 年
Am-241	433 年
Pu-239	24000 年
Cs-137	30 年
Ba-137m	2.55 分

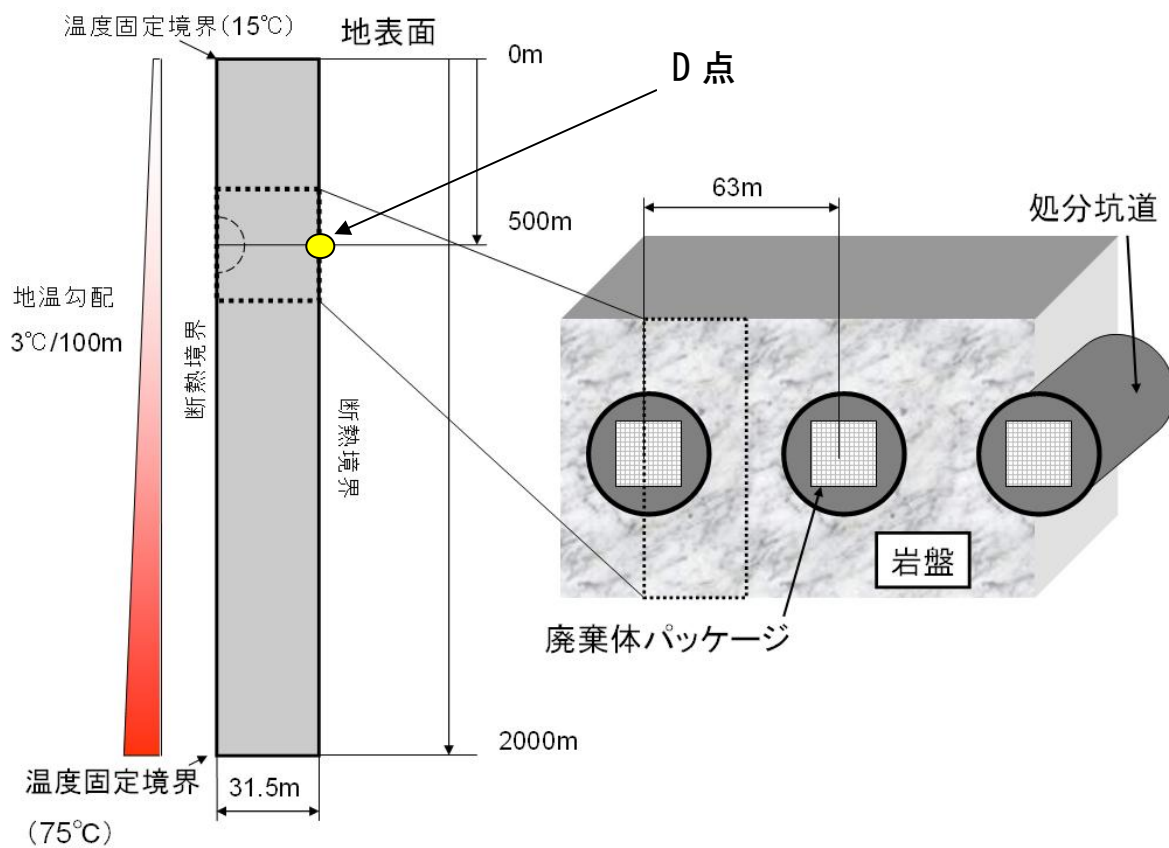


図 2-1-2 処分坑道概念図

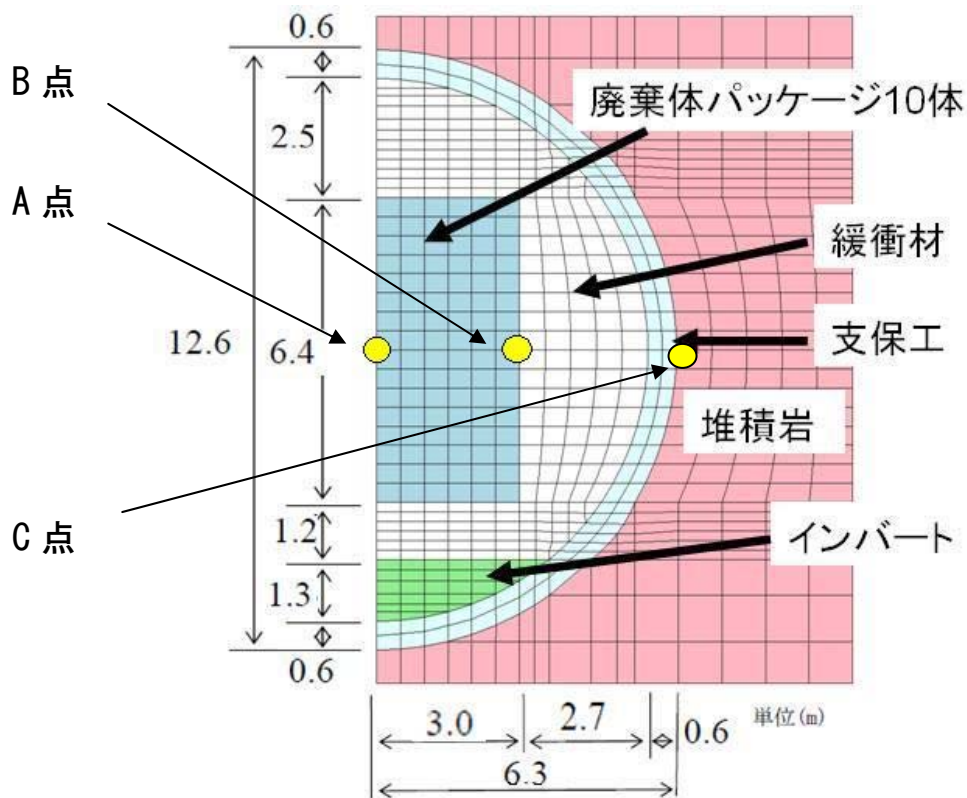


図 2-1-3 処分坑道周辺の二次元熱伝導解析モデル

第 2 章参考文献

- [1] 日本原子力開発機構、高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究 フェーズ II 技術検討書ー(1) 原子炉プラントシステムー、JAEA-Research 2006-042、(2006)
- [2] Y. INAGAKI, T. IWASAKI, S. SATO et al., “LWR high burn-up operation and MOX introduction; fuel cycle performance from the viewpoint of waste management,” J. Nucl. Sci. Technol., 46[7], 677-689(2009).
- [3] 電気事業連合会、核燃料サイクル開発機構、TRU 廃棄物処分技術検討書ー第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめー、JNC TY1400 2005-013、(2005)
- [4] 日本原子力開発機構、高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究 フェーズ II 技術検討書ー(2) 燃料サイクルシステムー、JAEA-Research 2006-043、(2006)
- [5] 核燃料サイクル開発機構、ニアフィールドの熱解析ー第二次取りまとめにおける処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定ー、JNC TN8400 99-051、(1999)
- [6] 算生会ホームページ (<http://homepage2.nifty.com/sanseikai/>)

第3章 解析結果・考察

3.1. 使用済み燃料発熱特性評価

軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉の使用済み燃料の発熱特性について、短・中期的観点と長期的観点から評価を行った。

3.1.1. 短・中期的発熱

図 3-1-1 に、短・中期的観点からの使用済み燃料発熱特性評価として、燃焼終了後 4,30,50 年冷却した使用済み燃料の発熱率を発電量で除したものをウランとプルトニウム(図中、U+Pu)、MA、FP の三つの発熱源に分けて示した。使用済み燃料の発電量あたりの発熱率を見ると、どの冷却期間においても軽水炉 MOX 燃料の値が最も大きい。4 年冷却時点では軽水炉 UO_2 燃料と高速増殖炉平衡炉心燃料の発熱率は同程度であるが、軽水炉 UO_2 燃料のほうが半減期の短い FP による発熱寄与が大きいいため、冷却期間を延ばすと軽水炉 UO_2 燃料のほうが高速増殖炉の場合よりも小さくなる。軽水炉 MOX 燃料と高速増殖炉の場合、FP による発熱寄与が小さいため冷却期間を延ばしても発熱率の減衰は軽水炉 UO_2 燃料の場合と比べ小さく、長期的な発熱を伴うことがわかる。

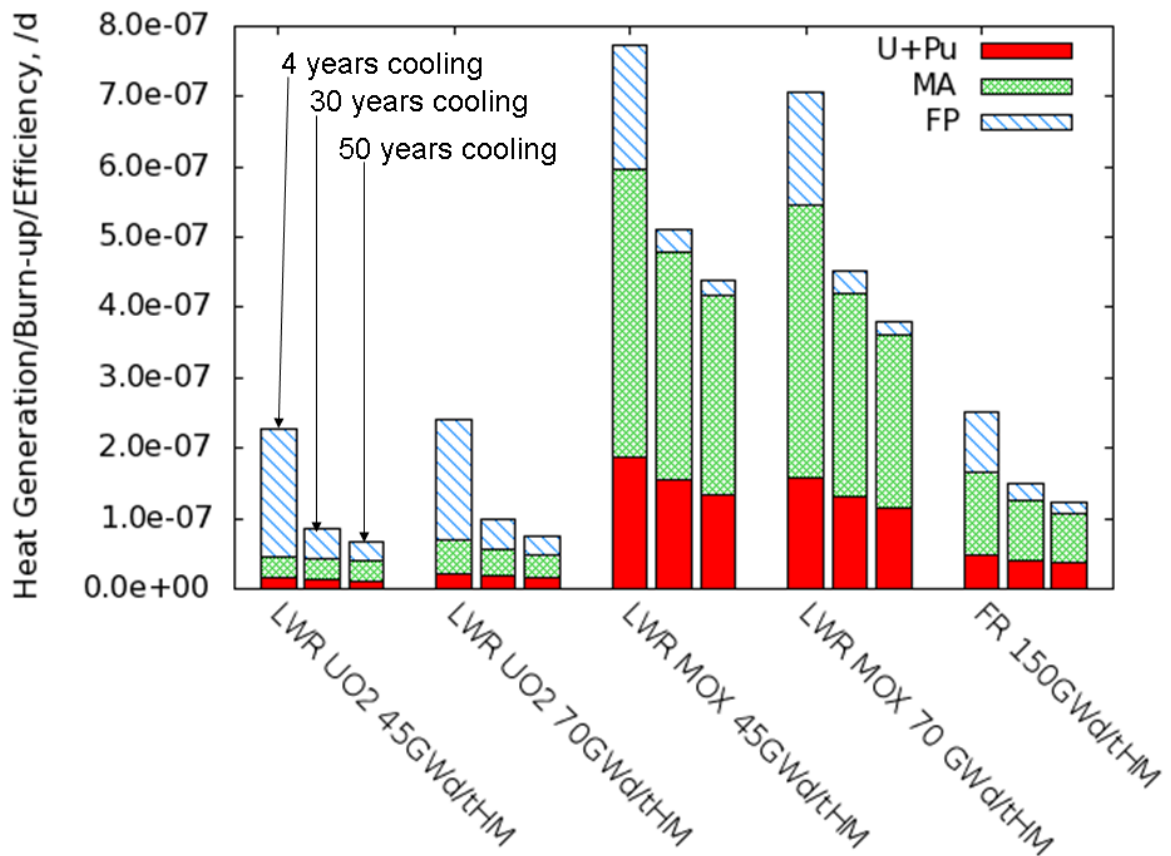


図 3-1-1 冷却期間 4,30,50 年時点での使用済み燃料の発電量あたりの発熱率

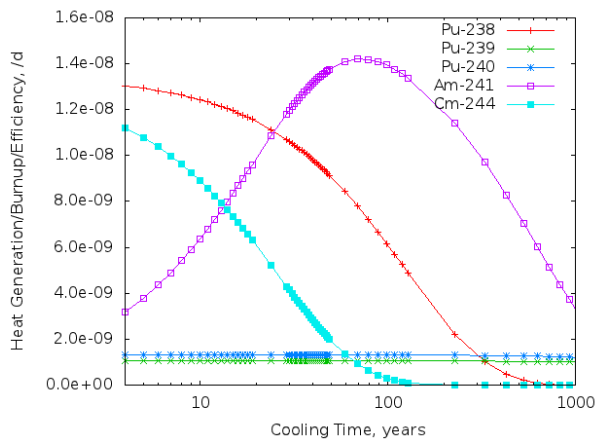
3.1.2. 長期的発熱

長期的観点からの使用済み燃料発熱特性の評価として、発熱寄与の大きい核種の燃焼終了後1000年間の発熱率を発電量で除した値のうち、アクチニドのものを図3-1-2にFPに関するものを図3-1-3に示す。図3-1-2に示した各ケースにおけるアクチニドの発熱特性に関して、時間経過と共に発熱率が減衰していくPu-238とCm-244、時間経過に関わらずほぼ一定の発熱率を持つPu-239とPu-240、時間経過と共に発熱率が増加し、100年あたりから減衰し始めるAm-241の3つの傾向がどのケースにおいても見られる。Pu-238とCm-244の半減期はそれぞれ87.7年と18.1年であるため比較的減衰は早い。Pu-239とPu-240の半減期はそれぞれ 2.4×10^4 年と 6.6×10^3 年であり、非常に長いため発熱はなかなか減衰しない。また、これらの核種はそのほとんどが燃焼中に生成されるため、燃焼終了後のそれぞれの親核種崩壊による増加はあまり見られない。一方、Am-241の半減期は433年と長く、親核種であるPu-241の半減期が14年と短く生成量も多いために燃焼終了後にAm-241が多く生成される。その結果、図に示したように燃焼終了後にAm-241の発熱率が増加し、100年あたりでピークを示し、その後、減衰していくような変化をする。Am-241のピークが最も大きく出ているのは燃焼度45GWd/tHMの軽水炉UO₂燃料の場合である。UO₂燃料においては、燃焼中にU-238が中性子と反応してPu-239が生成された後に、さらにそれらが中性子を捕獲するなどして高次のPu同位体や、Am同位体、Cm同位体が生成されていく。そのため、燃焼度の小さい場合はAm同位体やCm同位体が燃焼中に生成されにくく、相対的にAm-241の親核種であるPu-241の量が多い状態になり、燃焼終了後にこのPu-241が崩壊するためAm-241の発熱ピークが出来ると考えられる。燃焼度70GWd/tHMの軽水炉UO₂燃料の場合、燃焼期間が延びてPu同位体の量も増えるため、Am同位体やCm同位体の生成がその分だけ増加する。同様に軽水炉MOX燃料も初期燃料装荷時点でPu同位体が燃料中に含まれているため、Am同位体、Cm同位体が生成されやすい環境となる。このような場合は、燃焼終了時点でのAm同位体量は燃焼度45GWd/tHMの軽水炉UO₂燃料の場合と比べ多くなり、Am-241の発熱ピークは比較的なだらかになると考えられる。また、Cm同位体の生成も増えたため図3-1-2のようにCm-244の発熱寄与も大きくなっている。高速炉の場合には、Am-241とCm-244の発熱の寄与が比較的小さくなり、Pu-240の発熱寄与が大きくなっている。高速増殖炉の中性子スペクトルは硬く、Am-241が燃焼するためにAm同位体、Cm同位体の生成量は少なくなるためAm-241とCm-244の発熱の寄与が小さくなったと考えられる。また、Pu-240は軽水炉のケースに比べて高速増殖炉の平衡炉心燃料では多く含まれているため、大きな発熱率を持っている。

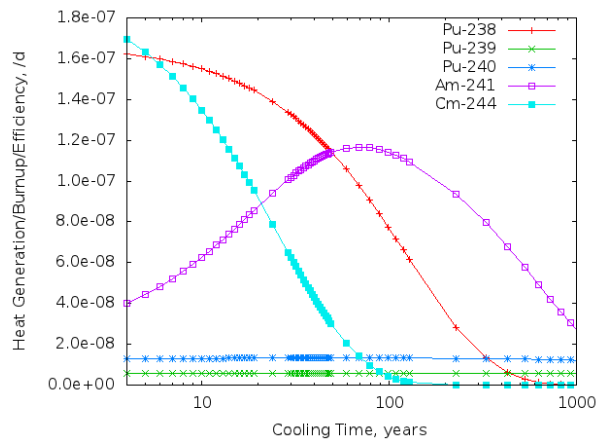
図3-1-3に示した発熱寄与の大きいFPにおいては、燃焼終了後10年程度で崩壊しきるRh-106、Pr-144、Cs-134と、100年程度まで残るSr-90、Y-90、Cs-137、Ba-137mの二つの傾向を持った核種に分かれた。Rh-106、Pr-144、Cs-134の半減期はそれぞれ30秒、17分、2.1年であるが、Rh-106は半減期1.0年のRu-106と、Pr-144は半減期284日のCe-144と放射平衡の娘核種と親核種であり、娘核種は親核種の半減期に従って減衰していく。同様に半減期28年のSr-90と半減期2.7日のY-90、半減期30日のCs-137と半減期2.6分のBa-137mは放射平衡の親核種と娘核種である。燃焼度45GWd/tHMの軽水炉UO₂燃料と軽水炉MOX燃料を比べると、Sr-90とCs-134、

Rh-106 の発熱率に差があることがわかる。これは U-235 と Pu-239 の核分裂収率の違いによるものである。Pu-239 の核分裂のほうが U-235 よりも Ru-106 の収率が大きく、Sr-90 と Cs-134 の収率は小さい。しかし、より Pu-239 による燃焼の多い燃焼度 70GWd/tHM の軽水炉 MOX の場合では、燃焼度 45GWd/tHM の場合と異なり燃焼終了後 1 年の時点で Rh-106 の発熱率よりも Cs-134 の発熱率のほうが大きくなっている。これは Rh-106 の実効的な半減期である親核種である Ru-106 の半減期と、Cs-134 の半減期では Ru-106 のほうが半分ほどであるため、燃焼期間が延びることによって放射平衡状態により近づいたことによるものだと考えられる。また、燃焼期間が 800 日と非常に長い高速増殖炉においては比較的半減期の短い Rh-106、Pr-144、Cs-134 は軽水炉の場合よりも放射平衡により近づくため、燃焼度で除したときにはより小さい値となる。

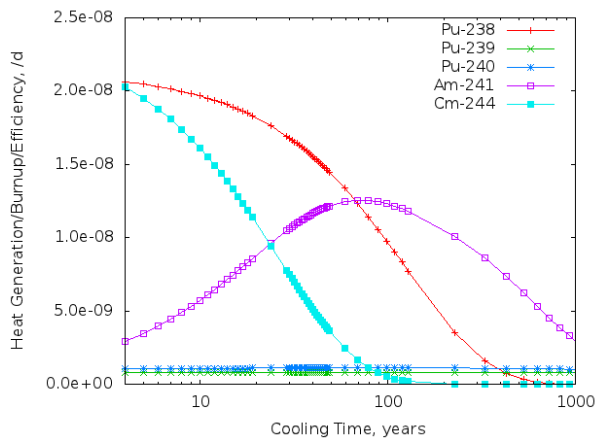
アクチニド



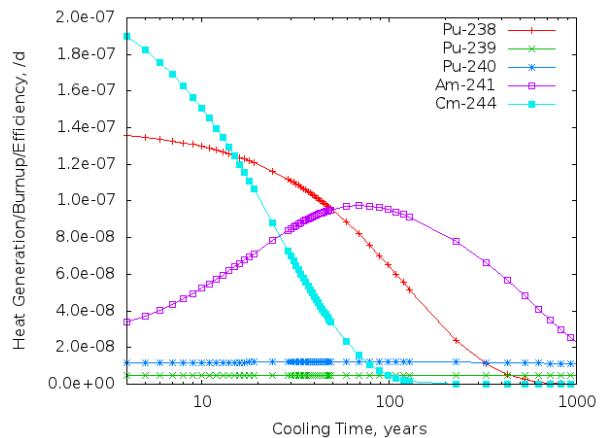
軽水炉 UO₂ 燃料 45GWd/tHM



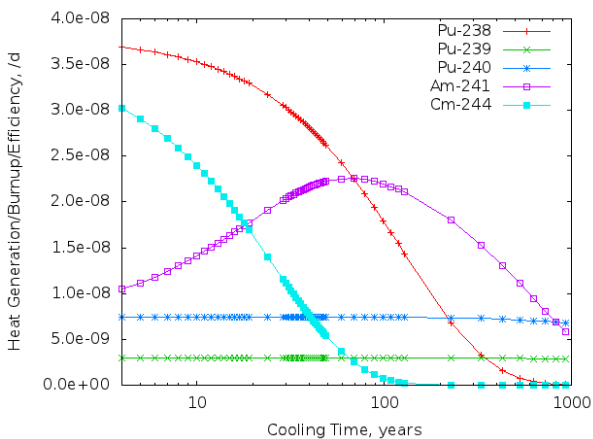
軽水炉 MOX 燃料 45GWd/tHM



軽水炉 UO₂ 燃料 70GWd/tHM



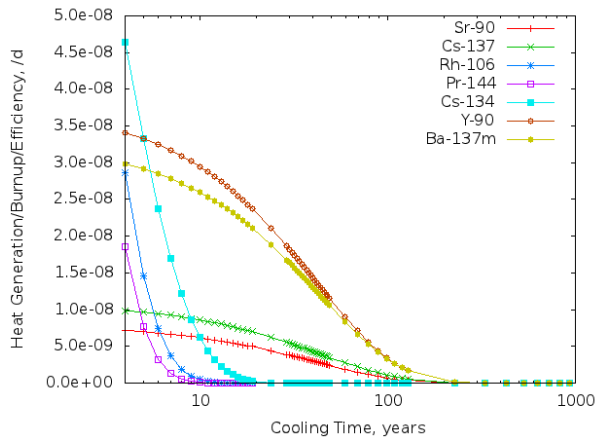
軽水炉 MOX 燃料 70GWd/tHM



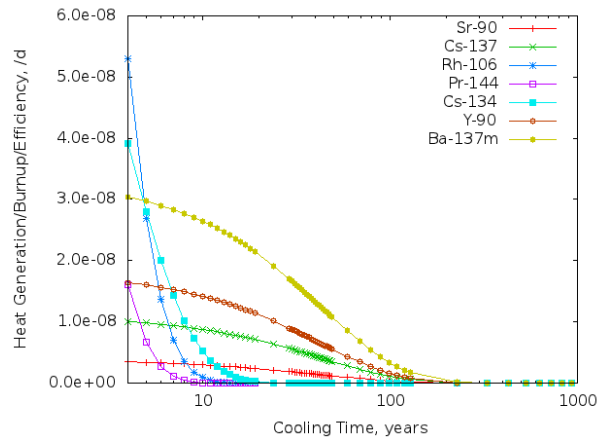
高速増殖炉 150GWd/tHM

図 3-1-2 発熱寄与の大きいアクチニド核種の燃焼終了後 1000 年間の発電量あたりの発熱率

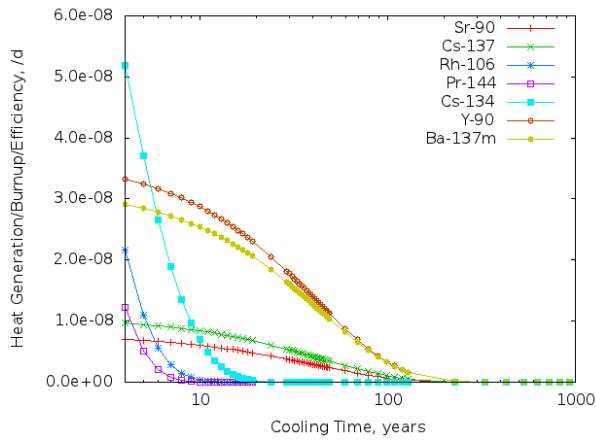
FP



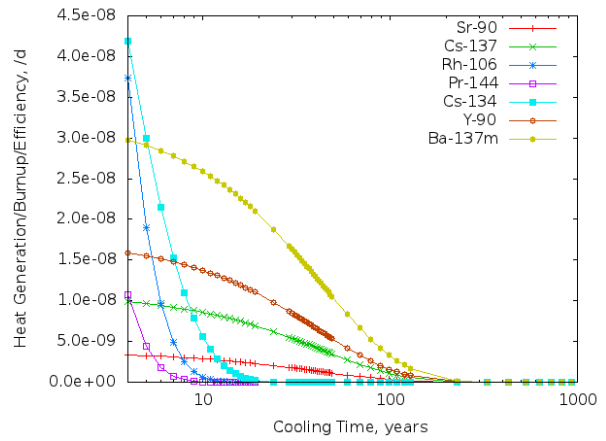
軽水炉 UO₂ 燃料 45GWd/tHM



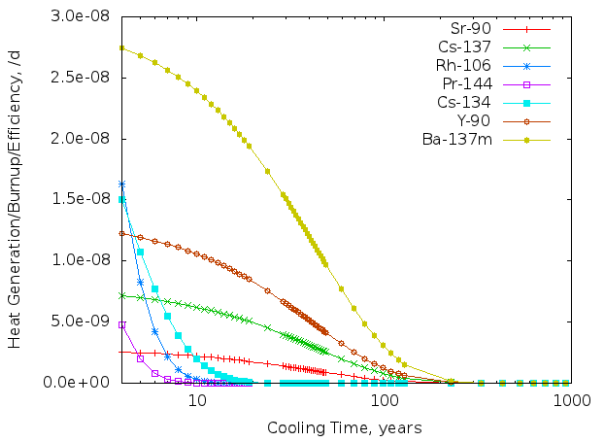
軽水炉 MOX 燃料 45GWd/tHM



軽水炉 UO₂ 燃料 70GWd/tHM



軽水炉 MOX 燃料 70GWd/tHM



高速増殖炉 150GWd/tHM

図 3-1-3 発熱寄与の大きい FP 核種の燃焼終了後 1000 年間の発電量あたりの発熱率

3.2. ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性評価

燃焼度 45GWd/tHM の使用済み軽水炉 UO_2 燃料の再処理によって発生するハル・エンドピース廃棄体の発熱特性を図 3-2-1 に示す。縦軸にはキャニスター一体あたりの発熱率、横軸には再処理後の経過年数を 1 年から示す。図中の縦線は地層処分を行うと仮定した再処理後 25 年時点を示している。図にはアクチニドの合計の発熱率である Ac、FP の合計の発熱率である FP をそれぞれ示し、その他に Co-60 と発熱特性に大きな影響を与える Pu-238 と Am-241 を示した。再処理直後のキャニスターの発熱率に対する Co-60 の割合は非常に大きく、40%以上であるが、半減期 5.3 年であり、崩壊後は安定同位体の Ni-60 となるため、地層処分後の熱影響は小さい。再処理後 1 年時点での FP による発熱寄与は約 50%と非常に大きい。前節 3-1 に示したように Rh-106 や Pr-144、Cs-134 は半減期が 1,2 年であるため燃焼終了後 10 年未満でほぼ崩壊するため、再処理直後に比べ再処理後 10 年の発熱率は約 1/7 になっている。その後は、Sr-90 と Y-90、Cs-137 と Ba-137m の発熱が続くが、再処理後 100 年あたりでアクチニドの発熱率が大半を占めるようになる。このアクチニドの発熱率に最も影響しているのが半減期 433 年の Am-241 である。

燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の使用済み燃料の場合のハル・エンドピース廃棄体の発熱特性を図 3-2-2 に示す。燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の場合と比べると FP の発熱率はやや大きめだが、アクチニドによる発熱が 10 倍近くあり地層処分の段階でアクチニドによる発熱が支配的となっている。そのため、キャニスターの発熱率は UO_2 燃料の場合よりも減衰せず、1000 年時点でも 1W を越えている。図 3-2-3 と図 3-2-4 には燃焼度 70GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料と MOX 燃料の場合の、ハル・エンドピース廃棄体の発熱特性をそれぞれ示す。これらの図から、高燃焼度化によりそれぞれのキャニスターの発熱率が上昇していることがわかる。

図 3-2-5 に燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉の場合のハル・エンドピース廃棄体の発熱特性を示す。この発熱率は 1 サイクル分の炉心燃料とブランケット燃料が同時に再処理された場合のキャニスターの発熱率を示しており、炉心燃料とブランケット燃料の重量比を考慮して求めた。Mn-54 は構造材料に含まれる Fe-54 の (n,p) 反応によって生成されるが、発熱寄与は比較的小さく、半減期が 312 日と短いため処分時の熱影響はほぼ無い。Co-60 に関しては軽水炉と同程度の発熱率となった。高速増殖炉の場合、再処理後 1 年時点での FP の発熱寄与は約 80%であるが、再処理後 5 年ほどでアクチニドの発熱率のほうが大きくなる。

図 3-2-6 に各ケースにおけるハル・エンドピース廃棄体の発熱率の比較を示す。燃焼度 70GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合のキャニスターの発熱率が再処理からその後 1000 年まで最も大きい。再処理後 1 年時点での発熱率は燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料と高速増殖炉の場合が同程度であり、1000 年経過時点では燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 UO_2 燃料の場合が最も小さい。地層処分を行う時点、つまり再処理後 25 年時点では軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉、軽水炉 UO_2 燃料の順に発熱率が大きい。再処理後 25 年から、1000 年までの発熱率の減衰率を比較すると、軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉の順に発熱の減衰率が大きい。

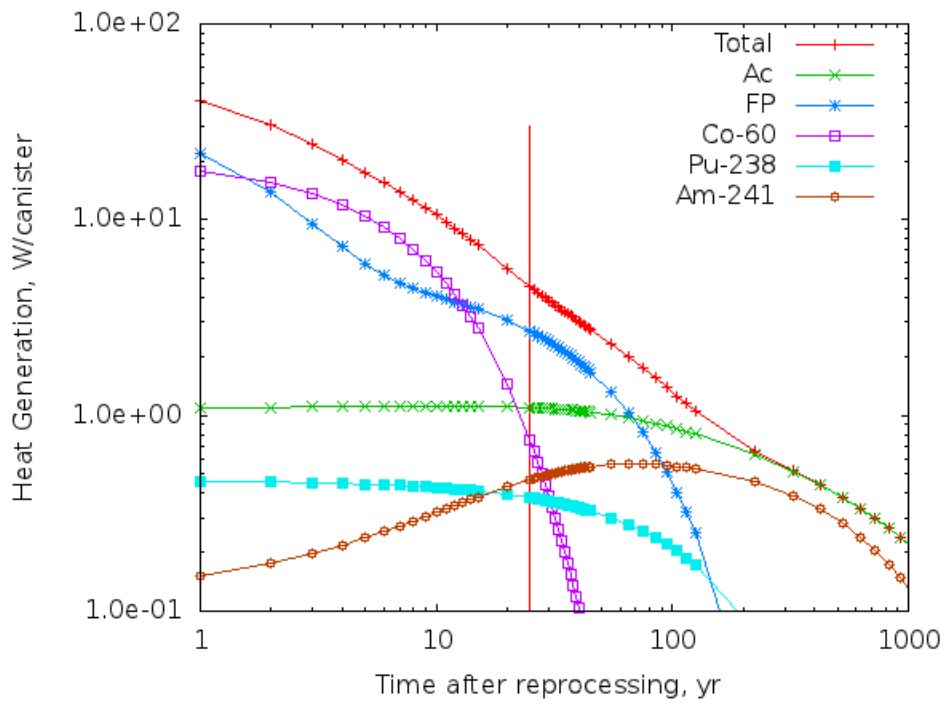


図 3-2-1 燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 UO₂ 燃料のハル・エンドピース廃棄体の発熱率

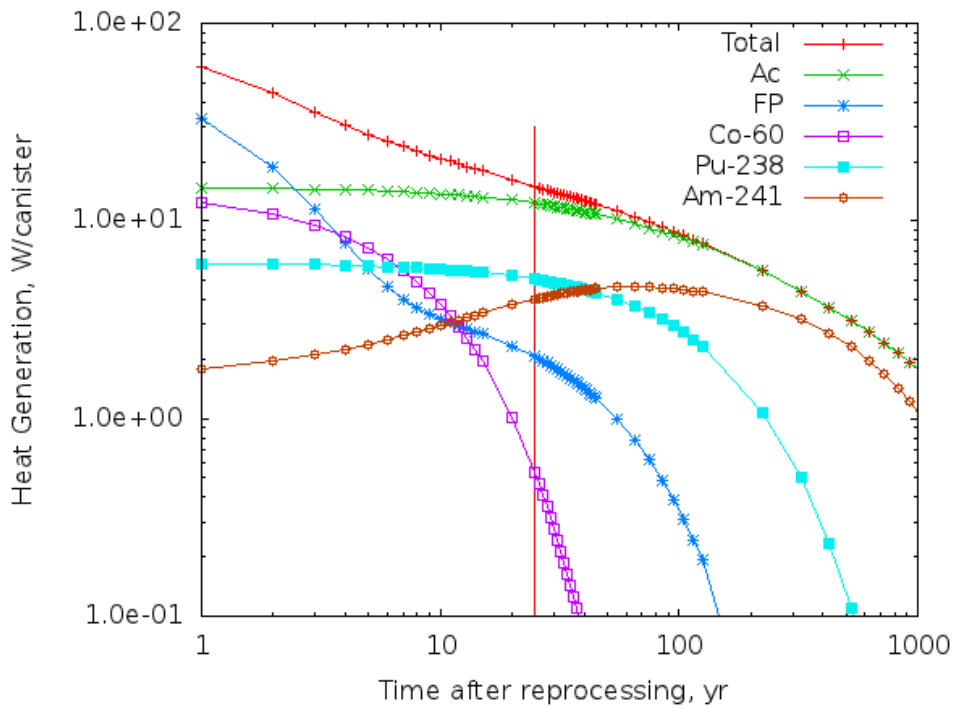


図 3-2-2 燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料のハル・エンドピース廃棄体の発熱率

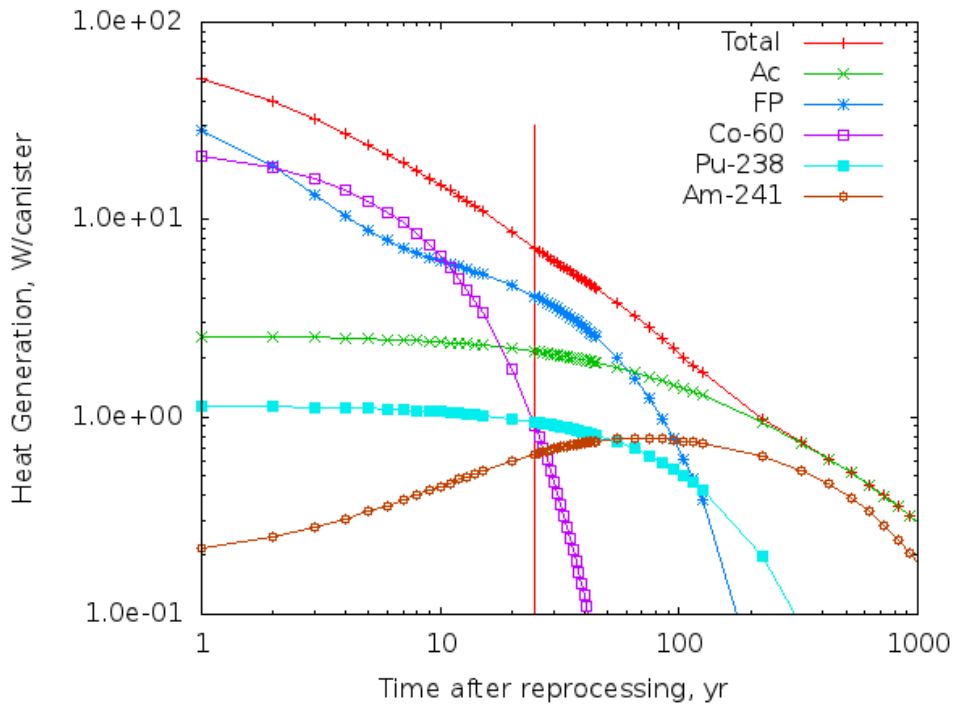


図 3-2-3 燃焼度 70Gwd/tHM 軽水炉 UO₂ 燃料のハル・エンドピース廃棄体の発熱率

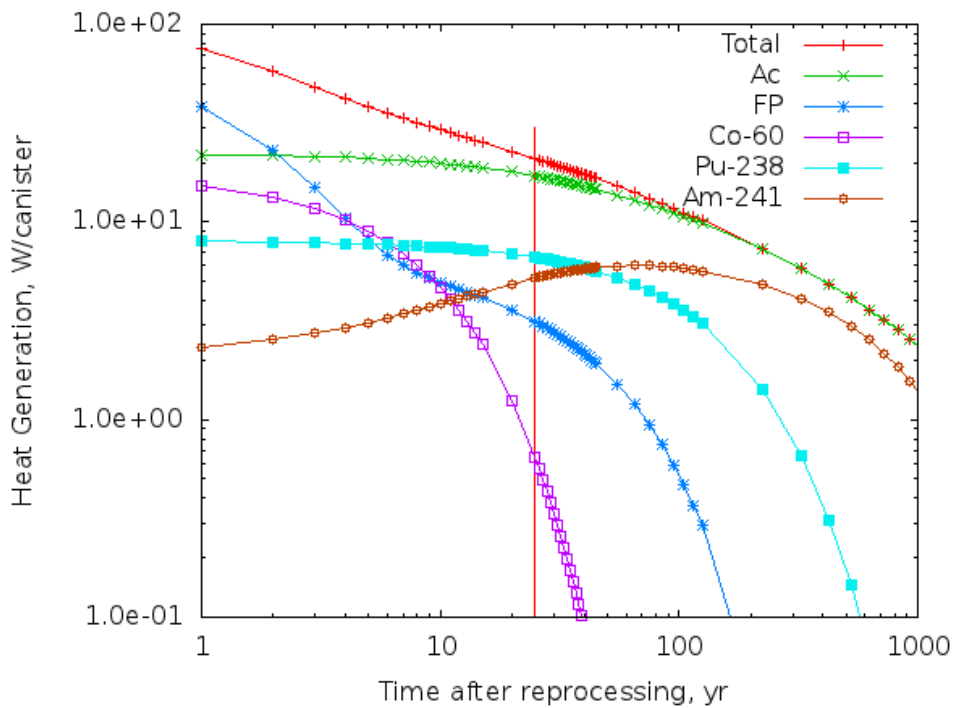


図 3-2-4 燃焼度 70Gwd/tHM 軽水炉 MOX 燃料のハル・エンドピース廃棄体の発熱率

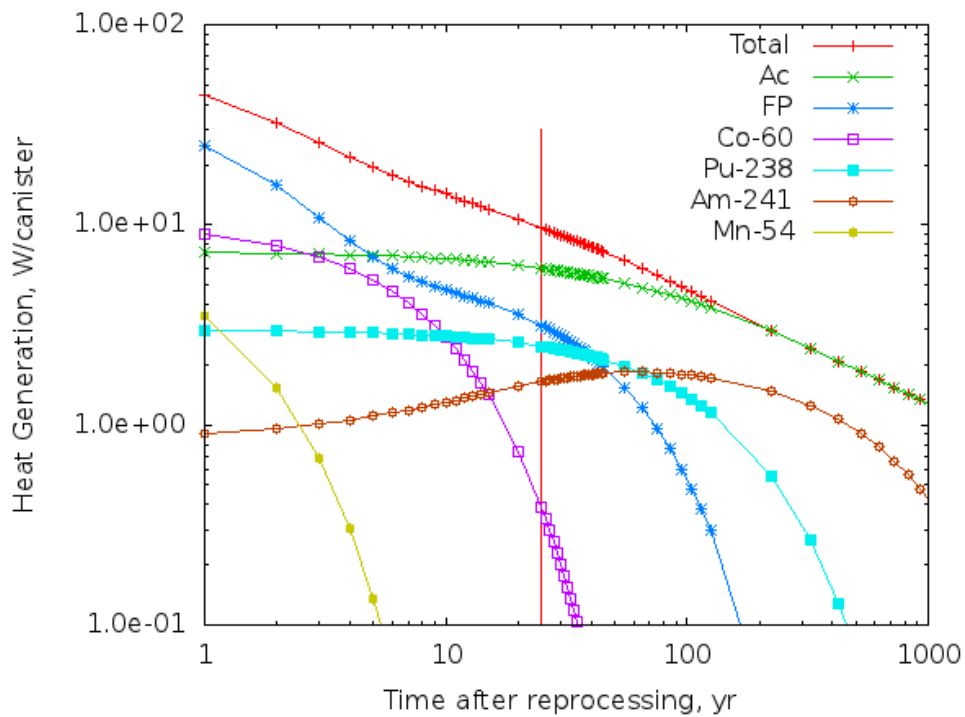


図 3-2-5 燃焼度 150GWd/tHM 高速炉平衡炉心 MOX 燃料のハル・エンドピース廃棄体の発熱率

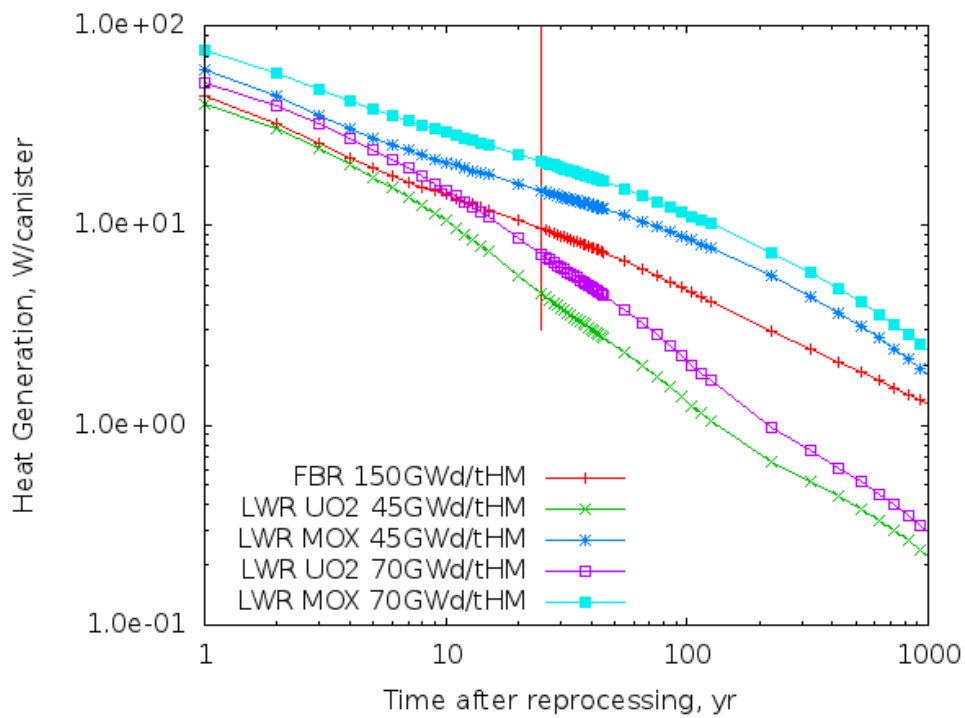


図 3-2-6 各ケースのハル・エンドピース廃棄体の発熱率の比較

3.3. 処分坑道と周辺岩盤の温度分布

地層処分後における処分坑道とその周辺岩盤温度の時間依存性を処分後 1000 年間にわたり評価した。燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の再処理で発生したハル・エンドピース廃棄体パッケージについて、図 2-2-3 に示す廃棄体中心点 A と、廃棄体と緩衝材の界面のうち最も温度が高い点 B の温度変化を図 3-3-1 に示す。横軸は処分後の経過年数を示す。「第 2 次 TRU レポート」の評価ではこの使用済み燃料の再処理から発生したキャニスタの廃棄体パッケージへの装荷数は 4 本であったが、本解析では 3.8 本よりも多いと 80°C を超える結果となった。この差の理由としては使用した解析コードと、核データライブラリが異なるためだと考えられる。A 点は処分後 7 年で最高温度 79.2°C に達し、処分後 1000 年での温度は 48.4 度にまで下がる。最高温度となる処分後 7 年の時点で、A 点に比べ B 点の温度は約 4°C ほど低い値となる。図 3-3-2 に示した燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合、制限温度を超えないようなキャニスタの廃棄体パッケージへの装荷本数は 0.9 本と同じ燃焼度の UO_2 燃料の場合と比べて非常に少なくなった。A 点の最高温度は処分後 37 年の時点で 76.3°C であり、軽水炉 UO_2 燃料の場合と温度推移の仕方が異なりその後あまり温度が低下せず、処分後 1000 年時点でも 62.7°C と高く、長期間にわたり処分坑道は高温状態となる。図 3-3-3 と図 3-3-4 に燃焼度 70GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料の場合の処分後の A 点と B 点の温度推移をそれぞれ示す。高燃焼度化によりさらに廃棄体パッケージに装荷可能なキャニスタの本数は減少し、軽水炉 UO_2 燃料の場合では 2.3 本、さらに軽水炉 MOX 燃料では 0.7 本しか装荷できない。図 3-3-5 に燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉の平衡炉心 MOX 燃料の場合の A 点と B 点の温度推移を示す。高速増殖炉の場合、廃棄体パッケージに装荷可能なキャニスタ数は 1.5 本となり、軽水炉 UO_2 燃料の場合よりは少ないが、軽水炉 MOX 燃料の場合よりも多くのキャニスタが装荷できる。最高温度は処分後 23 年で 76.2°C に達し、1000 年時点で温度は 64.2°C までしか低下しない。温度推移の傾向は軽水炉 MOX 燃料の場合に近いが、高速増殖炉のほうが最高温度に達する時間が 20 年早く、また A 点の温度低下率がやや小さい。温度低下率が異なる理由として、高速増殖炉の場合には Pu-239 の発熱率が軽水炉 MOX 燃料の場合よりも大きいことがあげられる。図 3-3-6 に燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料、および燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉について、各ケースにおける A 点の処分後の温度推移の比較を示す。廃棄体パッケージへのキャニスタの装荷本数はそれぞれ最大の装荷本数としている。それぞれの温度低下率が異なるのは、前節 3-2 で説明したように半減期の比較的短い FP と、半減期の長いアクチニドのそれぞれの発熱寄与の割合によって決まる発熱率の低下率の違いが影響していると考えられる。

表 3-3-1 に各ケースの廃棄体パッケージに装荷可能な最大キャニスタ本数 C/P と、発電量 1GWd あたりの廃棄体パッケージの発生数 P/E を示す。C/P 値は値が大きいほど同じ量のハル・エンドピース廃棄体を処分するために要する体積が少なくなるため、値が大きいほうが優れている。今回比較したケースの中では燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の再処理によって発生するハル・エンドピース廃棄体の C/P 値が最も大きく、燃焼度 70GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合が最も小さい。P/E 値は値が小さいほど同じ発電量あたりに発生する廃棄体パッケージの数が少なくなるため、値が小さいほうが優れている。P/E 値が最も小さかったのは高速増殖炉の場合で

あり、燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO₂ 燃料の場合と比べ 10%ほど小さい値となった。この理由の一つとして、前節 3-1 で説明したように高速増殖炉ではサイクル長が長いこと、またマイナーアクチニドが燃焼することによって発電量あたりの使用済み燃料の発熱率が小さくなっていることが考えられる。また、高速増殖炉の熱効率は軽水炉よりも高いことも理由の一つである。図 3-3-7 と図 3-3-8 に各ケースにおける廃棄体パッケージに装荷可能な最大キャニスタ数と、発電量あたりの廃棄体パッケージの発生数をそれぞれ示す。

図 3-3-9 に燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO₂ 燃料、軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉のそれぞれの場合の、処分坑道・岩盤界面（図 2-2-3 中、C 点）の温度の時間推移を示す。処分後約 20 年間は、軽水炉 UO₂ 燃料の場合が最も温度が高いが、その後軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉の場合の温度が上回り、1000 年時点での坑道・岩盤界面の温度が最も高いのは高速増殖炉の場合であった。高速増殖炉の場合に次いで、軽水炉 MOX 燃料、軽水炉 UO₂ 燃料の順に温度が高くなった。図 3-3-10 に隣接坑道間中点（図 2-2-2 中、D 点）温度の時間推移を示す。この点においても坑道・岩盤界面と似たような温度推移となった。また、どちらの点においても高速増殖炉の場合では処分後 1000 年間、温度が上昇し続けるため、坑道内部・周辺岩盤が長期間にわたり高温状態に曝されることになると考えられる。このように各ケースに違いが出た理由は、廃棄体の発熱率の減衰の仕方による違いであると考えられる。図 3-2-6 に示したように、軽水炉 UO₂ 燃料の廃棄体の発熱の減衰は早く、高速増殖炉、軽水炉 MOX 燃料の場合には減衰が比較的遅いため、高速増殖炉と軽水炉 MOX 燃料の場合には発熱が長引き、岩盤の温度上昇も軽水炉 UO₂ 燃料の場合に比べると大きくなると考えられる。

表 3-3-1 最大キャニスタ装荷本数と発電量 1GWd あたりに発生するパッケージ数

	軽水炉 UO ₂ 45GWd/tHM	軽水炉 MOX 45GWd/tHM	軽水炉 UO ₂ 70GWd/tHM	軽水炉 MOX 70GWd/tHM	高速増殖炉 150GWd/tHM
C/P	3.8	2.3	0.9	0.7	1.5
P/E	0.0134	0.0142	0.0565	0.0467	0.0120

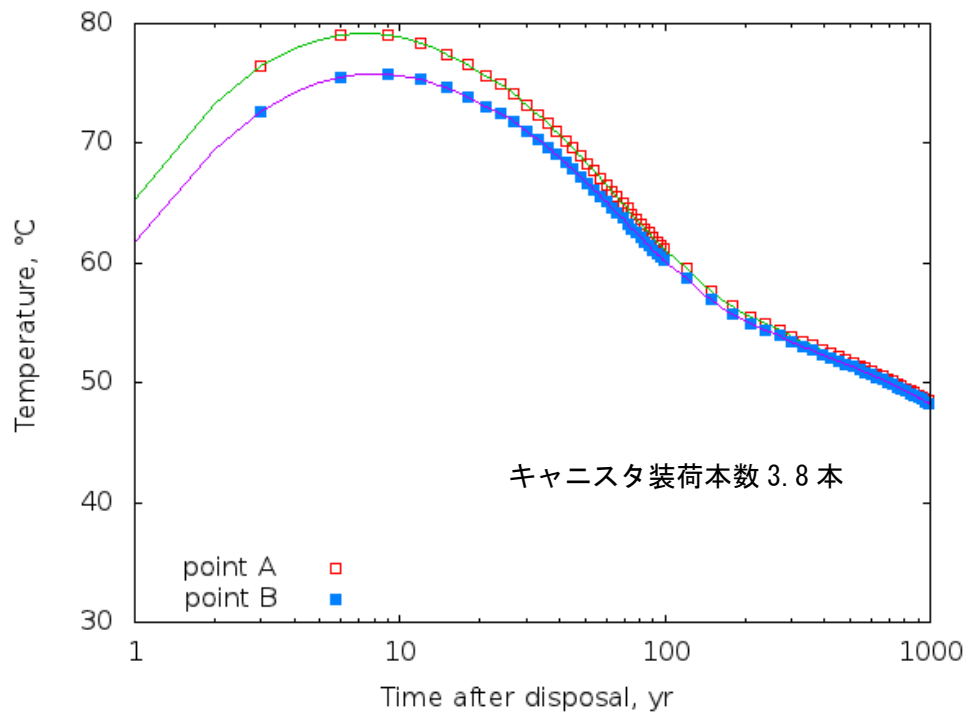


図 3-3-1 処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化（燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 UO₂ 燃料）

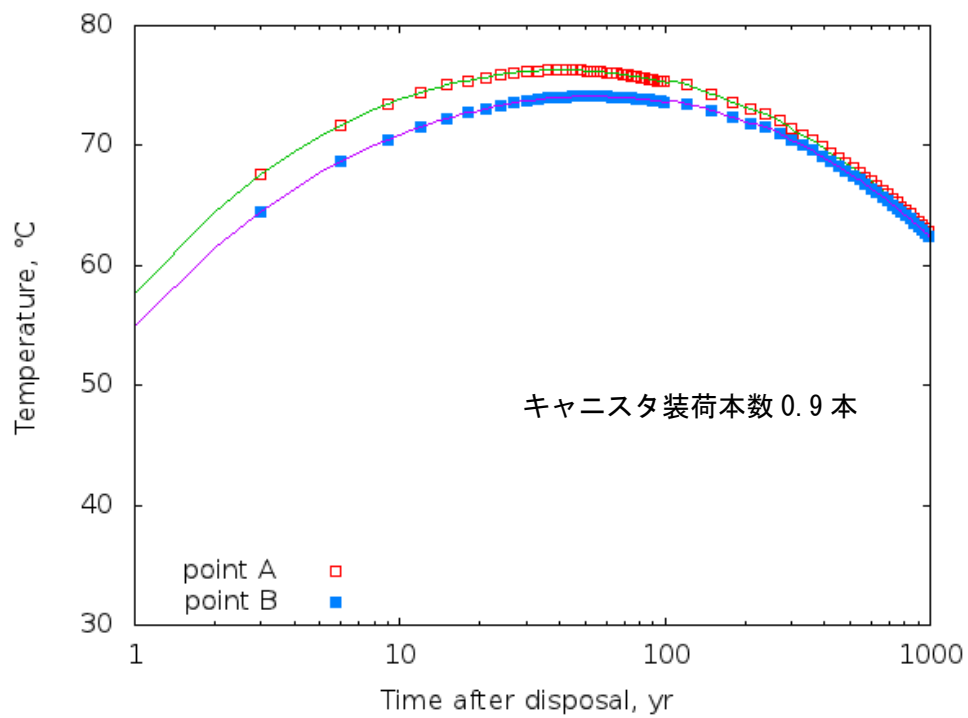


図 3-3-2 処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化（燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料）

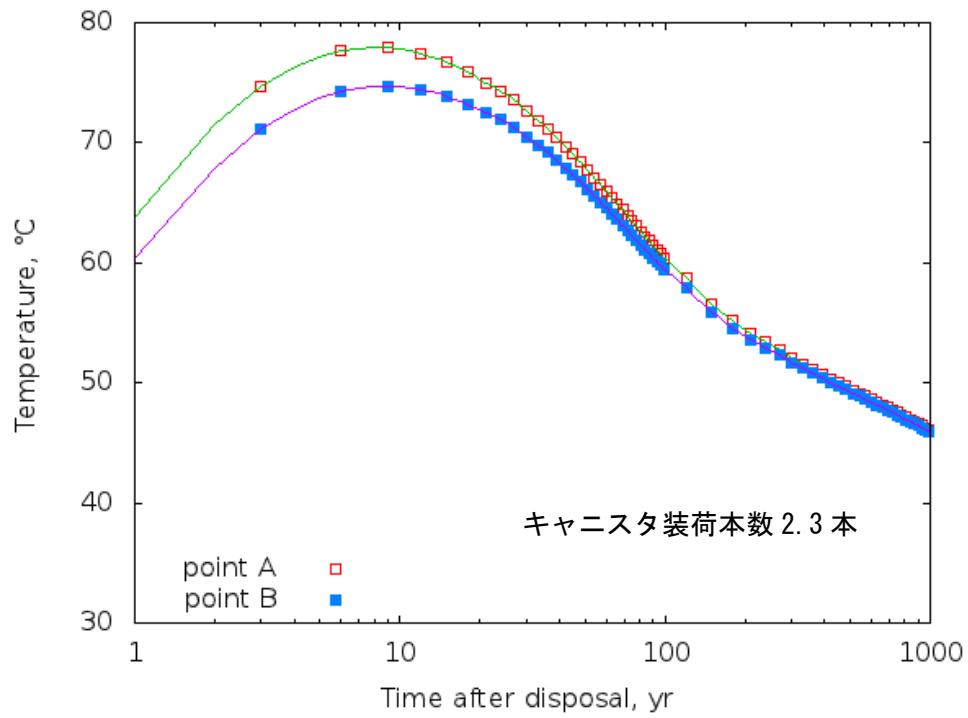


図 3-3-3 処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化（燃焼度 70GWd/tHM 軽水炉 UO₂ 燃料）

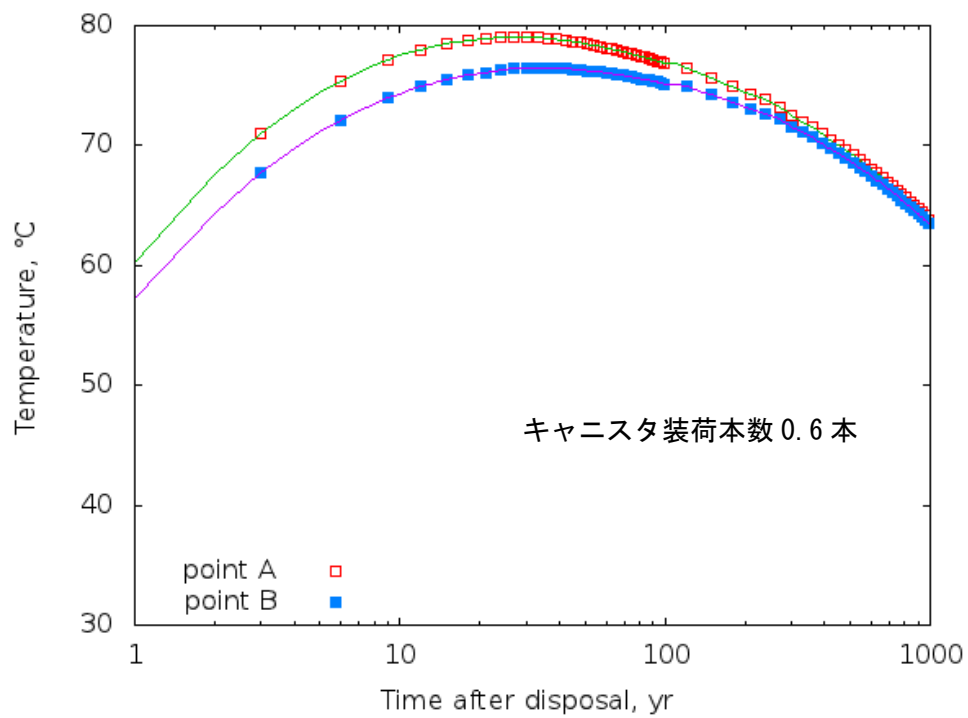


図 3-3-4 処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化（燃焼度 70GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料）

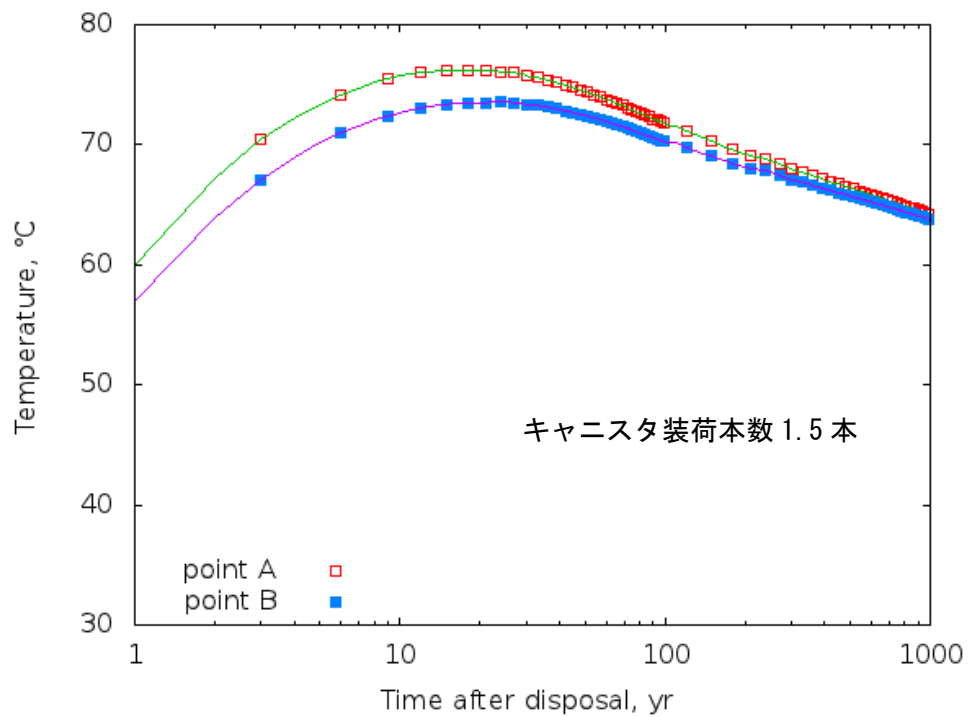


図 3-3-5 処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化（燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉）

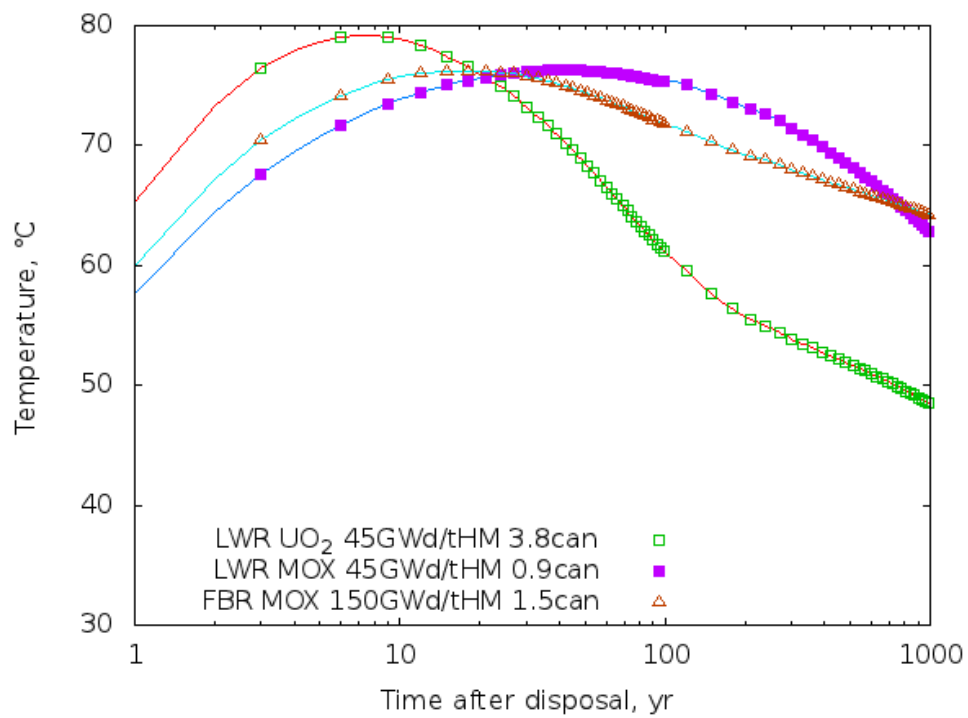


図 3-3-6 各ケースの処分坑道と周辺岩盤温度の時間変化の比較

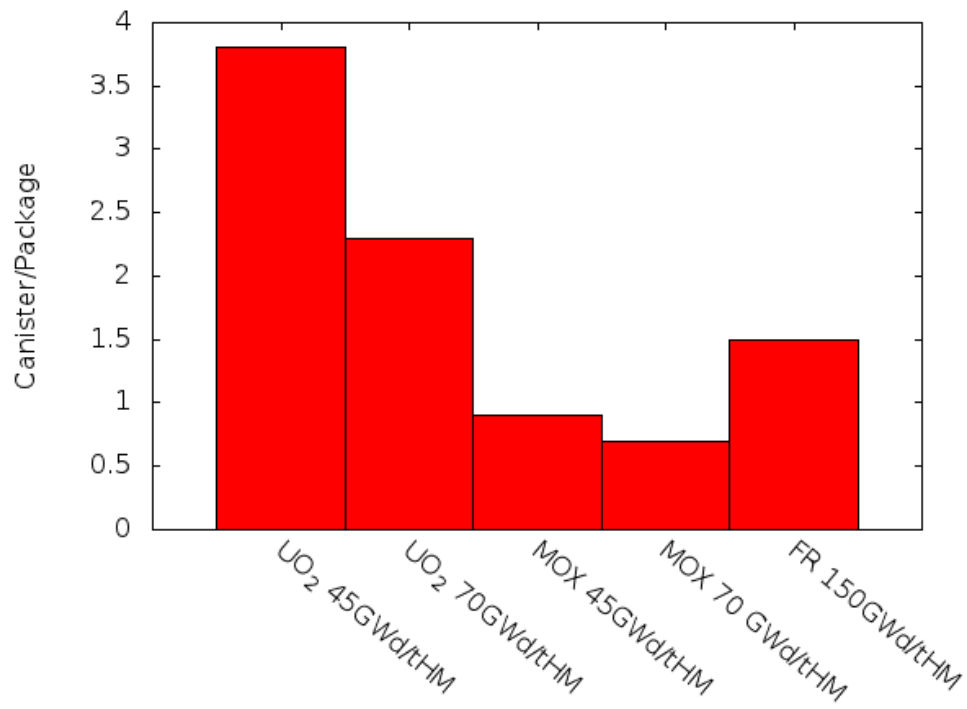


図 3-3-7 パッケージに装荷可能な最大キャニスタ数

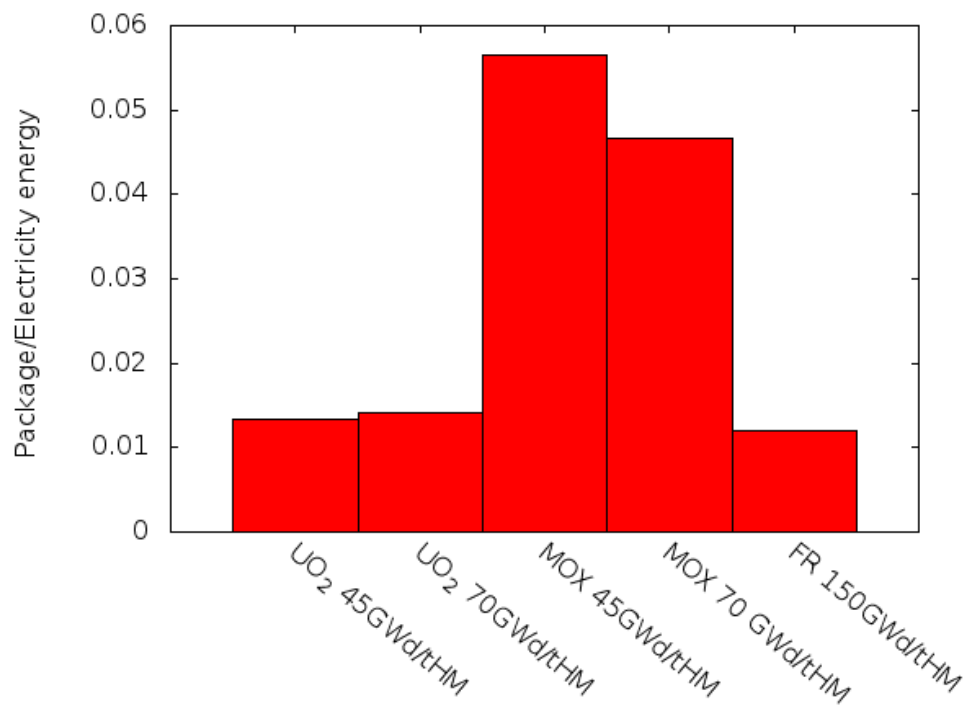


図 3-3-8 発電量あたりの発生パッケージ数

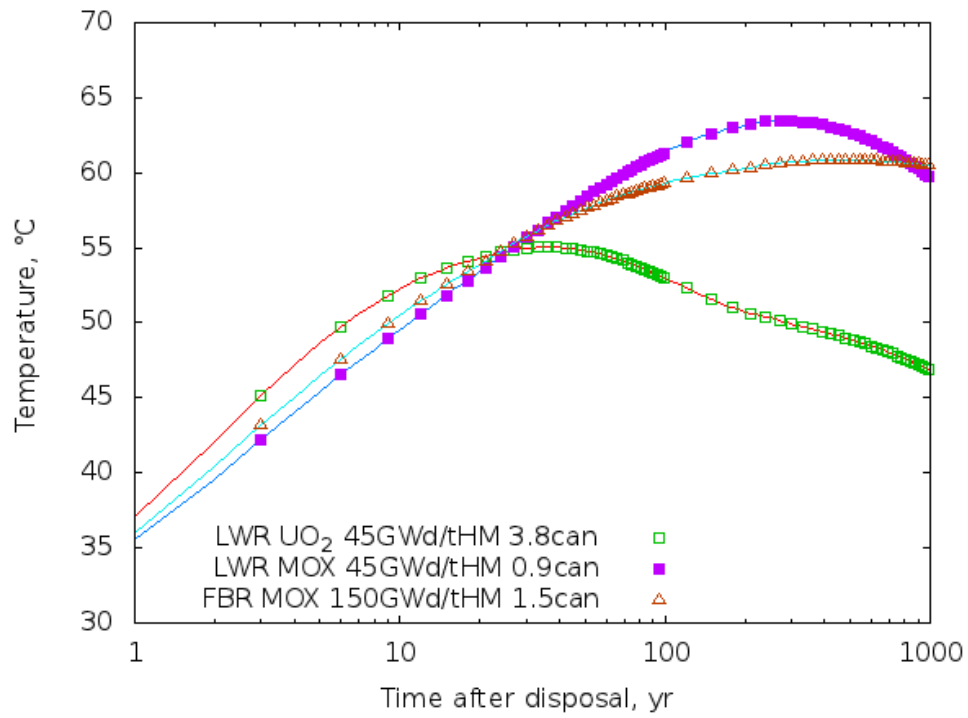


図 3-3-9 各ケースにおける処分坑道・岩盤界面温度の時間推移

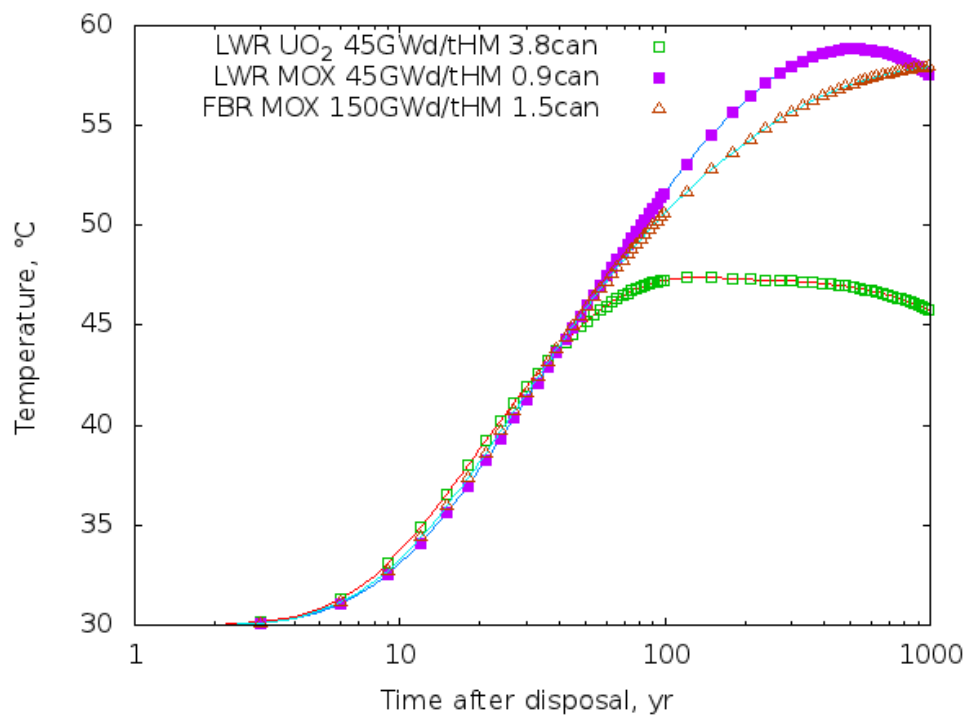


図 3-3-10 各ケースにおける隣接坑道間中点温度の時間推移

3.4. 処分後の廃棄体温度の核種感度解析

本項では処分後の廃棄体中心（図 2-2-3 に示す A 点）温度の時間推移について、ある核種の発熱率を 1.1 倍にしたときの温度推移の変化を求め、核種ごとに比較することで廃棄体温度に対する核種の感度解析を行った。図 3-4-1 に燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の再処理に伴って発生するハル・エンドピース廃棄体の感度解析の結果を示し、表 3-4-1 に、それぞれの核種を増加させた場合の最高温度と最高温度到達時間、および処分後 1000 年時点での廃棄体中心温度を示す。図および表中の Original と示された値が使用済み燃料組成から求めたキャニスタの発熱率を用いたもので、この値を基準として比較を行う。また、Pu-238 等の核種の名称がついている値は、使用済み燃料組成中のその核種の発熱率を 1.1 倍したものから求めたキャニスタの発熱率を用いており、キャニスタの装荷本数は最大装荷本数を使用した。軽水炉 UO_2 燃料の場合、FP による発熱寄与が大きいいため Cs-137 と Ba-137m を増加させたときの廃棄体の中心温度が最も高い。一方、処分後 1000 年時点では、Cs-137 の半減期は 30 年であり、Cs-137 と放射平衡にある娘核種の Ba-137m も実効的な半減期はほぼ等しく減衰は比較的早いいため、半減期の長い Am-241 を増加させた場合のほうが廃棄体温度の上昇率は大きく、基準ケースと比較して 2.15% 高くなっている。Pu-238 に関しては燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料では生成量が少ないため、1.1 倍に増加させても影響が小さいと考えられる。

図 3-4-2 に燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合の各ケースの温度推移の比較、表 3-4-2 に各ケースにおける最高温度と最高温度到達時間、および処分後 1000 年時点での廃棄体中心温度

をそれぞれ示す。軽水炉 UO_2 燃料の場合と比べ FP の発熱寄与が小さくアクチニドの発熱寄与が大きいいため、Cs-137 と Ba-137m を増加させた場合の温度上昇は小さく、Pu-238 と Am-241 を増加させたときの温度上昇は大きい。特に Am-241 を増加させた場合には廃棄体の最高温度が 2.56%、1000 年時点での温度は 1.99% それぞれ上昇し、さらに最高温度到達時間が処分後 46 年となり基準ケースよりも 10 年近く遅くなる。そのため、処分場は長期間にわたって高い温度に曝されることとなる。また、Pu-239 を増加させた場合についても、1000 年時点での温度が基準ケースよりも 1.4% 高くなる。

図 3-4-3 に燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉の場合の感度解析の結果を示し、表 3-4-3 に各ケースの最高温度と最高温度に到達するまでの時間、および処分後 1000 年時点での廃棄体中心温度を示した。高速増殖炉の場合、軽水炉 MOX 燃料よりも FP の発熱寄与が大きいいため、Cs-137 と Ba-137m を増加させたときの廃棄体の最高温度の上昇が大きくなる。また、Cs-137 と Ba-137m を増加させた場合のみ、最高温度到達時間が 16 年と短くなる。最高温度が最も上昇するのは Pu-238 を増加させた場合で、1.21% 上昇する。Pu-239 に関しては、生成量が多いが、発熱率が小さいために Pu-239 を増加させても廃棄体温度にはあまり影響を与えないと考えられる。1000 年後の温度上昇が最も大きいのは軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料と同じく、Am-241 を増加させた場合であり基準ケースより 1.51% 温度上昇した。

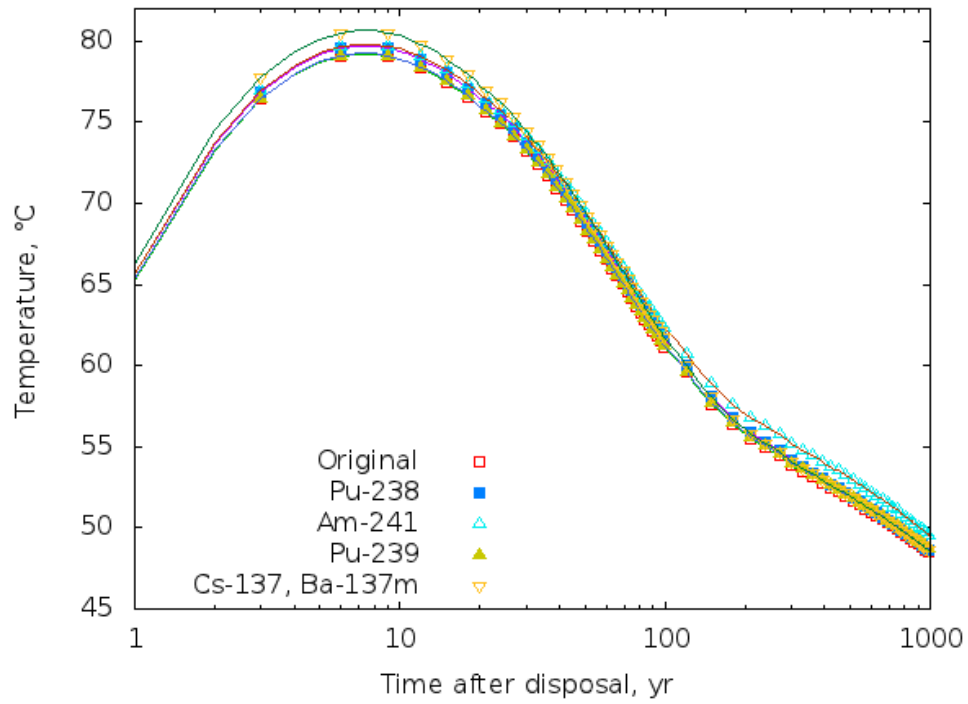


図 3-4-1 感度解析結果 (燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 UO₂ 燃料)

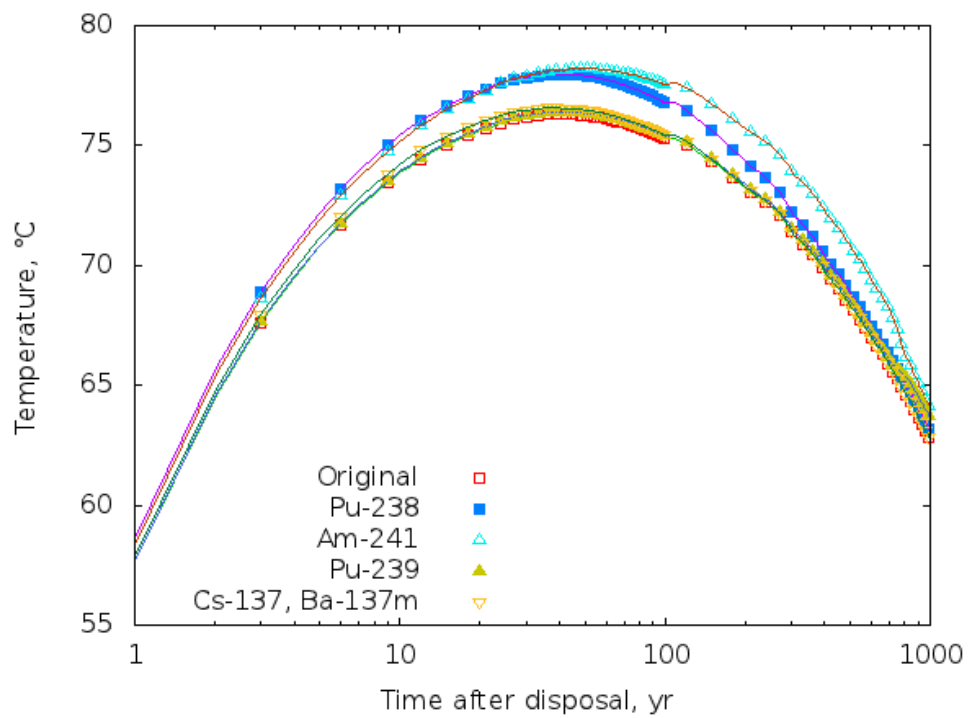


図 3-4-2 感度解析結果 (燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料)

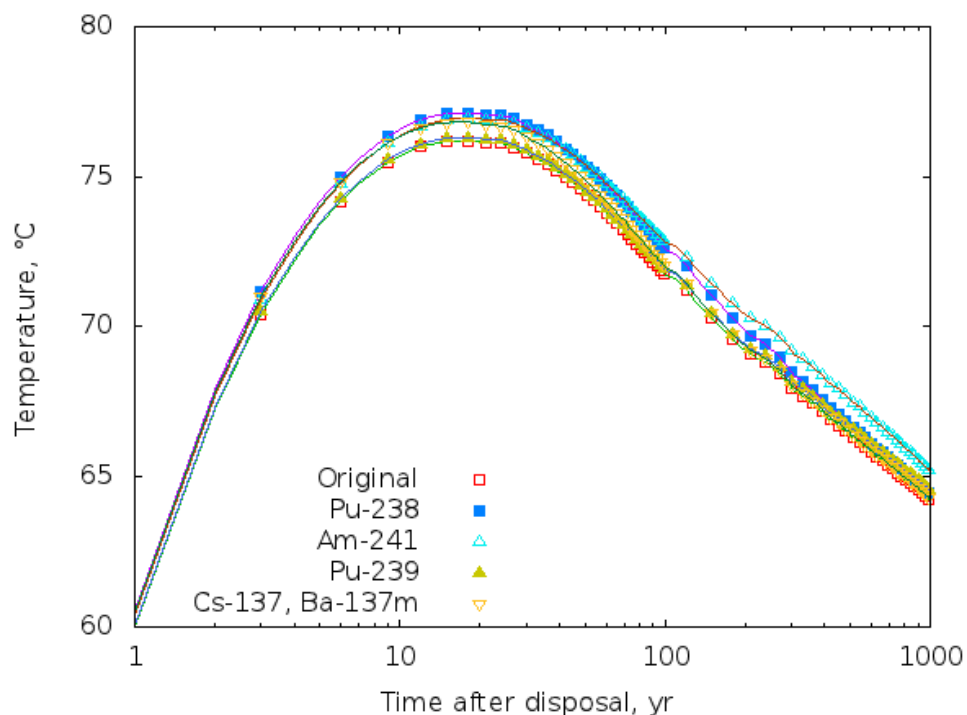


図 3-4-3 感度解析結果（燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉）

表 3-4-1 最高温度と最高温度到達時間（燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 UO₂燃料）

	Original	Pu-238	Am-241	Pu-239	Cs-137, Ba-137m
ピーク温度(°C)	79.2	79.7	79.82	79.25	80.67
温度上昇率(%)	-	0.63	0.78	0.06	1.86
1000年時点の温度(°C)	48.4	48.51	49.44	48.6	48.51
温度上昇率(%)	-	0.23	2.15	0.41	0.23
ピーク年数(y r)	7	7	7	7	7

表 3-4-2 最高温度と最高温度到達時間（燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料）

	Original	Pu-238	Am-241	Pu-239	Cs-137, Ba-137m
ピーク温度(°C)	76.3	77.93	78.25	76.4	76.58
温度上昇率(%)	-	2.14	2.56	0.13	0.37
1000年時点の温度(°C)	62.66	63	63.91	63.54	62.69
温度上昇率(%)	-	0.54	1.99	1.40	0.05
ピーク年数(y r)	37	38	46	38	37

表 3-4-3 最高温度と最高温度到達時間（燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉）

	Original	Pu-238	Am-241	Pu-239	Cs-137, Ba-137m
ピーク温度(°C)	76.21	77.13	76.95	76.32	76.83
温度上昇率(%)	-	1.21	0.97	0.14	0.81
1000年時点の温度(°C)	64.21	64.42	65.18	64.55	64.26
温度上昇率(%)	-	0.33	1.51	0.53	0.08
ピーク年数(y r)	17	17	17	17	16

3.5. 隣接坑道中心間距離が処分後の廃棄体温度に与える影響評価

燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の再処理によって生じるハル・エンドピース廃棄体を処分するときの、隣接処分坑道間の中心距離を 63m、70.2m (1x とする)、77.4m (同じく、2x)、84.6m (同じく、3x) とした場合の処分後の廃棄体中心 (A 点) 温度推移を図 3-5-1 に示す。各ケースにおける最高温度と最高温度到達時間、および処分後 1000 年時点での温度を表 3-5-1 にそれぞれ示す。廃棄体中心の最高温度は 1x の場合基準ケースよりも約 1%低下したが、2x と 3x ではあまり低下せずどちらも約 1.5%程度の温度低下であった。処分後 1000 年時点での温度は中心間距離が延びるにつれ温度低下の度合いが大きくなり、中心間距離 3x においては約 10%低下している。また、中心距離を延ばすことで最高温度に到達する時間が早くなった。図 3-5-2 に燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合の、各隣接坑道中心間距離における隣接坑道中点温度の時間推移を示す。中心間距離を延ばすことで、この点における温度が低下しており、廃棄体中心温度とほぼ同じ割合で低下した。燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉の場合の各隣接坑道中心間距離における廃棄体中心温度の時間推移を図 3-5-3 に、最高温度、最高温度到達時間、および処分後 1000 年時点での廃棄体中心温度を表 3-5-2 にそれぞれ示す。中心間距離を延ばすことで軽水炉 MOX 燃料の場合と同様の傾向が見られたが、最高温度の低下率は軽水炉 MOX 燃料の場合と比較して小さくなり、同じ中心間距離でも温度低下率は約 1/4 程度となった。処分後 1000 年時点での温度低下率は軽水炉 MOX 燃料の場合とほぼ一致した。図 3-5-4 に燃焼度 150GWd/tHM の高速増殖炉の場合の、各隣接坑道中心間距離における隣接坑道中点温度の時間推移を示す。隣接坑道中点温度は高速増殖炉の場合でも、軽水炉 MOX 燃料の場合と同様に、廃棄体中心温度における変化とほぼ同じ割合で温度が低下しているが、

隣接坑道中心間距離を延ばすことによって廃棄体中心温度と、処分後 1000 年時点の温度は低下することがわかった。廃棄体中心温度の変化は小さく、最大でも 1.5%程度の温度低下であり、高速増殖炉の場合ではほとんど減少は見られなかった。一方、中心間距離を延ばすことで処分後 1000 年時点での廃棄体温度は最大で約 10%低下し、また、隣接坑道中点での温度も低下したことから、隣接坑道中心間距離を変更することで処分坑道が長期間高い温度に曝される状態を避けることができると考えられる。軽水炉 MOX 燃料の場合と高速増殖炉の場合で廃棄体最高温度の低下率が異なった理由は、最高温度時点での周辺岩盤温度の違いだと考えられる。隣接坑道中心

間距離を延ばすことで熱の拡散領域が拡がり廃棄体温度が下がるが、軽水炉 MOX 燃料の場合、最高温度到達時間が高速増殖炉の場合に比べ遅いため周辺岩盤の温度は高く、より熱が拡散されにくい状態であるためより温度が低下したと考えられる。

隣接坑道中心間距離を変更した場合でも廃棄体中心の最高温度はあまり変化しなかったことから、中心間距離の変更によって発熱密度の大きい軽水炉 MOX 燃料や高速増殖炉から発生するハル・エンドピース廃棄体の中心最高温度を制御することは効果的ではないと考えられる。しかし、中心間距離を広げることで 1000 年時点での廃棄体中心温度、処分坑道、および周辺岩盤の温度も低下し、長期的な高温に曝されるのを防ぐ効果があるため、軽水炉 MOX 燃料や高速増殖炉の場合に発生するハル・エンドピース廃棄体を処分する際には、隣接坑道中心間距離を広げることが必要になると考えられる。

表 3-5-1 最高温度と最高温度到達時間（燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料）

	Original (63m)	1x (70.2m)	2x (77.4m)	3x (84.6m)
ピーク温度(°C)	76.3	75.53	75.21	75.07
温度低下率(%)	-	1.01	1.43	1.61
1000 年時点の温度(°C)	62.66	59.92	57.7	55.88
温度低下率(%)	-	4.37	7.92	10.82
ピーク年数(yr)	37	27	24	22

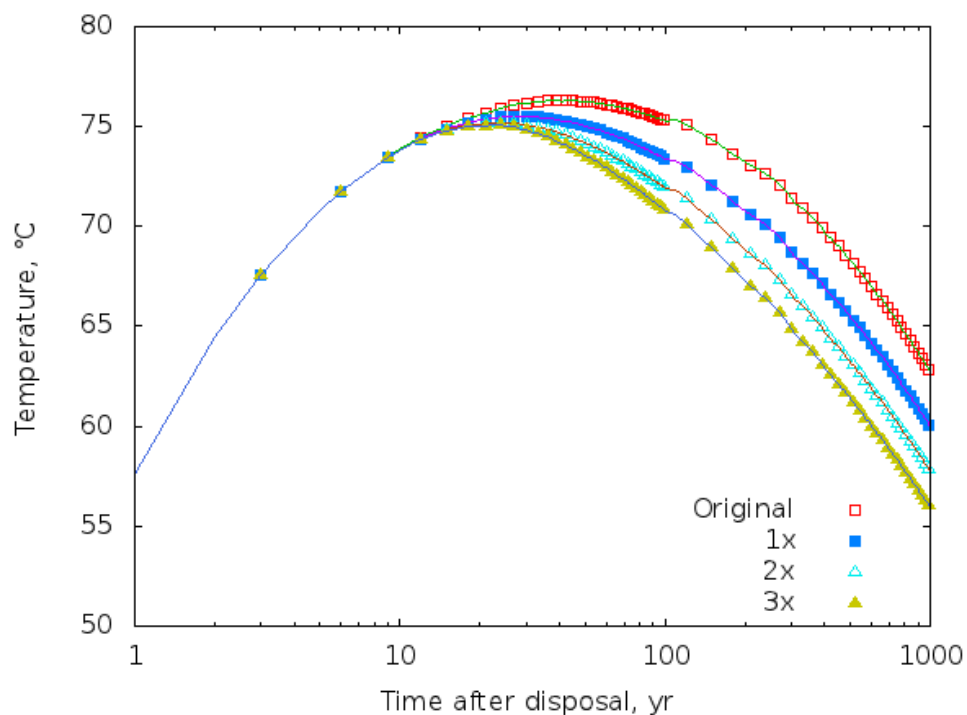


図 3-5-1 各隣接坑道中心間距離における廃棄体中心温度の時間推移
(燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料)

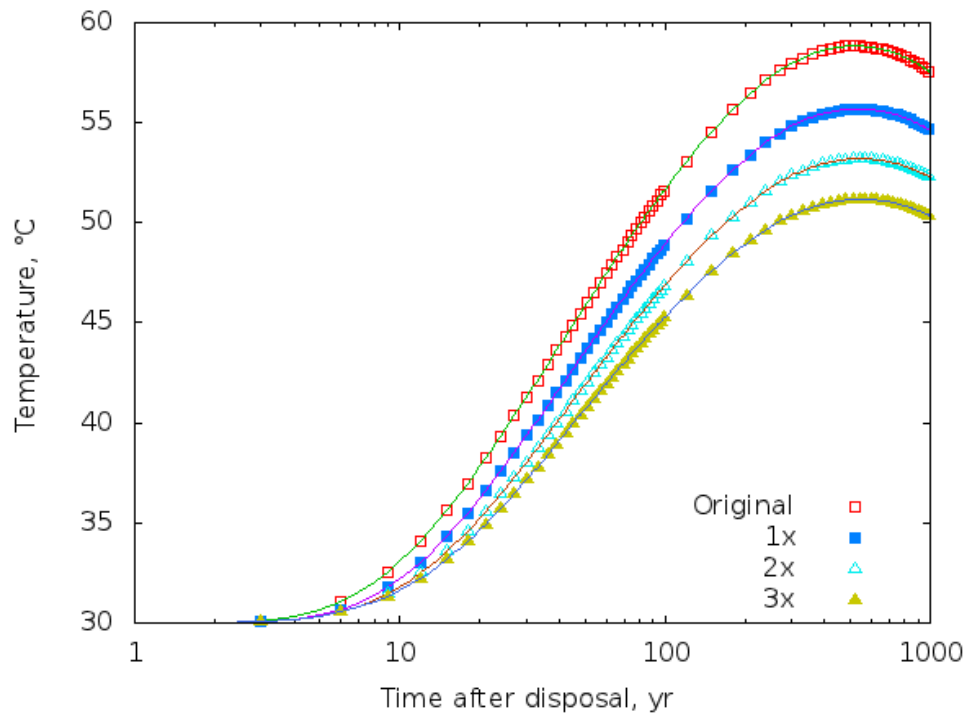


図 3-5-2 各隣接坑道中心間距離における隣接坑道中点温度の時間推移
(燃焼度 45GWd/tHM 軽水炉 MOX 燃料)

表 3-5-2 最高温度と最高温度到達時間 (燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉)

	Original (63m)	1x (70.2m)	2x (77.4m)	3x (84.6m)
ピーク温度(°C)	76.21	76.02	75.96	75.94
温度低下率(%)	-	0.25	0.33	0.35
1000年時点の温度(°C)	64.21	61.44	59.2	57.37
温度低下率(%)	-	4.31	7.80	10.65
ピーク年数(yr)	17	14	14	14

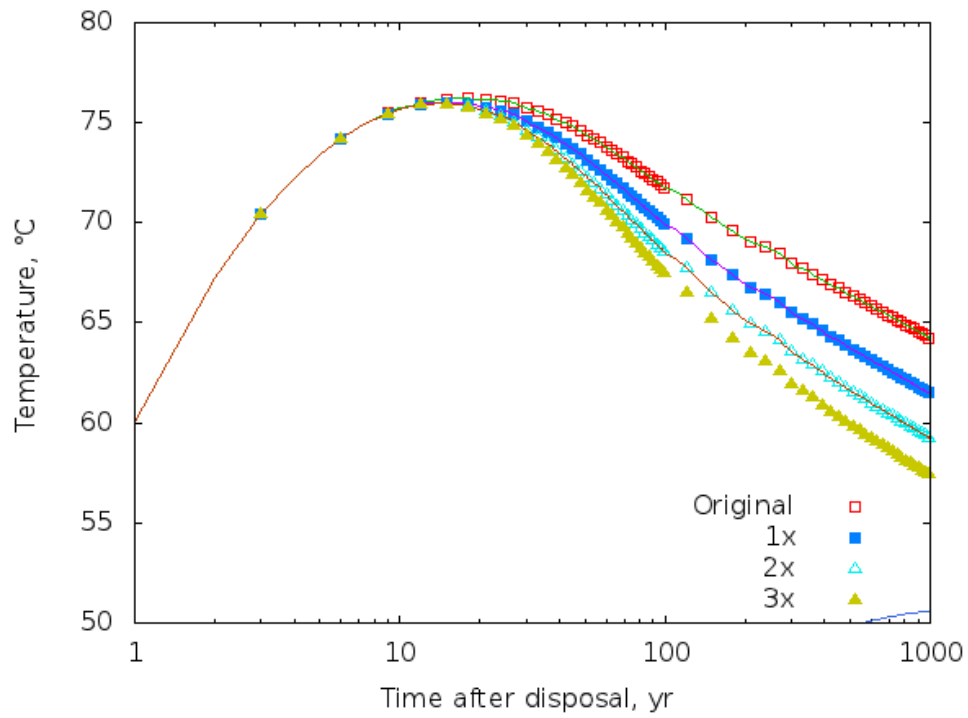


図 3-5-3 各隣接坑道中心間距離における廃棄体中心温度の時間推移
(燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉)

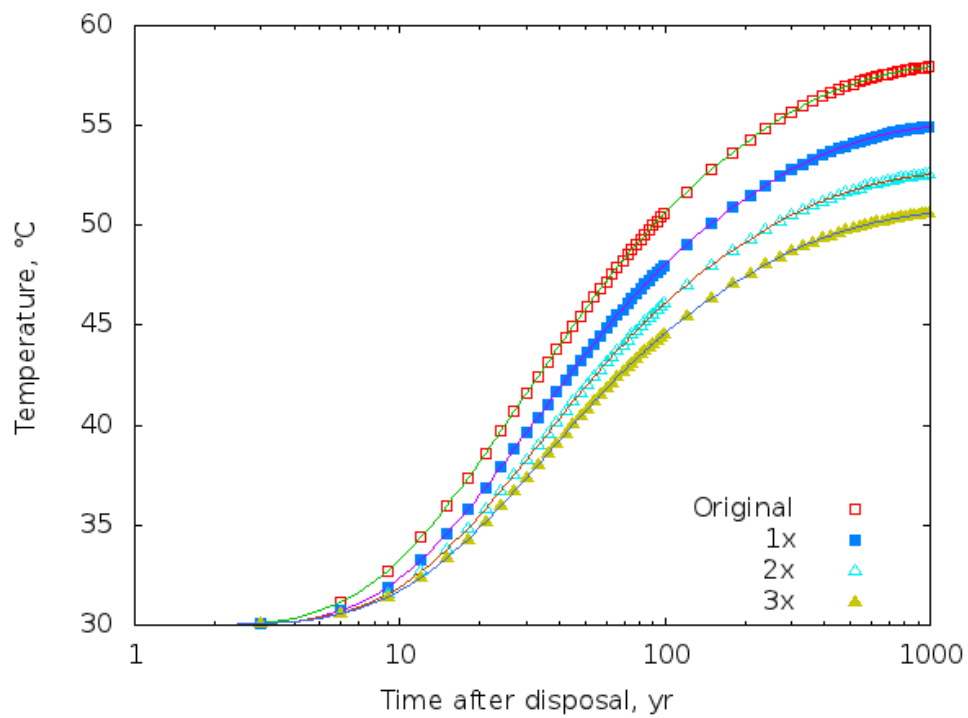


図 3-5-4 各隣接坑道中心間距離における隣接坑道中点温度の時間推移
(燃焼度 150GWd/tHM 高速増殖炉)

第4章 結言

本研究では、高速増殖炉の使用済み燃料の再処理により発生する TRU 廃棄物の地層処分への影響を明らかにすることを目的とし、TRU 廃棄物のうち最も発熱密度の大きいハル・エンドピース廃棄体を対象として解析を行い、軽水炉の場合との比較を行った。

ハル・エンドピース廃棄体の発熱を求めるために、ハル・エンドピースに付着し発熱源となる使用済み燃料の組成を燃焼計算によって求め、短・中期的、および長期的な観点から使用済み燃料の発熱を比較した。短・中期的観点からの使用済み燃料発熱特性評価では、燃焼終了後 4,30,50 年冷却した使用済み燃料の発熱率を発電量で除したものをウランとプルトニウム、MA、FP の三つの発熱源に分け、それぞれのケースごとに比較した。使用済み燃料の発電量あたりの発熱率が最も大きくなったのは、どの冷却期間においても燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料であり、最も小さかったのは燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料であった。高速増殖炉から発生する使用済み燃料は、冷却期間 4 年の時点では燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の場合とあまり差は無いが、高速増殖炉のほうが半減期の長い MA やプルトニウムによる発熱寄与が大きいため、冷却期間が長くなっても軽水炉 UO_2 燃料の場合よりも発熱が減衰せず、長期的な発熱を伴う。長期的な観点からの使用済み燃料発熱特性評価では、発熱寄与の大きいアクチニド、FP の燃焼終了後 1000 年間の発電量あたりの発熱率を各ケースについてそれぞれ比較した。軽水炉 UO_2 燃料の場合、初期燃料組成は U-235 と U-238 だけであるため、高次プルトニウムや MA が生成されにくく、燃焼度の違いによって大きプルトニウム、MA の組成比が変化した。軽水炉 MOX 燃料の場合には、Cm-244 の生成量が増え、高速増殖炉の場合には増殖された Pu-239 が比較的多くなるなどの特徴を示した。FP に関しては、U-235 および Pu-239 の核分裂収率が異なることから、Cs-134 と Rh-106 の発熱寄与に違いが現れた。また、燃焼度 70,150GWd/tHM といった長サイクル長の場合には、FP、特に半減期が 10 年以下の核種は放射平衡に近づくため、発熱寄与は小さくなる。高速増殖炉の場合には、サイクル長が 800 日と非常に長いため、Cs-134、Rh-106、Pr-144 といった核種の発熱寄与は小さくなった。

燃焼計算によって求めた使用済み燃料組成、および放射性物質の付着率等から、ハル・エンドピースを入れたキャニスタの発熱率を各ケースについて評価し、比較を行った。燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の再処理に伴って発生するハル・エンドピース廃棄体の発熱率は「TRU2 次レポート」とほぼ一致した。構造物およびその中に含まれる不純物の放射化によって生成される、Co-60 および Mn-54 の発熱寄与は再処理後では大きいですが、半減期がどちらも 10 年以下であるため地層処分への熱的影響はほぼ無かった。軽水炉 UO_2 燃料の場合のハル・エンドピース廃棄体の発熱率は、FP による発熱寄与が大きいため減衰が比較的早く、燃焼度 45GWd/tHM の場合ではどの時点においても発熱率は最も小さくなった。軽水炉 MOX 燃料の場合には、アクチニドによる発熱が大きいため、軽水炉 UO_2 燃料の場合に比べ発熱率の低下が少なかった。また、これらの軽水炉燃料の高燃焼度化では、ハル・エンドピース廃棄体の発熱率が増加した。高速増殖炉の場合、FP による発熱寄与が軽水炉 MOX 燃料の場合よりも大きいため、軽水炉 MOX 燃料の場合よりも発熱率の低下は大きくなったが、軽水炉 UO_2 燃料よりは大きい発熱率を持つ結果となった。地層処分までの冷却期間を 25 年とした場合、この時点における発熱率は、軽水炉 MOX

燃料、高速増殖炉、軽水炉 UO_2 燃料の順に大きくなった。処分を行う再処理後 25 年から、1000 年までの間の廃棄体の発熱率の減衰は、軽水炉 UO_2 燃料、軽水炉 MOX 燃料、高速増殖炉の順に早かった。

燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の再処理に伴って発生するハル・エンドピース廃棄体の処分後の廃棄体温度が、制限温度である 80°C を超えないような廃棄体パッケージへの装荷本数は 3.8 本となり、「TRU2 次レポート」で評価されている 4 本と僅かに差が出た。このように差が出た理由は、使用した解析コードと、核データライブラリが異なるためだと考えられる。軽水炉 UO_2 燃料のハル・エンドピース廃棄体の場合には、処分後 7 年程度で廃棄体は最高温度に達するが、発熱率の減衰が遅い軽水炉 MOX 燃料と高速増殖炉の場合、最高温度に達する時間が 37 年、23 年、と大幅に遅くなる。また、これらの場合には処分後 100 年時点での廃棄体温度が、燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の場合よりも 10°C 以上高くなった。さらに、周辺岩盤の温度も軽水炉 MOX 燃料、および高速増殖炉の場合には、より高くなる。そのため、軽水炉 MOX 燃料と高速増殖炉の場合には、処分坑道および周辺岩盤が長期的に高温に晒されることとなり、「TRU2 次レポート」中で想定されている放射性物質の移行や、力学的安全性に関して見直す必要が出てくる可能性がある。

制限温度を超えないようなハル・エンドピース廃棄体の廃棄体パッケージへの最大装荷本数の評価では、燃焼度 45,70GWd/tMH の軽水炉 UO_2 燃料の場合がそれぞれ 3.8 本、2.3 本と多く、次いで高速増殖炉の 1.5 本、燃焼度 45,70GWd/tHM の軽水炉 MOX 燃料の場合がそれぞれ 0.9 本と 0.7 本となり、軽水炉 UO_2 燃料が最も多く装荷できる。発電量 1GWd あたりに発生する廃棄体パッケージ数にすると、高速増殖炉の場合が最も少なく、1GWd あたり 0.012 体となった。その次に発生数が少なかったのは燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の場合であり、1GWd あたり 0.0134 本、燃焼度 70GWd/tMH の場合では 1GWd あたり 0.0142 体となり、燃焼度の違いによる廃棄体パッケージ数の変化はあまり見られなかった。軽水炉 MOX 燃料の場合には、燃焼度 45,70GWd/tHM のそれぞれにおいて 1GWd あたり 0.0565 体、0.0467 体と、燃焼度の大きいほうが廃棄体の発生数が数%少なくなった。「TRU2 次レポート」で検討されている燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料の場合よりも、高速増殖炉の場合のほうが発電量 1GWd あたりに発生する廃棄体パッケージが少ないことから、高速増殖炉のほうが負荷が小さいと考えられる。しかし、上述のとおり高速増殖炉の場合、処分場が長期間にわたり高温状態になるために、「TRU2 次レポート」の処分概念をそのまま用いることは難しいため、高速増殖炉の場合に発生するハル・エンドピース廃棄体に適した処分概念を検討することが必要であると考えられる。

ハル・エンドピース廃棄体の処分後の温度に、発熱率が大きく半減期の異なる MA および FP がどのような影響を与えているのかを確認するために、処分後の廃棄体の温度に対する核種の感度解析を行った。軽水炉 UO_2 燃料の場合には、FP による発熱寄与が大きいため、廃棄体最高温度は FP である Cs-137 とその娘核種である Ba-137m の発熱に対して大きい感度を持った。軽水炉 MOX 燃料の場合には、廃棄体最高温度は Am-241 に大きな感度を持ち、高速増殖炉の場合には、Pu-238 に大きな感度を持った。また、1000 年時点での廃棄体温度は、どの場合においても半減期が長く発熱の大きい Am-241 に大きな感度を持った。高速増殖炉の場合の廃棄体温度にお

いては、軽水炉 UO_2 燃料ほどではないが FP に対する感度も大きかった。

軽水炉 MOX 燃料、および高速増殖炉から発生するハル・エンドピース廃棄体に関して、隣接坑道中心間距離を変更する必要があるとの考えから、基準である 63m から 84.6m までの 4 つの距離を仮定し、各中心間距離で処分を行った際の廃棄体・および周辺岩盤の温度推移を比較した。中心間距離を延ばすことで、軽水炉 MOX 燃料、および高速増殖炉のどちらの場合においても、廃棄体最高温度、1000 年時点での廃棄体と岩盤温度の低下が見られたが、廃棄体最高温度はあまり低下しなかった。一方、熱の拡散領域が増えたことにより廃棄体温度の冷却速度が上昇し、周辺岩盤の温度上昇速度も緩やかになった。これらの結果から、軽水炉 MOX 燃料や高速増殖炉の再処理に伴い発生するハル・エンドピース廃棄体の処分の際には、隣接する処分坑道間の中心距離を広めに取り、周辺岩盤の温度上昇を抑えることで、放射性物質の移行や力学的な安全性を高めることが出来ると考えられる。

以上に示すように、高速増殖炉から発生するハル・エンドピース廃棄体に対し、現行の処分概念を適応することによって、高速増殖炉から発生する TRU 廃棄物が地層処分に与える影響を評価した。現行の処分概念を適応すると、高速増殖炉から発生する廃棄体パッケージの数は、検討されている燃焼度 45GWd/tHM の軽水炉 UO_2 燃料から発生する数よりも少なくなる。しかし、高速増殖炉の場合には、処分後の発熱が減衰しにくいため処分坑道内部、および周辺岩盤の温度が長期的に高くなり、放射性物質の移行や熱応力に対する力学的安全性の再評価を行う必要があると考えられる。また、長期間にわたる高温状態を緩和する手段の一つとして、隣接坑道間中心距離の延長が考えられる。

謝辞

本研究を完成させるにあたり、熱心なご指導を頂いた千葉豪助教には深く感謝の意を表します。また、研究の方針指導やバックエンドの分野で様々なアドバイスを下さった福島工業高等専門学校の佐藤正知特命教授にお礼申し上げます。

高速増殖炉の再処理に関して、独立行政法人日本原子力研究開発機構の杉野様、佐々木様、中林様から、様々な情報をいただきました。大変感謝しております。原子力安全研究協会、核燃料サイクル基本問題懇談会（主査、佐藤正知特命教授）では、委員の方々から貴重なご助言をいただきました。この場を借りてお礼申し上げます。

最後に、ゼミナールや学会発表など様々な面でサポートして頂いた原子炉工学研究室の奈良林直教授、辻雅司準教授、研究室のメンバーの皆様に深く感謝いたします。

付録

A. 汎用炉物理解析コードシステム CBZ の妥当性確認

A.1 概要

廃棄物評価に使用している汎用炉物理解析コードシステム CBZ は放射性廃棄物量評価について実用例が少なく、その妥当性の検証が必要である。そのため、軽水炉の高レベル放射性廃棄物に関して検討を行っている論文[1]と同じ解析条件で計算を行い、計算結果を比較することで CBZ の妥当性を検証した。この論文では解析コードはとして ORIGEN と SRAC を組み合わせた統合化燃焼計算コードシステム SWAT が用いられている。

比較するパラメータはガラス固化を行う際に重要となる使用済み燃料の崩壊熱、Mo 含有量、白金元素 (Ru,Rh,Pd) 含有量とした。解析条件を表 A-1 から表 A-3 に示す。

表 A-1 燃焼計算用条件

Fuel type	UO ₂ , MOX
Burn-up	28, 33, 45, 55, 70 GWd/THM
Enrichment	UO ₂ ²³⁵ U = 2.6, 3.0, 4.5, 5.3, 6.5 wt%
	MOX Pu(total) = 6.5, 7.5, 11.5, 13.5, 16.5 wt%
Fuel pin assembly	Typical 17 × 17 PWR

表 A-2 MOX 燃料初期組成

Burn-up	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁸ Pu	²³⁹ Pu	²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Pu	²⁴² Pu	²⁴¹ Am	Pu(total)
28GWd/THM	0.166	92.834	0.143	3.675	1.675	0.619	0.423	0.466	6.534
33GWd/THM	0.166	91.834	0.164	4.234	1.932	0.715	0.490	0.466	7.534
45GWd/THM	0.166	87.834	0.250	6.479	2.961	1.099	0.755	0.466	11.534
55GWd/THM	0.166	85.834	0.293	7.586	3.476	1.292	0.888	0.466	13.534
70GWd/THM	0.166	82.834	0.357	9.262	4.248	1.580	1.087	0.466	16.534

表 A-3 ガラス固化体諸量

Cooling period of spent fuel from discharge to reprocessing	4 years <i>Option: 10 years, 30 years</i>
Carry-over fraction of U, Pu, and MA at reprocessing	U: 0.5%, Pu: 0.5% <i>Option: MA (Np, Am, Cm): 1%</i>
Cooling period from reprocessing to vitrification	0 years
Vitrification melter type	Liquid Fed Ceramic Melter (LFCM)
Glass type	Japanese model glass
Glass volume	150 liter/glass unit
Glass weight	400 kg/glass unit
Calculated glass properties	- Heat generation rate < 2.3 kW/glass unit for storage period, < 0.35 kW/glass unit for disposal period - MoO ₃ content < 1.50 wt% in glass - Noble metals content < 1.25 wt% in glass

A.2 解析結果

使用済み燃料の崩壊熱について、CBZ による解析結果を図 A-1 に、SWAT による解析結果を図 A-2 に示す。CBZ を用いて行った解析結果と SWAT による解析結果では、UO₂ 燃料の崩壊熱に対してはよく一致したが、MOX 燃料に対する解析では CBZ の解析結果のほうが約 5%大きくなった。

使用済み燃料の Mo 含有量について、CBZ の解析結果を図 A-3 に、SWAT による解析結果を図 A-4 に示す。Mo 量の比較では、CBZ を用いた解析結果と SWAT の解析結果はよく一致した。

使用済み燃料中の白金族 (Ru,Rh,Pd) の含有量について、CBZ での解析結果を図 A-5 に、SWAT の解析結果を図 A-6 に示す。白金族 (Ru,Rh,Pd) の比較では、CBZ を用いて行った解析結果の方が、SWAT による解析結果よりも MOX 燃料に対する計算結果が約 5%小さい結果となった。

ガラス固化体作製時の一本あたりの発熱率を 2.3kW とした場合の、500 年間の発熱率の時間推移について、CBZ での解析結果を図 A-7 に、SWAT の解析結果を図 A-8 にそれぞれ示す。また、図中に重金属核種 1tHMあたりに発生するガラス固化体の本数を示す。発熱率の時間推移に関しては CBZ による結果と、SWAT による結果が良く一致した。ガラス固化体の発生本数は CBZ の解析では、MOX 燃料の崩壊熱が SWAT のものよりも 5%ほど大き

くなるため、発生本数も同様に多くなった。

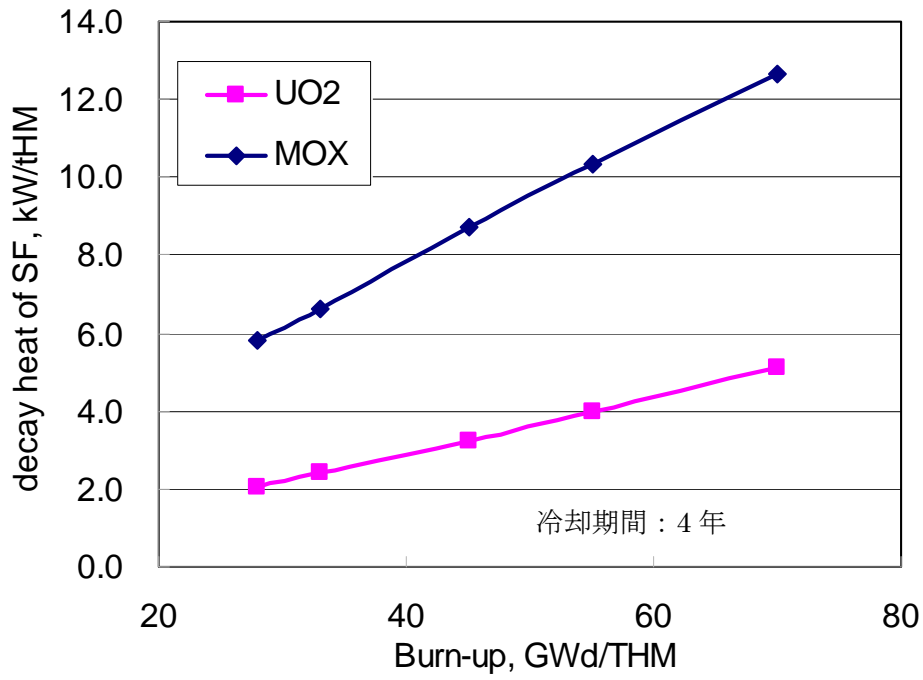


図 A-1 : CBZ による使用済み燃料の重金属重量当たりの崩壊熱

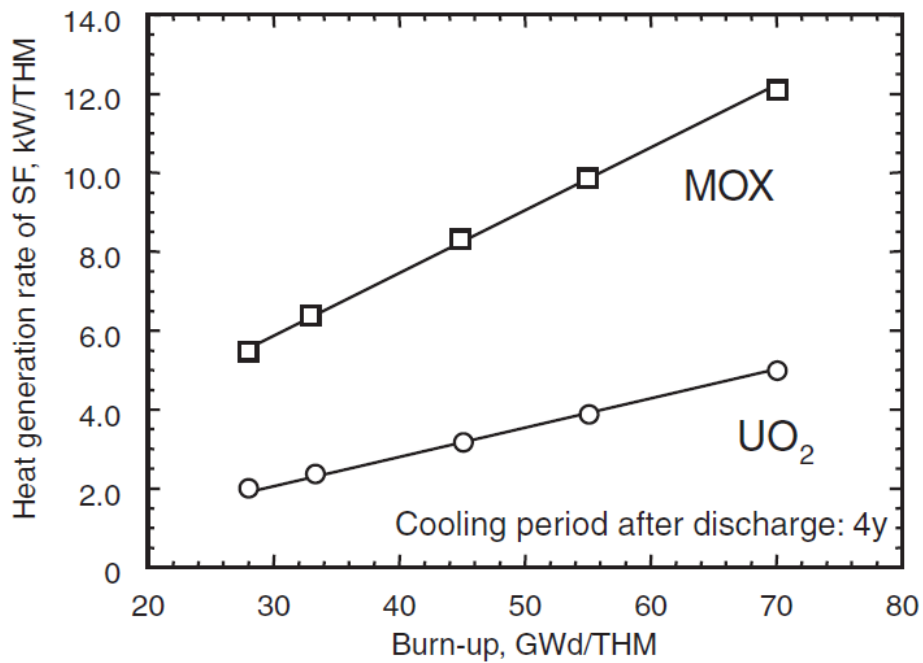


図 A-2 : SWAT による使用済み燃料の重金属重量当たりの崩壊熱

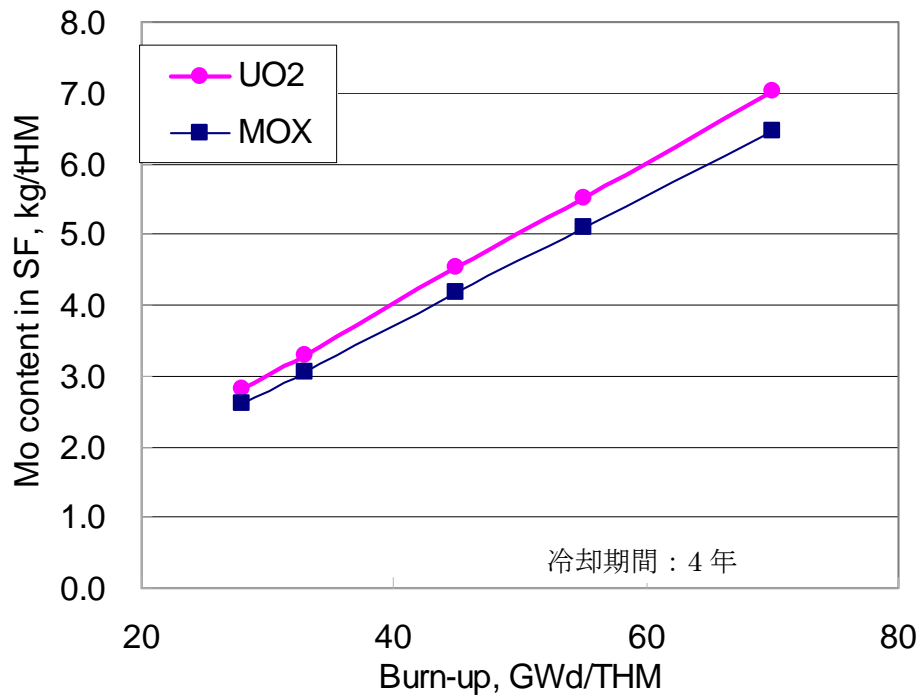


図 A-3 CBZ による使用済み燃料中の重金属重量当たりの Mo 含有量

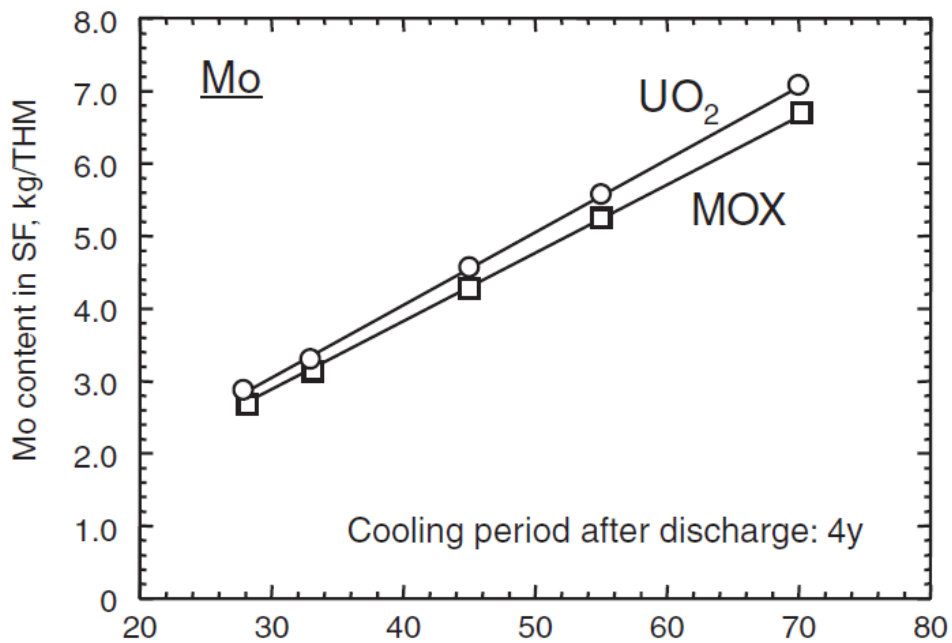


図 A-4 SWAT による使用済み燃料中の重金属重量当たりの Mo 含有量

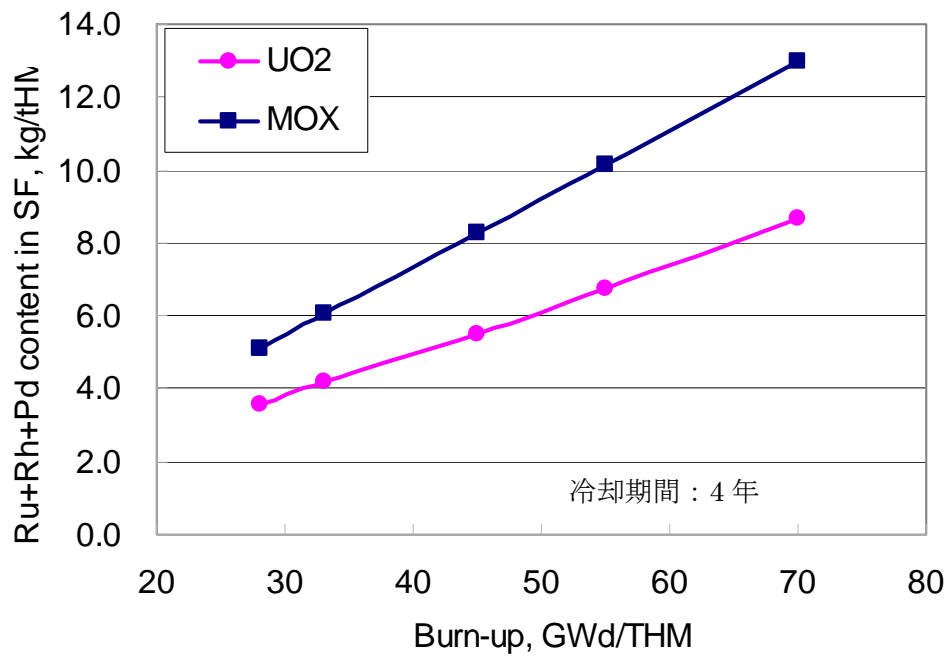


図 A-5 CBZ による使用済み燃料中の重金属重量当たりの白金含有量

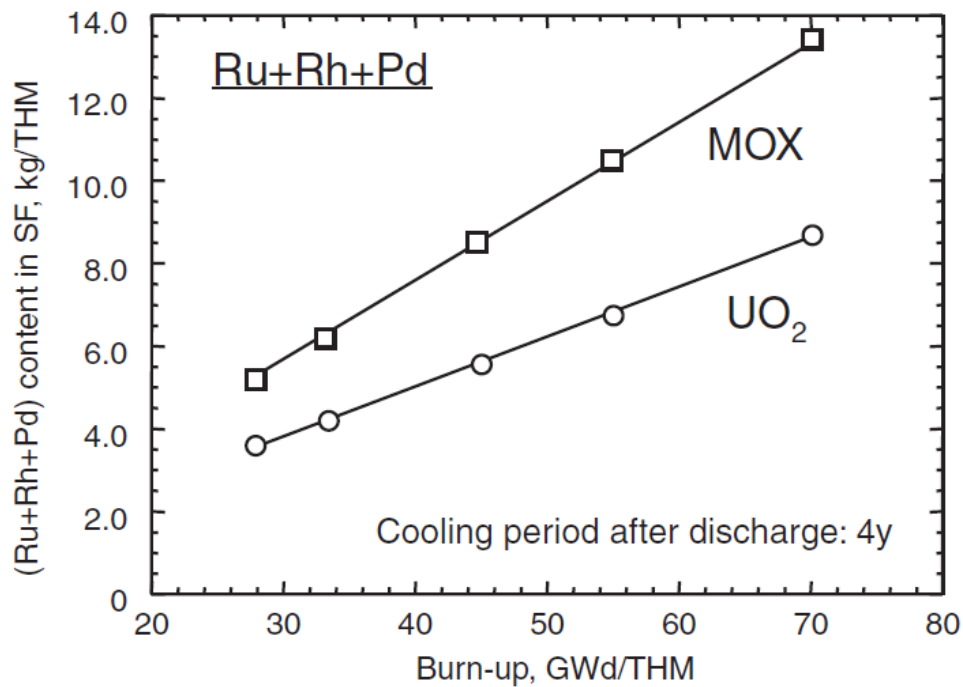


図 A-6 SWAT による使用済み燃料中の重金属重量当たりの白金含有量

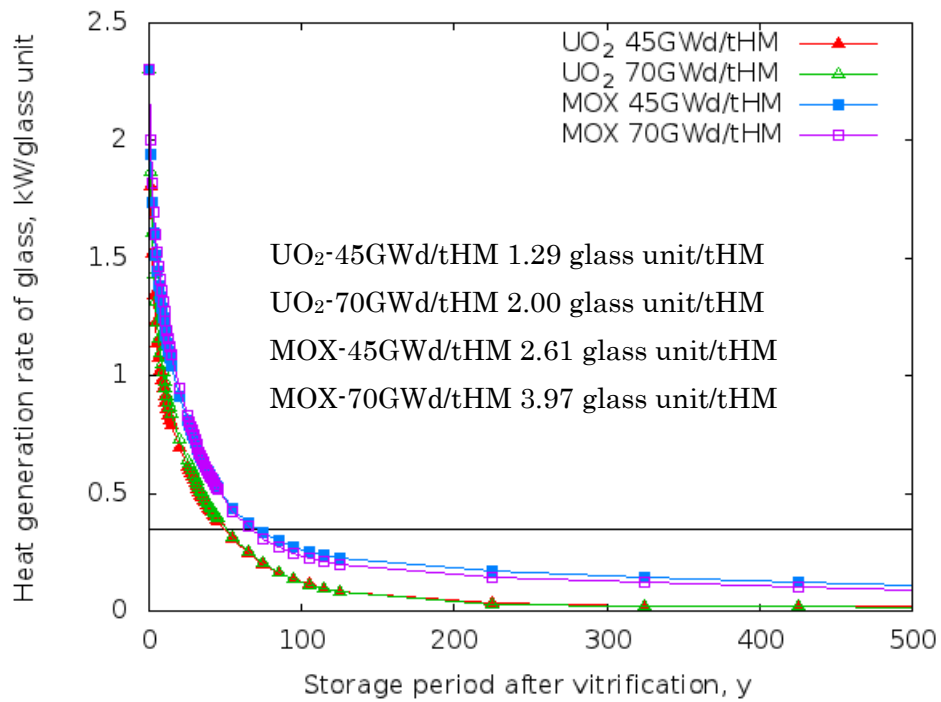


図 A-7 CBZ による 500 年間のガラス固化体一体あたりの発熱率

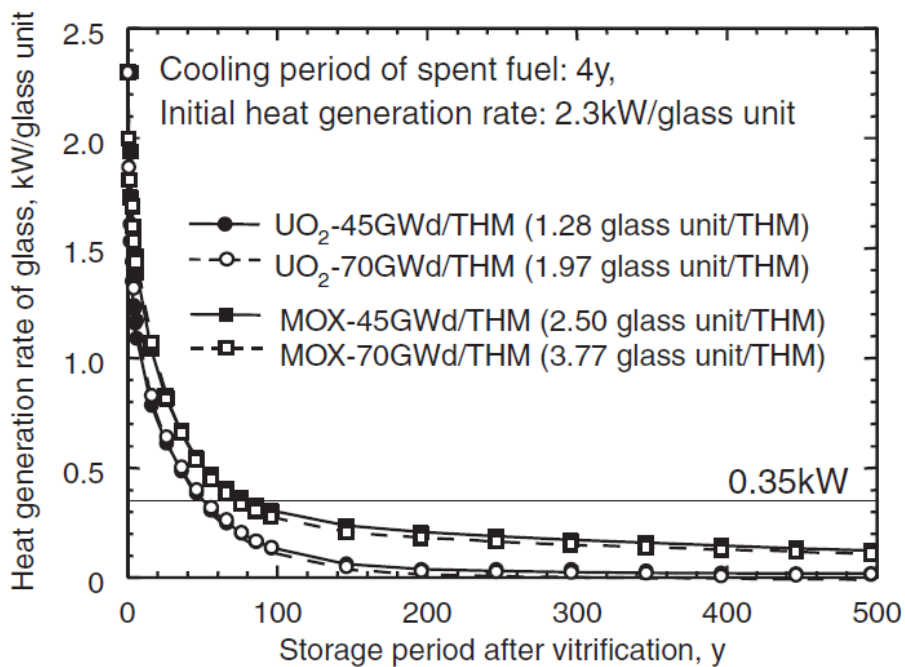


図 A-8 SWAT による 500 年間のガラス固化体一体あたりの発熱率

A.3 結論

軽水炉から発生する使用済み燃料の崩壊熱、Mo 含有量、白金族元素含有量について、CBZ を用いて解析を行い、SWAT による解析結果と比較をすることで CBZ の放射性廃棄物評価の妥当性を検証した。使用済み UO_2 燃料の発熱量、Mo 含有量、白金族元素含有量と使用済み MOX 燃料の Mo 含有量に関しては SWAT の計算結果とよく一致した。使用済み MOX 燃料の発熱量では CBZ の解析結果が約 5%大きくなり、白金族含有量では CBZ の解析結果が約 5%小さい結果となった。ガラス固化体の 500 年間の発熱率の時間推移に関しても、SWAT の結果とよく一致した。

以上の比較から、CBZ による放射性廃棄物評価は十分な精度で予測が行えることを確認した。

付録 A の参考文献

- [1] Y. INAGAKI, T. IWASAKI, S. SATO et al., “LWR high burn-up operation and MOX introduction; fuel cycle performance from the viewpoint of waste management,” J. Nucl. Sci. Technol., 46[7], 677-689(2009).

B. 核データライブラリの違いによるバックエンド諸量への影響

B.1 概要

適切な処分場の設計等を行うためには廃棄物の発生量や発熱、毒性を性格に評価を行う必要があり、評価手法の一つとして評価済み核データライブラリ（以下、核データライブラリ）を用いた燃焼計算による評価が考えられる。核データライブラリには核種の半減期や反応断面積等のデータが記載されており、世界各国で開発・発表され、その使用用途は原子力発電や核融合などのエネルギー系の用途の他、核医学等の医療用などがある。核データライブラリそれぞれの国や機関でプロジェクトを組んで独自に評価したものが多いため、評価対象が同じ場合でもその評価値が異なっていることが考えられる。しかしながら、異なる核データライブラリによる廃棄物発生量などのバックエンドの諸量評価はなく、評価が必要である。本章では廃棄物の発熱量などに関して異なる核データライブラリを用いて評価を行い、それらの差異について要因を分析することを目的としている。

B.3 解析条件

B.3.1 比較対象

本論文では使用済み燃料の発熱量、モリブデン・白金族元素・I-129 のインベントリを対象として比較を行う。白金族元素発生量はルテニウム、パラジウム、ロジウムの同位体発生量の総量表す。パラメータはガラス固化体の発生本数に大きく影響する発熱量、モリブデンと白金族元素のインベントリと、長寿命核分裂生成物核種であり地下水とともに移行しやすい I-129 のインベントリであり、バックエンドにおいて重要なパラメータである。ガラス固化体を作成後、一度中間貯蔵とするが、ガラスの変質を防ぐためこの期間中の温度を 750–800°C に保つためにガラス固化体作成時の発熱量が一体あたり 2.3kW と決められている^[1]。ガラス固化対中にモリブデンが 2wt% 以上含まれていると、イエローフェーズという不安定な水溶性の相をつくってしまうためにモリブデンの発生量も重要である^[2]。日本で用いているガラス固化体を作成する廃液供給式直接通電型セラミックメルター (LFCM) 法では、白金族元素は合金や酸化物として存在しており、それらがメルター下部に多く溜まるとショートサーキットを形成し、出力が低下して加熱が出来なくなったりメルターの寿命が短くなったりするという問題が発生してしまう^[3]。I-129 については上述のとおり、地層処分後に万が一地下水と接触した場合に溶けやすく、地下水とともに移行しやすいために発生量の正確な評価が必要となる。

B.3.2 燃焼計算条件

燃焼チェーンを CBZ の BurnupChainGenerator モジュールを用い、燃焼計算には CBZ の Burner モジュールを使用した。コードシステムを図 B-1 に示す。核データライブラリは核分裂生成物収率データと核分裂生成物崩壊データの 2 つを変更し、5 つの燃焼チェーンを作成した。今回作成した燃焼チェーンを表 B-1 に示す。計算体系には加圧水型原子炉 (PWR) の燃料ピンセルモデルを使用し、燃料特性は燃焼度 45GWd/tHM、ウラン濃縮度 4.5wt% の UO₂ 燃料を用いて

いる。主な解析条件を表 B-2 に示す。

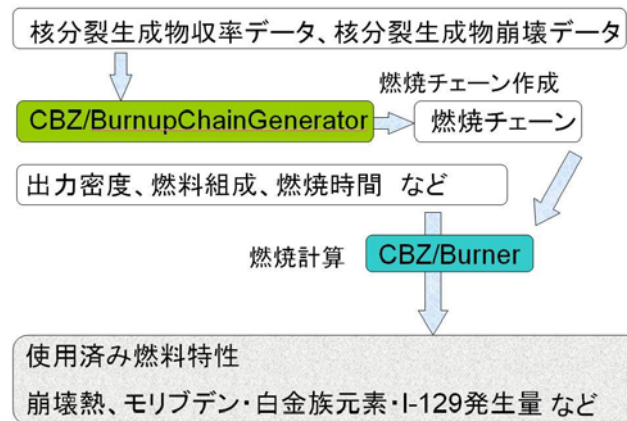


図 B-1 コードシステム CBZ

表 B-1 使用した燃焼チェーン

チェーン名	核分裂生成物収率データ	核分裂生成物崩壊データ
JEN33	JENDL-3.3	JENDL/FPD-2011
JEN40	JENDL-4.0	JENDL/FPD-2011
JENFPY11	JENDL/FPY-2011	JENDL/FPD-2011
JEF311	JEFF-3.1.1	JEFF-3.1.1
ENDFB71	ENDF/B-VII.1	ENDF/B-VII.1

表 B-2 解析条件

計算モデル	加圧水型原子炉燃料ピンセル
燃料タイプ	UO ₂ 燃料
燃焼度 [GWd/tHM]	45
ウラン濃縮度 [wt%]	4.5
燃焼終了後冷却期間 [yr]	4 to 1000

B.4 解析結果・比較

B.4.1 インベントリ比較

上記の 5 つの燃焼チェーンを用いた解析結果について、JEN40 チェーンの解析結果を基準として各結果との比較を行う。JEN40 との差を以下のように定義する。

$$D = \frac{X_i - X_{JEN40}}{X_{JEN40}}$$

ここで、

XJEN40 : JEN40 チェーンによる解析結果

X_i : i チェーンによる解析結果

i : JEN33, JENFPY2011, JEFF311, ENDFB71 である。

使用済み燃料の発熱量は 1000 年間の総発熱量と、燃焼終了後 4 年、10 年、100 年、1000 年冷却時点での発熱率を示す。モリブデン・白金族元素・I-129 のインベントリは冷却期間に関わらずほぼ一定であるため、4 年冷却時点での値を比較する。図 B-2 に使用済み燃料の総発熱量の比較を示している。HM は重金属核種、FP は核分裂生成物をそれぞれ示している。この比較では JEN40 チェーンの結果に対する差は JEF311 チェーンと JEN33 チェーンで大きく、その差は約 1.5% 程度である。変更した核データライブラリは核分裂生成物に関するものであるため、重金属核種の発熱にはあまり大きな差は見られない。図 B-3 に燃焼終了後 4 年、10 年、100 年、1000 年時点での使用済み燃料の発熱率の差を示す。JEN33 チェーンとの比較では 4 年冷却時点では 0.5% ほどしか差はないが 10 年時点で差が大きくなっており、これは Ba-137m や Y-90 などの発熱が大きく 100 年未満でほぼ崩壊しきってしまうような核種が多くなっているためだと考えられる。JEF311 との比較では JEN40 チェーンの結果のほうが冷却期間 4, 10, 100 年時点で大きくなっているがこの原因の一つとして Ba-137m の崩壊エネルギーの違いが考えられる。図 B-4 はモリブデンと白金族元素のインベントリの比較を示している。この比較では最大でも約 1.5% の差である。上記の 4 つのパラメータの比較ではあまり大きな差は見られなかったが、一方で、図 B-5 に示す I-129 のインベントリの比較では JEN40 チェーンの結果に対して JEN33 チェーンでは約 20%、JEF311 チェーンでは約 10% の大きな差を持つ。

B.4.2 I-129 インベントリ差異についての考察

ここでは I-129 の親核種の核分裂収率に注目して考察を行う。I-129 への崩壊経路は図 B-6 に示す経路であり、I-129 の親核種の中で核分裂収率が大きいものはスズである。表 B-3 に U-235 および Pu-239 からの I-129 の累積収率、Sn-129 と Sn-129m の独立収率を示す。U-235 からの I-129 の累積収率を見ると、JENDL-3.3 と JEFF-3.1.1 では他の核データライブラリの評価値よりも大きくなっていることがわかる。また、親核種である Sn-129、Sn-129m の独立収率も同様にこの 2 つの核データライブラリの評価値は大きく、どちらも JENDL-4.0 の評価値に比べ約 30% の差がある。また、ENDF/B-VII.1 を用いた燃焼チェーンでの I-129 インベントリの計算結果は JEN40 チェーンの結果と差異はほとんどなかったが、ENDF/B-VII.1 での Sn-129、Sn-129m の独立収率の値は他の核データライブラリと値が大きく異なり、Sn-129 と Sn-129m とで評価値が逆の傾向を持っているように見える。

B.5 結論

バックエンドにおいて重要なパラメータである使用済み燃料の崩壊熱、モリブデン・白金族元素・I-129 のインベントリに関し、核データライブラリを変更して評価を行いその差異を示し、また、その差異の要因分析を行った。崩壊熱、モリブデン・白金族元素インベントリの比較では大きな差異は見られなかった。一方で、I-129 インベントリの比較では Sn-129 と Sn-129m 等の親

核種の収率の評価値の違いから、最大で約 20%の差異が見られた。

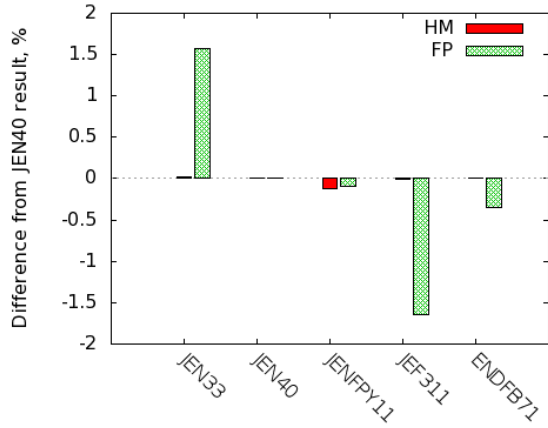


図 B-2 総発熱量の比較

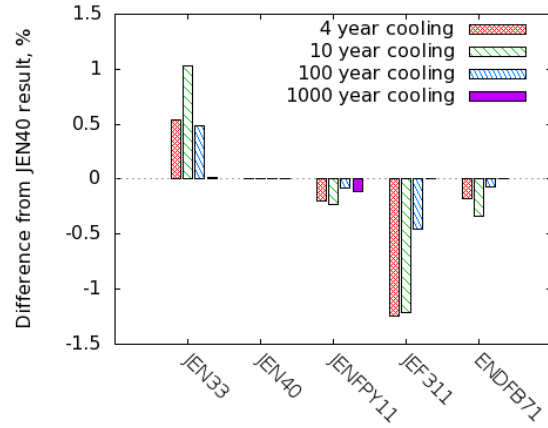


図 B-3 発熱率の比較

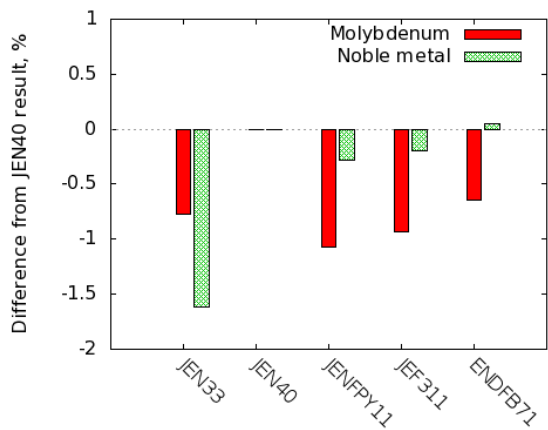


図 B-4 モリブデン・白金族元素インベントリの比較

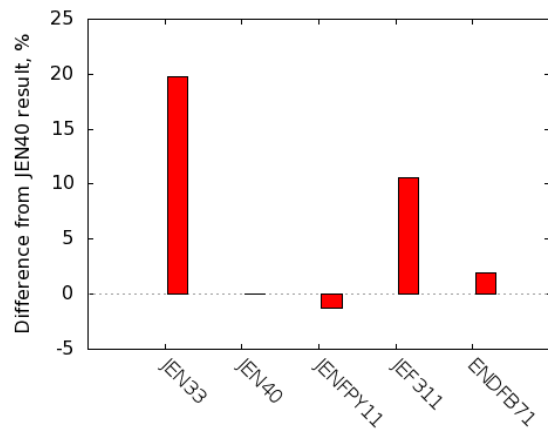


図 B-5 I-129 インベントリの比較

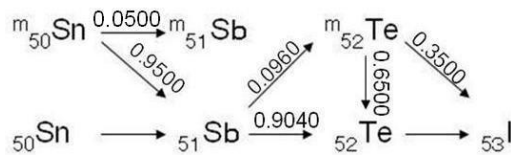


図 B-6 I-129 への崩壊経路 [4]

表 B-3 U-235 と Pu-239 の核分裂による I-129、 Sn-129、 Sn-129m の収率 (0.025eV)

核データライブラリ	I-129 累積収率 (U-235 / Pu-239)	Sn-129 独立収率 (U-235 / Pu-239)	Sn-129m 独立収率 (U-235 / Pu-239)
JENDL-3.3	7.178E-03 / 1.393E-02	1.639E-03 / 2.590E-03	3.957E-03 / 6.253E-03
JENDL-4.0	5.432E-03 / 1.321E-02	1.247E-03 / 2.870E-03	3.008E-03 / 6.925E-03
JENDL/FPY-2011	5.376E-03 / 1.321E-02	1.247E-03 / 2.870E-03	3.009E-03 / 6.925E-03
JEFF-3.1.1	7.061E-03 / 1.407E-02	1.758E-03 / 2.409E-03	4.243E-03 / 5.815E-03
ENDF/B-VII.1	5.433E-03 / 1.371E-02	2.303E-03 / 6.906E-03	1.959E-03 / 2.891E-03

参考文献

- [1] Second Progress Report on Research and Development for the Geological Disposal of HLW in Japan; H12 Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan, Supporting Report 2: Repository Design and Engineering Technology, JNC TN1410, 2000-003, JNC, Japan (2000)
- [2] W. Luze, R. C. Ewing (Eds), Radioactive Waste Forms for the Future, North-Holland Physics Publishing (1988)
- [3] 池田秀雄,遠藤昇他,“溶融炉改良に係るガラス固化モックアップ試験の評価” JNC Technical Reviews, No. 14, 25 (2002)
- [4] K. Tasaka, J. Katakura, et al., “JNDC Nuclear Data Library of Fission Products, - Second Version -,” JAERI 1320 (1990)

C. 詳細燃焼チェーンを用いた高速炉全炉心計算

C-1. 概要

現在、高速増殖炉および軽水炉の使用済み燃料中の核種インベントリ評価には一点炉、あるいはピンセル体系のモデルが使用されている。計算体系を簡素化することで計算負荷を低下させ、一方で対象核種数を増やすことで計算精度を高めている。軽水炉（加圧水型）の炉心では中性子スペクトルの位置依存性が比較的小さいため簡略化した計算体系でも高い精度を出すことが出来るが、高速増殖炉では中性子スペクトルは位置によって大きく変化するため、簡略化したモデルで全炉心を対象とする場合には核分裂生成物（FP）インベントリの差が発生すると考えられる。高速増殖炉において、中性子スペクトルがどの程度インベントリに影響を与えるか評価が必要である。

本研究では、高速増殖炉もんじゅの二次元円筒炉心モデルに対して詳細な燃焼チェーンを用いた全炉心燃焼計算を行い、FP核種のインベントリを評価することを目的とする。

C-2. 解析条件

高速増殖炉もんじゅの炉心を炉心上部構造と炉心下部構造が等しいものとして二次元円筒状にモデル化した[1]。図 C-1-1 に二次元円筒炉心モデルの断面図を示す。炉心モデルには内側炉心、外側炉心、軸ブランケット、径方向ブランケット、ナトリウム流域である制御棒挿入管、および遮蔽体の6領域で構成される。表 C-1-1 に内側炉心、外側炉心の燃料組成を示す。軸ブランケットと径方向ブランケットはどちらも劣化ウランとした。燃料交換は5バッチ燃料交換方式とし、燃料取り出しの4年冷却後のインベントリを評価した。解析コードには本研究室で開発している汎用炉物理計算コードシステムCBZ、核データにはJENDL-4.0に基づく70群定数を、それぞれ用いた。炉心の中性子束計算は拡散理論に基づくソルバーで行った。また、燃焼計算では核分裂生成物核種193核種、重金属核種21種類を考慮した燃焼チェーンを用いた。主な解析条件を表C-1-2に示す。

表 C-1-1 内側炉心・外側炉心燃料組成

燃料	内側炉心	外側炉心
Pu 富化度[wt%]	23.0	29.9
Pu-238	0.0	←
Pu-239	58.0	←
Pu-240	24.0	←
Pu-241	14.0	←
Pu-242	4.0	←

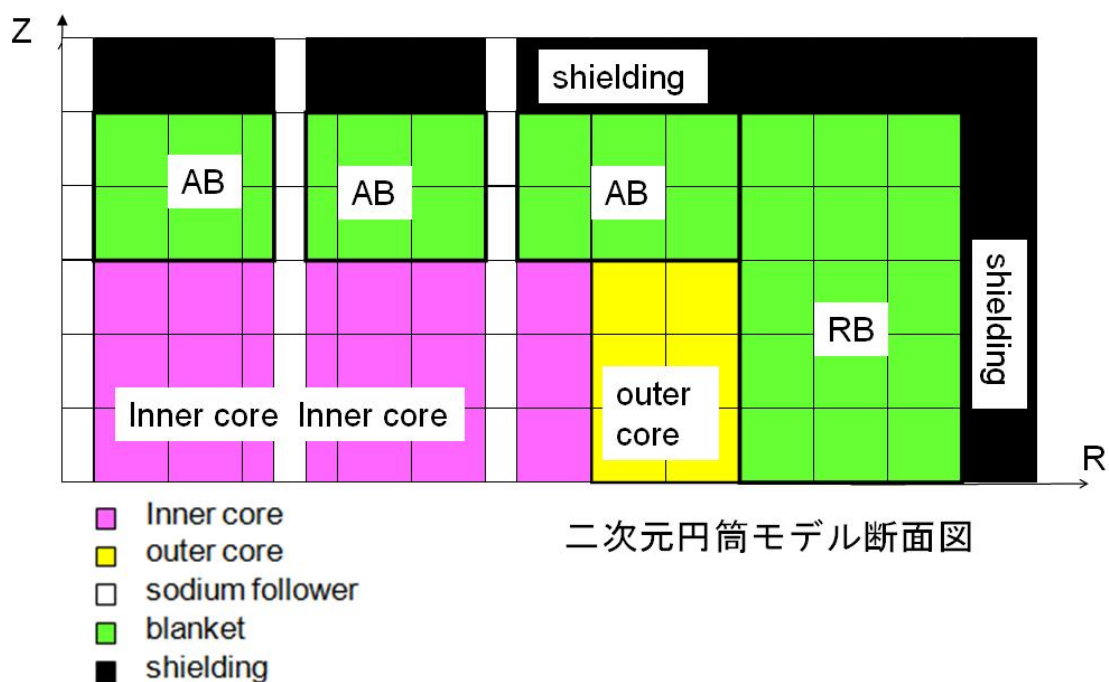


図 C-1-1 高速増殖炉もんじゅ二次元円筒炉心モデル断面図

表 C-1-2 解析条件

対象	高速増殖炉もんじゅ (高燃焼度化炉心[1])
燃料交換方式	5 バッチ
燃料取り出し後冷却期間[yr]	4
サイクル長[d]	148
燃料交換期間[d]	60
対象核種数	FP 核種 : 193 核種 アクチニド : 21 核種
核データライブラリ	JENDL-4.0

C-3. 解析結果・考察

高速増殖炉は内側炉心と外側炉心で構成されるが、ここには内側炉心 18 領域に関する結果のみを示す。

C-3-1. 各領域における FP インベントリ

図 C-2-1 に内側炉心の各領域における燃焼度を示す。インベントリに関しては各領域についての解析結果を示す。図 C-2-2 に Cs-135、I-129、Pr-144、Sr-90、Cs-134、Xe-130 の燃焼度に対する数密度を示す。Cs-135、I-129、Pr-144、Sr-90 のインベントリは燃焼度に対して線形性を示し、一本の線上にすべての点が載るような結果を示した。一方、Cs-134 と Xe-130 は燃焼度に対してインベントリがばらつきを持つような結果となった。

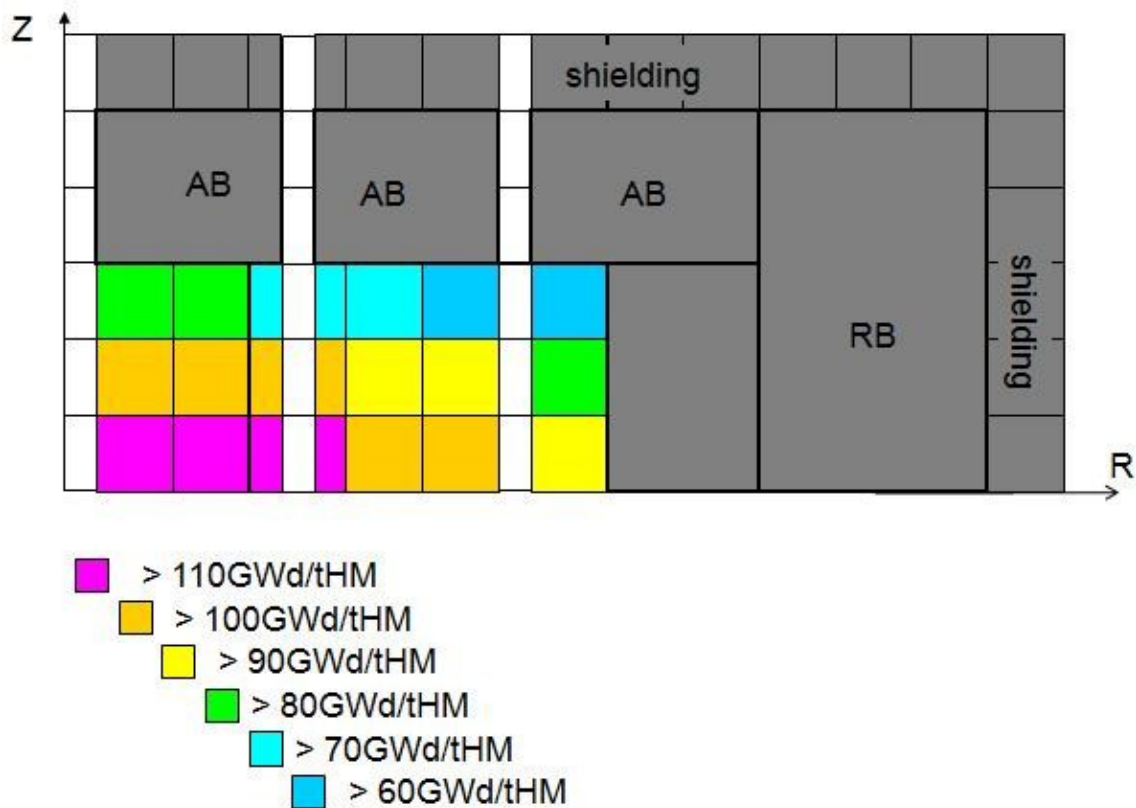
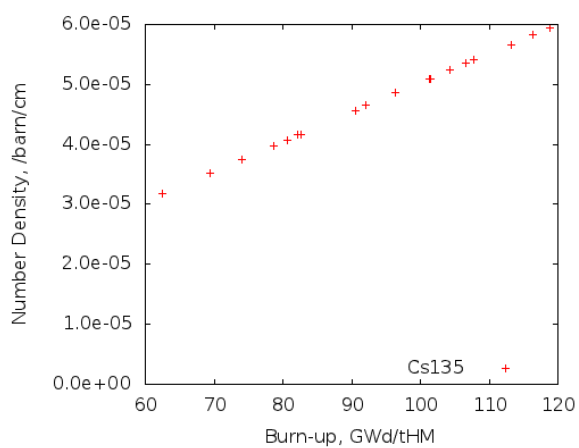
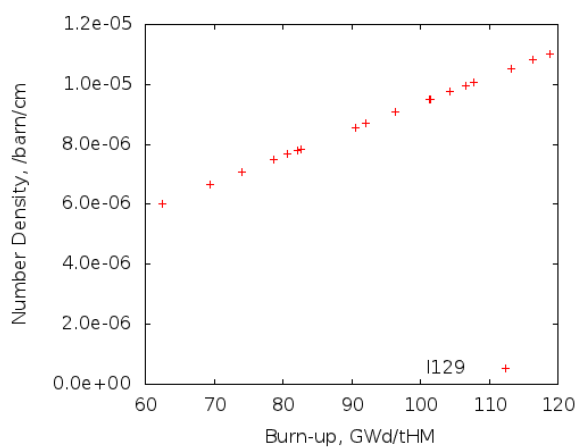


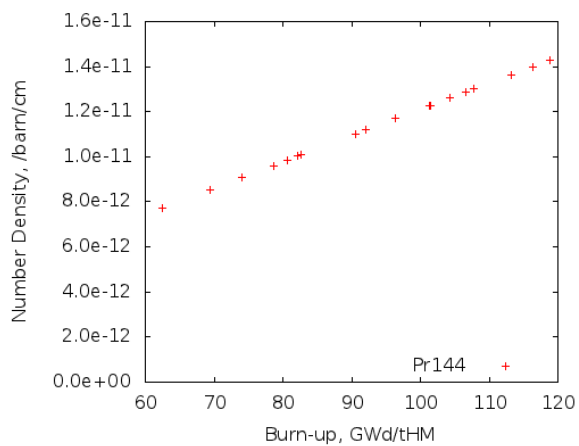
図 C-2-1 各燃料領域における燃焼度



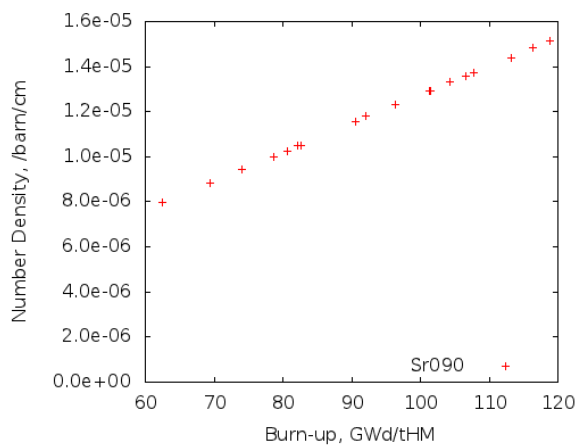
Cs-135



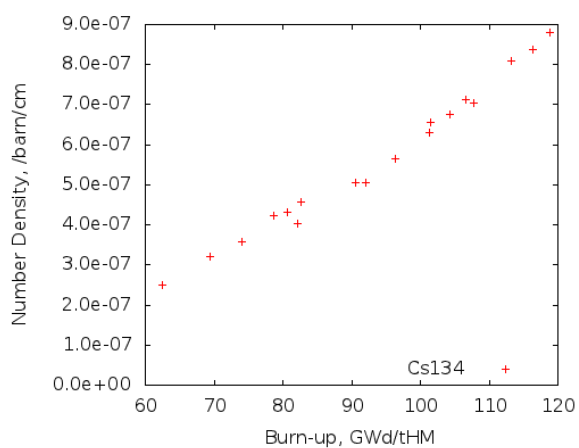
I-129



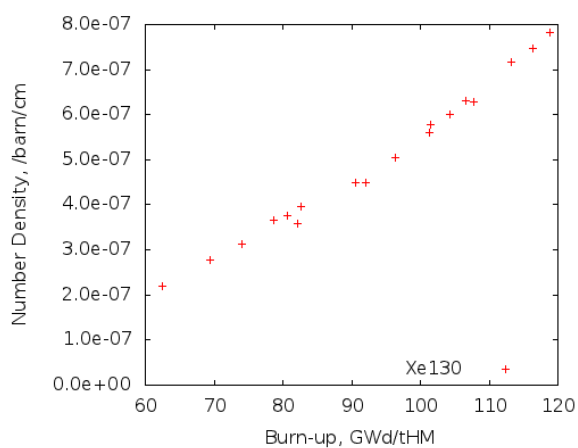
Pr-144



Sr-90



Cs-134



Xe-130

図 C-2-2 内側炉心各領域における燃焼度とインベントリ

C-3-2. 軸方向高さごとのインベントリ評価

図 C-2-2 に示すように、軸方向毎に h1、h2、h3 と分けて、それぞれ色分け、番号付けを行った。図 C-3-2 に対応させた Cs-134 の燃焼度-インベントリを図 C-2-3 に示す。図中の凡例の h1、h2、h3 がそれぞれ軸方向高さに対応している。この図から、インベントリの燃焼度に対するばらつきは軸方向高さの違いによるものだと明らかになった。軸方向高さが低い、つまり炉心中心に近いほうが燃焼度に対する数密度が僅かに小さくなっている。

Cs-134 は主に Cs-133 の中性子捕獲反応 ((n,γ) 反応)、によって生成される。図 C-2-4 に内側炉心の各領域における Cs-133 の中性子捕獲断面積を示す。図の横軸は図 C-2-2 に示した内側炉心の各番号と対応しており、枠で囲った点はナトリウム流域に隣接する領域である。図のように h1 よりも h2、h3 領域において Cs-133 の中性子捕獲断面積が大きくなっている。中性子捕獲断面積は入射中性子エネルギーが低いほど大きくなるため、軸方向高さが高いほど中性子スペクトルが軟らかくなっている。中性子スペクトルが軟化する理由は、燃料部上部ブランケット領域で発生する核分裂は、ドライバー燃料領域に比べて非常に少ないためであると考えられる。また、ナトリウム流域に隣接する領域においても、燃料領域よりもナトリウム密度が大きく中性子の減速されやすくスペクトルが軟化するため、Cs-133 の中性子捕獲断面積が大きくなっている。

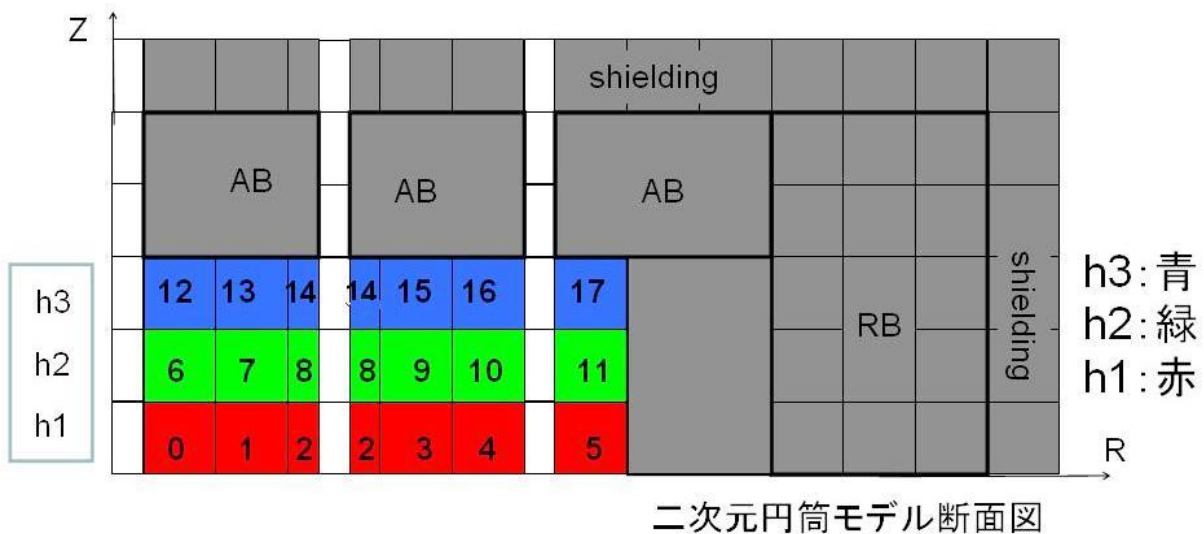


図 C-2-2 内側炉心の h1、h2、h3 領域

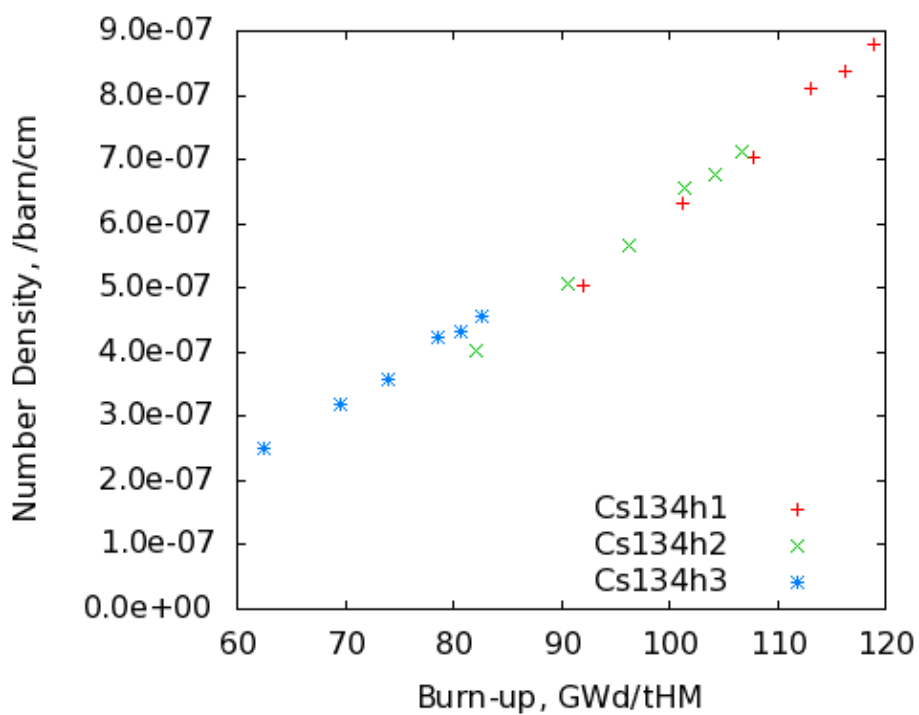


図 C-2-3 軸方向高さごとの燃焼度に対する Cs-134 インベントリ

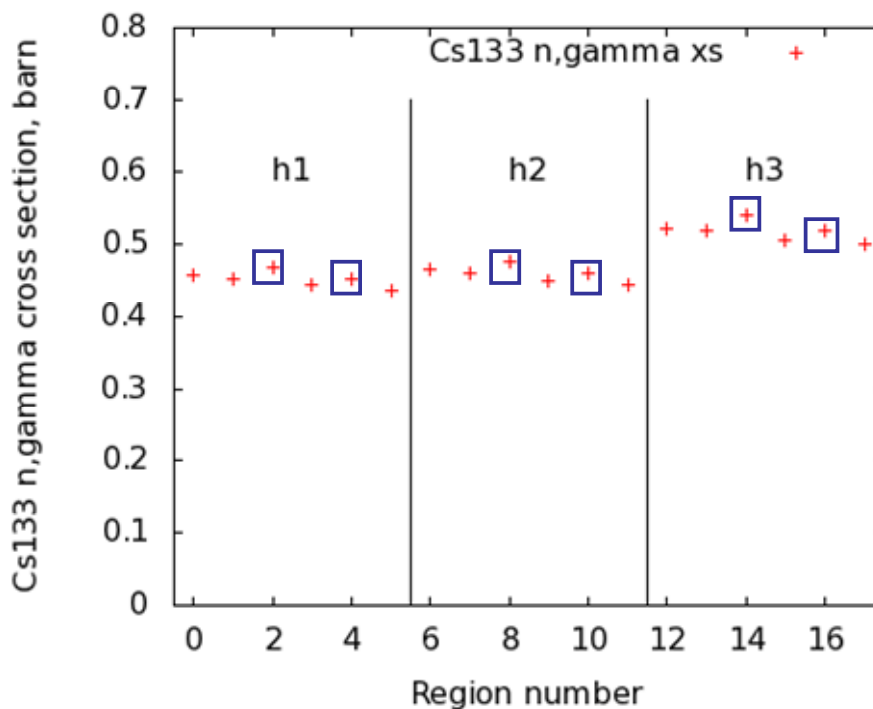


図 C-2-4 内側炉心の各領域における Cs-133 (n, γ) 断面積
(青枠で囲まれた部分はナトリウム流域隣接領域)

C-3-3. インベントリ差異評価

上述のとおり、高速増殖炉においては Cs-134 のような生成経路が中性子捕獲反応である核種のインベントリは、同燃焼度であっても軸方向高さが異なる領域の場合には差異が発生する。図 C-3-1 に示すように、軸方向高さが異なり燃焼度が近い 2 点を対象とし、軸方向高さ h1 と h2、h2 と h3 の間でそれぞれに関して、式 (1) , (2) を用いて差異の評価を行った。

$$ND_i(x+\Delta x)=ND_i(x)\pm\frac{dND_i}{dx}\Delta x \quad (1)$$

$$D_i=\frac{ND_{i+1}(x-\Delta x)-ND_i(x+\Delta x)}{ND_i(x+\Delta x)} \quad (2)$$

ここで、x:燃焼度

Δx : h1:h2,h2:h3 の燃焼度の差の中点

ND:数密度

D : 差異

i=1,2 (i=1 のとき h1:h2 , i=2 のとき h2:h3)

図 C-3-2 にバックエンドにおいて主要な FP (長寿命核種として I-129、Tc-99、発熱寄与の大きい核種として Rh-106、Sr-89、Sr-90、Cs-134、Cs-137、Ba-137m、Pr-144) に対する、インベントリ差異評価の結果を示す。図には h1:h2 の数密度の差を対象の h1 の数密度で除したもの、もしくは h2:h3 の数密度の差を対象の h2 の数密度で除した値を示した。h1:h2 の比較では、Cs-134 の差異は約 4%であり、h2:h3 の比較では約 17%のインベントリの差異が生じた。他の核種に関しては、差異は 1~3%程度であった。

その他の核種のインベントリの h1:h2 での差異を図 C-3-3 に、h2:h3 での際を図 C-3-4 示す。ここでは、FP 以外にアクチニド核種の差異についても示した。どの核種においても、Cs-134 の場合と同様に h1:h2 の比較よりも h2:h3 の比較のほうが、インベントリの差異が大きくなった。アクチニドの多くは中性子捕獲反応によって生成されるため、インベントリ差異が大きい核種が多く、Cm-246 においては h2:h3 間の比較で約 60%もの差が生じた。FP に関しては、Xe-129 や Te-123 などが Cs-134 よりも大きいインベントリ差異を示した。

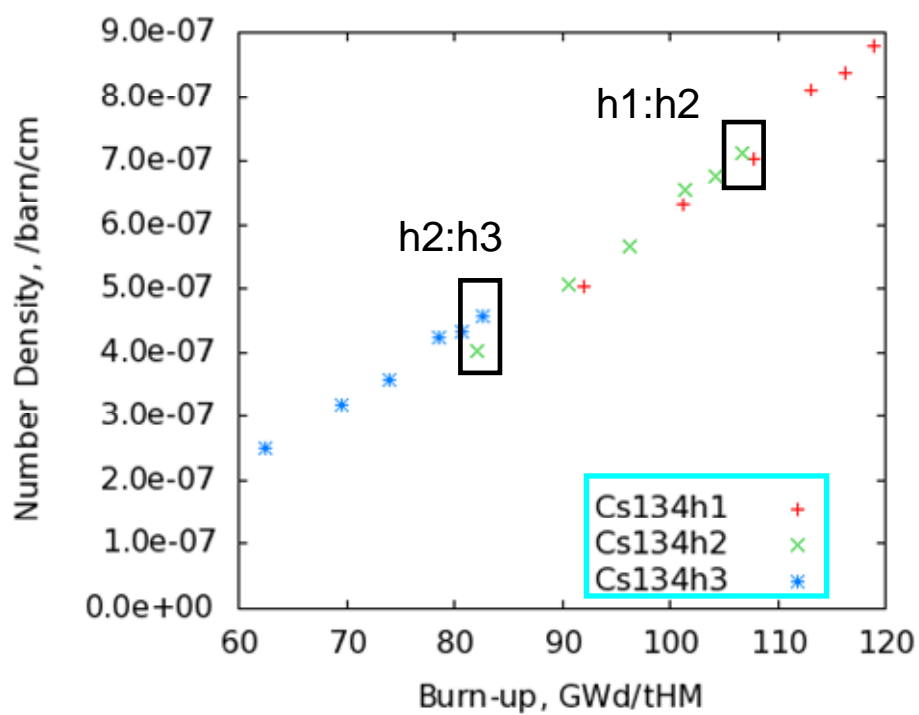


図 C-3-1 インベントリ差異評価対象点

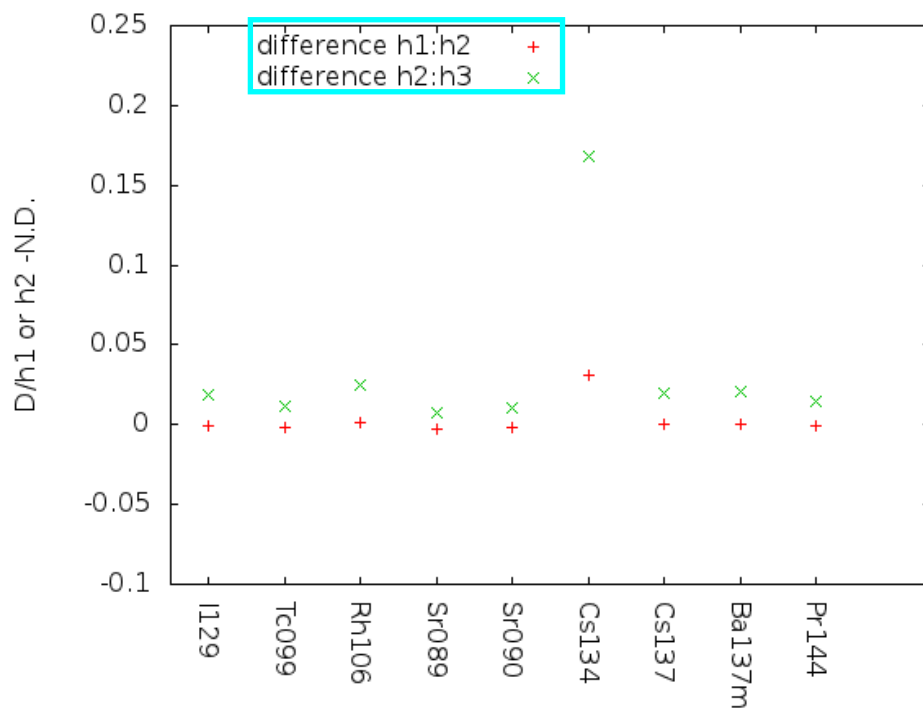
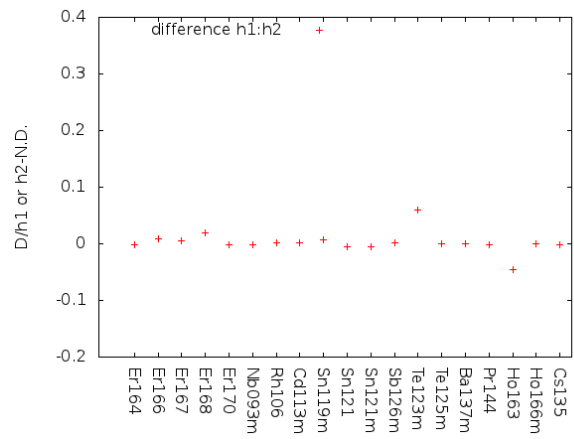
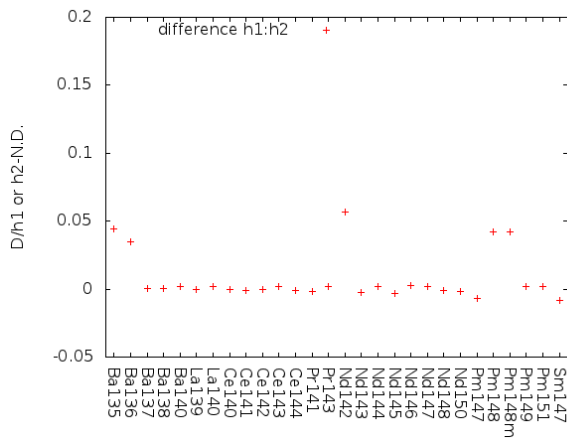
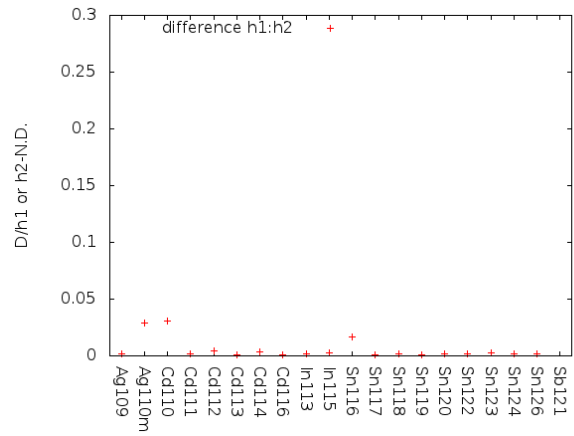
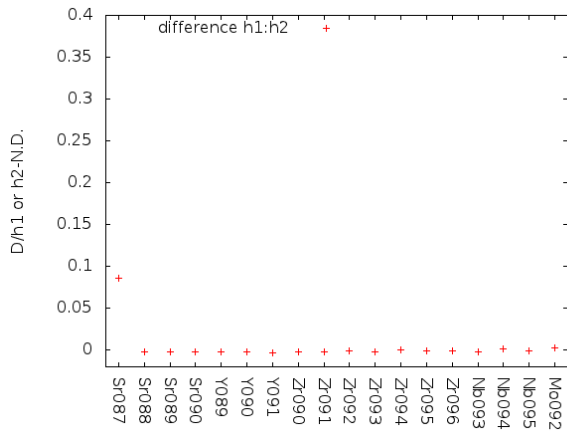
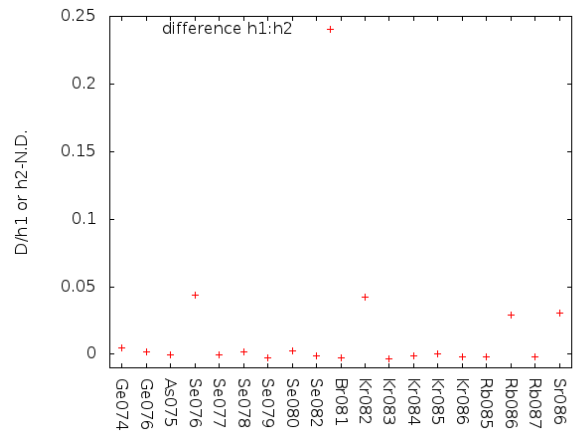
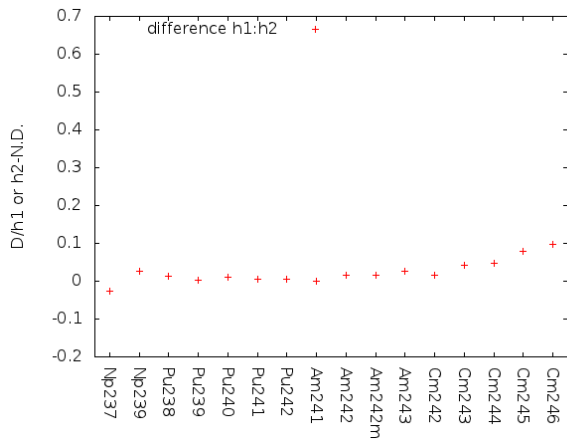


図 C-3-2 バックエンドにおいて主要な FP のインベントリ差異

h1:h2



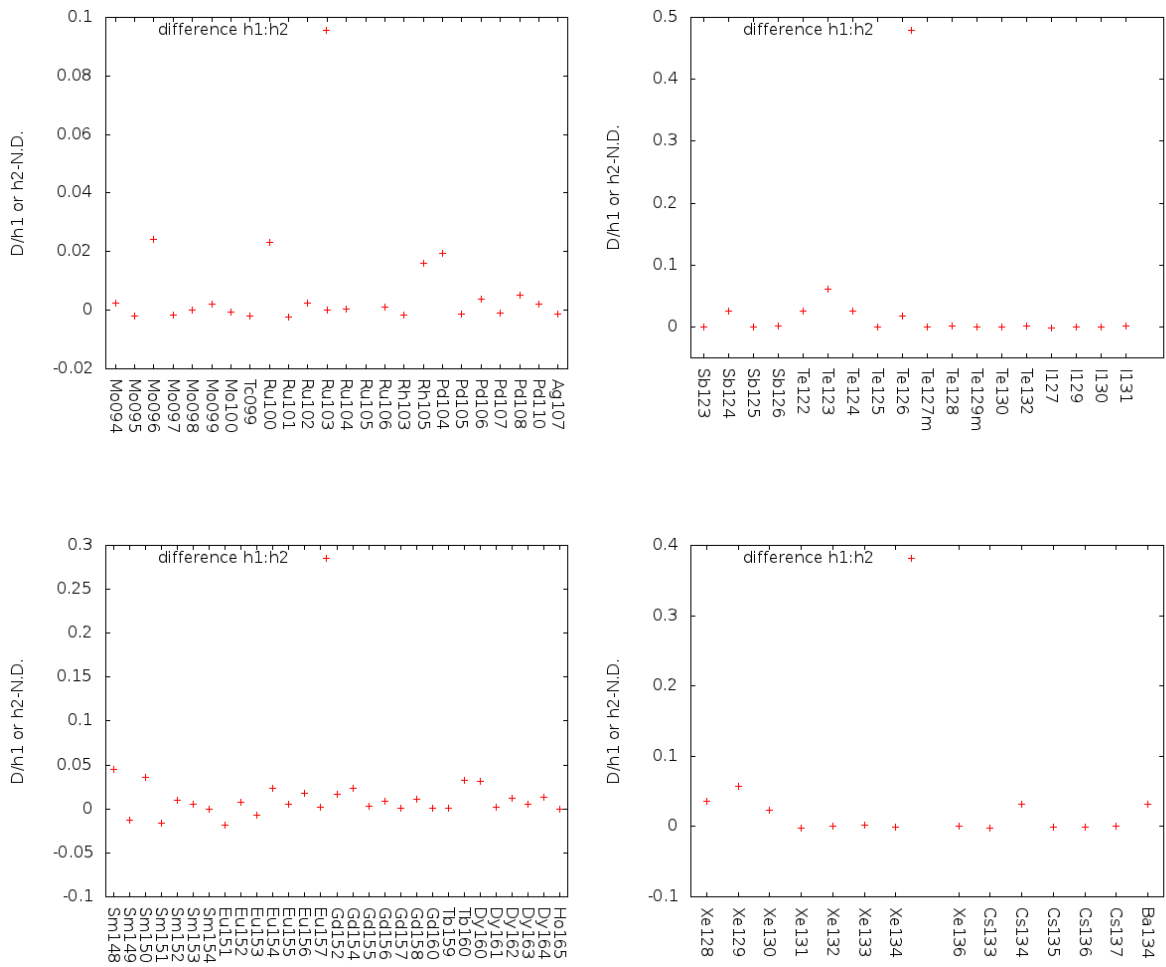


図 C-3-3 h1:h2 間でのインベントリ差異

h2:h3

