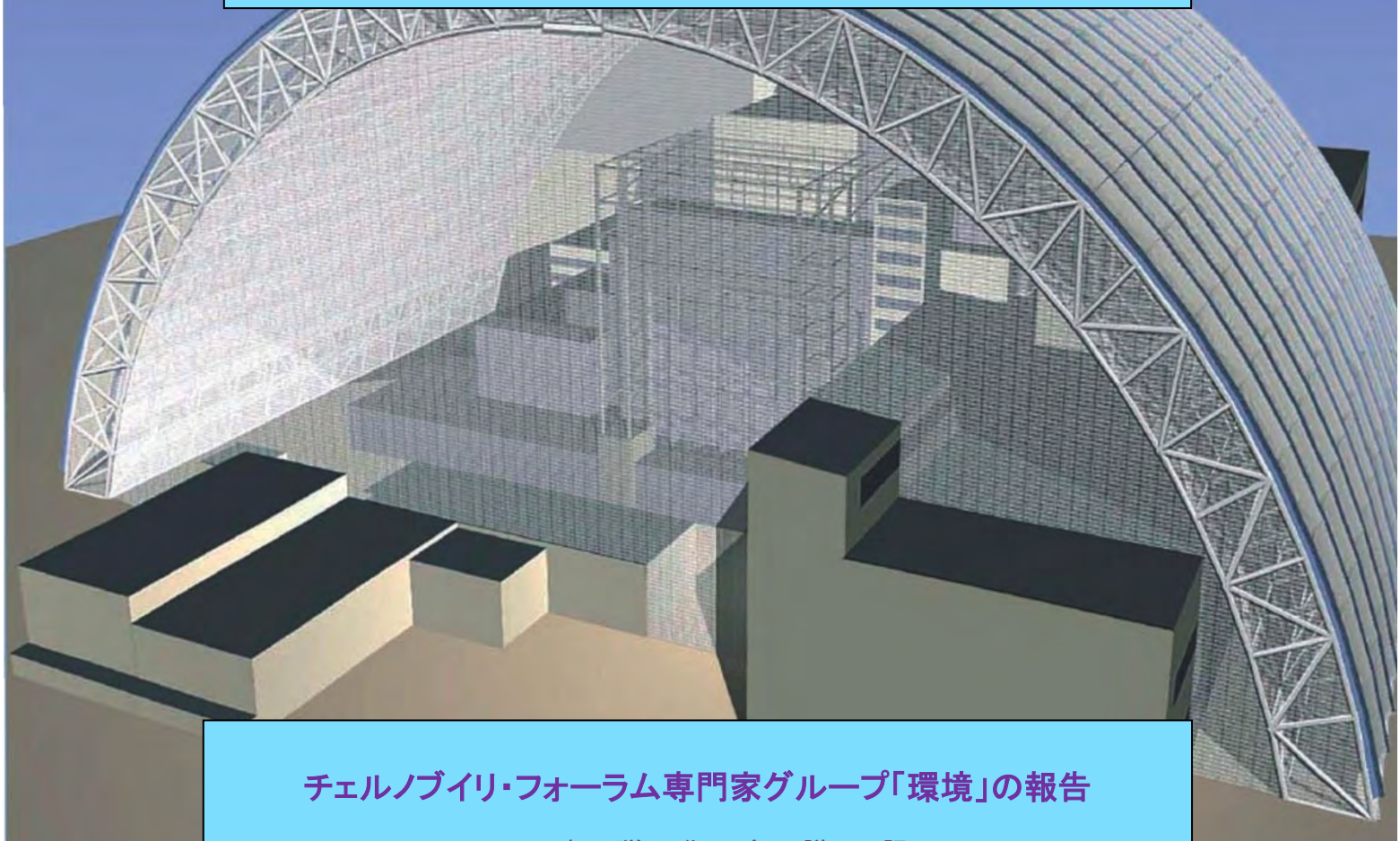
放射線学的
評価報告書
シリーズ

Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience

チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20年の経験



チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

日　本　学　術　会　議　　訳

注意

A. この刊行物は非売品である。

B. この報告は、2006 年に国際原子力機関が著作権を持つ「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復」の翻訳である。この翻訳は日本学術会議第三部（理学・工学）内の「原発事故による環境汚染調査検討小委員会」によってなされた。元の報告は英語で記述され、国際原子力機関あるいは国際原子力機関の正式な代理によって配布されたものである。国際原子力機関は、この翻訳及び刊行に対して、内容の正確さ、品質、信頼性、作品の仕上がりに対して保証しないし、責任を持たない。加えて、この翻訳を用いて直接、間接に生じた損失や損害等に法的責任を負わない。

C. 著作権表示：この刊行物に含まれる情報の複製または翻訳の許可は、ウィーンの国際原子力機関（International Atomic Energy Agency, Vienna International Center, P. O. Box 100, 1400 Vienna, Austria）へ文書で請求する必要がある。

A. NOT FOR SALE

B. This is a translation of Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience © International Atomic Energy Agency, 2006. This translation has been prepared by the Subcommittee to Review the Investigation on Environmental Contamination Caused by the Nuclear Accident, in Section III (Science and Engineering) of the Science Council of Japan. The authentic version of this material is the English language version distributed by the IAEA or on behalf of the IAEA by duly authorized persons. The IAEA makes no warranty and assumes no responsibility for the accuracy or quality or authenticity or workmanship of this translation and its publication and accepts no liability for any loss or damage, consequential or otherwise, arising directly or indirectly from the use of this translation.

C. COPYRIGHT NOTICE: Permission to reproduce or translate the information contained in this publication may be obtained in writing from the International Atomic Energy Agency, Vienna International Centre, P.O. Box 100, 1400 Vienna, Austria.

訳者注について

読者が読むときに、参考になる翻訳者による注を、訳注番号（上付き）を付けて文章で示すか、訳注が短い場合は【 】内に示した。また、この訳注は、日本学術会議や IAEA の意見、見解等を示すものではない。

Translator's notes:

The translator’s notes are given either as separate notes for places marked by superscript or inside【 】for short notes to help non-specialist readers. These translator’s notes do not represent views or opinions of neither Science Council of Japan or IAEA.

チェルノブイリ原発事故による
環境への影響とその修復
２０年の経験

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

以下の国は、国際原子力機関の加盟国です。

アフガニスタン
アルバニア
アルジェリア
アンゴラ
アルゼンチン
アルメニア
オーストラリア
オーストリア
アゼルバイジャン
バングラデシュ
ベラルーシ
ベルギー
ベナン
ボリビア
ボスニア・ヘルツェゴビナ
ボツワナ
ブラジル
ブルガリア
ブルキナファソ
カメルーン
カナダ
中央アフリカ
チャド
チリ
中国
コロンビア
コスタリカ
コートジボワール
クロアチア
キューバ
キプロス
チェコ
コンゴ
デンマーク
エジプト
エルサルバドル
エリトリア
エストニア
エチオピア
フィンランド
フランス
ガボン
グルジア
ドイツ
ガーナ
ギリシャ
グアテマラ
ハイチ
バチカン
ホンジュラス
ハンガリー
アイスランド
インド
インドネシア
イラン
イラク
アイルランド
イスラエル
イタリア
ジャマイカ
日本
ヨルダン
カザフスタン
ケニア
韓国
クウェート
キルギス
ラトビア
リビア
リヒテンシュタイン
リトアニア
ルクセンブルク
マダガスカル
マレーシア
マリ
マルタ
マーシャル諸島
モーリタニア
モーリシャス
メキシコ
モナコ
モンゴル
モロッコ
ミャンマー
ナミビア
オランダ
ニュージーランド
ニカラグア
ニジェール
ナイジェリア
ノルウェー
パキスタン
パナマ
パラグアイ
ペルー
フィリピン
ポーランド
ポルトガル
カタール
モルドバ
ルーマニア
ドミニカ

エクアドル
リベリア
セネガル
セルビア・モンテネグロ
セーシェル
シエラレオネ
シンガポール
スロバキア
スロベニア
南アフリカ
スペイン
スリランカ
スーダン
レバノン
リビア
スウェーデン
スイス
シリア
タジキスタン
タイ
マケドニア旧ユーゴスラビア
チュニジア
トルコ
ウガンダ
ウクライナ
アラブ首長国連邦
ロシア
サウジアラビア
英国
タンザニア
米国
ウルグアイ
ウズベキスタン
ベネズエラ
ベトナム
イエメン
ザンビア
ジンバブエ

1956 年 10 月 23 日、ニューヨーク市の国連本部で開かれた IAEA 憲章採択会議において IAEA 憲章草案が採択され、1957 年 7 月 29 日に IAEA 憲章が発効されました。機関の本部はウィーンにあります。その主要な目的は、全世界における平和、保健および繁栄に対する原子力の貢献を促進し、増大することです。

【日本学術会議による訳注
　上記のリストは、2006 年当時の国名です。また、原書に沿って国名を表記しているため、原書に「Republic of ～」等の表記がない場合には、上記リストでは「～共和国」の共和国を省略しております。このため、外務省が使用している外国名とは異なります。】

放射線学的評価報告書

チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：２０年の経験

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告

国際原子力機関
ウィーン、2006 年

著作権表示

IAEA の全ての科学技術出版物は、1952 年ベルンにて採択の万国著作権条約（1972 年パリにて改訂）により保護されています。著作権は世界知的所有権機関(ジュネーブ)により電子的財産および知的財産を含めるよう拡張されました。印刷物あるいは電子情報などその形態によらず、IAEA 出版物の全体あるいはその一部の使用にあたっては許可を得ることが必要で、通常、著作権使用料協定に従うものとします。 商用目的以外の複製、翻訳などの提案は歓迎しますが、個別に検討することとします。 お問合せは IAEA 出版部まで電子メール（sales.publications@iaea.org）あるいは郵便で下記宛へご連絡ください。

Sales and Promotion Unit, Publishing Section（販売促進課、出版部）
International Atomic Energy Agency
Wagramer Strasse 5
P.O. Box 100
A-1400 Vienna
Austria
fax: +43 1 2600 29302
tel.: +43 1 2600 22417
http://www.iaea.org/books

© IAEA, 2006

Printed by the IAEA in Austria
April 2006
STI/PUB/1239

IAEA Library Cataloguing in Publication Data

Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience / report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. – Vienna: International Atomic Energy Agency, 2006.
p. ; 29 cm. – (Radiological assessment reports series, ISSN 1020-6566)
STI/PUB/1239
ISBN 92-0-114705-8
Includes bibliographical references.

1. Chernobyl Nuclear Accident, Chernobyl, Ukraine, 1986 — Environmental aspects. 2. Radioactive waste sites – Cleanup.
I. International Atomic Energy Agency. II. Series.

IAEAL 06-00424

序　　文

ウクライナのキエフ（当時のソビエト社会主義共和国連邦）から100km離れたチェルノブイリ原子力発電所における1986年４月26日の爆発事故とその後10日間続いた原子炉の火災により、前例のない多量の放射性物質が放出され、国民と環境に多大な影響を及ぼす惨事となりました。

放射性物質による環境汚染によって1986年には被災地から10万人が避難を強いられました。1986年以降はベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナを中心に、さらに20万人以上が移住を余儀なくされました。【2006年現在でも】約500万人が事故によって汚染された地域で生活を続けています。事故の影響の大きかった３ヶ国の政府は、国際的な組織の支援を受けつつ、汚染の影響を受けた地域を修復して、医療を提供し、地域の社会的・経済的福祉を回復するという、費用のかかる取り組みを行っています。

放射性物質が大気中を移動した結果、他の欧州諸国も事故の影響を受けており、ベラルーシ、ロシア連邦とウクライナの領域に限られたものではありませんでした。これら欧州諸国でも国民の放射線防護の問題に直面しましたが、最も被害を受けた３ヶ国より程度の軽いものでした。

事故後20年近くが経過してもなお、チェルノブイリ事故がおよぼした本当の影響についての論争が続いています。そこで、国連食糧農業機関（FAO)、国連開発計画（UNDP)、国連環境計画（UNEP)、国連人道問題調整事務所（OCHA)、放射線影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR)、世界保健機関（WHO)、世界銀行、およびベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの３ヶ国の所轄官庁とIAEAが協力して、2003年にチェルノブイリ・フォーラムを立ち上げました。フォーラムの目的は一連の運営会議と専門家会議などを通じて、汚染環境の修復や健康管理への助言をしたり、さらなる研究が必要な分野について提言する一方で、事故に起因する放射線被曝による環境とヒト健康への影響について専門家の合意に基づく声明を出すことです。フォーラムは2002年に国連が始めたチェルノブイリ10ヶ年復興戦略の一環として、「チェルノブイリ原発事故が人体に与えた影響：回復への戦略」（原題：The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: A Strategy for Recovery）の出版（2002年）とともに設立されました。

ベラルーシ、ロシア連邦とウクライナを含む12ヶ国と、関連する国際組織から、「環境」と「健康」の２つの専門家グループが集まって2年間にわたり事故の環境とヒト健康への影響を評価しました。2005年の初め、IAEAがまとめる「環境」専門部会とWHOがまとめる「健康」専門部会が、チェルノブイリ・フォーラムの検討に関する各報告書をまとめました。これらの両報告書とも、2005年4月18-20日のフォーラムの会議において検討され、承認されました。この会議でとりわけ重要な決定事項は、チェルノブイリ原発事故の環境とヒト健康への影響に関して、承認された報告書が、フォーラムメンバー、つまり８つの国連機関と被害のもっとも大きかった３ヶ国の共通の足場と認める事であり、同時に、報告書で推奨される将来の対策を国連システム内での合意事項と看做すという事です。

この報告書は、チェルノブイリ事故の環境への影響に関して、チェルノブイリ・フォーラムの調査結果と提言をまとめたものです。チェルノブイリ事故のヒト健康への影響を検討しているフォーラムの報告書は、WHOによって公表される予定です。「環境」専門部会は、米国のL. Anspaugh氏が議長を務めました。本報告書のIAEA技術責任者は、Radiation, Transport and Waste Safety部のM. Balonov氏です。

編集注記

この出版物に含まれる情報の正確さを維持するために多くの注意が払われていますが、IAEA もメンバー国も、これを使用することにより生ずる可能性のある結果に対して一切その責任を負いません。

国や地域に関して特定の呼称を用いることは、そうした国や地域、官庁、機関、あるいは境界(国境)設定に関する法的な状況について、発行者である IAEA の判断を意味するものではありません。

特定の会社や製品の名称に言及することは(登録通りに表記されているか否かに関係なく)、所有権を侵害するいかなる意図もなく、また、IAEA による承認や推奨と解釈すべきものでもありません。

日本語への翻訳者による序文

チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20 年の経験」の翻訳は国際原子力機関（IAEA）と日本学術会議の間で取り交わされた翻訳に関する合意書に基づいて行われました。その合意書の中で以下の条件が記載されているので、ここに明記します。

合意に当たっては、

1.「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20 年の経験」の著作権は IAEA が所有する。
2. IAEA はその出版物ができるだけ広く普及することを希望する。
3. 日本学術会議は「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20 年の経験」を日本語に翻訳することを要求した

このような条件下で合意した、とされています。また、以下の事項を明記するように求めています。

A. この刊行物は非売品である。
B. この報告は、2006 年に国際原子力機関が著作権を持つ「チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復」の翻訳である。この翻訳は日本学術会議第三部（理学・工学）内の「原発事故による環境汚染調査検討小委員会」によってなされた。元の報告は英語で記述され、国際原子力機関あるいは国際原子力機関の正式な代理によって配布されたものである。国際原子力機関は、この翻訳及び刊行に対して、内容の正確さ、品質、信頼性、作品の仕上がりに対して保証しないし、責任を持たない。加えて、この翻訳を用いて直接、間接に生じた損失や損害等に法的責任を負わない。
C. 著作権表示：この刊行物に含まれる情報の複製または翻訳の許可は、ウィーンの国際原子力機関（International Atomic Energy Agency, Vienna International Center, P. O. Box 100, 1400 Vienna, Austria）へ文書で請求する必要がある。

読者に対して

1. 経緯

この翻訳は、日本学術会議が国際原子力機関に許可を依頼し、認められて製作しています。

この翻訳の下訳は、NPO のボランティア（代表者山内正敏）によりなされ、日本学術会議第三部　総合工学委員会原子力事故対応分科会　原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会で完成されました。

末尾に日本学術会議第三部の原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会のメンバー及び NPO のボランティアのメンバーのリストを示しました。

2. 翻訳にあたって、

・元の英語の報告書に記載されていないけれど、読者にとって役に立つと思われることは、訳注として記載するか、短い表現の場合には【　　】内に記載しました。この訳注は、あくまで翻訳者個人の見解や意見に基づくもので、日本学術会議の意見、見解等ではありません。

・元の英語の報告書は複数の著者によりつくられているので、同じ意味の言葉が異なる言葉で記載されている場合があります。なるべく統一するように努めましたが、見落としがあるかも知れません。

3. この冊子が、東京電力福島第一原子力発電所事故によりもたらされた影響の修復作業などに役に立つことを願っています。

日本学術会議
第三部総合工学委員会　原子力事故対応分科会
原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会委員長
柴田徳思
国連チェルノブイリ環境報告書翻訳ボランティア代表者
山内正敏

目　　次

第１章　要約 1
1.1. はじめに 1
1.2. 環境の放射能汚染 2
1.2.1. 結論 2
1.2.1.1. 放射性核種の放出と地表への沈着 2
1.2.1.2. 都市環境 3
1.2.1.3. 農業環境 4
1.2.1.4. 森林環境 5
1.2.1.5. 水域環境 5
1.2.2 将来の研究や継続的な測定【モニタリング】のための提言 6
1.2.2.1. 総論 6
1.2.2.2. 実生活面 7
1.2.2.3. 科学面 7
1.2.2.4. 具体的提言 8
1.3. 環境への対策と修復 9
1.3.1. 結論 10
1.3.1.1. 放射線の基準 10
1.3.1.2. 市街地での対策 10
1.3.1.3. 農業での対策 10
1.3.1.4.　森林での対策 11
1.3.1.5. 水域での対策 12
1.3.2. 提言 13
1.3.2.1. チェルノブイリ事故で放射能汚染された国に対する提言 13
1.3.2.2. 世界への提言 13
1.3.2.3. 今後研究すべき事 14
1.4. 人体被曝 15
1.4.1. 結論 16
1.4.2. 提言 17
1.5. 動植物に対する放射線誘発影響 18
1.5.1. 結論 18
1.5.2. 将来の研究調査に関する提言 19
1.5.3. 対策と修復に関する提言 20
1.6. チェルノブイリ石棺シェルター解体の環境と放射性廃棄物についての管理の側面 20
1.6.1. 結論 20
1.6.2. 将来の行動のための提言 21
１章の参照文献 22

第２章　序文 23
2.1. 背景 23
2.2. チェルノブイリ・フォーラムの目的 24
2.3. チェルノブイリ・フォーラムでの作業手続きと報告手段 24
2.4. 本報告書の構成 25
２章の参照文献 25

第３章　環境の放射能汚染 26
3.1. 放射性物質の放出と沈着 27
3.1.1. 汚染源としての放射性核種の量 27
3.1.2. 飛散物質の物理的及び化学的形態 29
3.1.3. 事故発生時の気象条件 31
3.1.4. 大気中の放射性核種の濃度 34
3.1.5. 放射性核種の土壌表面への沈着 36
3.1.6. 地表汚染の同位体組成 41
3.2. 都市環境 42
3.2.1. 沈着状況のパターン 43
3.2.2. 都市環境での放射性核種の移動 43
3.2.3. 都市環境での被曝線量率の推移 44
3.3. 農業環境 46
3.3.1. 陸域環境での放射性核種の移行 46
3.3.2. 事故により影響を受けた食物生産系 47
3.3.3. 事故直後の初期【数ヶ月まで】における農業への影響 48
3.3.4. 長期間に渡る農業への影響 51
3.3.4.1. 土壌－農作物系での放射性核種の物理的・化学的性質 51
3.3.4.2. 土壌中の放射性核種の移動 54
3.3.4.3. 土壌から農作物への放射性核種の移行 56
3.3.4.4. 農作物への放射性核種の移行の起こり方 60
3.3.4.5. 家畜への放射性核種の移行 64
3.3.5. 現在の農産品汚染と将来予測 69
3.4. 森林環境 70
3.4.1. ヨーロッパの森林での放射性核種 70
3.4.2. 事故後初期の森林汚染の動向 72
3.4.3. 森林における長期間の放射性セシウムの挙動 73
3.4.4. 林産食品への取り込み 76
3.4.5. 木材の汚染 79
3.4.6. 予想される将来の動向 79
3.4.7. 森林と森林製品に関連する放射線被曝経路 81

3.5. 水域系での放射性核種 81
3.5.1. はじめに 81
3.5.2. 表層水【河川・湖沼】中の放射性核種 83
3.5.2.1. 溶存態と粒状態の放射性核種の分布 83
3.5.2.2. 河川の放射能 84
3.5.2.3. 湖と貯水湖の放射能 87
3.5.2.4. 淡水環境の堆積物に吸着した放射性核種 92
3.5.3. 放射性核種の淡水魚への取り込み 93
3.5.3.1. 淡水魚中の放射性ヨウ素131 93
3.5.3.2. 魚類や他の水棲生物中のセシウム137 93
3.5.3.3. 淡水魚中のストロンチウム90 96
3.5.4. 海洋生態系の放射能 96
3.5.4.1. 海における放射性核種の分布 96
3.5.4.2. 放射性核種の海洋生物への移行 98
3.5.5. 地下水中の放射性核種 98
3.5.5.1. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内 99
3.5.5.2. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の外 102
3.5.5.3. 灌漑用水 102
3.5.6. 今後の傾向 103
3.5.6.1. 淡水生態系 103
3.5.6.2. 海洋生態系 105
3.6. 結論 105
3.7. 今後必要な放射能監視と研究 107
３章の参照文献 108

第４章　環境への対策と修復 119
4.1. 放射線のの基準 119
4.1.1. 放射線に対する国際的な判断基準 120
4.1.2. 放射線に対する各国の判断基準 122
4.2. 都市の除染 125
4.2.1. 除染に関する研究 126
4.2.2. チェルノブイリの経験 127
4.2.3. 推奨できる除染技術 128
4.3. 農業対策 129
4.3.1. 初期対策【事故から半年】 129
4.3.2. 中期対策【半年後以降】 132
4.3.3 集約農業での対策 134
4.3.3.1. 土壌対策 134

4.3.3.2. 汚染土壌で育った飼料作物の経時変化.....136
4.3.3.3. 餌除染法.....137
4.3.3.4. セシウム結合剤の投与.....138
4.3.4. 集約農業での対策の成果のまとめ.....139
4.3.5. 粗放農業【広い土地での放し飼い】における対策.....139
4.3.6. 農業対策の現状.....141
4.3.7. 社会的・経済的な面まで考慮した上での修復の展望.....142
4.3.8. 原発事故後放棄された農地【事故放棄農地】の現状と将来.....143
4.3.8.1. ベラルーシの立入禁止区域と再入植予定地.....143
4.3.8.2. ウクライナの汚染農地の再生.....144
4.3.8.3. ロシアの事故放棄地域.....146
4.4. 森林での対策.....146
4.4.1. 森林汚染への対策に関する研究.....147
4.4.2. 放射性セシウムで汚染された森林への対策.....147
4.4.2.1. 管理による対策.....147
4.4.2.2. 技術による対策.....149
4.4.3. 森林対策の例.....149
4.5. 水域への対策.....151
4.5.1. 取水と水処理で線量を減らす為の対策.....152
4.5.2. 表層水【河川・湖沼】への直接及び二次汚染を減らす為の対策.....153
4.5.3. 魚や水産食品への取り込みを減らす為の対策.....154
4.5.4. 地下水への対策.....155
4.5.5. 灌漑用水への対策.....156
4.6 結論と提言.....156
4.6.1. 結論.....157
4.6.2. 提言.....158
4.6.2.1. チェルノブイリ事故で影響を受けた国に対する提言.....159
4.6.2.2. 世界への提言.....159
4.6.2.3. 今後研究すべき事.....160
４章の参照文献.....160

第５章 人の被曝レベル.....168
5.1. はじめに.....168
5.1.1. 問題となる対象集団と地域.....168
5.1.2. 被曝経路.....169
5.1.3. 放射線量という概念.....170
5.1.4. バックグラウンド放射線レベル.....170
5.1.5. 線量率の経時的低下.....171

5.1.6. 決定グループ.....172
5.2. 外部被曝.....172
5.2.1. 外部被曝モデルの構築.....172
5.2.2. 実効外部被曝線量推定のための入力データ.....174
5.2.2.1. 障害物のない放置地での外部ガンマ線線量率の動態.....174
5.2.2.2. 人間活動がある地域での外部ガンマ線線量率の動態.....178
5.2.2.3. 放射線場での人々の行動.....178
5.2.2.4. 単位ガンマ線による空間線量あたりの実効線量.....179
5.2.3. 結果.....179
5.2.3.1. 外部実効被曝線量の動態.....179
5.2.3.2. 熱蛍光線量計による個人の外部被曝線量の測定.....180
5.2.3.3. 外部被曝のレベル.....182
5.3. 内部被曝線量.....183
5.3.1. 内部被曝線量のモデル.....183
5.3.2. 内部被曝線量評価に用いるモニタリングデータ.....184
5.3.3 人間の行動による被曝の低減.....185
5.3.4. 個人の被曝線量に関する調査結果.....186
5.3.4.1. 放射性ヨウ素由来の甲状腺被曝線量.....186
5.3.4.2. 地域経路からの長期的な内部被曝.....189
5.3.4.3 水域経路からの長期的な被曝線量.....192
5.4 （外部被曝と内部被曝を合わせた）総被曝線量.....194
5.5. 集団線量.....195
5.5.1 甲状腺.....195
5.5.2. 陸域経路からの総（内部および外部）被曝線量.....196
5.5.3. 水域経路からの内部被曝線量.....196
5.6. 結論と提言.....197
5.6.1. 結論.....197
5.6.2. 提言.....199
５章の参照文献.....199

第６章　動植物に及ぼす放射線影響.....204
6.1. 事故発生前に知られていた、生物相に及ぼす放射線影響.....204
6.2. チェルノブイリ事故後の放射線被曝の経時的変化.....208
6.3. 植物に対する放射線影響.....210
6.4. 土壌無脊椎動物への放射線影響.....212
6.5. 家畜への放射線影響.....213
6.6. 他の陸生動物に対する放射線影響.....215
6.7. 水生生物への放射線影響.....216

6.8. 動植物に対する遺伝的影響 218
6.9. 二次的影響と現状 221
6.10. 結論および提言 224
6.10.1. 結論 224
6.10.2. 今後の研究に関する提言 225
6.10.3. 対策と修復に関する提言 225
6 章の参照文献 225

第 7 章 石棺シェルター【放射線防護壁】解体における環境と放射性廃棄物の管理 229
7.1. 4 号炉と石棺シェルターの現状と未来 229
7.1.1. 事故後のチェルノブイリ原発 4 号炉 229
7.1.2. 損壊した 4 号炉と石棺シェルターの現状 230
7.1.3. 石棺シェルターの長期戦略と新安全閉じ込め設備 234
7.1.4. 環境的側面 235
7.1.4.1. 石棺シェルターの現状 235
7.1.4.2. 大気への影響 235
7.1.4.3. 表層水への影響 238
7.1.4.4. 地下水への影響 238
7.1.4.5. 新安全閉じ込め設備(NSC)がない場合の石棺シェルター崩壊の影響 238
7.1.4.6. 新安全閉じ込め設備内で石棺シェルターが崩壊した場合の影響 240
7.1.5. 課題と改善点 241
7.1.5.1. ソースタームの不確実性の環境評価への影響 241
7.1.5.2. 核燃料含有物【FCM】の特性評価 242
7.1.5.3. 核燃料含有物【FCM】の除去と地層処分施設の開発の同時進行 242
7.2. 事故起源の放射性廃棄物の管理 242
7.2.1. 事故起源の放射性廃棄物の現状 244
7.2.1.1. 石棺シェルター関連の放射性廃棄物 244
7.2.1.2. 事故起源廃棄物と正常運転起源放射性廃棄物の混合 245
7.2.1.3. 暫定放射性廃棄物貯蔵施設 247
7.2.1.4. 放射性廃棄物処分施設 247
7.2.2. 放射性廃棄物の管理戦略 248
7.2.3. 環境的側面 250
7.2.4. 課題と改善点 253
7.2.4.1. 立入禁止区域とチェルノブイリ原発の放射性廃棄物管理プログラム 253
7.2.4.2. 4 号炉の廃止 253
7.2.4.3. 廃棄物受け入れ基準 253
7.2.4.4. 既存放射性廃棄物貯蔵所の長期的安全性評価 253
7.2.4.5. チェルノブイリ立入禁止区域に位置する暫定廃棄物貯蔵施設の復旧の可能性 254

7.3. チェルノブイリ立入禁止区域の将来.....254
7.4. 結論と提言.....255
7.4.1. 結論.....255
7.4.2. 提言.....256
7 章の参照文献.....257

起草と検討に協力したメンバー.....260

第１章　要約

1.1. はじめに

1986年4月26日にチェルノブイリ原子力発電所【以下原発と略称】で発生した事故は、環境【居住地、農地、森林、表層水、地下水など】の放射能汚染をもたらしたが、この環境汚染がどのくらいのものであったかについて、本報告書では最新の評価を紹介する。事故の影響については、事故後すでに20年近くが経過したにもかかわらず、未だに矛盾する報告や噂が多数存在する。そこで、多くの分野にわたる国際機関と、事故で最も被害を受けた３ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）の所轄官庁の協力のもと、チェルノブイリ・フォーラムが、IAEA によって設立された。協力した国際機関は、国連食糧農業機関（FAO)、国連開発計画（UNDP)、国連環境計画（UNEP)、国連人道問題調整事務所（OCHA)、放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR)、世界保健機関（WHO)、世界銀行である。チェルノブイリ・フォーラムの設立総会は2003年2月3日～5日に開催され、上記に挙げた機関による継続的な組織としてのフォーラムの発足が決定された。

チェルノブイリ・フォーラムの目標は、一連の運営会議、専門家会議、一般会議を通じて専門家の合意に基づく声明を出すことであり、それによって各種提言を行う事である。合意すべき項目は、原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響や、飛散した放射性物質による環境への影響についてである。提言対象は、汚染された環境の修復、必要とされる健康管理、今後調査が必要な地域の選択などである。設立会合では、フォーラムの運営規約についても以下のとおり承認された。

(a) 専門家の合意に基づく声明が出せるように、チェルノブイリ原発事故による健康と環境の長期的な影響に関する現在の科学的評価を検討し、さらに正確なものにすること。この声明は、次の点に焦点を合わせる。
  (i)　原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響
  (ii) 原発事故により飛散した放射性物質によって引き起こされた環境への影響（食品の汚染等）
  (iii) 原発事故に起因するが放射線被曝や放射能汚染に直接関係づけられない影響

(b) 原発事故による直接被曝や放射能汚染がもたらす健康や環境への影響に関して、今後必要な研究が何であるかを見極めること。また、過去の、或いは現在進行中の研究やプロジェクトを評価して、これらの研究を継続する必要のある地域を推薦すること。

(c) 原発事故の影響を減らすべく、科学的に適切な計画を提言し、その実行を促すこと。実行においては、フォーラムを構成する複数の機関の連携活動も重要である。このような計画の必要な例として：
  (i) 安全な条件のもとで、通常の農業、経済的生活、社会的生活に適するよう、汚染土壌を浄化すること

(ii) 被害を受けた人々に対する専門的な健康管理
(iii) 【汚染地での】長期的な被曝の人体への影響のモニター【追跡調査】
(iv) チェルノブイリ放射能防護壁【石棺シェルター】の解体の際の環境への配慮、チェルノブイリ原発事故の結果で発生した放射性廃棄物の管理

チェルノブイリ・フォーラムは、事故の影響の大きかった３ヶ国と国連諸機関の上級職員による組織で、国連の中では上位の組織である。フォーラムの最終報告書である２つの技術報告書は、環境専門部会（EGE）と健康専門部会（EGH）の２つの専門部会により書かれた。この２つのグループのメンバーは、見識のある国際的な科学者と、事故の影響の大きかった３ヶ国の専門家で構成された。この２つの専門部会およびその下のいくつかの作業部会での作業を通して、技術報告書がそれぞれの専門部会で作成された。環境専門部会はIAEAのもとに、また健康専門部会はWHOのもとに組織された。

２つの専門部会の科学者たちは、それぞれの技術報告書の内容に関して合意に至ることができた。技術報告書は最終的にチェルノブイリ・フォーラムそれ自体によって承認され、最終報告書となった。本報告書は、環境影響に関するものであり、IAEAによって刊行される。健康への影響に関する報告書はWHOによって出版される予定である。

1.2. 環境の放射能汚染

原発の事故は、放射性核種の大気中への大規模な放出と、それに続く環境汚染を引き起こした。ヨーロッパの多くの国々が放射能汚染による被害を受けた。最大の被害国としては、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ【旧ソ連の3共和国】があげられる。地表に沈着した放射性核種は徐々に壊変し、更に大気・海洋・地表・都市といった環境の内外を移動していった。

1.2.1. 結論

1.2.1.1. 放射性核種の放出と地表への沈着

原発4号機からの大放出は10日間継続した。それには放射性ガス、凝縮したエアロゾル【空気中を浮遊する微粒子】、大量の燃料粒子が含まれていた。放出された放射性物質の総量は、1986年4月26日の時点で約1.4 $\times 10^{19}$Bq【ベクレル】であり、その中には1.8×10^{18}Bqの^{131}I【ヨウ素131】と8.5×10^{16} Bqの放射性セシウム【^{137}Csと他の同位体】、1.0×10^{16} Bqの^{90}Sr【ストロンチウム90】、3×10^{15} Bqの放射性プルトニウム【各種同位体】が含まれていた。放出された全放射性物質の約50%は希ガス【放射性キセノン＝半減期5日など】によるものであった。

ヨーロッパの広大な地域がチェルノブイリ起源の放射能被害を受け、^{137}Cs汚染が4.0×10^{4} Bq/m^{2}以上の地域が20万km^{2}以上に及んだ。その71％は、最も汚染された3ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）内にある。地表への沈着は非常に不均一であり、汚染された空気塊【放射性プルーム、放射性ダスト雲】が通過しているタイミングで降雨があった場合がとりわけ酷くなった。地表への

沈着分布地図は、まず^{137}Csについて作られた。というのも、^{137}Csは他の放射性核種よりも測定が簡単で、しかも重要な被曝源だからである。ストロンチウムおよびプルトニウムは、より大きな粒子【燃料粒子】に含まれる形で放出されたため、原子炉の近くだけ(半径100km以内)に沈着した。

放出された放射性核種の大部分は、短い半減期をもつ放射性核種だが、寿命の長い放射性核種も量は少ないが含まれていた。したがって、事故によって放出された放射性核種のうち多くのものが既に放射性壊変した。例えば、放射性ヨウ素の放出は、事故後すぐに被曝が懸念されたが、緊急事態であることと^{131}Iの半減期が8日と短いため、放射性ヨウ素の地表沈着分布は十分な測定が出来なかった[訳注1]。かわりに、現在は半減期の長い^{129}Iを測定している。これにより、^{131}Iの地表への沈着を推定する、ひいては甲状腺の被曝線量の推定を改訂できる可能性がある。

事故直後の数ヶ月を過ぎると、放射性壊変ですっかり減ってしまったヨウ素に代わって、^{137}Csによる被曝が焦点となった。半減期がほとんど一緒の^{90}Sr【半減期29年】も重要だがセシウムほどには重要でない。事故から数年間は^{134}Cs【半減期2年】も重要だった。もっと長い数百年から数千年の時間で考えると、注意しなければならないのはプルトニウムの各種同位体と^{241}Am【アメリシウム-241】だけである。

訳注1：放射性ヨウ素は甲状腺の被曝量の推定に必須。

1.2.1.2. 都市環境

都市部では、芝生・公園・路地・大通り・広場・屋根・壁などの露出面が放射能汚染された。雨を伴わない汚染【乾性汚染】では樹木・灌木・芝生・屋根がより汚染され、雨に伴われた汚染【湿性汚染】では土壌・芝生などの水平な面がもっとも汚染された。^{137}Cs汚染が特に酷かったのは、家屋の周辺部で、そこでは屋根に溜まった放射性物質が雨水によって地面へ流し落とされた。チェルノブイリ原子力発電所にもっとも近い街であるプリピャチ市（Prypiat）の市街地やその近郊集落では、沈着した放射性物質からの放射線のため、深刻な外部被曝の危機があったが、緊急避難【1日半】によってやや軽減された。他の都市に沈着した放射性物質は、その後何年にもわたって人体への被曝源となり、それは今も続いている。

風雨や人間活動－交通・街路の洗浄・清掃を含む－により、日常生活や娯楽に使われる地域の放射能汚染は、1986年のうちにかなり減り、減少はその後も続いた。こうした浄化の代償として、下水網や下水汚泥【スラジ】の貯留地が二次汚染された。

現在では、事故で放射能汚染された居住地の大部分で、硬い表面の上で空間線量率が事故前のレベルに戻っている。それでも空間線量率の強い場所は残っていて、それは主に庭・家庭菜園・公園の処理されなかった土壌部分である[訳注2]。

訳注2：原文は放置地（undisturbed soil）で、これは人の手が数ヶ月以上入っていない空き地を意味する。

1.2.1.3. 農業環境

事故の初期段階では、各種の放射性核種の表面への沈着【農作物や牧草への直接の沈着】が農作物とそれを食べる家畜の主な汚染源であった。この段階では、色々な種類の放射性核種が汚染を引き起こし、差し迫った問題は、放射性ヨウ素【各種の同位体】の放出と、それに続く汚染だったが、放射性ヨウ素の問題は、一番重要な放射性^{131}Iの半減期が約8日と短いことから、最初の2ヶ月で収束した。ベラルーシ、ロシア、ウクライナでは、放射性ヨウ素が急速にミルクに移行し、ミルクの消費者、特に子供たちが大きな甲状腺被曝をうけた。ヨーロッパの他諸国での事故の影響は地域によって大きく違う。【事故当時、既に春を迎えていた】南ヨーロッパでは、酪農家畜が既に屋外にいたため、汚染地域の中には、放射性ヨウ素が高水準でミルクを汚染したところもある。

農作物、特に葉野菜もまた放射能汚染された。汚染の度合いは、その地表汚染の程度によって、また作物の生長のどの時期にあたるかによって、大きな差があった。植物の表面への直接的な沈着は、事故2ヶ月のあいだの問題であった。

汚染直後の初期段階【約2ヶ月】が終わると、根を通じた土壌からの放射性核種の取り込みが次第に問題となった。根からの取り込みは時間的にかなり変化している。一番問題となったのが、放射性セシウム（^{137}Csと^{134}Csの二種の同位体）である。半減期2年の^{134}Csが減ったあとも、半減期30年の^{137}Csはベラルーシ、ロシア、ウクライナのいくつかの地域で問題であり続けた。原発近郊では^{90}Srの問題もあったが、ストロンチウム汚染による被曝は、原子炉から離れた場所では沈着量が少なくて、無視出来るレベルだった。プルトニウム同位体や^{241}Amなどのその他の放射性核種に至っては、【原子炉至近を除いては】沈着量そのものが極めて低かったり、根から取り込みにくかったりで、農業現場では問題とはならなかった。

土壌から動植物への放射性核種の移行は、どの核種をとっても、事故から早い時期に急減少した。これは予期されたことであり、というのも、風化、放射性壊変、放射性核種の土壌深くへの浸透、土壌中での放射性核種の生物学的利用効率の減少が起こるからである。特に、旧ソ連を中心に行われていた集約農業制度【集団農場で行われた農業】では、^{137}Cs汚染の酷かった農場での、農作物や畜産物への移行が事故後2〜3年のうちに急速に減った。しかし、最近10年は、ほとんど減っておらず、長期の実効半減期【減少の速さ】を数値化する事すら出来ていない。

ちなみに、初期段階【植物の葉などへの沈着が効いていた時期】が終わった後、放射性セシウムの農産品への移行は、土地の沈着の度合いだけでなく、土壌の種類、管理方法[集約的が粗放的か]、生態系の種類【草原か農場か】に影響された。汚染地域で、長らく問題になっている事は、主に粗放農業【放牧等】で起こっている。粗放農業の牧草地は、落ち葉とかの有機物がいつまでも分解せずに多く残るような痩せた土壌が多く、しかも深く耕したり、カリウム肥料を施肥したりするような放射能対策がされていない。そこの牧草を家畜が食べるのである。放射性セシウムの移行は、旧ソ連の地方に多い、主に自給自足で乳牛も1〜2頭所有している個人農家で特に問題になった。

長期的には、^{137}Csによる食肉やミルクの汚染が最大の内部被曝源であり、野菜の汚染も内部被曝を引き起こしつづけた。野菜と飼料のどちらとも、最近10年間の放射能濃度は年に3〜7%しか減っておらず、向う数十年も^{137}Csによる内部被曝が続くことが予想される。セシウム以外で半減期の長い放射性核種に^{90}Sr【半減期29年】やプルトニウム同位体、^{241}Amがあるが、これらによる人体への影響は今後も無視出来ると思われる。

1.2.1.4. 森林環境

チェルノブイリ事故後、森林や山岳地域では、放射性セシウムの動植物への移行が極めて酷く、林産物が最悪の放射能値を記録した。これは放射性セシウムが森林生態系内で循環している為である。^{137}Cs放射能が特に強いのは、キノコ、野いちご、狩猟動物で、これらの放射能レベルは事故以来ずっと強いままである。農産物の消費による内部被曝は年々減っているものの、林産食品の放射能汚染は高レベルにとどまっており、多くの国々で基準値を今なお超えている。この状況は今後数十年にわたって続くと思われる。したがって、被害国の複数で、森林汚染による住民の被曝が次第に重要になってきた。林産食品の放射能汚染の今後の低下については、基本的に^{137}Csが土壌の深い所へと浸透下降するのと、放射性壊変による減衰で自然に減るのを待つしかない。

ヨーロッパの北極圏内外では、チェルノブイリ事故後、放射性セシウムが地衣類からトナカイへ、トナカイ肉から人体へという経路で移行することがあきらかになった。チェルノブイリ事故により、フィンランド、ノルウェー、ロシア、スウェーデンではトナカイ肉の放射能汚染が酷く、サーミ人【ラップランド原住民】にとって深刻な問題となった[訳注3]。

材木や木製品の使用による一般人への被曝はほとんど心配ない。しかし、薪類を燃やしたあとの木灰は高濃度の^{137}Csを含むと予想され、木の他の使用法より被曝が大きくなるリスクがある。材木に含まれる^{137}Csは余り問題にならないが、パルプ工場内の被曝には注意を払わなければならない。

1992年には森林火災によって大気中の放射能濃度が上昇したがその値は問題になるほど高くはない。森林火災によって起こりうる放射線の影響について色々議論されてきたが、火や火災の近くを除けば、汚染された森林から人体への移行は問題になるほどのレベルにはならないだろう。

訳注3：サーミ人の多くがトナカイ放牧で生計を立てている。

1.2.1.5. 水域環境

チェルノブイリ原子炉からの放射性核種は、事故現場近くの地域のみならず、ヨーロッパの他の多くの場所で、表層水域を汚染した。事故直後の水の放射能汚染は、主に河川や湖の水表面へ放射性核種が直接沈着した事によるものであり、汚染した放射性核種・同位体の大部分は半減期の短いもの（そのうち最も重要なのは^{131}I）である。事故から数週間の間、キエフ貯水池からの飲料水汚染が特に懸念された。

河川・湖沼等の水域の汚染は、水による希釈【流入や深層への撹拌】や、放射性壊変、集水域の土壌への放射性核種の吸着によって、フォールアウト【大気中へ吹き上げられた放射性物質が地表に降下すること】が起こってから、数週間のうちに急速に減少した。湖や貯水湖では、【放射性核種を吸着した】浮遊粒子が湖底に堆積する事で、水中での放射能濃度を減らすのに貢献した。湖底堆積物は放射性核種を長期的に貯める場所として重要である[訳注4]。

事故直後、放射性ヨウ素の魚による摂取が直ぐに起こったが、主に放射性壊変による減衰のお陰で放射能濃度は急速に低下した。旧ソ連3共和国の最大被害地域のみならず、スカンジナビアやドイツのような遠方のいくつかの湖においても、水中の食物連鎖による放射性セシウムの生物内濃縮で魚は高濃度に放射能汚染された。魚の^{90}Sr放射能濃度は、放射性セシウムと比較すると、そこま

で大きな内部被曝を引き起こさなかった。その理由は、全般的に地表汚染量がセシウムより少なく、その為、生物内濃縮量も少なめだったのと、^{90}Srが食用となる魚肉よりも骨の部分に蓄積されたからである[訳注5]。

長期的には、半減期の長い^{137}Csや^{90}Srが汚染土壌から洗い流されることによる二次汚染や、汚染濃度の高い湖底堆積物から汚染濃度の低い水中への再放出は、量的に少ないといえども、今なお続いている。土壌から放射性セシウムが洗い流されて表層水へと流入する量は、集水域の土壌が未分解の有機物を多く含む泥炭質の場合【痩せた土地】の方が、土壌にミネラルが多い場合【肥えた土地】よりも、はるかに多い。もっとも、現時点での表層水の放射能濃度は十分に低く、表層水による灌漑は問題ないとされている。

チェルノブイリ原発近隣の川や湖の水底に堆積した燃料粒子は、地表の土壌における燃料粒子と比較して、あまり風化・分解されない。推定の燃料粒子が半分に分解するのにかかる時間は、^{90}Srや^{137}Csの半減期【約30年】とだいたい同じである。

河川・貯水湖・水の出入りの多い湖沼などの開放性水域の水や魚の^{137}Cs放射能濃度と^{90}Sr放射能濃度は現時点では低い。しかし、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの湖には非常に汚染された湖もいくつかあり、いずれも水の流入や流出が少ない閉鎖性湖沼である。しかも、これらの汚染湖は栄養塩に乏しく、中には、魚の^{137}Cs放射能濃度が将来に渡って高いままの湖もあるだろう。閉鎖性湖沼（たとえばロシア連邦のKozhanovskoe湖）の近くの住民の中には、^{137}Csによる内部被曝の大半が魚を食べる為である人々もいる。

黒海やバルト海はチェルノブイリ原発から遠く【数百キロの距離】、膨大な海水による希釈効果もあって、海水中の放射能濃度は淡水よりもかなり低かった。海水中の放射能濃度が低い上、海洋生物でのセシウムの生体凝縮が低いため[訳注6]、海水魚における放射能濃度は問題にはならなかった。

訳注4：地下水に関するまとめは3.5.5節を参照のこと。

訳注5：日本と違い、煮干しやイワシなど骨ごと食べる魚文化は西洋にはないので、原文には骨に対する警告がない。日本に当てはめると魚の骨に気をつけるべきということになる。

訳注6：海水にはセシウムと化学的性質の似たカリウムイオン、ストロンチウムと化学的性質の似たカルシウムイオンが大量にあるため、それらをあまり区別しない魚はセシウムやスロトンチウムの代わりにカリウムやカルシウムを取り込む。詳細は3.5.4節参照。

1.2.2 将来の研究や継続的な測定【モニタリング】のための提言

1.2.2.1. 総論

本報告書の対象となった各生態系は、チェルノブイリ事故以来、集中的に調査・研究されてきた。それにより、半減期の長い放射性核種の中でも最も重要な^{137}Csと^{90}Srに関しては、その移行や生物濃縮はかなり良く分かっている。したがって、生態系における放射性核種の移行に関しては、新たに研究計画を緊急に組む必要はない。しかし、環境のモニタリングは、今後も限られた範囲で続ける必要があり、他にも研究がまだまだ必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

放射性核種（特に^{137}Csと^{90}Sr）の測定を、各環境の様々な地点【『農業環境』の中の『痩せた土壌』

などの対象】で長期にわたってモニタリングを続ける事は、実生活的（下記1.2.2.2節）にも科学的（下記1.2.2.3節）にも必須と言える。

1.2.2.2. 実生活面

今後、実生活の上で必要な事は以下のとおり：

(a)外部被曝と食品汚染の値を、現在から将来に至るまで予測すること。これが分からないと、【放射能除去などの】の環境修復策や、【農地改良などの】長期対策の正当化の判断ができない。

(b)汚染地域の一般住民に放射能汚染に関するきちんとした知識を与え、助言をすること。例えば、住民が森等の自然から採ったり狩ったりする習慣のある食品（キノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣、水の出入りの少ない湖の淡水魚など）が、今なお放射能汚染があり、その汚染が季節毎に増減する事や、場合によっては年ごとに増減する事などは、住民に周知させるべきである。また、食材の選択や食材の調理法によって、内部被曝を減らす事が出来るのであるから、それに関する助言もする必要がある。

(c)放射線状況が変わり次第、汚染地域の一般住民に最新の放射線状況を知らせること。これは一般住民の不安を和らげるために不可欠である。

1.2.2.3. 科学面

科学面での必要な事は以下のとおり：

(a)各生態系での放射性核種の長期的な移行を異なる自然条件で調べて、今後のモデルに必要な諸係数を求めること。このモデルは、チェルノブイリ事故による汚染地域での将来の汚染状況を予想し、将来起こるかもしれない放射能汚染の際に応用するものであり、正確な係数を測定から求める事は、このモデルの改良に不可欠である。

(b)あまり研究されていない生態系（たとえば森林における真菌類の役割)で放射性核種がどのように移行していくか・どのように残留するかを決めるメカニズムを知ること。さらに、その生態系を修復する方策を探ること。この際、人体やその他の生物への被曝をいかにして減らすかと言う視点から、修復の手段を考えなければならない。

各環境の様々な地点【1.2.2.1節の注釈参照】での放射能濃度は、今では準平衡状態【出入りが同じぐらい】で、ゆっくりとしか変化しない。このため、モニタリングや研究調査で行われるサンプリング【例えば土壌の試料の採取】や放射線計測は、チェルノブイリ事故の直後の数年と比べて、回数も頻度も、かなり少なくて済む。

原発30km圏では、^{137}Csをはじめ、半減期の長い放射性核種で大量に汚染したが、この地域は一種の実験区域と看做して、各生態系ごとに放射性物質による生態系への影響の研究【radioecological studies】のために用いられるべきである。そうした研究は、非常に小規模な実験を除けば、地球上の他の場所では行えない【少なくとも極めて困難】からである。

1.2.2.4. 具体的提言[訳注7]

チェルノブイリ事故によるヨーロッパ全体の^{137}Csの地表汚染に関しては、汚染地図の更新が必要だが、アルバニア、ブルガリア、グルジアの３ヶ国が空白地帯になっている。この空白を埋める測定をして地表汚染地図を完成させなければならない。チェルノブイリ事故後に甲状腺がんの増加が確認された地域に関しては、事故直後の^{131}Iによる汚染をよりきめ細かく再現しなければならない。これは、現在の土壌中の^{129}Iの量から当時の^{131}Iの量の推定する方法と1986年に実施された^{131}Iの測定結果【^{131}Iの大雑把な分布】と組み合わせれば可能である。

こうして^{131}Iによる汚染分布がより正確に分かれば、^{131}Iによる甲状腺被曝量がより正確に推定出来る。これは住民の今後の健康リスク【どのくらいの確率で癌になるか等】を知る上で必須である。

さまざまな土壌や気候条件、農業慣行で生産された農作物・畜産物中の^{137}Csと^{90}Srの放射能濃度の測定は今後数十年にわたり続ける必要がある。その為の長期測定をモニタリング地点を決めて、調査対象を絞った研究プロジェクトとして進める必要がある。こうした長期データは、放射性核種の長期的な移行を推定する為のモデル【モデルに使う係数】を決めるのに不可欠である[訳注8]。

^{137}Csやプルトニウムの都市内（放射能汚染の酷かったプリピャチ、チェルノブイリ、その他の都市）での細かい分布【屋根や壁を含む】を再び調査する事は有意義である。これにより【汚染がどのような場所でどのくらい速く減っているか・減っていないかがわかる】、もしも将来に原子力事故や放射能漏れ、テロなどがあった場合に、住民の外部被曝と内部被曝を推定する為のモデルをより正確に改良する事ができる。

森林汚染の問題に関しては[訳注9]、汚染が今なお酷い森林で、かつ住民がキノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣などの森の動植物を採ったり狩ったりする風習のあるところでは、これら動植物の調査を長期にわたって調べる必要がある。放射能汚染の影響の残る国々の関係機関では、実際に、この種の長期モニタリングの結果を元に、一般人の森林の利用、例えば余暇や野生食品を採ったり狩ったりする事に関する助言が行われている。

林産品経由の被曝を防ぐ為に林産品の放射能検査が続けられているが、さらに、森林そのものの放射性セシウム汚染状況の長期的な動向【森林内の移行や季節変化や放射性崩変】を知るために、特定の森林の特定地点を選んで、より詳細で、科学的な計測を長期に渡って続けるべきである。生態系にとって真菌類などの重要な役割を占める生命体や、それらが放射性セシウムの移行や長期の挙動に果たす役割を、調べるのが望ましい。このようなモニタリングは、深刻な放射能汚染を受けた国々のうちの幾つか【ベラルーシやロシアなど】の国の森で既に実施されている。計測を今後も続けることは重要で、それによって、はじめて今後の汚染に関する長期動向が、より正確に予想出来るようになる。

水域系【河川・湖沼・海洋・地下水】の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後の数年間に集中的にモニタリングされ、研究されており、半減期の長くて被曝量の大きい^{90}Srと^{137}Csに関しては、水域系内での移行や生体濃縮が、現在までにかなりよく分かっている。しかし、水域環境のモニタリングは、今後も【限られた地域であれ】続ける必要があり、他にも研究が必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

水域系での放射性核種については、新たに大規模な研究計画を緊急に組む必要はあまりないが、それでも重要な水圏（プリピャチ川・ドニエプル川水系、黒海、バルト海、汚染の酷い西ヨーロッ

パの河川・湖沼のいくつか）に関しては、^{90}Srと^{137}Csによる将来の汚染状況の予測をより正確にするために、放射能汚染を継続的にモニタリングしつづける必要がある。測定対象は水、水底堆積物、魚であり、それを今後も続ける事で、今までの放射能測定と合わせて、事故以来の長期データが得られる事になる。データの取得期間が長ければ長い程、水圏での放射性核種の濃度を予測するモデルも、より正確になる。

現在、^{90}Srや^{137}Csに比べて放射線被曝上大きな影響を与えていない超ウラン元素【プルトニウムなどのウランより質量の大きな元素】については、チェルノブイリ事故による汚染の酷い地域で調べる必要がある。このような調査は、非常に長い期間（数百年から数千年）にわたる環境汚染の予測を改善するのに役に立つ。超ウラン元素や^{99}Tc(テクネチウム99【核反応の副産物として原子炉で出来る放射性核種で、半減期は21万年】をあちこちで測定して回ることが、チェルノブイリ近郊の汚染地域で被曝予防に直接役立つ事はないだろうが、それでも、半減期の極めて長い放射性核種が環境の中でどのように移動し、どのような汚染を引き起こすかを良く知る事ができるようになるだろう。

チェルノブイリ冷却池は水位を下げて行く予定だが、これによって、池の生態系が変化する上、堆積物が露出し、堆積物中の放射性核種や（放射性核種を大量に含む）燃料粒子が今までと全く違った動き【飛散など】を始める恐れがある。したがって冷却池に関しては個別の調査を続けるべきである。水位を下げる事で起こる色々なプロセスをより正確にする為には、とりわけ、冷却池のような特殊な水域での燃料粒子の分解速度【分解によって放射性核種が飛散しやすくなる】をもっと研究する必要がある。

訳注7：この細節は3.7節と全く同じ内容で文章もほとんど同一である。
訳注8：モデルの一例が図5.2（外部被曝）と図5.12（内部被曝）に示されている。加えて、どういう所を避けたら被曝が減るかという知識(例えば森や雨樋や側溝が危ない)を得る事ができる。
訳注9：森林は農地と違ってなかなか汚染が収まらない（3.4.3節参照)。

1.3. 環境への対策と修復

チェルノブイリ事故以後、ソ連の関係部局は、環境汚染による被曝を減らすための短期対策・長期対策を数多く実施した。環境汚染対策のために多くの人と大量の資金と多くの科学資源【研究施設】が投入された。ただし、残念ながら、ソ連当局の行動はあまり公開されず、透明性も不十分で、情報が国民に届かなかった。こういう経緯は、政府と国民との間で起こったコミュニケーションの問題や、国民の政府当局に対する不信感の一因となったようである。ロシア、ベラルーシ、ウクライナ以外の国々でも、類似した【情報を公開しない】振る舞いがあって、それが当局への不信感を招いた。その結果、多くの国々で、このような重大事故での対処法が検討されるようになった。検討内容は、重大事故に際して、いかに情報を十分に公開し、事故対策の決定を透明にしながら事故に対処していくかであり、同時に対策などを決める際のプロセスに、いかに被害者を参入させるかである。

チェルノブイリ事故後に実施した汚染対策は、特殊な実験とも言え、これを元に、多くの国家や国際機関で、将来に起こるかも知れない緊急事態【原子力事故や放射能漏れ】に対する備えを改善する為にも役立てている。

1.3.1. 結論

1.3.1.1. 放射線の基準

一般人の被曝防止に関しては、チェルノブイリ事故当時、一般的な放射線防護の手引きだけでなく、深刻な原子力事故に対する特別な手引きもされていた。これらは国際レベル【ICRP】でも国家レベル【ソ連】でも存在していた。旧ソ連で使われた手引きでは、基本的な方法論が国際組織【ICRP】の方法論と異なっていたが、それでも、被曝量に関する上限値【安全基準】は大差なかった。当時利用可能であった国際基準や国内基準は、事故の被害を被ったヨーロッパ諸国でも、住民を被曝から防止するために使われた。

チェルノブイリ事故による放射能汚染は前例のない規模であり、その影響は長期に渡る。その結果、被曝状況も次第に変化しており、その変化にいちいち対応すべく、国内及び国際的に放射線に関する新しい安全基準を追加する必要に迫られた。

1.3.1.2. 市街地での対策

チェルノブイリ事故後の数年間、旧ソ連の汚染地域では放射能対策として、居住地の放射能除去作業が行われた。これは、外部被曝を減らすだけでなく、地表面に降り積もった放射性物質が風などで再びまき上げられて吸い込んでしまう事による内部被曝のリスクを減らす事も目的としている。放射能除去作戦の計画・実施に先だって、個々の除染法に対して、コストの評価と外部被曝線量のデータを基に修復法の評価を行って採用すべき除染法を決めたため、実際の放射能除去のコスト【資金以外を含む】に対する効果が十分に高かった。地域全体が除染されたため、一旦除染された地点が二次汚染で再び汚れる事はなかった。

市街地の放射能除去の結果、大量の低レベル放射性廃棄物を生み出し、これが今度は廃棄物処分の問題を引き起こした。

市街地の放射能除去に際しては、多数の検証プロジェクトやそれにもとづく数値モデルを活用して科学的根拠に基づくガイドラインが作られた。ガイドラインは、将来もし市街地が大規模に放射能汚染された場合も利用できるだろう。

1.3.1.3. 農業での対策

チェルノブイリ事故直後の放射能対策は、放射性ヨウ素による汚染ミルクからの内部被曝を減らすのに十分ではなかった。というのも、事故情報が知らされるのが遅れた上に、対策して何をすれば良いのかの指導を行政が十分に行わなかった為である。この問題は、特に個人農家で大きかった[訳注10]。このために、放射性ヨウ素による深刻な被曝を受けた人々もいる。

初期段階のもっとも効果的な放射能対策は、汚染した牧草類を飼料として使わず、ミルクを【放射能検査をした上で基準値を超えたものを】廃棄することであった。複数の国で、飼料を放射能汚染のないものに上手く切り替る事ができた。しかし、旧ソ連では汚染されていない飼料が不足していたため、この対策は余り広まらなかった。牛の屠殺がしばしば行われたが、これは放射能対策としては不味いもので、衛生上・実務上・経済上の大きな問題を引き起こした。

事故の数ヶ月後には、放射性セシウムと放射性ストロンチウムに対する長期的な農業対策が始まり、それはすべての汚染地域に効果的に普及した。こうした対策には、放射能汚染のない飼料への切り替えや、原乳を強制的に加工させる事が含まれる。これにより被害地域の多くで農業が続けられるようになり、内部被曝量を大幅に減らした。放射能対策でもっとも重要な前提条件は、農地や飼料、農産品の放射能検査であり、牛の筋肉に含まれるセシウム放射能濃度を生きたまま検査する事も含まれる。

長期的な放射能問題の中でもっとも深刻なのはミルクや食肉の放射性セシウム汚染であった。これに対し、旧ソ連と独立後の３ヶ国【ベラルーシ、ロシア、ウクライナ】では、飼料作物用の土地の改良を行ったり、放射能汚染のない飼料を使用したり【clean feading】、家畜へセシウム結合剤を投与したりした。放射能汚染のない飼料の使用は、最も重要で効果的な対策の一つで、畜産物の^{137}Cs濃度が基準値を超えている国々で用いられた。長い目でみると、農業環境の放射能汚染はゆっくりとしか改善されていない。それでも、農業における放射能対策は一定の効果を維持している。

被害が一番大きい３ヶ国の農業への放射能対策は、経済的問題のため、1990年代中盤以来、実施率が急速に減少した。このため、動植物両方の農産品の放射能濃度が短期間に増加した。

この３ヶ国には、事故以来放棄された農地が未だにある。これら事故放棄農地は、もしも適切な土地改良策がとられたら再び利用できるようになるかも知れないが、現在のところ、法的、経済的、社会的制約のため困難である。

放射能対策の立案や実施の際に、被曝を減らすという面だけでなく、社会的・経済的な面も考慮された場合、その対策は一般により受け入れられやすかった。

西ヨーロッパの粗放農業で被害を受けた所では、放牧畜による放射性セシウムの取り込みが相変わらず酷く、高原や森林での放牧畜の産品に対して、いまだに一連の放射能対策がとられている。

史上はじめて、現実的で長期的な放射能対策が農業に対して立てられ、試された後に大規模に実施された。対策の内容は、牧草地の基礎改良【radical improvement】、屠殺前１～２ヶ月間、放射能汚染されていない飼料を与えることによる肉の浄化【clean feeding】、セシウム結合剤の投与、土壌の化学的改良、深く耕す事である。これらの対策が30億ヘクタール以上で実施されたことによって、３ヶ国すべてで、基準値を超えるような汚染農産品の量を減らす事ができた。

訳注10：旧ソ連の農業の担い手は集団農場と個人農家に分けられる。

1.3.1.4. 森林での対策

チェルノブイリ事故後、森林関係の放射能汚染対策は、大きく管理視点の対策(森林で通常行われる様々な活動の制限)と技術視点の対策に分けられる。

旧ソ連３ヶ国の広い領域とスカンジナビアの一部で実施された森林活動制限には以下の(a)-(e)のようなものがある。これらの制限により、放射能汚染された森林に居留したり、森林産物を使用・消費したりする事によって生じる人体への被曝が減った。

(a) 外部被曝への対策としての一般人や森林労働者の立ち入り制限。
(b) 狩猟獣【鹿・猪・兎の類い】、野いちご【ベリー】、キノコなどの野生食物を穫ったり採ったりする事の制限。汚染が最も酷い旧ソ連３ヶ国ではキノコを食べる事が一般的なため、この制限は特に重要である。
(c) 木を燃やしたり、灰を処理・施肥したりする際に、屋内や庭での被曝を防止する為、住民による薪集めの制限。
(d) 【季節の食べ物（キノコ）からの汚染で】動物の放射性セシウム汚染も酷くなる季節があり、その時期の野生肉を避けるための狩猟時期の変更。
(e) 特に汚染が広い範囲に及ぶ地域で、火事による放射性物質の飛散による環境の二次汚染を阻止するための火災の徹底予防。

一方、旧ソ連３ヶ国の経験によれば、こうした制限は社会的な悪影響【不便】も大きく、影響が酷い場合は、当局からの勧告は一般住民に無視される可能性がある。こうした事態を防ぐために、森林活動の制限に関する十分な知識を地域住民に伝えるための教育プログラムがあれば役立つかもしれない。

技術を利用した森林対策（森林内での放射性セシウムの移行や分布を変えたりするための機械的あるいは化学的方法）があるが、これらは広い範囲での実施には向いていない。

1.3.1.5. 水域での対策

汚染土壌から放射性核種が水圏【河川・湖沼、海洋、地下水】へ流入するのを防ぐため、多くの対策が原発事故から数ヶ月～数年の間に実施された。残念ながら、その多くは効き目が薄い上に費用がかかり、しかも、対策を実施する作業従事者がかなりの被曝を受けるという結果に終わった。

最も効果のあった対策は、事故直後に行った汚染河川・湖沼からの飲料水の取水制限と、水源への切り替えである。淡水魚の食用を制限するのも有効な対策で、現にスカンジナビアやドイツでは効果があったが、ベラルーシ、ロシア、ウクライナでは、魚の食用制限は必ずしも守られなかった。

表層水【河川・湖沼】も汚染を最小限にする為の対策【工事や化学処理】は、どれも費用の割に放射能汚染の低減が少なく、将来的には実施を正当化できそうにない。従って、魚の食用制限は、一部の水域（特に水の出入りの少ない閉鎖性湖沼）で今後も数十年続くだろう。

この分野に関しては、今後必要なのは、一般住民に基本的な情報を知らせる広報活動である。というのも、放射能汚染された水や魚による健康被害のリスクに関して、一般住民の誤解がいまだに存在するからである。

1.3.2. 提言

1.3.2.1. チェルノブイリ事故で放射能汚染された国に対する提言

放射性核種で汚染された地域での長期的な環境修復策と被曝対策は、それがもしも十分な効果があってコスト【資金以外を含む】に対する効果が最適化されていれば、実施すべきである。

被曝によって健康障害が起こる確率や、長期的な健康障害の確率を、技術的に【各種の環境修復策や放射能対策で】抑える可能性について、政府当局も国民も同様に知る必要がある。具体的な放射能対策などを決めるに当たっては、議論と決定の場の両方に住民が参加すべきである。

農地のうちの、主に土壌の痩せた所（砂や泥炭の多い土壌）では、今でも土壌から植物への放射性核種の移行【取り込み】が起こりやすい。したがって、長期的にみると、環境修復の為の措置と放射能対策は、今でもコストに対する効果が十分に上がっており、続けるべきである。

具体的に対策の必要な農地として、ベラルーシ・ロシア・ウクライナ３ヶ国の数百にのぼる集落の個人農場と、約５０ヶ所の集約農場が特に挙げられる[訳注11]。というのも、これらの農場では、ミルク中の放射性核種の濃度が、依然として国の安全基準値【action level】を超えているからである。

長期的な農地浄化策のうち、牧草地や草原の基礎改良【4.3.3.1節に詳述】と、泥炭湿地の排水が、非常に効果的である[訳注12]。農業における放射能対策では、次の３つが最も効率的である。(1)屠殺前の暫くのあいだ、家畜の生体【筋肉等】をとって放射能検査しつつ、汚染されていない飼料を食べさせる【clean feeding : 餌除染法】。(2)紺青【六シアノ鉄酸塩 : セシウム結合剤】を牛に食べさせる。(3)農作時にミネラル肥料を追肥する。

放射能汚染が国の基準を超えている地域では、一般人が【鹿・猪・兎の類い】狩猟したり、野いちご【ベリー】やキノコを採ったり、淡水魚【但し水の出入りの少ない湖に棲む魚で、川魚は除外】を釣ったりしないよう、野生食物の収穫制限が今後も必要かもしれない。

放射能汚染の酷い野生食物をあまり食べなくてすむよう、個人の食事メニューに対するアドバイスを続けるべきである。また、簡単な調理手順で放射性セシウムを除去する方法についてもアドバイスを続けるべきである。

放射能汚染が最も深刻な地域では、地域社会の為にも、汚染地を継続的に活用する方法を見つける必要があり、また汚染地の生産性を継続的に回復させる為の方策もまた見つける必要がある。これらの方策は当然ながら放射線による健康障害の危険性を考慮しなければならない。

訳注11：集団農場の間違いではないかと思われる。

訳注12：泥炭湿地の排水については4.3節に説明がないので根拠が不明だが、3.4.3節で、水はけの良い土地の汚染が少ないと書いてある。

1.3.2.2. 世界への提言

チェルノブイリ事故後に実施された放射能対策は、人類にとって初めての経験である。従って、丁寧に文書化すべきであり、将来、放射線から人々と環境を守るべく、関係官庁や関係専門家の為の国際的・各国レベルの手引きを準備する際に使うべきである。

放射能汚染の最も酷い３ヶ国では、汚染農地で大規模な放射能対策が長期にわたって実施された。

これらの農業対策は、そのほとんどすべてについて、将来に放射能汚染事故が万が一発生した場合に実施する事を推奨する。ただし、土壌対策の効果は場所【土壌と気候】によって異なる。従って、土壌対策を実施する前に、土壌の特性と農業慣行を調べて専門家がきちんと考えることが極めて重要である[訳注13]。

大規模な放射能汚染事故が万が一起こった場合に、市街地をどうやって汚染除去【除染】するかの提言が上にあるが、これは、そのような事故を起こす可能性がゼロでない原子力施設（原子力発電所や再処理工場）の管理者にきちんと知らしめるべきであるし、そのような施設に隣接する地域の自治体にも知らしめるべきである。

訳注13：日本の農地は、チェルノブイリ周辺と土壌だけでなく気候も作物の性質も農業方法も全く異なるので、特に注意しなければならない。

1.3.2.3. 今後研究すべき事

放射能対策や環境修復策の手法は、その根本原理に、物理学と化学がある。前者に対応する機械的な手法に、放射性核種の除去や土壌の混ぜ返し【深く耕す事】などがあり、後者に対応する化学的な手法に、土壌への石灰散布や、【カリウム肥料の】施肥などがある。これらの手法【機械的・化学的・２つの組み合わせ】における物理学的・化学的原理は、効果を計算できるぐらいに十分に理解されており、世界中の類似の状況で応用できる。それと比べると、環境修復に使えそうな生物プロセス（例えば、農業生産の作物の見直し[訳注14]や生物を使った環境修復技術など）はあまり理解されていない。これら生物学に対応するプロセスについては、一層の研究が必要である

社会学的な面の研究が必要な重要事項に、放射能対策に対する一般の人々の反応がある。すなわち、緊急時において、放射能対策を導入・実施・終了する際に、それを人々がどう受け止めるかである[訳注15]。そういう研究を基に、対策実施にかかわる全ての過程【対策の決定から実行に至るまで】で、一般人【農民や消費者】を参加させる為の社会的施策を整備することも同様に重要である。

放射能汚染された地域の環境修復にあたり、汚染地域に適用すべき基準[訳注16]は、国際レベルと各国レベルを問わず、未だに大きなばらつきがある。チェルノブイリ事故後に市民を被曝から守ってきた経験は、国際的に合意できる適切な基準の必要性を明確に示している。

訳注14：reprofiling of agricultural productionという見慣れない言葉なので、とりあえずこのように訳した。

訳注15：例えば放射能対策による風評被害などが社会学的研究の対象となる。

訳注16：criteria＝避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards＝各状況での基準値の両方。

1.4. 人体被曝

チェルノブイリ事故以後、作業員と一般住民のどちらもが放射線による影響を受け、その結果、健康被害が生じたり、将来的に健康被害につながる可能性が生じたりした。本報告書では、環境へ放出された放射性核種にさらされた一般住民の被曝パターンについて主に考察する。事故地域から避難した者、汚染地域に住み続けた者のどちらについても、一般住民が被曝した線量に関する情報が、健康被害に関連した以下のような目的のために必要とされる。すなわち、

(a) 対策および修復プログラムの具体化
(b) 健康影響の予測や、対応する健康保護対策の正当化
(c) 一般住民および専門家への情報提供
(d) 放射線に起因する健康への影響に関する疫学研究およびその他の医学的研究

事故後の環境モニタリングの結果によれば、最大の汚染国は、ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナであった。チェルノブイリ事故由来の被曝線量に関する情報の大部分が、これらの国からのものである。

公衆の放射線被曝経路は主に４つであった。すなわち、放射性プルーム【放射性ダスト雲】の通過にともなう外部被曝、放射性プルームや再浮遊した粒子の吸入による内部被曝、土壌その他の地表に沈着した放射性物質による外部被曝、食料品や水の摂取による内部被曝である。例外的な状況を除くと、後者の 2 つの経路がとりわけ重要であった。外部被曝と内部被曝が同様に重要だったというのが全般的な傾向だが、建築物の遮蔽効果と耕地の土壌の性状によって、両者の比重には大きなばらつきがあったことにも留意すべきである。

住民集団の個々の構成員への被曝線量の評価は、膨大な数の大気、土壌、食品、水、人の甲状腺、そして全身の放射性物質濃度測定の結果に基づいてなされた。これに加え、撹乱土壌と非撹乱土壌での外部ガンマ線量率の測定が多数行われ、人間への外部被曝線量も個人毎に熱ルミネッセンス線量計を用いて測定された。即ちこの被曝線量の推定結果は実際の測定値に基づいており、旧来の控えめな評価とちがってより現実的なものと言えるだろう。

一般住民へのチェルノブイリ事故の主要な健康被害が、小児及び思春期世代の甲状腺ガン発病率の増加であったことから、甲状腺の被曝線量測定には多くの注意が払われてきた。^{131}I 摂取の結果生じる甲状腺被曝線量の評価は、ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナで事故後 2,3 週以内に実施され、35 万人の測定結果と、ミルク中の ^{131}I の数千の測定結果に基づいている。

様々な対策によって、人間の被曝線量は大幅に低減された。公的【行政レベル】対策としては、住民の避難や転居、汚染食料の供給遮断、汚染された土壌の除去、放射性物質の農産品への取り込みを低減する為の農地改良、食料の代替、そして野生食物の摂取禁止が実施され、個人の自主的な対応策としては、汚染されている可能性のある食品の自己判断での回避があげられる。

1.4.1. 結論

チェルノブイリ事故により汚染されたベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの諸地域（^{137}Cs の土壌への沈着>37 kBq/m^2）に暮らす約 500 万人の住民が受けた集団実効線量【甲状腺への線量は含まず】は、1986 年から 1995 年の間の時期で、およそ 4 万 man Sv【人・Sv】であった。各国の被曝集団はそれぞれおよそ等しい集団線量を受けた。1996 年から 2006 年までの間に受けると見積もられる集団実効線量の追加分 は、約 9000(man Sv である。

甲状腺への集団実効線量はおよそ 200 万 man Gy【人・Gy】であり、その半分近くはウクライナで被曝した人々が被ったものである。

人間の主要被曝経路は、地表に沈着した放射性核種からの外部被曝と、汚染された土地で作られた食物の摂取であった。【空気中の放射性物質の】吸入と飲料水、魚、そして灌漑水で汚染された産物の摂取は、一般的には経路としてはそこまで重要でなかった。

異なる集落間や各年齢ー性別グループ間での甲状腺被曝線量の違いは大きく、0.1Gy 未満から 10Gy 以上と広い分布を示した。いくつかの年齢集団、特に幼い小児においては、被曝線量が、一部の個人に一時的甲状腺機能障害と甲状腺癌を引き起こすに足るほど高かった。

^{131}I 摂取による甲状腺内部被曝線量は、主に牛乳の摂取で、従としては緑色野菜の摂取によるものであった。小児は、平均すると成人が受けた線量よりもはるかに高い線量を被曝した。これは小児の甲状腺が小さい一方、牛乳の摂取量は成人と同程度だったためである。

汚染地域に居住し続け、主に飲食によって被曝した住民においては、甲状腺被曝線量への短寿命放射性ヨウ素（すなわち ^{132}I, ^{133}I および ^{135}I）の寄与は小さかった（すなわち ^{131}I 甲状腺線量の約 1%）。というのも、食物連鎖中を放射性ヨウ素が移動している間に、短寿命放射性ヨウ素が崩壊していったからである。一般人の甲状腺被曝線量に関して短寿命放射性核種の寄与が最も大きかった（20-50%）のはプリピャチ（Pripyat）の住民が【空気の】吸入を通じて受けたものであった。なぜならこれらの住民は、汚染された食品を摂取しないうちに避難したからである。

測定結果および数値モデルデータ双方によると、都市部住民は、同レベルの放射能汚染を受けた農村地域に暮らす住民と比較して、外部被曝量は半分ないし 3 分の 2 であった。これは、都市建築物の遮蔽特性が優れていたことと、職業別生活習慣【屋外作業か室内作業か】が違っていたことに由来する。また都市住民は農村住民と比較して、地産の農産物や野生食物への依存度が低かったため、摂食に由来する実効内部被曝線量および甲状腺内部被曝線量も 3 分の 1 ないし半分であった。

初期には高かった外部被曝線量も、短寿命核種の崩壊と、放射性セシウムの土壌内部への移動のために急速に下落した。土壌中への移動によって遮蔽が増加し外部線量が低下したことに加え、地中に移動したセシウムが土壌鉱物粒子に結合したために、それが植物への移行とその後のヒトへの食物連鎖への混入を減少させるという結果をもたらした。

事故に由来する被曝のほとんどは現在までに受けた分と言える【今後の新たな追加被曝は比率として少ない】。

平均よりも 2〜3 倍高い実効線量(甲状腺への線量は含まず)を受けたのは、農村で平屋建ての家に住み、狩猟動物の肉やキノコ、ベリー類などの野生食品を大量に食べた人々であった。

農村集落の住民の長期的な内部被曝線量は、土壌特性に強く依存する。内部被曝と外部被曝の寄

与は砂質土壌地域では同程度だが、【チェルノゼウムのような】大陸性黒土が大部分の地域では総（外部および内部）被曝線量への内部被曝の寄与は 10%以下である。またこのような自然【土壌】条件のいかんにかかわらず、^{90}Sr の内部被曝線量への寄与は、通常 5%以下である。

放射性セシウムを含有する食品摂取に由来する小児への長期的な内部被曝線量は、成人および思春期世代の 3 分の 2 ないし 9 割程度だった。

集落住民の累積平均線量および予想平均線量はどちらも、地域の放射能汚染、主要な土壌のタイプおよび居住地域のタイプ【都市か村落か】によって 2 桁の開きがある。すなわち 1986-2000 年の間の累積線量は、大陸性黒土地域での都市域における 2mSv から、ポドゾル風砂質土壌地域の散村における 300mSv までの幅があった。2001-2056 年の間に予測される線量は、2000 年までに被曝した総線量より大幅に低い（すなわち、1〜100mSv の範囲）。

もし対応策が実施されなかったとしたら、平均以上に強く汚染された一部の村の住民は、生涯(70 年)実効線量で最高 400mSv を被曝していたかもしれない。集落の除染などの措置や農業上の対応策を集中的に実施したことによって、被曝線量は大幅に低減された。ちなみに、全世界の自然のバックグラウンド放射線からの生涯被曝線量はおおよそ 70〜700mSv、平均約 170mSv である。

ベラルーシ、ロシア連邦およびウクライナの汚染地域に住む約 500 万人の人々の大部分は、現在では 1mSv（3 カ国における国家介入レベルに等しい）以下の年間実効線量しか受けていない。ちなみに、自然放射線からの全世界の年間被曝線量はおおよそ 1〜10 mSv、平均約 2.4mSv である。

最も被害を受けた 3 ヶ国の汚染地域で年間 1mSv 以上現在も被曝している住民の数は、約 10 万人と推定される。外部線量率および食物中の放射性核種（主として ^{137}Cs）の放射能濃度の低減がかなりゆっくりなものになるだろうから、人間の被曝レベルの低減も緩慢になる （すなわち、現在の対策下では 3-5%/年）と予測される。

入手可能な情報によれば、hot particle【吸入や飲食で体内に取り込まれうる、高い放射能をもつ微粒子】に由来する被曝は、重大なものとは思われない。

最も被害を受けた 3 ヶ国（ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ）の住民が受けた線量に関しては、チェルノブイリ・フォーラムと、UNSCEAR [1.1] の見積もりはほぼ一致する。

1.4.2. 提言

食料品の大規模なチェック【全品検査など】、個人の全身計測、一般住民への熱ルミネッセンス線量計の提供などは、現時点では、もはや必要ではない。しかし高度汚染地域ないし未だに放射性セシウムの食料への移行が高い地域における決定グループ[訳注 17]は分かっており、このような決定グループの代表的メンバーについて、線量計による外部被曝と、全身計測による内部被曝の継続モニタリングは行うべきである。

今後追加的な修復対策が予定されていない高度汚染地域においては、被曝リスクの高い個人あるいは集団全体の指標となる個人を特定し、定期的全身計測と外部線量のモニタリングを継続的に行った方が良いだろう。これは、外部および内部被曝率が期待通りに持続的低減するかを追跡調査し、そうした低減が放射性物質の壊変のみによるものなのか、生態系による今後の自浄作用によるもの

なのかを見極めるためである。

訳注 17 : 決定グループとは、個人の主要な被曝に関して最も重要な核種、被曝経路並びにこれらを考慮した結果、最も線量の高くなる可能性のあるグループ。

1.5. 動植物に対する放射線誘発影響

放射線が動植物に及ぼす生物学的影響は長い間科学者の関心事であった。実際、人間に対する作用についての情報の多くが、植物および動物に関する実験研究から発展してきたのである。核エネルギーの開発が進み、陸上および水中環境への放射能放出が及ぼしうる影響に関する懸念が深まって、更なる研究調査が行われてきた。1970 年代半ばまでに、電離放射線[訳注 18]が植物および動物に及ぼす作用に関して大量の情報が蓄積された。

1986 年 4 月のチェルノブイリ原子力発電所事故は、砂漠や海ではなく、気候が温暖で、植物相や動物相が繁殖する地域で発生した。急性の放射線作用（植物や動物の放射線による死、繁殖機能の喪失、など）と長期的作用（生物多様性の変化、細胞遺伝学的異常、など）が被害地域で観察されてきた。放射能放出源にもっとも近い地域、30km 圏内あるいはチェルノブイリ立入禁止区域（Chernobyl exclusion zone; CEZ）に位置する生物相がもっとも大きな影響を受けた。その結果、この地域では、一方では高い放射線レベルによって、他方では種内および種間競争に起因する植物遷移や動物移住によって、生物相に対し、個体群レベルおよび生態系レベルの影響が引き起こされた。

CEZ 内の植物および動物の状況は、事故後最初の数ヶ月から数年で急速に変化し、その後準平衡状態に達した。現在では、生物相に及んだ放射線による悪影響の痕跡は、放射線源周辺付近（損傷した原子炉から数 km）でもほとんど見つからず、それ以外の領域では、自然に対する最大の有害因子である人間が排除されたことにより、野生の植物や動物が繁栄している。

訳注 18 : 放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接電離放射線がある。原文では 3〜5 章では電離放射線の事が単に放射線と記してあるが、本章では正式名称の電離放射線という書き方が往々にして用いられている。

1.5.1. 結論

チェルノブイリ事故により放出された放射性核種からの放射線は、被曝レベルが最も高かった地域（すなわち、放出点から 20~30km の距離までの範囲）に位置する生物相に、数多くの急性の悪影響を及ぼした。CEZ の外では、生物相に対するいかなる急性の放射線誘発影響も報告されていない。

チェルノブイリ事故に対する環境からの応答は、放射線の線量、線量率とその時間変化と空間的

なばらつき、そして生物種ごとの放射線感受性の違いの、複合的な相互作用であった。放射線によって誘発された細胞死によって引き起こされた以下のような個体レベルおよび個体群レベルの影響が、動植物で観察された。

(a) 針葉樹、土壌無脊椎動物、ほ乳類の死亡率の増加

(b) 植物や動物での繁殖機能の喪失

(c) 動物(ほ乳類、鳥類、など)の慢性放射線症候群

放射性核種フォールアウト後の最初の 1 ヶ月で 0.3Gy 未満の累積線量しか被曝しなかった植物や動物では、いかなる放射性誘発影響も報告されていない。

放射性核種の壊変と移動による被曝レベルの自然な低下に伴って、動植物個体群は急性の放射線被曝影響から回復してきた。事故後の最初の繁茂期までに、動植物の個体群存続性は、繁殖と移入の両方で、大幅に回復した。動植物が放射線誘発性の重大な影響から回復するのには 2，3 年の期間が必要であった。

チェルノブイリ事故地域で観察された急性の放射線生物学的影響は、実験研究で得られた、あるいは電離放射線の影響を自然に受けるような他の条件下で観察された、放射線生物学的データと一致していた。従って、急速に発育する細胞系、たとえば植物の成長点や昆虫の幼虫は、放射線に非常に大きく影響された。個体レベルでは、若い植物や動物が、放射線の急性作用にもっとも感受性が高いことがわかった。

体細胞と胚細胞双方における、放射線の遺伝的影響が、事故後最初の数年間に、CEZ 内の動植物において観察された。CEZ 内外で、放射線を原因とするさまざまな細胞遺伝学的異常が、植物および動物に対して実施された実験的研究によって報告された。観察された細胞遺伝学的異常が有害な生物学的重要性を持つかどうかはわかっていない。

CEZ 内で被害を受けた生物相の回復は、人間活動がまったくなくなったこと（たとえば最大汚染地域において、農業および工業活動や、それに付随する環境汚染が完全になくなったこと）の影響が、放射能影響など、ほかの要因よりも圧倒的に効いている。結果として、多くの植物や動物の個体群が拡大することとなり、現在の環境条件は CEZ 内の生物相に肯定的な影響を及ぼしてきている。

1.5.2. 将来の研究調査に関する提言

放射線に対する環境保護システムを整備するため、動植物個体群に対する放射線の長期的影響が CEZ においてさらに調査されなければならない。CEZ は、他の面では自然な環境であるという点で、放射線生態学や放射線生物学的研究にとって、地球上で唯一無二の地域なのである。

特に、植物および動物個体群の遺伝構造に対する放射線の効果の、数世代におよぶ研究によって、根本的に新しい科学的情報がもたらされるかもしれない。

生物相が受けた線量に対する反応の相関を調べるための方法を標準化する必要がある。たとえば統一された線量測定手順を作成する必要がある。

1.5.3. 対策と修復に関する提言

原子力事故や放射能漏れなどの緊急時に畜産動物を防護するための行動指針が、CEZ で得られた経験を含む現代の放射線生物学的データに基づき整備され、国際的に共通化されなければならない。

CEZ 内の動植物にとっての放射線学的状況を改善する事を目的とした、科学技術に立脚した修復活動は、どの修復活動であれ、生物相には恐らく悪影響となるだろう。

1.6. チェルノブイリ石棺シェルター解体の環境と放射性廃棄物についての管理の側面

1.6.1. 結論

チェルノブイリ原子力発電所 4 号機の事故による破壊により、広域にわたる放射能汚染が生じ、原子炉、チェルノブイリ原子力発電所敷地および周辺地域（CEZ）で大量の放射性廃棄物が生み出された。1986 年の 5 月から 11 月にかけての石棺シェルターの建設は、損傷した原子炉の環境的封じ込め、敷地の放射線レベルの低減、そして敷地外へのさらなる放射性核種放出の防止を目的としていた。

石棺シェルターは、作業員が重度に放射線被曝するという状況の中で、極端に短い期間で建てられた。その結果、時間を短縮し建設中の線量を下げるために取られた対策のせいで、新しく建築された石棺シェルターが不完全になり、破損した 4 号機の構造安定性に関する包括的データが欠如することとなった。建設の際の安定性に関する不確定要素に加え、石棺シェルターが建築されてからの 20 年間に湿気によって発生した腐食によって、石棺シェルターの構造成分の劣化が続いてきた。石棺シェルター関連で発生しうる災害で主なものは、最上層の構造の起こりうる崩落と、放射性ダストの環境中への放出である。

将来発生する可能性のある石棺シェルター崩落を防ぐため、石棺シェルターの不安定な構造を強化する対策が計画されている。それに加え、長期的な解決策として、100 年以上の耐用期間を持つ新シェルター（新安全閉じ込め設備、new safe confinement: NSC）を現存石棺シェルターの覆いとして建築する計画が進められている。NSC の構築は、現在の石棺シェルターの解体、4 号炉からの高い放射性活性を持つ燃料含有粒子（FCM）の除去、そして損傷した原子炉の最終的な廃炉を可能にすると期待されている。

修復活動の経過中、汚染地域の浄化の結果として膨大な量の放射性廃棄物がチェルノブイリ原子力発電所の敷地およびその周辺の両方に生み出され、一時的な浅地廃棄物貯蔵庫や処理施設に収納された。1986 年から 1987 年にかけて、CEZ 内の原子力発電所敷地から 0.5～15km の距離に、ダストの拡散を防ぎ、放射線レベルを下げ、4 号炉やその周辺でのより良い労働環境を可能にする目的で、トレンチや埋め立て式の施設が創設された。こうした施設は相応の設計文書も人工バリアも水文地質的調査もなく建設されており、現在の廃棄物安全要件には適合していない。

事故に続く数年間、既存の放射性廃棄物を管理するための体系的な分析や受容可能な戦略を提供するために、多くの資源が投入された。しかしながら、今日まで、チェルノブイリ原子力発電所敷地や CEZ での放射性廃棄物管理の為の戦略、特に高レベルで長寿命の廃棄物に対する戦略に関して、少なくとも広く認められた戦略はまだ開発されていない。その最大の理由は放射性廃棄物貯蔵所や処理施設の数の膨大さである。これらのうち、よく調べられて目録化されているのはその半分でしかない。そのため、放射性廃棄物目録は不確実なものとなってしまっている。

今後は、NSC 建設、可能な場合の石棺シェルター解体、FCM 除去、および 4 号機の廃炉が行われる間に、さらなる放射性廃棄物が生成されると予想される。この廃棄物は、これまでの廃棄物とは別のカテゴリーに属するものであり、適切に管理されなければならない。

ウクライナの放射性廃棄物管理のための国家計画によれば、廃棄物のカテゴリー毎に異なる選択肢がある。低レベル放射性廃棄物用に計画された選択肢は、廃棄物をその物理的特性（たとえば土、コンクリート、金属）に従って分類し、可能ならそれを除染したり有効に再利用（NSC の基礎としての土の再利用、金属小片の融解）できる状態にしたりするか、処分場へ送る、というものである。

長寿命廃棄物は中間貯蔵所に【取りあえず】置かれる計画である。他の貯蔵選択肢も検討されているが、決定はまだなされていない。NSC の建設および石棺シェルター施設の除染の後、石棺シェルター解体とさらなる FCM の除去が行われると想定されている。高レベル放射性廃棄物は、現場で部分的に処理された後、深地層の処理施設が利用可能になるまで暫定貯蔵所に貯蔵される計画となっている。

こうした戦略的アプローチは、ウクライナ政府によって 1996 年に承認され 2004 年に追認された「放射性廃棄物管理のための包括的プログラム」にかいま見られる。この考え方によると、この地域で最適な地質的立地を探す特別な調査を 2006 年に開始するのは理にかなったことだと考えられる。この計画に従えば、2035～2040 年よりも前に深地層の処理施設の建設が完了しているかもしれない。

将来 CEZ が産業地域として開発されるか自然保護区として整備されるかは、4 号機を生態学的に安全なシステムへと転換する（すなわち、NSC の整備、現在の石棺シェルターの解体、FCM の除去および最終的には 4 号炉敷地の除染）ための将来戦略にかかっている。現在、1、2 および 3 号機（1000 MW RBMK【黒鉛減速軽水冷却沸騰水型】原子炉）は廃炉とすることを見越して停止されており、完成間近であった他の 2 つの原子炉（5 および 6 号機）は 1986 年事故後に破棄された。

石棺シェルターそして CEZ 内の廃棄物貯蔵所および廃棄施設の放射性物質目録に関しては、不確定部分が存在する。こうした状況は、安全性評価や環境分析だけでなく、修復活動の計画や新規設備の基準にも影響する。

1.6.2. 将来の行動のための提言

安全性を高めたり現在の入力データにおける前述の不確定部分を解決したりするための進行中の努力に鑑みて、石棺シェルターの解体と、事故の結果として生み出された放射性廃棄物の管理に関して、以下のような主な提言をすることができる。

これまでは個別の安全性および環境アセスメントはチェルノブイリ原子力発電所内あるいは周辺の個別の施設についてのみでしか実施されていないので、CEZ 全域内部でのあらゆる活動を包含する、包括的な安全性および環境への影響についてのアセスメントが、国際的な基準や提言に合致する形で実施されなければならない。

NSC の準備や建設と土壌除去が行われている間に、監視用の特殊井戸が破壊されると予想される。したがって、チェルノブイリ原子力発電所および CEZ での状況の十分なモニタリングに必要な、環境モニタリングの戦略、方法、機材および人員適性を、維持し向上させることが重要である。

一貫性のある管理方策が適用され施設処理能力が全てのタイプの廃棄物に十分なものとなることを確実にするため、石棺シェルター、チェルノブイリ原子力発電所敷地および CEZ のための、包括的な放射性廃棄物管理プログラムの整備が必要である。すべての修復および廃炉活動由来の廃棄物の特徴把握や分類（特に超ウラン元素含有の廃棄物）の重要性と、長寿命で高レベルの廃棄物の安全な長期間管理のための十分な施設・設備の整備の重要性は、特に強調されなければならない。したがって、十分な廃棄物貯蔵容量を保証するためには、廃棄物管理の適切な施設・設備の整備が必要となる。現在のところは、チェルノブイリ原子力発電所敷地内および CEZ 内での修復活動の速度と継続性は限定されたものである。

CEZ の復興のための首尾一貫した包括的な戦略が必要であり、そこでは既存の廃棄物貯蔵所や廃棄施設の安全性を高めることに特に焦点が当てられなければならない。そのためには、廃棄物を回収し処理する区域と廃棄物の放射性壊変を待つ区域とを決めるための、区域修復のための優先順位付けを、安全性評価の結果に基づいて行うアプローチが必要となるであろう。

１章の参照文献

[1.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Vol. II, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

第２章　序文

2.1. 背景

チェルノブイリ・フォーラムは、国連食糧農業機関（FAO）、国連開発計画（UNDP）、国連環境計画（UNEP）、国連人道問題調整事務所（OCHA）、放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、世界保健機関（WHO）、世界銀行、およびベラルーシ、ロシア、ウクライナの所轄官庁の協力を得て、IAEAにより設立された。2003年2月3日～5日、チェルノブイリ・フォーラム設立会合が開催され、上記に挙げた機関による継続的な組織としてのフォーラムの発足が決定された。

このフォーラムの設立の背景は、2000年に遡る。この年、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）は国連総会において2000年報告書を発表した[訳注1)][2.1]。

報告書では、被曝による人体への健康被害について述べられており、事故直後の過度の被曝による死亡以外で因果関係が証明できそうなのは、被爆時に幼児であった人の中で甲状腺がんと診断される割合が上昇したことだけであるとされた。ベラルーシ、ロシア、ウクライナ３ヶ国の政府代表は、この報告書に対して強い不満を示した。その理由として、次の２つがある。

(a) 健康への影響についての記述は、大衆紙から国連諸機関による報告まで、その内容に大きは隔たりがある。
(b) 事故の影響を受けた３ヶ国（ベラルーシ、ロシア、ウクライナ）の科学者の意見がUNSCEARに取り入れられていない懸念がある。

その後、IAEAのエルバラダイ（M. ElBaradei）事務局長は、ベラルーシ訪問中、並びにベラルーシの代表や科学者団との会議の際、次のように述べた。
「この地域の人々には、今なお不信感が蔓延している…。その理由の一部は、原発事故による環境と健康への正確な影響に関するデータや報告に矛盾したものがあるからで、この矛盾は国家機関の間や関連国際組織の間においてさえ存在する」。これは、３ヶ国の政府当局による公式見解とほぼ一致した。政府当局が明らかに望んでいたのは、放射能汚染についての諸課題を議論したり、意見を交換したりする場を新しく作ることである。ここにいう諸課題には、汚染土壌の浄化・除染をいかに安価で効率よくするかや、原発事故の影響を受けた人々の健康をどうやって管理し守っていくのかなどの観点がある。３ヶ国の政府代表との会議で、IAEA事務局長は、国連諸機関と３ヶ国との連携活動としてのチェルノブイリ・フォーラム構想に対する支持を表明した。

訳注1：UNSCEARについては首相官邸HPに説明がある。
http://www.kantei.go.jp/saigai/senmonka_g7.html

2.2. チェルノブイリ・フォーラムの目的

フォーラム設立会合では、チェルノブイリ・フォーラムの目標が決められた。それは一連の運営会議、専門家会議、一般会議を通じて専門家の合意に基づく声明を出すことであり、それによって各種提言を行う事である。合意すべき項目は、原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康被害や、飛散した放射性物質による環境への影響についてである。提言対象は、汚染された環境の修復、必要とされる健康管理、今後調査が必要な地域の選択などである。

設立会合の参加機関は、フォーラムの運営規約について以下のとおり承認した。

(a)専門家の合意に基づく声明が出せるように、チェルノブイリ原発事故による健康と環境への長期的な影響に関する現在の科学的評価を検討し、さらに正確なものにすること。この声明は、次の点に焦点を合わせる。

(i) 原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響

(ii) 原発事故により飛散した放射性物質によって引き起こされた環境への影響（食品の汚染等）

(iii) 原発事故に起因するが放射線被曝や放射能汚染に直接関係づけられない影響

(b)原発事故による直接被曝や放射能汚染がもたらす健康や環境への影響に関して、今後必要な研究が何であるかを見極めること。また、過去の、或いは現在進行中の研究やプロジェクトを評価して、これらの研究を継続する必要のある地域を推薦すること。

(c)原発事故の影響を減らすべく、科学的に適切な計画を提言し、その実行を促すこと。実行においては、フォーラムを構成する複数の機関の連携活動も重要である。このような計画の必要な例として：

(i) 安全な条件のもとで、通常の農業、経済的生活、社会的生活に適するよう、汚染土壌を浄化すること

(ii) 被害を受けた住民に対する専門的な健康管理

(iii)【汚染地域での】長期的な被曝の人体への影響のモニタリング【追跡調査】

(iv) チェルノブイリ放射能防護壁【シェルター、石棺】の解体の際の環境への配慮、チェルノブイリ原発事故の結果で発生した放射性廃棄物の管理

2.3. チェルノブイリ・フォーラムでの作業手続きと報告手段

チェルノブイリ・フォーラムは、事故の影響の大きかった３ヶ国と国連諸機関の上級職員による組織で、国連の中では上位の組織である。フォーラムの最終報告書である２つの技術報告書は、環境専門部会（EGE）と健康専門部会（EGH）の２つの専門部会により書かれた。この２つのグループのメンバーは、見識のある国際的な科学者と、事故の影響の大きかった３ヶ国の専門家で構成された。この２つの専門部会およびその下のいくつかの作業部会での作業を通して、技術報告書が

それぞれの専門部会で作成された。環境専門部会はIAEAのもとに、また健康専門部会はWHOのもとに組織された。

これらの技術報告書の作製にあたっては、放射能問題の各項目（本報告書にあるように膨大な数の項目がある）について、それぞれの作業部会が会議で議論した。その際、文献にあるデータのみでなく、事故の影響の大きかった３ヶ国から入手した未発表データをも評価の対象にして、詳細な検討を行っている。これらの技術報告書は、フォーラムとして承認されるチェルノブイリ・フォーラム最終報告書の基礎として用いられた。

本報告書は、チェルノブイリ・フォーラム最終報告書の一つであり、チェルノブイリ原発事故による環境への影響に関して記述している。もう一つのチェルノブイリ・フォーラム最終報告書は、チェルノブイリ原発事故による健康への影響に関するもので、WHOにより出版される予定である[2.2]。

2.4. 本報告書の構成

この報告書は７つの章から成る。第2章の序文に続き、第3章ではチェルノブイリから放出された放射性物質による汚染過程と汚染形態について、都市・農地・森林・水環境のそれぞれについて記述する。第4章では、これら都市・農地・森林・水環境における主な汚染対策並びに修復法を紹介する。これらの環境放射能対策は事故の影響、特に人体への影響を軽減するのに用いられた。第5章では、観測された汚染【3章】と修復対策【4章】を踏まえて、それぞれの環境（都市・農地・森林・水環境）で人体が被ばくした放射線量を評価する。第6章では主にチェルノブイリ近隣の汚染地域での放射線の動植物への影響についての実験データを概説する。最後の第7章では、チェルノブイリ原発のシェルターを解体する際の環境への影響と、チェルノブイリ30 km圏（略称 CEZ）での放射性廃棄物処理の方法について議論する。

各章とも、それぞれ独立した結論と指針をもって完結している。指針には今後の環境修復や、観測と研究に対するものが含まれる。第1章では要約をしている。

２章の参照文献

[2.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly, with Scientific Annexes), Vol. II, Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000) 451-566.

[2.2] WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Health" (EGH), WHO, Geneva (in press).

第３章　環境の放射能汚染

チェルノブイリ原子力発電所【原発と略称する】の事故で大量の放射性物質（放射性元素）が大気中に放出され、大規模な環境汚染を引き起こした。ヨーロッパの多くの国々に放射能汚染がもたらされたが、汚染が最も酷かったのが旧ソビエト連邦【以下、ソ連と略称する】の３つの共和国：現ベラルーシ、ロシア連邦【以下、ロシアと略称する】、ウクライナである。環境中の放射性物質の放射能は、放射性壊変【いわゆる半減期に従う減衰】によって次第に減少した。同時に大気、海洋、地表、都市などの各環境中で放射性物質が拡散した。第３章ではこれら各環境中での放射能汚染状況を決めた諸過程【どのように放射能汚染が進行したのか】を紹介する。

第3章では、主に原発から遠く離れた広範な地域での放射能汚染に焦点をあてる。チェルノブイリ原発敷地内や、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ)、シェルター【石棺】については第7章で詳述する。

訳注：この報告書で用いられている土壌の種類に関する訳語と説明を以下に記す。

automorphic：自成土（土壌形成の水因子は降水が主体）
black soil：大陸型黒土
chernozem：大陸型黒土：
　冷帯地方の肥沃な腐植土：ロシア語で黒い土のこと。ステップと呼ばれる冷温帯草原の黒色土で、土壌 ph は中性、草原の深い根が有機物を供給し、これが腐食化した厚い黒色表層をもつ。生物活性が高く、よい団粒構造をもち、肥沃度が高い。湿潤な日本に存在しない。
clay：粘土
clay mineral：粘土鉱物
gley：グライ土
light sandy soil：軽砂質土
mineral soil：鉱物質土
peat bog：泥炭地
peat bog soil：泥炭泥土
peat soil：泥炭土
podozol sandy soil：ポドゾル風砂質土
podozol soil：ポドゾル土
sandy soil：砂質土
sandy loam soil：砂質ローム土
semihydromorphic：半水成土（土壌形成の水因子は降水のみならず地下水/地表水が寄与する）
soddy gley：草の生えたグライ土
soddy podzolic loam：ポドゾル風のローム土：
soddy podozolic sandy soil：ポドゾル風砂質土

ポドゾル（酸性）はロシア語で、表層下が灰白色を示す土のこと。湿潤な冷温帯から亜寒帯の針葉樹林下の土壌で、分解しにくい地表の堆積有機物層からの有機酸が土壌の粘土を破壊し、腐植層の直下には漂白された酸性の砂質土が見られ、その下に鉄、アルミニウムと腐植が沈積 している。肥沃度は極めて低い。日本では、高山のケイ酸質風化物土にまれに見られる。soddy とは草の生えたという意味で、森林になっていない事から弱いポドゾルという事になる。なお、soddy podzolic は草の生えたポドゾル風であるが、soddy「草の生えた」は常に一緒に出てくるので訳出していない。

3.1. 放射性物質の放出と沈着

3.1.1. 汚染源としての放射性核種の量

チェルノブイリ原発4号炉の事故は1986年4月26日の午前零時過ぎに起きた。事故が起こる前、原子炉はある実験の準備のため、特殊な条件【この条件が原子炉設計条件を超えていた】で何時間も稼働していた。この実験は、原子炉の計画外停止にそなえるもので、緊急停止の際にタービン内のエネルギーを回復させる事を目的としていた。事故の原因は複雑だが、主因は原子炉内の熱エネルギーの異常な急上昇が原子炉内の冷却水を蒸発させたためと考えられる[訳注1)]。その結果、更に原子炉内の熱エネルギー【圧力と思って良い】が高まり、蒸気爆発が起きて原子炉を破壊した。一度目の爆発の後に原子炉内の黒鉛が発火した。所員たちの英雄的な消火活動にもかかわらず黒鉛は何日間も燃え続け、放射性物質の飛散は1986年5月6日まで続いた。放射性物質の飛散の時間的な経過をデータに基づいて推定したものが図3.1である[3.1, 3.2, 3.3]。

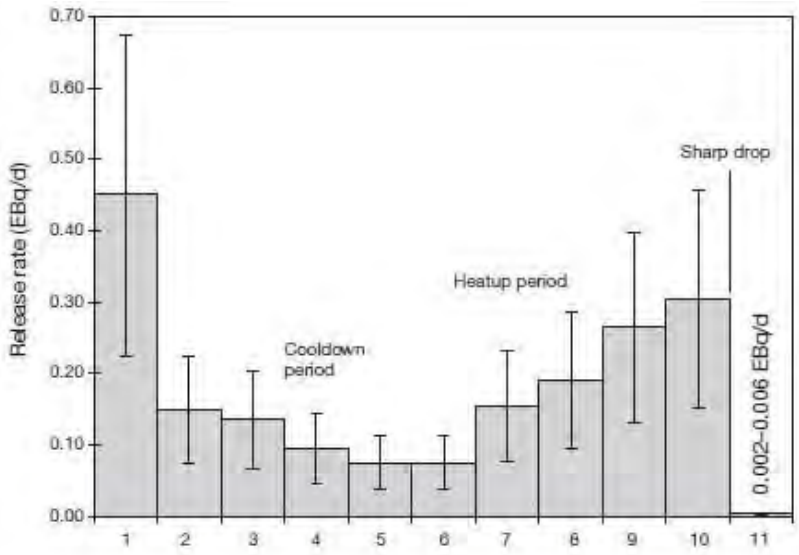


図3.1.: チェルノブイリ事故による放射性物質の大気への放出の11日間の推移（推定値）。希ガスは除く。放射性核種の半減期を使って1986年5月6日での値を推定した（誤差±50%）。[文献 3.1より引用]【縦軸は一日あたりの放出量で単位は10^{18} Bq/d。横軸は事故（1986年4月26日）からの日数。】

当時のソ連政府は事故発生の報告をすぐには行わなかった。しかし大量の飛散物質が発生したために、新たに生じた核分裂生成物が北欧諸国ですぐ検知され[訳注2)]、発生源を遡って計算すると、当時のソ連で事故が発生した可能性が高いと考えられた。事故の詳細と、それによって引き起こされた結果に関しては、国際原子力安全諮問委員会[3.1]、国際諮問委員会[3.4]、そして原子放射線による影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)[3.5、3.6]が報告書を出している。

事故で飛散して旧ソ連内に降灰した^{137}Cs【セシウム137、半減期30年】の総量は、先ず、旧ソ連の汚染地域の上空のガンマ放射線を航空機で定量分析して見積もられた[訳注3)]。その段階で、地上汚染総量は40PBq【40ペタベクレル、40 PBq = 4×10^{16} Bq】と見積もられた。放出量の推定値は何年にもわたって修正されており、現在では約2倍の80 PBq と見積もられている[訳注4)]。主要な放射性核種の放出量の現在の推定値を表3.1に示す。大量に飛散した放射性核種のほとんどは半減期が短く、長い半減期を持つ放射性核種の飛散量は概ね少ない。事故からそれほど日数が経過しないうちは、人体への影響が最も懸念された放射性核種は^{131}I【ヨウ素131、半減期8日】だったが、その後、対象は^{137}Csに移った。

事故によって飛散した放射性核種は、放射性壊変による減衰の結果、そのほとんどの放射能は2005年までには問題となるレベル以下になった[訳注5]。今後数十年は主に^{137}Cs、次いで^{90}Sr【ストロンチウム90、半減期29年】に注意すべきだろう。この^{90}Srはチェルノブイリ原子力発電所の周辺で特に問題となる。さらに、数百年後～数千年後にはPu【プルトニウム、いくつか同位体があるが、半減期は^{238}Puが88年、^{239}Puが2.4万年、^{240}Puが6600年、^{241}Puが14年、^{242}Puが38万年】だけが問題になる。今後増量することが予想されるのは^{241}Am【アメリシウム241、半減期430年】だけである。これは^{241}Puの放射性壊変によって生成される核種で、最大量に達するのは百年ほど後である。

訳注1：要するに冷却水を失ったという事。

訳注2：最初に発見された場所はスウェーデンの原子力発電所で、その後、他の原子力発電所やフィンランドでも確認された。ここで探知された物質は、半減期が短い為に自然界には存在せず、原子炉から放出された直後の核分裂生成物としか考えられなかった。

訳注3：ガンマ線【γ線】の定量分析というのは、放射線の強さをガンマ線のエネルギー別に測定すること。特定の核種（元素だけでなく同位体の違いまで区別した言い方）は特定のエネルギーの放射線を出すので、放射線のエネルギー値から、そのエネルギーに対応する核種の量が分かり，その放射線の量から核種の量が分かる。^{137}Csの検出もガンマ線で測定する。

訳注4：東京電力福島第一原発事故の^{137}Csの推定放出量（2011年6月推定）が15 PBqだから、その６倍という事になる。この数字はあくまで^{137}Csのみの、しかも旧ソ連内の沈着量であり、放出総量は図3.1や表3.1を参照のこと。

訳注5：放射性核種は放射線を放出する事によって別の核種にかわる。これを放射性壊変と呼ぶ。大抵は安定な核種に変わるが一部は別の放射性核種に変わる。この壊変によって減っていく量は核種の種類ごとに一定の比率で、例えば^{131}Iが半分に減るのにかかる時間は^{131}Iの量に関係なく約8日で（4分の1なら16日、8分の1なら24日、16分の1なら32日）、^{137}Csが半分に減るのにかかる時間は^{137}Csの量に関係なく約30年である。これが物理的半減期と呼ばれるものである。

表3.1.　チェルノブイリ事故を通して放出された主要放射性核種の放射能の最新推定値[a]。

	半減期	放出された放射能（PBq=10^{15} Bq）
希ガス		
クリプトン 85	10.72 年	33
キセノン 133	5.25 日	6500
揮発性元素		
テルル 129m	33.6 日	240
テルル 132	3.26 日	～1150
ヨウ素 131	8.04 日	～1760
ヨウ素 133	20.8 時間	910
セシウム 134	2.06 年	～47[b]
セシウム 136	13.1 日	36
セシウム 137	30.0 年	～85
中間的揮発性を持つ元素		
ストロンチウム 89	50.5 日	～115
ストロンチウム 90	29.12 年	～10
ルテニウム 103	39.3 日	168 以上
ルテニウム 106	368 日	73 以上
バリウム 140	12.7 日	240
不揮発性元素（燃料粒子を含む）[c]		
ジルコニウム 95	64.0 日	84
モリブデン 99	2.75 日	72 以上
セリウム 141	32.5 日	84
セリウム 144	284 日	～50
ネプツニウム 239	2.35 日	400
プルトニウム 238	87.74 年	0.015
プルトニウム 239	24065 年	0.013
プルトニウム 240	6537 年	0.018
プルトニウム 241	14.4 年	～2.6
プルトニウム 242	376000 年	0.00004
キュリウム 242	18.1 年	～0.4

[a] 大部分のデータは参考文献[3.6, 3.7]による

[b] 1986 年 4 月 26 日時点のセシウム 134/セシウム 137 比の値 0.55 に基づく[3.8]

[c] 燃料粒子の放出比率 1.5%に基づく[3.9]

3.1.2. 飛散物質の物理的及び化学的形態

事故を起こした原子炉から放出された放射性核種は、気体や濃縮された粒子、燃料粒子の状態になっていた。燃料粒子が存在することは、事故の性格を語る上で重要である。というのも、これは核燃料の酸化によって出来るのが普通だからだ。あまり酸化していない燃料粒子は初期爆発の時に生成され、主に西の方角へ飛散した。その後は、酸化が進んで水に溶けやすくなった燃料粒子が主

となり、広い地域にフォールアウトした【fallout:火山灰の降灰と同じように降り積もる事、なおフォールアウトにより降り積もるものを降下物という】。

核燃料の酸化と分解飛散が進む中で、何種類かの放射性核種が揮発した【放射性ガスになったという事】。原子炉から初期段階で放出された放射性ダスト塊が大気中で冷えたあと、放出された放射性核種のうち揮発性の高いものは気体の状態に留まった[訳注6]。一方、揮発性の低い放射性元素は凝縮して[訳注7]、爆発で生成したすすや塵【ここでは粉々になった原子炉建築材、すす、微小粒子を総称する】に付着した。こういう具合に、放射性核種を含む物質の揮発性と原子炉内での状態によって、チェルノブイリから放出された放射性同位元素の化学的形態【何かに結合しているか独立しているか】・物理的形態【気体か固体か液体か】が決まっていった。蒸気圧の比較的高い放射性化合物（主に不活性ガスの同位体とヨウ素の各種化合物等）は、気体状態で大気中に運ばれ、揮発しにくい元素（セリウム、ジルコニウム、ニオブ、プルトニウム）の同位体は、基本的に燃料粒子の形のまま大気に放出される。他の放射性核種（セシウム、テルル、アンチモン等の同位体）は、燃料粒子と凝縮粒子【一旦気化した後に固化した粒子】の双方の形態で放出される。【この事から、逆の推定ができる。つまり、】ある地点での沈着物質中の凝縮粒子と燃料粒子の割合は、その地点での揮発性の異なる放射性元素の放射能比率から推定できる。

燃料粒子は特に事故原子炉の周辺での降下物の中では重要な存在である。^{95}Zr【ジルコニウム95】、^{95}Nb【ニオブ95】、^{99}Mo【モリブデン99】、^{141,144}Ce【セリウム141,144】、^{154,155}Eu【ユーロピウム154,155】、^{237,239}Np【ネプツニウム237,239】、$^{238\text{-}242}$Pu、^{241,243}Am、^{242,244}Cm【キュリ？ウム242,244】といった放射性同位元素は燃料粒子の成分としてのみ放出された。放射性の^{89,90}Sr及び^{103,106}Ru【ルテニウム103,106】の90%以上についても、燃料粒子として放出された。放出された^{90}Sr、^{154}Eu、^{238}Pu、^{241}Amのうち原発敷地の外に飛散した割合, 即ち燃料粒子のうち敷地の外に出て行った割合は1.5%【誤差0.5%】[3.9]と推定され、事故直後に推定した値の半分となっている[3.1]。

燃料粒子の化学組成や同位体組成は、中性子で照射された核燃料に近いものとなっているが、揮発性放射性核種の割合がより低く、ウランがより酸化されて、特に燃料粒子の表層では、より様々な物質が混ざった状態になっている。対照的に、揮発したガスが再び凝縮した場合、その凝縮粒子の化学組成や同位体組成は多様なものとなっている。これらの粒子の放射性核種の比放射能【単位質量あたりの放射能】は、粒子の特性もさることながら、凝縮にかかる時間や凝縮温度によって決まる。粒子によっては一つか二つの放射性核種で大部分が構成されていることもあり、例として^{103,106}Ruや^{140}Ba【バリウム140】/^{140}La【ランタン140】などがあげられる[3.10]。

放射性元素の大気中での移動距離は、放出時の各元素の状態【ガスか、凝縮粒子か、燃料粒子のままか】によって決まった。燃料粒子の場合、核燃料微結晶を一個しか含まないような最小サイズのものでも、その大きさは10μm【10マイクロメータ= 0.01 mm】に達し、比重も8-10 g/cm^{3}と重かった。そのため燃料粒子の到達距離は数十キロメートル程度でとどまった。もっと大きな粒子の凝集体は発電所から数キロメートル範囲内でのみ検知された。同じ理由で、難揮発性の放射性同位元素による汚染は事故原子炉から離れるに従って急激に減り、原発敷地の外ではわずかに痕跡だけしか検知されなかった。対照的に、気体状の放射性元素や１mm未満の大きさの凝縮粒子は、チェルノブイリから何千キロメートルも離れた所まで運ばれて、そこで大量にフォールアウトする事もあった。例えばルテニウム粒子はヨーロッパ全域各国で検知された[3.11]。チェルノブイリから数百キ

ロメートル離れた場所の中には^{137}Csによる沈着が1 MBq/m^2【=1000kBq/m^2=10^{6}Bq/m^2】という高濃度の所もあった[3.12, 3.13]。

降下物に関して、もうひとつ重要なのは、その水溶性【どのくらい水に溶けやすいか】である。土壌や表面水【河川、湖等】に沈着した放射性核種が、沈着直後の早い時期にどの程度【環境内を】移動して生物に摂取されるかは、放射性核種の種類よりも、その核種が水に溶けやすい形かどうか、水に溶け難いかどうかで決まる【3.3-3.5節に詳述する】。1986年4月26日から5月6日の期間、チェルノブイリの気象観測所において降下物のサンプルが24時間おきに採取されたが、^{137}Csのうち、水に溶けやすくイオン化しやすい形態でフォールアウトした比率は（この時の判定条件は、1モル/リットルの酢酸アンモニウムCH_3COONH_4に溶けるかどうか）、^{137}Csの5%から30%以上にわたる幅広い値を示していた[3.14]。^{90}Srについては、4月26日の沈着では、水に溶けやすくイオン化しやすい形態だったのは全体の1%未満だったが、この値は数日後に5%から10%に増加した。

原子力発電所近くで飛散した^{137}Csや^{90}Srは水に溶け難い形態をしていた。この事から、発生源から20 km離れた地点でも、降下物の大部分が燃料粒子であった事がわかる【元素が裸でないから水に溶け難い】。^{137}Csや^{90}Srのうち、水に溶けやすくイオン化しやすい形態の割合は、20 kmよりも近い地点では、大きな粒子の存在割合が高くなるため，さらに低かったと思われる。逆に原子炉から遠い距離では、水に溶けやすい形態【気化したのが再凝縮したもの】の比率が高くなった。一例をあげるなら、1986年に英国内に沈着した^{137}Csのほとんどが水に溶けやすくイオン化しやすいものだった。

訳注6：例えばXe(キセノン)は揮発性が高く半減期も５日しかないので、放出量がいくら多くてもフォールアウトで地上を汚染する量は少ない。

訳注7：蒸発の反対の事で、気化していたものが液体になること、例えば朝露など。

3.1.3. 事故発生時の気象条件

事故発生時、ヨーロッパのほとんどが高気圧に覆われていた[訳注8]。チェルノブイリ原発は高気圧帯の南西部周縁に当たり、原発上空は高度700～800 mでも高度1500 mでも、南東から北西への風（空気塊）が秒速5～10 mで吹いていた。

一方、夜明けの時点で、大気の混合層の高さは2500 mであった[訳注9]。その結果、混合層まで達した放射性ダストは、そこで急速に撹拌されて、混合層全体【厚み方向】に放射性プルーム【水滴の代わりに放射性ダストを主体とする雲、放射性ダスト雲】として広がった。一方、高度700～1500 mにまでしか昇らなかった汚染粒子は、そこで風【大気塊の移動】に乗って、まず北東方向、続いて北方向へと広がった。この放射性プルームはスカンジナビア諸国で観測された。

このように、4月26日に地表面にあった大気塊【放射性ダストを多く含む】は、西～北西へと運ばれ、4月27日から29日にかけてポーランドやスカンジナビア諸国へ到達した。ウクライナの南部と西部、モルドバ、ルーマニア、スロバキア、そしてポーランドは、気圧勾配の弱い状態【大気が安定し風が吹きにくい状態】だった。この後、アイスランド付近の大型低気圧【サイクロン】がゆ

っくりと南西方向へと移動し、その結果【大陸高気圧が張り出して】旧ソ連のヨーロッパ部も概ね気圧勾配の弱い状態となったが、その中に、大気の不安定な所もいくつかあった。そのうちの一つが、【北東にゆっくり移動していた黒海付近の】弱い低気圧で、4月27日の朝にはゴメリ州南部【チェルノブイリの近く】に達している。

その後、5月7～8日頃まで、原子炉からの放出物のほとんどが、南西あるいは南方向へと運ばれた。事故発生から5日間、風向きは全方位に変化していた[3.12]。

事故から数日のうちにヨーロッパ、日本、米国で空気中の放射能を測定した結果、高度7000 mまで放射性物質が浮遊していることがわかった。爆発の威力、チェルノブイリ原発付近での雷雨により大気が各層を超えて攪拌されたこと、原発とバルト海の間に温暖前線に近い空気塊があったこと【雨を降らさない程度の温暖前線は空気を持ち上げる】、これらすべての要因によって、放射性ダストがこの高さまで持ち上げられた。

複雑な気象状況を更に理解するために、ボルジロフとクレピコバ[3.16]は、以下のようなコンピュータ・シミュレーション計算を行った。このシミュレーション計算では、一単位の放射性ダストが瞬間的に一定の高さまで放出されたと仮定し、【このダストが放射性プルームとして】その時の気象条件のもとでどのように動いていくかを計算した[訳注10]。計算で想定した6回の放出における放出の高さは、４月28日の14時（世界時＝グリニッジ時間）までが1000 m、その後は500 mに設定された。６つの放出時刻は世界時で4月26日0時、4月27日0時、4月27日12時、4月29日0時、5月2日0時、5月4日12時である[訳注11]。計算結果は図3.2に示されているとおりで、以下に示した長距離輸送条件で計算した。

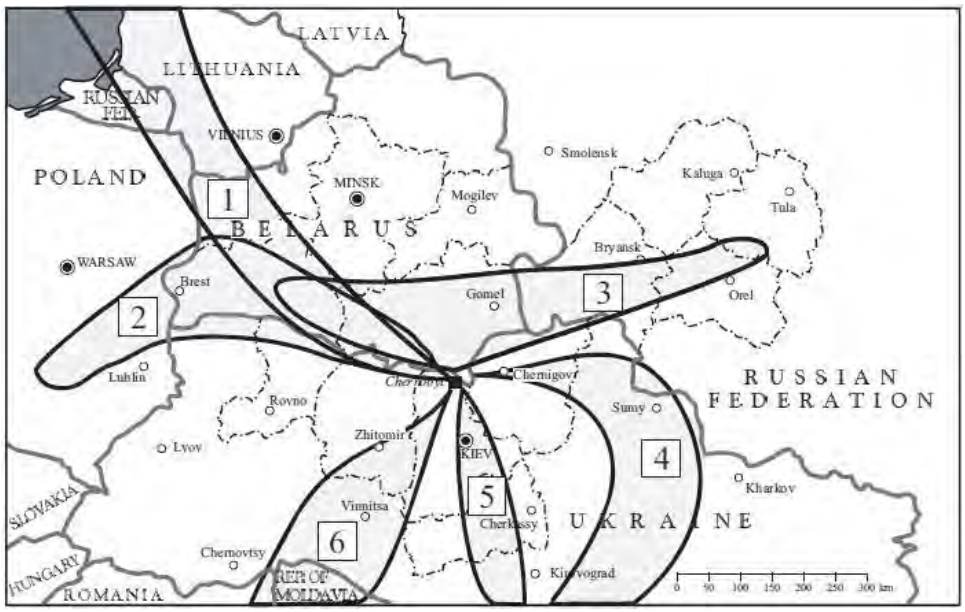


図3.2.: チェルノブイリからのプルーム（放射性煙雲）の形成と行き先。放射性物質の放出が、短時間の爆発的なものによるものだけと仮定し、下記の時刻での気象条件から計算した。(1) 1986年4月26日深夜0時（世界時:グリニッジ時間)、(2) 4月27日深夜0時、(3) 4月27日12時正午、(4) 4月29日深夜0時、(5) 5月2日深夜0時、(6) 5月4日12時正午。[文献 3.16より引用]

(1) 事故発生から4月26日12時までの間、放出は26日0時（世界時）： ベラルーシ、リトアニア、

カリーニングラード（ロシア）、スウェーデン、フィンランドの方角

(2) 4月26日12時から27日12時までの間、放出は27日0時（世界時）： ポルシエ、その後ポーランド、その後南西方角

(3) 4月27日12時から29日の間、放出は27日12時（世界時）： ゴメリ地域（ベラルーシ）、ブリャンスク（ロシア）、その後東の方角

(4) 4月29日から30日の間、放出は29日0時（世界時）： スミ及びポルタバ地域（ウクライナ）、その後ルーマニアの方角

(5) 5月1日から3日、放出は2日0時（世界時）： ウクライナ南部、黒海を越えてトルコの方角

(6) 5月4日から5日、放出は4日12時（世界時）： ウクライナ西部、ルーマニア、その後ベラルーシの方角

ある地域がどのくらい汚染されるかは降雨に左右される。レインアウト（風雨の中で放射性物質が雨滴に巻き込まれて降下すること）とウォッシュアウト（汚染された空気塊の中を雨滴が落下して、汚染物質を取り込んでしまうこと）によって、放出された物質が降雨により地表へ運ばれるためである。特に、放射性プルームが通過する空域に雨滴【雨雲】があるかどうかによって、沈着量がどのくらい不均一になるかが決まる。また、放射性同位元素の種類が異なる場合や、同じ放射性同位元素でも化学形が異なると、レインアウトやウォッシュアウトの効率も違ってくる。

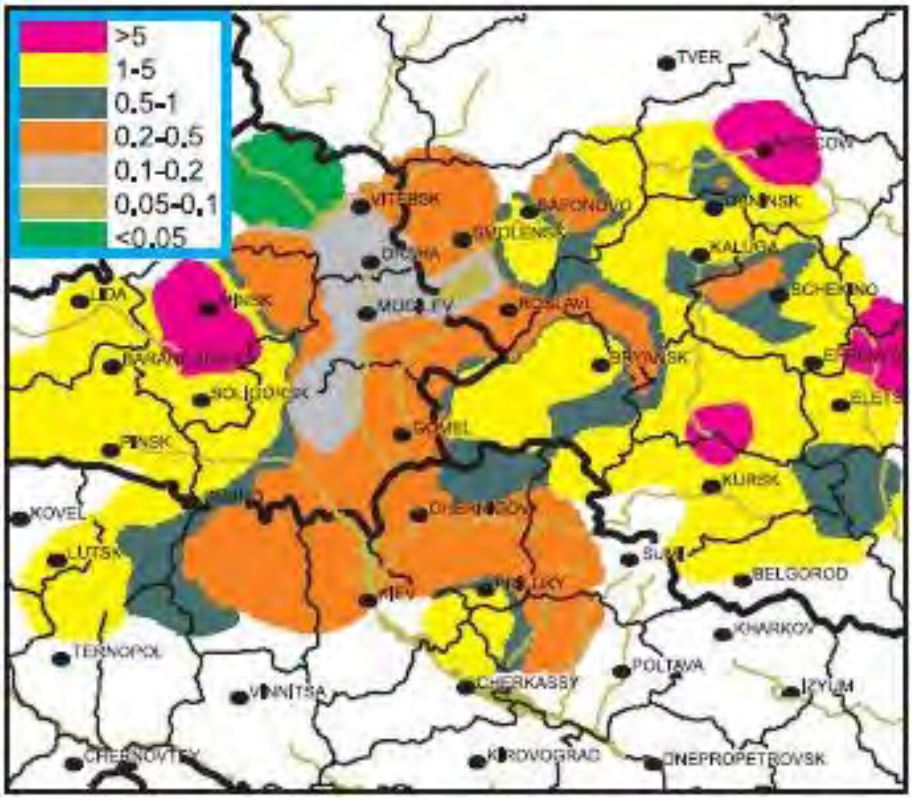


図3.3.: 1986年4月29日のチェルノブイリ原発近郊での平均降雨量（mm/h）のマップ。[文献 3.12より引用]

事故の経過と共に何度も降水があり、そのため、原子炉から遠く離れた場所でも、地表汚染の酷

い地域が出てきた。実際、事故発生時の降雨状況は複雑な分布をしていて、その例が図3.3に示されている。これは事故による放射能被害が最も深刻な地域（ベラルーシ、ロシア、ウクライナのそれぞれの一部）の4月29日の降水量を示した地図である。

降雨によらない汚染【乾性汚染：風による付着や自然な降灰】の場合、地表汚染の量は相対的に低いが、混ざっている核種の中で植生による影響により放射性ヨウ素が濃縮されている。降雨による放射能汚染【湿性汚染】の場合、降下物の元素組成は、放射性プルームと近似していた。結果として、沈着は地域によって異なり、放射性元素の比率【ヨウ素とセシウムの比など】や量は、フォールアウトが降雨によるかよらないかで異なった。

訳注8：大西洋のアイスランドに大型低気圧（サイクロン）が、フランス南西部と黒海に弱い低気圧があっただけ。

訳注9：混合層とは上向きの熱対流が止まって停滞する層で、これが低いと汚染物質は地表近くに留まる。

訳注10： 放射性物質が国境を越えて汚染する量の数値計算は、東京電力福島第一原発事故でも気象庁が行なって IAEAに報告した。一方、SPEEDIは、近距離予想が目的である為、これよりも桁違いに高い解像度で計算する。

訳注11：事故が起こったのは世界時で25日夜22時23分である。

3.1.4. 大気中の放射性核種の濃度

大気中に浮遊する放射性物質の放射能が、旧ソ連ならびに世界の各地で測定された。例として２ヶ所（チェルノブイリ、ウクライナのバリシェフカ（Baryshevka））の大気中の放射能濃度が図3.4に示されている。チェルノブイリのサンプル採取装置は、原発の南東15km以上離れたチェルノブイリ市内の気象観測所にある。大気浮遊物質の濃度は始めのうちは非常に高かったが、2段階で低下している。つまり，始めの数ヶ月で急速に低下し、その後、数年間かけてゆっくりと低下したことが分かる。一方、バリシェフカの装置は原発の南東約150km離れたところ【10倍の距離】にある。比較すると、長期間にわたって、チェルノブイリでの測定値は、バリシェフカの測定値より高い放射能濃度を示し続けている。恐らく、地面を汚染した放射性物質が再び舞い上がって飛散しているのだろう[3.17]。移動平均[訳注12]によってスムーズにプロットしたデータであっても、長期にわたって収集されたデータにはいくつかの注目すべき特徴がある。事故発生から78か月後の1992年夏に、測定値の明らかな上昇が認められるが，これはベラルーシとウクライナで広がった森林火災によるものである[訳注13]。

訳注12：グラフを作る時のプロットの方法の一つで、全体的な変化を掴むのに使われる。

訳注13：火事で地面・落葉の汚染物質や焼けた植物中の汚染物質が空中に舞い上がる。詳しくは3.4.3節参照。

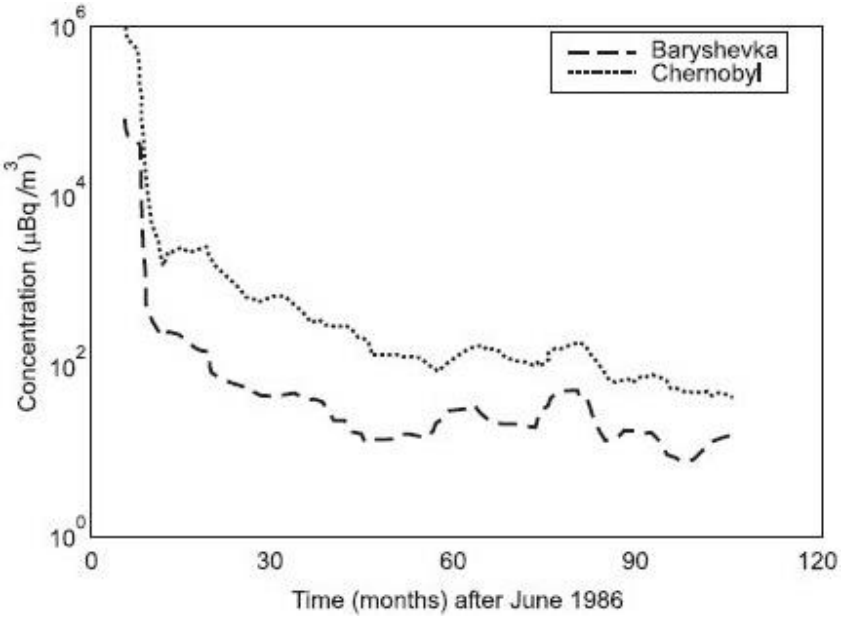


図3.4.:　バリュチェクワ（Barychevka）とチェルノブイリにおける、大気中の^{137}Cs濃度の長期推移（1986年6月～1994年8月の１００ヶ月）。[文献 3.17より引用]【横軸は1986年6月からの月数。縦軸は^{137}Csの放射能濃度（10^{-6} Bq/m^3）を更に７ヶ月移動平均した値。】

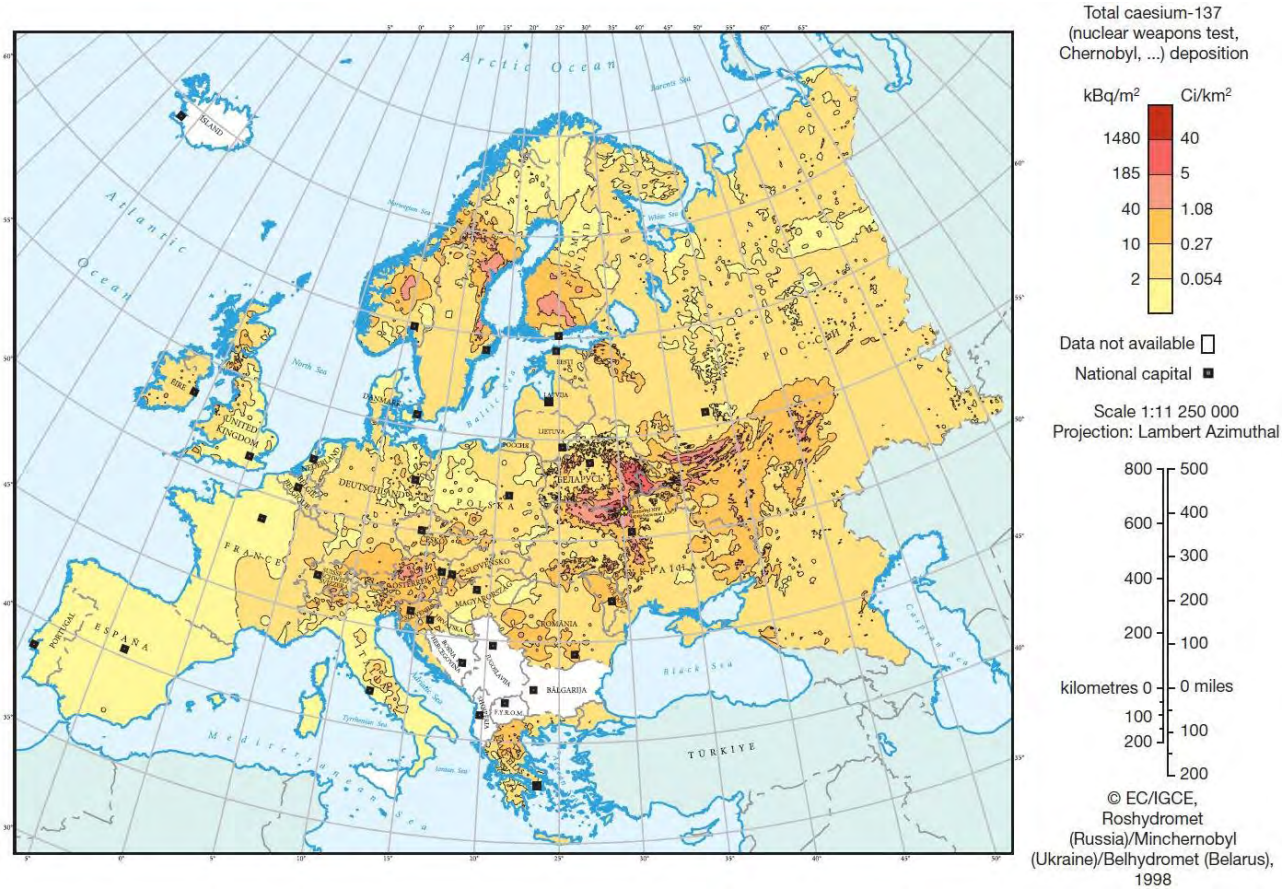


図3.5.:　チェルノブイリ事故による^{137}Csの地表への沈着量のマップ（ヨーロッパ全体）。[文献 3.13より引用]【縦軸の単位はkBq/m^{2}とCi/km^{2}の併記。】

3.1.5. 放射性核種の土壌表面への沈着

前述したように、^{137}Csや他の放射性核種による地表への沈着状況は、航空機に搭載したガンマ線測定器を用いて、事故後の早い時期に数ヶ国にわたる広範な地域で調べられた。沈着状況の地図は^{137}Csについて作られたが、この物質が選ばれたのは、測定が容易で、被曝源として重要だからである。^{137}Cs汚染の暫定値として、37kBq/m^{2}が選ばれた。この値を暫定値とした理由は２つある。

(a)このレベルは、大気核実験でヨーロッパ全般に沈着した^{137}Csの10倍の濃度である。

(b)このレベルとなると、事故から一年間の人体被曝量【外部被曝】が約1 mSvとなり、被曝の影響を考慮すべきである。

汚染物質の沈着の範囲と、その地域分布を理解することは、事故の規模を知る上で必要上可欠であり、更には、将来にわたる内部被曝量と外部被曝量を予測し、どのような放射能対策が必要かを決めるために重要なことである。空中からの測定に加えて、多数の土壌サンプルが採集され、放射能関係の研究室等で分析された。こうして大量のデータが収集され、ヨーロッパのほぼ全域の汚染地図として出版された[3.13]。ロシアでも沈着地図が出版されたが、それには旧ソ連のヨーロッパ側の地域が含まれている[3.12]。一例を図3.5に示す。

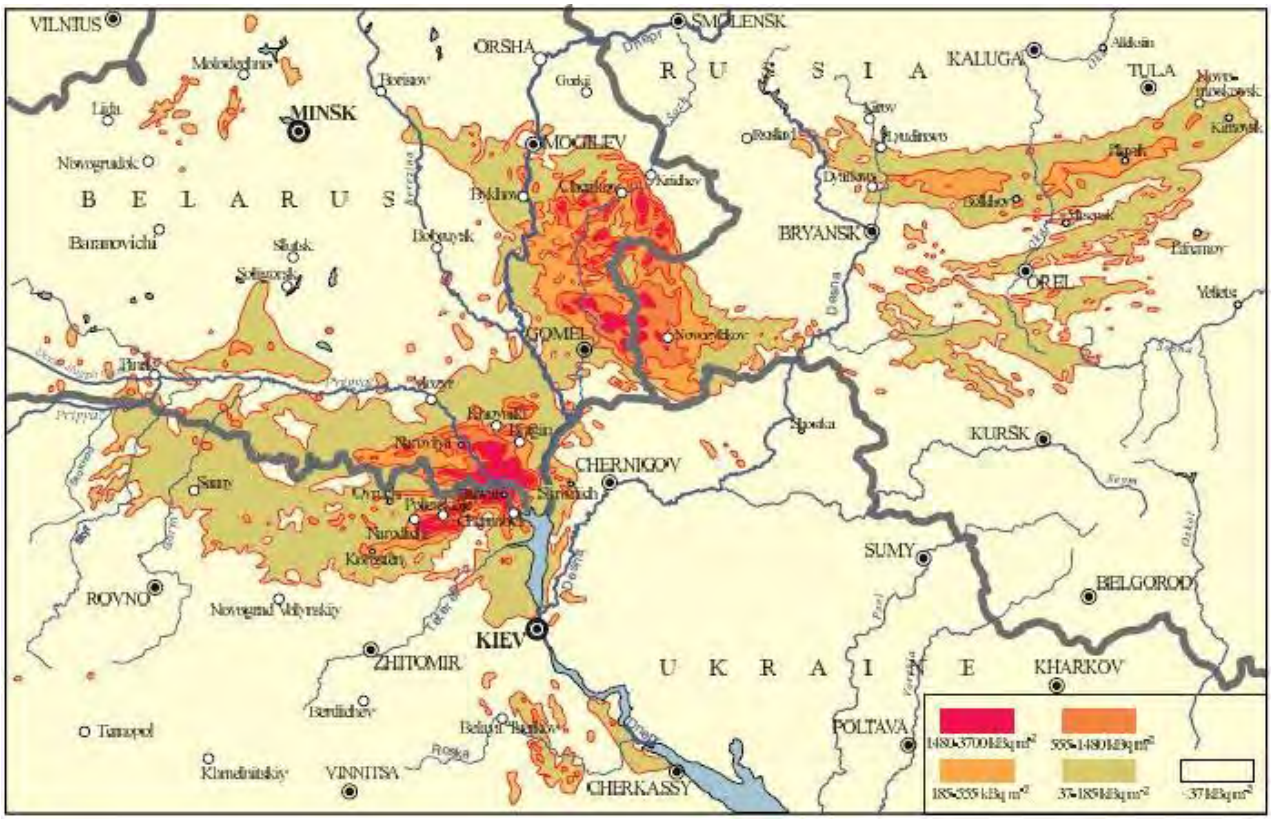


図3.6.: チェルノブイリ事故による^{137}Csの地表への沈着量マップ（ベラルーシ、ロシア、ウクライナにまたがる地域）。[文献 3.4より引用]【スケールの単位はkBq/m^2。】

表 3.2. 1986年のチェルノブイリ事故によるフォールアウトで汚染されたヨーロッパ各地の面積[3.6, 3.13]

	^{137}Cs の放射能沈着密度で区分した各区分の面積（km^2）			
	37-185 kBq/m^2	185-555 kBq/m^2	555-1480 kBq/m^2	> 1480 kBq/m^2
ロシア連邦	49800	5700	2100	300
ベラルーシ	29900	10200	4200	2200
ウクライナ	37200	3200	900	600
スウェーデン	12000	-	-	-
フィンランド	11500	-	-	-
オーストリア	8600	-	-	-
ノルウェー	5200	-	-	-
ブルガリア	4800	-	-	-
スイス	1300	-	-	-
ギリシャ	1200	-	-	-
スロベニア	300	-	-	-
イタリア	300	-	-	-
モルドバ共和国	60	-	-	-

図3.5及び表3.2から明らかなように、事故によって最も大きな被害を受けたのはベラルーシ、ロシア、ウクライナの３ヶ国である。1986年の調査で、ヨーロッパ地域の^{137}Cs沈着総量は約64 TBq【6.4 ×10^{13}Bq】であったが、その23%がベラルーシ、30%がロシア、18%がウクライナに沈着している。もっとも、3.1.2節で説明したように、降雨による汚染【湿性汚染】は高汚染の飛び地をヨーロッパ各地に作り、その結果、オーストリア、フィンランド、ドイツ、ノルウェー、ルーマニア、スウェーデンのそれぞれ一部も深刻に汚染された。図3.6に原発から数百km圏以内における詳細な高汚染地図を示す[3.4]。

風水によって土壌が浸食される際に、^{137}Csが【風で舞い上がったり水に流されたりして】、比較的近い距離を移動し、その範囲で汚染分布が変わり得る。また風による土壌の捲き上げの場合、土壌の粒子と共に^{137}Csが地域間で移動する事もあり得る。

事故直後、原子炉から半径30kmが立入禁止区域（CEZ）となった。さらにベラルーシ、ロシア、ウクライナの３ヶ国では、その後何ヶ月、何年にもわたり居住者の移住が進められた。最終的に11万6000人が避難または移住した。

表3.3. ベラルーシ、ロシア、ウクライナの放射能汚染地域に住む人々の1995年における人口[3.6]

セシウム 137 の沈着密度（kBq/m^2）	住民数（単位 1,000 人）[a]			
	ベラルーシ	ロシア連邦	ウクライナ	合計
37-185	1543	1654	1189	4386
185-555	239	234	107	580
555-1480	98	95	0.3	193
合計	1880	1983	1296	5159

[a] 社会的、経済的（地域区分の）理由により、汚染濃度が 37 kBq/m^2 以下の地域に住む人々も含まれる。

^{137}Csによる土壌沈着が600kBq/m^{2}を超えるような、汚染の極めて酷い地域は、1986年当時、10300 km^{2}あり【100km四方に相当】、そのうちベラルーシが6400 km^2、ロシアが2400 km^2、ウクライナが1500 km^{2}である。この高汚染区域内に全部で23万人の住民が住み、640の居住地区が存在していた。これら３ヶ国では、社会防護に関する法律に基づいて、^{137}Csによる土壌沈着が37 kBq/m^{2}を越える地域を、放射能汚染区域と規定している。1995年の段階での汚染区域内の人口を表3.3に示す。

事故直後に最も懸念されたのは、^{131}Iによる食物汚染である。広範囲にわたる^{131}Iの沈着状況は図3.7に示されている。残念なことに、^{131}Iの急速な放射性壊変【半減期8日の減衰】のため、データを十分に収集する時間がなく、詳しい解析はできていない。初めは、^{131}Iの沈着量と^{137}Csの沈着量の比率が場所によらずほぼ一定であると仮定されたが、このような関係が必ずしもいつでも成り立つ訳でない事が今では分かっている。そこで最近、^{129}Iに対する土壌サンプルの分析が行なわれた[訳注14]。^{129}Iは半減期が1600万年と長いので、出す放射線も少なく[訳注15]、沈着した量だと、放射線が弱すぎてガンマ測定ができない。従って^{129}Iは加速器質量分析[訳注16]でしか測定できない。それでも、Staume（ストロウメ）[3.19]によれば、ベラルーシの土壌サンプルの分析に成功し、事故当時の^{131}Iと^{129}Iの比率を推定した。それによると、事故当時、^{131}Iの原子１個に対し、^{129}Iの原子が15個（誤差3個）の比率で存在している事が推定された。現在でも測定可能な^{129}Iの量を求め、更にこの比率を用いることで、事故当時の^{131}Iによる沈着量をより正確に見積もることが可能になった。これにより、事故直後の^{131}Iによる人体被爆量がより詳細に推定できる。

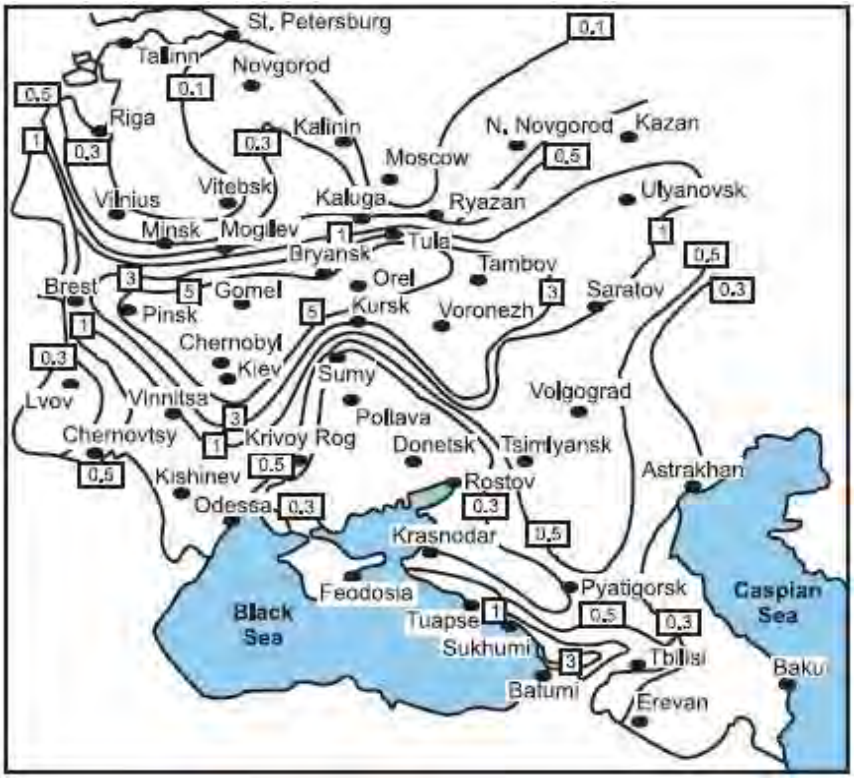


図3.7.: ^{131}I【半減期8日】の地表への沈着量マップ。1986年5月15日【事故から20日】の時点の値。[文献 3.18より引用]【スケールの単位はCi/km^2。ベラルーシとウクライナにまたがる地域。】

放射性セシウム以外の放射性核種（表3.1参照）についても、セシウム同様の沈着量の地図を作る事ができる。^{90}Srによる沈着量は、図3.8に示されている。^{137}Csの分布と比較すると次のことが言える：(a)原子炉から放出された^{90}Srは^{137}Csより量が少ない、(b)ストロンチウムがセシウムより揮発性の低い形態【燃料粒子】で放出された。従って、^{90}Srが沈着した地域は、^{137}Csに比べれば、図3.8に示すように、チェルノブイリ原子力発電所周辺に集中した。土壌に沈着したプルトニウムの量も測定されている（図3.9参照）。プルトニウムは猛毒なので、3.7 kBq/m^2【セシウムの10分の1の濃度】を警戒すべき目安とするが、それ以上の地表汚染があった地域のほとんどは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の中におさまっている。

図3.8.: ^{90}Srの地表への沈着量マップ。[文献 3.4より引用]【スケールの単位はkBq/m^2。ベラルーシとウクライナにまたがる地域。】

図3.9.: ^{239}Puと^{240}Puの地表への沈着量マップ。高汚染の暫定的な指標値である 3.7kBq/m^{2}以上の汚染地域をオレンジ色で示している。[文献 3.4より引用]【チェルノブイリ近郊。点線はチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ)。他の放射能汚染の詳細分布は図7.6を参照。】

訳注14：セシウムとヨウ素の量の比率は場所によって異なるが、^{129}Iと^{131}Iの比率は一定であると仮定する事ができる。

訳注15：放射性核種は放射性壊変して別の核種に変わるが，同じ数の放射性核種があっても半減期が長いとゆっくり壊変するので、単位時間に放出される放射線の量も少なくなる。

訳注16：質量分析の精度を上げるために測定試料をイオン化し、加速器で加速した後に速度測定などで分析する方法で、半減期の長い核種では放射線測定より感度が上がる。

3.1.6. 地表汚染の同位体組成

地表を沈着した放射性核種のうち、最も広範囲に測定されたのが^{137}Csである。その他の放射性核種（^{134}Cs、^{136}Cs、^{131}I、^{133}I、^{140}Ba/^{140}La、^{95}Zr/^{95}Nb、^{103}Ru、^{106}Ru、^{132}Te、^{125}Sb、^{144}Ceなど）の濃度は、^{137}Cs濃度に対する比率という形で求められた[訳注17]。この比率は場所によって異なる。というのも、(a)沈着の際、放射性物質の形態がいくつかあって（燃料粒子＝不揮発・不溶、エアロゾル＝不揮発・水溶、気体＝揮発・水溶）、それぞれの形態で沈着する地域・到達距離が違う為であり、(b)事故の進行に伴って、原子炉内の放射性核種の組成が、放出時刻によって変わってくる為である。実際、各放射性核種の濃度の^{137}Cs濃度に対する比率は時間と共に変動する。チェルノブイリ事故後の測定によれば、この比率は、放出された時刻や、放出の特徴（炉心部分の温度等）によって大きく異なった[3.2, 3.20]。

最初に発生した放射性プルームは、露出した炉心がまだ比較的低温の時期に爆発して放出されたもので、その核種組成は低温期を反映していて、西に向かった。第二の放射性プルームは、急速に温度が上昇しつつあった炉心から放出されたもので、北～北東へ向かった。第三の放射性プルームは、2000℃以上となった炉心から放出されたもので、主に南へ向かった。2000℃以上という高温では、揮発性の低い放射性同位元素（モリブデン、ストロンチウム、ジルコニウム、ルテニウム、バリウムなど）ですら簡単に放出される。この時期にはヨウ素の放射性同位体の放出量も増加した。

ベラルーシの原発から遠く離れた地域や、ロシアのカルーガ州【Kaluga】、トゥーラ州【Tula】、オリョール州【Orel】など【いずれも原発から数百km離れている】に、セシウムのホットスポット【周囲よりも高汚染の場所】がある。これらホットスポットにおける放射性核種の組成には共通点があった。地表に沈着したいろいろな放射性核種の測定値【具体的には^{137}Cs濃度に対する比率】を、放出の各方角について表3.4に示す。

表3.4. チェルノブイリ原発から放出された各種放射性核種【1986年4月26日】の地表面密度の相対値の推定値【^{137}Csの放射能密度に対する比率として求められている】[3.2]

	半減期	^{137}Cs に対する単位面積あたりの放射能			
		西方プルーム（近傍）	北方プルーム（近傍）	南方プルーム（近傍）	セシウム濃縮地（遠隔地）
ストロンチウム 90	28.5 年	0.5	0.13	1.5	0.014
ジルコニウム 95	64.0 日	5	3	10	0.06
モリブデン 99	66.0 時間	8	3	25	0.11
ルテニウム 103	39.35 日	4	2.7	12	1.9
テルル 132	78.0 時間	15	17	13	13
ヨウ素 131	8.02 日	18	17	30	10
セシウム 137	30.0 年	1.0	1.0	1.0	1.0
バリウム 140	12.79 日	7	3	20	0.7
セリウム 144	284.8 日	3	2.3	6	0.07
ネプツニウム 239	2.355 日	25	7	140	0.6
プルトニウム 239	24400 年	0.0015	0.0015	-	-

西や北へ向かった放射性プルームに含まれる放射性核種の比率はどの場所でも似通っており、多くの地点で一致していたが、南に向かった放射性プルームにおける放射性核種の比率は異なっていた。すべての放射性核種の対セシウム比率は、$^{132}Te/^{137}Cs$の濃度比を除いて、原子力発電所から離れるほど低くなっていた。遠いほど対セシウム比が小さくなるという傾向は、^{99}Moや^{140}Baで顕著（二桁の低下）で、^{90}Srや^{103}Ruだと一桁の低下になるが、^{95}Zrや^{144}Ceだと三分の一ほどしか低下しない。$^{131}I/^{137}Cs$の濃度比はほとんど変化せず、原発から1000 km離れた地点ですら、わずかに四分の一ほどの低下であり、半径200 km以内となると、この濃度の比はほとんど変化がない。

訳注17：微量成分の分析では絶対値を求めるのが難しいので、より誤差範囲の少ない比率を使うのが普通である。

3.2. 都市環境

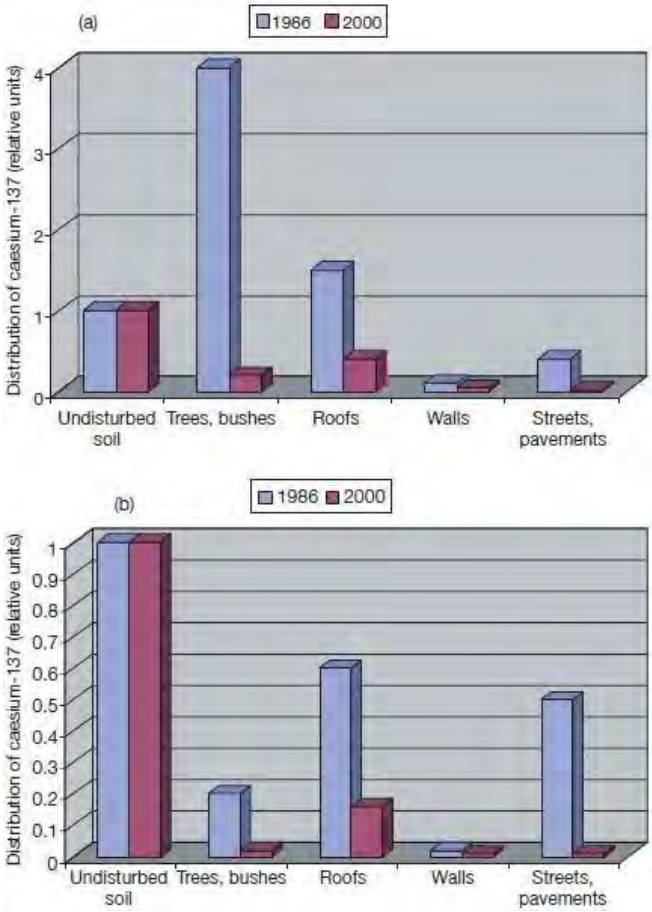


図3.10.:　地面の種類別に、^{137}Cs沈着量の違いを示したもの。調査年度は1986年と2000年。(a)風による沈着（乾式沈着）と(b)雨による沈着（湿式沈着）[文献 3.23より引用]【地面の種類は自然に放置された土地＝undisturbed soil、木や藪など葉に覆われているところ、屋根、壁、道路や舗装地。縦軸は、undisturbed soilでの汚染を1とした相対値。】

3.2.1. 沈着状況のパターン

放射性物質のフォールアウトで、旧ソ連やヨーロッパ諸国の数千に及ぶ居住地が長期に渡って放射能汚染され、居住民は、ガンマ線で外部被曝したり、汚染食品を飲食して内部被曝したりした。チェルノブイリ原発に近いプリピャチ【Pripyat】市街やチェルノブイリ市街、いくつかの居住地などは、乾燥した天気の下で放射性プルームが直撃して相当に汚染された。より遠く離れた居住地も、上空を放射性プルームが通過している間に降雨があった場合は、かなり汚染された。

降下物が居住地に沈着した際、芝生・公園・路・屋根・壁などの野ざらしの表面に放射性核種が沈着した。フォールアウトした放射性物質の放射能の強さや元素組成は、3.1.2節でも述べたように、沈着が降雨によるもの【湿性汚染】か、そうでないものか【乾性汚染：風による付着や自然の沈着】かによって大きく左右される。後者の乾性汚染は、風などによる大気の混合、単純な拡散、化学的な吸収の影響を受ける。樹木・茂み・芝生・屋根などの地表の汚染は、湿性汚染より乾性汚染のほうが酷かった。湿性汚染に限ると、図3.10(b)にあるように、水平な地表【露な地面や芝生など】が最も汚染される。特筆すべきは、家屋の周辺で^{137}Csの放射能濃度が高くなっている事で、その場所は【乾性汚染によって汚染されていた】屋根から放射性物質が雨によって流し落とされる場所である。

3.2.2. 都市環境での放射性核種の移動

降雨や雪解けなどによる自然におこる風化作用や、交通・道路の洗浄・清掃などの人間活動によって、放射性物質は一旦取り付いた表面から離れて、居住区内を移動する。例えば、樹木や灌木の汚染された広葉・針葉は自然な落葉と共に居住区から除去され、アスファルトやコンクリート舗装に積もった放射性物質は、道路の摩滅で削り取られたり雨で洗い流されたりして、排水溝を通して除去された。このような自然・日常活動により、住宅地や余暇で使われる地区での放射線量が1986年のうちに大幅に減り、その後数年間も減り続けた[3.21]。

一般に、家屋の垂直面【外壁】は、屋根などの水平面ほどには、雨による風化を受けない。事故から14年間で放射能が減った割合は、外壁の場合で50～70%程度である【図3.10にもあるように、元々の量は少ない】。屋根の場合（データはデンマーク）、風化による放射能の減少は14年間でもとの60～95%である（図3.11参照）[3.22]。

これとは対照的に、アスファルト表面の放射性セシウム汚染は非常に改善し、一般に汚染当初の10%以下しか残っていない。僅かに残った放射性セシウムは、アスファルトの瀝青[訳注18]に付着している。これは主に道路粉塵の薄い層に存在し、最終的には風化で取り除かれるだろう。

チェルノブイリ原発近くのプリピャチ市で1993年に行われた測定によれば、道路は依然として放射性セシウムに酷く汚染されたままだった。ちなみに、この町では事故直後に避難措置が取られており、それ以来交通が制限されている。当初に沈着した放射性セシウムの、およそ５～10%がコンクリート舗装表面に固着している模様で、過去数年にわたってほとんど減っていない。この事は、硬い水平表面では交通量が多い所ほど速く風化がすすむという一般的傾向と合っている。

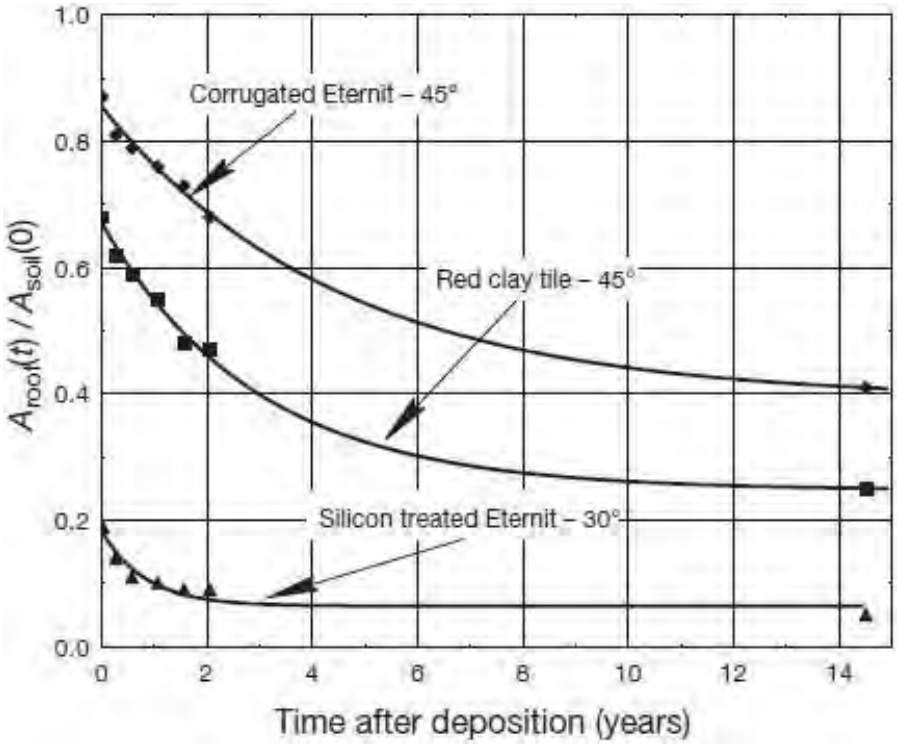


図3.11.: ^{137}Csの汚染を３つの異なるタイプの屋根（デンマーク、リーセ市（Risoe））で15年に渡って測定した結果。[文献 3.22より引用]【横軸は沈着後の年数。縦軸は初期の地表の沈着量に対する相対値。】

こういった風化プロセスの結果、下水システムと下水汚泥【スラグ：下水を濾過したり沈殿させたりした後の汚泥】貯蔵地が二次汚染を起こし[訳注19]、特別な浄化策が必要となった。一般に土壌内の放射性元素が他の市街地に拡散する事はなかったが、自然におこるプロセスや庭・家庭菜園・公園の掘り返しの際に土壌が交じり合う事で、放射性元素は土壌を下向きに移動した。

訳注18：瀝青（bitumen）の例としてコールタールがある。
訳注19：濾過によって放射性物質は非常に濃縮される。

3.2.3. 都市環境での被曝線量率の推移

都市域に沈着した放射性核種からのガンマ線は外部被曝を引き起こした。屋外における被曝と比べて（5.2.2節参照）、屋内における被曝は非常に低い。これは建築構造物、とりわけレンガとコンクリートで出来た構造物にガンマ線が吸収されるためである。建物のなかでは、特に複数階ある建築物の上層階が最も被曝が少ない。放射性壊変による減衰【物理的半減期に従う減衰】、硬い表面からの雨による洗い流し、土壌深部への移動により、普通の都市域の空間線量率は時間とともに

徐々に減ってきている。

都市での被曝を決める要素は他にもある。都市内の一地点と、空が妨げられていない場所【芝生の公園など】との空間線量率の比の時間変動である。この比をlocation factor＝位置係数と呼ぶ[訳注20]。位置係数が時間変化するのは、放射核種が都市内で移動する為である。チェルノブイリ事故後、位置係数が時間とともに変化している事は、図3.12に示すようにロシアのノボジブコフ市【Novozybkov】での測定でも明らかに認められる[3.24]。公園や草地のような未利用地の位置係数は比較的一定だが、アスファルトのような硬い表面の位置係数は時間とともに大幅に減少した。同様の時間変化は他の国々でも見られている[3.25、3.26]。

現在、チェルノブイリ事故で放射能汚染した居住地区のほとんどで、硬い表面の上での空間線量率は事故前の水準に戻っている。空間線量率の測定値が高めなのは主に放置地【人の手が数ヶ月以上入っていない空き地】である。最も酷く放射能汚染された都市は、チェルノブイリ原発の北3kmのプリピャチ市街である。住民は事故から1日半以内に、非汚染地域へ移住させられた。

訳注 20：位置係数は図 5.2 に示される被曝推定などで使われる。

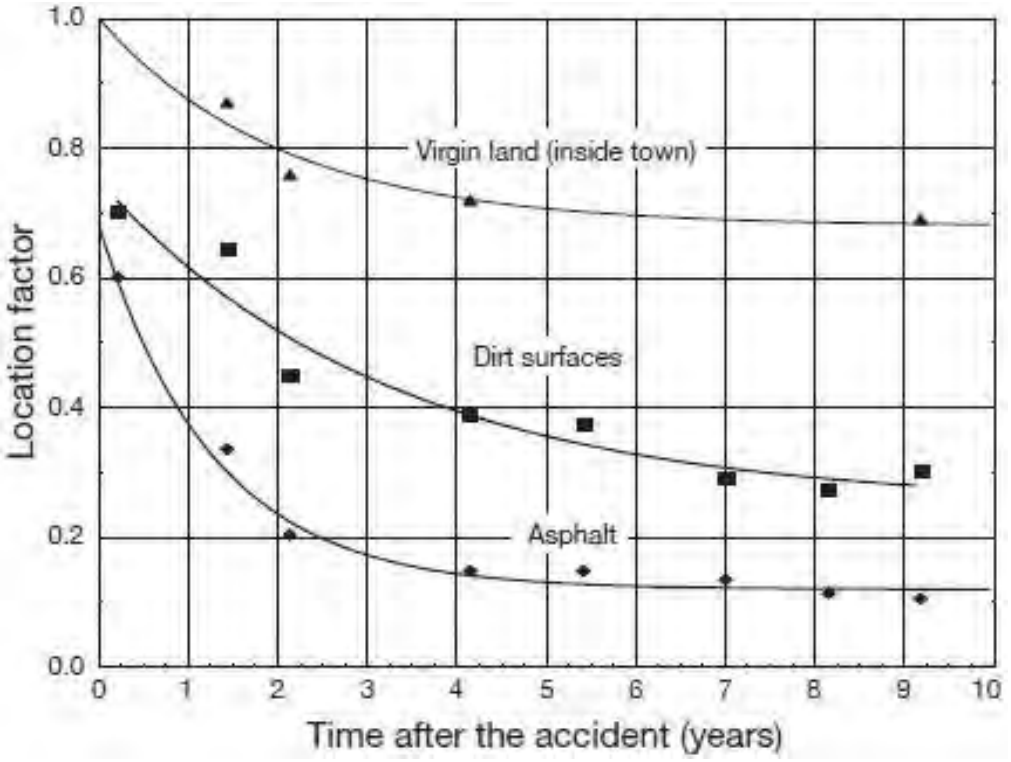


図3.12.:　３つの異なるタイプの地表面での放射線量率の違いとその推移（チェルノブイリ事故から9年間）。測定はロシア・ブリャンスク州のノボジブコフ市（Novozybkov）。[文献 3.24より引用]【縦軸は未利用地での初年度値を1とした相対値。横軸は事故後の年数。都市内の公園や草地などの未利用地、地表面、アスファルト。障害物のない場所で調べた。】

3.3. 農業環境[訳注 21]

3.3.1. 陸域環境での放射性核種の移行[訳注 22]

放射性同位元素は、自然環境の中では、元素ごとに異なった動きをする。そのうち、セシウム、ヨウ素、ストロンチウムなどの放射性核種は、【溶解や化学反応を通じて、あるいは風や雨などによって】環境の中で移行しやすく[訳注23]、状況によっては食料へも移行する。セシウムなどとは対照的に、アクチノイド系【actinides：原子番号89～103の、自然界に存在しない重い元素で、原発事故起源の放射性核種】のように水溶性の低い放射性核種は、大抵は土壌に留まる。放射性核種の主な循環経路と、人体被曝につながりかねない移行経路を図3.13に示す。

放射性核種の陸域での移行経路を決める要因は多い。ある種の環境で移行が大きい場合に、放射生態学的に敏感【radioecologically sensitive】と呼び[3.28]、そのような場合は高い放射線被曝をもたらす。

チェルノブイリ事故で沈着した放射性核種のうち、農産品を通しての人体被曝が最も大きかった核種は、汚染初期（事故から２ヶ月間）では、放射性ヨウ素である。長期的には、最大の被曝源は放射性セシウムに移り、セシウムほどではないにせよ放射性ストロンチウムも大きな被曝源となった。

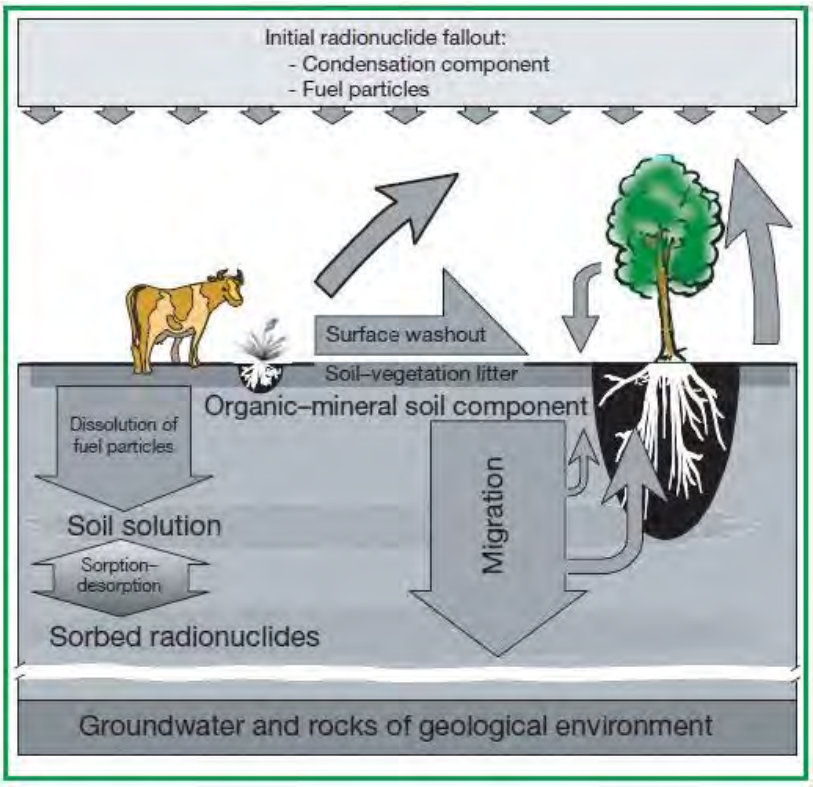


図3.13.:　陸地・上空における放射性核種の主な移行経路。[文献 3.27より引用]

放射性セシウムの環境での移行は、自然に近い生態系のほうが農業の生態系よりも深刻で、その差は量にして2〜3桁もある[3.29]。この違いを作った要因は色々ある【詳細は3.3.4.1節】。とりわけ重要なのは、土壌の性質や食物連鎖が生態系ごとに異なり、自然に近い生態系の中には、農産品への汚染を引き起こしやすいものがあるという事だ。ここでいう土壌の性質とは物理的・化学的な意味である。（例えば、カリウム不足の痩せた土壌では、カリウムと化学的性質の似た放射性セシウムが、代わりに植物に吸収されやすい。）また、特別な食物連鎖の経路があり、これにより準自然生態系からひどく汚染された産物が生じる。他の要因として垂直構造がある。【森林環境の詳細は3.4節で述べるが、】森林土壌は、農地の土壌とは基本的に異なる。森林土壌は、垂直方向にはっきりと多層に分かれ、大抵の場合、最下層に非土壌のミネラル層があり、その上に【落ち葉などの】有機物が未分解のまま大量に残っている層がある構造になっている。対照的に、農業用の土壌は、普通はより粘土質で、【未分解の】有機物が少ない[訳注24]。

訳注21：ロシア・ヨーロッパと日本とでは土壌や気候の違いがあるので、本節に出る諸係数の値は、日本にはそのまま適用できない。日本での値は農水省のホームページ
http://www.maff.go.jp/noutiku_eikyo/maff2.html
に野菜に関する移行係数（本節で説明）の最新値が載っている。
http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/110527.html

訳注22：本節は3.3.3節と3.3.4節のまとめのような節で、詳しい説明はそちらを参照してほしい。

訳注23：移行（transfer）とは、放射性物質がダイナミックな動きで移動するのでなく、化学的、生物的に移動して汚染が広がること。

訳注24：日本の場合、有機物（organic matter）はミミズや微生物など直ぐに分解されて、肥沃な土壌をつくるが、大陸の寒冷地では、有機物がなかなか分解されずに、植物の養分にならない事が多い。従って有機物が多い土壌は、大陸型黒土（chernozem soil）を除いては、ここでは痩せた土地であると思ってよい。

3.3.2. 事故により影響を受けた食物生産系

チェルノブイリ事故によって放出された放射性物質は、陸域を広範囲に汚染し、旧ソ連だけでなくヨーロッパの多くの国々の農地と自然地の両方の生態系に大きな影響を及ぼした。

旧ソ連の国々では、事故当時、2種類の食糧生産システムがあった。大規模な集団農場と、小規模な個人農場である。集団農場では、生産力を上げる為に、耕耘と化学肥料の施肥を組み合わせた輪作を行っていた。対照的に、伝統的な小規模個人農場では、人工肥料をめったに使用せず、生産力向上の手段は堆肥を使っていた。典型的な個人農場には大抵1頭の、多くて2〜3頭の雌牛が飼われていて、主に自家消費用のミルクを生産していた。個人農場が家畜を放し飼いできる範囲は、元々は集団農場で使用されていないような【生産性の低い】土地に限られていたが、近年では牧草の生え易い牧草地も使用が許されるようになっている。

西ヨーロッパでは、痩せた土地も広く農業に使用され、主として反芻動物(例えば羊、ヤギ、トナカイ、牛等)が放し飼いされている。これらの放牧地は、西ヨーロッパや北ヨーロッパの高山牧

草地や高原にも分布しており、有機物が未分解のまま多く残っている土壌が多い。

3.3.3. 事故直後の初期【数ヶ月まで】における農業への影響

チェルノブイリ事故当時、影響を受けた地域では、緯度と標高の違いに応じて、異なる地域で農作物の成長期が異なっていた。事故直後は、大気を浮遊している放射性物質が風などで自然に降り積もる【dry contamination/dry deposite：乾性沈着】際に葉に引っ掛かるのと、大気を浮遊している放射性物質が雨によって降り落とされる事【wet contamination/washout：湿性沈着】の２つによって、農作物が放射能で汚染された。中期的および長期的には、根からの取り込みが主な汚染源となった。放射性核種の濃度は大抵の食品で【事故の起きた】1986年が最大だった。

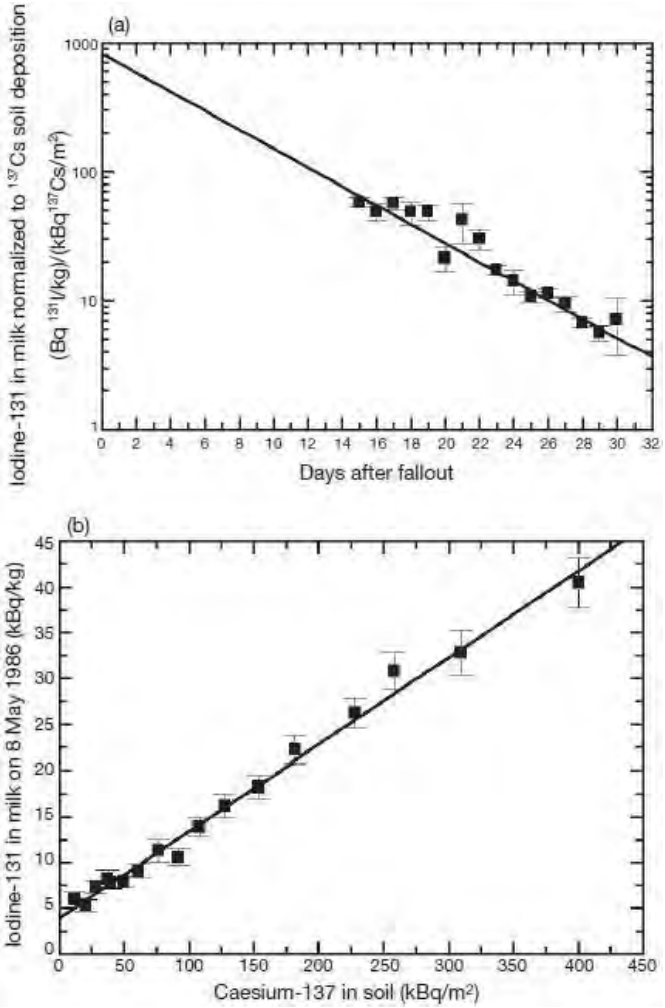


図3.14.:　汚染初期１ヶ月の^{137}Csの地表沈着量【半減期30年、単位は kBq/m^2】と牛乳中の ^{131}Iの濃度【半減期8日、単位は kBq/kg】の関係。測定はロシア、トゥーラ州（Tula）。(a)地表沈着量に対する牛乳中の濃度の相対値の時間変化。(b)地表への沈着量（横軸）と牛乳中の濃度（縦軸）の相関（1986年5月8日の値に換算）。[文献 3.30より引用]【図(a)の縦軸は対数スケール。図(b)の換算は半減期８日を考慮したもの。】

事故直後暫くは、^{131}Iが最も問題となる放射性核種で、主にミルク経由の内部被曝が主な被曝経路だった。これは、大量に放出された放射性ヨウ素が葉の表面に溜まり、それを乳牛が食べたからである[訳注25]。口から入った放射性ヨウ素は、牛の腸内で完全に吸収され[3.31]、その後急速に（およそ1日以内）甲状腺と乳に移行した。そのため、1986年4月下旬～5月初旬に農地に放射性物質が沈着した直後に、ミルクの放射能汚染も急速にピークとなった。なお、ピークの現れ方は、各国農地への放射性物質の沈着の時期によって異なる。この期間、旧ソ連とヨーロッパ諸国のミルクの^{131}I濃度は、安全基準（１リットルあたり数百～数千ベクレル：国によって違う）を上回ってしまった（4.1節参照）。

事故直後の数日間、^{131}Iによるミルクの汚染データは旧ソ連では取れていない。放射能汚染の酷かったこの地域では、大事故への対処と言う最優先事項に当局は全力を傾けており、ミルクの事まで気を配る余裕はなかった。混乱時期であったにもかかわらず、事故2週後からは、ロシアのトゥーラ州【Tula】でデータが取れている。それを図3.14(a)に示す。データによると、地表の単位汚染当たりのミルクへの濃縮量、即ち、ミルク中の^{131}Iの濃度を地表沈着した^{137}Csの量で割った値が、減衰曲線的に減っていることが分かる。図の直線を汚染初日にまで外挿する事により、事故直後のミルク中の^{131}Iの濃度を推定できる。更に、5月前半の^{131}Iによるミルク汚染と^{137}Csによる土壌汚染のデータを比較する事により（図3.14(b)参照）、土壌経由のみならず、浮遊している放射性ヨウ素を牛が直接吸い込む事による汚染があるらしい事がわかる。というのも図に示された直線は原点を通過していないからである[訳注26]。

事故当時、北ヨーロッパはまだ早春で、乳牛とヤギはまだ牧草地に出ていなかった。お陰でミルクは殆ど汚染されなかった。対照的に、旧ソ連南部や、ドイツ、フランス、南ヨーロッパでは、乳用動物は既に戸外で牧草を食べており、牛、ヤギ、羊のミルクが汚染された。ミルク中の^{131}Iは、4～5日の実効半減期で減少した[3.32]。ヨウ素の半減期8日より早く減ったのは、餌となる草から、風や雨などによって放射性ヨウ素が除かれたからである(図3.15参照)。葉からの除去は、放射性ヨウ素が9日で半減、放射性セシウムが11日で半減という速さだった[訳注27][3.33]。葉野菜もその表面は汚染され、食物連鎖によって人体被曝【内部被曝】を引き起こした(図3.15参照)。

植物と動物の両方が放射性セシウムに汚染され、多少ながら放射性ストロンチウムにも汚染された。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）を除くと、1986年6月以降は、ほとんどの環境試料と食品で放射性セシウムが主な核種となった。図3.16に示すように、1986年の春の間、雨や風による葉からの除去や、植物の成長、その他の自然のプロセスにより、ミルクの放射性セシウム汚染は約2週間で実効的に半減した。しかし、放射性セシウム汚染は1986～1987年の冬に再び悪化した。というのも、1986年の春から夏にかけて収穫された干し草が汚染されていて、それを牛が食べたからである。悪化は、多くの国で事故の年の冬に見られた。

環境汚染を引き起こした他の放射性核種【ヨウ素とセシウム以外】は、事故直後はあまりミルクへ移行しなかった。というのも、ヨウ素とセシウム以外の放射性核種は、もともと腸であまり吸収されないうえ、（ストロンチウムのように）飛散の際に燃料粒子の内部に閉じ込められていて、生体への取り込みが低かったからである [3.35]。それでも、動物へ移行した放射性核種はあり、中でも、^{110m}Agの反芻動物への移行（肝臓への蓄積）は大きかった[3.36]。

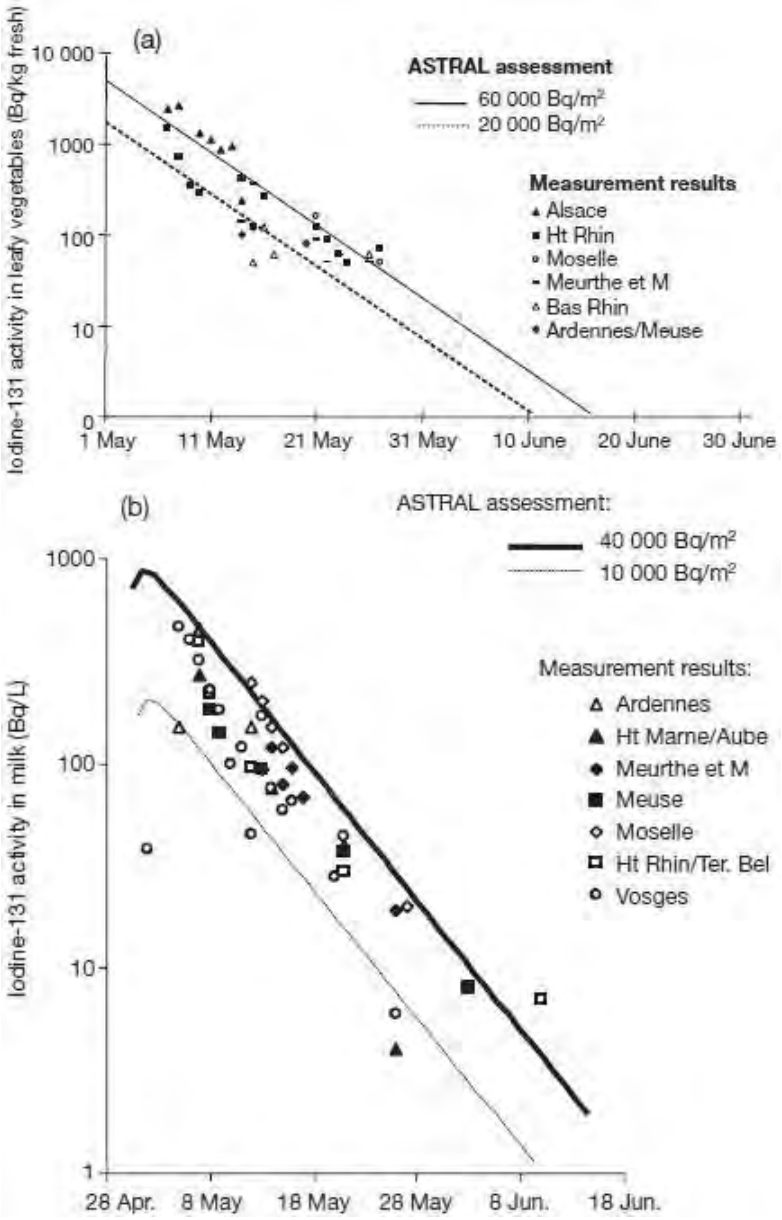


図3.15.:　汚染初期２ヶ月の^{131}I【半減期8日】による(a)葉野菜中の濃度、および(b)牛乳中の濃度。【葉野菜汚染の単位はBq/kg（新鮮時）で、牛乳汚染の単位はBq/L。】測定はフランス各地。[文献 3.34より引用]【図の異なるマークが異なる地方を示す。ヨウ素半減期より早い4〜5日の半減を示している。実線は初期濃度に各種減衰効果を組み合わせた推定変化（ASTRALモデル）。】

訳注25：葉の表面は放射性ダストが被りやすく、低汚染地域でも放射能値が高くなり得る。

訳注26：ミルク汚染が全て牧草経由であれば、土壌汚染に対して正比例になる筈だが、直線は原点の少し上を通っており、全ての土地（汚染度が違う）でミルク汚染のかさ上げがあることがわかる。このかさ上げが、本文でいう空気中の放射性ダスト起源に対応する。

訳注27：動物の乳は新陳代謝が2〜3日なので、餌さえきれいになれば2〜3日で放射性核種が抜ける。

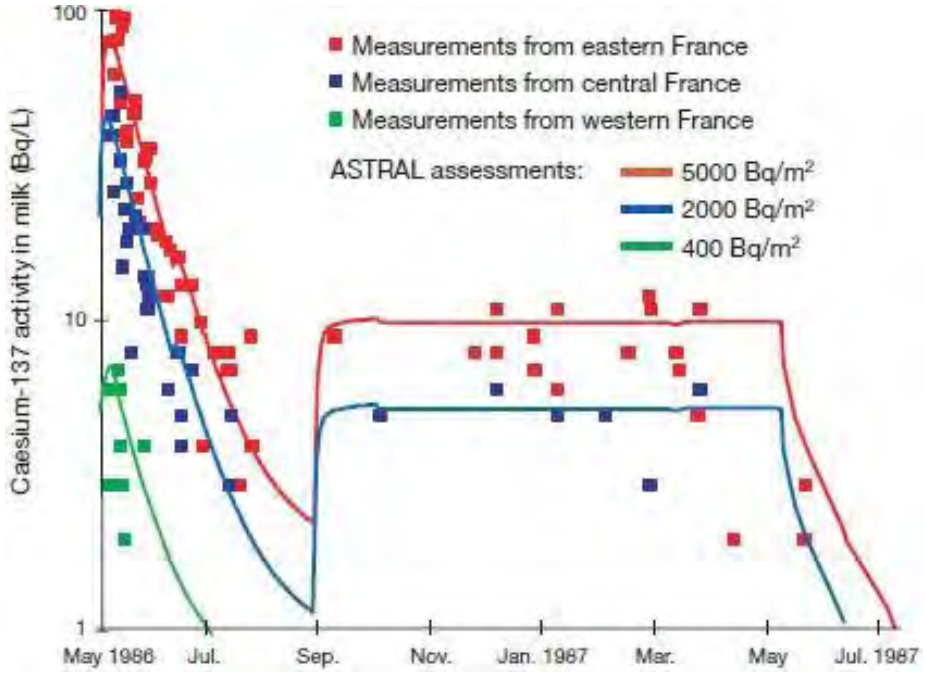


図3.16.:　事故から1年間の牛乳中の^{137}Cs【半減期30年】濃度の推移。測定はフランス各地。[文献 3.34より引用]【縦軸の単位はBq/L。上の線＝東部、中の線＝中部、下の線＝西部で1年余りの期間について調べた。実線は初期濃度値に春刈り干し草経由汚染を組み合わせた推定変化（ASTRALモデル）。】

3.3.4. 長期間に渡る農業への影響

1987年以降になると、主に各土壌成分と放射性核種との相互作用が、農作物や家畜の放射性核種の量を左右した。というのも、陸域の生態系の場合、半減期の長い放射性核種が残りやすい場所といえば、先ず土壌だからである。各土壌成分と放射性核種との相互作用は、どの放射性核種が、どの程度土壌から農作物や家畜へ取り込まれるのかを決め[3.37, 3.38]、放射性核種の土柱内の下への移動にも影響を与える。

3.3.4.1. 土壌－農作物系での放射性核種の物理的・化学的性質

植物は土壌溶液【soil solution】から栄養と汚染元素を吸い上げる[訳注28]。土壌溶液中の放射能濃度は、土壌成分【soil matrix】の水への溶け出しによって決まり、溶け出しの際に複数のイオンの物理プロセス・化学プロセスが競合している[訳注29]。主な競合元素の土壌中の組成と濃度は、土壌から放射性核種がどれだけ土壌溶液に溶け出すかを決める上で鍵となる。更に、チェルノブイリ事故後の多くのデータから、土壌中の粘土鉱物の種類と量が、放射性セシウムの生態系での動きを左右する事も分かっている。これらの特徴は、放射性セシウムの振る舞い、とりわけチェルノブイリ原発から遠く離れた土地での振る舞いを理解するのに非常に重要である。遠隔地では、^{137}Cs汚染は水に溶けやすい形で起こり、それが高濃度で地面に沈着した[訳注30]。

原発に近い土地では、放射性核種は燃料粒子の塊に含まれた形になっていて、それが分解して放射性核種が外に出るまでに【そして土壌に染み込むまでに】時間がかかる【3.1.2節参照】。現に、このプロセスが未だに終わっていない。燃料粒子がどのくらいの早さで分解して土壌に染み込むかを決めるのは、主に土壌溶液の酸性度pHと、燃料粒子の物理的・化学的特性（特に酸化度）である（3.17図参照）。pH=4の酸性土壌では、約1年で粒子の半分が分解したが、pH=7の中性土壌では14年かかった[3.39.3.41]。したがって、酸性土壌ではほとんどの燃料粒子が既に分解して土壌に染み込んでいる。中性土壌だと、燃料粒子の分解によって出てくる^{90}Srの量は増加中で、増加は今後10～20年に続く見込みである。

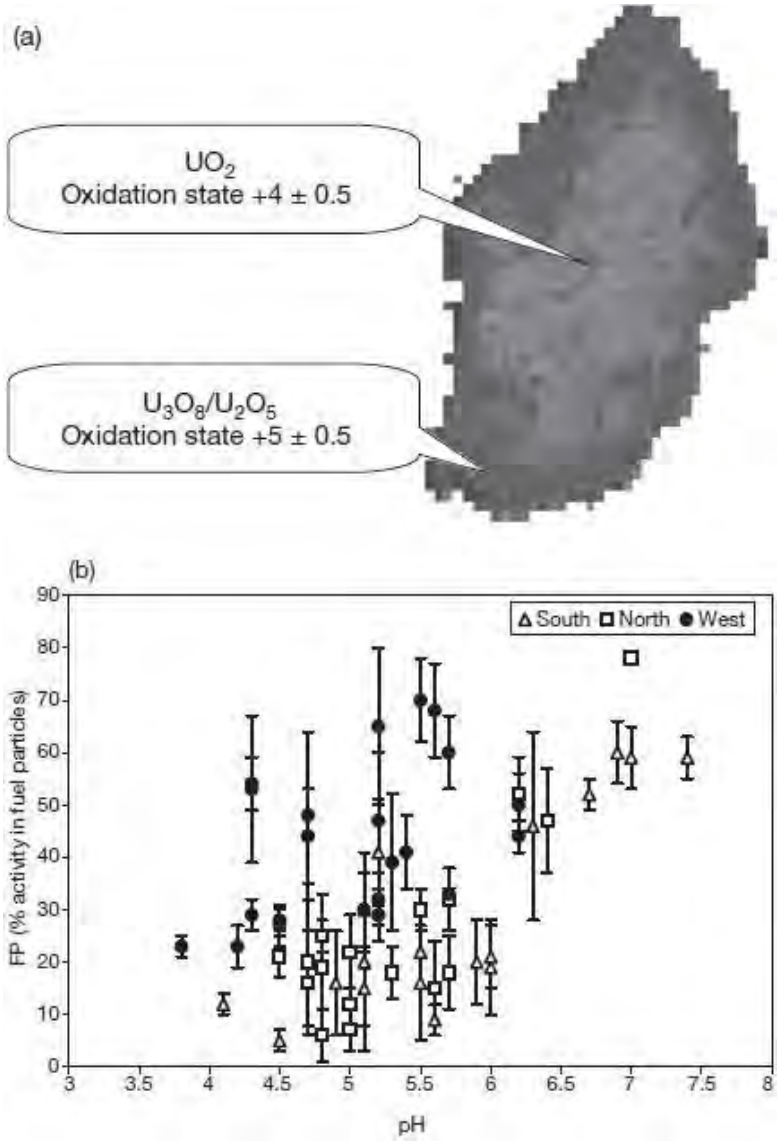


図3.17.:　(a)チェルノブイリ近辺に飛散した燃料【酸化ウラン】の土壌による酸化効果。[文献 3.40より引用]【燃料粒子内部で非一様に酸化していく様子のスケッチ。その結果、燃料粒子の一部が分解し^{90}Srが放出され、燃料粒子内の^{90}Sr濃度が下がる。】(b)事故後10年の時点での飛散燃料内の^{90}Srの比率。[文献 3.39より引用]【横軸は土壌のpH、縦軸は^{90}Srの含有率。】

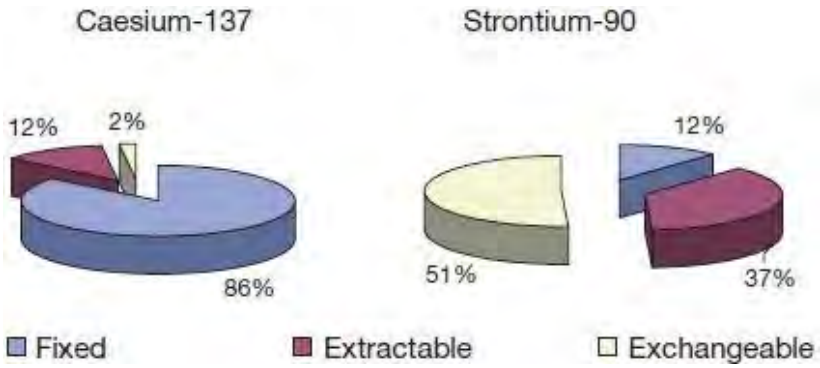


図3.18.: 放射性物質の土壌への固定度。測定は1998年で、ベラルーシ、ゴメリ州（Gomel）のポドゾル風のローム土（soddy podozolic loam）。[文献 3.46より引用]【左図が^{137}Csで、右図が^{90}Sr。化学抽出法（sequential extraction technique）が上手く行くかどうかで分類した。ゴメリ市は原発の北北東130 kmに当たる。】

土壌中のミネラル（カリウム等の栄養素）だけでなく、微生物も土壌中の放射性核種の動きを左右する事がある[3.42および3.43]。 微生物はミネラルや未分解有機物【落ち葉や死骸】と作用して、放射性核種の動植物への吸収量をも変える事がある。菌根類【植物の根に共生する菌類】のように特殊な土壌微生物だと、寄生元の植物が土壌溶液から放射性核種を吸収するのを促進する場合もある。

放射性核種の土壌中の移動や動植物への取り込みの難易やその度合いは、昔から連続抽出法【sequential extraction】で調べられている。この方法は汚染物質と土壌各成分との結合を切り離すような、連鎖反応しやすい化学物質を対象の土壌に続けて反応させるというもので、数多くの実験手法が開発されている。この手法による結果の一例を図3.18に示す。この図によると、放射性ストロンチウムより放射性セシウムのほうが土壌に固定されやすい。上記の化学的な抽出法は対象土壌ごとに適性があり、土壌によっては必ずしも同じ数値は出て来ない。ゆえに、この手法で出来るのは核種の動きやすさの推定までであり、具体的な数値までは出せない。

連続抽出法【sequential extraction】で土壌を調べた結果、1986年の事故から10年で、^{137}Csのうちの移行しやすい分は、3分の1～5分の1に減ったことが分かった[訳注31]。この減少により農作物汚染も減少するが、ここまで急速に減少した理由として２つの可能性として挙げられている。ひとつは、放射性セシウムが粘土鉱物の層の間に次々に挟まって固定されたのではないか、というもので、もう一つは、放射性セシウムがゆっくり拡散して、粘土鉱物の複雑な先端部に結合した、というものである[訳注32]。このような過程は、放射性セシウムを【土壌溶液と土壌粒子の間で】交換し難くし、そのまま農作物への根からの取り込みが難しくなる事【即ち汚染し難くなる事】を意味する。^{90}Srは逆で、交換しやすい成分が年々増えている。これは燃料粒子の分解によって^{90}Srが土壌に入ってきた為と考えられる。

訳注28：土壌溶液とは、土壌から養分が溶け込んだ水の事で、これを根が吸い上げる。
訳注29：例えばセシウムとカリウムとナトリウムの化学的性質が似ているので、土壌から土壌溶液

に溶け出す溶解濃度は、３つ合わせて概ね一定値となる。従って、カリウムやナトリウムの溶解濃度が高まれば、セシウムの溶解濃度は低くなる。この関係を競合元素という。ちなみに、これらの元素は土壌溶液へは陽イオンとして溶け出す。以下の本文はその説明。

訳注30：遠いところの汚染は主に降雨に伴われるが、雨滴によって運ばれるような放射性核種というのは、その段階で水に溶けやすい形（化学結合や大きさ：3.1.2節参照）になっており、さらに雨の勢いに乗って地面に圧縮されてへばりついていた。これら湿性沈着での汚染は、風や拡散による乾性沈着と水溶性などが異なる。

訳注31：^{137}Cs（物理的半減期約30年）の量そのものでなく、そのうちの植物に吸収されやすい部分だけを指す。

訳注32：粘土鉱物がある場合、養分となる元素はミネラルと電気的に結合して、根からの積極的な作用（負イオン等）がないと、簡単にはミネラルから離れて溶け出さない。この結合が強まると根からの作用も効かなくなる。

3.3.4.2. 土壌中の放射性核種の移動

放射性核種は土壌中を下向きに移動していく。そのメカニズムとして、対流、分散、拡散および生物的な混合などが考えられる。放射性核種の根からの取り込みの度合いは、土壌中の放射性核種の下向きへの移動と相関している。普通、放射性核種の下向きへの移動の速さは、土壌の種類とその物理的・化学的な形態によって異なる。例として、図3.19にベラルーシ、ゴメリ州【Gomel】で測定された、^{90}Srと^{137}Csの深さ分布の時間変化を示す。両方の放射性核種とも、土壌のかなり深くまで移動したが、それでも大部分は農作物が根をはる範囲内に留まっている。一方、大気からの沈着で汚染された土地では、地下水への移行のリスクは小さい。

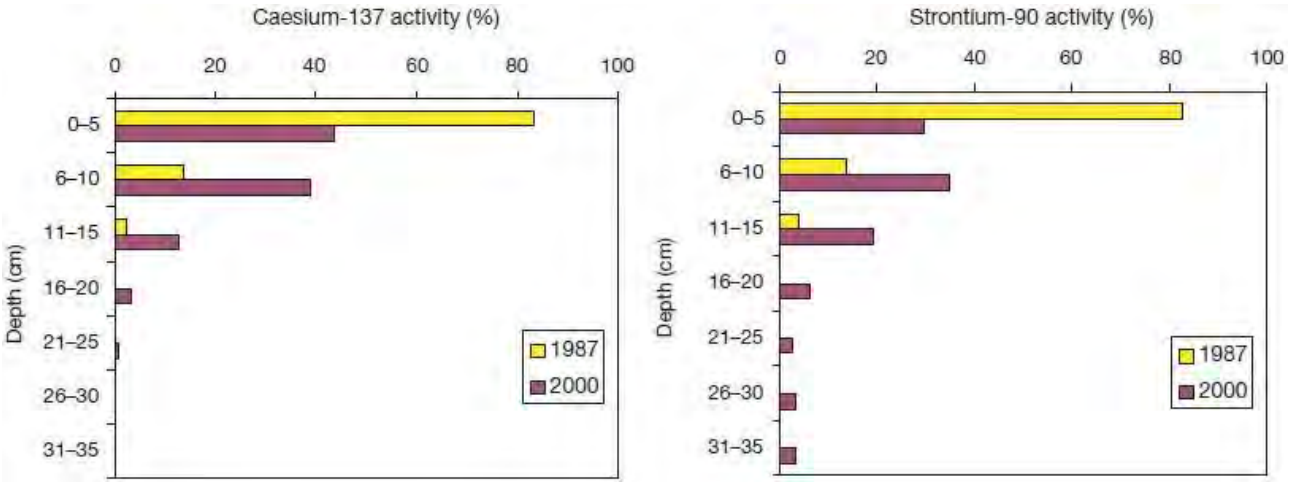


図3.19.: ^{137}Cs【左】と^{90}Sr【右】の深さ分布（%表示）。測定は1987年と2000年で、ベラルーシ、ゴメリ州（Gomel）の草の生えたグライ（soddy gley）砂質土。[文献 3.46より引用]【縦軸は深さ、横軸は深さ方向に積分した放射能値を100%とした時の各層の比率。】

土壌が異なると、放射性セシウムや放射性ストロンチウムの下向きの浸透速度も違ってくる。泥炭土【peat soil】では、^{90}Srはゆっくりとしか下向き移動しないが、^{137}Csの下向き移動は、これらの（未分解有機質の多い）土壌で最も速くなる。もっとも、ポドゾル風の砂質土【soddy podozolic sandy soils】だと、そこまで速くはならない[訳注33]。乾燥した牧草地の^{137}Cs移動は、根をはっている土層(0～10cm)より深い土壌では、事故後10年間ほとんど検知できなかった。したがって、農作物が根をはっているミネラル層では、放射性核種の下向きの移動は、^{137}Csの【植物に取り込まれる量の】減少にほとんど寄与しない。対照的に、湿潤な牧草地や泥炭地帯では、放射性核種の下向き移動は重要で、これにより根の張っている土層での^{137}Csが減少して、農作物へ取り込まれる量も減る[3.48]。

^{90}Srの場合は次の3種の砂質土で素早く下向きに移動する(図3.20参照)[3.27]：低腐植砂質土【low humified sandy soil＝要するに痩せた砂地】、ポドゾル風の砂質土【soddy podzolic sandy soil】、有機物が1%未満のローム砂質土【sandy loam soil】。一般に、^{90}Srは、全くの未熟性土壌【non-equilibrium soil】で最も早く下向きに移動する。未熟性土壌は、土壌構造そのものが出来ていない川の氾濫原(低腐植の砂の状態)や、歴史の浅い耕作地、有機層が喪失した土地などに見られる。最後に述べた有機層の喪失した例には、山火事跡地や低有機質（＜1%）の砂が溜まったところ【河原等】がある。そのような条件では、放射性ストロンチウムが【土中の】水蒸気の流れに乗って地下水に届くほど深く移動したり、特定の土層だけ極端に放射能レベルの高くなる場合がある。こうして、土壌中の^{90}Srの垂直分布は非常に偏る事があり、そういう土壌ではストロンチウムの吸着特性が変化してきた。

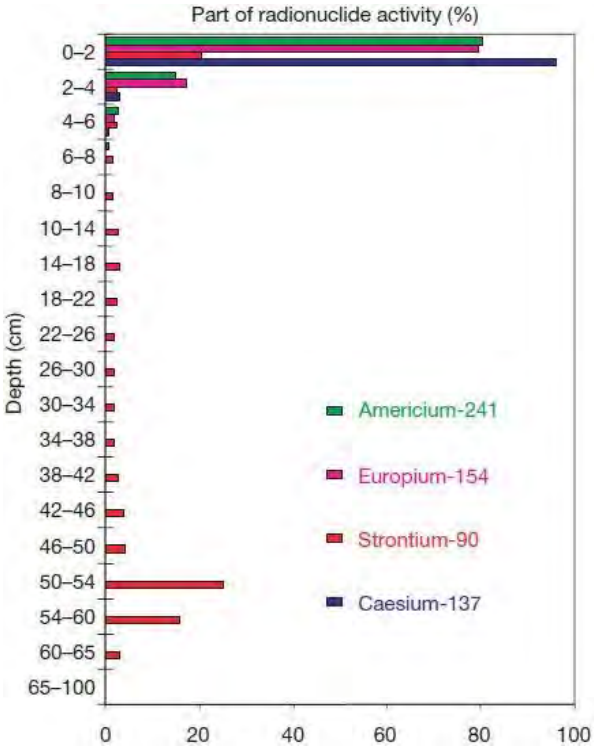


図3.20.:　放射性核種の深さ分布（%表示）。測定は1996年。【恐らくチェルノブイリ近郊の】低腐植（humified）の砂質土壌。[文献 3.47より引用]【縦軸は深さ、横軸は深さ方向に積分した放射能値を100%とした時の各層の比率。横棒は上から^{241}Am、^{154}Eu、^{90}Sr（下層で主要）、^{137}Cs（表面で主要）。】

農作業は、放射性核種の挙動に大きく影響する。耕すやり方や使用される農機具にもよるが、耕耘とは土壌を混ぜ返すことであって、結果的に放射性核種の垂直分布が変えられる。耕作地では、放射性核種は、耕された深さまでかなり一様に分布する[訳注34]。

放射性核種は下向きに移動するだけでなく、集水地では横向きにも移動する【概ね風や水流に乗って流される】。ただし、下向きの移動に比べると水平方向の放射性核種の移動は遥かに遅い[訳注35][3.27]。土壌の浸食【それに伴って放射性核種も移動する】は、植物の種類と、繁茂の度合いによっても大きく変わると思われる。おおむね平坦な畑の場合、土壌の浸食の速さが違うと、耕作層【耕す深さまでの部分】に含まれる放射性核種の量も、最大75%ほど違ってくる[3.49]。

訳注33：ポドゾルは、肥沃度の極めて低い冷帯森林土で、腐植層の直下に灰白色の酸性の砂質土がある構造になっている。soddyは草の生えたという意味だが、常に一緒にでてくるので訳出しなかった。

訳注34：樹木と違って野菜や穀類は根の殆どが浅い所にしか伸びないので、そこでの汚染だけが問題になる。だから汚染物質が深く潜ると汚染が減る。詳しくは3.3.4.4節を参照。

訳注35：これは雨の少ない大陸内部の話なので、雨が多く風の強い日本で成り立つかどうかは不明。

3.3.4.3. 土壌から農作物への放射性核種の移行

根からの放射性核種の取り込みは、他のマイナーな微量元素【trace elements】と同じく、類似元素で競合する[3.50]。放射性セシウムと主に競合するのはカリウムで、放射性ストロンチウムと主に競合するのはカルシウムである。根を張る土層【果樹以外の農作物だと非常に浅い層】から放射性核種が植物に取り込まれる訳だが、それに影響を与えるプロセスがいくつかある。その主なものを図3.21に模式的に示す。ただし、各プロセスのうち、どれが一番効くかについては、放射性核種の種類と土壌の種類によって異なる。

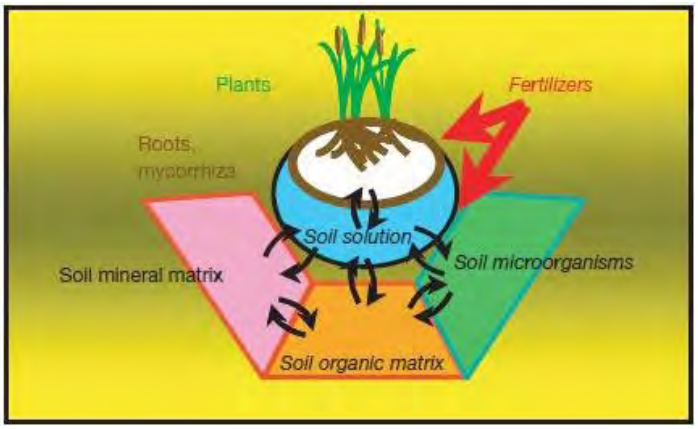


図3.21.:　土壌から植物への放射性核種の土壌から植物への移行経路の模式図。生物的プロセスと非生物的プロセスが存在する。[文献 3.43より引用]【太い矢印は施肥。台形部分は左が無機成分、チ中央が有機成分、右が微生物成分を表す。】

表 3.5. 放射性セシウムや放射性ストロンチウムの土壌から植物への移行のしやすさ【radioecological sensitivity】の分類

移行しやすさ	土壌の特徴	仕組み	例
放射性セシウム			
高い	低い栄養成分 粘土鉱物なし 高い有機成分	根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムはほとんど競合しない	泥炭土壌
中程度	低い栄養状態、粘土を含む鉱物からなる	根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムは限定的に競合する	ポドゾル土、その他砂質土壌
低い	高い栄養状態 高い粘土鉱物比率	放射性セシウムが土壌基質（粘土鉱物）に強く固定される、根からの取り込み時にカリウム及びアンモニウムと強く競合する	チェルノジョーム土、粘土、及びローム土壌（集約型農業に用いられる）
放射性ストロンチウム			
高い	低い栄養状態 低い有機物質成分	根からの取り込み時にカルシウムと若干競合する	ポドゾル砂質土壌
低い	高い栄養状態 中程度から高い有機物質成分	根からの取り込み時にカルシウムと強く競合する	アンブリック・グライ土壌、泥炭土壌

土壌中の放射性核種が、どのくらいの割合で植物の根から取り込まれるかは、土壌の種類によって桁違いに異なってくる。放射性セシウムや放射性ストロンチウムが【異なる】土壌中でどの程度取り込まれやすいか【radioecological sensitivity】は、表3.5に示された分類に大雑把に分けられる。すべての土壌と植物で、プルトニウムの根からの取り込みは、雨滴や巻き上げによる直接的な葉の汚染に比べて無視できるほどに少ない。

土壌から植物へ放射性核種の移行の程度を数字で示すのが移行係数である。これには2種類あるが、【重量】移行係数【transfer factor:TF】は植物中の濃度（Bq/kg）を土壌中の濃度（Bq/kg）で割ったもので、面移行係数【aggregated transfer coefficient: Tag】は植物中の濃度を面積 1 平方メートル当たりの放射能（Bq/m^2）で割ったものである。単位は、【重量】移行係数が[(Bq/kg)/(Bq/kg)]で無次元であり、面移行係数が$[(Bq/kg)/(Bq/m^2)]=[m^2/kg]$である[訳注36]。

^{137}Csの土壌から植物への根を通じた取り込みは、泥炭泥土【peaty, boggy soils】が最悪で、その移行係数は砂質土【sandy soils】に比べて1〜2桁、肥沃な農地に生育した農作物に比べると3桁以上も高い。泥炭土【peaty soils】から植物への放射性セシウムの取り込みの多さは、チェルノブイリ事故後に問題になった。というのも、ヨーロッパの多くの国で、この手の土壌をもった土地は自然な草原になっており、余り管理されないままに、反芻動物の放牧や干草の生産に使用されているためである。

農産物の放射性セシウムの量は、中長期的には土壌の汚染濃度だけではなく、土壌の種類、水分の含み具合、土壌構造【texture】、農芸化学的性質【agrochemical properties：土壌や植物の化学的性質の事】、植物の種類に依存する。農業という人間が手を加える行為によって、土壌から農産品へ

の放射性核種の移行を減らす事が出来る。その柱は、耕耘機等で土壌を混ぜ返す事と、放射性核種の競合元素を施肥する事である【4.3節参照】。植物の種類によっても、放射性核種の取り込みの度合い【移行係数】が異なる。植物の種類による取り込みの違いは、放射性セシウムで1桁以上もあるが、農作物の地域別の移行の度合いを見ると、現実問題としては植物の種類よりも土壌の性質【表3.5参照】の方が、植物への移行に影響を与えていると考えられる。

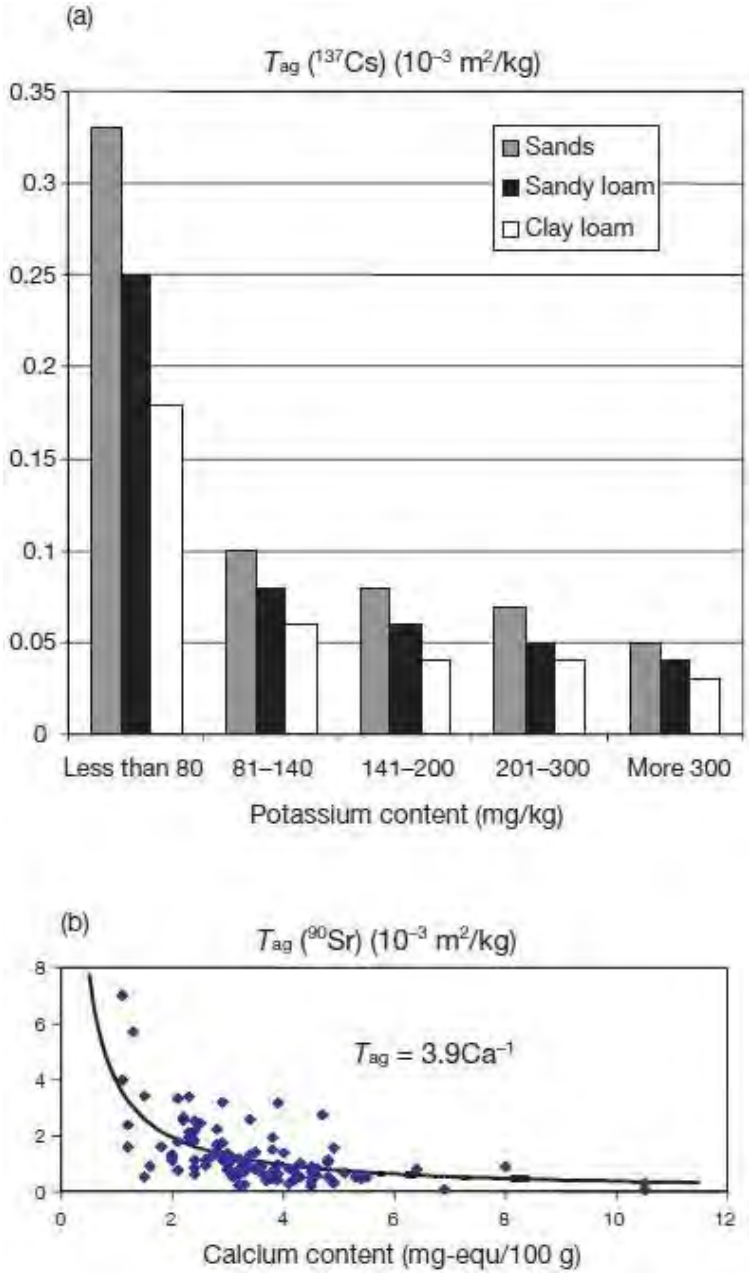


図3.22.: (a)土壌からカラス麦への^{137}Csの面移行係数T_{ag}。ポドゾル土（soddy podozlic soil）の3種の土壌をカリウム濃度毎に分類して表示【横軸はカリウム濃度で単位はmg/kg。縦軸の単位は 10^{-3} m^2/kg。】。(b)交換性カルシウムの濃度別に測定した土壌から冬ライ麦への^{90}Srの面移行係数T_{ag}の変化。[文献 3.53より引用]【縦軸の単位は 10^{-3} m^2/kg=(Bq/kg)/(kBq/m^2)。横軸の単位はmg-equ/100 g。】

放射性核種の根からの取り込みに影響を与えそうな要因は他にもあるが（例えば土壌の水分など)、報告されている例をみる限り、本当に放射性核種の取り込みに影響を与えているのか分からないか、さもなくば、今説明した基本メカニズムで説明できる。例えば、農作物や牧草への放射性セシウムの蓄積量は、土壌構造と関係している。また、植物への放射性セシウムの取り込みは、比較的痩せた砂質土【sandy soils】では比較的肥えたローム土壌【loam soils】の2倍近くになるが、この差の主な理由は、カリウム等の競合元素が砂地で少ない事にある。

放射性セシウムの根からの取り込みを決定的に左右するのは、土壌成分【soil matrix】と土壌溶液の間での相互作用であり、これを決めるのは主に各土壌の陽イオン交換度【cation exchange capacity】である。ミネラル質の肥えた土壌では、相互作用は粘土鉱物の種類と濃度、カリウムイオン【K^+】やアンモニウムイオン【$NH4^+$】などの主な競合イオンの濃度に影響される[訳注37]。これらの関係を示す例を、放射性セシウム【競合元素はカリウム】と放射性ストロンチウム【競合元素はカルシウム】の両方について図3.22に示す。これらの主要因を考慮して、土壌溶液の理化学モデルが作られる。このモデルを使えば、両方の放射性核種の根からの取り込み量を推定できる[3.51、3.52]。

土壌からの放射性物質の取り込みやすさ【radioecological sensitivities】が土壌ごとに異なるという事実は、低汚染地域で高濃度の放射性セシウムが農作物や自生茸【自然林などに生えている茸】に見つかったり、高度に沈着した地域で低濃度から中濃度の放射性セシウムの農作物が育ったりした事実を説明できる。この、一件矛盾した様子を示すため、図3.23では、農作物中の放射性セシウムと放射性ストロンチウムの放射能を、異なる土壌ごとに示した。ここで示しているのは、土壌への沈着が一定として規格化したものであり、要するに前に述べた面移行係数と同じものである。

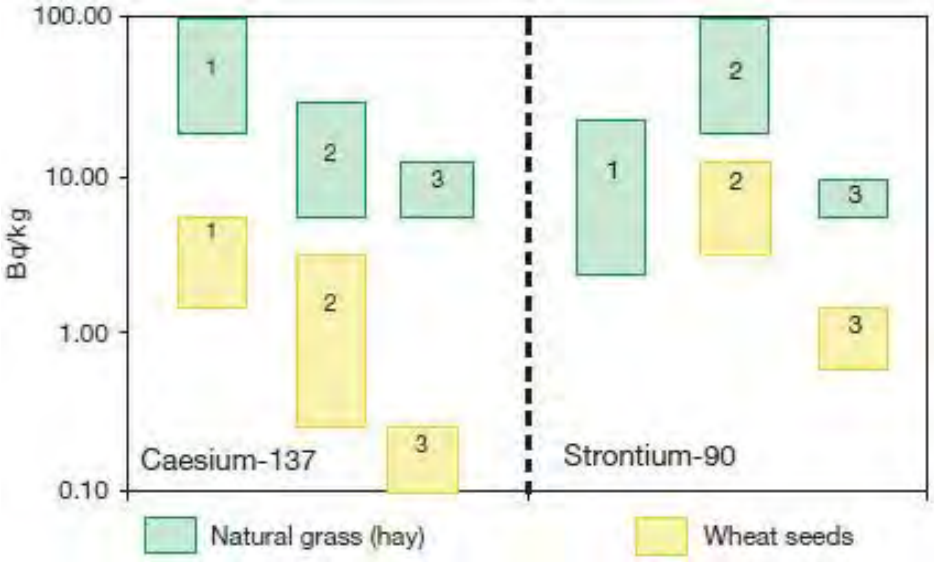


図3.23.:　土壌から植物【普通の草（Natural grass）と小麦（Wheat seeds)】へ取り込まれた^{137}Cs【左】と^{90}Sr【右】の濃度を３種類の土壌で調べたもの【事実上の面移行係数】。土壌の種類は1. 泥炭土（peat soil)、2. ポドゾル風の土（soddy-podzolic soil)、3. 大陸型黒土（chernozem soil)。[文献 3.54より引用] 【縦軸の単位のBq/kgは、土壌への沈着量1kBq/m^{2}当たりに規格化された取り込み濃度で、事実上の面移行係数（単位10^{-3} m^2/kg）である。】

訳注36：農水省のホームページ（訳注21）に出ているのは重量移行係数であるのに対し、この報告書では使われているのは面移行係数なので、混同されないように。

訳注37：競合イオンは競合元素と同じく、放射性核種と化学的性質が似ていて、汚染の際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。

3.3.4.4. 農作物への放射性核種の移行の起こり方

農作物中の^{137}Csの量は、事故の起こった1986年に最大となったが、この時は、大気中の放射性物質が直接植物に吸着したのが主な原因である。事故翌年（1987年）になると植物の根からの吸収が主要な汚染ルートとなったため、農作物中の^{137}Csの量は、3分の1～100分の1に低下した。低下率に大きなバラツキがあるのは土壌の種類が違うためである。

土壌へ沈着してからの数年間の牧草の^{137}Csの挙動は、土壌と落葉層の間で放射性核種がどのように分布したかに大きく左右された。この期間、^{137}Csの牧草への取り込みは、落葉層からが圧倒的で、土壌からの取り込みの8倍に達した[訳注38]。落葉層の分解に伴う、放射性核種の土壌への移行の結果、落葉層の影響は急速に低下した。事故から5年も経つと、植物への落葉層の寄与は、自成土【automorphous soils】で6%、半水成土【hydromorphous soils】で11%以下となった[訳注39]。

^{137}Csの植物への面移行係数は、ほとんどの土壌で1987年以降ずっと低下し続けている。ただし、低下率は図3.24にも示されるように次第に緩慢になっている [3.55]。図3.24にも示されるような『数年の急減少の後の下げ止まり』は、他の農作物でもみられ、その例として、図3.25と図3.26に、2種の土壌で育てた穀類と野草について示す[訳注40][3.56]。尚、図3.25の図中で、18年目の青印と20年目の青印（大陸型黒土【chernozem soil】に対応）は、18年目と20年目の測定データではなく、事故の前の1980～1985年に行われた測定値（大気内核実験のフォールアウトの後でチェルノブイリ事故の前の^{137}Csの面移行係数）を比較対象として加えたものである[訳注41]。図3.24～図3.26に示すように、^{137}Csの穀物（図3.25参照）、ジャガイモ（図3.24参照）、牛乳などのミルク【正確には牧草：図3.26】への面移行係数は、原発から数百キロ離れた地域の、砂質土【sandy soil】、砂質ローム土【sandy loam soil】、大陸型黒土【chernozem soil】で、大気核実験のフォールアウトの20年後の値と8～9年後の値、また、チェルノブイリの事故によるフォールアウト後の値でほとんど変わっていない [3.56, 3.57]。また、施肥された土壌で栽培された穀物間の面移行係数の違いは、痩せた土地で育つ雑草【牧草】間の面移行係数の違いよりもはるかに小さい。

放射性セシウムの土壌から農作物への移行の年次減少には、次の原因が考えられる。 (a)放射性壊変による放射性核種そのものの減少。 (b)植物の根が張る層より深い土層への放射性核種の移動。 (c)土壌成分との物理的・化学的な作用の変化に伴う、取り込みの効率の変化[訳注42]。植物の根による放射性セシウムの取り込みは、多くの土壌で時間と共に減少していくが、その減り方は二成分で特徴づけられる。 (A)初めの4～6年間の半減期が0.7～1.8年の比較的早い減少で、1987年に比べて農作物中の放射能濃度が一桁近く落ちる。 (B)その後のゆっくりした減少で半減期が 7 ～60年の間の成分[3.45、3.55、3.57、3.58]。土壌から農作物への^{137}Csの取り込み【移行係数】が実際にどのように減少していくかは、土壌の性質に大きく左右され、移行係数の減少速度は、植物により3～5倍も異なり得る[3.41]。

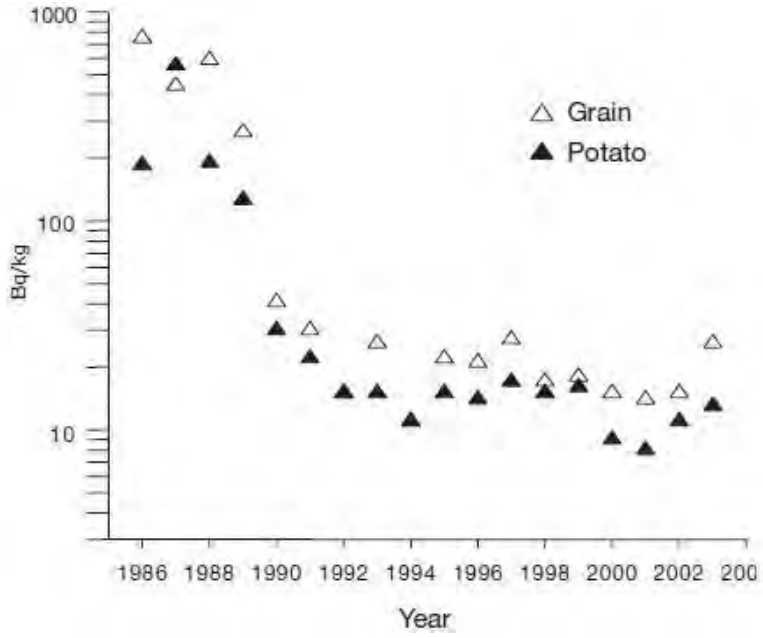


図3.24.:　穀類やジャガイモに取り込まれた^{137}Cs濃度の15年間の推移。縦軸の単位は濃度（Bq/kg）。測定は放射能汚染地域であるロシア、ブリャンスク州（Bryansk）。[文献 3.55より引用]【ブリャンスク市は原発の北東約400 kmに当たる。】

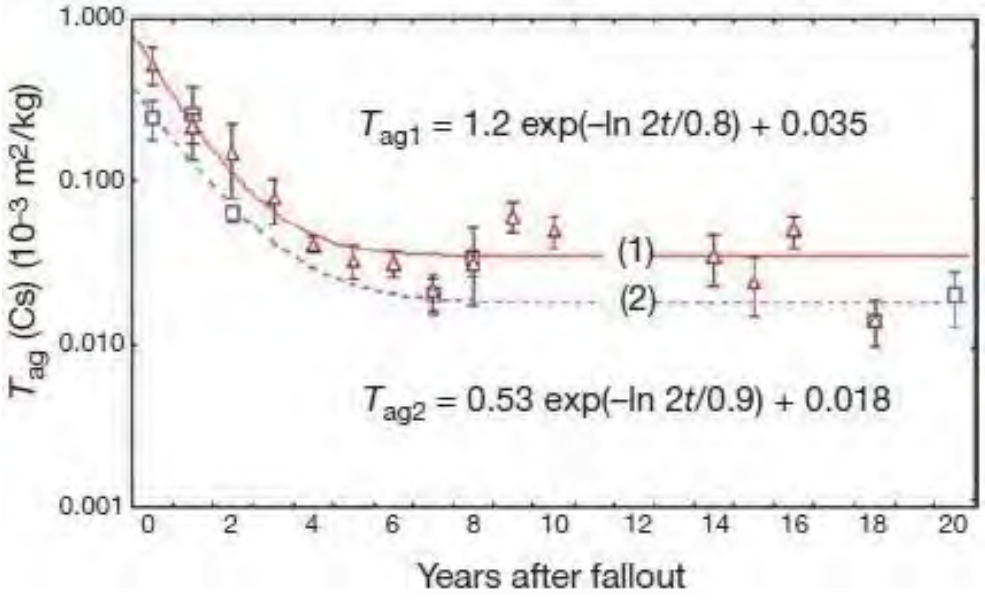


図3.25.:　土壌から穀類への^{137}Csの面移行係数T_{ag}の推移。【18年間の測定データに、破線に対応する事故前のデータを18年目・20年目の予測値として加えた。縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。】２つの曲線は土壌（測定地、いずれもロシア）の違い。曲線1（実線）はブリャンスク州（Bryansk）の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2（破線）はトゥーラ州（Tula）とオリョール州（Orel）の大陸型黒土（chernozem soil）。[文献 3.56より引用]

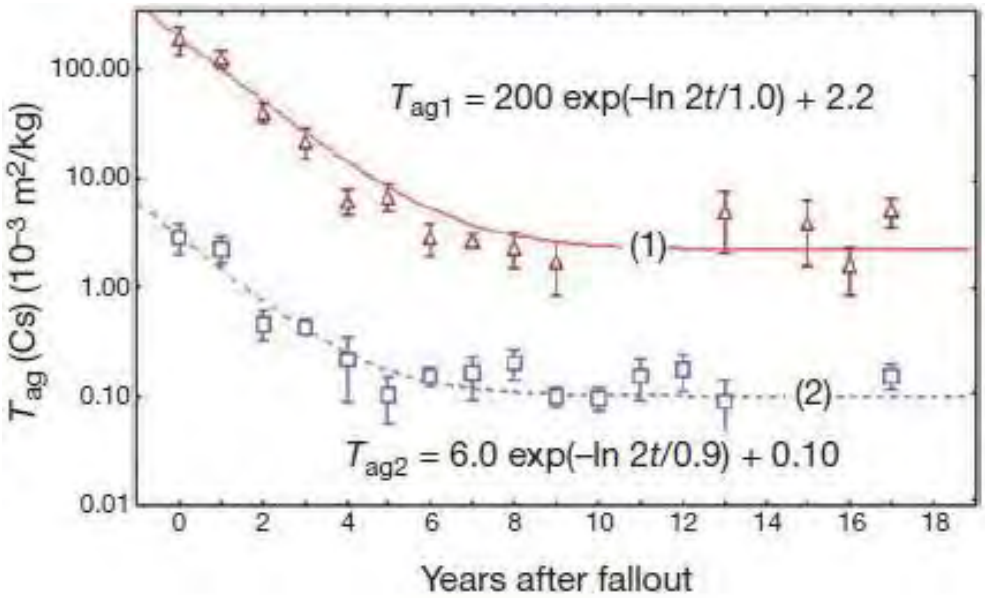


図3.26.:　土壌から雑草への^{137}Csの面移行係数T_{ag}（干し草換算）の17年間の推移。【縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。】２つの曲線は土壌（測定地、いずれもロシア）の違い。曲線1【実線】はブリャンスク州（Bryansk）の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2【破線】はトゥーラ州（Tula）とオリョール州（Orel）の大陸型黒土（chernozem）。[文献 3.56より引用]

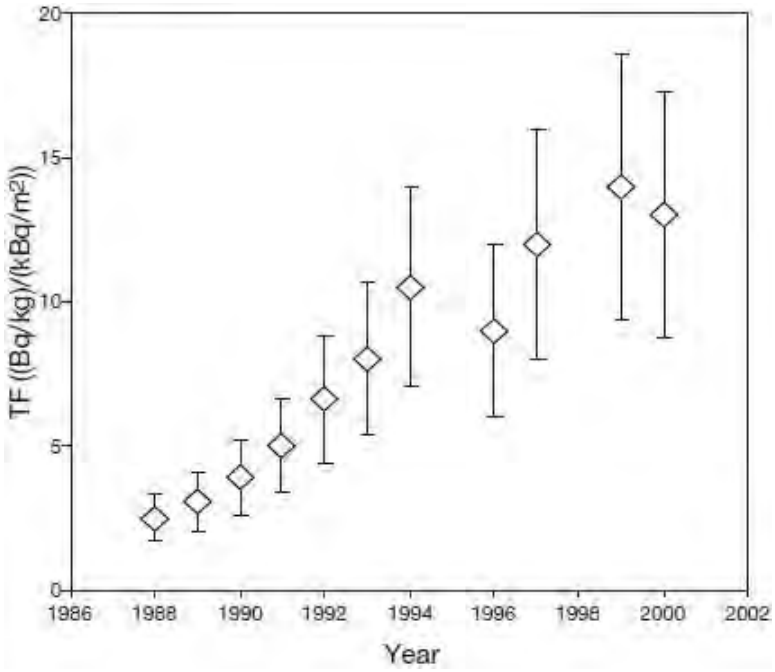


図3.27.:　土壌から雑草への^{90}Srの面移行係数T_{ag}【干し草換算】の17年間の推移。測定土壌はチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）のポドゾル風の土壌（soddy podzolic soil）。[文献 3.39より引用] 【縦軸の単位は 10^{-3} m^2/kg。】

なお、(A)と特に(B)を一般化するのは危険である。というのも、初めの4～6年間を超えると^{137}Csをほとんど取り込んでいないデータも存在し、観測の期間中では土壌からの取り込みが減らないことを示しているからである。さらに、観測期間を超えるような半減期を予想することは非常に不確実性が高い。一方、事故後長年に渡って実施された放射能対策で、農作物中の放射セシウムの濃度が減り生物学的半減期を変化させる可能性がある。

植物への^{90}Srの取り込みの効率【移行係数】は、放射性セシウムほどには急に減少していない。チェルノブイリ原発に近い地域では、燃料粒子が【土壌の酸化効果で】徐々に分解し、内部の^{90}Srが土壌に出て行って次第に取り込みし易くなった。それに伴い、植物による^{90}Srの取り込みも年々増えている（図3.27参照）[3.39]。

原発から数百キロ離れた地域では、^{90}Srは凝縮した形で沈着し、燃料粒子起源の^{90}Srは量としては少ない。それゆえ、この地域での植物による^{90}Srの取り込みの効率【移行係数】は、放射性セシウムの移行係数と同様に長期減衰を見せたが、それでも、その減衰速度は全く違う（図3.28参照）。この違いは、土壌内での、これらの２つの元素の移動メカニズムの違いから来ていると思われる。ストロンチウムと土壌との結合は、セシウムと土壌との結合ほどには土壌の粘土含有量に左右されない（表3.5参照）。そればかりでなく、より一般的に、土壌から植物への^{90}Srの移行係数は、放射性セシウムの移行係数ほどには土壌の特性に依存しないとまで言える[3.37]。植物への^{90}Srの移行係数が時間と共にどう減って行ったか図3.28に例示する[3.56]。

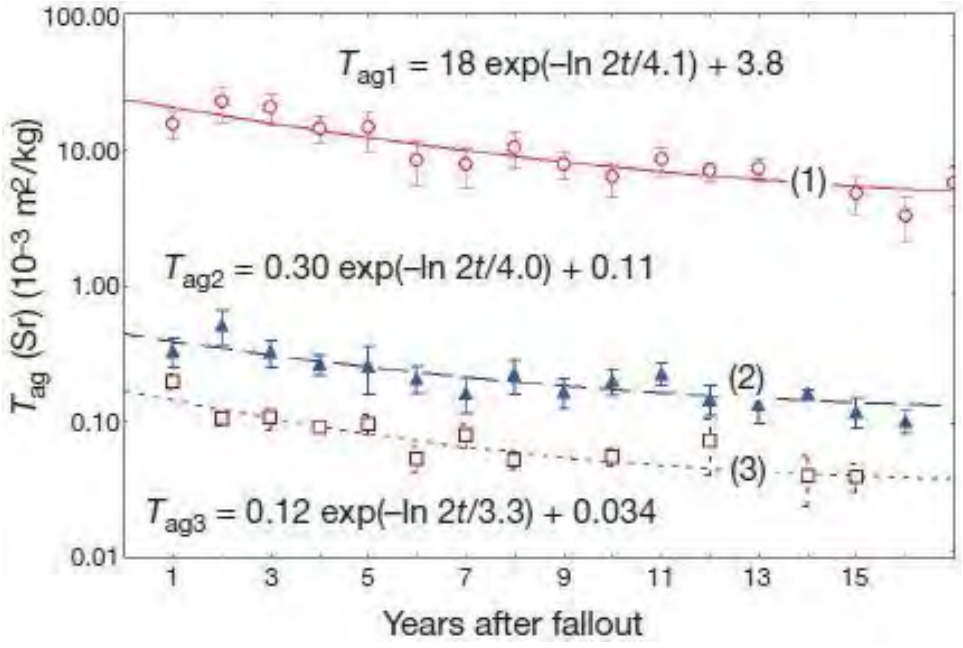


図3.28.:　土壌から雑草（曲線1）や牛乳（曲線2と3）への^{90}Srの面移行係数T_{ag}【干し草換算】の17年間の推移。曲線1と2はロシア、ブリャンスク州（Bryansk）の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線3はロシア、トゥーラ州（Tula）とオリョール州（Orel）の大陸型黒土（chernozem）。[文献 3.56より引用]　【縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。】

訳注38 : 落葉層には無機カリウムが少ないので、取り込み量だけでなく取り込みの効率（移行係数）も高くなる。

訳注39：自成土とは土壌形成の際に関わってくる水分の殆どが降水によるもので、半水成土とは、土壌形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水表層水からも供給されるもの。後者の典型的な例が三角州土壌。

訳注40：ここで出されている大陸型黒土（chernozem soil）は、冷帯地方の肥沃な中性腐植土のことで、日本の黒土と違うものの、肥沃という点では変わらない。

訳注41 : 事故後のデータから得た面移行係数の減衰曲線を20年目付近にまで延ばすと、事故前の値と同じ水準になっているので、このような立て替えが可能。

訳注42 : 既に述べられているように、カリウムのような競合元素の増減や、燃料粒子の腐食に伴う放射性核種の土壌への移動、放射性核種と土壌分子との化学結合・イオン結合の変化など。

3.3.4.5. 家畜への放射性核種の移行

家畜・牧畜類は、汚染された飼料を食べる事で放射性核種を取り込む。チェルノブイリ事故後の人体への内部被曝は、主にミルクと肉が原因で、短期的には^{131}Iが、長期的には放射性セシウムが最大の内部被曝源であった。もしも農業生態系が上手く危機管理出来ていれば、畜産物【ミルクを含む】の放射能汚染は、短期間のフォールアウトの後の2〜3週間、最悪でも数ヶ月だけの高濃度汚染で済むと期待出来る[訳注43]。従って、フォールアウトの際に、飼料作物【雑草を含む】の表面にどれだけ降り積もり、それがどのくらい作物表面にはりついたたままであるかが、畜産物の放射能汚染の酷さと期間を概ね決める。もっとも、放射能汚染の特に酷い土地や、【土壌の性質等によって】植物への取り込みが起こりやすい土地では、事故後長い期間に渡って畜産物の放射能汚染が酷かった地域もある。

畜産物中の放射性セシウムのレベルは、牧場への放射性物質の沈着が酷くなくとも、高い値が長期間続くことがある[訳注44]。考えられる原因は以下の３つである。 (a)土壌の種類が、飼料植物への放射性セシウムの取り込みの効率【移行係数】を高くするタイプである【例えば痩せた土地】。 (b)飼料植物の種類によっても【放射性セシウムの移行係数に差があり】、放射性セシウムを取り込みやすい植物（例えばツツジ科植物や菌類など）が多いため。 (c)小さな反芻動物【羊等】は大きな反芻動物【牛等】よりも放射性セシウムを蓄積しやすく、更に小さな反芻動物ほど痩せた土地に飼われやすい[3.35]。

畜産物がどのくらい放射能で汚染されるかは、土壌から飼料作物への放射性セシウムの移行挙動の他に、動物への吸収・動物体内の代謝経路・動物からの排出（尿・糞便・乳など）が強く効いている。動物に取り込まれる放射性核種は、多少は皮膚や肺から体内へ取り込むものの、そのほとんどは、餌として口から入り、消化器で吸収される。一般に大抵の栄養は第一胃や小腸で吸収される。その吸収率は栄養素【分子・高分子】によってバラツキが大きく、例えばアクチノイド系【actinides : 原子番号89〜103の、自然界に存在しない重い元素で、原発事故起源】の分子はほとんど吸収されないが、放射性ヨウ素はほぼ100％吸収される。放射性セシウムの場合は、それがどういう形態や分子になっているかによって、60％〜100％と吸収率に幅がある[3.31]。

吸収された放射性核種は血液に乗って循環し、一部は特定の臓器に蓄積する。例えば、放射性ヨウ素は甲状腺に蓄積し、放射性重金属の多く、例えば^{144}Ce、^{106}Ru、^{110m}Agなどがイオンの形で肝臓に蓄積する。アクチノイド系の放射性核種と、特に放射性ストロンチウムは、カルシウムと化学的性質が似ているので骨に沈着しやすく、放射性セシウムは軟組織【骨以外】全体に蓄積しやすい[3.36、3.37、3.50、3.59、3.60]。

放射性核種がどの畜産物がどれくらい移行しすいかの程度も、農作物の場合と同じように、移行係数で表される事が多い。この移行係数は、ミルク、肉、卵中の放射性核種の濃度を、餌として口に入る放射性核種の毎日の摂取量で割った値で定義される。厳密には、毎日の摂取量を一定にして暫く時間がたった状態【動物から排出される放射能と動物が摂取する放射能がバランスする平衡状態】で測定する事になっている。放射性ヨウ素と放射性セシウムのミルクへの移行係数や、放射性セシウムの肉への移行係数は、羊、ヤギ、鶏などの小動物よりも、牛などの大型動物のほうが低いのが普通である【体重当たりの餌の量が小動物ほど多いから】。また、放射性セシウムの肉への移行係数は、ミルクへの移行係数よりも高い[訳注45]。

放射性セシウムによる肉やミルクの汚染は長期的には次第に減少しているが、その減り方は、農作物の場合と同様に、急減少期と下げ止まり期の２つの期間に分けられる [3.55、3.57、3.58]。その一例を図3.29に示す[訳注46]。放射性セシウムの沈着後の4～6年間は0.8年～1.2年で半減という急減少を見せており、その後はほとんど変化していない[3.55、3.56]。

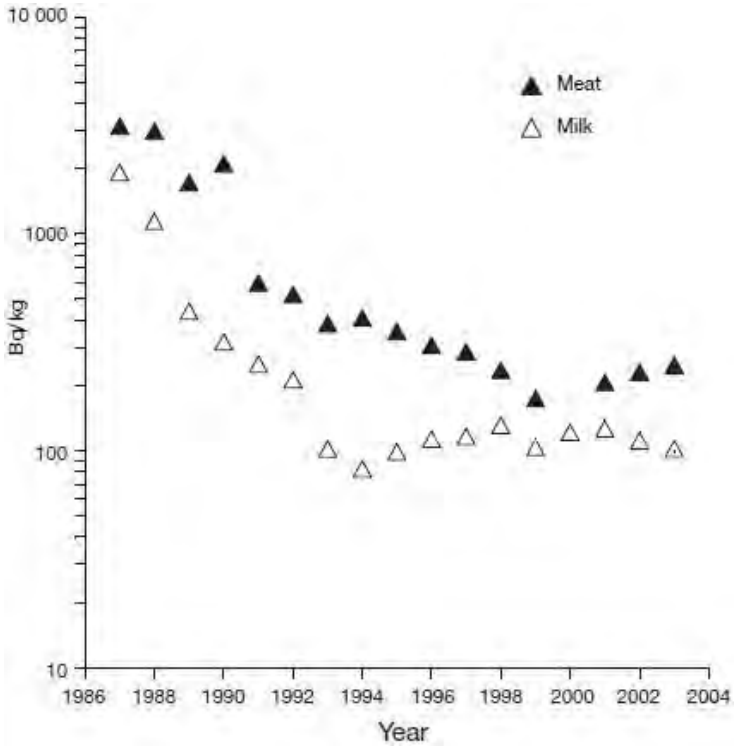


図3.29.:　食肉と牛乳に混入した^{137}Cs濃度の18年間の推移。測定はロシア、ブリャンスク州（Bryansk）。[文献 3.55より引用]【縦軸は^{137}Csの放射能濃度（単位はBq/kg）。】

土壌の種類によって、放射性セシウムのミルクへの移行効率は異なる。この事はチェルノブイリ事故後、20年以上にわたるデータから確認された（図3.30）。このデータはロシアのブリャンスク州【Bryansk】、トゥーラ州【Tula】、オリョール州【Orel】の中でも、放射能対策があまり取られなかった地域のミルクを測定して得たものである。^{137}Csで汚染された牧草地で、ミルクへどのくらい移行するかは、面移行係数（T_{ag}）を使って表される[訳注47]。この値は異なる土壌汚染の程度で規格化されているので、畜産物の汚染の難易を、汚染の異なる土壌で比較できる。牛乳などのミルクへの面移行係数は、泥炭泥土【peat bog soils】 > 砂質土および砂質ローム土【sandy loam soils】 > 大陸型黒土【chernozem soils】と灰色森林土壌【grey forest soils】の順に少なくなる。ミルクの^{137}Cs濃度の推移ならびに土壌依存性は、牛の放牧地域における雑草の^{137}Cs濃度の推移や土壌依存性と同様である（図3.26を参照）。

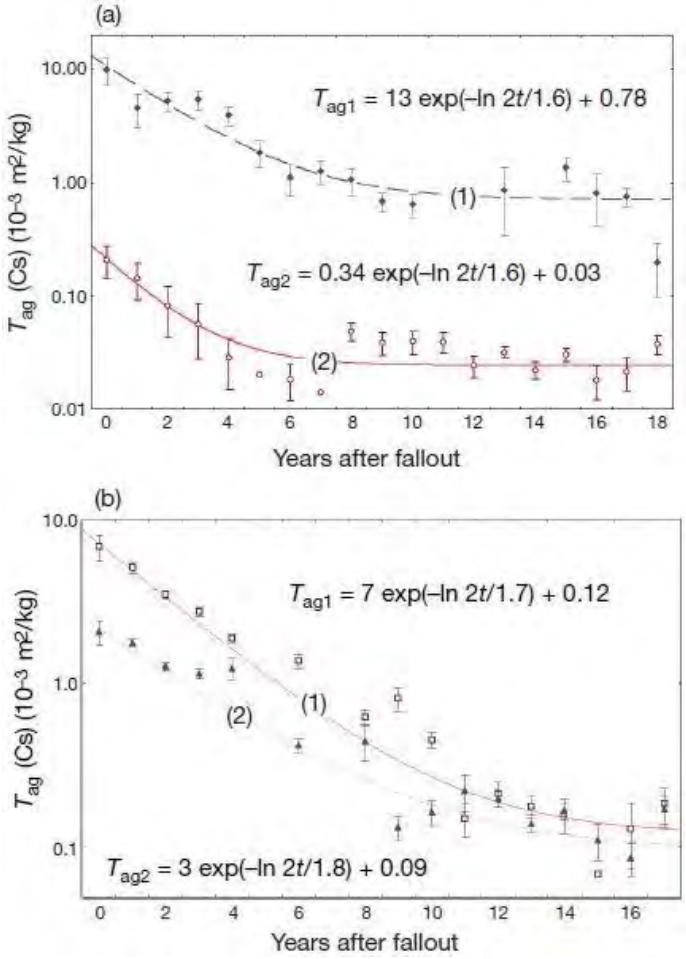


図3.30.: (a)土壌から牛乳への^{137}Csの面移行係数T_{ag}の18年間の推移。曲線1はロシア、ブリャンスク州（Bryansk）の泥炭泥土（peat bog soil）。曲線2はロシア、トゥーラ州（Tula）とオリョール州（Orel）の大陸型黒土（chernozem）。(b)土壌から牛乳への^{137}Csの面移行係数T_{ag}の17年間に渡る変化。測定地はロシア、ブリャンスク州（Bryansk）の砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線1は低濃度汚染地（<370 kBq/m^2）、曲線2は高濃度汚染地（>370 kBq/m^2）。 [文献 3.56より引用] 【縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。】

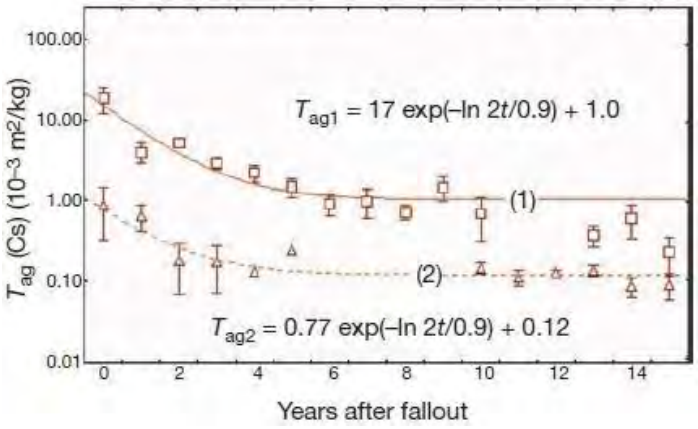


図3.31.:　土壌から牛肉への^{137}Csの面移行係数T_{ag}の15年間の推移。曲線1は砂質土壌ならびにローム砂質土壌。曲線2は大陸型黒土（chernozem）土壌。[文献 3.56より引用] 【縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。】

ロシアの牛肉についても同様の長期データがあり、^{137}Csの牛肉への移行の効率が土壌の種類によってどう違うかがわかる。それを図3.31に示す。このデータによると、砂質土【sandy soils】や砂質ローム土【sandy loam soils】の方が大陸型黒土【chernozem soils】よりも土壌から牧草を通じて牛がセシウムを取り込みやすい【面移行係数が高い】事が分かる。更にデータは、初めの数年の急減少が終わったあと、面移行係数が10年以上もほとんど減っていない事も示している。

ロシアの、主にポドゾル風土壌【soddy podzolic soils】と大陸型黒土【chernozem soils】の地域のミルクで長期的に調べたところ、^{90}Srの移行の減少パターン（図3.28参照）は、^{137}Csの減少パターンと異なる。^{137}Csのミルクへの面移行係数（図3.30参照）は【事故後4〜6年間に】半減期が約1年の急速な減少を見せているが、^{90}Srのミルクへの面移行係数（図3.28参照）にこの急減期はみられない。放射性セシウムの移行係数の急減は、セシウムが土壌成分と結合した為だと推定される。対照的に、^{90}Srのミルクへの移行係数は、事故直後から3〜4年間の半減期で次第に減少していて、【下げ止まりに相当する】二つ目の減衰は見えていない。^{90}Srの移行係数の長期減少を説明するには、物理的プロセスと化学的プロセスの双方を考慮しなければならず、少なくとも、放射性壊変による減少だけでなく、土壌中での^{90}Srの拡散や下向きの移動により、根の届く範囲から消えることも効いているだろう。もっとも、ストロンチウムとセシウムでは、土壌成分との化学的な作用が全然異なるかも知れないので【現時点で不詳】、確定的な理由付けは出来ない。

異なる地域の放射性核種の移行の情報と、地理的情報を基にした空間的な変化の情報を組み合わせる事によって、どの地域のミルクが【放射能の安全基準値を】越えているかを推定出来る。その例を図3.32に示す。

旧ソ連では、牛乳生産の多くが、零細な個人農家による粗放農業【放牧】で生産され、その放牧先は未改良の痩せた牧草地である。これらの地域では、土地生産性が低いため【カリウムが少ない】、集団農場で使用されている土地に比べて、放射性セシウムが取り込まれやすい。集団農場と個人農家とでのミルクに含まれる^{137}Cs濃度の違いを示す一例として、ウクライナのリウネ州【Rovno】のデータを図3.33に示す。図では個人農家と集団農場それぞれのミルクについて、^{137}Cs濃度の長期変化を示している。個人農家で生産したミルク中の^{137}Cs濃度は1991年まで安全基準値を越えており、その後放射能対策が実施されて大幅に改善された。

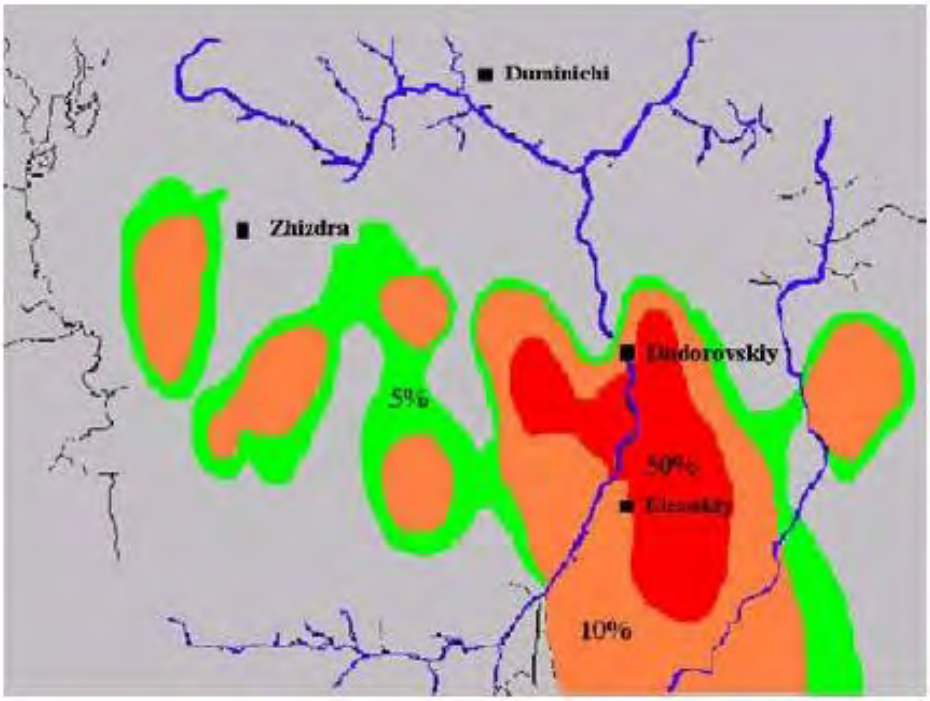


図3.32.:　牛乳への^{137}Csが高汚染（>100 Bq/L）となる確率をマップにしたもの。ロシア、カルーガ州（Kaluga）での1991年の推定値。濃い色（カラーだと赤）は50%以上の確率で高汚染が予想される。 そのまわりは濃い順に（ピンクと緑）それぞれ中汚染(10-50%)、低汚染(5-10%)を示す。[文献3.54より引用]

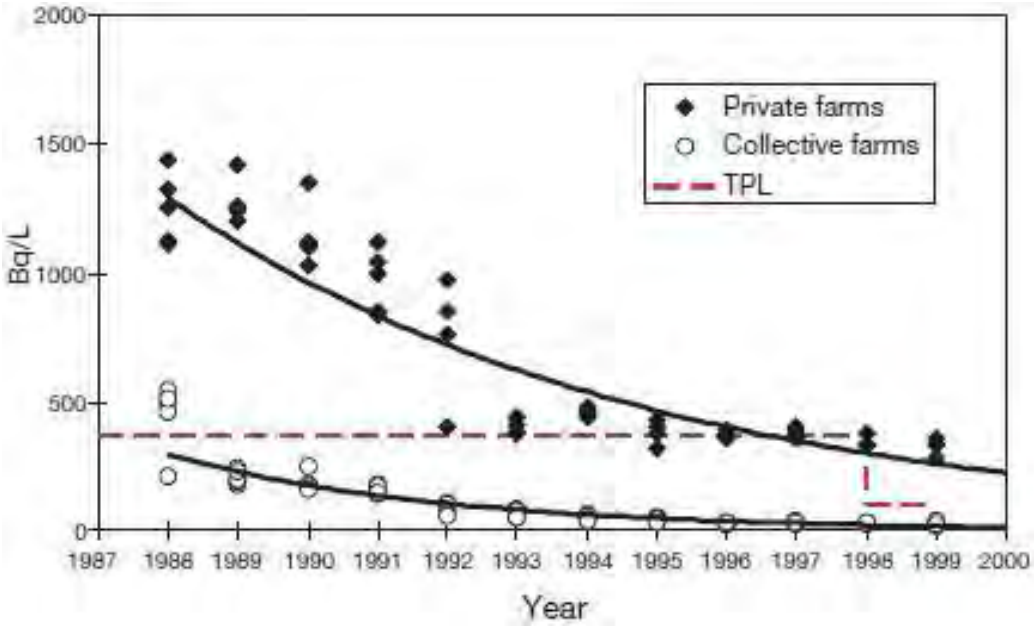


図3.33.:　牛乳の^{137}Cs濃度の12年変化を、個人経営農場【黒丸】と集団経営農場【白丸】に分けて調べたもの。暫定基準値を赤の破線で示している【基準値は1998年に厳しくなった】。測定地は、ウクライナのリウネ州（Rovno）。[文献 3.62より引用] 【縦軸は濃度（単位はBq/L）。】

訳注43：4.3.3節にもあるように、汚染された餌や水さえ飲食させなければ、新陳代謝で放射性核種のかなりの部分が抜ける。

訳注44：4.3節に農地に関する高汚染の目安があり、屠殺禁止となるほどに高い値が旧ソ連では550kBq/m^{2}となっているから、「低汚染」といっても日本の水準ではかなりの汚染となる。

訳注45：代謝時間が数日の牛乳の汚染が終わっても、肉の汚染（代謝時間が1〜2ヶ月）は心配しなければならないという事である。

訳注46：農作物のときは面移行係数の変化のデータを示したが、ここでは放射能濃度そのもののデータであって、移行係数のデータではない。

訳注47：土地から農産品への移行という意味では、植物の時と同じなので、同じ言葉を用いる。実際の汚染量は、土地の汚染の度合いと、この移行係数とを掛け合わせたものとなる。

3.3.5. 現在の農産品汚染と将来予測

表3.6に現在（2000年と2003年）のベラルーシ、ロシア、ウクライナの農産品の放射性セシウム濃度をまとめる。これらは、放射性核種の移行係数が大きく異なる土壌のうちから、高汚染地域とそれほど汚染の高くない地域で採れた穀物、ジャガイモ、ミルク、食肉について調べたものである。^{137}Csの濃度は、農作物より畜産物の方が常に多い。

表 3.6. ベラルーシ[3.49]、ロシア[3.55]、ウクライナ[3.63]の汚染地域で農業生産物に含まれるセシウム 137 の放射能濃度の現在値（平均値と上限・下限値)。(*データは、穀類、ジャガイモ、肉については新鮮時 Bq/kg、ミルクについては Bq/L で示されている*)

セシウム 137 の土壌への沈着密度の範囲	穀類	ジャガイモ	ミルク	肉
ベラルーシ				
> 185 kBq/m^2	30	10	80	220
（ゴメリ地域の汚染地区）	(8-80)	(6-20)	(40-220)	(80-550)
37-185 kBq/m^2	10	6	30	100
（モギリョフ地域の汚染地区）	(4-30)	(3-12)	(10-110)	(40-300)
ロシア連邦				
> 185 kBq/m^2	26	13	110	240
（ブリャンスク地域の汚染地区）	(11-45)	(9-19)	(70-150)	(110-300)
37-185 kBq/m^2	12	9	20	42
（カルーガ、トゥーラ、及びオリョール地域の汚染地区）	(8-19)	(5-14)	(4-40)	(12-78)
ウクライナ				
> 185 kBq/m^2	32	14	160	400
（ジトーミル及びロヴノ地域の汚染地区）	(12-75)	(10-28)	(45-350)	(100-700)
37-185 kBq/m^2	14	8	90	200
（ジトーミル及びロヴノ地域の汚染地区）	(9-24)	(4-18)	(15-240)	(40-500)

自然な減衰【浄化＋半減期に従う減衰】と農業対策のお陰で、チェルノブイリ事故のフォールアウトによる放射能汚染を受けた地方の農産品については、放射性セシウムの濃度は国基準、EU基準、国際基準の全ての安全基準に収まっている[3.64、3.65]。しかしながら、放射能汚染の極めて高い制限地域（ベラルーシのゴメリ州【Gomel】の一部、モギレフ州【Mogilev】の一部、ロシアのブリャンスク州【Bryansk】の一部）や、落ち葉などの有機物の多くが未分解のままの痩せた土地(例えばウクライナのリウネ州【Rovno】の一部、ジトーミル州【Zhytomyr】の一部)では、放射性セシウム濃度が農産品、特にミルクで未だに約100 Bq/kgの国の安全基準を超えている。これらの地域では、現在でも環境修復作業は有効で、正当化されるであろう(4.3節を参照)。

旧ソ連３ヶ国では、ミルクの^{137}Cs濃度の現在の許容値は100 Bq/Lであるが、事故後15年もたっているにも関わらず、それを超える汚染ミルクが、ウクライナで400集落、ベラルーシで200集落、ロシアで100集落の個人所有の牛から未だに出ている。2001年でも、ウクライナの６ヶ所、ベラルーシの５ヶ所、ロシアの５ヶ所の集落でミルク中の放射性セシウム濃度が500 Bq/L以上【許容値の5倍以上】となっている。図や表で既に示されるように、放射性セシウムの濃度や移行係数は、ほとんどの農作物と畜産物で過去10年間ほとんど減っていない。もしかすると、農業環境【主に土壌】での放射性核種の収支が平衡状態に近づいているのかもしれない。もちろん、平衡と言っても、放射性壊変による減少と、放射性核種が地下深くに潜る効果の双方で（たとえもしも^{137}Csが化学的に安定な土壌と化学的に不安定な土壌の間で平衡状態となっていたとしても)、濃度が年々少なくなる事だけは予想される。現時点での農産品汚染の減少が極めてゆっくりである事実と、誤差のために長期間での半減期を求めることができない状況を考えると、^{137}Cs【半減期30年】と^{90}Sr【半減期29年】の放射性壊変による減衰の効果を除けば、この先10年間に汚染が大幅に軽減するとは期待出来ない。

それどころか、農産品の放射性の濃度は悪化する可能性すらある。というのも、燃料粒子の分解【に伴う放射性ストロンチウムの土壌への放出】や、放棄地【4.3節で詳しく述べる】の管理の悪化に伴う農業用水路の変化、放射能対策の停止などのマイナス要因があり得るからだ。

3.4. 森林環境

3.4.1. ヨーロッパの森林での放射性核種

チェルノブイリからの放射性プルーム【放射性ダスト雲】からのフォールアウトで汚染された生態系のうち主要なものに森林がある。被曝の観点から最も心配されたことは、^{137}Csの半減期が30年もある事から、これによる森林汚染や、林産品・森林農産品への汚染が長期に渡るだろうという事であった。また、汚染直後の数年間は、半減期2年の^{134}Csも重要であった。その他^{90}Srやプルトニウムなどの放射性核種は､チェルノブイリ30km立入禁止区域（CEZ）周辺の比較的狭い範囲を除けば、森林内での被曝はさほど問題にならない。そのため、森林汚染に関する測定データのほとんどは、^{137}Csの挙動とそれに伴う放射線量率である。

図3.34.:　ヨーロッパの森林分布。濃い色（カラーだと緑）は土地の88%が森林に覆われている地域で、薄い色（カラーだと黄色）は森林が10%未満の地域。[文献 3.69より引用]

森林は多くの国で森林産業を育くみ、食糧を供給し、余暇の場として使われている。図3.34はヨーロッパ大陸における森林の広域分布を示す。チェルノブイリ事故で、ベラルーシ、ロシア、ウクライナはもとより、旧ソ連の国境を越えて、ヨーロッパ諸国で森林が放射能に強く汚染された。後者ではフィンランド、スウェーデン、オーストリアでの汚染が甚だしかった（図3.5参照）。これらの国々での^{137}Csによる森林汚染は、10-50 kBq/m^{2}から、場所によっては10 MBq/m^{2}を超えた[訳注48]。10-50 kBq/m^{2}レベルの汚染が西ヨーロッパ数ヶ国での典型な^{137}Csの沈着値である。

チェルノブイリ事故以降、森林放射能は放射性壊変を除けばほとんど減っていない。森林生態系から外に出て行った^{137}Csは正味で年1%未満だった[3.66, 3.67]。したがって、人為的な対策を実行しない場合、^{137}Csの放射性壊変（半減期30年）が、森林が何時までどのくらいチェルノブイリのフォールアウトの影響を受け続けるかを概ね決める。森林から出て行く^{137}Csの量は少ないが、森林内部では放射性セシウムは生態系を循環していて、生物間・非生物間・生物ー非生物間を問わず、季節ごとに移動したり、長期間かけて移動したりする。森林を長期に渡って適切に管理するためには、セシウムのこうした動きをきちんと理解しなければならない。このようなセシウムの森林内での挙動に関しては、多くの実験や測定があり、そこから得られたデータの多くが定量的な予測モデルを開発するために用いられている[3.68]。

訳注48：4.3節に農地に関する高汚染の目安があるが、これが約555 kBq/m^{2}である。

3.4.2. 事故後初期の森林汚染の動向

最初の放射性プルーム【放射性ダスト雲】は、旧ソ連の森林の上空を通過し、その際に放射性物質が森林にフォールアウトした。この汚染のほとんどは雨を伴わない乾性沈着【3.1.2節参照】である。更に、放射性プルームによっては、遠くオーストリアやスウェーデンにまで広がり【3.1.3節参照】、そこで降雨に伴う湿性沈着を引き起こして、ホットスポット（高濃度汚染の飛び地）が出来た。ベラルーシのモギリョフ州やロシアのブリャンスク州その他の地域などの旧ソ連のいくつかの地域も、降雨に伴う湿性沈着によって汚染された。

森林端の樹冠【canopy : 木のてっぺん】は、効率的なフィルターとして大気汚染物質を吸着する。これはどの汚染物質にもあてはまる。チェルノブイリ事故後の樹木の汚染の主なものは、乾性沈着した放射性セシウムの60〜90%を樹冠が捕えたことによる[3.66]。この為、原子炉の半径7km圏内では、松の樹冠が放射能汚染で枯死量に達するほどとなった。ちなみに、この汚染には寿命の長い放射性核種と共に寿命の短い放射性核種も多く関係している。原子炉に近い場所では、事故直後数日〜数週間のガンマ線被曝が5 mGy/hを越えていた【ガンマ線の場合、1mGy = 1mSv】。松葉の推定被曝量は80〜100Gyに達する。樹木は赤茶色に枯死し、この小さな森林地帯は「赤い森」として知られるようになった。この森では、生物の放射線被害を最も容易に観察できた（6章参照）。

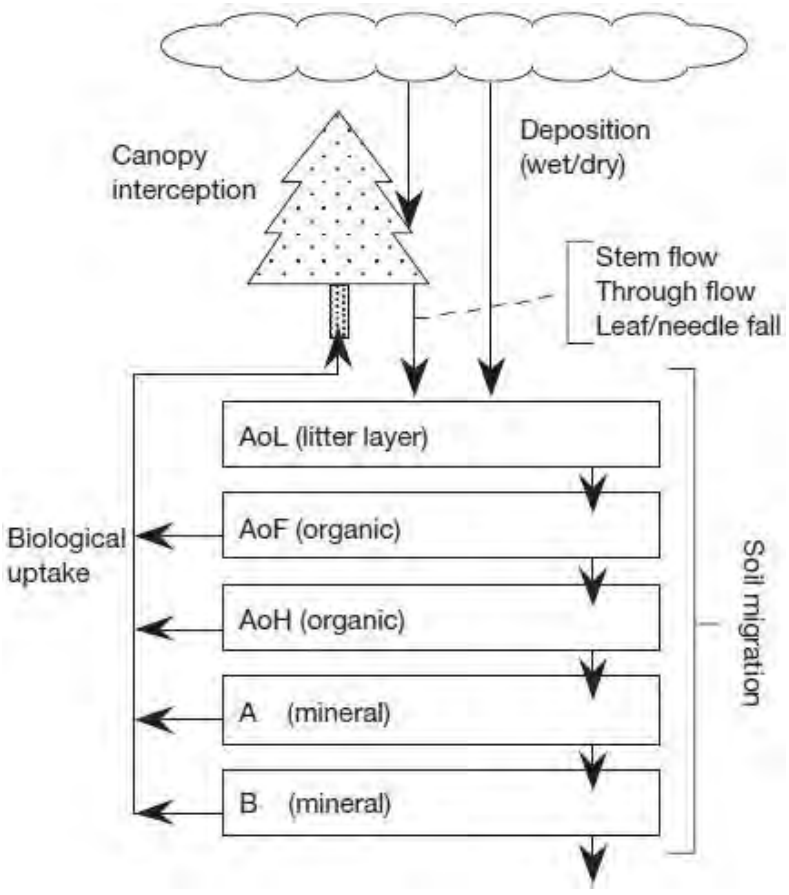


図3.35.: 森林の生態系における放射性核種の主な移動と滞留の模式図。[文献 3.70より引用]

樹冠の汚染は、事故後数週間から数ヶ月の間に、降雨と落葉という自然過程によって急速に減った（図3.35参照）。放射性セシウムが葉の表面から吸収される事もあったが、直接測定することは困難であった。1986年夏の終わりまでには、樹冠の放射性セシウムは当初の15%にまで減り、1987年夏の終わりまでには約5%にまで減少した。したがって、この約１年間に大量の放射性セシウムが樹冠から下の土壌に落ちた事になる。

自生茸や野いちごなどの森林農産物の場合だと、1986年夏を通して放射性セシウム汚染が増大し、それを食べるシカやヘラジカなどの森林動物も放射能汚染が増大した。スウェーデンではヘラジカの^{137}Csが生肉で2 kBq/kgを越え、ノロジカに至ってはより酷い汚染となった[3.71]。

3.4.3. 森林における長期間の放射性セシウムの挙動

初期の沈着から約1年のうちに、放射性セシウムの大部分が森林内の土壌に集まり、そのまま根から取り込まれて、樹木や下層植物を汚染した。このプロセスは、放射性セシウムが落葉層から土壌へと移動する事で循環継続した。セシウムと化学的性質が類似しているカリウムからの推定によると、放射性セシウムの森林内循環が速い事が予想される[訳注49]。したがって大気からのフォールアウト後の数年で、放射性セシウムがどの場所でも準平衡状態【あまり増減しない状態】になったと予想される[3.72]。未分解有機物の多い土壌上層には、落葉から放射性セシウムが長期にわたって移行して来るが【＝流入】、同時に根を通して森林植生全体を汚染している【＝流出】。ただし、個々の植物がこの有機土壌から放射性セシウムをどのくらい蓄積するかについては、植物の種類によって大きく異なる（図3.36参照）。

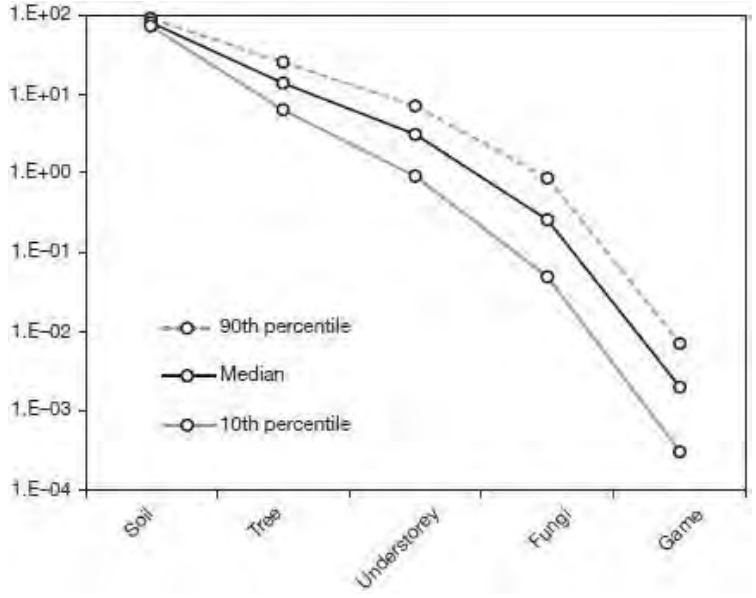


図3.36.:　針葉樹林の^{137}Cs汚染を生態系の構成要素別【横軸：土壌、木、下草、菌類、鳥獣】の比率で示したもの。[文献 3.73より引用]【縦軸は対数スケールでの%。黒実線が中央値、灰色破線が90%値（サンプルの90%がその下に来るような値）、灰色実線が10%値。】

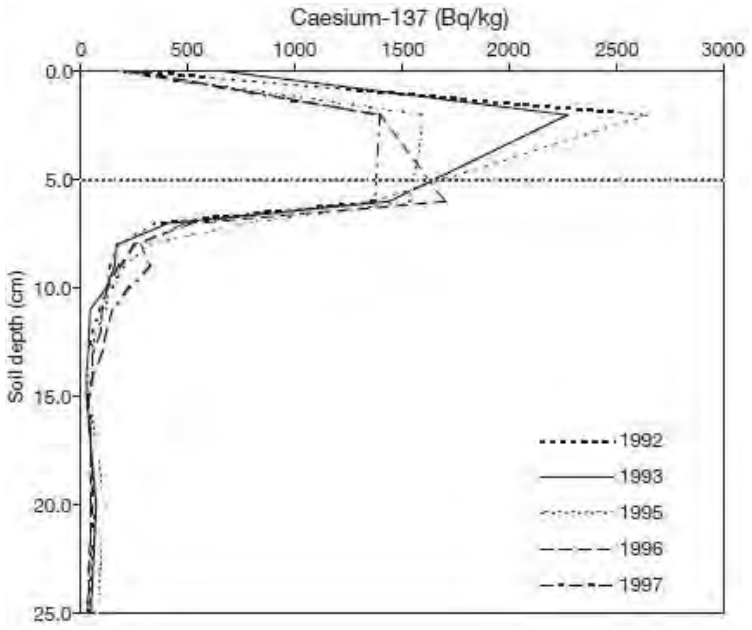


図3.37.: 松林（オウシュウアカマツ＝Scots）の土壌における^{137}Cs濃度の土壌中の深さ分布。測定はベラルーシのゴメリ（Gomel）近郊で、1992年から1997年まで。水平に引いた点線は有機土壌層と無機土壌層の境界を示す。[文献 3.74より引用] 【単位は横軸が濃度(Bq/kg)で縦軸が深さ(cm)。】

放射性セシウムが森林の外へ出ていく経路の一つに流水があるが、これは極めて少ない。というのもセシウムは土壌中では雲母状の粘土鉱物と結合をして、簡単に溶け出さないからである[訳注50][3.67]。森林内での放射性セシウムの循環の際に忘れてはならないのが、セシウムが植物内に一旦貯められるという事実である。この影響はとりわけ樹木の幹や枝などの多年生の木質成分で重要である。というのも、体積が大きい分、放射性セシウムを蓄えられる量も多いからだ。もっとも、土壌から植物へと取り込まれた放射性セシウムの全てが木質成分に蓄えられる訳ではなく、溶脱【leaching：養分過多となった時に余分な養分が植物の表面から外に出ていく事】と落葉を通して毎年土壌表面へと再循環する部分もある[訳注51]。したがって土壌だけをみれば、長期に渡って放射性セシウムが供給される事になる。森林のうちの地上部分（そのほとんどは樹木）に蓄えられている放射性セシウムの量は、温帯の場合、森林生態系全体の放射能の約5%である。

森林の放射性セシウムは、植物による循環や貯留に回るため、土壌中での移動は限られており、土壌汚染のほとんどは長期的にも土壌上部の有機土壌層に限られる（図3.37参照）。もっとも、深い土層への下向きの移動も、ゆっくりと進行する。この速さは土壌の種類と気候に左右される。

森林生態系での放射性核種の移行を左右する要因のひとつに、森林土壌の透水性がある[3.75]。樹木・自生茸・野いちご・低木などの森林生産物の放射性セシウムに対する面移行係数T_{ag}は、透水性の違いによって、3桁以上も差がつく。面移行係数が最も小さいのは、透水性のよい斜面の自成林【automorphic forests and soils】である[訳注52]。逆に、面移行係数が最も大きいのは、水が停滞しているような平地の半水成林【hydromorphic forests】である[訳注53]。森林での放射性核種の移行に影響するような要因は他にもあり、中でも、植物の種類による差は大きく、その差は、根（菌糸体）の広がり方の違いや、放射性セシウムを貯める能力【具体的には競合元素のカリウムを貯める能力】

の違いからくる[3.76]。

下草、樹木、自生茸への放射性セシウムの取り込みは、土壌中の放射性セシウムの垂直分布にも左右される【根の張り方の違いがここで効く】。垂直分布は空中ガンマ線量率にも影響する。というのも、土壌の上層は下層からの放射線を防ぐ効果があり、汚染の最大箇所が地下深くへ移動するにつれて、地表から出て行く放射線が減るからである（図3.38参照）。観測によれば、下向きへの放射性核種の移動が最も速いのは半水成林であった[3.75]。

ひとたび森林全体に放射性セシウムが広がると、【循環がメインとなるので】森林内での放射能分布はこれ以上ほとんど変わらない。小規模な分布の変化は起こりえて、例えば風による表面からのまき上げ[3.78]や山火事[3.79]、風雨による侵食や流出があるが、いずれの場合も、放射性セシウムが初期に沈着した場所から大きく離れた所へ移動するとは思えない。

訳注49：3.3.4.4節によると、牧草地では落葉層から土壌への移動だけで8〜9年かかる。

訳注50：3.3.4.1節にあるように、セシウムは陽イオンとして土壌中の結合物質から土壌溶液（soil solution）へ溶け出す。しかし粘土鉱物がある場合、根による積極的な作用（負イオンを出したりする）がないと簡単には結合物質から離れない。

訳注51：leachingに必要な養分過多の状態は、『セシウム＋カリウム』というカリウムなどの陽イオンの総量が増える事で起こりやすくなる。

訳注52：土壌・森林形成の際に関わってくる水分の殆どが降水による場合。

訳注53：土壌・森林形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水や表層水からも供給されるもの。

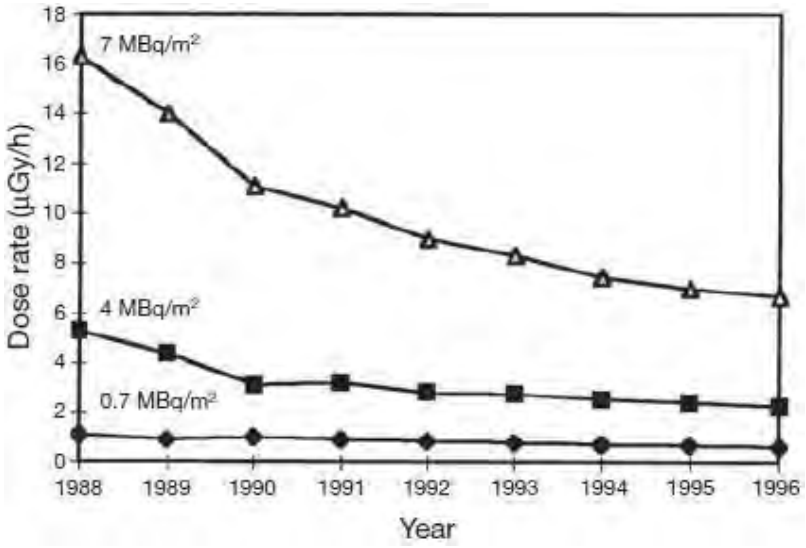


図3.38.: 大気中のガンマ線量率【単位は 10^{-6} Gy/h】を３つの異なる汚染森で調べたもの。測定はいずれもチェルノブイリ原発から150 km北東のロシア、ブリャンスク州（Bryansk）。[文献 3.77より引用] 【３つの森は^{137}Cs地表への沈着量が異なっており、１つ目（白三角）は 7000 kBq/m^2、２つ目（黒四角）は 4000 kBq/m^2、３つ目（黒ダイヤ）は 700 kBq/m^2。】

3.4.4. 林産食品への取り込み

森林から採れる食品には自生茸、野いちご【ベリー】、狩猟獣がある[訳注54]。チェルノブイリ事故で放射性物質が沈着した森林では、これら林産食品も汚染された。調査によれば放射性セシウムによる汚染がもっとも酷かったのは茸である。茸が特定の元素【複数】を取り込みやすい性質をもっていて、その一つに放射性セシウムもあるからだ。自生茸は、多くの被害国、とりわけ旧ソ連で多くの人が食べる重要な食料源である。茸汚染とその時間変化は茸の種類によって異なる。というのも、寄生植物である茸が利用する養分が種類ごとに偏っており、その養分の中に^{137}Csがどの程度入り込みやすいかが養分ごとに違うからである[訳注55]。

茸の種類によっては、特定の土層だけからしか栄養をとらない。それらの茸の汚染と、その時間変化を調べたところ、栄養をとる土層の汚染と関係があった[3.80]。自生茸の高水準の汚染は、放射性セシウムの土壌から茸への移行係数T_{ag}と関係している。もっとも、面移行係数は非常にバラツキがあり、0.003〜7 m^2/kgと、2000倍もの違いがある[訳注56][3.81]。図3.39に示すように、放射性セシウムの茸への蓄積は茸の種類によって大きく異なる[3.82]。一般に、落葉・枯木などを分解して養分とする腐性型【saprotrophs】と、椎茸やナラタケのような木材腐朽菌【wood degrading】はセシウム汚染が比較的低くて済むが[訳注57]、生きた植物と共生しながら栄養をとる菌根型【mycorrhizal：松茸など】は放射性セシウムを取り込みやすい[訳注58]。茸の汚染は1990年代にゆっくりと減少しているらしい事が図3.40に示されている。

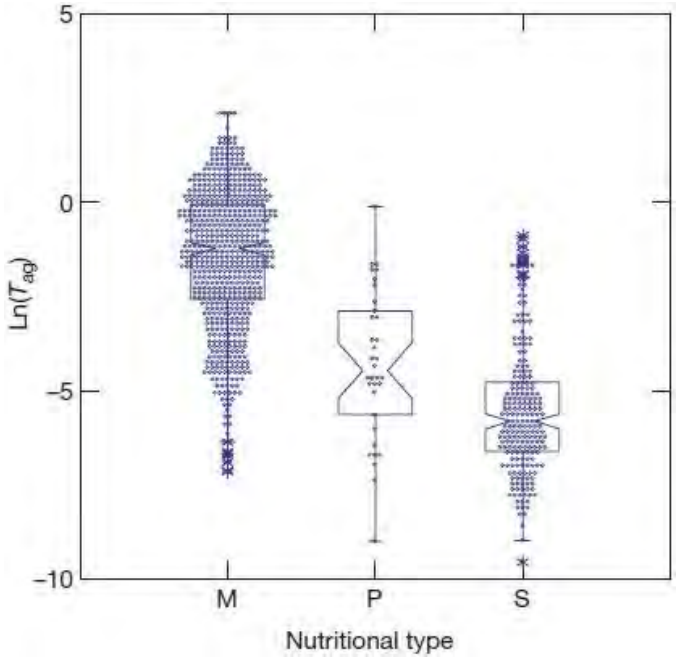


図3.39.:　土壌から茸への^{137}Csの面移行係数T_{ag}。3種の異なる茸（栄養摂取の仕方＝nutritional type が異なる）での測定結果で、Mは菌根（mycorrhizal）型、Pは寄生（parasitic）型、Sは腐生性（saprotrophic）型。[文献 3.82より引用] 【縦軸の単位は10^{-3} m^2/kg。値の分布範囲（ばらつき）が大きいので縦軸（面移行係数）は対数表示となっている事に注意。】

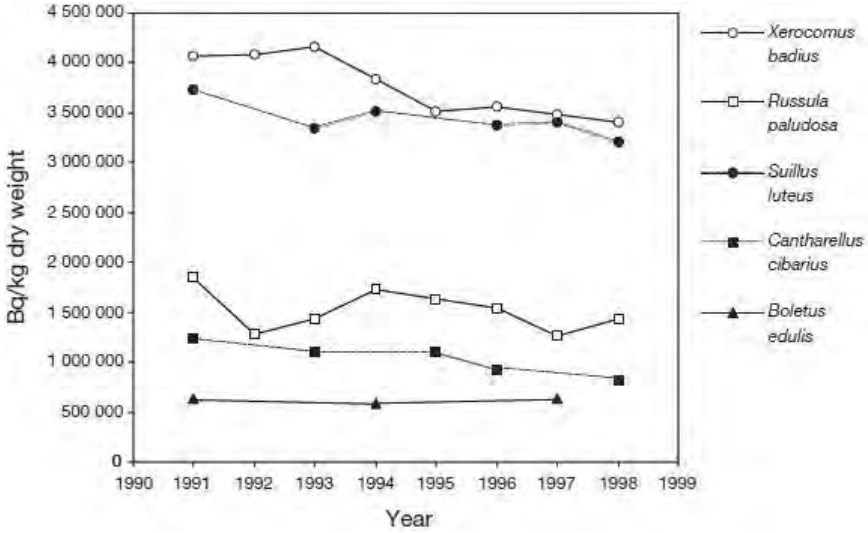


図3.40.: 茸5種類の^{137}Cs濃度の推移（事故後4年～12年）。乾燥茸による測定値で、単位はBq/kg。測定はチェルノブイリ原発から130 km南西のウクライナ、ズトミュール州（Zhytomyr）の松林。1986年時の土壌の^{137}Cs濃度は 555 kBq/m^2。[文献 3.68より引用]【測定開始の1991年以降、僅かにしか減っていない。】

森林の自生茸の汚染は、コケモモのような森林産の野いちごよりもはるかに汚染されている事が多い。これは、野いちごが茸ほどには放射性セシウムを取り込まない事を反映しており、実際、土壌から野いちごへの放射性セシウムの面移行係数は0.02～0.2 m^2/kgと茸よりも低い[3.81]【農産品と比べてもあまり差がない】。野いちごの放射性セシウムのレベルが茸よりもおおむね低い事と、野いちごの消費量が茸よりも少ない事から、野いちご経由の内部被曝の危険性は茸よりも少ない。しかし、両方とも、野生動物や半野生の放牧畜がよく食べるものであり、これらの動物が、狩猟などを経て人体の内部被曝を起こす口経媒体となる可能性がある。実際、森などの自然地で育った動物の肉は、高い放射性セシウムレベルを示す事が多い。この種の動物の例としてはイノシシ、ノロジカ、ヘラジカ、トナカイがあげられる【このうちトナカイは半野生の放牧畜である】。

一方、牛や羊などの家畜も、森林の縁辺部で食べ漁る事があるから、同じタイプの汚染がありうる。シカやヘラジカなどの狩猟獣の汚染に関するデータは、これらを狩猟して食べる事の多い西ヨーロッパ諸国で主に得られている【国によっては野生ヘラジカの肉がスーパーで売っているほどに狩猟が一般的である】。野生・半野生動物の放射性セシウムの量は季節毎に大きく変動している。これは自生茸や地衣類などの食べ物が、特定の季節にしか生えないからである。ちなみに、地衣類はトナカイの栄養源として重要である。これらの動物の汚染データは北欧諸国とドイツで得られている。図3.41はスウェーデンのヘラジカのセシウム放射能の年平均値である。このデータは、1986年～2003年の間にスウェーデンの一つの狩猟地域でヘラジカについて調べて得たものである。図3.42は南部ドイツにおけるノロジカの^{137}Cs濃度のデータで、調べた部位は筋肉である。茸の放射性セシウム濃度が高い為、それを食べる狩猟獣、特にノロジカも放射能に汚染されている。スウェーデンの土壌からヘラジカへの面移行係数は0.006～0.03 m^2/kg[3.81]である。その年平均値は、汚染当初以来おおむね減り続けており、このことから、^{137}Csの生態学的半減期が、^{137}Csの物理的半減期（30年）よりも短いことが分かる。

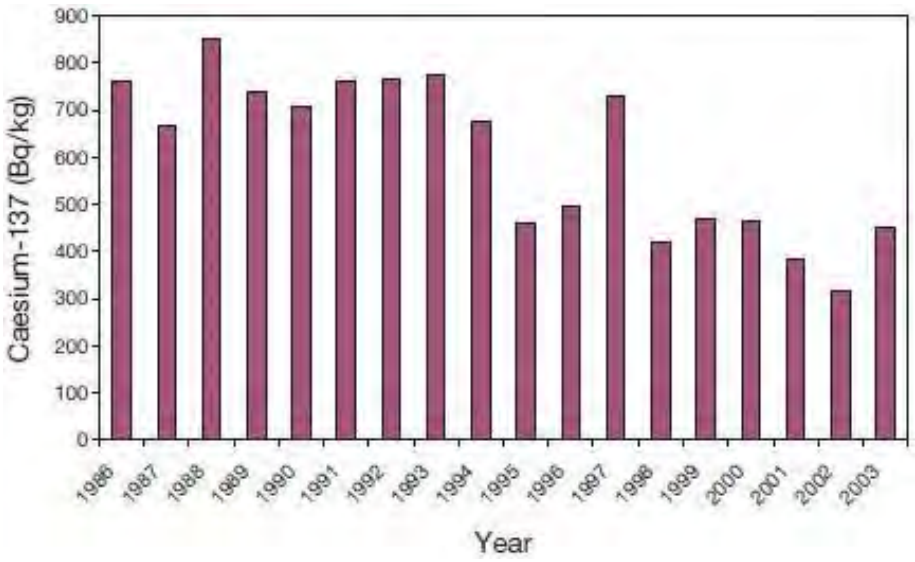


図3.41.: ヘラジカ（ムース）に含まれる^{137}Cs濃度の推移【17年間】。測定はスウェーデンの、ある一ヶ所の狩猟地区で、サンプルは毎年約100頭。[文献 3.83より引用] 【縦軸の単位はBq/kg。】

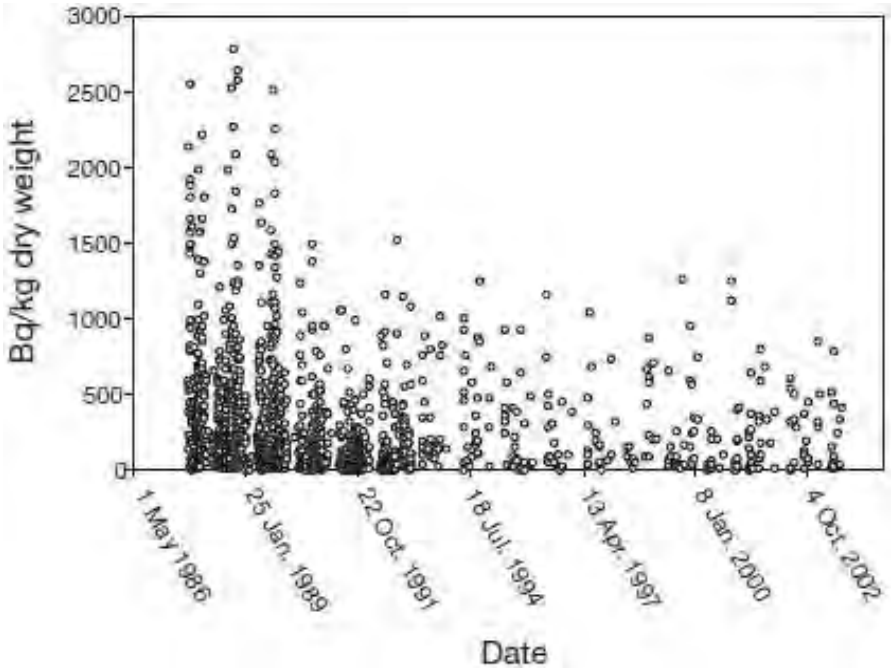


図3.42.: ノロジカ（roe deer, 学名 Capreolus capreolus）の筋肉に含まれる^{137}Cs濃度の推移【17年間】。測定は南ドイツのバ・ワルトセー（Bad Waldsee）近郊の森林。1986年時の^{137}Cs地表の沈着量は 27 kBq/m^2。[文献 3.84より引用]【縦軸の単位は乾燥重量でBq/kg。】

訳注54：日本では茸は栽培品が主流だが、森林の広大な旧ソ連では茸は自生品が主流である。

訳注55：茸が寄生する木の種類と相性があることからも明らかなように、茸によって取り込む養分の構成も違って来る。

訳注56：農産物の面移行係数は図3.25や図3.26で出て来るが、それに比べると遥かに高い値である（放射性セシウムを取り込みやすい）。

訳注57：あくまで比較の問題で、日本ではこのタイプでも高濃度の放射性セシウムが検出されている。

訳注58：原文では茸の例として椎茸や松茸の代わりにArmillaria mellea、Xerocomus、Lactariusが挙げられているが、日本になじみがないので省略する。

3.4.5. 木材の汚染

チェルノブイリ事故の影響を受けた森の大部分は、ヨーロッパでも旧ソ連でも、木材生産のために植林され管理されている。汚染された木材を出荷・加工する過程で、あるいはそういう木材を使用する事で、森林からの直接被曝を受けない人々にすら被曝の可能性が出てくる。樹木が森林土壌から取り込む放射性セシウムのうち、幹【wood】に蓄える量は少なく、幹【wood】への面移行係数は僅かに0.0003〜0.003 m^2/kg程度である。したがって、家具や壁・床材として用いられる木材は、人体被曝に関しては問題ないと思われる[3.85]。しかしながら、紙のような消耗品を生産する工程で出て来る液状廃棄物や固形廃棄物は、放射性セシウムにかなり汚染される可能性がある。製紙パルプ工場の労働者による取り扱い次第では、工場内での被曝が起こりうる[3.86]。

葉・皮・枝など、樹木の幹以外の部分は燃料として使用されるが、これは放射性の木灰を生み出すので、それを何処に捨てるかという問題が出て来るかもしれない。北欧諸国では、バイオ燃料技術の急増により、実際に葉・皮・枝を燃料とする事が近年増えており、木灰に含まれる放射性セシウムが問題になってきている[訳注59]。というのも、木灰の放射性セシウム濃度は元の木の50〜100倍もあるからである。一方、薪は家庭でも使われるが、汚染地域の場合だと、屋内や庭にたまった灰【放射性セシウムで汚染】によるガンマ線被曝が引き起こされるかもしれない[3.85]。

訳注59： 街全体用の温水ボイラーを兼ねるゴミ処理施設では、その際の燃料として、葉・皮・枝を使う。

3.4.6. 予想される将来の動向

森林の放射性セシウム汚染は、1986年以来大規模に測定されている。このデータを用いて数値モデル【コンピューター・シミュレーション】が開発されてきた[3.68]。これらのモデルは、チェルノブイリ起源の放射性核種が森林生態系でどのように汚染を引き起こしていくかについて理解を深めるのに役立っている。モデルは森林汚染を将来に渡って予測するにも用いられる。予測は汚染地域を将来どのように管理するかについて決める際の手助けになる。

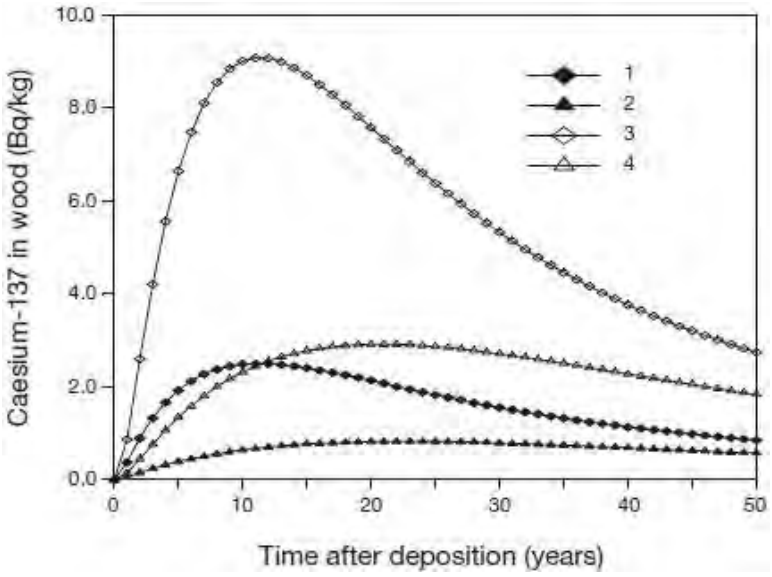


図3.43.: コンピュータモデル（FORESTLAND）から推定される木材の^{137}Cs濃度の推移。 地表沈着量が1 kBq/m^2 の時の50年間の予想を、異なる土壌と樹齢に分類して求めた。1. 自成土（automorphic）で樹齢20年、2. 自成土（automorphic）で樹齢80年、3. 半水成土（semihydromorphic）で樹齢20年、4. 半水成土（semihydromorphic）で樹齢80年。[文献 3.87より引用]【縦軸の単位は kBq/kg。自成土とは土壌形成の際に関わってくる水分の殆どが降水によるもので、半水成土とは、土壌形成の際に関わってくる水分が降水だけでなく地下水や表層水からも供給されるもの。後者の典型的な例が三角州土壌。】

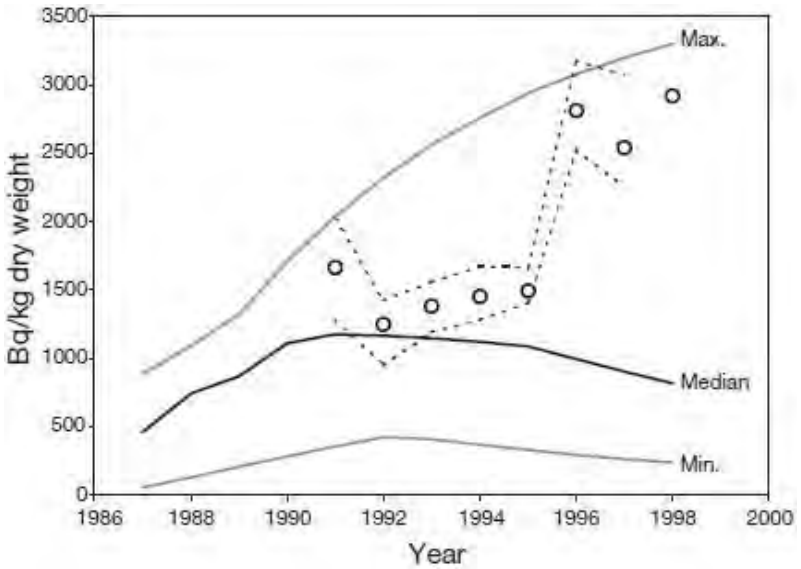


図3.44.: モデル（IAEA BIOMASSプログラムから選んだ11の異なるモデルの結果）から推定される木材（松）への^{137}Cs汚染の推移のまとめ。全モデルの中央値（Medium）を実線、上限値（Max）と下限値（Min）を灰色実線で示し、更に実際の測定値の平均を白丸で、測定上下限値（誤差のこと）を点線で示している。いずれのモデルも、ウクライナ、ズトミュール州（Zhytomyr）の松を対象にしている【具体的にはチェルノブイリ原発から130 km北西】。ちなみに、そこでの1986年時の土壌の^{137}Cs濃度は約 555 kBq/m^{2}である。[文献 3.88より引用]

森林での放射性セシウムの挙動の予測モデルでは、森林生態系の中でのセシウム分布と、単位時間当たりの移動量【flux : 速度に密度を掛けた量で、流束と呼ばれている】が計算される。予測は、生態系の中の樹木の木質部全体とか茸等の食用産品などの特定要素に対して計算出来る。数多くの数値モデルによる将来予測の例を図3.43と図3.44に示す。図3.43は、2種の典型的な森林生態系における2種類の年齢の樹木【若木（汚染時に樹齢20年）と老木（汚染時に樹齢80年）】の木質部にどれだけの放射性セシウムが含まれるかを将来予測したものである。この結果から、土壌の状態と汚染時の樹齢との双方が、木材用樹木の放射能汚染の管理する上で重要であることを示している。図3.44は、ウクライナのズトミュール地域（Zhytomyr : チェルノブイリの約130km南西）の松林についての50年予測（全部で11のモデル）をまとめたものである。図から分かるように、11個のモデルはお互いに異なる予測を立てている。図では、一つの森林から得られたデータも示しているが、これも当然ながらバラツキがある。データとモデルの両方ともバラツキが大きいため、森林の汚染予測は現実には難しい。

3.4.7. 森林と森林製品に関連する放射線被曝経路

森林の放射能汚染は、森林労働者、森林産業の労働者、更には一般人にすら被曝リスクをもたらした。森林労働者は、樹冠や土壌表層に残った放射性セシウムからの放射線に仕事中ずっと曝される。一般人だと、家具や床板などの木材製品から外部被曝を受ける可能性【これは少ないと3.4.5節にある】もさることながら、放射性セシウムを含む、狩猟獣肉・野生自生茸・野いちごなどの森林産食品を食べる事による内部被曝がありうる。内部被曝源で言えば、森林の周辺部で牛・羊などの家畜が放し飼いされる事があり、【放射能汚染の酷い茸や野いちごを食べる事によって】これらの動物のミルクが汚染される事がありうる。これは、乳製品や肉の飲食を通して人体への内部被曝を引き起こす。森林からの被曝経路は他にもあり、各家庭が燃やす薪なども被曝源である。木灰そのものが外部被曝源であるばかりか、それを肥料として使ったら庭でも被曝を引き起こす。更に、林産物【樹木】を産業用の熱源として使用した場合、そこの労働者と一般人の両方に外部被曝をもたらしかねない。森林や森林製品と関係する被曝について、数字に基づく説明は、本報告6章と参考文献[3.85]に詳しい。

森林からの被曝経路で重要なものにもう一つある。それは木の伐採、製材、木材や木製品の加工と利用の際の被曝である。材木や木製品は、ひとたび森林の外に出回るや被曝源となりうるが、これらは【他の林産品と違って】相当の距離を運ばれる事が多いし、時には国境をも越える。このように多数ある被曝経路のうちのどれがどの程度の危険度を持つかについては、ある程度の評価と定量化がなされている[3.85]。

3.5. 水域系での放射性核種[訳注 60]

3.5.1. はじめに

チェルノブイリから飛散した放射性物質はヨーロッパの多くの地域の表面水系【河川・湖沼（地上に出ている自然水）とその環境（湖底堆積物や水回りの動植物など）】に影響を与えた。もっとも、放射性降下物の大部分は、ドニエプル川【Dnieper＝全長2285km】の代表的な支流の一つであるプリピャチ川【Pripyat＝全長710km】の集水域に沈着した（図3.8、図3.9参照）。ドニエプル川はヨーロッパの大河の一つである[訳注61]。したがって、ドニエプル川沿いの一連の貯水湖から水を得ている地域では、事故後、水の放射能汚染が特に心配された。この流域は黒海まで1000kmに及ぶ（図3.6、図3.7参照）。ライン川やドナウ川のようなヨーロッパの他の大河の流域にも、放射性物質がフォールアウトした。但し、これらの大河への放射能汚染は医学的にそこまで深刻ではなかった。

ベラルーシ、ロシア、ウクライナの一部地域では、事故直後に河川水がかなり放射能汚染されて、その濃度は、ヨーロッパ各地の河川より高くなり、飲料水に対する安全標準値を超えた。汚染した理由は、放射性物質が川に直接フォールアウトし、しかも集水域から流れ出した放射性物質が川に流入したからである。河川の放射能濃度は、事故から2〜3週間で急速に減った。これは、半減期の短い放射性核種が崩壊して減ったのと、放射性核種が集水域の土壌に浸み込んだり、河川・湖沼の堆積物に吸着したからである。長期的には、半減期の長い^{137}Csと^{90}Srが、水域の生態系を汚染する中心的な放射性核種となった。この２つの放射性核種は、事故直後の汚染ピークを除けばさほど河川を汚染しなかったが、それでもプリピャチ川の洪水の際は川のこれらの濃度が【土壌などの剥ぎ取り効果で】一時的に高くなって、ドニエプル水系の水を使用する地域では重大な問題となった。

湖や貯水湖は、放射性物質の水面への降下物と、集水域からの放射性核種の流入とで汚染された。水中での放射性核種の濃度は、水が大量に流入・流出するような貯水湖と湖では急速に低下した【水の出入りが十分な場合、open lake system＝開放性湖沼と呼ぶ】。しかしながら、集水域の有機土壌から放射性核種が流出し続けた為に、湖水中の放射性セシウム濃度が高止まりしたケースもある。さらに、閉鎖性湖沼（河川水の出入りがほとんど無い湖）では、放射性セシウムが内部で循環するので、開放性湖沼や河川に比べると、湖水や水中生物の放射能濃度が極めて高くなった。

放射性核種（特に放射性セシウム）の魚への生物濃縮の為、放射能濃度が基準値【摂取許容値】を大きく超える事があった（これは最も影響を受けた地域と西ヨーロッパの双方で起こった）[3.89-3.94]。ベラルーシ、ロシア、ウクライナの複数の湖では、これらの問題が今日に至るまで続いているし、これから当分の間も続くだろう。淡水魚は、汚染地域の住民にとって重要な食料源である。ウクライナのドニエプル川水系では、年間2万トン以上の漁獲量がある。西ヨーロッパ、特にスカンジナビアの一部でも、魚の放射性セシウム濃度は未だに高めである。

チェルノブイリに最も近い海は黒海とバルト海である。どちらも事故現場から数百キロの距離にある。この２つの海での水や魚の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後、集中的に調査された。これらの海域への放射性物質の平均沈着量は比較的低く、更に海洋圏では非常に薄められたので、放射性核種の濃度は淡水の河川・湖沼よりさらに低かった[3.96]。

訳注60：水域系とは、河川・湖沼、海洋、地下水などの水域環境の総称。

訳注61：本節ではこの２つの川が何度も出て来るが、チェルノブイリはこの２つの川が合流する地点から50kmと離れていない。

3.5.2. 表層水【河川・湖沼】中の放射性核種

3.5.2.1. 溶存態と粒状態の放射性核種の分布[訳注62]

地表にフォールアウトした放射性核種は、土壌や川床や湖底の堆積物に残留する。河川や湖底での放射性核種の移動は、この残留の度合いに大きく左右される。沈着した放射性核種の一部は表層水【河川・湖沼】を浮遊する粒子に吸着され（粒子密度は表層水中で大きく変動する）、これが放射性核種の移動と生物濃縮に強く影響する。ほとんどの^{90}Srは溶存態として存在しており、溶けずに固体のままなのは0.05～5%だが、原発のすぐ近くは例外で、フォールアウトしたストロンチウムの大部分は燃料粒子に含まれた形【不溶性】であった。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の土壌は、^{90}Srにひどく汚染されおり（図7.7参照）、汚染ストロンチウムの一部は、低地が氾濫すると洗い流される。

事故後10年間、プリピャチ川を流れる放射性セシウムの40%～60%ほどが水に溶けずに粒子の形で流れた[3.97]。他の河川の推定値は4%～80%と大きくばらついたが[3.98]。この値は、浮遊粒子の組成や濃度に依存し、更に水の化学的性質【pHや、硬水・軟水等】に依存する。微細な粘土粒子やシルト粒子【砂より小さく粘土より粗い砕屑物】と、それより大きな砂粒子とでは、反応性の低い砂粒子よりも、粘土粒子やシルト粒子のほうが、より効率的に放射性セシウムを粒子表面に吸着する。よって、砂質の川床は、原子炉の近くですらあまり汚染されなかった。一方、微細な粒子は放射性セシウムをかなり遠くまで運んだ。キエフ貯水湖の湖底には微細な粒子が堆積しつつあり、そのため、湖底の堆積物は高濃度に汚染されている。

プリピャチ川の放射性核種の溶存態と粒子態の分布を測定すると、浮遊粒子に吸着する強さは弱い方から、^{90}Sr、^{137}Cs、他の超ウラン元素（ウラン核反応で出来た^{239,240}Puや^{241}Am）の順に強くなることが判明した[3.100]。表層水（河川・湖沼）に含まれる超ウラン元素も、汚染土壌から流れ出た超ウラン元素も、その化学的安定性が有機物を含む自然なコロイドに左右される可能性がある。ただし、この影響は、^{90}Srと^{137}Csではあまり重要ではない[3.101]。

海洋では一般的に、粒子吸着性が低く、競合イオンの濃度が高い（高塩分）ので、淡水に比べて浮遊粒子があまり放射性核種を吸着しない傾向にある[訳注63]。バルト海の場合、チェルノブイリ事故後、^{137}Csのうちの10%以下しか粒子に吸着せず、粒子として存在する割合は平均1%程度であった[3.102, 3.103]。黒海だと、^{137}Csのうち粒子に吸着したのは3%以下であった[3.96]。

訳注62：水に何かが溶ける場合、溶け切る量には限りがあって、それを超える分は溶けきれずに余る。この時、溶けた状態であるか、溶けきれない状態であるかによって、汚染も違ってくる。

訳注63：競合元素（それが水に溶けて電離したものが競合イオン）とは、放射性核種と化学的性質が似ていて、二次汚染の際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。ここではカリウムイオン（K+）やカルシウムイオン（Ca++）などを指す。3.3.4.1節を参照。

3.5.2.2. 河川の放射能

チェルノブイリに近い（プリピャチ川【Pripyat】、チェチェレブ川【Teterev】、イェルピン川【Irpen】、ドニエプル川【Dnieper】の）各河川では、事故直後の放射性物質の濃度は主に放射性物質が河川表面に直接沈着したことによる。この段階でもっとも放射能濃度が高かったのはチェルノブイル付近のプリピャチ川で、そこでは^{131}I濃度が4440 kBq/m^{3}もあった[訳注64]（表 3.7参照）。放射能値は、すべての河川で事故から数週間のうちに急速に低下した。これは半減期の短い放射性核種が壊変して減ったのと、集水域の土壌や川底の堆積物へ放射性核種が吸着したためである。

表 3.7. チェルノブイリ付近のプリピャチ河川中で測定された放射性核種の濃度の最大値（溶存態）[3.91, 3.104, 3.105]

	最大濃度（Bq/L）
セシウム 137	1591
セシウム 134	827
ヨウ素 131	4440
ストロンチウム 90	30
バリウム 140	1400
モリブデン 99	670
ルテニウム 103	814
ルテニウム 106	271
セリウム 144	380
セリウム 141	400
ジルコニウム 95	1554
ニオビウム 95	420
プルトニウム 241	33
プルトニウム 239、240	0.4

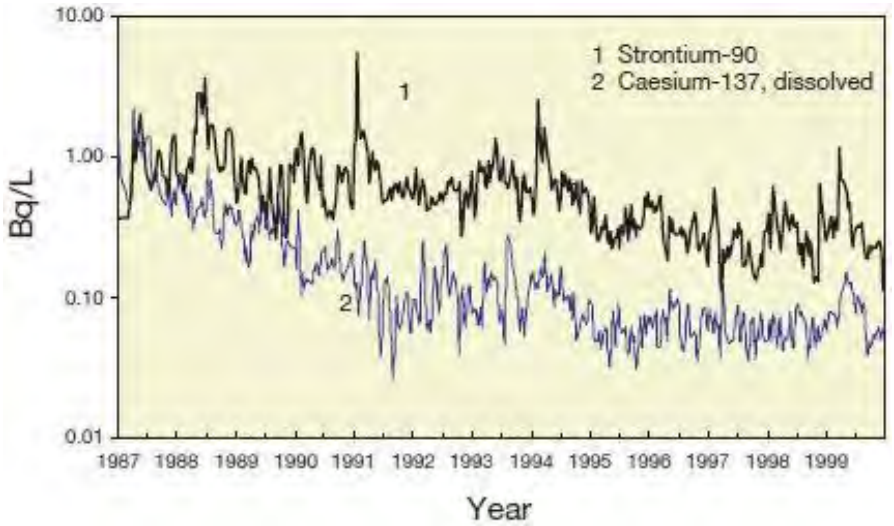


図3.45.: チェルノブイリを縦断するプリピャチ（Pripyat）川の放射能濃度の推移【14年間】。線（1）：^{90}Sr。線（2）：^{137}Cs。[文献 3.106より引用]【縦軸は放射能濃度の一ヶ月平均値で、単位は Bq/L（対数目盛り）。】

長期的には、地表汚染のあとに集水域の土壌に残った^{90}Srと^{137}Cs【いずれも半減期が30年程度とやや長い】が、土壌侵食の際に土粒にくっついたまま流れ出したり、土壌から溶け出したりして、徐々に河川へ流れ込んでいった。放射性核種がどのくらい移動していくか【流されていくか】は、土壌侵食の速さや、集水域の土壌と放射性核種の結合の強さ、放射性核種の土壌深部への浸透の度合いに左右される。一例として、チェルノブイリ近郊のプリピャチ川の放射能濃度の経時的変化を図3.45に示す。調べた放射性核種は^{90}Srと^{137}Csである。

チェルノブイリ事故後、河川水の放射能の濃度と総輸送量【total flux】を把握するために、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内と主要河川沿いに水質監視所が設置された[訳注65]。それら監視所での計測から、プリピャチ川を流れる^{90}Srと^{137}Csの、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）への流入量と流出量が推定できるようになった。図3.46aに示すように、プリピャチ川における^{137}Csの流量は【始めの10年で】大幅に減っており、さらに、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の上流と下流の差【それが30km圏からの流出量になる】はほとんどない。

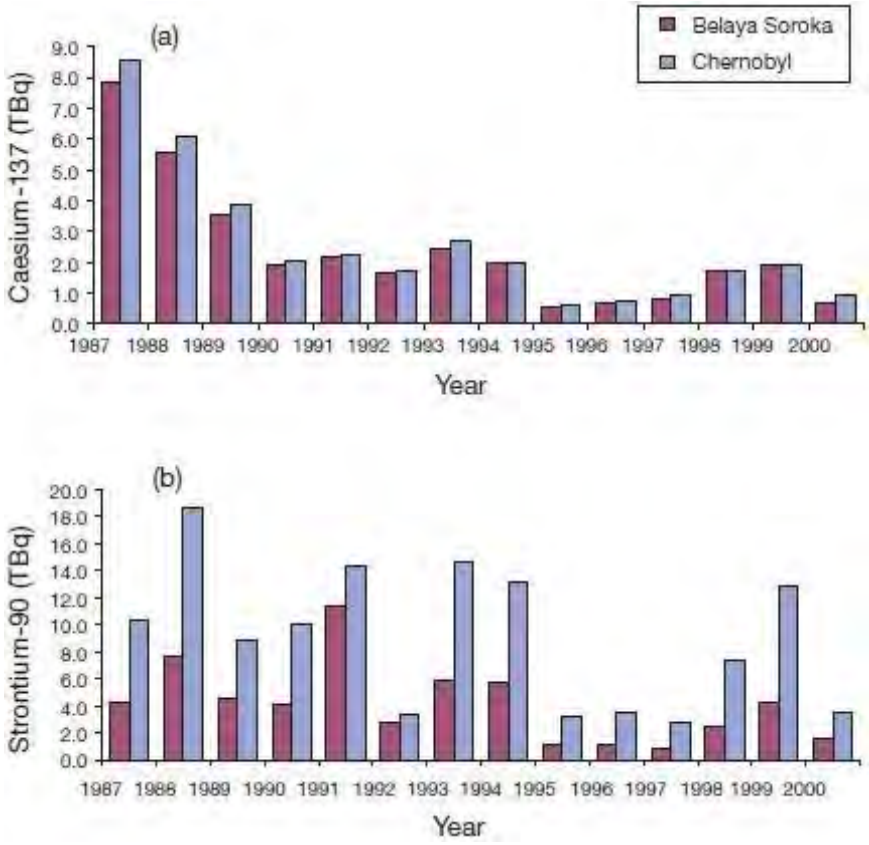


図3.46.: チェルノブイリを縦断するプリピャチ（Pripyat）川の放射能の推移【15年間】。 (a)^{137}Cs。(b)^{90}Sr。測定地点はチェルノブイリ30 km圏立入禁止区域（CEZ）の上流境界に当たるベラヤソロカ（Belaya Soroka、ベラルーシとウクライナの国境付近）と、CEZの下流境界に当たるチェルノブイリ下流地点。[文献 3.107より引用]【縦軸は放射能の総流量の年間積分で、単位は 10^{12} Bq/年。セシウムに比べてストロンチウムは上流と下流で大きな差が出る。説明は図3.57のモデルと図7.6の詳細汚染地図を参照。】

一方、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の境界を流入・流出する^{90}Srの移動量は、プリピャチ川両岸で毎年起こる洪水の大きさに左右されて、年ごとに大きく変動した（図3.46(b)参照）。しかも、CEZの下流への流出量は上流から入って来る量よりかなり大きく、これはチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の土壌からプリピャチ川へ大量の流入があったことを意味している。しかし、洪水で洗い流された放射性核種の量は、集水域に残っている総量に比べて微々たるものであることに留意すべきである。

川の^{90}Srと^{137}Csの両方の放射能濃度は、チェルノブイリの近くの他の河川や、西ヨーロッパの他の河川でも、同じような低下を示した[3.108]。ヨーロッパの複数の河川での^{137}Cs濃度の測定結果を図3.47に示す。図では、地表汚染の違いを考慮して、地表汚染に対する水質汚染の比率を出しているが、それでも河川によって30倍の差がある。集水域が小さい場合[3.67, 3.112, 3.113]、有機物が分解されないまま大量に残った土壌（特に泥炭の過剰な土壌）は、一部の鉱物質土（mineral soil）に比べて、10倍近い量の放射性セシウムを表層水【河川・湖沼】に放出した。たとえばフィンランドの河川は、その集水域に【未分解の】有機質の多い湿地・準湿地が広がっているため、集水域の大部分を鉱物質土がおおっている河川よりも、（単位地表汚染あたりで比較して）水の放射性セシウム濃度が高い[3.109, 3.111]。

訳注64：水に関しては3.5節を通してBq/m^{3}に統一する。これはBq/Lの値に1000を掛けた値となる（Bq/L とkBq/m^{3}は値が等しくなる）。

訳注65：flux＝速度 x 濃度で、単位時間あたりに単位断面を通過する量をさす（日本語で流束と言う）。total fluxとは、fluxに断面積を掛けたもので、単位時間あたりに横断面を通過する総量をさす。

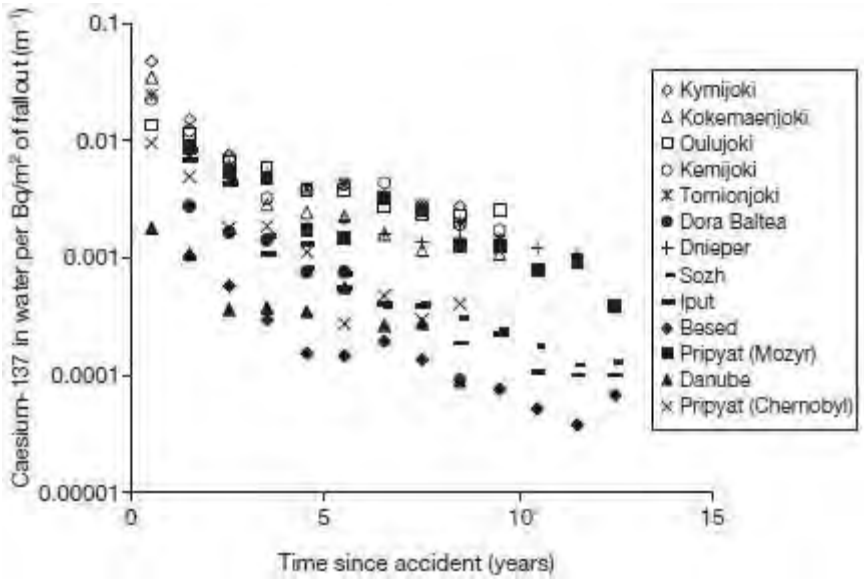


図3.47.:　ヨーロッパの複数の河川【合計13河川】で測定した^{137}Cs濃度の推移【13年間】。各地の放射能濃度の違いを均す為に、一定の地面沈着量当たりの放射能濃度を求めたもの。[文献 3.109-111より引用]【単位は[Bq/m^3]/[Bq/m^2]=[1/m]となる。このような換算をしても川によって30倍の差がずっと出続けている。】

3.5.2.3. 湖と貯水湖の放射能

ベラルーシ、ロシア、ウクライナ各国の汚染地域では、多くの湖が著しく放射能汚染された。大抵の湖では、放射性物質のフォールアウトから数日～数週間で、放射性核種が湖水全体にかなり混合された。もっとも、チューリッヒ湖（平均深度143m）のように深い湖では、鉛直方向へ完全に混じり合うのに数ヶ月を要した[3.114]。事故当時、北ヨーロッパの一部地域では湖が氷に覆われており、これらの湖では融氷後になって湖水の放射能濃度が最大となった。

湖や貯水湖を汚染した放射性核種は、湖から汚染水が流れ出たり、湖底の堆積物に吸着されたりして、しだいに湖水から取り除かれる。従って、河川の場合と同じく、フォールアウトから数週間～数ヶ月で、湖水の放射能濃度もかなり速く低下した。その後の低下はゆっくりとしている。この時期になると、湖の集水域を汚染した放射性セシウムも、湖水中の放射性セシウムも、土壌や湖底堆積物に更に吸収されて深い層に浸透して行った。図3.48に、ドイツの小さな浅い湖、ボルセー【Vorsee】湖で測定された^{137}Cs濃度の推移を示す。

集水域の汚染土壌から放射性核種が流れ出す事により、それが湖に流入する。ボルセー湖【Vorsee】の場合、湖水の放射能濃度は、【2年目までに急減した後はなかなか低下せず】他の湖によりも高い水準が続いた。その理由として２つ考えられる。一つは、集水域の土壌が有機質なので^{137}Csが高濃度であった土壌から流出しやすかったからというもの[訳注66]、もう一つは、湖底の堆積物の放射性核種が水中に戻り易い環境にあったというものである[訳注67]。英国のデボーク湖でも、集水域の土壌が有機質で、そこから流出した放射性セシウムが湖に流入する事により、湖水が汚染され続けた。湖水の放射能濃度は、集水域の土壌が鉱物質土であるような湖（デボーク湖の近く）よりも一桁高かった。集水域の土壌が有機質であるような湖の場合、西ヨーロッパですら、ベラルーシやウクライナの高汚染地域と同じぐらい水や魚が放射能汚染しているような湖があった。

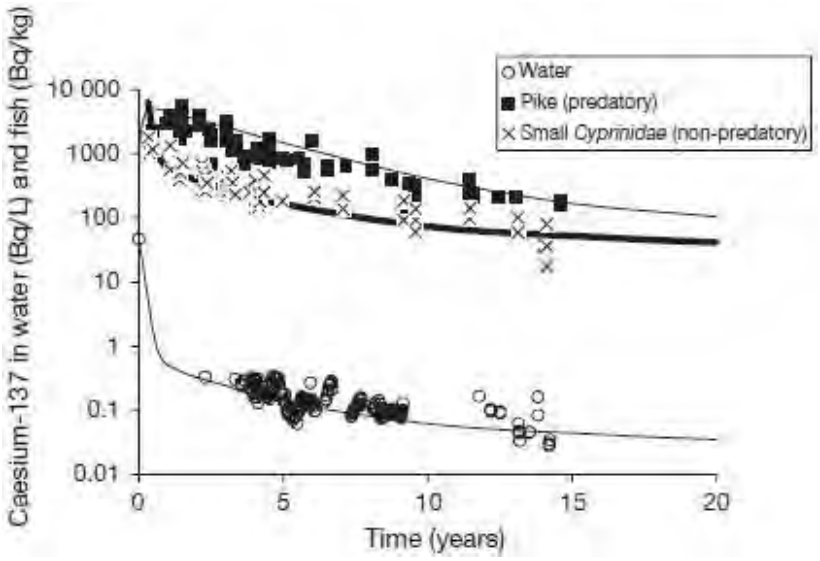


図3.48.:　湖の水と魚（ドイツ）の^{137}Cs濃度の15年間の推移。[文献 3.98より引用]【単位は水（白丸）が Bq/Lで魚（黒四角とクロス）が Bq/kg。測定はボルセー（Vorsee）湖。黒四角はpike（カマスの一種で肉食魚）。クロスはcyprinidae（小型のコイの一種で非肉食魚）。】

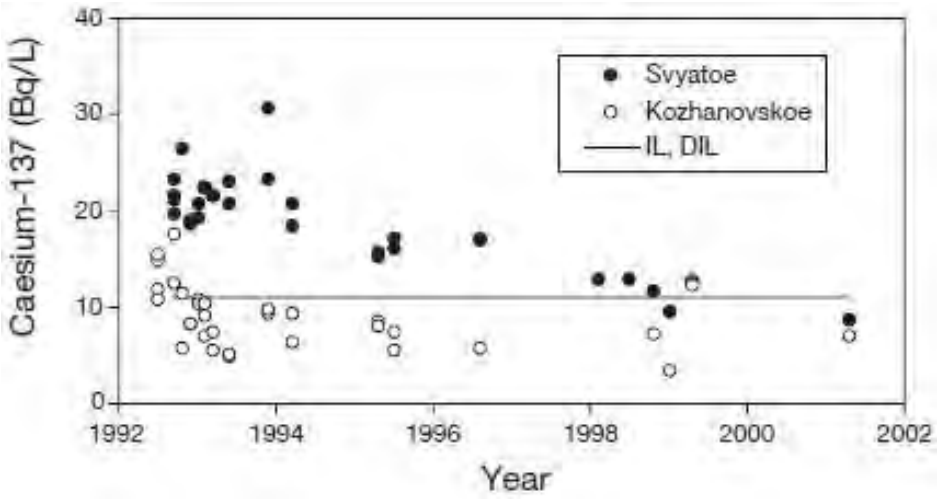


図3.49.: チェルノブイリ原発から200 kmほど離れた湖での^{137}Cs濃度の15年間の推移。測定はロシアのスビャートヤ（Svyatoe）湖とコザノフスキー湖（Kozhanovskoe）。[文献 3.118より引用]【縦軸の単位は Bq/L。横線（IL, DIL）はロシアにおける水の飲料許容値。】

放射能汚染が長引く理由として、放射性核種の湖底の堆積物から水中への移動が考えられる[訳注67][3.115]。浅く、かつ川による水の出入りがほとんど無い湖【閉鎖性湖沼】では、湖底堆積物が水中の放射能濃度を左右する[3.105, 3.116]。チェルノブイリ事故による汚染湖沼の中でも、とりわけ汚染が酷いのは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内のプリピャチ氾濫原にある複数の閉鎖性湖沼であった【三日月湖をイメージすれば良い】。これらの湖の1991年の水質測定によると、^{137}Cs放射能濃度はグルーボコヤ湖【Glubokoye】の74 kBq/m^{3}が最大であり、^{90}Sr放射能濃度は、調査された17の湖や池のうちの6つで100-370 kBq/m^{3}であった[3.105]【ストロンチウムがセシウムより多いのは、飛散距離が短くて原発近郊を集中的に汚染したから。3.1節を参照】。事故から17年経過しても【2003年段階】、閉鎖性湖沼の湖水の放射能濃度は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）と原子炉から非常に離れた地域の両方で、開放性湖沼よりも相対的に高い[3.117]。例えば、ロシア、ブリャンスク州のコザノフスキー湖【Kozhanovskoe】とスビャートヤ湖【Svyatoe】はチェルノブイリからおよそ200km離れているが、1996年の段階でもなお、水中の^{90}Sr濃度が0.6-1.5 kBq/m^3、^{137}Cs濃度が10-20 kBq/m^{3}もあった（図3.49）。いずれも閉鎖性湖沼である。この２つの閉鎖性湖沼では、チェルノブイリ近郊の多数の湖よりも水中の放射能濃度が高い。放射性核種が湖底の堆積物から水に戻った為と推定出来る[3.116]。ちなみに、ロシアの飲料水の介入基準値【規制当局などが何らかの対策をとる必要のある値】は、^{137}Csの場合、11 kBq/m^{3}である[3.116]。

訳注66：ヨーロッパの有機質土壌（organic soil）とは、有機成分が分解し切れないままに残っているような土壌のことで、分解活動の盛んな日本とは逆に、カリウムイオンの少ない痩せた土地ということになる。それ故に^{137}Csの汚染も起こりやすくなる。詳しくは3.3.4節を参照。

訳注67：湖底の放射性堆積物として、3.5.2.4節にあるように事故直後に放射性物質を表面に付着させた粒子や、セシウムを吸着しやすい堆積粘土質物質そのものがあり、両者とも化学平衡の原理

で水中のセシウム濃度を一定に保とうとするバッファーとして機能する[3.115]。一方、日本のような植生の場合だと、このメカニズムだけでなく、二次汚染された有機物も堆積し得て、それが化学的に分解された際にセシウムを水中に放出する可能性も無視出来ない。

(a) チェルノブイリ冷却池

チェルノブイリの冷却池は面積が約23km^{2}で、1億4900万立方メートル【平均水深6.5m】の水を蓄えている。これはチェルノブイリ原発跡地とプリピャチ川の間に位置している。冷却池の残留放射能は0.2 PBq【2×10^{14} Bq】を超え、そのほとんどは池底の堆積物に留まっている（残留している放射性核種の内訳は【放射能で表すと】^{137}Csが約80%、^{90}Srが10%、^{241}Puが10%で、^{238,239,240}Pu, ^{241}Amはそれぞれ0.5%以下である）。最近の調査によると、この貯水湖から地下水を経由してプリピャチ川へ放射性核種が流れ出ており、その年間流出量は、^{90}Srの場合、370 GBq【3.7x10^{11} Bq = 0.00037 PBq】と見積もられる[3.120]。これは、プリピャチ川を流れる^{90}Srの近年の年間流量の10分の1～30分の1しかない。従って、プリピャチ川の^{90}Sr汚染に関していえば、冷却池はあまり重要な汚染源ではない。冷却池の水質汚染はそこまで酷くなく、図3.50に示すように、放射能濃度は1-2 kBq/m^{3}である。文献[3.121]によれば、^{137}Cs濃度の季節ごとの変化は、藻類と植物プランクトンの総量の変化が原因である。

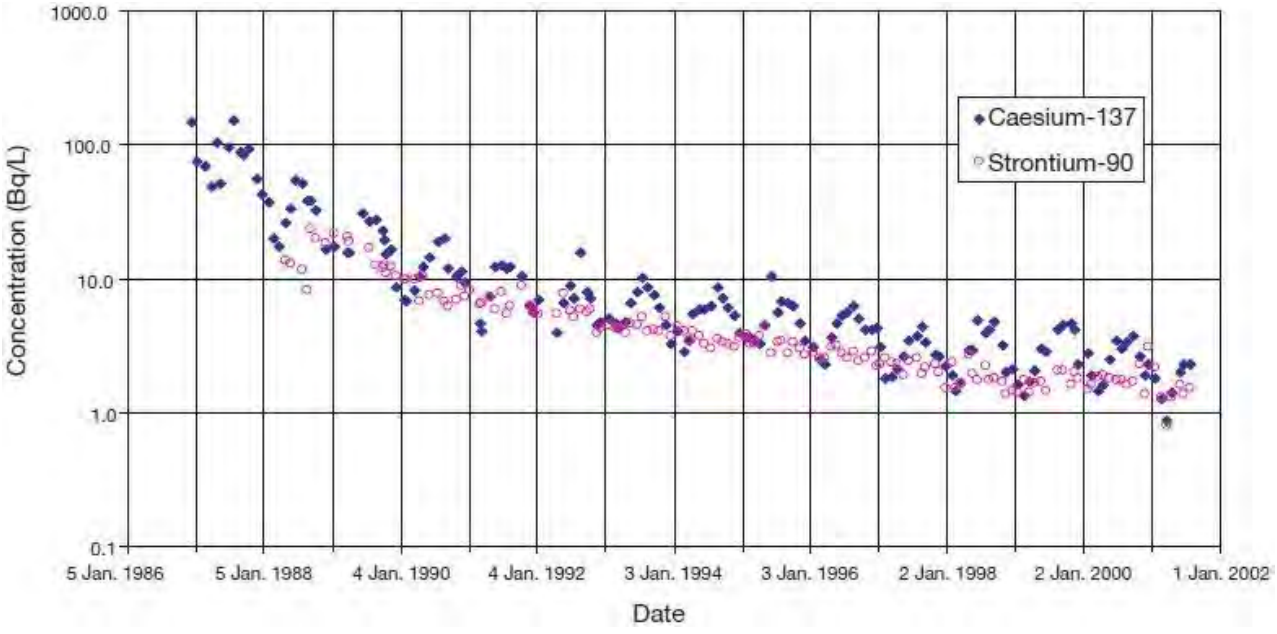


図3.50.: チェルノブイリ冷却池の^{137}Csと^{90}Srの濃度の15年間の推移。[文献 3.121より引用]【縦軸の単位は Bq/Lで対数目盛り、値は一ヶ月平均値。】

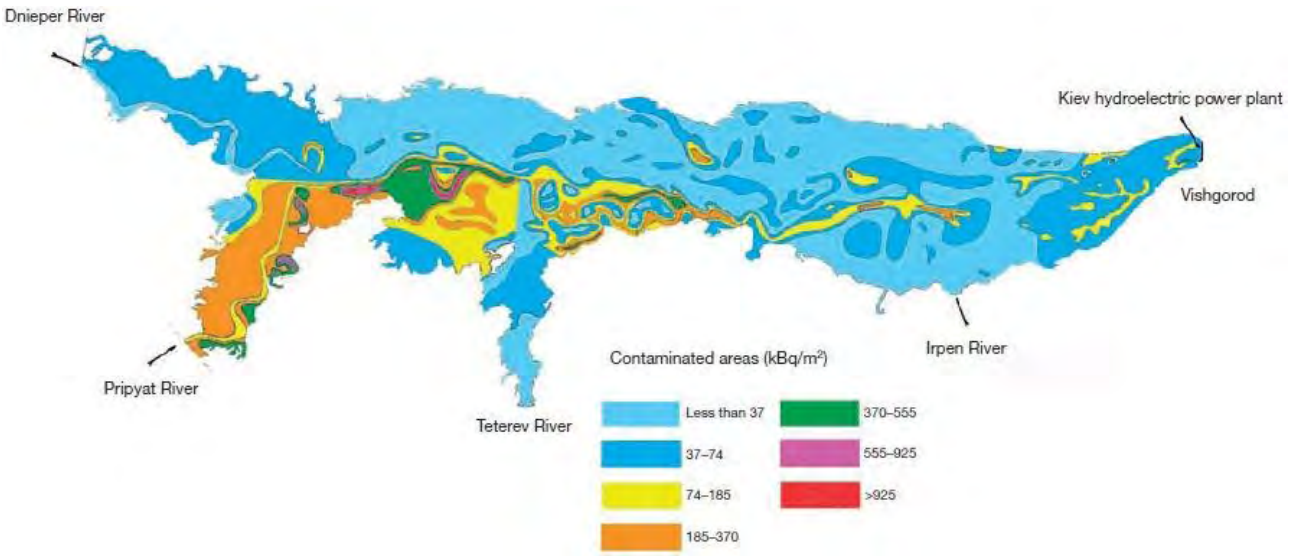


図3.51.:　キエフ・ダム湖の湖底堆積物の^{137}Cs量の分布地図。[文献 3.97より引用]

(b) ドニエプル川沿いの貯水湖

ドニエプル川には上流から下流にかけていくつか貯水湖があるが、これら貯水湖は、放射性物質の空から水面へのフォールアウトと、汚染地域の河川からの放射性核種の流入の両方の影響で汚染された。^{137}Csと^{90}Srとでは、水中の浮遊粒子に対する親和性が異なっており、この違いの為に、これら放射性核種がどのようにドニエプル川を流れるかが異なってくる。^{137}Csは粘土質の湖底堆積物に吸着されやすく、結果として堆積物と一緒に貯水湖の深部に溜まる。この傾向は特にキエフ貯水湖（図3.51参照）ではっきりと見られる。湖底堆積物への吸着・沈殿により、上流の貯水湖から下流の貯水湖へと流れる^{137}Csの量は非常に少なく、その下流の黒海となると、そこへ流れ込む^{137}Csの濃度は、事故前と区別できない程に少ない。

一方、^{90}Srは、希釈による【下流方向への】濃度の低下はあるものの、総量の40～60%が貯水湖に留まらずに黒海へ達する。ドニエプル川の２つの貯水湖で原発事故後長年に渡って測定された^{90}Sr濃度の年平均値を図3.52に示す。^{137}Csは貯水湖の堆積物に吸着するので、下流のカッホフカ（Kakhovka）ダム湖では、上流のキエフ貯水湖（ブイッシュゴーロッド：Vishgorod）に比べて放射能濃度が数桁も低くなっている。^{137}Csとは対照的に、^{90}Srは堆積物にそれほど強く吸着しないため、放射能濃度の測定値は、キエフ貯水湖でも下流側の河川・貯水湖でも大差がない。

ドニエプル川沿いの一連の貯水湖の^{90}Sr濃度は、時折、大きく変動する。ピークになるのは、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の汚染氾濫源が氾濫したときであった（図3.52参照）。例えば、1990～1991年の冬に氷がプリピャチ川をせき止め、その結果起こった洪水によって、ドニエプル川水系の^{90}Srの流量が一時的に大幅に増加した。但し、^{137}Csの流量はあまり変わらなかった。ドニエプル川の水中の^{90}Sr濃度は元々1 kBq/m^{3}だったのが、5日～10日間にわたって8 kBq/m^{3}にまで増加した[3.105]。同様の出来事が1994年冬の洪水、1993年7月（夏）の降雨、そして1999年春の大洪水の際に起こった[3.122]。

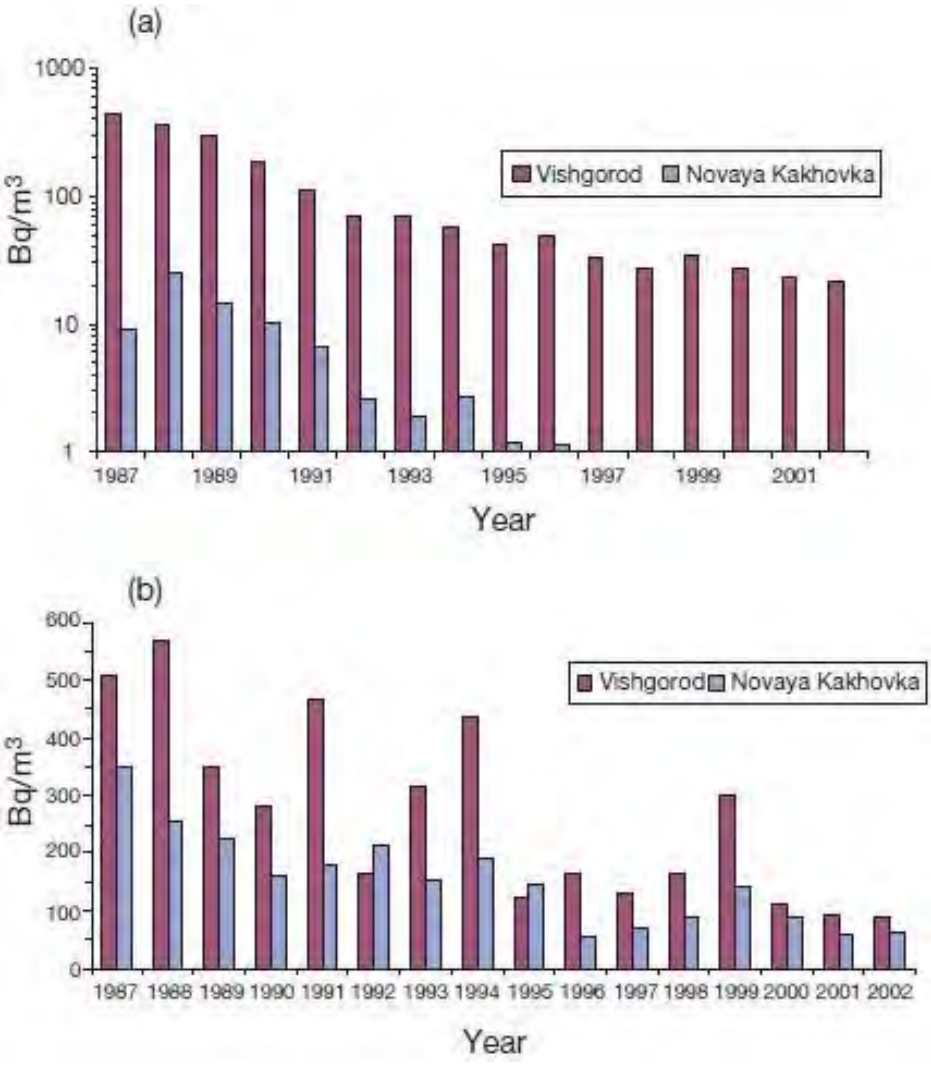


図3.52.:　ドニエプル川沿いの２つの貯水湖での放射能濃度の推移（16年間）。(a)^{137}Cs。(b)^{90}Sr。測定地点はキエフ貯水湖のブイッシュゴーロッド（Vishgorod）と、下流側のカッホフカ（Kahkovka）ダム湖。[文献 3.107より引用]【縦軸は水中の放射能濃度の年間平均値で、単位はBq/m^3。図3.46とは逆にセシウムで差が大きいのは、セシウムだけが堆積物に溜まるから。】

(c) 集水域の土壌からの放射性核種の流出

少量の放射性核種は土壌の侵食に伴って、河川と湖に流入し、一部は海にまで運ばれる。このように放射性核種は絶えず移動しているが、元はと言えば、表面土壌粒子が侵食され、河川水とともに流れ出る為である。核実験やチェルノブイリ事故の後の^{90}Srによる河川汚染の研究によれば[3.109、3.110、3.123、3.124]、地表を汚染した^{90}Srのうち、河川へ流出するのは、毎年1～2%かそれ以下である。つまり、放射性核種が地表から流出し続けているといっても、陸上の放射能は何年もほとんど変わらない。逆に言えば、陸上から河川・湖沼に流れ込む放射性核種の量も何年も変わらず、（低レベルの）水質汚染が何年も続く事になる。

3.5.2.4. 淡水環境の堆積物に吸着した放射性核種

堆積物は、放射性核種を長期間に渡って蓄積保存するので重要である。堆積の仕方は主に２つあり、ひとつは先ず湖の浮遊粒子に吸着され、その後、沈降して湖底に積もって行くというものである。もうひとつは、湖水から直接湖底の堆積物内へと拡散するというものである。これらの堆積過程により、湖水から放射性核種が除去されるが、このような除去作用を、湖または貯水湖の「自浄作用」と呼ぶ[3.114]。

事故から約１ヶ月後の調査によると、チェルノブイリ冷却池の放射性物質のほとんどは川床や湖底に堆積していた[3.91, 3.97]。一般の湖の場合、事故から時間を経た段階だと、放射性セシウムの約99%が湖底堆積物に含まれる。ベラルーシ、コスチコビッチ地方【Kostiukovichy】のスビャートヤ湖【Svyatoe】で1997年に測定した結果によると、湖の^{137}Csのうち、水中に約3x10^{9} Bq【3 GBq】が、湖底堆積物に2.5x10^{11} Bq 【250 GBq】が分布していた。ロシアのコザノフスキー湖【Kozhanovskoe】で1993年～1994年に測定した結果によると、湖の放射性^{90}Srの約90%が湖底堆積物に存在していた[3.126]。

キエフ貯水湖は堆積が速いので、放射性セシウム濃度が一番高い汚染層は、1998年の段階で既に数十cmの深さに埋もれている（図3.53参照）。ちなみに、ゆっくりと堆積されるような湖だと、放射性セシウム濃度が一番高い汚染層が、堆積物の表面近くに来る。図3.53に見られる1988年と1993年の汚染層【汚染が上下の層より高い層】は、盛夏の大雨による洪水で土壌流出した年を反映している[訳注68]。

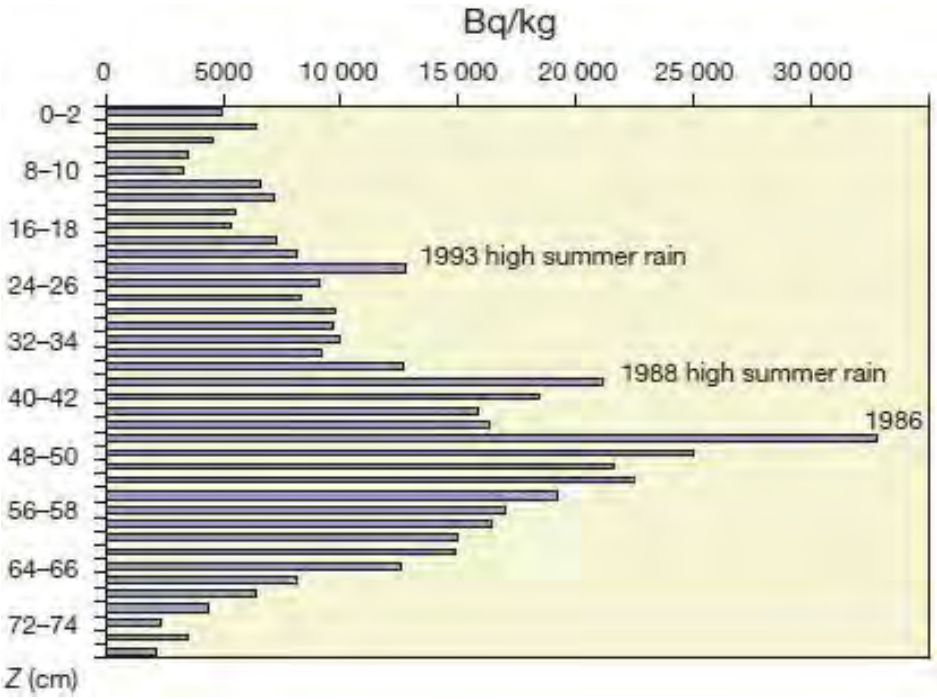


図3.53.: 湖底堆積シルト層に含まれる^{137}Cs濃度の深さ分布。測定はキエフ・ダム湖の上流部。測定は1998年。[文献 3.106より引用]【横軸の単位はBq/kg。縦軸は堆積物なので深さ（単位はcm）が堆積層の古さに対応する。】

チェルノブイリ近郊では、地表を汚染した放射性核種の大部分は、燃料粒子に含まれていた（3.1節を参照）[訳注69]。燃料粒子に含まれた形で地表を汚染した放射性核種は、溶存態の放射性核種ほど、簡単には移動【二次飛散・二次汚染】しない。グルーボコヤ湖【Glubokoye】の湖底堆積物を1993年に調査したところ、ほとんどの燃料粒子は、堆積物の表面から深さ5cm内の所に分布していた[3.126]。湖の湖底堆積物の中では、土壌中と比べて、燃料粒子の分解が極めて遅い[訳注70]。冷却池の調査によれば、水底に堆積した燃料粒子の分解速度は、約30年で半減というペースである。具体的には、2056年(チェルノブイリ事故後70年)の段階で、冷却池の底に溜まった燃料粒子のうちの4分の1が、燃料粒子の形をとどめて、その中に放射性核種を蓄えたままになると予想される[3.39]。

訳注68：1993年7月の洪水については上述してある。1988年も図3.52ではピークになっている。
訳注69：燃料粒子は大きく重いので飛散距離が短く、それとは対照的に、ガス状やダストに付着した形で放出された放射性核種は遠くまで飛散した。
訳注70：図3.17に説明してあるが、分解によって放射性核種がより自由に動き回れる。分解が遅いと、このプロセスが長く続く事になる。

3.5.3. 放射性核種の淡水魚への取り込み

自然水を汚染した放射性核種は、いくつかの移行経路を通じて被曝を引き起こすが、その中でも重要な内部被曝経路に淡水魚の摂取がある。放射性核種の魚類への移行については多くの国で研究されている。しかし全部は紹介出来ないので、ここでは、水質汚染の最も酷い、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの３ヶ国について報告する。

3.5.3.1. 淡水魚中の放射性ヨウ素131

魚に含まれる^{131}Iのデータは限られている【ここではキエフ貯水湖の例を示す】。キエフ貯水湖では^{131}Iが急速に魚類に吸収されて、魚の放射能濃度が1986年5月初旬にピークとなった[3.91]。魚肉中の放射能濃度は、1986年5月1日に鮮魚（湿重量）6 kBq/kgあったのが、6月20日には50 Bq/kgにまで低下した[訳注71]。この低下率はおおむね^{131}Iの放射性壊変による減衰【半減期8日の減衰】に従っている。放射性壊変による減衰が速いため、^{131}Iの魚の放射能濃度は、事故から数ヶ月であまり問題にならなくなった。

訳注71：湿重量とは生のままの重量で乾燥重量の対語。

3.5.3.2. 魚類や他の水棲生物中のセシウム137

チェルノブイリ事故以来、放射性セシウムよる淡水魚の汚染レベルについて多くの研究がある。生体が放射性セシウムを【汚染度の割に】大量に蓄積しやすいため、水中の放射性セシウム濃度が低いにもかかわらず魚の放射能汚染が続いている地域がいくつかある[訳注72]。放射性セシウムの取り

込みは、小魚の方が早く、事故から数週間でピーク値に達している[3.93, 3.95]。大型の肉食魚（カワカマス、ウナギ）は、放射性セシウムをゆっくり取り込むので、魚中の放射能濃度がピーク値に達したのは、図3.48にあるように、地表汚染から６～１２ヶ月の後である[3.93, 3.127]。

チェルノブイリ冷却池では、コイ、ヘダイ、スズキ、カワカマスに含まれる^{137}Csは、1986年に湿重量で100 kBq/kgあったが、1990年には20-30 kBq/kg [3.89、3.91]、2001年には2-6 kBq/kgにまで減少した。チェルノブイリ原発に近い複数の閉鎖性湖沼【河川水の出入りがほとんど無い湖】の場合、事故15年後【2001年】の肉食魚の^{137}Cs濃度は、湿重量で10-27 kBq/kgであった[3.121]。2種の魚の^{137}Cs放射能濃度の、事故から16年間にわたる典型的な推移を図3.54に示す。

キエフ貯水湖では、非肉食の成魚に含まれる^{137}Cs濃度は、1987年に湿重量で0.6-1.6 kBq/kgであったが、1990年～1995年には0.2-0.8 kBq/kgとなり、2002年には<0.2 kBq/kgまで低下した。肉食魚についての汚染値【複数の魚類の値】は1987年が1-7 kBq/kgで、1990から1995年が0.2-1.2 kBq/kgである[3.106]。

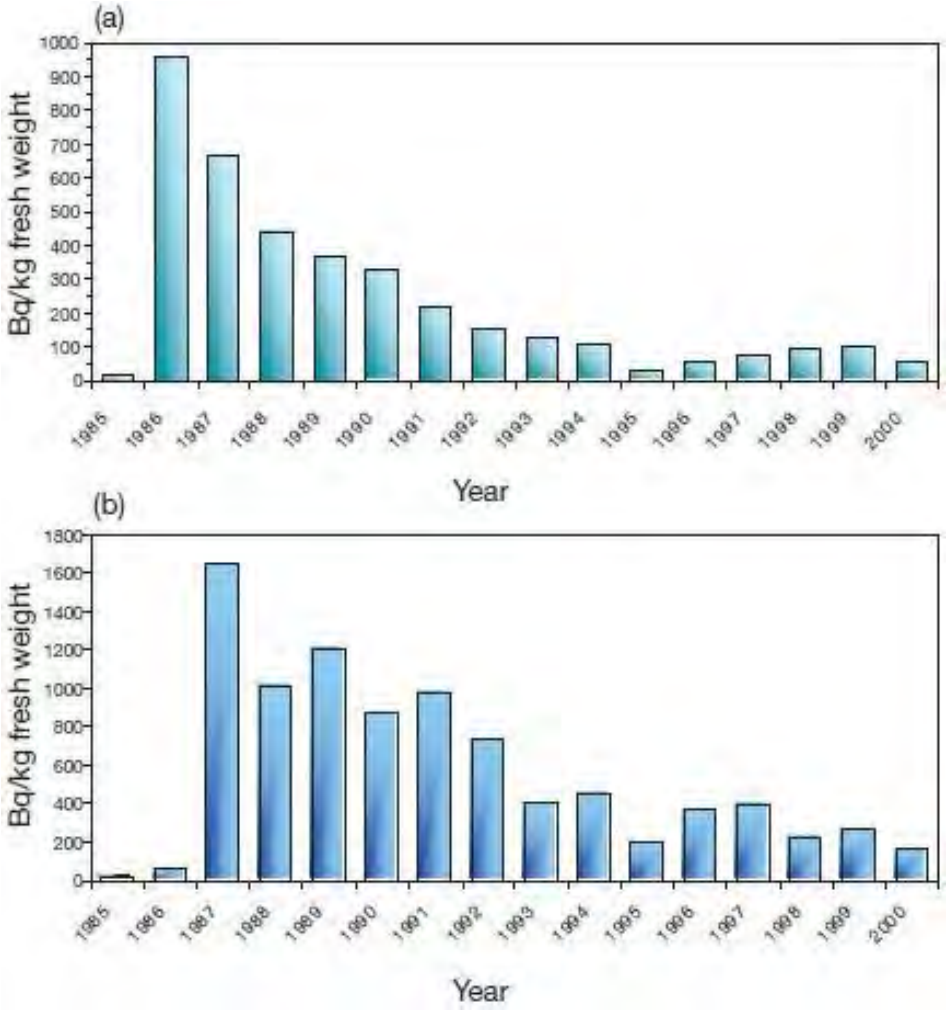


図3.54.:　川魚の^{137}Cs濃度の推移（15年間）。測定はキエフ・ダム湖で、2種類の魚で調査。(a)非肉食魚（bream：コイの一種）。(b)肉食魚（pike：カマスの一種）。[文献 3.106より引用] 【縦軸は魚の放射物質濃度（生鮮時）の年間平均で、単位は Bq/kg。】

チェルノブイリから約200 kmの距離のロシア、ブリャンスク【Bryansk】州内にある湖で、1990〜1992年に多くの魚種について調べた所、魚に含まれる^{137}Cs放射能濃度は湿重量で0.2-19 kBq/kgの範囲の値を示した[3.126、3.150]。コザノフスキー【Kozhanovskoe】湖（、ロシアのブリャンスク地方）、スビャートヤ【Svyatoe】湖（ベラルーシ地方のコスチコビッチ【Kostiukovichy】）のような浅い閉鎖性湖沼【川による水の出入りがほとんど無い湖】の場合、魚に含まれる^{137}Cs放射能濃度は、河川や開放性湖沼【河川水の出入りのある湖】よりもゆっくりとしか減少していない。というのも、湖の水に含まれる^{137}Cs放射能濃度が【流出がないために】ゆっくりとしか減少していないからである[3.92、3.116]。

西ヨーロッパではフィンランド、ノルウェー、スウェーデンの一部地域の湖が、とりわけ酷く汚染された。スウェーデンでの1987年【事故翌年】の調査では、1万4000近い湖で魚の^{137}Cs濃度が流通基準値を超えていた。ちなみにスウェーデンの流通基準値は、湿重量で魚肉について1.5 kBq/kgである[3.90]。ドイツ山中の複数の湖で、チェルノブイリ事故の直後、カワカマスに含まれる^{137}Cs濃度が、湿重量で最大5 kBq/kgに達した[3.93]。英国レイク地方のデボーク湖では、スズキとブラウントラウトに含まれる^{137}Csが1988年に湿重量で1 kBq/kg近くあり、その後もゆっくりとしか減らずに、1993年に200-300 Bq/kgであった[3.129]。

放射性セシウムの魚への生物内濃縮には、いくつかの要因がある。セシウムとカリウムの化学的性質が近いことから、生体はカリウムとセシウムをほとんど区別しないので【3.3.4節を参照】、湖や河川の水中のカリウムの濃度が、放射性セシウムの魚内への蓄積を左右する[3.130]。核実験[3.128, 3.130]やチェルノブイリ事故[3.94]のあとの調査によると、湖水のカリウム濃度が高いと、明らかに魚に含まれる^{137}Cs放射能濃度が下がっている（これを『強い逆相関』という）。長期的には、放射能の濃縮は、大きな魚のほうが小さな魚よりも高い傾向があり、肉食魚のほうが非肉食魚より遥かに高い。大型魚の放射能濃度が高くなるのを「サイズ効果」と呼ぶ[3.127, 3.131]。これは、代謝と栄養摂取の違いによるものである[訳注73]。さらに、年をとった大きい魚のほうが若く小さい魚よりも長時間放射能に曝されているという理由もあげられよう。

放射性セシウムの生体蓄積は魚の種類によって著しく異なる。例えば上記ベラルーシのスビャートヤ【Svyatoe】湖では、大型のカワカマスやスズキ（いずれも肉食魚）は、ローチ【コイ科】などの非肉食魚に比べて、放射能セシウムの生体蓄積が5〜10倍も高かった。同様に、水中のカリウム濃度が低い湖沼では、カリウム濃度の高い湖沼に比べて、放射能セシウムの生物濃縮が一桁大きくなることがある。同様に、ベラルーシの農業地域（カリウム肥料の流出が著しい）の湖沼の魚は、半自然な地域の魚よりも生物蓄積が少なかった。

訳注72 : 3.3.4節にあるようにセシウムはカリウムやナトリウムと化学的性質が似ているので生体が間違えやすい。これはカルシウムに似たストロンチウムも同様。

訳注73：サイズが大きい程、単位体重当たりの代謝量が減る（ベイルマンの法則）。一方、排出速度も小さくなることから、大きさと濃度の関係は取り込みと排出の差あるいは個体間の違いによって生じうる。

3.5.3.3. 淡水魚中のストロンチウム 90

ストロンチウムは、化学的にも生物学的にも、カルシウムに似た【反応・代謝・蓄積の】動きをする【上記のカリウムとセシウムの関係と同じ】。ストロンチウムが最も生物濃縮されやすいのは、カルシウム含有量の少ない軟水においてである。水から魚への生物濃縮の効率は、^{90}Srの場合、セシウムよりも2桁低い[訳注74]。地表汚染量も^{90}Srのほうが^{137}Csより少なかったため【3.1.6節参照】、大抵の魚で^{90}Sr濃度は^{137}Cs濃度よりもはるかに低かった。チェルノブイリ冷却池で穫れた魚の^{90}Sr濃度（魚の全部位の平均値）は、1986年に2 kBq/kgである。ちなみに^{137}Cs放射能濃度は、1993年【６年後】ですら100 kBq/kgである[3.91]。チェルノブイリに近い地域の最も汚染された湖【複数】で2000年に調査した結果によると、捕食性魚や非捕食性魚の魚肉に含まれる^{90}Srは、最大でも湿重量で2-15 Bq/kgしかなかった。ドニエプル川の一連の貯水湖で2002～2003年に調査した結果によると、魚に含まれる^{90}Srは、1-2 Bq/kgで、チェルノブイリ事故の起こる前の水準であった。一方、淡水に棲む軟体動物への^{90}Srの濃縮は、魚よりも著しく高い。ドニエプル川では、軟体動物の含まれる^{90}Sr濃度が、魚肉の10倍ほどあった[3.132]。同様に、同じ魚でも、骨や皮膚中への^{90}Sr濃度の生物濃縮は、魚肉に比べて10倍ほど高い[3.130]。

訳注74：単位汚染（1 Bq/L）の水中に棲む魚が蓄積する放射能（Bq/kg）を水から魚への生体濃縮効率（bioaccumulation factors）と呼び、その単位は[Bq/kg]/[Bq/L]=L/kgである。3.3.4.3節の移行係数や3.3.4.5節の単純蓄積効率を参照。

3.5.4. 海洋生態系の放射能

原子炉に最も近い海は黒海（約520kmの距離）とバルト海（約750kmの距離）であるが、これらの海の生態系は、チェルノブイリからのフォールアウトによる影響をそれほど受けなかった[訳注75]。これらの海は、主に放射性物質のフォールアウトにより直接汚染された。それに比べると量は減るが、事故後ずっと河川から運ばれてきた放射性核種も海を汚染している。^{137}Csの黒海へ沈着した総量は約2.8 PBq【2.8×10^{15} Bq】[3.96、3.133]で、バルト海へは3.0 PBq【3.0×10^{15} Bq】[3.105]である。

訳注75：これが日本の原発と決定的に違うので、ここでの結論をそのまま東京電力福島第一原発事故による海洋汚染に当てはめる事は出来ない。

3.5.4.1. 海における放射性核種の分布

黒海表面へのフォールアウトがあったのは主に1986年5月1日～3日で、その分布は一様ではない[3.105, 3.133]。黒海の表面水【surface water：普通は地表の水という意味であるが、ここでは文字通り表面付近の水】の^{137}Cs濃度は、1986年6月～7月の調査によると、15-500 Bq/m^{3}のややばらついた値だった。その後、表面水が水平方向に混合した結果、1989年までには41-78 Bq/m^{3}というかなり一様な濃度となった。そして、この値は2000年に20-35 Bq/m^{3}にまで減少している[3.96]。

セシウム同位体だけでなく、半減期の短い放射性核種^{144}Ceや^{106}Ruなども見つかった。チェルノブイリ事故によって黒海に沈着した^{137}Csの総量は約3.1 PBq【3.1×10^{15} Bq】に達する。これは、過去全ての大気圏核実験によって黒海に沈着した^{137}Csの残留量の約2倍にあたる【これは黒海深部までを含めた総量である】。^{90}Srの黒海汚染は、チェルノブイリ事故前と比較して19%の増加にとどまり、その結果、総量で約1.76 PBq【1.76×10^{15} Bq】になったと見積もられる[3.96、3.105]。最も高い放射能濃度は、フォールアウト後に【水平方向だけでなく】鉛直方向に水が混合した結果、数ヶ月～数年かけて低下した。表層から深層へと放射性物質が移動する事で、黒海の表層水（水深0～50 m）の^{137}Cs放射能濃度は徐々に減っていった。黒海の放射能汚染状況を表3.8に示す[3.96]【ここで関係するのは表の1段目で、2段以下は次の3.5.4.2節参照】。

黒海に存在する放射性核種の少なからぬ割合【上記の情報により、^{137}Csで3分の1、^{90}Srで8割、^{239,240}Puについては数字無し】は、チェルノブイリ事故ではなく核実験によるものである。河川から黒海へ流れ込んだ放射性核種の量は、大気から海面に直接フォールアウトした量に比べて遥かに少ない。放射性^{137}Csの場合、1986年から2000年までの15年間に河川から流入した量は、空からの沈着量の4～5%に過ぎない。^{90}Srの場合はやや多く、同時期に河川から流入した量は、空からの沈着量の約25%に達した[3.96, 3.134]。バルト海も黒海と同様で、河川からの流入は、空からのフォールアウトに比べて^{137}Csで約4%、^{90}Srで約35%であった[3.135]。^{90}Srの河川流入の割合が^{137}Csより大きくなる理由は２つあり、集水域の土壌や湖堆積物や河川堆積物からストロンチウムの方がセシウムより流れ出やすい【セシウムのほうが土や泥に結合されやすい】為であるのと、チェルノブイリ原発敷地から遠く離れるほど、^{90}Srの降下量が^{137}Csの降下量と比較して、遥かに小さくなる為である[訳注76]。

海底への堆積過程は淡水の場合と同様、海水の自己浄化に重要である。しかし、黒海の場合、堆積速度はかなり遅い[3.96]。図3.55は、黒海中央の深い海底盆地の堆積層のデータを示す。これによると、チェルノブイリ事故で降り積もった放射性物質による汚染層の深さは１cmに満たない[3.96]。

海水による希釈【鉛直混合】と沈着により、海水の^{137}Cs濃度は急速に減り、1987年末には、1986年の2分の1から4分の1となった。バルト海の場合、参考文献[3.136]によると、事故直後の^{137}Cs濃度は、約50 Bq/m^3、多い所で平均の2～4倍と推定される。

表3.8. 1998年～2001年に黒海沿岸部で採取された各試料中の放射性核種の濃度[3.96]

環境試料	セシウム 137	ストロンチウム 90	プルトニウム 239、240
海水（Bq/m^3）	14-29	12-28	(2.4-28) x 10^{-3}
海岸の砂・貝殻（Bq/kg）	0.9-8.0	0.5-60 (貝殻)	(80-140) x 10^{-3}
海草、*Cystoseira barbata*（Bq/kg 生鮮重量）	0.2-2.3	0.4-0.9	(9.0-14) x 10^{-3}
イガイ、*Mytilus galloprovincialis*（組織、Bq/kg 生鮮重量）	0.3-1.7	0.02-3.2	(1.5-2.5) x 10^{-3}
魚、*Sprattus sprattus, Trashurus*（Bq/kg 生鮮重量）	0.2-6.0	0.02-0.7	(0.3-0.5) x 10^{-3}

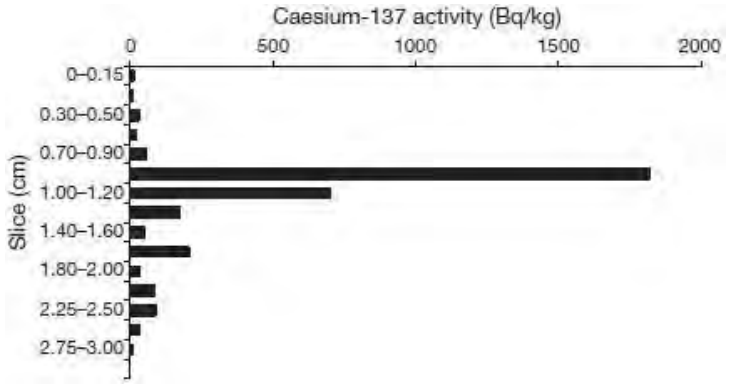


図3.55.:　黒海の海底ヘドロ中の^{137}Cs濃度の深さ分布。2000年のIAEA黒海調査で柱状に採取された堆積物試料（コア BS-23/2000）に基づく。[文献 3.96より引用] 【横軸は堆積物中の放射能濃度（単位はBq/kg）。縦軸は堆積物なので深さ（単位はcm）が古さに対応する。】

訳注76 : 3.1.5節にストロンチウムがセシウムに比べて原発近くに集中してフォールアウトした事が書かれてある。これは原発からの飛散の形態が違った為である。

3.5.4.2. 放射性核種の海洋生物への移行

放射性セシウムや放射性ストロンチウムの生物への濃縮は、海洋系では淡水系の場合より少なくなる。というのも、競合イオンが塩水に大量に溶け込んでいるからである[訳注77]。海洋系では、このように^{137}Csと^{90}Srの生物濃縮が低い上、大量の海水による希釈効果で、海洋系の生物は、チェルノブイリ事故後も、放射能濃度が低めのままだった。表3.8は、例として黒海の海水と生物を1998年～2001年に^{137}Cs、^{90}Sr、^{239,240}Puについて測定した結果である [3.96]。チェルノブイリ事故後のバルト海の魚の放射能汚染に関しては、10年以上もの詳細なデータが文献[3.136]に示されている。1995年までは、ほとんどの魚種で、放射性セシウム汚染は比較的低いレベルに保たれ、大抵は30-100 Bq/kgかそれ以下であった。

訳注77 : 競合元素（それが水に溶けて電離したものが競合イオン）とは、放射性核種と化学的性質が似ていて、取り込みの際に一方が増えればもう一方が減る関係にあるもの。3.3.4.1節を参照。

3.5.5. 地下水中の放射性核種[訳注 78]

訳注78 : 地下水と言っても色々な形態があり、水が浸透する土壌（aquifer＝帯水層）に水が溜まる形態（砂浜を掘ると水が出て来るようなもの）と、水を保持するが浸透性の悪い土壌（aquitard＝難透水層）に水が溜まる形態（おおむね地下水の底の部分）、水が浸透しにくいし保持もしにくい土壌（aquiclude : 粘土質等）に水が溜まる形態とがあり、これらの下に大抵は水を通さない層（岩盤等）がある。いずれにしても土壌の中を移動して行くのが地下水という事になるので表層水に比べて移動が非常に遅い。

3.5.5.1. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）内

汚染地域の地下水を調査した結果、放射性核種が地表の土壌から地下水へと移動することが分かった。(放射性廃棄物の貯蔵区域とチェルノブイリ石棺シェルター-近辺を除けば、)ほとんどの地域で地下水汚染はあまり酷くない。さらに、土壌表面から地下水への移動は非常にゆっくりである。ただし、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の窪地には、放射性核種が地下の帯水層へ比較的速く浸透するような所もある[3.137]【雨の少ない大陸の平原地形では、小さな窪地が残ることがある】。地下水脈に含まれる放射性核種は、地下水の流速が小さいことと核種の移動速度の遅れが大きいので水平方向にはほとんど移動しない[3.138][訳注79]。

半減期の短い放射性核種は、地下水が地表に出て来る時点では殆ど存在しないだろう。なぜなら地下水が地下に留まっている時間【平均滞留時間】よりも半減期の短い元素は放射性壊変してしまうからだ[訳注80]。放射性核種の地下水への移動は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内でのみ重大である。過去10年間の汚染の推移をみると、複数の井戸水で^{137}Cs濃度が低下したが、^{90}Sr濃度は浅い地下水で増加し続けている（図3.56参照）。放射性核種の地下水への移動は、チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の放射性廃棄物の保管場で起こっている。事故後、燃料棒の欠片（FCM =Fuel Containing Material）や放射性のがれきは、一時的に原発敷地やプリピャチ川の氾濫原に近い場所に保管された。さらに、赤い森【Red Forest】の放射能に汚染された木は、浅い素掘りの穴に埋められた。これらの廃棄物保管場では、地下水の^{90}Sr濃度が、場所によって1000 kBq/m^{3}に達した[3.140]。もっとも、【こういう高汚染地下水が湧き出ている場所は廃棄場の近くや原発の近くだけであり】、この地域に戻った住民【立入禁止区域であるが勝手に住んでいる人はいる】が、住んでいる場所の地下水を飲んだところで、それによって健康被害を受ける確率は、他の外部被曝や食品経由による内部被曝に比べると低い[3.138]【1000 kBq/m^{3}の水を飲んだら大変だが、そういう地下水に当たる確率は低いという事】。

もちろん、廃棄場の放射性核種が、【地下水によって】現場から遠く離れた場所まで運ばれる可能性はあるが、この効果による水源の汚染は、地表の放射能が雨で洗い流されて汚染する量に比べると、かなり少ない筈である[3.138]。地下水によって運ばれる放射性核種は、プリピャチ川に向かって移動しているものの、流量は非常に少ない事が調査の結果分かっている。従って、地下水経由でのドニエプル川【川沿いの貯水湖】の放射能汚染は、あまり問題にはならない。石棺シェルターの近くについても、地下水汚染はあまり問題ではない。というのも、防護壁と地下水の間には厚さ5〜6 mの不飽和層【unsaturated zone】があって、【土壌水中の】放射能がそこを簡単に通り抜けられない上、たとえ地下水が酷く汚染されても、地下水がゆっくりとしか流れないからである。廃棄物処分場の^{90}Srが地下水経由でプリピャチ川に流れ込む量は、事故から33〜145年の間に最大になると予測される（図3.57参照）。上記すべての高濃度汚染地【図3.57の2〜5】から地下水経由でプリピャプリピャチチ川に流れ込む放射能量は、100年後に年間130 GBq【1.3×10^{11} Bq=0.00013 PBq】になると推定される。この数字は、集水域内の地表汚染の0.02%にあたる[訳注81]。これを300年間に渡って足し合わせると、0.015 PBq（1.5×10^{13} Bq）になる[3.138]。これは集水域内に当初存在した放射性物質の総量の3%にあたる。

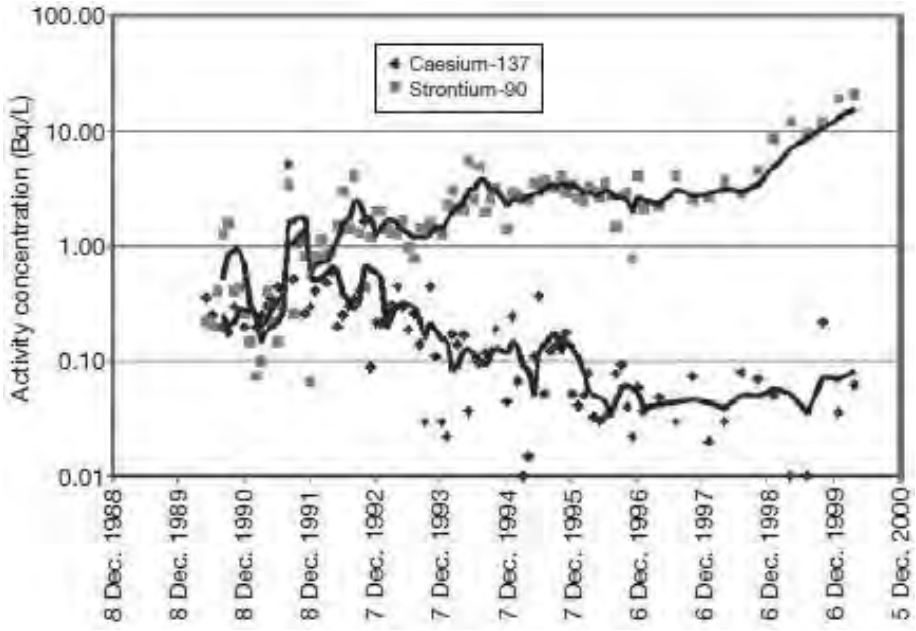


図3.56.: 地表近くの地下水の放射能濃度の推移（13年間）。測定はチェルノブイリ原発近郊の赤い森（Red Forest）。[文献 3.139より引用]【黒が^{137}Csで、灰色が^{90}Sr。単位は Bq/L。】

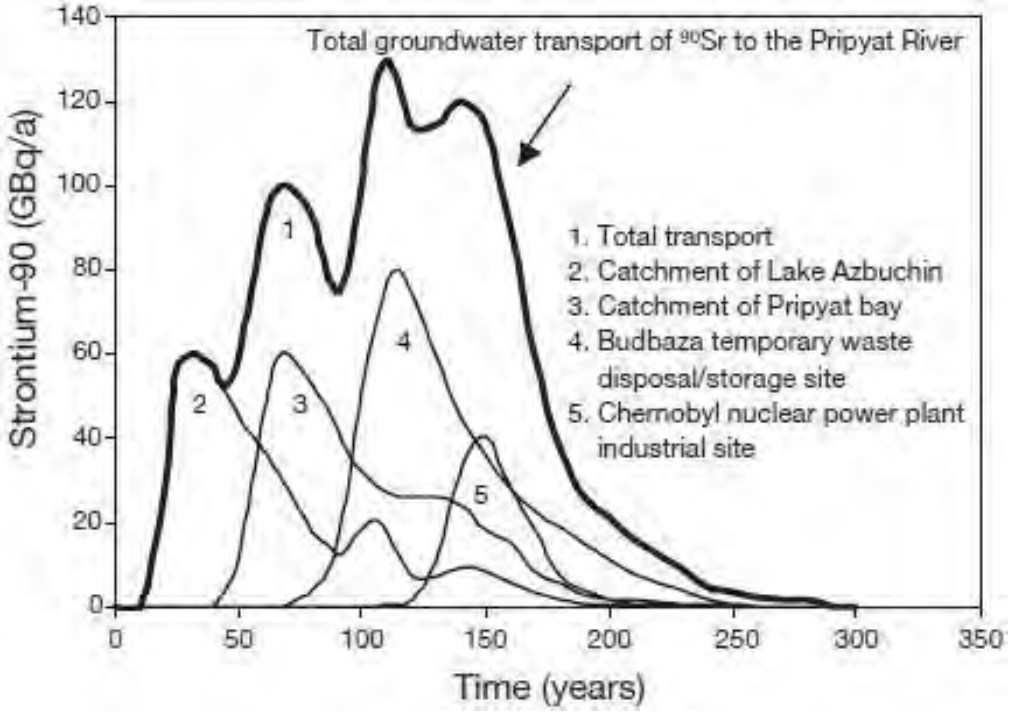


図3.57.: モデルを使って、^{90}Sr流出量を300年間に渡って予想したもの。チェルノブイリ30 km圏立入禁止区域（CEZ）から地表近くの地下水でプリピャチ（Pripyat）川まで流出する^{90}Sr流出量を経路別に示した。[文献 3.138より引用]【単位は10^9 Bq/年。1．全体の流出量、2．Azbuchin湖の集水域、3．プリピャチ（Pripyat）湾の集水域、4．Budbazaの放射性廃棄物一時集積所、5．チェルノブイリ原子力発電所敷地内。データは図3.46と図7.6を参照。】

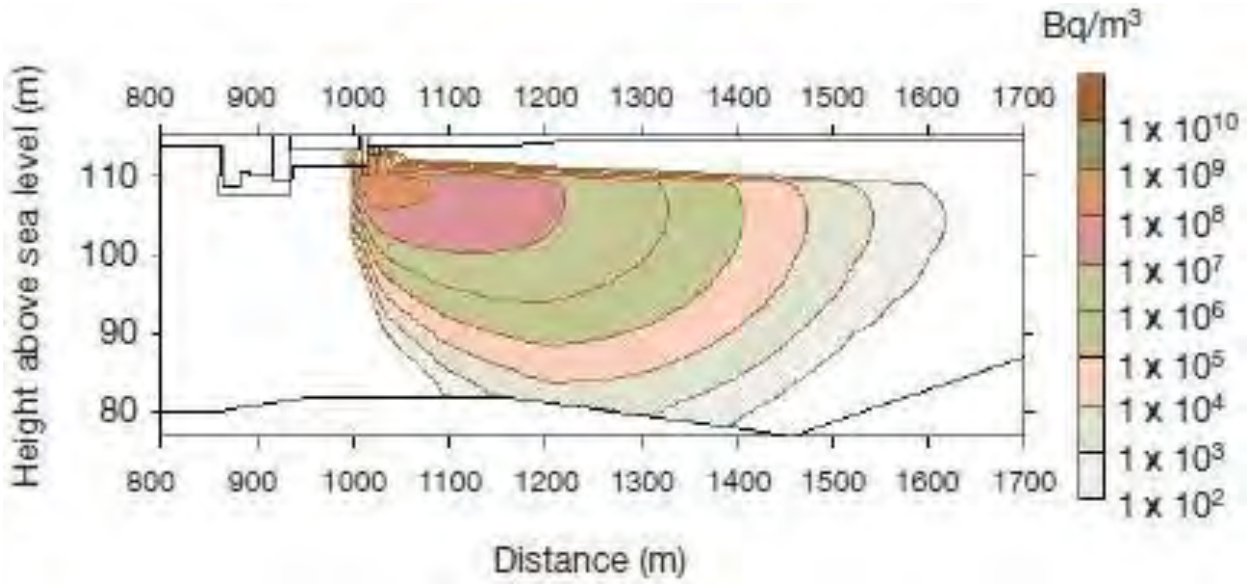


図3.58.:　モデルを使って、新安全閉じ込め設備（NSC: 図7.5を参照）が無い状態での100年後におけるチェルノブイリ防護壁付近での地下水の^{90}Sr濃度分布を計算した結果。[文献 3.142より引用]【縦軸は海抜標高（単位m）で汚染源から^{90}Srが地下水系に広がる様子を示している。】

チェルノブイリ冷却池の水位は、チェルノブイリ原発敷地周辺の地下水の流れを大きく左右する。現在、冷却池の水位はプリピャチ川の平均水位より6〜7 m高くなるように維持されている。しかし、チェルノブイリ原子力発電所の冷却システムが最終的に停止され、貯水湖への水の注入が終わると、この水位は変わるだろう。たとえば池が干上がるにつれて、堆積物の一部が露出し、【大気へダストなどの形で】散逸しかねない。最近の研究によると、冷却池を浄化する一番良い方法は、植物を使って露出堆積物が風による再飛散しないようにしつつ、水位が自然に下がるのに任せる事である[3.141]【植物を使って環境の修復を行うことをphytoremediation techniquesという】。

冷却池の水位がプリピャチ川の水位まで下がると、【地下水にかかる水圧がなくなるので】チェルノブイリ原発敷地からプリピャチ川へ流れる地下水が減る。それに従って、主な放射性廃棄物処分場と石棺シェルターからドニエプル川水系への流出する放射性核種の流量も減る。石棺シェルターからプリピャチ川へ地下水によって流れる^{90}Srの量について【図3.57のように】モデル計算がある。このモデルは、石棺シェルターを更に覆うように建設される予定の新安全閉じ込め設備（NSC：7章参照）の環境アセスメントの際に作られた[3.142]（モデルの例は図3.58を参照）。モデルでは^{90}Srが石棺シェルターからプリピャチ川に達するまでに約800年かかると予測されている。^{90}Srの半減期は29.1年だから、プリピャチ川に達するまでにはストロンチウム濃度は著しく減少する筈で、石棺シェルターから地下水へと浸透した^{90}Srが、プリピャチ川を酷く汚染する事はないだろう。^{137}Csは、^{90}Srより地下での移動が遥かに遅いので、2000年後でも汚染塊は石棺シェルターから200 mしか移動しないと予想される[訳注82]。

土壌成分への高い吸着性により、^{239}Puの土壌中の移動は^{90}Srや^{137}Csよりもはるかに遅いが、同時に半減期は非常に長い（2万4000年）【ので遠い将来の河の汚染について概算する必要がある】。石

棺シェルターからプリピャチ川へ地下水によって運ばれる^{239}Puの最大流量は2 Bq/sになると予測される。これが400 m^3/sというプリピャチ川の平均流量と混ざった場合、河川の^{239}Pu濃度は0.005 Bq/m^{3}にしかならない計算となる。これに対し、現在のプリピャチ川の^{239}Pu濃度は0.25 Bq/m^{3}であり[3.142]、更に水中の^{239}Puに対するウクライナの規制値は1 Bq/m^{3}である。したがって、石棺シェルターから地下水へと浸透してプリピャチ川に流入する^{239}Puは、新安全閉じ込め設備なしでも、川にはほとんど影響を与えないだろう。

訳注79 : 放射性同位元素が流れる際に土壌による吸着と放出により地下水の流速より速度が遅くなるため。

訳注80 : 日本では土壌の性質が違う上、原発から人家への距離の遥かに短いから、このシナリオが日本でも当てはまるかどうかは全く不明である。一般に、浅い地下水ほど外に出て来るのが速く、標高差が大きいほど（里山の麓など）水が出て来るのが速い。

訳注81 : 雨水による流出は、3.5.2.3節に、^{90}Srの場合で毎年1〜2%と書かれてある。

訳注82 : 3.5.2節によると、セシウムの方がストロンチウムよりも土壌や堆積物への吸着が遥かに強く、それで移動速度に差が出る。

3.5.5.2. 地下水中の放射性核種：チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）の外

チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）から遠く離れた地域での地下水汚染に関する詳細な研究[3.137, 3.143]によれば、帯水層上端の地下水の^{137}Csと^{90}Srは、地表汚染から10年たった段階で、キエフ周辺で40-50 Bq/m^3、ベラルーシの汚染地域やロシアのブリャンスク州（Bryansk）の大部分で20-50 Bq/m^{3}だった[訳注83]。これらの地域【チェルノブイリ原子炉から遠く離れた地域】では、ベラルーシにせよロシアにせよ、地下水【正確には地下水で満たされた地層の水】の^{137}Cs濃度が、^{137}Csの沈着量と強く相関していた。調査された地域のほとんどで、^{137}Csの地表への沈着に対する地下水中の放射能濃度の比率は、大抵の河川・湖沼よりもかなり低かった。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）の外の汚染地域では、どの調査でも放射性核種の濃度が飲料水としての安全水準値を超えることはなく、大抵の場合、この水準値を数桁下回っていた。

核実験による放射性物質のフォールアウトの後の調査によると、デンマークの地下水では^{90}Sr濃度が地上の小川の10分の1しかなかった[3.144]。同様に、チェルノブイリ事故の後も、小川で^{137}Csが検出されたものの、地下水中の放射能濃度は検出できなかった[3.144]。

訳注83 : ^{137}Cs濃度なのか、^{90}Sr濃度なのか、その合計なのか原文には無く、２つの文献もネット上では存在しないので分からない。

3.5.5.3. 灌漑用水

ドニエプル川流域から灌漑されている農地は、1.8x10^6 ha【180万ヘクタール】に及ぶ。その72%ほどがカッホフカ【Kakhovka】貯水湖とドニエプル川沿いの他の貯水湖の水を使っている。灌漑された農地における植物への放射性物質の蓄積は、灌漑水が運んできた放射性核種を根が取り込んだ

り、あるいは散水によって葉から取り込まれたりすることで起こる。しかし、南ウクライナの灌漑地の場合、フォールアウトで沈着した土壌から移行する量に比べると、灌漑水に含まれる放射性核種が作物に移行する量はあまり多くはない[3.145]。

3.5.6. 今後の傾向

3.5.6.1. 淡水生態系

ドニエプル川水系とその貯水湖への【土壌からの】放射性核種の流出は徐々に減るだろう。最悪のシナリオの場合（図3.59(a)参照）、表層水・地下水による放射能流出が50年続いた後に、ようやく水中の^{137}Csと^{90}Srの平均的濃度が事故以前のレベルまで戻ると予想される［3.146］。ドニエプル川の中・下流の貯水湖では、水の汚染も、主な食用魚の汚染も、最終的には事故前の値【図3.59の右端に当たる状況】に近づくだろう。もっとも、汚染された地域内の閉鎖性水域（水の出入りの少ない孤立湖沼）では、水と水中生物の両方で高水準の^{137}Cs汚染が今後数十年間続くだろう。

最近のデータ［3.95、3.147］によれば、現在、表層水【河川・湖沼】の水や魚の^{137}Cs濃度は非常にゆっくりと減少している。水と稚魚の放射能濃度は、事故から5年間は生態学的半減期【壊変以外の代謝等のプロセスで濃度が半減する時間】が1～4年で減少したが、近年はその半減期が6年～30年以上かかるようになってきた。水と稚魚の放射性セシウム濃度が今後どのように低下を見せるかは、生態学的半減期が20年と仮定すれば大雑把に推定出来る。もちろん、20年という数字に大きな誤差はあるが、これで大まかな予想は十分であろう［3.125］。

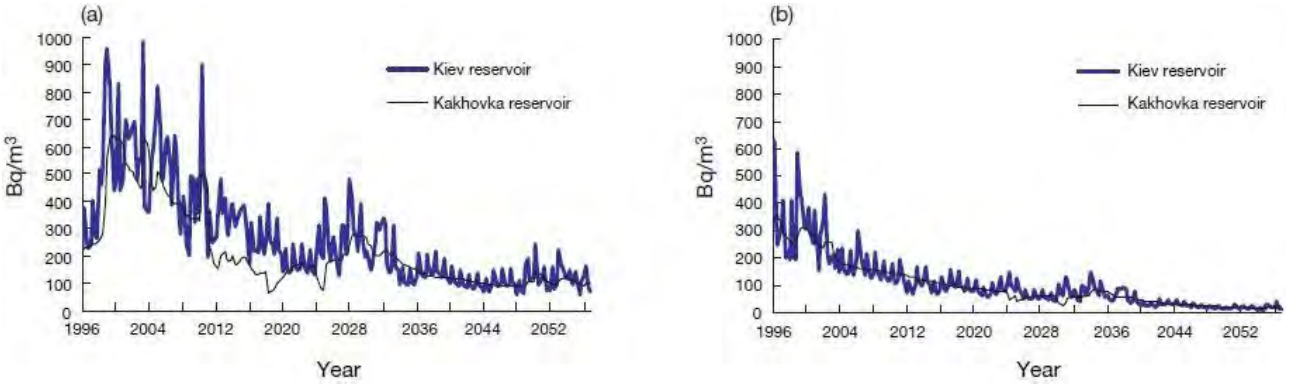


図3.59.: モデルを使って、河川の^{90}Sr濃度をドニエプル川流域の上流ダム湖（キエフ・ダム湖）【太線】と下流ダム湖（カッホフカ・ダム湖）【細線】とで80年間に渡って予想したもの【原発横を流れるプリピャチ（Pripyat）川はドニエプル川の上流側の一支流】。確率的水文学モデルに基づき、プリピャチ（Pripyat）川流域の汚染が(a)最悪シナリオと(b)最善シナリオの場合について、それぞれ予測を立てた。[文献 3.146より引用]

表 3.9. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖の湖水のセシウム 137 濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値【単位は Bq/L】[3.125]

	^{137}Cs 測定値（年）	^{137}Cs 予測値		
		2016	2036	2056
コジャノフスキー湖、ロシア連邦	7.0 (2001)	4.2	2.1	1.0
キエフ貯水池、ウクライナ	0.028 (1998)	0.015	0.007	0.004
チェルノブイリ冷却池	2.5 (2001)	1.5	0.8	0.4
スビャートヤ湖、ベラルーシ[a]	4.7 (1997)	2.4	1.2	0.6
フォアゼー湖、ドイツ	0.055 (2000)	0.032	0.016	0.008
デヴォウク湖、英国	0.012 (1998)	0.006	0.003	0.002

[a] この湖は 1998 年に放射能汚染低減の対策が取られた。予測値はその対策が無かった場合の水準。

表 3.10. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖の魚中のセシウム 137 濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値）【単位は Bq/kg（新鮮重量＝湿重量）】[3.125]

	魚の種	^{137}Cs 測定値（年）	^{137}Cs 予測値		
			2016	2036	2056
コジャノフスキー湖、ロシア連邦	金魚	10000 (1997)	5200	2600	1300
キエフ貯水池、ウクライナ	パーチ	300 (1997)	160	80	40
チェルノブイリ冷却池	パーチ	18000 (2001)	11000	5400	2700
スビャートヤ湖、ベラルーシ[a]	パーチ	104000 (1997)	54000	27000	14000
フォアゼー湖、ドイツ	カワカマス	174 (2000)	100	50	25
ヘージョン湖、ノルウェー	マス	390 (1998)	210	100	50
デヴォウク湖、英国	マス	370 (1996-1998)	200	100	50

[a] この湖は 1998 年に放射能汚染低減の対策が取られた。予測値はその対策が無かった場合の水準。

表 3.11. チェルノブイリ事故で放射能汚染したヨーロッパ各湖と河川中のストロンチウム 90 放射能濃度の測定値及び、事故から 30、50、70 年後の予測値【単位は Bq/L】[3.125]

	^{90}Sr 測定値（年）	^{90}Sr 予測値		
		2016	2036	2056
プリピャチ川	0.28 (1998)	0.15	0.08	0.04
キエフ貯水池	0.16 (1998)	0.09	0.04	0.02
チェルノブイリ冷却池	2.0 (2001)	1.2	0.6	0.3
グルーボコヤ湖、チェルノブイリ居住禁止地域	120 (2004)	80-90	40-60	20-30

現在、水中の放射性セシウム濃度は、大抵の水域で 1 kBq/m^{3}以下で、例外的にチェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の浅い閉鎖性湖沼【川による水の出入りがほとんど無い湖】や他の高汚染地域の水域で、これ以上の値となっている。放射能濃度は、今後数十年間に徐々に減少し続けると予想される。しかし、表3.9および3.10で示すように、湖によっては、水と魚両方の^{137}Cs濃度が今後数十年、比較的高い水準に留まると予想される。水中の^{90}Sr濃度の将来動向は、水や稚魚の汚染が半減するのに20年かかると仮定して求められた。なお、20年と言う数字は慎重に見積もった値で、核実験による^{90}Srの長期的な軽減の場合、半減する時間は約10年であった［3.148］。水中の^{90}Sr濃度は現在でも低いが、今後数十年間で、^{137}Csと同様、さらに低下すると予測されている(表3.11参照)。

燃料粒子の分解は、湖底堆積物の中では、土壌中に比べてはるかに遅かった［3.149］。チェルノブイリ冷却池に堆積した燃料粒子は、分解によって半減するのに約30年かかる［3.39］。従って燃料粒子の放射性核種は何年にもわたり原型のままとどまる。

3.5.6.2. 海洋生態系

海洋における放射性核種（主に放射性セシウム）の濃度は、現時点で、淡水に比べて非常に低い。黒海の場合、海水や海洋生物の放射能濃度は今後も下がり続けるとみられる(表3.8参照)。この減少は、主に放射性壊変によるもので、他に、放射性核種の海底への堆積による除去や海水中の希釈効果も今後続くと思われる。

3.6. 結論

放射性物質の【地表への】沈着が一番多かったのはベラルーシ、ロシア、ウクライナである。ただし、他のヨーロッパ諸国でも大量の沈着があった。

放射性ストロンチウムと放射性プルトニウムのほとんどは、燃料粒子に含まれた形態で原発近くに沈着した。燃料粒子が分解していくにつれ、一部が溶解し、^{90}Srは時間と共に生物に取込まれ易い形に変わっていくが、燃料粒子に含まれた形の放射性核種は、一旦気化してその後に再凝縮した放射性核種（それらは原発よりも離れた地域で主に存在する）よりも、環境中で移動しにくい。

事故当時に放出された放射性核種のほとんど【例えば^{131}I】は、放射性壊変で消えてしまい、現時点では^{137}Csが最も重要である。長期的将来（100年以上先）になると、プルトニウム同位体と^{241}Amだけの問題となろう。

原発から最も近いプリピャチ市とその周辺の居住地【集落】では、事故直後の沈着量が非常に多く、放置すれば住民がかなりの外部被曝を受けるところであった。幸い緊急避難が実施されて最悪の被曝は回避された。その他の都市域でも放射性物質の沈着は無視できない量であって、事故から現在に至るまで、かなりの人体被曝を起こしている。

事故から数週間～数ヶ月の期間【いわゆる初期段階】では、半減期の短い放射性ヨウ素【同位体がいくつかある】によるミルクへの移行が急速に起こり、その濃度も高かった。その結果、旧ソ連の人々がかなりの内部被曝を受けた。緊急事態であった事と、^{131}Iの半減期が短い【８日】ことから、放射性ヨウ素の地表への沈着量分布に関する信頼できるデータはほとんどない。この空白に対し、現時点での^{129}Iを測定する事が、当時の^{131}I沈着量の推定に役立つかもしれない。それが可能なら、当時の甲状腺被曝線量をより正確に推定できるようになるだろう。

事故直後の河川や湖沼では放射性物質の濃度は高い値から急速に減少した。現在、飲料水や灌漑用水の放射性核種の濃度は非常に低い。

放射性壊変、風雨、人間活動、各種対策により、放射性物質による都市域の地表汚染はかなり減っている。さらに、都市域だと、建物の全く無い野原よりも、外部被曝源【沈着した放射性物質からの放射線】がかなり遮蔽される。

現在、放射能で汚染されている居住地・集落のほとんどで、硬い表面【アスファルトやコンクリ】

の上の放射線量は事故前の値に戻っている。放射線量が未だに高い場所のほとんどが放置地【人の手が数ヶ月以上入っていない空き地】である。

事故の年（1986年）の夏から、^{137}Csが農産品（ミルク及び肉）に関して、一番問題になった。事故から数年間、相当な量の食物が消費されないまま廃棄された。^{137}Cs濃度が最高だったのは、森林地帯で収穫された食品類で、特にキノコ、野いちご【ベリー】、狩猟獣【鹿や猪や兎】、トナカイから検出された。魚の^{137}Cs濃度が高かった場所は、水の出入りが少ない湖であった[訳注84]。特に、浅い湖ほど、そして無機塩濃度【カリウムやカルシウムなど】が低いほど、魚のセシウム^{137}Cs濃度が高かった。

食物中の^{90}Srの重要性は、^{137}Csほどではない。というのも、^{90}Srの地表沈着量自体が^{137}Csより遥かに少ないからであり、動物性食品の中でストロンチウムが問題になるのはミルクだけだからである[訳注85]。ストロンチウムは食用家畜の骨にも魚の骨にも蓄積するが、【ヨーロッパでは】人体への内部被曝に結びつかないのが普通である。

食品の^{137}Cs濃度は地域によって異なり、その値は長期的にも大きく変化【主に減少】している。これは地表沈着の【土地ごとの】違いだけでなく、土壌の種類や農地管理の違いによるものである。未だに多くの地域の地場食品で^{137}Cs濃度が介入基準値を超えている。特に【荒れ地での放牧などの】粗放農業や森林からの生産品で汚染が酷い傾向にある。旧ソ連では、今も広い地域で放射能汚染が酷いので農業が禁止されている。

放射能汚染を受けた地域では、粗放農業における放射能対策がずっと重要な課題として残っている。というのも粗放農業では、未分解有機物の多い土壌[訳注86]を改良しないまま使っており、そこへ家畜を放牧しているからである。この問題は、特に旧ソ連の田舎の住民（1〜2頭の酪農牛を持つ自給農家）にあてはまる。

^{137}Csの動植物への移行は、大抵の場合、事故直後から暫くは大きく減少した。この減少はある意味予想されたものである。というのも放射性壊変に伴う減衰以外に、風化【最も汚染の酷い表面が洗い流される事】、放射性核種の土壌下方への浸透【植物の根が張る範囲から遠ざかること】、移行しやすい形態の放射性核種の割合の減少【土壌成分と結合して植物の根に吸収され難くなる】などの減少要因があるからである。しかしながら、過去10年間、^{137}Cs濃度はほとんど減少しておらず、長期的に今後どの程度の速さで^{137}Csが減って行くか定量的に見積もる事は困難である。

【農産品と対照的に】林産食品の中には^{137}Cs濃度がなかなか改善しないものがある。とりわけ、数種類のキノコでは、今後数十年にわたって^{137}Cs濃度が高いままであろうと推定される。普通の天候と環境の場合、キノコが生えるのは秋が圧倒的に多い【約１ヶ月ほどキノコ採りの季節になる】。その結果、狩猟獣の^{137}Cs濃度もキノコの旬に高くなる。従って、動物の^{137}Cs濃度は、将来予想が難しく、現在の状態が続く事も、毎年減って行く事も仮定できない【3.4節では、これに加えて季節変化に伴う一時的増加すら起こりうる事が示されている】。

木材産業従事者への被曝の問題は検討されるべきであるが、木材への放射性セシウム汚染はあまり重要でない。木材の灰は^{137}Cs濃度が高くなり得る。かつて起こった森林火災の際には、その地方の大気中の放射能濃度が高くなったが、問題となるレベルにはならなかった。

黒海やバルト海では、^{137}Cs濃度の高い海水魚は全く見つからなかった。その理由として、【原発からの】距離が遠くて濃度が薄められた上に、大量の海水に薄められた効果が考えられる。

訳注84 : 原文ではturnoverが少ないとなっていて、具体的には3.5.3.2節に書かれているように水の出入りの少ない湖（三日月湖など）を指す。

訳注85 : これは、西洋で魚の骨を食べないから言える事であり、小魚の骨を食べる文化をもつ日本では、骨からの汚染は無視出来ない。ストロンチウムがカルシウムに置き換わるような形の汚染をするので、カルシウムはミルクと骨に溜まる。

訳注86 : 落ち葉などがなかなか分解されずに残るような痩せた土地で、牧草が二次汚染されやすい。

3.7. 今後必要な放射能監視と研究

チェルノブイリ事故によるヨーロッパ全体の^{137}Cs地表沈着に関しては、汚染地図の更新が必要だが、アルバニア、ブルガリア、グルジアの３ヶ国が空白地帯になっている。この空白を埋める測定をして地表汚染地図を完成させなければならない。

チェルノブイリ事故後に甲状腺がんの増加が確認された地域に関しては、事故直後の^{131}Iによる沈着をよりきめ細かく再現しなければならない。これは、現在の土壌中の^{129}Iの量から当時の^{131}Iの量の推定する方法を、1986年に実施された測定結果【^{131}Iの大雑把な分布】と組み合わせれば可能である。こうして^{131}Iによる沈着量分布がより正確に分かれば、^{131}Iによる甲状腺被曝量がより正確に推定出来る。これは住民の今後の健康リスク【どのくらいの確率で癌になるか等】を知る上で必須である。

農作物・畜産物に関しては、^{137}Csについても^{90}Srについても、長期的に濃度がどのくらいのペースで減って行くのか、あるいはこれ以上減らないのかを知る必要がある。この長期変化は、さまざまな土壌や気候条件、農業慣行でそれぞれ長期【数十年単位】に渡って調べなければならない。その為に、モニタリング地点を決め、調査対象を絞った研究プロジェクトが必要である。

放射能汚染の酷かった都市（プリピャチ、チェルノブイリ、その他）に関しては、^{137}Csや放射性プルトニウムの都市内での細かい分布【屋根や壁を含む】を再び調査する事は有意義である。これにより、【汚染がどのような場所でどのくらい速く減っているか・減っていないかがわかり、ひいては】、もしも将来に原子力事故や放射能漏れ、テロなどがあった場合に、近隣住民の外部被曝と内部被曝を推定する為のモデルをより正確に改良する事ができる[訳注87]。

森林汚染の問題【農地と違ってなかなか汚染が収まらない】に関しては、汚染が今なお酷い森林で採ったり狩ったりする動植物【キノコ、野いちご（ベリー）、狩猟獣】の汚染を長期にわたって調べる必要がある。放射能汚染の影響の残る国々の関係機関では、実際に、この手の長期モニタリング【調査】の結果を元に、一般人が余暇を過ごしたり野生食品を採ったり狩ったりするなどで森林の利用する際について勧告・指導が行われている。

林産品経由の被曝を防ぐ為に林産品の放射能検査が続けられているが、他にも、森林そのものの放射性セシウム汚染状況の長期的な変化【森林内の移動や季節変化や、物理的半減期に従う減衰】を知る必要がある。その為に、特定の森林の特定地点を選んで、より詳細で、科学的な計測を長期に渡って続けるべきである。このような長期計測【モニタリング】は、現在ある予測モデルを改良

する上でも必要である。現に、森林の長期計測は、深刻な放射能汚染を受けた国々のうちの幾つか【ベラルーシやロシアなど】で既に実施されている。計測を今後も続けることは重要で、それによって、はじめて今後の汚染に関する長期変化が、より正確に予想出来るようになる。

水域系（河川・湖沼・海洋・地下水）の放射能汚染は、チェルノブイリ事故後の数年間に集中的に研究・定期測定がされており、半減期の長くて被曝量の大きい^{90}Srと^{137}Csに関しては、水域系内での移動や生体濃縮が、現在までにかなりよく分かっている。したがって、水域系での放射性核種については、新たに大規模な研究計画を緊急に組む必要はあまりない。しかし、水域環境の継続測定【モニタリング】は、今後も（限られた地域になるだろうが）続ける必要があり、他にも研究が必要な対象も残っている。これら課題を以下にまとめる。

重要な水域系（プリピャチ川・ドニエプル川水系、黒海、バルト海、汚染の酷い西ヨーロッパの河川・湖沼のいくつか）に関しては、^{90}Srと^{137}Cs濃度を継続的に監視・測定しつづける事で、将来の汚染状況の予測がより正確になるだろう。測定対象は水、堆積物、魚であり、それを今後も続ける事で、今までの放射能測定と合わせて、事故以来の長期データが得られる事になる。データの取得期間が長ければ長い程、水域系での放射性核種の濃度を予測するモデルも、より正確になる。

チェルノブイリ事故による汚染の酷い地域では、^{90}Srや^{137}Cs以外の超ウラン元素核種【ウラン核反応で出来た元素でプルトニウムがその例】については調べる必要がある。これらは、^{90}Srや^{137}Csほどには被曝を引き起こしていないものの、原発の近くでは数百年〜数千年という極めて長い期間に渡って環境汚染を続けるからである。したがって、その長期動向【汚染や流出】の予測を、調査・研究によって向上させる事には意義がある。ウラン核反応で出来た放射性核種や^{99}Tc【核反応の副産物として原子炉で出来る放射性核種で、半減期は21万年】をあちこちで測定して回ることが、チェルノブイリ近郊の汚染地域で被曝予防に直接役立つ事はないだろうが、それでも、半減期の極めて長い放射性核種が環境の中でどのように移動し、どのような汚染を引き起こすかを良く知る事ができるようになるだろう。

チェルノブイリ冷却池は水位を下げて行く予定だが、これによって、池の生態系が変化する上、堆積物が露出し、堆積物中の放射性核種や【放射性核種を大量に含む】燃料粒子が今までと全く違った動き【飛散など】を始める恐れがある。したがって冷却池に関しては個別の調査を続けるべきである。水位を下げる事で起こる色々なプロセスをより正確にする為には、とりわけ、冷却池のような特殊な水域での燃料粒子の分解速度【分解によって放射性核種が飛散しやすくなる】をもっと研究する必要がある。

訳注 87：モデルの一例が図 5.2（外部被曝）と図 5.12（内部被曝）に示されている。さらに被曝の推定を超えて、どういう所（例えば森や雨樋や側溝の近く）を避けたら被曝が減るかという知識を得る事ができる。

３章の参照文献

[3.1] INTERNATIONAL NUCLEAR SAFETY ADVISORY GROUP, Summary Report on the Post-accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Safety Series No. 75-INSAG-1, IAEA, Vienna (1986).

[3.2] IZRAEL, Y.A., et al., Chernobyl: Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad (1990).

[3.3] IZRAEL, Y.A., Radioactive Fallout After Nuclear Explosions and Accidents, Elsevier, Amsterdam (2002).

[3.4] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).

[3.5] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988) 309-374.

[3.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), Vol. II, UN, New York (2000) 451-566.

[3.7] DREICER, M., et al., "Consequences of the Chernobyl accident for the natural and human environments", One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996) 319-361.

[3.8] MÜCK, K., et al., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident, Health Phys. 82 (2002) 141-156.

[3.9] KASHPAROV, V.A., et al., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, Sci. Total Environ. 317 (2003) 105-119.

[3.10] SANDALLS, F.J., SEGAL, M.G., VICTOROVA, N.V., Hot particles from Chernobyl: A review, J. Environ. Radioact. 18 (1993) 5-22.

[3.11] POLLANEN, R., VALKAMA, I., TOIVONEN, H., Transport of radioactive particles from the Chernobyl accident, Atmos. Environ. 31 (1997) 3575-3590.

[3.12] IZRAEL, Y. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow (1998).

[3.13] DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).

[3.14] BOBOVNIKOVA, T.I., MAKHONKO, K.P., SIVERINA, A.A., RABOTNOVA, F.A., VOLOKITIN, A.A., Physical chemical forms of radionuclides in atmospheric fallout after the Chernobyl accident and their transformation in soil, Atomnaya Energiya, No. 5 (1991) 449-454.

[3.15] HILTON, J., CAMBRAY, R.S., GREEN, N., Fractionation of radioactive caesium in airborne particles containing bomb fallout, Chernobyl fallout, and atmospheric material from the Sellafield site, J. Environ. Radioact. 15 (1992) 103-108.

[3.16] BORZILOV, V.A., KLEPIKOVA, N.V., "Effect of meteorological conditions and release composition on radionuclide deposition after the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 47-68.

[3.17] HOLLÄNDER, W., GARGER, E. (Eds), Contamination of Surfaces by Resuspended Material, ECP-1, Final Report, Rep. EUR 16527, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).

[3.18] MAKHONKO, K.P., KOZLOVA, E.G., VOLOKITIN, A.A., Radioiodine accumulation on soil and reconstruction of doses from iodine exposure on the territory contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Risk, No. 7 (1996) 90-142.

[3.19] STRAUME, T., et al., The feasibility of using 129I to reconstruct 131I deposition from the Chernobyl reactor accident, Health Phys. 71 (1996) 733-740.

[3.20] BUZULUKOV, Y.P., DOBRYNIN, Y.L., "Release of radionuclides during the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 3-21.

[3.21] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, Int. J. Radiat. Hyg. 1 (1993) 51-59.

[3.22] ANDERSSON, K.G., ROED, J., FOGH, C.L., Weathering of radiocaesium contamination on urban streets, walls and roofs, J. Environ. Radioact. 62 (2002) 49-60.

[3.23] ROED, J., ANDERSSON, K., personal communication, 2002.

[3.24] GOLIKOV, V.Y., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident, Radiatiat. Environ. Biophys. 41 10 (2002) 185-193.

[3.25] ANDERSSON, K.G., ROED, J., JACOB, P., MECKBACH, R., "Weathering of Cs-137 on various surfaces in inhabitated areas and calculated locations factors", Deposition of Radionuclides, their Subsequent Relocation in the Environment and Resulting Implications, Rep. EUR 16604 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1995) 47-56.

[3.26] JACOB, P., MECKBACH, R., "Measurements after the Chernobyl accident regarding the exposure of an urban population", Restoration of Environments Affected by Residues from Radiological Accidents: Approaches to Decision Making, IAEA-TECDOC-1131, IAEA, Vienna (2000) 34-41.

[3.27] SHESTOPALOV, V.M., KASHPAROV, V.A., IVANOV, Y.A., Radionuclide migration into the geological environment and biota after the Chernobyl accident, Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1 (2003) 39-47.

[3.28] HOWARD, B.J., The concept of radioecological sensitivity, Radiat. Prot. Dosim. 92 (2000) 29-34.

[3.29] HOWARD, B.J., et al., Estimation of radioecological sensitivity, Radioprotection-Colloques 37 C1 (2002) 1167-1173.

[3.30] BALONOV, M.I., et al., Methodology of internal dose reconstruction for Russian population after the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 92 (2000) 247-253.

[3.31] BERESFORD, N.A., et al., The importance of source dependent bioavailability in determining the transfer of ingested radionuclides to ruminant derived food products, Environ. Sci. Technol. 34 (2000) 4455-4462.

[3.32] PRÖHL, G., HOFFMAN, F.O., "Radionuclide interception and loss processes in vegetation", Modelling of Radionuclide Interception and Loss Processes in Vegetation and of Transfer in Seminatural

Ecosystems, IAEA-TECDOC-857, IAEA, Vienna (1996) 9-48.

[3.33] KIRCHNER, G., Transport of iodine and caesium via the grass-cow-milk pathway after the Chernobyl accident, Health Phys. 66 (1994) 653-665.

[3.34] RENAUD, P., et al., Les Retombés en France de l'accident de Tchernobyl, Conséquences Radioécologiques et Dosimétriques, EDP Sciences, Les Ulis (1999).

[3.35] HOWARD, B.J., BERESFORD, N.A., HOVE, K., Transfer of radiocaesium to ruminants in unimproved natural and semi-natural ecosystems and appropriate countermeasures, Health Phys. 61 (1991) 715-725.

[3.36] BERESFORD, N.A., The transfer of Ag-110m to sheep tissues, Sci. Total Environ. 85 (1989) 81-90.

[3.37] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), Agricultural Radioecology, Ecology, Moscow (1991) (in Russian).

[3.38] DESMET, G.M., VAN LOON, L.R., HOWARD, B.J., Chemical speciation and bioavailability of elements in the environment and their relevance to radioecology, Sci. Total Environ. 100 (1991) 105-124.

[3.39] KASHPAROV, V.A., et al., Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions, J. Environ. Radioact. 72 (2004) 335-353.

[3.40] SALBU, B., et al., High energy X-ray microscopy for characterization of fuel particles, Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A 467-468 (2001) 1249-1252.

[3.41] FESENKO, S.V., SANZHAROVA, N.I., SPIRIDONOV, S.I., ALEXAKHIN, R.M., Dynamics of 137Cs bioavailability in a soil-plant system in areas of the Chernobyl nuclear power plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout, J. Environ. Radioact. 34 (1996) 287-313.

[3.42] GADD, G.M., Role of microorganisms in the environmental fate of radionuclides, Endeavour 20 (1996) 150-156.

[3.43] TAMPONNET, C., PLASSARD, C., PAREKH, N., SANCHEZ, S., "Impact of microorganisms on the fate of radionuclides in rhizospheric soils", Radioactive Pollutants - Impact on the Environment (BRÉCHIGNAC, F., HOWARD, B., Eds), EDP Sciences, Les Ulis (2001) 175-185.

[3.44] SANZHAROVA, N.I., et al., Changes in the forms of 137Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident, Sci. Total Environ. 154 (1994) 9-22.

[3.45] FESENKO, S.V., COLGAN, P.A., LISSIANSKI, K.B., VAZQUEZ, C., GUARDANS, R., The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder in areas of Russia affected by the Chernobyl accident and doses resulting from the consumption of milk and milk products, Radiat. Prot. Dosim. 69 (1997) 289-299.

[3.46] SHEVCHOUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), 15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).

[3.47] KASHPAROV, V.A., OUGHTON, D.H., ZVARICH, S.I., PROTSAK, V.P., LEVCHUK, S.E., Kinetics of fuel particle weathering and 90Sr mobility in the Chernobyl 30 km exclusion zone, Health Phys. 76

(1999) 251-259.

[3.48] SANZHAROVA, N.I., FESENKO, S.V., KOTIK, V.A., SPIRIDONOV, S.I., Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures, Radiat. Prot. Dosim. 64 (1996) 43-48.

[3.49] BOGDEVITCH, I.M. (Ed.), Guide for Agricultural Practice on Lands Contaminated by Radionuclides in the Republic of Belarus for 2002-2005, Ministry of Agriculture and Food, Minsk (2002) (in Russian).

[3.50] EHLKEN, S., KIRCHNER, G., Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: A review, J. Environ. Radioact. 58 (2002) 97-112.

[3.51] SAURAS YERA, T., et al., 137Cs and 90Sr root uptake predictions under close-to-real controlled conditions, J. Environ. Radioact. 45 (1999) 191-217.

[3.52] KONOPLEV, A.V., et al., Quantitative assessment of radiocaesium bioavailability in forest soils, Radiochim. Acta 88 (2000) 789-792.

[3.53] KASHPAROV, V.A., et al., Complex monitoring of agricultural products contamination with 90Sr, Bull. Agrarian Sci. Special issue (2001) 38-43 (in Ukrainian).

[3.54] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., Synthesis Report of the Radioecology Project of the French-German Initiative for Chernobyl, FGI Report 04-01, Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety, Paris (2004).

[3.55] FESENKO, S.V., et al., Regularities of change in 137Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, Radiat. Biol. Radioecol. 44 (2004) 35-49.

[3.56] SHUTOV, V., et al., personal communication, 2004.

[3.57] BRUK, G.Y., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of 137Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 76 (1998) 169-178.

[3.58] PRISTER, B.S., et al., Experimental substantiation in parametrization of the model describing 137Cs and 90Sr behavior in a soil-plant system, Environ. Sci. Pollut. Res. Special issue 1 (2003) 126-136.

[3.59] BERESFORD, N.A., CROUT, N.M.J., MAYES, R.W., HOWARD, B.J., LAMB, C.S., Dynamic distribution of radioisotopes of cerium, ruthenium and silver in sheep tissues, J. Environ. Radioact. 38 (1998) 317-338.

[3.60] CROUT, N.M.J., BERESFORD, N.A., DAWSON, J., SOAR, J., MAYES, R.W., The transfer of 73As, 109Cd and 203Hg to the milk and tissues of dairy cattle, J. Agr. Sci. Camb. 142 (2004) 203-212.

[3.61] BOGDEVITCH, I.M., "Soil conditions of Belarus and efficiency of potassium fertilizers", Proc. 16th World Congr. Soil Science, Montpellier, 1998, International Potash Institute, Basel (1999) 21-26.

[3.62] PRISTER, B. (Ed.), Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).

[3.63] BEBESHKO, V.G., et al., General Dosimetric Passportization of Settlements in Ukraine Radioactively Contaminated after the Chernobyl Accident: Summarized Data for 1998-2000, Issue 9, Ministry of Emergencies, Kiev (2001) (in Russian).

[3.64] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for

Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).

[3.65] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).

[3.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, Sci. Total Environ. 157 (1994) 45-57.

[3.67] NYLÉN, T., Uptake, Turnover and Transport of Radiocaesium in Boreal Forest Ecosystems, Thesis, Swedish Univ. Agricultural Sciences, Uppsala (1996).

[3.68] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems, IAEA-BIOMASS-1, IAEA, Vienna (2002).

[3.69] SCHUCK, A., et al., Compilation of a European forest map from Portugal to the Ural mountains based on earth observation data and forest statistics, Forest Policy Econ. 5 (2003) 187-202.

[3.70] SHAW, G., AVILA, R., FESENKO, S., DVORNIK, A., ZHUCHENKO, T., "Modelling the behaviour of radiocaesium in forest ecosystems", Modelling Radioactivity in the Environment (SCOTT, E.M., Ed.), Elsevier, Amsterdam (2002).

[3.71] JOHANSSON, K., "Radiocaesium in game animals in the Nordic countries", Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides through Nordic Ecosystems to Man (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287-301.

[3.72] SHCHEGLOV, A.I., TSVETNOVA, O.B., KLYASHTORIN, A.L., Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems, Nauka, Moscow (2001).

[3.73] SHAW, G., personal communication, 2004.

[3.74] DVORNIK, A.M., ZHUCHENKO, T., personal communication, 2004.

[3.75] BELLI, M., TIKHOMIROV, F. (Eds), Behaviour of Radionuclides in Natural and Semi-natural environments: Experimental Collaboration Project No. 5, Final Report, Rep. EUR-16531 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).

[3.76] FESENKO, S.V., et al., Identification of processes governing long-term accumulation of 137Cs by forest trees following the Chernobyl accident, Radiat. Environ. Biophys. 40 (2001) 105-113.

[3.77] PANFILOV, A., "Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271-279.

[3.78] OULD-DADA, Z., BAGHINI, N.M., Resuspension of small particles from tree surfaces, Atmos. Environ. 35 (2001) 3799-3809.

[3.79] AMIRO, B.D., DVORNIK, A., "Fire and radioactivity in contaminated forests", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 311-324.

[3.80] RUHM, W., KAMMERER, L., HIERSCHE, L., WIRTH, E., The 137Cs/134Cs ratio in fungi as an

indicator of the major mycelium location in forest soil, J. Environ. Radioact. 35 (1997) 129-148.

[3.81] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No. 364, IAEA, Vienna (1994).

[3.82] BARNETT, C.L., et al., Radiocaesium intake in Great Britain as a consequence of the consumption of wild fungi, Mycologist 15 (2001) 98-104.

[3.83] JOHANSSON, K., personal communication, 2003.

[3.84] ZIBOLD, G., personal communication, 2004.

[3.85] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing Radiation Doses to the Public from Radionuclides in Timber and Wood Products, IAEA-TECDOC-1376, IAEA, Vienna (2003).

[3.86] RAVILA, A., HOLM, E., Radioactive elements in the forest industry, Sci. Total Environ. 32 (1994) 339-356.

[3.87] AVILA, R., et al., "Conceptual overview of FORESTLAND - A model to interpret and predict temporal and spatial patterns of radioactively contaminated forest landscapes", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 173-183.

[3.88] SHAW, G., et al., Radionuclide migration in forest ecosystems - Results of a model validation study, J. Environ. Radioact. 84 (2005) 285-296.

[3.89] KRYSHEV, I.I., RYABOV, I.N., "About the efficiency of trophic levels in the accumulation of Cs-137 in fish of the Chernobyl NPP cooling pond", Biological and Radioecological Aspects of the Consequences of the Chernobyl Accident (RYABOV, I.N., RYABTSEV, I.A., Eds), USSR Academy of Sciences, Moscow (1990) 116-121.

[3.90] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., NILSSON, Y., Radioactive caesium in fish from Swedish lakes in 1986-1988 - General pattern related to fallout and lake characteristics, J. Environ. Radioact. 15 (1992) 207-229.

[3.91] KRYSHEV, I.I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 27 (1995) 207-219.

[3.92] RYABOV, I., et al., "Radiological phenomena of the Kojanovskoe Lake", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 213-216.

[3.93] ZIBOLD, G., KAMINSKI, S., KLEMT, E., SMITH, J.T., Time-dependency of the 137Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction, Radioprotection-Colloques 37 (2002) 75-80.

[3.94] SMITH, J.T., KUDELSKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., Radiocaesium concentration factors of Chernobyl-contaminated fish: A study of the influence of potassium, and "blind" testing of a previously developed model, J. Environ. Radioact. 48 (2000) 359-369.

[3.95] JONSSON, B., FORSETH, T., UGEDAL, O., Chernobyl radioactivity persists in fish, Nature 400 (1999) 417.

[3.96] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Marine Environment Assessment of the Black Sea: Final Report, Technical Cooperation Project RER/2/003, IAEA, Vienna (2003).

[3.97] VOITSEKHOVITCH, O.V., KANIVETS, V.V., Maps of Cs-137 in the Bottom Sediments of the Dnieper Reservoirs, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (1997).

[3.98] COMANS, R.N.J., et al., Modelling Fluxes and Bioavailability of Radiocaesium and Radiostrontium in Freshwaters in Support of a Theoretical Basis for Chemical/Hydrological Countermeasures, Final Report to the European Commission, Netherlands Energy Research, Petten (1999).

[3.99] VOITSEKHOVITCH, O.V., BORZILOV, V.A., KONOPLEV, A.V., "Hydrological aspects of radionuclide migration in water bodies following the Chernobyl accident", Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, Rep. EUR 13574, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1991) 528-548.

[3.100] MATSUNAGA, T., et al., Characteristics of Chernobyl-derived radionuclides in particulate form in surface waters in the exclusion zone around the Chernobyl nuclear power plants, J. Contam. Hydrol. 35 (1998) 101-113.

[3.101] MATSUNAGA, T., et al., Association of dissolved radionuclides released by the Chernobyl accident with colloidal materials in surface water, App. Geochem. 19 (2004) 1581-1599.

[3.102] CARLSON, L., HOLM, E., Radioactivity in Fucus vesiculosus L. from the Baltic Sea following the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 15 (1992) 231-248.

[3.103] KNAPINSKA-SKIBA, D., BOJANOWSKI, R., RADECKI, Z., MILLWARD, G.E., Activity concentrations and fluxes of radiocaesium in the southern Baltic Sea, Estuar. Coast. Shelf Sci. 53 (2001) 779-786.

[3.104] VAKULOVSKY, S.M., et al., "Radioactive contamination of water systems in the area affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident", Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident (Proc. Symp. Vienna, 1989), Vol. 1, IAEA, Vienna (1990) 231-246.

[3.105] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, J. Environ. Radioact. 23 (1994) 103-122.

[3.106] UKRAINIAN HYDROMETEOROLOGICAL INSTITUTE, Database of Radiation Measurements of Aquatic Samples, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2004).

[3.107] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiation Conditions in the Dnieper River Basin, IAEA, Vienna (2006).

[3.108] MONTE, L., Evaluation of radionuclide transfer functions from drainage basins of freshwater systems, J. Environ. Radioact. 26 (1995) 71-82.

[3.109] SAXEN, R., ILUS, E., Discharge of 137Cs and 90Sr by Finnish rivers to the Baltic Sea in 1986-1996, J. Environ. Radioact. 54 (2001) 275-291.

[3.110] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., ZHUKOVA, O.M., MATVEYENKO, I.I., PINCHUK, T.M., Contribution of river runoff to the natural remediation of contaminated territories (Belarus), Proc. Acad.

Sci. Belarus 42 (1998) 90-94 (in Russian).

[3.111] SMITH, J.T., et al., Global analysis of the riverine transport of 90Sr and 137Cs, Environ. Sci. Technol. 38 (2004) 850-857.

[3.112] HILTON, J., LIVENS, F.R., SPEZZANO, P., LEONARD, D.R.P., Retention of radioactive caesium by different soils in the catchment of a small lake, Sci. Total Environ. 129 (1993) 253-266.

[3.113] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., OVSIANNIKOVA, S.V., HILTON, J., The mobility of Chernobyl-derived 137Cs in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus, Sci. Total Environ. 188 (1996) 101-113.

[3.114] SANTSCHI, P.H., BOLLHALDER, S., ZINGY, S., LUCK, A., FARRENKOTHER, K., The self cleaning capacity of surface waters after radionuclide fallout: Evidence from European lakes after Chernobyl 1986-88, Environ. Sci. Technol. 24 (1990) 519-527.

[3.115] COMANS, R.N.J., et al., Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments, Nature 339 (1989) 367-369.

[3.116] BULGAKOV, A.A., et al., Modelling the longterm dynamics of radiocaesium in a closed lake system, J. Environ. Radioact. 61 (2002) 41-53.

[3.117] KUZMENKO, M.I., et al., Impact of Radionuclide Contamination on Hydrobionts of the Chernobyl Exclusion Zone, Chernobylinterinform, Kiev (2001) (in Russian).

[3.118] KONOPLEV, A.V., et al., Study of the behavior of Cs-137 and Sr-90 in Svyatoe and Kozhanovskoe lakes in the Bryansk region, Meteorologiyai Gidrologiya 11 (1998) 78-87 (in Russian).

[3.119] MINISTRY OF HEALTH, Radiation Safety Standards (RSS-99), Sanitary Rules SR 2.6.1.758-99, Ministry of Health of the Russian Federation, Moscow (1999).

[3.120] BUCKLEY, M.J., et al., Drawing Up and Evaluating Remediation Strategies for the Chernobyl Cooling Pond, Final Report, Rep. C6476/TR/001/2002, NNC, Knutsford, UK (2002).

[3.121] NASVIT, O.I., "Radioecological situation in the cooling pond of Chornobyl NPP", Recent Research Activity about Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia, Rep. KURAIKR-79, Kyoto University (2002) 74-85.

[3.122] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS, I., BERKOVSKI, V., "Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper river catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident", Freshwater and Estuarine Radioecology (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75-86.

[3.123] KONOPLEV, A.V., et al., Validation of models of radionuclide wash-off from contaminated watersheds using Chernobyl data, J. Environ. Res. 42 (1999) 131-141.

[3.124] SMITH, J.T., et al., Temporal change in fallout 137Cs in terrestrial and aquatic systems: A whole ecosystem approach, Environ. Sci. Technol. 33 (1999) 49-54.

[3.125] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, J. Environ. Radioact. 56 (2001) 11-32.

[3.126] SANSONE, U., VOITSEKHOVITCH, O.V., Modelling and Study of the Mechanisms of the Transfer

of Radionuclides from the Terrestrial Ecosystem to and in Water Bodies Around Chernobyl, Rep. EUR 16529 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).

[3.127] ELLIOTT, J.M., et al., Sources of variation in post-Chernobyl radiocaesium in fish from two Cumbrian lakes (north-west England), J. Appl. Ecol. 29 (1992) 108-119.

[3.128] FLEISHMAN, D.G., "Radioecology of marine plants and animals", Radioecology (KLECHKOVSKY, V.M., POLIKARPOV, G.G., ALEKSAKHIN, R.M., Eds), Wiley, New York (1973) 347-370.

[3.129] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).

[3.130] BLAYLOCK, B.G., Radionuclide data bases available for bioaccumulation factors for freshwater biota, Nucl. Saf. 23 (1982) 427-438.

[3.131] HADDERINGH, R.H., VAN AERSSEN, G.H.F.M., RYABOV, I.N., KOULIKOV, O.A., BELOVA, N., "Contamination of fish with 137Cs in Kiev reservoir and old river bed of Pripyat near Chernobyl", Freshwater and Estuarine Radioecology (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 339-351.

[3.132] KRYSHEV, I.I., SAZYKINA, T.G., Accumulation factors and biogeochemical aspects of migration of radionuclides in aquatic ecosystems in the areas impacted by the Chernobyl accident, Radiochim. Acta 66-67 (1994) 381-384.

[3.133] EREMEEV, V.N., IVANOV, L.M., KIRWAN, A.D., MARGOLINA, T.M., Amount of 137Cs and 134Cs radionuclides in the Black Sea produced by the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 27 (1995) 49-63.

[3.134] KANIVETS, V.V., VOITSEKHOVITCH, O.V., SIMOV, V.G., GOLUBEVA, Z.A., The post-Chernobyl budget of 137Cs and 90Sr in the Black Sea, J. Environ. Radioact. 43 (1999) 121-135.

[3.135] NIELSEN, S.P., et al., The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea, Sci. Total Environ. 237-238 (1999) 133-141.

[3.136] EUROPEAN UNION, The Radiological Exposure of the Population of the European Community to Radioactivity in the Baltic Sea, Rep. EUR 19200 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000).

[3.137] SHESTOPALOV, V.M. (Ed.), Chernobyl Disaster and Groundwater, Balkema, Leiden (2002).

[3.138] BUGAI, D.A., WATERS, R.D., DZHEPO, S.P., SKALSKY, A.S., Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone, Health Phys. 71 (1996) 9-18.

[3.139] VOITSEKOVITCH, O.V., SHETOPALOV, V.M., SKALSKY, A.S., KAIVETS, V.V., Monitoring of Radioactive Contamination of Surface Ground Water Following the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).

[3.140] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELEZNYAK, M., BUGAI, D., "Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401-410.

[3.141] VANDENHOVE, H. (Ed.), PHYTOR, Evaluation of Willow Plantation for the Phytorehabilitation of Contaminated Arable Lands and Flood Plane Areas, Final Report, Rep. SCK,Ä¢CEN ERB IC15-CT98 0213, SCK,Ä¢CEN, Mol (2002).

[3.142] BECHTEL INTERNATIONAL SYSTEMS, ELECTRICITÉ DE FRANCE, BATTELLE MEMORIAL INSTITUTE, Environmental Impact Assessment: New Safe Confinement Conceptual Design: Chernobyl Nuclear Power Plant Unit 4, Bechtel, EDF, Battelle, San Francisco, CA (2003).

[3.143] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, Water Evaluation and Prediction in the Area Affected by the Chernobyl Accident (the Bryansk Region), Final Report of Project RUS/95/004, UNDP, Moscow (2001).

[3.144] HANSEN, H.J.M., AARKROG, A., A different surface geology in Denmark, the Faroe Islands and Greenland influences the radiological contamination of drinking water, Water Res. 24 (1990) 1137-1141.

[3.145] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).

[3.146] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, Radiat. Prot. Dosim. 73 (1997) 181-186.

[3.147] SMITH, J.T., et al., Chernobyl's legacy in food and water, Nature 405 (2000) 141.

[3.148] CROSS, M.A., SMITH, J.T., SAXÉN, R., TIMMS, D.N., An analysis of the time dependent environmental mobility of radiostrontium in Finnish river catchments, J. Environ. Radioact. 60 (2002) 149-163.

[3.149] KONOPLEV, A.V., et al., "Physico-chemical and hydraulic mechanisms of radionuclide mobilization in aquatic systems", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 121-135.

[3.150] FLEISHMAN, D.G., NIKIFOROV, V.A., SAULUS, A.A., KOMOV, V.T., 137Cs in fish of some lakes and rivers of the Bryansk region and north-west Russia in 1990-1992, J. Environ. Radioact. 24 (1994) 145-158.

第４章　環境への対策と修復

チェルノブイリ原発事故による放射能汚染への対策が緊急に必要な事は、事故発生直後、既に明らかだった。そこで人々を被曝から守るために幅広い対策が講じられた。それは、1986年に【数日という短期間で】行われた放射能汚染の最も高い地域からの住民緊急避難から、多くの欧州諸国における食品中の放射性核種の継続的な検査という長期にわたるものまである。実施された対策とその有効性については、多数の国際的な報告書で幅広く検討されている[4.1-4.7]。

本章の主題は、放射能による環境汚染に対して、どういう対策を施せば人体への被曝を減らせるかという事である。人間以外の生物【野生動物など】への被曝に関しては、チェルノブイリ原発事故当時、被曝を防ぐという事の意味すら確立されておらず、ましてやその為の対策を立てる事に意義があるのかどうかすら分かっていなかった。この方面に関する理念は、今なお議論が続けられている段階である[4.8]。

本章では、破損した原子炉への応急措置については特には紙面を割かない。原子炉から周りの環境への放射能放出を事故後速やかに減らすことは応急措置の目的だから、これも環境対策には違いないが、これについては別の文献に譲る[4.2]。

環境汚染への対策は、事故の起こった1986年以来、都市・農地・森林・水域の各生態系で施されている。これらの対策のほとんどは、生態系ごとに、国際的な放射線管理基準や各国の放射線管理基準に沿って行われている。

4.1. 放射線のの基準

被曝対策というのは、達成が十分に可能な範囲で被曝を減らす為の措置を行なうのが筋で、当然ながら緊急時と、緊急事態が過ぎた時期とで措置も違って来る。そこで緊急時には応急被曝防止措置【protective actions】、その後の時期は中期放射線緩和措置【remedial actions】と呼んで区別する。被曝防止策を立てるに当たって、基本的な大切なのは、コスト・パフォーマンスという考え方である。すなわち、同じコスト【費用＋努力】で被曝を最小限にすることである。ただし、被曝対策のコスト･パフォーマンスを考えるとき､コストも成果も必ずしも金額に数値化できるものではない。例えば、被曝対策は多くの場合、被災者を安心させ、その不安を軽減させるが、この利点は金額に数値化できない。一方、被曝対策がマイナスの効果を及ぼす事もある。例えば【過剰な施肥でカリウムなどの】（養分の循環を阻害する等で）生態系を直接変えたり、住民を【生産活動を禁止して】経済的に困らせたり、【キノコ採りや薪拾いのような】住民の日常習慣を止めさせたりするような事である。

4.1.1. 放射線に対する国際的な判断基準[訳注1]

一般人と労働者の被曝防止の為の国際的な基準は、1986年のチェルノブイリ事故の時点でも既にあり、それは国際放射線防護委員会（ICRP）のPub26【Publication 26 1977年】に記述されている[4.9]。放射能汚染事故が深刻な場合については、ICRPのPub 40で、一般人の被曝防止の為の具体的な勧告が【1984年に】出されている[4.10]。これらの基準や勧告に対応する安全基準が1982年のIAEA安全基準【IAEA Basic Safety Standards】であり、これはICRPの各勧告に基づいている[4.11]。これらの文書には現代的な被曝防止の基本的考え方が書かれてある。その内容は、正当化、最適化、線量限度[訳注2]である。更に、平時の被曝防止策と事故時の介入【特別対策が必要な時に対策をとることを、介入するという】の違いについても書かれている。当時の基準では、被爆の上限は、放射線作業者で50 mSv/y、一般人で5 mSv/yであった[訳注3]。後者の値は、人体が受けても問題ない被曝量だと当時認識されていた。

原子力事故や放射能漏れのような緊急事態で一般人が【過度な】被曝するのを防ぐための具体的な基準値は、これらの文書では特に確立されておらず、そのかわりに以下のように勧告されていた。

（a）偶発的に起こりうる人体被曝の際の被曝量が、確定的影響[訳注4]（急性障害、特定の臓器・組織への放射線障害）の出ない範囲に収まるよう、あらゆる手段を尽くす。

（b）各種の被曝対策によって減らせる集団線量【各自の被曝線量に人口を掛けたもので、単位はman Sv（人・シーベルト)】と、被曝対策にかかる社会的・経済的コストの両者を比べて、最適化されるように介入すること（がんや遺伝的異常といった健康への確率的な影響を軽減することを目的として対策を適用し、その後、対策の効果が小さくなったら別の対策（あるいは対策無し）に切り替えるということ)。

チェルノブイリ事故に一番関係のあるICRP指針【Pub 40】では、事故直後の初期段階で介入【対策を実施】するに当たって、全身被曝と特定臓器被曝の2種類の判定基準を推奨している[4.10]。 (a)屋内待避の場合、全身被爆が積算で5-50 mSvに達しそうか、特定臓器への被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら屋内へ退避すべき。(b)放射性ヨウ素による被曝から甲状腺を守る為の対策（安定ヨウ素の投与）の場合は、甲状腺への被爆が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、安定ヨウ素を飲むべき。 (c)避難の場合は、全身被爆が積算で50-500 mSvに達しそうか、特定臓器への被爆が積算で500-5000 mSvに達しそうだったら避難すべき。 (d)事故からの復興期【一息ついた時期、大体数日後～数年が目安】では、放射能汚染した食品からの内部被曝に対しては、全身被爆が積算で5-50 mSvに達しそうか、特定臓器への被曝が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、食品の飲食を規制すべき。 (e)全身被爆が積算で50-500 mSvに達しそうだったら、疎開すべき。

表 4.1. 放射能汚染事故後の食品中の放射性核種の国際貿易用ガイドライン【許容値】[4.12]

	一般消費用食品	ミルク及び乳児用食品
セシウム 134, 137	1000 Bq/kg	1000 Bq/kg
ヨウ素 131	1000 Bq/kg	100 Bq/kg
ストロンチウム 90	100 Bq/kg	100 Bq/kg
プルトニウム 239, アメリシウム 241	10 Bq/kg	1 Bq/kg

その後、チェルノブイリ原発事故による放射能汚染への一般人の不安を受けて、新しい国際規制が追加された。具体的には、1989年にコーデックス委員会[訳注5]は、深刻な原子力事故が起こった年の食料品貿易に対する放射能基準値を導入した（表4.1を参照）[4.12]。

また、1990年には、最新の研究データに基づいて、一般人と放射線作業者の被曝防止のための国際的なICRP被曝基準が改訂された。この改訂の基となった研究データでは、被曝による人体への影響の危険性を確率論的にきちんと求めると、以前に考えられていた危険性よりも大幅に高いことが示されている。改訂の結果、放射線被曝【平時】の年間許容量は大幅に低くなり（元の基準値の20%～40%の値）、放射線作業者で年間20 mSv、一般人で年間1 mSvとされた【Pub 60】[4.13]。後者の値は、現在、人間の被曝線量の安全な水準として認識されている。

一般人の被曝防止の為の基準値を、原子力事故または放射能漏れなどの緊急事態の場合にどの程度緩和するかについては、これらの改訂文書には与えられていない。放射能汚染の緊急事態に、一般人の被曝防止の為に行う介入について後に指針が作られた【Pub 63】[4.14]。この指針では、最適化を基本的な考え方として再確認し、緊急時にも適用できるとしているほか、介入によって減らす事の出来る被曝量が詳しく書かれている（図4.1参照）。ICRPは【Pub 40のように】判定基準を2種類に分ける事を止め、代わりに、各種の対策に対応する放射線量をいくつか提言した。ここでは、図4.1にあるように回避すべき放射線量という視点が使われている。すなわち、被曝が50 mSvを超えそうだったら屋内待避を、甲状腺線量が500 mSvに達しそうだったら安定ヨウ素の投与を、被曝が500 mSvを超えそうだったら避難を、更に生涯の積算被曝が1000 mSvを超えそうだったら移転を推奨した。食品の放射能に関しては内部被曝が10 mSv/yを超えたら規制を行うことが推奨されている。

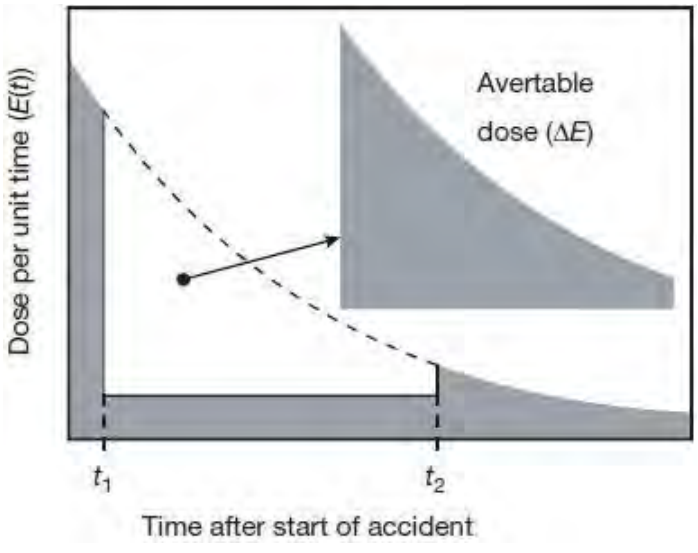


図4.1.:　被曝と防護対策の関係を模式的に示したグラフ。防護対策を取っているのは時刻t_1からt_2の間。[オリジナル図]【図中右上のΔEの部分が（室内退避やマスクなどによって）避ける事の出来た被曝を示す。縦軸は単位時間当たりの被曝量。横軸のスケールは１日単位ととっても１ヶ月単位ととっても数年単位ととっても良い。防護対策を始めるのに遅過ぎるということは決してなく、思い立った日が吉日であるである事を示している。】

より新しい1999年のICRP出版物（Pub 82）では、チェルノブイリ原発事故による汚染地域で見られるような長期的な被曝から一般人を守る方法が検討されている[4.15]。Pub 82でもICRPは最適化を提唱しているが、この文書では更に突っ込んで、被曝防止策を実施すべきかどうかを決める為の一般的な基準をも示している。特に、人工的な放射性元素だけでなく、自然界に存在する放射性元素による被曝を加えた総被曝（内部被曝＋外部被曝）を考える事を提言し、更にこの総被曝量が年10 mSv/y未満である限り、コストに見合うだけの被曝防止効果が上がらないだろうから、介入の必要はないと提案をしている。もっとも、場所を限定して、そこできちんとコスト・パフォーマンスの計算の元に、介入する意義が見いだされた場合は、10 mSv/y未満でも話は別である。とりわけ、日用品に含まれる放射性核種についてICRPは、人体被曝の原因の大部分という事で 1 mSv/yを介入免除レベルとして提唱している。1 mSv/yという基準値は、食品中の放射性元素に対する規制の参考レベルを設定する際の拠り所となるだろう。

訳注1：ここでいう基準には2種類あり、criteria＝避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards＝各状況での基準値の両方を指す。

訳注2：正当化とは、放射線や放射性同位元素を使用する際は、使用による便益が被曝等による損害を上回るようにすべきであること。最適化とは、使用する場合に社会的経済的要因を考慮して、合理的に達成できる限り放射線被ばくを下げるべきであること。線量限度とは、放射性物質等を使用する場合に線量限度を超えないようにしなければならないということ。これら３つの原則が防護の基本である。

訳注3：現在は、放射線作業者に対して100mSv/5yで50mSv/yを超えないこと、一般人に対して1mSv/yとされている。

訳注4：ある線量（閾線量という）を超えると現れ始める急性の影響のことで、因果がはっきりしており、閾線量以下であれば現れない。これに対し、細胞の中のDNAが放射線で傷つきその修復が誤ってなされ、異常な細胞が発生し、何段階かの過程を経て、がん細胞や異常な生殖細胞が生じる場合がある。これによりがんおよび遺伝的影響が起こる、これを確率的影響という。この場合は弱い放射線被ばくでもDNAが傷つくので、閾値はなく、線量に比例した影響が出るとして防護策が作られている。

訳注5：コーデックス委員会（Codex Alimentarius Commission）は国際的な食品規格：コーデックス規格を決める唯一の政府間機関で、FAO（国連食糧農業機関）とWHO（世界保健機関）の下部組織に当たる。

4.1.2. 放射線に対する各国の判断基準

チェルノブイリ原発事故による人体被曝の限度値は、食品・飲料水・木材等に対する基準値を含むものが事故直後に導入された。これらの限度値・基準値は、まずソビエト連邦【ソ連】で導入され、続いて他のヨーロッパ諸国（北欧諸国、EU諸国、東欧諸国）でも導入された[4.1]。

1986年に発効した放射線安全基準[4.16]に基づいて、ソ連の保健省はチェルノブイリ原発事故の

年（1986年4月26日から1987年4月26日まで）の被曝総量【正確には全身等価線量：equivalent whole body dose】として暫定的に平均100 mSvを上限値と決め、同様に2年目の上限を30 mSv、3年目と4年目（1988年と1989年）の上限をそれぞれ25 mSvとした[4.3]。1990年1月1日までの累積に直すと、一般人に関しては173 mSvが上限であり、これがチェルノブイリ原発事故に伴う放射性降下物から受ける放射線に対する被曝限度量とされた。

住民の内部被曝を抑える為、ソ連では食料品や飲料水に含まれる放射性核種の量に暫定許容値（TPL）が導入された[訳注6]。表4.2は、主要な食品の暫定許容値（TPL）を示す[4.3、4.17]。ソ連の最初の暫定許容値は、^{131}I（ヨウ素131）による食品の放射能汚染に関するもので、1986年5月6日に保健省から出された。この時の基準は子供の甲状腺被曝量を300 mGy【ガンマ線による被ばくなので1 mGy = 1 mSvとしてよい】以下に抑えるというものであった。^{131}I以外の安全基準が出されたのは1986年5月30日の事で、食品に含まれる、地表汚染由来のベータ線放出全核種【放射性核種全て】に対する基準値が決まった。これらの核種の中でも、特に放射性セシウムに注意が払われた。というのも、放射性セシウムは【カリウムやナトリウムと化学的性質が近い故に】生態系の中を移動しやすく、しかも半減期が長いからである。その後、1988年（TPL-88）と1991年（TPL-91）に導入された暫定許容値は、^{134}Cs（セシウム134）と^{137}Cs（セシウム137）の放射能の総量を規制している。放射性セシウムに対して作られたTPL-91では、^{90}Sr（ストロンチウム90）に対する安全基準も追加された。

農村部住民が一年間に消費する食料による内部被曝は、もしも食品の全てがTPL-86ギリギリの放射性セシウムを含んでいたとして50 mSv未満となる。（ちなみに、TPL-88の基準値が守られれば8 mSv未満、TPL-91の基準値が守られれば5 mSv未満となる。）

表4.2. チェルノブイリ事故後にソ連（1986-1991）で制定された、食品及び飲料水中に含まれる放射性核種に対する暫定許容値（TPL）[4.3, 4.17]【単位は Bq/kg】

	暫定許容値【TPL】 (Bq/kg)				
	4104-88	129-252	TPL-88	TPL-91	
適用年月日	1986 年 5 月 6 日	1986 年 5 月 30 日	1987 年 12 月 15 日	1991 年 1 月 22 日	
放射性核種	ヨウ素 131	ベータ放出核	セシウム 134 セシウム 137	セシウム 134 セシウム 137	ストロンチウム 90
飲用水	3700	370	18.5	18.5	3.7
ミルク	370-3700	370-3700	370	370	37
酪農製品	18500-74000	370-18500	370-1850	370-1850	37-185
肉・肉製品	-	3700	1850-3000	740	-
魚	37000	3700	1850	740	-
卵	-	37000	1850	740	-
野菜、果物、ジャガイモ、根菜類	-	3700	740	600	37
パン、小麦粉、シリアル	-	370	370	370	37

表 4.3. チェルノブイリ事故後に制定された、食品中に含まれる放射性セシウムに対する安全基準値【Action level】[4.3, 4.5]【単位は Bq/kg】

	安全基準値 (Bq/kg)				
	国際食品規格委員会	欧州連合	ベラルーシ	ロシア連邦	ウクライナ
適用年次	1989	1986	1999	2001	1997
ミルク	1000	370	100	100	100
乳児食品	1000	370	37	40-60	40
酪農製品	1000	600	50-200	100-500	100
肉・肉製品	1000	600	180-500	160	200
魚	1000	600	150	130	150
卵	1000	600	-	80	6 Bq/個
野菜、果物、ジャガイモ、根菜類	1000	600	40-100	40-120	40-70
パン、小麦粉、シリアル	1000	600	40	40-60	20

食料品に含まれる^{131}Iの安全基準値は、ヨーロッパの複数の国々でも1986年5月に決められたが、その値は0.5-5 kBq/kgと幅があった。後日【1986年】、欧州共同体【EUの前身】によって、輸入食品中の放射性セシウム量に対する基準値が統一され、表4.3に示すように、食品の種類によって２つの基準値が使われるようになった。一つは牛乳や乳児食に対する基準値で、もう一つはその他すべての食品に対応する[4.3、4.5]。同様の基準値は北欧諸国でも導入されたが、野生・半野生の動植物（トナカイの肉、狩猟の獲物、淡水魚、森林の野いちご（ベリー）、キノコ類、木の実）だけは例外とされた。というのも、これらの食料は、一部の地域住民、とりわけ先住民たちにとって重要だからである【汚染したからといって食べない訳にはいかなかった】。ともあれ、スウェーデンでは事故から１ヶ月以内に、^{131}Iと^{137}Csに関する食品基準を、輸入食品と国産食品の両方に対して決めた。輸入食品の基準値は、^{131}Iが5 kBq/kg、^{137}Csが10 kBq/kgで、国産食品の基準値は、^{131}Iが2 kBq/kg、^{137}Csが1 kBq/kgである。5月中旬には、^{137}Csの安全基準値がすべての食品に対して300 Bq/kgに下げられ、^{131}Iの安全基準値は、ミルクと乳製品に対して2 kBq/kgと定められた。北欧諸国で生産されたり消費されたりする野生の動植物に関しても安全基準値が定められたが、その値は国や時期によって1.5-6 kBq/kgとばらつきがある。

ソ連では、食品の安全基準に沿って、未加工農産品（4.3節）、木材（4.4節）、薬草・香料に対してそれぞれ基準値が決められ、同時にベータ放出核種による地表汚染に対しても基準が導入された[4.3]。

被曝防止に対するソ連の基本方針【それらはソ連崩壊後もロシア・ベラルーシ・ウクライナ各国政府の方針となった】として、汚染が時間と共に減るのに合わせて、被曝【シーベルトの概念】に関する基準と、放射能【ベクレルの概念】に関する暫定許容値（TPL）の両方の値を低くしていった。汚染が時間と共に減る主な理由は、放射性壊変【物理的半減期による減衰】による放射性核種の減少と、放射性核種が土壌深くに浸透したり土壌成分と固定したりする事で放射線に関する状況が改善されるからである。暫定許容値（TPL）が少しずつ厳しくなれば、生産者は、産品の放射能

値が新しい暫定許容値に収まるように放射能対策を施さなければならなくなる。こういうガイドライン的な手法により、結果的には、産品経由の被曝を減らす事に繋がってきた。暫定許容値（TPL）を専門家が決める際は、農産品・林産品経由の人々の内部被曝を出来るだけ抑えるという目標だけでなく、放射能汚染に対する管理をおこなっているような地域【低・中程度の汚染地域】でも農業生産や林業が経済的に成り立つように勘案された。実際の暫定許容値は、色々な食品群に対して、それぞれ異なる値が設定された。これには、食べてはならない食料品というタブーをなくし、どんな食品であれ、暫定許容値以下であれば消費を規制しないという事をはっきりさせる目的としている。

1991年の終わりまでに、ソ連は崩壊していくつかの国へと分かれたが、その中で、ベラルーシ、ロシア、ウクライナがチェルノブイリ原発事故で最も放射能に汚染されていた。ソ連崩壊後は、ベラルーシ、ロシア、ウクライナ各国とも、一般人の被曝防止に向けた独自の政策を実行した。1990年のICRP勧告で、普通の地域【事実上の非汚染地域】での一般人の被曝上限を1 mSv/yとした事から、これら３ヶ国政府も、この値を、緊急事態が終息した後の安全基準値に設定した。従って、３ヶ国の法令では、チェルノブイリ起源の放射能汚染による年間被曝がこの値【1 mSv】を超えそうだったら、長期的な浄化作業を含めて放射能対策を実行しなければならないという意味の介入レベルの値として定められている。

食料品・飲料水・木材の放射能汚染に関する現時点での暫定許容値（TPL）は、（表4.3参照）上記３ヶ国の間ではあまり大差がない。そしてEUの輸入品に対する上限値や[4.5]、国際貿易で取引される食品に対するコーデックス基準値[4.12]よりも大幅に厳しい。

上記３ヶ国の関係部局は、各環境での放射能対策【下記4.2節〜4.5節】を実施し、すべての食品を検査することで、生産品に対して設定された暫定許容値（TPL）と、被曝限度を守ろうと努力し続けている[訳注7]。

訳注6：日本で言う安全基準値と同じ。
訳注7：20年を経ても努力の途上である事は本節で更に詳しく述べられている。

4.2. 都市の除染

チェルノブイリ事故後、早い時期に取られた主要対策のうちの一つが居住地の除染である。これは住民と清掃作業員の外部被曝を減らすためのものである【ゴミ収集や道路清掃などの作業では、降り積もった放射性ダストに人一倍曝される】。居住地の除染では、実際に人が住んでいる市街地の放射性物質を取り除くことが当座の目標とされた。

汚染地に住む様々な人々の外部被曝源を調べたところ、被曝の主因は、土壌の放射線源や、アスファルトやコンクリートなどで覆われた表面の放射線源によるもので、建物の壁面や屋根の上の放射線源によるものも多少あった。このため、土壌表層を剥ぐ事は、最も効果的な除去法の一つである。

除染効果の目安として、線量率の減少率（DRRF）と外部被曝線量の減少率（DRF）の二つの指

標がある。線量率の減少率（DRRF）とは、汚染表面の上の空間線量率【Sv/h】が除染によってどれだけ減るかの割合で、外部被曝線量の減少率（DRF）とは、環境に沈着した放射性物質からのガンマ線による個人への実効外部線量【Sv/y】の減少率である【例えばDRRFがゼロでも高汚染地域に行くのを避ける事でDRFは上げられる】。

4.2.1. 除染に関する研究

低費用で効率良く除染する方法を求めて、除染法の効果を調べる検証プロジェクトがいくつかある[4.18-4.20]。それは、特定の除染法【プロジェクトごとに違う】を選び、人間活動のある地域の異なる表面や人工物に対して、線量率の減少率（DRRF）と外部被曝線量の減少率（DRF）をあちこち測定するものである。検証プロジェクトや理論研究の成果は、市街地の除染に関する有用なモデルとそれに必要な各種パラメータ及び、異なる時期【事故直後か半年後か数年後か】での都市の環境汚染の除染に対する具体的な提案を含んでいる。実際の除染活動に先だって、選ばれた除染法に対する費用対効果をきちんと考慮した評価が、除染法の正当化と最適化のために必要であると提案されている。

これらを含む複数の研究によれば、市街地表面から人体が受ける外部被曝の量や、それがどの程度軽減され得るかを決める要因は次の６つである（3.2節参照）: (a)居住地と家屋の設計、(b)建設資材、(c)住民の習慣、(d)放射能沈着時に降雨が関係しているかどうか、(e)フォールアウトの物理的化学的性質、(f)汚染からの時間。

雨を伴わない乾性沈着の場合は、道路の洗浄、樹木や低木の除去、庭の掘り起こし【表土を地中に混ぜ込むこと】が、安価でかつ効果的な対策で、これだけで空間線量率がかなり下がる。これらは、緊急対策の中でも優先順位が高い。屋根も重要な放射線源だが、除染が高額なので、緊急対策としての優先順位はそこまで高くない。壁はあまり重要な放射線源ではない上、除染が高額かつ困難なので、優先順位は低い。

湿性沈着の場合は、庭や芝生の掘り起しによって、相当量（～60%）の除染が比較的安価で出来るので、緊急対策としても長期的対策としても最優先であろう。更に道路の洗浄も有益である。

除染の長期計画を立てる際に考慮すべき事に、人体への総被曝（外部被曝＋内部被曝）のうち、外部被曝がどのくらいの割合を占めるかという事がある。土壌が粘土質の地域では、食物連鎖による放射性セシウムの取り込みは比較的少なく、内部被曝も少なくなる[訳注8]。これらの地域では、外部被曝が被曝の殆どを占めるので、総被曝量の減り具合は外部被曝線量の減少率（DRF）に近い。反対に、土壌に砂や泥炭が多い痩せた土地では、長期的な内部被曝が問題であって、村の除染をいくらしたところで、総被曝量の減少にはあまり関係しないと思われる。

訳注8：ここでの話は地域全体として粘土質の場合である。農産物が地域産品の場合、3.3.4節に書いてある２つのメカニズムで内部被曝が減る：（１）粘土質の土壌は泥炭土や砂質土よりもカリウムイオンを含みやすく、それと化学的性質の似たセシウムイオンの吸収を抑える、（２）粘土内のミネラルの合間にセシウムイオンがはまり込んでしまって植物に吸収されにくい。

4.2.2. チェルノブイリの経験

チェルノブイリ事故で特に汚染された旧ソ連の都市や村では、1986年～1989年に大規模な除染が実施された。大抵の除染は軍隊が行い、その内容は、水や特殊洗浄液による建物の洗浄、居住地区の清掃、汚染した表土の除去、道路の清掃と洗浄、表面水【川や湖】の水源での除染などである。幼稚園、学校、病院をはじめ、大勢の人が頻繁に集まるような建物には特に注意が払われた。大規模な除染が実施されたのは、合計で約1000の居住地で、数万の家屋や公共建物と、1000以上の農場も対象になった[4.18, 4.21, 4.22]。

事故後しばらくの間は、土壌と燃料粒子が土ぼこり【ダスト】となってまき上がる事があり、この放射性ダストを吸い込む事で、内部被曝が大きく増える危険があった。放射性ダストの生成を抑えるために、特別な有機溶剤【飛散防止剤】が汚染地表に散布された。この有機溶剤は地表で乾燥した時に透明な高分子薄膜を形成する。飛散防止剤は、原発と【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】CEZで、1986年の春から夏にかけて撒かれた。一方、街路には水が撒かれた。これは、放射性ダストの発生を防ぎ、放射性物質を下水道へ洗い流すためである。これら1986年に実施された緊急放射能除去が実際にどのくらいの効果があったかについて、数値として出せるような調査は現在もまだない。もっとも、参考文献[4.23]によれば、キエフの街路で毎日行われた洗浄で、集団線量（各自の被曝線量を全人口で足し合わせたもので、単位はman Sv【人・シーベルト】）が3000 man Sv減少し、特に学校内・学校地域では3600 man Sv減少したとされている。

除染方法によって差はあるものの、除染は確かに効果があり、各地の空間線量率は除染後に3分の2～15分の1にまで減った【DRRFに対応】。しかし、除染するのに高い費用がかかるため、汚染地区全体での総合的な除染はなかなか出来なかった。そのため、外部被曝の軽減【DRFに対応】は、現実には年ベースで住民平均10～20%減っただけに終わった。職業別では、幼稚園児や学校生徒・児童で30%の軽減で、野外労働者（家畜の世話、森林の管理など）で10%である。ちなみに、この数字（%）は、1989年にロシアのブリャンスク州で行われた大規模な除染活動の前後の外部被曝線量の測定により確認されたものである。

除染を終えた地区での5年以上にわたる追跡測定によれば、1986年以降に本格的な再汚染は無く、長期的には外部被曝率は減少している。このことは5.1節で再び述べる。ブリャンスク州内のもっとも汚染された93地域では総計9万人の居住者が除染の恩恵を受けた。回避できた集団線量は、約1000 man Svと見積もられる。

旧ソ連で続けられた大規模な除染は1990年以降行われていないが、それでも、特に汚染された地区や、高レベルの汚染が記録された建物に対しては、個別に除染作業が行われてきた。ベラルーシで多少とも続いている除染活動は、主に公共の建物（病院や学校）や地域（行楽地）に限られているが、それでも汚染された村のいくつかでは、住居や農場も除染の対象とされてきた[4.22]。

除染がずっと行われている対象は、他にも工業設備や商業施設がある。というのも、これらの施設では1986年の放射能の放出・沈着期に、換気システムが稼動していたために、換気システムを含めて建物内まで汚染されたからである。ベラルーシでは、毎年約20～30棟の工業用建物とそこの換気システムの除染が行われている[4.22]。

4.2.3. 推奨できる除染技術

現在の被曝予防の方法論によれば、介入（除染）するかどうかと、どのような除染法を使うかとは、総費用と社会的要因を考慮した上で決めるべきである。その際の費用の計算では、除染効果が数値として評価されている除染技術のみを対象とすべきで、それぞれの除染技術に対して、プラス面（集団線量の減少）とマイナス面（費用や除染作業員の被曝）を比較しなければならない。この比較の際にも、きちんと「費用対効果」分析[4.9]や「多属性分析」[4.24]に基づくべきで、後者の分析の際には、定性的な社会的要因も含まれる[訳注9]。

ある地域の放射能除去の計画を立てる際、除染計画の中で個々の除染法の優先順位は、その地域の特殊事情に応じて決めるべきである。そうではあるものの、多くの経験と研究から、長期的な計画の場合は、次のような汚染作業【いずれも一般的な除染法】の組み合わせを推奨したい。

(a)住居用の建物の前庭の土壌、公共の建物・学校・幼稚園の周囲の土壌、居住地区の道路の路肩の土壌のそれぞれ表層部5cm～10cmを除去する。何処まで地面を剥ぐかは、放射能が深さ方向にどういう分布をしているかによる。剥ぎとられた高汚染表土は、個人の敷地内または集落内に穴を掘って埋め、同時に穴を掘った時に出た未汚染土は、汚染表土を剥ぎ取った後にかぶせるべきである。この除染法では、放射性廃棄物の為の特別な埋蔵場所を作る必要はない。

(b)個人の果樹園は、深く掘り返すか、表層部5cm～10cmを除去する。野菜畑に関しては今までに何度も耕されているから、土壌の深さ20cm～30cmの層までは放射能が均一となっているだろう。

(c)砂や砂利で放射線を遮ぎるために、中庭の汚染された部分は、きれいな砂（できれば砂利）で覆う。これは (a)にも適用出来る。

(d)屋根はきちんと除染するか葺き替える。

これらの除染作業は、個人の庭や家にも、集落全体にも適用できる。言うまでもなく、集落全体の除染のほうが、外部被曝を減らすのにより有効である。表4.4に、都市部における場所別の除染法と除染効果【ベストの場合】をまとめる。各除染法の効率、技術、必要な機材、費用、時間、放射性廃棄物の量、その他の数値は、参考文献[4.25]に載っている。

表 4.4. 都市表面の達成可能な除染率（単位は無次元）【放射能汚染が何分の１になるかを示す係数で、ベストの場合の値】[4.25]

	技術	被曝線量率減少係数
窓	洗浄	10
壁	砂吹き磨き	10-100
屋根	放水及び/または砂吹き磨き	1-100
庭	掘り返し	6
庭	表面の除去	4-10
樹木・低木	刈り込みまたは除去	～10
街路	掃き掃除または吸引清掃	1-50
街路（アスファルト）	石灰をまく	> 100

都市部の除染で生じた放射性廃棄物は、法律や規定に基づき処理されるべきである。大規模な除染作業の際には、一時的な保管場所を人里離れた場所に設置して、そこから出て行く放射能が生活圏に影響を与えないようにしなければならない。設置場所には、放射線危険区域を示す国際標識が掲示されるべきである。

訳注9：ここでいう多属性解析（multi-attribute analysis）とは、要するに費用だけでなく社会的制約も考えろという極めて当たり前の意味で、日本の場合だと、除染が経済発展・技術発展・風評対策に役立つことも考えにいれなければならない。

4.3. 農業対策[訳注 10]

チェルノブイリ事故後の農地対策は、旧ソ連の中でも最も深刻な被害を受けた諸国【ロシア、ベラルーシ、ウクライナ】と西ヨーロッパで大規模に実施された。農地対策の主な目的は、農産品に含まれる放射能を安全基準値（旧ソ連内では暫定許容値TPL:temporary permission levelと呼ばれる）以下に抑える事である【ここでいう農産品は食物のことで、農作物と畜産物（酪農も含めて）をさす】。集約農業での農産品対策を行ったのは、おおむねロシア、ベラルーシ、ウクライナの３ヶ国に限られており、西ヨーロッパでは初めのうちに一部の食品の出荷禁止が行われたに過ぎない。これら対策の多くは事故後数年間に集中的に行われ、【2006年】現在も続けられている。旧ソ連の３ヶ国に関して、高い^{137}Cs【半減期30年】濃度が長年続いている地域では、【集約農業だけでなく】零細な農家からの畜産物に対しても対策【検査など】がずっと施されている。その対象は汚染対策を施していない放牧地からの畜産品である[4.3, 4.4, 4.7]。

原発近隣諸国だけでなく、西ヨーロッパの汚染地域でも、農産品が^{137}Csに高濃度で汚染されつづけている。これらの国々では、農産品対策の殆どが畜産物対策であり、例えば、放射能対策を施していない土地で放牧されている動物【牛・羊・山羊・トナカイ】に集中している。

訳注10：ロシア・ヨーロッパと日本とでは土壌や気候の違いがあるので、対策に若干の差が出る場合がある。日本の場合について農林水産省の見解があるので、ホームページを記しておく。
http://www.maff.go.jp/noutiku_eikyo/maff2.html

4.3.1. 初期対策【事故から半年】

1986年5月2～5日の4日間に、CEZ【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】から約5万頭の牛と、1万3千匹の豚、3300匹の羊、700頭の馬が、住民とともに避難した[4.26]。この避難の際、CEZに2万匹以上の犬や猫などの家畜やペットが残されたが、これらは処分され地中に埋められた。避難した家畜も、飼料不足や、避難先での管理の難しさ【数が多いので難しい】のために、かなりの数が屠殺処分された[4.27, 4.28]。事故直後の緊急時【acute period】で、動物を放射能汚染のレベルごとに分けることができず、結局、1986年5月～7月の期間に全部で9万5500頭の牛と2万3000匹の豚が処分

された【避難数より多いのはCEZの外も汚染されていたから】。

処分された動物の死骸の多くは地中に埋められ、一部は冷蔵保管された。しかし、これらの処置は衛生上・実際上・経済上の問題を引き起こした。【汚染の程度にかかわらず】肉を食用禁止する事は、直ぐに行える効果的な内部被曝対策で、旧ソ連や他の地域で広く行われた。しかし、この方法は経済負担が大きく、【食用しない事で】汚染肉、即ち放射性廃棄物を大量に生み出した。

事故直後の数週間の旧ソ連での対策は、【牛乳などの】ミルクの^{131}Iの濃度を低くすることと、汚染されたミルクが食物連鎖【food chain】に入らないようにすることである。そのために推奨された方法は以下のとおり[4.29]：

(a)家畜を室内に入れて、外の汚染された牧草の代わりに、汚染されていない貯蔵飼料を与える。

(b)加工工場に持込まれる原乳の放射能汚染を常時測定【モニター】して、安全基準値を越えた原乳の流通を禁止する（当時の安全基準値は、^{131}Iの場合、3700 Bq/L）。

(c)安全基準値を超えた原乳を保存食品（コンデンスミルク、粉ミルク、チーズ、バターなど）に加工する

事故直後の数日間は、【牛乳などの】ミルクの放射能対策が主で、集団農場といくつかの個人農家が対象となった[訳注11]。残念ながら、ミルク汚染への対策は集団農場の管理者や地方当局にのみ知らされ、田舎の個人農家には知らされなかった。そのため、地方の個人農場をはじめとしてミルク汚染対策【出荷停止等】が十分に行われたとは言い難く、効果があまり上がらなかった地域すらある。

事故後3週間も経たないうちから、【一部の農場で】汚染されていない保存飼料【前年刈り入れの干し草など】が使われ始めた。その理由は、牛の体内の^{137}Csを、１～２ヶ月で許容水準にまで減らす可能性があるからである【牛の筋肉の代謝時間は１～２ヶ月】。しかし、春の新緑期という事で、汚染されていない保存飼料が不足しており、この方法は直ぐには広まらなかった。

1986年6月初旬の時点で、すでに汚染区域での放射性物質の沈着密度の地図が出来上がっており、この地図から、牧場・放牧地の汚染の程度も推定できて、汚染牛乳の生産地域も明らかになった。

1986年の生育期【春から夏】は、依然として植物の表面が多量に放射能汚染されていた。そのうえ、農業対策はあまり出来なかった。事故直後の２～３ヶ月間は、放射能汚染の深刻な土地の使用が禁止され、同時に汚染の比較的少ない土地で農業生産を続けるための対策が次々に勧告されていった。放射能汚染が極めて深刻な地域では、乳牛を飼うことが禁止された。飼料や他の作物の収穫の時期を遅らせるというのは、農作物の放射能汚染を減らす有効な方法であった。農産品の放射能検査（Radiation control）が、生産・貯蔵・加工の各段階で導入された[4.3, 4.30]。

1986年5月～7月に実施された放射能調査に基づき、ベラルーシで13万ヘクタール、ロシアで1万7300ヘクタール、ウクライナで5万7千ヘクタールの農地の使用が取りあえず禁止された[4.31]。

1986年6月からは、新たに^{137}Csの農作物への取り込みを抑えるための対策が以下のように実行された。

(i) ^{137}Csが555 kBq/m^{2}を超える高汚染地域での屠殺の禁止。屠殺前の１ヶ月半の間は汚染されていない食物を与えなければならない。

(ii) 農作で通常行われる作業のいくつかを省略する事で、【農民の】被曝と放射性ダストの発生

を防ぐ。

(iii) 放射能汚染された堆肥の使用制限。

(iv) トウモロコシ用のサイロの準備。干し草の代わりにトウモロコシを保存飼料に使うため。

(v) 個人農場で生産された【牛乳等の】ミルクの消費の制限。

(vi) 農産品の放射能検査の義務化。

(vii) ミルクの加工の義務化

表土を取り除くのは、除染の手法としては不適切である。というのも、多額の費用がかかり、既に肥沃な土壌を破壊してしまい、しかも汚染土壌を埋める事で生態系に深刻な問題を引き起こすからである。

1986年8月～9月には、農地・牧場の放射能汚染地図と、農産品の放射能汚染に関する対処法が、集団農場ごとに与えられた。この説明には農場内の個人農地での農法の指導も含まれていた訳注12[4.3, 4.30]

西ヨーロッパの初期対策としては、複数の国で現地飲用水をなるべく消費しないようにというアドバイスが事故直後に出された【水道水だけでなく、売っている水もその土地で取れた水を単純浄化している場合が多い】。

旧ソ連以外で高いレベルの放射能汚染を受けた国にスウェーデンがある。スウェーデンは、先ず輸入食品と国内生産食品の両方に対し、^{131}Iと^{137}Csの両方の安全基準値を定めた（4.1.2節参照）。以下のような対策も立てられた。(a) 土壌汚染が ^{131}Iで10 kBq/m^2、放射性セシウムで3 kBq/m^{2}を超えた場合、牛を牧場に出してはならない。(b) 新鮮な葉野菜はなるべく食べない。他の野菜も出来るだけ洗う訳注13。(c) 下水処理後の残土を肥料とする事の制限。(d) なるべく深く地面を耕す。(e) 牧草を収穫する際に、地面近くを捨てて、なるべく高い位置で刈り取る。

ノルウェーでは、収穫した農作物の放射能検査を行い、放射性セシウムの汚染が、生の状態で600 Bq/kg以上の場合、作物は畑に埋められて破棄された。また、6月に収穫された干し草や、それをサイロに貯蔵したものも放射能検査を行った。放射能がガイドライン値を超えた干し草は飼料には使われなかった。

ドイツでは、バイエルン州の原乳の一部が、流通されずに、工場へ送られて粉ミルクへと加工された。この粉ミルクは豚への飼料として使用される予定だったが、実際には放射性セシウムが高濃度だったため、使用されなかった。

イギリスではアカライチョウ（red grouse）を食べる事を規制すべきであるという勧告が出た。また、イギリス国内の比較的汚染の高い地域の多くで、高原の羊を移動することや屠殺することが制限された。

オーストリアでは1986年5月の短い期間だけ、新鮮な草を牛に与えないよう勧告された。

訳注11：旧ソ連の集団農場は政府が強く関与していたので対策を施しやすかった。

訳注12：旧ソ連の集団農場には、農民の生産意欲を上げる為の個人農地があった。

訳注13：野菜の少ないスウェーデンでは葉野菜の寄生虫も少ない事から、栄養保持のために水洗いを避ける傾向があった。

4.3.2. 中期対策【半年後以降】

農産物の放射能調査によると、1986年の終わりまでに旧ソ連の１２の州で放射性セシウムが安全基準値を超えていた。内訳はロシアがブリャンスク州【Bryansk】、トゥーラ州【Tula】、カルーガ州【Kaluga】、オリョール州【Orel】、ウクライナがキエフ州【Kiev）、ズトミュール州【Zhytomyr】、リウネ州【Rovno】、ボルイニ州【Volyn】、チェルニッフ州【Chernigov】、ベラルーシがゴメリ州【Gomel】、モギレフ州【Mogilev】、ブレスチ州【Brest】である。中でもGomel、Mogilev、Bryansk、Kiev、Zhytomyrの5州は汚染が深刻だった。これら5地域では、事故後一年間、穀物と【牛乳などの】ミルクの約80%が安全基準値を超えていた[4.3, 4.7, 4.26]。

1990年代初頭のウクライナで10万1285ヘクタールにおよぶ農地の使用が中止された（このうち約30%の面積で^{137}Cs汚染が依然として555kBq/m^{2}以上であった）【555kBq/m^{2}以上とは3章の分類で高濃度汚染に相当する】。これらの地域では、個人所有の牛は居住地からの避難の際に人々と一緒に移動した。移転しなかった人々には、集団農場や汚染されていない地域で生産された非汚染食品が提供された。

ロシアでは1987年や1988年も、家畜の避難が1986年以上に進められたが、避難の実施地はウクライナに比較してピンポイント的に選ばれた。555kBq/m^{2}以上の地域の羊は全て処分された。というのも反芻動物は他の動物よりも放射性セシウムを吸収しやすいからである。555 kBq/m^{2}以上の地域の牛については、6880頭が処分された一方で、多くの所有者が飼い続けていた。

ベラルーシでは、1989年になって、52の集落が移転する事になった。除染が不十分で、しかも放射能対策そのものも不十分であることが判明したからである。1991年に２つの法律が新しく可決され、より多くの人が汚染地域の外へ移住できるようになり、更にいくつかの集落が移転した[訳注14]。結局、全部で470の集落が移転した。可能な限り家畜も一緒に移動した。

放射能汚染地域での対策には２つの達成目標があった。1. 安全基準値以下の食料生産を確保し、住民の被曝量を1 mSv/y以下にする。2. 農作物の【土壌から取り込まれる】放射性核種の量を最小限に抑える。一般に、農業対策が早く行われるほど、対策費用が安く済む[4.33]。

事故翌年の1987年には【既に汚染がかなり収まって】、放射性セシウムに高濃度に汚染された農産品といえば、畜産物に限られるようになった。そこで、【牛乳などの】ミルクおよび食肉中の^{137}Cs濃度を減らす為の対策が農業対策の焦点となった。一方、ジャガイモや根菜類の放射性セシウム濃度は十分に低い値に収まっていた。穀物でも、1987年の段階で、放射性セシウムの濃度は事故の年【1986年】よりはるかに低くなり、加えて農作物への放射能対策により、ほとんどの穀物の放射能汚染が安全基準値以下になった。上記３ヶ国で収穫された370 Bq/kgを超える穀類は、1991年には0.1%以下となった。

残っている課題で一番難しいものは、【牛乳などの】ミルクの品質を落とさないまま量を確保することであった。幸い、大規模対策【次節4.3.3】が実施され、放射性セシウム汚染が安全基準値以上の畜産物は、旧ソ連の３ヶ国とも急減した。安全基準値を超えるミルクや食肉の量の時間経過は図4.2に示されている。ちなみに、年を追って安全基準値そのもの厳しくなっているため【しかも各国でバラバラ】、安全基準値を超えた畜産品の量は、そのまま比較することはできない。これらの３ヶ国の安全基準値は図4.3に示されている。

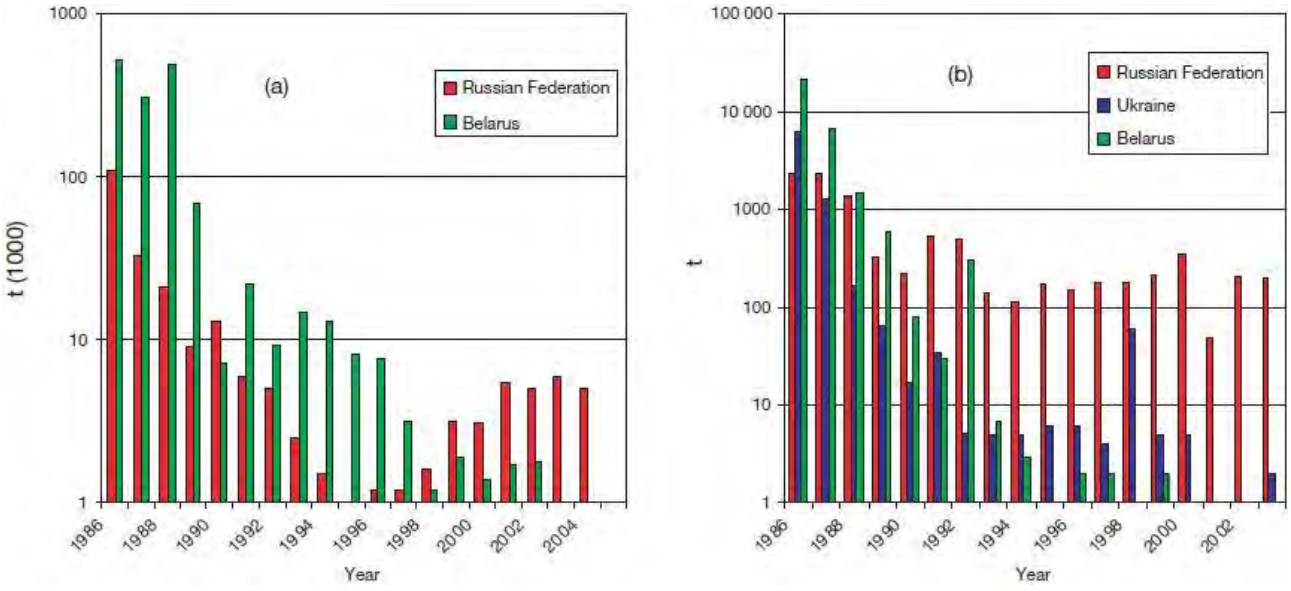


図4.2.:　放射性物質含有量が健康基準値（action level）を越えたミルクと食肉の量の推移（事故から18年間）。ロシア【左の縦棒】のデータは集団経営と個人経営の総和、ウクライナ【右図の中央の縦棒】とベラルーシ【右の縦棒】のデータは加工施設に持込まれた分のみ。[文献 4.26より引用]【縦軸の単位は(a)ミルクが1000トンで、(b)食肉が1トン。健康基準値が各国で何度か見直されており（図4.3参照）、基準値の厳しくなった年には、見かけ上、基準値を越えるミルク・食肉の生産量が増えているが、1995年～2002年のロシアの推移に関しては、基準値が変わっていないにも関わらず汚染乳が増加している。】

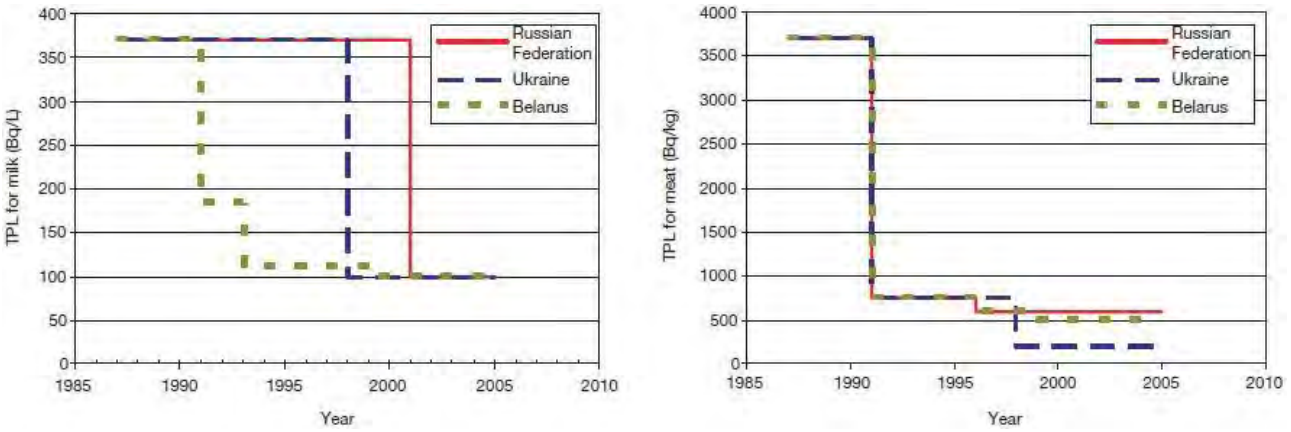


図4.3.:　ミルクと食肉の放射性物質に関する安全基準値（action level）の変遷。[文献 4.34より引用]【単位は(a)ミルクがBq/Lで(b)食肉がBq/kg。ロシア、ウクライナ、ベラルーシの３ヶ国とも、安全基準値が事故当初より大幅に厳しくなっている。】

図4.2で見られる、３ヶ国の【汚染畜産品の】変遷の違いだが、主に３ヶ国での安全基準値の違いを反映しているものの、同時に放射能対策の規模の違いも反映している。対策効果が特に顕著なの

はロシア産ミルクで、1997年から対策が緩くなった為に放射性セシウム濃度が増えている【対策の種類については4.3.3節以降に説明してある】。ウクライナとベラルーシでは、安全基準値以上の食肉が近年急減している【2000年以降ゼロ】。これは安全基準値を守るべく、屠殺前に放射能を検査するようになった為である。ロシアでも屠殺前に放射能検査はあるが、データを見る限り汚染度は高止まりである。これは個人農場と集団農場の両方の食肉を測定の対象にしているためである【個人農場産が問題だから、それを統計に入れた国は見た目の汚染率が高くなる】。

対策の効果が一番上がったのは1986年から1992年の間だった。1990年代中頃は、経費の問題【ソ連崩壊の後遺症】の為に、農地対策は劇的に減少した。それでも、限られた対策費を効率的に使う事により、放射能対策はかなり上がり、大抵の畜産品で^{137}Cs濃度は許容範囲にとどまった。

訳注14：それまで移転出来なかった理由は書かれていないので不明。

4.3.3 集約農業での対策

ここでは旧ソ連と、その後独立した３ヶ国【ロシア、ウクライナ、ベラルーシ】での主な対策をまとめる。対策の柱は化学肥料の施肥で、これは土壌の改良に繋がる上に、農作物や飼料作物が土壌から取り込む放射性セシウムの量を減らす。３ヶ国での対策は多少異なる。対策指針は何度も改訂された[4.35-4.37]。

4.3.3.1. 土壌対策

土壌対策を施せば、放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムの植物への取り込みを抑えられる。対策には、土壌を深く耕す事、種の蒔き直し、窒素・リン・カリウム（元素記号を合わせてNPKと呼ばれる）を含んだ肥料や石灰の散布が挙げられる。多くの作物は地表近くから栄養を吸収するので、深く耕す事によって放射性物質を地中深くに拡散させれば、地表近くの放射能を減らす事ができる。深く耕すことと浅く耕すことの両方の手段が大規模に行われ、また土の表面を剥ぎ取り地中に埋めるという作業も行われた【後者については問題があると前々節4.3.1で述べてある】。化学肥料を使用することにより植物の生産量が増え、これに伴って植物中の放射能が薄められた。加えて、カリウム系の化学肥料を使用すれば、土壌溶液【soil solution】中のカリウムに対するセシウムの比率を減らすので、汚染土壌からの取り込みを減らすことができる[訳注15][4.30]。

上記の土壌対策の全てを施した場合を『基礎改良』【radical improvement】とよぶ[訳注16]。基礎改良はチェルノブイリ事故による【放射性】降下物で汚染された牧草地で、最も効果的かつ実用的な対策だった事が判明した。事故後数年で対策の重点は基礎改良に置かれ、化学肥料の施肥が急増した。高品位マメ科や穀類が改良地で栽培された。土地対策の成果や牧草地の基礎改良の成績は、牧草や土壌の種類に左右される。伝統的な土壌改良といえば地表近くだけを対象とするもので、例えば円盤耕法（discing：円盤状の農耕具で耕すこと）、表土施肥、表土石灰といった方法があるが、これらはあまり役立たなかった。いくつかの湿地が干拓と深く耕す事とで改善されて草地として使われるようになった【干拓をする理由は本文には書かれていない】。1990年代になると、それぞれの土

地特有の事情を考慮した上での最適の土地対策を行う事に重点が置かれるようになった。時の経過とともに、既に改良された土地を再改良する必要も出てきたが、それを行う頻度【施肥など】は慎重に見積もられた。もっとも、往々にして、予算の有無で土地改良の実施頻度が決まる事があった[4.30, 4.38]。

図4.4は放射能汚染の最も酷い３ヶ国【ロシア、ウクライナ、ベラルーシ】で、追加施肥による土地の再改良が行われた面積を示す。図4.5は基礎改良が実施された面積を示す。カリウム肥料（酸化カリウム：K_2O）の追加施肥の平均値は、1986年から1994年の間、1ヘクタールあたり約60kg/年であった。1990年代半ばに耕地の生産量が減少したのは、経済状況の悪化によって、放射能対策が以前ほどの規模で実施できなくなった為である。結果として、放射能で汚染された農産物が増えてしまった。ロシアのいくつかの地域では、安全標準値を超えるミルクや食肉の量の減少が下げ止まりしてしまった（図4.2）。例えば、ノボジブコフ【Novozybkov：ブリャンスク州にある都市】などの高汚染地域では、農産品の^{137}Csの濃度が、1995年～1996年に、その4年前、すなわち適切な対策が取られていた時期【1991年～1992年】より５割以上も増加してしまった。4年前に比べてカリウム肥料が十分に投与されなかった為である。

土壌対策の成績は、土の種類・肥沃度・酸性度（pH度）・蒔種する作物の種類に影響される。NPK肥料【三大肥料】や石灰を、どの程度頻繁に施肥するかも、放射能の減少に影響する。複数の調査によると、基礎改良や単純な石灰散布・施肥などを施した改良農地では、放射性セシウムの土壌から植物への移行量がかなり減る。移行の減少の度合いは、痩せた砂質土【sandy soils】で2分の1～4分の1、多くの有機物が未分解で残っている土壌で3分の1～6分の1である[訳注17]。更にボーナスとして、外部被曝【農作業で重要】も2分の1～3分の1に減少した。これは深く耕す事で地表近くの放射能が地中に潜って、表土の汚染が減ったからである。

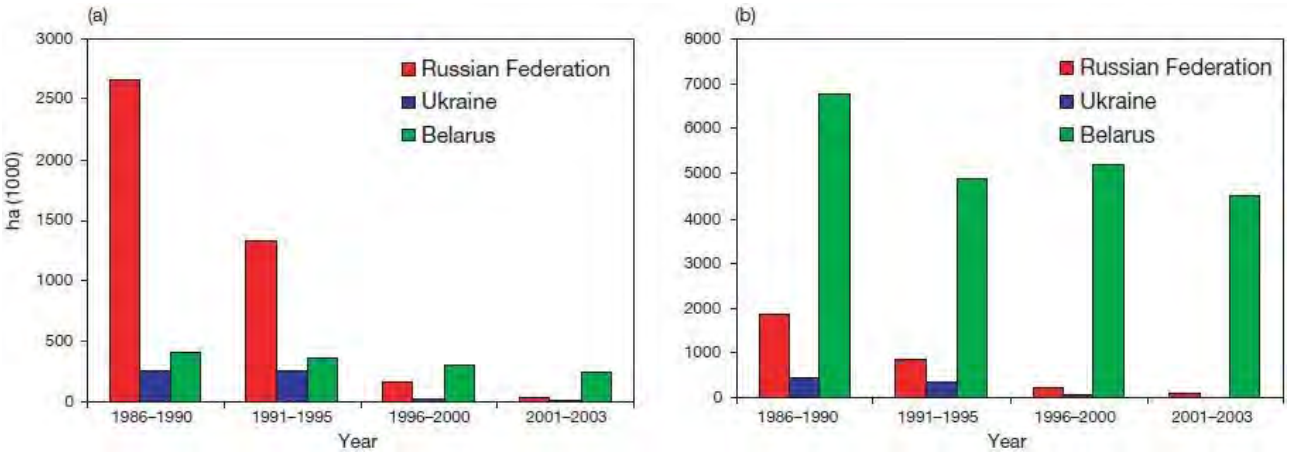


図4.4.: 放射能対策を施した農地面積の変遷。対策法は(a)石灰の頒布と(b)無機肥料の頒布。 [文献4.34より引用] 【縦軸の単位は1000ヘクタール（10 km^2）。チェルノブイリ事故で最も被害を受けた３ヶ国（各縦棒は左からロシア、ウクライナ、ベラルーシの順）が対象。】

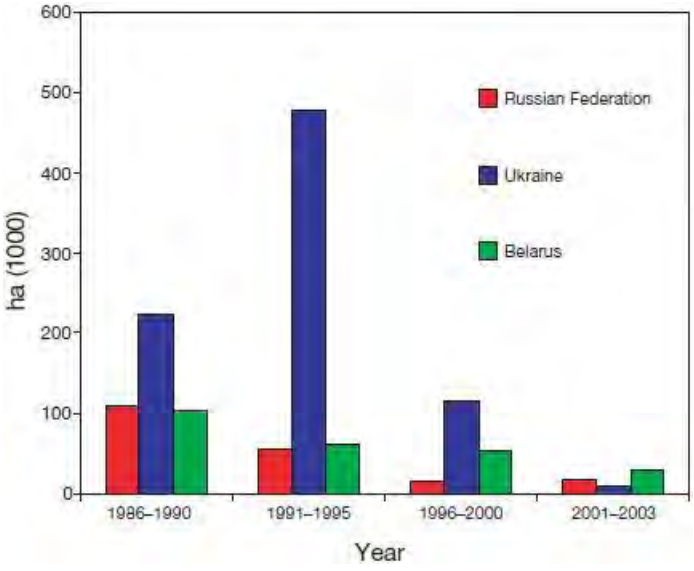


図4.5.: 『基礎改良』[訳注16]（radical improvement）を新たに施した農地面積の推移。[文献 4.34より引用]【縦軸の単位は1000ヘクタール（10 km^2）。チェルノブイリ事故で最も被害を受けた３ヶ国（各縦棒は左からロシア、ウクライナ、ベラルーシの順）が対象。】

^{90}Sr汚染の問題は、^{137}Csほど緊急ではないが、それでも対策は立てられ、上述円盤耕法、深く耕す事、種の蒔き直しなどが施されて、土壌から植物へのストロンチウムの移行量が2分の1～4分の1に改善された。

これらの土地対策にもかかわらず、ブリャンスク州【Bryansk】の高汚染地域では、1997～2000年の段階で、牧草や干し草の20%が放射性セシウムの安全基準値を超えていた。干し草の^{137}Cs汚染は、乾燥重量で0.65～66 kBq/kgであった。

訳注15：植物はセシウムとカリウムを同じように取り込むので、カリウムに対するセシウムの比が小さくなればセシウムの取り込みが減る。同じ事は、ストロンチウムとカルシウムの間でも言える。

訳注16：radical improvementは根吸収改善と訳すべきか基礎改良・徹底改善と訳すべきか難しく、両方のニュアンスを持っていると思われる。

訳注17：有機物が多いと、分解の速い日本では肥えた土地になるが、寒冷地では分解しないまま残るので痩せた土地になる。

4.3.3.2. 汚染土壌で育った飼料作物の経時変化

土壌から植物への放射性セシウムの吸収は、植物の種類により異なる。このことは、1997年から2002年までの間にベラルーシで集められたデータからわかる（図4.6）。吸収量の違いは大きく、ルピナス、エンドウ豆、ソバ、クローバーなどの飼料作物は放射性セシウムをより多く蓄積する。従って、全面的もしくは部分的に別の作物に切り替えられた。

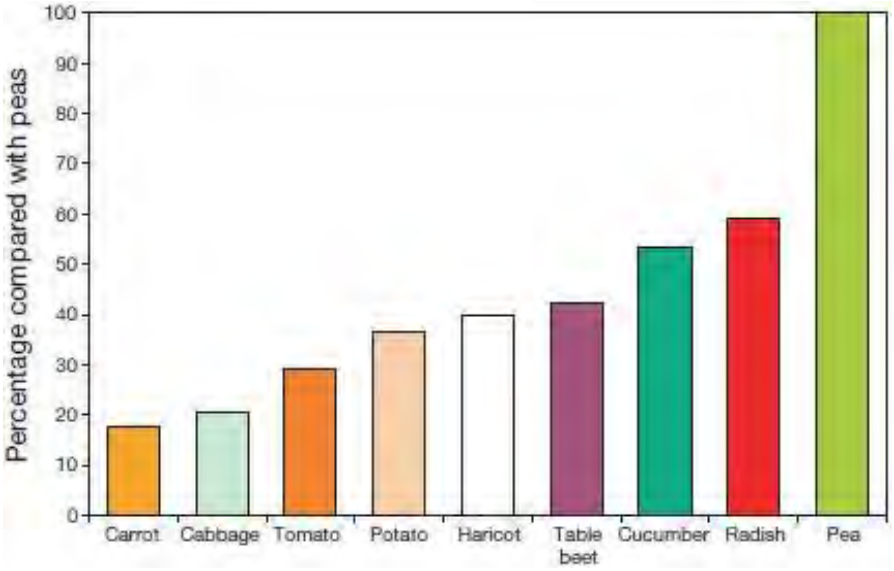


図4.6.:　各種作物の^{137}Cs取り込みの違い。エンドウ豆を100%とした時の相対値。[文献 4.39より引用]【左から人参、キャベツ、トマト、ジャガイモ、インゲン豆、table beet（赤カブに似た根菜）、胡瓜、赤ダイコン、エンドウ豆。】

ベラルーシでは、汚染地域で菜種が栽培された。その目的は食用油と飼料用蛋白ケーキ【protein cake】の2品目を生産することである。菜種の中でも、^{137}Csと^{90}Srの取り込みが少ない品種（2〜3倍の差がある）が育てられた。菜種の栽培では、放射性セシウムと放射性ストロンチウムの植物への取り込みを更に半分に減らすため、1ヘクタール当たり6トンの石灰と、N_{90} P_{90} K_{180}肥料が追肥された[訳注18]。こうして、飼料用蛋白ケーキ【protein cake】に使われる種の放射能汚染が減った。菜種を加工する際に、放射性セシウムおよびストロンチウムは効果的に取り除かれ、加工品に残った放射能は無視できるほど少なかった。こうして、菜種油の製造が、汚染地域を効率的・経済的に利用する実行可能な方法であることが示された。この方法は農家と食品加工業者の双方に有益である。過去10年間【2006年時点】で菜種の耕作面積は4倍に増え、2万2000ヘクタールになった。

訳注18：N_{90} P_{90} K_{180}というのは旧ソ連系の表記で、要するに肥料三大元素の比率を意味し、一例を挙げるとアンモニア（NH_3）、酸化リン（P_2O_5）、酸化カリウム（K_2O）からなる混合肥料。

4.3.3.3. 餌除染法

汚染された動物を、屠殺前・搾乳前の適当な期間、汚染されていない餌・牧草で飼育する方法を餌除染法（Clean feeding）といい、これにより、食肉およびミルク中の放射能を減らすことが出来る。その減少率は新陳代謝などによる生物学的な半減期の速さで決まるが、この速さは、動物ごとに違い、放射性元素の種類によっても違い、肉であるか乳であるかでも違う。【牛乳などの】ミルクに含まれる放射性セシウムの濃度は、飼料を変えた途端に減少し始め、その生物的半減期は2〜3

日である。食肉だと、筋肉の生物的半減期が長いために、飼料を変えても直ぐには改善されない[4.28]【1〜2ヶ月で十分に効果があがる】。

餌除染法により放射性核種【^{137}Csや^{90}Sr】の取り込みを抑えることができる。これは、チェルノブイリ事故後、旧ソ連諸国と西ヨーロッパで行われた食肉対策のなかで特に重要なもので、頻繁に行われた。公式な見積りによると、ロシアで5千〜2万頭、ウクライナで2万頭の牛が餌除染法の対象となった（ウクライナでは1996年まで政府により支援された）[4.3]。餌除染法はロシア・ウクライナ・ベラルーシの３ヶ国で、全ての【屠殺前】食肉に対し定期的に行われ、同時に個々の家畜に対しての放射能検査も行われた。家畜の放射能が安全基準値以上だったら、農場へと返されて餌除染法を続行するのである。

4.3.3.4. セシウム結合剤の投与

六シアノ鉄酸塩は一般にprussian blue【紺青またはプルシアンブルー】と呼ばれ、最も効果的な放射性セシウム結合剤である[訳注19]。これを乳牛・羊・山羊や他の食用畜の飼料に添加することにより、腸内での放射性セシウムの吸収を減らし、ひいてはセシウムのミルクや食肉への移行を減らすことができる[訳注20]。セシウム結合剤は毒性が低いので安全性には問題ない[訳注21]。六シアノ鉄酸塩はその化合物が各種あり、地域毎に【材料の違いがある】それぞれ効果的な安価な製品が各国で開発されている。六シアノ鉄酸塩の化合物の使用により、畜産物の放射能汚染を10分の1にまで低減できる[4.41]。

紺青（prussian blue）は粉末のまま飼料に添加することができるし、製造時にビー玉ぐらいの大きさに固めてそのまま食べられるようにする事も【塩塊】、おがくずに混ぜる事もできる。ロシアで開発された六シアノ鉄酸塩は $KFe[Fe(CN)_6]$ が5％と $Fe_4[Fe(CN)_6]$が95％の混合物でフェロシニ（ferrocyn）と呼ばれる。98％純度の粉末、塩塊（フェロシニ含有率10％）あるいはフェロシニを10%含むおがくずとして投与された。（ちなみにこのおがくずはbifegeと呼ばれる。）

図4.7はロシア・ウクライナ・ベラルーシの３ヶ国で紺青【prussian blue】が投与された牛の数を表す。一方、六シアノ鉄酸塩を含むボリ【boli】という塊が開発され、胃に溜まったボリから動物の反芻によって数ヶ月かけて六シアノ鉄酸塩が溶け出して、そのままセシウムと結合させる事が可能になった[訳注22]。ボリはノルウェーで開発された圧縮混合物で、15％の六シアノ鉄酸塩、10％の蜜蝋、75％の重晶石【barite】から成る[4.43]。

1990年代初頭以来、紺青は、畜産物の放射性セシウム汚染を減らすために用いられてきた。紺青は、基礎改良に適した牧草地が不足している集落で有用かつ有効な処方だった。紺青の試用段階で、飼料から【牛乳などの】ミルクおよび食肉への^{137}Csの移行が3分の2〜6分の1に抑えられた[4.44]。ベラルーシでは紺青の濃縮物が、牛1頭あたり一日500 g【0.5kg/d】配給された。その結果、牛乳の放射能汚染が平均3分の1にまで軽減された。

紺青は、ウクライナではロシアやベラルーシほど大規模には使用されず、しかも使用は1990年代初頭に限られた。というのも、紺青の原材料がウクライナに無く、原材料を西ヨーロッパから輸入するには高過ぎたからである。代用として、国内でとれる粘土状の鉱物結合剤が小規模ながら使われた。この結合剤は安価であるが紺青に比べると効果も低かった。

図4.7.:　紺青（prussian blue）を飼料に添加して育てられた牛の頭数の推移（1991年～2003年）。[フォーラム参加国の公式情報源からの提供]【縦軸の単位は1000頭。チェルノブイリ事故の被害の最も深刻な３ヶ国（各縦棒は左からロシア＝、ウクライナ、ベラルーシの順）が対象。】

訳注19: prussian blueの日本名は、染料としては紺青、セシウム結合剤としてはプルシアンブルーだが、要するに同じものである。古来染料に使われており、セシウム結合剤として製造されている。但し、餌に混ぜるには認可が必要で、2012年11月の段階で日本では認可されていない。

訳注20：お茶のタンニンが鉄分の吸収を抑えるのと原理は同じ。

訳注21：これには異論があり、その為に日本での認可が遅れている。

訳注22：一回の投与で数ヶ月の効果があり、長期間の放牧に都合がよい。

4.3.4. 集約農業での対策の成果のまとめ

農場で実際に使われた各種の農業対策の成果を表4.5に示す。表には、それぞれの対策について低減率（農産品内の放射性セシウムとストロンチウムの濃度を対策実施の前後で比をとったもの）が記されている。

4.3.5. 粗放農業【広い土地での放し飼い】における対策

旧ソ連３ヶ国における粗放農業【広い土地での放し飼い】のほとんどは、痩せた未改良地における、零細な個人農家の牛の放し飼いを指す。土地生産性が低いため、土壌から農産品への放射性セシウムの取り込みは集団農場より高かった[訳注23]。旧ソ連３ヶ国の個人所有の牛用の牧草地でも、基礎改良が1990年代初頭より実施されてきた。餌除染法は個人農家では一般に行われていないが、たまに、集団農場が未汚染飼料や牧草を個人農家に提供することもある。紺青はロシアとベラルーシの個人農家でも使われた。ロシアでは3種の紺青の投与方法が入手可能性や好みに応じて用いられた。[4.46]。

表 4.5. 旧ソ連３ヶ国で実施された各種対策と、それによって達成された放射性核種の低減率【何分の１に減ったか】[4.30, 4.34, 4.40, 4.45]

	セシウム 137	ストロンチウム 90
通常の耕耘（1 年次）	2.5-4.0	-
表層剥ぎ取り、埋め戻し耕耘	8-16	-
石灰まき	1.5-3.0	1.5-2.6
鉱物肥料使用	1.5-3.0	0.8-2.0
有機肥料使用	1.5-2.0	1.2-1.5
基礎改良：		
第 1 回目	1.5-9.0[a]	1.5-3.5
2 回目以降	2.0-3.0	1.5-2.0
表面的改良：		
第 1 回目	2.0-3.0[a]	2.0-2.5
2 回目以降	1.5-2.0	1.5-2.0
家畜飼料用穀物の変更	3-9	-
汚染されていない飼料の使用	2-5（時間に依存）	2-5
セシウム結合剤の投与	2-5	-
ミルクからバターへの加工	4-6	5-10
菜種から菜種油への加工	250	600

[a] 泥炭湿地の場合、排水により最大 15 の減少係数

粗放農業は西ヨーロッパでは高原などで行われているが[訳注24]、勝手に動き回る放家畜に対する放射能対策として最も共通するのは次の５つである：餌除染法、セシウム結合剤（紺青など）の投与、飼育中の放射能検査、飼育管理における規制、屠殺時期の変更。これらの対策の多くは2004年時点でも行われている。長期を見据えた放射能対策は、ノルウェーやスウェーデンで最も大規模に実施され、他にイギリスやアイルランドでも実施されてきた。

AFCFは六シアノ鉄酸塩【紺青】の化合物で、セシウムとの結合効果が高く、【動物が蓄積する】放射性セシウムを、羊やトナカイの肉で5分の1に、牛乳で3分の1に、山羊からのミルクで5分の1に低める。AFCFは今のところ欧州連合プラス数ヶ国で使用が認められている[訳注25]。AFCFはセシウム結合剤として粗放農業に有効であるが、他の農業対策は粗放農業ではあまり効果がない。粗放農業の中でも、何日もほったらかしにする自由放牧となると、ボリ【boli】が向いている。というのも、動物が定期的に集められる時にボリを投与すればよいからである。その場合、ボリは表面をワックスで保護された状態で投与される。それによりAFCFの効果が始まるのを遅らせることができ、後に屠殺のために再び集められる時点で、投与の効果がでるように設定できる[4.47]。羊の場合、ボリを使えば、餌除染法の4割のコストで同様の効果が出ると推定されている[4.48]。AFCFを含む塩塊も使われてきたが、効果はボリほどなかった[4.49]。

放射能汚染地域での動物管理も修正されてきた。例えば屠殺だが、^{137}Csの放射能が比較的低くなるように屠殺時期が変更された。イギリスでは高原の羊の移動や屠殺がいくつかの地域で制限されるようになった。家畜の飼育時の放射能検査も行われるようになり、それによって^{137}Csの放射能が屠殺前に安全基準値以下になるように安全性が確保されている。

畜産品の放射能追跡検査（家畜の飼育時での検査と、原乳検査、屠殺肉の各組織の検査）により、放射能対策の有効性が確認されている。放射能検査は、汚染地域での一般国民の信頼を維持する為にも重要である。

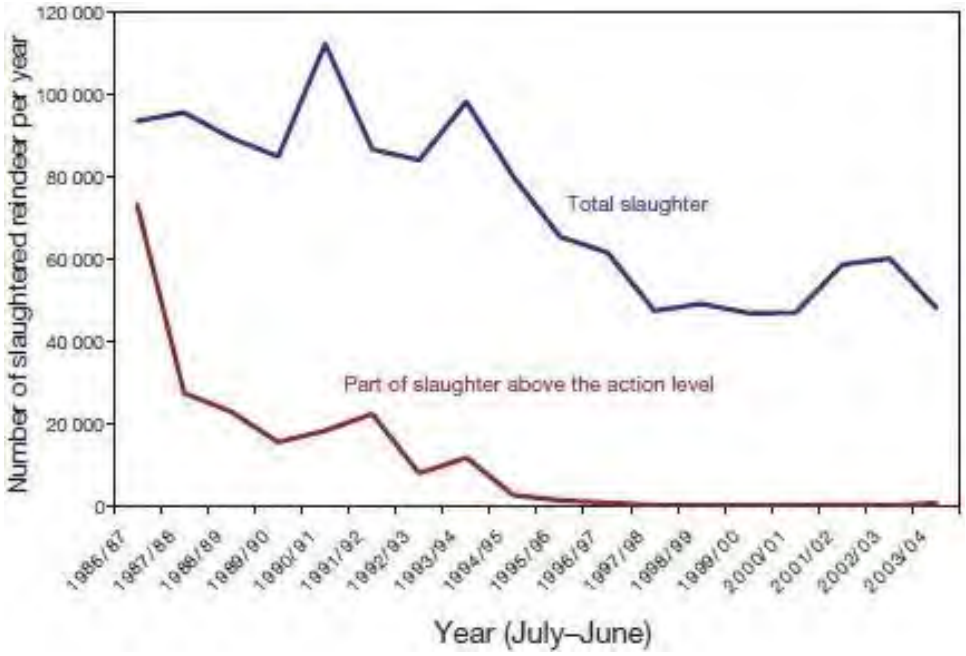


図4.8.:　屠殺時の^{137}Cs濃度が基準値を超えるトナカイ頭数【上の実線】とトナカイの屠殺総数【下の実線】の推移。場所はスウェーデン。[文献 4.50より引用]【事故から18年間。縦軸の単位は頭数。安全基準値は1986年だけが 300 Bq/kgで、翌年以降は 1500 Bq/kg。】

図4.8に事故の長期的影響の一例として、スウェーデンにおいてセシウム放射能が安全基準値を超えたトナカイの数と、比較の為に屠殺総数が示されている。事故の起きた年の屠殺数が多いのは、安全基準値が300 Bq/kgと厳しかった事を多少反映しており、その後1987年以降は安全基準値が、【当時として現実的な値】1500 Bq/kgにまで引き上げられた[訳注26]。汚染トナカイの頭数の減少の理由に、餌除染法や屠殺時期の変更などの放射能対策が大規模に実施された事も挙げられよう。

訳注23 : 4.3.3節にもあるようにカリウムやカルシウムがセシウムやストロンチウムの吸収を抑える効果を持つため。

訳注24 :　本文で言う粗放農業とは、広い土地での放し飼いの事で、イギリスの羊やスウェーデンの牛、ラップランドのトナカイなどがここでは述べられている。

訳注25 : 六シアノ鉄酸塩（紺青）の毒性が低いという記述が4.3.3.4節にある。

訳注26 : 日本は現時点で500 Bq/Lで、3.3節によると旧ソ連圏では現在100 Bq/Lとなっている。

4.3.6. 農業対策の現状

旧ソ連３ヶ国では、現在も集約農場【集団農場のこと】で餌除染法が放射能対策として実施されており、それによって農場産の食肉が市場価値を持つようにしている。

ベラルーシではリン・カリウム系の肥料が集団農場で使われ、更に汚染原乳はバターへと加工される【理由は書かれていないが、加工品は確かに放射能が減っている】。基礎改良は、紺青と共に個人農場で【牛乳などの】ミルク対策として実施されている。菜種の生産は加工工場不足で十分に伸びていないが、将来は改善されるだろう。

ウクライナの集約農業【集団農場】で今でも行われている放射能対策は屠殺前の餌除染法のみである。安全基準を超えた原乳は全て集落内で消費され、一部は豚の飼料として使われる。その他の放射能対策はいずれも個人農家向けであり、ミルクの汚染を減らすべく、牧草地の基礎改良や、無機粘土【セシウム結合剤の代用】の使用がなされている。

ロシアではカリウム系の肥料が集約農場へ提供されている。個人農家への対策としては、紺青がミルクの生産者に配給され、更に、市場向けの食肉生産者にも依頼に応じて配給されている。

放射能で汚染された農場の全てで、生産品の放射能検査が可能である。ただし、検査サービスの範囲は一定しない。

西ヨーロッパでは、ノルウェーとスウェーデンで、今でも粗放農業【放し飼い】の家畜に対する放射能対策がとられている。イギリスでは今でも高原の羊の移動や屠殺が制限されている地方がある【ノルウェーに関しては
http://www.miljostatus.no/en/Topics/Radiation/Radioactive-contamination/
を参照】。

4.3.7. 社会的・経済的な面まで考慮した上での修復の展望

チェルノブイリ事故後の経験で分かったことは、汚染状態の違う広大な汚染地域の全てを継続的に回復させる為には、長期的な方針の元で、広範囲にわたる個々の問題を解決して行かなければならないという教訓である[4.51]。農産業回復の為に実行可能かつ堅実な戦略を立てるには、放射能を抑える技術も重要だが、他にも以下のように重要な事がある。(a) 効率的か、技術的に可能か、農民に受け入れられるかどうか、などの面で対策が実行可能であること；(b) 経済性・コストパフォーマンス；(c) 倫理および環境への配慮；(d) 関係住民との意思疎通の為の条件；(e) 上記の問題点の地域差；(f) 都市部、農村部、工業地域での人々の要求の違いの比較[4.52]。放射能という観点だけでなく、社会的や経済的な点も考慮されれば、関係する人々も対策を受け入れやすい。

欧州委員会【共同体でない方のEC】と国連が多くのチェルノブイリ関連プロジェクトを立ち上げたが、そういう多くのプロジェクトでは、上記に示されるような配慮によって、汚染地域住民への適切な情報提供や、住民からの意見交換が試みられた。更に、装荷した被曝量への対処方法や汚染地域にずっと住み続ける為の方策を決める際、そのプロセスに住民が参加できるようになった。とりわけ、(a)-(f)の配慮によって、汚染地域の住民に自助努力の道が開け、被曝量を抑える為にどのように生活・行動を変えればよいかを自分で決める事ができるようになった。EC の ETHOSプロジェクト[4.53, 4.54]で分かったことは、放射能汚染に関する実務知識を、全ての関係者、とりわけ公衆衛生関係者に広く知らしめるべきだという事である。EC の TacisプログラムのENVREGプロジェクト[4.55]はベラルーシとウクライナで行われたが、それは、チェルノブイリ事故による環境

問題や二次的な健康影響を、住民に喚起・認識して貰う事で軽減しようというものであった。

最近では、 EC の CORE プロジェクト[4.56]が、ベラルーシのブラーギン【Bragin】、チェチェルスク【Chechersk】、スラブゴロッド【Slavgorod】、ストーリン【Stolin】の各市域で始められ、長期的な土壌再生や、継続的な地域開発が始められた。CORE プロジェクトでは、健康管理・被曝から身を守る方法・情報提供・教育といった項目を含んでいる。加えて、社会的・経済的にどうにもならない限界があることも言及されており、それを解決する具体的方策として、中小企業や農家に対する融資、放射能汚染の少ない農産品を安く生産する方法【経済的な生産】、農村部への事業者センターの設置、地域経済の活性化が特に挙げられている。

チェルノブイリに関する議論で近年増えているのが、社会的・経済的側面と技術的な側面を分かりやすく伝達する方法である。ETHOS、ENVREG、COREの各プロジェクトは、いずれも地域住民を強く意識しており、その対象はチェルノブイリ事故により影響をうけた自治体と、利害関係者にターゲットを絞っている。逆に、自治体からは、どのやり方がどの程度成功したか、という報告が戻って来る。これらのプロジェクトは、環境問題と社会的な問題を考慮しており、その全体的な理念は、国連主導の『回復指針』【Strategy for Recovery】にも適うものである。

4.3.8. 原発事故後放棄された農地【事故放棄農地】の現状と将来

旧ソ連３ヶ国の事故放棄農地（原発事故で使用出来なくなった農地）の再生具合をまとめる。事故放棄農地のうち、2004年時点で、ベラルーシで1万6100ヘクタール、ロシアで1万1000ヘクタール、ウクライナで6095ヘクタールの土地が再び使用されるようになった[4.26]。現時点では、事故放棄農地を再生させる為の努力はほとんどなされていない。

4.3.8.1. ベラルーシの立入禁止区域と再入植予定地

ベラルーシ内のCEZ【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】は総面積で21万5000ヘクタールにのぼる。CEZ内の住民は1986年に避難しており、1986年5月以来、CEZでは農業その他の生産活動が出来なくなった。1988年にはCEZを始めとする高濃度汚染地域は立入禁止となり、その区域がポリエシエ国立放射能管理区域【Polessye State Radioecological Reserve：PSRR】として政府の法令で定められた。PSRRには、ごくわずかな老人たちが許可なく住んでいるのみである。チェルノブイリ原発事故による汚染地域に関する法律によると[4.58]、CEZの大部分では超ウラン元素による汚染の為に、むこう1000年にわたって生産活動が出来ない。CEZでの人間活動は、今後の放射能被害を抑える活動【第７章参照】、森林火災の消火、放射性核種の移動の阻止、環境保全、科学的な研究や実験のみに限られている。

ベラルーシ内のCEZは、（ゴメリ州のBragin, Khoiniki, Narovlya地方）最も深刻に汚染された立入禁止区域である。更に、再入植予定地【resettlement zone：放射能汚染で一旦避難したが、再び戻る事が出来そうなところ】は1990年代初頭に設定されて、総計45万ヘクタール【それまでの倍】となり、そこの住民もまた移住させられた。

ベラルーシでは、^{137}Csで1480 kBq/m^{2}以上、^{90}Srで111 kBq/m^{2}以上、Puで3.7kBq/m^{2}以上のいずれか

に相当するような、放射能汚染の酷い農地が全部で26万5000ヘクタールに及び、その全てで農業生産ができなくなった。

再入植予定地にある、他の事故放棄農地は将来再び利用できるかも知れない。再入植予定地の生態系の現状と、そこのインフラが現在どれだけ役立つかは、もともと農地だったところの荒れ具合・排水施設・道路を見れば分かる。例えば排水設備のない事故放棄農地では水位が年々高くなっている。また、自然な生態系再生が続いたことで多年生雑草や潅木が増加している。CEZと異なり、再入植予定地には、道路や送電線などの維持・補修活動のために、ある程度の立ち入りが認められている。

ベラルーシでは、事故放棄農地をできるだけ農地に戻す事が重要だと考えられている[訳注27]。集団農場や国営農場からの依頼を受けて管轄役所が認可した場合、事故放棄農地を農地に戻せるかどうかの調査が行われた。ただし、これは放射能の状態だけを見ての判断であった。

2001年までには、ベラルーシ内の事故放棄農地（26万5千ヘクタール）のうち、1万4600ヘクタールが再利用されるようになり[4.34]、2004年には更に増えて1万6000ヘクタールに達した。これら再生農地は人口の多い農村に近いところに位置する【だから再生作業が進んだ】。再生農地では、国のガイドラインに基づき、土壌の栄養が回復され、放射性セシウムや放射性ストロンチウムの農作物への取り込みを抑える対策がいろいろ実施された。

再入植予定地の農地やその他の土地は、ほとんどが森林省の管轄に移された。これは、再入植予定地の大部分が森林業に適しているためである【林業は農地より汚染が酷くても可能】。

文献[4.59]に述べられる調査によると、事故放棄農地のうち、土壌の肥沃な3万5000ヘクタールが再生に相応しいと思われる。しかしながら、農地再生や汚染対策に不可欠な経済援助が近年大幅に減少している。現在用いられている放射能対策は、牧草地の基礎改良と、牛への紺青投与、石灰の散布、施肥に限られている[訳注28]。

事故放棄農地の再生方法は、特に経済効果を考慮するという面で発展・改良している。事故放棄農地を農地として再生する際の主な障害は、農業インフラが不十分である事、農産物の生産費用がかかる事、農産物の需要が低い事などが挙げられる。事故放棄農地の大規模の再生は、国の経済事情が好転しないと難しいだろう。

訳注27：ベラルーシにとってチェルノブイリに近いところは南部の暖かい（農業に向いた）地方にあたる。

訳注28：これは4.3.3節で述べられる対策の殆どを網羅しており、抜けているのは放射能検査ぐらいである。

4.3.8.2. ウクライナの汚染農地の再生

ウクライナでは、人々の住む土地の再生が最優先事項であり、その後、事故放棄農地の再生の可能性についても議論されてきた。これらの事故放棄農地の再生に、経済的効果と社会的効果が認められる場合、再生は可能である。このような土地に住むための主な条件は、余分に受ける実効被曝線量が1 mSv/yを越えない事である。

放射能対策の効果は以下の条件で決まる：

(a)放射能観点：農産品中の放射性核種の量をいかに減らし、農産品に関わる人々の個人線量と集団線量をいかに減らすか。

(b)経済的観点：対策によって農産品の市場価値がどれだけ上がるか。

(c)社会的・心理学的観点：個々の放射能対策に対する世論。

放射能の値だけをとれば、2004年の段階で、ウクライナの事故放棄農地の多く（70%以上）が農地として再生可能となっていた。しかし、これに(b)、(c)の経済的・社会的観点を加味すると、再生価値のある事故放棄農地は減ってしまう（表4.6参照）。表4.6は技術的な基準（放射能を減らす可能性）のみに基づいた農地再建計画を示す。再建計画は第一期（1998～2000年）と第二期（2001～2005年）の7年間に渡って立てられた、実行されたのは第一期分だけで、第二期は実行されていない。経済状況や社会的な条件が変わってしまったためである。

CEZ内で問題になるのは、2006年現在、^{137}Csより^{90}Srである。放射能の値だけをみると、CEZ南西部【図7.6】の利用に問題はない。だが、法的な制限・インフラ不足・経済的要因・心理的要因から[訳注29]、CEZ内の事故放棄農地の再生は未だに不可能な状態である。

他の事故放棄農地の再生でも同じ問題があり、法的な制限のほか、経済が滞っているために、農地再生の為の放射能対策が実施できていない。更に、ウクライナでは農地が十分にあり、しかも南部が極めて生産性が高いため、【わざわざ北部の】事故放棄農地を再生させようと言う機運自体が下火になっている。

人々の中には事故放棄農地に戻って住むものや、住みはしないものの事故放棄農地で干し草の生産などの農作業をするものも出てきている。事故放棄農地では農業生産の為の放射能対策は実施しされていないが、それでも、これら居住・農作業に関しては、健康上・規則上の制限が設けられている。

訳注29：汚染されているのはウクライナにとっては国の北端（農業の不向きの土地）に当たる。

表 4.6. 強制退去地域（チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域を除く）の復旧 [a]

地域	放棄地	放射線医学、経済、及び社会条件から復旧可能と判断される地域
キエフ地域		
1998-2000（終了）	-	3475 ヘクタール
2001-2005	-	4720 ヘクタール
合計	29342 ヘクタール	8205 ヘクタール
ジトーミル地域		
1998-2000（終了）	-	2620 ヘクタール
2001-2005	-	4960 ヘクタール
合計	71943 ヘクタール	7580 ヘクタール

[a] 公式の政府情報源からフォーラム参加者により提供されたもの

4.3.8.3. ロシアの事故放棄地域

ロシアでは、放射能汚染の酷い農地は1986年～1989年に段階的に放棄され、全部で1万7000ヘクタールの農地で農業が出来なくなった。これら事故放棄農地は17の集落にまたがり、事故当時、3000人の住民が住み12の集団農場があった。

1987年～1989年の間、高汚染農地でどうやって農業生産を維持するかに多くの労力が費やされ、その過程で放射能対策が集中的に試された。しかしながら、これらの努力が実ったのはごく一部で、これら高汚染農地は徐々に放棄され、1990年代には放射能対策も縮小された。結局のところ、1995年までに農業利用に再生されたのは約1万1000ヘクタールである【上記1万7000ヘクタールのうちの3分の2に当たる】。再利用の判断は個々の汚染農地に対して出され、たとえば放射能汚染が比較的低い農地に囲まれるような高汚染農地に対しては特別に認可するように配慮された。というのも、こういう農地を使いたがるのは自然な情であるからだ。再利用認可の為の調査は農産物の品質基準（TPL-93）を含むロシアの放射線安全水準に基づいた[4.60]。

1995年～2004年【の10年間】は、事故放棄農地が再生・再利用されることはなかった。もっとも、公式には使用不可であっても、非公式にはこうした地域に住みつき農業をしている人々がいる。この場合、放射能対策の恩恵はない。

近年、まだ残っている事故放棄農地のうち、放射性セシウム濃度が農地平均で1540～3500 kBq/m^2の【＝基準値を大きく超えている】事故放棄農地を、徐々に再生する技術試験プロジェクトが、農業放射線研究所【Russian Institute of Agricultural Radiology】から提案された。生産の為の条件として、生産予定の農産品の^{137}Cs濃度が品質基準（TPL）以下になると見込まれる事と、それぞれの畑に合った最適の放射能対策を行うことが要求されている。計画の第一段階は2015年まで実施し、汚染地以外の地域に住んでいて、必要に応じて汚染地で働く意思のある農民が穀類とジャガイモを生産する。土壌対策（石灰散布、カリウム施肥）をすれば、事故放棄農地でも^{137}Cs汚染の十分低い作物を育てることが可能であろうと考えられている。2015年からは、第二段階として家畜の飼育に移行する予定で、2025年までには、普通の集落を再生する見込みである。プロジェクトが上手く行けば、2045年までに事故放棄農地の全てを再生利用しているかもしれない。もっとも、その為には農産品対策だけでなく、例えば住民の年間被曝量を1 mSv以下に押さえる為だけでも放射能対策が2055年まで必要となる。

4.4. 森林での対策

放射性核種で汚染された森林への対策は、現実的な内容でないと実現できない。現実的かどうかは森林の管理者や所有者が判断するもので、要は、通常の森林管理に上手く組み合わせる事が出来るかが鍵である。対策が上手くいくためには、さらに一般の人々にも受け入れられる内容でなければならない。森林汚染への対策は、労力と費用が多くかかるため、すぐに実施できるものではなく、綿密な計画が必要となる。対策の実施期間も、その成果があがるまでの期間も長くなる事が予想される。

4.4.1. 森林汚染への対策に関する研究

広大な面積の森林が放射能汚染を受けた場合に、どのようにして被曝を減らすか、という『森林汚染対策』問題は、チェルノブイリ事故以前はほとんど考えられていなかった。1990年代になって、ようやく複数の国際プロジェクトが実施された結果、森林汚染対策の為の提案や勧告がいくつか公表された[4.61-4.64]。とはいえ、それ以前から、旧ソ連３ヶ国の特に汚染された地域では人間活動が制限されており、その制限地域には広大な面積の森林が含まれていた[4.65]。大抵の場合は、森林への立入や、野生食物・薪木の採取といった基本的な活動が制限された。これ以上複雑な措置や技術的な対策を実際に行なえるのかという疑問や、研究者によって提案された対策が森林の現実にそぐわない机上の空論ではないかという疑問は、今でも答えられていない。次節4.4.2では、放射性セシウムで汚染された森林への対策のうち、実現可能性の高いものを説明する。4.4.3節では、これらの対策について、実際に行われた例をいくつかあげて、具体的に説明する。

4.4.2. 放射性セシウムで汚染された森林への対策

森林生態系に適用できる対策はいくつかの種類がある[4.66, 4.67]。そういう対策から実現性のあるものを選んで表4.7にまとめた。これらは、管理による対策と、技術による対策に分類できる。

4.4.2.1. 管理による対策

管理による対策のうち、チェルノブイリ事故後に実際に適用された主な対策は、森林での通常活動をいくつか制限するものである。汚染された森林への立入の制限と、林産物の利用の制限が、ソ連及び旧ソ連３ヶ国において適用された主な対策であった[4.65]。これらは、以下のように細分される。

(a)一般人や森林労働者の立入の制限。これは、各地域のモニタリング活動からの情報提供[訳注30]や、調理などの教育を通じた広報という形で周知された[4.65]。

(b)一般人による野生食物の採取の制限。主なものは、狩猟獣、野いちご【ベリー】、キノコである。これらの食材の重要性は国により異なる。旧ソ連３ヶ国ではキノコ類は特に重要であるが、これは著しく汚染された可能性が高い。

(c)一般人による薪木の採集の制限。これについては、薪を集める際に外部被曝するだけでなく、薪を燃やしたり、灰を処分したり、その灰を肥料として用いる際に、家屋内や庭でさらに将来的な被曝をもたらす可能性がある。

(d)狩猟の変更。ノロジカなどキノコを食べる動物中の放射性セシウム濃度は、季節によって大きく変化する（3.4.4節参照）。したがって、キノコが動物のえさにならない季節の肉のみを食べることにより狩猟肉経由の過度な内部被曝を避けることができる[訳注31]。

表 4.7. 森林汚染に対して適用できると考えられる放射能対策

対策	分類	注意点	利点	代償
通常運用	管理		生産性や快適さが損なわれない	放射線量が減らない、社会的に不利益な影響
最低限の管理： 森林火災の防止、病害の防止、必要な狩猟	管理		自然保護および作業従事者への放射線量被曝の低減	作業従事者の放射線量被曝、生産性の損失、社会的に不利益な影響、狩猟コスト
成樹木の伐採の遅延	管理 農業技術	実施可能性が低い	下記による樹木汚染の低減 ＊放射能の減衰 ＊セシウムの土壌中へ定着 ＊土壌および木材からの流失	収入時期の大幅な遅れ
早期の皆伐と再植林または自己再生	管理 農業技術	汚染時点での樹齢の把握が必須；土壌を混合する対策との組み合わせが可能	樹木汚染の低減； ＊土壌から樹木への移行の低減 ＊収穫時期の遅延【作物への汚染を低減】 ＊代替樹木による樹木汚染の減少	再植林時の作業従事者の放射線量被曝量増加と経費
土壌の改良： 間伐や皆伐後耕作	農業技術	費用対効果は、対象地域により異なる；肥料散布との組み合わせが有効	樹木の成長による濃度低下；土壌の表面層の放射能濃度の低下、キノコ類、野いちご、低木の狩猟動物中の放射能の減少	運用経費、作業員の放射線量被曝、生態系への負担（硝酸塩や他の栄養分の喪失等）
リン・カリウム肥料の散布、石灰の散布	農業技術	リン・カリウムはセシウムのみに効果があり、特に若木に有効である。 石灰は、^{90}Sr に有効である	樹木、野草等への取り込みの減少。成長の促進による希釈効果、固定化の向上の可能性あり	肥料の経費、作業員の放射線量被曝、生態系への悪影響
一般市民の立入の制限	管理	森林で寝起きする人は考慮されていない	被爆量の低減、一般市民からの信頼度の向上	快適さ、社会的価値、食物の喪失、社会的に不利益な影響
岩塩の利用	農業技術		放牧畜のセシウム摂取の減少	岩塩の継続的使用の経費
狩の禁止	管理		狩猟動物を食べることによる放射線量の減少	肉類の代替供給源の確保
キノコ類採取の禁止	管理		内部被曝線量の減少	キノコ類の代替品の確保

(e)防火は森林を管理する上で常に最優先だが、広範囲な放射能汚染の後は、放射性セシウムの汚染を避けるという意味においても防火が重要になる。この二次汚染は、樹木が燃えることと、特に森林生態系の中の放射性セシウムの主要な蓄積部の一つであるリター層【森林の地表を覆う落枝落葉層】が燃えることによって生じる（3.4.3節参照）。森林火災を避ける方法の一つは、森林に人々をなるべく立入らせないようにすることである。このため、この対策は(a)の立入制限と密接に関係している。

訳注30：具体的内容は不明だが森林監視員等と思われる。
訳注31：牛ですら筋肉の新陳代謝時間は１～２ヶ月なので、いったんセシウム汚染された狩猟獣もキノコを食べなければセシウムは抜けていく。

4.4.2.2. 技術による対策

技術による対策には、機械や化学肥料等を使って森林内での放射性セシウムの分布や循環を変える方法が含まれる[訳注32]。機械化の多くは、既に通常の森林作業に組み込まれていて、その例が文献[4.69]に説明されており、文献には放射能対策への応用も説明されている。同様に、化学肥料や農薬も通常の森林管理に組み込む事が可能で、その場合は、森林の収穫サイクルと異なる時期に撒く事になる。しかし、技術的対策の多くは費用対効果が十分にあるのか疑わしく、特に対象が大規模な場合には、費用ばかりかかる結果になりかねない[4.68]。そのため、これらの対策は、たとえ実施可能であったとしても、狭い地域だけ行うことが望ましい。例えば、都市部の公園等の森林が挙げられる。というのも、遠隔地の広大な森林に比べて、都市部の公園は訪れる人が多いからである。

技術的な対策には、機械による落ち葉の除去や、土壌の削り取り、皆伐、土壌の掘り返しの他、カルシウムやカリウムを含む肥料の使用などが挙げられる。しかしながら、これらの対策を通常の森林管理と別に行った場合、生態系の機能を損なうことが明らかである。この問題と、実施にかかる高額な費用を考えれば、これらの方法が放射能対策として現実的かどうか極めて怪しく、これらの方法がチェルノブイリ事故後に実施された例は小規模な実験のみである。実際、費用対効果の計算によれば、放射能汚染による総被害【経済的＋人的】を最小限に抑える対策は、管理による対策のうちの、森林への立入制限と森林生産物の消費制限の２つが現実的という事になる。技術的な方法、例えば化学物質の使用や、森林の収穫期の変更などは、現実には使われないだろう。

訳注32：伐採や搬出などの作業を出来るだけ機械化して人間の役割を減らせば作業員の被曝が減る。

4.4.3. 森林対策の例

森林対策の事例研究、特に技術的な対策の事例研究は少ない。このことは、森林の環境修復対策が実施しにくいことを如実に物語っており、化学肥料の使用が功を奏した農業の分野と対象的である（4.3節を参照）。実際、森林対策は、旧ソ連３ヶ国や、スウェーデンなど、極少数の国で限定的に実施されたのみである。

表 4.8. 木材製品と森林食物中のセシウム 137 に対するロシア連邦の暫定許容値【TPL】 [4.70]

	暫定許容値 (Bq/kg)
樹皮を含む丸材	11100
樹皮を剥いだ切断前の材木	3100
切断後の木材（板材）	3100
建設用木材	370
パルプ及び製紙用木材	3100
家庭使用及び産業加工用の木材製品	2200
包装及び食品保存用木材製品	1850
燃料用木材	1400
キノコ及び森林小果実（採取直後重量）	1480
キノコ及び森林小果実（乾燥重量）	7400
薬用植物及び薬用原材料	7400
樹木・低木の種子	7400

ロシア連邦のブリャンスク州【Bryansk】では、^{137}Cs沈着量の程度に応じて、森林活動を制限する事が勧告された。対象者は林業関係者と森林の近くの住民の両方である。^{137}Cs沈着量が1480 kBq/m^{2}を超える森林への立ち入りは、森林保全・消防・病害虫対策に限られた。そこでは林業が完全に停止され、森林植物の採集はもとより、一般人の立ち入りが禁止された。^{137}Cs沈着量が555～1480 kBq/m^{2}の森林では、森林生産物【木材と動植物】を採取する事が禁止されたが、林業活動は限られた範囲で続けられた。^{137}Cs沈着量が185～555 kBq/m^{2}の場合、新たな放射能調査に基づいて、伐採できる場所・できない場所に分けられた。判定基準は森の中で林業労働者が受けるであろう被曝と木材の汚染である。一方、一般人による野いちご採りやキノコ採りが認められたのは、^{137}Cs沈着量が74 kBq/m^{2}以下の森林のみである。

広大な面積の森林を対象に1990年までに実施された規制は、村に住む人々を困らせる事になってしまった[訳注33]。1990年の頭に、ブリャンスク州の全域で人々はキノコや野いちごの採集を再開した。それでも、^{137}Cs初期沈着量が555 kBq/m^{2}から1480 kBq/m^{2}だった森林では、未だに食物が採集できない。この例は、放射能対策という名の元に、住民全体の日常の一部となっている行動を制限する事の難しさを示している。住民の行動が管理されているだけでなく、木材生産も、今なお各地の森林管理局によって管理されている[4.65]。ロシア連邦の現時点【2006年】での木材や林産物の汚染に関する許容水準値を表4.8に示す。ベラルーシ国内の複数地域、特にゴメリ州【Gomel】 とモギリョフ州【Mogilev】でも、同様の森林活動制限と許容水準が適用されている。

旧ソ連３ヶ国では、セシウム結合剤、特に紺青【Prussian blue】を家畜に投与することが、森林汚染の影響を減らす上で効果的な方法である。セシウム結合剤が役に立つ理由は、4.3節に詳しく書いてある。放し飼いの家畜が森林の辺縁部まで足をのばす場合であっても[訳注34]、セシウム結合剤が有効である事には変わりない。正しい量のセシウム結合剤を与えれば、^{137}Cs濃度を、通常、ミルクで5分の1、食肉で3分の1にまで抑えられる[4.65]。

森林にかかわる慣行の制限は旧ソ連以外でもあり、例えばスウェーデンではノロジカ狩りが制限された。1988年秋にイェブレ【Gaevle】地域で狩猟したノロジカの筋肉の汚染は、平均で12000 Bq/kgであった。スウェーデンの食肉の介入レベル値は1500 Bq/kgである。ノロジカの汚染濃度がこれほ

ど高かったのは、秋の産物であるキノコが生えた時に、シカが集中的に食べる為である。試験狩猟の結果、スウェーデン当局はノロジカの狩猟シーズンを春に変更することように勧告した。1990年代の頭にはスムーズに勧告が実施された。お陰で、イェブレにおけるノロジカ肉の放射性セシウム濃度は、約6分の1に低下している。狩猟シーズンは今も勧告通りに春に変更されたままである[4.71]。

更に、北スウェーデンの原住民・サーミ人によるトナカイ放牧では、トナカイの放射性セシウム汚染を屠殺時までに減らすために、管理方法が色々と変更されてきた。例えば、汚染を介入基準値以下に下げるために、屠殺前に充分長い期間にわたって、汚染されていない飼料を与えたりしている（4.3節参照）。同様の成果は、屠殺時期を変える事で得られるが、この場合、汚染されていない飼料の使用と組み合わせる事もある[4.72]。

訳注33：というのも生活習慣の一部であり重要な食料源であるキノコや野いちご、重要な熱源の薪が採れなくなったから。

訳注34：森の汚染キノコや汚染野いちごを食べてしまうと3.4節に書いてある。

4.5. 水域への対策

放射性物質のフォールアウトのあと、表層水【河川・湖沼】経路による公衆の被曝を減らすべく、さまざまな対策が取られている。これら一連の対策は大きく２つの種類に分けられる。一つは飲料水の汚染による内部被曝を減らすことを目的としており、もう一つは汚染された水産食品を摂取することによる内部被曝を減らすことを目的としている。

放射性核種が大気から陸域・水域の両方へフォールアウトした状況においては、一般的に農産・林産食品からの被曝が、飲料水や水産食品からの被曝よりもはるかに大きいことが明らかである[4.73-4.75]。しかし、ドニエプル川【Dnieper＝全長2285 km】水系では、大気からのフォールアウトによる汚染が比較的少ない地域に、河川水が放射性核種を汚染地域から運んできてしまった【この水は飲料・灌漑に供されている】。そのため、流域住民に大きな不安を与え、河川経由で汚染地帯から流れ込む放射性核種を減らす必要に迫られた。多くの環境修復対策が施されたが、そのほとんどは効果がなかった。というのも、放射線量を減らすというはっきりした目的に基づいた対策でなかったからである。そればかりか、これらの作業に従事した作業者が高い被曝線量に曝された。

その一方で、飲料水汚染による内部被曝を減らすための措置は、特に表層水中の放射能濃度が比較的高いフォールアウト直後（数週間程度）は必要とされるであろう。事故直後に問題になるのが半減期の短い放射性核種【例えば半減期８日の^{131}I】であることを考えると、早期に対策を実施すること、特に飲料水の供給源を変更する対策を実施することで、公衆の被曝線量を大幅に減らすことができる。一方、河川・湖沼の水産物による内部被曝を減らす為には、放射性核種が水中の食物連鎖によって生物に蓄積していくため、長期的な対策が必要とされる。

水汚染への対策に関する文献では、直接的対策（制限措置）と間接的対策の両方が考察されている[例えば4.76-4.79]。

(a)水の使用の制限または水源の変更
(b)魚の摂取の制限
(c)水流の管理（例えば、堤防や排水システム）
(d)汚染水域での魚や水産物の摂取制限
(e)食用魚の特殊な調理法や処理

チェルノブイリ原発事故の場合、海洋環境の放射能対策が必要とされた、あるいは適用されたという形跡はない[訳注35]。

訳注35：海が1000km近く離れていた為に、汚染が少なかった（3.5節参照）。

4.5.1. 取水と水処理で線量を減らす為の対策

事故後一年間はドニエプル川の水の使用が規制された。キエフ市一帯の飲料水の取水は、ドニエプル川からデスナ川に切り替えられ、その為に事故から数週間で水道管が緊急に設置された。ウクライナ当局は、他の地域でも、飲料水の取水先を汚染のより少ない川や地下水に切り替えており、そのまとめは文献[4.76]と文献[4.79]で見られる。

放射性核種は飲料用への水処理で取り除ける可能性がある。浮遊粒子は水処理中に取り除かれるうえ、ろ過により水に溶け込んだ放射性核種を取り除くことができる[訳注36]。ドニエプル川沿いの浄水場では、活性炭やゼオライトを用いる方法が水のろ過システムに追加された。実際、活性炭は^{131}Iと^{106}Ru【ルテニウム106】の除去に有効であることがわかり、ゼオライトは^{137}Cs、^{134}Cs、^{90}Srの除去に有効であることがわかった。これらの吸着剤は、最初の三ヶ月間は効果的であったが、その後は飽和状態になり効率が低下した[訳注37][4.80、4.81]。水から取り除かれた放射性核種（溶存状態）は平均で約半分であった。

事故後、キエフ貯水湖では、表層の水を放出するためにダム上部の水門が開放された。このときは、浮遊粒子が深層水に沈降するので表層水の放射性核種濃度が比較的低いと信じられていた。そこで、高濃度に汚染していると思われた上流からの汚染水をためるために、放流によって貯水湖に余裕を作ることとしたのである。しかし、現実には、放射性核種が大気から貯水湖表面に直接沈着したことにより、表層水は深層水に比べはるかに汚染されていた。Voitsekhovitchらは文献[4.80]において、「キエフの貯水湖内の水位を下げる為には、逆に下部水門を開いて、上部水門を閉じておけば良かった。そうすれば、事故から数週間は、下流の飲料水の放射能濃度を減少させたであろう」と指摘している。この対策は、チェルノブイリ事故後こそ上手くいかなかったが、汚染に関する正しい情報を得ることができれば、このような放流調整は、飲料水の放射能濃度を効果的に減少させることができる。何故なら、湖沼や貯水湖では、放射能は始めのうちは決して一様に分布しておらず、自然撹拌で一様になるまで（数日以上の）時間がかかるからである。

ドニエプル川水系ぐらいに大きな河川＝貯水湖水系では、水系内の水流の制御により、放射性物質が下流に流れる量を大幅に減らすことができる[4.82]。ドニエプル川の場合、キエフ貯水湖から

黒海まで水が流れるのに３ヶ月～１０ヶ月かかる【約1000 kmの距離だから、途中に貯水湖がなければ10日もかからない】。水が下流へ移動するにつれ、放射能は次第に減少する。というのも半減期の短い放射性核種が崩壊し、更に放射性セシウムなどが川底の堆積物に吸着されるからである[4.82]。

訳注36：3.5節に詳しく書いてあるが放射性核種は３つの形で水に運ばれる：浮遊物質への付着（降下物そのものが浮遊する事もある）、水に溶け込んでイオンとなったもの、水に溶け込めきれずに残った分子レベルの元素、の３種類である。ろ過が関係するのは後者２つである。

訳注37：吸着剤は例えば乾燥剤（水蒸気吸着剤）と同じく、ある程度までしか吸着できない。この限界を飽和という。

4.5.2. 表層水【河川・湖沼】への直接及び二次汚染を減らす為の対策

土壌粒子にくっついた放射性核種が汚染地面から流出して河川・湖沼を汚染する問題に関しては、標準的な土壌侵食対策によって、この流出を減らす事ができる。しかし、地表汚染した放射性核種のうち、土壌粒子にくっついているのは、放射性セシウムの場合で大抵50%以下で、放射性ストロンチウムや放射性ヨウ素となると10%以下でしかない。従って、土壌侵食対策による効果には限りがある。しかも、飲料水や淡水生物中の放射能濃度を決めるのは、土壌粒子にくっついた放射性核種ではなく、主に水に溶け込んだ放射性核種であることに留意する必要がある[訳注38]。

プリピャチ川では、汚染した河川水中の浮遊粒子を捕捉するため、導水路トラップの浚渫を実施した【トラップ（Trap）は、川の底に箱を置くようなものと思えば良い】。これらの導水路トラップは次の２つの理由から非常に非効率的であることが分かった。(a) 流量が多すぎて、放射能の殆どを運んでいる微小粒子が通り抜けてしまった。(b) 放射性核種のほとんど（二次汚染を起こしやすい形態になっている放射能のほとんど）が水に溶けた状態だったため、トラップ自体が無意味だった。

河川水に溶け込んだ放射性核種を取り除く為、チェルノブイリ周辺の小規模河川や小川にゼオライトを含む堤防が130か所建設された。結果的にゼオライト堤防はほとんど無意味で、堤防に吸着された^{90}Srと^{137}Csは全流量の5～10%に過ぎなかった［4.80］。さらに、堤防が設置された小規模河川や小川を流れる放射性核種の量は、プリピャチ・ドニエプル水系を流れる放射性核種の全流量のわずか数パーセントしかなかった。この事は後日分かった。

チェルノブイリ事故後、地表汚染の特に酷いプリピャチ【Pripyat】氾濫原は、^{90}Srの流出源となり、プリピャチ川【Pripyat】を汚染した。そのため、特に春の洪水となると、プリピャチ川の^{90}Sr濃度は、年平均値の1 Bq/Lから、最大で8 Bq/Lにまで上がり、その値が約2週間【洪水期間】続いた［4.83］。特に汚染が酷いのがプリピャチ川左岸の氾濫原で、この氾濫原を取り巻くように堤防が1993年に建設された。この堤防により、この区画の氾濫が無くなって、洪水の際に、^{90}Srの川への流入が抑えられた事が確認された[4.80]。1999年には第二の堤防がプリピャチ川右岸に建設された。もっとも、キエフ貯水湖については、湖水の^{90}Sr濃度の年平均値は、1987年以降ずっと1 Bq/L以下

であり、短期間（2週間）の洪水期を含め、湖水自体の^{90}Sr汚染は、放射線問題という意味では重要度は低い。その一方で、大勢の人間が河川・貯水湖の水系を利用する為、集団線量【各自の被曝線量に人口を掛けたもので、単位はman Sv（人・シーベルト）】を下げるという意味では重要であるという議論もある。

ゼオライトや（汚染されていない）ミネラル質の土など、吸着性の高い物質を湖水に投入する事で、湖沼や貯水湖中の放射性核種の沈殿量を増やせる可能性がある。この方法はまだ試されていない。浮遊粒子を沈殿させることで湖沼から放射性セシウムを取り除くモデルを用いることにより、Smithらは吸着剤を湖水に投入する方法に２つの問題があることを明らかにしている[4.78]：(a) 大きく深い湖では非常に大量の吸着剤が必要となる、(b) 集水域からの放射性物質の流入や、湖底堆積物からの放射性元素の放出による二次汚染のため、たいていの湖沼で吸着剤を何度も繰り返し投入しなければならない[訳注39]。

訳注38：飲料水については浄水場で粒子が取り除かれると4.5.1節に書いてあり、淡水生物については、栄養の吸収がイオンの形であることから（植物については3.3.4節を参照）、溶け込んでいるかどうかが重要になる。

訳注39：湖底堆積物は放射性元素のバッファーのようなもので、湖水の汚染が酷いと、そこから放射性元素を吸着するが、湖水が奇麗になると、逆に放射性元素を放出する。3.5.2.3節を参照。

4.5.3. 魚や水産食品への取り込みを減らす為の対策

チェルノブイリ事故で影響を受けた土地のうちの限られた地域で、淡水魚を食べる事が禁止された[4.84]。一部の地域では、汚染の著しい捕食性の魚に限って食用が禁止された[訳注40]。もっとも、そのような禁止令を無視する漁師も多いと思われる。ノルウェーの一部地域では淡水魚の販売が禁止された[4.85]。捕獲禁止の影響を受ける地域では、養殖魚を淡水魚の替わりにする手がある。というのも、汚染されていない餌を養殖魚に与える事で、放射性核種の体内蓄積を抑える事ができるからである[4.86][訳注41]。

魚が放射性核種をあまり蓄積しないよう、湖水に石灰を加える方法が、スウェーデンの１８か所の湖で試された[4.87]。実験の結果、石灰を散布しても、石灰を加えなくても、^{137}Csの魚への吸収はほとんど変わらなかった[訳注42]。一方、^{90}Srの吸収に関してはこれらの実験で調べられていないが、石灰散布によって湖のカルシウム濃度が上がると、^{90}Srの魚中の濃度に影響を与えることが期待される【ストロンチウムの競合元素はカルシウム】。ウクライナで行われた、魚への撒き餌の際に湖水へ石灰散布を行なう試みの結果については、Voitsekhovitchらによってまとめられている[4.79]。

放射性セシウムの魚への濃縮係数は【濃縮の効率のこと、3.5.3.3節を参照】、水中のカリウム濃度に反比例することが知られている。チェルノブイリ事故後、スウェーデンでは、湖水にカリウムを加える方法も13の湖で試された[4.87]。その時に散布したカリウムは、炭酸カリウムまたは混合石灰の添加剤という形であった。炭酸カリウムを散布した結果はあまり芳しくない。2年間の実験でパーチ【perch：スズキの仲間】の稚魚の放射能濃度がわずかに減ったものの、他の魚に関しては【カ

リウムを散布しなかった湖と比べて】ほとんど差がなかった。上手く行かなかった理由は、湖の水の入れ替わりが速すぎて、カリウムイオン濃度を高いまま維持することが困難だったからである。

ベラルーシの閉鎖性湖沼（水の出入りのほとんどない湖）の一つであるスビャートヤ湖【Svyatoe】で、Kudelskyらは凍った湖の表面に塩化カリウム肥料を散布する実験を行った[4.88、4.89]。この実験は成果が上がり、散布から数年の間、魚の^{137}Cs濃度が3分の1近くに減った。もっとも、予想はされていたが、水中の^{137}Cs濃度が散布後に2〜3倍に増加した[訳注43]。カリウム散布が有効なのは、水の出入りが少なくて、水中のカリウムが高濃度のまま維持できるような湖だけなのだろう。また、飲料用に利用されている湖の場合、魚汚染の対策の為に水中の^{137}Csが増加するということは許容されない。

スウェーデンでは、集中的に魚を獲ることで水中の食物連鎖を操作する試みが、４つの湖で実施され、さらに、３つの湖で補足的な手段として実施された[4.87]。これにより魚の個体数は１ヘクタールあたり約5〜10キログラム（5-10 kg/ha）減少した。減少したのは主にカワカマス【pike】、パーチ【perch：スズキの仲間】、ローチ【roach：コイの仲間】である。しかし、集中漁獲の効果は上がらず、湖に残った魚の^{137}Cs濃度は変わっていない。スウェーデンでは、更に２つの湖で、オスモコート肥料（Osmocoat、5％リンと15％窒素）を散布する試みがなされた[訳注44]。長期的な平均値で比較すると、リンの総量は、ほとんど増加しなかった。つまり散布による方法がほとんど無意味だった事を意味している。同時に、魚の^{137}Cs濃度にも影響しなかった。

調理方法を変えるだけで、食品に含まれる放射性核種の量が大きく変わり得る[4.90]。Ryabovは、燻製魚や干し魚の消費禁止を提言している[4.84]。その理由は、薫製したり干したりする事で【水分が抜けて】、（単位重量あたりの）放射性核種の量が増えるからである。一方、放射性核種の濃度を半分近くに減らす調理法もある。食材の放射性ストロンチウムの量を減らすのに効果的なやり方は、魚を料理する前に骨の多い部分【と皮】を取り除くことである。というのも、ストロンチウムは主に骨や皮に濃縮するからである。その他にも、さまざまな調理方法があり、それらは文献[4.91]で議論されている。

訳注40：食物連鎖により、肉食魚の方が非肉食魚よりも放射能濃度が高い。3.5.3.2節参照。

訳注41：養殖については提案だけで、実際に養殖したという話も、養殖魚の放射能を調べたという話もこの報告書にはない。

訳注42：石灰（CaCO3）の競合元素（化学的性質の似た元素）はストロンチウムであってセシウムではないから（セシウムの競合元素はカリウム）、効果がなくても不思議はない。

訳注43：魚が吸収しなかった分、水中のセシウムが減らないが、それでは増加は説明しない。本文中に説明がないので理由は不明。

訳注44：なぜ、セシウムにもストロンチウムにも全然関係の無いリンなのか不明。

4.5.4. 地下水への対策

放射性物質のフォールアウトの後、地下水源を守るような対策がとられた形跡はない。地下水は、

滞留時間が十分に長いため、^{131}Iのように半減期の短い放射性核種は、飲料水として摂取される前に崩壊してしまう。大気から地表に沈着後、土壌表面から地中へと浸み込んだ放射性ストロンチウムと放射性セシウムは極めて少ない[訳注45]。ある調査によれば、チェルノブイリ事故後、地下水を経由した^{90}Srと^{137}Csによる被曝は、他の経路（食物による内部被曝、外部被曝、その他）と比較して、十分に小さいことが示されている[4.77]。

CEZ【チェルノブイリ30km圏立入禁止区域】内には、石棺シェルター【チェルノブイリ防護壁】と放射性廃棄物の貯蔵区域という2種類の高濃度汚染区域があるが（3.5.5参照）、これらの区域から放射性核種が地下に漏れて地下水を汚染する可能性がある。そこで、それを防ぐ為の対策が実施された。対策として主なものは、工学的防壁と地球化学的な防壁を【これらの】高汚染地点の周りに築くもので、それにより、高汚染地点の地下水が河川系へ流入する量を抑えるというものである。今後必要な対策としては、具体的には石棺シェルターの中へ雨水が浸入しないようにする事と、石棺シェルターの地下に溜まった雨水の【汚染水としての】排水とがある。更に、チェルノブイリ原発敷地周辺の地下水汚染そのものを減らすための対策も検討しなければならない。

訳注45：日本では土壌の性質が違う上、原発から人家への距離が遥かに短いので、セシウム汚染が少ないかどうかは不明。一般に、浅い地下水ほど外に出て来るのが速く、標高差が大きいほど（里山の麓など）出て来るのが速い。

4.5.5. 灌漑用水への対策

前述（3.3節）したように、放射性核種の大気からの沈着によって既に汚染された農作物に対し、灌漑水によって追加された汚染はかなり少なかった。したがって、灌漑用水に対する直接的な対策は、実際のところ行なわれていない。しかし、ある実験によれば、野菜のような農作物の場合、散水の代わりに単純な農業利水【灌漑＋排水の組み合わせ】に切り替えれば、放射性元素の作物への移行を数分の一に抑える事が出来る[4.79]。灌漑地への特別な施肥[訳注46]と、この方法を組み合わせれば、たとえ灌漑水が、放射能汚染された貯水湖から引いた水であっても、作物中の放射性核種濃度を効果的に減らすことができる。

訳注46：セシウム対策としてカリウム肥料を追加すること、4.3.3.1節を参照。

4.6 結論と提言

チェルノブイリ事故による放射能汚染が最も酷かった地域【旧ソ連】では、事故の悪影響【被曝】を軽減する為の短期対策・長期対策の両方を、政府がかなり早期に数多く実施した。ただし、残念ながら、【ソ連当局の】行動はあまり公開されず、透明性も不十分で、情報が国民に届かなかった。こういう経緯は、政府と国民との間で起こったコミュニケーションの問題や、国民の政府当局に対する不信感の一因となったようである。ロシア、ベラルーシ、ウクライナ以外の国々でも、類似し

た【秘密主義的な】振る舞いがあって、それが当局への不信感を招いた。その結果、多くの国々で、このような重大事故での対処法が検討されるようになった。検討内容は、重大事故に際して、いかに情報を十分に公開し、事故対策の決定を透明にしながら事故に対処していくかであり、同時に対策などを決める際のプロセスに、いかに被害者を参入させるかである。

チェルノブイリ事故後に実施した汚染対策は、特殊な経験であり、これを元に、多くの国家や国際機関で、将来に起こるかも知れない緊急事態に対する備えを改善する為にも役立てている[4.12、4.14、4.41、4.91、4.92]。

4.6.1. 結論

(a) チェルノブイリ事故の結果、ソ連【とその後独立したロシア・ベラルーシ・ウクライナ各国】では、放射能汚染事故による悪影響を軽減する為に、短期対策・長期対策の両方を、政府がかなり早期に数多く実施する事になった。対策には、多くの人と大量の費用と多くの科学資源【研究施設】が投入された。

(b) 放射能対策の立案や実施の際に、被曝を減らすという面だけでなく、社会的・経済的な面も考慮された場合、その対策は一般の人々により受け入れられやすかった。

(c) チェルノブイリ事故による放射能汚染は前例のない規模であり、その影響は長期に渡るため、被曝に関する状況の変化を考慮して、国内あるいは国際的な放射線に関する安全標準値の追加が必要とされた。

(d) チェルノブイリ事故直後の放射能対策は、放射性ヨウ素による汚染ミルクからの内部被曝を減らすのに十分ではなかった。というのも、事故情報が知らされるのが遅れた上に、対策として何をすれば良いのかの指導を、行政が十分に行わなかった為である。この問題は、特に個人農家で大きかった[訳注47]。

(e) 初期段階のもっとも効果的な対策は、汚染した牧草類を飼料として使わず、ミルクについては、放射能検査のモニタリングデータに基づき、ミルクを完全に廃棄したり加工に回したりする事であった。複数の被害国で、飼料を放射能に汚染されていないものに上手く切り替る事ができた。牛の屠殺【しばしば行われた】は、放射能対策としては不適当なもので、衛生上・実務上・経済上の大きな問題を引き起こした。

(f) 長期的な放射能問題の中でもっとも深刻なのはミルクや食肉の放射性セシウム汚染であった。これに対し、旧ソ連と独立後の３ヶ国【ベラルーシ、ロシア、ウクライナ】では、飼料作物用の土地の改良を行ったり、放射能を含まない飼料を使用したり【clean feeding】、家畜へセシウム結合剤を投与したりした。これらの対策により、汚染地の大部分で農業生産を続ける事ができた。

(g) チェルノブイリ事故後の数年間、旧ソ連の汚染地域では、外部被曝を減らすべく、居住地の放射能除去作業が広範囲で行われた。これは、放射能除去作戦の計画・実施に先だって、個々の除染法に対して、費用対効果関係と外部線量に関するデータを元に、評価を行って採用すべき除染法を決めたため、費用に対する外部線量低減効果が高かった。

(h) 市街地の放射能除去の結果、大量の低レベル放射性廃棄物を生み出し、これが今度は廃棄物処分の問題を引き起こした。一方【地域全体が除染されたため】一旦除染された地点が再び汚染されることはなかった。

(i) ソ連と後の独立3国【ロシア・ベラルーシ・ウクライナ】の広い領域とスカンジナビアの一部で実施された以下の(1)-(5)のような森林活動制限により、放射能に汚染された森林内での居住や、森林産物を使用・消費したりする事による被曝が減少した。

(ⅰ) 一般人や森林労働者の立ち入り制限。これは外部被曝への対策である。

(ⅱ) 内部被曝を減らすために、一般人が狩猟獣【鹿・猪・兎の類い】や、野いちご【ベリー】・キノコなどの野生食物を穫ったり採ったりする事の制限。事故の影響を受けた国々ではキノコを食べる事が一般的なため、この制限は特に重要である。

(ⅲ) 一般人の薪集めの制限。木を燃やしたり、灰を処理・施肥したりする際に、屋内や庭で被曝するのを防止する為である。

(ⅳ)放射性セシウム濃度が高い季節【主にキノコの生える季節】の狩猟肉を食べることを避けることを目的とした、狩猟時期の変更。

(ⅴ) 特に放射性核種が大量に沈着した地域において、環境の汚染【火事による放射性物質の飛散】を避けるための防火対策。

(j) こうした森林活動の制限は、社会的な悪影響も大きく、当局からの勧告が一般住民に無視される事があった。このような状況に対しては、森林活動に関して勧告された内容の目的について、地域ごとを対象として説明する適切な教育プログラムを準備すれば対応できるかもしれない。

(k) 技術を利用した森林対策（例えば機械や化学肥料によって森林内での放射性セシウムの分布や移動性を変えること）は、広い範囲での実施には向いていない。

(l) 汚染土壌から放射性核種が水系【河川・湖沼、海洋、地下水】へ流入するのを防ぐため、多くの対策が原発事故から数ヶ月～数年の間に実施された。残念ながら、その多くは効き目が薄い上に費用がかかり、しかも、対策を実施する作業従事者がかなりの被曝を受けるという結果に終わった。

(m) 最も効果のあった水域経路の対策は、汚染河川・湖沼からの飲料水の取水制限と水源への切り替えを、事故直後に行った事である。淡水魚の食用を制限するのも有効な対策で、現にスカンジナビアやドイツでは効果があったが、旧ソ連３ヶ国【ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナ】では、魚の食用制限は必ずしも守られなかった。

(n) 表層水を守る為の今後の対策【工事や化学処理】は、どれも費用の割に線量の低減が少なく、実施を正当化できそうにない。従って、魚の食用制限は、一部【の水域】（特に水の出入りの少ない閉鎖性湖沼）で今後も数十年続くだろう。

訳注47：旧ソ連の農業の担い手は集団農場と個人農家に分けられる。

4.6.2. 提言

4.6.2.1. チェルノブイリ事故で影響を受けた国に対する提言

(a) 放射性核種によって汚染された地域の長期的な環境修復等の対策は、正当化及び最適化されてあれば実施されるべきである。

(b) 長期的な放射線による障害発生のリスク要因と、技術的にそれらを抑える為の環境修復策や【被曝】対策の可能性について、当局と公衆の両方が情報を得るべきである。議論と意思決定の場には、関係する各地方の自治体と住民の両方が参加すべきである。

(c) 土壌の痩せた農地（砂や泥炭の多い土壌）では、放射性核種が土壌から農作物へ移行しやすい。そのため、そういう所では、チェルノブイリ事故から長い時間が経っているにも関わらず、環境浄化の為の措置と一般的な対策が今でも有効かつ正当化されるので、対策を続けるべきである。

(d) 特別の対策の必要な農地として、ベラルーシ・ロシア・ウクライナ３ヶ国の数百にのぼる集落の個人農場と、約５０ヶ所の集約農場【集団農場】が特に挙げられる。というのも、これらの農場では、ミルク中の放射性核種の濃度が、依然として国の安全基準値を超えているからである。

(e) 長期的な農地浄化策のうち、最も効果的だったのが、牧草地や草原の基礎改良（4.3.3.1節）と、泥炭湿地の排水だったことは強調すべきである[訳注48]。農業における一般的な対策では、次の３つが最も効率的である。(1)屠殺前の暫くのあいだ、家畜の生体【筋肉等】をとって放射能検査しつつ、汚染されていない飼料を食べさせる【clean feeding：餌除染法】。(2)紺青【六シアノ鉄酸塩：セシウム結合剤】を牛に食べさせる。(3)農作時にミネラル肥料を追肥する。

(f) 放射能汚染が国の安全基準値を超えている地域では、一般人が狩猟したり、野いちご【ベリー】やキノコを採ったり、閉鎖系水域の淡水魚【水の出入りの少ない湖に棲む魚】を釣ったりしないよう、野生食物の収穫制限が今後も必要かもしれない。

(g) 高濃度に汚染された野生食物をあまり食べなくてすむよう、個人の食事メニューに対するアドバイスを続けるべきである。また、簡単な調理手順で放射性セシウムを除去する方法についてもアドバイスを続けるべきである。

(h) 事故の影響が最も深刻な地域では、地域社会の為にも、放射線による健康障害の危険性を考慮した上での、汚染地を継続的に活用する方法を見つけ、同時に汚染地の生産性を継続的に回復させる為の適切な方策を見つける必要がある。

訳注48：湿地の排水については4.3節に説明がないので根拠が不明。

4.6.2.2. 世界への提言

(a) チェルノブイリ事故後に実施された対策は、人類にとって初めての経験である。従って、丁寧に文書化すべきであり、将来、放射線から人々と環境を守るべく、関係官庁や関係専門家の為の国際的な手引きを準備する際に使うべきである。

(b) 事故の影響が最も大きかった３ヶ国では、汚染農地で大規模な放射能対策が長期にわたって実施された。これらの農業対策は、そのほとんどすべてについて、今後、汚染事故が万が一発生

した場合に実施する事を推奨する、ただし、土壌対策の効果は地域によって異なる。従って、土壌対策を実施する前に、土壌の特性と農業慣行を調べて専門家がきちんと考えることが極めて重要である[訳注49]。

(c) 放射性物質による大規模な汚染事故が万が一起こった場合に、市街地をどうやって除染するかについての提言は、そのような事故を起こす可能性がある原子力施設（原子力発電所や再処理工場）の所有者と作業者にきちんと知らしめるべきであるし、そのような施設に隣接する地域の自治体も知らしめるべきである。

訳注49：これは、日本の農地に当てはめる際には特に重要である。

4.6.2.3. 今後研究すべき事

(a) 環境対策や除染技術は、その根本原理に、物理学と化学がある。前者に対応する機械的な手法に、放射性核種の除去や土壌の混ぜ返し【深く耕す事】などがあり、後者に対応する化学的な手法に、土壌への石灰散布や、施肥などがある。これらの手法における物理学的・化学的原理は、標準化できるほど十分に理解されており、世界中の類似の状況で応用できる。それと比べると、環境浄化に使えそうな生物プロセス、例えば、農業生産の作物の見直し[訳注50]や生物を使った環境浄化技術などはあまり理解されていない。これら生物学に対応するプロセスについては、一層の研究が必要である。

(b) 社会学的な面の研究が今後必要な重要事項として、放射能対策に対する一般の人々の反応がある。すなわち、緊急時において、対策を導入・実施・終了する際に、それを人々がどう受け止めるかである 。そういう研究を基に、意思決定の最初から、対策実施にかかわる全ての過程で、公衆を参加させる為の社会的施策を開発することも同様に重要である。

(c) 放射性核種によって汚染された地域の環境浄化にあたり、汚染地域に適用すべき基準[訳注51]は、国際レベルと各国レベルを問わず、未だに大きなばらつきがある。チェルノブイリ事故後における公衆に対する放射線防護の経験は、国際的に合意できる適切な基準の必要性を明確に示している。

訳注50：reprofiling of agricultural productionという見慣れない言葉なので、とりあえずこのように訳した。

訳注51：criteria＝避難や退避などの行動を起こす為の判定基準と、standards＝各状況での基準値の両方。

４章の参照文献

[4.1] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York

(1988) 309-374.

[4.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency (Proc. Symp. Vienna, 1989), IAEA, Vienna (1990).

[4.3] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).

[4.4] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident (Proc. Int. Conf. Vienna, 1996), IAEA, Vienna (1996).

[4.5] EUROPEAN COMMISSION, Council Regulation (EEC) No. 1707/86 OJ No. L 146 of 31 May 1986 (1986) 88-90.

[4.6] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

[4.7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, IAEATECDOC-1240, IAEA, Vienna (2001).

[4.8] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species, Pergamon Press, Oxford and New York (2003).

[4.9] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 26, Pergamon Press, Oxford and New York (1977).

[4.10] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in the Event of Major Radiation Accidents: Principles for Planning, Publication 40, Pergamon Press, Oxford and New York (1984).

[4.11] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, WORLD HEALTH ORGANIZATION, Basic Safety Standards for Radiation Protection, Safety Series No. 9, IAEA, Vienna (1982).

[4.12] CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental Nuclear Contamination for Use in International Trade, Rep. CAC/GL 5-1989, Codex Alimentarius Commission, Rome (1989).

[4.13] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).

[4.14] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency, Publication 63, Pergamon Press, Oxford and New York (1993).

[4.15] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure, ICRP Publication 82, Pergamon Press, Oxford and New York (1999).

[4.16] MINISTRY OF HEALTH, Standards of Radiation Safety SRS-76, Atomizdat, Moscow (1977) (in

Russian).

[4.17] BALONOV, M., "Overview of doses to the Soviet population from the Chernobyl accident and protective actions applied", The Chernobyl Papers (MERWIN, S., BALONOV, M., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 23-45.

[4.18] BALONOV, M.I., GOLIKOV, V.Y., ERKIN, V.G., PARCHOMENKO, V.I., PONOMAREV, A., "Theory and practice of a large-scale programme for the decontamination of the settlements affected by the Chernobyl accident", Proc. Int. Sem. on Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents, Rep. EUR 14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 397-415.

[4.19] HUBERT, P., ANISIMOVA, L., ANTSIPOV, G., RAMZAEV, V., SOBOTOVICH, V. (Eds), Strategies for Decontamination, Final Report on Experimental Collaboration Project No. 4, Rep. EUR 16530 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).

[4.20] ROED, J., et al., Mechanical Decontamination Tests in Areas Affected by the Chernobyl Accident, Rep. Riso-R-1029(EN), Risø National Lab., Roskilde (1998).

[4.21] VOVK, I., BLAGOEV, V., LYASHENKO, A., KOVALEV, I., Technical approaches to decontamination of terrestrial environments in the CIS (former USSR), Sci. Total Environ. 137 (1993) 49-63.

[4.22] ANTSIPOV, G., TABACHNY, L., BALONOV, M., ROED, J., "Evaluation of the effectiveness of decontamination activities in the CIS countries for objects contaminated as a result of the Chernobyl accident", Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 10-15.

[4.23] LOS, I., LIKHTAREV, I., The peculiarities of urban environmental contamination and assessment of actions aimed at reduction of public exposure, Int. J. Radiat. Hyg. 1 (1993) 51-59.

[4.24] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Optimization and Decision-making in Radiological Protection, Publication 55, Pergamon Press, Oxford and New York (1989).

[4.25] ROED, J., ANDERSSON, K., PRIP, H., Practical Means for Decontamination 9 Years After a Nuclear Accident, Risoe-R-828(EN), Risø National Lab., Roskilde (1995).

[4.26] NADTOCHIY, P.P., et al., Experience of Liquidation of the Chernobyl Accident Consequences, Svit, Kiev (2003) (in Ukrainian).

[4.27] ALEXAKHIN, R.A., KORNEEV, N.A. (Eds), Agricultural Radioecology, Ecology, Moscow (1991) (in Russian).

[4.28] PRISTER, B., PEREPELYATNIKOV, G.P., PEREPELYATNIKOVA, L.V., Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident, Sci. Total Environ. 137 (1993) 183-198.

[4.29] USSR STATE AGROINDUSTRIAL COMMITTEE, Guidance for Agricultural Workers and the Population Inhabiting the Area of the Radioactive Trail of the Chernobyl NPP, USSR State

Agroindustrial Committee, Moscow (1986) (in Russian).

[4.30] ALEXAKHIN, R.M., Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident, Sci. Total Environ. 137 (1993) 9-20.

[4.31] BARYAKHTAR, V.G., Chernobyl Catastrophe, Export Publishing House, Kiev (1997).

[4.32] MÜCK, K., "Environmental restoration by natural effects - Advantages and limits", Radiation Legacy of the 20th Century: Environmental Restoration, IAEA-TECDOC-1280, IAEA, Vienna (2002) 115-126.

[4.33] PRISTER, B., ALEKSAKHIN, R., FIRSAKOVA, S., HOWARD, B., "Short and long term environmental assessment", Proc. Workshop on Restoration of Contaminated Territories Resulting from the Chernobyl Accident, Rep. EUR 18193 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2000) 103-114.

[4.34] SHEVCHUK, V.E., GOURACHEVSKIY, V.L. (Eds), 15 Years After the Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and their Overcoming, National Report, Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP, Minsk (2001).

[4.35] ALEXAKHIN, R.M. (Ed.), Recommendations for 1991-1995 on Agriculture Management in Areas Subjected to Contamination as a Result of the Accident at the Chernobyl NPP, State Commission of the USSR Council of Ministers on Food and Procurement, Moscow (1991) (in Russian).

[4.36] PRISTER, B. (Ed.), Recommendations on Agriculture Management on Contaminated Territories, Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Kiev (1998) (in Ukrainian).

[4.37] BOGDEVITCH, I.M., Guidelines on Agricultural and Industrial Production Under Radioactive Contamination in the Republic of Belarus, Minsk (2003) (in Russian).

[4.38] VIDAL, M., et al., Soil- and plant-based countermeasures to reduce 137Cs and 90Sr uptake by grasses in natural meadows: The REDUP project, J. Environ. Radioact. 56 (2001) 139-156.

[4.39] BOGDEVITCH, I.M., PUTYATIN, Y.V., SHMIGELSKAYA, I.D., SERAYA, T.M., CENCEVICKI, F.A., Food Crop Production on Personal Plots of Land Contaminated with Radionuclides, Institute for Soil Science and Agrochemistry of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk (2003) (in Russian).

[4.40] BOGDEVITCH, I., SANZHAROVA, N., PRISTER, B., TARASIUK, S., "Countermeasures on natural and agricultural areas after Chernobyl accident", Role of GIS in Lifting the Cloud off Chernobyl (KOLEJKA, J., Ed.), Kluwer, Dordrecht (2002) 147-158.

[4.41] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, The Use of Prussian Blue to Reduce Radicaesium Contamination of Milk and Meat Produced on Territories Affected by the Chernobyl Accident, IAEA-TECDOC-926, IAEA, Vienna (1997).

[4.42] RATNIKOV, A.N., et al., The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesium contamination of animal products in Russia, Sci. Total Environ. 223 (1998) 167-176.

[4.43] HOVE, K., HANSEN, H.S., Reduction of radiocaesium transfer to animal products using sustained release boli with ammoniumiron(III)-hexacyanoferrate(II), Acta Vet. Scand. 34 (1993) 287-297.

[4.44] HOVE, K., et al., "Use of caesium binders to reduce radiocaesium contamination of milk and meat in Belarus, Russia and Ukraine", Environmental Impact of Radioactive Releases (Proc. Int. Conf. Vienna,

1995), IAEA, Vienna (1995) 539-547.

[4.45] DEVILLE-CAVELIN, G., et al., "Countermeasures in agriculture: Assessment of efficiency", Fifteen Years after the Chernobyl Accident: Lessons Learned (Proc. Int. Conf. Kiev), Chernobylinterinform, Kiev (2001) 118-128.

[4.46] JACOB, P., et al., Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 56 (2001) 51-76.

[4.47] HANSEN, H.S., HOVE, K., BARVIK, K., The effect of sustained release boli with ammoniumiron (III)-hexacyanoferrate(II) on radiocaesium accumulation in sheep grazing contaminated pasture, Health Phys. 71 (1996) 705-712.

[4.48] BRYNILDSEN, L.I., SELNAES, T.D., STRAND, P., HOVE, K., Countermeasures for radiocaesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident - Techniques, effectiveness, and costs, Health Phys. 70 (1996) 665-672.

[4.49] HOVE, K., Chemical methods for reduction of the transfer of radionuclides to farm animals in seminatural environments, Sci. Total Environ. 137 (1993) 235-248.

[4.50] ÅHMAN, B., personal communication: Data from the Swedish Board of Agriculture, Jönköping, 2005.

[4.51] OUGHTON, D., FORSBERG, E.-M., BAY, I., KAISER, M., HOWARD, B., An ethical dimension to sustainable restoration and longterm management of contaminated areas, J. Environ. Radioact. 74 (2004) 171-183.

[4.52] Sustainable Restoration and Long-term Management of Contaminated Rural, Urban and Industrial Ecosystems, www.strategy-ec.org.uk/

[4.53] HERIARD DUBREUIL, G., et al., Chernobyl post-accident management: The ETHOS project, Health Phys. 77 (1999) 361-372.

[4.54] LOCHARD, J., "Living in contaminated territories: A lesson in stakeholder involvement", Current Trends in Radiation Protection, EDP Sciences, Les Ulis (2004) 211-220.

[4.55] ENVREG 9602, http://mns.gov.ua/chornobyl/ envreg-9602icd/?m=17

[4.56] CORE Program, http://www.core-chernobyl.org/ eng/

[4.57] UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME, UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND, The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: Strategy for Recovery, UN, New York (2002).

[4.58] On the Legal Regime of Territories Contaminated as a Result of the Chernobyl NPP Catastrophe, Bulletin of the Supreme Soviet of the Republic of Belarus No. 35 (1991) 622 (in Russian).

[4.59] BOGDEVITCH, I.M., SHMIGELSKAYA, I.D., TARASIUK, S.V., Rational using of contaminated soils after the Chernobyl accident in Belarus, Nat. Resour. (1998) 15-29 (in Russian).

[4.60] STATE COMMITTEE OF RUSSIA FOR SANITARY INSPECTION, TPL-1993 Temporary Permissible Levels of Caesium-134 and -137 and Strontium-90 in Food Products, Hygienic Standard GS 2.6.005-93, State Committee of Russia for Sanitary Inspection, Moscow (1993).

[4.61] GUILLITTE, O., WILLDRODT, C., An assessment of experimental and potential countermeasures to

reduce radionuclide transfers in forest ecosystems, Sci. Total Environ. 137 (1993) 273-288.

[4.62] GUILLITTE, O., TIKHOMIROV, F.A., SHAW, G., VETROV, V., Principles and practices of countermeasures to be carried out following radioactive contamination of forest areas, Sci. Total Environ. 157 (1994) 399-406.

[4.63] AMIRO, B.D., GREBEN'KOV, A., VANDENHOVE, H., "Countermeasures and risks associated with contaminated forests", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 395-401.

[4.64] RAFFERTY, B., SYNNOTT, H., FORECO - Countermeasures Applied in Forest Ecosystems and their Secondary Effects, Serie Documenti 6/ 1998, Agenzia Nazionale per la Protezzione dell'Ambiente, Rome (1998).

[4.65] FESENKO, S., BROWN, J., Review of Countermeasures Options for Semi-natural Environments: Forest and Natural Meadows, Rep. NRPB-M1123, National Radiological Protection Board, Didcot, UK (2000).

[4.66] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, Sci. Total Environ. 157 (1994) 45-57.

[4.67] PANFILOV, A., "Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 271-279.

[4.68] SHAW, G., ROBINSON, C., HOLM, E., FRISSEL, M.J., CRICK, M., A cost-benefit analysis of long-term management options for forests following contamination with 137Cs, J. Environ. Radioact. 56 (2001) 185-208.

[4.69] HUBBARD, L., RANTAVAARA, A., ANDERSSON, K., ROED, J., Tools for Forming Strategies for Remediation of Forests and Park Areas in Northern Europe after Radioactive Contamination: Background and Techniques, Rep. NKS-52, Nordisk Kernesikkerhedsforskning, Roskilde (2002).

[4.70] MINISTRY OF HEALTH, Permissible Levels of 137Cs and 90Sr Contents in Products of Forestry: Hygienic Standards, GH 2.6.1.670-97, Ministry of Health, Moscow (1997) (in Russian).

[4.71] JOHANSSON, K., "Radiocaesium in game animals in the Nordic countries", Nordic Radioecology: The Transfer of Radionuclides Through Nordic Ecosystems to Man (DAHLGAARD, H., Ed.), Elsevier, Amsterdam (1994) 287-301.

[4.72] ÅHMAN, B., Radiocaesium in Reindeer (Rangifer Tarandus Tarandus) after Fallout from the Chernobyl Accident, Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala (1994).

[4.73] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O.A., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., "Exposures from aquatic pathways", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of
the European Communities, Luxembourg (1996) 283-294.

[4.74] VOITSEKHOVITCH, O.V., SANSONE, U., ZHELESNYAK, M., BUGAI, D., "Water quality management of contaminated areas and its effects on doses from aquatic pathways", The Radiological

Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 401-410.

[4.75] STONE, D., SMITH, J.T., JACKSON, D., IBBOTSON, A.T., Scoping Study on the Relative Importance of Freshwater Dose Pathways Following a Major Nuclear Accident, Westlakes Research Institute, Whitehaven, UK (1997).

[4.76] VOITSEKHOVITCH, O., et al., "Hydrological processes and their influence on radionuclide behaviour and transport by surface water pathways as applied to water protection after Chernobyl accident", Hydrological Impact of Nuclear Power Plants (Proc. Int. Workshop, Paris, 1992), UNESCO, Paris (1993) 85-105.

[4.77] WATERS, R., et al., "A review of post-accident measures affecting transport and isolation of radionuclides released from the Chernobyl accident", Environmental Contamination in Central and Eastern Europe (Proc. Int. Symp. Budapest, 1994), Florida State University, Tallahassee (1996) 728-730.

[4.78] SMITH, J.T., VOITSEKHOVITCH, O.V., HÅKANSON, L., HILTON, J., A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs, J. Environ. Radioact. 56 (2001) 11-32.

[4.79] VOITSEKHOVITCH, O.V., Management of Surface Water Quality in the Areas Affected by the Chernobyl Accident, Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kiev (2001) (in Russian).

[4.80] VOITSEKHOVITCH, O.V., NASVIT, O., LOS'Y, Y., BERKOVSKI, V., "Present thoughts on aquatic countermeasures applied to regions of the Dnieper River catchment contaminated by the 1986 Chernobyl accident", Freshwater and Estuarine Radioecology (DESMET, G., et al., Eds), Elsevier, Amsterdam (1997) 75-86.

[4.81] TSARIK, N., Supplying water and treating sewage in Kiev after the Chernobyl accident, J. Am. Water Works Assoc. 85 (1993) 42-45.

[4.82] ZHELEZNYAK, M., SHEPELEVA, V., SIZONENKO, V., MEZHUEVA, I., Simulation of countermeasures to diminish radionuclide fluxes from the Chernobyl zone via aquatic pathways, Radiat. Prot. Dosim. 73 (1997) 181-186.

[4.83] VAKULOVSKY, S.M., et al., Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl nuclear power plant accident: An overview, J. Environ. Radioact. 23 (1994) 103-122.

[4.84] RYABOV, I.N., "Analysis of countermeasures to prevent intake of radionuclides via consumption of fish from the region affected by the Chernobyl accident", Intervention Levels and Countermeasures for Nuclear Accidents (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1991), Rep. EUR-14469, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1992) 379-390.

[4.85] BRITTAIN, J.E., STORRUSTE, A., LARSEN, E., Radiocaesium in brown trout (Salmo trutta) from a subalpine lake ecosystem after the Chernobyl reactor accident, J. Environ. Radioact. 14 (1991) 181-191.

[4.86] CAMPLIN, W.C., LEONARD, D.R.P., TIPPLE, J.R., DUCKETT, L., Radioactivity in Freshwater Systems in Cumbria (UK) Following the Chernobyl Accident, MAFF Fisheries Research Data Report No. 18, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London (1989).

[4.87] HÅKANSON, L., ANDERSSON, T., Remedial measures against radioactive caesium in Swedish lake fish after Chernobyl, Aquat. Sci. 54 (1992) 141-164.

[4.88] KUDELSKY, A.V., SMITH, J.T., PETROVICH, A.A., An experiment to test the addition of potassium to a non-draining lake as a countermeasure to 137Cs accumulation in fish, Radioprotection-Colloques 37 (2002) 621-626.

[4.89] SMITH, J.T., KUDELSKY, A.V., RYABOV, I.N., HADDERINGH, R.H., BULGAKOV, A.A., Application of potassium chloride to a Chernobylcontaminated lake: Modelling the dynamics of radiocaesium in an aquatic ecosystem and decontamination of fish, Sci. Total Environ. 305 (2003) 217-227.

[4.90] RANTAVAARA, A.H., "Transfer of radionuclides during processing and preparation of foods: Finnish studies since 1986", Radioactivity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation (Proc. Int. Sem. Cadarache, 1989), Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1989) 69-94.

[4.91] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides, Technical Reports Series No. 363, IAEA, Vienna (1994).

[4.92] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, INTERNATIONAL LABOUR ORGANISATION, OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION, WORLD HEALTH ORGANIZATION, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources, Safety Series No. 115, IAEA, Vienna (1996).

第５章　人の被曝レベル

5.1. はじめに

5.1.1. 問題となる対象集団と地域

チェルノブイリ事故後、労働者と一般公衆の双方が放射能の影響を受け、その結果健康への悪影響の可能性が生じた。原子放射線による影響に関する国連科学委員会【United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR】は被曝した対象集団を以下の三つの範疇に分けた： (a)緊急期間またはクリーンアップ期間に事故に関わった労働者、 (b)1986 年に避難した汚染地域の住民、及び (c)避難しなかった汚染地域の住民[5.1]。

本章では環境中に沈着した放射性核種にさらされた一般公衆の構成員が主に想定されている。事故への緊急対応または事故後のクリーンアップに関わり、主に現場（チェルノブイリ原子力発電所、及びチェルノブイリ立入禁止地域（Chernobyl Exclusion Zone, CEZ））で被曝した労働者は、ここでは対象としていない。チェルノブイリ労働者集団に関する情報については、UNSCEAR による包括的な報告[5.1, 5.2]とチェルノブイリ・フォーラムによる健康影響に関する報告書[5.3]とを参照されたい。

健康に関連する下記(a)-(d)の対策を行うために、事故地域から避難した住民と汚染地域に恒久的に住んでいる住民の双方の構成員が受けた被曝線量に関する情報が必要である。

(a) 対処法及び治療法の具体化
(b) 起こり得る健康への悪影響の予測、及び対応する健康保全策の正当化
(c) 公衆及び行政機関への情報提供
(d) 被曝の健康影響に関する疫学的医学的調査

本章では、特定の居住地【都市か農村か】の住民について、彼らが受ける外部被曝と内部被曝、あるいは両方に関して、被曝量に影響を与える要因ごとに区分し、こうして区別した対象集団それぞれが受ける平均被曝線量の推定に必要な具体的方法論とデータを示す。ここで言う要因は、通常は、年齢、性別、職業、食べ物の習慣、などが挙げられる。また対象集団の構成員内の被曝線量の分布、及び集団線量も考慮されている。主に解析的な疫学調査で使用される集団構成員一人ひとりの被曝線量は、チェルノブイリ・フォーラムのチェルノブイリ事故の健康影響に関する報告書に示されている[5.3]。これらの研究課題については、2000 年に包括的な UNSCEAR 報告書が出版されて以来、大きな進歩が見られた[5.1]。

3.1 節で述べたように、旧ソビエト連邦全土およびヨーロッパ諸国における ^{137}Cs【セシウム 137】やその他の核種の汚染分布を示す地図がすでに作られており（5.4.5.5）、汚染が特に顕著な国がベラルーシ、ロシア連邦【以下ロシアという。】、ウクライナであることが判明した。さらに

37kBq/m^2(1Ci/km^2)以上の ^{137}Cs が検出された地域を汚染エリアと定義すると、オーストリア、ブルガリア、フィンランド、ギリシャ、イタリア、ノルウエイ、モルドバ共和国、スロベニア、スウェーデン、スイスも含まれる（表 3.2 参照）。

5.1.2. 被曝経路

チェルノブイリ事故後、いくつかの経路によって人間が放射性物質にさらされた（図 5.1）。以下に、被曝したおよその時間順序に従って、主要な経路を示す。

(a) 放射性ダスト雲【放射性プルーム】の通過に伴う外部被曝線量
(b) 放射性プルーム通過中と通過後の浮遊放射性物質の吸入による内部被曝線量
(c) 土壌その他の地表に沈着した放射性核種からの外部被曝線量
(d) 汚染された食品及び水の摂取による内部被曝線量

一般公衆の構成員に対するほとんどの被曝条件下において、最も重要なのは、土壌やその他の表面に沈着した放射性核種の放射性崩壊に伴う放射線被曝と、汚染された食品及び水を取りこむことによる被曝の 2 経路【c と d】である。人々が最初の放射性ダスト雲【放射性プルーム】の通過後すぐに避難した場合は後者【c と d】は防護されるので、最も重要な経路は上記に列記したもののうち最初の 2 つ【a と b】となる。

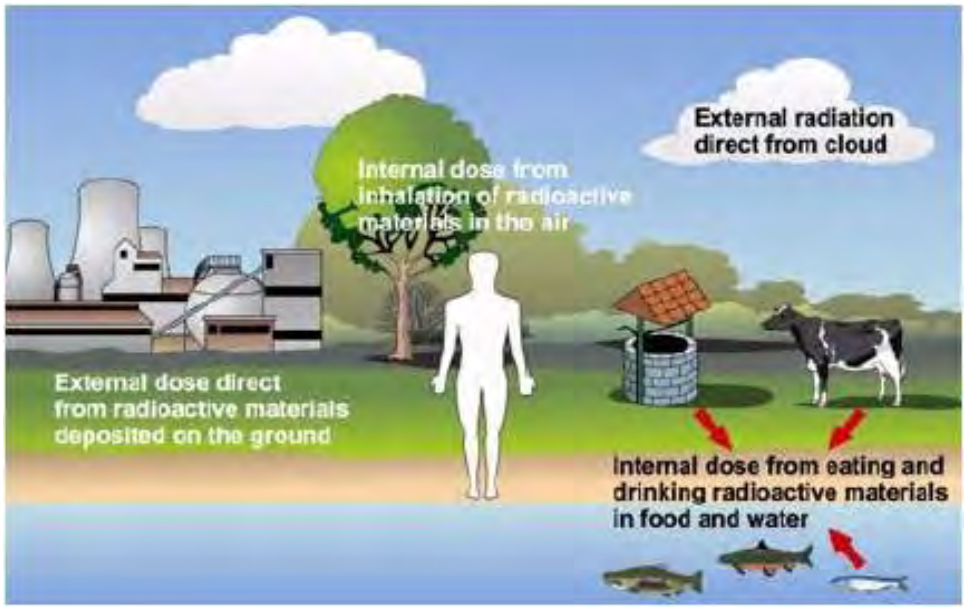


図5.1.:　環境中に放出された放射性物質による人体被曝の経路。[オリジナル図]【図の上から下の順に：(a)放射性雲（プルーム）の通過に伴う直接的な外部被曝（5.2節）、(b)大気中の浮遊性放射性物質の吸入による内部被曝（5.3節）、(c)地表や建物や植物に沈着した放射性物質からの外部被曝（5.2節）、(d)汚染された食物や水の摂取による内部被曝（5.3節）。なお(b)は放射性雲の通過の時と書いてあるが、これは風で巻き上げられたダストでも同じである。】

5.1.3. 放射線量という概念

放射線量を計算する方法は何年もかけて改善され、明確な概念が形成されている [5.1, 5.6]。ある生物臓器または組織に対する被曝放射線量を求める際の基本量は、吸収線量であり、それはその臓器または組織によって吸収されたエネルギー量を、その重量で割ったものである。吸収線量の国際単位はグレイ（Gy）で、1 Gy は 1 ジュール（J）/kg である。これはかなり大きな被曝線量であるため、通常は mGy【ミリ・グレイ】（1 グレイの千分の 1）または μ Gy【マイクロ・グレイ】（1 グレイの百万分の 1）といった単位を使う。

チェルノブイリ事故の結果、多くの臓器や組織が被曝したため、通常はもう一つの概念である「実効線量」を用いる。これは、個々の臓器毎の、吸収線量に放射線加重係数と組織加重係数を乗じた積の総和である。放射線加重係数は放射線で生成されたイオンの密度に関係するため、放射線の種類【アルファ、ベータ、ガンマ線など】によって異なる。組織加重係数は、特定の臓器において一定の吸収線量がガンを発生させる相対確率の近似値である。全臓器に対する組織加重係数の総和は 1.0 となる。

上記の概念は個人に適用される。チェルノブイリ事故後のように、多人数が一つの事故に遭遇した場合、さらに別の概念である「集団線量」が適応できる。集団線量とは、特定の集団内のすべての個人に対する線量の総和である。特定の集団とは、特定の国の住民でもいいし、事故の影響を受けた場所のクリーンアップなどの活動に関わった人々もそのように定義できる。この概念は実効線量についてもっとも頻用され、集団実効線量の共通単位は「man Sv【人・シーベルト】」である。

最後に、UNSCEAR は行為や事故の長期的影響を評価するために、「線量預託」という概念を採用している[5.1]。例えば、チェルノブイリ事故発生時、放射性物質放出の瞬間に線量預託が生じたと見なしうる。これは、事故当時生存していた人々のみならず、誕生前の人あるいは妊娠も含めて適応できる。

5.1.4. バックグラウンド放射線レベル

生命体は常に自然界の電離放射線[訳注 1]にさらされている。そのような自然放射線源には、宇宙線及び地球上の放射性核種（例えば ^{40}K【カリウム 40】、^{238}U【ウラン 238】、^{232}Th【トリウム 232】、あるいはそれらの壊変核種である ^{222}Rn【ラドン 222】など）が含まれる。表 5.1 は自然放射線源による世界の平均年間線量とその代表的な線量範囲を示す。

自然放射線源に加えて、人間活動によっても放射線被曝が発生する。表 5.2 は、世界全体での 2000 年における個人の年間実効線量を示す。自然放射線源以外では、医学診断に伴う被曝が最大のものである。残存するチェルノブイリ事故の影響は地球全体としては今やわずかである。しかしながら言うまでもなく、ヨーロッパ諸国、とりわけベラルーシ、ロシア及びウクライナにおいては、その影響はより大きい。

表 5.1. 自然放射線源による被曝線量[5.1]

	年間実効線量の世界平均 (mSv/年)	典型的な値 (mSv/年)
外部被曝		
宇宙線	0.4	0.3-1.0
地上ガンマ線	0.5	0.3-0.6
内部被曝		
吸入（主にラドン）	1.2	0.2-10
経口摂取	0.3	0.2-0.8
合計	2.4	1-10

表 5.2. 自然放射線源および人間活動に由来する実効線量（2000 年）[5.1]

	一人当たりの 年間実効線量の世界平均 (mSv/年)	被曝の範囲または傾向
自然放射線源によるバックグラウンド線量	2.4	典型的には 1 から 10 mSv/年
医療診断による被曝	0.4	医療被曝の範囲は機器の性能に優劣により 0.04〜1 mSv/年 【今では更に高分解能の機器があって上限は 1 桁高くなっており、例えば胸部 CT（コンピューター断層撮影）検査 1 回で約 7mSv/年】
大気圏内での核実験	0.005	1963 年の最大値 0.15 mSv/年から現在では減少している。北半球で高値
チェルノブイリ事故	0.002	1986 年の最大値 0.04 mSv/年（北半球）から現在では減少している。事故現場に近い場所でより高値
原子力発電	0.0002	核開発計画の拡大に伴い増加したが、改善された運用体制と共に減少している

訳注 1：放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接電離放射線がある。

5.1.5. 線量率の経時的低下

ある一定の期間の放射線量を計算するには、時間経過に伴う線量率の減少を予測する必要がある。そのような減少を引き起こす最大のメカニズムは、放射性核種の壊変である。それ以外の線量率減少因子（【dose rate reduction factor 】 DRRF）は、通常、生態学的半減期と呼ばれる。例えば ^{137}Cs のような長寿命放射性核種の場合でも、発生するガンマ線による外部被曝の線量率は時間経過とともに【放射性壊変による物理的減衰よりも速く】減少するが、これは地表への沈降とそ

の後の土壌中への浸透で、放出された放射線が土壌に吸収されるからである。典型的には、2 成分指数関数モデルでこの減衰過程を説明できる[5.7, 5.8]。

飲食による ^{137}Cs の摂取量も、放射性壊変よりも速い速度で、時間とともに減少する。このような長期的減少は主に、セシウム原子が土壌中の【鉱物】粒子に結合する事で固定化し、植物などの生物がそれを取り込めなくなるためである。チェルノブイリ事故で汚染された地域のミルクや人間の ^{137}Cs 含有量の減少も、外部被曝線量率と同様に 2 成分指数関数に従って、時間とともに減少する[5.9, 5.10]。

5.1.6. 決定グループ

対象総人口の大部分が自然被曝あるいは人工的な放射性物質にさらされる状況では、どの場合でも同一の地域住人のなかで被曝量が大きく異なる。そのなかで特に高線量を受けた人々はしばしば決定グループと呼ばれる。これらの人々は地域住民の平均の 2 倍かそれ以上の被曝を受けていることがある。通常そうした人々は事前に特定できるので、状況によっては、それらの人たちに対しては特別な防護施策を検討する価値があるだろう。

外部被曝に関しては、決定グループの構成員は、仕事またはレジャーで長時間屋外で過ごした人々である。遮蔽性の乏しい建物の中で、暮らすあるいは働いている人々も決定グループの構成員といえる。放射性ヨウ素による被曝に関しては、決定グループがヤギの乳を飲んでいる乳児である事が多い。乳児の甲状腺の重さは 2g 程度しかないが、体内に取り込んだ放射性ヨウ素のおよそ 30%がここに集中する。また、ヤギは牛よりも放射性ヨウ素がミルクに移行しやすい。放射性セシウムによる被曝【主に内部被曝】に関しては、汚染地域の家畜の乳や肉及び狩猟鳥獣肉、キノコ、野いちご【ベリー】、湖沼の魚などの野生動植物を大量に摂取する人々が決定グループとなる。

5.2. 外部被曝

5.2.1. 外部被曝モデルの構築

放射性物質の環境への放出に伴う人間の外部被曝では、どのような場合でも、臓器被曝線量または実効被曝線量を評価する際に以下の 3 種類のデータが必要になる。

(a) 外部ガンマ線場のパラメータ
(b) この放射線場における人間の行動のパラメータ
(c) 空間線量から臓器被曝線量または実効被曝線量への転換係数

環境の放射能汚染が起きた場合の人体外部被曝の基本モデルは、放置地【undisturbed soil：自然

に放置した土地】の上の障害物のない区画上の被曝に対するモデルである。そういう土壌表面から 1m の高さでの空中線量 *D(t)*が放射線場の基本パラメータとして使用される。この基本パラメータは、沈着した放射性核種の地表面での放射能のみならず、放射性核種の初期の土壌中への浸透度と放射性壊変、半減期の長い放射性核種の垂直方向の移動、そして雪による遮蔽によっても影響を受ける。

放射線被曝は環境の変化や擾乱によっても影響される。外部被曝モデルにおいてはこの点は、局在係数を用いることで考慮される。局在係数 LF_i は、ある居住地の地点 *i* における空間線量率と、放置地の上の空間線量率との比として定義される[5.11]。放射線場における人間行動は居住係数 OF_{ik} として記述され、これは評価対象集落の k 番目の集団内の一人一人が、 i 番目の地点で過ごした時間の割合を示す。実効外部被曝線量を推定するのに必要な 3 種類目のデータは変換係数 CF_{ik} であり、これによって測定値（大気中の吸収線量）を健康影響に直接関係づけることができるパラメータ、即ち *k* 番目の集団に属する i 番目の地点にいた場合に対する実効線量、に転換する。

これらに基づいて、*k* 番目の集団の代表的な人々に対する実効外部線量率 E_k を見積もるための確定的モデルが図 5.2 のように表される。

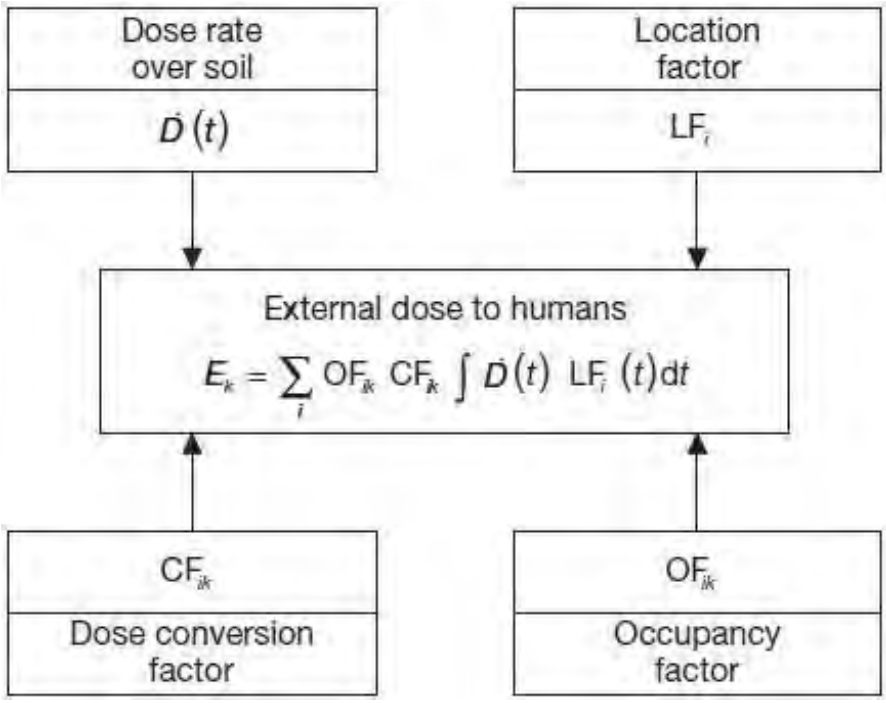


図5.2.:　k 番目の集団に該当する人が受ける外部被ばく算定モデル。[文献 5.9より引用]【各記号の説明は本文を参照。D(t):障害物のない放置地（undisturbed soil: 自然に放置した土地）の表面から高さ 1 メートルの空間線量率（事故直後を除けば、主に地面からの放射線量）、$LF_i(t)$ ：局在係数（i 番目の場所の線量率とD(t)の基準となる場所の線量率の比）、CF_{ik}：k番目の集団に属する人がi番目の地点にいた場合の線量変換係数（空間線量率Gy/hを被曝線量率Sv/hに変換する係数で服等で異なる）、OF_{ik}：k番目の集団に属する人がi番目の地点にいた時間割合。なお、我が国の原子力安全委員会は単純に全ての人間に対し室内16時間、屋外8時間で計算している。】

5.2.2. 実効外部被曝線量推定のための入力データ

上記に示されているパラメータの数値はチェルノブイリ事故後に最も汚染された地域での長期にわたる線量計を用いた調査によって得られた。

5.2.2.1. 障害物のない放置地での外部ガンマ線線量率の動態

事故直後、外部ガンマ線被曝率は相対的に高く、多くの短寿命放射性核種からの関与が大きかった。したがって、チェルノブイリ原子力発電所の敷地外の芝生及び牧草地上での初期の線量率は、37 kBq/m^2(1 Ci/km^2)程度に汚染された地域での 3〜10 マイクロ・グレイ/時【μGy/h】から、より高汚染レベルだったチェルノブイリ立入禁止地域（CEZ）内での 10000 μGy/h までの幅を示した。そして被曝線量率はその後急速に減少した。これは、図 5.3 に示されている通り、短寿命の放射性核種の放射性壊変【による減衰】のためである。

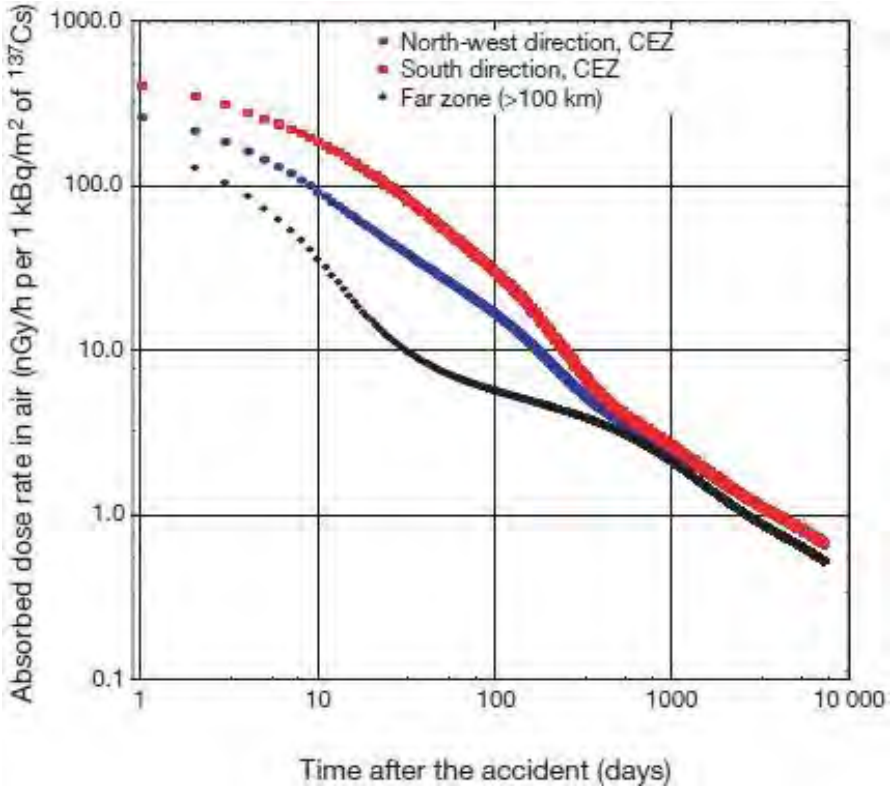


図5.3.:　各地の放置地（undisturbed soil: 自然に放置した土地）で測定したチェルノブイリ事故後の空間線量率の時間変化。[文献 5.12より引用]【青印は30km圏立入禁止区域（CEZ）の北西地域、赤印（＝高めの値）はCEZの南方地域、黒印（低めの値）は100km以上離れた地域。縦軸の単位は nGy/h だが、実際には^{137}Csの沈着量で規格化して、1 kBq/m^{2}に対する放射線量が求められているので、実質的な単位は[nGy m^2/kBq h]となる。縦軸も横軸も対数表示。約300日を境に一致が見られるのは、寿命の短い核種の影響が無視出来るようになるため。】

放射種降下物の組成が場所によって異なるため[5.8, 5.13, 5.14]、線量率全体に占める短寿命核種の関与の程度には大きな違いがある。チェルノブイリ立入禁止地域では、^{132}Te（テルル 132）＋^{132}I【ヨウ素 132】、^{131}I【ヨウ素 131】、及び ^{140}Ba【バリウム 140】＋^{140}La【ランタン 140】が最初の 1 ヶ月間のほとんどを占め、続いての半年は ^{95}Zr【ジルコニウム 95】＋^{95}Nb【ニオブ 95】が主要な核種となり、そのあとは ^{137}Cs 及び ^{134}Cs【セシウム 134】が主要な核種となる（図 5.4 参照）。これとは対照的に、遠隔地では放射性ヨウ素が最初の 1 か月間の主要な核種となり、続いて ^{103}Ru【ルテニウム 103】及び ^{106}Ru【ルテニウム 106】がある程度寄与しつつも、^{137}Cs と ^{134}Cs とが主要な核種となった（図 5.5）。【そして全体としては】1987 年以降の空間線量率の 90%以上が、長寿命核種である ^{137}Cs と ^{134}Cs のガンマ放射線からのものであった。このように、沈着した放射性核種の組成が、事故後の初期段階での対象集団の外部被曝の主要な決定要因であった。沈着した放射能の核種組成に基づいて算定された大気中ガンマ線被曝線量率の推移（の 90%信頼間隔）を図 5.6 に示すが、これは沈着が始まってから最初の 1 か月間の実測値とよく一致する。

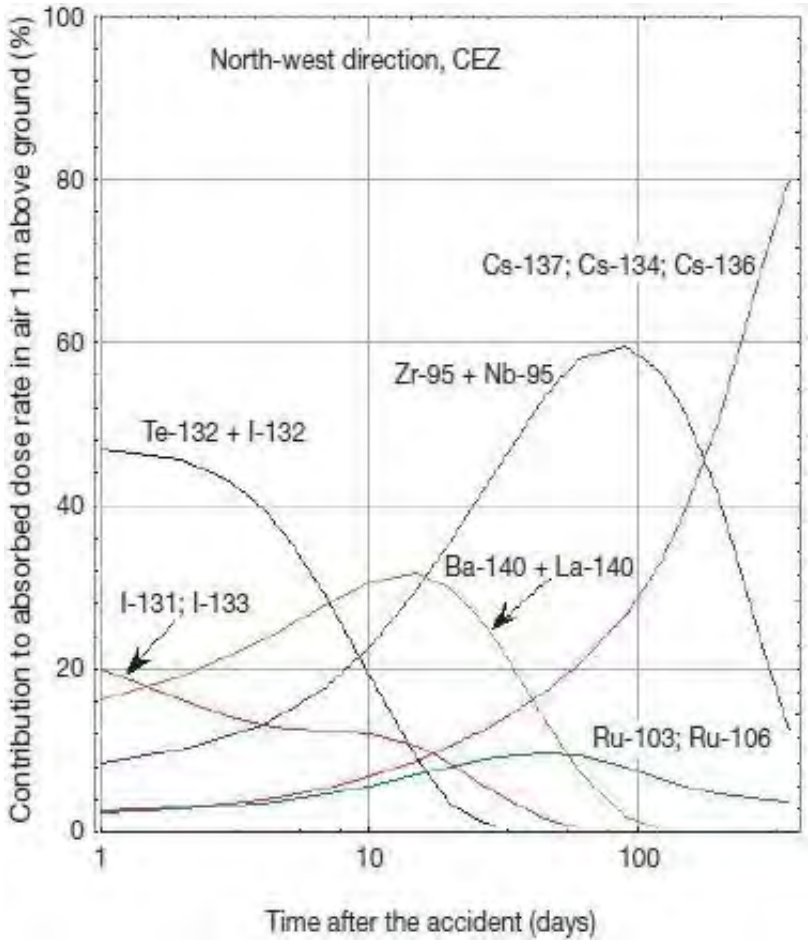


図5.4.: チェルノブイリ事故後の1年間のガンマ線【沈着した放射性核種による地上1mでの線量率】による外部被ばく線量の放射性物質ごとの相対寄与率（%）。（チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内の北西地域）。[文献 5.12より引用]【縦軸が均等目盛りに対して、横軸が対数表示である事に注意。】

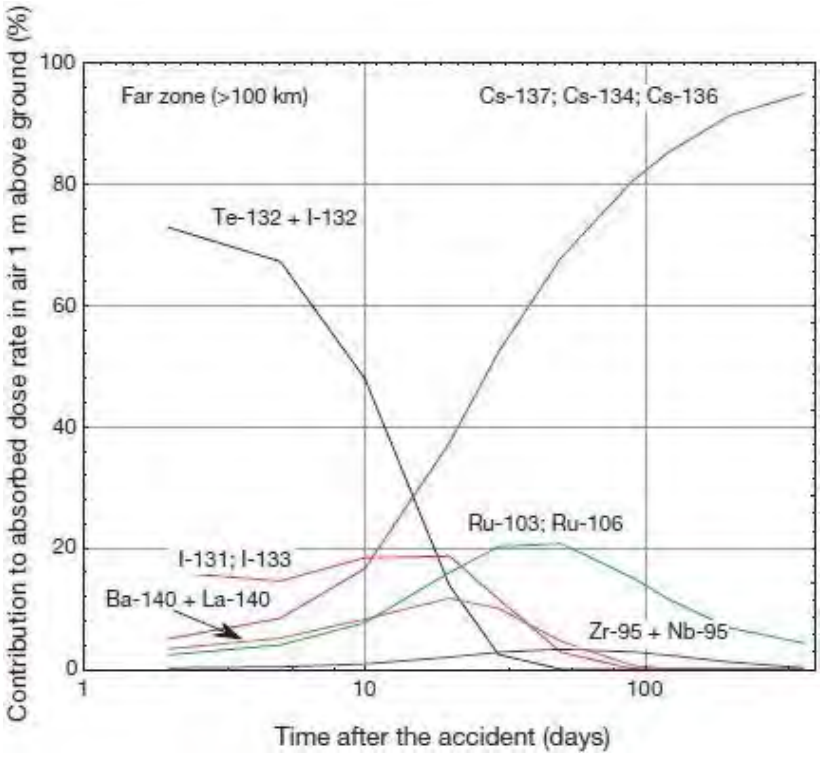


図5.5.:　図5.4と同様。チェルノブイリ原発から100km以上離れた地域について。[文献 5.12より引用]

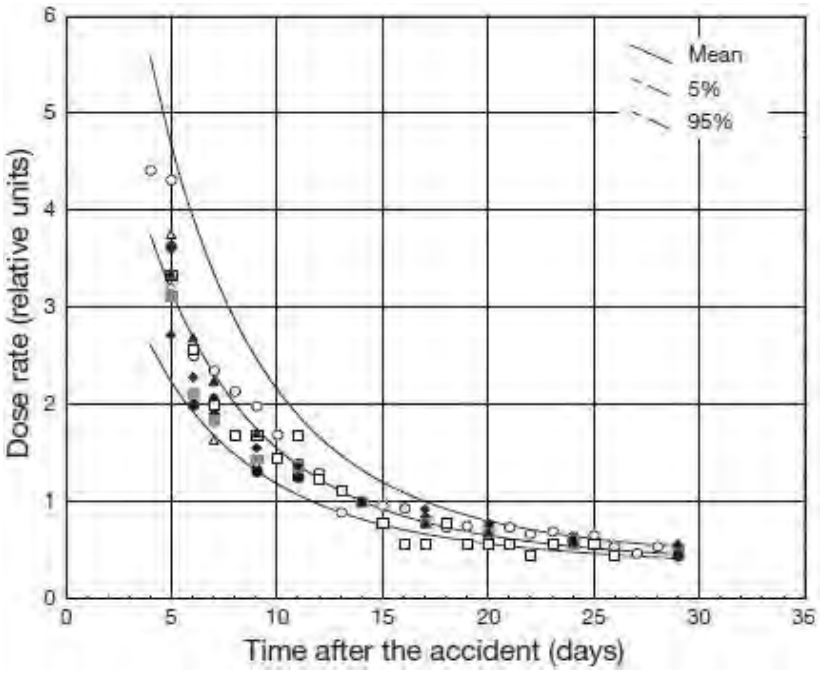


図5.6.:　ロシアのブリャンスク州とトゥーラ州（Tula）の数ヶ所の地点での事故後一ヶ月間の空間線量率の変化（1986年5月10日の値に規格化）。記号は測定値、実線は核種の組成を考慮した計算値を表す。[文献 5.7より引用]【横軸は事故からの日数で、均等目盛りに戻っていることに注意。実線は、データから得られる減衰曲線の平均と測定点の5～95%がこの２つの線内に入るような線。】

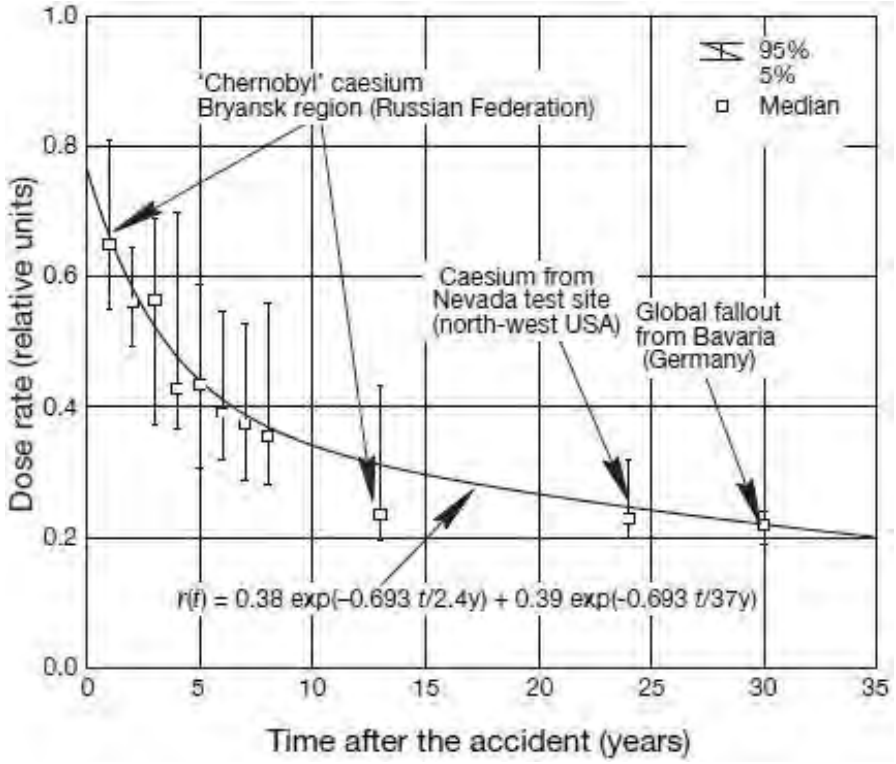


図5.7.: ^{137}Csが地面に染み込む事によるガンマ線量率の減衰の評価。放置地（undisturbed soil: 自然に放置した土地）で測定されたガンマ線量率と土壌表面の面線源が半減期で減衰する場合の線量率との比。[文献 5.7より引用]【左側の白四角（15年までの値）は、ロシア、ブリャンスク州（Bryansk、州都のブリャンスク市は原発の北東150km）での測定値。長期的動向を示すため米国北西部のネバダ核実験場から採取されたセシウム（右端から２つめ）の測定値と、ドイツのババリアから採取された放射性降灰（右端）を加えてある。誤差表示（エラーバー）は、95%値と5%値。コンクリートのような硬い表面での減衰は半減期30年に従うが、放置地に降り積もった放射性セシウムの場合、地面の中に染み込む事により、空中放射線に寄与するセシウムが減って、結果的にセシウムの半減期よりも早いペースで線量率が少なくなる。】

放射性核種の土壌への移動がガンマ線被曝線量率に及ぼす影響を確定するのに、ドイツ（バイエルン）、ロシア、スウェーデン、及びウクライナの汚染地域で 1986-1999 年に採取された 400 を超える土壌試料がガンマ線分光法で分析された[5.7, 5.8, 5.15]。この分析にはまた、ネバダ実験場の核実験に起因する汚染を受けた米国北東地域のいくつかの場所、及び全球での放射性降下物によって汚染されたバイエルン（ドイツ）での、土壌中の ^{137}Cs の分布に関するデータも使用されている。後者の 2 つのデータは放射性物質の沈着後 20 から 30 年たったのちの測定であるから、これらによってチェルノブイリ事故後の放射性物質沈着の長期予測が可能になる。これらの測定場所は、代表的参照地点（すなわち木や人工物で遮蔽されておらず、人為的撹乱のない放置地）となるよう配慮された。

事故後の 2、3 年で、上記のような参照地点でも線量率は初期水準と比べて 100 分の 1 ないしそれ以下に減少した（図 5.3 参照）。この期間の線量率は主に放射性セシウムで決まっていた（すな

わち ^{137}Cs（半減期 30 年）及び ^{134}Cs（半減期 2.1 年）のガンマ線が放射線の主体であり、事故後 10 年以上たつと、主に長寿命の ^{137}Cs が線量率を決定していた)。過去 17 年間の長期調査によれば、外部ガンマ線被曝率の減少は、放射性壊変のみによる場合よりも速かった。Golikov 他[5.7]及び Likhatarev 他[5.8]は、図 5.7 に示されているような参照関数、即ち、1.5-2.5 年の生態学的半減期で減少する核種が 40-50%を構成し、40-50 年の生態学的半減期で減少する核種が残りの 50-60%を構成するような参照関数を算出した。後者の長い半減期はやや不確実であるが、これは ^{137}Cs の放射性壊変と土壌深部へのゆっくりとした移動との双方を考慮した 17-19 年という実効半減期に照応するものである。

5.2.2.2. 人間活動がある地域での外部ガンマ線線量率の動態

都市及び農村地域の居住地区の放射線場は、沈着した放射性物質からの人々への外部被曝線量の計算の基準点として用いられる参照地点、即ち遮蔽のない放置地とは大きく異なる特徴をもつ。こうした違いは、沈着、流出、風化及び遮蔽の結果として放射線源の分布がいろいろ変化することから生じる。このような効果は全て「局在係数」という用語で集約できる。

典型的な西ヨーロッパの建物における局在係数は具体的に見積もりがなされている[5.11, 5.17, 5.18]。ドイツ及びスウェーデンで行なわれたガンマ線分光分析[5.19-5.22]によって、都市環境における局在係数と、そのチェルノブイリ事故後数年間にわたる経年変化を確定することができた。これらの調査には、事故直後から開始されたという利点と特徴があり、それに比べて、ベラルーシ、ロシア及びウクライナの汚染地域での局在係数の体系的調査は事故後 2 から 3 年目にようやく着手された。遅れて開始された調査の一つであるノヴォズィブコフ（ロシアのブリャンスク地方にある）での調査結果は図 3.12（第 3 章）に示されている。

5.2.2.3. 放射線場での人々の行動

もし k 番目の集団の人々が i 番目の種類の場所にとどまる頻度が分かれば、異なる社会集団の行動が被曝レベルに及ぼす影響をも考慮できる。アンケート調査への解答を基に、異なる集団グループの構成員が、様々な場所（屋内、街路または庭などの屋外）で過ごした時間が算定された。収集されたデータには年齢、性別、職業、住居に関する情報、なども含まれていた。結果の一例が表 5.3 に示されている。ここにはベラルーシ、ロシア、及びウクライナの地方に住む人々の異なるグループの夏季の居住係数が示されている[5.15]。

表 5.3. ロシア連邦、ベラルーシ、ウクライナの農村地域の夏期における居住係数の値 [a][5.15]

場所	屋内労働者	屋外労働者	年金受給者	学童	就学前児童
屋内	0.65/0.77/0.56	0.50/0.40/0.46	0.56/0.44/0.54	0.57/0.44/0.75	0.64/—/0.81
屋外（居住域）	0.32/0.19/0.40	0.27/0.25/0.29	0.40/0.42/0.41	0.39/0.45/0.21	0.36/—/0.19
居住域外	0.03/0.04/0.04	0.23/0.35/0.25	0.04/0.14/0.05	0.04/0.11/0.04	0/—/0

[a] 数字は順にロシア連邦／ベラルーシ／ウクライナのデータに対応[5.15]

5.2.2.4. 単位ガンマ線による空間線量あたりの実効線量

ガンマ線空間線量率を、人口（年齢）集団 k の構成員への実効線量率に変換する転換係数 CF_k について、その平均値が人体模型実験[5.15]及びモンテカルロ法[5.23]を用いて 3 つの年齢集団に対して計算されており、成人で 0.75 Sv/Gy【シーベルト/グレイ】、就学児童（7-17 歳）で 0.80 Sv/Gy、就学前児童（0-7 歳）で 0.90 Sv/Gy であった。実効被曝線量の計算にあたっては、場所や事故後の経過時間に左右されない転換係数 CF_k が用いられた。

5.2.3. 結果

5.2.3.1. 外部実効被曝線量の動態

上述したように（図 5.4 及び 5.5 参照）、放射性降下物の沈着直後は、ガンマ放射線場はほとんど短寿命放射性核種からの放出によって占められていた。場所によって沈着した放射性核種の構成は大きく異なっており、この構成が住民の事故後初期の外部被曝を決定する主要因であった。

中間期のもう一つの関連パラメータは局在係数の時間依存性である。これはこの期間に放射性核種が比較的速く移動するためである。様々な都市で地表の ^{137}Cs 由来のガンマ線の線量率は、沈着後初期の数年で、半減期 1〜2 年の指数関数的な減少を示した（図 3.12 参照）。そして沈着後 5〜7 年後で、線量率の時間変化は安定した。これは短寿命放射性核種の壊変と土壌内へのセシウム放射性核種の固定によるものであった。

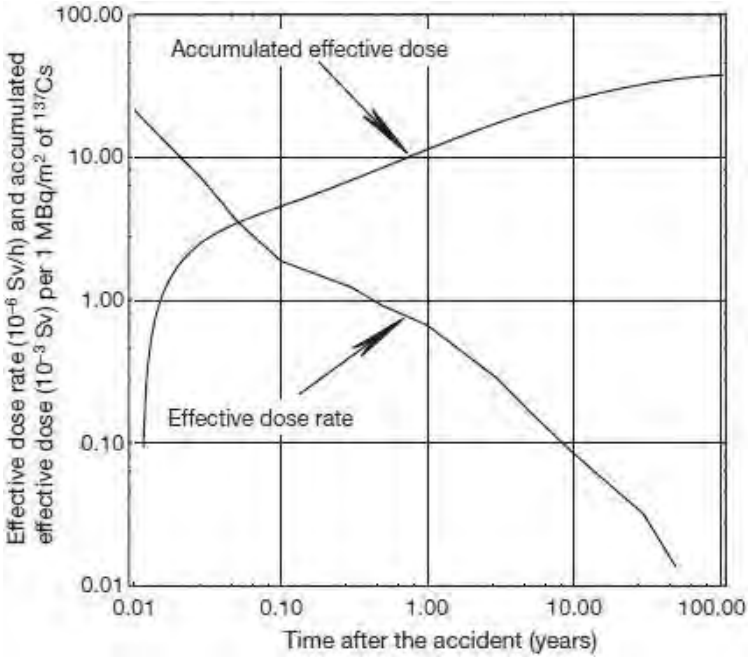


図5.8.: ロシア、ブリャンスク州（Bryansk、州都のブリャンスク市は原発の北東150km）の都市部での外部実効線量率と積算外部実効線量の予測計算。[文献 5.7より引用]【^{137}Csの土壌濃度が10^6Bq/m^2（高汚染）の場合の予測値を対数表示で示した。縦軸の単位は外部被曝線量率が10^{-6} Sv/hで、積算外部被曝線量が10^{-3} Sv。縦軸だけでなく横軸（年）も対数表示である事に注意。】

事故後初期数年の測定と評価では、外部被曝線量率は、主に短寿命放射性核種の放射性壊変によって、およそ 30 分の 1 に減少した（図 5.8 参照）。続く 10 年間では、外部被曝線量率は、^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射性壊変と放射性セシウムの土壌中への移動によって減少した。それ以降の外部被曝線量率は主に ^{137}Cs によるものである。長期的には放射性セシウムは土壌中の鉱物に固着し、その結果、土壌深層への移動は遅くなるので、外部被曝線量率の減少は緩やかになる。このような測定を基にして、事故後 70 年間の外部被曝累積線量のうち、約 30%が事故後 1 年間、70%が事故後 15 年間に累積すると推定される（図 5.8 参照）[5.7]。

5.2.3.2. 熱蛍光線量計による個人の外部被曝線量の測定

チェルノブイリ事故以前は、個人の外部被曝線量の測定は通常職業上の被曝に対してのみ実施されていた。チェルノブイリ事故後は、一般住民個人の外部被曝線量の測定も行われた。その際には、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの、高濃度汚染地域の住民に対して熱蛍光線量計が配布された[5.24-5.28]。住民は春から夏のおよそ 1 か月にわたって熱蛍光線量計を身につけた。そうした測定結果の例が、農村地域と都会について図 5.9 と 5.10 にそれぞれ示されている。これによると、都市居住者は、同程度の放射能汚染レベルの農村地域居住者と比べて被曝線量が 2 分の 1 から 3 分の 2 程度と低かった。この差は、都会の建物の遮蔽性が高い事と、職業習慣が異なることによって生じる。

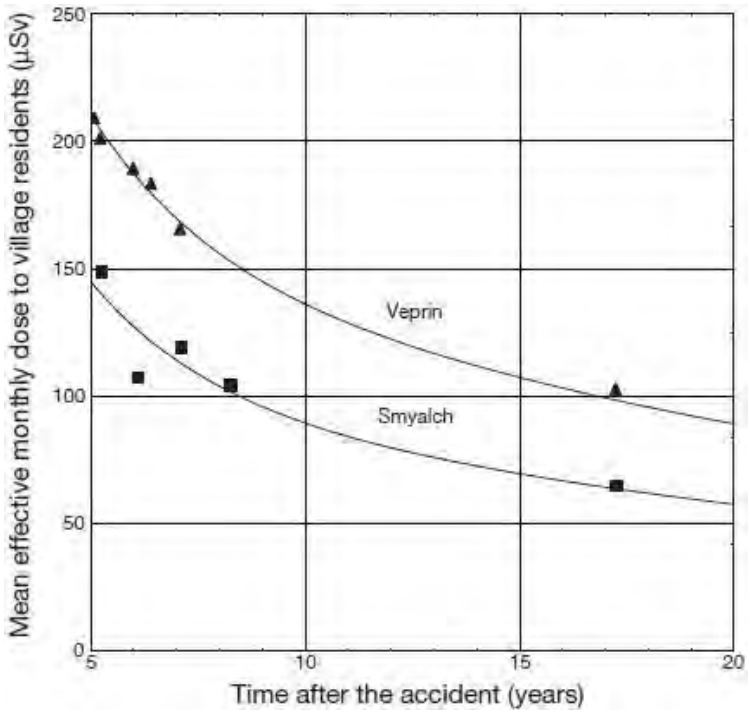


図5.9.: 放射性物質の沈着後、ベプリン村（Veprin）とスミヤルチ村（Sumyalch）（ロシア、ブリャンスク州）の木造家屋に住む住民の月間平均実効線量の変化。測定は熱蛍光線量計による。[文献5.28より引用]【縦軸は月間被曝線量で、単位は10^{-6} Sv、横軸は事故後の年数。】

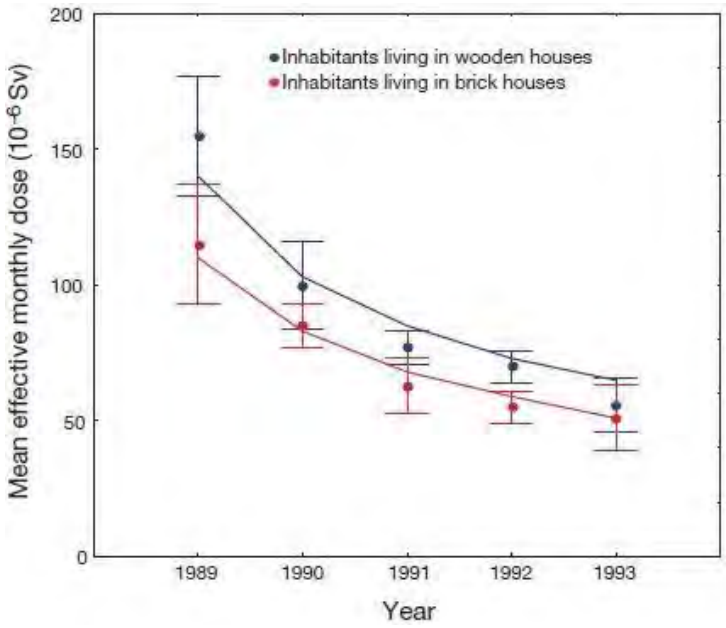


図5.10.:　ロシア、ブリャンスク州ノボジブコフ市（Novozybkov）の屋内労働者の月間実効線量の変化。誤差は測定結果の95%信頼区間【標準偏差の2倍】を表す。測定は熱蛍光線量計による。　[文献 5.28より引用]【木造（wooden）レンガ造り（brick）の２種の家屋。単位は10^{-6} Sv。】

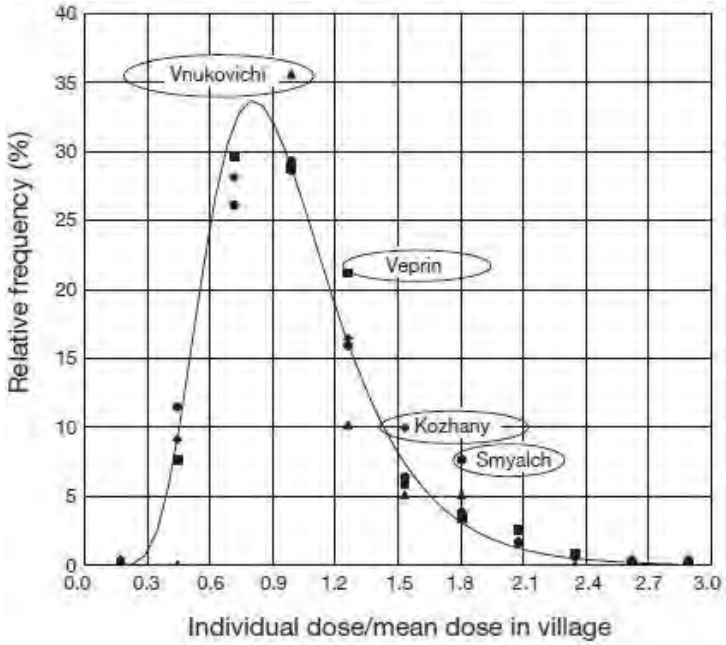


図5.11.:　ロシア、ブリャンスク州の４つの村（Vnukovichi・Veprin・Kozhany・Smyalch）で1993年に熱蛍光線量計を用いて測定した個人の月間実効線量の相対頻度分布。縦軸は相対的な頻度（%）を示し、横軸は個人の値を各村ごとに村平均値（単純平均）で割った比率【だから単位は無次元】。実線はこれら測定値に基づいたモデル曲線。[文献 5.7より引用]【モデル曲線とは今の場合、ある種のランダム分布を仮定して出て来る曲線。上記各村をそれぞれ三角・四角・ダイヤ・丸で示してある。】

外部照射の観点からの決定グループ【被曝の一番多い人々】は、職業上の理由や習慣としてかなりの時間を人の手が入っていない放置地、森林や牧草地といった屋外で過ごす人や、ほとんど遮蔽効果のない家屋に住む住民である。現時点では、どんな決定グループの平均外部被曝線量も、同地域の居住者の平均被曝線量の 2 倍以内であり、森林生活者（1.7 倍）、羊飼い（1.6 倍）、及び木造平屋の家屋に住む農業者（1.3 倍）などが典型的な決定グループである[5.9, 5.15]。

居住者の測定結果の分析によれば、個々人の被曝線量は対数正規分布関数で表すことができる[5.7]。1993 年に行われたブリャンスク地方の 4 つの村で実施された個人の熱蛍光線量計による測定の結果（565 人の測定）を用いた、複数のモデル計算の比較を図 5.11 に示す。村落全体の平均値と個人の外部被曝線量の比の分布は、どの村でもほぼ同一である。これらの結果からして、標準偏差約 1.5（これは主に個々人の被曝線量の確率的変動に起因する）の対数正規分布が、チェルノブイリ事故の影響を受けた農村地域での典型的な外部被曝線量の分布とみなしてよいであろう。

5.2.3.3. 外部被曝のレベル

さまざまな対象集団の実際の外部被曝レベルとその群間差を示すため、表 5.4 にロシアとウクライナの地方と都市住民に対する異なる期間中の平均外部実効線量の計算値を表す。表 5.5 は同一居住形態の集団全体の平均外部実効線量と、集団内の異なったグループの平均線量の比を示している。ある対象住民における外部被曝線量の評価にあたって、異なる観察期間の被曝線量の計算は、このようなモデルを基に行われた。

現在時点の ^{137}Cs の土壌沈着レベルが 700 kBq/m^2（20 Ci/km^2）程度の場合の農村地域住民の平均年間被曝線量は、今のところ 0.9 mSv である。しかし決定グループでは、被曝線量は平常時の一般住民の年間線量限度 1mSv を越えている。1986 年に生まれてチェルノブイリ事故後も汚染地域に住み続けた住民では、現在までの外部被曝線量の累積は生涯（70 年）総被曝線量の 70-75%に相当する。

表 5.4. チェルノブイリ汚染の中間ゾーン（100～1000km 圏）における成人に対する規格化された平均外部実効線量【^{137}Cs に関する値、単位は mSv・kBq^{-1}・m^2】

	地域	^{137}Cs の E/σ_{137}[a] (mSv・kBq^{-1}・m^2)				
		1986	1987–1995	1996–2005	2006–2056	1986–2056
ロシア連邦	農村地域	14	25	10	19	68
[5.7, 5.28]	都市域	9	14	5	9	37
ウクライナ	農村地域	24	36	13	14	88
[5.8]	都市域	17	25	9	10	61

[a] σ_{137} は 1986 年の値

表 5.5. 集落内の異なるグループの平均外部実効線量と集落の平均値に対する割合[5.9]

住居のタイプ	屋内労働者	屋外労働者	遊牧民、森林労働者	学童
木造	0.8	1.2	1.7	0.8
1-2 階レンガ建て	0.7	1.0	1.5	0.9
多階建て	0.6	0.8	1.3	0.7

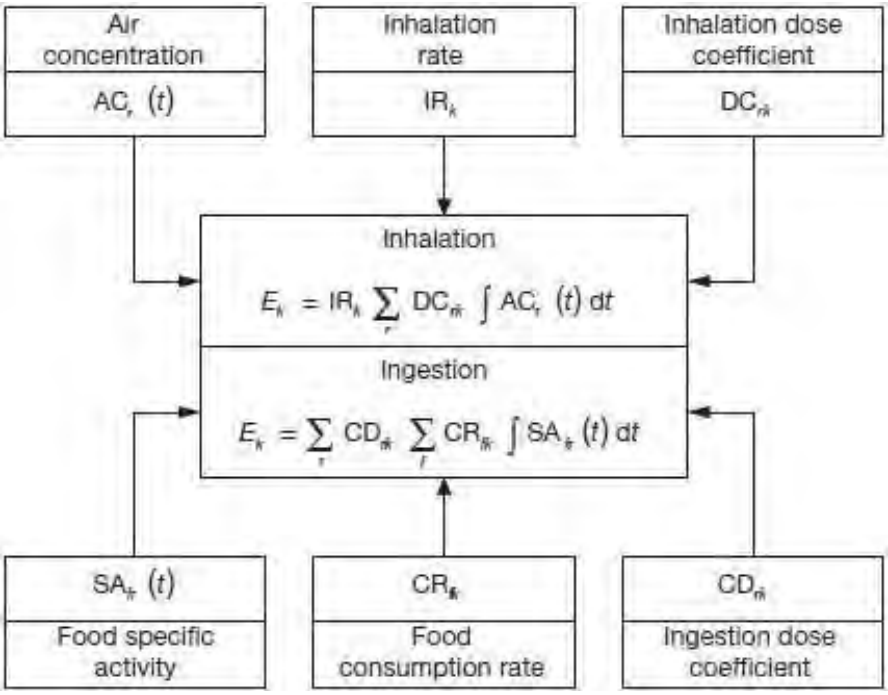


図5.12.: チェルノブイリ事故時のフォールアウトによる人の内部被ばくを計算するためのモデル。[文献 5.9より引用]【各記号の説明は本文を参照。AC_rは大気中に浮遊するr番目の放射性物質の放射能、IR_kはｋ番目の集団の呼吸率、DC_{rk}はr番目の放射性物質のｋ番目の集団に対する線量換算係数、SA_{fk}はf番目の食品に含まれるr番目の放射性核種の比放射能、CR_{fk}は年齢kの集団のf番目の食品の摂取率、CD_{rk}はr番目の放射性物質のk番目の集団に対する線量換算係数。現代日本では同じ年代でも食べ物の嗜好は大きく違うが、チェルノブイリ当時のソ連では街さえ決めれば街の中での差が余り無かったのでこのような簡素化が出来た。外部被曝モデルの図5.2を参照。】

5.3. 内部被曝線量

5.3.1. 内部被曝線量のモデル

内部被曝線量の計算に使用される一般的モデルを図5.12に示す。ここでは人体への放射性核種の主要な侵入経路である吸入と経口摂取に関して、年齢K の一個人が、放射性核種rが時間依存性の濃度AC_rで混入している空気を平均吸入率IR_kで吸入し、放射性核種rが時間依存性の比放射能SA_{fr}で含まれているfという組み合わせの食品と水を、摂取率CR_{fk}で摂取するものと推定している。

空気中や食品の放射能濃度のデータに関する説明は前節まで（5.1節と5.2節）にある通りで、以下のようにまとめられる。食品摂取率のデータは、文献[5.2,5.10]や、被災住民の専門調査のものを使用し、線量計算に必要な他のデータは、国際放射線防護委員会 ICRP の刊行物 【Publication】の年齢別の呼吸率 [5.31]と、年齢別の線量係数 [5.32]のデータを使用している。線量係数は、吸入と摂取の両方に関するもので、単位量の放射性核種を吸入あるいは摂取した時に、どの程度の線量になるかを示す数値である。これらの値は預託線量を用いて計算されるが、この預託線量と

いうのは、成人についてはその後の50年の間、それ以下の若い人については70歳までの間に、個人が被曝することになる推定総線量である。^{90}Srと^{239}Puを除けば、ほとんどの放射性核種は体内での生物学的滞留時間が短いため、預託線量の大部分は、最初の1年間の被曝線量である。他方^{90}Srや^{239}Puのようにゆっくりと代謝される核種では、長い年数の間でも実際には預託線量の全量を被曝する訳ではない。

内部被曝線量の別の評価法として、人体内に存在する評価対象の放射線核種を直接測定する方法がある。この方法は、被害が最も大きかった３ヶ国[5.33-5.35]における人間の甲状腺内の^{131}I、および全身の^{137}Cs（たとえば 文献 [5.10,5.36]）による内部被曝の評価の際に採用された。特に甲状腺の場合、直接測定だけでは被曝線量を計算するには十分ではないので、体内や各臓器における放射性核種の過去および将来の濃度を確定するためには、直接測定の情報を、体内取り込みに関する適切なモデルによって補足する必要がある。

将来の放射線被曝線量予測には、長寿命核種の体内取り込み量を予測する必要がある。主要放射性核種である^{137}Csの、環境から人体への長期にわたる移動については、【過去の】広範囲あるいは局所的放射性フォールアウトの際の経験を利用できる。また、チェルノブイリ事故から十分な時間が経過したため、チェルノブイリ事故自体の測定結果も、食品や体内における^{137}Cs濃度の推移を予測するために利用できる。例えば、Likhtarevら [5.10]は、1987年から1997年の間に集められた126,000のミルクのサンプルから^{137}Csの放射能の半減期を計算し、その90%が半減期2.9±0.3年で、残りの10%は半減期15 ± 7.6年で、それぞれ指数関数的に減少することを見いだした。この【10年という】観察期間は、^{137}Csの30年という半減期と比較して短いため、後者の半減期の値は確実性に乏しい。しかしこれらのデータはロシアで得られたデータ[5.37,5.38]ともおおむね一致している。

5.3.2. 内部被曝線量評価に用いるモニタリングデータ

チェルノブイリ事故に関する人体の内部被曝のモニタリングの特徴として、人体や臓器（主に甲状腺）の放射性核種の含有量の全身計測が広範囲に実施されたことが挙げられる。全身計測は、食品、飲料水や環境その他の定期的な測定と併せて実施された。こうした多様なモニタリングデータを組み合わせることで、内部被曝線量を再構築する際の精度を大幅に高めることが可能になった。

空気中からの吸入による内部被曝線量の評価には、前節で述べたような大気中濃度の測定が用いられた。このうち最も重要だったのは、大気中の放射性核種の濃度が相対的に高かった、事故直後の数日間の線量の評価である。それ以後に吸入由来の被曝線量の評価が必要になったのは、プルトニウムのように、食物連鎖中には入り込みにくい核種が、再度空気中に混入し内部被曝線量に関連した場合に限られた。

食品や飲料水とともに摂取された放射性核種の量は、ヨーロッパ全体や特に汚染度が最も高かった3カ国（ベラルーシ、ロシア、およびウクライナ）での^{131}I、$^{134, 137}$Cs、および^{90}Srの多数の測定結果から算定された。^{131}Iや^{134,137}Csのガンマ線スペクトル計測と、^{90}Srの放射化学的分析が主要な

計測法だったが、試料中の様々な核種を検出するために、ベータ線のスペクトル計測を採用した検査室もあった。核種の組成が既知の場合は、ベータ線放射能の全量測定も用いられた。未加工の畜産物（ミルク、肉など）中の^{137}Csの測定は、いずれの計測でも実施された。被曝線量予測にあたって、1986年以降実施されてきた数百万にのぼるこうした計測のデータが利用できる。食品中の放射性核種の計測の包括的なデータは、地上環境に関する章【３章と４章】に記してある。

水溶性の放射性核種（主に^{131}I、^{134,137}Cs、および^{90}Sr）の飲料水中の濃度は、1986年に地表水源と地下水源の両者で測定された（3.5節参照）。それ以後については、飲料水中の放射能濃度は相対的に低いレベルまで低下し、内部被曝への寄与は、食品摂取に由来するものと比べると大抵は無視できる程度だった。

1986年の5月から6月に、放射性核種の沈着が多かった地域の住民を対象に、甲状腺内の^{131}Iの計測が行われた。被害がもっとも大きかった3カ国では合計300,000以上実施され、他のヨーロッパ諸国でも相当な数が実施され、特に小児や若者に重点が置かれた。こうした大規模測定のデータは、注意深く較正された上で、甲状被曝線量の再構築の際に、中心的なデータとなった。

ヨーロッパの様々な国で1986年以降数多く実施された全身計測の多くは、^{134,137}Csの測定を目的としたものであった。計測数は100万を超えたが、その多くは被害が最も大きかった3カ国で実施された。測定データは、放射性核種の摂取に関するモデルの検証や、被爆防護策の有効性の評価のために幅広く利用された。ベラルーシ、ロシアおよびウクライナの最も汚染された地域では、放射線防護上のみならず、疫学調査の一環として、被曝線量をより正確に推定する必要があり、その為にこれら全身計測のデータが用いられた。

^{90}Srおよびプルトニウムといった核種は、ガンマ線を放出しないため全身計測器での検出に適さないので、排泄物のサンプルと、更に1990年以後は死体解剖で採取されたサンプルで計測された。^{90}Sr/ ^{90}Y含有量の測定には、人間の骨組織の数百のサンプルが放射化学的方法で分析された。プルトニウム核種の放射能については、人間の肺、肝臓および骨の数十のサンプルでの測定がなされた。

モニタリングプログラムは、規模を縮小しながらも、放射線防護と環境修復対策の正当性を確認するため、被害地域において継続されている。

5.3.3 人間の行動による被曝の低減

居住環境や農業食品の除染のために実施された各種対策に加えて、事故後の人間の慣習の変化も、汚染地域の住民の被曝線量を低減するのに有効であった。事故直後に最も明らかに有効な手段は、^{131}Iの摂取を減らすためにミルクの摂取をやめることだったろう。しかしその有効性についてはきちんと文書化されていないし、３カ国の住民のうちで時宜にかなってこれを奨励されたのは、被害が大きかった地域の一部だけだった。

長期的にみると、$^{134.137}$Csによる汚染が大きいことが判明している食品の消費量を減らすという手だてが、より有効であったように思われる。これらの食品の典型例として、汚染地域で生産されたミルクや牛肉、あるいは「野生」種の食品、つまり狩猟で採った鳥獣の肉やキノコおよび野

イチゴ【ベリー】が挙げられる。ただし事故後長い年数を経ると、経済状態の悪化や、野生食品に対する人々の注意が徐々に低下し、こうした自主規制はあまり遵守されなくなった。

5.3.4. 個人の被曝線量に関する調査結果

5.3.4.1. 放射性ヨウ素由来の甲状腺被曝線量

事故の主な影響の一つとして、人の甲状腺の被曝があげられる。ヨウ素の食物連鎖中の移動の速さにくわえ、^{131}Iの半減期が8日と短く、それ以外の放射性ヨウ素の半減期も短いので、被曝線量の蓄積は比較的急速におきる。甲状腺被曝線量の重要性は世界各国の専門家に認知されており、初期の努力はこの臓器に焦点を当てたものとなった。小児および成人が被曝した甲状腺被曝線量の国家毎の推定平均値が、UNSCEAR[5.2] によって公表されている。1990年代初頭に、チェルノブイリ・フォールアウトで汚染されたベラルーシ、ロシアおよびウクライナの諸地域で生活する小児や若者の甲状腺癌の罹患率が上昇していることが発見され、それ以来甲状腺被曝線量の評価に特に注意が払われている。

放射線疫学的な調査の進捗とともに、甲状腺被曝線量の主要規定因子と算定方法は、1990年代には報告され [5.33-5.35]、文献 [5.1] に要約されている。しかし最近になっても、この分野での重要な業績がみられる[5.43-5.45]。内部被曝線量算定の一般的なアプローチは、文献 [5.46]で詳述されている。

チェルノブイリの被害住民の甲状腺被曝線量の算定方法は、米国やEUの専門家の参画のもと、ベラルーシ、ロシア、およびウクライナで、同時平行して整備された。３ヶ国の方法論には、多くの共通点があるものの、いくつかの重大な違いもあり、このために本来望まれるそれらの統合が困難になっている。まず、３ヶ国すべてで、質に違いはあるものの、^{131}Iの甲状腺計測の数万の結果が利用可能であり、それが甲状腺被曝線量算定の基礎データとして用いられている。ロシアでは、これに加えて、ミルク中の^{131}Iのデータも用いられた。人体および環境中の^{131}Iの計測結果を用いて算定されたこの被曝線量は、控えめな推定値というより実際の値に近い。

一つの集落あるいは近隣しあう集落群において年齢層がいくつか設定され、これが平均的な甲状腺被曝線量推定の集団単位として用いられていることも、共通点の一つである。ある集落において、人体および環境中の^{131}Iの直接計測の結果が数多く利用可能な場合、それが線量算定に用いられる。過去の^{131}Iの測定結果が利用可能でない集落の場合、地域の放射能汚染の指標である^{137}Csの土壌沈着量が、線量算定を補助する数値として用いられる。

これら共通点の一方、環境や人体の^{131}Iの直接計測データがない集落の甲状腺被曝線量の算定方法は、３ヶ国で大きく異なっている。乾燥した気象条件でほとんどの放射性ヨウ素が沈着【乾性沈着】したウクライナでは、Likhtarevら[5.45]によって、甲状被曝線量が^{137}Csの土壌沈着量に線形に依存するモデルが作成された。放射性ヨウ素の乾性沈着および湿性沈着【降雨による沈着】の両方が起こったベラルーシでは、甲状被曝線量は^{137}Csの土壌沈着量と非線形的に依存するという半経験的モデルが、Gavrilinら[5.35]によって作成され、広く用いられた。最近出版された別の論文では、同じこの問題を扱うにあたって、放射性ヨウ素の環境中の移動に関する放射線生態学的な包括モデルを作成しており、甲状腺被曝線量の算定にこれを適用することにも成功している

[5.44]。放射性ヨウ素の沈着の殆どが湿性沈着だったロシアでは、37kBq/m^{2}を越える^{137}Cs沈着量に対して^{131}Iのミルク中の濃度や甲状腺被曝線量が線形的に依存するという半経験的なモデルが作成され[5.43]、用いられた[5.47]。このように使われた算定に違いはあるものの、低濃度汚染地域を除けば、算定内容には妥当な整合性がある[5.3]。

チェルノブイリ事故に由来する甲状腺被曝線量は、4つの要素からなる：すなわち、(a) ^{131}I摂取による内部被曝線量、(b)短寿命核種(^{132}I, ^{133}Iおよび^{135}I)摂取による内部被曝線量、(c) 地表に沈着した放射性核種からの外部被曝線量、(d) ^{134}Csや^{137}Csのような長寿命核種の摂取による内部被曝線量である。

チェルノブイリ被害地域のほとんどの住民にとって、^{131}Iの摂取に起因する内部被曝線量がこれまでのところ最も重要であり、関心のほとんどはここに向けられてきた。^{131}Iによる被曝線量の主体は牛乳の摂取であり、一部緑色野菜の摂取による。一般に小児は成人に比べて被曝線量がかなり高かった。甲状腺が小さいにも関わらず、小児の牛乳の摂取量は成人とほぼ同じだったからである。

一集落の住民の平均甲状腺被曝線量と年齢、性別の関係を図5.13[5.48]に示す。これは1986年5月にウクライナで実施された延べ60,000回の甲状腺内^{131}Iの計測結果である。小児の平均甲状腺被曝線量は、同じ農村集落あるいは都市集落に暮らす若年成人（19〜30歳）と比較して約7倍大きい。この比率は、青年期で部分的に逸脱はあるものの、年齢とともに指数関数的に減少する。この年齢依存性の減少傾向には明らかな性差はみられない。ベラルーシおよびロシアの甲状腺内^{131}Iの計測からも、同様のパターンが明らかになっている[5.34,5.35]。

汚染地域で生活する農村住民は、都市住民と比較して、地元の農産物への依存度が高いため、汚染されたミルクや乳製品の摂取が主因の甲状腺被曝線量は、農村住民では都市住民よりも約2倍高かった。

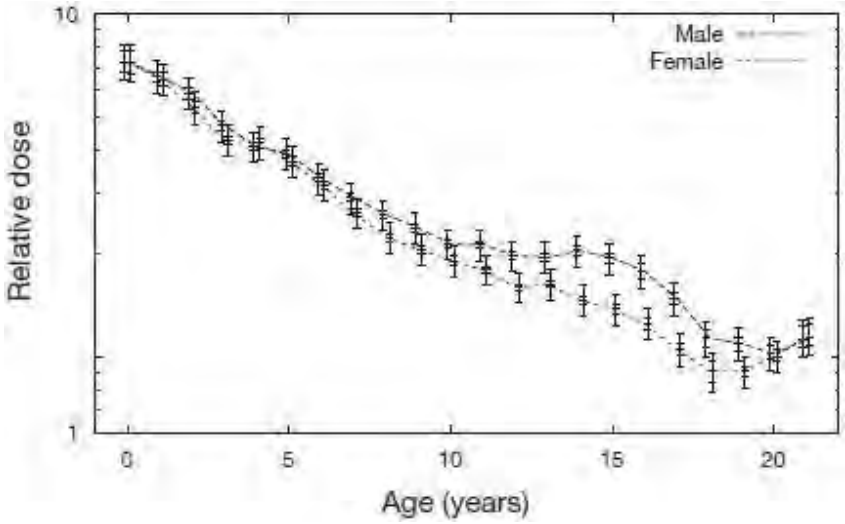


図5.13.:　居住区内住民の男女別甲状腺被曝の年齢依存性。大人の平均被曝線量を1に規格化した。[文献 5.48より引用] 【甲状腺被曝に関しては多くの異なるデータや議論があり、ここに出したのはその一例。】

甲状腺被曝線量は主に^{131}Iの摂取で規定されるが、短寿命核種（^{132}I, ^{133}Iおよび^{135}I）による内部被曝も考慮する必要がある。一般公衆のなかで甲状腺被曝線量中の短寿命核種の割合が最大だったのは、プリピャチの住民と推測されている。この住民集団は、事故の約1.5日後には避難させられたので、放射性ヨウ素による被曝が事故直後の吸入によるものに限られたからである。プリピャチからの避難住民65名に実施された甲状腺および肺の直接スペクトル計測によって、短寿命核種の甲状腺被曝線量への寄与度が、甲状腺のヨウ素取り込みをブロックするための安定化ヨード剤を服用しなかった人の場合で20%であり、事故後すぐにヨウ化カリウムの錠剤を服用した人の場合には50%以上であることが判明している[5.49]。しかしいずれにせよ、プリピャチからの避難住民の甲状腺の総被曝線量は、汚染食品を摂取した住民と比較して、相対的に小さいものであった。

汚染地域に住み続けた住民の場合、甲状腺被曝線量のうち短寿命核種に由来するものの割合は小さかった。甲状腺被曝のほとんどは、汚染されたミルクやその他の食品に由来したのだが、食物連鎖の中を放射性ヨウ素が移動し人間に摂取されるまでの間に、短寿命の放射性ヨウ素は放射性壊変するため、短寿命放射性ヨウ素の寄与は、^{131}Iによる甲状腺被曝線量の、1%程度と推測されている。

チェルノブイリ事故後の放射線によって最も被害を受けたウクライナ北部地域（すなわち、キエフ、ZhytomyrおよびChernigov地域）における、個人毎の甲状腺被曝線量の分布を表5.6に示す[5.45]。この表に示された線量分布は、およそ100,000人の甲状腺の計測結果に基づくものである。集団内の甲状腺被曝線量の分布範囲は広く、0.2Gy以下から10Gy以上にまで及ぶ。10Gy以上の線量集団には、乳幼児の1%が含まれるが、5〜9歳児は0.1%未満、青年層では0.01%未満である（図5.13参照）。表5.6の全年齢層、特に低い年齢層において、一時的甲状腺機能障害や甲状腺癌の発生例がみられたことからみても、この被曝線量はかなり高レベルだったといえる。

表 5.6. 甲状腺のヨウ素 131 測定に基づく、ウクライナのキエフ、ジトーミルとチェルニゴフ地域の子供や若者の甲状腺被曝線量の分布[5.45]

カテゴリと年齢層	測定回数	下記の甲状腺線量に該当する子供の比率				
		0.2 Gy以下	0.2〜1 Gy	1〜5 Gy	5〜10 Gy	10 Gy 超
避難していない居住地						
農村地域						
1-4 歳	9119	40 %	43 %	15 %	1.7 %	0.9 %
5-9 歳	13460	62 %	31 %	6.5 %	0.44 %	0.07 %
10-18 歳	26904	73 %	23 %	3.7 %	0.16 %	<0.01 %
都市域						
1-4 歳	5147	58 %	33 %	7.5 %	1.0 %	0.7 %
5-9 歳	11421	82 %	15 %	2.6 %	0.23 %	0.04 %
10-18 歳	24442	91 %	7.7 %	1.4 %	0.12 %	<0.01 %
避難済みの居住地						
1-4 歳	1475	30 %	45 %	22 %	2.7 %	1.0 %
5-9 歳	2432	55 %	36 %	8.4 %	0.6 %	0.08 %
10-18 歳	4732	73 %	23 %	3.6 %	0.13 %	0.02 %

表 5.7. チェルノブイリ汚染の中間ゾーン（100〜1000km 圏）にある農村地域の成人の内部被曝の平均実効線量の再構成と予測値【^{137}Cs に関する値、単位は mSv・kBq^{-1}・m^2】

土壌の種類		^{137}Cs の E/σ_{137}[a] (mSv・kBq^{-1}・m^2)				
		1986	1987–1995	1996–2005	2006–2056	1986–2056
ロシア連邦 [5.9]	ポドゾル風砂質土	90	60	12	16	180
	大陸型黒土	10	5	1	1	17
ウクライナ [5.10, 5.15]	泥炭土	19	167	32	31	249
	砂質土	19	28	5	5	57
	粘土	19	17	3	3	42
	大陸型黒土	19	6	1	1	27

[a] σ_{137} は 1986 年の値

ベラルーシおよびロシアにおいても、同様のデータがある[5.35,5.47]。個人の甲状腺被曝線量の算定の詳細に関しては、健康影響に関するチェルノブイリ・フォーラム報告書【WHOから出版されている】の線量測定に関する節のなかで説明されている。

全般的にみると、1986年の春にベラルーシ、ロシアおよびウクライナの汚染地域で生活していた住民の甲状腺被曝線量を算定するのに十分な方法論がこれまでに考案され公表されてきたと言える。これら個人および集団の推定線量は、甲状腺疾患の発症予測および放射線疫学的研究を目的として、科学研究者や国の健康関連専門家が幅広く利用している。

5.3.4.2. 地域経路からの長期的な内部被曝

1986年に放射能汚染された地域の住民は、^{137}Csや、より少ない量ではあるが、^{90}Srを含有する地元産の食品を摂取することによる内部被曝に未だに曝されている。その一方、モデルによる推定や人体の直接計測からみて[5.39]、プルトニウム核種や^{241}Amの吸入による人体被曝への関与は重大なものではない。

過去から現在の実効内部被曝線量を算定し、将来の追加線量を定量的に予測するための、包括的な線量変換パラメータがこれまでに考案されてきた。実験データおよびロシアやウクライナで作成されたモデルに基づいた、中距離(事故原発からの距離が100 kmから1000 km)の汚染ゾーンに位置する農村集落の成人住民に関する算定例を、表5.7に示す [5.9, 5.10,5.15]。この表には各期間ごとに、平均内部被曝線量（E）と1986年に集落に沈着した^{137}Csの量（δ_{137}）との比の値（μSv・kBq^{-1}・m^2）が、土壌タイプ別に示してある。

一連の試験的な全身計測と、それに関連して行われた年毎の内部被曝線量計算を通じて、セシウム核種を含有する食品の摂取に起因する、小児の長期的な内部被曝線量は、成人および若年者のそれより小さく、3分の2から9割程度であることがわかった(たとえば、文献 [5.51, 5.52]を参照)。

農村集落の住民の平均内部被曝線量は、土壌の特性に応じて大きく異なっていた。この点を明らかにするために、土壌を3つの主要タイプに分類する。すなわち、(a)大陸型黒土またはチェルノ

ゼウム土、(b) ポドゾル土（ポドゾル風砂質土とポドゾル風ローム土の両者）、および(c)泥炭泥土あるいは泥炭土である【土壌の説明は３章を参照】。^{137}Csは、環境中での分布や移動特性のため、泥炭系土壌の地域では内部線量が外部線量を上回る一方、砂質土壌の地域では内部被曝と外部被曝の割合は同等で、大陸型黒土主体の地域では内部被曝の割合は総線量の10%を超えない。一方、多くの報告を総合すると、このような自然条件に関わらず、内部被曝線量中の^{90}Srの寄与の割合は通常5%以下である。

ロシアとウクライナではそれぞれのデータから別個に被曝量算定のための規定因子が導き出されたが、これらの因子は、一部の土壌や時期では大きく異なるものとなった（表5.7参照）。この乖離の一部は、チェルノブイリ事故の被害地域の場所によって気象条件が異なっていたこと（ウクライナにおいては乾性沈着が主で、ロシアでは湿性沈着が主であった）、および食習慣が異なっていたことによって説明可能である。

表5.7に示した国・土壌タイプ別係数と（1986年当時の）土壌への^{137}Csの平均沈着量とをかけ算すれば、放射性ヨウ素を含まない^{137}Csと^{134}Cs由来の（ロシアの場合は、さらに^{90}Srおよび^{89}Sr由来の）放射線に起因する内部実効被曝線量が推定できる。この推定値は内部被曝の軽減策が実施されないと仮定した場合のものである。大きく見ると、農村住民の内部被曝線量を左右する最大の要因は、土壌の種類と^{137}Csの沈着量である。

町や都市では、内部被曝線量は周辺地域で生産される食品の放射能汚染による影響も受けた。とはいっても非汚染地域からの食品の輸入によって、放射性核種の摂取はかなり低減されたこともあり、都市の住民の一般的内部被曝線量は、同程度の放射能汚染であった農村集落住民の1/2から1/3であった。

内部被曝に関しては、危険集団【高リスク集団】は集落平均値の約3倍だった。^{137}Csによる内部被曝が最大となったのは、地元で生産された畜産物（たとえば、ミルク、乳製品など）と自然食品（たとえばキノコ、湖の魚、野いちご【ベリー】など）との両方を、平均以上に摂取した成人である。

現在では、汚染レベルが低かった（^{137}Csで0.04 MBq/m^{2}未満）地域の住民は、地元産の食品の摂取によって、大陸型黒土の地域では最大0.004 mSv/年 、砂質土の地域では最大0.04 mSv/年、そして泥炭土の地域の村では最大約0.1 mSv/年を被曝する。2002年から2056年までの期間に浴びる内部被曝線量の追加分は、大陸型黒土の地域で0.1mSv、砂質土の地域で0.7mSv、そして泥炭土の地域の村ではおよそ1〜2mSVである。

場所ごとの線量計算データを個別に並べるかわりに、農村地域および都市地域の成人の平均実効線量は、土壌の^{137}Cs沈着量と主要土壌のタイプとの関数として決定される。そうしたデータを表5.8および5.9に示す。ここでは1986年の^{137}Csの土壌への沈着量を0.04- 0.6 MBq/m^2 (1〜15Ci/km^2)と0.6MBq/m^{2}以上（すなわち0.6 - 4MBq/m^2 あるいは15 - 100 Ci/km^2）とに区別した。この 0.04 MBq/m^{2}という数字は、「非汚染」地域と「汚染」地域とを区別する慣例的な境界値とみなされている。^{137}Csで 0.6MBq/m^{2}以上汚染された地域では、行政の介入による対応策（つまり、農業の制限、除染措置、地元で収穫された自然食品（森のキノコ、木の実、湖の魚など）の消費制限の勧告）が必要となった。

表 5.8. 1986 年に 0.04 MBq/m^2（1 Ci/km^2）以上のセシウム 137 の土壌への沈着があった地域に住む成人の過去（1986–2000 年）と未来（2001–2056 年）におけるチェルノブイリ事故由来の内部被曝実効線量【単位 mSv】[5.53]

居住域	土壌のセシウム 137 沈着密度	土壌の種類／期間					
		大陸型黒土		ポドゾル土		泥炭土	
		1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m^2	1-10	0.1-1	3-30	0.5-7	8-100	2-30
	0.6-4 MBq/m^2	—		30-100	7-50	—	
都市域	0.04-0.6 MBq/m^2	1-8	0.1-0.6	2-20	0.3-5	6-80	1-20

表 5.9. 1986 年に 0.04 MBq/m^2（1 Ci/km^2）以上のセシウム 137 の土壌への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の内部被曝実効線量の年間平均（2001 年）[5.53]

居住域	土壌のセシウム 137 沈着密度	土壌の種類		
		大陸型黒土 (mSv/年)	ポドゾル土 (mSv/年)	泥炭土 (mSv/年)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m^2	0.004-0.06	0.03-0.4	0.1-2
	0.6-4 MBq/m^2	—	0.4-2	—
都市域	0.04-0.6 MBq/m^2	0.003-0.04	0.02-0.2	0.1-1

定量的測定モデルで計算すると、2001年までに、住民は^{137}Cs、^{134}Cs、^{90}Sr、^{89}Sr由来の生涯内部被曝線量のうち少なくとも75%をすでに被曝してしまっている（表5.8参照）。そして、今後の年月（2001-2056）に、残りの25%（つまり、大陸型黒土で1mSv未満、ポドゾル土で7mSvまで、そして泥炭土だと30mSvまで）を被曝するだろう。おなじポドゾル土壌地域でも汚染がさらに大きかったエリアでは、今後の実効線量は最大で50mSvに及ぶと見込まれている。

表5.9に見られるように、内部被曝線量が、国の安全基準である1mSv/年を超過した地域もいくつかあった。汚染地域の住民の一部では、野生の食用動植物（キノコ、鳥獣の肉、木の実、魚）が内部被曝線量の重要な原因となりうる[5.9, 5.15, 5.30]。ロシアのブリャンスク地域における農村人口の^{137}Cs摂取量の調査によれば、1987年には放射能の全体内摂取量のうち自然食品によるものが約20%であったが、1994年～1999年には、これが80%に上昇した[5.29]。畜農産食品中の放射性元素の量が著しく減少したため、相対的に野生動植物の摂取による内部被曝線量の割合が徐々に上昇したからである【4.4節にあるようにセシウムは森林内で循環するので農地に比べてあまり減らず、それが野生動植物に反映している】。1994年～1999年には、^{137}Cs摂取量（とそれによる内部被曝線量）のうち、最大の割合を占めたのはキノコによるもので、木の実、鳥獣の肉、湖の魚がそれに続いた。

同様の傾向がKozhany （ブリャンスク地域）の住民でも見られた。Kozhanyは、高度に汚染された湖の湖畔に位置しており、そこでは^{137}Cs摂取量の50〜80%が自然食品由来であった。男性の方が女性よりも自然食品を多く食べる傾向があり、キノコと魚の消費量の間には正相関があった。これは多くの住民が、「自然の贈り物」への嗜好を持っていることを示している。1996年の^{137}Csに起因する内部被曝線量の年間平均は、男性で1.2mSv、女性で0.7mSvであった。

5.3.4.3 水域経路からの長期的な被曝線量

水系からの人間の被曝は、飲料水、魚、そして汚染された水源【池や湖や川】からの灌漑水を用いて育てられた農産物を摂取することから生じる。汚染水源からの水を家畜類の飲料水に用いたり、それが農地の洪水を引き起こしたりすると、農産物経由の人体被曝にもつながりうる。

ドニエプル水系【3.5節と4.5節を参照】の中流〜下流域は、1986年にはそれほど深刻な直接の放射能汚染を受けなかった地域で、そこではチェルノブイリに関連があるとされる被曝の少なからぬ部分（10〜20%）が水系を介したものとなっている[5.53]。この分の被曝線量は実際には非常に低いと推測れるものの、汚染された利水システム由来の水を使用することのリスクが、地元住民に十分理解されていなかったのは不適当であろう。このため水供給システムの安全性に関する（予期しない）不安が住民を襲うことになった。チェルノブイリに近い地域では、水経路を通じた放射線被曝ははるかに程度が大きかったが、それでも地上経路を通じたものと比較すると小さいものにとどまった。

水系からの被曝は3つの経路が考察されなればならない。すなわち：

(a) 汚染地域の河川、湖、貯水池、および井戸由来の飲料水【3.5.2節と4.5.1節を参照】。
飲料水による被曝がもっとも重大だったのは、ドニエプル川流域、特にドニエプル上水路システムにからの飲料水によるものであった。ドニエプル川沿いの一連の貯水湖は800万人以上の人々の飲料水源であり、最大の消費者は、Dripropetrovsk や Donetsk 地域に暮らす住民である。キエフでは、ドニエプル川および Desna川からの水が約75万の人々に利用されている。それ以外の人々は、主に地下水源由来の水を用いている。

(b) 魚の摂取【3.5.3節と4.5.3節を参照】。
ドニエプル川の貯水池は広く商業的漁業に利用されている。年間漁獲量は25,000トン以上である。ほとんどの貯水池では、事故後の10年は漁獲量の大きな減少は見られなかったが、最初の当初2〜3年はキエフ貯水湖で採れた魚の消費は規制された。旧ソ連やヨーロッパのこれより小さな湖でも漁業が禁止されたところがあり、禁止期間は事故後最初の数ヶ月から時に数年にわたった。

(c) ドニエプル貯水池の水で灌漑された土地の農産物の摂取【3.5.5.2節と4.5.5節を参照】。
ドニエプル川流域には、1.8×10^{6}ha以上の灌漑農地が存在する。この面積の72%近くがドニエプル川の貯水システムであるカッホフカ（Kakhovka）貯水池からの水で灌漑されている。灌漑された農地での植物内への放射能の蓄積は、灌漑水中の放射能の根からの吸収や、スプリンクラーによる散水で、葉から直接放射能を吸収することによって生じる。しかし南ウクライナの灌漑農地での最近の研究によれば、最初に大気中からの【放射性物質の】フォールア

ウトの後で土壌から作物に取り込まれた量と比較して、灌漑水由来の汚染量はたいした量とはならなかったようだ。

^{137}Csや^{90}Srの経口摂取に占める水系の割合は、チェルノブイリ起源の【放射性物質の】フォールアウトによって深刻な被害を受けた地域においてさえ、通常はきわめて小さい。ただし、農村では、地元の河川や湖で採れた魚を摂取する住民が比較的多く、その場合の被曝は重大になりうる。これに加え、プリピャチ–ドニエプル水系の貯水池システムからの水を利用している多数の都市および農村住民での集団線量も比較的高い。プリピャチ–ドニエプル水系の流域ではフォールアウト量が多かったので、この水系はこれまで集中的に監視されているし、水系由来の被曝線量の見積もりもずっと行われている。

汚染された河川は、事故後最初の数ヶ月の間は、主に短寿命核種によって汚染された飲料水を通じて、重大な被曝を来す可能性があった。最も重大な個人被曝線量は^{131}Iによるもので、キエフ市民の場合、チェルノブイリ事故の後最初の数週間で最大0.5〜1mSvに達すると推定された[5.53]。

事故後1ヶ月目以降は、水系由来被曝の主体は^{137}Csと^{90}Srになった。ドニエプル川の貯水池システムについて、これらの核種に起因する被曝線量が、モニタリングデータと洪水の頻度から推測された。最悪のケースシナリオとして、事故後10年(1986-1995)の間に起こる大洪水も想定された。しかし水系由来の個人被曝線量は1-5 μ Sv/年を超えないだろうと見積もられた。したがって、飲料水からの長期的な被曝線量は、初期の（主として短寿命核種に起因する）被曝線量と比較して小さいものであった[5.53]。

ベラルーシのホメリ地区のSvetilovichyの村での、被曝線量に占める様々な被曝経路の割合の調査結果を図5.14に示す。この場合、淡水魚の摂取が食事由来の汚染の大きな部分を占めており、一部の人においては重大な汚染源になった。

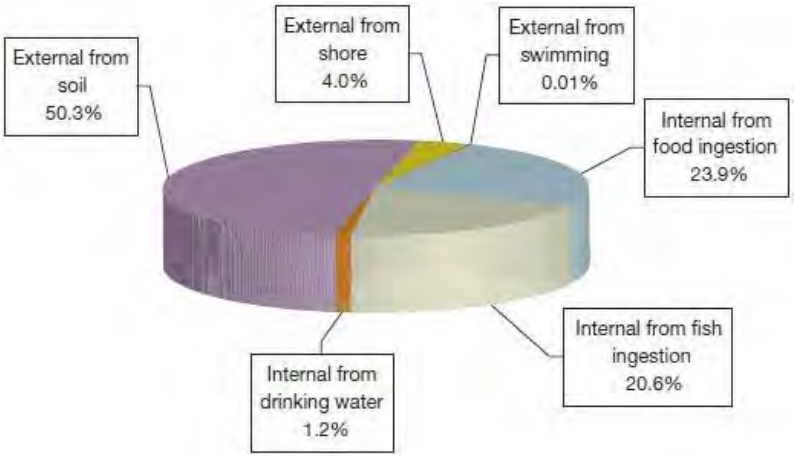


図5.14.: ベラルーシ、ゴメリ州のスベチロビッチ村（Svetilovichy）住民の決定グループ【被曝が最も深刻と思われる人々】の受ける総実効線量に対する経路別被曝寄与の割合。[文献 5.53, 5.54より引用]【外部被曝として、プルーム、地表に沈着した放射性物質から (総被爆量の50.3%)、海岸(4%)、遊泳(0.01%)、内部被爆として、食料(魚以外)摂取（23.9%)、魚肉摂取 (20.6%)、飲用水(1.2%)。】

5.4 （外部被曝と内部被曝を合わせた）総被曝線量

表5.4および5.9にそれぞれ示された一般公衆の外部および内部被曝（甲状腺への線量を含まない）両方を合わせたデータを、表5.10にまとめる。これは1986年～2000年の間に、放射能汚染された地域の住民に蓄積された総（外部および内部）実効線量の個人あたりの平均を概算し、2001年～2056年の被曝線量を予測するためのものである。表5.11には2001年の年間総線量の推定値を示す。この二つの表では、ベラルーシ、ロシア、およびウクライナの現在の居住地域における実効線量を、農村および都市住民それぞれについて、1986年時点での^{137}Csの土壌沈着量のレベルで分け、更に土壌のタイプごとに示しているが、その際に現在実施されている被曝低減対応策は考慮に入れていない。蓄積線量および現在の年間総線量は、いずれも成人の場合を示している。成人限定なのは、^{137}Csによる環境汚染から子どもが蒙る外部および内部被曝線量が、一般的に（放射性ヨウ素の摂取に由来する甲状腺の内部被曝線量の場合とは対照的に）大人より低いためである。子どもの被曝量が相対的に少ないのは、居住形態（表5.3、5.5参照）や食習慣、そして代謝特性に起因する。

表 5.10.　1986 年に 0.04 MBq/m^2 (1 Ci/km^2) 以上のセシウム 137 の土壌への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の過去 (1986–2000 年)と未来 (2001–2056 年) における外部被曝と内部被曝を合計した実効線量[5.53]

居住域	土壌のセシウム 137 沈着密度	土壌の種類／期間					
		大陸型黒土		ポドゾル土		泥炭土	
		1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)	1986-2000 (mSv)	2001-2056 (mSv)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m^2	3-40	1-14	5-60	1-20	10-150	3-40
	0.6-4 MBq/m^2	—		60-300	20-100	—	
都市域	0.04-0.6 MBq/m^2	2-30	1-9	4-40	1-13	8-100	2-20

表 5.11. 1986 年に 0.04 MBq/m^2（1 Ci/km^2）以上のセシウム 137 の土壌への沈着があった地域に住む成人のチェルノブイリ事故由来の外部被曝と内部被曝を合計した実効線量の年間平均（2001 年）[5.53]

居住域	土壌のセシウム 137 沈着密度	土壌の種類		
		大陸型黒土 (mSv/年)	ポドゾル土 (mSv/年)	泥炭土 (mSv/年)
農村地域	0.04-0.6 MBq/m^2	0.05-0.8	0.1-1	0.2-2
	0.6-4 MBq/m^2	—	1-5	—
都市域	0.04-0.6 MBq/m^2	0.03-0.4	0.05-0.6	0.1-1

表5.10からわかるように、集落住民の蓄積被曝線量および将来の予想被曝線量の平均は、地域の放射能汚染の程度、土壌のタイプおよび集落のタイプに応じて、2桁の幅で変動する。すなわち1986年～2000年までの被曝線量は、大陸性黒土の地域の都市部における2 mSvから、ポドゾル砂質土の地域の村における300 mSvまでの幅がある。2001年～2056年に見込まれる線量は、これまでに被曝した線量（すなわち数mSvから数百mSvの範囲）より相当低いものである。これらを併せて推定すると、ベラルーシとロシアの平均以上の汚染を受けた一部の村の住民は、もし被曝低減対応策が実施されなかったなら、甲状腺の被曝線量を除いても、生涯実効被曝線量は400 mSvに達していただろう。しかしながら、集落の除染や農業上の対策が集中的に実施された結果、この値が約1/2に低下した。ちなみに、自然放射線による生涯線量は世界的には70-700m Svで、平均約170 mSvである。

各地方の地理的データ [5.51]、^{137}Csの土壌沈着マップ（3.1節参照）および現時点で行われている対応策の実施レベル（4節参照）からみて、現在すなわち2000年代初頭に、ベラルーシ、ロシアおよびウクライナの汚染地域（表3.2）で生活する500万の人々が1年間に被曝する実効線量は大多数が1 mSv以下である（つまり、3国の政府介入レベルを下回っている）。ちなみに、自然放射線による年間線量の世界的には平均値は1-10 mSvで、平均約2.4 mSvである[5.1]。

3つの最大被害国の汚染地域において現在年間1mSv以上被曝する住民の数は、約10万人と推測される。外部被曝線量率、食物中の放射能（主として^{137}Cs）ともに、これから先の低下はゆっくりとしたものになる（5.2節および3.3-3.5節参照）ため、人間の被曝レベルの低下も緩徐（すなわち、現在実施されている対応策のもとで、約3-5%/年）になると推測されている。

5.5. 集団線量

5.5.1 甲状腺

汚染度が最も高かった３ヶ国について、5.3.4.1 節で述べた甲状腺被曝線量再構築法から求めた甲状腺集団線量を表 5.12 に示す。甲状腺の集団線量の 3 国の総計は 160 万 man Gy【人・グレイ】で、そのほぼ半分はウクライナで被曝した集団のものである。この甲状腺の集団線量の現在における見積もりは、文献[5.1]に示された線量とほぼ一致する。

表 5.12. チェルノブイリ事故で最も汚染された３か国における集団甲状腺被曝線量[5.1]

	集団甲状腺被曝線量
ロシア連邦	30 万 man Gy
ベラルーシ	55 万 man Gy
ウクライナ	74 万 man Gy
合計	160 万 man Gy

表 5.13. ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの汚染地域（1986 年のセシウム 137 の土壌への沈着が 37 kBq/m^2 以上）の住民における 1986-2005 年の集団実効線量の推定値【単位は 10^4man Sv】

	人口	集団線量		
		外部被曝	内部被曝	合計
ベラルーシ	190 万人	1.19	0.68	1.87
ロシア連邦	200 万人	1.05	0.60	1.65
ウクライナ	130 万人	0.76	0.92	1.68
合計	520 万人	3.0	2.2	5.2

[a] 集団甲状腺被曝線量を除く(引用文献[5.1]の付録 J の表 34 より改変引用。本報告書で示した線量推定モデルを使用)

5.5.2. 陸域経路からの総（内部および外部）被曝線量

上記の高汚染３ヶ国における、1986 から 2005 年の 20 年間の、地表からの外部被曝と、汚染食物の摂取による内部被曝の累積集団線量の推定値を表 5.13 に示す。UNSCEAR[5.1]の添付書類 J - 表 34 によれば、1986～1995 年の 10 年間の集団線量【上記の甲状腺被曝線量を除く】の合計は 43000 man Sv【人・シーベルト】で、その内訳は外部被曝 24000man Sv、内部被曝 19000 man Sv である。前述の被曝動態モデルに従えば[5.7]、1986 年から 2005 年の 20 年間の外部被曝の推定集団実効線量は 1986～1995 年の 10 年間のおよそ 1.2 倍、内部被曝の推定集団実効線量は 1.1 から 1.5 倍（土壌の性質と実施された被曝防護策如何で異なる）程度になる。後半の 10 年【1996～2005 年】での集団線量の追加分は 9000 man Sv、あるいは事故後の最初の 10 年間の 21%に留まり、事故後 20 年全体としては 52000 man Sv だった。この量は 1988 年に UNSCEAR が行った予測とよく一致する[5.2]。

人体と環境の計測に基づく最近の集団線量推定値からみて、その程度は具体的に特定できないものの、汚染居住区からの避難や引っ越し、汚染食材の使用制限、長期的な汚染エリアの清浄化作業などを含む被曝防護策の制度が、集団線量を減少させる事にかなり有効だった事が暗に示唆されている。

5.5.3. 水域経路からの内部被曝線量

最も重要な水路系（ドニエプル川流域）は広大な面積を占め、その流域では 3200 万人がその水を飲用、漁業、灌漑に利用している。これら３種の水経路からの住民への集団被曝線量については、事故後 70 年間（すなわち 1986～2056 年）の見積もりがなされている（5.55、5.56）。長期の水系汚染の推移予測の解析にコンピュータモデルを用い[5.57]、流水量の変動は過去の観測データを元に予測したうえで、この３つの水路系からの集団被曝線量の推定が行われた[5.58]。その計算結果を表 5.14 に示す。

表 5.14. プリピャチ川からドニエプル川とその下流に流れこむストロンチウム 90 とセシウム 137 による集団線量預託（CDC_{70}）[5.56, 5.58]【単位は man Sv】

地域	人口	ストロンチウム 90 による CDC_{70}	セシウム 137 による CDC_{70}	比率（ストロンチウム 90 CDC_{70} / セシウム 137 CDC_{70}）
チェルニゴフ	140 万人	4	2	2
キエフ	450 万人	290	190	1.5
チェルカスイ	150 万人	115	50	2.3
キロボグラード	120 万人	140	40	3.5
ポルタバ	170 万人	130	60	2.2
ドニエプロペトロフスク	380 万人	610	75	8
ザポリージャ	200 万人	320	35	9
ニコラエフ	130 万人	150	20	8
ハリコフ	320 万人	60	4	15
ルガンスク	290 万人	15	1	15
ドネツク	530 万人	330	20	17
ヘルソン	120 万人	100	20	5
クリミア半島	250 万人	175	5	35
合計	3250 万人	2500	500	5

【集団線量預託（collective dose commitment）は、特定の線源から或いは行為により生じると予測される集団線量率を、将来の全期間までにわたって合計して得られる集団線量の総和】

ドニエプル川流域の汚染線量から推定すると、もし放射性物質の河川への流入を減らす手だてが取られなかったとすると、ウクライナの住民に預託される線量（主に放射性セシウムとストロンチウムによる）は、3000 man Sv に達していたと考えられる。しかし、1992 から 1993 年にプリピャチ川左岸の氾濫原で実施された被曝防護措置（4.5.2 節参照）で、被曝量は約 700 man Sv 減少した。チェルノブイリ立入禁止区域の右岸で 1999−2001 年に行われたその他の防護策は、今後更に 200～300 man Sv の集団線量を減らす事だろう[5.59]。

5.6. 結論と提言

5.6.1. 結論

(a) ベラルーシ、ロシア、ウクライナで、チェルノブイリ事故後に汚染をうけた地域（^{137}Cs の地面への沈着が 37 kBq/m^2以上）の住民 500 万人の、1986～1995 年の集団実効線量（甲状腺への線量を除く）は、約 40000 man Sv【人・シーベルト】で、いずれの国でも被曝した集団の集団線量はほぼ同等だった。そして 1996 から 2006 年の間の集団実効線量の追加分は、9000

man Sv と推定される。

(b) 甲状腺の集団線量はおよそ 200 万 man Gy【人・グレイ】で、その約半分はウクライナで被曝した住民のものである。

(c) 人体被曝の主要経路は、地表に沈着した放射性核種からの外部被曝と、汚染された土壌から収穫された農作物の摂取である。空気中からの吸入、飲用水、魚や灌漑用水で栽培された作物の摂取による汚染は一般にわずかであった。

(d) 居住状況や年齢、性別による甲状腺の被曝量の違いは大きく、0.1 Gy から 10 Gy に及ぶ。いくつかの年齢集団、とくに幼少児では、被曝量は短期的に甲状腺機能障害をきたす程の量であり、一部の被曝者からは甲状腺がんが発生した。

(e) ^{131}I の摂取による甲状腺の内部被曝は、主に未加工牛乳の摂取によるもので、生野菜からの被曝も加わった：小児は平均して大人よりずっと被曝量が高かった。これは甲状腺の大きさが大人より小さいが、牛乳の摂取量は大人と同等だったからである。

(f) 汚染区域に留まって居住し、主に飲食により被曝した住民では、半減期の短い核種（即ち ^{132}I、^{133}I、^{135}I）による甲状腺被曝線量への寄与はわずかだった（^{131}I による被曝量の約 1 %）。これは食物連鎖の過程で、短半減期ヨウ素の放射能が速やかに減衰したためである。一般人の甲状腺被曝に関して、これら半減期の短い核種の割合が相対的にもっとも大きかった（20〜50%）のは、プリピャチの住民で、彼らは避難前に主に吸入によって被曝した。というのも、これらの住民は、汚染された食品を摂取するようになる前に避難したためである。

(g) 実測値、推定値のいずれでも、都市居住者は農村部居住者と比べると、環境の放射線汚染が同程度であっても被曝量は 2/3 から 1/2 程度だった。これは都市の建物の方の放射線遮蔽効果が高い事と、職業内容の差による。また都市居住者は農村部居住者より地元の農作物や野生動植物の摂取が少ないので、飲食が主要経路となる実効内部被曝線量や甲状腺被曝線量も、前者は後者の半分から 1/3 だった。

(h) 事故後初期の高レベルの被曝は、半減期の短い核種の減衰と放射性セシウムの【大気中から】土壌への移行によって急速に減少した。後者は、遮蔽の増加による外部被曝の低減効果にも関与している。更に土壌中に浸透したセシウムは、土中の【鉱物】粒子に結合するが、それは植物への移行を減らし、ひいては食物連鎖への混入も減少させる。

(i) 事故後の放射性物質の体内蓄積は、現時点ではほぼ終結しているといってよい（今後の新たな大量追加蓄積はない）。

(j) 農村部の平屋建ての家に住み、狩猟獣やキノコや野いちご【ベリー】など野生の動植物を沢山食べていた人は、平均的住民の 2〜3 倍の実効線量を受けた（甲状腺被曝量を除く）。

(k) 農村部居住者の長期間の内部被曝線量は、土壌の性質に大きく影響される。砂質土地域では、内部被曝と外部被曝はほぼ等量だが、大陸型黒土地域では、内部被曝は総被曝量の 10%に満たない。また内部被曝に占めるストロンチウムの割合は、自然環境の如何にかかわらず、通常 5%未満である。

(l) 放射性セシウムを含有した食物による長期内部被曝線量は、小児の方が大人や青少年より 1 割から 3 割少ない。

(m) 居住者のこれまでの蓄積被曝線量および今後の予測被曝線量の平均値は、その地域の汚染程

度や、主要な土壌の種類、また居住形態によって、2 桁の開きがある。1986 から 2000 年の期間の蓄積線量でいうと、地域の汚染程度は大陸型黒土地域の市街地での 2 mSV に対し、ポドゾル風砂質土壌の村落では 300 mSV にのぼった。2001 から 2056 年の間に予測される線量は、これまでの蓄積線量より遥かに少ない（すなわち、1〜100 mSV の範囲内）。

(n) もし被曝低減対策がとられてこなかったとすると、いくつかのより高レベル汚染の村落では、生涯（70 年）実効線量として最大 400 mSV まで被曝する可能性があったが、居住地の除染や農作物の清浄化対策といった被曝防護策の積極的な実施により、被曝量がかなり低減した。参考までに、世界平均でみると一生の間の自然被曝量は約 170 mSV であり、地域によって 70〜700 mSV の幅がある。

(0) ベラルーシ、ロシア、ウクライナの汚染地域に住む約 500 万人の住民の圧倒的多数の現在の年間実効被曝線量は 1 mSv 未満である（これら 3 国の安全基準以下である）。参考値として、年間自然被曝量の世界平均は 2.4 mSv であり、おおむね 1〜10 mSv の間に分布している。

(p) これら汚染の最も顕著だった 3 国で、汚染区域に住み今も年間被曝量が 1 mSv を超えると推定される住民はおよそ 10 万人である。今後の外部被曝量と食物中の放射性物質（主に ^{137}Cs）の減少は、次第に鈍化すると予想されるので、人体の被曝程度の減少幅も小さくなるだろう（すなわち現在取られている対策が続く場合に、年 3〜5%の減少が見込まれる程度）。

(q) 入手可能な情報から判断すると、放射性物質を含んだ粒子【ホットパーティクル】による被曝は重要ではない。

(r) ベラルーシ、ロシア、ウクライナの 3 国の住民の被曝量に関しては、チェルノブイリ・フォーラムと UNSCEAR[5.1]の見積もりは一致する。

5.6.2. 提言

(a) 食料の大規模なモニタリング、個人レベルの全身被曝量計測、一般公衆への熱蛍光式線量計の提供は、現段階でもはや不要である。一方、高汚染地域並びに放射性セシウムが大量に食物に混入しうる地域の、高被曝線量を受ける決定グループは、既にわかっているので、このような典型的な決定グループを代表する人々には、線量計による外部被曝モニタリングと、全身計測による内部被曝のモニタリングを継続すべきである。

(b) より高濃度の汚染があるが今後の除染作業が予定されていない地域については、代表的な住民を特定したうえで定期的全身計測と外部被曝量測定を考慮してもいいのではないだろうか。その目的とするところは、予測される外部被曝と内部被曝の減少を経過観察することであり、またその減少が放射性核種の放射性壊変のみによるものか、生態的影響によるものなのかを確認するためである。

5 章の参照文献

[5.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

[5.2] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1988).

[5.3] WORLD HEALTH ORGANIZATION, Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes, Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Health" (EGH), WHO, Geneva (in press).

[5.4] IZRAEL, Y. (Ed.), Atlas of Radioactive Contamination of European Russia, Belarus and Ukraine, Federal Service for Geodesy and Cartography of Russia, Moscow (1998).

[5.5] DE CORT, M., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).

[5.6] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Publication 60, Pergamon Press, Oxford and New York (1991).

[5.7] GOLIKOV, V.Y., BALONOV, M.I., JACOB, P., External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident, Radiat. Environ. Biophys. 41 (2002) 185-193.

[5.8] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.N., JACOB, P., ANSPAUGH, L.R., Chernobyl accident: Retrospective and prospective estimates of external dose of the population of Ukraine, Health Phys. 82 (2002) 290-303.

[5.9] BALONOV, M., JACOB, P., LIKHTAREV, I., MINENKO, V., "Pathways, levels and trends of population exposure after the Chernobyl accident", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 235-249.

[5.10] LIKHTAREV, I.A., et al., Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by 137Cs after the Chernobyl accident - Report 2. Ingestion doses of the rural population of Ukraine up to 12 y after the accident (1986-1997), Health Phys. 79 (2000) 341-357.

[5.11] MECKBACH, R., JACOB, P., PARETZKE, H., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part I: Kerma rates from contaminated urban surfaces, Radiat. Prot. Dosim. 25 (1988) 167-169.

[5.12] GOLIKOV, V.Y., personal communication, 2004.

[5.13] IZRAEL, Y.A., et al., Chernobyl: Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad (1990) (in Russian).

[5.14] MÜCK, K., et al., A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident, Health Phys. 82 (2002) 141-156.

[5.15] JACOB, P., LIKHTAREV, I. (Eds), Pathway Analysis and Dose Distributions, Joint Study Project No. 5, Final Report, Rep. EUR 16541, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996).

[5.16] MILLER, K.M., KUIPER, I.L., HELFER, I.K., Cs-137 fallout depth distributions in forest versus field sites: Implication for external dose rates, J. Environ. Radioact. 12 (1990) 23-47.

[5.17] MECKBACH, R., JACOB, P., Gamma exposures due to radionuclides deposited in urban environments. Part II: Location factors for different deposition patterns, Radiat. Prot. Dosim. 25 (1988) 181-190.

[5.18] HEDEMANN-JENSEN, P., Shielding factors for gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces, Nucl. Technol. 68 (1985) 29-39.

[5.19] JACOB, P., MECKBACH, R., MILLER, H.M., Reduction of external exposures from deposited Chernobyl radioactivity due to run-off, weathering, street-cleaning and migration in the soil, Radiat. Prot. Dosim. 21 (1987) 51-57.

[5.20] KARLBERG, O., Weathering and migration of Chernobyl fallout in Sweden, Radiat. Prot. Dosim. 21 (1987) 75-78.

[5.21] JACOB, P., MECKBACH, R., "External exposure from deposited radionuclides", paper presented at Proc. Sem. on Methods and Codes for Assessing the Off-site Consequences of Nuclear Accidents, Athens, 1990.

[5.22] JACOB, P., MECKBACH, R., Measurements after the Chernobyl Accident in Relation to an Exposure of an Urban Population, IAEATECDOC-1131, IAEA, Vienna (2000) 34-41.

[5.23] JACOB, P., ROSENBAUM, H., PETOUSSI, N., ZANKL, M., Calculation of Organ Doses from Environmental Gamma Rays Using Human Phantoms and Monte Carlo Methods, Part II: Radionuclides Distributed in the Air or Deposited on the Ground, GSF-Bericht 12/90, National Research Center for Environment and Health, Munich (1990).

[5.24] ERKIN, V.G., LEBEDEV, O.V., "Thermoluminescent dosimeter measurements of external doses to the population of the Bryansk region after the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (BALONOV, M.I., MERWIN, S.E., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 289-311.

[5.25] SKRYABIN, A.M., et al., Distribution of Doses Received in Rural Areas Affected by the Chernobyl Accident, Rep. NRPB-R277, National Radiological Protection Board, Didcot, UK (1995).

[5.26] LIKHTAREV, I.A., et al., Effective doses due to external irradiation from the Chernobyl accident for different population groups of Ukraine, Health Phys. 70 (1996) 87-98.

[5.27] CHUMAK, V.V., LIKHTAREV, I.A., PAVLENKO, J.V., Monitoring of individual doses of populations residing in the territories contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 85 (1999) 137-139.

[5.28] GOLIKOV, V., BALONOV, M., ERKIN, V., JACOB, P., Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident, Health Phys. 77 (1999) 654-661.

[5.29] BRUK, G.Y., et al., "The role of the forest products in the formation of internal exposure doses to the population of Russia after the Chernobyl accident", Contaminated Forests: Recent Developments in Risk Identification and Future Perspectives (LINKOV, I., SCHELL, W.R., Eds), NATO Science Series, Vol. 58, Kluwer, Dordrecht (1999) 343-352.

[5.30] TRAVNIKOVA, I.G., et al., Lake fish as the main contributor of internal dose to lakeshore residents in the Chernobyl contaminated area, J. Environ. Radioact. 77 (2004) 63-75.

[5.31] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, Publication 66, Pergamon Press, Oxford and New York (1994).

[5.32] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public, ICRP CD-ROM System, Version 2.01, Pergamon Press, Oxford and New York (2001).

[5.33] LIKHTAREV, I.A., SHANDALA, N.K., GULKO, G.M., KAIRO, I.A., CHEPURNY, N.I., Ukrainian

thyroid doses after the Chernobyl accident, Health Phys. 64 (1993) 594-599.

[5.34] ZVONOVA, I.A., BALONOV, M.I., "Radioiodine dosimetry and prediction of consequences of thyroid exposure of the Russian population following the Chernobyl accident", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV,

M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993) 71-125.

[5.35] GAVRILIN, Y.I., et al., Chernobyl accident: Reconstruction of thyroid dose for inhabitants of the Republic of Belarus, Health Phys. 76 (1999) 105-119.

[5.36] BALONOV, M.I., et al., "Long term exposure of the population of the Russian Federation as a consequence of the accident at the Chernobyl power plant", Environmental Impact of Radioactive Releases (Proc. Int. Conf. Vienna, 1995), IAEA, Vienna (1995) 397-411.

[5.37] BRUK, G.Y., SHUTOV, V.N., BALONOV, M.I., BASALEYAVA, L.N., KISLOV, M.V., Dynamics of 137Cs content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 76 (1998) 169-178.

[5.38] FESENKO, S.V., et al., Regularities of changing in 137Cs activity concentrations in the long term after the accident at the Chernobyl NPP, Radiat. Biol. Radioecol. 44 (2004) 35-49.

[5.39] IVANOVA, N.P., SHVYDKO, N.S., ERSHOV, E.B., BALONOV, M.I., Population doses in Russia from plutonium fallout following the Chernobyl accident, Radiat. Prot. Dosim. 58 (1995) 255-260.

[5.40] KUTKOV, V., SKRAYBIN, A., POGODIN, R., AREFIEVA, Z., MURAVYEV, Y., "Inhalation of the aerosol of nuclear fuel particles from the Chernobyl nuclear power plant by adult persons from the Gomel region of Belarus", Environmental Impact of Radioactive Releases (Proc. Int. Conf. Vienna, 1995), IAEA, Vienna (1995) 107-115.

[5.41] BALONOV, M.I., TRAVNIKOVA, I.G., "The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of a controlled area", Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-natural Environments (DESMET, G., NASSIMBENI, P., BELLI, M., Eds), Elsevier, London and New York (1990) 419-430.

[5.42] THOMAS, G., KARAOGLOU, A., WILLIAMS, E.D. (Eds), Radiation and Thyroid Cancer, World Scientific, Singapore (1999).

[5.43] ZVONOVA, I., et al., "Methodology of thyroid dose reconstruction for population of Russia after the Chernobyl accident", Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem (Proc. Int. Congr. Hiroshima, 2000), International Radiation Protection Association, Fontenay-aux-Roses (2000) P-11-265.

[5.44] KRUK, J.E., PROHL, G., KENIGSBERG, J.A., A radioecological model for thyroid dose reconstruction of the Belarus population following the Chernobyl accident, Radiat. Environ. Biophys. 43 (2004) 101-110.

[5.45] LIKHTAREV, I.A., et al., Post-Chernobyl thyroid cancers in Ukraine, Report 1: Estimation of thyroid doses, Radiat. Res. 163 (2005) 125-136.

[5.46] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL UNITS AND MEASUREMENTS, Retrospective Assessment of Exposures to Ionising Radiation, J. Int. Comm. Radiat. Prot. 2 2 (2002) 1-136.

[5.47] BALONOV, M.I., ZVONOVA, I.A. (Eds), Mean thyroid doses for inhabitants of different age who lived in 1986 in settlements of the Bryansk, Tula, Orel and Kaluga regions contaminated by radionuclides as a result of

the Chernobyl accident, Radiat. Risk, Special issue (2002) (in Russian).

[5.48] HEIDENREICH, W., et al., Age- and sex-specific relative thyroid radiation exposure to 131I in Ukraine after the Chernobyl accident, Health Phys. 80 (2001) 242-250.

[5.49] BALONOV, M., et al., Contributions of shortlived radioiodines to thyroid doses received by evacuees from the Chernobyl area estimated using early in-vivo activity measurements, Radiat. Prot. Dosim. 105 (2003) 593-600.

[5.50] GAVRILIN, Y., et al., Individual thyroid dose estimation for a case-control study of Chernobylrelated thyroid cancer among children of Belarus, Part 1: 131I, short-lived radioiodines (132I, 133I, 135I), and short-lived radiotelluriums (131mTe and 132Te), Health Phys. 86 (2004) 565-585.

[5.51] INTERNATIONAL ADVISORY COMMITTEE, The International Chernobyl Project: Technical Report, IAEA, Vienna (1991).

[5.52] SHUTOV, V.N., BRUK, G.Y., BALONOV, M.I., PARHOMENKO, V.I., PAVLOV, I.J., "Caesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation doses to the population", The Chernobyl Papers (MERWIN, S.E., BALONOV, M.I., Eds), Research Enterprises, Richland, WA (1993).

[5.53] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiological Conditions in the Dnieper River Basin, IAEA, Vienna (2006).

[5.54] DROZDOVITCH, V.V., MINENKO, V.F., KUKHTA, T.S., ULANOVSKY, A.V., BOUVILLE, A., personal communication, 2003.

[5.55] ZHELEZNYAK, M., et al., "Modelling of radionuclides transport in the set of river reservoirs", Computational Methods in Water Resources, X, Vol. 2 (PETERS, A., et al., Eds), Kluwer, Dordrecht (1994) 1189-1196.

[5.56] BERKOVSKI, V., VOITSEKHOVITCH, O., NASVIT, O., ZHELEZNYAK, M., SANSONE, U., "Exposures from aquatic pathways", The Radiological Consequences of the Chernobyl Accident (Proc. Int. Conf. Minsk, 1996), Rep. EUR 16544 EN, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1996) 283-294.

[5.57] ZHELEZNYAK, M.K., et al., Mathematical modeling of radionuclides dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident, Sci. Total Environ. 112 (1992) 89-114.

[5.58] BERKOVSKI, V., RATIA, G., NASVIT, O., Internal doses to Ukrainian population using Dnieper river water, Health Phys. 71 (1996) 37-44.

第６章　動植物に及ぼす放射線影響

6.1. 事故発生前に知られていた、生物相に及ぼす放射線影響

放射線が植物や動物に及ぼす影響については、すでに長年にわたって科学者たちが注目してきており、実際、放射線が人間に及ぼす影響についての情報の多くは、動植物に関する研究に基づいている。だが、その後原子力エネルギーの開発が進んだことと、それに伴い陸域・水域環境に排出される放射性廃棄物が増加して、許容された上での廃棄とはいえ及ぼしうる影響への懸念が増してきたために、新たな研究が行われた。放射性廃棄物の量をどこまで許容するかは、人間の被曝を極力抑えるという観点から決められてきたが、動植物もこれらの廃棄物から被曝しており、しかも、その度合いは人間よりも著しい場合が多いということが知られていた。1970 年代中ごろまでには、電離放射線[訳注 1]が動植物に及ぼす影響に関して十分な量の情報が収集され、これらの情報をまとめた信頼できるレビュー論文【 過去の研究を網羅して解説する論文で、中には新しい視点による新しい解釈を含む事もある】が数件報告されている[6.1-6.4]。

過去百年にわたって行われた研究から、放射線被曝の影響について、いくつかの一般則を見出すことができる。最も目立つのは、動植物の種類によって、 致死的放射線量にかなりのばらつきがあることである（図 6.1）。同じ分類群に属する各種生物のあいだでも、個体によって、あるいは発育段階によって放射線感受性に差があるため、被曝に対してどのような反応を示すかにはかなりの幅がある。また、影響を及ぼす被曝量にも幅があり、ある分類群の生物に対して、軽微な影響しか及ぼさない被曝量から重大な影響を及ぼす被曝量まで、大きな幅があることも観察されている。

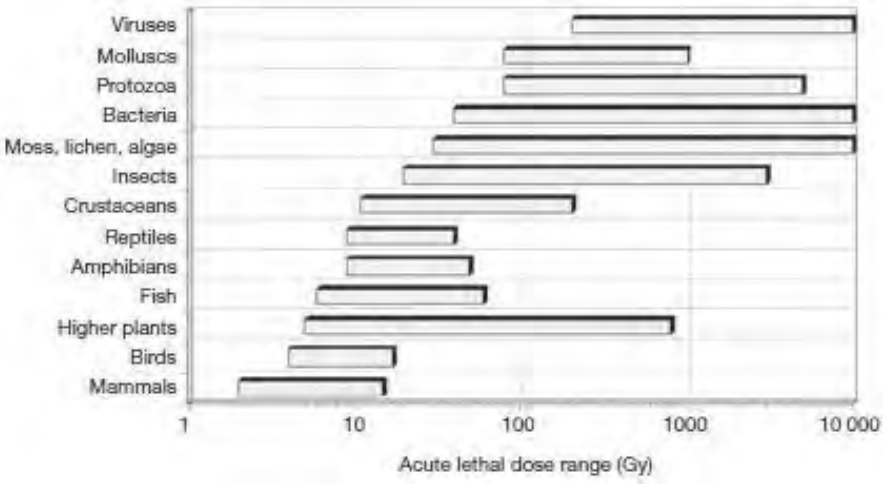


図 6.1.:　生物分類学上の各種類の致死率 100%の急性被曝量（Acute lethal dose）の範囲。高等動物ほど放射線の影響を受け易く、人間は最も放射線に弱い。[文献 6.5 より引用]【横軸の単位は Gy。調べられた生物種は上から：ウィルス（Viruses）、軟体動物（Molluscs）、バクテリア（Bacteria）、蘚類、地衣類、藻類（Moss, lichen algae）、昆虫（Insects）、甲殻類（Crustaceans）、爬虫類（Reptiles）、両生類（Amphibians）、魚類（Fish）、高等植物（Higher plants）、鳥類（Birds）、哺乳類（Mammals）。】

図 6.2 は、さまざまな植物群落、土壌無脊椎動物、齧歯（げっし）動物について、短期間の被曝で軽微な影響から重度の生体損傷までの各種の影響を及ぼすのに必要な放射線量をまとめたものである。植物界では、一般に高木は低木よりも感受性が高く、また、低木は草本よりも感受性が高い。地衣類、蘚類、苔類など、より原始的な植物は、維管束植物よりも耐性が高い。放射線に耐性のある植物には、放射線によるストレスに耐える能力を向上させるような分子や細胞の特性を持つものが多い。また、植物群落内での放射線耐性のばらつきについては、Sparrow による初期の研究で一部説明できる[6.8]。彼は、次のような特徴を持つ植物が放射線に対する高い感受性をもたらす傾向があることを示した：染色体が大きい、動原体が通常の型である【つまり分散型でない】、染色体の数が少ない、単核細胞、二倍体細胞、一倍体細胞、有性生殖、有糸分裂の中間期が長い、減数分裂がゆっくりである。彼はまた、冬眠や、春に始まる成長期など、季節特有の過程によっても、放射線感受性が変化する場合があることを示した（表 6.1 参照）。

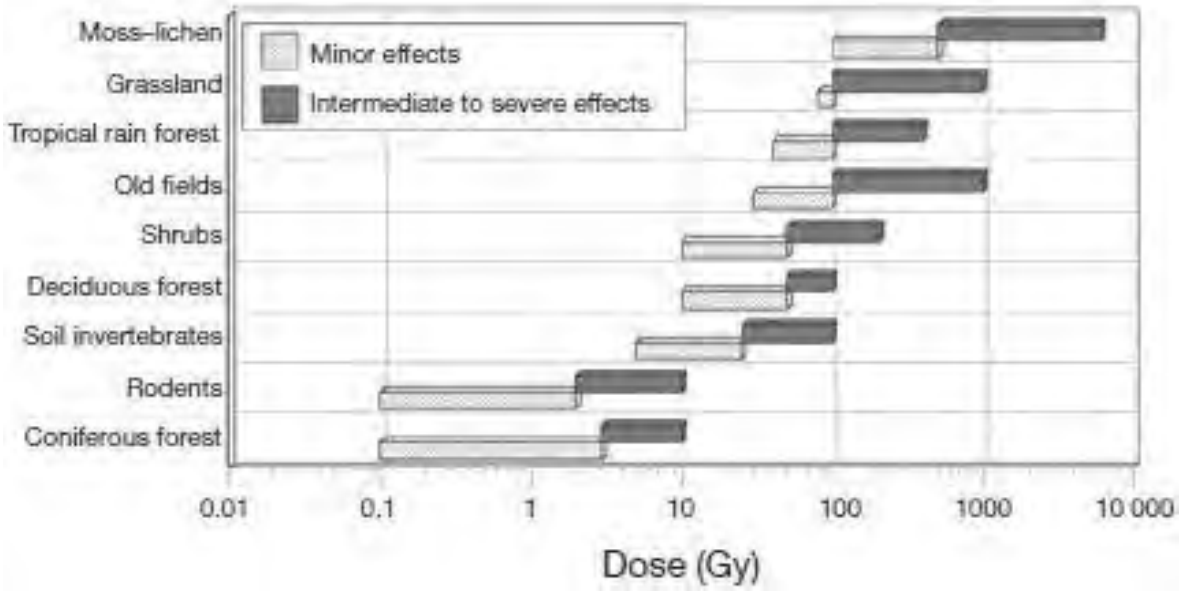


図6.2.:　短期間（5～60日）の被曝で影響（軽度、中程度、重度）が出る放射線量の範囲。各種植物群落、げっ歯類（ネズミ等）、および土壌無脊椎動物の種類別に調べた。

『軽度の影響（Minor effects）』には、染色体損傷、生産力、生殖力、生理機能の変化などが含まれる。『中程度の影響（Intermediate effects）』は、環境に適応する個体のみが生き残る事による種の組成、多様性の変化（選択型進化）などがあげられる。『重度の影響（severe effects）』とは著しく高い死亡率【枝枯れ等】を意味し、被爆線量が『中程度の影響』の上限をあたりから現れ始める。[文献 6.6-6.7より引用]【調べられた生物種は、上から蘚類、地衣類（Moss-lichen）、草原（Grassland）、熱帯雨林（Tropical rain forest）、古くからの野原（Old fields）、低木、潅木（Shrubs）、落葉樹林（Deciduous forest）、土壌無脊椎動物（Soil invertebrates）、げっ歯類（Rodents）、針葉樹林（Coniferous forest）。】

表 6.1. 植物の放射線感受性の程度を決める細胞核の主要な特徴と要素[6.5、6.8]

感受性を高める特徴、要素	感受性を低下させる特徴、要素
核が大きい（DNA の含有量が多い）	核が小さい（DNA の含有量が少ない）
異質染色質が多い	異質染色質が少ない
染色体が大きい	染色体が小さい
末端動原体型染色体を持つ	中部動原体染色体を持つ
正常な動原体を持つ	多中心、分散型動原体を持つ
単核細胞からなる	多核細胞からなる
染色体数が少ない	染色体数が多い
2 倍体、1 倍体核からなる	多倍数体核からなる
有性生殖をする	無性生殖をする
有糸分裂間期が長い	有糸分裂間期が短い
休眠期間が長い	休眠期間が短いか、無い
減数分裂が遅い	減数分裂が速い

いくつかのレビュー論文によれば（たとえば、文献[6.3]）、生物のなかでは哺乳類が最も放射線感受性が高く、また、しかもその影響は致死という形よりも繁殖能力への影響という形で受けやすいと考えられている。哺乳類が急性被曝を受けた場合、死亡に至るのは、一般的に被曝線量が 3Gy を超えてからだが[訳注2]、繁殖能力は、0.3Gy 未満の被曝線量で影響を受ける。慢性被曝では状況が変わり、死亡に至るのは 0.1Gy/d を超えてからであり、生殖能力への影響は、0.01Gy/d 未満で起る。水棲生物のなかでは魚類が最も放射線感受性が高く、魚類の生涯のなかでも、特に配偶子形成期と胚発生期に感受性が高まる。動物群集への影響は、動物の移動によって影響が薄れる傾向がある（被曝線量の高い地域から低い地域へと移動できるからである）。これに比べてほとんど移動できない定住性の土壌無脊椎動物の場合は、とりわけ放射能汚染の大部分が土壌に蓄積することから、ほかの動物よりもかなり高い線量を被曝するおそれがある。

植物や動物が放射線に対してどのように反応するかは、その個体が受ける被曝線量と、その個体の放射線感受性の両方に依存する。被曝線量は、時間の経過に伴って放射能汚染の分布が変化していくなかで、その個体がその時その時にどのような場所に好んで生息するかということと、その生物が内臓や組織にどの程度放射性核種を蓄積する傾向があるかということとの二つによってほぼ決まってしまう。汚染区域内に生息する生物は、生息地の利用法によっては、同じ区域で生活する人間よりもかなり高い被曝線量を受ける可能性がある（つまり、人間は家屋などである程度放射線を遮ることができ、また、あまり汚染されていない地域から食料や水を入手することもできるが、動植物にはそうしたことは不可能であるから[6.3]）。

電離放射線を浴びれば、どんな場合でも生体組織に損傷が生じる潜在的おそれがあるのは確かだが、同じ総吸収線量を、より長期間にわたって被爆する場合、線量率にもよるが、その時間のあいだに細胞や組織の修復処理が起るおかげで、損傷が軽減されることもある。このため、放射線被曝は、多少人為的な区分けではあるが、急性被曝と慢性被曝の二つに習慣的に区別されている。大まかに言って、急性被曝とは、短い時間に高線量率で放射線を被曝したときに、比較的短時間に明白な影響が生じることである。慢性被曝とは、ある程度の時間――通常、その生物の生涯のかなりの期間にわたって、あるいは、胚発生期など、特定の段階のすべてにわたって――、累積線量が急性

影響をもたらさない程度の十分低い線量率で放射線を連続的に被曝することである。

上述した初期のレビュー論文はすべて、以下に示すような場合には、有害な影響が生じる可能性は低いと結論している点で一致している。

（a）陸生・水生植物群および水生動物群が、10mGy/d 以下の線量率で慢性被曝を受けた場合。ならびに
（b）陸生動物群が 1mGy/d 以下の線量率で被曝をした場合。

しかし、注意すべきことは、上記の二つの線量率は、いかなる放射線防護体系においても、環境保護の為の線量率限度として使用されるべきものではないという点である。というのも、【上記の線量値、すなわち】これ以下の線量率ならば重大な障害が生じる可能性がほとんどないと示された数値の根拠は、限られた種類の生物について、限られた種類の生物学的応答について行われた研究に過ぎないからである。また、上記の線量率は、生物群集レベルでの影響に関するデータであり、個々の生物個体への影響については何も述べていないことにも注意が必要である。

放射線被曝が個体に及ぼす影響について、最近あらたに複数のレビュー論文が、FASSET（Framework for the Assessment of Environmental Impact の略、環境への影響評価のための枠組み）および EPIC（Environmental Protection from Ionising Contaminants in the Arctic の略、北極圏における電離放射線汚染に関する環境保護）という、二つの EC プロジェクトの枠組みのなかで執筆され、おおむね一貫した結論を出している[6.9-6.11]。被曝線量が低いときでも感受性の高い細胞系や、感受性の高い種の個体では軽度の影響が現れる場合もある（たとえば、哺乳動物の血液細胞の細胞数や、魚類の免疫反応、針葉樹の成長、そして多くの生命体における染色体異常など）けれども、重大な影響が生じる閾値線量率は、ほとんどの研究で約 0.1 mGy/h (2.4 mGy/d)と示されている。その後線量率が増加するにつれて有害な影響も徐々に増加し、通常、1 mGy/h （24 mGy/d）を超える線量率を生存期間に比してかなりの期間浴び続けると影響は顕著になる。2.4 mGy/d 以下の線量率において個体もしくは個体群に、重篤でない障害の発生率上昇が見られるかどうかや、あるいは細胞遺伝学的影響があるかどうかについては、まだ定まっていない[6.11]。

最近まとめられた EPIC のデータベースには、ロシア連邦北部とチェルノブイリ汚染区域内で観察された野生生物への放射線被曝の影響が、非常に広い範囲の線量率にわたって記載されている（10^{-5}Gy/d 未満から 1 Gy/d を越える範囲を網羅している）[6.10]。 EPIC データベースから、野生生物に対する放射線の影響が決定的になる閾値が、【X 線、γ線のように】線エネルギー付与[訳注 3]の低い放射線については、0.5-1 mGy/d の範囲にある、という一般的な結論が得られる。

このような植物、動物の放射線被曝の影響に関する大づかみな結論は、チェルノブイリ事故後の被曝の増加から観察されたさまざまな放射線影響に関する入手可能な情報を検討する際に、適切な内容となっている。

訳注 1：放射性物質から出てくるガンマ線やベータ線など、放射線の経路の媒質を電離するだけのエネルギーを持つ放射線で、物質中の原子・分子を直接電離する性質を持つ直接電離放射線と軌道電子や原子核との相互作用で荷電粒子を発生させ、その荷電粒子が原子・分子を電離する間接

電離放射線がある。原文では 3〜5 章では電離放射線の事が単に放射線と記してあるが、本章では正式名称の電離放射線という書き方が往々にして用いられている。

訳注 2：人体の場合の被曝は、線量（Gy）でなく効果（Sv）に換算するが、動植物でそのような換算は出来ないので、Gy という吸収線量の単位を本章でそのまま被曝線量として用いる。

訳注 3：線エネルギー付与とは、放射線が単位長さあたりの物質に平均して与えるエネルギー。

6.2. チェルノブイリ事故後の放射線被曝の経時的変化

チェルノブイリ事故の環境への影響を議論する際は、事故のどの段階での影響を論じるのかを明確にすることが決定的に重要である。事故から 20 年近く経った現在観察される影響は、最初の 20 日間に起ったものとはまったく異なる。事故現場周辺区域では、放射線被曝の状況が大きく異なる三つの段階があったとみなされている[6.4]。最初の 20 日間は、この区域を通過した放射能性ダスト雲（放射性プルーム：3.1.2 参照）に短寿命放射性核種（^{99}Mo【モリブデン 99】、^{132}Te/^{132}I【テルル 132/ヨウ素 132】、^{133}Xe【キセノン 133】、^{131}I【ヨウ素 131】、^{140}Ba/^{140}La【バリウム 140/ランタン 140】）が大量に含まれていたために、放射線被曝は本質的に急性であった。これら短寿命で強い放射性をもつ核種の大部分は、植物や地面の上に沈着し、生物相に測定可能な影響を及ぼすほどの大量の累積線量を与えた。また、事故当日および事故後数週間にわたり、放射性ヨウ素同位体もしくはその放射性前駆体[訳注 4]の吸入や摂取によって、脊椎動物の甲状腺が高度の被曝を受けた。

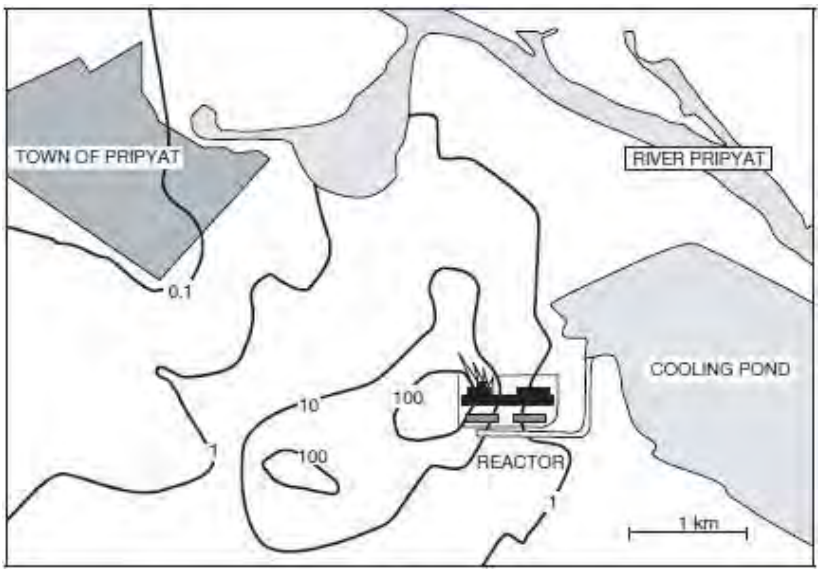


図6.3.: チェルノブイリ原発の原子炉近くで測定された大気中の放射線照射量率。1986年4月26日の値。等値線に記された数値の単位はR/h=約10 mGy/h=約0.2 Gy/d。[文献 6.12より引用]【右上を南東に向かって流れるのがプリピャチ（PRIPYAT）川で、日本の一級河川に相当する。プリピャチの市街地（TOWN OF PRIPYAT）は原子炉（REACTOR）の北西に位置する。冷却池（COOLING POND）は川と原発の間に位置する。】

損傷した原子炉のごく近傍で事故当日に測定された照射線量率が、図 6.3 に示されている。図中の照射線量率は主に、沈着した放射性核種からのガンマ線照射によるものであり、その大きさは最大で 20Gy/d であった。しかし、表面組織や小型の生物学的標的（たとえば、針葉樹の成熟した針葉や成長中の芽など）は、その上さらに、付着した放射性核種からのベータ線をかなりの量被曝した。事故後 20－30 日の最初の段階では、短寿命放射性同位体から高い線量率で比較的短期間の被曝を受けたと考えられ、生物相に著しい影響を及ぼした急性被曝の時期と特徴付けられる。

放射線被曝の第二の段階は、1986 年の夏と秋の期間にわたった。この期間、短寿命放射性核種は壊変により消滅し、長寿命放射性核種は、物理的、化学的、生物的プロセスによって、環境内の異なる場所に運ばれた。主な移動プロセスとしては、雨によって放射性核種が植物の表面から土壌に流される現象と、植物組織を通しての生体蓄積とがあった。土壌表面での線量率は、短寿命核種が放射壊変したために、最初の値の 10%を大幅に下回るまで低下したが、有害なレベルの線量が依然として蓄積された。放射性核種が雨によって流されたために、通常とは違った形で放射線障害を起こした針葉樹の例を図 6.4 に示す。

図6.4.:　放射能の影響を受けた小型針葉樹の写真。上部は、事故発生直後に放射性物質が樹冠に堆積したことにより損傷を受け【左上の針葉が薄くなった部分】、下部は、その後の雨で樹冠から流された放射性物質が表面に吸着したことで損傷を受けた。中央部分のみは余り影響を受けていない。[T. Hilton 氏による写真提供、1991年]

概括的に言って、動植物が蓄積した総放射線量の約 80%は、事故後 3 ヶ月以内に被曝したもので、このうち 95%以上がベータ線の寄与であった[6.4]。この事実は、放射性降下物による総被曝線量のうち、ガンマ線による分よりも、ベータ線による分のほうが重要であるという点で、以前の諸研究と一致している。たとえば、反応から 10 時間経過した新しい核分裂生成物の混合物を、7GBq/m^2 の密度で、さまざまな成長段階にある穀草類に沈着させる実験では、植物が結果として受けたベータ線量とガンマ線量の比を熱ルミネッセンス線量計で測定したところ、その比は 1 から 130 の範囲で分布した[6.13]。

CEZ 内の土壌表面で熱ルミネッセンス線量計を使って行った測定では、ガンマ線量に対するベータ線量の比は、約 26：1（つまり、総線量の 96%がベータ線によるもの）であった。事故後 15 日の土壌表面のガンマ線線量率が 0.01mGy/h であった場合、ベータ線とガンマ線両方の総積算線量は、最初の 1 ヶ月間では 0.5±0.2Gy、そして、2 ヶ月目と 3 ヶ月目の終わりの時点で、それぞれ 0.6 と 0.7 Gy であったと推測されている[6.14]。

放射線被曝の第三の（今なお続いている）段階においては、線量率が初期値の 1%以下という被曝が慢性的に続いており、これは主に ^{137}Cs【セシウム 137】汚染によって生じている。時がたつにつれて、短寿命核種が崩壊し、残存している ^{137}Cs の多くが土壌内部に移行していくため、放射線被曝の総量に対してベータ線とガンマ線が占める割合は、ほぼ同等になっていく傾向がある。しかし、両者の比は、生物の内部に ^{137}Cs がどの程度蓄積するかということと、主な外部被曝源（すなわち土壌）に対する生物の行動によって異なる。初期の沈着が場所によって不均一であったうえに、生物ごとに生息場所が異なる（たとえば、鳥は森林の上層部に、齧歯動物は地面に生息する）ため、放射線被曝の程度は生物ごとに、そして事故後の時期により著しく異なる。動物が外部から CEZ 内に移入してきたり、生息している動植物が繁殖したりすることによって、現在チェルノブイリ周辺の放射能に汚染された環境内に、新しい動植物が常時移入している。現在のこうした状況は、6.8 節で紹介する。

訳注 4：放射壊変によって放射性ヨウ素同位体に変化するような、他の元素に属する放射性同位体。

6.3. 植物に対する放射線影響

チェルノブイリ事故起源の放射性降下物から植物が受けた被曝線量は、核種ごとの物理的性質（半減期、放出される放射線の種類など）の違いや、その植物種が事故当時どのような生理学的段階にあったかという違い、重要な植物組織に核種を吸収する植物種ごとの傾向の違いによって異なっていた。事故が発生したのが 4 月の末という、植物の成長と繁殖が盛んになる時期に重なったことで、放射性降下物による生体損傷効果は著しく高まった。ベータ線を放出する放射性汚染物が、放射線に感受性の高い重要な植物組織【植物の成長点はまさに天辺にある】の上に沈着したせいで、同じ環境に生息する動物よりも、植物のほうが著しく高い線量を被爆する結果となった[6.13, 6.15]。ベータ線の寄与を適切に考慮するようになる以前は、線量―被曝影響の関係に大きなばらつきが見られた[6.16]。

CEZ 内では、植物に沈着した全ベータ放射能（0.7-3.9 GBq/m^2）と、それにともなう放射線量は、いくつかの植物種で、一時的生殖能力不全もしくは繁殖能の低下を引き起こすに十分であった[6.15]。1986 年 8 月までには、事故前に種を蒔かれたさまざまな作物が姿を現しはじめた。汚染密度が 0.1-2.6GBq/m^2 の畑地や、植物の被曝線量率が事故初期に 300 mGy/d に達していたと推測される畑地では、成長や発育の問題が見られた。分裂組織細胞の染色体異常の発生率が上昇したほか、葉の斑点状の壊死や先端の萎縮、さらに、光合成、蒸散、代謝産物の合成の抑制が観察された[6.17]。冬コムギの各種異常は、1986 年から 1987 年にかけては 40%を超え、異常の種類によっては、その後数年間続いたものもある[6.18]。

針葉樹が放射線感受性の高い植物であることは以前から知られていたが、チェルノブイリ原子力発電所の 1.5–2 km 西にある針葉樹林[訳注 5]は、20Gy/d を超える線量率により[6.12]、枯死を引き起こすに十分な線量（80Gy 以上）[6.19]を被曝した。原子炉に極めて近いところにある針葉樹が放射線障害を受けた最初の兆候は黄変と針葉の枯死で、これらは事故発生後 2、3 週間以内に現れ始めた。1986 年の夏のあいだに、放射線障害の範囲は北西方向 5km まで広がった。7km 離れた地点で深刻な障害が観察された例もあった。枯死した針葉樹の木立の色から、森は「赤い森」と呼ばれるようになった。

Tikhomirov and Shcheglov [6.19]、および Arkhipov ら[6.20]は、枯死率、繁殖異常、木立の生育力、そして針葉樹の樹冠の再生が吸収線量に依存することを発見した。ヨーロッパアカマツ【*Pinus silvestris*】が急性被曝を受けた場合、被曝線量が 0.5Gy で検出可能なまでの細胞遺伝学的障害が起った。1Gy を超える線量では、成長が遅れ、形態の障害が生じた。そして線量が 2Gy を超えると、樹木の繁殖能力が影響を受けた。0.1Gy 未満の線量では、目に見える生体損傷は樹木に起らなかった。表 6.2 は、CEZ 内の針葉樹での放射能濃度と線量の変動範囲を示す。トウヒ属の樹木は、マツよりも放射線感受性が高いことが観察された。0.7－1 Gy という低い吸収線量でも、トウヒ属の樹木には、針葉、芽および茎の成長の奇形が見られた[6.22]。

表 6.2. チェルノブイリ原子炉から方位角 205～260 度の範囲における、原子炉からの距離別の針葉樹の放射能汚染量（kBq/kg）と、同位置での 1987 年 10 月における推定空間線量率（mGy/h）及び累積外部線量（Gy）[6.21]

チェルノブイリ原子力発電所からの距離	空間線量率[a]	累積外部線量[a]	針葉内の放射能濃度（kBq/kg）					
			^{144}Ce	^{106}Ru	^{95}Zr	^{95}Nb	^{134}Cs	^{137}Cs
2.0 km	2.2 mGy/h	126 Gy	13400	4100	800	1500	1500	4100
4.0 km	0.10 mGy/h	5 Gy	150	60	8	15	17	72
16.0 km	3.5×10^{-4} mGy/h	0.014 Gy	1.5	0.6	0.1	0.17	0.18	0.55

[a] 土壌表面から高さ 1m におけるガンマ線の線量率と線量

表 6.3. チェルノブイリ原子力発電所近辺の地区の針葉樹林の生体損傷とその面積[6.22]

地区と生体損傷の程度	ガンマ線の外部線量[a]	空間線量率[a]	針葉の内部線量
針葉樹の致死（4km^2）：マツの完全な死、落葉樹の部分的損傷	> 80-100 Gy	> 4 mGy/h	> 100 Gy
亜致死（38km^2）：成長点の大部分の死、針葉樹の一部の死、落葉樹の形態的変化	10-20 Gy	2-4 mGy/h	50-100 Gy
中程度損傷（120km^2）：生殖能力の抑制、針葉の乾燥、形態的変化	4-5 Gy	0.4-2 mGy/h	20-50 Gy
軽度損傷：針葉樹の成長、生殖、形態の障害	0.5-1.2 Gy	< 0.2 mGy/h	< 10 Gy

[a] 土壌表面から高さ 1m におけるガンマ線線量率と線量

樹木の重要な部分に吸収された線量のうち 90%が､沈着した核種からのベータ線によるもので、残りの 10%がガンマ線によるものであった。既に 1987 年には、生き残った樹冠で再生プロセスがはっきりと見られるようになり、人間の再生活動によって、枯死した樹木が生えていた場所に移植が行われ、若い森林が再生した[6.20]。針葉樹の木立が枯死した場所では、害虫や害獣が突如として侵入し、その後隣接する区域へと広がっていった。枯死した針葉樹の木立の区域は、現在では草地になっている。そこへ落葉樹の自然播種によるゆっくりとした侵入が起っている。放射線によって生じた針葉樹の生体損傷がどの程度であったかによって、チェルノブイリ近傍の地域を四つのゾーンに分けることができる（表 6.3)。

訳注 5：原文では pine tree という表現が度々登場するが、マツ属の植物を意味するというよりは、図 6.4 や 6.6 に示されるようなモミやトウヒに近い樹種をも含む広範な針葉樹を意味すると推察されるため、本章では針葉樹と訳す。

6.4. 土壌無脊椎動物への放射線影響

最初の放射性降下物の 60%から 90%は林冠やその他の植物に沈着した [6.19]が、事故後数週間のうちから 2、3 ヵ月後までのあいだに、雨による流下と落葉のプロセスによって、放射性汚染の大部分は、リター層[訳注 6]と土壌層へと移行した（より詳しくは、3.4 節を参照のこと)。そのため、リター層と土壌層に生息する無脊椎動物たちは、長期間にわたって高レベルの放射線に曝されることになった。土壌無脊椎動物たちが冬の休眠期のあとの繁殖と脱皮を行うという、放射線感受性が最も高まる時期に事故が起ったため、土壌無脊椎動物に影響が及ぶおそれはとりわけ高かった。

事故後 2 ヶ月以内に、原子炉から 3-7 km 地点の森林のリター層に生息する無脊椎動物の数は、30 分の 1 に減少し [6.14]、繁殖は深刻な影響を受けた（幼虫と若虫はいなくなった)。約 30Gy の被曝線量（土壌中に設置された熱ルミネッセンス線量計から推定した）は、無脊椎動物群落に破壊的な影響を与え、卵や初期生育段階にある個体を死に至らしめ、成体には生殖障害を起こした。比較的汚染の少ない区域から無脊椎動物が移入してくることが一つの要因となって、森林のリター層

に生息する無脊椎動物の生殖活動は一年以内に回復した。2 年半後、リター層の無脊椎動物の成体に対する幼若虫の比ならびに単位面積当たりの無脊椎動物の総重量は、対照地点における値と変わらなかった。しかし、種の多様性は極端に低いままだった[6.14]。

土壌内の無脊椎動物種の多様性【種組成や種の豊富さの変化】を調べることによって、群落レベルでの放射線の影響を分析することができる。たとえば、1986 年 7 月に、チェルノブイリ原子力発電所から 3km の距離で採取された 10 個の針葉樹の木立から採取された土壌コアには、無脊椎動物は 5 種類しか見つからなかった。これに対して、70km 離れた対照地点では 23 種が確認された。リター層における動物相の平均個体密度は、対照地点での、コア 225cm^2 あたり 104 個体から、3km 地点では 2.2 個体にまで減少した。対照地点で採取された 10 のコアすべてに存在していた 6 つの種は、3km 地点から採取した 10 のコアでは全く見られなかった[6.23]。高度に汚染された地点で発見された無脊椎動物の数は、1993 年には対照地点の半分に過ぎず、種の多様性が完全に回復するのは、事故後 10 年近くが経った 1995 年になってのことであった[6.14]。

森林リター層内の無脊椎動物に比べ、耕作地土壌に生息する無脊椎動物は、それほど影響を受けなかった。耕作地土壌でミミズの個体数は 4 分の 1 に減少していることが確認されたが、それ以外は、土壌無脊椎動物のどんな集団でも壊滅的な大量死は観察されなかった。5cm よりも深い土壌の内部では、土壌無脊椎動物の減少はまったく見られなかった。放射性核種は深い土壌層にまではまだ移行しておらず、上を覆っていた土壌が、総線量の主成分（94%）であったベータ線から無脊椎動物を遮ったと考えられる。森林リター層内の無脊椎動物が被曝した線量は、表土内に生息する無脊椎動物よりも 3 倍から 10 倍高かった[6.14]。

チェルノブイリ周辺の高度汚染地区内で無脊椎動物の生殖能力不全が起ったかどうかについては、研究者たちは明確な見解を持っていないが[6.14]、チェルノブイリの現地調査で報告された 30Gy という積算線量は、外部照射によって害虫を防除する実験で使用される線量の範囲内にある。最近のあるレビュー論文では、昆虫、ダニ、マダニのほとんどの科で、200Gy 未満の線量で生殖能力不全を起こすに十分であることが示されている[6.24]が、昆虫や節足動物でも、種類によっては生殖能力不全を起こす線量がこれよりはるかに低い場合もあり、その数値は【生物分類の】目ごと、あるいは、同じ目のなかで、大きくばらついている。植物に対して発見された[6.8]のと同じように、昆虫の放射線感受性は、間期核[訳注 7]の平均体積値と相関がある[6.24]。

訳注 6：生態学の用語で、森林において葉や枝が地表面に落ちたものや動物の糞など、まだ土壌生物によって分解されていないものが地表面上に堆積した層をいう。

訳注 7：有糸分裂と次の有糸分裂の間の期間（間期）にある細胞核。

6.5. 家畜への放射線影響

放射能に汚染された環境では、反芻動物の被曝は、家畜化されたもの（ウシ、ヤギ、ヒツジ）も、野生のもの（ヘラジカ、シカ）も、総じて高い。というのも、これらの動物は大量の植物を摂取するため、多くの放射性核種が体内に蓄積されるからである。たとえば、一頭の乳牛は毎日、150m^2

の草地から、その約 30%の草を食べる。核種を摂取することで、腸、甲状腺、その他の内臓が被曝する。家畜の損傷は、農村部の人々にとってフォールアウトのもたらす重大な被害の一つであり[6.25, 6.26]、家畜を失うことという意味だけでなく、その社会的・心理的意味も大きい。

事故直後の時期、CEZ 内の家畜は高レベルの放射性ヨウ素（^{131}I および ^{133}I。それぞれ半減期は 8 日間と 21 時間）に曝され、その結果、ベータ線・ガンマ線両方による深刻な内部被曝と外部被曝を受けた（表 6.4）。上記二種のヨウ素同位体による 76Gy の線量を甲状腺が被曝すれば、甲状腺に深刻な障害が生ずるに十分である[6.27]。ウクライナとベラルーシの土壌には、元来、安定な【非放射性の】ヨウ素、コバルト、マンガンは微量しか含まれていない。地域全体で安定な【非放射性の】ヨウ素が欠乏している状況だと、放射性ヨウ素の血液から甲状腺への移行が、正常な場合の 2 倍から 3 倍に高まるおそれがある[6.15]。これらの条件によって、事故の影響はより深刻になった。

家畜の甲状腺機能の低下は、被曝した線量と相関があった（甲状腺の被曝線量が 50Gy の場合、甲状腺機能は 69%低下した。被曝線量が 280Gy であった家畜では、82%の機能低下が見られた）。甲状腺ホルモンの血中濃度は、授乳期間のすべてを通して、生理学的正常値よりも低かった。甲状腺に放射線による障害が起ったことは、組織学的研究（すなわち、結合組織や時には脂肪組織の過形成、充血、上皮の壊死の観察）によって確かめられた。甲状腺組織を実質的に持たない家畜もウクライナで確認された。とりわけ、甲状腺被曝をした牝牛から生まれた子牛では、ホルモン状態の乱れが顕著であった[6.28]。CEZ 内のベラルーシ領の域内から避難させられた家畜にも、同様の影響が認められた[6.26]。

事故後、CEZ 域内の家畜のほとんどが避難させられたが、比較的汚染が高度な領域に数百頭の家畜が 2 ヶ月から 4 ヶ月のあいだ残された。1986 年の秋までには、これらの家畜の一部が死に、生き残ったものは、免疫反応の障害、体温の低下、循環器疾患を示した。180Gy を超える甲状腺線量を受けた家畜の場合、甲状腺機能低下は 1989 年まで続き、生殖障害を引き起こした原因であるとみられる[6.26]。高い線量を被曝した牝牛から生まれた仔牛には、低体重、一日当たりの体重増加量の減少、そして矮小発育症の兆候が見られた。生殖機能が正常に戻ったのは、1989 年の春のことだった。^{137}Cs 汚染が 0.2-1.4 MBq/m^2(5-40Ci/km^2)の域内に残された家畜の血液学的指標は正常であった[6.28]。

表 6.4. 1986 年 4 月 26 日から 5 月 3 日までチェルノブイリ 30km 圏（CEZ）内に留まっていた畜牛の受けた放射線量[6.21]

チェルノブイリ原子力発電所からの距離	地表の放射能密度	吸収放射線量		
		甲状腺	消化管	全身内部被曝
3 km	$8.4 \cdot 10^8$ Bq/m^2	300 Gy	2.5 Gy	1.4 Gy
10 km	$6.1 \cdot 10^8$ Bq/m^2	230 Gy	1.8 Gy	1.0 Gy
14 km	$3.5 \cdot 10^8$ Bq/m^2	260 Gy	1.0 Gy	0.6 Gy
12 km	$2.4 \cdot 10^8$ Bq/m^2	180 Gy	0.7 Gy	0.4 Gy
35 km	$1.2 \cdot 10^8$ Bq/m^2	90 Gy	0.4 Gy	0.2 Gy

ベラルーシ領内の高度に汚染されたコイニキ地区から、事故発生の 1 年半後に避難させた 2000 頭の羊と 300 頭の馬（3 - 8 歳）に慢性放射線障害が見られた[6.26]。線量は推定されていない。羊については、全身状態の悪化、衰弱、呼吸障害、低体温、その他の異常が見られた。また、白血球減少、赤血球減少、血小板減少、好酸球増加、正常よりも 1.5 -2 倍高い血糖濃度、甲状腺ホルモン濃度の正常値に比しての著しい低下、が見られた。被曝した羊の子孫の体重および羊毛収穫量は、健康な個体に比べ、半分かそれ以下という所見であった。馬については、放射線被曝による影響として、全身状態の悪化、浮腫、白血球減少、血小板減少、好酸球増加、そして骨髄球増加が見られた。家畜の 70 パーセントで、血清中の甲状腺ホルモン濃度が各種分析法の検出レベルよりも低かった。

年間線量が 0.05Gy/年を超えなかったさまざまな地域で、畜牛や豚の催奇性（出生異常）が見られたという報道が多数あった。科学的な証拠からは、これらの地域での出生異常の増加は、このような低レベルの線量でのばらつきと区別できないと判断される[6.25]。さらに、1989 年のデータは、ジトームィル地区【ウクライナ西部の都市】の放射能汚染区域内での家畜の出生異常は、同地区の非汚染地域より高くはなかったことを示している。事故後、6 本脚の仔牛の写真が広められ、事故によって生じた異常だと言われた。しかし、この仔牛は 1986 年 6 月に生まれたもので、子宮内での分化と器官形成のプロセスは事故の前に終了していた。したがって、この広く喧伝された奇形発生の事例は、チェルノブイリ原発事故以外の原因によるものである。

6.6. 他の陸生動物に対する放射線影響

事故発生 4 ヵ月後、チェルノブイリ原子力発電所の半径 10 キロ以内に留まっていた野生動物や置き去りにされた家畜を対象にした調査と解剖が実施された[6.14]。希少種を含む 50 種類の鳥類を同定できたが、すべての種について外見、行動ともに正常であると観察された。死亡した鳥は一羽も発見されなかった[訳注 8]。ツバメやイエスズメは子孫を産んでいるのが認められたが、その子孫たちも正常なようであった。6 目 45 種の哺乳類を観察した結果、外見に異常のあるもの、行動に異常をきたしているものは記録されなかった。

1986 年の 8 月と 9 月に野生動物と家畜の一部を屠殺し解剖が行われた。イヌとニワトリは慢性放射線症候群の兆候が見られた（体重の減少、蓄積脂肪の減少、リンパ節、肝臓、脾臓の質量増加、肝臓、脾臓における血腫の形成、及び大腸内膜の肥厚化）。ニワトリの巣に卵は無く、また卵巣にも卵は認められなかった。

1986 年の秋にかけて、小型齧歯類の数が 2 分の 1 から 10 分の 1 にまで減少した[訳注 9]。事故発生後 5 ヶ月間に（小型齧歯類が）吸収した放射線量の推定値はガンマ線については 12 から 110 Gy、ベータ線については 580 から 4500 Gy と推定された。動物の個体数は 1987 年の春までに回復をしていたが、これは主に比較的放射能汚染の低い地域からの移入によるものであった。1986 年と 1987 年には、高放射能汚染地域の齧歯類について、胚が子宮内に着床する前に死亡した割合が対照群と比較して 2 から 3 倍に上昇した。胚吸収[訳注 10]についても汚染地域の齧歯類で顕著に増加が見られた

が、メス 1 匹あたりの子ども数については対照群との間に差異は無かった[6.29]。

訳注 8 : 他の鳥獣が死亡した個体を捕食する可能性があるので、「一羽も発見されなかった」という表現は正確でない可能性がある。
訳注 9：原文では during autumn とあり、秋の３ヶ月間に減ったのか秋までに減ったのか不明。
訳注 10：胚が発生を途中でやめてしまい、胎盤に吸収される出生異常の一種。

6.7. 水生生物への放射線影響

チェルノブイリ原子力発電所の冷却水は、発電所敷地から南西に位置する 21.7km^2 の人工貯水池から得ていた。事故後冷却用貯水池は高度に汚染され、水と堆積物内に蓄積した放射性核種混合物の量は、(6.5±2.7)×10^{15} Bq 以上にのぼった（詳細は 3.5 節を参照のこと）[6.30]。水生生物は、水中および汚染された池底の堆積物内の放射性核種からの放射線と、汚染された水生植物からの放射線によって、外部被曝を受けた。内部被曝は、放射能で汚染された食物や水を摂取したり、汚染された堆積物を摂取したりすることによって受けた。事故後から 60 日間にわたり水生生物相が受けた被曝線量率の変化が図 6.5 に示されている。

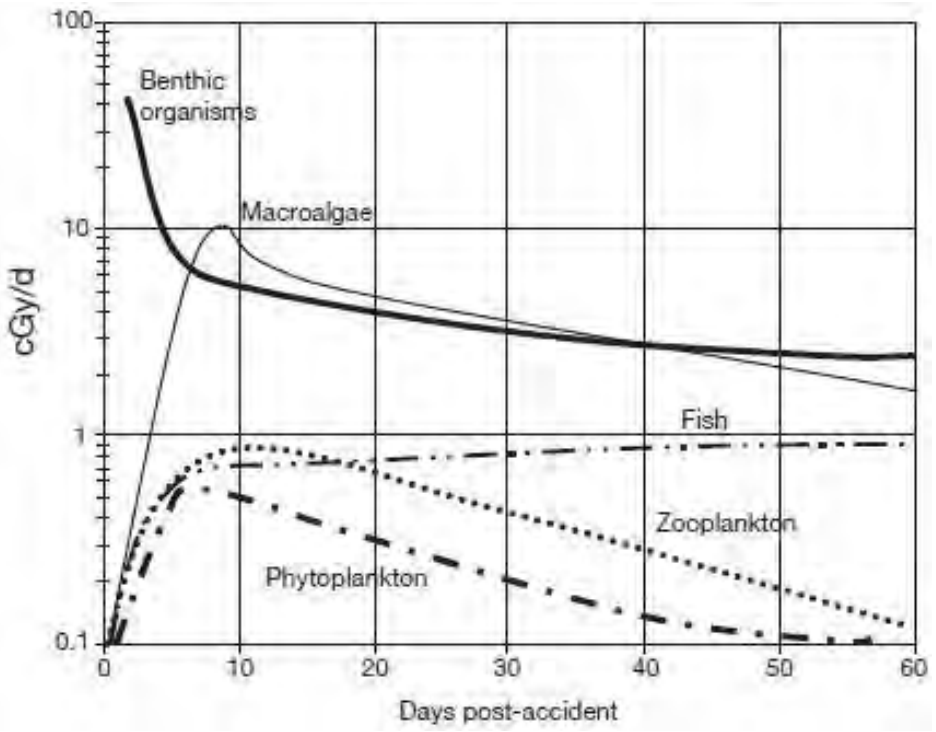


図6.5.:　水や沈泥での放射性物質汚染からモデル推定した、チェルノブイリ原発の冷却池の生態系【藻、魚、プランクトン】が受けた推定被曝量。事故後60日間の推移を示す。単位は0.01 Gy/d＝0.0004 Gy/h。[文献 6.21より引用]【調べた生態系は太い実線が底生生物（Benthic organisms）、細い実線が

大型藻類（Macroalgae）、点線が動物性プランクトン（Zooplankton）、一点斜線が植物性プランクトン（Phytoplankton）、二点斜線が魚類（Fish）。】

水生生物（魚類を除く）が受けた被曝線量率が最大になったのは、事故後最初の 2 週間で、この時期は、被曝線量の 60–80%が半減期の短い放射性同位体（主に ^{131}I）によるものであった。第 2 週目の間に、水生生物が受ける被曝線量における短寿命放射性核種の占める割合は 1/2 に減少した。魚類が受ける被曝線量率が最大に達する時期は、ほかの生物よりも遅れた（図 6.5）。その理由は、魚類の食物網が、より長寿命の核種（主に $^{134,137}Cs$【セシウム 134,137】, $^{144}Ce/^{144}Pr$【セリウム 144/プラセオジウム 144】, $^{106}Ru/^{106}Rh$【ルテニウム 106/ロジウム 106】および $^{90}SR/^{90}Y$【ストロンチウム 90/イットリウム 90】）によって時間をかけて汚染されるからである。魚種の間で被曝線量率の差異が見られたが、それは、栄養段階の位置[訳注 11]の違いによる。非肉食魚（コイ、キンギョ、ブリーク【欧州産コイ科の淡水魚】）は、体内濃縮によって、1986 年に推定最大線量率 3mGy/d に達したあと、1987 年には線量率は大幅に低下した。しかし、肉食魚（パーチ）の線量率は、1987 年に増加し、1988 年になるまで低下しなかった[6.21]【食物連鎖ピラミッドの上位にある肉食魚ほど生体濃縮が遅く大きくなることは 4.5 節にも書かれている】。累積線量が最も高かったのは、1986 年から 1987 年に生まれた第一世代の魚であった。池底に生息する魚（キンギョ、ヘダイ、ブリーム、コイ）は、池底の堆積物から著しい被曝を受け、累積被曝線量は約 10Gy にのぼった。

表 6.5. 「環境影響評価の枠組み【FASSET】」のデータベースより得られた魚類の生殖能力に及ぼす電離放射線の慢性的な影響[6.33]

線量率（／時）	線量率（／日）	影響
0-99 µGy/h	0-2.4 mGy/d	細胞型、生体損傷、死亡率のすべてで、正常だった自然放射線量被曝グループ
100-199 µGy/h	2.4-4.8 mGy/d	データ無し
200-499 µGy/h	4.8-12 mGy/d	組織内の精原細胞及び精子の減少
500-999 µGy/h	12-24 mGy/d	産卵の遅れ、精巣重量の減少
1000-1999 µGy/h	24-48 mGy/d	平均の生涯繁殖力の減少、不妊化の早期化
2000-4999 µGy/h	48-120 mGy/d	生存能力のある子孫の減少 異常胚の数の増加 雌雄未分化なスモルト（海水への適応が完了し体色が銀色に変化した幼魚）個体数の増加 一度の産卵数の増加の報告例 胚死亡率の増大
5000-9999 µGy/h	120-240 mGy/d	1 ヶ月齢まで生存できる個体数の減少 脊椎異常の増加
> 10000 µGy/h	> 240 mGy/d	放射線量の増大に伴い、産卵間隔が減少傾向にある 新生稚魚の生存率の顕著な減少 不妊成魚の出現 メダカにおける 50 日以内の生殖細胞の破壊 稚魚の高致死率；生殖細胞が見当たらない 母川回帰する（産卵場所に回帰する）オスのサケ数の顕著な

減少
4 年後、メスのサケは産卵数が顕著に減衰

1990 年、若いハクレン[訳注 12]の繁殖能力が分析された[6.31]。ハクレンは、事故当時、冷却水用池のなかの生簀で飼われていた。このハクレンは、1988 年までに生殖可能に成熟した。事故後の時期のすべてをとおして、ハクレンは 7–8Gy の線量を被曝した。筋肉、肝臓、生殖腺の生化学的分析では、対照群との違いは見られなかった。受精卵の量は 94%だった。発生卵の 11%に異常が見られた。雌の生殖能力は対照群より 40%高かったが、被曝した雄の 8%が生殖能力をもたなかった。子孫の非対称性の変動レベル【平均からのずれの時間変化】は対照群と変わらなかったが、細胞遺伝学的障害のレベル（22.7%）は対照群（5–7%）を有意に超えていた。これとは対照的に、Pechkurenkov[6.32]は、コイ、ヘダイ、ハクレンの 1986 年から 1987 年における染色体異常細胞の数は、正常範囲内であると報告した。なお、冷却水用池が放射線による汚染のみならず、化学物質の汚染にも曝されていたことは、触れておくべき事実である。

最近、電離放射線が魚類の繁殖に及ぼす慢性被曝影響について、チェルノブイリのデータも含めた（表 6.5）研究がレビュー論文としてまとめられている。

訳注 11: trophic position 栄養段階 : 生態系における役割の類型的分類。俗に言う食物連鎖ピラミッドの事で、植物などの生産者、生産者を捕食する消費者、死体や排出物を分解する分解者などに大別できる。

訳注 12：silver carp, コイ科の魚類。世界各地に自然繁殖が確認されている。

6.8. 動植物に対する遺伝的影響

チェルノブイリ事故関連によって引き起こされた動植物の突然変異を取り扱った信頼性の高いデータはあまりない。突然変異の規模拡大は 1987 年に明らかに見られるようになり、ヒメムカシヨモギ【canadian flea-bane】、セイヨウノコギリソウ【common yarrow】、mouse millet plants [訳注 13] でさまざまな形態異常が確認された。例としては不自然な枝分かれ、花の形態異常[訳注 14]、葉や花の色や大きさの異常、針葉樹に見られるいわゆる『てんぐ巣病』[訳注 15]の様な形態形成が挙げられる。原子炉周辺の半径 5 キロ圏内では落葉樹についても同様の影響が見られた（葉の巨大化、形状の変化；図 6.6 参照）。形態異常は事故発生直後に 0.2-0.3 mGy/h のガンマ線量率に曝された地域で観察できた。放射線量率 0.7-1.3 mGy/h の地域では、栄養繁殖の増進[訳注 16]、heather【ヒース】やいくつかの植物種での巨大化が観察された[6.19, 6.20, 6.34, 6.35]。

1986 年に収穫された冬ライムギの根の成長点と、コムギ胚芽から採取した細胞を遺伝学的に解析した結果、異常細胞の数が被曝線量と関係していることが明らかになった。吸収線量が 3.1 Gy の地点では対照群に比べて異常細胞の数が明らかに多かった。吸収線量 1.3 Gy の地点では有糸分裂の阻害が生じ、吸収線量 12 Gy の地点では発芽率が減少していた[6.36][訳注 17]。最も放射能に汚染されている地区の冬ライムギとコムギを連続 3 世代にわたって分析したところ、介在分裂組織[訳注 18]の異常

細胞の発生数が第 1 世代よりも第 2，3 世代の方が高いことがわかった。

図6.6.: 放射能の影響を受けた針葉樹でしばしば見られる変異。多くの植物で急成長や部分的な巨大化が見られる[T. Hilton 氏による写真提供、1991年]

1986 年から 1992 年にかけて、CEZ 内のシロイヌナズナ【*Arabidopsis thaliana*】群落の突然変異の動態について研究がなされた[6.37]。すべての研究対象地点で、事故発生後 2，3 年の間はシロイヌナズナ群落で突然変異の程度が増加した。後年は致死突然変異の数は減少したにもかかわらず、1992 年の突然変異発生率は自然状態での発生率に比べて依然として 4 倍から 8 倍高かった。発生率の被曝線量に対する相関は指数 1 以下のべき乗関数で近似できた。

Zainullin ら[6.38]はチェルノブイリ事故によってバックグラウンド放射線量の高い地区で生存している天然のキイロショウジョウバエで伴性劣性致死突然変異の数が増加していることを発見した。初期の照射線量率が 2 mGy/h 以上に汚染されていた地域に生息していたハエの突然変異の発生数は、1986 年から 1987 年にかけて増加していた。続く 2 年の間に突然変異の発生率は正常値へと徐々に回復した。

野生のマウスを用いて遺伝的悪影響を調べた研究が Shevchenko 等[6.39]と Pomerantseva 等[6.40]によって報告された。対象となったマウスは、1986 年から 1991 年にかけて、チェルノブイリ原子炉から半径 30 km 以内でガンマ線量レベルが異なる複数の地区から捕獲したもの、ならびに、1992 年から 1993 年にかけてロシア連邦ブリャンスク州のある地点で捕獲したものであった。ガンマ線とベータ線の推定総線量は場所によって異なり、1986～1987 年に 1 ヶ月当たり 3-4 Gy に達した場所もある。評価項目として優性致死率があり、これはオスの野生マウスと被曝していないメスの実験用マウスを交尾させてできた子孫の胎児死亡率から求めた。最も放射能汚染の激しい地区で捕獲したマウスでは、捕獲後数週間は優性致死率が上昇した。線量率が 2mGy/h の地区で捕獲したマウスについては、122 匹中 2 匹のオスは子孫を作ることが無く、生殖能力不全であると推察された。

残りのマウスについては一時的な生殖能力不全や精巣重量減少の現象が見られたが、捕獲後の時間の経過とともに正常へと回復した。

マウスの精母細胞での染色体相互転座の発生頻度は過去の研究結果と一致していた。捕獲したすべてのマウスにおいて、被曝線量率が高くなるにつれて染色体相互転座の発生率が上昇することが認められた（減数第一分裂中期の精母細胞を用いて調査した）。マウスが劣性致死遺伝子を持っている割合は事故発生後時間とともに減少した[6.40]。現在の被曝線量率では、放射線による遺伝子の突然変異が個体群に悪影響を及ぼすとは考えにくい。

チェルノブイリ事故が起きる前、遺伝研究が始まったころから、分子や染色体の損傷を検出するための技術が急速に高度化してきている。このような進歩のおかげで、チェルノブイリ事故による遺伝的影響を調べる研究者は、以前には思いもつかなかった評価項目を調べることができるようになった。最も有名で、議論を呼んでいるのは、「ミニサテライト遺伝子座」あるいは ESTRs【Expanded Simple Tandem Repeats】と呼ばれる、同じ DNA 配列が繰り返している領域で見られる突然変異の発生頻度である。ミニサテライト【すなわち ESTRs】は生殖細胞系列全体に広く存在しており、もともと自然に引き起こされる突然変異の発生率が高い配列である。現在のところ、ESTRs は多くの関心と議論を集めてはいるが、機能を持たないと考えられている[6.41、6.42]。ミニサテライトで発生する突然変異が認識可能な遺伝性疾患に関連があると認められることは、ごく稀である[6.43]。

マウスの ESTR で生じる突然変異については、放射線量に対する依存性を示す明らかな証拠が、実験室での研究結果としては報告されているが[6.44、6.45]、今までのところチェルノブイリの放射能汚染に曝された地区に生息する動植物で、そのミニサテライトの突然変異の発生頻度が上昇しているという確かなデータは、審査のある学術専門雑誌には公表されていないようである。一般に、ESTR データを定量的に説明することは難しい。なぜなら、互いに矛盾する研究結果が存在するうえ、遺伝性疾患との関連が弱く、さらに線量測定の不確かさや方法論などの問題があるからである[6.42]。これは、更なる研究が必要な科学分野なのである。

訳注 13：適当な和名が見当たらないが、イネ科の植物の一種を指すと推測される。

訳注 14：原文では doubling of the number of racemes（総状（ふさじょう）花序の数の倍化）となっている。総状花序とは、フジの花のように長い花序軸に柄のある花を側生する花のつき方のこと。

訳注 15：てんぐ巣病(withces' bloom)は植物病害の一種で、植物（多くは樹木）の茎・枝が異常に密生する奇形症状を示すものの総称。

訳注 16：植物の無性生殖の様式で、胚・種子を経由せずに根・茎・葉などの栄養器官から、次の世代の植物が繁殖すること。たとえば、挿し木、挿し芽など栄養器官の一部から新個体を作ることも該当する。

訳注 17：細胞レベルの反応（ここでは細胞分裂）にくらべて、個体レベルの反応（ここでは発芽など）を引き起こす放射線量が一桁くらい多いことはよくある。

訳注 18：intercalary meristem の訳。介在分裂組織は、分化が進んだ部分にはさまれた位置に存在する分裂組織であり、葉の成長やイネ科植物の節間を伸長させる際に、頂端分裂組織とは異なる分裂組織である介在分裂組織が働く。

6.9. 二次的影響と現状

事故以前は、チェルノブイリ周辺地域の大部分は、樹齢 30－40 年の針葉樹の木立に覆われていた。これらの木立は、植物群落の遷移[訳注 19]の観点から言って、成熟し、安定した生態系をなしていた。事故直後の 2、3 週間に受けた高い空間線量率の電離放射線によって、感受性の高い個体が死に、繁殖率が変化し、一部の資源が損なわれ（例：針葉樹の木立）、また別の資源が多く入手できるようになって（例：土壌水分）、空白になった生態的地位【niche】[訳注 20]に、新しい個体が移入してくることで、調和のとれた生物群が変化をとげた。これらの要素のすべてと、さらに、多数のほかの要素が織りまぜられて、作用とそれに対する反作用からなる、一つの複雑な網目状の生態系構造が形成され、さまざまな生物の個体数と群落が変化した。

電離放射線に曝されることは、一つの環境ストレスであり、金属による汚染や森林火災による破壊など、ほかの環境ストレスと多くの点で似ている。このようなストレス要因が十分大きければ、群落構造は変化し、多くの場合、より初期の遷移段階へと後戻りする。しかし、その後ストレスが低下し、十分な時間が経過すると、回復が起り、生態系は安定性を取り戻し、より成熟した状態へと進む。先に述べた、土壌無脊椎動物の群落内で観察された種の多様性の変化は、チェルノブイリの事故後に起った群落レベルでの変化とその後の回復について、最も明白に示した報告例であるといえよう。チェルノブイリ原子炉近くの針葉樹の木立の枯死と、その後その場所が草地と落葉樹に覆われるようになったことは、明らかに目にすることのできる事例である。

CEZ 内における、哺乳類からなる小さな個体群の、年齢・性別の分布、多様性、そして、数ならびに全体的な生理的状態は、ウクライナ領内のほかの地域の個体群を対照群として参照した場合、ほぼ差が見られないようである [6.46-6,48]。CEZ 内のげっ歯類の、現在の遺伝子状態に関する報告が何件かあるが、内容は一致していない。たとえば、Shevchenko ら [6.39] は、精子形成に重大な障害があることを見出したが、Baker ら[6.46]は、生殖阻害も生殖系列遺伝子異変も、まったく見出していない。

放射線被曝による影響に加え、人間たちが CEZ から避難させられてしまったことによる、突発的な大きな変化があった。チェルノブイリ原子炉に隣接するプリピャチの市街は、50,000 人以上の市民が避難したあと放棄された。CEZ 内の農業活動、林業、狩猟、そして漁業は、生産物の放射能汚染を理由に中止された。事故の影響を軽減するために計画された活動と、実用的な道路建設など、除染作業者の生活条件を支援する活動のみが行われた。

事故後数年にわたり、農耕地では農産物が野生化して育ち続け、多くの動物種、特にげっ歯動物とイノシシが、放棄された穀物、芋類、草本類を、さらなる食料源として摂取した。この利点と、CEZ 内に適用された特別保護規制（たとえば、狩猟の禁止など）とが相俟って、放射線による生体への悪影響を埋め合わせる傾向が生じ、野性動物の個体数の増加が促進された。狩猟対象哺乳類（イノシシ、ノロジカ、アカシカ、ヘラジカ、オオカミ、キツネ、野ウサギ、ビーバーなど[図 6.7]）と鳥類種（クロライチョウ、アヒルなど）が、チェルノブイリ事故の直後に、著しい個体数の増加を示した[6.49, 6.50].

住民の避難により放棄されたプリピャチの市街とその周辺の領域では、67 種の魚類、11 種の両生類、7 種の爬虫類、251 種の鳥類、73 種の哺乳類を含む、400 種以上の脊椎動物が生息している。

そのうち 50 種以上が、ウクライナと欧州のレッド・データ・ブック（絶滅危惧種を載せた本）に従って、保護種に指定されているものである。今では CEZ は、オジロワシ、カラフトワシ、ワシミミズク、ツル、ナベコウの繁殖地になっている（図 6.8）[6.51]。

プリピャチ川の氾濫原には人工の排水溝網が敷設されたが、現在、約 100 家族のビーバーたちがこれに支えられている。チェルノブイリ周辺の放棄された土地の価値が認識されて、1998 年、絶滅の危機に瀕しているプルジェワルスキー野生馬が 28 頭、この土地に導入された。それから 6 年後、その頭数は倍増した[6.51]。ウクライナ領とベラルーシ領の区域の両方で、CEZ の中に自然保護体制を伴う国の放射生態学保護区が制定されている。

図6.7.:　チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内では長らく禁猟となっているため、そこに棲息する猪（上図）や狼（下図）は人を恐れない。[S. Gaschak 氏による写真提供、2004年]

図6.8.:　白尾鷲の雛。チェルノブイリ30km圏立入禁止区域（CEZ）内で最近（2004年）見られた。これら希少猛禽は1986年以前はこの地域では滅多に見られなかった。[S. Gaschak 氏による写真提供、2004年]

これまでに何度も示されているように、人間たちがいなくなれば自然は繁栄する。米国のイエローストーンや、グランドチトンなどの国立公園や米国エネルギー省が 50 年以上にわたって一般市民の立ち入りを禁止しているいくつかの区域で、そのような現象が見られる。どのような環境においても、人間の存在は自然の生物相を攪乱するものである。農業、狩猟、伐採、道路建設など――これらはほんの数例に過ぎない――の普通の活動はみな、自然環境のプロセスとメカニズムを分断し、汚染し、さまざまに圧迫する。人間たちがいなくなることによって、自然の生態系が蒙っている、継続的で悪化の一途をたどるストレスの一つが軽減される。

その一方で、森林管理が行われなくなったことと、それに伴って森林火災が増加したことは、自然の群落にかなりの影響を及ぼしている。全住民が避難したあと、樹木の伐採も、防火帯【溝状に森林を分断するもので、原文には mineralized とあるが、普通は土製やセメント製】の敷設も行われなくなった。枯死した樹木の数が増加し、森林樹木の病気や害虫（穿孔虫[訳注 21]、キクイムシなど）の蔓延が進んだ。枯死した樹木や下生えの量は、管理されない森林のなかで次第に増えていった。森林の劣化によって、1992 年の乾燥した夏の期間に大規模な森林火災がいくつも起り、焼けた森林の面積は 170km^2（すなわち、CEZ の森林地帯の約 6 分の 1）に上った[6.52]。

20 年ものあいだ、永住する人間がまったくなかったため、現在チェルノブイリ周辺の生態系は繁栄している。CEZ は野生生物の保護区となり[6.47]、今ではまるで自然公園になったかのようである。

訳注 19：生物学分野での遷移とは、ある環境の下で生物群落が、構成する生物種を変化させながら最終的に安定した生物種群落の状態へ向かう一方向的な変化を意味する。

訳注 20：niche ニッチとは、生態学の用語で、ある生態系の場所や餌などの資源をめぐり、生物種が占めている地位のことを指す。

訳注 21：主に幼虫が樹木の形成層や材を食べて育つ昆虫、マツクイムシなどがその例。

6.10. 結論および提言

6.10.1. 結論

(a) チェルノブイリ原発事故で放出された放射性核種からの放射線は、線量の最も高い区域内（すなわち、放射性物質放出点から数十キロメートルの範囲内）にあった生物相に急性の悪影響を多数引き起こした。CEZ の外側では、放射線によって生物相に急性の影響が引き起こされたという報告はない。

(b) チェルノブイリ原発事故に対して環境が示した反応は、放射線量、線量率、その経時変化と空間的なばらつき、そして生物種ごとの放射線感受性の違いが複雑にからみあったものであった。放射線によって誘発された細胞死が個体と個体群にもたらした影響としては、植物と動物において、以下のようなものが認められた。

（ｉ）針葉樹、土壌無脊椎動物、哺乳類の死亡率の増加

（ii）植物と動物における、繁殖力の低下

（iii）動物（哺乳類、鳥類など）における慢性放射線症候群

フォールアウト後最初の 1 ヶ月のあいだの累積被曝線量が 0.3Gy に満たない植物や動物では、放射線が誘発した【急性の】悪影響は報告されていない。

(c) 放射性核種の壊変と移行による被曝レベルの自然な低下に伴って、個体群は急性放射線影響から回復しつつある。事故後に訪れた次の生育期までに、動植物の個体群の生存能力は、繁殖と移入の効果が相乗的に働いた結果、大幅に回復した。動植物に及んだ重大な放射線誘発性有害影響からの回復には数年を要した。

(d) チェルノブイリ原発事故で観察された急性の放射線生物学的な影響は、実験による研究で得られたデータや、電離放射線の影響を受けたほかの地域の自然条件のなかで観察されたデータと一致している。具体的には、植物の分裂組織や昆虫の幼虫などの、急速に成長している細胞系が顕著に放射線の影響を受けた。個体レベルでは、若い動植物が放射線の急性的な影響に対して最も感受性が高いことが見出された。

(e) 放射線の遺伝的影響は、事故後数年にわたり、CEZ 内の動植物で体細胞、生殖細胞両方について観察された。動植物に対して行われた実験研究から、CEZ 内外で、放射線が原因と考えられるさまざまな細胞遺伝学的異常が報告され続けている。ただし、観察された細胞遺伝学的異常が、生物学的に有害な意味を持つかどうかは不明である。

(f) 放射線の影響を受けた CEZ 内の生物相の回復は、人間活動が一切なくなってしまったこと（たとえば、最も大きな影響を受けた区域で、農業・工業活動が停止し、同時に、それらの活動に伴う汚染もなくなったこと）への反応という、【放射能の影響に比べて】より大きな要因が働いてきた。その結果、多くの動植物の個体数は増加し、現在の環境条件は、CEZ 内の生物相に良い影響を与えている。

6.10.2. 今後の研究に関する提言

(a) 環境放射線に対する防護体系を作るには、動植物に対する放射線の長期的な影響を、CEZ 内においてさらに調べる必要がある。CEZ は、放射線以外の点についてはまったく自然な環境にある、全地球的に見て、放射線生態学的、放射線生物学的研究の対象として、唯一無二の重要な地域である。

(b) とりわけ、動植物の個体群の遺伝子構造に対する放射線の影響について、何世代にもわたって研究することによって、まったく新しい科学的情報が得られる可能性がある。

(c) 生物相が受けた被曝線量を再構築（推定する）ための方法を標準化する必要がある。たとえば統一された線量測定手順を作成する必要がある。

6.10.3. 対策と修復に関する提言

(a) 原子力事故や放射能漏れなどの緊急時における家畜の保護活動を策定し、CEZ 内で得られた経験も含めた最新の放射線生物学的データに基づき、国際的にこれを調整すべきである。

(b) CEZ 内の動植物の放射線学的条件を改善することを目的とした、あらゆる技術的修復活動は、いずれも生物相に有害な影響を及ぼす可能性があることは否定できない。

６章の参照文献

[6.1] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems, Technical Reports Series No. 172, IAEA, Vienna (1976).

[6.2] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Assessing the Impact of Deep Sea Disposal of Low Level Radioactive Waste on Living Marine Resources, Technical Reports Series No. 288, IAEA, Vienna (1988).

[6.3] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No. 332, IAEA, Vienna (1992).

[6.4] UNITED NATIONS, Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (1996).

[6.5] WHICKER, F.W., SCHULTZ, V., Radioecology: Nuclear Energy and the Environment, CRC Press, Boca Raton, FL (1982).

[6.6] WHICKER, F.W., FRALEY, L., Effects of ionizing radiation on terrestrial plant communities, Adv. Radiat. Biol. 4 (1974) 317-366.

[6.7] WHICKER, F.W., "Impacts on plant and animal populations", Health Impacts of Large Releases of Radionuclides, CIBA Foundation Symposium No. 203, Wiley, New York (1997) 74-93.

[6.8] SPARROW, A.H., Correlation of nuclear volume and DNA content with higher plant tolerance to chronic radiation, Science 134 (1961) 282-284.

[6.9] WOODHEAD, D., ZINGER, I., Radiation Effects on Plants and Animals, Deliverable 4 to the Project FASSET, Framework for the Assessment of Environmental Impact, Contract No. FIGE-CT-2000-00102, Swedish Radiation Protection Authority, Stockholm (2003).

[6.10] SAZYKINA, T.G., JAWORSKA, A., BROWN, J.E. (Eds), Dose-Effect Relationships for Reference (or Related) Arctic Biota, Deliverable Report 5 for the EPIC Project, Contract No. ICA2-CT-200-10032, Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås (2003).

[6.11] REAL, A., SUNDELL-BERGMAN, S., KNOWLES, J.F., WOODHEAD, D.S., ZINGER, I., Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: Relevant data for environmental radiation protection, J. Radiol. Prot. 24 (2004) A123-A137.

[6.12] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

[6.13] PRISTER, B.S., SHEVCHENKO, V.A., KALCHENKO, V.A., "Genetic effects of radionuclides on agricultural crops", Progress of Modern Genetics, USSR Academy of Science, Moscow (1982) 138-148 (in Russian).

[6.14] KRIVOLUTSKY, D., MARTUSHOV, V., RYABTSEV, I., "Influence of radioactive contamination on fauna in the area of the Chernobyl NPP during first years after the accident (1986-1988)", Bioindicators of Radioactive Contamination, Nauka, Moscow (1999) 106-122 (in Russian).

[6.15] PRISTER, B.S., LOSCHILOV, N.A., NEMETS, O.F., POYARKOV, V.A., Fundamentals of Agricultural Radiology, 2nd Edn, Urozhay, Kiev (1991) (in Russian).

[6.16] GRODZINSKY, D.M., KOLOMIETS, O.D., KUTLAKHMEDOV, Y.A., Anthropogenic radionuclide anomaly and plants, Lybid, Kiev (1991) (in Russian).

[6.17] SHEVCHENKO, V.A., et al., Genetic consequences of radioactive contamination of the environment after the Chernobyl accident for populations of plants, Radiat. Biol. Radioecol. 36 (1996) 531-545.

[6.18] GRODZINSKY, D.N., GUDKOV, I.N., "Radibiological effects on plants in the contaminated territory", The Chornobyl Exclusion Zone, Nat. Academy of Science of Ukraine, Kiev (2001) 325-377.

[6.19] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accidents zones, Sci. Total Environ. 157 (1994) 45-47.

[6.20] ARKHIPOV, N.P., KUCHMA, N.D., ASKBRANT, S., PASTERNAK, P.S., MUSICA, V.V., Acute and long-term effects of irradiation on pine (Pinus silvestris) stands post-Chernobyl, Sci. Total Environ. 157 (1994) 383-386.

[6.21] KRYSHEV, I., et al., Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident, Nuclear Society, Moscow (1992).

[6.22] KOZUBOV, G., et al., Radiation exposure of the coniferous forest in the area exposed to the Chernobyl contamination, Komy Scientific Centre of the Academy of Sciences, Syktyvkar (1990) (in

Russian).
[6.23] KRIVOLUTSKY, D., POKARZHEVSKY, A., Effect of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station, Sci. Total Environ. 112 (1992) 69-77.
[6.24] BAKRI, A., HEATHER, N., HENDRICHS, J., FERRIS, I., Fifty years of radiation biology in entomology: Lessons learned from IDIDAS, Ann. Entomol. Soc. Am. 98 (2005) 1-12.
[6.25] PRISTER, B.S., Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP for Agriculture in Ukraine, Center of Privatization and Economic Reform, Kiev (1999) (in Russian).
[6.26] ILYAZOV, R.G., et al., Ecological and Radiobiological Consequences of the Chernobyl Catastrophe for Stock-breeding and Ways of its Overcoming (ILYAZOV, R.G., Ed.), Fan, Kazan (2002) (in Russian).
[6.27] BELOV, A.D., KIRSHIN, V.A., Veterinary Radiobiology, Atomizdat, Moscow (1987) (in Russian).
[6.28] ASTASHEVA, N.P., et al., "Influence of radiation released during the Chernobyl NPP accident on clinical and physiological status of agricultural animals", Problems of Agricultural Radiology, UIAR, Kiev (1991) 176-180 (in Russian).
[6.29] TASKAEV, A., TESTOV, B., "Number and reproduction of mouse-like rodents in the Chernobyl accident area", Bioindicators of Radioactive Contamination, Nauka, Moscow (1999) 200-205 (in Russian).
[6.30] KRYSHEV, I., Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident, J. Environ. Radioact. 227 (1995) 207-219.
[6.31] RYABOV, I.N., Effect of radioactive contamination on hydrobionts within the thirty-kilometer zone of the Chernobyl NPP, Radiobiologiya 32 (1992) 662-667 (in Russian).
[6.32] PECHKURENKOV, V.L., The influence of the Chernobyl disaster on fish populations in a cooling pond, Radiobiologiya 31 (1991) 704-708 (in Russian).
[6.33] COPPLESTONE, D., ZINGER, I., JACKSON, D., "The challenge of protecting non-human biota from exposure to ionising radiation", paper presented at the Society for Radiological Protection 40th Anniversary Meeting: ALARP: Principles and Practices, St. Catherine's College, Oxford, 2003.
[6.34] OZUBOV, G.M., TASKAEV, A.I., Radiobiological and Radioecological Investigations of Woody Plants, Nauka, St. Petersburg (1994) (in Russian).
[6.35] TIKHOMIROV, F.A., SHCHEGLOV, A.I., SIDOROV, V.P., Forests and forestry: Radiation protection measures with special reference to the Chernobyl accident zone, Sci. Total Environ. 137 (1993) 289-305.
[6.36] GERASKIN, S.A., et al., Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops, J. Environ. Radioact. 66 (2003) 155-169.
[6.37] ABRAMOV, V.I., FEDORENKO, O.M., SHEVCHENKO, V.A., Genetic consequences of radioactive contamination for populations of Arabidopsis, Sci. Total Environ. 112 (1992) 19-28.
[6.38] ZAINULLIN, V.G., SHEVCHENKO, V.A., MYASNYANKINA, E.N., GENERALOVA, M.V., RAKIN, A.O., The mutation frequency of Drosophila melanogaster populations living under conditions of increased background radiation due to the Chernobyl accident, Sci. Total Environ. 112 (1992) 37-44.
[6.39] SHEVCHENKO, V.A., et al., Genetic disorders in mice exposed to radiation in the vicinity of the Chernobyl nuclear power station, Sci. Total Environ. 112 (1992) 45-56.

[6.40] POMERANTSEVA, M.D., RAMAIYA, L.K., CHEKHOVICH, A.V., Genetic disorders in house mouse germ cells after the Chernobyl catastrophe, Mutat. Res. 381 (1997) 97-103.
[6.41] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION, Biological Effects After Prenatal Irradiation (Embryo and Fetus), Publication 90, Pergamon Press, Oxford and New York (2004).
[6.42] COMMITTEE EXAMINING RADIATION RISKS FROM INTERNAL EMITTERS, Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters, CERRIE, London (2004), www.cerrie.org
[6.43] BRIDGES, B.A., Radiation and germline mutations at repeat sequences: Are we in the middle of a paradigm shift? Radiat. Res. 156 (2001) 631-641.
[6.44] FAN, Y.J., et al., Dose-response of a radiation induction of a germline mutation at a hypervariable mouse minisatellite locus, Int. J. Radiat. Biol. 68 (1995) 177-183.
[6.45] DUBROVA, Y.E., et al., State specificity, dose response, and doubling dose for mouse minisatellite germ-line mutation induced by acute radiation, Proc. Natl. Acad. Sci. USA 95 (1998) 6251-6265.
[6.46] BAKER, R.J., et al., Small mammals from the most radioactive sites near the Chornobyl nuclear power plant, J. Mammol. 77 (1996) 155-170.
[6.47] BAKER, R.J., CHESSER, R.K., The Chernobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve, Environ. Toxicol. Chem. 19 (2000) 1231-1232.
[6.48] JACKSON, D., COPPLESTONE, D., STONE, D.M., Effects of chronic radiation exposure on small mammals in the Chernobyl exclusion zone, Nucl. Energy 43 (2004) 281-287.
[6.49] GAICHENKO, V.A., KRYZANOVSKY, V.I., STOLBCHATY, V.N., Post-accident state of the Chernobyl nuclear power plant alienated zone faunal complexes, Radiat. Biol. Ecol., Special issue (1994) 27-32 (in Russian).
[6.50] SUSCHENYA, L.M., et al. (Eds), The Animal Kingdom in the Accident Zone of the Chernobyl NPP, Navuka i Technica, Minsk (1995) (in Russian).
[6.51] GASCHAK, S.P., et al., Fauna of Vertebrates in the Chernobyl Zone of Ukraine, International Chornobyl Center for Nuclear Safety, Radioactive Waste and Radioecology, Slavutych (2002) (in Ukrainian).
[6.52] FRANTSEVICH, L.I., et al., "Secondary ecological changes associated with resettlement of population", The Chernobyl Disaster (BARJAKHTAR, V.G., Ed.), Naukova Dumka, Kiev (1995) 335-340 (in Ukrainian).

第７章　石棺シェルター【放射線防護壁】解体における環境と放射性廃棄物の管理

チェルノブイリ原発 4 号炉の破壊により、炉内はもとより原発敷地とその近隣地帯（以下 CEZ[Chernobyl Exclusion Zone【立入禁止区域】]と略）に放射能汚染と放射性廃棄物[原注 1]が発生した。将来における CEZ の発展は、4 号炉の環境に対して安全なシステムへの転換にかかっている。（つまり、 NSC【New Safe Confinement 新安全閉じ込め設備】の開発、現在の石棺シェルターの解体、FCM【Fuel Containing Material 核燃料含有物】の除去、 そして原発敷地の廃止である。）

特に、4 号炉の長期戦略は、不安定な石棺シェルターを覆う NSC 構造の実現、および原発敷地内や CEZ における関連する放射性廃棄物の管理活動を含む。現在、1～3 号炉（1000 MW の RBMK 型原子炉）は停止され、廃炉を待っている状況である。他の２つの原子炉（5、6 号炉）は当時完成間近だったが、事故後 1986 年に廃止された。

本章の内容は、4 号炉の現状と、それに由来する、現在と未来における環境への影響、そしてチェルノブイリ原発敷地と CEZ での放射性廃棄物管理についてである。

原注 1：CEZ の放射性廃棄物はチェルノブイリの原発 1、2、3 号炉の廃炉化に伴う廃棄物を含まない。

7.1. 4 号炉と石棺シェルターの現状と未来

7.1.1. 事故後のチェルノブイリ原発 4 号炉

1986 年の事故の間、破損した 4 号炉から核燃料のごく一部（過去の推定[7.1]によると 3.5%だが最近の推定[7.2]によると 1.5%）および、かなりの割合の揮発性放射性核種が飛散した。核燃料の残りの部分は事故当時、質量比で 95%を越えており、約 180 t あったが、炉内に残された[7.1]。これらの推定の誤差に関しては 7.1.5 節で述べる。

火事と放射性核種の漏出を制御するため事故後になされた最初の対応として、原子炉の破壊によって形成されたクレーターへの、中性子を吸収する化合物と消火剤の投入が実施された[7.1]。（図 7.1 参照）炉内への投入総量はおよそ 5000 t で、その内訳はホウ素化合物 40t、鉛 2400 t、砂と粘土 1800 t、ドロマイト 600 t、リン酸ナトリウムおよびポリマー溶液であった[7.1]。

1986 年の 5 月半ば、チェルノブイリ原発敷地内の空間線量率と大気放射能濃度は高レベルであった。それは一帯が、微細化して飛散した核燃料や半減期の短い放射性核種のエアロゾルにより比較的一様に汚染されたためであり、そして飛散した核燃料粒子や破片の存在のためであった。これらの破片は、炉心や原子炉建設材料、そして黒鉛に由来する個々の不均一な物質から構成されてい

る。

事故後、損壊した原子炉建屋のがれきは、炉心の破片などや土壌の表層と共に回収された。この作業により発生した何千 m^3 もの放射性廃棄物はパイオニア壁【pioneer wall】およびカスケード壁【cascade wall】内に封印された。破損した原子炉周囲に建設されたこれらの壁により放射線量は10～20 分の 1 にまで低減した[7.3]。パイオニア壁およびカスケード壁の完成と放射線レベルの低減により、石棺シェルターの建設が可能になった。

石棺シェルターは、破壊した原子炉を環境的に封じ込めるため、作業員が高線量放射線被ばくを受ける条件下、1986 年の 5 月から 11 月までという極端な短期間中に建設された。しかし、時間とコストをできるだけ節約した建設手順や、構造物内側の高い放射線量のため、破損した古い建築物の安定性に関して信頼性の高い包括的データが得られなくなった。さらに、コンクリート工事の遠隔制御も必要となり、特殊な状況においては溶接までもが不可能になった。

7.1.2. 損壊した 4 号炉と石棺シェルターの現状

石棺シェルター[7.4]は構造材として鉄骨や鉄板を用いて構築されている。その基礎【地階】の一部は 4 号炉の元の構造物上に設置された。しかし、4 号炉の元の構造物の安全状態は、事故後、良く分かっていない。石棺シェルターの基礎の他の部分は、事故以来残っているがれき上に設置されている。従って、石棺シェルター構造の、地震や竜巻等の自然災害に対する安全性に対しては大きな不確実性が存在する。建設時における構造体の安全性に関する不確実性に加えて、石棺シェルターの構造材料は事故後 20 年間にもたらされた湿気による腐食のため劣化してきている。

図 7.1.:　1986 年 4 月のチェルノブイリ事故で破壊された 4 号原子炉の写真。[オリジナル]

石棺シェルターの表面には約 1000 m^2 の開口部【割れ目や隙間】がある。これら開口部のため、約 2000 m^3/年もの降水が、放射能汚染されたがれきに浸透し、4 号炉の下層階の各部屋に留まる（図 7.2 参照）[7.5]。4 号炉内では凝縮によって発生する約 1650 m^3/年もの水や定期的に散布される 180 m^3/年もの粉塵発生抑制液の残留物が、4 号炉内のがれきに浸透して建物地階に貯まる。こうして貯留した水は ^{137}Cs、^{90}Sr や他の超ウラン元素に汚染され、その平均濃度は ^{137}Cs が 1.6×10^{10} Bq/m^3、^{90}Sr が 2.0×10^{9} Bq/m^3、プルトニウムが 1.5×10^{5} Bq/m^3、そしてウランが 6 mg/L である。貯留水のおよそ 2100 m^3/年が蒸発し、1300 m^3/年は基礎部から 4 号炉の下の土壌へと漏出する[7.6]。現在のチェルノブイリ原発にある放射性廃棄物管理システムは超ウラン元素を含む液状放射性廃棄物を処理できない。

4 号炉（図 7.3）内の状態は未だに危険で、作業員や周辺環境にかなりのリスクを与えている。石棺シェルター内での放射線量率は一般的に 2μSv/時から 0.1 Sv/時である[7.5]。現在の 4 号炉における作業においては、職業人の放射線被ばくが線量限度 20 mSv/年を越えないよう管理されている[7.7]。

図 7.2.:　石棺シェルターの隙間が大気中水分の浸水を許している。[オリジナル]【全部で 1000 m^2 ほどある隙間から雨水（英文では atmospheric water）が 2000 m^3/年ほど石棺内（特に 4 号原子炉）に侵入する。この湿気の為に腐食と放射能漏れが進んだ。】

図 7.3.:　事故後の 4 号原子炉の内部の写真。[オリジナル]

図 7.4.:　石棺シェルターの基本構造【工事中の写真から】。(A)パイプルーフ工法（pipe roofing）の屋根、(B)南側の壁、(C)南側にホッケーのスティックのように貼り出した屋根（hockey stick）、(D)地下 1 階、地下 2 階の鉄骨梁、(E)巨大な鉄骨梁、(F)タコ足型の鉄骨梁。[オリジナル]

4 号炉は現在の作業期間中、原子炉室の上にある、監視された排気口経由で換気されている。ろ過されていない排気の汚染レベルは、通常大気放出許容値未満だが、排気の汚染レベルが許容値に接近した場合に利用できるろ過装置も設置されている。この換気システムは、外部から石棺シェルター内に入った空気が流れる際に、汚染レベルが次第に高くなるように区画配置されている【汚れた空気は汚染が軽い区域を浄化出来ないが、汚染の少ない空気は汚染の酷い区域を浄化出来る】。

4 号炉とそのカスケード壁には炉心の大型断片を含む FCM が蓄積しており、浸水があれば臨界

に達する可能性もあるが、その種の臨界事故の可能性は低いと考えられる。しかし、もし実際に起こったとしても、4 号炉で働く何人かの作業員が数ミリシーベルトの外部被ばくを受けるに過ぎない。なぜなら、作業員は臨界の可能性がある区域に近寄らない傾向があるからである。そのような場合、CEZ の内外で深刻な事態には至らないと推測されている[7.5,7.8,7.9]。

近年、石棺シェルターの状況を安定化し、改善するために数多くの作業が実施された。これらに含まれるものは、3、4 号炉の換気用煙突の基礎および支柱の修理、B1、B2 ビーム【梁】の補強（図 7.4）、核物質防護とアクセス制御システムの改善、総合的自動制御システムの設計（制御対象は建物の構造の状態の管理、地震に対する管理、原子力・放射線に対する安全管理）、粉塵飛散抑制システムの更新、構造安定性の補強である。さらに、石棺シェルターにはガンマ線放射線量、中性子線束、温度、熱流量、水素や一酸化炭素の濃度や湿度、そして構造体の力学的安定性等を監視する目的でコンピュータ制御システムも導入された[7.9]。これらはウクライナおよび支援国[原注 2]からの多大な援助を受けて実現した。

将来的に起こり得る石棺シェルターからの放射性核種放出の規模や重大さ（もし石棺シェルターが崩壊した場合）は、石棺シェルター内部から発生しかねない粉塵を含む放射性物質の放射線特性または物理化学的特性に強く依存する。事故から 20 年経過しようとしている今、粉塵はコンクリート壁や床、そして天井を透過して、エアロゾルという形で大気中に存在する。したがって、石棺シェルター内部の多くの地点で、核燃料を含んだ粉塵は放射線災害の主因とされている。研究[7.5, 7.10]によると、これらの粒子の大きさ（空気力学的放射能中央径）は典型的に 1～10 μm である。よって、これらの物質はほとんど吸入可能であり、吸入災害の危険性を増大させる。吸入災害の危険性は、石棺シェルターの屋根が崩壊する際に発生する風によって増加する。

もし石棺シェルターが崩壊するなら、継続中の事故復旧努力に悪影響を与えかねず、発生する放射性粉塵雲は有害な環境影響を生ずるだろう。環境中への放出を更に解析する際に特に効くのが、崩壊の結果として発生する粉塵雲内のソースタームをどう仮定するかである。放射性粉塵の環境中への放出予測は、研究によって約 500～2000 kg と異なり、そこに含まれ得る微細化して分散した核燃料の量も約 8～50 kg と広がりがある。ソースタームの仮定に関わらず、崩壊時に大気中を上昇するほぼすべての物質は CEZ 内に沈着すると予想されている[7.11,7.12]。

FCM に関連したもう一つの懸念事項は、FCM が石棺シェルターを出て貯留水経由で地下水に移動する可能性である。4 号炉内で固化した核燃料溶融流の表面に明るい黄色のシミと FCM の細くなった断片が発見された事で、FCM が貯留水に溶け込み得ることが確認された[7.3]。その後の分析により、溶解性のウラニウム化合物の存在が確認された。この FCM は非常に溶解しにくいガラス状の物質と最近まで考えられていた。事実、FCM から放射性核種や ^{90}Sr のような易動性放射性核種が浸出して移動し、プリピャチ川にたどり着く可能性は非常に低いと予測されていた[7.9]。しかし、この現象の重要性は未知のため、石棺シェルターとその周囲における地下水の経過状況を監視することは重要である。

さらなる調査により、地下水位は最近の数年間、最高 1.5 m 上昇して地表下およそ 4 m の深さに達し、今も上昇を続けている可能性が示された。この現象は、地下水によるキエフ貯水池の汚染の可能性を防ぐために 4 号炉の周囲に建設された、長さ 3.5 km、深さ 35 m の地下壁に起因すると考えられている[7.9]。

石棺シェルターを原因として起こり得る災害のうち、主なものは、その上部構造が崩壊して放射性粉塵が環境中へ放出されることである。このため、石棺シェルターの屋根の下方に粉塵抑制システムが設置され、定期的に粉塵抑制液や固定液を散布している。このシステムは 1990 年 1 月から稼働しており、この期間に 1000 t 以上もの粉塵抑制液を散布してきた。

原注 2：チェルノブイリ防護壁基金への寄付国は以下の通り：オーストリア、ベルギー、カナダ、デンマーク、EC、フィンランド、フランス、ドイツ、ギリシャ、アイルランド、イタリア、クウェート、ルクセンブルグ、オランダ、ノルウェー、ポーランド、スペイン、スウェーデン、スイス、ウクライナ、イギリス、そして米国。追加的な寄付国は、アイスランド、イスラエル、韓国、ポルトガル、スロバキア、スロベニアを含む。

7.1.3. 石棺シェルターの長期戦略と新安全閉じ込め設備

石棺シェルターの崩壊を防ぐため、 いくつかの対策が実施されたが、石棺シェルターの不安定個所を補強し、安定期を 15 年から 40 年ほど伸ばすためにさらに追加的な対策が計画されている [7.13]。その上、現在の石棺シェルターを覆い、より長期的な防護を担う NSC【新安全閉じ込め設備 New Safe Confinement】の建設が計画されている（図 7.5 参照）。この多機能設備は、少なくとも 100 年間運用可能で、ウクライナ政府によって支持されている。この設備の目的は、現存する石棺シェルターの崩壊可能性や、崩壊によって引き起こされる災害を減少させ、放射線防護の改善、そして作業員や周辺環境の安全性を改善し、4 号炉を環境に対して安全な場所にすることにある。NSC の建設後、現在の石棺シェルターが解体され、4 号炉から FCM が除去され、そして原子炉の廃止措置が可能になると期待されている。

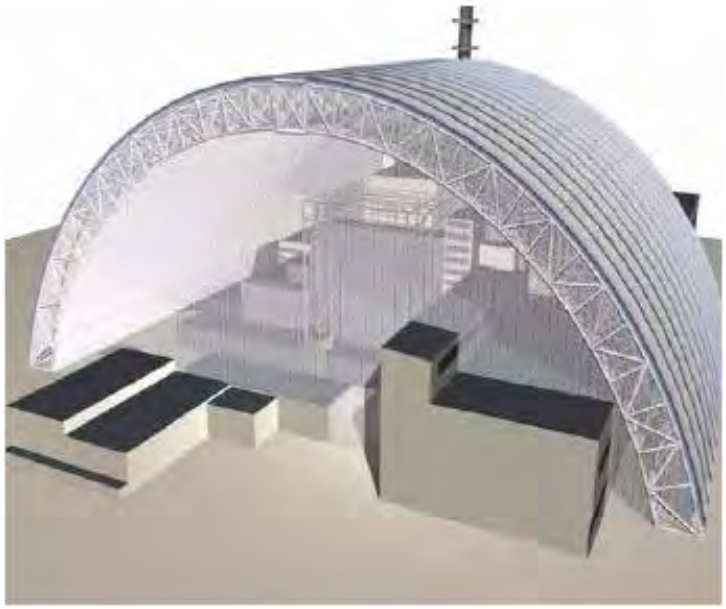


図 7.5.:　新安全閉じ込め設備（NSC）【石棺を更に覆うドーム状】の完成予想図。[オリジナル]

しかし、NSC の建設と運用に関する具体的な運用的側面は、その長期的な維持管理も含めて、いまだに明示されていない。NSC の設計は現在の FCM の撤去計画をベースにしているが、後者は今から 50 年後に最終地層処分施設が利用可能かどうかに依存することに注意することは重要である。この活動停止状態の延長により、FCM を安全に除去し処分するための特殊な人的資源が分散する恐れもあるだろう。従って、NSC の建設後、できるだけ迅速に FCM と構造材料とを除去する必要がある。

7.1.4. 環境的側面

7.1.4.1. 石棺シェルターの現状

現在のチェルノブイリ原発敷地周辺における環境汚染の原因は、最初の 1986 年の事故的放出による放射能汚染、換気システムを経由した石棺シェルターからの定常的な放射性核種の放出、そして、CEZ で実施される技術的な活動等がある。チェルノブイリ原発敷地周辺への線量に寄与する CEZ 内の主な放射性核種は ^{137}Cs【セシウム 137】、^{90}Sr【ストロンチウム 90】、^{241}Am【アメリシウム 241】そして ^{239,242}Pu【プルトニウム 239、242】である（3 章も参照）。これらの核種の分布状況は 7.6 図に示されている[7.2]。

7.1.4.2. 大気への影響

現在、石棺シェルターから大気中へのエアロゾル放出源は主に 2 種あると考えられている。4 号炉の中央ホールからの排気換気システムと第 2 換気煙突を介しての制御された放出、および屋根や壁からの制御不可能な漏出である。第 2 換気煙突が放出する 4～10 GBq/年という量は規制値 90 GBq/年の何分の 1 という小さな量である[7.9]。制御不可能な漏出は、外部構造の開口部の位置や面積、そしてそれらを通る空気の移動速度に依存する。さらに後者が依存する要因には、温度、気圧、湿度、風速、風向等、多数ある。

結果的に、石棺シェルター至近の空気は、微細化して分散した核燃料粒子を含み、その濃度は 1km 圏内では ^{137}Cs が 40 mBq/m^3 に達し、3 km 付近では 2 mBq/m^3 になる。エアロゾル粒子は核燃料に似た放射性核種組成を有し、主なベータ線源は ^{90}Sr と ^{137}Cs とで、アルファ線源はほぼプルトニウムと ^{241}Am とである。石棺シェルター外部における個人の吸入線量は、石棺シェルターからの継続的な【放射能】放出と、最初の事故で放出された物質が再浮遊されたものとで決まる。もし 1 個人（作業員）が丸 1 年、石棺シェルター付近で過ごす場合、最近の吸入線量の評価においては、放出による 1 年間の被ばく量はおよそ 0.5 mSv であり、この値は 10 km 以遠で 0.0002～0.0005 mSv まで低下するとされている。CEZ 圏外における、継続中の【放射能】放出による吸入線量は公衆の制限値をかなり下回っている[7.7]。

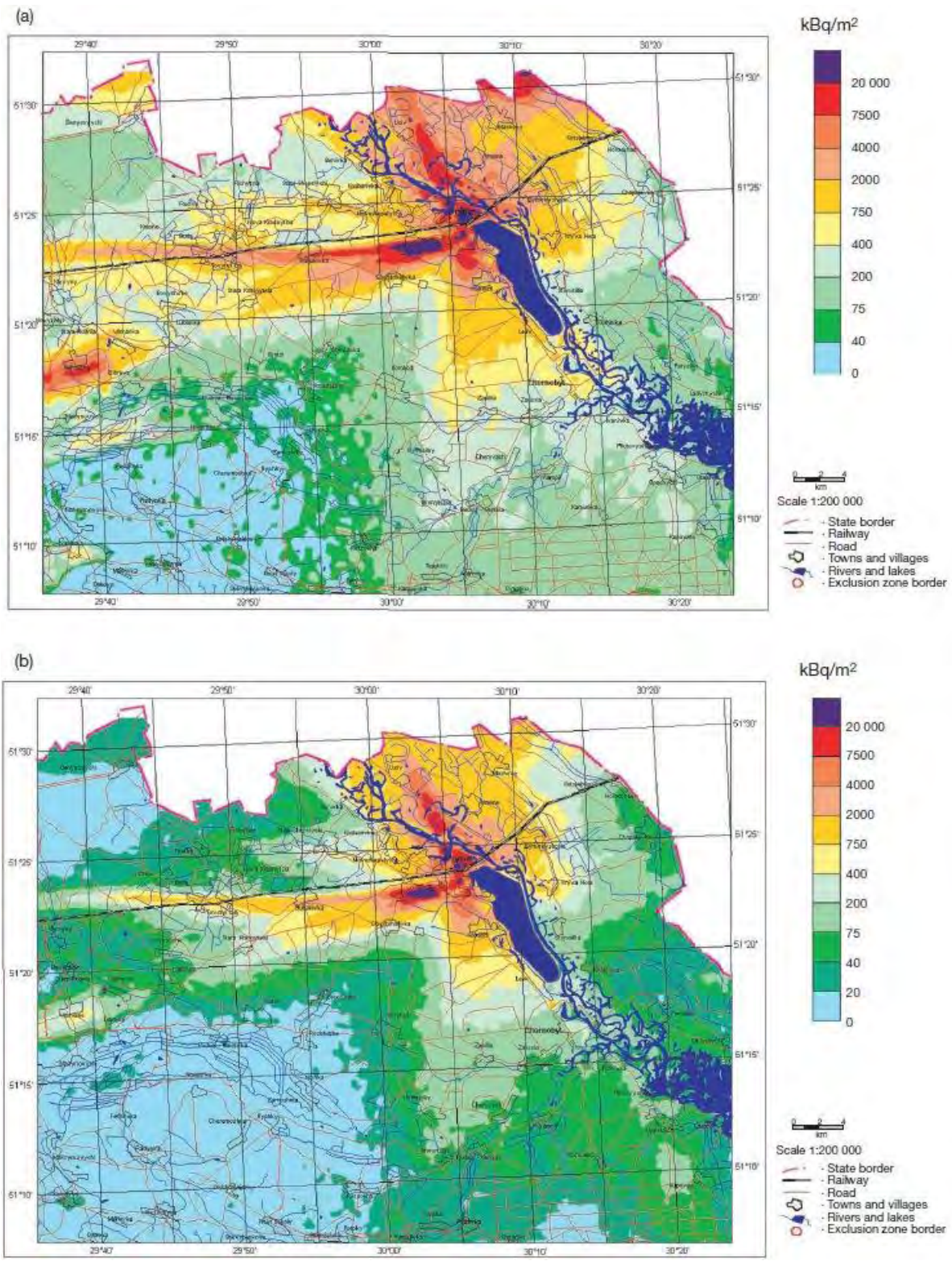


図 7.6.: チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）でのフォールアウトによる汚染地図。(a)土壌中の ^{137}Cs 濃度、1997 年測定。(b)土壌中の ^{90}Sr 濃度、1997 年測定。(c)土壌中の ^{241}Am 濃度、2000 年測定。(d)土壌中の ^{239}Pu, ^{240}Pu 濃度、2000 年測定。[文献 7.2 より引用]【単位はいずれも kBq/m^2 だが、赤色に対応する値が ^{137}Cs と ^{90}Sr では 7500 kBq/m^2 以上、^{241}Am と ^{239,240}Pu では 200 kBq/m^2 以上と違う事に注意。】

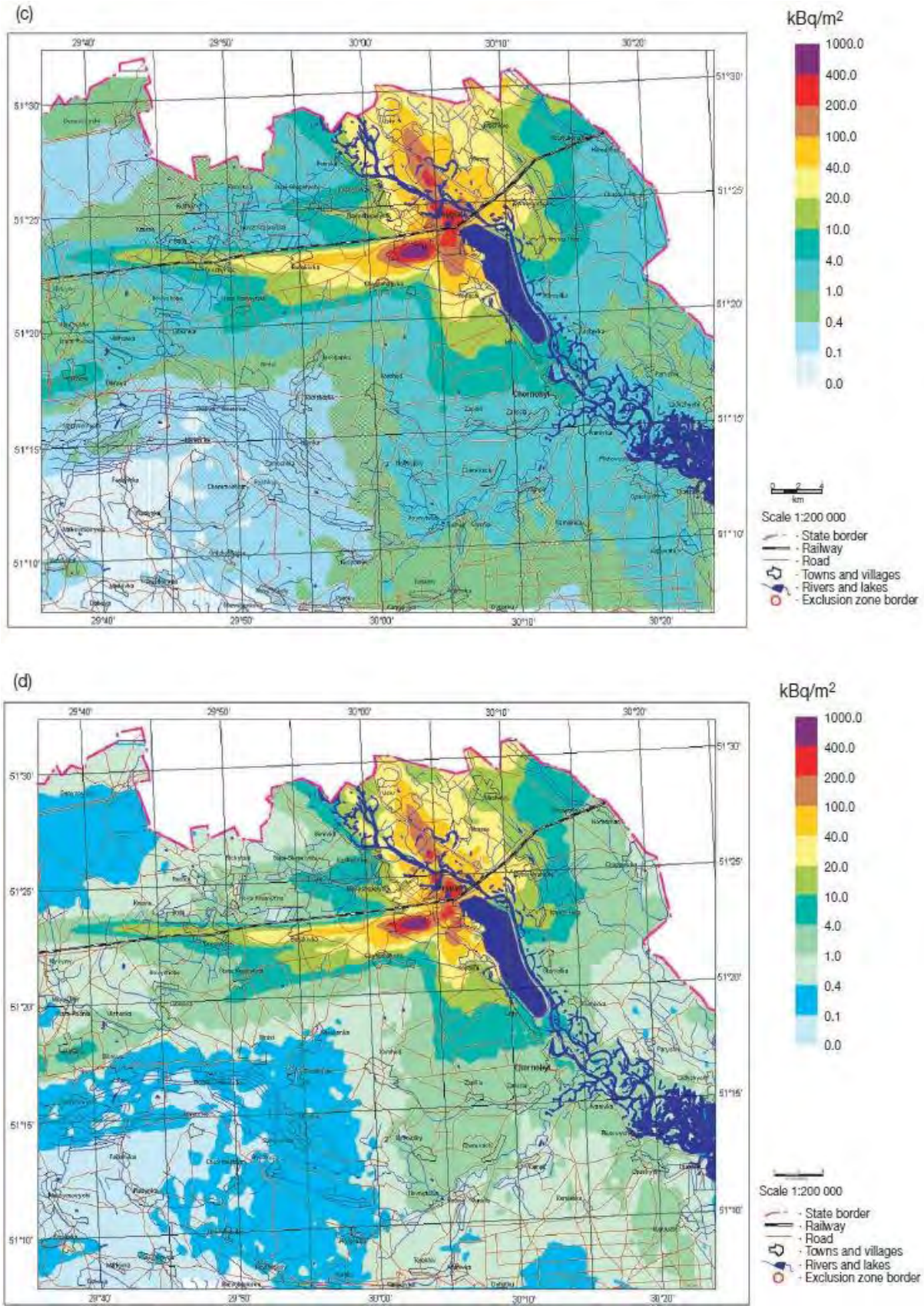


図 7.6.: 続き【 赤色に対応する値が ^{137}Cs と ^{90}Sr では 7500 kBq/m^2 以上、^{241}Am と ^{239,240}Pu では 200 kBq/m^2 以上と違う事に注意。】

7.1.4.3. 表層水への影響

放射性核種の、表層水中【河川湖沼中】における平均濃度は低減している。例えば、2003 年のプリピャチ川では、0.05（最大 0.12）Bq/L の ^{137}Cs が、そして 0.15（最大 0.35）Bq/L の ^{90}Sr が、それぞれ観測されている。CEZ を流れる河川での、通常期または高水位期の放射性核種の主な汚染源は、引き続きチェルノブイリ原発敷地のすぐ外縁部の流域からの地表水流、チェルノブイリ原発の冷却池からの浸透水、および重度汚染地域にある古い浄水システムである。冬季や低水位期には、地域の地下水からの放射性核種の流出が、この地域からプリピャチ川への放射性核種の移動の大半を占めている。しかし、全ての地下水から表層水への放射性核種の流出量は未だに比較的低く、暫定放射性廃棄物施設および石棺シェルター地区の地下水の汚染プルーム【汚染された地下水塊の流れ】が、CEZ からプリピャチ・ドニエプル河川系への年間総放射性核種流出量に占める割合は、3～10%と評価されている[7.15]。（3.5 節も参照）

7.1.4.4. 地下水への影響

地下水の汚染レベルは ^{90}Sr が 100～1000 Bq/m^3【原文では単位が Bq/m^3 となっているが、**3.5.5.1** 節や下記によると原発近くで最大 1000 kBq/m^3 とあり、kBq/m^3=Bq/L の間違いか？】で、^{137}Cs が 10～100 Bq/m^3【上記同様、原文では単位が Bq/m^3 なっている】だが、その原因はチェルノブイリ原発敷地の表土汚染である。石棺シェルター周辺での地下水の放射性核種汚染ははるかに高い。最近の研究では、地下水の放射性核種汚染の主要な発生源は、降雨の結果、4 号炉の地下室内に滞留した水、排水システムがないためパイオニア壁付近に貯留した地下水、そして原発敷地内からの他の水の浸透とされている。

石棺シェルター付近のいくつかの場所では､地表面直下の層の地下水の ^{137}Cs 濃度は 100 Bq/L に、そして 3000～5000 Bq/L にさえ到達する。しかし、石棺シェルター地区のほとんどでは、地下水の ^{137}Cs 濃度はほぼ等しく、その値は 1～10 Bq/L と変動する。他方、石棺シェルター地区の地下水の ^{90}Sr 濃度は 2～160 Bq/L の範囲で、過去 5 年間に観測された最大値は 1000～3000 Bq/L である。この地区における超ウラン元素濃度の推定値もまた、^{238}Pu、^{239,241}Pu【^{239,240}Pu の間違いか？】が 0.003 から 3～6 Bq/L、そして ^{241}Am が 0.001 から 8～10 Bq/L という広範囲で変動する[7.16, 7.17]。

7.1.4.5. 新安全閉じ込め設備(NSC)がない場合の石棺シェルター崩壊の影響

石棺シェルターの長期安定性に関心がもたれ、その崩壊確率が評価されてきた。崩壊のメカニズムにより、その確率は 0.001 から 0.1/年までの範囲をとる[7.5, 7.18]。従って、NSC の有無を考慮したシナリオに沿って、石棺シェルター崩壊が与え得る影響の解析（文献[7.6]からの要約）が実施された。

(a) 大気への影響

石棺シェルターが崩壊すると､細かい粉塵(500～2000 kg まで)からなる大きな雲が巻き上がり、それは 1.6×10^{13} Bq の放射能をもつ 8～50 kg もの核燃料粒子を含む。その結果、石棺シェルター付

近では新たに 0.4 Sv／年の年間吸入線量が追加される。CEZ 圏外の年間線量は 2 mSv／年に達すると推定されるが、これは従来のウクライナの一般人の線量限度を越えるだろう[7.7]。

CEZ 圏内では、そのタイプの崩壊によって起こる放射性核種の降下堆積は、いかなる場合においても、最初のチェルノブイリ事故による現在の汚染に比べると、ほんの少量であるに過ぎない。典型的な結果が図 7.7 に示されている[7.8]。土壌汚染相対値の最大増加は、風がプルームを石棺シェルター崩壊現場から、最初の事故時に最小の被害を被った地域がある南西方向に運ぶときに発生する。この場合、現状の土壌汚染レベルに約 10%が付加されるであろう。CEZ の外部では、石棺シェルターから 50 km の地点で、^{137}Cs、^{90}Sr、そして $^{238,\ 239,240}$Pu の表面汚染は数%から 10%まで付加されるであろう。

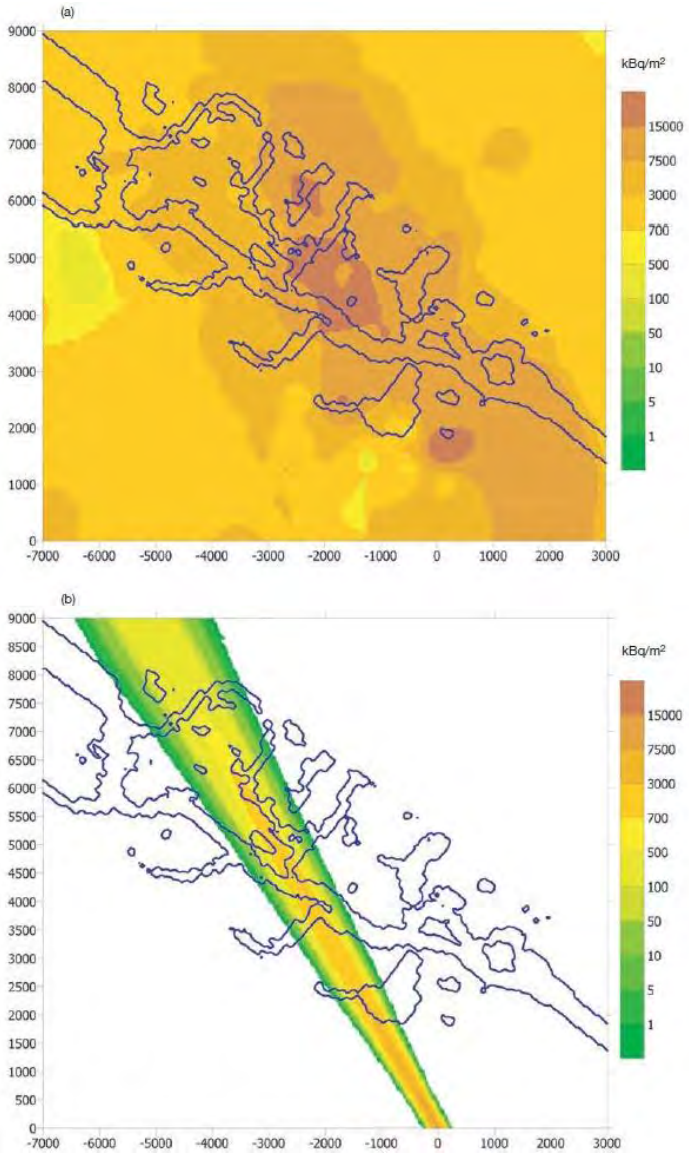


図 7.7.:　チェルノブイリフォールアウト後のヤノフ（Yanov）橋の上流側での土壌中 ^{90}Sr 濃度分布地図。(a)1999 年の測定値。(b)石棺が崩れた場合のモデル予想値。縦横軸は南北と東西の石棺からの距離（m)）。[文献 7.6 より引用]【単位は kBq/m^2。チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）での影響は現在の汚染よりも小さい（それほど事故による汚染が大きい)。】

(b) 表層水への影響

石棺シェルター崩壊時には、河川内や河川付近に付加的な放射性物質が降下堆積するであろう。

図 7.7 に示されているように、プリピャチ川への放射性核種の降下堆積は ^{90}Sr が 1.1×10^{12} Bq、^{137}Cs が 2.4×10^{12} Bq、^{238}Pu が 1.6×10^{10} Bq、^{239,240}Pu が 4.0×10^{10} Bq、そして ^{241}Am が 5.0×10^{10} Bq となる。ドニエプル貯水池でのこれら放射性核種の考えられる最大濃度に関する推定によると、キエフ貯水池での ^{90}Sr 濃度が事故後 41 日目にピークに達し、およそ 700 Bq/m^3 となる。カホフカ貯水池での ^{90}Sr の最大濃度はおよそ 200 Bq/m^3 かそれ以下だろう。このため、最大の影響を及ぼすような事故が石棺シェルターで起きたとしても、飲用水における ^{90}Sr の基準値（2000 Bq/m^3[7.7]）を越えないことが確認できる。

シミュレーションできる最悪の事態においても、キエフおよびカネフ貯水池の水が到達し得る ^{137}Cs の最大可能濃度は飲用水基準値の 3 分の 1 から 10 分の 1 である。その種の崩壊であってもプリピャチ川およびドニエプル川の ^{238}Pu、^{239,240}Pu、そして ^{241}Am の各濃度に影響しないだろう[7.6]。

石棺シェルター崩壊による【放射能】放出の場合、CEZ 内で最も影響を受ける地区の下流域に住んでいる住民や貯水池の水や魚を消費する住民に関しては被ばく量が多少増大しうる。個人が受ける放射線量は文献[7.6]に論じられており、漁師や典型的消費者が最大量を受けると予測されている。

(c)地下水への影響

現存する石棺シェルター内への雨水の浸透と凝結についても研究されている[7.6]。石棺シェルター地下にある大きな水溜り内の放射能の重要性が確認された。この非常に汚染された水は、水溜りからコンクリート壁や床面を透して漏出し、石棺シェルター下の地下水面より上の層や地下水の主要汚染源となっている。現在の条件下では、地下室内の水は、供給バランスがプラスに傾いており、増えている。

NSC 無しの場合の地下水汚染評価の結果は、石棺シェルターから 100 m 未満の地点で ^{90}Sr 濃度がおよそ 4×10^9 Bq/m^3、そして同 600 m の地点では 100 Bq/m^3 まで低減することを示している。汚染は 800 年かけてプリピャチ川に到達すると予測されている。だが、石棺シェルターからの ^{90}Sr の浸透流は、NSC が無い場合でも深刻な影響をプリピャチ川に与えることはないと予想されている。

7.1.4.6. 新安全閉じ込め設備内で石棺シェルターが崩壊した場合の影響

(a) 大気への影響

石棺シェルター上に NSC を配置すると、【石棺シェルターが】崩壊した場合に発生する粉塵の敷地への放出を減らし、結果的に吸入線量を減少させると期待されている。しかも、ほとんどの粉塵は NSC 内に落下し、通常の換気路経由以外では、周辺環境に放出されることはないだろう。この粉塵の排出量は NSC の設計に取り入れられる換気と閉じ込め性能に依存すると思われる。NSC の換気システムの性能次第だが、NSC 無しの石棺シェルター崩壊時の線量に比較して、NSC により線量は 7 分の 1～70 分の 1 まで低減できると期待される[7.6]。これにより屋外作業員の被ばくは、NSC 無しの石棺シェルター崩壊時に比べて半減すると期待される。しかし作業員は、崩壊時に NSC 内にいる可能性もあり、その場合、粉塵の閉じ込めにより被ばくが増加するかもしれない。

CEZ 内に住むことを選択した少数の個人の吸入線量は 50 分の 1 から 500 分の 1 まで減少し、1 から 2 mSv を越えることはないと期待されている[7.6]。最悪(95%)の気象条件を仮定し、さらに粉塵雲がスラブティチ【Slavutych】のような大きめの都市上を通過すると仮定した場合でも、NSC 内で崩壊が起こった場合に住民が致死性がんを発症する潜在的リスクは増大しないものと予想されている。

NSC 内での石棺シェルター崩壊による空中への放射性核種の放出や沈着は、現在の土壌汚染に非常に少量の追加効果しか与えないだろう。CEZ 圏内では、放射性核種の沈着は、チェルノブイリ事故そのものによる現状レベルに比べれば、すべての場合においてほんの少量だろう。相対的増加が最大になるのは、風がプルームを石棺シェルターから、元々の事故時に最小の被害を被った南西方向に運ぶ場合であろう。この場合ですら現状の土壌汚染レベルに、0.2%以下の付加的沈着を与えるに過ぎない。

(b) 表層水への影響

NSC の設置は、石棺シェルター崩壊による表層水上への放射性核種の降下堆積がほぼなくなることを保証すると思われる。図 7.7 に示された降下堆積は 50 分の 1～500 分の 1 まで削減され[7.6]、その結果、下流水の放射能濃度はウクライナの基準値を越えないだろう。

(c)地下水への影響

NSC がある場合の、放射性核種の地下水への移動の動態は、NSC の建設 1 年半後に地下室における水位がゼロまで下がることを想定して評価されている。つまり、NSC の建設後、降雨流はほぼなくなり、蒸発流は粉塵抑制剤や凝結に起因する流量より大きくなる。これは、地下室内の水位が壁経由の漏水により下降し、地下室が 2 年以内に空になることを意味している。

7.1.5. 課題と改善点

7.1.5.1. ソースタームの不確実性の環境評価への影響

4 号炉内の核燃料の残量に関しては、かなりの不確かさがある。 1 つの推定によると[7.1, 7.19]、事故時原子炉内に存在した 190 t の核燃料（ウラン）の約 95%が残存している。もう一つの推定では[7.12]、当初の核燃料コアの 60%に加え、使用済み核燃料保管プール【原文では単に decay pool で日本の保管プールとは違うかも知れない】や施設内の中央室内の核燃料(計 212t－FCM【核燃料含有物】の 80 t－飛散した燃料 6 t＝126 t 残存)とされている。石棺シェルター内の放射能は 1995 年におよそ 7×10^{17} Bq と推定された。これらや他の研究にも関わらず、今日まで、石棺シェルター内の燃料の量や分布についての包括的な情報はない。この知識不足は、4 号炉の安全性や環境影響、そして石棺シェルターの変化、の評価を実施する際の重大な【不確定】因子である。関連した放射性廃棄物の長期管理に関する充分な解決法を選択する際も同様である。

7.1.5.2. 核燃料含有物【FCM】の特性評価

FCM の物理的状態は時間と共に変動しているようである。FCM は酸化を始めており、酸化率、粒子サイズおよび挙動が未知の微粒子状物質に分解しつつあるように思われる。もう一つの関連した重要な不確実性は、石棺シェルター内の粉塵分布についてであるが、特に、施設を長期間運用する際の NSC 内の粉塵分布に関する不確かさがある。長期的な石棺シェルター変化における、（【放射性物質の】輸送や吸入の計算等の）環境への影響評価は、ソースタームのパラメータに関する仮定によって大きく変わるため、これらのパラメータのさらなる研究が必須である。これは、安全性評価の結果や、作業員や一般人、そして環境に対する適切な防護策の選択にあたっての信頼性の向上につながる。

7.1.5.3. 核燃料含有物【FCM】の除去と地層処分施設の開発の同時進行

石棺シェルターの安定化と NSC の建設は、かなり大量の長寿命放射性廃棄物を発生させる筈だが、これら廃棄物の中には FCM を含むものもある。しかし、FCM の除去は、地層処分施設が建設され、始動するまで計画されていない。FCM および長寿命放射性廃棄物を安全に管理するには、それらの長期管理戦略が開発されなければならない。

FCM の除去を、地層処分施設が利用できるまで延期する技術的な理由はないと結論できる。FCM の除去は、石棺シェルターの不安定構造物を解体した後に開始し、地層処分施設が利用できるまで、チェルノブイリ原発敷地で放射性廃棄物の処分前の管理や暫定貯蔵を行うことになるだろう。長寿命放射性核種を多く含むため、地層処分施設が開設されるまで待ったとしても、作業員の被ばくに関しては大きなメリットはないだろう。回収する時期が今でも 50 年後でも、FCM の除去と 4 号炉地域の復旧には遠隔操作による回収と放射性廃棄物管理技術が必要になる。

7.2. 事故起源の放射性廃棄物の管理

チェルノブイリ原発敷地とその近隣地区の除染活動中に発生した大量の放射性廃棄物は、CEZ 内で原発敷地から 0.5～15 km の距離（図 7.8）に位置する暫定的浅地中廃棄物貯蔵施設に蓄えられている。事故後の除染により発生した放射性廃棄物用に、トレンチ式、または埋め立て式の暫定廃棄物貯蔵施設が 1986 年から 1987 年にかけて複数建設されたが、それらの目的は、粉塵の飛散防止、放射線レベルの低減、そして 4 号炉と周辺での作業条件の改善にあった。しかし、これらの施設は、現代的な廃棄物安全要件として必要な、適切な設計書類、適切に設計施工された防護壁、または水文地質学的調査なしで建設された。

事故後の長い年月において、現存する放射性廃棄物を管理するための系統的な解析と受容可能な戦略を供する目的で、経済および人的資源が拡大された。しかし、幾つかのウクライナの研究[7.20]に報告されているように、チェルノブイリ原発敷地および CEZ での放射性廃棄物、特に高レベル長寿命廃棄物の管理に関する、広く受け入れられた戦略は、今日に至るまで開発されていない。その理由の一つは、放射性廃棄物貯蔵および処分施設の数や面積が膨大で、精査され、情報が整理さ

れているのはその半数に過ぎないことが挙げられる。この結果、放射性廃棄物データベース（数量、放射能等を含む目録）には大きな不確実性が存在している。

現存する事故起源の放射性廃棄物や、将来の NSC 建設、石棺シェルター解体、FCM 除去、そして 4 号炉の廃止に伴い発生する放射性廃棄物は以下のように分類できる：

(a) インフラや NSC 建設時に発生する、石棺シェルターや原発敷地からの放射性廃棄物
(b) チェルノブイリ原発 1〜3 号炉の運転に伴い発生した放射性廃棄物と混ざった事故起源の超ウラン廃棄物
(c) CEZ 内に位置する暫定的放射性廃棄物施設内の放射性廃棄物
(d) 放射性廃棄物処分施設内に存在している放射性廃棄物

本節では、上記放射性廃棄物の各カテゴリーに関連する安全性・環境問題を取り扱う。チェルノブイリ原発 1〜3 号炉の廃炉工事期間中に発生すると思われる放射性廃棄物は別カテゴリーのもので、本報告の対象外である。

現在のウクライナ法は、放射性廃棄物を、表 7.1 に示されているように比放射能と放射毒性に従って分類している[7.21]。

ガンマ線を放つ放射性核種の成分が未特定の混合物で汚染された廃棄物に対しては、距離 0.1m における空間線量率を利用して、表 7.2 に示された、「低」、「中」、そして「高」放射能への分類の使用が許されている。

ウクライナにおける現在の放射性廃棄物管理の実施状況は、上記の分類のすべてに従っているとは言えない。よって、それを新しい基準に適合させるため、対策が実施されつつある[7.21]。

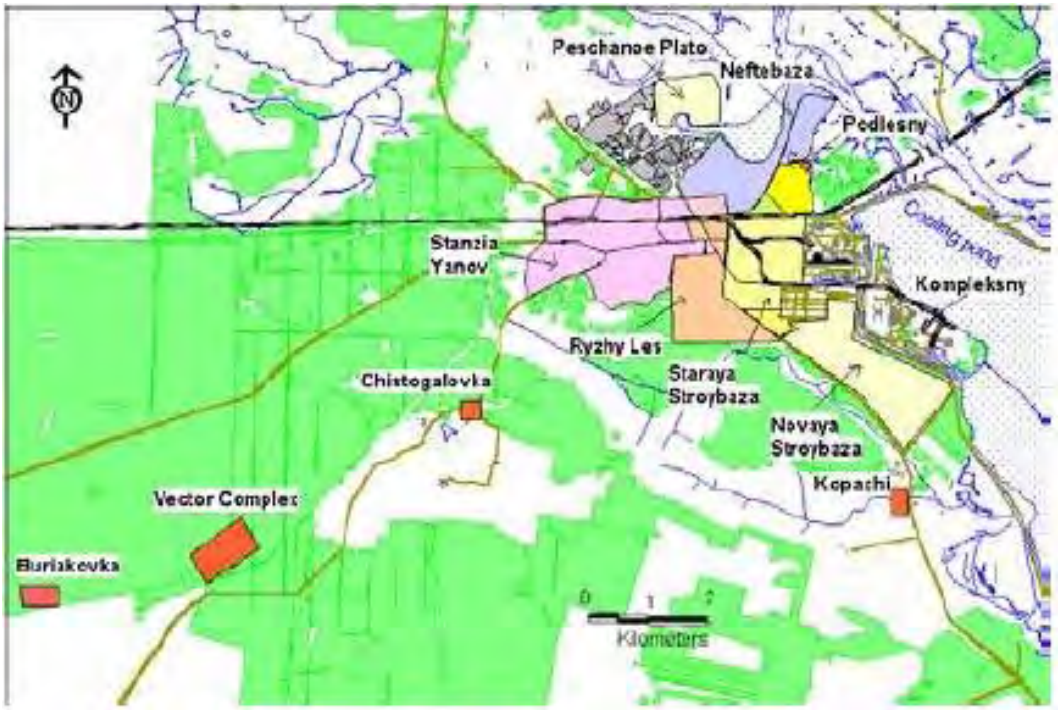


図 7.8.:　チェルノブイリ 30km 圏立入禁止区域（CEZ）での放射性廃棄物の臨時廃棄場（地上施設）の位置を示した地図。[オリジナル]【原発から 0.5-15km の位置にある。】

表 7.1. ウクライナの固体放射性廃棄物の分類

	比放射能の範囲 （kBq/kg）			
	グループ 1[(a)]	グループ 2[(b)]	グループ 3[(c)]	グループ 4[(d)]
低放射能	10^{-1}～10^{1}	10^{0}～10^{2}	10^{1}～10^{3}	10^{3}～10^{5}
中放射能	10^{1}～10^{5}	10^{2}～10^{6}	10^{3}～10^{7}	10^{5}～10^{8}
高放射能	$>10^{5}$	$>10^{6}$	>10	$>10^{8}$

(a)グループ 1：超ウラン系アルファ放射性核種

(b)グループ 2：アルファ放射性核種(超ウラン系以外)

(c)グループ 3：ベータおよびガンマ放射性核種（グループ 4 以外の核種）

(d)グループ 4：^{3}H、^{14}C、^{36}Cl、^{45}Cf【ベータ放射性核種である ^{45}Ca の間違いか？】、^{53}Mn、^{55}Fe、^{59}Ni、^{63}Ni、^{93m}Nb、 ^{99}Tc、^{109}Cd、^{135}Cs、^{147}Pm、^{151}Sm、 ^{171}Tm、 ^{204}Tl

表 7.2. 距離 0.1m での線量率を用いた比放射能が未知の放射性廃棄物の分類[7.21]

	線量率
低放射能	1～100 μGy/h
中放射能	100～10000 μGy/h
高放射能	>10000 μGy/h

7.2.1. 事故起源の放射性廃棄物の現状

7.2.1.1. 石棺シェルター関連の放射性廃棄物

石棺シェルターとは「放射能事故後の破壊された 4 号炉」、そして「【事故原子炉の】安定化と【発電所施設の保管施設への】改造の際に生じた未処理の放射性廃棄物の浅地中貯蔵施設」と考えられる[7.22, 7.23]。表 7.3 には石棺シェルター内に存在する廃棄物、がれき、そして他の放射性物質の量とタイプを示した。

さらに、燃料片の堆積や放射性核種でひどく汚染された土壌や事故由来のがれき（金属片、コンクリート片等）が 4 号炉周辺に集積され、貯蔵された。

(a) ３つのパイオニア壁(石棺シェルターの西側、北側、南側)には汚染された土壌、コンクリート、そして容器が貯蔵され、そこには高レベル廃棄物[原注 3]が最大 1700～4900 m^3、低および中レベル廃棄物が最大 72000 m^3 含まれると推測されている[7.25, 7.26]。

(b) 石棺シェルター北側にあるカスケード壁には炉心破片、金属、コンクリート、炉心ピット装置、そして事故遮蔽材が貯蔵されている（16600 m^3 の高レベル廃棄物、117 t の炉心破片部、そして 53400 m^3 の低および中レベル廃棄物）[7.25]。

(c) 石棺シェルター周囲の工業地区にはコンクリート、砂利、砂、粘土と汚染された土壌が貯蔵され、7000 m^3 の高レベル廃棄物および 28600 m^3 の低・中レベル廃棄物が貯蔵されている[7.27]。他の調査によると、燃料、黒鉛等が汚染土壌中に存在している[7.26]。

表 7.3. 石棺シェルター内に存在が推測される汚染物質の一覧[7.25]

	放射性廃棄物のタイプと評価基準	放射性廃棄物の分類	量
FCM（核燃料含有物質）	未使用燃料集合体、使用済み燃料集合体、溶融タイプ物質、燃料片、放射性粉塵	高レベル	約 190～200 t、700 t の黒鉛
核燃料質量比 1%以下の固体放射性廃棄物	10 cm での線量率 10 mSv/時以上の線量率の炉心断片		
液体放射性廃棄物	降雨によりデータベース対象が変わる（例：パルプ、油類、可溶性ウラン塩含有の懸濁液)	低レベル < 370 kBq/L	2500～5000 m^3
		中レベル >370 kBq/L	500～1000 m^3
固体放射性廃棄物	金属製装置と建築材料、例えばコンクリート、粉塵、非金属材料（有機性、プラスチック）	高レベル	38000 m^3（建築材料） 22240 t（金属構造物）
		低～中レベル	300000 m^3（建築材料と粉塵） 5 000 m^3 （非金属）

パイオニア壁およびカスケード壁内の放射性廃棄物は、後にコンクリートで遮蔽された。この廃棄物は高レベル廃棄物と見なされ、浅地中処分施設では受容できない。処分しようにも簡単には回収できないので、これらの壁内から回収される放射性廃棄物は 4 号炉廃止用の全体戦略の一部になっている。

現在または今後見込まれる 4 号炉起源の放射性廃棄物は、ウクライナ法によると、 短寿命低・中レベル廃棄物（NSC 建設時に出る土壌、 建築材、 コンクリート、 金属製構造物等）および FCM 等の高レベル廃棄物に分類されるであろう[7.28, 7.36]。

原注 3：高レベル廃棄物はさらに 2 種類に小分類される：発熱率 2 kW/m^3 以下の低温廃棄物および発熱率 2 kW/m^3 以上の発熱廃棄物である[7.24]。

7.2.1.2. 事故起源廃棄物と正常運転起源放射性廃棄物の混合

1986～1993 年の期間中、一部の低・中レベル廃棄物と超ウラン元素を含む高レベル廃棄物は、1～3 号炉の運転により生成された放射性廃棄物の一部と共に、チェルノブイリ原発敷地内のある地上貯蔵施設内(図 7.9 参照)に貯蔵された。

この廃棄物は、総量約 2500 m^3、総放射能量約 131 TBq あり、未処理のまま貯蔵された。貯蔵施設が満杯になった時は、放射線量と漏水を低減させるためにコンクリートグラウトで裏込めされ、コンクリート屋根で覆われた。従って、この施設に貯蔵された放射性廃棄物は簡単には回収できないため、特別な注意が必要である。実際、その種の回収計画が現在研究下にある。現在、この施設は、1～3 号炉の廃止工事中に発生する放射性廃棄物処分に利用する意図の下、拡大されつつある。

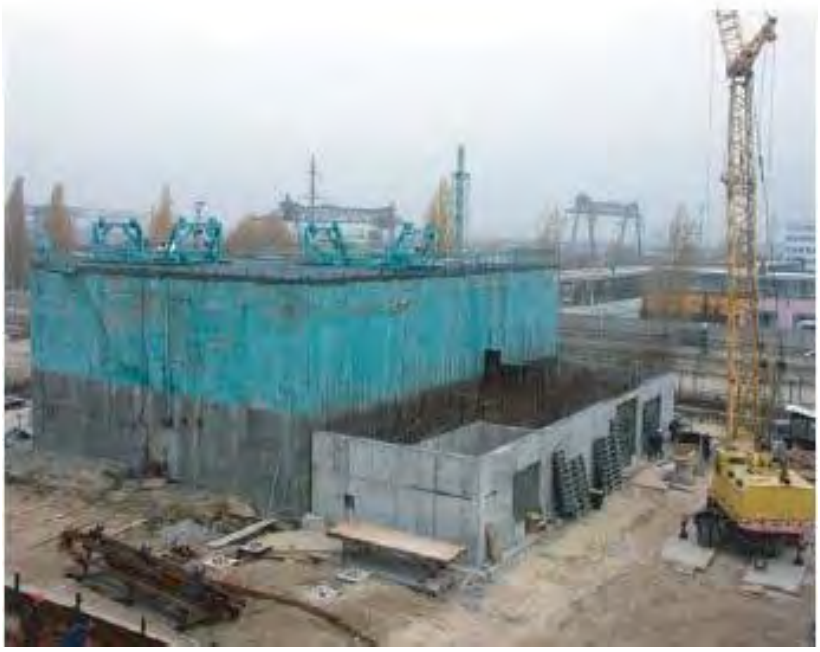


図 7.9.: チェルノブイリ原発敷地内の放射性固体廃棄物の一次保管施設（地上施設）の写真。[オリジナル]

表 7.4. 暫定放射線廃棄物施設の現状[7.19, 7.29]

施設名	面積	トレンチ数	埋め立て数	放射性廃棄物タイプ	放射性廃棄物体積	全放射能
放射性廃棄物目録（データベース）が整備された施設						
Neftebaza （石油基地）	53 ha	221	4	土壌、植物、金属、コンクリート、レンガ	104×10^3 m^3	40×10^{12} Bq
Peschannoe Plato （砂平地）	78 ha	2	82	短寿命[(a)]低・中レベル廃棄物（土壌、がれき、コンクリート）	57×10^3 m^3	7×10^{12} Bq
放射性廃棄物内訳が部分的に調査された施設						
Stantzia Yanov	128 ha	既知>36	—	土壌、植物、金属、コンクリート、レンガ	30×10^3 m^3	$>40\times10^{12}$ Bq
Ryzhy Les	227 ha	推定>61	推定>8	主に土壌、建築・家庭用材料	500×10^3 m^3	最大 400×10^{12} Bq
Staraya Stroibaza	130 ha	>100	—	土壌、金属、コンクリート、木材	171×10^3 m^3	1000×10^{12} Bq
Novaya Stroibaza	122 ha	—	—	土壌、植物、金属、コンクリート、レンガ	150×10^3 m^3	200×10^{12} Bq
Pripyat	70 ha	—	—	汚染された車両、機械、木材、建築廃棄物	16×10^3 m^3	30×10^{12} Bq（1990）
Chistogalovka	6 ha	—	—	ビル解体時の廃棄物、土壌、木材、作業着	160×10^3 m^3	4×10^{12} Bq
Kopachi	125 ha	—	—	ビル解体時の廃棄物	110×10^3 m^3	30×10^{12} Bq

(a)ウクライナ法によると、短寿命廃棄物とは処分後 300 年以内に行政監督の必要が無くなる放射性廃棄物である。他方、長寿命廃棄物とは処分後 300 年以上行政監督を必要とする放射性廃棄物である[7.21]。

7.2.1.3. 暫定放射性廃棄物貯蔵施設

4 号炉除染時に発生した放射性廃棄物のうち、最大量が CEZ 内に置かれている（図 7.8 参照）。事故直後、トレンチ式および埋め立て式の暫定貯蔵施設が原発敷地から 0.5～15 km の距離に作られた。それらは 1986～1987 年の間に、粉塵飛散の防止や 4 号炉における放射線量の低減と作業条件の改善のために実施された汚染地域の浄化の結果、事故後に発生した放射性廃棄物を貯蔵することを目的として建設された。これらの施設は、設計書類も人工防護壁も、そして水文地質学的調査もなく建設された。

暫定放射性廃棄物施設の全面積はおよそ 8 km^2 で、処理された放射性廃棄物の全量は 10^6 m^3 を越えると推測されている。放射性物質の主要部分は、チェルノブイリ放射性降下物が西側に落下した領域沿い（図 7.8 参照）にあるストロイバザ【Stroibaza】とリジーレス【Ryzhy Les】の暫定放射性廃棄物施設に集積されている。リジーレスの暫定放射性廃棄物施設における放射性物質の濃度は ^{90}Sr と ^{137}Cs がそれぞれ 10^5～10^6 Bq/kg でプルトニウム同位元素が 10^3～10^4 Bq/kg である（合計値）。

施設のほとんどは、 現地の砂質土壌に深さ 1.5～2.5 m のトレンチを掘ったものである。放射性物質(土壌、ゴミ、木材、そして建築物のがれき)は厚さ 0.2～0.5 mの沖積層の砂で覆われている。大多数の暫定放射性廃棄物施設は、地質学的な環境は多様で、そこにトレンチが掘られ、廃棄物の上に、近場から運ばれた土壌を多層に敷いて遮蔽している。従って、これらの施設からの放出可能性は、貯蔵された全放射能、廃棄物の形状（特に木材）、放出後の移動経路沿いの地層の保持力、そして施設の敷地の水文地質学的環境に依存し、そのため各施設の放出可能性も様々である。これらの暫定放射性廃棄物施設の少なくとも半数は調査されてきた（表 7.4 参照）[7.19,7.29]。

さらに多数の暫定放射性廃棄物施設があり、およそ 800 ものトレンチ式施設がそれぞれ 8×10^2～2×10^6 m^3 の範囲の廃棄物の処分容量を有している[7.29,7.36]。これらの施設に関するデータは、その半数に関しては知られている。そして、これらは行政監督されていない。いくつかの施設に関する推定によると、それらの放射能は高く(10～1000 TBq)、時として CEZ 内の土壌中の総放射能（およそ 7000 TBq）と桁が同程度と推測されるほどである。

7.2.1.4. 放射性廃棄物処分施設

事故起源廃棄物の主だった処分施設はブリアコフカ【Buriakovka】、ポドレズニー【Podlesny】とコンプレクスニー【Kompleksny】にあり、行政監督されている。これらの浅地中処分施設は事故後 1 年間の除染活動中に発生した放射性廃棄物用に設置された。これらの用地は、暫定放射性廃棄物施設のものより高レベルの事故起源廃棄物処分用に選抜され、設計された[7.19]。

1987 年に建設されたブリアコフカのものは、現在 CEZ 内で稼働中の唯一の施設で、23.8 ha の敷地に 30 のトレンチを掘り、厚さ 1 m の粘土で覆ったものである。最大 652800 m^3 までの放射性廃棄物が処理されてきた。これが現場で 530000 m^3 まで圧縮され、総放射線量 2.5×10^{15} Bq の固体短寿命低・中レベル廃棄物になる。それらの組成は金属、土壌、砂、コンクリートと木材で、^{90}Sr、^{137}Cs、^{134}Cs、$^{238,239,240}Pu$、$^{154,155}Eu$ そして ^{241}Am で汚染されている。この施設では、表面から 10 cm での線量率が 0.003～10 mGy/h の範囲の放射性廃棄物が受け入れられた。

ポドレズニーのドーム型【または地下房型】処分施設は 1986 年 12 月に始動し、1988 年に閉鎖された。この施設は、表面から 10 cm での線量率が 0.05～2.5 Gy/h の範囲の高レベル廃棄物用に設計されたが、より高い線量率をもつ物質も処分された。２つのドーム【または地下房】には、総体積 11000 m^3 もの建材、金属がれき、砂、土壌、コンクリートや木材が収められている。閉鎖時に、処分施設はコンクリートで遮蔽された。1990 年には、処分された放射性廃棄物の総放射能量は 2600 TBq と推測された。しかし、2002 年に実施された施設の再評価によると、この施設で処理された放射性廃棄物の総放射能量は当初の想定を越え得るという根拠が示され、現在の廃棄物リストを再推測する必要性が確認された。廃棄物リストに不確かさがあるため、FCM を含む多様な種類の廃棄物が処分されたものと推測されている。

コンプレクスニーにあるドーム型処分施設はチェルノブイリ原発敷地にある未完成の 5、6 号炉から作り替えた施設が基になっている。コンプレクスニー施設は 1986 年 10 月から 1988 年まで稼動し、廃棄物容器の表面から 10 cm における線量率が 0.01 Gy/h 以下の低・中レベル廃棄物用に設計された。全放射能量 4×10^{14} Bq を有する 26200 m^3 以上もの固形廃棄物が、18000 個の容器に入れられ、砂と粘土で遮蔽されて処分された。この廃棄物は主に砂、コンクリート、金属、建築材料とレンガだった。季節毎に上昇する地下水の水位のため、施設は底から 0.5～0.7 m の高さまで浸水する。この用地で処分された放射性廃棄物についてのデータが不足しているため、放射性核種のリストにもかなりの不確かさが存在する。

現在、ヴェクター・コンプレックスという低・中レベル放射性廃棄物加工・貯蔵・処分用の浅地中施設を開発中である。このコンプレックスの内容は以下の通りである：

(a) 全タイプの固形放射性廃棄物が処理可能な工学施設（能力 3500 m^3/年）
(b) 短寿命固形放射性廃棄物の処分施設（合計能力 55000 m^3）
(c) 長寿命固形放射性物質の貯蔵施設
(d) FCM 用の貯蔵施設
(e) 高レベル処理済み放射性廃棄物を高深度処分施設に最終処分する前の中間貯蔵施設

7.2.2. 放射性廃棄物の管理戦略

現在のところ、4 号炉をさらに解体したり、浄化する計画はない。しかし、NSC 建設や石棺シェルターの不安定構造の解体段階においてどの程度の放射性廃棄物が発生するか、そしてそれらの管理にどのような選択肢があるかに関する評価は実施されてきた。準備段階においてはおよそ 390 t の固形放射性廃棄物および 280 m^3 の液体が発生するものと予測されている[7.6]。また、4 号炉周辺の 100 000 m^3 もの汚染された土壌は、燃料片をいまだに含む可能性があり、除去する必要がある。石棺シェルターの上部構造の解体のための予備調査によると、1200 t の鋼鉄や推定 1800 m^3 の、主として金属や大きなコンクリート片からなる放射性廃棄物の除去が必要と予測されている[7.14]。これらの廃棄物はその放射線レベルにより区分けされる計画である。高レベル廃棄物はほんの一部に過ぎないと期待されるが、計画では容器に収納後、NSC 内に貯蔵される。

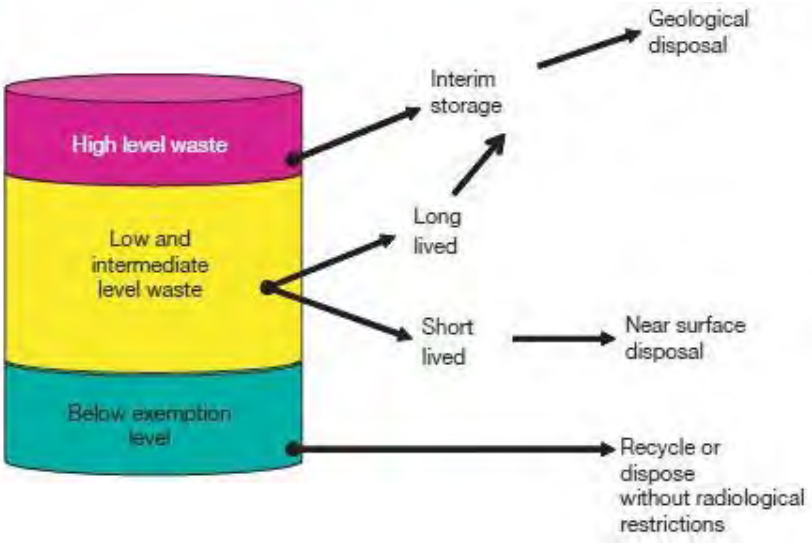


図 7.10.:　チェルノブイリ原発敷地における放射性廃棄物の廃棄・処理計画。[文献 7.19 より引用]【低濃度汚染物（基準値以下、下の部分）のみがリサイクルに回り、高濃度汚染物（上の部分）は一次的な保管のあとに地下深くに捨てる予定となっている。中程度の汚染物（真ん中）は半減期によって、地下深く(高濃度汚染物と同様)か地下浅い所への廃棄に分けられる。】

ウクライナ法[7.31]では、全ての放射性産業廃棄物は、図 7.10 に示されたスキームに沿って分類される：高レベル長寿命放射性廃棄物は深地層処分場で処分されなければならないし、低・中レベル短寿命廃棄物は浅地中処分場で処分される。1986 年の事故に起因する放射性廃棄物、特に高レベル長寿命のものの管理戦略は、これらの基準に従って開発されなければならない。

低レベル廃棄物に対して計画されているオプションは、廃棄物を物理的特性（土壌、コンクリート、金属等）に従って仕分けし、できれば除染し、そして/あるいは有益な再利用（NSC 基礎部での土壌再利用、金属片の溶解）のために処理するか、またはブリアコフカ処分施設[7.19]やヴェクター処分場の新規拡張部に送って処分することである。

他方、長寿命廃棄物は中間貯蔵所に置く計画である。チェルノブイリ原発敷地やヴェクター施設では、異なる貯蔵オプションを考慮中であり、結論には至っていない。NSC 完成後には、石棺シェルターの解体や FCM のさらなる除去を含めた石棺シェルター関連施設の廃止が予想される。高レベル廃棄物は部分的に現場で処理され、深地層処分施設が利用できるまで、暫定貯蔵所に保管される。現在この戦略は、高レベル放射性廃棄物と FCM に対する好ましいオプションとして考えられている[7.19]。本戦略の実施に際し、現在建設中のヴェクター施設コンプレックスで高レベル長寿命放射性廃棄物を加工処理し暫定貯蔵するシステムを組織的に実現化する計画がある。ヴェクター施設がフル稼働した時には、NSC で覆われた石棺シェルターから FCM と他の放射性廃棄物を回収する作業を始動させられる。

この種の戦略的アプローチは、ウクライナ政府が承認した放射線廃棄物管理[7.25]に関する包括的プログラムにかいま見る事ができる。その種のプログラムを練り上げる前には、特別なフィールド調査や地質調査を、CEZ 地区とその周辺、特に 500 m 以上の深度をもつ結晶質岩が存在する地域

で実施しなければならない。文献[7.25]によれば、2006 年にこの地域に地質学的に最適な用地を探索するための調査を始動させることは合理的であると考えられている。そのような計画に沿い、深地層（高深度地下）処分施設は 2035～2040 年の期間以前に完成されるかもしれない。

将来的に石棺シェルター起源の放射性液状廃棄物は、チェルノブイリ原発敷地内の新しい放射性液状廃棄物処理工場で管理される計画になっている。しかし、超ウラン元素を含む液状廃棄物の管理は解決されるべき問題として残されている。

これらに加え、事故起源の放射性廃棄物の管理戦略では、事故後の最初の数ヶ月間に使用されて最終処分法が未決定である約 2000 もの汚染された装備（輸送車、ヘリコプター、戦車等）を収容している他の貯蔵場についても、その管理も考慮すべきである。

7.2.3. 環境的側面

CEZ 内のほとんどの暫定放射性廃棄物処分施設の安全性に関しては、これらの施設が、地表面の ^{90}Sr レベルが 400～20 000 kBq/m^2、^{137}Cs が 700～20 000 kBq/m^2、そして ^{239,241}Pu が 40～1000 kBq/m^2 という非常に汚染された地域に存在するという状況を踏まえて考察される必要がある。同一地域内で、複数の暫定放射性廃棄物施設が、それぞれ数メートルの土壌と他の地質材料によって遮蔽された比較的少量の容積を占有している。

増大する地下水汚染の危険性と、それが将来、水の供給に利用されている主要水源に到達する可能性は重大な懸念事項である。仏独イニシアチブで報告された測定[7.32]（表 7.5 参照）は、いくつかの暫定放射性廃棄物施設が地下水に深刻な影響を及ぼしていることを明らかにした。特に、完全にまたは部分的に浸水したトレンチは、工学的安全機能の設計不足により、放射性核種の流出が増加している。ブリアコフスカ施設のような、より好ましい環境条件下にあれば、放射性核種の放出変動を低減でき、地下水の放射能濃度を比較的低レベルに維持できる。

年間の一時期、いくつかの暫定放射性廃棄物施設では地下水面が非常に接近したり施設内まで上昇して、それが放射性核種の分散に影響する。トレンチ、または埋め立て地での地下水面の水位は深さ 1～7 m ほどであり、季節によって変動することが注目される。スタンジア・ヤノフ【Stanzia Yanov】およびネフテバザ【Neftebaza】の施設は常に部分的に冠水している。冠水は、コンプレクスニー(Kompleksny）処分施設においても重要な関心事である。ここでは廃棄物容器が処分施設の基底部から 0.5～0.7m の位置まで浸水している[7.19]。これらの処理施設での汚染程度は 1986～1989 年に導入された監視システムを使ってモニターされており、システムのアップグレードが必要である。

暫定貯蔵施設周辺での地下水汚染のモニタリング結果によると、^{90}Sr の濃度は 100～100000Bq/m^3[7.19, 7.33]の範囲であった。濃度の最高値はチェルノブイリ原発敷地の北部で検知されたが、そこからの地下水はプリピャチ川に注いでいる。従って、河岸の直近の沖積土壌中に位置し、高水位期に定期的に冠水の危険性がある放射性廃棄物施設では、放射性核種による、実際あるいは潜在的な影響【つまり放射性物質の漏出】が存在する[7.20, 7.32]。これらのタイプの処分施設は過

去 5 年間調査され現在も調査が継続されており、将来的に廃棄物を【これら沿岸施設から】順次回収して【安全な場所に】適切に設置された処分施設へ段階的に移動させる為の根拠となろう。

表 7.5. いくつかの暫定放射性廃棄物貯蔵施設付近の 1994～1995 年[7.16]と 1999 年[7.23]における地下水汚染【単位は Bq/L】

施設名	ストロンチウム 90		セシウム 137		プルトニウム 239, 240
	1994～1995	1999	1994～1995	1999	1994～1995
Ryzhy Les (赤い森に位置)	100～120000	100～230	0.1～100	0.1～2.5	0.4～0.6
Stroibaza	3～200	30～50	1～20	0.02～0.004	データなし
Peschannoe Plato (砂平地に位置)	3～10	2～40	0.7～3	0.02～0.1	データなし

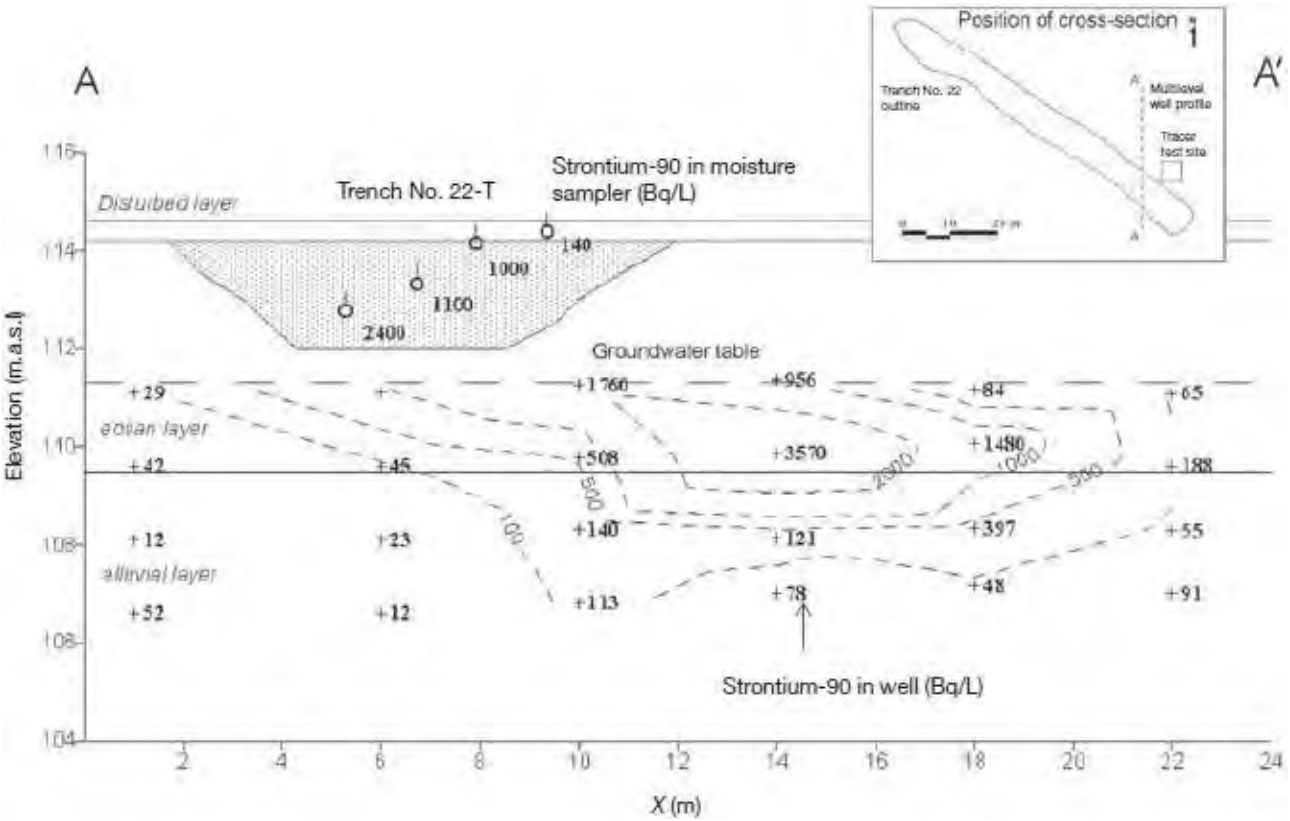


図 7.11.: ルズレス（Ryzhy Les）の施設の地表廃棄場（トレンチ）22 号の近くの地表近くの地下水における ^{90}Sr 濃度分布の断面図。1998 年 10 月測定。[文献 7.34 より引用]【横軸は距離で縦軸は海抜標高。単位は m。図の中の数字の単位は Bq/L。断面 A-A'は挿入図のようにトレンチ 22 号を斜めに切る。断面 A-A'には幾つかの多レベル監視井がある。地下水位は地下約 3ｍで風成土中にあり、風成土は沖積土を覆っている。】

前述のように【3.5.5 節も参照】、放射性核種の地下水を介した移動速度は、水の流体的な輸送よりはるかに遅い。この事実は、暫定放射性廃棄物施設から漏出された放射性核種の大半が、流れを遅らせる各種要因と地質化学過程の為に、地質媒体内に蓄積されることを意味する。複数の調査が、暫定放射性廃棄物施設周辺の土壌と地質媒体の収着量を考慮し、^{90}Sr のかなりの部分がいまだに燃料粒子【図 3.17 参照】と結合しており、そのため土壌中の間隙水へ放出されるのが幾年も遅れているということを示した。その結果、地下水中の放射性核種濃度は、^{90}Sr のように移動性の高いものでも非常に低い。プルトニウム同位体、およびそれらと関連した ^{241}Am については、十分に調査されていない。しかし、それらが暫定放射性廃棄物施設の敷地より遠くへ移動する可能性が無視できる事実はよく知られている（図 7.11）。

放射性核種の鉛直および水平方向への移動速度の調査によると、現地の土壌の場合は、地下水が放射性核種によって汚染される危険性は低い。その事実に伴って、3.5 節（図 3.58 参照）でも論じたように、将来的にプリピャチ川がかなり汚染される危険性は低減される。ほとんどの重要な放射性廃棄物施設からの汚染地下水の先端が地域の表層水に到達するのは 100 年のスケール、またはそれ以上であることが示されているため、この問題は、プリピャチ川下流域の住民への放射能の影響被害としては重要ではなくなった[7.17, 7.34]。しかし、CEZ において、地下水はいまだに周辺環境への放射性核種の移動を可能にする重要な汚染源である。よって、廃棄物施設は定期的に監視され、組織的に管理されなければならない。

暫定施設の長期戦略は、関連して生じる放射線リスクの管理に関係する。その究極の目標は、廃棄物を処分するか、暫定廃棄物施設に保管することで ^{137}Cs と ^{90}Sr を充分に閉じ込め、被害を受ける可能性のある決定グループに深刻な影響を生じないうちに減衰させることである。プリピャチ川の岸近くに位置する暫定放射性廃棄物施設は洪水により冠水しかねないため、適切に設置された処分施設へと、廃棄物を回収し移動させることが好ましい戦略である。

CEZ にある暫定放射性廃棄物施設のうち、データベースが未知の施設や、周辺の地下水や表層水への将来的な汚染可能性が把握できない施設については、放射性壊変と自然希釈を考慮した安全性評価を実施する必要がある。汚染プルーム（汚染水塊）の移動および、その主要水源（帯水層、河川、貯水池、原発および CEZ への地元給水源）との境界面に対しては、信頼性レベルが高い評価を実施しなければならないことは明白である。その手の評価では、これらの水源に影響し得る全ての放出源を考慮する必要がある。

安全性評価の結果は、暫定施設における適切な除染策、または組織的な管理手法に関する意思決定の一助になる。数百年後の CEZ での再居住を仮定すると、そのとき様々なシナリオで生じ得る被ばくが受容可能なレベル内に抑えられるように、取扱い可能な廃棄物の受け入れ基準（たとえば放射能濃度）も設定する必要がある。それらの暫定処分施設では、^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能が警戒に値しないレベルまで減衰する数百年間は組織的な管理を維持することが必要になることは明白である。そのため、監視、復旧作業の実施、そして恐らく再居住に関連した重要な規制に多大な人的経済的資源が必要となる。しかし、長期にわたる組織的な管理を、CEZ での全体的な安全性を改善する復旧作業の代替物と考えるべきではない。

7.2.4. 課題と改善点

7.2.4.1. 立入禁止区域とチェルノブイリ原発の放射性廃棄物管理プログラム

チェルノブイリ原発やCEZ内の汚染地区や暫定放射性廃棄物施設を更に除染するための、包括的な放射性廃棄物管理プログラムはいまだに確立されていない。先述のように、現在継続中の戦略は、周辺環境への放射能リスクが最大である暫定廃棄物施設を監視し、除染活動や環境防護活動の必要性を評価するものである。さらに、チェルノブイリ原発やCEZからの高レベル長寿命廃棄物の長期処理方法・貯蔵方法・処分方法のオプションや、超ウラン元素で汚染された液状廃棄物の管理方法は、適切に選択されるべきであり、それに必要な施設も開発されなければならない。その種の手続きを開発すれば、あらゆるタイプの事故廃棄物の、一貫した組織的な長期管理を保証し、従って、作業員や一般人、そして周辺環境を保護することになる。

7.2.4.2. 4 号炉の廃止

石棺シェルターの解体および4号炉の廃炉戦略においては、取り組むべき主要要因が2点ある：関連して生じる放射性廃棄物（特に高レベル廃棄物）管理の安全性と遅延した復旧作業の安全性とである。浅地中施設で処分できない放射性廃棄物の管理戦略を開発する必要がある。特に、新しい廃棄物管理施設（例えば、長寿命廃棄物の貯蔵、地層処分）が必要とされているが、その際、この種の施設の能力や、チェルノブイリ原発の廃炉時に既存施設を利用する可能性も考慮されるべきである。長寿命（特に、大量の土壌、超ウラン液状廃棄物、そして汚染金属）や高レベル廃棄物（つまりFCM）の管理と、その後の処分用に適切なインフラや設備を整備する際には特に配慮が必要である。

7.2.4.3. 廃棄物受け入れ基準

現在実施中の廃棄物管理プログラムは、事故起源放射性廃棄物分類用の基準を含むが、それは、個々の放射性廃棄物処理の流れに対する適切な管理を選択する際に必要となる。廃棄物管理用の基準については、廃棄物中の ^{137}Cs とアルファ核種の比放射能のレベルを基にしたものをベースに現在検討中である。この手の基準は、浅地中施設への受け入れ可能性の判断基準に、より適しているものの、【現段階では、】既存の廃棄物施設、特に暫定放射性廃棄物施設について、施設が受容可能な廃棄物の比放射能の閾値を推定する問題はまだ未解決である。廃棄物の受容可能な基準の作成は、作業員・周辺環境・住民を長期的に放射線からの保護するために重要である。

7.2.4.4. 既存放射性廃棄物貯蔵所の長期的安全性評価

残存する暫定放射性廃棄物貯蔵施設へ間違って立ち入ることがないよう、それらを同定し、適切な目印をつける必要がある。施設のアップグレードや修復活動の重要性を評価するため、これらの施設による周辺環境への長期的な影響を評価する必要もある。

施設数が多いので、安全性評価の必要性の優先順位を定める必要がある。これらの評価は現在の条件下での安全性と、将来あり得る再居住を考慮した場合の安全性に関して実施されるべきである。冠水している、またはする可能性のある施設や、将来、数百年間にわたる広範な管理を必要とする施設の数を抑制する必要性も考慮すべきである。

より高い放射線リスクを抱える施設を選ぶには、暫定施設の廃棄物に含まれる放射能の含有内容、特に長寿命放射性核種含有量を評価する手法の改善が重要である。実用上、この評価法はできるだけ少ない数のパラメータと手法とに依拠すべきものである。この方法で、個々の施設が環境に与え得る影響について現在行っている評価が抱える不確かさが低減されるうえ、CEZ における全ての既存および潜在的な汚染源を考慮した、一貫した評価が実現可能になる。

7.2.4.5. チェルノブイリ立入禁止区域に位置する暫定廃棄物貯蔵施設の復旧の可能性

暫定廃棄物貯蔵施設の管理戦略の整備が進みつつある。これは、異なる施設に対し、それらの現状と環境への放射線リスクに従って、次の 3 種のオプションを想定するものである[7.19, 7.29]。

(a)環境影響を最小限に抑え作業員の安全性を改善するため、短期間に廃棄物を回収し処分する【べき施設】。例をあげると、工業地区、石棺シェルター、浸水した暫定貯蔵施設、そしてコンプレクスニー処分施設。
(b)放射線防護基準に従い、将来的な処分を視野に入れて、廃棄物を組織的管理下で暫定貯蔵する。例をあげると、ポドレズニー処分施設とチェルノブイリ事故処理活動で汚染した装備類。
(c)適切な介入策を決定するため、調査される必要がある施設を検査する。例をあげると、暫定放射性廃棄物施設と NCF 建設起源の土壌。

7.3. チェルノブイリ立入禁止区域の将来

CEZ の長期的開発は重要にして複雑な課題であり、多様な技術的、経済的、社会的、その他の要因を考慮する必要がある。この地域の発展のために様々なオプションが検討されてきた。Likhatarev 等[7.35]によると、2015 年以降、チェルノブイリ原発周辺地域のおよそ 55%は、ウクライナ法による放射線医学的制限から解放されると考えられる。しかし、住民をこの圏内に戻すための最終決定は、汚染された土地の不均一性や現地の地形の異なる部分における放射性核種の移動や蓄積、そして地域住民の日常的習慣（狩猟、釣り、ベリー摘み、きのこ狩り等）を考慮する必要がある。

CEZ 開発の包括的計画とは、CEZ の汚染区域を復旧し、CEZ を見直し、そして非汚染区域に人々が再居住できるようにするものである。そのため、再居住区域で実施される可能性がある活動：食物生産農耕や家畜の放牧の禁止、そして家畜への清浄な飼料のみの使用に関する、明確に定義された行政的な規制が必要になる。従って、これらの再居住区域は、住宅地区ではなく産業地区に最適である。

上記の理由により、石棺シェルターの除染と解体、及び、この地域における放射性廃棄物管理施設に重点を置いた活動は継続が期待されるが、その際には同地域の最適な管理を必要とする。新構想によると、CEZ は以下の異なる区域に分割されることが予期される：

(a)産業区域には最も汚染された地域が含まれ、そこにはチェルノブイリ原発敷地、放射性廃棄物処理施設、そして主要な放射性廃棄物貯蔵所エリア等が位置する。ここでは主に、NSC 施設の建設等の産業活動が実施されると想定されている。NSC 建設用のインフラを供給するために、新しい道路、船積場、鉄道、その他の支援設備が計画されている。チェルノブイリの町がそのインフラ開発の候補地になっている[7.6]。CEZ が高レベル長寿命放射性廃棄物の地層処分場用地として選抜された場合、大量の掘削や採掘作業が実施される必要があるため、技術インフラの具体的な開発も必要になる。
(b)保健制限区域は産業区域と自然保護区域間の緩衝地帯と位置付けられる。
(c)自然保護区域は、産業および人間活動のほとんどが禁止された場所に位置する計画で、その目的は基礎的かつ自然な景観および地域の生物多様性の保護にある。

CEZ の復旧活動は、長期的に産業活動や自然保護のための最適の条件を与えるものと期待される。例えば、NSC は最低 100 年間稼動できるものと期待されている。異なるタイプの放射性廃棄物貯蔵施設により、300 年かそれ以上、安全な貯蔵ができなければならない。この領域で可能な活動として、放射性廃棄物用の、主地層処分施設の建設がある。ウクライナの異なる地域から地層処分場に運搬されてくる、あらゆる種類の放射性物質と廃棄物を処理するため、国立の技術センターも設立されるかもしれない。

汚染区域における管理戦略の評価と最適化のための基盤をつくり、放射性核種の移動の動態や変化、そして人工防護壁の追加と環境除染技術の実施に必要な、基礎的かつ実践的な知識を発展させるため、CEZ の監視と支援研究を継続すべきである。

要約すると、CEZ の今後の 100 年間かそれ以降は、以下の活動と関連するものになると思われる：

(i) NSC 及び関連する技術インフラの建設と運用
(ii) チェルノブイリ原発 1〜3 号炉と石棺シェルターからの燃料抜き取り、廃炉、および解体
(iii) 放射性廃棄物処理と管理用の施設、特に高レベル長寿命放射性物質用の深地層処分所の建設
(iv) 居住禁止のままとなる区域での自然保護区の設定
(v) 環境モニタリングと研究調査活動の継続

7.4. 結論と提言

7.4.1. 結論

石棺シェルター構造の安定性、放射能データベース、不十分な閉じ込め【遮蔽】、 FCM の経年変化特性、そして石棺シェルター内外の諸条件（例えば地下水の状態）に関する現時点の不確実性【不十分なデータ】により、作業員や一般人、そして周辺環境の将来的な保護の観点からの安全性が不十分なものになっている。従って、石棺シェルターの安定化対策の継続と NSC の建設こそが安全性を高め、CEZ 圏外にも影響を及ぼすと懸念される事故シナリオを未然に防ぐ、あるいは緩和するものと期待される。

この期間中に発生する放射性廃棄物、特に長寿命かつ高レベルの廃棄物の安全な前処理と本処理の管理に関する課題が迅速に解決されることが必要である。NSC 完成後の 4 号炉の廃止に関する計画立案と安全性評価は、石棺シェルターを環境に安全なシステムに変換するための適切な方策を立案し、必要な人的経済的資源を割り振るために必須である。

4 号炉の廃止は、大量かつ広範な特性をもつ放射性廃棄物を発生するが、それらはチェルノブイリ原発と CEZ における廃炉および廃棄物管理活動の一環として安全に管理されなければならない。全廃棄物フローを管理するための広範な戦略が、これらの廃棄物の処理、貯蔵、そして処分用の適切なインフラと機能を保証する目的で必要となる。その種の戦略では、部分的に冠水した地下および地上の貯蔵・処分場を将来整備することにも配慮しなければならない。

現在のところ、既知の廃棄物施設は受け入れ難い危害を住民に及ぼしてはいないことが調査によって示されている。しかし、住民と周辺環境への長期的影響の評価は必要とされている。これは、CEZ における残りの放射能汚染源、特に冠水してリスクがより高くなっている施設も考慮して実施すべきである。

あまり知られておらず、十分な調査も為されていない廃棄物施設に関しては、廃棄物データベースおよび施設の特性に関する不確実性を低減し、長期的安全性を評価し、周辺環境への放射性核種の移動動態を監視し、必要なら除染策を実施すべきである。これは、CEZ における廃棄物管理活動を成功裏に実施し、この区域を環境に対して安全なシステムに変換するために重要である。

7.4.2. 提言

安全性改善のため継続中の努力を認識し、前述した既存の入力データの不確実性に対処しつつ、石棺シェルターの解体と事故起源放射性廃棄物の管理に関し、主として以下を提言する。

(a) 個々の安全性および環境アセスメントは、チェルノブイリ原発と周辺の個々の施設に関してのみ実施されてきたので、国際的標準と勧告に準じた、全 CEZ 内の活動を包含する包括的な、安全性および環境影響のアセスメントを実施すべきである。

(b) NSC の準備と建設および土壌除去の期間中、監視用特殊井戸の破壊が予想される。従って、チェルノブイリ原発敷地及び CEZ における状況の監視を適宜実施するために必要な環境監視戦略、方法、装置、そしてスタッフの技能の維持と向上とは重要である。

(c) 50 年遅延して石棺シェルターを解体することは、構造的安定性と健全性、そして資源と知識とを長期的に保持する必要性を考慮すると、現実的なオプションとは思えない。この長期戦略は、

チェルノブイリ原発で最も経験に富んだ人材や、NSC の安全な運用に欠かせない安定した労働力の確保に関して懸念を生じさせる。従って、地層処分施設の完成を待つまでもなく、石棺シェルターの不安定構造を解体した直後に FCM の回収を始める方が合理的である。

(d) 石棺シェルター、チェルノブイリ原発敷地、そして CEZ のための総合的な廃棄物管理プログラムの開発が、いかなる種類の廃棄物でも対応可能な、一貫した管理アプローチと充分な設備容量を保証するために必要である。全ての除染・廃止活動に起因する廃棄物（特に超ウラン元素を含むもの）の特性評価および分類と、長寿命高レベル廃棄物の安全な長期管理用の充分なインフラを設立することは、特に強調する必要がある。従って、充分な廃棄物貯蔵能力を保証するために適切な廃棄物管理用インフラの開発が必要である。これがないために、現在、チェルノブイリ原発敷地と CEZ における除染活動は、その進度も持続性も限られている。

(e) CEZ の復興のため、現在の廃棄物貯蔵所と処理施設の安全性改善に特に焦点を当てた、一貫した包括的な戦略が必要とされている。そこで、各施設について、廃棄物を回収して処分すべき施設か、または現場で自然減衰させるべき施設かを決定することを目的として、施設除染の優先順位を、安全性評価の結果に基づいて決める手続きを開発しなければならない。

7 章の参照文献

[7.1] UNITED NATIONS, Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly), Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), UN, New York (2000).

[7.2] KASHPAROV, V.A., et al., Territory contamination with the radionuclides representing the fuel component of Chernobyl fallout, Sci. Total Environ. 317 (2003) 105-119.

[7.3] BOROVOY, A., BOGATOV, S., PASUKHIN, E., Current status of the shelter and its impact on the environment, Radiokhimiya 41 (1999) 368-378 (in Russian).

[7.4] NOVOKSHCHENOV, V., The Chernobyl problem, Civ. Eng. 72 (2002) 74-83.

[7.5] BOROVOY, A. (Ed.), Object Shelter Safety Analysis Report, Chernobyl nuclear power plant (2002) (in Russian).

[7.6] STATE SPECIALIZED ENTERPRISE 'CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT', Environmental Impact Assessment, New Safe Confinement Conceptual Design: Chernobyl Nuclear Power Plant - Unit 4, State Specialized Enterprise 'Chernobyl Nuclear Power Plant', Kiev (2003).

[7.7] Radiation Safety Norms of Ukraine, Rep. NRSU-97, Ministry of Health of Ukraine, Kiev (1998).

[7.8] GMAL, B., MOSER, E.F., PRETZSCH, G., QUADE, U., Criticality Behaviour of the Fuelcontaining Masses inside the Object "Shelter" of the Chernobyl NPP, Unit 4, GRS Rep. A - 2414, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit, Cologne (1997).

[7.9] OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY, Chernobyl: Assessment of Radiological and Health Impacts, 2002 Update of Chernobyl: Ten Years On, OECD, Paris (2002).

[7.10] BOGATOV, S., BOROVOY, A., Assessment of Inventory and Determination of Features of Dust

Contained in the Shelter, Preprint of ISTC Shelter Report, Chernobyl (2000) (in Russian).
[7.11] PRETZSCH, G., "Radiological consequences of a hypothetical roof breakdown accident of the Chernobyl sarcophagus", One Decade after Chernobyl: Summing up the Consequences of the Accident, IAEA-TECDOC-964, Vol. 2, IAEA, Vienna (1997) 591-597.
[7.12] SCIENCE AND TECHNOLOGY CENTER IN UKRAINE, Comprehensive Risk Assessment of the Consequences of the Chornobyl Accident, Science and Technology Center in Ukraine, Kiev (1998).
[7.13] STATE SPECIALIZED ENTERPRISE 'CHERNOBYL NUCLEAR POWER PLANT', SIP Project, Shelter Transformation Safety, Digest Prepared by the State Specialized Enterprise 'Chernobyl Nuclear Power Plant' Information Department, Slavutych (2004).
[7.14] SCHMIEMAN, E.A., et al., Conceptual design of the Chernobyl new safe confinement - An overview, Can. Nucl. Soc. Bull. 25 2 (2004) 9-16.
[7.15] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Radiological Conditions in the Dnieper River Basin, IAEA, Vienna (2006).
[7.16] BUGAI, D.A., WATERS, R.D., DZHEPO, S.P., SKALSKY, A.S., Risks from radionuclide migration to groundwater in the Chernobyl 30-km zone, Health Phys. 71 (1996) 9-18.
[7.17] SHESTOPALOV, V.M. (Ed.), Chernobyl Disaster and Groundwater, Balkema, Amsterdam (2002).
[7.18] VARGO, G.I., et al., The Chernobyl Accident: A Comprehensive Risk Assessment, Battelle, Columbus, OH (2000).
[7.19] Integrated Radioactive Waste Programme at the Stage of Shutdown of the Chernobyl NPP and Transformation of the Shelter into an Environmentally Safe System, Ministry of Fuel and Energy, Administration of the Exclusion Zone, State Committee of Nuclear Regulation, Ministry of Environment and Natural Resources, and Ministry of Health of Ukraine (2004) (in Ukrainian).
[7.20] BONDARENKO, O.O., DROZD, I.P., LOBACH, G.O., TOKAREVSKIY, V.V., SHIBETSKIY, Y.O., Present problem of radioactive waste management at the Chernobyl Exclusion Zone, Bull. Ecol. State Chernobyl Exclusion Zone 23 (2004) 36-40 (in Ukrainian).
[7.21] Basic Sanitary Rules of Radiation Safety of Ukraine, Ministry of Health of Ukraine, Kiev (2000).
[7.22] National Report Developed in Compliance with the Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management, Kiev (2003).
[7.23] DEREVETS, V., et al., Radiation conditions in the Chernobyl exclusion zone in 1999, Bull. Ecol. State Chernobyl Exclusion Zone 17 (2000) 5-19 (in Ukrainian).
[7.24] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Classification of Radioactive Waste, Safety Series No. 111-G-1.1, IAEA, Vienna (1994).
[7.25] Concept of Radioactive Waste Management at the Shelter, Approved by the State Commission on Issues on Complex Solution of Problems of Chernobyl NPP on 15 November 1999 (1999) (in Ukrainian).
[7.26] EUROPEAN COMMISSION, Characterisation of Radioactive Waste Located at "Shelter" Industrial Site, Rep. EUR 19844, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (2001).

[7.27] PANASUK, N., et al., Results of the assessment of contaminated soil and underground water at the shelter site, J. Chernobyl Problems 7 (2002) 97.

[7.28] BOROVOY, A., Object Shelter Safety Analysis Report (2001).

[7.29] SAVERSKY, S., BUGAY, D., ANTROPOV, V., Experience and perspectives of radioactive waste management at the exclusion zone, Bull. Ecol. State Chernobyl Exclusion Zone 17 (2001) 26-36 (in Ukrainian).

[7.30] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, IAEATECDOC-1240, IAEA, Vienna (2001).

[7.31] Law of Ukraine on Radioactive Waste Management of 30 June 1995, Government Courier (1995).

[7.32] FRENCH-GERMAN INITIATIVE FOR CHERNOBYL, Final Report on Project No. 2, Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident, Sub-Project Waste Dumps and Waste Strategies Management, Deliverable 18, Institute for Radiological Protection and Nuclear Safety, Paris, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit, Cologne, International Chernobyl Laboratory, Slavutych (2004).

[7.33] SHESTOPALOV, V.M., Some results of the pilot studies carried out at the Chernobyl exclusion zone related to the assessment of the radioactive waste isolation at the deep geological repository, Bull. Ecol. State Chernobyl Exclusion Zone 21 (2004) 33-36 (in Ukrainian).

[7.34] ANTROPOV, V.M., et al., Review and Analysis of Solid Long-lived and High Level Radioactive Waste arising at the Chernobyl Nuclear Power Plant and the Restricted Zone, DG Environment Project No. B7-5350/99/51983/MAR/C2, NNC, Knutsford (2001).

[7.35] LIKHTAREV, I.A., KOVGAN, L.M., BONDARENKO, O.O., If there is future for the exclusion zone and the population of relocated territories? (Opinion of a radiologist), Bull. Ecol. State Chernobyl Exclusion Zone 15 (2000) 44-49 (in Ukrainian).

[7.36] Statement on Policy of Regulation of Nuclear and Radiation Safety of the Shelter, Approved by the Ministry of Environmental Protection and Nuclear Safety, Approval No. 49 of 8 April 1998, Chernobyl nuclear power plant (1998) (in Ukrainian).

起草と検討に協力したメンバー

Alexakhin, R.	Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Federation
Anspaugh, L.	University of Utah, United State of America
Balonov, M.	International Atomic Energy Agency
Batandjieva, B.	International Atomic Energy Agency
Besnus, F.	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire France
Biesold, H.	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit, Germany
Bogdevich, I.	Belarusian Research Institute of Soil Science and Agrochemistry, Belarus
Byron, D.	International Atomic Energy Agency
Carr, Z.	World Health Organization
Deville-Cavelin, G.	Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire, France
Ferris, I.	Food and Agriculture Organization of the United Nations
Fesenko, S.	Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Federation
Gentner, N.	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
Golikov, V.	Institute of Radiation Hygiene of the Ministry of Public Health, Russian Federation
Gora, A.	International Radioecology Laboratory, Ukraine
Hendry, J.	International Atomic Energy Agency
Hinton, T.	University of Georgia, United States of America
Howard, B.	Centre for Ecology and Hydrology, United Kingdom
Kashparov, V.	Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Ukraine
Kirchner, G.	Institut für Angewanden Strahlenschutz, Germaany
LaGuardia, T.	TLG Services, Inc., United States of America
Linsley, G.	Consultant, United Kingdom
Louvat, D.	International Atomic Energy Agency
Moberg, L.	Swedish Radiation Protection Authority, Sweden
Napier, B.	Pacific Northwest National Laboratory, United States of America
Prister, B.	Ukrainian Institute of Agricultural Radiology, Ukraine
Proskura, M.	Miinistry for Emergencies and Affairs of Population Protection from the Consequences of the Chernobyl Catastrophe, Ukraine

Reisenweaver, D.	International Atomic Energy Agency
Schmieman, E.	Pacific Northwest National Laboratory, United States of America
Shaw, G.	Imperial College of Science, Technology and Medicine, United Kingdom
Shestopalov, V.	National Academy of Sciences, Ukraine
Smith, J.	Centre for Ecology and Hydrology, United Kingdom
Strand, P.	International Union of Radioecology, Norway
Tsaturov, Y.	Russian Federal Service for Hydrometeorology and Environmental Monitoring, Russian Federation
Vojtsekhovich, O.	Hydrometeorological Scientific Research Institute, Ukraine
Woodhead, D.	Consultant, United Kingdom

専門家会議

Vienna, Austria: 30 June-4 July 2003, 15-19 December 2003, 26-30 January 2004, 14-18 June 2004, 18-22 October 2004, 29 November-3 December 2004, 31 January-4 February 2005

日本学術会議　第三部　総合工学委員会　原子力事故対応分科会
原発事故による環境汚染調査に関する検討小委員会　委員リスト

中島映至　東京大学大気海洋研究所教授　第三部会員
大塚孝治　東京大学原子核科学研究センター教授　連携会員
柴田徳思　（株）千代田テクノル大洗研究所　研究主幹、
　東京大学　高エネルギー加速器研究機構、総合研究院大学院大学名誉教授　連携会員
五十嵐康人　気象研究所環境応用気象研究部第四研究室長
石丸隆　東京海洋大学海洋科学部教授
植松光夫　東京大学大気海洋研究所教授
内田滋夫　放射線医学総合研究所研究基盤センター　センター長
占部逸正　福山大学工学部授
海老原充　首都大学東京理工学研究科教授
恩田裕一　筑波大学大学院生命環境科学研究科教授
斎藤公明　日本原子力研究開発機構福島支援センター
篠原厚　大阪大学大学院理学研究科教授
高橋知之　京都大学原子炉実験所准教授
谷畑勇夫　大阪大学核物理研究センター教授
鶴田治雄　東京大学大気海洋研究所特任研究員
豊田新　岡山理科大学理学部教授
服部隆利　財）電力中央研究所放射線安全研究センター副センター長
星正治　広島大学名誉教授
桝本和義　高エネルギー加速器研究機構放射線科学センター教授
吉田尚弘　東京工業大学総合理工学研究科教授

翻訳ボランティアのメンバーリスト（50 音順）
荒井　格（PhDr. Itaru Arai）オーストリア科学技術研究所（神経科学）
太田絵里（Dr. Eri Ota）引退（環境教育学）
小田啓邦（Dr. Hirokuni Oda）産業技術総合研究所地質調査総合センター（専門：地球惑星科学）
小田キャサリン・ヴィヴァル（Mrs. Catherine Vivar Oda）翻訳家
柏村直樹（Dr. Naoki Kashiwamura）三重大学生物資源学部名誉教授（農学）
金　亨徹（Mr. Hyeongcheol Kim）埼玉江南病院（精神科医）
児玉直哉（Mr. Naoya Kodama）一般人／イギリスの企業勤務
近藤昭彦（Dr. Akihiko Kondoh）千葉大学環境リモートセンシング研究センター（地理学）
齋藤俊樹（Dr. Toshiki I. Saito）国立病院機構名古屋医療センター

篠村知子（Dr. Tomoko Shinomura）帝京大学理工学部バイオサイエンス学科（植物生理学）
島岡未来子(Ms. Mikiko Shimaoka）早稲田大学　商学学術院　助手
寶村信二（Mr. Shinji Takaramura）翻訳家
手島浩美（Ms. Hiromi Teshima）　翻訳家
中村秀規（Dr. Hidenori Nakamura）公益財団法人地球環境戦略研究機関（環境経済・政策）
成田康人 (PD Dr. Yasuhito Narita）オーストリア科学アカデミー　宇宙科学研究所（宇宙プラズマ理論）
森下洋行（Mr. Hiroyuki Morishita）材料エンジニア／ブラジル駐在勤務
山内正敏（Dr. Masatoshi Yamauchi）スウェーデン国立スペース物理研究所（地球惑星科学）
山崎健二（Mr. Kanji Yamasaki）　土木エンジニア／アメリカの企業勤務
吉田三知世（Ms. Michiyo Yoshida）翻訳家

他３名

The explosion on 26 April 1986 at the Chernobyl nuclear power plant and the consequent reactor fire resulted in an unprecedented release of radioactive material from a nuclear reactor and adverse consequences for the public and the environment. Although the accident occurred nearly two decades ago, controversy still surrounds the real impact of the disaster. Therefore the IAEA, in cooperation with the Food and Agriculture Organization of the United Nations, the United Nations Development Programme, the United Nations Environment Programme, the United Nations Office for the Coordination of Humanitarian Affairs, the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, the World Health Organization and the World Bank, as well as the competent authorities of Belarus, the Russian Federation and Ukraine, established the Chernobyl Forum in 2003. The mission of the Forum was to generate "authoritative consensual statements" on the environmental consequences and health effects attributable to radiation exposure arising from the accident as well as to provide advice on environmental remediation and special health care programmes, and to suggest areas in which further research is required. This report presents the findings and recommendations of the Chernobyl Forum concerning the environmental effects of the Chernobyl accident.

1986 年 4 月 26 日のチェルノブイリ原子力発電所の爆発と結果として起こった火災は、前例のない放射性物質の放出を引き起こし、人々と環境に悪影響を及ぼした。事故が起こって 20 年経た現在でも、大災害の真の影響について論争が続いている。このため、国際原子力機関は、ベルラーシ、ロシア連邦、ウクライナの所轄官庁及び国連食糧農業機関、国連開発計画、国連環境計画、国連人道問題調整事務所、放射線の影響に関する国連科学委員会、世界保健機構、世界銀行の協力のもとにチェルノブイリ・フォーラムを 2003 年に設立した。フォーラムの目的は、原発事故による放射線被曝に起因する人体の健康への影響や、飛散した放射性物質による環境への影響、汚染された環境の修復、必要とされる健康管理、今後調査が必要な地域の選択に関して専門家の合意に基づく声明を出すことである。この報告は、チェルノブイリ事故による環境影響に関するチェルノブイリ・フーラムの結論と提言を提示している。

国際原子力機関
ウィーン
1SBN 92-0-114705-8
ISSN 1020-6566