

# 第5章

## 関連技術

5-1 プラズマ溶融処理技術 .....	88
5-1-1 プラズマ溶融処理の特長	
5-1-2 プラズマ溶融技術の低レベル放射性雑固体 廃棄物処理への適用性評価	
5-1-3 Cs（セシウム）捕捉率の推定手法	
5-1-4 アスベスト廃棄物の無害化・再資源化	
5-2 減圧アーク除染技術 .....	90
5-2-1 減圧アーク除染技術とその特長	
5-2-2 減圧アーク除染技術の除染性能	
5-3 検認技術 .....	92
5-3-1 大型廃棄体中の放射能濃度分布評価手法の開発	

## 5-1 プラズマ溶融処理技術

### 5-1-1 プラズマ溶融処理の特長

大気圧下で発生させたプラズマは、5,000Kを超え、エネルギー密度が高い。このため、加熱対象への伝熱がよく、融点の高い廃棄物でも溶融することができる。これらの特長を生かし、国内では、都市ごみ焼却灰の溶融処理へ適用した施設が数多く稼働している<sup>1)</sup>。当研究所は、プラズマの特長に着目し、低レベル放射性廃棄物の処理へ適用するための研究を推進してきた。当研究所で実施した溶融実験の状況を図5-1-1に示す。中央に白く輝いているプラズマや、オレンジ色の溶湯が観察できる。

### 5-1-2 プラズマ溶融技術の低レベル放射性雑固体廃棄物処理への適用性評価

金属や不燃物、可燃物など種々雑多な低レベル放射性雑固体廃棄物を模擬した試料を、非放射性的の模擬核種とともにプラズマ溶融し、得られた溶融固化体の物性や溶融時の核種挙動を調べた<sup>2,3)</sup>。その結果、処分場で環境水に接しても核種を安定に閉じ込められるなど、最終処分に適した溶融固化体を得られることを明らかにした。さらに、溶融時の核種挙動などを解明した。これらの研究成果により、プラズマ溶融による低レベル放射性雑固体廃棄物の処理技術の実用化に貢献した。

### 5-1-3 セシウム (Cs) 捕捉率の推定手法

Csは、廃棄物の放射能評価に用いられる重要な核種で、廃棄体に一定割合以上捕捉される必要がある。溶融

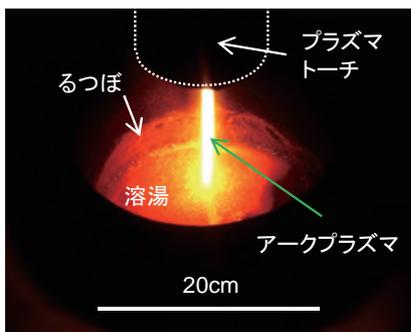


図5-1-1 プラズマによる廃棄物の溶融

時にはスラグ層に捕捉されるものの、沸点が低いため、一部が表面から蒸発する。そこで、廃棄物組成や処理時間などが変わった場合でも、Csの捕捉率を予測できる手法を確立した<sup>4)</sup>。本手法では、図5-1-2に示す溶融時のCsの挙動を(5-1-1)式によりモデル化している。

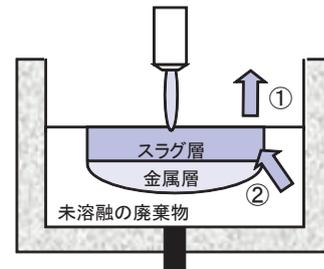
$$\frac{dN}{dt} = -k \cdot \frac{A_s}{V_s} \cdot N + \frac{\Delta w}{W_s} \cdot (N_0 - N) \quad (5-1-1)$$

ここで、 $N$ はスラグ中のCs濃度、 $t$ は時刻、 $k$ はCsの蒸発速度定数、 $A_s$ はCsが蒸発するスラグの表面積(気中と接している面積)、 $V_s$ はスラグの体積、 $\Delta w$ は廃棄物の溶融速度、 $W_s$ はスラグ重量、 $N_0$ は廃棄物中のCs濃度である。

溶融処理が進み、その最終段階に近づけば、一定の廃棄物の溶融速度で加熱が続き、スラグが溶融炉の全域に広がるようになる。このような条件では、(5-1-1)式におけるスラグ中のCs濃度は、表面からの蒸発と廃棄物の溶融による流入が釣り合う( $dN/dt=0$ )濃度へ漸近していくので(5-1-2)式が得られる。

$$Ne = 1 / \left( 1 + \frac{k \cdot A}{\frac{\Delta w}{\rho_s}} \right) \cdot 100 \quad (5-1-2)$$

ここで、 $Ne$ は溶融完了時のCs捕捉率(%)、 $A$ は溶融炉断面積、 $\rho_s$ はスラグの密度である。



- ①溶融したスラグ層表面からCsが蒸発する
- ②未溶融の廃棄物が溶融されCsがスラグ層へ流入する

図5-1-2 溶融時のCsの挙動

(5-1-2)式から、プラズマ炉の形状から決まる溶融炉断面面積、プラズマ加熱条件で決まる廃棄物の溶融速度、廃棄物の組成で決まるスラグ密度と、Csの蒸発速度定数が決定できれば、Csの捕捉率が推定できる。

図5-1-3に、(5-1-3)式で定義したスラグの塩基度とCs蒸発速度定数の実験結果を示す。

$$Ki' = \frac{X_{CaO} + \frac{i_{MgO}}{i_{CaO}} X_{MgO} + \frac{i_{FeO}}{i_{CaO}} X_{FeO}}{X_{SiO_2} + 2 \cdot \frac{i_{SiO_2}}{i_{Al_2O_3}} X_{Al_2O_3} + 2 \cdot \frac{i_{SiO_2}}{i_{Fe_2O_3}} X_{Fe_2O_3}} \quad (5-1-3)$$

ただし、 $X_{RmOn}$  は酸化物のモル分率、 $i_{RmOn}$  は酸化物の結合のイオン度である。

図5-1-3に示したCsの蒸発速度定数は、電極点近傍の高温領域の影響を含んだ見かけの蒸発速度定数である。そこで、溶融炉の断面積を変えて取得した蒸発速度定数を、図5-1-4に示す。図に示すように溶融炉の断面積を大きくすると電極点近傍の高温領域の影響は急激に小さくなり、Cs蒸発速度定数も小さくなることから分かる。実機では、溶融炉の断面積がさらに大きいので、電極点近傍の高温領域の影響がさらに小さくなり、Cs蒸発速度定数は、図5-1-3に示した結果より小さい値になると考えられる。蒸発速度定数が大きいほど、Csの捕捉率は低下するので、図5-1-3の結果を用いれば、Csの捕捉率を小さく評価することになり、安全側の評価になると考えられる。

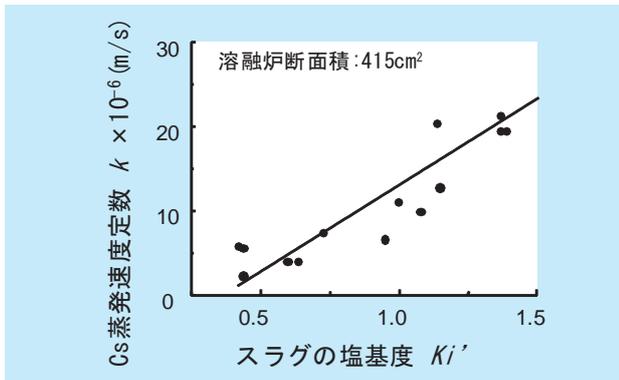


図5-1-3 スラグの塩基度とCs蒸発速度定数

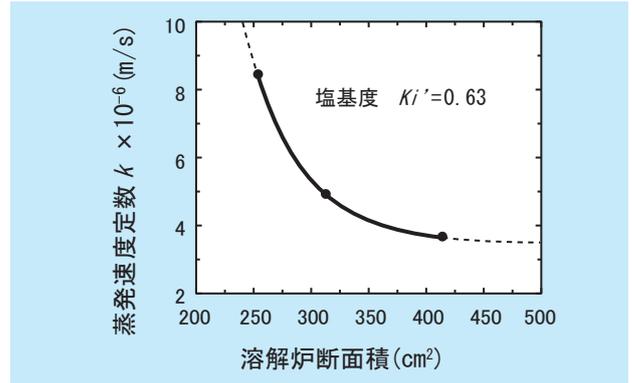


図5-1-4 蒸発速度定数の溶解炉断面積への依存性

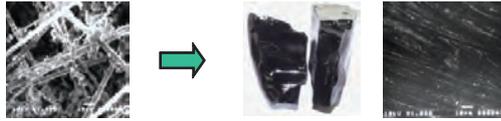
以上、プラズマ溶融処理技術の低レベル放射性雑固体廃棄物の処理への適用性を評価し、廃棄体確認の観点から重要になるCsの捕捉率の推定手法を提案した。

#### 5-1-4 アスベスト廃棄物の無害化・再資源化

アスベストの使用が規制される以前に建設された原子力発電所などでは、その点検や廃止措置に伴ってアスベスト廃棄物が発生する。耐熱性に優れたアスベストでも、プラズマ溶融によりアスベストとしての特質を消滅させ、化学的に安定なスラグにできることを明らかにした<sup>5)</sup>。

図5-1-5に溶融試料のSEM（走査型電子顕微鏡）写真と、溶融で得られたスラグの外観およびSEM写真を示す。溶融試料は、発電所などで広く使用されている保温材にアスベストの中で最も融点の高いクリソタイルを加えたもの、アスベストクロスやアスベストスレート、クリソタイルそのものを用いた。図に示すように、アスベストの繊維状の構造が、溶融により完全に消失している。

次に、溶融で得られたスラグについて、路盤材試験を実施し下層路盤材として再利用できることを明らかにした<sup>5)</sup>。さらに、骨材としての利用を促進することを目的として、溶融状態にあるスラグから直接球状の骨材を得る技術開発を進めた<sup>6)</sup>。具体的には溶融状態にあるスラグを回転する漏斗に出湯し、溶融したスラグを斜面で分散させると同時に滑落させることで球状にする方式である。得られた骨材の一例を図5-1-6に示す。



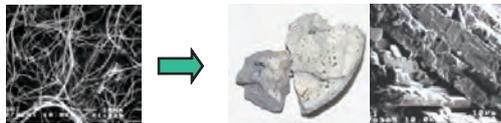
(a) 水練り保温材



(b) パーライト保温材



(c) ケイ酸カルシウム保温材



(d) 石綿クロス



(e) 石綿シート



(f) クリソタイル

50μm

図5-1-5 溶融試料のSEM写真およびスラグの外観とSEM写真



図5-1-6 回転式溶融スラグ骨材化装置で得られた球状のスラグ

のため二次廃棄物を低減できる、発生方法が多様であるので除染原理としてさまざまな種類がある、といった特長がある<sup>1)</sup>。熱的に除染する方法は、処理対象の性状を選ばず処理速度が速い反面、対象物への熱負荷などが大きい。一方、プラズマ中のラジカルを利用するような化学的方法は、プラズマの原子やイオンなどの重粒子の温度が相対的に低く、処理速度が遅いが、対象物への熱負荷が少ないと推測される。

減圧アークは、移行形アークプラズマの一種であり、ここでは、減圧下で処理対象を陰極（逆極）とした直流のものを指す。図5-2-1(a)に減圧アークの写真を示す。その内部に輝度が高い陰極点が観察できる。また、図5-2-1(b)に減圧アーク除染原理の模式図を示す。表面に酸化皮膜を持つ金属基板を陰極とすると、酸化皮膜を選択的に溶融・蒸発させ、熱的に効率よく除去する特長を持つ<sup>2)</sup>。陰極点が酸化皮膜を求めて動く現象が起こる理由は、酸化皮膜に覆われている箇所からは電子が放出されやすいため、陰極点がここを探し動き回るからと推定されている<sup>2)</sup>が、詳細は不明である。また、酸化皮膜を除去するのが得意な減圧アークであるが、金属基板に対しても形成しうる。このため、母材金属中に存在するコバルト (Co) も、その母材金属とともに溶融・蒸発、除去することができる。

## 5-2 減圧アーク除染技術

### 5-2-1 減圧アーク除染技術とその特長

現在、原子力施設などで用いられている主な除染技術は、化学除染とプラスト除染である。これらは、除染工程で発生する二次廃棄物の低減が課題となっている。

プラズマを用いた除染技術は、化学除染液などが不要

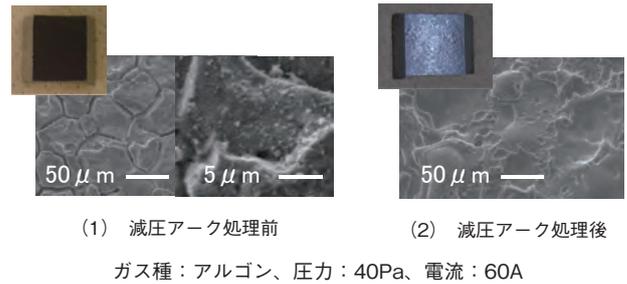
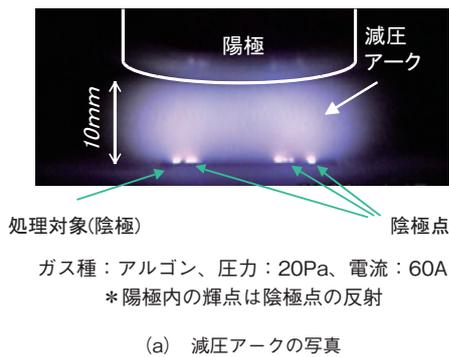


図5-2-2 減圧アーク処理前後の試験片の写真およびSEM画像

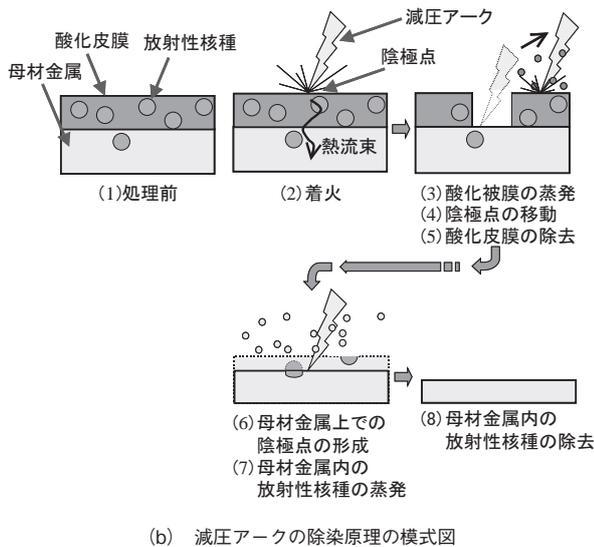
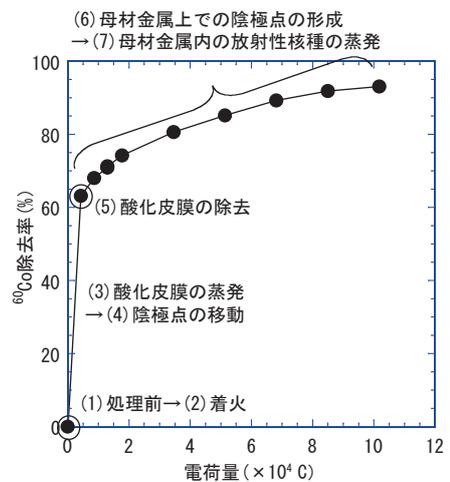


図5-2-1 減圧アークと除染原理



試験片：<sup>60</sup>Co含有腐食生成物皮膜付き配管（内径φ39×100mm）、  
ガス種：アルゴン、アーク電流：60A、ギャップ長：2mm、圧力：約50Pa

図5-2-3 減圧アークの除染性能

### 5-2-2 減圧アーク除染技術の除染性能

減圧アーク除染の第一のターゲットは、その特長を考慮し、原子力発電所一次冷却水の配管内面などに形成される腐食生成物皮膜とした。

処理前後の試験片の写真例、SEM写真例を処理条件とともに図5-2-2に示す。図に示すように処理後の試験片の表面には、いずれも腐食生成物特有の黒色が消失しており、金属光沢が観察された。SEM写真において、試験片表面の様相を処理前後で比較すると、処理後には試験片表面の数ミクロンオーダーの結晶粒界が消失しており、腐食生成物が除去されたことが確認できた。この他の例として、さびなどの除去も確認されている。

また、<sup>60</sup>Coに対する除染性能を、腐食生成物付き配管を選択し、評価した<sup>3)</sup>。

図5-2-3に減圧アーク繰返し処理時におけるCo除去

率の向上の様相を示す。図内の括弧付きの番号は、図5-2-1(b)中の番号に対応する。腐食生成物皮膜除去時におけるCo除去率は60%程度であった。この理由は、もともと、母材金属表層内の試験片全体の約30%のCoが含まれていること、酸化皮膜除去時に酸化皮膜内のCoの一部が母材金属内に移行し残留するためである<sup>4)</sup>。すなわち、酸化皮膜内の<sup>60</sup>Coに対する割合としては、85%程度が除去でき、15%程度が母材金属内に移行したこととなる。この後、減圧アークの繰返し処理によりCo除去率は向上し、最終的にCo除去率90%以上を達成することができた。この時に要した電荷量は、<sup>60</sup>Co含有腐食生成物皮膜試験片に対して、310A・s/cm<sup>2</sup>であった。

以上より、減圧アーク除染技術の<sup>60</sup>Co除染性能を明らかにし、腐食生成物皮膜に対する適用可能性を得た。

## 5-3 検認技術

### 5-3-1 大型廃棄体中の放射能濃度分布評価手法の開発<sup>1, 2)</sup>

原子炉施設の廃止措置においては、炉内構造物などの大型の低レベル放射性廃棄物が多数発生する。これらを専用の大型処分容器（1～5m<sup>3</sup>）に収納し、LSA（Low Specific Activity）-II物質として輸送するためには、比放射能（単位重量あたりの放射能）が基準値を超えないことと、偏在がないことが要件となっている。IAEAの「放射性物質安全輸送規則」の解説では、大型廃棄体の体積に応じて分割<sup>注1)</sup>した「ブロック」の比放射能の差が10倍以内であることの証明を、要件の確認方法として挙げている。これまでの研究により、大型処分容器への廃棄物収納が完了した廃棄体に対し、外部から放射線測定する方式では、高い充填率<sup>注2)</sup>の廃棄物に対して、ブロックの比放射能を適切な精度で評価するのは困難であることが示されたため、さらに精度のよい比放射能評価手法を開発する必要がある。

そこで、高い充填率での合理的な大型廃棄物輸送を実現するため、大型処分容器に収納した廃棄物の比放射能評価手法を開発した。

ステレオ撮影による廃棄物の形状計測、放射線輸送モンテカルロ計算および放射線計測を、廃棄物の収納と並行して繰り返すことで、セグメント（ブロック内の一定量の廃棄物）単位の比放射能を連続評価する手法（図5-3-1上）を開発し、本手法を組み込んだ「廃棄体内放射能評価システム」を作製した（図5-3-1下）。大型の模擬処分容器と模擬金属廃棄物を用いた評価試験から、セグメントの放射能評価における標準不確かさを得た。

さらにブロックの放射能評価における標準不確かさを、セグメントの放射能評価における標準不確かさとモンテカルロシミュレーションを用いて推定し、本手法の適用範囲を明らかにした（図5-3-2）。これにより、輸送要件を確認するために事前設定する必要があるセグメントサイズと充填率の基礎情報が明らかになった。

注1) 0.2m<sup>3</sup>以下の体積（例：ドラム缶）では分割せず、0.2m<sup>3</sup>～1.0m<sup>3</sup>では5分割、1.0m<sup>3</sup>以上では10分割すべきと記載されている。

注2) 金属の場合は30%、コンクリートの場合は80%を意味している。

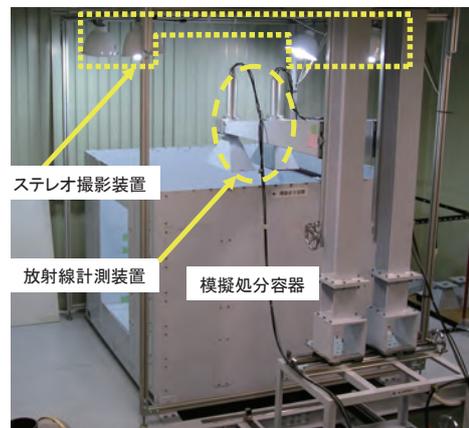
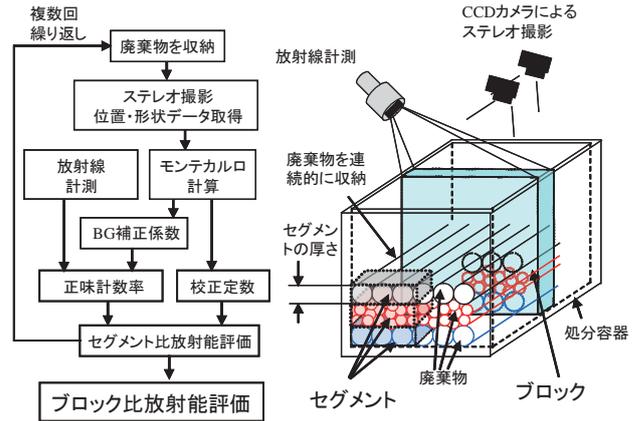
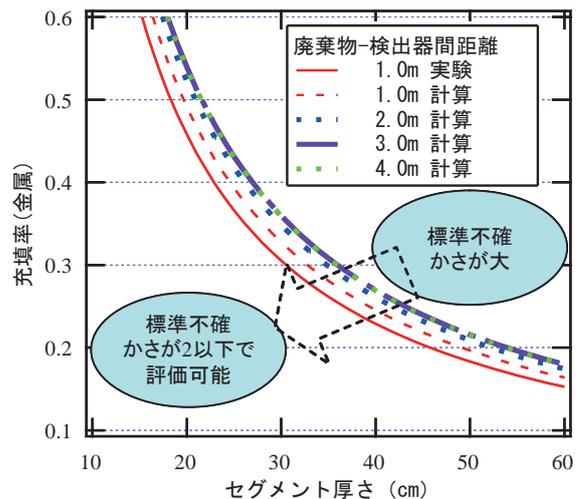


図5-3-1 廃棄体内放射能評価システムの放射能評価手法（上）と外観（下）



- ・ 廃棄物と検出器間距離が3.0m以上の条件では、距離の効果は確認されない。
- ・ 本手法により、充填率が30%(金属)の場合、セグメント厚さを30cm程度以下にすることで、標準不確かさが2以内の精度でブロックの放射能評価が実現できる。

図5-3-2 ブロックの放射能評価における標準不確かさが2以下になる範囲

## 参考文献

### 5-1

- 1) 岩尾 徹、渡辺隆行、天川正士、稲葉次紀、西脇英夫：小特集 材料プロセッシングを支える熱プラズマの新展開 7.熱プラズマを用いた廃棄物処理の現状と展開、「プラズマ核融合学会誌」、Vol. 82、pp.497-502、2006年。
- 2) 天川正士、足立和郎、安井晋示：プラズマ加熱を用いた低レベル放射性雑固体廃棄物の一括熔融処理技術、電力中央研究所総合報告 W12、1998年10月。
- 3) 電力中央研究所：アークプラズマとその応用技術、電中研レビュー、No. 54、2010年12月。
- 4) 安井晋示、天川正士：低レベル放射性雑固体廃棄物のプラズマ熔融処理におけるセシウム捕捉率推定手法、電力中央研究所総合報告 W18、2003年12月。
- 5) 安井晋示、天川正士、山崎克男、門井英一：再利用化に向けたアスベスト廃棄物のプラズマ熔融処理技術、電気学会論文誌、Vol.120-A、p.335、2000年。
- 6) 池田弘一、天川正士、安井晋示：プラズマ熔融によるスラグ再資源化技術の開発ーアスベスト廃棄物のスラグ直接骨材化手法の提案と基礎的検討ー、電力中央研究所研究報告 W03005、2004年2月。

### 5-2

- 1) 足立和郎、天川正士、古川静枝、藤原和俊、神戸弘巳：プラズマを用いた放射性廃棄物表面除染技術に関する調査、電力中央研究所調査報告 W00030、2001年4月。
- 2) 安藤弘平、長谷川光雄：溶接アーク現象 増補版、株式会社 産報、1962年。
- 3) 古川静枝、神戸弘巳、天川正士、足立和郎：プラズマを用いた放射性廃棄物の表面除染技術の開発（その6）ー減圧アーク除染技術の配管形状廃棄物への影響ー、電力中央研究所研究報告 H05012、2006年6月。
- 4) 神戸弘巳、藤原和俊、足立和郎、古川静枝：プラズマを用いた放射性廃棄物の表面除染技術の開発（その3）ー減圧アークによる放射性腐食生成物の除染性能ー、電力中央研究所研究報告 T02026、2003年4月。

### 5-3

- 1) 佐々木道也、服部隆利：低レベル放射性廃棄物中の放射能分布評価技術の開発（その1）ー測定システムの要件の抽出ー、電力中央研究所研究報告 L04010、2005年8月。
- 2) 佐々木道也、萩野晴之、服部隆利：低レベル放射性廃棄物中の放射能分布評価技術の開発（その2）ー形状計測技術を活用した比放射能評価手法における標準不確かさと適用範囲ー、電力中央研究所研究報告 L08018、2009年7月。