

放射性ナトリウムの洗浄・処理処分技術等に関する調査

(調査報告)

2005年3月

核燃料サイクル開発機構
大洗工学センター

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課
電話：029-282-1122（代表）
ファックス：029-282-7980
電子メール：jserv@jnc.go.jp

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to :
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division ,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu , Tokai-mura , Naka-gun , Ibaraki 319-1184 ,
Japan

© 核燃料サイクル開発機構
(Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2005

放射性ナトリウムの洗浄・処理処分技術等に関する調査

中山 富佐雄*¹、榎戸 裕二*¹

吉田 英一*²、松本 寿之*²、長谷部 慎一*²

要 旨

ナトリウム冷却型高速炉(FBR)プラントの廃止措置などにおいては、放射性ナトリウムが付着・残留する原子炉容器、中間熱交換器及びコールドトラップ等の大型機器類が発生することになる。また、原子炉から抜き取った数百トン以上の放射性ナトリウムについては、貯蔵あるいは処理・廃棄するために安定した物質に転換（不動態化処理）し、取り扱い時における危険性を排除する必要がある。このため、化学的に活性な大量放射性ナトリウム及び大型機器類残留ナトリウムを安全に、かつ経済的に洗浄・処理処分する技術開発が今後必須となる。本報告書は、先行して進められている海外の高速炉、原子力施設等で実施あるいは計画されている放射性ナトリウムの処理技術等に関して調査を行ったものである。

調査は、一次及び二次冷却材にナトリウムを使用し、現在廃止措置を進めている海外高速炉を対象に、ナトリウム中に含まれる放射性核種、大量ナトリウムの転換技術や再利用技術、付着・残留ナトリウムの洗浄処理技術、及びこれらの処理廃液を含む処分技術などについて実施した。これらの調査結果は、今後の放射性ナトリウムの洗浄・処理処分技術開発を進める上で有効な知見として活用できるものと考えられる。

*1 (財)原子力研究バックエンド推進センター

*2 大洗工学センター 要素技術開発部 新技術開発試験グループ

本報告書には、(財)原子力研究バックエンド推進センターが核燃料サイクル開発機構（担当課室：新技術開発試験グループ）との契約により実施した業務成果に関するものを含み、核燃料サイクル開発機構がとりまとめたものである。

目次

1. はじめに	1
2. 海外の停止高速炉の概要と現状	2
2.1 EBR-II	2
2.2 Fermi 1	2
2.3 FFTF	2
2.4 PFR	3
2.5 Rapsodie	3
2.6 Superphenix	4
2.7 KNK	4
2.8 BN-350	4
3. ナトリウム中の放射性核種	7
3.1 放射性核種の発生源と核種	7
3.2 EBR-IIの放射性核種	7
3.3 Rapsodieの放射性核種	8
3.4 Superphenixの放射性核種	8
3.5 BN-350の放射性核種	9
4. ナトリウムの転換技術について	11
4.1 海外高速炉における転換技術の実績と状況	11
4.1.1 ナトリウム転換が完了した高速炉 (EBR-II、Fermi 1、Rapsodie)	11
4.1.2 ナトリウム転換中の高速炉 (PFR、KNK)	11
4.1.3 ナトリウム転換を計画している高速炉 (FFTF、Superphenix、BN-350)	11
4.2 ANL-Wにおける転換技術	12
4.2.1 転換方法	12
4.2.2 機器の構成、処理手順及び安全対策	12
4.2.3 トラブルと対策	22
4.3 NOAH法による転換技術	27
4.3.1 転換方法	27
4.3.2 機器の構成、処理手順及び安全対策	28
4.3.3 トラブルと対策	41
4.4 転換技術の有効性と課題の抽出	42

4.4.1	有効性	42
4.4.2	課題の抽出	42
5.	大量放射性ナトリウムの再利用について	46
5.1	海外高速炉の再利用状況	46
5.1.1	Rapsodie の再利用について	46
5.1.2	Fermi 1 の現状について	46
5.1.3	FFTF の再利用計画について	46
5.2	調査結果の整理と再利用技術の可能性の検討	47
6.	残留ナトリウム処理、機器付着ナトリウム洗淨及びナトリウム付着廃棄物の処理	48
6.1	残留ナトリウムについて	48
6.2	残留ナトリウムの処理技術	49
6.2.1	残留ナトリウム評価方法と評価量	49
6.2.2	残留ナトリウムの確認方法	52
6.2.3	EBR-II の残留ナトリウム処理	53
6.2.4	フランスと英国の残留ナトリウム処理の考え方	59
6.2.5	KNK における処理	62
6.3	機器付着ナトリウムの洗淨方法	64
6.3.1	洗淨に関する概念	64
6.3.2	機器付着ナトリウムの洗淨方法	65
6.3.3	フランスの高速炉で用いられた洗淨方法	69
6.3.4	英国 PFR の機器洗淨計画	72
6.3.5	洗淨に関するまとめ及び勧告	72
6.3.6	洗淨方法の比較検討	79
6.3.7	残留ナトリウム処理の課題の抽出	79
6.4	ナトリウム付着廃棄物の処理(ATENA プロジェクト)	83
6.5	放射性ナトリウムと非放射性ナトリウム取扱いの相違	88
6.5.1	ナトリウム中の放射性核種	88
6.5.2	ナトリウム処理が完了した高速炉の放射能レベル	88
6.5.3	放射性ナトリウムと非放射性ナトリウム取扱いの相違	89
7.	海外原子力施設におけるナトリウム処分及び廃液処分	93
7.1	ナトリウム処分の方針と実績	93
7.2	ナトリウム処理廃液の方針と実績	96

7.3 ナトリウム処理廃液の処理技術	96
8. おわりに	101
参考文献	104
略語集	108

1. はじめに

ナトリウム冷却型高速炉(FBR)プラントの廃止措置や稼動中における保守・補修においては、化学的に活性な大量放射性ナトリウム及び大型機器類の付着・残留ナトリウムを安全に、かつ経済的に処理処分する技術開発が必要不可欠となる。廃止措置等には数百トン以上の放射性ナトリウムや放射性ナトリウムが付着(残留)する原子炉容器、中間熱交換器及びコールドトラップ等の大型機器類が発生することになる。原子炉から抜き取った一次冷却系の大量ナトリウムや残量したナトリウムについては、長期貯蔵あるいは処理・廃棄するために安定した物質に転換(不動態化処理)し、取り扱い時における危険性を排除できる技術開発が必要となる。これらの技術は、国内においては勿論のこと、海外においても過去の経験・実績が少ないのが現状である。このため、これまでの基盤的技術に加えて、放射性ナトリウムを内包する大型機器類の洗浄技術や大量放射性ナトリウムの処理処分技術の技術開発を通じて、今後の廃止措置等に向けて技術を確立しておくことが必要であり、この技術は将来の環境負荷低減にも波及効果をもたらすものと思われる。

一方、非放射性ナトリウムを内包する大型機器類の解体処理技術やナトリウムの安定化処理技術は、これまで大洗工学センターにおいて、豊富な知見・経験を有しており、技術開発のベースとなる。しかし、非放射性ナトリウムを対象とした洗浄・処理処分技術がそのまま放射性ナトリウムの取扱技術に即適用できるかは十分な検討が必要である。

本調査は、海外の原子力施設等で実施または計画されている放射性ナトリウムの処理技術等に関する調査を行い、非放射性ナトリウムの洗浄・処理技術を放射性ナトリウムに適応する場合に考慮すべき課題を抽出することを狙いに行ったものである。本調査において対象とした高速炉は、一次及び二次冷却材にナトリウムを使用し、現在廃止措置を行っている8基である。これらは、米国のEBR-II、Fermi 1、FFTF、英国のPFR、フランスのRapsodie、Superphenix、ドイツのKNK及びカザフスタンのBN-350である。また、機器に付着したナトリウムの洗浄については、フランスのCEAが行っているナトリウム学校のテキストの内容について調査した。

調査した内容は、

- (1) 海外停止高速炉の概要及び現状について
- (2) ナトリウム中の放射性核種について
- (3) ナトリウムの転換技術について
- (4) 大量の放射性ナトリウムの再利用について
- (5) 残留・付着ナトリウムの洗浄及びナトリウム付着廃棄物の処理について
- (7) ナトリウム処分及び処理廃液の処分について

であり、調査結果を基に、各々について問題点の整理、課題の抽出等を行った。

2. 海外の停止高速炉の概要と現状

海外の主な高速炉のうち8基が恒久停止し、これらのうち、ナトリウム処理処分が完了したものは3基、処理中が2基、残りの3基はナトリウム処理処分を検討中である。これら高速炉の概要と現状を以下に示す。また、これらの諸元と現状を表2-1に示す。

2.1 EBR-II^{(1), (2), (3), (4), (5)}

EBR-IIは、アルゴンヌ国立研究所-西(ANL-W)に建設された熱出力62.5 MW、電気出力19.5 MWeのナトリウム冷却、プール型の実験用高速炉である。同炉は1961年に初臨界に達し、1965年に発電を開始した後、米国エネルギー省(DOE)の高速炉全体プログラムの終結指令に従って、1994年9月に恒久停止した。原子炉停止時のナトリウム保有量は一次系が約325 m³、二次系が約50 m³であった。この他、停止時クーラーに使用されるNaKを2 m³有していた。抜取られたナトリウムは、同研究所にあるナトリウム処理施設(SPF)に送られ、ここで水酸化ナトリウム(NaOH)に転換された。NaKはナトリウムに混入されて処理された。

生成された水酸化ナトリウム溶液はドラム缶に充填され、放射性廃棄物管理施設(RWMC)において埋設処分された。EBR-II原子炉施設は、現在安全貯蔵(SAFSTOR)の状態管理されている。

なお、安全貯蔵とは恒久停止した原子炉施設から可能な限り放射性物質や危険物を撤去して、原子炉施設を安全な状態にして、長期間貯蔵して放射能が減衰してから施設を解体する方式である。EBR-IIの安全貯蔵期間は50年程度と思われる。

2.2 Fermi 1^{(6), (7), (8), (9), (10)}

Fermi 1は、Detroit Edison Co. (Deco)が所有するナトリウム冷却の高速増殖炉であり、1963年8月に臨界に達した。1966年10月、炉心集合体への冷却水流入部の閉塞により、燃料溶融事故が発生し、原子炉修理後、1972年10月まで運転した。1972年11月、原子炉の恒久停止を決定し、油炊きボイラーをプラントに併設して1978年まで発電を継続した。廃止措置として、ナトリウムを抜取った後、25年間のSAFSTORを選択した。

ナトリウムを抜取った後、残留ナトリウムはそのままの状態に二酸化炭素のカバーガス雰囲気維持されている。必要配管はキャップが取り付けられ溶接によって密封された。抜き取られた一次系ナトリウムの量は290 m³であり、これらは、ANL-WのSPFにおいて、2001年3月までに水酸化ナトリウムに転換された。なお、近年、一次系及び二次系の残留ナトリウムを処理することが検討されている。

2.3 FFTF^{(11), (12), (13)}

FFTF は、DOE 所有の高速中性子束試験用原子炉であり、ワシントン州の Hanford サイトに設置されている。この炉は熱出力 400MW、ナトリウム冷却であり、1980 年から 92 年まで運転され、新型の核燃料・材料の開発と試験、及び医療・工業用アイソトープの生産に使われた。FFTF は今後の使用検討のため、11 年間高温待機の状態であった。2002 年 8 月 1 日、DOE は FFTF の機能停止及びデコミッショニングに関するプロジェクト計画の検討準備を始めた。

FFTF のナトリウム容量は一次系が 530m³、二次系が 250m³であり、その他を加えた合計で 987m³である。

2003 年 4 月に 3 つの二次系ナトリウムループからナトリウムを抜取った。2004 年 8 月 9 日、一次系ループからナトリウムの抜取りを開始した。一次系ループ 3 系統すべての抜取り作業完了には 2～3 週間を要する。

DOE は、FFTF 廃炉に関する環境影響声明書(EIS)を現在作成しており、2005 年末までに決定記録(ROD)を発表する予定である。市民団体から運転再開の要求もあるが、以下の選択肢が考えられている。

- ・ 選択肢 1：FFTF を長期的な監視下に置き、保守を継続する。
- ・ 選択肢 2：「遮へい隔離(BNTOMB)」。これは原子炉の格納容器建屋天井と地上構造物を撤去するが、地下構造物はそのまま残してモルタルで塗り固める方法である。
- ・ 選択肢 3：すべての構造物や設備機器を撤去する。

2.4 PFR ^{(14), (15), (16), (17), (18)}

Dounreay にある英国原子力公社(UKAEA)所有のプロトタイプ高速炉(PFR)は、1974 年臨界、1976 年に発電開始し、1994 年に恒久停止した。この炉は、一次及び二次冷却材にナトリウムを使用するほか、崩壊熱除去系に NaK を使用した。原子炉停止時に原子炉容器に汚染された一次系ナトリウムが 900 トン、二次系及びクリーンなナトリウムが 600 トン及び NaK が他の容器に貯蔵されていた。

これら 1500 トンのナトリウムは、PFR に設置された“NOAH”技術をベースにしたナトリウム処理プラント(SDP)で処理しているところである。このプロセスでは、NOAH プロセスによりナトリウムは水酸化ナトリウム溶液に転換され、次に中和プロセスによって水酸化ナトリウム溶液は塩酸と中和され塩化ナトリウム溶液に転換される。塩化ナトリウム溶液はセシウムを除去した後、海洋へ放出することが検討されている。現在の処理速度は 2.8 トン/日、2004 年 8 月現在 400 トン処理済みであり、2005 年末までに完了する予定である。

2.5 Rapsodie ^{(18), (19), (20)}

Rapsodie は、フランス原子力庁(CEA)のキャダラッシュ 原子力センター(Cadarache Nuclear

Research Center)に設置された実験用液体ナトリウム冷却の高速炉である。原子炉は、1967年に運転を開始し、1983年に恒久停止した。1983年から1986年の恒久炉停止中に、原子炉からの燃料撤去に引き続き、一次及び二次冷却系からナトリウムを貯留タンクにドレインした。デコミッショニング活動は1987年に開始された。

一次系ナトリウム 37 トンは、Rapsodie の原子炉格納容器内にあるドレインタンクに貯留された後、NOAH プロセスにより水酸化ナトリウムに転換された。これは大量の放射性ナトリウムを世界で最初に処理したものである。水酸化ナトリウムはラアグの燃料再処理プラントから発生する酸性廃棄物の中和に使用するためここに輸送された。

2.6 Superphenix^{(18), (21), (22), (23)}

フランスの高速炉 Superphenix は電気出力 1200MWe のプール型原子炉であり、1996年に恒久停止した。全ナトリウム量は、5,500 トン、この内 3,300 トンが一次系容器内にあり、電気ヒーターによってドレイン完了まで液体で維持される。二次系ナトリウム(1,500 トン)はタンク内で凍結状態にしてある。一次系ナトリウムを化学的に処理するために、直径 21m もある大きな容器から、しかもルーフスラブからのみアクセス可能という条件でどう抜き取るかについて様々な方法を検討している。一次系、二次系等のナトリウムの処理は、上述した NOAH プロセスで水酸化ナトリウムに処理した後、セメント固化して極低レベル放射性廃棄物として処分する計画である。ナトリウム処理は 2010 年までの完了を目指している。

2.7 KNK^{(24), (25), (26), (27)}

世界の恒久停止した高速炉のうち、現在、解体中の高速炉はドイツの KNK のみであり、その他は安全貯蔵中または安全貯蔵準備中である。

KNK は、コンパクト・ナトリウム冷却原子炉と呼ばれ、ドイツのカールスルーエ研究センターに設置された電気出力 20MW の実験用原子力発電プラントである。このプラントは、1971年から1991年まで運転された。一次系及び二次系ナトリウムは抜取られ、処理処分のために英国に輸送され、PFR のナトリウムと一緒に処理されている。

このプラントのデコミッショニングは、10 段階の工程で行われ、これらに対応する 10 のデコミッショニング許可を取得して進められ、2005 年末までにグリーンフィールド状態に完全解体される。計画では 2002 年 9 月から炉内構造物を有する原子炉容器を解体、撤去、2003 年中期から一次遮蔽体と生体遮へい体を解体、撤去するとしている。

2.8 BN-350^{(28), その他}

BN-350 は、旧ソ連時代に、カスピ海に面するアクタウ（旧称シェフチェンコ）に建設されたル

ープ型ナトリウム冷却高速炉である。設計出力は熱出力 1,000MWt、電気出力 350MWe であり、電気出力は一般供給電力に 150MWe、海水淡水化に 200MWe として建設された。

プラントは 1972 年に初臨界を達成し、1973 年 7 月から営業運転を開始した。しかし、初期段階で蒸気発生器のナトリウム漏えい事故や燃料破損が続いたが、その対策を行って順調に運転してきた。ところが、設計の安全性と運転管理体制について IAEA から改善の必要性を指摘される等の諸問題が発生したため、カザフスタン政府は 1999 年 4 月に BN-350 を恒久停止し、現在、日本も参加した国際プロジェクトにより廃止措置が進められている。

BN-350 は、一次系ナトリウムからスポンジ状ガラス炭素 (RVC) を用いてセシウムを除去した後、一次系ナトリウムをドレインタンクにドレインして、現在固化状態にしてある。今後、水酸化ナトリウムへ転換してセメント固化するために、現在その技術的検討が行われているところである。

表 2-1 世界の恒久停止したナトリウム冷却高速炉の諸元と現状

国名	種類	プラント名	形式	出力 (MW)		Na 冷却材量*		臨界年	停止年	現状
				熱出力	電気出力	上段：一次系	下段：二次系			
米国	実験炉	EBR-II	タンク	63	20	286	41	1961	1994	Na は SPF で NaOH に転換完了。NaOH は固化して埋設処分完了。原子炉は 2002 年より安全貯蔵開始。
						41				
	実験炉	Fermi 1	ループ	200	61	160	102	1963	1972	Na を抜き取り、25 年間の安全貯蔵中。一次系 Na は SPF で処理完了。処分は、EBR-II の Na と一緒に完了。残留 Na 処理を検討中。
						102				
	試験炉	FFTF	ループ	400	—	406	199	1980	1992	一次系 Na の抜き取りを完了し、凍結保管中。Na は SPF で処理を計画。NaOH は廃液中和として再利用を検討中。原子炉は遮へい隔離を検討。
						199				
英国	原型炉	PFR	タンク	670	250	850	240	1974	1994	Na は NOAH 法で NaOH に転換後、HCl で中和して NaCl に転換。中和溶液から Cs 除去後、海洋放出を検討。
						240				
フランス	実験炉	Rapsodie	ループ	40	—	36.8	20	1967	1983	一次系 Na は NOAH 法で NaOH に転換。NaOH 溶液を再処理廃液の中和に使用。原子炉は安全貯蔵中。
						20				
	実証炉	Superphenix	タンク	3000	1200	3,200	1,500	1985	1996	一次系 Na 処理は NOAH 法で計画中。NaOH 溶液はセメント固化して極低レベルで処分予定。
						1,500				
ドイツ	実験炉	KNK	ループ	58	20	27	50	1971	1991	一次系、二次系 Na とともに PFR の Na と一緒に処理中。原子炉は即時解体中。
						50				
カザフスタン	原型炉	BN-350	ループ	1000	350	470	450	1972	1999	一次系、二次系 Na 抜き取り完了し、凍結貯蔵中。処理は EBR-II と同じ方法を検討中。処分はセメント固化を検討中。
						450				

*IAEA-TECDOC-866, "Fast Reactor Database" (February, 1996)、ただし、ナトリウム処理量はこれら値と異なる。実際の処理量については表 4-1 参照。

3. ナトリウム中の放射性核種

3.1 放射性核種の発生源と核種^{(28), 他}

高速炉の一次系ナトリウム中に存在する核種は、腐食生成物(CP)、核分裂生成物(FP)、冷却材ナトリウムの核変換核種及びナトリウム中の不純物の放射化核種である。

国内高速炉設置許可申請書に記載された液体廃棄物中の放射性核種（トリチウムを除く）及び半減期を表 3-1 に示す。

表 3-1 国内高速炉設置許可申請書記載の放射性核種 (³H を除く液体廃棄物)

種類	腐食生成物(CP)					核分裂生成物(FP)					核変換 RI
核種	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn	⁵⁴ Fe	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	²² Na
半減期	27.7d	312d	44.5d	70.8d	5.3y	50.6d	28.5y	2.1y	30y	8.0d	2.6y

トリチウム(³H、半減期:12.3 年)は、燃料の 3 重核分裂で発生し、燃料被覆管を通過して一次系ナトリウム中に拡散してくるものと制御棒(B₄C)の濃縮ボロン(¹⁰B)で生成され、同様に一次系ナトリウム中に拡散してくるものがある。これら ³H は中間熱交換器において二次系ナトリウムへも拡散してくる。このため、一次系及び二次系ナトリウム中には大量の ³H が含まれる。

この他、ナトリウム中の不純物の放射化核種として ^{110m}Ag(250d)、⁶⁵Zn(244d)、¹¹³Sn(115d)、¹²⁴Sb(60d)等が考えられる。

以上に述べた放射性核種のうち半減期が短いものは、原子炉停止後にナトリウム処理、処分を待つ間に減衰してしまうので問題にならない。原子炉停止後の期間にもよるが、問題となる核種は以下のものが該当する。

⁵⁴Mn (312d)、⁶⁰Co(5.3y)、⁹⁰Sr(28.5y)、¹³⁴Cs(2.1y)、¹³⁷Cs(30y)、²²Na(2.6y)、³H(12.3y)

これら核種のうち、海外の高速炉はナトリウム処理処分においてどのような核種を対象として、それらの量はどの程度かを以下に述べる。

3.2 EBR-II の放射性核種

EBR-II の汚染ナトリウム中の放射性核種濃度を図 3-1* に示す。この図は原子炉を停止した 1994 年 9 月後の 1995 年 1 月 1 日以降についての核種放射エネルギー(Ci)の変化を示したものである。同表の 1998 年 8 月 21 日に示された縦線は分析日である。この表において、^{110m}Ag 及び ¹¹³Sn はナトリウム中の不純物の放射化核種である。¹²⁵Sb(2.77y)が検出された理由は、1980 年代に、Sb-Be の中性子

線源を製造するために、タンタルのロッドに Sb-Be を入れて照射した際、Sb-Na 反応によってタンタルのロッドが破損してしまい、一次系ナトリウム中に Sb が放出されたためである（この情報は、平成 17 年 1 月に RANDEC が ANL-W より入手）。

他の高速炉との対比のために、この図より、 ^{137}Cs 、 ^{22}Na 及び ^3H の分析値を読取って、各々 Bq 及び Bq/g で表した値を表 3-2 に示す。

表 3-2 EBR-II の汚染ナトリウム中の主要放射性核種* (1998 年 8 月)

核種	放射エネルギー (Bq)	放射能濃度 (Bq/g)
^{137}Cs	1.1×10^{11}	3.6×10^2
^{22}Na	3.7×10^{11}	1.2×10^3
^3H	1.1×10^{12}	3.6×10^3

*RANDEC 入手資料

3.3 Rapsodie の放射性核種

Rapsodie において処理、処分で問題となる汚染ナトリウム (37 トン) 中の核種及びその評価値 (1992 年) は表 3-3⁽²⁰⁾ のとおりである。

なお、Rapsodie においても ^{126}Sb が検出されたが、これは運転中の事故 (operating incident) と報告されており⁽²⁰⁾、原因は EBR-II と同様なものと思われる。

表 3-3 Rapsodie の汚染ナトリウム中の主要放射性核種⁽²⁰⁾ (1992 年)

核種	放射エネルギー (Bq)	放射能濃度 (Bq/g)
^{137}Cs	2.20×10^{11}	6×10^3
^{22}Na	3.7×10^{10}	1×10^3
^3H	1.0×10^{10}	2.5×10^2

3.4 Superphenix の放射性核種

Superphenix は 1996 年 12 月 24 日に最終停止した。同炉が所有するナトリウム中の主要核種の測定及び評価値は表 3-4⁽²³⁾ に示すとおりである。なお、同炉は燃料破損を起こしていないため、 ^{137}Cs 等の核分裂生成核種は少ない値である (^{137}Cs で 7Bq/g 程度)。

表3-4 Superphenix のナトリウム特性⁽²³⁾

ナトリウム	放射性核種	放射エネルギー			
		2002.1.1		2006.1.1	
		全放射エネルギー (Bq)	放射エネルギー濃度 (Bq/g)	全放射エネルギー (Bq)	放射エネルギー濃度 (Bq/g)
一次系 (3,300t)	^3H	4×10^{13}	1.2×10^4	3.2×10^{13}	9.7×10^3
	^{22}Na (^{54}Mn , ^{63}Ni , ^{137}Cs を含む)	4.4×10^{12}	1.3×10^3	1.6×10^{12}	4.8×10^2
二次系 (1,550t)	^3H	2.5×10^{12}	1.6×10^3	2×10^9	1.3
貯蔵ドラム缶 (670t)	^3H	1.6×10^{11}	2.4×10^2	1.28×10^{11}	1.9×10^2
	^{22}Na	6.2×10^8	0.93	2.1×10^8	0.31

3.5 BN-350 の放射性核種

BN-350 の原子炉停止前及び原子炉停止後のナトリウム処理検討時点のナトリウム中の主要核種分析値は表3-5に示すとおりである。なお、一次系ナトリウム量は470トン、原子炉停止は1994年4月である。

表3-5 BN-350 のナトリウム分析値

放射性核種	原子炉停止前 (1997.11.20)		原子炉停止後 (1999.10.6)	
	全放射エネルギー濃度 (Bq)	放射エネルギー濃度 (Bq/g)	全放射エネルギー濃度 (Bq)	全放射エネルギー濃度 (kBq)
^{134}Cs	1.5×10^{13}	3.2×10^4	5.6×10^{12}	1.2×10^4
^{137}Cs	3.7×10^{14}	7.9×10^5	2.2×10^{14}	4.7×10^5
^{22}Na	1.7×10^{13}	3.6×10^4	1.2×10^{13}	2.6×10^4

*RANDEC 入手資料

核種放射能 (Ci)
(Na 量 : 307 t)

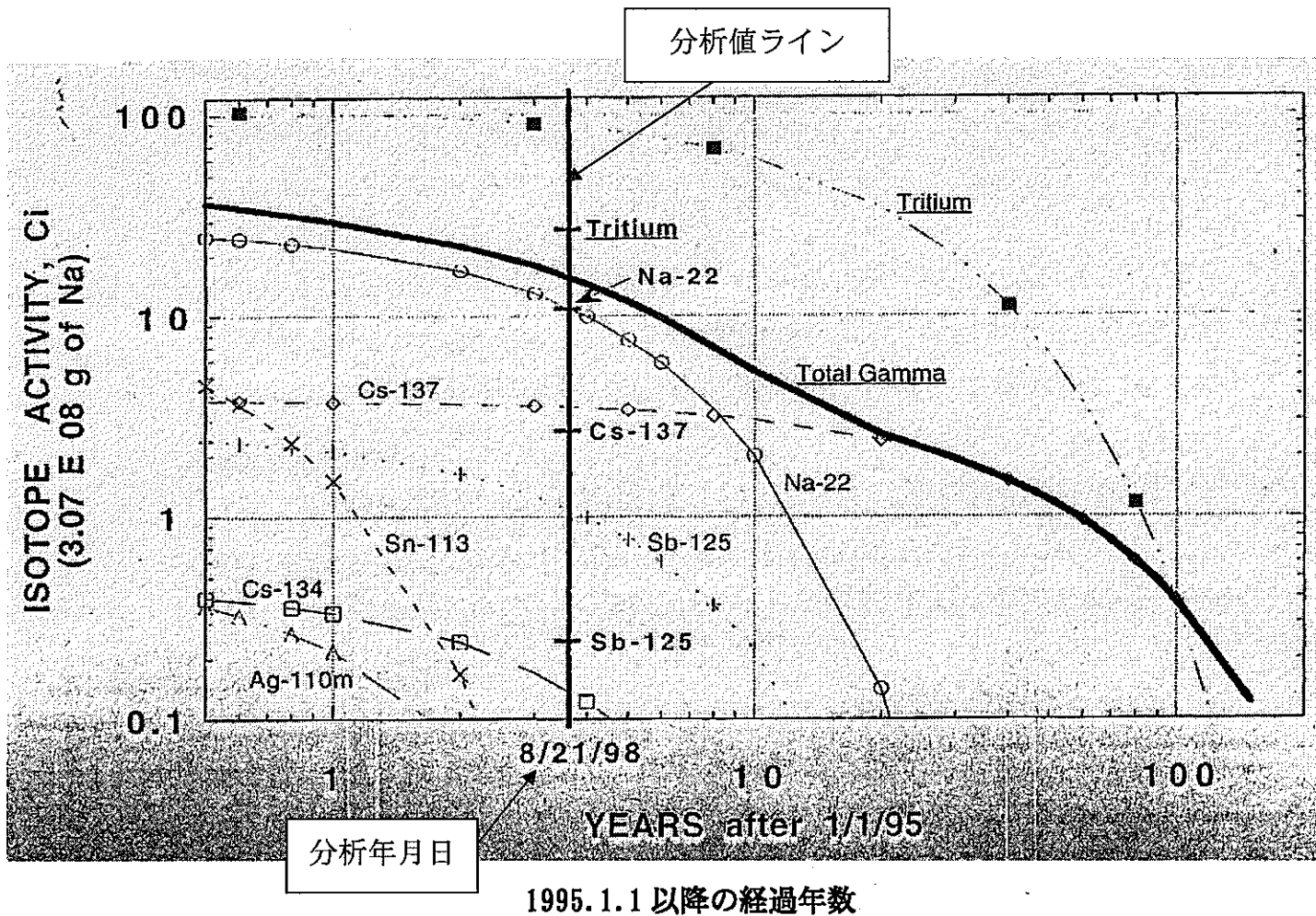


図 3-1 EBR-II の汚染ナトリウム中の放射性核種量

4. ナトリウムの転換技術について

4.1 海外高速炉における転換技術の実績と状況

4.1.1 ナトリウム転換が完了した高速炉 (EBR-II、Fermi 1、Rapsodie)

冷却材ナトリウムの処理 (安定化化合物への転換) が完了した海外の停止高速炉は、米国の EBR-II、Fermi 1 及びフランスの Rapsodie である。

EBR-II のナトリウムは、アルゴンヌ国立研究所-西 (ANL-W) のナトリウム処理施設 (SPF) において水酸化ナトリウム (NaOH) に転換された。Fermi 1 のナトリウムもこの SPF において水酸化ナトリウムに転換された。

Rapsodie のナトリウムは、FRAMATOM が開発した NOAH 法を用いた DESORA において水酸化ナトリウムに転換された。これは大量の放射性ナトリウムを転換した世界最初のプロジェクトである。

4.1.2 ナトリウム転換中の高速炉 (PFR、KNK)

英国の PFR は、NOAH 法を用いたナトリウム処理プラント (SDP) を、同炉のある Dounreay サイトに設置して、ナトリウムを水酸化ナトリウムに転換中である。このプロセスでは、水酸化ナトリウムを更に塩酸と反応させて塩化ナトリウムに転換する中和装置を付加して、ナトリウムから塩化ナトリウムに転換する一連の転換プロセスを行っている。ドイツの KNK のナトリウムは Dounreay サイトに送られて、この SDP において同様に処理されている。

4.1.3 ナトリウム転換を計画している高速炉 (FFTF、Superphenix、BN-350)

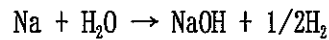
米国の FFTF は、ナトリウムを ANL-W に移送して、EBR-II のナトリウムを転換した SPF によって水酸化ナトリウムに転換する計画である。フランスの Superphenix は、世界最大の約 5000 トンのナトリウムを所有しており、これを NOAH 法を用いて水酸化ナトリウムに転換する計画である。転換装置は英国の PFR のナトリウム転換に用いられている SDP を基に設計した装置を 2 基製作して使用する計画である。カザフスタンの BN-350 は現在どのような方式でナトリウムを処理するか検討中であるが、いずれにせよ水酸化ナトリウムに転換する計画である。

以上に述べたように、世界の停止高速炉はナトリウムを水酸化ナトリウムに転換する方向である。転換方法としては、米国の ANL-II が開発した方法又はフランスが開発した NOAH 法が使用されあるいは計画されている。このため、この二つの方法について以下に記述する。

4.2 ANL-Wにおける転換技術^{(3), (4), 他}

4.2.1 転換方法

SPFにおけるナトリウム処理は、以下の化学式に従って水酸化ナトリウムに転換する方法である。



SPFの反応槽には50wt%水酸化ナトリウムが充填されており、ここに注入されたナトリウムは、反応と水の蒸発によって70 wt%まで濃縮される。別なノズルから水を注入して、この濃度における水酸化ナトリウム水溶液の飽和沸騰温度185℃を維持することによって、70 wt%の水酸化ナトリウム水溶液が生成される。

EBR-IIの原子炉容器内の一次系ナトリウムは、二重管方式のリニア・インダクション・ポンプ(ALIP)により吸い上げられて二次系ナトリウム・ドレイン・タンク(SSDT)に抜取られ、SSDTにおいて二次系ナトリウムと混合された。このナトリウムは蒸気で加熱された約300 mのステンレス鋼製の配管を通してSPFへ移送され、上述の方法で処理された。

Fermi-1の一次系ナトリウムは、210ℓのドラム缶でSPFに運搬され、このドラム缶は、ナトリウムを溶融する設備にセットされ、溶融ナトリウムは同様にSPFで処理された。

SPFにおいて処理されたナトリウム量は、Fermi-1の一次系ナトリウム290m³、EBR-IIの二次系ナトリウム50m³、及びEBR-IIの一次系ナトリウム330m³であり、これらの処理は2001年3月に、計画より早く、かつ予算内で成功裡に完了した。なお、EBR-IIの停止時クーラーに使用されたNaKもナトリウムと一緒にSPFで処理された。

4.2.2 機器の構成、処理手順及び安全対策

(1) 機器の構成

SPFの機器構成を図4-1に示す。また、全体フローを図4-2に示す。これら図に示すように、SPFのナトリウムは、EBR-IIから直接供給されるものとナトリウムを充填したドラム缶から供給される二つがある。これら供給源からのナトリウムを貯留するナトリウム貯留タンクがある。貯留タンクから一日のナトリウム処理量を収納する2基のデイトンクがある。デイトンクからのナトリウムは反応槽に送られてここで水酸化ナトリウムに転換される。転換された水酸化ナトリウムを収納して温度調節する水酸化ナトリウム溶液冷却タンクが設けられている。反応槽から直接または水酸化ナトリウム溶液冷却タンクから水酸化ナトリウムを角形ドラム缶に充填するためのドラム缶充填ステーションが設けられている。水酸化ナトリウムを充填した角形ドラム缶はIdaho国立工学環境研究所(INEEL)の処分場で埋設処分される。反応槽において反応によって発生するオフ-ガスを処理するオフ-ガス処理システムはオフ-ガス凝縮器、スクラバー、プレフィルタ

一及び最終フィルターからなる。

(2) 処理手順

ナトリウムの転換プロセスは、120℃に溶融したナトリウムを SPF のナトリウム貯蔵タンクに注入することから始まる。

ナトリウム貯留タンクへの第一の供給源は、ナトリウム輸送ラインによる EBR-II からのものである。EBR-II の一次系ナトリウムは、ALIP により中間貯留タンク (SSDT、約 64m³) に、10 バッチに分けてドレインされた。ドレインされたナトリウムは、1 バッチ 17m³ で 300m 離れた SPF のナトリウム貯留タンク (約 19m³) に 120℃に加熱されて移送された。輸送ラインは、図 4-3 に示すように、EBR-II のナトリウム・ボイラー建屋にあるドレイン・タンク・システムから SPF ナトリウム貯留タンクまで接続されている。輸送ラインは、直径 4cm のステンレス製パイプで、長さは約 250m である。ナトリウム輸送中の監視のために、この輸送ラインは屋外の地表上に設置された。また、このラインは、輸送中のナトリウム温度を維持するために、加熱され、かつ断熱されている。

第二の供給源は、Fermi-1 からの 2100 一次系ナトリウム・ドラム缶である。これらドラム缶は、図 4-2 に示すように 2 系統のドラム缶溶融ステーションからなっており、各々 4 個のドラム缶が設置できる。ドラム缶を設置した後、これを開口して窒素パージ・ライン、ヒーター及び断熱ブランケットが取り付けられる。ドラム缶はナトリウムを溶融するために 120℃に加熱される。抜き取りチューブがドラム缶の開口部から挿入されて、溶融ナトリウムが 19 m³ 炭素鋼貯留タンクにバキューム輸送される。溶融ステーションは、最大限ナトリウムを抜き取れるように、機械的にドラム缶を傾ける装置を有している。

溶融ナトリウムは、ナトリウム貯留タンクから加圧により約 1 日の処理量を貯留できる炭素鋼製のデイトンクへ移送される。デイトンクは 2 基あり、1 基 3m³ である。これは設計処理量をベースにして、約 1 日の運転を可能とする量である。デイトンクを使用することによって、ナトリウム貯留タンクは、ドラム缶溶融ステーションあるいは輸送ラインから自由にナトリウムを受け入れることが可能となる。デイトンクから反応槽へのナトリウム注入フローを図 4-4 に示す。

反応槽はニッケル製であり、ナトリウム反応の前に水酸化ナトリウム冷却タンクから 50wt% 水酸化ナトリウムが充填される。ナトリウム注入ノズルから反応槽内にある 50wt% 水酸化ナトリウム溶液中へナトリウムを噴出させるために、デイトンクが加圧される。ナトリウムを噴霧状にして、反応槽の中央に向かって噴出させて反応を起こさせるために、ナトリウム注入ノズルの廻りのアニュラスからプロセス中に窒素が注入される。ナトリウムは反応槽に注入されるので、50wt% 水酸化ナトリウムは、ナトリウム反応と水の蒸発によって 70wt% まで濃縮される。反応槽内の水酸化ナトリウム水溶液は、飽和沸騰温度で維持される。これは水酸化ナトリウム濃度に直接関係してくる。別のノズルから水が反応槽内に注入され、これによって約 185℃の温度が維持され、水酸化ナトリウム水溶液は約 70wt% に保たれる。反応槽内で生成された水酸化ナトリウムは、均

一溶液に保つために絶えず循環される。

濃度調節された水酸化ナトリウム溶液は、図 4-1、図 4-2 及び図 4-4 に示すように、反応槽から直接または水酸化ナトリウム溶液冷却タンクからドラム缶充填ステーションに移送され、ここにセットされた角形ドラム缶に充填される。水酸化ナトリウムを充填した角形ドラム缶は ANL-W 近傍にある放射性廃棄物管理コンプレックス (RWMC) で埋設処分された。

ナトリウム反応プロセスは、水素及び蒸気を発生し、これらは図 4-1 及び図 4-2 に示すオフガス・システムによって除去される。このシステムの詳細を図 4-5 に示す。反応槽からのオフガスは、メッシュ・デミスターを通して流れ、湿分を除去するためにオフガス凝縮器 (コンデンサー) 内で冷却され、次にスクラバーを通して含まれている水酸化ナトリウムが除去される。粒子状汚染物は、プレフィルター及び高性能フィルター (HEPA) を通してろ過される。残留しているガス状の窒素及び水素は、施設のスタックから放出される。

オフガス処理システムからの水は、図 4-6 に示す水保有タンクに集められ、ナトリウム反応プロセスで再使用される。これによって、処分のために処理が必要となる汚染廃液を減少させることになる。

運転中、ナトリウム及び水酸化ナトリウム関連機器は全て加熱される。運転終了後、反応槽内の 70wt%水酸化ナトリウムは、50wt%に希釈される。これは、70wt%水酸化ナトリウムが機器内で固化しないようにするためである。ナトリウム及び水素がある全てのシステム及びタンクは連続して窒素ガスがバージされる。

(3) 安全対策

プラントの運転の安全を確認するために、ナトリウムは最も低放射能レベルのものから最も高放射能レベルのものに順次処理された。Fermi-1 の一次系及び EBR-II の二次系ナトリウムは低放射能レベルのみであるが、EBR-II 一次系ナトリウムは、1m の距離で 40mrem/h の高放射能レベルであった。Fermi-1 の一次系ナトリウム約 145m³ が、このプロセスの運転経験を得るためにまず処理された。次に、EBR-II の二次系ナトリウム 50m³ が処理された。

EBR-II の一次系ナトリウム処理の前に、SPF が改良のために停止された。処理システムは、運転温度を 177℃から 191℃に増加させ、また不測の水の侵入が起こらないように物理的及びコンピュータ制御できるように改良された。SPF において水酸化ナトリウムを生成するための品質保証/品質管理プログラムも完備した。これは 70wt%以上の水酸化ナトリウム生成に対応するためのものである。プロセスの経緯を示すために、サンプル結果が制御チャート (a Shewhart control chart) に記録された。

SPF の改良が有効あったことを証明するために、Fermi-1 の一次系ナトリウム 106-125m³ が処理された。次に、EBR-II の一次系ナトリウム 330m³ 全てが処理された。最後に残っていた Fermi-1

の一次系ナトリウム約 20～39m³が SPF システムのフラッシュのために処理された。

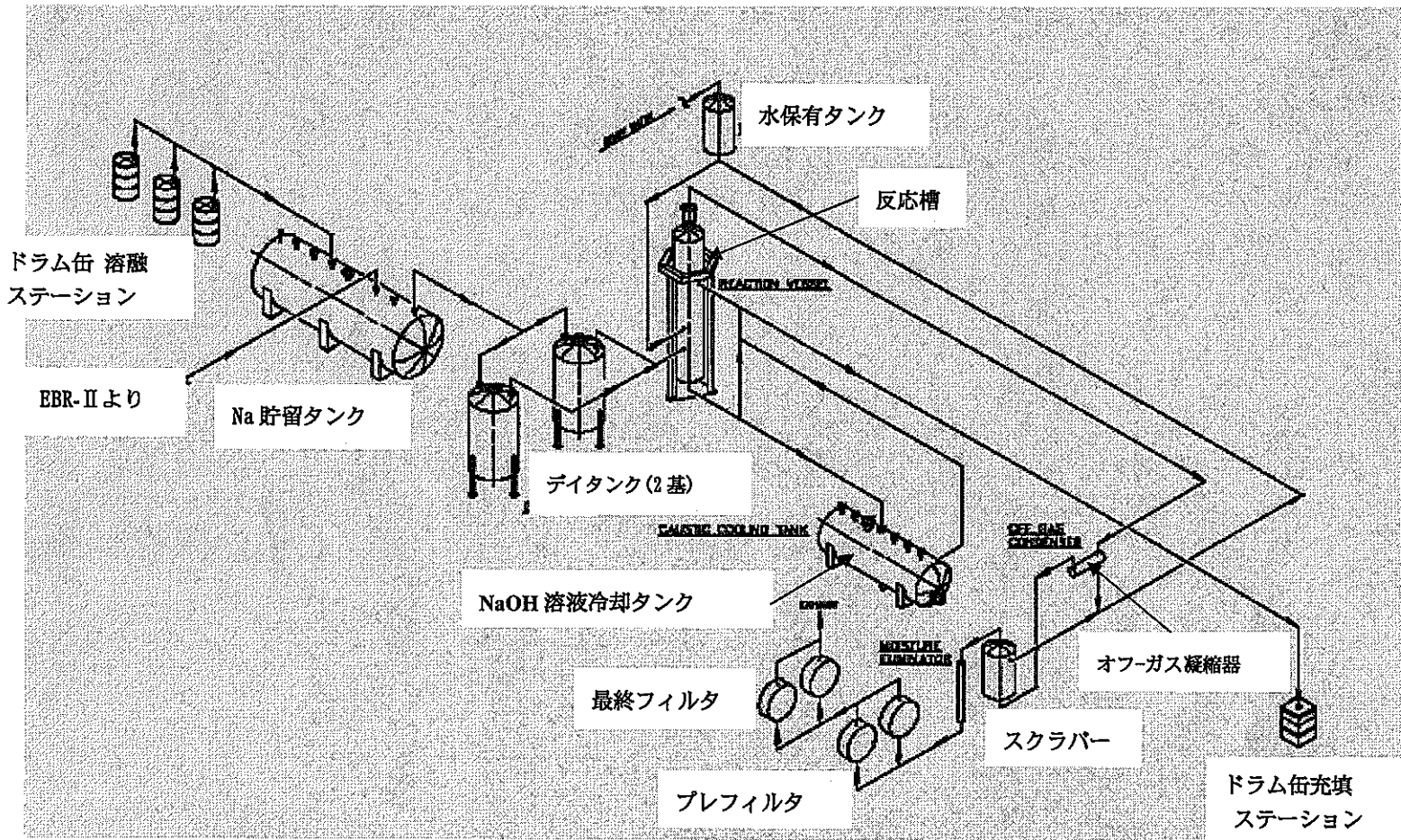


図 4-1 ナトリウム処理施設 (SPF) の構成

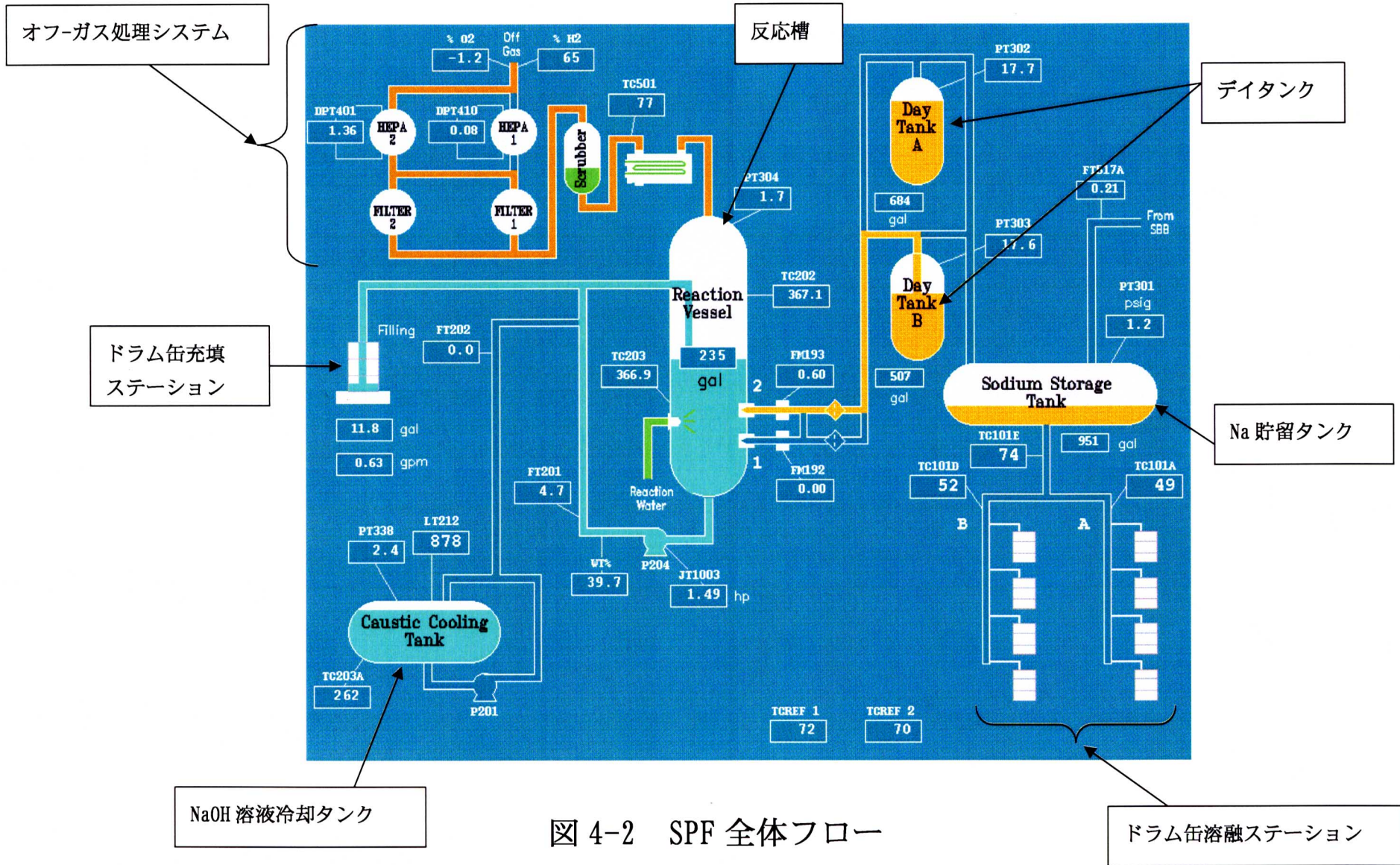


図 4-2 SPF 全体フロー

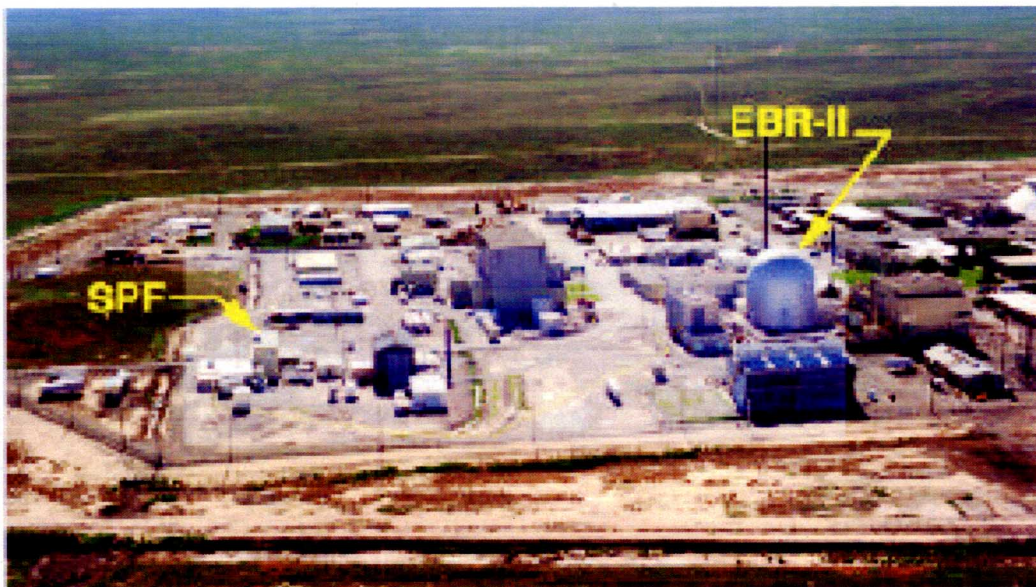


図 4-3 ナトリウム輸送ライン（上）と
EBR-II と SPF（下）

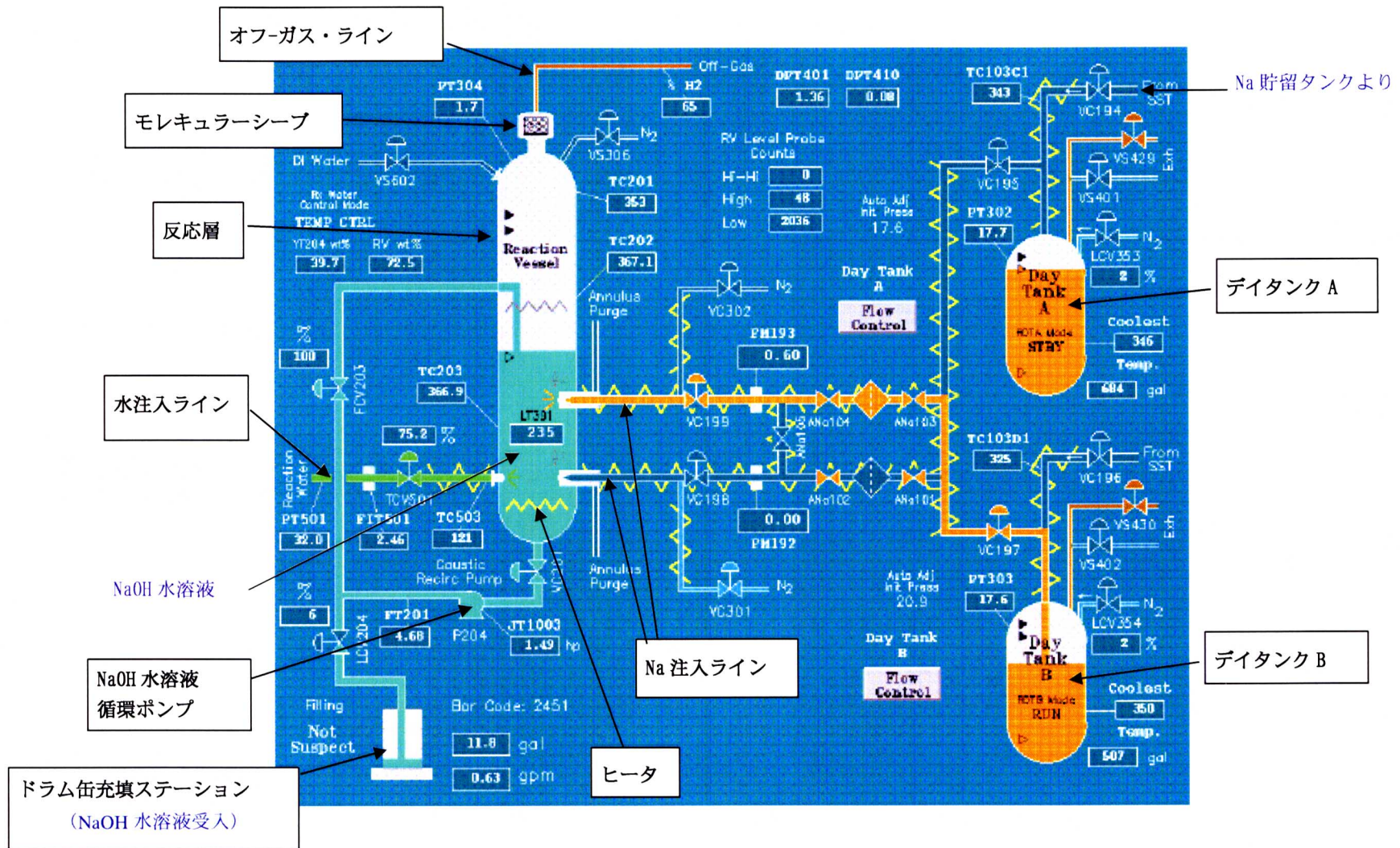


図 4-4 デイタンクから反応槽への Na 注入フロー

(RANDEC 入手資料)

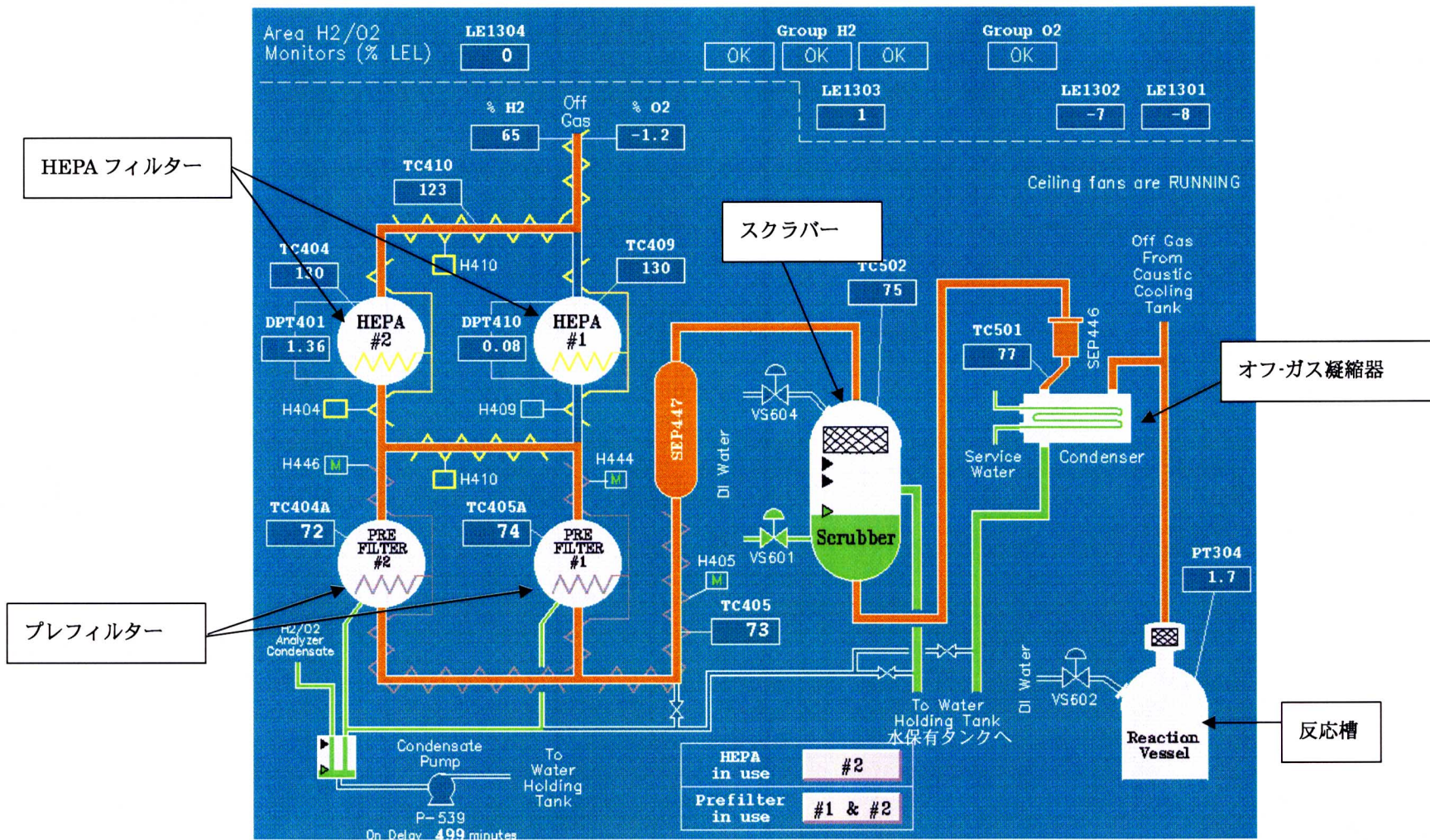


図 4-5 オフ-ガス処理システム

(RANDEC 入手資料)

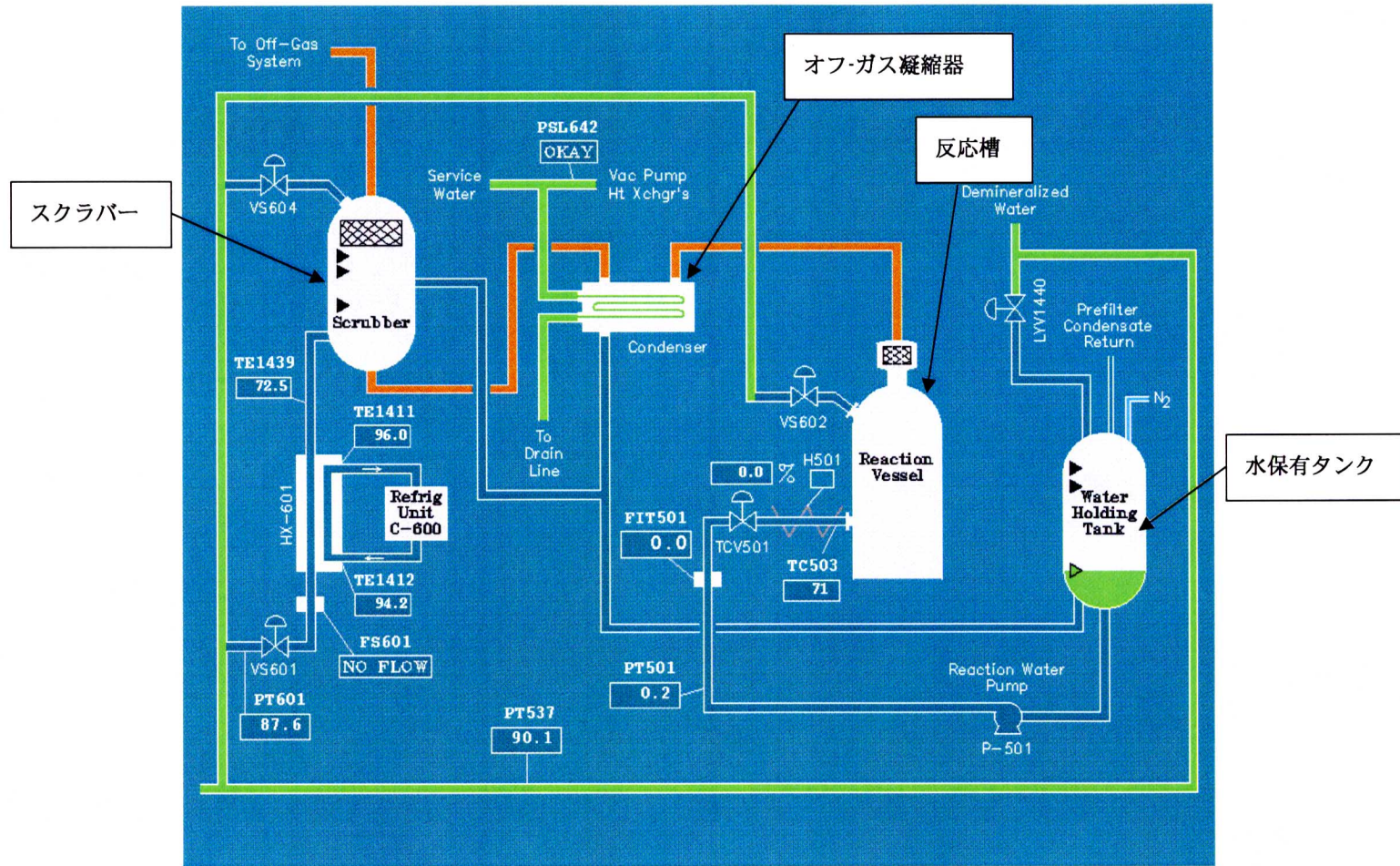


図 4-6 水システム
(RANDEC 入手資料)

4.2.3 トラブルと対策

SPFの全運転を通して、主要な六つの問題及び継続した問題が発生した。これらは、(1)反応槽循環ポンプの故障及びこれに関連した水酸化ナトリウムの漏えい、(2)オフガスの湿分及び余分の水酸化ナトリウムによって発生したHEPAフィルターの故障、(3)ナトリウム及び水酸化ナトリウム系に係る電気ヒーターの故障、(4)ノズルとラインの詰まり、(5)水酸化ナトリウム系の炭素鋼及びステンレス鋼構成部材の腐食、及び(6)反応槽の振動である。

(1) 反応槽循環ポンプの故障

これは、反応槽循環ポンプに継続的に発生した故障である。最初の電磁結合型ギヤポンプは、高温運転対策として、手作りで再組立てされた。しかし、ポンプの磁石欠損対策として設けられたポリエチル-エチルケトン (PEEK) 製のキャップ及びPEEK製ドライブ・シャフトは、離脱した際、ポンプを破損する原因となる可能性のあるものであった。このポンプは、ハステロイC湿式部品及び酸化ジルコニウム密封キャップを有する電磁結合型遠心ポンプに交換された。しかし、このポンプもまた、施設を運転する上では貧弱なものであった。この密封キャップが覆いから外れたり、ガスケットからはおびただしい漏えいが発生した。ナトリウム反応プロセスから発生した固化体はポンプ内に溜り、ポンプを停止させる原因になった。もう1台のポンプが設置され、この2台のポンプは、故障した時に交互に使用され修理されて、連続運転を可能とした。電磁結合型ポンプは高温、高濃度水酸化ナトリウム及び固化体を含んでいる処理には適していないことが立証された。しかし、ナトリウム処理の完了までずっと使用された。

(2) オフガスシステムの問題

SPFの運転を維持するための唯一の最大の挑戦は、最終オフガス HEPA フィルタの短寿命対策であった。故障は、オフガス流内に混入した湿分及び水酸化ナトリウムによる腐食によってフィルターに負荷がかかることによって起こった。幾つかの改良が、フィルター寿命を延ばして、施設の連続運転を可能にするためにオフガス処理システムに加えられた。この改良の成功について以下に述べる。

最終フィルターの過負荷となる湿分混入を避けるために、プレフィルタを並列にして設置した。異なったフィルター媒体もテストされたが、最終的には0.64cm厚のポリプロピレンファイバーマットを選択した。これらプレフィルタは、非常に小粒の水滴に対して整形デミスターとして使用された。フレームに取付けられてプレフィルタ・ハウジングに設置されたポリプロピレンマットは、飽和した時に、撓んだり、裂けたりすることはなかった。プレフィルタのフレームには、ハウジングにフィットするようにゲルシールを用いた。このゲルは、水酸化ナトリウム腐食を受け易かった。結局、余分の水酸化ナトリウムは、質の低下したシールを通してプレフィル

ターをバイパスしてしまった。このバイパスした湿分及び水酸化ナトリウムは最終フィルターに負担をかけて圧力低下を増加させることになった。最終 HEPA フィルターの圧力低下が 9mmHg に増加した時に、このフィルターは交換された。ポリプロピレン・マットに溜った液体を除去するために、プレフィルター・ハウジングにもドレインが設けられた。

最初の HEPA フィルターの媒体は、ポロシリケート・ガラスであった。これは水酸化ナトリウムに対する耐性がなかった。水酸化ナトリウムに耐性のあるフィルター媒体の最初の研究は成功しなかった。しかし、最終的にテフロン・フィルター媒体が見つかった。テフロン・フィルター媒体をつけた並列の HEPA フィルター・ハウジングが、フィルター交換の間の運転時間を延ばすために取付けられた。プレフィルター及び最終フィルターの改良によって、フィルター寿命は、数日から約 1~1.5 ヶ月に延びた。

(3) 電気ヒーターの問題

電気ヒーターは高温を維持するために、ナトリウムと水酸化ナトリウム・タンク及びそれらのラインに、更にオフ・ガス・ラインとフィルター・ハウジングに設置された。ヒーターの短寿命が大きな問題となった。

タンク上に設置された裸のヒーターの取付け方が正しくなくて、タンクに十分に接触していなかったために交換された。十分に接触しないため、熱伝達が不十分で、ヒーター温度が高くなり、このためヒーターは簡単に故障した。タンクの壁にもっと良く接触させるために、交換ヒーター取付用にスタッドが溶接付けされた。

プロセス配管のケーブル・ヒーターは、しばしばオーバーヒートして故障した。この問題は、さらに温度測定器を取付けたり、ヒーター取付けゾーンの幅をもっと長くすることによって解決した。

(4) ノズルと配管のプラグインの問題

ナトリウム及び水酸化ナトリウムの流れを円滑に維持する上で、もう一つの継続した問題が存在した。ライン及び設備の温度を高温に維持することは、絶対必要条件である。停止に続いて再起動することは、特に、温度が環境温度まで低下した時は、ナトリウム系には大きな問題である。加えて、水酸化ナトリウム濃度 70wt% の場合は、水酸化ナトリウム系全体に問題が生ずる。

純粋なナトリウムの融点は 98℃ではあるが、ナトリウム供給系にある全てのフィルター、弁、流量計及び接続しているパージ・ラインの温度が 149℃以上でない場合は、反応開始温度は異なっていた。最初にナトリウムが流れた後に、そのラインに一度ナトリウムを満たすと、ナトリウムを供給したラインの温度を 149℃以上の均一高温に上げることは簡単である。配管の内のナトリウムの熱容量と熱伝導率は熱伝達を助けることになる。それにもかかわらず、ナトリウム不純

物、不十分なヒーター巻付け、ヒーターの故障及び不十分な断熱材は、いくつかの構成物の温度を 204℃以上に昇温させる必要があった。デイトンク中のナトリウムは 177℃まで加熱された。一度ナトリウムが配管及び構成物内を流れ始めると、システム全体の熱エネルギーの分配は確実となった。このシステムは、十分な熱容量を有しているため、通常は加熱に 12 時間以上の待機時間が必要であった。

ナトリウム注入ノズルも水酸化ナトリウムによって目詰まりした。反応槽がまだ水酸化ナトリウムを含有している間に、ノズル/アニュラスを閉じて窒素をパージする保守が必要であった。水酸化ナトリウムがノズルとパージラインにバックアップとして注入された。もし水酸化ナトリウムがノズルに付着している場合には、窒素ライン上のヒーターとノズルに繰り返し蒸気を通すことがノズルにとって効果的であった。ノズルに蒸気を通すこと、加熱すること及びパージすることを運転員が常時行うことが、ナトリウムの流れを確保する鍵である。

運転温度を 177℃から 191℃に増加した結果、ドラム缶充填ラインの目詰まりが主な問題となった。2690 角形ドラム缶に充填する前に、ドラム缶の内張の高密度ポリエチレンの損傷を防ぎ、また水酸化ナトリウムが冷却されて固化する時間を短縮し、さらにドラム缶に充填している作業員が高温の水酸化ナトリウムに曝される時間を最小限にするために、水酸化ナトリウムは、93℃に冷却される。ドラム缶充填温度を冷却し過ぎると、ラインを固化した水酸化ナトリウムで目詰まりさせる原因となった。ラインを目詰まりさせないためには、配管及び弁を別々に固化した水酸化ナトリウムを溶融して流出させてしまうことである。反応槽の運転温度を 191℃から 186℃に減少させ、ドラム缶充填ラインの冷却温度の設定を 93℃に上昇すると、ドラム缶充填ラインの目詰まり問題は軽減され、固形廃棄物製造は維持できた。

EBR-II の一次系ナトリウム処理作業時において、70wt%水酸化ナトリウムを 50wt%に希釈する前に、循環ポンプが突然強制停止する問題が発生した。突然の強制停止の結果、70wt%水酸化ナトリウムがポンプ内及び循環ライン内で固化した。ポンプの解体を簡単に行うために、あるいは目詰まりした吸込みラインを解放するために、水酸化ナトリウムを液化させようとした時に、ポンプが損傷した。作業員が水酸化ナトリウムを溶融するためにこのシステムを十分に加熱しようとした時に、循環ラインのヒーターもまた故障した。この問題は、この作業が完了するまで続いた。このポンプは、我々の意図したものと異なったものであったことが判明した。

(5) 腐食問題

水酸化ナトリウム系は主にニッケルで製作された。オフガス系は主に炭素鋼とステンレス鋼で構成された。これら材料は、SPF が最初に設計された 50wt%水酸化ナトリウム系に使用するために選択された。このプロセスが 70wt%水酸化ナトリウムを生成するために変更された時に、材料の両立性が評価された。炭素鋼とステンレス鋼は、70wt%水酸化ナトリウム系には最適な材料では

なかったが、それらの使用寿命に対して許容され、かつ定期的に検査を行うこととして決定された。

運転約5ヶ月後に、反応槽のトップに設置されたステンレス鋼製デミスター・ハウジング内に漏えいが起こった。目視検査の結果、デミスター・ハウジング上に幾つかのクラックが見つかり、304型ステンレス鋼デミスター・メッシュが事実上消滅していた。0.376cm厚のステンレス鋼デミスター・ハウジングは、モネル400メッシュを含む0.927cm厚の炭素鋼ハウジングに交換された。1年後にデミスター・ハウジング上の溶接結合部に漏えいが見つかった。検査の結果、内側溶接上の熱影響部に腐食が見られ、ハウジングの濡れ面に著しい均一腐食が見られた。デミスター・ハウジングは、0.925cm厚のニッケル・ハウジングに交換された。モネル400メッシュは再使用された。

最初の反応槽からオフガス凝縮器へのオフガス配管は、外径10.2cm、厚さ0.602cmであった。腐食率は、年4回の超音波厚み測定法で計測され、年0.127～0.457mm(5～18mil、1mil=1/1000インチ)の範囲であった。運転20ヶ月後、炭素鋼オフガス配管はニッケル配管に交換された。

オフガス凝縮器のシェル&チューブは、それぞれ炭素鋼及びステンレス鋼で製作されているので、その腐食について関心があった。入口ノズル・シェル溶接部の目視及び液体浸透試験、チューブの抜き取り液体浸透試験、シェルの圧空試験及びチューブの流動試験では問題がなかった。オフガス配管がニッケルにアップグレードされた時のシェルの超音波厚み測定では十分な厚さであった。しかし、目視検査では、交換された入口配管上に腐食が見つかった。3ヶ月後、交換されたオフガス凝縮器入口配管フランジに漏れが発見された。超音波厚さ測定では、十分な厚さを示した。1ヶ月後、コンデンサーのシェルへ溶接した入口ノズルに漏れが認められた。その時、シェルは新しい炭素鋼に交換され、入口ノズルはシェルへ直接溶接付けされた。新しい炭素鋼シェルの使用寿命は、残存ナトリウムの処理を十分に完了できたので、ニッケル・シェルは使用されなかった。

水酸化ナトリウム濃度を70wt%に増加させたことと、運転温度を186℃に上昇させた相乗効果が、オフガス処理システムの腐食問題の原因になったことは明白である。応力腐食割れがステンレス鋼部材に発見された。炭素鋼部材においては、均一腐食が濡れた流れ面に見い出され、局部腐食が熱影響部に見られた。

(6) 反応槽の振動

反応槽内のナトリウム-水反応では、試験運転の初期には激しい音と振動が発生した。ナトリウム注入ノズルへ窒素噴霧流を増加させたところ、激しい反応が減少して、振動量も減少した。しかし、およそ運転1週間後、ナトリウム注入ラインの一つに溶接付けされた機械的結合部に疲労クラックが進展し、この結果、小さなナトリウム漏れが発生した。ナトリウム配管支持構造物

は、最初静的条件で設計された。反応槽レベル検知の当初の設計では、反応槽と内容物を測定する連続荷重計が存在した。ナトリウム配管と反応槽の不十分な動的支持構造は、双方の過度の相対変動を起こしてしまい、ナトリウム注入配管に過剰な応力を発生させて、その結果クラックを発生させた。荷重計は温度変化及び反応槽の揺動により、不正確なレベル表示をするために放棄された。反応槽の支持脚は、システム部材の振動を減少させるために、ベースにしっかりとボルト締めされた。また、ナトリウム注入チューブは、フレキシビリティを持たせるために改造された。追加の支持構造物がナトリウム及び水酸化ナトリウム系配管に取付けられた。

およそ運転 2 年後に、反応槽のオフガス・ノズルに漏れが発見された。検査の結果、ニッケル・オフガス溶接部は、支持されたオフガス配管と連動した反応槽の振動によって疲労クラックが生じていた。反応槽のその他の配管は、液体浸透試験を用いて検査した結果、不合格指示は見られなかった。残りのナトリウム処理に必要な期間はたったの 3 週間であったので、反応槽オフガス・ノズルは修理されただけであった。

改良すべき点

SPF からの追加のナトリウム処理を行う場合には、幾つかの設備及び管理上の改良が必要である。もし大量のナトリウムを処理する場合は、設備の変更として、電磁駆動循環ポンプをもっと耐久性のあるポンプに更新すること、プレフィルター・ゲル・シールをエラストマー（常温付近で弾性の顕著な高分子物質）シールに交換すること、現有ヒーターをもっと強靱なヒーターに変更してタンクと配管にもっと良く接触させること、及び現在の炭素鋼オフガス・凝縮器に変更することである。加えて、現在の反応槽配管配置については、反応槽ノズルとの疲労状態を解析によって消滅するか、最少になるようにすべきである。管理上の改良としては、ナトリウム系を完全に 177℃に加熱して、処理している間ナトリウム注入アニユラスを蒸気化して、再起動時のノズルの目詰まりを防ぐことである。

4.3 NOAH 法による転換技術^{(16), (17), (18), (19)}

4.3.1 転換方法

フランスの CEA と FRAMATOM は、Rapsodie の一次系ナトリウムの処理のために、ナトリウムを連続的に水酸化ナトリウム溶液に転換する NOAH プロセスを開発した。NOAH とは、ナトリウム、酸素及び水素の化学記号のアナグラムであり、FRAMATOM が NOAH プロセスのライセンス所有者である。

このプロセスにおいて、ナトリウムは以下の反応式で水と反応して水酸化ナトリウムに転換される。



このプロセスの基本原理は、図 4-7 に示すように、密封容器内の水酸化ナトリウム溶液中に流入する水に向かって、少量の液体ナトリウムを注入ポンプによって対向流入させて上記の反応を起こさせるものである。

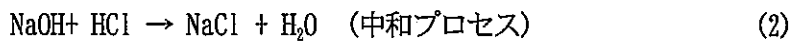
対向流入したナトリウムは、水中に急速に分散し、スムーズにかつ連続的に反応を起こす。これは発熱反応であるので、容器は水ラインの熱交換器によって定常的に冷却される。化学反応によって発生した水素は、ろ過、乾燥及び希釈されてスタックから放出される。ナトリウム水溶液は濃度測定されて、水を加えることによって濃度調整される。

Rapsodie の一次系ナトリウム処理に用いられた NOAH プロセスは DESORA と呼ばれ、この概略は図 4-7 に示したとおりである。この施設は、ナトリウムの放射能を考慮に入れて、必要な封じ込め機能を確保するために、Rapsodie 原子炉建屋内に設置された。運転は、FRAMATOM の技術的支援を受けて、CEA の原子力施設に関するデコミッショニング部門が運転管理を行った。

DESORA 施設による Rapsodie の一次系ナトリウム処理は 1994 年に開始され、37 トンの一次系ナトリウムが 3 カ月以内に処理された。平均ナトリウム処理率は、330 /h であった。処理によって発生した水酸化ナトリウム溶液は、試験容量も含めて 170m³ である。また、18,500m³ の水素が Rapsodie のスタックから放出された。

この成功によって、PFR、Superphenix あるいは Phenix のような大規模な高速炉の将来のデコミッショニングを視野に入れて、このプロセスをスケールアップした設備を使用してナトリウム処理を行うことが検討されている。この実用化の第一として、英国の PFR のナトリウム処理のために、NOAH 技術をベースにしたナトリウム処理プラント (SDP) が PFR に設置された。

この SDP プロセスの原理は、NOAH プロセスによりナトリウムを水酸化ナトリウム溶液に転換し (1) 式)、次に中和プロセスによって水酸化ナトリウム溶液を塩酸と中和して塩化ナトリウムに転換する (2) 式)。



以下に、PFR の機器の構成、処理手順及び安全対策について述べる。

4.3.2 機器の構成、処理手順及び安全対策

(1) 機器の構成

英国原子力庁(UKAEA)は PFR デコミッシングの総合的な設計のために、NNC(正式名称 National Nuclear Corporation)と契約した。NNC はナトリウム処理のために、Rapsodie の冷却材 39 トンの処分を行った実績のある“NOAH”技術をベースにしたナトリウム処理プラント(SDP)を提案し、NOAH 技術を開発した FRAMATOME と AEA Technology Plc. を主たる下請けにした。

FRAMATOME は原子炉所有者の要求によって 1 日当たり 2.5 トンの処理能力のある設備を設計した。SDP は前述のとおり NOAH プロセスと中和プロセスからなり、この SDP の機器の構成を図 4-8 に示す。SDP は 2 基のスキッドに設置されるユニットになるように設計された。このスキッドを図 4-9 に示す。

SDP で処理されるナトリウムは、Dounreay サイト全体で貯蔵されている約 1,500 トン(一次系ナトリウム; 900 トン、二次系及び非汚染ナトリウム; 600 トン)である。このうち 100 トンは、放射性物質及び核分裂生成物を僅かに含有した比較的汚染の少ないナトリウムである。NaK は微量(<1%)の不純物扱いとしてナトリウム中に混ぜて同じプロセスで処理される。

SDP は PFR のタービンホールに設置された。ここは 3 階建であり、長さ 30m、幅 12m、高さ 10m の大きさである。遮へいコンクリート厚さは 0.5m である。

この処理は、1 シフト 2 名の運転チームで 1 日 3 シフトで行われる。即ち 24 時間作業である。

プラントは 2000 年に完成し、非放射性ナトリウムによる運転を完了して安全性を確認して、現在、放射性ナトリウムの処理を 2.8 トン/日で行っているところであり、2005 年末には完了する予定である。

図 4-8 に従って NOAH プロセスと中和プロセスの機器について順次以下に述べる。なお SDP プロセスによるナトリウム処理にかかるマスバランスを図 4-10 に示す。

1) NOAH プロセスの機器

- ・バッファタンク; 原子炉から採取したナトリウムを貯留しているナトリウム貯留タンクからナトリウムを受け入れるタンク。容量: 16 トン。
- ・バッチタンク; バッファタンクから移送されたナトリウムを約 120°C に冷却してスラッジを

沈降除去する。容量：3トン。

- ・デイトンク；1日分のナトリウム処理量を貯蔵するタンク。容量：3トン。
- ・ヘッダータンク；反応槽にナトリウムをポンプで注入するためのタンク。
- ・注入ポンプ；ヘッダータンクから反応槽にナトリウムを注入する二段式のダイヤフラム・ポンプ。このポンプは、注入率を一時間当たり2~138ℓの間で制御できるように設計されている。
- ・反応槽；ナトリウムと水を反応させて水酸化ナトリウムに転換するタンク。
- ・ブレイクポット；反応槽からオーバーフローしたナトリウム溶液から水素を除去するポット。このポット内に溜ったナトリウム溶液は次の中和プロセスとの境界となる。

2) 中和プロセスの機器

- ・溶液収集タンク；反応槽をオーバーフローしてブレイクポットで水素を除去された水酸化ナトリウム溶液を収集するタンク。
- ・中和タンク1；濃塩酸を使用して大雑把な中和処理を行うタンク。
- ・中和タンク2；廃液を放出する基準に合致するように希塩酸を用いて酸度調整を行うタンク。
- ・パルスフィルター；中和された廃液（塩化ナトリウム溶液）をろ過するフィルター。ここで補足された微粒成分は、低レベル放射性廃棄物として処理される。
- ・Cs 除去プラント (CRP)；中和プロセスで生成された塩化ナトリウム溶液中のセシウムを除去するプラント。CRP は Cs 処理吸収カラムであり、これはコバルト含有ヘキサキス（チオシアナト）鉄（II）酸カリウム四水和物（Cobalt potassium hexacyano- II -ferra トン、 $\text{Co-K}_4[\text{Fe}(\text{SCN})_6] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ）を用いて、高濃度塩含有廃液からセシウム（非放射性セシウム、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ）を除去する。
- ・廃液保有タンク；SDP と廃液放出プラントの間のバッファの役目をする $2/3\text{m}^3$ タンク。貯留された廃液は均一性を保持し、軽い微粒子が凝集しないように再循環できるようになっている。
- ・廃液サンプリング・ステーション；廃液保有タンク内の廃液をサンプリングする。サイトの廃液管理グループはこの分析結果を基に、サイトの廃液放出プラントへの受入れを検討する。受入が同意されれば、廃液は廃液放出プラントへ移送される。

(2) 処理手順

原子炉から採取られたナトリウムは、先ずナトリウム貯留タンクに貯留され、ここから SDP のバッファタンクへ1バッチ15トンで移送され、ここでタンク全重量を測定することによってナトリウム重量が計量される。次に24時間当たり3トンがバッチタンクに移送され、ここでナトリウ

ムは約120℃に冷却されてスラッジ（酸化物）が沈降除去される。NaKはNaKタンクから1%以下（0.15トン以下）の不純物扱いでバッファタンクへ移送され、ナトリウムと混入される。次に1日分の処理量が貯蔵されるデイトンクへ移送される。デイトンクは飽和温度の130℃に加熱される。デイトンクから浮遊物を除去するナトリウム・フィルターを経てヘッダータンクに移送される。

ナトリウム流体のタンク間の移送は、窒素圧力を利用して行われる。

ナトリウムを水酸化ナトリウムに転換するために、ナトリウムは二段式のダイヤフラム・ポンプを用いて反応槽に注入される。このポンプは、注入率を一時間当たり2~1380の間で制御できるように設計されている。反応槽に注入する直前にナトリウムは、注入ノズルの凍結とそれによる閉塞のリスクを最小限にするために350℃に加熱される。

反応槽内のガス層においてナトリウムと水の二つの流体が合流するポイントで反応が起こる。ひと度反応が始まると、反応によって発生した水素は窒素と置換される。反応槽内のナトリウム注入ノズル、ナトリウム注入ノズルからのナトリウム注入の様子、及び反応槽内の純水注入ノズルを図4-11に示す。

反応槽内の水酸化ナトリウム溶液は純水を加えることによって、連続的に10mol/lの濃度に調整される。

反応槽内で発生した水素は、オフガス系へ導かれる。

反応槽からオーバーフローした水酸化ナトリウム溶液はブレイクポットに流入し、ここで水酸化ナトリウム中に含有された水素が除去される。水素が除去された水酸化ナトリウム溶液は、中和プロセスで中和するために溶液収集タンクに貯留される。

次に、水酸化ナトリウム溶液は塩酸を用いて中和するため、中和タンク1において濃塩酸との反応により、塩化ナトリウム溶液に転換される。この中和タンク1で転換された塩化ナトリウムの濃度は大雑把なものであり、濃度調整のために次の中和タンク2に移送され、ここで希塩酸によってpH調整される。この最終調整は、プラントやサイトから廃液を放出する基準に合致するように、廃液を調整するために必要なものである。濃度調整された塩化ナトリウムは、パルス・フィルターによって不純物がろ過される。このエレメントで捕足された微粒子成分は、空気乾燥されて、次に低レベル放射性廃棄物として処分用のドラム缶に集められる。

次にろ過された塩化ナトリウムはセシウム除去のためにセシウム除去プラントにおいてセシウム吸収カラムを通してセシウムが除去される。UKAEAの評価によれば、一次系ナトリウム中の¹³⁷Csの比放射能レベルは、 $3.3 \times 10^3 \text{Bq/g}$ である。これを除去した廃液は、環境へ放出することが検討されている。

ろ過され、セシウム除去された溶液は、サイトの廃液放出プラントの間のバッファの役目をする廃液保有タンクに貯留され、廃液としてサイトの廃棄物管理グループによる放出に係る同意

を得る前に、分析用にサンプリングされる。

以上に述べた各タンクは、貯留された溶液が均一性を保持するためと軽い微粒子が凝集しないようにするために循環・攪拌できるようになっている。

(3) 安全対策

1) 水素管理

ナトリウムを1時間当たり138ℓ処理すると、水素が、通常温度、通常圧力で61m³/h発生する。SDPに関してキーとなる安全問題の一つは、反応プロセスから発生する水素をうまく管理することである水素のリスクを管理する基本的な方法は、水素濃度を爆発濃度領域外に保つことである。このため、先ず反応が始まる前に、反応槽とオフガスラインは窒素が充填されて酸素濃度は0.1%以下に除去される。

反応槽において発生した水素は、直接ガス流に入り込むものと、液体流中に入り込むものがある。このためこれらは二つの方法で除去される。直接ガス流に入り込んだ水素は、オフガス系で除去され、液体流中に入り込んだ水素は、ブレイクポットで除去される。オフガス系とブレイクポットの概略を図4-12に示す。

反応槽において気中に発生した水素は、図4-12に示すように反応槽とオフガスラインに充填されている窒素と置換され、水素濃度は圧力 2×10^4 Pa(200mbar)で約99.5%レベルに調整される。オフガス中の水酸化ナトリウムはスクラバーを通されて、水酸化ナトリウム濃度を3 mol/ℓ以下に減少される。次に湿分除去器、凝縮器、再加熱器を通して乾燥、除湿、再加熱され、50℃でHEPA フィルターによってろ過される。最後にこのオフガスは、排気ダクトに導かれるが、この時、オフガスがそのままの水素濃度でダクトに流入すると、空気流に均一に混合しないために、水素濃度の濃淡のある流れが生ずる恐れがある。このため、図4-13に示す攪拌リングを図4-12に示すようにダクト内に幾つか取付けて、オフガスが攪拌リングによって良く攪拌されて均一な濃度になるようにして、排気ダクト内の空気流中に放出される。このように攪拌リングは、水素濃度の濃淡によって水素が爆発濃度にならないようにするために、オフガスが均一濃度になるように攪拌される構造のリングを並べたものである。これら攪拌器は、このプラントにおいて、水素流を80m³/時まで制御できることが試験されている。

液体流に取り込まれた水素は、この流れがオーバーフローする所に設けられたブレイクポットによって最小限にされる。これは、小さな窒素放出容器である。この容器からのベントには、水素と酸素のモニタリングが設けられており、もし水素レベルの増加が検出されると、SDP プロセスがトリップするようになっている。

2) プロセスの制御及び監視

SDPは、このプロセスの制御及び監視のための分配制御システム(DCS)を使用する。このDCSは、

運転及びトレンド記録を行う施設のための入出力支援システムも備えている。

このソフトウェアは、二つの役割に用いられるものである。第1は、要求された条件に対してその状況をモニタして監視する役割であり、第2は、運転モードにおいてプロセス・シーケンスを制御するものである。監視の役割においては、収集活動またはシーケンスをもとに、異常時においてアラームを発生し、あるいはプロセスを停止するものである。

DCS は、プラントの全機能を制御する。即ち、ナトリウム調整と廃液の中和プロセスのためのバッチ制御シーケンス及び反応プロセスの連続制御の両方を行うように設計されている。

3) 安全及び保護システム

DCS から完全に独立しているのは、安全及び保護システム (SPS) である。このシステムは、各々のプラント・エリアのためにキーとなるプラント・パラメータをモニタリングする二重冗長度トリップ回路を有している。このシステムは全てハードウェアである。

SPS は、二つの状況のうちの一つによって反応プロセスを停止してプラントをトリップすることができる。一つは、トリップが発生すると排気システムがパージされるものであり、もう一方はいかなる水素オフガスも保有してしまうために単に隔離するものである。この異なった要求は、排気流量が低いということが、プラントを安全にトリップすることができるパラメータであるという事実から発生している。低い空気流量中へ水素が拡散することは、水素レベルを爆発濃度限界内にすることができる。それ故、水素を放出するよりむしろ保持することが重要なことである。

4) ナトリウム用タンクのレベル測定

SDP は、ナトリウム用に幾つかのタンクを有している。これらのタンク各々が、比較的厳しいレベル測定公差を必要とされる。このため、特別な装置が設計された。この装置を図 4-13 に示す。これは、ナトリウムと窒素カバークラスの温度差を検知するものである。開発されたシステムは、ナトリウム中に浸漬されたカートリッジ・ヒーターとヒーターの長さによって取り付けられた一連の熱電対である。ヒーターがナトリウムによって浸漬された部分は、ナトリウムが高い熱伝導率を有していることから、ナトリウム温度に依存する。一方露出した部分は、ヒーター制御温度に止まっている (通常は、ナトリウム温度より 30℃以上高い)。熱電対の相対的温度を用いて、ナトリウムレベルを測定することができる。こうして測定されたナトリウムレベルは DCS の制御システムに送られて適正なレベルが確保される。

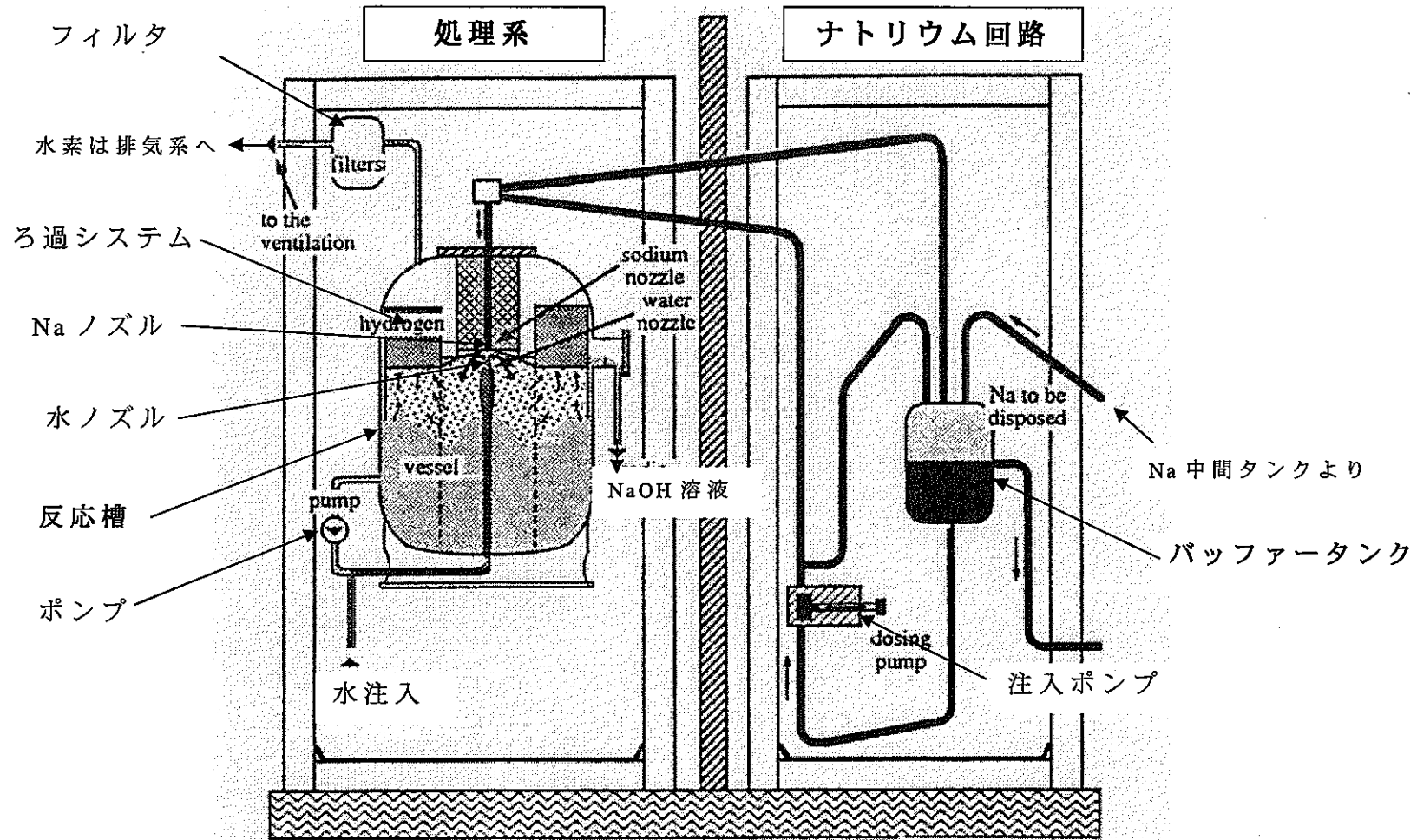


図 4-7 NOAH プロセス概略

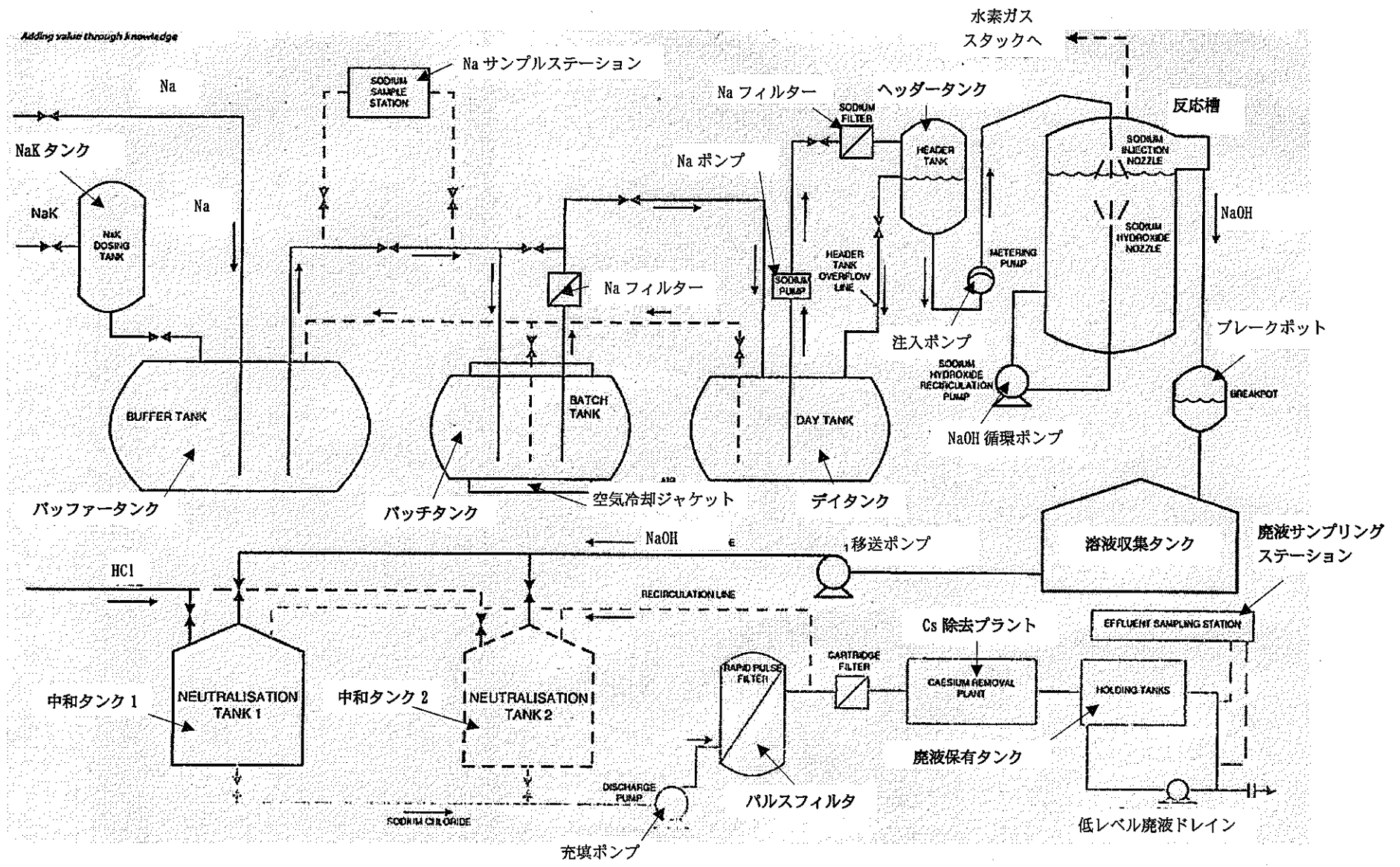


図 4-8 ナトリウム処理プラント (SDP) の NaOH プロセス (上) と中和プロセス (下)

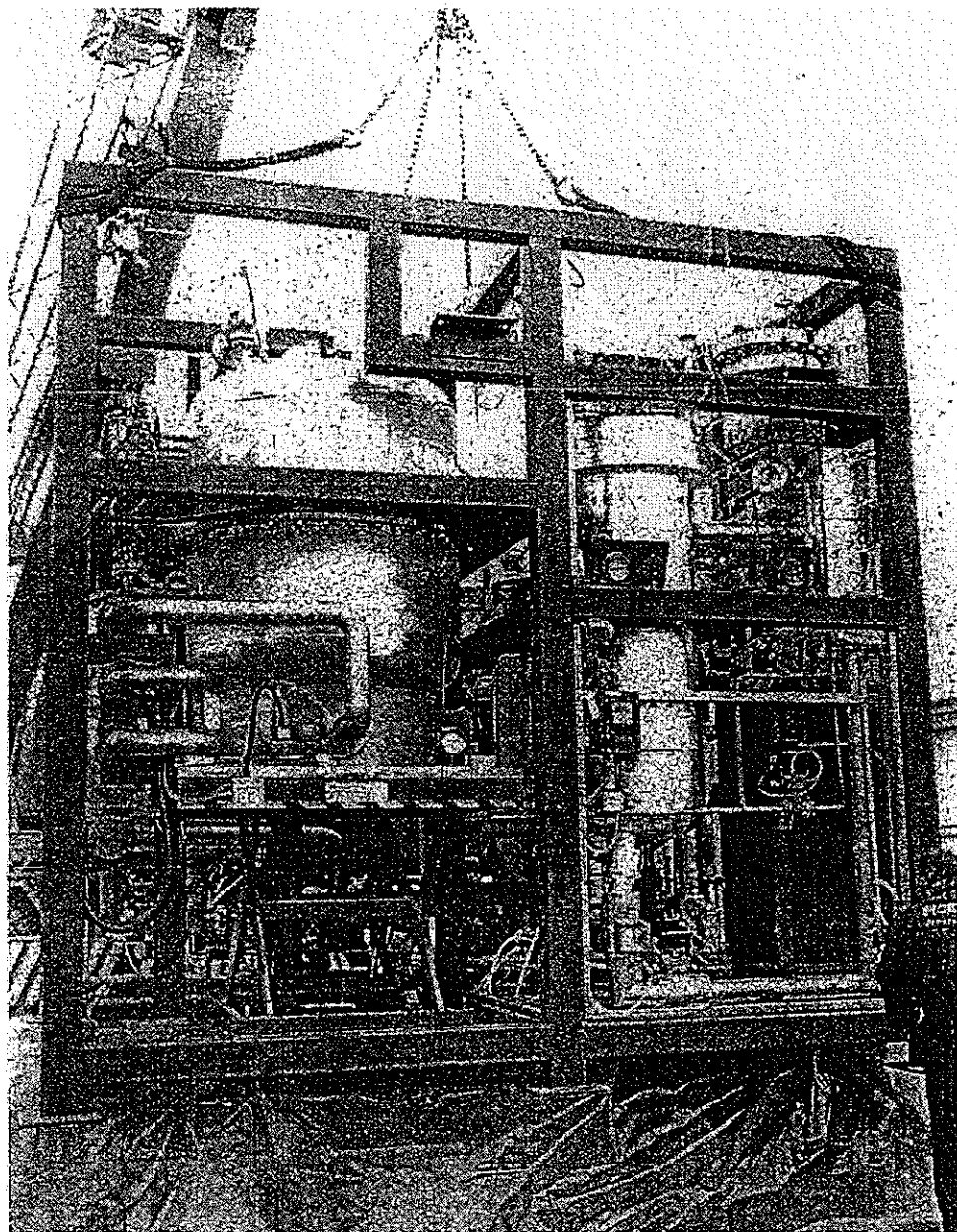


図 4-9 ナトリウム処理プラント (SDP) スキッド

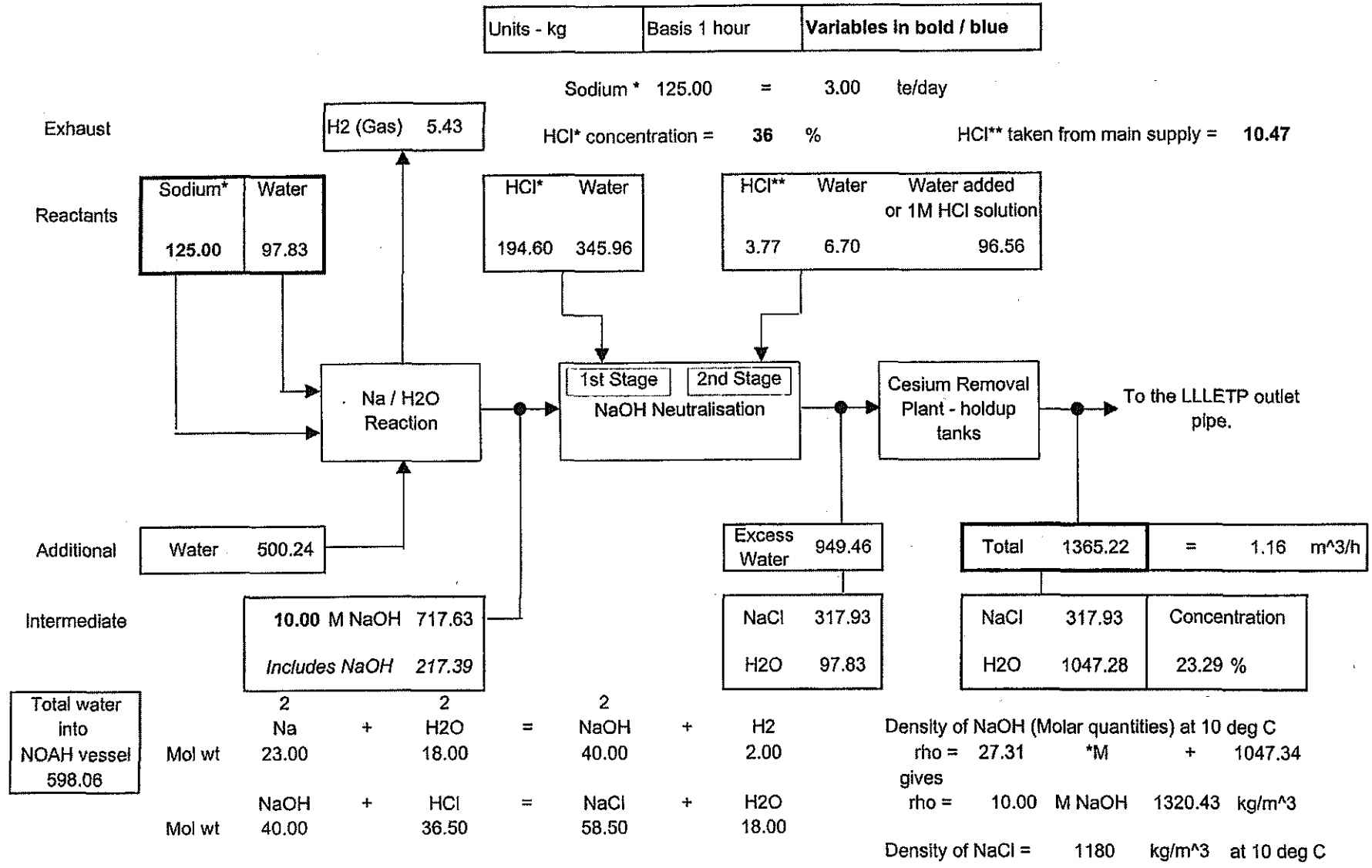


図 4-10 SDP による処理のマスバランス

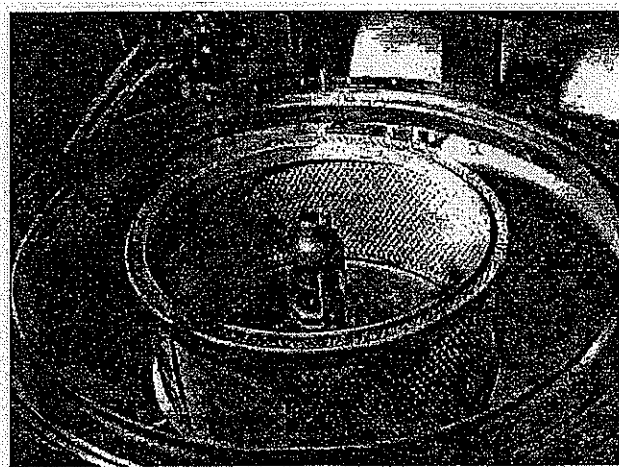
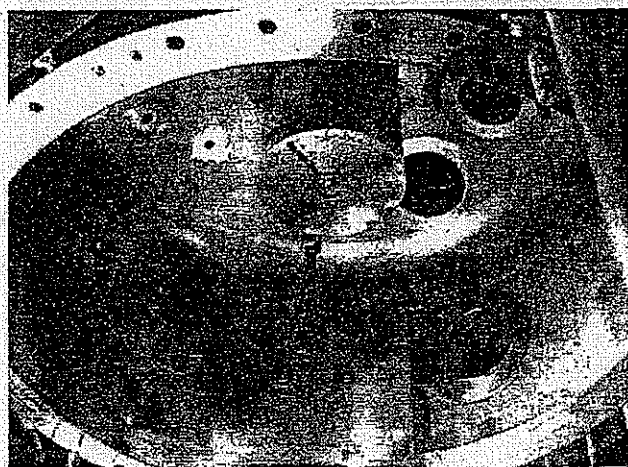


図 4-11 反応槽内のノズル

上から Na 注入ノズル、Na 注入ノズルからの Na 注入の様子、純水注入ノズル

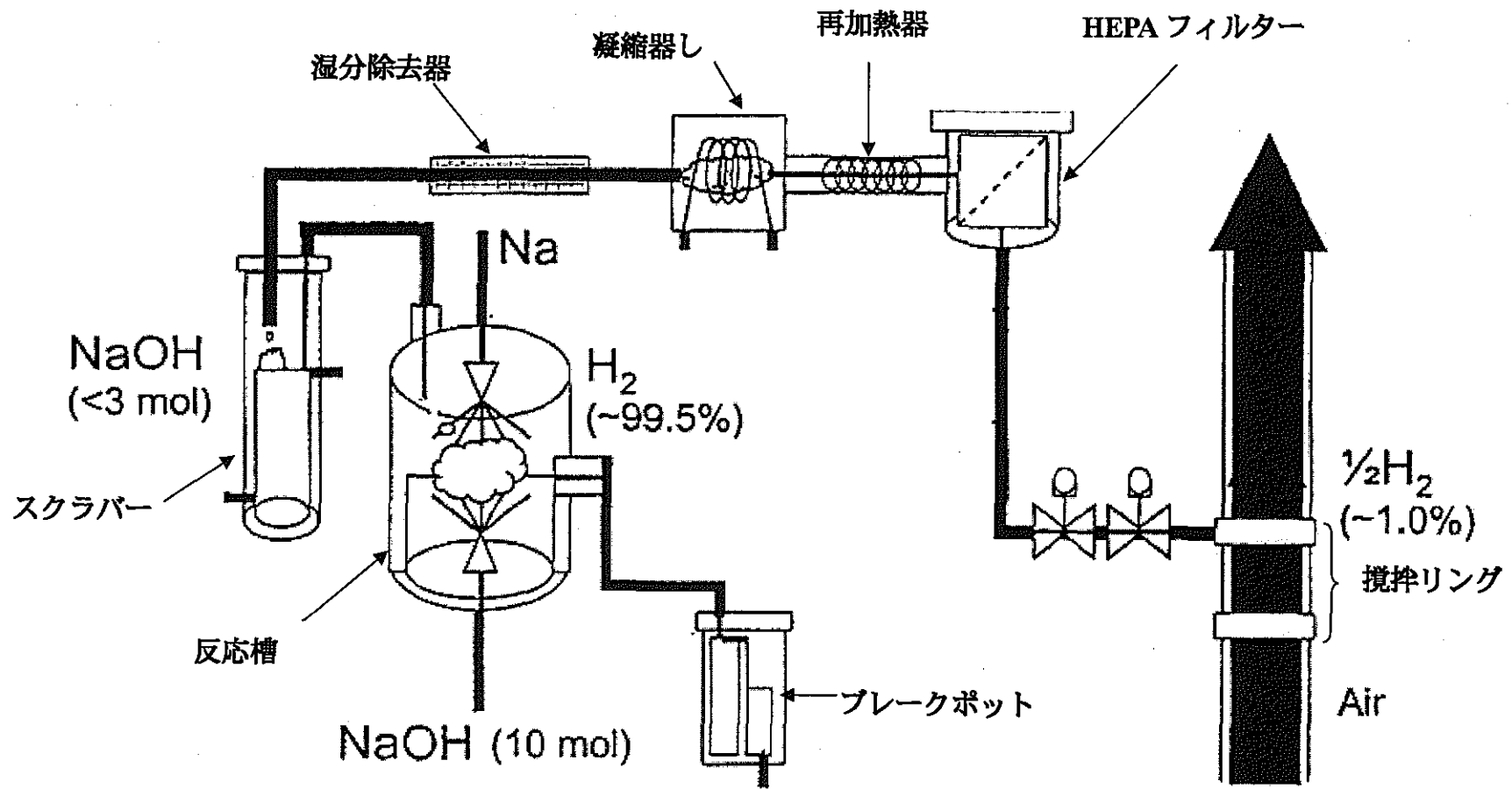


図 4-12 発生水素のオフガス系

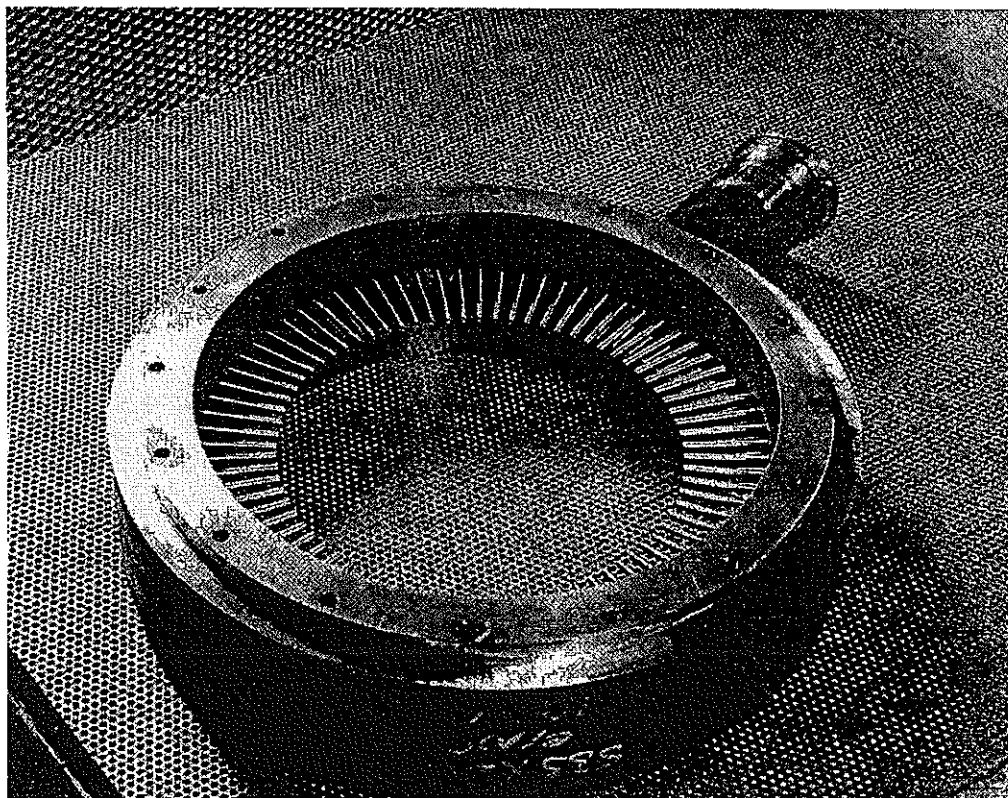


図 4-13 水素攪拌リング

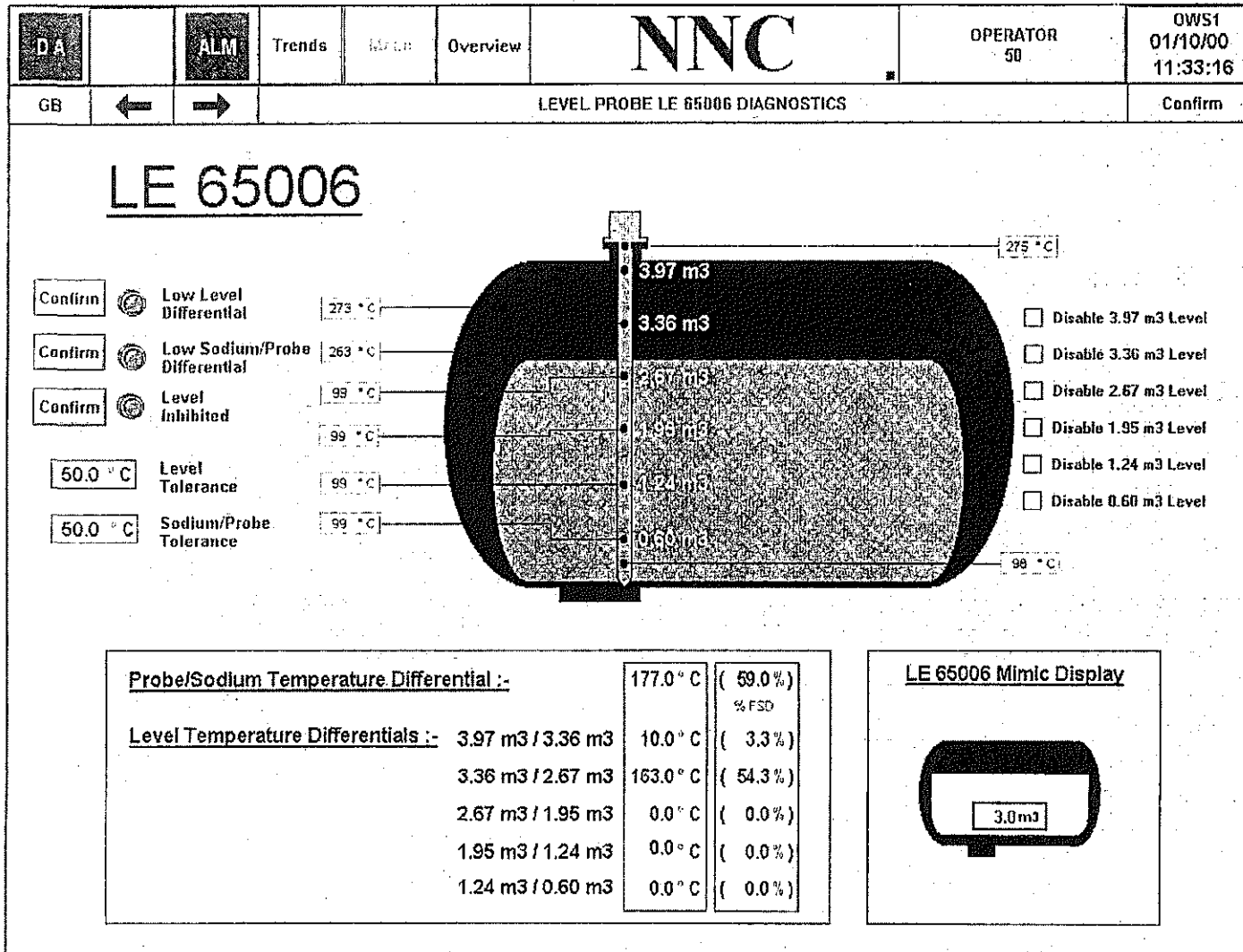


図 4-14 ナトリウムレベル検知器

4.3.3 トラブルと対策

PFR のナトリウム処理は現在進行中であり、トラブルについては未だほとんど発表されていないが、ナトリウム処理施設(SDP)の回路のフランジについてのトラブルが、得られた教訓の一つとして発表されている。この概略は以下のようなことである。

SDP のナトリウム回路中で、ナトリウム回路及びナトリウム加熱タンクのスキッド全体は、ほとんど溶接結合で設計されている。ただし、注入ポンプから反応槽へナトリウムを注入するための高圧ナトリウム回路、及び窒素除去のためにデイトンクへ戻るバイパスラインにはフランジ結合があった。これらのフランジは、NOAH スキッドに設置された装置の取付け及び現場での配管接続を容易に行えるように取付けられた。

フランジには、ヘリコフレックス型ガスケット(helicoflex type gaskets)付きの標準型のステンレス鋼 ANSI2500LB 型フランジが使用されていた。フランジ結合部のシールが正しく取付けられるように、張力指示型ボルト(tension indicating bolts)がフランジ結合に使用された。張力指示型ボルトは、締付けトルク測定に使用されるだけでなく、与えられたボルトの弾性限界を超えた伸び(extension or stretch)で締め付けられるように取付けられる。張力は各ボルトに合った小さなメタルキャップによって測定される。このメタルは、ボルトが十分に引っ張られて、もはや回転できなくなる伸びまでは自由に回転する。

SDP 用の三つのフランジ結合上のボルトの取付けは、建設中に行われ、続いて水圧試験が無事に行われた。しかしながら、ナトリウムを導入する前のナトリウム加熱タンクのスキッドの設計見直しを行っている最中に、フランジ結合の設計に間違いがあることが見つかった。

フランジのボルトのタイプは、図面上ではステンレス鋼と記されていた。しかしながら、図面の部品リストが編集されており、これからボルトの部品番号が過って書き換えられて、ステンレス鋼ではなく炭素鋼ボルトが発注されてしまった。

この間違いに続いて、仕様と異なった材質で一連の評価計算が行われた。この結果からボルトが取付けられ、通常状態で試験が行われて、満足な結果が得られた。フランジの結合は 280℃までの 1 回の熱サイクル状態で行われた。再び温度が下げられた時に、セットされたトルクが失われた恐れが発生した。

トルクが失われたことは、炭素鋼のボルトとステンレス鋼のフランジ及びワッシャ間の伸びに相違があるためである。即ち、フランジ及びワッシャは温度上昇時に塑性変形を起こし、温度が低下した時にトルクが失われた。これらの結果を判断して、三つのフランジ結合の全てがナトリウム注入ラインから取り除かれ、完全溶接結合に変更された。フランジ・アッセンブリーの取り除き中に、アッセンブリーの 하나가、炭素鋼ボルトの緩みによって塑性変形を起こしているのが発見された。

4.4 転換技術の有効性と課題の抽出

4.4.1 有効性

既に述べたように、世界の停止高速炉の冷却材ナトリウムを安定化合物に転換した高速炉は、米国の EBR-II 及び Fermi 1、フランスの Rapsodie のみである。転換中の高速炉は英国の PFR 及びドイツの KNK である。転換技術としては、米国の ANL-W が開発した技術とフランスが開発した NOAH 技術の 2 種類が用いられており、いずれもナトリウムを水と反応させて水酸化ナトリウムに転換する方法である。これらの高速炉のナトリウム転換に関する情報を表 4-1 に示す。

この表に示すように、大量の放射性ナトリウムの転換は、成功裡に行われており、今後予定されている高速炉のナトリウム転換もこれらいずれかの方法を用いることが検討されている。即ち、米国の FFTF は ANL-W の SPF において、フランスの Superphenix は NOAH 法を用いてナトリウム転換を検討している。また、カザフスタンの BN-350 は ANL-W で開発した方法を検討している。

このように、ナトリウムの転換技術はナトリウムを水と反応させて、水酸化ナトリウムに転換する技術が確立されたと判断され、世界的に採用されるものと思われる。

従って、将来、わが国において大量の放射性ナトリウムを転換する方法を検討する場合には、これら確立された技術を参考にすることが、安全性及び経済的に極めて有効である。

4.4.2 課題の抽出

技術は確立されたものと思われるが、設備設計においては、設置場所の選定、設置方法、使用後の解体の難易及び解体廃棄物の発生量を考慮することが重要である。このための幾つかの課題を以下に述べる。

(1) 設置場所の選定

一次系ナトリウムはナトリウムの核変換同位体核種、核分裂生成核種、腐食生成核種等で汚染されており、転換においてはこれらが放出する γ 線による被ばくを考慮する必要がある。

一方、転換においては、ナトリウムを液体状態に維持するために、100℃以上の高温状態を維持する必要がある。このため配管、タンク等はヒーターによって高温を維持する必要がある。これら高温維持にかかる設備が配管、タンク等の外部に設置される場合は、これらのメンテナンス上、その外部に遮へいを施すことは困難である。このため、ナトリウム転換設備そのものを遮へい隔離可能な建屋、セル等内に設置する方法を検討する必要がある。

その例として表 4-1 に示した Rapsodie の DESORA 及び PFR の SDP は各々遮へい用コンクリート壁で仕切られた原子炉建屋やタービンホール内に設置されている。ただし、ANL-W に設けられた SPF は、敷地内に簡単な建屋を設けて設置されており、遮へいに関する配慮はされていないように思われる。これは、ANL-W が広大な砂漠に位置して付近住民の被ばくの懸念が皆無であるとい

う地域的条件によるものと思われるので、日本には適用できるものではない。作業員の被ばくについては、距離と時間のファクターを考慮して、ALARA の精神を全うしているものと思われる。

以上のことから、転換設備には遮へい体を設けずに、遮へい隔離可能な場所を利用して設置することが望ましい。また、遮へい体を設けないことは、設備解体が容易であり、解体廃棄物の減少に有効である。

(2) 設置方法

設置方法は設置場所のスペース及び設備規模に関係する。これらを考慮して現地組立てとするか、工場で一体組立てとするか、どちらが有効であるかを検討する必要がある。

遮へい隔離された場所に設置する場合、スペースの制限によって設備の設置工事に課題があるものと思われる。このような場合は、例えば PFR の SDP のように、ヘッダー タンクと反応槽を工場に運搬可能なスキッドと一体にして組立て (図 4-9 参照)、これを現地に運搬して設置することを検討することも重要である。なおスキッドについて後述の ATENA プロジェクトにおいても検討されている (後述図 6-17)。また、この方法は、他の施設への再使用が可能である。更に、解体時に設備をスペースに余裕がある場所に移動して解体することが可能となる。

(3) 設備の規模

設備の規模は、処理するナトリウム量によるが、比較的少量のナトリウム転換処理のための設備を設計する場合、その後に遭遇するより大容量のナトリウム処理のために有効となるように、設計することが望ましい。例えば、フランスの Superphenix は 5000 トン近いナトリウムを処理することになる。この大量のナトリウムは NOAH 法によって処理されるが、これに合った設備として、新たに大容量ナトリウムのための処理設備を検討するのではなく、現在、英国の PFR のナトリウム (約 1500 トン) の処理を行っている SDP を 2 基製作して、これを併用使用することを検討している。既存の確証された設備の設計を有効に使用することは、経済性、安全性に効果的であると考えている。また、大規模設備 1 基を運用するよりは、小規模設備 2 基を併用する方が、メンテナンス、トラブル対策に有効であると思われる。このためにも前述の運搬可能なスキッドと一体組立てした処理設備は効果的である。

(4) 海外の転換経験の情報収集

ナトリウム転換技術は確証されたものと思われるが、既に転換が完了した高速炉は、未だ 3 基である。現在進められている PFR のナトリウム転換活動に関する情報は、トラブル対策も含めて、転換完了後即ち 2005 年末以降に発表されるものと思われる。

また、Superphenix のナトリウム転換処理は 2010 年頃完了と計画されている。これらの転換処

理に関する情報は、わが国のナトリウム転換技術に大いに参考になるものと思われるので、今後もこれらの情報収集に努めることは重要なことである。

表 4-1 ナトリウム転換完了または転換中高速炉のナトリウム転換に関する情報

高速炉名	処理ナトリウム量	転換施設	転換技術	最終生成物	転換完了
EBR-II	一次系；330m ³ 二次系；50m ³	ANL-W 敷地内に設置された SPF	ANL-W の転換技術	NaOH	2001 年 3 月
Fermi 1	一次系；290 m ³				
Rapsodie	一次系；37 トン	Rapsodie 原子炉建屋に設置 された DESORA	NOAH 法	NaOH	1994 年
PFR	一次系；900 トン 二次系及び非汚染；600m ³	PFR のタービンホール内に 設置された SDP	NOAH 法及び中和プロ セス	NaCl	転換中、2005 年未 完了予定
KNK	一次系；36 トン 二次系；50 トン				

5. 大量放射性ナトリウムの再利用について

5.1 海外高速炉の再利用状況

海外の停止した高速炉の放射性ナトリウムについては、ほとんど再利用の計画はなく、安定化合物に転換して処分する方向である。再利用された例は、僅かに Rapsodie の一次系及び二次系ナトリウムのみである。Fermi 1 の二次系ナトリウムは再利用のため安定化されて貯留中であり、FFTF の一次系と二次系ナトリウムについては再利用を検討しているところである。

以下に Rapsodie の再利用の実績、Fermi 1 の現状及び FFTF の再利用の計画について述べる。

5.1.1 Rapsodie の再利用について

二次系ナトリウムは Cadarache センターにある試験ループで再使用された。

一次系ナトリウム 37 トンは DESORA 施設で水酸化ナトリウムに転換された。生成された水酸化ナトリウム溶液は 170m³ であり(試験によって発生したものを含む)、これらは La Hague へ送られて、再処理施設で発生する酸性廃液の中和に使用された。

5.1.2 Fermi 1 の現状について

二次系ナトリウムは蒸気プロセスで水酸化ナトリウム溶液に転換された。これには僅かにトリチウムが含まれている。転換された水酸化ナトリウムは 36%塩酸と中和された。この溶液は約 45 トンあり、将来一次系システム構成材の濯ぎのために利用する計画であり、現在、貯留されている。

非放射性ナトリウムは、ウェストバージニア州の Fike Chemical Co. に輸送され、ここでメチルナトリウムに転換された。

なお、Fermi 1 の一次系ナトリウムについては、50wt%の水酸化ナトリウムに転換し、これを Hanford サイトの再処理(ピューレックス・プロセス)において塩化物を生成するための中和剤に使用する計画であった。ANL-W の SPF は、もともとこの目的のために建設されたものである。しかし、この計画は変更され、前述したとおり Fermi 1 の一次系ナトリウムは、SPF において水酸化ナトリウムに転換され、EBR-II の転換された水酸化ナトリウムと一緒に埋設処分された。

5.1.3 FFTF の再利用計画について

FFTF で使用したナトリウムは僅かに放射性であるため、他の政府機関や商業用には使用できない。DOE の河川保護局 (ORP) のタンク内廃棄物回収システム (TWRS) プログラムにおいて、アルカリ洗浄用に再使用するか、高レベル放射性廃棄物タンクのスラッジの前処理プロセスに利用することを考えた。

しかし、最近、ORP はこの放射性ナトリウムから発生した水酸化ナトリウムを Hanford サイトの放射性廃棄物処理及び固化プラント (WTP) の前処理プロセスのために使用することを承認した。このため、ANL-W にある SPF において、ナトリウムを 50% の水酸化ナトリウムに変換することを検討している。

DOE は現在、相互の利益を考えて、FFTF と WTP のスケジュールの統合を要求している。WTP のスケジュールは、その期間が長いために、実質的には柔軟性があるので問題が生ずることはない。現在の WTP のスケジュールでは、プロセスは 2008 年に開始して 2028 年まで続くとしている。

5.2 調査結果の整理と再利用技術の可能性の検討

高速炉の冷却材ナトリウムは、一次系の汚染はもとより二次系であってもトリチウムで汚染されているため、新たに高速炉の計画があればその冷却材として使用も考えられるが、それ以外にナトリウムそのものの再利用は考えられない。

このため、海外の高速炉においては、ナトリウムを水酸化ナトリウムに転換して、再処理で発生する酸性溶液の中和剤として使用することが考えられたが、僅かに Rapsodie の例があるのみで、再処理計画が中止あるいは縮小されている現在、この利用方法は行われていない。この他、FFTF では、廃棄物処理プラントの洗浄剤として使用することが検討されている。

以上のように、ナトリウムの再利用方法は現状では極めて少なく、廃棄物として処分されるのが主流である。

日本においては、再処理計画が進められているので、ここから発生する酸性溶液の中和剤としての利用を積極的に検討する価値があると思われる。

6. 残留ナトリウム処理、機器付着ナトリウム洗浄及びナトリウム付着廃棄物の処理

6.1 残留ナトリウムについて^{(6), (31)}

高速炉のナトリウムは安全上の構造制限により、原子炉容器低部からドレインできないのが一般的である。このため、一次系ポンプで抜取った後に、かなりの量のナトリウムが残る。これらは各原子炉毎に特別に開発した抜取りポンプによって汲み上げられる。このようにして可能な限りナトリウムを抜き取るが、それでも抜き取れないで原子炉容器や構造物にナトリウムが存在する。これは、プール壁、配管類に付着したり、ドレインできなかった部位にナトリウム溜まりとして残留する。このようなナトリウムを残留ナトリウムと定義している。換言すれば、残留ナトリウムとは、保守、安全貯蔵あるいは解体作業のためにナトリウム系からナトリウムを抜取った後に残留したナトリウムと定義される。

残留ナトリウムは、垂直壁面では薄い皮膜として、容器底、エルボ、水平配管等ではナトリウム溜まりとして残留する。ナトリウムは化学的に活性であるため、残留ナトリウムは、原子炉解体時のもとより、原子炉安全貯蔵中もそのままの状態にしておくことは安全上問題がある。このため、何らかの方法で安定なナトリウム化合物に転換する必要がある

現在、残留ナトリウムの安全対策として一般的に用いられている方法は、蒸気(steam)と窒素を用いて化学的に安定化させた後、水洗浄によって除去する方法である。蒸気は残留ナトリウムを水酸化ナトリウム(NaOH)に変換するために用いられる。一方、窒素は反応によって発生する水素を希釈するために、及び処理中の系内に空気が混入することを防止するために用いられる。一度ナトリウム金属が水酸化ナトリウムに転換されてしまうと、水酸化ナトリウムは水素爆発の危険性がなくなり、安全に水による洗浄を行うことができる。蒸気と窒素を用いる技術は、一般工業分野において残留ナトリウム除去に用いられており、また原子力分野においても用いられてきた。

この方法は残留ナトリウムの安定化に有効ではあるが、この技術には二つの固有の欠点がある。第一の欠点は残留ナトリウム上の水酸化ナトリウム溶液層の厚さがおよそ1cmを超えると、2層間の溶液層に濃度勾配が生じて、突如として急激な化学反応が生じて、温度、圧力が不安定になることである。

第二の不都合は、水酸化ナトリウムの濃縮溶液の生成である。濃縮された水酸化ナトリウム溶液は設備を腐食させ、また作業者を危険にさらす。このため、水酸化ナトリウム溶液を中和する方法がとられるが、これは中和プロセスに費用がかかることに加えて、廃棄物発生量を増加させることになる。

各国の恒久停止した高速炉は、これらを考慮して残留ナトリウムを安定なナトリウム化合物に転換する方法を検討あるいは実験しているところである。

6.2 残留ナトリウムの処理技術

6.2.1 残留ナトリウム評価方法⁽³¹⁾と評価量

残留ナトリウムの評価は、全体量の場合は充填された量とドレインされた量の差で求められるため、充填量とドレイン量を正確に把握できればかなりの精度で評価できる。しかし、残留ナトリウムが構成物のどの部分にどの程度あるかを評価するのはかなり難しい。

フランスでは、構造物を垂直面と水平面に分けて、観察結果から経験的に以下のように残留しているものとしている⁽³¹⁾。

- ・垂直壁上に 30 μm 以下が残留
- ・水平壁上に 0.5～1mm 程度が残留

これを基に、残留評価量の計算は、

(構成物の設計図による調査) + (構成物の表面積評価) + (構成物の適切なドレイン方法)

で行うとしている。

この文献以外に残留量の評価方法を記述した文献は現在のところ見当たらないが、Fermi 1 は文献(documentation)及び現場調査から評価したと述べている。

以上に述べたように、残留ナトリウム量の評価方法はあまり発表されていないが、評価結果はかなり発表されている。特に FFTF においては詳細な評価結果を発表しているのをこれを表 6-1 に示す。これら以外的高速炉で部分的に発表されている残留ナトリウム量を以下に示す。

(1) EBR-II

- ・一次系タンク : 11000
- ・アニュラー部及びプレナム部 : 0.6～5.7m³
- ・補助システム : 3750
- ・IHX : 1500

(2) Fermi 1

- ・タンク、機器、配管に残留した表面は充填した二酸化炭素により Na₂CO₃ を形成。一次系及び二次系の未反応ナトリウム : 2.65～4.45m³

(3) Phenix

- ・IHX : 40kg

(4) Superphenix

- ・原子炉容器内 : 2.6 t

内訳

- ・バルクナトリウム：1.3 t
- ・ナトリウム膜：1.3 t

・ IHX：120kg

(5) KNK

・原子炉容器内：300

表 6-1 FFTF の残留ナトリウム評価容量

場 所	評価容量	
	ガロン	リットル
原子炉容器入口プレナム	200	757
一次系ポンプ / 排出配管 ⁽¹⁾	15	57
IHX 一次系側 / 排出配管	15	57
一次系ホットレグ隔離弁 ⁽¹⁾	375	1419
一次系コールドレグ隔離弁 ⁽¹⁾	210	795
一次系コールドレグ逆止弁 ⁽¹⁾	105	397
原子炉オーバーフロー堰	20	76
原子炉オーバーフロー・タンク (T-42)	15	57
一次系ナトリウム貯留タンク (T-43)	20	76
一次系コールドトラップ (N-5) ⁽²⁾	710	2687
一次系セシウムトラップ	80	303
中間減衰貯留容器	100	379
中間減衰貯留コールドトラップ (N-46)	300	1136
燃料貯蔵施設容器	100	379
燃料貯蔵施設コールドトラップ	200	757
IHX 二次系側 ⁽¹⁾	30	114
二次系ループベンチュリー・流量計	120	454
二次系ナトリウム貯留タンク (T-44)	30	114
二次系ループコールドトラップ ⁽¹⁾	900	3407
その他の小オーバーフロー及びドレインタンク	20	76
一次系コールドトラップ及び IDS NaK 冷却ループ	15	57
合計評価容量	3,580	13,550

(1) 3ループの残留ナトリウム容量

(2) NaK 冷却ジャケット内の残留ナトリウムを含む

6.2.2 残留ナトリウムの確認方法

ドレイン状態の確認方法として EBR-II とフランスは以下のように行うとしている。

(1) EBR-II

抜取った後にナトリウムが残留している部分を、照明、ズーム、首振り機構を有する観察用カメラシステムで観察して、残留状況を確認している。

(2) フランスにおける原子炉等の構成物

目視または内視鏡で検査する。ドレインが適切に行われたかどうかは、ガス循環テストによって検査される。

(3) Superphenix のプレナム部

これは、供用中検査(ISI)や補修の場合に適用されるものであるが、ドレインの確認にも適用できるものと思われる。

- ・ 130℃のアルゴンガス及びナトリウム雰囲気中で、内視鏡(endoscope)による検査を行う。構造物上のナトリウムには照明を当てる。
- ・ レーザー測定器を研究開発している。これは光りが透過する経路の熱効果、対象物上の光りの反射、ナトリウム・エアロゾルの光りの反射を応用するものである。

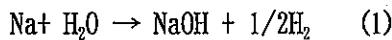
6.2.3 EBR-IIの残留ナトリウム処理⁽⁶⁾

(1) ナトリウム安定化処理の理論と実験

EBR-IIは反応中の温度と圧力が安定しており、かつ中和プロセスが不要で、廃棄物発生量の少ない残留ナトリウム安定化技術を開発した。これは湿り (humidified) 二酸化炭素を用いて、常温常圧状態で残留ナトリウムを固体の炭酸水素ナトリウムに転換する技術である。

ナトリウム金属は、二酸化炭素と水と反応して炭酸水素ナトリウムあるいは炭酸ナトリウムを形成するが、室温ではこの反応は進行しない。一方、二酸化炭素は、室温において水酸化ナトリウムと反応して炭酸水素ナトリウムを形成する。このため、湿り二酸化炭素を用いる方法では、まず、金属ナトリウムと水との反応で水酸化ナトリウムが形成され、次に水酸化ナトリウムが二酸化炭素と反応して炭酸水素ナトリウムが形成される。

即ち



実験結果では、形成された炭酸水素ナトリウムの層はポーラスであって、水及び二酸化炭素をナトリウム金属の下層まで透過させる。

なお、ナトリウムの表面が酸化している場合でも容易に水酸化ナトリウムに転換される。即ち、



(次の反応は(2)と同じ)

この安定化プロセスの目的のためには、ナトリウム金属のほとんど全てが炭酸水素ナトリウムに転換されることが望ましい。(1)によって生成された水酸化ナトリウムの全ては、高い二酸化炭素濃度であれば、(2)式によって直ぐに炭酸水素ナトリウムに転換される。安定化プロセスは環境温度で行われるので、炭酸水素ナトリウムが炭酸ナトリウムに変化することはないと思われる。

(1)及び(2)式の反応を確認するために、ナトリウム金属と湿り二酸化炭素を反応させる実験を行った。

実験設備は図6-1に示すように二酸化炭素ポンプ、水カラム、試験チェンバー、ガス分析装置、及び各弁類と測定器類からなる。この設備の写真を図6-2に示す。試験チェンバーは炭素鋼で作られ、直径59.01cm、高さ62.38cmであり、初期体積は0.1709m³であった。上部蓋は6個の挿入ポートを有するステンレス鋼製である。各挿入ポートには各ポートの下に置かれた試料の温度を測定するための4本の熱電対が計装されている。図6-3に試験チェンバーの上部蓋の写真を示す。

ポンプから供給される二酸化炭素は、水が入っている水カラムを通過することによって湿り二

酸化炭素となる。この湿り二酸化炭素は、ナトリウム試験体がセットされている試験チェンバーに供給される。ここで、(1)及び(2)式に示された反応が起こる。

それぞれ寸法の異なる耐熱ガラス性の試料容器10個が用意された。これらの寸法は内径1.95cmから6.51cm、高さ1.27cmから10.2cmであった。これら試料容器に熔融ナトリウムが注入され、冷却された。ナトリウムは、1個の容器を除き容器高さ一杯に満たされた。1個の容器のみは容器高さ37.5cmに対して22.9cmまで注入された。これら試料容器は、試験チェンバー内にセットされた。各試料は33日から219日間、湿り二酸化炭素にさらされた。

試験試料は定期的にチェンバーから取出されて、反応しないナトリウムの厚さ、反応層の厚さ、及び試料容器のクラック発生等の異常の有無が検査された。試験期間中測定された温度、圧力に大きな変化は認められなかった。また、水素濃度が爆発限度を超えることもなかった。

ナトリウムの反応層は白色で機械的に脆い物質であり、分析の結果、炭酸水素ナトリウムであることが確認された。試料は一つを除いて、容器一杯にナトリウムが満たされたため、反応生成物は容器外に溢れでた。この例を図6-4に示す。この写真では未反応のナトリウム層と反応によって生じた炭酸水素ナトリウム層が容器をオーバーフローしている状態が観察できる。また、容器には発生したクラックが見られる。

一つの試料のみ、ナトリウム上部と容器上面まで14.6cmの空隙があったため、反応層の厚さを計測することができた。この試料の状態を図6-5に示す。この試料によると、ナトリウム厚さ1cmに対して約5cmの反応層が形成されたことになる。この5倍の体積膨張の原因は、ナトリウムが炭酸水素ナトリウムに変化したことによるモル体積の増加、及び炭酸水素ナトリウム中にボイドが形成されることによる体積の増加の両者による。

(2) EBR-IIにおける残留ナトリウム処理への応用

以上に述べたナトリウムの安定化方法が、EBR-IIの残留ナトリウムの安定化処理に用いられた。EBR-IIでは、まず二次ナトリウム系に残留している約400リットルのナトリウムを、湿り二酸化炭素によって安定化させ、次にこの経験を基に一次ナトリウム系に残留している約1100リットルのナトリウムを安定化させることとした。

二次ナトリウム系はこの安定化処理のために、二酸化炭素を供給する弁類の取付け、ガス排気のためのベントラインの取付け、水素モニター、酸素モニター等の設置の改造が行われた。二次系残留ナトリウムの安定化処理は135日で完了した。安定化処理後、残留ナトリウム溜まりの2箇所に孔を開けて検査した結果、炭酸水素ナトリウム層の深さは12~13cmであった。この結果から、深さ3cmのナトリウムが炭酸水素ナトリウムに転換されたものと評価された。分析の結果、100%炭酸水素ナトリウムであった。また、転換されたナトリウム量は、 190 ± 15 kgと評価された。

二次系残留ナトリウムの安定化処理経験が成功したことから、次に一次系残留ナトリウムが同

様な方法で処理された。安定化処理のために、一次ナトリウム系にベントライン及び水素モニター、酸素モニター等の計装類が取付けられた。安定化処理は55日で完了した。測定された水素濃度の積分値から転換されたナトリウム量を評価すると約 $290 \pm 20\text{kg}$ であったが、消費水量から評価すると約 $170 \pm 15\text{kg}$ であったため、保守的な評価として後者の値が炭酸水素ナトリウムに転換されたものと推定した。これは一次系タンク全表面のナトリウム層の厚さ約1cmが炭酸水素ナトリウムに転換されたことになる。ビデオカメラによる観察の結果、白色の物質層が確認され、これは炭酸水素ナトリウム層であると考えられた。

(3) 反応しないで残留したナトリウムの処理について

転換されない深層にあるナトリウムについては、当初、蒸気と窒素の混合ガス (steam/nitrogen mixture) によって不動化することを検討していたが、現在は乾燥二酸化炭素が充填された状態であり、この後 (2004年夏頃から) 湿り二酸化炭素を充填して、5年間程度かけてゆっくりと炭酸ナトリウムか炭酸水素ナトリウムに転換することを検討している。

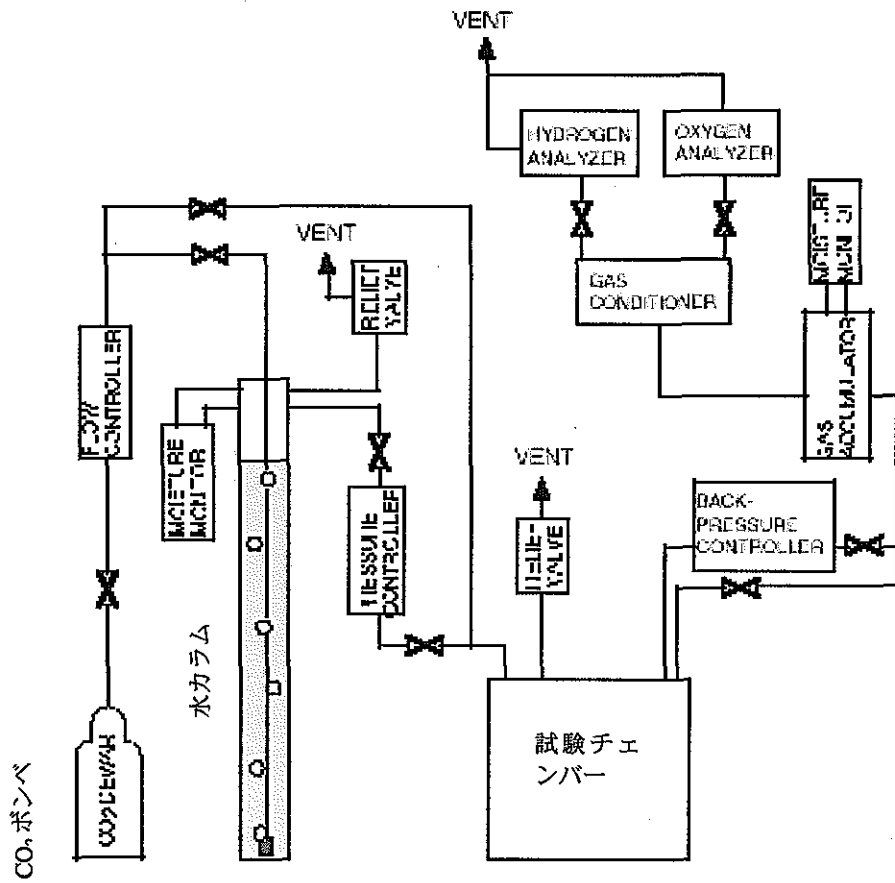


図 6-1 実験設備の構成

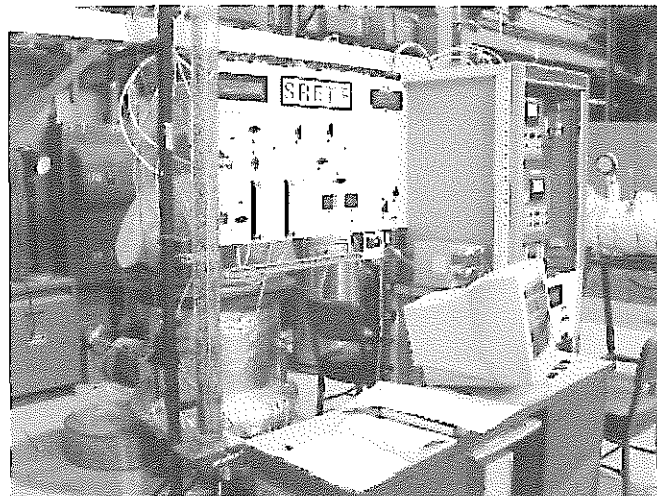


図 6-2 実験設備の写真

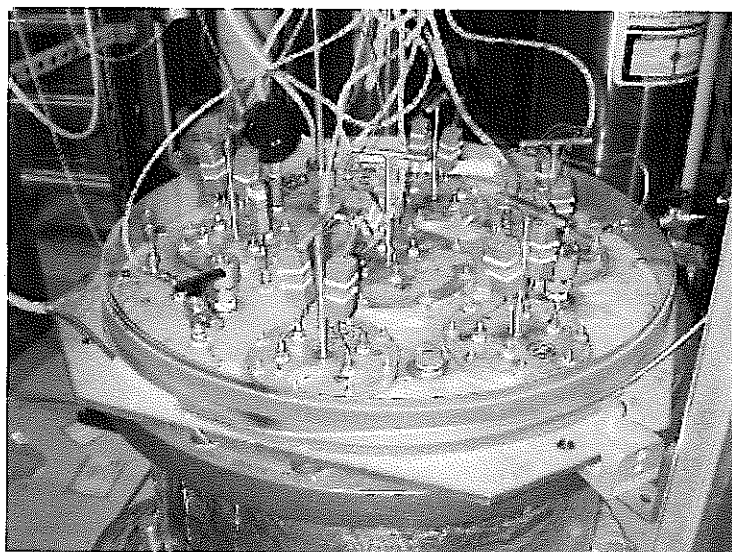


図 6-3 試験チャンバーの上部蓋
(試料挿ポート及び熱電対接続状況
を示している。)

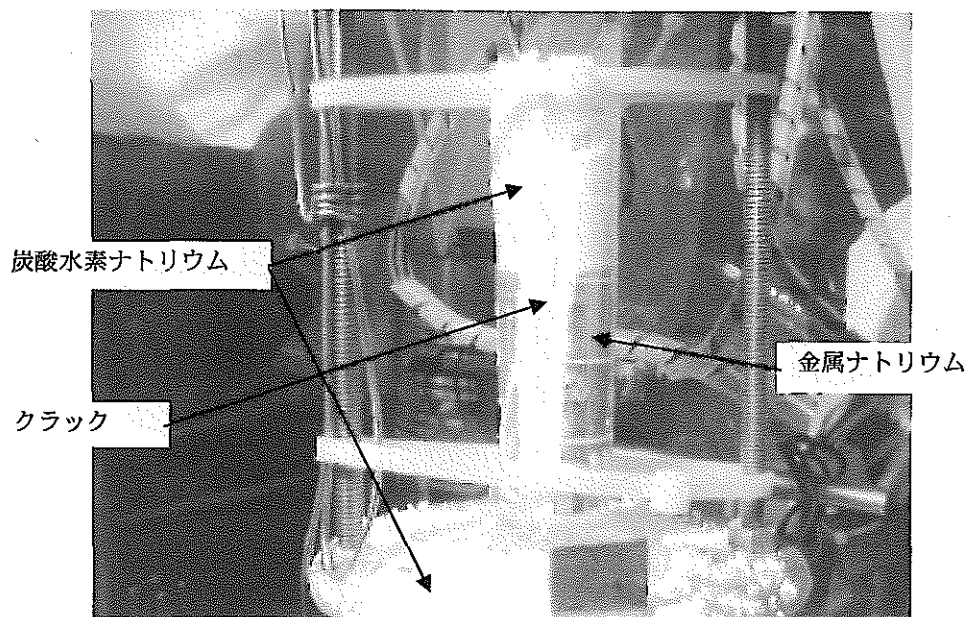


図 6-4 90 日試験後のオーバーフローした試料の例

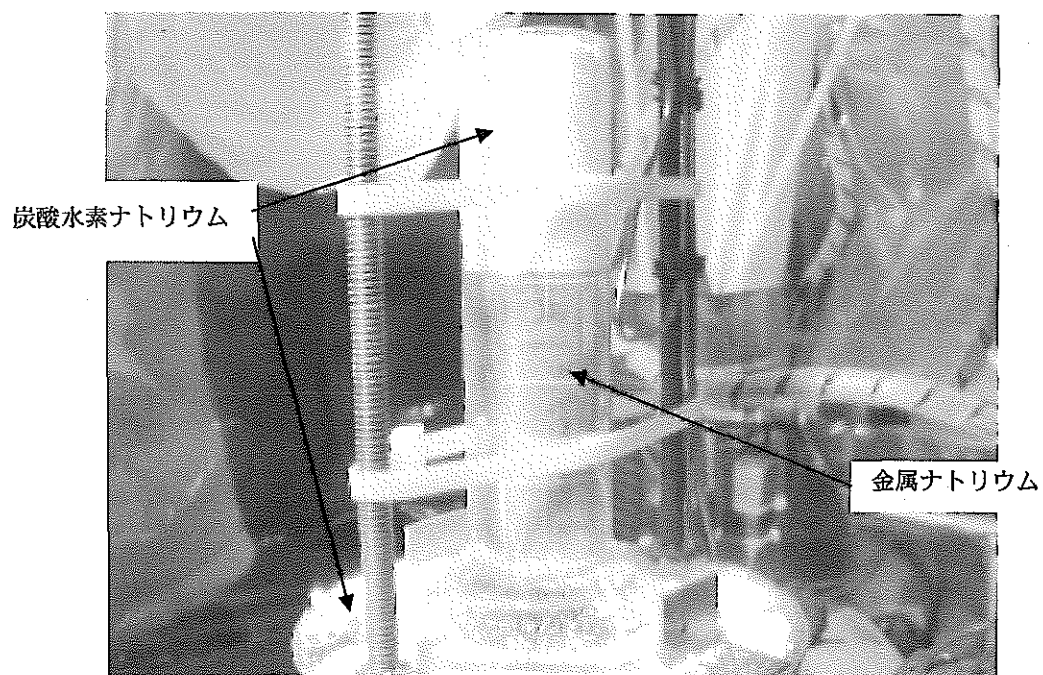


図 6-5 90 日試験した試料の状況

6.2.4 フランスと英国の残留ナトリウム処理の考え方⁽¹⁸⁾

UKAEA 及び CEA は両国の高速炉の廃止措置について、技術の共有、情報交換等を図り、経済的かつ合理的な運用を進めているが、残留ナトリウムの処理については、両者は少し異なった方法を採用しようとしている。UKAEA は WVN (Water Vapour Nitrogen) を選択することとし、一方、CEA は現位置炭酸化法 (in-situ carbonation method) を検討している。

これは、両国のライセンス承認当局の原子炉解体長期的戦略及びその要件が異なっているためであり、この結果、残留物に対して異なった戦略/処理方法を探ろうとしている。

即ち、英国は原子炉解体に 80 年程度の長期間を考えており、これに対してフランスは 20 年程度の比較的短い期間で解体を完了させる戦略であり、双方これに合った残留ナトリウム処理を選択したものと考えられる。

WVN プロセス及び炭酸化法について、実用プラントの前段階であるパイロット・プラントが開発中であり、これらを用いて両方の技術が間もなく完成するところである。

(1) UKAEA の WVN プロセス

PFR から残留ナトリウムを除去するプロセスを選択する検討において、大規模な原子炉容器を安全かつ効果的な方法で洗浄する特別な要求に対して、幅広い技術的検討及び考案が行われた。様々な方法が小規模スケールで成功したが、PFR ほど大きな一次系容器での立証は行われなかった。プロセスとして、WVN に加えて、蒸気 (steam) 洗浄、液体アンモニア、真空蒸留、燃焼、アルコール洗浄が考えられた。

アルコールは、処理の難しい大容量の廃液が発生するという理由で除かれた。加えて Rapsodie 施設でのナトリウム貯留タンクの洗浄中に爆発が起こったというフランスの経験と大規模スケールでの技術利用に疑問が生じた。このため、PFR では以下の理由により、WVN 法を応用することとして、この開発に集中することが決定された。

- ・ 残留物除去のために、最も良く開発され、かつ技術的に立証されたものである。
- ・ 大規模容器のために、最も制御可能な既知の技術である。
- ・ 発生する廃液は、その後の処理と処分のために最も実行可能な形態である。

基本的な WVN プロセスは、機器から残留ナトリウム又は NaK を除去する方法として、米国で開発されたものである。PFR における残留ナトリウムの処理として、この WVN プロセスを使用する可能性の検討のために、以下の開発プログラムが進められている。

・ ナトリウム WVN 開発プログラム

WVN プロセスを用いた残留ナトリウム除去に関する様々なプロセスのパラメータの影響を調査

するために、最初の実験室規模の試験が行われた。この実験における活動として二つのプログラムが実施された。

最初のプログラムは、試験施設の設計と建設及び合計 53 のパラメータを行う八つの試験グループの実行である。第二のプログラムは、上記の作業に更に 31 の試験を拡張して、同じ施設を用いて行われた。

実験室規模の試験の結果から、パイロット規模に発展させるための十分なデータを得ることができた。パイロット規模試験は七つの試験からなり、実験室規模研究に続くものと考えていたが、WVN プロセスを建設するには難しいと思われたので、PFR の寸法に合わせた特別区域用に設計された。これら試験によってパイロット規模のプロセス開発に成功した。

残留ナトリウム除去は、デコミッショニング・プロジェクトの主要目的であり、PFR アルカリ金属残留物除去 (AMRR) プロジェクトと命名された。AMRR プロジェクトは、UKAEA を含む五つの異なった会社の連合体で推進される。この 5 社は研究室とパイロット規模作業を取り入れた技術開発に挑戦する力を有している。

(2) CEA の炭酸化ナトリウム・プロセス

Superphenix の残留物に対して別の方法が検討されている。一次系容器がドレインされ、更に炉内構造物にトラップされて大量のナトリウムを新たに開発した技術によって可能な限り抜取られた後に、炉容器内に残留するナトリウムは 2.6 トン (ナトリウム膜として 1.3 トン及びバルクナトリウムとして 1.3 トン) と評価された。

残留ナトリウムの処理は、ナトリウムが水や空気と接触した場合の高い反応性 (ナトリウムが液体状で空気と接触すると発火する。) のために必要なことである。この残留ナトリウムを炭酸化プロセスと呼ばれる現位置法で処理することが提案されている。このプロセスは既に Superphenix の使用済燃料貯蔵容器を解体する前の 1988 年に、最初の洗浄に適用されて成功している。

炭酸化プロセスは、ナトリウム付着機器が、体積あるいは寸法によって洗浄ピット (撤去可能な構造物に残留しているナトリウムを洗浄するために LMFBR で用いられる特別な装置) に運搬できないために、残留ナトリウムの処理を現位置で適用する必要がある場合に用いられる。この特殊な処理は、蒸気発生器モジュール、二次系回路のような大型機器、ナトリウム貯蔵あるいはナトリウム容器 (Superphenix の使用済燃料貯蔵あるいは Superphenix 一次系容器のような) 用を選択される。この処理によってナトリウムが存在することによるリスクが減少するかあるいは完全に消去できる。それ故、デコミッショニング期間中の安全が強化され、今後の解体作業が容易になる。

このプロセスは非常に少量の水を含んだガスを容器内に注入して循環させる方法である。ガス

中の水の温度及び濃度は凝集問題を避けるために適切な値に保つ必要がある。循環ガスは二酸化炭素と窒素の混合物である。それ故、ガスによって運ばれた湿分(humidity)との接触によって、ナトリウムは制御された方法で反応して、無水の水酸化ナトリウムが生じ、次にそれがガス状の二酸化炭素と接触して、炭酸化ナトリウム(NaHCO_3 又は Na_2CO_3)に転換される。ガス中の水の濃度は水酸化ナトリウムあるいは炭酸水素ナトリウムが水和物になることを避けるために、低く保つ必要がある。このように化学反応によって固体生成物が生成される。全ての反応動特性は次に拡散ステップによって制御される。即ち、ガス層を透過する水の拡散及び炭酸化ナトリウムの層を透過する水の拡散である。

提案した炭酸化プロセスにおいて、幾つかのパラメータが反応動特性に強い影響を与えることになる。主なパラメータは次のとおりである。

- ・キャリアガス中の水の割合
- ・キャリアガス中の二酸化炭素の割合
- ・ガス流量率によって支配される反応炉中のガスの交換率
- ・反応炉の入口でのガス温度

CEA で行われたナトリウムの小サンプルを用いた実験室規模の試験では、数 cm のナトリウムが 3 カ月以内で閾値もなく反応する可能性を示した。その理由は、生成された炭酸化ナトリウムは、湿り (humid) ガスが容易にアクセスして反応を維持することができるクレビスやギャップを形成して時間とともに成長していくからである。

開発目的は、現在、動特性と大型容器内の大容量ナトリウム付着物の全体的プロセスに限定されている。異なったナトリウム残留物を再現するために設計されたモックアップを含む大型非放射性ナトリウム容器の炭酸化のデモンストレーションを来年行うために研究されている。この炭酸化プロセスの究極の適用は、理論的に可能であれば、(ナトリウムのドレイン及びその後には保有されているナトリウムの処理作業後の) 一次系容器に保持されている残留ナトリウムの処理である。Superphenix の一次系容器の炭酸化は 1 年間で行うように要求されるものと思われる。

6.2.5 KNKにおける処理^{(24), (26)}

KNKの解体において、一次系ナトリウムは既にドレインされているが、内壁に僅かに付着していたり、形状や温度の関係でドレインできなかったナトリウムが残留している。また、ナトリウムをドレインした原子炉容器、ポンプ、タンク等は、ナトリウムが充填されていたレベルまでアルゴンカバーガスが充填されており、ここにもナトリウムやナトリウム成分を含むエアロゾルが存在する。原子炉容器内の残留ナトリウムは、約300と評価された。

これら残留ナトリウムは、解体技術の選択に決定的影響を及ぼす。また、ナトリウム付着の解体物も、ナトリウムを除去するか、化学的に転換しないとリサイクルや処分にも影響する。

ナトリウムは、酸素や水と化学的に反応する。空気中のナトリウムの発火温度は、約200℃である。これより低い温度での酸素との反応はずっと緩やかである。このため、KNKの各部の温度を室温にしておくので、ナトリウムは固体となっている。従って、解体時に僅かに昇温して行う解体技術を採用する。

反応面積、放熱、ナトリウム体積、熱容量等の物理的条件によって、反応熱が室温を上昇させることもありうる。特に熱伝導が低く、表面積が大きい場所でのナトリウム・エアロゾルの付着物は、室温といえども酸素と激しく反応することもある。

エアボーンの温度は、ナトリウム-酸素の相互反応を加速させる。適切な境界条件において、生成された水酸化ナトリウム溶液は、酸素がナトリウムにアクセスすることを妨げたり、反応を遅らせたりする。

一般的に、2次系の解体において蓄積された経験では、ナトリウムが密の大容量あるいは薄いナトリウム層を有する構造物を、空気中でハンドリングする場合は、関連規則を遵守して行えば、安全の観点からはクリティカルであるとはいえない。

ナトリウムが付着している構造物は、水で除去できる。しかしながらこの場合、突然水素が発生し、回りの構造物に破壊的な圧力を加えることになる。このため、水での洗浄を行おうとする前に、大量のナトリウムを機械的に除去する（削り落とすか、すり落とす）必要がある。これら機械的除去は、空気中で行うことができる。続いて、残留している層は、水を注意深くかけることによって反応させ、次に各部を完全に水洗するとよい。

洗浄に水を使用する時は、水素発生を防止しなければならない。このためには、洗浄は不活性ガスの下か、水素を除去して行う必要がある。二次系部材を洗浄した施設は、発生水素が直ぐに逃げてしまうように、大気に開放された建屋内に建設された。一次系の洗浄には特別に設計した洗浄施設が使用される。水よりもナトリウムとの相互反応が緩やかな水酸化ナトリウムやアルコールを洗浄に用いることは、それぞれ毒性や爆発の危険性があるために、KNKでは使用しないこととした。

原子炉容器の解体前に、容器の内部空間は付着ナトリウム粒子が移動しないように湿り窒素ガ

スが充填される。次に容器は乾燥される。ナトリウムで覆われた可能性のある構成物の解体は、窒素雰囲気で行われることになる。

ナトリウム火災の危険性に対して、原子炉容器及びその炉内構造物の解体には、鋸による切断、削り落とし、ドリルによる穿孔あるいは切断のような機械的技術のみが用いられる。研摩切断及び熱切断は、一次遮へい体や生体遮へい体中の鉄筋のようなナトリウムがない構造物に限って使用される。

解体すべき放射性の構造物については、カールスルーエ研究センターの放射性廃棄物管理施設(HDB)に移送するためのパッケージに収納できるように、遠隔操作によって切断される。ほとんど全ての金属構造物に使用されるパッケージは、150ℓ ドラム缶である。ナトリウム付着構造物には150ℓ 相当のバスケットが使用される。これらは二重蓋システムを通して200ℓ ドラムに梱包され、遮へい付きキャスクに入れられてHDBへ輸送され、中間貯蔵される。ナトリウムが付着した構造物については、200ℓ ドラム缶に梱包される前に、まず洗浄プラントに送られて遮へい付きのベル(bell)内でナトリウム除染が行われる。

6.3 機器付着ナトリウムの洗浄方法⁽⁶⁰⁾

6.3.1 洗浄に関する概念

(1) 洗浄とは何か

- ・洗浄とは、化学的リスク（発火、腐食）を防止し、かつ、解体を容易に行うために、容器や構成物表面からナトリウムを除去するために使用される全ての作業(operation)に関することである。

(2) 洗浄の波及効果

- ・ナトリウムを洗浄することは、活性ナトリウム生成物及びナトリウム中の放射性物質を除去することでもある。即ち汚染除去フェーズでもある。
- ・洗浄とはナトリウム廃棄物を処理することでもある。

(3) 洗浄の原則

- ・即ち、洗浄とは以下のナトリウムを除去することである。
 - 構成物あるいは容器から全ての残留ナトリウム
 - 酸化ナトリウム (Na_2O) 及び水素ナトリウム (NaH)
 - コールド・ゾーン中及びガス層中のナトリウム・エアロゾル

(4) 洗浄の適用範囲

- ・洗浄は以下の物品等に適用する。
 - 各種材料及び装置
 - 修理または解体する構成物
 - 機器に固定された部材

(5) 洗浄の適用範囲 - 材料および装置

- ・特殊なまたは一般のナトリウム機器（ナトリウム弁、流量計、プローブ等）
- ・消耗品とするか再使用すべき機器

(6) 洗浄の適用範囲 - 解体される構成物

- ・以下のような撤去あるいは解体される全ての構成物
 - 照射物
 - 交換機
 - 制御棒駆動装置

- 主循環ポンプ
- 中間熱交換器
- 二次系ポンプ

・これら部材は、選択されたプロセスを応用できるように設計された特殊な場所、即ち洗浄ピットで洗浄される。

(7) 洗浄の適用範囲 – 固定機材

- ・これらは原子炉から解体できない部材である。即ち、
 - 原子炉容器
 - ナトリウム中間貯蔵容器
 - ナトリウム・タンク
- ・このため、洗浄は特別な手順でのみ検討される。
- ・現位置が検討される。

6.3.2 機器付着ナトリウムの洗浄方法

(1) 洗浄プロセスの特徴

- ・効果的であること。
- ・再使用物品に対しては、材料を侵食させないこと。
- ・安全であること。
- ・廃棄物発生量を最小限とすること。
- ・比較的早いこと。
- ・工業規模に準ずること。
- ・これらの基準はしばしば相対するものである。
- ・プロセスの選択と精度は、あるところで妥協することになる。
- ・この妥協は、速度と廃棄物の最小限化を損なうことになる。
- ・このように洗浄プロセスは、長時間を要しかつ費用がかかる。

(2) 洗浄前のステップ

- ・洗浄作業の善し悪しは、この前処理段階及び特に構成材のドレインによって決まってくる。
- ・構成物のドレインは、できるだけ完全に行うことが必要である。
 - 構成物は、完全に自重ドレインが可能なように設計すべきである。
 - 洗浄作業は、最適条件で行うべきである。

- ・ドレイン及び滴下は、Superphenix(以下「SPX」と略す。)では180℃、Phenix(以下「PX」と略す。)では250℃で行われる。
- ・滴下時間は、ドレインすべき部位の複雑さによる。
- ・ドレインは、高温アルゴン・ガスのスウィープ状態で行えるように改善できる。

1) ドレイン状態の検査

- ・構成物は、目視または内視鏡で検査される。
- ・ドレインが適切に行われたかどうかは、ガス循環テストによって試験される。
- ・もし、この作業が確実に行われていない場合は、局所的な追加ドレインを行うことができる。
- ・ドレインできない部位は、切断できる(中間熱交換器の底)。

2) 残留ナトリウム量の評価

- ・経験的に、次のよう観察結果を得ている。
 - 垂直壁上に大雑把にみて30 μ m程度が残留
 - 水平壁上に大雑把にみて1mm程度が残留
- ・(構成物の設計図による調査) + (構成物の表面積評価) + (構成物の適切なドレイン方法) がナトリウム残留量評価計算に役立つ。
 - PXの中間熱交換器(IHX)では40kg
 - SPXのIHXでは120kg

PXの洗浄ピットを図6-6に、PXのIHXを図6-7に、PXの洗浄ピット内のIHXを図6-8を示す。

(3) 可能性のある洗浄方法

- ・物理的方法
 - サンディング(sanding)またはショット・ブラスト・プロセス
 - ナトリウム蒸発法
 - 部材解体 (scrapping) 法
- ・化学的方法
 - 水洗浄法
 - アルコール洗浄法
 - その他

(4) 選択した洗浄方法

- ・削り落とし (scrapping) 法
- ・真空蒸発法 (vacuum evaporation)
- ・水洗浄法
- ・アルコール洗浄法

1) 削り落とし法

- ・これはプロセスではないが、しばしば技術的に用いられる。
- ・これは特殊な工具を用いてナトリウムを除去する方法である。
- ・ナトリウムは、アクセス可能な範囲にあること。
- ・これは洗浄方法において用いられる準備対策である。

2) 真空蒸発法 (Vacuum Evaporation)

- ・これは、誤って真空蒸留法 (vacuum distillation) と呼ばれる。
- ・これは、ナトリウムを蒸発させるために部材を加熱する。
- ・大気圧でのナトリウムの沸点は、880℃である。
- ・真空度によってこれは低下する。
 - 圧力 5×10^{-6} と 4×10^{-3} bar 間の沸点は、315 から 500℃の間である。

3) 水洗浄法

- ・最も使用される方法である。
- ・水は一般に生成され、安価であり、取扱いが簡単な二つの廃棄物が生ずるのみである (水酸化ナトリウム及び水素)。
- ・ナトリウム/水反応の特殊性をコントロールすることが重要である。
- ・水とナトリウムの反応は、
 - $\text{Na} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NaOH} + 1/2\text{H}_2$
 - 発熱反応である。
 - 激しい、瞬時反応である。
 - 反応は、爆発性ガス (H_2) を生ずる。
 - 反応生成物は水酸化ナトリウムである (アルカリ腐食)。
- ・これらパラメータは、洗浄作業において十分に考慮すべきものである。

問題点	防止策
急激かつ激しい反応特性	・ 反応媒体の一つを制限する：ここでは水
発熱反応	・ ある不活性ガス流内で連続温度制御を行い、少ない水量によって反応率を制限する。
加熱水酸化ナトリウムによる腐食問題	・ プロセス温度を制限する。 ・ 炭酸塩化する。
水素放出	・ 装置洗浄を不活性ガス下で行う。 ・ 水素発生を制限するために、水素最大流量率を発火下限値以下になるように水流量率を制限する。 ・ 水素の%濃度をオンラインで測定する。

- ・ もし洗浄する部材を廃棄しなければならず、かつ、もしナトリウム量が少なければ、ジェット洗浄法が可能である。
 - 大容量の空間を使用して、急激な圧力上昇に対応する。
 - この部屋の外部からホースを引いて水洗浄を行う。
- ・ もし部材を再使用するか、構造の健全性を確保したい場合には、“ソフト”方法による洗浄を推奨する。
- ・ 反応媒体である水を制限することによって、反応効果を制限する。
- ・ 水量を制限する方法は幾つかある。
 - キャリア・ガス中で水をスプレーする。
 - キャリア・ガス中に水蒸気を含有させる。
 - ナトリウムへの水の移動バリアを設ける。

4) アルコール洗浄法

① アルコール洗浄法について

- ・ アルコールは、R 及び水酸基(-OH) と呼ばれる複雑または単純な炭化水素チェーンからなる。
- ・ アルコールとナトリウムの反応は以下のとおりである。

$$\text{Na} + \text{R-OH} \rightarrow \text{RONa} + 1/2\text{H}_2$$
- ・ これは発熱反応である。
- ・ 実験的に、長い炭酸塩のチェーンと穏やかな動的反応であることが示された。二つの種類のアルコールが、原子力分野で使用されてきた。
 - ・ 軽アルコール：エチル・アルコール、メタノール、プロパノール等
 - ・ エチル・アルコール型の重アルコール：エチル・カルピトール、ブチル・セロソルブ等

② 軽アルコール洗浄法

- ・ これらアルコールは、少量のナトリウムが付着した部材の薄いナトリウム層の洗浄に使用され

る。

- ・もっと大量の場合、
 - アルコールの揮発性が問題。
 - アルコールの引火性が問題。
 - 反応コントロールが問題。

③ エーテル・アルコール洗浄法

- ・エーテル・アルコールは次の理由により選択された。
 - 穏やかな特性。
 - 重アルコールより粘性が小さい。
 - 軽アルコールに比べて引火性が小さい。

・Rapsodie 事故（エチル・カルビトール/ナトリウム）以来、CEA においては、このタイプのアルコールの使用は禁止された。

〈〈210℃から 230℃の一定温度で放置しておく、温度が低下した時に、一定温度保持時間が長くなるにつれて、発熱反応が引き起こされることが立証された。また、幾つかの反応が、環境温度においても生じることが観察された。〉〉

④ アルコール洗浄法における問題

- ・アルコール使用にリンクした問題。
- ・活性の有機廃液処理の問題。
- ・アルコールの引火性の問題。
- ・初期コストの問題。
- ・分解（劣化）の問題。
- ・このため、フランスにおける原子力分野でのアルコールの使用は、実験室規模において時間を制限して、かつ、短い炭酸水素チェーンを有するアルコールのみに限定されている。

6.3.3 フランスの高速炉で用いられた洗浄方法

(1) Rapsodie で用いられる方法

1) 蒸気洗浄法

- ・洗浄する部材をピットに設置する。
- ・ピットを 150℃に加熱して、部材のナトリウムを滴下させる。
- ・ピットの底にイオン交換水をいれ、105℃の蒸気を発生するために加熱する。

- ・オンラインで水素%を測定しながら、反応率をコントロールする。
- ・もしH₂濃度が0%ならば、濯ぎ、浸漬及び乾燥を行う。

蒸気洗浄 Rapsodie プロセスを図 6-9 に示す。

2) スプレイ洗浄法

- ・蒸気は低温において水スプレイ (2相) に変わる。
- ・反応媒体を加熱不要であるため、温度上昇が制限される。
- ・反応は水の停止あるいは水流量率によってコントロールされる。

水スプレイ Rapsodie 洗浄プロセスを図 6-10 に示す。

(2) Phenix で用いられる方法

1) 真空洗浄法

- ・ Phenix のピットにはスプレイ・ランプ(ramp)がない。
- ・これは Rapsodie で最初に用いられたプロセスである。
- ・ただし、両者の主な違いは、
 - ピットは負圧 (-400mbar) ⇒ 低温流
 - 不活性ガスは CO₂ ⇒ 炭酸化
 - 水/真空 Phenix 洗浄プロセスを図 6-11 に示す。
- ・ CO₂ を使用。
- ・ナトリウムは室温では不活性ガス下。
- ・ガスと水酸化ナトリウムの反応は、
 - $\text{NaOH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{NaHCO}_3$
 - $\text{NaHCO}_3 + \text{NaOH} \rightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$
 - $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2 \text{NaHCO}_3$ (可逆反応)
- ・ゆっくりとした反応特性で、水酸化ナトリウムは炭酸水素ナトリウムになる。

2) CO₂ 利用法

- ・ CO₂ を用いると幾つかの利点がある。
 - 水酸化ナトリウムの変換によって、これによる腐食を制限できる。
 - 廃液中の pH の変化がみられる。
- ・しかしながら、この炭酸塩の層が、ナトリウムと水の間の大きなバリアとなるほど成長させて

はならない。

3) CO₂バブリングによる洗浄法

- ・部材を洗浄ピットに設置する。
- ・ピットに少量の水が注入される。
- ・水中に炭酸ガス・バブルを発生させて、発生した湿分がナトリウムと反応する。もし反応が遅すぎる場合には、ガスの露点(dew point)を上昇させて、もっと多くの水が循環するように、水を再加熱する。
- ・このプロセスの作業パラメータは、H₂濃度、部材の温度、ピット圧力である。

水バブリング Phenix 洗浄プロセスを図 6-12 に示す。

4) Phenix の洗浄実績

Phenix プラントでは、中間熱交換器 (10 基以上) 及び一次系と二次系ポンプの洗浄に成功した。

(3) Superphenix で用いられる方法

1) スプレー洗浄法

炭酸ガスを集中的に使用する以外は、Rapsodie と同じプロセスである。

- ・スプレー水 + CO₂ + N₂
 - 水流率が連続的に増加する範囲内で洗浄する。
- ・部材のスプレー水は、イオン交換水である。
- ・部材を浸漬する。
- ・部材を乾燥する。
- ・Na を加熱し、ピットを真空にする。

水スプレー SPX 洗浄プロセスを図 6-13 に示す。

2) ミスト洗浄法⁽¹⁹⁾

Superphenix プラントにおいて、ミスト・プロセスが用いられた。これは噴霧ノズルによって室温でミストを発生させることである。それ故、ガス流中における微粒の水滴のブラウン状の運動が、ナトリウムへの質量移行を支配する。水素放出率が測定され、水素発生量が増大していく信号にตอบสนองして、スプレー・ノズルへの水の流量率が制御される。

3) 洗浄計画

Superphenix に関しては、一次系容器から大型の機器を撤去して（中間熱交換器 8 基、一次系ポンプ 4 基）、それ用に改造した洗浄ピット内で洗浄する計画である。大型機器の洗浄は Superphenix 運転中には決して行われなかった。

(4) フランスの現位置洗浄プロセス - WVN または WVC₂ -

- ・装置に固定された部材に使用されるプロセスである。
- ・非常に低い反応特性で、使用される水を極力制限して残留ナトリウムを除去するねらいのプロセスである。
- ・この場合の時間は、主要ファクターではない。
- ・原理は、腐食の原因となる水酸化ナトリウム水に転換しないために、ナトリウムを非常にゆっくり水酸化ナトリウムに転換する（発生水素濃度は非常に低い）。この方法では非常に低い露点を有する不活性ガスを循環して反応させる。これは、純粋な拡散モードである。
- ・このプロセスは、水素濃度と入口及び出口ガス中の露点によってコントロールされる。

現位置洗浄プロセス WVN 又は WVC₂ を図 6-14 に、ナトリウムを満たしたプレート上での炭酸塩化プロセスの写真を図 6-15 に、炭酸塩化動特性を図 6-16 に示す。

6.3.4 英国 PFR の機器洗浄計画⁽¹⁸⁾

PFR においては、機器からの残留ナトリウム除去は幾つかの施設において行われる。ナトリウム除去及び除染施設 (SRDF) が、中間熱交換器 (IHx)、一次系ナトリウム・ポンプ (PSP) 及び燃料交換機の炉外大型機器のナトリウム洗浄に使用される。この施設は今後の操作のために現在改装中である。

PFR における施設はデコミッションング・ブースである。これは、低いレベルの放射性核種のみで汚染されたアルカリ金属外の回路 (ex-alkali metal circuits) の小型機器から、ナトリウムを除去するものである。

6.3.5 洗浄に関するまとめ及び勧告

- ・はじめに課せられた全ての制限に合致する理想的方法はない。
- ・その作業のために正しく準備することが必要であり、効率よく、できるだけドレインすることが必要である。
- ・残留ナトリウムの最良の質量及び分布評価をすることが重要である。
- ・決まった洗浄操作はない。どのフェーズにおいても以下の項目を調査して行う必要がある。
 - 部材のタイプ
 - 仕様：形状、寸法、放射エネルギー

- ドレイン量
- 洗淨の目的：再使用、廃棄
- 予期せぬ状態

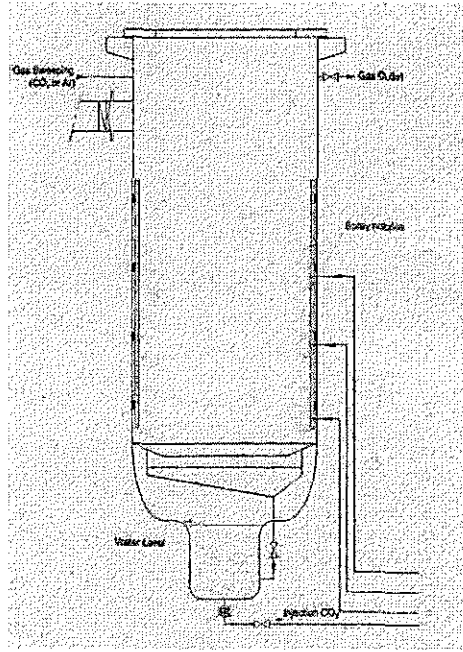


図 6-6 Phenix の洗浄ピット

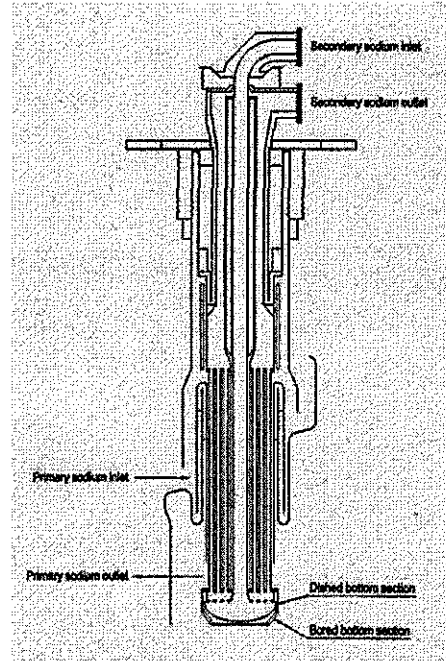


図 6-7 Phenix の IHX

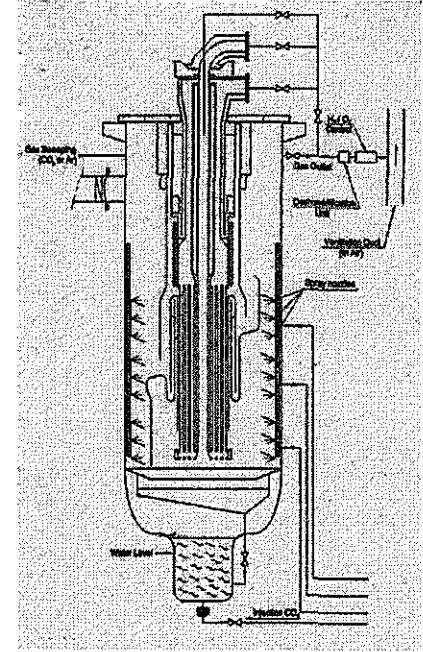


図 6-8 洗浄ピットの IHX

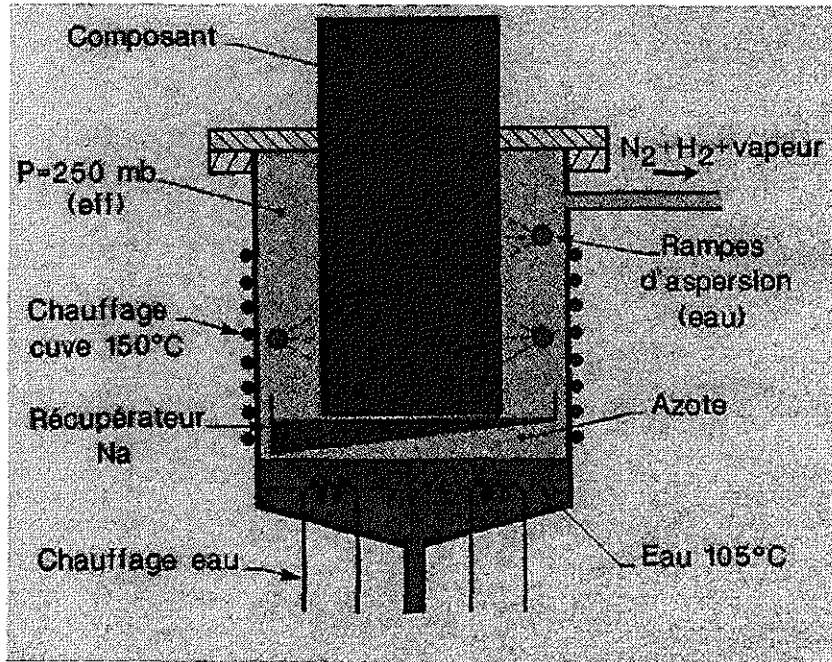


図 6-9 蒸気洗浄 RAPSODIE プロセス

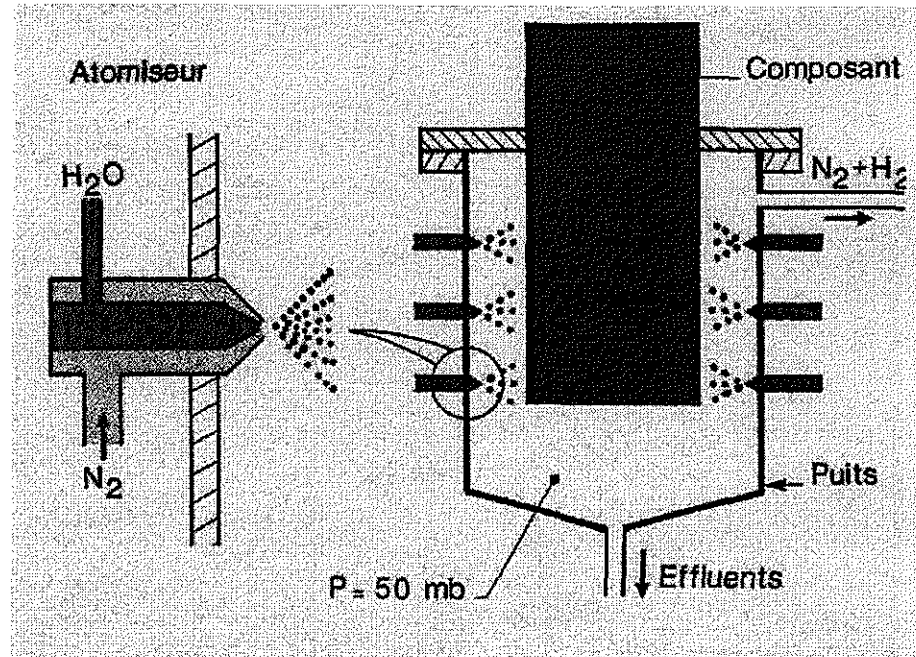


図 6-10 水スプレイ RAPSODIE 洗浄プロセス

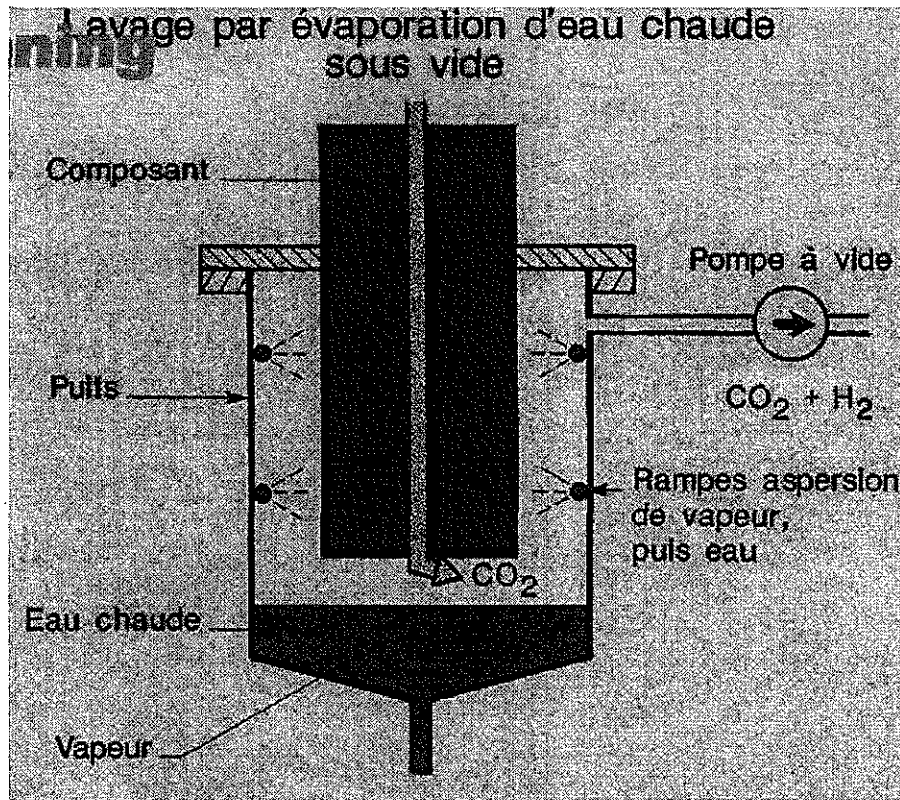


図 6-11 水/真空 PHENIX 洗浄プロセス

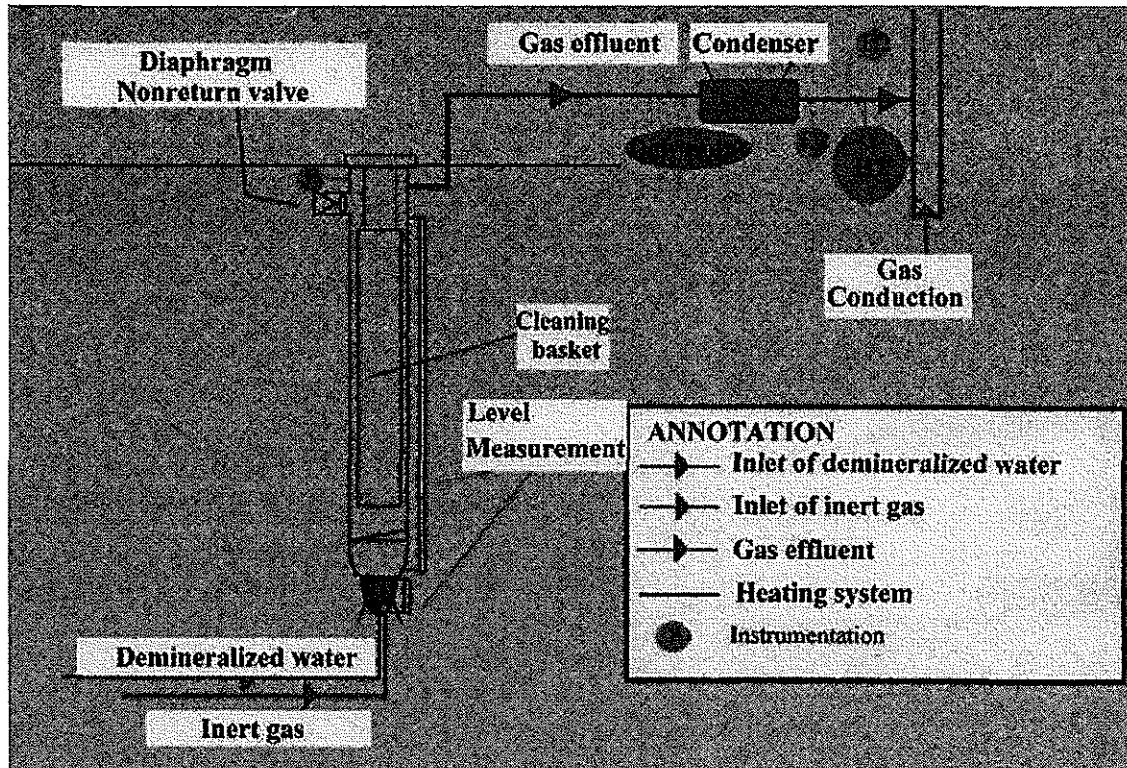


図 6-12 水バブリング PX 洗浄プロセス

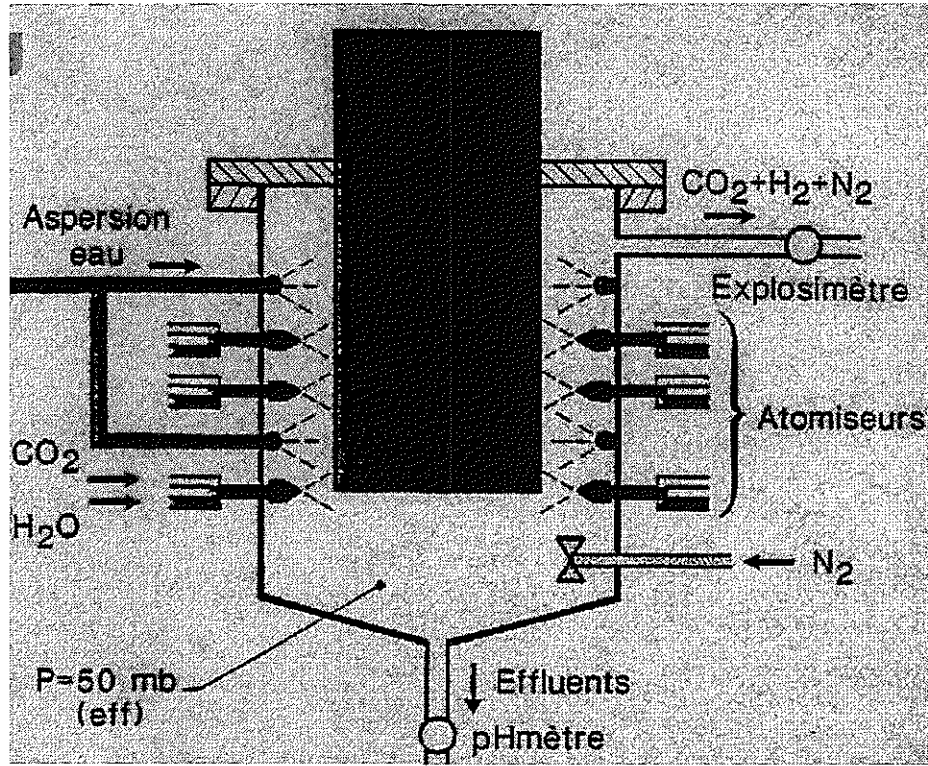


図 6-13 水スプレイ SPX 洗浄プロセス

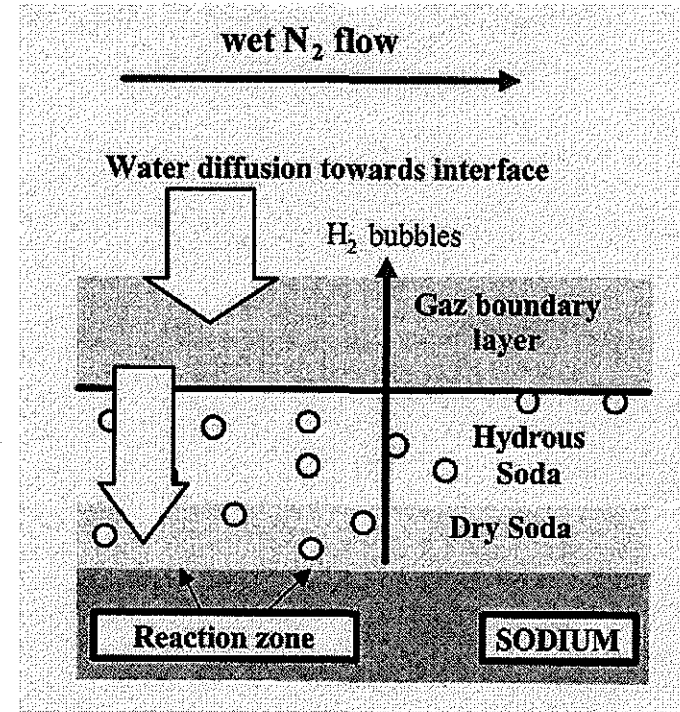


図 9-14 現位置洗浄プロセス WVN/WVCO₂



図 6-15 Na を満たしたプレート上での
炭酸塩化プロセス

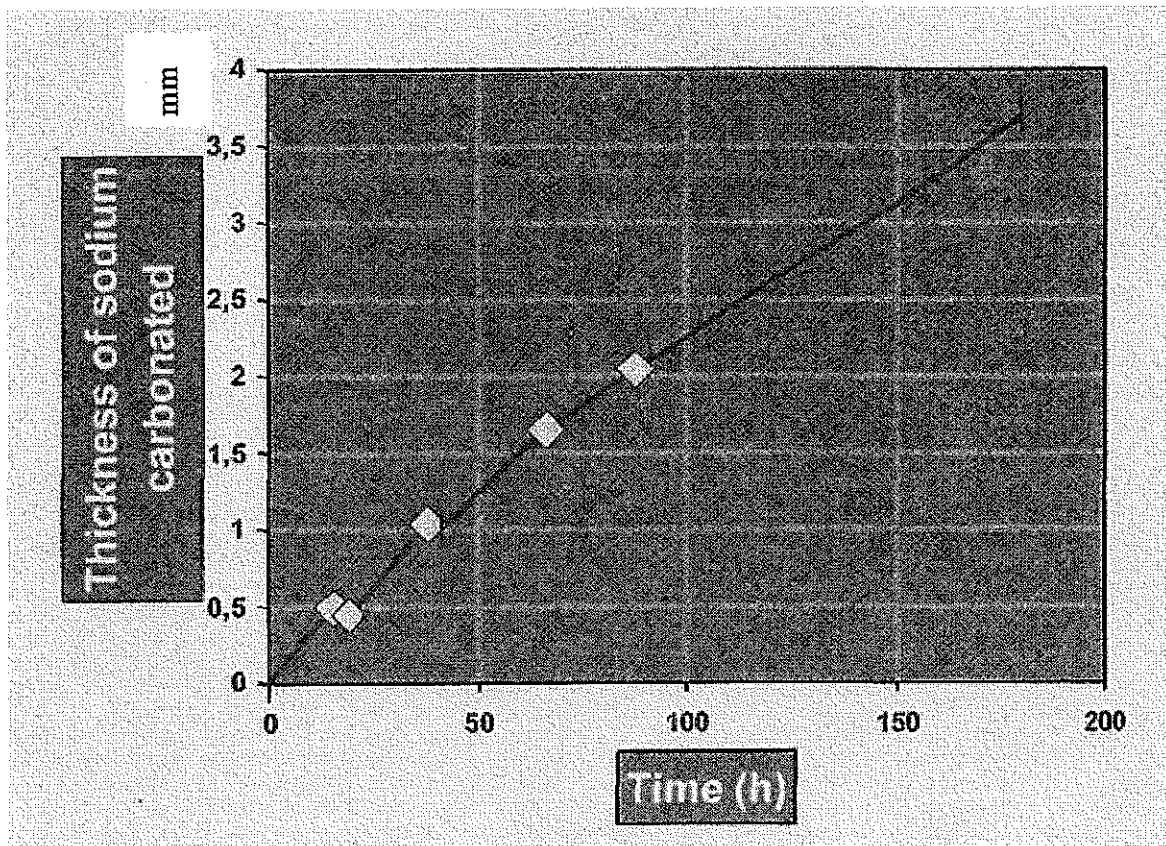


図 6-16 炭酸塩化動特性

6.3.6 洗浄方法の比較検討

ナトリウム処理即ち構造物からナトリウムを除去するナトリウム洗浄には様々な方法がある。大別すると物理的方法と化学的方法とがあるが、物理的方法は前処理的に使用され、最終的には化学的方法によって洗浄される。洗浄方法を選択する場合、安全性、効率、速度、経済性、材料の腐食や変型の問題、発生廃棄物量の問題、経験等様々な要素から選択することになる。現在、高速炉で使用されているナトリウム洗浄方法とその長所と短所を表 6-2 に示す。

6.3.7 残留ナトリウム処理の課題の抽出

ナトリウムを抜取った原子炉構造物にはナトリウムが付着、残留している。これらには、原子炉施設から撤去や解体できない構造物とできる構造物がある。前者は原子炉容器、ナトリウム中間貯蔵容器、ナトリウム・タンク等があり、これらは現位置でナトリウム処理を行うことになる。後者は照射物、交換機、制御棒駆動装置、主循環ポンプ、中間熱交換器、二次系ポンプ等があり、これらは選択されたプロセスを応用できるように設計された特殊な場所、即ち、洗浄ピットでナトリウム処理を行うことが可能である。

1) 現位置ナトリウム処理の課題

現位置でナトリウム処理を完了した最初の高速炉は、6.2.3 で述べたように米国の EBR-II である。これは既に述べたように、湿り二酸化炭素を用いて、常温常圧状態で残留ナトリウムを固体の炭酸水素ナトリウムに転換する方法で原子炉容器内の残留ナトリウム処理を完了させたが、深層のナトリウムは転換されないままで残留している。この残留ナトリウムを蒸気と窒素の混合ガスによって不動化する当初の計画を止めて、湿り二酸化炭素を充填してゆっくりと炭酸ナトリウムや炭酸水素ナトリウムに転換する方向に切り替えた。これは、発生水素の危険性の問題、転換生成物の問題（強アルカリ性物質である水酸化ナトリウム）が懸念されたものと思われる。

一方、フランスと英国は高速炉の廃止措置については、6.2.4 で記述したとおり協力体制のもとに進めているが、原子炉容器内の残留ナトリウム処理については、英国が WVN プロセスを、フランスが炭酸化プロセスを採用することで別々な方向に向かって検討を行っている。これは既述のとおり廃止措置期間の政策的違いによるものである。

以上の米国、英国及びフランスの残留ナトリウム処理の今後の進展について、安全性に関して発生水素、転換生成物の問題（強アルカリによる腐食性、解体時の危険性）、合理性・経済性として解体までの期間、転換生成物の除去方法、廃棄物処理等に関する情報を継続して収集することが重要である。

2) 解体撤去可能な機器の付着ナトリウムの洗浄の課題

これは解体撤去した機器の付着ナトリウムの洗浄をどこで行うかが課題である。この最大の目的は、洗浄において発生する水素を如何に安全に管理できるかである。フランスにおいては、この目的達成のために各高速炉施設には、ナトリウム付着機器の洗浄を行う“洗浄ピット”が設置されている。また、洗浄ピットは機器、部材に適した洗浄プロセスを選択して行うのに適している。

従って、洗浄ピットを有していない高速炉施設は、安全確保及び適切な洗浄方法を選択可能とするために、これを設置すべきと思われる。なお、洗浄ピットの概念について以下に記述する。

洗浄ピットの概念⁽³¹⁾

洗浄ピットは、水素リスクを防ぐために、以下のような概念で設計される。

- ・ピットは加圧 (+100mbar) 下で運転される。
- ・ピットは不活性ガス (窒素又は二酸化炭素) 下で使用される。
- ・ピット内は水素及び酸素を連続測定される。
- ・気体廃棄物は連続的に廃棄スタック内で希釈される。

洗浄ピットに適用される基本的プロセスは以下のとおりである。

- ・プロセスは、高濃度水素の危険性を防止するために、スムーズに化学反応が起こるように制御できること。
- ・気体廃棄物中の水素濃度は最大 3% とすること (低濃度引火点以下)。
- ・プロセス開始前に、洗浄ピットが不活性ガス下にあること、及び気密状態が良好であること。

表 6-2 ナトリウムの洗浄法と長所と短所

洗浄法	方法	長所	短所
真空蒸発法	<ul style="list-style-type: none"> ・真空度を下げ、部材を加熱して Na を蒸発させる ・圧力 5×10^{-6} と 4×10^{-3} bar 間の沸点は 315～500℃ 	<ul style="list-style-type: none"> ・化学物質が不要 ・腐食リスクがない 	<ul style="list-style-type: none"> ・重作業 ・部材に極度の歪みを与える ・酸化ナトリウムには効果がない ・濯ぎ工程が必要
水洗浄法	<p>Na/水反応はリスクがあるので、これを制御することが重要</p> <ul style="list-style-type: none"> ・キャリアガス中で水をスプレー ・キャリアガス中に水蒸気を含む ・Na への水の移動バリアを設ける 	<ul style="list-style-type: none"> ・最も使用される方法(経験豊富) ・水は安価 ・廃棄物は取扱いが簡単な NaOH 及び水素 	<ul style="list-style-type: none"> ・発熱反応 ・急激かつ瞬時反応 ・爆発性ガス(水素)発生 ・反応生成物(NaOH)が腐食性
蒸気洗浄法	<p>Rapsodie で用いられた方法</p> <ul style="list-style-type: none"> ・部材を設置したピット内を 150℃に加熱して Na を滴下 ・ピット底に水を入れ、加熱して 105℃の蒸気発生 ・水素測定しながら反能率制御 ・水素濃度 0%で濯ぎ、浸漬、乾燥 	<ul style="list-style-type: none"> ・効率がよい ・速度が早い ・廃液発生量が非常に少ない ・複雑な部分も容易に洗浄可能 	<ul style="list-style-type: none"> ・NaOH による腐食の問題 ・プロセス制御が緩慢
スプレー洗浄法	<p>Rapsodie で用いられた方法</p> <ul style="list-style-type: none"> ・蒸気を低温にして水スプレー (2相) に変える。 ・反応は水の停止又は水流量率によって制御 	<ul style="list-style-type: none"> ・反応媒体の加熱不要 	<ul style="list-style-type: none"> ・NaOH による腐食の問題
真空洗浄法	<p>Phenix の方法 (CO₂を使用)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・$\text{NaOH} + \text{CO}_2 \rightarrow \text{NaHCO}_3$ ・$\text{NaHCO}_3 + \text{NaOH} \rightarrow \text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ ・$\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{NaHCO}_3$ 	<ul style="list-style-type: none"> ・効率がよい ・低温で反応 	<ul style="list-style-type: none"> ・反応制御が難しい ・ピットの部分真空が必要

表 6-2 (続き)

洗浄法	方法	長所	短所
CO ₂ バブリング法	Phenix で用いられた方法 <ul style="list-style-type: none"> 部材を洗浄ピットに設置し、少量の水を注入 水中に CO₂バブルを発生させ、発生した湿分と Na が反応 この方法のパラメータは、水素濃度、部材温度、ピット圧力 	<ul style="list-style-type: none"> 安全なプロセス 制御が簡単 腐食が生じない 	<ul style="list-style-type: none"> 時間がかかる 大量のガスが必要
スプレー洗浄法	Superphenix で用いられる方法 <ul style="list-style-type: none"> CO₂を集中的に使用する以外は、Rapsodie と同じプロセス スプレー水+CO₂+N₂ 部材を侵食→部材の乾燥→Na を加熱しピットを真空 	<ul style="list-style-type: none"> 安全なプロセス 制御が簡単 腐食が生じない バッフルやギャップに効果的 	<ul style="list-style-type: none"> 時間がかかる 大量のガスが必要
現位置洗浄法 -WVN または WVCO ₂ -	<ul style="list-style-type: none"> 装置等に固定された部材を現位置で洗浄する方法 使用される水を極力制限して、ゆっくりと残留ナトリウムを除去するねらいのプロセス 非常に低い露点を有する不活性ガスを循環させて反応 (拡散モード) 	<ul style="list-style-type: none"> Na はゆっくりと NaOH に転換される (腐食の原因となる NaOH 水に転換されない) 上記理由で水素発生は非常に少ない 	<ul style="list-style-type: none"> 反応が遅いため、長期間にゆっくりと反応させる部材 (現位置) のみ適用
アルコール洗浄法	<ul style="list-style-type: none"> $\text{Na} + \text{R-OH} \rightarrow \text{RONa} + 1/2\text{H}_2$ 軽アルコール洗浄と重アルコール (エーテルアルコール型) 洗浄とがある 軽アルコールは少量の Na が付着した部材の薄い Na 層の洗浄に使用される 	<ul style="list-style-type: none"> 重アルコールは穏やかな動的反応 重アルコールは軽アルコールに比べて引火性が小さい 	<ul style="list-style-type: none"> アルコール使用にリンクした問題 活性の有機廃液処理の問題 アルコールの引火性の問題 初期コストの問題 分解 (劣化) の問題 210~230℃の一定温度放置後、温度低下した時、発熱反応 (エーテルアルコール使用による Rapsodie 事故)

6.4 ナトリウム付着廃棄物の処理 (ATENA プロジェクト) ^{(32), (33), (34), (35)}

フランス原子力庁 (CEA) は 30 年にわたる液体金属高速炉の研究や実験の結果、その関連施設から金属ナトリウムを含む大量の廃棄物が発生した。これらの放射性ナトリウムを集中的に処理するために、中央処理施設を設置して行う“ATENA プロジェクト”が計画、推進されている。このプロジェクトでは、①廃棄物を集中的に貯蔵できる貯蔵方式の検討、②ナトリウムの付着した廃棄物の処理を行うプロセスの検討、③この結果発生した廃棄物の梱包の検討を行っている。

ATENA は、以下の施設から発生する廃棄物を対象としており、Phenix や Superphenix からの大量の一次系や二次系のナトリウムを処理する予定はない。

- ・ 実験炉 (Rapsodie)
- ・ 実証炉 (Phenix)
- ・ 実験用ループ
- ・ Na 及び NaK を使用した実験用照射装置
- ・ 燃料又は活性物質用の実験室
- ・ Superphenix のデコミッショニングから発生する一次系または二次系のコールド・トラップ (20 個)

廃棄物は、以下のように様々なものである。

- ・ タイプ：弁、容器、配管、ドラム缶、セシウム・トラップ、コールド・トラップ等
- ・ 寸法：体積数リットルの配管類から直径 2.5m、長さ 7m の大型容器まで
- ・ ナトリウム量：微量から 15 トンの金属ナトリウムまで
- ・ 廃棄構造物の重量：1kg から 20 トンまで
- ・ 比放射能：数 Bq から 1.4TBq/kg まで
- ・ 放出核種：ガンマ放出核種 (^{137}Cs , ^{60}Co , ^{22}Na , ^{54}Mn , ^{124}Sb)、ベータ放出核種 (トリチウム) 及びアルファ放出核種 (^{239}Pu , U 及び Pu)

この基本的な施設 (BNI) はマルクールに設置され、その研究開発が 2007 年に開始される予定である。

上記「②ナトリウムの付着した廃棄物の処理を行うプロセスの検討」においては、NOAH プロセス、オートクレーブ・プロセス及び ELA プロセスの三つのプロセスでナトリウム処理を行う。以下にこれらのプロセスについて述べる。

(1) NOAH プロセス

- ・ 液体ナトリウムを連続処理するプロセス。

- ・NOAH プロセスは、液体輸送可能でかつ放射エネルギーが制限されたナトリウムのオンライン処理のために設計される（貯留容器用のクリーンなナトリウム）。
- ・このプロセスによる予想ナトリウム量は 42 トン
- ・NOAH プロセスは、Rapsodie の一次系ナトリウム処理で成功している。また、PFR の一次系と二次系ナトリウム処理のために、このプロセス装置を設置し、現在稼働中である。

(2) オートクレーブ・プロセス

- ・高活性ナトリウム廃棄物をホットセル内に収納したオートクレーブ内で水/高活性ナトリウム反応を起こさせて処理するプロセス。
- ・Autoclave プロセスは、高活性ナトリウム廃棄物をホットセル内に収納した施設によって処理するように設計される。
- ・少量の廃棄物（最大 400cm³）と水とを反応させて、この時発生する急激な圧力上昇を維持できる Autoclave 炉で処理する。
- ・このプロセスでは、高活性ナトリウム廃棄物を 70kg を処理。

(3) ELA プロセス

- ・ナトリウム除去が難しい全てのナトリウム付着廃棄物を水散布により処理する。
- ・このプロセスは、ナトリウム除去ができない全てのナトリウム廃棄物に供される。
 - ナトリウムでコーティングされた金属構造物
 - ドレイン不可能なコールド・トラップ
 - 弁類及び様々な大型金属構成物
 - ナトリウム貯蔵容器内の残留ナトリウム
 - その他
- ・このプロセスは、強力な窒素ガス流内に水を噴霧することによってナトリウムと化学反応を起こさせる。
- ・廃棄物はバンドソー又はレシプロソーによって小部分に切断される。
- ・切断された部分は、水処理のためにバスケット内に置かれる。

これら三つのプロセスのまとめを表 6-3 に示す。また NOAH プロセスのスキッドを図 6-17 に、セル内に設置したオートクレーブを図 6-18 に、ELA を図 6-19 に示す。

表 6-3 ATENA プロジェクトにおけるナトリウム処理

プロセス名称	目的	方法	対象施設または対象物
NOAH プロセス	<ul style="list-style-type: none"> 液体輸送可能でかつ放射エネルギーが制限されたナトリウムの処理 処理 Na 量：42 トン 	<ul style="list-style-type: none"> NOAH 法により液体ナトリウムを連続注入処理 	CEA の R&D から発生した放射性的なナトリウム廃棄物 (350 以上の様々な構成物) <ul style="list-style-type: none"> Rapsodie Phenix 実験用ループ(SILOE/グルノーブル、SURA/カダラシュ) Na 及び NaK を使用した実験用照射装置 (SILOE/グルノーブル、SURA/カダラシュ) 燃料又は活性物質用の実験室 (LAMA/グルノーブル、LECA/カダラシュ) Superphenix の解体から発生するコールドトラップ 20 個 (一次及び二次系)
オートクレーブ・プロセス	<ul style="list-style-type: none"> α、β、γ 放射能を有する高活性ナトリウム廃棄物の処理 処理 Na、NaK 量：70kg 	<ul style="list-style-type: none"> ホットセル内に設置したオートクレーブ内で少量の水と急激に反応させる 	
ELA プロセス	<ul style="list-style-type: none"> ナトリウムが除去できない全てのナトリウム廃棄物の処理 コールドトラップ、タンク、弁、配管中の高 β、γ 放射能を有する Na：80 トン 	<ul style="list-style-type: none"> 強力な窒素ガス流内に水を噴霧してナトリウムと化学反応を起こさせる 廃棄物はバンドソー やレシプロソーで切断 	

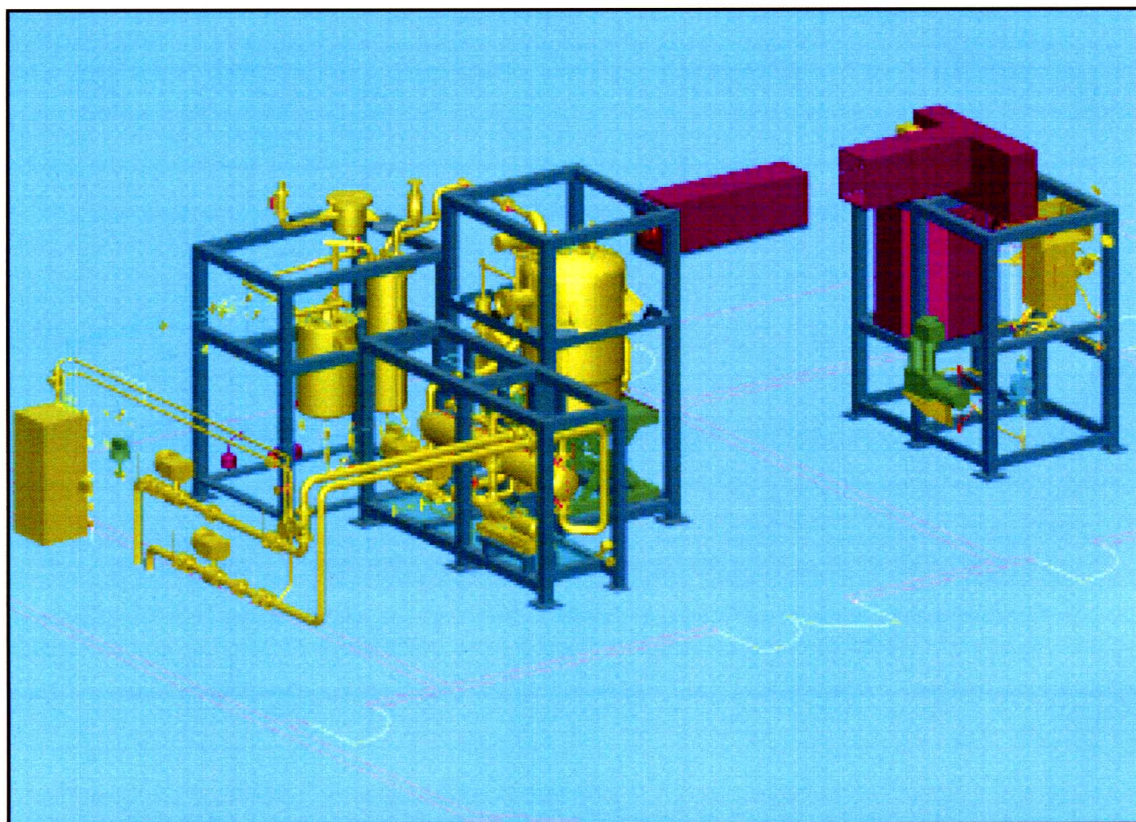


図 6-17 NOAH プロセス スキッド

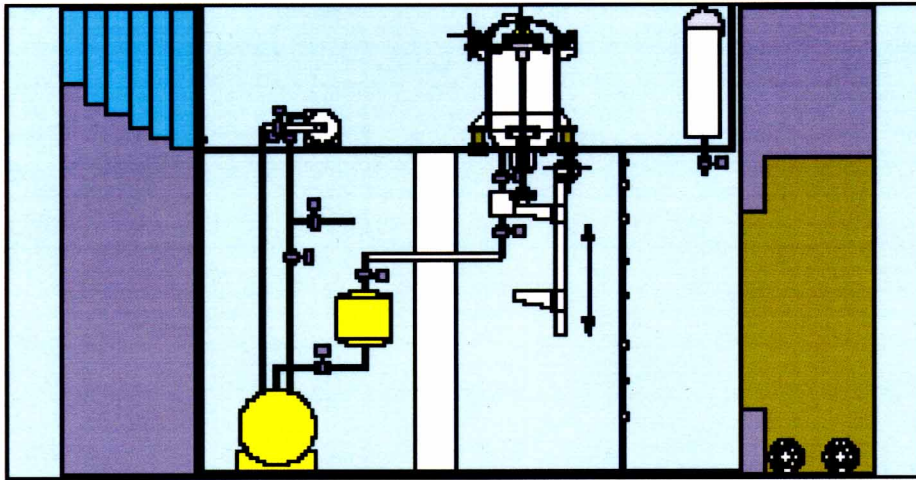


図 6-18 セル内のオートクレーブ

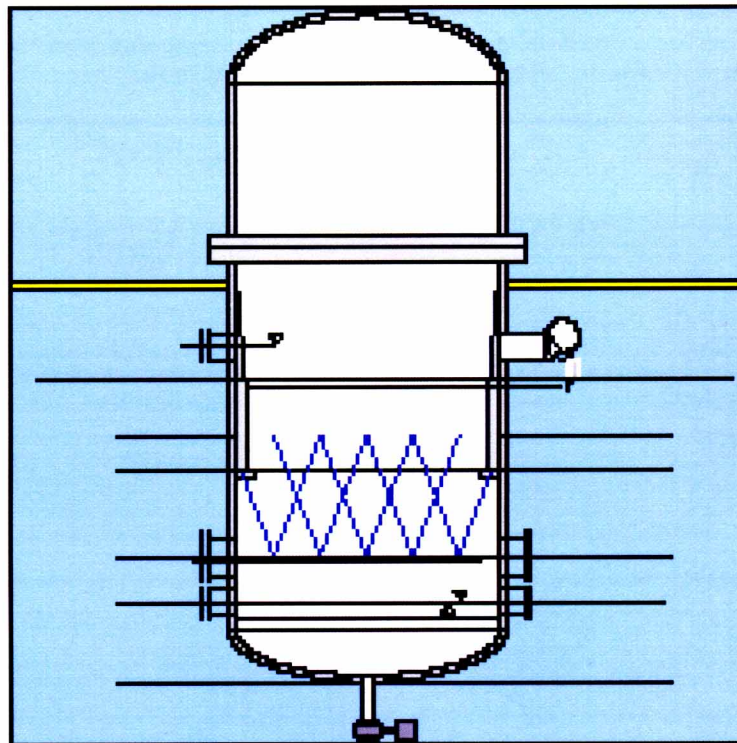


図 6-19 ELA プロセス

6.5 放射性ナトリウムと非放射性ナトリウム取扱いの相違

ナトリウムの取扱いにおける安全性について、放射性、非放射性に係わらずナトリウム・リスク、水素リスク、火災リスクの検討が必要である。放射性ナトリウムを取扱う上ではナトリウム中の放射性核種を把握していくことが重要である。

6.5.1 ナトリウム中の放射性核種

ナトリウム中の放射性核種は、表 3-1 に示したように、様々な核種がある。これら核種のうち、 ^{23}Na は冷却材ナトリウム (^{23}Na) の同位体核種であるから、ナトリウムからこれだけを除去することはできない。従って ^{23}Na については減衰を待つしか方法はない。この核種の減衰の間に ^{60}Co 、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 以外の核種も無視できる量に減衰する。 ^{60}Co は ^{23}Na の 2 倍程度の半減期を有するが、 ^{23}Na と比べて絶対量が十分少ないので、 ^{60}Co も ^{23}Na の減衰を待つ間に十分に減衰すると考えられる。

^{90}Sr は ^{137}Cs と同程度の長半減期を有する核分裂生成物であるが、これは β 放出核種であるのでナトリウム処理処分時等の外部被ばくの影響は、強い γ 線 (662keV) 放出核種である ^{137}Cs に比べて小さい。また、 ^{90}Sr の濃度は ^{137}Cs の濃度と比べて非常に少ない (0.4%程度、RANDEC 評価) ので、 ^{137}Cs に比べて無視できる値である。従ってナトリウムから除去する核種は ^{137}Cs に限定すれば良いと考えられている。

以上の理由から、世界の高速炉は、ナトリウム処理時の被ばく低減及びナトリウム処分のための廃棄物量の減少のために、ナトリウム中からできるだけ ^{137}Cs 即ちセシウムを除去することを検討あるいは実施している。各高速炉の一次系ナトリウムからのセシウム除去方法及び除去前後の ^{137}Cs 濃度を表 6-4 に、EBR-II の詳細を表 6-5 に示す。

なお、二次系ナトリウムについては、トリチウムは高温で使用される中間熱交換器を容易に拡散で透過してしまうため、高濃度のトリチウムが存在する。このため、二次系ナトリウムであっても非放射性ナトリウムと異なった取扱いが要求される。

6.5.2 ナトリウム処理が完了した高速炉の放射能レベル

ナトリウム処理が完了した高速炉は EBR-II と Rapsodie であり、これらのナトリウム処理施設における放射能レベルについて以下に述べる。また、ATENA プロジェクトにおける放射性ナトリウム取扱いとして外部被ばくリスクが挙げられているのでその対策について述べる。

(1) EBR-II ^{(2), (3)}

EBR-II の SPF における一次系ナトリウムの放射能レベルは 1m の点で約 0.4mSv/h (40mrem/h) であったと報告されている。

(2) Rapsodie⁽¹⁹⁾

- ・Rapsodie のナトリウム処理をした DESORA の運転時におけるナトリウムと廃棄物の放射性核種分析の結果、支配的な核種として ^{22}Na 、 ^{137}Cs 、 ^{125}Sb 及び ^3H が検出された。ここで ^{125}Sb については運転中の事故(incident)によって発生したものであり、Rapsodie 特有のものである。
- ・DESORA 施設の表面線量率は $10\ \mu\text{Gy/h}$ (1mrad/h) 以下であり、 $50\ \mu\text{Gy/h}$ (5mrad/h) までのピークが幾つか存在した。
- ・水酸化ナトリウム溶液中の支配的な核種は ^{22}Na であり、その放射能レベルは約 $1.1 \times 10^8 \text{Bq/m}^3$ であった。
- ・セシウムは主に水酸化ナトリウム溶液中に存在し、その放射能レベルは約 $1.5 \times 10^6 \text{Bq/m}^3$ であった。
- ・オフ-ガスライン上の HEPA フィルターから検出されたセシウムは微量であった。
- ・ ^{125}Sb は主として水酸化ナトリウム溶液中で発見され、その放射能レベルは約 $2 \times 10^6 \text{Bq/m}^3$ であった。
- ・ ^3H は主に水素流中に発見された (液体廃棄物の約 50 倍)。

(2) ATENA プロジェクト

NOAH、オートクレーブ、ELA の各プロセスにおいて、最も重要なことは、ナトリウム廃棄物の放射性核種からの放射線に対する設計である。放射線に対する設計は、放射性ナトリウムに対するものと炉内構造物の放射化による両方について検討する必要がある。このため、ATENA プロジェクトにおいては、マニピュレータの使用、生体遮へいとして 400mm から 900mm 厚さのコンクリート、自動操作装置が検討されている。

6.5.3 放射性ナトリウムと非放射性ナトリウム取扱いの相違

ナトリウム処理を完了した 2 基の高速炉の実績及び ATENA プロジェクトの検討から一次系ナトリウム処理における放射線量率や放射能濃度から考察して、放射性ナトリウムと非放射性ナトリウムの取扱いについて以下のような相違が考えられる。

- ①長半減期 (30 年) の ^{137}Cs は可能な限り除去すること。
- ② ^{22}Na についてはナトリウム中から分離することは不可能であるので、可能な限り減衰してからナトリウムを取扱うこと。
- ③ ^3H は主にナトリウム転換中に発生水素とともに放出されるので、オフ-ガスラインで処理するか希釈放出することを考える。これは二次系ナトリウム処理の場合も同じである。
- ④4.4.2 で述べたように、ナトリウム処理には高温維持が不可欠であるため、保守を行う観点から、配管や設備ごとの遮へいは難しいと思われるので、可能な限り遮へい効果のある隔離

された部屋、セル等内に設置することが望ましい。

- ⑤取扱う対象物が放射性ナトリウム以外に放射化された構造物や物品の場合は、ナトリウム中の放射性核種と放射化による放射性核種の両者に対する放射線対策を検討する必要がある。

表 6-4 ナトリウム中のセシウム除去方法と除染係数

原子炉名	セシウム除去方法	セシウム濃度と除染係数
EBR-II	コールド・トラップの入口ラインにあるエコノマイザとクリスタライザの間に RVC を常設して原子炉運転中に除去。	<ul style="list-style-type: none"> ・常時除去する方法であるため、DF は不明 (表 6-4 参照)。最大値と停止時比較では DF=17 ・1994 年時点の ^{137}Cs 濃度は 370Bq/g
FFTF	RVC を一次ナトリウム系のサンプリング・ループに設置して (1987 年 11 月)、原子炉運転中に除去。	<ul style="list-style-type: none"> ・設置前セシウム濃度 $4 \times 10^3 \text{Bq/g}$、RVC 取付け後 85 日運転の結果、$7.4 \times 10^2 \text{Bq/g}$ に減少。 ・DF= 5.4 ・1996 年時点の ^{137}Cs 濃度は 3.5Bq/g
PFR	塩化ナトリウム(NaCl)水溶液を、コバルト含有ヘキサキス*の Cs 吸収カラムを通して Cs を除去。 *チオシアナト鉄(II)酸カリウム四水和物(Cobalt potassium hexacyano- II-ferrate, $\text{Co-K}_4[\text{Fe}(\text{SCN})_6] \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)	<ul style="list-style-type: none"> ・^{137}Cs 濃度 : $3.3 \times 10^3 \text{Bq/g}$ (1999 年)。 ・環境放出レベルまで除去することを検討中であり、除染係数は不明。
Rapsodie	RVC で除去。更にナトリウムを水酸化ナトリウムに転換して、イオン交換樹脂によって除去。	<ul style="list-style-type: none"> ・RVCにより、$4.2 \times 10^4 \text{Bq/g}$ が $5.8 \times 10^3 \text{Bq/g}$ に減少。 ・DF= 7.2 ・イオン交換法による DF = 1.5 ・最終 ^{137}Cs 濃度は 104Bq/g
Superphenix	RVC による除去を検討。	<ul style="list-style-type: none"> ・原子炉停止後 ^{137}Cs 濃度 : 7Bq/g。 ・DF = 10 (予想値)
KNK	旧ソ連が開発した炭素金属 (Carbon Metal、詳細不明) で運転中除去。	<ul style="list-style-type: none"> ・6.4×10^3 (1996 年) ・常時除去のため DF 不明 ・ナトリウムは PFR の SDP で処理されるため、ここで PFR のナトリウムと同じ方法で ^{137}Cs が除去される。
BN-350 (カザフスタン)	RVC を 7 基使用して除去。	<ul style="list-style-type: none"> ・2003 年完了。 ・^{137}Cs 濃度は $2.7 \times 10^5 \text{Bq/g}$ から $2.9 \times 10^2 \text{Bq/g}$ に減少 (予備測定)。最終予想値は $7.4 \times 10^2 \text{Bq/g}$。 ・DF = 365

表 6-5 EBR-II の一次系冷却材ナトリウム中の
¹³⁷Cs の濃度 (RANDEC 入手資料)

	測定年月日	¹³⁷ Cs 濃度	
		(Bq/g)	(nCi/g)
最大値	1989.6.24	3410	92.16
最少値	1989.8.17	27	0.73
停止時の値	1994.9.20	200	5.41

注) 停止後の一次系ナトリウムの ¹³⁷Cs 濃度の公称値は、10nCi/g 即ち 370Bq/g としている。

7. 海外原子力施設におけるナトリウム処分及び廃液処分

7.1 ナトリウム処分の方針と実績

(1) EBR-II及びFermi 1

既に述べたように、EBR-II及びFermi 1のナトリウムはANL-WのPFRで水酸化ナトリウムに転換された。生成された水酸化ナトリウム溶液は適切に濃度調整され、特別に製作された269ℓの角形ドラム缶にポンプで充填された。このドラム缶は約2.3mmの厚さの高密度ポリエチレンがライニングされている。充填された水酸化ナトリウム溶液は約65℃以下に冷却して固化体とされた。これらのドラム缶の処分に際しては、アイダホにある放射性廃棄物管理施設(RWMC)において埋設処分するために、処分場の効率的な占有空間を考慮して、矩形断面になるようドラム缶4基を1パレットにまとめて組み込み、埋設処分した。

(2) FFTF

放射性ナトリウムから発生した水酸化ナトリウムは、DOEの河川保護局(ORP)の高レベル廃棄物の処理に使用される予定である(WTP前処理プロセス)。ORPは最近これを承認したので、FFTFとWTPのスケジュールの調整を検討している。

もしORPがナトリウムの利用は有用ではないと判断した場合、埋設処分に適した固体、例えば硫酸ナトリウムや四ホウ酸ナトリウム($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ 、ホウ砂、ホウ酸ナトリウム、白色、水溶性の粉末または結晶体；ガラスなどの融剤・清浄剤用)に転換しなければならない。硫酸ナトリウムに転換することが要求された場合、水酸化ナトリウムに硫酸が加えられる。硫酸ナトリウムは乾燥されて、コンテナに収納され、処分場へ輸送される。ORPで使用する場合と埋設処分する場合のナトリウム転換プロセスを図7-1に示す

(3) PFR及びKNK

PFRとKNKのナトリウムは、既述したように、DouereyサイトのSDPでNOAH法により水酸化ナトリウムに転換され、さらに中和プロセスで塩化ナトリウムに転換されている。転換された塩化ナトリウム溶液は廃液としてサイトから海洋放出される計画である。

廃液は、サイトの廃棄物管理グループがサンプリング結果を基に環境への放出を同意した後、サイトの廃液放出プラントへ移送される。ここからの放出は、サイトの他の放射性廃液と一緒に行われる。

(4) Rapsodie

NOAH 法で転換された水酸化ナトリウム溶液は、アルカリ pH であるため、La Hague の燃料再処理プラントから発生する酸性廃棄物の中和に使用するためにここへ輸送された。

(5) Superphenix

生成された水酸化ナトリウムの最終処分は二つの選択肢について検討された。

- ①硫酸で中和して生成された硫酸ナトリウムをローヌ河に放出する。
- ②フランスの国家放射性廃棄物管理局である ANDRA が管轄する CSTFA において、極低レベル放射性廃棄物として貯蔵するために、水酸化ナトリウムとセメントの固化体を製作してコンクリート・ブロックにする。

検討の結果、EdF は、①の方法は解決するまでに長期間を要するため、時間的に余裕がないとして、②を選択することとした。

(6) BN-350

BN-350 のナトリウムはセシウム除去後、ドレインタンクに移送してここで固化状態で保管中である。今後 EBR-II の方式で水酸化ナトリウムに転換して、この溶液のセメント固化を検討しているところである。処分場建設の場所、時期は未定である。

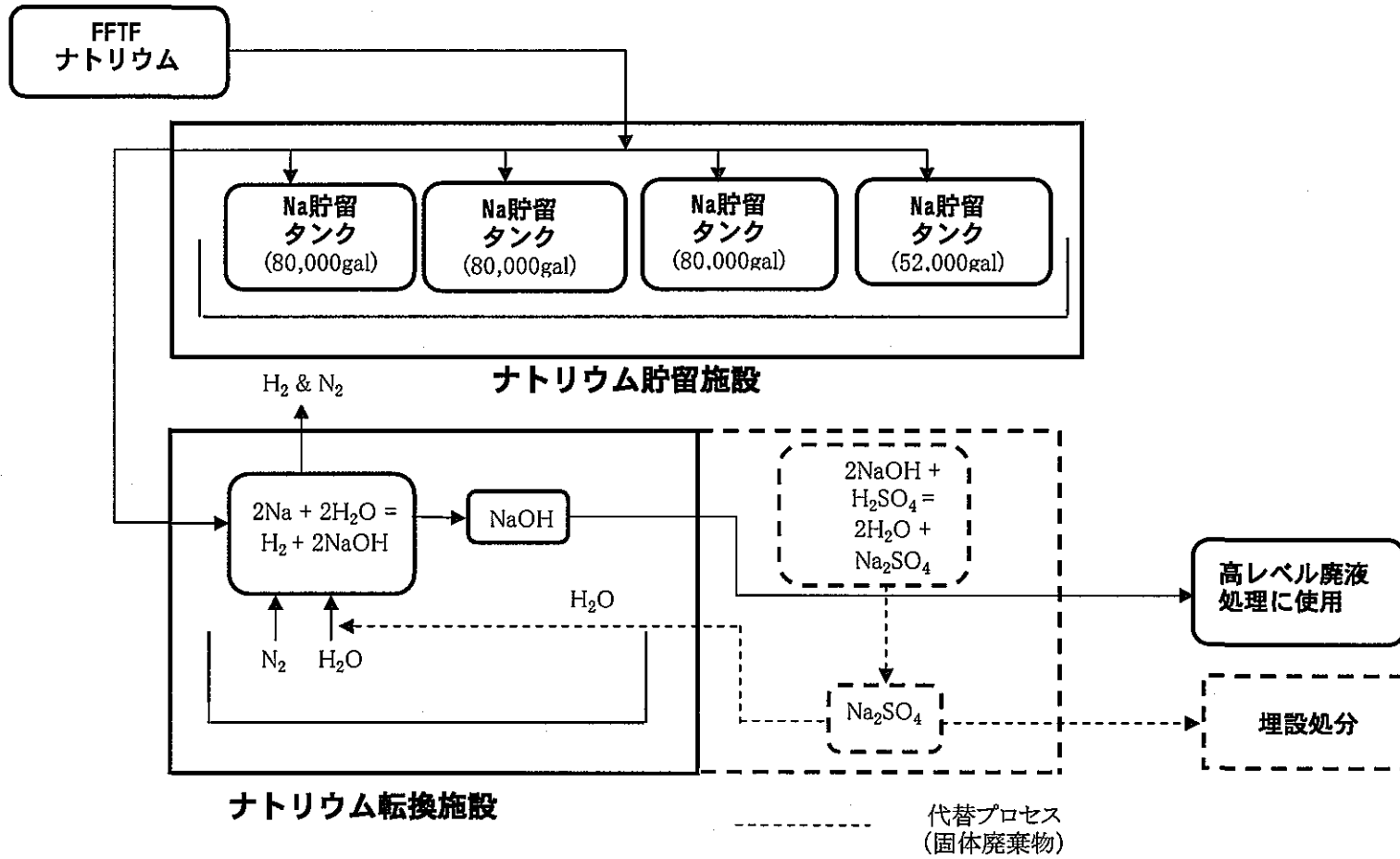


図7-1 FFTFナトリウム転換プロセス・フロー

7.2 ナトリウム処理廃液の方針と実績

海外の高速炉や原子力施設から発生する放射性ナトリウム処理廃液の処理処分に関する論文は見当たらない。従って、放射性ナトリウムで汚染された機器等の除染から発生する放射性廃液は、一般の放射性廃液処理に準じて行われているものと思われる。

7.3 ナトリウム処理廃液の処理技術

前項で述べたようにナトリウム処理廃液の処理に特別な技術が用いられていることはなく、一般の放射性廃液処理に用いられている技術が応用されているものと思われる。ただし、廃液の発生は主に洗浄と除染作業において発生するので、廃液の発生を最小限にする工夫は重要である。これに関してRapsodie⁽²⁰⁾では、容器や系統の除染においては、その部位や形状に合わせて、洗浄に用いる洗浄溶液を満たしてこれを何回も回転させて使用する(flooding and recirculation)こと、及びスプレーによる方法を選択したと報告されている。ここでは、容器低部は前者を用いて、後者については容器上部に適用されたと報告されている。

なお、参考として国内高速炉ので用いられている廃液処理について以下に述べる。

<参考>

ナトリウム冷却高速炉のデコミッショニングにおいては、使用済燃料を含む炉心構成要素及びプラントの機器・設備は適切かつ安全な方法を用いて、それらの表面に付着した化学的に活性かつ放射能を有するナトリウムを除去し、保管、貯蔵、解体及び廃棄処分に求められ安全な形態が確保できるように洗浄される。しかし、前述したように、洗浄によって発生した放射性廃液に関する処理について特別な方法は発表されていない。

そこで、本調査では、欧米の高速炉での経験が多く、「常陽」と「もんじゅ」においても採用されている湿潤窒素ガス吹付け及びリンシングによって発生する洗浄廃液の処理法について、燃料集合体の洗浄廃液処理の調査結果を述べる⁽³⁶⁾。基本的には機器のナトリウム洗浄及びその廃液処理方法と大きな相違はない。

前章までに報告したように、冷却材ナトリウムはナトリウム自体の放射化により、また腐食生成物(CP)、ある場合には核分裂生成物(FP)が伴うことにより、比放射能が極めて高いため、その洗浄廃液の処理も遠隔や遮へいを有する設備と作業場の対応が必要である。

洗浄廃液の処理とは、NaOH と放射性物質を洗浄廃液である NaOH 水溶液から分離することである。適切に分離されれば、水は一般排水として下水道に放出することが可能となる。わが国場合、CP に関していえば β ・ γ 核種について約 0.2Bq/cc 以下であれば一般放出が可能である。

水溶液から NaOH を分離する方法としては以下の 3 方法が考えられる。

- ① 洗浄廃液の酸による中和と生成した塩の分離固化
 - 1) 酸として HNO_3 を用いて、 NaNO_3 (硝酸ナトリウム) を沈殿分離固化
 - 2) 酸として HCl を用いて NaCl を沈殿分離固化 (コールドでの実績)
 - 3) 炭酸ガスを用いて Na_2CO_3 として分離固化
- ② 蒸発濃縮による NaOH 単体の分離と固化
- ③ 蒸発濃縮による NaOH の分離と油脂の鹼化反応 (石鹼化) による固化

以下にそれぞれの方法の概要を述べる。

① 洗浄廃液の酸による中和と生成した塩の分離固化

(1) 「常陽」の使用済み燃料洗浄廃液の処理

常陽の使用済み燃料を洗浄した廃液は、プラント構造材料が放射化した ^{60}Co や ^{54}Mn 等の CP を含み、かつ高アルカリ性 (PH が約 11) である。CP の粒径は $8\mu\text{m}$ 以上が 70% $0.3\mu\text{m}$ が 7% 程度である。作業は以下の五つの処理ステップからなる。

第一ステップ：洗浄廃液の線量低減

放射性物質濃度が 10^3Bq/cc の水溶液を中空糸膜フィルター (容量： $1.2\text{m}^3/\text{h}$) でろ過し 10Bq/cc 以下に低減する。

第二ステップ：中和処理

ろ過後の溶液は中和処理のため調整タンクに送られ所定量の硝酸にて中和する。

第三ステップ：廃液の濃縮

中和された廃液は蒸発濃縮装置により濃縮する。ここで濃縮とは中和処理にて生成した Na_2NO_3 (硝酸ナトリウム) を濃縮沈殿する。濃縮廃液は濃縮液タンクに移される。なお、蒸留水は廃液輸送タンクに集められ、放射能濃度の確認を行った上で原研の中央廃棄物処理場を経由して外洋へ放出される。

第四ステップ：濃縮廃液の固化

濃縮廃液は固化装置 (マイクロ波固化) 内でガラスビーズと共に溶融され、モールド内に注入され、ガラス状固化体とする。なお、中空糸膜フィルターは再使用のため、逆洗浄専用のタンクにおいて逆洗浄する。その際発生する逆洗浄廃液も固化装置に移され固化処理される。

第五ステップ：

固化体は高 β γ 廃棄物となるため遠隔操作にて遮蔽容器に収納し、廃棄物貯蔵施設に輸送する。

以上の洗浄廃液処理フローを図 7-2 に示す。

高速炉で使用された機器類のスチーム洗浄においても、生成する洗浄廃液の性状は燃料集合

体の場合と同等を考えられる。従って、第一ステップとして、その後の作業環境を改善するために適切な CP 除去と除去された CP の処理能力が必要であるにせよ、放射能汚染された機器の洗浄廃液に関わる作業フローと内容は基本的に上記の燃料洗浄廃液処理の場合と大きく異なるところはない。

最終的な処理結果として放射化ナトリウムと $\beta\gamma$ の CP 核種を含むガラス状固化体が固体廃棄物として生成される。蒸留水は一般放出又は再利用できる。

(2) HCl を用いて NaCl として分離固化 (コールドでの実績)

金属ナトリウムを精錬、使用又は輸送する際に利用する金属容器のナトリウム洗浄廃液の中和には HCl が用いられている。中和によって NaCl が生成される。フランスの MSSA 社 (旧ペシネ社) のナトリウム製造施設では最近製造能力を 2 倍にさせた際に水酸化ナトリウム溶液の中和で生成される NaCl を沈殿させ上澄み溶液と分離するタンクを設備した。塩の一般排水中の濃度制限をクリアし ISO14001 を取得した (MSSA 社からの私信)。

放射性でない塩の場合は、特に MSSA 社のようにナトリウム精錬会社では、NaCl は原料として再利用ができるが、放射能がある場合は、沈殿した NaCl の乾燥に引き続き熔融固化又はガラス場固化体としてその後の廃棄物管理がし易い形態とすることが望ましい。ガラス状の固体であるため非常に安定であり、化学的に見ても長期の安全性に優れている。

(3) 炭酸ガスを用いて Na_2CO_3 として分離固化

炭酸ガス及び炭酸基の酸により NaOH 水溶液を中和し、炭酸ナトリウム Na_2CO_3 を生成させ凝縮沈殿により分離する。この化合物も化学的には安定であり、放射性廃棄物として管理し易い物質である。

② 蒸発濃縮による NaOH の分離と固化

この方法は既述した NOAH 法でも使われている方法である。ただし、課題は最終的な生成物として処分までを見た時の NaOH の危険性にある。少なくとも劇薬とされている NaOH は保管、貯蔵、処分等において危険性が減少しないものである。このため安全確保のバリアー設置が要求される。

③ 蒸発濃縮による NaOH の分離と油脂の鹼化反応 (石鹼化) による固化

基本的には NaOH 水溶液を油脂に混ぜ、粘性が高まるまで攪拌し、容器に入れ固化する。固体としての硬さは保管によって増加する。固型の石鹼であるため、NaCl 同様に放射性廃棄物としての管理は容易となる。また、化学的にも安定な物資として安全に貯蔵もしくは処分できる。ただし、これまで、洗浄廃液の鹼化反応による石鹼固化を目指した処理方法は使用されておらず、

今後コストも含めて洗浄廃液への適用性を評価することも必要である。

ナトリウム洗浄廃液の処理実績としては③を除き種々行われている。放射性物質を含有したナトリウム洗浄廃液の処理は基本的には中和処理を行い、溶液の蒸発濃縮を経て、ナトリウムを含む安定な固体の塩を作り、溶液は蒸留して一般排水または再利用に供することである。

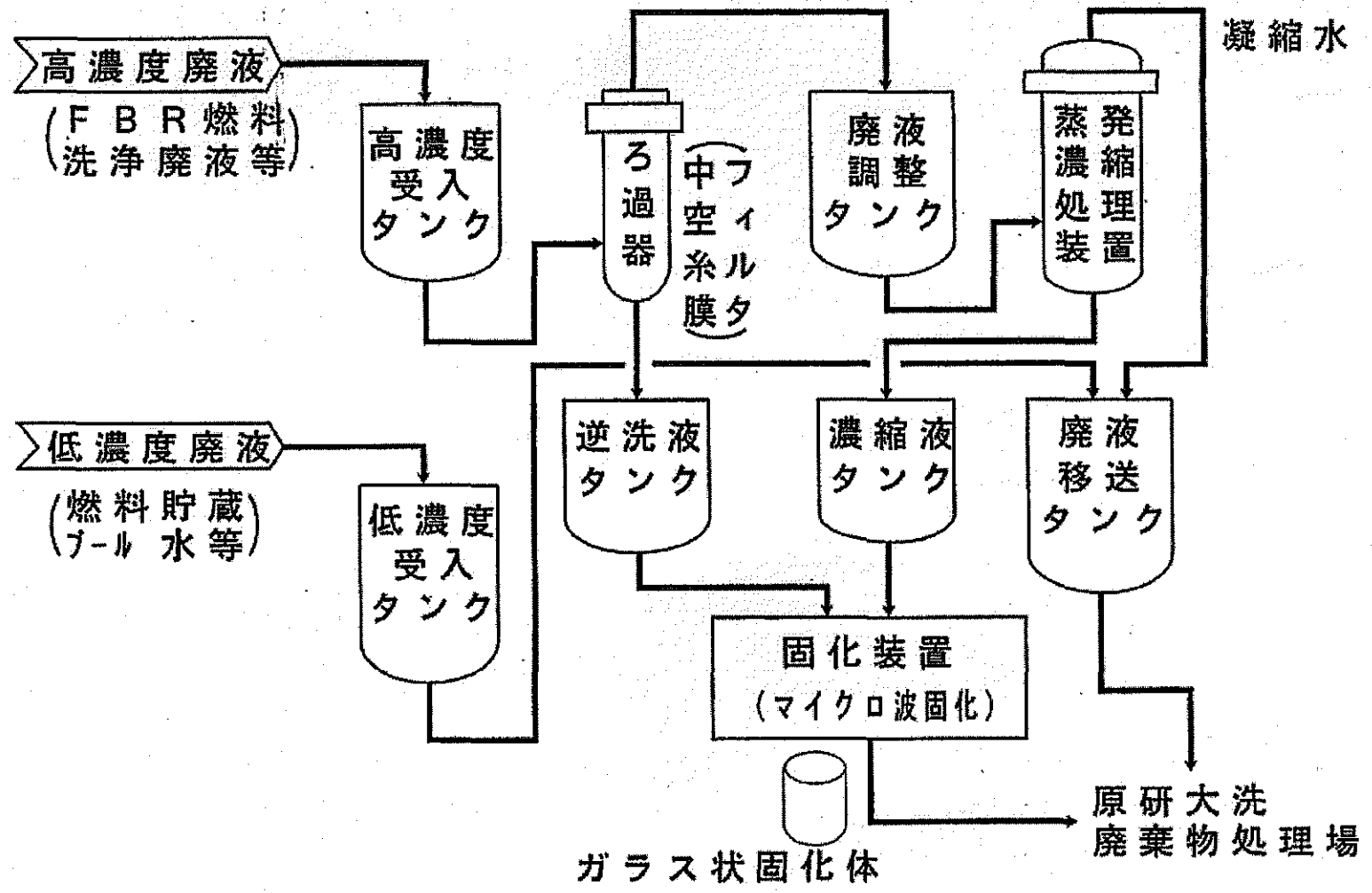


図 7-2 「常陽」 廃棄物処理施設の廃液処理フロー

8. おわりに

今後の放射性ナトリウムの洗浄・処理処分技術開発を進める上で有効な情報を収集することを狙いに、現在廃止措置を進めている海外高速炉を対象に、原子炉等から抜き取った大量ナトリウムや機器配管等に付着残留したナトリウムの洗浄・処理処分技術について調査した。本調査結果をまとめると、以下のとおりである。

8.1 海外の停止高速炉の概要及び現状について

世界の恒久停止した高速炉 8 基についてナトリウムの処理処分について調査した。これらのうち、3 基（米国の EBR-II、Fermi 1 及びフランスの Rapsodie）がナトリウム処理を完了しており、2 基（英国の PFR 及びドイツの KNK）が処理中である。残りの 3 基（米国の FFTF、フランスの Superphenix 及びカザフスタンの BN-350）についてはナトリウム処理処分を検討している段階である。なお、Fermi 1 のナトリウムは EBR-II のナトリウムと一緒に ANL-W のナトリウム処理施設（SPF）において処理され、KNK のナトリウムについては PFR のナトリウムと一緒に PFR のナトリウム処理プラント（SDP）によって処理している。

8.2 ナトリウム中の放射性核種について

ナトリウム中の放射性核種については、トリチウムを除いては、ナトリウムの核変換核種である ^{22}Na が最も多い。この核種はナトリウムの同位体核種であるから、これを除去することはできない。このため、この核種については半減期が 2.6 年と比較的短いため、半減期による減衰を待つ以外に方法はない。この減衰を待つ間に、腐食生成物のうち最も半減期の長い ^{60}Co （半減期 5.3 年）も十分減衰してしまう。このため、ナトリウムの処理処分上問題となる核種は、核分裂生成物である半減期の長い ^{137}Cs のみとなるのでこの除去に留意する必要がある。

セシウムの除去は溶融ナトリウム状態で行う方法と、ナトリウムを安定化合物にして除去する方法とがある。前者の場合、比較的セシウム除去効率が高く使用経験も豊富な RVC を用いることが一般的である。また、使用実績はないがセシウム除去効率が非常に高い β'' -アルミナを用いる方法を開発して用いる選択肢もある。後者の場合は、塩化ナトリウム溶液をイオン交換樹脂を用いてセシウムを除去している例もあるが、除去効率が悪いため、いずれの方法を用いるかは、ナトリウム中の ^{137}Cs 濃度、ナトリウムの処分方法を検討して決めることが重要である。

8.3 ナトリウムの転換技術について

大量の放射性ナトリウムを処理した経験は、EBR-II（Fermi 1 のナトリウムも一緒）と Rapsodie のみである。両者とも水酸化ナトリウムに転換したが、前者は水酸化ナトリウム水溶液中で、後

者は気中で転換された。後者の方法はNOAH法と呼ばれる。このNOAH法を用いてPFRのナトリウム（KNKのナトリウムも一緒に）処理しているところである。EBR-IIの方法もNOAH法もともに成功しているので、大量のナトリウム処理技術は確立したと思われるので、安全性、経済性の点でこれらの技術を参考にすることが重要である。

EBR-IIの方法は、今後FFTFのナトリウム処理に使用される計画があるので、EBR-IIのナトリウム処理時に発生した諸問題、例えばノズルの詰まりや、オフガス系のフィルターの寿命延長がどのように解決されていくかを調査する必要がある。

NOAH法については、実際に発生しているトラブルとその解決方法が公表されていない。これらは、PFRのナトリウム処理が完了する2005年以降に発表されると思われるので、これらの調査を進めることは重要なことである。

8.4 大量放射性ナトリウムの再利用について

高速炉の冷却材ナトリウムはトリチウムで汚染されているため、ナトリウムそのものの再利用は考えられない。海外の停止した高速炉の放射性ナトリウムについても、ほとんど再利用の計画はなく、安定化合物に転換して処分する方向である。再利用として考えられるのは、再処理で発生する酸性溶液の中和剤か廃棄物処理プラントの洗浄剤である。日本においては、再処理計画が進められているので、ここから発生する酸性溶液の中和剤としての利用を積極的に検討する価値があると思われる。

8.5 残留ナトリウム処理、機器付着ナトリウムの洗浄及びナトリウム付着廃棄物の処理

残留ナトリウムについては、EBR-IIにおいて湿り二酸化炭素を用いて炭酸水素ナトリウム（ NaHCO_3 ）に転換する方法を開発して、この方法によって世界で初めて短期間で処理に成功している。しかし、全てが転換されないで更に残留しているナトリウムについては、現在湿り二酸化炭素を充填して長期間かけて炭酸ナトリウムか炭酸水素ナトリウムに転換することを検討している。なお、残留ナトリウムの処理について、英国は安全貯蔵期間が80年以上と長いため、反応の遅いWVNプロセスを選択することとし、仏国は英国より短い期間（20年程度）で廃止措置を完了させることを目指しているため、早期に反応が進む炭酸化法を検討している。今後、これらの検討結果に関する情報を収集して、廃止措置計画における残留ナトリウム処理のために参考にすることは重要なことである。

機器付着ナトリウムの洗浄については、フランスCEAのナトリウム学校のテキストにおいて約10種類の洗浄方法が紹介されている。機器によって、現位置で洗浄するか、撤去または解体して特別に設置した洗浄ピットで行う方法がある。洗浄ピットを用いる場合は、洗浄方法の選択の幅が広がるし、水素に対する制御が容易になるため、これを検討する必要がある。

ナトリウム付着廃棄物の処理については、フランスのCEAが放射性ナトリウムを集中的に処理するための施設を設置する“ATENAプロジェクト”を計画・推進している。

以上の進行状況や結果について更に情報を収集して、これを参考に適切な処理処分方法を検討することが重要である。

8.6 海外原子力施設におけるナトリウム処分及び廃液の処理処分

ナトリウム処分については、BBR-IIのように水酸化ナトリウムを固化して埋設処分したところもあるが、他の高速炉では水酸化ナトリウムをセメント固化して処分することを検討している。我が国もこの方法を検討しているので、海外の検討結果、処分の事例に関する継続した情報収集が必要である。

ナトリウム洗浄等で発生した少量の廃液処分については、一般的な放射性廃液の処理処分と特に異なった方法を用いることは報告されていない。このため、一般的な放射性廃液の処理処分に用いられているろ過や沈澱による固体の除去、中和、希釈等を用いて処理処分されているものと思われる。

参考文献

- (1) S. D.Herrmann, H. W. Bushman, R. A. Washburn, "Conversion of Elemental Sodium Carbonate at Argonne National Laboratory", Transactions of the American Nuclear Society (1995).
- (2) J. A. Michelbacher, O. K. Earle, D. F. Pfannenstiel, P. B. Wells, "Liquid Metal Reactor Deactivation as Applied to the Experimental Breeder Reactor-II", 2nd Topical Meeting on Decommissioning, Decontamination & Reutilization of Commercial & Government Facilities (September 1999).
- (3) John A. Michelbacher, Carl E. Baily, Daniel K. Baird, "Shutdown and Closure of the Experimental Breeder Reactor- II", 10th International Conference on Nuclear Engineering (April 2002).
- (4) Mary D. McDermott, Charles D. Griffin, Daniel K. Baird, "Completion of Experimental Breeder Reactor- II Sodium Processing at Argonne National Laboratory", 10th International Conference on Nuclear Engineering (April 2002).
- (5) Steven R. Sherman, S. Paul Heaslee, Kenneth E. Rosenberg, Collin J. Knight, "Unique Process for Deactivation of Residual Sodium in LMFBR System", SPECTRUM 2002 (August, 2002).
- (6) Danny Swindle, Jon Couillsrd and Lynne Goodman, " Resuming Decommissioning Activities at Fermi 1: Problems Encountered and Lessons Learned", Radwaste Magazine (June, 1999).
- (7) Lynne S. Goodman, " Addressing Work Hazards during Fermi 1 Decommissioning", 2nd Topical Meeting on Decommissioning, Decontamination & Reutilization (December, 1999).
- (8) Danny R. Swingle (Sargebt & Lundy / Detroit Edison), " Scheduling Hurdles at Fermi 1 and Successes to Date", Spectrum 2002 (August, 2002).
- (9) "Fermi 1 Decommissioning Update", NEWSLETTER -Decontamination, Decommissioning, and Reutilization Division (December, 2002).
- (10) E. Pauline Alexanderson, " Fermi 1 , New Age for Nuclear Power", The American Nuclear Society (1978).

- (11) W. F. Brehm, C. E. Grenard, W. J. Schuck (Westinghouse Hanford),
“Cesium Removal from FFTF Sodium-Operational Considerations”, Transactions of the
American Nuclear Society 61 (1990).
- (12) Fluor Hanford (社名), “Fast Flux Test Facility Closure Project- Project Management
Plan -HNF-SD-SSP-004, Revision 5”, 6th WANO Fast Breeder Reactor Group Meeting (June,
2003).
- (13) “FFTF 閉鎖案期間と費用が縮小に”, ニュースウイーク (日本語版) (2004. 9. 30).
- (14) Simon Coles, “Disposal of Bulk Sodium”, IAEA 4th Co-ordination Meeting for the
Decommissioning of the BN350 Nuclear Power Plant (June, 2001).
- (15) “Sodium Removal and Disposal at PFR”, IBC 放射性廃棄物管理、廃止措置に関する国際
会議 (June, 2002).
- (16) Alastair Comline, “The Dounreay PFR Liquid Metals Disposal Project”, IBC, 7th
International Conference & Exhibition on Decommissioning of Nuclear Facilities
(October, 2000).
- (17) B. Burnrtt, “The Dounreay PFR Liquid Metals Disposal Project”, International
Conference on NUCLEAR DECOM 2001 (October, 2001).
- (18) Leonard Mason (United Kingdom Atomic Energy Authority), Gilles Rodriguez (CEA
Cadarache Commissariat à l’Energie Atomique),
“The Disposal of Bulk and Residual Alkali Metal in the Frame of Decommissioning
Liquid Metal Fast Breeder Reactors (LMFBR)”, Spectrum 2002 (August, 2002).
- (19) J. Roger, C. Latge and G. Rodriguez, “Transformation of Sodium from the RAPSODIE
Fast Breeder Reactor into Sodium Hydroxide”, The Third International Conference on
the Decommissioning of Nuclear Installations (September, 1994).
- (20) J. Roger, “Dismantling of Reactor Case of the Experimental FBR RAPSODIE”, The
International Symposium on Decontamination and Decommissioning (1999).
- (21) Francis Baque (CEA), C. Haudiquet (EDF/CIDEN), P. Major (FRAMATOME/Novatome
Division), “Superphenix LMFBR Decommissioning Sodium Retention Treatment by
Mechanical Drilling of Internal Structures”, The 8th International Conference on
Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICEM’01) (October,
2001).

- (22) G. Rodriguez and O. Gastaldi (CEA Cadarache), " Sodium carbonation Process Development in a View of treatment of the Primary Circuit of Liquid Metal Fast Reactor (LMFR) in Decommissioning Phases", The 8th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICEM'01) (October, 2001).
- (23) H. Abou Yehia
" Superphenix : Current state , Future operation", IAEA 7th Coordination Meeting for the Decommissioning of the BN-350 NPP (May, 2003).
- (24) W. Kathol, V.Rudinger, " Decommissioning the KNK Compact Sodium-Cooled Nuclear Reactor", International Conference on Decommissioning and Decontamination and on Nuclear Hazardous Waste Management (SPECTRUM'98) (September, 1998).
- (25) W. Kathol, V.Rudinger, " Decommissioning the KNK Compact Sodium-Cooled Nuclear Reactor", RADWASTE Magazine (November/December, 1998).
- (26) Iris Hillebrand, Jurgen Benkert, "Concept for Dismantling the Reactor Vessel and the Biological Shield of the Compact Sodium-Cooled Nuclear Reactor Facility (KNK)" ,10th International Conference on Nuclear Engineering (Arlington, VA, USA) (April, 2002).
- (27) W. Pfeifer, I. Hillebrand, C.Dominke, J. Benkert, "Dismantling the Reactor Vessel of the Compact Sodium-Cooled Nuclear Reactor Facility (KNK) under Consideration of Radiation Protection Aspect" , International Conference on Safe Decommissioning for Nuclear Activities: Assuring the Safe Termination of Practices involving Radioactive Materials (Berlin, Germany) (October, 2002).
- (28) D.Newton, J.Connery, P.Wells, " U.S. Experience the Decommissioning of the BN-350 Fast Breeder Reactor in Kazakhstan", International Conference on Assuring the Safe Termination of Practices involving Radioactive Materials (October, 14-18, 2002)
- (29) Jean-Louis Courouau , " Pollution Sources", フランス CEA ナトリウム学校テキスト抜粋.
- (30) Gilles Rodriguez and Oliver Gastaldi, " Cleaning Method", フランス CEA ナトリウム学校テキスト抜粋.
- (31) Gilles Rodriguez, " Safety Assessment on Cleaning Processes - Aproach to Hydrogen

Risks”, フランス CEA ナトリウム学校テキスト抜粋.

- (32) G. Rodriguez, “General Strategy for Fast Reactor Wastes Management ” (2001 年 9 月 19 日、キャダラシュ入手資料)
- (33) G. Rodriguez, N. Goedert and M. Counille, “ Development of Cutting Techniques Applied on Sodium Wastes Application to Metal Fast Reactors (LMEFS) Decommissioning”, The 8th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICEM’01) (October, 2001).
- (34) G. Rodriguez and G. Thomine (CEA CADARACHE), Jp. Serpantie and Y. Demoisy (FRAMATOME ANP), “ ATENA-Project of Storage and Disposal Plant for Radioactive Sodium Wastes”, The 8th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICEM’01) (October, 2001).
- (35) G. Rodriguez, F. Masse, M. Robin (CEA), M. Berte, M. Buchwalder, J.P. Serpantie (FRAMATOME Direction NOVATOME), “Nuclear Waste : from Research to Industrial maturity”, SAFEWASTE 2000 (October, 2000).
- (36) “ 「常陽」 廃棄物処理施設の建設と運転”, 動燃技報 No. 97 別冊、現核燃料開発機構 (1996 年 3 月)

略語集

- ALARA : As Low As Reasonably Achievable (国際用語、作業者被ばくを合理的に可能な限り低く達成すること。)
- ALIP : Annular Linear Induction Pump (米国、EBR-IIの一次系ナトリウムをSFPに移送するために設計されたポンプ。)
- AMRR project : Alkali Metal Residue Removal project (英国、PFRのアルカリ金属残留物除去プロジェクト)
- ANDRA : Agence Nationale de gestion des Dechets Radioactifs, (仏国の国家放射性廃棄物管理局)
- ANL-W : Argonne National Laboratory-West (米国、アルゴンヌ国立研究所-西)
- ATENA : Atelier de Traitement et Entreposage des dechets Na (仏国、CEAのナトリウム廃棄物を集中的に処理する設備)
- BNI : Basic Nuclear Installation (仏国、CEAのナトリウム廃棄物を処理する設備でATENAと呼ばれる)
- CEA : Commissariat a l'Energie Atomique (仏国、フランス原子力庁)
- CRP : Caesium Removal Plant (PFRのセシウム除去プラント)
- CSTFA : Centre de Stockage TFA de l'Aube, (仏国、ANDRAが管轄する極低レベル廃棄物処分場)
- DCS : Distributed Control System (英国、PFRのSDPの分配制御系)
- DECo : Detroit Edison Co. (米国、Fermi-1を所有している電力会社)
- DESORA : Destruction du Sodium de Rapsodie = Destruction of Sodiumu from Rapsodie (仏国、Rapsodieのナトリウム処理を行ったプログラム)
- DF : Decontamination Factor (共通、放射性物質の除染係数)
- DOE : Department of Energy (米国、エネルギー省)
- EBR-II : Experimental Breeder Reactor (米国、DOE所有のANL-Wに設置された実験用高速増殖炉)
- ELA : Enceinte de Lavage en Actif = Active Washing Enclosure (仏国、ATENAのナトリウム処理プロセス)
- FFTF : Fast Flux Test Facility (米国、ハンフォード・サイトにあるDOE所有の高速中性束試験装置)
- HDB : 英訳 Central Decontamination Plants Operations Department (独国、カールスルーエ研究センターの放射性廃棄物管理部門)
- IHX : Intermediate Heat Exchanger (共通、中間熱交換器)

- INEEL : Idaho National Engineering and Environmental Laboratory (米国、アイダホ国立工学環境研究所)
- ISI : In-Service Inspection (共通、供用中検査)
- KNK : 英訳 Compact Sodium Cooled Nuclear Reactor Facility (独国、カールスルーエ研究センターに設置された電気出力 20MW の高速実験炉)
- NNC : National Nuclear Corporation (英国、ナショナル・ニュークリア社)
- NOAH : NaOH のアナグラム (仏国、CEA, FRAMATOM によって開発されたナトリウム処理法)
- ORP : Office of River Protection (米国、DOE の河川保護局)
- PBEK : Polyether Etherketone (共通、ポリエチル・エチルケトン)
- PFR : Prototype Fast Reactor (英国、ドンレイにある UKAEA 所有のプロトタイプ高速炉)
- PHX, PX : Phenix (仏国、高速原型炉)
- PSP : Primary Sodium Pumps (一次系ナトリウムポンプ)
- RVC : Reticulated Vitreous Carbon Material (共通、スポンジ状ガラス炭素材でセシウムトラップに使用される)
- ROD : Record of Decision (米国、決定記録)
- RWMC : Radioactive Waste Management Complex (EBR-II のナトリウム廃棄物を処分した放射性廃棄物管理施設)
- SDP : Sodium Disposal Plant (英国、PFR のナトリウム処理プラント。FRAMATOM が開発した NOAH 法を用いて処理する。)
- SILOE : 仏国、グルノーブル研究所の熱出力 35MW のプール型研究炉
- SPF : Sodium Process Facility (米国、ANL-西にあるナトリウム処理施設。ここで Fermi-I 及び EBR-II のナトリウムを水酸化ナトリウムに変換した。)
- SPS : Safety and Protection System (英国、PFR の SDP の安全保護系)
- SPX : Superphenix (仏国、高速実証炉)
- SRDF : Sodium Removal and Decontamination Facility (英国、PFR のナトリウム除去及び除染施設)
- SSDT : Secondary Sodium Drain Tank (米国、EBR-II の二次系ナトリウム・ドレイン・タンク)
- TWRS : Tank Waste Remediation System (米国、タンク内廃棄物の回収システム)
- UKAEA : U.K. Atomic Energy Authority (英国原子力公社)
- WTP : Waste Treatment and Immobilization Plant (米国、ハンフォード・サイトの廃棄物処理及び固化プラント)
- WVN : Water Vapour Nitrogen (仏国、水-蒸気-窒素によるナトリウム洗浄プロセス)