

荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会

報 告

放射性物質による環境汚染の予防と環境の回復

平成 1 5 年 5 月 2 0 日

日本学術会議

荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会

この報告は、第 18 期日本学術会議、荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会、放射性物質による環境の汚染防止と回復研究促進小委員会の審議結果を踏まえ、荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会においてとりまとめ発表するものである。

荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会

委員長	古田勝久	(日本学術会議第 5 部会員、東京電機大学理工学部教授、東京工業大学名誉教授)
幹事	古崎新太郎	(日本学術会議第 5 部会員、崇城大学工学部教授、東京大学名誉教授)
幹事	野波健蔵	(千葉大学工学部教授)
委員	木村逸郎	(日本学術会議第 5 部会員、原子力安全システム研究所技術システム研究所長、京都大学名誉教授)
委員	丹保憲仁	(日本学術会議第 5 部会員、放送大学長、北海道大学名誉教授)
委員	森田昌敏	(国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官)

「放射性物質による環境の汚染防止と回復研究促進小委員会」

委員長	木村逸郎	(日本学術会議第 5 部会員、原子力安全システム研究所技術システム研究所長、京都大学名誉教授)
幹事	田中 知	(東京大学大学院工学系研究科教授)
幹事	森澤眞輔	(京都大学大学院工学研究科教授)
委員	古崎新太郎	(日本学術会議第 5 部会員、崇城大学工学部教授、東京大学名誉教授)
委員	石川秀高	((財)原子力安全研究協会国際研究部長)
委員	大江俊昭	(東海大学工学部教授)
委員	河田東海夫	(核燃料サイクル開発機構経営企画本部研究主席)
委員	工藤 章	(京都大学原子炉実験所教授)(平成 13 年 11 月まで)
委員	小佐古敏荘	(東京大学原子力研究総合センター助教授)
委員	小村和久	(金沢大学自然計測応用研究センター教授、低レベル放射能実験施設長)
委員	松鶴秀夫	(日本原子力研究所保健物理部長)

以下の方々は、資料提供、審議参加、報告書とりまとめなどで協力を得た(順不同)

石川 勇 ((財)高度情報科学技術研究機構データベース部次長、原子力 P A データベースセンター長)

澤田承三	((有)トランシス取締役 東京事務所長)
今村 聡	(大成建設(株)土木技術研究所地盤環境研究室長)
永井 寛	(核燃料サイクル開発機構大洗工学センター照射施設運転管理センター 技術主幹)
向山武彦	(日本原子力産業会議ジャカルタ連絡所員、元日本原子力研究所中性子科学研究センター長)
川上俊之	(日露核兵器廃棄協力委員会技術事務局長)
佐藤和彦	(核燃料サイクル開発機構人形峠環境技術センター環境計画課チームリーダー)
高田 純	(広島大学原爆放射線医科学研究所助教授)
田中靖政	(学習院大学名誉教授)
松原純子	(原子力安全委員会委員長代理)
柴田徳思	(日本学術会議第4部会員、高エネルギー加速器研究機構教授)
浅見輝男	(日本学術会議第6部会員、茨城大学名誉教授)
佐々木康夫	((独)放射線医学総合研究所理事長)
藤元憲三	((独)放射線医学総合研究所緊急被曝医療研究センター線量評価研究部長)
廣田道夫	(国土交通省気象庁気象研究所地球化学研究部長)
行政勝裕	((株)原子力安全システム研究所技術システム研究所主任研究員)

会合記録

第1回小委員会：平成13年4月14日
第2回小委員会：平成13年5月30日
第3回小委員会：平成13年7月23日
第4回小委員会：平成13年9月11日
第5回小委員会：平成13年12月3日
第1回拡大幹事会：平成14年3月12日
第6回小委員会：平成14年4月24日
第7回小委員会：平成14年6月13日
第8回小委員会：平成14年11月1日
シンポジウム：平成14年11月1日

第1回研究連絡委員会：平成12年11月22日
第2回研究連絡委員会：平成13年 2月14日
第3回研究連絡委員会：平成13年 4月 9日
第4回研究連絡委員会：平成13年 9月11日
第5回研究連絡委員会：平成14年 3月22日
第6回研究連絡委員会：平成14年10月16日

要 旨

1．報告書の名称

放射性物質による環境汚染の予防と環境の回復

2．報告書の内容

(1) 作成の背景

20 世紀の科学における大きな発見の一つとして、放射線と原子力（核分裂）エネルギーがあり、その利用は産業の発展と人間生活の向上に大きく寄与したが、一方では核兵器が開発されそれがわが国に投下されて惨禍を招き、またその開発の場および原子力発電所の事故によって環境が放射性物質で汚染し、従事者と一般公衆が放射線被曝した。幸いこれまでわが国では放射性物質による重大な環境の汚染の例はないが、幅広く放射線と原子力エネルギーが利用されるなかで、まずはその予防を第一にし、しかし万一それが発生した場合の対策について汚染の回復まで含めて考えておく必要がある。

(2) 現状および問題点

核兵器の開発の場や原子力発電所の事故による大きなものから、放射性同位元素利用上の事故など小規模のものまでいろいろな形で放射性物質による環境の汚染例があるが、それらを総合的に調査し、学術的視点で深く分析し、さらに環境回復の方法まで追求することはほとんどなかった。また、海外での環境回復に対するわが国からの積極的協力も少なかった。

わが国では、(株)JCO の臨界事故により、原子力防災の法規、体制、設備などは充実し、大がかりな訓練も行われているが、それに関連する研究は少ない。また、放射線と原子力エネルギーの利用を通じ、放射性物質による環境の汚染防止と回復に関する研究開発もまだまだ不十分である。有害化学物質など非放射性物質による環境汚染は現実には多発し、その修復も行われているが、放射性物質による環境汚染の防止と回復の研究開発との交流はきわめて少なかった。

(3) 改善策、提言などの内容

これまでに世界とわが国で発生した放射性物質による環境汚染事故の中で重要なものについて詳細に調査し、分析を加えた。また、海外で試みられてきた環境汚染回復技術の例も調査した。さらに非放射性物質による環境汚染の修復についても調査し、放射性物質による汚染の回復への適用性を検討した。これらの調査と分析をとおして、以下のような点で改善が必要であり、ここに提言することとした。

1) 核エネルギーと放射線の利用に伴って発生してきた放射性物質による環境の汚

染の事例は、忘れてはならない貴重な経験の積み重ねでもある。したがって、その原因、進展状況と結果、応急処置、影響、対策、回復措置などを含むデータベースは、貴重な人類の知的財産として分析整理して、再発を防ぐよう積極的に役立てるべきである。

２）放射性物質と非放射性物質による環境汚染を統一的に評価し、管理する体系を構築する必要がある。今後相互の学術的、技術的交流を促進することにより、環境汚染の計測、監視、評価、修復などの諸対策をより効率的かつ合理的に推進することが可能となる。

３）核エネルギーの利用に伴って発生する放射性廃棄物の処理・処分および施設の廃棄（例えば廃炉）は放射性物質による環境汚染を低減ないし防止する観点から重要な問題であり、主要な研究開発の課題として精力的に取り組む必要がある。とくに大学、研究機関においては、革新的な除染方法、新しい核種分離・核変換の方法とシステムの探求およびその基盤となるデータベースの整備を進めるべきである。

４）放射性物質の環境への漏洩ないしはその徴候を早期に検出するための先端的計測技術の研究開発が必要である。また、平常時から環境放射能とバックグラウンド放射線を継続して精密に測定しておくことが必要である。

５）放射性物質による環境汚染の回復技術についてわが国でも取り組み、有効性を学術的に評価することが望ましい。こうした研究開発にさいしても、非放射性物質による環境汚染の修復技術の放射性汚染の回復に対する適用性を調査研究することが望ましい。

このような環境保全、修復の研究は世界的に重要な課題であり、関連する学術の基盤と優れた技術能力を有するわが国が積極的に貢献することは、Science for Society の一翼を担う日本の貢献という観点からも意義深いことである。

目次

第1章	序言	1
第2章	放射性物質による環境の汚染とその修復事例	
2.1	はじめに	6
2.2	チェルノブイリ原子力発電所事故による高度環境汚染	6
2.3	その他の原子炉の事故例	15
2.4	米国の核兵器開発に伴う高度環境汚染	20
2.5	旧ソ連の核兵器開発に伴う高度環境汚染	30
2.6	旧ソ連およびロシアによる放射性廃棄物の海洋投棄および退役原子力 潜水艦の解体と廃棄	37
2.7	人工放射能による地球規模の汚染の現状	46
2.8	まとめ	48
第3章	放射性物質による環境汚染の可能性とその対策	
3.1	はじめに	49
3.2	放射性物質の使用に伴う可能性	50
3.3	放射性物質の医療利用に伴う可能性	51
3.4	原子炉の運転に伴う可能性	52
3.5	核燃料サイクル関連施設の運転に伴う可能性	57
3.6	放射性廃棄物の処分に関連しての可能性	64
3.7	放射性物質の輸送、船舶の沈没および航空機や人工衛星の墜落に伴う 可能性	69
3.8	廃炉等原子力施設の廃止に関連しての可能性	71
3.9	放射線放出製品等に関連しての可能性	72
3.10	核融合実験装置による環境汚染の可能性	75
3.11	非原子力産業等からの放射性物質による環境汚染	77
3.12	まとめ	82
第4章	放射性物質による環境汚染の防止・回復技術	
4.1	はじめに	83
4.2	環境汚染の測定・監視技術	83
4.3	環境汚染の回復技術	87
4.4	クリアランスとサイト開放条件	90
4.5	放射性物質の分離・核変換技術	91
4.6	まとめ	100

第5章 非放射性物質による環境汚染の防止・回復技術

5.1	はじめに	101
5.2	わが国における市街地土壌汚染の推移	101
5.3	土壌汚染対策技術の現況	103
5.4	土壌汚染対策技術の適用	105
5.5	原子力・放射線分野との協力	109
5.6	まとめ	109

第6章 放射性および非放射性物質による環境汚染の防止・回復対策

6.1	はじめに	110
6.2	わが国における取組と対策	110
6.3	国際機関による取組と我が国の貢献	116
6.4	非放射性物質による環境汚染の防止・回復対策	117

第7章 取りまとめおよび提言

7.1	取りまとめ	118
7.2	研究促進のための提言	119

第 1 章 序言

この報告書は、第 18 期日本学術会議、荒廃した生活環境の先端技術による回復研究連絡委員会、放射性物質による環境の汚染防止と回復研究促進小委員会での審議を踏まえて作成されたものである。この小委員会においては、Science for Society の理念に基づき、核エネルギーと放射線の利用に伴う放射性物質による環境汚染の防止、ならびに、すでに核兵器の実験（核実験）、核兵器開発、原子力施設の事故などで発生している環境汚染の回復に関する研究開発を促進するため、それらの実態を幅広く調査し、関連する要素技術、システム技術、モニター技術などについても調査し検討を加えることを目的とした。

まず小委員会では、具体的な調査、検討の範囲と進め方を検討した。その結果、以下に示す数点に留意することにした。その主な理由は、わが国においては、これまで放射性物質による重大な環境汚染により生活環境を荒廃させた例がなく、今後ともそれが起こる確率は小さいが、万一に備えて防災対策の一環として考慮しておくべきことおよびひとたび重大な環境汚染が起こるとそれを回復する有効な手段を見つけるのが困難なことから、汚染の予防に力点を置くべきであると考えたことによる。すなわち、以下のような方針で調査と検討を進めた。

- (1) 核エネルギーと放射線の利用において発生したり、予想される環境汚染を主に対象とするが、通常の産業や生活環境にいろいろな形で侵入してくる放射性物質についてもその可能性を分析し対策を考慮する。
- (2) 環境汚染回復技術については海外での例を紹介し、種々技術の有効性評価と革新的技術研究の可能性を検討する。
- (3) 現在検討ないし一部実施されている、放射性廃棄物の分別、前処理、埋設処分は、環境汚染防止の有効な手段であると認識する。
- (4) 非放射性物質による環境汚染と修復についても調査し、放射性物質による環境汚染の防止と回復技術に反映する。また、この逆もあるので留意する。
- (5) 海外での協力や貢献の可能性についても積極的に考える。
このような検討を踏まえて、次項をもっとも重要な方針とした。
- (6) 放射性物質による環境汚染の予防に重点を置く。

このような方針のもと、本報告書の内容をより適切に表している、「放射性物質による環境汚染の予防と環境の回復」をタイトルとした。本報告書の最終取りまとめに先立って、平成 14 年 11 月 1 日、日本学術会議においてシンポジウムを開催し、本報告書の内容を発表するとともに、小委員会委員以外の専門家の総合討論および一般参加者からの意見聴取を行った。

これまでに発生した世界とわが国における重要な放射性物質による環境汚染事故等

の一覧を表 1 - 1 に示す。この中のほとんどのものは以下の各章で叙述するが、いくつかのものはそれを省略し、関係のある章と節のみ示した。

なお、本小委員会では、人間への被曝につながるものとして放射性物質による環境汚染を捉えている。一方、最近、人間以外の生物や生態系への影響についても考慮すべきとの声が国際的に高まっており、放射線医学総合研究所主催によるシンポジウム「地球環境と放射線：生態系への影響を考える」(平成 14 年 12 月 2 - 3 日)なども開催されている。今後はこのような観点に立っての環境汚染の検討も必要になってくるであろう。

表 1 - 1 これまでに発生した重要な放射性物質による環境汚染事故等

関係のある 本文の章・節	施設名など	場所	国名	発生年月日	事故の種類	事故の概要と放出した放射性物質の量
2.1(記載)	原子力発電	チェルノブイリ	ウクライナ	1986. 4.26	反応度事故 INES 7	チェルノブイリ原子力発電所 4 号機におけるタービン試験の際、原子炉および燃料を破損。大量の核分裂生成物(FP)他を地球規模の環境に放出。全放出量約 7EBq
2.2(不記載)	軍用原子炉	アイダホ	米国	1961. 1. 3	臨界事故 出力暴走	軍事基地への電源供給用原子炉 SL-1 が停止中の作業で原子炉が暴走、3 名死亡
2.2(記載)	核燃料施設	ハンフォード	米国	1944 ~ 1949	気体廃棄	核兵器用プルトニウム製造時に原子炉燃料処理工場 (T および B プラント)から環境へ ^{131}I を放出、1945 年が最大で 21PBq、1946 年 3.5PBq、1947 年 1.2PBq、1948 年 68TBq
2.3.1(記載)	原子力発電	ウインズケール	英国	1957.10. 7	原子炉火災 INES 5	黒鉛減速原子炉(1 号炉) に蓄積されたウイグナーエネルギー放出作業中、燃料棒が融解し、黒鉛の燃焼・火災が発生。燃料棒溶融で ^{131}I 約 740TBq 他を環境に放出
2.3.2(記載)	原子力発電	スリーマイル島 (TMI)	米国	1979. 3.28	冷却材喪失 炉心損傷、INES5	TMI-原子力発電所 2 号機の給水ポンプとタービン停止が起こり、炉は緊急自動停止した。作業員の誤操作により原子炉炉心が一部溶融。放射性希ガス約 93PBq、ヨウ素約 5.6PBq が環境に放出
2.3(不記載)	原子力発電	サンローラン	フランス	1980. 3.13	燃料溶融	仏国サンローラン発電所 2 号機の燃料カートリッジ交換中、炭酸ガスによる冷却ができなくなり、燃料が破損・溶融。希ガス約 81GBq を環境中に放出、2 年半運転停止
2.4(記載)	軍用原子炉	ハンフォード	米国	1960 年頃	炉冷却水放出	8 基の炉冷却水はワッスル型のため、溜池に貯留後コロンビア川に毎日平均 $5.4 \times 10^2 \text{ TBq}$ の放射能を放流、年間約 200PBq 放出
2.4(記載)	核燃料施設	ハンフォード	米国	1956 ~ 1990	廃液中に処分	低レベル廃液中に処分として、PUREX プラント稼働とともに処分量増加。1990 年までに廃液総量 $1.3 \times 10^9 \text{ m}^3$
2.5.3(記載)	再処理施設	テーチャ川	旧ソ連	1948 ~ 1956	再処理廃液	再処理で生じた高レベル廃液を希釈し、約 8 年間に累積で $76 \times 10^6 \text{ m}^3$ の廃液と 100PBq の放射能をテーチャ川へ放流。その後、施設の雑排水、原子炉 2 次冷却水などの極低レベル廃液のテーチャ川への放流は続けられた。
2.5.5(記載)	再処理施設	キシティム	ロシア	1957. 9.29	爆発事故	南ウラルのチェリャbinsk-65 の再処理施設で加熱による化学爆発が起こり、タンク内の 740PBq の高レベル廃液を放出、テーチャ川下流 300km を汚染
2.5.6(記載)	再処理施設	カラチャイ湖	旧ソ連	1967 年春	放射能の飛散	テーチャ川流域の汚染のため、1951 年以降高レベル廃液の放流をカラチャイ湖に変更し、1951 年から 1995 年に総量 4,400PBq の放射能を放出。乾燥で干上がった湖から竜巻により ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 総量 22TBq が飛散し、63 町村 (1800km ²) が被害

2.5.7(記載)	再処理施設	トムスク-7	ロシア	1993. 4. 6	爆発事故 INES 3	軍事用再処理プラントで溶媒抽出作業中、タンクが爆発し、β線とγ線を放出する放射能約 1.5TBq 排気塔から放出。それ以前もその後も複数回の爆発事故を起こしている。また、放射能18EBqの廃液を地下注入処理(1996.1)
2.5.8(記載)	再処理施設	クラスノヤルスク	ロシア	～1996.1	再処理廃液	再処理工場で発生する各種廃液は、トムスク同様地下注入処理。廃液の総量は 10,700PBq 極低レベル廃液はエニセイ川に放流。
2.6(記載)	核廃棄物処理	北方海域	ロシア	1959～1991	海洋投棄	液体廃棄物 769TBq、固体廃棄物 572TBqをバレンツ海、白海、カラ海に廃棄。
2.6(記載)	核廃棄物処理	極東海域	ロシア	1962～1993	海洋投棄	液体廃棄物 456TBq、固体廃棄物 248TBqを日本海、樺太北部海域、北太平洋のカムチャッカ半島近くの海域に廃棄。
3.2(記載)	身元不明線源	台北	台湾	1983.1.14	産業廃棄物処理	鉄筋を載せたトラックが製鉄所の入口の放射線測定器アラームで ⁶⁰ Coを発見。その後、 ⁶⁰ Coが混入した鉄筋が多く使われていることを発見。総量で 740GBq 以上が市中に出回る。
3.2(記載)	身元不明線源	和歌山、兵庫	日本	2000.4.28, .5.8	産業廃棄物処理	(和歌山) フィリピンから輸入されたステンレス鋼スクラップの中に ¹³⁷ Cs(230MBq)と ²⁴¹ Am-Be 中性子源(1.8GBq)が混入。わが国初の輸入スクラップに混入し、発見された線源で環境汚染はない。(兵庫) 加古川の製鉄所へ納入されたスクラップから放射線を検出、古い医療用線源であるラジウム針 4 本であることが判明。
3.2(記載)	身元不明線源	山口	日本	2001.3.9	産業廃棄物処理	台湾から輸入したスクラップコンテナ(重量約 20 トン)から約 5.5GBq の ¹³⁷ Cs 線源(ステンレス製、径 7mm × 長さ 13mm)を発見、これによる環境汚染はない。
3.2(不記載)	RI 線源	メキシコ	メキシコ	1983.12	線源解体	放射線治療装置が病院の倉庫から持ち出され、スクラップ業者に売却・解体。持ち込まれる途中で散逸し、業者は製鋼所で屑鉄とともに溶解、米国で発見、 ⁶⁰ Co ペレット状線源総量 17TBq
3.2(不記載)	自然環境	御巢鷹山中	日本	1985.8.12	航空機墜落事故	日航ジャンボ機の墜落で、研究用と医療用放射性物質数種類が現場に飛散したが、多くのものは回収された。また、バランス調節用の劣化ウランも搭載されていた。
3.2(記載)	RI 線源	ゴイアニア	ブラジル	1987. 9	線源解体	廃院となった放射線治療医院から ¹³⁷ Cs 線源(粉末 51TBq)が持ち出され、廃品回収業者の作業場で解体され、広範囲な環境放射能汚染。郊外の土壌、建材なども汚染
3.5.5(不記載)	再処理施設	オークリッジ	米国	1959.11	爆発事故	ORNL 工場化学爆発、37GBq の Pu が放出
3.5.5(不記載)	再処理施設	ウインズケール	英国	1973. 9.26	溶媒発火事故	再処理工場の酸化燃料前処理施設のセル内で発火、セル内の発火で発生した Cs,Ru などの放射性エアロゾルが流出し、作業員が被ばく
3.5.5(不記載)	再処理施設	セラフィールド	英国	1983.11	誤放出事故	β放射能約 22TBq をアイルランド海へ放出
3.5.5(不記載)	再処理施設	東海村	日本	1997.3.11	火災・爆発事故	動燃事業団東海再処理工場のアスファルト固化施設で、火災発生しその後約 10 時間後に爆発が起きた。環境への放射性物質の放出は ¹³⁷ Cs の量として 1～4GBq と評価
3.5.4(記載)	燃料加工施設	東海村	日本	1999.9.30	臨界事故	UO ₂ や硝酸ウラニル溶液を製造する施設(JCO)における臨界事故、2 名死亡、環境への放射性物質の放出僅か

3.7(記載)	人工衛星	インド洋	米国	1964. 4.21	大気圏に落下	米国の人工衛星 SNAP - 9A の電力源(^{238}Pu 0.63PBq)がインド洋に落下
3.7(記載)	人工衛星	カナダ北西部	旧ソ連	1978. 1.24	大気圏に落下	旧ソ連の人工衛星 (COSMOS - 954) の電力源 (^{90}Sr 3100Bq) がカナダ北西部に落下、溶融・飛散
3.7(記載)	核兵器輸送	バロレス	スペイン	1966. 1	輸送事故	スペイン南東海岸に軍用機墜落、核弾頭 1 個は地中海から回収、1 個はパラシュート、2 個は化学爆発、226ha の森林と畑が Pu で汚染、1.2MBq/m ² 以上の土壌汚染は米国へ移送。
3.7(記載)	核兵器輸送	グリーンランド	デンマーク	1968	輸送事故	グリーンランド北部に軍用機 B-52 が墜落、4 個の核弾頭は化学爆発、 ^{239}Pu と ^{241}Am が氷海に飛散し、その後、海中から海底に移動。1979 年に ^{239}Pu 約 1TBqを海底土で確認。
3.7(不記載)	燃料輸送	コロラド州 ハイウェイ	米国	1977.9.27	輸送事故	コロラド州西南部のハイウェイで 18t の濃縮ウランを積載したトレーラーが横転し、5.5t の粉末状のウランが 1.5km 四方に撒き散らされた。土地の汚染のみであった。
3.7(不記載)	燃料輸送	ロードン	米国	1985.6.27	輸送事故	ノースダコタ州ロードンにおいてカナダのサスカワトンから米国オクラホマ向けのウラン酸化物 (イロ-ケーキ) を充填したドラム缶 53 本を積載したトラックが貨物列車と衝突。汚染面積は約 1,800m ²
3.7(不記載)	宇宙船	ニューギニア	米国	1970. 4	大気圏に落下	米国の宇宙船 (Apollo13) の原子力電池の ^{238}Pu 線源 3.7kg(1.6PBq)が回収できず、海底に
3.7(不記載)	人工衛星	南大西洋	旧ソ連	1983. 2	大気圏に落下	旧ソ連の人工衛星 (COSMOS1402) 用電源 ^{235}U 線源 31kg(原子炉用) が回収できず、海底に
3.11.5(記載)	射撃訓練場	沖縄県鳥島	日本	1995.12.5	劣化ウラン含有 弾の使用	劣化ウラン含有弾を射撃訓練に使用、環境影響はごく限られた範囲
3.11.5(記載)	戦場	イラク	湾岸地域	1990 ~ 1991	劣化ウラン含有 弾の使用	湾岸戦争の際、約 340t の劣化ウランが弾薬として 10,000km ² 以上の地域で使用
3.11.5(記載)	戦場	コソボ	ユーゴスラビア	1999.3	劣化ウラン含有 弾の使用	1990 年代後半にバルカン諸国で推定 11 トンの劣化ウランを弾薬として使用。土壌の汚染は次のとおり、ウラン系列：平均値 25Bq/kg、トリウム系列：平均値 37Bq/kg、 ^{40}K ：平均値 370Bq/kg
6.2(記載)	原子力発電	敦賀	日本	1981.3.7	廃液漏洩事故	廃棄物処理旧建屋内のフィルタースラッジ貯蔵タンク室から放射性廃液が一般排水路へ漏洩、浦底湾内の海藻から平常値より高い放射能 (^{60}Co 、 ^{54}Mn 、 ^{137}Cs) が検出

表は、下記の文献にあるデータを基にして作成した。なお、INESについては、3.4節参照。

1) 原子力百科事典ATOMICA:<http://mext-atm.jst.go.jp/atomica.html>.

2) 原子力安全委員会 放射線障害防止基本専門部会：放射性物質及び放射線の関係する事故・トラブルについて、平成 14 年 7 月。

第2章 放射性物質による環境の汚染とその修復事例

2.1 はじめに

チェルノブイリ原子力発電所の事故や、米国と旧ソ連での核兵器開発等に伴って環境が高度に汚染された忌まわしい経験がある。ここでは、このような放射性物質による環境の高度汚染の例を示す。これらの高度汚染は、事故の結果による環境汚染と、管理体制が十分でなかったために生じた環境汚染の2つに分類される。採られた修復方法も説明しているが、環境修復が困難であることが理解される。チェルノブイリ原子力発電所の事故に先立って起こった英国と米国の原子炉の事故についても参考のため概要を示す。また、わが国に関係の深いこととして、旧ソ連およびロシアによる放射性廃棄物の海洋投棄および原子力潜水艦の解体と廃棄についても紹介する。最後に、環境中での自然放射線源や、核実験を含む人工放射線源による地球規模汚染についても説明する。

2.2 チェルノブイリ原子力発電所事故による高度環境汚染

1986年に旧ソ連・ウクライナで起こったチェルノブイリ原子力発電所4号炉の事故は、原子炉の炉心が大気へ開放状態となり、しかも事故終息まで数日要したため、原子炉内の放射性物質が多量に、そして非常に広範囲に環境へ放出された史上最悪の事故であった。このためここでは、事故により放出された放射性物質はどのくらいの量であったか、どのように降下したか、さらに汚染のひどかったウクライナ北西部、ベラルーシ南部一帯はどのような環境特性（気候、土壌、生態系など）を持った地域か、そして高汚染地域に対して環境復旧作業努力はなされているか等についてまとめる⁽¹⁾。

2.2.1 事故時の概要

事故は1986年4月26日の未明に発生し、非常に苛酷な事故であることが認識されると、直ぐに近隣住民の避難が実行に移された。その間事故の終息に向けた努力も続けられ、放射線モニタリングも続けられた。

チェルノブイリ原子力発電所が置かれていた場所は、キエフの北方約130kmの牧草地や農耕地が広がる中に集落が転々とあるような静かな地域であった。発電所の従業員の街であるプリピャチは発電所の西方2～3kmにあり、数万人の人が住んでいた。発電所から東南12～3kmの所にはチェルノブイリ市がある。事故後直ぐに、発電所近隣の住民から避難が実施され、最終的には30km圏内の住民は全員、さらにそれ以遠でも汚染の厳しい状況にさらされる場所の住民も対象に入れられ、119,000人（最初の2週間で116,000人）が移住した。以下にその内訳を示す。そのうち約8割がウクライナで、

約2割がベラルーシである。ロシア国内でも約200名が移住した。

プリピャチ 49,000人

10 k m圏内 10,000人

30 k m圏内 28,000人

30 k m圏外 31,000人

30 k m圏内は事故後10数年を経た現在でも立入禁止区域であるが、高齢者約800名が戻ってきており、居住が黙認されている(健康管理は関係機関により定期的を実施)。

大気開放状態となった事故炉は約6カ月間かけて、覆い(シェルター)が建設された。

2.2.2 事故による放射性物質放出量、放出パターン

事故により環境中に放出された放射性物質の量は、事故直後からの空気中や地表面のモニタリング結果などを参考として推定された。当初の旧ソ連報告値⁽²⁾から10年後に大きな見直しが行われ、1995年にOECD/NEAで検討された値(表2.2-1)⁽³⁾が翌年のIAEA報告や2000年の国連科学委員会報告(UNSCEAR)でも採用されている。

環境中に放出された放射性物質の量は、希ガス約7EBq(E は 1×10^{18})、希ガス以外の放射性物質約5EBqで、全放出量は12EBqと評価されている。炉心インベトリに対する放出割合は、希ガスは100%、揮発性ヨウ素(I)、セシウム(Cs)等は20~60%、ストロンチウム(Sr)、プルトニウム(Pu)等は3~6%である。これらの値から、当時炉心に装荷されていた全燃料の $3 \pm 1.5\%$ が環境に放出されたと評価されており、約95%(180 t)はなおシェルター内に存在していることになる。

これらの放射性物質は事故発生時から10日間環境中に放出された。その放出パターンを図2.2-1に示す⁽³⁾。事故の翌日(2日目)から6日目までは放出が抑制されて初日の1/6まで減少し、以後再度増加し始め、10日目には初日の70%程度の放出量があったが、11日目には急激に減少している。

放出された核種の中で環境影響上重要なものは、I、Cs、Sr、Puと考えられる。¹³¹Iは半減期が8日と短いので事故直後の被曝線量への寄与が大きく、¹³⁷Csは半減期が30年と長く、土壌表面からの移行速度も小さい。SrとPuも半減期は長く、その挙動には注意が必要である。

表 2 . 2 - 1 事故による放射性核種の推定放出量（文献（3））

1986 年 4 月 26 日の原子炉インベントリー			事故による全放出量	
核種	半減期	放射能（PBq） (P は 1×10^{15})	インベントリー全体 に対する割合	放射能(PBq)
^{133}Xe	5.3 日	6,500	100	6,500
^{131}I	8.0 日	3,200	50-60	~ 1,760
^{134}Cs	2.0 年	180	20-40	~ 54
^{137}Cs	30.0 年	280	20-40	~ 85
^{132}Te	78.0 時間	2,700	25-60	~ 1,150
^{89}Sr	52.0 日	2,300	4-6	~ 115
^{90}Sr	28.0 年	200	4-6	~ 10
^{140}Ba	12.8 日	4,800	4-6	~ 240
^{95}Zr	1.4 時間	5,600	3.5	196
^{99}Mo	67.0 時間	4,800	> 3.5	> 168
^{103}Ru	39.6 日	4,800	> 3.5	> 168
^{106}Ru	1.0 年	2,100	> 3.5	> 73
^{141}Ce	33.0 日	5,600	3.5	196
^{144}Ce	285.0 日	3,300	3.5	~ 116
^{239}Np	2.4 日	27,000	3.5	~ 95
^{238}Pu	86.0 年	1	3.5	0.035
^{239}Pu	24,400.0 年	0.85	3.5	0.03
^{240}Pu	6,580.0 年	1.2	3.5	0.042
^{241}Pu	13.2 年	170	3.5	~ 6
^{242}Cm	163.0 日	26	3.5	~ 0.9

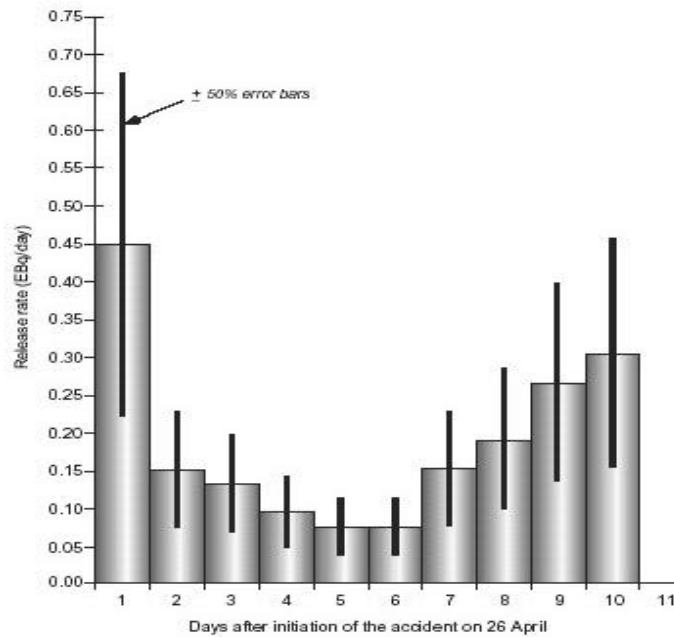


図 2 . 2 - 1 環境中に放出された放射性物質放出量の日変化（希ガスは除く）
（文献(3)）

2 . 2 . 3 放射性物質の降下分布と汚染地域

事故発生時は、発電所近傍の風は弱く、風向は定まっていなかったが、上空1,500mでは8～10m/秒の南東の風が吹いていた。原子炉から放出された放射性物質の約60%は上空1,200～1,800mまで達し、この風に乗事事故の翌日には北欧に達し、広域に移動した。放射性雲は降雨等で降下し沈着するが、その多くはウクライナ、ベラルーシ、ロシアを中心にヨーロッパに降下した。図 2 . 2 - 2 に事故後6日間の放射性雲の動きを示す⁽³⁾。

^{137}Cs の全放出量の内、42%が旧ソ連のヨーロッパ部分（24%が発電所近傍、18%は近傍以外）に降下し、38%は旧ソ連以外のヨーロッパに降下している。図 2 . 2 - 3 に旧ソ連のヨーロッパ部分の ^{137}Cs の汚染地図（1993年1月現在）を示す⁽⁴⁾。37kBq/m²（1Ci/km²）を超える汚染地域は145,000km²で、旧ソ連のヨーロッパ部分の約3.2%を占め、チェルノブイリ発電所西方（ウクライナ）、北方（ベラルーシ）、東方（ロシア）に広がっている。最も汚染のひどかったのは北方、西方地域の30km圏内で、1,500kBq/m²を上回っているところが多い。中には数千kBq/m²といった非常に高度に汚染された村や地区が局所的に存在している。東方では、敷地より数百kmの地点を中心とした地域でも、600kBq/m²以下の汚染が認められた。

旧ソ連以外のヨーロッパでは放射性雲通過時に降雨のあったオーストリア、スイス、北欧等では核種の沈着が相対的に大きく、南ヨーロッパは小さかった。37kBq/m²以上の汚染地域は45,000km²と評価されている。

^{90}Sr 、 Pu は ^{137}Cs に比べ放出量は少なく、多くは敷地近傍に降下した。とくに Pu は30km圏内にほとんどすべて降下し、ホットパーティクルとなっているものも多いが、事故後十数年を経た現在、その風化や崩壊で生じた ^{241}Am の挙動等の新たな問題も生じてきている。

放出された放射性物質は、居住地域、農耕地や牧畜地だけでなく、森林、河川にも影響を与えた。事故炉の南と西側のごく近傍では、100Gyを超える多量の放射線を受けた松が赤枯れを生じ“赤森現象”が発生した。

なお、ウクライナよりはるか遠方の日本や米国でも放射性雲は観測はされたが、非常に小さな値であった。

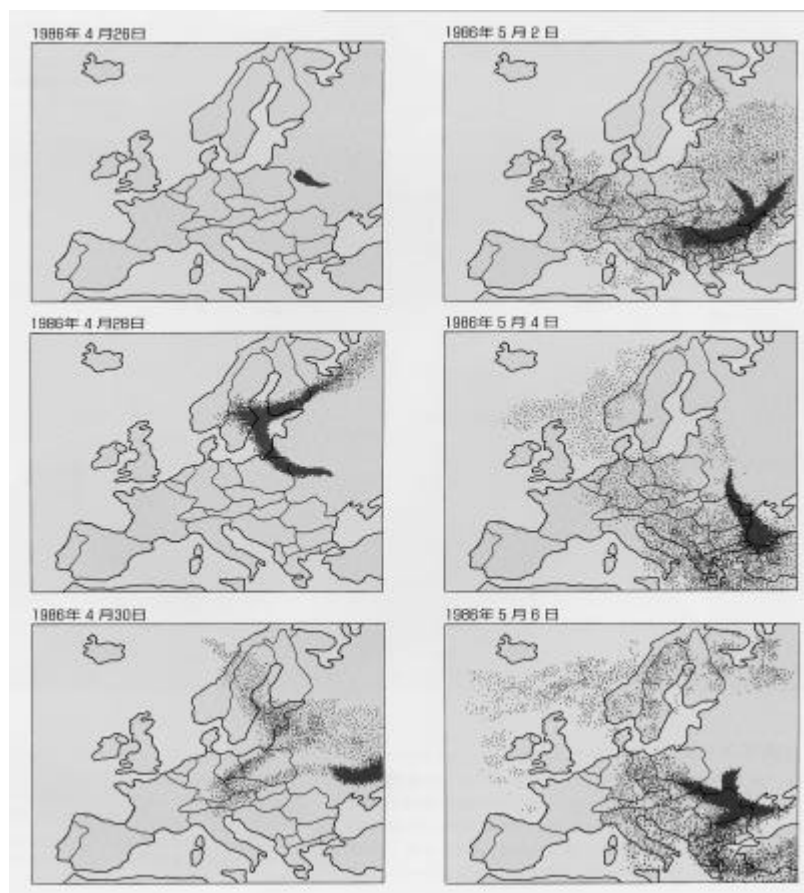


図2.2-2 事故後の放射性雲の動き(文献(3))

注・・・本文および図表の中で用いられている放射能の単位Bqの前の接頭語略号E、PおよびTは、それぞれ 1×10^{18} 、 1×10^{15} および 1×10^{12} を表わす。また、旧単位CiとBqの換算は、 $1\text{Ci} = 3.7 \times 10^{10}\text{Bq}$ である。

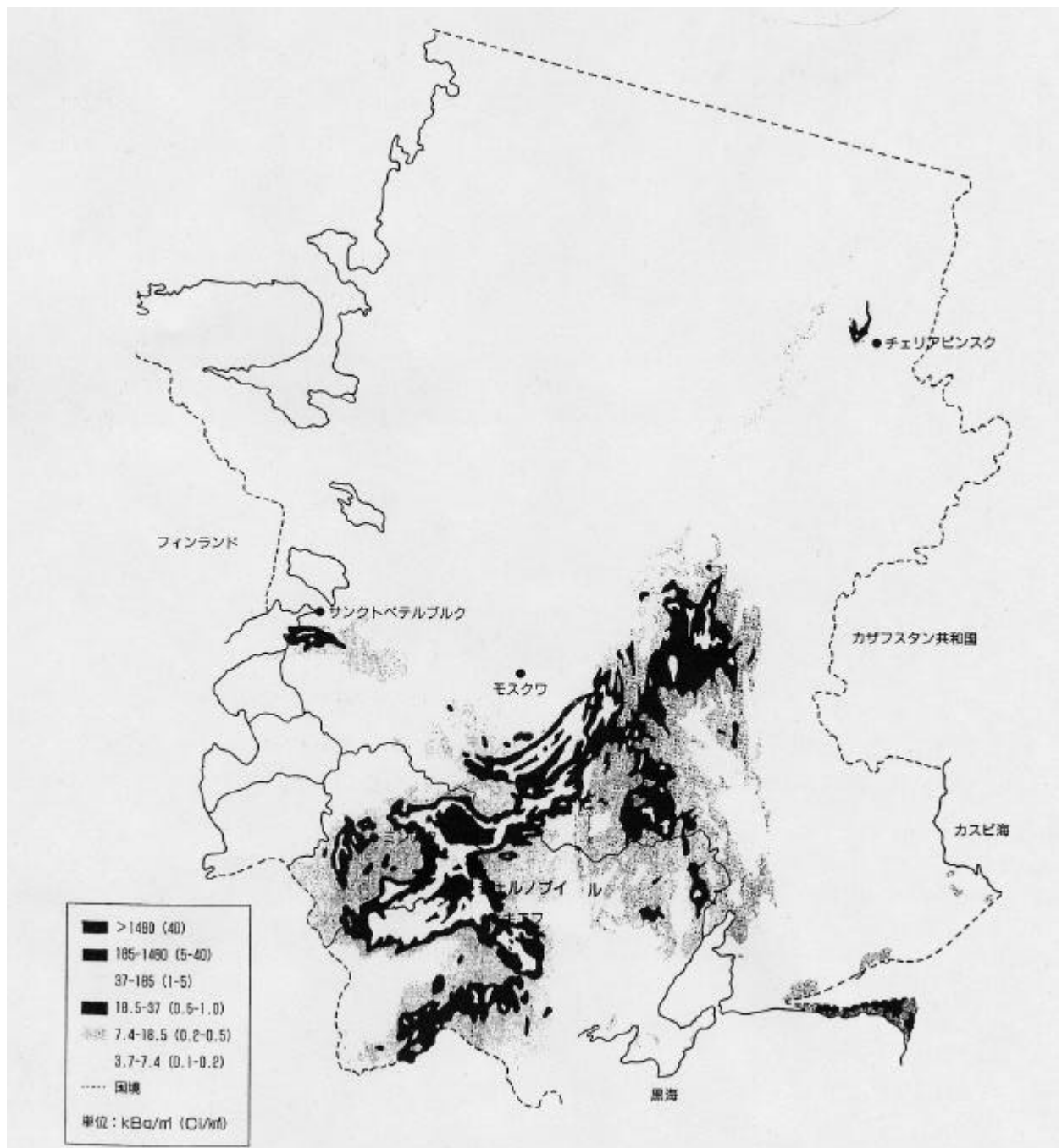


図2．2 - 3 旧ソ連のヨーロッパ部分の ^{137}Cs 降下量 (1995 年)
(文献(4))

2.2.4 高汚染地域（ポリシア地域：ウクライナ北西部/ベラルーシ南部）の環境特性

チェルノブイリ発電所敷地の北西部と西部はとくに汚染が著しい地域である。このウクライナ北西部とベラルーシ南部一帯はポリシア地域と称されている。この名称はその地域一帯の地勢学的特徴から由来した古くからの名称で、東西750km以上、南北150～180kmに広がっている。このポリシア地域は、年間を通し湿潤な低地で、森林が点在した草地が多く、やせた土地が多い。このような特徴は沈着した核種の移行挙動特性を検討する上で、重要な要素となる。以下にこの環境特性（気候、土壌、生態系など）をまとめる。

（1）一般的特徴

低地で、周囲が浸水した広い河川流域、正の水蒸気バランスを持つ。

土壌は、砂層の上部に浅い地下水位のあるポドゾル土壌（不毛の土壌）である。

湿地帯で広葉樹が混在する松林が多い。

（2）気候

大陸温帯で、夏は温暖で湿潤、冬は穏やかな曇天が特徴である。

1月の平均気温：-4.5～-5（西部）、-7～-8（東部）

6月の平均気温：+17～+19（最も高温の季節）

平均気温が0℃以上期間：240～260日/年

年間降水量：600～700mm

積雪：12月中旬から90～100日間継続（厚さ：西部で13～15cm、東部で30～50cm）

（3）耕作期間

4月中旬から10月下旬

（4）土壌

ポドゾル土壌、沼沢地土壌

主に、下草の多い森林により水分が多くなった非炭酸塩砂および砂質ローム堆積層である。

（5）自然植生

一般的に森林、草地および沼から構成されている。

松林が森林の64%を占め、その他はシラカバ11.7%、オーク10.7%、ハンノキ7.6%、スゲ1.6%、クマシデ0.4%である。

（6）草地

面積的にはポリシア地帯の多くを占め、重要な牧草供給地である。

2.2.5 ウクライナ北西部の放射能汚染、農耕地汚染

ウクライナ北西部は、キエフ州、ジトミール州、ロブノ州にまたがっており、前項

に示す湿潤なやせた土地を人々は農耕地や牧草地として利用している。これら3つの州における ^{137}Cs が 37kBq/m^2 以上の汚染地域は表2.2-2のとおりで、 $185\sim 555\text{kBq/m}^2$ のとくに汚染の著しい地域は、キエフ州、ジトミール州では全汚染地域の10%を超える面積を占めている。

表2.2-2 ^{137}Cs 、 37kBq/m^2 以上の汚染地域の面積(文献(1))

	汚 染 の 範 囲	
	37 ~ 185 kBq/m^2	185 ~ 555 kBq/m^2
キエフ州	$2.432 \times 10^5 \text{ha}$	$3.06 \times 10^4 \text{ha}$ (汚染地域の内、12.6 %)
ジトミール州	$3.171 \times 10^5 \text{ha}$	$4.27 \times 10^4 \text{ha}$ (汚染地域の内、13.5 %)
ロブノ州	$3.216 \times 10^5 \text{ha}$	$1.07 \times 10^4 \text{ha}$ (汚染地域の内、3.3 %)

キエフ州を例にとり、特にひどい汚染となった農耕地や牧草地がどの程度の面積でどの程度の汚染であったのかを具体的に示す。キエフ州の中でも最もひどい汚染地区はポレスコエ地区とヴィシュゴロド地区であった。これらの地域の土壌はボリシア地帯の典型的な土壌で、一般的に酸性度を示し、栄養分を含まない無機質のやせた土地である。ポレスコエ地区の土壌をさらに詳しく示すと次のようになる。

ポレスコエ地区の土壌は、その表層部は大部分は軽いか、中程度のローム質の芝生で覆われたポドゾル土壌、または芝生で覆われた粘土土壌で、酸性 (pH 5.0 ~ 5.7) である。

ヴィシュゴロド地区で最も汚染された農場 (1,300ha) の内で、180haが $15\sim 40\text{Ci/km}^2$ (1Ci/km^2 は 37GBq/km^2)の汚染レベルで使用不可の状態になっている。180haの内訳は農耕地100ha、採草 (干草) 地50ha、牧草地30haである。

ベーラヤツェルコフィ地区/ボグスラフ地区/ヴァシリコーフ地区では5,600haの農地の内で、596haが $15\sim 40\text{Ci/km}^2$ の汚染レベルで使用不可の状態になっている。その内訳は農耕地431ha、採草地 / 牧草地165haである。

2.2.6 環境復旧努力

広域の汚染された農耕地や牧草地の汚染の復旧対策はほとんど実施されていない。土壌に沈着した ^{137}Cs のほとんどすべては表層部約5cmに存在しており、表層部を除去すれば土壌の改善効果は高いが、除去した汚染土壌の処理・処分を考え合わせると非常に広域の土地に適用させることは不可能に近い。このため農耕地では、表層の汚染土壌を根の届かない30~40cmの深さに持っていくことにより放射性物質の農作物への移行の低減を図る土壌の入れ替えが一部実施されている。

ポリシア地域はカリウム（K）の少ないやせた砂質が多いため、放射性Csの農作物への移行を抑える方法として農業化学的な改善、すなわち有機・無機肥料の散布が効果的である。⁹⁰Srの農作物への移行に対しても石灰散布による効果が高い。しかしこれらの対策は、土壌特性（土質、K含有率、pH）、汚染密度や穀物の種類によって大きく左右される。

以前フランス原子力委員会（CEA）とCISの協力研究により、放射性核種を取り込む芝生を利用し、それを除去する除染手法の研究が2,000～3,000m²規模でウクライナとベラルーシで実施され、その高い効果が確認されている。そこでこのような生物学的な復旧対策手法も合わせて、現地では種々研究を実施している。一部ではあるが、肥料散布による復旧対策が講じられた所もある。キエフ州ではカリウム・リン酸肥料が中心の化学肥料を多量散布し100haの農耕地が使用可能になっている。しかしこれは1つの農場程度であり、試験的な枠を越えるものではない。

なお、事故炉近傍の“赤森”の内、特に汚染の著しかった375haは土壌の改善として、表層10～15cmの土壌が除去され、伐採された木々とともに深いトレンチに埋設された（全埋設量：約10万m³）。これらの行為により放射能濃度は1/10に減少したと評価されている。

参考文献

- (1) 原子力安全研究協会、平成10年度科学技術庁委託調査、「チェルノブイリ原子力発電所に係わる技術評価等」（1999）.
- (2) IAEA, Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, IAEA Safety Series, No. 75. INSAG-1 (1986).
- (3) OECD/NEA, Chernobyl Ten Years on Radiological and Health Impact (1995).
- (4) Yu. A. イズラエリ、E. V. クワスニコワ、I. M. ナザローフ、Sh. D. フリードマン、旧ソ連邦降下量地図及び汚染割合、気象と水門気象（1994）.
- (5) 杉浦紳之、チェルノブイリ事故から15年 - 私たちが学んだこと - . 事故後の環境影響、日本原子力学会誌、第44巻、2号、193-199項（2002）.

2.3 その他の原子炉の事故例

2.3.1 ウィンズケール原子炉の事故

原子炉から大量の放射性物質が環境に放出した最初の事故としては、英国ウィンズケールでの軍事用原子炉の事故がある。ウィンズケール周辺は酪農地帯で事故により牧草地が汚染し、牛乳にまで被害が及んだ。ここではこの事故により環境へ放出された放射性物質の種類と量、及んだ範囲、そして採られた対策について示す^{(1)～(3)}。

(1) 事故の概要

1957年10月7日午前1時13分、ウィンズケールの軍事用原子炉（コールドーホール炉、図2.3-1）で、減速材の黒鉛に蓄積されたウイグナー・エネルギー（照射に伴って結晶格子に蓄積するエネルギー）を放出させるために炉が停止された。同日午後7時25分、具体的な放出作業に入り、翌8日午前11時5分に2回目の放出作業が開始されたが、加熱操作が早めで急速すぎたため、炉心温度の急激な上昇をもたらした。このため、複数の燃料棒が溶融・破損し、黒鉛温度の上昇、燃焼、さらに原子炉火災につながった。原子炉には放射性物質放出防止の構造物がほとんどなく、炉心から放出された放射性物質は大部分環境に放出した。

(2) 事故により放出された放射性物質

事故により大量の放射性物質が環境中に放出し、10日未明にスタック・モニターが放射能レベルの急増を検知した。放出は11日朝から始まった水による火災鎮火作業中、そして炉冷却時まで続いた。12日の午後3時に注水は停止された。

放出された放射性物質の中で、健康影響上重要な核種は ^{131}I 、 ^{210}Po であり、また ^{103}Ru 、 ^{137}Cs も放出した。これらの核種以外では、 ^{133}Xe 、 ^{132}Te 、 ^{89}Sr などもあり、 ^{239}Pu 、 ^{90}Sr もわずかながら放出した。主要な核種の放出推定量を表2.3-1に示す。

(3) 事故による影響の及んだ範囲、取られた対策

環境中に放出された放射性物質は周辺の牧草地を汚染し、イングランド地方、ウェールズ地方全域、さらに北ヨーロッパの一部まで拡散し、沈着した。なおこの事故によって作業員14名が許容レベルを上回る全身被ばくを受けた。放射性物質の環境中への放出が急増した10日は地上の風は弱かったが、主として陸から海方向の風（北東／北北東の風）であり、夜は北北西に変わり、11日は主として北西／北北西の風（海岸沿いの風）であった。環境へ放出されサイト近郊に沈着した核種は表2.3-2のように推定され、イングランド北東部の核種の沈着分布は図2.3-2のようになっている。

周辺の牧草地が汚染したことにより、乳牛さらに牛乳が汚染された。牛乳は ^{131}I が

3,700Bq / L以上含まれているものが流通制限された。これは520km²の範囲で実施され、北のセント・ピーズから南のパロー半島に及んだ。この地域における流通制限は25日～45日間続き、何万Lもの牛乳が海に廃棄された。シースケール近郊の最大汚染地区では牛乳中の¹³⁷Cs濃度は1,500Bq/Lに達していた。なお他の食料品や核種については重要と考慮する必要はないとされた。

最大汚染地区の子供の甲状腺に対する最大線量等量は160mSv、大人に対しては9.5mSvと評価されている。大人の甲状腺に対する平均線量等量は2.5mSvであった。

表 2 . 3 - 1 主要な放出核種推定量(文献(2))

核種	放出量 (TBq)	核種	放出量 (TBq)
³ H	5,000	^{129m} Te	25
⁸⁹ Sr	5.1	¹²⁹ Te	25
⁹⁰ Sr	0.22	¹³¹ I	600-1,000
⁹⁵ Zr	7.5	¹³² Te	600-1,000
⁹⁵ Nb	7.5	¹³⁴ Cs	1-2
⁹⁹ Mo	36	¹³⁷ Cs	22-94
¹⁰³ Ru	40	¹⁴⁴ Ce	0-4
¹⁰⁶ Rb	5.9	¹⁴⁷ Pm	2-3
¹¹¹ Ag	0.52	²¹⁰ Po	8
¹¹⁵ Cd	1.6	²³⁹ Pu	0.0016

表 2 . 3 - 2 発電所近郊に沈着した核種量(文献(2))
(1957年10月 18試料採取)

		沈着量(Bq/m ²)						
距離 (km)	スタックから の方角	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	¹⁰³ Ru + ¹⁰⁶ Ru	⁹⁵ Zr	⁹⁰ Sr	⁸⁹ Sr	全 α
0.4	270 °							592
1.0	320 °	370		1,110		36	278	
2.4	160 °	2,960		1,110	740	64	1,417	276
3.2	140 °	7,215	370,000	7,030	3,885	75	873	167
6.4	147 °	9,065	223,850	7,770	10,915			
8.8	144 °	5,920	74,000	4,440	4,070			
16	150 °	4,625		6,105	740			
28	152 °	185	19,610	2,960	3,700 1,850			

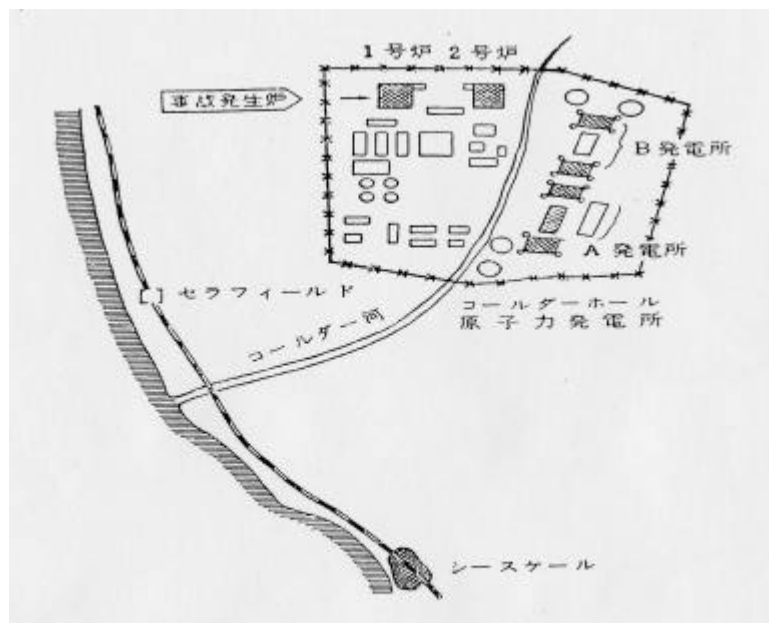


図 2 . 3 - 1 ウィンズケール炉配置図(文献(1))

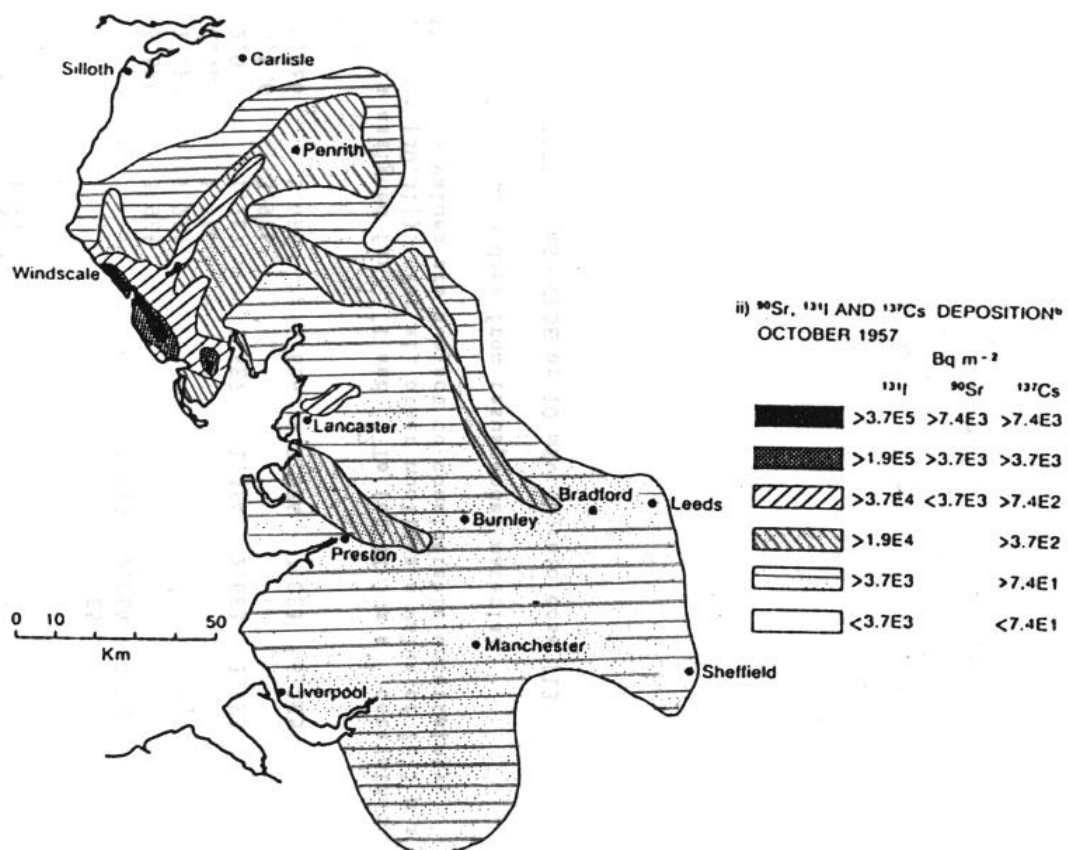


図 2 . 3 - 2 イングランド北東部の核種沈着分布(文献(2))

2.3.2 スリーマイル島 原子力発電所の事故

1970年代の終わり、米国ペンシルバニア州の州都ハリスバーグの南東20kmにあるスリーマイル島(TMI)原子力発電所2号炉で、炉心が損傷し、溶融する大きな事故が発生した。ここではこの事故の概要、放出された放射性物質の量および採られた対策について示す⁽⁴⁾。

(1) 事故の概要

1979年3月28日定格運転中のTMI-2号炉は制御用空気系の故障で給水ポンプとタービン停止が起こり、1次系の温度、圧力が上昇したが、設計どおり加圧器逃し弁が開き、原子炉は緊急自動停止した。ここで逃し弁が故障し、冷却材の流出が続いた。これに伴い1次冷却系の圧力低下の信号が発生し、非常用炉心冷却装置(ECCS)が自動起動した。ところが運転員は系が満水であると誤認して、ECCSの流量を絞った。また、その後、1次冷却材ポンプを2台とも停止した。このため炉心が露出し、崩壊熱により損傷し、一部が溶融したが、原子炉容器の損傷には至らなかった。その後運転員が加圧器逃し弁の元弁を閉じ、またECCSを短時間起動して、炉心はようやく再冠水した。しかし、この後も、1次冷却材中には大量の蒸気と水素が溜まっていたので、水素の一部を抜き、さらに冷却材ポンプ1台の運転に成功して事故はようやく終息に向かった。

(2) 事故により放出された放射性物質と影響

炉心が溶融する苛酷な事故(シビアアクシデント)ながら原子炉容器は損傷せず、また格納容器も健全であったため、希ガスの放出は非常に多かったが、¹³¹Iの放出は少なかった。放出された放射性希ガスと¹³¹Iの量は、それぞれ約100PBqと約600GBqと推定されている。この間に連邦政府と州の間の連絡が不十分なこともあって混乱し、周辺住民の避難が行われた(正式には、州知事が発電所から8km以内の妊婦と乳幼児の避難勧告を出した)。半径80km以内の住民216万人の集団線量は20Sv人、周辺住民の最大被曝線量は1mSv以下と評価されており、健康に与えた影響はほとんど無視できる程度であった。

しかしながら、この事故が米国社会に与えた影響は極めて大きく、米国民の原子力発電に対する信頼は薄らいだ。この事故以後、新たな原子力発電の建設は途絶えている。また米国のみならず、わが国の原子力発電にとっても影響が及んだ。

(3) 採られた対策

米国では、大統領の下に調査委員会が結成され、事故の原因を徹底的に究明し、今後の対策を含む報告書(Kemeny報告)を提出した。わが国でも原子力安全委員会が調査を行った結果、基準、審査、設計、運転管理、防災、安全研究に関する52項目を示し

た。これに基づき、各原子力発電所で対応が採られた。また安全研究の一環として、人的因子（ヒューマンファクタ）の重要性が示され、関連する研究が進められるようになった。

参考文献

- (1) イギリス原子力公社、ウインズケール第1号炉事故（1957年10月10日）、調査委員会報告(1957).
- (2) D. Jackson, S. R. Jones, A. “Reappraisal of Environmental Countermeasures Undertaken Following the Windscale Fire Nuclear Reactor Accident”, 1957, Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Oct. 1990, Luxembourg, CEC (1991).
- (3) H. M. Apsimon, J. J. Wilson, A. Goddard, “Atmospheric Dispersion Models in Assessment of Accidental Releases (Illustrated by the Windscale and Chernobyl Accidents)”, 同上 (1991).
- (4) （財）高度情報科学技術研究機構、原子力PAデータベースセンター、原子力百科事典、ATOMICA, ホームページ、<http://mext-atm.jst.go.jp/atomica.html>.

2.4 米国の核兵器開発による高度環境汚染⁽¹⁾⁻⁽¹⁵⁾

2.4.1 ハンフォードにおけるプルトニウム生産施設の建設と運転の歴史的経緯

米国ワシントン州のハンフォードは、マンハッタン計画のもと、1943 年始めにプルトニウム生産拠点に選ばれた。その後 1945 年につけ、プルトニウム生産炉 3 基とプルトニウム分離回収プラント 3 施設が建設され（写真 2.4 - 1、写真 2.4 - 2）、アラモゴードの最初の核実験や長崎に投下された原爆ファットマンに使用されたプルトニウムを生産した。

その後、ソ連が 1949 年 4 月に原爆開発に成功し、米国の核兵器独占体制が崩れたのを契機に、米ソの核兵器軍拡競争が激化し、米国はプルトニウム生産能力の大幅な拡大を図り、1950 年には水爆開発に踏み切った。その結果、1949 年から 1964 年にかけて、ハンフォードには、さらに次々と 6 基のプルトニウム生産炉が建設され、合計 9 基となった。また、この間、新たな主要化学分離プラント 3 基が建設された。また、トリチウム生産を含む第 2 の核兵器原料生産基地をサウスカロライナ州サバンナリバーに建設することが決定され、1955 年までにプルトニウム・トリチウム生産用重水炉 5 基と 2 つの大型化学分離プラントが建設され、運転を開始した。

表 2.4 - 1 ハンフォードのプルトニウム生産炉

原子炉名	完成年	当初出力(MW)	増強後 (MW)	閉鎖年
B, D, F	1944 ~ 45	250	2,000	1965 ~ 68
H, DR	1949 ~ 50	250	2,000	1964 ~ 65
C	1952	750	2,310	1969
KW, KE	1955	1,800	4,400	1970 ~ 71
N (注)	1964	3,950		1991

(注) N 炉は発電能力も持つ二重目的ハイブリッド炉

表 2.4 - 2 ハンフォードの主要化学分離プラント

プラント名	運転開始	運転停止	備考
T (注)	1944	1956	除染及び廃棄物処理施設に転用
B (注)	1944	1956	1968-1978、Cs, Sr 回収に利用
U	1945 完成	運転せず	1952-1957、ウラン回収に利用
PFP	1951	1989	Pu 金属転換設備
REDOX	1952	1967	REDOX 法による Pu 分離回収
PUREX	1956	1990	PUREX 法による Pu 分離回収

(注) 戦時中に建設されたプラントの Pu 分離回収技術はリン酸ビスマス法

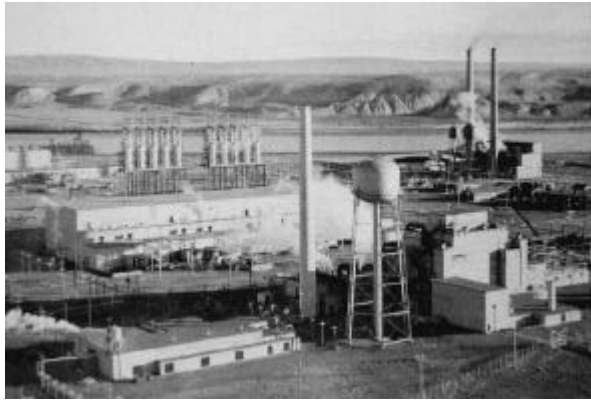


写真 2 . 4 - 1

プルトニウム生産炉 (B 炉)



写真 2 . 4 - 2

プルトニウム分離プラント (B プラント)

(米国 Portland State University, Continuing Education Press の好意により転載)

こうしてプルトニウム生産は 1964 年にピークを迎えたが、その後は核軍縮に向けての努力が始まり、生産は順次縮小され、1971 年までに、最後に建設された N 炉以外の生産炉は全て運転を停止した。N 炉は 1988 年始めまで運転を継続したが、その後運転待機状態に入り、1991 年に停止した。

プルトニウムの分離回収を行う化学プラントに関しては、米ソの冷戦拡大で建設された REDOX プラントと PUREX プラントが優れた生産効率を発揮するようになったことから、戦時中に建設された旧式プラントは 1956 年に運転を停止した。さらにその後の生産縮小で REDOX プラントも 1967 年に運転を停止した。PUREX プラントはその後も運転を断続的に続けたが、ゴルバチョフ政権下で米ソの緊張緩和が急速に進む中、1990 年に運転を停止した。戦時中に建設された旧プラントは、その後汚染機器等の保管や除染、あるいは固体廃棄物の保管や処理用の施設に転用され、今日に至っている。

なお、ハンフォードのプルトニウム生産炉はコロンビア川に沿った区域 100 に点在し、化学分離プラントは川から離れたやや標高の高い区域 200 にある。このほかに、コロンビア川のさらに下流の区域 300 には燃料製造関連施設が、また区域 300 と区域 200 のほぼ中間の区域 400 には高速実験炉 FFTF その他研究開発施設がある (図 2 . 4 - 1)。

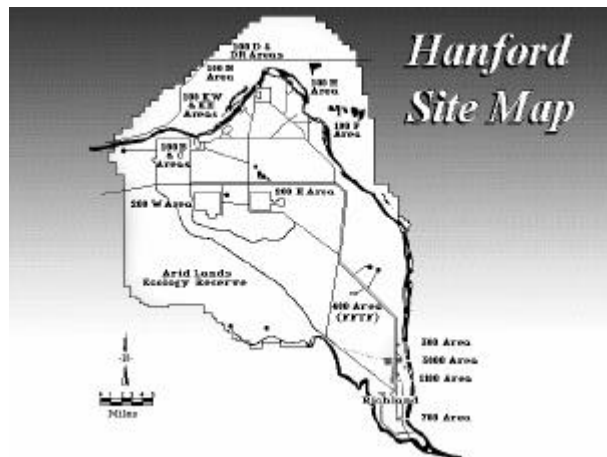


図 2 . 4 - 1 ハンフォード周辺の地図(文献(13))

2 . 4 . 2 ハンフォードにおける廃棄物処理

(1) プルトニウム生産炉の冷却水放流

9 基の生産炉は全て黒鉛減速・軽水チャンネル冷却型炉である。1955 年までに建設された 8 基はワンス・スルー型と呼ばれ、コロンビア川から取水した水を、浄化後炉心に冷却水として送り込み、冷却廃水は一旦溜池に貯留後、そのままコロンビア川に放水していた。放水量は大きな町いくつか分の水道使用量にも匹敵し、プルトニウム生産ピーク時には溜池での平均滞留時間は 4 時間程度しかなく、冷却水中の放射能は十分減衰しないまま川に放流された。1960 年頃は毎日平均 $5.4 \times 10^2 \text{TBq}$ の放射能がコロンビア川に放流されたと報告されている（年間では約 200PBq の放出）。このため、コロンビア川の魚や河口付近の貝類に汚染が検出されるようになった。河川水の汚染は、主に放射化した腐食生成物であるが、一部破損燃料の影響も認められ、下流のパスコでは ^{51}Cr 、 ^{64}Cu 、 ^{24}Na 、 ^{239}Np 、 ^{76}As などが検出された。このように河川水の汚染が顕在化してきたことから、1962 年に建設を開始した最後の生産炉 N 炉（1964 年運転開始）の冷却方式は、閉ループ型に変更された。1964 年以降、プルトニウム生産は縮小に向かったため、ワンス・スルー型の生産炉は順次運転を停止し、1971 年にはコロンビア川への冷却水放流は停止された。

(2) 気体廃棄物

戦時中に建設された化学分離プラントでは、照射済み燃料の溶解によって発生する NOX や放射性ヨウ素を高さ 60m のスタックから直接大気中に放出していた。 ^{131}I の放出量は、1945 年が 21PBq、1946 年が 3.5PBq、1947 年が 1.2PBq と報告されている。その結果、リッチランド周辺の環境汚染が予想以上に高くなったため、ヨウ素放出低減対

策が講じられ、排気系にスクラバーや高性能（HEPA）フィルター、銀系吸着材等が順次導入された。その結果 1958 年時点の年間ヨウ素放出は 30TBq に減り、さらに 1963 年時点ではプルトニウム増産が一層進んだにもかかわらず 2.9TBq まで低減した。

（３）化学分離プラントの廃液

プルトニウムの回収を行う化学分離プラントからは、照射済み燃料処理で生ずる高レベル廃液と、さまざまな工程から発生する低レベル廃液がある。高レベル廃液については、大型の地下タンクを多数建設し、それらに貯留したが、低レベル廃液は地表や地中に設けた地下浸透型排水設備に排水した。

高レベル廃液の貯留

戦時中の化学分離プラント建設では、廃液を貯留するため 64 基の地下タンクが建設された（写真 2 . 4 - 3 ）。これらのタンクは、内面を炭素鋼（廃液はアルカリ性に調整）でライニングしたコンクリート製で、「1 重タンク」(single-shell tank) と呼ばれている。16 基の小型タンク以外は、全て直径 22.5 m で、高さにより 2,000 m³ から 3,800 m³ の容量をもつ。その後この種のタンクは次々と増設され、1964 年までに合計で 149 基となった。これら 1 重タンクについては、その後漏洩の兆候が出始めたため、1964 年以降は 2 重タンクに設計変更され、1971 年までに 2 重タンク 28 基が建設された。



写真 2 . 4 - 3 建設中の高レベル廃液貯蔵タンク
（文献(14)、Battelle Press の許諾を得て使用）

プルトニウム増産が加速されるに従い、高レベル廃液の貯蔵容量不足は常にハンフオードの大きな課題であった。このため、1951 年以降蒸発缶を順次増設し、タンク内の廃液を取り出し、蒸発濃縮で減容して戻すという操作を行なった。この過程で発生

する大量の凝縮水は、極低レベル廃液として近くに設けた貯留池(swamp)に排水した。廃液の更なる減容化のため、濃縮した液をタンク内で塩として固形化する、いわゆるタンク内固化(In-tank solidification)も一時期試みられた。

合計 177 基のタンク内に現在貯留されている高レベル廃液の総量は、200,000m³以上になる。この廃液は、実際にはスラッジと塩の析出物および溶液の混合体で、これら廃液に現在含まれている放射能は、約 9.3EBq と言われている。タンクの中には TBP などの有機溶媒も大量に流入しており、永年の分解や劣化でピーナッツバター状に固まり、また放射線分解で発火性のガスを発生させているものがあり、早期の対策が望まれている。また、一時期 ¹³⁷Cs を沈殿させるため、青酸化合物も試薬として大量に使用しており、今後の処理を一層困難にしている。

今日では 68 基の 1 重タンクで漏洩が認められているか、またはその疑いがもたれており、総量で約 3,800m³ の廃液が地中に漏れ出たと推定されている。漏洩が顕著な幾つかの 1 重タンクについては、廃液を 2 重タンクに移し替えた。なお、2 重タンクからは漏洩は生じてない。

低レベル廃液の地中処分

ハンフォードでは、戦時中の化学分離プラントの運転開始当初から、発生する低レベル廃液を地表のトレンチや地中に設置したクリブ(crib)と呼ばれる地下浸透型排水設備等に排水していた。1950 年代における低レベル廃液の地中処分についての基本的考え方は以下の通りであった。

- (a) 原子力委員会 (AEC) が管理する敷地内で適切な計画のもとで行われる低レベル廃液の地中処分は、「管理なき廃棄」ではなく、土の吸着能力やイオン交換能力を活用した合理的処分である。
- (b) ハンフォード地区の年間降雨量は極めて少なく (約 170mm/年)、地下水位は地表から十分深い (175 ~ 320m)。また、研究によれば廃液処分地の地質は、主要放射性元素に対し広い pH の範囲で大きな吸着性、イオン交換機能を有する。
- (c) ハンフォード付近の地下水の動水勾配は小さい上、処分地からコロンビア川までの距離は 10km 以上ある。したがって、処分地から川までの地下水の最短到達時間は、50 年以上と想定され、この間に放射能は十分減衰することが期待できる。

以上の考え方にに基づき、1958 年までにクリブが 70 箇所、トレンチが 18 ヶ所設置され、さらに極低レベルの大量の廃液を自然の窪地に放流する溜池 (swamp) が何ヶ所か設けられた (図 2 . 4 - 2)。また敷地内に 570 以上の井戸を掘り、廃液地中処分の影響を監視している。1963 年時点での廃液や放射能の累積放出量は表 2 . 4 - 3 のように報告されている。

表 2 . 4 - 3 低レベル廃液の累積処分量 (1963 年) (文献(6))

廃棄設備	濃度限度 ($\mu\text{Ci/cc}$)	排水量 (10^6 m^3)	放射能放出量 (gross βCi)
クリブ	< 0.1	20	2,600,000
トレンチ	< 10^2		
溜池	5×10^{-5}	230	8,000

($1\text{Ci} = 3.7 \times 10^{10}\text{Bq}$)

地中に放出された廃液中の放射能は、土の吸着やイオン交換機能である程度保持されるが、汚染は次第に拡散し、やがて地下水に到達する(図 2 . 4 - 3)。PUREX プラントが稼働した 1956 年からは廃液処分量が増大し、その年の暮から地下水汚染が検出され始めた。1957 年には $10^{-2} \mu\text{Ci/cc}$ ($3.7 \times 10^2 \text{Bq/cc}$) のレベルの汚染が検出されている。また蒸発濃縮による凝縮水を大量に窪地に放流するようになってからは、その付近の地下水位が上昇し、その傾向は PUREX プラントの稼働による廃液の増加で一層顕著になった(図 2 . 4 - 4)。その結果地下水の動水勾配が大きくなり、地下水の移行速度は当初の予想より増大した。

1990 年までに地中処分された低レベル廃液の総量は約 $1.3 \times 10^9 \text{ m}^3$ と報告されている。1990 年代中頃に廃液の地中放出は廃止されたが、それまでの処分により、約 500 km^2 という広い範囲にわたって地下水の汚染が起きている(図 2 . 4 - 5 , 図 2 . 4 - 6)。

処分された廃液には、さまざまな化学試薬が混入しており、中には青酸化合物や四塩化炭素なども含まれる。こうして、ハンフォードの廃液処分では、放射能だけでなく、各種の有害化学物質による汚染も同時に起きている。

(4) 固体廃棄物

1970 年頃までは、低レベルの固体廃棄物は TRU 系廃棄物も含め、ダンボール箱やカートン・ボックスに入れ、そのまま素堀りのトレンチに埋設処分された。その後 TRU 系廃棄物については、200L (55 ガロン) のドラム缶に入れ、最終処分法が決まるまでシートをかけてトレンチに仮埋設することになった。さらにその後、TRU 廃棄物のドラム缶は貯蔵庫で保管管理することになった。1970 年以前は記録もきわめて不十分であったが、1970 年以降は改善され、ある程度しっかりした記録が残されるようになった。固体廃棄物を埋設したトレンチは、総面積で約 1.75 km^2 となる。また、TRU 系廃棄物として 24,000 本のドラム缶が 17 施設に保管されている。

なお、ハンフォードの敷地内で、固体及び液体の廃棄物の地中処分が行なわれた地点は、総数で約 1,500 箇所になる。

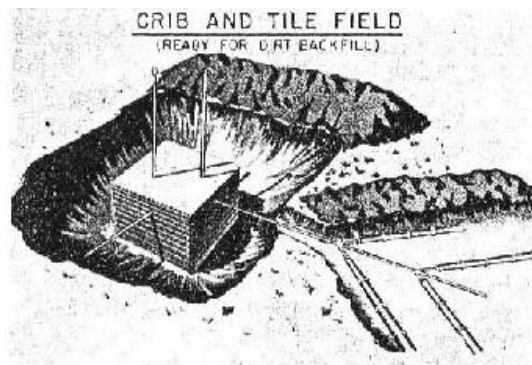
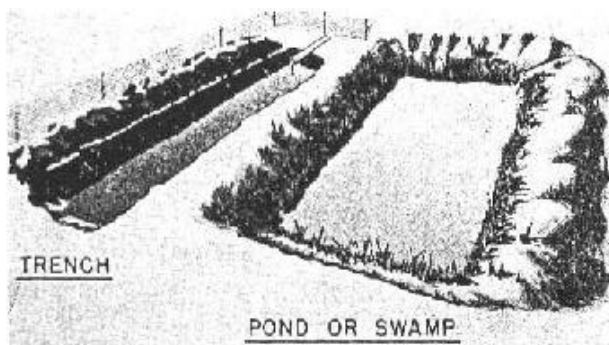


図 2 . 4 - 2 低レベル放射性廃液の地中処分設備(文献(15))

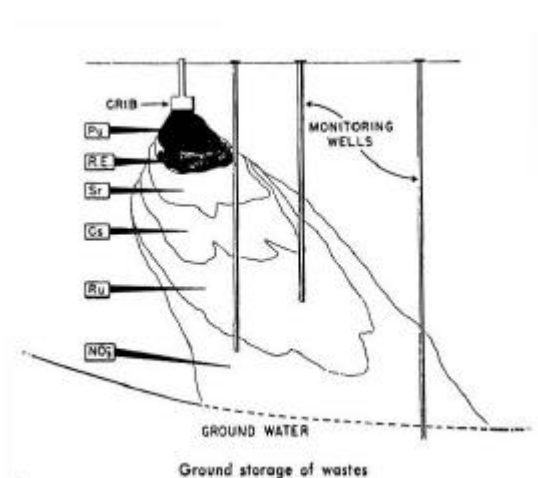


図 2 . 4 - 3
低レベル廃液処分にともなう
放射性核種の地中拡散(文献(4))



図 2 . 4 - 4
溜池への極低レベル廃液の大量
処分による地下水位の上昇(文献(5))

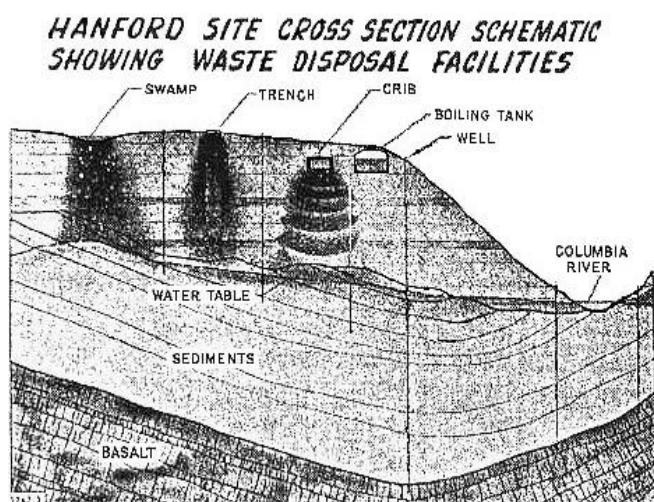


図 2 . 4 - 5
極低レベル廃液の地中処分の影響
(文献(5))

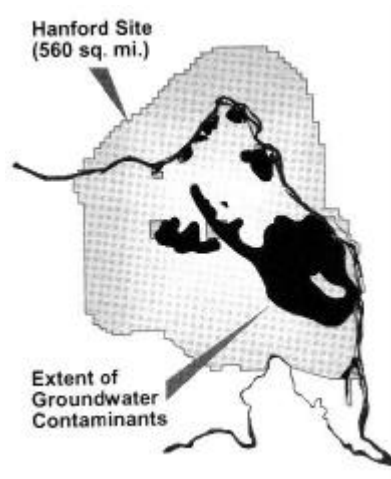


図 2 . 4 - 6 廃液の地中処分や
漏洩による地下水汚染領域(文献(13))

2.4.3 環境修復計画

1944 年のプルトニウム生産活動開始以来、ハンフォードでは大量の原子炉冷却水のコロンビア川への放流と、固体及び液体放射性廃棄物の地中処分が行われてきた。これらの廃棄物処分による放射線影響低減については、その時々知識に基づいて一定の配慮はなされたものの、第 2 次大戦や東西冷戦の厳しい状況下では、生産が最優先され、廃棄物処分の長期的安全性や環境影響に対する考慮が不十分であったことは否めない。また、当時は人体への長期的な放射線影響に関する知識が現在ほど十分でなかったことも、そうした処分を許した要因の一つである。1970 年代になると、放射線影響についての知見の蓄積と整理が進み、その結果廃棄物問題の重要性への認識も高まっていった。こうして、1980 年代には政府による廃棄物政策や処分の安全基準の具体化が進んだが、それまでの処分は、今日の標準からすればきわめてずさんなものであった。その結果として、今日では 500 km² 以上の範囲にわたり放射能による地下水の汚染が発生しており、また約 5×10^6 m³ 近い土壌が汚染している。さらに、冷戦終結で不要となったプルトニウム生産炉や巨大化学分離プラント、その他数百の施設（多くは放射能汚染をとまなう）があり、多量の未処理の照射済み燃料や高レベル廃液など、多くの「負の遺産」が残された。

1986 年からエネルギー省（DOE）がこうした実態や過去の経緯を公表し始めたことから、ハンフォードの環境汚染問題が近隣の住民にも明らかにされ、ワシントン州政府はその対策を連邦政府に求めた。こうした要請を受けて DOE は 1989 年に省内に環境修復・廃棄物管理局（その後環境管理局に改名）を新設し、大々的な環境修復計画を発表した。同年ハンフォード地域では、環境修復計画が確実に遂行されることを保証するため、DOE、環境保護庁（EPA）、およびワシントン州環境保護部の 3 者による協定（Hanford Federal Facility Agreement and Consent Order: 通称 Tri-Party Agreement）が締結された。

現在、ハンフォード地区では、DOE の環境修復計画のもと、不要施設の解役・解体措置、汚染土壌の回収、基準不適合理設廃棄物の回収と処理、TRU 廃棄物の廃棄物隔離パイロットプラント（Waste Isolation Pilot Plant、WIPP）への搬出、タンク内高レベル廃液の処理、使用済み燃料やプルトニウムの安全保管など様々な作業が精力的に進められているが、全体措置を終えるまでには今後 40 年以上の年月と、500 億ドル以上の資金が必要と見積もられている。

DOE の環境修復計画の対象になっている場所は、全米で大小 144 箇所あり、このうちハンフォードをはじめ、サバンナリバー、アイダホなど 11 箇所の必要資金の見積り額は 10 億ドルを超えている。DOE の環境修復計画全体では、今後 70 年に総額で約 2,000 億ドル（約 24 兆円）が必要と見積もられている。

DOE 環境修復計画の中で、汚染した土壌や地下水の浄化等に関する代表的な事例を以下に列挙する。

（１）汚染土壌の回収と処分

表土や、地表から比較的浅い部分の土壌の汚染の場合、汚染土壌を回収し、粘土等の非透水性人工バリアを施した埋設処分場に処分する方法がとられており、ハンフォードでは、これまでにこうした方法でコロンビア川沿岸の $3 \times 10^8 \text{t}$ に近い汚染土壌が回収処分された。

（２）廃液浸透池の閉鎖措置

サバンナリバーでは、ウラン、ニッケル、鉛等の重金属、各種有機溶媒、トリチウム、 ^{137}Cs 、 ^{90}Sr 等の放射性核種等を含む廃液が浸透した池が複数箇所あり、近隣の湿地や地下水の汚染源になっていた。これらの浸透池の汚染汚泥については、回収して乾燥しセメント固化した後もとの位置に埋設するか、あるいは現位置でセメントを注入・混合して固化・安定化し、その上を非透水性の粘土層で覆い、さらにその上に通常の土の層を盛り、植栽（芝草）するという方法がとられている。

（３）再循環井戸による汚染地下水の浄化

サバンナリバーでは、揮発性の溶剤で汚染された地下水を浄化するため、再循環井戸を設け、地下水に空気を注入し、気泡と一緒に溶剤を地上に押し上げて分離回収し、溶剤が抜けた水は地下に戻すという方式が開発され、現場に適用されている。

マイアミのフェルナルドの旧ウラン金属製造プラントの場所では、ウランによる地下水汚染が起きている。ここでは、汚染地域に 28 基の井戸を掘って汚染地下水をくみ上げ、地上の処理施設でウランの除去を行なっている。このうちの 5 つの井戸については、浄化後の水を地下に再注入する試験が 1998 年 9 月から 1 年間にわたって行なわれ、良好な成果を挙げたため、その本格適用が検討されている。

（４）透過性地下水浄化壁工法による地下水中重金属の現位置除去

重金属で汚染した地下水脈の下流側に、還元剤を充填した透水性カラムを打ち込み、6 価クロムなどの水溶性イオンを現位置で還元して不溶性の水酸化物として沈殿・固定させ、下流側への重金属イオンの拡散を防止する防護壁を設ける技術がハンフォードでのコロンビア川の汚染防止策として試験適用されている。

環境修復は、その土地が無拘束に一般転用できるレベルまで汚染を除去することが理想的であるが、特に広く拡散した土壌や地下水の汚染を一般の環境基準に適合するまで完全浄化することは、修復のためのコストがそれによって得られる便益を大きく上回る場合や、技術的にも極めて困難な場合が多い。こうした観点から、DOE 関連場所の多くで、完全環境修復政策（paths to closure）から、積極的な環境浄化は汚染レベルの高いところに限定し、汚染レベルが低く、しかも当面その土地の積極的な転用ニーズがない場合には、その土地へのアクセスの制限や転用禁止措置、汚染状況の長期モニタリングなどの限定的対策を中心とした長期管理政策（long-term

stewardship)へと方針転換が図られている。

参考文献

- (1) R. P. Carlisle and J. M. Zenzen, “Supplying the Nuclear Arsenal: American Production Reactors, 1942 – 1992”, The Johns Hopkins Univ. Press (1996).
- (2) S. I. Schwartz (ed.), “Atomic Audit: The Cost and Consequences of U.S. Nuclear Weapons Since 1940”, The Brookings Institution (1998).
- (3) Historical Genesis of Hanford Site Wastes, WHC-SA-1224.
- (4) R. E. Brown, et al., “Disposal of Liquid Wastes to the Ground”, Proc. of International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol.9, P/565, Geneva (1955).
- (5) R. E. Brown, et al., “Experience in the Disposal of Radioactive Wastes to the Ground at Two Production Sites”, Proc. of the Second International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol.9, P/1767, Geneva (1958).
- (6) W. G. Belter, “US Operational Experience in Radioactive Waste Management (1958 – 1963)”, Proc. of the Third International Conference on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol.14, P/869, Geneva (1964).
- (7) G.ゾーペット ,迷走するハンフォードの核廃棄物処理 ,別冊日経サイエンス 119(核と戦争の 20 世紀) , (1997).
- (8) Linking Legacies, DOE/EM-0319, (1997).
- (9) Long-Term Stewardship - Part I, Radwaste Solutions 35, July/August 2000.
- (10) Long-Term Stewardship - Part II, Radwaste Solutions 37, September/October 2000.
- (11) Cover Stories - Environmental Remediation, Radwaste Solutions 37, September/October 2000.
- (12) A Road Map to Cleanup Success: Hanford's Groundwater/Vadose Zone Integration Project, Radwaste Solutions 35, July/August 2000.
- (13) C. H. Heeb, et al., “Reconstruction of Radionuclide Releases from the Hanford Site, 1944-1972”, Health Physics, Vol.71, No.4, p.545 (1996).
- (14) The Plutonium Story : The Journals of Professor Glenn T. Seaborg 1939-1946, Battelle Press (1995).
- (15) Record of Session 23B.1, Proc. of International Conference on Peaceful Uses of Atomic Energy, Vol. 9, Geneva (1955).

2.5 旧ソ連の核兵器開発に伴う高度環境汚染⁽¹⁾⁻⁽⁷⁾

2.5.1 旧ソ連の核兵器開発

旧ソ連における原爆開発の推進は、米国が広島と長崎への原爆投下で日本を降伏に導いた直後の1945年8月20日の国家防衛委員会で正式に決定された。1945年11月、ウラル地方キシュティムの東約15kmに最初のプルトニウム生産拠点チェリヤピンスク40（後にチェリヤピンスク65と呼ばれる。現在のマヤク産業複合体）の建設が開始され、1948年6月には最初の黒鉛減速型プルトニウム生産炉（A炉）が、また同年12月には最初の再処理工場（Bプラント）が運転を開始した。こうしてプルトニウム生産が始まり、1949年8月29日にセミパラチンスクでソ連は最初の原爆実験に成功した。

チェリヤピンスク40には、その後さらに4基のプルトニウム生産炉と、2基の水冷却型多目的生産炉（トリチウム生産など）が建設され、再処理・化学分離施設も強化された。このほかに、プルトニウム金属転換・加工・貯蔵施設、トリチウム処理施設、MOX燃料製造・加工施設、廃棄物関連施設等がある（図2.5-1）。

米ソの冷戦の激化に伴い、プルトニウム生産の第2の拠点としてシベリアにトムスク7（現在のシベリア化学コンビナート）が、また第3の拠点として中央シベリアにクラスノヤルスク26（現在の鉱業・化学コンビナート）が建設され、プルトニウムの増産が図られた。トムスク7は1949年3月に建設が開始され、1967年までに合計5基のプルトニウム生産炉（うち4基は発電兼用）と再処理工場（1961年運転開始）およびウラン濃縮工場（1954年一部運転開始）が次々建設された。クラスノヤルスク26は1950年に計画が承認され、クラスノヤルスク市の北50kmのエニセイ川東岸の岩山の地下約300mの地下トンネルに3基のプルトニウム生産炉（1958年から1964年にかけて運転開始）と再処理工場（1964年運転開始）が建設された。このほか、核兵器開発の重要な拠点としては、アルザマス16（核兵器の設計・開発・製造）、スベルドロフスク44（ウラン濃縮）などがある。

これらソ連の核兵器開発・生産拠点の多くで、環境への放射性物質の放出や事故等で環境汚染の問題が生じているが、以下チェリヤピンスク40を中心にそれらの経緯と現状を述べる。

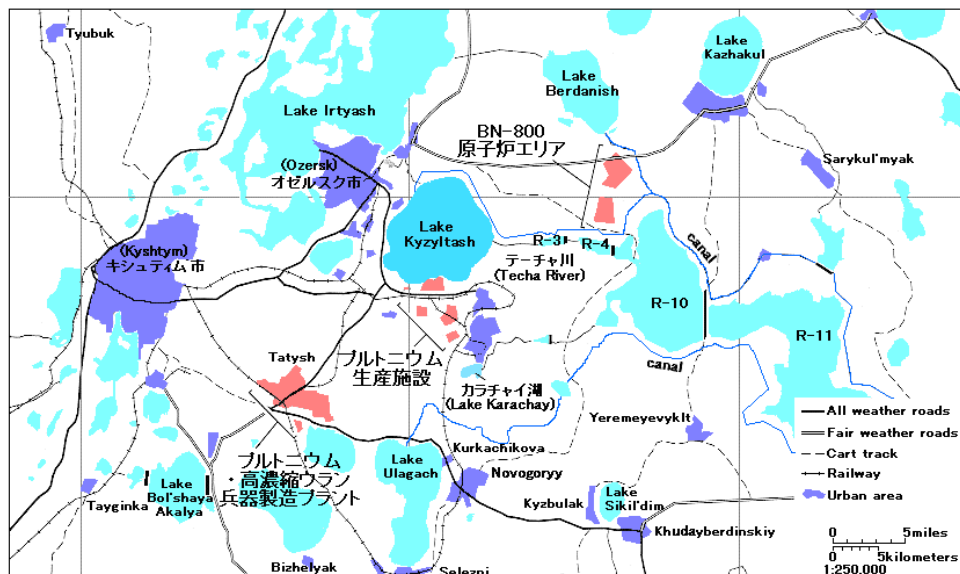


図 2.5-1 マヤク（旧チェリヤピンスク 40）周辺図
（原子力百科事典 ATOMICA：「ロシア連邦の再処理施設」より）

2.5.2 チェリヤピンスク 40 における初期の施設運転状況

1950 年代前半までは原爆の開発・生産は国家の最優先事業で、特にプルトニウム生産工程の遅れは許されない状況であった。このため、トラブルが多発した初期の A 炉や B プラントの運転では、放射線防護は軽視され、度重なる高線量域での直接保守作業などで作業者は大量の被ばくをした。作業者の平均年間被曝量は、最も厳しい年で、A 炉では 93.6 rem（1949 年）B プラントでは 113.3 rem（1951 年）に達し、年間 400 rem 以上になるものさえ多数存在した。（注 rem と Sv は等価でないが 1 rem はほぼ 10 mSv）大きな事故也多発しており、臨界事故は 7 回発生し合計 5 人が死亡しているほか、爆発事故も 6 回以上起きている。

2.5.3 テーチャ川への放射性廃液の放流と下流域の高度環境汚染

1948 年 12 月の B プラント運転開始後、1956 年までの間、再処理で生ずる高レベル廃液は希釈し「中レベル廃液」として近くのテーチャ川（オビ川の上流）にそのまま放流していた。この間、累積で $7.6 \times 10^7 \text{ m}^3$ の廃液と、2.8 MCi（100 PBq）の放射能が放流された。1951 年に行なわれた調査で、テーチャ川下流域一帯が高いレベルで汚染しており、流域住民に大きな被ばくが生じていることが判明した。このためテーチャ川下流の 22 の集落が放棄され、1953 年から 1962 年にかけて合計 7,500 人の住民が移住させられた。放流地点から 30km 以内の集落の住民の被曝量は 100 rem 以上と推定されている。その後テーチャ川下流への汚染拡大を軽減するため、下流に幾つかの人

工湖とダムを作り、湖底に沈降した放射能の下流への拡散を防止する対策が講じられた。しかし、施設雑排水、原子炉 2 次冷却水などの極低レベル廃液の放流はその後も続けられ、現在に至っている。

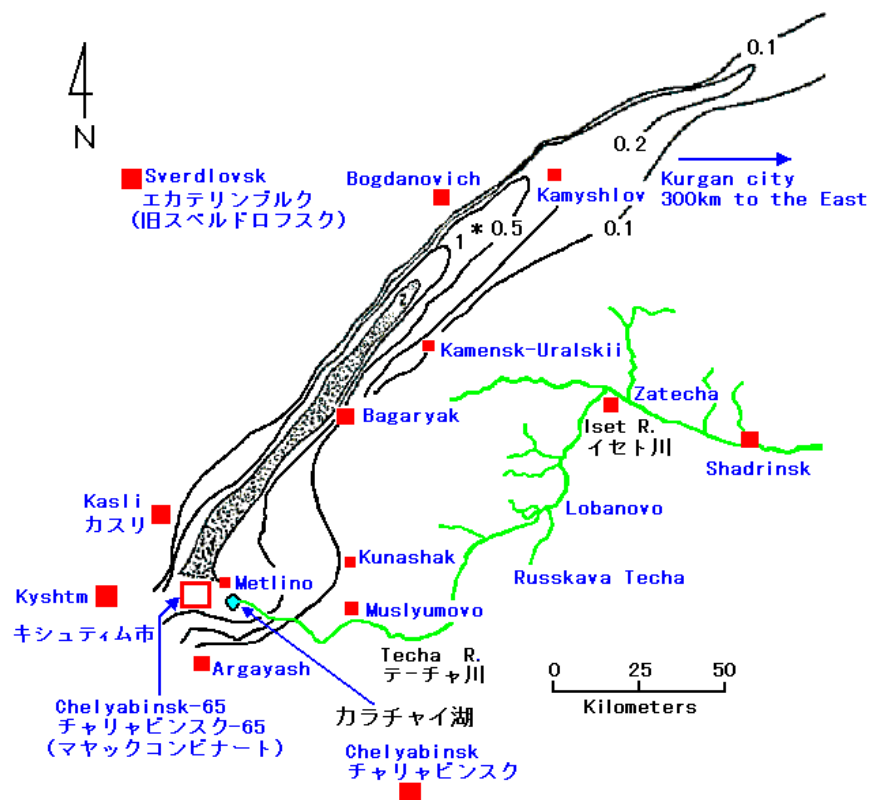
2.5.4 カラチャイ湖への放射性廃液の放流

上述テーチャ川流域の汚染問題回避のため、1951 年以降、高レベル廃液の希釈放流先を、サイトの南側に隣接するカラチャイ湖に変更した。カラチャイ湖は、流出水路を持たない閉鎖湖沼で、下流の河川の更なる汚染は一応回避できることとなった。更に、1953 年以降は、高レベル廃液貯留タンク 18 基(直径 9m、高さ 5m、各 285 m³)を作り、大半の ⁹⁰Sr をスラッジとして沈殿させ、タンクに永久貯蔵することとし、その上澄み液(¹³⁷Cs が多く残留)のみを放出することにしたため、カラチャイ湖への放射能放出は低減した。しかしながら、1951 年から 1995 年の間に、総量で 3.7×10^6 m³ の廃液と、120 MCi (4,400 PBq) の放射能がカラチャイ湖に放出された。大量の廃液の放流でカラチャイ湖の水位は次第に上昇し、ピーク時の 1962 年には湖の表面積は廃液放流前のほぼ倍(0.51 km²)に拡大した。

2.5.5 高レベル廃液貯留タンクの爆発事故(南ウラルの核惨事)

1957 年 9 月 29 日、B プラントの高レベル廃液貯留タンクで大きな爆発事故が起きた。原因は、タンクの冷却系の故障で、廃液中の水分が崩壊熱で蒸発し、濃縮された硝酸塩が爆発した。この結果、20 MCi (740 PBq) の放射性物質(⁹⁰Sr) が 1000m 上空まで噴出し、風下の広範の地域に高度の汚染をもたらした。爆発地点から北東に、幅 30 ~ 50km、長さ 300km の地域(East Ural Radioactive Trace: EURT)で汚染が 3.7GBq/km² 以上となり、直近の 17km² では 37TBq/km² 以上となった。この結果 1959 年までに、事故現場近くの 20 km² の範囲内では松が枯れてしまった。これらの地域の最初の 1 年の吸収線量は 30 ~ 40Gy と推定されている(図 2.5 - 2)。

この事故のため、直近の 3 つの村の 1,000 人以上の住民が、事故後 1 週間から 10 日後に退避させられ、退避までの間に実効線量で平均 0.52Sv の被ばくを受けた。その後 22 ヶ月後までに 23 の集落が放棄され、全体で 10,700 人の住民が移住させられた。なお、EURT 域内には、217 の町村があり、約 27 万人が住んでいた。事故後高汚染地域の農地は使用禁止となったが、その後一部の地域では土壌の入れ替え(2.2.6 参照)等の措置を講じ、農地が農民に返却されつつある。



*数字は ^{90}Sr による汚染分布を示す。 単位: Ci/km^2

図 2 . 5 - 2 1957 年の高レベル廃液タンクの爆発事故による汚染地域 (文献(7))

2 . 5 . 6 竜巻によるカラチャイ湖畔汚染砂塵の広域飛散

1967 年春、乾燥で干上がったカラチャイ湖の湖岸を竜巻が襲い、高濃度の放射能を含む砂塵を巻き上げ、北東方向の広大な範囲に撒き散らした (図 2 . 5 - 3)。この時飛散した放射能 (^{137}Cs と ^{90}Sr) の総量は、約 600 Ci (22 TBq) と推定されている。この出来事で、63 の町村と 41,500 人の住民が被害をこうむった。このため、1967 年以降、砂塵飛散防止のため、湖を周辺から土砂や砂利、コンクリート・ブロック等で覆い、湖の面積を縮小する計画が進められ、その後更に湖面を完全に覆う計画に変更した。この計画により、1962 年に 0.51 km^2 であった湖の面積は、1996 年には 0.135 km^2 にまで縮小した。

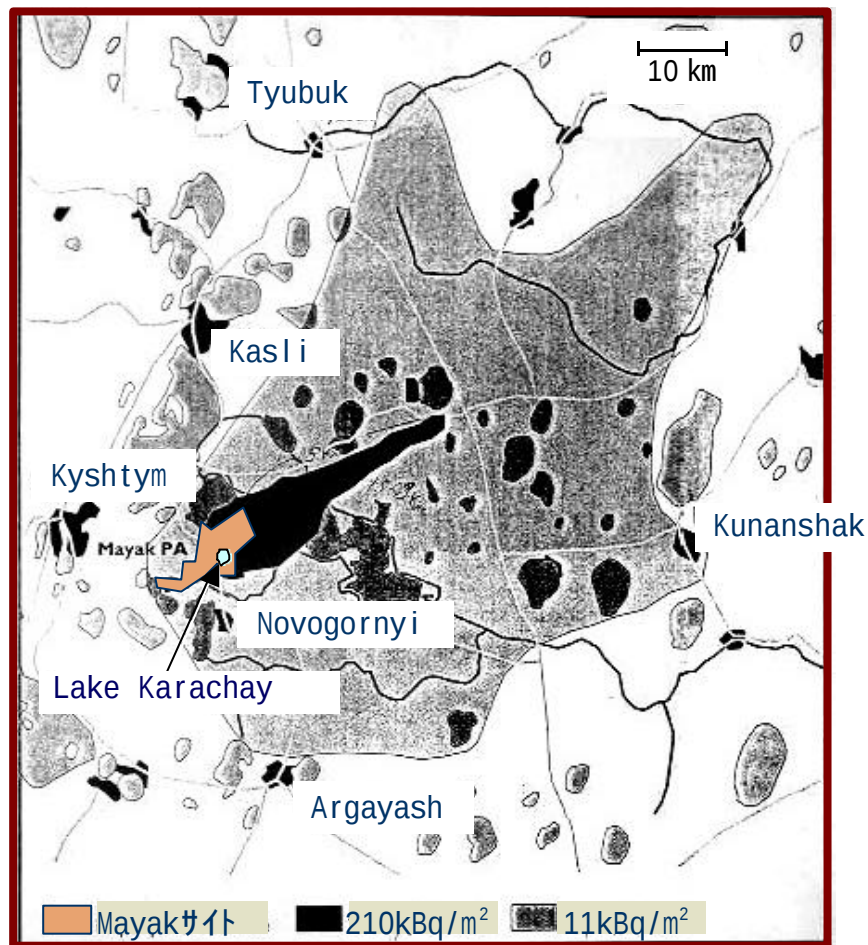


図 2 . 5 - 3 竜巻によるカラチャイ湖岸汚染砂塵の拡散(文献(1))

2 . 5 . 7 トムスク

トムスクに建設された 5 基の生産炉のうち、最初の炉(1955 年運転開始) はワンス・スルー型の冷却方式で、炉心を通じた冷却水はオビ川の上流であるトム川に直接放流されていた。この放流は、1990 年 8 月にこの原子炉の運転が停止されるまで続けられた。その後の 4 基は閉ループ型の冷却方式であり、冷却水の放流はない。

再処理工場で発生する中・高レベル廃液は、いったん貯留設備に貯められ、必要な処理を施された後、地下 315 ~ 340m の砂岩層に注入処分された。一方低レベル廃液は貯留設備や沈降設備を経由した後、地下 240 ~ 290m の砂岩層に注入処分された。地下注入処理された廃液の放射能総量は、1996 年 1 月時点で 18EBq と推定されている。浄化処理済みの極低レベルの廃液はトム川に放流された。

これらの結果として、トム川流域では、有意なレベルの FP 核種や腐食性生物、Pu 等が検出されている。

トムスクでは、これまでに大小 30 数回の事故が起きており、1977 年 5 月には、中

レベル廃液の地中注入パイプラインの破損で、8～14m³の廃液が噴出し、幅 10～40m、長さ 200～220m の範囲を汚染させた。後にこの区域の汚染除去が行われた。

また、1993 年 4 月には、再処理工場で、硝酸ウラン溶液約 25m³ (Pu 約 320g を含む) を貯めたタンクが爆発事故を起こし、建屋の一部が破壊され、放射性物質を含むエアロゾルが屋外に飛散した。この事故により、北東方向に 89km² の地域で線量率が 15 μ R/h 以上になった。

2.5.8 クラスノヤルスク 26

クラスノヤルスクの 3 基の原子炉のうち、最初の 2 基 (1958 年と 1961 年に運転開始) は、いずれもワンス・スルー型の冷却で、冷却廃水はエニセイ川に直接放流されていた。これらの原子炉は 1992 年に運転を停止した。

再処理工場で発生する各種廃液は、トムスクと同様に、貯留設備に一次貯留後、地下の砂岩層に注入処分された。地下注入処理された廃液の放射能総量は、1996 年 1 月時点で 10,700PBq と推定されている。浄化処理済みの極低レベルの廃液はエニセイ川に放流された。

これらの結果として、エニセイ川では、数百 km 下流でも有意なレベルの汚染が検出されている。

2.5.9 最近の状況と環境修復への海外からの支援

冷戦の終結とともに、各地で核兵器用 Pu 生産は停止された。マヤク産業複合体 (旧チェリヤビンスク) でも、軍事用再処理は 1987 年に停止し、その後は、発電炉用原子炉の燃料再処理施設 RT-1 とアイソトープ分離プラントのみが運転を継続している。RT-1 からの高レベル廃液はカラチャイ湖への放出を止め、3 基の大型廃液タンクに貯留している。1986 年から 500 L/h のガラス固化施設 (EP-500) を稼働させ、高レベル廃液のガラス固化を進めている。

鉱業・化学コンビナート (旧クラスノヤルスク 26) でも Pu 生産は停止された。1977 年に、VVER-1000 (ロシア型軽水炉) の使用済燃料を対象とする大型再処理工場 RT-2 の建設が開始されたが、1985 年に使用済燃料の受入れ・貯蔵施設が完成したのみで、その後の建設は中断されたままとなっている。

旧ソ連崩壊後、米露間で余剰核兵器の解体が開始されたが、これと並行して、各種の国際的なロシア支援活動が開始した。これらの協力には、米国、北欧および EU 諸国、日本などと旧ソ連諸国との 2 国間、あるいは多国間協力が含まれる。その一つとして、1994 年に設立された国際機関 ISTC の活動がある。これは核兵器開発に関与した旧ソ連科学者の第 3 国への不要な流出を抑えるという、国際安全保障上の観点から設立されたものであるが、その活動の約 16% (予算ベース) は環境対策に関連するもので、

核兵器開発で汚染された地域の実態調査や環境修復対策の検討、放射線影響調査とその改善策検討、廃棄物処理・処分技術の向上などが含まれている。また、IAEA では、1995 年に北欧諸国の支援で開催した「ソ連邦の廃棄物管理に関する国際協力セミナー」を契機に、交渉専門家グループ（Contact Expert Group: CEG）を設け、ロシアの環境浄化関連の各種の国際的支援活動の調整を行っており、わが国もこれにオブザーバー参加している。ロシアにおける環境浄化関連の多国間の支援をより効果的にするために、「ロシア原子力環境多国間支援協定」（Multilateral Nuclear Environmental Programme in the Russian Federation: MNEPR）の締結に向けての調整も現在関係諸国間で進められている。

参考文献

- (1) Sources Contributing to Radioactive Contamination of the Techa River and Areas Surrounding the “Mayak” Production Association, Urals, Russia, Joint Norwegian-Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas, October (1997).
- (2) V. N. Chukanov et al., “Consequences of the Radioactive Contamination of the Sverdlovsk Oblast Caused by the Accident in 1957 at the Mayak Industrial Complex”, Proc. Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339, Vienna (1995).
- (3) Thomas B. Cochran et al., “Making the Russian Bomb: From Stalin to Yeltsin”, Westview Press, Boulder, (1995).
- (4) Don Bradley, “Behind the Nuclear Curtain: Radioactive Waste Management in the Former Soviet Union”, Battelle Press, (1997).
- (5) RADLEG project # 245, International Science and Technology Center.
- (6) Contact Expert Group for International Radioactive Waste Projects in the Russian Federation, IAEA Website(<http://www.iaea.org/worldatom/Programmes/CEG/index.html>).
- (7) 岩崎民子、放射線科学、Vol.37、No.12、p.450 (1994).

2.6 旧ソ連およびロシアによる放射性廃棄物の海洋投棄および退役原子力潜水艦の解体と廃棄

(1) 放射性廃棄物の海洋投棄⁽¹⁾⁻⁽⁹⁾

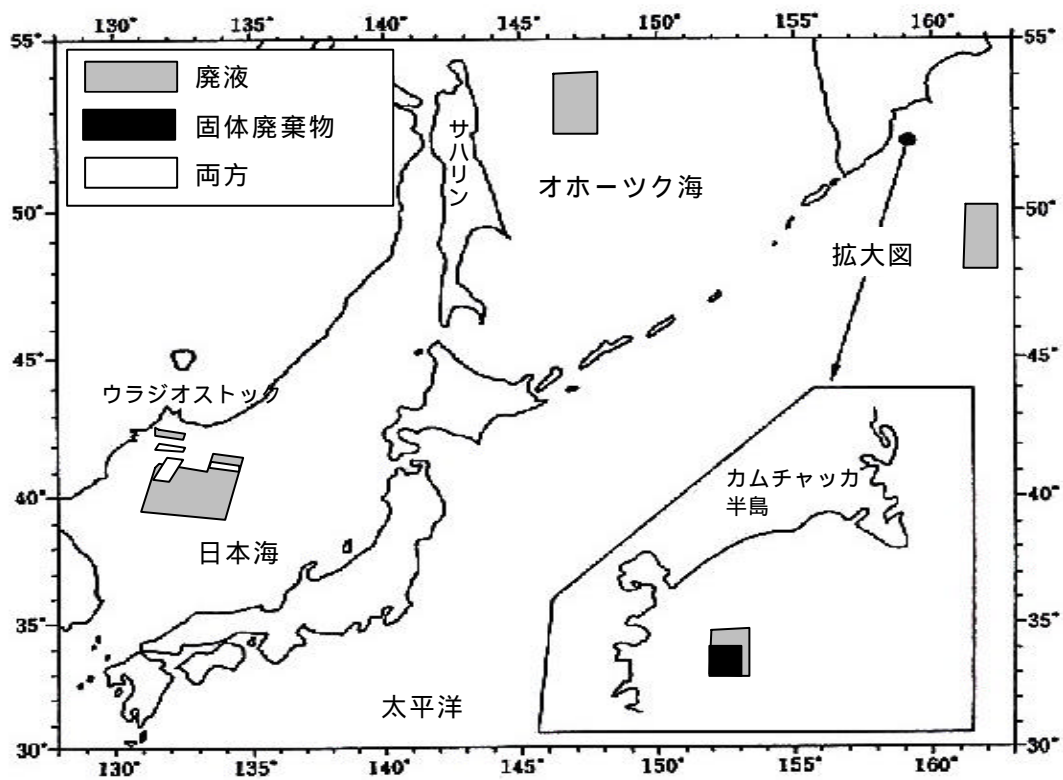
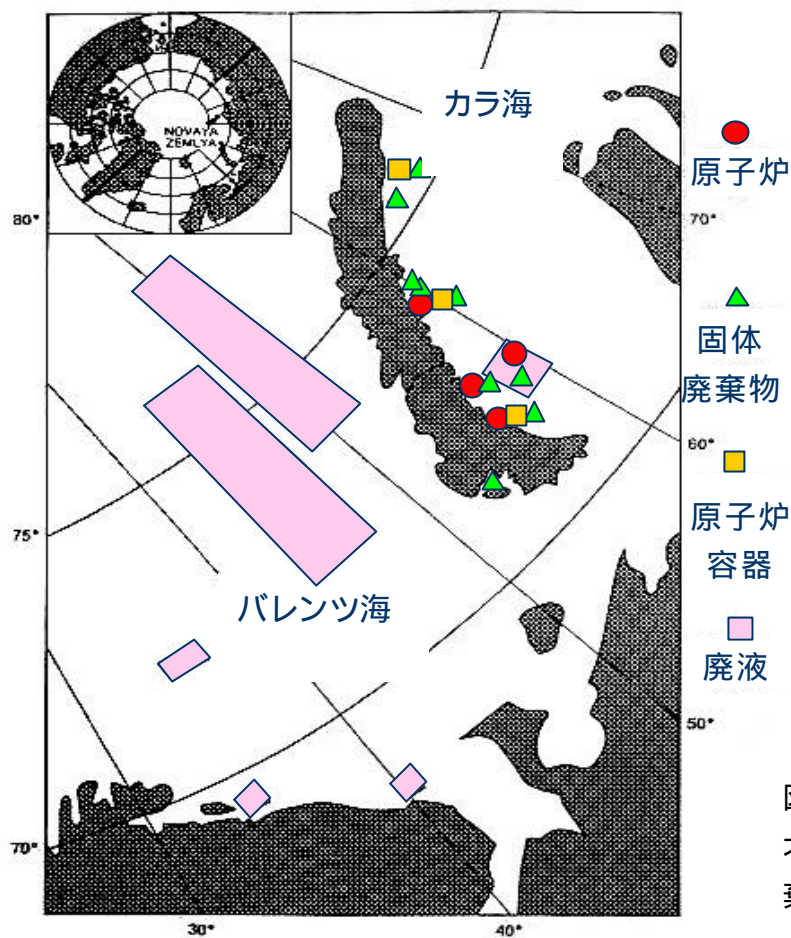
1992年にロシア政府は、旧ソ連による北極海域及び極東海域における放射性廃棄物の海洋投棄に関する調査を実施し、その結果を「白書」としてまとめ、1993年4月に公表した(図2.6-1、図2.6-2)。こうした廃棄物の投棄は、原子力潜水艦(原潜)の保守・運航や、退役原潜の解体等に伴うもので、液体廃棄物は1960年から、また低・中レベル固体廃棄物は1964年から継続的にこれらの海域に投棄されてきており、白書公表当時も一部の投棄は継続していた。低・中レベル固体廃棄物は、原潜等の修理工場等で発生したもので、通常は金属製コンテナに詰めた状態で投棄されていた。大型の廃棄物は特別なバージや老朽船の船倉等に詰め込んで沈められている。ロシア海軍は、原潜運行の支援機能の一部として、放射性廃液貯蔵・移送用のタンカーを何隻も持っており、放射性廃液は、港湾の施設からの放出のほかに、これらのタンカーから洋上で恒常的に海中に投棄されていた。各海域に投棄された放射能の推定総量は表2.6-1のとおりであるが、投棄された放射性核種の種類などの詳細は把握されていない。

表2.6-1 旧ソ連・ロシアによる放射性廃棄物の海洋投棄(注1)

投棄海域	投棄した放射能推定値(TBq)	
	液体廃棄物	低・中レベル固体廃棄物
バレンツ海	450	1.5
白海	3.7	-
カラ海	315	570
極東海域(注2)	456	248

(注1) 数値はIAEA SM 399/174による。文献によりいくつか異なる値が報告されている。

(注2) ウラジオストック周辺の日本海、サハリン北部の東側海域、カムチャッカ半島南東の海域。



廃棄物の海洋投棄に関連する国際法としては、1972年にロンドンで調印された海洋汚染防止条約（いわゆるロンドン条約）があり、旧ソ連もこの条約に加盟している。この条約では、高レベルの放射性廃棄物の海洋投棄を禁じているが、中・低レベルの放射性廃棄物については、一定の条件を課した上で許容する形になっている。しかしその後、あらゆる種類の放射性廃棄物の海中投棄を自発的に禁止する案が条約加盟国間で検討され、1985年にそのモラトリウムが記名投票によって採択された。その際ソ連はその決議に棄権した。

ソ連国内では、1960年から海軍とソ連保健省を中心に放射性廃棄物の海洋投棄に関する規則が段階的に定められて運用されたが、海洋汚染防止上の配慮が優先されたものではなかった。ロンドン条約がソ連で発効した1976年以降は、条約との整合を図ろうとする動きも多少あったが、本質的な改善措置はとられなかった。原子炉など高レベルの放射能を含む廃棄物の投棄の大半はロンドン条約発効前に行われたものであるが、ロンドン条約発効後も条約を無視した投棄が続けられた。

ソ連崩壊後のロシア連邦では、1991年12月に、「自然環境保護に関する法律」が制定され、放射性廃棄物の宇宙や海洋への投棄が禁止されることになったが、各地の港湾における放射性廃棄物処理機能の不備などから、低レベル放射性廃液の海中放出を直ちに完全停止するには至らなかった。こうした事情から、1993年のロンドン条約加盟国会議で、放射性廃棄物の海洋投棄の全面禁止決議が行われた際、ロシアはその受け入れを拒否した。しかし、その後日本や北欧諸国などによる廃棄物管理是正に向けての支援活動が具体化したことにもない、ロシアの低レベル放射性廃液の海中放出は実態として停止している。

北極海域への放射性廃棄物海洋投棄の影響については、1992年からノルウェーとロシアの専門家による合同調査が毎年行われているほか、1993年の白書公表を契機に、IAEAが北極海域国際評価プロジェクト（International Arctic Seas Assessment Project：IASAP）を設定し、4年間にわたる調査と評価を行った。調査の結果、有意な汚染は、原子炉等高レベルの廃棄物が投棄された区域の周辺に限定されており、バレンツ海やカラ海の平均的汚染は、バックグラウンドに比べ無視できるが、原子炉等が廃棄されたノバヤゼムリヤ島のフィヨルド周辺は十分な管理と継続的な監視が必要とされた。

北極海域におけるロシア海軍基地や造船所における放射性廃棄物管理機能の強化や、後述の退役原潜の解体に関しては、1994年頃から米国、ノルウェー、EUなどによる幾つかの国際共同支援プロジェクトが進行している。これらの支援には、原潜解体のための設備供与、港湾における放射性廃液処理施設の近代化、原潜使用済み燃料

のマヤック（Mayak）再処理工場への移送用キャスク、およびそれらの長期地上保管用キャスクの建造などが含まれる。

一方極東海域の放射性廃棄物海洋投棄の影響については、当時の科学技術庁に組織された放射能対策本部が、1993年10月から11月にかけて、海上保安庁、気象庁、水産庁の協力を得て、日本海の海洋環境放射能調査を実施した。また1994年には2回にわたり、IAEAの協力を得て日本・韓国・ロシア三国による共同海洋調査が実施された。これらのいずれの調査においても、従来の日本海周辺海域の放射能測定データと比べ特段の異常は認められなかった。

また、1993年10月に日露核兵器廃棄協力に関する協定が締結され、その一環として、ウラジオストック周辺における放射性廃棄物管理体制強化のため、わが国が低レベル放射性廃液処理施設を建設し供与することが決定された。この処理施設は「すずらん号」と名づけられ、曳航式のバージに搭載されており、年間7,000m³の処理能力を持つ。2000年4月に試運転を終えロシア側に引き渡され、現在はウラジオストック対岸のポリショイカーメニ湾にあるズヴェズダ造船所（原潜解体工場がある）の埠頭に係留されている（写真2.6-1）。現在「すずらん号」は原潜解体で生じた放射性廃液の処理に使用されており、これまでに1,800 m³の廃液が処理されている。わが国はこの他に1999年に極東ロシアにおける原潜解体支援を決めており、使用済み燃料の貯蔵施設の建設や、原潜解体等に資金を提供することになっている。



写真2.6-1 バージ式液体放射性廃棄物処理施設「すずらん号」（文献(9)）

（２）退役原子力潜水艦の解体と廃棄

ロシアは 1950 年代末から冷戦終結にいたるまでの旧ソ連時代に 240 隻を上まわる原子力潜水艦（原潜）を建造した。その 3 分の 2 はムルマンスクを中心にコラ半島一帯に基地を持つ北洋艦隊に配備され、3 分の 1 はウラジオストック周辺やカムチャッカ半島に基地を持つ太平洋艦隊に配備された。ロシアの原潜の型式は、初期のものから、最新のものまで、時代的に 4 世代に分類でき、第 1 世代のものは全て、また第 2 世代のものも大半が既に耐用年数を過ぎ退役している。ロシアで退役した原潜の総数は 1999 年末で約 180 隻と報告されており、そのうち約 100 隻が北極海域に、また約 80 隻が極東海域にあり、原子炉の燃料抜き取りが済んでいるのはそのうちの 3 分の 1 に満たない^{（１０）－（１２）}。旧ソ連時代には老朽原潜の具体的解体計画はなく、そのまま長年にわたり十分な管理がなされないまま埠頭に繋留しており、現在でもその状況は大きくは改善されていない（脚注）。陸上での使用済燃料貯蔵能力が極端に不足してい

（脚注）米国では累積で 190 隻近い原潜が建造されたが、海軍は Ship/Submarine Recycling Program（SRP 計画）と呼ぶ解体処理計画を持っており、原潜については就役 25 年以上を経過すると退役させ、解体処理する。解体処理用には、シアトル対岸のブレマートンに専用の海軍工廠（ピュージェット・サウンド海軍工廠）を持っており、解体後の原子炉容器は密閉後バージに載せてコロンビア川をさかのぼり、ハンフォードの処分場に埋設処分している。（写真 2 . 6 - 2 参照）



写真 2 . 6 - 2 米国ハンフォードにおける原潜の廃棄
（撮影 木村逸郎）

るため、ほとんどの退役原潜は燃料を取り出すことができず、炉心に燃料を装荷したままで繋留されている。原子炉事故を起こしたいくつかの原潜については、原子炉搭載部分を切り離し、燃料を搭載したままノバヤゼムリヤ島東岸のフィヨルドに投棄した例がある。また燃料を抜き取った空の原子炉容器 10 基もこの島の周辺に投棄されている。水中に沈められた原子炉に附随する放射能は前項の白書では約 89PBq と発表されたがその後約 37PBq と下方修正されている。

長期繋留されている老朽原潜の中には、腐食などでハル（船体）への浸水で沈没の危険のあるものもある。これらについては沈没防止のため、圧縮空気の内ハル内への連続注入や、船底の溶接修理などの応急措置が取られているほか、ハル内へのポリスチロール注入も試みられている。また、原子炉系からの放射性廃液漏えいの危険性も高く、原子炉内へのシール剤注入なども行われている。

1990 年前後から一部の基地の港湾で解体が始められたが、設備が旧式でほとんど手作業に近く、作業で発生する放射性廃液処理能力も不十分なことに加え、ソ連崩壊後の経済混乱による厳しい資金不足で、実際の解体は遅々として進まない状況が続いた。

ソ連崩壊により、旧ソ連諸国における大量破壊兵器に係る管理体系自体も崩壊の危機に瀕し、それらの盗難や第三国への流出の危険性が高まった。このため米国政府は、自国の国防予算を充当して、旧ソ連諸国におけるそれらの管理強化策や、生物化学兵器関連施設やミサイル運搬・発射装置などの不要軍事設備の解体などを支援する脅威削減協力計画（Cooperative Threat Reduction、CTR）を 1992 年より実施に移した。その一環として、北極海域 2 箇所と極東ウラジオストックの計 3 箇所の造船所で、原潜からミサイル搭載部を撤去する解体計画支援を開始した。しかし、既に述べたようなロシア側施設の状況や、作業への給与支給停滞などで、米国が期待したほどの成果があがらず、1996 年までの解体はたったの 5 隻にとどまった。こうしたことから、1997 年から米国は支援をより強化し、解体を行う海軍工廠側との契約形態を変更した上、北極海域での解体場所を 1 箇所増やし、燃料取出し設備の機能増強を図るなどした。その結果事態は好転し、2000 年末までにさらに 17 隻の解体が進んだ。2007 年までに北極海域で 18 隻、極東で 18 隻の計 36 隻を解体できる見通しが得られたが、その後に残る 140 隻以上の退役原潜については現在のところまだ具体的な解体計画はない。

こうして一部の原潜解体作業が進み出したものの、その作業の主たる目的はミサイル発射装置の撤去である。燃料を装荷したままの原潜の場合、本体を、船首部、ミサイル搭載部、後部の 3 つに分断し、ミサイル搭載部を解体除去した後は、船首部と後部とを再び溶接で連結して浮力を持たせ、埠頭への繋留を継続して燃料取出しを待つという措置がとられている。こうした原潜の繋留待機は長期化することが必至で、沈没の危険性も否定できない。

燃料抜き取りが済んだ原潜の場合も上記と同様の措置をとるか、または原子炉搭載部のみを残して密閉し、ブイを付けるかまたは原子炉容器内にポリスチロールを充填

して浮力を持たせ、埠頭に繋留し保管を続ける。これは、現状では放射性廃棄物処理能力が極めて制限されているため、原子炉本体の解体能力も限られているためであるが、この場合も繋留保管の長期化による沈没や放射能流出の危険性を抱えている。解体後の原子炉容器は、コラ半島の一角にかつて原潜の地下保管施設として建設された400mのトンネルに長期貯蔵することが計画されている。

2002年9月にウラジオストックで開かれた原潜解体に関する国際会議では、極東の太平洋艦隊が保有する退役原潜のうち42隻が燃料を装荷したままであることが報告された。ロシア側は、この問題の早期解決に向け、使用済燃料貯蔵施設の新設、解体原子炉容器の長期保管施設建設、使用済燃料のマヤク再処理工場への輸送のための鉄道線路補強などの構想を示したが、実現のための最大課題は資金調達問題であるとしている。極東地域における老朽原潜の繋留保管長期化は、核拡散の観点からの懸念に加え、環境汚染防止の観点からも、わが国としても無視しがたい重要問題である。こうした観点から我が国は1999年から極東ロシアの原潜解体を支援することにし、2002年6月にカナダのカナダスキスで開催された先進8カ国首脳会議(G-8)や2003年1月の小泉首相のロシア訪問でもこうした分野での財政支援強化を表明している。日本としては、むつ解体などの経験をふまえ、技術的支援を行う能力を有するものの、対象が核兵器を搭載する原潜という機微な軍事技術であるため、ロシア側に一定の線を越えて技術的に踏み込むことができないことから、こうした財政支援をいかに実効のあるものにするかについては難しい課題を抱えている。

ロシアにおける解体中の原潜、保管中の原子炉および野ざらしの使用済み燃料入りキャスク(容器)の写真をそれぞれ写真2.6-3、写真2.6-4および写真2.6-5に示す。



写真2.6-3 解体中のロシア原潜
(文献(12)、Bellona Foundation の許諾を得て使用)



写真 2 . 6 - 4 埠頭に長期繋留保管されている解体原潜の原子炉部分
(ロシア極東使用済み燃料・放射性廃棄物処理会社 FSUE “DaIRA0” 社のパンフレット
より転載)



写真 2 . 6 - 5 野ざらしになっている使用済み燃料入りキャスク (容器)
(文献(12)、Bellona Foundationの許諾を得て使用)

参考文献

- (1) 「ロシア近海における放射性廃棄物投棄についての事実と問題」ロシア大統領管理当局、モスクワ（1993）（ロシア発行の「白書」の仮和訳）。
- (2) A. Aakrog, “Global Radioecological Impact of Nuclear Activities in the Former Soviet Union”, Proc. International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/174, Vienna (1995).
- (3) S. Strand et al., “Dumping of Radioactive Waste in the Barents Sea” and the Kara Sea, Proc. International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/128, Vienna (1995).
- (4) K. -L. Sjoebloom et al., “The International Arctic Seas Assessment Project (IASAP): Interim Progress Report”, Proc. International Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/167, Vienna (1995).
- (5) Radiological Conditions of the Western Kara Sea: “Assessment of Radiological Impact of the Dumping of Radioactive Waste in the Arctic Seas” – Report on the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP), IAEA (1998).
- (6) Don Bradley, “Behind the Nuclear Curtain: Radioactive Waste Management in the Former Soviet Union”, Battelle Press, (1997).
- (7) 平成 7 年度版原子力安全白書、資料編 3-1 ~ 3-3.
- (8) Igor Kudrik, Current Status, February 1999: “International Co-operation on Radiation Safety in the Russian Navy”, Bellona Foundation Website (<http://www.bellona.no>).
- (9) 旧ソ連非核化支援技術事務局ホームページ（<http://www.tecsec.org>）。
- (10) J. C. Moltz, “Russian Nuclear Submarine Dismantlement and the Naval Fuel Cycle”, The Nonproliferation Review/Spring 2000.
- (11) Nuclear Status Report: Nuclear Weapons, Fissile Materials, and Export Controls in the Former Soviet Union, Monterey Institute of International Studies, June 2001.
- (12) The Russian Northern Fleet: Report 2: 1996, Bellona Foundation, 1996.

2.7 人工放射能による地球規模の汚染の現状

2.7.1 自然放射線源

自然の放射線源としては、宇宙線と、地球上に存在する天然放射性核種からの放射線とがある。地球上に存在する天然放射性核種としては、地球誕生以来存在していた地球起源放射性核種と、宇宙線と大気低層の主成分である窒素、酸素、アルゴンなどとの核反応によって生成する宇宙線起源核種とがある。

地球起源放射性核種の主なものとしては、 ^{232}Th （半減期 140 億年）を親とする壊変系列上のトリウム系列核種（質量数は n を整数として $4n$ で表される）、 ^{238}U （半減期 45 億年）を親とするウラン系列核種（質量数 $4n+2$ ）および ^{235}U （半減期 7 億年）を親とするアクチニウム系列核種（質量数 $4n+3$ ）がある。ウラン系列核種の中には、 ^{226}Ra や ^{222}Rn があるが、後者は希ガスであり、土壌等から散逸して空気中に移行する。 ^{222}Rn の濃度は屋外空気中で通常 $0.1 \sim 10\text{Bq/m}^3$ であるが、屋内では家屋の建材構造で大きく変わり、その吸入による被曝は、自然放射線源中で最も大きな被曝源となっている。また、トリウム系列核種のうちの ^{220}Rn （トロンともよばれる）も重要な吸入被曝源となっている。

地球起源放射性核種としては、このほかに、 ^{40}K （半減期 12.8 億年）や ^{87}Rb （半減期 475 億年）がある。 ^{40}K は土壌 1kg 当り $100 \sim 700\text{Bq}$ 含まれており、海水には 1t 当り約 10kBq 含まれている。

宇宙線起源核種は、線量への寄与としては僅かではあるが、約 20 種類の放射性核種が常に生成している。多少の変動はあるものの、生成と崩壊がほぼ平衡状態に達しており、それらの地球上の存在量はほぼ一定している。それらの代表的核種の一つはトリチウム（ ^3H 、半減期 12.3 年）で、宇宙線中性子と大気との破砕反応 $^{14}\text{N}(n, ^3\text{H})^{12}\text{C}$ などによって生じ、海水中の濃度は約 100Bq/m^3 となっている。

以上述べた自然の放射線源による被曝の世界平均は 2.4mSv であるが、実際の個人の年間被曝は、住んでいる場所や条件によって大きく異なり、世界平均の 2～3 倍に及ぶことも珍しくない。

2.7.2 人工放射線源による地球規模汚染⁽¹⁾⁽²⁾

1945 年から 1980 年にかけて、総計で 543 回の核実験が大気圏内で行われ、大量の人工放射性物質が無制限、かつ直接的に環境に放出された。その地球全体への拡散は、人工放射線源としては最大の集団線量の原因となっている。国連科学委員会の 2000 年報告書によれば、大気圏内核実験の総収量は 440Mt であり、核分裂収量は 189Mt と評価されている。その結果大気圏に放出された放射性核種の量は、局地的または地域的な降下に関する放出分を除いて、 ^{90}Sr で約 620PBq 、 ^{137}Cs で約 950PBq と推定されて

いる。

このほかの人工放射性物質の放出源としては、原子力発電所や関連する核燃料サイクル施設の通常の運転に伴う放出、および原子力関連施設の事故による放出があるが、それらの主要なものを核実験による放出量とともに表 2 . 7 - 1 に示した。

表 2 . 7 - 1 人工放射性同位元素の環境への放出(文献(1))

原因	大気圏放出量 (PBq)		
	⁹⁰ Sr	¹³¹ I	¹³⁷ Cs
大気圏核実験	622	675,000	948
原子力発電・燃料サイクル事業	5.8 (注)	0.048	40 (注)
チェルノブイリ事故	8.1	1670	85
ウィンズケール事故	-	0.74	0.022
マヤク廃液タンク爆発事故(注 2)	4.0	-	0.027
スリーマイル島事故	-	0.00055	-

(注) 主に再処理工場からの廃液放出による。

大気圏内核実験の降下物による世界の年平均実効線量は、米ソがモスクワ条約締結により大気圏での実験を止めた翌年の 1963 年に 150 μ Sv とピークに達し、天然のバックグラウンド・レベルの約 7% に到達したが、2000 年にはほぼ 5 μ Sv まで減少している。

チェルノブイリ事故では、原子炉周辺の地域で高いレベルの環境汚染や被曝が発生した。旧ソ連以外のヨーロッパ諸国もその影響を受けたが、最も高い地域における年平均線量は事故の最初の年でも自然バックグラウンドの 50% 未満であり、その後急速に減少した。国連科学委員会報告によれば、チェルノブイリ事故の影響による 2000 年における世界平均の年実効線量は約 2 μ Sv と評価されている。

再処理等に伴い環境に放出される放射性核種のうちには、寿命が極めて長く、しかも環境中で拡散しやすいものがあり、それらの蓄積が全地球規模の線量の増大につながるのではとの懸念がある。国連科学委員会報告書では、こうした観点から考慮すべき核種は、³H (半減期 12.3 年)、¹⁴C (5,730 年)、⁸⁵Kr (10.8 年) および ¹²⁹I (1.6 $\times 10^7$ 年) であるとして、それらの地球規模拡散・蓄積による影響評価を行っている。その結果によれば、将来にわたって現在と同レベルの原子力利用活動が継続するとした場合、これらの放射性核種の地球規模拡散・蓄積による個人の年間最大線量率は、¹⁴C で約 1 μ Sv、⁸⁵Kr で約 0.1 μ Sv、³H および ¹²⁹I で約 0.005 μ Sv であり、自然のバックグラウンドに比べて無視しうる程度である。

参考文献

- (1) 放射線医学総合研究所 監訳、「放射線の線源と影響、原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書 附属書付」、実業公報社.
- (2) B. G. Bennett, “Exposures from Worldwide Releases of Radionuclides”, Proc. Symposium on Environmental Impact of Radioactive Releases, IAEA-SM-339/185, Vienna 1995.

2.8 まとめ

原子力発電所での事故や、米国、旧ソ連での核兵器開発による環境汚染の例を示した。これらより、チェルノブイリ原子力発電所の事故による環境汚染は、旧ソ連型原子力発電所の安全上の欠陥と運転員のミスによるものであるが、事故に対する深層防護の適用と運転員の知識の向上が重要なことを示している。旧ソ連、米国での核兵器開発に伴う環境汚染の例は、環境汚染を考慮した管理体制が不十分であったことによるものである。このような環境汚染の例をみると、当初から、環境汚染を防止する設計、体制の構築が重要であることがわかる。

また、これまでの環境汚染の例を見るまでもなく、ひとたび環境汚染が生じるとその修復は容易でないことが理解でき、この意味でも環境汚染の予防が重要な意味をもつことがわかる。

第3章 放射性物質による環境汚染の可能性とその対策

3.1 はじめに

放射性物質の使用や原子力施設の運転においては、放射性物質による環境汚染の可能性が少なからず存在する。この章では、どのような可能性があるのかを、使用や施設ごとに事故例や放出実績、潜在的な可能性などで説明するとともに、環境汚染を防ぐための必要な対策にも触れる。

なお、本章では主に人間の被曝につながるものとして環境汚染を捉えているが、第1章でも記述したように、最近人間以外の生物や生態系への影響についても考慮すべきとの議論が国際的にも高まっている。今後はこのような視点に立っての環境汚染の検討が必要になってこよう。1992年にブラジルのリオ・デ・ジャネイロで開催された環境と開発に関する国連会議（リオ宣言採択）以来、国際間で協定が結ばれ、放射線を含めた環境の保護が最近の大きな国際的動きとなっている。参考文献（1）には、環境の放射線防護に関する世界の動向が、IAEA 主催の「電離放射線の影響から環境を守るための専門家会合」の内容を含めて解説されている。それによると、構築されるべき環境防護体系に含まれるべき内容として、（1）明確な目標、（2）原則の設定、（3）合意された単位と量の利用、（4）複数の標準生物・標準動物による標準評価モデル、（5）放射線影響の基本的な知識、（6）遵守を示す手段の提供、および（7）新しい知識に基づく定期的な更新、を挙げている。放射線防護の対象としての環境は、人間、生物相および非生物相に分類される。これらに対する放射線防護の考え方はどのような倫理感によって行うかが重要な視点となる。今後は、異なる倫理観に受け入れられる環境の防護の枠組み、あるいは、どれかを優先する形で環境の防護の枠組みを構築していかなければいけないとされている。この際、国際的な条約等により既にコンセンサスが得られている次の5原則がその出発点となるとしている：（1）維持能力、（2）生物の多様性の維持、（3）保全、（4）環境における公平性、（5）人の尊厳。

また、環境防護の様々なアプローチとしては次のようなものが説明されている。

- （1）人間を防護すれば環境は自明的に守られる。人への線量限度 1mSv/y を遵守すれば環境に害が及ぶことはない。
- （2）陸上動物(1mGy/day)、陸上生物・水圏生物(10mGy/d)を基準として適用する。
- （3）環境への影響を評価するための体系的な取組。
- （4）スクリーニング目的のため影響のないとされる参考線量率レベルを導入する。
- （5）考慮すべき誘導レベルを定めるため標準の動物、植物を用いた評価法を採用する。

参考文献

- (1) 蔵元憲三、「環境の放射線防護に関する世界の動向」、放射線科学、Vol.45、No.3、p.70 (2002)。

3.2 放射性物質の使用に伴う可能性

放射性物質すなわち放射性同位元素と核燃料物質の通常の利用にさいし、それぞれ放射線障害防止法と原子炉等規制法に従って管理されるので、その状態で放射性物質による環境汚染の可能性が指摘されることはない。しかしながら放射性同位元素や核燃料物質さらに核原料物質が、上記法律が制定される以前に使用され、法規制からの枠から外れたままになっていた後に、「事故」的に環境に放出された場合、それらが部分的に環境汚染を起こす恐れがあり、実際そうした事例も発生している。

当然のことであるが、放射性同位元素等取扱施設や核燃料物質取扱施設で発生する事故により、環境が放射性物質によって汚染される場合がありうるが、その場合は当事者がそのことを自覚しているので、その対策は十分講じられるはずである。

現在国内で放射線事業所として登録されているところは、4,837(平成13年3月末)、核燃料物質取扱施設は50(平成12年12月末)である。これらの事業所と施設において、昭和33年から平成13年までの44年間に発生した放射線に関する事故とトラブルは201件である。この内、放射性同位元素関連が135件、核燃料物質関連が63件となっている。これらの事故とトラブルは放射線作業員いわゆる従業者の放射線被曝に関するものが多いが、放射線線源に関連して、紛失、盗難および未届線源に関するものがそれに次いでいる。これらの中では、昭和40年代に起こった非破壊検査用の¹⁹²Ir線源の紛失とそれを拾った2名の人の過剰被曝がある。また1985年に墜落した日航ジャンボ機には92個の放射性輸送物(医療用ほか)および同機がバランスウエイトに使用していた約170kgの劣化ウランがあり、いずれも未回収に終わったが、前者が短半減期の放射性同位元素が多かったこと、後者は比放射能が低いこと等により、環境への影響は少ないと評価されている。

核原料物質に関するものとしては、3.1.1で述べるモナザイト鉱石の問題がある。これは、本来天然起源の砂であるが、いわゆるTENORM(Technologically Enhanced naturally Occurring Radioactive Materials)に入るもので、その管理について法規の整備が必要とされている。

その他、身元不明放射線線源(いわゆる orphan source)として考えられるものとして、全く放射線の管理なしに一般産業や生活環境に使用済みや盗取された放射線源が紛れ込んで、一般民衆の被曝や環境の汚染を引き起こすことがある。幸いわが国では、大きな災害は起こっていないが、2000年には和歌山と兵庫の製鉄所において、金

属スクラップ中に混入していた放射線源が見つかった。和歌山の場合、フィリピンから輸入されたステンレス鋼スクラップの中に ^{137}Cs と $^{241}\text{Am}-\text{Be}$ 中性子線源が混入していた。一方、兵庫の事例では、 ^{226}Ra 線源が小型保管容器に収納されたままの状態ですクラップ中に発見されている。また2001年には、山口県のステンレス鋼スクラップ取扱事業所で、台湾から輸入されたスクラップ中に ^{137}Cs 線源が見出された。これらの事例では、いずれも放射線源は回収され、安全に処理された。しかし、台湾では線源の混入が検知されないまま金属スクラップが鉄筋として再生使用され、この汚染鉄筋を用いて建造された建物で多くの住民が被曝する事故が発生している。

身元不明放射線線源による一般民衆の被曝事故は開発途上国で多発している。1984年にモロッコでは、 ^{192}Ir 線源を拾得して家まで持ち帰った結果、8~25Svの被曝を受けた家族8名が死亡した。1987年、ブラジルのゴイアニアにおいて ^{137}Cs の遠隔治療線源を施設から取り外して破壊した結果、54名が大量の被曝を受け、その内4名が死亡した。その後広範な汚染除去と放射性廃棄物の回収が必要となった。1992年には中国において、紛失した ^{60}Co 線源を拾得した家族3名が過剰な被曝を受けて死亡した。近くは2000年にエジプトにおいて、紛失された ^{192}Ir 線源により7名が過剰被曝を受け、その内2名が死亡した。

これらの事故やトラブルの発生を防止するためには以下のような対策が必要である。

- (1) 放射線線源の管理を徹底すること
 - (2) 放射線線源の表示を明確にすること
 - (3) 放射線線源の製造者と供給者の責任を明確にすること
 - (4) 放射線管理手順を明確化すること
 - (5) 放射線線源の利用者に教育訓練を十分に行うこと
 - (6) スクラップ等の輸出入にあたっては、何らかの形で放射線検査を行うこと
- 等であり、場合によってはこれらの手順を国際的に認知することである。既にそのための活動が国際原子力機関(IAEA)で展開されている。

これまで原子力関係の教育研究を行ってきた大学は臨界未満実験装置や実験等で使用した核燃料物質を保管している。今後、不用となった核燃料物質を各大学において永久に保管し続けることは安全確保において困難がある。将来このような核燃料物質が環境汚染の原因とならないためにも、国による関与の明確化と体制整備が必要である。

3.3 放射性物質の医療利用に伴う可能性

放射線と放射性物質の利用は医療から始まり、現在においても多量の放射性物質が診断と治療に用いられている。とりわけ治療に使われる放射性物質は大きな線源強度が必要であり、万一紛失や盗難などの事故が起こるとその影響は甚大となる。幸いわが国では大きな医療用線源の紛失とそれに伴う放射線被曝事故は発生していないが、

工業用非破壊検査用の線源を含めこうした事故は世界各国、とくに開発途上国などで多発しており、子供を含む多くの一般公衆が死亡するに至っている。さらに線源が解体されてしまうと、広範な生活環境の汚染を引き起こすことがある。それらの事例は前節に示した。

次に病院等で治療のために使用される非密封の放射性同位元素の問題がある。こうしたものは治療のためいったん患者の体内に投与されると、その時点で法的には放射性同位元素でなくなり、規制の体系を外れてしまう。その後、その患者のオムツなどで再度放射線計測にかかる場合、これを湧き出し線源として扱うか、あるいは処分されたものとして扱うか現時点で明確でなく、この種の医療用廃棄物中の放射性物質が環境を汚染する可能性が存在する。しかしながら現在のところ治療目的等で認可されている放射性同位元素は、短半減期の 19 核種に限定されており、その意味では環境への負荷は大きくないといえる。

医療分野での放射性物質による環境汚染の可能性は、わが国に限っていえば、事故の場合を除き大きくはない。ただこの分野では、放射線障害防止法、医療法、薬事法、診療放射線技師法などさまざまな法律が錯綜し、それぞれが管理を要求して混乱する場合がよくある。従って、これらの整合化と合理化が必要である。患者への診断と治療で自由裁量を持ちたい医師と医療技術者として存在する放射線の専門家との間のバランスが必要である。放射線の管理を強調し過ぎて医師による診断と治療がままならないのもよくないが、逆に医師の自由裁量が大きすぎて技術者による放射線の管理がおろそかになるのもよくない。そのためには医療従事者間の責任体制を明確にすることや関連する法令間の整合を図ること等が必要である。さらに医療で発生する放射性廃棄物の最終処分体制の確立も平行して実施する必要がある。それによって放射線被曝事故や放射性物質による環境の汚染を防止することが可能となる。

3.4 原子炉の運転に伴う可能性

原子炉の運転に伴って、物質の 3 態に対応して、気体廃棄物、液体廃棄物、および固体廃棄物が発生する。固体廃棄物については別途論じられるので、ここでは環境中に直接放出される気体廃棄物および液体廃棄物について述べる。気体廃棄物中に含まれる放射性核種の組成は炉型によって異なるが、軽水炉では ^3H 、放射性希ガスとヨウ素、 ^{14}C 等が主なものである。この気体廃棄物は、希ガス貯留装置などで放射能を減衰させるとともに、高性能 (HEPA ; High Efficiency Particulate Air) フィルターを通して、放射能濃度をモニターしながら、スタックから大気に放出される。原子炉施設の周辺にはモニタリングステーションが設置され、大気中の放射性核種濃度、空間線量率などが連続的に測定されている。一方、液体廃棄物には燃料の燃焼によって生成する超ウラン元素やいわゆる核分裂生成物、中性子による照射によって生成する放射化核種が含まれる。この液体廃棄物はろ過やイオン交換などの処理を行なった後、放

射能濃度をモニターしながら表面水系（わが国の場合は沿岸）に放出される。表面水系中の放射性核種濃度も定期的に測定され、異常な放射能放出がないことを確認している。このような気体及び液体廃棄物の管理の方法はおおむね世界共通である。環境に放出された放射性核種は、種々の経路を経て公衆に放射線被曝をもたらす。そこで、原子炉設置の安全審査において、原子炉の運転による公衆への被曝線量の評価値が線量限度（年間 1mSv）はむろんのこと、線量目標値（原子炉では線量限度の 1/20）を十分下まわることが解析により確認されている。原子炉の運転が開始された後は、原子炉設置者自身による監視が行なわれるのはもちろんであり、これに加えて原子炉の設置されている地方自治体でも、敷地周辺における環境放射能・空間線量率、ならびに必要に応じて被曝線量を監視・評価する機構が設けられ、平常運転時の安全性が地方自治体レベルでも詳細に確認されている。

被曝線量を評価する手法（原子力安全委員会：発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針、原子力安全委員会：発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について（専門部会報告））は、おおむね米国原子力規制委員会の評価手法（Regulatory Guide 1.109 (1976)）に準拠し、米、漁業、ヨウ素摂取量などの日本に特有な事項を勘案できるように考慮したものである。放射性物質が大気中に放出されると、風の流れに沿って移行（移流）し、通常の大気混合過程によって分散される。このような放射性物質の流れはプルームと称されている。大気中を輸送される放射性物質は、希ガスのように化学的に不活性なものを除いて、重力の作用など（乾性沈着）または降雨・降雪（湿性沈着）によりプルームから除去され地表面に至る。この地表面に沈着した放射性物質が陸域生態圏の汚染源となる。移行するプルームに曝される公衆は、短期的には以下のものを受ける。

- （１）プルームからの直達放射線による外部被曝
- （２）地表面に沈着した放射性物質からの直達放射線による外部被曝
- （３）プルームの吸入摂取による内部被曝

さらに長期的には、

- （１）地表面から再浮遊した放射性物質の吸入摂取による内部被曝
- （２）地表面に沈着した放射性物質が生態圏を経由して移行した食物など（農畜産物、飲料水など）の経口摂取による内部被曝

などを受けることになる。一方、放射性物質が沿岸の海水中に放出されると、海流によって移行し、乱流混合過程により分散される。海水中に移行した放射性物質は海産物（魚介類、海草）、魚網などに濃縮されるとともに、海砂との相互作用、懸濁物との相互作用などを伴って海底に沈降する。海洋放出に伴う公衆の被曝線量としては、

- （１）海産物の経口摂取による内部被曝
- が主要なものであるが、日本の特殊事情から考えられている経路として、
- （２）海浜における作業にともなう海砂からの直達放射線による外部被曝
 - （３）海水の飛沫の吸入摂取による内部被曝

(4) 魚網からの直達放射線による外部被曝
などもある。

わが国の発電用原子炉は、原子力安全委員会が毎年取りまとめている「原子力安全白書」に記載されているように、通常運転時には高い安全性が維持されているので、ここでは、グローバルな観点から、世界全体の気体及び液体廃棄物の放出の実態を概観する。原子放射線の影響に関する国連科学委員会の 2000 年報告書 (Sources and Effects of Ionizing Radiation) によると、1997 年のデータでは、

(1) 世界の原子力総発電量 : 259.2 GWa (G は 10^9 、a は年)

(2) 世界の発電用原子炉からの放出物の放射エネルギー

放射性希ガス : 21,260 TBq

^3H : 13,026 TBq

^{131}I : 95.4TBq

粒子状 : 1,852 TBq

その他 (液体) : 4,837 TBq

なお、 ^{14}C のデータは報告書には明示されていないが、 ^3H とその他 (液体) の中間程度の放出量である。周辺住民への集団線量の総計は 500 人 Sv を若干下回り、各成分の寄与は、

(1) 粒子状

(2) ^{14}C

(3) ^3H

(4) 放射性希ガス

(5) その他 (液体)

(6) ^{131}I

の順である。ちなみに、周辺住民への年個人線量は世界の原子炉サイトの平均で 2 ~ 10 μSv と評価されている。今まで述べてきたように、発電用原子炉は世界的に見ても、通常時は極めて高い安全性が維持され、公衆への被曝線量もわが国の線量限度はむろんのこと、線量目標値をも大きく下回っているので、現状の運転技術において、原子炉の通常運転による環境への甚大な影響は想定できない。また、天然の放射性核種によるバックグラウンド線量のレベルが mSv オーダーであることを考慮すれば、 μSv オーダーの極めて低い線量をさらに低減することは、費用対効果の観点から正当性を主張できない。参考までに、国連科学委員会の 2000 年報告書に示されている線源別の世界平均の被曝線量を表 3 . 4 - 1 に掲げる。

表 3 . 4 - 1 2000 年における線源別の 1 人当り年実効線量

線 源	世界平均の 1 人当り 年実効線量 (mSv)	範 囲 (mSv)
自然バックグラウンド	2.4	1-10
診断：医学的検査	0.4	0.04-1.0
大気圏核実験	0.005	最大：0.15
チェルノブイリ事故	0.002	最大：0.04 (1986 年)
原子力発電	0.0002	

(文献、 2 . 7 節の(1)参照)

原子炉の平常運転時については、放射線安全の観点からの環境影響は極めて低い。一方、事故時の影響については第 2 章で詳細に論じた。発電炉に関しては、歴史的に重要な 1957 年 10 月英国ウィンズケール原子炉の燃料溶融破損事故、1979 年米国スリーマイルアイランド (TMI) 原子炉における冷却材喪失事故および 1986 年旧ソ連チェルノブイリ原子炉における反応度事故が発生した。英国の事故については 2 . 3 . 1 に、米国 TMI 原子炉の事故は 2 . 4 . 2 に示した。また、旧ソ連チェルノブイリ原子力発電所 4 号炉の事故については、詳細を 2 . 2 に示した。

これらの大きな原子炉の事故対応として、発生確率は低いと評価されているがその環境影響が甚大であると予測されているシビアアクシデント (設計基準事象を大幅に超える事故、苛酷事故) への対策 (アクシデントマネジメント) を検討することは有益であり、今後も発電用原子炉におけるアクシデントマネジメントの着実な実施が望まれる。また、事故直後にとられる短期的な防護対策、事故後の長期的な影響の緩和を目的とした中・長期的防護対策の研究も着実な実施が望まれる。こうした原子力防災について法規も整備され、住民も参加する訓練が行われるようになったが、なお、これに関連した研究開発課題も少なくない。

原子炉および次節で述べる核燃料サイクル関連施設の事故について、(1) 事業所外への影響、(2) 所内への影響、および (3) 深層防護の劣化の 3 点からランク付けが試みられた。そして 1992 年国際原子力機関 (IAEA) などにより、国際原子力事象 (事故・故障等) 評価尺度 (INES) が定められ、わが国でも採用された。これを表 3 . 4 - 2 に示す。

最後に指摘すべきことは、JCO 臨界事故 (3 . 5 . 4 および 6 . 2 . 3 参照) の教訓として、小規模原子力施設での種々の事象は、放射線防護の観点からは環境影響は僅かであるが、周辺住民への心理的影響が甚大であったことから、これらへの対応が重要であることが示唆されたことである。このような公衆の心理的なストレスによる健康影響は、チェルノブイリ原子炉事故の IAEA の国際的な調査においても指摘されたことである。

表 3 . 4 - 2 原子力事象の国際的評価尺度 (INES)

	レベ ル	基 準		
		基準 1 : 所外への影響	基準 2 : 所内への影響	基準 3 : 深層防護の劣化
事故	7 深刻な事故	●放射性物質の重 大な外部放出 (数万 TBq 相当以上 の外部放出) 旧ソ連 チェルノ ブイリ 発電所事故 (1986 年)		
	6 大事故	●放射性物質のか なりの外部放出 (数千 TBq 相当以上 の外部放出)		
	5 所外へのリスクを 伴う事故	●放射性物質の限 定的な外部放出 (数百 TBq 相当以上 の外部放出) イギリス ウインズ ケール 原子炉事故 (1957 年)	●原子炉の炉心の 重大な損傷 アメリカ スリーマイル アイランド 発電所事故 (1979 年)	
	4 所外への大きなリス クを伴わない事故	●放射性物質の少量 の外部放出 (1mSv 以上の公衆の 被ばく)	●原子炉の炉心の かなりの損傷 ●従業員の致死量 被ばく (約 5Gy) フランス サンローラン 発電所事故 (1960 年)	
異常な事象	3 重大な異常事象	●放射性物質の極め て少量の外部放出 (0.1mSv 以上公衆の 被ばく)	●放射性物質による所内の重大 な汚染 ●急性放射線障害を生じる 従業員の被ばく (約 1Gy)	●深層防護 の喪失 スペイン バンデロス 発電所火災事故 (1989 年) 船舶 東海再処理工場 燃焼事故 (1997 年)
	2 異常事象		●放射性物質による所内のか なりの汚染 ●従業員の法定の年間線量当量 限度を超える被ばく (50mSv)	●深層防護のかな りの劣化 美浜発電所 2号機 素燃発生機 伝動管 損傷事故 (1991 年)
	1 逸 脱			●運転制限範囲 からの逸脱 高浜増設炉 「もんじゅ」 ナトリウム 漏洩事故 (1995 年)
尺度 以下	0 尺度以下	安全上重要ではない事象		
			0+ 安全上重要でないが、安全 に影響を与え得る事象	
			0- 安全上重要でなく、安全に 影響を与えない事象	
評価対象外		安全に関係しない事象		

注) 上記の例として挙げた各トラブルは、INES が正式に運用される以前に発生したものであるので、公式に評価されたものではない。INES の基準で評価すればこのようになるだろうと推定されているものである。

(日本原子力学会、「原子力がひらく世紀」(1998)より引用、その後発生したJCO事故は4に相当)

3.5 核燃料サイクル関連施設の運転に伴う可能性

3.5.1 はじめに

核燃料サイクル関連施設でも、平常運転時に環境に放出される放射性物質の量を可能な限り少なくするよう安全対策を講ずることが求められているため、環境が著しく汚染される可能性はもっぱら事故時に放出される放射性核種に起因すると考えられる。これまでに核燃料サイクル関連施設において放射性物質による汚染事故が発生したものは、想定外の事象の発生や人為的ミスを出発点とし、その対策が事前に練られていなかったことによって深刻な事態を招いたものが多い。これらは、いずれも安全対策上の欠陥であり、事態の解決のために一層の努力が必要なことはいうまでもない。一方、今後、核燃料サイクル関連施設の運転に伴う環境汚染の原因として潜在的に危惧されるものに、放射性廃棄物の処分が挙げられる。これは、施設の運転に伴って不可避に発生するもので、最終的に何らかの処分方策を講じて人間環境から隔離することが必要になる。実際に処分が実施された例としては、わが国を含め低レベル放射性廃棄物の処分があるものの、処分そのものの歴史が未だ浅く、安全な処分という概念が曖昧であった 1950 年代からの米国や旧ソ連などの軍用再処理施設におけるさまざまな管理による汚染が発生して以降は、処分そのものが厳しい規制の下に置かれるようになり、その後深刻な環境汚染の事例は報告されていない。

ここでは、放射性廃棄物の処分を除く核燃料サイクル関連施設の運転に伴って発生した環境汚染事故の例と、その原因、取られた対策を概観することとし、放射性廃棄物の処分に起因する環境汚染については次節に記述することとする。

3.5.2 採鉱と製錬

鉱山からウラン鉱石を分別採取するさいには、ウラン含有率の高い部位のみを選別利用する。ウラン鉱石中には ^{235}U 、 ^{238}U の崩壊により生成する核種が随伴するので、イエローケーキ（重ウラン酸アンモニウム）としてウランを分離回収した残渣（鉱さい）には、Ra、Rn 等の放射性核種が残っている。その濃度は高くないが、国によっては、原鉱石が多量に処理され、廃棄量も多量になるため問題となることがある。

ウラン製錬における環境汚染の事例⁽¹⁾としては、米国ニューメキシコ州のチャーチロックが挙げられる。1950 年代に United Nuclear 社の製錬所から排出されたウラン鉱さいを貯留したダムが決壊し、1,100t のウラン鉱さいと放射能を含んだ約 36 万 m^3 の汚染水がプエルコ川に流出し、150km 下流地域一帯が汚染した。エネルギー省（DOE）はその後、ウラン鉱さい改善計画を策定し、鉱さい堆積場をプラスチック・シートで覆って Rn の放出を抑制する策を講じている。

また 20 世紀の初頭、オーストラリアのある鉱山学校において大量のウラン鉱石を

処理し、その鉱さいをサイトに貯蔵した。その後、このサイトの開発にさいし、この鉱さいは埋め立て材として利用された。1999 年、そのサイトに新しい建物を建てることになり、その位置の化学物質および放射性物質による汚染検査が要求された。検査の結果、広範囲に放射性物質で汚染していることが分かった。例えば、ある地点でのガンマ線量率は 5cm 離れて $20\mu\text{Sv/h}$ もあった。また別の地点では、厚さ 10cm のコンクリート通路の上で約 $10\mu\text{Sv/h}$ もあった。土壌のガンマ線スペクトル分析の結果、 ^{226}Ra と ^{228}Ra で汚染されていることがわかり、その放射能濃度は $0.5\text{--}40\text{Bq/g}$ の範囲であった。そこで除染を行うこととなり、汚染した土壌は地下のコンクリート製容器に貯蔵された。実際の汚染土壌の容積は初期に推定された量より多く、コンクリート容器の製造追加が必要であった。除染後の放射能強度は放射線安全局によって推奨された濃度 (0.2Bq/g) 以下であった。この除染の結果、当該サイトは、学生、教職員および地域住民に対して安全な場所となっている⁽¹⁾。

わが国においては、これとは少し異なった観点で社会問題化した事例がある。もともわが国のウラン鉱床は海外のそれに比べ小規模で、生産性やウラン価格に起因する国際競争力の観点もあり、採鉱され燃料として用いられたウランは少量で、実際には研究炉や一部の商業炉の燃料製造に使われたのみである。現在は探鉱、採鉱は行われていないが、かつて坑道を掘削したさいに出た掘削ズリである捨石が、核燃料サイクル開発機構（旧動燃）人形峠環境技術センターが管轄する岡山県と鳥取県の鉱山において問題視された。人形峠とその周辺に位置するウラン鉱山は、1955 年に発見された主として堆積型鉱床であり、発見の翌年から探鉱が開始された。人形峠とその周辺地域を含めると推定埋蔵量は約 $2,500\text{t}$ (U_3O_8 換算) であり、約 9 万 t の鉱石から 80 t 強 (U_3O_8 換算) のウランを回収した後、1977 年に坑内での探鉱および採鉱活動を終えた。その間に合計約 20 万 m^3 の捨石が坑口周辺に置かれた。これらは、鉱山保安法に則ってかん止堤などを設ける措置がとられすでに地山化し安定していたが、平成元年に鉱山保安法に ICRP の勧告が取り入れられるさい、鉱山施設においても周辺のバックグラウンドからの線量を除いて敷地境界で年間 1mSv の被曝線量限度を担保する必要が生じ、捨石堆積場への立ち入り制限等必要な措置が講じられた。しかし、堆積場の内部で天然のバックグラウンドレベルを超えるところがあったため近隣住民から懸念が示され、ウラン濃度の比較的高い捨石を撤去する協定が地元地区と旧動燃の間で締結された。しかし、関係上部自治体の了解が得られず、その履行が進まなかったため問題が複雑化した。現在は鉱山保安法のもとで、崩壊や流出といった鉱害の防止措置や、定期的な巡視、放射線量・水質測定によって安全な管理が行われているが、今後も協定履行に向けた対応が必要である。一方、人形峠の鉱さいダムで管理されている鉱さいは、現在約 3 万 m^3 強あり、Ra を比較的多く含んでいるものの、法律に基づき管理が継続されている。現在、脱水、圧密及び覆土等によって安定化することを基本とした恒久的な措置計画が進められている。捨石についても同様に恒久的な措置の計画が検討されている⁽²⁾。

3.5.3 ウラン濃縮

わが国では、遠心分離法を用いたウラン濃縮プラントが、岡山県人形峠と青森県六ヶ所村に存在し、そこではイエローケーキを 56 以上で安定な気体である六フッ化ウラン (UF_6) に転換した後に、天然同位体組成 (0.7wt%) の ^{235}U から 4%程度にまで同位体濃縮される。 UF_6 は水と反応しやすいために、嚴重に容器に保管され、燃料製造のための転換工程に輸送される。当然ながら、気体状のウランを取り扱うことになるので、輸送時を含めて事故が起きると広範囲の環境汚染を引き起こす可能性がある。そのため、厳しい輸送基準が課せられることになる。なお、輸送に関しては、3.7 において改めて述べる。

3.5.4 燃料製造

UF_6 は UO_2 に転換された後にペレットに圧縮成形され、被覆管に挿入される。その際、寸法形状の調整のための研磨が行われるが、研磨くずがダストとなり、それを除去するためのフィルター等が放射性廃棄物となる。上述の転換工程と燃料加工工程は同一のプラントで行われずに、別のプラントにまたがる場合が多い。

転換プロセスにおける環境汚染として第一に挙げるべき事故例として、燃料製造工程の前段階にあたる転換工場における臨界事故が挙げられる。これは、(株)JC0 東海事業所において、高速実験炉「常陽」の燃料に用いられる濃縮度 18.5% の U の転換を行っていたさいに発生した事故であり、6.2.3 でも述べる。事故としては中性子およびガンマ線による直接被曝が主なものであり、一般環境の大規模な放射性物質による汚染には至らずに、臨界の終息とともに被曝は終焉を迎えた。臨界状態で ^{235}U の核分裂により生成した核種 (FP) は、ガス状のものが一部建屋外に漏洩し、大部分の FP は事故建屋内に残留した。現場で直接転換作業を行っていた JC0 の作業員 3 名が大量の放射線を浴び、その内 2 名が死亡するに至った。推定被曝線量は、これら 3 名に対して、各々 16~20GyEq (グレイ・イクイバレント) 以上、6.0~10GyEq および 1~4.5GyEq との推定結果が出されている⁽³⁾。また、同じ JC0 社員 56 名 (内 36 名は 0.6~64mSv)、転換試験棟近傍に滞在した周辺住民等 7 名 (6.4~15mSv) の被曝も確認されている。

この臨界事故の原因とその対策については、事故調査報告書が出されているが⁽³⁾、わが国初の住民避難という事態を迎えた深刻な環境問題であったといえよう。JC0 社員 3 名の救出に向かった東海村消防署員 3 名が 6.2~13mSv の被曝をし、また臨界状態の停止のための作業に取り組んだ JC0 社員 24 名が 0.03~44mSv の被曝を受けた。これは、人命救助と汚染拡大防止のためとはいえ、2 次的災害といえるであろう。

3.5.5 再処理

再処理工程における環境汚染で最も懸念されるのは臨界事故による放射性核種の放出である。しかし、これまでに発生している大きな環境汚染事故は、おもに軍事用再処理施設の貯蔵タンクの爆発や損傷に起因するもので、例えば、米国ハンフォード施設の地下貯蔵タンクからの高レベル放射性廃液の漏出や、「ウラルの核惨事」として知られている旧ソ連ウラル南東部のチャリヤビンスクにある軍事産業複合体のコンビナート（マヤック）の高レベル放射性廃液地上貯蔵タンクの大爆発があるが、これらについては2.5に述べている。また、明らかに人為的原因と見られる汚染事故も、前述のチャリヤビンスクにおいて高レベル放射性廃液を隣接するテーチャ川にたれ流ししていたもので、同じく2.5に示した。

民生用として現在稼動中、または建設中の再処理工場は、日本原燃(株)の六ヶ所工場も含め、チョップ・アンド・リーチ法の前処理工程と PUREX 法による湿式の U/Pu 分離回収工程が採用されている。この場合、使用済燃料の溶解工程から大気中に希ガス、I、Ru、 ^{14}C 、 ^3T などが放出される可能性がある。古い時代、軍事プラントなどで、ヨウ素などをそのまま大気放出したケースもあるが、現在では希ガス以外についてはフィルターその他による放出低減策がとられている。希ガスの大半を占める ^{85}Kr は、体内に吸収されにくいこと、低エネルギーのベータ線だけを放出するので拡散による被曝の影響が小さいと考えられること等から、そのまま大気中に放出される。低レベル廃液を蒸発濃縮する際に発生する水蒸気の凝縮液等の極低レベル廃液については、通常海洋等に放出され、この際、FP 元素 (^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{106}Ru など) やアクチノイド元素 (U、Pu など) ^3T 、 ^{14}C などが放出される可能性があるが、その量はプロセスによって大きく異なる。例えば、英国セラフィールドの旧プラント（ウィンズケール工場）や、フランスのラ・アーグ再処理工場では、1980 年代まで、相当有意量の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{106}Ru などが放出されていたが、その後放出低減策が講じられ、現在では相当低くなってきている。しかし、OSPAR 条約（北東大西洋海洋環境保護条約）で、両国はさらなる放出低減を求められている。ラ・アーグ、セラフィールドおよび東海の再処理工場から放出される ^{85}K 、 ^{90}Sr と ^{137}Cs の量をそれぞれ図 3.5 - 1、図 3.5 - 2 および図 3.5 - 3 に示す。

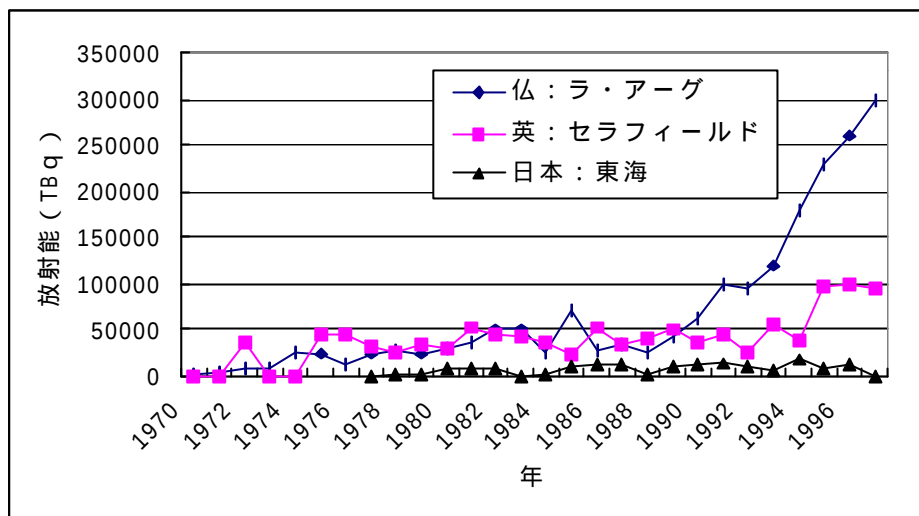


図 3 . 5 - 1 再処理工場からの ^{85}Kr の大気放出
(文献(2)の表中の数値をグラフ化)

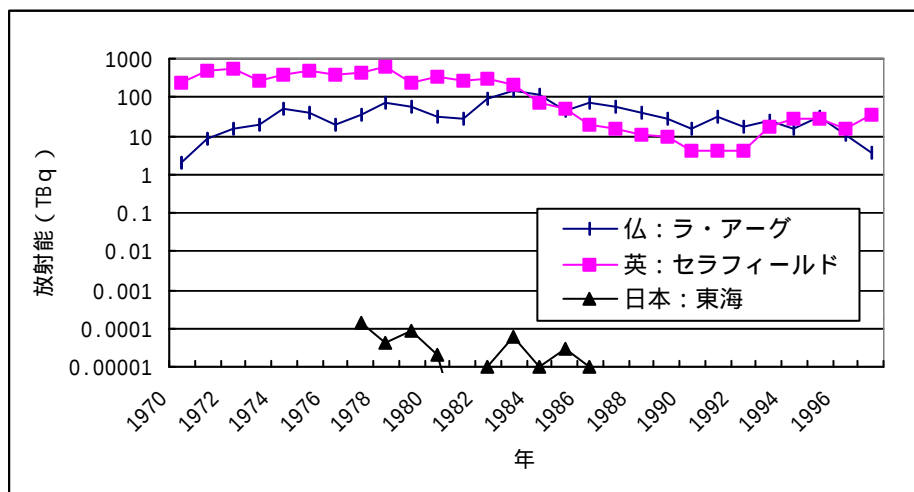


図 3 . 5 - 2 再処理工場からの ^{90}Sr の海洋放出
(文献(2)の表中の数値をグラフ化)

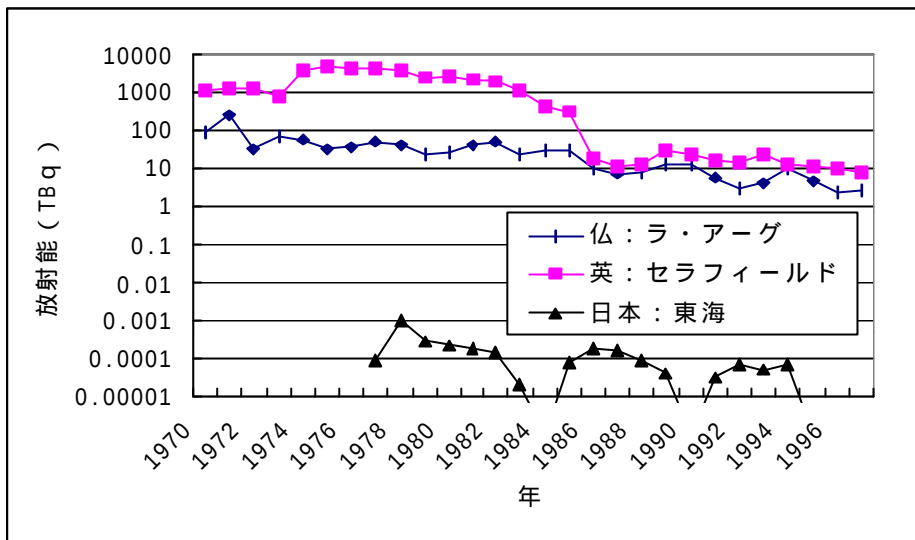


図3．5 - 3 再処理工場からの ^{137}Cs の海洋放出量
(文献(2)の表中の数値をグラフ化)

このように過去の平常運転時において再処理工場が放出した放射能は、イギリスのセラフィールドから150～200km離れたアイルランド沿岸部の魚中の ^{137}Cs の濃縮（環境放射能の10倍以上の濃度）の原因と目されたり、また、周辺海域の海底の堆積物に蓄積したPuが海水中に再び溶け出すことで魚介類を汚染し続けているという報告もある。

英国の放射線防護委員会の報告⁽³⁾によれば、次の4グループ、26ヶ所の商用原子力施設からの通常時の大気放出および液体放出による放射性影響を、事業者の放出データを基に1975年、1985年および1993-95年の年間平均で比較すると、1990年代半ばの通常放出の英国国内への影響ではセラフィールドが最も高く全体の34%を占める。

- (1) 燃料加工（ケープンハースト、スプリングフィールドズ）
- (2) 発電（発電所）
- (3) 燃料再処理（セラフィールド、ドンレー）
- (4) その他（ハーウェル、ウィンフリス、アマーシャム、カーディフ）

また、全施設合計値は1975年放出の126人Sv、1985年放出の24人Svに比べるとかなり低減されていることが分かる。とくに再処理のセラフィールドの改善が顕著であることが示されている。そして1990年代半ばにおけるセラフィールド施設周辺に住む典型的個人の年間線量は1985年の値の約3分の1の $10\mu\text{Sv}$ であり、主に海洋放出による線量の低減によるものとされている。

3.5.6 再処理に伴う放射性物質の輸送

わが国は表3.5-1に示すように、フランスおよび英国に使用済燃料の再処理を委託している⁽⁴⁾。再処理のさいに発生する高レベル放射性廃棄物は、わが国に返還される契約となっており、それらはいわゆる「返還廃棄物」と呼ばれる。これは、わが国商用炉の使用済燃料を再処理したさいに発生するそのものではなく、すでに処理済みのそれと等価なガラス固化体が輸送される。この輸送は、1995年2月に、フランスのシェルブール港から英国の「パシフィック・ピンテール号」によってガラス固化体28本を輸送したのを皮切りに、日本原燃(株)宛に、フランスと英国から年1~2回程度輸送が行われている。

海上輸送のルートが公表されると、輸送ルート沿岸にあるアルゼンチン、ブラジル、チリ、ウルグアイの四カ国が海洋汚染に関する懸念を表明し、ニュージーランドのゴフ外相兼司法相もMOX(PuとUの混合酸化物)燃料輸送時に自国海域内を通過することに反対する声明を出している。たびたび懸念や反対を表明している輸送沿岸の国々は、事前通知や補償など、より具体的な要望を表明するようになってきている。

この「返還廃棄物」の量はガラス固化体として10数年間で合計3千数百本の予定であったが、仏核燃料公社の実績に基づいて電気事業連合会が再評価を行い、2,200本になるとの下方修正をしている。

搬入された「返還廃棄物」は、青森県六ヶ所村にある日本原燃(株)の高レベル放射性廃棄物貯蔵管理センターに30~50年間冷却のため中間貯蔵される。その後は、「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」にもとづき地層処分される予定であり、そのための処分候補地の選定が検討されている段階である。

表3.5-1 海外委託の使用済燃料再処理契約量(文献(4))
(tウラン換算)

	英 国	フランス	合 計
軽水炉	2,700	2,900	5,600
ガス炉	1,500	—	1,500

参考文献

- (1) J. G. Young et al., "Clean-Up of NORM Contaminated Site", ARPS 25, Silver Jubilee Conference on Radiation Protection: Past, Present and Future (2000).
- (2) 放射線総合医学研究所監訳「放射線の線源と影響 原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する2000年報告書 付属書付」[上]実業公報社(2002年).
- (3) NRPB Bulletin 最新号から1990年代半ばまでの英国商業用原子力サイトからの放出、とくに、A. B. Bexon, NRPB Bulletin, No.221(April, 2000).
- (4) 原子力委員会、「平成10年版原子力白書」(1999).

3.6 放射性廃棄物の処分に関連しての可能性

3.6.1 廃棄物の分類と処分方策

現在、放射性廃棄物として処分の検討が行われているものは、ウラン廃棄物（燃料加工工場で主として発生するウランを含む廃棄物）、低レベル廃棄物（原子力発電所の運転に伴い発生）、TRU（超ウラン元素）廃棄物（転換、再処理工場、MOX 加工工場から発生、微量の TRU 元素を含む）、高 $\beta \cdot \gamma$ 廃棄物（使用済の制御棒、原子炉解体により発生する炉内構造物）、高レベル廃棄物（再処理工場で発生する高レベル廃液をガラス固化したもの）の5種類であり、核燃料サイクルのプロセスから排出され、主に放射能のレベルによって区分されている。また、他に研究所や医療機関からの廃棄物もあり、これはRI・研究所廃棄物として別に扱われる。これらは、いずれも現状では地中に埋設処分される予定であるが、廃棄物に含有される放射性核種の量、毒性、半減期などに応じて地表付近の浅い地下に埋設される場合と、深部地下に埋設される場合がある。低レベルを除いて処分方法を検討中であるが、高レベル以外は既に処分実績のある低レベル廃棄物処分の概念をもとに検討中である。しかし、各々の廃棄物中の核種組成には発生源の特徴が刻み込まれるため、結果として、安全評価上の決定核種に相違が現れ、高 $\beta \cdot \gamma$ 廃棄物では中深度の埋設深さ、ウラン廃棄物ではウラン系列の ^{222}Rn に対する考慮など、特殊事情を考慮した処分対策が必要となる。

表3.6-1 我が国において発生する放射性廃棄物の分類

	低レベル	高 $\beta \cdot \gamma$	TRU	高レベル	ウラン	RI・研究所
濃度区分等	政令濃度 上限値以下 ^{注1}	政令濃度 上限値以上	α 濃度が 区分目安 値以上 ^{注2}	再処理高 レベル廃 液	TRU、HLW 以外のウ ラン等で 汚染	左記に準ず
埋設方法	浅地中 コンクリ ートピッ ト	中深度 50～100m (検討中)	放射能レベ ルに 応 じ (検討中)	深地層 ガラス固 化体 (検討中)	浅地中 簡易型 (検討中)	浅地中 コンクリ ートピットか 簡易型 (検討中)
数量 ^{注3}	約100万本	5万トン	約5,600m ³	約4万本	13.5万本	21万本
課題	———	———	———	———	^{222}Rn 影響	廃棄加速器

注1 被曝管理の観点から管理することを必要としない目安線量10 $\mu\text{Sv/年}$ を目標に、裕度を持って核種毎に設定した濃度。

注2 α 核種の放射能濃度が1GBq/t。

注3 本数は200Lドラム缶またはガラス固化体換算。2030年頃までの推定数量。RI・研究所廃棄物の場合のみ2047年までの推定量。

処分においては処分場内での完全隔離が永遠に続くことを前提とせず、工学的に施した隔離機能が長時間経過することによってある時点から徐々に喪失するとの仮定に立って、そのような状況においても著しい影響が生じないようにシステムが設計・構築される。しかし、このような対策の考え方は核種の漏洩を前提とすることから、完全隔離を基本として期間を限定せずにモニタリングで隔離性能を担保し続ける遮断型の一般・産業廃棄物の処分場などとは考え方が著しく異なる。

3.6.2 高レベル放射性廃棄物処分に関する諸外国とわが国の取組

わが国では、青森県六ヶ所村にある「低レベル放射性廃棄物埋設センター」において商用原子力発電から排出される低レベル放射性廃棄物の埋設処分が実施されている。同様な廃棄物処分は諸外国でも既に行われているものの、再処理過程からの高レベル放射性廃棄物（あるいは再処理しない国は使用済燃料そのものが高レベル放射性廃棄物となる）の処分は、いまだどの国も実施していない。前に述べたように、低レベル放射性廃棄物の場合と異なり、これは長期の半減期を持つ核種を含有するので、慎重な技術開発と社会合意プロセスが必要なためである。表3.6-2には、米国、フィンランド、スウェーデン、ドイツ、スイス、フランス、カナダ、および英国の処分概念のまとめを示し、さらに日本の状況と比較した。現在、社会合意形成上最も先を行くのはフィンランドであり、2001年にはオルキルオトを処分場予定地として建設に向けた精密調査を開始することを議会が承認している。

また米国では、2002年2月にエネルギー省が長らく調査を続けてきたネバダ州のユッカマウンテンを最終処分場とする勧告を大統領に提出した。この勧告は直ちに大統領に了承され、2002年5月に下院で、また7月に上院で承認された。これにより、2010年ごろの処分場操業開始をめざし、安全審査準備作業が開始されている。

一方、わが国においては、処分の実施主体として設立された特殊法人「原子力発電環境整備機構」(NUMO)が、平成30年代後半を目途に「最終処分建設地」を選定し、平成40年代半ばまでに最終処分の開始を目指すとしている。

表 3 . 6 - 2 諸外国と我が国の高レベル放射性廃棄物の処分法の概要とその比較（文献(3)を参照）

	米国	フィンランド	スウェーデン	ドイツ	スイス	フランス	カナダ	英国	日本
対象廃棄物	高レベルガラス固化体 (国防用が主) 使用済燃料(商業用が主) (BWR・PWR 他)	使用済燃料(BWR・VVER)	使用済燃料(BWR・PWR)	高レベルガラス固化体 使用済燃料(PWR・BWR 他)	高レベルガラス固化体 使用済燃料(BWR・PWR)	カテゴリ-C 廃棄物(高レベルガラス固化体:PWR 他)	使用済燃料(CANDU)	高レベルガラス固化体 [使用済燃料も可能] (GCR・AGR・PWR 他)	高レベルガラス固化体 (BWR・PWR 他)
処分方針	使用済燃料と高レベルガラス固化体を同一サイトの深地層へ処分	使用済燃料を再処理せずに直接、深地層へ処分	使用済燃料を再処理せずに直接、深地層へ処分	使用済燃料と高レベルガラス固化体を同一サイトの深地層へ処分	使用済燃料と高レベルガラス固化体を同一サイトの深地層へ処分	長寿命核種の分離・変換と長期地上貯蔵との比較後、地層処分の採否を検討	地層処分、サイト内貯蔵、集中貯蔵などの複数のアプローチから選択	高レベルガラス固化体(および使用済燃料)の地層処分が有力だが、未定	高レベルガラス固化体を深地層へ処分。
処分量	70,000t (ウラン換算)	6,500t (ウラン換算)	9,300t (ウラン換算)	27,000～48,000m ³	485m ³ (全量再処理の場合)	2020 年までのカテゴリ-C 累積量: 4,050m ³	処分場容量 191,000t (ウラン換算)	1998 年 4 月高レベル放射性廃棄物累積量 1,800m ³	32,000t (ウラン換算)
候補岩種	凝灰岩	結晶質岩	結晶質岩	岩塩ドーム (ゴアレーベン)	花崗岩 オパリナス粘土	粘土質岩 (ビュール地下研)	深成岩	未定	未定
処分深度	200m～500m	500m(基本ケース)	400～700m	840～1,200m(ゴアレーベン)	花崗岩 1,000m オパリナス粘土 800m	400m(ビュール地下研)	500～1,000m	未定	300m 以深
処分場の規模	面積 4.65km ² 処分坑道延長距離 56km	面積 0.15km ² 処分坑道延長距離 13km	面積 1～2km ² 処分坑道延長距離 45km	未定	未定	未定	面積 4km ²	未定	未定
処分場の開発段階 / スケジュール	2002 年: ユッカマウンテン大統領へのサイト推薦 2002 年: 立地承認決議 2004 年: 建設認可申請 2010 年: 操業開始	2001 年: オルキルオトの原則決定承認(精密調査を予定) 2010 年: 建設許可申請 2020 年: 操業許可申請	2001 年: 調査続行で自治体の同意 2002～2006 年: サイト調査を実施、処分候補地 1 地点を選定	1977 年: ゴアレーベンをサイト予定地として決定 1999～2000 年: サイト選定手続委員会で見直し、検討 2010 年: 法制度の整備	2002 年: 処分の実現可能性プロジェクト報告書 2020 年頃: 処分方針の決定 2050 年頃: 処分場の操業開始	1999 年: ビュール地下研の許可令 2006 年: 政府、3 オプションの総括評価。地層処分が最善とされた場合、処分場建設法案を国民議会に提出	2001 年: 核燃料廃棄物法案が議会提出 2002 年: 核燃料廃棄物法施行 法律の施行後、3 年以内に地層処分による廃棄物管理アプローチを提案	基本方針の議論の段階	平成 10 年代後半: 概要調査地区の選定 平成 20 年代前半: 精密調査地区の選定 平成 30 年代後半: 最終処分施設建設地の選定 平成 40 年代後半: 最終処分の開始
処分費用	575 億 US\$	7 億 9 千万ユーロ(内、建設 2 億 2 千万ユーロ)	287 億 SEK	24 億ユーロ	44 億 SFr(内、建設費が 14 億 4,000 万 SFr)	未定	未定	未定	2 兆 9 千億円

3.6.3 考え得る環境汚染の形態

長期間経過後の放射性廃棄物の隔離性能低下によって放射性核種が放出され、それが生物圏へ到達することによって生ずる放射能汚染および廃棄物処分場へ人間が接近到達して生ずる汚染の2つのケースが考えられる。また、後者には、

(1) 放射性物質であることを認識しつつ、ある目的のために危険を承知で意図的に接近する場合

(2) 危険物の認識がなく偶然に遭遇する場合

とがある。危険を認識した上での行動に対する防護策としては、永久に管理し続けるしか方策はない。また、意図せずに廃棄物に接近するケースに対しては、人間の側からの接近（例えば鉱物資源探査のためのボーリングによるもの）か、処分場側からの接近（地層の隆起による処分場の露出）か、によってその対策は異なる。前者には、処分場の危険を認識させる恒久的なマーカーなどの設置が考えられるが、後者は立地時の選定段階での排除しか有効策はない。しかし、対策が有効となる時点はいずれも将来の世代と考えられるため、確かな対策であり続けるという保証はない。

上述の人間が廃棄物に接近するケースを除けば、放射性廃棄物の処分に起因する環境汚染が生ずる可能性は、処分場の閉鎖後相当の期間を経た後、処分システムが崩壊し放射性核種が漏洩を始めた後（低レベル処分場で300年間の管理期間後、高レベル処分場ではオーバーパックの設計寿命である1000年後、との考え方がある）に起こると想定されることであり、システムが高性能であればあるほど、危険性の大きさは低減する可能性があるが、逆に危険性が顕在化する時間は処分を実施した世代から遠く離れてしまうというジレンマを有する。

放射性核種の漏洩に伴う被曝線量は、核燃料サイクル開発機構の行った評価⁽¹⁾では、火山などの著しい破壊事象が直接処分場を襲う事態がなければ、地層の不確実性などを考慮しても諸外国の防護基準レベル（100～300 $\mu\text{Sv}/\text{年}$ 以下）を満足できるとしており、諸外国の評価例などから見ても著しい影響は与えないという見解である。しかし、評価結果は処分場の設置される地層の特性（地下水の移動速度や、漏洩した核種の吸着能など）に依存するので、処分場の地点が特定されない現状では慎重な扱いをするべきであろう。

3.6.4 回収可能性と可逆性

放射性廃棄物の処分はその搬入から、処分場の閉鎖に至るまでの期間が長く、その間に予期しないシステムや廃棄物の不備が発見された場合には、搬入した廃棄物を回収して対策を講ずるべきであるという考え方がある。これは回収可能性を担保することであり、処分直後の放射性核種の放出可能性が考えられる場合には、環境修復という事態に至る前に対策を講ずるという考えである。また、処分という行為が長期間に

及ぶことから、最初に決めた一連のスケジュールを尊重するものの、それに縛られることなく、処分地の選定、立地、施設運用、閉鎖に至る各段階で、地元や利害関係者の了解を得つつ進めるべきであるという考えから、処分行為の可逆性、すなわち、いま来た道を戻りつつ合意を得て進める、という考え方⁽²⁾が世界の趨勢を占めるようになっている。

2.4に述べた旧ソ連のチャリヤピンスクの事例でも分かるように、無節操な環境への投棄は、取り返しのつかない広範な汚染地域を生み出し、汚染環境を修復すること自体も容易なものではない。そのため、処分の結果生ずると想定される様々なケースの評価を事前に行い、可能な対処策を講ずるとともに、さらにそれについての公衆の理解を得ることが不可欠である。

参考文献

- (1) 核燃料サイクル開発機構、「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次とりまとめ」(1999).
- (2) OECD/NEA, Reversibility and Retrievability in Geologic Disposal of Radioactive Waste, Reflections at the International Level, (2001).
- (3) (財)原子力環境整備・資金管理センターのホームページ.

３．７ 放射性物質の輸送、船舶の沈没および航空機や人工衛星の墜落に伴う可能性

放射性物質、とりわけ放射性同位元素(RI;radioisotope)は診断・治療用、理工学や農学での研究用、産業用などに供されるため、法令に基づいて、鉄道、車両、飛行機などを利用して頻繁に輸送が行なわれている。しかしこれらの輸送物中の放射エネルギーは極めて僅かであり、輸送の環境影響の観点からは、取扱う放射エネルギーが膨大である核燃料物質等の輸送が重要となる。わが国では、発電所用低濃縮ウラン等の新燃料および発電所からの使用済燃料の輸送が定常的に行われている。核燃料物質等の輸送については、主としてトラックやトレーラーによる陸上輸送により、使用済燃料の輸送については、各原子力発電所から国内の再処理施設への輸送が専用の運搬船により行われている。また、海外で製造した混合酸化物(MOX)燃料、海外(英国、フランス)で再処理するための使用済燃料、海外再処理から返還される高レベル放射性廃棄物などの海上輸送が外国と日本との間で行なわれる。これらの核燃料物質等の輸送については、国の安全規制の下に行われており、1979年に核燃料物質の事業所外運搬の安全規制体制が整備されて以来、輸送に関する事故は1件も報告されていない。

放射性物質等の輸送の安全規制は、IAEAが定めた放射性物質安全輸送規則(1996年版)を国内規則に取り入れることによって行われている。具体的には、陸上輸送に関しては、核原料物質および核燃料物質については原子炉等規制法により、また、放射性同位元素については放射線障害防止法による規制が行われている。さらに、海上輸送に関しては船舶安全法により、また、航空輸送に関しては、航空法による規制が行われている。また、高レベル放射性廃棄物の返還輸送などのように海上輸送が国際間にわたる場合は、関係国の法令およびIAEAなどの国際基準および輸送に係る国際条約等を満足することが求められる。表3.7-1に平成11年度原子力安全白書に示された原子力発電用核燃料物質の輸送実績を示す。

表3.7-1 原子力発電用核燃料物質の輸送実績

		1995		1996		1997		1998		1999	
		回数	合計量	回数	合計量	回数	合計量	回数	合計量	回数	合計量
新燃料	UF ₆	48	807	50	720	52	704	34	418	32	534
	UO ₂ など	81	792	79	747	74	745	83	731	70	556
	集合体	57	937	77	1217	51	825	66	1101	65	902
使用済燃料		35	394	22	199	9	127	6	69	10	107
HLW		1	14	1	20	0	0	1	30	1	20
その他		45	60.1	27	1.6	23	2.7	10	0.3	12	0.2

(注)HLWは高レベル放射性廃棄物、その他は照射済試験片・廃棄物などを指す。

合計量の単位は新燃料、使用済燃料、その他についてはt-U、HLWについてはt。

輸送に係る安全性は1次的には輸送容器の安全確保機能に依存している。したがって、輸送容器は平常輸送時および事故時において、

- (1) 放射性物質の拡散および拡散された放射性物質の周辺住民による摂取の危険性
- (2) 輸送物質からの放射線による外部被曝の危険性
- (3) 収納物が核分裂反応(臨界)を起こす危険性

を防止できるように規定されている。これらの要件を達成するため、以下の考慮が払われている。

- (1) 十分な強度と密閉性のある輸送容器の設計と製作
- (2) 容器の遮蔽性能による外部における放射線レベルの制御
- (3) 輸送容器の許容最高温度を超えないような設計と積載
- (4) 設計上の臨界管理

原子力発電用核燃料物質の輸送に関しては、国内における内陸および沿岸の海上輸送はもちろんのこと、使用済燃料や返還廃棄物の海上輸送が行なわれている。これまで米国で2回(トレーラーとトラック)輸送中の事故があり、周辺の汚染が発生したが、幸い著しい環境汚染や公衆への放射線被曝を起こすような事故は起きていない。

一方、3.2に述べたように放射性輸送物および核燃料物質(バランスウエイト用劣化ウラン)を積載した民間航空機の墜落事故があったが、環境の汚染には至らなかった。

しかしながら、原子力の軍事利用において、艦艇主に原子力潜水艦(原潜)の沈没および軍用機の墜落があり、それに伴う放射性物質による環境汚染が発生したり、将来それが発生する可能性がある。まず、原潜等の沈没は、これまでに米国で2隻(スレッシャー(1963年)、スコーピオン(1968年)、旧ソ連およびロシアで6隻(K-129(1968年)、K-8(1970年)、K-219(1986年)、K-278(1989年)、コムソモレツ(1989年)、クルスク(2000年))が沈没している。ただし、K-129は原潜でなくディーゼルエンジン方式であったが、核兵器を搭載していた。他のものでK-8以外は米国、旧ソ連とも核兵器を搭載したまま沈没したので、将来エンジン用の原子炉および核兵器による環境汚染が発生する可能性がある。

次に核兵器を搭載した軍用機が墜落する事故も起こっている。最もよく知られている2例は1966年スペインのパロマレス近郊での米軍機墜落と1968年グリーンランドのチューレでの米軍機墜落事故である。パロマレスの事故による集団線量は1人Sv、住民の70年預託実効線量最大で200 mSvと評価されている。この他1965年沖縄本島沖において水爆を搭載した米軍機が海中に沈没した。これについては科学技術庁の調査が行われPu濃度に異常はなかった。さらに原子力潜水艦等の事故も報告されているが、これらはいずれも軍事に関することであり、平和利用としての原子力とは無縁のことであるが、放射性物質による環境汚染ということから将来にわたり十分に留意しておく必要がある。

人工衛星の落下に伴う放射性物質の放出も問題である。1964年4月打ち上げに失敗

した米国の人工衛星 SNAP 9 号はインド洋上で大気圏に再突入し、搭載していたアイソトープ電池用の 630TBq の ^{238}Pu が大気中に放出された。これにより南半球の成層圏から対流圏にかけ ^{238}Pu の移行と環境試料中の高い ^{238}Pu 比が観測された。1978 年には、原子炉を搭載したソ連の衛星 COSMOS-954 がカナダ上空で焼失し、124,000km² もの地域に放射性物質が飛散し、後片付けに従事した者の最大被曝線量は 5mSv に達した。

最近の国際的動向の中で懸念されていることは、テロ攻撃であり、原子力施設はもちろんのこと、核燃料物質等の輸送に対してもこのようなテロに対し有効な対策を確立することが重要であろう。

3.8 廃炉等原子力施設の廃止に関連しての可能性

わが国では、1963 年に日本原子力研究所の動力試験炉 (JPDR) が初発電に成功し、1966 年には日本原子力発電の東海発電所 (黒鉛減速、炭酸ガス冷却型) で商用発電が開始された。既に JPDR の廃止措置は 1981 年～1996 年にかけて、国の特別会計事業として技術開発を中心に進められ、完全な解体撤去が終了した。東海発電所も 1998 年には運転を停止し、廃止措置が進められている。その他、初期の発電炉 (例えば、敦賀 1 号、美浜 1、2 号、福島第一発電所 1 号) は既に 30 年以上経過したものがあり、高経年化した原子炉が増加しつつある。原子炉の工学的な寿命については、試験研究の成果に基づいて解析・評価が今後も続けられるが、安全性とともに経済性等の要因から原子炉の稼働年数には合理的な限度があるとも考えられている。このような事情から、計画的な廃止措置が検討されてきた。

廃止措置に関する国の政策については、原子力委員会の「原子力開発利用長期計画」(1982 年)において基本方針が始めて示された。また、安全確保の方策については、原子力安全委員会決定「原子炉施設の解体に係る安全確保の基本的考え方 - JPDR の解体に当って - 」(1985 年)が策定され、これに基づいて本格的な解体に着手できることとなった。このような動向を受けて、旧通産省の総合エネルギー調査会原子力部会が「商業用原子力発電施設の廃止措置に向けて」(1997 年)をとりまとめ、

- (1) 廃止措置に係る技術水準
- (2) 安全確保対策の手続き
- (3) 解体廃棄物の処理処分

などの技術的課題が検討され、商用発電炉の廃止措置が計画的に進められることとなった。

原子炉施設の廃止措置に係る環境影響は、基本的には当該施設の通常運転時と大きく変わらない。これは、施設の完全な解体撤去に至る前における、施設内機器・構造物の除染、解体、撤去などの工事期間中、施設に具備された気体廃棄物及び液体廃棄物の管理系統、放射線管理のシステム等は機能が維持されるためである。施設内の放射能汚染が除去・撤去された後は、施設には放射能汚染が残存しないので、理論的に

は、この解体撤去に係る作業者と公衆に対する放射線安全上の懸念はない。しかし、高度に放射化された機器の解体撤去に従事する作業者の被曝が懸念されるが、遠隔解体工法が開発されているので、法令にのっとった適切な放射線管理が行なわれれば、過剰な職業被曝の発生を防止できる。ちなみに、原研における JPDR、原子力船むつ、研究炉 JRR-2 の解体工事に係る作業者の平均被曝線量は $0.1 \sim 0.2 \text{ mSv}$ であり、職業被曝の線量限度を大幅に下回っていた。国連科学委員会においては、廃止措置の経験の蓄積を待って、放射能・被曝データを収集する予定である。

原子力発電所の解体技術としては、切断、熔断、コンクリートの爆破による分解などさまざまな方法が使われる。各々の解体方法において、作業環境へのダストや放射性物質の飛散率やそれらの除去に関するデータベースが重要である。これまで国内外における解体措置についての経験より貴重なデータベース化が行われていると共に、データベースの高度化のために現在も多くの試験が行われている。これらにより、今後重要となってくる原子力施設の解体時の環境汚染を防止する技術開発が進展している。

原子炉等の廃止措置に関する懸念の大部分は、膨大な量と推定されている解体廃棄物の措置であろう。しかし、廃棄物発生量の 99% 程度はクリアランスレベル以下の放射能濃度で、放射性廃棄物として処分する必要のないものであると評価されている。したがって、放射性廃棄物の発生量を合理的に管理し、処分に伴う環境影響を低減させるためには、解体廃棄物の放射能レベルに応じた厳格な区分管理を適切に実施すべきであろう。なお、放射性廃棄物の処分に係る問題は別途 3.6 で議論した。

3.9 放射線放出製品等に関連しての可能性

放射性物質は、医学、理工学、農学などの研究と実用分野での利用をはじめ、様々な日用品においても利用されている。放射線の影響に関する国連科学委員会（1993 年報告）が指摘するように、わが国は世界で最も詳細なデータを把握している国である。少々古いデータであるが、わが国において放射性物質や放射線発生器を使用する事業所は 1960 年に約 100 であったのが、1990 年には約 5,000 と飛躍的に増加している。また、商業用や医薬用の放射性物質の製造と使用の統計は、世界的に見ても日本のデータのみが利用できるという現状である。これは、わが国ではこのような製品が法的に放射性同位元素の範疇に入らないものの、放射性同位元素を含むことから自主的な調査が行われてきたためである。

放射性物質が利用されている代表的な日用品として、夜光時計、グロー放電管、イオン化式煙感知器などがあげられる。夜光時計には励起源として β 線放出核種 (^3H , ^{147}Pm) を用いた夜光塗料が用いられている。この夜光時計の許容放射能量については、表 3.9-1 に示す国際規格 (ISO-3157) が制定され、わが国の放射線障害防止法もこれに準拠している。なお、これらの時計の使用に係る被曝線量は $10^{-1} \mu\text{Sv}$ の

オーダー程度と評価されている。

表 3 . 9 - 1 夜光時計の許容放射能量(文献(1))

時計の種類	核 種	ISO-3157		日本の規制値 MBq
		最大 MBq	平均 MBq	
携帯時計	^3H	278	185	277
	^{147}Pm	555	3.7	3.7
非携帯時計	^3H	370	228	370
	^{147}Pm	7.4	5.55	3.7
特殊時計	^3H	925	—	925
	^{147}Pm	18.5	—	3.7

蛍光灯などの放電管では、放電開始特性の改善を目的に β 線放出核種 (^{147}Pm , ^{63}Ni , ^{65}Kr など) が用いられているものがある。放電管 1 個当りの使用量は核種によって若干異なるが kBq のオーダーであり、規制値を下回っている。放電管の利用に伴う被曝線量は $10^{-4} \mu\text{Sv}$ 程度と評価されている。なお、放射性物質を用いない点灯管の開発が進み、将来はこの分野での放射性物質利用がほとんどなくなると予想されている。

煙感知器にはイオン化型と光電型とがある。イオン化式煙感知器では、イオン化する部分に放射性物質が用いられている。一般的には、銀フィルムベースに ^{241}Am をのせ、その表面を金またはパラジウムなどで被覆した密封線源が電極に組み込まれている。組み込まれる放射能量は、産業用では 0.74 MBq 以下、家庭用では 37 kBq 以下とすべきことが OECD/NEA によって推奨されている。これらのレベルの煙感知器の利用に係る被ばく線量は $0.1 \mu\text{Sv}$ 程度と評価されている。しかしこれらの値は、表 3 . 9 - 2 に示す IAEA の基本安全基準：規制免除レベル (IAEA Safety Series No.115 (1996)) を上回っている。このことは、他のほとんどの放射性物質含有日用品中の放射能量が規制免除値を下回っていることと対照的である。

表 3 . 9 - 2 放射性物質を利用した日用品と BSS*規制免除レベル(文献(2))

核 種	日用品	放射能	BSS 免除レベル	規 制
^3H	夜光時計	925 MBq 以下	1000 MBq	規制対象外
^{147}Pm	夜光時計	3.7 MBq 以下	10 MBq	規制対象外
	放電管	3.7 MBq 以下		
^{63}Ni	放電管	3.7 MBq 以下	100 MBq	規制対象外
^{85}Kr	放電管	3.7 MBq 以下	10 kBq	規制対象外
^{241}Am	煙感知器	0.74 MBq 以下	10 kBq	規制対象

*Basic Safety Standard

わが国では、家庭用煙感知器の市場は非常に小さく、法的に設置が義務付けられている建造物を対象とした産業用がほとんどであり、年間に約 100 万個が生産され、この内の約 10% だけがイオン化型であり、光電型が主流である。これとは対照的に、米国ではイオン化型が主流で、しかも家庭用が 85% 程度を占め、生産量は 4,000 万個を上回ると推定されている。

イオン化型煙感知器は、放射性物質が含まれているとしても前述のように日用品であり、現在の法体系では、放射性同位元素として定義されていないので、含まれる放射線量に関わらず、原子力関連法規の規制対象とはならない。しかし、現在わが国ではイオン化型煙感知器の生産はほとんど行なわれていず、関連業者は従来の感知器を自主的に回収する方針であり、大きな環境汚染問題になる可能性はないと判断できる。

産業分野や研究開発分野において、放射性同位元素線源（密封線源）からの放射線を利用した分析機器（ECD 付きガスクロマトグラフ装置、硫黄分析計、蛍光 X 線分析計など）が用いられている。これらは、その使用にさいして放射線障害防止法による規制を受けている。ただ ECD 付きガスクロマトグラフ装置のように、表示付放射性同位元素装備機器として、放射線取扱主任者の選任の義務が免除されるなど、利用に係る法規制が緩和されている場合がある。

この他、非破壊検査用や、医療照射用の線源などが紛失した後に身元不明放射線線源として、全く管理なしに一般産業や生活環境に紛れ込んで一般民衆の被曝や環境の汚染を引き起こすことがある。これについては、3.2 に記載した。

参考文献

- (1) 松沢隆嗣、第 33 回理工学における同位元素研究発表会要旨集、199 (1996)。
- (2) IAEA Safety Series No.115, “International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources”, Vienna (1996)。

3.10 核融合実験装置による環境汚染の可能性

現在国際協力において建設が計画されている国際熱核融合実験炉(International Thermonuclear Experimental Reactor (ITER))は、重水素とトリチウムとの核融合反応を用いて、核融合エネルギーの科学的小および技術的可能性を実証することが目標である。そこでは、(1)Q が 10 以上で長時間燃焼の達成、(2)Q = ∞の可能性が排除されないこと、および(3)非誘導電流駆動方式による定常運転を Q が 5 以上で目指すことが、プラズマ性能に課せられた技術目標である。技術性能および試験については、核融合炉に不可欠な技術の実証と将来の核融合炉のための構成機器の試験が技術目標となっている。後者については高熱負荷機器および発電ブランケットモジュール試験が考えられている。ITER ではトリチウムを本格的に燃料として使用することに伴いトリチウムの環境放出の可能性がある。また、重水素とトリチウムとの核融合反応によって中性子が発生し、それが材料の放射化を引き起こす。構造材料等の構成成分が放射化されても構造材料中に閉じ込められる場合が多く、放射化された廃棄物の処分時において考慮しなくてはならないが、事故時等の環境放出という点では考慮の対象とはならない。ただ、真空容器内でブランケットのプラズマ側(第一壁)の表面には、アーマ材が取り付けられており、それがプラズマとの相互作用によって損耗する。このとき発生する放射化ダストが事故時に環境に放出する可能性がある。すなわち、ITER による環境汚染の可能性はトリチウムと放射化ダストである。

トリチウムはガス状で存在していると高温の金属を透過しやすい性質がある。また、ITER 施設内の種々の機器に様々な化学形で存在することが特徴である。ITER 施設内のトリチウムインベントリーは約 2.8kg と評価されている。図 3.10-1 は ITER 施設内でのトリチウム保有量を示している。トリチウムの環境放出を極力低減する方策は閉じ込めと事故時に炉室等に放出されたトリチウムの除去である。従って、トリチウムを含む機器はできるだけ漏洩が少なくするように設計されており、必要に応じて、グローブボックス内に設置されている。また、事故時に炉室等にトリチウムの放出があった場合にも、トリチウム除去装置(排気設備)により除去し、環境への放出低減化が図られている。また、第一壁冷却水等に透過したトリチウムにより冷却材中のトリチウム濃度が高くなると、冷却材の漏洩に伴う環境汚染を引き起こすので、必要な場合にはトリチウム除去装置を運転し、冷却材中のトリチウム濃度を下げることが考えられている。第一壁表面材料としては、ベリリウム、タングステンおよび炭素繊維複合材を用いる計画であるが、これらの放射化物のうち、最も生物影響が大きいものはタングステンである。その量は最大 100kg と評価されている。タングステンドストは密度が 19.4g/cm³であり、かつ、平均粒径は数 10 μm 程度であることより、飛散性は低く、仮に真空容器の外部に放出されたとしても、フィルターを含んだ排出ガス処理系により除去される。

ITER の安全設計の基本方針として、平常時における放射線防護に関しては、施設に

は放射線遮蔽、換気、並びに適切な浄化・希釈性能を有する排気設備及び排水設備を備えるとともに、トリチウム等の放射性物質を内蔵する機器等の使用・環境上の条件を考慮して、それらからの放射性物質の漏洩を制限することが考えられている。また、公衆への放射線被曝を合理的に達成できる限り低く維持する観点からこれらの設備の性能の妥当性を確認するため、排気・排水に伴う放射性物質の放出に起因する年間実効線量当量および施設から放出される放射線（直接放射線およびスカイシャイン放射線）による年間の線量が設定目標(100 μ Sv/年)を満たすこととしている。

また、深層防護の考え方にに基づき、事故の発生を防止する措置を講じるとともに、事故の発生を仮定し、その影響を緩和できる措置を講じた設計を行っている。事故の発生防止については、放射性物質を内蔵する機器等にあつては、核融合反応に伴う熱等のエネルギー、使用・環境上の条件および真空機器の試験条件を考慮して、内蔵される放射性物質が機器等の外部に異常に放出することを防止する設計とする。事故時の実効線量当量の設計目標値は、我が国における原子力施設に係る法令値である 5mSv 以下としている。

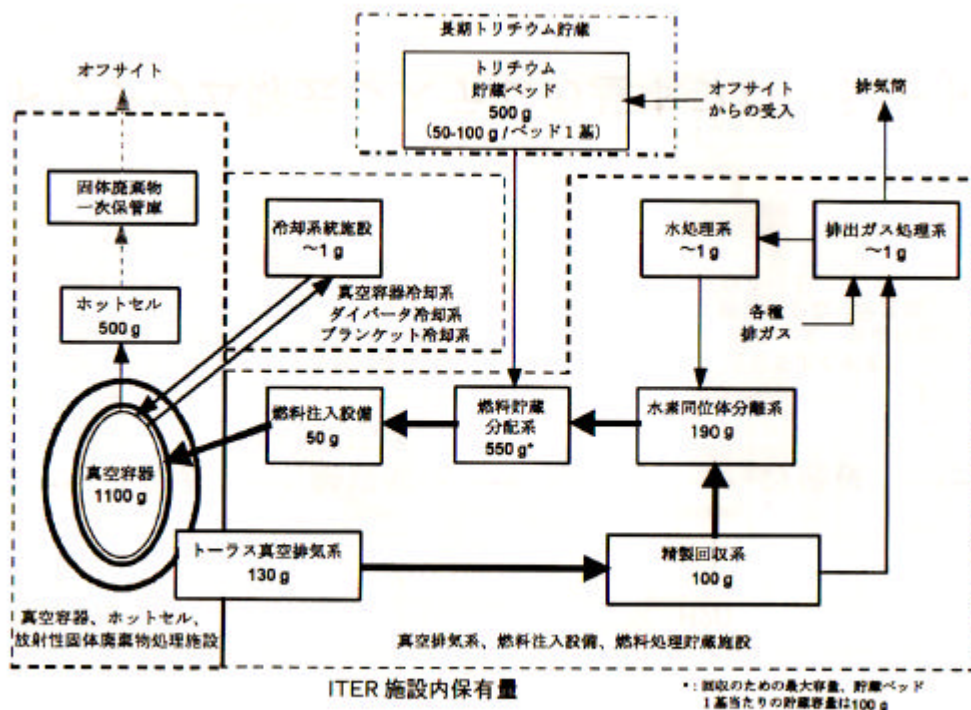


図3.10-1 ITER施設内各機器でのトリチウムインベントリー評価
(日本原子力学会核融合炉ブランケット材料・安全技術研究特別専門委員会資料)

3.1.1 非原子力産業等からの放射性物質による環境汚染

3.1.1.1 モナザイト鉱石のずさんな管理

鉱泉などの温泉事業を展開する目的で、旧文部省所轄の財団が約 150t のモナザイトの原料をタイから輸入し、そのうち、40 数 t をモナザイトに精製後、その一部を温泉用、研究用として販売した。その後のずさんな管理下で、千葉県、長野県、三重県、山梨県などに散逸し、2000 年 6 月に周知の事実となったことから、緊急に放射能の測定が実施され、その動向が公衆の注目を浴びることとなった。モナザイト自身は Ce を主成分とする磷酸塩鉱物で、U、Th 等を含む天然鉱石であり、その自然放射能による汚染事故に至ったものではないが、被曝低減対策が講じられた事例として取り上げる。

千葉県佐原市の調査では、民家の納屋に約 2.2t のモナザイトが、ベニヤ板で仕切られた 4 畳半程度の小部屋に 60kg の麻袋 36 袋、20kg の麻袋 2 袋が積まれた状態で発見された。翌日科学技術庁（当時）が放射線量を測定し、モナザイト表面で $120 \mu\text{Sv}/\text{時}$ 、納屋壁面で最高 $25 \mu\text{Sv}/\text{時}$ の空間ガンマ線量率が計測された。モナザイトの周辺にはコンクリートや土嚢による防護対策が取られるとともに、納屋周囲 5m が立入禁止区域に指定され、同区域外側で $0.08 \sim 0.17 \mu\text{Sv}/\text{時}$ という問題のないレベルに落ち着いた。しかしながら、地域住民の健康不安解消のため保健所内に相談窓口が設置されるに至った。

長野県辰野町のケースでは、同じく科学技術庁の測定が行われ、モナザイトの保管建屋玄関ドア表面で最大 $88 \mu\text{Sv}/\text{時}$ が観測されたが、土嚢による遮蔽で敷地境界で最大 $1.4 \mu\text{Sv}/\text{時}$ に低減する措置が採られた。表面汚染については、梱包袋の周辺や玄関前コンクリート表面のスミヤ測定が実施されたが、原子炉等規制法による管理区域からの持ち出し基準（ α 核種で $0.4 \text{ Bq}/\text{cm}^2$ ）を超えるものはなかったと報告されている。また、 β 線、 γ 線については検出限界以下であった。空气中放射性物質濃度も計測されたが、建物の内外とも検出限界以下であることが確認されている。さらに、モナザイトからの放出が予想されるラドン、トリウム（トリウム系列の壊変によって生じる ^{220}Ra ）の希ガスに関して、被曝に寄与する崩壊系列を考慮した平衡等価ラドン濃度が計算されたが、通常的环境と同等のレベルと評価された。天然の U は釉薬の発色原料として利用されてきた歴史があるため、窯業ではなじみの深いものであるが、この一連の余波を受けて、岐阜県の窯業業者がセラミック材料として使用届を提出する動きに警戒感を持つという 2 次的影響も出ている。

三重県鳥羽市の例では、モナザイト鉱石が土中に埋められていたため、土壌を直径 45cm、深さ 25cm（重量 61kg）の円柱形に掘り起こし、回収鉱石は 200l ドラム缶に密封され、鳥羽市の消防本部に保管管理された。回収後は土穴は埋め戻され、空間線量率は $0.04 \sim 0.05 \mu\text{Sv}/\text{時}$ という自然界のレベルとなっていることが確認された。

また山梨県の例では、元の所有者が約 13t のモナザイトを保管していたが、地元の反対により行き場を失って、困ったのち、2002 年 7 月になってようやく愛知県にある鉛石精錬会社に搬出された。⁽¹⁾

3. 1. 1. 2 石炭火力の排煙および石炭灰中の天然放射性物質

国連科学委員会(UNSCEAR)の報告書にも示されているように、石炭には天然放射性核種の ^{238}U 、 ^{235}U 、 ^{232}Th とその崩壊系列核種および ^{40}K が含まれている。石炭中のこれらの濃度は一般的な土壌中の濃度とほぼ同等であるが、火力発電所の燃焼過程で発生する煤塵では、粒径が小さいほどこれらの濃度が高くなる、すなわち濃縮される傾向がある。そして、これらが大気中に放出されることによって、放出雲の通過時の吸入や、地表に沈着した粒子からの体外照射および吸入、経口摂取による放射線被曝を生ずる可能性が指摘がなされている。⁽²⁾⁽³⁾ UNSCEAR の 1982 年の報告書⁽⁴⁾によれば、燃焼によって発生する灰分のうち、捕集されずに散逸する成分中の濃度については、 ^{40}K で 265、 ^{238}U について 200、 ^{226}Ra で 240、 ^{210}Pb で 930、 ^{210}Po で 1,700、 ^{232}Th で 70 (単位はすべて Bq/kg) であり、これらが大気中に放出されることによって、年間 1 GW の発電あたりの集団実効線量当量預託は 2 人 Sv と推定されると見積もられている。これは、石炭火力発電所の多い米国を中心とした海外における発電所の運転条件、すなわち、排煙放出様式を仮定して計算によって評価されたものであり、実際に放射線被曝が報告されたわけではない。わが国の石炭火力発電所では、湿式脱硫装置などの導入など排煙処理対策が進んでおり、煤塵の排出量そのものが極めて少ない特徴がある。そのため、わが国の実状に照らし合わせて行った評価では、自然環境における放射線量に比較して特に著しい増加がない、との結果も公表されている⁽⁵⁾。

燃焼後の石炭灰中に含まれる天然起源の放射性核種の濃度は、石炭の灰分の割合で除した値にほぼ等しいと考えられる。簡単には、燃焼によって有機物など揮発成分が除去されるので、その分だけ濃縮されると考えればよい。我が国の石炭火力発電所を対象とした評価例⁽⁵⁾では、石炭中の灰分量は石炭の産地によって大きく異なるが、10～30%程度であり、石炭中に含まれるウランやトリウムはおよそ 3～10 倍に濃縮される。もともとの石炭中に存在する元素濃度は、ウランが 1 ppm、トリウムが 3 ppm、カリウムが 0.2%程度であるから、石炭灰中にはおよそウラン 3～10 ppm、トリウム 10～30 ppm、カリウム 0.6～2%程度の濃度で残留することとなる。これから放射平衡を仮定して、石炭灰中の放射能濃度を求めると表 3. 1. 1 - 1 のようになり、これらの濃度は土壌よりもやや高めの数値である。発生した石炭灰の一部はセメントと混合してコンクリートの製造に利用されているので、これらからの放射線被曝の可能性がある。1993 年の UNSCEAR 報告書⁽⁶⁾によれば、そうしたコンクリート家屋に 50 年間居住することにより、年実効線量は 70 μSv の増加となるとの試算報告があるが、自然環境における放射線量と比較して特に著しい増加はないとみられる。

表 3 . 1 1 - 1 石炭と石炭灰中の天然放射性核種の放射能の例(文献(6))

石炭中の元素濃度		放射能系列	放射能濃度 Bq/kg		
			石炭	石炭灰	土壌の例 ⁽⁶⁾
ウラン	1.0 ppm	238-U 系列	12.33	123	35
		235-U 系列	0.562	5.62	--
トリウム	3.3 ppm	232-Th 系列	13.3	133	30
カリウム	0.23 %	⁴⁰ K	72.2	722	400

灰分を 10%と仮定

3 . 1 1 . 3 希土類精製工場からのトリウム含有廃棄物の不法投棄

テレビの赤色発光体などに使用される Y などの希土類元素をモナザイトなどの原料から精製・抽出することを目的として、日本の企業がマレーシアに設立した合弁会社が、精製過程で抽出される Th を含む廃棄物をずさんに管理したことによって、環境汚染と健康被害を引き起こす事態となり、現地において大きな問題となった。この工場からは、「トリウムケーキ」という名を冠したものまで含め、固体状あるいはペースト状の様々な廃棄物がダンプカーで搬出され、工場裏手の池や沼地などに不法投棄されたため、付近住民の間に健康被害が現れたといわれている。

3 . 1 1 . 4 リン酸産業や鉱石等の処理に起因する被曝

UNSCEARの2000年報告書では、一般産業において、天然放射性核種を含む物質を取扱うことに伴う公衆の被曝の可能性についての検討結果が載せられている⁽⁷⁾。それぞれの産業における原材料、製品、廃棄物(残渣等)中の天然核種濃度の典型的な例は、表 3 . 1 1 - 2 に示すとおりであり、放射能濃度としてはIAEAの示すBasic Safety Standard (BSS) の免除レベルを上回る物質も見られる。

これらの天然放射性核種を含む物質の取扱いに伴う空気中や水中への放出、あるいは副産物の利用により公衆が被曝する典型的な例として公衆の最大の線量を評価した結果、リン酸産業や鉱石等の処理産業に起因する被曝が高いとしており、高い集団では100 μ Sv/年のレベルにも達するものもある。しかし、一般的には1～10 μ Sv/年であり、全ての自然放射線源による全実効線量に対して寄与は無視できるとされている。

表3 . 1 1 - 2 原料及び製品並びに鉱石等の処理産業からの廃棄物中に含まれる放射性物質の典型的な濃度（文献(7)より抜粋して作成）

物質	材料物質中の典型的濃度 (Bq/g)		製品/残渣・廃棄物中の典型的濃度 (Bq/g)	
	²³⁸ U 系列	²³² Th 系列	²³⁸ U 系列	²³² Th 系列
リン酸 人工肥料	0.2～1.5 0.3～3	0.02 0.008～0.04	0.9～1.3 600(²¹⁰ Pb)	0.02(リン酸ス ラグ)
モナザイト	6～40	8～300	450	3,000
天然ガス	0.34 kBq/m ³	——	1～1,000 (スケール)	——
鉄鉱石 錫	1	0.3	0.1～0.3(コールドール)	0.15(鉱滓)
コールドール	0.1～0.3 (²¹⁰ Po、 ²¹⁰ Pb)		0.2～0.6 (電極ピッチ)	
石炭	0.01～0.025	0.01～0.025	0.02～0.04(コーク ス) 0.1～0.3(コールドール) 0.2(フライ、ボトム アッシュ) 0.4(フライダスト)	0.2(フライダ スト)
ポルトランド クリンカー	0.08	0.05	0.02(セメント)	0.03～0.1 (セメント)
ボーキサイト	0.4～0.6	0.3～0.4	——	——

3 . 1 1 . 5 劣化ウラン含有弾による汚染

天然ウランを濃縮した後に残る劣化ウランは、鉄の2.5倍程度の密度を持ち、それを砲弾などに用いた場合、強い貫通力が発揮されるために、1970年代から米国において劣化ウラン含有弾として製造されてきた。1991年の湾岸戦争で実戦使用され、340トンの劣化ウラン含有弾を使用したと言われている。また、1994年のNATOがユーゴを空爆した際にも約11トンの劣化ウラン含有弾が投下された。そして、これらの使用後、従軍した兵士に「湾岸戦争症候群」あるいは「バルカン症候群」と呼ばれる、脱力感をともしう原因不明の慢性病が発生した。また、兵士だけでなく、一般住民にも同様の

症状を訴えるものが多発するようになった。

劣化ウラン含有弾を使用すると、微量の放射能を含む破片が飛散し、その飛沫を吸入すると、呼吸器を経由して障害が発生することが懸念されている。そのため、2000年11月には国連環境計画（UNEP）がコソボ地区の影響調査にのりだし、環境汚染の実態調査が行われた。

わが国では、在日米軍の訓練に用いられたことが知られている。これは、在日米軍が1995年12月から翌年1月にかけて鳥島射爆撃場（沖縄本島の西方約100kmに位置する鳥島（無人島））において劣化ウラン含有弾を発射したことが1年後の1997年1月、米国政府から日本政府に対して連絡されたことに端を発したもので、その後、劣化ウラン含有弾の一部は米軍により回収され、汚染土壌の除去、環境調査等を実施し、人体及び環境への影響はないことを確認した旨の通報があった。

通報を受けた日本政府は、1997年2月から3月にかけて環境調査を実施し、1997年6月19日に調査報告書を取りまとめた。その結論としては、劣化ウランの影響範囲は極めて限られたものであり、鳥島に立ち入ったとしても、その影響は無視できるというものであった。

参考文献

- (1) 朝日新聞、2002年7月8日付け、夕刊紙面。
- (2) D.G.Coles, R.C.Ragaini and J.M.Ondov, "Behavior of Natural Radionuclides in Wester Coal-Fired Power Plants", Environ. Sci.Technol., 12, 442 (1978).
United Nations Scentific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources and Effects of Ionizing Radiation", United Nations, (1977).
- (3) J.P.McBride, R.E.Moore, J.P. Wetherspoon and R.E. Blanco, "Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal-Fired and Nuclear Power Plants", ORNL-5315, Aug. 1977.
- (4) 放射線医学総合研究所 監訳、「放射線とその人間への影響—1982年国連科学委員会報告書、主文ならびに附属書「被曝線量」編一」附属書 B、テクノプロジェクト、(1982).
- (5) A.Nakaoka, S.Takagi, M.Fukushima and Y.Ichikawa, "Evaluation of Radiation Dose from a Coal-fired Power Plants", Health Physics, 48(2), 215, (1985).
- (6) 放射線医学総合研究所 監訳、「放射線の線源と影響、原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する1993年報告書 附属書付」、実業公報社。
- (7) 放射線医学総合研究所 監訳、「放射線源の線源と影響、原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する2000年報告書 附属書付」、実業公報社。

3.12 まとめ

本章では原子力施設からや、放射性物質の使用による環境汚染の可能性を、事故例や放出実績、潜在的な可能性などで説明し、環境汚染を防ぐための必要な対策にも触れた。放射性物質が存在する以上、環境汚染の可能性はゼロではないが、現在の原子力施設や、放射性物質の取り扱いにおいてはおおむね環境汚染が生じないような対策がとられているとともに、これまでの実績もそれを裏付けることがわかった。ただ、海外における放射線源の紛失のような管理が不十分であった例などは警鐘とすべきであろう。また、ウラン鉱さいや、火力発電所からの放射性物質の放出など、いわゆる天然に存在する放射性物質の環境放出については基準の整備なども含めてより一般的な観点からの検討が必要であろう。放射性廃棄物の処分においては、地下に廃棄物固化体を埋設する方法が考えられている。長期間経過後はいくらかの核種が固化体より溶け出して、地下環境中に放出されることになるが、それによる公衆の影響は少なく、健康上問題となるものではない。放射性廃棄物保管中の事故による環境汚染と比べると、このような地下埋設は実質的な環境汚染防止につながっていることがわかる。

第4章 放射性物質による環境汚染の防止・回復技術

4.1 はじめに

放射性物質による環境汚染を防止するためには、それらの物質を扱う施設や事業所、すなわち大きなものとしては原子力発電所、使用済燃料再処理施設、放射性廃棄物の処理・処分施設、大型加速器、大量の放射性同位元素を取り扱う施設、核融合炉などから、小さなものとしては大学、研究所、病院など比較的少量の放射性物質を扱う施設や事業所において、事故やトラブルによる放射性物質の環境への漏洩や放出を極力起こさないように努めるとともに、平常運転や業務においても、それらが環境に出ていくことを極力抑制することが第一である。主な施設や事業所における放射性物質の環境汚染対策については、前章において可能性とともに取られている防止対策についても述べたので、ここでは、とくに大きな放射性物質の源である高レベル放射性廃棄物中の長寿命で毒性の高い核種を核変換させる技術について紹介する。

次に放射性物質の環境汚染の測定・監視技術について現状を述べ、提言を示す。放射性物質は次章に述べる非放射性物質に比べて、一般に検出感度が高く検出しやすい特長があるので、最新の研究成果を取り入れて通常から精密にモニタリングを行っておけば、放射性物質による汚染を早期に見出し、応急対策がとれるので、大きな汚染に至る前にそれを防止するためにも役立つ。

放射性物質による環境汚染が発生した場合の回復については研究開発が少なく、その技術もあまり発達していないが、その一部は第2章の中で紹介した。また、一部は第6章でも述べるので、本章では、主として植物を利用する放射性物質汚染土壌の処理法について示す。また、それまで運転してきた原子力施設や事業所を閉鎖して、撤去する場合（例えば廃炉など）、回復措置が取られた後に、その場所（サイト）を一般の使用に復帰させる場合に発生する廃棄物を放射性廃棄物と見なす必要性のないクリアランスやサイトの一般的な使用を可能にするサイト開放条件についても述べる。

4.2 環境汚染の測定・監視技術

4.2.1 意義と必要性

放射性物質による環境汚染は多くの原因によって引き起こされる可能性があり、またその規模は、地球規模のものから非常にローカルなものまで様々である。大規模な原子力施設の場合、その設置者や事業者による汚染監視（モニタリング）を行うことは当然であるが、周辺住民の安全確保を目的とした第三者によるモニタリングも極めて重要である。わが国では、原子力発電所や使用済燃料再処理施設等の立地および周辺道府県による密度の高い環境放射能のモニタリングが行われているが、観測にかか

るのは過去の核爆発実験による汚染核種がほとんどであり、それも通常のサンプリングと測定技術では検出限界に近くなりつつある。環境汚染のモニタリングは施設寄与の早期発見を目的に行われているが、たとえバックグラウンド測定にしかならないとしても、長期にわたるモニタリングデータの蓄積は原子力施設の寄与の監視には不可欠である。

一方、こうした原子力施設の周辺以外の地域における一般産業や時には生活環境にさえ、放射性物質の汚染が忍び寄る可能性がなくはないが、そうしたところまで汚染監視の網を広げるのは困難である。しかし何らかの基準で選ばれた定点において、環境放射線モニタリングを続けることも必要であろう。

4.2.2 測定技術の進展

極めて微量の放射能を測定する技術が近年めざましい発展をしている。最も普及している γ 線測定においては、地下空間を利用した極低バックグラウンド放射能測定により、従来よりも 1-2 桁感度の高い測定が可能になった。 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu や ^{99}Tc 等の長半減期核種は、ICP-質量分析の利用により従来の α 線測定や β 線測定より数桁も高い感度で測定できるようになった。また、従来は ^{14}C 、 ^{10}Be のような限られた核種に使われていた加速器質量分析装置 (AMS) が数多くの長半減期核種の測定に応用されつつある。

4.2.3 規制値（濃度）と監視目的

放射性物質によって汚染された土地に関する規制とは、その土地に居住しあるいは生産活動を行う一般公衆の放射線被曝の観点から考えるべきである。この場合、原子力施設に起因する人工放射性物質に対する規制は当然として、ウランやトリウム鉱石、リン鉱石などが人為的に高められた自然放射性物質による汚染地域に対する規制も考慮しなければならない。

監視は、放射性物質の核種と濃度が規制値より高いかどうかを判断するために行うものである。汚染された地域の放射線安全や土地の回復を考える場合、土壌、水、大気等の他に陸上および水中の動植物が放射能測定の対象となる。単に放射性物質の濃度を測定するばかりでなく、環境における核種毎の挙動や存在状態の違い、物質間の移行係数や生物濃縮等のデータも合わせて取得する必要がある。

4.2.4 監視・測定の対象

(1) 対象となる核種

放射線被曝の観点から寄与が高い核種： ^{137}Cs および ^{90}Sr

超ウラン元素核種： ^{237}Np 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{241}Am

核燃料再処理等に伴う長樹寿命核分裂生成核種： ^{99}Tc 、 ^{129}I

(2) 測定すべき試料

既に原子力施設設置道県等がモニタリングとしている以下の試料の測定が必要である。

土壌、地下水、海水、河川水、上水、空気、大気浮遊物質

松葉、海藻、よもぎ、野菜などの植物試料

魚介、肉、ミルクなどの酪農製品

汚染地域の回復・再利用を考慮する場合には、当然に掲げる試料の測定が最も重要である。

チェルノブイリ原子力発電所の周辺地域では、超ウラン核種を含むホットパーティクルを含む汚染土壌の舞い上がりが問題となっており、大気浮遊物質の測定の重要性が指摘されている。

4.2.5 測定すべき放射線

放射線による被曝はミューオンや中性子線等の宇宙線成分と土壌中の放射性核種から放出される γ 線による外部被曝、ラドン同位体とその娘核種あるいは土壌中核種の舞い上がり成分の吸入による経気道被曝、食物摂取に伴う内部被曝の3つに大別される。人工放射性核種、天然放射性核種によらず、放射性核種による環境地域の放射線被曝は、そのいずれもが関与するが、外部被曝の寄与が最も大きいといえる。なお、高レベル放射性廃棄物（とくに超ウラン元素核種）による汚染地域では中性子線も被曝に関与する可能性がある。

4.2.6 監視の頻度

環境放射能は一般に日および季節によって変動する。また原子力施設からの放射性物質放出は定期点検時期以外は不規則であり、当然ながら放出時に即した監視が必要である。一般に日変動が起こるものは、数時間毎（可能なら1時間間隔）にサンプリングするのが理想である。また風向によって変動する核種は、風向風速と合わせたモニタリングが必要である。季節変動があると推定された場合には、4半期ごとに測定することが必要である。しかし、上記の手法による日変動、季節変動等の一般傾向を明らかにした後は年1回の測定でもよい。

4.2.7 環境試料中のPu同位体比を利用したその起源の識別

Puによる環境汚染には次のようなものがある。

- (1) 原爆投下や核爆発実験による大規模汚染
- (2) 核兵器用 Pu の製造や核燃料再処理施設からの漏洩に伴う汚染
- (3) 原子力発電所事故による汚染
- (4) 人工衛星打ち上げ失敗による汚染

とくに (1) と (4) は本質的に地球規模の汚染を引き起こし、(2) と (3) は局地的な汚染を引き起こすが、チェルノブイリ原子力発電所の事故のような核燃料物質が放出する大規模な事故では、Pu の拡散も大きくなる可能性がある。

上記のような起源を持つ Pu 同位体には、質量数 238、239、240、241 (まれに 242) のものがあり、これらの同位体比 (放射能比、原子数比) は汚染源によって異なるので、その比を精密に測定することにより、汚染源の識別や起源別の寄与の評価が可能である。表 4 . 2 - 1 に、Pu の測定法を示す。

表 4 . 2 - 1 種々のプルトニウム測定法とその特徴

検出方法	対象同位体	特 徴
β 線測定	241 のみ	娘核種 ^{241}Am による間接的測定が可能
α 線測定	238, 239+240	239 と 240 の分別困難
LX 線 / α 線測定	238, 239, 240	低エネルギー X 線検出器が必要
ICP-MS	239, 240	高感度 (2 重収斂型は TIMS に近い性能を有する)
TIMS	239, 240	極めて高感度、精密、化学分析等の習熟が必要

4 . 2 . 8 環境放射能モニタリングへの提言

環境放射能のモニタリングは、汚染の評価のみならず、その抑止にもつながると考えられる。通常環境放射能のモニタリングでは、一般公衆の放射線被曝への寄与が無視できる規制レベル以下の汚染は問題にしないことが多く、検出限界以下 (LTD: Less Than Detectable) として報告されている。最近の環境放射能の汚染レベルは、最も濃度の高い核種の一つである ^{137}Cs でさえも検出限界以下 (LTD) の試料が多く、経年変動の統計的解析に使えるデータが非常に少なくなっている。しかし経年変動を正確に抑えておくことは、小規模な事故等による放射性物質の環境汚染を検出し、起源を推定する強力な手段となる。

統計処理に耐える信頼できるデータを取得するには、サンプリング量の増大、有効な試料前処理法の開発、検出装置のバックグラウンド計数の低減などが必要である。現在行われている環境放射能モニタリングおよび今後のモニタリングの在り方について、以下の提言をしたい。

- (1) 原子力発電所等設置道県等で行なわれている環境放射能モニタリングデータを収録した「環境放射線データベース」の継続
- (2) 測定データのトレーサビリティの向上

- (3) 1950 年代から実施されている放射性降下物とくに ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 等の測定の継続
- (4) 放射性核種の検出技術の向上
- (5) 極低バックグラウンド測定測定室の整備 (金沢大学自然計測応用センター低レベル放射能実験施設尾小屋地下測定室レベルの施設を国内に少なくとも 5 ヶ所)
- (6) 緊急時に対応可能な迅速測定および精密測定を目的とする国際共同研究システムの確立、例えば EU で計画中のものへの協力

4 . 3 環境汚染の回復技術

放射性物質による環境汚染は、事故等に伴って環境中に漏出した放射性物質が最終的に土壤に収着・保持され、土壤汚染の形態を取るケースが多い。原子力施設等の平常操業により環境中に放出された放射性物質が、ごく微量ではあっても検出可能な程度に、原子力施設周辺の海底や湖沼・河川等の底質に蓄積する例もまれではない。これらの事例は、対象物質を非放射性物質に拡大すると、通常に見られる事象である。

これらの汚染の最も基本的な回復技術は、汚染範囲を特定し、汚染した土壤等の環境媒体を汚染場所から撤去する方法である。わが国において過去に見られた放射性物質による土壤汚染事例では、汚染土壤を撤去し、撤去した土壤を放射性廃棄物として処理することにより修復を完了している。

わが国の土壤汚染問題は農用地土壤汚染と市街地土壤汚染とに区分して対処されてきた。市街地土壤汚染に比較すると、農用地土壤汚染対策はより長い歴史を有している。ここでは、放射性物質による汚染と類似性が大きいと思われる市街地土壤汚染対策に注目して論じることとする。

後述するように、重金属等による土壤汚染の処理法として「原位置封じ込め法」が広く採用されている。放射性物質は環境中での移動を抑制し、人や生態系につながる経路を遮断し、所定の期間にわたり人の生活圏から隔離することができれば、それが汚染の本質的な回復技術になり得る。対象となる放射性物質の半減期が小さい場合には、特に効果的な処理法になる。放射性物質による微量汚染対策を検討する場合に留意すべき視点であるといえる。

汚染のレベルが高く汚染範囲が限定されている場合には、汚染土壤を撤去する処理方法が修復に要する期間、修復に要する資源・エネルギー、資金等多くの面から合理的な処理法になりえる。しかし、高レベル汚染を除去した後に残る低レベルの分散した汚染を処理するために有効な方法にはなり得ないケースが多いと思われる。このようなケースに対応するために、植物を利用する処理法(phytoremediation)の実用化が検討されている。

シダ科の植物であるヘビネコノザがカドミウムを、セロリが銅をよく吸収する等、特定の植物が特定の物質を選択的に吸収保持することはよく知られている。チェルノブイリ原子力発電所事故により放出された ^{137}Cs の回収にカラシナの利用が検討され

た例⁽¹⁾や、亜鉛やカドミウムの回収にペニクレスやゲンバイナズナを利用する試み⁽²⁾等、遺伝子組み換え技術などを応用した高機能植物の系統的な発見・改良をめざす研究開発等を加え、この分野の技術開発が急速に進んでいる。

植物に特定の汚染物質を吸収・濃縮させ、その後に植物を刈り取って処理する方法は、処理に要する時間は長くなり、長期にわたり汚染地域を管理する必要があるものの、処理に要する資源・エネルギーの投入量や経費の面からは注目すべき方法であると言えよう。

渡部ら⁽³⁾は環境の放射能汚染に生物学的修復技術を適用する可能性について検討し、phytoremediation の内容を更に詳しく、重金属や化学物質に汚染された土壌に耐性を示す植物を利用し汚染物質を植物体内に吸収・蓄積させる (phytoextraction) 植物の根圏域で分解・固定させる (phytostabilization) 等の概念を紹介し、放射性汚染に対する処理法として phytoextraction に注目している。

通常の植物に比較して 100 倍以上に重金属等を濃縮する植物は hyperaccumulator と呼ばれ、それらの具体例を表 4 . 3 - 1 に紹介する。チェルノブイリ原子力発電所から 1km 離れた池の水を採取し、温室内でヒマワリの根を浸漬させたところ、12 日間の栽培で ⁹⁰Sr および ¹³⁷Cs を池水中濃度のそれぞれ 2,000 倍、8,000 倍に濃縮したとの実験結果を紹介している⁽³⁾。同時に hyperaccumulator の限界として、特定の元素を濃縮するのみであり、問題になる全ての元素に有効な種は見いだされていないこと、

成長速度が遅く、生物 (バイオマス) 生産量が小さいこと、必要な施肥量や防虫害対策等、栽培技術上の情報が限られていること、地表面付近の比較的浅い範囲の汚染に対してのみ効果が期待されること等を指摘している。今後の技術開発に期待が寄せられている。

表 4 . 3 - 1 農耕地土壌、海水、標準植物および hyperaccumulator 中の元素濃度⁽¹⁾

元 素	元 素 濃 度 (ppm)			
	農耕地土壌	海 水	標準植物 *	hyperaccumulator
Ag	0.1	1.00028	0.2	20
As	5	0.0026	0.1	10
Au	0.1	0.000011	0.001	0.1
Ba	500	0.021	40	4,000
Br	5	6.73	4	400
Ce	53	0.00000012	0.5	50
Co	8	0.00039	0.2	20
Cr	200	0.0002	0.5	150
Cs	5	0.0003	0.2	20
Cu	20	0.0009	10	1,000
Hf	6	<0.000008	0.05	5
I	5	0.064	3	300

La	40	0.0000034	0.2	20
Mo	2	0.01	0.5	50
Ni	40	0.0066	0.5	150
Pb	10	0.00003	1	100
Rb	100	0.12	50	5,000
Sb	2.3	0.00033	0.1	10
Sc	7	<0.000004	0.02	2
Sr	300	8.1	50	5,000
Th	6	0.0000004	0.005	0.5
U	1	0.0033	0.01	1
V	100	0.0019	0.5	50
Zn	50	0.005	50	5,000

* hyperaccumulator の元素濃縮効果を比較する対象植物

参考文献

- (1) S.Dushenkov et al., Phytoremediation of Radiocesium Contaminated Soil in the Vicinity of Chernobyl, Ukraine, Environ. Sci. Tecnology, Vol.33, No.3, pp.469-475 (1999).
- (2) R.L.Chaney and Y.Lin, Metal-Scavenging Plants to Cleanse the Soil, Agricultural Research, Vol.43, No.11, pp.2-9 (1995).
- (3) 渡部輝久ほか、：環境放射能汚染に対する生物学的修復技術開発に関する研究、特別研究「環境放射線の被曝影響及びその低減に関する研究」最終報告、NIRS-R-45, pp.26-33, (2001).

4.4 クリアランスとサイト開放条件

原子力施設より発生する廃棄物であっても、そこに含まれる放射能濃度が低い場合には、放射性廃棄物として取り扱うことが不適切である場合が多い。すなわちクリアランス（規制解除）レベル以下の廃棄物については放射性廃棄物として扱う必要がなく、再利用や一般の廃棄物として処分できることになる。

クリアランス（clearance）はこのように放射性物質について規制で制限されていないものであるが、類似の言葉として、規制除外（exclusion）規制免除（exemption）がある。規制除外とは、宇宙線や人体中の⁴⁰Kのように管理不可能な放射線に対して使われ、規制免除は、微小な被曝となるものや、医療被曝のように管理により低減できないものに対して使用される。

廃棄物についてクリアランスを考える時には次のことが課題となる。

- （１）いくらまでの放射線被曝を容認するか。
- （２）クリアランスレベルをどのように設定するか。
- （３）いかにしてクリアランスレベルを検認するか。
- （４）クリアランスされた廃棄物の再利用や処分をどのように行うか。

（１）については 10 μ Sv/年と考えることが多いが、明確な科学的根拠があるとはいえない。最近では、一般廃棄物による人間影響や、TENORM(Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials)との整合性にも留意すべきとの意見がある。

（２）：（１）が決まると、放射性物質の濃度の分布や、生活での利用のされ方などを考慮して、重要な核種毎に濃度が決められる。

（３）：クリアランスレベルはかなり低い値になるので、場合によってそれを検認することは難しい。また、対象物の中での放射性物質の偏在をどのように考えるのかも重要である。

（４）：法的には問題がないものの、クリアランスされた放射性廃棄物の再利用については一般公衆の感情的な問題や不安が想定される。その解消には国をあげて努めるとともに、原子力施設での再利用や限定された製品での再利用などによる実績を積み重ねる努力も重要であろう。特に、金属廃棄物の再利用は経済的価値が大きいことに注意すべきである。

原子力施設の廃止措置（decommissioning）に伴い、大量の廃棄物が発生するが、そのほとんど（97%以上と考えられる）は放射性廃棄物として扱う必要のない廃棄物であり、うち、大半がコンクリート廃棄物である。従って、廃止措置に伴う廃棄物に対してどのようにクリアランスレベルを設定し、その検認をどのように行うかは極めて重要である。また、原子力施設の廃止措置に伴って、サイトの再利用（サイト開放も

その一つ)をどのように考えるのは、今後の重要な課題である。全く一般的なサイト利用を考えるのか、原子力施設の敷地内で管理を続けるのか、あるいは、原子力施設の再建設場所と考えるか等によって、必要な除染の程度は異なる。また、一般的再利用の場合には、クリアランス廃棄物の再利用と同じく、市民の不安にも注意しなくてはならない。米国ハンフォード地区の環境修復においては、求められる除染のレベルについて差異があったことや、除染に莫大な費用がかかるために、サイト開放は難しい課題の一つであることに注意することも重要であろう。

サイト開放を考える際の参考として、低レベル放射性廃棄物の処分後の管理がある。現在青森県六ヶ所村において行われている、原子力発電所より発生する低レベル放射性廃棄物の浅地中処分においては管理型処分が行われている。第1段階(埋設開始後10 - 15 年間)や第2 段階(埋設終了後 30 年間)は、一般公衆の立ち入りが制限される。第3 段階は第1 段階終了後 300 年間であり、一般公衆の立ち入りは可能となるが、沢水の利用等の禁止や、地表面の掘削等が制約される。第4 段階は管理が終了した段階である。原子力発電所より発生する低レベル放射性廃棄物の処分においては、管理を必要としない線量の目安として原子力安全委員会は $10 \mu\text{Sv/年}$ を定めているが、この値は、今後廃止措置後のサイト開放を考えていく際の参考になると思われるが、この値の適切性については、自然放射線による被曝との比較や、低レベル放射線による人体影響、ICRP での検討などを踏まえての検討が必要であろう。

4 . 5 放射性物質の分離・核変換技術

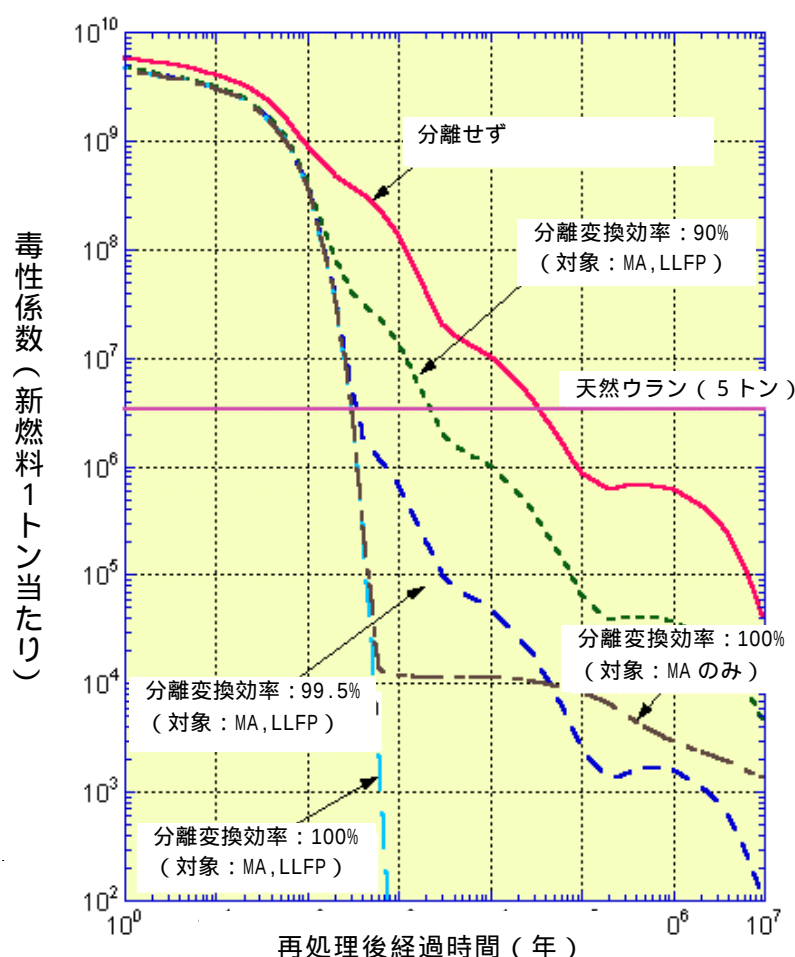
4 . 5 . 1 高レベル放射性廃棄物の分離・核変換

電気出力 100 万 kW の原子力発電所を 1 年間運転すると、核燃料の中におよそ 1 t の核分裂生成物(FP)と数 10kg の超ウラン元素のマイナーアクチニド(MA)が蓄積する。これらは、ある段階でいわゆる高レベル放射性廃棄物(高レベル廃棄物)となる。高レベル廃棄物の形態は、米国のように非再処理政策をとる場合は使用済燃料そのものであり、フランスやわが国のように再処理政策をとる場合は、再処理によって分離される FP 成分をホウ珪酸ガラスに混ぜて熔融固化した、いわゆるガラス固化体となる。

高レベル廃棄物は、放射線レベルが極めて高く、しかも半減期が極めて長い(数万年以上)放射性核種を含んでいるため、人間の生活環境から非常に長期にわたって隔離する必要がある。このため今日では、高レベル廃棄物の処分の方法としては、数百 m またはそれより深い地下の安定な岩盤中に埋設する方法、すなわち地層処分がもっとも望ましい方法とされており、多くの国でその実現に向けての諸方策が講じられつつある⁽¹⁾。

このような地層処分実現に向けての努力と並行して、熱中性子または高速中性子の

照射による核変換または核分裂によって、高レベル廃棄物の中に含まれる長寿命の放射性核種をより短寿命の核種または安定な核種に変換する技術の検討・評価が進められている。こうした技術が実現できれば、高レベル廃棄物の放射性毒性のレベルをより短期間のうちに低減できることから、処分に伴う環境への長期リスクを低減でき、社会的受容性の観点からも処分をより容易に行えるようになることが期待できる。図 4.5-1 に、使用済燃料の毒性の長期変化を、直接処分の場合、通常の再処理で発生する高レベル廃棄物の場合、MA および長寿命 FP を分離除去した場合のそれぞれについて比較して示した。こうした技術を実現するためには、対象とする長寿命核種の中性子照射による核変換技術とともに、それらの核種の効率的な分離方法の確立も必要条件となる。このため、これらの技術を総称して、「分離・核変換技術」(P&T: Partitioning and Transmutation)と呼んでいる。



天然ウラン 5 トン：3.5%濃縮ウラン 1 トン製造に必要な

MA：マイナーアクチノイド (Np, Am, Cm 等)

LLFP：半減期 30 年以上の核分裂生成物

図 4.5-1 長寿命核種の分離による高レベル廃棄物の長期毒性の低減
(日本原子力研究所)

4.5.2 核変換技術

高レベル廃棄物の中に含まれる核種で核変換の対象として着目される長寿命核種は、FP としては ^{129}I (半減期 1,570 万年) ^{99}Tc (21 万年) などがあり、また MA の代表としては ^{237}Np (210 万年) を挙げることができる。このほか、半減期は比較的短い、発熱が大きいことから ^{137}Cs (30 年) や ^{90}Sr (28.8 年) を核変換の対象とする場合もある。また、使用済燃料の直接処分政策をとる国では、 ^{239}Pu (24,110 年) など Pu を核変換の主たる対象と考える場合もある。

こうした長寿命核種の核変換方法として提案されている方式を大別すると、原子炉を用いる方法と、大電流加速器を用いる方式があり、前者の場合には軽水炉、または高速炉などの発電炉を使用するケースと、核変換専用のいわゆる専焼炉を使用するケースが考えられている。また後者については、陽子加速器に未臨界炉を組み合わせた加速器駆動未臨界システム (ADS; Accelerator-Driven Subcritical system) のほか、電子線加速器を用いた光核反応による核変換システムなどが提案されている。以下、代表的な核変換技術について、その特徴と開発の現状を述べる⁽²⁾⁻⁽⁸⁾。

(1) 発電炉による核変換

この場合は通常 MA の核変換を目的とし、原子炉の燃料に一定量の MA を混入させることにより、燃料の燃焼とともに MA を燃焼 (核分裂により変換) させる。原子炉としては、軽水炉と高速炉の利用が考えられる。しかしながら軽水炉の場合、反応度との関係で燃料への MA 添加率は 0.5% 程度が限度であること、熱中性子照射の場合、多くの MA は一度中性子捕獲した後はじめて核分裂することなどから、高い核変換効率は達成しにくい。一方、高速炉の場合、炉心への MA 混入率は 5% 前後まで上げることが可能であり、高速中性子のもとでは直接核分裂する割合も高いことから、効率の良い MA 燃焼が期待できる。こうして 1 基の高速炉により同等出力の軽水炉 5~7 基で生成する MA を燃焼することが可能となる。炉心への MA の装荷法としては、燃料に均一に混入させる場合と、いわゆるターゲット燃料として何本かの燃料に集中的に MA 装荷する場合とが考えられている。使用済燃料は再処理を経てリサイクルされるが、MA 燃焼をさせる場合、再処理工程に MA の同時ないし分別回収の機能を持たせる必要があり、また、MA 混入燃料や MA ターゲット燃料の製造工程は若干の遮蔽機能を持たせる必要が生じる。燃料の形態としては、酸化物のほか、窒化物、金属燃料があり、MA の燃焼効率についてはこれらの形態間で若干の差異が生じる。

発電用高速炉での MA 燃焼については、現在核燃料サイクル開発機構が進めている高速炉サイクル実用化調査戦略研究の中で、いくつかの方式についての検討評価が進められており、MA 含有燃料の照射試験等が常陽や海外の炉で実施ないし計画されている。図 4.5-2 に同機構が検討を進めている分離核変換技術を導入した高速炉燃料サイクル概念を示す。フランスでは、1991 年廃棄物法で、高レベル廃棄物に関し、地

層処分技術、分離核変換技術、および地上施設での長期保管技術についての技術的可能性を示すことが求められている。このうち、分離核変換技術についての研究開発は SPIN 計画として進められており、核変換に関しては、軽水炉と高速炉への MA リサイクル・オプションの検討と、MA 燃焼に関する実験的研究が進められている。また、ロシアにおいても高速炉への MA リサイクル技術に関する研究が進められている。

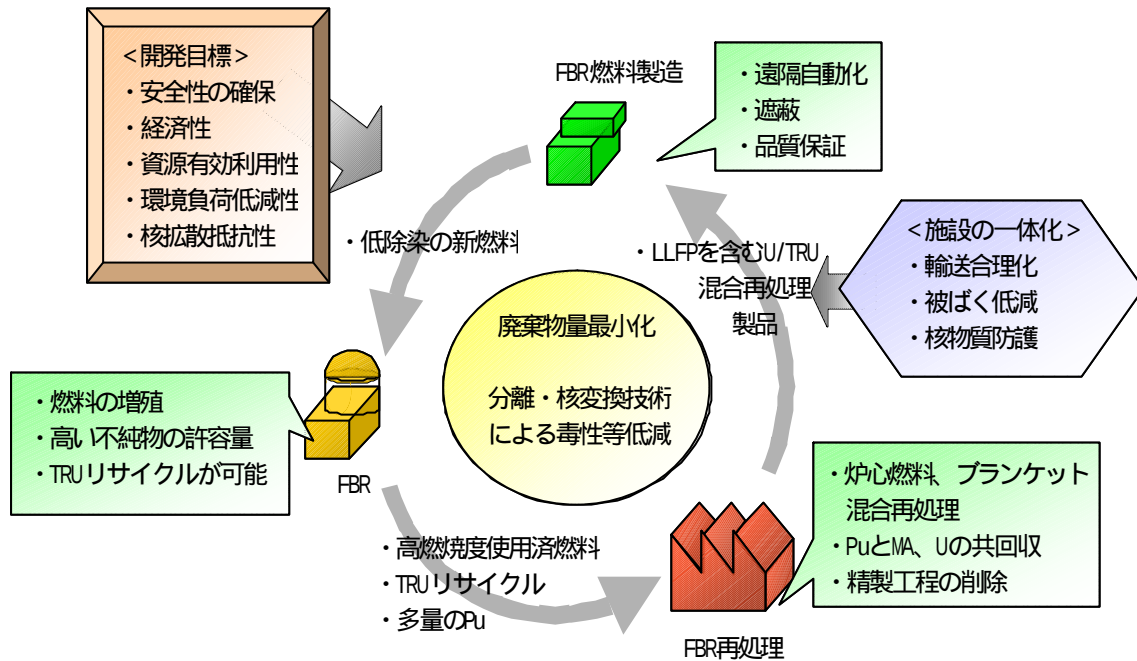
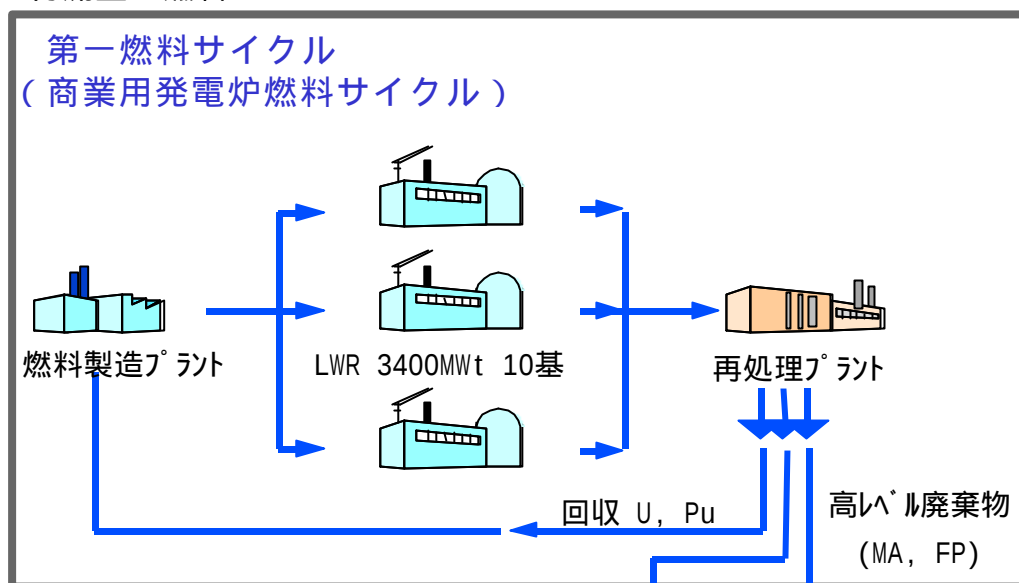


図 4 . 5 - 2 分離核変換機能を付加した高速炉燃料サイクル
(核燃料サイクル開発機構)

(2) 専焼炉による核変換

MA の燃焼処理を通常の発電炉ではなく、核変換専用の原子炉で集中的に行なうという考え方がある。この場合も原子炉としては MA 燃焼効率の点からは高速中性子体系が望ましい。専焼炉で MA 燃焼を行なうことにより、通常の発電炉とその燃料サイクルの体系への負担を最小化できる。その一方で、専焼炉で MA 高含有燃料をリサイクルするために、もうひとつ別の燃料サイクルシステムを必要とするが、発電炉の燃料サイクルに比べ、数十分の一の処理規模でよい。こうした専焼炉と階層型燃料サイクルのシステムに関する研究は、日本原子力研究所で進められてきており、高性能 MA 専焼炉として、ヘリウム冷却型・顆粒状窒化物燃料炉が提案されている⁽⁹⁾(図 4 . 5 - 3)。また、ロシアでは、通常の核燃料サイクルから分離される Pu と MA を、熔融塩炉で燃焼させる方式のフィージビリティ研究が行なわれている

物流量：燃料 260t



物流量：MA, Tc, I 5.5t

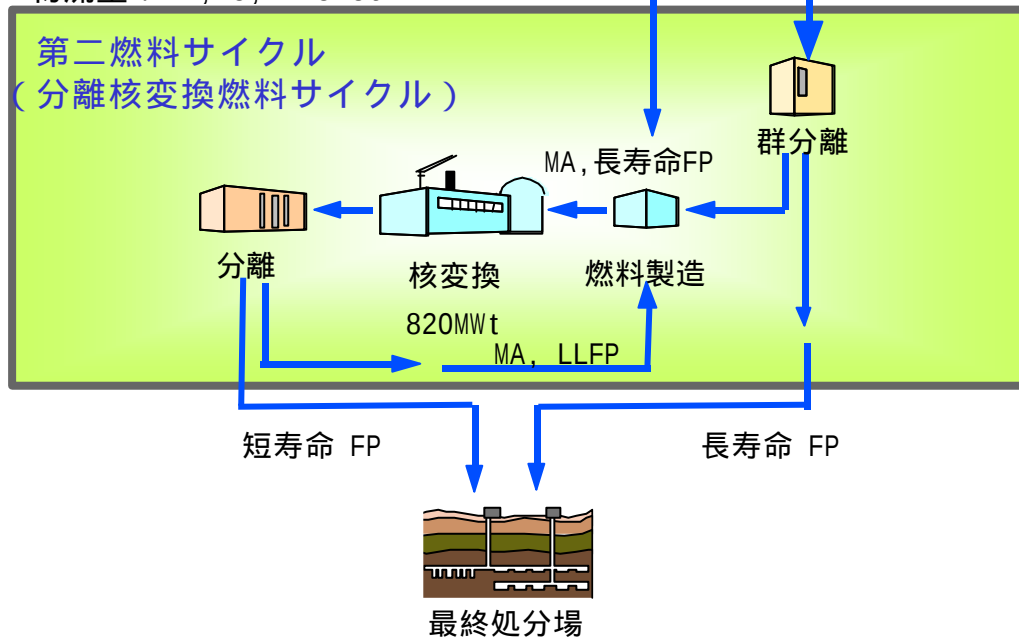


図4.5-3 階層核燃料サイクルの概念 (日本原子力研究所)

(3) 加速器駆動型未臨界システム (ADS) による核変換

ADS は、大電流陽子加速器からの高エネルギー陽子ビームを重金属ターゲットにあてて核破砕による高速中性子を大量に発生させ、この中性子により MA や長寿命 FP 核種を装荷した未臨界炉心の核反応を持続させる方式である。この方式は、システムとしてはより複雑であるが、体系を臨界に保つ必要がないことから、燃料組成の自由度

が大きいことや、陽子ビームを遮断することにより容易に連鎖反応を止めることができることから、安全性に優れているという利点をもっている。加速器の駆動に大きな電力を消費するが、適切な設計を行なうことにより、消費を上回る発電能力を持たせることができる。この方式の最も重要な課題は、大電流で高効率の陽子加速器（エネルギー数百 MeV～1 GeV、ビーム電流数 mA～数 10mA）の開発であるが、近年この分野の技術は目覚しく進展しつつある。典型的な ADS による核変換システムを図 4 . 5 - 4 に示す⁽¹⁰⁾。なお、ADS 方式で核変換を行なう場合も、その前段で対象とする MA や長寿命 FP を分離し、ターゲット燃料として調製する工程が必要であり、したがって燃料サイクルの全体像は専焼炉の項で述べた階層型燃料サイクルの構造をとることになる。

近年 ADS に関する研究は世界的に活発化の傾向がみられ、日本では日本原子力研究所が、高エネルギー加速器研究機構と共同で建設を計画している大強度陽子加速器に、核破砕ターゲットと未臨界集合体を中心とする核変換実験施設を付設するための設計研究を進めている。

米国では、従来よりロスアラモス研究所が中心となり Accelerator Transmutation of Waste (ATW) 計画の名のもとに進めてきた加速器駆動型未臨界システムによる核変換技術の研究が、Accelerator Production of Tritium (APT) 計画として進められてきた加速器によるトリチウム生産技術の研究と統合され、2001 年から新たに Advanced Accelerator Applications (AAA) 計画として再出発した。この計画では、大強度陽子加速器と核破砕ターゲット及び未臨界集合体を組み合わせた Accelerator Driven Test Facility (ADTF) を 2010 年までに建設することを目標に、関連する技術開発と設計研究が、米国内の国立及び民間の研究機関の広い協力のもとで進められている。

ヨーロッパでは、ベルギーで小型多目的 ADS を 2008 年までに建設する計画が進んでいるほか、フランス、ドイツ、イタリア、チェコなどでフィージビリティ研究が進められている。また、イタリア ENEA 理事長の C. Rubbia を議長として、イタリア、スペイン、フランス、ドイツなど 9 カ国が参加した技術ワーキンググループが組織され、10 年以内に共同の ADS 実証施設を建設することを目標に、技術協力や情報交換を進めている。

代表的な核変換システムの特徴と課題の比較を図 4 . 5 - 5 に示した⁽¹¹⁾。

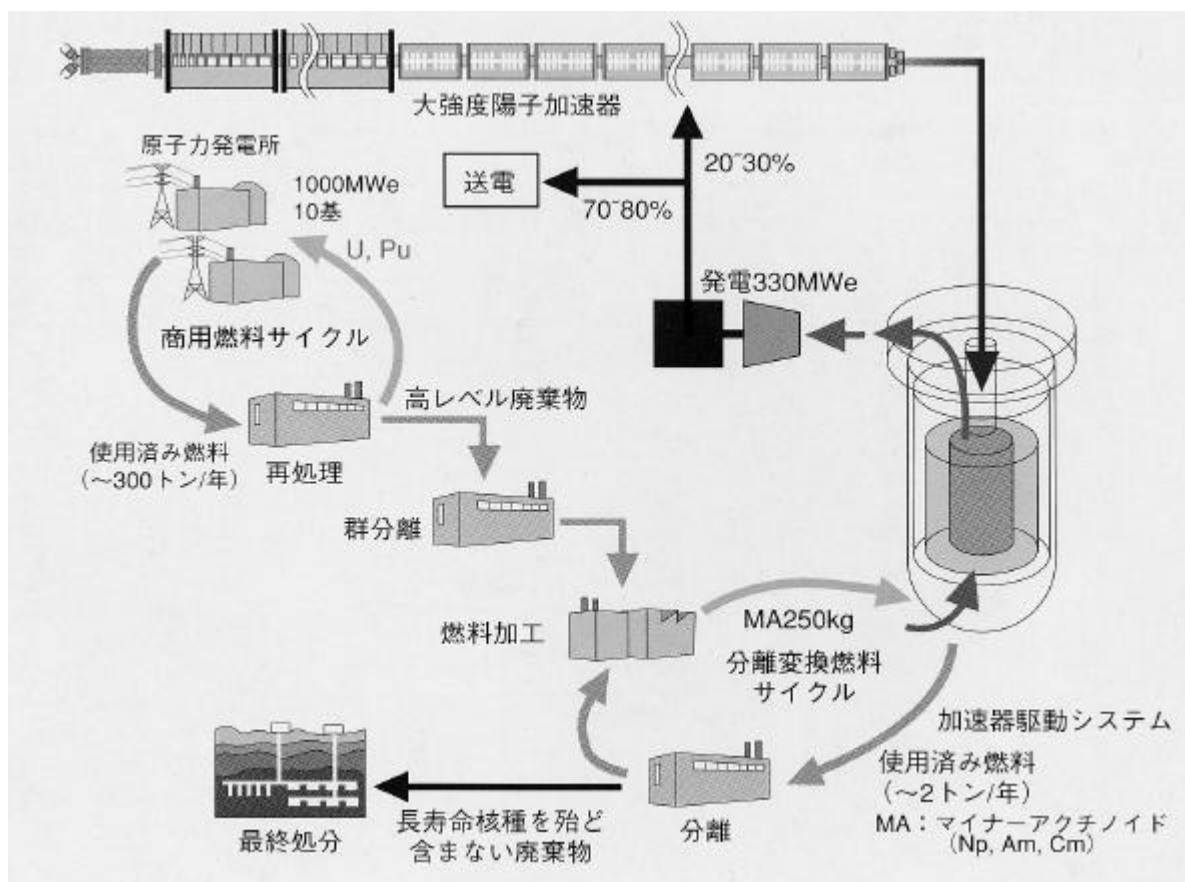


図 4 . 5 - 4 ADS による核変換システムの基本概念
(日本原子力研究所)

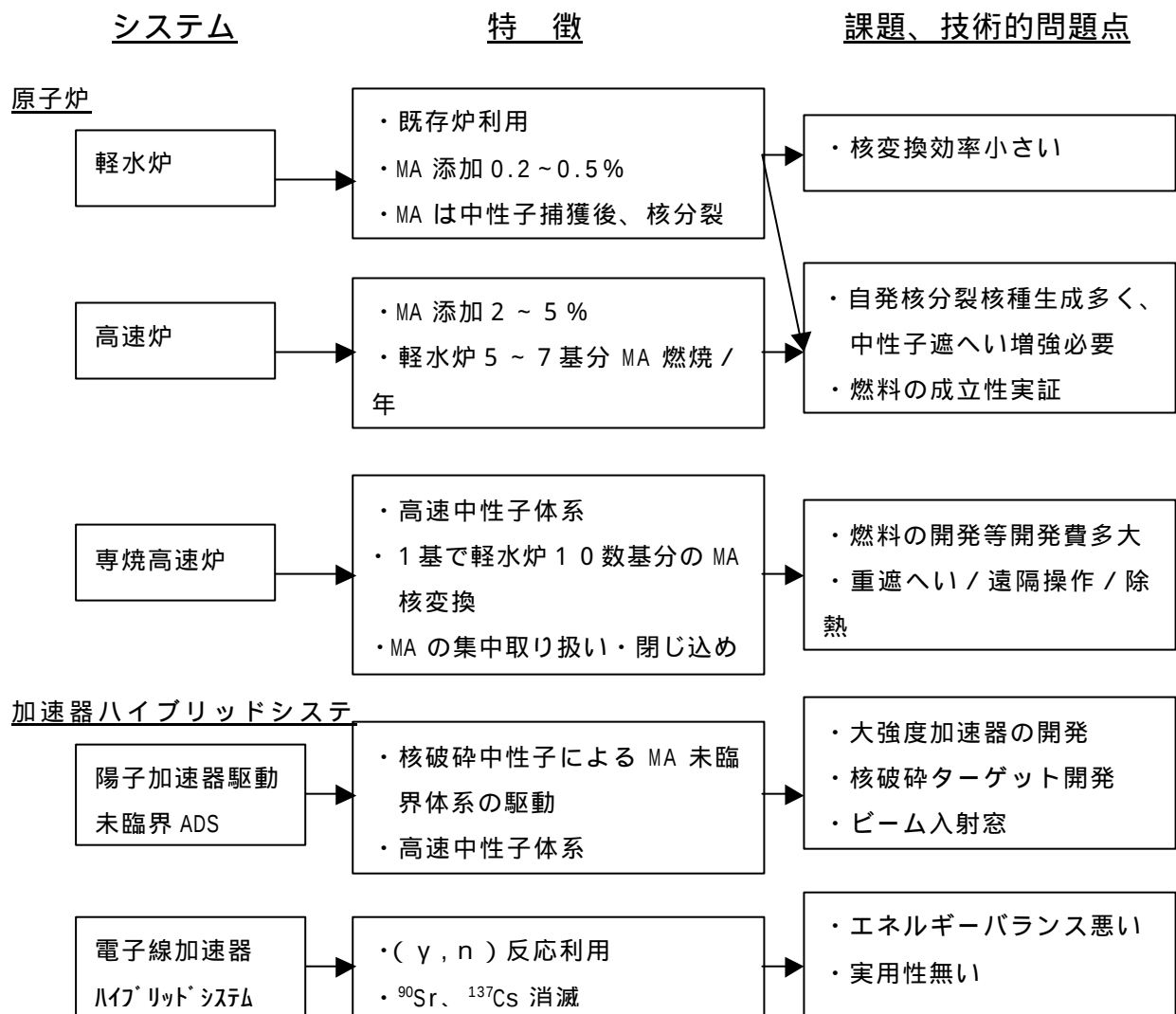


図 4 . 5 - 5 代表的核変換システムの特徴と課題の比較
(日本原子力研究所)

4 . 5 . 3 分離技術

核変換を有効に行なうためには、対象とする MA や長寿命 FP を工業規模で経済的に分離できる技術の確立が求められる。とくに MA は 5f 電子を持ち、いろいろな原子価状態をとりうるため、化学的挙動が複雑なことから、U や Pu からの MA の分離や、MA 間の相互分離はそれほど容易ではない。このため、MA 分離に関しては各国でいろいろな分離方式の研究が進められている。

わが国では、日本原子力研究所で DIDPA による溶媒抽出とギ酸を用いた脱硝沈殿工

程等を組み合わせた高レベル廃液の4群分離プロセスの研究が行なわれており、またサイクル機構では、共抽出型 PUREX 法と改良 TRUEX 法の組み合わせによる MA 回収機能付加再処理プロセスの研究や、電力中央研究所との協力のもと金属燃料の乾式再処理プロセスの研究が進められている。

海外では、フランス原子力庁が SPIN 計画のもとで MA 分離の研究を積極的に進めており、ジアミド系溶媒その他新溶媒による DIAMEX プロセスおよび SANEX/SESAME プロセスの開発を進めている。このほか、ロシアや米国などいくつかの国で湿式あるいは乾式の各種分離プロセスの研究が様々なレベルで進められている。

4.5.4 まとめと提言

放射性廃棄物の環境への負荷低減策の一つとして、分離核変換技術の有益性は1960年代後半から専門家の間で議論が始まり、原子力利用開発を進める各国で種々の検討が行なわれ、また関連する研究開発が進められてきて、近年はこの分野でいろいろな進展が見られている。一方で、こうした核変換技術が将来産業的に成立するようになったとしても、高レベル廃棄物の地層処分の必要性は変わらないという認識も世界的に確立してきている。こうして主要各国で地層処分実現に向けての様々な努力が続けられており、フィンランドでは世界に先駆けて具体的な処分予定地が選定され、処分場建設に向けての詳細なサイト調査が始まりつつある。いずれにしても、放射性廃棄物問題の解決は、人類が原子力利用を進める限り避けて通れない重要課題であり、かつ社会的受容性の点などからは難しい問題を抱えている。こうした観点からは、この問題を総合的に解決に導くための様々な技術オプションを用意していくことが重要である。長寿命放射性核種のインベントリを低減でき、環境汚染のリスクを低減できる技術としての分離・核変換技術の開発は、その経済的実現性の評価を含め、今後も長期的に取り組むべき重要課題の一つであり、その研究の推進が望まれる。

参考文献

- (1) 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次とりまとめ、核燃料サイクル開発機構、JNC TN1400 99-020～025 (1999).
- (2) 野田宏：高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究の取組み状況、原子力学会誌、Vol.42, No.7, p.589 (2000).
- (3) Mukaiyama et al., Minor Actinide Burner Reactor and Influence of Transmutation on Fuel Cycle Facilities, p.105, IAEA-TECDOC-783 (1995).
- (4) Mukaiyama et al., Review of Research and Development of Accelerator-driven System in Japan for Transmutation of Long-lived Nuclides, Progress in Nuclear Energy, Vol.38,

Nos.1-2, p.107 (2001).

- (5) G. Van Tuyle et al., U.S. Advanced Accelerator Application Program: Plans to Develop and Test Waste Transmutation Technologies, GLOBAL2001, Paris (2001).
- (6) 森田泰治他：4 群群分離プロセスの N U C E F 内群分離試験装置によるコールド試験及びセミホット試験、JAERI-RESEARCH-2000-024 (2000).
- (7) 駒義和他：溶媒抽出による三価アクチニドとランタニドの分離，動燃技報 No. 101, p. 87 (1997).
- (8) M. Boidron et al., Status of the French Program on Separation and Transmutation of Nuclear Waste, GLOBAL2001, Paris (2001).
- (9) Nuclear Waste: Technologies for Separation and Transmutation, Committee on Separation and Transmutation Systems, National Research Council (1996).
- (10) Actinide and Fission Products Partitioning and Transmutation: Status and Assessment Report, OECD/NEA(1999).
- (11) Evaluation of Possible Partitioning and Transmutation Strategies and of Means for Implementing Them, European Commission, EU Contract F141- CT95-0006-1999 (1999).

4 . 6 ま と め

この章では、環境汚染の防止技術として、まず環境汚染の測定・監視技術の重要性が述べられた。放射性測定技術の進歩は目覚しく、測定感度の向上とともに、広域測定システムの整備などが図られている。また、事故後の環境汚染の調査だけでなく、環境汚染の兆候を検知する能力も期待されている。

環境汚染の修復技術として、海外での例も示したが、植物利用などが提案されているものの、未だ、効率、即効性等で問題があり、土壌交換以外の有効な方法がない状況である。今後、土壌撤去以外の良い修復技術が提案される可能性もあるが大きな期待は禁物である。

分離・核変換技術は、高レベル放射性廃棄物の毒性の低下と、考慮期間の縮小をもたらす可能性がある将来技術であり、環境汚染の低減にも結びつく可能性がある。今後さらに、経済性、効率などの面を含めての研究の展開が必要であろう。

第5章 非放射性物質による環境汚染の防止・回復技術

5.1 はじめに

化学薬品などの非放射性物質による環境汚染は、現在世界的に重要な問題であり、現実的な対応が求められている。本章では、非放射性物質による土壌汚染に焦点を絞り、対策技術の現況、環境修復事例、放射性物質による環境汚染と修復への反映について説明することとする。

5.2 わが国における市街地土壌汚染の推移

平成12年度の環境省調査⁽¹⁾により公表されている、わが国における最近の市街地土壌汚染の推移を図5.2-1に示す。トリクロエチレン等で代表される揮発性有機塩素化合物(VOC)による汚染事例に比較すると、重金属等による土壌環境基準超過事例確認件数の増加が著しいことが分かる。また、これらの土壌汚染件数の平成13年3月末までの累積件数を原因物質別に整理して図5.2-2に示す。

有機塩素化合物等による土壌汚染に対しては、加熱処理と吸引等を組み合わせた処理が行われる他、土壌中に存在する微生物による分解を促進させる方法なども応用され、比較的対策が容易であるとされる。有機塩素化合物等は積極的な処理を施さなくても、土壌中の微生物によってゆっくりとではあるが分解されるため、汚染土壌との接触を遮断する等の方法により汚染の軽減を期待することができる。

重金属による汚染は微生物等により生物分解を受けないため、汚染土壌との接触を遮断し時間を確保することによっては汚染の軽減を期待することができない。多くの場合、汚染した土壌を掘削・撤去するケースや、不溶化処理を施した後に地中に封じ込めるケースが多い。多くの重金属は土壌により強く収着されるため、地中での移動速度が遅く、積極的な処理を施さない限り、汚染は長く継続することになる。重金属による市街地土壌汚染事例が増加の傾向にある(図5.2-1参照)のは、このような重金属汚染の特色を反映した結果であると思われる。

市街地土壌汚染の原因としては最も多い事例は「汚染原因物質の不適切な取扱いによる漏洩」であるとされている。「廃棄物の不法投棄」や「汚染原因物質を含む排水の地下浸透」等、意図的な放出による汚染事例はそれほど多くはないので、非放射性物質による市街地土壌汚染の主要な原因は、汚染物質の事故に伴う漏洩であるといえよう。これらの汚染場所は、工場・事業所敷地が圧倒的に多く、工場・事業所跡地を加えると、全汚染事例の70%近くを占めている。また、汚染発見の契機は、土壌や地下水の汚染が発見されたため本格的な調査が行われた事例に比較すると、土地所有者による現況把握調査によって発見される事例が少なくない。

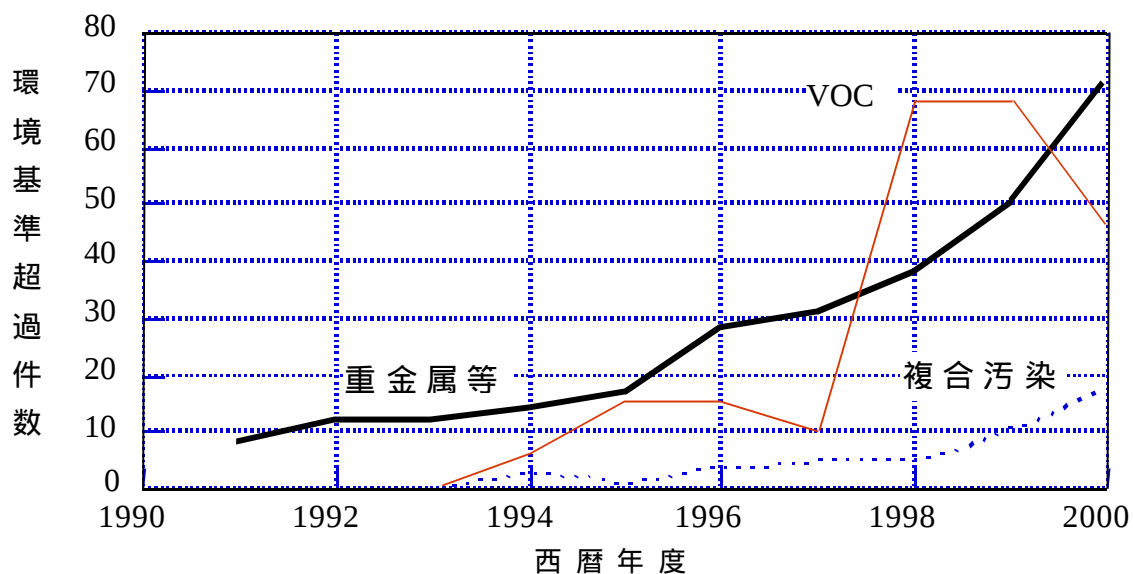


図5.2-1 環境省土壌環境基準適合調査にみる年度別環境基準超過件数
(環境省、(2002)から作成。VOCはvolatile organic compoundsの略)

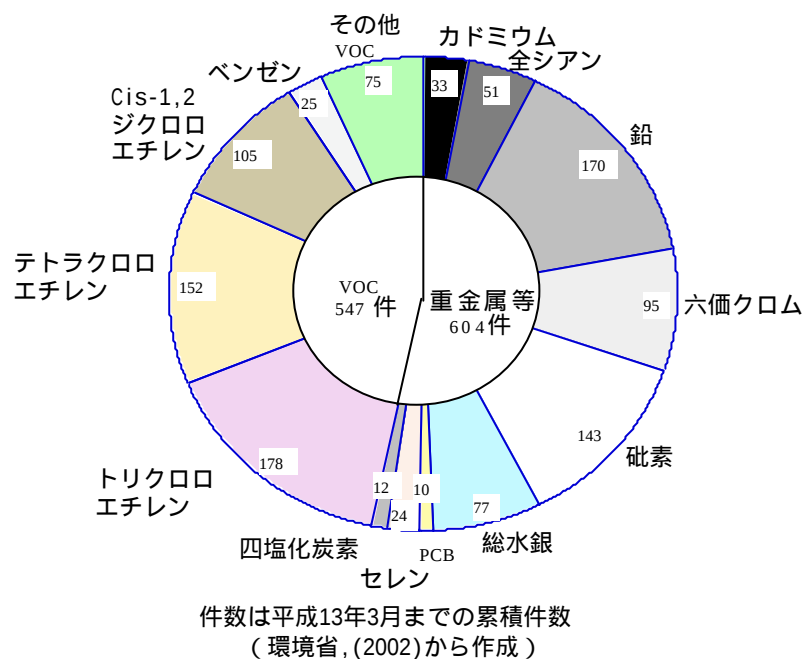


図5.2-2 土壌環境基準超過件数の原因物質別事例数

参考文献

- (1) 環境庁水質保全局監修、土壌・地下水汚染対策ハンドブック、公害研究対策センター(1995).

5.3 土壌汚染対策技術の現況

非放射性物質による土壌汚染対策は、人に対する健康影響を防止するために緊急に行うべき応急対策と、より長期的な視点から抜本的に行うべき恒久対策とに区分されて実施されている。土壌汚染原因物質の漏出は、その多くが地表面付近において発生する。これらの汚染物質は、降水等の作用を受けて鉛直下方に輸送され、地下水汚染の原因になる。現実には、多くの土壌汚染が地下水汚染の発見を契機に確認されている。従って、土壌汚染対策と地下水汚染対策とは密接に関連している。

土壌・地下水汚染の調査および対策等については、環境庁により汚染実態に応じた標準的な「調査・対策指針」⁽¹⁾が策定されており、多くの調査や対策がこの指針に基づいて実施されている。この「調査・対策指針」によると、土壌汚染の恒久対策は図5.3-1のように区分される。

平成14年5月に土壌汚染対策法が成立した。既に制定されている土壌環境基準に加えて、汚染土壌を修復するための強制力を有する法律が整備されたことになるが、土壌汚染を防止する対策の検討などは今後の課題である。

わが国における土壌・地下水汚染浄化技術の研究開発は、米国等から技術を導入することにより開始された。しかしながら、元来、地下水・土壌汚染は汚染場所の特性を色濃く反映することから、汚染浄化の効果を挙げるためには種々の創意工夫が必要になり、最近ではわが国独自の開発技術も少なくない。

図5.3-1に示す土壌・地下水汚染恒久対策技術の区分に従って、現在実用・開発されている技術の概要を表5.3-1に整理する。土壌・地下水汚染を原位置で浄化可能な技術として、バイオレメディエーション法に対する社会的・技術的関心が大きいにも関わらず、フィールドにおける適用実績の面でバイオレメディエーションは他の浄化技術に後れをとっている。とりわけ商業規模での処理実績は、報告例が極めて限られている。

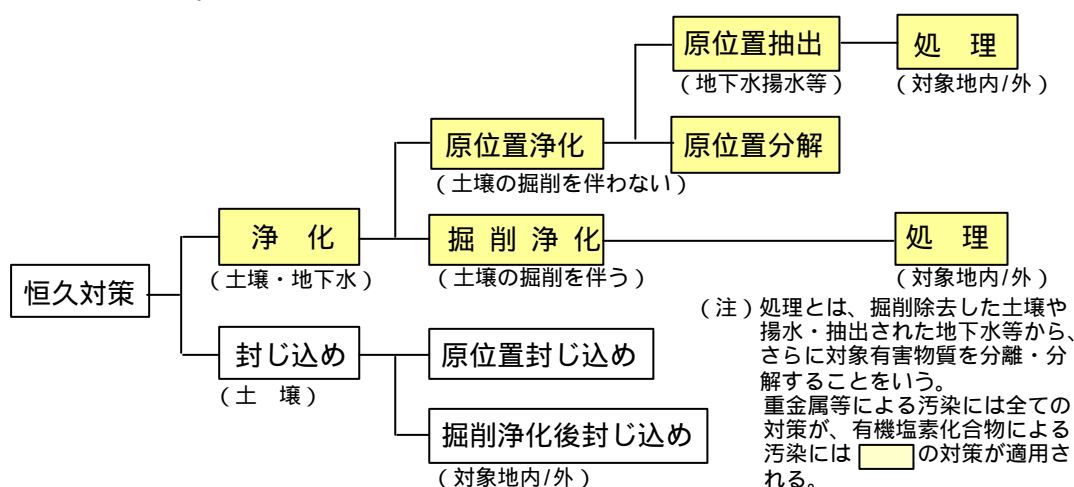


図5.3-1 土壌・地下水汚染の恒久対策の分類例
(環境庁の基準(1999)から引用、一部改変)

表 5 . 3 - 1 土壌・地下水汚染浄化技術の概要

技術の種類			技 術 の 概 要
浄化法	原位置 浄化法	原位置 分解法	いわゆるバイオリメディエーション法。天然の微生物による分解を期待する方法、栄養塩等を供給し天然の微生物の活性を高めて有害物質を分解する方法(Biostimulation)、遺伝子組み替え等の手法により開発した微生物等を供給して有害物質を分解する方法(Bioaugmentation)等がある。高等植物を利用するPhytoremediation法の検討が進められている。いずれも、わが国での実施例は極めて限られている。
		物理化学的処理	地中に有害物質との反応特性が大きな領域を人為的に構築し、有害物質を分解する方法がある。例えば、鉄粉等を添加した反応性の大きな領域に地下水を導水して有機塩素化合物等の有害物質を処理する透過性浄化壁と呼ばれる方法の実用例が報告されている。酸化剤を注入して有害物質を酸化処理する原位置化学処理法と呼ばれる方法も検討されている。
		熱処理	熱水や蒸気、電流・高周波等の供給により、温度を高めて有害物質の脱着を促進する方法等がある。
	原位置抽出・処理法		土壌ガスや地下水等に溶解した状態で有害物質を地上に抽出し、地上に設置した処理装置において微生物等を利用する方法、物理化学的方法（酸化還元分解法、電気的分解法、吸着濾過分離法、揮発分離法等）、熱的方法（熱脱着法、熱分解法等）等により分解・処理する方法。有害物質の抽出法として、土壌ガス抽出法、エアスパーキング法、土壌洗浄法、蒸気抽出法、熱脱着法等が報告されている。
	掘削除去・処理法		汚染土壌を掘削除去し、地表面あるいは地表面に設置した処理装置において微生物等を利用する方法、物理化学的方法、熱的方法等により分解・処理する方法。有害物質の抽出法として、土壌ガス抽出法、エアスパーキング法、土壌洗浄法、蒸気抽出法、熱脱着法等が報告されている。処理する方法。処理した土壌は元の位置に埋め戻されるケースが多い。
封じ込め法	原位置封じ込め法		セメント等の固化剤を用いて汚染土壌を固化する固化処理法、電流を負荷して汚染土壌を固化する熔融固化処理法、酸化還元剤等と混合し存在形態を変え土壌への吸着不溶化を促進する不溶化処理法、連続地中壁、止水壁や遮水壁を構築して汚染した領域を物理的に遮断する方法等がある。
	掘削除去・封じ込め法		汚染した土壌を掘削除去し、例えば産業廃棄物として別の場所で封じ込める方法。

参考文献

- (1) 環境庁水質保全局、土壌・地下水汚染に係る調査対策指針運用基準(1999).

5.4 土壌汚染対策技術の適用

汚染した土壌・地下水を浄化するための個別技術は種々開発され、フィールドにおいてその実用性が確認されているものも少なくない。個別技術の選択は、一般的に、汚染場の特性から要求される浄化レベルと浄化技術が有する可能浄化レベルとを比較し、前者の要求レベルを上回る技術の内から適切な候補技術を選択する手順を踏むことになる。しかしながら、地圏環境の管理を汚染浄化の観点に重点をおいて論じる場合であっても、その内容を個別浄化技術の選択問題に還元することは得策ではない。地圏環境の汚染浄化にはシステム対応が要求されるからである。

汚染の発見から浄化工事終了後の環境監視に至るには、多くの作業が必要になる。環境庁が示した土壌・地下水汚染対策の一連の作業フロー⁽¹⁾を、重金属等による汚染を対象にするケースについて、図5.4-1に示す。図は必ずしも最新の土壌汚染修復技術の進歩を反映したものではない。汚染した土壌の修復や堀削・搬出等の対策を含めて、保存性物質である重金属による土壌汚染を調査し対策を立案する上での参考にはなるといえる。

土壌・地下水汚染の浄化工事そのものを対象にしても、高濃度汚染を対象にした物理的・直接的な浄化工事と、残存する低濃度汚染を対象にする生物学的な浄化工事をどのように組み合わせるか、事前の汚染範囲特定のための環境調査、工事中の浄化工事支援のための汚染調査、工事終了後の効果確認のための環境調査に如何に資金や労力を配分するか等、浄化工事全体を視野におさめた系統的な対応が必要になる。このような対応は、現在では汚染浄化事例毎に個別に検討されており、検討の過程で発生・派生する新たな課題に対する対応を含め、その知見が集積されつつある状況にある。

1999年1月、地下水・土壌汚染対策を合理的に推進するための指針として「土壌・地下水汚染に係る調査対策指針運用基準」⁽¹⁾が公表される他、地下水・土壌汚染の浄化経験が実用的規模で積み重ねられる等、地圏環境管理のための諸条件が整備され、そのレベルも次第に向上しつつある。しかしながら、公共が関与したわずかな事例を除いて、これらの経験の多くは公表されないままになっている。事前の汚染調査、浄化工事と事後の管理に投入エネルギーや経費を如何に配分するか、浄化目標や浄化期間を如何に設定しその達成を如何に確認するか、また浄化の是非を如何に判定するか等、環境修復に関連する一連のプロセスをトータルに把握し、合理的に修復策を設計・施工するために解決すべき事項は多く残されている。

平成12年度の環境省調査⁽³⁾により、土壌・地下水環境基準値超過事例に対して採られた応急対策および恒久対策の実施条項をそれぞれ表5.4-1および表5.4-2に示す。同表から、応急対策については、重金属等の環境基準超過事例ではシート等を用いた被覆対策が多く見られ、揮発性有機化合物(VOC)による環境基準超過事例では地下水飲用の規制、水源転換及び地下水質のモニタリングが多く見られる。一方、恒久対策については、「調査・対策指針」に示されている重金属等に対する堀削除去

や固化・不溶化、VOC に対する土壌ガス吸引法や地下水揚水法等がよく用いられている。

わが国においても原位置における土壌・地下水汚染対策が進みつつあることが伺える。汚染した地下水を地表にまでくみ上げて生物処理する技術が開発されていることから、表中の「地下水揚水」や「揚水浄化」にバイオ処理技術が含まれている可能性はあるが、その実態は明らかではない。バイオレメディエーション技術の開発が華々しく紹介されてはいるものの、わが国における土壌汚染の恒久対策の多くは、汚染土壌を掘削・撤去して現場外で処理したり、セメント等で固化あるいは地下水等との接触を遮断する、いわゆる物理的・土木工学的な対策で占められている。

表 5.4 - 1 わが国における土壌汚染応急対策の実施状況

内容 対策の内容	汚染の 種類	恒久対策報告件数			
		重金属等 超過事例	VOC 超過事例	複合汚染 事例	合 計 件 数
合計件数		(65)	(138)	(25)	(228)
人による摂取防止対策		20	74	7	101
立入禁止柵・立て札の設置		12	6	3	21
地下水飲用指導・水源転換		8	69	4	81
汚染拡散防止対策		37	32	11	80
集水渠・沈砂池等の設置		5	0	0	5
舗装工		10	3	4	17
植栽工		3	0	1	4
シートなどによる被覆		23	3	6	32
防風ネットの設置		2	0	2	4
バリア井戸の設置		3	26	2	31
地下水質のモニタリング		24	123	16	163
その他		12	7	2	21

(注) 調査時点：平成 13 年度末(環境省, 2002)。いずれも件数は重複回答あり。

表5.4-2 わが国における土壤汚染恒久対策の実施状況

内容 対策の内容	汚染の	恒久対策報告件数			
		重金属 等 超過事 例	VOC 超過事 例	複合汚 染事 例	合 計 件 数
合計件数		(255)	(204)	(42)	(501)
原位置分解		2	3	4	3
バイオリメディエーション		0	0	3	1
化学的分解		1	2	1	2
その他		1	0	0	0
原位置抽出		13	145	21	179
土壌ガス吸引		2	105	12	119
地下水揚水		12	107	18	137
その他		1	0	2	3
掘削除去		131	64	26	221
処理		14	35	10	59
分離		11	14	7	32
熱脱着・揮発法		3	6	5	14
土壌洗浄法		5	3	0	8
その他		3	5	2	10
分解		4	21	3	28
バイオリメディエーション		0	3	0	3
化学的分解		2	7	0	9
熱分解		1	8	3	12
その他		1	3	0	4
封じ込め		38	3	7	48
遮断工		23	1	2	26
遮水工		20	2	6	28
不透水シート		8	1	2	11
鋼矢板		7	1	4	12
連続地中壁		4	0	1	5
粘土層		6	0	0	6
固型化・不溶化		93	2	15	110
固型化		31	2	4	37
不溶化		60	0	11	71
その他の不溶化处理		8	0	2	10
飛散防止		49	5	4	58
覆土工		33	3	3	39
植栽工		3	0	1	4
舗装工		24	3	2	29
その他		161	26	22	209
最終処分場に埋立処分		138	14	21	173
その他		29	12	2	43

(注) 調査時点：平成13年度末(環境省，2002)。いずれも件数は重複回答あり。

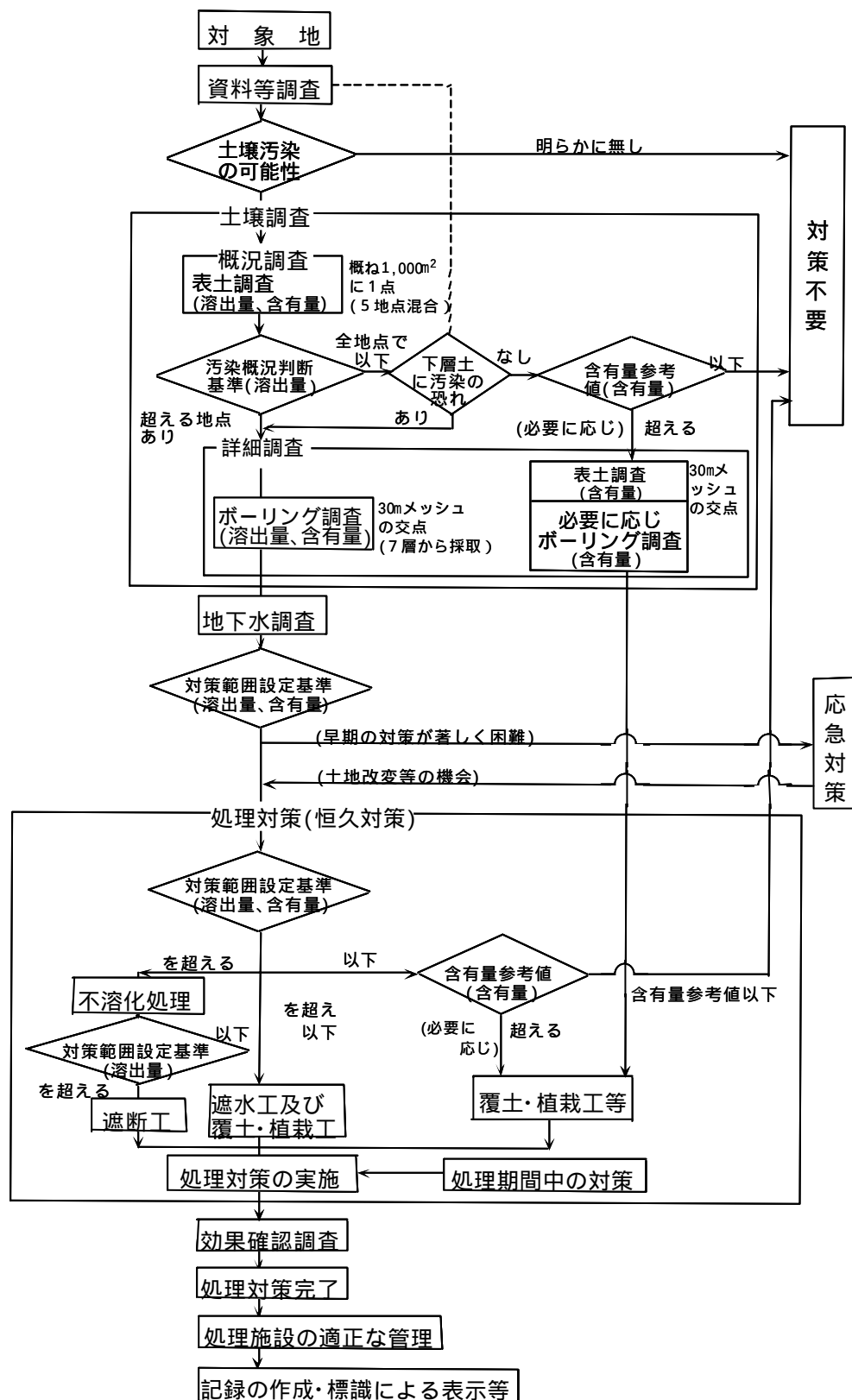


図 5 . 4 - 1 重金属等による土壌汚染調査・対策指針のフロー
(環境庁, (1995) から引用、一部改変)

参考文献

- (1) 環境省環境管理局水環境部、平成 12 年度土壌汚染調査・対策事例及び対応状況に関する調査結果の概要(2001).

5.5 原子力・放射線分野との協力

土壌汚染等の環境汚染の防止・回復は、個別技術の適用により可能な問題ではなく、例えば図5.4-1に簡潔に示されているように、汚染の発見から事後の管理に至る総合的かつ系統的な対策が必須である。原子力・放射線分野では先端技術を駆使した対策技術が多く開発されている。そこでこれらの技術・システムを非放射性物質による環境汚染の防止・回復・管理により積極的に応用する研究が求められる。

多くの化学物質に人間に対する発癌性が確認され、環境汚染による人間の健康リスクが生涯発癌リスクを指標にして評価される等、とくに環境影響評価分野では放射性物質と非放射物質との間の垣根は確実に取り払われつつある。両分野の交流の促進は、学術的側面のみならず、環境汚染の防止・回復・管理等の実用面においても大きな相乗効果をもたらすものと期待される。

5.6 まとめ

非放射性物質による環境汚染とその修復は放射性物質によるそれと比べると、歴史も長く、問題となっておる地域も多い。また、現実にはその周辺に人が居住している場合もある。その意味で、現実的な対応を図らねばならなくなっている。

非放射性物質による環境汚染と修復を放射性物質のそれにそのまま当てはめることは、人体に対する影響の違い、基準、および減衰効果の違いなどで混乱をきたす。今後は、両者を同じ土俵で考えて、統一的な基準等の検討が必要になってくるであろう。

第6章 放射性および非放射性物質による環境汚染の防止・回復対策

6.1 はじめに

放射性物質に関連する分野では、他の分野に先駆けて、核燃料サイクルと呼ばれるシステム全体において核燃料物質の物質収支を意識した管理が進められてきた。核燃料サイクルの概念は、直接的には、燃料経済の考え方に依拠して展開されたが、原料の調達から廃棄物処分に至る全システムにおいて管理対象物質の物質収支を確認する方式は、放射性物質管理の基礎概念として定着している。この基礎概念は、最近では非放射性の化学物質や一般廃棄物管理の基礎概念としても定着しつつある。特定の物質のライフサイクルを把握し、その全体を管理の対象にしようとする試みをその典型例として指摘することができる。

放射性物質に限らず、環境汚染の防止対策は、有害物質の環境への放出（漏出）を規制・抑制することを基本にしている。有害物質の環境への放出（漏出）は、その処理や処分の完全を期すことによって抑制されるが、より本質的には、有害物質の製造や利用段階を含めたトータルな管理を充実させることにより達成される。放射性物質の製造・利用段階での適正な管理が、放射性物質の環境への放出（漏出）による環境汚染を直接的に防止・回復する対策に勝る、より有効かつ基本的な対策であることに留意するべきである。

他の有害物質に比較すると低濃度・低質量であっても、放射性物質の検出感度はより大きいことから、そのライフサイクルを実際に追跡・管理することが比較的容易である。我々の日常生活では、意識するか否かに係わらず、多くの放射性物質や放射線が使われている。生活環境を含め、広く環境中の放射性物質を監視することが、放射性物質による環境汚染を防止・回復するための出発点となる。放射性物質が有するこの特性を活用することにより、非放射性物質を含む多くの物質による環境汚染防止のための模範的なシステムを構築することも可能であると思われる。

6.2 わが国における取組と対策

放射性物質による環境の汚染は、当然ながら発生させないことが望ましいが、実際にはわが国でもいくつかの事故が発生している。そこで教訓としてそれから学ぶべきものを再度認識し、整理しておくことは重要であろう。これまでの事故例を以下に取り上げ、どのような対策が講じられたかについて整理を行った。わが国では、環境の修復を要するような大きな汚染事故は幸いにして経験がないが、修復の手法として検討された事例についても、今後の参考として記述した。

6.2.1 原子力発電所放射性廃液漏洩事故

1981年3月7日、日本原子力発電(株)敦賀発電所において、廃棄物処理建屋内の貯蔵タンクの廃棄がオーバーフローし、一般排水路から放射性物質が環境中に放出される事故が発生した。4月になって、福井県衛生研究所が近くの海中から採取したホンダワラから平常値より高い放射能を検出し、大規模な周辺環境調査が実施された。実際に、漏洩した放射能は十数ないし数十 mCi (1mCi は 37MBq) にすぎなかったが、原子力発電所から漏水により実際に環境が汚染された事故として大きな社会問題となった。またそれに伴う風評被害も発生した。

これに対し、通商産業省(当時)はいくつかの安全規制強化対策を進めるとともに全国の原子力発電所について点検を指示した。また原子力安全委員会は「放射性液体廃棄物処理施設の安全審査に当たって考慮すべき事項ないしは基本的な考え方」を決定した。また、原子力発電所の周辺の放射能・放射線モニタリングが強化された。

6.2.2 アスファルト固化処理施設火災爆発事故の対策

1997年3月11日、午前10時過ぎ、旧動力炉核燃料開発事業団(動燃)東海事業所再処理施設(茨城県東海村)に附属するアスファルト固化処理施設において火災が発生し、さらに不十分な消火作業のために約10時間後に爆発事故が発生するに至り、建屋の一部を破損してその周囲に放射性物質を飛散させた。さらに、この事故について虚偽の法令報告がなされたために、科学技術庁(当時)が動燃の職員および組織としての動燃を告発するという事態に至った。

科学技術庁のとした対策としては、

- (1) 事故発生の翌日に事故調査委員会を発足させ、徹底した原因究明に乗り出した。
- (2) 事故調査委員会は、同年12月15日に火災及び爆発の原因について解明するとともに、運転管理上の問題点、安全規制に関する検討等の事項について、幅広く問題点を指摘し報告書を取りまとめ、公表した。さらに、この事故が安全への慣れによって引き起こされたこと、原因として根元的には動燃の運転管理体制やそのような体制を存続させていた体質も問われるべきであることなどを厳しく指摘した。

また、原子力安全委員会は、

- (1) 事故直後に現地に原子力安全委員を派遣した他、事故から得られた教訓を今後の安全規制に最大限反映するため、安全規制との関連を中心に独自の立場から事故の調査審議を行った。
- (2) 事故に伴って環境に放出された放射性物質による影響について評価を行い、環境及び周辺公衆に影響を及ぼすレベルのものではなかったことを確認した。
- (3) 平成9年12月22日には、事故に関する調査審議の結果を委員会見解としてとりまとめ、公表し、とくに事故と安全規制(安全審査、設計及び工事方法の認可)

との関係について、調査審議を行った主要点について指摘した。

1995年12月に起こった高速増殖炉「もんじゅ」の事故およびこの事故を契機として、原子力安全委員会は、1998年4月16日に「研究開発段階の原子力施設の安全確保対策について」として事故対策をとりまとめ、公表した。その骨子は以下のようなものである。

(1) 研究開発段階の原子力施設の安全確保対策の充実

(2) 安全規制の充実強化： 所管原子力施設の安全監視の強化、 緊急事対応の強化

また、国民の信頼を得る取組の一つとして重要な位置を占めるものとの認識から、意思決定プロセスの透明性と公開性の向上を図るために、平成8年12月5日に積極的な情報公開の推進に努めることとし、情報公開を推進するための施策を、「原子力安全委員会の情報公開について」として新たに打ち出した。その骨子は以下のようなものである。

(1) 原子力安全委員会の会議及び資料の公開、専門部会等報告書案への意見公募、および安全審査案件への意見公募。原子力安全委員会との国民との対話の推進。

(2) 安全規制に係る情報公開の推進として、事故の調査審議に関連した積極的な情報の提供、安全規制に係る資料の公開。

6.2.3 JCO 臨界事故の対策

1999年9月30日午前10時35分に(株)JCO(茨城県東海村)において臨界事故が発生し、約4時間半後には周辺住民への避難勧告がなされ、事故現場から半径350m圏内の住民161名の避難が終了したのは事故発生から9時間半ほど経過した時点であった。また、事故発生から12時間経過した時点で、事故現場から半径10km圏内の住民の屋内待機を勧告する事態となった。臨界状態は翌日早朝の冷却水の除去およびホウ酸水の注入をもって終焉を迎えたが、原子力安全委員会より終息が発表されたのは10月1日午前9時13分であった。しかし、半径10km圏内住民の屋内避難要請の解除がなされたのは16時30分、住民避難要請解除は翌2日18時30分であった。

事故後の対策としては、

(1) 臨界状態の終息のための緊急作業(冷却水の除去、ホウ酸水の注入)

(2) 住民への避難勧告(半径350m圏は避難、半径10km圏は屋内退避)

(3) 転換試験棟周囲からの放射線遮蔽のための土のう積み

(4) 住民の健康調査(放射線量の測定)

(5) 汚染状況確認のための周辺環境放射能調査

などが講じられた。事故建屋の保全対策は当然であるが、飛来中性子による微量の放射化生成物(^{24}Na など)および核分裂物質の希ガス(^{131}I)が検出されたものの、放射エネルギーが高くないため、周辺地域の保全対策はとくに行われていない。また、直接の事

故対策ではないが、

- (6) 当該施設の操業停止
- (7) 事故時対策を国の責任のものとで一元化する新たな原子力防災法の制定
- (8) 農作物等への風評被害に対する補償

などが、実施された。

我が国初の住民避難という事態を引き起こした JCO 臨界事故の原因については、詳細な分析がなされているが、主に次のような様々な運用上、制度上の欠陥が重なった結果であろうと考えられる。

- (1) 臨界防止のための正規手順の無視・逸脱（裏マニュアル作成）と作業員に対する臨界教育の欠如
- (2) 事故検知システムの欠陥と関係部署への通報遅れ
- (3) 設計段階での臨界防止策に偏重したことによる臨界事故の発生可能性の軽視

JCO の臨界事故から得た教訓とその事故対策としては、作業員への安全教育の必要性や安全監視体制の強化等が重要であろう。汚染の程度が軽微であったため、環境を修復するための対策を講ずる必要はなかったが、農作物への風評被害という新たな被害の形態を顕にした点を忘れてはならないであろう。

6 . 2 . 4 民間会社の核燃料試験研究施設の汚染対策

埼玉県大宮市にある民間会社の総合研究所では、1954 年頃から核燃料物質であるウランを使用して原子力関係の研究開発を実施してきた。原子炉等規制法(昭和 32 年施行)が整備される以前は、発生した放射性廃棄物を土壌に埋設していたが、それが原因でウランによる土壌汚染が発生した。汚染の実態については、「施設内部における表面汚染の線量率は 120[Sv / 時、中央部エリアにおける深さ 2 メートルのコアサンプリングが 3,400Bq/kg という数値であり、排水系からの土壌汚染と考えられる。」とする県議会への報告がある。

1999 年 3 月に汚染の知らせを受けた科学技術庁（当時）は直ちに 2 日間にわたる立ち入り調査を行い、「汚染は認められたが、その汚染が周辺環境に及ぼす影響はない」との調査結果を公表した。

この民間会社は 1988 年には核燃料物質を使用しての研究開発は取止めており、試験研究施設は解体撤去する予定であるが、同社の公開情報によれば、次のような対策を講ずるとのことである。

- (1) 埋設していた放射性廃棄物はほぼ回収し、それによって汚染した土壌の回収についてもほぼ終了した。
- (2) 引き続いて建屋内部の設備の解体・撤去と建屋内の除染を進め、その後、建屋並びに建屋に付属する機器類の解体・撤去を行う。
- (3) その際、建屋近傍または床下などの土壌に汚染が生じていた場合には、それら

の部分回収し放射性廃棄物として保管する。

なお、ここで発生した放射性廃棄物の撤去に関しては、研究所等から出る低レベルの放射性廃棄物に関する国の処分方針が決まっていないことから、当面は国の許可のもと、その事業者が責任を持って管理せざるを得ない状況にあり、国は現在、研究所等から発生する低レベルの放射性廃棄物の処分方針を検討中である。

6.2.5 原位置ガラス固化法による汚染の拡大防止策の例

これは重金属の汚染に対する修復方法として米国で既に利用されているものであり、2.2節に示したハンフォードサイトにおける修復方法としても検討された。わが国において実際にこの手法が適用された例はないが、総合研究開発機構の委託研究として、1993年～94年にかけて実用化を目指した1t規模の屋外固化試験が実施され、適用性と有効性が実証されている。

この方法は、図6.2-1に示すように地中の汚染した部位に電極を挿入し、電流を流すことにより加熱（ジュール加熱）して土壌の主成分である SiO_2 分を溶融し、汚染物をガラス状の構造中に封じ込め、冷却によって固化体にするもので⁽¹⁾、

- (1) 汚染が発生した原位置での修復が可能である。
- (2) 汚染部位の掘削、汚染物の運搬が不要で汚染の拡散の危険性が少ない。
- (3) ガラス固化体が安定である。

などの、利点が指摘されている。 SiO_2 成分が60～90%程度の土壌であれば、金属15%以下、瓦礫20%以下、可燃性物質10%以下の汚染物に対しては有効とされるが、固化する地点の土壌の化学組成、熱伝導率、融点、比熱、導電率、粘度、密度などの物性値が溶融固化の成否を左右する。

土壌の熱伝導率はジュール加熱の原理上重要な因子となるが、室温付近の熱伝導率は $0.09 \sim 0.15 [\text{W/m} \cdot \text{K}]$ と非常に低く、熱効率は非常に悪いが、800℃以上になると一部の土壌粒子が焼結を始めるため急激に熱移動が容易になり熱伝導率は急激に上昇する。したがって、800℃以上に温度を上げることが、ガラス固化の一つの目安となるであろう。

次に、原位置でのガラス固化の効率を左右する因子として、土壌の導電率が上げられる。当然、導電率が低ければ多量の電流を流すため電極間電圧を高くせざるを得ない。土壌の導電率は、含有するアルカリ金属成分量が多くなるほど、また、アルカリ土類成分量が少ないほど導電率が高いことが知られている。さらに、ガラス成分である SiO_2 や Al_2O_3 が多くなると、逆に溶融状態での粘性が増すために、導電性イオンの移動性が低下するので、全体としてガラス固化時の効率が悪くなる。

上記の環境回復の手法は、我が国においては基礎的に検討された段階であり、放射能事故を対象として具体的な適応事例が存在した訳ではない。しかし、近年、原子力施設の事故が引き続いて発生している事態を考えれば、事故時対策を充実させること

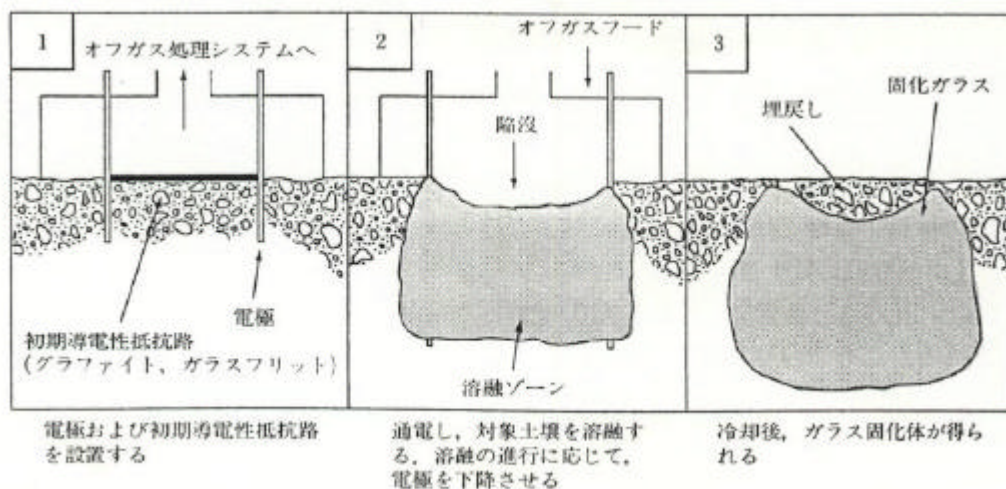


図6.2.1 原位置ガラス固化法の概念図 (文献(1))

が重要であろう。そして、いったん事故が起こったならば、汚染の防止を第一に優先することは当然であるが、汚染を単にくい止めるだけの短期的視野のもとで対策を講じた場合、その防止策自体が稚拙であれば失われた環境を回復する際の傷害ともなりかねない。つまり、「汚染の防止と環境の回復とを一体化して考える」という視点に立って環境汚染の防止・回復対策が練られる必要がある。

6.2.6 対策のまとめ

ここで示したように放射性物質による環境汚染の防止対策では、管理、閉じ込め、点検、測定・監視をハード・ソフト両面より行うことが重要となる。また、環境汚染の回復対策においては、完全に回復を行うことは難しいことを認識しつつ、問題となる環境汚染が発見された場合にその地域を緊急に確定し、人の接近制限や、有効な汚染除去を行うこと、どのレベルの環境汚染があったときにどのような回復対策を行うかをあらかじめ決めておくことが重要である。

参考文献

(1) 木暮敬二、「地盤環境の汚染と浄化修復システム」, p147, 技法堂出版、2000年。

6.3 国際機関による取組と我が国の貢献

原子力施設の事故により環境が放射性物質により汚染された地域の環境復旧、とくに汚染地域が1ヵ国のみならず広範に多国間にわたっているような場合には技術的にも、資金的にも更に政治的にも多くの困難が横たわっている。このような場合には国際機関が中心となった活動が予想されるが、実際には国際機関によって環境復旧行為が実施された例は未だなく、研究が行われているにすぎない。このため、チェルノブイリ原子力発電所事故に係わり欧州共同体によって旧ソ連諸国との間で共同で進められた研究を紹介する。

(1) CEC/CIS 共同研究

1991年、欧州共同体委員会(CEC; The Commission of the European Communities)はロシア、ベラルーシ、ウクライナ3国とチェルノブイリ事故後の問題を検討する科学的協力を開始した。この協力では種々の実験協力プロジェクト(ECP; Experimental Collaboration Project)やジョイント科学プロジェクト(JSC; Joint Scientific Project)が設定された。この中に除染手法の開発と評価プロジェクトがある。

(注) CIS; Commonwealth of Independent States、ソ連崩壊後の独立国家共同体

(2) 除染手法の開発と評価プロジェクト

このプロジェクトの目的は、

除染技術の開発とそれらの効果度のデータ取得

実規模に適用の際のコスト評価

であり、得られた結果は実際の戦略に反映させ、将来起こるかも知れない事故のさいの除染手法の方策にも適用させることも目的としていた。プロジェクトは1991年に発足し1995年まで継続した。

プロジェクトは7つのサブプロジェクトで遂行され、欧州共同体(EC)から4研究所、CISから14研究所(ロシア; 4、ベラルーシ; 4、ウクライナ; 6)が参加した。7つのサブプロジェクトは以下のとおり。

都市部表層の除染

土壌除染

森除染、木材の処理

食品除染

自然の持つ自浄能力の評価

残された機械の管理、除染

コスト/便益解析

予算は500~600 KECU/年で、約半分がCISの研究所に渡っている。

土壌除染では、ウクライナ、ベラルーシで放射性核種を取り込んだ芝生の除去によ

る除染手法を2,000~3,000m²のスケールで実験し、効果が高いことが確かめられている。

6.4 非放射性物質による環境汚染の防止・回復対策

放射性物質の管理は極めて厳格であり、その管理の原則は基本的に物質収支を確認することにおかれている。この意味で、放射性物質による環境汚染の防止対策は、非放射性物質による環境汚染防止他対策に比較して、一般的により厳密であるといえる。

最近では、有害物質を取り扱う多くの工場や事業所において、ISO 14000s等の環境監査規格の認証を取得し、自発的かつ持続的に環境を管理する活動が定着しつつある。また、2001年4月から実施されたPRTR(pollutant release and transfer register)制度も、土壌圏のみならず環境汚染の未然防止に効果を発揮するものと期待される。非放射性物質による環境汚染対策においても、濃度規制的な考え方から、総量規制的な考え方に移行することになる。

このPRTR制度とは、環境汚染物質排出移動登録制度のことであり、人の健康や生態系に有害なおそれのある化学物質について、事業所からの環境(大気、水、土壌)への排出量および廃棄物に含まれて事業所の外へ出る移動量を、事業者が自ら把握し国に対して届け出るとともに、国は届出データや推計に基づき、排出量・移動量を推計し、公表する制度である。同じく2001年1月から実施された、対象化学物質を含有する製品を他の事業者に譲渡または提供する際に、その化学物質の性状および取扱いに関する情報を事前に提供することを義務づけるMSDS(material safety data sheet)制度と相まって運用される。取引先の事業者等からMSDSの提供を受けることにより、事業者は自らが使用する化学物質についての正しい情報を入手し、化学物質の適切な管理に役立てることができる。

さらに、PRTR-MSDS制度によって把握・公表される有害物質の環境放出が、周辺環境中での蓄積や人々の健康にどのような影響を及ぼすかを評価するためのソフトの開発が進められており、近い将来において、有害物質の放出と人々の健康リスク・生態系のリスクとが関係づけられ、環境モニタリングや環境管理のあり方の議論が、多くの人々の参加の下に進められるようになると期待される。

市街地土壌汚染管理の分野では、水域や大気等の分野に比較して環境基準値等の設定は大きく遅れたものの、汚染した環境を直接修復の対象にして、実用的な規模での修復工事が商業ベースで実施されている。その内容が、科学的な吟味に耐える形で公表される事例は現時点では限られているが、土壌汚染の監視、影響評価および汚染修復が一連の枠組みの下に進められる環境が整備されつつある。非放射性物質による環境汚染の事例は、我が国においてもその事例に事欠かないが、それであるが故に、有害物質の排出・漏出規制に加えて、汚染した環境の直接的な修復が現実的な環境管理課題になりつつある。

第7章 取りまとめおよび提言

7.1 取りまとめ

20世紀を象徴する科学技術の進歩の中で、核エネルギーと放射線の利用は重要な役割を果たしてきた。しかしながらそれに伴って、放射性物質による環境の汚染が発生したものがあつた。ここではその状況と対策について詳細に調査を進めた。また、その一部のものについては、回復のための努力が払われているのでそれについても調査した。全体を通じて、放射性物質による環境汚染と回復に止まらず、非放射性の化学物質等による環境汚染と修復についても調査し、放射性物質による場合との比較や相互の技術移転の可能性についても検討した。また、放射性物質による環境の汚染を早期に検知し、その拡大を防ぐための環境汚染監視技術の現状、高度化への研究開発、今後の在り方についても調査した。主なことを取りまとめて、以下に示す。

(1) これまでに発生した放射性物質による環境の高度汚染は、旧ソ連のチェルノブイリ原子力発電所の事故および米国と旧ソ連における核兵器開発に伴うものが最大でかつ最も深刻な被害をもたらし、現在も汚染の回復は進んでいない。それに準ずるものとして、英国ウィンズケール原子力発電所の事故も食品の汚染に発展した点で忘れてはならない。米国スリーマイル島原子力発電所の事故は放出放射能は少なかったが、社会的影響は非常に大きかった。また、旧ソ連とロシアにおける放射性廃棄物の海洋投棄の問題はわが国の近海が放射性物質で汚染される恐れがあり、その後わが国の支援と協力により対応が取られたが、今後とも注意すべき問題であることを再認識した。地球規模の汚染性物質による最大の環境汚染は500回以上に及ぶ大気圏内核実験によってもたらされた。それによる残留放射能および自然放射線（宇宙線と地球上の天然放射性物質からの放射線）測定的重要性も示した。

(2) 核エネルギーと放射線の利用においては、放射性同位元素の使用から原子力発電所と核燃料サイクル関連施設の運転からその廃止に至るまで、放射性物質による環境汚染の可能性が存在するので、その対策を含めて認識した。その中で、医療用や工業用の放射線線源が金属スクラップに混入して一般産業に近接したり、また起源不明のまま一般公衆の生活環境に現れて死亡事故を起こす例さえ発生している。また、放射性物質としての法的規制を受けない「放射性の物質」の問題もあり、対策が必要ながことが判明した。

(3) 核燃料サイクル関連施設においては、とくに放射性廃棄物の処理・処分と原子炉の廃棄（廃炉）について現状を認識した。放射性廃棄物の分別、除染や焼却、減容、固化化などの処理および分離・核変換処理などは、埋設前および埋設後の環境安全性

を高める効果があるので、これらの前処理技術の高度化が望まれる。廃炉については、既に試験研究炉で実績があり、発電用原子炉でも準備が進められているので、そのクリアランスレベルとサイト開放条件について考察した。

(4) 放射性物質による環境汚染を早期に検知するための測定と監視技術は、最近の研究成果を元にした先端的な方法により感度および核種弁別性能が著しく向上した。一方、原子力発電所の事故などを経験して、密度の高い環境放射能のモニタリングも行われるようになってきている。しかし、全体としての放射性物質による環境汚染の早期検出という観点からは、その着実な継続と強化が必要であり、そのために必要な提言も取りまとめた。

(5) 非放射性物質による環境の汚染は、わが国においても放射性のそれに比べてはるかに広範に発生し、土壌と地下水の汚染が進行している。それに伴いこれに対する浄化修復も進められ、土壌汚染対策法が施行されるなど法規制も先行している。ここでは放射性物質と非放射性物質による環境の汚染と回復を同列に考察し、比較検討を進めた。これにより各々の成果の共有が可能となり、技術移転の可能性も開ける。もちろん、両者間には大きな相違点もあるので、それを認識しつつ共通に議論すれば実りある成果が期待でき、全体的に環境の保全に役立つであろう。

(6) 放射性物質による環境汚染の回復については、研究開発はいまだ十分でなく、技術的にも未成熟であるが、(1)に述べた米国と旧ソ連の場合およびいくつかの事例が存在する。それに加えて、わが国での対策の例も検討した。また、植物による処理法についてもとくに調査したが、これは将来期待される回復技術の一つといえる。

7.2 研究促進のための提言

(1) 核エネルギーと放射線の利用に伴って発生してきた放射性物質による環境の汚染の事例は、忘れてはならない貴重な経験の積み重ねでもある。従って、その原因、進展状況と結果、応急処置、影響、対策、回復措置などを含むデータベースは、貴重な人類の知的財産として分析整理して、再発を防ぐよう積極的に役立てるべきである。

(2) 放射性物質と非放射性物質による環境汚染を統一的に評価し、管理する体系を構築する必要がある。今後相互の学術的、技術的交流を促進することにより、環境汚染の計測、監視、評価、修復などの諸対策をより効率的かつ合理的に推進することが可能となる。

(3) 核エネルギーの利用に伴って発生する放射性廃棄物の処理・処分および施設の

廃棄（例えば廃炉）は放射性物質による環境汚染を低減ないし防止する観点から重要な問題であり、主要な研究開発の課題として精力的に取り組む必要がある。とくに大学、研究機関においては、革新的な除染方法、新しい核種分離・核変換の方法とシステムの探求およびその基盤となるデータベースの整備を進めるべきである。

（４）放射性物質の環境への漏洩ないしはその徴候を早期に検出するための先端的計測技術の研究開発が必要である。また、平常時から環境放射能とバックグラウンド放射線を継続して精密に測定しておくことが必要である。

（５）放射性物質による環境汚染の回復技術についてわが国でも取り組み、有効性と学術的に評価することが望ましい。こうした研究開発にさいしても、非放射性物質による環境汚染の修復技術の放射性汚染の回復に対する適用性を調査研究することが望ましい。

このような環境保全、修復の研究は世界的に重要な課題であり、関連する学術の基盤と優れた技術能力を有するわが国が積極的に貢献することは、Science for Societyの一翼を担う日本の貢献という観点からも意義深いことである。

なお、これらの研究開発を進めるには、大学と研究機関における基礎基盤研究が中心となるが、産業界等との連携協力も積極的に図られるべきである。このためには大学の関連研究施設・設備の整備と高度化が必要である。また日本原子力研究所と核燃料サイクル開発機構が統合して発足する新法人がこの研究開発に積極的に取り組むことが期待される。さらに(独)放射線医学総合研究所や国土交通省気象庁気象研究所等が引き続き環境放射能研究を推進することが望ましい。これらの研究推進には、国の原子力関係予算が主流になるものではあるが、環境の保全と回復および国民の安全確保につながるものであり原子力予算のみならず、より広く研究資金を探るべきであろう。