

デコミッショニング技報

Journal of the RANDEC

巻頭言：デコミッショニングとライフサイクルマネジメント

技術報告：解体廃棄物リサイクル評価コードの開発
立教大学における廃止措置実績
鹿島建設における放射性廃棄物処分関連技術の開発(その2)
 β^- -アルミナによるナトリウム中のセシウム除去に関する基礎試験

技術概説：大洗研究開発センターにおける放射性廃棄物管理
スウェーデン・スタズビック社における金属廃棄物の熔融除染とフリーリリース

財団法人 原子力研究バックエンド推進センター

Radioactive Waste Management and Nuclear Facility
Decommissioning Technology Center

RANDEC

RANDECは、原子力施設のデコミッショニング(廃止措置)技術の確立をめざした活動及びRI・研究所等廃棄物の処分地の立地等処理処分事業に関する調査等を行っています。

事業の内容

デコミッショニングに関する試験研究・調査を行います。

デコミッショニングに関する技術・情報を提供します。

デコミッショニングに関する人材を養成します。

RI・研究所等廃棄物の処分地の立地等処理処分事業に関する調査等を行います。

デコミッショニング及びRI・研究所等廃棄物の処分地の立地等処理処分事業に関する普及啓発活動を行います。

デコミッションング技報

第33号 (2006年3月)

目次

巻頭言

- デコミッションングとライフサイクルマネジメント 1
田中 知

技術報告

- 解体廃棄物リサイクル評価コードの開発 2
浅見 知宏、宮尾 英彦、佐藤 博、畠山 睦夫
白川 正広、片桐 源一、木内 喜雄

- 立教大学における研究炉廃止措置実績 13
原澤 進

- 鹿島建設における放射性廃棄物処分関連技術の開発 (その2) 26
古市 光昭、戸井田 克、白鷺 卓、田中 真弓、
渥美 博行、須山 泰宏、横関 康祐、田中 俊行、
森川 誠司、高村 尚、羽根 幸司、澤田 祥平

- β ” - アルミナによるナトリウム中のセシウム除去に関する基礎試験 46
中山 富佐雄、福村 信男、宮本 喜晟
西 敏郎、辻田 芳宏、碓井 志典

技術概説

- 大洗研究開発センターにおける放射性廃棄物管理 58
前多 厚、木幡 幸一、山崎 保夫、高橋 孝三、
大久保 利行、宮崎 仁

- スウェーデン・スタズビック社における金属廃棄物の溶融除染とフリーリリース 67
川妻 伸二、石川 敬二、松原 達郎、堂野前 寧、今川 康弘

Journal of the RANDEC

No.33 Mar. 2006

CONTENTS

Technical Report

- Development of Recycle Cost Evaluation Code for the Recycle of Dismantled Metal Wastes 2
Tomohiro ASAMI, Hidehiko MIYAO, Hiroshi SATO, Mutsuo HATAKEYAMA,
Masahiro SHIRAKAWA, Genichi KATAGIRI, Yoshio KIUCHI
- Experience of Decommissioning of the Rikkyo University Reactor 13
Susumu HARASAWA
- Achievement of Research and Development of Kajima on Radioactive Waste Disposal Part2 26
Mitsuaki FURUICHI, Masaru TOIDA, Suguru SHIRASAGI, Mayumi TANAKA,
Hiroyuki ATSUMI, Yasuhiro SUYAMA, Kosuke YOKOZEKI, Toshiyuki TANAKA,
Seiji MORIKAWA, Hisashi TAKAMURA, Koji HANE, Shohei SAWADA
- Preliminary Test of Cesium Removal in Sodium by using β '' - Alumina 46
Fusao NAKAYAMA, Nobuo FUKUMURA, Yoshiaki MIYAMOTO
- Radioactive Waste Management in O-arai Research and Development Center 58
Atsushi MAEDA, Koichi KOWATA, Yasuo YAMAZAKI,
Kozo TAKAHASHI, Toshiyuki OHKUBO, Hitoshi MIYAZAKI
- Melting Decontamination and Free Release of Metal Waste at Studsvik RedWaste Co. in Sweden 67
Shinji KAWATSUMA, Keiji ISHIKAWA, Tatsuo MATSUBARA,
Yasushi DONOMAE, Yasuhiro IMAGAWA

Development of Recycle Cost Evaluation Code for the Recycle of Dismantled Metal Wastes

Tomohiro ASAMI, Hidehiko MIYAO,
Hiroshi SATO, Mutsuo HATAKEYAMA,
Masahiro SHIRAKAWA, Genichi KATAGIRI,
Yoshio KIUCHI

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page2~12, 12 Figures,
4 Tables

For the recycle of dismantled metal wastes from the decommissioning of nuclear power plant, it is necessary to convert to proper forms according to wastes properties (radioactivities, contaminated conditions, materials, waste form, etc.).

Recycle cost evaluation code (RECOSTE code) can calculate the engineering data (cost, recycled material mass, etc.) for the recycle of dismantled metal wastes by using several waste treatment process data-bases, and is useful to make a rational planning for waste management program (cost, determination of process, etc.) of these metal wastes.

Experience of Decommissioning of the Rikkyo University Reactor

Susumu HARASAWA

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page13~25, 20 Figures,
5 Tables

General Convention of the American Episcopal Church at Honolulu took up the proposal from the Diocese of Washington to donate an atomic reactor for peaceful uses to some institution in the Far East in September 6, 1955. An Atomic Energy Committee was appointed to consider the matter. The Rev William Pollard, Director of the Oak Ridge Institute of Nuclear Studies and a priest of the Church visited Rikkyo University as a member of the above committee and talked with members of the University staff.

In response to the development of the situation, the Institute for Atomic Energy Rikkyo University was established in May 20, 1957.

General Convention of the Church at Miami deliberated on the report of the Committee and adopted a resolution approving the raising of funds for making a

gift of an atomic reactor to Rikkyo University in October 13, 1958.

The Rikkyo university research reactor became critical with 57 fuel elements Dec. 8, 1961. In April 20, 1974, the Inter University Program for the Common Use of the Rikkyo Research Reactor was realized under financial supports from the Ministry of Education as the first case for private university institution. In November 18, 1986, The First Asian Symposium On Research Reactors (ASRR-1) was held, the Institute acting as the host organization.

The end of 1996, the Rikkyo university decided the Rikkyo University Reactor stop operation considering that the reactor have contributed for progress of science using the research reactor sufficiently and also rewarded the good intention of the Episcopal Church. The reactor operated last run in Dec. 15, 2001 and stopped.

The followings are the decommission process of the reactor and present state of the institute.

Achievement of Research and Development of Kajima on Radioactive Waste Disposal Part2

Mitsuaki FURUICHI, Masaru TOIDA,
Suguru SHIRASAGI, Mayumi TANAKA,
Hiroyuki ATSUMI, Yasuhiro SUYAMA,
Kosuke YOKOZEKI, Toshiyuki TANAKA,
Seiji MORIKAWA, Hisashi TAKAMURA,
Koji HANE, Shohei SAWADA

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page26~45, 35 Figures,
1 Table

The radioactive wastes that generated by using nuclear energy have to be isolated from human environment until their risk is sufficiently reduced. The concept that the radioactive wastes are placed in the stable geological environment with multi-barrier system is considered as the most effective and reasonable way. Enormous efforts have been being made in order to realise the waste disposal all over the world, including Japan.

Kajima Corporation has been developing the various techniques based on the civil engineering techniques, which can contribute to advance the waste disposal.

This paper reports the recent development of our techniques, following the previous publication¹⁾.

Preliminary Test of Cesium Removal in Sodium by using β "- Alumina

Fusao Nakayama, Nobuo Fukumura,
Yoshiaki Miyamoto, Toshiro Nishi,
Yoshihiro Tsujita, Yukinori Usui

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page46~57, 15 Figures,
2 Tables

Sodium used as coolant in fast breeder reactors may be to contaminated by fission products in their operation due to surface contamination of fissile material during fuel fabrication, even if no fuel failure. Cesium-137 of fission products has a long - term half life and emits a high-energy gamma ray (half life; about 30 years, emission energy; 662 keV). The nuclide is one of major causes for worker's radiation exposure during reactor dismantling and sodium treatment. And also the nuclide is one of obstacles to reduction in quantity of radioactive waste. Therefore, it is very important to remove cesium from sodium coolant as much as possible, from the view point of reduction in radiation exposure and quantity of radioactive waste.

For that purpose, cesium concentrations in purified sodium were measured by a mass spectroscopy and radioactive analysis, after cesium was removed from contaminated sodium by using β "- alumina. As the results, measurement values by the both analyses were almost the same level, and decontamination factor (DF) indicated very high values of 104 - 105. The test showed that the purification method by using β "- alumina was very effective.

Radioactive Waste Management in O-arai Research and Development Center

Atsushi Maeda, Koichi Kowata,
Yasuo Yamazaki, Kozo Takahashi,
Toshiyuki Ohkubo, Hitoshi Miyazaki

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page58~66, 4 Figures,
3 Tables

By the Japan Atomic Energy Agency (JAEA), the result of the integration of the Japan Atomic Energy Re-

search Institute and the Japan Nuclear Cycle Development Institute, designed decommissioning of nuclear facilities and the treatment and disposal of radioactive waste will be carried out systematically and efficiently as responsibility as the installer of the nuclear facilities and generator of radioactive waste.

This paper shows the present status of radioactive waste management in O-arai Research and Development Center, one of the research and development bases of JAEA. The management of low-level radioactive waste, including those accepted from outside operator of O-arai district under contract, is carried out by the major premise of ensuring safety at O-arai Waste Management Facility.

Treatment related to volume reduction and stabilization by means such as incineration and compression of solid waste, and solidification of liquid, as well as waste storage management is steadfastly promoted, so that these substances may be adequately stored and managed until they are disposed of.

Melting Decontamination and Free Release of Metal Waste at Studsvik RadWaste Co. in Sweden

Shinji Kawatsuma, Keiji Ishikawa,
Tatsuo Matsubara, Yasushi Donomae,
Yasuhiro Imagawa

J.RANDEC, No33 (Mar.2006) page67~74, 7 Figures,
1 Table

The Studsvik RadWaste Co. in Sweden was visited on August 29, 2005 by members of radioactive waste and decommissioning subgroup of central safety task force in old Japan Nuclear Cycle Development Institute as "Overseas investigation". The visit afforded us the chance to survey melting and decontaminating of metallic waste in this company and the status of free release.

Domestic and foreign radioactive metallic waste is accepted in this company after 1987, and the majority of the decontaminated waste have been released freely. In the background of the big effort of this company and the strong leadership of the regulator (SSI: Swedish radiation protection Authority), prosperous operation was able to have been achieved.

This survey was done based on "Free release of radioactive metallic waste in Europe: the free release ex-

perience for 17 years at Studsvik RadWaste Co. in Sweden" by Dr. J. Lorenzen¹⁾.

デコミショニングとライフサイクルマネージメント



東京大学 大学院工学系研究科
システム量子工学専攻教授

田中 知

東海発電所や「ふげん」の廃止措置が進んでいる。2030年ごろからの軽水炉リプレース時代には日本中で原子力発電所の廃止措置が行われることになる。原子力施設の廃止措置についての原子力学会の標準作成や同の関連規制関係の整備も進んでいくものと考えられる。廃止措置によって発生する放射性廃棄物の処分方策の検討も進んでいるが、いわゆる余裕深度処分については、原子力安全委員会における検討や、関連しての原子力安全・保安院における検討がやや遅れ気味であるのは気になるところである。放射性廃棄物では国民の関心は高レベル放射性廃棄物に高い。国民の理解を得ながら、サイト選定作業が着実に進むことを願っている。軽水炉の廃止措置といえば、その後どのようにして原子力発電所を新たに建設していくかが重要である。電力需要の増加が今後それほど望めない中、また、電力自由化、電力間競争などが一層求められる中で、リプレースをどのように考えるかは電気事業者にとってだけでなく、我が国のエネルギー供給にとっても重要な問題である。六ヶ所再処理工場がアクティブ試験、操業に進もうとしている。リサイクルを原子力政策の根幹とする我が国において六ヶ所再処理工場は極めて重要である。再処理工場からのプルトニウムをどのようにプルサーマルにまわすのか、使用済みMOX燃料をどのように処理するのかなど関連しての話題は多い。さらに、将来、再処理工場やMOX燃料加工工場の廃止によってTRU廃棄物が発生する。また、ウラン廃棄物についてクリアランスレベルと関連してウラン廃棄物の処分問題の検討も必要になってくる。

このように考えると、デコミショニングはそれだけで閉じたものではなく、廃棄物処理処分、原子力発電所のリプレースなど原子力を巡る大きな事業の一環として捉えるべきである。すなわち、原子力施設におけるライフサイクルマネージメントの中で廃止措置や廃棄物処分を捉えることが必要である。ライフサイクルマネージメントにおいては、個を個として捉えるのではなく、全体の中での個として捉える必要がある。ライフサイクル全体を統括し、適切な司令塔が必要であると同時に、個々に携わる事業が全体の中でどのような位置づけであるか、担当する業務が全体にどのように関連しているかを十分に理解することが必要である。ライフサイクルマネージメントによって、現在どの部分がネックになっているかが理解できるし、全体計画をよりスムーズに進めることができる。

このようなライフサイクルマネージメントにより効率よく原子力エネルギーの有効活用を進めるための緊急の課題として、余裕深度処分についての安全規制の考え方と必要な規制体系整備、および高レベル放射性廃棄物候補サイト選定作業の加速がある。これらによって現在およびこれからの廃止措置もより着実なものとなる。これらについて関係者一丸となつての有効な対策を望むところである。

解体廃棄物リサイクル評価コードの開発

浅見知宏*、宮尾英彦*、佐藤 博*、畠山睦夫*
白川正広**、片桐源一**、木内喜雄**

Development of Recycle Cost Evaluation Code for the Recycle of Dismantled Metal Wastes

Tomohiro ASAMI*, Hidehiko MIYAO*, Hiroshi SATO*, Mutsuo HATAKEYAMA*,
Masahiro SHIRAKAWA**, Genichi KATAGIRI**, Yoshio KIUCHI**

原子炉施設の廃止措置時に発生する解体金属廃棄物を再利用するには、解体廃棄物の種類毎（放射能レベル、汚染形態、材質、形状等）に適切な処理プロセスを適用して再利用に適した形態に変換する必要がある。本開発では、代表的原子炉施設を例にして解体廃棄物のデータベースを構築すると共に、各種処理プロセスについてデータベース化を行い、これらを活用する解体廃棄物リサイクル評価コード（Recycle Cost Evaluation Code: RECOSTE）を開発して、解体廃棄物の再利用／処理処分に係る合理化方策の検討に資することを目的としている。本報告では、RECOSTEコードの概要を紹介する。

For the recycle of dismantled metal wastes from the decommissioning of nuclear power plant, it is necessary to convert to proper forms according to wastes properties (radioactivities, contaminated conditions, materials, waste form, etc.).

Recycle cost evaluation code (RECOSTE code) can calculate the engineering data (cost, recycled material mass, etc.) for the recycle of dismantled metal wastes by using several waste treatment process data-bases, and is useful to make a rational planning for waste management program (cost, determination of process, etc.) of these metal wastes.

1. はじめに

我が国初の商業用原子力発電所である日本原子力発電(株)東海発電所(GCR)は、平成13年10月4日に解体届を提出し、安全で合理的な廃止措置

に向けた取組みが実施されている。また、核燃料サイクル開発機構（現在の日本原子力研究開発機構）の新型転換炉「ふげん」は、平成15年3月29日に運転を停止し、廃止措置技術の開発及び必要な研究を進めている。

本報告は、電源開発促進対策特別会計法に基づく文部科学省からの受託事業としてRANDECが実施した「平成15年度クルーシブル法溶融試験等」の成果です。

* : (財)原子力研究バックエンド推進センター (RANDEC)

** : 富士電機システムズ(株) (FES)

廃止措置により発生する廃棄物について、原子力委員会は平成12年11月に「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画」を示し、「廃棄物については発生量低減や有効利用が必要であり、そのための研究開発を積極的に推進していく必要がある。」との考え方を示している。更に、クリアランスレベル以下の廃棄物は「放射性廃棄物として扱う必要のない物であり、合理的に達成できる限りにおいて、基本的にリサイクルしていくことが重要である。」としているほか、放射性廃棄物の有効利用についても「再利用の用途やシステムの構築等の幅広い検討が重要である。」としている。

RANDECでは、このような背景を踏まえ、文部科学省からの委託を受けて、平成13年度より「解体廃棄物リサイクル技術開発」として、廃止措置などにより発生する解体金属廃棄物のうち、再利用価値が高いステンレス鋼スクラップを主な対象とした再利用システムの実用化を目指す観点から技術課題を整理・抽出し、必要な項目についてその確証のための金属廃棄物リサイクル試験（小規模溶融試験）及びリサイクルシステムの概念設計を、更にデータベース／評価コードの開発を合わせて実施している。これらの開発のうちデータベース／評価コード開発では、原子炉施設の解体時に発生する再利用可能な金属廃棄物をリサイクルする際に、数ケースのリサイクルシナリオを前提に原子炉施設から発生する解体廃棄物の各種処理プロセス等のデータベース化を行い、汎用性を持ったRECOSTEコードの開発を行ってきた。

RECOSTEコードの開発は、解体金属廃棄物の再利用／処理処分に係る合理化検討に資することを目的としており、本報告では、平成15年度までに作成したRECOSTEコードの開発の概要について紹介する。

2. データベース／評価コードの開発

原子炉施設の廃止措置によって発生する解体廃棄物を再利用するには、解体廃棄物の種類毎（放射能レベル区分、汚染形態、材質、形状等）に適切な処理プロセスを適用して再利用に適した形態に変換する必要がある。

本データベース／評価コード開発では、解体廃棄物の総量がコンクリート廃棄物を含め約50万ト

ンと試算した原子炉を代表的原子炉施設と称し、これを例にして解体廃棄物（金属）のデータベースを構築するとともに、各種処理プロセスについてデータベース化を行い、併せてこれらのデータベースを活用するRECOSTEコードを開発した。

代表的原子炉施設について解体廃棄物の再利用／処理処分シナリオを複数設定し、RECOSTEコードと解体廃棄物データベース、処理プロセスデータベース等を用いて、廃止措置時に大量に発生する解体廃棄物の再利用／処理処分に係るエンジニアリングデータ（再利用／処理処分費用、再利用廃棄物量、再利用率等）を算出することにより、解体廃棄物の再利用／処理処分に係る計画立案の評価・検討に資することができる。RECOSTEコードの計算処理概念をFig. 1に示す。

2.1 代表的原子炉施設の解体廃棄物のデータベース化

廃止措置における安全貯蔵、解体工事計画及び廃棄物再利用／処理処分プロセス最適化等の廃止措置エンジニアリング検討に必要なデータ項目を調査・整理し、これらのデータ項目を合理的に管理するためのデータ項目を作成して、代表的原子炉施設の解体金属廃棄物データを収集し、解体金属廃棄物データベースを作成した。

(1) データベース構成の設定

解体廃棄物データから、再利用／処理処分計画の検討に必要なデータ項目として以下を選定した。

- ・基本データ：ID、名称
- ・性状データ：機器種別、材質
- ・寸法・重量データ：重量（及びバックデータとしての数量、外形、肉厚、長さ、内面積、外面積）
- ・放射能データ：放射能濃度（及び放射能濃度算出のバックデータとしての内／外面汚染密度）、処分レベル、分類（放射化／汚染系統）
- ・仕様データ：機器仕様（写真、図面、カタログ等）

選定した項目のデータを代表的原子炉施設の解体廃棄物データから収集した。

(2) 解体金属廃棄物データベース化

代表的原子炉施設の解体金属廃棄物データのデータベース化は、文字データを数値化するコー

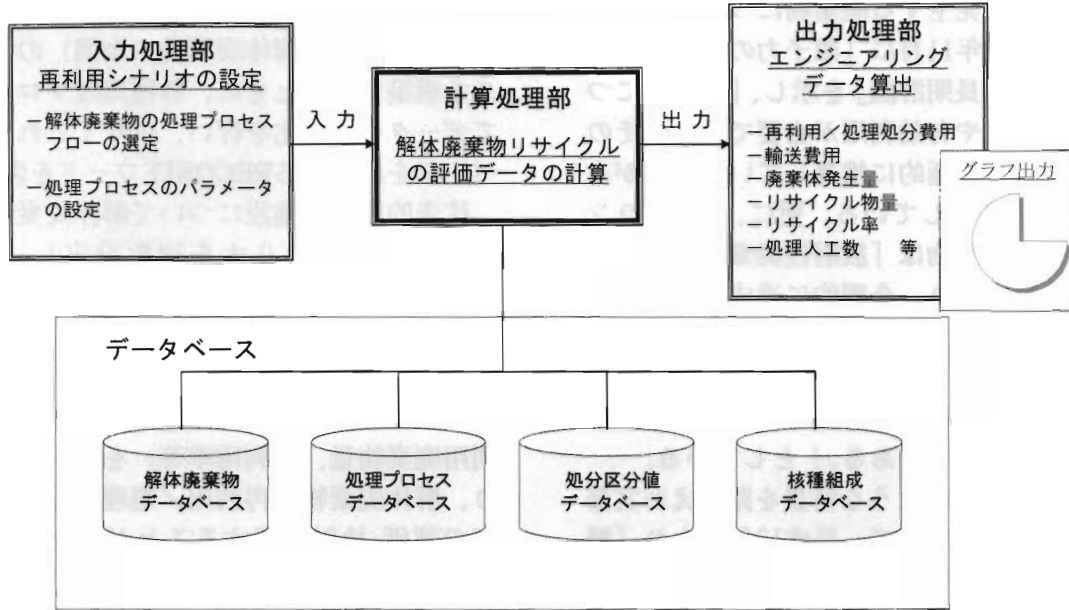


Fig.1 Concept for the Data Processing of RECOSTE Code

ド体系を作成し、計算コードで取り扱えるデータに変換してデータベース化した。データベース化に際しては、他の原子炉施設にも適用できるよう

に、MS-EXCEL、MS-ACCESS等の汎用ファイル形式に変換している。

データベースコード体系の一例をTable 1 に示す。

また、代表的原子炉施設の解体金属廃棄物の集計結果をTable 2 に示す。

Table 1 System of Code for Data-base

コード No	材質	コード No	処分レベル	コード No	分類
1	炭素鋼	1	高βγ廃棄物 (L1)	1	放射化
2	コンクリート	2	低レベル廃棄物 (L2)	2	汚染
3	保温材	3	極低レベル廃棄物 (L3)	3	非放射性
4	SUS304	4	トリウムレベル以下 (L4)		
5	SUS316	5	非放射性		
6	鉛				
7	銅				
8	アルミニウム				

2.2 各種処理プロセスのデータベース化

(1) 再利用/処分シナリオの整備

国内外の原子炉施設の解体実施例における除染、細断、圧縮、溶融、輸送等の廃棄物処理プロセスの中から再利用/処理処分に必要な処理プロ

Table 2 Results of Dismantled Metal Waste for the Set Up Provisional NPP

レベル区分	汚染物			放射化物		非放射性	計
	低レベル (L2)	極低レベル (L3)	トリウムレベル (L4)	高βγ	低レベル (L2)		
炭素鋼	790	2,900	3,430	-	1,070	5,520	13,710
ステンレス鋼	1,130	710	870	220	-	1,370	4,300
その他	-	-	160	-	-	1,770	1,930
合計	1,920	3,610	4,460	220	1,070	8,660	19,940
	1,920	3,610	4,300		1,070		10,900

(注) 1. 数値は10トン単位でまとめている。
 2. 解体前の系統除染 (DF=100) 後の値。
 3. イタリック数字は、再利用等の評価対象範囲 (放射能レベルがL2~L4の炭素鋼及びステンレス鋼。高βγ、非放射性及びその他 (非鉄金属) は、対象外。)

セスを調査・整理し、再利用／処理処分の基本シナリオとして、再利用シナリオ1を設定した。

基本シナリオの整備の基本的考え方は、クリアランスレベル以下の金属も一般市場に開放せず、容器や遮蔽体に加工して原子力界での限定再利用する、また、再利用可能な極低レベル金属を溶融して遮蔽材などに再利用するシナリオとして設定した。更に、再利用可能な極低レベル金属とクリアランスレベル以下の金属を再利用する処理フローは、溶融設備を共用とし、鋳造、圧延等の製品加工設備は、原子炉サイト外の集中処理設備にのみ設置するものとした。基本シナリオ（再利用

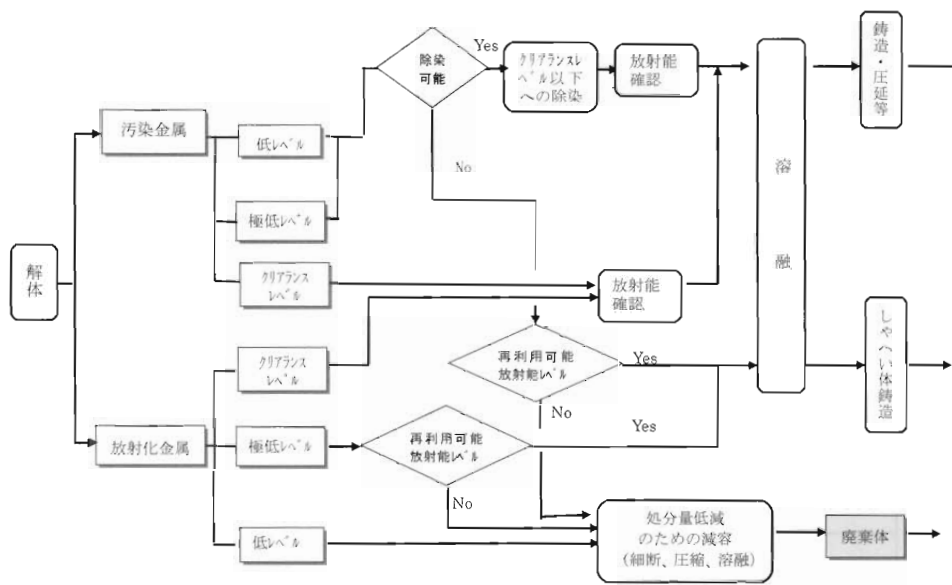
シナリオ1）の基本構成をFig. 2に示す。

(2) 処理プロセスデータの整備

リサイクルシステムの基本的フローをFig. 3に示す。

①処理対象物量の選定

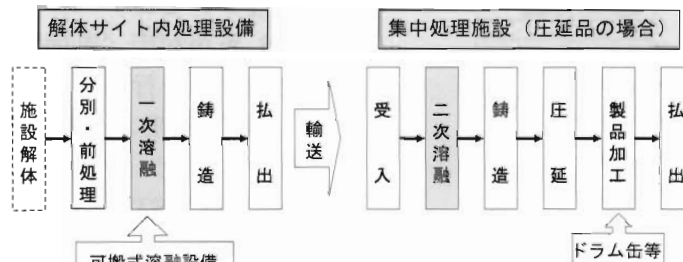
解体後除染、減容処理（圧縮、溶融）及び再利用製品製造（圧延、鋳造）等、再利用シナリオで設定した各処理プロセスに必要な物量データは、解体廃棄物データベースから、計算コード内で設定したロジックに基づき、自動的に選定される。その具体的な判断条件（例えば、放射能レベル、材質や機器種別等）は、ユーザ自身が設定する。



再利用シナリオ1：容器等に加工して再利用（再利用可能な放射性金属を含む）

Fig.2 Basic Composition of the Recycle Scenario for Dismantled Metal Wastes (scenario 1)

○再利用製品製造フローの例



- 可搬式溶融炉のメリット
- ・複数プラント償却による費用低減

- 2段階溶融のメリット
- ・溶融減容による輸送費低減
 - ・溶融均質化による放射能濃度確認の信頼性向上
 - ・スクラップの管理が容易

Fig.3 Basic Flow Diagram of the Recycle System for Dismantled Metal Wastes

②処理プロセスデータベースの構成と内容

処理プロセスデータベースの構成をFig. 4に示す。

処理プロセスデータは、便宜上個別処理プロセスにおける設備の稼働条件や作業工数を設定するために必要なデータベース（「処理プロセスデータ」）と、その他の廃棄体の物量やコストを評価するために必要なデータベース（「その他（費用等）のデータ」）の2種類に分類している。

前者では、解体物受入から処理、処分あるいは再利用に至るまでの各処理プロセスに細分化して整理しており、後者では、廃棄物収納容器の充填条件や、設備費用・人件費単価等を設定するデータベース、放射線管理等の諸費用を算定するためのデータベースに細分化して整理している。

③処理プロセスのデータベース化

前項で示した処理プロセス構成に基づき、処理プロセスデータをデータベース化した。処理プロセスデータベースの一例（溶融プロセス）をTable 3に示す。

データベース化にあたっては、解体廃棄物デー



Fig.4 Composition of the Waste Treatment Process Data-base

Table 3 Example of the Waste Treatment Process Data-base (e.g. : melting process)

項目	No	入力	単位
1.選定方式等	11	名称	
	12	整理番号	
2.処理条件	21	処理容器種類	
	22	ドラム缶収納重量	Kg/缶
	23	切断片サイズ(1.0/0.5m)	m
	24	前処理方式	
3.処理能力	25	作業環境	
	31	受入能力	t/バッチ
	32	処理容量	分/バッチ
	33	1日の稼働時間(日勤)	分/直
	34	処理能力(容積換算)	直
	35	処理能力(重量換算)	t/直
	36	インゴット重量	Kg
	37	インゴット化載量	本/コンテナ
	38	処分容器容積	
	39	減容比(処理後/前)	—
391	充填率(処理後)	%	
4.処理設備	40	設備基礎価格	千円
	41	運転員数の合計	人
	411	・管理者相当	人
	412	・監督職相当	人
	414	作業員相当	人
	42	消耗資材発生(ドラム缶等)	千円/t
5.経営・撤去	51	設営期間	月
	52	作業員数	人
	53	設備総重量	t
	54	据付対象装置数	台
6.保守点検	61	保守人工	人日/週
	62	定期点検人工	人日/年
備考			

タベースと同じ環境で取扱えるように汎用ソフトウェアであるMS-ACCESSのファイル形式を適用した。

2.3 RECOSTEコードの開発

RECOSTEコードは、解体廃棄物データベース、処理プロセスデータベース等を用いて、任意に設定した再利用/処理処分の各シナリオの定量的な比較評価を行うツールとして開発した。

RECOSTEコードは、データベース管理用の汎用ソフトウェアであるMS-ACCESSを用いている。RECOSTEコードでは、次の手順に従って計算処理を行う。データベースと各種計算処理のフローをFig. 5に示す。

イ) 設定したシナリオに従い、除染、圧縮、溶融等の各処理の対象物の選定条件と解体廃棄物データベース、処分区分値データベースから各処理プロセスの対象物量を算出する。

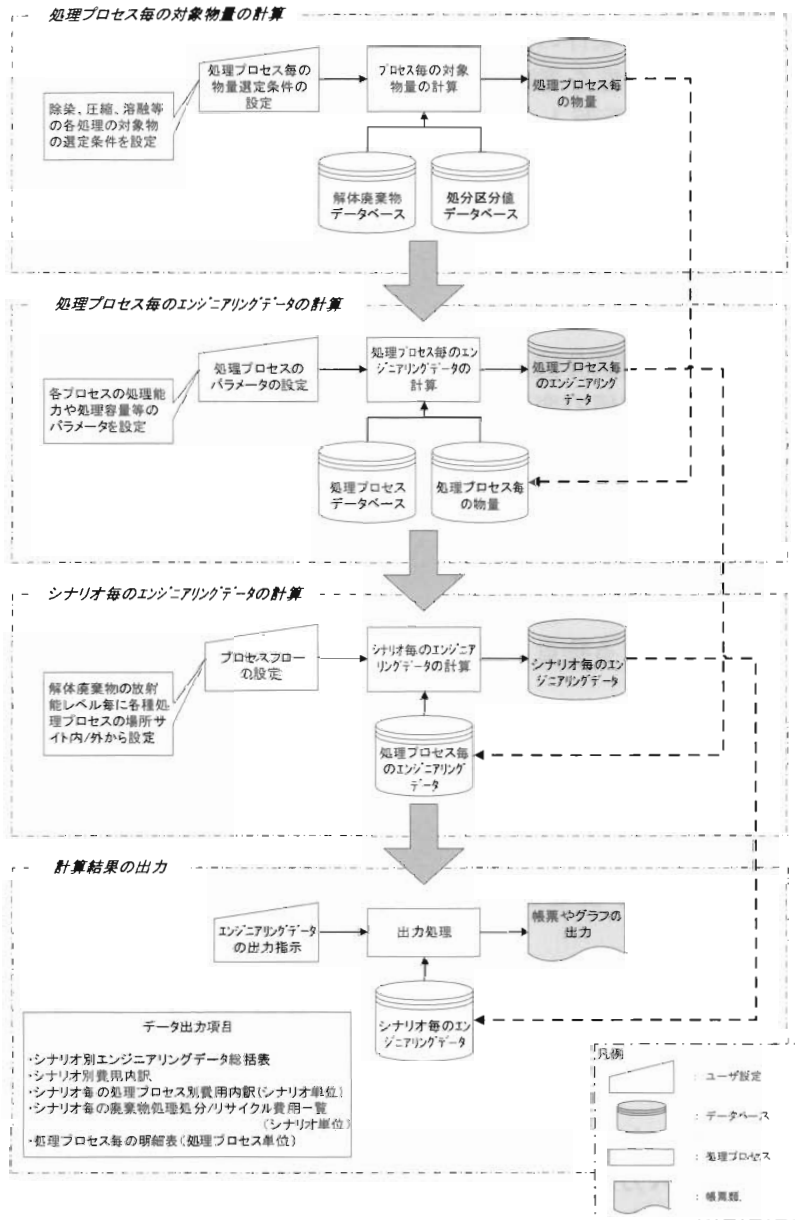


Fig.5 Each Data-bases and the Data Processing Flow Diagram

ロ) 算出した処理対象物量と各処理プロセスの処理能力や処理容量等のパラメータ（ユーザが設定可能）及び処理プロセスデータベースから処理プロセス毎のエンジニアリングデータ（処理費用や廃棄体発生量等）を算出する。

ハ) 解体廃棄物の種類毎に各種処理プロセスの組合せや前後関係を設定して作成した再利用シナリオに従って、上記ロ)で算出した処理プロセス毎のエンジニアリングデータをシナ

リオ毎に集計する。

二) 処理プロセス毎やシナリオ毎のエンジニアリングデータを編集して各シナリオを比較できるシナリオ別総括表やシナリオ毎の廃棄物処理処分/リサイクル費用一覧、処理プロセス毎の明細表（処理プロセス単位）等の各帳票、及びビジュアルに結果を比較検討できるグラフなどを出力する。

(1) GUIの画面構成

各処理プロセスの構成やシナリオ条件の設定等は、RECOSTEの取扱い操作の容易性を考慮し、GUI (Graphical User Interface) の画面上で可能である。

システムの起動時に表示する初期メニュー画面の下に、次の3種の選択画面を設けて、各画面から更に詳細な登録・設定画面に展開する。

①初期データ登録画面

処理プロセスデータベースや処理区分値データベースにデータを追加登録及び既定値の変更を行う画面

②シナリオ設定画面

イ) 処理対象物量の選定条件設定画面

本画面では、機器の特徴を表す系統、種別、材質などの属性データを各リスト一覧から選択し、処理プロセスの対象となる物量を選定する。

ロ) プロセスフロー設定画面

放射能レベル区分毎に各処理方式を設定する。

ハ) プロセスパラメータ設定画面

処理設備の処理容量等の設定・変更を行う。

③データ出力画面:

算出した処理プロセス毎やシナリオ毎に算出したエンジニアリングデータを基に帳票やグラフを出力する画面。

(2) RECOSTEコードの作成

初期データ設定 (登録) 機能、シナリオ設定機能、処理プロセス設定機能等の入力処理、プロセス毎の廃棄物量や費用、処理プロセスで付随的に発生する廃棄物量やこれらの処理費用等を算出する計算処理、及び処理費用、輸送費用、廃棄体発生量、リサイクル物量等のデータ出力処理から成るシステム機能を持つプログラムを作成した。本プログラムでは、次の計算処理を実施する。

①プロセス毎の対象物量の計算

ユーザが設定した物量選定条件と、その条件を基に対象物量選定ロジックに従ってプロセス毎の対象物量を算出する。対象物量計算プログラムは、以下から構成されている。

- ・ 除染対象物量計算プログラム
- ・ 減容対象物量計算プログラム

- ・ 溶融対象物量計算プログラム
- ・ 再利用製品対象物計算プログラム

②処理プロセス毎のエンジニアリングデータの算出

上記の対象物量計算プログラムで算出したプロセス毎の対象物量とユーザが設定する処理能力等のプロセスパラメータ及びエンジニアリングデータ算出式から作成した処理プロセス毎のエンジニアリングデータ算出プログラムは、以下から構成されている。

- ・ 輸送・保管費用算出プログラム
- ・ 容器数 (廃棄物容器) 算定算出プログラム
- ・ 構外輸送・処分費用プログラム
- ・ 前処理費用算出プログラム
- ・ 解体後除染費用算出プログラム
- ・ 除染二次廃棄物発生量算出プログラム
- ・ 圧縮プロセス費用算出プログラム
- ・ 溶融プロセス費用算出プログラム
- ・ 除染廃液処理プロセス費用算出プログラム
- ・ モルタル充填プロセス費用算出プログラム
- ・ 除染付随廃棄物固化プロセス費用算出プログラム
- ・ 確認検査プロセス費用算出プログラム
- ・ CL検認プロセス費用算出プログラム
- ・ 鋳造プロセス費用算出プログラム
- ・ 圧延プロセス費用算出プログラム
- ・ 建屋費用算出プログラム

③シナリオ毎のエンジニアリングデータの算出

シナリオ毎のエンジニアリングデータは、以下のプログラムによって算出される。

- ・ シナリオ別エンジニアリングデータ算出プログラム
- ・ シナリオ毎廃棄物処理処分/リサイクル費用算出プログラム
- ・ 処理プロセス毎エンジニアリングデータ算出プログラム

(3) 算出されるエンジニアリングデータ

算出されるエンジニアリングデータのリストを Table 4 に、設定したシナリオの帳票のフォーマットを Fig. 6 に示す。

2.4 解体廃棄物リサイクル評価コードの適用性検討

(1) 再利用/処理処分シナリオの設定

代表的原子炉施設を対象に、解体金属廃棄物の再利用のための処理プロセスを組み合わせた再利用シナリオを数種類設定した。

設定した再利用シナリオは、以下の4つのケースに大別できる。

シナリオ1：クリアランスレベル (CL) 等金属を圧延・鋳造製品 (ドラム缶等) として積極的に再利用するケース。(Fig. 2 参照)

シナリオ2：CL金属をインゴットとして再利用するケース。

シナリオ3：CL金属をスクラップとして再利用するケース。

シナリオ4：CL金属を産業廃棄物として処分するケース。(参考ケース)

各々のケースは、更に処理プロセスの組み合わせにより細分化し、9つの再利用シナリオを設定した。Fig. 7に再利用シナリオ毎の除染/圧縮/溶融のプロセスの概要図を示す

(2) 処理プロセスパラメータの設定

再利用シナリオの処理プロセスパラメータの設定に際しては、代表的原子炉施設の放射性廃棄物の処理並びに解体廃棄物リサイクルに係る設備運用条件 (処理容量、稼動時間、運転体制等)、地域

環境 (償却プラント数、輸送条件) やサイト条件 (既設設備の有無、建屋条件) 等を考慮した。再利用シナリオの代表的なパラメータ設定条件を例示する。パラメータの設定・変更は、GUIの画面上で容易に行うことができる。

例：

- ・前処理：ドラム缶サイズへの収納を想定した切断手作業処理とした。
- ・解体後除染：「強力化学除染+超音波洗浄」、DF=100とした。
- ・溶融炉の処理容量：
サイト内一次溶融=2t/直勤務 (1t/バッチ)、サイト外集中処理設備での二次溶融=10t/直勤務 (5t/バッチ) とした。
- ・圧縮処理：「直接中圧縮 (1,000t級)」、減容比=1/2とした。
- ・圧延・ドラム缶製造：SUS材はドラム缶に、炭素鋼は遮蔽体に加工とした。
- ・廃棄体確認検査：角型容器、ドラム缶等の外部から放射線量を測定する方式とした。
- ・クリアランスレベル測定：1 m³の容器単位で測定するグロスγ測定方式とした。
- ・建屋：サイト内に設営する処理設備は、既設建屋を活用とした。
- ・溶融炉、製品加工設備等の償却プラント数=3プラント償却とした。等

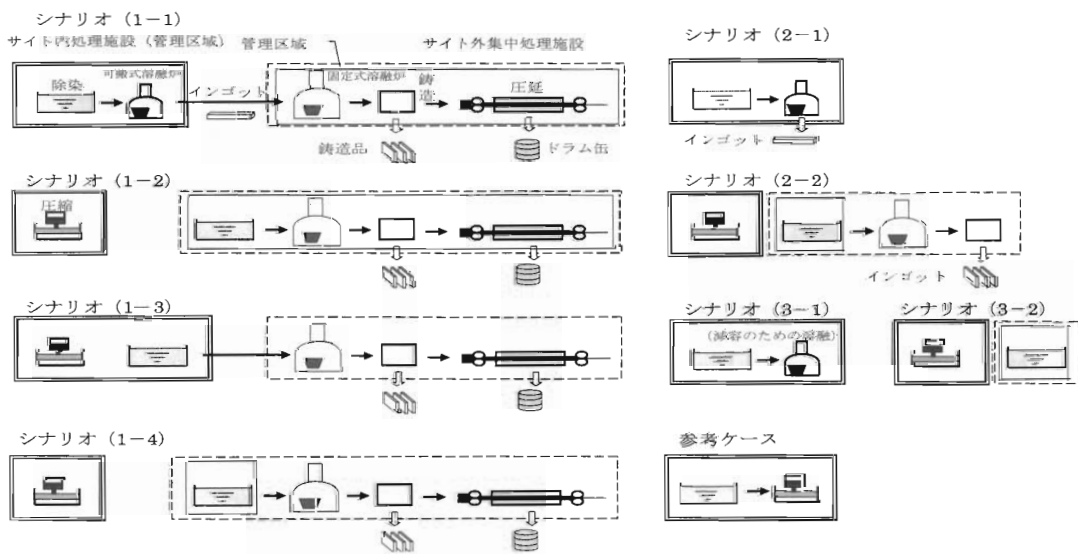


Fig.7 Waste Treatment Process Flow Diagram for Each Scenarios (Decontamination, Press and Melt)

(3) RECOSTEコードの出力例

設定した再利用シナリオ毎にエンジニアリングデータを算出し、比較評価を行った。算出結果の出力例として、シナリオ1-1の処理物量とリサイクル率及び費用分類内訳をFig. 8とFig. 9に、

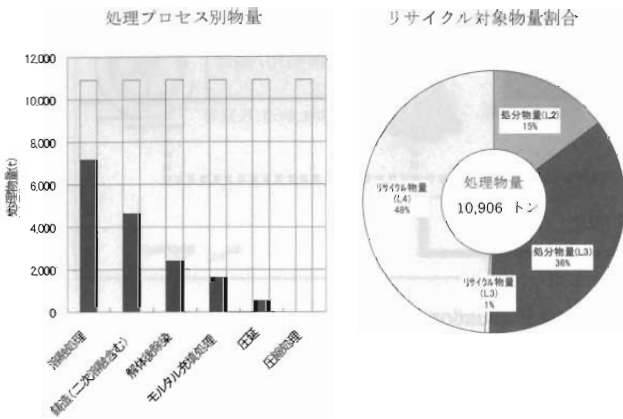


Fig.8 Metal Weight to be Treated with Each Recycling Processes and the Ratio for Recycled Metal Waste (e.g.: scenario 1-1)

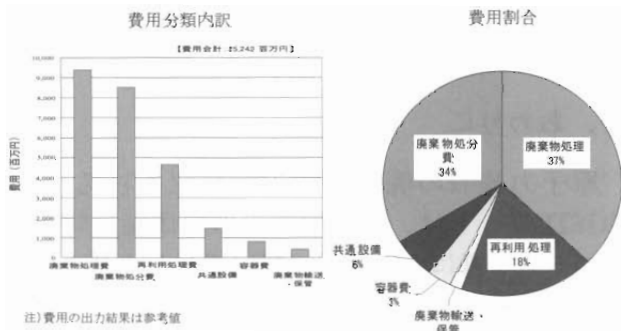


Fig.9 Cost and its Ratio Details (e.g. : scenario 1-1)

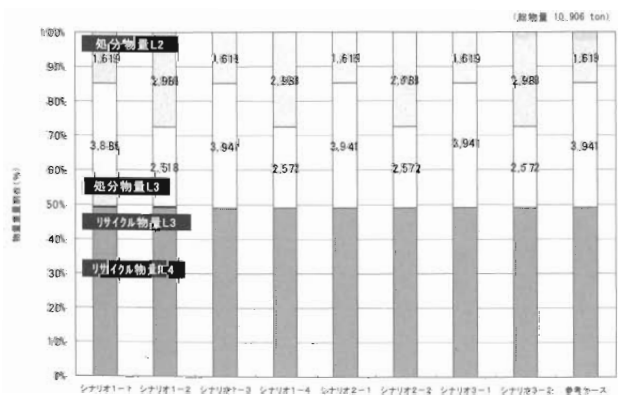


Fig.10 Comparison of the Quantities of Dismantled Metal Wastes and its Recycling Ratio for Each Scenarios

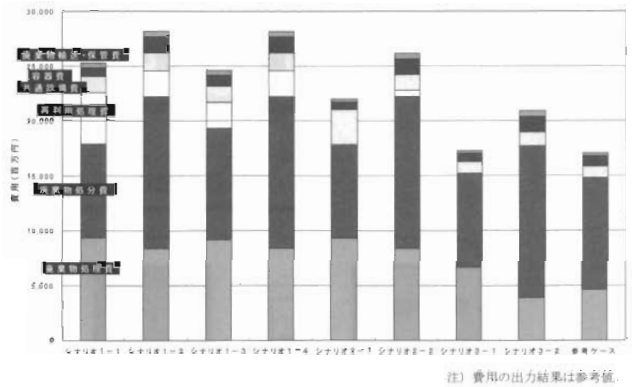


Fig.11 Comparison with Cost Details

また、シナリオ毎の廃棄物量とリサイクル物量比較及びシナリオ毎の費用分類比較をFig.10とFig.11に示す。

なお、算出した結果は、今回適用した代表的原子炉施設の物量データや施設固有の特性、設定した前提条件等によって左右されることに留意する必要がある。

(4) RECOSTEコードの特長

RECOSTEコードの特長をまとめると以下のとおり。

- ①廃止措置の全体工程のうち、解体金属廃棄物の再利用/処理処分に係る計画立案の合理化検討のツールとして活用ができる。
- ②パラメータの変動因子や環境条件の変化に対応して、その影響評価が可能である。

例：

- ・処理プロセスパラメータ (除染方法、除染係数、圧縮方法 等)
- ・コスト (輸送コスト、処分単価、設備設置費用 等)
- ・設置設備 (溶融炉等) の償却プラント数 (今回は3プラント償却で計算。)

- ③多様なプラントに適用可能である。

例：

- ・原子力発電所 (今回対象施設として計算。)
- ・核燃料サイクル施設 (施設固有の解体廃棄物データベース等の作成が必要。)

- ④操作が容易である。

例：

- ・汎用ソフトの使用 (MS-ACCESS、MS-EXCEL)

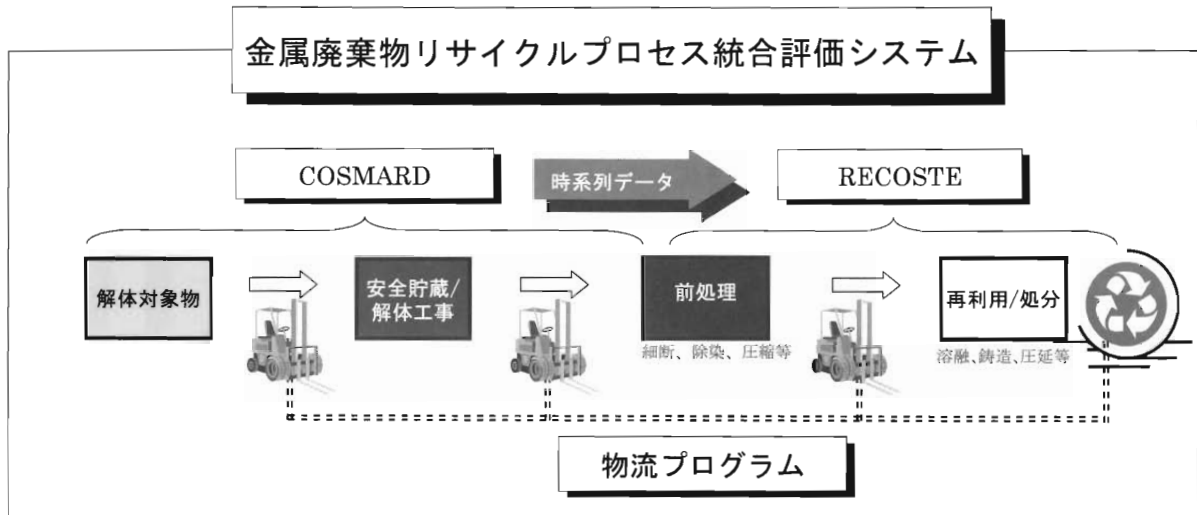


Fig.12 Outlines of Advanced Recycle Cost Evaluation Code

・GUIによるシナリオや条件の設定と変更

以上のように、RECOSTEコードによって、代表的原子炉施設の解体廃棄物データベースを基に、再利用/処理処分シナリオのコスト等のエンジニアリングデータを算出し、再利用/処理処分シナリオの特性を比較、評価することができる。本コードが原子炉施設の解体金属廃棄物の再利用/処理処分に係る計画立案の合理化検討に有効なツールとして活用できるものである。

3. 今後の計画

RECOSTEコードは、現在、日本原子力研究所(現在の「日本原子力研究開発機構」)が開発した原子炉施設の廃止措置計画策定支援プログラム(COSMARD)及び一般的な物流シミュレーションコードとの連携を図り、原子炉解体工事工程に

じた時系列的な廃棄物発生量や、解体場所や処理設備のレイアウトとそれらを繋ぐ物流移送経路、一時貯蔵スペース等の空間データを取扱える機能を付加していく計画で改良を加えている。Fig.12に「金属廃棄物リサイクルプロセス統合評価システム」の概要を示す。

4. おわりに

原子力施設の廃止措置の本格化を控え、RECOSTEコードは、原子炉施設の解体廃棄物データベースを基に、再利用/処理処分シナリオのコスト等のエンジニアリングデータを算出できることから、廃止措置時に発生する解体金属廃棄物の再利用/処理処分の特性を比較、評価し、その合理化検討に有効なツールとして活用できることを確認した。

立教大学における研究炉廃止措置実績

原澤 進*

Experience of Decommissioning of the Rikkyo University Reactor

Susumu HARASAWA*

立教大学研究用原子炉は、1955年6月、アメリカ聖公会の定例会議での国連の平和を願う活動に協力して極東における研究所に原子炉を供与しよう」という提案が採択され、同教会司祭であり、オークリッジ核科学研究所長（当時）でもあったポラード博士が極東地域を訪問してまとめた報告をアメリカ聖公会が承認し、立教大もそれを受け入れて建設されることになったものである。

ポラード博士は、立教炉臨界25周年記念事業として我々が企画した第1回アジア地域研究炉シンポジウム開催の折、原子エネルギーの潜在のおよび顕在的能力（恩寵）をアジアの方々と分かち合おうとした私たちの意図に沿ったシンポジウムの開催をうれしく思います。」とのメッセージを贈ってくれた。

立教炉が臨界後40年間運転・利用されている間、日本における大型・中型・小型研究炉の整備は立教大以外にも、日本原研・国立私立大におの研究炉が作られ、立教炉のような小型研究炉の利用は日本原研その他で実施できる見通しも出来たので、原子炉寄贈者の意図に十分応えられたものと考え、1996（平成8）年度までに、立教炉の停止と原子力研究所を廃止することを決定した。

そして同年1月に研究用原子炉の使用済み燃料の処理を引き受けることを発表していたアメリカのエネルギー省に担当者が出張し核燃料処理の見通しを探り、直ちに使用済み燃料棒輸送容器の手配を始めた。しかし、その後も、立教炉利用研究者が日本原研炉などで研究を滞ることなく継続するため、2001年12月15日まで、要望に応じて運転を行った。

ここでは、1961（昭和36）年12月8日に57本の燃料棒により臨界に達して以後40年運転し、13本の燃料棒を追加挿入をして、炉心外に使用済み燃料棒を出すことなく、2001（平成13）年12月15日まで運転をして、2002（平成14）年8月30日に文部科学省に解体届けを提出した立教炉の、廃止の準備から解体中である現在までの経過と研究所の現状を紹介する。

General Convention of the American Episcopal Church at Honolulu took up the proposal from the Diocese of Washington to donate an atomic reactor for peaceful uses to some institution in the Far East in September 6, 1955. An Atomic Energy Committee was appointed to consider the matter. The Rev William Pollard, Director of the Oak Ridge Institute of Nuclear Studies and a priest of the Church visited Rikkyo University as a member of the above committee and talked with members of the University staff.

In response to the development of the situation, the Institute for Atomic Energy Rikkyo University was established in May 20, 1957.

General Convention of the Church at Miami deliberated on the report of the Committee and adopted a

* : 立教大学原子力研究所 (Institute for atomic energy, Rikkyo University)

resolution approving the raising of funds for making a gift of an atomic reactor to Rikkyo University in October 13, 1958.

The Rikkyo University Research Reactor became critical with 57 fuel elements Dec. 8, 1961. In April 20, 1974, the Inter University Program for the Common Use of the Rikkyo University Research Reactor was realized under financial supports from the Ministry of Education as the first case for private university institution. In November 18, 1986, The First Asian Symposium On Research Reactors (ASRR-1) was held, the Institute acting as the host organization.

The end of 1996, the Rikkyo university decided the Rikkyo University Reactor stop operation considering that the reactor have contributed for progress of science using the research reactor sufficiently and also rewarded the good intention of the Episcopal Church. The reactor operated last run in Dec. 15, 2001 and stopped.

The followings are the decommission process of the reactor and present state of the institute.

1. 立教炉の施設と原子炉の概要

1.1 立教大学原子力研究所の場所と施設

立教大学原子力研究所は、三浦半島の国道134号線が走っている西海岸の、逗子市と半島先端の岬の真ん中に位置する、5万400平方メートルの敷地内に設置されている。

その敷地内に、原子炉運転施設と、原子炉運転施設に併設された放射性同位元素使用施設および核燃料使用施設、に関わる次の6つの施設が存在している (Fig. 1)。

研究棟：放射性物質を扱わない研究室、教員の居室、事務室、講義室兼会議室、図書室など

原子炉棟：原子炉施設、核燃料使用施設、および放射性同位元素使用施設。ここは廊下を除くとすべて放射線管理区域と、原子炉運転の保安区域である。

液体廃棄物処理棟：原液受槽、送液管、貯留タンク、廃液処理棟

第1放射性固体廃棄物保管施設：(核燃料で汚染された廃棄物)

第2放射性固体廃棄物保管施設：(核燃料で汚染された廃棄物)

放射性同位元素廃棄物保管施設：(放射性同位元素廃棄物)

この中の放射性同位元素使用施設は、物質の核的、化学的、あるいは物性的性質を原子炉で発生する中性子を用いて研究する際に生成される放射

性同位元素を扱うための施設であり、また核燃料使用施設は、ウラン／トリウム核の特性を原子炉で発生する中性子を用いて研究するためのもので、どちらも研究炉を用いた研究のための施設で

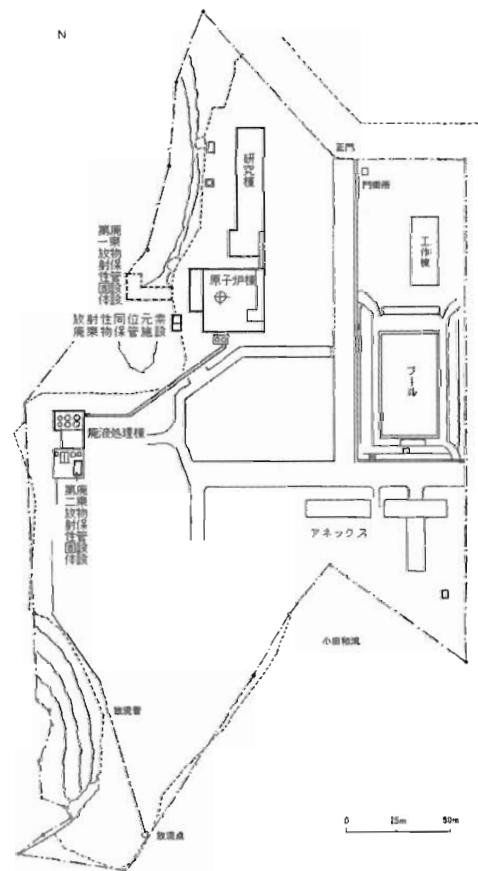


Fig.1 Arrangement of Facilities in the Institute

ある。したがって、原子炉運転施設の中に設置されており原子炉を廃止した後は利用することのない施設である。

1.2 立教炉の概要

立教炉 (RUR, Rikkyo University Reactor) は、熱出力100kw (平均炉内 熱中性子束 10^{12} n/cm².sec) のタンク型のTRIGA型Mark IIと名づけられた形式の原子炉である。

TRIGA型原子炉の他の型の原子炉に比べて顕著な特徴は、20パーセント核分裂物質であるウラン原子が、水素化ジルコニウム合金中に均質に分散されている点である。水素化ジルコニウム合金が減速材であり、減速材中にウラン原子が均質に分散されていることから固体均質型原子炉原子炉と

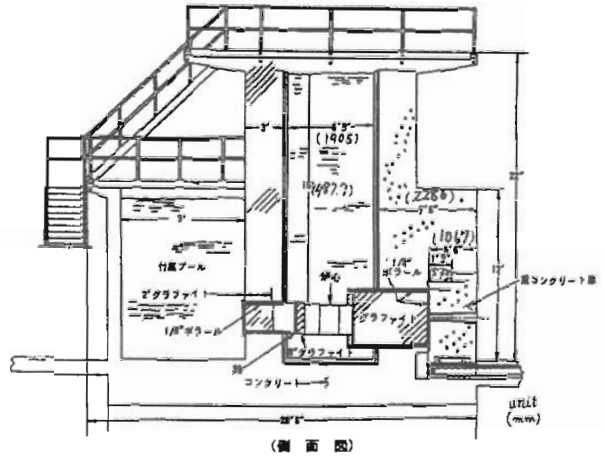


Fig.3-2 Side View of the Reactor

も呼ばれていた。したがって、燃料棒は実際は、燃料・減速棒であり、燃料棒の搬出は核燃料と減速材を共に搬出すことになる (Fig. 2、Fig. 3-1、2)。

しかし、この特徴は原子炉運転に関係するものであって燃料棒の処理を除く、原子炉解体または、廃止計画は他の原子炉施設と変わらない。

2. 立教炉停止決定から現在までの経緯

2.1 原子炉停止計画—立教炉利用共同研究プロジェクトと原子炉停止時期予測

原子炉停止計画を立てるに当たっては、立教炉を利用してきた多くの研究者に対して最後まで研究に支障を与えることが無いように、共同利用研究炉として有終の美を成すことを第一に考えた。

一方、原子炉を停止すると共に研究所も閉鎖することから、今後定年退職者の補充はしないという方針も決めたので、原子炉施設のことを熟知している建設時から原子炉運転管理・利用に携わっている専任教職員と連絡が取れる間に原子炉の廃止を終えたいという事情もあった。上のような条件を考慮して、原子炉停止時期と解体を計画した。

原子炉を停止する時期については、次の二つの条件について検討して決めた。

- (1) 燃料棒の放射能強度条件—運転停止後の燃料棒内放射能の減衰

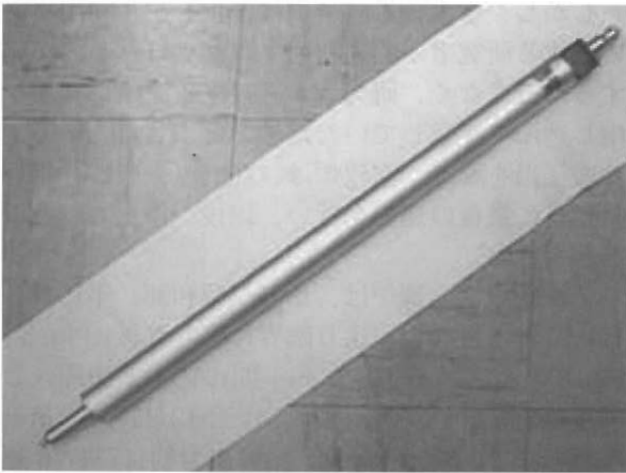
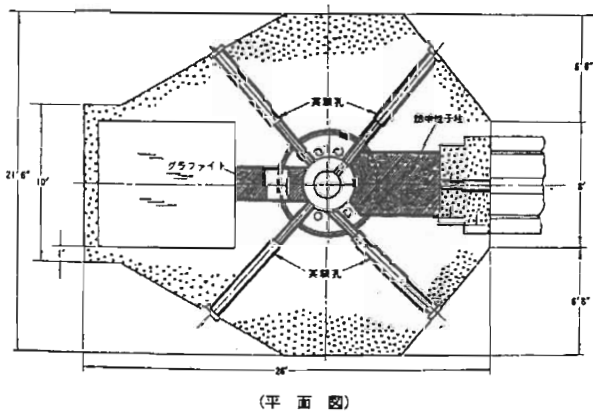


Fig.2 Fuel moderator rod



トリガ型原子炉 - 構造図

Fig.3-1 Plane View of the Reactor

Fig. 4 に、ウラン燃料を用いた原子炉の運転停止後の燃料の放射能減衰を示す。

運転停止直前までの放射線強度を基準にすると、停止後の使用済み燃料の放射能は半年後には停止時のほぼ2パーセントとなり、放射能減衰速度も、以後は余り変わらない。

このことから、原子炉の運転を停止後、6ヶ月以上経って搬出する計画を立てればよいと考えた。

(2) 社会的条件

①米国エネルギー省との折衝

1996 (平成8) 年度中に研究炉を停止することを決め、1996 (平成8) 年度末1997 (平成9) 年1月には、研究用原子炉の使用済み燃料棒のアメリカ引き取りに関するワークショップに参加し、アメリカ政府の考えを聞き、翌1998 (平成10) 年には、アメリカ・エネルギー省 (DOE) との折衝を始めることができた。したがって、常識的には2001 (平成13) 年ないし2002 (平成14) 年ごろまでには契約を結ぶことが出来ると考えた。

②輸送容器の設計・承認(海外承認も含む)・製作

時間がかかるのは、米国エネルギー省との契約より輸送容器の設計・製作であると予想されたが、既に、日本原研や京大炉実験所で、研究炉の使用済み燃料棒の輸送が行われており、日本において、輸送容器の製作や輸送の経験があるので、既に対落下試験も終え設計承認を受けている容器形式により製作することにより、2002 (平成14) 年には輸送容器を用意できると考えた。

上記の事柄を検討した結果、2001 (平成13) 年

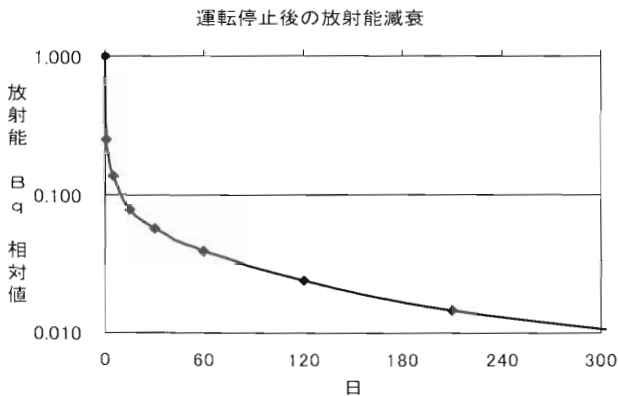


Fig.4 Degradation of Radiation after Reactor Shutdown

頃までは運転することができることが予測できたので、直ちに立教炉を停止することはせずに、立教炉を利用して研究を続けている研究者などに対して、原子炉停止という大学の方針を伝え、1997年度には運転時間を1/2とし、その後は、状況を見て運転時間を少なくして行くが、原子炉を直ちに停止せずに、運転時間の短縮をして、継続することにした。

2.2 立教炉運転停止と運転実績

実際には、立教大学は1996 (平成8) 年度に立教炉の停止計画を決めて関係者に伝えたが、1997 (平成9) 年度は運転時間を1/2にし研究炉共同利用プロジェクトを継続し、2000 (平成12) 年3月に終了した。このとき、研究炉共同利用の終了を記念して共同利用25周年記念講演会を開いた。

しかし、その後も原子炉は停止せず、利用を必要とする研究者が共同利用プログラムとして実施するのではなく、研究者が直接立教原研に利用を申し込んで実験していただくことにした。そのような経過を経て、立教炉は、2001 (平成13) 年12月15日に最後の運転を行い、以後、停止されることとなった。

その結果、立教炉は、1961 (昭和36) 年12月8日に57本の燃料棒により臨界に達した後、Fig. 5、Fig. 6 に示されるように40年間に12本追加挿入して運転を続け、2001 (平成13) 年12月15日の最後の運転まで、33,570時間、積算出力約117MWd 運転された。

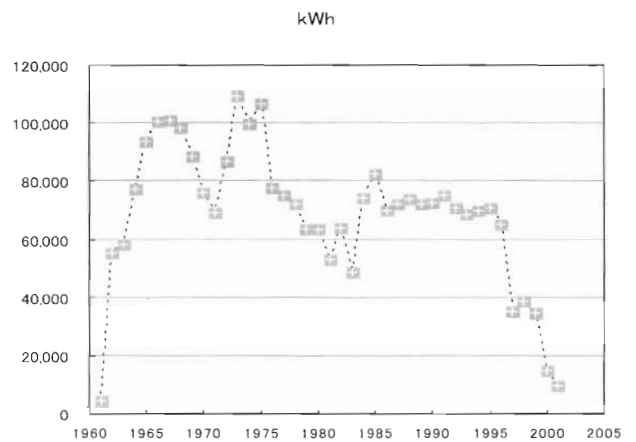


Fig.5 Annual Reactor Power Output (kWh)

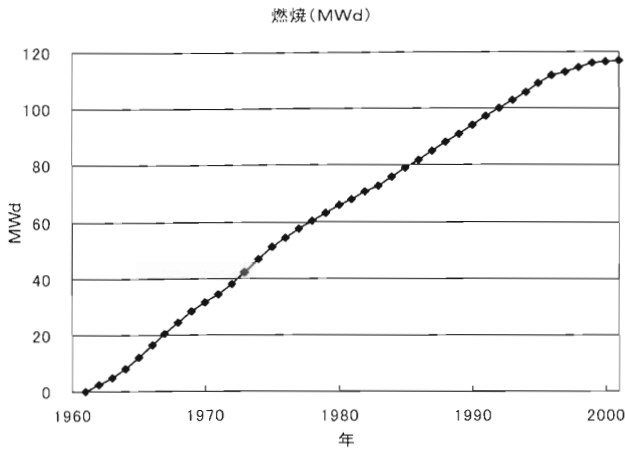


Fig.6 Accumulated Power Output (MWd)

2.3 解体届提出

原子炉を停止し、半年以上経過し、燃料棒を搬出できる時期になったので、3つの段階を経て解体する計画を基とした解体届けを、2002(平成14)年8月30日に文科学省に提出した (Table 1)。

2.4 経緯のまとめと現状

立教大学が研究炉の停止を決定してから現在(2006(平成18)3月)までの経過はTable 2のようである。

現在は、解体届の分類では、第2段階にあり、炉タンクの水を抜き、放射性物質を原子炉棟において、安全管理をしており、施設の最終撤去の準備をしている。

Table 1 the Reactor Decommissioning Stages

第1段階	原子炉永久停止措置から核燃料棒搬出まで
	(i) この段階の前半に「永久停止措置」を行なう。 1) 中性子源の抜き取り 2) 制御棒駆動装置の撤去 3) 原子炉タンクの蓋の鎖錠 (ii) 使用済み燃料棒の搬出
第2段階	施設解体の準備期間
	1) 燃料棒が排出された後、炉タンクから水を抜く
	2) 非放射性物質の搬出 3) 放射性物質の安全管理
第3段階	全施設の撤去、廃棄物搬出
	全施設を解体し、廃止届の提出を終える

Table 2 List of Events after Reactor Shutdown has been decided

年 月 日	作 業
1996(平成8)年度中	立教大学は研究炉の停止を決定
1997(平成9)年度	運転時間を1/2にし、研究炉共同利用プロジェクトを継続
1998(平成10)年度	運転時間を少なくし、研究炉共同利用プロジェクトを継続
1999(平成11)年度	
2000(平成12)年3月	立教炉利用共同研究プログラム終了、共同利用25周年記念講演会を開催
2001(平成13)年12月15日	立教炉利用共同研究終了後も、原子炉の利用を続け、この日に最後の運転を行う
2002(平成14)年8月30日	文科省に解体届提出
2003(平成15)年8月27日	核燃料搬出、
2004(平成16)年8月18日	原子力災害対策防止法についての除外施設となる

3. 燃料棒の搬出

3.1 燃料の搬出作業における作業の安全性の検討

(1) 作業の内容

落下事故により燃料被覆が破損する事故について燃料棒の炉心から輸送容器へ移す作業は、作業者の被ばくを少なくするためトランスファ遮へい体を用いて3つの作業により行うこととした (Fig. 7)。

- ① 炉心からトランスファ遮へい体への移動
- ② トランスファ遮へい体の移動
- ③ トランスファ遮へい体から輸送容器への移動

上記の作業の内容の内、①と③の作業については落下事故、②の作業については作業者の被ばくと落下事故について検討した。

(2) 燃料棒が落下し被覆が破損したときの安全性の検討

- ① 被覆が破損して、燃料棒中の希ガスとハロゲン

原子が水中に100%漏れた場合の検討

トランスファ遮へい体の落下では燃料棒被覆に破損はないと考え、燃料棒被覆を傷つけたり破損させたりする事故の発生は、燃料棒を原子炉タンク内において炉心からトランスファ遮へい体へ移動する際トランスファ遮へい体から輸送容器に移す時のみ起こりうるとした。

この作業は水中または水面上の作業であり、もし落下事故があっても燃料棒は水中へ落下するので、水の浮力と粘性による抵抗で落下の衝撃は緩和され、破損されることはないと考えられる。しかし万が一の場合を想定して、落下事故により燃料棒被覆が破損した場合の希ガス、ハロゲン核種の挙動について検討した。

原子炉停止後1年の値の燃料要素内に残留しておる希ガスおよび、ハロゲンガスの原子数はTable 3に示されるようであると推定された。Tableにおける最後の欄はKr, Xe, I₂の水中の溶解度を水1 m³当たりの原子数で表してある。

また、同表は、落下事故により燃料棒内の希ガ

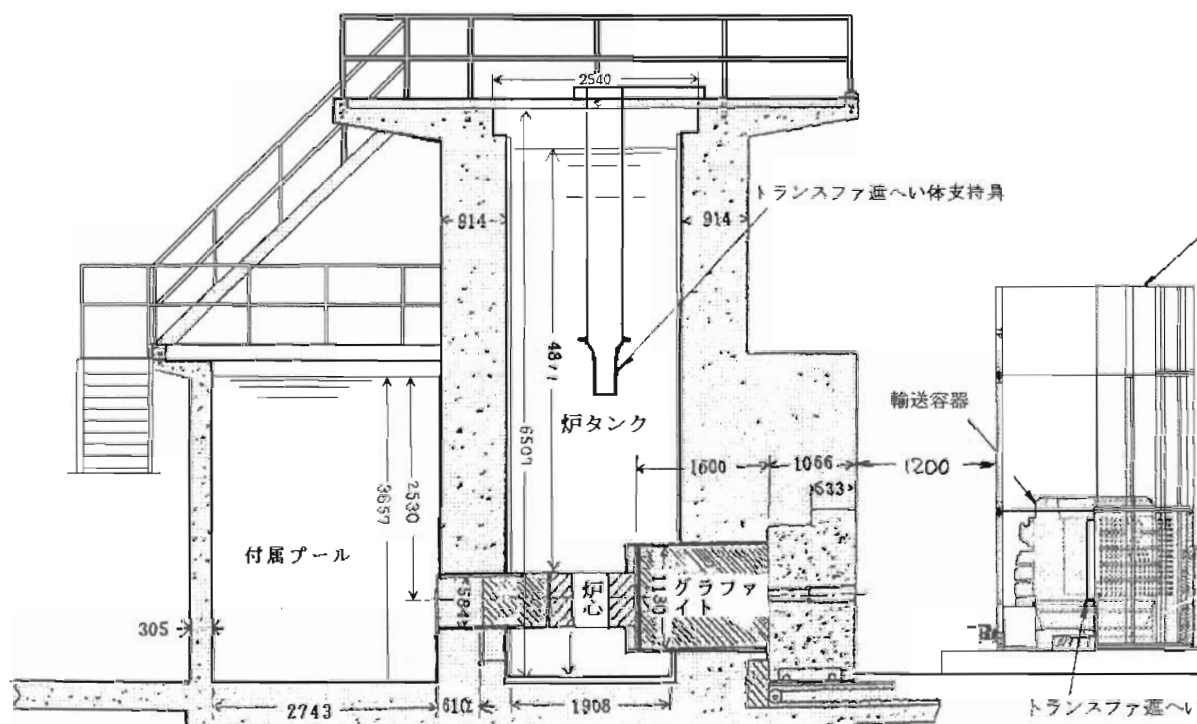


Fig.7 Positions of the Reactor and the Temporary Pool. Transportation Cask is situated at the bottom of the Pool

Table 3 Number of Halogen and Rare Gas atoms in a Fuel Rod, and the Amount to be soluble in Water

核種	収率	半減期	λ	N(1年)	N(1年) /70	水中溶解度 個/1m ³
	%		1/sec	個	個/本	
⁸⁵ Kr	0.29	10.73y	2.05E-09	8.16E+20	1.17E+19	1.3E+24
^{131m} Xe	0.04	11.9d	6.74E-07	7.10E+10	1.01E+09	2.4E+24
¹³³ Xe	6.77	5.29d	1.52E-06	3.54E+01	5.05E-01	
¹²⁹ I	0.66	1.57x10 ⁷ y	1.40E-15	1.98E+21	2.83E+19	7.9E+23
¹³¹ I	2.84	8.06 d	1.66E-06	7.82E+21	1.12E+20	

ス・ハロゲン核種100%が漏出しても水1トンの溶解量の1パーセント以下であり、全て水中に留まり水面から漏れ出ないことを示している。

②計算に用いたデータおよび計算は以下のようである。

a) 燃料棒内に蓄積されている核分裂生成物

立教炉は1961年12月8日の臨界以後40年間の利用を行い2001年12月15日に最後の運転を行った。その間の運転実績は以下のようである。

累積出力 2,807,529kWh=116.98MWd

運転時間 33,569時間

したがって、²³⁵U消費量は117gである。この量は約0.5molであるから核分裂した²³⁵U原子核数は約 3×10^{23} 個である。

この数の²³⁵Uが立教炉の最後の運転終了時に全量核分裂したのとして計算した。

b) 運転停止1年後の燃料棒内の希ガス、ハロゲン核種の量

「被ばく計算に用いる放射線エネルギー等について」(平成元年3月27日原子力安全委員会了承)の数値を用いて、1年後(2002年12月15日)の燃料棒内の希ガスとハロゲン核種の量と放射線量を計算した。

残留する希ガスとハロゲン核種は5核種のみである。ただし、計算において平均個数が1以下の核種は全て壊変し尽したとしている。

c) 水中の溶解度

希ガス・ハロゲン核種の溶解度は、参考文献1)の値を用いた。研究者ごとの数値が僅かに異なるが、その差は測定誤差の範囲であるので代表的な値を用いた。溶解度は温度依存性があるが、希ガスでは30℃、ハロゲンでは25℃の値を用い、水1m³に溶解する原子数に換算して用いた。

(3) 燃料棒を輸送キャスクに移す時の作業者の被爆量について

燃料棒の放射線強度と遮へい効果を求めるために、2002年6月26日、燃料棒を炉タンク水表面に近づけて線量を測定した。この測定により、燃料棒の放射線強度と水の減衰定数を同時に求めた。

測定日は原子炉停止後約半年経過していた。燃料棒搬出は測定日より更に半年経ると予想されるので、燃料棒の放射線強度は測定値より小さくなるのが期待されるが、その減衰は考えないで作業者の被ばくを推定した。測定図をFig. 8に示す。

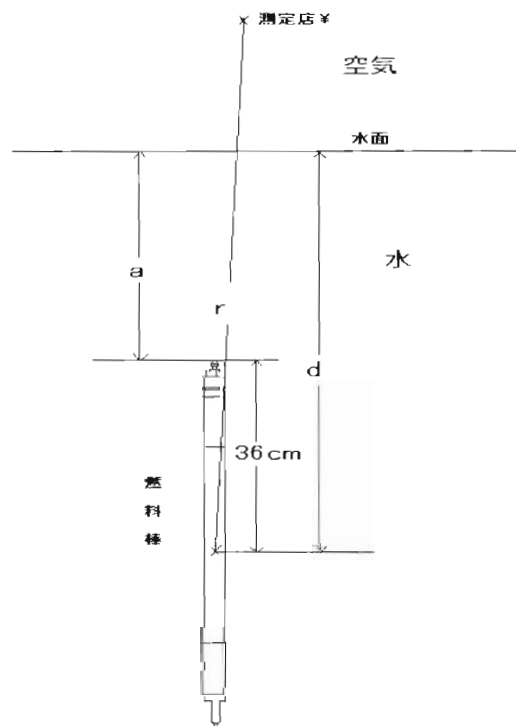


Fig.8 Arrangement of Measuring Radiation from a spent Fuel Rod

測定結果はTable 4 及びFig. 9に示すようであった。

この結果を、燃料棒を点線源と見なして、下記の実験式を仮定して定数を求めたところ、下記の定数を用いれば実験値によく一致することが分かった。

$$A(\mu\text{Sv/hr}) = \frac{1.78 \times 10^8}{r^2} e^{-0.063 \cdot d}$$

燃料棒を点線源と見なすと、 1.78×10^8 が線源強度の値と見なせることが分かったので、この値を用いて、作業場の放射線量率を推定した。また、遮へい体の効果は、トランスファ遮へい体の減衰定数を、密度 8 g/cm^3 のステンレスで厚さが10cmであるとして、上式から密度比で遮へい体の減衰定数を求めて、トランスファ遮へい体を用いた時の作業者の被ばく線量率を推定する式を求めた。

Table 4 Radiation Dose from a Spent Fuel Rod ($\mu\text{Sv/hr}$)

(cm)	測定値($\mu\text{Sv/h}$)	
	水面	水面1m上
50	100	20
80	9	2
120	0.5	0.1

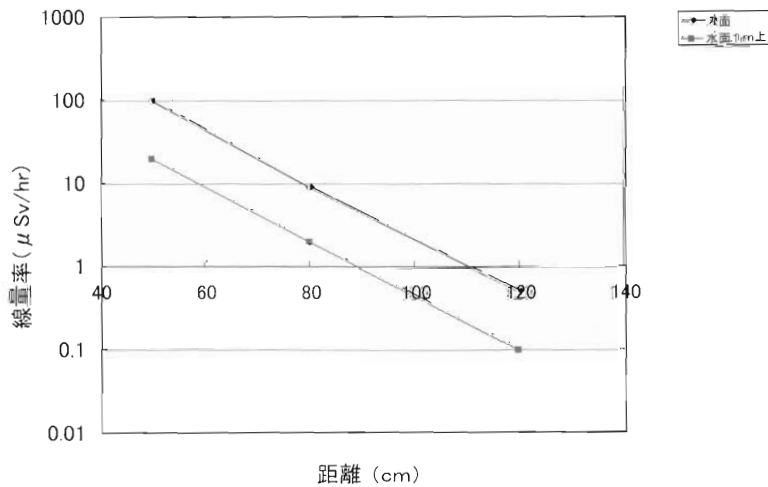


Fig.9 Radiation Dose from a Spent Fuel Rod

$$A(\mu\text{Sv/hr}) = \frac{4 \times 1.78 \times 10^4}{r^2} e^{-0.50 \cdot 10} = \frac{480}{r^2}$$

上式で4倍したのは、トランスファ遮へい体は、一度に4本の燃料棒を装荷して移動するからである。上式においては、 r の単位はmとしている。

この結果を用いると

5 m離れて作業すると $19 \mu\text{Sv/h}$ 、

10m離れていれば $5 \mu\text{Sv/h}$

の場所で作業できる、と推定された。

この推定値は、実際の作業場におけるの放射線量率の測定値とよく合っていることが作業当日確かめられた。

3.2 輸送キャスクの未臨界性の測定・監視

燃料棒を炉心から輸送キャスクに移す際に、未臨界性確認の測定した。

(1) 用いた数式

簡単な次の動特性方程式を用いて推定する。

$$\frac{dn}{dt} = \frac{k-1}{l} n + S$$

ここで、 n は中性子束密度、 t は時間、 k は増倍率で燃料棒の関数、 l は中性子束寿命、 S は中性子源の

強さとする。

定常状態では次のようになる。

$$n = \frac{lS}{1-k}$$

となる。

燃料棒がない時は $k=0$ であるから、そのとき
 の中性子密度は $n(0)=lS$ と表され、増倍率は次
 の式で求める事ができる。

$$k = 1 - \frac{n(0)}{n(k)}$$

燃料棒を挿入して、中性子数を測定すれば、増
 倍率 k を知ることが出来る。

(2) 測定

トランスファー遮へい体により、4本ずつ燃料
 棒を装荷する毎に中性子束数を測定した
 (Fig.10)。

測定結果はFig.11及びFig.12のようである。

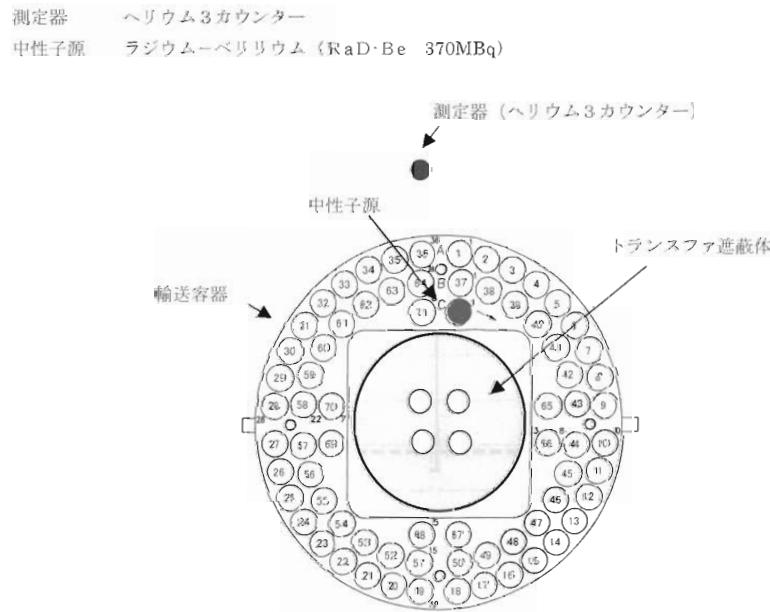


Fig.10 Arrangement of Multiplication Factor Measurement

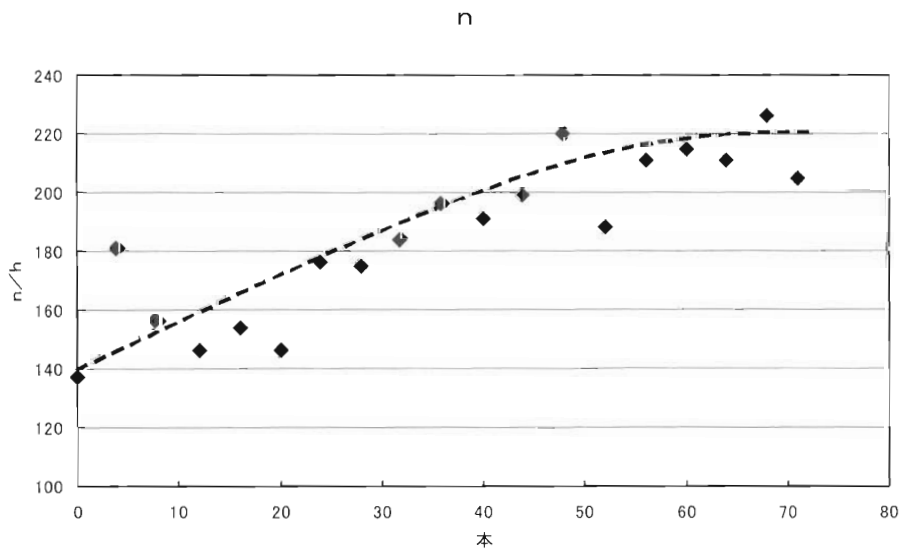


Fig.11 Neutron intensities vs. Number of Fuel Rods in the Transportation Cask

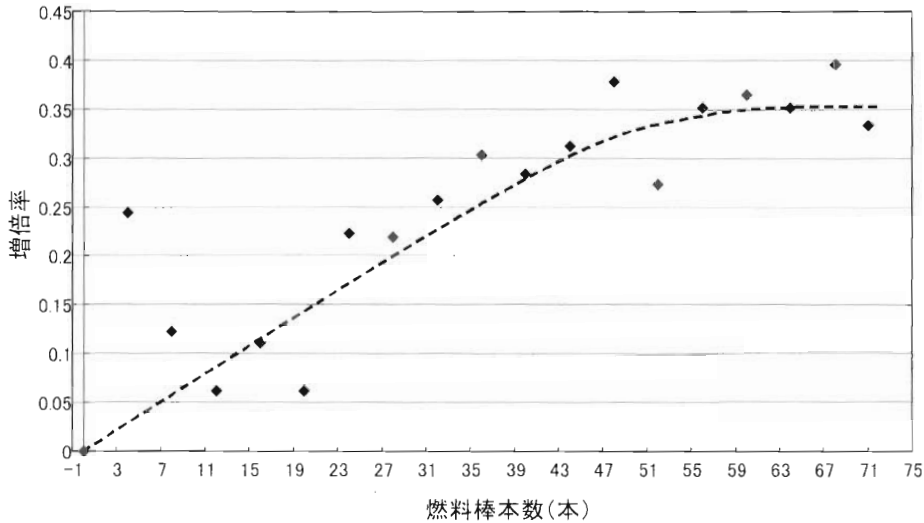


Fig.12 Multiplication factors vs. Number of Fuel Rods in the Transportation Cask

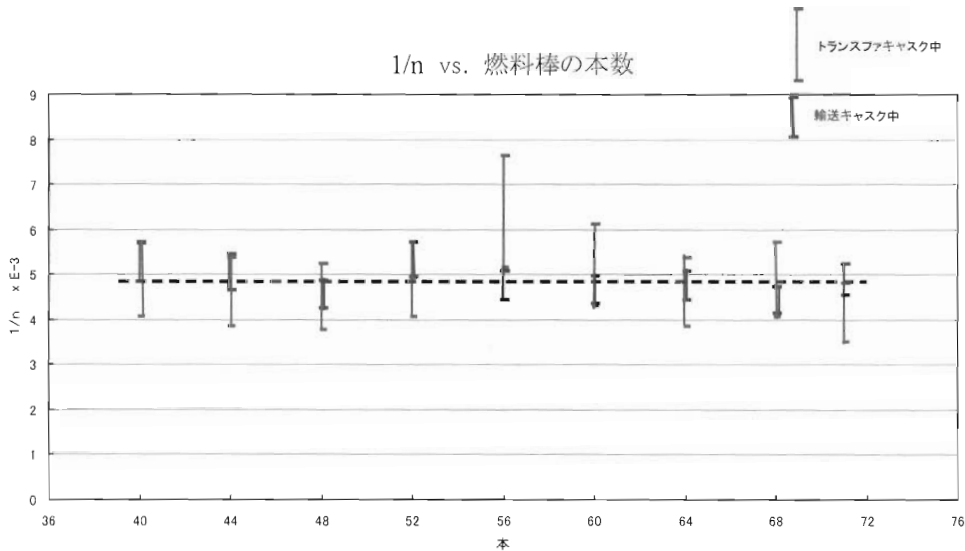


Fig.13 Comparison of Multiplication Factor Difference when the Transfer Cask is placed the Center of the Transportation Cask and a Fuel Rod is in the Transfer Cask and Final Position in the Transportation Cask

①中性子計数の変化

②増倍率の変化

これらの図から、増倍率を求める事により、次のようなことが分かった。

- 1) 本輸送キャスクは燃料棒50本以上から増倍率の増加はない。
- 2) 中央に水が入り、71本の燃料棒が入った状態で増倍率は0.35程度である。

この値は輸送容器の設計・製作段階における計算値と一致している。

③装荷の途中での臨界性

燃料棒はトランスファ遮へい体に4本ずつ入れ、先ず輸送容器の中心に置かれ、そこで一本ずつ輸送容器に移される。その時燃料棒がトランスファ遮へい体に入っている時と、輸送容器に移された時では輸送容器連鎖反応増倍率が異なることが予想されるので、両方の状態における中性子数も計数した。計数時間は燃料棒がトランスファ遮へい体に入っている時を10分間、輸送容器に移された後を50分間計数した。この測定は輸送容器に40本以上の燃料棒が入れられた状態について計数した。中性子数の逆数はFig.13のようであった。

点線で示されているのが、燃料棒がトランスファ遮へい体に入っている時の計数值、青色は燃料棒が輸送容器に移された状態の計数值を示す。

燃料棒がトランスファ遮へい体にある時の方が、中性子計数率が大きい値を示す傾向があるが、その差は計数誤差の範囲内であって、今回の測定では明らかにどちらの方が大きいとは言えない。

4. 現状報告

現在は制御棒駆動装置は撤去され炉室の隅の棚に保管されている。その棚には、燃料棒搬出時に使用した手袋その他の廃棄物がステンレスの入れ物に入れられて置かれている (Fig.14)。

炉頂は制御棒駆動装置が撤去され、タンクのふたは鎖錠されている (Fig.15)。

タンクの水は抜かれて、燃料棒の構造物がそこで使用されていた時と同じ状態で保管されている

(Fig.16)。

Fig.17はタンク内原子炉構造物の拡大したものである。燃料棒挿入箇所の一部に、模擬燃料棒(アルミ被覆グラファイト棒)が挿入されているのが見える。

Fig.18はサーマルコラムから見た、現在の立教炉である。



Fig.14 Removed Control Rod Drive Mechanisms and Radiation Waste

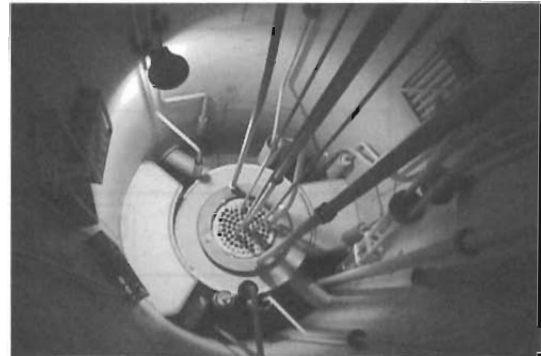


Fig.16 Remaining Reactor Structures in the Reactor Tank

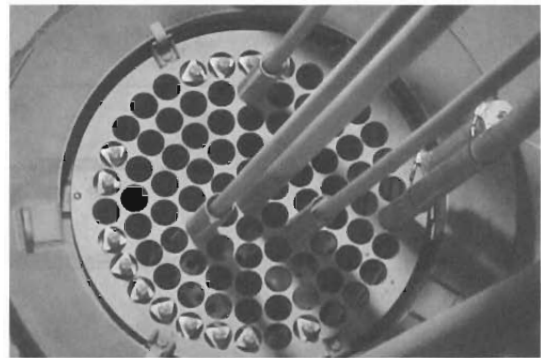


Fig.17 Remaining Reactor Structures in the Reactor Tank (the Close View)

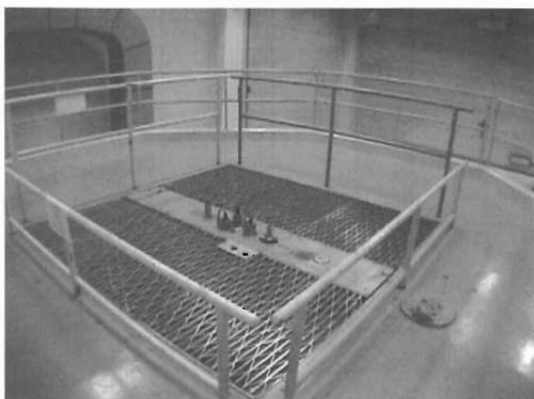


Fig.15 Reactor Top Platform after Control Rod Drive Mechanisms were removed



Fig.18 Remaining Rikkyo University Reactor

5. 原子炉構造物からの放射性廃棄物の推定量

立教炉を廃止措置することにより、どのような程度の放射能強度の放射能がどれ程発生するかを計算により推定することが、平成12年に行われた。^{2),3)} 運転停止の時期が実際とは2年ほど異なるが、この間の運転による放射性廃棄物の量は

僅かであるので、今後もこの時に求めた推定結果を用いる。運転停止後20年経過して廃止する場合に発生する廃棄物体積の推定量をFig.19-1、2に図示する。また、Fig.20に原子炉停止時からの放射性廃棄物重量の変化を示す。

Fig.19に示す、レベルⅡ、レベルⅢなどは、Table 5に示す基準によっている。

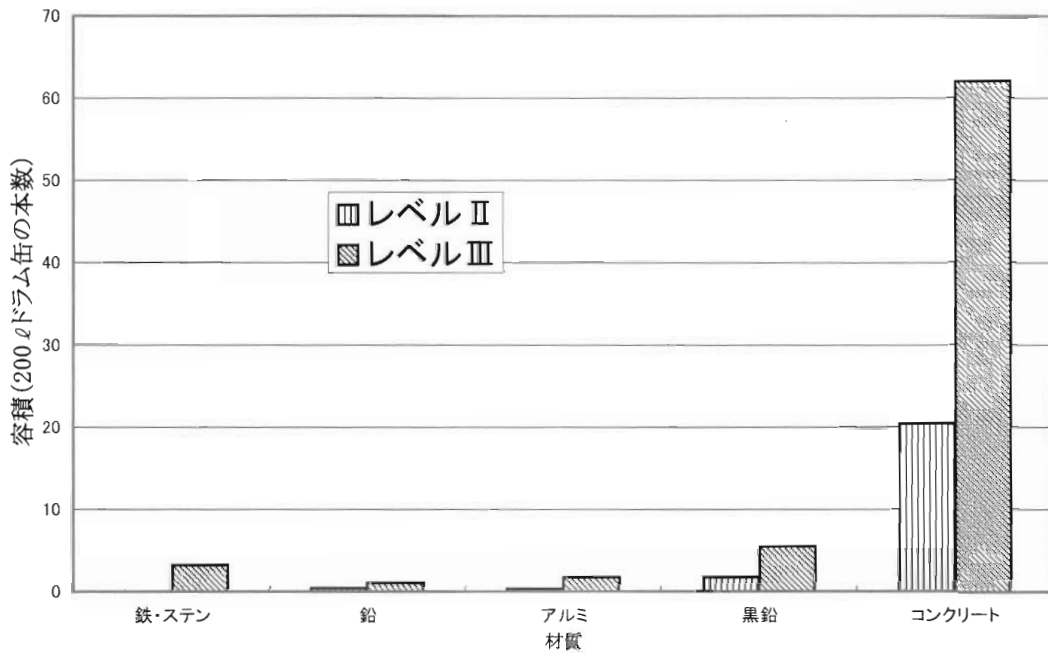


Fig.19-1 Estimated Radioactive Waste to be removed (Max Scale 70 x 200 l)

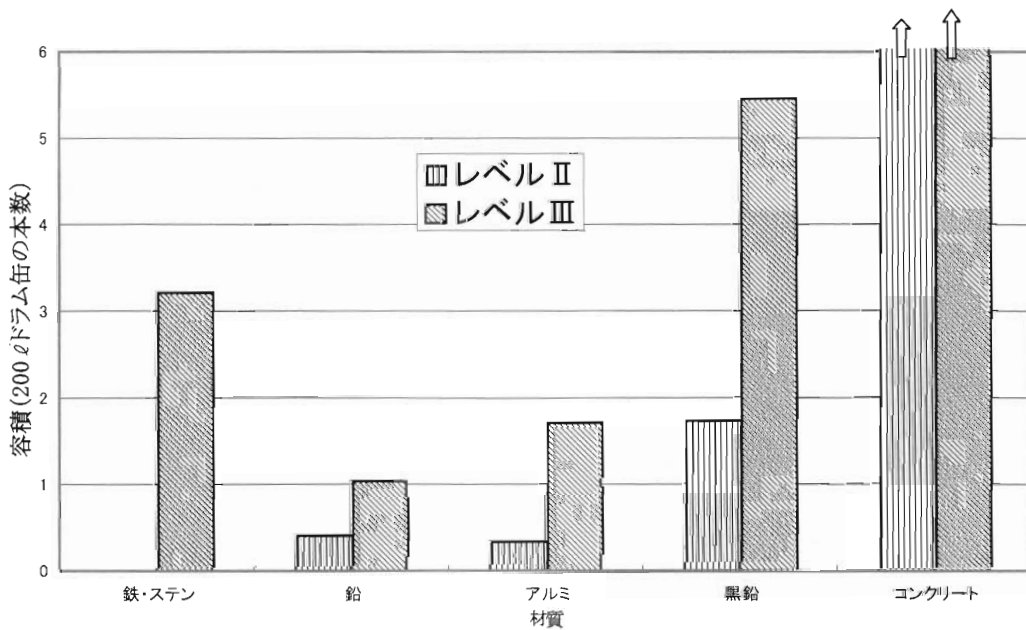


Fig.19-2 Estimated Radioactive Waste to be removed (Max Scale 6x 200 l)

Table 5 Classifications of the Radio-active Waste

レベル区分	説明	区分値
レベルⅠ	比較的レベルの高いもの	・Ⅰの区分は施行令第13条の9第2項に定める濃度 ・ⅠとⅡの区分値はコンクリート埋葬施設の埋葬許可条件と同等の最大放射能濃度
レベルⅡ	比較的レベルの低いもの	
レベルⅢ	レベルの極めて低いもの	
放射性物質としてあつかう必要の無いもの		・ⅡとⅢの区分値は施行令第13条の9第2項に定める固体状の物で容器に固形化できないもの」に対する濃度上限値の1/10濃度

施行令：「核原料物質、核燃料物質および原子炉の規制に関する法律施行令」

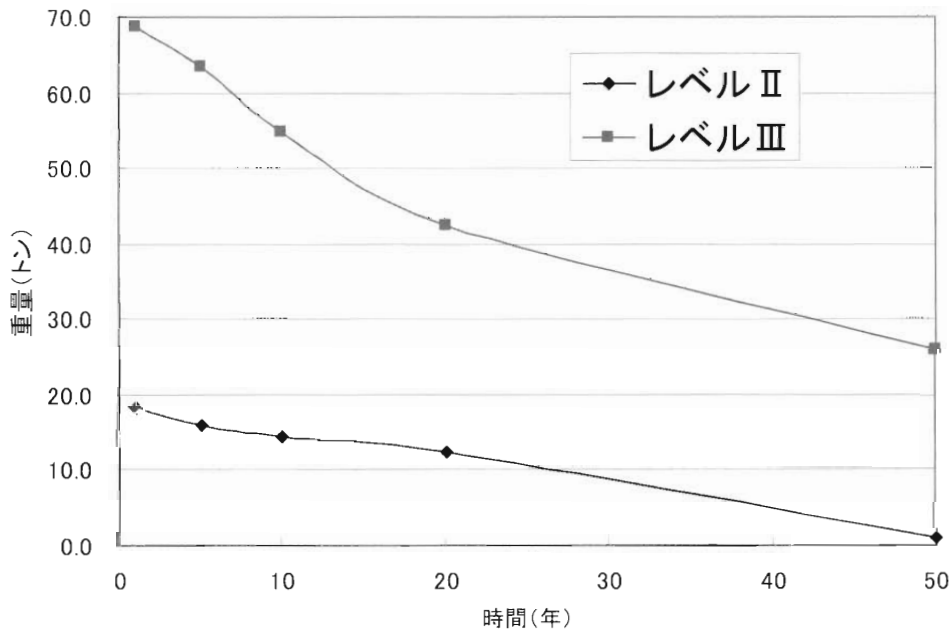


Fig.20 Decrease of the Radio-active Material

6. あとがき

現在、立教大学原子力研究所は研究活動を終え、核分裂反応による莫大なエネルギー発生源となる核燃料棒もアメリカに搬出でき、現在は放射性物質の安全管理をするのみの施設になっている。

今後は、ほぼ半世紀前に「世界平和のために」との思いで、この原子炉を寄付してくれた人たちに感謝しながら、将来に不安の残らないような原子炉廃止措置を行いたいものと考えている。

参考文献

- 1) "Solubilities of inorganic and organic compounds", Vol. 1, Pergamon Press 1963.
- 2) “試験研究炉廃棄物発生量の調査報告書”, RI・研究所等廃棄物事業推進準備会大学民間研究連絡会, 平成12年3月.
- 3) “試験研究用原子炉解体基礎調査報告書”, 原子力施設デコミッションング研究, 平成12年11月.

鹿島建設における放射性廃棄物処分関連技術の開発 (その2)

古市光昭***、戸井田克*、白鷺 卓*、田中真弓*、渥美博行*、須山泰宏*、
横関康祐*、田中俊行*、森川誠司**、高村 尚**、羽根幸司**、澤田祥平***

Achievement of Research and Development of Kajima on Radioactive Waste Disposal Part2

Mitsuaki FURUICHI***, Masaru TOIDA*, Suguru SHIRASAGI*, Mayumi TANAKA*,
Hiroyuki ATSUMI*, Yasuhiro SUYAMA*, Kosuke YOKOZEKI*, Toshiyuki TANAKA*,
Seiji MORIKAWA**, Hisashi TAKAMURA**, Koji HANE**, Shohei SAWADA***

原子力エネルギーの利用に伴い発生する放射性廃棄物は、その危険性が十分に小さくなるまで人間の生活圏から隔離されなければならない。長期間にわたり安全性を確保することができる方法として、サイト選定によって安定な地点を選定し、適切な地質環境の地層に人工的なバリア材とともに放射性廃棄物を埋設するという方法が選択され、日本を含む世界各国において、その実現に向けた努力が続けられている。

鹿島建設においても、わが国の放射性廃棄物処分事業の推進に貢献すべく、土木建築関連の技術をベースに、放射性廃棄物処分に係る技術開発を行ってきた。本報では、前報¹⁾に引き続き、当社がこれまでに開発した様々な要素技術について、その内容を紹介する。

The radioactive wastes that generated by using nuclear energy have to be isolated from human environment until their risk is sufficiently reduced. The concept that the radioactive wastes are placed in the stable geological environment with multi-barrier system is considered as the most effective and reasonable way. Enormous efforts have been being made in order to realise the waste disposal all over the world, including Japan.

Kajima Corporation has been developing the various techniques based on the civil engineering techniques, which can contribute to advance the waste disposal. This paper reports the recent development of our techniques, following the previous publication¹⁾.

1. はじめに

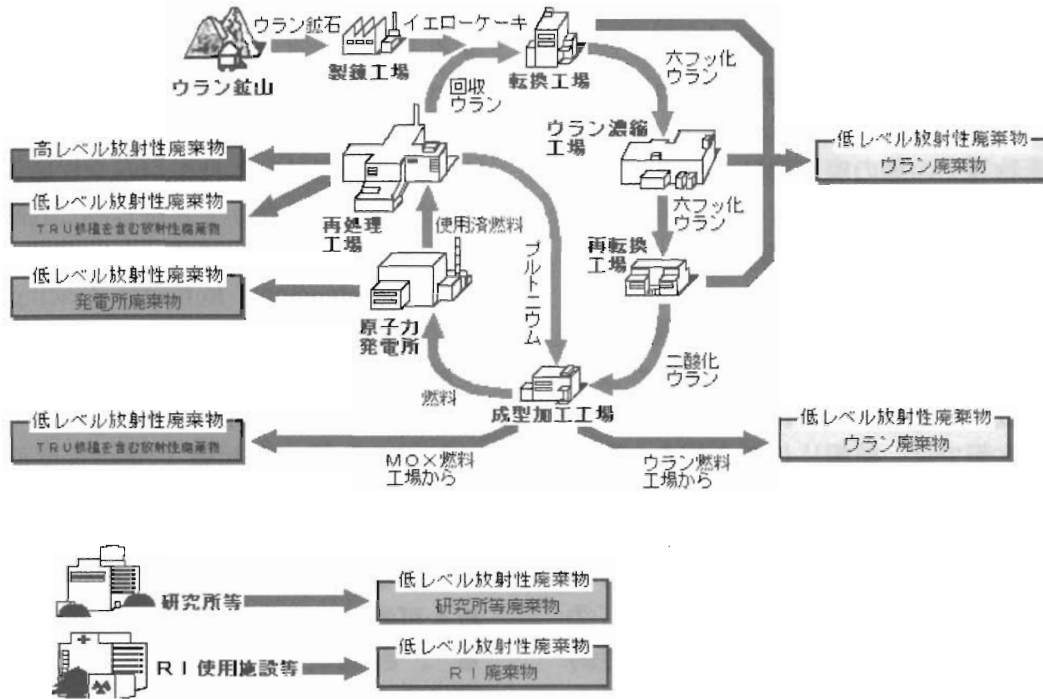
原子力の利用に伴って発生する放射性廃棄物に

は、様々な種類のものがある。これらの廃棄物は、その放射能濃度や発生源に応じてFig. 1のよう
に分類され、それぞれの特徴に応じて処分する

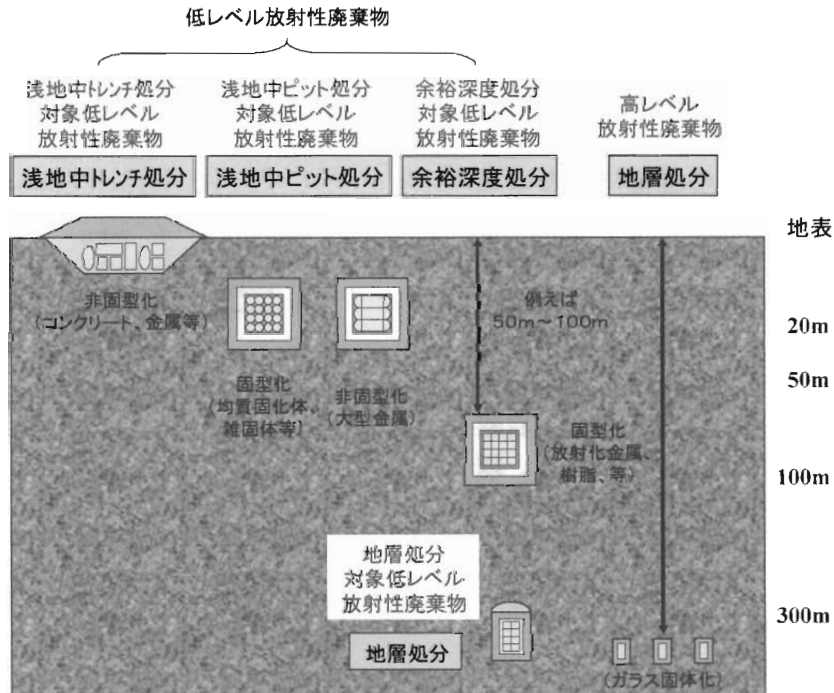
* : 鹿島建設(株)技術研究所 (Kajima Technical Research Institute)

** : 鹿島建設(株)土木設計本部 (Kajima Corporation, Engineering Development Department)

*** : 鹿島建設(株)原子力部 (Kajima Corporation, Nuclear Power Department)



(出典：原子力委員会編 平成10年版原子力白書)
Fig.1 Type and Source of Radioactive Waste



(出典：原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会 低レベル放射性廃棄物埋設分科会 (第1回) 配布資料を一部修正)
Fig.2 Disposal Concept of Each Radioactive Waste

ことが考えられている (Fig. 2)。使用する材料や要求される性能は異なるものの、いずれの処分概念においても、地質環境の中に人工的な材料と

もに放射性廃棄物を置き、天然バリアと人工バリアからなる多重バリアシステムによって、その安全性を確保することとしている。既に、原子力発

電所の運転等により発生する低レベル放射性廃棄物の一部については、青森県六ヶ所村にある日本原燃(株)殿の低レベル放射性廃棄物埋設センターにおいて、その埋設処分が始まっており、高レベル放射性廃棄物等その他の廃棄物についても、原子力発電環境整備機構殿をはじめとする国内の関係各機関において、その処分の実現に向けた努力が続けられている。

鹿島建設においても、わが国の放射性廃棄物処分事業の推進に貢献すべく、土木建築関連の技術をベースに、放射性廃棄物処分に係る技術開発を行ってきた。本報では、前報¹⁾に引き続き、当社がこれまでに開発した様々な要素技術について、その内容を紹介する。ここで、放射性廃棄物事業の枠組みを、高レベル放射性廃棄物処分における検討²⁾で見られるように、「①地質環境評価」、「②処分技術」、「③性能評価」の3分野に、「④制度的管理/社会対応」を加えた形として捉え、当社の技術をその項目ごとに整理し、紹介する。

2. 地質環境評価関連

放射性廃棄物の地層処分における安全確保の基本的な考え方は、まず安定な地質環境を持つ建設地を選定し、そこに適切な多重バリアシステムを構築することである。建設地の選定に当たっては、地質環境を十分に理解することが重要であり、正確で詳細な情報を取得できる調査技術が必要となる。この地質環境の理解に対する主要な課題として、地層・岩体の区分や断層・亀裂の存在などによる空間的な不均一性を起源とする不確実性への対処と性能評価に直接つながる地盤・岩盤中を通過する地下水の挙動把握があげられる。以下に、開発・実用化を図っている関連する調査・評価技術を紹介する。

2.1 水理地質構造調査技術

2.1.1 地質構造可視化技術

(1) 背景

最近の山岳トンネル工事を取りまく施工環境には、都市化・大断面化などの急激な変化が見られ、複雑かつ脆弱な地山におけるトンネル物件も多くなっている。その一方で、急速性と安全性及び合理性がますます求められていることから、切羽前

方地山をより迅速かつ正確に予測し、施工に反映することが非常に重要となっている。地層処分施設(立坑・水平坑道など)建設時にも当然、予期し得ない地質構造変化に遭遇することも十分考えられ、その際には本技術が安全性確保、および対策立案に大きく寄与できるものと判断される。

当社では1999年に米国企業と共同でTRT(Three-dimensional Reflector Tracing survey system)を開発し、日本ですでに50件以上の適用実績を積んでいる³⁾⁴⁾⁵⁾⁶⁾⁷⁾。本技術は探査のために特別な発破や振動を発生させる必要がなく、通常はハンマーを使った起振で100m程度前方の地質を評価でき、掘削用の発破振動も計測に利用できるので、掘削作業への支障を最低限にとどめることができる。また、P波だけでなくS波を利用した解析も可能なため、精度よく地質構造を可視化できる⁸⁾。さらに、評価結果は3次元であり、探査範囲は任意に設定できるため、トンネル周辺のあらゆる範囲における地質評価も可能である。

(2) 技術の概要

TRTの基本的概念は、Fig. 3に示すとおりである。地山の弾性波速度が既知であれば、ある発振点とそれぞれの受振点の間には、記録した反射波

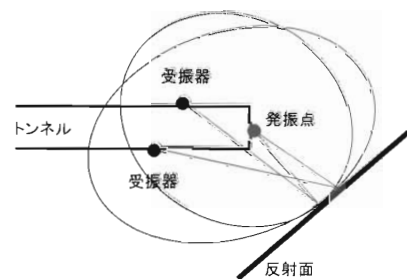


Fig.3 Concept of TRT

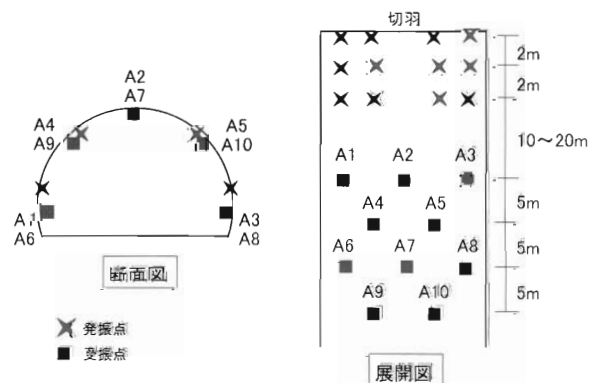


Fig.4 Sources and Receivers Array of TRT

の伝播時間から図中に示すような楕円体（等走時間面）を描くことができる。本システムでは、Fig. 4に示すように10点の受振器を3次的に配置しているので、探査対象空間内には、それぞれの発受振点の組合せにより、無数の楕円体が3次的に描かれることになる。これら楕円体の最も良く接する部分を反射面として3次元画像化できる。具体的な探査結果例をFig. 5に示す。

(3) 今後の展開

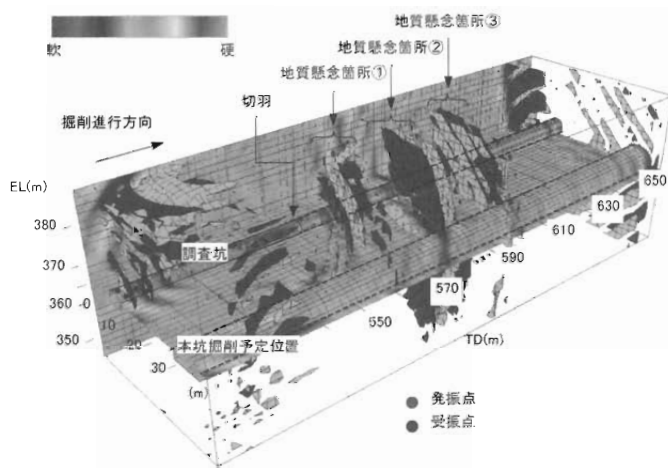
当社では本技術とあわせて同米国企業と孔間弾性波トモグラフィ及びシングルホールトモグラフィを開発・適用している⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾。本技術と効果的に組み合わせることで、地質構造のみならず、地

盤の間隙率や透水係数を推定することができるシステムの構築も目指しており、地層処分のサイト選定や施設建設中の地下構造評価には不可欠な技術と判断される。

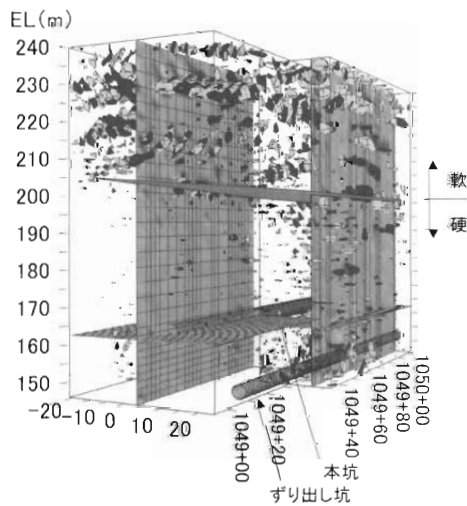
2.1.2 三次元流向・流速計測システム

(1) 背景

放射性廃棄物処分の安全性は、処分場を構成する天然バリア及び人工バリアによって確保されることから、これらバリアの性能を検証することは処分事業において重要な技術課題といえる。天然バリア中の地下水流動は極低流速の $10^{-10} \sim 10^{-8} \text{ m/sec}$ と予想されており、従来計測技術ではそのような低流速を計測することは不可能であった。



トンネル切羽前方の探査



トンネル上方の探査

Fig.5 Examples of Survey Results

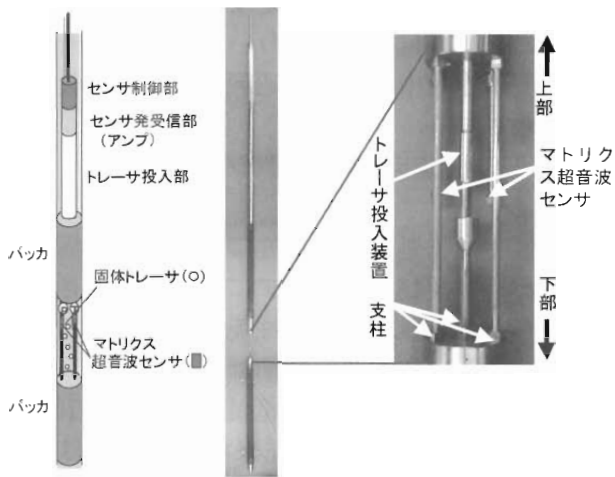


Fig.6 Outline of device

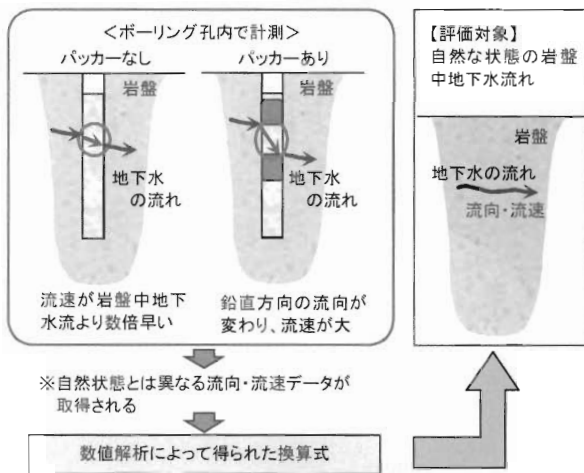


Fig.7 Overview of Flow Velocity Measurement System

鹿島、(株)東芝、岡山大学、東海大学は共同で経済産業省の革新的実用原子力技術開発費補助事業の一環として「高レベル放射性廃棄物処分場の性能検証用計測システムの開発」で、天然バリア中の地下水の極低流速状況を把握するため、孔内流向・流速計測装置 (Fig. 6) と岩盤中地下水流向・流速評価システムの開発を行っている⁽²⁾⁽¹³⁾ (Fig. 7)。

(2) 技術の概要

本流向・流速計測システムでは、対象とする地下水密度に合致した固体トレーサをボーリング孔内の計測区間中に浮遊させ、そのマイクロオーダーの挙動をマトリクス超音波センサで追尾することにより、液体トレーサでは計測不可能であった拡散領域もカバーできる $10^{-10} \sim 10^{-5} \text{ m/sec}$ の幅広い流速が計測可能である⁽¹⁴⁾。また、数値解析を援用することにより、孔内で得られた流向・流速値から、岩盤中のマクロな流向・流速評価が可能である⁽¹⁵⁾ (Fig. 8)。

堆積岩地域で行った原位置試験では、一週間程度の長期に亘って固体トレーサを浮遊させることができ、マトリクス超音波センサでその固体トレーサの挙動を捉え、流向・流速を計測することができた。

(3) 今後の展開

今後は、原位置試験で抽出したプロトタイプ機器の課題を考慮した改良を行い、多様な現地状況

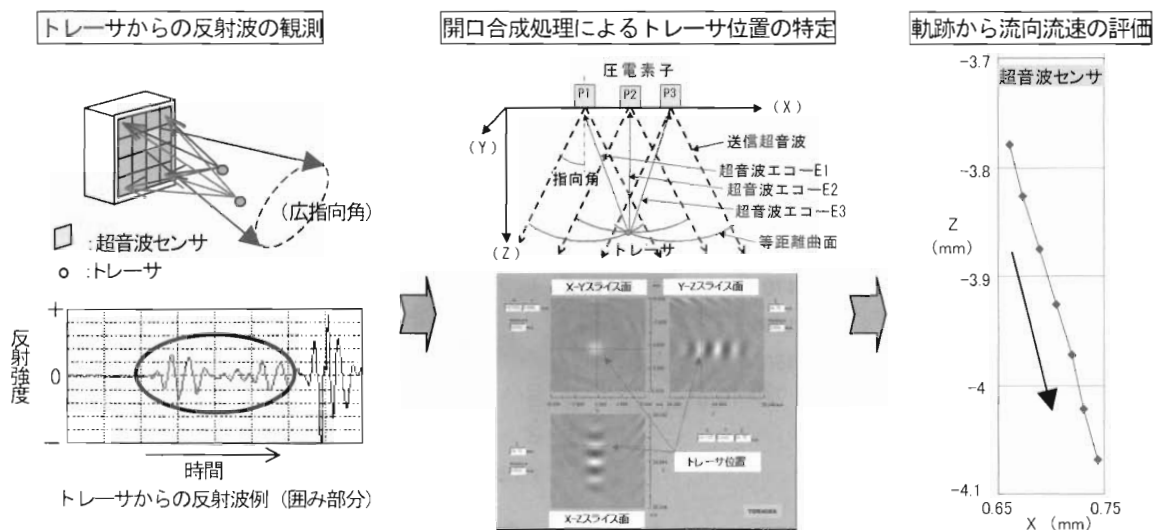


Fig.8 Image of Measurement Procedure

に対応可能な計測システムの構築を目指していく予定である。

2.1.3 簡易採水／間隙水圧計測

(1) 背景

近年、土木・環境分野において、地下空洞やトンネル、土壤汚染に関するプロジェクトなどで緻密な地下水管理が必要とされるケースが増えている。放射性廃棄物の処分施設周辺の岩盤における地下水モニタリングは、処分場のサイトの選定及び施工による周辺環境への影響把握、安全評価に際して最重要検討項目のひとつであり、地下水の挙動を把握することは極めて重要である。

当社は、ボーリング孔を利用した採水モニタリングに実績のあるアメリカ・ベスト社 (BESST Inc.) のバーキャド (Barcad) システムについて、同社と共同で改良を重ね、1本の測定孔で、複数地点の採水・水圧測定を行える地下水モニタリングシステムを開発した^{16) 17)}。

(2) 技術の概要

本システムは、二重管構造とした観測パイプに、窒素ガスを圧送することにより地下水を採取し、観測パイプ内の水位を水圧計により計測する (Fig. 9)。以下に本システムの主な特徴を列挙する。

・採水は電気ポンプ不要で高揚程を実現し、水圧

計測は対象岩盤の透水性や目的に応じた多様な計測が可能である。

- ・観測地点をベントナイトやパッカーなどの遮水材で仕切ることにより、ひとつの観測孔で複数の地点の採水・水圧測定が可能であり、観測区間数は、孔径にもよるがφ100mm孔で4～5区間が可能である (Fig.10)。
- ・観測区間がシンプルな構造となっているため、傾斜孔への挿入・計測が容易である。したがって、地表構造物の下部や地下空洞周辺など多様な現場条件に応じた地下水モニタリングが可能である。現在、鉛直から45度の傾斜孔まで適用可能であり、さらに水平孔への適用に向けて改良を重ねていく予定である (Fig.11)。

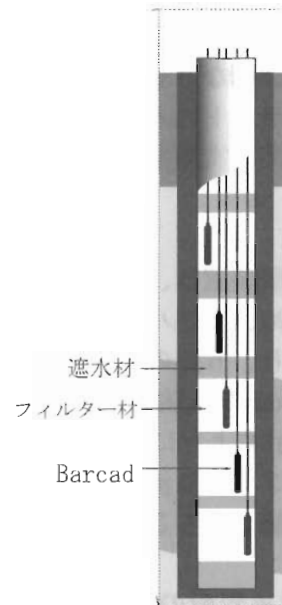


Fig.10 Multi-level Groundwater Monitoring by Barcad System

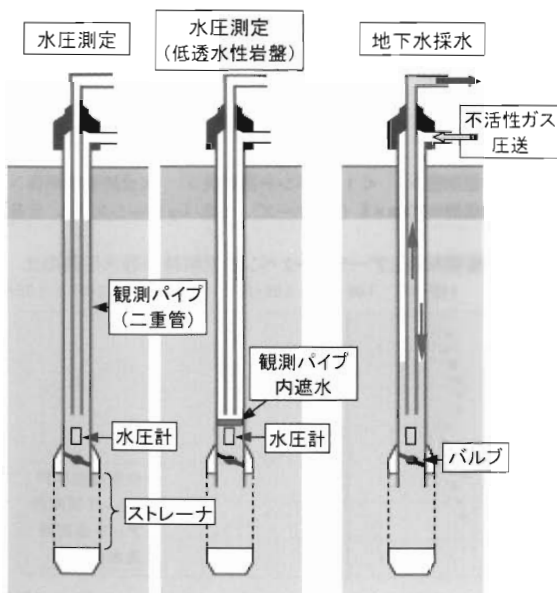


Fig.9 Groundwater Sampling & Pressure Measurement by Barcad System

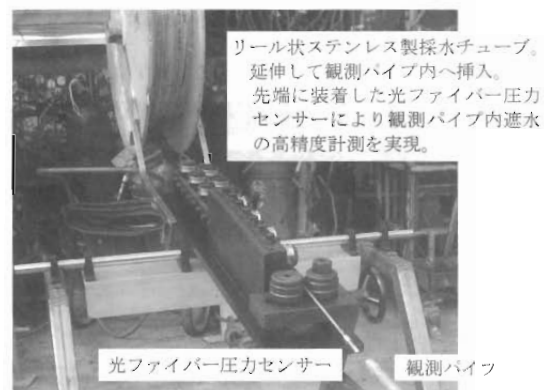


Fig.11 Angular Installation of Barcad System

(3) 今後の展開

本システムは、構造がシンプルで使いやすい上、どのような地盤・地層にも対応でき、数メートル～800メートル級の大深度まで対応できる汎用性の高いシステムである。今後、当社では、汎用性が高く、簡易な操作で高精度に測定が行える本システムを、放射性廃棄物処分場プロジェクト、地下水汚染・土壌汚染分野やトンネル、さらに、LPG地下岩盤タンクなど、地下水管理を必要とするあらゆる工事への適用を積極的に考えていく方針である。

2.1.4 地下空洞近傍岩盤の短区間透水試験

(1) 背景

放射性廃棄物の地層処分において、掘削した立坑や坑道周辺の岩盤中には、掘削損傷領域が発生し、卓越した水みちとなる可能性がある。そのため、坑道周辺の詳細な透水特性の把握は、安全評価上あるいはグラウト注入やプラグ構築等による適切な修復を立案・実施するうえで極めて重要なものになる。

(2) 技術の概要

短区間透水試験装置は、坑道近傍の透水性の変化を把握するため、多連パッカー・微小区間透水試験装置からなり、6連の孔内パッカーシステムにより、長さ20cmの試験区間を一度に6区間形成し、Fig.12に示すように、各区間に2系統ずつ接続されるラインにより流量制御・圧力計測を行い透水試験が実施できることを特長とする装置である。

透水試験は対象岩盤の透水性に応じ、パルス法、スラグ法、定流量法、定圧等の多様な試験が実施可能で、さらに、単一孔での試験のほか、別孔に同じ多連パッカーシステムを設置して観測区

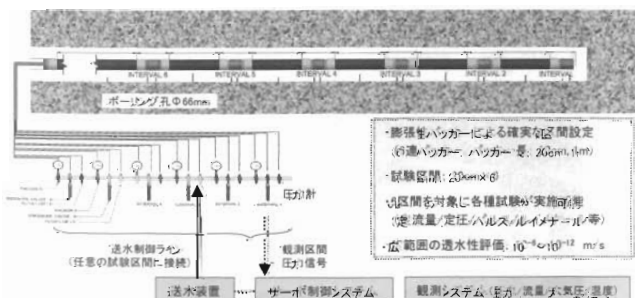


Fig.12 Outline of Mini Multi-packer System for EDZ

間とすることで孔間透水試験としての実施も可能である。

また、坑道周辺岩盤間隙水圧分布の詳細モニタリングにも使用可能である¹⁸⁾。

(3) 短区間透水試験の現場適用結果

日本原燃(株)殿の余裕深度処分試験空洞のアーチ部掘削時に底盤から鉛直下向きに削孔したボーリング孔を試験孔として、1,2ベンチ掘削時および全断面掘削時の底盤直下数mまでの範囲に、短区間透水試験を適用し、空洞周辺掘削損傷領域(EDZ)の透水性を評価した。全断面掘削時の底盤直下部分については、アーチ部掘削時に当該箇所の試験を実施しこれを初期値として比較することで、空洞掘削に伴う、きわめて近傍の周辺岩盤における透水性変化の評価を試みた (Fig.13)¹⁹⁾。

(4) 今後の展開

当社では、これまでにEDZ評価を目的とした連続波地中レーダーや弾性波トモグラフィ技術の開発を実施しており、短区間透水試験とこれら物理探査手法を組み合わせた掘削損傷領域の力学的・水理学的特性の評価法の確立を図っている。さらに、限られた数量の調査・試験結果から処分施設全体の多様な条件下の坑道周辺挙動を適切に評価

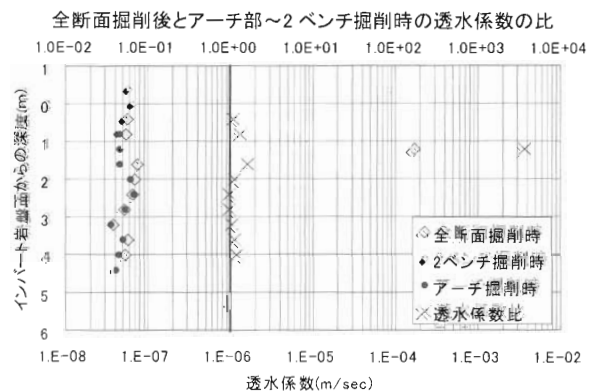
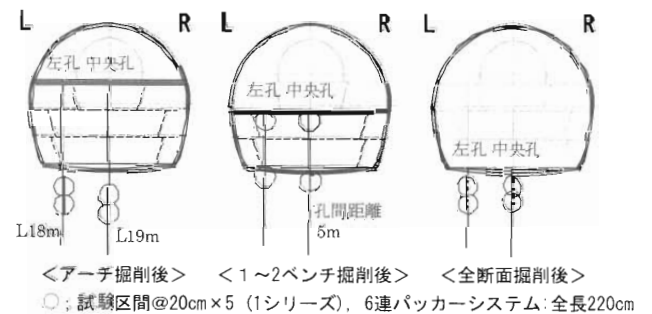


Fig.13 Examples of Test Results

し施設設計が可能となるよう、数値解析的なモデル化について検討を進めている。

2.2 地質環境の不確実性を考慮した意思決定支援

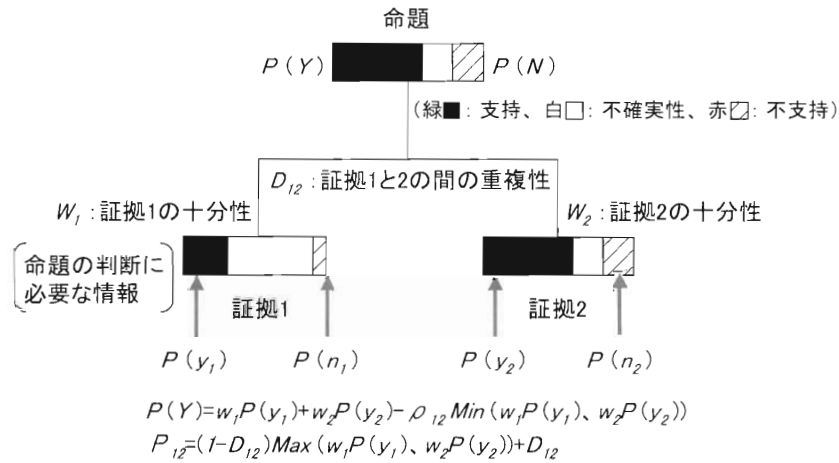
(1) 背景

我が国の高レベル放射性廃棄物地層処分の最終処分場（サイト）の選定は、法律に基づき、3段階の選定過程にて行われる計画である。このサイト選定において、対象となる地域住民も含め日本国民から選定過程の信頼性を得るためには、「透明性」と「追跡性」の確保が鍵となっている。また、地層処分事業の安全性を示すためには、10万年、100万年先の予測を行う必要があるため、その予測に伴う「不確実性」の取り扱いがもう一つの重要な鍵となっている。そこで、上記の課題に対

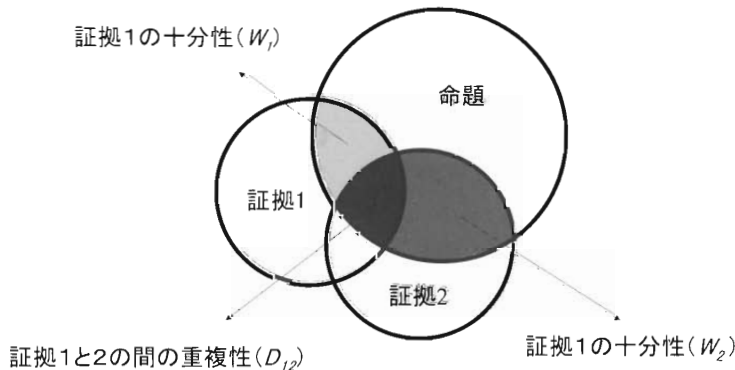
応するため、「地質環境の不確実性を考慮した意思決定支援手法Evidential Support Logic（以下ESL）」の開発を進めている。

(2) 技術の概要

ESLは、資源（石油・石炭）探査分野や経営工学分野などで適用実績があり、特長としては、①階層構造により命題に対する判断プロセスを提示でき、②区間確率を用いることによって、判断時に生じる不確実性（支持（Fig.14上の塗りつぶし部分）≠ 1 - 否定（Fig.14上の斜線部分）、不確実性（Fig.14上の白抜き部分）が存在）を定量的に評価できることである。その結果、不確実性を考慮した形で命題の現状を理解することができ、さらに理解を深めるために次段階において何をすべきかの意思決定を支援できる手法である。



ESLの演算規則



ESLにおける各パラメータの意味

Fig 14 Theory of ESL

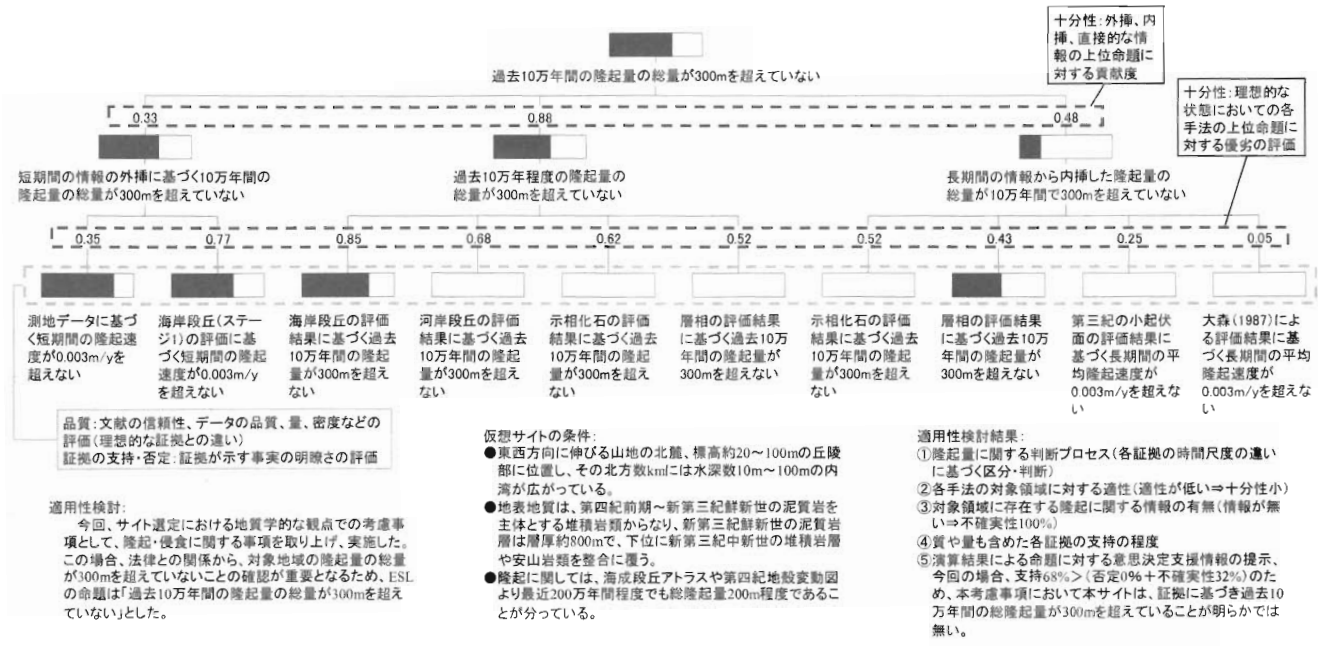


Fig.15 An Example of the Applicability of ESL Concerning Uplift (土他 2004²⁰⁾ を加筆・修正)

概要調査地区選定上の考慮事項のうち、個別地区ごとに評価する事項の「隆起」に着目して適用した例をFig.15に示す。この結果が示すように、ESLは情報不足に伴う「不確実性」を表現した上で、サイト選定時の判断プロセス（判断項目、その重要度分類、及び証拠に基づく判断の程度など）を「透明性」・「追跡性」をもって表現することが可能である。

(3) 今後の展開

地層処分事業の安全性を示すためには不確実性に対する評価が不可欠なため、今後の技術開発としては、サイト選定以外にも地層処分事業における様々な分野への適用を試みると共に、ESL自体の適用性（例えば、パラメータの設定方法など）の向上を行う計画である。

3. 処分技術関連

放射性廃棄物処分における処分技術は、以下の2つに分類することができると考えられる。

- ・長期安定性、操業安定性、再取り出し、経済性などの多様な要件を満足する、建設・操業・閉鎖に係る処分場の設計・施工技術
- ・設計・性能評価から処分場に要求される要件を満足する人工バリア材料（セメント、ベントナイトなど）やその製作・設置技術

ここでは人工バリア材料に関する技術について、当社で開発を進めている内容を紹介する。

3.1 セメント系材料の溶脱抑制技術

(1) 背景

放射性廃棄物処分施設では、施工性、耐荷力、耐久性、核種の収着性、コストなどの観点からセメント系材料を用いることが必然的であると考えられる。その場合、千年あるいは万年とも言われる放射性物質の減衰期間に対応した長期耐久性を評価し、高耐久な材料を選択することが重要な課題となる²¹⁾。中でも、コンクリートから水和物の溶脱が生ずることは古くから知られており、Taylor²²⁾は、ポゾラン材料、アルミナセメント、密実なコンクリート、炭酸化したコンクリート、オートクレープ養生を用いることなどの対策を挙げている。また、中国で発見された五千年前の古代コンクリート²³⁾は、鋼材を使用せず、現代の低熱ポルトランドセメントに近似したセメントが炭酸化して長期健全性を保持していたと考えられている。これらの情報を基に、ポゾラン材料および炭酸化コンクリートによる溶脱抑制技術の開発を行った。

(2) 技術の概要

Fig.16に各種コンクリートを用いた場合のマル

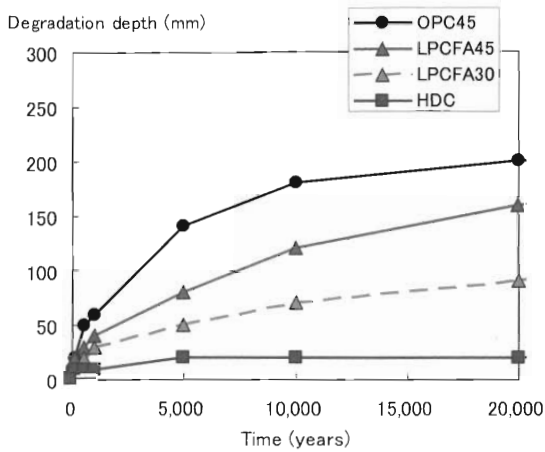


Fig.16 Progress of Degradation Front of solid-phase Calcium in Concrete⁴⁾

チオン溶脱解析結果を示す²⁴⁾。普通セメント (OPC) を低熱フライアッシュセメント (LPCFA) に変更すること、水セメント比を小さくすることで変質深さは小さくなる。フライアッシュによる水酸化カルシウム消費効果、細孔の屈曲による効果が大きいと考えられる。さらに、特殊混和材 (γ -2CaO \cdot SiO₂、シリカフューム、フライアッシュ) を用いたコンクリートを強制的に炭酸化養生する高耐久コンクリート (HDC) では、一万年経過時点での変質深さを OPC の約 10 分の 1 程度まで低減できることが分かる。これは、水酸化カルシウムが溶解度の低い炭酸カルシウムに変化したことと、空隙率の低減効果によるものであると考えられる。

さらに、上述の特殊混和材の使用、適切な炭酸化養生、適切な配合等の検討を進めた。その結果、水和初期段階において炭酸化養生をすると、空隙率の大幅な低減、カルシウム溶出量の大幅な

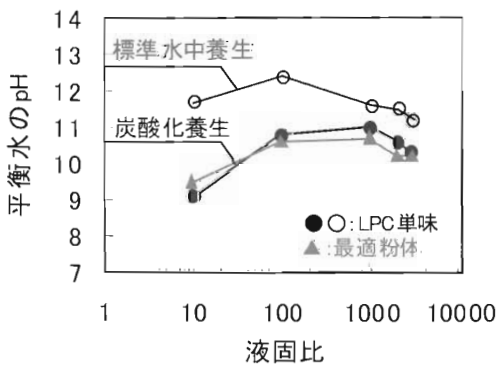


Fig.17 pH of Contacted Water on Solubility Test⁵⁾

Table 1 Comparison of Concrete Properties

試験項目	単位	コンクリートの種類	
		HDC (W/B=43%)	OPC (W/B=43%)
圧縮強度 ^{※1}	N/mm ²	77.3	57.2
ヤング係数 ^{※1}		32,000	34,000
引張強度 ^{※1}		5.5	4.4
曲げ強度 ^{※1}		6.4	6.4
曲げタフネス ^{※1}		5.5	0.1
空隙率 ^{※1}		%	6.1
乾燥収縮 ^{※2}	μ	83	694
Cl ⁻ 拡散係数	cm ² /year	0.0123	0.782
溶解度 (logKsp)	(mol/l) ³	-8.17	-4.97

※1: 28日 ※2: 養生終了後180日

低減、Fig.17に示すように接触水のpHの低減（周囲に設置される可能性があるベントナイトや岩盤の変質を抑制する）を達成できることが分かった²⁵⁾。Table 1 に OPC と HDC の各種性能を示した。HDCは、いずれの性能についても OPC に比べて大幅に改善されている。また、HDCでは、ひび割れ制御用として鉄筋の代わりに腐食しない炭素繊維による補強を施している。

(3) 今後の展開

このような溶脱抑制技術を用いることで、化学安定性の向上、止水性能の向上、耐荷力の向上、溶解による天然バリアへの影響の低減などが達成できるものと考えられる。今後、Fig.18に示すような高耐久プレキャストパネルを作成し、施工性試験により実構造物への適用性を評価する予定である。

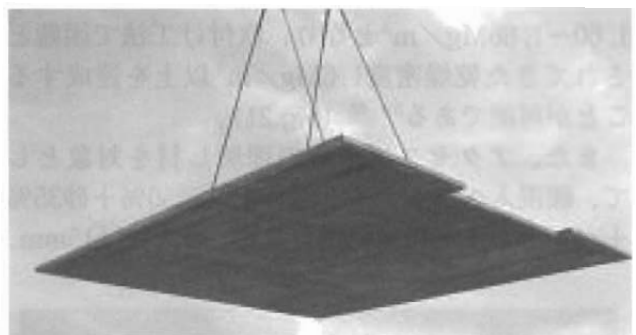


Fig.18 Highly Durable Pre-cast Panel

3.2 ベントナイト吹付け工法

(1) 背景

放射性廃棄物処分施設では、緩衝材（ベントナイト）が、廃棄体の周囲や廃棄体に入った構造躯体

体の周囲を覆う閉鎖概念が想定されており、振動締固めやブロック等の施工方法の検討が実施されている²⁶⁾。特に、幅1m程度の狭隘部である側部の緩衝材やベントナイトプラグ、さらにアクセス坑道の埋戻し材など、材料を隙間無く充填することが必要な部位の施工では、作業面・品質面ともに大変難易度が高いと考えられる。

そこで、狭隘部の緩衝材施工を対象に、ベントナイト吹付け工法について実用化に向けて開発中である。

(2) 技術の概要

本施工方法は、空気圧縮機の吐出空気流量や圧力を制御し、最適な形状のノズルを使用して、透水係数 10^{-13} m/secオーダーが得られるベントナイト100%の乾燥密度 $1.6\text{Mg}/\text{m}^3$ 以上の緩衝材を構築するものである。

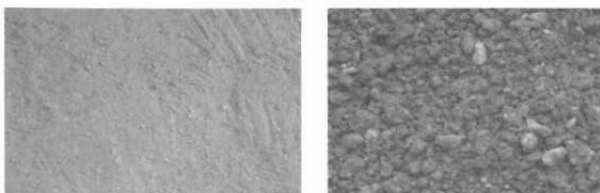
材料はベントナイト原鉱石(山形県産、最大粒径5mm)を凍結混合方式²⁷⁾によって所定の含水比に均一に調整したものを使用する。

凍結混合方式は、冷却したベントナイトと微粒子に粉碎した水を、低温環境下で粉体状態で混合することで、簡便に含水比を調整できる(Fig.19)。

施工は、空気圧縮式の吹付け機に含水比調整した材料を定量供給して吹付け力を増加させるため、ウォータージェット等で用いられている超音速ノズルで吹付け力を増加させて一定の吐出空気流量下で、人力またはロボットで吹き付ける(Fig.20)。

上記方法によって得られた平均乾燥密度は、 $1.60\sim 1.66\text{Mg}/\text{m}^3$ となり、吹付け工法で困難とされてきた乾燥密度 $1.6\text{Mg}/\text{m}^3$ 以上を達成することが可能である^{28) 29)}(Fig.21)。

また、アクセス坑道等の埋戻し材を対象として、礫混入ベントナイト混合土(礫50%+砂35%+ベントナイト15%乾燥重量比、最大粒径15mm、



(凍結混合 20%) (加水混合 20%)

Fig.19 Mixing Method



Fig.20 Bentonite Barriers by Spraying Methods

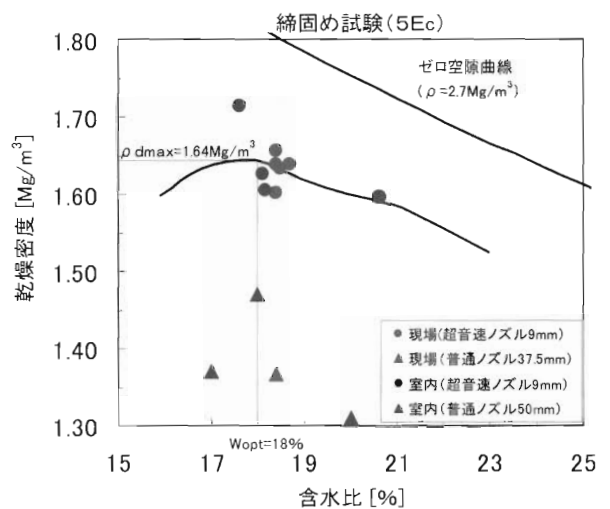


Fig.21 Relationship between Dry Density and Water Content

含水比9~11%)を吹付け施工した結果、平均乾燥密度 $1.91\sim 1.92\text{Mg}/\text{m}^3$ が得られ、透水係数 10^{-12} m/secオーダーの遮水性を確保できる³⁰⁾。

(3) 今後の展開

今後、機械・吹付け・材料条件等の基礎特性を把握すると共に、リバウンド率を低減する等の具体的な施工方法の検討を継続して行う予定である。

4. 性能評価関連

放射性廃棄物処分場の性能評価は、掘削から廃棄体の定置、埋め戻しを経て、埋め戻し後の超長期にいたる処分システム全体の動きを把握する「システム挙動評価」と、廃棄体から溶出した放射性物質の人間の生活環境への移動を予測する「物質移行評価」に大別されると考えられる。ここで

は、システム挙動評価技術として力学/地下水解析技術を、物質移行評価技術として核種移行解析技術を紹介する。

4.1 力学/地下水解析技術

4.1.1 三次元MBCモデルによる変形・浸透流連成解析技術

(1) 背景

亀裂などの不連続面を多く含む岩盤の変形や地下水挙動は、不連続面の存在に支配されることが多い。さらに放射性廃棄物地層処分場における天然バリアのシーリングシステムの信頼性を高精度に評価するためには、岩盤の力学挙動だけでなく、掘削による不連続面の開口が地下水挙動へ与える影響も考慮する必要がある。これまでに、当社では不連続面を含む岩盤を等価な連続体に置き換え、不連続面の開口やすべりを考慮できるMBC (Micromechanics-Based Continuum) モデルを考慮した三次元有限要素法解析プログラムを開発し、この解析によって得られた不連続面の開口量分布から岩盤の異方的な透水特性の変化を考慮した浸透流解析を実施することにより、不連続面の開口を考慮した地下水挙動を予測する手法を提案した³¹⁾。しかし、局所的な水圧増加に伴う有効応力の低減により、不連続面が開口する現象や不連続面の開口に伴う岩盤の異方的な透水特性の変化を同時に考慮するには、変形挙動と浸透流挙動を連成させた解析が必要である。そこで、新たに、MBCモデルによる不連続性岩盤の変形挙動と不連続面の開口による異方的な透水性を考慮した地下水挙動を完全に連成させた有限要素解析手法を開発した³²⁾。

(2) 技術の概要

①岩盤の変形と浸透流の連成解析

本プログラムでは、Biotの多次元圧密理論に基づき赤井・田村が定式化した方法を用いている。式(1)に離散化した式を示す

$$\begin{bmatrix} K & L \\ L^T & \alpha \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \Delta u \\ \gamma_w h|_{k+\Delta t} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ \sum \alpha_t \gamma_w h_t|_{t+\Delta t} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \Delta F + L \gamma_w h|_t \\ 0 \end{bmatrix} \quad (1)$$

ここで、 K は要素剛性マトリックス、 L は節点変位から要素の体積変化量を求めるベクトル、 i は隣接要素、 α, α_i は透水係数や隣接要素との重心距離などで決まる変数、 Δu は節点の増分変位、 h は対象要素の全水頭、 h_i は隣接要素の全水頭、 ΔF は増分荷重、 γ_w は水の単位体積重量である。

②MBCモデルの概要

MBCモデルは、不連続性岩盤において空洞掘削等により生ずる不連続面の開口やせん断すべりを岩盤の挙動の支配的メカニズムと考え、不連続面を含む岩盤の力学挙動を捉えようとする連続体理論である。MBCモデルにおける平均応力 $\bar{\sigma}_{ij}$ と平均ひずみ $\bar{\epsilon}_{ij}$ の関係は以下の通りである。

$$\bar{\epsilon}_{ij} = D_{ijkl}^p \bar{\sigma}_{kl} + \frac{1}{2V} \sum_m \int_{S_m} ([u_i^{(m)}] n_j^{(m)} + [u_j^{(m)}] n_i^{(m)}) ds \quad (2)$$

ここで、 D_{ijkl}^p は岩盤基質部のコンプライアンステンソル、 V は代表要素の体積、 S^m は代表要素中の m 番目の不連続面、 $n_i^{(m)}$ はジョイント面での単位法線ベクトル、 $[u_i^{(m)}]$ はジョイント面での変位の不連続量である。

3) 等価透水係数の評価方法

不連続面の開口を考慮した等価透水係数は、MBCモデルによる三次元変形解析で求められた不連続面セットごとの開口量から式(3)より求める。

$$K = K_{matrix} + \sum_{i=1}^n R_i^T K_i R_i \quad (3)$$

ここで、 K_{matrix} は岩盤基質部の等方性透水マトリックス、 n は不連続面セット数、 R_i は i 番目の不連続面セットの局所座標から全体座標への座標変換マトリックスである。また、 K_i は i 番目の不連続面セットに関する局所座標系での透水マトリックスであり、式(4)と式(5)で表される。

$$K_i = \begin{bmatrix} k_i & 0 & 0 \\ 0 & k_i & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \quad (4)$$

$$k_i = \frac{\gamma_w}{\mu} \frac{1}{12} \frac{b_i^3}{S_i} \quad (5)$$

ここで、 μ は水の粘性係数、 S_i は i 番目の不連続面セットの平均間隔、 b_i は i 番目の不連続面セットの開口幅である。

本解析により、岩盤の中の不連続面の方向の違いが放射性廃棄物処分空洞周辺の不連続面の開口状況や間隙水圧分布にどのような影響を与えるかを検討した。Fig.22(a)、(b)は、空洞軸直交方向に不連続面が存在するケースの不連続面の開口分布

と間隙水圧分布を示したものである。またFig.23(a)、(b)は、空洞軸方向に不連続面が存在するケースの不連続面の開口分布と間隙水圧分布を示したものである、これらの図から、掘削により空洞壁面に平行方向の不連続面が開口しやすく、この方向の透水係数が大きくなるため、不連続面方向と平行な空洞壁面付近の間隙水圧が低下する様子が分かる。

(3) 今後の展開

今後は、さらに不連続面の物性に関する感度解析を実施するとともに、実構造物への適用と実測

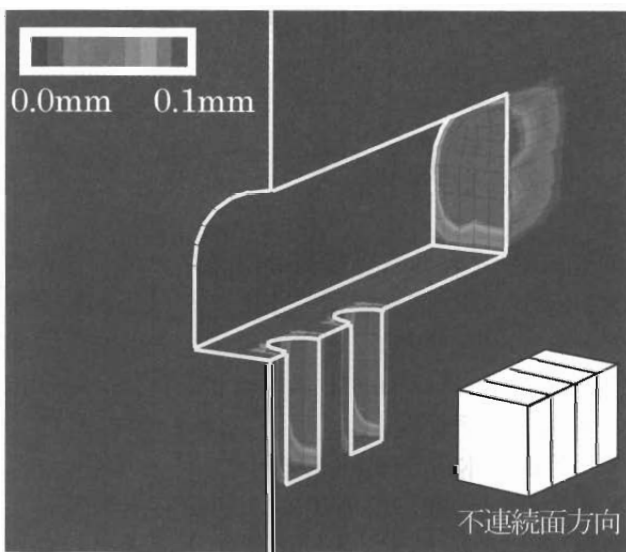


Fig.22 (a) Distribution of Joint Opening Displacement (Strike Direction of Joint Planes: Vertical to Cavern Axis)

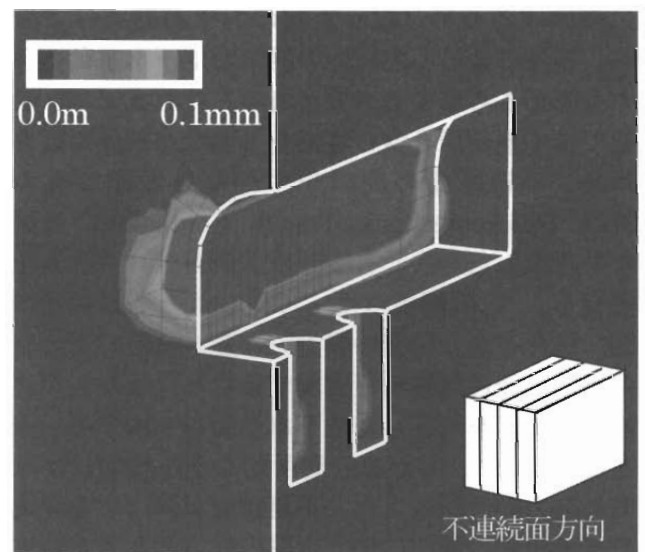


Fig.23 (a) Distribution of Joint Opening Displacement (Strike Direction of Joint Planes: Parallel to Cavern Axis)

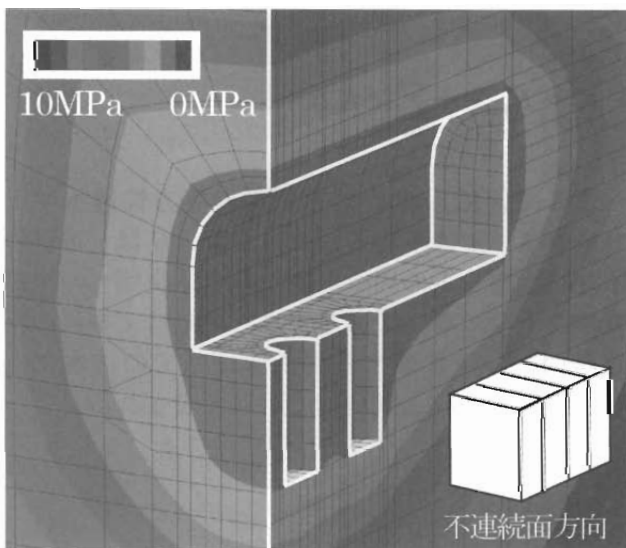


Fig.22 (b) Distribution of Pore Water Pressure (Strike Direction of Joint Planes: Vertical to Cavern Axis)

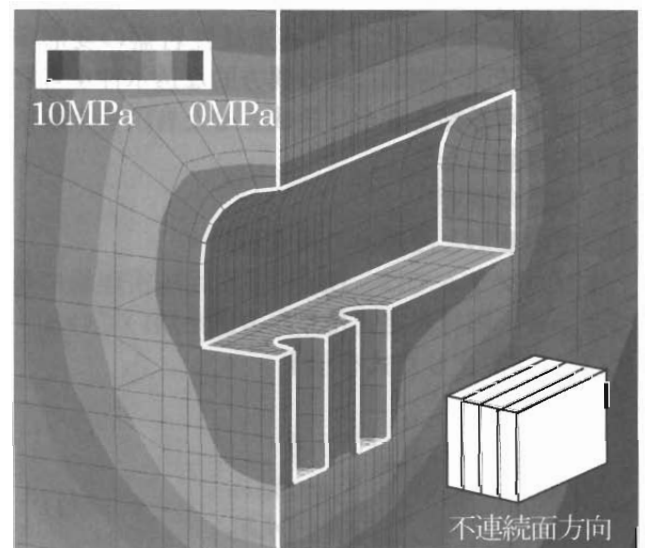


Fig.23 (b) Distribution of Pore Water Pressure (Strike Direction of Joint Planes: Parallel to Cavern Axis)

との比較を通じて解析結果の検証を図っていく予定である。

4.1.2 気液2相流解析技術

(1) 背景

気液二相流解析手法は、地下水と気体の連成した流動現象が解析できる技術として、放射性廃棄物地層処分施設の再冠水解析や水素ガスの透気解析などに適用できる可能性がある。

そこで、米国ローレンスバークレー国立研究所で開発された気液二相流解析プログラムTMVOCを導入し、その試解析として岩盤空洞からの漏気現象のシミュレーションを実施しプログラムの適用性を検討した³³⁾。

(2) 技術の概要

岩盤などの多孔質媒体を対象とした積分差分法による気液二相流解析コードTMVOCの支配方程式(熱を考慮しない場合)を以下に記す。

$$\frac{d}{dt} \int_{V_n} M^\kappa dV_n = \int_{\Gamma_n} F^\kappa \cdot n d\Gamma_n + \int_{V_n} q^\kappa dV_n \quad (1)$$

$$M^\kappa = \phi \sum_{\beta} S_{\beta} \rho_{\beta} X_{\beta}^{\kappa} \quad (2)$$

$$F^\kappa = - \sum_{\beta} X_{\beta}^{\kappa} \left[k \frac{k_{r\beta}}{\mu_{\beta}} \rho_{\beta} (\Delta P_{\beta} - \rho_{\beta} g) \right] \quad (3)$$

ここで、 κ : 成分(水、空気や水素ガスなどの非凝縮性ガス)、 β : 相状態(気相と液相)、 M^κ : 単位体積あたりの成分 κ の質量、 F^κ : 成分 κ の質量フラックス、 ρ^κ : 成分 κ の単位体積あたりの流出入量、 V_n : 計算格子ブロック n の体積、 Γ_n : 計

算格子ブロック n の表面積、 ϕ : 間隙率、 S_{β} : β 相の飽和度、 ρ_{β} : β 相の密度、 X_{β}^{κ} : β 相における成分 κ の質量比、 k : 絶対透過係数、 $k_{r\beta}$: β 相の相対透過係数、 μ_{β} : β 相の粘性係数、 P_{β} : β 相の圧力、 g : 重力加速度ベクトルである。

本検討では、GL-140mを天端深さとする高さ20m、幅20mの矩形空洞の中に気体(ここでは空気)を、ある圧力で貯蔵する状態を想定し、空洞から気体が漏気する状況をシミュレーションした。空洞上部の岩盤はGL-70m付近で上・下層の透水性が異なるものと考えた。空洞内の気体の圧力は0.95MPaで一定状態であることを仮定した。本検討では、上・下層における①透水係数の違いによる漏気への影響、②van Genuchten式に基づく不飽和特性の違いによる漏気への影響、に着目して解析を行った。不飽和特性としては、Fig.24(a)と(b)に示す2種類の不飽和特性(Type AとType B)を設定した。Fig.25(a)が上・下層の透水係数が同一の場合、Fig.25(b)が上層の透水係数より下層の透水係数が1オーダー大きい場合の5年後の漏気状況(気体の飽和度分布)を示している。空洞周辺の透水係数が大きい方が空気が大きく拡散し、かつ層の境界よりは上方へは気体が移動しにくい状況であることが分かる。Fig.26(a)、(b)は上層のみ不飽和特性が異なった場合の気体の飽和度分布の違いを比較したものである。空洞から離れた上層の不飽和特性の違いが、空洞周辺の漏気に影響をわずかながら与えている様子が分かる。

(3) 今後の展開

今回の試解析結果を踏まえて、放射性廃棄物地層処分施設の再冠水解析や水素ガスの漏気解析な

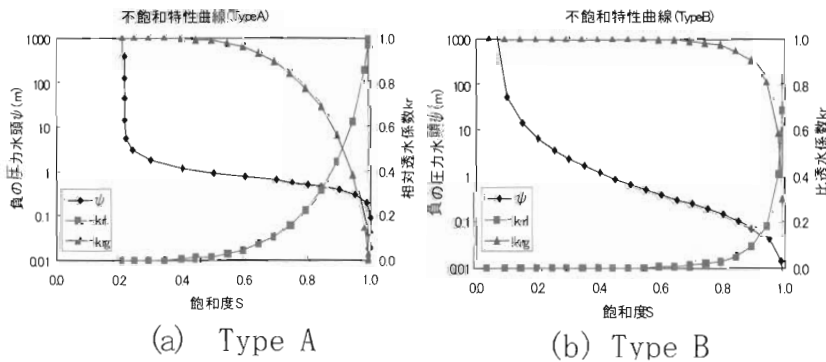


Fig.24 Relative Permeability Functions and Capillary Pressure Functions

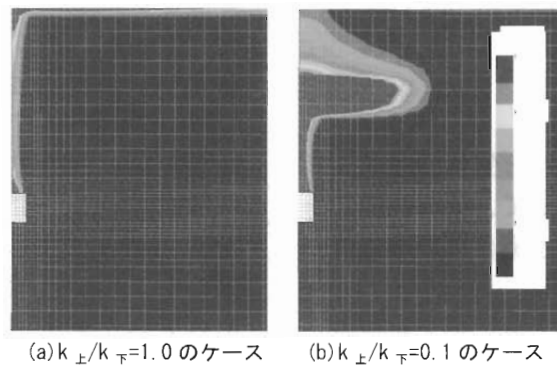


Fig.25 Distribution of Gas Saturation (5 Years Later)

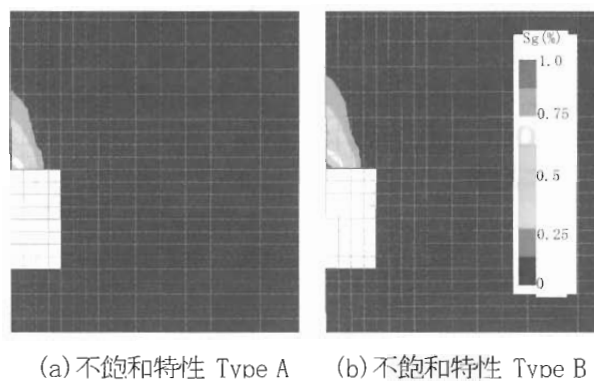


Fig.26 Distribution of Gas Saturation (One Year Later)

どを実施する予定である。また、熱の影響を考慮した解析も検討する予定である。

4.2 核種移行解析技術

(1) 背景

放射性廃棄物処分の安全評価においては、処分施設内に埋設した廃棄体から放射性廃棄物が放出され、地下水の流れによって人間環境まで運ばれるシナリオを想定して人間に及ぼす影響を評価する。このような長期安全性の観点から、当社は性能評価技術を取り入れることにより、処分施設的设计・施工技術だけでなく、より合理的で安全裕度の高い処分施設の建設を目指して技術開発に取り組んでいる。

(2) 技術の概要

当社では、核種移行解析コード AMBER³⁴⁾ (Enviros, Quintessa) と GoldSim³⁵⁾ (GoldSim Technology Group) を導入しており、人工バリアから天然バリアまで様々な処分概念を対象とした性能

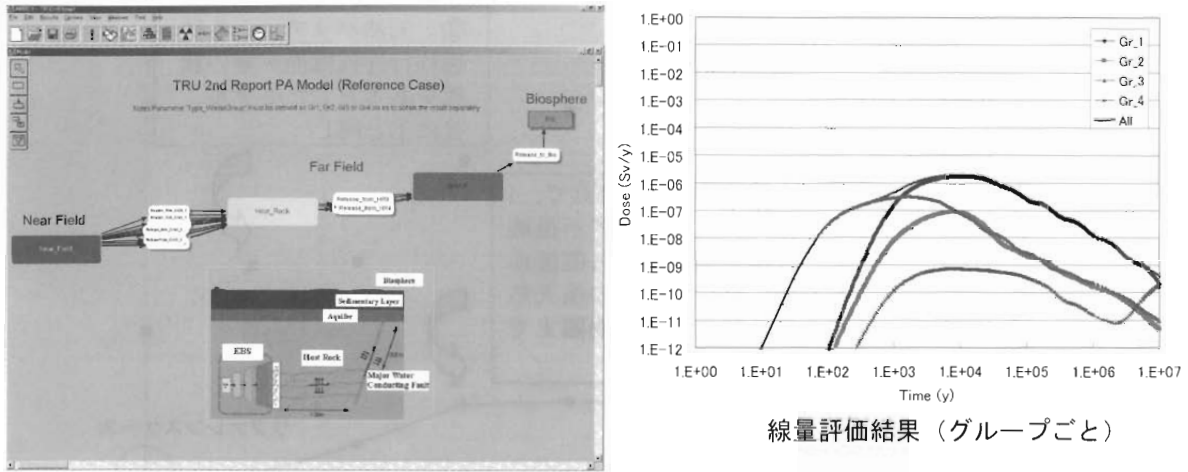
評価解析が実施可能である。これら解析コードにより、従来は個別に解析されていた人工バリア、天然バリア、生物圏を統合的に解析評価することが可能である (Fig.27及びFig.28)。また、両コードでは、安全評価に内在する様々な不確実性の影響を評価するための感度解析が実施可能である (Fig.29)。AMBERによる具体的検討例として、変動シナリオの一つである地殻変動の発生時期が安全評価に与える影響を検討した結果を Fig.30に示す³⁸⁾。

(3) 今後の展開

今後は、性能評価の観点から設計施工に関わる課題を考慮した検討により、安全で合理的な処分技術・概念の構築に取り組んでいく予定である。

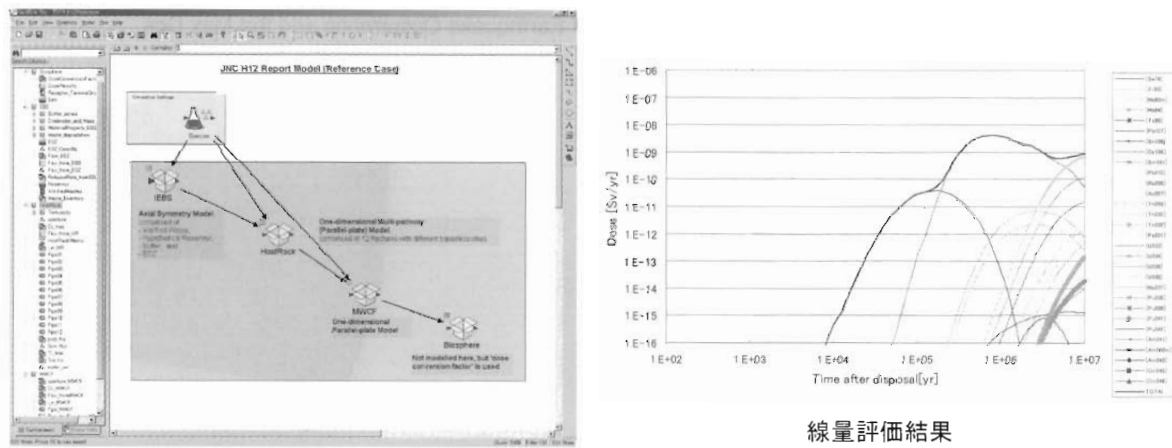
5. 制度的管理技術／社会対応関連

制度的管理が要求される処分場では、モニタリングなどを行うことにより、その安全性を常に確認していくことが必要である。また、本来、処分



線量評価結果 (グループごと)

Fig.27 Example of Modeling using AMBER and the Results ³³⁾



線量評価結果

Fig.28 Example of Modeling using GoldSim and the Results ³⁴⁾

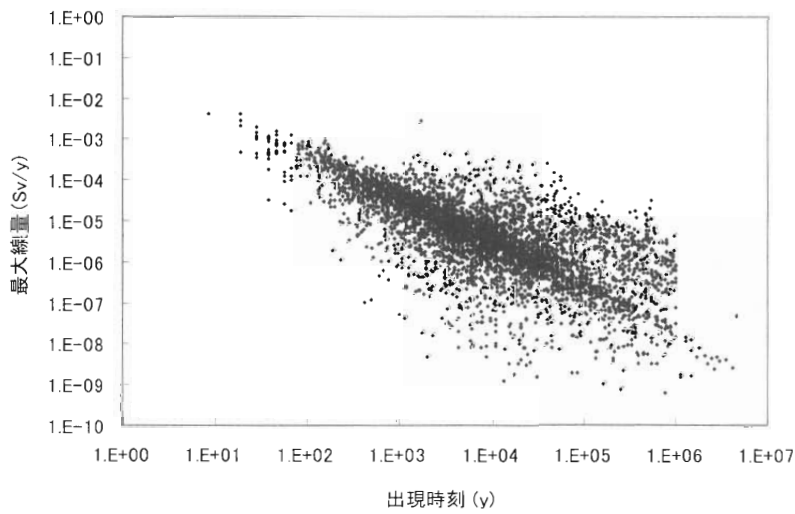


Fig.29 Example of Sensitivity/uncertainty Analyses using AMBER (max dose and the time)

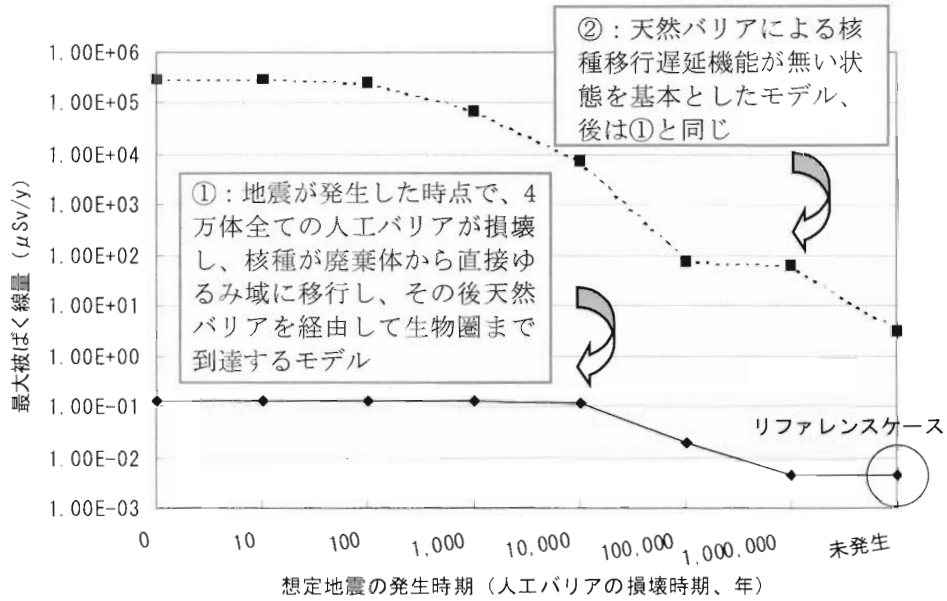


Fig.30 Relationship between the Time of Earthquake Occurrence and the Max Dos

場閉鎖後は人間の関与を必要とないことが原則である地層処分においても、閉鎖後の放射性廃棄物の回収可能性の維持および社会の合意形成という観点から、モニタリングの必要性が議論されている。ここでは、地下深部という特殊な環境におけるモニタリングに有用な、無線技術を用いた手法について紹介する。

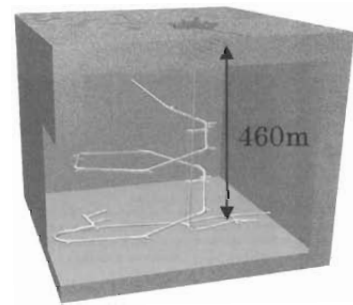


Fig.31 Äspö HRL

5.1 無線技術を用いた処分場内モニタリング

(1) 背景

放射性廃棄物処分場の調査・研究・建設・操業・閉鎖のそれぞれの段階におけるデータ取得、安全性の確認および社会合意の形成のためには処分場原位置でのモニタリングが必要とされる。しかし、モニタリングが処分場の安全性に悪影響を与えてはならない。既往の有線モニタリングでは、バリア内の計測ケーブルが水みちとなり、データの信頼性を低下させる問題が指摘されている。

鹿島建設はこの問題を解決するため地中無線データ通信技術を利用したケーブルを用いないモニタリング技術の開発を行っている。

(2) 検討の概要

一般の無線通信に使われている電波は、地中では極端に減衰が大きくなるため通信には利用できない。そこで本技術では、地中での減衰が比較的小さい超低周波電磁波を利用することで通信を



Fig.32 Experiment in Underground Laboratory of SKB

現している。岩盤中での通信性能を確認するため、スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社 (SKB) の地下研究所 (Fig.31) で実証試験を行った (Fig.32)。金属製の支保工が存在する場所、水み

ちが卓越する場所等、種々の環境下で得られた無線通信特性データに基づき、無線データ通信に関する3次元評価手法を構築している。

フランスでは可逆性を考慮した地層処分を検討しており、廃棄体近傍のモニタリングが重要視されている。鹿島建設はANDRAの依頼によりフランスの処分概念における地中無線技術を用いたモニタリングの実現可能性を実験・解析を通じて検討している (Fig.33)。なお、鹿島建設はフランス放射性廃棄物管理機関ANDRAに継続して社員を派遣している。

欧州8カ国12機関が参加して実施されている欧州共同プロジェクトESDREDでは、バリアを乱さないモニタリング技術の開発が行われており、鹿島建設はこのプロジェクトでも無線技術を用いたモニタリング手法の検討を行っている。

(3) 今後の展開

このように、地中無線データ通信技術を用いたモニタリング技術は国内外から非常に高い注目を集めている。今後は、ANDRAの地下研究所 (Bure URL (Fig.34, 35)) 等において廃棄体、人工バリア等を模擬した環境下での原位置実証試験



Fig.35 Surface Facility of Bure URL

を行う予定である。なお、本技術は坂田電機(株)と共同で開発中のものである。

6. おわりに

放射性廃棄物処分事業は、①処分予定地の設定、②処分場サイトの特性調査・処分技術の実証、③処分場の設計・安全審査、④処分場の建設・操業・埋め戻し、⑤処分場の閉鎖の順に進められ、事業段階ごとに技術のニーズの重点や求められる技術分野は異なったものになる。また、複数の事象や部位が関係する技術ニーズに的確に対応するためには、多分野にまたがる要素技術を組み合わせた総合技術が必要になると考えられる。このような総合技術の開発は、当然当社だけで対応できるものではなく、関連各機関と協力しながら進めていくべきものと思われる。今後は、これまで同様、要素技術の開発を積極的に行っていくことはもちろん、要素技術を複合した総合技術の開発を目指し、関連各機関との連携も深めながら、一般の人々に広く受け入れられる安全な放射性廃棄物処分の実現に向けて、求められる最適な技術を常に提供できるよう努力していきたいと考えている。

7. 謝辞

本報告で紹介した放射性廃棄物処分関連技術には、当社単独による開発の他、経済産業省殿、原子力発電環境整備機構殿、日本原子力研究開発機構殿(財)原子力環境整備促進・資金管理センター殿および日本原燃(株)殿からの委託研究で開発されたものも含まれます。

本報告掲載にあたり、ご協力いただきました関係各位に、本紙面を借りて深く御礼申し上げます。

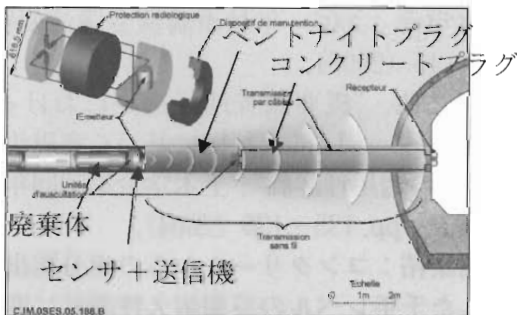


Fig.33 Underground Facility of Bure URL



Fig.34 Bure URL

参考文献

- 1) 広中ら, 鹿島建設における放射性廃棄物処分関連技術の開発, デコミッションング技報29号 (2004).
- 2) 高レベル放射性廃棄物地層処分に関する研究開発全体マップの整備, 原環センター技術報告書RWMC-TRJ-04005- 1 (2005).
- 3) 戸井田ら, 反射トモグラフィによるトンネル切羽前方探査技術について, 第30回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp. 288-293 (2000).
- 4) 白鷺ら, 反射トモグラフィによる切羽前方探査について, 土木学会第55回年次学術講演会講演概要集, III-B51 (2000).
- 5) 白鷺ら, 反射トモグラフィ“TRT”の現場適用結果, 土木学会第56回年次学術講演会講演概要集, III-B014 (2001).
- 6) 白鷺ら, 反射トモグラフィ法を利用したトンネル周辺地質の予測, 岩の力学国内シンポジウム講演論文集, F18 (2002).
- 7) 山本ら, 反射トモグラフィによるトンネル切羽前方の地質探査, 土と基礎, 50-7 (534), pp. 10-12 (2002).
- 8) 山本ら, 3次元反射法弾性波探査を利用したトンネル切羽前方の地質予測, 第33回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp. 157-162 (2004).
- 9) 白鷺ら, 弾性波トモグラフィによる立坑周辺地質の3次元探査結果, 土木学会第57回年次学術講演会講演概要集, III-233 (2002).
- 10) 山本ら, 3次元孔間弾性波トモグラフィによるグラウト効果の評価, 第32回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp. 203-208 (2003).
- 11) 村上ら, シングルホール反射法弾性波探査手法の開発, 第35回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp. 165-170 (2006).
- 12) (財)エネルギー総合工学研究所, “革新的原子力技術開発費補助事業報告書「高レベル放射性廃棄物処分場の性能検証用計測システムの開発」”(平成13~16年度), (2002・2003・2004・2005).
- 13) (財)エネルギー総合工学研究所, “革新的原子力技術開発費補助事業 平成13年度採択技術開発の状況 <http://www.iae.or.jp/KOUBO/innovation/theme/h13/H13-8.html>”.
- 14) 田中真弓他, “高レベル放射性廃棄物処分場の性能検証用計測システムの開発 ①原位置試験計画”, 日本地下水学会2005年秋季講演会講演要旨集, pp. 122~125 (2005).
- 15) 岩野圭太他, “高レベル放射性廃棄物処分場の性能検証用計測システムの開発 -4. 亀裂性岩盤における孔内地下水流速の数値解析的検討-”, 日本原子力学会2005年(第43回)春の年会要旨集, 第Ⅲ分冊, p. 638 (2005).
- 16) 戸井田克他, “Barcadシステムによる地下水モニタリング”, 鹿島 技術研究所年報, Vol. 53 (2005).
- 17) 簡易採水・水圧モニタリング装置, 鹿島建設(株)KTI-SHEET (2005).
- 18) 升元一彦他, “堆積岩中の坑道周辺の不飽和領域を対象とした連続波レーダー調査結果の評価”, 土木学会第59回年次学術講演会講演論文集共通セッション, p. 31-32 (2004).
- 19) 戸井田克他, “余裕深度処分試験空洞掘削に伴う掘削損傷領域(EDZ)の透水性評価”, 日本地下水学会「2005 年秋季講演会講演要旨」, pp. 40-45 (2005).
- 20) 土宏之他, “概要調査地区選定におけるEvidential Support Logic (証拠に基づく意思決定支援理論)の適用性評価”, 土木学会第59回年次学術講演会, pp. 135-136 (2004).
- 21) 横関康祐: コンクリートからの成分溶出を対象とした千年レベルの長期耐久性設計に関する研究, 東京工業大学博士論文 (2004).
- 22) H. F. W. Taylor: Concrete Technology and Practice, American Elsevier Publishing Company (1965).
- 23) 浅賀喜与志, 古澤靖彦: 5000年前のセメントの謎—古代中国のセメントをたどる—, セメント・コンクリート, No. 633, pp. 1-9 (1999).
- 24) 横関康祐, 渡邊賢三, 芦澤良一, 坂田昇: セメント系材料のマルチイオン溶出解析と高耐久化手法, 第49回日本学術会議材料研究連合講演会 (2005).
- 25) 渡邊賢三, 横関康祐, 坂井悦郎, 大門正機:

- γ -2 CaO · SiO₂を用いたセメント系材料の炭酸化養生による高耐久化, コンクリート工学年次論文集, Vol. 26-1, pp. 735-740 (2004).
- 26) 電気事業連合会他: 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- (平成17年7月).
- 27) 小林他: 冷却ベントナイトと微粒子氷による含水比調整法, 土木学会第60回年講 (2005).
- 28) 小林他: 吹付け工法によるベントナイト系人工バリアの構築, 土木学会第60回年講 (2005).
- 29) 田中他: 吹付け工法による高密度ベントナイト施工試験, 日本原子力学会2006年春の年会.
- 30) 須山他: 礫混入ベントナイト混合土の吹付け施工実験, 土木学会第53回年講 (1998).
- 31) Enviros and Quintessa (2003), AMBER 4.5 Release Notes. Enviros, Culham and Quintessa, Henley-on-Thames, UK.
- 32) GoldSim User's Guide (May 2005), GoldSim Technology Group.
- 33) 電気事業連合会, 核燃料サイクル機構, "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-" (2005).
- 34) 核燃料サイクル機構, "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- 分冊3 地層処分システムの安全評価" (1999).
- 35) 須山泰宏他, "深地層構造物の長期安定性に対する地球科学的リスク評価に関する研究", 日本原子力学会「2005年秋の大会 要旨集」, 第44回 (2005).

β'' -アルミナによるナトリウム中のセシウム除去に関する基礎試験

中山富佐雄*、福村信男*、宮本喜晟*
西 敏郎**、辻田芳宏**、碓井志典**

Preliminary Test of Cesium Removal in Sodium by using β'' -Alumina

Fusao NAKAYAMA*, Nobuo FUKUMURA*, Yoshiaki MIYAMOTO*,
Toshiro NISHI**, Yoshihiro TSUJITA**, Yukinori USUI**

高速炉の冷却材に使用されるナトリウムは、燃料破損がない場合でも燃料製造時の核分裂性物質の表面汚染により、原子炉運転中に核分裂生成物 (FP) で汚染される可能性がある。これらFPのうち、長半減期でかつエネルギーの高い γ 線を放出する ^{137}Cs (半減期: 約30年、放出 γ 線エネルギー: 662keV) は、原子炉解体時あるいはナトリウム処理処分において作業員被ばくの主要な原因の一つとなる。また、この核種は、放射性廃棄物量低減には、大きな障害の一つとなる。このため、可能な限り冷却材ナトリウム中の ^{137}Cs を除去することは、被ばく低減及び放射性廃棄物量減少のために極めて重要なことである。

そこで、 β'' -アルミナを用いてナトリウム中のセシウム除去試験を実施し、精製したナトリウム中のセシウム濃度を質量分析及び放射化分析によって測定した。この結果、質量分析及び放射化分析の両者の測定値はほぼ同程度であり、測定結果を用いて求めたDFは $10^4 \sim 10^5$ と高い値を示し、 β'' -アルミナはナトリウム中のセシウム除去に非常に有効な方法であることが確認された。

Sodium used as coolant in fast breeder reactors may be contaminated by fission products in their operation due to surface contamination of fissile material during fuel fabrication, even if no fuel failure. Cesium-137 of fission products has a long-term half life and emits a high-energy gamma ray (half life; about 30 years, emission energy; 662 keV). The nuclide is one of major causes for worker's radiation exposure during reactor dismantling and sodium treatment. And also the nuclide is one of obstacles to reduction in quantity of radioactive waste. Therefore, it is very important to remove cesium from sodium coolant as much as possible, from the view point of reduction in radiation exposure and quantity of radioactive waste.

For that purpose, cesium concentrations in purified sodium were measured by a mass spectroscopy and radioactive analysis, after cesium was removed from contaminated sodium by using β'' -alumina. As the results, measurement values by the both analyses were almost the same level, and decontamination factor

本報告は、電源開発促進対策特別会計法に基づく文部科学省からの受託事業として、RANDECが実施した平成15年度「高速炉冷却材ナトリウムの除染技術に関する調査」の成果です。

* : (財)原子力研究バックエンド推進センター (Radioactive waste Management and Nuclear Facility Decommissioning Technology Center)

** : 三菱重工業(株) (Mitsubishi Heavy Industries, LTD.)

(DF) indicated very high values of 104 - 105. The test showed that the purification method by using β'' -alumina was very effective.

1. 概要

高速炉の冷却材に使用されるナトリウムは、燃料破損がない場合でも燃料製造時の核分裂性物質の表面汚染により、原子炉運転中に核分裂生成物(FP)で汚染される可能性がある。また、腐食生成物(CP)及びナトリウムの核変換による放射性核種がナトリウム中に存在する。これらの放射性核種のうち、半減期が1年以上のものは、 ^{60}Co (5.3y)、 ^{90}Sr (28.5y)、 ^{134}Cs (2.1y)、 ^{137}Cs (30y)、 ^{22}Na (2.6y)が考えられる。これらの核種は原子炉解体時あるいはナトリウム処理処分において作業員被ばくの主たる原因の一つとなる。 ^{60}Co 、 ^{134}Cs 、 ^{22}Na は ^{137}Cs よりかなり半減期が短いので、適切な減衰を待てば、大きな問題とはならないと考えられる。しかし、長半減期でかつエネルギーの高い γ 線を放出する ^{137}Cs (半減期:約30年、放出 γ 線エネルギー:662keV)は、作業員被ばくの原因となるばかりでなく、放射性廃棄物量低減には、大きな障害の一つとなる。このため、 ^{137}Cs に注目し、可能な限り冷却材ナトリウムから ^{137}Cs を除去することは、被ばく低減及び放射性廃棄物量減少

のために極めて重要なことである。

^{137}Cs を除去する方法は世界的に幾つか使用例があるが^{1)~3)}、理論的に最も除染係数(DF)の高いナトリウムイオンの超イオン伝導体(Na^+ イオンの固体電解質)である β'' -アルミナを使用する方法は、未だ世界で実用化されていない。ただし、 β'' -アルミナを用いたナトリウムの精製のための基礎研究が行われ、Srは β'' -アルミナによって除去されることが明らかになっている⁴⁾。そこで、この方法でCs除去が出来れば、ナトリウムの処理処分時の被ばく低減や処分費用の削減に有効であると考えられる。

β'' -アルミナを用いたナトリウム精製は、 β'' -アルミナの Na^+ イオンに対する選択的透過性に基づく。 β'' -アルミナは、六方晶に属し、スピネルブロックとNa-O層がc方向に交互に積み重なった構造になっている。Na-O層は、 Na^+ イオンを取りうるサイトが多く、この層内を Na^+ イオンが移動できるが、その他のイオンはイオン半径等の制約により移動できない⁵⁾。その Na^+ イオンに対する選択的透過性を利用し、Fig. 1.1に示す原理に基づいてナトリウムの精製が可能となる。すな

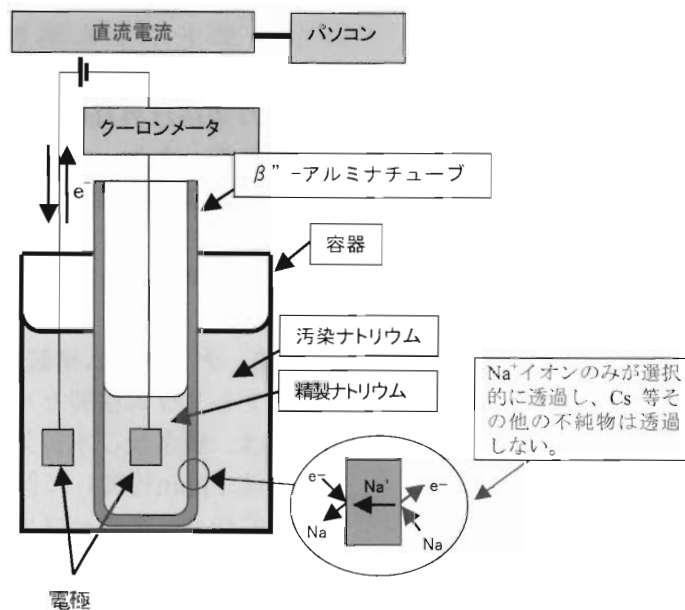
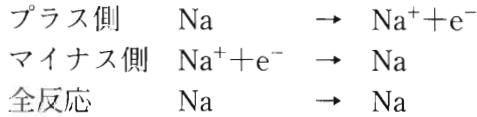


Fig.1.1 Principle of Cesium Removal by using β'' - Alumina

わち、汚染ナトリウム側（本試験では、 β'' -アルミナチューブ外側ナトリウム）をプラスとして直流を通電すると、 β'' -アルミナ界面においてそれぞれ下記の反応が生じており、 β'' -アルミナ中は Na^+ イオンの形で移動する（Na原子の移動ではない）。ただし、全反応では単純なナトリウムの移動となり、単純な原子の移動として取り扱える。



したがって、この原理に基づくナトリウムの精製が確立されれば、被ばく低減及び放射性廃棄物量減少に極めて有効である。このため、ナトリウム中にセシウムを添加して、このナトリウムを β'' -アルミナを用いてセシウム除去（ナトリウム精製）を行い、 β'' -アルミナによるセシウム除去係数（DF）を評価する基礎試験を行った⁶⁾。

2. ナトリウム精製セルの製作

2.1 β'' -アルミナチューブの製造

β'' -アルミナチューブの製造フローをFig. 2.1に示す。原料は炭酸ナトリウムとアルミナである。

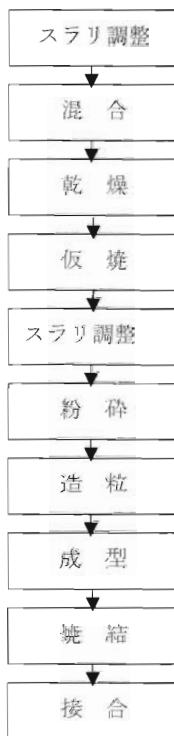


Fig.2.1 Fabrication Process of β'' - Alumina Tube

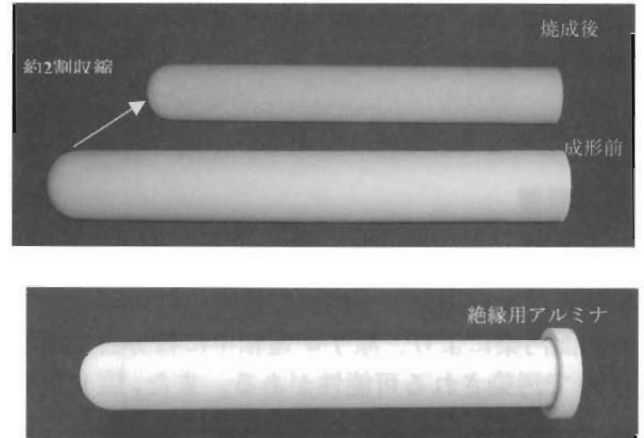


Fig.2.2 Photos of β'' - Alumina Tube

り、これに溶媒及び分散材を加えてスラリーを製造し、次に高純度アルミナボールを用いたボールミルによりスラリーの混合を行う。混合後のスラリーは結晶形を安定させるために乾燥、仮焼、スラリー調整、粉碎され造粒される。

次に造粒が終了した製品を、金型とネオプレーン製の外容器からなる成型容器に注入して、そのネオプレーン製容器外側から水圧をかけて成型する。この成型品を焼成炉において焼成する。焼成により20%の焼きしまりが生ずる。焼成前後の写真及び絶縁用アルミナを取付けた製品（ β'' -アルミナチューブ）をFig. 2.2に示す。

試験に用いた β'' -アルミナチューブは、外径40mm、肉厚2mm、長さ290mmの有底円筒である。ナトリウム精製セルは、金属外筒容器（SUS304）及び β'' -アルミナチューブからなり、外筒の寸法は外径60mm、肉厚1mm、長さ280mmである。また、プラス側集電電極は外筒とし、マイナス側電極はMo電極を使用する。両極の絶縁には β'' -アルミナチューブにガラスで固定した α アルミナ製のカラーを用いる。

2.2 ナトリウム精製セルの組立て

ナトリウム精製セル組立て時のナトリウムの充填は、酸素及び水蒸気濃度が共に5ppm以下（実際は1ppm程度）に保持できるグローブボックス内で行う。グローブボックスの外観をFig. 2.3に示す。同図の右側の導入チャンバーにて真空引きした後、Arガス置換を行い、グローブボックスへ各種セル部材を導入する。

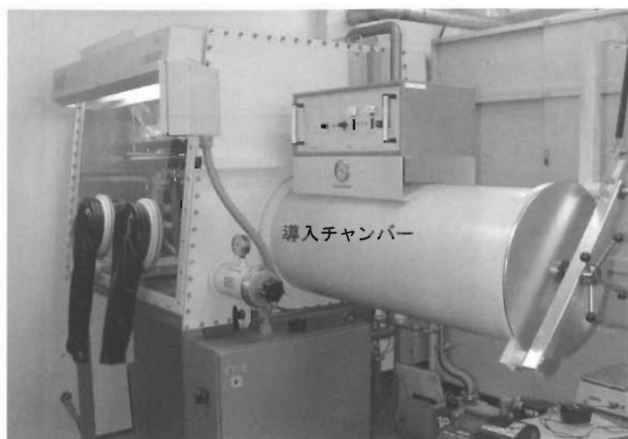


Fig.2.3 Photo of Glove Box

グローブボックス内でのナトリウム精製セルの組み立て手順をFig. 2.4に示す。まず、金属容器に金属ナトリウムを秤量して充填し、これにセシウムを所定量添加する。セシウムの融点は28.6℃であり、グローブボックス内の温度(約30℃)においては、液体金属として取り扱うことができ

る。次に、 β'' -アルミナチューブを外筒に挿入した後、 β'' -アルミナチューブ内に電極用に純ナトリウム(約13g)を充填する。最後に、グローブボックス内で、外筒を保温(約150℃)した状態でセルを組み立てる。ここで、保温を行うのは、 β'' -アルミナチューブ外部のナトリウムを溶融させ、ここに β'' -アルミナチューブを最後まで挿入してからシールを行うためである。ナトリウム精製セルの部材及び組立て後の写真をFig. 2.5に、また、組立て構造をFig. 2.6に示す。

このような方法で、ナトリウム精製セルは、セシウムの添加量を、ナトリウムに対してそれぞれ10,000ppm、1,000ppm及び100ppmとした3体が製作された。

3. ナトリウム精製試験の方法

3.1 精製試験の方法

製作したナトリウム精製セルを用いてナトリウム

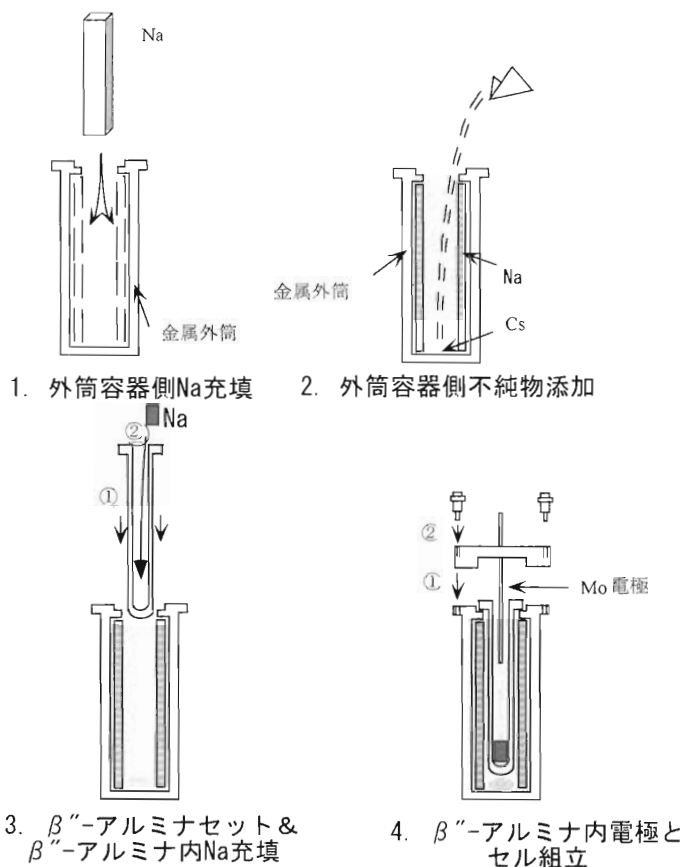


Fig.2.4 Assembling Sodium Purification Cell (Working in Glove Box)

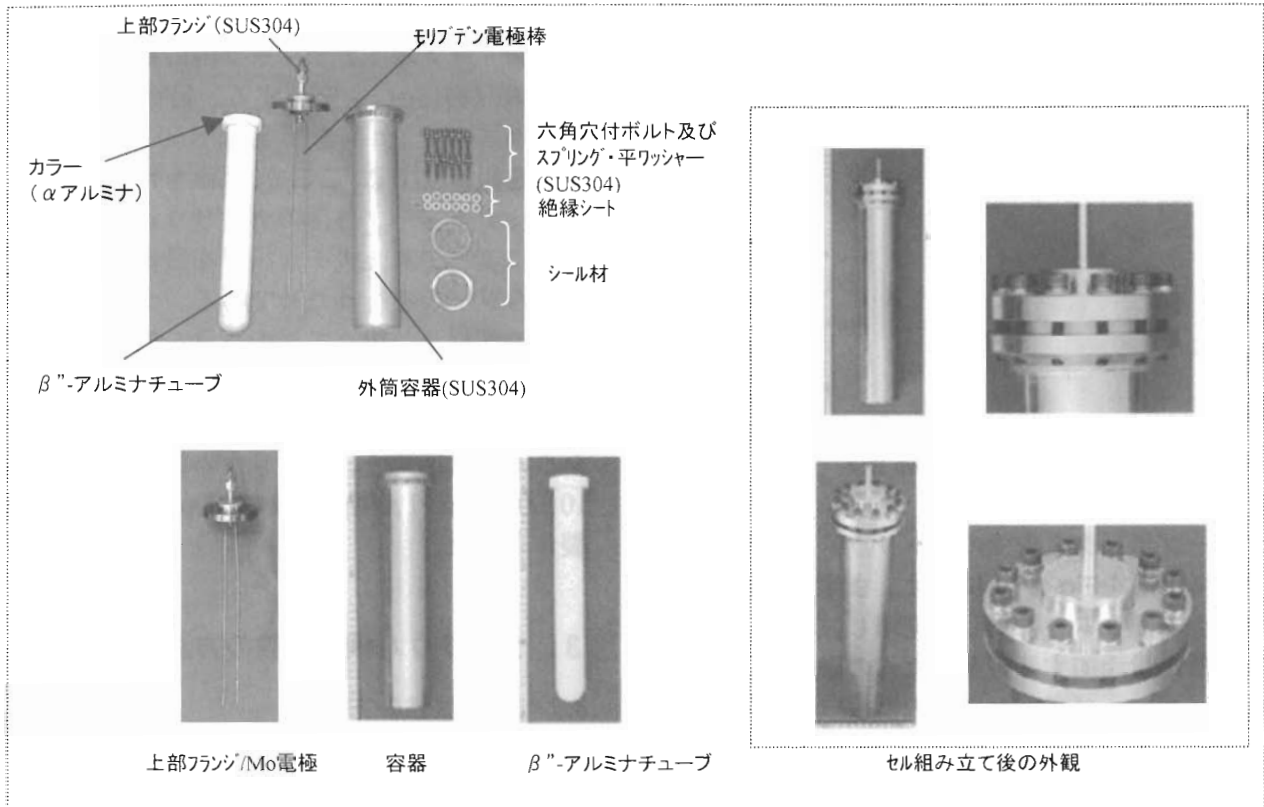


Fig.2.5 Photos of Sodium Purification Cell and Parts

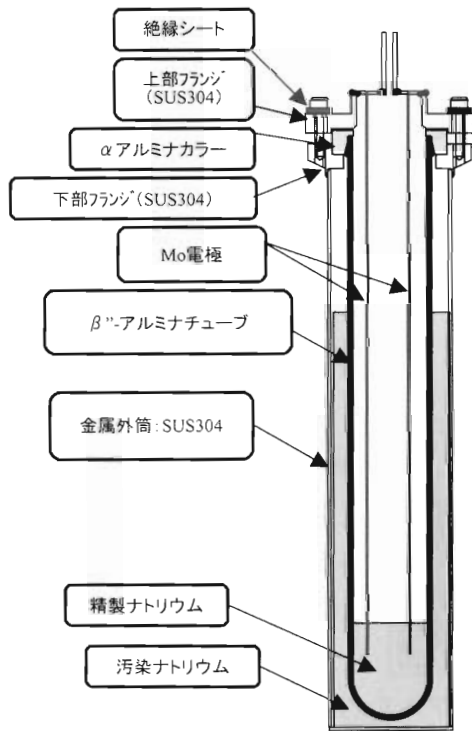


Fig.2.6 Cross Section of Cell

ム精製試験を行う。試験装置の構成をFig. 3. 1 に示す。ナトリウム精製セルに電流用の正負極のリード線を接続し、かつ電圧計測用の端子を取り付ける。このセルを電気炉にセットし、電流及び電圧の端子をそれぞれ直流電源及び電圧計にセットする。その後、電気炉を昇温して350℃に保持し、ナトリウム精製試験を開始する。精製中のナトリウム液面の変動をFig. 3. 2に示す。この図から分かるようにナトリウム液面の変動により通電面積（β"-アルミナチューブ内外のナトリウムにおいて、液面の低い側の面積）が常に変動しているため、その通電面積に合わせて電流量をえることで電流密度を一定（200mA/cm²）としている。電流密度とは、電流値を電流が流れるβ"-アルミナ面積（接液面積）で除した値である。同図に示すように、電流が流れる面は最初はβ"-アルミナチューブ内側のナトリウム接液部である。β"-アルミナチューブ内側のナトリウム液面が上昇して行くと接液面積が増大していくので、電流密度を一定にするためには、電流値すなわち電圧

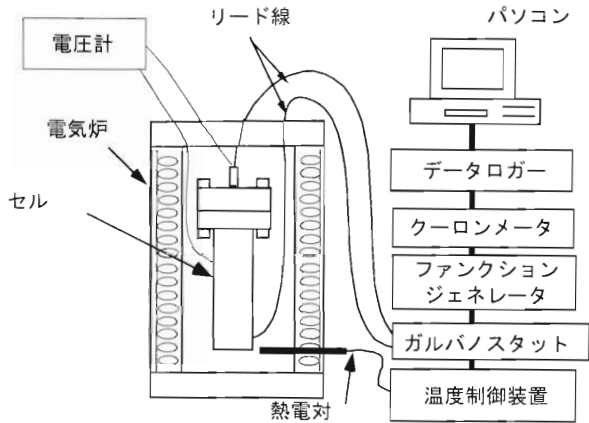
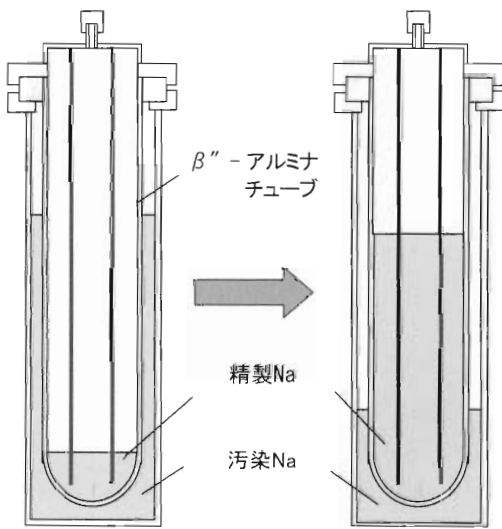


Fig.3.1 System of Test Apparatus



(A) 精製前 (B) 精製後

Fig.3.2 Moving of Liquid Level before and after Test

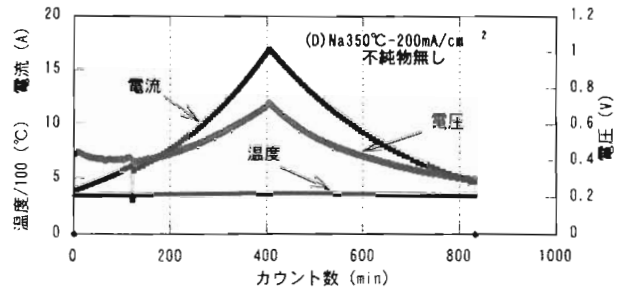


Fig.3.3 Change of Current and Voltage during Test

を上げていく。 β'' -アルミナチューブ内外のナトリウムレベルが同じになると、今度は β'' -アルミナチューブ内液面レベルがチューブ外液面より高くなっていくので、電流が流れる面は β'' -アルミナチューブ外側面積となり、この接液面は精製とともに減少して行く。このため、電流密度を一定にするためには、電流値、すなわち電圧を下げることになる。試験開始からの電流、電圧値の変化をFig. 3.3に示す。このグラフで電流を通す接液面が上昇から下降に転ずる点がチューブ内外面のナトリウム液面が同レベルになった時を示す。電流、電圧及び温度のデータは1分毎にコンピュータに取り込みデータ処理を行う。

ナトリウム精製セル、電気炉内のナトリウム精製セル及び装置全体外観をFig. 3.4に示すが、高温のナトリウムを用いる試験であり、装置全体を金属ケースで覆って試験を行う。

3.2 セシウム濃度

β'' -アルミナチューブ外側のナトリウム中に添

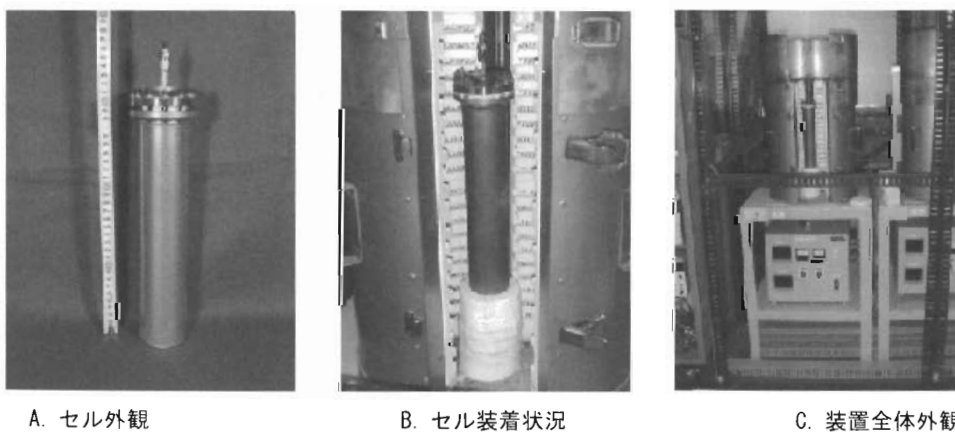


Fig.3.4 Photos of Cell and Test Apparatus

加するセシウム濃度については、その依存性を確認するために3種類とし、4.2節に示す理由により以下の濃度とする。

- ・10,000ppm程度
- ・1,000ppm程度
- ・100ppm程度

3.3 試験条件

ナトリウム精製の温度は、試験はナトリウムの融点(98℃)以上であれば可能であるが、β"-アルミナの導電性は酸化物半導体的特性を示すため、高温ほど導電性が高くなる。そのため、ステンレス容器の強度、ナトリウムに対する耐食性を考慮し、350℃とする。また、電流密度は、電流密度が低い程、電極の分極が少なく、精製に必要なエネルギーが少なくすむ。ただし、低電流密度化は装置の増大化が必要となるため、現実的な装置には適切な電流密度が存在する。そのため、今

回の電流密度は、経験的に200mA/cm²を採用する。

3.4 精製ナトリウムの回収

ナトリウム精製試験を行った後に、試験が終了したナトリウム精製セル中のβ"-アルミナチューブ内外のナトリウムを取り出してセシウム濃度測定試料を作製する。

まず、ナトリウム精製セル組立て時と同様に、セルの解体はグローブボックス中で行う。その手順をFig. 3.5に示す。次に、セルのフランジを取り外した後に、金属容器を保温(150℃)してナトリウムを溶融させて、β"-アルミナチューブを取り出す。その時、β"-アルミナチューブ外に付着したナトリウムも回収する。また、β"-アルミナチューブ内からも同様の操作を行い、精製ナトリウムを液状で回収する。この時、回収前後のナトリウム重量を正確に秤量する。

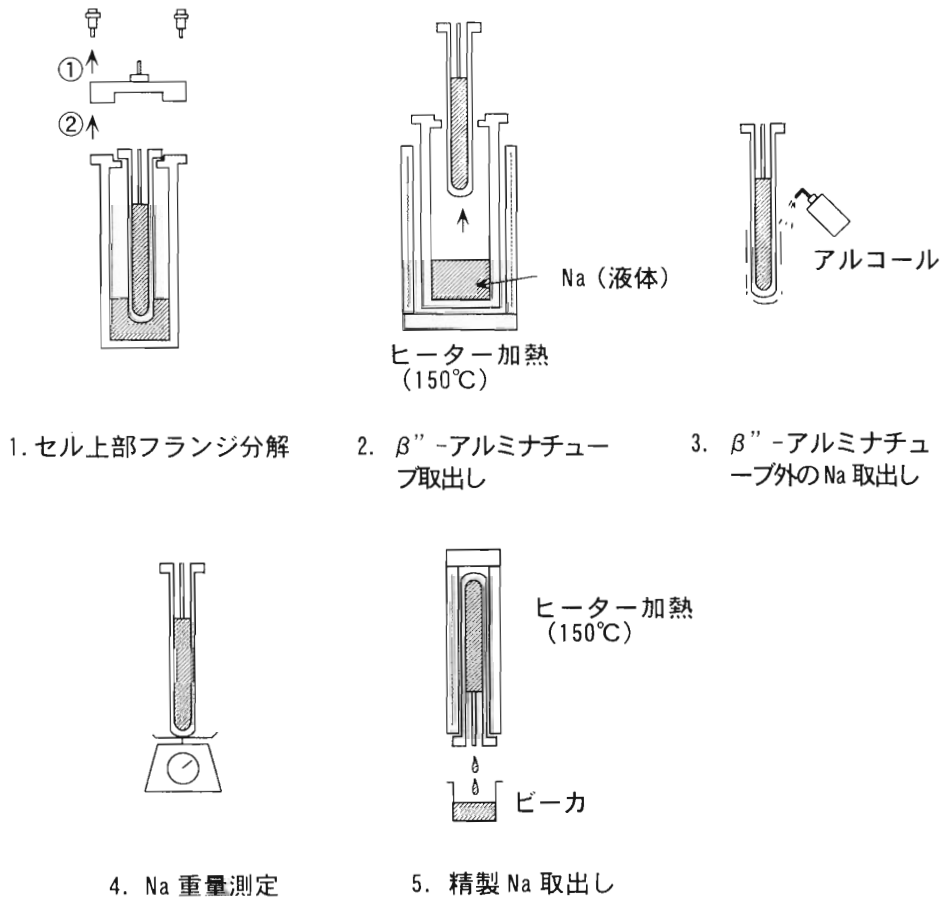


Fig.3.5 Disassembling Cell and Taking-off Purified Sodium

4. セシウム濃度の測定方法と除染係数の評価

ナトリウム精製後のナトリウム中のセシウム濃度の測定は、質量分析及び放射化分析により行う。

4.1 質量分析

質量分析は誘導結合プラズマ質量分析装置(ICP-MS; 島津製ICPM-8500)を用いる。セシウムを添加したナトリウムを精製して得られたβ"-アルミナチューブ内のナトリウムをFig. 4.1に示す方法で溶液化し、ICP-MS及び放射化分析によるセシウムの定量分析用試料を作成する。同図において、ナトリウムをエチルアルコール(キシダ化学、残留農薬分析用)を用いて溶解(水とは異なり、穏やかに溶解)させた後、そのエチルアルコール溶液を蒸発乾固させる。その乾固物に純水を加えて水溶液とする。その水溶液に対し、溶液

中のセシウムをICP-MSにて定量分析を行う。

4.2 放射化分析

精製後のナトリウムを研究炉において照射して放射化分析を行う。放射化分析用試料の作成方法をFig. 4.1に示す。同図に示すように水溶液の一部に炭酸アンモニウム(キシダ化学、特級)を用いて炭酸成分を添加することで、炭酸ナトリウム(Na₂CO₃)の固体の状態にして、放射化分析用試料とする。試料は炭酸ナトリウム1gを高純度石英管に封入し、中性子照射量を評価するためのCoフラックスモニターとともに照射用キャプセルに詰めて照射する。

照射は旧日本原子力研究所の研究炉JRR-3Mの水カラビット照射設備(HR-1)で6時間行う。HR-1の公称熱中性子束は9.6x10¹³n/cm²s、高速中性子束は1.7x10¹²n/cm²sであるが、実際の照射量はCoフラックスモニターによって評価される。

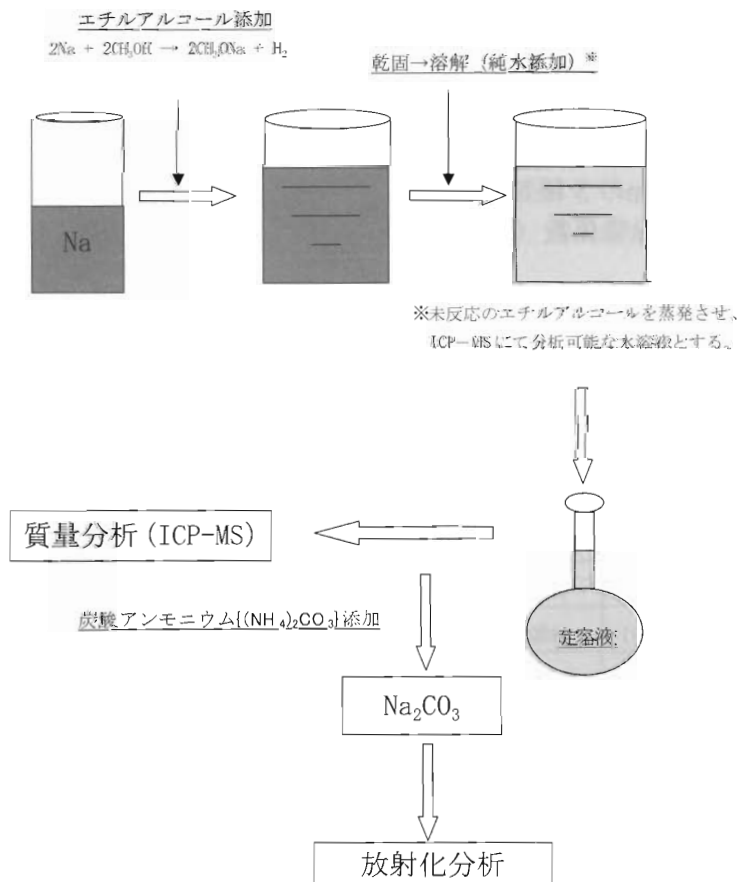


Fig.4.1 Preparation of Specimen for Mass Spectroscopy (ICP-MS) and Radioactive Analysis

照射試料は2カ月冷却後に、Ge検出器を用いた放射能測定器により、¹³⁴Csの795.8keVのγ線ピーク面積を求め、比較標準試料の同じエネルギーのγ線ピーク面積との比較により算出する。

試験のためのセシウム濃度については、放射化分析の場合、理想的な分析は¹³⁷Csのクリアランスレベルである1 Bq/gを評価できることである。これに相当する¹³⁷Cs濃度は0.3pptである。このような分析は、RI使用許可を得た施設において、実際に¹³⁷Csを用いて行う必要がある。しかし、β⁻-アルミナを用いてナトリウム中の¹³⁷Csの精製試験を行う施設は日本には存在しないし、もし、RI使用許可を取得して行うためには、大きな費用と長い期間が必要となる。

このため、本実験では、¹³³Csを研究炉で放射化して生成される¹³⁴Csを計測する。

¹³³Cs(n, γ)¹³⁴Cs(γ:796keV, T_{1/2}:2.1y, σ_{act}:29barn)
しかし、ナトリウムを照射すると高速中性子との反応によって²²Naが生成される。

²³Na(n, 2n)²²Na(γ:1275keV, T_{1/2}:2.6y)
照射する¹³³Cs濃度が0.3pptと低いと、放射化反応で生成される¹³⁴Csは9x10⁻⁴Bq/gと少ないため、²²Naの影響により検出が難しいものと思われる。このため、放射化分析では、セシウム濃度が10,000ppm、1,000ppm、100ppmの3種類の試料を照射して、β⁻-アルミナの除染係数(DF)を求めることとする。

4.3 セシウム除染係数(DF)の評価

セシウム除染係数(DF)は、精製前のナトリウム中のセシウム濃度(β⁻-アルミナチューブ外のセシウム濃度)及び精製後のナトリウム中のセシウム濃度(β⁻-アルミナチューブ内のセシウム濃度)を用いて、以下の定義式で求める。

$$DF = \frac{\text{精製前のナトリウム中のCs濃度}}{\text{精製後のナトリウム中のCs濃度}} \quad (4.1)$$

ただし、ナトリウム精製後のセシウム濃度が検出限界値以下となった場合には、除染係数(DF)の算出の際、処理後のセシウム濃度を検出限界値として算出するものとする。

5. 分析結果とセシウム除染係数(DF)の評価結果

5.1 質量分析結果とDF計算結果

質量分析(ICP-MS)による分析結果をTable 5.1に示す。この表に示すように、精製前のβ⁻-アルミナチューブ内には、通電のために約13gのナトリウムが入れられているので、以下のような補正を行った。これを同表の補正濃度に示す。

Table 5.1 Analysis Results by Mass Spectroscopy (ICP-MS)

試料名		Cs 濃度 100ppm		Cs 濃度 1,000ppm		Cs 濃度 10,000ppm	
		内側	外側	内側	外側	内側	外側
Na 重量(精製前)	(g)	13.01	150.18	13.05	150.3	13.0	150.1
Na 重量(精製後)	(g)	83.092	79.84	82.6872	80.18	83.163	81.85
溶解液量	(ml)	2000	2000	2000	2000	2000	2000
定容液量	(mg/l)	100	200	100	200	100	200
分析濃度 ^{※1}	(ppb)	20 以下	3.01 × 10 ⁵	40	2.794 × 10 ⁶	20	2.248 × 10 ⁷
補正濃度 ^{※2}	(ppb)	23.7 以下	1.6 × 10 ⁵	47.5	1.491 × 10 ⁶	23.7	1.226 × 10 ⁷
DF 値 ^{※3}	—	6.8 × 10 ³ 以上		3.1 × 10 ⁴		5.2 × 10 ⁵	

※1: 精製後のナトリウムを用いて ICP-MS にて分析した値。分析下限値は 20ppb。

※2: 精製前のナトリウム重量(内外)を考慮し、式(5.1)及び(5.2)により補正。

※3: DF は、式(4.1)から算出。

$$\begin{aligned} \text{補正濃度(内側)} &= \text{精製後の内側Na中Cs濃度} \\ &= \text{分解濃度} \times \frac{\text{内側Na重量(精製後)}}{\text{内側Na重量(精製後)} - \text{内側Na重量(精製前)}} \end{aligned} \quad (5.1)$$

また、β"-アルミナチューブ外のナトリウム中のセシウム濃度は秤量によって求めたので、その精度は高くない。このため、精製試験後に残留した外側のナトリウム中のセシウム濃度を質量分析(ICP-MS)により求め、このセシウム量が最初に外側に存在したセシウム量であるとして(内側に移行したセシウム量は無視できる量であると仮定)、以下の補正式を用いて、精製前のセシウム濃度を求めた。これを同表の補正濃度に示す。

$$\begin{aligned} \text{補正濃度(外側)} &= \text{精製後の外側Na中Cs濃度} \\ &= \text{分解濃度} \times \frac{\text{外側Na重量(精製後)}}{\text{外側Na重量(精製前)}} \end{aligned} \quad (5.2)$$

補正後の精製側ナトリウム(β"-アルミナチューブ内)中のセシウム濃度は、同表に示すように23.7~47.5ppbであった。この結果を用い

て、4.3節に記載した定義式(同表の欄外参照)を用いてDFを計算すると、同表に示すように $6.8 \times 10^3 \sim 5.2 \times 10^5$ が得られた。ただし、 $DF = 6.8 \times 10^3$ は、セシウム濃度が1,000ppmの試料の精製後の分析値であり、この場合の分析限界値が20ppbであったため、この値を分析結果としたが、実際はセシウム濃度はもっと低い値である。このため $DF = 6.8 \times 10^3$ は、実際にはもっと高いものと思われる。

5.2 放射化分析結果とDF計算結果

放射化分析のための照射条件は、以下のとおりである。ここで熱中性子束はフラックスモニターにより求めた。

①照射時間：6時間

②熱中性子束：

- ・ Cs10,000ppm試料 : $8.59 \times 10^{13} (\text{n/cm}^2\text{s})$
- ・ Cs1,000ppm試料 : $8.61 \times 10^{13} (\text{n/cm}^2\text{s})$
- ・ Cs100ppm試料 : $8.36 \times 10^{13} (\text{n/cm}^2\text{s})$

放射化分析結果をTable 5.2に示す。同表の分析濃度及び補正濃度は、β"-アルミナチューブ内のセシウム濃度を示し、Table 5.1と同様に、精

Table 5.2 Analysis Results by Radioactive method

試料名		Cs 濃度 100ppm	Cs 濃度 1,000ppm	Cs 濃度 10,000ppm
Na ₂ CO ₃ 試料重量	(g)	1.13881	1.01513	0.97198
試料中の Na 重量 ^{※1}	(g)	0.4942	0.4405	0.4218
定量値 ^{※2}	(μg)	5.37×10^{-3}	1.28×10^{-2}	7.87×10^{-3}
検出限界	(μg)	6.81×10^{-4}	5.75×10^{-4}	6.45×10^{-4}
分析濃度 ^{※3}	(ppb)	10.866	29.058	18.658
補正濃度 ^{※4}	(ppb)	12.883	34.503	22.115
DF 値 ^{※5}	—	1.2×10^4	4.3×10^4	5.5×10^5

$$\text{※1: Na 割合} = \frac{(\text{Na 質量数} \times 2)}{(\text{Na}_2\text{CO}_3 \text{ 分子量})} = \frac{23 \times 2}{23 \times 2 + 12 + 16 \times 3} = \frac{46}{106} = 0.43396 \text{ より}$$

試料中の Na 重量 = Na₂CO₃ 試料重量 × Na 割合として算出した。

※2: 放射化分析にて検出された試料中の Cs 重量。

※3: 分析濃度 = $\frac{\text{定量値}}{\text{試料中の Na 重量}}$ より算出した。

※4: Na 重量は Table 5.1 の値を使用し、式(5.1)により補正。

※5: DF 値は式(4.1)から算出。ただし、補正濃度(外側)は化学分析にて測定した値 (Table 5.1 の「補正濃度(外側)」を参照)を使用。(精製前 Cs 濃度の測定は化学分析により実施しているため)

製前の β "-アルミナチューブ内の通電のためのナトリウム約13gの補正を行っている。同表に示すように補正後の精製側ナトリウム中のセシウム濃度は、12.9~34.5ppbであった。また、この結果と質量分析にて測定した補正濃度(外側)値を用いて、同様にDFを計算すると、同表に示すように $1.2 \times 10^4 \sim 5.5 \times 10^5$ が得られた。

5.3 DF評価結果

質量分析及び放射化分析によって測定したセシウム濃度に対するDFをFig. 5.1に示す。また、精製前後のナトリウム中のセシウム濃度及びDFをFig. 5.2に示す。これらの図に示すように、両者のDF及び精製ナトリウム中のセシウム濃度は各条件ともほぼ同じ値を示しており、いずれの分析も問題なくセシウム濃度を測定できたと判断できる。

次に、ナトリウムイオン直径は1.13Åであるのに対してセシウムイオン直径は1.81Åと大きいため⁷⁾、 β "-アルミナはセシウムイオンを透過させないにもかかわらず、精製ナトリウム中にはセ

シウムが検出されている。しかも、Fig. 5.1によると精製前のセシウム濃度が低いほどDFは低いように見える。このことは一見、精製前セシウム濃度に関係なく、ある一定量のセシウムは β "-アルミナを透過してしまうように思われる。しかし、Fig. 5.2に示すように、精製後のセシウム濃度は1,000ppmの場合が最も高く、検出されたセシウム濃度にはバラツキがある。

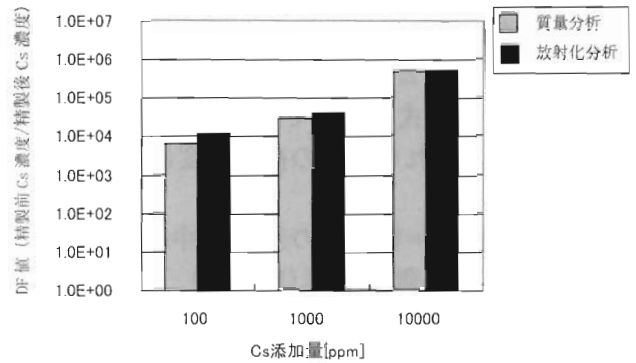
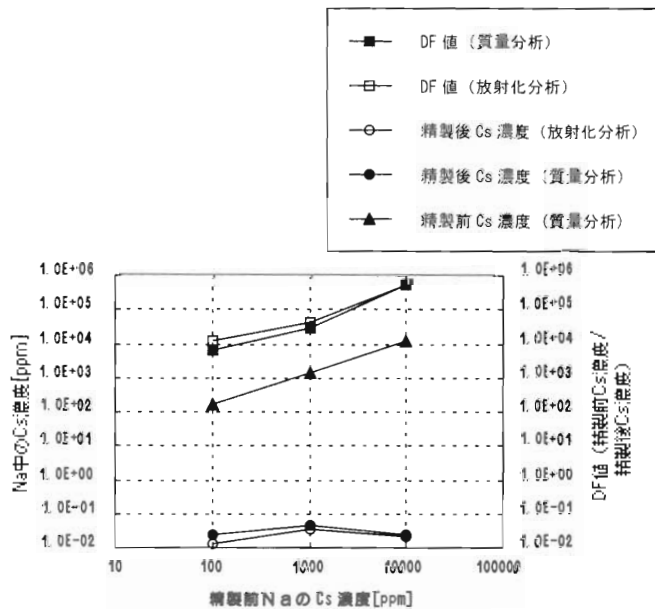


Fig.5.1 Decontamination Factor obtained by ICP-MS and Radioactive Analysis



(注) 精製前Na中のCs濃度については、放射化分析を実施していない。放射化分析のDF値算出における精製前Na中Cs濃度は質量分析の値を用いている。(Table 5.2を参照)

Fig.5.2 Cs Concentration before and after Purification and Decontamination Factor

以上の理由から、今回の試験で検出されたセシウムには、 β'' -アルミナを透過したセシウムだけではなく、試料作製中に、 β'' -アルミナセルの外側に添加したセシウムを含有しているナトリウムによる汚染が原因である可能性がある。いずれにせよ、 β'' -アルミナを用いたセシウム除去効率、他の除去物質を用いた方法より2桁以上高いDFを示しており、 β'' -アルミナは非常に有望なセシウム除去物質といえる。

6. まとめ

β'' -アルミナを用いてナトリウム中のセシウム除去試験を実施し、質量分析及び放射化分析によって精製ナトリウム中のセシウム濃度を測定した。この結果、質量分析及び放射化分析の両者の測定値はほぼ同程度であり、測定は問題なく行われた。測定結果を用いて求められたDFは $10^4 \sim 10^5$ と高い値を示し、 β'' -アルミナは、ナトリウム中のセシウム除去に非常に有効な方法であることが確認された。

ただし、 β'' -アルミナは理論的にはセシウムを透過しないはずであるが、本試験においてセシウムが検出されたことは、精製前ナトリウムの汚染も考えられる。このように極微量の不純物の試料作製を、グローブボックス内において手作業で行うことは、どうしても汚染は避けられないものと思われる。

今後、実用化するためには、多数のセルを配置した場合のセル間の精製性能の違い、セルの耐久性及び他の不純物核種の影響を試験によって確認して、これらを基に精製試験装置を設計、製作す

ることが必要である。

最後に、本試験実施にあたり、宮崎慶次阪大名誉教授を委員長とする「高速炉冷却材ナトリウムの除染技術に関する調査委員会」からの貴重なご意見等をいただき、ここに感謝の意を表します。

参考文献

- 1) W. F. Brehm, et al., Cesium Removal from FFTF Sodium - Operational Considerations, Transactions of ANS, p. 333 (1990).
- 2) J. Roger, et al., Transformation of Sodium from the RAPSODIE Fast Breeder Reactor into Sodium Hydroxide, 3rd Int. Conference on the Decommissioning of Nuclear Installations, Luxembourg, p. 3 (1994).
- 3) G. Rodziguez, et al., Sodium Waste Management: From Process Development to Industrial Application, Safewaste 2000, France p. 346 (2000).
- 4) 西 敏郎、他、 β'' -アルミナを用いたナトリウム精製に関する基礎研究、原子力学会、2001年秋の大会予稿集、p. 878(2001).
- 5) 西 敏郎、他、 β'' -アルミナの製造方法及び導電特性、三菱重工技報、Vol. 32, No. 2, p. 1, (1995).
- 6) 中山富佐雄、他、 β'' -アルミナによるCs除去試験、原子力学会、2004年秋の大会予稿集、p. 530 (2004).
- 7) 化学便覧、改訂3版、基礎編、丸善、p. II-717 (1984).

大洗研究開発センターにおける放射性廃棄物管理

前多 厚*、木幡幸一*、山崎保夫*、
高橋孝三*、大久保利行*、宮崎 仁*

Radioactive Waste Management in O-arai Research and Development Center

Atsushi MAEDA, Koichi KOWATA, Yasuo YAMAZAKI,
KOZO TAKAHASHI, Toshiyuki OHKUBO, Hitoshi MIYAZAKI

日本原子力研究所と核燃料サイクル開発機構が統合した日本原子力研究開発機構では、自らの原子力施設の廃止措置及び放射性廃棄物の処理・処分を、原子力施設の設置者及び放射性廃棄物の発生者としての責任において計画的かつ効率的に進めていく。

研究開発拠点のひとつである大洗研究開発センターにおける放射性廃棄物管理について現状を報告する。大洗研究開発センターの廃棄物管理施設では、安全確保を大前提に、契約により大洗地区の原子力事業者から受け入れたものも含め、低レベル放射性廃棄物の廃棄物管理を実施している。固体廃棄物の焼却、圧縮、液体廃棄物の固化等の減容、安定化、廃棄物の保管管理を着実に進め、将来処分まで適切に保管管理している。

By the Japan Atomic Energy Agency (JAEA), the result of the integration of the Japan Atomic Energy Research Institute and the Japan Nuclear Cycle Development Institute, designed decommissioning of nuclear facilities and the treatment and disposal of radioactive waste will be carried out systematically and efficiently as responsibility as the installer of the nuclear facilities and generator of radioactive waste.

This paper shows the present status of radioactive waste management in O-arai Research and Development Center, one of the research and development bases of JAEA. The management of low-level radioactive waste, including those accepted from outside operator of O-arai district under contract, is carried out by the major premise of ensuring safety at O-arai Waste Management Facility.

Treatment related to volume reduction and stabilization by means such as incineration and compression of solid waste, and solidification of liquid, as well as waste storage management is steadfastly promoted, so that these substances may be adequately stored and managed until they are disposed of.

1. はじめに

本報告は、独立行政法人日本原子力研究開発機

構（以下、「原子力機構」という。）大洗研究開発センターの放射性廃棄物管理の現状等を紹介するものである。

* : 日本原子力研究開発機構 (Japan Atomic Energy Agency)

原子力機構の中期目標、中期計画には、「自らの原子力施設の廃止措置及び放射性廃棄物の処理・処分に係る技術開発」に取り組み、原子力施設の設置者及び放射性廃棄物の発生者としての責任において安全確保を大前提に、放射性廃棄物の処理・処分を計画的かつ効率的に進めていくことが挙げられている。この際、安全確保はもちろんのこと、コスト低減が重要であり、合理的な廃止措置や放射性廃棄物の処理・処分に必要な技術開発は、原子力機構の研究開発部門であるバックエンド推進部門が担っている。

低レベル放射性廃棄物の処理については、各研究開発拠点において、「契約によって外部事業者から受け入れたものも含め、安全を確保しつつ、固体廃棄物の焼却、溶融、圧縮、液体廃棄物の固化等の減容、安定化、廃棄体化処理、廃棄物の保管管理を計画的かつ着実に促進し、これらを将来処分または外部に搬送するまでの間、適切に保管できるようにする」目標に対して、継続して廃棄物管理を着実に実施していく。効率的、かつ安定した廃棄物管理により、各研究開発拠点におけるホット施設を利用した研究開発を支援するとともに、使命を終えた原子力施設の効率的かつ計画的

な廃止措置に一致協力して取り組んでいく。

2. 大洗地区の廃棄物管理体制

平成17年10月1日の原子力機構設立に伴い、大洗地区においては、日本原子力研究所大洗研究所（以下、「原研大洗研」という。）と核燃料サイクル開発機構大洗工学センター（以下、「サイクル機構大洗」という。）が組織的に統合され、大洗研究開発センターが発足しており、自らの原子力施設からの廃棄物管理のほか、隣接する原子力事業者である東北大学金属材料研究所附属量子エネルギー材料科学国際センター（以下、「東北大学」という。）及び日本核燃料開発株式会社（以下、「NFD」という。）の施設で発生する放射性廃棄物の一部を、原子炉等規制法における廃棄物管理の事業及び放射線障害防止法における廃棄物の業として、受託契約により、廃棄物管理施設に受け入れて処理、保管している。

大洗研究開発センターにおける廃棄物の流れと管理の現状をFig. 1に示す。図中の南地区及び北地区は、それぞれ旧サイクル機構大洗及び旧原研大洗研を示している。廃棄物管理については、従来から、原研とサイクル機構とで取り交わした放

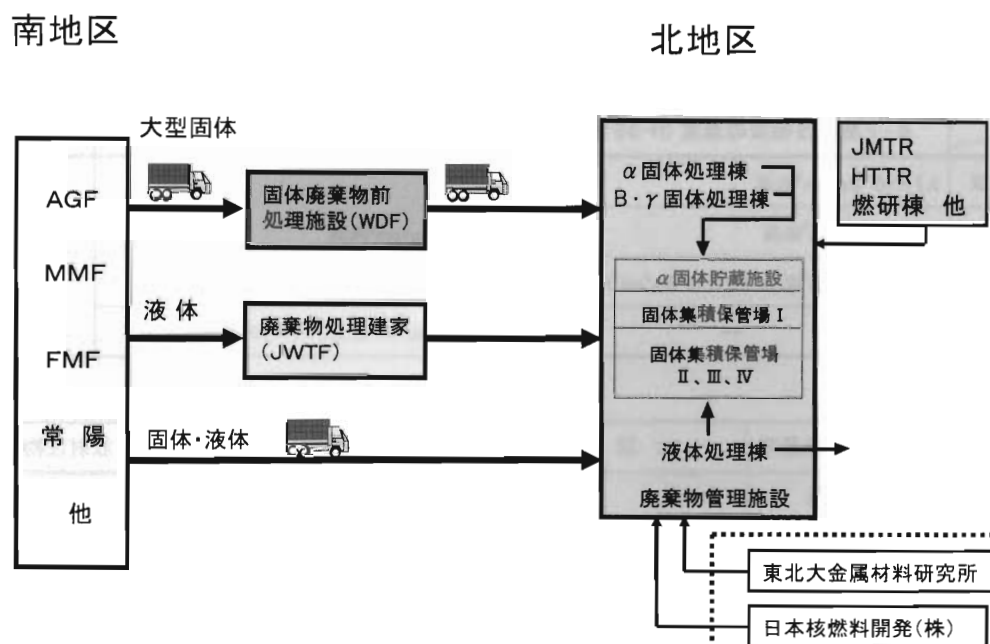


Fig.1 Flow of Waste and its Management at O-arai Site

放射性廃棄物処理に関する協定に基づく共同運営を実施して双方の放射性廃棄物を適切に処理、保管してきており、統合後は、大洗研究開発センターに新設した環境保全部に廃棄物管理部門を集中して一元管理している。

3. 放射性廃棄物の受入れ

(1) 放射性廃棄物の種類と性状

大洗研究開発センターでは、発生及び受け入れる放射性廃棄物を、性状、含まれる放射性物質の種類及び量、容器表面の線量当量率により分別管理している。放射性廃棄物の区分をTable 1に示す。

液体廃棄物は、性状を無機性のものと有機性のものにと大別し、 α 放射性物質の水中濃度が一定量以下のものを、トリチウム (^3H) とそれ以外の $\beta \cdot \gamma$ 放射性物質の水中濃度による4区分としている。液体廃棄物Aは、発生元から配管又は廃液運搬車によって廃液貯槽Ⅰの6基の貯槽に受け入れる。液体廃棄物Bは廃液運搬車により廃液貯槽Ⅱの4基の貯槽に受け入れる。

固体廃棄物は、 α 放射性物質の含有量により $\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物と α 固体廃棄物とに大別するとともに、それぞれ容器表面での線量当量率により

2区分(低線量物をA、高線量物をB)している。さらに、受入れ後の効率的な処理のため、 $\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物Aは、内容物毎に、可燃性2種類(セルロース系及びプラスチック類)、不燃性4種類(有機難燃、鉄鋼、非鉄金属及びガラス等)及びエアフィルタ類の計7種類に分別搬入している。 $\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物Bは性状の分類を行っていないが、内容物を発生元で区分管理して搬出されている。

また、 α 固体廃棄物Aは、可燃性、不燃性3種類(含水物、金属及びその他(塩ビ、ガラス等))とエアフィルタ類の計5種類に、 α 固体廃棄物Bはエアフィルタ類とそれ以外の可燃・不燃性(放射化された金属等)の2種類に分類している。

平成12~16年度の5年間における年平均の放射性廃棄物の廃棄物管理施設への搬入量は、液体廃棄物が約3,140m³、 $\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物が約370m³、 α 固体廃棄物が約20m³であり、いずれも近年はほぼ横ばい状態であり、かつ、発生元施設での廃棄物低減化努力により、発生廃棄物量は漸減方向にある。なお、管理事業許可における最大受入れ数量(年)は、液体廃棄物が9,400m³、固体廃棄物が約850m³であり、受入れ実績は約1/3となっている。

Table 1 Classification of Radioactive Waste

液体廃棄物

	$\beta \cdot \gamma$ 放射性物質の濃度 (H-3を除く。)	トリチウム (H-3) の濃度	α 放射性物質の濃度
放出前廃液	$3.7 \times 10^{-1} \text{Bq/cm}^3$ 未満	$3.7 \times 10^3 \text{Bq/cm}^3$ 未満	$1.0 \times 10^{-2} \text{Bq/cm}^3$ 未満
液体廃棄物A	$3.7 \times 10^1 \text{Bq/cm}^3$ 未満		
液体廃棄物B	$3.7 \times 10^1 \text{Bq/cm}^3$ 以上、 $3.7 \times 10^4 \text{Bq/cm}^3$ 未満		
液体廃棄物C	—	$3.7 \times 10^3 \text{Bq/cm}^3$ 以上、 $3.7 \times 10^5 \text{Bq/cm}^3$ 未満	

固体廃棄物

	表面の線量当量率	α 放射性物質の濃度	$\beta \cdot \gamma$ 放射性物質の濃度
$\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物A	2 mSv/h未満	$3.7 \times 10^4 \text{Bq/容器}^{(*)}$ 未満	$3.7 \times 10^{13} \text{Bq/容器}^{(*)}$ 未満
$\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物B	2 mSv/h以上		
α 固体廃棄物A	0.5 mSv/h未満	$3.7 \times 10^4 \text{Bq/容器}^{(*)}$ 以上、 $3.7 \times 10^7 \text{Bq/容器}^{(*)}$ 未満	
α 固体廃棄物B	0.5 mSv/h以上	$3.7 \times 10^7 \text{Bq/容器}^{(*)}$ 以上、 $3.7 \times 10^{12} \text{Bq/容器}^{(*)}$ 未満	

^(*): 容器の基準容積は20%

(2) 放射性廃棄物の発生施設

Fig. 1 に示すように、大洗地区における原子力機構大洗研究開発センターの試験研究用原子炉施設並びに原子力機構、東北大学及びNFDの核燃料使用施設（照射後試験施設及び核燃料研究施設）及びRI使用施設等の運転・保守に伴って固体及び液体状の放射性廃棄物である「操業廃棄物」が発生する。また、これらの施設の一部の改造、廃止措置・解体撤去に伴う「解体廃棄物」も将来増加することが予測される。Table 2 に廃棄物管理施設へ受け入れている主な発生施設と放射性廃棄物の種類を示す。

大洗研究開発センターからは、軽水減速軽水冷却熱中性子炉である材料試験炉（JMTR）及びその照射燃料・材料の照射後試験を行うJMTRホットラボ、高温ガス冷却炉である高温工学試験研究炉（HTTR）、ナトリウム冷却高速炉であり、混合酸化物燃料を用いている高速実験炉「常陽」及び高速炉等での照射燃料集合体、材料、燃料の照射後試験施設（照射燃料集合体試験施設（FMF）、照射材料試験施設（MMF）、照射燃料試験施設（AGF））、プルトニウム等のTRU燃料製造試験施設である燃料研究棟と、種類の異なる原子炉施設及びホットラボ等から各種多様な放射性廃棄物を受け入れている。なお、表中の「常陽」からの α 固体廃棄物はわずかで限定されたものであり、燃料研究棟からの α 廃棄物はグローブボックス作業で

発生する未照射プルトニウム汚染物が主である。

さらに、大学間のJMTR共同利用施設でもある東北大学ホットラボ及び軽水発電炉燃料・材料の研究開発を行うNFDホットラボ等からは液体廃棄物と $\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物の一部を受け入れている。

これらの放射性廃棄物のうち、液体廃棄物は発生施設で貯槽に貯留されたものを専用の廃液輸送管、配管又は廃液運搬車による廃液移送容器にて受け入れるが、「常陽」のNa洗浄廃液は、廃棄物処理建家（JWTF）で低濃度廃液と高濃度廃液に区分し、高濃度のものは廃棄物処理設備により蒸発濃縮処理、固化処理等を行って移送される。

また、南地区の照射後試験施設から発生する大型固体廃棄物の除染・解体処理及び α 廃棄物（雑固体廃棄物）の減容前処理を固体廃棄物前処理施設（WDF）で実施し、廃棄物管理施設に容器に収納して移送している。WDFでの前処理は、 α 固体廃棄物の効率的な減容保管に役立っている。

4. 放射性廃棄物の処理

廃棄物管理施設における放射性廃棄物の処理系統図をFig. 2 に示す。廃棄物管理施設は、受入れ施設、処理施設及び管理施設からなり、これらの施設は、大洗研究開発センター北地区の北部に階段状に整地造成した台地に設置されており、主要建物は18施設に及んでいる。大洗研究開発センターの廃棄物管理施設の施設配置をFig. 3 に示

Table 2 Radioactive Waste Generated from Nuclear Facilities at O-arai site

○:受入あり ×:受入なし

事業所	施設名	液体廃棄物		$\beta \cdot \gamma$ 固体廃棄物		α 固体廃棄物		
		A (放出前廃液を含む)	B	A	B	A	B	
原子力機構	北地区	JMTR (材料試験炉)						
		JMTRホットラボ				○	×	×
		HTTR (高温工学試験研究炉)	○	○	○			
		燃料研究棟 廃棄物管理施設				×	○	○
	南地区	常陽						
		FMF (照射燃料集合体試験施設)						
		MMF (照射材料試験施設)	○	○	○	○	○	○
		AGF (照射燃料試験施設)						
		WDF (固体廃棄物前処理施設)						
		東北大学金属材料研究所附属量子エネルギー材料科学国際研究センター	○	○	○	○	×	×
日本核燃料開発株 (NFD)	○	○	○	×	×	×		

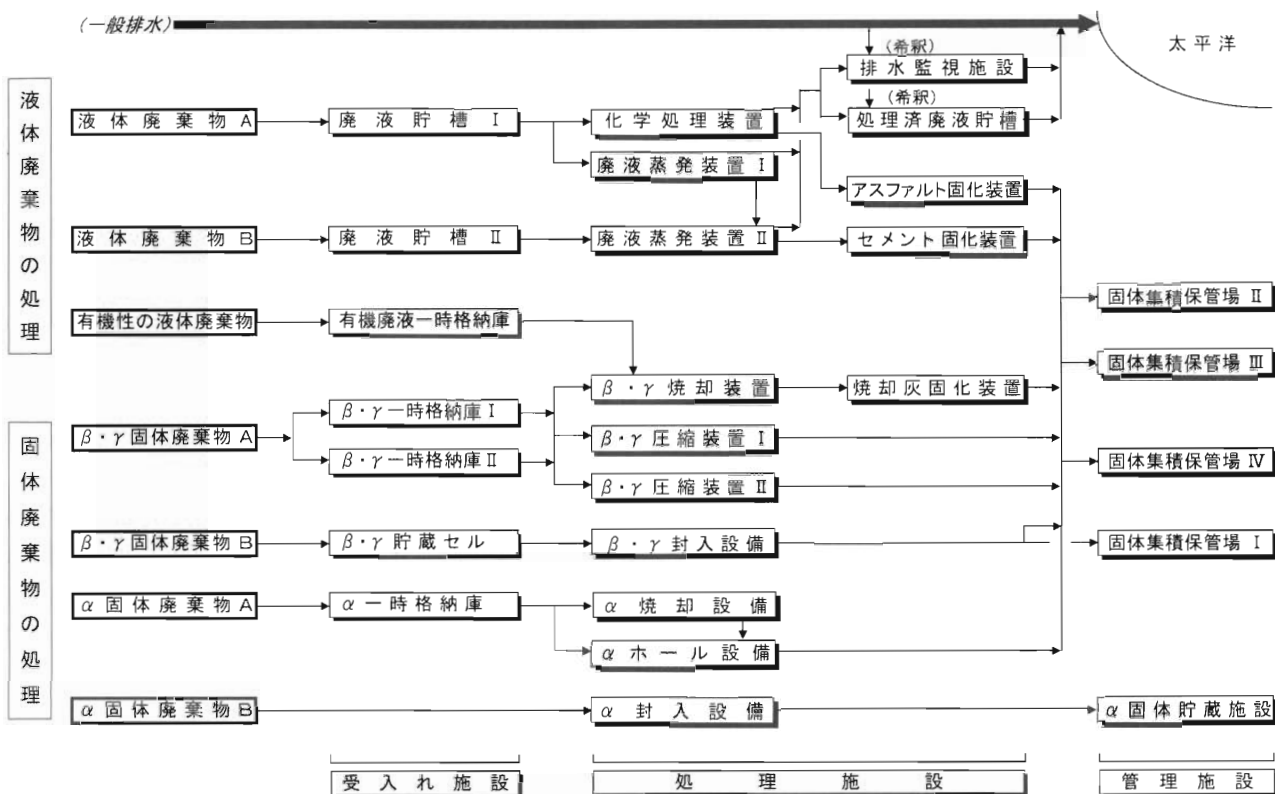


Fig.2 Process Flow of Waste Management

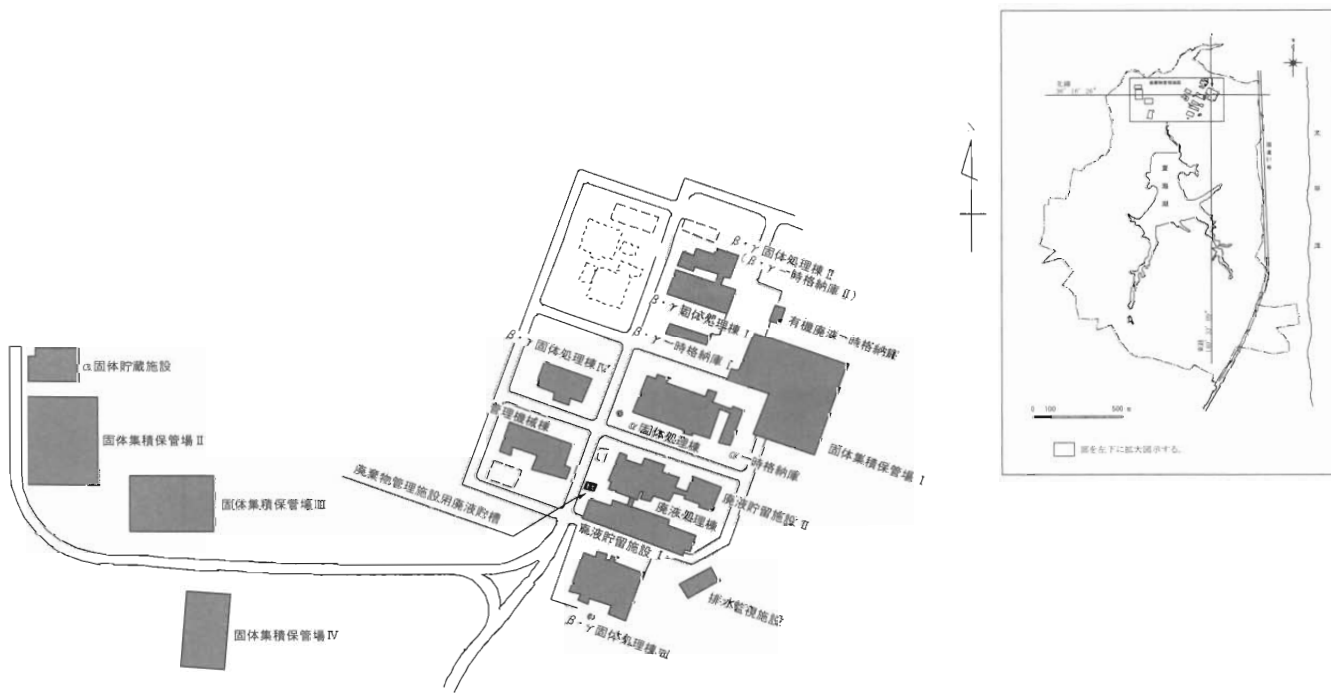


Fig.3 Layout of O-arai Waste Management Facility

Table 3 Outline of Major Equipment in O-arai Waste Management Facility

分類	設備名	対象廃棄物	施設・設備の能力	備考		
受入れ施設	液体廃棄物 廃液貯槽Ⅰ	放出前廃液 液体廃棄物A	貯留能力 : 200m ³ ×5槽、400m ³ ×1槽	100m ³ 分はβ・γ固体処理棟Ⅱ内設置 β・γ固体処理棟Ⅳ内設置		
	廃液貯槽Ⅱ	液体廃棄物B、C	貯留能力 : 70m ³ ×4槽			
	有機廃液一時格納庫	有機性の液体廃棄物A、B	貯留能力 : 1.2m ³			
	β・γ一時格納庫Ⅰ、Ⅱ	β・γ固体廃棄物A	受入れ能力 : Ⅰ 200m ³ 、Ⅱ 100m ³			
	β・γ貯蔵セル	β・γ固体廃棄物B	受入れ能力 : 1m ³			
処理施設	α一時格納庫	α固体廃棄物A	受入れ能力 : 150m ³	この他化学処理装置では、液体廃棄物Cを分析フードで処理 廃液処理棟内設置 廃液貯留施設Ⅰ内設置 *:放射性物質濃度は濃度限度未満		
	化学処理装置	放出前廃液 液体廃棄物A	処理能力 : 10m ³ /h×1基			
	液体廃棄物 廃液蒸発装置Ⅰ	放出前廃液 液体廃棄物A	処理能力 : 3m ³ /h×1基			
	廃液蒸発装置Ⅱ	液体廃棄物B	処理能力 : 1m ³ /h×1基			
	アスファルト固化装置	スラッジ	処理能力 : 100%/バッチ×1基			
	セメント固化装置	濃縮液	処理能力 : 50%/バッチ×1基			
	処理済廃液貯槽	処理済廃液*	貯留能力 : 200m ³ ×1槽			
	排水監視設備	処理済廃液*	貯留能力 : 500m ³ ×1槽			
	固体廃棄物	β・γ圧縮装置Ⅰ、Ⅱ	β・γ固体廃棄物A		処理能力 : 2m ³ /日×2基	β・γ固体処理棟Ⅰ、Ⅱ内設置
		β・γ焼却装置	β・γ固体廃棄物A 有機性の液体廃棄物A		処理能力 : 3m ³ /日×1基	β・γ固体処理棟Ⅲ内設置
β・γ封入設備		β・γ固体廃棄物B	処理能力 : 0.15m ³ /日×1基	β・γ固体処理棟Ⅳ内設置		
α焼却装置		α固体廃棄物A	処理能力 : 0.5m ³ /日×1基	α固体処理棟内設置		
αホール設備		α固体廃棄物A	処理能力 : 1m ³ /日×1基			
α封入設備		α固体廃棄物B	処理能力 : 0.15m ³ /日×1基			
管理施設	固体集積保管場Ⅰ	保管体	最大管理能力 : 3,980m ³ (19,900本相当*)	*:200%ドラム缶換算本数		
	固体集積保管場Ⅱ		最大管理能力 : 1,862m ³ (9,310本相当*)			
	固体集積保管場Ⅲ		最大管理能力 : 1,200m ³ (6,000本相当*)			
	固体集積保管場Ⅳ		最大管理能力 : 1,385m ³ (6,925本相当*)			
	α固体貯蔵施設		最大管理能力 : 132m ³ (1,836個)			

す。また、これらの施設及び主要な設備の概要、設備能力等をTable 3に示す。

(1) 液体廃棄物の処理

液体廃棄物Aのうち、JMTR原子炉施設から発生する一次冷却水等、物理化学的性質が一定したものは、化学処理装置（凝集沈殿法）で処理する。物理化学的性質が多様なものは廃液蒸発装置Ⅰにより処理する。化学処理装置から発生するスラッジはアスファルト固化装置により固型化する。

液体廃棄物B及び廃液蒸発装置Ⅰで発生する濃縮廃液は廃液蒸発装置Ⅱにより処理する。廃液蒸発装置Ⅱの蒸発缶、濃縮液受槽等は、遮へいを考慮したコンクリート壁内に設置されている。発生する濃縮廃液はセメント固化装置により、固型化する。

処理済廃液等は必要により希釈して、それ以外の液体廃棄物については希釈処理などを行い、基準値以下であることを確認後、放出している。

(2) 固体廃棄物の処理

β・γ固体廃棄物Aのうち、可燃性のものは、

β・γ固体処理棟Ⅲ内に設置するβ・γ焼却装置により減容処理を行い、さらに発生する焼却灰は焼却灰固化装置により固型化している。これらの処理により、減容比は約300に達している。

不燃性のβ・γ固体廃棄物Aは、β・γ固体処理棟Ⅰ及びⅡ内に設置する2基のβ・γ圧縮装置により約5分の1程度に減容処理を行い、ドラム缶に封入している。一部の大型、異型の金属配管等の不燃廃棄物は、効率的な保管のため、発生元あるいは廃棄物管理施設において、200%ドラム缶又は内容積1m³の角型鋼製容器に封入、詰替えを行っている。さらにβ・γ圧縮装置Ⅱにはフィルタ破砕機が附属しており、HEPAフィルタを解体後、木枠を焼却処理、エレメントを圧縮処理している。

輸送容器に格納してβ・γ固体処理棟Ⅳに搬入されたβ・γ固体廃棄物Bは、ホットセル内の貯蔵セルに一時保管し、線量評価によって容器、遮へい材料を選択し、封入設備において遠隔操作により、必要に応じて分類・圧縮を行った後、コンク

リートブロック等の遮へい容器に封入している。
 α 固体廃棄物Aは、 α 固体処理棟の α ホール(気密室であり、作業従事者はエアラインスーツを着用して作業する)にてカートン内の放射性廃棄物の分別確認を行い、可燃性廃棄物はホールに接続された α 焼却装置(蓄熱密閉型助燃方式)により焼却し、焼却灰は灰出しボックスからバグアウト方式で取り出す。不燃性の α 固体廃棄物は α ホール内の細断機、圧縮機による減容処理を行った後、内容器を入れた二重の容器にバグアウト方式で封入し、廃棄物パッケージとする。

α 固体廃棄物Bは、発生元で仮密封した状態で輸送容器にて、 α 固体処理棟の封入セル内に搬入し、遠隔操作によりステンレス鋼製の密封容器に封入して保管体としている。

5. 廃棄物の保管管理

廃棄物管理施設に受け入れた放射性廃棄物は、それぞれ区分された処理系統により処理した後、

管理施設に保管される。保管している保管体の形状をFig. 4に示す。廃棄物管理施設の保管体の最大管理能力は8,559m³(200ℓドラム缶換算42,795本相当)である。

保管体の種類として主要な200ℓドラム缶の内容物は、 β ・ γ 固体廃棄物A(不燃物)の圧縮物、 β ・ γ 固体廃棄物A(可燃物)の焼却灰固化物、 α 固体廃棄物Aの圧縮物、セメント固化物、化学処理スラッジのアスファルト固化物及び蒸発濃縮液のセメント固化物からなる。

固体集積保管場Ⅱ、Ⅲは、これら200ℓドラム缶の主な専用置場であったが、既に満杯状態であり、固体集積保管場Ⅳを平成14年度より供用している。地上1階、地下1階の鉄筋コンクリート造の固体集積保管場Ⅳは、種々の保管体を保管することが出来る管理施設であり、最大管理能力は200ℓドラム缶換算で6,925本相当である。平成17年12月末での累積保管量は1,787本相当となっている。今後の操業廃棄物の発生量が現状で推移す

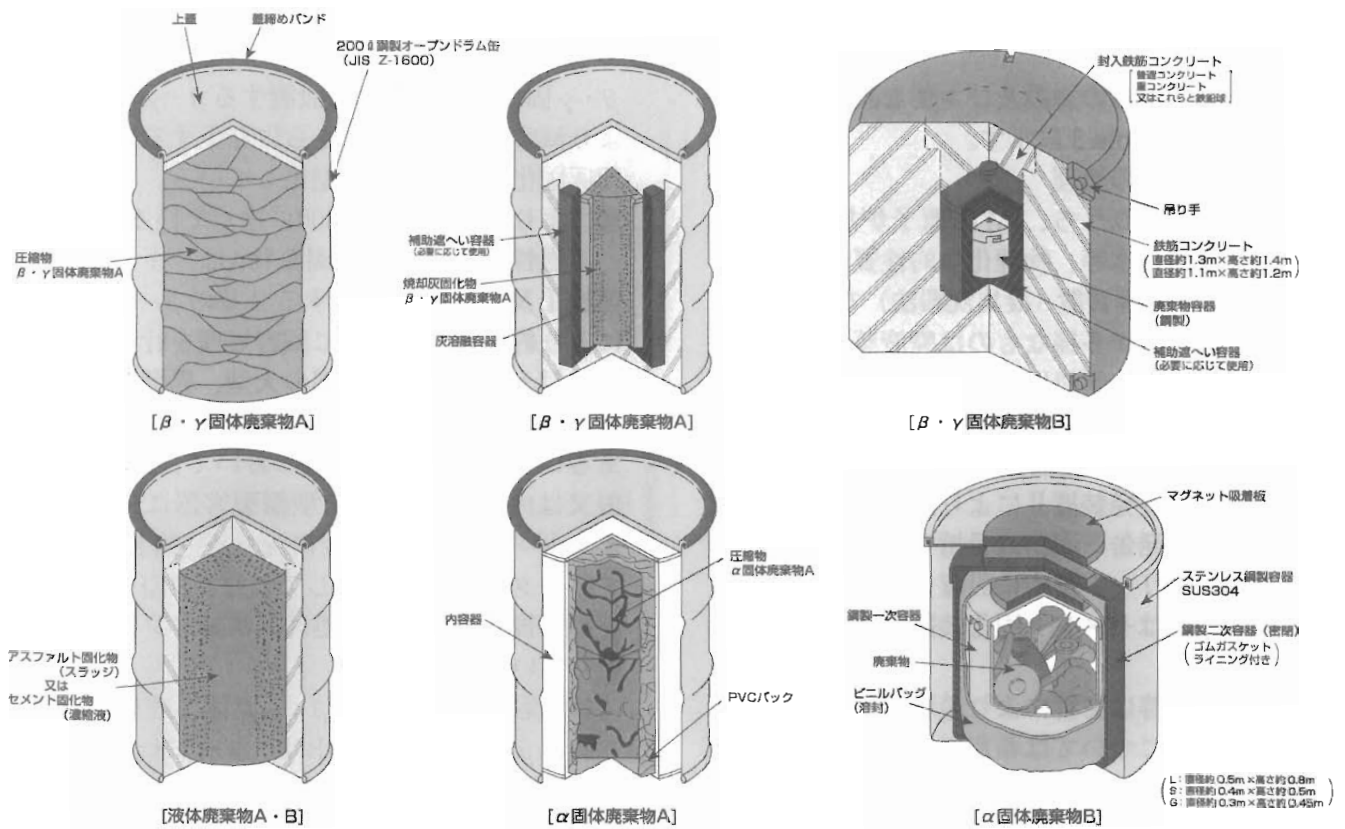


Fig.4 Typical Waste Storage Packages

れば、年間200リットルドラム缶発生量は300～350本であり、今後14年近くの保管余裕がある。ただし、重水臨界実験装置（DCA）等の廃止措置も今後計画されており、解体廃棄物量の増加を考慮し管理していく必要がある。

また、 β ・ γ 固体廃棄物Aのうち、設備・機器の解体時に発生する厚肉の配管、バルブ類は200リットルドラム缶のほか、1 m³の角型鋼製容器に保管しており、31個を固体集積保管場Ⅳに保管している。

平成17年に屋根構造とした固体集積保管場Ⅰは、放射化金属廃棄物等の高線量 β ・ γ 固体廃棄物を封入したコンクリートブロックの専用置場であり、貯蔵余裕は十分確保している。

α 固体貯蔵施設は、 α 汚染放射化金属等の高線量 α 固体廃棄物を3種類のステンレス製密封容器に封じて保管する施設であるが、G孔は既に満杯であり、S孔及びL孔の90%以上が既に保管使用されている。現在の照射後試験計画等に基づく発生量予測では、数年内に満杯になる見通しである。

6. 大洗地区における廃棄物管理の課題

原子力機構においては、現在「低レベル放射性廃棄物管理計画書」を策定しているところであり、この中で原研及びサイクル機構が保管・貯蔵していた放射性廃棄物及び原子力機構において発生する放射性廃棄物の発生から処理、保管、処分に至るまでの総合的な管理計画をとりまとめることとしている。本部バックエンド推進部門の計画調整のもと、各研究開発拠点の連携した廃棄物管理が計画の実施に最重要である。

以下に、この計画の具体的な作業として、大洗地区の廃棄物管理の課題をトピック的に列挙する。

(1) 施設・設備の経年化対策

大洗地区の廃棄物処理計画では、廃棄物処理のため、リコンディショニングを必要とする処理を除き、既存処理施設をできる限り有効活用した処理を継続する。

廃棄物管理施設は、昭和42年11月の低レベル廃液貯槽の一部供用開始以来、昭和48年まで、主としてJMTRの附属施設として段階的に設備を整備、処理能力を増加してきた。また、昭和49年か

らの旧動燃事業団からの放射性廃棄物の受入れ及び処理のため、 α 処理等の設備整備を進めてきた。

平成4年の廃棄物管理施設の事業許可を受け、設計及び工事の方法の認可申請後、平成8年3月までに施設を逐次改修整備して使用前検査に合格し、廃棄物管理の事業を開始している。

現在まで、保安規定等に基づく施設・設備の不断の運転・保守により、無事故の連続運転を遂行してきているが、前述のように、施設・設備は運転後30年以上を経過しており、ユーティリティ設備や高温使用設備などに顕著に高経年化対策、更新が必要となってきた。廃棄物管理施設の施設・設備は今後も長期に亘って使用し、研究開発に支障がないようにしなければならず、経年劣化の安全評価により間断なき対応を計画的に実施していく。

(2) 新規減容処理施設の建設計画

大洗地区における高線量 α 固体廃棄物は、照射後試験施設にて実施される照射済燃料集合体の解体、燃料及び材料の機械的、物理的、化学的性質の照射後試験等並びに施設整備により発生する。また、高線量 α 固体廃棄物は、試験済みの燃料被覆管をはじめとする燃料集合体部材、燃料が付着したウエスや治工具等であるため、比較的表面線量率が高いことが主な特徴である。

高線量 α 固体廃棄物のステンレス製密封容器を保管している α 固体貯蔵施設の満杯が予想されるため、現在保管中及び今後発生する α 固体廃棄物Bの熔融処理による減容・廃棄物処理を行う施設について、平成24年度運転開始を目標として、詳細設計、安全審査等の許認可に必要な検討・準備に着手している。

(3) 重水臨界実験装置（DCA）の廃止措置

DCAは平成13年9月に運転を停止し、平成14年1月に解体届を提出、同年3月から解体に係る工事を開始している。DCAの廃止措置は、原子炉機能を停止する第1段階を終了し、燃料棒分解洗浄設備等を解体撤去する第2段階を実施中である。

平成17年12月の原子炉等規制法の改正施行に基づき、廃止措置計画の認可申請を行い、引き続き、残留放射能評価のための試料採取、核種分析を実施している。今後、保管核燃料の払い出し、クリ

アランス検討評価等を進め、原子炉本体を本格的に解体する第3段階、そして原子炉建屋を解体する最終段階である第4段階を実施していく。

DCAの廃止措置の他、使命を終えた原子力施設の廃止措置も平成22年度以降に予定されている。また、平成18年度にいったん運転を停止するJMTRについては改造検討が進められているところであり、廃止措置等に伴い発生する廃棄物についても、クリアランスの検討、種類及び数量の正確な検討に基づく処理処分方を考慮していくことが必要である。

7. 終わりに

原子力機構の設立、大洗研究開発センターにお

ける廃棄物管理の一元管理を機に、大洗地区の廃棄物管理の現状と課題をまとめた。

今後、原子力機構は低レベル放射性廃棄物管理計画を実施していく。最終処分までの長い道のりは、大洗研究開発センターにおいても、本報告をまとめた著者のみならず、この任に当たる廃棄物管理部門に従事している方々の、安全を確保しつつ、安定な運転・保守への更なる協力と努力、そして原子力機構及び関連機関等の相互協力により到達できるものであり、本報告がその理解の一助になれば幸いである。

スウェーデン・スタズビック社における
金属廃棄物の溶融除染とフリーリリース

川妻伸二*、石川敬二*、松原達郎*、
堂野前寧*、今川康弘*

*Melting Decontamination and Free Release of Metal Waste
at Studsvik RadWaste Co. in Sweden*

Shinji KAWATSUMA, Keiji ISHIKAWA, Tatsuo MATSUBARA,
Yasushi DONOMAE, Yasuhiro IMAGAWA

旧核燃料サイクル開発機構中央安全委員会中央安全専門部会放射性廃棄物・廃止措置分科会が行った「海外調査」で平成17年8月29日にスウェーデンのStudsvik RadWaste社を訪れ、同社における金属廃棄物の溶融除染とフリーリリースの状況を調査する機会を得た。

同社では1987年以降、国内外の放射性金属廃棄物を受入れ、溶融除染によりその大半をフリーリリースしてきている。その順調な操業の背景には、同社の努力はもとより、規制当局（SSI:スウェーデン放射線防護局）の強い指導力の下に達成することが出来たものであった。

本調査は、Dr. J. Lorenzenの「欧州における放射性金属廃棄物のフリーリリース：スウェーデンスタズビック社での17年間のフリーリリース経験」¹⁾に基づいて行っており、あわせて参照されたい。

The Studsvik RadWaste Co. in Sweden was visited on August 29, 2005 by members of radioactive waste and decommissioning subgroup of central safety task force in old Japan Nuclear Cycle Development Institute as "Overseas investigation". The visit afforded us the chance to survey melting and decontaminating of metallic waste in this company and the status of free release.

Domestic and foreign radioactive metallic waste is accepted in this company after 1987, and the majority of the decontaminated waste have been released freely. In the background of the big effort of this company and the strong leadership of the regulator (SSI: Swedish radiation protection Authority), prosperous operation was able to have been achieved.

This survey was done based on "Free release of radioactive metallic waste in Europe: the free release experience for 17 years at Studsvik RadWaste Co. in Sweden" by Dr. J. Lorenzen¹⁾.

1. Studsvik RadWaste社について

Studsvik RadWaste社(以下「スタズビック社」と

記す)は、主にドイツ、アメリカ、日本及びスウェーデンの、原子炉事業者及び核燃料製造者を含む原子力産業を顧客としているStudsvik Nu-

* : 日本原子力研究開発機構 (Japan Atomic Energy Agency)

clear ABグループの一部門であり、放射性廃棄物処理を担当している。スタズビック社の作業場は、スウェーデンの自社施設のほか、顧客サイト (Greifswart、Hanauなど) 内にも設けられている。

スウェーデンの自社施設は、首都ストックホルムから南西方向へ電車で約30分のVagnharad駅から車で約20分のNyköpin (ニショーピン) 市の林間部に位置している (Photo 1)。Nyköpin市は、大洗町と姉妹提携しており、双方の首長同士による相互訪問も行われ、友好を深めている様子であった。

スタズビック社は、1987年から、低レベル放射性廃棄物の金属廃棄物 (SUS、炭素鋼、アルミ、銅等) の選別・除染・溶融による最大限の減容処理を行っているほか、低レベルの樹脂や布類の焼却処理を行っており、1980年代末から他の施設を含めた長年の経験と効率的な手法により、顧客と密接な協力関係を保ち低レベル及び中間レベル (日本では低レベル) 廃棄物取扱いの世界的リーダーたらんと欲している。

2. 放射性廃棄物処理について

説明と案内をして頂いたDr. Lorenzen氏は、2004年の日本原子力学会春の年会 (岡山大学) にて招待講演を行い、その後の学会誌に「欧州における放射性金属廃棄物のフリーリリース：スウェーデンスタズビック社での17年間のフリーリリース経験」¹⁾ が掲載され、放射性金属廃棄物の溶融処理及びフリーリリースについて詳しく述べら



Photo 1 Site of Studsvik RadWaste

れている。この理解を前提として、疑問点について確認を行う形で質疑を進めたが、本稿では、この報告書に掲載された内容をベースに、全体説明や現場視察時及び質疑にて説明・補足された事項についてまとめて述べることにする。

なお、施設敷地内での写真撮影は禁止されており、施設写真は、配布されたパンフレットのものである。

3. 廃棄物処理の規制環境等

スタズビック社では、サイト内の中間貯蔵及び最終処分のスペース効率向上を目的として汚染金属スクラップの溶融減容処理 (及び溶融除染処理) を行い、溶融減容処理と汚染金属スクラップリサイクルが経済的に成り立つことを証明してきている。スタズビック社は、1987年以降、スウェーデン国内のみならず、海外からの汚染金属の処理についても受け入れ、再利用を目的とした溶融減容・除染後の金属のフリーリリースを実施している。特に鉄鋼業界との間では、スウェーデンの規制当局 (スウェーデン放射線防護局:SSI) の強い指導力の下で、長年の情報交換や放射能に関する理解活動などにより良好な関係を築いており、定常的に、スタズビック社にて溶融除染された鉄鋼インゴットのフリーリリースを受け入れ、規制当局の要求に基づき10:1の比率で非汚染鉄鋼とフリーリリース鉄材との混合溶融を行って再利用を行っている。この混合 (希釈) 割合は、放射能がフリーリリース基準 (クリアランス基準) の半分ならば、5:1に上げることができると、トータルの処理量の許可は、2500t/年で変わらない。このステップは2段階のみであり、排出放射能総量による規制というわけではない。スタズビック社が溶融した金属の約95%は、フリーリリース又は鉄鋼業界へのリサイクルが行われている。これまでに、約9000tの金属廃棄物の溶融処理を行い、そのうち89%がフリーリリースされ、3%が発生元に返還されている。残り8%は、Co-60放射能の減衰待ちのため施設内で保管中である。鉄鋼業界からは、処理能力のアップを要請されており、需要に供給が追いついていない状況である。これは、全世界的な鉄鋼需要の増大 (特に中国などの旺盛な需要増大) によるものであり、価

格的な要因によるものではない。(価格的には、確かに市場価格よりいくらかは安いとのこと。)

スタズビック社が受け入れる廃棄物の発生者は、ドイツが最大のマーケットである。医療廃棄物の受け入れも行っているが、これは、スウェーデン国内のものに限られている。受け入れた廃棄物のうち、可燃物は、焼却により体積で約97%減少、重量で約92%減少する。焼却処理は、顧客毎に分けて実施し、顧客間のクロスコンタミは、可能な限りゼロに近くなるように取り扱っており、その処理能力は、1日5tである。なお、液体廃棄物やTRU、PCB、ベンゼンを含む廃棄物は受け入れない。

溶融処理後に発生した二次廃棄物と除染しきれずフリーリリースできない廃棄物は、当該廃棄物の発生者(顧客)に返却する。なお、これらがスウェーデン国内で発生した廃棄物から発生した場合は、SFR(浅地中)及びSFL(長寿命核種)といった最終処分場に処分できる。溶融して生産したインゴットは、フリーリリースを行うまでは、廃棄物の発生者の所有である。フリーリリースを行う段階で、スタズビック社がインゴットを引き取り(無償と思われる。)、鉄鋼業界などに売却する。

クリアランスの検認は、工程管理・品質管理のためにはオンタイムに確認する必要があるSSIの確認を待たずに事業者が行っている。SSIの確認には、サンプルを事業者から提供している。

Co-60を含む金属廃棄物は、インゴット化した後10年間貯蔵を行い、減衰を待っている。この経験からか、入荷時の選別時(Photo 2)に、Co-60のあるものは溶融処理に不適として除外している。

汚染レベルの高い金属廃棄物は、溶融前にブラスト処理(Photo 3)を行い、放射能を低減させてから溶融(Photo 4)を行い、二次廃棄物の削減を図っている。(Fig. 1)

鉄鋼の溶融については、日本の製鋼メーカーと協力(詳しくは聞けず。情報交換か?)している。アルミ業界については、鉄鋼業界のような強い協力体制は得られていない。アルミ材についても、鉄鋼と同様の新材料との混合溶融が行われているかどうかは、スタズビック社は把握しておらず、



Photo 2 Classification by Hands



Photo 3 High Pressure Water Decontamination



Photo 4 Pouring to Ingot Scheme from Melter

単にフリーリリースを行っているのみのものである。

クリアランスの基準については、ECのRadiation Protection (RP) 基準に基づいて行っているが、国によって違いがあり (Table 1)、概してドイツ

は厳しい。これらの違いは、今後調整が必要であり、また調整されていくものと考えているとのことであった。

遠心機のような情報管理が必要な部品をそのまま受け入れることは行っておらず、そのような部品については、顧客（廃棄物発生者）にて情報消滅を行ってから持ち込むことを契約条件としている。

4. 処理設備について

受け入れた金属スクラップは、ドラム缶から取り出し、選別台（振動台）上に開け、人手で選別される（半面マスク着用）。大型のものは、必要に応じ、ブラスト処理（数分間）や高圧水（2 kg/cm²）洗浄を経て、バンドソーやアリゲータカッター、トーチ等により切断される（現場見学时、バンドソーによる切断時には、水による潤滑・冷却を併用していた）。

特に、蒸気発生器のチューブ内部のブラスト処理を行う設備を設置しており、熱交換器のチュー

ブ内にブラストを吹き込み、回収したブラスト材はサイクロンを通してリサイクル利用する設備となっていた。除染困難な細管内部の汚染も低減させ、熔融時の汚染レベルをできるだけ落としておくという姿勢が伺えた。なお、ブラスト材は、固すぎると汚染を埋め込んでしまい逆効果になり選択が難しいとの話があったが、材質の詳細は聞けなかった。

金属熔融炉は、2基が瓶詰め工程のようなインゴット型容器の回転台を挟んで対向して設置されており、3.5t/年・基の能力がある。それぞれ、鉄鋼/SUS用と銅/アルミ/鉛等用に分けて使用されている。

熔融炉は、セラミック（陶土の素焼き様のもの）製であり、誘導加熱・傾動抜き出しである。炉の上蓋（抜出口）の高さに足場があり、通常はこの足場から作業を行う（見学もこの足場上から行った）。炉の寿命は、不明だが、内張りのライナー（材質についてLorenzen氏は、ご存じでないとのこと）は200t毎（数カ月毎）に交換されている。

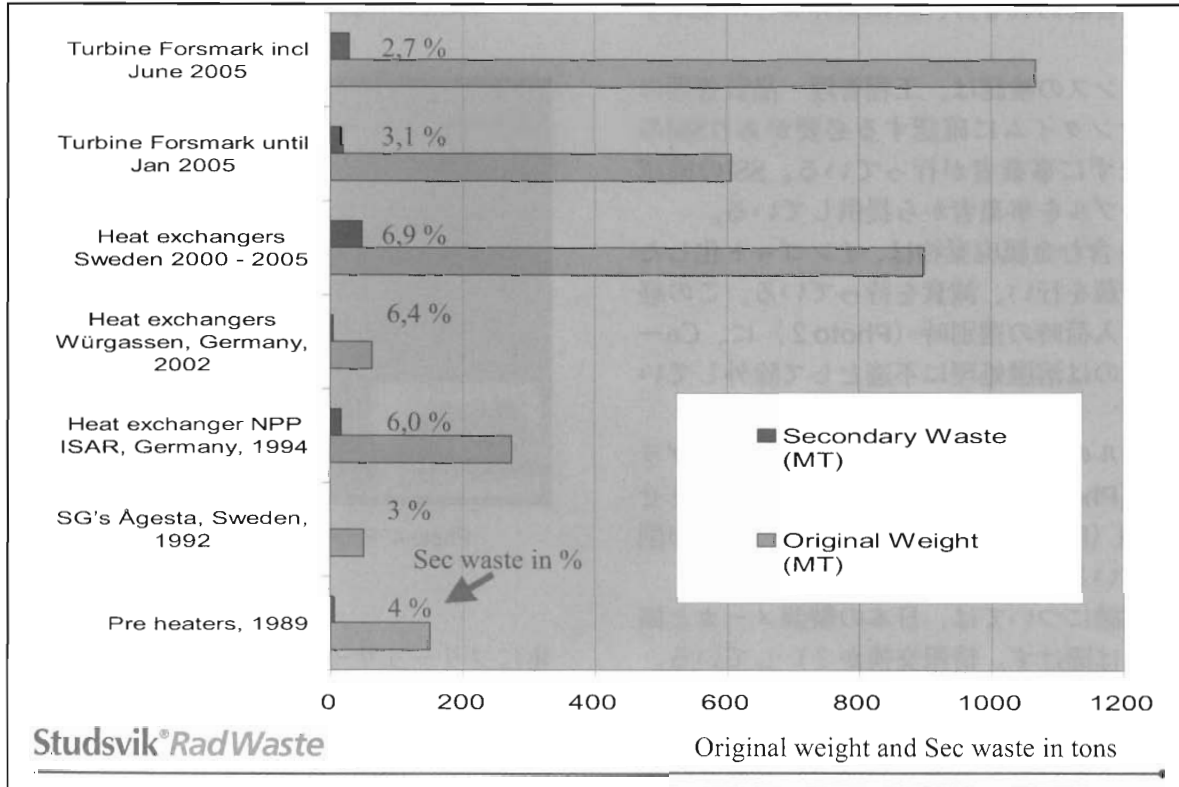


Fig.1 Results after Decontamination

Table 1 Clearance Levels (1/2)(Scrap Metal for Recycling in Bq/g)

Nuclide	Sweden	Germany	Japan	Switzerland	Half-Life	
	RP-89	StriSchV	NSC Report Table 9	Exemption LE		
H-3	1000	1000	60	200	12.3	a
C-14	100	80	4	20	5.7E+3	a
Na-22	1	0.1		3	2.6	a
Al-26				30	7,2+5	a
S-35	1000	600		50	87.5	d
Cl-36	10	10	0.3	10	3.0E+5	a
K-40	1			20	1.3E+9	a
Ca-41			100	30		
Ca-45	1000	600		10	163.0	d
Sc-46	1	0.3	1	7	83.8	d
Mn-53	10,000	10000		300	3.7E+6	a
Mn-54	1	2	2	10	312.2	d
Fe-55	10,000	10000	2000	30	2.7	a
Fe-59			4	30		
Co-56	1	0.4		4	78.8	d
Co-57	10	20		50	271.3	d
Co-58	1	1	3	10	70.8	d
Co-60	1	0.6	0.3	1	5.3	a
Ni-59	10,000	10,000	30	200	7.5E+4	a
Ni-63	10,000	10,000	100	70	100.0	a
Zn-65	1	0.5	2	3	244.0	d
As-73	100	100		40	80.3	d
Se-75	1	3		4	120.0	d
Sr-85	1	1		20	64.9	d
Sr-89			200	4	50.0	d
Sr-90+	10	9	0.7	0.4	28.5	a
Y-91	10	30	400	4	58.5	d
Zr-93	10	10		40	1.5E+6	a
Zr-95	1	0.6	2	10	64.0	d
Nb-93m	1000	400		80	16.1	a
Nb-94	1	0.4	0.2	6	2.0E+4	a
Nb-95			8	20	3.5E+1	d
Mo-93	100	200		4	3.5E+3	a
Tc-96	1000	400		9	2.1E+5	a
Tc-97m	1000	1000		20	92.2	d
Tc-99m	100	40	1	500	2.1E+5	a
Ru-103			10	10	4.0E+1	d
Ru-106+	1	1	6	1	373.6	d
Ag-108m+	1	0.8	0.2	4	418.0	a
Ag-110m	1		0.6	4	249.9	d
Cd-109+	10	20		5	462.6	a
Sn-113	1		8	10	115.1	d
Sn-119m			1000	3	293.0	d
Sn-123			300	5	129.0	d
In-114m			50	2	49.0	d
Sb-124	1	0.5	2	4	60.3	d
Sb-125+	10	30	2	9	2.8	a
Te-123m	10	10	9	7	119.7	d
Te-125m			50	10	58.0	d
Te-127m+	100	50	20	4	109.0	d
Te-129m			20	3	34.0	d
I-125	1	3		0.7	59.4	d
I-129	1	0.4	0.5	0.09	1.6E+7	a
Ba-133			2	10	1.1E+1	a
Cs-134	1	0.2	0.5	0.5	2.1	a
Cs-135	10	20		5	2.0E+6	a
Cs-137+	1	0.6	0.8	0.8	30.2	a
Ce-139	10	9		40	137.6	d
Ce-141			80	40	32.5	d
Ce-144+	10	10	30	2	248.8	d

Table 1 Clearance Levels (2/2)(Scrap Metal for Recycling in Bq/g)

Nuclide	Sweden RP-89	Germany StriSchV	Japan NSC Report Table 9	Switzerland Exemption LE	Half-Life	
Pm-147	10,000	6000		40	2.6	a
Pm-148m			3	6	41.0	d
Sm-151	10,000	7000		100	93.0	a
Eu-152	1	0.5	0.4	7	13.3	a
Eu-154	1	0.5	0.4	5	8.8	a
Eu-155			10	30	5.0	a
Gd-153	10	20	20	40	239.5	d
Tb-160	1	0.6	3	6	72.1	d
Tm-170	100	70		8	128.6	d
Tm-171	1000	700		90	1.9	a
Hf-181			8	9	42.4	d
Ta-182	1	0.5	2	7	114.4	d
W-181	100	60		100	121.2	d
W-185	1000	700		20	75.1	d
Os-185	1	0.5		20	94.0	d
Ir-192 ¹	1	2		7	74.0	d
Tl-204	1000	300		8	3.8	a
Pb-210+	1	0.06		0.01	22.3	a
Bi-207	1	0.6		8	31.6	a
Po-210	1	1		0.04	138.4	d
Ra-226+	1	0.4		0.04	1.6E+3	a
Ra-228+	1	0.7		0.01	5.8	a
Th-228+	1	0.4		0.1	1.9	a
Th-229+	1	0.1		0.02	7.9E+3	a
Th-230	1	0.3		0.05	7.5E+4	a
Th-232	1	0.3		0.05	1.4E+10	a
Pa-231	1	0.2		0.01	3.3E+4	a
U-232	1	0.8		0.03	68.9	a
U-233	1	3		0.2	1.6E+5	a
U-234	1	2		0.2	2.5E+5	a
U-235+	1	0.8		0.2	7.0E+8	a
U-236	10	3		0.2	2.3E+7	a
U-238+	1	2		10	4.4E+9	a
Np-237+	1	0.6		0.09	2.1E+6	a
Pu-236	1	0.7		0.1	2.9	a
Pu-238	1	0.3	0.2	0.04	87.7	a
Pu-239	1	0.2	0.2	0.04	2.4E+4	a
Pu-240	1	0.2	0.2	0.04	6.6E+3	a
Pu-241	1	10	10	2	14.4	a
Pu-242	1	0.3		0.04	3.8E+5	a
Pu-244+	1	0.3		0.04	8.3E+7	a
Am-241	1	0.3	0.2	0.05	432.6	a
Am-242m+	1	0.3	0.2	0.05	141.0	a
Am-243+	1	0.3	0.2	0.05	7.4E+3	a
Cm-242	10	5	3	0.8	162.8	d
Cm-243	1	0.4	0.3	0.07	29.1	a
Cm-244	1	0.5	0.4	0.08	18.1	a
Cm-245	1	0.3		0.05	8.5E+3	a
Cm-246	1	0.3		0.05	4.7E+3	a
Cm-247+	1	0.3		0.05	1.6E+7	a
Cm-248	1	0.08		0.01	3.4E+5	a
Bk-249	100	200		10	320.0	d
Cf-248	10	3		0.4	333.5	d
Cf-249	1	0.4		0.03	350.6	a
Cf-250	1	0.9		0.06	13.1	a
Cf-251	1	0.4		0.03	898.0	a
Cf-252	1	1		0.1	2.6	a
Cf-253+	1	40		7	17.8	d
Cf-254	1	0.7		0.03	60.5	d
Es-254+	10	3		0.4	275.7	d

溶融除染は、スラグ添加によるスラグ除染方式であり、平均的には、1～3回の繰返し除染処理を行っている。この回数は、EC-RP89の適用前後でクリアランス基準値が変わっても、変えていないとのことである。なお、EC-RP89の適用前後におけるウランのクリアランスレベルは、適用前100Bq/kg → 適用後1000Bq/kgである。

分析用サンプルの採取は、この炉口から、サンプリング用の長柄のひしゃくにより溶湯をすくい取って (Photo 5)、サンプル用の型に流し込む。サンプル型は、ホッケーのパックのような円盤状であり、1バッチにつき3つを採取する。分析する際には、この円盤状のサンプルを旋盤にかけ、削り取った巻き屑を分析する。定常の工程管理上の分析は、放射能分析のみであり、R&D要求がある場合のみ、その他の分析法 (質量分析等か) を用いている。なお、除染の状況確認に濃縮度分析を用いており有効であるとのこと (ウランバックグラウンドの影響を回避できるためと思われる)。

インゴット容器は、角のとれた四角錐状で縦型のものを回転台に取り付け、瓶詰め工場のように回転させながら、半連続的に溶湯を流し込めるようになっており、1t当たり3個のインゴットとなる (鉄の場合と思われる)。型容器内には、抜き出し易いように、あらかじめ砂が入れている。午前中に流し込んで、午後冷却を待って型を取り外し、型からインゴットを抜き出す。型が円錐台状になっており、抜き出しやすいとのことである (Photo 6)。型容器は、金属製であったが、材質は聞き漏らした (見た目は鋳鉄の様に思えた)。



Photo.6 Ingots

溶融作業は、1日2直のシフトで実施 (終夜の作業はなし)。

汚染物取扱施設のある部屋は、管理区域として管理されていたが (退出時は、身体全面のHFCMにより前後面ともサーベイ)、負圧管理はなされていない。溶融炉など、特定箇所の局所排気を行うため、プレフィルタ+HEPAフィルタの排気設備が設置されていた。このプレフィルタは、溶融金属のミストなどを吸い込むため、頻繁に清掃が必要らしく、メンテナンス性の良い構造になっているとのことであった。

溶融設備の運転で最も被ばく線量が高くなるのは、受け入れスクラップの選別・除染・溶融などの直接廃棄物に触る工程であり、2003年の最大線量で3.2mSv/人・年であった (平均は、0.77mSv/人・年)。線量抑制の手段は、できるだけ距離をとるような管理であり、サンプリング時の長いひしゃくもその一環と思われる (輻射熱から遠ざかる意味もあると思われる)。場合によって、鉛エプロンも使用するとのことであるが、その他の遮へいや遠隔操作などは行われていない。

5. まとめ

原子炉施設のタービンや熱交換器の減容効果として、重量比で3～7%まで減少した実績がある。

全体として、鉄鋼のリサイクルが順調に行われているのは、当時の規制当局が、リサイクルの必要性に対する高い意識の下に強いイニシアティブを取って、原子力業界と鉄鋼業界の取り持ち (放射能に関する勉強会の開催、10:1の希釈利用の



Photo.5 Sampling for analyzing

指導＝許可条件など)を行った結果であり、これ
がなければ、到底現在のようなクリアランス・フ
リーリリース再利用はあり得なかつたろうとの見
解であった。一方、アルミの再利用については、
このような動きがなく、業界の協力体制もないと
のことであった。なお、ウラン汚染アルミの再利
用について尋ねたところ、難しい問題があるとい
っていた。天然のウランレベルが高いことがそ
の理由と思われたが、詳しくは聞けなかつた。

これから、日本でも廃止措置が本格化するに当
たって、日本においてスウェーデンと同様の事業
に進出するつもりはあるかとの問いには、「その
つもりは十分にある。しかし、規制当局の協力次
第である。」との答えが返って来た。やはり、「規
制当局の必要性／要求(“必要性の認識”か“業界

への要求”どちらとも取れるがどちらの意か不明)
がとても重要である (Authority's demand is very
important.)」との見解であった。

参考文献

- 1) Dr. J. Lorenzen 「欧州における放射性金属廃棄物のフリーリリース：スウェーデン・スタズビク社での17年間のフリーリリース経験」(日本原子力学会誌 Vol. 46, No. 9, 2004) Studsvik Japan社による和訳) .
- 2) Melting at Studsvik RadWaste put your waste to Good use - reduce it to drop, スタズビク社パンフレット.
- 3) ENVIRONMENTAL FACT 2004、スタズビク社パンフレット.

RANDEC's Capability

Radioactive Waste Management and Nuclear Facility Decommissioning Technology Center (RANDEC) has contributed to the establishment of decommissioning technology, and promoted the investigation on radwaste treatment and disposal business including selection of disposal places for radwaste from RI facilities, institutes etc.

The capability and service of RANDEC are ;

to implement decommissioning research, development and investigation.



to provide technical information on decommissioning.



to train for decommissioning.



to investigate radwaste treatment and disposal business including site selection of disposal place for radwaste from RI facilities, institutes etc.



to inform and enlighten the public about decommissioning and radwaste treatment and disposal business.

© デコミッションング技報 第33号

発行日 : 平成18年3月31日

編集・発行者 : 財団法人 原子力研究バックエンド
推進センター

〒319-1107 茨城県那珂郡東海村豊白一丁目3-37
Tel. 029-283-3010
Fax. 029-287-0022

ホームページ : <http://www.randec.or.jp>
E-mail : decomi@randec.or.jp