

JAERI-M
93-077

キャニスタ材に対する放射性揮発物の付着性

1993年3月

富樫 喜博・田代 晋吾*

JAERI-Mレポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。

入手の問合わせは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11 茨城県那珂郡東海村）にて、お申し込みください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11 茨城県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費領布をおこなっております。

JAERI-M reports are issued irregularly.

Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Division Department of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokaimura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

© Japan Atomic Energy Research Institute, 1993

編集兼発行 日本原子力研究所
印刷 ニッセイエプロ株式会社

キャニスタ材に対する放射性揮発物の付着性

日本原子力研究所東海研究所ホット試験室

富樫 喜博・田代 晋吾*

(1993年3月4日受理)

ガラス固化体のキャニスタ材として用いられているステンレススチールに対する放射性揮発物の付着挙動を調べるため、 ^{137}Cs を用いた汚染及び除染実験を行った。

その結果、放射性揮発物の付着による汚染の大部分は非固着性汚染であり、汚染時間の増加と共に非固着性汚染の割合が増加し、また、汚染温度の上昇と共に固着性汚染の割合が増加することが明らかとなった。さらに、SUS309SはSUS304Lに比べ汚染しやすいこと、試験片の表面あらかさが平滑になるに従って汚染量が減少することが分かった。

Adherent Behavior of
Radioactive Volatile Substance on Canister

Yoshihiro TOGASHI and Shingo TASHIRO*

Department of Hot Laboratories
Tokai Research Establishment
Japan Atomic Energy Research Institute
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received March 4, 1993)

To clarify the adherent behavior of radioactive volatile substance to stainless steel which is used for the canister of glass solidification waste, contaminating and decontaminating tests were carried out on the basis of ^{137}Cs as a typical volatile substance.

It was confirmed that the adhesion of the volatilized radioactive cesium on the stainless steel was almost loose contamination. The rate of the loose contamination increased with the contaminating time. The fixed contamination increased with the contaminating temperature.

It was also found that the SUS309S stainless steel had a tendency to be contaminated as compared with SUS304L stainless steel and the contamination depended on the surface roughness of the stainless steel.

Keywords: Volatility, Volatile Substance, Contamination, Decontamination, Adhesion, Canister, Stainless Steel, Glass, Waste, Decontamination Factor

* Radioactive Waste Management Center

目 次

1. 緒 言	1
2. 実 験	1
2.1 ^{137}Cs 含有模擬高レベル廃棄物ガラス	1
2.2 試 験 片	1
2.3 実験方法	2
3. 結果および考察	3
3.1 放射性揮発物の汚染性	3
3.2 放射性揮発物の除染性	5
3.3 移行係数	6
4. 結 言	6
謝 辞	7
参考文献	7

Contents

1. Introduction	1
2. Experiments	1
2.1 Simulated High-level Waste Glass Containing ^{137}Cs	1
2.2 Specimens	1
2.3 Experimental Procedure	2
3. Results and Discussion	3
3.1 Contamination of Radioactive Volatile Substance	3
3.2 Decontamination of Radioactive Volatile Substance	5
3.3 Transfer Coefficient Factor	6
4. Conclusions	6
Acknowledgments	7
References	7

1. 緒言

使用済燃料の再処理によって発生する高レベル放射性廃液は、メルター内でホウケイ酸ガラスと共に1,100~1,200°Cの温度で熔融され、金属製のキャニスタに融液のまま注入される。この過程において、熔融ガラスの飛沫及び放射性揮発物がキャニスタの外側及び内側に付着する。

ガラスの注入を終えたキャニスタは蓋が溶接・密封され、その後ガラス固化体は外側が除染された後、貯蔵施設に30~50年間貯蔵されることになっている。もし、貯蔵中にキャニスタにピンホールが発生した場合、キャニスタのプレナムに蓄積していた放射性揮発物が放出される。更に、キャニスタの内側に付着していた放射性揮発物が金属の酸化被膜と共にはく離・脱落し、放出される可能性がある。このような理由から、ガラス及び放射性揮発物のキャニスタ材への付着性を調べる事が重要になる。

前報¹⁾では、キャニスタ材に対する熔融ガラスの付着性について報告している。その後放射性揮発物で金属試験片を汚染させ、試験片の材料、温度及び表面あらさ等の因子が放射性揮発物の付着挙動にどのように影響を及ぼすのかを調べた。

2. 実験

2.1 ¹³⁷Cs含有模擬高レベル廃棄物ガラス

実験に用いた模擬高レベル廃棄物ガラスはガラス組成がCOGEMA社仕様で、模擬廃棄物組成がJW-Dであるホウケイ酸ガラス²⁾である。Table 1にガラス組成及び模擬廃棄物組成を示す。模擬廃棄物ガラスの作製は次のとおりである。模擬廃棄物試薬と添加物試薬を同時に混合し、白金るつぼを用いて1,150°Cで2時間熔融した後、熔融ガラスをグラファイト型枠に注入した。次いで560°Cで1時間以上徐冷した後、20°C/hよりも遅い冷却速度で室温になるまで冷却した。このガラスは熱衝撃試験³⁾用に作製したもので、本実験ではこれを再熔融して用いた。

このようにして作製した模擬高レベル廃棄物ガラスを乳鉢で粉碎し、粉碎ガラス100gに約51.8 MBqの¹³⁷Csを添加し、金属熔融用アルミなるつぼ（内径4 cm、深さ9.5 cm、内容積120 cm³）を用いて、250°C/hの昇温速度で室温から1,000°Cまで加熱・熔融し、この温度で3時間保持した後、炉内で室温になるまで冷却した。これを本実験で用いる¹³⁷Cs含有模擬高レベル廃棄物ガラス試料とした。

2.2 試験片

試験する材料としては動力炉・核燃料開発事業団でガラス固化体のキャニスタ材⁴⁾に用いているSUS304L、および、海外再処理返還固化体でBNFL社が採用しているキャニスタ材⁵⁾（英国B

1. 緒言

使用済燃料の再処理によって発生する高レベル放射性廃液は、メルター内でホウケイ酸ガラスと共に1,100～1,200°Cの温度で熔融され、金属製のキャニスタに融液のまま注入される。この過程において、熔融ガラスの飛沫及び放射性揮発物がキャニスタの外側及び内側に付着する。

ガラスの注入を終えたキャニスタは蓋が溶接・密封され、その後ガラス固化体は外側が除染された後、貯蔵施設に30～50年間貯蔵されることになっている。もし、貯蔵中にキャニスタにピンホールが発生した場合、キャニスタのプレナムに蓄積していた放射性揮発物が放出される。更に、キャニスタの内側に付着していた放射性揮発物が金属の酸化被膜と共にはく離・脱落し、放出される可能性がある。このような理由から、ガラス及び放射性揮発物のキャニスタ材への付着性を調べるのが重要になる。

前報¹⁾では、キャニスタ材に対する熔融ガラスの付着性について報告している。その後放射性揮発物で金属試験片を汚染させ、試験片の材料、温度及び表面あらさ等の因子が放射性揮発物の付着挙動にどのように影響を及ぼすのかを調べた。

2. 実験

2.1 ^{137}Cs 含有模擬高レベル廃棄物ガラス

実験に用いた模擬高レベル廃棄物ガラスはガラス組成がCOGEMA社仕様で、模擬廃棄物組成がJW-Dであるホウケイ酸ガラス²⁾である。Table 1にガラス組成及び模擬廃棄物組成を示す。模擬廃棄物ガラスの作製は次のとおりである。模擬廃棄物試薬と添加物試薬を同時に混合し、白金るつぼを用いて1,150°Cで2時間熔融した後、熔融ガラスをグラファイト型枠に注入した。次いで560°Cで1時間以上徐冷した後、20°C/hよりも遅い冷却速度で室温になるまで冷却した。このガラスは熱衝撃試験³⁾用に作製したもので、本実験ではこれを再熔融して用いた。

このようにして作製した模擬高レベル廃棄物ガラスを乳鉢で粉碎し、粉碎ガラス100gに約51.8 MBqの ^{137}Cs を添加し、金属熔融用アルミなるつぼ（内径4 cm、深さ9.5 cm、内容積120 cm³）を用いて、250°C/hの昇温速度で室温から1,000°Cまで加熱・熔融し、この温度で3時間保持した後、炉内で室温になるまで冷却した。これを本実験で用いる ^{137}Cs 含有模擬高レベル廃棄物ガラス試料とした。

2.2 試験片

試験する材料としては動力炉・核燃料開発事業団でガラス固化体のキャニスタ材⁴⁾に用いているSUS304L、および、海外再処理返還固化体でBNFL社が採用しているキャニスタ材⁵⁾（英国B

S規格;BS1449 309S24) 及びCOGEMA社が採用しているキャニスタ材⁹⁾(仏国NF規格;Z15CN24-13)と化学成分の類似するSUS309Sを用いた。試験片の寸法は長さ50mm×幅30mm×厚さ5mm(一部の実験で25mm×30mm×5mmを使用)で、表面あらさはJIS規格における仕上げ記号”▽”(最大高さ100μm)”～”▽▽▽▽”(最大高さ0.8μm)”である。通常の実験にはアセトン中で洗浄後、一昼夜放置した試験片を用いた。酸化被膜の効果を調べる実験では、酸化させておいたSUS304L試験片を用いた。また、試験片の酸化時間に対する酸化物重量増加傾向を次のようにして調べた。あらかじめ酸化前の試験片の重量を天秤で測定しておき、試験片を所定の温度の電気炉に入れ、一定時間加熱することにより酸化させた。酸化後試験片を取り出し炉外で室温まで冷却し、その後試験片の重量を測定し、次式で酸化物重量を求めた。

$$\text{酸化物重量}(\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}) = \frac{\text{酸化後の試験片重量}(\text{mg}) - \text{酸化前の試験片重量}(\text{mg})}{\text{試験片の表面積}(\text{cm}^2)} \dots\dots\dots(1)$$

2.3 実験方法

2.3.1 汚染実験

Fig. 1は、溶融ガラスから揮発した¹³⁷Csにより試験片を汚染させる装置を示している。この実験系における電気炉内温度と試験片の表面温度はほぼ同じであることを確認しており、今回熱電対によって測定された炉内温度を汚染温度とした。

汚染実験は次のとおりである。¹³⁷Cs含有ガラスの入ったるつぼの上部に12mmφの汚染孔のあるアルミナ製ホルダーを乗せ、るつぼ蓋をした後、ガラスを150~250°C/hの昇温速度で室温から所定の温度まで加熱しその温度を1時間保持した。次にるつぼ蓋を取り、ホルダーの上に試験片を置いた。試験片はホルダーの汚染孔に面する部分だけが溶融ガラスから揮発した¹³⁷Csによって汚染される。試験片を一定時間汚染させた後取り出し、次の試験片をホルダーの上に置き同様に汚染させた。取り出された試験片は炉外で一昼夜自然放冷した。

2.3.2 除染実験

除染実験は材料がSUS304Lで表面あらさが▽▽の試験片について行った。除染法としては操作が容易で汚染形態を把握しやすい化学除染法を採用した。汚染済試験片を1Nの硝酸溶液20ccに一定時間浸漬して除染を行った。次に試験片をアセトンに浸して水分を除去した後、除染後の残存汚染量を求めるため試験片の放射能測定を行い、次式で除染係数を求めた。

$$\text{除染係数} = \frac{\text{除染前の試験片の放射能}}{\text{除染後の試験片の残存放射能}} \dots\dots\dots(2)$$

2.3.3 放射線測定

揮発した ^{137}Cs の試験片への付着性は ^{137}Cs による試験片の汚染量、即ち放射線測定に基づく試験片の相対放射能で評価した。

試験片はホルダーの汚染孔に面している表側部分だけが ^{137}Cs によって汚染されるのが理想的であるが、予備実験で試験片の裏側が僅かに汚染していることが判明したので、放射線測定はGM計数装置による β 線計測で行うことにした。この場合、試験片裏側の汚染部からの β 線は厚さ5mmのステンレススチールの試験片で完全に遮蔽されるため、測定で得られる計数値は試験片表側の汚染部からのみの β 線によるものと判断される。

2.3.4 スミヤ試験

汚染検査用ろ紙(2.5cm ϕ)で汚染済試験片表面を一定方向に3回スミヤし、次式でろ紙への ^{137}Cs の移行係数を求めた。

$$\text{移行係数} = \frac{\text{ろ紙の放射能}}{\text{スミヤ試験を行う前の試験片の放射能}} \times 100\% \cdots \cdots (3)$$

次にスミヤ試験を行った試験片について、「2.3.2 除染実験」で示した方法で除染を行い残存汚染量を測定した。さらに、その試験片について上記の方法で再度スミヤ試験を行い、除染後の試験片に対する ^{137}Cs の移行係数を求めた。

3. 結果および考察

3.1 放射性揮発物の汚染性

3.1.1 時間の影響

汚染量に与える汚染時間の影響を調べるために、材料がSUS304Lで表面あらさが $\nabla\nabla$ の試験片について、汚染温度600, 700, 800, 900及び1,000 $^{\circ}\text{C}$ 、汚染時間1分~120分の間で汚染実験を行った。Fig. 2はその結果を示したものである。700 $^{\circ}\text{C}$ 以下の低温では汚染量は時間の増加に対して直線的に増加するが、800 $^{\circ}\text{C}$ 以上の高温では放物線的に増加している。汚染温度が1000 $^{\circ}\text{C}$ に近づくと、熔融ガラスから揮発した $\text{Na}_2\text{O}\cdot\text{B}_2\text{O}_3$ 等のアルカリホウ酸塩蒸気⁶⁾による試験片表面の侵食作用が著しくなる。そのため汚染終了後において、 ^{137}Cs の付着した酸化皮膜が試験片表面からはく離しているため、正確な汚染量は判らない。この理由で酸化皮膜のはく離が起きない場合の汚染温度が1,000 $^{\circ}\text{C}$ におけるデータに対しては、破線で示すような増加曲線になるものと予想される。

2.3.3 放射線測定

揮発した ^{137}Cs の試験片への付着性は ^{137}Cs による試験片の汚染量、即ち放射線測定に基づく試験片の相対放射能で評価した。

試験片はホルダーの汚染孔に面している表側部分だけが ^{137}Cs によって汚染されるのが理想的であるが、予備実験で試験片の裏側が僅かに汚染していることが判明したので、放射線測定はGM計数装置による β 線計測で行うことにした。この場合、試験片裏側の汚染部からの β 線は厚さ5mmのステンレススチールの試験片で完全に遮蔽されるため、測定で得られる計数値は試験片表側の汚染部からのみの β 線によるものと判断される。

2.3.4 スミヤ試験

汚染検査用ろ紙(2.5cm ϕ)で汚染済試験片表面を一定方向に3回スミヤし、次式でろ紙への ^{137}Cs の移行係数を求めた。

$$\text{移行係数} = \frac{\text{ろ紙の放射能}}{\text{スミヤ試験を行う前の試験片の放射能}} \times 100\% \dots \dots (3)$$

次にスミヤ試験を行った試験片について、「2.3.2 除染実験」で示した方法で除染を行い残存汚染量を測定した。さらに、その試験片について上記の方法で再度スミヤ試験を行い、除染後の試験片に対する ^{137}Cs の移行係数を求めた。

3. 結果および考察

3.1 放射性揮発物の汚染性

3.1.1 時間の影響

汚染量に与える汚染時間の影響を調べるために、材料がSUS304Lで表面あらさが $\nabla\nabla$ の試験片について、汚染温度600, 700, 800, 900及び1,000 $^{\circ}\text{C}$ 、汚染時間1分~120分の間で汚染実験を行った。Fig. 2はその結果を示したものである。700 $^{\circ}\text{C}$ 以下の低温では汚染量は時間の増加に対して直線的に増加するが、800 $^{\circ}\text{C}$ 以上の高温では放物線的に増加している。汚染温度が1000 $^{\circ}\text{C}$ に近づくと、熔融ガラスから揮発した $\text{Na}_2\text{O}\cdot\text{B}_2\text{O}_3$ 等のアルカリホウ酸塩蒸気⁶⁾による試験片表面の侵食作用が著しくなる。そのため汚染終了後において、 ^{137}Cs の付着した酸化皮膜が試験片表面からはく離しているため、正確な汚染量は判らない。この理由で酸化皮膜のはく離が起きない場合の汚染温度が1,000 $^{\circ}\text{C}$ におけるデータに対しては、破線で示すような増加曲線になるものと予想される。

3.1.2 温度の影響

Fig. 2より得た汚染量に与える汚染温度の影響をFig. 3に示す。汚染量は汚染温度の上昇に対し指数関数的に増加しており、約800°C以上でその増加傾向が著しく、温度依存性の高いことが示されている。汚染温度が高くなるにつれて汚染量が増加するのは、溶融ガラスからの ^{137}Cs の揮発量が増えること⁷⁾、および試験片表面の温度の上昇につれて ^{137}Cs 化合物との反応性が高まったことに基づく相乗効果によるものと考えられる。

3.1.3 材料の影響

汚染量に与える試験片材料の影響を調べるために、材料がSUS304LとSUS309Sの試験片について、表面あらしさを▽▽、汚染温度を900°Cに固定し、汚染時間を1~120分の間で変えて汚染実験を行った。Fig. 4にその結果を示す。この結果、 ^{137}Cs はSUS304LよりSUS309Sに付着しやすい傾向にあることが判った。これにはSUS304LとSUS309S中のNi, Crの含有量の違いが影響している可能性があると考えられるが、この理由は必ずしも明確ではない。

3.1.4 酸化被膜の影響

汚染量に与える試験片表面の酸化被膜の効果を調べるために、材料がSUS304Lで表面あらしさが▽▽の試験片について、前処理として900°Cで10~120分の間で熱処理をして酸化させた後900°Cで30分間汚染実験を行った。Fig. 5はその結果を示したものである。また、熱処理時間と酸化物重量の関係をFig. 6に示す。

これらのことから、熱処理時間が長くなり表面の酸化物が増加するにつれて、汚染量は減少する傾向にあることが判った。

3.1.5 表面あらしさの影響

汚染量に与える試験片表面あらしさの影響を調べるために、材料がSUS304Lで表面あらしさが▽~▽▽▽の試験片について、900°Cで30分間の汚染実験を行った。Fig. 7はその結果を示したものである。試験片の表面が平滑になるにつれて汚染量は少なくなり、例えば表面あらしさが▽▽▽▽の場合、▽のものに比べ汚染量が約21%減少している。これは試験片の表面が平滑になるにつれて表面積が小さくなったためと考えられる。

3.2 放射性揮発物の除染性

3.2.1 時間の影響

除染性に与える除染時間の影響を調べるために、900°Cの汚染温度で60分間汚染させた試験片について、除染時間を1～60分の間で変えて除染実験を行った。Fig. 8はその結果を示したものである。最初の1分間の除染による除染係数はおよそ15で、以後除染時間が5～60分の範囲では、除染係数は約20で一定になることが判った。このような傾向は一般に固体表面からの放射性核種の除染結果に見られることである⁸⁾。この結果に基づき以後の除染実験においては、除染時間を10分と定めた。

3.2.2 温度の影響

除染性に与える除染液温度の影響を調べるために、900°Cの汚染温度で60分間汚染させた試験片について、除染液温度20°C（室温）および60°Cでの除染実験を行った。Fig. 9はその結果を示したものである。除染液温度が60°Cになっても除染係数は20°Cの場合と変わりがないことから、以後の除染実験の除染液の温度は操作性を考慮して20°Cと決めた。

3.2.3 汚染時間の影響

除染性に与える試験片の汚染条件の影響のうち汚染時間の影響を調べるために、汚染温度が900°Cで汚染時間が5～60分の汚染済試験片について除染実験を行った。Fig. 10にその結果を示す。また、Fig. 10には水による除染結果も示してある。除染液として1N硝酸溶液と水を比べた場合、除染効果として有意な差は見られなかった。破線で囲まれている部分はデータのばらつきの範囲を表している。汚染時間が長い試験片ほど除染係数は大きくなっており、汚染時間が60分の試験片に対する除染係数は汚染時間が5分のものに比べておよそ4倍になっている。一般に、被除染試験片を汚染させる時の汚染時間が長くなるほど固着性汚染が進み、除染係数は悪くなると言われているが⁹⁾、今回は逆の傾向を示した。これは次のように説明できる。水で容易に除染できる汚染形態を非固着性汚染と考えれば、揮発した¹³⁷Csの付着による試験片表面の汚染は、例えば除染係数を20とした場合約95%が非固着性汚染となる。このことから、汚染時間が長い試験片ほど汚染全体に占める非固着性汚染の割合が増加しているためと考えられる。

3.2.4 汚染温度の影響

除染性に与える試験片の汚染条件の影響のうち汚染温度の影響を調べるために、汚染温度が800°C、900°C及び1,000°Cで汚染時間が60分の試験片について除染実験を行った。Fig. 11はその結果を示したものである。汚染温度が高い試験片ほど除染係数は小さくなっている。これは、汚染温度が高くなるにつれて、汚染全体に占める固着性汚染の割合が増加しているためであると考えら

れる。

Fig. 12は、揮発した ^{137}Cs の試験片表面への付着の形態をモデル化したものである。試験片表面に水で除染しにくい固着性汚染があり、その上に水で除染しやすい非固着性汚染が存在するものと考えられる。

3.3 移行係数

汚染形態をより詳しく調べる目的で、汚染温度が800, 900及び1,000°Cで、汚染時間が10分及び30分で汚染した試験片について、1N硝酸溶液による除染前と除染後の場合における ^{137}Cs のろ紙への移行係数を求めた。Table 2にその結果を示す。試験片の汚染条件に関係なく、除染前の平均移行係数は3%であるのに対し除染後の平均移行係数は48%と高くなっている。これは除染によって除染液中へ放出されずに試験片表面に残留した非固着性汚染が、除染中の湿潤作用によりろ紙で除去しやすくなったためと考えられる。

4. 結言

揮発した ^{137}Cs の付着によるキャニスタ材表面の汚染性及び除染性について実験を行った結果、次の結論を得た。

- (1) 汚染時間の増加と共に汚染量は放物線的に増加し、汚染全体に占める非固着性汚染の割合が増加する。
- (2) 汚染温度の上昇と共に汚染量は指数関数的に増加し、800°C以上でその増加傾向は著しく、汚染全体に占める固着性汚染の割合が増加する。
- (3) 汚染形態は非固着性汚染によるものが多く、浸漬による除染の初期段階で除染係数は一定になる。
- (4) 試験片表面の酸化皮膜の増加と共に汚染量は減少する。
- (5) SUS309SはSUS304Lよりも汚染しやすい。
- (6) 試験片の表面あらかさが平滑になるにつれて汚染量は減少する。
- (7) スミヤ試験によるろ紙への ^{137}Cs の移行係数は数%である。

れる。

Fig. 12は、揮発した ^{137}Cs の試験片表面への付着の形態をモデル化したものである。試験片表面に水で除染しにくい固着性汚染があり、その上に水で除染しやすい非固着性汚染が存在するものと考えられる。

3.3 移行係数

汚染形態をより詳しく調べる目的で、汚染温度が800, 900及び1,000°Cで、汚染時間が10分及び30分で汚染した試験片について、1N硝酸溶液による除染前と除染後の場合における ^{137}Cs のろ紙への移行係数を求めた。Table 2にその結果を示す。試験片の汚染条件に関係なく、除染前の平均移行係数は3%であるのに対し除染後の平均移行係数は48%と高くなっている。これは除染によって除染液中へ放出されずに試験片表面に残留した非固着性汚染が、除染中の湿潤作用によりろ紙で除去しやすくなったためと考えられる。

4. 結言

揮発した ^{137}Cs の付着によるキャニスタ材表面の汚染性及び除染性について実験を行った結果、次の結論を得た。

- (1) 汚染時間の増加と共に汚染量は放物線的に増加し、汚染全体に占める非固着性汚染の割合が増加する。
- (2) 汚染温度の上昇と共に汚染量は指数関数的に増加し、800°C以上でその増加傾向は著しく、汚染全体に占める固着性汚染の割合が増加する。
- (3) 汚染形態は非固着性汚染によるものが多く、浸漬による除染の初期段階で除染係数は一定になる。
- (4) 試験片表面の酸化皮膜の増加と共に汚染量は減少する。
- (5) SUS309SはSUS304Lよりも汚染しやすい。
- (6) 試験片の表面あらかさが平滑になるにつれて汚染量は減少する。
- (7) スミヤ試験によるろ紙への ^{137}Cs の移行係数は数%である。

謝辞

本研究に対し有益な助言を頂いた野村正之氏（現在、NUCEF建設室課長）、淺野滿京都大学原子エネルギー研究所助教授および菊地章ホット試験室次長に深甚の謝意を表す。

最後に、実験全般にわたり技術的援助を得た加藤洋司氏（千代田メンテナンス㈱）に記して感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 富樫喜博、栗山修、田代晋吾：JAERI-M 91-177, "キャニスタ材に対する模擬高レベル廃棄物ガラスの付着性" (1991)
- 2) Tsunetaka Banba, Hideo Kimura, Hiroshi Kamizono and Shingo Tashiro: JAERI-M 82-088, "Simulated HLLW Compositions for Cold Test of Waste Management Development" (1982)
- 3) Hiroshi Kamizono: "Property of High-Level Waste Glass. I: Thermal Shock Resistance", J. Nucl. Mater., 132, 92(1985)
- 4) 角田直己: "高レベル廃液ガラス固化技術開発の現状"、原子力工業、27, No. 2, 37(1981)
- 5) 日本原子力産業会議: "原産セミナー「バックエンド対策と今後の展望」—返還廃棄物をめぐる諸課題—"、(1985)
- 6) 寺井良平、上阪英治: "高レベル放射性廃液処理用低融ホウケイ酸塩ガラスの高温における揮発"、大工試季報、27, No. 3, 22(1976)
- 7) Hiroshi Kamizono, Shizuo Kikkawa, Yoshihiro Togashi and Shingo Tashiro: "Volatilization of ^{137}Cs and ^{106}Ru from Borosilicate Glass Containing Actual High-Level Waste", J. Am. Ceram. Soc., 72, 1438(1989)
- 8) 堀田寛、和達嘉樹、福田治人: "放射性物質による綿布の汚染に対する除去剤の研究"、日化、80, 37(1959)
- 9) A. D. ジモン（藤森夏樹訳）: "放射能汚染と除染の物理化学"、現代工学社、26(1979)

謝辞

本研究に対し有益な助言を頂いた野村正之氏（現在、NUCBF建設室課長）、淺野滿京都大学原子エネルギー研究所助教授および菊地章ホット試験室次長に深甚の謝意を表す。

最後に、実験全般にわたり技術的援助を得た加藤洋司氏（千代田メンテナンス(株)）に記して感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 富樫喜博、栗山修、田代晋吾：JAERI-M 91-177, "キャニスタ材に対する模擬高レベル廃棄物ガラスの付着性" (1991)
- 2) Tsunetaka Banba, Hideo Kimura, Hiroshi Kamizono and Shingo Tashiro: JAERI-M 82-088, "Simulated HLLW Compositions for Cold Test of Waste Management Development" (1982)
- 3) Hiroshi Kamizono: "Property of High-Level Waste Glass, I: Thermal Shock Resistance", J. Nucl. Mater., 132, 92(1985)
- 4) 角田直己: "高レベル廃液ガラス固化技術開発の現状"、原子力工業、27, No. 2, 37(1981)
- 5) 日本原子力産業会議: "原産セミナー「バックエンド対策と今後の展望」-返還廃棄物をめぐる諸課題-"、(1985)
- 6) 寺井良平、上阪英治: "高レベル放射性廃液処理用低融ホウケイ酸塩ガラスの高温における揮発"、大工試季報、27, No. 3, 22(1976)
- 7) Hiroshi Kamizono, Shizuo Kikkawa, Yoshihiro Togashi and Shingo Tashiro: "Volatilization of ^{137}Cs and ^{106}Ru from Borosilicate Glass Containing Actual High-Level Waste", J. Am. Ceram. Soc., 72, 1438(1989)
- 8) 堀田寛、和達嘉樹、福田治人: "放射性物質による綿布の汚染に対する除去剤の研究"、日化、80, 37(1959)
- 9) A. D. ジモン (藤森夏樹訳): "放射能汚染と除染の物理化学"、現代工学社、26(1979)

Table 1 Composition of simulated high-level waste glass

Component	wt%	Component	wt%
Additives			
SiO ₂	48.49	Na ₂ O	11.30
B ₂ O ₃	18.58	CaO	1.87
Al ₂ O ₃	2.00	Fe ₂ O ₃	2.96
Li ₂ O	1.87	ZrO ₂	1.22
Simulated high-level waste			
Rb ₂ O	0.12	BaO	0.63
SrO	0.34	La ₂ O ₃	0.51
Y ₂ O ₃	0.20	CeO ₂	1.42
ZrO ₂	1.65	Pr ₆ O ₁₁	0.50
MoO ₃	1.74	Nd ₂ O ₃	1.65
MnO ₂	0.26	Sm ₂ O ₃	0.33
Fe ₂ O ₃	0.59	Ag ₂ O	0.03
CoO	0.12	CdO	0.03
NiO	0.33	SnO ₂	0.02
TeO ₂	0.23	Sb ₂ O ₃	0.004
Cs ₂ O	0.98	Gd ₂ O ₃	0.04

Table 2 Transfer coefficient factor on ¹³⁷Cs from SUS304L specimens to filter paper

Specimen		Transfer Coefficient Factor (%)			
Temperature (°C)	Contaminating Time (min.)	Before		After	
		Decontamination		Decontamination	
800	10	4	Average 3	97	Average 48
	30	-		19	
900	10	6		67	
	30	2		52	
1000	10	2		37	
	30	2		18	

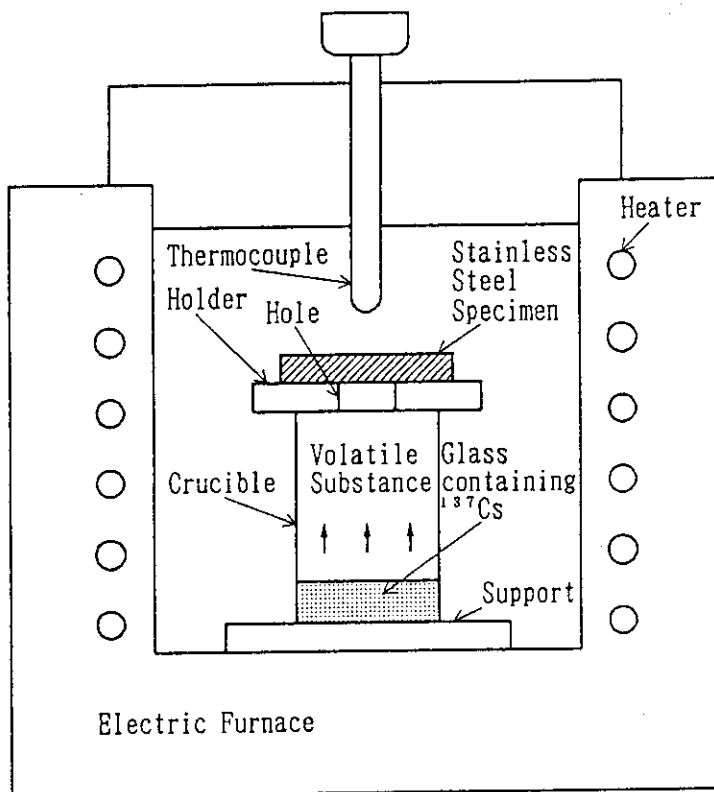


Fig. 1 Experimental apparatus contaminating specimen by ^{137}Cs which is volatilized from glass waste form

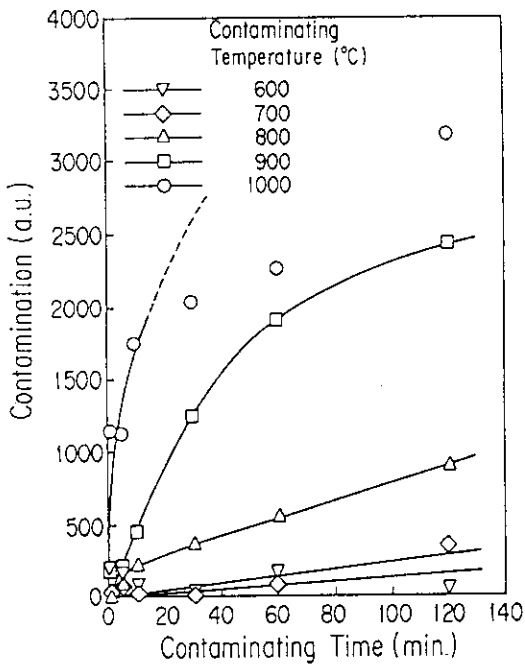


Fig. 2 Effect of contaminating time on contamination of ^{137}Cs to SUS304L specimens

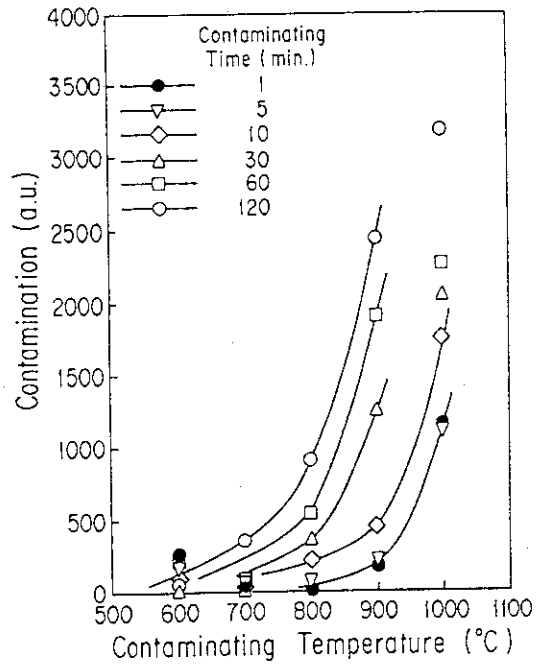


Fig. 3 Effect of contaminating temperature on contamination of ^{137}Cs to SUS304L specimens

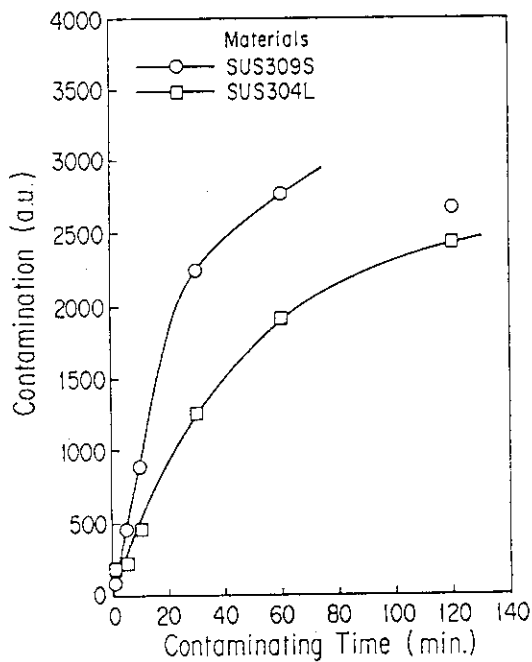


Fig. 4 Effect of contaminating time on contamination of ^{137}Cs to SUS304L and SUS309S specimens

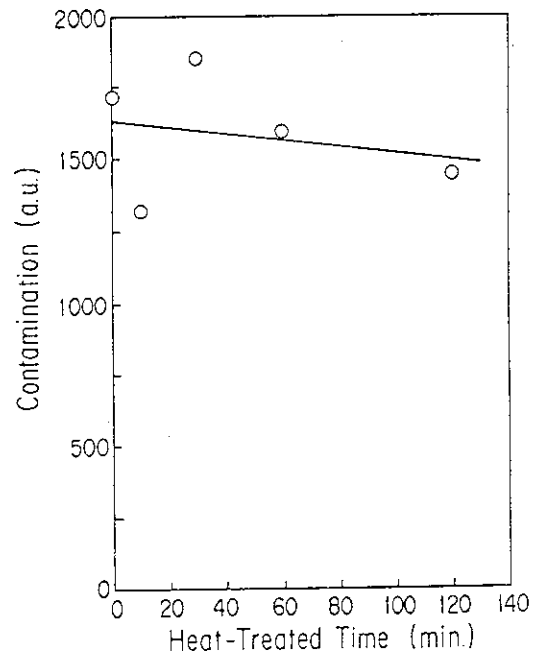


Fig. 5 Effect of heat-treated time on contamination of ^{137}Cs to SUS304L specimens

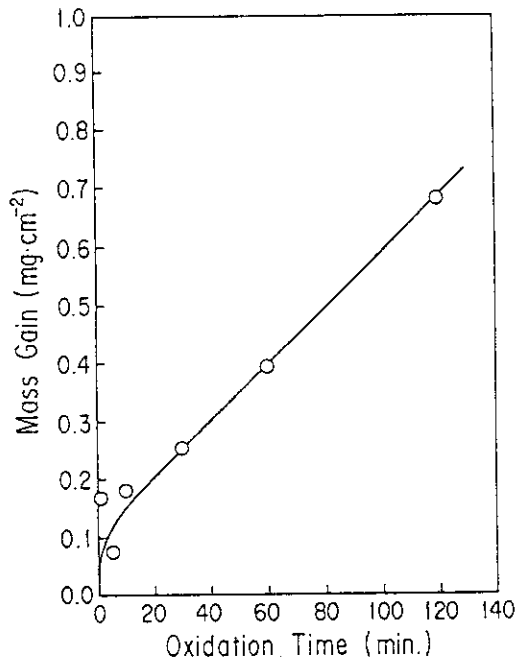


Fig. 6 Time variation of mass gain at 900°C for SUS304L specimens

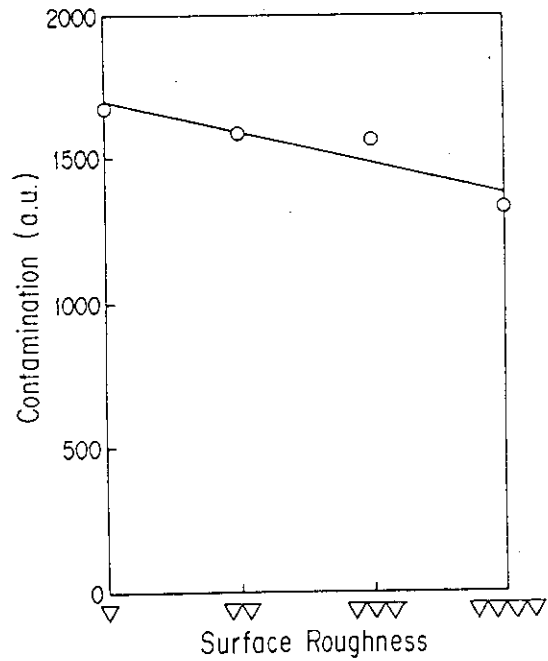


Fig. 7 Effect of surface roughness on contamination of ¹³⁷Cs to SUS304L specimens

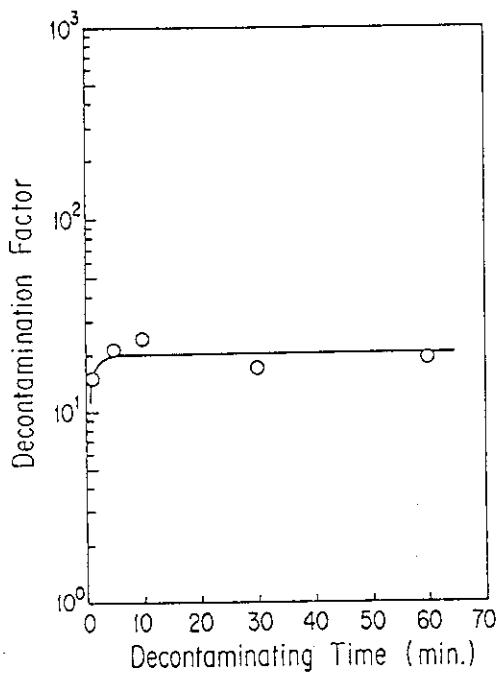


Fig. 8 Effect of decontaminating time on decontamination factor of ¹³⁷Cs for SUS304L specimens which were contaminated for 30 minutes at 900°C

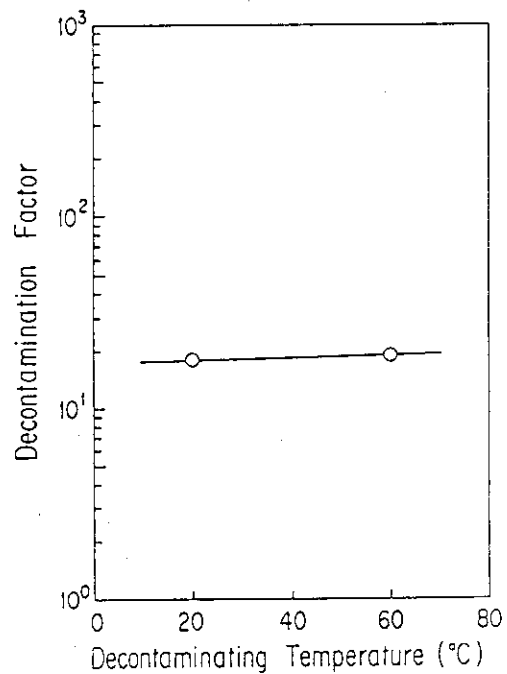


Fig. 9 Effect of temperature of decontaminating solution on decontamination factor of ¹³⁷Cs for SUS304L specimens which were contaminated for 30 minutes at 900°C

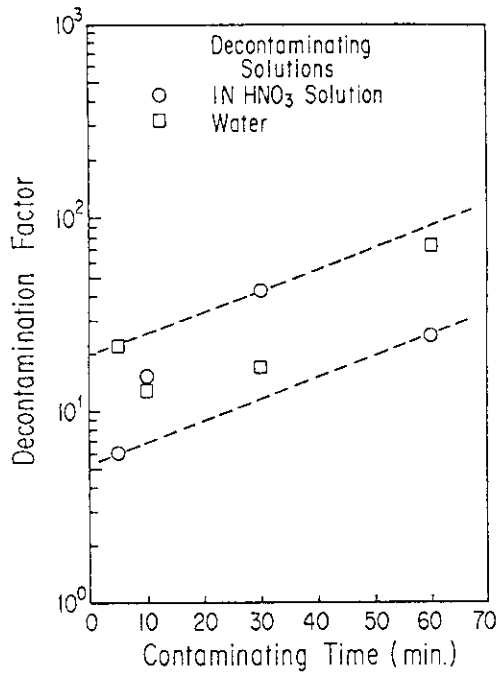


Fig. 10 Effect of contaminating time on decontamination factor of ¹³⁷Cs for SUS304L specimens which were contaminated for 30 minutes at 900°C

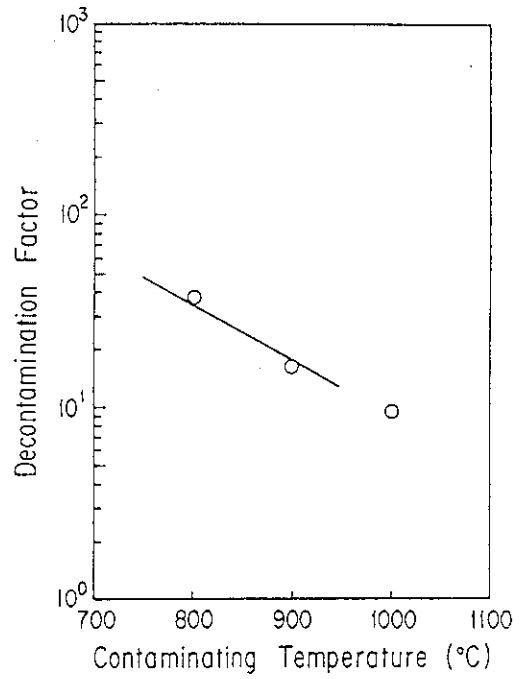


Fig. 11 Effect of contaminating temperature on decontamination factor of ¹³⁷Cs for SUS304L specimens

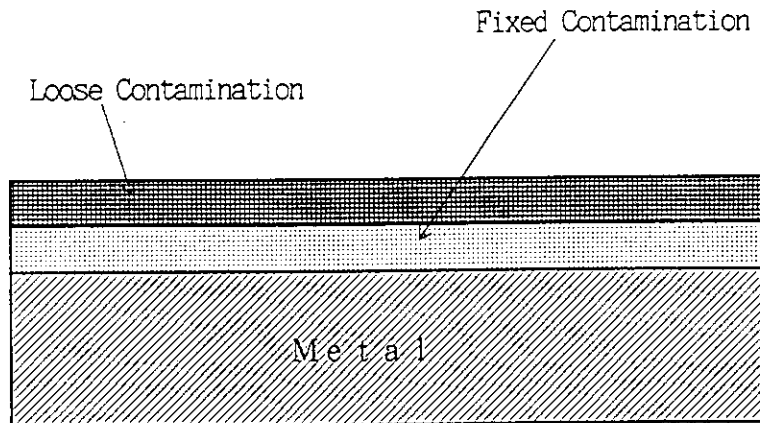


Fig. 12 Schematic drawing of contaminating form on specimen