KURRI-EKR-5
ISSN 2189-7107
PRINT ISSN 1342-0852
KURRI- KR-210

チェルノブイリ事故から 25 年：将来へ向けた安全性

2011 年ウクライナ国家報告

“Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future”

2011 National Report of Ukraine

原著：ウクライナ緊急事態省
監修：今中　哲二
監訳：進藤　眞人

Author: Ministry of Ukraine of Emergencies
Supervisor for translation: Tetsuji Imanaka
Editor for translation: Mahito Shindo

2016 年 1 月
January 2016

京 都 大 学 原 子 炉 実 験 所
Research Reactor Institute, Kyoto University

* 予算の都合により本報告書の印刷版の図表は全て白黒で印刷した。カラー版を確認したい方は、以下の京都大学原子炉実験所の専用ページから電子版をダウンロードしていただきたい。
http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/PUB/report/04_kr/

序文

本書は、ウクライナ政府緊急事態省が 2011 年に公表した国家報告書「チェルノブイリ事故から 25 年：将来へ向けた安全性」（原文：ウクライナ語・英語）を日本語に翻訳し、進藤が研究協力者である科研費プロジェクト「世界の核災害における後始末に関する調査研究」（代表・今中哲二）の成果として KUR レポートとして出版するに至ったものである。翻訳に際しては、東京電力福島原発事故による影響（以後、東電核災害と略する）を克服する為の対策について、広く一般市民ならびに行政担当者に議論の基礎を提供すること、並びに同核災害による現世代及び将来世代への悪影響を最小限に喰い止める為の施策の形成に貢献することを目的とした。

東電核災害発生から 5 年の月日が経とうとしている。しかし、残念ながら、大規模核災害というものに関する全体像及び執られるべき対策の類型に関する理解が、広く共有されているとは言い難い状況にある。その大きな要因としては、大規模核災害というもの及びその影響を克服する為の対策についての体系だった知識に関する、日本語文献の貧困が挙げられる。本翻訳の原著であるウクライナ政府国家報告は、東電核災害が発生する以前は唯一無二の大規模核災害として知られていた、チェルノブイリ核災害の全貌をコンパクトにまとめている。のみならず、チェルノブイリ核災害による悪影響を克服する為に執られた 25 年間の対策の軌跡を、網羅的に叙述している。東電核災害による悪影響の克服に際しては、チェルノブイリ核災害とその影響を克服する為に執られた対策から、学ぶべき部分が非常に多い。故に、本翻訳が人口に膾炙し、東電核災害による悪影響の克服に有効に活かされんことを祈念致したい。

本翻訳にあたっては、非常に多くの方々の御協力をいただいた。1 章は、河野益近氏に翻訳作業に御協力いただいた。2 章は、一部の翻訳を竹内高明氏に委託した他、大池智士・大塚泰介・河野益近・小林舞・曽我江里・吉田政隆の各氏に翻訳作業に御協力いただいた。3 章と 4 章に関しては、NPO 法人『市民科学研究室』が 2013 年 4 月に公表なさった訳文に、同法人の上田昌文氏・吉田由布子氏から了解を頂いて、匿名有志が手を入れた。5 章は、一部の翻訳を竹内高明氏に委託した他、河野益近・西崎和子の両氏に翻訳作業に御協力いただいた。6 章は、平井康宏氏に翻訳作業に御協力いただいた。7 章は、魚住昭三・河野益近・平井康宏・渡辺浩平・匿名有志の各氏に翻訳作業に御協力いただいた。8 章は、翻訳を竹内高明氏に委託した他、渡辺浩平氏に翻訳作業に御協力いただいた。但し、全体の訳文を調整し、表現を統一したのは監訳者たる進藤であり、本翻訳の至らなさに関する責は、全て進藤に帰することをお断りしておく。また、2 章のウクライナ語版のみにある部分については、ウクライナの Resource and Analysis Center “Society and Environment” に英訳を委託した。Tamara Litvinenko・Vasily Petriv の両氏には、ウクライナ語表記についての御指導をいただいた。今中哲二氏には、専門用語等の監修をしていただいた。尾川耕氏には、DTP 作業を委託した。石田紀郎・今中哲二・魚住昭三・上田昌文・河野益近・平井康宏・吉田由布子・Andriy Andrusevych の各氏には、翻訳作業の遂行に関して多大な御支援をいただいた。笠原一浩・武田暢生・和田喜彦・Joanna Cornelius・Ekaterina Sofronova の各氏にも、各種の御助力をいただいた。そして、在日本ウクライナ大使館には、本翻訳の御許可をいただいた。これらの方々の御協力がなければ、本翻訳は日の目を見なかった。この場をお借りして、改めて心よりの感謝を申し上げる。

2016 年正月吉日

進藤　眞人
法学博士 / 京都大学

Preface

This is the Japanese translation of the Ukrainian National Report "Twenty-five Years after Chernobyl Accident: Safety for the Future", published by the Ministry of Ukraine of Emergencies in 2011 (in Ukrainian and English). This Japanese translation is published as an outcome of the KAKENHI research project on liquidations of Nuclear Disasters in the World (headed by Tetsuji Imanaka), in which Shindo participates, and as a KUR report of the Research Reactor Institute at Kyoto University. The objective of publishing this Japanese translation is to provide basic information on how to overcome the consequences of a large-scale Nuclear Disaster for the wide range of public, including decision-makers and administrative staff. By doing so, this publication aims at invigorating discussions over measures to be applied for overcoming the consequences of the TEPCO Nuclear Disaster (started in 11th March 2011 at Fukushima), and at forming proper schemes to minimise the consequences on current and future generations.

It is neary five years since 11th March 2011. However, in Japan, it is hardly said that the understanding on the large-scale Nuclear Disaster and on types of measures should be taken for overcoming its consequences is wildly shared among the public. It is the poverty of knowledge on these topics in written Japanese that caused this lack of understating. The original text of this translation tightly summarised the whole picture of the Chernobyl Nuclear Disaster, which had been the only large-scale Nuclear Disaster until 11th March 2011. More importantly, it describes all sorts of measures and schemes taken in Ukraine from 1986 to 2011 in order to overcome the consequences of the Chenobyl Nuclear Disaster, in a quite well structured manner. In other words, from the contents of this text, Japanese readers are able to learn a lot about the very problems currenty facing with. Therefore, I wish many Japanese readers will read this text, and utilise the knowledge written here effectively to overcome the consequences of the TEPCO Nuclear Disaster.

This Japanese translation was made possible through the contributions and supports of many people. I wish to express my debt of gratitude to the following contributers and supporters from the bottom of my heart. The contributers of translation works are as follows: Ch 1 – Kohno M.; Ch 2 – Kobayashi M., Kohno M, Ohtsuka T., Oike S., Soga E., Takeuchi T. (outsourced some sections) and Yoshida M.; Ch 5 – Kohno M., Nishizaki K. and Takeuchi T. (outsourced some sections); Ch 6 – Hirai Y.; Ch 7 – Anonymous conrtibuter, Hirai Y., Kohno M, Uozumi S. and Watanabe K.; Ch 8 – Takeuchi T. (outsourced sections) and Watanabe K. Regarding Ch 3 and Ch 4, Anonymous contributer revised the already publicised translation created by the Citizen's Science Initiative Japan (NPO), with permission of its leaders (Ueda A. and Yoshida Y.). However, the whole editing work was conducted by Shindo, and so Shido is responsible for any mistranslation in the Japanese text. In addition, English translation of the some contents of Ch 2 that only exist in Ukrainian original was outsourced to the Resource and Analysis Center "Society and Environment" (Ukraine). The pronounciation of Ukrainian terms and their meanings were taught by Litvinenko T. and Petriv V. Technical termes were supervised by Imanaka T. DTP work was outsourced to Ogawa K. Vast supports were provided by Andrusevyvh A, Hirai Y., Imanaka T., Ishida N., Kohno M., Ueda A., Uozumi S.and Yoshida Y., while proceeding the entire translation work. Various helps were provided by Cornelius J., Kasahara K., Sofronova E., Takeda N. and Wada Y. The translation approval was obtained from the Embassy of Ukraine to Japan.

Januray 2016
Mahito SHINDO

要約

1 章は、チェルノブイリ事故の原因と、事故発生から石棺の建設に至るまでに執られた核災害時緊急事態対応について検討する。

チェルノブイリ事故の根本的原因は、「以前から把握していた黒鉛減速沸騰軽水圧力管型（RBMK–1000 型）原子炉の構造的欠陥を、上層部が末端の運転員達に知らせていなかったこと」であった。故に、「運転員が原子炉を停止する為の通常の操作を行った結果、原子炉がその構造的欠陥により爆発した」のである。即ち、悲惨な結果をもたらした事故の背景には、所管官庁の情報隠蔽体質と核産業に於ける安全文化の欠如があった。従って、核災害を繰り返さない為には、チェルノブイリ事故の根本的原因に対する反省の上に、運転中の核施設の安全性評価と統制を政府から独立して行う規制機関の設立・運転員への高度な訓練・原子力の危険性に関する公衆教育を柱とする、安全文化を確立させなくてはならない（1.1）。

事故直後の 10 日間に、大量の放射性物質が自然環境中に放出された。事故当日から行われたオンサイト対応は、核分裂と火災の鎮静化を主目的とし、上空からの事故炉への大量の資材投下を柱とした。これらの対策は、事故炉の状況が把握できない中で手探りで行われたものの、放射性物質の大量放出を何とか収束させることができた（1.2）。

事故直後のオフサイト対応は、放射能汚染が最も顕著な領域からの住民避難を柱とし、事故直後の数日間で原発 10 km 圏内から住民を避難させ、7 日目には 30 km 圏内からの住民避難を決定した。しかし、これらは事故発生の事実を隠蔽したまま行われたので、市民からの信頼を得られず、後に大きな禍根を残した。他方、事故による広大な放射能汚染区域の出現により、域外への放射能汚染拡散を防止する為の様々な施策が開始された。また、核災害の被災者に対する社会保障政策が開始された（1.3）。

核災害の影響を克服する為の初期対応は、ソ連政府が主体となって行ったが、不十分な面もあった。しかし、1991 年のソ連崩壊により、ウクライナは、独力で核災害の影響克服に取り組むことになり、資金面での困難に直面している。現在では、事故炉の管理を中心に核災害の影響を克服する為の体制が整備されつつあるが、予算面の制約を考慮すれば、被災者への社会保障政策は見直す必要がある（1.4）。

初期対応の最重要項目の一つは、破壊された原子炉を外部環境から隔離する為の石棺建設であった。極めて過酷な放射線条件下、幾多の困難を乗り越えて、石棺の設計と建設は僅か半年で完了した。しかし、あくまでも緊急措置に過ぎない、石棺の構造は脆弱であるので、建設完了直後からその補強が検討され始めた（1.5）。

2 章は、チェルノブイリ核災害による自然環境汚染及び農業への悪影響について検討する。

2.1 では、土壌・大気・水質を軸に、自然環境中の放射能汚染の特徴を概括する。チェルノブイリ事故により放出された放射性物質は、旧ソ連と西欧を広範に汚染した。ウクライナの国土の大部分も深刻な汚染を蒙った。しかし、事故後 25 年を経て、放射性核種の自然減衰により、汚染の程度はかなり軽減されてきた。ウクライナでは、土壌のセシウム 137（^{137}Cs）汚染濃度を基準に、立入禁止区域（30 km 圏内）・強制移住区域（> 5 mSv/y）・自主的移住保障区域（> 1 mSv/y）・放射生態学的モニタリング強化区域（> 0.5 mSv/y）という、放射能汚染地域の区分を設定した。大気汚染に関しては、放射性核種の自然減衰や土壌中への移動によって、汚染濃度の緩やかな減少が見込まれている。水質保全対策は、事故直後から最も重点的に取り組まれてきた。その基礎となっているのは、表層水と地下水の放射線モニタリングである。表層水の放射能汚染は、河川水では事故前のレベルにまで減少しているが、チェルノブイリ原発周辺の湖沼群では、依然として高いレベルにある。特に、事故により飛散した大量の核燃料粒子が蓄積している、同原発冷却池の底にある堆積物の汚染は深刻なので、同原発の稼働終

了に伴って閉鎖される予定である、冷却池の扱いが問題になっている。また、周囲のダム湖では、湖底堆積物の汚染が深い水域へと移動している。他方、地下水は、同原発敷地内と放射性物質貯蔵施設の周辺が、深刻に放射能汚染されている。地下水汚染が拡散する可能性は低いが、その一部が表層水を汚染する危険はある（2.1.1）。上に見たように、広範な放射能汚染という、深刻な核災害の影響を克服する為の法体系の基礎となっているのが、大規模な放射線モニタリングシステムである。ウクライナでは、複数の行政機関と傘下の事業体によって、様々な自然環境及び食品を対象とした、放射性核種のモニタリングが実施されている。また、放射線防護計画の策定に必要な、被災地域住民の放射生態学的生活環境の評価の為に、線量モニタリングが行われている。これらのモニタリング実務を担っているのが、放射線専門家である。しかし、近年予算が大幅に減った影響により、彼等の育成が困難になっている（2.1.2）。さて､チェルノブイリ事故では､放射性物質の放出は短期間に起こった。従って、事故由来の放射性物質の影響は、特定可能であり、環境動態を調査する為の指標になっている。食物連鎖を通じた経口摂取が人間の被曝の主要因であるので、放射性核種が生体内を移動する過程は、環境動態調査の中で、特に重要な研究課題である。土壌中の放射性物質を固定化して生物学的循環から除去するという手法により、食物連鎖の除染が理論化されたことにより、環境の自然回復という概念が生まれた。しかし、農地よりも遥かに複雑な生態系を有する森林では、放射性核種の自然減衰は多種多様な要因の影響を受ける。一方、汚染された水の自然浄化作用の仕組みはかなり解明されてきている。これらの自然回復の過程は、人為的な施策よりも効果が大きい（2.1.3）。ところで、従来の健康衛生規制体系では、放射能汚染地域に於ける生態系生物相の安全性に関する問題に対処できない。従って、この問題に対処できる新たな環境基準の策定が、国際的課題となっている。しかし、その為には多様な要素を勘案しなくてはならないので、複雑な作業を要する。ウクライナは、この目的の達成を可能とするモデルを開発している（2.1.4）。

2.2 では、汚染地域の放射線環境と経済活動を論じる。まず、放射能が生物相に与えている影響について述べる。汚染が最も激しい立入禁止区域内でも、被曝線量の程度は、場所によってかなり異なる。事故直後の強烈な被曝により、在来の動植物相は、死滅を含む大打撃を受けた。しかし事故後 25 年を経て、多くの場所では、新たな生物相が形成されつつある。この間、人間が居なくなったことで、立入禁止区域は実質上の保護区となり、豊かな生態系が見られるようになった。しかし同時に、細胞遺伝学的及び遺伝学的影響に代表される、放射線による害悪の兆候も観察されている。生物集団への放射線の影響は多世代に亘って続くので、被曝の後発的影響が確定するのは、遠い将来になる。立入禁止区域は、恒常的な被曝が与える放射線生物学的影響を研究できる、類例のない実験場となっている（2.2.1）。次に、水供給問題の現状について述べる。放射能汚染下に於いて、都市住民の安全な飲用水を確保する最善の手法は、汚染されていない地下水を利用することである。近年、地下水の利用が減少しているが、緊急事態用の給水源としての整備を進めるべきである（2.2.2）。続いて放射能汚染地域に於ける耕作の現状について述べる。近年のウクライナでは、核災害の影響を克服する為の予算の内、農業対策に使われるのは 0.3％程度であり、資金配分の優先順位も守られていない。対策の基礎となる情報を得るのに必要な、農地と農産物の放射線モニタリング手法は、規格化されている。但し、農産物の放射能汚染レベルは、土壌の汚染濃度だけで決まるものではなく、放射性核種の種類と、土壌特性や植物の種類などの農業科学的特性にも左右される。そして、農業対策の被曝低減効果は初期の方が高いので、対策内での優先順位付けが重要になる。しかし、優先順位の進捗状況管理に失敗した為、悪影響を最小化できなかった。さて、ウクライナでは、以下のような植物栽培用の農地に於ける対策が執られた。農耕地に於ける対策は、土壌特性を変えることにより、植物が放射性核種を取り込む可能性を減らすことを目標とした。草地と牧草地では、それに加えて牧草の根圏環境改善が行われた。灌漑農地では、水の散布の仕方によって農作物汚染の程度が変わるので、雨のように散布するの

ではなく、畝間灌漑の実施が推奨される。立入禁止区域の農地再利用は、近年一部では行われるようになったが、多くの課題がある為、それほど検討されていない。また、以下のような対策が、畜産業で執られた。ソ連政府が情報を隠蔽した為に実施されなかったものの、牛乳を介したヨウ素被曝を避ける為の措置が事後直後に行われていれば、放射性ヨウ素による子供達の大量被曝は避けられた。事故後一週間経ってから、立入禁止区域からの家畜の移動と、立入禁止区域内の畜産業施設の除染が行われた。しかし、後者は無益であった。事故後二週間目に、畜産物の放射線モニタリングが開始されたが、設備と人員の不足から、最初の二ヵ月間は、放射線測定されていない家畜が食肉加工場で屠殺されてしまった。それでも、事故後一年後には放射線管理体制が確立し、1990 年代初頭には汚染基準を上回る食肉は流通しなくなった。1990 年までに、土壌 – 植物 – 家畜という食物連鎖を重視して、家畜の生産性に応じて飼料の汚染レベルを調整する手法が確立した。1990 年代初頭には、土地改良による手法には限界があることが明確になり、配合飼料を用いて畜産物の汚染レベルを抑える技術が開発されたものの、財政面の制約からウクライナでは普及しなかった。畜産業での対策は、公営部門では順調に進んだが、民営部門にはうまく波及せず、現在も問題が残っている。ここで、ウクライナの農業対策全般について纏めると、資金や人材などの難題に直面しているのが現状である。そんな中でも、汚染地域の乳幼児と学童に安全な食料を提供することは、国家の優先課題である（2.2.3）。最後に、森林生態系に於ける放射能汚染問題について述べる。汚染された森林の放射線状況は、徐々に変化している。従って、森林管理活動を拡大する為には、汚染状況の調査と検証、法的根拠の附与が必要である。森林はかなり大量の放射性物質を蓄積しているが、それらの多くは土壌中に移動している。地上部では、放射性物質は主に木の幹に蓄積されている。食用キノコとベリー類の ^{137}Cs 濃度は減少傾向にあるものの、これらの摂取による住民の内部被曝線量は、総被曝線量の約二割を占める。ところで、放射能汚染下での森林管理には、放射線環境の調査と従業員の健康診断が欠かせない。林産物の放射線管理も不可欠だが、2010 年にモニタリング部局への予算が打ち切られた。他方、林業事業活動は、土壌中の ^{137}Cs 濃度に応じて、制限事項が定められている。そして、林業経済活動の復旧を目指して、森林の放射線調査が行われている。既に、一部の地方では、特定の林産物の採取が再開されている。しかし、汚染の軽減が確認された森林の有効な管理を行う為には、法改正が必要である（2.2.4）。

以上を踏まえると、汚染地域の復興に資する農業発展の為には、汚染されていない牛乳の子供への供給・農産物の汚染を基準値以下に下げる為の生産体制の整備・農産物の放射線モニタリング体制の刷新・放射能汚染区域の経済開発の為の規制緩和に代表される、主要課題を解決する必要がある。その鍵を握るのは、集中的な開発と収益性の向上という、農業経営の基本である（2.3）。

3 章は、チェルノブイリ核災害による健康被害について検討する。

事故による被曝を最も蒙ったのは、事故処理作業従事者・立入禁止区域からの避難者・甲状腺内部被曝を蒙った事故当時の子供と青少年・放射能汚染地域に住む住民の四集団であり、主要な被曝経路は、降下した放射性核種による全身外部被曝と、汚染食品の摂取による甲状腺及び全身の内部被曝であった（3.1）。最新の知見を用いて事故処理作業従事者の被曝線量を検証し直した結果、以下のことが云える。多大な過剰被曝を蒙ったのは、事故直後から一月余りの間に、放射線管理が存在しなかった条件下で働いた、所謂「決死隊」の人々であった。その後に導入された放射線防護体制は、求められる要件をほぼ満たしており、許容線量限度の超過は稀になった（3.1.1）。立入禁止区域からの避難者の実効被曝線量は、測定と分析により再現された。その数値は、避難者がどこに住んでいたかにより大きく異なるものの、小規模集落では同一集落内での個人被曝線量のバラツキは小さい。また、調査により、原発 10 km 圏内のプリピャチ市住民が、事故直後に避難した際に被曝した線量も推計された。その値は、四つの主要避難経路毎に大きく異なり、避難しなかった場合の被曝線量より高い場合もあった。従って、

選んだ避難経路によって受ける被曝線量を厳しく吟味したかどうかが、避難者が受けた被曝の全体像を大きく変えた（3.1.2）。立入禁止区域外の放射能汚染地域の住民に対しては、1986 年 5 ～ 6 月に甲状腺被曝の直接測定が、同 7 月から全身被曝線量の測定が行われた。1986 年に於ける内部被曝線量の主要な原因は、葉菜と牛乳（及び乳製品）という、二つの食品の汚染であった。1991 年には、「最も影響を受ける年齢集団（1986 年の出生児）に対する核災害由来の推計実効被曝線量が、年 1.0 mSv 且つ生涯累計で 70.0 mSv を超過してはならない」という基本方針が策定された。尚、ウクライナは、事故後 25 年間に亘って、全地方に於ける住民の外部被曝線量・内部被曝線量・その合計についての記録を取り続けている（3.1.3）。

2010 年 1 月 1 日時点で、ウクライナは、約 225 万人をチェルノブイリ核災害による被災者として認定している。以下、被曝者の社会的属性に注目して、様々な疾患への罹患状況を見て行く（3.2）。ウクライナの国家登録簿には、約 31 万人の事故処理作業従事者が登録されているが、その内約 21 万人が 1986 ～ 1987 年に作業に従事した所謂「事故処理班員」である。被曝者を対象とした腫瘍の長期追跡調査によると、事故処理班員の白血病・数種の固形癌・非腫瘍性疾患の発症率は、全国平均を超えている（3.2.1）。小児期と思春期の身体は、大人と比べて負の外的要因に対して、より感受性が高い。幼少期に被曝してから避難した男女を対象にした絶対リスク評価によると、1993 ～ 2007 年の間に最高の絶対リスクを示した疾患は、神経系疾患・消化器系疾患・循環器系疾患であった（3.2.2）。ウクライナでは、上記の子供達を含む、広範な被曝した子供達の集団を対象とした研究が行われてきた。事故により被ばくした子供達は、事故直後の四ヵ月に、様々な身体の不調と疾患、並びに血球検査所見の異常が観察された。1986 ～ 1991 年には、器官と組織の機能的障害が典型的に見られた。1992 ～ 1996 年には、慢性の身体疾患による機能障害に移行していることが観察された。1997 ～ 2001 年には、健康度の減少傾向が観察された。この様に、事故により被曝した子供達は、多くの慢性疾患に悩まされながら妊娠可能年齢に達したので、彼等の子孫への健康影響は不可避となった。実際、子供時代に被曝した親を持つ子供達では、健康な者の割合は 10%を超えず、体格不足などの身体的発達の不調・免疫失調・血液と造血器官の疾患･白血病が観察されている。また、胎児期に事故による被曝を受けた子供達では、在胎週数によって甲状腺被曝線量に差があることと、甲状腺被曝線量が高い場合には慢性的な身体疾患を発症することが観察された。加えて、被曝時の在胎週数により発達上の障害の数が異なることと、赤色骨髄の被曝線量により染色体異常が増加することも観察された。さて、被曝した親を持つ子供達に話を戻すと、ウクライナの子供達全体よりも、彼等は疾患の発症率と有病率が有意に高い上に、数値の増加も早い。従って、将来の負の傾向の蓄積が懸念されている。尚、子供の染色体異常と、その子供の受胎前の父親の放射線被曝の間には､正の相関があることが判明している(3.2.3)。甲状腺疾患は、チェルノブイリ核災害により被曝したウクライナ成人の間では、最も一般的な疾患である。事故当時の未成年者の間では、甲状腺癌発症率が有意に増加したことは、世界的に認知されている。今は成人となった、彼等の甲状腺癌罹患率は、着実に上昇している。一方、事故後に出生した集団の甲状腺癌罹患率は、彼等より有意に低かった。しかしながら、ウクライナ国内で最も汚染された地方と最も汚染の度合いの低い地方の間には、発症率水準の有意差が残っており、事故後 24 年を経ても放射線被曝の影響が維持されていると云える（3.2.4）。汚染地域住民の健康状態の疫学研究によれば、チェルノブイリ核災害の被災者に於ける甲状腺癌罹患率の増加は、全国平均と比較して際立っている。その他の悪性新生物の罹患率は、現在の処、全国平均より有意に低い。ところで、事故後 25 年間に実施された調査によると、避難者の健康状態は悪化し、障害と死亡率にとって重要な要因となっているのが、非腫瘍性疾患である。非腫瘍性疾患の発症は長期化しており、事故当時に未成年者だった集団への懸念がある。その発症に関しては、低線量被曝の長期的影響と放射線以外の要因が影響していると思われる。1998 ～ 2007 年のデータによると、非腫瘍性疾患の構成割合は経年変化しており、有病割合の性差

も存在する。甲状腺内部被曝と全身外部被曝の線量は、特定の非腫瘍性疾患の罹患率に有意に影響する。1998 ～ 2007 年に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患による死亡率は、緩やかな増加を示しており、性差は殆どない。全観察期間に於いて主要な死因は循環器系疾患であり、その寄与率は年によって 45%～83%までの幅がある。避難者に於ける非腫瘍性疾患の罹患率と死亡率の要因は放射線だけではないが、300 mSv を超える甲状腺内部被曝線量や 50 mSv を超える全身外部被曝線量が、特定の非腫瘍性疾患について線量依存的な影響の発現を促進させると主張できる。これは、ロシア・ベラルーシ・日本といった国で、放射線に被曝した住民集団に対して実施された研究結果とも一致する（3.2.5)。

3.3 は、放射線被曝による短期的・長期的影響を論じる。1986 年に、237 名の事故処理作業従事者が、急性放射線症候群と診断された。彼等の内、28 名は事故直後の 3 ヶ月以内に死亡し、事故後 25 年間で更に 39 名が死亡した。死因の上位を占めたのは、癌と心血管系合併症であった。生存している者達も、事故後 25 年を経て、内臓系の慢性疾患を複数発症している。また、生存者の骨髄と抹消血液には、異常が多く見られる（3.3.1)。チェルノブイリ事故以前には、放射線白内障は、放射線量が 2 Sv を超えた時に生じると思われていた。しかし、チェルノブイリ核災害の被曝者を対象とした眼疾患に関する研究により、現在では、放射線白内障に閾値は存在せず、100 mSv 未満の被曝線量でも生じる、放射線被曝の確率的影響であると看做されている。また、土壌汚染による低線量被曝により小児集団に初期の水晶体の変化が発生するなどの、新しい知見が得られた（3.3.2)。ウクライナでは、1987 年から、放射線が免疫系に与える影響の調査を行っている。様々な社会的属性を持つ 16 万 5000 名以上の被災者を対象にした、免疫機能障害の頻度調査は有意な上昇を示しており、事故処理作業従事者の集団で最も顕著であった。核災害による被曝者を対象とした研究結果は、免疫学的影響の形成に於いて、放射線要因が主要な役割を果たしていることを証明している（3.3.3)。

3.4 は、チェルノブイリ核災害による公衆衛生への影響を論じる。同核災害による長期的な神経精神医学的影響は世界的に知られているが、その原因についてはまだ議論がある。近年、「低線量の放射線被曝であっても、大脳への影響として病変を引き起こし得る」という多数のデータが得られている。胎児被曝では 10 mSv 超の外部被曝且つ 200 mSv 超の甲状腺内部被曝から、小児期では大脳への 0.1 ～ 1.3 Sv の被曝から、成人では 150 ～ 250 mSv 超の被曝線量から、放射線影響が見られる。一方、精神疾患に関しては、事故処理作業従事者の精神衛生に対する、核災害の長期的な悪影響が明らかになっている。また、胎児期に被曝した子供達に於いては、より多くの神経系疾患と精神疾患が見られた。胎児の脳障害の発現条件は、脳発生の最も重要な期間（妊娠 8 ～ 15 週）には限られず、子宮内での甲状腺被曝量が最も高い時には、それ以降でも起こり得る（3.4.1)。全ての社会的属性の核災害被災者の健康に、最も悪影響を与えたのは循環器系疾患であることは、国際的に認知されている。循環器系疾患に関しては、今日も研究が続けられている（3.4.2)。約 1 万 6000 名の事故処理班員を対象に 1996 ～ 2009 年に行われた調査は、呼吸器系疾患の患者が有意且つ恒常的に増加したことを証明している（3.4.3)。核災害の被災者に於いて、消化器系疾患は、非腫瘍性疾患の中では二番目か三番目に多い（3.4.4)。事故処理作業従事者では、造血細胞の質的障害が見られる（3.4.5)。

4 章は、チェルノブイリ核災害による社会的影響について検討する。

チェルノブイリ核災害は、国境を越えて多大な経済的・社会的損失をもたらした。特にウクライナ・ベラルーシ・ロシア連邦（被災三国）では、生活のあらゆる側面に対して破壊的な影響を、未だに及ぼしている。現在も続くこの核災害の影響の克服には、国家予算から多額の資金が割かれており、経済発展の減速と国民の生活水準の悪化を招いている（4.1)。旧ソ連時代には、核災害の影響克服の為に、ソ連国家予算から多額の支出がなされていた。しかし、1991 年のソ連崩壊後は、被災三国の国家予算からのみ拠出することになった（4.1.1)。独立後にウクライナが受けた総経済損失は、幾つかの要

素から成る。まず、直接損失は、物的資本の損失に基づいて算定されたが、立入禁止区域の物的資本が使用不能となったことによる損失が大きい。次に、直接経費は、事故処理及び事故後の対策の費用の総額に基づいて算定された。そして、間接損失は、放射能汚染により不能になった、経済活動の逸失利益に基づいて算定された。総経済的損失は、直接損失・直接経費・間接損失を合計して算定された。しかし、間接損失の全てを考慮するのは極度に困難なので、包括的なものではない。チェルノブイリ核災害は、「原子力施設の安全性への投資は、核災害の影響を除去する為の費用よりも遥かに安い」ことを示した。ウクライナの社会的･経済的損失は、実際の潜在的経済力に比較して過大である。その為、核災害の影響克服には、国際支援を前提とせざるを得ない（4.1.2）。

チェルノブイリ核災害は、最大 600 万人の社会心理学的側面に、事前に予測されていなかった巨大で破壊的な影響を及ぼした。社会心理学的影響に関する調査が開始されたのは遅く、1992 年であった。この社会調査が示しているのは、「核災害の社会的影響は依然として大規模であり、執らなければならない包括的対策の多数が手付かずのまま残っている」という事実である（4.2）。チェルノブイリ核災害の影響に対する恐怖の程度は、実際の健康水準と大変密接に関連している。1992 ～ 2010 年に、恐怖の程度の低下と歩調を合わせるように、チェルノブイリ要因を健康悪化の主要な要因と信じる市民の割合も低下した（4.2.1）。1992 年の社会調査では、被災者は悲惨な状況に置かれており、悲観主義者が多かった（4.2.2）。1994 年の調査は、被災地域住民の受動的な社会心理学的傾向が固定化してきたことを示した。被災者達は、家族の環の中に隔離されながら、ただ生き延びるという問題にほぼ完全に集中していた（4.2.3）。1997 年の調査は、女性と農村地域住民に多い、チェルノブイリにより人生が破滅したとする「犠牲者症候群」の被災者は、社会調査開始以降の割合がほぼ 20％で一定していることを明らかにした（4.2.4）。技術に起因する核災害は一瞬にして起こるが、引き続く社会文化的災厄はゆっくりと拡大する。核災害の社会的影響は、余りに広く深い。そして、これまでの処、生じた数々の社会的症候群に対する治療は、失敗してきた。これを受けて、1998 年に調査団は、被災者の為の社会政策を概念的・機能的に再構成することを提言した（4.2.5）。2007 年の調査は、放射能汚染地域内での生活再建の為の条件整備が殆どなされてこなかったことと、被災者が能動的に問題に対処できるような市民社会の構造が存在しないことを明らかにした（4.2.6）。心理学的ストレスは、心身症のみならず疾病率の上昇にも寄与する上に、最も広範囲且つ長期的に見られる。従って、放射線量の影響と同様に、深刻に考慮される必要がある。ウクライナでは、リハビリテーションと情報伝達の為のセンターが設立され、核災害の社会心理学的影響の除去に取り組んでいる（4.2.7）。チェルノブイリ核災害には、社会影響に関して、学ばなければならない多くの教訓がある。事故後の状況は、当該社会問題の程度に加えて、金銭補償だけではない条件によって、評価されるべきである（4.2.8）。ウクライナでは、原子力開発政策がしばしば時事問題になる。市民の反応は、核災害後に形成された心理状態と不十分な情報提供のせいで、はっきりしない。また、市民は、原子力開発を能動的に統制するだけの準備がまだ出来ていない。従って、原子力施設の安全性に対する認識を変える為には、大規模な広報宣伝活動が必要である（4.2.9）。

2010 年 1 月 1 日現在、ウクライナの被災者達の約 95％は、現在も放射能汚染地域での生活を強いられている。社会経済的な変化と危機が相次いだ結果、生活条件･労働条件･栄養条件･医療条件の全てが、現在の水準を十分に満たさなくなった（4.3）。ウクライナでは、急激に人口が減少し、1991 ～ 2009 年に約 650 万人を失った。事故以前と比較して、1986 年以降は、全ての主要な死因による死亡率が全国的に急上昇し、15 ～ 59 歳の年齢集団に於ける死者が多かった為、平均寿命が短くなった。また、妊娠可能年齢の女性の死産が増えた上に、女性が出産を先延ばしにするようになった。更に、汚染地域では、現在でも幼児死亡率が高い（4.3.1）。事故処理作業従事者と放射能汚染地域居住者に共通するのは、極めて高い死亡率と、血液循環器系と消化器の病気による死亡率が上昇していることである。従って、

慢性疾患を予防して死亡率を低減させる為の、治療と診察が重要になっている（4.3.2）。

チェルノブイリ核災害による社会的影響を分析する際には、主観的リスクと客観的リスクを比較対照して、事故後の状況に於ける特定の問題に関して、どちらのリスクへの対処を優先させるべきかを明確にする必要がある。また、対策に当たっては、放射能に対する安全性の能力と文化を回復し、それを他の人々に伝達することが鍵となる（4.4）。

国際的にも国内的にも、核災害による影響の克服に向けた最優先課題は、社会文化的及び社会経済的活動の推進である。国連チェルノブイリ・フォーラムは、この課題に取り組む為に、社会単位の回復・中小企業の設立と発展の推進・エコツーリズムと生物多様性保全の発展を勧告した。2002 年に設立された、チェルノブイリ復興開発計画は、これらの実現に取り組んでいる（4.5）。

5 章は、生態学的に安全なシステムへの石棺の転化と、チェルノブイリ原発の廃炉について検討する。

1997 年に策定された「石棺転化戦略」は、生態学的に安全なシステムへの石棺の転化に関連する活動の主要な原則・目的・戦略を確立した。同戦略の概要は、第一段階で既存の施設の状態の安定化、第二段階で保護障壁の増設、第三段階で放射性物質の石棺からの撤去と石棺の処分を行う、というものである。新石棺の建設は、この第二段階に当たる（5.1）。石棺内には、破壊された 4 号炉に入っていた核燃料の約 95%が残っていると推定される。様々な調査により、石棺内の放射線及び核危険物質の状態・動態予測・位置に関する情報は把握されており、石棺転化実施計画を策定する基礎となっている。石棺内にある核燃料を含む物質の堆積物は、温度と湿度の状態が急激に変化することにより、臨界事故を起こす可能性がある。従って、新石棺の建設に際しても、細心の注意が必要である。石棺内の超ウラン元素の濃度は高く、それらが外部に漏れるのを防ぐと共に内部の汚染を減少させる為の措置が執られている。石棺内の液体放射性廃棄物は、一時的な貯蔵と処理の為に、チェルノブイリ原発の放射性廃液貯蔵施設にポンプで汲み上げられている。石棺内の放射性物質の状態は、自然過程と人間の活動の両方によって、絶えず変化している（5.1.1）。石棺内の核と放射線の安全性の確保にとって最も重要なのは、工学的構造物の補強である。1988 ～ 2004 年に様々な箇所の補強がなされ、新石棺の完成が予定されている期間まで、許容可能な水準の安全性が確保された（5.1.2）。新石棺を建設する目標は、現石棺の持つ放射線リスクの軽減と、石棺転化戦略の第三段階を実施する為に必要な条件整備である。新石棺の建設計画は 1998 年に具現化し、設計作業は 2011 年半ばに完了する予定である。但し、その建設と稼働は、2014 年以前には終わらないと予想される（5.1.3）。新石棺の稼働中に、現石棺に残る長寿命放射性廃棄物の除去を行う事が想定されているが、具体的な手法は定まっていない。従って、その為の技術開発と実施過程の安全性の検証を、新石棺の建設と同時並行で行う必要がある。また、長寿命放射性廃棄物の地層処分所を整備する必要がある（5.1.4）。石棺転化実施計画の作業従事者の被曝を避け、健康を維持する為に、包括的な医学的管理と生物物理学的モニタリングが行われている（5.1.5）。

5.2 は、チェルノブイリ原発廃炉の主要な局面を論じる。チェルノブイリ原発は稼働を停止しているが、未だに危険な施設で有り続けているので、その安全性を確保する為の厳しい管理が行われている。石棺転化実施計画の作業の危険度を下げることと原子炉の安全管理の経費節減を目的として、2006 年から事故炉以外の使用済核燃料の移送を行っている。2009 年には、石棺転化戦略と整合性を持つ、チェルノブイリ原発廃炉計画が策定された。既に 2000 ～ 2010 年の間に、チェルノブイリ原発構内では、廃炉に向けた大量の作業が行われてきた（5.2.1）。廃炉は、原子炉施設の最終的な閉鎖と密閉、放射能が許容レベルに自然減衰するまでの原子炉施設の冷却、原子炉施設の解体という、三つの過程を経て行う予定である（5.2.2）。廃炉を実施する為には、生じる大量の放射性廃棄物を統合的に管理する体制を構築しなくてはならない。そしてその為には、原発敷地内に廃炉仕様の液体放射線廃棄物処理工場や固体放射性廃棄物管理コンビナートなどを建設する必要があり、国際社会の支援の下でこれらの建

設が行われている（5.2.3）。また、廃炉には使用済核燃料の貯蔵施設も必要であるが、既存の施設では、全ての発熱した使用済核燃料を長期貯蔵できない。従って、国際社会の支援の下、乾式使用済核燃料中間貯蔵施設の建設が行われている（5.2.4）。

石棺転化戦略とチェルノブイリ原発の廃炉に向けた国際社会の協力は、1990 年から開始され、欧米を中心に、多くのインフラ建設への技術供与と資金供与がなされてきた。また、国際原子力機関（IAEA）は、2001 年から廃炉に関するソフト面の支援を行ってきている。ウクライナは、新石棺の完成後もこれらの支援が続くことを期待している（5.3）。

6 章は、チェルノブイリ核災害によって生じた、放射性廃棄物の管理について検討する。

ウクライナは独立後に、多くの国際条約を批准すると共に、ほぼ完全で均整の取れた国内核法制体系を構築してきた。中でも特筆すべきは、放射性廃棄物の管理に関する法律により、原子力利用分野から放射性廃棄物管理分野を分離したことである。そして、次の段階として放射性廃棄物国家管理計画を策定した。しかし、慢性的な資金不足により、効果的な管理の実施は阻害されている（6.1）。事故により生じた膨大な放射性廃棄物は、放射性核種組成・固有放射能レベル・材料構成に於いて、非常に多岐に亘る。そして、現在の放射線安全性標準要件に完全には準拠していない条件の下で、保管されている。立入禁止区域内の放射性廃棄物処分場は、施設設計の標準要件に準拠していないが、その座標と廃棄物の量及び放射能は把握されている。そして、貯蔵施設への大気降水の侵入を阻止する為の追加隔離障壁の設置と、モニタリングシステムの改善を目的として、これらの密閉管理設計が策定された。他方、1986 ～ 1988 年に原発敷地と立入禁止区域を除染した際に現場に建設された放射性廃棄物一時貯蔵所と、1986 ～ 1989 年に当時の居住地区を除染した際に建設された除染廃棄物貯蔵施設は、一部を除いて座標が不明であり、廃棄物の量と放射能に関する調査も進んでいない。さて、放射線対策としての除染活動は、他の施策同様に、費用便益分析により正当化されなくてはならない。この点、チェルノブイリ核災害級の放射線事故に於いては、2 ～ 3 年経った後の居住区の除染は非効率であるという事実が確認されている（6.2）。ウクライナでは、放射性廃棄物一時貯蔵所や除染廃棄物貯蔵所などにある、チェルノブイリ起源の放射性廃棄物を、多重隔離障壁式工学防護システムを備えた最新式の貯蔵施設に移動させて、処理・処分することを計画している。その為、1996 年から、チェルノブイリ原発から 20 km の立入禁止区域内に、固体放射性廃棄物の複合処理施設を建設すべく、設計が開始された。その後、1998 年に建設が開始されたが、費用の問題等から長期化している。尚、ウクライナでは、全ての放射性廃棄物を国家登録して管理する体制を整備した（6.3）。

7 章は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の国家政策について検討する。

ウクライナには、チェルノブイリ核災害の全ての側面を対象とする 1000 以上の法令が存在する。その内、核災害の影響を克服する為の法的枠組（チェルノブイリ法制）は、領土の放射能汚染・被災者の社会保障・チェルノブイリ原発の廃炉・石棺の環境的に安全なシステムへの転化・放射性廃棄物処理などについて、対策の基本方針及び実施基準を定めている。また、法体系の頂点に位置する憲法にも、チェルノブイリ核災害から全住民を守る為の条項が定められている（7.1）。チェルノブイリ法制は、組織的な改良がなされた、極めて均整の取れたものではあるが、着手された対策の重要な部分が完了せず、期待された成果を達成できなかった。この失敗の主要な要因としてしばしば指摘されるのは、必要な資金の不足と、中央及び地方政府の組織的な活動の不十分さである。しかし、この二つの要因に大きな影響を与えている、もう一つの重要な要因があることは看過され易い。それは、対策の目標及び実施を具現化する際の、科学的根拠の欠如である。従って、チェルノブイリ法制を効果的に機能させる為には、相当の改正が必要になる（7.1.1）。チェルノブイリ法制の改正を提案する際には、事故影響の

状態に関する公開された分析結果を熟慮し、この分析と勧告を策定する為に、広範な専門家を参加させなければならない。また、核災害の影響克服に関する法律の条項と、他の分野の法規範を調和させる必要がある（7.1.2）。

7.2 は、核災害の影響を克服する為に実施された国家計画を論じる。チェルノブイリ核災害では、事故の規模の過小評価や秘密主義体制にも拘わらず、国際的・国内的規制に明記された住民防護措置が、早い段階でほぼ全て実施された。現段階での国家政策の重要な課題の一つは、汚染領域内で安全な生活環境を創り出すという、住民の包括的防護を目的とした対策の実施である。チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画では、年間平均総被曝線量が 1mSv を超える危険性がある集落と施設を対象とし、食品摂取に伴う放射性核種の総摂取量を減らすことと、汚染地域内で汚染されていない食物を生産することに焦点を当てた。放射線防護の基礎は、依然として、被曝線量モニタリング・信頼できる科学的知見に基づく放射能汚染状況の把握・農業及び林業分野に最適化された対策である（7.2.1）。被曝者の医療保護は、事故後、恒久的に行われている。罹患率と死亡率の水準が高いことから、障害と増悪を防ぐ為に、被災者は毎年、定期的また予定外の治療と慢性疾患の悪化の予防措置を必要としている。2006 ～ 2010 年度国家計画は、その為に必要な様々な措置を規定している。しかし、慢性的な予算不足から予定額が支出されず、計画の実施は不十分なものになっている。その結果、時宜に適った医療手当を受けられなかった被曝者による、中央執行機関への不服申し立ての数が増えている（7.2.2）。ウクライナでは、過去 15 年間で、チェルノブイリ核災害による被災者の総数は約 100 万人減少したが、障害者の数は約 5 万人増加した。被災者に対する社会保障の額は、政府予算支出に於ける現実の拠出可能性を考慮して、内閣令により毎年決められている。しかし、その額は旧ソ連時代に制定された現行法の法定支給額よりも遥かに少ないので、被災者による裁判所への大量の権利確認請求を引き起こした。その結果、勝訴した者とその他の大多数の間で、受給額が大幅に異なる。そこで、この状態を是正する為に、現行法の修正が検討されている（7.2.3）。事故後 25 年間に、放射線生物学とその専門分野である放射生態学の知見は豊かになり、放射線科学は各種対策に科学的根拠を提供している。しかし、住民だけではなく、原子力と生態学の分野で働く関係者の間でも、放射線リテラシーが不足している。その原因は、全ての教育課程に於ける生態学教育が、不完全なことである。事故直後、放射線教育は拡充され、ウクライナの放射線状況は一般に改善した。しかし、2004 年頃から放射線教育は削減され、専門家だけでなく、全ての人々にとっても必要な、放射線の基礎知識を学ぶ機会が減少している。他方、住民へ汚染状況に関する情報を伝達する施策は、続けられている（7.2.4）。

7.3 は、核及び放射線の安全性確保に関する国家政策を論じる。ウクライナでは現在、事業者が全てのライフサイクル段階に於いて原子力発電所の安全に全面的責任を負い、他の如何なる目標にも増して安全性を絶対最優先の目的と定めることが、法律により規定されている。特に原子炉については、非常に多くの措置が実施された上に、ウクライナにある全原発を対象に、欧州委員会の専門家グループと IAEA が、有効な国際基準を遵守しているかについての包括的な安全性評価を行った（7.3.1）。現在も電力の半分を原子力に頼るウクライナだが、使用済核燃料貯蔵施設がなく、費用を支払ってロシア連邦に処理を委託している。しかし、エネルギー安全性の確保と経済的観点からは、自国で処理する方が望ましいので、独自の使用済核燃料処理・貯蔵施設の建設を計画している（7.3.2）。2008 ～ 2010 年にウクライナ国家核規制委員会が実施した包括的査察の結果、立入禁止区域に於ける放射性廃棄物貯蔵施設の物理的防護体制が、非常に不十分であることが判明した。これは、核物質の物理的防護に関する条約によりウクライナが負う、国際的義務の履行上問題があるので、改善を要する（7.3.3）。石棺転化計画の実施に関して、安全面からの審査を行うのは、国家核規制委員会である。同委員会は、核及び放射線の安全性確保の為の基本原則と関連法規を整備し、規制官庁間での活動を調整し、石棺

転化実施計画で建設される施設に関する許可を発行する（7.3.4）。

チェルノブイリ核災害の克服に際して、国際社会による支援が果たしている役割は大きい。先進国からの支援は、旧ソ連時代は放射線医療分野のみに限られていたが、独立後に石棺転化計画を中心とする技術支援と幅広い人道支援へと拡大していった。また、非政府組織による支援は、人道支援に大いに貢献した。その後 2002 年からは、国際社会による支援の重点は、国連機関の主導の下、人道支援から被災地方の社会及び経済発展を目指す長期政策へと移行した。他方、援助供与国は所謂「チェルノブイリ核実験場」へのアクセスを得たので、ウクライナも研究開発の大きな機会を提供していると評せる。つまり、チェルノブイリに於ける国際協力は、一方通行のものではない（7.4）。

学術的支援は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の主要な手段の一つである。ウクライナは、キエフに多くの専門研究機関を設立することにより、事故後直ちに学術的支援を行う基盤整備を行い、広範な科学的問題の調査と解決を可能にした（7.5）。核災害が健康に及ぼした影響は、事故後最初の 10 年間に行われた基礎的調査によって、予想と大きく異なることが判明した。また、被曝者を事故後 15 年間観察した知見に基づき、2001 年に健康影響の最小化に関する予測及び勧告が策定された。その後、事故後 25 年の科学的分析が罹患率の傾向の変化を示したのを受けて、健康影響の最小化に関する対策の策定は、その適正性と高い効率を保障する為の調整を迫られている（7.5.1）。農業分野では、事故直後の数年間に放射能汚染状況を評価する為の膨大な実地調査が行われ、それに基づいて科学的対策が策定された。そして、それらの実施により、汚染が許容レベルを上回らない農産物を公共部門で生産することが可能になった。その後も汚染状況の調査は継続しており、その他の科学的研究成果と共に、放射能汚染の農業への影響を最小化する為の、対策立案の基礎となっている（7.5.2）。チェルノブイリ核災害による放射能汚染地域には、スラヴ人にとって非常に重要な民族文化遺跡群が含まれる。そこで、文化遺産の保全の為の研究機関が設立され、調査研究と文化振興活動を行っている（7.5.3）。放射性廃棄物管理の為の国家戦略の策定に当たっては、ウクライナ・ソビエト連邦・欧州連合で蓄積された知見を勘案している。また、EU 法の原則と要件、並びに IAEA や欧州原子力共同体等の国際機関の勧告に、完全に対応するように配慮している（7.5.4）。ウクライナでは、核災害の影響を最小化することは、長期的且つ明確な目的を持つ政府活動として構想されている。従って、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2012 ～ 2016 年度国家計画に於いても、主要項目について学術支援の果たすべき役割が設定されている。しかし、2009 ～ 2010 年に調査研究用の資金が急激に減少し、学術的潜在能力を合理的に活用できる可能性が大幅に減少した。その結果、行政意思決定や行政活動の遂行が、充分な科学的証明がなされないまま行われる事態に陥っている。

8 章では、チェルノブイリ核災害を受けての、原子力の安全性の強化について検討する。

チェルノブイリ事故の分析を行う上で重要なのは、今日と未来の原子力の安全性の為に教訓を学び、深刻な放射生態学的影響を伴う事故の再発の可能性そのものを予防する事である。教訓の第一は、国家の原子力発電の安全性に対する責任は、国際社会に対する責任へと発展していることである。その第二は、効果的な原子力安全体制を保持する必要性である。第三の最も重要な教訓は、国家及び市民が、独立して原子力の安全性を統制する必要があることである。この為には、市民が原発の潜在的危険とその最小化について理解していること・十分な権限を付与された独立した国家規制機関が機能していること・専門的訓練を積んだ運転職員組織が存在していることが、不可欠である。そして、第四の教訓は、原発の安全性を常時分析し、安全性の欠如する点を発見し、それを除去することである（8.1）。

チェルノブイリ事故により、約 300 万人が余分な被曝をした事実は、全世界を驚愕させた。この事故が示したのは、「もし我々が今後も原子力利用を望むのであれば、原子力事故の発生を防ぎ、その影響を最小限に抑える為に、あらゆることをしなければならない」ということである。特に、放射線事故・

核事故に際し、効果的な事故対応体制によって、高線量の被曝から人々を守らなくてはならない。チェルノブイリ事故時の緊急事態対応の経験は、事故対応の効率は、国家緊急事態管理体制の確立とその有効な機能、政府機関と事故対応部隊が執るべき行動に関する質の高い計画の立案、そして事前に策定された計画に基づいて市民防護と事故及びその影響の処理の為に担当者達が全ての努力を注ぎ込めるかに、左右されることを示している。チェルノブイリ事故は、事故処理作業従事者達の英雄的な努力にも拘わらず、不十分な計画立案と、行政機関・担当部隊・専門家達の緊急事態対応実施に於ける不備が、極めて大規模且つ長期に及ぶ影響をもたらしたという、貴重な実例である（8.2）。事故前に策定されていた緊急事態計画は、重大事故を想定しておらず、それに伴う影響への対策も計画していなかった。その結果、リアルタイムで放射線状況を評価する為の装置がなく、事故の規模の評価と適切な防護措置の開始が遅れた。また、現場の設備と装備が不十分だった為、効果的な防護措置が執れず、人員を高度の被曝に晒し、汚染源の統御が遅れた（8.2.1）。事故対応の主要な課題は、危険要因である放射線の影響からの、人々と自然環境の防護である。放射性物質放出の初期段階では、危険の性格が殆ど分かっていなくても、住民防護の基本である屋内待機・避難・安定ヨウ素剤服用に関して、直ちに決定を下す必要がある。その為の暫定基準となる数値が、国際的には定められている。この数値は、放出された放射性物質の組成と実際の環境汚染が判明した後に、見直される。しかし、ウクライナでは国際基準を用いない独自の法体系を採用しているので、この暫定基準が存在しない（8.2.2）。事故の初期段階で最も危険なのは、呼吸による放射性ヨウ素同位体の体内への吸収である。安定ヨウ素剤の予防服用は、この危険から人々を防護する為の簡便で効果的な方法であり、経費が安い。また、その時宜に適った実施は、被災者を心理学的に安心させる。しかし、効果的な安定ヨウ素剤予防服用を行う為には、核事故の結果被災し得る住民に、事前にこの方法が周知され、ヨウ素剤とその推奨される使用方法が提供されていなければならない。チェルノブイリ事故の際には、緊急事態計画が機密であったことと、地域レベルでの意思決定システムが欠如していたことから、安定ヨウ素剤服用が遅れた（8.2.3）。核過酷事故に際して、起こり得る影響評価の為に最初に行うべきは、放射性核種の移動･拡散･効果に関する、評価プログラムを用いたシミュレーションである。チェルノブイリ事故では、住民避難の必要を判断するのに用いられた、線量等値線図は、感度の高いγ線分光器を搭載した飛行機を用いて、事故後 12 日目に漸く作成された。しかし、コンピューターによるシミュレーションが行われていれば、ずっと効果的であっただろう。但し問題は、その為に膨大な準備作業が必要なことで、現在に至るまでウクライナには、そのようなシミュレーションシステムは存在しない（8.2.4）。人々の避難或いは移住の決定は、被曝線量率と環境中のモニタリングデータに基づいて下される。従って、効果的な緊急事態対応を実施する為に最も重要なのは、速やかなモニタリングを確実に行うことである。その為には、較正を経た機器・事前に検証された測定手法・訓練を受けた人員が必要であるが、チェルノブイリ事故時には欠如していた（8.2.5）。緊急事態に於いて、危険と事故発生によって生じた状況についての時宜を得た警告は、主要な住民防護措置の一つである。警報の遅れは、防護措置の効果を顕著に減少させ、正当化し難い犠牲や損害を住民にもたらし得る。チェルノブイリ事故の最初の日々では、正にこれが起こった。この反省を踏まえて、事故後のウクライナでは、緊急事態対応体制の全てのレベルに合わせた警報を出す為に、国家・地方・局地・核施設の各レベルに、一極集中化された特別な警報システムが創設された（8.2.6）。チェルノブイリ事故では、住民への情報提供が時機を逸し不十分であった為、社会心理学的なストレスを引き起こした。住民に提供されるべき情報は、時宜を得て分かり易く、様々な解釈を許す余地のない充分なものである必要がある。具体的には、予想される或いは発生した緊急事態に関する、分類・拡大可能性・影響の及ぶ範囲・防護の手段と方法についての規定を含む、広報がなされるべきである（8.2.7）。

8.3 は、現在のウクライナに於ける、核災害時国家緊急事態体制について論じる。緊急事態の予防と事後処理、並びに被災者支援を行う事によって、住民・領土・自然環境・財産を同事態から守るのが、国家の機能たる市民防衛である。ウクライナに於いて市民防衛を担うのは、機能上及び領域別の下部組織から成り、それらが国家・地方・局地・施設の階層構造を持つ、統合市民防衛体制である。統合市民防衛体制は、予想される或いは発生した緊急事態の規模と特性に従って、任務を遂行する（8.3.1)。統合市民防衛体制の機能上の下部組織である核施設保安部は、ウクライナの各原子炉の状態と各原発の稼働時の違反の有無を監視している（8.3.2)。ウクライナの原子力事業者であるエネルゴアトム社の緊急事態準備態勢・事故対応体制（ERS）も、統合市民防衛体制の機能上の下部組織である。ERS の構成要素に、本社並びに各原発のオンサイト及びオフサイトに置かれた、危機管理センターのネットワークがある。原発事故が発生した場合、このネットワークが総体として、事故炉の修理や放射性廃棄物の収集と局地化を含む、広範な事故対応を行う（8.3.3)。ERS の目標は、IAEA 安全要件（GS–R–2）に沿って、如何なる原子力・放射線緊急事態にも対応できるように、実践的に準備態勢を改善することであり、その為の課題の洗い出しと実施計画を策定している。その実施により、放射線緊急事態発生時の対応準備態勢の更なる改善が見込まれる（8.3.4)。放射線事故対応に対する準備を組織的に行う為には、適切な緊急事態対応計画の策定が必要である。ウクライナでは、国家レベルの「放射線事故対応計画」が 2004 年に策定され、2010 年に改訂された。これに、核施設及び統合市民防衛体制の下部組織に於ける対応計画や、核施設に於いて起こり得る放射線事故への対応措置を加えた、包括的な対応計画体系が整備されている（8.3.5)。

安全文化の要諦は、「原子力と云う危険な技術を利用する際には、相応の責任を取る必要がある」ことを心に刻むことである。科学的及び工学的技術支援と、高度な技能を持つ専門家を養成する仕組、それに多層的な意思決定及び責任追及体制なくしては、原子力を利用してはならない（結論)。

（進藤　眞人）*

* 1 章・3 章・7 章・8 章については、以下が初出。進藤眞人 , ‘ウクライナ国家報告書に学ぶ大規模核災害の影響と対策’ (2016) 86 科学 0830

目　次

		序文	iii
		要約	v
		略語表	xxi
	1 章	**チェルノブイリ核災害。その影響を緩和する為の最優先措置の施行**	1
1.1		チェルノブイリ原発事故の原因と規模	3
1.2		環境中への放射性物質の放出を低減させる措置	11
1.3		住民保護の為の施策	13
1.4		チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の国家管理体制の確立	18
1.5		石棺の建設	25
	2 章	**放射生態学的な影響： 陸上生態系に於ける放射能汚染の動態と防護策の有効性**	31
2.1		大気・土壌・表層水・地下水の放射能汚染の一般的特徴	33
	2.1.1	チェルノブイリ事故で降下した放射性核種による汚染地域の規模と特徴	33
	2.1.2	環境の放射線モニタリングシステム	58
	2.1.3	放射能に汚染された生態系の回復	64
	2.1.4	環境規制の問題	72
2.2		チェルノブイリ原発事故による汚染地域に於ける放射線環境の形成と経済活動	75
	2.2.1	電離性放射線の生物相に与える放射線生物学的影響	75
	2.2.2	市町村に於ける水供給問題への対応	82
	2.2.3	放射能汚染地域での耕作	83
	2.2.4	森林生態系に於ける放射生態学的問題の解決	102
2.3		放射能汚染領域に於ける主要な課題と農業の将来展望	109
	3 章	**チェルノブイリ核災害による放射能汚染と健康影響**	111
3.1		放射線被曝線量	113
	3.1.1	事故処理作業従事者の被曝線量；線量の遡及的推測	113
	3.1.2	避難者の被曝線量計測	122
	3.1.3	住民の被曝線量	131
3.2		事故後の遠隔期 に於ける住民の健康とその維持の為の戦略	141
	3.2.1	チェルノブイリ原発事故処理作業従事者の健康状態	142
	3.2.2	幼少期に事故に遭い、避難した人々の健康状態	152
	3.2.3	チェルノブイリ核災害に被災した様々な子供達の集団に於ける健康影響	154

	3.2.4	甲状腺疾患	164
	3.2.5	汚染領域住民の健康状態の疫学研究	171
3.3		放射線被曝による短期的・長期的影響	185
	3.3.1	急性放射線症候群	185
	3.3.2	放射線白内障とその他の眼疾患	191
	3.3.3	免疫学的影響	192
3.4		チェルノブイリ核災害の複雑な要因による公衆衛生への影響	196
	3.4.1	神経精神医学的影響	196
	3.4.2	循環器系疾患	204
	3.4.3	気管支肺系統疾患	205
	3.4.4	消化器系疾患	206
	3.4.5	血液学的影響	208
4 章		**チェルノブイリ核災害の社会経済的・社会心理学的影響：被災地域開発の主要問題と現状評価**	211
4.1		チェルノブイリ核災害に係る経済費用及び損失の評価	213
	4.1.1	チェルノブイリ核災害によるソ連経済への損失の評価	213
	4.1.2	ウクライナの総経済的損失の評価	214
4.2		放射能汚染地域に於ける現在の主要な社会経済的・社会心理学的問題	218
	4.2.1	恐怖と健康水準	218
	4.2.2	1992 年の意見調査時の被災者の状況	219
	4.2.3	チェルノブイリ事故から 8 年半後	220
	4.2.4	チェルノブイリ事故から 10 年後	221
	4.2.5	チェルノブイリ事故から 20 年後	222
	4.2.6	2007 年社会調査の結果	223
	4.2.7	社会心理学的リハビリテーション・センターの活動と被災者への情報伝達	224
	4.2.8	チェルノブイリの社会的教訓	225
	4.2.9	ウクライナに於ける原子力：ウクライナ市民の受け止め方	227
4.3		チェルノブイリ核災害の影響による人口学的・社会心理学的変化の動態分析と、その悪影響を克服する方法	229
	4.3.1	全ウクライナと放射能汚染地域に於ける人口学的変化	230
	4.3.2	チェルノブイリ核災害の影響による人口学的・社会心理学的変化の悪影響を克服する方法	232
4.4		ウクライナ市民の核及び放射能のリスクに対する認識と日常生活でのリスクを軽減する為の手法の実施	234
4.5		国連チェルノブイリ・フォーラム勧告のウクライナに於ける実施：被災地域共同体の復興開発事業の完遂	237

5 章		**生態学的に安全なシステムへの石棺の転化とチェルノブイリ原発の廃炉**	239
5.1		石棺転化戦略	241
	5.1.1	石棺内に存在する核物質と放射能の安全性の現状	241
	5.1.2	工学的構造物の補強	258
	5.1.3	新しい石棺（NSC）の建設	265
	5.1.4	今後の石棺を生態学的に安全なシステムへ転化する為の戦略	273
	5.1.5	石棺転化作業実施の安全性の生物医学的・生物物理学的モニタリング	275
5.2		チェルノブイリ原発：廃炉の主要な局面	280
	5.2.1	チェルノブイリ原発の各原子炉の現状	280
	5.2.2	チェルノブイリ原発の廃炉戦略	283
	5.2.3	放射性廃棄物管理の為のインフラ開発	286
	5.2.4	乾式使用済核燃料中間貯蔵施設	291
5.3		石棺転化とチェルノブイリ原発廃炉に対する国際協力	294
6 章		**チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の管理**	297
6.1		チェルノブイリ事故の放射性廃棄物：管理の歴史、放射性廃棄物の種類と量、現状、問題点、そして展望	299
6.2		チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の閉込・貯蔵・処分体制の確立	301
6.3		チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の長期貯蔵及び処分の為の基盤整備	306
7 章		**チェルノブイリ核災害の影響を克服する為のウクライナ国家政策**	311
7.1		チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に制定された法規制枠組の分析	313
	7.1.1	チェルノブイリ核災害による影響の克服と関連した法規制枠組と国家政策の効率性	318
	7.1.2	チェルノブイリ核災害の影響を克服するのに必要な諸関係を規制する法律の改正	326
7.2		チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に実施された国家計画の分析	328
	7.2.1	住民の放射線防護	328
	7.2.2	住民の医療保護	333
	7.2.3	住民の社会保障	338
	7.2.4	放射生態学の知識水準とチェルノブイリ核災害の影響の克服に関する課題についての住民の認識の上昇	345
7.3		核及び放射線の安全性確保に配慮したウクライナの国家政策	350
	7.3.1	ウクライナで稼働中の原子力発電所に於ける、核及び放射線の安全性レベルの現状維持を目的とする安全文化の向上	350
	7.3.2	使用済核燃料の安全な管理に向けた戦略	352
	7.3.3	立入禁止区域内に於ける放射性廃棄物貯蔵施設の物理的防護体制の改善	354

	7.3.4	チェルノブイリ原発の安全な廃炉及び環境的に安全なシステムへの転化並びに放射性廃棄物処理に係る問題に関する国家政策実施の為の総合的な政府施策	354
7.4		チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の学術的及び技術的国際協力	359
7.5		チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の学術的支援策	364
	7.5.1	核災害による健康影響の最小化	364
	7.5.2	放射能調査、住民の放射線防護及び放射能汚染領域の環境健全性の向上	367
	7.5.3	文化遺産の保全	369
	7.5.4	放射性廃棄物処理	370
8章		**チェルノブイリの教訓。将来の安全性**	373
8.1		原子力の安全性に関するチェルノブイリの教訓	375
8.2		チェルノブイリの教訓と事故対応の有効性	376
	8.2.1	計画の立案と執られた対策への評価	376
	8.2.2	実施された住民防護措置の評価	377
	8.2.3	安定ヨウ素剤の服用による予防措置実施の準備態勢	377
	8.2.4	事故影響のシミュレーション	379
	8.2.5	モニタリングの評価	379
	8.2.6	住民への警報	379
	8.2.7	住民への情報提供	381
8.3		国家緊急事態対応体制	383
	8.3.1	統合市民防衛体制	383
	8.3.2	機能上の下部組織；「核施設保安部」	384
	8.3.3	国営原子力発電企業「エネルゴアトム」社の危機管理センター	385
	8.3.4	原子力事故に対する緊急事態準備態勢・事故対応体制	386
	8.3.5	緊急事態計画の立案	387
結論			389
		引用文献	391
		後記	405

略語表

AAED	汚染地域の各集落の年間平均実効線量
ADR	解析的線量推定
AMS	ウクライナ医学アカデミー
AOR	修正オッズ比率
ARS	急性放射線症候群
BSS	国際基本安全基準
CA-605	605 建設局（石棺建設担当）
CAC	許容レベル
CCCPSU	ソ連共産党中央委員会
CDP	チェルノブイリ原発廃炉計画
CER	臨床・疫学登録
CERS	工学的・放射線学的複合検査
CESP	Sef 土壌特性を完全に推測する手法
CHD	冠動脈疾患
CI	95% 信頼区間
CIDI	統合国際診断面接
CIS	独立国家共同体
CLL	慢性リンパ性白血病
CMV	サイトメガロウイルス
COPD	慢性閉塞性肺疾患
CRDP	チェルノブイリ復興開発計画
CS-1	第一期稼働前試験対象施設
CS-2	第二期稼働前試験対象施設
CSFHLIS	使用済高レベル電離放射線源の長期保存用集中貯蔵施設
D	汚染土壌の濃度
DU-2006	衛生基準（2006 年改訂版）
DWSS	除染廃棄物貯蔵所
EAR	過剰絶対リスク
EBRD	欧州復興開発銀行
EDR	平均被曝線量
EH	本態性高血圧
EIA	環境影響評価
EPR	電子常磁性共鳴
ERR	過剰相対リスク
ERS	緊急事態準備態勢・事故対応体制
EUR	ユーロ
Euratom	欧州原子力共同体
FCM	使用済核燃料の塊を含む物質
FRC	炉心部の破片
FSi	投資実施可能性調査
G7	先進 7 ヵ国（G7）
GIS	地理情報システム
GM	幾何（相乗）平均
GSD	幾何標準偏差

IA	産業連合体
IAEA	国際原子力機関
IARC	国連国際癌研究機関
IBD	先天異常
ICC	危機管理情報センター
ICRIN	チェルノブイリ研究・情報国際ネットワーク
ICRP	国際放射線防護委員会
ICSRWM	固体放射性廃棄物管理コンビナート
ICSRWM Lot-1	チェルノブイリ原発の貯蔵施設から放射性廃棄物を除去する為の設備
ICSRWM Lot-2	固体放射性廃棄物処理工場
ICSRWM Lot-3	低・中レベル固体放射性廃棄物のための浅地層貯蔵施設
INSAG	国際原子力安全性諮問グループ
IQ	知能指数
IRL	国際放射生態学研究所
ISF-1	湿式使用済核燃料中間貯蔵施設
ISF-2	乾式使用済核燃料中間貯蔵施設
ISP NPP	原子力発電所安全問題研究所
KI	ヨウ化カリウム
KIEP	キエフの「エネルゴプロジェクト」研究所
LCD	土壌の汚染密度限度
LFCM	核燃料を含む溶岩状の物質
LM LLW	低・中レベル長寿命放射性廃棄物
LRAW	液体放射性廃棄物
LRTP	液体放射性廃棄物処理工場
LSWSF	液体および固体放射性廃棄物貯蔵施設
MD	年間最大線量
MDSS	更新された放射性エアロゾル抑制システム
ME	ウクライナ緊急事態省
MFO	協調出資窓口機関
MIAC	主要な情報・分析センター
MMMB	中型機械工業省
MOD	国防省
MPD	年間最大許容線量
NCCR	国家通信規制委員会
NIISK	土木構造物科学研究所
NPU	ウクライナに於ける原子力開発
NRB-76/87	放射能安全基準（1987 年改訂版）
NRSU-97	ウクライナ放射能安全基準（1997 年版）
NSC	新しい石棺
NSC CD	新石棺の構想的設計
NSC CS-1	新石棺の稼働前試験対象施設
NUBiP	国立生命環境科学大学
ODR	公式線量記録
OIL	運用上の介入レベル
OM	有機物の含有量
ORM	反応度操作余裕
OSCE	欧州安全保障協力機構

OSP-72/87	基本衛生規則（1987 年改訂版）
PL-2006	食品と飲料水中の ^{137}Cs と ^{90}Sr 含有量の許容レベル（2006 年版）
PPE	個人用放射線防保護装備
PSAR	事前安全分析報告書
PTSD	心的外傷後ストレス症候群
PVX	ジャガイモ X ウイルス
PVY	ジャガイモ Y ウイルス
RADRUE	不確実性解析による現実的な被曝線量再現法
RAW	放射性廃棄物
RAWTSS	地表付近の放射性廃棄物一時貯蔵所
RCRM	放射線医学研究センター
RDPCH	チェルノブイリ核災害により被災した地域の復興および開発計画
REMPAN	放射線事故緊急医療対応支援ネットワーク
RIA	科学生産連合体
RIES	工学的構造物研究所
RN	放射性物質
RR	相対リスク
RTL	相対的なテロメアの長さ
RUB	ルーブル
RWDS	放射性廃棄物処分場
SA	植物内の放射性物質濃度
SAD	小さな発達異常
SCART	安全文化評価レビューチーム
SE	国営企業
Sef	土壌評価因子
SERC	原子炉制御担当のシニアエンジニア
SESGRSRW	特別仕様の浅地層固体放射性廃棄物貯蔵施設
SESSSR	固体放射性廃棄物の特別表面装備貯蔵施設
SFA	使用済核燃料の集合体
SFSPU	使用済核燃料貯蔵準備部門
SFSR	ソビエト連邦社会主義共和国
SFSZ	使用済核燃料貯蔵区域
SIP	石棺転化実施計画
SNF	使用済核燃料
SNFTS	使用済核燃料処理工場
SNRCU	ウクライナ国家核規制委員会
SRAW	固体放射性廃棄物
SRPP	選別・規格化・処理工場
SRRP	固体放射性廃棄物除去工場
SRSF	固形廃棄物貯蔵施設
SRTS	固体放射性廃棄物処理工場
SRU	ウクライナ国家登録簿
SRW	第三グループの固体放射性廃棄物
SSE	国営専門企業
SSR	ソビエト社会主義共和国
SSSIE	国営専門科学工業企業
SSTC NRS	核及び放射線の安全性に関する国立科学技術センター

STS	機械類専門処理場
SUB	吸収された塩基の総量
SWSF	固体放射性廃棄物貯蔵施設
TF	植物中の放射性核種の比放射能と土壌汚染濃度との間の比例係数
TF-92	「土壌–牛乳」間移行係数
TLD	熱ルミネッセンス線量計
TMV	タバコモザイクウイルス
TRWLS	放射性廃棄物一時貯蔵所
TS SRW	第三グループの固体放射性廃棄物の一時貯蔵施設
UACOS	チェルノブイリに於けるウクライナ・米国合同眼球調査
UAH	ウクライナ・フリヴニャ
UHMI	ウクライナ水文気象局
UIAR	ウクライナ農業放射線研究所
UNDP	国連開発計画
UNSCEAR	原子放射線の影響に関する国連科学委員会
USD	米ドル
USSR MH	ソ連保健省
VVER	ロシア型加圧水型原子炉
WBC	ホールボディカウンター
χ^2	カイ二乗統計量

Bq	ベクレル
Ci	キュリー
Gy	グレイ
R	レントゲン
rad	ラド
rem	レム
Sv	シーベルト
man-Sv	人・シーベルト

1.

チェルノブイリ核災害。
その影響を緩和する為の最優先措置の施行

1.1 チェルノブイリ原発事故の原因と規模

1986 年 4 月 26 日、チェルノブイリ原子力発電所 4 号炉で、外部電源を喪失した場合に発電所に必要な電源供給装置の設計条件をテストしていた最中、致命的な結果を伴う原発事故が発生した。同様のテストは、これ以前にも 1982 年にチェルノブイリ原発 3 号炉で、そして 1984 年と 1985 年に同 4 号炉で行われた。しかし、それらの全てが、発電機作動システムの不十分な特性の為に失敗に終わった。

事故の諸原因は、旧ソ連及び国外の組織や個人の専門家によって分析された。これにより、事故前の原子炉の状態と、壊滅的な出力暴走に至った諸条件を作り出した三つの主要原因を指摘することが出来る。

- 事故前の原子炉の物理的及び熱流体力学的安定性は、僅かな振動によってですら乱されるような状態であった。このような原子炉の状態は、運転員の操作に起因しており、電源テストの前に起こっていた。テストの開始前に、反応度操作余裕[1]を除く、全ての原子炉パラメータは、運転規制の許容範囲内にあった。
- 事故発生に直結した要因は、原子炉の緊急停止システム（スクラム）が起動したことが、制御棒の欠陥設計の為に炉心に正の反応度[2]を出現させ、出力暴走を開始させたことであった。
- この暴走がきっかけとなり、大出力チャンネル型原子炉（RBMK-1000）に特有の大きなボイド（＝蒸気）反応度係数により、破局的な事態に拡大した。ボイド反応度係数の影響は、低レベル出力（小さな蒸気体積率）であった為、特に強かった。

従って、事故の直接の原因は、RBMK-1000 型原子炉の中性子物理的特性並びに設計の特殊性にあり、それらが運転員の行動によって表面化したものであった。1986 年時点で稼働していた RBMK-1000 型原子炉の主要な欠点として、以下のことが指摘される。

- 原子炉制御及び保護システムの働きが低速であり（制御棒を原子炉に挿入するのに 18 秒掛かった。これに対し、他のタイプの原子炉では 2 ～ 4 秒で済んだ。）、素早く緊急事態に対処することができなかった；
- 制御棒の設計上の問題により、特定の状況下でのスクラム操作が、原子炉を停止せず、逆に炉内に正の反応度をもたらして、原子炉暴走の引き金になった；
- 許容できないほど大きな冷却剤密度（蒸気＝ボイド）の反応度係数により、まず、運転中のある時点から原子炉全体の冷却剤密度の反応度係数が正となり、次に、原子炉内の冷却剤密度の減少が、理由の如何に関わらず、壊滅的な出力上昇を導いた；
- 反応度操作余裕が低く、中央が凹んで上下に二つのピークを持つような炉心の出力分布の条件下でスクラムが作動した場合には、原子炉制御及び保護システムの欠陥と相まって、二つのピークの下半分があたかも別の原子炉であるかのように振る舞って、許容できないほど急速な出力上昇を起こす仕組であった。

RBMK-1000 型原子炉に特有なこれらの欠点により、1986 年 4 月 26 日にチェルノブイリ原発 4 号炉で事故が起こった。これらの欠陥は、ПБЯ 04-74（『原子力発電所の為の核安全性規則』）とЗПБ-73（『設計・建設・稼働中の原子力発電所の安全性保証の為の一般規定』）に規定されていた安全性要件に、原子炉の考案者達が従わなかったことの帰結であった。これら二つの規制文書は、チェルノブイリ原発の第二世代炉[3]を設計している時点で有効なものであった。

1　原子炉出力を制御するのに適切な位置まで挿入されている制御棒の数。
2　これにより核反応が進む。
3　3 号炉と 4 号炉。

これら全てに加えて、RBMK-1000 型原子炉とチェルノブイリ原発の設計全体にも、二つの規制文書の要求事項からの重度の逸脱が複数あったことを明記しなくてはならない。特に発電所の設計は、限定的な事故封じ込めシステム、炉の一部しかカバーしない閉回路、そしてその閉回路部分に対する冷却システムしか想定していなかった。更に重要なことには、設計は、運転員が使う反応度操作余裕に関する制御・情報機器のことを考慮しておらず、定められた限界値からこのパラメータが乖離した場合に自動原子炉保護プログラムがどうなるかについて全く言及していなかった。この特殊なパラメーターは、一定の値よりも低くなる現象が発生した場合、本来どのような状況でも原子炉を停止させなくてはならないスクラムを、出力暴走の為の道具へと変質させた。

未だに進行中の職員の行動に関する論争問題に対する分析によれば、実際に運転員は幾つかのミスを犯したしたことが明らかになっている。しかし、彼等の罪のレベルは、1986 年にソ連から国際原子力機関（IAEA）に提供された情報では、意図的に過大評価された。その規模によりチェルノブイリ事故は、多くの国々に懸念を抱かせ、ソ連の原子力科学・工学の完全性に関する神話を崩壊させた。ソ連は、事故の規模と影響を隠蔽することに失敗した。その為、事態の悪化を最小限に抑え、ソ連の技術レベルへの疑いを否定できるような理屈を見つけることは急務であった。このような背景から、『運転員の人為ミスが悪い』というスローガンが登場した。この手法は、国家の政治指導者層によって権威付けされた。

事故の開始と展開に決定的な役割を果たしたのは、その欠陥を知っていた RBMK-1000 型原子炉の考案者達である。彼等は、原子炉運転要員に欠陥についての情報を知らせなかったし、欠陥の発現を防ぐ為に何をしなければならないかについての指導もしていなかった。その結果、原子炉運転規則及び手順は、ある運転条件下では破滅的な結果を引き起こしかねない操作を要求していた。例えば、1986 年 4 月 26 日の夜に電源テストが完了した後、AZ-5 ボタン[4] を押して原子炉を停止することは、RBMK-1000 型原子炉運転規則によって固く禁じられていた。しかし、担当運転員はこのことを知らなかった。自分達が知っていた欠陥に関する情報を隠すという RBMK-1000 型原子炉の考案者達の不当行為は、予定外の事態に際して運転員が準備不足のまま対処しなければならない状況を作った。

1993 年に公開された、RBMK-1000 型原子炉の主設計研究所による調査の結果によって、事故の技術的な原因に関する論争に終止符を打つことができる。原子炉の設計者達は、原子炉物理的及び熱流体力学的特性、並びに設計上の欠陥によって、低出力時に設計基準事故が発生した場合ですら、RBMK-1000 型原子炉の破壊に至ることを示した。そして、『チェルノブイリ原発の事故後に執られた対策によって、調査の行われた全初期出力に於いて、電源喪失を伴う最大設計基準事故は危険な出力上昇を引き起こさないし、速やかなスクラムが原子炉を停止させる』ことが確認された。従って、主設計研究所は、原子炉はその設計が原因で壊れたのであり、事故に至る個々の初期条件が整うのを待つばかりであったことを認めた。1986 年 4 月 26 日、運転員の行動により、このような初期条件が作り出された。

事故の詳細をより詳しく知ることはできるが、主な結論は変わらないだろう。事故は、既知の物理現象による負の影響の可能性を過小評価し、無視することによって引き起こされた。将来の為の教訓を学ぼうとする人々にとって極めて重要なのは、災害を引き起こした欠陥を抱えたまま核施設を何年間も運転するような事態を招いた要因は何だったのかを理解し、将来の事故を防ぐ為にしなければならないことに気付くことである。

事故のずっと前から、RBMK-1000 型原子炉の欠陥は知られていた。そして、この事実は、多くの文書によって確認されていた。この原子炉施設を改良する為の計画もあった。しかし、それらは実施されなかったか、または時機を逸してから実施された。例えば、チェルノブイリ災害の原因の一つであった、炉心に制御棒を挿入する間に反応度が正に振れる問題は、1983 年 12 月にイグナリナ原子力発電所 1 号炉とチェルノブイリ原発 4 号炉の性能検証試験の最中に指摘され、報告されていた。この問題の安

4　制御棒を一斉に挿入する為の緊急停止ボタン。

全性に対する影響とその結果起り得ることは、クルチャトフ原子力研究所（RBMK-1000 型原子炉設計の技術開発研究所）とエネルギー技術に関する科学研究所（RBMK-1000 型原子炉の主設計研究所）によって検討された。この議論の結果は、RBMK-1000 型原子炉を持つ全ての原子力発電所のマネージャーや上層部には知られていた。

しかしながら、技術開発研究所も主設計研究所も、原発の安全性に対する責任を負わなかった。当時のソ連には、文明諸国では規定されていた、安全性に関して絶対的責任を負う実務機関は存在しなかった。今日では世界的に「安全文化」として認識されているものは、国家上層部を含め、当時のソ連には存在しなかった。安全性に関して生じた懸念の重要性は過小評価された。災害を防いだかもしれない対策は実施されなかった。

ソ連は、間違いなく、核科学と核工学の発達にかなりの成功を収め、とりわけ軍事産業で顕著であった。しかし、この成功は、過度に政治化されてしまった。同時に、民需核施設（レニングラード原子力発電所（1975 年）、チェルノブイリ原発（1982 年）[5] など）と軍事核施設（チェリャビンスク（1957 年）、チャジマ湾（1985 年）など）の双方で、大きな災害につながった欠陥や間違いが隠蔽された。原子力機関の活動に対する、国家の適切な統制すらなかった（実際には、そのような統制は、1984 年まで存在しなかった）。これら全てによって、無謬主義の風潮が原子力工学に確立されてしまった。彼等の真骨頂は、『ソ連の原子炉は世界最高です』という定型句に如実に表れている。また、1979 年にアメリカの「スリーマイル島原子力発電所」で起こった事故に対して、ソ連原子力産業のリーダー達が『社会主義の下では、このような事故は起こり得ない』と表明したことは、このことを雄弁に物語っている。国家の政治的威信が支配することによって、安全性の確保という、核の平和利用の為の基本条件を抑圧したのだ。

1980 年代の初め、アメリカの「スリーマイル島原発」事故の後、ソ連では、原発の安全性を無条件に過大評価するという風潮が生じた。しかし、自国の原子炉の安全性を客観的に評価することは、当局やソ連原子力科学・工学の指導者達によって阻止された。第一に、国家原子力安全規制機関に監視の役割は殆どなかった。1986 年の事故以前には、国家原子力安全体制の基礎である、強力且つ独立した原子力規制機関は存在しなかったに等しい。

ソ連核科学・工学の政治化、長年掛けて形成されたその排他主義と無謬主義のイメージ、独立した原子力規制と原子力工学に対する効率的な制御の欠如は、チェルノブイリで起こった悲劇の根本的な諸原因であった。

「ソ連の核科学技術開発には無尽蔵の資金と物的資源が投入されていた」という神話は、現在まで存在し続けている。軍事目的の為に意図されていた部分について話す場合、この神話は妥当であった。実際の処、原子力発電は、まず安全性と信頼性を裏付ける為の開発実験、それに機器の試験的使用などに用いる資金の慢性的な不足を感じていた。ソ連が原子力発電所の安全性を確保する為に費やした費用は米国の 1/10 以下であったこと — 但し、この事実は「鉄のカーテン」崩壊後に漸く知られるようになった — を例として挙げれば十分である。放射性廃棄物と使用済核燃料の管理の為の研究と技術試験を行うのに必要な開発環境拠点の形成や最新のコンピューター技術の導入、そして十分な性能を持った放射線量測定装置の作製と訓練用シミュレータの作製に必要な資金が欠如していた。これら全てが、ある程度は、チェルノブイリ事故の最中に或いは事故処理の過程で明らかになった。ソ連では原子力安全性確保の為の経済的基盤は整備されてこなかったが、その理由は問題への無理解または無関心からくる資金の欠如であった、と評するのは極めて妥当である。「原子力の安全性は経済的に重視されていなかった」という事実は、重要である。

事故の真の原因は、チェルノブイリ原発に於ける事故原因と事後処理に関する政府事故調査委員会によって、当初から指摘されていた。事実、政府事故調は、チェルノブイリ原発のマネージャー達を『原

5　チェルノブイリ原発は、1982 年にも小規模な事故を起こしていた。

子炉運転中に重大な人為ミスを犯し、その安全性を確保しなかった』責任があるとして非難した。しかしながら、これらの結論だけがソ連の人々と世界中の一般大衆に知られるようになった一方で、同委員会の業績は隠匿されてきた。実際には、政府事故調は、以下の諸機関についても、事故の責任があるとして非難していた：

- エネルギー・電化省。同省は、様々なテストを実行する為に行われた不正行為を黙認し、夜間の作業を規制してこなかった上に、これらに対する統制を行わなかった；同省は、RBMK-1000 型原子炉の物理的及び技術的な欠陥を黙認してきた；同省は、主設計研究所と技術開発研究所に対して、同型原子炉の信頼性を高めるべく行動を起こすように指示してこなかった；同省は、原子炉運転員の為に適切なトレーニングを提供してこなかった；
- 中型機械工業省。同省は、『設計・建設・稼働中の原子力発電所の安全性保証の為の一般規定』の要件に完全に準拠した形での、RBMK 型原子炉の信頼性向上の為の適宜な措置を講じてこなかった；同省は、原子炉の安全性確保の為に十分な技術的解決策を提供してこなかった；
- 国家原子力監督官；同機関は、原子力技術安全規則及び規範の執行に関して、適切な統制を行ってこなかった；同機関は、与えられた権限を十分に行使しなかった；同機関は、問題解決能力を欠き、関係省庁や部門の雇用者・核施設・機器 · 装置の供給企業が犯した安全基準及び規則違反を止めてこなかった。

政府事故調は、事故の工学的・技術的な側面を検討してきた。同事故調は、原子炉緊急停止システムがその機能を果たしていなかったこと、並びに特に以下の原子炉の諸欠陥により事故が発生したことを詳細に指摘している。

- 正のボイド反応度係数の存在；
- 通常及び緊急運転時に負であるべき全出力反応度係数が、正になる場合があること；
- 炉心への挿入開始時に正の反応度を出現させる、原子炉制御棒の不十分な設計；
- 反応度操作余裕の値を示し危険領域への近接を防止する装置の欠如、という原子炉計装。

要するに、政府事故調は、1986 年 5 月の時点で既に、その爆発と壊滅的な帰結を招いた要因となった、RBMK-1000 型原子炉の重大な構造上の欠陥を認識していた。

ソ連共産党の最後の大会に於いて、苦渋と絶望に満ちた上に遅きに失した事故の諸原因の告白と、起こったことに対する政治的総括が行われた（新聞「プラウダ」1990 年 7 月 14 日付）:『その指揮監督下に於いて、以前の国家指導者達は、原子力分野に於ける科学技術政策の発展と過酷事故時に於ける住民防護に関して、非常に大きな計算間違いを犯した。人々の生命と健康を守る能力がなかったことを露呈した、エネルギー省・中型機械工業省・国家水文気象学委員会・国家原子力監督官・科学アカデミー・民間防衛組織は、必要な緊急措置を執る準備が出来ていなかった ...。原子力発電所の設計・建設・運転に携わっていた、一部の指導的科学者達と省庁首脳部と関連部門の過信と無責任さ、そして彼等による「原子力発電所は絶対に安全だ」という説明が、緊急事態に於ける国家対応体制の実質的欠如を招いた』。

1975 年のレニングラード原発事故を受けて設置された中型機械工業省の委員会の結論（1976 年 5 月）も、上記政府事故調の報告内容と最後のソ連共産党大会の決議の妥当性を肯定する内容である。当時の委員会は、正のボイド反応度係数の問題は解決されていない、という結論に達した。炉心で蒸気が急速に増えるような条件下で生じる正の反応度が生じた場合に、核分裂の連鎖反応をすぐに減少させて埋め合わせができるような対策はなかった。緊急時に即応できる保護システムを追加導入する必要性についてのクルチャトフ研究所の見解も、同じ文書で述べられている。このように、チェルノブイリ事故を引き起こした主な諸原因は、その 10 年前には特定されていたのである。

しかし、欠陥は除去されずそのまま残った。設計者達は、原子炉設計中に生じた計算間違いの帰結

から運転担当者を護らなかった。また、危機的状況下に於いて原子炉の設計上の欠陥を顕在化させない為にどのように行動すべきかについての指示も、運転員に対して行わなかった。

RBMK-1000 型原子炉の安全性に関して明らかになっていた欠陥の除去が遅々として進まなかったことを説明することは困難であるが、知識の欠如と過失と自己満足が積み重なったことは、事故の主要な原因の一つとなった。議論の余地のない事実として、安全性に関する重要な事項が意図的に運転員に伝達されていなかったことも挙げられる。運転員は、1975 年のレニングラード原発での事故や、RBMK-1000 型原子炉と同じ炉型の主要原発でのその他の運転中の事故について、実質的に何も知らなかった。同じ炉型での運転経験から学ぶという、最も重要な安全性原則の一つが無視された。

IAEA 事務局長は、チェルノブイリ事故の原因を分析する為に、国際原子力安全性諮問グループ（INSAG）を創った。その最初の報告書で強調されたのは、運転員による人為ミスだった。INSAG は明らかに、事故に関する資料収集を独自に行わなかったし、1986 年にソ連側によって与えられた、事態を正しく反映していない情報によって誘導されていた。その後、ソ連と外国の専門家達によって行われた研究に基づいて、INSAG-1 報告書は改訂され、1993 年に、チェルノブイリ事故の原因や状況についての最も真に迫った文書として今日世界中で認識されている、新しい INSAG-7 報告書が発行された。

事故に話を戻そう。1986 年 4 月 25 ～ 26 日にチェルノブイリ 4 号炉で、どのようにして事故が起こるに至ったのかについて簡単に述べておく。予定されていた保守点検停止の為の原子炉出力低下は、4 月 25 日の午前 1 時から始まり、午前 4 時までには電気出力は定格の 50% レベルで安定していた。原子炉のテスト及び保守点検の準備は既に開始されていた。しかし、14 時 00 分、電源供給システム管理所から、電力使用の最大負荷を乗り切るまで定格の 50% レベルで運転を継続するという指令が届いた。システム管理所から炉の運転停止許可が下りたのは、実に 23 時 10 分であった。明記しておかなければならないのは、何時間にも亘って ― 午前 7 時頃から午後 2 時まで ― 反応度余裕は許容できる範囲をやや下回っていたにも拘らず、原発のチーフエンジニアは、機器の状態に関する当時入手可能だった情報に基づき、また運転手順に従って、低出力での原子炉の運転継続を許可した、ということである。

26 日 00 時 28 分、一つの制御系から別の制御系へ移行させる通常の操作の最中に、原子炉制御担当のシニアエンジニア（SERC）はその操作に失敗し、原子炉の出力は 30 MWt まで減少してしまった。午前 1 時近くになって、SERC は原子炉の自動制御の条件を変更し、テストの責任者によって設定された 200 MWt のレベルで炉の出力を安定させた。これは、700 MWt の出力で行われるべきテストのプログラムからの逸脱であった。しかしながら、200 MWt の出力での運転は、RBMK-1000 型炉の運転規則としては禁じられていなかった。

今日に至るまで、原子炉出力の再引き上げに関する命令を出したのは誰かを探しだそうとして、即ちこの命令が事故を引き起こしたことを考慮して、白熱した議論が繰り広げられた。そのような命令は必要なかった。運転員はミスを犯し、それを修正しようとした。今日振り返ってみれば、このことが致命的な決定だったと云わなければならない ― 原子炉を停止することが正しいやり方だったはずである。

「スケーリャ」と呼ばれるコンピューターが記録している直近のパラメータで原子炉の状態を確認した後、1 時 23 分に電源テストが始まった。原子炉の運転モードに対する如何なる逸脱も、警告或いは警報システムの作動もなく、1 時 23 分 40 秒にテストは完了した。そして、4 号炉運転班主任の命令に従って、SERC は通常の操作 ― 原子炉を停止する為に AZ-5 ボタンを押す ― を実行した。そして、原子炉運転日誌の最後に記録されたのは：『01 時 24 分。強い衝撃。制御棒は底部に達することなく停止。制御棒クラッチの電源スイッチオフ』。

AZ-5 ボタンを押したことが直接の契機となって、緊急事態が始まった。制御棒の不完全な設計が、

炉心内で正の反応度を出現させ、炉心出力の上昇が始まった。この効果は、炉心内の蒸気含有量がゼロに近いほどその影響が大きくなり、大きな（約 5β eff）正の反応度によって、破局的になった。

反応度操作余裕 (ORM) の値が低かったことは、原子炉制御を困難にさせた ― これは運転員に知られていた ― だけでなく、緊急停止装置が効かない状態 ― これは運転員に知られていなかった ― にあった。ORM 制御の為の計装装置は、設計にはなかった。「プリーズマ」計画による ORM に関する通常のシステムは、「低出力レベルで不安定に稼働している」といった情報を運転員に対して提供しなかった ― AZ-5 ボタンが押された時点での ORM 値は、事故後になってからの計算によって明らかになっている。運転員は、やろうと思えば、原子炉運転手順に示されていた毒性曲線[6]を使って ORM 値を推定することも出来た。もしそうしていれば、4 月 26 日午前 1 時に於ける ORM 値は、制御棒 15 ～ 16 本だったであろう（4 月 25 日 23 時 10 分に原子炉出力低下が始まった時、ORM 値は制御棒 26 本だったという仮定に基づく）。

低出力で大きな冷却水流量という運転条件により、炉心入口での冷却水温度が沸騰寸前となり、外部刺激に対して炉心が非常に敏感になる条件を作り出した。つまり、事故の主因は RBMK-1000 型原子炉の中性子物理的・熱流体力学的・構造的な特異性であって、運転員の行動によってそれらの欠陥が発現したのであった。原子炉が爆発したのはその設計特性によるものであり、特性に合った事故の条件が整うのを待つだけであったことは明白である。1986 年 4 月 26 日、これらの条件は創り出された。事故過程の詳細は固有のものであったとしても、基本的な原因は変わらない。

運転員は、状況を悪化させた幾つかの行為を実際に行った。その結果、主要循環ポンプによる冷却システムの安定性はかなり影響された。しかし、それらの操作は、実験プログラムに記載されていたもので、運転規則によって禁じられてはいなかった。そのような操作が禁止されたのは、事故後のことだった。IAEA にソ連から提出された報告書の中で、運転員は幾つかの自動停止信号を無効化したとして非難されていた。しかし実際は、「原子炉出力高」信号から「出力増加率高」信号に至るまでの、全ての原子炉自動停止信号が作動していた。自動停止に関する各信号の設定値は、1986 年に作成された運転文書の範囲にあった。唯一の逸脱は、汽水分離タンクの水位に関する信号設定が変更されていたことである。しかし、これは事故の発生にも拡大にも影響しなかった。

運転員は、実際に緊急炉心冷却システムを切り離していた。しかし、第一にこれは実験プログラムの記載に従った結果であり、第二にこの切り離しは運転規則によって禁止されていなかった。それでも、緊急炉心冷却システムの取扱いは、エネルギーシステム主任の命令による原子炉実験と原子炉停止時間の先送りという条件の下、通常の状態に戻されるべきものであった。

例え、1986 年にソ連から IAEA に提供された報告書にあったような運転員の過失が全てあったとしても、それらは事故過程の発生にも拡大にも、如何なる意味に於いても影響を持たなかった。

原子炉運転規則の項目 10.12 と 12.4 によると、原子炉は AZ-5 ボタンを押して停止することになっていた。原子炉制御担当の主任エンジニアは、実験完了後に原子炉を停止せよという命令を受けた後に、規則通りのことをしただけである。だが、この規則通りの行為が正に致命的なものであった。低い反応度操作余裕という条件下、原子炉停止システムは事故を起こした要因の一部となった。そして、高い正のボイド反応度係数が、事故を破滅的な大きさに拡大させた。議論の余地のない事実は、最重要の緊急停止システムが原子炉を守らなかっただけでなく、事故を引き起こした要因そのものであったということである。

原子力発電所の管理責任者・運転員のいずれもが、使うべき原子炉設備をわざわざ選択した訳ではない。原発のスタッフは、提供された原子炉設備に習熟し、制御する為に学ばなければならなかった。しかし、運転員が原子炉に対処することができない事態が起きてしまった。当該原子炉の開発者は、

6　キセノンによる中性子の吸収曲線。

必要な情報を提供していなかった。それらを無視したことが後に運転員の過失と言及された事項は、運転規則及び手順に明記されていなかった。運転員は、事故当時使われていた如何なる運転手順書にも記載されておらず、また禁止もされていなかった事態に対応したのだった。

事故の主要な要因の幾つかは、既に上述した。更に幾つかを加える必要がある。ソ連には核規制の法律はなかった。1980 年代末になって漸く、認証システムや諸権利並びに参加者の関与を含む、核分野での活動を規制する法律が必要だという理解が形成され始めた。しかし、この法律はソ連では受け入れられなかった。

当時の規制機関に問題点の申し立てがなされることは、殆どなかった。しかし、規制機関は、RBMK 型原子炉の認可に際して多くの妥協を行っていた。それでも、炉の開発者は、規制要件の多くを満たせなかった。このことに言及しようとする試み及び RBMK-1000 型原子炉への批判は、中型機械工業省の介入によって阻止された。この省の功績 ― 特に軍事分野に於ける功績と国家の為に核の盾を創ったこと ― には議論の余地がない。同省は、国内の知的エリート・傑出した科学者・専門家達を擁していた。しかし、同省を「国家の中の国家」にしてしまって事実上統制が効かない状態で放置したことと、同省の管理職を無謬な神託を告げる託宣者に祀り上げてしまったことは、国家指導者達の大きな過ちであり、悲劇的な結末をもたらした。

ソ連の核科学及び核産業がその一部であった、国際安全保障体制も、事故の根本原因として言及されるべきである。第一に、疑問の余地なく、ソ連側は冷戦体制に苦しんでいた。国家の原子力産業の周囲に独特の「鉄のカーテン」を張り巡らせることにより、ソ連は、同産業の発展を世界の他の国々と比較する能力を失っていき、最も重要なトレンドからドンドン取り残されていった。

一つの例を挙げれば十分である。1960 年代の世界的な慣行として、原発建設を決定する前に、包括的にその安全性を分析することが実務の一つとなっていた。アメリカの標準規制ガイド[7] の 1:70 は、原子炉の構造とこのような分析の結果をまとめた報告書の内容の要件を定めており、世界の原子力コミュニティの先例となった。このような規制はソ連には存在しなかったし、原子力発電所許認可の実務が欠けていた。ソ連は、安全性解析の手法とその数学的な支援を創り出すことに、大幅な遅れをとった。世界は、事故解析だけでなく原発の基本設計に関しても、分析手法で先に進んでいた。チェルノブイリの悲劇は、この不愉快な事実に目を開かせた。そして、1980 年中盤になって漸く、原発の許認可や、新規及び既存の原子炉の安全性の実証と向上が、実務的に行われるようになった。

国際的に孤立したことだけが、核災害をもたらした諸条件を形成した要因ではなかった。原子力に関する全ての意図や目的が、ソ連国内では公衆による統制を受けていなかった。これもまた、事故の根本原因の一つである。

事故の影響は非常に大きかった。その影響の除去の為に、膨大な資源が費やされたし、今も費やされている。多くの領土が使用不能となり、長期に亘って一般的な経済活動が出来なくなった。何十もの村が無人となり、核災害の沈黙した記念碑と化した。事故により、数多の人々の運命が影響を受けた。何万人もの人々が健康 を害し、その内の多くは命を失った。これは、RBMK-1000 型原子炉を創り出した際の過ちに対する、恐ろしい対価である。

事故は、全世界での原子力産業に大きな損失を与え、長年に亘ってその発展を阻害した。事故は、運転員または原発製作者達の過ちの結果は国境を越えて拡がることを示した。ある国家の原子力安全性に対する責任は、国際社会に対する責任と同義となる。そして、これは核施設の開発・製作者達とその運転員だけでなく、国家規制機関と国家上層部にも当てはまる。

7　NRC Regulatory Guides.

チェルノブイリ事故は、もう一つの教訓を与えた。即ち、原子力の為の効率的な国際的安全性対策を支援する必要があるということだ。国際社会は、速やかにこの教訓を学んだ。また、この教訓は IAEA の活動や、幾つかの国際条約の締結、中でも第一に原子力施設の安全性に関する条約、によって確立された。

実に重要な教訓は、原子力の安全性の為の政府から独立した国家機関と、公衆による統制が必要である、ということである。社会全体だけが原子力開発に関する決定を行う権利を有することは、正確に法律に記載されるべきである。しかし、このような責任ある決定を行う為には、人々は適切に準備をしておかなければならない。人々は、原発とは何か、その潜在的な危険とは何か、この危険を無視可能なほど小さくする為に必要なことは何か、を知る必要がある。その為には、日常的に体系立った広報を行うことが求められる。

充分な権限を付与された、独立した規制機関が機能していることは、ある国家の原子力安全文化の指標である。そのような機関の欠如、機能する為に必要な財源・人員の不足や、安全性に関する重要な決定を行う際の実際の独立性の欠如は、当該国に於ける原子力安全文化の欠如と、同国による国際的安全性対策に対する侵害を意味する。

チェルノブイリ事故から学んだ等しく重要な教訓は、原子力に関する諸問題を解決することができ、運転中の核施設の安全性評価と統制を行う十分な力量を有する、資の高い実務機関を必ず機能させることである。

最後に、学んだもう一つの教訓は、継続的な原発の安全性分析、安全性に関する問題点の発見とその解決である。その為には、原発の安全性に影響を与える要因に関する徹底的な科学調査、規制枠組の継続的な改善、運転員達がチーム内で明確な安全志向を持つ心理状態の創出、原子力発電所を事故なく運転するという責任感を職員に持たせる為の高度な訓練の継続、を行う必要がある。

チェルノブイリ原発で 1986 年 4 月 26 日に起こったことの分析は、それ自体が目的ではなく、また回顧的なものであってはならない。根本的な目的は、今日そして将来の原子力の安全性の為に教訓を学ぶことであり、深刻な放射能汚染を引き起こすような事故を繰り返さないようにすることである。原子力の安全性確保に多かれ少なかれ関係し、その決定が直接または間接的に原子力の安全性に影響を持ち得る者は誰でも、「何故、安全性基準を満たさなかった核施設が運転できたのか？」と「何故、既に知られており、また破滅的な結果を伴う事故の原因となった欠陥が、何年にも亘って是正されなかったのか？」を理解しなくてはならない。これらのことは認識されなければならないし、また適切な結論が出されなければならない。

1.2 環境中への放射性物質の放出を低減させる措置

原子炉の爆発に起因する最初の大量放出の後も、放射性物質の放出は止まらなかった。この時の放射性物質放出量は、以下の方法により求められた。

1. 原子炉内に蓄積された核分裂生成物の放射性崩壊による余熱放出。揮発性の核分裂生成物の放出を考慮すると、この値は爆発後ー 230 kWt/tU[7] に達し、以後減少した。
2. 化学反応による熱放出（主に黒鉛の酸化に起因する）[8]。

4 月 26 日から 5 月 2 日に掛けて、放出量が徐々に減少した。そして 5 月 2 日から 5 月 6 日に掛けては、おそらくバラバラだった溶融片が一つの溶融物に集合する状態（溶融スラグ）となった [9] 為に、増加した。更に 5 月 6 日以降は、急激に減少した（図 1.1）[3]。

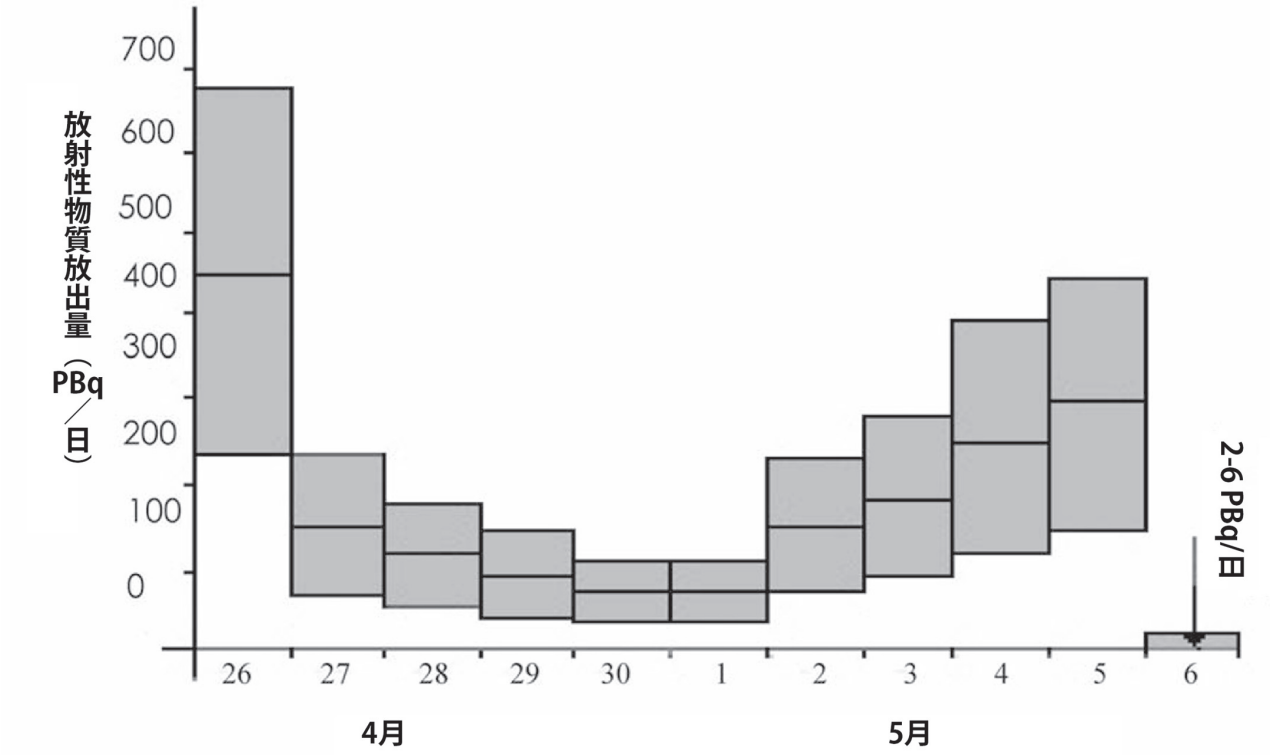


図 1.1　チェルノブイリ事故期間中の放射性物質の外部環境への日毎の放出量
（不活性ガスは考慮されていない）

数値は放射性崩壊を考慮して 1986 年 5 月 6 日に換算されたもの。 1986 年 4 月 26 日に放出された放射性物質の量は、 740 ～ 890 ペタベクレル （PBq ； 74 ～ 89 京ベクレル） に達した。 全ての放出量に関する誤差の範囲は ± 50%

以下の推定は、セシウム 137（^{137}Cs）による土壌汚染密度からの推測に基づいて行われ、事故時の気象条件を考慮したものである [10]。当時の気象条件によれば、核燃料の過熱の結果、4 月 26 日から 28 日に掛けて放出量は着実に増加していた。

破壊された原子炉から環境に放出される放射性物質量を低減する為に、4 月 26 日に創られた政府委員会は、放出源が存在する原子炉キャビティ [8] を目がけてヘリコプターから資材の投下を始めることを決めた。4 月 26 日から二週間に亘って、約 5000 t に上る様々な資材 [11] が、4 号炉の上に投下された。燃料を冷却する為 – 2400 t の鉛、自立した連鎖反応の潜在可能性を防ぐ為 – 40 t の炭化ホウ素、黒鉛火

8　原子炉を格納している中央ホールの凹部分。

災を鎮静させる為 – 800 t のドロマイト、核分裂生成物の放出を抑制する為 – 1800 t の砂と粘土。1986 年の 4 月と 5 月の総計では、約 1 万 5000 t に上る資材：鉛ペレット – 1500 t、鉛バー – 5220 t、大理石骨材 – 3532 t、ドロマイト – 1167 t、炭化ホウ素 – 42 t、ゴム系樹脂 – 489 t、ゼオライト – 1890 t、重合液体 – 140 t、並びにリン酸三ナトリウム – 1536 t、が投下された [12]。残念なことに、[12] に示すように、破壊された 4 号炉に投下された物質のかなりの量は、原子炉キャビティに到達しなかった。中央ホールでは、投下された資材が丘を作り、その頂上の高さは、破壊された南側の汽水分離タンク室の壁の近くでは、床上約 15 m にもなった。ホールの中心にある丘の高さの平均は 7 m であった。これは、煙の発生源が原子炉キャビティから約 25 m 東方に位置していたことで説明できる。また、生物学的遮蔽の炉心上部構造板は、配管の残滓と共に、原子炉キャビティの上方に殆ど垂直に引っ掛かっていた。上記資材の上空からの投下は、タービンホールの屋根板と脱気機ダクトの破壊につながった。また、集中的に塵が生じた為、放射能汚染は北側に拡がった [9]。投下された資材は、中央ホールに達して原子炉キャビティの外側にあった燃焼源を鎮火し、そこにあった高レベルの炉心の破片を厚い層で覆うことにより、現場作業員や原子炉運転員の放射線被曝を緩和した。

更なる放出の減少は、原子炉内で自然に生じた物理現象によって説明できる：黒鉛燃焼の終了と溶融スラグの温度低下は、残留熱の放出と大気の自然対流による熱除去がもたらした低下であった。

かなり大量の核燃料が原子炉キャビティの下の床と基礎を侵食して、地下水を高濃度に汚染する可能性がある — というもう一つの潜在的危険があった。この潜在的な危険を排除する為に、政府委員会は、基礎の下に、30 m × 30 m の面積で厚さ 2.5 m の鉄筋コンクリートを構築し、水で冷却することを決めた。極度に複雑な条件下で勇敢に働いた鉱夫達のおかげで、この構築物の建設は 6 月 28 日に完了した。しかし、原子炉キャビティの構造材料と溶融燃料との相互作用を計算する時、相互作用により、燃料が構造物と混合したり溶解する可能性は考慮されなかった。実際の処、溶融燃料スラグの体積は大幅に増加し、熱除去の条件は改善された。従って、融解の本当の危険は、区画 305/2 と蒸気配管廊下の間の床構造に対するものだけであった [13]（5.1.1 節を参照されたし）。

破壊された原子炉の中で実際に何が起こっているのかが分からず、それらのモデル形成の為の時間が限られており、原子炉周囲及び内部の放射能レベルが高すぎて信用できる情報を入手できず、災害規模による心理的な影響がある状況下では、幾つかの事案に関しては最適な決断を下すのは不可能であった。

1.3 住民保護の為の施策

4 号炉の破壊の後、数時間の内に、チェルノブイリ原発の消防士達と職員は、4 号炉で生じた多数の発火を何とか鎮静化させた。これにより火災が他の原子炉に延焼する脅威を防止することができた。事故直後、最初に 4 号炉と共にチェルノブイリ原発第二期計画で建設された 3 号炉が、続いて 1 号炉と 2 号炉が停止された。また、チェルノブイリ原発事故の原因調査の為の政府委員会（政府事故調）が、ソ連閣僚評議会の命令の下で設立された。政府事故調の主な任務は、事故の規模の確定；事故の局地化に関する施策の策定と実施、並びに事故影響の克服；健康保護及び住民支援；事故原因の詳細な研究、並びにその分析結果に基づいた、同様の事故を将来に於いて防ぐ為の緊急的及び長期的施策の策定；であった。政府事故調の活動は、生じた問題の複雑さとこのような状況下での行動に関する経験不足の双方に起因する、極端な悪条件下で行われた [2]。

政府事故調が最初に直面した問題の一つは、チェルノブイリ原発から 4 km に位置するプリピャチ市の運命を決定することであった。4 月 26 日の朝から、町に放射線状況を常時監視する仕組が設立された。4 月 26 日の夕方までに放射線レベルは増加し、一部の地域では 1 時間当たり数百 mR（数～数十 mSv）に達した。これに関連して、政府事故調は、プリピャチ住民の避難の為の準備を決定した。4 月 26 日から 27 日に掛けての夜に、1390 台のバスと鉄道列車 3 編成がキエフ市と他の近隣の町から到着した。また、一部の地域や集落が避難の人々を収容する為に指定され、避難者の登録や移住の順番が決定された。そして、緊急の問題を解決する為の特別体制が敷かれた。1986 年 4 月 27 日 14:00 に、避難が開始され、約 3 時間かかった。当日、4 万 5000 人近くの住民が、町の外に搬送された。事故後最初の数日間で、チェルノブイリ原発隣接（10 km）圏内の住民は避難した。5 月 2 日に、チェルノブイリ原発 30 km 圏内とその境界を越えた幾つかの集落から住民を避難させる、という決定が承認された。その後 1986 年末までに、188 の集落（プリピャチ市を含む）から 11 万 6000 名の住民が移住した [2, 3]。政府が放射能汚染領域から被災者を避難・移住させる意思決定を行った瞬間から、ウクライナでは、総計で 5 万 2000 以上の家族（16 万 4700 人、その内の 9 万 784 人が 1986 ～ 1990 年の間に）が避難し、移住した。

避難に際し、荷物を一緒に持っていくことは禁じられた。多くの人々は、着の身着のままで避難した。パニックを拡散させない為に、避難者は「三日以内に家に戻れるだろう」と伝えられた。家畜を一緒に連れていくことも禁じられた（後にそれらの大半が殺された）。既に得られていた放射線調査データを検討して、避難住民の列が移動する安全な経路が指定された。この事実にも拘わらず、4 月 26 日にも、4 月 27 日にも、住民は、存在している危険について警告されなかった。放射能汚染の影響を減少させる為に採るべき行動についての、如何なる勧告も与えられなかった。

1986 年 5 月 7 日に、危険な地域から避難した住民への職業斡旋と住居手配に関するソ連共産党中央委員会及び連邦閣僚評議会による命令が承認された。この命令は、チェルノブイリ原発従業員の家族のキエフ市とその他の集落への移住、農村地域からの移住者の為の経済活動に使われる居住用建物と施設の建設、避難した住民の職業斡旋と賃金条件に関する具体的な対策を指定した。特にこれらの目的の為に、キエフ市で 7500 棟のアパート、チェルニーヒウ市で 500 棟のアパートを供給することが構想された。

チェルノブイリ原発事故についての最初の公式の発表は、4 月 28 日にテレビで行われた。それはかなり形式的な報告であり、事故の事実と二名が死亡したことを伝えた。その後、事故の実際の大きさが伝えられるようになった。５月の初めに、キエフ市街で空間放射線量が自然状態の数十倍、場所によっては数百倍を上回った。しかしながら、医療機関とその他の行政機関は、マスメディアを使って、人々を説得しようとした。曰く、『キエフ市内の空間放射線量は変化しておらず、0.15 mR/h（1.31 μSv/

h）を超えていない。そして、もしどこかで 0.34 mR/h（2.96 μSv/h）を超えたとすれば、それは幾つかの建物の基盤に使われている花崗岩からの放射線によるものである』と。保健省のある役人に至っては、『市街をより頻繁に清掃するようになったので、キエフ市の放射線の状況は、事故の前と比べて良くなった』とさえ述べた。全ての外国マスメディアが住民の生命に対する危険と中央及び東ヨーロッパの気流の配置図をテレビ画面で伝えていた最中、キエフ市及びウクライナとベラルーシのその他の都市では、メーデーを祝う為のデモ行進や野外イベントが行われた。事故に関する情報の公衆からの隠蔽は、国家の指導者達によって主導された。事故に関する情報を機密に指定した理由の一つとして、住民のパニックを防止する為の配慮が挙げられた。このような配慮は、実際には根拠がなかった。しかし、事故の大きさそのものが、それを機密扱いにすることを不可能にした。プリピャチ市（1986 年 4 月 27 日）とチェルノブイリ市（1986 年 5 月 6 日）の住民避難の事実は、ウクライナ・ベラルーシ・ロシアの人々に速やかに知れ渡った。同時に、5 月の半ばまでに、保健省の医師達とマスメディアは、事故の影響の後始末に関して行われた活動、放射線防護の方法、並びに事故の大きさについて、ソ連の人々に伝えることを禁止された。この禁止の結果、大部分の住民 ― 特に田舎の住民 ― は、牛乳に代表される家庭菜園と農場からの生産物を消費した。これにより、人々は更に被曝し、このことは特に甲状腺に影響した。1990 年までは、放射能汚染地図と放射線レベル地図は機密扱いとされた。チェルノブイリ事故に関する情報の隠蔽は、事故のもたらす影響について、有り得えないような噂の形成と拡散につながった。これは、結局のところ、人々の間に非常に大きな社会的・心理的な緊張と、公式情報への不信を引き起こした。チェルノブイリ事故に関する情報の隠蔽は、紛れもなく間違いであった [4]。

チェルノブイリ原発事故の結果、広大な放射能汚染領域が生み出された。ウクライナだけでも 5 万 4600 km^2 が汚染され、その内 2500 km^2 以上が放射能危険区域となった。『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR[9]）で規定されているように、放射能危険区域は、二種類の特殊領域から成る。即ち、立入禁止区域と強制（義務的）移住区域である。この法律は、「立入禁止区域」を『1986 年に住民が避難した領域』、「強制移住区域」を『長寿命放射性核種によって汚染された領域』と規定している。これらの区域の土地は、経済的利用から除外され、隣接地域から分離され、放射線危険物として扱われることになった。今日、立入禁止区域内に 76 集落、強制移住区域内に 92 集落が含まれている。立入禁止区域は、常時監視下にある、有刺鉄線で囲まれた特殊な警備領域である。監視業務の任務の一つは、放射性物質の外部への拡散を防止することである。

事故直後の最初の数ヶ月間、科学者や専門家達が直面した最優先の任務は、第一に、住民が避難した領域の放射線状態の安定化・二次汚染源の除去・大規模な除染作業の実行・今後の原発の安全な操業の為の条件整備といった、諸問題 [5–7] であった。1986 年 10 月に、これら及び他の多くの課題を解決する為に、「コンビナート」連合体が設立された。この連合体は、チェルノブイリ原発と立入禁止区域内での事故影響の後始末という、最優先の活動に従事する全ての企業や組織によって構成された。1989 年 12 月には、原発敷地内の除染はほぼ完了し、発電所と立入禁止区域の活動を支えてきた組織が新しくなった。「コンビナート」連合体は、科学生産連合体「プリピャチ」に改組された。この立入禁止区域内の新しい連合体には、放射線と線量管理・放射性廃棄物管理・研究開発・立入禁止区域のインフラの維持管理、という任務が割り当てられた。

1992 年 3 月以降、立入禁止区域は、ウクライナ・チェルノブイリ省の専門部署 ― 危険区域管理局 ― によって管理されるようになった。1996 年 1 月にこの部署は、立入禁止区域及び強制（義務的）移住区域管理局に改名された。その後 1997 年 12 月に、強制（義務的）移住区域が、同管理局の管轄下に移行した。そして 2000 年にこの組織は、現行の『領土の法的地位に関する』法律と『ウクライナに於ける行政改革に関する』ウクライナ大統領令並びにその他の基準法令に基づき、放射能危険区域内

9　ウクライナのソビエト時代の国名「ウクライナ・ソビエト社会主義共和国」のこと。

に於けるチェルノブイリ事故の影響を除去する為に執られる全ての施策に対する国家規制と管理を目的として、立入禁止区域及び強制（義務的）移住区域管理省（危険区域省）に改組された。これらの地域に於ける業務活動は、「チェルノブイリ原発の廃炉（2000 年までは原子炉の運転）」と「チェルノブイリ事故の影響の後処理に関する活動の実行」という二つの方針に従って行われる。危険区域省は、この領域内の全ての活動を管理し、その執行を調整する。今日、放射能危険区域内には、総量約 100 万 m^3 且つ総放射能量 38 万 Ci（14.1 PBq ＝ 1.41 京 Bq）に上る放射性廃棄物の一時的貯蔵の為に使われている、800 以上の施設がある。国営企業「コンプレックス」と「テクノセンター」は、放射性廃棄物管理に関する活動を行っている。これらは、放射性廃棄物処理と廃棄の為の「ヴェクトル」複合体、放射性廃棄物処理施設「ブリャキヴカ」・「ピドゥリスニイ」・「コンプレクスニィ」によって構成されている。放射能危険区域内にはまた、1986 ～ 1987 年に事故処理作業に使用されて放射能に汚染された機材類を集めた、二つの用地もある。

チェルノブイリ原発事故によって生じた放射性廃棄物を管理する為の、安全で効率的な技術を開発する目的で、「ヴェクトル」と名付けられた放射性廃棄物の汚染除去・移送・処理・処分を行う諸施設の複合体が設立された。これにより、ウクライナでは、放射線の影響から住民と自然環境をきちんと防護する為の全ての要件に従った、放射性廃棄物処分が出来るようになった。状況の分析により明らかになったことは、核燃料の残骸を封じ込めている石棺を含め、全ての放射性廃棄物処理施設で、放射性核種が可溶且つ移動しやすい形態の別の放射性核種に放射性崩壊していく ― 特にプルトニウム 241 からアメリシウム 241 への放射性崩壊 ― ことと、それらが地下水へ浸透する可能性という負のプロセスについて、専門家が深刻な懸念を抱いている、ということである。チェルノブイリ原発事故の影響を除去する活動の中で、最も重要な分野の一つは、立入禁止区域での放射線モニタリングに関する施策である。地図・予測計算・報告書などの形でまとめられた資料や研究成果は、定期的且つ体系的に、ソ連政府委員会並びにウクライナとベラルーシの共和国指導部に提出された。これらのデータに基づいて、人々の避難や除染活動の遂行に関する決定がなされ、放射能汚染の限度（永久移住・一時的な移住・厳格な放射線管理）並びに汚染地域内に居住または労働していた市民の社会保障のレベルが指定された。

ウクライナ・チェルノブイリ省の設立とその後身のウクライナ緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省の設立の後、放射線モニタリングシステムの構築と汚染領域に於ける放射能状況の改善に関する活動の企画･調整･分析は、これらの省庁の優先的な活動目標となった [8]。現在、立入禁止区域内での放射線管理は、国営企業「チェルノブイリ放射生態学センター」によって行われている。立入禁止区域内での放射生態学的モニタリングは、国家のモニタリングシステムに不可欠な構成部分である。保健物理学研究（放射性物質に由来した放射線障害に対する、系統的な放射線防護に関する調査・研究）は、六つの主要な対象について行われている。それらは即ち、土壌の放射線地球化学的なモニタリング・地表水のモニタリング・地下水モニタリング・大気モニタリング・生物のモニタリング・無許可で戻った人々の居住地のモニタリングである。

チェルノブイリ事故の結果、440 万 ha のウクライナの森林が、放射性物質で汚染されている。政府は、15 万 7000 ha の森林から採れた木材（立入禁止区域内の 11 万 ha を含む）を流通から排除しなければならなかった [9, 10]。放射能に汚染されていない生産物を認定するという、安全な森林管理の為の規定は、1991 年秋に漸く成立した。放射線管理の為のネットワークは、安全な森林管理と所定の基準を超えない生産物を実現する為に設立された。事故の際に、放射性核種を蓄積する役割の一端を果たした森林地帯の御蔭で、放射能汚染の広域への拡散はある程度抑えられた。このことは、森林が、立入禁止区域内での放射生態学的状況の安定化に於いて、主要な自然要因となったことを意味する。国営林業事業複合体「チェルノブイリリス」（後に「チェルノブイリ＝プシャ」）は、1992 年に立入禁止区

域内で活動を開始した。この企業の任務は、立入禁止区域内の森林地帯を火災と密猟者から守り、木々を昆虫と死から守ること、そしてより重要なのは、森林に若い木々を植えて、放射性核種を生物学的循環に繋ぎ止めることである。

領土を繰り返し放射能汚染に曝す危険要因は、森林火災である。森林の防護機能を向上させ、火災による地域の放射能汚染の繰り返しを防止し、非汚染地域への放射性核種の移染を防ぐ為に、立入禁止区域内では、防火帯が設定され、森林火災消防に特化した化学消防隊が維持され、森林保護の為のその他の措置が実施されている。

統計に示されているように、立入禁止区域から流出する放射性核種の 90%は、水を媒介している。主に汚染地域から洗い流された放射性核種によって、水路は汚染される [11]。立入禁止区域の河川が氾濫すると、放射性核種はまずプリピャチ川へ、そしてその後ドニプロ川へと洗い流され、大きな災害となる。1987 年 10 月、ウクライナ政府は、防護施設の運営の為、「プリピャチ川流域に於ける水路防護施設運営の為のチェルノブイリ管理局」を設立することを決めた。その後 1993 年に、国営水路防護事業複合体「チェルノブイリ＝ヴォドゥエクスプロアターツィア（チェルノブイリ水路運営）」が設立された。この企業の全活動は、立入禁止区域内の汚染地域から放射性核種が水路を通じて流出する事態の削減を目指している。この目的は、特に科学的根拠に基づく水管理施設の建設によって、達成されている。これにより、立入禁止区域内の殆どの汚染地域の放射性核種は隔離され、放射性核種の移行経路上に障壁が作られた。例えば、プリピャチ川左岸の防護ダムが建設された後には、放射性核種の同河川への流出は、100 ～ 150 Ci（3.7 ～ 5.55 GBq ＝ 37 ～ 55.5 億 Bq）も減少した。

住民居住領域内への放射性物質の拡散を最小限にする為に、立入禁止区域では、以下の活動が行われている：

- 石棺を生態学的に安全なシステムに転化すること；
- 森林と原野に於ける防災及び防火対策；
- 立入禁止区域で働いている労働者の放射線管理；
- 放射性廃棄物の処理と処分；
- 水路防護対策；
- 立入禁止区域のインフラストラクチャーの支援；
- 立入禁止区域境界の物理的防護；
- 作業に対する科学的な支援や、科学的研究活動。

ウクライナでは、1986 年にチェルノブイリ原発事故が発生した直後に、チェルノブイリ事故で被災した全てのカテゴリーの人々に対する補償政策が導入された。補償は、金銭や様々なサービスの無料或いは割引価格での提供として実施され、国家予算に対する費用の大幅な増大を引き起こした。ウクライナがソ連から独立した後、初めの頃の政治組織は、選挙民を代表して、チェルノブイリ事故によって引き起こされた問題に積極的に取り組んだ。その結果、議会は、利用可能な財源を適切に評価することなく、損害の回復の為に合意することを繰り返した。多くの合意事項は履行されず、また「チェルノブイリ予算」が国家予算に重く伸し掛かった [12]。

チェルノブイリ原発事故の影響に苦しんでいる人々に対する包括的な保護に関する、ウクライナの国家政策は、以下の諸原則に基づいている：

- チェルノブイリ事故の被災者達の生命と健康が第一。国家は、安全に生活や労働できる条件を確立することに全責任を負う；
- 健康保護と社会政策並びに国家計画に基づいた汚染領域の利用といった、諸任務に対する統合的解決；

- 社会保障と被災者に生じた損害の完全な補償；
- チェルノブイリ事故の被災者達とその団体に対する優遇税制政策を通じての、生活改善の為の経済的手法の活用；
- 被災住民の為の、職業再教育とより高度な職業訓練に関する対策の実施；
- 国家レベルと地方レベルでの社会保障に関する意思決定を行う際に、中央省庁と被災者達（その代表者達、社会的グループ）の間での協力と対話の実施；
- 健康保護・社会保障・放射線防護・労働安全性に関する国際協力と、これらの事項に関する世界の経験の活用 [27]。

1990 年以前には、チェルノブイリ事故の被災者達の保護と地位に関する、合理的で欠点のない法的枠組はなかった。当時は、ソ連共産党中央委員会及び連邦閣僚評議会による命令、並びに各々の省庁による命令が効力を有していた。これらの文書の殆どは、その適用範囲を限定する秘密区分を有していた。その後の『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR）は、様々なレベルの放射能汚染領域の法的地位を立法上定義し、対策を行う規定を定めている。立法上の被災者保護原則は、『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR；1991 年 2 月 28 日 , No.796-XII）によって定められている。同法は、チェルノブイリ事故による被災者達の憲法上の権利の実現と、彼等の生命と健康の保障に関する基本規定を定めている。同法によって、被災者の地位を決定する為の単一手続が定められた。また、対応する下位法令が作られ、同法に基づいて施行されている。

1.4 チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の国家管理体制の確立

チェルノブイリ原発事故の規模は、ソビエト連邦の規制文書で想定されていた事故の尺度に収まりきらない大きさだった。チェルノブイリ起源の様々な放射性同位体が、全地球的に大規模に分散した。これにより、ソ連政府と責任部局は、核災害の影響の拡大を防ぎ緩和するという、全く新しい任務を背負込むこととなった。チェルノブイリ原発事故の結果発生した、その後始末に関する問題は、ソビエト連邦共産党中央委員会（CCCPSU）及び連邦閣僚評議会による命令と指令や、各省庁及び政府機関による命令､そして政府委員会の決定に従って処理された。それらは､限定された適用範囲に応じて､「極秘」か「秘密」または「公用限定」に指定された。ウクライナ・ソビエト社会主義共和国（SSR）では､それらを基礎として､ウクライナ共産党中央委員会及び共和国閣僚評議会による命令が作成された。これらの文書は 1990 年に、ウクライナ SSR 最高会議の議員の為に一冊の本として出版された。[1]

住民の放射線防護を確実にすることを目的に、ソ連保健省（USSR MH）は事故当初から、環境区画・身体・建築物・道路・公衆の放射線被曝線量・食品中の放射性物質含有量の許容レベル・生鮮農産物等に対する、放射能汚染の暫定緊急レベルの規制を制定し始めた。これらの規制の適用は、組織的・経営的な施策の実行を可能にし、チェルノブイリ原発からの放射能の放出から着実に人々を防護することに貢献した。ソ連では 1987 年に、放射線安全基準（NRB-76/87）と基本衛生規則（OSP-72/87）の改訂版が制定された。これらは、人体に対する電離放射線の影響に関する正確なデータと放射線管理の保障に関する経験を考慮し、チェルノブイリ原発に於ける事故影響の後始末に使われた施策を含む、善後措置を実施する為のものであった [2]。放射能事故時の原発の所在地区域内の住民に対する、医療支援に関する事柄は、専門の規制文書によって規制された [3, 6]。

NRB-76/87 で新しくなった主要な点は､放射線に被曝した市民の各カテゴリーに対する規範的基準を、最優先線量限度・許容レベル・基準レベルの三つの等級に区分したことであった。年間最大許容線量（MPD）は、カテゴリー A（事故処理作業従事者）の最優先線量限度として適用された。他方、カテゴリー B（限定された一部の住民）には、年間最大線量（MD）が適用された。NRB-76/87 によれば、限定された一部の住民の被曝は、以下の線量計算方式に則って求められた、放射線放出量・野外線量率・環境放射能汚染レベル（大気､水､土壌､食品など）の計測値に基づいて､管理されなければならなかった。カテゴリー B に属する市民に適用される個人の実効被曝線量は、年間 5 mSv を超えてはならなかった。1996 年には、チェルノブイリ原発事故に関するほぼ全ての文書と資料が公衆に入手可能な状態になり、まとめて一冊の本として出版された [7]。この合纂書（1967 年～ 1996 年に至る 508 の文書）の一部であった幾つかの文書によれば、チェルノブイリ原発に由来する諸問題は、初日から、旧ソ連でもウクライナでもベラルーシ共和国でもロシア連邦でも、政府や責任部局を困らせたことが明らかになっている。1990 年 4 月 25 日の布告により、ソ連邦最高会議は、チェルノブイリ原発事故を、全国家規模の災害であり広大な領土に住む数百万の人々の運命を左右した、現代の最も大きな破局として認定した。

第 28 回ソ連共産党大会に於いて、チェルノブイリ核災害とその影響に対する後始末に関する諸活動に対して、政治的評価がなされた。同大会は、チェルノブイリ核災害の影響の後始末に用いられた施策を『物足りなく不十分なものであった』と認定した。ウクライナでは、チェルノブイリ核災害の後始末に関する諸活動に対する全体的評価は、ウクライナ共産党第 28 回大会に於ける『チェルノブイリ核災害の影響の後始末並びに核災害の影響からの住民防護』に関する声明（1990 年 7 月）、並びにウクライナ SSR 最高会議布告（1990 年 8 月 1 日）によってなされた。これらの文書は、核災害の影響を克服する画期的な方法への移行の出発点となった。

1990 年の会期中に [8]、ウクライナ SSR 最高会議は、生態学的状況とチェルノブイリ核災害の影響か

らの住民防護に関する緊急措置について、2 回議論した。これを受けて、チェルノブイリ核災害問題に関するウクライナ SSR 最高会議委員会が設立され、1990 年をチェルノブイリ原発事故に被災した領域内に住む子供達の回復の年とすることが発表された。また、住民放射線防護に関する諸問題を科学に基づいて解決する手法を確立し、これらの問題について国際協力を拡張する為に、ウクライナ住民の放射線防護の為の全国委員会とチェルノブイリ核災害問題に関するウクライナ SSR 国家委員会の設立が決定された。共和国の領土は、生態学的核災害区域として宣言された。ウクライナ SSR 閣僚評議会第一副委員長の権限は、緊急事態に関する政府委員会委員長に委譲された。政府と幾つかの省庁、並びにジトームィル・キエフ・リウネ・チェルニーヒウ・ヴォルィーニ・チェルカースィ・ヴィーンヌィツャの各州と関連する他の地方に於いて、チェルノブイリ核災害の影響の後始末と克服に関する組織的な仕事を遂行する為に、専門部署を設立することの必要性が受け入れられた [9]。

1990 年 3 月 29 日、ウクライナ SSR 最高会議幹部会は、「チェルノブイリ原発事故に関連した悲劇的な出来事と更なる核災害を防ぐという目的を、永遠に人々の記憶に留めたい」という、ウクライナ人民代議員達と一般公衆の提案を考慮して、布告（No.8985-XII）により、4 月 26 日を「チェルノブイリ悲劇の日」にすると宣言した。

核災害の後始末に用いられた施策と当該影響の将来的な撲滅に関する提案の評価が、1990 年に国家レベルで決定された後、それらの実施が開始された。ソ連全体では、『1990 ～ 1992 年度に於けるチェルノブイリ原発事故影響の後始末の為の緊急措置に関するソビエト連邦及び各構成共和国の総合計画』が承認された [8]。その中で、ウクライナで行われる計画も指定された。

この結果、キエフ州・ジトームィル州・リウネ州・チェルニーヒウ州の州執行委員会は、チェルノブイリ原発事故によって放射能汚染に曝された領土から人々の移住を行う権限を得た。その法的根拠は、ウクライナ SSR 閣僚評議会令と、ウクライナ SSR 労働組合評議会令（1990 年 5 月 21 日 , No.115）であった。

1991 年までは、この国家計画の任務は、ソ連邦全体の努力によって実施された。ソ連崩壊の日以降は、事故影響の後始末は、個々の共和国が別々に行うことになり、多くの困難が生じた。

ソ連邦及び各構成共和国の総合計画並びに採択された諸命令は、多くの大規模な国家施策を構想していた。それらの対象は、生態系安全性の確保、健康保護と増進、並びにチェルノブイリ核災害による被曝者達及び汚染領域に住んでいる住民達の社会保障と法的保護であった。

ウクライナ政府と地方政府及び責任部局は、公衆衛生への放射能汚染の影響の低減を目標とする施策を行った。1987 ～ 1990 年に掛けてウクライナ政府は、チェルノブイリ原発事故による影響の後始末に関する諸問題について 116 の命令と指令を制定した。1990 ～ 1992 年度に於けるチェルノブイリ原発事故影響の後始末の為の緊急措置に関するウクライナ SSR 国家計画が策定され、実施された。これにも拘わらず、汚染地域内の状況は非常に複雑なままであった。詳細な領域調査や放射線状況評価の不存在、そして放射線状況に関する情報の公衆への広範且つ公平な提供がなされなかったことに起因する諸問題は、深刻化した。放射能汚染領域内の住民が安全に居住できるようにする為の、共和国基本方針の策定は不当に遅れた。それまで、30 km 圏や他の汚染領域の法的地位は定まらなかった。被曝者に対する責任ある社会保障は、確保されていなかった。「汚染」地域から逃げてきた住民に「汚染されていない」食品と放射線測定器及び医療を提供し、住民の生活再建に取り組み、住宅と社会施設を建設し、他の緊急作業を行うという決定は、実施されていなかった。

意思決定がなされる間、担当行政庁は、1986 年 5 月にソ連保健省によって承認された、放射性核種による汚染に対する暫定指定レベルに関する基本基準に従った。それは、汚染の密度に関するものであった。

布告（1990 年 4 月 25 日 , No.1452-1）により、ソ連邦最高会議は、事故の影響の後始末の為に実施さ

れた措置は不十分と判明したことを強調した。放射能汚染に直面していた地域では、高度に緊張した社会的・政治的状況が生じていた。この状況は、放射能の安全性の問題に対する科学者や専門家による勧告が矛盾していたこと、必要な対策を講じるのが遅れたこと、そしてこれらを原因として一部の住民が地方及び中央官庁への信頼を失ったことの帰結であった。

1990 年の終わりに、チェルノブイリ核災害問題に関するウクライナ SSR 最高会議委員会・ウクライナ政府・科学アカデミー・公共団体「チェルノブイリ同盟」は、チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライナ SSR 人民に対する基本方針の草稿、並びに『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律案と『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律案を準備した。

上記基本方針は、ウクライナ SSR 科学アカデミーの下にある生産力研究評議会の科学報告書の資料に基づいて策定された。この報告書は、ウクライナ SSR 閣僚評議会の為に準備された [10]。報告書では、放射能の安全性に関する基本理念が提案された。この基本理念は、人々の居住と生活支援の為の基準や規範を指定し、正当化した。安全性基準を超過しないことと人間への被曝を最小限に抑える為に全ての必要な措置を行うという、国際的な放射能の安全性に関する慣行が、この基本理念の基礎となった。

上記基本方針の基本原則は、最も影響を受ける年齢集団（1986 年の出生児）に於いて、チェルノブイリ核災害に伴う追加的な被曝が、実効線量値として年間 1.0 mSv、全生涯を累計して 70.0 mSv を超えてはならないというものである。但し、事故以前から存在する自然条件で被曝した線量は、これに含まれない [11]。事故による放射能放出によって汚染された全ての領土の区域への分類は、この基本方針と続いて制定された『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律と『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律で決められることになった [12]。

これらの法律案の社会的重要性を踏まえて、チェルノブイリ核災害問題に関する委員会は、法律案の是非を全国的な議論にかける決定を行った。これらの法律案は、中央の新聞に掲載された。数千人に上るウクライナ市民・省庁・政府機関・諸団体が、彼等の提案を提出した。ウクライナ SSR 科学アカデミーの科学者達、保健省・農業工業複合体省・労働省の職員、司法、公的機関、被災地方の地方ソビエトは、長い間、この法律案の策定に関わった。1991 年 2 月 5 日に、これらの法律案は、ウクライナ SSR 最高会議に於いて第一読会での審議に付された。1991 年 2 月 27 日と 28 日に、これらの法律案は、最終的に人民代議員の大多数の賛成によって採択された。

ウクライナ SSR 最高会議の本会議でこれらの法律案が審議されている最中、財務省の試算によれば、法律案に盛り込まれた社会給付の実施の為には年間 40 億ソビエト・ルーブル以上の支出を要することに注目が集まった。この法律案が審議されていた時点で既に採択ないし実施されていた ― 労働報酬の補填・追加手当・生活再建・児童に対する無料の給食支給・その他に関する ― 全ての命令と決定を、もしも続行した場合、この合計額とは別に 5 億 8000 万ソビエト・ルーブルが必要であったであろう。従って、これらの法律の施行に要する資金の不足額は、30 億ソビエト・ルーブルを超えた。これらの資金は、ソ連邦の予算から受け取ることが想定されていた。

ソ連邦の崩壊以降、ソ連邦の予算からこれらの資金を受け取る可能性は失われた。そして、チェルノブイリ法制で想定される全ての措置に関する資金調達は、ウクライナ予算で完全に賄わねばならなくなった。独立以来数年間に亘って、ウクライナはチェルノブイリ核災害の影響の後始末に 10 億米ドル以上を費やしたにも拘わらず、この金額は、上記の法律が想定した必要金額には 57%以上も足りなかった。

上記基本方針、並びに『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR）と『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』

法律（ウクライナ SSR）の採択により、公衆衛生に対する潜在的な負の影響のレベルに応じて放射能汚染区域を法律によって設定し直すこと、移住に関する最優先基準を確立すること、汚染領域内での居住地の安全性と居住体制をモニタリングする仕組を作ること、が可能になった。チェルノブイリ核災害により被災した個人に対しては、夫々のカテゴリーに応じた扶助と補償の提供が、国家によって保証されている [13]。

チェルノブイリ問題の解決を担当する国家行政機関の地位を上げる為に、チェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省が、チェルノブイリ核災害問題に関する国家委員会を母体として設立された。その法的根拠は、チェルノブイリ核災害問題に関するウクライナ SSR 最高会議委員会の提案による、『ウクライナ SSR の省庁及び他の中央国家行政機関のリストに関する』法律（1991 年 5 月 13 日 , No.1030 6-XII）であった。

上記法律により、チェルノブイリ核災害による影響を克服することが、国家の主要な責務の一つであると言及できるようになった。

ある責務を国家の主要なものの一つであると云う為の最も重要な要因は、その憲法的地位の強化である。旧ソ連の他の共和国の憲法と異なり、ウクライナ憲法では、チェルノブイリ核災害に関連する国家の責務を『... 地球規模の大惨事であるチェルノブイリ核災害の影響を克服することと、ウクライナの人々の遺伝子プールの保全は、国家の義務である』（第 16 条）と定義している。

チェルノブイリ法が成立し、ソ連邦が崩壊した後、チェルノブイリ政策全体の資金調達に問題が生じた。『1992 年度第一四半期のウクライナ国家予算案に関する』ウクライナ最高議会令（1991 年 12 月 20 日 , No.206）によると、チェルノブイリ事故の影響を緩和する為の施策と住民の社会保障に用いられる基金は、1992 年の国家予算の一部として計上された。この基金は、国営と私営を問わずに企業や経済団体から、製品（労働、サービス）費用の総計に転嫁されて割り当てられた給料の 19%に相当する額を納付金として受け取った。『「企業及び団体の所得課税に関する」法律（ウクライナ）を発効させる為の』ウクライナ最高議会令（1992 年 2 月 21 日 , No.2147-XII）によると、上記基金への割り当ては、1992 年 3 月 1 日からは 12%相当と評価された。

『チェルノブイリ事故の影響緩和措置及び住民の社会保障の実施の為の基金形成に関する』法律（ウクライナ ; 1997 年）によると、納付金は、生産の総支出に支払われた金額に割り当てられた税金全体の 10%に達した [14]。『課税に於ける幾つかの変更に関する』ウクライナ大統領令（1998 年 8 月 7 日 , No.857/98）により、チェルノブイリ事故の影響緩和措置と住民の社会保障の為の基金に対する納付金の割り当ては、1999 年 1 月 1 日から停止された。同大統領令により、チェルノブイリ事故の影響緩和措置と住民の社会保障の為の基金に対する資金調達は、ウクライナの国家予算によって賄われることとなった。この為、特別に増税された歳入からの予算収入が使われることとなった。チェルノブイリ事故の影響緩和措置と住民の社会保障の為の基金の形成・充填手続・資産利用は、これに対応する法律（ウクライナ ; 2000 年 2 月 10 日 , No.1445- III）によって決定された。チェルノブイリ事故の影響緩和措置と住民の社会保障に関する支出に対する資金調達は、ウクライナ国家予算の一部として設立された、チェルノブイリ事故の影響緩和措置と住民の社会保障の為の基金を使って行われることが決められた。基金の資産は、ウクライナの国家予算とは別の会計として勘定されている。ウクライナ緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省（ME）が、基金管理者として定められた [15]。

このようにして、チェルノブイリ事故の影響からの防護に関する国家政策を実施する為の法的基盤が徐々に形成された。

『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR）の

要件を適用する際の経験は、被災した市民の社会保障に関する戦略的課題が正しく設定されたことを示している。この社会保障は、事故処理作業従事者、影響を受け易い人々 ― 即ち子供や病人 ―と放射能汚染地域内にある集落の住民をカバーしている。

他ならぬこの法律が、チェルノブイリ事故に被災した市民の生命と健康を守るという憲法上の権利の実施と、苦しんでいる人々の地位の向上を決定する為の単一手続に関する、主要な条項を決定した。同法が成立した後、政府は、この法律の条項の実施に必要な下位法令の準備と施行に取り掛かり始めた。まず最初に取り組まれたのは、被災した人々の地位の決定と彼等の社会保障の組織化であった。しかしながら、この法律に規定された措置の重要な部分は一度も実行されなかったことと、これらの措置は期待された成果をあげられなかったことにも言及しなければならない。

1996 ～ 2004 年の間に、ウクライナ最高議会は、現行法である『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR）の幾つかの点に変更を加えた。その多くは、同法律上の被災基準に関するものと、被災した人々の為の社会保障の強化に関するものであった。1996 年 6 月 4 日の法改正により、被災した人々のカテゴリーを決定する為の新たな手続きが実施された。また、チェルノブイリ事故に関連して障害を負った、被災した子供達の権利と補償のリストが拡充された [16]。

1990 年の時点で、チェルノブイリ事故に関する規制及び法的枠組には、ウクライナ市民の主要な活動の様々な側面をチェルノブイリ事故の影響を理由として規制できる法的文書が、全体として 800 以上もあった。

ウクライナ最高議会は、チェルノブイリ事故による放射線被曝を受けた市民の為の社会保障に係る法的規制に関する、理論的問題と実践的問題の調査に特別な注意を払った。ウクライナ最高議会は、「ウクライナ政府の日」と呼ばれる議事手続に従って、市民の社会保障に関する立法とその適用に係る実務に関する分析を毎年実施し、新たな問題を定義し、また改善の為の手法を提案する機会を持った。

事故の 23 周年に捧げられた議会審理に際して、『チェルノブイリ事故により発生した問題は、長年掛っても消えなかったが、姿を変えている』と発表された。これらの問題の内幾つか ― 第一に社会問題と経済問題 ― に焦点が当てられ、統合された解決策と担当行政庁がそれらの解決の為に活動するにあたっての体系的取り組みが求められている。チェルノブイリ政策の資金調達は、予算要求時に算定され、対応する年度の国家予算で承認された金額と適合しないことによって特徴付けられることが強調された。また、チェルノブイリ問題の統合された解決策に関する、省庁横断のトップレベル委員会の創設が決定された。この委員会の活動は、チェルノブイリの人々の社会保障に関連する問題の解決を目指して計画されている。前向きな変化 ― 第一にチェルノブイリ原発の安全性の確保に関するもの ― は、ウクライナ最高議会によってもたらされた。それは、ウクライナの放射性廃棄物管理に関する二つの法律と、そして何よりも『チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画に関する』法律（ウクライナ）の成立であった [17]。

2009 年 1 月 15 日、ウクライナ大統領は、『チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画』(No.886-VI) を承認した。この国家計画は、2010 年 1 月 1 日以降は、ウクライナ法としての地位を得た。同計画は、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に共通する活動、これらの資金調達の大まかな見通し、組織的及び技術的な任務を定義している。

同国家計画の目的は、以下に掲げる国家政策を確実に実施することである：

- チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の為の準備；
- 電離放射線被曝からの職員と住民、並びに環境の防護を確実に行う。

チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化が完了するには、約 100 年

を要する。従って、同計画は、2009 年から 2012 年に掛けての、チェルノブイリ原発の操業停止と石棺を生態学的に安全なシステムに転化させる段階に、優先的に実施されるべき施策を内容としている。

同計画は、以下に掲げる主要な活動を想定している：

1. チェルノブイリ原発の操業停止、廃炉への準備、並びに廃炉；
2. 石棺の生態学的に安全なシステムへの転化；
3. チェルノブイリ原発の操業中に蓄積されたものに加え、廃炉中並びに石棺の生態学的に安全なシステムへの転化により生じたチェルノブイリ原発由来の放射性廃棄物の管理；
4. チェルノブイリ原発の廃炉並びに石棺の生態学的に安全なシステムへの転化への準備活動への、科学技術面及び情報面での支援。同計画で想定される活動の安全性の確保に関し、地域社会に対する意思決定の透明性の確保；
5. チェルノブイリ原発の廃炉を予定より早めることに伴う、チェルノブイリ原発の職員やスラヴーティチ市民への社会保障。

チェルノブイリ事故の影響を緩和する為の国家の法的枠組は、ウクライナ国家全体の法的枠組の主要な構成部分である。ウクライナ最高議会による規範法令の箇所で述べたように、チェルノブイリ事故の影響の緩和の為の国家の法的枠組の構成は、今日に至るまでバランスが取れたものになっていない。一方では、規制支援体制は十分に発展したが、実施がなされていない。他方では、この分野での中央省庁と地方行政庁による体系立った活動がない。

当初は、ウクライナ・チェルノブイリ省が、チェルノブイリ事故の影響の緩和に関する問題に対処していた。そして 1997 年以降は、ウクライナ大統領令（1996 年 10 月 28 日 , No.1005/96）に従って、ウクライナ緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省が、この問題に対処している。同省は、チェルノブイリ事故の影響を緩和する為の国家政策の実施を確実に行うことを任務とする、他の中央省庁を含む体制にあって、主要な機関であった。その後の中央省庁改革の実施を受けて、2004 年に、住民の社会保障に関する機能は、労働社会政策省に移管された。このことは、複雑なチェルノブイリ問題を解決するという分野に於ける、国家政策の実施を確実に行う上での調整を難しくした。緊急事態省（ME）の活動の分析は、以下のことを示している。チェルノブイリ省と比較すると、同省は他の国家行政機関との相互作用によって生じる諸問題を完全には解決できなかったし、他の国家行政機関が行った事故影響の緩和の為の政策の実施を制御できなかった。ここで、チェルノブイリ原発が発電していた頃には、チェルノブイリ事故の影響の緩和に関連する問題の多くを上手く処理できていたことに、触れない訳にはいかない。チェルノブイリ原発の事故炉以外の炉が操業を停止した後は、事故影響の緩和に係る問題を解決する為の状況が悪化した。

チェルノブイリ事故の影響の緩和は、一時的なものではなく、長期間を想定した国家の目的主導型の活動である。科学的実現可能性と科学的安定性は、チェルノブイリ事故の影響を緩和する上での、国家管理に於ける特徴にならなければならない。今日では､チェルノブイリ事故の影響を緩和する為に、以下のような管理体制を構築することが求められている。それは、事故影響に苦しむ住民の社会保障・生活再建・能力開発、放射能汚染領域の生態学的修復、並びに効率的な規制枠組の創造と一般化といった、全ての方針を統合できるような管理体制である。これらの方針の内、規制枠組に関しては、チェルノブイリ事故の影響の緩和に関連した全ての問題の解決を確実にする為の規制が出来、新しい段階 ― つまり、再生と発展の段階 ― に導けるものであることが求められる。効率性の主要な評価基準は、定められた期間内に提供された資源を使用して要求された目標を達成する能力として、定義されなければならない。このことに鑑みれば、被災した人々の生活再建はもっと注目されて然るべきである。国家政策は「被害者」意識を減少させることを目的とすべきである。人は、国家だけが事故影響の緩

和に関連した全ての問題を解決できるという、固定観念を打破しなければならない。被災した人々は、生じている障害を自ら克服することを試みてみるべきである。また、リスクに対して補償を行う政策から、実際に生じた被害を補償する政策に切り替える必要がある。

1.5 石棺の建設

事故の結果、チェルノブイリ原発 4 号炉の炉心、設備と建屋（図 1.2 参照）のかなりの部分が破壊されてしまった。炉心の核燃料に含まれている放射性核種から外部環境を防護していた、安全障壁と安全システムが破壊されてしまった。

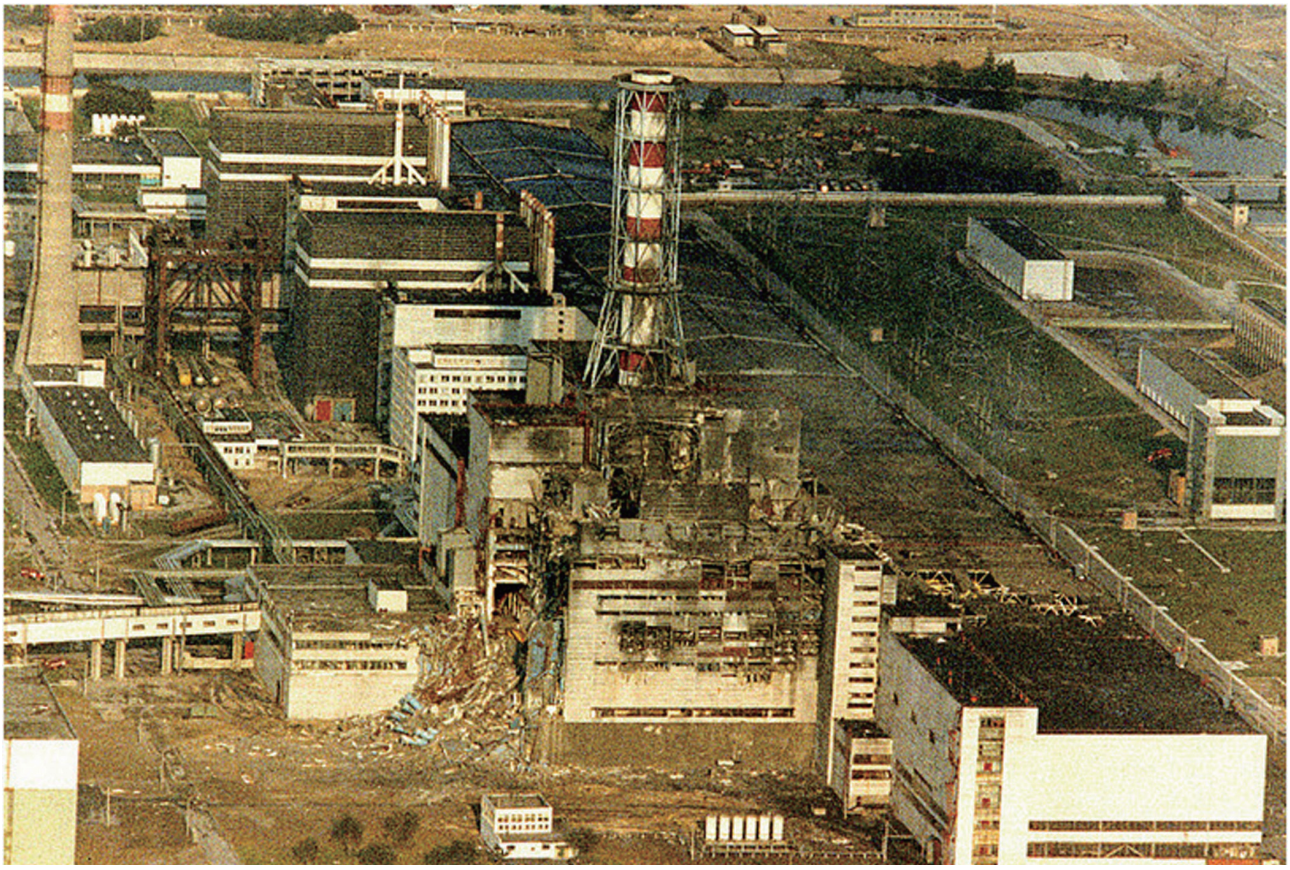


図 1.2　破壊されたチェルノブイリ原発 4 号炉

その結果、破壊された原子炉から放射性物質と電離放射線が外部に放出されることを抑制する為に、構造物を建築して 4 号炉を長期に亘って保全するという問題が、事故直後から持ち上がった。

「チェルノブイリ原発 4 号炉の廃棄とそれに関連した建設に関する作業」は、ソビエト連邦共産党中央委員会及び連邦閣僚評議会決定（1986 年 5 月 29 日 , No.634-188）により、ソ連邦中型機械工業省に割り振られていた。この施設は「チェルノブイリ 4 号炉の石棺」と名付けられた。

別のソビエト連邦共産党中央委員会及び連邦閣僚評議会決定（1986 年 6 月 5 日 , No.663-194）は、チェルノブイリ原発 4 号炉の廃棄・放射性廃棄物処理・チェルノブイリ原発用地施設の除染に関する作業の、総合デザイナーの役割を VNIKIET（サンクトペテルブルグ）に割り振った。クルチャトフ原子力研究所は、チェルノブイリ 4 号炉の廃棄に関する作業の科学的マネージメントを担当した。

事故を起こした原子炉の保全に関する作業の特殊性と複雑さは、以下の事柄に起因する。まず、このような大規模な事故の影響を克服するという実績が、国家規模でも世界規模でも欠如していたこと。次に、当時は、設計上の決定を策定する為の規範文書が存在しなかったこと。

石棺の決定的重要性に鑑み、コンセプト段階で 18 種類のデザイン・オプションが策定された。それらには、特筆すべきものとして、砕石やコンクリートから成る丘の形成、湾曲したアーチまたは球形

の形状を持つ巨大な空洞構造物の建設、そして他のオプションがあった。しかし、提案された解決策の多くは、かなりの建設資材を要求した。更に重要なことは、作業員の膨大な努力と甚大な被曝線量そして長期にわたる建設作業は、主な要件 — できるだけ早く、事故の影響の後始末すること — を満たすものではなかった、ということである。幾つかのオプションは、当時存在した技術レベルでは実現できなかったであろう。

建材費用と作業員の線量負荷と建設期間の短さを考慮して、石棺建設計画の一部として、残存している 4 号炉建屋の骨組を最大限使用する防護的建築物という、最後のオプションが採用された。

従って、石棺の建築構造は、「古い」破壊された 4 号炉と「新しく」事故後に建てられた建物を結合したものとなった。

このような組み合わせの結果、石棺は、外部環境への放射性物質や電離放射線の放出を防ぐ物理的障壁という極めて重要な機能を担う、他に類を見ない構造物として建てられた。

物理的障壁の主要部を構成しているのは、事故後に建てられた外部防護構築物群：即ち、原子炉区画と脱気器ダクトとタービンホールを取り囲んでいる、カスケード式の壁と支持壁である（図 1.3 参照）。

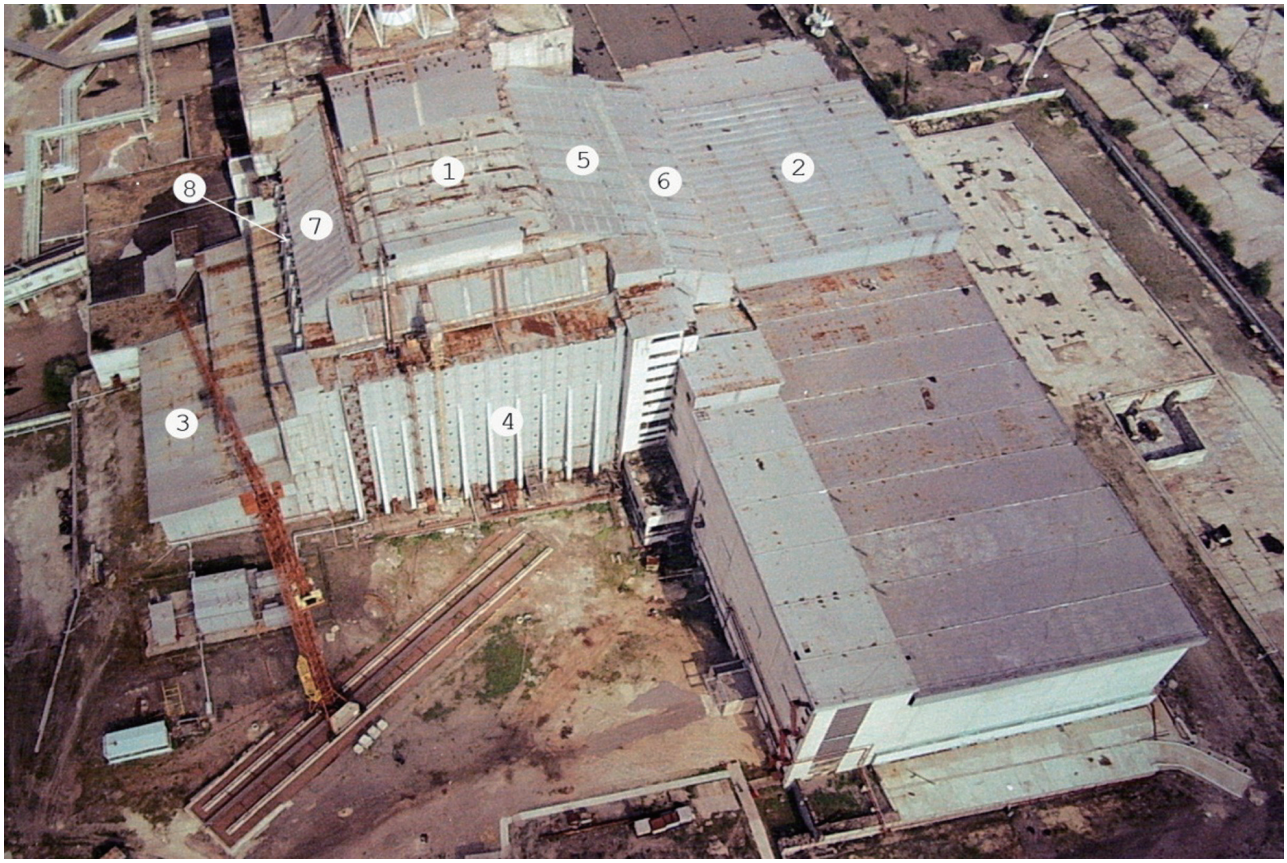


図 1.3　石棺の外部防護構築物群

1 – 中央ホールの覆い ； 2 – タービンホールの覆い ； 3 – カスケード式壁 ； 4 – 西側 （大） 支持壁 ； 5 – 南側上板 ； 6 – 南側 「ホッケースティック状」 上板 ； 7 – 北側 「ホッケースティック状」 上板 ； 8 – 北側 （小） 支持壁

4 号炉の建屋の比較的無傷な部分が、原子炉区域と脱気器ダクトを覆っている構造物の重さを支えている。これらは第一に、北側と南側の排気坑、50 番軸上にある一枚岩盤で出来た壁とそれに接する骨組である（図 1.4 参照）。B1 番と B2 番の梁の主要構成部分は、これらの構造物の上に凭れ掛っている。これらの梁は、配管の覆いと共に、原子炉区画の中央部分（特に中央ホールの頭上）の屋根を構成している。「マンモス」と「タコ」と名付けられた梁は、脱気器ダクトの構築物 [10] によって支持されている。

10　脱気器ダクトを這わせている支柱。

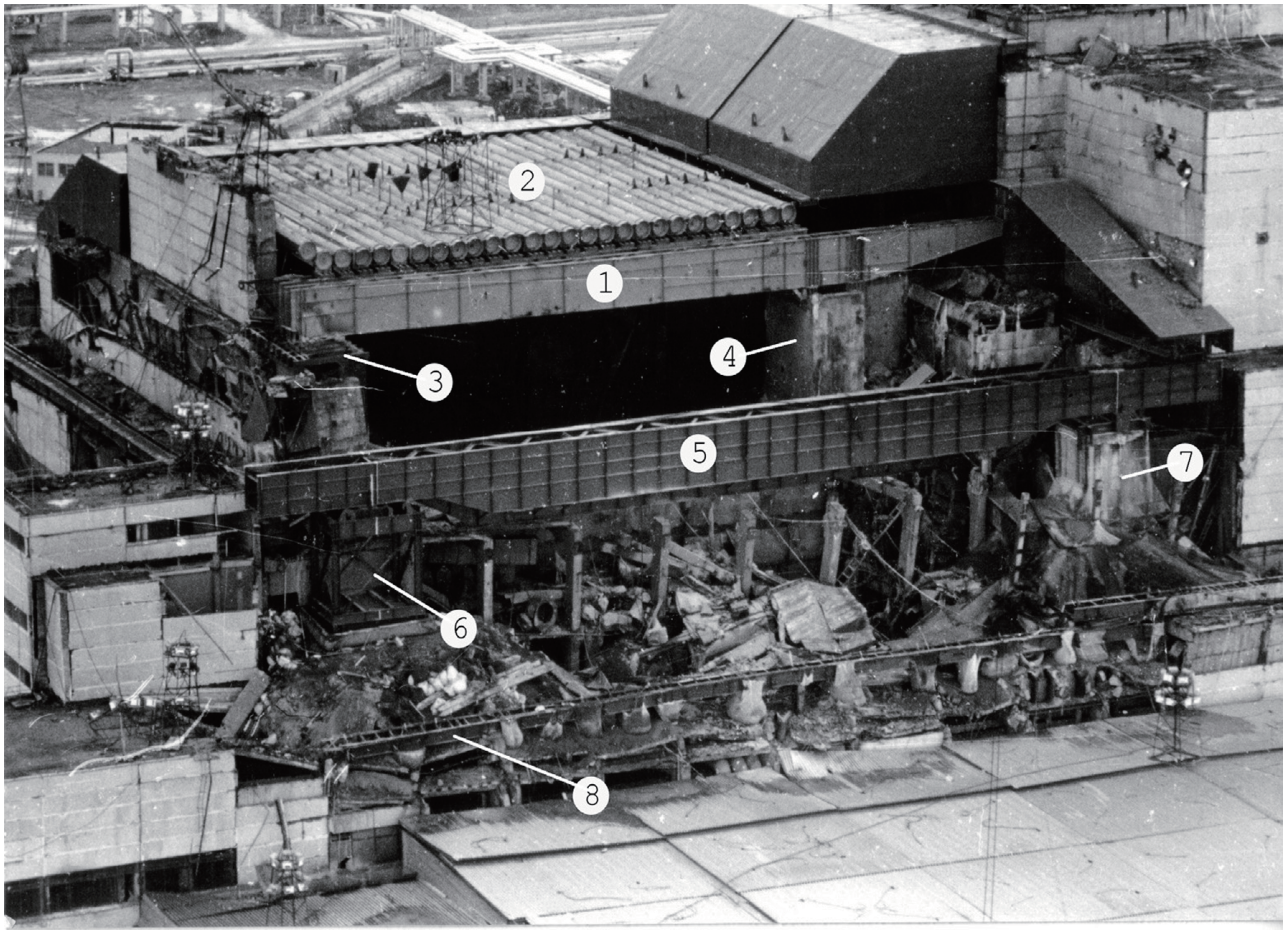


図 1.4　石棺の支柱とその上部構造の建設

1 – B1 梁 （背後に B2 梁) ； 2 – パイプで構成された覆い ； 3 – 「コルセット」 で補強されている 50 番軸上の壁の底部 ； 4 – 排気坑 ； 5 – 「マンモス」 梁 ； 6 – 「マンモス」 梁の西側支柱 ； 7 – 「マンモス」 梁の東側支柱 ； 8 – 「タコ」 梁

このような防護の為の密閉型構築物建設というオプションを実現するには、以下の二つの最も困難な課題を解決しなければならなかった：

- 極めて困難な放射線条件下での、4 号炉建屋の残存部分の状態がどうなっているかに関する調査、並びにそれらの残存部分が石棺の構成部材として使用可能かの評価；
- 石棺建設期間を可能な限り削減し、作業員と外部環境への放射線影響を最小限に抑えることを可能にするような、建設的及び技術的な決定の選択。

発電工学技術に関する全ロシア科学調査・設計研究所（VNIPIET）の他、特に鉄鋼構造設計研究所 (LenPSK, サンクトペテルブルク)、鉄鋼建造物に関する中央科学調査・設計研究所（TSNIIPSK, モスクワ)、ウクライナ・鉄鋼建造物に関する調査・設計研究所（UKRNIIPSK, キエフ)、ドネプロ調査・設計研究所 (DneproPSK, ドネプロペトロフスク) と他の多くの設計研究所が、様々な方法での設計作業を行った。

破壊された原子炉の保全と石棺建設に関する作業を行う為に、ソビエト連邦中型機械工業省の枠内で、605 建設局が担当専門部局として設置された。

補給基地、輸送車両と建設機械の修理工場、コンクリート製造機、建設資材の受け入れ及び荷揚げ拠点とその他の施設といった、支援施設が最短期間で建設された。

作業員の居住地区には、共産主義少年団キャンプ・レクリエーション施設・学校が用意され、テントの町や仮設建築物が作られた。食堂や保健衛生施設が整備された。

これらの施設は、地域の放射線状態や輸送交通網の利便性を考慮して設置された。作業員は毎日、「汚染されていない」交通機関によって、制限区域の中で運用されている特殊交通機関への乗り換え地点まで運ばれた。全ての輸送車両は、制限区域に留め置かれて放射線管理の対象とされ、必要に応じて特定の出入口で除染された。

主要な建設作業の前段階として、破壊された原子炉での作業の安全性と効率性を確保する為に、幾つもの手法を組み合わせて周辺領域の除染が行われた。炉心構造物の破片（燃料集合体の破片・黒鉛と原子炉の建材）、消防車両や他の機器、破壊された建屋と設備の断片、汚染された地表の上層部が除去された。これらの作業は、以下の二種類の特別仕様の車両を用いて行われた。それらは、防護遮蔽・航空機用の操縦席・テレビモニター・局地的な電離放射線源の検出装置を戦車に備え付けた車両と、防護遮蔽をブルドーザに備え付けた車両であった。放射性廃棄物の除去作業が完了した後、破壊された原子炉建屋の周辺は、最大で厚さ 0.5 m に達するコンクリートの層で覆われた。

破壊された原子炉建屋の周囲に作られた建造物、遮蔽機能を備えた所謂ピオネール壁は、放射線の状態を改善する為のもう一つの重要な要因であった。加えて、ピオネール壁の後ろの空間は、作業現場周辺から集められた放射性廃棄物の処分の為に使用された。

作業現場周辺の除染とピオネール防護壁の建設という作業を経て、石棺構築の為の建設という本来の主目的の建設作業を開始することが可能になった。

極端に線量の高い放射線状況下での石棺建設は、作業員に可能な限り最大限の放射線防護を提供できるような、組織的且つ技術的な決定を必要とした。

作業員の放射線防護の為に執られた主な措置は、作業現場の放射線量の測定、様々な種類の防護資材の使用、並びに最も危険な放射線条件下での作業の実施に遠隔操作技術を使うことであった。

「非汚染」区域内で組み立てられた大型構造物を移動させて設置するという技法は、非常に有効であり、遠隔設置を可能にした。これらの構造物は接合部と共に設計された。この接合部を使って、人が直接介することなく、設置区域で建造物同士の接合作業を行うことができた。

設置工程を管理する為に、中央作業指令室が設立された。クレーンのアームの先端に直接取り付けられたテレビカメラと、作業現場を最大限に見渡せるように設置された塔に特別に設置されたテレビカメラからの情報が、この指令室に送られた。

コンクリート混合物供給用のポンプを遠隔操作して、コンクリートを打設する特殊技術も導入されていた。

作業員の放射線防護を確実にする為に、特に以下の組織的・放射線医学的・衛生学的・技術的手法を複合的に組み合わせたものが実施された：

- チェルノブイリ原発と隣接領域での放射線状態の恒久的な監視；
- 汚染区域への立入管理の体系化；
- 作業員一人一人に対する必要な防護装備（作業服、防塵マスクなど）の支給；
- 個人別の放射線管理；
- 乗合車両や装置の遮蔽；
- 作業現場と周辺地域の粉塵抑制；
- 車両と機械類の除染；
- 「非汚染」区域での食堂の手配。

建設作業は、その当時としては斬新な車両と機械類を使って行われた。それらの車両は、特にメインアームの吊り上げ能力が最大 650 t で補助アームを使って 112 t を 78 m まで吊り上げられる無限軌道

付クレーン「デマーグ」、自動車クレーン「リープヘル」、シュウィング社製･プツマイスター社製･ワージントン社製のコンクリート混合物配給用のポンプ車と他の車両、並びに遠隔操作装置と防護用フレームを追加装備した機械類であった [1]。

石棺建設の概観は、図 1.5 に示した。石棺建設過程に於いて、34 万 5000 m^3 のコンクリートが投入され、7000 t の金属建材が使用された [1]。

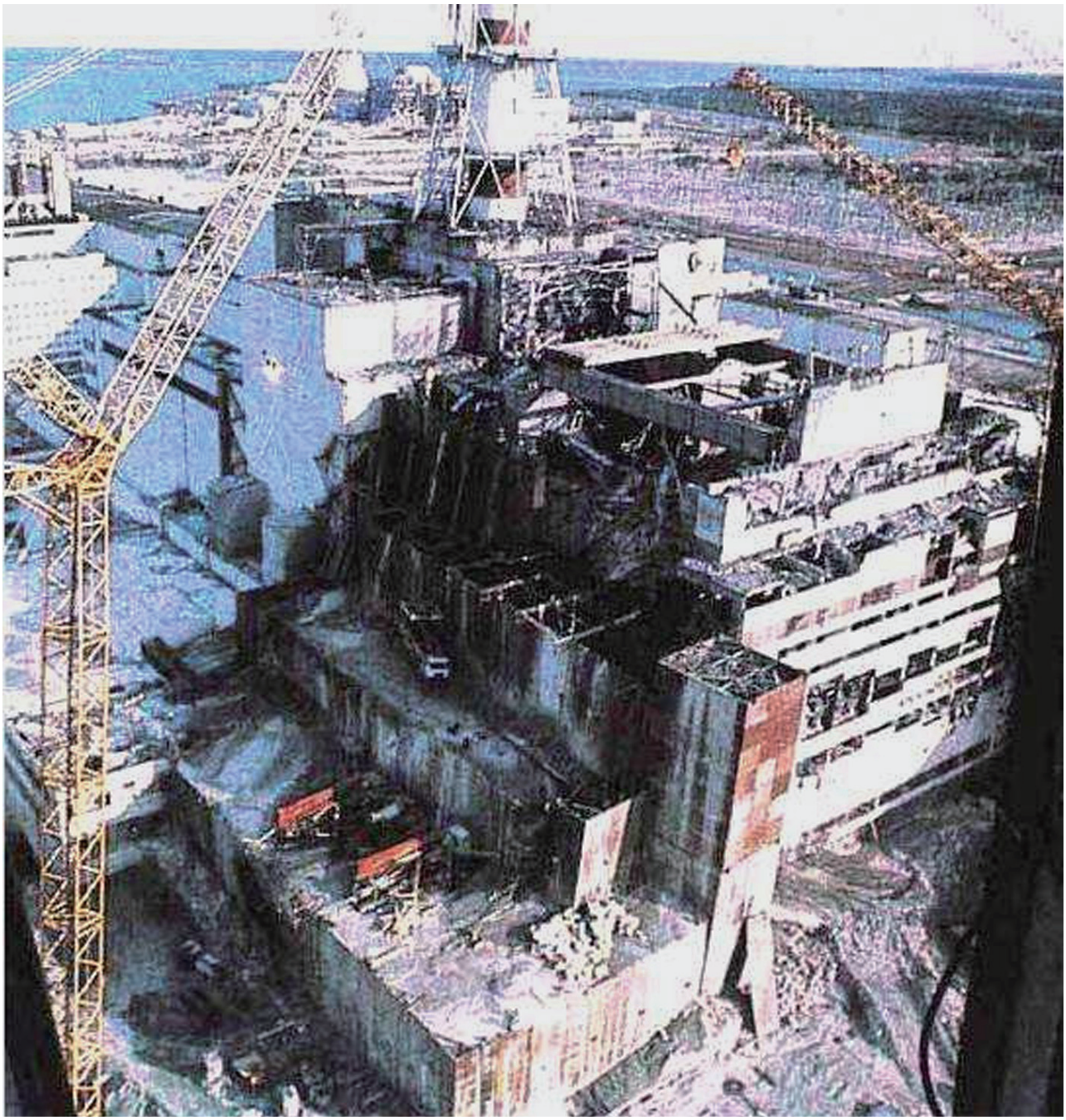


図 1.5　石棺建設の概観

建設作業とは別に、石棺の安全な操業を行うのに必要なシステム（換気、電源供給、消防システム、モニタリングシステムなど）を作る為に、かなり広範にわたる作業が行われた。

石棺の設計と建設は、たった半年という記録的な短期間の内に行われた。国家委員会による石棺の

維持管理に関する許可証明書は、1986 年 11 月 30 日に署名された。

石棺の建設は、チェルノブイリ原発 4 号炉の想定を超える影響を最小化する為の、緊急措置として実施された。

同時に石棺は、核施設や放射性廃棄物管理施設のレベルどころか、通常の産業施設のレベルから見ても、設計・建設・稼働前試験・稼働の為の規則や規格を満たしていない施設である。石棺の建築構造は、建築物としての全体的統合性と信頼性に関する、規範及び技術文書で指定されている安全性要件を満たしておらず、稼働に関しての不確実性を持っている。

以下の基本的な欠陥が、石棺の建築構造の特徴である：

- 支持外郭（4 号炉の残った建屋）と接合部分を補強する建造物群は深刻なダメージを被っている。またこれらは、事故により崩落した建造物や設備の重量により、また事故の後始末の際に使われた物質により、荷重超過の状態にある。外装が剥き出しの鉄筋コンクリート構造物及び金属構造は、腐食に晒されている；
- 支持外郭を補強する建造物群の信頼性と耐久性に関しては、多くの設備と装置へアクセスできず、危険なレベルの放射線状況がそれらの詳細な調査の実行を阻むという環境下では、信憑性を以て判定できない；
- 事故後建てられた構造物は、互いに分離し結合されておらず、物理的な接合なしで以前の建造物群の上にただ凭れ掛っているだけで、設計上の位置に留まっている（建造物を補強接合する、溶接または固定ボトルは存在しない）；
- 定期的な検査の為に金属構造の設備や装置へ立ち入ることと、それらの耐腐食性塗装を塗り直すことは難しい。

これらの欠陥により、石棺の安全性のレベルは時間が経つにつれ低下する。建造物構造の劣化プロセスは続いている。建造物群が崩壊する可能性は高く、もしそうなった場合には、周辺環境にかなりの放射能汚染を引き起こし、作業員と住民を被曝させることになる。

これら全てのことは、石棺建造物の状態・安全性の重要度・安定状態から乖離が生じて危機的状況になるような脅威を引き起こす侵入を、永続的に監視することを求めている。従って、建造物構造の状態とその強化の為の緊急措置の実施に関する調査が、石棺建設が完了した直後から開始されている。

2.

放射生態学的な影響：陸上生態系に於ける放射能汚染の動態と防護策の有効性

2.1 大気・土壌・表層水・地下水の放射能汚染の一般的特徴

2.1.1 チェルノブイリ事故で降下した放射性核種による汚染地域の規模と特徴

チェルノブイリ原発事故の結果、ソビエト連邦（特にベラルーシ・ロシア・ウクライナ）と西欧（特にスカンジナビア諸国とアルプス地方）のかなり広範な土地が深刻に汚染された。チェルノブイリ原子力発電所周辺の立入禁止区域の外側での高レベルの放射能汚染の分布には、以下の要因が関係した。即ち、大量の汚染物質が 2000 m の上空にまで上昇しその高さで高濃度のまま輸送されたこと、降水、そして汚染された気団の移動の方向と高度を決定付けた複雑な地形である。

放射性物質の達した高度が地球規模での汚染の特徴を決定し、雨と地形が土地の汚染の不均質性を規定した [1]。

ウクライナ — 特にジトームィル州のナローディチとルーヘン地区、キエフ州南部、チェルカースィ州、ポディルリャ地帯及びプルィカルパッチャ地帯 — では、移動してきた汚染された雲からの降水によって、セシウム 134（^{134}Cs）とセシウム 137（^{137}Cs）の濃度が高くなった地域がある。この汚染された雲の移動は、ベラルーシ・ロシア・スウェーデン・フィンランド・ドイツ・オーストリア・スイス・スロベニア・ギリシャ・ブルガリア・ルーマニア・グルジアでは、降雨という同じ気象条件によって対流圏からの放射性物質やエアロゾルが洗い流され、高レベルの放射性物質に汚染された地域が形成される原因にもなった [2]。

アルプス周縁の丘陵地やバルカン半島、即ちチェルノブイリ原発から 800 〜 1400 km も離れた地域に於ける、ヨウ素 131（^{131}I）や ^{137}Cs による汚染の極大の形成もまた、山地に特有の下降気流に起因する。

西ヨーロッパ全土の内、チェルノブイリ原発事故に起因する ^{137}Cs 汚染のレベルが 20 kBq/m^2（世界的な空間放射線量の概ね 10 倍）以上の地域は、ほぼ 28 万 km^2 にも及ぶ [2]。

ウクライナ全土のほぼ 75％で、^{137}Cs の汚染は事故前の 2 倍以上になっている。石棺の外側にある ^{137}Cs の放射能は、13 PBq（13 × 10^{15} Bq ＝一京三千兆 Bq）以上にも及ぶ（但し、適切な貯蔵施設や一時貯蔵施設に放射性廃棄物として貯蔵されている分を除く）[1, 2]。損傷した原子炉から放出された ^{131}I 量と ^{137}Cs 量の比、及び事故後間もない時期に於けるその拡がり方の研究結果から、ウクライナの小児の半数以上が放射性ヨウ素の悪影響を被った、と云うことができる [3]。

チェルノブイリ事故からの 25 年の間に起こった、放射性核種の自然な減衰過程により、ウクライナ国土に於ける放射性核種の分布パターンは大きく改善されてきた（図 2.1 ー 2.10）。この期間に、10 kBq/m^2 以上の ^{137}Cs に汚染された地域は、半分以下に減少した（表 2.1）。4 kBq/m^2 以上のストロンチウム 90（^{90}Sr）に汚染された地域は、1/3 以下にまで減少した（表 2.1）。即ち ^{90}Sr の汚染については、ウクライナ国土の 90％が、実質的に事故以前のレベルにまで回復している [3]。

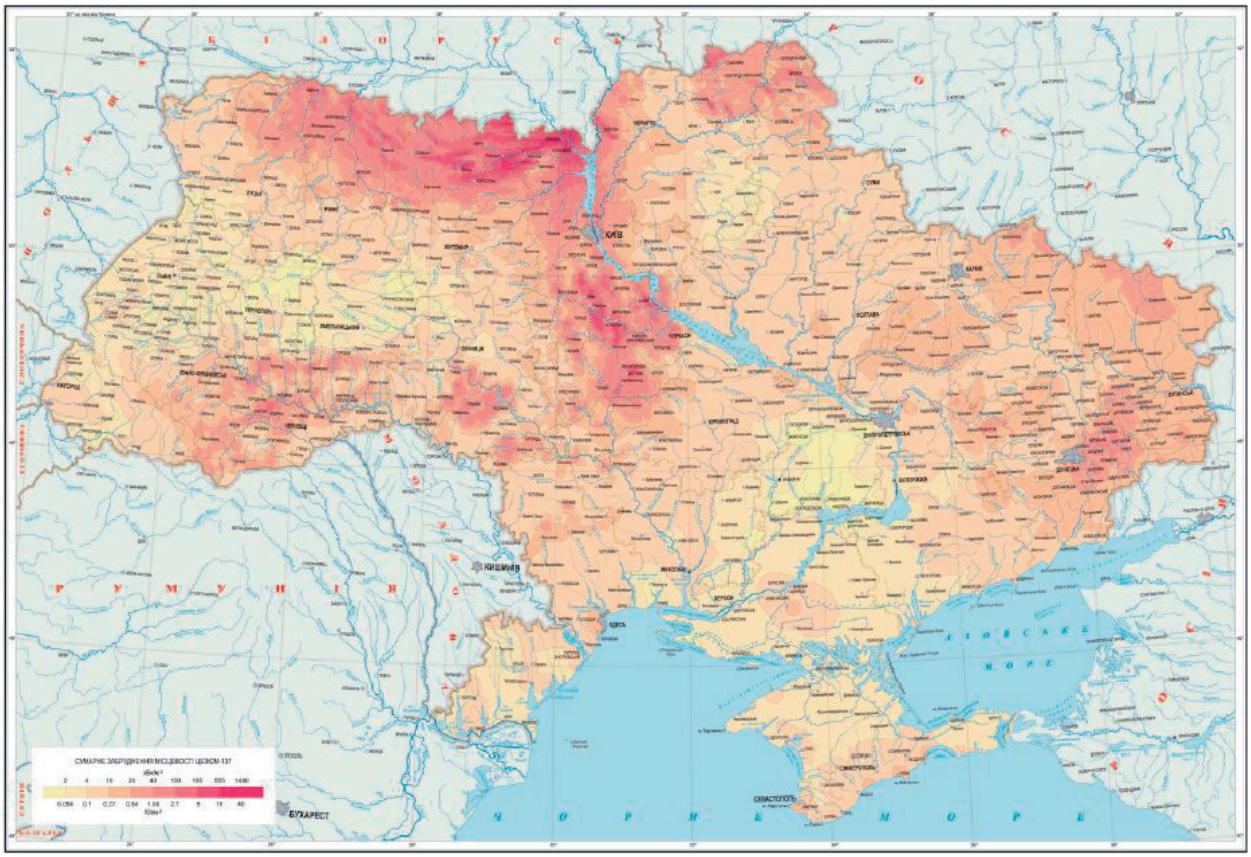


図 2.1　ウクライナのセシウム 137 の汚染レベル（1986 年 5 月 10 日）

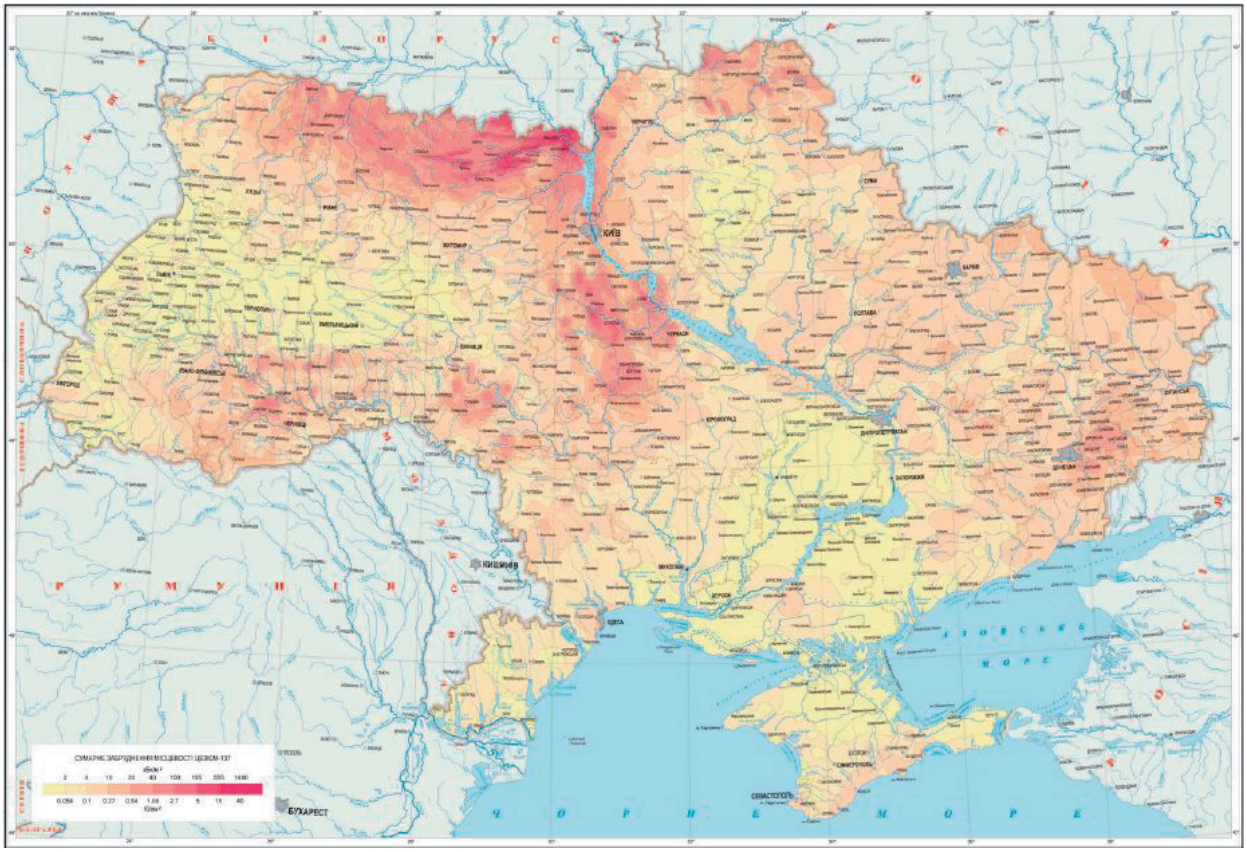


図 2.2　ウクライナのセシウム 137 の汚染レベル（2011 年 5 月 10 日）

図 2.3　ウクライナのセシウム 137 の汚染レベル（2036 年 5 月 10 日予測）

図 2.4　ウクライナのストロンチウム 90 の汚染レベル（1986 年 5 月 10 日）

図 2.5　ウクライナのストロンチウム 90 の汚染レベル（2011 年 5 月 10 日）

図 2.6　ウクライナのストロンチウム 90 の汚染レベル（2036 年 5 月 10 日予測）

図 2.7　ウクライナのアメリシウム 241 の汚染レベル（2056 年推定）

図 2.8　ウクライナのプルトニウム同位体の汚染レベル

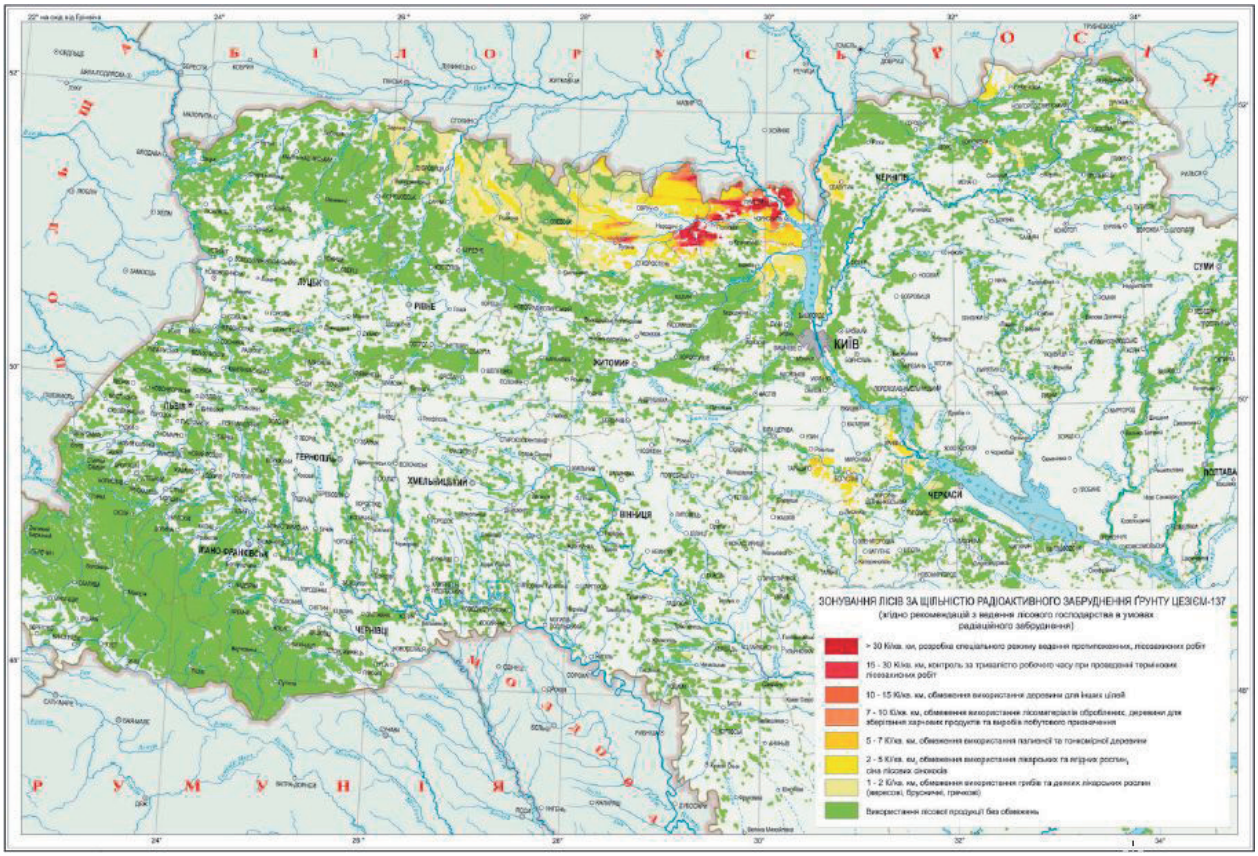


図 2.9　セシウム 137 による土壌汚染レベルによる森林の区分け（2011 年 5 月 10 日）

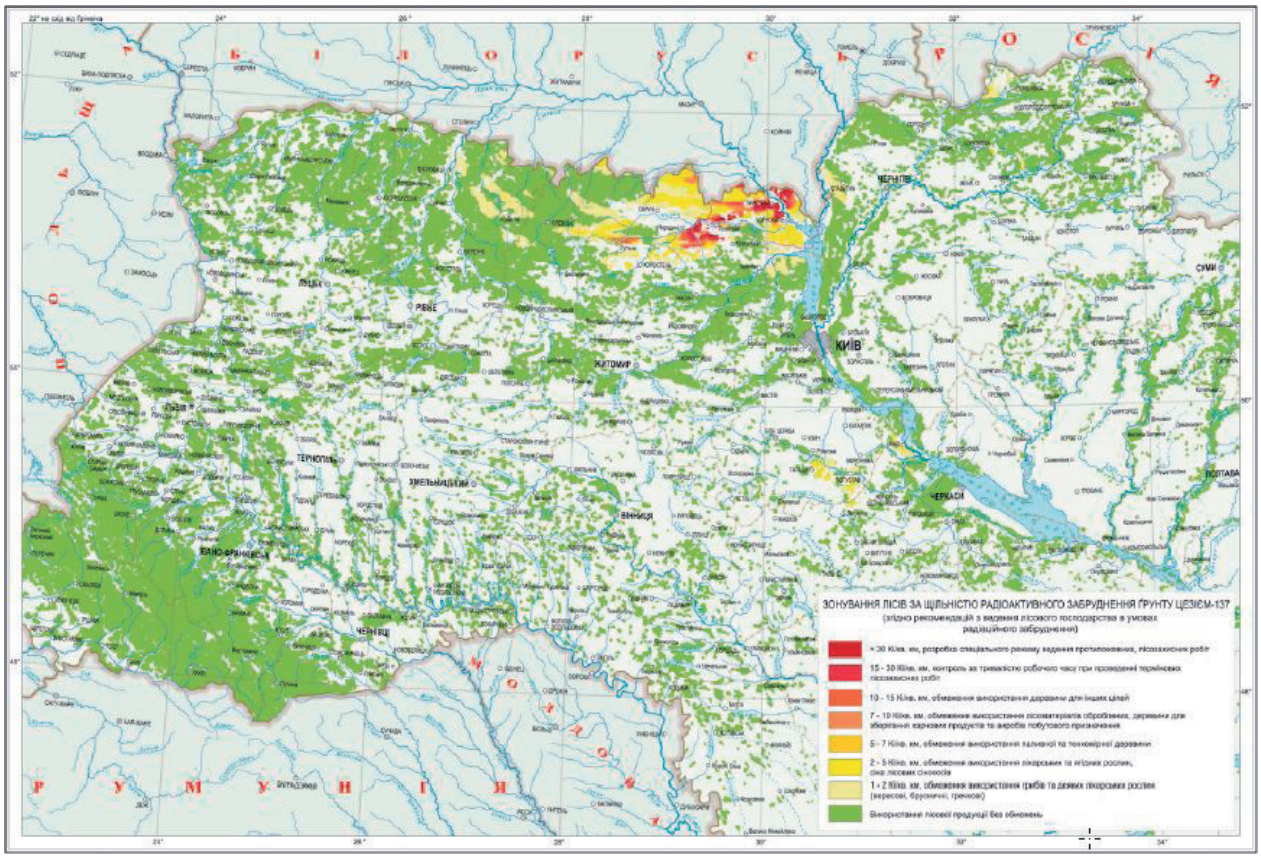


図 2.10　セシウム 137 による土壌汚染レベルによる森林の区分け（2036 年 5 月 10 日）

図 **2.9, 2.10** 中の ^{137}**Cs** による土壌汚染レベルによる森林の区分けと利用規制（放射能汚染下での林業に対する勧告による）

図中の色	土壌汚染レベル	利用規制
	> 30 Ci/km^2（> 1110 kBq/m^2）	火災防止と森林保護の為の特別体制を敷く
	15 ～ 30 Ci/km^2（555 ～ 1110 kBq/m^2）	緊急森林保護活動の全期間に亘る管理
	10 ～ 15 Ci/km^2（370 ～ 555 kBq/m^2	他の用途への木材の使用制限
	7 ～ 10 Ci/km^2（259 ～ 370 kBq/m^2）	伐採された木材の、食用及び家庭での保存用への利用制限
	5 ～ 7 Ci/km^2（185 ～ 259 kBq/m^2）	全ての木材の利用制限
	2 ～ 5 Ci/km^2（74 ～ 185 kBq/m^2）	森林の草刈り場で採れる薬草・漿果・秣の利用制限
	1 ～ 2 Ci/km^2（37 ～ 74 kBq/m^2）	森林のキノコと、幾つかの薬草（ギョリュウモドキ、コケモモ、ソバ）の利用制限
		森林の利用制限なし

表 2.1　1986 年と 2011 年に於けるウクライナ国内の ^{137}Cs による汚染地域の面積　（1000 km^2）

共和国・州	面積	年	^{137}Cs 汚染レベルに該当する領土の面積 (kBq/m^2)					
			< 2	2 ～ 10	10 ～ 40	40 ～ 185	185 ～ 555	> 555
クリミア自治共和国	27.0	1986	0.3	26.1	0.6			
		2011	14.8	12.2				
ヴィーンヌィツャ	26.5	1986	0.3	16.9	7.6	1.7		
		2011	2.7	19.0	4.6	0.2		
ヴォルィーニ	20.2	1986	0.3	12.7	7.0	0.2		
		2011	2.0	14.9	3.3			
ドニプロペトロウシク	31.9	1986	8.2	18.9	4.8			
		2011	15.5	15.5	0.9			
ドネツィク	26.5	1986		11.6	14	0.9		
		2011		20.7	5.8			
ジトームィル	29.9	1986	0.5	9.5	8.9	8.7	1.7	0.64
		2011	2.3	13.6	6.2	6.3	1.1	0.33
ザカルパッチャ	12.8	1986	0.5	11.0	1.3			
		2011	3.9	8.8	0.1			
ザポリージャ	27.2	1986	0.9	24.6	1.7			
		2011	11.1	16.0	0.1			
イヴァーノ=フランキーウシク	13.9	1986	0.1	5.1	8.3	0.4		
		2011	1.6	8.4	3.8	0.1		
キロヴォフラード	24.6	1986	0.1	17.8	6.5	0.2		
		2011	1.3	21.4	1.9			
キエフ	28.9	1986		3.4	14.1	8.8	1.6	1.0
		2011		8.3	14.1	4.6	0.9	0.70
ルハーンシク	26.7	1986		1.6	25.1			
		2011		19.2	7.5			
リヴィウ	21.8	1986	2.2	19.6				
		2011	17.5	4.3				
ムィコラーイウ	24.6	1986		23.4	1.2			
		2011	7.7	16.7	0.2			
オデッサ	33.3	1986	0.1	29.7	3.5			
		2011	4.7	28.0	0.6			
ポルターヴァ	28.8	1986		26.5	2.3			
		2011		28.8				
リウネ	20.1	1986		6.4	5.8	7.8	0.1	
		2011		8.6	7.9	3.6		
スームィ	23.8	1986	0.1	16.4	6.5	0.8		
		2011	1.5	18.0	4.0	0.3		
テルノーピリ	13.8	1986	3.6	7.2	2.7	0.3		
		2011	7.9	4.1	1.8			
ハルキウ	31.4	1986		14.0	17.4			
		2011		29.1	2.3			
ヘルソン	28.5	1986	0.9	27.4	0.2			
		2011	21.2	7.3				
フメリヌィーツィクィイ	20.6	1986	1.7	14.2	4.4	0.3		
		2011	8.6	10.3	1.6	0.1		
チェルカースィ	20.9	1986		7.6	8.2	4.9	0.2	
		2011	0.5	11.3	7.2	1.9		
チェルニウツィー	8.1	1986		3.8	3.9	0.4		
		2011		5.8	2.2	0.1		
チェルニーヒウ	31.9	1986	0.6	16.5	12.6	2.1	0.1	
		2011	5.3	17.1	8.3	1.2		
放射能危険区域	2.6*	1986				0.8	0.9	0.9
		2011			0.5	0.8	0.8	0.5
ウクライナ全土合計	**603.7**	**1986**	**20.4**	**371.9**	**168.6**	**37.5**	**3.7**	**1.6**
		2011	**130.1**	**367.4**	**84.7**	**18.4**	**2.0**	**1.1**

*– 立入禁止区域及びキエフ州の強制移住区域の面積
註：各共和国・州の 1 行目に 1986 年 5 月 10 日の、2 行目に 2011 年 4 月 26 日の汚染レベルを示している。

表 2.2　1986 年と 2011 年に於けるウクライナ国内の ^{90}Sr による汚染地域の面積　（1000 km^2）

共和国・州	面積	年	^{90}Sr 汚染レベルに該当する領土の面積 (kBq/m^2)			
			< 2	2 ～ 4	4 ～ 10	> 10
クリミア自治共和国	27.0	1986	21.8	5.2		
		2011	27.0			
ヴィーンヌィツャ	26.5	1986	16.2	7.8	2.5	
		2011	23.5	2.6	0.4	
ヴォルィーニ	20.2	1986	19.9	0.3		
		2011	20.1	0.1		
ドニプロペトロウシク	31.9	1986	23.8	7.9	0.2	
		2011	31.5	0.4		
ドネツィク	26.5	1986	18.4	7.7	0.4	
		2011	25.7	0.8		
ジトームィル	29.9	1986	10.9	10.1	8.9	
		2011	20.0	6.3	3.6	
ザカルパッチャ	12.8	1986	7.6	5.2		
		2011	12.7	0.1		
ザポリージャ	27.2	1986	26.1	1.1		
		2011	27.2			
イヴァーノ＝フランキーウシク	13.9	1986	5.0	8.5	0.4	
		2011	13.4	0.4	0.1	
キロヴォフラード	24.6	1986	14.4	8.8	1.4	
		2011	22.7	1.8	0.1	
キエフ	28.9	1986	1.3	5.4	20.8	1.4
		2011	5.8	9.9	12.2	1.0
ルハーンシク	26.7	1986	13.3	13.0	0.4	
		2011	26.1	0.6		
リヴィウ	21.8	1986	20.8	1.0		
		2011	21.8			
ムィコラーイウ	24.6	1986	23.4	1.2		
		2011	24.6			
オデッサ	33.3	1986	18.2	10.4	4.7	
		2011	27.8	4.7	0.8	
ポルターヴァ	28.8	1986	21.6	7.1	0.1	
		2011	27.5	1.1	0.2	
リウネ	20.1	1986	12.7	6.9	0.5	
		2011	19.3	0.7	0.1	
スームィ	23.8	1986	22.3	1.5		
		2011	23.8			
テルノーピリ	13.8	1986	11.1	2.4	0.3	
		2011	13.3	0.5		
ハルキウ	31.4	1986	20.4	10.9	0.1	
		2011	31.0	0.4		
ヘルソン	28.5	1986	28.5			
		2011	28.5			
フメリヌィーツィクィイ	20.6	1986	16.1	4.1	0.4	
		2011	20.1	0.5		
チェルカースィ	20.9	1986	8.5	6.1	6.3	
		2011	13.9	4.9	2.1	
チェルニウツィー	8.1	1986	2.3	5.1	0.7	
		2011	6.8	1.2	0.1	
チェルニーヒウ	31.9	1986	16.2	9.9	5.8	
		2011	25.9	3.9	2.1	
放射能危険区域	2.6*	1986			1.2	1.4
		2011			1.6	1.0
ウクライナ全土合計	**603.7**	**1986**	**400.8**	**147.6**	**53.9**	**1.4**
		2011	**540.0**	**40.9**	**21.8**	**1.0**

*– 立入禁止区域及びキエフ州の強制移住区域の面積
註：各共和国・州の 1 行目に 1986 年 5 月 10 日の、2 行目に 2011 年 4 月 26 日の汚染レベルを示している。

実の処、ウクライナ国土のプルトニウム同位体による汚染のレベルと規模は、変化していない。プルトニウム 241（^{241}Pu）から生じる、アメリシウム 241（^{241}Am）は増加している。0.2 kBq/m^2 以上のレベルの ^{241}Am に汚染されている地域は、これと同レベルのプルトニウム同位体が降下した地域よりも 30%は広いだろう [3]。ウクライナで ^{90}Sr（表 2.2）、^{241}Am 及びプルトニウム同位体 [1, 3] に汚染された地域は、^{137}Cs に汚染された地域よりはかなり狭い。こうした核種の圧倒的多数（^{137}Cs を除く）は、事故の最初（爆発）及び 3 番目（高温）の段階で大気中に放出されたものであり、ホット・パーティクルと関係している。従って、これらは、大部分が立入禁止区域内に分散している。

ポリーシャ地帯（ヴォルィーニ州・リウネ州・ジトームィル州・キエフ州・チェルニーヒウ州の北部地区）は、放射能汚染による負の影響をウクライナで最も強く受けた地域である。1991 ～ 1995 年に、上記領域に存在する 2052 の集落、或いは全体の 90%以上の居住地が、現行法によって放射能汚染区域に分類された（表 2.3）。

表 2.3　放射能汚染区域に分類された集落の数

番号	州	放射能汚染区域として分類された集落の数				
		Ⅰ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	合計
1	ジトームィル	7	63	301	363	734
2	キエフ	69	20	33	438	560
3	リウネ		1	273	65	339
4	チェルニーヒウ		2	61	190	253
5	ヴォルィーニ			166	0	166
6	チェルカースィ			4	99	103
7	ヴィーンヌィツャ				89	89
8	チェルニウツィー			1	13	14
9	スームィ			2	9	11
10	テルノーピリ				10	10
11	フメリヌィーツィクィイ				9	9
12	イヴァーノ＝フランキーウシク				5	5
	合計	**76**	**86**	**841**	**1290**	**2293**

註：Ⅰ＝立入禁止区域、Ⅱ＝強制移住区域、Ⅲ＝自主的移住保障区域、Ⅳ＝放射生態学的モニタリング強化区域

集落を自主的移住保障区域に分類する基準は、主として人の被曝線量の予測値が平均な実効線量当量以上であることである。一方、強制（義務的）移住区域に属する大部分の居住地は、1989 ～ 1990 年にウクライナ政府が汚染濃度の評価や被曝量の推定値、そして配慮されるべき地理上・管理上の因果関係に基づいて下した決定により、個別に指定された。放射生態学的モニタリング強化区域に属する市町村の指定にあたって主な基準としたのは、その地域の ^{137}Cs 汚染濃度である。立入禁止区域は、人々が 1986 年 4 月から 5 月第 1 週までに避難した区域（主にチェルノブイリ原発から半径 30 km 圏内）に設定された。避難は、推定被曝線量と、同原発 4 号炉からの放射性物質の放出停止が不確実であったことを根拠として行われた。

高レベルの放射能汚染が、必ずしも放射生態学的な問題となる訳ではない。そのような問題は、線量測定の評価と汚染濃度との比較によって決まるかもしれない。^{137}Cs が生物によって濃縮される状況では、中程度の ^{137}Cs 汚染レベルでも（37 kBq/m^2 以下でさえ）生命活動に重大な影響を及ぼし得る。例えば、多くの地域の森林では、低レベルの ^{137}Cs による汚染が、森林草本や林産食品（キノコや漿果）に PL-2006（食品と飲料水中の ^{137}Cs と ^{90}Sr 含有量の許容レベル（2006 年版））基準の規制値を超える ^{137}Cs が含まれる原因となっている [5]。

放射能汚染の濃度は、放射性核種の自然な減衰によって年々有意に減少している。このことに鑑みれば、区分けされた各市町村の位置付もまた変化してきた（表 2.4）。

表 2.4　現行法に規定された区分基準によって放射能汚染区域であると規定され得る集落の数

番号	州	線量測定結果に基づく						放射能汚染濃度に基づく						区域指定
		I	II	III	IV	V	合計	I	II	III	IV	V	合計	
1	ヴィーンヌィツャ					89	89				31	58	89	89
2	ヴォルィーニ			76	90		166				9	157	166	116
3	ジトームィル			80	126	490	696		11	45	371	307	734	734
4	イヴァーノ=フランキーウシク					5	5				4	1	5	5
5	キエフ			4	20	446	470	20	11	54	189	286	560	560
6	リウネ		1	75	167	96	339				133	206	339	339
7	スームィ			1	1	9	11				6	5	11	11
8	テルノーピリ					10	10				5	5	10	10
9	フメリヌィーツィクィイ					9	9				6	3	9	9
10	チェルカースィ				1	102	103				57	46	103	103
11	チェルニウツィー					14	14				10	4	14	14
12	チェルニーヒウ			1	42	210	253			1	80	172	253	253
	合計		**1**	**237**	**447**	**1480**	**2165**	**20**	**22**	**96**	**901**	**1250**	**2293**	**2293**

註：I ＝立入禁止区域、II ＝強制移住区域、III ＝自主的移住保障区域、IV ＝放射生態学的モニタリング強化区域、
V ＝「安全」区域

1986 年及び 1991 年と比較すると、放射生態学的状態は、事故後の 25 年間で有意に改善されてきている。その一方で、自主的移住保障区域内（今日では凡そ 200 の集落に及ぶ）では、地場で生産された食料の摂取によって生じ得る被曝線量を減らす為の対策が、未だ必要である。

立入禁止区域内の汚染の深刻な地区（1.5 MBq/m^2 ＝ 1.5 × 10^6 Bq/m^2 ＝ 150 万 Bq/m^2 以上の ^{137}Cs 濃度；約 300 km^2）は、向こう何百年にも亘って人が住めないままになることは必定であろう。ここは集水域であり、表面流出による表層水の、そして鉛直輸送による地下水の、夫々長期的な汚染源となることであろう。

大気最下層の放射能汚染

1986 年 4 月に原子炉の損傷によって放射性核種が放出された結果、大気の汚染が急激に進んだ。1989 年以降は、大気中のエアロゾルからの β 放射能は主に天然由来の核種によるものとなり、現在、大気境界層最下部では人間活動由来のものの 10 倍近くになっている（図 2.11 ～ 2.12）。

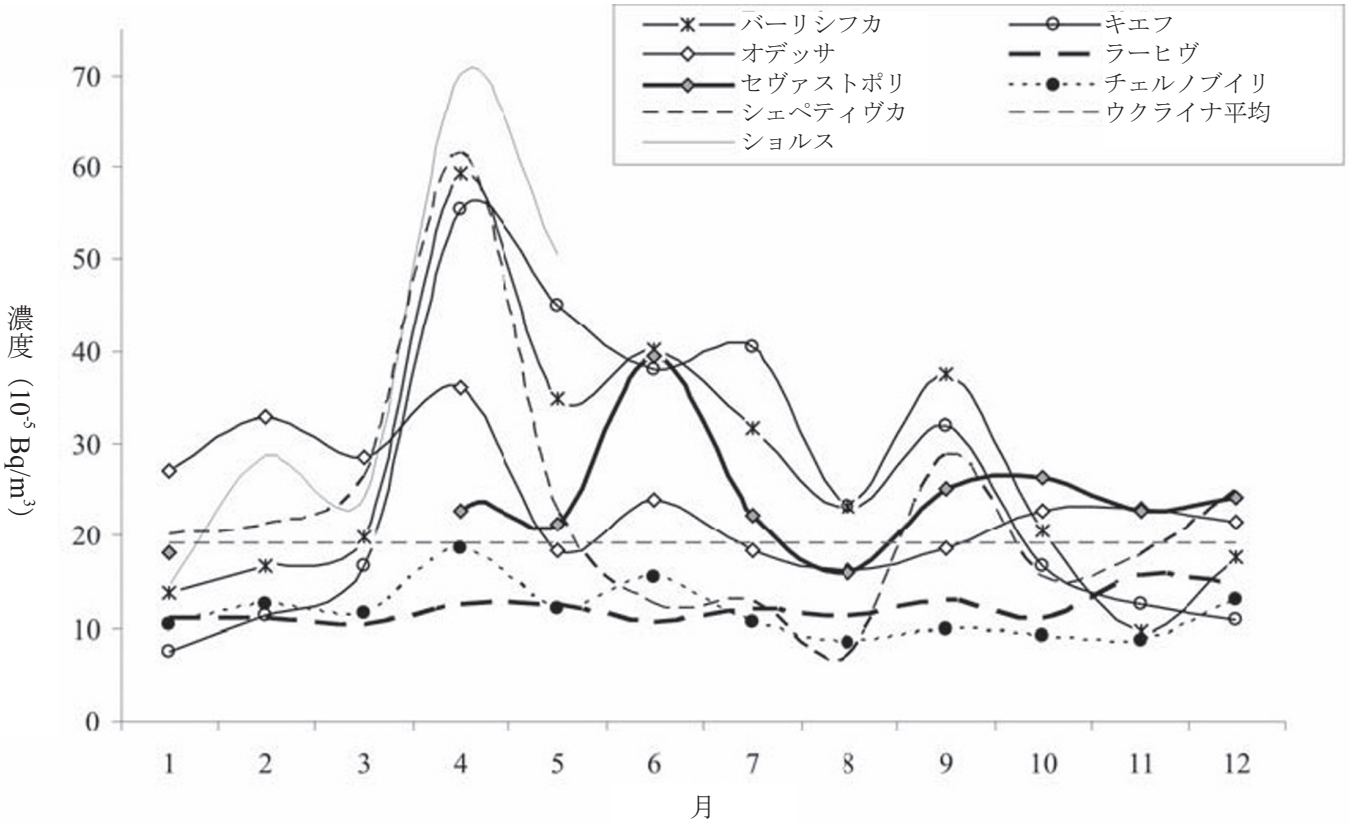


図 2.11　ウクライナ領土の大気最下層に於ける全 β 放射能（10^{-5} Bq/m^3）の月平均値の変動

近年では、チェルノブイリ市南部の立入禁止区域を中心に雑草が繁茂した結果として風による土壌の巻き上がりが減少した為、β 放射能そのものは事故前よりもわずかに低い値になっている [6]。

それに伴って、容積あたり放射能レベルの季節変動幅は、年によっては 1 桁になっている。こうしたエアロゾルの自然放射能レベル（図 2.12）は、とりわけ地球の地殻変動、気象条件、土壌表層の状態に依存した風による浸食のされやすさの違い、その他様々な条件の違いによって変わってくる。

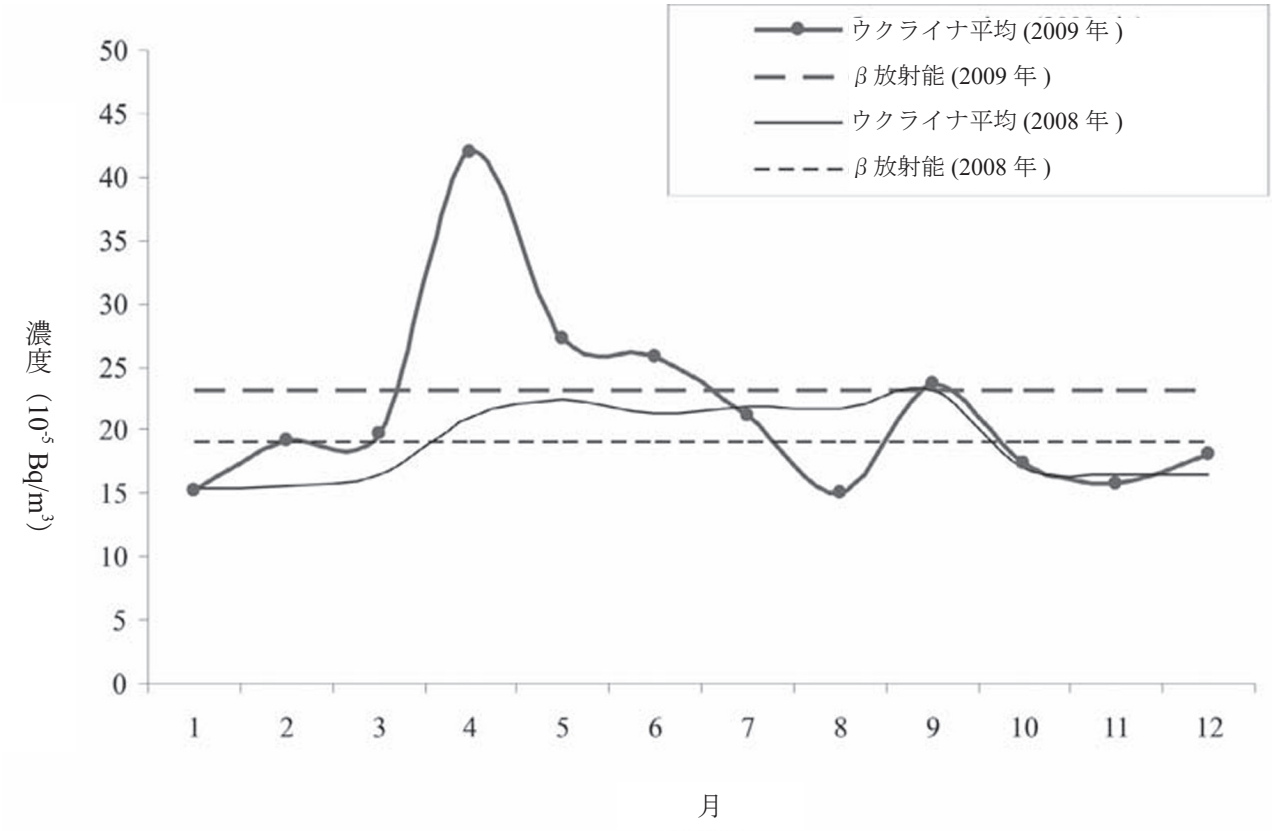


図 2.12　ウクライナの大気中に於けるエアロゾルの大気体積あたりβ放射能の季節変動
（全国平均値の 2009 年と 2008 年との比較）

チェルノブイリ核災害による放射能汚染を被った地域は農地として使用されなくなり、土壌表層の侵食を増加させる耕起・砕土などの農作業が実質的に行われなくなった。その為、該当する地域（チェルノブイリ）に於ける全β放射能は、不利な気象条件下に於いても放射能汚染区域に分類されていない地域（ショルス、シェペティヴカ）で観測された値の 1/2 から 1/3 になっている。

同時に、汚染地域では、接地境界層に於ける再浮遊によって、エアロゾルに含まれる人工放射性核種のレベルが、ウクライナの他地域に比べて高くなっている（図 2.13）。

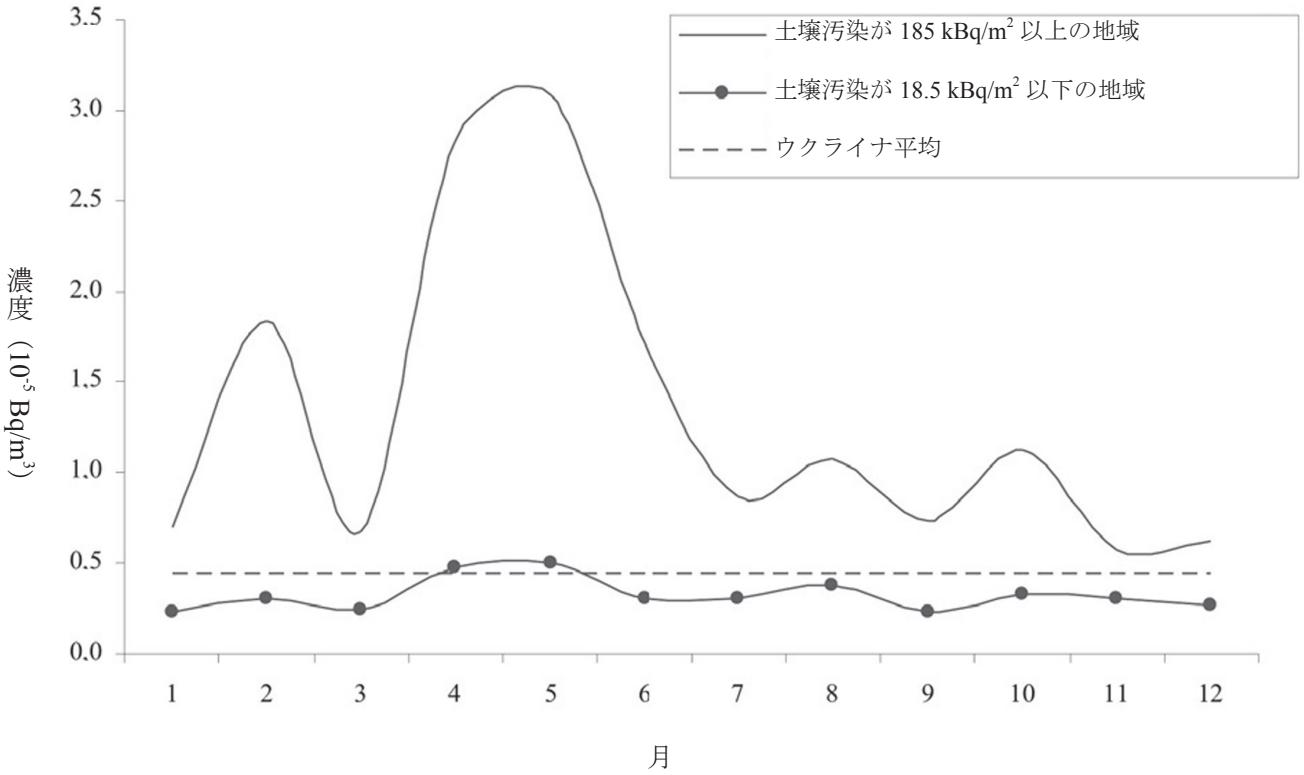


図 2.13　エアロゾル中の ^{137}Cs 濃度の年間変動；土壌汚染レベルが高い場所と低い場所の夫々についての平均値の比較

^{137}Cs の汚染レベルが 370 ～ 550 kBq/m^2 の場所で表層土壌を攪拌する作業を集中的に実施した処、高さ 3 ～ 5 m の空気中エアロゾルの体積あたり放射能が、ウクライナ放射能安全基準（1997 年版）（NRSU-97）の定めた許容値を上回った事例がある [8]。

エアロゾルに含まれる ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の年平均濃度は、1998 年以降、事故前の水準である 8 × 10^{-7} Bq/m^3 に近い値で変動している [9]。また、その汚染の絶対量は、NRSU-97 が定めた許容値よりも 4 ～ 5 桁低い値である。

事故によって放出された空気中の放射性核種は、自然に起こる減衰及び土壌中への移動によって、やがてゆっくりと減少していくであろう。

ウクライナの大部分で、γ 線被曝線量は、自然の放射性同位元素及び宇宙照射から受けるレベルの範囲内であり、自然条件の違いにより 5 ～ 21 μR/h（0.04 ～ 0.18 μSv/h）の範囲にある。チェルノブイリ原発事故により汚染された地域内（立入禁止区域と強制移住区域の外側）の観測地点では、空間 γ 線線量の月平均値は、7 ～ 33 μR/h（0.06 ～ 0.29 μSv/h）の範囲で変動した。最大値 33 μR/h（0.29 μSv/h）はコーロステニで観測された。

キエフ市に於ける年間の空間 γ 線線量は、8 ～ 18 μR/h（0.07 ～ 0.16 μSv/h）の範囲にあり、年平均で 12 μR/h（0.11 μSv/h）であった。これは自然空間放射線量の範囲内である。

表層水と地下水の放射能汚染

水質の保全と汚染のモニタリング活動は、事故直後から政府の行動計画に於ける優先事項であった。チェルノブイリ事故後の汚染対策の歴史の中には、表層水の放射能汚染を減らし、ひいては人々が被

る放射線リスクを低下させるという目的に対して、効果的だった対策もあれば、妥当でなかった対策もあった。こうした対策の詳細な分析の為に、数多くの検査や学術研究が精力的に行われた。

事故から 1 年間に、水質保全の為に、吸収性の濾過材料を備えたダムが、多数の小さな川に建設された。またプリピャチ川の汚染された氾濫原の下流、キエフ・ダム湖への流入口には、堆積物トラップが設置された。しかし、数年の後には、こうしたダムの多くが撤去された。汚染を削減する効果が非常に低く、放射線リスク削減と経済性の面で効果がないと評価されたからである。

事故後間もない頃には、水を介しての人の被曝は、キエフ取水口などからの水が高濃度の ^{131}I を含んでいた事によるものが大きかった [12–14]。最終的には、汚染された集水域や河川氾濫原から洗い流され、かなりの長距離（1000 km まで）を輸送される ^{137}Cs や ^{90}Sr などの核種が、表層水の汚染の中心になる。エアロゾルの直接の降下と、流水中に懸濁していた汚染物質の沈殿により、ドニプロ・カスケード（ドニプロ川流域の一連のダム湖群）の全てのダム湖の底泥が汚染された。ドニプロ・カスケードに流入した殆どの ^{137}Cs はキエフ・ダム湖に集積されたのに対して、溶存態の ^{90}Sr は、比較的容易に流水によって運ばれて黒海に流入した [12, 15]。

チェルノブイリ事故の影響を受けた地域では、事故以来ずっと、表層水及び地下水の放射線モニタリングが行われてきた [11, 12, 16]。ドニプロ・カスケードからの水を用い、放射能の影響を受ける可能性がある様々な人口集団に対する、長期的に起こりえる経過及び可能性がある被曝線量を予測する数理モデルが作成されてきた [10, 11, 14]。水の汚染による長期的な放射線リスクの推定によれば、水を介して被曝が増大する可能性があるという意味で危険に晒されている集団は、損傷した原子炉に近い汚染地域の閉鎖的な湖から獲れた魚を消費している漁師の集団のみである。水を利用することによってウクライナ人が被る放射線リスクは、比較的小さいと推測されている [11, 12]。

しかし、ドニプロ川の汚染は、ドニプロ・カスケード沿いに住む 100 万人の人々に生理的な影響を及ぼし、また放射線リスクに関する不適当な感覚が形成された。そのことを考えれば、チェルノブイリの立入禁止区域で優先的に行われた水質保全対策の幾つかは、放射線管理や社会的或いは経済的な適切性という観点から、相当に正当化されそうである。

70 年間で起こり得る放射線による集団の被曝を評価するにあたって、ドニプロ水系の流路形成と予測可能な汚染について、あらゆる可能なモデルが考慮された。夫々のモデルは、水質保全対策の異なった戦略を進める為のものである [10, 11, 14]。それらの効果は、放射線基準及び社会的・経済的正当性という観点から、比較によって評価された。

包括的正当性及び社会的妥当性という点で完璧な対策の例として、チェルノブイリから至近距離での洪水防止ダムの建設がある。1992 ～ 1994 年と 1999 ～ 2000 年に、チェルノブイリ立入禁止区域のプリピャチ川両岸の最も汚染された氾濫原に、複数のダムが建設された。このダム群によって、河川両岸の最も汚染された土地の冠水と、放射性物質の流出を抑えることが可能になった。

立入禁止区域の中で、2000 年以降、大規模な水質保全対策は行われておらず、これ以上の水域の汚染を軽減するという方針の下、水理学的な修復対策のみが行われている。例えば、最も汚染された地域での水力工学的施設による流出制御、河川集水域や氾濫原での植林による浸食防止対策、放射性廃棄物一時貯蔵所から地下水への放射性物質の移動を防ぐ為の障壁の設置、地下水汚染を監視するネットワークの形成発展、そして現在あるダムや水質保全活動の維持などである。

チェルノブイリ立入禁止区域の長期的な放射線生物学的研究によって、汚染地域に於ける水系の放射能汚染の減少には、自然な減衰の諸過程が大きく貢献することが示された [18, 19]。

表層水の放射能汚染

チェルノブイリ立入禁止区域の水汚染の現状は、「立入禁止区域及び強制移住区域の生態学的状態の報告書」[20, 21] に定期的に報告されている。また、近年の研究のまとめを含む、多くの科学的出版物の中でも分析されている [14, 22]。チェルノブイリ原発事故の影響を受けた地域に於ける水域の放射能の状態は、現在安定し、且つ予測可能なものになっていることが、観測結果に基づいて確かめられている。環境中の放射能は、全ての水域で明らかに減少傾向にあり、その変動は季節的なものになっている。プリピャチ川やその他の立入禁止区域の水路では、今でも比較的高い放射能が観測される（^{90}Sr が 50 ～ 300 Bq/m^3、^{137}Cs が 20 ～ 80 Bq/m^3）。しかし、同時にプリピャチ川の ^{90}Sr のレベルは、ウクライナで PL-2006 により設定された許容値（2000 Bq/m^3）より 1 ～ 1.5 桁低い。図 2.14 に、チェルノブイリ市内の定点に於けるプリピャチ川の ^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能量の経時的変動を示す。

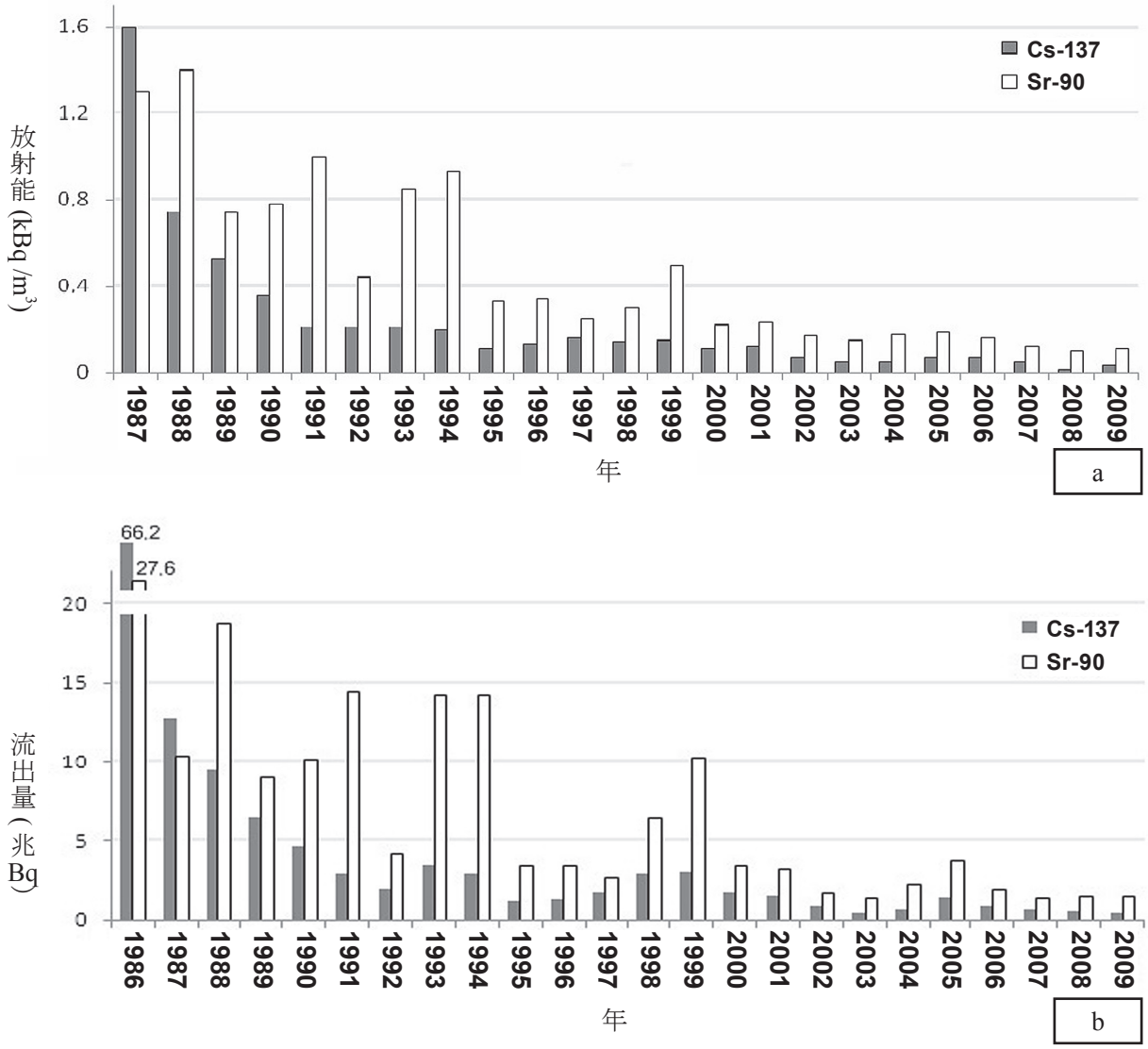


図 2.14　1986 ～ 2009 年までの ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の年平均値：(a) プリピャチ川に於ける放射能濃度；(b) キエフ・ダム湖への放射能流入量

（チェルノブイリ 「エコセンター」 及びウクライナ水文気象局 （UHMI） のデータ）

ウクライナ水文気象局（UHMI）所属の中央地球物理学観測所が提供したデータによれば、2008 ～ 2009 年の放射性物質濃度は、キエフ・ダム湖では ^{90}Sr が 40 ～ 100 Bq/m^3 の範囲、^{137}Cs が 10 ～ 20 Bq/m^3 の範囲だった。これに対して同時期のカホーヴカ・ダム湖（ドニプロ・カスケードの最下流）では、^{137}Cs の濃度は 0.5 ～ 1.0 Bq/m^3 であった。チェルノブイリ事故（1986）の後、2000 ～ 2004 年までに、殆どのウクライナの河川（ドニプロ川下流のダム湖群、デスナ川、南ブフ川及びドナウ川）の ^{137}Cs 濃度は、事故前のレベル（0.5 ～ 1.5 Bq/m^3 程度）まで減少した [23]。この事実は、土壌表層の放射性核種の含有量が今猶減少している一方で、放射性核種の垂直移動と土壌粒子への不可逆的結合が起こっていることを示している。

表層水による放射性核種の除去量は、減少傾向にある。表層水による放射性核種の流出の減少を背景として、チェルノブイリ原発の冷却池からプリピャチ川に放出される ^{90}Sr に汚染された排水の寄与が、相対的に大きくなってきた。しかし、冷却池からプリピャチ川及びキエフ・ダム湖への放射性核種の浸潤の影響は、今も重要ではない [20, 21]。

今後、チェルノブイリ立入禁止区域の最も汚染された部分から、地下水と共にプリピャチ川に流入する放射性核種が、有意に増加することは見込まれない。

水文地質学者は、放射性廃棄物一時貯蔵所から流出した汚染地下水がプリピャチ川に到達するのに、50 ～ 60 年以上掛かると推定している。故に、河川水に対する有意な汚染とはならないだろう。

チェルノブイリ原発周辺の湖沼群は、今猶比較的高レベルで汚染されている [20, 21]。この地域の放射能汚染状況は安定しており、且つ予測可能である。特にハリボケ湖及び冷却池の ^{90}Sr は、この 5 年間、有意な減少を示していない（図 2.15）。

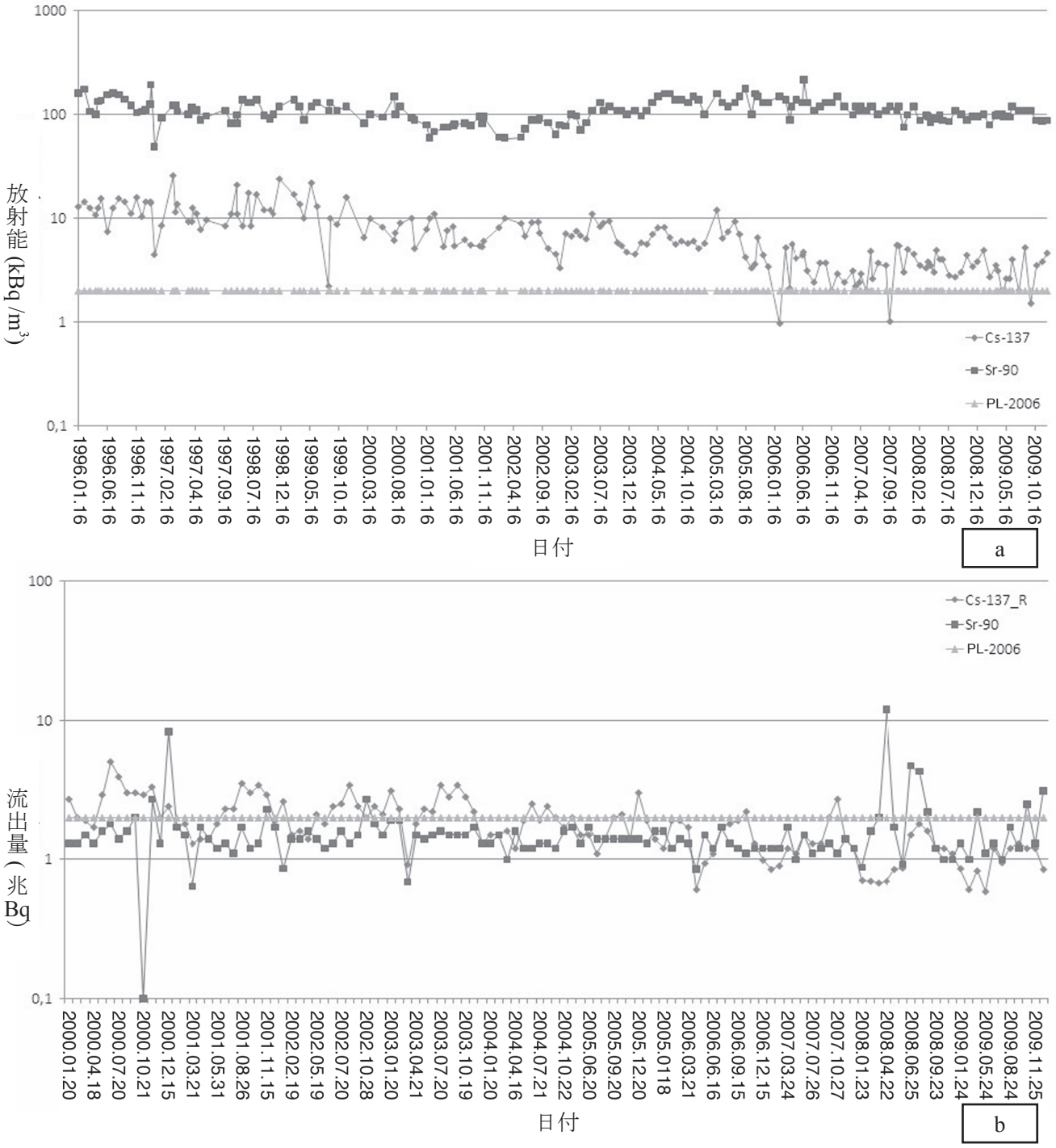


図 2.15　^{137}Cs 濃度及び ^{90}Sr 濃度の長期変動：(a) ハリボケ湖（1996 ～ 2009 年）；(b) チェルノブイリ冷却池（2000 ～ 2009 年）（エコセンターのデータ）

更に、初期の予測では、将来、閉鎖水域で ^{90}Sr がわずかに増加することが見込まれていた。これは核燃料由来の「ホット・パーティクル」が溶け込むことによる増加分が、ダム湖に於ける放射性核種の自然減衰と、水界生態系の自浄作用の一部の過程によって期待される減少分を上回ることによって起こり得る [24]。この傾向は、ハリボケ湖で今後数十年間、底層の核燃料粒子が完全に溶解しきるまで続くことであろう。こうした汚染過程は、チェルノブイリ 10 km 圏内の氾濫原や、プリピャチ川左岸の冠水した干拓地の水でも生じ得るだろう。故に、現時点で立入禁止区域の水質保全の為の中心的戦

略は、流出と排水を制御して汚染地域の浸水を抑えることである [19]。

水の放射線モニタリング・ネットワークの最適化の為の措置が講じられている。特に地下水観測専門ネットワークは大きく発展しており、プリピャチ川に水理自動観測点が設置され、地下水観測専門の井戸が掘削された。SSSIE（国営専門科学産業企業）「エコセンター」による、実験室ベースのモニタリング・サービスも大きく発展しつつある。このことによって、ネットワークは更に最適化され、チェルノブイリ原発敷地周辺の最も汚染された地域での表層水の流出形態と放射性核種レベルの観測精度も向上して、地下水流出の局地的･地域的な水文地質学モデルを改善することにつながるであろう。こうした諸々の措置は、立入禁止区域内の汚染地域の制度的統制をより良く実施することに寄与するであろう。

チェルノブイリ原発冷却池の運用停止問題

チェルノブイリ原発の最後の原子炉が 2000 年に停止された後、冷却池の水は僅かな量で足りるようになった。池と原発を繋ぐ 2 本の水路は遮断され、防火用の水路からの供給だけで、必要な冷却水が確保できるようになった。故に、冷却池は原発の技術的要素としては、最早必要ない。しかし同時に、池を安全な状態に維持する為には、推定で 1 年あたり約 100 万ウクライナ・フリヴニャ（UAH）という、多額の費用が必要である。ダムを安定した状態に維持する為の経費、ポンプと排水系の修繕経費、電気代などは、将来的に増加すると考えられる。従って、チェルノブイリ原発の経営陣は、規制機関の合意の下で、冷却池の閉鎖の準備を始めることを決定した。そして、経営陣は、規制機関との合意の下で、ポンプ場との接続を解除して冷却池を運用停止し、処理施設の技術的保修を停止することを決定した。目下、実現可能性調査・環境影響評価（EIA）・冷却池と周辺地域の観測ネットワークの現代化などの準備態勢を整えているが、これらは、水位の低下後何年かすると、実効性を失うであろう。

池の底が相当に汚染されており、また世界に類似の取組が存在しないことを考えれば、この問題の解決は今後、チェルノブイリ原発の立入禁止区域に於ける最重要課題の一つになるかもしれない。冷却池の安全な閉鎖は、底の堆積物が放射能で相当に汚染されていることから十分に正当化され、且つ規制の面からも社会的な面からも妥当であると云えよう。

冷却池の状態について、かなり多くの研究報告がある [25–30]。事故で損傷した燃料棒から大量の核燃料粒子が飛散したことにより、冷却池の上にエアロゾルとして降り注いだ放射性降下物と、チェルノブイリ原発敷地内の排水機構から流入した深刻に汚染された処理水が、冷却池の放射能汚染の主要な原因である。UHMI がこの 10 年に行った評価によれば、冷却池の底のシルトは、概ね 280 TBq（280 × 10^{12} Bq ＝ 280 兆 Bq）の ^{137}Cs、42 TBq（42 × 10^{12} Bq ＝ 42 兆 Bq）の ^{90}Sr、そして 0.75 TBq（0.75 × 10^{12} Bq ＝ 7500 億 Bq）のプルトニウム同位体を含む。

プリピャチ川から冷却池への水の汲み上げをやめると、ダム堤体から河川への水の浸透と水面からの蒸発により、水位が 6 ～ 7 m 低下することが見込まれる。その過程には概ね 5 ～ 6 年掛かるかもしれない。その後、河川の嘗ての氾濫原だった自然の低地に、現存する冷却池の代わりに出現する冠水した氾濫原及び湖沼群の水位は、水力学的に結合することになるプリピャチ川の水位に依存するであろう。

結果として、冷却池が現在ある場所は三つの区域に分かれる。まず完全に干出する部分（堆積物表面の標高が 103 ～ 104 m から 110.5 m の範囲）である。次に推移帯、即ち高水位時には湿地化し、乾燥する夏から低水位期には水がほぼなくなる場所である。そして湖沼群、これは現在の冷却池の底に沈

んだ嘗ての氾濫原湖沼群の位置に形成される（図 2.16）。完全に干出する部分の面積は 10 ～ 12 km^2 で、嘗ての冷却池の 50 ～ 60%を占め、そこには ^{137}Cs の 15 ～ 17%、^{90}Sr の 20%、そしてプルトニウム同位体の 12%が存在する。

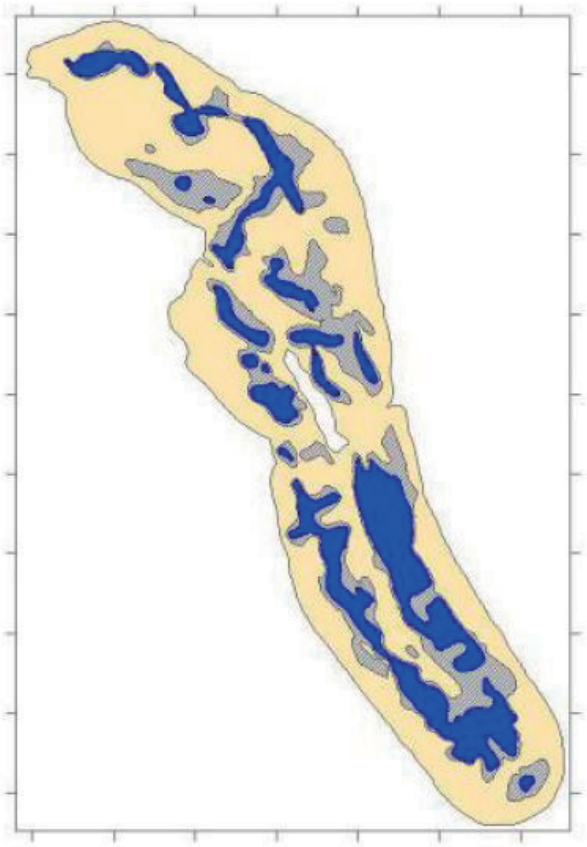


図 2.16　チェルノブイリ冷却池の底に将来的に形成されると考えられる地形の模式図

（肌色 ： 完全に干上がる場所。 青色 ： 氾濫原の湖として残る場所。 灰色 ： 推移帯の湿地。）

冷却池の縮小の結果として現れる沼沢地の地形シミュレーション結果から、殆どの放射性物質（放射能で 75 ～ 85%）は、池の閉鎖後も新しく形成された湖沼の湖底か湿地の堆積物上に残る為、風による巻き上げの影響を受けないと推定される。そして、堆積物中に現存する放射性物質の凡そ 20 ～ 25%だけが、外気に晒され、乾いた堆積物上での風による巻き上げと外部被曝を引き起こす可能性がある。

比較的高レベルの放射能で汚染された冷却池の水は、自然な浸透によって 5 ～ 6 年間プリピャチ川に流出し続ける、という評価がなされている。そのことによって河川の更なる汚染は生じない筈であるし、キエフ・ダム湖の水界生態系に有意な負の生態学的影響を及ぼすこともないと考えられている。

自然な浸透によって冷却池から出ていく水の総量は 6 ～ 7 千万 m^3 程度であり、そこに含まれる ^{137}Cs 及び ^{90}Sr の放射能は 2 ～ 2.5 kBq/m^3 であると推定される。この汚染水はプリピャチ川とドニプロ川の水に薄められ、キエフ・ダム湖の低く安全なレベルの放射性核種を検出可能なレベルまで増加させることはないであろう。冷却池の水が減少することにより、残った水塊の放射能（特に ^{90}Sr）レベルが上昇することが見込まれる。その結果、湖底の形状や水位によって規定される小さな水域の放射能は、5 ～ 6 kBq/m^3（最も悲観的なシナリオでは 10 kBq/m^3）にも及ぶであろう。冷却池のポンプ場停止後 5 ～ 6 年で、冷却池からプリピャチ川への浸透による、更なる ^{90}Sr の除去量は、0.5 TBq（0.5×10^{12} Bq ＝ 5000 億 Bq）に達すると期待される。いずれにせよ、一度冷却池の水位が下がり始めると、河川への浸

透による放射性物質の排出量は、減少していく。

乾燥した堆積物から風によって巻き上げられて、高度に汚染された粉塵が空気中に浮遊する可能性があることを強調する研究結果がある [27–29]。専門家達は、このことが想定し得る最大の負の影響であり、冷却池の閉鎖戦略を複雑なものにすると考えている。20 年以上に亘る一連の堆積構造が比較的よく保存されている、湖底堆積物中に大量に含まれる核燃料微粒子の組成を解明することが、これらの仕事の主要な課題であった。ダム湖の底が干上がり浸食が始まると、そのような湖底堆積物は急激に乾燥を始め [27]、風によって周辺地域に運ばれ得るようになることを、幾つかの研究が示している。立入禁止区域の中で起こり得る、嵐の条件下で働く人々に対する放射線リスクは、通常年の乾期の気象条件下と同じく、放射能汚染との因果関係は生じ得るものの、有意なものにはならないと推定されている [28]。

冷却池の表面は、この地域に典型的な草本とヤナギ科木本によって、徐々に覆われてきた [29]。そのことで、放射性の粉塵が、水面から風によって運ばれ難くなっている。

冷却池運用停止によって、チェルノブイリ立入禁止区域外の人々が、有意な放射線リスクを被ることはないであろう。

ドニプロ・カスケードの湖底堆積物

事故以来ずっと、プリピャチ川とドニプロ川からキエフ・ダム湖への ^{137}Cs と ^{90}Sr の流入が観測されてきた。その結果は、ドニプロ・カスケードの底質汚染を対象とした研究に反映されてきた [15, 24, 31]。ドニプロ・カスケードの一部のダム湖で、^{137}Cs の空間分布と湖底堆積物中への蓄積量が研究され、推定されてきた。その基礎となった一連の調査は、UHMI によって、事故後の 10 年間（1989 ～ 1996）に行われた [15, 31]。

ダム湖群の湖底堆積物に含まれる ^{137}Cs と ^{90}Sr の総量は、1990 年以来徐々に減少している。これは、放射性核種減少の主な要因となった崩壊による減衰が河川からの流入量を上回ったこと、及び部分的には、水柱から湖底への堆積過程で放射性核種が吸収除去されたことによる。

事故後の 10 年間にドニプロ・カスケードへと流入した ^{137}Cs の約 70%及び ^{90}Sr の約 90%が、キエフ・ダム湖の湖底堆積物中に集積し、特にプリピャチ川からの堆積物負荷の大部分を受ける上流側に集中した。川からキエフ・ダム湖の上流側へと流入した懸濁粒子は、局地的に窪んだ場所や古い河道に堆積した。その結果、そのようなシルト粒子が蓄積する場所は、比較的高レベルの放射能で汚染された堆積層を有する、局地的なホットスポットになった。1986 年から 1993 年までの期間に水の流出が少なかったことは、放射性核種が安定的にダム湖の上部に蓄積していくことに寄与した。これに対してその後、1994 年夏の大雨による洪水や、特に 1999 年及び 2005 年の春の洪水の結果として、1993 年までの出水が少なかった時期に安定した集積率を示していた、ダム湖上部の堆積物が洗い流された。出水によって、最も汚染された細粒シルト粒子が再懸濁し、キエフ・ダム湖の中部或いは下部へと輸送され、そこで再び深みに堆積して流体力学的ストレスの影響を殆ど受けない状態になった。最近 UHMI は、典型的な堆積状況にある幾つかの場所で、湖底堆積物中に於ける放射性核種の鉛直分布を調査した。その結果、放射能汚染の空間分布は、1989 ～ 1991 年に行われた研究（採集と実験室での分析）の当時から 15 ～ 20 年を経て、有意に変化していることが明らかになった。

シルト粒は、洪水流の影響を受けてキエフ・ダム湖の下流へと流され、水力学的影響を受け難い深みへと堆積した。

UHMI が 2008 ～ 2009 年に行った観測によれば、キエフ・ダム湖のシルト堆積層は、ダム湖の中～下

流部の深い部分で有意に増加し、厚さ 25 cm に達している。このような堆積物の空間分布に対応して、放射性核種の堆積物中での単位面積当たり密度について議論されている（図 2.17）。これによれば、湖底の数箇所では、^{137}Cs の分布密度が、1994 年の 185 kBq/m^2 から 2009 年には 610 kBq/m^2 にまで増加している。一方で同時期に、ダム湖の上流側では、放射性物質が堆積した最初の年に最も汚染レベルが高く、その後は水理学的作用によって放射性物質が除去されてきている。

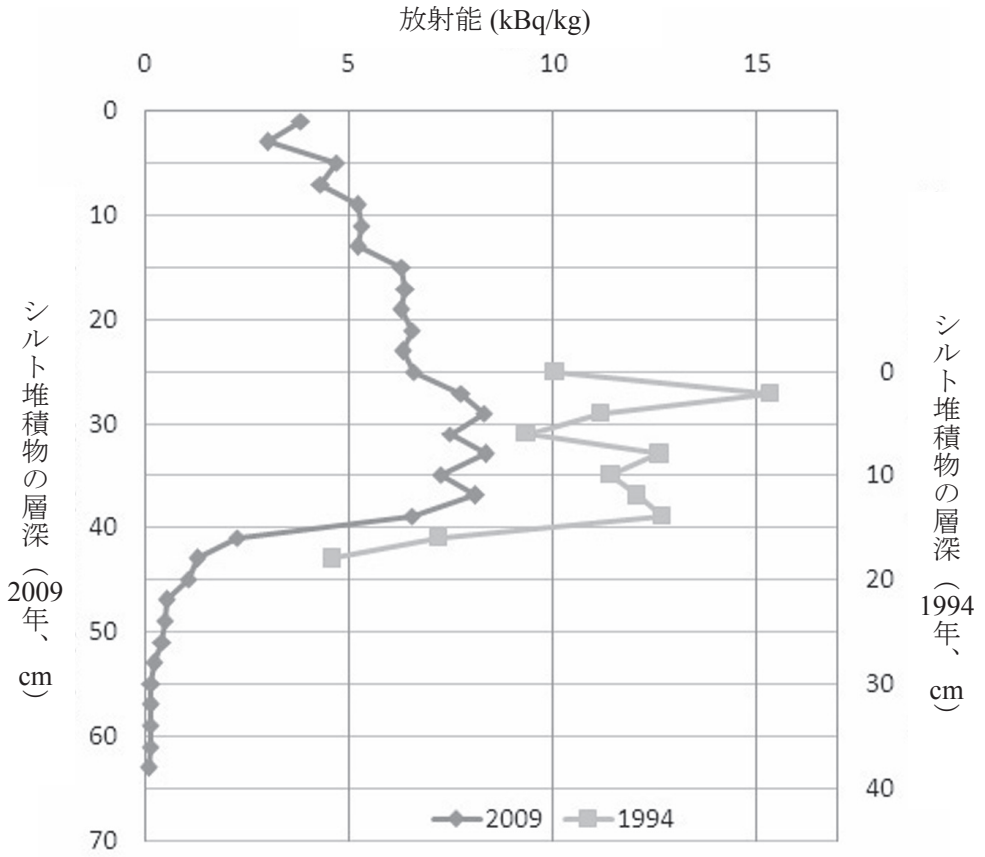


図 2.17　キエフ・ダム湖下部の湖底シルト堆積物に於ける ^{137}Cs の鉛直分布：1994 年と 2009 年の比較

一般的に、ダム湖底の放射能汚染パターンは、この 10 年間で安定してきている。浅い水域（水深 0 ～ 5 m）の湖底堆積物の汚染は、軽減されてきている。中程度の水深（5 ～ 10 m）の湖底堆積物の汚染は、1990 年代初頭とほぼ同程度である。そして、深い水域の湖底堆積物では、チェルノブイリ由来の放射性核種の総量は増加している。

大量の放射性汚泥がダム湖の表層から中心、そして底へと移動したことにより、湖の底の放射性核種の分布パターンには、全体的に変化が生じている。しかし、そのことは必ずしも、放射能汚染状況が悪化したことを意味しない。放射性物質の崩壊によって放射能の総量は減少し続けており、湖底堆積物粒子に固く結合した放射性核種は、実質的に水塊の汚染には寄与しない。

幸いなことに、シルト堆積物の放射能汚染状況は、安定した平衡状態へと収束しつつある。事故後まもない時期に放射能汚染された汚泥の大部分が、堆積物中の安定した層へと移動したからである。

おそらく、湖底堆積物が最も汚染された箇所で、堆積物の上を外から運ばれてきたより汚染の少ない堆積物が覆うことも、自然な汚染減衰過程の中で役割を果たしているであろう。比較的汚染が少ない懸濁粒子は、沿岸及び集水域の浸食によって供給される。これからの 10 年間、キエフ・ダム湖の最

深部で、放射能汚染された粒子の堆積層が比較的汚染が少ない堆積層に埋められていく過程に、堆積作用が重要な役割を果たすようになるだろう。自然な減衰過程により、キエフ・ダム湖の湖底が最終的に満足のいく自己修復に至るまでの中間過程として、現状の汚染図を湖底堆積物の反復調査により描き出すことが、今は重要である。こうした観測結果は、例えば「集水域の水 − 懸濁粒子 − 湖底堆積物」のような、複雑な集水域 − 河川ダム湖環境系の安全評価と放射性核種輸送モデリングに際して、放射性核種の移動に関する数学モデルのより正確な検証の助けにもなろう。キエフ・ダム湖は、広大なドニプロ川集水域から集まってくる放射性核種の、自然の捕捉装置であると考えるべきである。だから、ダム湖浚渫の戦略と技術を正当化する為にも、湖底堆積物に於ける、放射性核種の新しい空間分布地図を作製することが必要である。故に、キエフ･ダム湖で自然な減衰過程の鍵となる堆積過程を、観測結果に基づいて制御するべきである。

結論として、キエフ・ダム湖及び他のダム湖群に於ける湖底堆積物の放射能汚染の観測は、継続されるべきである。

地下水中の放射性核種

チェルノブイリ原発事故後の地下水の状態を観測する為の、地下水観測井戸のネットワークが十分に発達したのは、立入禁止区域とそこで働く職員達の一時居住地区内だけである。

地下水の放射能汚染は概して低レベルに留まっていることが､観測により示されている。しかし､チェルノブイリ原発敷地内の放射性廃棄物一時貯蔵所及び幾つかの放射性物質貯蔵施設の周辺は、例外である。汚染された水域（冷却池、並びに立入禁止区域内の最も汚染された地域にある湖及び湿地）の周辺の地下水も、相当に汚染されている。立入禁止区域内の最も汚染された地域内では、汚染レベルは ^{137}Cs が 0.1 弱〜 1 Bq/ℓ、^{90}Sr が 1 〜 10 Bq/ℓの範囲であった。汚染地下水変成帯の集水域から河川方向への拡大速度は非常に遅く、^{90}Sr でも 1 年に 20 m 以内である [32]。

立入禁止区域とその周辺での地下水汚染は、事故後の最初の 1 年間になされた最も控えめな予測によってさえ生じるとされた、破滅的な影響を概ね免れたと云える。立入禁止区域の河川への、地下水の流入に伴う放射性物質の流入は、表層水に伴う流入に比べて少なく、将来的にも少ないままだろう。そのレベルは、立入禁止区域の外に住むウクライナの人々に、有意な放射線リスクを及ぼし得るものではない [33, 34]。

今の処、相対的に高レベルの水の汚染（そのレベルは時に、飲用水の許容レベル（CAC）の 10 〜 100 倍にも達する）が観測されるのは、濾過を保障する地質科学的及びその他の技術的障壁を特に備えていない放射性廃棄物貯蔵施設の中、並びに地形的に顕著に窪んだ幾つかの特殊な場所に限られている。

地下水がプリピャチ川に流出し始めるのは、早くとも現在から 40 〜 50 年後と推定される [35]。その際に流出する放射能は、3.0 〜 3.5 Ci（100 〜 120 GBq：100 〜 120 × 10^9 Bq ＝ 1000 〜 1200 億 Bq）かそれ以下であると推定される。地下水と共にプリピャチ川を経由してキエフ・ダム湖へと運ばれる ^{90}Sr の量は、表層水によって運ばれる量の 10 〜 15 %かそれ以下となるだろう。

モデルに基づく推定（M. Zheleznyak・S. Kiva、並びに V. Shestopalov・I. Onishchenko・M. Panasyuk [36] による）では、防護壁のある場所からの地下水流は殆どプリピャチ川まで到達せず、100 年経っても、^{90}Sr 汚染の前線は 600 m 以上拡大することはないとされる。従って、汚染された地下水が河床に到達する頃には、その汚染レベルは実質的に問題のないレベルにまで低下するであろう [20, 32]。地表下の最初の帯水層に於ける ^{137}Cs と ^{90}Sr 汚染のレベルは、立入禁止区域の外側では、300 Bq/m^3 を超えていない。

立入禁止区域内に於ける地下水の放射能の状態

チェルノブイリ事故による放射性物質の放出からの四半世紀に於ける、通気帯と飽和土壌中での放射性核種の移動過程は、一般的に遅延と停滞によって特徴付けられると云える。これは、大気や表層水に於ける挙動とは異なる。放射線モニタリングシステムは、第四紀・始新世・セノマニアン期（白亜紀中期）・白亜紀前期の帯水層を網羅している。

地下水モニタリングが確実に行われているのは、RWDS（放射性廃棄物処分場）、主な RAWTSS（地表付近の放射性廃棄物一時貯蔵所）、保水構造、並びに立入禁止記区域内の全ての場所である。始新世堆積物の滞水層系は、チェルノブイリ原発の集中的水供給システムの水源となっている。この地下水の放射能の状態は、同原発の取水施設（プリピャチ市）で観測されている。セノマニアン期及び白亜紀前期の堆積物からなる帯水層系の地下水は、チェルノブイリ市の取水施設で観測されている。

1986 年から 2010 年までの観測結果から、同原発から放出された放射性核種による地下水の汚染レベルは、要求される限界よりも十分に低いことが示されている。同原発及びチェルノブイリ市の取水施設に於ける飲用水中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能濃度は、0.001 Bq/ℓを超えない。

第四紀堆積物の滞水層系が ^{90}Sr によって汚染されていることが、モニタリングによって明らかになった。汚染は、地表付近の放射性廃棄物一時貯蔵施設（溝）及び防護壁の工区からの移動によって、時間と共に広がっている。放射性核種の水文地質学的媒体への移動は、大気降下物の滲入と、放射性廃棄物が連続的或いは季節的に地下水へと溢れ出すことによって起こる。廃棄物集積場の下及び周辺の溝の中のイオン状態の ^{90}Sr の放射能濃度は、飲料水の許容限度（PL-97）の 100 ～ 1000 倍に達する。滞水層系の汚染は、地下水流の動きに沿って何十 m もの深さに達している。

最も集中的な放射性核種の移動は、「赤い森」と、旧建設資材置き場及びヤニヴ湖畔にある観測井戸で確認された。2010 年夏には、第四紀帯水層に掘られた井戸の水で、^{90}Sr の体積あたり放射能は、旧建設資材置き場近郊で 32 ～ 130 kBq/m^3、ヤニヴ湖畔の近くで 0.77 ～ 36 kBq/m^3 の範囲にあったことが確認されている。

冷却池 PK-14 の近辺の観測井戸では、^{90}Sr の体積あたり放射能は、上部の水で 1.3 ～ 1.8 kBq/m^3、下部の水で 1.2 ～ 4.3 kBq/m^3 と記録された。^{137}Cs については 0.007 ～ 0.14 kBq/m^3 であった。K-3 観測井戸（砂質高原、RAWTSS、セミホデ湖畔）では、地下 3.2 m の水位に於いて、^{90}Sr の放射能は水の体積あたり概ね 22 kBq/m^3 と記録されている。

RWDS「ピドゥリスニイ」の観測ネットワークに含まれる観測井戸に於ける、水の体積あたり放射能は、^{90}Sr が 0.18 ～ 0.49 kBq/m^3、^{137}Cs が 0.009 ～ 0.091 kBq/m^3 であった。このとき、井戸の水位は地下 1 ～ 6.5 m であった。RWDS「ブリャキヴカ」の範囲内にある調整観測井戸では、水の体積あたり放射は、^{90}Sr が 0.26 ～ 1.8 kBq/m^3、^{137}Cs が 0.009 ～ 0.12 kBq/m^3 であった。プリピャチ取水施設で観測された水の体積あたり放射は、^{90}Sr が 0.31 ～ 2.3 kBq/m^3、^{137}Cs が 0.006 ～ 0.05 kBq/m^3 であった。

セノマニアン期及び白亜紀前期の帯水層では、水の体積あたり放射能は ^{90}Sr、^{137}Cs 共に 0.001 kBq/m^3 以下であった。

チェルノブイリ原発近辺の、主な RAWTSS（「赤い森」・「新建設資材置き場」・ヤニヴ定点等）、同原発敷地、石棺、及び「ピドゥリスニイ」「コンプレクスニィ」などの RWDS での調査結果によれば、これから 100 ～ 300 年間、トレンチから漏れ出た ^{90}Sr が危険な濃度に達する水平方向の範囲は、投棄場所から地下水流に沿って 1 km に満たない範囲に限られる。この区域の水文地質学的状態や地質学的障壁により、ストロンチウムとセシウムが出ていき難く、また移動速度が小さいことが、放射性核種の地下水による拡散を制限している。

しかしながら、RAWTSS 周辺の汚染された地下水は、長期に亘って確実に、同原発周辺区域の放射線リスク源となり続けることであろう。放射性核種の潜在的な輸送と移動のパターンを考える限り、ヤニヴ湖畔の放射性物質廃棄場所は、プリピャチ川の氾濫原に位置する為、表層水汚染の真の危険をもたらす。

放射性核種の年間の移動の程度を決める主な要因は、気象及び水文地理学的状態、廃棄場所の構造的特徴、そして表面流・水域・地下水の相互作用の状態と強度である。RWDS の外側へと広がる地下水の放射性物質汚染は、移動する放射性核種の「拡散による」汚染源で決まる。

ウクライナ科学アカデミーの地質学研究所が示したデータ（V. M. Stestopalov）によれば、RAWTSS、RWDS、石棺などの場所で、最大 1000 Ci（40 TBq ; 40 × 10^{12} Bq ＝ 40 兆 Bq）の ^{137}Cs が地質環境中に毎年浸透している [37]。^{90}Sr の浸透量は、これより遥かに多い。その結果として、地質環境中へと吸収される ^{137}Cs と ^{90}Sr の量は、プリピャチ川によって立入禁止区域の外へと運ばれる量の 4 ～ 20 倍にも及んでいる。国際科学技術センター「シェルター」のデータによれば、1 年あたり約 120 MBq（120 × 10^{6} Bq ＝ 1 億 2000 万 Bq）のウランとプルトニウム、及びほぼ 40.5 Ci（1.5 TBq ; 1.5 × 10^{12} Bq ＝ 1 兆 5000 億 Bq）の ^{137}Cs と ^{90}Sr が、石棺内の水によって地質環境中に運ばれる可能性がある。

かくして立入禁止区域の地質環境は、移動し易い放射性核種に対する非常に強力な吸収剤として働き、放射能の域外への分散に対する非常に強力な自然の障壁としての機能を果たす。

2.1.2 環境の放射線モニタリングシステム

環境保護、保健・疾病管理、並びにチェルノブイリと核問題に関する現行法は、ウクライナで大規模な放射線モニタリングシステムが機能することを想定している。このシステムは、チェルノブイリ事故による放射能汚染地域を含む、人々と環境に対する放射線防護の中心的課題を確実に完遂する為にある。今日、自然環境と食物の様々な物体内及び人々の体内に含まれる放射性核種のモニタリングは、責任と権限に応じて、主に以下の行政機関とその傘下の事業体が請け負っている。即ち、緊急事態省・保健省・農業政策省・エネルギー省・国家水管理委員会・国家森林管理委員会である。

国家専門科学産業企業「チェルノブイリ放射生態学センター」（GSNPP ECOCENTER；SSSIE「エコセンター」）は、放射線モニタリング要件に準拠して、立入禁止区域並びに移住費用をウクライナ国家予算が負担する強制（義務的）移住区域のモニタリングを請け負っている。「エコセンター」の主要な業務は以下の通りである：

- 大気中・地表・地下水・廃棄物と廃水・陸生及び水生生態系の土壌成分中・無許可の土地不法占拠者[1]の居住場所・食品中に於ける、放射性核種のレベルを明らかにすること；
- 放射性廃棄物を扱う諸施設 ― 放射性廃棄物処分場や放射性廃棄物一時貯蔵所、放射性廃棄物の処理及び処分の手法、「石棺」、並びにチェルノブイリ原発の廃炉に関連する全ての関連する活動 ― の環境影響を調査研究すること；
- 自然地形に於ける放射性核種の移行、立入禁止区域を超えての放射性核種の自然移動、水質保全対策の有効性の評価について調査研究すること。

モニタリング対象リストは、様々な環境（下水を含む表層水、大気境界層、自然地形など）を対象とする 146 の観測拠点、地下水観測用の 138 の井戸、有人作業現場、並びに 11 の集落を網羅している。毎年、5 千を超えるサンプルが採取され、それらに対する 1 万を超える分析的研究が行われている。放射線の状態は、チェルノブイリ原発立地点やスラヴーティチ市を含む 39 観測拠点にある、コンピューター自動制御の放射線モニタリングシステムによって、継続的にモニタリングされている。放射性核種が、人によって立入禁止区域の境界を越えて持ち出されることを防止する為に、モニタリング及び線量測定用の検問所で、自動車や貨物の放射線モニタリングが確実に行われている。

農業政策省の放射線局は、チェルノブイリ政策に従って、放射能汚染区域に区分される市町村で収穫された、農産物の放射線モニタリングを請け負っている。しかし、同局は近年、相当な損失を被った。同局は、チェルノブイリ政策の枠組の中で、自己の活動で収益を得る唯一の機関である。それにも拘わらず、この収益は、94 名の放射線専門家（過去 10 年間で、その数は 1/5 に減少した）の人件費しか賄えていない。

1991 年から、ウクライナ農業放射線研究所（UIAR）は、原材料や食品・環境中の放射性核種のサンプリングと測定に関する一連の規制を策定し、生産過程の中に導入してきた。この点に関しては、「大規模放射能事故に際しての食品と農産物に対する品質管理体制に関するガイドライン」が、関連する政府機関にとっての基本文書となっている [38]。試験所管理局は毎年、数十万もの畜産物や作物・林産物の分析を行っている。許容範囲を超えるセシウム 137（^{137}Cs）とストロンチウム 90（^{90}Sr）を含むサンプル数は、2006 年に 2.2 %、2007 年に 1.4 %、2008 年に 1.3 %であった。チェルノブイリの影響による食品の汚染レベルは、毎年有意に減少している（表 2.5）。この点で、牛乳は、最も重要な農産物であり続けている。1993 年以来、公営部門で生産された食品から ^{137}Cs と ^{90}Sr の衛生基準を超えるものが発見され消費者ネットワークに出回った事例は、稀にしか観察されなかったことを指摘しなけれ

1 「自主的帰還者」としても知られる。

ばならない。しかし、民営農場は、食品中の ^{137}Cs と ^{90}Sr 含有量についての国家基準（PL-2006）を満たしていない農産物を生産してきた。牛乳や食肉中のストロンチウムの単位質量あたりの放射能が恒常的に PL-2006 を超えている集落が、60 近くある。また、牛乳の汚染が許容レベルを超える可能性がある（超過した事例は、過去 5 年間に登録されたもの）、民営農場が 1/3 以上を占める集落が 500 以上ある。

表 2.5　農産物の放射線管理に於いて放射性核種が PL-2006 基準値を超えた件数　（2006 年～ 2009 年）

州	農産物のサンプル数							
	2006		2007		2008		2009	
	総数	> PL-2006	総数	> PL-2006	総数	> PL-2006	総数	> PL-2006
ヴォルィーニ	64508	3182	59205	2681	48740	1774	39145	1080
ジトームィル	38813	1848	38581	1202	16833	741	14451	415
キエフ	71859	185	119435	48	55724	163	64282	54
リウネ	49377	872	40869	1194	26122	676	9500	458
チェルカースィ	912	–	833	–	788	–	1408	–
チェルニーヒウ	54170	61	104000	62	96200	68	106200	22
合計	**279639**	**6148**	**362923**	**5187**	**244407**	**3422**	**234986**	**2029**

農地認証計画に関する膨大な作業は、放射能汚染区域にある集落で生産された農産物の放射能をモニタリングすることを主要な任務とする、放射線専門家に加えて、500 万 ha を超える土地の放射線調査を行った、公共用地土壌改良技術センターによって行われている。

国家森林管理委員会に属する放射線モニタリング部局は、以下の業務を請け負っている。森林の中と生産設備及び民有林に於ける放射線状況の情報を最新のものに更新すること、林業作業現場に於ける線量モニタリング、林産物中の標準的放射性核種のサンプリングと測定、放射能データバンクを維持する為の支援、並びに事業者・地方自治体・地域共同体の運営責任者に対して、関連地域内の森林に於ける放射線状況と木材製品中の標準的放射性核種の含有量を知らせることである。林業会社は、原材料及び最終製品に対する厳密な線量管理を導入してきた。この線量管理は、ウクライナの最も汚染された地方にある七つの公認放射線研究所によって提供されている。1995 ～ 2009 年の間に、これらの研究所は、30 万を超える異なる種類の林産物のサンプルを選別し、分析してきた。

放射能汚染の観点から危険な種類の林産物は、依然として野生のキノコ類やベリー類、野生動物の肉、そして民営農場で生産された牛乳であり続けている。

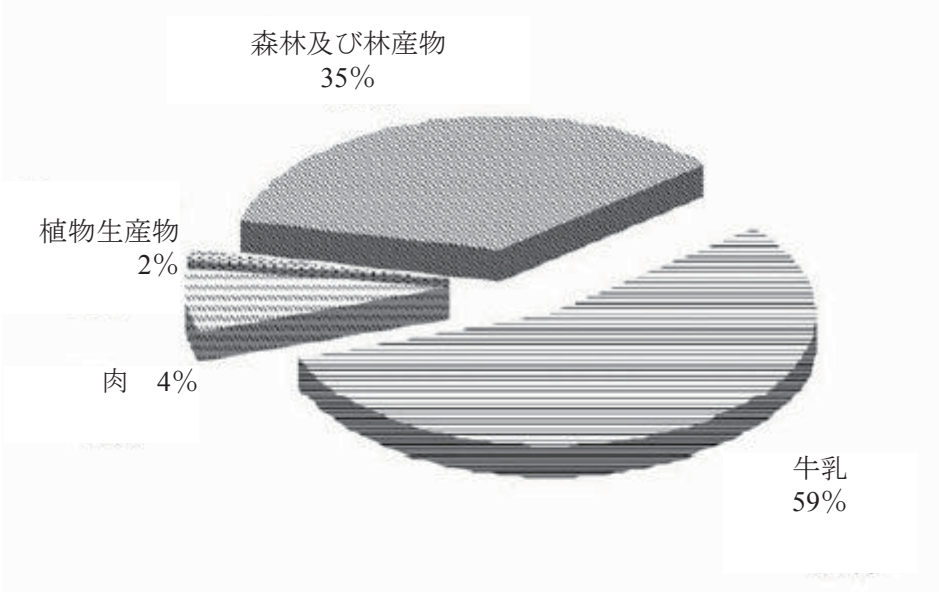


図 2.18　放射性核種が PL-2006 基準値を超えた農産物の構成

同じ 1995 ～ 2009 年の間に、国家森林局が提供する年次放射線モニタリングシステムは減少してきた。これには、財政手当の減少と森林の中の放射線状況の改善という、二つの理由がある。

この観察期間中に、森林生態系に於ける放射線の正常化と共に、基準値を超過した放射性核種が計測されたサンプルの割合が徐々に減少してきた（1995 ～ 1999 年に 6.2 ～ 9.0%だったものが、2003 ～ 2009 年には 3.0 ～ 4.6%に減少した）。

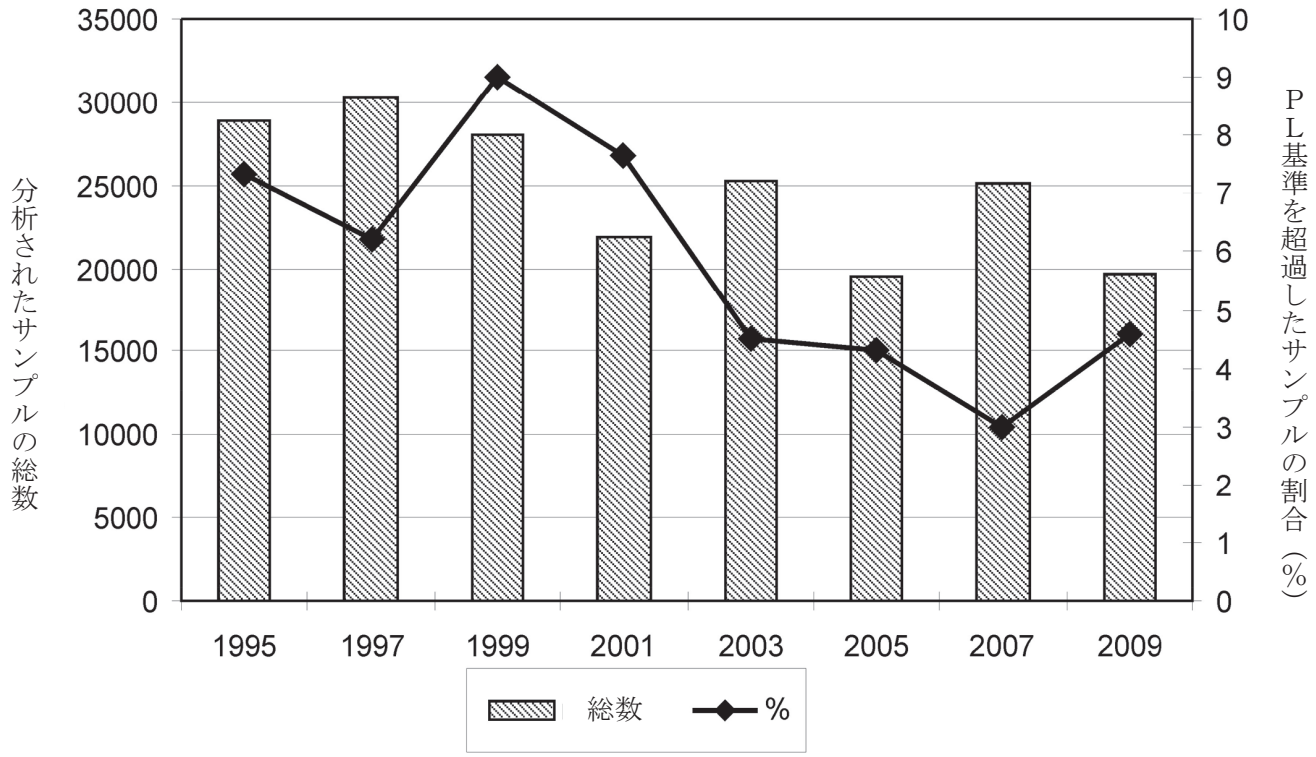


図 2.19　ウクライナ国家森林局の年次放射線管理体制下に於いて PL 基準を超えたサンプルの量の変遷
（1995 ～ 2009 年）

森林生態系に於ける放射線状況が正常化し、許容限度を超えて汚染された製品の割合が徐々に減少する一方で、特にウクライナのポリーシャ地帯に於いて、林産食品中に含まれる放射性核種の量がまだかなり高いことは注目に値する。モニタリングされた林産食品中、^{137}Cs 含有量が許容限度を超えたものは、最大 80%にも上った。

ウクライナ保健省の国家衛生防疫局に属する関連諸機関は、^{137}Cs と ^{90}Sr の放射性核種の含有量を調べる為に、スペクトル分析器を使って、γ線やβ線の測定を毎年約 20 万回も行っている。

国家水文気象局が管轄する放射線モニタリングシステムが実行している、放射能汚染レベルの監視の対象は、チェルノブイリ事故によって形成された放射能汚染区域に分類された地域を含む、ウクライナの全領土を網羅している。

モニタリング結果は、放射能汚染区域を含む、実質的に全ての地方に於いて、過去 5 年間の空間放射線量は安定していたことを示している。その放射能汚染レベルは、事故前のレベルと同じ許容限度 — 即ち 6 ～ 33 μR/h（0.05 ～ 0.29 μSv/h）— 内であり、主に自然放射性核種及び宇宙線に起因するものである。チェルノブイリ市の測定点に於ける、現在の ^{137}Cs による土壌汚染の濃度は、約 330 kBq/m^2 である。その空間γ線量は、チェルノブイリ原発事故の影響を受け、15 ～ 27 μR/h（0.13 ～ 0.24 μSv/h）の範囲で変動している。より高い空間γ線量は、コーロステニ市の測定点で観測され、その値は 18 ～ 33 μR/h（0.16 ～ 0.29 μSv/h）である。これは、チェルノブイリ由来の土壌放射能汚染（現在、約 165 kBq/m^2）と、この地域特有の地質学的構造 — 特に地表面に近く、カリウム・ウラン・トリウムの自然放射性核種の高濃度濃縮によって特徴付けられる花崗岩の露出 — の両方に起因する。汚染地域のモニタリングは、毎日 70 の測定地点でγ線被曝線量率を測定し、以下のサンプルを収集し分析することによって担保されている。それらは、26 地点での大気降下物のサンプル、5 地点での大気中の浮遊粒子のサンブル、キエフ及びカニヴ・ダム湖の 3 地点での表層水サンプルである。

線量モニタリング

放射線防護計画の基礎は、被災地域の住民に対する放射生態学的生活環境の評価である。この作業を遂行する上で主要な役割を果たすのは、線量モニタリングである。線量モニタリングは、集落の線量測定と甲状腺被曝線量の評価、並びに人々の体内に取り込まれた放射性セシウムを直接測定した値を基にした内部被曝線量の評価から成っている。

集落に於ける一般的な被曝線量認定システムは、1991 年の後に設立され、(2008 年から 2010 年に掛けては行われなかったが）12 州の 74 地区に存在する 2165 集落を網羅する。このシステムには、放射能汚染区域に区分される集落に於ける、パスポート線量[2] の計算が含まれる。この計算には、^{137}Cs と ^{90}Sr の汚染密度と、牛乳とジャガイモ のサンプル中のこれらの放射性核種の濃度が使用される。

年度毎に行われる業務には、以下の事項が含まれる：

- 食品（牛乳とジャガイモ）のサンプリングとそのγ線のスペクトル分析（^{137}Cs）と放射化学分析（^{90}Sr）；
- 人体内の放射性核種の測定；
- 住民が被曝した線量の計算；
- 認定被曝線量値を守る為の規制措置；
- 対象集落へのパスポート線量の発行。

ガイドラインに従って、放射能の状態を明らかにし、ウクライナの汚染領域の放射線モニタリグを

2　集落の公式値となる線量。

行う為に、過去三年間に ^{137}Cs が PL 基準を超えて検出された測定地点では、牛乳のサンプリング検査が年二回実施される。放射能汚染区域として指定されたその他の測定地点では、毎年一回実施されている。ジャガイモのサンプリングは、前年に内部被曝線量が 0.5 mSv/y を超えた測定地点で、年一回（8 月～ 9 月）に行われる。サンプル数の年平均は、ジャガイモと牛乳を合わせて約 1 万 7000 であった。ウクライナ保健省の衛生防疫局が、線量測定モニタリングを実施する責任を負っている。

パスポート線量は、集落の住民の職業及び年齢構成を考慮した平均線量であり、国家機関が法律に適合する意思決定を行う際の裏付として利用することを意図している。この線量を疫学的研究に利用する事は、許可されていないことに留意されたい。

モニタリングの結果は、一般被曝線量認定出版物（利用可能な 13 の版がある）にまとめられている。最新号は、2008 年の集計データを含む。

被曝線量認定の結果は、チェルノブイリ核災害に起因する 1 mSv/y を超える量の新しい放射能被曝を受ける人々の数は年々減っていることを示している。これは、自然過程によるものに加えて、食品を経由しての人体への放射性核種の摂取の削減を目的とした、最近の施策の成果である（表 2.6）。

表 2.6　一般被曝線量認定に基づく線量率別の集落数と牛乳のセシウム汚染のある集落数

年	認定被曝線量（mSv/y）				^{137}Cs が 100 Bq/ ℓ 以上検出された集落の数
	≤ 0.50	0.50 ～ 0.99	1.00 ～ 4.99	≥ 5.00	
1997	1350	359	442	10	490
1998	1338	375	441	7	506
1999	1368	384	400	9	486
2000	1415	299	441	6	479
2001	1445	311	392	5	419
2002	1471	317	372	3	406
2003	1538	334	289	2	339
2004	1551	405	207	–	363
2005	1749	298	116	–	134
2006	1799	294	72	1	84
2007	1366	246	60	1	57
2008	1648	236	49	–	53

住民個々の被曝線量の評価は、人体内に吸着した ^{137}Cs の測定によって行われる。1995 年以来、この評価は、被曝線量認定（年間約 5 万人）が行われた 12 州に属する集落で、ホールボディカウンターを使用して実施されている。

現時点で、人体に対する放射線影響のデータバンクは、95 万人以上の人々の内部被曝線量を測定する為の線量測定結果を収集している。内部被曝のせいで被曝許容線量を超過した事例は、過去 5 年間で、調査対象者の 3%に認められたに過ぎないことに留意すべきである（表 2.7）。

表 2.7　人体の放射線検査　（2005 ～ 2007 年）

州	検査年								
	2005			2006			2007		
	総人数	≥ 1 mSv/y		総人数	≥ 1 mSv/y		総人数	≥ 1 mSv/y	
		人数	%		人数	%		人数	%
ヴォルィーニ	5000	0	0	5000	0	0	4740	0	0
ジトームィル	15350	22	0.1	16043	37	0.2	11023	24	0.2
キエフ	10000	7	0.1	10000	30	0.3	6600	0	0
リウネ	16000	143	0.9	15750	78	0.5	14750	4	0.03
チェルニーヒウ	5000	0	0	5186	0	0	5000	0	0
合計	**51350**	**172**	**0.3**	**51979**	**145**	**0.3**	**42113**	**28**	**0.07**

全ての放射線局の活動には、質の良い測定に必要な最新式装置の導入の欠如と放射線モニタリングを実施するには不十分な予算、という共通の困難がある。まず第一に、「公衆の放射線防護と放射能汚染地域の生態系回復」という名称の予算が計上された国家計画は、2009 ～ 2010 年には 1998 年比で 1/20 以下に 減らされた。線量及び放射線モニタリング計画、並びに汚染地域の生産物の放射線モニタリング計画は、失敗した。これにより、放射能汚染区域に住む約 200 万人のウクライナ市民の、憲法上の権利 — 環境汚染のレベルと地元産食品の汚染レベル、そしてそれらの健康への悪影響についての信頼できる情報を得る権利 — は、制限されている。

放射線専門家の能力を高める

放射線モニタリングを行いながら放射線防護計画の目的を達成するには、汚染地域で働かなくてはならない、熟練労働者を必要とする。1994 年以来、国家の支援は、ウクライナ緊急事態省のウクライナ放射線研修センターでの訓練・高度な訓練・放射線モニタリングの専門家認証という制度によって担われてきた。同センターでは、年間平均で、最大 200 名の資格を持つ専門家が訓練された。2009 年以来、この業務分野の予算は、大幅に削減されてきた。二種類の訓練の予算を削減して旅費に充填することにより、放射線管理分野で働いている労働者の内、55 人のみが訓練を受けられる可能性が残った。

2.1.3 放射能に汚染された生態系の回復

チェルノブイリ事故の放射性物質の放出には、比較的短期間で起こったという特徴がある。その為、事故由来の放射性物質のみの降下率を、経過時間毎に算出することが可能であった。放射性物質が降下した日付が確定していること、事故による効果のみを単離すること、放射性物質の高感度な測定、ウクライナのポリーシャ地帯の多様な地形と地質を考慮することにより、得られたデータの信頼性が確立された。またこれらの条件により、得られたデータを、広範な事故由来の放射性物質に対しても、一般化することが可能である。

放射性物質に汚染された生態系の自然回復という概念

地形構造に関する地球化学の古典的理論によれば、地形構造が持つ自己浄化能力とは、人工物を外部に排出することや [39, 40]、自然物理的・化学的・生物学的過程によって、その環境内で汚染物質を自然崩壊させること [41] を意味している。国際標準化機構も、土壌中及び地下水中の汚染濃度の減少に繋がる、化学的・物理学的・生物学的なものを含む、全ての自然過程を統合的に理解する為に、自然減衰と内因性の生物的環境浄化という同様の用語を用いている [42]。

放射性物質の空間的拡散と並んで、土壌の除染の為に開発された技術が存在しないことは、チェルノブイリ核災害の影響を受けた地域内での、自然環境による浄化作用に関する研究が必要であることを決定付ける要因であった。放射能に汚染された土地に居住する人々の主要な栄養源が、芋や牛乳のような、その土地で生産された食料であることを考慮すると、被曝放射線量の内、経口摂取によるものがかなりの割合を占める。その結果、年間被曝線量の総量が減少する一方で、経口摂取による被曝は、早くも 1988 年の始めから、総被曝線量の 80%にまで増加した（図 2.20）。

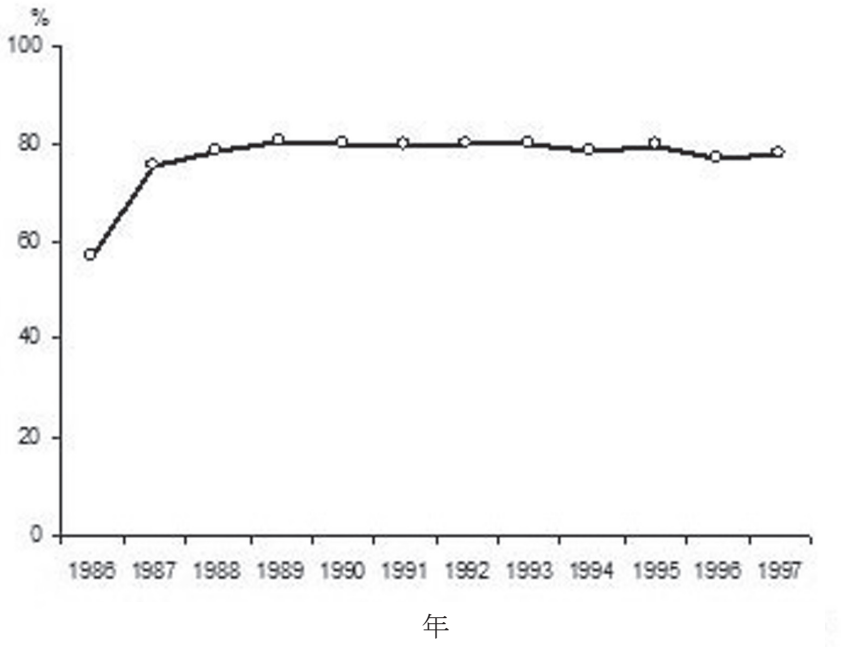


図 2. 20　汚染地域住民の総被曝線量に於ける、経口摂取の占める割合　[43]

このことは、土壌 – 植物間の食物連鎖が、放射線被曝の過程に於いて決定的な影響を与えているこ

とを示している。従って、生態系の自然回復という概念を、早急に根本的に再検討する必要がある。生態学的安全性という文脈を考慮すると、生態系の自然回復は、汚染物質の食物連鎖外への排出を可能にする過程を含む。地球化学で発達した見方と異なり [39–41]、土壌吸着物複合体によって汚染物質が固着した状態が長期化する過程が、生態系の自然回復に重要な役割を果たしている。この過程は、汚染物質の崩壊やその地形構造からの除去を常に伴うものではない。従って、汚染地域の生態系内部に於いて放射性核種が生体内を移動する過程を研究することが、特に重要な課題となっている。

セシウム 137（^{137}Cs）とストロンチウム 90（^{90}Sr）は、医学的・生物学的な観点から、最も危険な被曝を引き起こす放射性核種である。ウクライナの汚染地域住民の放射線被曝に関する長期的な動態は、被曝の減少率が、放射性核種の物理的崩壊の速度よりも、統計的に有意に早いことを示している（図 2. 21)。

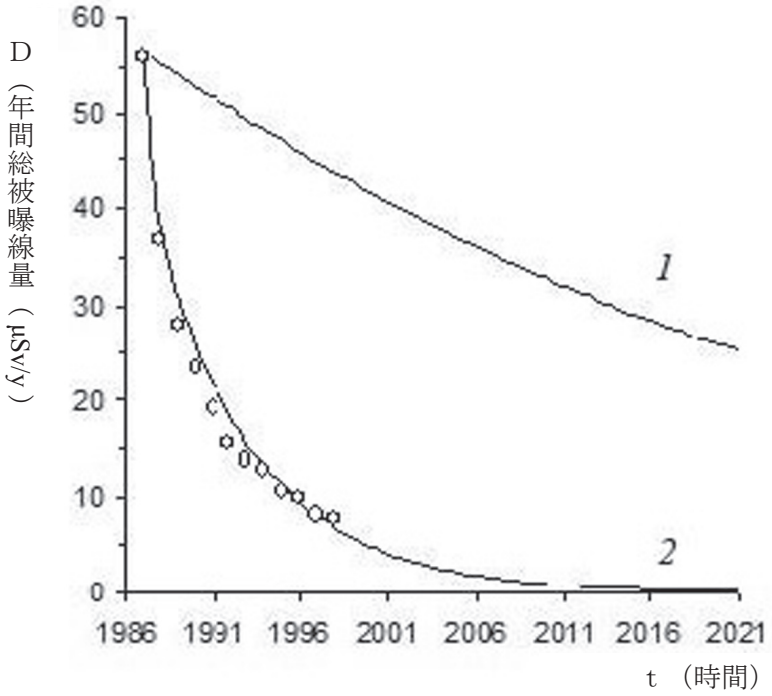


図 2.21　(1) 被曝を引き起こす放射性核種の崩壊動態と、(2) 規格化された年間総被曝線量（様々な原因による）の減衰比率

1 kBq/m^2 につき μSv/y　(白丸は測定値と推定値 [43])

地表に降下後、放射性核種は非生物学的過程によって、最も植生に入り易い可動性の形態（可溶性の錯体）に変わる（図 2.22)。

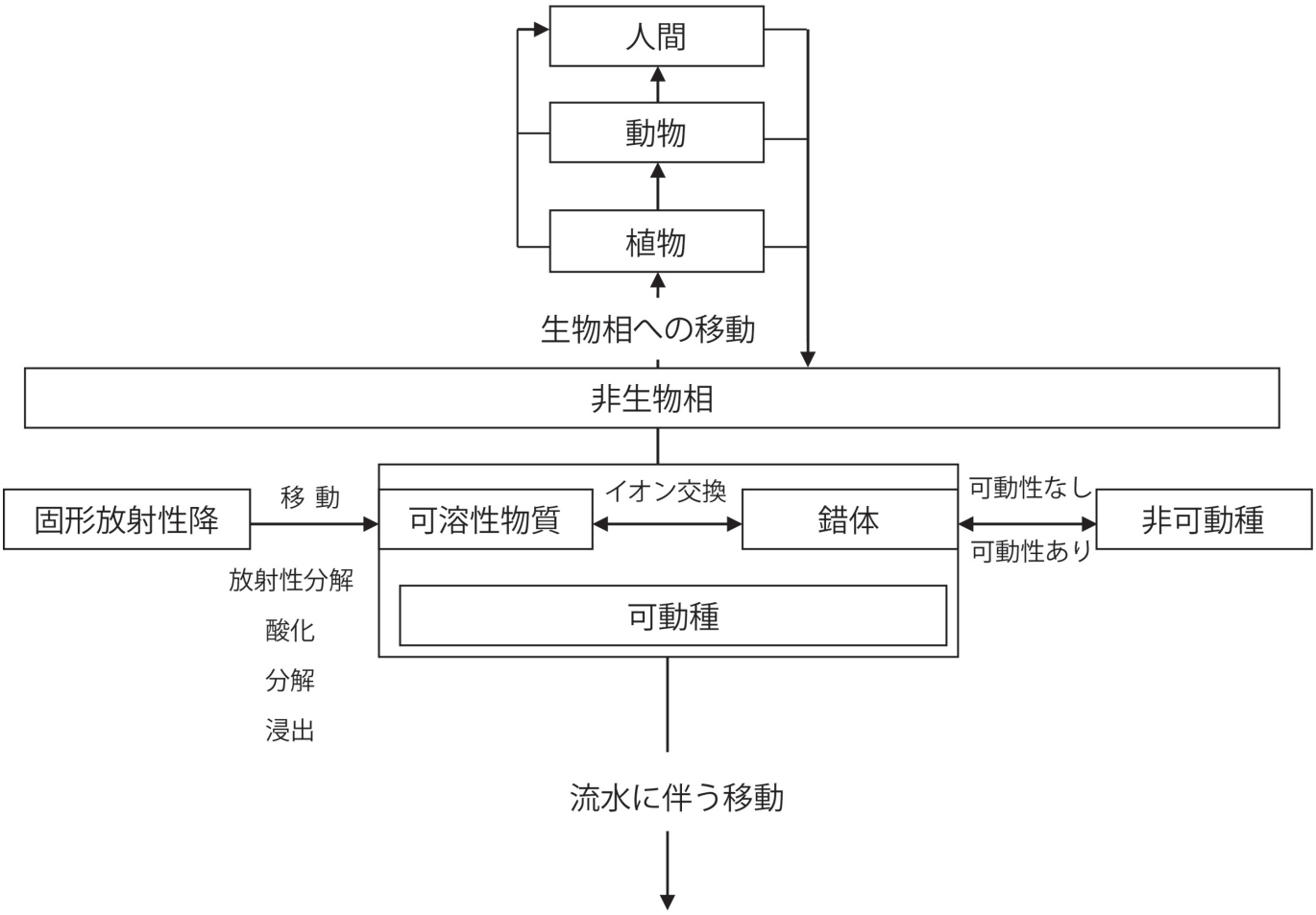


図 2.22　放射性核種の形成と移動に関する生物学的・非生物学的過程

植物が栄養を吸収する根圏（植物の根の周囲 1 mm）は、酸性環境を形成している（幾つかの研究によると pH 3 で、pH 1 になるときもある）[44]。これらの pH レベルに於いては、重金属は栄養素と共に、とても速く植物に吸収される。こうした放射性物質の生体内への蓄積過程が、根圏に於ける放射性核種の可動性と移行速度を決定する。この過程は最も長く続くので、移動循環の期間を決定する。

根圏に於ける放射性核種の可動性、生物が関係しない水移動、放射性核種の流れる量と可動形態の量の等しい割合、移動過程での結合と変化といったことを優先するモデルは、「形態変化の概念」と呼ばれる [45]：

形態変化の概念に基づく環境の自然回復は、以下の方法で定式化されている。

- 生物が関係しない地球表面環境下での、熱力学的な非平衡が、人工生成核種の当初の変動の原動力となる；
- 人工生成核種の形態変化は、その量が生物的及び非生物的な水移動の量を共時的に規定する、可動形態といった中間生成物を伴う；
- 形態変化の動的モデルは、人工生成核種が地表に降下してからの時間の関数として、可動形態の量を規定する。

食物連鎖に於ける自然の浄化作用

土壌中の毒性物質を固定化して生物学的循環から取り除くという手法により、食物連鎖の除染を理論的に証明したことは、地球化学の技術発展史に新たな一章を加えた。即ち、環境の自然回復という概念である。

放射性核種が排除される過程に於いて、生物の中で放射性核種の動態と可動形態の動態が同期することは、土壌中での放射性物質の形態変化に関する動的モデル、所謂「地球化学的クロノメータ」のパラメータの決定を可能にする。この「地球化学的クロノメータ」は、食物連鎖の初期汚染レベルの再現と経過予測に使われる。

地球化学的障壁への固定化によって生物学的循環から ^{137}Cs を除去することは、^{137}Cs による外部被曝の危険をも取り除く訳ではない。つまり、^{137}Cs は土壌中に残留し続ける。

土壌中での放射性核種の生物による移動は、動植物の有機組織が持つ非常に重要な機能と関連している。土壌中の中型動物類や微生物は、種の促進に寄与する。一方で周囲の多孔質の土壌への拡散を伴う中型動物類の活動は、放射性核種の垂直方向への分散を均質化する。植物は放射性核種を根から吸収して体内に取り込み、地上部へと押し上げる。植物が枯死すると、放射性核種は残留物の無機物化によって土壌中に還る。放射性核種が上昇し下降する流れは、放射性核種の生物地球化学的循環を確立する。

生物地球化学的な流転は、生態系に於ける非生物と生物を隔てる伝統的な境界領域を超えて、一定時間内にそれなりの量の物質が行き来することを意味する。放射性核種の生物地球化学的な流転の強さを評価する為に、地球化学移行係数が使われる。これは、1 m^2 の土壌から取り込まれる植被中の汚染物質量と、その範囲内の土壌中汚染レベルの間の比率を表している。

植物の根からの栄養吸収の流れ（食物連鎖の第一段階）から放射性核種を除去する各段階に於ける個々の地球化学的過程の影響を見積もる為に、これらの過程の除去速度（表 2.8）を指標として用いることができる。陸上植物生態系の年間生産量に於ける自然の浄化作用を支える地球化学的過程の速度定数を比較すると、事故後の期間に於いて、放射性セシウムを固定化する過程が抜きん出ていることが分かる。平均して、その速度は、顕著に放射性崩壊の比率を上回る。

表 2.8　陸上生態系に於ける半減期と速度定数、並びに様々な地球化学的過程に起因するその内容

過程	^{137}Cs			^{90}Sr		
	$T_{1/2}$ (years)	k (year^{-1})	k/λ	$T_{1/2}$ (years)	k (year^{-1})	k/λ
物理的崩壊	30	0.023	1.0	29	0.024	1.0
横への移動	> 1000	0.0005	0.02	> 300	0.0015	0.06
固定化	0.10 〜 1.5	0.45 〜 7.0	20 〜 300	1.2 〜 69	0.01 〜 0.60	0.42 〜 25
下方への移動	70 〜 > 300	0.001 〜 0.01	0.043 〜 0.43	25 〜 45	0.015 〜 0.028	0.65 〜 1.0
草地への生物土壌化学的移動	2.0 〜 10	0.07 〜 0.32	3.0 〜 14	≒ 2.0	0.29 〜 0.38	13 〜 17
牛乳への生物土壌化学的移動	1.0 〜 10	0.07 〜 0.32	3.0 〜 14	N/D	N/D	N/D

註：$T_{1/2}$ は半減期（根の養分から除去）、k は各過程の速度定数、λ は放射性核種の崩壊定数、N/D は非検出

^{90}Sr に関しては、無機土壌中の固定化過程は、食物連鎖からの除染に重要な役割を果たしていない。事故直後の最初の一年の間、ばら撒かれた核燃料の汚染が顕著であった地域では、降下物の可動化を要因として、陸上生態系の年間に於けるバイオマス生産物に含まれる ^{90}Sr の放射能が上昇した。後に

なると、陸上生態系の生産物の年間除染は、ポリーシャ土壌中に於ける放射性ストロンチウムの高い移動能力によって決定された。根圏から放射性核種の半分が取り除かれる期間は、物理的半減期と同じ程度である。非生物的転換と、非生物的及び生物的移動の過程を考慮することにより、得られたデータから、生態系と食物連鎖から放射性核種の半分を取り除くのに掛かる期間を推定することができる。表 2.8 に示したデータは、地形構造の自然回復能力（即ち、放射性核種の食物連鎖外への排出）と自然減衰(即ち､地形構造内の非生物的構成物の除染)の違いを説明するものである。このような自浄作用は、放射性崩壊と放射性核種の平行及び垂直移動を含む､三つの主要な過程によって行われる。そしてまた、このような自浄作用は、^{137}Cs の物理的崩壊に依存しているが、^{90}Sr に関しては、自浄作用は物理崩壊よりも 2 倍も速く起こる。草原生態系に於ける自然による浄化作用は、物理崩壊よりも 3 ～ 10 倍も速く起こる。これは、非生物的移動、特に ^{137}Cs の土壌吸収複合体への固定化と、^{90}Sr が環境中から生体内に取り込まれる際のイオン交換性による。

森林生態系に於ける自然の浄化作用

森林生態系に於ける放射性核種の生物地球化学的な流転は、遥かに複雑な経路によって特徴付けられる。これは、生態系が複合的な構造をしていることや、異なる複数の時間軸や植物の生活史の生物学的特性などが要因となっている。

ウクライナのポリーシャ地帯の森林湿原生態系にある ^{137}Cs の多く（82 ～ 97%）は、土壌中の鉱物層或いは森林内で沈殿した状態 で存在する。その他は、藻類に 0.3 ～ 16%、地衣類に 0.002%以下、草地と低木層に 0.05 ～ 0.5%、微小菌類層に 0.01 ～ 0.05%、林床に 0.3 ～ 5%である [46]。チェルノブイリ付近 (ヤニヴ、ノヴォシェペリチ、トヴスティ＝リス、コパチ) の松の生態域に於いて、森林生態系中で生物の棲家となる、異なる土壌構成に残存している ^{137}Cs を平均した値は約 14%で、これは、生物地球化学的な移動過程（実際の放射性降下と森林による被覆）を含む。残りの 85%以上が土壌層に移動し、降雨によって拡散する。松の生態系に於ける現在の生物地球化学的循環は、3%未満のアメリシウム 241（^{241}Am）を含む。

同一の土壌汚染濃度では、松の木の生態系に於ける ^{137}Cs の生物地球化学的移動の度合いは、地形構造と地球化学的条件によって決定される生物生産量が増大すれば増える。森林生態系に於ける自然の浄化能力は、これとは反対方向に変化する。そして、殆どの微地形構造では、放射性物質の崩壊率によって浄化能力が決定される。松の木の生物学的自然回復期間は、15 ～ 250 年である [47]。

事故を起こした原子炉で黒鉛ブロックが燃焼しエアロゾル粒子や高温ガスが排出された過程で、112 兆 Bq の放射性炭素 14（^{14}C）が大気中に放出された。松の生態系の生物層（降下物の分解生成物を含む）は、炭素全体の 95%を含み、内 75%が木本層にある。原子炉事故による放出と核実験による世界規模での放射性物質の降下（グローバルフォールアウト）では、炭素の分布は大きく異なる。生態系の生物的作用により、グローバルフォールアウトの放射性炭素の分布は大幅に変化している。つまり、木本層はグローバルフォールアウトの ^{14}C の 55%以下しか含まない。チェルノブイリ事故によって放出された放射性炭素は、更に少ない。実際、木本層では 30%以下、鉱物土壌層ではホット・パーティクルとして 30%が見られるだけである（図 2.23)。

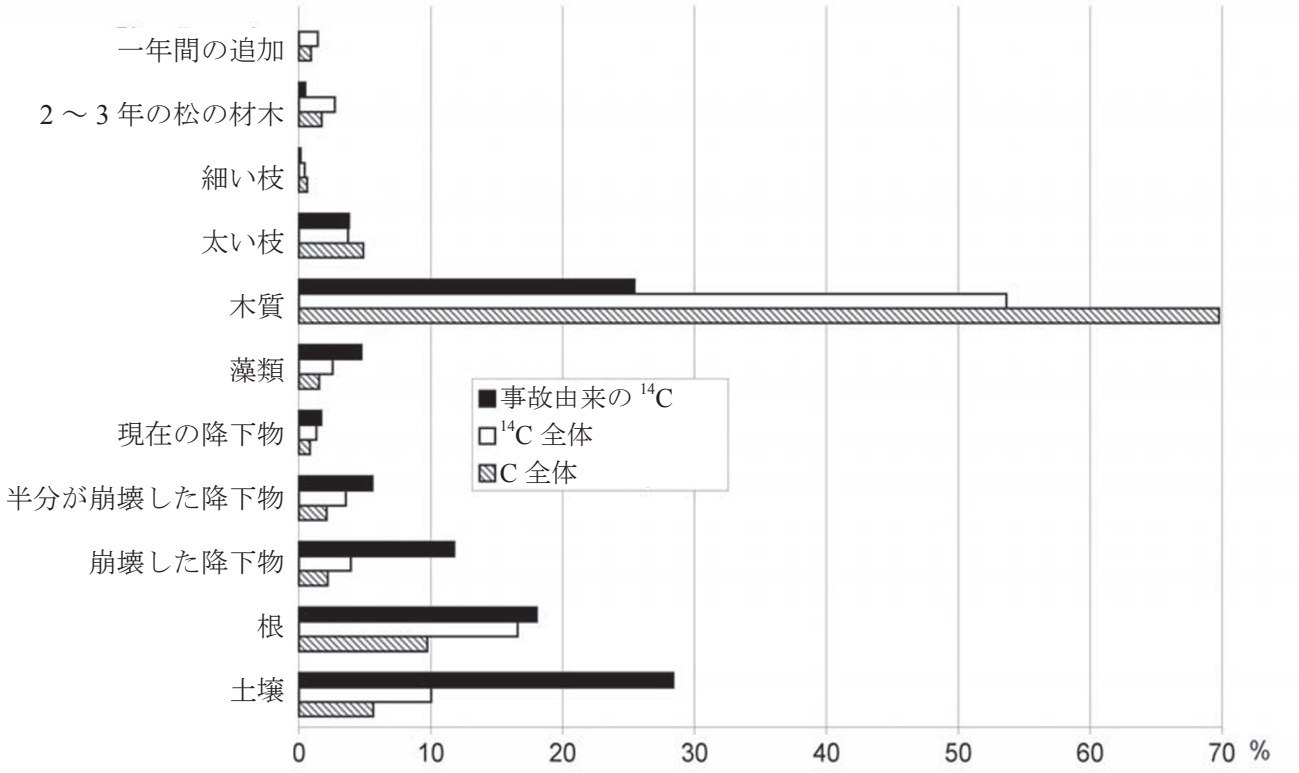


図 2.23　チェルノブイリ近郊の生態系に於ける炭素同位体の分布

放射性降下の様々な場面で、^{14}C は主に固体であるが、セ氏 900 度以上で酸化し、気体に変化する。チェルノブイリ近郊の松の生態系に於いて循環している現在の $^{14}CO_2$ は、森林生態系中の下層（土壌 – 放射性降下 – 藻類）に限定されている。生物的過程に於ける ^{14}C の取り込みは、根からの栄養吸収による [48]。

原子炉から飛散した炭素は、自然及び人工的地形構造の中で、化学的及び生物的因子に晒される。原子炉由来の炭素の化学的な崩壊の特徴は、電離放射線の影響である。電離放射線は、O_2 と H_2O を分解し、酸素原子と遊離性 OH ラジカルを生成する [49]。放射線分解生成物の影響下で、炭素は化学的に不活性な形態から、可動性があり食物連鎖に取り込まれる形態へと変わる。

チェルノブイリの立入禁止区域の汚染土壌から抽出された、微小菌類（アクレモニウム属、アースリニウム属、アウレオパシジウム属、クラドスポリウム属、ペシロマイセス属、フィアロフォラ族、スコプラリオプシス属）に吸収された放射性炭素に関する研究は、ツァペック培地内で原子炉由来の炭素を単一炭素源として加えた時、菌糸体の成長が活性化したことを示した。具体的には、60 日以内に、菌糸の生物量は 30 倍に増えた。培養基と菌糸体中の ^{14}C の合計量は変わらなかった [50]。

表層水系に於ける自然の浄化作用

放射性核種に汚染された水は、主にドニプロ川を流れることで移動する。それに加えて、放射性廃棄物処分場から、或いは石棺の部分的損壊を原因として立入禁止区域の境界を超えて、放射性物質が拡散されるリスクがある [51]。同時に、放射性核種がドニプロ・カスケード（ドニプロ川流域の一連のダム湖群）に流入する量が年々減少する傾向も、観察されている（図 2.24）。

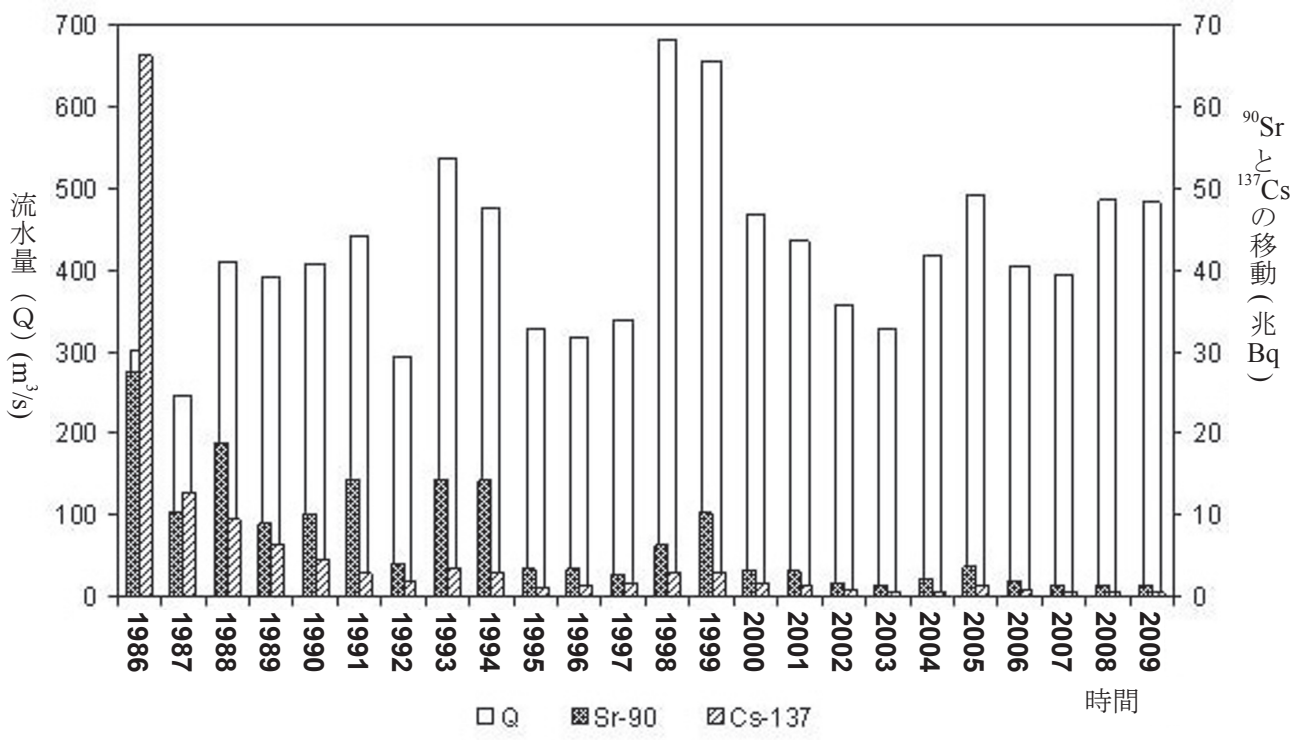


図 2.24　事故後のプリピャチ川の流水量と放射性核種の移動

プリピャチ川に混入した ^{137}Cs と ^{90}Sr の濃度の平均年次動態の変化を解析した処、表層水に於ける自然の浄化作用には、二つの減衰期間があることが分かった（図 2.25）：

- 事故直後の期間には、自然の浄化作用は、放射性核種が降下した時の化学形態に依存した。それ故、この過程に於ける自浄効果は、それ以降の年に比べて、ほぼ一桁も高くなっている；
- 1989 年以降は、放射性核種がチェルノブイリの立入禁止区域の排水施設を通って排出される過程は、集水域の土壌中を放射性核種が移動する速さに左右されてきた。

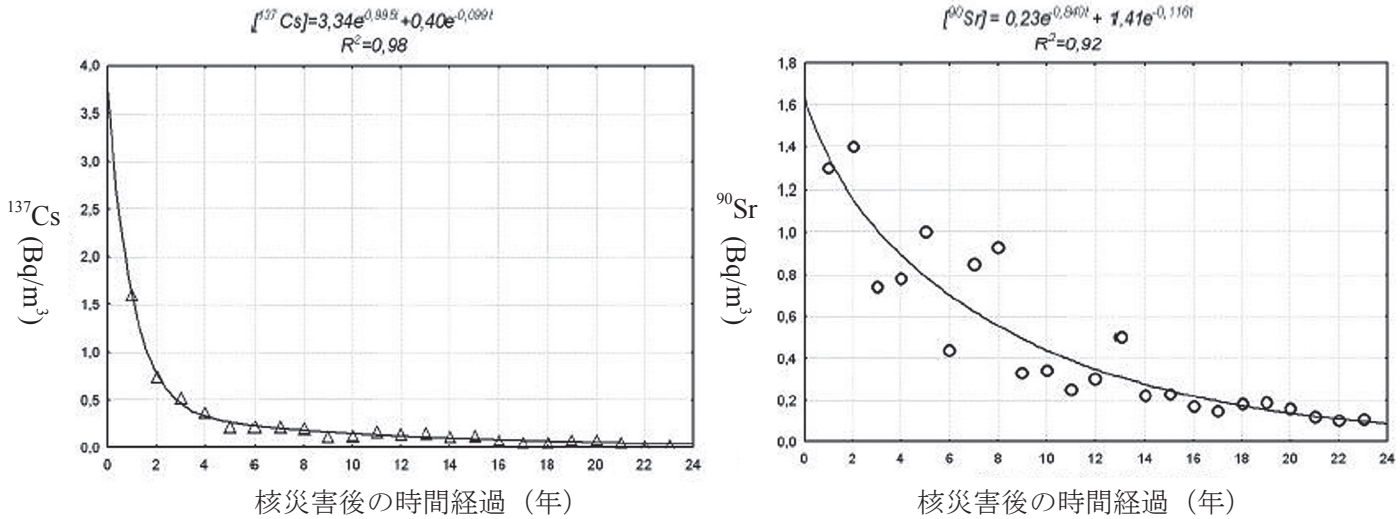


図 2.25　プリピャチ川に混入した ^{137}Cs と ^{90}Sr の濃度の各年動態

現在の水塊に於ける自然の浄化作用の速度は、対応する放射性核種の物理的崩壊速度よりも約 5 倍速い。^{137}Cs の移動は、主として川の流況によって決定される。そして ^{90}Sr の移動は、その大部分が土壌の流況に左右されるが、年間の乾燥度にも多少は影響される。

水質汚濁の減少と同時に、或る環境下で溶解する放射性核種が増加し懸濁している放射性核種が減少するという、放射性核種の形態変化が明らかになった。粒子の大きさが、土壌中を放射性核種が移動する速度と対応する。このことは、自然環境の中で放射性核種が水を伝って移動する仕組は、地球化学的に同じ作用であることを示している。

過去 10 年間にウクライナ及びベラルーシ領からキエフ人造湖へ溶解した状態で流入した放射性核種は、公称で ^{137}Cs が毎年 6×10^{11} Bq（6000 億 Bq）、^{90}Sr が毎年 7×10^{12} Bq（7 兆 Bq）に上る。表層水系に於ける放射性核種の形態変化に基づく動態解析の研究により、黒海に流出した総量は、^{137}Cs が 20 TBq（20 兆 Bq）、^{90}Sr が 200 TBq（200 兆 Bq）と見積もられた。^{137}Cs は底質土の固形相にしっかりと封じ込められる一方、^{90}Sr はドニプロ川水系によって川底の沈泥から殆ど完全に洗い流されている [52]。

まとめ

チェルノブイリ核災害によって生じた独特の人工マーカー[3] は、地球化学と生物地球化学の新しい技術の徹底的な発展を引き起こした。これにより、人間活動によって引き起こされた環境汚染の自然浄化という分野に於いて、多くの新しい概念が誕生した。

放射性核種の形態変化という地球化学の概念は、生態系内の放射線物質の予測や、汚染地域の生態地球化学的地図を作製する基礎となる。この手法によると、水中の毒性物質の移動過程は、土壌中の毒性物質の移動と同調して起こる。土壌中で放射性核種が形態変化する速度定数は、水の移動と地下水系・表層水系の汚染からの自然回復を生物学的・非生物学的に律する基準である。河川中で放射性核種の化学形態が変化する現象は、集水域の土壌中での化学形態の変化と並行して起こる。地下水系と表層水系に於ける放射性核種形成の動態を突き合わせることにより、自然環境中で汚染物質が水を伝って移動するという地球化学的作用が一つの仕組で記述できる。ウクライナの農村住民の被曝線量の減少速度は、被曝の原因である放射性核種の物理的放射性崩壊の速度よりも遥かに速い。これは主に、陸上生態系の自然回復の地球化学的過程による。

生態系の構成要素の一部に致死或いは亜致死的打撃を与える、極度に高濃度の汚染が発生した場合、地形構造と植生遷移並びに野生生物の回復の過程は、人間活動を強制的に制限して起きる人為的改変よりも、ずっと速く深く起こる。

3　事故で広範囲にばらまかれた放射性物質が環境動態を調べるためのマーカーになること。

2.1.4 環境規制の問題

ウクライナ及び世界に存在する健康衛生規制体系では、放射能事故と放射性降下の影響があった区域に於ける、生態系生物相の安全性に関する問題に対処することができない。クイシトゥイム事故と特にチェルノブイリ事故に於ける放射性核種が生物相に及ぼす影響の評価は、そのような事態が強烈に発生したことを示している。その結果、国際放射線防護委員会（ICRP）が発行した 103 号文書は最終的に、専用の環境規制の仕組を作る必要があることを問題提起した。ICRP は、放射線に対して特に感受性が高い生物種を選定するという選択肢を提案した。このような生物種の反応は、生態系生物相の汚染レベルが許容限度を超えるか超えないかの、判断基準になり得る。

我々の観点では、生態系生物相への汚染物質の排出または放出が許容可能である為の環境基準体系の策定には、専用の手法と専用の数理モデルの創造が必要である。既存の健康衛生規制体系では、大気・水・食料の汚染レベルの評価に際して、比較的単純な手法と数理モデルが使われている。これらの規制体制は、人に対する健康衛生基準を遵守させるには十分かもしれない。しかし、許容可能な生物相の汚染レベルに関する環境基準を策定するのは、より複雑な仕事になる。

或る生態系構造に於ける生物相に対する被曝影響を制限するには、その生態系の構成要素間で汚染物質が分布し更に再分布する動態と仕組が、生物相の決定的な繋がりが分かる程度に明確になっている必要がある。その対象が生態系中の汚染物質が最大値と最高線量であることが、前提条件となる。また、その場合には、生物相に対して最悪の影響が生じるだろう。しかし、最も感受性の高い生物種を事前に選択する必要は無い。事故の初期段階では、幾つかの感受性が非常に高い種は、かなり高レベルの放射線被曝に確実に反応するだろう。しかし、これら特定の種は、必ずしもその生態系の生物相全体の運命を代表している訳ではない。如何なる生態系に於いても、最終的に生物相の存続を決定するのは、生物量を保全する能力と生態系が世代交代するのに十分な資源、そして当該生物相に適した生息環境の維持である。従って我々の見解では、捕捉された放射性核種の分布と再分布の実際の過程に特徴付けられる生態系の生物相には、環境規制体系の下で、危機に瀕した生物相構成要素を断定する為の第三の選択肢を適用しなければならない。そして、それらが被曝をもたらす因子の規制に用いられるだろう。

現場のデータと、我々が開発した、事実上如何なる生態系にも適用できる放射性物質容量モデルに基づく計算値を用いて、研究対象である生態系生物相の夫々の構成要素に於ける、（特に）セシウム 137（^{137}Cs）の具体的な値を決定することができる。^{137}Cs 蓄積係数と、対象となる生態系の如何なる構成要素にも適用可能な放射性物質容量モデル、そして対象の生態系に区画モデルを適用した結果を利用すれば、区画モデルを表す一連の微分方程式によって、^{137}Cs 核種の分布と再分布の動態に関するデータが得られるだろう。

上記の手法を実際に適用して、或る斜面生態系に関する推定がなされた。それによると、森林生態系（ウージュ河岸に於ける斜面の典型）の上層部への ^{137}Cs 核種の初期侵入レベルは、1 MBq（100 万 Bq）まで容認可能である。現場のデータと対象となる生態系の区画モデル並びに放射性物質容量モデルを利用した結果、異なる生息域に分布する、放射性核種の割合・生物相に対する被曝線量・^{137}Cs 核種濃度の推定が示された（表 2.9）。

表 2.9　湖沼生態系に関する線量率（Gy；≒ Sv）の計算と底生生物相の蓄積係数（森林に対する ^{137}Cs 供給が上昇する値）に基づく許容可能な放射性核種年間放出量

生物相に影響を与える湖沼生態系の構成要素からの線量	底生生物相蓄積係数					
	1	10	100	1000	10000	100000
水から	5.4^{-9}	5.4^{-9}	5.4^{-9}	5.4^{-9}	5.4^{-9}	5.4^{-9}
水底堆積物から	3.2^{-8}	3.2^{-8}	3.2^{-8}	3.2^{-8}	3.2^{-8}	3.2^{-8}
湖沼の生物量から	1.4^{-8}	1.4^{-7}	1.4^{-6}	1.4^{-5}	1.4^{-4}	1.4^{-3}
内部線量	3.3^{-8}	3.3^{-7}	3.3^{-6}	3.3^{-5}	3.3^{-4}	3.3^{-3}
生物相の総線量	5.2^{-8}	4.8^{-7}	4.7^{-6}	4.7^{-5}	4.7^{-4}	4.7^{-3}
底生生物相の線量が 4 Gy/h を超えないことを前提にして、森林に許容される ^{137}Cs の排出量	7.7^{+13} Bq	8.4^{+12} Bq	8.4^{+11} Bq	8.5^{+10} Bq	8.5^{+9} Bq	8.5^{+8} Bq
	2100 Ci	220 Ci	22 Ci	2.3 Ci	0.23 Ci	0.023 Ci

（Gy/h ≒ Sv/h）

B Amiro モデルに従って、異なる区画に対して異なる生物相汚染レベルを設定すると、1 MBq（100 万 Bq）の ^{137}Cs 核種が供給された場合について、生物相の被曝量負荷を計算できるだろう。これらの被曝量は、生物相に対して 4 Gy/h（≒ 4 Sv/h）という限界量よりも低くなることは明らかである。そしてその比を用いて、線量率が 4 Gy/h（≒ 4 Sv/h）を超えないように、当該森林区画に供給される ^{137}Cs 核種の上限が設定される。このことは同時に、湖沼の底生生物相に最大の被曝負荷が掛るであろうことを示している。表 2.9 から分かるように、底生生物相に対する蓄積係数に応じて、森林中の放射能汚染の許容レベル（^{137}Cs 核種の排出に関する環境基準）は、数百 Ci（数百× 370 億 Bq）から非常に低い値の幅でかなり変化する。このことは、以下の二点に留意しておく必要を意味する：

1) 底生生物相の重要性により、環境基準値が突然厳しくなるかもしれない；
2) 斜面生態系の上層部だけでなく、より下部に位置する区画も放射性核種による汚染を受けるかも知れない。

斜面生態系の下部レベル ― 草地、段丘 ― が ^{137}Cs 核種に汚染される場合、放射性核種の排出許容レベルに関する環境基準はかなり厳しくなる。汚染の生じる場所が斜面の下になればなる程、研究対象の斜面生態系への核種供給の許容レベルも低くなる。

表 2.9 に示された計算結果を評価するに当たっては、最後の二行が、上述した比率を用いて、当該湖への ^{137}Cs 核種排出の許容レベルを示していることを強調しなければならない。従って、実際に 1000 という高い底生生物相蓄積係数であった、事故後の最初の一年間に於いて、^{137}Cs 侵入の許容レベルに関する環境基準は、一回の放出に際して総量 2.3 Ci（851 億 Bq）を超えてはならない。

事故後の数年間に更なる放射性核種が森林に放出された問題では、この要求基準は、より小さな値として評価されるであろう。ここで注意しなくてはならないのは、斜面生態系にとって重要な最下部の生物相が高い集積値を示せば、最上部の生物相に対しても、放射性核種排出許容レベルに関する環境基準は非常に低くなる、ということである。放射性核種が斜面下部に降下した問題では、^{137}Cs 核種による汚染の許容レベルに関する環境基準は、やはり著しく低くなる。更に、飲料水としての湖水の衛生基準（2 Bq/ ℓ）は、これらの生態学基準を超えたことが無いと推計することは容易い。

^{137}Cs 核種の森林への浸透度が 2.3 Ci（851 億 Bq）または 0.23 Ci（85.1 億 Bq）の場合、段丘地の牧草や飼料の汚染レベルは、100 Bq/ ℓ 以下という牛乳汚染に対する衛生基準（DU-2006）を超過することはないだろう。従って、放牧された或いは段丘地から採取した飼料により肥育された乳牛から採取された牛乳に関しても、同様のことが云えるだろう。灌漑に湖水を利用した野菜の汚染レベルに関して

も、同様なことが云える。この場合も、^{137}Cs 核種による野菜の汚染レベルが、100 Bq/kg 以下という衛生基準を超過することはないだろう。その結果、^{137}Cs 核種による斜面生態系の汚染を含む、現実の状況に於いて、提案された放射性核種の排出許容レベルに関する環境基準は、研究対象の斜面生態系では、現行の衛生基準よりかなり低い。

現在有効な生態学のパラダイムとして、「或る特定の生態系に於ける生態学的な状況が人々にとって好ましいならば、野生生物相にとってはより好ましい状況である」というものが知られている。^{137}Cs 核種汚染許容レベルに関する環境基準の推計に基づき、実在に近い斜面生態系に対して行った、この詳細な分析は、上記のパラダイムは常に正しいとは限らないことを示している。実際の生態系への汚染に対する許容レベルに関する環境基準は、人々を対象とする衛生基準よりも厳しくなると推定することもできる。衛生基準を策定することは、比較的容易である。何故ならば、衛生基準は、人間という一つの生物相だけを対象にしているからである。更に、呼吸の為の大気・飲料水・食料という、生息域の構成要素の夫々に対する汚染レベルは、基準を策定する対象である。それによって、これらの基準は一回だけの計算により策定され、その後修正が施されるのは非常に稀である。

様々な種類の生態系に排出される汚染物質に対して、死活的に重要な許容レベルに関する環境基準を策定することは、従って環境安全性を保障することでもあるのだが、専門的な知識とモデルを必要とする。しかし、単一の同種の生態系（例えば斜面生態系）であっても、蓄積係数の値により環境基準は多様となることが、問題を複雑にする。蓄積係数の値は、生物相や、生態系の構成要素中の汚染物質分布に依存する水底堆積物などによって変化する。様々な種類の生態系に対する環境基準を分析し推計する場合、策定作業の複雑性は増す。多くの生態系が集合して複雑な景観を形成する場合には、特にそうである。このことは、環境基準を策定するには、多くの理論形成作業と実験を要することを示している。

事実上全ての陸上景観の基本形である、斜面生態系に於ける汚染物質の動きの分析は、区画モデルと放射性物質容量理論を駆使して行われ、放射性核種の分布と再分布を解明する可能性を示した。研究によって、或る景観に於ける放射性核種の移動現象は、一般に以下に掲げる幾つかの特性によって決定されることが示された。即ち、斜面の角度（P1）、被覆の種類（P2）、地形の亀裂（P3）、垂直移動（P4）そして水平移動（P5）である。夫々の要素を 0 > 1 で評価する。個々の指標は独立しているので、景観中の放射性核種が移動する蓋然性についての全体的な評価は、複雑で難解なものとなり、P ＝ P1 × P2 × P3 × P4 × P5 という数式により計算される。広範な領域に放射性物質容量の変数推計値が適用される場合、実際の景観は非常に問題となる。そこでは、生態系内の生物的及び非生物的構成要素の再分布に影響する、放射性核種の係数体系が適用される。斜面生態系に於ける放射性核種の移動過程に関する現地調査により分かり、表層流出の影響による土壌侵食によって知られていることだが、斜面の傾斜が増すに従って流出の強度は飛躍的に増す。

ESRI ARCGIS ソフトウェアを用いて、我々はシミュレーションと GIS（地理情報システム）分析手法を開発した。これにより、生態系に於ける汚染物質移動の分析と予想モデル作成が可能になった。我々が開発した、生態系に於ける汚染物質移動の数理モデルは、GIS の数学的枠組の基礎となった。汚染物質の物理的・化学的・生化学的特性、並びに自然環境と人為的環境は、このモデルの基本的な情報要素である。入力されたデータの分析は、モデルの主要な障害 ― 即ち、生態系への汚染物質の移入係数と排出係数 ― を最後まで分析することを可能にする。この手法は、或る地域に於ける汚染過程の再構成を可能にする。加えて、実に詳細な実地測量に基づいて、或る調査地域全体に於ける汚染要因の推定を可能にするだけでなく、景観に対する環境基準の推定も可能にする。

2.2. チェルノブイリ原発事故による汚染地域に於ける放射線環境の形成と経済活動

2.2.1 電離性放射線の生物相に与える放射線生物学的影響

チェルノブイリ原発から 30 km 圏内の立入禁止区域の生物相には、植物・キノコ・全ての動物集団・微生物・ウイルスが含まれる。それらは、恒常的な電離性放射線の影響に曝されている。正にこのことが、人間に対するリスクのみならず、他の生物に対する放射線のリスク評価が、最近特に注目されている理由となっている。「人間が防護されていれば、生物学の他の対象もまた防護されている」（ICRP91, 103）という言明を基礎とする、放射生態学の基本的なパラダイムが挑戦を受けているのである。このことは、放射線被曝線量基準のレベル設定に関する広範な議論、生物相の線量評価モデルの開発法の探究、また 2004 年に於けるこの問題に関する IAEA のワーキング・グループ（EMRAS BWG）設立、2005 年の環境保護に関する ICRP 第 5 委員会発足によっても明らかである。

チェルノブイリ事故後の早い時期に行われた作業の目的は、まず何よりも、住民と原発職員を被曝から守ることであった。その時、立入禁止区域の生物相は、激しい被曝に曝されていた。そのことは細胞、単体の生物から生態系に至るまで、生物学的システムの様々な構造的レベルに於いて、放射線生物学的な影響を引き起こした。致死的な結果を含むそのような影響は、とりわけ立入禁止区域内で広大な領域を占める針葉樹林に於いて観測されている [60]。

立入禁止区域の領域内では、放射性物質による汚染の程度、放射性物質の物理的・化学的状態、それらの生物地球化学的変化の性質、食物連鎖の生態系ネットワーク内での移行速度に、大きな幅がある。外部被曝線量と内部被曝線量の程度は、放射線に対しより敏感な生物にとって致死的なものから、自然の空間放射線量に近いレベルまで、広範囲に亘る。生物相は、放射性物質が植物の葉の表面・土壌・水系に降下した事故後の数ヶ月の間、最も激しい被曝を受けた。時と共に、放射性核種の崩壊と土壌中への沈下によって、放射線量は低下した。それにも拘わらず、現在でも 10 km 圏内に於いて、自然の植生に覆われた、放射線量が数十 mR/h（約数百 μSv/h）に及ぶ場所が存在している。

生物は、γ線を発する外部被曝線源と、β線、γ線、そして時にはα線をも発する放射性核種の生物学的摂取と組織での蓄積に起因する、内部被曝線源の両者からの放射線に曝されている。事故直後の数ヶ月、生物の受けた高い線量の被曝は、体表面に沈着したホット・パーティクルによるものであった。植物の根組織による放射性核種の取り込みは、それに続く数年間に重要性を持ち始めた。食物連鎖の中でのその後の放射性核種の移動は、植物の根の吸収によって放射能が取り込まれるに従って始まった。現在、セシウム 137（^{137}Cs）とストロンチウム 90（^{90}Sr）、また時にプルトニウムとアメリシウムの同位体の循環が出来上がっている。そしてその結果、生物群集中の全ての生体要素の夫々で、様々な被曝形態が継続している。これらの被曝形態の下で、つまり外部被曝が内部被曝に加わる状態で、生物相の全ての構成要素への様々な放射線生物学的影響が発現した [61, 62]。放射線生物学的反応の極端な形での表れは、後になって「赤い森」と呼ばれた区画での、松の木とトウヒの死滅である。「赤い森」には、重大な意味を持つ場所が二箇所ある。その一つは、破壊された原子炉から西方面の汚染帯に沿って約 5 km に亘って位置しており、もう一つはプリピャチ川の左岸で北方面の汚染帯に沿って位置している。針葉樹のみならず、幾つかの広葉樹の種、例えばシラカバやヨーロッパハンノキを含む枯れた木の存在は、この区画に初期の段階で非常に高い線量があったことを示している。これらの木々の平均被曝線量は 170 Gy（≒ 170 Sv）を超えている。様々な種の植物と動物が、ここで死滅した。それと同時に、土壌中の微生物相や水系の水生生物が、大量の被曝を受けた。

ヨーロッパアカマツ（Pinus sylvestris L.）は、最も放射線に敏感な植物の一つである。同時に、立入禁止区域に於いて森林を形成している、基本的な種である。従って、生物相に与える被曝の影響の研究は、直接の実用的意義を有している。2007 年、ICRP 第 5 委員会は、放射線の生物相に与える影響の評価の為の参照植物として、アカマツを推奨した。立入禁止区域は、必要とされる一連の経験的データを蓄積する為の、基盤となる地域の一つとされている [65]。立入禁止区域の幾つかの地点（まず「赤い森」と、その他の 10 km 圏内でアカマツの植生が見られる地点）では、アカマツの個体群に成長の抑制が、幾つかの樹木には多くの形態学的な変異が見られる（図 2.26）。

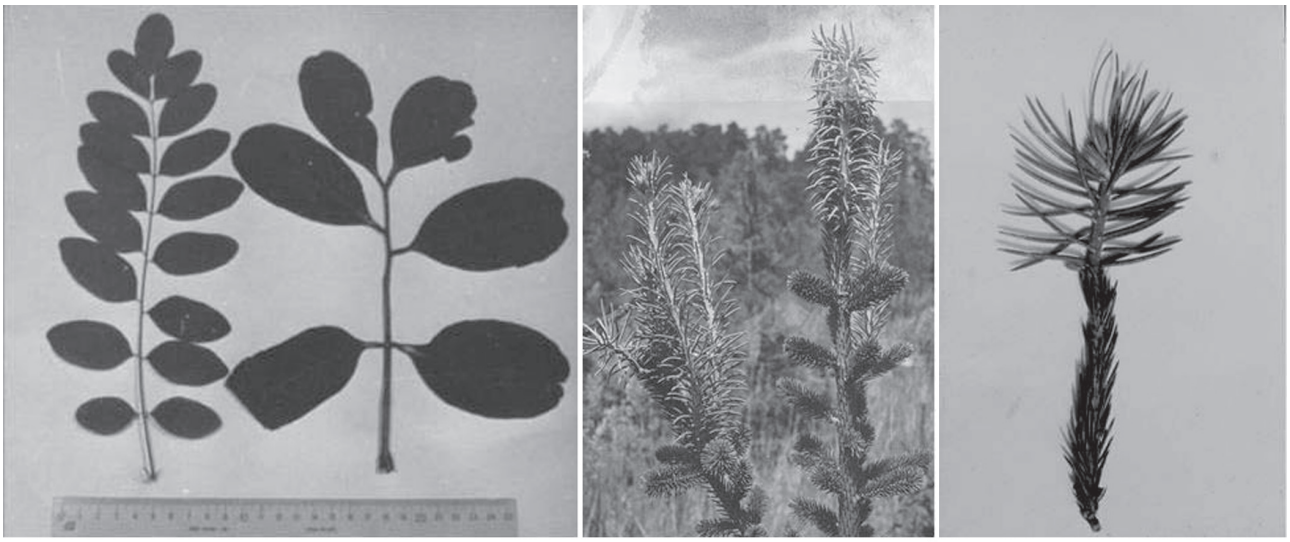


図 2.26　(a) ハリエンジュ（Robinia）の葉の巨大化（プリピャチ市）；
(b) トウヒの異常な枝と非常に大きな針葉（ノヴォシェペリチ養樹場）

形態学的変異の頻度（頂芽優勢の欠如）と被曝線量との明確な依存関係が認められ（図 2.27）、それによって、正に放射線という要因が上記の変化の原因であることが、疑いなく証明される [63, 64]。

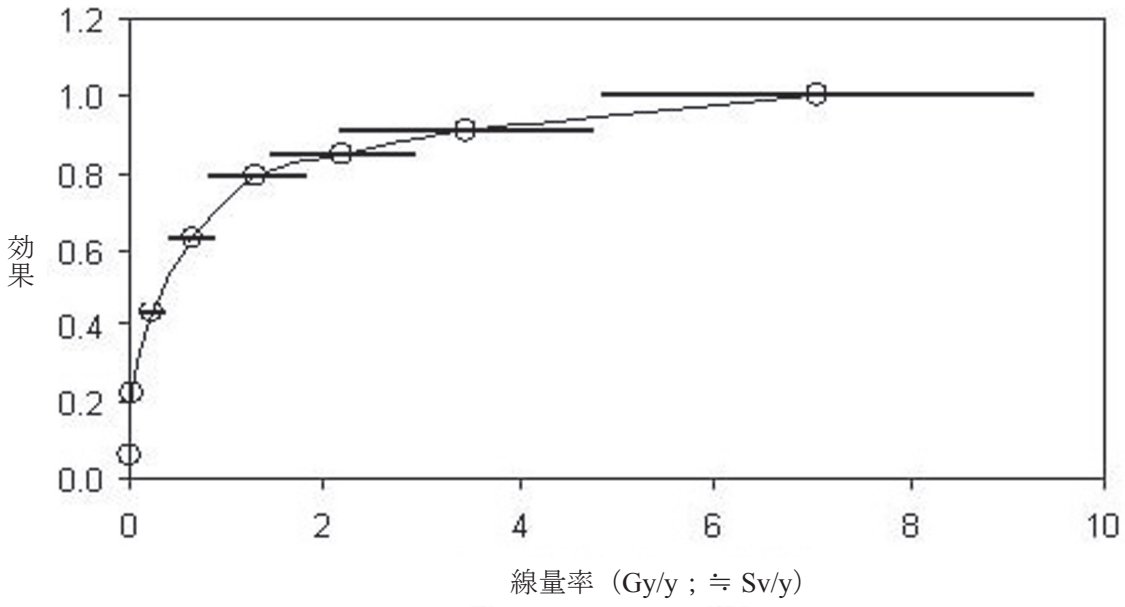


図 2.27　ヨーロッパアカマツの線量 – 効果（形態学的変化の頻度）依存性

ヨーロッパアカマツについても、細胞レベルの放射線生物学的影響（染色体異常、DNA 損傷）と被曝線量の依存関係が見られ、そのことにより、当該種の放射線に対する高い感受性が確認されている。ヨーロッパアカマツについて実証された「線量 – 効果」の依存性は、より広範な意義を持っている。地球上の生態系の被曝線量管理レベルである 10 μGy/h（≒ 10 μSv/h）以下でも [66]、ヨーロッパアカマツにかなりの頻度で影響が表れることを考えると、この生態系に於いてアカマツの生育が抑制される、或いはアカマツが存在しなくなる可能性もある。

放射線が立入禁止区域の生物相の他の指標種に与える放射生態学的影響の研究には、更なる努力が傾注されなければならない。このことは、まず何よりも、既述のアプローチの枠組内では現時点で明記されていない植物種について、当て嵌まる [65, 66]。立入禁止区域は、放射性物質による汚染の顕著な非均質性、区域内での土壌・気候条件の近似、生物相への他の人的影響の大きな源泉の欠如により、このような研究に好適な条件を提供している。

チェルノブイリ事故によって被災した地域に於ける生物群集の変化は、放射線の影響のみならず、放射性物質による環境の汚染に直接関連のない、広範な二次的過程の反映でもある。生物相への非常に大きな影響は、経済活動、とりわけ農業が停止されたこと、また汚染地域に位置する町村からの人々の移住によって発生している。立入禁止区域への人的影響が急激に減少したことは、キエフ州のポリーシャ地帯に於いて特徴的な、森林及び沼沢地の生物地理学的群集の、変異からの自己修復と復興という自然の力を活性化した。

生物群集中の相応の種の変化による自然植生の回復が、嘗ての農地に於いて始まっており、それはこの地域に於いて特徴的な森林系の回復を徐々にもたらしつつある。植物種に於ける上記の変化に伴い、草食動物及び食物連鎖上のより高次の動物の食物の基盤も回復しつつあり、野生種の新たな構成が形成されている。勿論、人の居住に伴って存在する動物種は消滅した。しかし、人間の活動、とりわけ狩猟によって、本来の増殖を抑制されていた種の動物の数が増えていることにより、生物学的多様性は増加している。その為、最近では、嘗てこの地域では殆ど見られなかった種の動物の数が、顕著に増えている。

現在、立入禁止区域に於いて、狩猟の対象となる大型有蹄獣 ― ヘラジカ、イノシシ、ノロジカ ― の個体数が、事故以前の何倍にも増加している。同様の状況がノウサギやネズミ科の動物にも見られ、そのことは更に、オオカミ・キツネ・ヤマネコを含む、肉食動物の個体数増加をもたらしている。彼等の食料がやはり増えたからである。近年、ヒグマの生息域が、北方から（ベラルーシのポリーシャ地帯から）殆ど立入禁止区域にまで、接近してきている。立入禁止区域に於いて排水路が機能しなくなり、そこに樹木や灌木が繁茂したことが、ヨーロッパ・ビーバーの数の増加を引き起こした。このことは、大小の冠水を被った地域の地表植物の、動物由来の生態遷移をもたらした。

実質上保護区のような状態である立入禁止区域は、動物相に関して特別な地域である。ここではウクライナのレッド･データ･ブックに登録されている 37 種の鳥類、例えばミサゴ、アシナガワシ、チュウヒワシ、オジロワシ、アカトビを見ることができる。ヨーロッパオオヤマネコ、ヨーロッパヤマコウモリなど、レッド・データ・ブックに登録されている 16 種の哺乳類も生息している [67]。1998 年、立入禁止区域で、ヨーロッパバイソンとモウコノウマという絶滅危惧種を成功裡に定着させたことも特筆すべきである。いずれの種も、環境内で自然繁殖し、捕食動物に抗して徐々に数を増やしている。哺乳動物の種の数は、前回のウクライナ国家報告に記述された水準を保っている [1]。

生物群集が初期の強度の被曝の影響により引き起こされた急激な変化に曝された地点、特に「赤い森」に於いて、植生が徐々に継続的に回復している。針葉樹は今、広葉樹の樹冠に覆われるという好

適な条件下にある。

1986 年に除染作業が行われず、致命的な損害を受けた区域では、枯れた松は全て倒れてしまった。広葉樹の各種は完全に状態を回復している。植物の枯死が起こった地点では、森林の草地に生える雑草・コケ・地衣類など、伐採地や森林火災の跡地に生育する典型的な種類の植物が存在している。自生したシラカバ、ヤマナラシ、クロウメモドキの密生地も出現している。

亜致死性の影響を受けた区域に植えられた松は、20 ～ 85%がよく残存しており、自生した広葉樹の群生がそこで形成されつつある。生き延びたわずかな松は、松に典型的とは云えない拡がった樹冠をしている。地表では、牧草群や人里植物群が主に生育している。しかし松林の典型的構成要素は保存されており、コケの層は嘗てと同じ場所に存在している。近年、赤い森の外れで、倒木の間に不均一な自生の松が現れている。

放射線量の減少と共に、土壌動物相・菌と微生物相の回復が見られるが、新たな土壌動物相の種の構成は、事故前のものとは幾分異なっている。現在、チェルノブイリ事故の 25 年後、放射性核種によって高度に汚染された領域に於いても、立入禁止区域の幾つかの部分 ― 即ち、赤い森とそれよりもずっと狭い幾つかの地点 ― を除いては、植物相・動物相の存在への明確な脅威は認められていない [68]。

チェルノブイリ事故後の立入禁止区域の植生の研究により、植物群の種のかなりの豊富さが明らかになった。この区域内で 434 種の維管束植物が存在しており、内 96 種は樹木・灌木、338 種は草本類と低木種である。ウクライナのレッド・データ・ブックに登録された維管束植物の数が順調に増えていることに伴い、その約 10%の増加が認められている。ウクライナ科学アカデミー M.G.Kholodnyi 記念植物学研究所は、40 種を超えるこの区域に於ける新規の種（主に外来種の人里植物）を登録した [69]。

40 以上の絶滅危惧種の植物が、ジトームィル州の強制移住区域で見つかっている。その中には、多年生のラン科植物の州内最大の個体数、ジトームィル州では新しい 16 種の地衣類と地衣生菌 [70]、ウクライナでは新しい 4 種の大型菌類、この区域では新しい 24 種のコケ類（内 4 種はウクライナのポリーシャ地帯では新しく、2 種はウクライナの平地で新しい種である）が含まれる [71]。

エコトープの多様性が増大したことは、当然、立入禁止区域内に於ける植物相の種の多様性の増大ばかりでなく、同区域の動物相の多様性の増大をももたらしている。ここでの脊椎動物相は 12 種の両生類、7 種の爬虫類、巣を作る 168 種を含む 253 種の鳥類（個体数の増加が予測されるものを含む）、73 種の哺乳類（個体数の増加が予測されるものを含む）から成る。現在、哺乳類の内、確実に記録されているのは 43 種である [67]。

菌相

一般的に菌相、特に土壌中の菌相ではメラニン化、つまりメラニンを含む、放射能に抵抗力の強い種の大発生が起こっている。放射性物質によって汚染された地域では、メラニンを多く含む菌株が、幾つかの変性菌個体群中で形成されている。被曝と事故後のより早い時期の影響が、微生物相のメラニン化に反映されている。「ホット・パーティクル」を活発に破壊する能力[4]が、菌相には元々備わっている。

水域の生物相

最も汚染の激しい川や湖の生物相では、高レベルの汚染が特徴的である。魚の組織は ^{137}Cs のみならず ^{90}Sr、プルトニウムやアメリシウム 241（^{241}Am）の同位体をも蓄積する。例えば、アズブーチン池の魚では、139 ～ 660 kBq/kg の放射性核種が見られ、それが生殖組織の障害を引き起こしている。その

4 放射性物質を破壊して放射能が減るということではなく、ホット・パーティクルから放射性物質を吸収する、という意味。

結果一定種の魚、特にカワカマスやブリームの数が減少している。魚の放射能で最高のものは、肉食魚について記録されている。上記の川や池では、「汚染されていない」水域に比べ、無脊椎動物の染色体異常を持つ細胞が十倍近く増加している。貝類の外套膜分泌液に異常を持つ細胞が増加している [73]。

ホタルイ属の草（Scirpus）の増殖抑制も観察されている。寄生菌類と haloforming ticks[5] による被害が原因である。それと同時に、種子の繁殖力が非常に低下しており、その為、この種の草は生物群集から消滅しつつある。高線量の被曝が、上記の病気や寄生生物に対する植物の抵抗力を、明らかに低下させているのである。

立入禁止区域の川や池で生じている生物相の自己復元の過程は、極度に緩やかなものである。

両生類と齧歯類

細胞遺伝学的異常の増加、つまり細胞核分裂中期のロバートソン転座、また異数体が、高度に汚染された地域の生物群集中で捕獲されるネズミ亜目の齧歯類の骨髄細胞で発見されている。ネズミ亜目の齧歯類によって、放射線に対する抵抗力の強い動物の一部が、赤い森の生物集団の中で徐々に数を増やしていることが実証されている。同時に、放射性物質による汚染のレベルが高ければ高いほど、抵抗力の程度による淘汰も早い。

立入禁止区域に生息する両生類と齧歯類の骨組織には放射性核種が蓄積されており、それが骨形成細胞の分化とその特殊機能の過程に障害をもたらす。そのことが更に、海綿骨の骨端や骨幹端の発育異常の進行、また骨板の剥離を引き起こす。この種の適応・補償的及び病的変化は、動物の年齢と共に進行する。

畜牛

事故後最初の 1 年に（^{137}Cs による）約 0.8 Gy/y（≒ 0.8 Sv/y）の線量を被曝した世代の畜牛について、以下の現象が観察されている：

a) 子牛の出生率低下とその新生児時の死亡率増加；
b) 幾つかの対立形質遺伝子の発現確率に関する異常。つまり幾つかの対立形質が排除され、他のものが優先的に遺伝される；
c) 乳牛に特有の両親世代の遺伝的パターンが、後続世代に於いてその特徴を失う傾向にある；
d) 低線量被曝の条件下にある世代の遺伝的パターンの変化が、放射線以外の要因の強い影響に対する生物集団の反応と一致する。

このように、恒常的な電離性放射線被曝に対する動物の身体の主な反応は、次世代の新たな遺伝子の組み合わせの選択に表れるのである [66]。

ウイルス

ジャガイモ X ウイルス（PVX）・タバコモザイクウイルス（TMV）・ジャガイモ Y ウイルス（PVY）が、チェルノブイリの汚染地域で、高い頻度で観察されている。30 km 圏内の植生に於いて、顕著に高い植物ウイルスの発見率が記録されている。当該区域の植物が、ウイルス性病原体の保有体（宿主）となっている可能性が明らかである。この調査は、「放射性核種により汚染された生態系が、ウイルス感染の『温床』、植物のウイルス性疾病の流行の源泉となり得る」という仮説を支持している。そのような仮説の主要な根拠となり得るのは、汚染された土壌で成長し得る植物種の多様性が「狭まる」ことである。他の根拠となる可能性があるのは、立入禁止区域である 30 km 圏内で実験的に栽培されたトウモロコ

5　学名 Steneotarsonemus phragmitidis。この草に寄生するダニ。

シや穀類が示したような、ウイルス感染に対する植物の自然の抵抗力の有効性の減少である。原因がいずれのものであろうとも、汚染された環境の植物は感染の潜在的な「温床」である為、それによって、より効率の良いウイルス感染が起こり得るのである。

土壌中の細菌

現在、生物群集中の微生物相の構成は、徐々に回復し始めている。事故後最初の 10 年の間、微生物種の構成の顕著な変化が、それらの様々な生息環境に於いて観察された。特にシュードモナス、放線菌、セルロース発酵菌、ニトロバクテリア、硫酸塩還元菌が減少した [74]。生物体量中のこれらの土壌中細菌の減少は、有機物質の分解能力を減少させた。また、土壌の垂直断面に於けるバクテリアの分布も変化した。つまり、土壌の最も上の層に於いて、バクテリアの種の数及び生物体量の顕著な減少が見られた。放射性物質による基層の高度の汚染という条件下で、バクテリアの突然変異形の速度が増大し、それが放射線に対しより抵抗力の強い形態の発生の可能性を示していることが明らかとなったのである。

結論

結果として、立入禁止区域の放射性物質による高度の汚染は、動物相及び植物相の生物学的多様性に大きな影響を与えず、植物相及び動物相の回復の過程が始まっており、同区域の生態系の放射性物質による汚染からの自己浄化は、生物学的多様性の増大を伴っている。

放射線の影響は、従来生態系に対する否定的因子と看做されてきたが、ここでは人間の活動の与える負荷がほぼ完全に排除されたことに比べ、ずっと少ない結果しかもたらしていない。

しかしながら、幾つかの植物種や動物種に対し、放射線の害の兆候を示す反応が現れていることは明白である。特に重要なのは、遺伝子の安定性が乱されていることに起因する、細胞遺伝学的及び遺伝学的影響である。それらは突然変異や生物集団の階層化をもたらし、繁殖能力を減少させ、幾つかの種を絶滅させる。

上記のことに矛盾があるわけではない。というのも、放射線生物学的過程の蓄積は、多くの世代に亘って続くからである。従って、被曝の後発的影響が現在では完全には発現していないという、可能性が想定できる。また、回復過程の強固なシステムと、生物集団の元来の構成の安定性を潜在的に保障する、個々の生物及び生物集団全体の防衛システムが、放射線照射の否定的影響に対抗するのである。

とりわけ、放射性核種による生態系の汚染は、幾つかの種の個体群に於いて、小進化の増大を引き起こした。これはおそらく、環境条件への通常の反応に変化が起こった為と考えられる。そのことに関連し、立入禁止区域の生物相に於いて、この過程には二つの方向が生じている。新しい状況への種の適応と、安定化をもたらす淘汰である。前者は、好ましくない生息条件へのより大きな適応能力、更に状況に応じた変化の仕方の転換として表れる、後成的な（更にその結果として遺伝的）過程による変異率の増加である。放射線の影響に対し最も抵抗力の強い個体、そして更にはそのような種の個体群が選択されていることが、それを実証している（つまり、放射線への適応）。後者は、放射線への身体の適応という現象に関連しており、それを裏付けているのは、小哺乳動物の個体群の反応である。それは比較的低い変異率として表れており、適度に安定した個体数が保たれ、それによって個体群がその特徴を保存することが可能となっている。

立入禁止区域は、恒常的な被曝の与える放射線生物学的影響の後発的な発現、特にゲノム不安定性の誘導・DNA の誤った修復の果たす役割・再増殖による組織修復現象・被曝によって引き起こされる

位置情報認知システムの障害・小進化などの研究にとって、類例のない場所である。現時点での生物群集の平穏な状態の中で、これらの現象は、遠い将来に現れる否定的な影響として、真の脅威となり得る。

2.2.2 市町村に於ける水供給問題への対応

ドニプロ川のほとりに位置するキエフ市や他の都市の住民へ、放射性核種を含まない水を供給する事は、チェルノブイリ原発事故後に生じた最も重要な課題の一つである。ドニプロ川の集水域に放射性核種が極めて多量に降下したことにより、同河川の放射能汚染レベルは急激に上昇した。1986 年 5 月の時点では、キエフ市の北方（ネダンチチ村）にかけての水中の、ストロンチウム 90（^{90}Sr）の濃度の平均値は 10^{12} Ci/ℓ（3.7×10^{22} Bq/ℓ）に達し、セシウム 137（^{137}Cs）に至っては更に高かった [75]。嵐と春季の放射性核種の流出から河川を守る為の沿岸構築物の架設だけでなく、捕捉用ダム・底部分離機とプリピャチ川及びドニプロ川の川底での障壁などの建設も、効果がないことが判明した。このような条件の下では、汚染されていない地下水を使用して飲料水の供給を行うことが、人々を防護する為に最も信頼できる措置であった [75, 78]。

ウクライナ国立科学アカデミーの委員会によってなされた提案に従って、政府は、キエフ市やその他の市町村の人々に緊急用の飲料水を確実に供給する為に、早急に井戸を掘削することを決定した。この初期対応は、後に、キエフ市の人々にとって高品質の飲料数を得る為の最も重要な供給源となった、ポンプ場の建設へと発展した。都市への水供給の問題に対処している最中、地下水汲み上げポンプ場の重要性は、特に 1991 年の氷の移動期にチェルノブイリのプリピャチ川はヤニヴ橋の近くまで氷塊が現れた際に、明白になった。この問題の重要性にも拘わらず、キエフ市当局は、2008 年に殆どのポンプ場を閉鎖した [76]。

都市への水供給に関するチェルノブイリ事故の余波を分析しながら、科学者達は早くも 1987 年には、様々な潜在的な緊急事態の発現を十分に考慮して、都市への信頼性の高い水の供給を確保する為に、以下のような幾つかの理念的原則を採用することを主張した [76]：

- 飲料水の供給は殆ど地下水に依存している。従って、既存及び予測される需要に対して地下水資源が希薄である諸都市にあって、様々な水源を有する階層的水供給システムを確立することは、特に重要である。地下水をこのようなシステムに供給することに対しては、全体的な水供給の中で、可能な限り最大の優先権を与えられるべきである；
- 表層水の摂取が出来なくなった場合に使用する、緊急用地下水供給源の探索と開発は、水供給を完全に或いは部分的に表層水に頼っている諸都市にとって、必要不可欠である；
- 新しい住宅地の造成に際しては、自前の地下水供給源を備えることが優先されるべきである。

過去 15 ー 17 年の間に、公衆への水供給の為の地下水利用は、（表層水と比較した場合、）絶対的且つ断続的な減少が観察されている。しかし、大量の湧出地下水を未利用のまま溜めておいた分を、利用することが可能である。このような行為が、公衆の被曝を低減するのに役に立たないばかりでなく、受け入れ難いものであることは疑い様が無い。

確かに、地下水と表層水を混ぜて水供給を行っている諸都市では、様々な運営条件下、類型と継続期間が様々である緊急事態の条件下、そして完全或いは部分的な地下水供給の断水という条件下に於ける、地下水採取可能性に関する具体的な評価を、ずっと以前に完了していて当然であった。表層水からの水供給しかない諸都市では、利用可能な地下水貯蔵に特化した水理地質学調査を行うべきであり、緊急用の地下水採取口を建設すべきである。このような取水用に特化した通常工程を開発・実施すべきである [76, 78]。

このような理由から、様々な緊急事態下に於ける、地下水供給に特化した評価を実施する、喫緊の必要がある。このような評価の結果は、信頼性できる緊急事態用の給水システムの確立を目標とする諸活動の発展の基礎となるべきである。これを実現して初めて、都市への水供給に関するチェルノブイリの教訓を学んだことになる。

2.2.3 放射能汚染地域での耕作

「チェルノブイリ事故から 15 年―学んだ教訓―」と題する国際会議に於いて、チェルノブイリ原発事故は、被災した農村部住民の慣習的な生活様式を消し去り、人々と環境との結びつきを変えた「共同体的農村社会を襲った事故」であると認識された。ウクライナだけでも、12 州にある 74 地区の 800 万 ha を超える土地が、チェルノブイリ核災害の結果として放射性核種で汚染された。そこには、60 万人の子供達を含む、320 万人以上の人々が住んでいた。

事故の影響は、ポリーシャ地帯 ― 即ち、ウクライナ北部のヴォルィーニ州・ジトームィル州・キエフ州・リウネ州・チェルニーヒウ州 ― の人々にとって、極めて厳しいものだった。この地帯は、チェルノブイリ原発事故によって、最悪の放射能汚染を被った。これらの地域では、農業が地域経済に於ける主要な産業部門であった。草地や牧草地や森林のある自然景観は、農業生産に大きな比重を占めていた。そして公衆の被曝線量の主要な原因は、地元で収穫された食料を消費したことだった。近年では、事故後に国家経済が落ち込んだことを背景として、こうした状態が継続し、しかも複雑になっている。事故から 25 年を経て、これらの地域では、農業総生産の全量の内、民営農場が占める割合は 75%を上回っている。同時に、約 60%の肉と 75%の牛乳が、民営農場で生産されている。これらの農産物を食べることによる公衆の内部被曝線量は、全量の 90%にまで達する。

これらの農産物の一部は生産者達自身によって消費され、残りはウクライナの消費者市場に流入する。重要な集落に存在する個々の農場が必要とする対策が、充分に行わなければならないことに疑いはない。しかし、近年の現実は、ウクライナに於けるチェルノブイリ核災害収束用の年間予算の内、「汚染されていない」農産物を生産し、既定の上限値を超える公衆の被曝を防止する為の農業対策に使われるのは、毎年 0.3%程でしかない。そして、資金配分の優先順位は守られていない。この農業対策費の不均衡な配分は、事故そのものに起因する影響（国家基準を満たさない農産物の生産と摂取、公衆の被曝線量の増加）の除去を妨げており、チェルノブイリ原発事故による被災した地方に於ける社会心理学的緊張を持続させている。

ウクライナ憲法の第 16 条には「…世界規模の大災害であるチェルノブイリ核災害がもたらした影響を除去し、ウクライナ人の血を絶やさないことは国家の義務である…」とあり、これによれば、国家は PL-2006 基準の要件にそぐわない生産に対して、国民に補償しなければならない。しかしながら、今日の問題を解決するだけでなく、現在の被曝線量を大幅に減少させる防護対策に掛かる費用は、汚染された農産物を補償するのに掛かる費用の約 1/20 にしか過ぎない。

意思決定や防護対策の最適化に用いられる、ウクライナの「パスポート線量」（汚染地域の各集落の年間平均実効線量（AAED））の内部被曝は、牛乳とジャガイモ中のセシウム 137（^{137}Cs）平均放射能濃度の測定に基づく「方法論 96」[79] によって計算される。この方法論が承認されてからの 15 年余りで、主要食品の農業生産高及び消費高の構造と量は大いに変化した。更に、この地方に於ける仕事が不足した為、牛乳は地域住民にとって実質的に主要な市場向け産品となり、それによって生産者が消費する牛乳の量は減少した。以上により、「方法論 96」及びホールボディカウンター [80] による測定値に基づく内部被曝 AAED の試算の間に、かなりの違い ― 幾つかの集落では 45 倍に上る ― が生じた。

放射能汚染レベルに従った農地の区分

1986 年の 5 月半ばまで、汚染された土地の全 β 放射能と空間線量率のみが測定され、土地の汚染レベルについての情報は得られなかった。1986 年 6 月、農地を放射生態学的にモニタリングする手法が、ウクライナ SSR[6] 農地経営及び農業化学省と衛生防疫局の支援を受けて開発された。そのモニタリング

6　ウクライナのソビエト時代の国名「ウクライナ・ソビエト社会主義共和国」のこと。

は、ウクライナにある 445 の行政地区の夫々から、平均的な代表試料を採取して行われた。その要点は、対角線採土法に則って、個々の土壌試料を採取することである。即ち、各行政地区につき 25 ～ 28 の農場を選定し、各農場内の 5 区画につき、四隅と対角線の交点の 5 カ所で試料を採取する。試料は、回転混合機によって均質化された後、一部が取り出されて測定された。土壌中の ^{137}Cs とストロンチウム 90（^{90}Sr）の放射能濃度は、11 の科学研究機関と、中央政府による計測学的支援を受けた 29 の地方農業化学実験所によって測定された。この方法により、半減期の長い放射性核種による耕地の平均的な汚染レベルを示す、かなり正確な地図が 10 日後に得られた。この地図は、ほぼ全ての地点で、放射性降下物の密度が増加したことを示していた。この地図により、放射線防護対策に着手する機会が得られた。

以上のようなモニタリングの結果、チェルノブイリ事故による汚染レベルが 1 ～ 5 Ci/km^2（37 ～ 185 kBq/m^2）の農地面積は 86 万 5 千 ha であり、その約 30%が干し草畑と牧草地であった。汚染レベルが 5 ～ 15 Ci/km^2（185 ～ 555 kBq/m^2）の土地面積は 9 万 ha であり、その 50%が草地と牧草地であった。汚染された農地の全面積の約 15%と、リウネ州とヴォルィーニ州にある干し草畑と牧草地の約半分が、酸性の有機泥炭土壌である。この土壌は、「土壌－植物」系内に於ける ^{137}Cs の大きな移行係数によって特徴付けられる。更に、ポリーシャ地帯で最もよく見られる、無機質のジョールンポドゾル土壌は、養分供給を十分に受けていない。この土壌は、pH 5 未満のものが汚染された土地の約 10%を占め、その約 20%が 100 g 中のカリウム含有量が 8 mg 未満である。これら二つの土壌では、「土壌－植物」連鎖に於ける放射性セシウムの移行係数は、灰色森林土やチェルノーゼムのような汚染されていない無機質土壌に於ける値を、10 ～ 100 倍も上回る。

農産物の放射能汚染をモニタリングする体制

1991 年より、ウクライナ農業放射線研究所（UIAR）は、生産への利用を目的として、試料採取及び原材料・食品・環境中の放射性核種含有量の測定手法に関する、各種基準文書をまとめたものを作成し提供した。この中で第一に、「大規模放射能事故に於ける食品・農産物に対する品質管理体制」という省庁間に適用される系統立った指示規制が、この問題に対する基本的な系統的手続文書となった [38]。過去 5 年間に亘って、^{137}Cs と ^{90}Sr という二つの放射性核種について、許容水準を上回った農産物試料の量は、2%未満であり毎年減っている。今日では、PL-2006 を超過している農産物の内訳は、林産物が 53%、牛乳が 40%、野菜と肉が 3 ～ 4%である。

放射性核種が食物連鎖に取り込まれる動態と汚染された領域に於ける放射能状況の予測

放射性核種による農産物汚染レベルは、土壌の汚染濃度のみならず、放射性核種の種類と農業化学的特性によっても決まる。環境条件（植生景観と土壌類型）が住民のセシウム吸収率に与える重要な影響は、パスポート線量の見積をウクライナの集落に対して行う際のデータに反映されている（表 2.10）。

表 2.10　汚染レベルが 25 kBq/m^2 である汚染地域に於ける住民の平均被曝線量、並びに外部被曝線量と内部被曝線量の関係　[81]

州	土壌の種類	被曝線量	1986		1987-1990		1991-2000		1986-2000	
			外	内	外	内	外	内	外	内
ヴィーンヌィツャ	チェルノーゼム土壌	内訳（%）	31	69	94	6	92	8	52	48
ヴォルィーニ	泥炭土		31	69	10	90	8	92	12	88
ヴィーンヌィツャ	チェルノーゼム土壌	総量 (mSv)	1.8		0.55		0.45		2.8	
ヴォルィーニ	泥炭土		2.1		5.0		4.9		12	

註：外＝外部被曝、内＝内部被曝

事故による放射性降下後の最初の年は、大気から植生への沈着汚染が優勢であり、住民の総被曝線量に外部被曝と内部被曝が占める割合は、土壌汚染レベルが同程度で土壌類型は異なるウクライナの二つの州に於いて等しかった。2 年目には、植物に放射性核種が摂取される主要な経路が土壌となり、有機質の泥炭土壌の内部被曝線量への寄与は、無機質のチェルノーゼム土壌よりも 10 倍高かった。加えて、事故直後の一年に於ける住民の総実効被曝線量の値は二種類の土壌でほぼ一致していても、1987 ～ 2000 年の累計値では、泥炭土壌の方がチェルノーゼム土壌よりも約 10 倍も大きい。これらのデータは、チェルノブイリ原発事故後の住民の被曝線量形成に際して、生態学的な要因が重要な役割を果たしたことの証拠である。

農産物に対する大規模な放射生態学的モニタリングは、放射能の状況を明らかにし、農産物汚染と対策設計を見通すことを目的として、ウクライナで最も汚染された 4 州の 33 の農場で 1987 年から始められた。このモニタリング政策は、チェルノブイリ事故により汚染された区域で典型的に見られる、農業生産に関係する土壌や気象条件を広範に網羅している。対象地の土壌汚染濃度は、^{137}Cs で最大 100 倍、^{90}Sr で最大 10 倍の開きがある。動物や人間の食料の基礎を成し、生物による放射性核種摂取の大きな要因となっている 16 種の作物が、モニタリング期間に研究された。その規模は小さくなったものの、モニタリングは今日も行われている。

汚染地域に於ける放射能状況の指標として、土壌から植物への放射性核種の移行係数 TF、即ち植物内の放射性物質濃度（SA）と汚染土壌の濃度（D）との比を用いることが決められた。放射性物質による汚染土壌濃度を検討することによって、様々な種類の土壌に於ける、単位面積当たりの植物への放射性物質の蓄積を比較することができる。また、農産物の放射能汚染を予測するに当たって、土壌の特性を考慮し続けることが可能となる。

チェルノブイリ事故の影響を除去する過程での基本的な誤りの一つは、人間の被曝線量でなく、土壌の汚染密度限度（LCD）を放射能による危険の基準としたことであった。555 kBq/m^2 という値が、^{137}Cs の LCD として設定された。このことと、直接的な測定の数が不十分であったことにより、誤った予測がなされてしまった。これは、ポリーシャ地帯に於いて最も顕著であった。住民被曝線量は、汚染レベルが 555 kBq/m^2 を超える事故の中心地付近よりも、チェルノブイリ原発から 300 km 離れている、汚染レベルが最高 185 kBq/m^2 の集落の方が高かった [82–84]。こうした政府の行為により、土壌汚染レベルで見れば公式に「良好である」とされる領域に於いてさえ、農産物汚染が基準を超えるという事態が生じた。

ウクライナ保健省の国家衛生防疫局とウクライナ農業科学アカデミーが提出した、土壌から牛乳への放射性核種のかなり高い移行係数に関するデータに基づき、ウクライナ SSR 最高会議がリウネ州とヴォルィーニ州を汚染地方に加えたのは、実に 1987 年になってからのことだった。そして両州は、1988 年に農業対策を開始した。かくして、その実施に関する勧告が既になされていたにも拘わらず、最も重要な最初の 2 年間には対策が執られなかったのである [85, 86]。それ故、チェルノブイリ事故の重要な教訓の一つは、「被曝線量の教訓」である。即ち、危険度評価と対策実施判断に用いる主要な指標は、住民の総被曝線量でなければならない。そして、土壌汚染レベルについての情報は、生態学的特徴・人口統計学的特徴・その他の特徴と共に、当該領域の情報を構成する一要素に過ぎない。

植物内濃度 SA と土壌濃度 D との間の比例関係の特定は、東ウラル核惨事による放射能汚染からのデータが得られた 1967 年に遡る [87]。「チェルノブイリ」事故の後、植生 SA の放射性核種濃度と、土壌の汚染濃度 D との関係を明らかにする為に、^{137}Cs に関しては 16 種類の農産物について 500 の「土壌－植物」の試料が、^{90}Sr に関しては 5 種類の農産物について 90 の試料が検査された。しかし、モニタリングデータは、一定の土壌について得られた情報しか含まなかった。残念なことに放射生態学者

の多くが、チェルノブイリ原発事故後、この前提条件に気付かなかった。多くの科学者が誤りを犯した主な理由は、第一に、様々な D 値に対し、土壌の性質を考慮しなかったことにある。チェルノブイリ事故によって汚染された領域では、土壌特性の違いが余りに大きかった為、「縮尺が大きな地図上の地名」という基準に従って、D 値の違いに応じて、種類の異なる土壌が同一グループ（試料）にまとめられてしまった。

SA と D 間の比例関係のデータにより、「どのような土壌でも、どのような作物種についても、放射性核種の移行係数の値は、必ずしも土壌汚染濃度だけに依存しない」ことが確かめられた。そして、住民被曝線量と農産物汚染レベルは、土壌汚染濃度だけでなく、当該領域の生態学的特性にも左右されることが確かめられた。こうした仕事の成果により、夫々の作物種について、土壌中の放射性核種限度 LCD の新たな値を特定することが可能となり、特定の土壌の種類に応じた分類もできるようになった。

作物と土壌の種類の間でデータ分布が等しい何千ものデータ配列により、汚染された農地に於ける放射能状況の動態を追跡し、放射性核種の農産物への蓄積を予測する為のモデルを開発することができた。土壌から農作物への ^{137}Cs の移行係数（TF）— TF は、植物中の放射性核種濃度と土壌汚染濃度との比 — は、時間と共に減少することが分かった。更に、土壌から作物への ^{137}Cs の TF 値は、最初の 3 〜 5 年間にとても急速に変化し、その後はゆっくりと変化した。これに対し、^{90}Sr の場合は、汚染後の全期間を通して徐々に変化した。土壌だけでなく大気も通して植生が汚染された為、放射性物質が降下した年に於ける TF 値を特定することはできなかった。事故の年の放射性核種の TF は、動態曲線から推定することにより得られた（表 2.11）。

表 2.11　放射性降下時のものと推定される放射性核種移行係数 TF の値（t ＝ 0） m^2/kg ($\delta \leq 25$ %)

作物群	泥炭土壌	ｼﾞｮｰﾙﾝﾎﾟﾄﾞｿﾞﾙ土壌		灰色森林土壌		チェルノーゼム土壌	
	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
天然の草を干したもの	223	29		10		–	
播種して得た草を干したもの	95	5.8		4.9		3.3	
緑色飼料（トウモロコシ、アルファルファ、クローバー）	39	3.8		1.9		1.6	
蔬菜（キャベツ、トマト、キュウリ）	–	2.9	0.52	2.0	0.14	1.2	0.033
塊茎・根菜類（タマネギ、甜菜、ジャガイモ）	10	1.6	0.79	0.63	0.23	0.60	0.10
穀類（冬小麦、大麦、ライ麦）	7.3	0.89	3.5	0.66	0.72	0.36	0.32

事故後の全期間に亘り、^{137}Cs の大部分は野草に蓄積された。播種された草や飼料用の草、蔬菜、塊茎や根菜類への蓄積はそれより少なく、穀類への蓄積が最も少なかった。セシウムの TF 値は、草と穀類の間では有機質土壌で 50 〜 100 倍、無機質土壌で 5 〜 30 倍も異なる。^{90}Sr は穀類に最も多く蓄積された。塊茎や根菜類への蓄積はその 1/3 〜 1/4 程度で、蔬菜作物では 1/10 位であった。種類の異なる土壌から農作物に移る放射性核種の TF 値を知ることで、組織的な対策、即ち作物選択と特に飼料作物に於ける輪作時の配置決定、を用いて作物の汚染レベルを抑制できる。

穀類・塊茎・根菜類・蔬菜は、土壌から移行する放射性物質の TF 値がとても低い。その上に、これらの作物は伝統的に最も肥沃な種類の土壌で育てられ、肥料も最も頻繁に与えられる。それ故、事故後の長い間、ほぼ全土に於いて、あらゆる作物内の放射性セシウム含有量は許容基準を超えなかった。しかしながら、住民が有機質土壌やジョールンポドゾル砂質土壌または砂質土壌を使って、主にジャガイモのような作物を育てるならば、農産物内の ^{137}Cs の放射能濃度は、PL-2006 の基準値に達し、場合によっては超えるかもしれない。このことを予兆するのが、近年報告された、リウネ州ロケトニヴ地区とドブローヴェツィア地区の村々にある泥炭土壌のフノイネ地帯で育てられた、蔬菜とジャガイモから許容含有量を上回る ^{137}Cs が検出された事例である。土壌汚染密度が約 100 kBq/m^2 に達すれば、蔬菜とジャガイモ内の放射性セシウムの放射能濃度は、PL-2006 基準を超える [80, 90]。従って、対策を実行するには、特定の作物を最適な場所に配置する為の土壌特性と放射性核種汚染濃度に関する情報、及び農産物汚染を予測するデータの利用が必要となる。

あらゆる農作物に対する ^{137}Cs と ^{90}Sr の移行係数（TF）値は、多様な種類の土壌毎に、放射性物質が降下した年とその後の数年間で大いに異なる。泥炭地土壌では、あらゆる作物種について、^{137}Cs の TF は、ジョールンポドゾル土壌よりも 7 ～ 15 倍、灰色森林土壌よりも 10 ～ 20 倍、チェルノーゼム土壌よりも 15 ～ 30 倍高い。^{90}Sr の TF 値が最も高いのはジョールンポドゾル土壌であり、灰色森林土壌ではその約 1/5、チェルノーゼム土壌では 1/10 である。

このような大きな差は、或る種類の土壌で育つ植物 ― なんらかの農業化学的特性を持つ ― に対する、^{137}Cs と ^{90}Sr の TF 値の感度を示している。放射性核種 TF と土壌の農業化学的特性についてのモニタリングデータを使うことで、土壌評価因子（Sef）を用いて土壌特性を完全に推測する手法（CESP）を開発できるようになった。CESP は、土壌は以下のような主要な特徴を持つ三相から成る系であるとの仮定に基づいている。それらは、土壌溶解反応の pH（液相）、有機物の含有量（OM）、吸収された塩基の総量（SUB）もしくは交換性カリウムの含有量（K_2O）である。CESP は、Sef の三次元空間に於ける断面積（頂点が pH、OM、SUM の軸上にある三角形の面積）として図式的に定義される [88, 89]。この分析手法は、農作物への放射性核種の蓄積に直接影響する、土壌の農業化学的特性と TF の関係性を定義することを可能にした（図 2.28）。

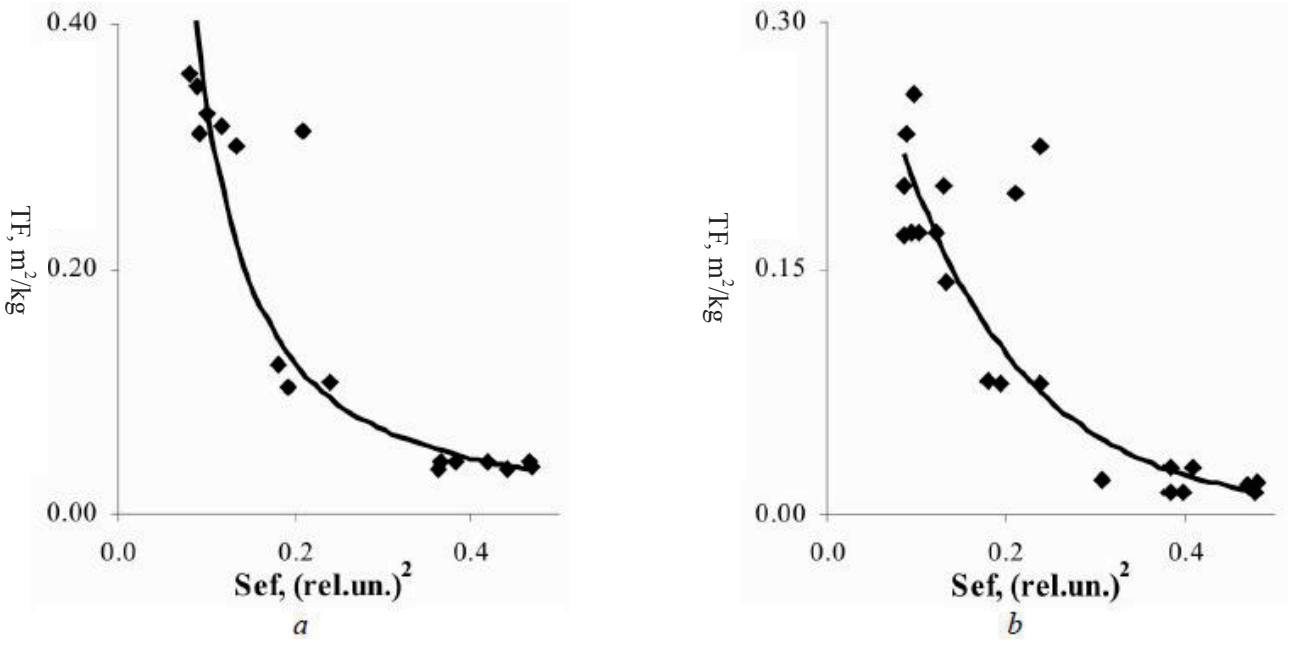


図 2.28　OM – p H – SAB の三相を基礎にした Sef 土壌特性の完全な推測から得られた作物内の ^{137}Cs TF の依存関係 (1991): a – キャベツ、b – ジャガイモ

Sef と作物内の放射性核種 TF との間に見られる確定した依存関係は、例外的に重要である。というのも、この依存関係により、改善活動前よりも放射性物質含有量が低くなる農産物を得ることを目的として、土壌から植物に吸収される線量を正確に計算できるからである。

事故後の期間を通じて、作物に対する放射性核種 TF 値は、^{137}Cs に関しては有機質土壌で最大 1/100、無機質土壌で 1/10 ～ 1/30 に、^{90}Sr に関しては無機質土壌で最大 1/3 減少した。汚染地域の放射能状況を大きく変えた重要な要素は、放射性核種が土壌吸着性を持つ複合体を介して固定化されたことである。更にこの過程のお蔭で、植物の放射性核種移行係数が半分に減るのに掛かる時間は、^{137}Cs と ^{90}Sr に関しては、放射性核種の半減期よりかなり短い。

農作物の放射性核種汚染レベルと土壌の主要な農業化学的特性に関する、膨大なモニタリングデータにより、以下のような運動学的モデルを作成することが可能となった。このモデルは、放射性核種の農作物への蓄積を予測し、科学的に実証された対策の実施を更に計画することを目的としている [89, 91, 92]。

$$^{137}\text{Cs:}\quad TF_{Sef,j} = TF_{0,j}(0)\cdot e^{-\lambda_j \cdot Sef}\left\{\begin{matrix}(1+0.031\cdot\ln(Sef))\cdot e^{-0.31\cdot(1+Sef)\cdot t}+\\ +(-0.031\cdot\ln(Sef))\cdot e^{-0.055\cdot(1-Sef)\cdot t}\end{matrix}\right\} \qquad (2.1)$$

$$^{90}\text{Sr:}\quad TF_{Sef,j} = TF_{0,j}(0)\cdot e^{-\lambda_j \cdot Sef}\cdot e^{-0.096\cdot(1-Sef)\cdot t} \qquad (2.2)$$

異なる種類の土壌から農作物への放射性核種の移行に関する、このモデルのパラメータ値は Sef を用いて得られ、以下の論文に提示されている [89, 92]。

このモデルは、仏独が主導するデータベース（FGI 3a）からのデータに基づいて検証された。FGI 3a は、ベラルーシ・ロシア・ウクライナでチェルノブイリ核災害により汚染された土地に於いて行われた、農業部門のモニタリングの結果得られた、6000 を超える「土壌－植物」の組み合わせを含んでいる。FGI データでは、放射性核種 TF モデルの計算の正確さは、対策を実施する場合でさえ約 30%であるが、土壌の農業化学的特質を変化させた。従って、放射性核種が降下した場合、農産物汚染を正確に予測

する為には、土壌特性の完全な推定を考慮した「土壌－植物」系に於ける放射性核種の動態モデルの使用が推奨される。

1990 年代初頭から、国家衛生基準を超えて汚染された農産物は、ウクライナの公営部門では生産されていない [93]。このことは、徹底した放射生態学的モニタリングと農産物の放射能抑制、そして集団農場での体系的対策の実施により、可能となった。これらの対策は、チェルノブイリ核災害後の最初の 10 年間に亘り、「チェルノブイリ原発事故による影響を最小化する為の計画」の「農業放射生態学」部門の下で実施された。

ここ数年間、特に放射能汚染地方で顕著な、国家的な経済的困難により、公営部門で生産された農産物に含まれる放射性核種の量が PL-2006 基準を超える事例が幾つかあった。例えば 2009 年には、チェルノブイリ原発の立入禁止区域に隣接する自主的移住保障区域に含まれる、キエフ州イヴァンキヴ地区の痩せたジョールンポドゾル砂質土壌で生産された食用穀物から、許容量の 2 倍の ^{90}Sr が検出された。この件には、次の二つの理由がある。第一に、この地に降下した当初の ^{90}Sr は、照射核燃料の微粒子の中にあり、植物には利用できなかった。燃料微粒子は、時間の経過と共に分解し、^{90}Sr が土壌溶解物中に移行し、移行の過程で取り込まれた。第二に、イヴァンキヴ地区の酸性土壌への最後の石灰散布は、チェルノブイリ財団の融資を受け、300 ha の面積に対して 2006 年に行なわれたが、本来は 7000 ha 以上に対して行われるべきであった。2008 年以来、同地区の農場土壌に対しては、有機肥料は施肥されず、無機肥料も面積の 63％にしか施肥されなかった。更には、無機肥料の投入量が十分ではなかった。即ち、要求量 150 kg/ha に対し、実際の投入量は 25 kg/ha に過ぎなかった。

ここで指摘されるべきであるのは、牛乳と青果物中の ^{90}Sr の放射能濃度は、現在の処 PL-2006 基準を満たしており、立入禁止区域外のウクライナ領土全体では、実質的な問題を引き起こしてはいないということである。

1990 年代後半に、放射能汚染地域で、最悪の農業政策が実行された。集団農場と国営農場が解体され、その農地が分割されてしまったのである。90 年代後半の農地分割の過程で、住民は、放射性核種の蓄積が最も深刻な地域内で、牧草地や干し草生産地を所有するようになった。一方で、「汚染領域に於ける農業生産と包括的環境修復に関する 2000 ～ 2010 年度の基本方針」の項目 3.22 は、「汚染地域の安全な使用は、そこが集団農場によって所有されているか、政府の指定区になっている場合に限り、保障されるであろう」と述べている [94]。しかし、干し草育成地と牧草地の大部分は、湿潤な有機質土壌、ジョールンポドゾル砂質土壌、砂質ローム土壌に位置しており、殆どの場合それらは、地下水の水位が高い湿った窪地や氾濫原でもある。このような種類の土壌から植物への ^{137}Cs の移行係数はかなり高いので、住民の生産する飼料の放射能汚染レベルは高くなる。結果として、多くの私営家族農場は、既定の国家基準を遥かに上回る放射性核種を含む乳製品と肉製品を、今でも生産している。

事故から 25 年が経った今、ウクライナのポリーシャ地帯では、牛乳と肉の ^{137}Cs の放射能濃度が常に PL-2006 基準（順に 100 Bq/kg と 200 Bq/kg）より 3 ～ 10 倍高い集落は、20 足らずである。また、約 1/3 の私営家族農場に於ける牛乳の放射性核種汚染レベルが、PL-2006 基準を超えている可能性がある集落は、100 足らずである。

農産物汚染の予測に従えば [89, 91, 92]、自然回復過程が大きく減速した結果、「危険に晒されている」集落に於ける放射性核種汚染レベルとその結果としての住民の内部被曝線量は、対策を執らない場合には、約 20 ～ 30 年掛けて非常にゆっくりと半分に減っていく（図 2.29）。

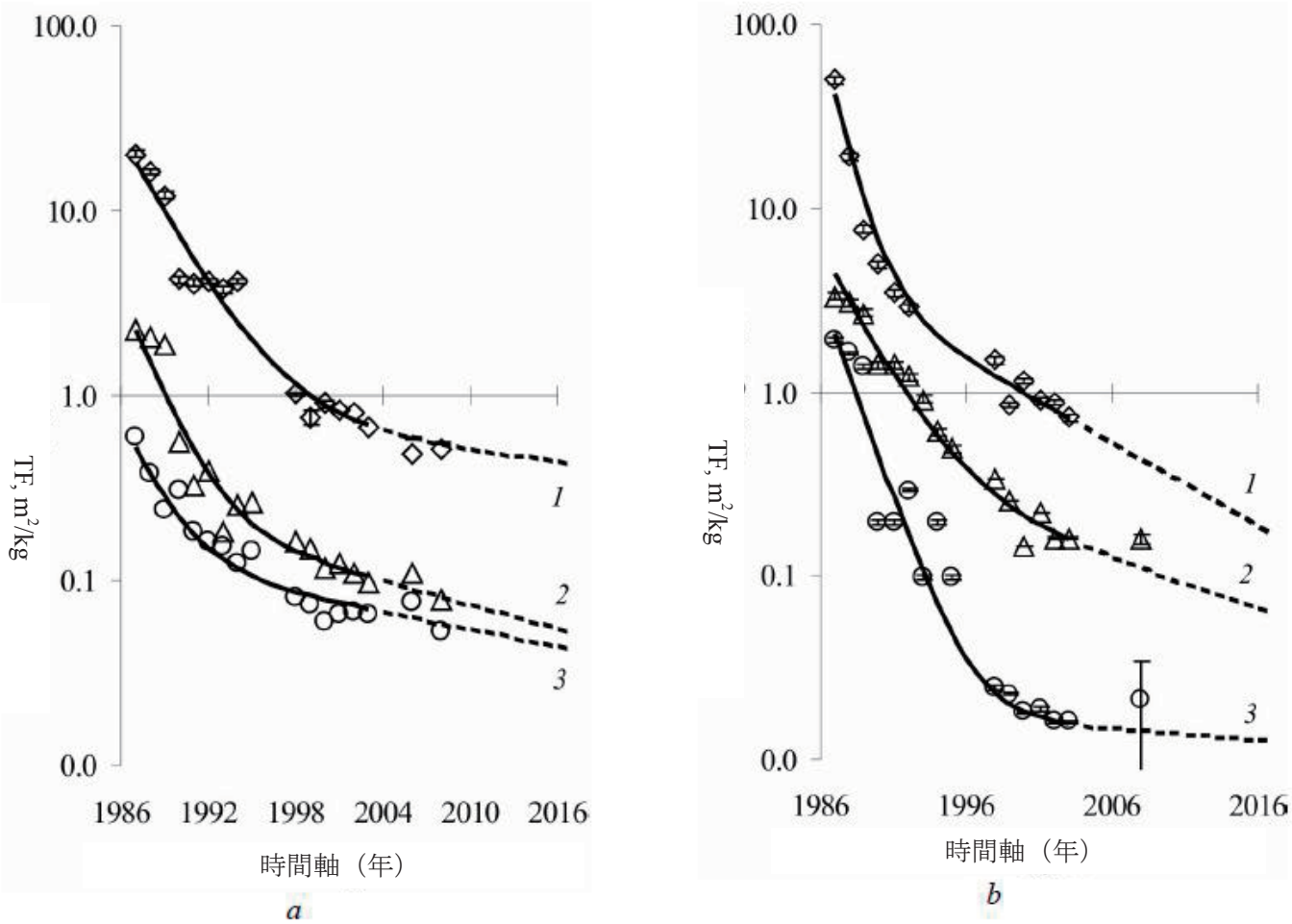


図 2.29　^{137}Cs の TF 動態 (TF 予想値は点線)：
a – ジョールンポドゾル土壌；1 野草の干し草、2 キャベツ、3 大麦。
b – 播種した干し草；1 泥炭土壌、2 ジョールンポドゾル土壌、3 チェルノーゼム土壌。

従って、チェルノブイリ核災害で汚染された領域の環境修復を更に進める為には、対策が基本的な手法となる。

農業の対策

事故後の初期に実施された対策は、被曝低減効果が高いものであった。後の時期に比べれば、初期には、集団被曝量をより大きく未然に防ぐことができた。その後、放射性核種は土壌中に固定化される為、その農産物への移行は、時間と共に大きく減る。対策の放射能汚染に対する有効性は、時間が経っても変わらない。従って対策により、農産物内への放射性核種の移行は、事故後の如何なる期間に於いても、何回でも減らせる。対策に掛かる費用も、事故後の様々な期間を通じて等しい。故に、全く同一の対策の経済効率と被曝低減効果は、放射性降下時から時間が経つにつれ低下する。従って、優先順位を忠実に守ることは決定的に重要である。何よりもまず、農産物の為に財源を配分すべきである。何故ならば、人体に摂取される放射性核種の大部分は、農産物を消費することによりもたらされるからである。

対策の優先順位を守れなかったことは、チェルノブイリ原発事故の影響を除去する上での主な障害

の一つである。時には基金の不足にも拘わらず、優先順位なく全ての処置が執られた。それ故に、対策が必要な全ての分野に於いて、求められる水準を完全に満たすことは不可能であった。実行された処置は、対策を再導入する時間的枠組の点で統一性を欠いていた。このことが理由で、汚染地域に於ける農業生産が汚染のない条件に戻ることは保障されていなかった。EU の支援の下、目の前の取り組むべき課題を解決することを目指して、「事故影響を最小限に食い止める計画内で優先順位を設ける」事業が実施された。同事業の結果は称賛されたが、1 年目には殆ど実行されず、後に完全に忘れ去られることとなった。今日、優先順位を設定することと、残っている対策の優先順位の管理を確立することは、非常に重要な問題である。優先順位と進捗状況管理体制の欠如は、事故影響最小化計画を実行する上で生じた多くの欠陥の原因となった。防護対策を行う上で優先事項の遵守に失敗した動かぬ証拠は、事故から 25 年が経過した現在も猶、牛乳の汚染レベルが PL-2006 基準を超える、危険に晒されている集落が約 50 も存在することである。

植物栽培

農耕地

ウクライナ農業科学アカデミー並びにウクライナ農業放射線研究所（UAIR）を含む他部門の研究機関の科学者達が一緒に、国家・地方（5 つの州と地区）・民営部門という公私の異なる階層を対象に、「放射能汚染下に於ける農業の為の規制指針と勧告」を策定した [83]。これらの勧告は、汚染された農地の放射線環境の変化に応じ、事故後の様々な時期に改訂された。

放射性核種が食物連鎖に入り込む際に土壌は基本的な供給源であるので、防護対策は、土壌特性を変化させることを通じ、植物が放射性核種を取り込む可能性を減らすことを目指した。チェルノブイリ事故前に知られていた対策 [86] は、事故後に検証され、汚染地域の生態学的条件に合わせて適用された（表 2.12）。

表 2.12　対策に伴う植物栽培産物に於ける放射能汚染の減少　（単位 ； 倍） [82, 83]

対策	無機質土壌		有機質土壌
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
石灰施用 (4 ～ 6 t/ha)	1.5 ～ 3.0	1.5 ～ 2.6	1.5 ～ 2.0
NPK 処置	1.5 ～ 2.0	0.8 ～ 1.2	1.5 ～ 3.0
肥やし (50 t/ ha)	1.5 ～ 3.0	1.2 ～ 1.	–
石灰施用 + NPK	1.8 ～ 2.7	–	2.5 ～ 4.0
ゼオライト	1.5 ～ 2.5	1.5 ～ 1.8	–
耕起 (35 ～ 40 cm)	8.0 ～ 12	2.0 ～ 3.0	10 ～ 16

酸性土壌に石灰を散布して追加的に無機質を施肥することは、チェルノブイリ原発事故による汚染区域で速やかに行われた対策の最たるものであった。無機質を窒素（N）：リン（P）：カリウム（K）の推奨される最適比である 1：1.5：2 で施肥することは、収量を増やしながら農作物の ^{137}Cs 汚染を 1/1.5 ～ 1/3 に減らす効果的な方法である。施肥量は、作物種と土壌特性に依拠する。例えば、ジャガイモに無機質を施肥する割合は、他の蔬菜作物の 1/2 である。

1986 ～ 1993 年の間に実行された対策は、ウクライナで 150 万 ha を超える汚染土壌を回復させる結果となった。汚染された領域で肥料と一緒に石灰を散布すると、農産物の放射性核種含有量を 1/2.5 ～

1/5 に減らすことができた。1994 ～ 1996 年は、経済的困難の為にこの事業の実施がかなり削減され、結果的に土壌中の窒素とリンとカリウムのバランスが悪くなり、農作物への放射能汚染の上昇を招いた。

1996 ～ 1999 年に掛けては、土壌改良剤の輸送に掛かる費用を節約する為に、地元で生産された無機質吸着剤を使おうという試みがなされた。72 万 3 千 t の腐泥と泥炭の堆肥が、リウネ州の数地区で用いられた。この対策は、事故直後の数年間と比較してその段階では放射性核種の固定化過程がかなり弱くなっていた為、十分有効ではなかった。

食物や原材料に含まれる放射性核種量の許容レベルの値は、大きく下がった。その一方で、完遂された防護対策は、PL 基準を超える農産物の量を事故後初期と比較して何分の一にも減少させ、住民の被曝線量を平均して 1/2 に低めることができた。IAEA と国際社会は、1994 年までに遂行された全ての対策は、徹底的に行われ、効果的且つ国家に損害を与えなかったと公式に認めた [95–97]。

最新技術とバランスの取れた農林業、そして高い作物と家畜の生産性をもたらすウクライナ農業界に食料が行き渡れば、チェルノブイリ政策に必要な資金総額はかなり少なくて済むかもしれないことが重要である。

今日、国家予算から資金供与されている耕作地での対策は、実質的に実行されていない。

草地と牧草地

事故後の期間を通じ、天然の牧草地と草地で、表土や土壌改良などの対策が実行された。その結果、牧草の改善がなされ、放射性核種の牧草への浸透の抑制がなされた。これらの対策には、土壌の処理、酸性土壌への石灰の散布と無機質の施肥が含まれる（表 2.13）。

表 2.13　草地と牧草地に於ける対策の有効性

対策	草内に於ける ^{137}Cs 集積の減少係数（単位；倍）	
	無機質土壌 (砂土、ローム)	有機質土壌 (泥炭土)
排水	–	2 ～ 4
輪作	1.2 ～ 1.5	1.8 ～ 3.5
一般的な耕起	1.8 ～ 2.5	2.0 ～ 3.2
反転耕を伴う深耕（深さ 35 ～ 40 cm）	8 ～ 12	10 ～ 16
石灰施用	1.3 ～ 1.8	1.5 ～ 2.0
窒素肥料の利用とリン酸・カリウム肥料の投与	1.2 ～ 3.0	1.5 ～ 3.0
表土改善	1.6 ～ 2.9	1.8 ～ 14
土壌改良	3.0 ～ 12	4.0 ～ 16

科学者達は、干し草畑と牧草地を改良するのに最適な石灰及び肥料の使用量、栽培草地を作る為に草を混ぜ合わせる組成、様々な類型の飼料を生産する為に草を刈る最適な時期、そして輪作をする 10 年間の計画を勧告した。1973 年になされた勧告を振り返ると [86]、牛に与える飼料を分別する仕組が提案されている。これは、汚染濃度の異なる草地から集めた干し草を分別し、異なる動物群に対して使用するべきだというものである。乳牛と肉牛の為に、食物（飼料）は、耕作或いは根圏環境改善によって改良された牧草地で収穫されるべきである。この措置は、事故直後の数年間には実施されなかったし、今日に至るまで取り組まれていない。

事故後の全期間を通じて、民営牧草地での対策は、実際には実施されてこなかった。UIAR を基盤と

して、^{137}Cs の PL 基準を超過している集落に於ける飼料用草地に関して、分別対策を策定する為に 46 の技術事業が展開された。生憎、「環境修復計画」の実施に際して、それらの技術事業は一つも用いられなかった。2004 ～ 2008 年の間、ウクライナの放射能汚染地域内にある、放射線環境が危険な集落は調査され、実質上全ての小規模な牧草地が把握された [98]。しかし、科学者により得られたデータは、防護対策の資金調達計画で用いられるべきであったにも拘わらず、用いられなかった。

今日、石灰散布の為に供与されている資金は皆無であり、チェルノブイリ核災害により汚染されたウクライナ領土の草地と牧草地に繰り返し石灰を散布する対策は、実質的に停止状態にある。

灌漑農業

チェルノブイリ核災害による放射性物質の放出が終わった時点で、ドニプロ川水系に於ける放射能状況は、大小の河川水から流入する ^{137}Cs と ^{90}Sr によって汚染された、ドニプロ川流域の年間土壌流出量によって決定されることになった。事故後最初の数週間に、^{137}Cs と ^{90}Sr による最も強い水質汚染は、チェルノブイリ（市）に近いプリピャチ川で観測され、その濃度は ^{137}Cs が 1591 Bq/ℓ、^{90}Sr が 30 Bq/ℓであった [99, 100]。時間が経つにつれ、水中での放射性核種の濃度は減少し始めた。^{137}Cs による汚染は急速に減少し、1987 年には既に 1 Bq/ℓを超えなかったが、^{90}Sr の汚染濃度の減少は 5 Bq/ℓに留まった。現在では、下流にあるダム湖群に於ける ^{137}Cs の放射能濃度は、大きく減少し、事故前の水準に達しようとしている。しかしながら、上流（キエフ）から下流（カホーヴカ）に至る一連のダム湖群（ドニプロ・カスケード）に於ける ^{90}Sr の放射能量は、主に清浄な水が流入して希釈されたことによって、30 ～ 40%減っただけである。このような水によって灌漑された土地は、収穫物の放射能汚染を招く。

ウクライナには総面積で 260 万 ha の灌漑地があるが、1992 年にはその内の約 160 万 ha で、ドニプロ川から得られた水が灌漑に用いられた。この目的の為に、1 年間でドニプロ川の水が約 47 億 m^3 使用された。約 80%の灌漑地は、ウクライナ南部の五つの州に在った。その後数年間で灌漑地は減少し、2007 年には約 52 万 ha しか灌漑されなかった。灌漑面積に関する明確な変化は、最近 2 年間で記録された。

放射性核種の可動態が 5 ～ 10%増加したことで、灌漑中に土層断面への移動がますます激しくなった。チェルノブイリから排出された ^{137}Cs は、主に懸濁物質に付着することによって、ドニプロ・カスケードを運ばれた。それらの懸濁物質は、経路（キエフからカホーヴカに至るダム湖群）に沿って運ばれる中で、沈殿した場合にのみ取り除かれていた。例えば、160 km に亘る北クリミア運河の流水では、水中の ^{137}Cs 濃度は大きく減少した。また、灌漑水路の水の場合、運河本流と比べ、場合によっては 13 ～ 27%も減少した。^{90}Sr は水溶態となって移動する。その水系中での濃度は、主に小さな支流の純水で薄められることによって変化した。水生生態系に於ける放射性核種の移動により、^{90}Sr と ^{137}Cs は灌漑水と共に氾濫原に運ばれた。事故後 10 年以上に亘る進展の結果、水田土壌中の放射性核種は、^{90}Sr が 1.7 倍、^{137}Cs が 2.7 倍に増加した。

灌漑された農業形態で農作物に放射性核種が運ばれる水路は、多くの要因に左右される。中でも主要なものは、放射性核種の物理的・化学的特性と水の放射能濃度、水中での放射性核種の存在形態、灌漑水の質（水化学的な等級と塩分）、灌漑の手順（灌漑率と回数）、灌漑手法、植物の生物学的特性及びその発達段階である。

直接の移行率は、放射性核種の水中濃度とそれが植物に移行する値との比で決定された。これにより、以下の結論が得られる。灌漑作物の放射能汚染は予見できる。ある特定の水化学的等級の水を使って特定の作物を灌漑する手順を考慮すると、放射性核種の水中濃度と農作物中の濃度を結び付ける移行係数を用いることは、適切であろう。

農作物の ^{137}Cs 濃度は、灌漑の水源（ダム湖）が事故発生箇所に近づくにつれ、高くなる。従って、カニヴ湖の水で灌漑した農作物の放射能濃度は、カホーヴカ湖の水で灌漑した場合よりも 2 ～ 3 倍高く、ドニプロ川と繋がっていない水の場合と比べると最大で 6 倍も高かった。灌漑農作物中の ^{137}Cs 濃度は、^{90}Sr 濃度と比べると、農作物の種類によって 2 ～ 100 倍高かった。^{137}Cs が農作物に吸収される量は、事故後 10 年間に亘って大幅に変化することはなく、実質的に 1996 年と 1988 年は同水準であった。^{90}Sr が吸収される量は、根を通じて浸透した放射性核種の粒子により、約 20 倍に増加した。それでも、畑地に ^{137}Cs と ^{90}Sr を含む水で地上灌漑を行った農作物の汚染レベルは、数十 Bq から数 Bq であった。

事故後に年月を掛けて、灌漑地の農作物を汚染する基本的な要因が特定された。汚染された水を灌漑に利用する回数が増えるにつれて、灌漑農作物中への汚染の蓄積も増加する。しかし、この関係は正比例ではない。50 m^3/ha から 500 m^3/ha へと灌漑水量が増加すると、灌漑期でも収穫期でも、地上の植物体量の放射性核種含有量は徐々に増える。しかし、1000 m^3/ha へと更に増加しても、この汚染の数値は変わらない。灌漑農業の農作物汚染は、灌漑の方法に左右される。雨のように散布するのは、植物が水によって汚染される中でも「最も汚染される」灌漑の方法である。雨のように降り注ぐ方法によって灌漑をすると、収穫物の内の経済的に価値の高い作物の汚染は（栽培品種と放射性核種の物理的・化学的構造によるが）、畝間灌漑を行う場合より最大で 70 倍も高い。

灌漑地の研究がなされる内に、「水」貯蔵係数の平均値が精緻化された。この値は、主要な農作物の収穫に於いて、^{137}Cs と ^{90}Sr の移行を特色付けることができる。これらの係数は、灌漑栽培農作物に放射性核種が吸収されることを予想するのに使用できる。^{90}Sr に汚染された水で灌漑を始めて 20 年経てば、^{90}Sr が蔬菜類や他の作物に吸収されるのは、土壌経由になるだろう。他方で、非常に長い期間（最長 200 年）に亘って ^{137}Cs が吸収されるのは、水汚染経由になるだろう。

チェルノブイリ事故から 10 年後の時点では、37 kBq/m^3 の汚染があるジョールンポドゾル土壌地帯である、ウクライナ北部に於ける平均的な食生活を通じた内部被曝に伴う年間実効線量は、73 μSv/y であった。他方、灌漑地帯である南部住民の、食生活を通じた内部被曝に伴う年間実効線量は有意に低く、6.6 μSv/y であった。

休耕地の回復

チェルノブイリ原発立入禁止区域の実用的な利用回復の問題は、それほど検討されていない。ジトームィル州の強制（義務的）移住区域では、既に部分的に経済活動が行われている。例えば、工業作物の生産、牛の放牧、干し草畑や菜園、魚の養殖池などである。2008 年には、従来休閑状態にあった、6000 ha を超えるウクライナの土地が再利用されるようになった。

ウクライナでは、以下のような状況が、休閑地で経済活動を行う際の妨げとなっている：

- 人々が移住していなくなった、これらの領域では、インフラストラクチャー（建物、電気、道路、土地改良制度など）が、完全になくなっていたか悪化していた；
- 休耕された農地は森林に戻り、水はけがまた悪くなったり、肥沃度が低下していた；
- 市場経済への転換により、過去 20 年間に亘る農業生産を編成し直すに当たって、休耕地の大規模な利用は、経済的観点からも社会的観点からも必要とされなくなった（プリピャチ川の下流のような魅力ある地域を除いて）；
- マスメディアにより提示されるチェルノブイリ問題の情報に影響された、偏見や専門性の欠如の結果、強制移住区域を何らかの消費産品の生産の為に利用しようという試みに対して、大衆が現在懸念を抱いている；
- ウクライナには、放射能汚染領域を法的に再区分する為の、簡明な法制度がない。

畜産の条件整備と管理、飼料生産

チェルノブイリ原発事故後の放射能状況は、核実験とウラル核災害の後に農業放射線科学及び放射線生物学の設立者である V. M. Klechkovsky によって定式化された、根本的な結論を再確認させた。その結論とは、「広範な放射性核種による汚染の後、極度に高い放射線量の為に人々が生活できない地域の面積は、良質な生産物を得られない地域の面積よりずっと狭い」というものである。今日、放射能汚染指標に照らして生活できない地域は、立入禁止区域の約 20%（6 万 ha）を占める。これに対して、事故後 25 年経っても猶、（2006 年に定められた）国家基準の要件に照らして安全な生産物を得られないであろう地域は、ヴォルィーニ州（マネヴィチ地区のハルジア、セルヒヴ、プリリスネの村々）からキエフ州（ヴィシュホロード地区のボフダーニー、ピリャヴァ、レィフタ、レィトゥニィの村々）にかけて広がっている。

核災害の急性期

事故直後の数時間から現在に至るまで、牛乳は決定的に重要な食品であり続けてきた。住民の被曝線量の大部分は、牛乳の消費による結果である。牛乳は、それなしではやっていけない必要不可欠な食品であり、とりわけ代替物がなかった当時（1986 年）は、そうであった。牛乳を子供の食生活から取り除いてしまうと、健康を危険に晒すことになる。それ故に、往々にして子供の健康被害が蔓延した。何故なら、「放射線は目に見えないのに、腹を空かせた子供は肉眼でも明らかに分かる」からである。

チェルノブイリ原発事故直後の数時間から、住民に対して、牛乳はヨウ素被曝を生じさせた。というのも、牛乳は、この生物学的に活性な放射性同位元素を摂取する経路になったからである。牛乳は必要不可欠な食品であり、現在も同じ機能を果たしている。但し、セシウムという異なる放射性同位体に関してであるが。

放射性ヨウ素からの有効な防護策は、非常に迅速に徹底して行わなければならない。というのも、ヨウ素同位体は、炉心から放出される如何なる放射性核種の混合体にあっても、占有率が最も高いからである。それら混合体は、殆どの同位体の半減期が短いので、高い放射能を帯びている。これらの混合体の 100%が消化管から血流に吸収され、全ての生物学的障壁をすり抜けて、乳へ移行した。そして、体内の小さな部分である甲状腺の中に多量（30%以上）に蓄えられ、そこで高い被曝線量を形成する。

危険性と事故の規模がソ連政府によって隠蔽されたことにより、ヨウ素被曝を防護する機会は永遠に失われた。1986 年 5 月 9 日以降に始まった、集中的な防護策の実施は徒労に終わり、結果として、放射性ヨウ素によってヨウ素症状が引き起こされた。放射性ヨウ素による住民、特に子供達の大量被曝は、完全にとはいかなくとも、避けることができた。

原理的に、ヨウ素に冒された家畜から得られた乳を介して、住民がヨウ素被曝することを避けられたであろうか？おそらく完全には無理だが、住民、特に子供達の大量被曝は避けられただろう。例え相当の費用を掛けて大規模に行えなかったとしても、住民は警告されるべきだったし、1973 年に市民を守る側の科学者達によって策定され、当時利用可能であった勧告は、実施されるべきであった [86]。何よりもまず第一に、解除を可能とする情報が得られるまでは、「屋外での乳牛の放牧、放牧牛から搾った牛乳の消費、放射性雲が通過した後に保存された家畜飼料の使用は、迅速に禁止される」べきであった。制限及び禁止措置は、如何なる放射線についても、最初の数日間に行なうのが最も効果的である。しかし、それらは、完全には実行されなかった。その結果、乳産物は、まず放射性ヨウ素によって、そして後に放射性セシウム同位体によって、甲状腺と人体全体が被曝した主要な汚染源となってしまったのである。

家畜の避難

チェルノブイリ原発事故後の最初の数日間は、ウクライナの畜産業にとって最も劇的な日々となった。放射能事故の影響を精力的に除去する活動は、1986 年 5 月 2 日に漸く始まった。30 km 圏内の住民を 5 月 2 日から 5 日までの 3 日間を掛けて移住させるという、政府委員会決定によって、30 km 圏内の家畜を避難させる準備とその実施が可能になった。対象となった家畜は、5 万頭の牛、1 万 3 千匹の豚、3500 頭の羊、そして 1 千頭の馬であった [102]。

輸送経路に沿って、ボロディアンヌカ地区とマカリヴ地区の野営地が、一時的な家畜集積地に供された。受け入れられた家畜は、部分的な獣医学的検査を受け、洗剤で洗われ、放射線管理を受け、給餌された上で、キエフ州に当時存在した幾つかの畜産拠点に割り振られて、輸送された。電離放射線が実際に検出された家畜に対する上記の措置は、獣医局が管轄した。全ての措置は、畜産専門家によって行われた。

獣疫学的状況下に於けるあらゆる危険を予防する為に、実際の放射能状況について何ら確たる情報がなく、更なる措置に関しての既定の指針もなかったものの、獣医局は、30 km 圏内の全ての家畜用施設・農場・区画に対し、獣医学的且つ衛生学的な洗浄と二段階の消毒を実行し、更に 2 万 3 千頭以上の迷い出た家畜を殺処分して廃棄した。今日でも、なされた業務の範囲を想像するのは難しいが、最も重要なのは、この多大な努力が無益であったことである。

畜産物の放射線モニタリング

1986 年 5 月 9 日、獣医局は、国家農業部門委員会の機関としては初めて、放射線モニタリングと汚染領域での畜産の手続に関する勧告を承認した。この勧告は、ウクライナ獣医科学行政本部と農業放射線全国労働研究所の専門家達によって策定された。事故以前に、獣医局は、畜産物の放射線モニタリングを行っていた。当時のモニタリングは、各地方につき 3 ～ 5 ヶ所で行われ、その対象は、牛乳が年 4 回、肉が年 2 回、飼料が年 1 ～ 2 回、水が年 2 回であった。獣医局は、畜産業に対して全面的な放射線モニタリングを行う為の、設備と人的資源が不足していた。また、汚染された 12 州内の 74 地区からの畜産物も、十分に集められなかった。その結果、ほぼ事故直後から、汚染された家畜が食肉加工場に供給された。例えば、1986 年の 5 ～ 6 月には、9 万 5 千頭の牛と 2 万 3 千匹の豚を合わせた計 11 万 8 千の家畜が、事前に放射線測定されることなく、ジトームィル市、ノヴォフラード＝ヴォリンスキー市、コーロステニ市の食肉加工場で屠殺された。保冷室で保存されたそれらの肉の放射性核種含有量が許容値を超えていたことが、実験室での分析により記録された。それらの肉は、食肉加工場の保冷室で長期に亘って保存された。許容値より 10 倍も高い汚染濃度を有する肉製品をどう処置するかは、非常に難問であった。問題の肉は、（半減期が 8 日のヨウ素 131（^{131}I）ではなく）半減期が 2.4 年の ^{134}Cs と 30 年の ^{137}Cs に汚染されていたので、汚染濃度は時間と共には減少しなかった。食肉加工場の保冷室は容量一杯になり、放射能で汚染された肉をロシア・中央アジアの国々・コーカサスに送るという決定がなされた。しかし、送り先には、既に放射線管理ポストが整備されていた。約 1 万 t に及ぶその肉は、全てウクライナに返却され、チェルノブイリ原発事故から約 10 年が経過した後に、立入禁止区域で処分された。このような状況を避けることができたかどうかは、疑問である。1973 年の「勧告」[86] は、その時点で確かに存在しており、「肉牛は、事前に放射線測定をすることなく、屠畜すべきではない。そして必要があれば、大量の放射性核種が体内から取り除かれるまで、汚染されていない飼料で給餌するべきである」と言及していた。それにも拘わらず、当該勧告は実施されなかった。

管理と禁止に関する対策

当初の勧告のおかげで、キエフ州とジトームィル州の最も汚染された地区から、汚染濃度が最大 180 Bq/kg（許容基準は 370 Bq/kg）である牛乳が、攪拌する為に送られてきた。5 月初旬、北部地区の生産単位からキエフ市に牛乳を送ることが禁止され、乳製品加工場の為に汚染レベルに応じて牛乳を選別収集する手続が、キエフ市で確立した。最も汚染された牛乳は、撹拌に回され、チーズ ― 即ち、短寿命の放射性核種が崩壊するまで長期保存できる製品 ― になった。牛乳と比較した場合、チーズでは、^{137}Cs や ^{90}Sr といった長寿命の放射性核種の含有量も最大で 1/10 になった。「汚染されていない」牛乳は、乳児用の食品生産に回された。これにより、400 万キエフ市民の被曝線量を 1/10 に減少できた。

放射線測定機器とその専門家並びに管理の専門家の欠如、事故の危機的段階に於ける抑圧、更には国家執行部が事故の規模についての理解を欠いていたこと ― 即ち、事故前後に策定されていた勧告等の利用と遵守を行わなかったこと ― が、放射性核種に汚染された農産物を加工場に大量に配達するという結果を招いた（図 2.30）。

1987 年 4 月、農業放射線研究所（UIAR；1986 年以来、当研究所は放射線管理に関する手法の研究を統括していた）が策定した、「放射性セシウムで汚染された家畜の体内検査方法」が承認され、導入された。後に、「放射性核種で汚染された領域内に於ける農業生産の為の検査方法」も承認され、導入された。獣医学専門家の支援を受けて、放射線モニタリング地点が食肉加工場に整備され、後に牛を食肉加工場に送り出す側の生産単位でも整備された。1990 年代初頭になると、国家保健基準を上回って汚染された肉牛は、事実上食肉加工場に配達されなくなった（図 2.30）。

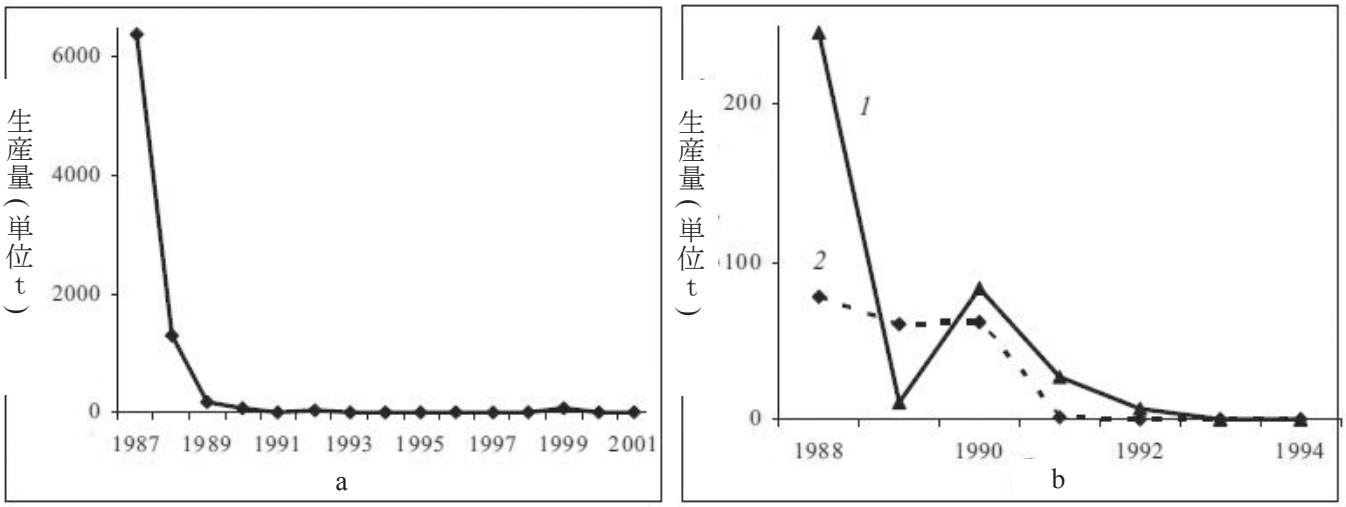


図 2.30　許容基準を超えた畜産物の工場への流入：a – 肉、b – 牛乳 (1 – 民営農場 , 2 – 公営農場)

UIAR の科学者達は、家畜の生体内に於ける放射性核種の代謝作用を研究した。この研究により、飼料処理と生産家畜への給餌についての一連の勧告と指示を、短期間で策定して導入することができた。また、この研究により、土壌から植物へ、家畜の餌を通じてその体内へ、そして畜産物によって人体へと、放射性核種が吸収される過程を、事実上科学的に管理することができるようになった。極めて短期間の内に上述した策定と導入を行ったおかげで、1990 年代初頭には、放射性核種が人体に吸収される経路を途中で遮断できる、信頼に足る防護手段が整備された。上述した全てのことは、政府、大臣、省庁、研究所、地方官庁、そして明らかに農業放射線科学が協働したことにより可能になった。農業放射線科学による勧告は、その有力な見解と共に、暗黙の裡に遂行された。

畜産学的対策

1990 年まで、科学者達 ― 特に UIAR の科学者達 ― は、農産物の放射能汚染を最小限にすることに注力していた。その目的は、「土壌－植物－家畜」という食物連鎖に於ける放射性核種の動態作用の基本的知識に基づき、家畜の基礎飼料の原料となる、汚染されていない農作物を得る為の条件を創り出すことであった。一つの生産単位内でさえ放射能汚染は均質ではなく、その域内の生態学的特性もまちまちであったが、耕作地の放射能条件を分析することにより、飼料原料は、家畜の多様な生産性を考慮して配給され得ることが示された。最も汚染された飼料は肉牛に、最も汚染が少ないものは乳牛に給餌されるといった具合である。事故後の最初の数年間に、「肉牛肥育の三段階の手順」が提案された [103, 104]。この手順によれば、如何なる放射能汚染レベルの飼料であっても、第 I 段階（生後 6 ヶ月から 12 ～ 16 ヶ月まで）では給餌して良い。家畜の販売される部位の筋組織の汚染レベルに応じて 1 ～ 2 ヶ月続く、第Ⅱ段階では、汚染濃度が 40 kBq/kg までの飼料は給餌して良い。第Ⅲ段階での給餌は、家畜の汚染レベルに応じて 30 ～ 60 日間、第Ⅱ段階で使われたものよりも「汚染が少ない」飼料を用いて行われる。この手順を踏んで出荷した場合、結果として、家畜の体内の ^{137}Cs 濃度を実質的に 1/5 ～ 1/8 の低さに抑えられる。反芻動物の場合は、その月齢と生産性によって、^{137}Cs が半減するのに 20 ～ 40 日間を要する。更に、筋組織内の ^{137}Cs 含有量は、「放射性セシウムで汚染された家畜の体内検査方法」によって容易に測定できる。

獣医学的対策

1990 年代初頭に、土地改良という対策は、許容濃度を超えた畜産物 ― 特に牛乳 ― の生産を最終的に止めるのに不十分であることが分かった。このことは、とりわけ民営部門で顕著であった。民営部門は、その全てが完全に土地改良を受けているとは限らない、天然の牧草地を使用している。ウクライナ・ロシア・ベラルーシの主要な科学拠点は、放射性核種を選択的に吸収する物質の開発に、研究業務を振り向けた。何十もの天然及び人工の物質に関して、放射性核種が餌から乳や肉に吸収されるのを防げるかが、試験されてきた。経済的観点からは、「配合飼料を用いる方法」に特別な注意が払われた筈である。その方法は、一旦飼料が消化管に届くと、当該飼料と吸収と化学結合との競争的相互作用を通じて、放射性核種が血液に吸収されるのを防ぐ、というものである。

フェロセンは、別名フェロシアン化第二鉄としても知られているが、セシウム同位体とその派生物が家畜の消化管に吸収されるのを制限する、高性能な化合物である。ここで云う派生物とは即ち、鉄・アンモニウム・コバルト・ニッケル・フェロシアン化銅と幾つかの金属である。フェロセンは、セシウムと不溶性の化合物を形成する。その化合物は、消化管の壁を通り抜けて血液やその先の組織にまで浸透することはない。また、その化合物は、代謝産物と共に生体から排出される。牛にフェロセンを毎日 3 ～ 6 g 与えると、牛乳中の ^{137}Cs が 1/8 ～ 1/10 に減少したことが記録された [105–107]。フェロセンを含む添加剤は、チェルノブイリ核災害後にウクライナ・ロシア・ベラルーシの汚染された生産単位に於いて行われた、包括的な実験的検定と生産試験に合格した。

フェロセンを使用することにより ^{137}Cs による畜産物の汚染レベルが下がる、その効率に関しては、全ての農場家畜種を含む千頭の家畜を対象に研究された。フェロセンは、農場にいる家畜の健康状態、生産能力及び生殖能力にとって、安全であることが証明されている。また、フェロセンを含む添加剤入りの餌を、異なる量且つ長期間に亘って摂取した家畜から得られた生産物を消費しても、安全であることも証明されている [105]。

フェロセン製剤試験を開始したのは、ウクライナであった。しかもウクライナは、全労働組合国際委員会による、多様な使用形態でのフェロセン製剤試験を主宰した。試された使用形態は、粉末状態・

岩塩状態・丸薬状態と、セルロース担体にフェロセンを加えた状態である。残念ながら、これらの試験が、ここで述べてきた開発に関する、最後の活動となった。ウクライナでは、この技術は、工業的規模には発展しなかった。一方ベラルーシでは、15 年間に亘って、毎年最大 20 t のフェロセンが使用された結果、牛乳の汚染濃度は 50 Bq/ℓを下回る。同時期にウクライナでは、100 以上の集落で 100 Bq/ℓを超える ^{137}Cs を含む牛乳が生産されており、10 集落では超過割合が 2 ～ 7 倍となっている。ウクライナでは、純粋なフェロセンの他に、ワイン産業の廃棄物を原料にして調製されたフェロセンも開発された。ワイン産業の廃棄物は、フェロセンとほぼ同等の効果があるが、価格はより廉価である。ウクライナでは、長年に亘って、天然のゼオライトが吸着材として使われてきた。しかし、ゼオライトが牛乳中の ^{137}Cs 含有量を減らす効率は、フェロセンの 1/1.5 ～ 1/2 と低い。

民営部門

1989 年までに、畜産業の公営部門に於いて放射生態学上の問題を実質的に解決したという成功体験は、そのまま自動的に民営部門に波及できるものではないことが分かった [81]。民営部門の家畜は適正な飼料原料を利用できないこと、畜産品市場の規制緩和、そして何よりも民営部門を国家が管理する仕組が存在しないことにより、畜産業の民営部門は、住民の放射能被曝という観点から、危機的な状態に陥った。今日に至るまで、既存の国家基準を超える畜産物（基本的には牛肉と牛乳）を供給しているのは、民営部門である。1990 年代に国家経済は崩壊過程にあったにも拘わらず、90 年代初期に 600 もあった危険に晒されていた集落の数を、90 年代後期には 100 にまで減らすことができた。しかしながら、まだ数十もの危険に晒されている集落が残っている（図 2.31）。上述した集落の放射線環境は、かなり長期間に亘って変わらないであろう。何故なら、土壌から植物に吸収される放射性核種を減らす自然過程は非常に遅く、農産物中の放射能含有量が物理崩壊によって半減するのには、30 年を要するからである。不幸にも近年では、民営部門の問題は優先事項ではない。現時点で、基準を超える放射性核種が含まれる牛乳の問題の為に使われる国費は、毎年約 2 千万 UAH である。例えば、立入禁止区域に於ける現在の年間総被曝線量は、約 200 man·Sv[7] である。同じ線量は、例えば石棺の崩壊のような 100 年に 1 度起こるかもしれない様な緊急事態の際に生じるであろう。それ故、何億 UAH もの国費が、立入禁止区域にある放射線源を制限する為に、費やされているのである。同時に現在、立入禁止区域内以上の約 600 man·Sv もの年間総被曝線量が、立入禁止区域外で計測されている。しかし、残念なことに、この問題の除去に使う国費は、たったの 200 ～ 500 万 UAH しか配分されていない。その内、立入禁止区域外での放射線モニタリングと被曝線量制限の為に、100 ～ 200 万 UAH が費やされている。

7 man-Sv は、集団線量を表す単位。集団線量とは、集団の一人ひとりが受けた被曝量を合計した値で、100 人が 1 mSV を受けたら 100 man-mSv で、10 人が 10 mSv を受けたときも同じく 100 man-mSv。
個人の被曝影響（リスク）が被曝量に比例するなら、被曝集団に現れる影響（例えばガン死数）は集団線量に比例する。

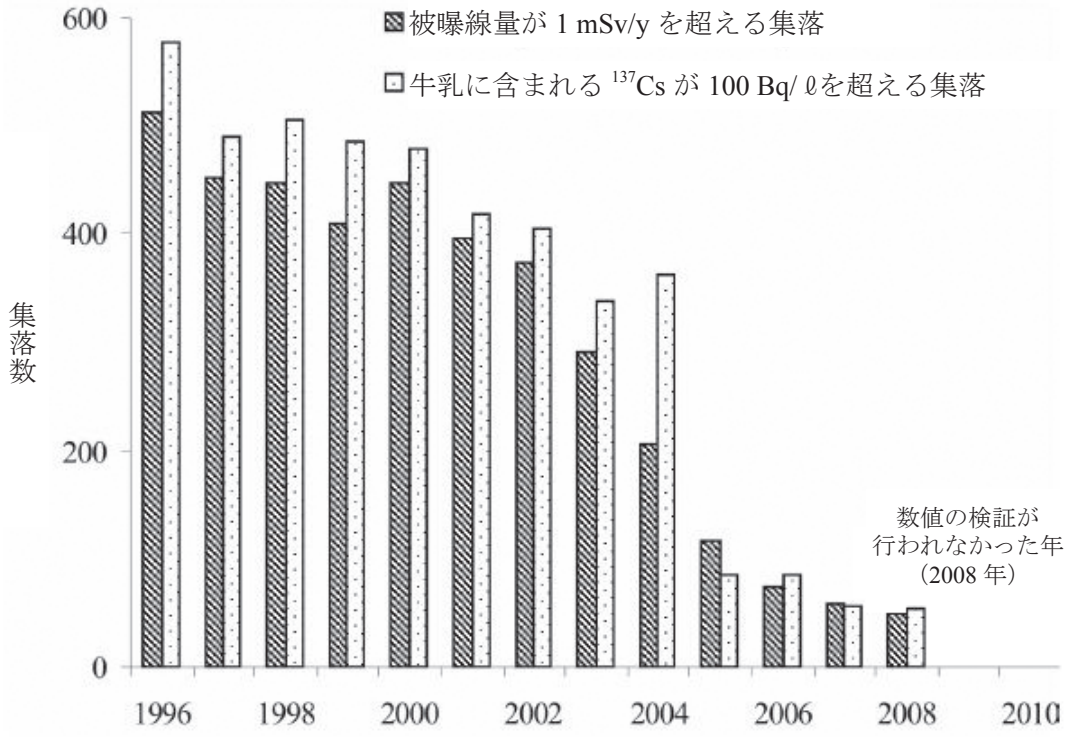


図 2.31　全体的線量測定検査に基づく線量評価による集落の分布　[81]

結論

放射能汚染が生じると、酪農を含む農地での農業は危機に瀕する。チェルノブイリ核災害の経験は、旧ソ連邦の国々が、ヨウ素の危険、特に畜産と関連した危険に十分に対応できなかったことを示している。その結果、住民はより多くの被曝を受け、健康状態が悪化した。従って、放射線緊急事態の影響に対処する際には、放射能防護対策全体に於ける不可欠な一部として、畜産業の為の科学的支援が必要である。

事故から 25 年経った現在も将来も、チェルノブイリ事故の影響による問題は残る。そして、危険に晒されている地域の民営部門に於ける衛生基準に従った放射能汚染レベルにある牛乳の生産と、この問題の関連も続いてゆく。既存の獣医学的及び畜産学的対策は、試験を重ねて精緻になっているが、今後も優先され続けなければならない。同時にウクライナは、以下に掲げる、幾つかの難題に直面している：

- 過去 10 年間に、被災地の農業が利用できるような、政府の財政支援は皆無であった；
- 大規模な放射線モニタリングが実施されなかったことに伴い、行政機関が放射能状況を管理できなくなった；
- 国家により設立された、農業の科学的支援を専門とする研究拠点は、閉鎖されたり、資金を削減された；
- この為、多くの地方と地区にある省庁支部では、独自に問題を解決できて責任ある意思決定のできる、優秀な専門家を失った；
- チェルノブイリ核災害の影響を克服する過程が政治化したことは、チェルノブイリ関連法制の最適化を阻害している。その結果、資金は、しばしば社会保障と補償の支払いに充てられ、被災地の環境修復、並びに汚染地域で生産された牛乳という重大問題の撲滅には使われない；

- 農業分野に於けるチェルノブイリ核災害の影響を克服することに焦点を当てた科学的活動の調整と管理が欠如している。このことが、しばしば「新しいチェルノブイリの問題と現象」を探している新しい「科学的機関」の出現を招く。しかし、このような新機関は、チェルノブイリの問題解決を推し進めるのでなく、科学を阻害している。

重大な問題の一つは、大抵の農業者達と農業に従事する専門家達は、知識を欠いていることである。彼らは、核施設に於いて発生した事故の様々な段階と、事故後に執られれるべき対策の具体的措置の順序と結果について、情報と技能を身に着けなければならない。それらの対策は、農業と殆どの農業者に対する、事故の負の影響を防ぎ、且つ / または和らげ、且つ / または制限する為のものである。

ウクライナは、「緊急事態に際して、様々な担当部局が執るべき措置についての勧告」を、今猶採用していない。チェルノブイリ核災害から学んだ教訓は、研究され、放射能事故に備える為の緊急事態対応体制の策定に際して、考慮されるべきである。

子供の食料に関する問題

汚染地域に於ける国家の優先課題の一つは、放射能汚染に関して安全な食料を、乳幼児と学童に提供することである。全ての年齢集団の子供達にとって、牛乳は、^{137}Cs を体内に吸収する主要な原因である。酪農産物の内部被曝線量への寄与は、0 ～ 3 歳の乳児に於いて 90%、幼児に於いて最大 75%、学童に於いて 65%減少した。牛を飼っている家庭は、自家製の酪農産物を消費する。放射能に汚染された領域に於いて、乳幼児用の食料を生産するにあたっては、一連の対策の実行が要求される。「汚染されていない」牧草は、乳幼児用の牛乳を生産する牛に、給餌されるべきである。それが不可能な場合には、草地と牧草地の土壌改良が義務付けられ、或いは、耕起された畑の上に新しい草地を整備しなくてはならない。これらの草地と牧草地で育成される牛の餌は、吸着剤かセシウムと結合する添加剤を含まなくてはならない。

子供の栄養の問題は、汚染されたポリーシャ地帯（リウネ州にあるロケトニヴ、ドブローヴェツィア、ザリーチュネ、サルネヌの各地区）にある危険に晒されている集落を、実際に脅かしている。というのも、この地帯では、最大で 10 人かそれ以上の子供達が一家族にいる程、多産な家庭が一般的である上に、汚染されていない農産物を入手できる機会が非常に限られているからである。子供達は、ウクライナの法律で禁止されている「チェルノブイリ・ベクレル」の牛乳を、生まれた時から消費している。今日、この問題は全く対応されておらず、計画の策定もなされてなければ、防護対策の中で特別な配慮もなされていない。しかし、国家は、第一に若い世代の健康に気を遣うべきであり、子供の食料が放射能に汚染されている問題から逃げるべきではない。こうした理由により、正に今、子供に汚染されていない食生活を保障しなくてはならないという問題を、何よりもまず牛乳から、解決する必要があるのである。

2.2.4 森林生態系に於ける放射生態学的問題の解決

チェルノブイリ核災害は、17 州の森林で放射能汚染を引き起こした。1991 年から 1992 年に掛けての調査では、123 万 ha の森林で、地表に付着したセシウム 137（^{137}Cs）の濃度が 37 kBq/m^2 を超えていた [108]。森林の一部がこの ^{137}Cs 濃度を超えた割合は、ジトームィル州では 60%、リウネ州では 56%、キエフ州では 52%であった。また、ヴォルィーニ・チェルニーヒウ・チェルカースィ・ヴィーンヌィツャ・スームィの各州では、約 20%であった。森林の放射能汚染に共通する特徴は、モザイク状に点在しており、高勾配なことである [109]。

よく知られているように、放射性同位体の物理的崩壊により、汚染された森林の放射線状況は、徐々に変化する。推定データに依ると、地表の ^{137}Cs 濃度が 37 kBq/m^2 を超える森林面積は、2010 年には 1992 年よりも 40 万 ha 減少したと見られている。そして、この 40 万 ha は、如何なる森林管理活動の為にも、制限なく用いることができる。しかしながら、放射線測定が繰り返し行われなかったので、^{137}Cs 濃度が減少した森林面積を利用する為の法的根拠が存在しない。それ故、ウクライナ国家森林管理委員会は、「汚染された森林の復旧に関する基本方針及び計画」を策定した。2010 ～ 2020 年の間に、37 kBq/m^2 を超えた森林土壌の調査が計画されており、約 60 万 ha で経済活動が再開できると見込まれている。しかし、この方法だけでは十分ではなく、調査結果は検証され、公式な法律文書によって認証されなければならない。

木材、野生のキノコとベリー類の放射性核種の濃度の動態と、それらによる人々の被曝線量への影響

森林生態系は複雑な垂直構造をしており、地上部の植物量が広大である。それ故、森林、特に針葉樹林は、かなりの放射性物質の容量がある。森林に降り注いだ直後から、放射性降下物は、上層部の植物から地被植物まで垂直移動し始めた。その垂直層の一つ、森林腐葉土は、特殊な放射性核種の貯蔵庫となった [110]。チェルノブイリ原発から 30 km 圏内の森林（レリーヴ森林）の研究では、1986 年 5 月 20 日から 1986 年 6 月 15 日までの期間に、樹齢 35 年の松林の腐葉土で、2.5 倍の放射能の増加が観察された [111]。樹木に沈着した放射性物質の総量の 90 ～ 95%が、降下後 2、3 ヶ月で地表に移動した [112]。

森林生態系の放射性核種の移動速度は、構成物・樹齢・放射性物質の濃度によって決定され、森林腐葉土が無機質化する度合いにも影響を受ける。落葉樹林と比較すると、針葉樹林では、森林腐葉土が無機質化する過程はゆっくりと進むが、単位面積当たりの腐葉土量は多い。それ故、有機物は針葉樹林に蓄積され、放射性核種を含む無機質の放出はゆっくりになる。つまり、森林腐葉土は、森林生態系に於いて地球化学的障壁の役割を果たすと共に、森林生態系を超えて放射性核種が拡散することを防いでいると云える。

ウクライナの森林生態系内に於ける ^{137}Cs とストロンチウム 90（^{90}Sr）の移動に関する、信頼できるデータを得ることを目的とした組織的研究を促進する為に、1991 ～ 1993 年に森林分類学に基づいて、100 以上の実験箇所を有する調査拠点ネットワークが、ポリーシャ及び森林－草原地帯に設立された。

白樺の混じった若い針葉樹林の中にある松林の森林生態系に於ける、^{90}Sr と ^{137}Cs 放射性核種の現在の分布に関する研究は、^{137}Cs と ^{90}Sr 全体の大部分（76 ～ 83%）が土壌中にあり、6 ～ 13%が腐葉土に蓄積し、6 ～ 10%が林冠部に、残りの 1 ～ 5%が地表のコケ層に含まれていることを示している。

土壌は、多くの森林生態系に於いて、直接的・間接的に人類へと繋がる食物連鎖の起点となる。長

期間に及ぶ研究により、最大の ^{137}Cs の濃度が計測された箇所の移り変わりが示された。1986 年に ^{137}Cs の最大濃度が観測されたのは、森林腐葉土の上層部であったが、1991 年には半分分解された森林腐葉土層であり、2009 年には、殆どの森林生態系に於いて、分解された森林腐葉土層であった。森林土壌中の総放射性核種の濃度分布は、同じ期間中でも異なることは明らかである。特に 1991 年には、森林土壌中の総 ^{137}Cs 濃度の 60 ～ 70%は分厚く充実した針葉樹林腐葉土に蓄積されており、残りが無機質土壌に移動した。2006 ～ 2009 年には、白樺の混じった針葉樹林及び樫の混じった針葉樹林に於ける総放射性核種濃度の分布は正反対の結果になったが、この比率は松林では基本的には変わらなかった。土壌の養分と湿度は、放射性核種の垂直移動にとても重要な役割を果たす [110]。

ウクライナのポリーシャ地帯内に存在にする三つの土壌カテナ[8] ― 針葉樹林（A3）、白樺の混じった針葉樹林（B3）、樫の混じった針葉樹林（C3）― の湿った生育条件下にある、樹齢 60 年の松の立木（図 2.32）周辺の土壌中 ^{137}Cs の垂直分布が分析された。その結果は、土壌の栄養度が上がるにつれ、森林腐葉土に蓄積されていた ^{137}Cs 濃度の割合が顕著に減少し、それに伴い、前述した土壌中の無機質層に移動した放射性核種の割合が増えることを示している。

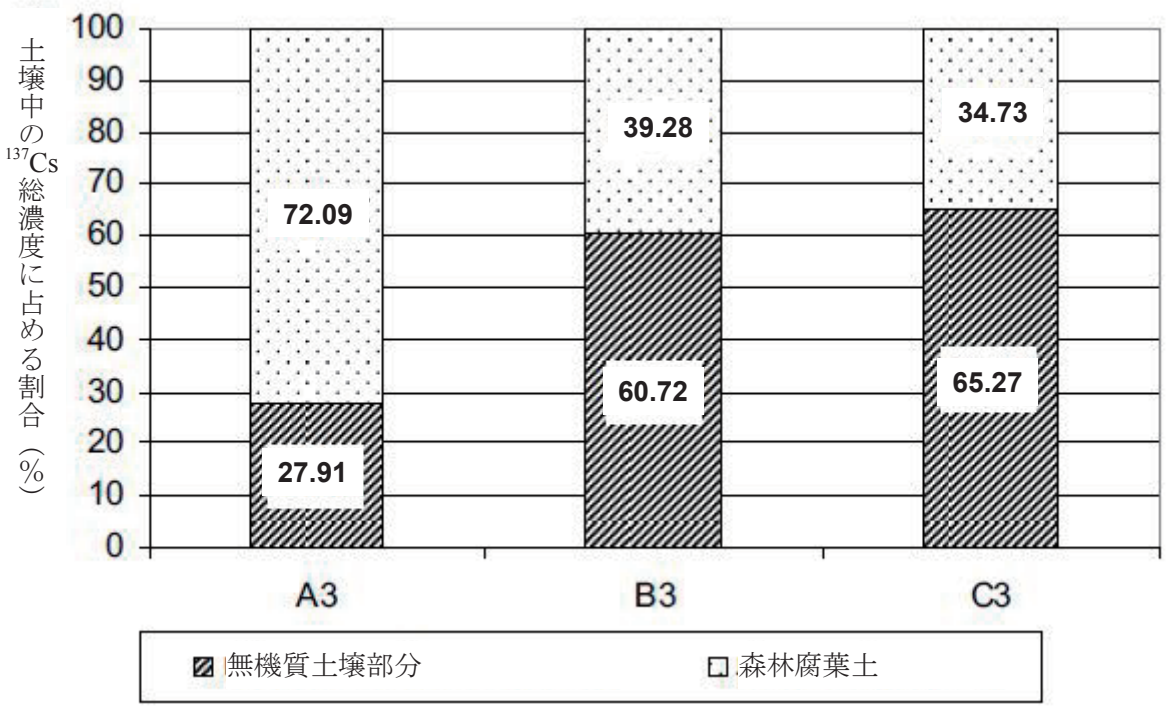


図 2.32　ウクライナのポリーシャ地帯の栄養向性のカテナ土壌に於ける、森林腐葉土と無機質土壌部分との間での、^{137}Cs 総濃度の比率

註：A3 ＝針葉樹林、B3 ＝白樺の混じった針葉樹林、C3 ＝樫の混じった針葉樹林

上にまとめたデータが示すのは、針葉樹林では、土壌中の ^{137}Cs の総量の大部分は、森林腐葉土に含まれる（土壌中 ^{137}Cs 量の内の 72%）ということである。この指標は、白樺の混じった針葉樹林では 39%、樫の混じった針葉樹林では 34%と、急激に減少する。調査された栄養向性がある土壌に於ける森林腐葉土と無機質土壌層の間では、^{137}Cs 総濃度の分布にこのようなかなりの違いがあることには、複雑な要因が関連している。それらの要因には、単位面積当たりの森林腐葉土の構成物が異なることや、

8　元は同一の土壌だったものが、地形や排水条件等の違いによって、土壌特性が異なっている状態を示す語。

森林腐葉土が無機質化する速度が異なることが含まれる。後者は、構成物の破砕化と無機質化の集中度と密接な関連があるが、何よりも土壌中の微小菌類が主要な役割を果たす、生物学的作用に影響を受ける。

放射性物質が森林腐葉土から土壌中の無機質層へと移動することは、一方では、放射性物質の移動能力を向上させる。何故なら、土壌上層部にある多くの植物の毛細根がかなり多く存在するからである。しかし他方で、放射性物質は、粘土質の無機物の中に固定もされる。

土壌中での放射性物質の移動能力と固定化に関する比率は、今後更に研究されなくてはならない。

材木

最近 5 年間の研究で、森林の地上部分に於いて、木の幹が放射性核種の総量の主な貯蔵場所になっていることが明らかになった。その一方で、材木中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の放射能濃度は、双方とも最小である。これは、立木の他の部位を合わせた重量より幹の重量は大きいので、幹に蓄積された放射性核種の量が最大となっているからである（図 2.33）。

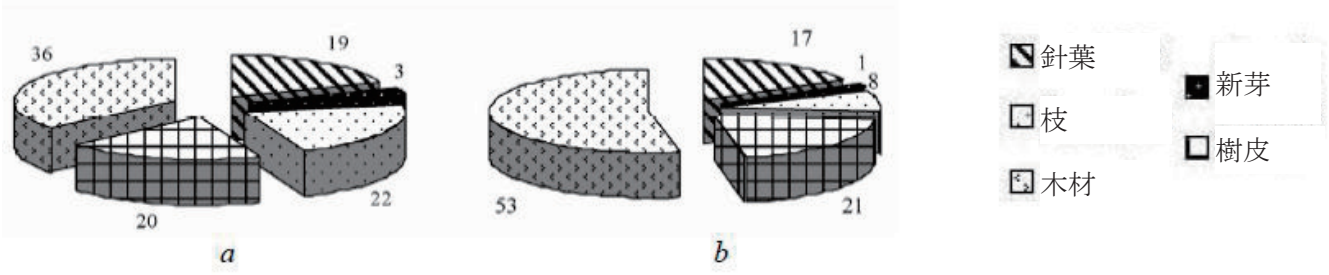


図 2.33　ポリーシャ地帯の松の立木の植物体量に於ける ^{137}Cs (a) と ^{90}Sr (b) の総濃度の分布

長年の研究によると、樹木の種類に拘わらず、森林植生条件の類型に応じて、^{137}Cs の放射能濃度は、新芽・針葉（葉）・内樹皮・木質組織など、木の構成部位の大部分に於いて上昇している。しかし、外樹皮に関してのみは、前述したように事故直後の直接的な影響を考慮する必要があり、正反対の結果になる。1991 ～ 2002 年の間、湿度の高い白樺の混じった針葉樹林にある樹齢 60 年のヨーロッパアカマツの樹木では、^{137}Cs 含有量が上昇した（図 2.34a）。

キノコとベリー類

最近 5 年間（2005 ～ 2010 年）に、菌糸体が森林腐葉土に存在する食用キノコ（ニセイロガワリ、アンズタケ、ハイイロシメジ）の大部分で、20 ～ 30%の ^{137}Cs 含有量の減少が観察された。

菌糸体が土壌の深い層に存在する種（ヤマドリダケ、アイタケ）では、^{137}Cs 濃度は同期間中に増加した。これは、放射性核種がより深い土壌層に移動した為である。この傾向は、今後 5 ～ 7 年間続くと見込まれる。

1991 年から 2010 年に至るまで、森林の主要なベリー類では、^{137}Cs 濃度の大幅な減少が典型的に見られる（図 2.34b）。例えば、新鮮なクランベリーでは 1/3 ～ 1/4 に、ビルベリーでは 1/5 にまで、^{137}Cs 含有量は減少した。^{137}Cs の生態学的実効半減期の長さは、湿度の高い白樺の混じった針葉樹林（B_3）に生えるビルベリーやコケモノでは 7.5 年、極度に湿った白樺の混じった針葉樹林（B_4）に生えるクランベリーでは 7.7 年、湿度の高い松の針葉樹林（A_5）では 5.5 年であった。今後、これらベリー類に於ける ^{137}Cs 含有量が更に半減するには、約 2 倍の期間が掛かると予想される。

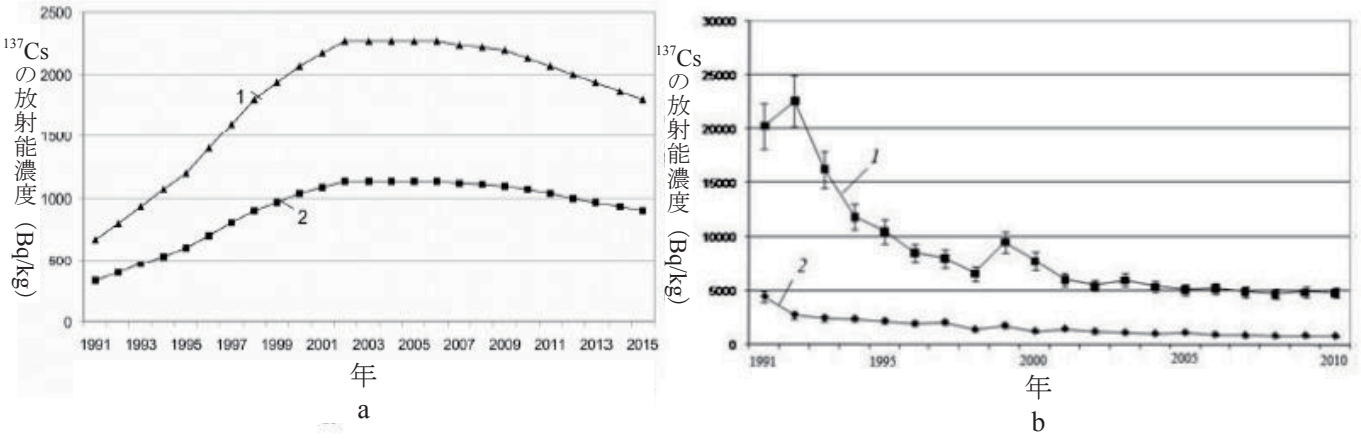


図 2.34　^{137}Cs の放射能濃度の長期間動態と今後の予想：

a – 土壌中の放射能汚染濃度が異なる（1 – 370 kBq/m^2; 2 – 185 kBq/m^2）湿度の高い白樺の混じった針葉樹林に於けるヨーロッパアカマツ (B_3)；

b – ビルベリーの空気乾燥した芽 (1) と、新鮮なもの (2)（1991 年の土壌に堆積した ^{137}Cs 濃度は 250 kBq/m^2）

放射能調査拠点に於ける調査の結果、特に経済的に価値のある全ての種に於いて、放射性核種濃度と土壌中の放射能汚染濃度の間で比例関係が観察された。これにより、放射性核種濃度が許容基準以下の林産物を得る為に、地表に蓄積した放射能濃度を推計することが可能になった。また、特定の林産原材料の使用可能性に基づいて、森林管理を割り振ることも可能になった。「汚染環境に於ける森林管理の為の勧告」は、この手法に基づいて策定された [113–115]。

衛生学研究により、ウクライナのポリーシャ地帯の森林がかなりの面積を占める地域に於いて、森林のキノコとベリー類の摂取による住民の内部被曝線量は、現在、総被曝線量の約 20%を占めていることが明らかになっている。同じ村内の住民の間でも、内部被曝線量は大きく異なるかもしれない。その違いは、おそらく食事内容の差に起因するだろう。食生活から林産物を完全に排除すれば、住民の被曝線量はその分だけ減少する。

森林中の放射線環境は安定しており、放射性核種の崩壊と生物学的循環への組込のおかげで、事故後の期間を通じて改善している。この傾向は、今後しばらく続く。森林中の放射線環境の変化は、土壌への放射性核種の固定化と物理的崩壊に連動するだろう。

放射能汚染領域に於ける林業

チェルノブイリ原発事故以前には、国際社会は広範な放射能汚染下に於ける森林管理を経験しておらず、このことがウクライナ林業を窮地に追いやった。放射能の安全性を確保し、林業施設の稼働を継続させる為に、かなり短期間の内に、「森林の放射線環境の調査と、森林管理・林産物の収穫作業・非木材森林資源の利用を規定する規範文書」の策定が求められた。それ故、森林監督官の優先業務は、森林中の放射能汚染の緊急調査と、「放射能汚染環境下に於ける森林管理に関する、科学的知見に基づいた勧告」の策定であった。この目的を踏まえて、旧ウクライナ林業省は、多くの森林管理と物理的対策を行った。

まず、旧ウクライナ林業省の組織構造は変革され、殆どの放射能汚染がある森林（キエフ州のチェ

ルノブイリ森林地帯とノヴォシェペリチ森林地帯；約 11 万 ha）は、立入禁止区域に指定された。放射能汚染レベルが高い為、約 5 万 ha の区画に於いては、如何なる森林管理活動も禁止された。国有林の広範な範囲に亘って、森林管理制限が適用された。例えば、森林での非木材林産物の収穫は、上記の 11 万 ha を超える地域で禁止され、約 1.4 万 ha で森林伐採が制限された [115]。

今日、放射能汚染条件下で、55 林産企業の 3.6 万人の従業員（その 1/3 が森林に入っている）が、作業に当たっている。汚染区域で働く従業員の健康を維持する目的で、毎年健康診断が行われ、個々人の被曝線量の測定も行われている。

林産物の放射線管理

チェルノブイリ原発事故の後、国家森林管理委員会の中に放射線モニタリング部局が設置された。その任務は、森林・生産施設・居住施設の放射線状況についての経過情報の取得；森林管理活動を行っている地域の線量測定；林産物に含まれる放射核種のサンプリングと測定；放射線データバンクの管理；企業経営者・地方行政主体・地方住民共同体への、管轄領域に於ける森林放射線状況と林産物中の放射性核種含有量の報告；である [116]。

放射線モニタリング部局は、正確な放射線量測定器と放射能分析機器、そして専門職員を与えられた。1986 ～ 1992 年に掛けて同部局は、450 万 ha の森林面積の放射線測定を行い、様々な林産物の放射線モニタリングを促進した。

その後、区域内の林産物の放射線モニタリングの調査項目は、徐々に減少した。今年になって、国家森林管理委員会の放射線モニタリング部局への予算の配当が（緊急事態省の側から）止められた。これは間違いなく、特に林産食品の生産に関して、放射線モニタリングの効率に悪影響を及ぼすだろう。

林業経済部門に於ける対策

事故後の危機的な期間にあって、林業部門の事業活動に対する規制という手法は、優先順位の高い対策であった。当時、行われた規制には、一日当たりの労働時間を減らすこと、放射能汚染のレベルが高い特定の場所での経済活動を停止すること、事業者とその従業員を安全な地域に避難させること、特定の種類の林産物に関する事業活動の禁止（野生のベリー類とキノコ類、薬草原料、材木の採取と販売など）、が含まれる。

汚染地域での林業事業活動の実施を担保する為に、「放射能汚染環境下に於ける森林管理に関する、科学的知見に基づく勧告」が策定された。この勧告は、その蓄積と林産物に対する放射能汚染レベルが増えている、土壌中の汚染濃度 σ (^{137}Cs) の値が、全事業活動を下記のように分類する基礎として使われた：

I. 事業活動の全領域で汚染濃度が σ (^{137}Cs) < 37 kBq/m^2 の場合；
II. ウクライナの森林－草原地帯に於ける事業活動で、森林領域に於ける汚染濃度が σ (^{137}Cs) > 37 kBq/m^2 であるが、肥沃な粘土層とローム層に、部分的（100 ～ 300 ha）に σ (^{137}Cs) < 370 kBq/m^2 となる場所がある場合；
III. ウクライナのポリーシャ地帯に於ける事業活動で、汚染濃度が σ (^{137}Cs) < 185 kBq/m^2 の場合；
IV. 汚染濃度が σ (^{137}Cs) > 185 kBq/m^2 のウクライナのポリーシャ地帯に於ける事業活動で、植生に対しての集中的な放射性核種の移行が見られる、痩せた土壌でのプランテーション農業が行われている場合。

第 I 分類に属する事業経済活動は、通常通り行われている。野生のベリー類とキノコ類の採取が制限されているのは、第Ⅱ分類と第Ⅲ分類であり、その為の放射線モニタリングが整備された。そして、第Ⅳ分類では、林産食品原料の採取・薬草原料の採取・狩猟動物の捕獲と、薪の採集が制限されている。

事故後の危機的な時期とその後の期間に、様々な段階で林業に対して執られた国家規制措置（表 2.14）は、従業員の過度の被曝を防止し、彼等の健康状態を維持し、事業活動の安定化と成長を促進した。

表 2.14　林業部門に於ける対策

番号	対策の種類；事故後に適用された時期	適用方針	効果
国家全体			
1	情報；最高レベル	森林の放射線状況を明らかにし、公的機関と住民に知らせる	住民の総被曝線量の減少
2	制限；最高遠隔レベル	林産物と住民健康に関する放射線モニタリングと、放射性核種の安全基準レベルの導入と、それらの改訂	
3	放射線安全性；最高遠隔レベル	住民の年間被曝線量の最大許容レベルの為の、公衆衛生疫学的基準の導入	
林業部門			
4	防護；最高レベル	産業と労働者とその家族を、555 kBq/m^2 以上の高濃度汚染地域から避難させる	労働者とその家族に対する過度の放射線被曝の防止
5	放射線安全性；最高遠隔レベル	労働者・職場・貯蔵品・設備の為に、個人用の線量測定器を導入して提供する	
6	制限；最高遠隔レベル	^{137}Cs の汚染レベルが 555 kBq/m^2 以上の森林領域に於ける事業活動を終息させ、当該領域への公衆の立ち入りを禁止する	基準を超過しない程度の放射性核種を含有する林産物の受容
7	放射生態学；遠隔レベル	森林の放射線モニタリングと、食料資源や薬草を収穫する場所の放射線モニタリングの導入	
8	技術；遠隔レベル	放射性核種の放射能濃度に基づいた原料の分類；伐採から材木にするまでの製材過程に於いて、特殊な技法を使用する	

1989 年から、チェルノブイリ原発事故の林業に対する影響を除去する為の全ての施策は、「事故影響緩和の為の国家計画」の下で資金提供を受けた。これにより、莫大な労力の注入と、林業部門労働者の過剰被曝の防止、そして一般住民の総被曝線量の減少が可能になった。1992 年からは、「チェルノブイリ事故の林業に対する影響を最小化する為の計画」への予算配分は 50％まで減少し、2009 年以降は完全に止まった。

放射能に汚染された森林の復旧状況

推定によると、現在、10 万 ha 以上の森林域が復旧していると思われ、経済活動の再開が勧められている。ウクライナ森林農林業研究所のポリーシャ支所は、「チェルノブイリ事故による汚染地域に於ける森林の復旧の為の基準とガイドライン」を策定した。森林の復旧は、森林の放射能汚染を示す、詳細な統計地図に基づかなくてはならない。それには、地域毎に森林の追加調査を行う必要がある。というのも、地域に於ける放射能汚染レベルは、通常かなりモザイク状だからである。

ウクライナ国家森林管理委員会は、「放射能汚染を蒙った森林に於ける放射線調査と復旧の為の 2010 ～ 2015 年度計画」を策定し承認した。この計画は、段階的な森林調査を想定しており、可能であれば、経済活動の再開や特定の森林資源の利用を行う。森林生産物利用の復旧は、ヴォルィーニ州・リウネ州・チェルニーヒウ州の国営企業（SE）による、野生のベリー類・薬草・キノコ類の採取の再開によって示されている。これらの地方では、2009 年に 13 t 近くのベリー類と、20 t の薬草、そして 1.6 t の白樺

樹液[9]が採取された。これら全ての産物は、放射線モニタリングを受け、放射能安全基準を満たすかを検査された。これらの企業は、今後数年間に、森林食料資源の採取量を更に増加させるだろう。ヴィーンヌィツャ州・チェルカースィ州・スームィ州・チェルニーヒウ州の森林の一部に於いても、同様の施策が計画されるべきである。

森林管理と伐採作業が禁止されているジトームィル州に於いても、森林域の復旧を目的とした、森林の一部を対象とした反復調査が実施されている。放射能汚染に関する森林域調査は、現在の放射線状況の確認；（もし可能であれば）20 年前に調査した域内の、立木の改善に向けた森林管理活動の立案；基準値以下の放射性核種を含有する材木の貯蓄；を可能にした。2005 年以降、以前は強制移住区域に指定されていた 8700 ha の森林域が調査され、SE「ナローディチ地区 SLG」・SE「オーヴルチ地区 SLG」・SE「オーヴルチ地区 LG」の活動によって復旧された。2010 年には、SE「ナローディチ地区 SLG」の活動に於いて、土壌の放射能汚染レベルが 555 kBq/m^2 を超えていた 1700 ha の森林が調査され、その内の 1600 ha で森林管理活動を再開することが勧告された。まず始めに、同林産企業は、衛生管理を目的とした森林立木の伐採を開始した。この作業の請負は、森林の環境を改善するだけでなく、一定の収入ももたらしている。

放射能汚染環境に於ける有効な森林管理は、立法レベルで解決されていない幾つかの問題によって、かなり阻害されている。『チェルノブイリ核災害による被災領域の状態に関する』法律は、^{137}Cs による土壌汚染濃度が 555 kBq/m^2 を超える森林に於ける、森林管理を完全に禁止した。このことは、特に放射能汚染地域に於いて、死活的に重要な施策（例えば、間伐や衛生管理目的での伐採）と経済上必要な施策（道路や橋の再建設、消火用溜め池の管理、防災区画間の乗り物の整備、高電圧線下に於ける伐採の実施など）の実施を阻んでいる。それ故、この法律を実情に合わせて改訂することが、今最も求められている。

9　健康飲料となる。

2.3. 放射能汚染領域に於ける主要な課題と農業の将来展望

チェルノブイリ原発事故により被災した領域の復興と回復に関する問題を解決する為に、今後数年間に亘って、「チェルノブイリ事故による汚染領域に於ける企業的農業の発展及び包括的復興の為の国家長期計画」が実施されなければならない。「汚染領域に於ける農業生産及び包括的復興の為の 1998 ～ 2010 年度基本方針」[94] によれば、上記計画は、放射能汚染問題の優先的課題を確実に解決しなければならない。特に、危険に晒されている集落に於ける放射線環境の包括的改善、国家基準を超えたレベルの放射性核種が検出される農産物の販売停止、安全性が保証された質の高い農作物を提供する形での子供の保護、を最優先とするべきである。また、地方の経済発展と住民の社会保障も行われければならない。

国連総会決議（2007 年 11 月 12 日 , No.62）は、チェルノブイリ原発事故から 20 年後の 2006 年から 2016 年までを「被災地方に於ける復興と安定的発展の為の 10 年であり、可能であればこの 10 年で被災住民が正常な生活を取り戻せるように、成果に焦点が当てられなければならない」と宣言している。

現在、PL-2006 の物理的安全基準を満たしていない農産物の総価格は、2 億 UAH に達し、この問題の解決に割り当てられた対策経費の数十倍になる。

牛乳の放射性核種汚染を PL-2006 基準以下に抑えるには、まず、フェロセンの為に年間約 1 千万 UAH を要する。更に、対策は、汚染領域全域に分散する形ではなく、最も汚染が深刻な村々に集中させなければならない。忘れてはいけないのは、フェロセンは継続的な使用が必要で、使用の中断は牛乳の汚染レベルを下げる効果を劇的に低下させる。国家予算での調達の難しさ（入札期間の延長、不規則な資金調達、国外供給の困難、等）を考慮すると、ウクライナでのフェロセンの実際の効果は予想を下回る可能性がある。従って、リウネ州にある泥炭土壌では、牧草地改善の為の非常に効果的な長期対策も執られるべきである。

チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の、2012 ～ 2016 年度の、更には 2020 年までの、新たな国家計画を採択し、汚染地域の復興に関わる問題に取り組む必要がある。そのような計画は、汚染地域に於ける住民の放射線防護対策に係る資金を、現実的に確保すべきである。古いものに代わる新しい国家計画 [10] が、法律（ウクライナ ; 2006 年 3 月 14 日 , No.3522- Ⅳ）によって承認された。しかし、この国家計画に於ける措置と課題選択の過程で、農業及び林業部門での放射線モニタリングと対策実施の為の予算は、ゼロと査定された。新しい国家計画は、事故後 25 年間に亘って信頼すべき研究機関によって推進されてきた一連の措置をその中に取り込み、核災害管理及び汚染地域の復興に焦点を当て、以下の放射能汚染問題を速やかに解決すべきである：

- 地方の経済発展 ;
- 住民の社会的生活条件の改善 ;
- 危険に晒されている集落に於ける放射線環境の全般的改善 ;
- 国家基準値を超えた放射能を含む農業生産物の破棄 ;
- 子供の食品の優先的な安全確保 ;
- 安全で質の高い農産物の保証 ;
- 森林管理の最適化。

放射能汚染領域に於ける農業発展の為には、以下の一連の主要課題が解決されなければならない。

セシウム 137（^{137}Cs）の基準値を超える牛乳及びその他の農産物の消費を継続している集落に対する施策を優先する。25 年間に亘り政府は、汚染されていない牛乳を子供へ供給するという問題の解決に

10　チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画。

取り組んできた。この問題解決の為に掛かる予算は数千万 UHA でしかないのに対し、チェルノブイリ政策の全予算は 35 億 UHA である。

長期に亘るフェロセンの消費がポリーシャ地帯に特有な微量栄養素不足を悪化させているという現状を鑑みるに、家畜と人間の食料は、添加物と微量栄養素を含む化成肥料の使用を通して、バランスを取らなければならない。

乳製品・肉製品・穀物製品に含まれる ^{137}Cs の値が基準の 80%を越える場所では、科学的に根拠のある需要計算を実施し、地方レベルでの対策を実施しなければならない。その後、穀物栽培に関する対策の効果が考慮されるべきである。何故なら、数年に亘って効果が示されることによって、土地改良が可能になり、穀物生産が増加するからである。

小さな目標を掲げた計画を作り、その進捗状況を徹底的に監督しなくてはならない。これを達成する為に、緊急且つ必須な項目のリストをつくり、確認するべきである。

投資資金の深刻な不足の下で可能な限り能率化し範囲を限定する為に、科学技術的専門審査計画の手続を早急に策定しなければならない。

次の期間に於ける、農業及び林業部門での活動の為の科学研究支援計画を策定し、実施資金を確保しなければならない。

最も危険に晒されている地方に主要な焦点を当てながら、生産物の品質に関する放射線モニタリングシステムを、科学者達と共に見直さなければならない。専門の放射線専門家を育成し、放射能汚染区域全域に於ける獣医局及び農地経営放射線部局の作業効率を維持して行く為に、必要な手順を踏まなければならない。

事故以降の全期間に亘って様々な官庁から集められた、様々な生産部門に於ける放射能状況に関するデータベースの集中管理を促進しなければならない。

利用を禁じられた場所の土地台帳を見直す為に、放射能汚染領域の為の社会経済発展国家計画を策定し、実施しなければならない。当該地方に課された全ての開発・建設に関する制限は、投資を促進する為に、特別指定領域を除いて、撤廃すべきであろう。

計画実施の管理責任を拡大し、達成結果目標を設定すべきである。

農業政策省及びウクライナ農業科学アカデミーと共同して、人々を代表する議員団が起草し、ウクライナ最高議会の第一読会を通過したものの、ユシチェンコ大統領の拒否権によって否決された、「放射能汚染領域の為の社会経済発展計画」を再審議すべきである。

汚染領域の環境修復の現状を鑑みるに、対策を遵守して穀物の集中栽培と家畜飼育を行う事によって、農産物の汚染レベルを低下させられるだろう。従って、チェルノブイリ原発事故による汚染領域を復興させる為の主要な道筋は、地方の社会経済的発展である。そして、農業経営の基本は、集中的な開発と収益性の向上である。

3.
チェルノブイリ核災害による放射能汚染と健康影響

3.1 放射線被曝線量

1986 年 4 月 26 日に始まったチェルノブイリからの放射性物質の放出は、10 日から 15 日間続いたと推定される。事故の初期には、短寿命放射性核種（ニオブ・ジルコニウム・ヨウ素などの放射性同位体）が放射線量に一定の影響を与えた。事故から時間が経つにつれて放射線量を決める役割を増していったのが、セシウム同位体（^{137}Cs, ^{134}Cs）、更に程度が下がってストロンチウム同位体（^{90}Sr）であった。超ウラン元素（$^{238, 239, 240, 241}$Pu, ^{241}Am）も放射性の放出物中に存在したものの、そられが固着した不活性な担体の物理・化学的性質によって、超ウラン元素の放射線量への影響は小さくなった。

事故による放射性物質放出の最中に気象条件が刻々と変化した結果、ウクライナに於ける放射性降下物は、著しく不均質なものとなった。降下した ^{137}Cs による汚染密度は、数～数百 kBq/m^2 に亘った。^{90}Sr による汚染密度は、その約 1/10 である。居住地域の ^{239}Pu 汚染密度は、0.004 ～ 0.9 kBq/m^2 であった（ウクライナに於けるグローバルフォールアウトによる $^{239, 240}$Pu の平均汚染密度は、0.037 kBq/m^2）。

チェルノブイリ事故に被災した地域では、実質的に全ての住民が何らかの放射線影響を受けたものの、事故による被曝を最も被った、次の四つの重要な集団が強調される：

1) 原子力発電所敷地内またはチェルノブイリ 30 km 圏内での作業に直接従事した、「リクビダートル」として知られる、チェルノブイリ原発事故の事故処理作業従事者；
2) プリピャチ市・チェルノブイリ市・原発 30 km 圏内にあった集落からの避難者；
3) 1986 年 5 月から 6 月の間に、食事または呼吸を通じて吸収した放射性ヨウ素によって、甲状腺の内部被曝を蒙った（事故当時の）子供と青少年；
4) 汚染領域に居住する農村住民。

汚染地域の住民では、四番目の集団が最大であり、その数はウクライナ全土で数百万に達する。

汚染地域住民の被曝線量は、二つの主要な経路により形成された：

1) 土壌に降下した複数の γ 線放出核種に由来する γ 線による全身の外部被曝；
2) 放射能汚染地域で生産（栽培）された汚染食品の摂取を通じた、放射性ヨウ素による甲状腺内部被曝（1986 年）、及び放射性セシウム（加えて、程度は下がるが他の放射性核種）による全身の内部被曝。

3.1.1 事故処理作業従事者の被曝線量；線量の遡及的推測

チェルノブイリ原発事故の事故処理作業従事者（「リクビダートル」として知られる）は、同事故によって影響を受けた最大の、且つおそらく最も被曝したコホート[1]を構成する。医学的・社会的な観点から、また事故被曝の影響を調査するにあたって、この集団は重要である。それにも拘わらず、事故処理作業従事者の被曝状況に関する全体像は、長い間よく分かっていなかった。チェルノブイリ事故被曝者に関するウクライナ国家登録簿（SRU）[2]に登録された 1986 ～ 1990 年の事故処理作業従事者の内、約半分しか個人の被曝線量記録を有していなかった。入手可能な被曝線量データの質と事故処理作業中の放射線防護の成否は、不明なままであった。

「放射線量データのほぼ全面的な改竄及び線量限度の大規模な超過があった」という見解が、従来の定説であった。放射線感受性が最も高い器官の一つである、水晶体の被曝線量 ― 特にチェルノブイリ事故による様々な放射性核種からの β 線による被曝線量 ― についての状況も、よく分かっていなかった。その為、事故処理作業従事者の実際の被曝線量の明確化と、事故処理作業中の被曝線量モニタリ

1　共通の因子を持った個人の集合。
2　SRU の三つの機能のうちの一つ、「被曝登録」には、被曝量の測定値と推定値が記録されている。

ングの事後評価を目標に、広範な活動が計画された。過去 10 年間に亘って、それらは概ね実施されてきた。

事故処理作業従事者の被曝線量評価という複雑な問題の中で、特別な位置を占めたのは、チェルノブイリ事故後の疫学研究に対して線量推計による支援が必要なことであった。これらの疫学研究は、対象個人の線量データを必要とするので、線量推計の問題を解決するには、統合的な取組を実施する必要があった。個人の遡及的線量測定には、近年開発され、事故処理作業従事者の個人線量を成功裏に再現するのに用いられた、不確実性解析による現実的な被曝線量再現法（RADRUE）が主に用いられた。RADRUE は、ロシア（生物物理学研究所）・ウクライナ（放射線医学研究センター、チェルノブイリ原発）・米国（国立がん研究所）・フランス（国際がん研究機関）が共同で開発した、解析的計算手法である。

事故処理作業従事者に対する質問調査・専門家チームによるその回答の信頼性解析・事故処理作業の現場に於ける被曝状況の包括的なデータベースの利用に基づく、この手法の重要な特徴は、（同僚や親族への質問調査を通じての解析となる）故人を含めた、あらゆる事故処理作業従事者に適用できることである。

事故処理作業従事者に対するウクライナ・米国合同白血病調査に於いて、RADRUE は、調査対象者（症例群と対照群）の全身と骨髄の個人被曝線量を再現する為に、広く用いられた。RADRUE を用いて、1010 名の事故処理作業従事者の個人線量が再現された。この中には、（同僚や本人の親族への質問を通じて解析がなされた）79 名の故人が含まれる。

1986 ～ 1990 年の事故処理作業従事者としての公的地位を持ち、SRU に登録された事故処理作業従事者を含むコホートの調査によると、被曝線量の範囲は 0 から約 3.2 Gy[3]（≒ 3.2 Sv）で、その算術平均（期待値）は 90 mGy（≒ 90 mSv）、幾何平均は 12 mGy（≒ 12 mSv）であった。これほど広い被曝線量の幅は、事故直後の数日間に多量の被曝をした人々・民生部門従業員・出張で 30 km 圏内を訪れた人々から構成された、事故処理作業従事者のコホートの極端な不均質さを示唆する。

事故処理作業従事者の中での、特定の職業カテゴリーに於ける被曝線量は様々である（表 3.1）。内務省職員は被曝レベルに実質的に影響する機会が殆どなかったが、原子力の専門家（原発職員と石棺建設作業従事者）は比較的高い線量を被っている。この最後の集団（原子力の専門家）は、所謂「決死隊」— 即ち、放射線防護や放射線管理の効果的な仕組がまだ整っていなかった、事故初期に被曝したチェルノブイリ原子力発電所の職員 — を含むことは指摘されるべきである。

表 3.1　RADRUE による職業カテゴリー毎の個人被曝線量の再現結果
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

カテゴリー	人数	線量の平均値（mGy）	線量の中央値（mGy）	線量の幾何標準偏差
軍（合計）	218	76	54	2.1
軍（1986 年）	99	105	82	1.89
軍（1987 年）	52	78	46	2.32
軍（1988 年）	44	29	17	2.41
軍（1989 年）	20	31	17	2.22
軍（1990 年）	3	60	24	2.89
原子力の専門家	35	381	277	1.78
内務省職員	27	203	173	1.86
公務による立入	340	70	48	1.95
運転手	213	64	41	1.99

3　1 Gy ≒ 1 Sv ＝ 1000 mSv である。

明らかに、放射線防護や被曝管理の有効な仕組が適用されなかった事故処理作業従事者が、最大の被曝線量を受けた。彼等は、第一に決死隊（1986 年の 4 月と 5 月に事故処理作業に従事した人々）であり、次いで、概ね放射線モニタリング部局の注意を引かない個別の作業を実施していた、特定のカテゴリーの労働者達であった。軍所属の事故処理作業従事者が受けた被曝線量の経年変化（表 3.1）は、30 km 圏内の放射線の状況の進展と 1987 ～ 1988 年に掛けての線量限度の段階的な引き下げを、適切に反映している。軍所属の事故処理作業従事者の線量は、公式に登録され、社会的に認識されている値よりも著しく低かったことは、明記しておくべきだろう。この結果は、他の独立した公式線量記録の分析や、事故処理作業中の兵士達に対する線量モニタリングの特徴に関する定性的な考察とも一致する。

事故処理作業従事者に対するウクライナ・米国合同白血病調査のコホートは、実に代表的なものであることは明記されるべきである。何故なら、線量レベル・作業の種類・職能分野の分布（表 3.2）のデータが大変有益なものであり、ウクライナの事故処理作業従事者の全体像を特徴付けることが可能だからである。

表 3.2　ウクライナ・米国合同白血病調査の対象である事故処理作業従事者の構成

カテゴリー	全体		キエフ市とキエフ州		その他の地方		ウクライナ人従事者全員についての推定値
	数（%）	作業期間の中央値（最小 , 最大）	数（%）	作業期間の中央値（最小 , 最大）	数（%）	作業期間の中央値（最小 , 最大）	
事故の目撃者	3 (0.5)	7 (1, 11)	2 (0.7)	6 (1, 11)	1 (0.4)	7 (7, 7)	< 1
直接の被曝者	2 (0.3)	2 (1, 2)	2 (0.7)	2 (1, 2)	0 (0.0)	- (-, -)	< 1
決死隊員	66 (11.5)	7 (1, 185)	50 (17.1)	7 (1, 185)	16 (5.7)	7 (3, 16)	～ 10
チェルノブイリ原発職員	9 (1.6)	317 (36, 1420)	8 (2.7)	379 (36, 1420)	1 (0.4)	225 (225, 225)	～ 1
同原発への一時的派遣職員	1 (0.2)	31 (31, 31)	1 (0.3)	31 (31, 31)	0 (0.0)	- (-, -)	< 1
605 建設局[4] 職員	5 (0.9)	31 (19, 63)	1 (0.3)	24 (24, 24)	4 (1.4)	46 (19, 63)	～ 1
クルチャトフ原子力研究所職員	2 (0.3)	157 (138, 175)	0 (0.0)	- (-, -)	2 (0.7)	157 (138, 175)	< 1
軍所属の事故処理作業従事者	220 (38.5)	67 (6, 833)	33 (11.3)	65 (7, 366)	187 (66.8)	69 (6, 833)	48
30 km 圏内に派遣された民間の事故処理作業従事者	181 (31.6)	19 (1, 1710)	121 (41.4)	18 (1, 1710)	60 (21.5)	21 (2, 103)	28
産業連合体「コンビナート」[5] 職員	4 (0.7)	458 (164, 1450)	4 (1.4)	458 (164, 1450)	0 (0.0)	- (-, -)	< 1
複数該当者	79 (13.8)	250 (4, 1710)	70 (24.0)	258 (4, 1710)	9 (3.2)	111 (9, 1710)	10
合計	**572**		**292**		**280**		

これとは別の科学的且つ実務上の問題として、β線による個々の被曝評価を含む、事故処理作業従事者の水晶体の被曝量を決定することがある。この問題の本質は、距離が離れていても相当の被曝を生じさせるβ照射を起こす強力なβ線放出核種（^{144}Ce/Pr、^{106}Ru/Rh、^{90}Sr/Y）が、チェルノブイリの放

4　605 建設局（CA-605）は、ソ連中型機械工業省内の石棺建設を担当する部局。
5　産業連合体（IA）「コンビナート」は、原発敷地内や 30 km 圏内の除染等を行う民間組織。

射性核種構成の中には十分に含まれていた一方で、（兵站上及び方法論的基盤が不足していた為に）事故処理作業中に、β線による被曝線量が管理されなていかったことにある。特定の状況下では、事故処理作業従事者の水晶体のβ線被曝線量は、γ線被曝線量の適切な値の桁を超えていたかもしれない。

チェルノブイリに於けるウクライナ・米国合同眼球調査（UACOS）は、8607 名の被験者の水晶体に対するβ線被曝の個人線量推計を行う、大規模調査である。放射線医学研究センター（RCRM）の専門家達は、ウクライナ医学アカデミー（AMS）労働衛生研究所（UACOS 事業の主な受託者）と共同して、この調査を実施した。同調査で開発された線量モデルでは、事故からの経過時間（その結果としてのチェルノブイリの放射性核種構成の変化）や（事故処理作業従事者への質問調査から推定された）被曝の特異性 — 即ち、作業の性質、働く場所の特徴、目の保護具の使用など — が考慮された。被曝量を適切に評価する為に、（水晶体の解剖学的部位、特性の異なる水平・垂直面からの被曝などを考慮したファントム）モデル、並びにモンテカルロ法によってβ線による遠隔被曝を計算する手法が使われた。

最終目標は水晶体の全被曝線量を評価することであったが、γ線とβ線による線量の相関も重要である（図 3.1）。調査対象の約 32%に於いて、β線による線量が、対応するγ線による線量より高かった（つまり、水晶体の合計の被曝線量が、γ線のみによる被曝線量を評価した値の 2 倍以上であった）。一方、調査対象の約 53%に於いては、β線量は対応するγ線量の半分以下であった。

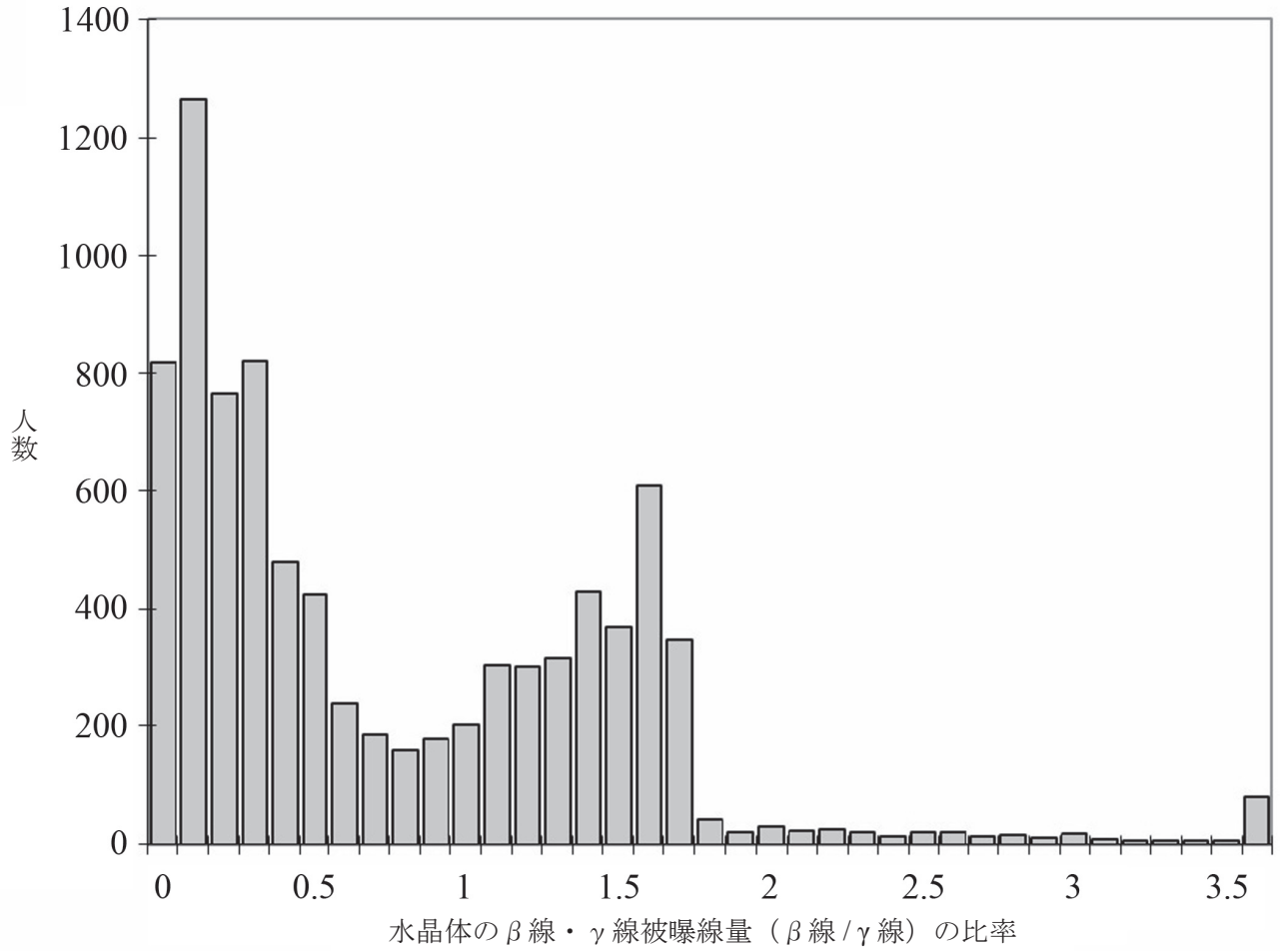


図 3.1　チェルノブイリに於けるウクライナ・米国合同眼球調査（UACOS）の対象となった 8607 名のβ線とγ線の被曝線量比の分布

調査対象となった事故処理作業従事者の中の特定集団に於ける、水晶体の全被曝線量（β線によるものとγ線によるものの和）の統計量は、表 3.3 に示されている。この表は、所謂「決死隊」— 即ち、チェルノブイリ原発職員と、事故直後の数日から数週間に亘って事故処理作業に従事した人々 — の被曝量が最大であったことを示している。 被曝の特徴（γ線とβ線による被曝､図 3.1）とコホート（1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者）の特性という点に於いて、調査対象中の最大集団である軍所属の事故処理作業従事者の線量は、RADRUE による被曝線量の再現結果（表 3.1）とよく一致する。

表 3.3　チェルノブイリに於けるウクライナ・米国合同眼球調査（UACOS）の対象となった事故処理作業従事者の各集団に於ける水晶体被曝線量の特徴

事故処理作業従事者内の集団 / 線量測定法	被験者数	水晶体の線量分布統計量（β線＋γ線）mGy：中央値（5%, 95% パーセンタイル）
石棺建設作業従事者 / 熱ルミネッセンス線量計（TLD）による個人線量モニタリング	410	16：(2, 235)
様々な集団からのサンプル / 歯のエナメル質を用いた EPR 線量測定	104	94：(19, 426)
決死隊 / 解析的線量評価（ADR）	712	502：(142, 1143)
30 km 圏内に派遣された者 / ADR	126	16：(1, 242)
軍所属の事故処理作業従事者 / 公式線量記録（ODR）、集団線量と集団計算法	7255	121：(30, 287)
合計	8607	123：(15, 480)

同調査のもう一つの独自の特徴は、単一の較正基準（「至適診断基準（gold standard）」）に対して比較的一様になる、線量測定の多様な手法が共有されたことである。その為、個々人のγ線の線量を評価する為に、高品質の個人線量モニタリングデータ（これは 605 建設局（CA-605）職員から）、解析的線量推定（ADR）の結果、軍所属の事故処理作業従事者の公式線量記録（ODR）が使われた。

独立した情報源からの線量推計が、遡及的線量測定の為の最も正確且つ正当な手法である、歯のエナメル質の電子常磁性共鳴（EPR）線量測定結果を用いて較正された。これにより、初期の線量評価に対して、補正や修正がもたらされた。その結果、軍所属の事故処理作業従事者の ODR は、実際の被曝レベルを約 2 倍に過大評価していたことが明らかになった。

初期の ODR を修正し、線量の不確実性を考慮することは、以下の統計量の対数正規分布の調整値 — 幾何平均 0.5、幾何標準偏差 2.2 — を用いて初期の ODR に乗じることである。この修正分布の選択は、登録線量の系統的なシフトと共に、軍所属の事故処理作業従事者の被曝線量モニタリングデータの相当な不確実性を反映する。事故処理作業従事者の水晶体の個人線量に関する類例のないデータによって、この調査は成功できた。また、電離放射線の影響下に於ける、白内障のリスク分析も可能になった。

細心の注意を払って、既に存在する事故処理作業従事者の被曝線量記録の質と信頼性が評価された。この取組は、以下の項目について行われた：

- 既存の個人線量データベースと対応する、論文アーカイブの収集と統合。
- 事故処理作業従事者の様々な集団に於ける、放射線防護と放射線管理の実態の調査。これには、制度や規制の観点が含まれる。
- 統計的な手法による、登録された線量測定値の精度の調査
- EPR 線量測定の結果と公式記録を比較することによる、SRU データに於ける線量測定の不確実性に関する遡及的評価。

国立がん研究所（米国）の資金援助により、入手可能な被曝線量測定情報の収集が進み、事故処理

作業中の放射線管理に関する全ての電子データベースが得られた。残念ながら、生物物理学研究所（モスクワ）から来たロシアの同僚達の努力により集められた同種の情報は、SRU データと線量データベースとを関連付ける為の信頼性のある識別子を欠いていたので、実際には使えなかった。

ウクライナ国防省（MOD）の被曝線量データのアーカイブを電子データに移し替えられたことは、特筆すべき成果であった。この成果は、軍事公文書館・軍事医学アカデミー・放射線医学研究センターの専門家によるもので、4 万 5000 名以上のウクライナ兵士（正規兵と予備役）の記録を含むデータベースである。このデータベースには、事故処理作業への従事期間、所属部隊番号と作業中に受けたの個人被曝線量が含まれる。この国防省のデータベースとウクライナ国家登録簿（SRU）に登録されている ODR との比較は、非常に有益であることが示された。SRU に登録されている軍所属の事故処理作業従事者の被曝線量は、軍事公文書館が有するデータと事実上符合することが明らかになった。更に、SRU と軍事公文書館のデータセット間の重複度はとても高く、軍事公文書館が有する殆ど全ての記録が SRU に反映されている。この結論は､対象者の 90% の被曝線量が登録されている SRU データが、軍所属の事故処理作業従事者の被曝線量の情報源として、重要であることを確認するものである。

仏独共同イニシアチブ「チェルノブイリ」の枠組に於いて、事故処理作業中の放射線防護と放射線管理の規則と実践についての調査が行われ、事故処理作業従事者の線量データの質・信頼性・完全性のより良い評価が可能となった。集団に対する放射線管理の質と捕捉レベルの観点から、5 つの期間が選び出された（表 3.4)。

表 3.4　事故処理作業従事者に対する被曝線量管理の期間区分

期間	時間間隔	内容
事故前	1978 年 ～ 1986 年 4 月 26 日	76 年制定の放射線基準に従って、チェルノブイリ原発の線量測定部局が通常通り機能した。
初期	1986 年 4 月 26 日 ～ 1986 年 5 月 10 日頃	チェルノブイリ原発の線量測定部局が機能せず、軍が戦時に用いる線量管理手法が適用された。
暫定期	1986 年 5 月 10 日頃 ～ 1986 年 6 月 1 日	併存していたチェルノブイリ原発と軍の線量測定部局が、単一の被曝線量限度（250 mGy ; ≒ 250 mSv）を適用した。CA-605 は、独自の線量測定部局を組織した。
主要期	1986 年 6 月～ 10 月	チェルノブイリ原発・CA-605・MOD が、夫々異なる方法で線量測定を行った。
通常期	1986 年 11 月以降	チェルノブイリ原発・CA-605・IA「コンビナート」・MOD が並行して線量測定を実施。通常の線量測定に徐々に移行すると共に、線量限度を引き下げる（1987 ～ 1988 年)。

仮に、事故前の時点で、線量測定及び放射線安全部局が十分に機能していたとしよう。その場合でも、突然の事故により、従前の線量測定では、作業者の個人線量の効果的な測定と、緊急事態に於いて必要なレベルの職員の放射線防護の提供が、全くできなかったことが明らかになっただろう。事故による混乱はすぐに収まり、1986 年 5 月の中旬には、緊急事態対応従事者を支援する為の線量測定システムが徐々に形作られた。そして、6 月初旬（事故から約 1 カ月後）には、この核災害を克服する為の活動を担う主力部隊に対する、効果的な放射線防護と放射線管理の為の基盤が整備された。

線量測定データ（線量モニタリング）の質は、事故処理作業従事者の放射線防護と線量管理を、どの機関が実施したかに基本的に依存することが分かった。（1986 ～ 1990 年の）30 km 圏内での事故処理作業期間中には、四つの大きな独立した線量測定部局（表 3.5 参照）と、幾つかの小規模な独立した線量測定実施機関（ソ連科学アカデミー、ソ連医学アカデミー、原子力研究所統合派遣隊など）が活

動していた。これらの機関が事故後に活動を開始した時期は様々で、多様な集団を担当し、事故処理作業従事者の個人線量を評価する方法も非常に異なっていた。その為、線量データの完全性・質・信頼性も、著しく異なっていた（表 3.5）。

表 3.5　事故処理作業従事者の線量管理を実施した主要な線量測定部局

	部局	管理機関	活動期間	担当した事故処理作業従事者の範囲	データの質
1	チェルノブイリ原発放射線モニタリング部局	ソ連エネルギー・電化省、ソ連原子力省 (1986 年 7 月～)	1986 年 5 月～現在	原発職員及び原発に一時的に派遣された人員	十分～高（事故後の期間による）
2	国防省の担当部局	ソ連国防省	1986 年 5 月～ 1990 年末	軍所属の事故処理作業従事者	低
3	CA-605 放射線管理部門	ソ連中型機械工業省	1986 年 6 月～ 1987 年	石棺建設作業に従事した民間人及び軍人	高
4	IA「コンビナート」放射線管理事務所及び後継組織	ソ連原子力省	1986 年 11 月～現在	チェルノブイリ原発の建物敷地外且つ 30 km 圏内で働いた民間人	十分

石棺建設の為に特別に設置された組織である、ソ連中型機械工業省（MMMB）の CA-605 の職員による線量管理は、最も組織されていた。主にロシアに本拠地がある MMMB からの出張者から成る、2 万名以上の石棺建設作業従事者を 100%捕捉して、熱ルミネッセンス線量計（TLD）を用いた質の高い個人線量管理を行うという、実に規範的な仕事振りであった。

チェルノブイリ原発放射線安全部局が実施した放射線被曝管理は、事故後最初の 1 週間（高い線量を測定するには、通常の線量測定手法では不適切であることが明らかになった期間）での失敗と、1986 年の 6 ～ 7 月になってから漸く完了した、高品質の線量モニタリングの段階的な回復によって特徴付けられる。このような同原発が行った通常の線量管理の失敗による負の影響は、決死隊の被曝線量 ― おそらく事故処理作業従事者の中で最も高い被曝線量 ― が不明で在り続けていることである。結果として、同原発職員の線量データの完全性は（全事故処理作業期間中の従事者の個人線量データの捕捉に関して）不十分であり、個人線量を再現する必要性を決定付けた。1986 ～ 1996 年に亘って、合計 1600 名の同原発職員及び一時的に派遣された作業者の個人線量が、ADR 計算法によって評価された。1986 年 7 月からは、同原発に於ける個人線量のモニタリングと記録が適切に実施されるようになり、その線量測定情報は高い質と完全性によって特徴付けられた。

30 km 圏内で働く民間人（常勤及び一時雇用）の線量管理は、組織上の問題の為、1986 年から 1987 年のある時期まで実質的に実施されていなかったが、IA「コンビナート」/ 科学生産連合体（RIA）「プリピャチ」[6] の放射線量管理事務所によって、徐々に引き継がれていった。その為、この集団の、特に 1986 ～ 1987 年の、線量情報は完全性を欠き、その質は常に高い訳ではない。

事故処理作業従事者の中での最大集団は、軍所属の事故処理作業従事者（職業軍人、現役兵、予備役から軍に召集された多くの人員）であった。SRU の ODR の約 95%が軍所属の事故処理作業従事者のものである為、このカテゴリーはとても重要である（図 3.2）。

6　科学生産連合体（RIA）「プリピャチ」は、IA「コンビナート」の後継団体。

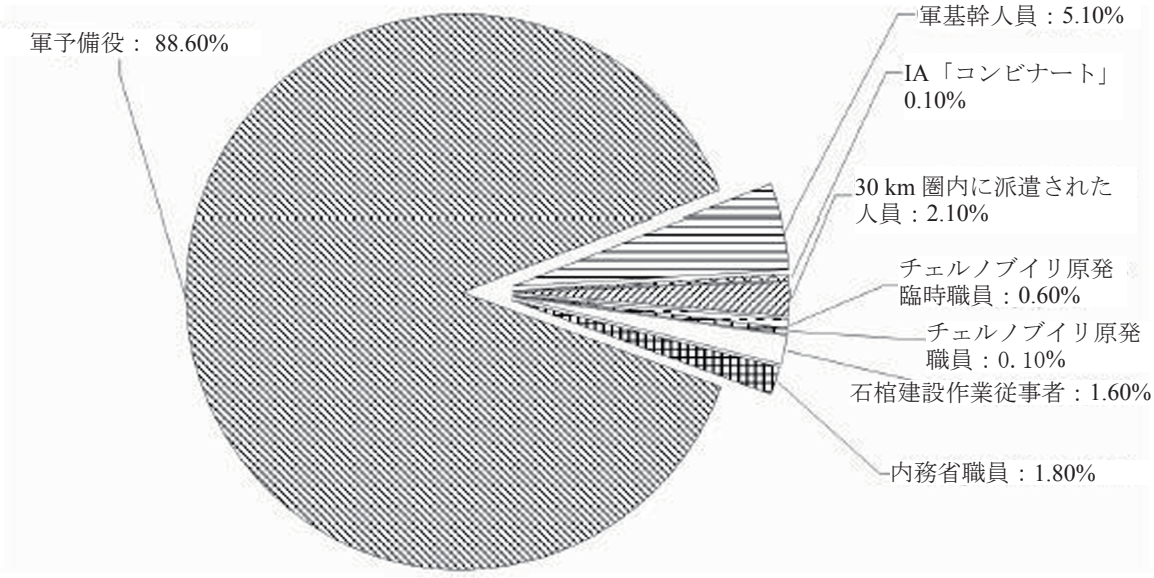


図 3.2　ウクライナ国家登録簿（SRU）に含まれる事故処理作業従事者の所属の内訳　（調査による）

このような軍所属の事故処理作業従事者の ODR の状況は、線量管理と SRU に提供された線量測定情報によって、この集団の捕捉率が 100% になった結果である。SRU への情報提供は、（軍人の場合、軍票の補足書類である）線量証明によってなされた。これは、軍では全員に交付されたが、民間の事故処理作業従事者には殆ど交付されなかった。しかし、軍所属者に関する線量の模範的な捕捉率の一方で、乱暴で不正確な線量測定法が理由で、その線量測定は、個人被曝線量の最も低い測定精度によって、異なったものになった。軍所属者には、部隊単位（部隊で一つの）且つ部隊として計算された（線量測定の状況や予定された作業から算出される、部隊員全員に適用される）線量が、一般に使われた。

軍所属の事故処理作業従事者の線量評価の精度とバイアスの遡及的評価の過程で、上記の方法で評価された平均線量は、実際の被曝線量の 2 倍以上であったことが判明した。更に、幾何標準偏差（不確実性）は非常に大きく、約 2.2 であった。軍所属者の個人線量の異常分布（図 3.3）は、軍によって定められている線量限度（250・100・50 mSv）に沿って兵士の被曝レベルが報告される要因となった、詐欺的な線量情報の証拠であるという解釈が広く流布していた。しかし、そのような事実が確認されなかったことは、重要である。

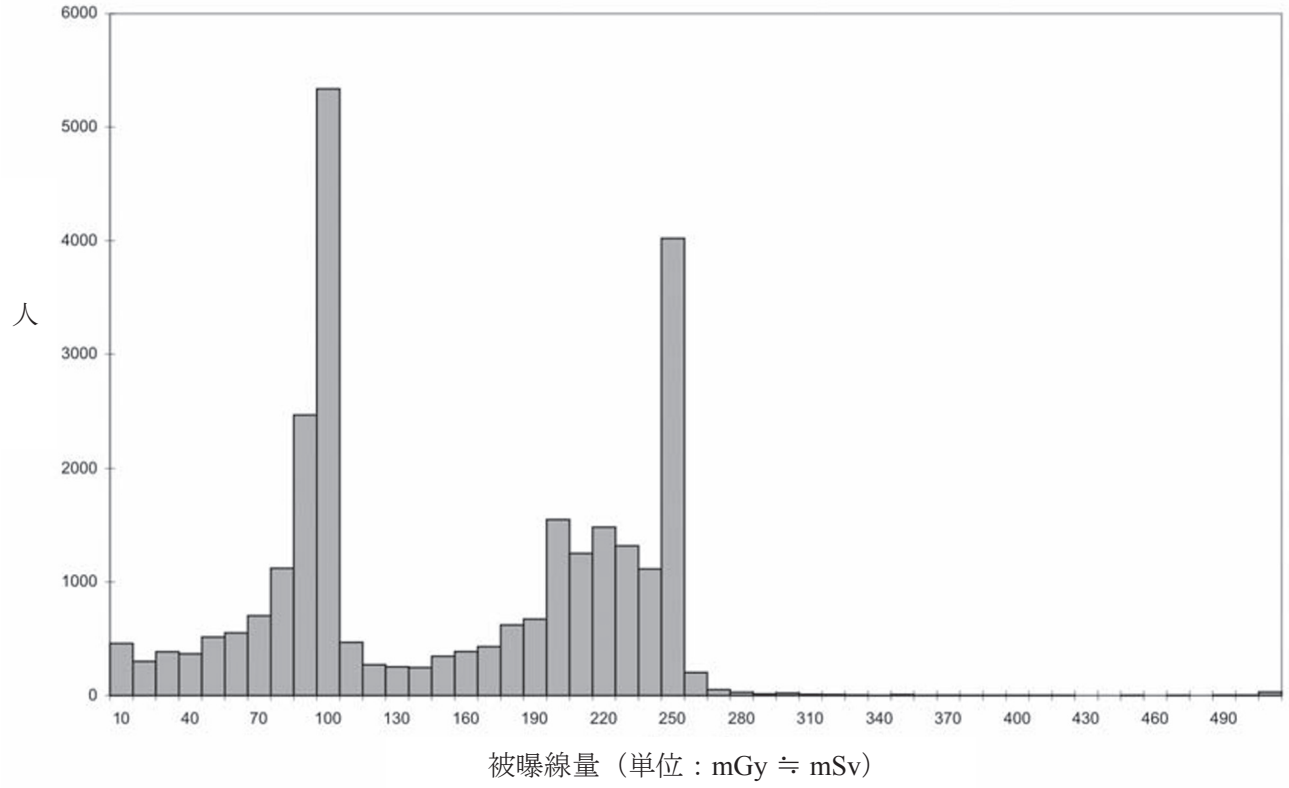


図 3.3　1986 ～ 1987 年に於ける（「パルチザン」と呼ばれた）軍の予備役の個人被曝線量の分布

統計的な手法により、誤った（或いは改竄された）線量の測定結果が起こしたかもしれない全体の線量への寄与は全体の 10%を超えないこと、また、分布の異常な形状（分布の左側の度数が非常に少なく、線量限度の上で度数が急増している）は、許容線量を超えた兵士は除隊され、新しい予備役で置き換えられるという、線量管理の通例にはない措置にそれなりに一致することを示した。

事故処理作業従事者の様々な集団に対して実施された線量管理と、チェルノブイリ事故の影響を克服する為の事故処理作業に従事した集団を対象とした放射線防護体制は、概して、現在の規範及び被曝限度に従うことができていた。事故処理作業従事者の多大なる過剰被曝は、事故の初期にのみ見られた、所謂「決死隊」というかなり限られた集団の特徴である。

その後（1986 年 5 月下旬から）、何千もの事故処理作業従事者には、適切な放射線防護が施され、確立された線量限度（1986 年の 250 mSv から、その後は 100 mSv、50 mSv に徐々に引き下げられた）を超過する事例は稀となり、76 年制定の放射線基準が有効であった時期に、記述された事態に於いてのみ発生した。

結論

1. 最大の被曝を被ったのは所謂「決死隊」、即ち、1986 年の 4 ～ 5 月に、放射線の状況が十分に調査されず、放射線管理の為の適切な設備もないという条件下で、事故処理作業に従事した人々である。
2. その後（1986 年 6 月以降）の事故処理作業従事者の被曝線量は、当時の線量限度に概ね従っていた。事故処理作業の最中に導入された放射線防護体制は、求められる要件をほぼ満たしてお

り、許容線量限度を超過しないように機能した。

3. 線量測定情報の質と完全性は、事故処理作業従事者内の異なる集団間で、著しく異なっていた。その為、既存の線量記録の使用に際して批判的な分析を行う必要、個人線量を遡及的に評価する必要、入手可能な線量データの補正や修正を行う必要が生じた。
4. 軍所属の事故処理作業従事者のデータには強度の改竄の形跡はないが、その数値は（実際の線量よりも過大に）置き換えられており、不正確である（不確実性が高い）。
5. 事故処理作業従事者に対するチェルノブイリ原発事故の健康影響の調査の為には、個人線量の遡及的評価を広範に適用して、調査対象者の個人被曝線量を決定する必要がある。
6. 近年開発された遡及的線量評価の手法、特に歯のエナメル質を用いた EPR 線量評価や、解析的な計算法である RADRUE によって、チェルノブイリ後の疫学調査を効果的に支援できた。
7. 事故処理作業従事者の水晶体の被曝に於ける、β 線被曝の影響は非常に大きい。事故処理作業従事者の白内障のリスク推定に於いては、この要因を考慮する必要がある。

3.1.2 避難者の被曝線量計測

プリピャチ市の住民 1 万 2632 名（A 集団；同市から避難した人口の約 25%）と 30 km 圏内の他の村落の住民 1 万 4084 名（B 集団）の個人の実効被曝線量が、線量率の直接測定と個人問診に基づく、代用及び確率的シミュレーションの手法を用いて分析され、再現された。避難者全体は、プリピャチ市とチェルノブイリ市を含む、30 km 圏内の 104 村落を示す。30 km 圏内のベラルーシ領内にある 40 集落に住む 223 名にも聞き取り調査を行い、調査対象に含めた。

避難前に累積した A 集団の平均実効被曝線量は、10.1 mSv であった。この集団中に被曝線量が 25 mSv を超えた者は 534 名いたが、50 mSv 以上を被曝した者は 18 名に過ぎない。プリピャチ市のこの住民集団中で最高の実効被曝線量は、75 mSv である。

個人実効被曝線量の度数分布は図 3.4 に示し、この分布の要約統計量は表 3.6 に示した。

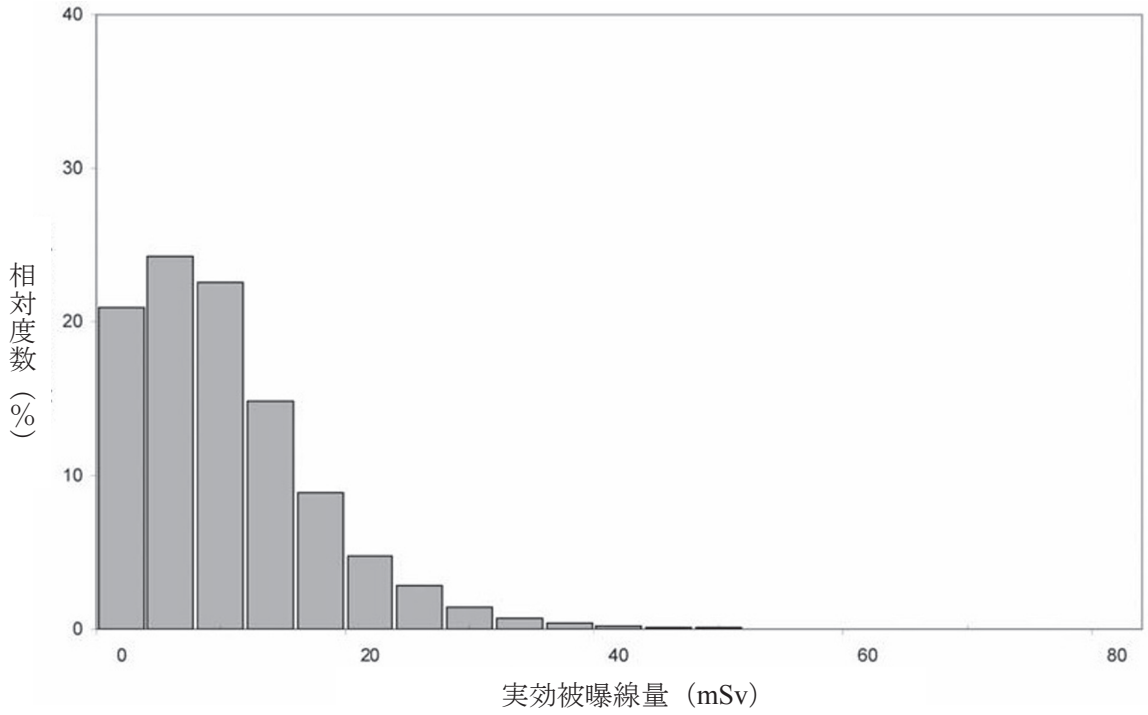


図 3.4　プリピャチ市からの避難者 1 万 2632 名に於ける個人被曝実効線量の分布
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

表 3.6　プリピャチ市からの避難者の外部被曝個人実効線量分布の要約統計量
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

総人数	12632
平均屋外滞在時間の比率	0.21
γ 線による外部被曝実効線量分布（mSv）	
算術平均	10.1
中央値	8.93
幾何平均	6.79
幾何標準偏差	3.1
75 パーセンタイル	14
95 パーセンタイル	24
変動係数 (%)	74

表 3.7　プリピャチ市からの避難者に於ける個人外部被曝実効線量分布の年齢依存性
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

生年	**1983 ～ 1986**	**1979 ～ 1982**	**1974 ～ 1978**	**1970 ～ 1973**	**1961 ～ 1969**	**1931 ～ 1968**	**～ 1931**
年齢層	**0 ～ 3**	**3 ～ 7**	**7 ～ 12**	**12 ～ 16**	**16 ～ 25**	**25 ～ 55**	**> 55**
人数	1597	2104	2133	601	1159	4456	582
平均屋外滞在時間の比率	0.14	0.17	0.18	0.21	0.25	0.25	0.21
γ 線外部被曝実効線量分布（mSv）							
算術平均	8.21	9.09	9.0	10.5	10.8	11.5	10.2
平均誤差	0.15	0.15	0.14	0.31	0.24	0.12	0.32
中央値	7.35	7.89	7.63	9.35	9.63	10.5	8.56
幾何平均	5.50	6.15	6.32	7.16	6.77	7.85	7.07
幾何標準偏差	3.18	3.04	2.79	3.02	3.6	3.13	2.74
75 パーセンタイル	11.2	12.2	12.2	15.1	15.3	15.6	14.2
95 パーセンタイル	20.0	21.2	21.3	24.8	25.9	25.8	23.9
変動係数（%）	74	75	73	72	75	70	75

表 3.8　プリピャチ市からの避難者に於ける個人外部被曝実効線量分布の職業依存性
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

職業集団	**就学前児童**	**生徒**	**教師**	**医療従事者**	**接客業**	**労務者**	**技術者**	**公営企業従業員**	**チェルノブイリ原発職員**	**主婦**	**年金生活者**
人数	3494	2945	376	202	799	2629	670	210	452	156	375
平均屋外滞在時間比率	0.16	0.19	0.22	0.23	0.23	0.26	0.24	0.27	0.28	0.20	0.20
γ 線外部被曝実効線量分布（mSv）											
算術平均	8.81	9.4	10.2	11.5	10.9	11.5	10.8	12.6	13.0	8.94	9.51
平均誤差	0.11	0.13	0.36	0.59	0.28	0.16	0.30	0.73	0.40	0.54	0.35
中央値	7.72	7.99	9.66	10.8	9.6	10.5	9.66	10.8	12.4	8.54	8.11
幾何平均	5.92	6.51	7.35	7.57	7.66	7.7	7.11	8.27	8.39	5.74	6.92
幾何標準偏差	3.11	2.88	2.72	3.16	2.86	3.21	3.46	3.09	3.84	3.25	2.53
75 パーセンタイル	11.89	12.8	13.7	16.5	14.5	15.9	14.9	16.7	18.0	12.8	13.4
95 パーセンタイル	20.64	22.6	22.4	27.4	25.1	26.2	24.7	29.7	28.2	20.1	20.4
変動係数（%）	74	74	68	73	72	71	72	84	66	75	70

30 ㎞圏内の村落からの避難者の外部被曝の計算

30 km 圏内の集落から避難した 1 万 4084 名の個人被曝線量を計測する為に、農村人口の為の線量測定モデルを利用した。計算期間は、事故の発生時から 30 km 圏外に退避した瞬間までである。（避難者の約 25% を占める）この集団に於ける平均実効被曝線量は、15.9 mSv であった。この集団で被曝線量が 50 mSv を超過した者は 1260 名、内 100 mSv を超えた者が 120 名であり、200 mSv を超えた者は 214 mSv に達した 1 名だけであった。修正を行なって計算した結果、平均被曝線量は 15.9 mSv となり、先行調査時の平均 18.2 mSv よりも 14% だけ低下した。この差異が生じた原因は複数ある。

チェルノブイリ原発から遠い村落に住んでいて、個々人の被曝線量が極めて低かった 3119 名が、この再検討からまず除外された。その一方で、線量率測定を批判的に再検討することにより、おそらく誤っていたであろう測定値を幾つか除外した。更に、より洗練された空間的補完の手法が採用されて、補完された線量率が人工的で非合理な高い値が構成されることも避けられた。上記 2 要因の為、高被曝線量を示す人数が僅かに減少した。そのような訳で、予備調査では被曝線量が 100 mSv を超える者が 644 名とされたが、精査の結果そのような線量の被曝者は 120 名に減少した。それだけでなく、都市部での線量評価の際にも問題になったことではあるが、実効被曝線量への変換に於ける年齢依存因子を考慮することにより、精査の結果、実効被曝線量が一定程度減少した。

個人被曝線量の変動係数が 142% と非常に高いことは、注目される（表 3.9)。このように大きなバラツキは、30 km 圏内の村落毎の被曝線量の顕著な相違、汚染地区に於ける居住期間（即ち避難時期）の相違､そして個々人が屋外で過ごした時間の相違により､説明され得る。個人被曝線量の分布(図 3.5)は、計算対象集団に存在する異質性の証拠を示し、それは僅かに汚染された村落の住民（多数派）と高度汚染地区の住民から成る。

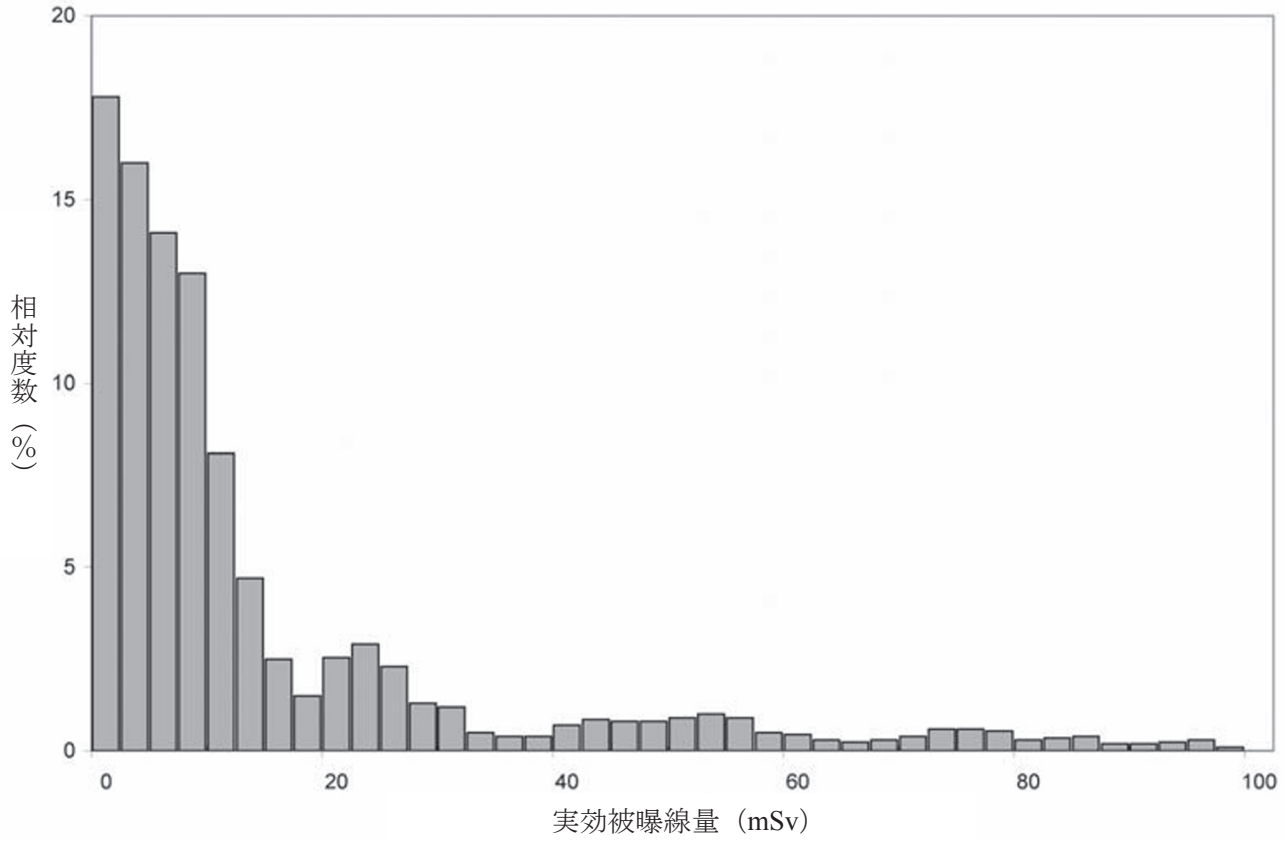


図 3.5　30 km 圏内の集落から避難した 1 万 4084 名に於ける個人放射線被曝線量の分布
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

表 3.9　30 km 圏内の村落からの避難者に於ける外部被曝個人線量分布の要約統計量
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

総人数	14084
平均屋外滞在時間の比率	0.41
γ 線外部被曝実効被曝線量分布（mSv）	
平均	15.9
中央値	7.77
幾何平均	7.13
幾何標準偏差	4.08
75 パーセンタイル	16.1
95 パーセンタイル	67.7
変動係数 (%)	142

屋外に滞在した時間の分布は、相当に幅広い。農村住民の半数は 42% 超の時間を屋外で過ごしており、屋外にいる時間が 65% を超える住民も全体の 5% を超えることを、図 3.6 は示す。都市住民が屋外活動時間 21% で代表される（表 3.7 参照）とすれば、農村住民はより多くの時間を屋外で過ごしており、その為に被曝レベルは確実に高くなっている。被曝線量上昇に少なからず寄与した、もう一つの要因は、放射線が上昇した地区に住民が滞在した期間である。

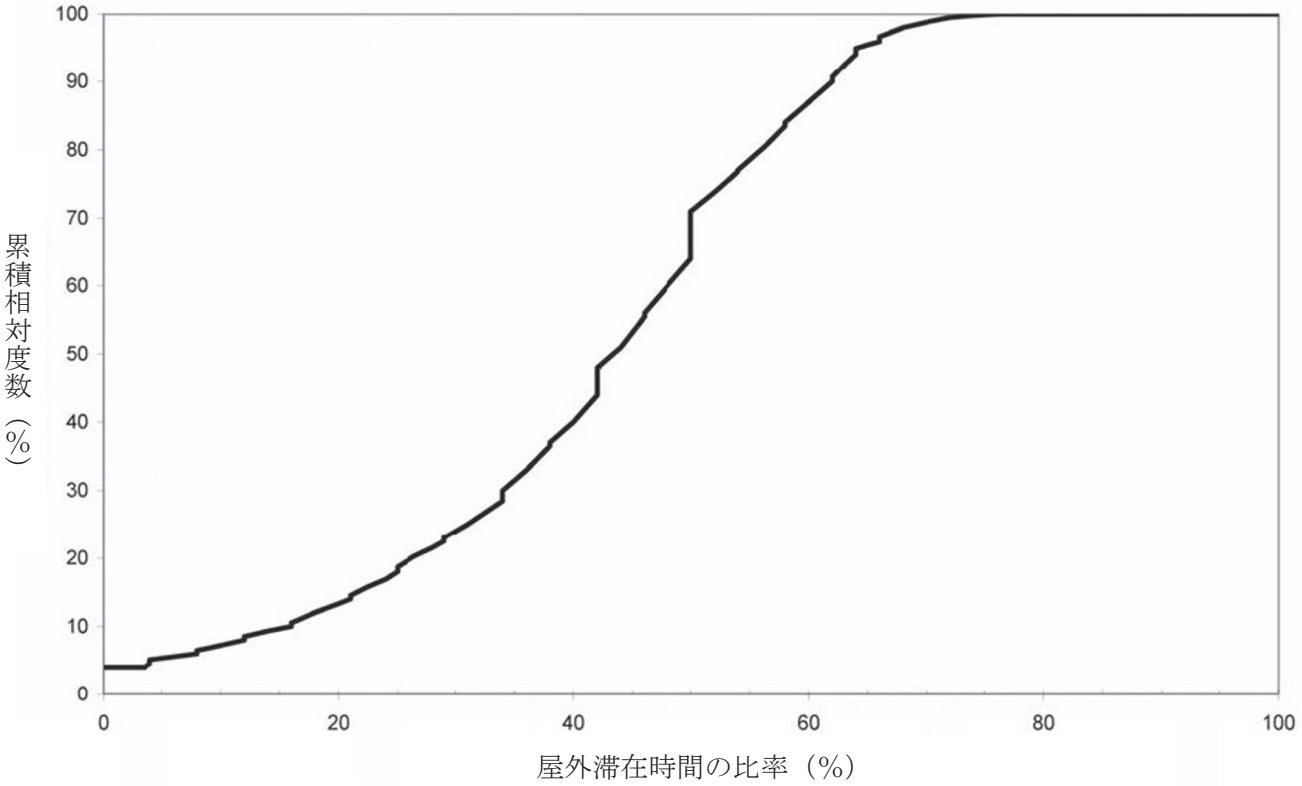


図 3.6　30 km 圏内の村落からの避難者に於ける屋外滞在時間の比率の累積分布
（決定論的推計による ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

再現されたものを含む、各集落に於ける個人被曝線量分布の要約統計量を、表 3.10 に示した。調査対象者が 20 名未満の村落については、中央値と 95% パーセンタイルは決定しなかった。下記の図表（図 3.7 ; 表 3.10）は、B 地区を除く全ての地区に於いて、個々の集落に於ける最大（95% パーセンタイル）の被曝線量が 50 mSv を超えることを示す。概して被曝線量レベルが高かったのは、C 地区のウーシヴ（中

央値 154 mSv）とマシェヴォ（79 mSv）、それに A 地区のチストハリーヴカ（70 mSv）の各村落である。分布の要約統計量も表 3.11 に表示した。比較の為、（30 km 圏内の市町村の中では被曝線量のレベルが低い集落である）チェルノブイリ市に於ける要約統計量も表に示した。

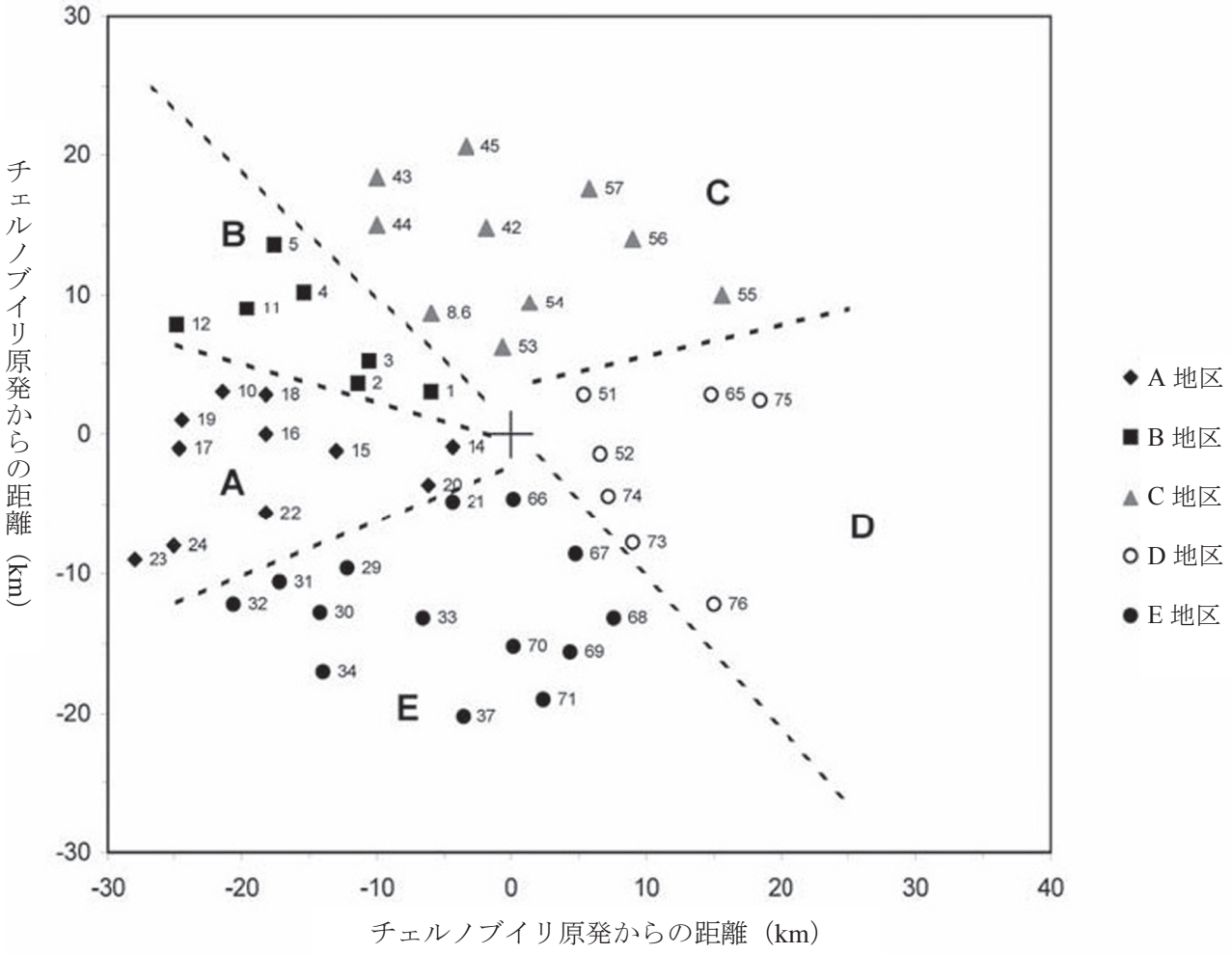


図 3.7　30 km 圏内の集落の位置と地区別の分布
（集落の番号と名称については表 3.10 及び表 3.11 を参照 ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

表 3.10　決定論的推計による、30 km 圏内の特定集落に於ける個人被曝線量
（集落の位置については図 3.7 を参照 ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

集落番号	集落名	人数	避難日	屋外滞在時間（%）	平均	中央値	95 パーセンタイル
	A 地区						
14	ヤニヴ	63	3	34	22	9.5	84
20	チストハリーヴカ	331	7	44	61	70	98
15	ブリャキヴカ	56	8	45	29	24	81
16	ノヴァ＝クラスニーツィア	89	8	48	23	23	29
18	レチツィア	382	7	50	24	26	33
17	トヴスティ＝リス	408	8	51	52	60	81
19	クラスネ（トヴスティ＝リス郊外）	297	8	49	34	15	97
10	ルーデュキェ	43	7	32	10	12	19
22	スタラ＝クラスネツィア	20	7	36	9.2	8.4	17
23	ヴィルシャンカ	24	10	34	10	11	13
24	ルビャンカ	304	10	46	12	12	16
	B 地区						
1	ノヴォシェペリチ	815	6	37	15	13	31
2	スタロシュペリチ	209	7	50	21	22	31
3	ベニョーヴカ	101	8	48	18	18	26
4	ビラ＝ソローカ	7	6	41	16	–	–
5	ドブリャーデ	10	5	36	12	10	23
12	ハートゥキ	19	9	44	10	9	12
	C 地区						
54	マシェヴォ	162	8	54	75	79	96
41	ウーシヴ	89	8	48	150	154	165
43	モロチェキ	2	7	34	31	–	–
55	ザリーシャ	2	6	36	12	–	–
56	クリューキ	14	7	44	66	–	–
57	クラジィン	2	8	12	28	–	–
	D 地区						
51	ズィモヴェシェ	431	7	37	37	42	56
52	クリヴァ＝ホラ	146	8	40	47	51	67
74	スタロシルリャ	100	8	40	3	3	4
73	コショーヴカ	126	8	45	9	8	12
76	パリシヴ	286	8	46	4	4	5
65	チャパイヴカ	211	8	39	6	7	8
75	チェカロヴェチ	3	8	50	8	–	–
	E 地区						
66	コパチ	432	8	40	45	53	66
67	レローヴ	604	8	42	22	23	30
68	チェルノブイリ	4558	7	32	6	6	14
69	ザリーシャ	1611	8	52	7	8	10
70	ザピーリャ	69	9	48	6	7	8
71	チェレヴァチ	263	9	47	5	5	8
37	ノヴォシルキェ	202	9	48	6	6	8
33	コロホド	601	8	52	4	5	6
29	ステチャンカ	333	8	43	4	4	5
30	ローズイーズジェ	49	8	37	3	3	4
31	イリヌツィ	366	8	45	3	3	4
32	ルーデュナ＝イリネツカ	15	11	36	4	4	5
34	ヘリンカ	227	7	34	2	2	2

表 3.11　30 km 圏内の特定集落に於ける個人外部被曝線量分布の要約統計量
（決定論的推計による ；国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

集落	ウーシヴ	マシェヴォ	チストハリーヴカ	チェルノブイリ
人数	**89**	**165**	**331**	**4558**
γ 線外部被曝実効被曝線量分布（mSv）				
平均	150	74.8	60.8	6.38
中央値	154	78.7	69.7	5.84
幾何平均	146	69.2	44.7	3.4
幾何標準偏差	1.28	1.66	2.77	4.14
95 パーセンタイル	165	95.7	98.1	14.4
変動係数 (%)	15	27	52	85

同一集落内では個人被曝線量のバラツキは小さいことが分かる。小規模集落での幾何標準偏差が 1.4 ～ 2.8 であることは、被曝に関して、特に行動様式に於いて、住民間に相当な同質性が見られることを示している。この点で例外となるのがチェルノブイリ市のような大規模集落であり、多くの住民集団が多様な行動様式を持つことが特徴である。加えて、チェルノブイリ市住民の市外への移住や自主避難が、被曝線量の著しい幅をもたらした。かくしてチェルノブイリ市からの避難者に於ける被曝線量分布の幾何標準偏差は、非常に大きく 4.14 にも達するが、これは 30 km 圏内の避難者全体に対して計算された値に極めて近い（表 3.9 参照）。

上記の典型的な例にも見られるように、農村部に於ける個人被曝線量の推計に於ける不確実性は、都市部に於ける個人被曝線量の再現値よりも、総じて僅かに高い。しかし、不確実性（変動係数）のレベルが 60 ～ 80% に達していても、事故により避難した住民の個人被曝線量を遡及的に評価するという目的の為には、その精度は適切であるということができる。

避難経路による被曝線量

プリピャチ市住民が避難中に被曝した線量も、本調査で推計された。避難者に関する大規模調査の際に、1988 ～ 89 年に完了した（公式の）避難経路情報の分析により、プリピャチ市住民が避難先への移動に利用した、四つの主要な経路が判明した（表 3.12）。

表 3.12　プリピャチ市からの避難経路の特徴　（調査による）

番号	避難先	経路記号	利用者数	割合（%）
1	ポリースケ（村）	1	6831	42
2	キエフ市	2	4478	27
3	チェルニーヒウ市	3	938	6
4	ベラルーシ	4	612	4
5	詳細不明	5	2271	14
6	30 km 圏内の村落	6	1063	7
		合計	**16193**	**100**

最も重要な避難経路は、西へ向かうポリースケへの道である。かなりの避難者がこの経路を採用した。重要度が幾分下がるのが、「赤い森」からコパチ・チェルノブイリ市・チェレヴァチを経てキエフ市へと至るキエフ経路である。重要度がより低い残りの二つの経路は、チェルニーヒウ市を目指す鉄道と、自家用車等により自力でベラルーシへ向かう避難経路（ビラ＝ソローカへの道路）であった。

このデータは、総じて、プリピャチ市住民の避難に際しての組織と実態に関する情報と、矛盾するものではない。

避難経路の放射線状況を分析した結果、避難の全行程は、本質的に異なる二つの部分（局面）に分けられることが判明した。第一局面はチェルノブイリ原発から 5 km 圏内を通り抜ける段階であり、第二局面は 5 km 圏の境界から避難先までの残りの経路である。

第一局面の極めて重要な特徴は、避難路が、数か所の非常に強力な放射能汚染帯を通過していることである。放射能汚染帯の規模（汚染がある部分の幅）は、時によっては、たった数十から数百 m であった。第二局面である残りの避難行程は、より汚染の程度が低い地域を、ずっと低線量の被曝を受けながら進むというものであった。

従って、避難経路に於ける被曝線量の評価は、第一局面と第二局面に対して別々に実施された。第一局面に於ける被曝線量の再現は、チェルノブイリ原発から提供された放射線環境に関する統計地図を使用して、手作業で実施された。第二局面に於いては、経路に沿って線量率特性を積分することにより、被曝線量が推計された。

各経路に於ける避難時の被曝線量の推計によって、市民防護計画で想定されていたポリースケ方面への職員用の避難経路は、実際は、ベラルーシ方面への経路に比べて、より危険だとは云えないことが判明した。一方、鉄道に架かった歩道橋付近の汚染地域をプリピャチ市からチェルノブイリ原発そしてヤニヴ駅南の小住宅へと横断して通過する代わりに、「ユピテル」工場付近で鉄道を越えてプリピャチ市を離れるという経路の小さな変更により、避難時の被曝線量を相当に減らすことができた。

キエフ市への経路もまた、原発・チェルノブイリ市・プリピャチ市に横たわる非常に線量の高い地点を通過することによる、著しい高線量被曝が見られる。南への経路の残りの局面の汚染度は低いが、最初の局面で形成される被曝線量が高過ぎる。

チェルニーヒウ市方面への経路で、被曝線量は最大になる。調査対象となった避難者の 6%が、この経路を採用していた。この方面への避難は鉄道輸送によって行われたが、列車は、相対的に汚染されたヤニヴ駅から出発し、線量率がかなり高くなる原発敷地の柵に沿って北に向かった。列車は更に時刻表に従ってセミホデ駅（チェルノブイリ原発の北東周縁）に停車したが、そこでまた高い線量の被曝が蓄積された。その結果、鉄道によるチェルニーヒウ市への避難は、可能な避難経路の中で最大の被曝線量をもたらした。

結果として、大部分のプリピャチ市住民が避難中に被曝した線量は 11 〜 19 mSv の範囲であり、それを避難前の被曝線量と比較することもできる。

避難中に通常の行動様式を執り、避難先を明確に表示した住民（計 6908 名がこの基準を満たした）の避難前と避難中の被曝線量を比較する為に、その避難経路に於ける個人被曝線量が推計された。そして、避難中の被曝線量の被曝全体への寄与率が決定された。図 3.8 に示された避難中の被曝の寄与率の分布は、かなりの幅があるものの、最頻値が凡そ 0.5 である。平均で避難者の被曝線量の 52 ± 19% が、避難中に受けたものであった。

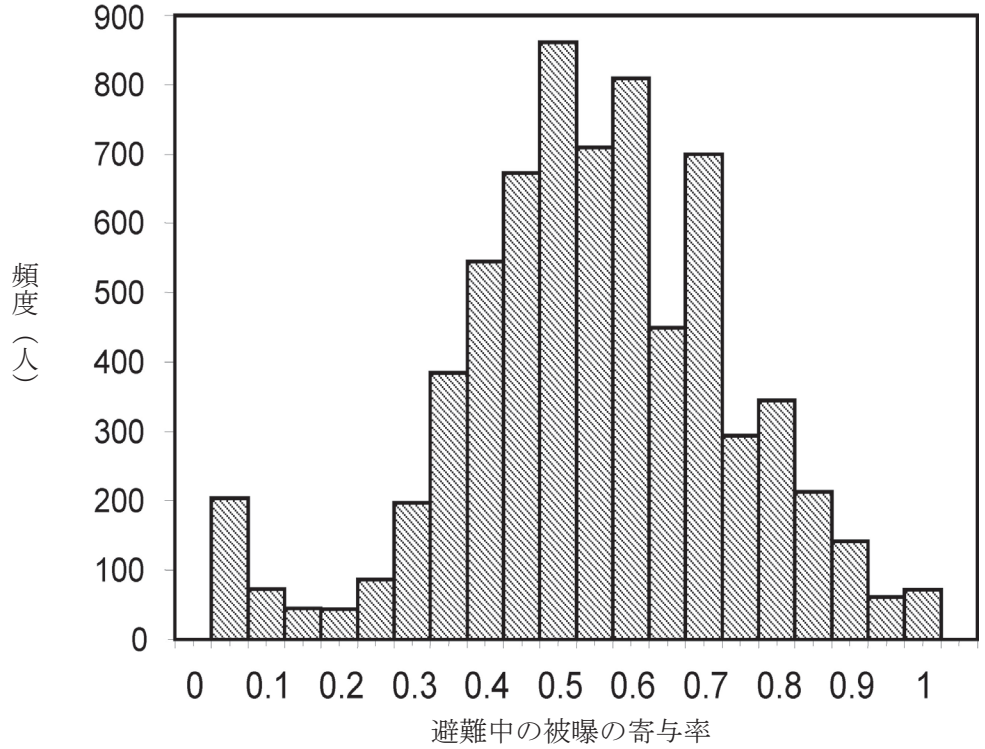


図 3.8　避難者の全被曝線量に対する避難中の被曝分の寄与率
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

よって、避難中の被曝線量を正確に推定できていれば、プリピャチ市からの避難者の被曝様態が相当に変化したであろうことは、明白である。プリピャチ市からビラ＝ソローカ（ベラルーシ経路）に避難した人では、避難中の被曝が全体の 6%を占めるに過ぎないことは、比較の為に強調されるべきである。

これらの努力の結果、四つの経路夫々について、全体的な被曝線量が推計された。避難中の被曝線量を考慮するならば、市民防護計画で想定されていたポリースケ方面への職員用の避難経路は、最適ではなかった。ベラルーシ方面への避難は、他のどの経路での避難よりも被曝線量が桁違いに少なかったことが判明した。他方、チェルノブイリ市・キエフ市方面への自動車での避難と、チェルニーヒウ市への鉄道での避難は、より高い線量の被曝をもたらした。

避難中に受けた推定個人被曝線量と、同じ期間にプリピャチに留まった場合の推定個人被曝線量を比較すると、避難中に受けた被曝線量は、避難しなかった場合の被曝線量と同等か、場合によってはそれを上回ってさえいることが示された。避難者の被曝線量に於ける避難中の被曝の寄与率は、総じて約 50%であった。従って、選んだ避難経路によって受ける被曝線量を厳しく吟味したかどうかが、避難者が受けた被曝の全体像を大きく変えた。

3.1.3 住民の被曝線量

1986 年の放射線モニタリング

ウクライナでは 1986 年に、放射線緊急事態モニタリング体制が整備された。これにより、文字通り最初の数時間と数日に、地表に降下した放射性物質による空気中のガンマフィールド率（空間線量率）の大規模測定が実施された。また、その後、最も放射能に汚染された地域を中心に、降下した放射性核種に関するγ線スペクトル分析測定を行う為の、土壌試料採取が実施された。

汚染地域住民の放射線被曝管理の為に、広範で十分に良い質の放射線モニタリングが行なわれた。その実施時期は、甲状腺に蓄積する放射性ヨウ素同位体が内部放射線被曝の主な原因であった（5～6 月）事故の最初（急性）期と、柔組織の中に比較的均等に分布する放射性セシウム同位体が基本的な役割を果たしていた中間期の始まり（1986 年 8 ～ 12 月）であった。

ウクライナでは 1986 年 5 ～ 6 月に、キエフ州・ジトームィル州・チェルニーヒウ州の北部に位置する地区に住む、計 15 万名を超える（内 13 万名が子供と十代の若者）住民を対象に、甲状腺中の放射性ヨウ素由来の放射能濃度の直接測定がなされた。更に、1986 年 7 月から、キエフ州とジトームィル州の住民の約 2 万 3000 名に対する、ホールボディカウンター（WBC）を使用した身体中のセシウム同位体（^{137,134}Cs）の当時の含有量の測定がなされた。

1986 年の被曝線量；全身被曝線量

表 3.13 は、1986 年の夏と秋に行なわれた WBC 測定の結果によって評価された、キエフ州及びジトームィル州にある地区に住む住民の、セシウム由来の内部被曝線量の平均値を示している。

表 3.13　1986 年に於ける、キエフ州及びジトームィル州にある地区に住む子供と大人の、放射性セシウムからの内部被曝線量の地区毎の平均　（降下した ^{137}Cs の土壌密度が 37 kBq/m^2 を超える地域の WBC の測定の結果 ；国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

地区	10 歳未満の子供			10 歳以上の子供			成人		
	WBC 測定数	線量 (mSv)		WBC 測定数	線量 (mSv)		WBC 測定数	線量 (mSv)	
		GM	GSD		GM	GSD		GM	GSD
ジトームィル州									
コーロステニ地区	–			–			34	0.13	2.9
ルーヘン地区	–			–			12	0.32	4.8
ナローディチ地区	1995	1.8	3.9	1120	1.8	3.9	2753	1.56	4.3
オーヴルチ地区	134	1.1	2.8	28	0.43	2.5	18	0.19	3.5
キエフ州									
ビロツェルキーヴ地区	30	0.44	2.3	26	0.89	1.8	–		
ボグスラヴ地区	28	0.28	2.4	17	0.30	3.0	–		
イヴァンキヴ地区	208	0.61	3.3	261	0.42	3.0	652	0.29	3.6
カハルルィーク地区	12	0.71	3.2	78	0.39	2.6	–		
ポリースキー地区	1323	1.2	3.5	1061	0.86	3.3	1872	0.81	3.5
スタヴェシェチェ地区	–			31	0.11	3.6	527	0.09	2.8
チェルノブイリ地区	1195	1.3	5.6	518	0.58	3.3	304	0.61	5.5

註：GM - 幾何平均、GSD – 幾何標準偏差

WBC 測定によって、放射能汚染地域にある全集落の住民を補足することは、とても不可能であった。従って、チェルノブイリから放出された被曝線量に寄与する放射性核種が、ウクライナの気象条件下

で食物連鎖を伝って移動する様が、非定常モデルを用いてシミュレーションされた。伝統的に、非定常モデルは、環境中の対象物（特に食物）の放射能汚染レベルとその動態、並びにこれらの農産物を摂取した人々の被曝線量の、事後観察と予想の為に用いられてきた。

予想されたことではあるが、1986 年に於ける内部被曝線量の主要な原因は、葉菜と牛乳（及び乳製品）という、二つの食品の汚染であった。

このモデルによって得られた、事故により放出された主要な放射性核種による、内部被曝実効線量の評価（土壌中の ^{137}Cs，1 kBq/m^2 当たり）は、表 3.14 に示されている。

表 3.14　1986 年に、牛乳と葉菜の摂取によってウクライナの成人農村住民が蒙った内部被曝に寄与した、チェルノブイリ由来の主要な放射性核種（土壌中の ^{137}Cs 、1 kBq/m^2 あたりに標準化）による実効線量　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

放射性核種	内部被曝をもたらした放射性核種毎の全被曝線量に対する相対寄与率					
	牛乳		葉菜		合計	
	実効線量（μSv）	相対寄与率（%）	実効線量（μSv）	相対寄与率（%）	実効線量（μSv）	相対寄与率（%）
^{89}Sr	0.1	0.16	0.064	1.6	0.16	0.26
^{90}Sr	0.39	0.7	0.094	2.4	0.48	0.8
^{95}Nb	9.8E-07	1.7E-06	0.021	0.5	0.021	0.03
^{95}Zr	4.8E-06	8.2E-06	0.042	1.1	0.042	0.07
^{103}Ru	0.002	0.003	0.11	2.8	0.11	0.18
^{106}Ru	0.015	0.026	0.37	9.5	0.39	0.6
^{125}Sb	0.39	0.7	0.015	0.38	0.41	0.7
^{134}Cs	6.8	12	0.26	6.6	7.1	11
^{137}Cs	10	17	0.36	9.2	10	17
^{136}Cs	0.08	0.1	0.014	0.35	0.10	0.16
^{131}I	41	70	2.3	57	43.3	69
^{141}Ce	1.0E-07	1.7E-07	0.038	1.0	0.038	0.06
^{144}Ce	2.5E-06	4.3E-06	0.21	5.3	0.21	0.34
^{140}Ba	0.001	0.002	0.099	2.5	0.10	0.16
全放射性核種	59	100	4.0	100	63	100

西欧諸国では、事故初年の被曝線量と後年に蓄積された被曝線量との比率を予測した処、前者が後者の 10 倍またはそれ以上に達する見込みである。他方、ウクライナとロシアの様々な土壌の性質は、放射性核種が土壌から植生、更には牛乳へと移行する際に（欧州諸国では特徴的でない）高い移行係数をもたらす。このことと、ウクライナの民間部門の酪農生産に於ける極めて旧式な技術とが相まって、初年度と後年の間の内部被曝線量の比率の多様性をもたらした。

ウクライナでは（表 3.15）、事故初年（256 日間）の内部被曝の実効線量と、その後の約 20 年（1987 ～ 2005 年）の適切に推計された累積実効被曝線量との比率は、当該集落に於ける「土壌 – 牛乳」間移行係数（TF–92）の集計値に基本的に依存する。TF–92 の値が 1 kBq/m^2 あたり 0.5 Bq/ℓ を超過しない地域では、事故初年とその後の 19 年の累積被曝線量の比率は、前者が 8 ～ 50 倍高い。TF–92 の値が 1 kBq/m^2 あたり 0.5 ～ 2 Bq/ℓ の範囲にある地域では、この比率が 1 ～ 2 倍となるが、まだ事故初年の方が高い。他方、TF–92 の値が 1 kBq/m^2 あたり 2 ～ 20 Bq/ℓ の範囲にある集落では、事故後の中・後期の累積被曝線量が事故初年の被曝線量を超え、事故初年の被曝線量はその後の累積被曝線量の 13 ～ 50% となる。更に、TF–92 の値が非常に高く 1 kBq/m^2 あたり 20 Bq/ℓ を超過する地域では、事故初年の被曝線量は、後年の累積被曝線量の 9% を超えない。

表 3.15　「土壌 – 牛乳」間移行係数（TF–92）の集計された区間値毎の、1986 年の内部被曝量の 1987 年～ 2005 年の適切に推計された累積被曝線量に対する比率
被曝線量は、 97 年制定の手法によって推定された （対象は、 計 4270 のウクライナの集落）

TF–92 *（1 kBq/m^2 あたりの Bq/ℓ）	線量比率（D-86**/D87-05***）	該当集落数
< 0.05	49	269
0.05 ～ 0.1	48	261
0.1 ～ 0.2	15	1106
0.2 ～ 0.5	8.0	1097
0.5 ～ 1	2.6	478
1 ～ 2	1.1	354
2 ～ 5	0.51	404
5 ～ 10	0.25	146
10 ～ 20	0.13	115
20 ～ 100	0.09	40

*TF-92 の値は、各集落に於ける一定期間（1991 ～ 1993 年）の土壌と牛乳の放射能汚染モニタリングの結果にのみ基づいて決定された。
** 事故初年（1986 年）の線量
***1987 ～ 2005 年の線量

従って、幾つかの農業生態学的条件（牧草地の泥炭湿地性の酸性土）では、事故初年の被曝線量と比べて、事故後の期間に住民が著しく高い内部被曝を被ることがある（例えば、リウネ州ロケトニヴ地区とヴォルィーニ州カミン＝カシルスキー地区の多くの集落)。他方、黒土が広がっている地域では、後年に生じた内部被曝放射線量は、事故初年の量のごく一部分であろう（例えば、チェルカースィ州の多くの集落)。

甲状腺の被曝

放射線被曝と予測される放射線による影響に関して、チェルノブイリ事故後に最も重要であったのが、主に 1986 年 5 ～ 6 月の汚染された牛乳・乳製品と葉菜から摂られた放射性ヨウ素による、子供の甲状腺被曝であった。直接測定の結果に基づいて開発され、認証された、甲状腺被曝線量の再現の為の三段階手法は、ウクライナの全ての集落を対象とした、各集落に固有の性別年齢毎の平均甲状腺被曝線量を計算することを可能にした（表 3.16)。

表 3.16　ウクライナの全地方に於ける年齢区分毎の住民の平均甲状腺被曝線量（mGy；≒ mSv）

地方	年齢集団毎の平均甲状腺被曝線量（mGy）				
	7 歳未満	7 ～ 14 歳	15 ～ 18 歳	19 歳以上	全年齢
ヴィーンヌィツャ州	37	13	9.8	9.2	12
ヴォルィーニ州	87	33	25	21	31
ルハーンシク州	12	4.0	3.1	3.1	4.1
ドニプロペトロウシク州	13	4.4	3.4	3.4	4.5
ドネツィク州	24	8.0	6.0	6.1	8.1
ジトームィル州	231	87	67	60	81
ザカルパッチャ州	7.6	2.8	2.1	1.8	2.7
ザポリージャ州	26	8.8	6.2	6.5	8.8
イヴァーノ＝フランキーウシク州	19	7.1	5.3	4.6	6.7
キエフ州	202	75	58	53	71
キロヴォフラード州	89	31	23	23	30
クリミア自治共和国	34	12	8.8	8.4	12
リヴィウ州	14	4.9	3.8	3.5	4.8
ムィコラーイウ州	20	7.1	5.4	5.0	7.0
オデッサ州	15	5.2	3.8	3.7	5.1
ポルタヴァ州	54	19	15	13	18
リウネ州	177	64	49	42	62
スームィ州	71	25	19	19	24
テルノーピリ州	18	6.4	4.8	4.5	6.2
ハルキウ州	26	8.7	6.5	6.6	8.6
ヘルソン州	30	11	7.8	7.3	10
フメリヌィーツィクィイ州	39	15	11	10	14
チェルカースィ州	142	52	39	37	49
チェルニウツィー州	40	14	10	9.3	13
チェルニーヒウ州	151	55	43	37	50
キエフ特別市	94	30	23	24	32
セヴァストポリ特別市	56	18	14	14	19
全ウクライナ	55	20	15	14	19

表 3.17　子供・青少年・成人住民の平均甲状腺吸収線量の相対分布

線量区間（Gy）	年齢集団毎の相対分布（%）				
	7 歳未満	7 ～ 14 歳	15 ～ 18 歳	19 歳以上	全年齢
< 0.05	72	93	95	95	92
0.05 ～ 0.1	15	4.4	3.5	3.7	5.0
0.1 ～ 0.2	8.2	2.2	1.3	1.1	2.0
0.2 ～ 0.5	3.7	0.76	0.40	0.21	0.65
0.5 ～ 1.0	0.77	0.08	0.05	0.04	0.12
1.0 ～ 2.0	0.15	0.03	0.02	0.01	0.03
2.0 ～ 5.0	0.04	0.007	0.005	0.004	0.008
> 5.0	0.01	0.0005	–	–	0.001

核災害の中期及び後期に於ける被曝線量認定と放射線モニタリング

1991 年に採択された「年間総実効被曝線量に関する基本方針」は、放出された放射性物質による住民への影響を減少させる為の対策を策定し、実施する為に重要であった。同基本方針の規定は、『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR[7]；1991 年 2 月 27 日 , No.791a-XII）（以下、「汚染領土法」と略す）と、『チェルノブイリ核災害により被災した

7　ウクライナのソビエト時代の国名「ウクライナ・ソビエト社会主義共和国」のこと。

市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR；1991 年 2 月 28 日 , No.796-XII）により、法制化された。

上記基本方針の根本原理は、最も影響を受ける年齢集団（1986 年の出生児）に対して、チェルノブイリ核災害によって追加される推計実効被曝線量の値が、（事故前から住民が被曝している自然放射線量を超過する線量として）年 0.1 rem（1.0 mSv）、そして生涯累積で 7.0 rem（70.0 mSv）を超過してはならない、と云うものである。

放射性核種による土壌汚染の密度が、暫定基準として用いられた。上記二法は、四つの放射能汚染区域を定めている（表 3.18）。

表 3.18　年間放射線量と放射性核種の降下物密度を基準に、汚染領土法によって定められた汚染区域

放射能汚染区域		区域設定基準			
		降下物による土壌汚染密度（kBq/m^2）			年間放射線量（mSv/y）
		放射性セシウム	放射性ストロンチウム	プルトニウム	
1	立入禁止区域	–	–	–	–
2	強制（義務的）移住区域	> 555	> 111	> 3.7	> 5
3	自主的移住保障区域	185 ～ 555	5.5 ～ 111	0.37 ～ 3.7	> 1
4	放射線モニタリング強化区域	37 ～ 185	0.74 ～ 5.5	0.18 ～ 0.37	> 0.5

※法文中では降下物による汚染密度は Ci/km^2 という単位で表記されている

ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）付属文書 I には、汚染領土法に従って、公式に四つの放射能汚染区域の何れかに指定された、2172 の集落の一覧が掲げられている。

ウクライナでは、年度毎の被曝線量認定は、1991 年から 2008 年まで実施された。被曝線量の計算は全て、上記閣僚評議会令により指定された集落で生産された牛乳とジャガイモの、放射性セシウム汚染を年度毎に測定した結果に基づいて行われた。更に、被災地域の住民の放射線モニタリングの為に、全ウクライナ統一 WBC ネットワークが、1995 ～ 1997 年の間に組織され、被災地域住民の体内放射性セシウムレベルの現場での管理を行っている（図 3.9）。

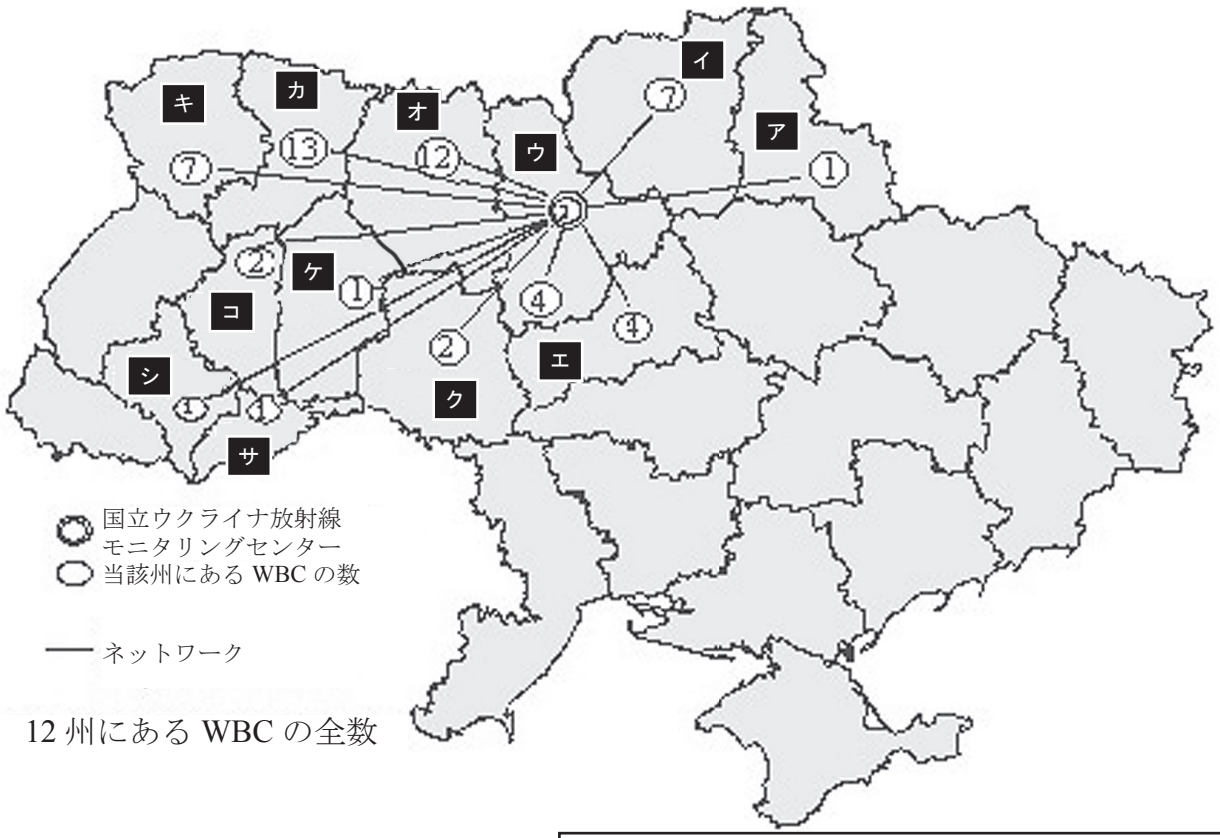


図 3.9　被曝線量認定制度の下で確立された、全ウクライナ統一 WBC ネットワーク

ウクライナで最も影響を受けた 12 の州の医療機関に、人間生態学研究所（キエフ）で生産された 57 機（40 機の設置型と 17 機の可搬型）の（Skrynner-3M 式）WBC が提供された。これらの WBC は、国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターの被曝線量管理部門によって開発されたプログラム（系統的で計量を担うソフトウェア）を使用する。WBC のネットワークによって、1995 ～ 2008 年の間に、約 80 万回の WBC 測定が実施された。表 3.19 は、2001 ～ 2008 年の被曝線量認定に基づいて確定した放射能汚染地域内の全集落に於ける、被曝線量の相対分布を示している。

表 3.19　パスポート線量[8] の値に基づく集落の分布の時系列変化（2001 ～ 2008 年）

年	パスポート線量が認定された集落数	パスポート線量（mSv/y）が認定された集落の相対分布割合（%）			
		< 0.5	0.5 ～ 1	1 ～ 5	> 5
		「安全」区域	第Ⅳ区域	第Ⅲ区域	第Ⅱ区域
2001	2163	67	15	18	0.23
2002	2163	68	15	17	0.14
2003	2163	71	16	13	0.09
2004	2163	72	19	9	< 0.01
2005	1831	66	14	5	< 0.01
2006	1967	82	14	3.5	0.05
2007	1596	81	15	3.6	< 0.01
2008	1925	86	12	0.02	–

註：第 IV 区域＝放射線モニタリング強化区域；第 III 区域＝自主的移住保障区域；第 II 区域＝強制移住区域

最も多くの集落でパスポート線量が認定された、選り抜かれたウクライナの地方に於ける、2001 年・2005 年・2008 年時点で異なる汚染区域区分に属する集落数の変化の動態が、表 3.19 に示されている。表のデータから見て取れるように、2001 年以来、パスポート線量が認定された全集落の内、15 ～ 19% は放射線モニタリング強化区域にあり、約 70 ～ 80% は確立された放射能汚染区域の域外にあった。

上記閣僚評議会令による公式分布と比較した場合、キエフ州とジトームィル州では、2001 ～ 2008 年に上記放射能汚染区域に属する集落の数が、継続的に減少したことは注目されるべきである（表 3.20）。これらの地域の殆どの集落は、年間パスポート線量が 0.5 mSv を超過しなかった「安全」区域に「移行」した。上記閣僚評議会令に従えば、リウネ州の大多数の集落（～ 76%）は、自主的移住保障区域（パスポート線量が 1 ～ 5 mSv）に属する。しかし、既に 2001 年には集落の 30% が、2008 年には集落の 7% だけが、自主的移住保障区域に留まっていた。殆どの集落は、放射線モニタリング強化区域（パスポート線量が 0.5 ～ 1 mSv）、或いは「安全」区域（パスポート線量が < 0.5 mSv）へと「移行」した。

表 3.20　2001 年、2005 年と 2008 年のウクライナの集落の認定被曝線量の比較分析

州	年間放射線量（mSv/y）毎に区分された集落の数												
	合計	2001				2005				2008			
		≤ 0.5	0.5 ～ 1	1 ～ 5	> 5	≤ 0.5	0.5 ～ 1	1 ～ 5	> 5	≤ 0.5	0.5 ～ 1	1 ～ 5	> 5
ヴィーンヌィツャ州	89	89	–	–	–	88*	–	–	–	87	–	–	–
ヴォルィーニ州	166	–	3	163	–	107	55	3	–	121	40	3	–
ジトームィル州	698	472	135	93	–	524	96	43	–	569	74	14	–
キエフ州	469	441	23	5	–	428	13	3	–	383	9	–	–
リウネ州	339	99	109	126	5	151	122	59	–	150	99	25	–
チェルカースィ州	103	101	2	–	–	100*	2*	–	–	100	2	–	–
チェルニーヒウ州	248	205	41	2	–	216	11	–	–	205	11	–	–

註：* 2006 年のデータ（2005 年にはパスポート線量の認定が実施されなかった）

2008 年には、上記閣僚評議会令によって上記放射能汚染区域に属するとされた、キエフ州とジトームィル州の集落の約 82% では、実際のパスポート線量は年 0.5 mSv 未満であった。つまり、これらの集落は、その放射線量からして、既に「放射能汚染区域」という法的地位を失っていた。リウネ州では、パスポート線量が年 0.5 mSv 未満の集落が、全体の 44% を占めた。

放射線量基準によって自主的移住保障区域に属する集落の数は、年々減少してきた。強制移住区域（パスポート線量が > 5 mSv）に至っては、キエフ州とジトームィル州では、2000 年以降に該当する集落が

8　集落の公式値となる線量。

実際には存在しない。また、リウネ州に於いても、2001 年に該当する集落が五つ存在したのみである。

チェルノブイリ事故後の 25 年間に亘って累積されたウクライナ住民の被曝線量

表 3.21 は、ウクライナの全地方に於ける、外部被曝、内部被曝とその合計を（集落の住民数で加重した）平均推定実効被曝線量で表したものである。表中の時期区分は、1986 年の被曝線量の推計と、二年毎に計測した 1987 ～ 2011 年間の累積被曝線量である。また、事故後の全期間に於いて、各地方の住民に対する被曝線量の分布は、降下した ^{137}Cs による土壌の汚染密度に依拠している。表 3.22 は、同じデータを、ウクライナ全土に関して表したものである。

表 3.21　1986 年に降下した ^{137}Cs による土壌の汚染密度に基づく、ウクライナの全地方に於ける、外部被曝、内部被曝とその合計の実効線量（mSv）

地方	^{137}Cs 密度（kBq/m^2）	人口分布（%）	時期区分による実効被曝線量（mSv）				
			外部被曝		内部被曝		合計
			1986	1987 ～ 2011	1986	1987 ～ 2011	1986 ～ 2011
ヴィーンヌィツャ州	< 37	94	0.24	0.47	0.51	0.25	1.5
	37 ～ 185	6.3	1.7	3.4	3.40	0.31	8.8
ヴォルィーニ州	< 37	97	0.19	0.38	0.43	2.4	3.4
	37 ～ 185	2.6	1.4	2.9	3.0	13	20.3
ルハーンシク州	< 37	99	0.34	0.68	0.48	0.22	1.7
	37 ～ 185	0.69	1.0	2.1	1.7	0.33	5.2
ドニプロペトロウシク州	< 37	100	0.1	0.19	0.18	0.19	0.65
	37 ～ 185	0.02	1.29	2.6	2.8	0.40	7.1
ドネツィク州	< 37	94	0.2	0.39	0.29	0.21	1.1
	37 ～ 185	5.6	1.1	2.2	1.4	0.27	5.0
ジトームィル州	< 37	75	0.2	0.4	0.37	0.58	1.5
	37 ～ 185	17	2.5	5.1	1.4	5.9	14.9
	185 ～ 555	7.2	6.8	14	1.9	3.4	25.8
	555 ～ 1440	0.69	20	39	8.2	12	79
	> 1440	0.06	52	103	22	32	208
ザカルパッチャ州	< 37	100	0.12	0.25	0.24	0.19	0.80
ザポリージャ州	< 37	100	0.07	0.15	0.15	0.16	0.52
イヴァーノ＝フランキーウシク州	< 37	95	0.26	0.52	0.55	0.36	1.7
	37 ～ 185	4.6	1.7	3.4	3.5	0.5	9.0
キエフ州	< 37	76	0.45	0.89	0.5	0.42	2.3
	37 ～ 185	22	1.9	3.8	1.5	1.0	8.2
	185 ～ 555	1.1	8.2	16	6.5	2.7	34
	555 ～ 1440	0.66	26	52	8.2	1.5	88
	> 1440	0.08	92	184	41	57	375
キロヴォフラード州	< 37	99	0.20	0.40	0.37	0.15	1.1
	37 ～ 185	0.68	1.6	3.2	3.5	0.29	8.7
クリミア自治共和国	< 37	100	0.12	0.23	0.20	0.17	0.72
リヴィウ州	< 37	100	0.09	0.17	0.17	0.16	0.58
	37 ～ 185	0.008	1.2	2.4	2.6	1.5	7.7
ムィコラーイウ州	< 37	100	0.12	0.24	0.22	0.15	0.73
	37 ～ 185	0.06	2.4	4.8	5.3	0.50	13
オデッサ州	< 37	100	0.19	0.38	0.34	0.15	1.1
	37 ～ 185	0.19	1.3	2.7	2.9	1.5	8.5
ポルタヴァ州	< 37	100	0.17	0.33	0.31	0.22	1.0

地方	^{137}Cs 密度（kBq/m^2）	人口分布（%）	時期区分による実効被曝線量（mSv）				
			外部被曝		内部被曝		合計
			1986	1987 ～ 2011	1986	1987 ～ 2011	1986 ～ 2011
リウネ州	< 37	78	0.28	0.56	0.45	1.1	2.4
	37 ～ 185	21	2.2	4.3	1.9	14	22
	185 ～ 555	0.39	7.2	14	5.9	14	42
スームィ州	< 37	99	0.21	0.42	0.41	0.32	1.4
	37 ～ 185	0.98	1.91	3.8	4.1	1.2	11
テルノーピリ州	< 37	97	0.15	0.30	0.35	0.37	1.2
	37 ～ 185	3.0	1.6	3.1	3.3	0.77	8.7
ハルキウ州	< 37	100	0.18	0.36	0.32	0.17	1.0
	37 ～ 185	0.01	1.12	2.2	2.4	0.54	6.3
ヘルソン州	< 37	100	0.07	0.14	0.14	0.13	0.49
フメリヌィーツィクィイ州	< 37	98	0.16	0.33	0.35	0.26	1.1
	37 ～ 185	1.7	1.6	3.3	3.6	0.29	8.7
	185 ～ 555	0.003	6.7	13	15	0.15	35
チェルカースィ州	< 37	84	0.30	0.59	0.59	0.27	1.7
	37 ～ 185	15	1.9	3.7	3.3	0.54	9.5
	185 ～ 555	0.37	7.3	15	15.8	0.12	38
チェルニウツィー州	< 37	92	0.36	0.72	0.74	0.35	2.2
	37 ～ 185	7.6	1.7	3.4	3.2	0.34	8.6
	185 ～ 555	0.31	5.9	12	13	0.25	31
チェルニーヒウ州	< 37	97	0.23	0.45	0.41	0.50	1.6
	37 ～ 185	3.2	1.8	3.6	2.3	2.2	9.8
	185 ～ 555	0.08	7.4	15	8.1	4.0	34
	555 ～ 1440	0.01	18	35	35	12	100
キエフ特別市	< 37	100	0.48	0.96	0.28	0.13	1.9
セヴァストポリ特別市	< 37	100	0.2	0.40	0.34	0.14	1.1

表 3.22　1986 年に降下した ^{137}Cs による土壌の汚染密度に基づく、ウクライナ全体に於ける、外部被曝、内部被曝とその合計の、人口で加重した実効線量（mSv）の分布

^{137}Cs 密度（kBq/m^2）	人口分布（%）	実効被曝線量（mSv）				
		外部被曝		内部被曝		合計
		1986	1987 ～ 2011	1986	1987 ～ 2011	1986 ～ 2011
< 37	96	0.20	0.41	0.33	0.29	1.2
37 ～ 185	3.7	1.8	3.7	2.1	3.3	11
185 ～ 555	0.29	7.0	14	3.5	3.4	28
555 ～ 1440	0.04	23	46	8.4	6.4	84
> 1440	0.005	77	154	34	47	313

表 3.23 は、ウクライナの全地方に於ける、人口で加重した実効被曝線量を、事故後の異なる期間毎に表したものである。

表 3.23　ウクライナの全地方住民の、人口で加重した全身被曝の実効線量（mSv）

地方	時期区分（年）毎の全身被曝の人口で加重した実効線量（mSv）			
	1986	1987 ～ 1996	1997 ～ 2011	1986 ～ 2011
ヴィーンヌィツャ州	1.02	0.61	0.30	1.93
ヴォルィーニ州	0.72	2.34	0.81	3.86
ルハーンシク州	0.84	0.60	0.31	1.75
ドニプロペトロウシク州	0.27	0.25	0.13	0.65
ドネツィク州	0.60	0.47	0.25	1.32
ジトームィル州	1.96	2.91	1.32	6.19
ザカルパッチャ州	0.37	0.30	0.13	0.80
ザポリージャ州	0.22	0.20	0.10	0.52
イヴァーノ＝フランキーウシク州	1.01	0.70	0.31	2.03
キエフ州	1.96	1.86	0.94	4.76
キロヴォフラード州	0.61	0.38	0.19	1.18
クリミア自治共和国	0.32	0.27	0.13	0.72
リヴィウ州	0.25	0.22	0.11	0.58
ムィコラーイウ州	0.35	0.26	0.13	0.74
オデッサ州	0.54	0.35	0.18	1.07
ポルタヴァ州	0.48	0.38	0.17	1.04
リウネ州	1.48	3.77	1.47	6.72
スームィ州	0.67	0.53	0.25	1.45
テルノーピリ州	0.63	0.54	0.23	1.40
ハルキウ州	0.50	0.36	0.17	1.03
ヘルソン州	0.22	0.19	0.09	0.49
フメリヌィーツィクィイ州	0.59	0.43	0.20	1.22
チェルカースィ州	1.63	0.95	0.49	3.07
チェルニウツィー州	1.45	0.88	0.43	2.75
チェルニーヒウ州	0.77	0.79	0.34	1.90
キエフ特別市	0.76	0.71	0.39	1.86
セヴァストポリ特別市	0.54	0.35	0.19	1.08
全ウクライナ	0.71	0.69	0.32	1.72

表 3.24 は、1986 年に降下した ^{137}Cs による土壌の汚染密度が 37 kBq/m^2 を超過していた、ウクライナの農村地帯住民の分布を表したものである。汚染密度の測定は、1986 ～ 2011 年間に二年毎に行われた。

表 3.24　1986 年に降下した ^{137}Cs による土壌の汚染密度が 37 kBq/m^2 を超過していた農村地帯に住む、ウクライナ市民の全身被曝の実効線量を、線量区分と時期区分に応じて整理した相対分布（%）

線量区間（mSv）	時期区分（年）			
	1986	1987 ～ 1996	1997 ～ 2011	1986 ～ 2011
	全人口に占める割合（%）			
< 1	–	–	21	–
1 ～ 2	6.2	22	34	–
2 ～ 5	60	40	31	9.4
5 ～ 10	26	19	11	40
10 ～ 20	6.9	15	2.7	31
20 ～ 50	0.78	4.2	0.21	18
50 ～ 100	0.01	0.14	–	1.5
> 100	–	–	–	0.08

3.2 事故後の遠隔期[9]に於ける住民の健康とその維持の為の戦略

ウクライナは、原子力を優先的に開発してきた国の一つである。1930 年代初頭から核研究が展開され、40 年代後半には工業生産とウラン濃縮が行なわれた。核技術を実用化するにあたり、医学的な防護が滞った為に、作業者や公衆の被曝は管理されず増加してきた。そうした姿勢が最も劇的に顕在化した例が、チェルノブイリ事故である。

ウクライナで人工放射性核種線源により被曝したのは、以下の集団に属する人々である：

- 急性放射線症候群と診断されたチェルノブイリ原発の職員及び消防士達、並びに旧ソ連時代に行われた核実験への軍からの参加者；
- チェルノブイリ事故の影響を受けたその他の集団（事故処理作業従事者、放射能汚染地域の住民、出生以前に被曝した子供達、或いは被曝した両親の間に生まれた子供達）；
- ウクライナの原子力発電所の運転員達；
- 30 km 圏内の人員、並びに放射線管理区域で「石棺」建設作業に従事した人々；
- 核燃料サイクルに関連する工場及び鉱山の職員、並びに工場や尾鉱がある地域の住民。

2010 年 1 月 1 日現在、ウクライナの厚生労働機関は、225 万 4471 名の市民を、チェルノブイリ核災害による被災者として認定している[10]。その中には、26 万 807 名の事故処理作業従事者（第 1 カテゴリー 6 万 5666 名、第 2 カテゴリー 15 万 4238 名、第 3 カテゴリー 4 万 903 名）が含まれる。一般住民の認定被災者は、199 万 3664 名である。その内訳は、第 1 カテゴリーが 4 万 5161 名、第 2 カテゴリーが 6 万 4660 名、第 3 カテゴリーが 46 万 465 名、第 4 カテゴリーが 92 万 2762 名となっている。チェルノブイリ核災害により被曝した子供達は、49 万 8409 名と登録されている。

現在の状況を鑑みるに、ウクライナには、完全な核燃料サイクルを継続し原子力利用を拡大する以外の選択肢は、残されていない。この産業の発展は、国際的に認められた技術と医学的放射線防護の経験があって、初めて可能になる。

そのような経験は、チェルノブイリ核災害による健康影響を克服する努力の結果として、獲得された。これは、世界にも類例のない、ウクライナの優良な国際的遺産であり、以下の結果を含む：

- 事故後の期間に於ける放射性核種の環境中での移動の基本形態の研究；
- 事故後に被曝をもたらした、放射性核種による人体の健康への影響に関する長期的研究；
- 子供達及び妊娠可能年齢層の調査を主とする、チェルノブイリ核災害による被災者のモニタリング；
- 疾患の発症と進行の形態の研究、チェルノブイリ核災害による被災者の健康状態を規定する疾患による死亡率の研究、並びに被曝後の遠隔期に於ける、核災害による健康への悪影響を緩和する医薬品開発の研究；
- チェルノブイリ核災害による被災者の身体障害につながる、典型的な疾患のリスク要因の特定;
- チェルノブイリ核災害による被災者の健康状態の維持回復を目的とした、診断治療・リハビリテーション・予防の為の既存の方法の改良、或いは新しい経済的で身体への負担も少ない方法の開発；
- 科学技術関連事故の影響を軽減する方法の有効性を、複合的に評価する原則の策定；
- 放射線の急性影響（急性放射線症候群（ARS））の研究、ARS に罹患しなかった事故処理作業従事者の研究、並びに低線量被曝を蒙った一般住民に於ける、関連する致死的影響の研究；

9　本章では、チェルノブイリ原発事故から長期間が経った状態を、「遠隔期」と称する。

10　認定被災者のカテゴリーは、第 1 ～第 4 までである。第 1 カテゴリーは、核災害により障害を負った者を指す。また第 4 級は、一般住民のみに適用される。

- 比較的高線量の被曝を蒙った事故処理作業従事者に於ける放射線誘発白内障の評価と、0.25 Gy（≒ 250 mSv）以下の被曝者に於ける白内障の発症リスク増加の可能性の評価；
- 思春期以前にヨウ素 131（^{131}I）に被曝した人々に於ける、甲状腺癌の検出；
- 事故直後の期間と暫らく経ってからの期間に於いて、事故処理作業従事者の間で白血病のリスクが増加したという証拠。

このような放射線影響の研究は、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）の第 56 回（2008 年）及び第 57 回（2010 年）大会に於いて、国際的に認められた。最も重大な影響を受けた 2 ヵ国である、ウクライナとベラルーシの科学者が一致して活動したことも、注目されるべきである。

3.2.1 チェルノブイリ原発事故処理作業従事者の健康状態

被曝した人員の年次健康診断によると、ウクライナ国家登録簿（SRU）に登録されたチェルノブイリ原発事故処理作業従事者 31 万 4192 名の内、20 万 7486 名が 1986 ～ 1987 年の「事故処理班員」であった。

事故処理作業従事者に於いては、放射線被曝による確率的及び確定的影響として、白血病や数種の固形癌或いは腫瘍以外の疾患（非腫瘍性疾患）などの発症率とリスクが増大したことが、事故後に行われた疫学研究から明らかになった。被曝者を対象とする腫瘍の長期追跡調査の記述的分析から、1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者に於いてのみ、この症状の発症率が全国平均を超えていることが示されている。疾患全体の内、発症率の増加が最も大きかったのは甲状腺癌で、5.6 倍であった。1986 ～ 1987 年に「事故処理班員」であった女性の乳癌発症率は、予想された水準の 1.5 倍を超えた（表 3.25）。

表 3.25　チェルノブイリ事故処理作業従事者に於ける各種癌の発症数
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

事故処理作業従事者の集団（観察期間）及び国際疾患分類第 10 版による病名	症例数		標準化罹患比（%）	95% 信頼区間
	期待値	実数		
1986 ～ 1987 年の事故処理作業従事者（2004 ～ 2007 年）：悪性新生物（C.00 ～ C.96）	6649	7190	108.1	105.6 ～ 110.6
1986 ～ 1987 年の事故処理作業従事者（2004 ～ 2007 年）：甲状腺癌（C.73）	53	299	564.2	500.2 ～ 628.1
1986 ～ 1987 年の女性事故処理作業従事者（2004 ～ 2007 年）：乳癌（C.50）	149	226	151.7	131.9 ～ 171.5

ウクライナと米国の 1999 年の政府間合意の下、放射線医学研究センターと米国国立がん研究所は、「事故処理班員」コホートに於ける放射線による白血病リスクの分析を、共同で実施した。この分析は、11 万名を超える事故処理作業従事者のコホートに対する症例対照研究にて見出される、1986 ～ 2006 年に掛けて診断され、国際的な血液学的検査により確認された「事故処理班員」の白血病 162 症例の評価に基づいている。

白血病のリスクが間違いなく増すことは、被曝から最初の 15 年間に確認されている（表 3.26）。この結果は、国連国際がん研究機関（IARC）調査団による、ロシア人「事故処理班員」の調査によっても確認されている。「事故処理班員」に於ける白血病リスクはその後 5 年間で低下しているが、これは原爆による被曝者の調査結果とも一致している。

表 3.26　「事故処理班員」コホートの白血病リスク　（2010 年 10 月ウクライナ・米国合同調査による）

観察期間	過剰相対リスク	95% 信頼区間	有意確率
1986 ～ 2000	3.44	0.47 ～ 9.78	< 0.01
1986 ～ 2006	1.37	0.08 ～ 3.78	0.03

1986 ～ 2006 年に掛けて「事故処理班員」コホートに於いて登録された白血病の発症件数を分析した処、非リンパ性白血病に比べて、リンパ性白血病、とりわけ慢性リンパ性白血病（CLL）の発症率が増加していることが分かった。

統計によれば、ウクライナ国民に於ける CLL の発症は、（白血病の内）多くを占める。

予備的分析から、20 歳以上の男性事故処理作業従事者に於いては、ウクライナ国民一般と比較すると、CLL の増加につれて、白血病発症例全体の構成が変化していることが判明している。CLL の比率はウクライナ男性全体では 42% だが、「事故処理班員」では約 60% である。急性骨髄性白血病と慢性骨髄性白血病は、ウクライナ全体では夫々 13% と 12% であるが、「事故処理班員」では 6% と 17% であった。その他の血液腫瘍疾患は、「事故処理班員」の罹患率構成に於いては無視し得るものでしかない（図 3.10, 3.11）。

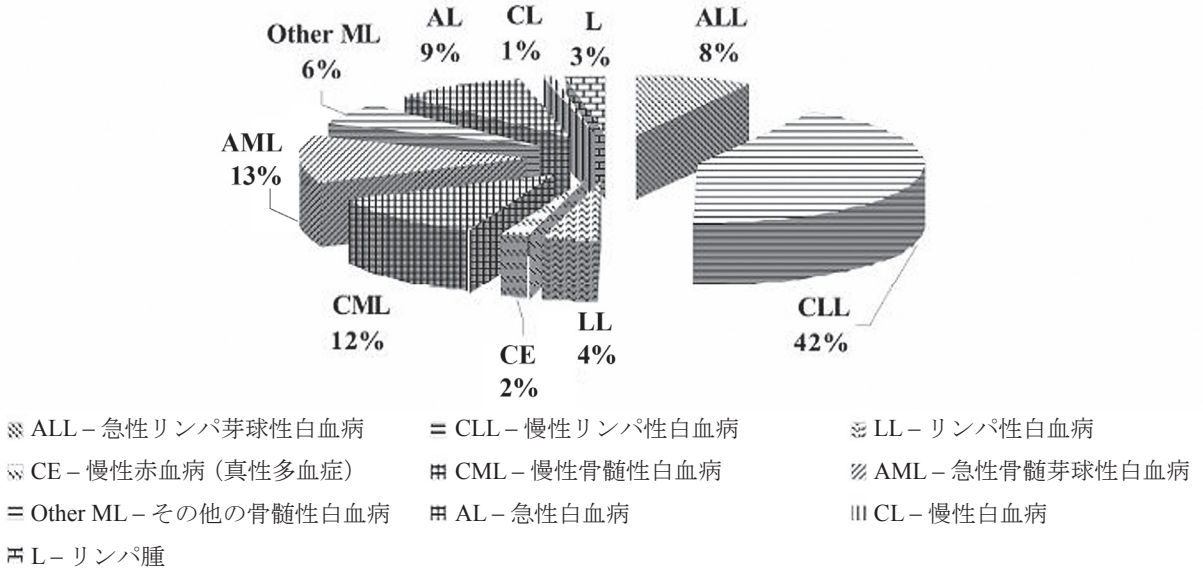


図 3.10　2005 年に於ける 20 歳以上のウクライナ男性に於ける白血病の症例構成

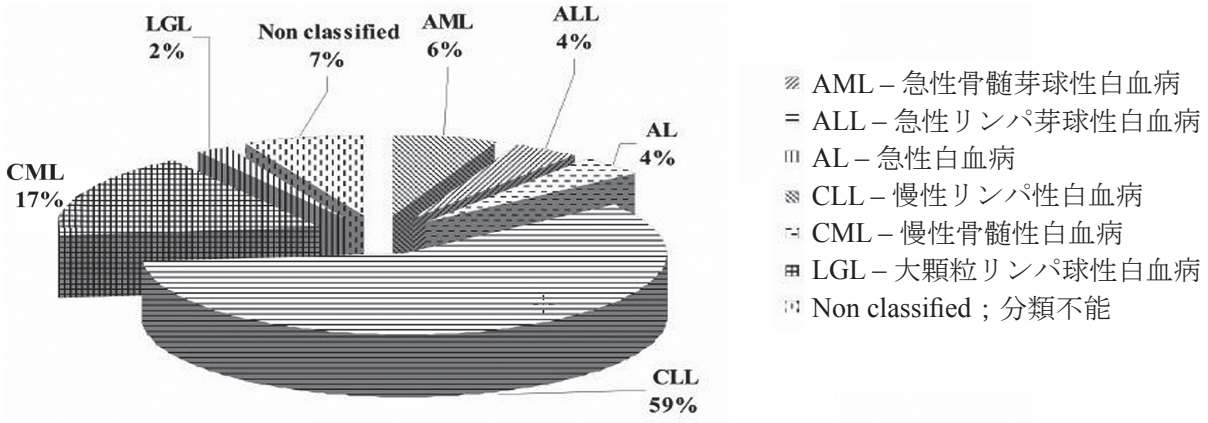


図 3.11　「事故処理班員」コホートに確認された白血病の症例構成（1987 ～ 2006 年）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

事故直後に事故処理作業従事者の造血系をモニタリングした処、症例群の 25% に末梢血の白血球の減少（白血球減少症）が見られ、12% に白血球増加症が見られた。赤血球数とヘモグロビン濃度の増加は 9.5% の者に見られたし、血小板増加症が 9%、リンパ球増加症が 14.5%、単球増加症が 10.5% に見られた。事故後の遠隔期に行われた観察では、白血球増加症が 24%、白血球減少症が 19.7%、血小板増加症が 2.4%、血小板減少症が 7.6% になった。二系統血球減少症及び汎血球減少症は、症例群の 15% に見られた。白血球減少症・血小板減少症・貧血症の患者の割合は 2010 年まで安定しているのに対して、リンパ球増加症の患者は僅かに増加した。

観察期間全体を通じて、発症の量的側面が比較的よく正常化していったのに対して、細胞を構成する血球の細胞核及び細胞質の質的異常は特徴的であった。「古い」細胞に於ける巨核球の増加、巨大血小板の存在、細胞の多型性が観察されたし、一部では更に、血小板の凝集や、小型ないし大型細胞の蓄積も見られた。

事故処理作業従事者に於ける非腫瘍性疾患の発症率

1988 ～ 2008 年までの間に、事故処理作業従事者に於いては、健康な者の比率は 67.6% から 5.4% に低下し、慢性の非腫瘍性疾患の比率は 12.8% から 83.3% に上昇した（図 3.12）。

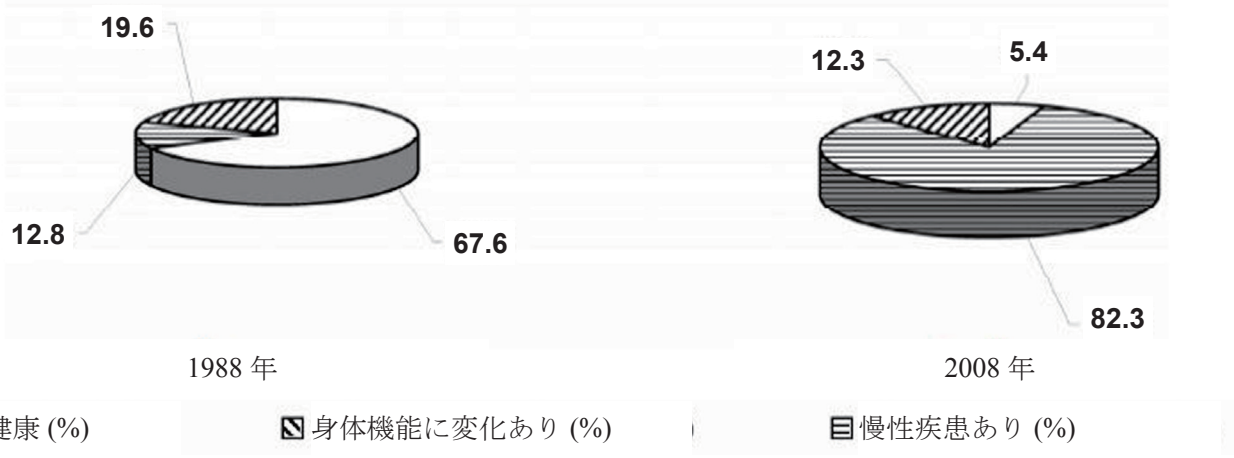


図 3.12　1988 ～ 2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの総合健康指標の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

事故処理作業従事者の健康悪化の要因は複雑であり、放射線及び非放射線要因、例えば被曝時の年齢や疾病リスクの時間（疾病を数え始める期間）やその他の要因と、関連している。

1988 ～ 2008 年に掛けて実施されたコホート疫学研究によると、事故から時間が経過した時期は、非腫瘍性疾患の増加によって特徴付けられており（図 3.13）、0.25 ～ 0.7 Gy（≒ 250 ～ 700 mSv）を外部被曝した者に於いて特に顕著である。

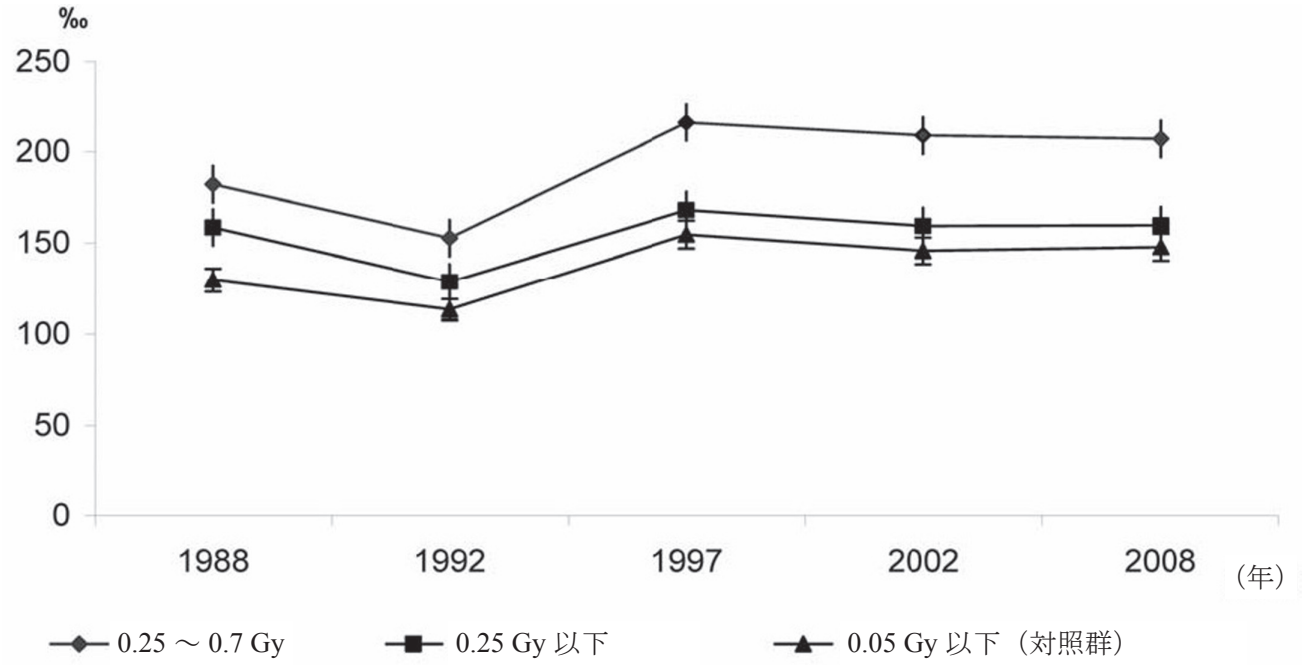


図 3.13　全身被曝線量別に表示した「事故処理班員」コホートに於ける非腫瘍性疾患の罹患率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者（「事故処理班員」）のコホートに於ける、健康状態の悪化の主な割合には、消化器系・循環器系・神経系・感覚器・筋骨格系・内分泌系の疾患の増加が含まれる（図 3.14）。

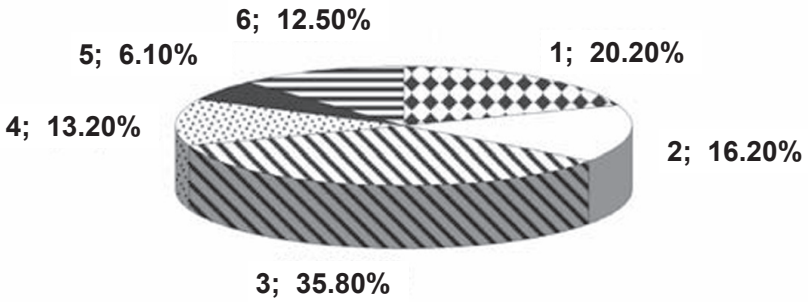


図 3.14　2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの非腫瘍性疾患の罹患率構成
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： 1: 循環器系疾患　2: 神経系 ・ 感覚器疾患　3: 消化器系疾患　4: 筋骨格系疾患　5: 内分泌系疾患
6: その他の疾患

事故処理作業従事者に於ける非腫瘍性疾患の発症に対する放射線の影響は、個々の疾患郡別に、循環器系疾患（図 3.15）、消化器系疾患（図 3.16）及び内分泌系とりわけ非腫瘍性甲状腺疾患（図 3.17）の罹患率の動態で図示されている。

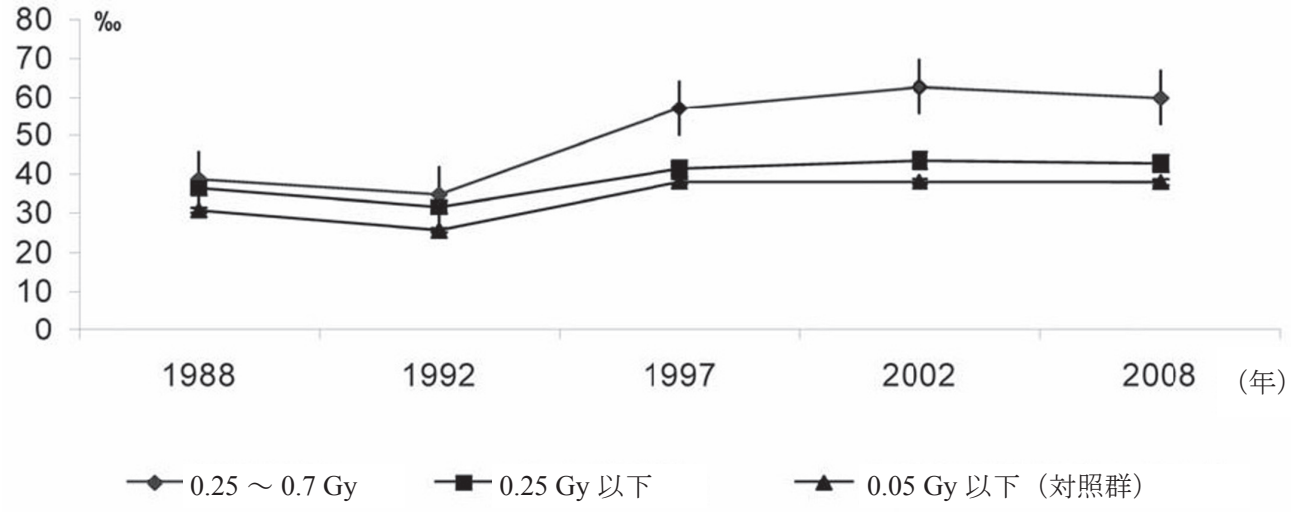


図 3.15　全身被曝線量別に表示した「事故処理班員」コホートに於ける循環器系疾患発症率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

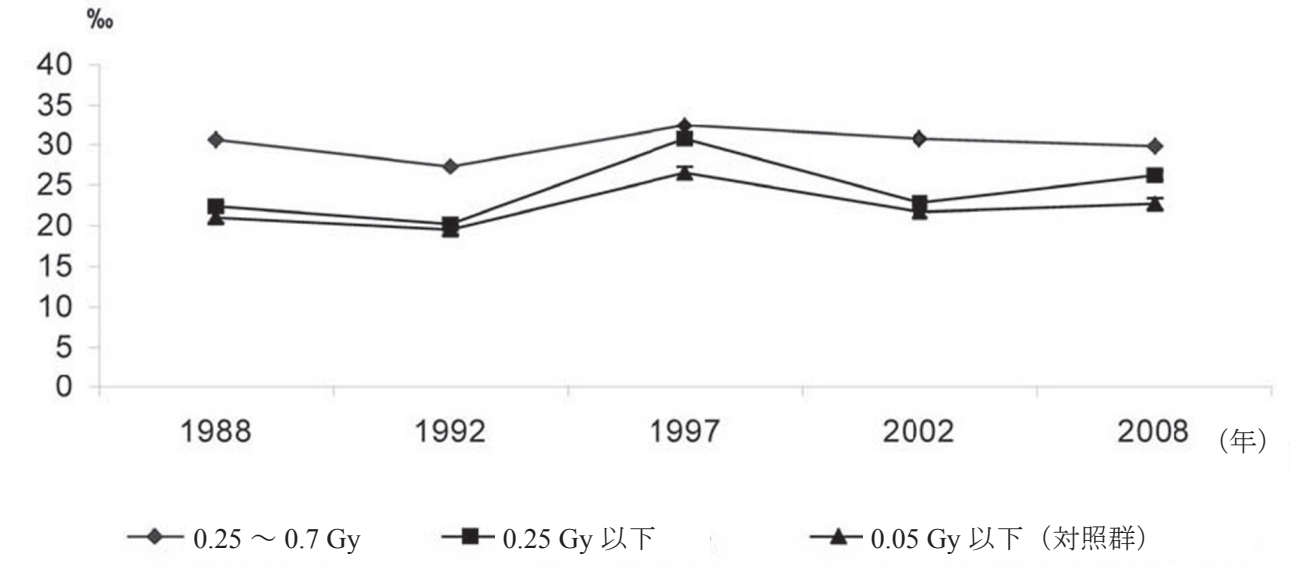


図 3.16　全身被曝線量別に表示した「事故処理班員」コホートに於ける消化器系疾患発症率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

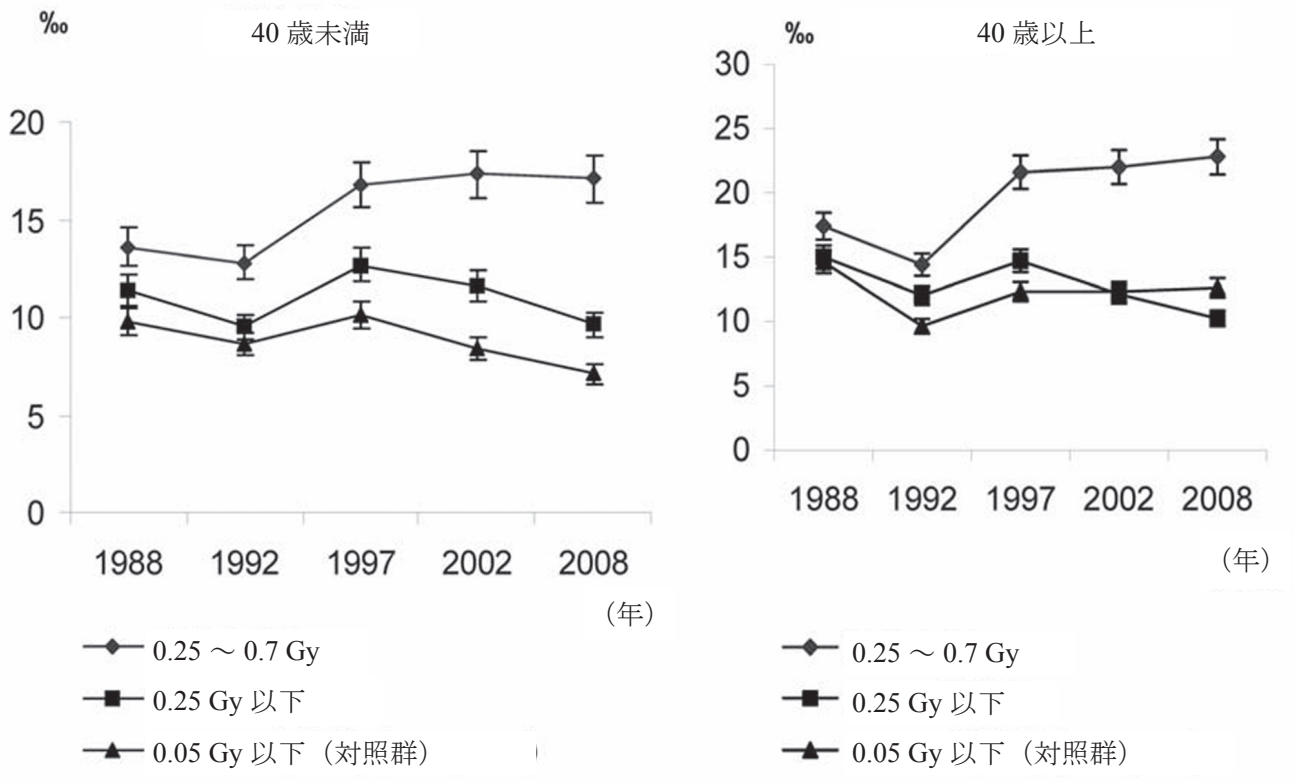


図 3.17　全身被曝線量別に表示した「事故処理班員」コホートに於ける内分泌系及び代謝疾患の発症率動態　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

内分泌系疾患への年齢要因の影響を分析すると、低線量被曝群（0.1 ～ 0.249 Gy ; ≒ 100 ～ 249 mSv）に於いて、当時の年齢が 18 ～ 39 歳であった者に有意な影響が見られる。これは、その年齢層の感受性が高いことを示すのかもしれない。

リスク分析から、1986 ～ 1987 年の「事故処理班員」コホートにあっては、被曝線量 0.25 ～ 0.7 Gy（≒ 250 ～ 700 mSv）の範囲に於いて、非腫瘍性疾患に、極めて有意な被曝に関連した影響が見られることが分かる。この範囲の線量で被曝した者は、内分泌系疾患で 1.24 倍、精神疾患で 3.57 倍、循環器系疾患で 1.25 倍、呼吸器系疾患で 1.29 倍、消化器系疾患で 1.54 倍、泌尿器疾患で 1.43 倍、被曝していない対照群よりも発症率が高かった。

被曝後 25 年間の過剰絶対リスク（EAR, 千人 /Gy ; ≒ 千人 /Sv）及び寄与危険割合（%）の値に基づき、「事故処理班員」の放射線に起因する非腫瘍性疾患の増加数を計算した処、総計 8 万 1631 の症例増加があった。その中には、心筋症（2 万 8280 例）・冠動脈疾患（3578 例）・後天性甲状腺機能低下症及び甲状腺炎（8067 例）・脳血管疾患（5943 例）・眩暈その他の前庭疾患（1 万 8010 例）・神経症及び精神病質（4967 例）・閉塞性慢性気管支炎（1112 例）・後天性腎嚢胞（2695 例）・慢性前立腺炎（8970 例）が含まれる。

事故処理作業従事者に於ける非腫瘍性疾患の発症は、放射線の影響だけでなく、年齢・劣悪な労働条件・好ましくない生活習慣・ストレス・低栄養・合併症など、複雑な非放射線要因によっても条件付けられる（図 3.18, 3.19）。

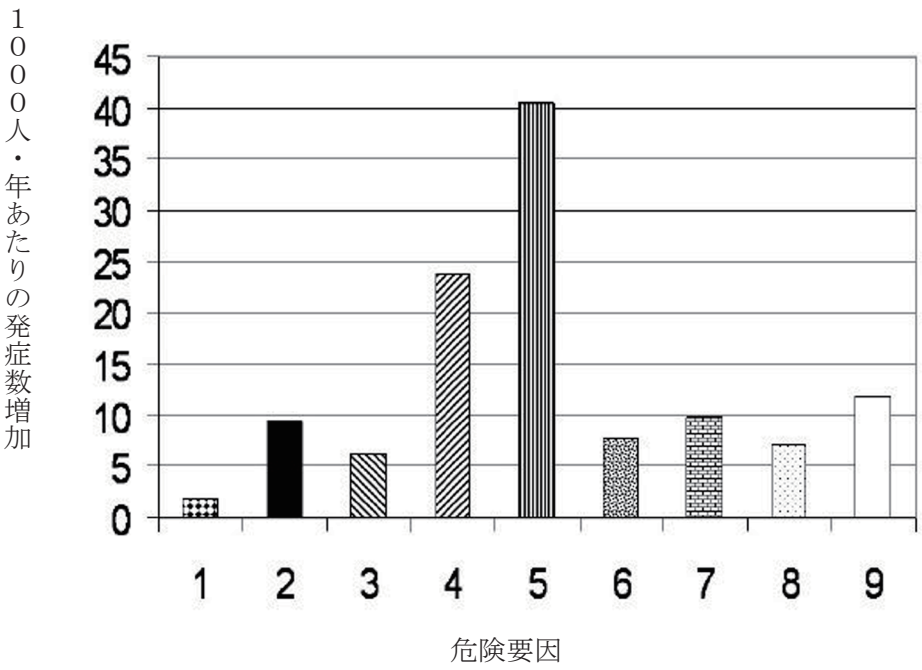


図 3.18　各種リスク要因による脳血管疾患の 1000 人・年あたりの発症数増加
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センター 「臨床疫学的記録」 による）

註 ： 1 : 外部被曝 0.25 ～ 0.49 Gy（≒ 250 ～ 499 mSv） 2 : 外部被曝 0.5 ～ 0.99 Gy（≒ 500 ～ 999 mSv）
3 : 年齢 40 ～ 49 歳　4 : 年齢 50 ～ 59 歳　5 : 年齢 60 ～ 69 歳　6 : 本態性高血圧　7 : 糖尿病
8 : 喫煙　9 : 感情的緊張過多

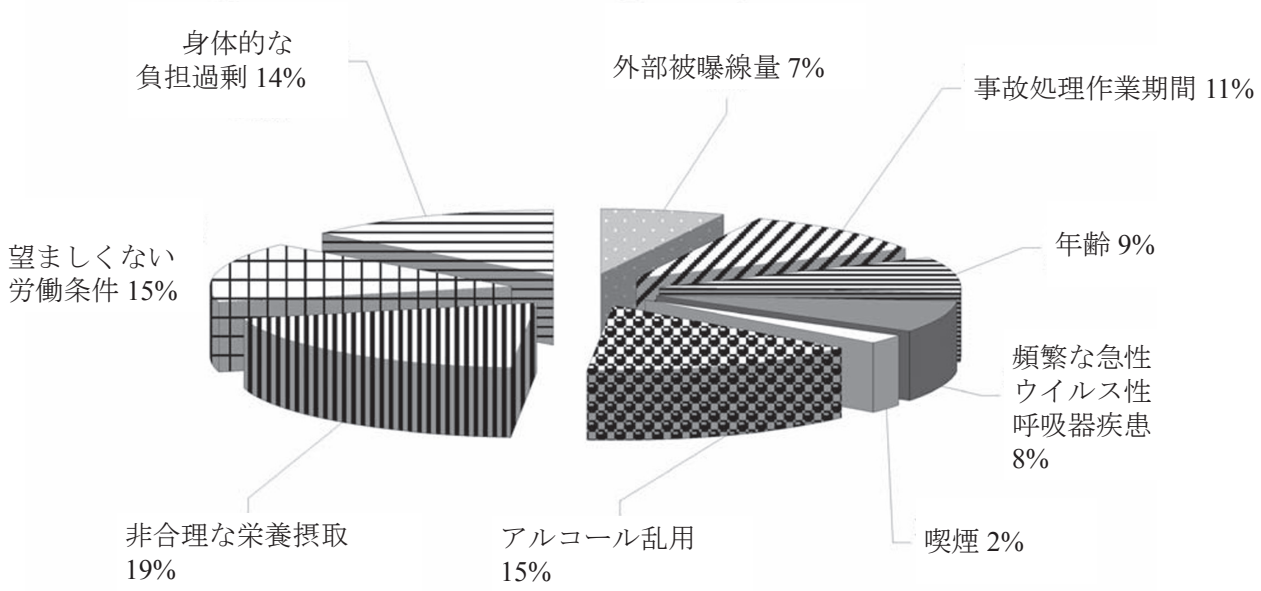


図 3.19　チェルノブイリ事故処理作業従事者の慢性閉塞性気管支炎に対するリスク要因の構成

事故処理作業従事者に於ける身体障害は、1988 ～ 2008 年までの間に顕著に増加し、最大の増加は 2002 年に見られる（図 3.20）。2003 ～ 2008 年に掛けての身体障害率の低下は、様々な「現実的な要因」の影響及び「死亡」が主原因という可能性がある。

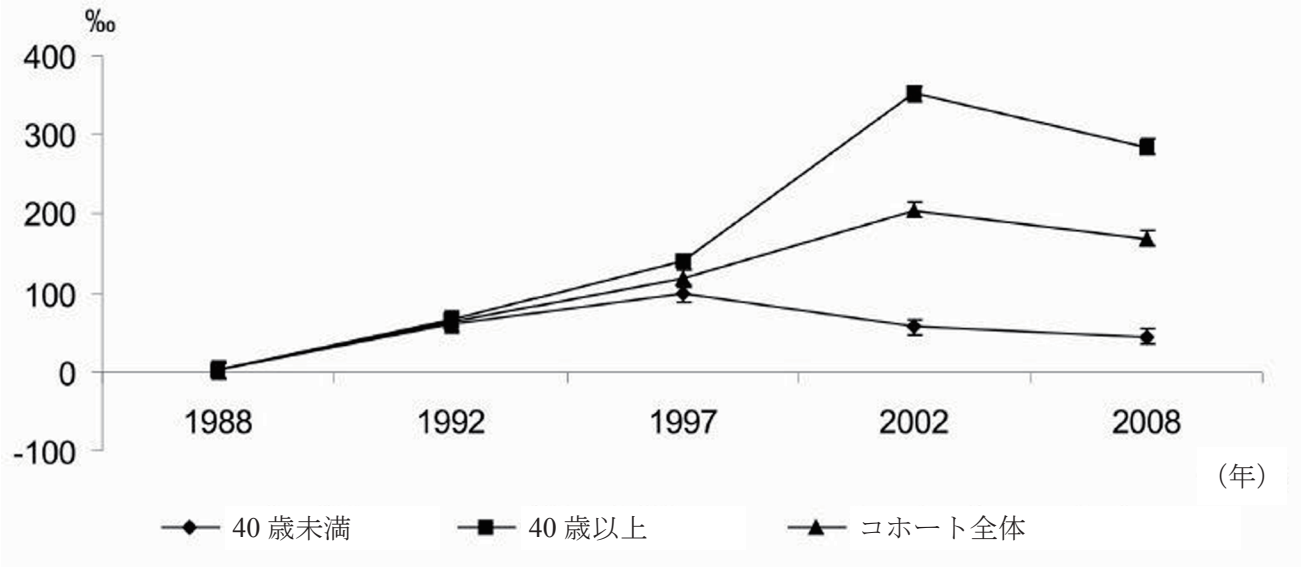


図 3.20　作業時年齢別に表示した 1988 ～ 2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの身体障害率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

身体障害の原因となった疾患の構成に於いて、主導的な地位を占めているのは、循環器系・神経感覚器・消化器・内分泌系の疾患である（図 3.21）。

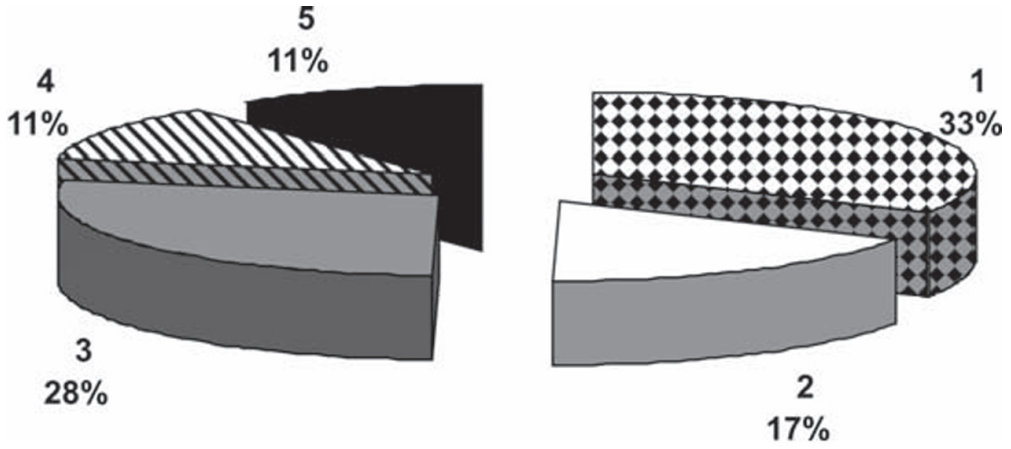


図 3.21　2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの身体障害の原因となった非腫瘍性疾患の構成
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： 1: 循環器系疾患　2: 神経系 ・ 感覚器疾患　3: 消化器系疾患　4: 呼吸器系疾患　5: その他の疾患

非腫瘍性疾患による事故処理作業従事者の死亡率は、1988 ～ 2008 年までの間に、2.2‰ から 12.0‰ に上昇している（図 3.22）。

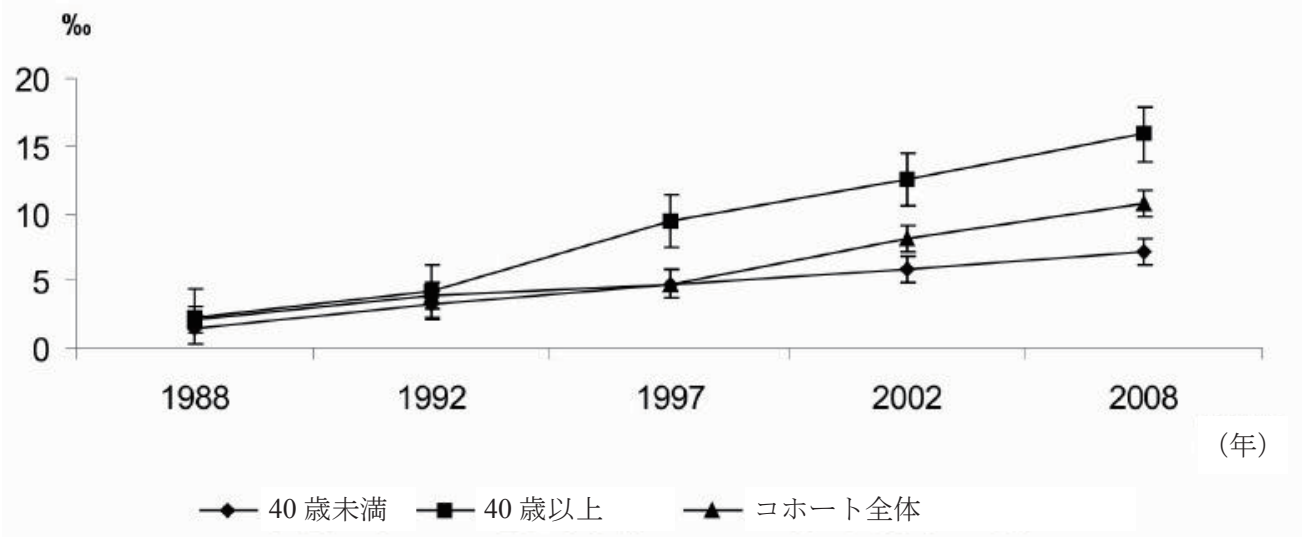


図 3.22　作業時年齢別に表示した 1988 ～ 2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの非腫瘍性疾患による死亡率の動態（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

非腫瘍性疾患による死亡率が最も高く、またその増加も最も顕著なのは、被曝時の年齢が 40 ～ 60 歳であった層である。このことは、明らかに「年齢」要因の影響と関連している。

1986 ～ 1987 年の「事故処理班員」コホートの（非腫瘍性疾患による）死因構成に於いては、循環器系疾患が約 80% と支配的な位置を占める外、呼吸器・消化器・神経系・感覚器・内分泌系の疾患も含まれる（図 3.23）。

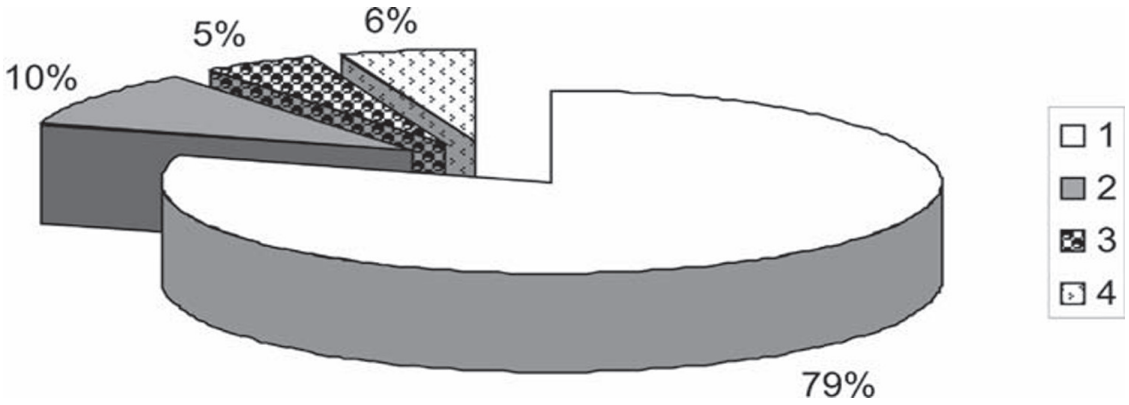


図 3.23　2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの死因となった非腫瘍性疾患の構成
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： 1: 循環器系疾患　2: 消化器系疾患　3: 呼吸器系疾患　4: その他の疾患

0.05 ～ 0.7 Gy（≒ 50 ～ 700 mSv）の放射線による全身外部被曝を受けた事故処理作業従事者の内で、非腫瘍性疾患による死亡率が最も高いのは、主として懸念される 0.25 ～ 0.7 Gy（≒ 250 ～ 700 mSv）の被曝を蒙った層である（図 3.24）。

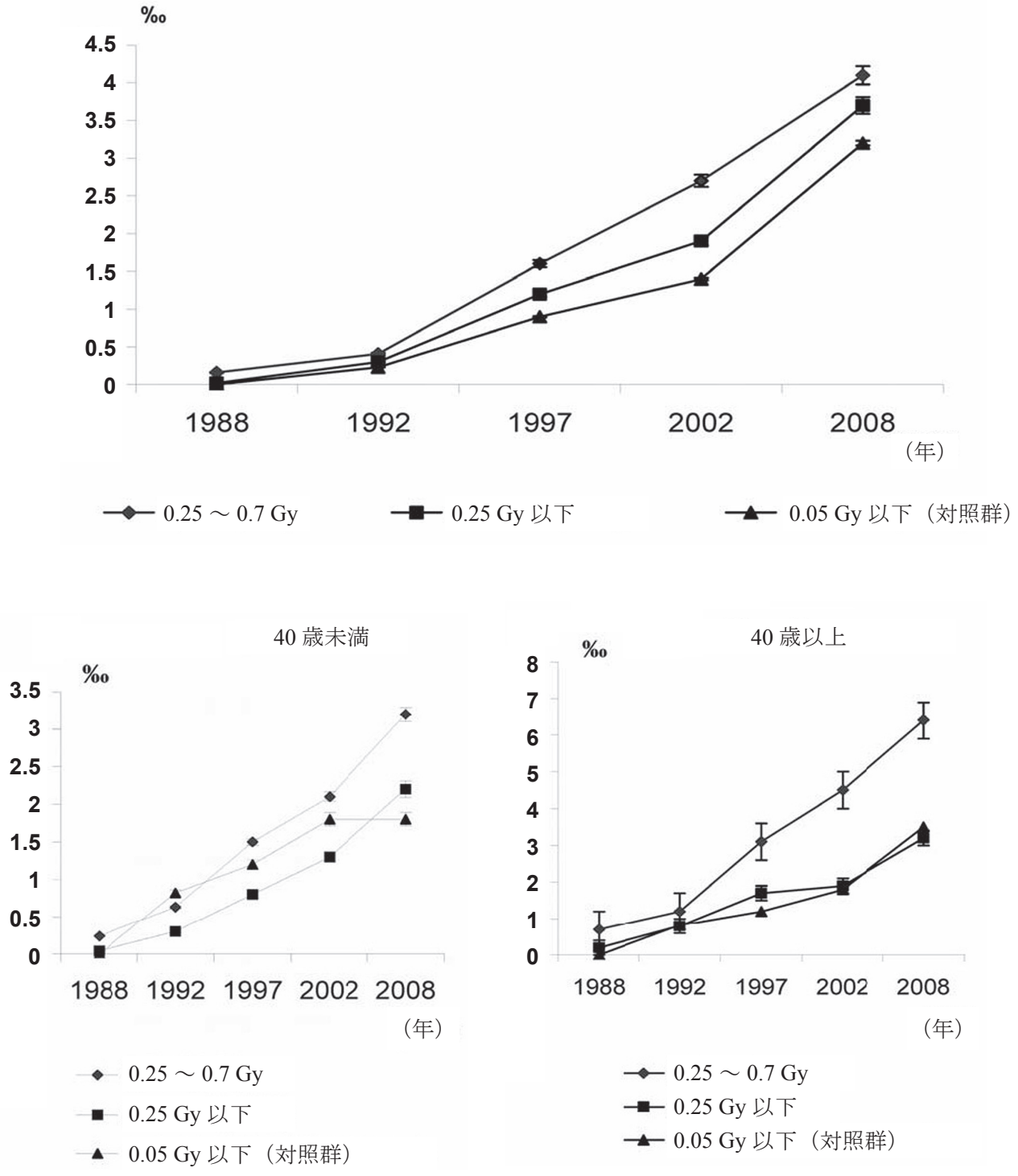


図 3.24　作業時年齢及び全身外部被曝線量別に表示した 1988 ～ 2008 年に於ける「事故処理班員」コホートの非腫瘍性疾患による死亡率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

リスク分析により、1986 ～ 1987 年の「事故処理班員」コホートに関して、非腫瘍性疾患及び循環器系疾患による死亡率と被曝線量との間に、高度に有意な関連が見られることが明らかにされた（表 3.27）。

表 3.27　「事故処理班員」の内、0.25 ～ 0.7 Gy（≒ 250 ～ 700 mSv）（平均 0.3 Gy ≒ 300 mSv）を全身被曝したコホート全体（年齢を無視）に於いて、5 年・10 年・15 年・20 年が経過した際の、非腫瘍性疾患による死亡率の相対リスクと信頼区間
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾患の種類	国際疾病分類第 9 版	相対リスク	信頼区間
循環器系疾患	390-459	2.4	(1.21; 3.8)
– 本態性高血圧	401-405	1.34	(1.19; 3.1)
– 冠動脈疾患	410-414	2.81	(1.9; 3.72)
– 脳血管疾患	430-438	2.41	(1.3; 3.7)

チェルノブイリ事故時に 40 歳未満であった人々については、死亡率と被曝線量との間の信頼すべき関連は、現在までのモニタリングでは確立されていない。このことは、更に長期間経ってから、リスクが顕在化するという可能性により説明できるかもしれない。被曝時 40 ～ 60 歳であった事故処理作業従事者に関しては、循環器系疾患による死亡率と被曝線量の間に関連がある可能性が見出されている。

上記のような循環器系疾患による死亡率の過剰相対リスクは、広島・長崎原爆生存者の寿命調査 [1] や、ロシアの医学・人口動態登簿による放射線被曝した兵士達の調査 [2] などの、他の調査から得られたデータとも一致している。

3.2.2 幼少期に事故に遭い、避難した人々の健康状態

小児期と思春期の身体は、機能的にも形態学的にも成人として識別し得る大人と比べて、負の外的要因に対してより感受性が高いことが知られている。

チェルノブイリ原発 30 km 圏内から避難した時に小児及び思春期であった男性と女性の、（一次性疾患を）発症する絶対リスクの評価によると、1993 ～ 2007 年の間に最高の絶対リスクを示した疾患は、神経系疾患・消化器系疾患・循環器系疾患であった。

感覚器官と神経系の疾患の中で最も一般的であったのは、網膜の血管障害であった。多くの一般的な疾患にとって、網膜の血管障害を含む血管障害は、他の疾患の合併症ではなく、病態が進む過程の一体化した一部（基本的な過程）であり、その他の症状が現れる前に識別することができる。

網膜血管障害の有病率と相対リスクは、現在はキエフ市に住んでいるプリピャチ市からの避難者 3773 名のコホートから抽出した集団を対象に、1992 ～ 1998 年に包括的に調査され、分析された。

調査対象者は、事故時の年齢によって、第一小児期（4 ～ 7 歳）、第二小児期（女児 8 ～ 11 歳；男児 8 ～ 12 歳）、思春期（女児 12 ～ 15 歳；男児 13 ～ 16 歳）、青年後期（女性 16 ～ 20 歳；男性 17 ～ 21 歳）の四集団に分けられる。「思春期」と「青年後期」集団は、小児期に被曝した人々の中の内部対照群であるが、夫々互いの集団についても比較された。更に、避難者の全四集団に於ける血管障害の相対リスクは、電離放射線に被曝したことのない 105 名の対照群の調査データと比較して推定された。

全四集団の研究により、網膜の血管病変の有病率が明らかになった。1000 人あたり、第一小児期集団では 258.62、第二小児期集団では 320.79、思春期集団では 262.22、青年後期集団では 267.39 であった。一般的な標準割合とは異なり、第二小児期集団での血管障害の有病率が最大であり、より年齢の高い集団のものではなかった。

被曝した各集団の相対リスク（RR）は、対照群と比べて高く、特に第二小児期集団が、2.60（95%

信頼区間 1.54 ; 4.37）χ^2 ＝ 16.89 で p 値は 0.00004 であった。一方、第一小児期集団では、2.09（95% 信頼区間 1.06 ; 4.13）χ^2 ＝ 4.64 で p ＝ 0.0312 であった。残りの二集団の被曝した子供達に於ける相対リスクと比較すると、被曝した思春期集団に対して、第二小児期集団の相対リスクは、1.22（95% 信頼区間 1.03;1.45）χ^2 ＝ 5.25 で p ＝ 0.0219 であり、その差は有意であった。小児期に被曝した二集団を「青年後期」集団と比較すると、相対リスクは同じく有意に高かった（相対リスク RR ＝ 1.2、95% 信頼区間 1.01 ; 1.42、χ^2 ＝ 4.47、 p ＝ 0.03439）。

従って、小児期の被曝、とりわけ第二小児期に於ける被曝は、網膜の血管障害のリスクを高めた。

遠隔期に於ける非腫瘍性疾患の相対リスクの調査は、30 km 圏内から避難した当時 18 歳以下の子供達を対象に、年齢別且つ男女別に解析された（表 3.28）。

表 3.28　チェルノブイリ原発 30 km 圏内から小児期に避難した人々に対する、思春期に避難した人々の非腫瘍性疾患の発病率の相対リスク（RR）　（1993 ～ 2007 年の調査データ ; 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾患の種類	国際疾病分類第 9 版	男性		女性	
		相対リスク	95% 信頼区間	相対リスク	95% 信頼区間
内分泌系疾患	240-279	1.08	0.80; 1.47	1.20	0.99; 1.45
精神疾患	290-319	0.95	0.64; 1.41	1.49	1.10; 2.03
神経系・感覚器疾患	320-389	1.56	1.39; 1.75	1.46	1.31; 1.61
循環器系疾患	390-459	0.78	0.67; 0.92	1.04	0.92; 1.17
呼吸器系疾患	460-519	1.09	0.85; 1.40	1.42	1.12; 1.81
消化器系疾患	520-579	1.38	1.23; 1.55	1.70	1.52; 1.91
泌尿生殖器系疾患	580-629	2.06	1.45; 2.93	2.42	1.97; 2.96
皮膚・皮下組織疾患	680-709	0.62	0.49; 0.80	0.71	0.57; 0.88
筋骨格系・結合組織疾患	710-739	1.32	0.87; 2.00	1.20	0.90; 1.59

思春期に避難した女性と比べ、小児期に避難した女性では、皮膚と皮下組織の疾患群の罹患リスクが有意に高かった。逆に、小児期に避難した人と比べ、十代で避難した女性は、精神疾患、神経系・感覚器疾患、呼吸器系疾患、消化器系疾患、泌尿生殖器系疾患のリスクが高かった。

同様に、（思春期に避難した男性と比べ、）小児期に避難した男性では、循環器系疾患と、皮膚と皮下組織の疾患群のリスクが有意に高かった。小児期に避難した人と比べ、十代で避難した男性は、神経系・感覚器疾患、消化器系疾患と泌尿器疾患のリスクが有意に高かった。

従って、チェルノブイリ事故による被曝を蒙った集団に於ける電離放射線の影響は、被曝時の年齢という要因によって有意に変化し、長期の罹患状態についての発病率と有病率のデータ解析に基づくと、最も危険な年齢区分は、第一小児期ではなく、第二小児期及び思春期であるということが証明された。

3.2.3 チェルノブイリ核災害に被災した様々な子供達の集団に於ける健康影響

チェルノブイリ核災害の医学的影響に関しては、チェルノブイリ原発 30 km 圏内から避難した子供達、汚染地域に住む子供達、胎児期に被曝した子供達、被曝した親を持つ子供達という、様々なコホートで研究されてきた。事故から暫らく後の期間に、5 万名以上の子供達が、放射線医学研究センターによって観察された。

放射性ヨウ素被曝及びチェルノブイリ事故によるその他の好ましくない要因に曝露した子供達の健康状態の変化

チェルノブイリ事故直後の時期（1986.04.26 ～ 1986.09.01）には、最初の数日間に放射能危険区域から避難してきた子供達は、咽頭の刺激と口腔内の金属味の知覚（55.7%）、頻発な空咳（31.1%）、疲労（50.1%）、頭痛（39.3%）、眩暈（27.8%）、睡眠障害（18.0%）、失神（9.8%）、吐き気と嘔吐（8.0%）、排便障害（6.9%）を訴えた。子供達の 31.0%には呼吸器の疾患が検出され、32.2%にはリンパ組織の過形成、18.0%には心血管系の機能障害、9.4%は消化管、9.8%は肝臓肥大、3.2%は脾臓、34.2%はヘモグラム（詳細な血球検査所見）に量的な変化が、そして 92.2%にはヘモグラムに質的な変化が検出された。

初期の数年間（1986 ～ 1991 年）に於いては、その他の器官と組織の機能的障害が、最も典型的であった。30 km 圏内から避難した子供達及び汚染地域に住む子供達では、それらの障害は全く一方向性であった。彼等の 70.3%には自律神経による血管機能障害の兆候が見られた。40.0%には心臓の機能的変化、53.5%には非呼吸性の肺換気と肺機能の侵害、82.4%には消化器系の機能障害が見られた。それらは、体内のフリーラジカル産生過程の増強、T 細胞免疫の穏やかな抑制、免疫グロブリン異常血症という背景の下で進展してきた。慢性疾患の登録は、稀であった。多くの子供達は、甲状腺・免疫・呼吸器・消化器の疾患を発症するリスクにあることが分かり、これは 1989 ～ 1990 年に具体的になった（図 3.25）。

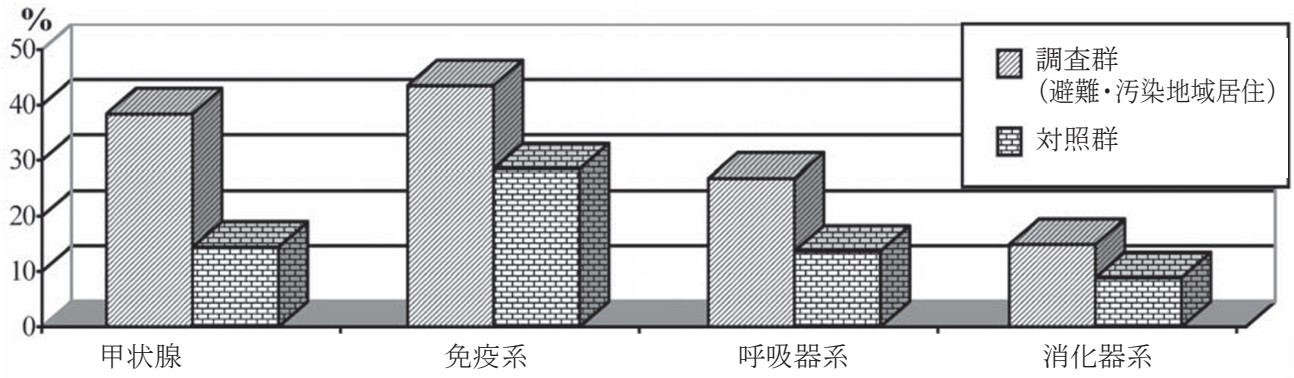


図 3.25　最も被曝した器官と系統別の、疾患を発症するリスクのある子供の割合（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

次の 5 年間（1992 ～ 1996 年）は、慢性の身体疾患による機能の障害に移行していることによって、特徴付けられた。30 km 圏内から避難した子供達と汚染地域に住む子供達の双方で、健康な子供の数が減少し、慢性の身体疾患を持つ子供の数が増加した。甲状腺の被曝線量が 2.0 Gy（≒ 2.0 Sv）を超えていた子供達の健康レベルが、最も低かった。（図 3.26）

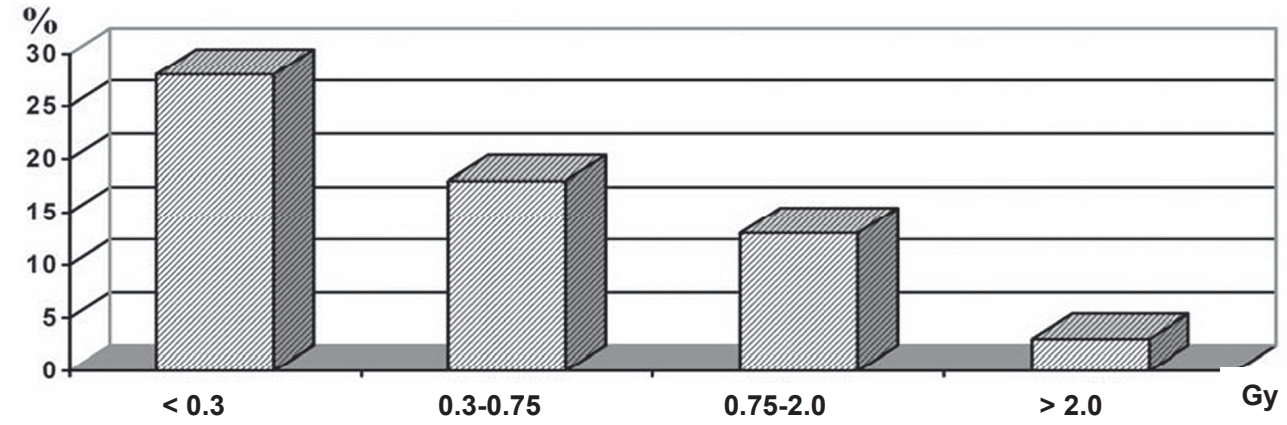


図 3.26　甲状腺被曝線量の違いによる健康な子供達の数（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

1997 ～ 2001 年には、30 km 圏内から避難した子供達と汚染地域に住む子供達の双方で、子供の健康度の減少という一定した傾向が観察された。2001 年に於ける、子供の健康度による分布は、以下の通りである。30 km 圏内から避難した子供達には、第 I 度（健康）の子供は一人もおらず、第 II 度（慢性疾患に罹り易い）が 23.4%、第III度（慢性疾患がある）が 63.9%、第IV度（重篤な疾患がある）が 12.7%であった。汚染地域に住む子供達では、第 I 度が 6.3%、第 II 度が 26.1%、第III度が 57.5%、第IV度が 10.1%と判定された。

ジトームィル州ナローディチ地区に住む子供達のコホートを、集団線量によって、2.6 man-Sv[11]（第一集団）と 9.4 man-Sv（第二集団）の二集団（各 600 名）に分けた場合、9.4 man-Sv の第二集団に属する子供達は、呼吸器系疾患（2.0 倍）、自律神経による血管機能障害（1.52 倍）、肝臓組織の線維症（2.3 倍）、そして血液系の障害（2.5 倍）の発生率が有意に高かった。放射線被曝線量に比例して、体細胞の染色体不安定性が表れた（図 3.27）。

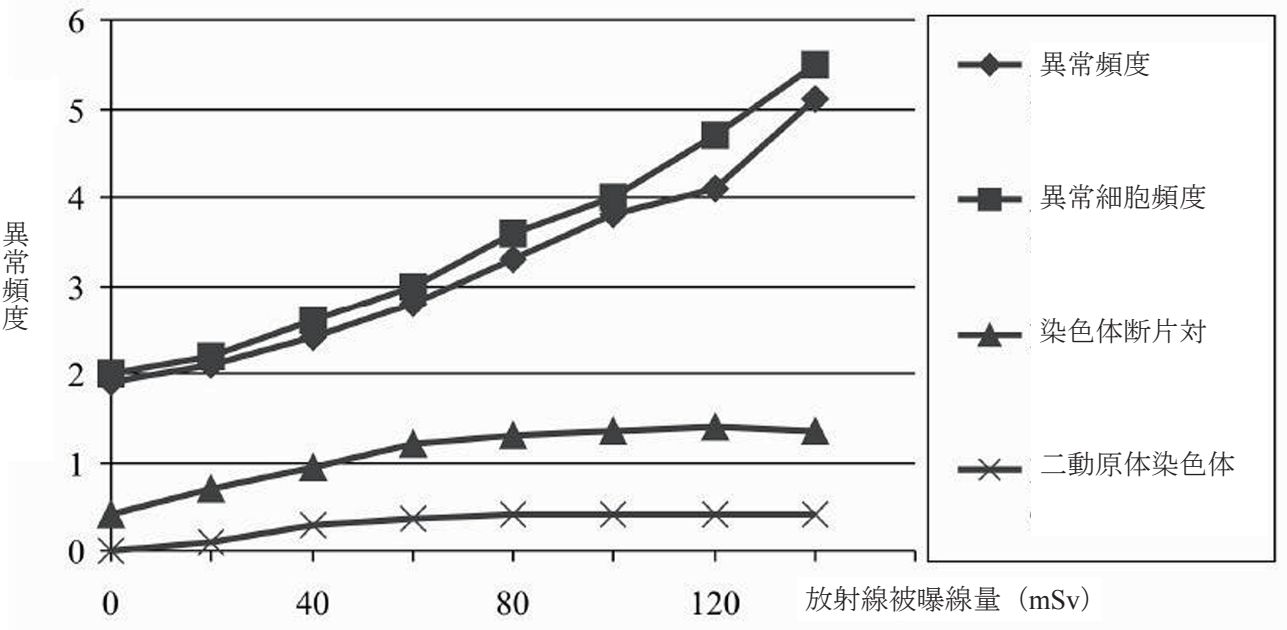


図 3.27　放射線被曝量による末梢血リンパ球内の染色体異常頻度の相関
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

11　man-Sv は、集団線量を表す単位。集団線量とは、集団の一人ひとりが受けた被曝量を合計した値で、100 人が 1 mSV を受けたら 100 man-mSv で、10 人が 10 mSv を受けたときも同じく 100 man-mSv。個人の被曝影響（リスク）が被曝量に比例するなら、被曝集団に現れる影響（例えばガン死数）は集団線量に比例する。

避難した子供達と汚染地域に住む子供達の身体疾患に関し、発症の若年齢化、多系統・複数の器官に亘る病変、治療に対して比較的抵抗性があり、経過が長引き再発する、といった特異性が見出された。これらの子供達は、小児期全体を通して、低い健康レベルが続いている。17 ～ 18 歳の時点に於いて、30 km 圏内からの避難者の 76.6%、汚染地住民の 66.7%に、慢性的な身体疾患が現れ、病理学的な変化の指数は 5.7 に達した。

このように、放射性ヨウ素に被曝し、チェルノブイリ核災害による放射線以外の好ましくない要因に曝露した子供達は、多くの慢性疾患という負荷を負いながら妊娠可能年齢に達した。このことが彼等の子孫の健康に影響を与えることは、避けられない。

プリピャチ市及び 30 km 圏内から子供時代に避難した人々を親に持つ子供達を、第 I 集団とする。そして、強制移住区域または自主的避難移住区域に住む子供達、並びに子供時代にチェルノブイリ原発事故を経験して、両区域に住んでいた経験がある或いは未だに住んでいる親を持つ子供達を、第Ⅱ集団とする。これらの集団の健康に関する評価によれば、彼等の中で実際に健康な子供の数は 10%を超えず、病理学的変化の指数は 5.39 に達した。

健康状態の主な基準である身体的発達は、62.40 ～ 62.58%の子供で不調和であった。第 I 集団での調和の取れた身体発達からの逸脱頻度は、成長に対しての体格不足の子供が多いことで増加した。第Ⅱ集団では、それに加えて成長不足の子供の数が増加したことによって増加していた。汚染地域に住む子供達のほぼ 1/4（24.6%）が、身体的発達の不調和と共に、パスポート年齢に比べて生物学的年齢の遅れがあった。

両集団とも、表現型上の特徴としては、複数の形態発生上の異形を伴う変化の頻度が上昇しており、それらの中で重要な位置は、筋骨格系・結合組織・器官の形成異常などの、小さな発達異常（SAD）が占めていた。

これらの子供達の免疫状態は、$CD3^{+}CD56^{+}$リンパ球（ナチュラルキラー T 細胞の一種）の相対的減少、免疫調整性細胞亜集団の調整機能異常、IgA レベルの減少、食細胞の数の減少のような、免疫失調が存在すると判定された。

子供時代に被曝した親を持つ子供達の慢性的な身体疾患の形成は、好ましくない要因の複合体によって条件付けられた。それらの内で優勢なものは、遺伝的な負荷、好ましくない微小社会的環境（個人・家族レベルの社会環境）、母親が持つ無数の医学的・生物学的危険要因、幼児期に於ける子供の幾つかの病的状態、小児期初期に於ける特定の特徴などである。母親の甲状腺被曝線量、母親及び / 或いは父親の全身被曝線量と、彼等の子供の免疫不足状態の発症が相関する可能性がある。

1986 年・1996 年・2009 年の動的モニタリング [12] に於ける、事故直後にプリピャチ市と 30 km 圏内から避難した子供達と、最も汚染されたキエフ州・ジトームィル州・チェルニーヒウ州に住む子供達の、造血系の赤血球・白血球・血小板の調査の際に、血球数の量的変化（リンパ球増加症、単球増加症、好酸球増加症）のある人数の増加はなかった。しかしながら、直近の 10 年間では、異常な細胞と変性した形態の数の増加という形での、造血系要素の質的な変化のある子供の比率が、40%から 69%に増えた。

欠乏性貧血の子供の数が、増加した。1996 年にはそうした子供の数は 25%に達していたが、2003 年には 31%、2009 年には 46.5%に達した。更に、欠乏性貧血の子供で年齢の高い者では、全般的な地域の汚染（空気、水、及び土壌）状況の程度に依存して、赤血球の数が減少した（図 3.28）。

12　対象者の入れ替わりがある集団の観察。

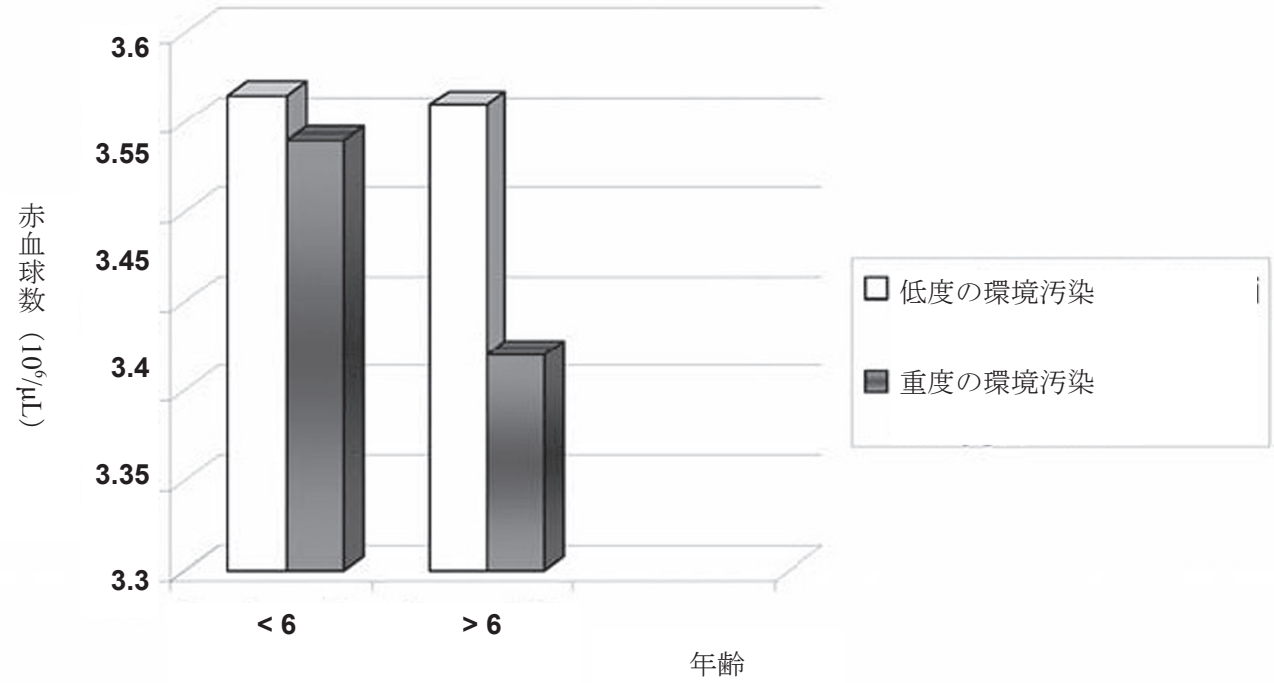


図 3.28　全般的な環境汚染状況を考慮に入れた、全年齢層の欠乏性貧血の子供の赤血球の数
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

生態学的に望ましくない地域に住んでいる子供達には、血球中の単球数の増加も確認された。

過去 5 年間、血清中の鉄の含有量の高い子供の数が、2.0%から 6.4%に増えており、これは、骨髄異形成症候群のリスク集団としての、これらの子供達の動的モニタリングの必要性を示している。

明らかになった変化は、代謝障害（脂質、炭水化物、蛋白質、ミネラル）を導き、造血系の機能を変化させることに寄与する、微量元素の不均衡、重金属毒性、持続的な電離放射線への低線量被曝、小児集団の貧弱な栄養状態によるものであるかもしれない。

ウクライナ保健省のデータ[13]によれば、調査対象となる第 1 集団～第 3 集団に属する親を持つ子供達（第 4 集団）は、49 万 4200 名である。このコホートでは、毎年 27 ～ 29%が血液と造血器官の疾患と診断されており、その内の 18 ～ 22%は鉄欠乏性貧血である。事故後の期間の動態観察では、20 ～ 30 例の白血病とリンパ腫が毎年登録されており、これは総じてウクライナ全体集団のデータ（10 万人の子供達につき毎年 5.2 ～ 5.4 例）と一致している。

キエフ州・ジトームィル州・チェルニーヒウ州の汚染地域に住んでいる子供達の白血病発症率の解析によると、事故後の期間に於いて、急性骨髄性白血病とリンパ芽球性白血病の頻度に差はなく、事故の前と後での慢性骨髄性白血病の種類の違いはなく、総じてウクライナのレベルと比べても差はない。しかし、2003 年以降、1 歳及び 12 歳以上の年齢で白血病になる子供の数が増加していることは、注意すべきである。

これらの年齢集団に属する白血病の子供は、骨構造の形成に障害があり、特に線維芽細胞形成の初期段階から始まるミネラルと有機物組成、コラーゲン合成制御（オステオカルシンの減少）とその構造に於ける変化が認められている。患者の尿中のオキシプロリン・プロリン・アスパラギン酸が増加する一方で、グリシンとリジンは減少しており（図 3.29）、発癌メカニズムに不可欠の部分としての、

13　ウクライナ国家登録簿（SRU）のデータを指す。ここでは、第 1 集団は事故処理作業従事者、第 2 集団は避難者及び移住者、第 3 集団は放射能汚染区域住民、第 4 集団は第 1 ～ 3 集団を親に持つ子供達を指す。

コラーゲンの分解とコラーゲン形成過程の為の可塑性物質の欠如を示している。

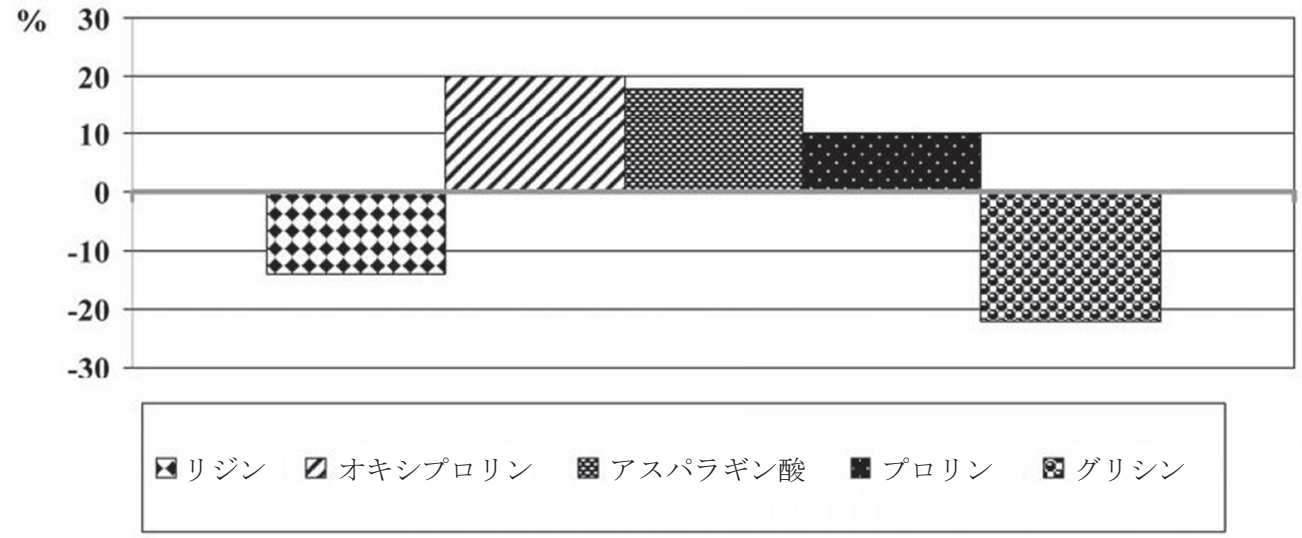


図 3.29　急性白血病患者の骨コラーゲンのアミノ酸組成の標準からの相対偏差
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

急性白血病の子供の 32%では内分泌系の変化があり、同疾患の好ましくない経過を伴うことが観察された。造血器悪性腫瘍のリスク集団形成の基準は、電離放射線に被曝した人々の調査で改良され、血液疾患の頻度を減らす為の予防対策が開発され、実施されている。

貧血や類白血病反応のある子供達に於ける、新しい治療法と予防法に関するデータは、試験された内の 72.5%の症例で肯定的な反応があり、部分的な効果は 17.1%、そして全く治療の効果がなかったものは 10.4%である。これは、血液の変化のある子供達への予防と治療対策の、更なる改善と個別化が必要であることを示している。

胎児期に被曝した子供達

事故後の期間の動態調査で、胎児発達期であった時に急性被曝し、その後も持続的に被曝している 1144 名の子供達が観察された。

第Ⅰ集団（プリピャチ市からの避難者）と第Ⅱ集団（放射能汚染領域住民）の間で、胎児の甲状腺被曝線量に有意な差はなく、その幅は 0.0 ～ 335.0 cGy（≒ 0.0 ～ 3.35 Sv）であった。妊娠期による胎児の甲状腺への平均被曝線量は在胎週数に依存し、8 週目まで – 0.0 cGy（≒ 0.0 mSv）、8 ～ 15 週 – 31.14 cGy（≒ 311.4 mSv）、16 ～ 25 週 – 84.49 cGy（≒ 844.9 mSv）、25 週以降 – 62.3 cGy（≒ 623 mSv）である。

胎児発達中の甲状腺への被曝は、子供の健康状態にかなりの影響を与えていた。慢性的な身体疾患は、胎児期の甲状腺被曝線量が 0.36 Gy（≒ 360 mSv）を超すとより頻繁に現れるようであり、1.0 Gy（≒ 1.0 Sv）以上では殆ど全ての子供で登録された（図 3.30）。

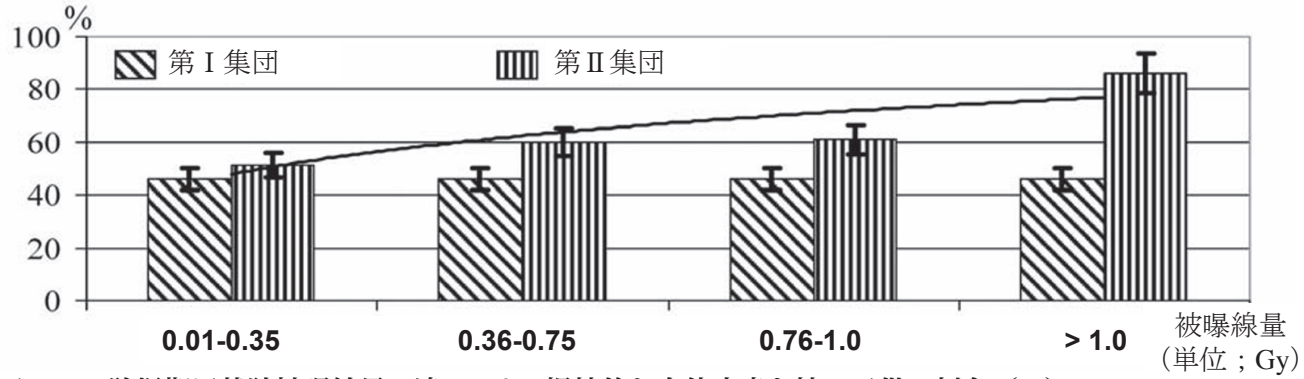


図 3.30　胎児期甲状腺被曝線量の違いによる慢性的な身体疾患を持つ子供の割合（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

子供の身体発達障害の頻度は、胎児期の甲状腺被曝線量に依存していた（図 3.31）。

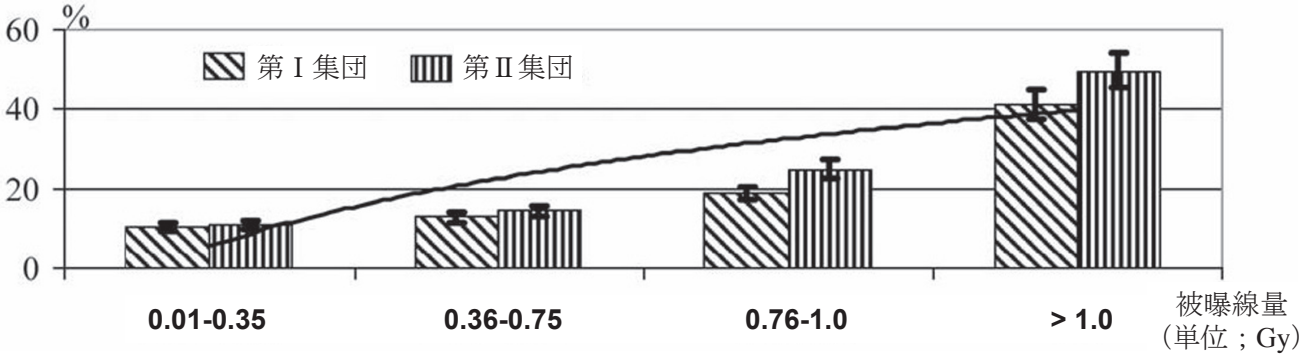


図 3.31　胎児期甲状腺被曝線量の違いによる身体発達障害のある子供の割合（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

子宮内で被曝した子供の甲状腺の超音波検査所見は、全ての観察期間に於いて、対照データよりも高い頻度で、線状の線維化像が検出された。胎児期の甲状腺被曝線量が 0.76 Gy（≒ 760 mSv）を超えている子供は、被曝線量が 0.36 Gy（≒ 360 mSv）の子供よりも、線状線維化像による超音波検査所見の異常がより多く見られた（図 3.32）。

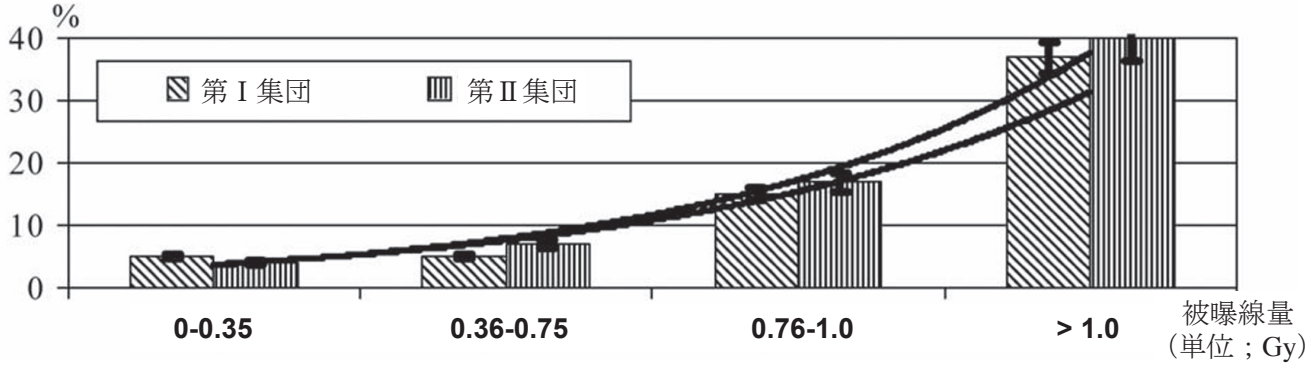


図 3.32　被曝線量の違いによる子供の甲状腺超音波検査所見の異常の頻度
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

発達上の小さな異常の数が被曝時の在胎週数に依存することが示された（図 3.33）。

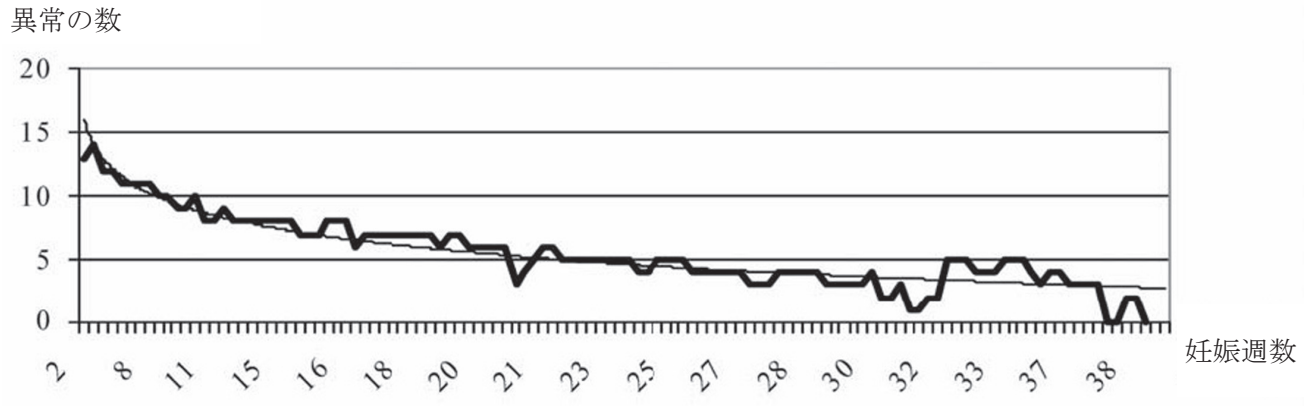


図 3.33　被曝時の在胎週数の違いによる、発達上の小さな異常の数との依存性
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

染色体異常の増加が示され、これは胎児の赤色骨髄の被曝線量に依存していた（図 3.34）。

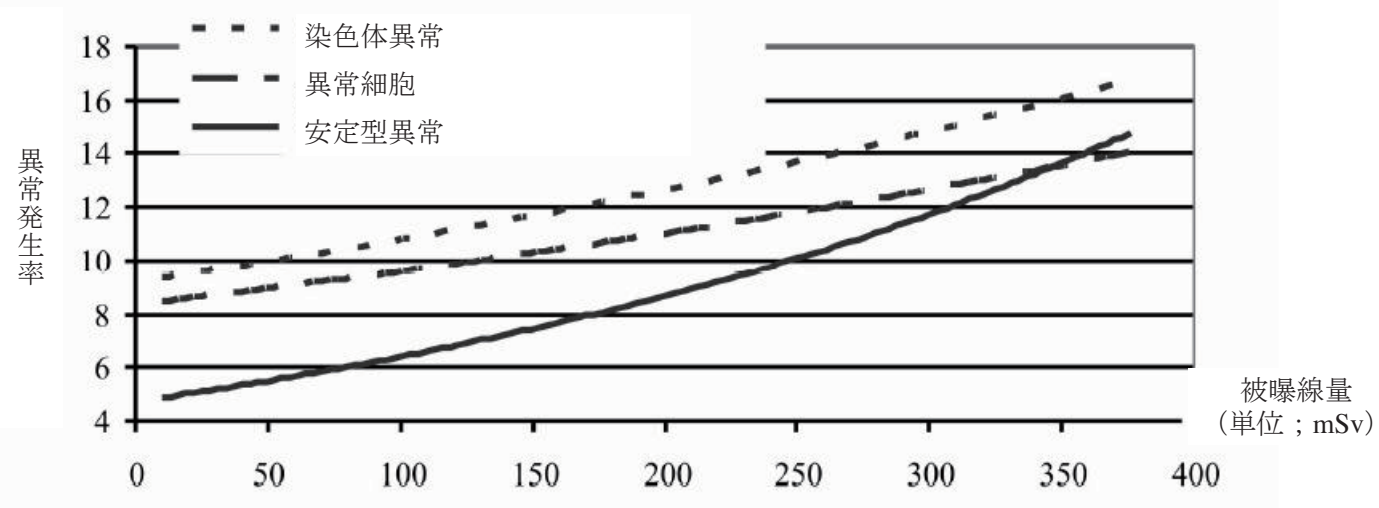


図 3.34　赤色骨髄の胎児期被曝線量による染色体異常頻度の依存性
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

このように、慢性の身体の疾患の発症、身体発達上の障害、複数の小さな異常を持つ表現型の形成、体細胞に於ける染色体異常の数の増加、甲状腺の超音波検査所見の変化は、胎児発達期の放射線被曝線量に関連していた。

被曝した親を持つ子供達の健康状態

保健省及びウクライナ国家登録簿（SRU）の統計は、被曝した人々（SRU の第 1 ～ 3 集団）を親に持つ 0 ～ 14 歳の子供達（SRU の第 4 集団）の健康状態が、負の方向に変化していることを示している。

被曝した親を持つ子供達は、疾患の発症率と有病率が有意に高い（図 3.35）。

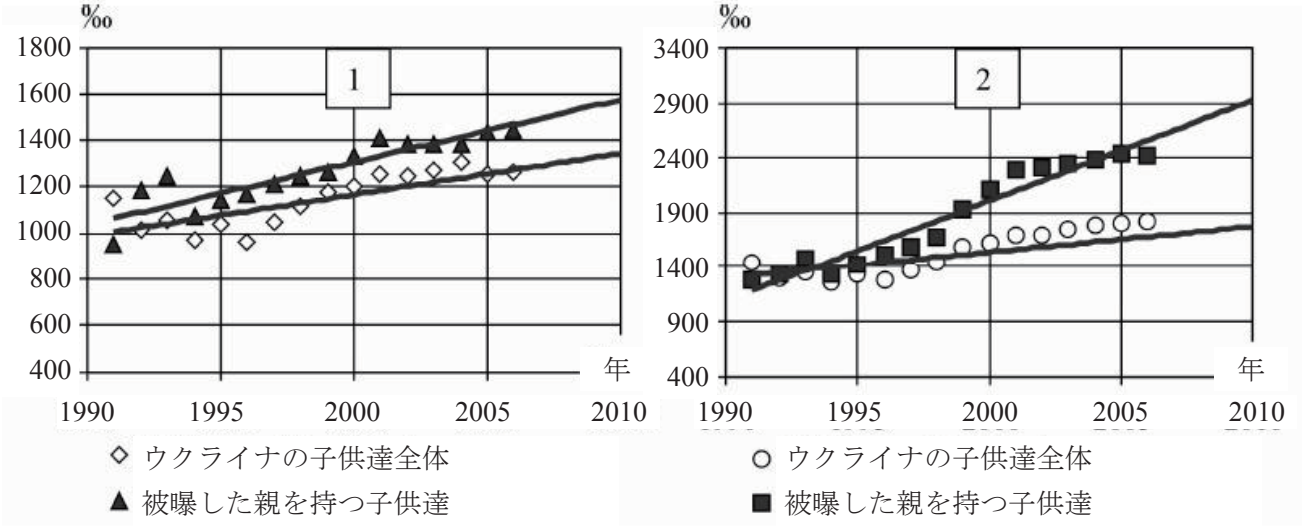


図 3.35　ウクライナの子供達全体及び被曝した親を持つ子供達の疾患の発症率（1）と有病率（2）の傾向
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

しかも、SRU の第 4 集団に属する子供達のこれらの数値の増加は、ウクライナの子供達全体よりも早い（表 3.29）。この見積もりによれば、近い将来、負の傾向が蓄積していくであろう。

表 3.29　ウクライナの子供達全体及び被曝した親を持つ子供達に於ける疾患の発症率と有病率の増加
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

指標	絶対増加数の平均		平均増加率（%）	
	ウクライナ全体	被曝した親を持つ子供達	ウクライナ全体	被曝した親を持つ子供達
発症率	6.7 ± 10.7	52.3 ± 20.6*	0.84 ± 1.73	7.03 ± 3.23*
有病率	21.7 ± 20.2	85.8 ± 20.0*	1.55 ± 1.42	6.30 ± 1.57*

註 ： *　（$p < 0.05$）　の確率で有意

子供の集団全体に対して、被曝した親を持つ子供達では、1992 年と比べると、2009 年に於いて特定の分類の疾患の登録数が急速に増加していることが、注目される。即ち、内分泌系疾患 − 11.61 倍、筋骨格系疾患 − 5.34 倍、消化器系疾患 − 5.00 倍、精神及び行動の異常 − 3.83 倍、心血管系疾患 − 3.75 倍、泌尿生殖器系疾患 − 3.60 倍である。

このコホートの子供達では、環境への適応の過程は、新生児期からより緊張を強いられていた。彼等の中には、既に生後最初の 1 年でしばしば病気になるという、多くの集団が形成された。6 ～ 7 歳では、しばしば病気になる割合は 49.2%から 58.7%に達した。彼等の免疫状態は、多くの免疫学的パラメーターが生理学的な変動幅を超えている頻度（75.0 ～ 45.7%）が特徴的になっており、これが慢性の身体疾患の形成の基礎となっている（図 3.36）。

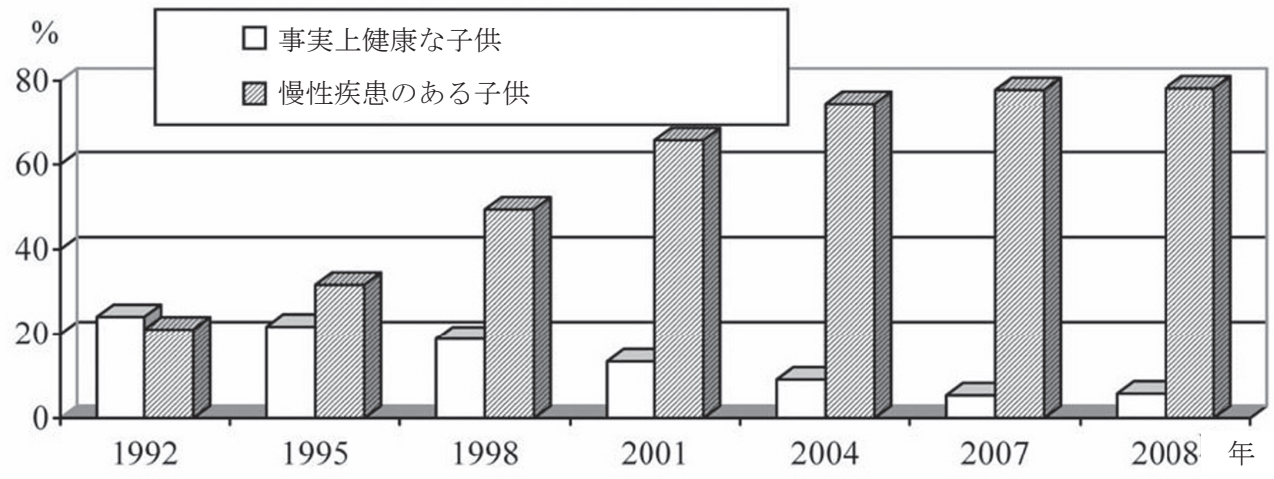


図 3.36　事故後の期間の動態調査に見られる、被曝した親を持つ、健康な子供及び慢性疾患のある子供の割合　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

事故後の期間の動態調査では、健康な子供の比率は 1992 年の 24.1%から 2008 年には 5.8%に減少し、慢性疾患のある子供の数は 1992 年の 21.1%から 2008 年の 78.2%に増加した。

ウクライナ国家登録簿（SRU）には、1986 ～ 1987 年にチェルノブイリ事故処理作業に従事した者（「事故処理班員」）から生まれた、1 万 3136 名の子供が登録されている。その内 1190 名（1000 人当たり 90.6）に、先天異常（IBD）が記録された。IBD の最高頻度は、事故後の最初の年に観察された（図 3.37）。事故後の経過の中で、父親が放射線に被曝することがなくなった為、先天異常のある子供の数は減少した。

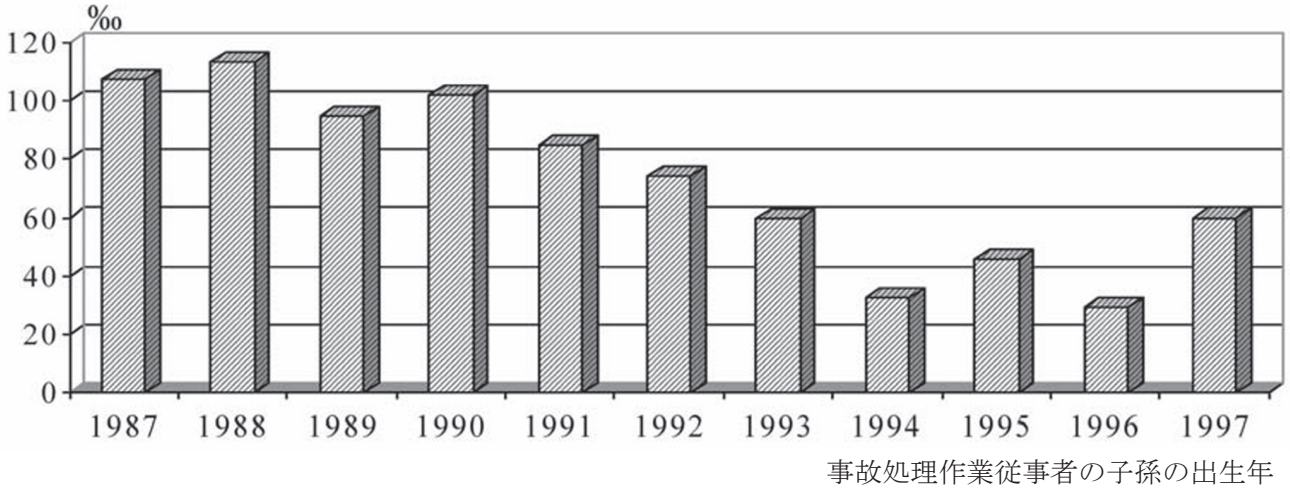


図 3.37　1986 年にチェルノブイリ事故処理作業に従事した親を持つ子供の先天異常の頻度
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

100 ～ 1000 mSv の線量に被曝した事故処理作業従事者から生まれた子供の表現型は、胚形成異常による複数の身体的特徴の存在によって特徴付けられている。染色体異常頻度の増加は、主に染色体型異常 [14] の数の増加として現れている。子供と父親に表れた染色体異常の数の間には、正の相関がある（r ＝ 0.620）。マルチローカス DNA フィンガープリントの手法を使用すると、事故後、事故処理作業従事者の家族に生まれた子供のゲノムに、マイクロサテライト DNA 配列 [15] の多様性に 5.6 倍の増加が見ら

14　両方の染色分体の同じ位置に異常がある。
15　ゲノム上に存在する DNA 反復配列。

れた。新しいバンド[16]の発生率は、その子供の受胎前に父親が放射線の影響に接することがなくなってからの経過時間と、父親の吸収線量に依存していた。この相関は、非線形的であった。

親の生殖細胞に生じた放射線の影響は、子孫の個体発生の様々な段階で現れる可能性がある。出生後の個体発生に於いて、“小さな”突然変異は、おそらくヘテロ接合状態で生じて、遺伝的構造の全体性（ゲノム）の不安定化を生じさせる。

場合によっては、この現象は所謂「生理的劣性状態」の基礎となり、被曝した親の子孫の生育力を減少させるかもしれない。被曝した人々の子孫に遺伝したゲノム不安定性の結果は、多数の異形、器官の形成異常、染色体異常頻度の上昇、マイクロサテライト DNA 配列の突然変異の存在であるかもしれない。これら全てが生活環境への適応を妨げることに寄与し、多因子型疾患の発症を進め、実際に発症させるリスクを増大させ、被曝した親を持つ子供の健康レベルを低下させている。

このように、放射線の影響を受けている小児集団の健康状態の動的調査は、以下のような、持続する負の傾向という特徴を示している：

- 様々な疾患の発症率が増加し、実質的に健康な子供の数が減少しており、その傾向は変わっていない。健康状態が最低レベルの子供は、事故時に甲状腺に高線量の被曝をした子供達である；
- 慢性的な身体疾患の発症とその経過には、次のような特徴がある。即ち、発症の若年齢化、病変が多系統・多器官に亘る、治療に対して比較的抵抗性があり再発する、といったことである；
- 胎児期の被曝線量と、出生後の健康状態、身体発達、多数の小さな異常を有する表現型の形成、体細胞の染色体異常の数の増加との間に、信頼性のある相関が存在する；
- 被曝した親を持つ子供では、多因子型疾患への罹り易さ、多数の小さな発生異常を有する形態発生上の変異の形成、体細胞の染色体異常の頻度上昇、マイクロサテライト DNA 配列の突然変異頻度の増加などによって特徴付けられる、ゲノム不安定性の現象が形成されている。

16　マイクロサテライト DNA 配列の変化によってできる。

3.2.4 甲状腺疾患

チェルノブイリ核災害により被曝したウクライナ成人の中で最も一般的な疾患は、甲状腺疾患（40 ～ 52%）である。一方、一般人口集団では、ウクライナ保健省の公式統計に従えば、その頻度はずっと少ない。甲状腺疾患の有病率の増加には、事故の負の要因が複合的に寄与している。まず第一に、電離放射線の影響と幾つかの微量元素、特にヨウ素とセレンの不足がある。

γ線外部被曝と放射性核種からの内部被曝の合計（複合）が、内分泌腺刺激ホルモン生成細胞に影響を与え、これが内分泌系の中枢と末梢組織両方の、様々な段階のホルモン調整の破壊に導いている。これらの組織への放射線損傷は、負の環境要因との相互作用を通した遺伝的素因の活性化を介して発現した。

吸収線量の一部は、事故後初期の数日から数ヵ月の内に形作られたものであり、その後数年に亘って長期に続き、その影響の評価を複雑にした。事故の最初の数日から数週間の非常に高濃度の空気中ヨウ素同位体と、従来のヨウ素欠乏状態が、甲状腺への放射性ヨウ素の蓄積と甲状腺細胞の破壊に、大いに寄与した。これにより、高線量（1 Sv 以上）を被曝した事故処理作業従事者に、急性放射線甲状腺炎が発症し、電離放射線による甲状腺癌が早期に表れた。放射線被曝線量が 0.25 ～ 1 Sv の人々では、事故後最初の 3 ～ 5 年の間（1986 ～ 1991 年）には、長期の一過性甲状腺機能正常・高サイロキシン血症（甲状腺機能正常症候群）が観察された。これは、甲状腺と他の内分泌器官に晩発的に生じる慢性的な病理過程、特に甲状腺炎と結節性甲状腺腫が徐々に発症してくることの、先行する症状であった。

事故前には、ヨウ素とセレンの不足によって、多くの人々は、内分泌（ホルモン産生）細胞の過形成という形で甲状腺が機能的緊張状態にあった。このことは、（放射性ヨウ素）同位体を蓄積する容量の増加に寄与した。

チェルノブイリ事故後、確定的影響は、内分泌系の中枢及び末梢組織に生じる病態生理学的変化に応じて、段階的に発生した。

事故の複雑な負の要因への初期応答の期間 ― 1986 年 8 月まで続いた ― に、部分的な内分泌細胞の破壊による、末梢血中ホルモン濃度の増加が見られた。

中枢性ホルモン調節応答の欠如 ― 放出因子（甲状腺刺激ホルモン放出ホルモン）と下垂体の刺激ホルモン（甲状腺刺激ホルモン）の合成不足によるフィードバック機構からの逸脱 ― という背景で起こる、末梢ホルモン合成の増加が、代償性末梢ホルモン過剰分泌という第二段階で典型的となった。これは、1986 年 9 月から 1989 年まで続いた。

内分泌組織の不顕性障害という次の段階（1990 ～ 1995 年）では、ホルモン産生の中枢調節機能の回復、末梢内分泌組織の機能低下、甲状腺と他の器官の不顕性状態への進展が観察された。

1996 年から今日まで、放射線誘発性の内分泌障害の臨床的発現は、末梢内分泌組織の強度の機能低下、一連の中枢性ホルモン調節の障害という背景を持ち、爆発的な内分泌疾患の検出という形で表れた。

1992 ～ 1996 年の間には、チェルノブイリ事故により被曝した患者の間で、甲状腺疾患のリスクは 9 倍増加し、Ⅱ型糖尿病は 2.4 倍となった。事故処理作業従事者に於ける内分泌疾患の毎年の増加率は、成人住民全体よりも 3 ～ 5 倍も高い。ウクライナの国家登録簿（SRU）（6 万 8145 名、観察期間 1988 ～ 2009 年）によると、大部分が慢性（自己免疫性）甲状腺炎・結節性甲状腺腫・後天性甲状腺機能低下症による、非腫瘍性の甲状腺疾患発症率の増加も見られている（図 3.38, 3.39）。

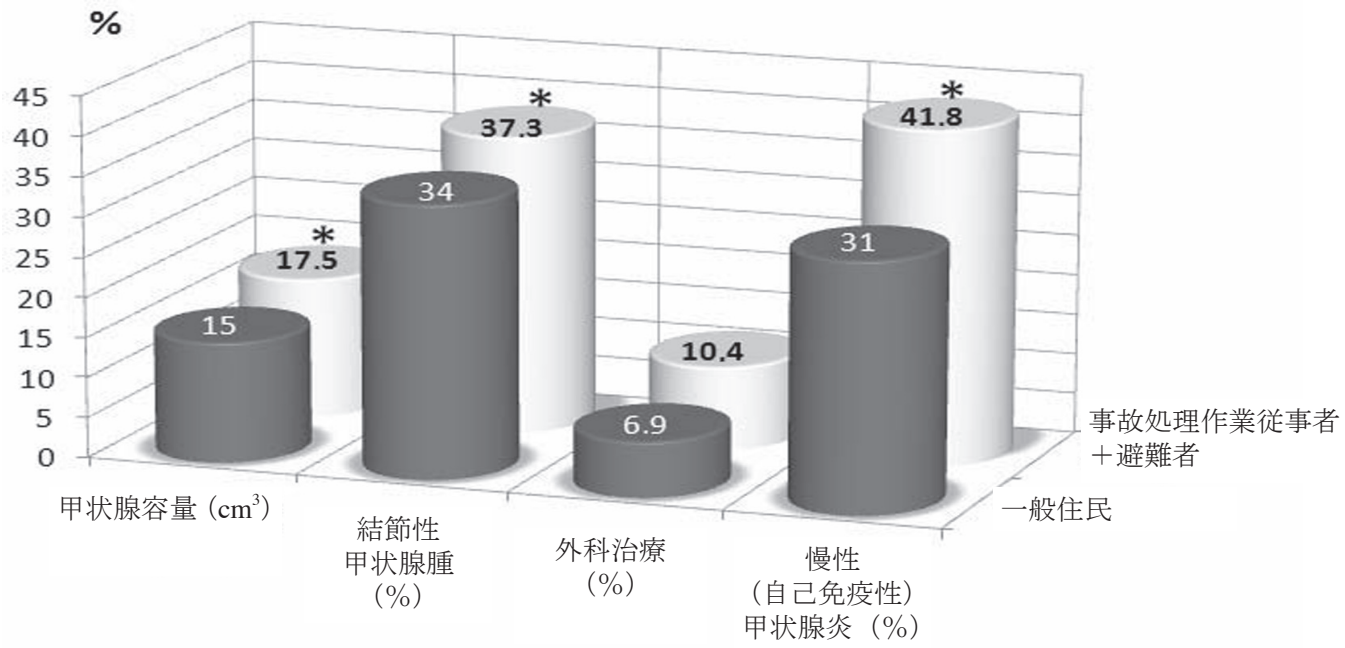


図 3.38　電離放射線の影響を受けていないウクライナの一般住民と比較した、1986 ～ 1987 年にチェルノブイリ事故処理作業に従事した者及び 30 km 圏内からの避難者に於ける甲状腺疾患の頻度
（2006 年 ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

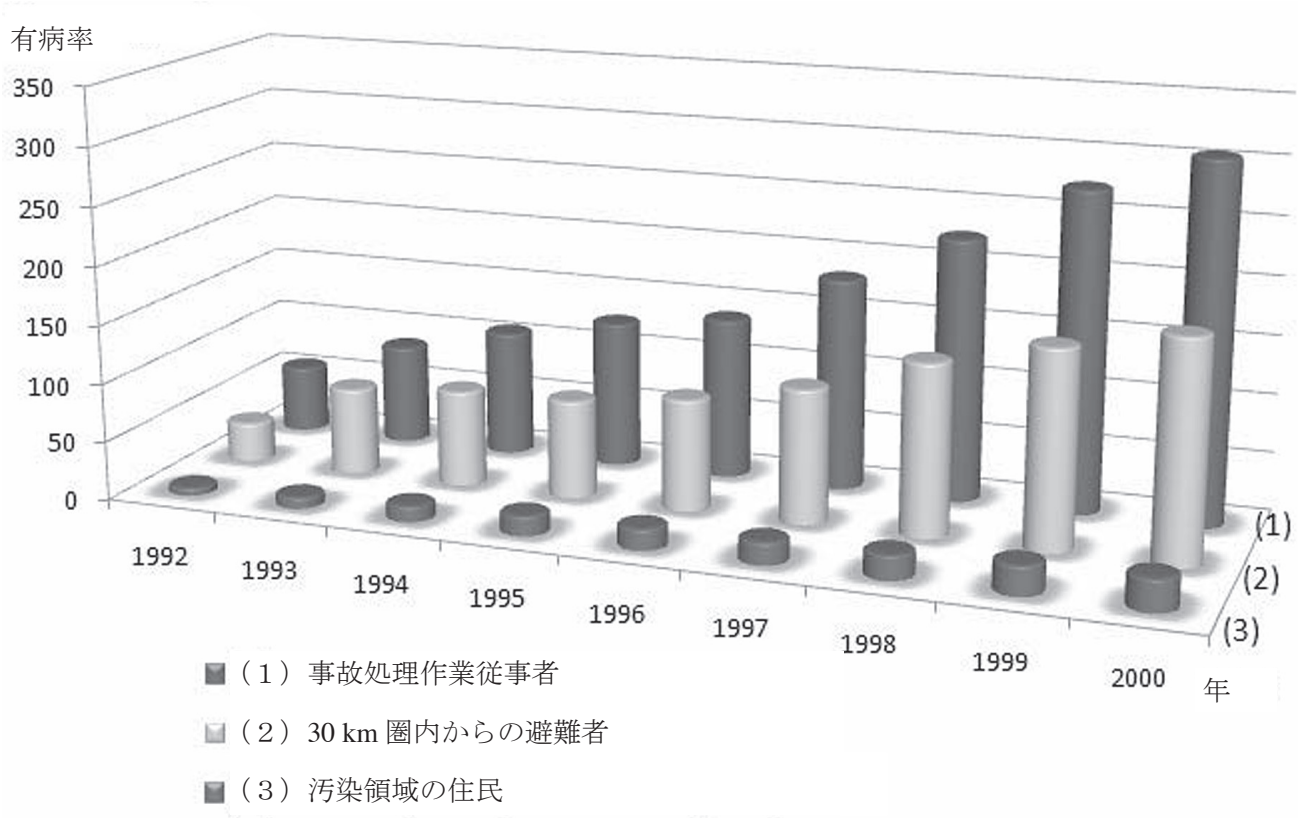


図 3.39　ウクライナに於けるチェルノブイリ事故被災者のカテゴリー別の慢性甲状腺炎の有病率
（成人と子供 1 万人当たり ； ウクライナ保健省のデータによる）

1997 年から現在に至るまで、事故処理作業従事者の間では慢性甲状腺炎の発症率が上がり続けているが、キエフ市住民の間ではそのレベルは安定している（図 3.40）。事故処理作業従事者の中で、甲状腺疾患の有病率が最も急速に増加しているのは、1986 年時点で 20 歳未満だった人々である。1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者（「事故処理班員」）及び 30 km 圏内からの避難住民に於ける、慢性甲状腺炎と後天性甲状腺機能低下症の重要な危険要因は、全身の外部被曝線量が 0.25 ～ 1 Gy（≒ 250 ～ 1000 mSv）の範囲にあったことである。

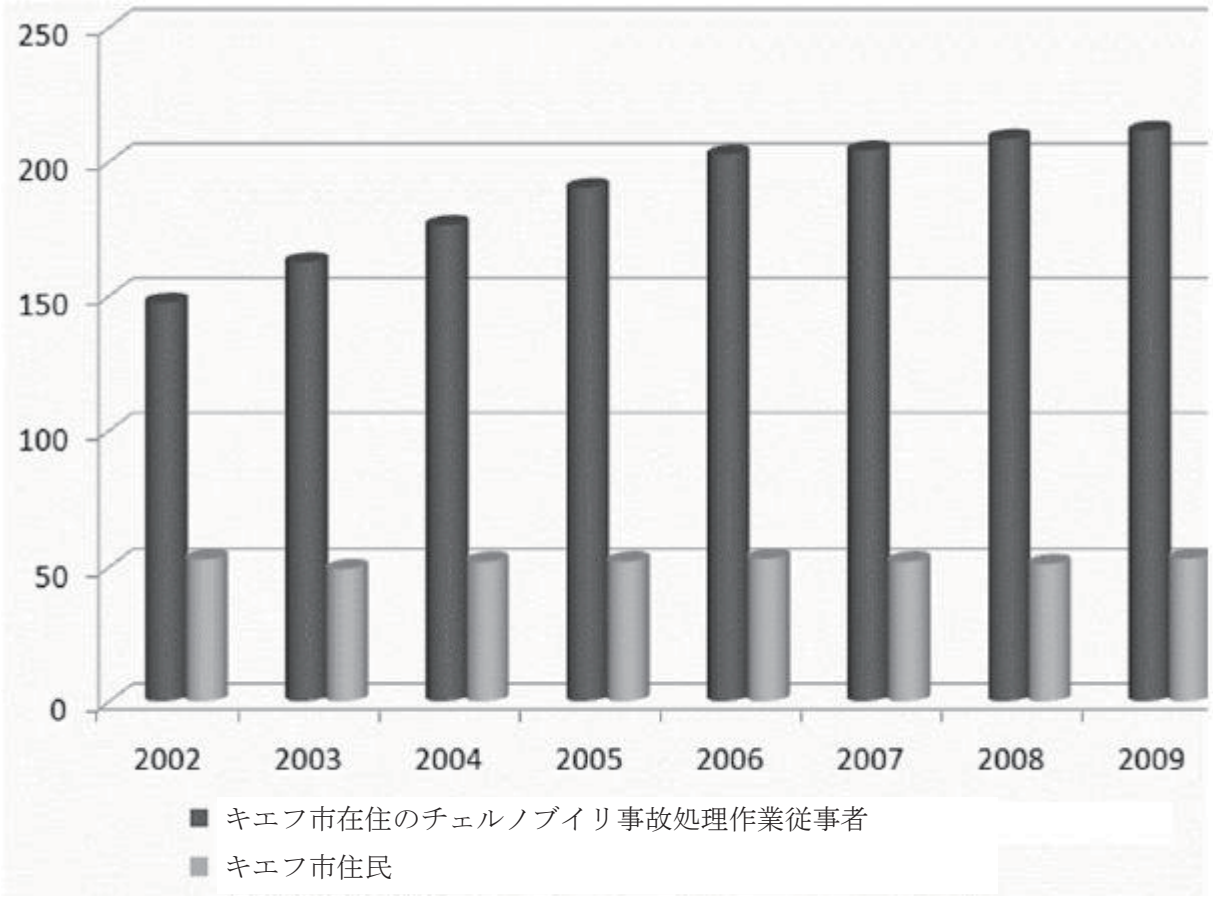


図 3.40　チェルノブイリ事故処理作業従事者及びキエフ市住民に於ける慢性（自己免疫性）甲状腺炎の有病率　（成人と子供 1 万人当たり；国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

子供達の甲状腺の状態

事故後最初の 1 年の間、被曝した子供達には、甲状腺への放射線被曝に対する初期反応が、臨床症状を伴わない（甲状腺機能正常症候群）高サイロキシン血症、短期の「ストレス」性（精神的ストレスを意味しない）の高サイロトロピン血症と、それに続くサイロトロピン – サイロキシン系フィードバックの回復、として観察された[17]。事故から 12 ～ 18 ヶ月後、サイロキシンの含有量は正常化し、その後の数年間は生理学的基準内で変動していた。その後のサイロトロピン血症の平均的レベルは、高サイロキシン血症は進行し続けているという背景に対して、正常範囲内から逸脱してはいなかった。2 Gy（≒ 2 Sv）以上の甲状腺放射線被曝量では、血中サイロキシン平均濃度は、線量の増加と共に有意に上昇し、15 Gy（≒ 15 Sv）の線量で最高に達した。

1986 ～ 1991 年段階でのホルモンの変化は、子供と青少年では、甲状腺疾患の変化という臨床症状に

17　サイロキシンは、甲状腺ホルモンの一種。サイトロピンは、甲状腺刺激ホルモン。

は至らなかった。1992 ～ 1996 年には、臨床症状はないが、僅かに 0.8%の症例で遊離サイロキシン濃度が減少し、0.2%で脳下垂体で分泌される甲状腺刺激ホルモン濃度の増加が観察された。慢性甲状腺炎や甲状腺機能低下症の症例が登録されたのは、稀であった。これらの疾患発症頻度の信頼できる増加がなかったのは、成長期の組織に於ける回復・代償作用による、正の健康因子[18]の役割によって説明できる。

チェルノブイリ事故により被曝した子供達の間で、甲状腺機能低下症・慢性甲状腺炎・甲状腺中毒症のような疾患の割合に、有意な変化はなかった。しかし、1999 ～ 2003 年に、隠れていた甲状腺機能障害を検出する為の研究が実施された。これにより、チェルノブイリ事故により影響を受け、且つヨウ素不足の環境にある汚染地域に継続して住んでいる、甲状腺疾患のある子供達に対する治療法とリハビリテーションの原則が立てられた。

2004 ～ 2006 年には、チェルノブイリ事故起源の放射性ヨウ素が問題になっていた時期に被曝した、事故処理作業従事者を親に持つ子供達に於ける甲状腺系機能の特徴として、視床下部 – 脳下垂体系での中枢性調節の緊張（ホルモン分泌刺激に過敏な状態）が見出された。これは、検査した内の 35.5%で見られ、甲状腺刺激ホルモン放出ホルモンの投与試験で、サイロトロピンの過剰分泌が認められることによって証明された。そして、おそらく、甲状腺疾患を発症し易い、神経内分泌機能が生理学的劣性状態にあることの間接的証拠かもしれない。いつかは、時期は遅れて、細胞遺伝学的影響が、長期の細胞培養によって検出される。このことは、被曝した親を持つ子供達に、染色体不安定性が伝達されたことを示している。それが原因で、視床下部 – 脳下垂体 – 甲状腺系に隠れた機能障害を持つ子供達に、甲状腺疾患を発症させ得るかもしれない。

ウクライナの小児及び青少年に於ける甲状腺癌

今日、ハイリスク集団（事故当時 0 ～ 18 歳）に於ける、チェルノブイリ核災害後の甲状腺癌発症率の有意な増加は、最終的に証明されている。即ち、このことは、世界の主導的な医学及び科学研究機関により、チェルノブイリ事故の主要な健康影響として認知されている。

チェルノブイリ事故から 25 年が経ち、放射性ヨウ素の最も重大な影響を経験した子供と青少年は、大人というカテゴリーに移動している。その為、現在では、若い成人層に於ける甲状腺癌についての情報、即ち腫瘍の肉眼的及び顕微鏡所見と侵襲性の変化の動向の解明に、特別な注意を払うべきである。

悪性腫瘍の発生は、明らかに放射線の確率的影響である。しかし、子供時代にチェルノブイリ事故により被曝した人々 — 特に当時 4 歳未満だった人々 — の甲状腺癌の過剰罹患率は、明らかに甲状腺被曝線量に依存している。チェルノブイリ核災害の時に 18 歳未満だった人々の中では、被曝線量の高い人ほど甲状腺癌の有病率が高い。このことは、ウクライナ・米国合同甲状腺調査による、スクリーニングと研究によって観察されている。更に、事故前に生まれた子供達の罹患率は、事故後に生まれた子供達に於ける罹患率と比べると、15 倍かそれ以上である。このことが、放射線誘発性の「チェルノブイリ事故後に子供達に見られる」甲状腺癌であるという性質を、一層確認している。

ウクライナ医学アカデミーの V.P.Komissarenko 内分泌・代謝研究所の臨床・形態学的データ登録の分析によれば、チェルノブイリ事故後（1986 ～ 2008 年）にウクライナで、1968 ～ 1986 年生まれの 6049 名（事故当時 0 ～ 18 歳）が手術を受け、形態学的にも「甲状腺癌」との確定診断を受けている。その内の 4480 名（74.1%）は小児（事故時に 0 ～ 14 歳、図 3.41）で、1569 名（25.9%）は青少年（事故時に 15 ～ 18 歳、図 3.42）であった。

18　原文 sanogenetic は pathogenetic の対語、環境の変化に応じて適応する力。

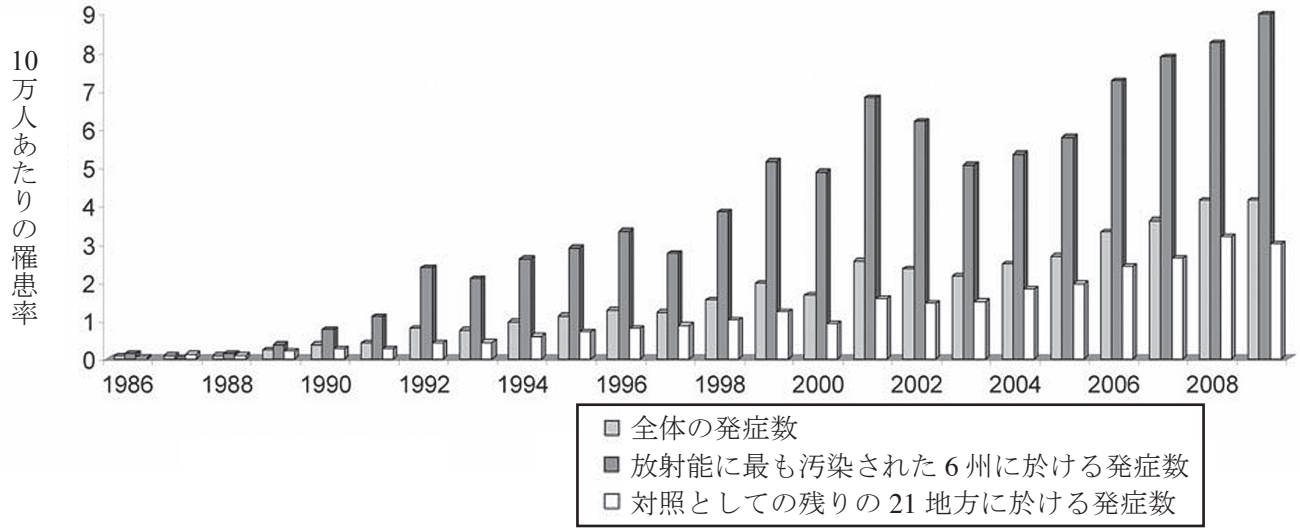


図 3.41　チェルノブイリ事故時に 0 ～ 14 歳だった人 10 万人あたりの甲状腺癌罹患率
（ウクライナ医学アカデミー V.P. Komisarenko 内分泌 ・ 代謝研究所のデータ）

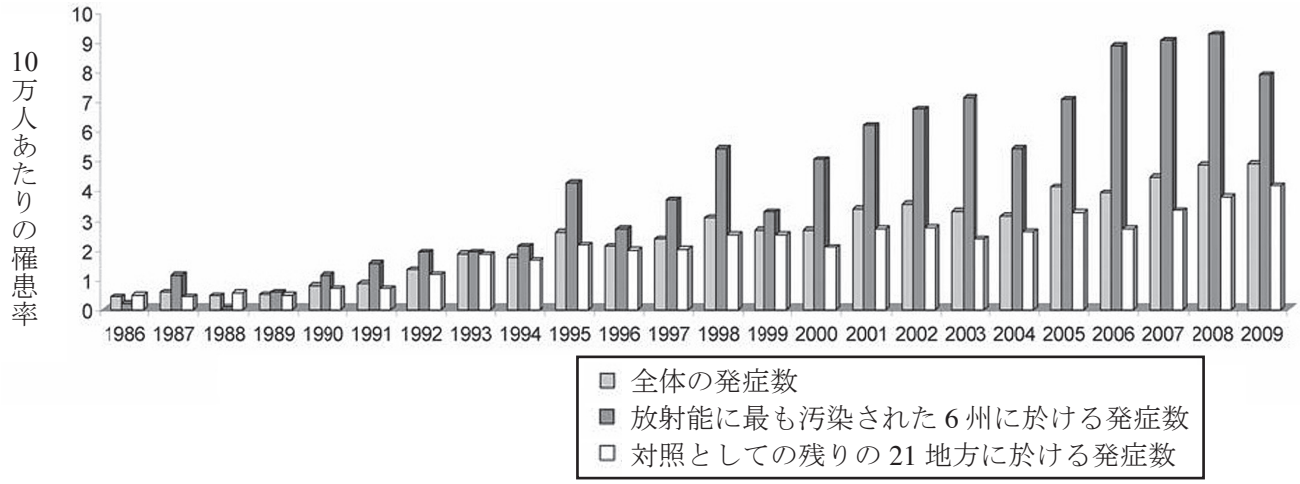


図 3.42　チェルノブイリ事故時に 15 ～ 18 歳だった人 10 万人あたりの甲状腺癌罹患率
（ウクライナ医学アカデミー V.P. Komisarenko 内分泌 ・ 代謝研究所のデータ）

これらの年齢集団に於ける男性に対する女性の比率は、事故時の年齢が高いほど増加している。小児期では女性 3560：男性 920（3.9：1）で、青少年では 1312：257（5.1：1）である。罹患率は、1990 ～ 2008 年まで、徐々に増加した。チェルノブイリ事故当時に小児だった人々の甲状腺癌の新しい症例は、2009 年に 463 件であった（2008 年と同等）。事故当時青少年だった人々では 129 件で、やはり前年とほぼ変わりがない。

更に蓋然性を示しているのは、相対的指標 ― 即ち、事故時に小児或いは青少年だった人 10 万人あたりの発症数 ― も、1990 ～ 2008 年まで着実に上昇していることである。2009 年には、小児での発症数は 4.13、青少年では 4.87 で、2008 年の発症数を超えてはいない（図 3.41, 3.42）。その為、2008 ～ 2009 年が放射線被曝リスク集団の中での発症数のピークとなったかもしれず、2010 年はこうした疾患が徐々に減少していくことが予想される。

甲状腺癌罹患率のある程度までの増加は、1986 ～ 2008 年の間に指定されたコホート（当時子供だった集団）の年齢が徐々に高くなったということで、説明され得るかもしれない。しかし、事故時に小

児及び青少年だった人達での研究に於いて、北方の放射能に最も汚染された 6 州と国内の残りの地方の間での、甲状腺癌罹患率の差は、単に維持されているだけではない。2006 ～ 2008 年には、それ以前の期間と比較しても増加している（図 3.41, 3.42）。この甲状腺癌罹患率の増加は、事故から時間が経過して年齢が上がった為ではなく、放射線被曝という要因との関連を示している。

手術時年齢の分布（図 3.43）によれば、近年、小児及び青少年の甲状腺癌は、チェルノブイリ事故後に生まれた人のみに見つけられた。事故後に生まれた成人での、初めての甲状腺癌の手術例は 2006 年に報告された[19]。2006 ～ 2009 年の間、事故時に小児及び青少年であった人達の 2223 件に対して、（事故後生まれの成人の症例は）91 件であった（図 3.43）。

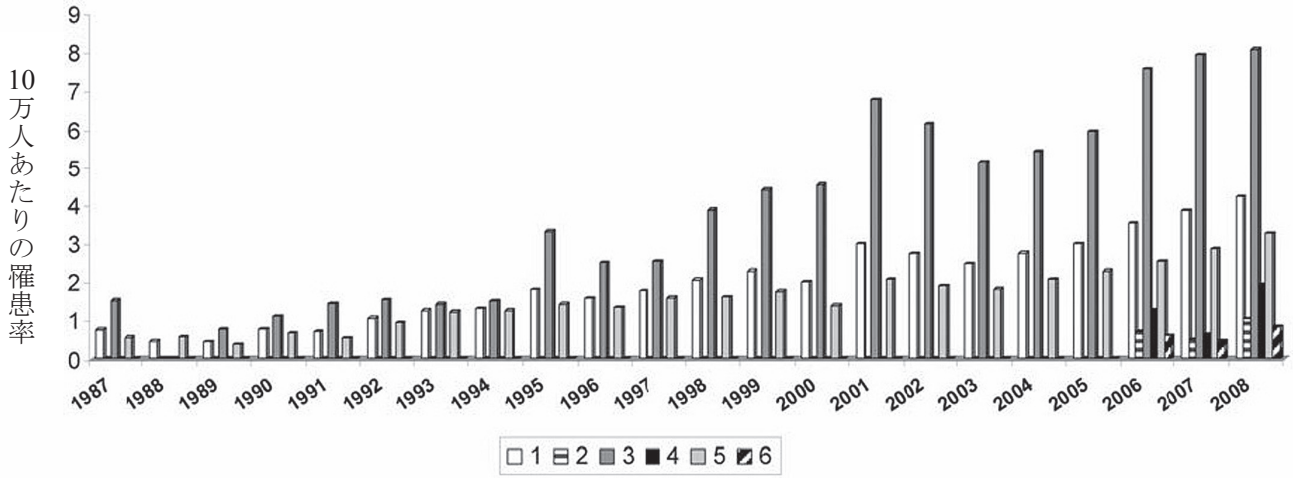


図 3.43　手術時に 19 ～ 40 歳であった人 10 万人あたりの甲状腺癌罹患率
（1987 年より前に生まれた人と、 1987 年及びそれ以降に生まれた人を区分 ； ウクライナ医学アカデミー V.P. Komisarenko 内分泌 ・ 代謝研究所のデータ）

註 ： 1 －ウクライナ全体（1987 年より前に生まれた人）；
2 －ウクライナ全体（1987 年及びそれ以降に生まれた人）；
3 －放射能に最も汚染された 6 州、（1987 年より前に生まれた人）；
4 －放射能に最も汚染された 6 州、（1987 年及びそれ以降に生まれた人）；
5 －対照としての残りの 21 地方、（1987 年より前に生まれた人）；
6 －対照としての残りの 21 地方、（1987 年及びそれ以降に生まれた人）

1986 ～ 2009 年に登録された甲状腺癌の合計数は 6448 件で、その内 6049 件が事故前に生まれた人々、399 件が事故後に生まれた人々であった。2009 年に於ける、ウクライナ全体及び最も汚染された 6 州での、事故前に生まれた若年成人の甲状腺癌発症率と罹患率は、2008 年の水準に留まっている（図 3.43）。

チェルノブイリ事故後（1987 年以降）に出生した、小児・青少年・19 ～ 22 歳の若年成人に於ける罹患率は、全ての観察年で 1987 年より前に出生した集団より有意に低かった（図 3.43）。

事故時に 18 歳未満だった患者で 1990 ～ 2008 年に手術した者の、甲状腺癌の形態学的特徴によると、症例の 92.2%は乳頭状癌であった。

事故からの時間が経過すると共に、被曝した人々の年齢も上がっていたが、乳頭状癌の形態学的特徴も変化した。充実構造の癌の割合は徐々に減少し、1990 ～ 1995 年には 24.4%、2006 ～ 2009 年には 5.7%となり（$p < 0.01$、χ 二乗検定）、通常型乳頭状癌と特徴的構造混在型の割合が増えていった。通常型乳頭状癌は、1990 ～ 1995 年の 12.0%から 2006 ～ 2009 年の 34.0%に増加した。特徴的構造混在型は、1990 ～ 1995 年の 25.5%から 2006 ～ 2009 年の 43.8%に増加した（$p < 0.05$）。潜伏期間が長くなると

19　ウクライナの成人年齢は 18 歳であるので、事故後に生まれた子供が成人に達したのは、2004 年以降である。

共に、乳頭状癌の混在型亜型の構造的要素の組み合わせも変化した。充実性－濾胞構造の腫瘍の割合は、有意に減少した（1990 ～ 1995 年には 72.7%、2006 ～ 2009 年には 25.4%、$p < 0.01$）。一方、乳頭－濾胞構造の腫瘍は、増加した（1990 ～ 1995 年には 10.9%、2006 ～ 2009 年には 43.8%、$p < 0.01$）。

乳頭状癌の侵襲的な特性の解析によって、二つの主要な依存性が判明した。即ち、年齢依存性と時間依存性である。

年齢依存性では、甲状腺外への浸潤の兆候と、局所的及び遠隔部位への転移は、手術時年齢が 4 ～ 14 歳の子供から 19 ～ 40 歳の大人になるに従い、着実に有意に減少した[20]。

時間との依存性では、4 ～ 40 歳の全ての患者の症例をまとめた解析では、上記の指標（転移など）は、潜伏期間（チェルノブイリ事故から手術までの時間）が長くなるにつれて、減少していた。特に興味深いのは、遠隔部位への転移がある患者の割合が、1990 ～ 1995 年には 23.0%であったのが、2006 ～ 2009 年には 1.8%に減少したことである（$p < 0.001$）。

更に、被包型腫瘍の割合は、1990 ～ 1995 年の 7.4%から 2006 ～ 2008 年の 29.4%に増えた（$p < 0.001$）。同様に、10 mm 未満の「微小」腫瘍も、1990 ～ 1995 年の 4.1%から 2006 ～ 2009 年の 29.4%（$p < 0.001$）に増加した。

このように、（事故時年齢で）小児及び青少年 10 万人あたりの甲状腺癌の罹患率は、2006 ～ 2008 年に最高になり、2009 年には安定していた。

同時に、国内で最も汚染された地方と最も汚染の度合が低い地方の間での、発症率水準の有意差（小児で 2.5 倍、青少年で 1.9 倍）が残っている。このことは、ウクライナでは、チェルノブイリ核災害から 24 年後にも、ハイリスク集団の人々に於ける甲状腺癌罹患率に、放射線被曝の影響が維持されているという事実の証拠である。

このデータはまた、チェルノブイリ核災害からの時間の経過と、癌の手術を受ける年齢と共に、甲状腺癌の中でも、乳頭状腫瘍にかなりの形態学的変化があったことを示している。それは、悪性疾患の減少に反映され、甲状腺外への侵襲の兆候、並びに局所的或いは遠隔部位への転移を示す症例の割合が、有意に減少した。

チェルノブイリ事故以降に生まれた人々での症例が、徐々に蓄積されてきた。各年の最適な年齢集団（事故前に生まれた人々の集団）と比較することで、チェルノブイリ事故による放射線被曝を受けた小児と青少年に於ける、放射線誘発性の甲状腺癌の性質を支持する証拠を追加するだろう。

20　45 歳未満の乳頭癌では、所属リンパ節転移は病期を左右せず、遠隔転移有りが Stage2 とされる。

3.2.5 汚染領域住民の健康状態の疫学研究

確率的影響

チェルノブイリ事故の遠隔期に甲状腺癌罹患率が増加しているという、放射線の性質を考慮すると、この現象については、より詳細な記述が必要である。ウクライナ全体を見ると、男性の甲状腺癌罹患率は倍増しているし、女性の甲状腺癌罹患率に至っては、それまでの予想される自然発生率の 3 倍に増えている（図 3.44）。

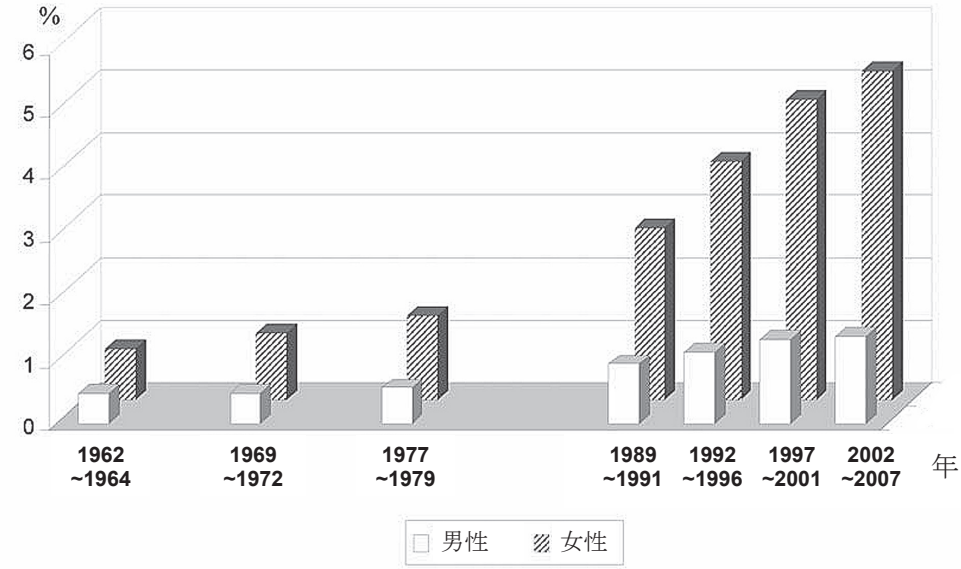


図 3.44　異なる時期に於けるウクライナ男女 10 万人あたりの年齢標準化済み甲状腺癌平均年間罹患率
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

次の図 3.45 は、最も汚染された地域での甲状腺癌罹患率の動態を示している。

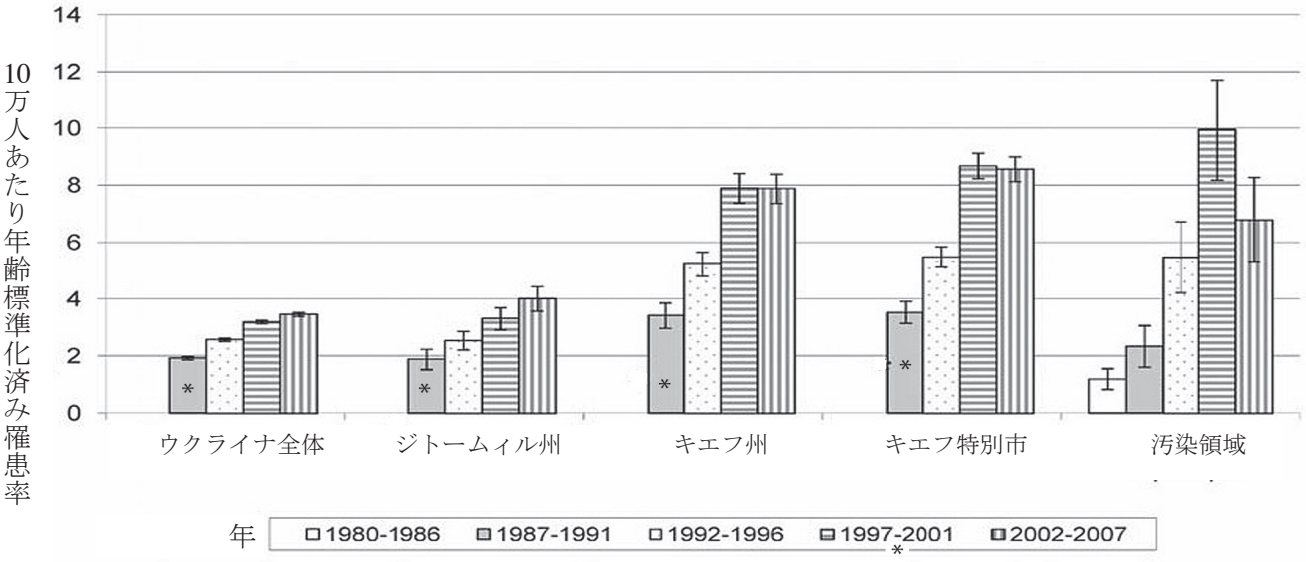


図 3.45　1980 ～ 2007 年に於ける、ウクライナ全体・ジトームィル州・キエフ州・キエフ市・放射性核種により最も汚染された領域の住民の甲状腺癌罹患率
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： *1989 ～ 1991 年のみのデータ

事故以前の期間（1980 ～ 86 年）に於いては、これらの汚染領域での甲状腺癌罹患数は、人口 10 万人につき 1.2 であった。事故後の甲状腺癌罹患率は、1987 ～ 1991 年に 2 倍、1992 ～ 96 年に 4.5 倍、1997 ～ 2001 年に 8.3 倍と急速に増加した。2002 ～ 2007 年に、前期（1997 ～ 2001 年）に比べて、多少（34.1%）この指数が低下しているのは、おそらく複雑な要因の為と思われる。例えば、この疾患を発症するリスクが最も高い集団（子供のいる若い家族）の地域外への転出、といったものがあると思われる。最も若くして被曝した集団に対して、放射線被曝リスクがあった期間がいつ終わったのかを、特定する必要もある。

チェルノブイリ核災害による被災者に於ける甲状腺癌罹患率の増加は、全国平均と比較して際立っており、避難者では 4.4 倍、放射能に最も汚染された地域の住民では 1.35 倍である。これは、甲状腺の放射性ヨウ素への被曝に関連している（表 3.30）。

表 3.30　チェルノブイリ事故による被災者の主要集団に於ける甲状腺癌（国際疾病分類第 10 版 C.73）の発症件数　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

被災集団の属性と観察期間	症例数		標準化罹患比（%）	95%信頼区間
	予想	実測数		
立入禁止区域からの避難者（2000 ～ 2007 年）	52.3	231	441.7	384.7 ～ 498.6
最も汚染された地域の住民（2002 ～ 2007 年）	71	96	135.2	108.2 ～ 162.3

その他の悪性新生物に関しては、長期継続調査の解析結果を見ても、被災者の罹患率が全国平均を超えなかった。殆どの避難者及び放射能汚染地域の住民に於いて、これらの罹患率は、ウクライナ全国平均より有意に低かった（表 3.31）。しかし、観察期間をより長く採れば、癌罹患率が被災地に不利な傾向が見出される可能性もある。

表 3.31　チェルノブイリ事故による被災者の主要集団に於ける悪性新生物（国際疾病分類第 10 版 C.00-C.96）の罹患件数　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

被災集団の属性と観察期間	症例数		標準化罹患比（%）	95%信頼区間
	予想	実測数		
立入禁止区域からの避難者（2000 ～ 2007 年）	3318	2718	81.9	78.9 ～ 85.0
最も汚染された地域の住民（2002 ～ 2007 年）	4753	3678	77.4	74.9 ～ 79.9

避難者及び放射能汚染地域の住民に於ける乳癌罹患率は、症例の絶対数は増え続けている傾向であるが、全国平均よりも低い（表 3.32）。しかし、これらの被災者達が、事故以前から乳癌罹患率が低かった地域に居住していたことは、留意されるべきである。

表 3.32　チェルノブイリ事故による被災者の女性集団に於ける乳癌（国際疾病分類第 10 版 C.50）の罹患件数　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

被災集団の属性と観察期間	症例数		標準化罹患比（%）	95%信頼区間
	予想	実測数		
立入禁止区域からの避難者（2000 ～ 2007 年）	334	238	69.2	60.4 ～ 78.0
最も汚染された地域の住民（2002 ～ 2007 年）	460.5	295	64.1	56.8 ～ 71.4

非腫瘍性疾患罹患率

チェルノブイリ事故から 25 年の間に実施された調査によると、避難者の健康状態は、避難以降相当に悪化した。障害と死亡率にとって重要な要因となっているのが、非腫瘍性疾患である。ウクライナ国家登録簿（SRU）の 1988 年から 2008 年までの非腫瘍性疾患支出によると、避難者の内、健康な者の比率は 67.7%から 21.5%に低下し、慢性疾患をかかえる者の比率は 31.5%から 78.5%に上昇した（図 3.46）。

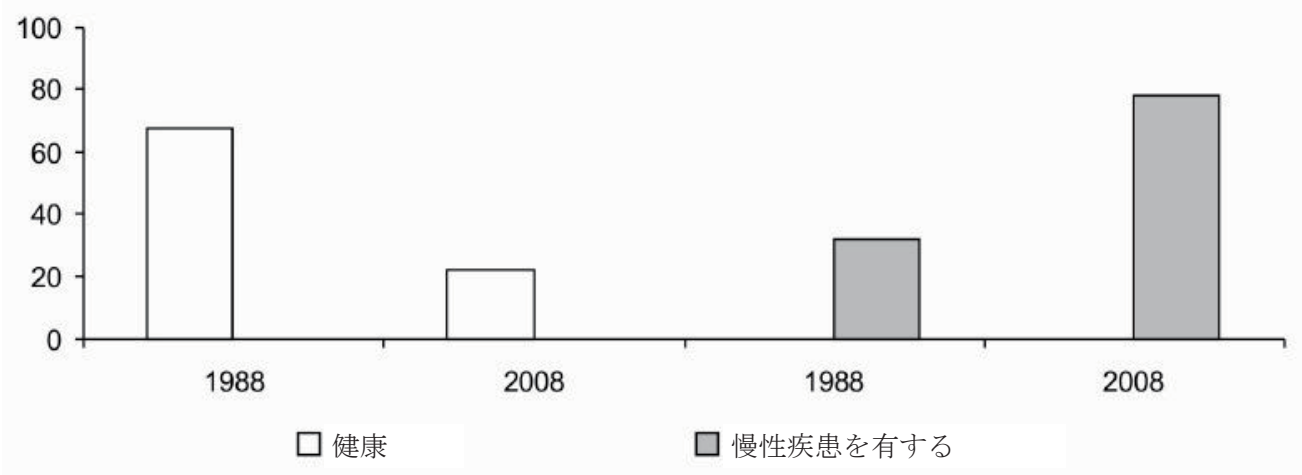


図 3.46　1988 年及び 2008 年に於ける成人避難者の統合健康指標（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

非腫瘍性疾患罹患率に関する 5 年の観察期間毎の疫学的分析（図 3.47）は、1998 ～ 2002 年の間に、最も高い罹患レベルが記録されたことを示している。1988 ～ 2007 年に掛けて見られた、避難者に於ける大部分の罹患率の漸次的な低下は、前の 5 年の観察期間に新たに診断される疾病が見つかってしまったことと [21]、観察コホートの部分的な死亡 [22] によるものであろう。

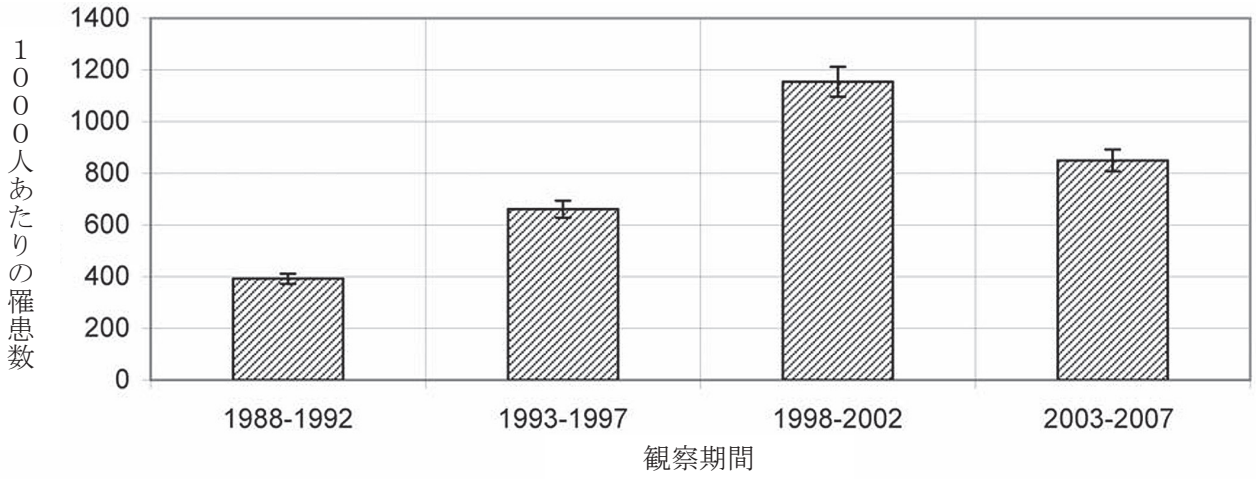


図 3.47　5 年の観察期間毎に表示した成人避難者の非腫瘍性疾患の罹患率動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

しかし個々の疾患の増加率の動態を見ると、この被災集団に於ける非腫瘍性疾患の発症は、まだ長期化している。特に、事故当時に子供或いは 10 代の若者であった人達への懸念がある。非腫瘍性疾患の発症に対する「低線量」放射線の影響（電離放射線の低線量被曝の長期的影響）と、一連の放射線以外の要因は、排除することができない。

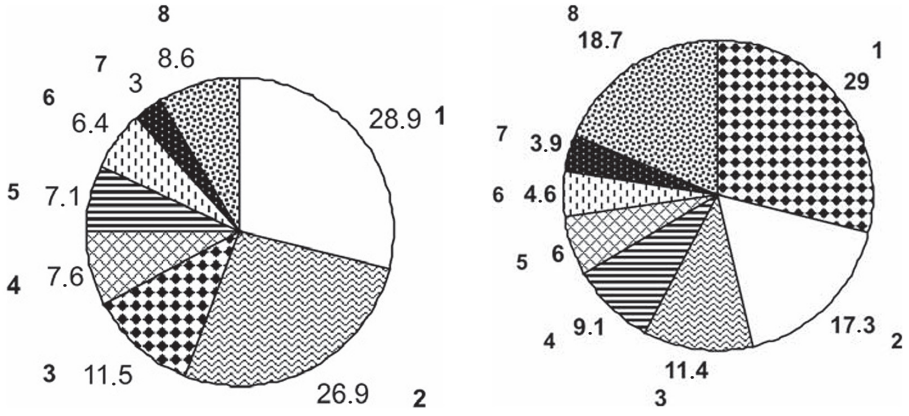
1988 ～ 2007 年の間に、避難者の非腫瘍性疾患罹患率の有意な変化が、階層別或いは病因別に記録されている。

21　新たな罹患を観察している為、集団内で既に多くが慢性疾患に罹患している場合、新たに見つかる数が減少する。

22　リスクが高い集団が、慢性疾患以外による死亡で、コホートから脱落している可能性。

2003 ～ 2007 年には、それ以前の他のどの 5 年の観察期間と比較しても、中毒性結節性甲状腺腫の罹患が、有意に高かった。第 1 期及び第 2 期に比べて、統計学的に有意に罹患率が高かったのは、後天性甲状腺機能低下症と、肝臓・胆管・膵臓を含む消化器系疾患である。甲状腺炎、自律神経・血管性ジストニア[23]を含む神経系・感覚器疾患、呼吸器疾患、胃潰瘍と十二指腸潰瘍、泌尿器疾患、筋骨格系疾患の罹患率は、第 1 期の水準と比べた場合にのみ超過した。それ以外の疾患では、統計学的に有意な低下が記録されている。

非腫瘍性疾患の構成割合についても、類似の傾向が観察される（図 3.48）。



1988 年
1 循環器系疾患
2 呼吸器系疾患
3 消化器系疾患
4 神経系・感覚器系疾患
5 筋骨格系疾患
6 内分泌系疾患
7 泌尿生殖器系疾患
8 その他の疾患

2007 年
1 消化器系疾患
2 循環器系疾患
3 呼吸器系疾患
4 筋骨格系疾患
5 神経系・感覚器系疾患
6 内分泌系疾患
7 泌尿生殖器系疾患
8 その他の疾患

図 3.48　1988 年と 2007 年に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患罹患率の構成割合（%）
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

1988 年に於いては、循環器系疾患・呼吸器系疾患・消化器系疾患・神経感覚器疾患・筋骨格系疾患・内分泌系疾患・泌尿生殖器系疾患が大きな比重を占めていて、その合計は全体の 91.4%に達した。

2007 年にあっても上記の疾病が大きな比重を占めてはいるが、その順位構成は変化している。循環器系疾患の寄与率は低下し、その位置は第二位に変わった。替りに第一位を占めたのは、消化器系疾患である。呼吸器系疾患の比重が低下しているが、筋骨格系疾患の比重は上昇しており、内分泌系疾患と泌尿生殖器系疾患についてもある程度は上昇した。

非腫瘍性疾患の有病割合と罹患率の動態について性差を見ると、女性の有病割合が 20.0%、女性の罹患率では 30.9%、男性より超えていることが分かった（図 3.49）。

23　自律神経・血管性ジストニア（Vegetative-vascular dystonia）」は国際疾病分類には分類がない疾患概念である。基本的には「自律神経失調症（Autonomous dysfunction）」と重なると考えられる。西側諸国では、しばしば、PTSD、鬱病、身体表現性障害に分類されるが、そのような分類は電離放射線の影響の過小評価と心因性の影響の過大評価となるのではないかとする見解がある。参照 http://dx.doi.org/10.1176/jnp.13.4.441
本章図表では「自律神経失調症（Autonomous dysfunction）」と表記される箇所もあるが、指している疾患群は同じである。

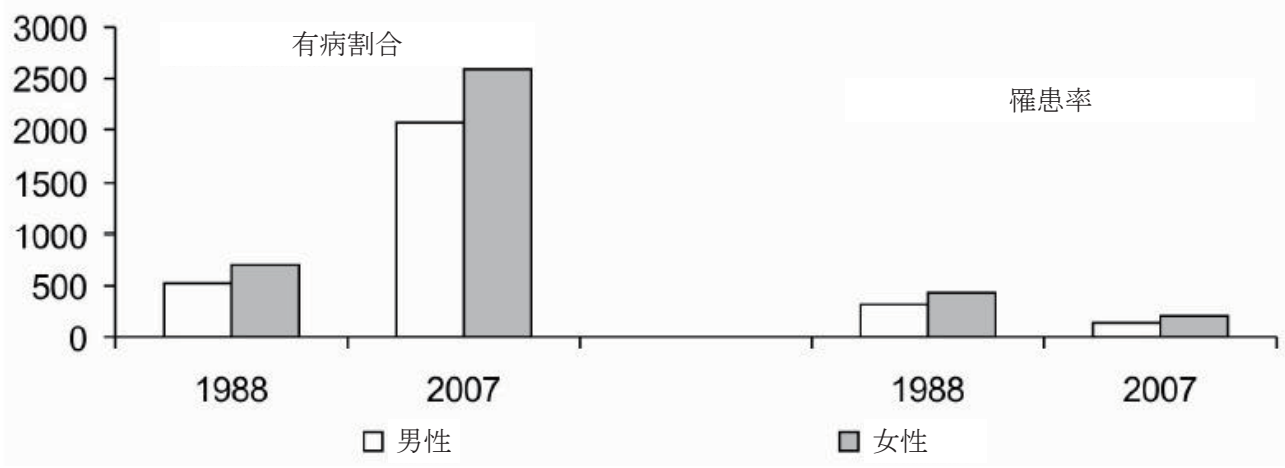


図 3.49　男女別に表示した 1988 年と 2007 年に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患の有病割合と罹患率 [24]
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

有病割合の性差が最も大きいのは、甲状腺を含む内分泌系疾患であり、その差異は 1.6 倍に達する。非中毒性結節性甲状腺腫、甲状腺機能低下症を伴うまたは伴わない甲状腺腫及び甲状腺中毒症、並びに甲状腺炎に於いては、女性の有病割合が男性の 2 倍を超える。女性は、糖尿病（1.8 倍）と泌尿生殖器系疾患（2.1 倍）の有病割合も、男性より高かった。白内障の有病割合は女性が 1.8 倍高く、脳血管疾患は女性が 1.5 倍高かった。ところが、胃潰瘍と十二指腸潰瘍の罹患率は、男性の方が高かった。

新たに診断された疾患数によると、やはり、殆ど女性で超過が見られ、甲状腺疾患で 2 倍（その内、後天性甲状腺機能低下症で 3.3 倍、甲状腺中毒症で 3.6 倍、非中毒性結節性甲状腺腫で 2.8 倍）であった。白内障・脳血管系疾患・肝胆膵疾患・泌尿器系疾患は、2 倍高かった。全ての観察期間に於いて、40 歳以上に於ける非腫瘍性疾患罹患率は、より若い世代より高かった（図 3.50）。

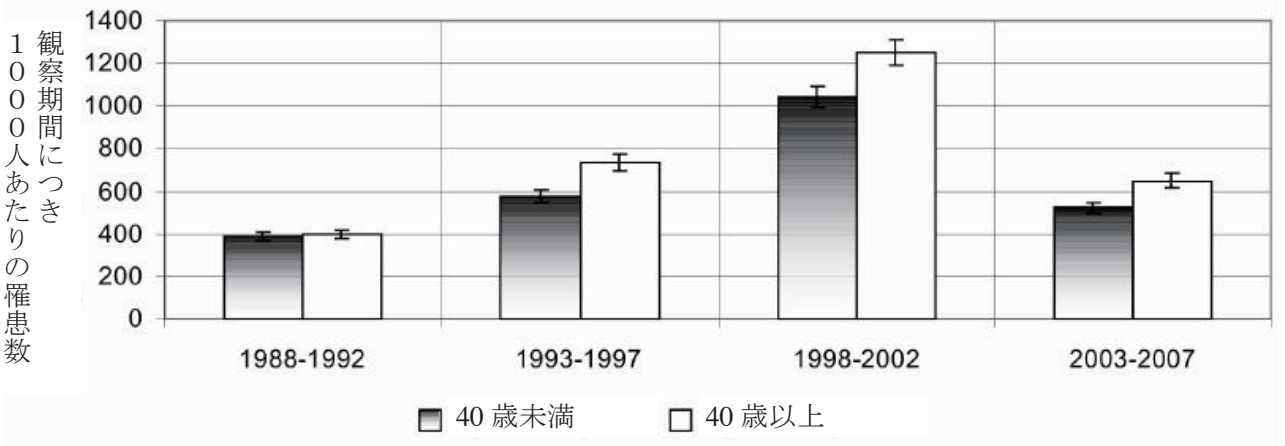


図 3.50　年齢別に表示した 5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患の罹患率動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

24　縦軸の単位は記載されていない。

特に有意な差は、冠動脈疾患と脳血管疾患を含む、循環器系疾患で見られた（図 3.51）。

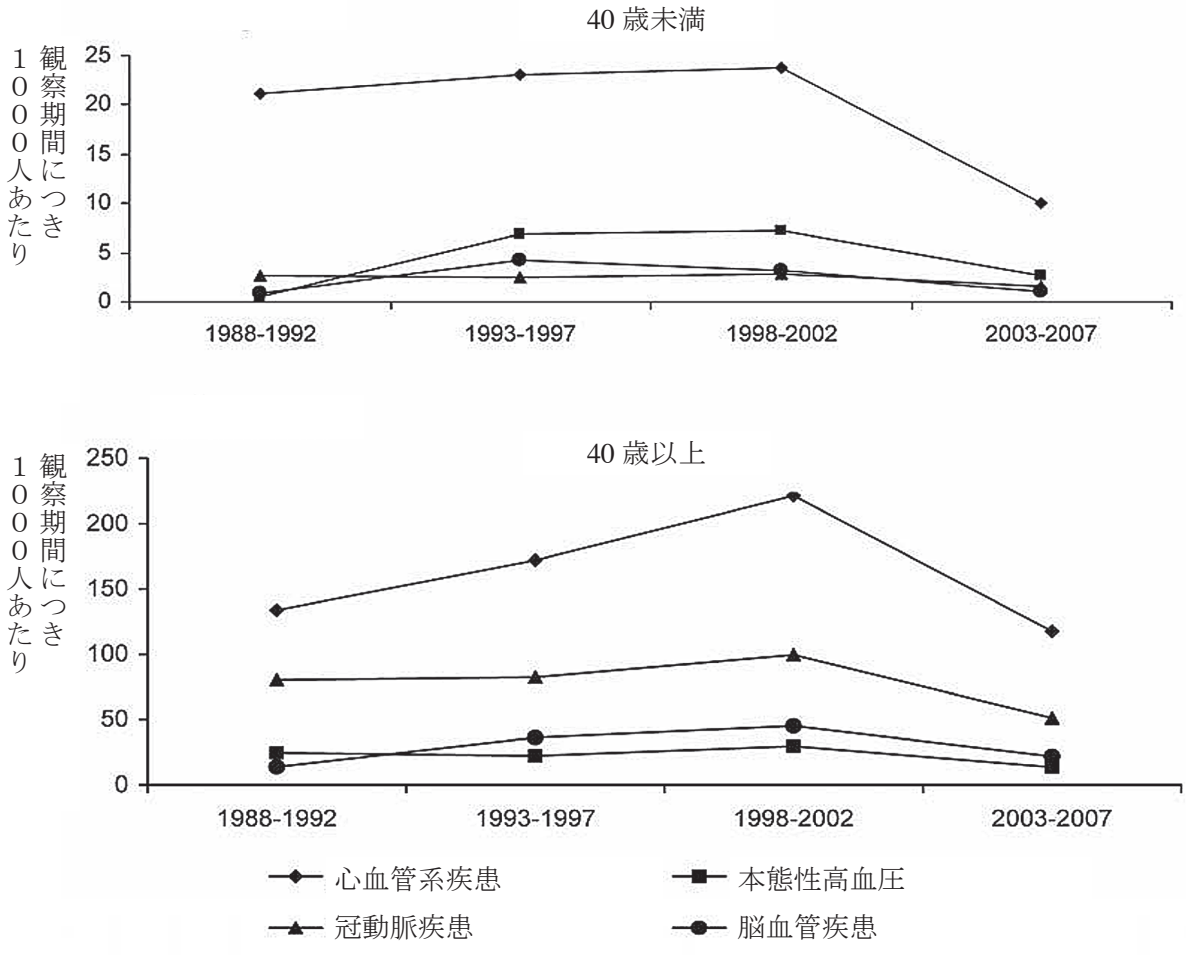


図 3.51　年齢別に表示した 5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の循環器系疾患の罹患率動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

ある種の甲状腺疾患の動態に関しても、有意差が記録された。1993 ～ 1997 年の観察期間以降には、非中毒性結節性甲状腺腫・後天性甲状腺機能低下症・甲状腺炎の罹患率が、40 歳以上で高かった（図 3.52）。

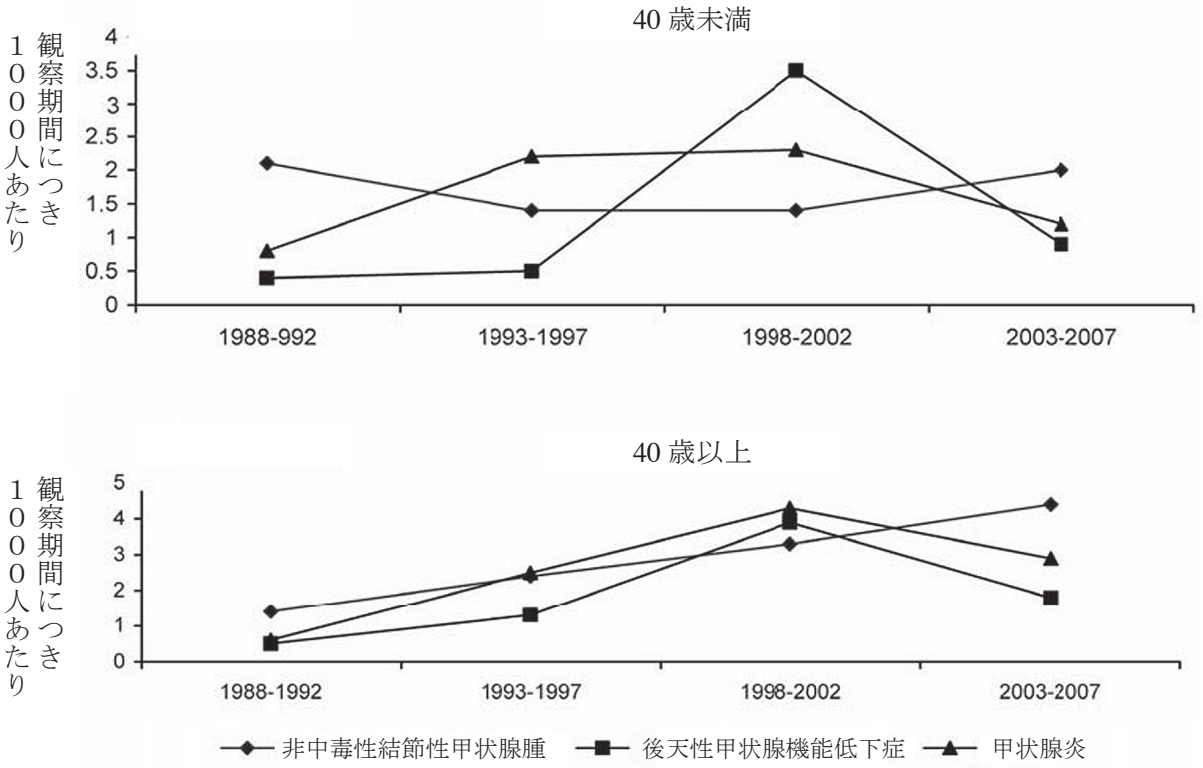


図 3.52　年齢別に表示した 5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の特定の甲状腺疾患の罹患率動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

特定の非腫瘍性疾患罹患率への有意な被曝線量に関連した影響が、甲状腺内部被曝と全身外部被曝を受けた成人避難者で見られた。0.3 Gy（≒ 300 mSv）以上 2.0 Gy（≒ 2.0 Sv）未満の甲状腺の被曝線量は、冠動脈疾患・脳血管疾患を含む循環器系疾患、及び筋骨格系疾患の発症との間に、信頼性のある関連を示した。甲状腺の被曝線量が 2.0 Gy（≒ 2.0 Sv）以上のレベルまで達すると、上記疾病のリスクはより上昇したし、精神疾患と消化器系疾患についても信憑性のあるリスクが記録された（表 3.33）。

表 3.33　1989-2005 年の成人避難者に於ける甲状腺被曝線量毎の特定の非腫瘍性疾患の相対リスク
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾病の分類と内容	国際疾病分類第 9 版	被曝線量に対する相対リスク	
		0.3 ～ < 2.0 Gy	≥ 2.0 Gy
循環器系疾患	390-459	1.89*（1.64 – 2.18）	2.91*（2.51 – 3.37）
– 冠動脈疾患	410-414	3.22*（2.50 – 4.15）	4.38*（3.37 – 5.68）
– 脳血管疾患	430-438	2.00*（1.41 – 2.86）	4.83*（3.46 – 6.73）
消化器系疾患	520-579	1.02（0.86 – 1.22）	1.40*（1.15 – 1.71）
– 肝臓・胆管・膵臓疾患	571-577	1.06（0.82 – 1.35）	1.34*（1.01 – 1.79）
筋骨格系疾患	710-739	1.22*（1.01 – 1.49）	2.69*（2.21 – 3.26）
精神疾患	290-319	1.10（0.65 – 1.88）	1.82*（1.02 – 3.26）

註 ： * は $p < 0.05$

全身外部被曝の線量は、避難者の非腫瘍性疾患の発症に有意に影響していた。リスク分析の結果によると、ある種の非腫瘍性疾患の相対リスクの増加が観察された。そして、その相対リスクの大きさも、被曝線量の増加につれて増加することが、信頼性を持って確認された。殆どの疾患について、最大のリスクは、0.25 ～ 0.32 Gy（≒ 250 ～ 320 mSv）の被曝線量で見られた（表 3.34）。

表 3.34　全身被曝線量毎に表示した 2003 ～ 2007 年に於ける成人避難者の特定の非腫瘍性疾患の相対リスク（対照群の被曝線量は 0.05 Gy （≒ 50 mSv） 以下 ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾病の分類と内容	国際疾病分類第 9 版	被曝線量に対する相対リスク（RR）及び 95%信頼区間（CI）（区分単位；Gy）			
		0.05 ～ 0.099	0.1 ～ 0.199	0.2 ～ 0.249	0.25 ～ 0.32
		RR（CI）	RR（CI）	RR（CI）	RR（CI）
甲状腺疾患	240-246	1.07 (0.78; 1.48)	1.10 (0.86; 1.41)	0.92 (0.71; 1.18)	1.37* (1.06; 1.77)
– 後天性甲状腺機能低下症	244	1.05 (0.38; 2.89)	0.69 (0.30;1.59)	0.94 (0.43; 2.07)	1.14 (0.50; 2.63)
– 甲状腺炎	245	0.46 (0.16; 1.29)	0.81 (0.43; 1.53)	0.92 (0.50; 1.72)	1.49* (1.09; 2.79)
糖尿病	250	0.57 (0.26; 1.25)	0.65 (0.38; 1.25)	0.41 (0.23; 0.74)	1.28* (1.05; 2.19)
自律神経・血管性ジストニア	337	2.04* (1.12; 3.71)	4.44* (2.72; 7.25)	1.45 (0.86; 2.43)	1.17 (0.66; 2/06)
白内障	366	1.73 (0.74; 4.04)	2.74* (1.38; 5.45)	1.58 (0.78; 3.21)	2.94* (1.45; 5.96)
本態高血圧	401-405	0.89 (0.64; 1.24)	1.35* (1.07; 1.72)	1.01 (0.79; 1.29)	1.20 (0.93; 1.55)
虚血性心疾患	412-414	1.30 (0.97; 1.74)	1.24 (0.98; 1.57)	1.19 (0.94; 1.51)	1.27* (1.01; 1.63)
脳血管疾患	437-438	1.45 (0.97; 2.16)	1.75* (1.27; 2.42)	1.56* (1.13; 2.16)	1.94* (1.39; 2.71)
胃炎・十二指腸炎	535	1.52* (1.01; 2.28)	1.15 (0.82; 1.62)	1.52* (1.09; 2.12)	1.66* (1.17; 2.35)
肝胆疾患	571-576	1.12 (0.91; 1.39)	0.92 (0.77; 1.09)	1.01 (0.85; 1.19)	1.27* (1.06; 1.51)
膵臓疾患	577	0.88 (0.62; 1.27)	0.84 (0.64; 1.11)	0.83 (0.63; 1.08)	1.14* (1.06; 1.50)
泌尿器系疾患	580-599	1.37 (0.87; 2.17)	1.44* (1.00; 2.08)	1.69* (1.18; 2.43)	1.90* (1.30; 2.77)
前立腺疾患	600-602	1.30 (0.73; 2.32)	1.12 (0.70; 1.79)	1.52 (0.97; 2.40)	2.03* (1.28; 3.24)
骨疾患・軟骨疾患	733.0 733.1	1.10 (0.82; 1.78)	1.17 (0.93; 1.47)	1.09 (0.86; 1.37)	1.39* (1.09; 1.77)

註 ： * は $p < 0.05$

対照群と比較して、最も小さい疾患リスクの上昇が統計学的に確認されたのは、0.05 ～ 0.099 Gy（≒ 50 ～ 99 mSv）の被曝線量の集団であった。0.1 ～ 0.249 Gy（≒ 100 ～ 249 mSv）の範囲に被曝線量が増加すると、白内障・本態性高血圧・脳血管系疾患・泌尿器系疾患に於いて、有意な相対リスクを伴なって発症件数が増加した。

被曝線量範囲が 0.25 ～ 0.32 Gy（≒ 250 ～ 320 mSv）の集団に於いて、最も多くの疾患について信頼

性を持って確認できる、被曝線量と罹患率との関連が見られた。統計学的に有意な相対リスクは、甲状腺疾患・白内障・冠動脈疾患・脳血管疾患・胃炎・十二指腸炎・肝胆疾患・膵臓泌尿器系疾患・前立腺疾患・骨疾患・軟骨疾患に見出された。線量が増加するにつれて、相対リスクが上昇するか、或いは有意でなかった相対リスクが有意になる。

単位線量あたりの過剰相対リスク及び過剰絶対リスクの計算結果も、成人避難者の特定の非腫瘍性疾患に於ける、信頼できる線量依存性を証拠付けている。

最高水準の被曝線量（0.25 ～ 0.32 Gy ; ≒ 250 ～ 320 mSv）で、避難者に於ける信頼性を持って確認された過剰絶対リスクの最大値が、冠動脈疾患・本態性高血圧・肝胆疾患・筋骨格系疾患に見られた。同時に過剰絶対リスクが高かったのは、甲状腺を含む内分泌系疾患・泌尿生殖器系疾患・骨疾患・軟骨疾患であった。

単位線量あたりの過剰相対リスクの計算結果も、成人避難者の特定の非腫瘍性疾患に於ける、信頼できる線量依存性を証拠付けている。過剰相対リスクが最大になったのは、白内障であった。他に過剰相対リスクが大きかったのは、糖尿病・甲状腺炎・脳血管疾患・尿路系疾患・前立腺疾患であった。

国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターの調査は、加齢に依存する眼疾患である、退縮性白内障・黄斑変成・網膜血管障害の発症が、放射線被曝により加速されることを実証した。放射線被曝線量が、年齢と相乗作用する要因として働く。

退縮性白内障の相対リスクは、リスク要因に曝された期間 1 年あたり 1.139（95％信頼区間 1.057; 1.228）、年齢 1 歳あたり 2.895（2.529; 3.313）、そして被曝線量（単位 Gy）を d、リスク要因に曝された時間を t（単位年）とした時の√ (dt) あたり 1.681（1.033; 2.735) であった。

黄斑変成の相対リスクは、年齢 1 歳あたり 1.727（1.498; 1.956）、√ (dt) あたり 6.453（3.115; 13.37）であった（d と t は、前文と同様）。

網膜血管障害の線量依存性はこの調査で初めて示され、30 ～ 70 cGy（≒ 300 ～ 700 mSv）の被曝線量の集団の相対リスクは、被曝線量 0.3 Gy（≒ 300 mSv）未満である対照群と比較して、1.65（1.02; 2.67）で、その時カイ二乗統計量は 4.15、p 値は 0.041 であった。

非腫瘍性疾患による死亡率

1988 ～ 2007 年に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患による死亡率を、疫学的に調査した。その結果は、緩やかな増加を示していた。死亡率が最高水準を示したのは、2003 ～ 2007 年の期間であった（図 3.53）。この時、男女の死亡率には、殆ど差がなかった。

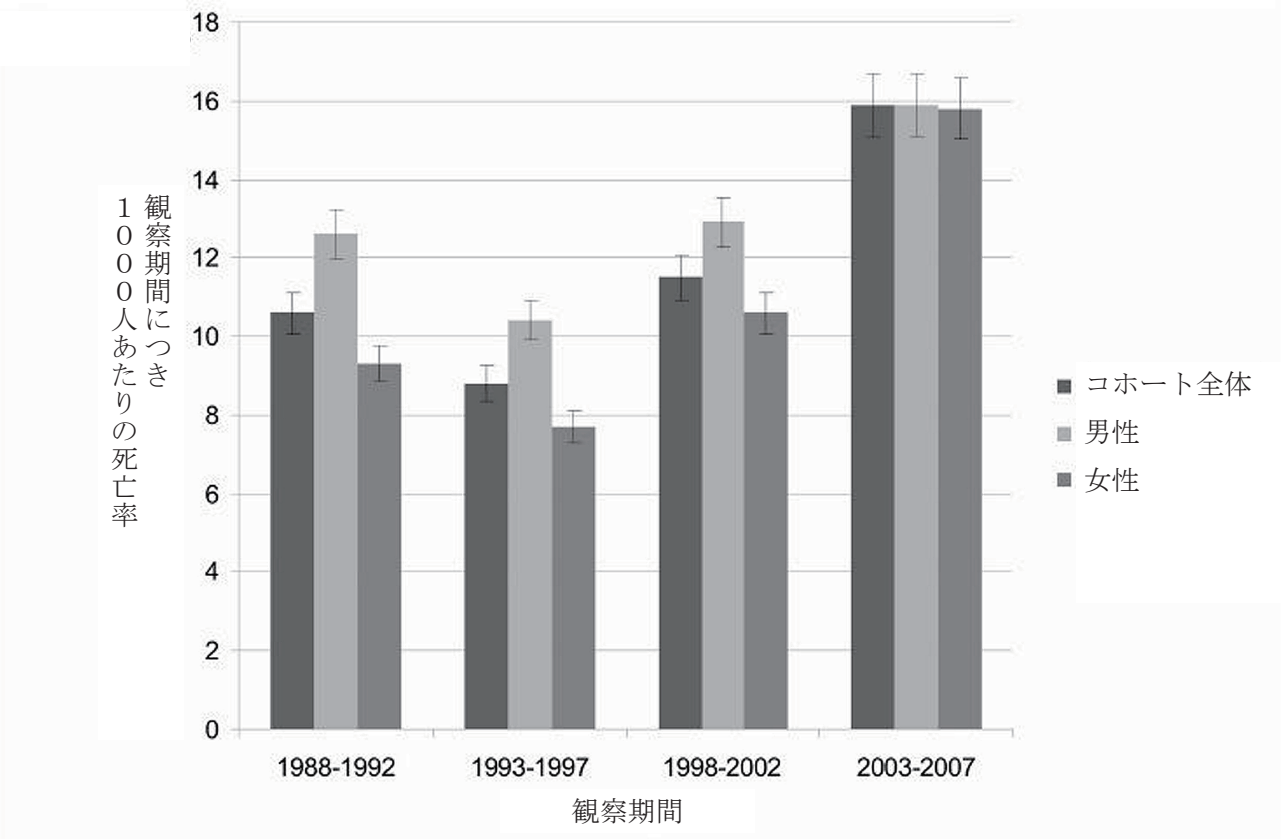


図 3.53　5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患による死亡率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

全ての観察期間に於いて、死亡の主要な要因となったのは、循環器系疾患である。その寄与率は、年によって 45%から 83%まで幅がある。2007 年には、循環器系疾患による死亡は、全体の 89%にまで増加した（図 3.54）。

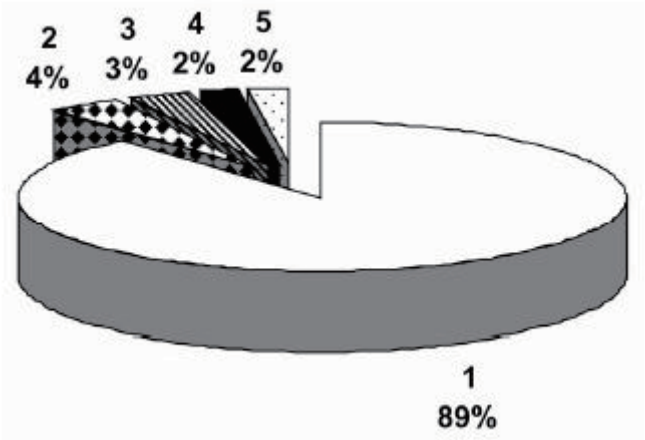


図 3.54　2007 年に於ける成人避難者の非腫瘍性疾患による死亡率の構成
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： 1 ; 循環器系疾患　2 ; 消化器系疾患　3 ; 神経系・感覚器疾患　4 ; 呼吸器系疾患　5 ; その他の疾病

避難者の死因の一定の割合は、神経系・感覚器疾患、呼吸器系疾患、消化器系疾患によっても占められている。その比率は年によって異なるが、呼吸器系疾患で 1.3 ～ 12.5%、消化器系疾患で 0.7 ～ 8.1%、神経系・感覚器疾患では 0.2 ～ 4.0%であった。

循環器系疾患の内で首位を占めたのは、冠動脈疾患（39.5%）であった。例えば、2007 年に於ける冠動脈疾患による死亡率は、男性で全症例の 66%、女性で 60.3%であった。（循環器系疾患の内、）本態性高血圧は 11%、脳血管系疾患は 3.4%であった。循環器系疾患、とりわけ冠動脈疾患による避難者の死亡率が、死因構成の内で主要な役割を果たしている。2003 ～ 2007 年に於ける循環器系疾患全般による死亡率は、1000 人年あたり 11.8 ± 0.22 人と、1988 ～ 1992 年の 1000 人年あたり 6.9 ± 0.2 人の殆ど 2 倍であった。本態性高血圧による死亡率は、最初の三つの観察期間に於いては、ほぼ同水準を保ってきたが、2003 ～ 2007 年の観察期間に入って有意に上昇した（図 3.55）。

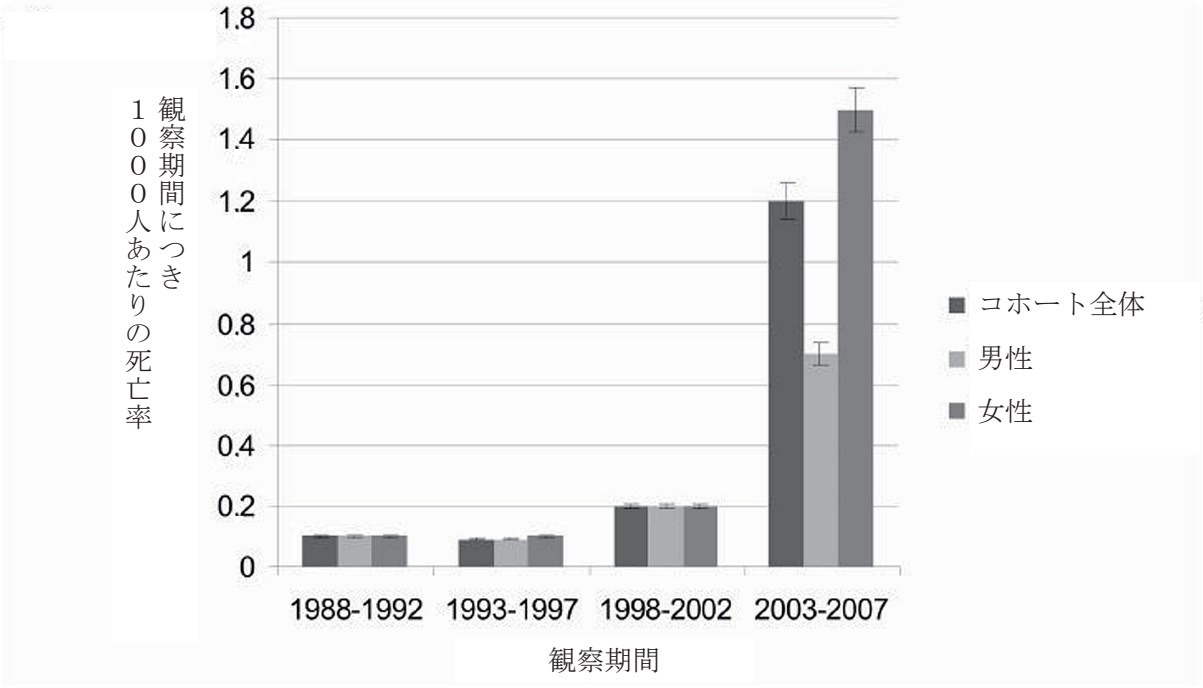


図 3.55　5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の本態性高血圧による死亡率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

神経系・感覚器疾患や、肺気腫を伴う慢性気管支炎[25]を主とする呼吸器疾患、或いは肝臓・胆管・膵臓疾患を主とする消化器系疾患など、他の疾患に於いても、死亡率の有意な上昇が見られた。内分泌疾患による死亡は、主に糖尿病によるものであった。

泌尿生殖器疾患、筋骨格系疾患、皮膚・皮下組織疾患及び精神疾患による死亡は、全観察期間を通じて、非常に少なかった。

死亡率の性差を見れば、男性の方がより高かった。ところが 2003 ～ 2007 年の観察期間に於いては、男性と女性の（非腫瘍性疾患の）総死亡率が同等になった（図 3.53 参照）。

死亡率は、年齢に有意に依存する。どの観察期間に於いても、40 歳未満の死亡率は、より高年齢の層に比べて有意に低い。だが、死亡率の漸次的な上昇は、双方の年齢層で見られる。最高水準が記録されたのは、2003 ～ 2007 年に於いてであった。

死亡率の最も大きな差は、循環器系疾患で観察された。40 歳以上の層では、本態性高血圧と冠動脈疾患を含む、この疾患群による 2003 ～ 2007 年に於ける死亡率は、それ以前の全ての観察期間に比べて、有意に上昇した。脳血管疾患による死亡率は、全ての観察期間に於いて、殆ど変わらなかった（図 3.56）。

25　現在では、慢性閉塞性肺疾患と呼ぶ。

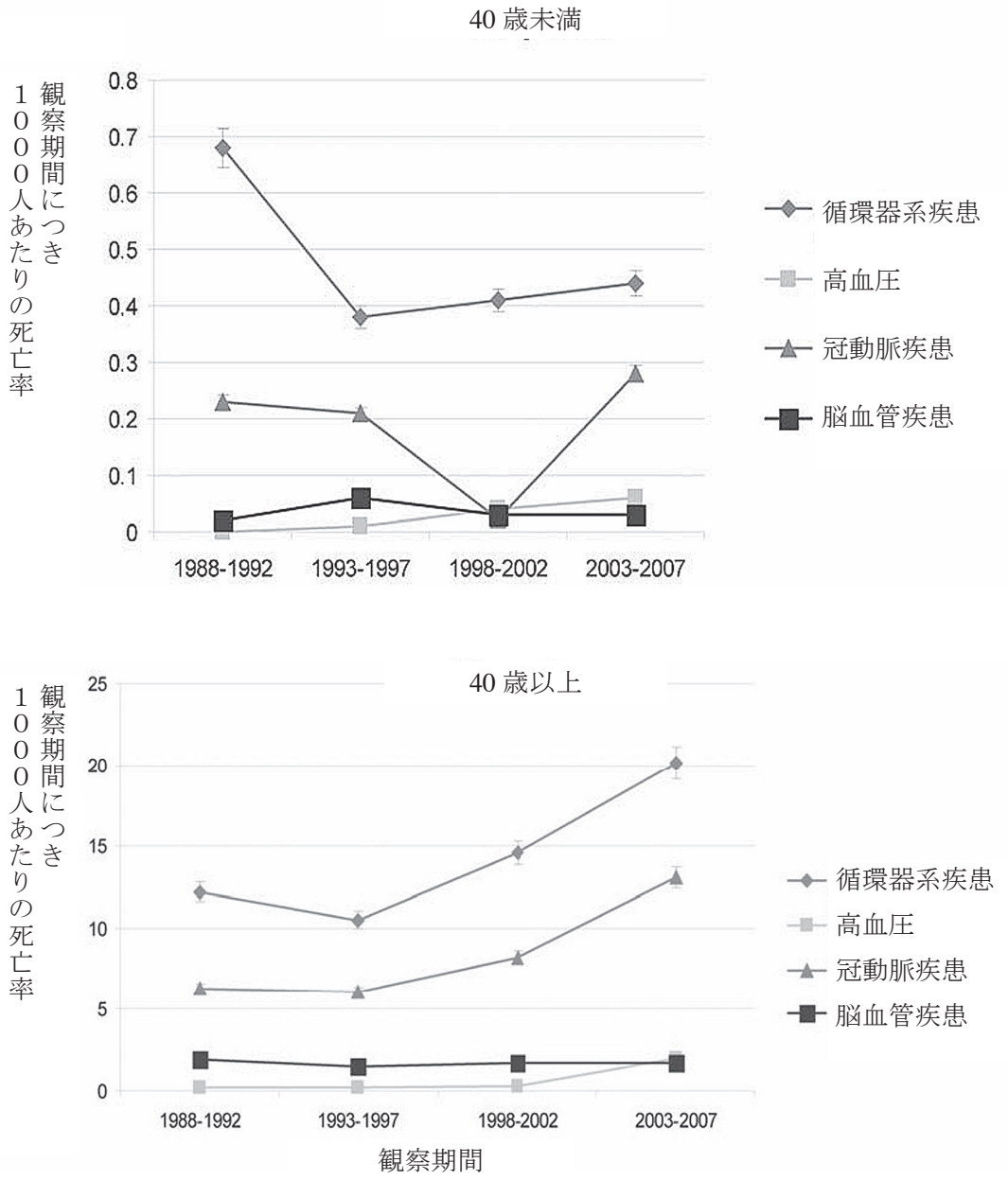


図 3.56　年齢別に表示した 5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の循環器系疾患による死亡率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

若年層に於いて死亡率に信頼性のある上昇が見られたのは、本態性高血圧によるもののみであった。冠動脈疾患と脳血管疾患による死亡率は、全ての観察期間に於いて、ほぼ変わらなかった。

神経系・感覚器疾患、呼吸器系疾患、消化器系疾患による死亡率は、何れの年齢層に於いても、有意に上昇していた（図 3.57）。しかし、40 歳以上の層に於いてより高かった。

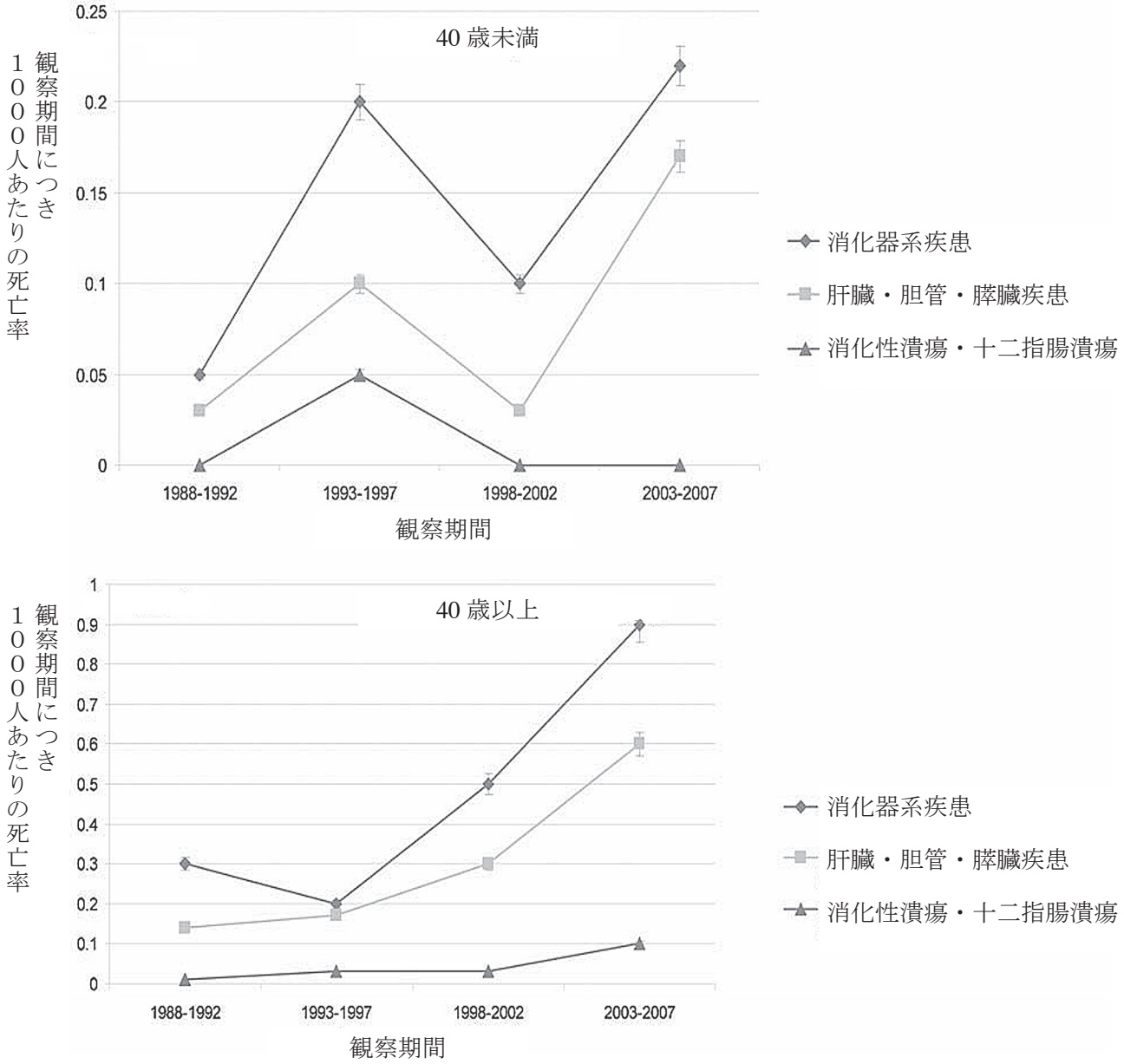


図 3.57　年齢別に表示した 5 年の観察期間毎に於ける成人避難者の消化器系疾患による死亡率の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

他に死亡率の有意な上昇が目立つものとして、高年齢層では胃潰瘍と十二指腸潰瘍、若年層では気管支喘息が挙げられる。

1993 ～ 1997 年と 2003 ～ 2007 年の観察期間に於いて、甲状腺疾患による死亡率が、双方の年齢層で記録されている。1993 ～ 1997 年に於いては、高年齢層の死亡率がより高かった（0.11 ± 0.03 対 0.04 ± 0.02）。これに対して、2003 ～ 2007 年に於いては、40 歳までの若年層の死亡率が高かった（0.02 ± 0.01 対 0.007 ± 0.005）。死因は、甲状腺腫を伴うまたは伴わない甲状腺中毒症である。

全身外部被曝に関連する非腫瘍性疾患による死亡リスクの研究により、一部の疾病については、信頼性のある関連が確認されている。絶対リスク・相対リスクとそれらの過剰リスクを推計したところ、

最も密接な相関は、冠動脈疾患を含む循環器系疾患と、消化器疾患及び尿路疾患（特に前立腺疾患）に対して見出された。冠動脈疾患による死亡について、最大の絶対リスク・相対リスクが記録された被曝線量の範囲は、0.2 ～ 0.249 Gy（≒ 200 ～ 249 mSv）であった。

単位線量あたりの過剰絶対リスク（EAR、1 Gy（≒ 1 Sv）毎の観察期間につき 1000 人あたりの症例数）を計算すると、統計学的に有意な過剰が、冠動脈疾患を含む循環器系疾患と、消化器系疾患に於いて見られた（表 3.35）。

表 3.35　2003 ～ 2007 年に於ける 0.25 ～ 0.32 Gy（≒ 250 ～ 320 mSv）の全身被曝線量を蒙った成人避難者の死亡に対する疾病別過剰絶対リスク
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾患の種類	国際疾病分類 第 9 版	過剰絶対リスク 観察期間に 1000 人につき 1 Gy あたり（95%信頼区間）
循環器系疾患	390-459	6.0（3.5; 10.5）
– 冠動脈疾患	412-414	5.8（2.8; 12.0）
消化器系疾患	520-579	2.9（1.9; 9.0）

0.25 ～ 0.32 Gy（≒ 250 ～ 320 mSv）の被曝線量範囲に於いて、循環器系疾患による死亡の過剰絶対リスクは最大になった。冠動脈疾患だけでも、ほぼ同じ水準の過剰絶対リスクに達する。消化器系疾患による死亡の過剰絶対リスクは、その半分に過ぎない。

単位線量あたり過剰相対リスク（ERR、1 Gy（≒ 1 Sv）あたりの症例数）の計算による、確実な死亡率の過剰は、内分泌系疾患、虚血性心疾患、胃炎と十二指腸炎、泌尿器疾患、前立腺疾患で得られている（表 3.36）。

表 3.36　2003 ～ 2007 年に於ける 0.25 ～ 0.32 Gy（≒ 250 ～ 320 mSv）の全身被曝線量を蒙った成人避難者の死亡に対する疾病別過剰相対リスク
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

疾患の種類	国際疾病分類 第 9 版	過剰相対リスク 1 Gy あたり（95%信頼区間）
内分泌系疾患	240-279	1.50（1.21; 1.85）
冠動脈疾患	412-414	3.12（2.23; 4.38）
胃炎・十二指腸炎	535	2.19（1.54; 3.12）
泌尿器系疾患	581-599	2.99（2.04; 4.37）
前立腺疾患	600-608	3.42（2.14; 5.47）

ここで明らかなように、単位線量あたりの過剰相対リスクが最も高いのは、冠動脈疾患と前立腺疾患、そして尿路疾患であった。内分泌系疾患の過剰死亡は、その半分に過ぎなかった。

ここに掲げた、成人避難者に於ける、非腫瘍性疾患の罹患率と死亡率に対する線量依存的影響の評価は、確定的なものではない。故に、年齢・粗悪な生活習慣・不健康な労働条件・不十分な栄養・運動量・心理学的ストレス・その他といった、複雑な諸要因の影響を判定する為の更なる研究が必要である。しかしながら、0.3 Gy（≒ 300 mSv）を超える（特に 2.0 Gy（≒ 2.0 Sv）以上）甲状腺内部被曝線量や、0.05 Gy（≒ 50 mSv）を超える（特に 0.25 Gy（≒ 250 mSv）以上）全身外部被曝線量が、特定の非腫瘍性疾患について線量依存的な影響の発現を促進させると主張できる。このデータは、ロシア・ベラルーシ・日本といった国で、放射線に被曝した住民集団に対して実施された研究の結果とも一致する [3-5]。

3.3 放射線被曝による短期的・長期的影響

3.3.1 急性放射線症候群

1986 年に、237 名に対して、急性放射線症候群（ARS）という診断が下された。（1989 年に）徹底的な遡及調査が行われ、診断が確定した者達の実数は 134 名に減った。その内 28 名は、事故直後の 3 ヶ月も経たない内に死亡した。事故後 25 年間の観察期間中に、更に 39 名が死亡したが、彼等は全員ウクライナに居住していた（図 3.58）。

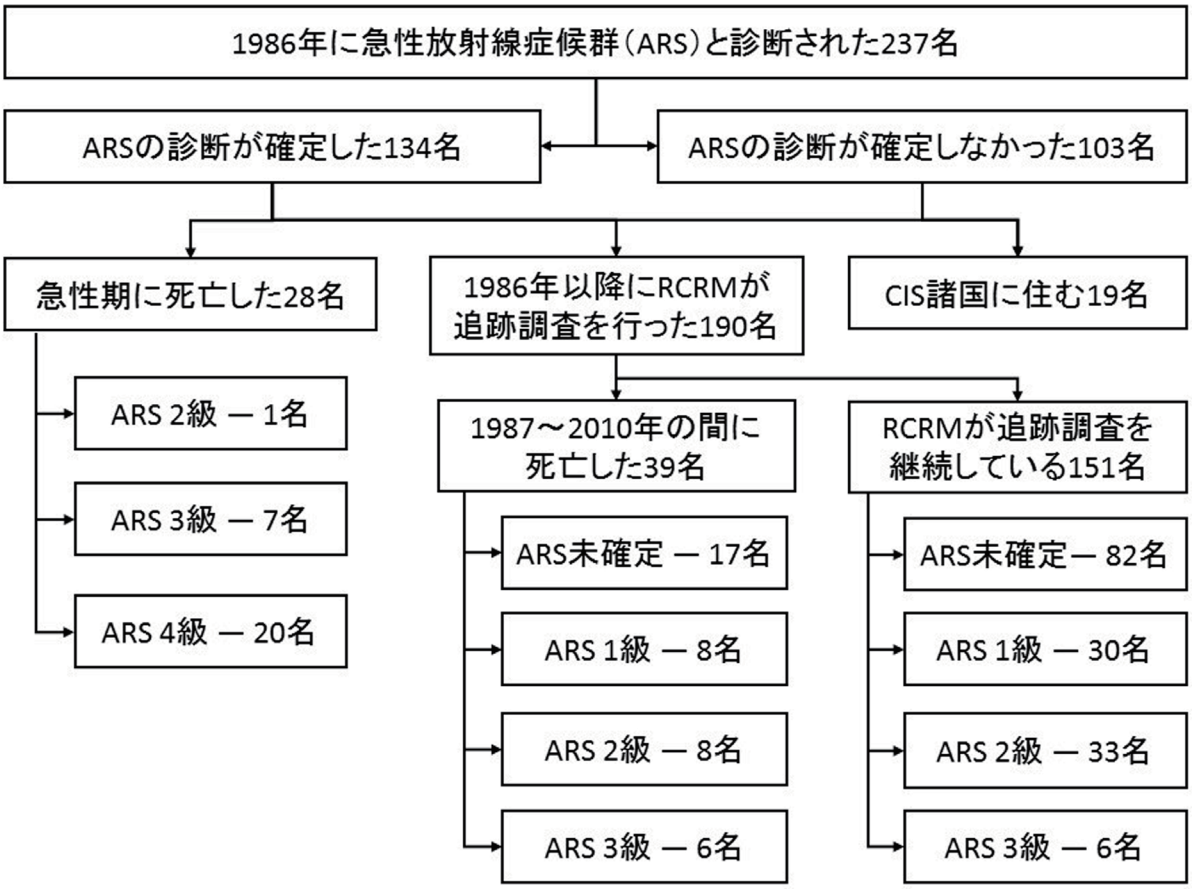


図 3.58　チェルノブイリ事故による急性放射線症候群（ARS）と診断された者達の動態
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

註 ： RCRM －放射線医学研究センター、 CIS －独立国家共同体

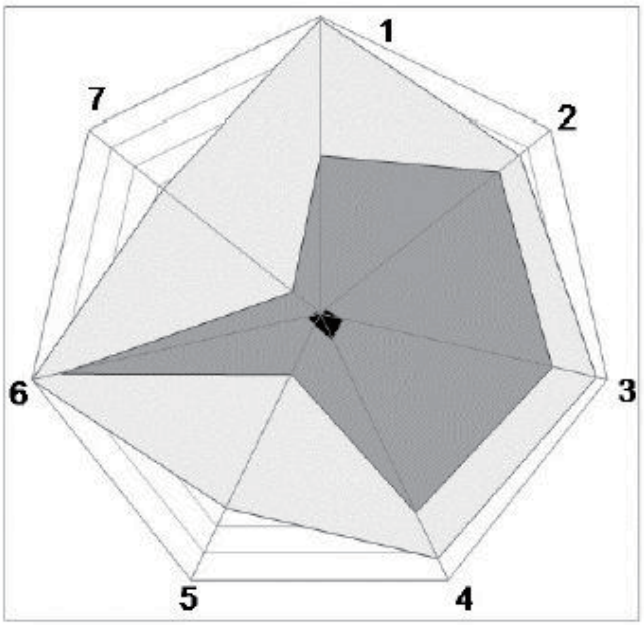
（ARS の診断が確定したか否かに拘わらず、）死亡者全員の死因で最多であったのは、癌（15 例）と心血管系合併症（12 例）であった。他に死因となったのは、肝硬変、肺結核（急性進展形式）、脳炎、骨折後脂肪塞栓、事故、外傷である（表 3.37）。

表 3.37　放射線医学研究センターの監督下に於ける ARS と診断された者達の死因

死因	ARS 等級別の死者数				合計
	未確定	1 級	2 級	3 級	
心血管系疾患	5	3	2	2	12
癌及び血液腫瘍疾患	8	2	3	2	15
身体疾患・神経系疾患・感染症	2	1	3	1	7
事故・外傷	2	2		1	5
合計	17	8	8	6	39

25 年の研究の中で、この ARS と診断された集団については、主要臓器系や代謝・恒常性の機能が検査され、心身の包括的な健康状態が評価され、確率的・確定的影響の危険要因と特徴が特定され、ARS 罹患後のリハビリテーション方法が開発された。

ARS と診断されても生存している者達は、（一度に 5 ～ 7 から 10 ～ 12 までの診断名の）内臓系の慢性疾患を発症している。事故後最初の 5 年間に、心血管系･消化器系･神経系･肝胆系の疾病が急増した。続く 20 年間に、増加は遥かに減少した。しかし、事故後 25 年には、身体疾患のある者の比率は 85 ～ 100%に達した（図 3.59)。



番号	器官系	1986	1991	2009
1	視覚系	0	53.9	99.4
2	心血管系	2.7	77.5	86.3
3	消化器系	8.1	80.6	95.7
4	肝胆系	9.5	74.6	91.7
5	呼吸器系	4.1	22.5	72.9
6	神経系	4.1	90.1	100
7	内分泌系	1.4	12.2	68.1

事故前

1991 年（事故から 5 年後）

2009 年（事故から 23 年後）

図 3.59　ARS と診断された者達に於ける非腫瘍性疾患の頻度
（% ； 国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

ARS と診断された者達の癌は､主として各部位の固形腫瘍であった（表 3.38)。事故後 10 年間の内に、5 例の悪性血液疾患が発症した。そして、引き続く 15 年間で、固形腫瘍も発症した。当時、悪性新生物と心血管系疾患により死亡した者達の 53%は、ウクライナの平均寿命まで生存できなかった。

表 3.38　ARS と診断された者達に於ける癌と血液腫瘍の発症数

疾患名	発症件数	総計	
		発症	死亡
骨髄異形成症候群	3	5	5
急性骨髄単球芽性白血病	1		
造血低形成	1		
結腸癌	3	16	10
胃癌	2		
甲状腺癌	2		
腎臓癌	1		
喉頭癌	1		
肺癌	1		
前立腺癌	1		
下顎神経鞘腫	1		
臀部軟組織肉腫	1		
頭部基底部腫瘍	1		
膀胱癌	1		
上顎洞癌	1		

事故後の数年間で 24 名が、典型的な放射線白内障を発症した。その内 10 名が ARS 3 級、8 名が ARS 2 級、3 名が ARS 1 級で、残りの 3 名が ARS 未確定であった。放射線白内障のほぼ全て（96%）の症例が、事故後 15 年の間に発症している（図 3.60）。水晶体の病理所見を見ると、光線白内障の性格は、放射線被曝の確定的影響というより、むしろ確率的影響であるようである。

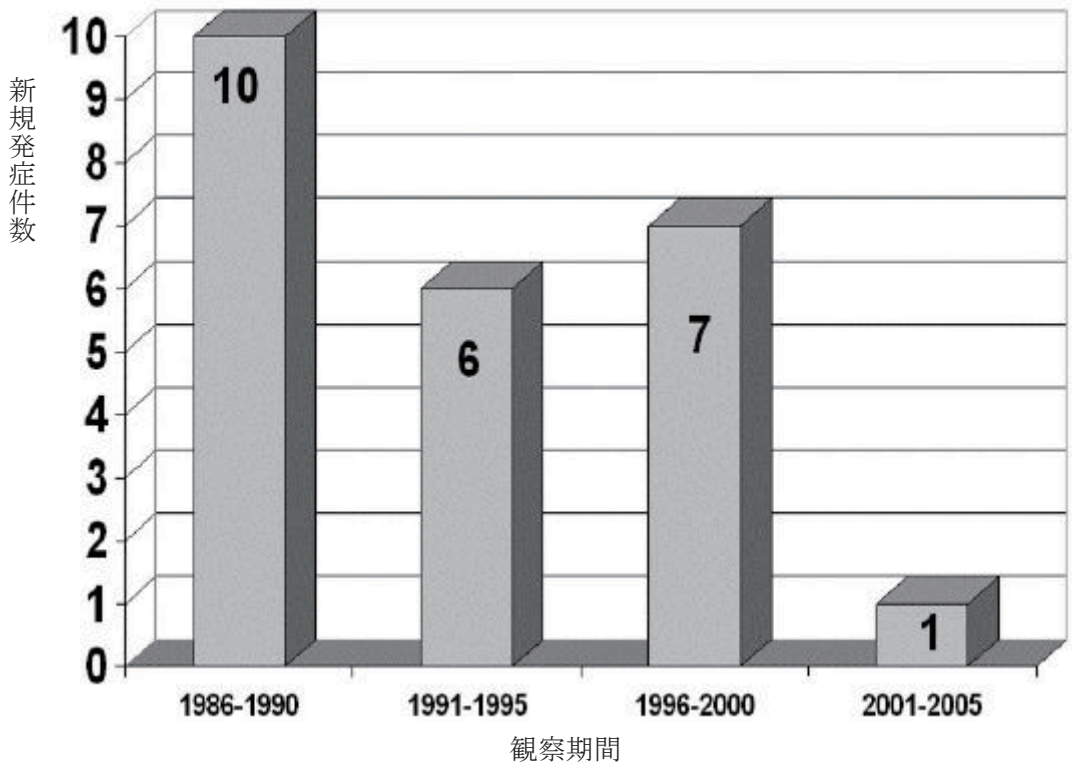


図 3.60　観察期間毎に表示した放射線白内障の新規発症件数

被曝後の遠隔期に於ける放射線白内障の有病率は、被曝線量と被曝リスクがあった時間の対数に依存して、増加していた。

事故直後または長期間の内に 1 ～ 3 Gy（≒ 1 ～ 3 Sv）の線量に被曝し、ARS からの回復期にある者達の造血系の動的観察によれば、骨髄と末梢血液に於いて、量的指数は次第に改善している一方で、血球の細胞核或いは細胞質には、質的な異常がまだ多数見られることが分かった（図 3.61 ～ 3.64）。

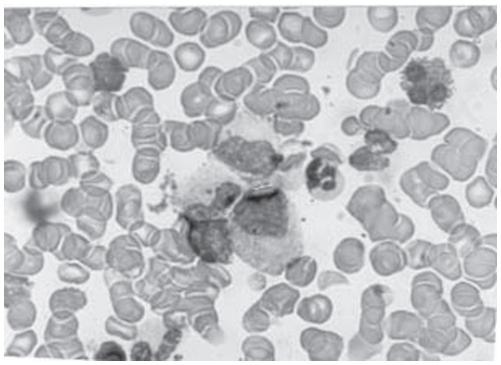


図 3.61　患者 St-ARS の骨髄細胞学的試料顕微鏡写真
低顆粒状骨髄球、 低顆粒状桿状核好中球、 空胞化した前単球、 好酸球の脱顆粒化。 ロマノフスキー・ギムザ染色。 （拡大倍率） 1000 倍。

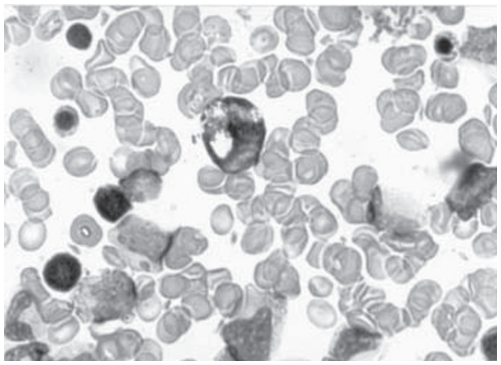


図 3.62　患者 St-ARS の骨髄細胞学的試料顕微鏡写真
空胞化した好酸球。 ロマノフスキー・ギムザ染色。 （拡大倍率） 1000 倍。

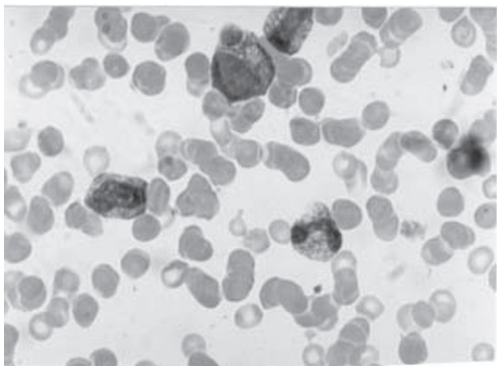


図 3.63　患者 M-ARS の骨髄細胞学的試料顕微鏡写真
骨髄球、 後骨髄球、 桿状核好中球の毒性顆粒化。 桿状核好中球細胞質の部分的脱顆粒化。 ロマノフスキー・ギムザ染色。 （拡大倍率） 1000 倍。

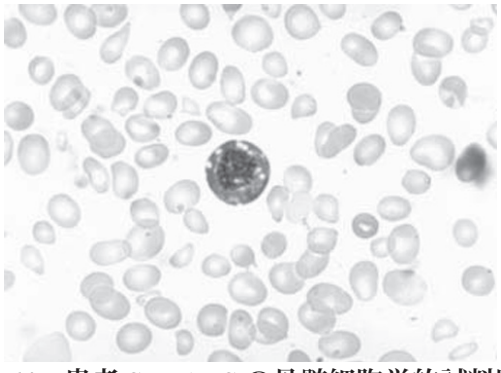


図 3.64　患者 Syd-ARS の骨髄細胞学的試料顕微鏡写真
多染性正赤芽球細胞質の空胞化。 ロマノフスキー・ギムザ染色。 （拡大倍率） 1000 倍。

血球の細胞核の異常の程度は、電離放射線による損傷の、予後の指標となる。このことは放射線生物学の基本法則に関連しており、吸収線量が大きいほど、細胞周期が遅くなることを示していた。この細胞周期の遅れは、骨髄で形成される幹細胞だけでなく一部の関連する細胞も減少すること、並びに部分的には分裂間期細胞が死ぬことに、繋がる。

有糸分裂可能な若い細胞に於いては、クロマチン構造の変化が、塊状剥片として観察される。これに対して、分裂能力を喪失した細胞にあっては、クロマチンの高度な凝集が、しばしば 1 か所から 3 か所の、電子透過領域と共に記録された。これらは、細胞死（アポトーシス）しつつある細胞の特徴である。一部の顆粒球の細胞質には、一次・二次顆粒（アズール顆粒と特殊顆粒）が発見されることもあるが、空胞化した細胞質を持ち、脱顆粒細胞がよく観察された。空胞は、時には顆粒球の細胞核さえ変形させた（図 3.65 ～ 3.67）。

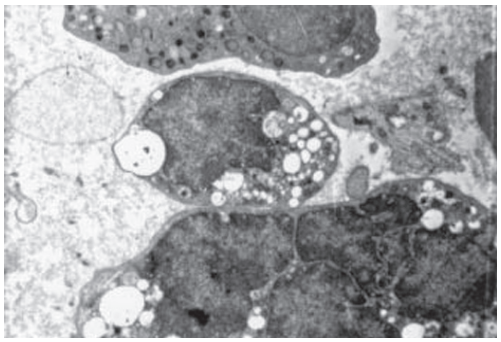


図 3.65　患者 M-v の電子顕微鏡写真
好中球の集団。細胞質の空胞化。核の部分的変形。（拡大倍率）15000 倍。

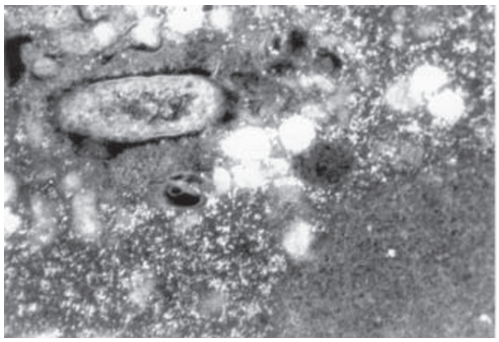


図 3.66　患者 M-v の電子顕微鏡写真
好中球の図。細胞核と細胞質の変性。好中球の細胞核中の巨大核小体。（拡大倍率）7500 倍。

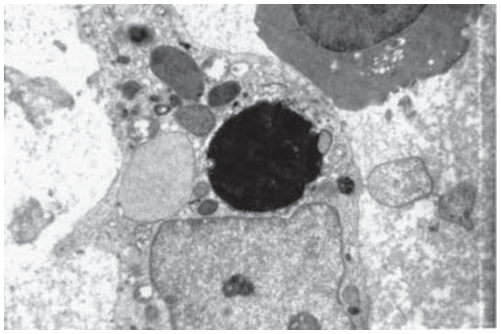


図 3.67　患者 M-v の電子顕微鏡写真
赤芽球島に於いて単一の赤血球産生細胞と接触するマクロファージ。（拡大倍率）15000 倍。

マクロファージ周辺の造血要素（赤芽球）が不足している点で、標準とは異なる赤芽球島[26]が、骨髄中には見られた。巨核球が関与する造血についても、血小板の成熟不全や空胞化、或いはムコ多糖類の減少に於いて、変化があった。

骨髄の回復期間は 1 ～ 3 年であり、その動的過程の追跡は、科学者の興味を大いに惹き付ける。回復期への移行は、骨髄中の若い世代の細胞の増加だけでなく、高増殖性・低増殖性骨髄の穿刺標本の変化によっても示される。形態及び機能指標の包括的分析を含む、このような骨髄の回復過程には、a) 末梢血液の正常化を伴う完全な回復、b) 細胞減少が残存する造血不全、c) 汎血球減少と将来の血液腫瘍の発症を含む骨髄の抑制、といった様々な結果が有り得る。

事故後の期間に、ARS からの回復期にある者達及び ARS 未確定の者達の、血液学的症状が観察された。それは通常、成熟した抹消血球の減少により、特徴付けられた。ARS 1 ～ 3 級までの回復期にある者達は、ARS 未確定の者達よりも血球減少の頻度が多い（図 3.68）。

26　赤血球の成熟領域、マクロファージを赤芽球が囲んでいる。

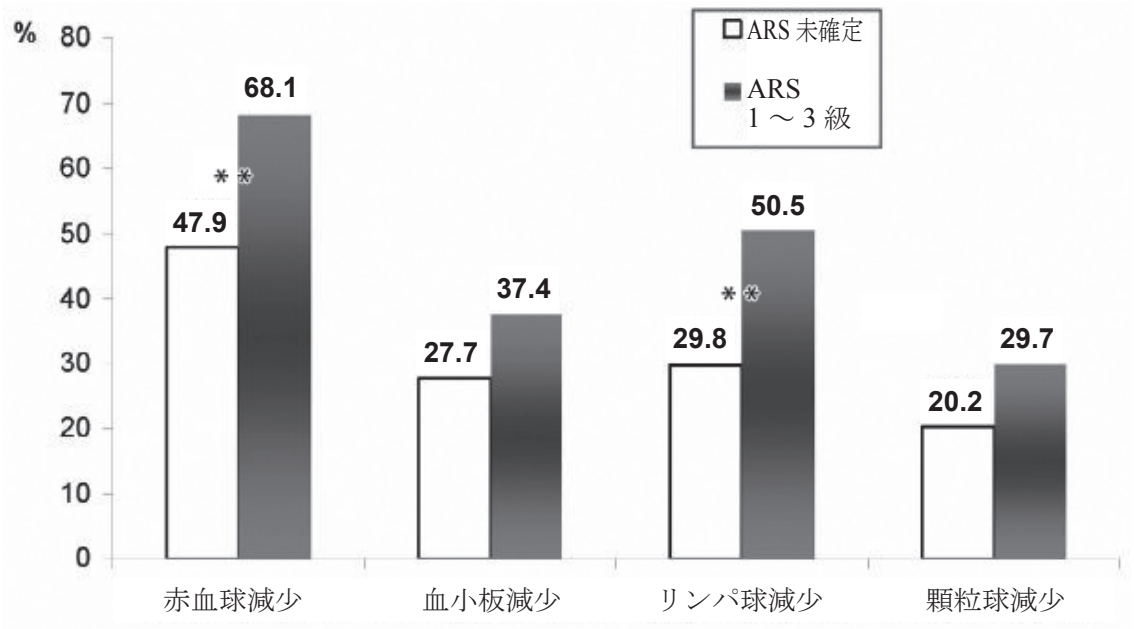


図 3.68　事故後の遠隔期に於ける ARS からの回復期にある者達及び ARS 未確定の者達の血液学的症状の頻度　（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

** 有意差　$p < 0.01$

血球減少の頻度は、被曝後最初の 5 年間は高かったが、その後低下していく傾向にあった。25 年間を通じて、ARS からの回復期にある者達のあらゆる血液学的症状の頻度は、ARS 未確定の者達よりも有意に高かった（図 3.69）。

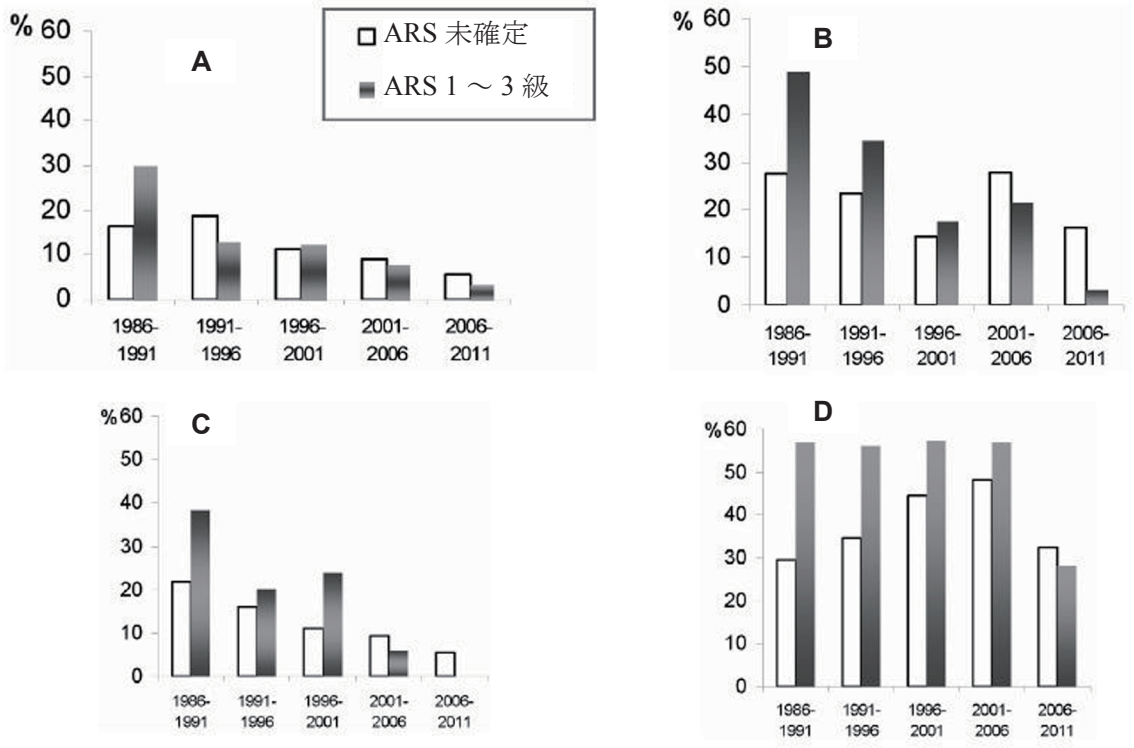


図 3.69　観察期間毎に表示した ARS からの回復期にある者達及び ARS 未確定の者達の（A）顆粒球・（B）血小板・（C）リンパ球・（D）赤血球減少の頻度
（国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターのデータ）

ドイツの科学者の協力を得て、チェルノブイリ事故やその他の放射能事件により放射線に被曝した人々の調査の為の、国際コンピュータデータベースが構築された。ARS からの回復期にある者達及び ARS 未確定の者達の病歴 2390 件も、このデータベースに収録されている。

3.3.2 放射線白内障とその他の眼疾患

チェルノブイリ事故以前には、放射線白内障は、放射線量が 2 Gy（≒ 2 Sv）を超えた時に生じると思われていた。

しかし、既に 1990 年には、より低い放射線量での白内障の出現に関する報告があった。1992 年の予測は、1997 年に放射線白内障の罹患が明確なピークとなることを予言した。この予測は、チェルノブイリ核災害の被曝者に於ける放射線白内障に関する二つの独立した研究により、完全に正当化された。二つの研究とは、放射線医学研究センターによる臨床・疫学登録（CER）に基づいた研究と、国際的な調査である「ウクライナ・米国合同眼球調査（UACOS）」である。

現在、典型的な臨床像を有する放射線白内障に関して、223 の既知の症例がある。UACOS の最初の調査結果は、放射線白内障に閾値が存在する可能性を示した。しかし、その値は、従来云われていた 2 Gy（≒ 2 Sv）より遥かに低く、幾つかの年齢集団に対しては約 0.1 Gy（≒ 100 mSv）とされる。閾値は白内障の形態に依存するが、0.7 Gy（≒ 700 mSv）より高くはならないとされる。

CER に基づいた調査結果の分析は、典型的な放射線白内障が、0.1 Gy（≒ 100 mSv）未満の被曝線量で生じることを示している。5 年間被曝リスクに晒された後の、放射線被曝線量に依存する放射線白内障の絶対リスクは、図 3.70 に示されている。

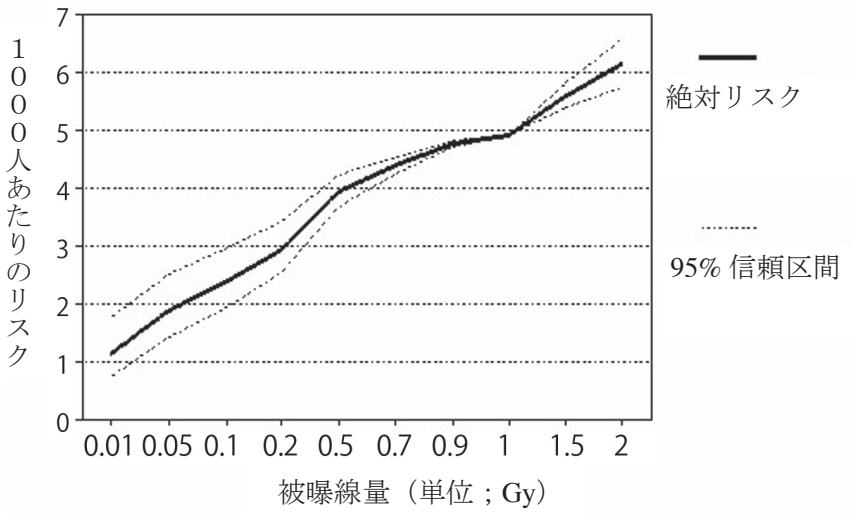


図 3.70　5 年間被曝リスクに晒された後の、放射線被曝線量に依存する放射線白内障の絶対リスク

シミュレーションでは、放射線により、1 Gy（≒ 1 Sv）あたり 3.451（(95%信頼区間）1.347; 5.555）の放射線白内障の過剰相対リスクが、$p < 0.05$ で（有意に）、引き起こされることを明らかにした。また、白内障の発症は、放射線被曝の持続期間にも影響される。この研究では、放射線白内障の閾値となる放射線量を確定できなかったが、潜伏期間は 22 年を超過するかもしれない。これらの研究と数学的モデリングは、放射線白内障が放射線被曝の確率的影響とする見解の証拠となる。

国際ピッツバーグ調査及び並行して実施されたキエフ州イヴァンキヴ地区に於ける長期研究の結果は、土壌の放射能汚染によって引き起こされる非常に低い放射線量レベルにより、小児集団に初期の水晶体の変化が発生することを示した。

チェルノブイリ核災害の被曝者では、放射線網膜症の二つの新しい形態が記述された。それらは、「栗症候群[27]」（初期と後期）と「放射線格子症候群[28]」である。

確定的影響の兆候のある、新しい放射線の影響もある。

- 受容器の複合体としての眼が機能するには、持続的な網膜電位の産生を必要とする。放射線被曝は、この網膜電位の産生を阻害する。阻害を引き起こす被曝線量の閾値は、200 mSv である [5]。
- 放射線被曝は、放射線量に関連して適応能力の減少を引き起こす。この影響の閾値は、150 mSv の被曝線量である [6, 7]。

3.3.3 免疫学的影響

1987 年に放射線医学研究センターで始まった免疫系の調査は、世界の放射線生物学の既存の経験に頼っていた。ヒトの免疫系に対する低線量の電離放射線の影響に関する研究は、負の環境要因の複合体から放射線の影響を区別する必要性、病理変化が同位体比に依存すること、被曝期間と放射性核種移行経路、組織・器官・個体が持つ放射線感受性の特性といった、幾つかの困難な問題に直面している。

事故後の遠隔期に於ける、様々なカテゴリーに属する 16 万 5000 名以上の被災者を対象にした、免疫機能障害の頻度（図 3.71）の調査は、有意な上昇を示しており、事故処理作業従事者の集団で最も顕著であった。被曝後の 5 年間に観察された、急性放射線症候群（ARS）からの回復期にある者達の免疫系の変化は、T-細胞系列または B-細胞系列の機能の抑制と非特異的の耐性機構（自然免疫機能）の障害を併せ持つ、放射線誘発性の免疫不全であると看做された。

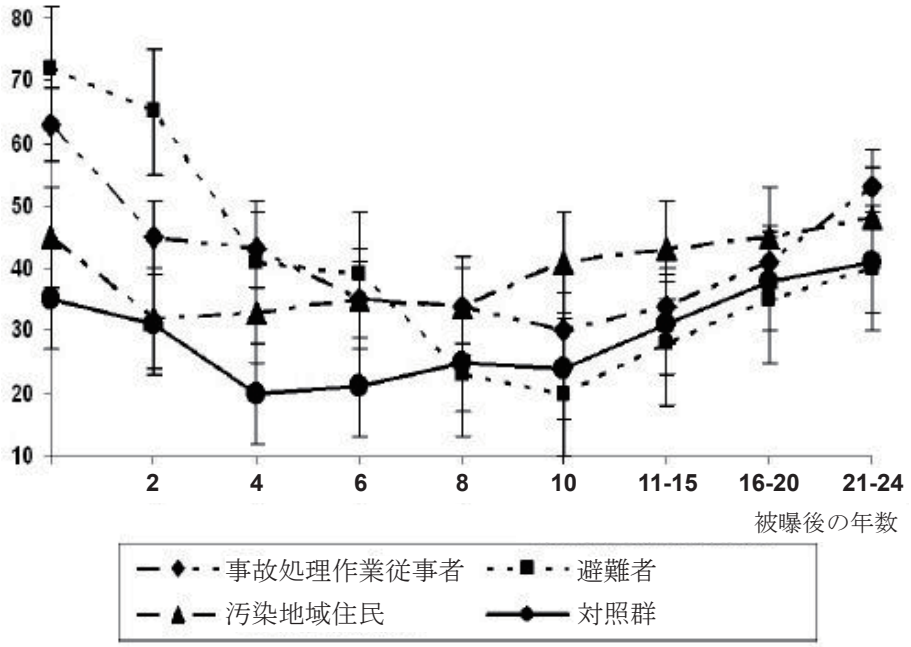


図 3.71　チェルノブイリ事故による被災者に於ける二次（後天性）免疫不全の頻度

27　chestnut syndrome；脈絡網膜炎、網膜血管の変化。
28　syndrome of the radiation grating；滲出液の斑点が網膜の中心部に散在する症状、中心性漿液性脈絡網膜症と思われる。

被曝後 10 年の間に、ARS と診断された者達の 32％に、免疫系の代償性変化が現われた。また、37％は、免疫系の調整不全的変化を示した。そして、残りの 31％では、細胞性免疫不全の徴候が見つかった。被曝後 15 ～ 25 年の間には、原始前駆細胞の分化障害が、末梢血中の原始前駆細胞の数の増加と CD123 抗原（IL-3 受容体 α）の発現レベルの低下という症状で、明らかになった（図 3.72)。

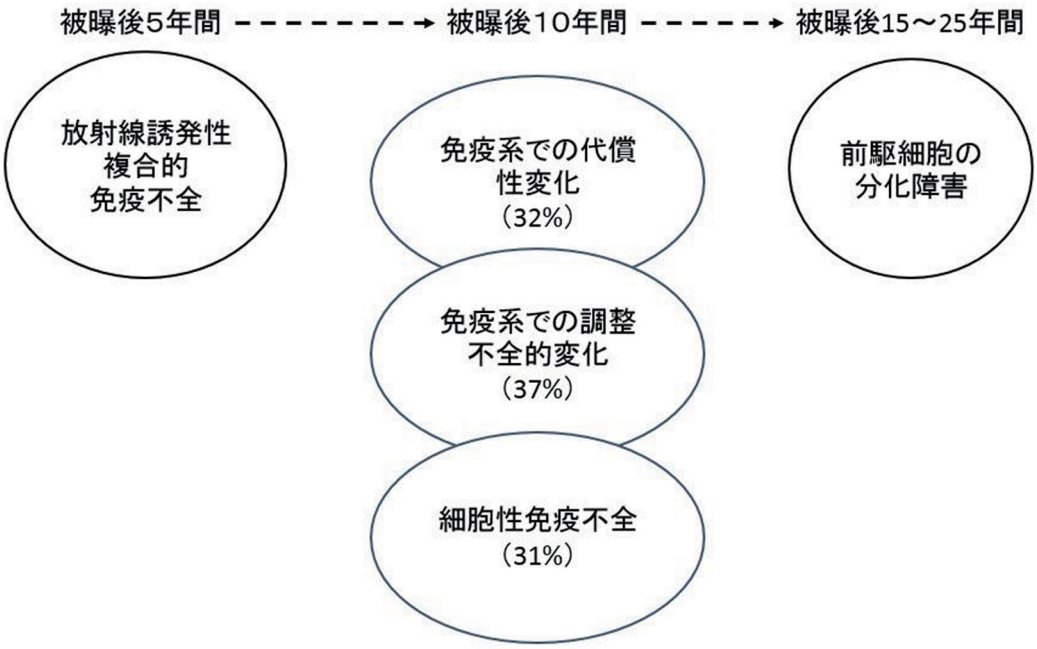


図 3.72　事故後の期間に於ける ARS と診断された者達の免疫系の変化

事故後の遠隔期には、ARS と診断された者達に、免疫細胞の幾つかの細胞集団の回復が記録された。それらは、細胞障害性 T 細胞を含む T リンパ球、B リンパ球、そして系統的に最も古いナチュラルキラー細胞である。細胞亜集団とそれらの機能的活性では、放射線被曝線量に依存した撹乱が持続しており、細胞亜集団の代償的余力が確実に枯渇していることを示している。$CD34^+$ 細胞（造血系前駆細胞）の集団全体の被曝線量との相関係数は 0.48 であり、有意に達した。この結論は、図 3.73 に示すように、早期前駆細胞の分析によって確認されている。

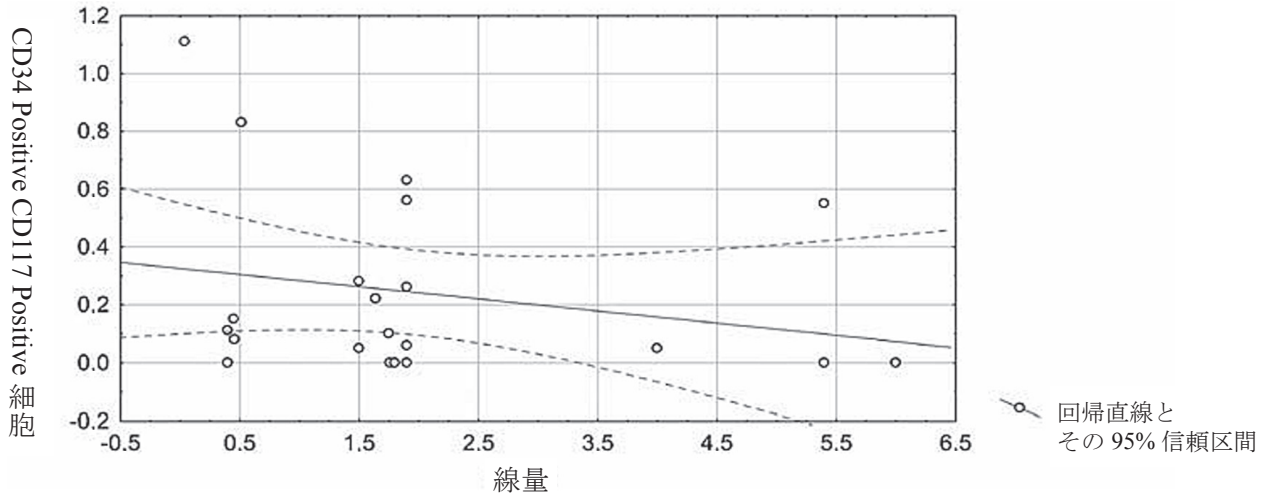


図 3.73　ARS の診断を受けてから 20 年後に於ける放射線被曝線量に依存する早期 $CD34^+CD117^+$ 前駆細胞（早期骨髄芽球）の数のヒストグラム

事故後の遠隔期に於ける、低・中放射線被曝線量の範囲内での影響の研究は、身体疾患と心身疾患の存在に関連する、幾つかの困難に直面している。低放射線被曝線量の範囲内に於ける免疫学的影響の形成は、以下の主要な要因に影響される：

- 細胞への放射線誘発性の非致死的損傷（機能的に不完全な子孫細胞の増殖）；
- 液性因子による拡散効果；
- 免疫応答の変化（神経免疫因子、脂質代謝とそれに付随する病理）；
- 適応システム応答（細胞周期が放射線抵抗性の相へ変化すること、段階的放射線量依存的な未成熟細胞の産生と非特異的活性化）。

得られた結果は、事故後の遠隔期に於いて慢性身体疾患（慢性閉塞性肺疾患、慢性肝炎、循環不全脳症[29]）を有するチェルノブイリ事故処理作業従事者に、白血球 — とりわけリンパ球 — の非特異的分裂促進因子[30]や組織（特異的自己抗原）と微生物抗原に対する、反応の変化が見られることを示している。ある特定の明確な影響の形成として、リンパ球細胞表面の活性化抗原（CD25 と CD71、より少ない程度であるが HLA-DR）の発現の変化が立証された。有している疾患によって、反応性の減少と増加の両方が検出されていた。このような変化の中で最も蓋然性の高いメカニズムは、放射線に起因する欠損が修復されないまま残存し、二次的影響の連鎖にある抗原反応性細胞の活性化誘発性アポトーシスと非特異的免疫抑制のようなことも含んでいるはずである。

事故処理作業従事者及び 30 km 圏内で作業していた職員の集団では、有意に短いテロメア（染色体の端に存在する DNA 配列）が見つかった。それだけではなく、テロメアの長さと細胞のアポトーシス初期段階への進行を一方とし、上記二つの被曝者集団での在職歴を他方とした場合、両者の間に逆相関を示している（図 3.74）。

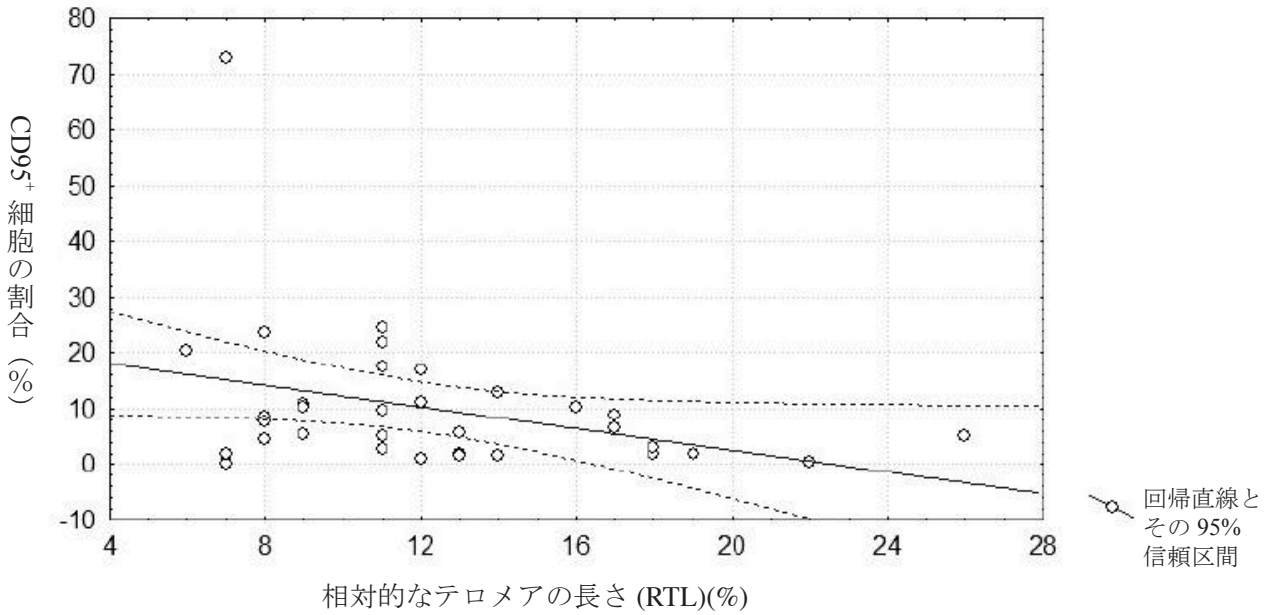


図 3.74　相対的なテロメアの長さと CD95⁺（アポトーシスを媒介する受容体）細胞数の割合の回帰直線を使用した散布図

29　CIS 諸国でよく使われる疾患名であるが、欧米では「慢性脳虚血」と呼ぶ。
30　フィトヘマグルチニンなど。

また、抗アポトーシス性タンパク質 bcl-2 を発現する細胞が十分に高い割合で維持されているが、試験管内実験（インビトロ）で見られるアポトーシス誘導物質ベラパミルの作用[31]は、この割合の平均指数を有意には変化させておらず、テロメアの長さとアポトーシスへの進行という性質が、不均一な細胞集団である可能性を示している。

放射線と酸素ラジカルの影響は、サイトメガロウイルス（CMV）の遺伝子発現を増加させ得る。その影響は、チェルノブイリ事故処理作業従事者と ARS からの回復期にある者達に於ける、CMV への血清陽性反応や CMV 再活性化の増加の主要因かもしれない。また CMV 陽性患者に於ける、CMV 感染力の増大は、身体疾患 ― 特に慢性胃炎、慢性気管支炎及び様々な類型の関節炎 ― の割合の増加に関連していた。

慢性リンパ性白血病（CLL）患者のリンパ球系細胞の IgH_V 遺伝子[32]に於いて、抗細菌抗体や抗ウイルス抗体を持つという有意な相同性が見つかった[33]。自己抗原或いはアポトーシスを起こした細胞と相乗して、ウイルス感染や細菌感染は、CLL を引き起こすことがある。CLL 抗体を持った、チェルノブイリ核災害により被曝した患者では、抗体が、ウイルスや細菌成分の抗原と反応する抗体に相同である。この知見は、原発事故からほぼ四半世紀が経過したにも拘わらず、CLL の病原に感染症が寄与している可能性を示している。

24 年間の研究は、免疫系の回復の初期の期間と事故後の遠隔期の両方で定義される、低放射線量下での系統の定義された細胞応答の存在を示している。チェルノブイリ核災害による被曝者を対象とした研究結果は、実験放射線生物学のデータを拡大させているが、それらの知見と一致しており、免疫学的影響の形成に於いて放射線要因が主要な役割を果たしていることを証明している。

31　細胞内へのカルシウムイオンの流入を阻害することによって、bcl-2 の発現誘導を阻害する。
32　抗体の免疫グロブリン重鎖を発現する遺伝子。
33　腫瘍化した B 細胞の産生する抗体が、抗細菌・抗ウイルス抗原への抗体であったということ。

3.4 チェルノブイリ核災害の複雑な要因による公衆衛生への影響

3.4.1 神経精神医学的影響

チェルノブイリ核災害による長期的な神経精神医学的影響は、世界的に知られている [8]。しかし、その原因については、まだ議論がある。近年、「低線量の放射線被曝であっても、大脳への影響として病変を引き起こし得る」という多数のデータが得られている。図 3.75 は、その概略を示したものである。成人の海馬に於ける神経新生の阻害、遺伝子発現プロファイルの変化、神経炎症反応、神経伝達の変調、アポトーシス細胞死、二次的障害による細胞死及び損傷などは、その例である。これらの障害は、やはり長期に亘りよく知られる「血管・神経膠癒合」（脳の白質の病変）と共に、脳の放射線感受性の機構を説明すると思われる。

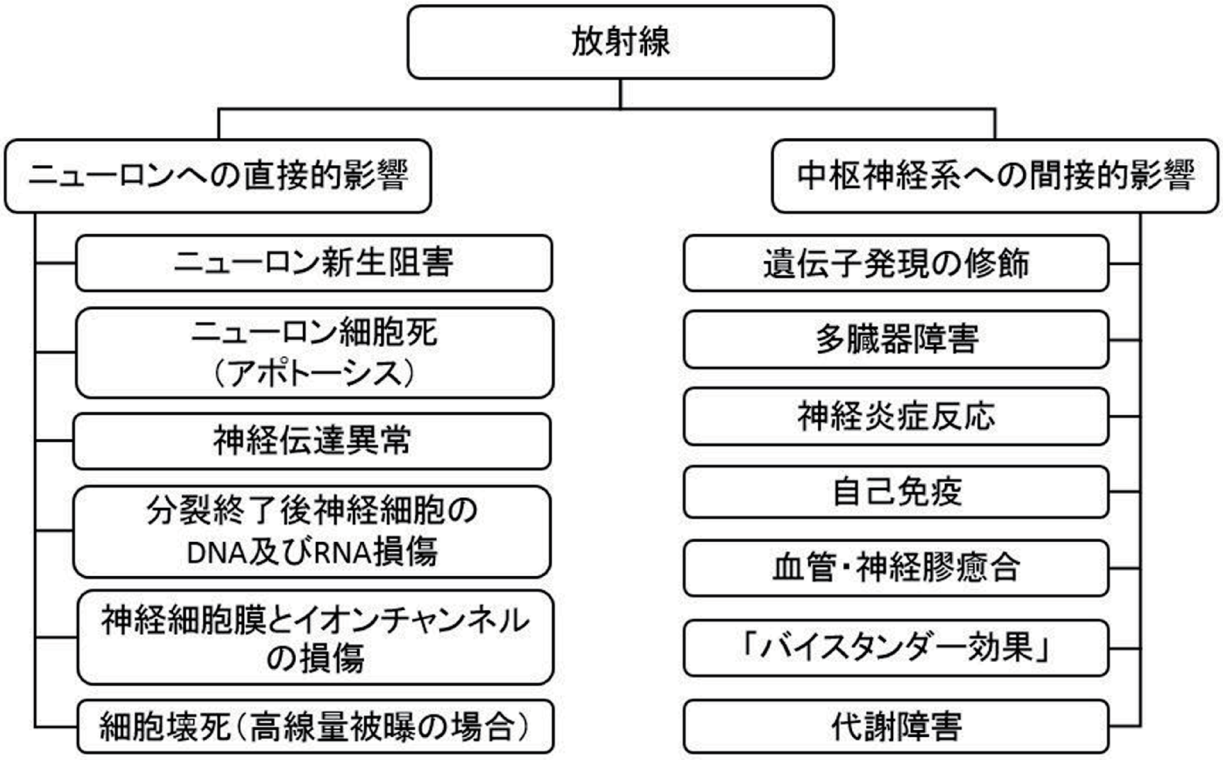


図 3.75　5 Sv 以下の放射線被曝を蒙った脳に於ける病変

放射線被曝線量依存的な大脳症状に関する最近のデータは、表 3.39 にまとめた。

表 3.39　大脳への放射線被曝線量依存的影響

被曝線量	影響
成人（全身被曝）	
50 ～ 100 Gy (≒ 50 ～ 100 Sv)	大脳損傷（標準的）
> 2 ～ 4 Sv	神経学的症状の発現（A.K. Guskova, I.N. Shakirova, 1989; A.K. Guskova, 2007）
> 1 Sv	神経生理学的・脳神経撮像のマーカーの変化、放射線照射後脳症（国立ウクライナ医科学アカデミー・放射線医学研究センター）
> 0.3 Sv	線量依存的な神経精神医学的・神経生理学的・神経免疫学的・神経心理学的・脳神経画像的影響（国立ウクライナ医科学アカデミー･放射線医学研究センター）
	放射線照射後認知障害（国立ウクライナ医科学アカデミー・放射線医学研究センター）
	線量依存的な循環器系疾患による死亡率の増加（McGeoghegan et al., 2008）
> 0.15 ～ 0.5 Sv	放射線被曝による脳血管疾患リスクの疫学データ（Ivanov et al., 2006; 国立ウクライナ医科学アカデミー・放射線医学研究センター ; Shimizu et al., 1999, 2010; Preston et al., 2003）
未成年（頭部被曝）	
> 1.3 ～ 1.5 Gy (≒ 1.3 ～ 1.5 Sv)	遠隔期大脳影響（I Ron et al., 1982; Yaar et al., 1982）
	脳腫瘍（Sadetzki et al., 2005）
	統合失調症（Gross, 2004）
> 0.1 Gy (≒ 100 mSv)	認知機能障害（Hall et al., 2004）
子宮内被曝	
胎児の外部被曝が 0.06 ～ 0.31 Gy （≒ 60 ～ 310 mSv）	妊娠 8 ～ 15 週 − 精神発達遅滞（Otake et al., 1996）
胎児の外部被曝が 0.28 ～ 0.87 Gy （≒ 280 ～ 870 mSv）	妊娠 16 ～ 25 週 − 精神発達遅滞（Otake et al., 1996）
胎児の外部被曝が > 20 mSv 且つその甲状腺内部被曝が > 300 mSv （原子炉事故）	妊娠 8 週以降 − 線量依存的な神経生理学的影響及び認知機能への影響 （国立ウクライナ医科学アカデミー・放射線医学研究センター）
胎児の外部被曝が > 10 mSv 且つその甲状腺内部被曝が > 200 mSv （原子炉事故）	妊娠 16 ～ 25 週 − 線量依存的な神経生理学的影響及び認知機能への影響 （国立ウクライナ医科学アカデミー・放射線医学研究センター）

チェルノブイリ核災害により胎内被曝した胎児には、認知機能障害及び神経生理学的障害が見られた。その発現条件は、妊娠 8 週を過ぎた胎児では、20 mSv 超の外部被曝且つ 300 mSv 超の甲状腺内部被曝、妊娠 16 ～ 25 週の胎児では、10 mSv 超の外部被曝且つ 200 mSv 超の甲状腺内部被曝であった。小児期に於ける放射線被曝は、成人してからの認知機能低下や、後年に統合失調症を含む精神疾患と線量依存的な関連がある。小児期に大脳への 0.1 ～ 1.3 Gy（≒ 0.1 ～ 1.3 Sv）の被曝を受けることにより、放射線による晩発的な大脳の損傷が観察されることもある。胎児期或いは生後 1 年未満の被曝と各種神経精神疾患のリスクとの関連については、今後の活発な研究が必要とされる。

成人に於ける放射線影響は、0.15 ～ 0.25 Sv 超の被曝線量に於いて観察されている。線量依存的な神経精神医学的・神経生理学的・神経心理学的・脳神経画像的な異常は、0.3 Sv 超の線量に於いて見出され、神経生理学的・脳神経撮像に使用されるマーカーの変化は、1.0 Sv 超で見られた。被曝後の脳障害は、主として優位半球の前頭部に局在し、白質と灰白質の両方に見られる。0.3 ～ 1.0 Sv 超の放射線被曝後に見られる脳の構造的・機能的変化に於いては、前頭皮質と側頭葉の萎縮、或いは、特に優位半球に於ける、皮質下構造と伝導路の変化といったことが特徴的である。成人期の被曝は、神経変性の傾向がある慢性疲労症候群、認知機能障害や神経精神医学的疾患、中枢神経系の老化の加速や、新しい形態の統合失調症に対する、リスク要因である。

精神疾患に関して公式に登録された情報は、調査方法が受動的であり、患者が治療を積極的には要求しなかった為に、実態よりも一桁少なく見積もっている。最近発表された、事故処理作業従事者を対象とした、根拠に基づいた精神医学の疫学調査は、構造化された国際精神医学的インタビューの手法（統合国際診断面接；WHO-CIDI）を採用した。同調査は、（精神的に健康な人々が事故処理作業従事者に採用されたので、）「健常事故処理作業従事者効果」[34] によって、事故前には、事故処理作業従事者の間での不安障害やアルコール乱用の発症率は有意に低かったこと、を明らかにした（表 3.40）。

表 3.40　チェルノブイリ事故以前の精神衛生状態：「健常事故処理作業従事者効果」
（Loganovsky, Havenaar, Tintle, Guey, Kotov, Bromet, 2008 より引用)

障害	事故処理作業従事者（295 名）	対照群（397 名）
気分障害（鬱状態）	11（3.7 %）	27（6.8 %）
PTSD 以外の不安障害	5（1.7 %）	23（5.8 %）
心的外傷後ストレス症候群（PTSD）	4（1.4 %）	1（0.8 %）
アルコール乱用	25（8.6 %）	62（15.6 %）
間欠性感情爆発性障害	11（3.8 %）	14（3.5 %）
自殺念慮	5（1.7 %）	8（2.0 %）

事故後になると、事故処理作業従事者の間では、鬱症状（18.0%、対照群では 13.1%）及び自殺念慮（9.2%、対照群では 4.1%）の発症率が、有意に上昇した。しかし、この傾向は、アルコール乱用や間欠性感情爆発性障害には当て嵌まらなかった。上述の聞き取り調査を実施する前の 1 年間に於いて、事故処理作業従事者の間で、鬱症状（14.9%、対照群では 7.1%）・PTSD（4.1%、対照群では 1.0%）・頭痛（69.2%、対照群では 12.4%）の発症率が上昇した（図 3.76, 3.77）。

註 ： 1986 年時点の年齢で調整すると、（事故前の）事故処理作業従事者と対照群では、不安障害（調整オッズ比（AOR）＝ 0.3; 95%信頼区間 (CI) 0.1, 0.9; p ＝ 0.03）及びアルコール乱用（AOR ＝ 0.6; 95% CI 0.3, 0.9; p ＝ 0.02）でのみ差があった。

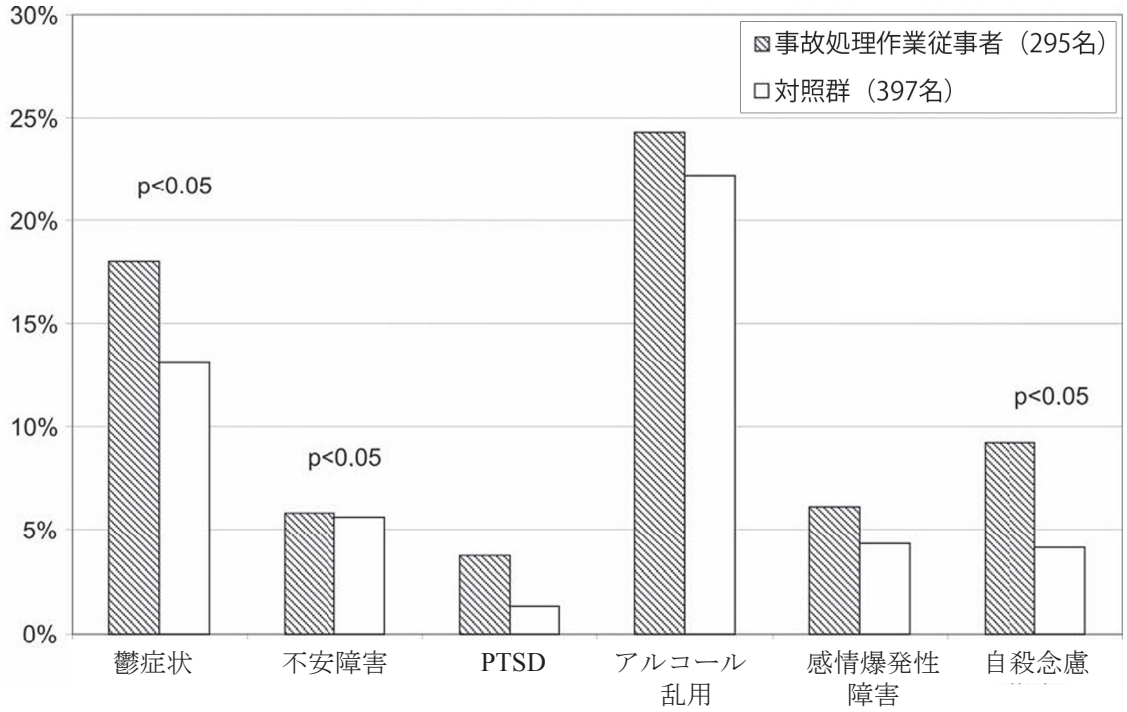


図 3.76　チェルノブイリ原発事故処理作業従事者に於ける精神疾患有病率（1986 年以降の合計）：
差異の確率は、1986 年時点での年齢及び事故前の疾患発症で調整したオッズ比に基づき決定した（Loganovsky, Havenaar, Tintle, Guey, Kotov, Bromet, 2008 より引用）[9]

34　疫学で云うバイアスの一つ、健常労働者効果。

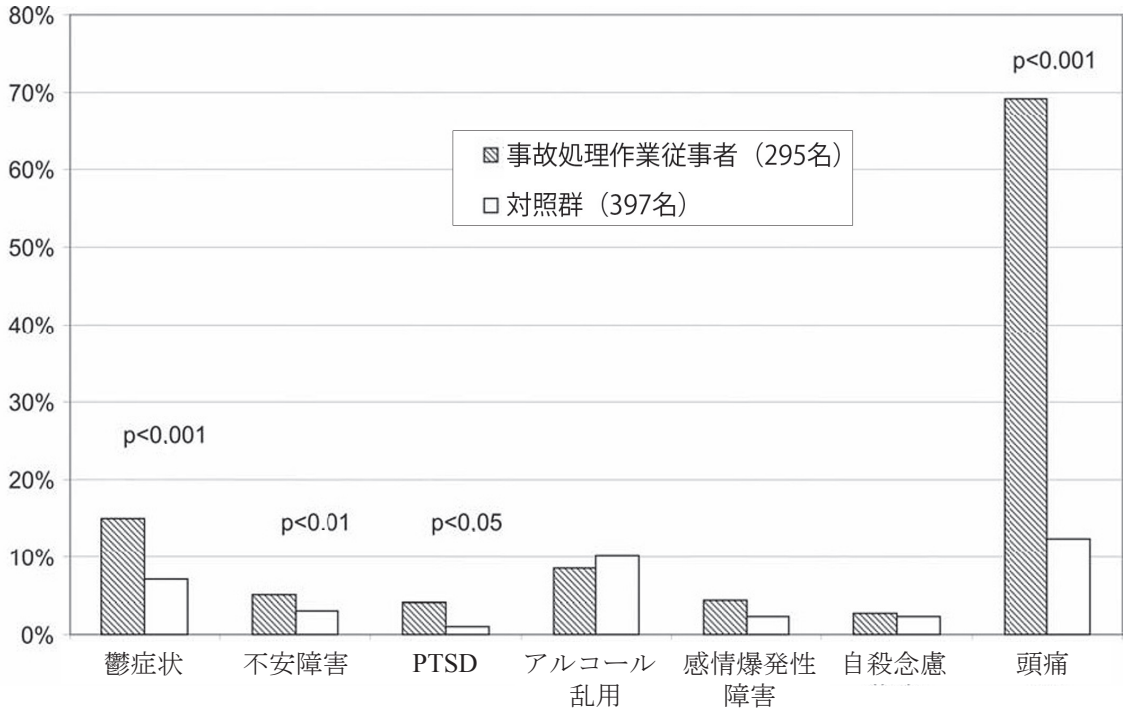


図 3.77　チェルノブイリ原発事故処理作業従事者に於ける精神疾患有病率（直近 12 ヵ月）：
差異の確率は、1986 年時点での年齢及び事故前の疾患発症で調整したオッズ比に基づき決定した（Loganovsky, Havenaar, Tintle, Guey, Kotov, Bromet, 2008 より引用）[9]

鬱症状と PTSD を抱える事故処理作業従事者は、同様の症状を発症した対照群に比べて、より多くの労働可能日を逸失した。災害の衝撃は、身体症状及び PTSD の深刻度に関連している。従って、事故処理作業従事者の精神衛生に対する、チェルノブイリ核災害の長期的な悪影響が明らかになった。

放射線医学研究センターの臨床・疫学登録（CER）のデータを分析した処、0.25 ～ 0.5 Sv 超の既存の放射線被曝リスクに曝された事故処理作業従事者では、精神疾患（鬱状態や器質的なものなど）や脳血管疾患の発症率が高まるという、臨床的・疫学的証拠が得られた。

放射線の影響を受けた「兆候」として「自律神経・血管性ジストニア」の診断が濫用されたという、一般的ではあるが誤った考えとは対照的に、チェルノブイリ事故から 1 年後に於いては、CER に登録された事故処理作業従事者の内、この診断を受けたのは 1/4 のみであった。図 3.78 から分かるように、自律神経・血管性ジストニアの診断は、事故後数年間で有意に減少し、現在では事故処理作業従事者標本の 5%程に見られるに過ぎない。

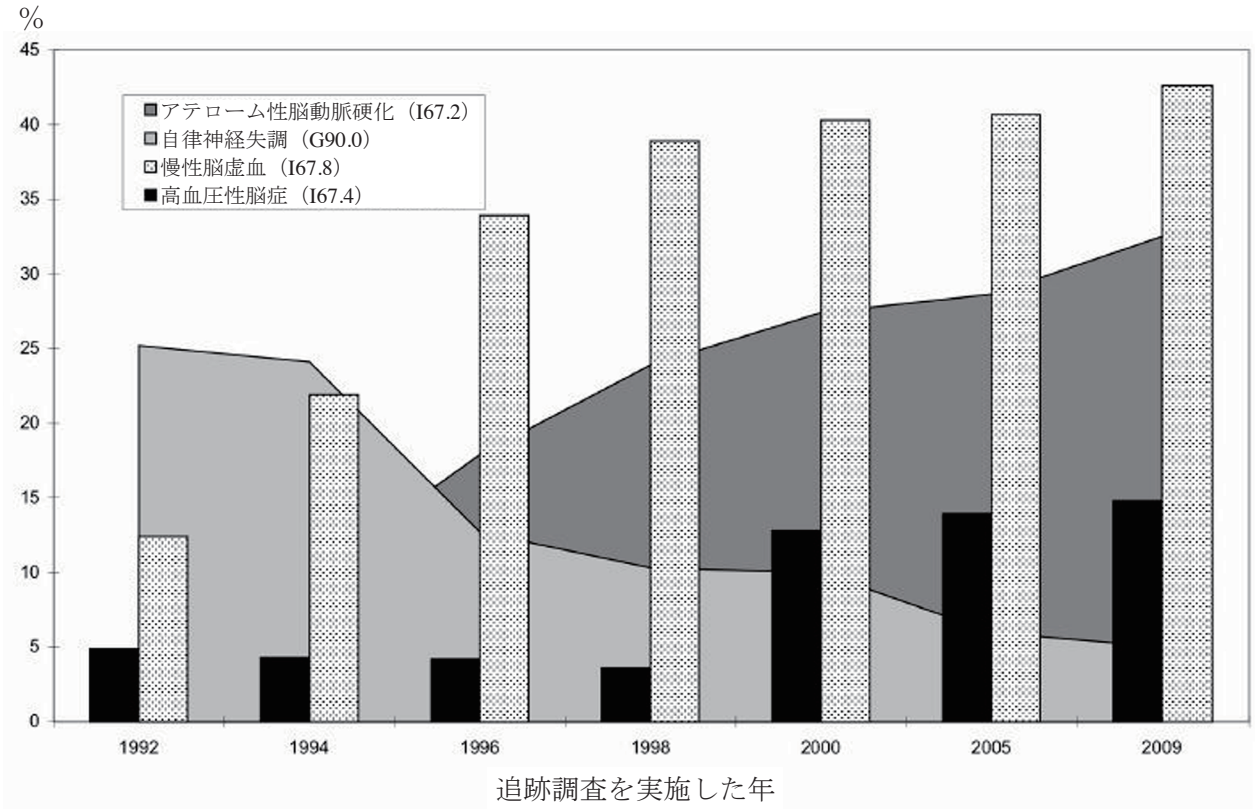


図 3.78　国立ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターの臨床・疫学登録（CER）に登録された事故処理作業従事者に於ける脳血管疾患の動態調査

事故処理作業従事者の間では、事故後から徐々に、慢性脳虚血（国際疾病分類 I67.8）やアテローム性脳動脈硬化（I67.2）、或いはこれらよりは少ないが高血圧性脳症（I67.4）などの、脳血管障害が有意に増加している。

CER に登録された、事故処理作業従事者及び立入禁止区域からの避難者の調査コホート集団から、無作為抽出された標本について、現時点（2008 ～ 2010 年）に於ける精神衛生状態の評価をした処、チェルノブイリ核災害による長期的な精神医学的影響が確認された。事故処理作業従事者と避難者の双方に於いて、精神・行動障害が一般的に見られる。また、脳血管性認知症、アルコール消費による精神・行動障害、気分変調症、そして PTSD が、かなり多く見られる。器質的抑鬱障害・器質的不安障害・器質的気分不安定（虚弱）障害・器質的人格障害も、事故処理作業従事者の間で増加している。

チェルノブイリ核災害による神経精神医学的影響は、放射線の影響と、ストレス・社会変動・伝統的リスク要因などの非放射線要因の組み合わせがあり、病因は多様である。一方、1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者（「事故処理班員」）では、特にアテローム性脳動脈硬化・高血圧性脳症などの、脳血管疾患に於ける線量依存的な増加が確認されている（図 3.79）。

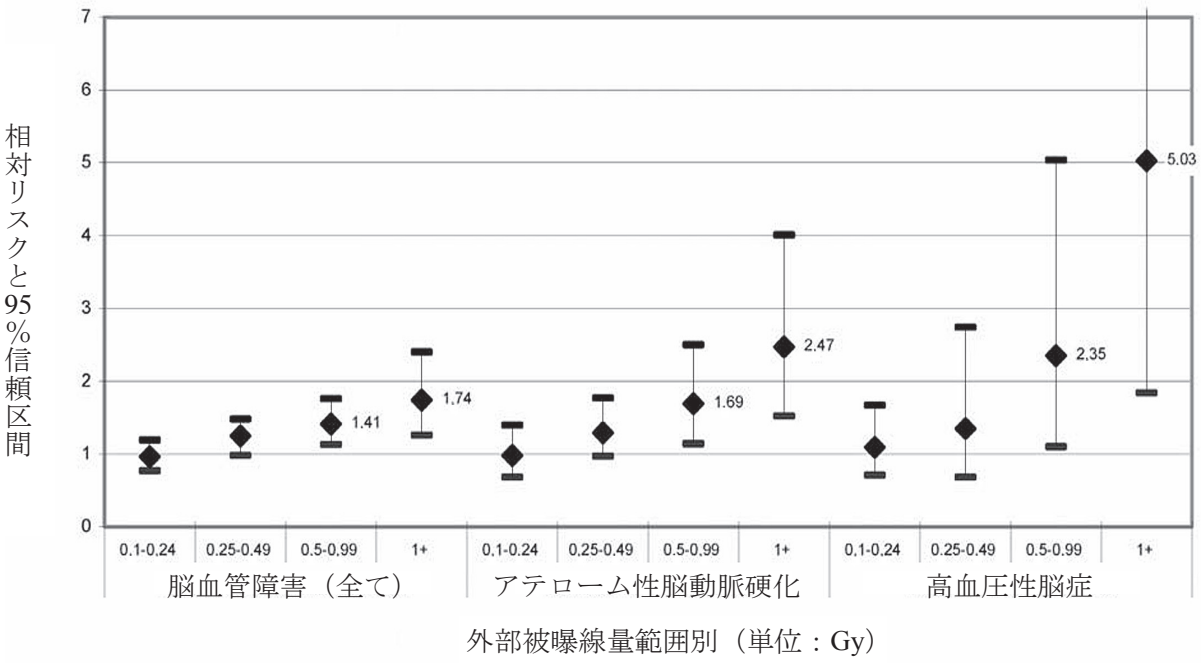


図 3.79　1986 ～ 1987 年の男性「事故処理班員」コホートに於ける、被曝放射線量と脳血管疾患の相対リスクとの関係：
被曝線量 0.05 Gy（≒ 50 mSv）未満の事故処理作業従事者（1992 ～ 2004 年の CER データ）を対照群とした。（L.I. Krasnykova, V.A. Buzunov, 2008 より引用）[10]。
有意な相対リスクが示された場合は、数値を添えている。

「事故処理班員」コホートでは、他の神経精神医学的疾患、例えば眩暈や内耳前庭障害の発症率が、線量に依存して上昇することも、確認されている。

ウクライナ国家登録簿（SRU）によると、「事故処理班員」コホートでは、神経系・感覚器官の疾患、自律神経・血管性ジストニア、本態性高血圧と脳血管疾患も、線量に依存して増加することが判明した（図 3.80）。

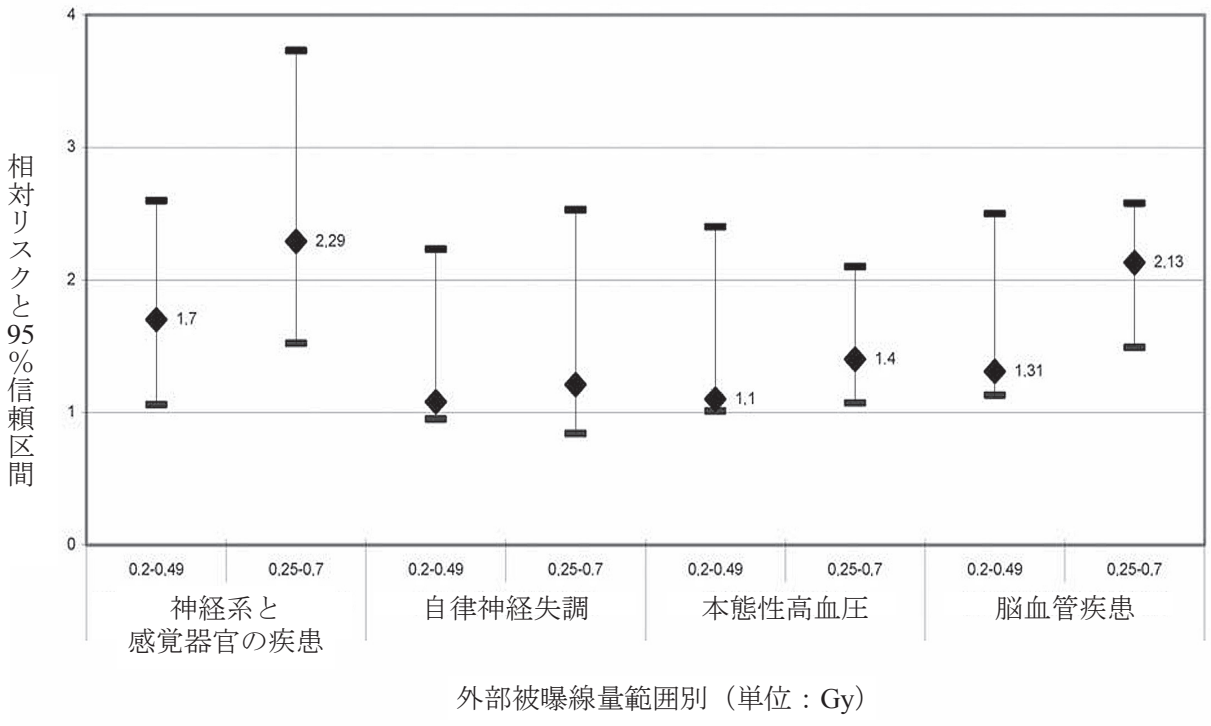


図 3.80　男性「事故処理班員」コホートに於ける、被曝放射線量と神経精神医学的疾患の相対リスクとの関係：
被曝線量 0.05 Gy（≒ 50 mSv）未満の事故処理作業従事者（1986 ～ 2001 年の SRU のデータ）を対照群とした。（V.A.Buzunov, L.I. Krasnykova, E.A. Pirogova, etc. より引用）[11]。
有意な相対リスクが示された場合は、数値を添えている。

神経精神医学的疾患の 1 Gy（≒ 1 Sv）あたりの過剰相対リスク（ERR）は、SRU 及び CER のデータによる「事故処理班員」コホートに於いて、確認されている（図 3.81）。

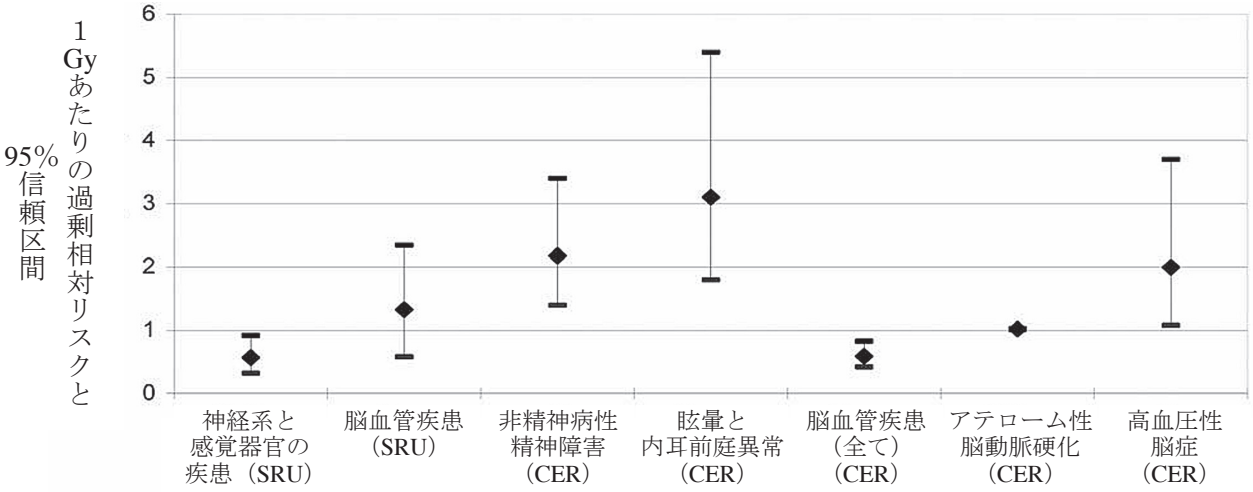


図 3.81　男性「事故処理班員」コホートに於ける、神経精神医学的疾患の 1 Gy あたりの過剰相対リスク
（1986 ～ 2001 年の SRU のデータ及び 1992 ～ 2004 年の CER のデータ）（V.A.Buzunov, L.I. Krasnykova, E.A. Pirogova, etc. より引用）[11]

「事故処理班員」コホートの 26.8%にアルコール依存症が見られ（一般集団では 15.6% , $p < 0.001$）、それ以外の 17.2%がアルコールを乱用していた。つまり、アルコール使用による精神･行動障害が、「事故処理班員」の 44%に見られた訳である。アルコール依存症は、元々精神障害を抱えていた「事故処理班員」が、チェルノブイリ核災害による複雑な要因に接触することにより、二次的に発症することが分かった。

胎児期に被曝した子供達に於いては、より多くの神経系疾患と精神疾患が見られた。被曝しなかった対照群の子供達と比べて、胎児期に被曝した子供達は、言語性 IQ が低く、知的発達の不調和が多い為、知能指数が全般的に低く出ることが多かった。25 点を超える不調和は、胎児期の被曝量に相関していた。症例群と対照群の母親達の言語性知能に、相違は見られなかった。しかし、キエフ市出身の母親達に比べて、避難してきた母親達は、有意に多くのストレスを経験し、また抑鬱障害・PTSD・心身症・不安障害・不眠・社会不適応により多く罹患していた。

原子炉事故により放射性ヨウ素が環境中に放出された時、胎児の被曝量は比較的低かったにも拘わらず、脳への障害は起こり得る。その発現条件は、脳発生の最も重要な期間（妊娠 8 ～ 15 週）には限られず、子宮内での甲状腺の被曝量が最も高い時には、それ以降でも起こり得る（図 3.82）。

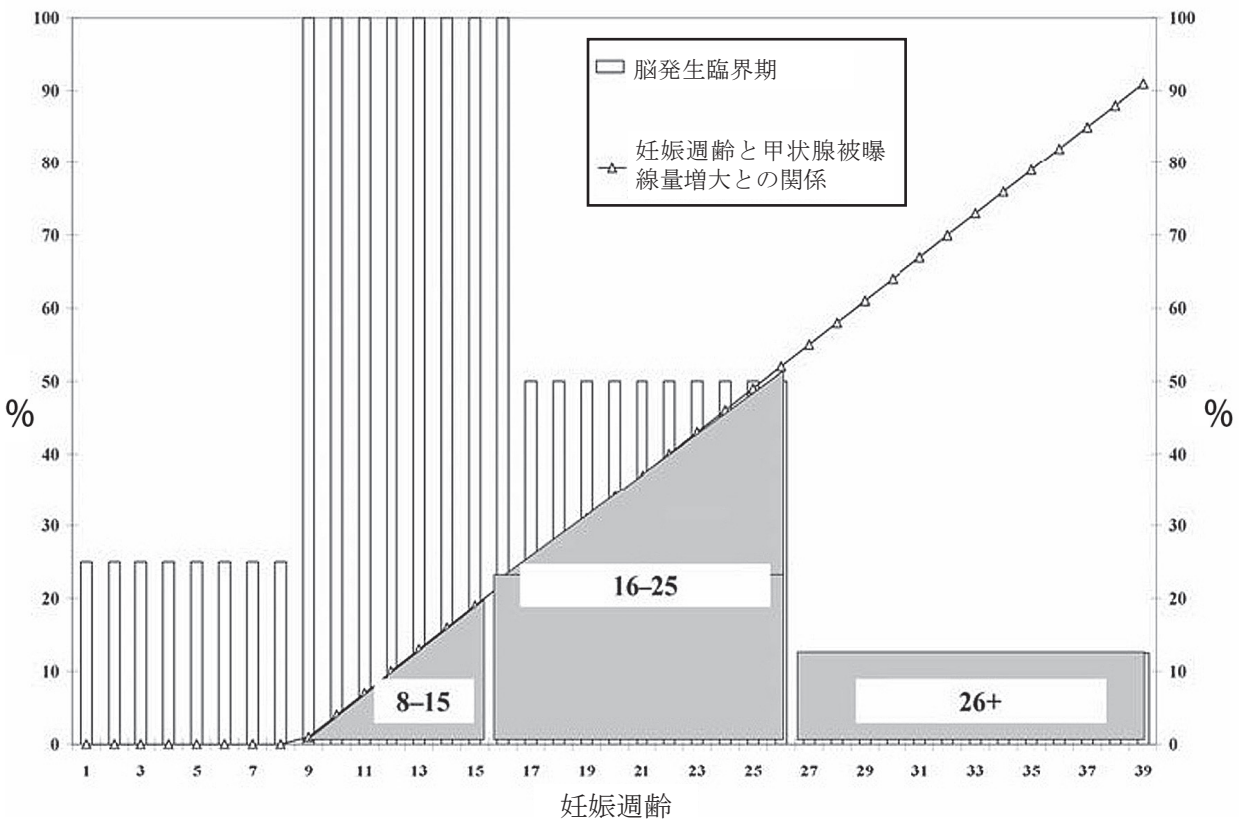


図 3.82　チェルノブイリ核災害により胎児期に被曝した子供達に ICRP–88 モデルを適用した場合に於ける、脳発生の重要な期間と、胎内甲状腺被曝量の増大との関係のイメージ
（灰色の部分は、放射性ヨウ素による被曝に対する脳の脆弱度に対応している）（Loganovsky et al., 2008 [12] より引用）

信頼できる個人の線量計測を伴う、集中的な神経精神医学的調査により、チェルノブイリ核災害による子宮内被曝後に、脳の優位（左）半球に障害が見られることが明らかになった。

重度の精神発達遅滞の増加こそ見られないものの、子宮内で被曝した人達には、神経精神医学的疾患、

脳左半球破壊の神経学的兆候、低い総合及び言語性知能指数、言語性知能が低いことによる知能発達の不調和、そして不規則な脳波パターン（左前頭・側頭部での δ 波及び β 波の増幅と θ 波及び α 波の抑制、並びに視神経情報の半球間逆転）がより多く見られた。母親の精神疾患・ストレス・子宮内被曝は、伝統的危険要因と相俟って、これらの結果をもたらした。

NATO「平和と安全保障の為の科学」事業の枠組により明らかにされた、チェルノブイリ核災害の神経精神医学的側面の主要な教訓を、以下に列挙する。心理学的な負の影響（放射線への不安とパニック反応）と心身症、「疾患へのパニック逃避」を伴う「犠牲者化」、障害と社会的無気力、不十分な社会保障、社会心理学的問題及び放射能汚染問題による移住、未来について抑鬱的感情の固定化（将来起こり得るかもしれない発癌や子供の先天的異常などへの不安）を伴う「放射線被曝後 PTSD」の特徴、発達途上の脳への影響、成人の長期的な精神衛生への障害、放射能による脳への潜在的影響、そして自殺である。

3.4.2 循環器系疾患

チェルノブイリ原発で起きた最大規模の事故に於いて、全てのカテゴリーの被災者の健康に最も影響を与えたのが循環器系疾患であることは、国際レベルで認識されている。放射線被曝量と、循環器系疾患の病理学的特徴・臨床的特徴・罹患率・死亡率との関係は、主な研究領域であり続けている。科学的循環器病登録（Scientific Registry of Cardiology）によれば、循環器系疾患に罹患している事故処理作業従事者 1 万 8669 名の間では、高血圧と冠動脈疾患が猛威を振るっている。この二つの疾患が入院理由に占める割合は、4 倍に増加した（図 3.83）。最も危機的な集団は、1986 年に事故処理作業に従事した者達である。

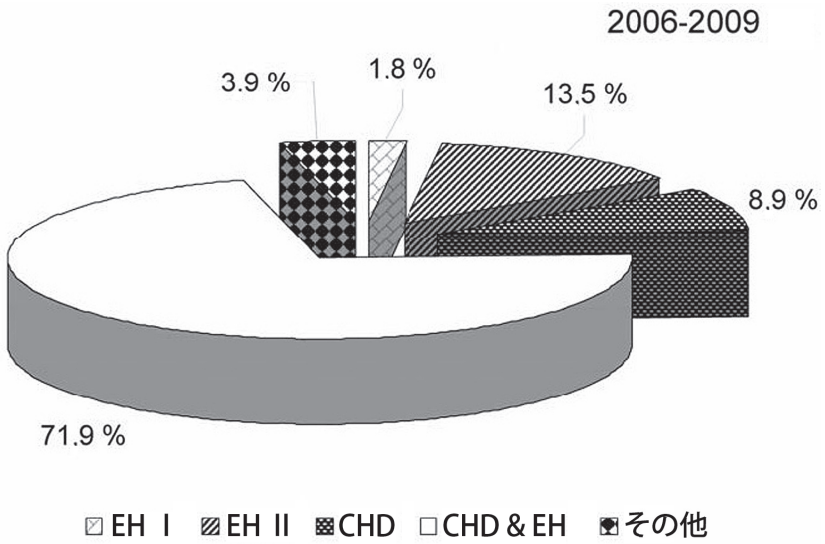


図 3.83　2009 年に於ける事故処理作業従事者の入院理由に占める冠動脈疾患（CHD）と本態性高血圧（EH）の割合

988 名の死亡した事故処理作業従事者の病理解剖学的な調査の分析によれば、死因全体の中で、冠動脈疾患（CHD）と本態性高血圧（EH）は、あらゆる種類の癌疾患の合計よりも多い（図 3.84）。

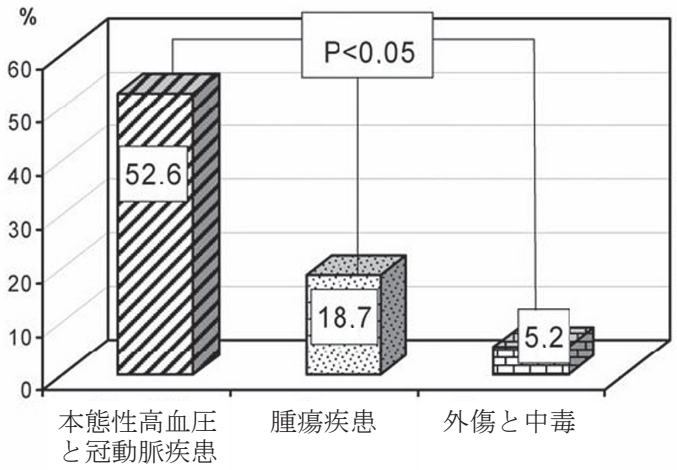


図 3.84　事故処理作業従事者に於ける死因の割合

3.4.3 気管支肺系統疾患

ウクライナ医学アカデミー放射線医学研究センターの放射線登録外来クリニックに於ける、1986 ～ 1987 年に事故処理作業に従事した者（「事故処理班員」）1 万 6133 名を対象とした、長期的（1996 ～ 2009 年）な呼吸器学的な調査の結果は、呼吸器系疾患の患者が有意且つ恒常的に増加したことを証明している。

慢性閉塞性肺疾患（COPD）に罹患し且つ放射線被曝線量が 250 mSv を超える男性「事故処理班員」7665 名では、COPD 及び慢性気管支炎に罹患する相対リスク（RR）は、放射線量依存的であった（図 3.85）。

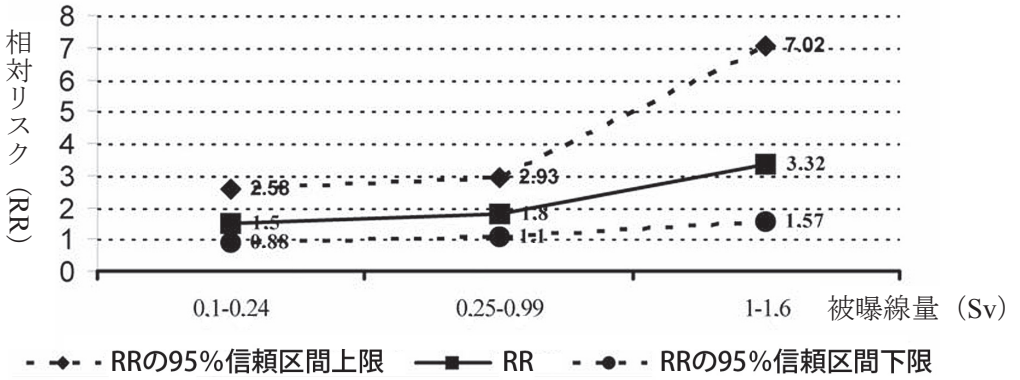


図 3.85　「事故処理班員」コホートに於ける、COPD 罹患の相対リスク（RR）と 95%信頼区間

事故処理作業従事者に於ける COPD の進行には、気道粘膜の進行性の変性と共に肺と気道粘膜の急速な線維化病変が起こり、（T リンパ球系細胞が再分布する気管支粘膜での炎症反応の不足に伴った）症状の再燃時の反応性低下と気管支分泌の異常という特徴がある [35]。彼等の COPD は、多器官の病理で構成されている。それらは、統合システムであるホメオスタシスの攪乱によって、本質的に引き起こされている。

35　つまり、気道病変優位型（非気腫型）COPD。

事故処理作業従事者に於ける気管支上皮の再生できない変化の性質、とりわけ形成層細胞[36]の目立った病変と表現型が変化した細胞の存在は、気管支内に新生物が現われるリスクが高い可能性を示唆している。COPD 患者の細胞は、EGFR と HER2 発現は正常、Ki-67 発現はより高い傾向、Ctk^+ と Vim^+ と $BER\text{-}EP4^+$ 細胞が低いレベルという、夫々の形態を示している。肺癌患者の上皮細胞は、$EGFR^+$ と $Ctk^+Vim^+BER\text{-}EP4^+$ と $CD25^+$ と $HLA\text{-}DR^+$ 細胞の数は低く、$Ki\text{-}67^+$ と $HER2^+$ 上皮細胞の発現はより高くなる、という特徴がある。

3.4.4 消化器系疾患

チェルノブイリ核災害による被災者に於いて、消化器系疾患は、非腫瘍性疾患の中では二番目か三番目に多い。事故処理作業従事者の罹患率・障害率・死亡率に関するコホート研究は、持続的な健康の負の変化を示している。事故後 24 年が経ち、消化器系疾患が非腫瘍性疾患の中で最も多くなり（31.1 %）、障害の指標で三番目となっている（10.3%）。

チェルノブイリ事故後の環境に於いて、放射線及び放射線以外の損傷を与える要因にとって、消化管系は、主要な標的組織である。事故処理作業従事者を対象とした消化器系のモニタリングによれば、胃と十二指腸の糜爛性及び潰瘍性の病変並びに肝臓病が、最も一般的であることが示された。

臨床・疫学登録（CER）のデータによれば、事故処理作業従事者に於ける胃と十二指腸の糜爛性及び潰瘍性の病変は、1993 ～ 1994 年の 119.1‰ から 2007 ～ 2009 年には 133.1‰ まで増加し、公式統計（68.3‰ ～ 96.6‰）より高かった（図 3.86）。

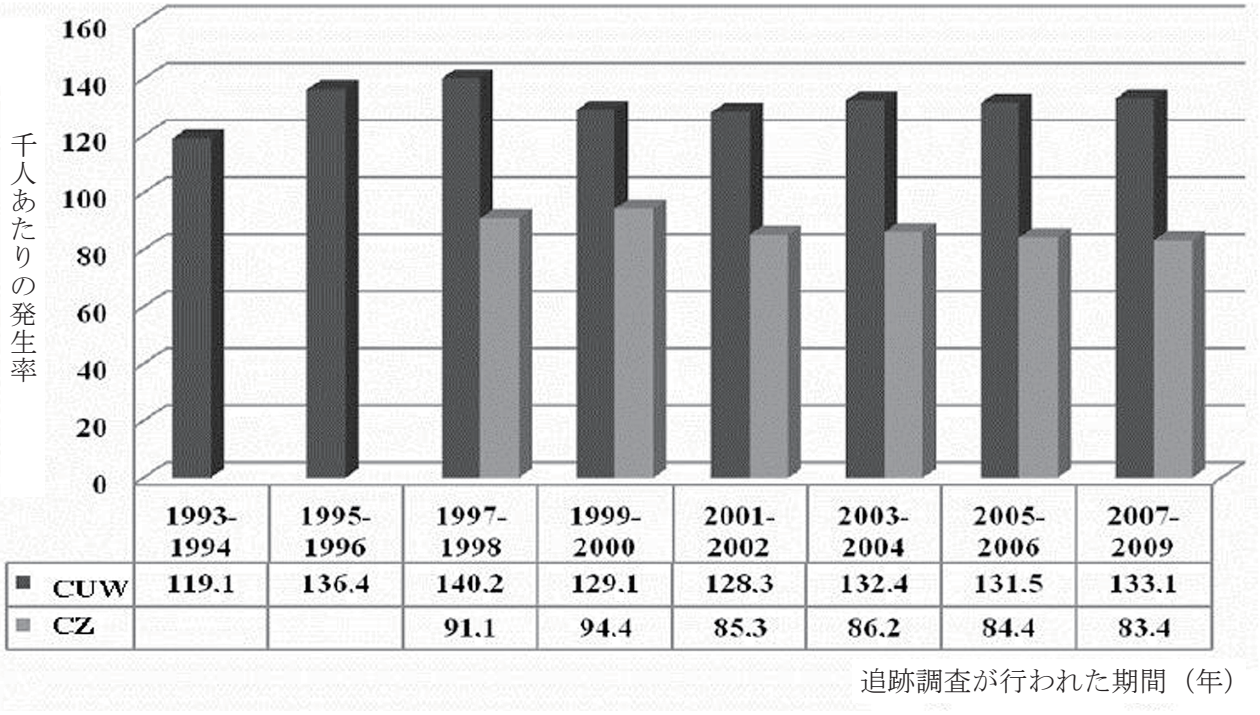


図 3.86　観察期間毎に表示した事故処理作業従事者（CUW）及び放射線モニタリング強化区域住民（CZ）に於ける胃と十二指腸の糜爛性及び潰瘍性の疾患の発生率

36　cambial cell、上皮の基になる細胞、前駆細胞。

「症例対照研究」による疫学研究によれば、幅広い年齢層（20 ～ 59 歳）で、吸収線量が 25 cGy（≒ 250 mSv）を超える事故処理作業従事者は、糜爛性及び潰瘍性疾患に関してリスクが高いことが示された（オッズ比 4.67、95％信頼区間 2.84 – 7.71)。

電離放射線とチェルノブイリ事故の他の負の要因は、全年齢層の事故処理作業従事者の、胃粘膜の全ての構造組織に影響を及ぼす。これらの変化は、自律神経失調症（astheno-vegetative syndrome）による非定型な臨床経過、ヘリコバクターピロリ感染との関連、分泌と自律調節の変化、併存疾患の組み合わせによる病理形態と看做すことができる。コルチゾール、副腎皮質刺激ホルモンとガストリンの基底濃度は、25 cGy（≒ 250 mSv）を超える吸収線量と直接の関係があり、それは、ガストリンの作用による胃酸産生機構を備えた、胃と十二指腸に特有の自己調節機能の障害を示す。

事故からかなり経ってから（2004 ～ 2009 年）は、萎縮性の変化を示す、胃と十二指腸の糜爛性及び潰瘍性疾患のある事故処理作業従事者は、高い確率で低酸または無酸状態になることが明らかになった。ガストリンと胃液酸度は、被曝線量が 25 cGy（≒ 250 mSv）を超えた辺りから低下しており、50.0 ～ 99.9 cGy（≒ 500 ～ 999 mSv）の被曝線量範囲で、これらのパラメーターは最低値となった。患者には、性格の変化が現れたが、これには強い不安感と精神的及び情緒的ストレスが存在し、不安を取り除く神経心理学的メカニズムが不足しているという特徴があった。

事故後 10 年目から 20 年目までの期間から、慢性肝炎と肝硬変の症例の増加が認められ始めた。1992 ～ 2009 年の間に、CER に登録された 2881 名の慢性肝炎患者から、70 症例の肝硬変が見つかった。疾病分類学的には、慢性瀰漫性肝臓病の内で最も数が多い疾病は、非アルコール性脂肪性肝炎（50.0％）と脂肪性肝炎（36.6％）であった。肝機能状態の変化は、放射線を大量に被曝した事故処理作業従事者に於いて、より顕著であった。吸収線量のレベルと、血清中に於ける γ-グルタミルトランスペプチダーゼ活性（r ＝ 0.6、p < 0.02)、アラニンアミノトランスフェラーゼ活性（r ＝ 0.39、p < 0.02)、グルコース濃度（r ＝ 0.5、p < 0.03）の間に、直線的な相関が見つかった（図 3.87)。

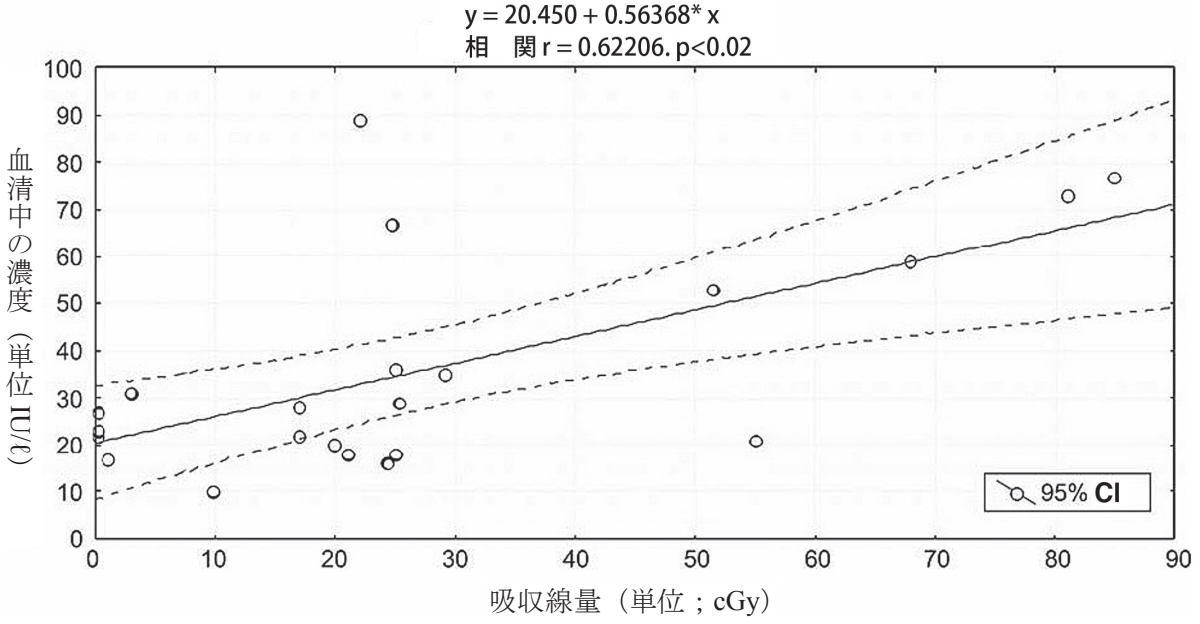


図 3.87　非アルコール性脂肪性肝炎と脂肪性肝炎に罹患した事故処理作業従事者に於ける、吸収線量と血清中の γ-グルタミルトランスペプチダーゼ活性の間の回帰・相関分析

被曝線量を異にする事故処理作業従事者の肝機能状態の生化学的パラメーターの分析によれば、被曝線量が 5 cGy（≒ 50 mSv）未満の者に比べて、吸収線量が 50 cGy（≒ 500 mSv）を超える者では、アスパラギン酸アミノトランスフェラーゼ活性の増加（$p < 0.001$）、アラニンアミノトランスフェラーゼ活性の増加（$p < 0.05$）、ビリルビンの減少（$p < 0.05$）、βリポ蛋白質の減少（$p < 0.001$）が有意に示された。

非アルコール性脂肪性肝炎はそのまま維持できる良性の経過であるという見解に反して、事故処理作業従事者では、この症状は進行性である。事故後の遠隔期に於いては、長く持続的な経過が、肝線維症及びその最終段階である肝硬変に進む可能性が増加する。

消化器系疾患の病理の特徴を考慮して、事故処理作業従事者に対する治療手法が開発された。

3.4.5 血液学的影響

事故処理作業従事者の造血系モニタリングの結果、事故直後の期間（1986 ～ 1990 年）に於いては、症例群の 25%は末梢血の白血球の数が減少しており（白血球減少症）、12%は白血球増加症、9.5%は赤血球数とヘモグロビンのレベルが高く（赤血球増加症）、9%は血小板増加症、14.5%はリンパ球増加症、10.5%は単球増加症であることが示された。事故から数年経ってからの期間（1991 ～ 2000 年）では、症例群の 24%は白血球減少症、19.7%は白血球増加症、7.6%は血小板減少症、2.4%は血小板増加症であると確定された。症例群の 15%には、二血球減少症または汎血球減少症が認められた。2009 年には、白血球減少症と血小板減少症と貧血症の患者の割合は安定したままであったが、リンパ球増加症の患者の数は僅かに増加した（図 3.88）。

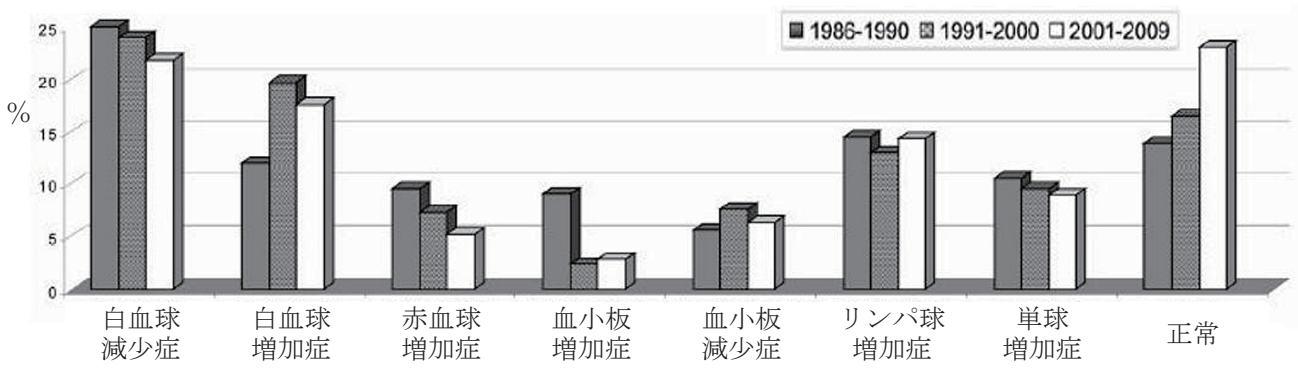


図 3.88　事故処理作業従事者の血液疾患の割合の動態観察

全観察期間に於いて、量的指数で相対的に標準化してみると、質的障害の特徴は、造血系の細胞要素である細胞核及び細胞質の不整が見られること、低分葉核好中球や顆粒球とリンパ球の細胞質の空胞化、そして細胞質の肥大や中毒顆粒の発生などである。

巨核球の中の「古い」細胞の数は増加し、巨大血小板の存在、多形態の顆粒の細胞、そして一部の検体に於いて、血小板の凝集体と大小様々な形状のものの蓄積が、見つかった。（図 3.89 ～ 3.91）

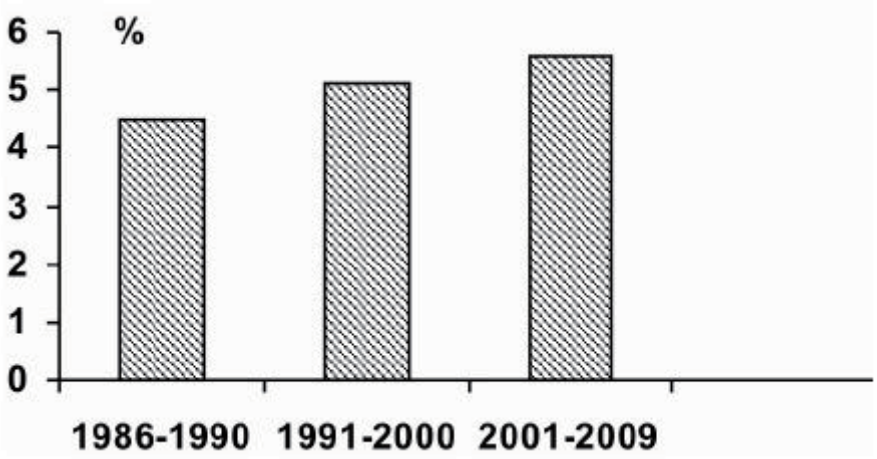


図 3.89　観察期間毎に表示した事故処理作業従事者の造血細胞に於ける質的障害の割合

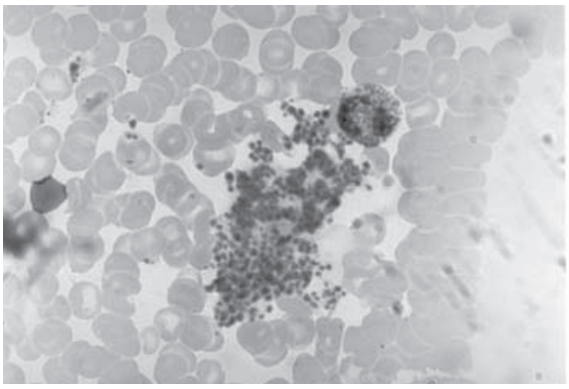


図 3.90　血小板の蓄積

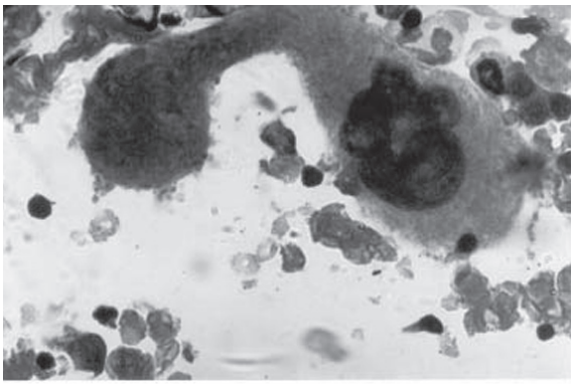


図 3.91　部分的な血小板圧縮がある異常な巨核球

従って、被曝だけではなく、チェルノブイリ核災害に関連したあらゆる要因が複合して、人々の健康に影響を与えている。その影響を打ち消す為に、追加の保健対策が必要となっている。

4.

チェルノブイリ核災害の社会経済的・社会心理学的影響：被災地域開発の主要問題と現状評価

4.1 チェルノブイリ核災害に係る経済費用及び損失の評価

チェルノブイリ核災害は、旧ソ連のみならず、国境を越えて多大な経済的･社会的損失をもたらした。この事故は、旧ウクライナ・ソビエト社会主義共和国（SSR）、旧ベラルーシ SSR 及び旧ロシア・ソビエト連邦社会主義共和国（SFSR）の多数の地域で、日常生活･自然環境･産業を極めて大規模に破壊した。この事故による影響は、ウクライナ・ベラルーシ・ロシア連邦での生活のあらゆる側面に、未だに破壊的な影響を及ぼしている：

- 産業と公衆が消費する電力の生産減少；
- 農業・工業設備の重大な損失；
- 森林と水産業の損害（5120 km^2 の農地と 4920 km^2 の森林の利用制限）；
- 1986 年に 11 万 6000 人を避難させ、彼等の住居を建設した際の多額の出費。1986 ～ 1987 年に、約 1 万 5000 戸の集合住宅、1000 人を超す被災者の為の一時宿泊所、2 万 3000 棟の建物、及び 800 箇所の社会文化施設が造られた；
- 事故直後から、放射線の影響から住民を防護し、人間の生命と健康に対する脅威を最小化する為に、相当の資金が支出された；
- 生活と産業の再建・環境の除染・依然として汚染地域に居住する住民への社会的支援と汚染されていない食料及び医療サービスの供給の為に、旧ソ連から被災地に対して、巨額の財政支援と技術支援が行われた；
- 被災者は、動産・穀物・住居等、避難に伴う物的損失の一部を補償された；
- 全ての工業施設と集団農場は、その活動を再開して避難民の雇用を保証する為に、資金的・物理的・技術的な損失を補償された。

チェルノブイリ核災害による影響の克服は現在も継続中であるが、その為に国家予算から巨額の資金が割かれ、ウクライナの経済発展は減速し、全国民の生活水準と生活の質は悪化している。

4.1.1 チェルノブイリ核災害によるソ連経済への損失の評価

ソ連財務省のデータによると、1986 ～ 1989 年の直接損失及び全ての財政支援からの支出の総額は、92 億ルーブル（RUB）（約 126 億米ドル（USD））であった。

1990 年には、チェルノブイリ核災害による影響の除去の為にソ連国家予算から支出された総額は、33 億 2400 万 RUB に達した。それに加えて、ロシア SFSR・ウクライナ SSR・ベラルーシ SSR の各共和国予算からも、10 億 USD が支出された。

良く知られているように、翌 1991 年は異常な年であった。ソ連はこの年に崩壊した。ソ連は核災害の後始末に 103 億 RUB を割り当てていたが、実際に使われたのはその一部であった。しかもその額は、この年の終わりに、ウクライナ・ベラルーシ・ロシア連邦の国家予算からのみ拠出された。

「チェルノブイリ事故影響除去支援基金」（口座番号 904920）から 5 億 4400 万 RUB がチェルノブイリ核災害の影響除去の為に支出された。この基金には、ソ連・ウクライナ SSR・ベラルーシ SSR・国家保険基金が出資した他、個人や法人からの寄付もあった。1988 ～ 1989 年に、外国通貨での受領は 297 万 RUB に達し、内 220 万 RUB 分は西側通貨によるものであった。

4.1.2 ウクライナの総経済的損失の評価

総経済的損失は、幾つかの要素から成る。

「直接損失」には、チェルノブイリ原発周辺と、プリピャチ市・チェルノブイリ市を含む 30 km 圏内の立入禁止区域内の、インフラストラクチャーが受けた被害による損失が含まれる。チェルノブイリ事故によって立入禁止区域内の物的資本が使用不能となったことに伴う直接損失の総額は、10 億 1060 万 RUB に上る（表 4.1）。

表 4.1　1986 年のチェルノブイリ原発事故によって使用不能となった、ウクライナの立入禁止区域内の物的資本の損失

チェルノブイリ核災害による物的資本の損失の内訳		固定資本及び流動資本		
		評価年	評価額（単位；百万）	
			RUB	USD
チェルノブイリ原発第三期の設備と躯体工事費用		1986*	99.0	136.1
チェルノブイリ原発 4 号炉		1964**	201.0	223.3
チェルノブイリ原発第二期施設		1984***	97.7	137.0
各種産業の企業（11）		1986	149.0	205.1
高規格高速道路（353 km）		1986	60.6	83.3
集団農場と国営農場（16）		1986	98.4	135.2
農場間企業（3）		1986	18.7	25.7
上下水道並びに暖房及び電力供給システムの施設とネットワーク		1986	12.0	16.5
住宅	国営（402）	1986	209.8	288.3
	民営（2278）	1986	7.1	9.8
	農村住宅（9050）	1986	28.2	38.8
社会インフラ施設（150）		1986	29.1	40.0
合計		**–**	**1010.6**	**1339.0**

*1986 年 4 月には 1 USD は 0.7275 RUB。
**1964 年には 1 USD は 0.90 RUB。
***1984 年 10 月には 1 USD は 0.713 RUB。

立入禁止区域内で物的資本が使用不能になったことによる多大な損失に加えて、以下のような損失にも見舞われた：

- 事故影響の除去作業に使用されて汚染され、放射性廃棄物一時貯蔵所「ローズソハ」または放射性廃棄物処分場「ブリャキヴカ」に廃棄された、作業用特殊車両の損害 – 3350 万 RUB（4600 万 USD）；
- 1986 年以降の、被災者の移住及び固定資産が使用不能になったことによる損失；
- 立入禁止区域外で廃棄された、住宅と私有財産の価値 –（1984 年の時価で）2 億 RUB（2 億 8000 万 USD）；
- 立入禁止区域外で廃棄された固定資本の価値 –（1984 年の時価で）4 億 RUB（5 億 6000 万 USD）。

従って、立入禁止区域内の直接損失の総額は 13 億 8500 万 USD に達する（表 4.2）。

表 4.2　立入禁止区域内の総損失額

損失の内訳	単位；百万 RUB	単位；百万 USD
物的資本の損失	1010.6	1339.0
廃棄された車両・施設・活動	33.5	46.0
合計	1044.1	1385.0

立入禁止区域外での物的資本への直接損失は、6 億 RUB（8 億 4000 万 USD）であった。立入禁止区

域内外の直接損失を合計すると、22 億 2500 万 USD になる。

直接経費の評価

事故処理及び事故後の対策の費用は、被災者の社会保障・専門医療支援・研究開発・放射能モニタリング・環境の生態学的修復・環境修復と放射性廃棄物処理・資本投資・立入禁止区域内での作業・その他、の活動類型に割り当てられた経費の総額に基づいて算定された。

この手法で計算すると、1986 ～ 2010 年間の直接経費の総額は、305 億 USD に達する。

更に、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化を行う為の 2006 ～ 2010 年度国家計画は、その実施期間を約 100 年と定めている。その為に必要な全ての活動への財政支援は、全てウクライナの国家予算から支出される。その経費は、約 35 億ウクライナ･フリヴニャ（UAH）（4 億 7000 万 USD；当該期間平均で 1 USD を 7.5UAH として計算）と見積もられる。

間接損失の分析

汚染濃度が 15 Ci/km^2（555 kBq/m^2）を超える地域では経済活動が完全に停止し、同濃度が 5 ～ 15 Ci/km^2（185 ～ 555 kBq/m^2）の地区では経済活動は部分的に停止している。これらの土地の復旧には、少なくとも数十年を要するであろう。更に、約 5000 km^2 の森林地帯の利用も制限されている。1986 ～ 1991 年の営林・製材産業の損失は、（1984 年の時価で）18 ～ 20 億 RUB に上った。針葉樹樹皮粉採取量の減少は、1500 万 RUB の損害を付加した。ウクライナに於ける上水道網と漁業に関する経済的損失は、23 ～ 31 億 RUB であった。

以上より、農地・森林・水資源の使用不能による 1986 ～ 1991 年の 6 年間の損失総額は、97 億 5000 万 RUB となる。これを年間損失額に換算すると、16 億 2500 万 RUB になる。

よって、事故から 30 年後の 2015 年までの間接損失総額は、16 億 2500 万 RUB を 30 倍して、487 億 5000 万 RUB になると推定される。

この 30 年間中に、電力生産の減少による損失は 200 億 RUB になり、原発開発の稼働停止に伴う損失も 480 億 RUB になると推定されている。

2015 年までの間接損失の総額は、1167 億 5000 万 RUB になると見込まれる。この算定をした 1984 年当時の時価では、1 USD は 0.713 RUB であった。従って、間接損失の総額は、1637 億 4000 万 USD ということになる（表 4.3）。

表 4.3　チェルノブイリ事故によりウクライナが蒙る 2015 年までの間接損失の内訳

損失の内訳	単位；10 億 RUB
農地・森林・水資源の使用不可による損失	68.37
電力不生産による逸失利益	28.05
原発開発の稼働停止による損失	67.32
合計（1 USD ＝ 0.713 RUB）	163.74

2001 年末に、チェルノブイリ原発は稼働を停止した。この原子力発電所は、ウクライナ政府・先進 7 ヵ国・欧州共同体委員会間での了解事項覚書（カナダ , オタワ , 1995 年 12 月 20 日）に従い、また然るべきウクライナ政府閣議決定により指定された通りに、最終的に閉鎖された。原子炉閉鎖の日付は、1 号炉が 1996 年 11 月 30 日、2 号炉が 1991 年 10 月 11 日、3 号炉が 2000 年 12 月 15 日であった。

チェルノブイリ原発は予定より前に閉鎖されたので、耐用年数には余裕が有り、1 億 9781 万 1600 MWt/h の電力が生産されなかった。1 kWt/h の電力価格が 0.03 ユーロ（EUR）であるので、電力不生産による逸失利益は、59 億 2000 万 EUR に達した。

（ロシア連邦のレニングラード原発・クルスク原発・スモレンスク原発に於ける）世界的な経験によると、チェルノブイリ原発の 1 ～ 3 号炉（RBMK-1000 型炉）の耐用年数は、設計耐用年数よりも 15 年は延長できたであろう。その場合、2 億 7594 万 MWt/h の電力を生産でき、1 kWt/h の電力価格を 0.03 EUR として、82 億 8000 万 EUR の収益が得られたであろう。

この様に考えると、電力不生産による逸失利益の総額は、両者を合わせて 142 億 EUR と推計される。

他方で、電力生産の費用（一次生産費用）、タービンホール火災後の 2 号炉復旧作業の費用及び圧力チャンネル交換費用も算入されねばならない。これらの費用は、設計耐用年数を前提とすれば 13 億 EUR、耐用年数を延長する場合には 15 億 9000 万 EUR になる。両者を合わせた総費用は、33 億 9000 万 EUR と見込まれる。

まとめると、チェルノブイリ原発を予定より前に閉鎖した結果の電力不生産による損失は、逸失利益から生産費用を差し引いて、108 億 1000 万 EUR（145 億 1000 万 USD; 1 EUR を 1.34 USD として計算）になる。

ウクライナの総経済的損失の算定

表 4.4 に表示した計算方法に従うと、チェルノブイリ原発事故に伴うウクライナの総経済的損失は、1984 億 244 万 USD となる。

表 4.4　2010 年に於ける、チェルノブイリ事故によってウクライナが蒙った損失の最終総額の内訳

No.	損失項目	単位；百万 USD
1	物的資本の直接損失	
1.1	— 立入禁止区域内	1385
1.2	— 立入禁止区域外	840
2	事故影響の除去を目的とした活動と作業への直接財政支出	
2.1	— ソ連国家予算支出からのウクライナへの配分（1986 ～ 1991）	5732.2
2.2	— チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に対する支出を含む、独立後のウクライナの支出（1992 ～ 2010）	12194.94
2.3	間接損失（2015 年までの事故後 30 年間の財政割り当て）と予定より早いチェルノブイリ原発閉鎖に伴う損失	178250
合計		**198402.44**

上に掲げた損失計算は、包括的なものではない。というのも、例えば (a) 被災者の現在及び将来世代が蒙る、心身の衰弱・就労不能・収入の喪失；(b) 将来に於ける、汚染された陸地及び水域の回復費用；(c) チェルノブイリ原発の廃炉と、石棺の生態学的に安全なシステムへの転化、そして石棺からの放射性廃棄物を処理する際に生じる将来の支出；のような、ウクライナ経済に伸し掛かる間接損失の全てを考慮することは、極度に困難だからである。

結論と提言

1. チェルノブイリ事故は、原子力施設の安全性を確保する為の出費は、一度事故が起こった際にその影響を除去する為の費用よりも、遥かに安いことを示した。
2. チェルノブイリ核災害は、膨大な損失を、第一にウクライナ・ベラルーシ・ロシア連邦の被災三カ国にもたらした。例えばウクライナの総経済的損失は、約 2320 億 USD に達した。中でも間接損失（電力・製造業・農業・林業・水資源管理・漁業などの不生産）が、特に甚大である。
3. 今後 10 年間にウクライナが除去すべき社会的・経済的損失は、実際の潜在的経済力に比較して大き過ぎるので、国際支援を前提とせざるを得ない。
4. チェルノブイリ事故によりウクライナ経済に課された荷重と除去活動の規模の大きさは、依然として、核災害の最も深刻で重大な影響で在り続けている。影響を最小限に抑える為の出費は、今後数十年に亘って国家の経済発展を困難にし、住民生活の質と水準を悪化させるであろう。

4.2 放射能汚染地域に於ける現在の主要な社会経済的・社会心理学的問題

チェルノブイリは社会的悲劇である。チェルノブイリにより、公衆は、巨大な社会心理学的衝撃を突然受けた。生態学的・経済的・医学的な影響は、予見可能であった。広島とチェリャビンスク、並びにカザフスタンの核実験場は、絶えず危険を確信させてきた。チェルノブイリは、多数の人々（実際には影響を受けているが公式には被曝者に認定されていないキエフ市住民を含めると、最大 600 万人）の社会心理学的側面に、巨大で破壊的な影響を及ぼした。

社会学研究所が調査に参加したのは、余りに遅い 1992 年であった。この年、既にウクライナは、チェルノブイリ要因と「混合」した政治的・社会経済的危機に見舞われていた。

1992 年に、事故処理作業従事者を含む、全てのカテゴリーに属する被曝者 1 万人を対象として、第 1 回の意見調査が行われた。引き続く数年間に、「立入禁止区域」の住人 100 名・強制（義務的）移住区域の住人 300 名・自主的移住保障区域の住人 300 名・事故処理作業従事者 300 名・対照群としての「非汚染」区域の住人 300 名を対象とした標本調査が行われた。困ったことに、この社会調査が指し示しているのは、チェルノブイリ核災害の社会的影響は依然として大規模であり、執らなければならない包括的対策の多数が手付かずのまま残っている、ということである。

4.2.1 恐怖と健康水準

恐怖は次第に薄れている。1992 年には、ウクライナ大衆の 47%が、チェルノブイリの影響を恐れていた。しかし、恐怖の程度は年と共に低下しており、1/3 にあたる 16%にまで下がっている（表 4.5）。また、「チェルノブイリ要因」を健康悪化の主要な要因と信じる市民の割合も、41%から 15%に低下した。チェルノブイリ事故の影響に対する恐怖の程度は、実際の健康水準と大変密接に関連しており、両者の相関係数は 0.90 であった。強制移住区域及び自主的移住保障区域に住む被災者の心理学的な健康状態（夫々 60 点と 62 点）は、身体的な健康状態（夫々 33 点と 36 点）よりも 2 倍も良好であることが明らかになった。この評価基準は、最低点が 0 点（危機的）で、最高点が 100 点（非常に良好）である。これに対して、移住した被曝者の心理学的・身体的な健康状態は、両方とも等しく低水準（夫々 37 点と 32 点）であった。同じことは、「非汚染」地域の住民にも云える。彼等の心理学的・身体的な健康水準も同程度 — 1997 年のデータによれば 45 点 — であった。

表 4.5　1992 年と 2010 年に於ける、ウクライナの住民による健康状態とチェルノブイリ核災害による影響の程度に関する自己診断を割合で示したものの比較　（標本数 1880 ； % で表示）

		1992	2010	変化
健康状態	非常に悪い、または悪い	17	22	+5
	普通である	53	58	+5
	良い、または非常に良い	30	20	-10
	合計	**100**	**100**	–
チェルノブイリ核災害の健康への影響	健康状態の悪化の主要な要因である	41	15	-26
	他の要因と同程度に健康状態を悪化させている	27	36	+9
	他の要因による影響の方が、チェルノブイリ要因よりも大きい	10	22	+12
	何とも言い難い	22	27	+5
	合計	**100**	**100**	–
チェルノブイリ核災害の影響への恐怖		47	16	-31

出典：「ウクライナ科学アカデミー社会学研究所による社会学調査：ウクライナ社会 ― キエフ」社会学研究所 (2010), 45,55 頁

チェルノブイリ核災害による影響を克服する為の主要な指標、即ちその主要な目標は、被災者の社会生活水準を最大化できるようなリハビリテーションであるべきである。つまり、個々人が、その多くが将来志向である、重大な問題に積極的に取り組む姿勢を取り戻せるようにしなくてはならない。

4.2.2 1992 年の意見調査時の被災者の状況

回答者の 60%が食品の質に不安を抱いており、また、彼等の中に全体的な無力感・不眠・焦燥が広まっていた。約 1/3（30%）が生活への関心を喪失しており、20%が食欲を喪失していた（表 4.6）。半数が気分の荒みに苦しみ、不活発になった。事故によって人生全体に烙印を押されたという人々が、40%に上った。被災した地域共同体は、社会的幼児退行の状態にどんどん沈んでいった。「命運尽きた地域共同体」が形成されつつあった。彼等は、神・自己・近親者・生涯に亘る国家からの支援に、主に依存していた。被災者の 90%は、自身と子供・家族の健康が最大の関心事である。移住者が置かれた社会文化的及び周辺環境は無秩序状態であり、彼等は新たな環境への適応に四苦八苦していた。殆どの移住者は、危険な故郷への帰還を望んだ。

表 4.6　事故後の数年間に被災者に認識された、チェルノブイリ核災害の影響　（1992 年 ； %表示）

		汚染地域住民	移住者	非汚染地域住民
事故後に悪化したもの	健康	81	85	20
	家計状況	45	65	35
	行政当局への信頼	43	45	32
	労働環境	38	40	6
	家族関係	42	30	6
	宗教への信頼	4	3	1
事故に関する将来展望	大丈夫だろう、恐れてはいない	5	9	17
	解決策を見つけなければならない	11	20	28
	仕方がない	18	28	18
	これからもっと悪くなる	38	26	21
	もう終わりだ	22	15	6
完全に満足しているもの	健康診断	1	5	5
	医療と保養	8	2	12
	医薬品の配給	5	3	6
	汚染されていない食料の配給	2	9	16
頼れるもの	自分自身	38	45	57
	神	56	22	34
	行政当局	10	13	5
	科学	6	4	10
	外国からの支援	2	1	4
優先的に支出されるべきもの	移住	43	27	12
	医療	11	31	41
	全額を被災者間で分配すべき	19	25	19

回答者の最高の関心は、「子供の将来」（73%）・「物価上昇」（69%）・「健康状態」（56%）といった、人生に於いて最も重要な事柄に向けられた。これらは、家族と自身に関する事柄である。四番目の関心事（51%）は、「ウクライナの行く末」であった。これは、災害の後の状況に在っても、ウクライナ人は進歩的な市民性を失っていなかったことの証左である。一般に、被災者には悲観主義者が多かっ

た（強制移住区域と自主的移住保障区域では 60%；移住者では 41%）。対照的に、「非汚染」地域では、楽観主義者が 45%、悲観主義者が 27%を占めた。

実際に、被災者及びウクライナの全住民は、二重のストレスに晒されてきた。そこには「二つのチェルノブイリ」が在った。第一のチェルノブイリは、客観的に実在した。事故を実際に目撃した人々も居たし、噂や「敵対的な」メディアを通じて事故について知った人々も居た。第二のチェルノブイリは、情報上のものであった。この核災害の歴史を公衆に公開することを国内メディアが許可された後に、出現した。被災者達は、事故後の最適な生存法を独自に探索し始めた。

4.2.3 チェルノブイリ事故から 8 年半後

2 回目の社会学的調査は、1994 年に実施された。大まかに言ってこの調査は、被災地域住民の受動的な社会心理学的傾向が固定化してきたことを示した。

移住

移住を考慮している人々の割合は、「非汚染」地域で 27%であったのに対して、被災地域では 52%に達した。

期待

驚くべきことに、被災者達は少々行動的になった（表 4.7）。事業の経営・土地の賃借または購入・再教育を希望する被災者の割合は、「非汚染」地域で同じ希望を抱く人々の割合の 2 倍近くになった。特筆すべきは、双方の地域に於いて、「生き延びる為に生きる」という受動的な個人が 1/4 近く — 28%（被災地域）と 24%（「非汚染」地域）— も居たことである。

表 4.7　被災者と「非汚染」地域住民の希望　（1994 年 ； % 表示）

希望	被災地域	「非汚染」地域
追加収入を得る	42	55
計画を持たず、ただ生き延びたい	28	24
事業経営	21	11
借地する、または土地を買う	14	8
再教育を受ける	11	6

註：回答者は三つまで回答できた為、数値の合計は 100%を超える。

チェルノブイリ核災害の影響緩和

状況に関する被災者の自己評価は、全て核災害の影響を克服するという問題に直接に関連していた。「必要なことは全て行われた」と信じる者は、被災者の 1%しかいなかった。しかし「何かが成された」と信じる者は 40%いた。39%は断固として「何も成されていない」と回答した。驚くべきことには、判断できない者が 20%もいたことである。結局の処、影響を克服する為の活動の全体像は、被災者達の運命を左右し、その眼前で実施されるのである。特筆すべきは、被災者の 1/3 が、どこに住んでいるかに拘わらず、「全ての困難を克服する」と表明したことである。

緊急時の社会的支援

資金援助 – 66%；医薬品 – 64%；食料 – 51%；衣料 – 47%；医療 – 40 ～ 47%；という、社会的に疎外された状況に際して、確実に必要となる類型の支援が上位を占めた（表 4.8）。急を要する支援上位 10 類型の中で 9 位に着けたのは、純粋に心理学的な支援であった。被災者の 16%は「家族関係の改善」を必要としていた。どういう訳か、「非汚染」地区ではこの項目への要望は相当に高く、23%に達した。家族の幸せは、しばしば物質的な裕福さに矮小化される。しかし、この調査を通じて、それ以上のものであることが証明された。

表 4.8　社会的支援類型の重要性　（1994 年 ； % 表示）

順位	社会支援の類型	被災地域	「非汚染」地域
1	資金援助	66	63
2	医薬品	64	62
3	食料	51	39
4	衣料	47	56
5	子供達への医療	47	32
6	親族への医療	46	38
7	自身の治療	40	38
8	保養の組織化、休息	26	24
9	家族関係の改善	16	23
10	居住地の変更	14	5

食料に対する態度

「汚染されていない」食料だけを食べている被災者は、殆どいない。彼等の中には無鉄砲な者が 10 ～ 18%もいて、食料の安全性など気にしない。この点を除けば、被災者も「非汚染」地区住民も、ほぼ同一の食料の位置付を巡る構造を有する。

結論

1. 居住地の所在と放射能汚染の程度に拘わらず、被災者達は、ただ生き延びるという問題にほぼ完全に集中している。
2. 生き延びるという問題を解決する際に被災者が頼れるのは、第一に自分自身と家族と親戚である。つまり家族の環の中に隔離されている。彼等は、地域共同体に根差した団体も行政当局も信用してこなかった。チェルノブイリ省（現ウクライナ緊急事態省）は、例外である。
3. 被災者の 1/3 以上は、『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律について､何も知らないか､主要な点しか知らない。同法の条項が適正であると信じるのは、被災者の 1%だけである。

4.2.4 チェルノブイリ事故から 10 年後

1992 ～ 1997 年の間、依然として社会心理学的不適応の状態にある ―「チェルノブイリは私の全人生を破滅させた」― 被災者の割合は、ほぼ 20%であって一定していた。この割合は若者では低く、たった 10%であった。女性と農村地域住民は、この「事故犠牲者症候群」を特に発症し易い。1997 年 3 月にもなると、強制移住区域と自主的移住保障区域からの移住の緊急性は、被災者自身によって認識さ

れる限り、全国的な移住の趨勢と変わらない程度に減少した。

産業の復興については、被災者は、農産物加工 – 70% ; 消費財製造 – 68% ; 伝統産業 – 52% ; その他 ; のような方向性が最も有望であると考えていた。ここでも、若者の楽観性・経済への信頼度・自発性の高さが目立っている。

チェルノブイリは「人間・生物・社会に起因するリスクの比較」という問題を提起した。一方で、技術特性と自然要因に規定される客観的リスクがある。他方で、人々の意識と潜在意識に形成される主観的リスクもある [8–10]。日常生活の基準を支える、良く機能する情報・訓練・教育の体系がなく、客観的評価と主観的（社会学的）評価の間に矛盾があれば、事態は破局的なものになり兼ねない。政府の決定は不十分なものになる。

4.2.5 チェルノブイリ事故から 20 年後

チェルノブイリ核災害の社会的影響は、余りに広く深い（図 4.1）。社会文化的な衰退を防止する為には、問題の各構成要素にもっと注目し、多大な支出を行って、政府や地域共同体が適切な対応を執らなければならない。技術に起因する核災害は、一瞬にして起こる。しかし、引き続く社会文化的災厄は、ゆっくりと拡大する。何故なら、被災者の属する地域共同体は、当初は殆ど気付かれない程の速度で、徐々に孤立した放射能汚染地帯へと衰退していくからである。更に、自然環境は放射能汚染の程度が減少してより安全になっても、取り残された被曝者の地域共同体は、益々衰退していく。

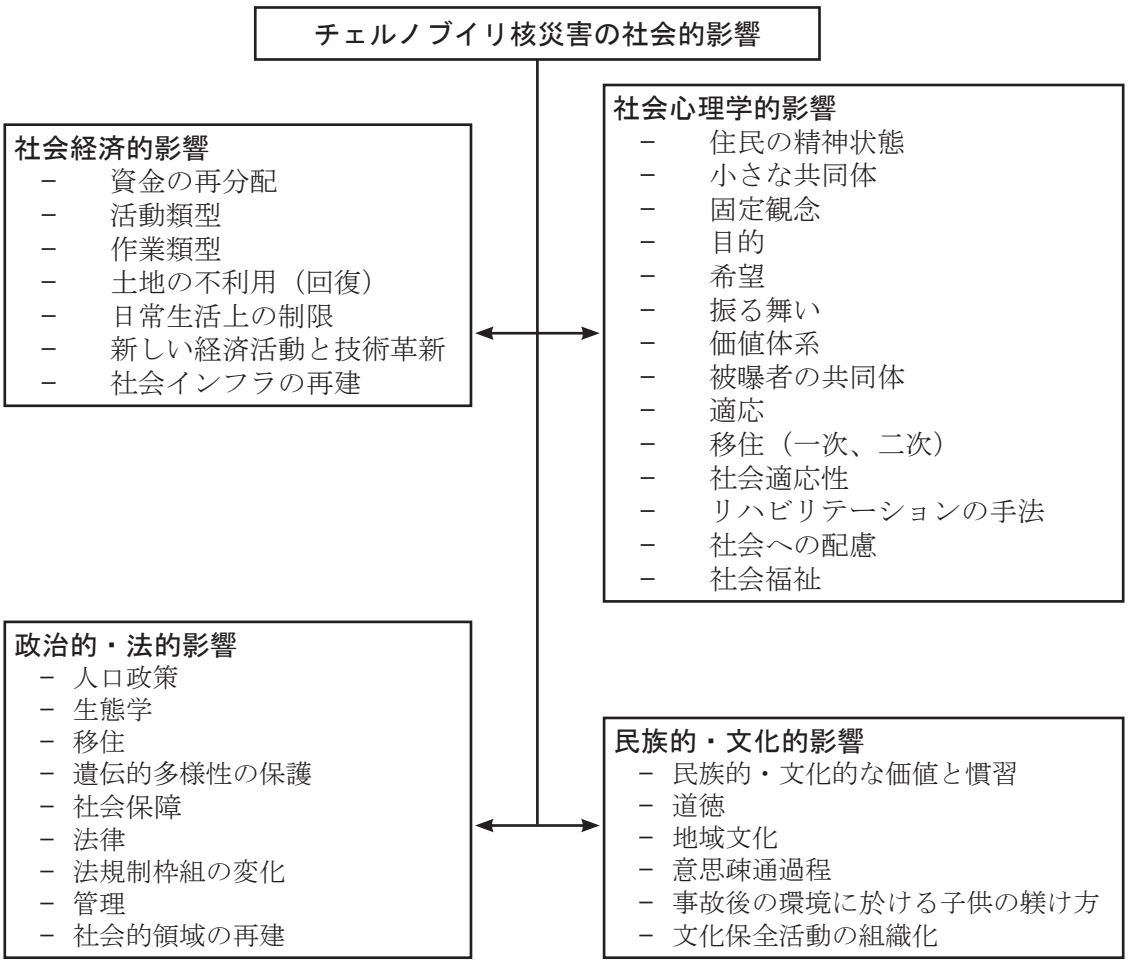


図 4.1　チェルノブイリ核災害の社会的影響の構造

これまでの処、それが医学的な手法・物的補償の支払・環境修復の何れによってなされたかに拘わらず、核災害そのもの若しくはその影響によって被災地域共同体にもたらされた、以下に掲げる数々の社会的症候群の治療は失敗してきた [12–13]：

a) 「犠牲者症候群」— 被災者の大半は、その全生涯を通じて、自らを犠牲者の一員と看做す；
b) 「社会的疎外症候群」— 自発性の欠如・温情主義・「政府からの永遠の援助」の要求が、被災者の集団意識を支配する；
c) 「避難移住症候群」— 被災者に典型的に見られる、世界観の分裂と新しい状況への適応不順により、引き起こされる；
d) 「健康喪失症候群」— 子供と大人の健康悪化と核災害の事実、及び核災害の強烈な影響が組み合わさったもの；
e) 「疑念混乱症候群」— 自らの問題解決に関して政府に期待すると同時に、ほぼ完全に行政当局を信頼せずに家族に実際の支援を求めるという、被災者の政府への逆説的な依存；
f) 「不知症候群」— 被災者が事故後の環境下での日常活動に関する法令を良く知らず、故に日常生活の客観的な状況ではなく、主観的リスクに基づいて行動しようとすること。

むしろ被災者は、将来の重要な目標として、子供の健康増進 – 80%；起業 – 55%；霊的発達への耽溺 – 54%；家族の強化 – 52%；自己の健康の増進 – 50%；を選択した。

早くも 1998 年に、ウクライナ科学アカデミー社会学研究所の社会研究センター所属の調査団が、以下の提言を提出している：

1. ボランティアが激減していることと政府資金が非常に不足していることに鑑み、被災者の移住に関する概念を再検討する。
2. 徐々に除染されつつある地域に於いて、「生命の回復」に関する具体的な計画を策定する。
3. 被災者の為の社会政策を概念的・機能的に再構成して、以下の側面を取り入れる：
    a) 「自立」、即ち、能動的な個人に家族の支援から完全に独立して納税できるだけの金銭を稼げる機会を提供できるような、社会経済体制を確立すること；
    b) 「リハビリテーション」、即ち、被災者の社会適応性の状態を適切に更新し、彼等の一部を能動的な市民にすること；
    c) 事故の影響を除去する為のあらゆる活動の効果と効率を評価するには、「社会的基準」を考慮することも必要である；
    d) 「社会政策」の概念を、社会的支援から、能動的な個人と地域共同体の社会的回復へと転換することが必要であり、その際には以下の被災者の諸段階が指標となる：
        i. 既に回復して自己と家族のあらゆる要求を充足できる「自立した個人」；
        ii. 自立する為にまだいくらかの社会的支援を要する「半自立した個人」；
        iii. 社会的支援がなければ生存できない「被扶養者」。

4.2.6 2007 年社会調査の結果

この調査の回答者は、1200 名の被災者と事故処理作業従事者を含む。また 121 名の専門家が、状況を評価しその改善についての提言を行った。

この調査結果は、特に (a) 被災者の雇用;(b) 安全な自然環境への修復;(c) 強固な社会インフラ（教育・医療・郵便・交通その他）; (d) 効率的な経営手法；(e) 家内産業；の為の条件整備が、殆どなされていなかったことを明らかにした。というのも、これらの項目が利用可能であると回答した被災者は全体

の 8%しかいなかったからである。（相互支援と交流の可能性を秘めた）社会的資本は非常に不足しており、被災者の各カテゴリーに対応する一定の項目を有していた。政府の決定に対する地域共同体の統制程度も低かった。社会団体（主として地方政府）に支援を依頼する被災者は、依然として大変少なかった。

チェルノブイリ核災害の健康への影響に対する、被災者の自己評価は、保守的なまでに否定的：事故処理作業従事者 – 86%；強制移住区域 – 77%；自主的移住保障区域 – 74%；であり続けていた。全ての被災者集団に於いて、提供される医療の水準と質に対する満足度は、まだとても低かった。それまでの数年間（特に 2001 年）と比較すると、放射能汚染地域で日常生活を行う上での規則に対する住民の認知度は、ある程度向上した。特に強制移住地域の住民の 7 ～ 10%は、これらの規則を徹底的に学習したと主張し、別の 12 ～ 14%は、日常生活に於いてこれらの規則を使っている（遵守している）と述べた。被災者の大多数（ほぼ 90%）が、放射能汚染地域で安全に生活する為の特別支援教育を希望していた。2007 年には約 70%の被災者が環境活動に参加した。この割合は、2001 年には 45%であった。被災者にとって最も差し迫った問題は、副業を得る必要性 – 71%；安全な環境への修復 – 64%；十分な社会的サービス – 62%；効率的な経営手法 – 61%；小企業または家内産業の為の条件整備 – 33%；であった。

行政当局を統制し、汚染地域内の行政と共同して差し迫った問題に対処できる程の、市民社会の構造は存在していない、と専門家達は指摘する。放射能汚染地域内に於ける諸団体間の交流は、主として指揮管理手法（即ち、トップダウン型）によって、調整されていた。

チェルノブイリ事故の影響除去の為の活動に対する被災者の評価は、以下の点を指摘した：

1. 放射能汚染地域内での生活再建という目的に沿って、社会政策を徹底的に見直し、国家・NGO・産業・公衆を巻き込んで再建への努力を行う必要がある。即ち、一つの体制の下に、行政及び自治体の管理を統合させていくことが必要である；
2. 放射能汚染地域内での生活再建計画の方向性を、放射能汚染（即ち、放射能汚染に曝される危険）への対処から、人々と地域共同体の活性化及び生命維持活動・行動の為の革新的な機会の探求に、転換することが必要である；
3. 人々の状態を「被災者」から成熟したウクライナ市民へと移行させる、漸進的な方法を策定することが必要である。

提言：

1. 新しい法律を採択すること。
2. あらゆる形態の社会協力を発展させ、マスコミの利用と効率的な情報普及を通じて、成功体験を宣伝すること。

4.2.7 社会心理学的リハビリテーション・センターの活動と被災者への情報伝達

チェルノブイリ核災害が住民に与えた長期的な負の影響は、一番最初に社会心理学的分野で明らかになった。それというのも、人々の伝統的な生活様式が変質し、放射能汚染地域内では社会経済活動が崩壊したからであった。このような背景があるにも拘わらず、人々は、20 年以上にも亘って、非常に悪質だが不確実な健康に対するリスクがある環境下で生活してきた。従って、被災者達は、大人も子供も、自身の健康状態に慢性的な不安を抱いている。一般にこの状況は、多数の社会的リスクを増大させ、個人間の関係と集団間の態度に対立を生じさせ、危機を長期化させる、幾重もの人生の危機

として特徴付けられる。

チェルノブイリ事故の社会学的・心理学的影響は、人々に吸収された線量の影響と同様に、深刻に考慮される必要がある。心理学的ストレスは、特に心身症に関する発症率の上昇のみならず、疾病率の増加にも寄与するからである。しかも、心理学的影響は、最も広範囲且つ長期的に見られる。

被災者の社会心理的リハビリテーションと彼等への情報伝達の為のセンターは、国連開発計画（UNDP）の支援の下、ウクライナ緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省により、1994 ～ 2000 年に（ボロディアンヌカ・ボーヤルカ・イヴァンキヴ・コーロステニ・スラヴーティチに）設立された。同センターは、チェルノブイリの社会心理学的影響の除去に取り組んでいる。

同センターの職掌分野は、人々への社会心理学的支援；個人が自己の人生に責任を持つように促す；既存の問題に積極的に取り組むように仕向ける；地域共同体間及び個人間の関係を発展させる；新しい生活条件に即した効率的な行動様式の形成；である。地域共同体の自治能力と地元の成長能力を伸ばす為の窓口役を続ける一方で、同センターは、事業結果の安定性を確保し、成功体験に導いてそれを普及させることに取り組んでいる。

被災者の社会心理学的問題は、「被害者症候群」の克服や、放射能汚染地域での生存可能性を否定する認識と同様に、現在でも切迫した問題である。よって、同センターの専門家達は、上述した諸問題に対処する為の新たな手法の発見に努めている。

青年層の社会参加を促進することも、同センターの重要な業務である。その目的は、新しい世代を生まれ育った場所の社会的・政治的生活に溶け込ませること、青年層のリーダーシップの育成及び地域共同体での生活を左右する意思決定に対する関心を育むこと、そして環境修復への展望と健康な生活様式を形成することである。

チェルノブイリ核災害の影響に関する情報を公衆に広めることは、依然として社会心理学的問題を克服する為の最も有効な方法である。同センターの情報・分析・教育活動は、地域の一般的な環境状況と社会経済的過程、及び放射能汚染地域内で安全な生活を送る為の情報への公衆の需要に関する、重要事項を特定することを目的としている。同センターの研究活動に於ける最優先事項は、チェルノブイリに関する、多様な問題に対する公衆の態度；認識の水準；地域生活の社会心理学的・生態学的側面；といった事項である。

新たな取組と計画を効効率的に実施し、回復過程に世界の先進技術を導入し、被災者の間に強力な心理学的及び社会的耐性を持続的に発達させる為に、同センターは国際的な機関や計画と協同して、被災地の社会経済的復興と現地生活水準の向上を目的とする事業の実施へと、慈善基金の関心を惹き付けようとしている。

同センターは、あらゆる年齢層の人々を支援すること；関心を持つ全ての人々に、社会的リスクを軽減する方法についての情報を提供すること；全ての地区に活動を拡張すること；最も差し迫った問題を克服するという目標を掲げている市町村に、能動的な地域共同体を形成すること；によって、その活動が非常に効率的であることを示した。

4.2.8 チェルノブイリの社会的教訓

教訓 1. 核災害による影響の予防と克服の中心に、人類学的な概念を据える必要がある。即ち、社会と全人類にとっての絶対的な価値である、個人と社会的共同体を中心に据えるのである。思想から技術・工学・戦争・サービス等に至る、人類が創造した全てのものは、人々の生活に社会的な影響を与え、改善し、悪化させる。

教訓 2. リスクに対する主観的評価と客観的評価の間の実質的相違について、考慮することが必要である。学術（専門的評価）、法規（規制・基準）、管理（資源・能力・人員）、情報（情報の完全性と時事性）、そして日常意識（自己の状態と取り巻く世界についての被災者の理解と評価）の各階層について、上記を考慮すべきである。影響の克服を目的とする適切な行動を執る上で、これらの階層の相違を最小化すること程、有効な成果をもたらすものはない。

教訓 3. 数十万の「事故処理作業従事者」の運命がほぼ完全に忘却されていることは、許されない。生命或いは健康を犠牲にして、事故とその影響を局地化したのは彼等である。核災害を克服する手法として、膨大な数の人員に頼ることも許されない。職業的な事故処理作業従事者の集団を事前に養成し、事故影響の克服を「無人化」し、ボランティアの関与を最小限に止めることが必要である。

教訓 4.「チェルノブイリ」被曝者集団（260 万人）は、社会的に抑圧・疎外された状態にある。健康を喪失し生活を破壊された者を、政府の補償に頼るようにと、温情的に誘導する傾向が増している。影響除去の為の社会政策を、社会的支援だけに限定するのは間違っている。被災者に能動的な人生を取り戻させる為には、大規模な復興活動が必要である。

教訓 5. 被災した地域共同体を長期に亘って情報の真空状態に留めておくことは、許されない。環境条件と適切な生活行動に関する情報を、継続的に広める必要がある。情報は、受け手に即した、詳細なものであるべきである。

教訓 6. 被災者に恐怖・ストレス・様々な「社会的症候群」を引き起こす「リスク」という概念と対照的な、「機会」という概念の生産性を高める必要がある。即ち、事故後の状況に於ける効率的な行動様式と生活活動の探求と実践に焦点を当てるべきである。

教訓 7. 機会という概念を牽引するのは、社会適応性及び将来志向への意識転換という概念であるべきである。

教訓 8. 核災害の最中と後に、多くの理由と特に情報の欠如により、状況評価を主観的リスクに基づいて行うという極めて深刻な事態が生じた。実際の処、被災者が依拠している主観的リスクは、通常は客観的リスクと大いに異なっている。リスクと機会に関する、完全で時宜を得て対象を明確にした情報を広めることは、被災者に現実に起こっている状況と実際の振る舞いを正しく認識させるのに役立つ。

教訓 9. チェルノブイリの被災者達をこれほど長期に亘って「時の流れが停止した生活」という雰囲気に留め置くことは、許されない。被災した個人と地域共同体の為の大規模な復興開発計画を、（既に遅きに失しているとは云え）核災害の社会的・文化的・経済的影響を克服する為の「行動計画」としなくてはならない。

教訓 10. 被災地域の復興開発を目的とする全ての活動に、能動的な行動様式と生活活動という、新しい目標を全国的に推進する為の枠を作るべきである。

教訓 11. 社会的影響を克服する為には、認識形而上学的な潜在能力（革新的思考と、適切な機会の見つけ方）の全階層 — (a)「地方レベル」、即ち、地方共同体の指導者とボランティア ; (b)「国家レベル」、即ち、学際的な専門家集団 ; (c)「国際レベル」、即ち、学会・政府・公衆 — を統合する必要がある。

教訓 12. 国際社会は、未だに克服されていないチェルノブイリの社会的影響と 260 万人の被曝者の運命を、忘れてはならない。ファシズムとホロコーストと同様に覚えておかなければならない。ウクライナは、チェルノブイリの社会問題を独力では解決できない。

教訓 13. ウクライナ科学アカデミー社会学研究所によってなされた観察は、他に類を見ない。何故なら、人災の分析に伝統的に用いられてきた技術経済的・生態学的手法とは異なり、国家と全人類の主要な価値である、個人と社会共同体に焦点を当てたからである。

教訓 14. ウクライナと全人類に対して、チェルノブイリは、事故後に生き延びる為の新しい方法を模

索する基盤 ― 即ち、価値論と規範体系の革命的変化が大前提になること ― を示した。

教訓 15. 文化人類学的概念の比類なき優先性は、世界で起こった最近の事件によっても支持される。アメリカ合衆国の高官達は、「イラク問題」は軍産複合体の技術と戦略により容易に解決されると信じていた。だが実際には、アメリカとその同盟諸国は、予測不可能な社会文化的影響を受けており、その克服に関する明確で建設的な改革を持っていない。軍事主義は、多次元的な社会空間に嵌まり込んでしまった。

従って、チェルノブイリ事故後の状況は、第一に取り組んでいる社会問題の程度によって、そして社会的支援（扶助・特別手当・年金等）のみに矮小化されてはならない条件によって、評価されなければならない。

4.2.9 ウクライナに於ける原子力：ウクライナ市民の受け止め方

チェルノブイリ原発は閉鎖されている。代わりに、政府政策としてのウクライナに於ける原子力開発（NPU）が、しばしば時事問題になる。2009 年春には、一連の NPU 問題が、ウクライナ科学アカデミー社会学研究所の社会観察の対象になった。チェルノブイリ事故の影響に対する恐怖がまだ残っているにも拘わらず、ウクライナ地域共同体は、41%が NPU に賛成するなど好意的な投票行動を行った。この賛成票には、チェルノブイリ原発の閉鎖は間違いであったとする急進的賛成者の票 13%が含まれた。NPU に反対する者は 33%で、少数派であった。約半数（46%）の市民は、稼働中の原発の 50 km 圏内に住むことを安全と考えていた。約 1/3 は、この質問にはっきり答えなかった。これは、稼働中の原発の安全性について、十分に深い知識を持つ者が 7%のみ；申し分のない知識を持つ者が 29%；噂話を介して何か聞いたことがある者が 1/4；聞いたことがない者が 1/3；という事実が示すように、市民が無関心であった為である。従って、情報源に対する人々の信頼度を知ることも重要である（表 4.9）。稼働中の原発の安全性に関して、人々が高い信頼を寄せるのは、順に放射線専門家（43%）・環境団体（39%）・マスメディア（36%）・国際モニタリング機関（31%）であり、原発と放射性廃棄物処理施設の管理者（14%）に対する信頼は低い。

表 4.9　稼働中の原発及び放射性廃棄物処理施設の安全性に関する、情報源に対する信頼度
（ウクライナ ； 2009 年 ； 標本数 1800 ； % 表示）

情報源	%
放射線専門家	43
環境団体	39
マスメディア	36
国際モニタリング機関	31
国家モニタリング機関	21
稼働中の原発及び放射性廃棄物処理施設の管理者	14
分からない	10

註 ： 回答者は三つまで回答できた。

原発地域に安全に居住できるかを疑いながらも、人々は、定期的な健康診断と予防検査 – 64%；保養地での無料の健康増進と治療 – 59%；月毎の金銭手当 – 48%；放射能に関する情報の入手 – 22%；安全規則の順守状況に対する市民による統制の確立 – 18%；といった、事故の潜在的リスクに対する補償を希望している。市民の大多数（65%）は、親族の誰かが原発で働くことを望まないとし、12%は自分が働いても良いとしたが、21%はこの質問に答えなかった。

結論

原子力に対するウクライナ市民のどこかはっきりしない姿勢は、チェルノブイリ核災害後に形成された典型的な心理状態と、不定期で時宜を得ない情報の提供によってもたらされた。

従って、ウクライナで原子力を更に開発しようとすれば、社会の頑強な抵抗に遭うかもしれない。原子力開発という選択肢に関する情報が依然として公開されていないので、危険に思える。また、ウクライナ市民は、原子力開発を能動的に統制するだけの準備がまだ出来ていない。ウクライナの原子力施設網の安全性に対する主観的な受け止め方を、現実的なものに変化させる為には、大規模な広報宣伝活動が必要である。

4.3 チェルノブイリ核災害の影響による人口学的・社会心理学的変化の動態分析と、その悪影響を克服する方法

不幸なことに、2007 年以降、チェルノブイリ核災害による被災者の数を政府が把握し、関連した計画の実施についての情報提供を行う為の、仕組が破壊された。国家統計局は、チェルノブイリ事故の影響を除去する為の計画の実施に関する、統計書の発行を休止している。筆者達は、当国家報告書のこの部分を書き上げるのに必要な情報を収集する為に、相当の努力を行った。

我々がまとめた表 4.10 に示したデータは、過去 25 年に亘って、チェルノブイリ核災害とその影響が、ウクライナと数百万のその住民に悲劇をもたらしてきたことを証拠付けている。被災者の全てが、ウクライナ保健省が有する医療及び予防治療施設に於いて、診療を受けられた訳ではなかった。

表 4.10　1987 ～ 2009 年のウクライナに於いて、チェルノブイリ核災害により被曝（被災）した市民の数の変動　（数は各年度末に於けるもの）

年	（健康管理下にある）被災者の人数 *	「被災者」認定者数 **
1987	264587	1994 年に認定開始
1988	256849	
1989	320459	
1990	347252	
1995	2744226	3092958
2000	2608354	3278521
2005	2342207	2526216
2009	2238334	2254471

* 出典：国家統計報告書のデータ , 書類 2-TsDN, 15, 16
** 出典：国家統計報告書のデータ , 書類 7（チェルノブイリ）

2010 年 1 月 1 月現在、ウクライナの被災者数は 225 万 4471 名であった。全体の 95.4%にあたる 215 万人を超える被曝者が、現在も放射能汚染地域での居住を強いられている（表 4.11）。事故から現在までに、16 万 4000 人以上が放射能汚染地域を去った。

表 4.11　放射能汚染地域内に居住する被災者の数　（2009 年 1 月）

被災者のカテゴリー		内、14 歳以下の小児	内、1 歳未満
全被曝者	2151811	373846	27541
内、立入禁止区域に居住する者	117	–	–
強制（義務的）移住区域に居住する者	4548	1026	78
自主的移住保障区域に居住する者	612080	131358	9611
放射線モニタリング強化区域に居住する者	1535066	241462	17852

出典：ウクライナ国家統計局のデータ

社会経済的な変化と危機が相次いだ結果、放射能汚染地域内の市町村に於ける、生活条件・労働条件・栄養条件・医療条件の全てが、現在の水準を十分に満たさなくなった。（表 4.12 に示されたように）2009 年の時点で、18 歳未満の未成年者 8 万 7986 人を含む 31 万 7467 人が、0.5 mSv/y を超える放射線被曝に依然として晒されている。

表 4.12　追加被曝線量が 0.5 mSv/y を超える放射能汚染地域に居住する住民の分布　（2009 年）

平均年間被曝線量（単位；mSv）	住民総数	内、18 歳未満の未成年
≥ 5	986	319
1 ～ < 5	135621	32758
0.5 ～ < 1	179874	54909
合計	317467	87986

4.3.1 全ウクライナと放射能汚染地域に於ける人口学的変化

1991 ～ 2009 年の間に、全国的な人口危機の結果、ウクライナはほぼ 650 万人を失った。過去数年間に於ける、最も酷く被災した地方（ジトームィル州及びキエフ州）の人口学的状況は、全国標準とはそれほど変わらなかった。例えば、2000 ～ 2009 年の両州の出生率は、少し高い位であった（図 4.2）。ところが、死亡率もまた高く、2000 ～ 2009 年の全国平均が 15.9‰ であったのに対して、ジトームィル州では 17.7‰、キエフ州では 17.4‰ であった。2004 ～ 2009 年に於けるこれら指標の差は、統計的に有意である（全ウクライナ – 16.13 ± 0.19、ジトームィル州 – 18.17 ± 0.24、キエフ州 – 17.73 ± 0.23 ; t ＝ 5.47）。

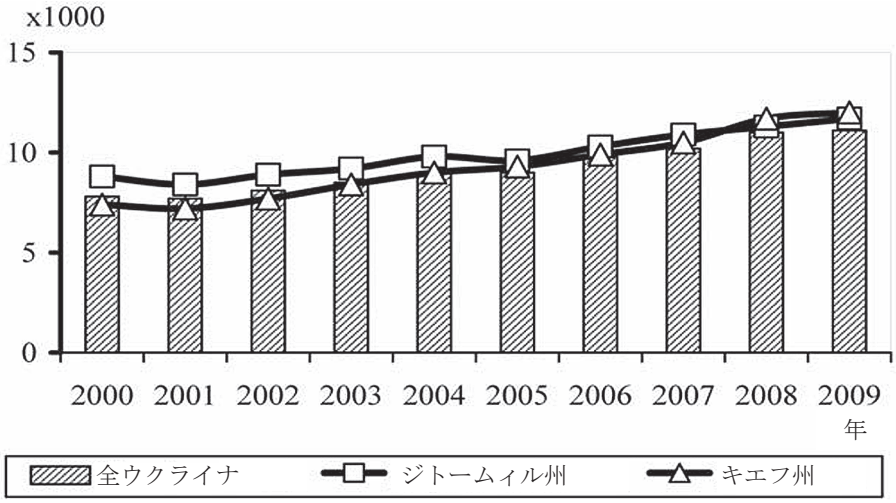


図 4.2　全ウクライナ・ジトームィル州・キエフ州に於ける 2000 ～ 2009 年の出生率　（単位 ： ‰）

1992 ～ 1999 年に、強制移住区域及び自主的移住保障区域で、出生率の増加が記録された。それは、被災者達が最も活発に非汚染地区に移住していた時期であった。我々は、移住先で住居と仕事を得た際に補償を受けたいという彼等の希望と、この増加は関連があったと信じている。放射能汚染区域外に於ける住民死亡率の分析により、死亡率は放射能汚染区域の区分と平均個人被曝線量の法規制水準によって決まることが、明らかになった（図 4.3）。

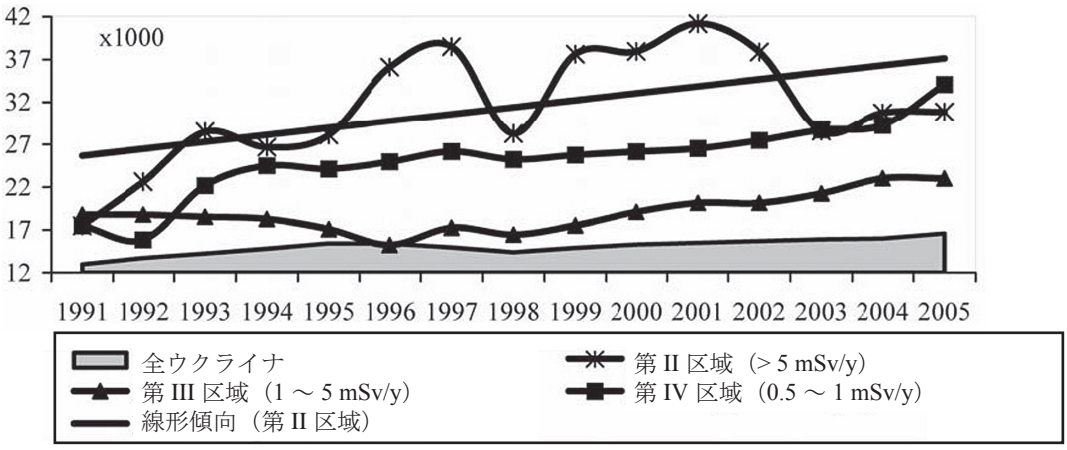


図 4.3　1991 ～ 2006 年に於ける住民死亡率の、放射能汚染区域区分と平均個人被曝線量の法規制水準への依存　（単位 ： ‰）

註 ： 第 II 区域＝強制移住区域、 第 III 区域＝自主的移住保障区域、 第 IV 区域＝放射線モニタリング強化区域

放射能汚染地域に於ける人口危機は、核災害後の期間を通じて顕著に悪化した。90 年代初頭には人口増加率は負ではあるが低水準であった（強制移住区域 – 5.6‰、自主的移住保障区域 – 6.0‰、放射線モニタリング強化区域 – 9.1‰）のに対して、2006 年以降には破局的な負の水準となっている（強制移住区域 – 20.6‰、自主的移住保障区域 – 14.0‰、放射線モニタリング強化区域 – 21.5‰）。1986 ～ 2003 年の 18 年間に、放射能汚染地域に於ける人口喪失は 4 万 8800 人に達した。人口の純喪失は、2 万 5200 人の死産と、6900 人の死亡超過により生じた。妊娠可能年齢の女性 1000 人あたりの死産数は、1986 年の 8 人から 2001 年の 76 人へと 9.5 倍に増え、事故後の全期間を通じた死産率は 41.1‰ に達した。観察対象区域に於ける 15 ～ 49 歳の女性の死産率は、全国平均と同水準であった。1986 ～ 2003 年のその数値は 14.2‰ であり、これは放射能汚染領域内水準の 1/3 である。

1991 ～ 2005 年の汚染地域に於ける人口喪失は、その周辺地域よりも大きかった。我々の推計によれば、1991 ～ 2000 年の強制移住区域及び自主的移住保障区域に於ける人口喪失の 52 ～ 98%は、（強制または自発的な）移住による人口流出によるものであった。そして、その後は死産が主要な要因となった（図 4.4）。

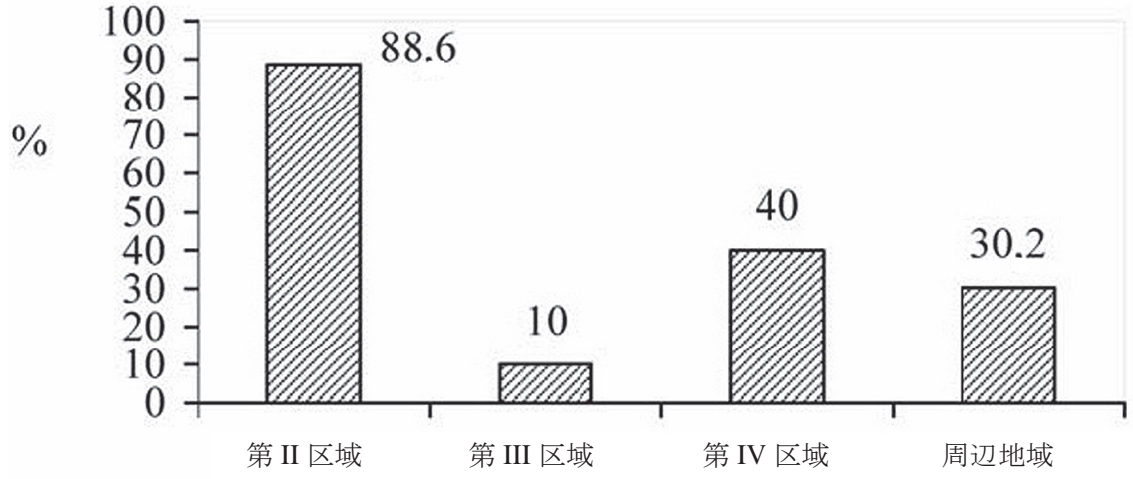


図 4.4　放射能汚染区域の区分毎の 1991 ～ 2005 年に於ける人口喪失率　（単位 ： %）

註 ： 第 II 区域＝強制移住区域、 第 III 区域＝自主的移住保障区域、 第 IV 区域＝放射線モニタリング強化区域

放射能に最も汚染された地域に於ける人口喪失は、出産適齢期の女性が出産を先延ばしにすることによっても引き起こされる。胎児の総数減少に最も大きく寄与しているのは、20 ～ 29 歳の女性が子供を産まないことである。

1979 年と比較すると、1986 ～ 2003 年の人口喪失は、全ての主要な死因による死亡率が全国的に急上昇したことと関連付けられる。人口喪失の最大要因は、女性の死因の約 40.0%及び男性の死因の約 24.0%を占めている、癌以外の身体疾患である。これに次ぐ重要な死因は癌であり、全国的には死因の 15.9%だが、汚染地域では死因の 35.1%を占める。癌による死者の相当数は、人口の高齢化に寄与する、45 ～ 75 歳の年齢集団に見られる。被災者の 20%は病気以外により死亡している。これは、特に被雇用年齢及び 60 ～ 64 歳の集団で目立つ。

要素分析のデータによると、性別・地域・調査機関に左右されるが、平均寿命が短くなったことへの各死因の寄与率は、癌以外の疾患が 45 ～ 65%、癌が 10 ～ 25%、病気以外が 10 ～ 45%であった。1996 ～ 2000 年の、癌による平均寿命短縮化への寄与率は、1991 ～ 95 年の寄与率の約 1/2 に低下した。反面、癌以外の疾患の寄与率が 1.2 ～ 1.3 倍増加した。平均余命が最も鋭い（85%以上）落ち込みを見

せたのは、15 ～ 59 歳の年齢集団に於ける死者が多かった為である。数年前から進行していた臓器と器官系の不調が、1991 年以降になって、最も汚染された地域に於ける全年齢集団と子供の死亡率の上昇となって発現したのである（図 4.5）。

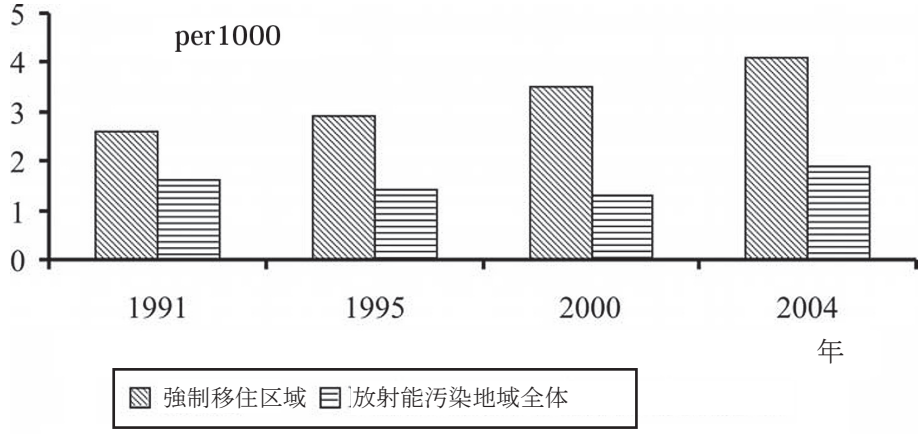


図 4.5　強制移住区域及び放射能汚染地域に住む 0 ～ 14 歳の子供達の死亡率　（単位 ： ‰）

汚染地域では、現在でも幼児死亡率が高い。その要因は、第一に呼吸器系疾患、次いで出産前生活期間中に出現する諸条件、そして先天異常である。従って、入手されたデータから、「放射線被曝は、幼児死亡率を上昇させるだけでなく、その死亡要因の構成をも変化させる」と信じるに足る根拠が得られる。

4.3.2 チェルノブイリ核災害の影響による人口学的・社会心理学的変化の悪影響を克服する方法

放射能危険区域（立入禁止区域及び強制移住区域）は、チェルノブイリ原発の半径 100 km 圏内に形成され、事故後 25 年を経た現在も存在している。そこでは、人間が居住することも、国家基準に適合する農業及び他の作物並びに食物を入手することも、不可能である。核災害とその影響により、所謂「環境移民」が出現した。二つの市と 100 を超す村々が、完全に放棄された。少なくとも 67 の村と三つの町と一つの市が、回復不能なまでに過疎化した。ジトームィル州とキエフ州の北部に位置する約 1000 の村々は加速度的に過疎化しており、チェルニーヒウ州西部でも核災害の重大な悪影響が見られる。更に放射能要因に関して云えば、1991 年に「放射能に汚染された」と認定された 2293 の市町村の内、事故以前の生活条件を取り戻した場所は、25 年経った現在でも存在しない。事故後の期間を通じて、最も汚染された地域の典型的な特徴となったのは、死亡率の上昇であった。これは、慢性被曝の影響、並びに汚染と被曝の程度に依存する身体疾患を原因とする。この規則性は、州レベルでも、地区レベルでも明確であった。まとめると、これらの要因は、放射能汚染地域に、全国と比して、重大な人口喪失・活力減退・余命短縮をもたらした。

放射能汚染と公衆の被曝線量を考慮すると、放射能汚染地域内に於ける人口学的状況を改善する為には、国家安全性基準に適合する放射能条件を創り出す必要がある。放射能汚染に曝された市町村を回復することは、既に長年に亘って、ウクライナに於ける核災害の影響を除去する為の活動によって、構想されてきた。しかし、一度も実行されたことはない。

男性を含む、被雇用年齢及びより高齢の人々の死亡率を下げることに、主要な努力が向けられている。

移住政策の策定に際しては、現在の放射能条件と予想される被曝線量水準を考慮することも必要である。

現在の社会経済条件下と電離放射線の影響の為に、事故処理作業従事者の健康は悪化している。彼等の死亡率は、放射能汚染地域居住者に次いで高い。これら二つの被災者集団に共通するのは、極めて高い死亡率と、血液循環器系と消化器の病気による死亡率が上昇していることである。従って、これらの被災者集団への医療的支援の改善 ― 即ち、慢性疾患を予防して死亡率を低減させる為の治療と診察 ― は、核災害の影響を除去する為の長期的活動に於いて、次の重要な方向性となるべきである。

4.4 ウクライナ市民の核及び放射能のリスクに対する認識と日常生活でのリスクを軽減する為の手法の実施

被災者の現状は、その全容はまだ決定されていない、放射生態学的リスクの増大により特徴付けられる。増大したリスクの中で生きていくことは、不安・将来への疑念・自身と子供の健康に対する心配を引き起こす。被災者達の殆どは、長期に亘る不安定な状況への耐性が低く、状況にうまく適応できない。つまり、正常な日常生活を独力で取り戻すことができない。従って、現状を分析する上でどんなリスクが根底に存在しようが、それが主観的リスクなのか客観的リスクなのかに拘わらず、被災者達は、危険に立ち向かう機会が殆どない。危険の程度というものは、実際の日常の条件に対する認識とそれらを改善する為の方法に左右されるものである。これらは、現在と将来の生活を構築していく為の、現状に即した将来志向の機会を見つける好機と関連している。

核の危険と放射生態学上の危険の実態に関する知識水準を向上させることは、依然として、被災者にとっての喫緊の課題である。というのも、これらを把握する為には、チェルノブイリ後の状況の主観的及び客観的評価が必要だからである。今日では、核と放射能の客観的リスクを測定する機器も発達し、科学的にも実用的にも明確に定式化されている。即ち、自然環境一般及び特に公衆衛生の双方に対する危険の程度は、実際の自然環境条件に関するデータに基づいて推定される。しかしながら、客観的評価とは別に、人は状況を純粋に主観に基づいて認識しがちであり、それによって主観的リスクを形成する。

放射能に汚染された環境下では、通常、個人は社会的にも心理学的にも不快を催す。その不快は、事故後の精神的打撃によるものである。如何なる外的要因による負の影響も、主観的幸福を損なうからである。しかし、放射線被曝の影響は、他の負の影響とは特に異なる。ある被曝量までは、人は、例えば寒さや暑さや光や音を感じるようには、放射線の影響を物理的・精神的に知覚することができない。それでは何故、チェルノブイリ核災害は、被災者の社会心理学的な幸福を損ない、非常に大規模に社会的適応性を傷つけるという、極めて深刻な負の影響を及ぼし得たのであろうか。その理由は、第一に事故による心的外傷であり、第二に多数の被災者が立入禁止区域に長期に亘って留まったことであり、そして第三に低線量放射線の長期的影響である。

殆どの人々は、科学的知識に基づいてではなく、「何が安全で受容できるものか」と「何が危険で避けた方が良いのか」に関する本能的で主観的な判断に基づいて、周囲の世界を評価する。この非常に主観的な判断が、人々の社会心理学的感情を形成する。そして生活に悪いことが起これば、例え身体は健康であったとしても、抑鬱と落胆が生じる。

社会的な主観的リスクが生じるかは主に、被災者が日常生活の問題に対処する能力を有するかに懸っている（表 4.13）。重要な事実は、30 km 圏に居住する被災者の 97%が日常生活の問題への対処に最善を尽くしてしてきているのに対して、この数値は強制移住区域では 78%、「非汚染」区域では 85%になることである。30 km 圏内からの自主的移住者の一割（11%）は、全ての問題を克服して充実した生活を送っている。この割合は、強制移住区域では 7%であり、「非汚染」区域では 5%である。しかし「ただ生き延びているだけ」または「絶望へと駆り立てられている」人々はずっと多く、30 km 圏で 62%、強制移住区域で 43%、「非汚染」区域で 50%に達した。従って、ウクライナは、全体として貧窮化して不幸である。直面した問題を完全に或いは部分的に克服した人々の割合は、全三集団で等しく、35%であった。

表 4.13　チェルノブイリ核災害の被曝者に対する「あなたの現在の生活を特徴付けて下さい」という質問に対する回答の内訳　（2001 年 ； 標本数 1200 ； % 表示）

生活の特徴	被災地域		「非汚染」区域
	立入禁止区域	強制移住区域	
充実した生活を送り、全ての問題に対処している	11	7	5
常に艱難辛苦に立ち向かえている訳ではない	24	28	30
生活を楽しんでなどいないが、生き延びている	57	40	46
絶望へと駆り立てられている	5	3	4
何とも云えない	3	22	15
合計	100	100	100

恐怖のリスク（表 4.14）。原発が稼働を停止してから既に長期間が経つので、チェルノブイリ原発事故再発の恐怖は、歴史的に否定されたと云える。驚くべきは、「非汚染」地域の住民（54%）と比較して、「チェルノブイリ」の人々（48%）が深刻な不治の病を恐れていなかったことだが、ザカルパッチャ州の住民に至ってはこの割合は 31%とずっと低かった。当然のことだが、ザカルパッチャ州の住民（34%）は、他の地域の住民（20 ～ 22%）よりも 1.5 倍も自然災害を恐れていた。「非汚染」地区（26%）では、困窮して乞食になることへの恐怖が、二種類の被災地域（12 ～ 18%）よりも有意に高かった。同じことが失職への恐怖についても云えた（28%対 6 ～ 12%）。不安は危険を招くが、（チェルノブイリ核災害の被曝者の自己評価に基づけば）その蓋然性は、(a) 環境への脅威に関連するもの – 0.81 ；(b) 子供の健康に関連するもの – 0.70 ；(c) 社会生活に関連するもの – 0.68 ；(d) 産業活動に関連するもの – 0.57 ；(e) 家庭環境に関連するもの – 0.44 ；となった。

表 4.14　チェルノブイリ核災害の被曝者とザカルパッチャ州自然災害の被災者に対する、「あなたが最も恐れる災厄を挙げて下さい」という質問に対する回答の内訳　（2001 年 ； 標本数 1200 ； % 表示）

		第Ⅰ及び第Ⅱ区域の核災害による被曝者	ザカルパッチャ州自然災害の被災者	「非汚染」地域の住民
1	チェルノブイリ原発事故の再発	59	14	19
2	深刻な不治の病	48	31	54
3	ウクライナでの別の原発事故	24	18	19
4	自然災害	22	34	20
5	「石棺」での事故	18	6	5
6	困窮して乞食になること	12	18	26
7	職を失うこと	12	6	28
8	犯罪と不良による暴力	10	5	15
9	交通事故	7	9	11
10	労働災害	5	8	7
11	キノコなどによる中毒	2	1	1

註 ： 第 I 区域＝立入禁止区域、 第 II 区域＝強制移住区域

所謂「犠牲者症候群」は、被災者の主観的リスクを形成する最も重要な要因である。その重要性は、政治家の推論やマスコミによって増強された。しかし、マスコミがしばしば伝えてきた情報たるや、国家の貧弱な経済発展・不安定な政治環境・チェルノブイリ事故の影響や危機や政権交代その他の要因により悪化した公衆衛生といった社会背景に対して、専門家が出した結論によって証明も支持もされないような代物に過ぎなかった。

2007 年に、被災者達が、彼等の目から見て、健康に最も重大な影響を与えた負の要因であると認定したのは、チェルノブイリ事故の影響 – 58% ；家族の貧困化 – 38% ；生態学的状況 – 30% ；であった。その際に、彼等が、食料の品質 – 22% ; 不健康な生活習慣 – 16% ; 喫煙 – 14% ; 有害な作業環境 – 13% ; 飲酒 – 8% ；といった、実際に人間の健康に深刻な悪影響を与える要因をとても過小評価したのは、驚

くべきことである。よって、チェルノブイリ核災害による社会的影響を分析する際に、主観的リスクと客観的リスクを比較対照して、事故後の状況に於ける特定の問題に関して、どちらのリスクへの対処を優先させるべきかを明確にする必要がある。

被災者及びウクライナ全国民の危険意識の発現は、行政的・産業的・専門的・全国的文脈 ― 即ち、広義の社会的良識一般 ― に於ける、放射線能に対する安全文化の形成と更なる強化に懸っている。負の要因に抵抗する為の毎日の日課をこなす能力が、安全文化の有効性を規定している。主観的リスクの程度を大幅に低下させるのは、専門的（医学的・教育的・情報的・産業的・経済的・行政的）なサービスと資源の利用可能性の向上と、個人による安全規則の学習である。

医学専門家の評価によると、(a) 早期の診断と時宜を得た治療・健康増進と心理学的調整；(b) 充分な栄養摂取；(c) 健康を自力で改善する方法の習得・疾病予防・健康な生活習慣の順守；により、深刻な病気に罹患するリスクを減らすことが可能である。

経済的・物質的・職業的な危険要因は、中央政府・地方自治・産業機構の統合整理、能率的で放射能に対して安全な業務と管理手法の実施、被曝放射線量及び放射生態学的モニタリングの改善、放射能に対して安全な生産手法の開発、放射能汚染地域内に於ける安全な行動と作業に関する訓練などにより、減らすことが可能である。

教育に関しては、放射能の危険に対する予防・健康増進と病気予防の方法・汚染地域での安全な行動・心理学的適応・自己管理などの訓練を、就学前教育や学校教育の課程、並びに妊婦や幼児の居る家庭への啓蒙活動に、導入することが提案されている。

死活的に重要なのは、日々の、特に象徴的な、核災害の負の側面を人間にとって潜在的に肯定的なものへと「転換」する為の、知識・技術・心情・経験に基づく手法である。極めて有効なのは、日常的な放射能に対する安全性の能力と文化を回復し、それを他の人々に伝達することである。

「放射能に対する安全文化の形成と改善」の為の政策が抱える現在の課題は、以下の指針にある。

- 復興と回復の機会拡大に際しての、被災者の社会的地位の活性化と職業的支援の供与に向けた、法的根拠の見直し。
- 人員と資源の供給に際しての、全階層の被災者に対する、教育活動・情報活動の強化。

以上の業務を首尾良く実施する為には、膨大な経験と「チェルノブイリ」問題について専門家達が蓄積した広範な知識を活用すべきである。

4.5 国連チェルノブイリ・フォーラム勧告のウクライナに於ける実施：被災地域共同体の復興開発事業の完遂

社会文化的及び社会経済的活動の推進は、国際レベルでも国内レベルでも、チェルノブイリ核災害による影響を克服する為の最優先課題に定められた。国際レベルでの決定は、報告書「チェルノブイリ核事故の人間への影響：復興戦略」中の持続可能な発展に関する国連決議によってなされた。国内レベルの決定は、ウクライナの国家政策、就中チェルノブイリ核災害の影響を最小化するための 2006 ～ 2010 年度国家計画及び「チェルノブイリの負の遺産：健康・環境・社会経済への影響」と題されたチェルノブイリ・フォーラムの深遠な科学報告書によってなされた。

チェルノブイリ事故は、家内産業と中規模企業の発展を含む社会経済的活動に、多くの負の影響を及ぼした。その代表的なものは、(a)「放射能汚染」— 殆どの農場が閉鎖を余儀なくされ、中小企業も農業に立脚していた為、チェルノブイリ核災害の影響を最も被ったのは、農村地域である；(b)「住民の人口構成」— 大規模な移住・低出生率と高死亡率・被災地域の高齢化、これらにより中小企業が採用を行える可能性が減少した；(c) 所謂「犠牲者症候群」による無気力；(d) 私企業経営に関する情報・権利・機会の不足など；である。

国連チェルノブイリ・フォーラムの勧告によれば、上記の問題に取り組む為以下のことがなされるべきである。

1. 社会的交流の改善･地域共同体による取組の育成･都市と村落に於ける経済事業を通じて、避難･移住・ソ連崩壊によって滅失した、社会単位の回復を促進すること；
2. 尊厳ある経営の回復と貧困の克服を目標として、特に農業・食品部門に於いて、所有形態の如何に拘わらず、中小企業の設立と発展を推進すること；
3. ポリーシャ地帯に於ける、専門的なエコツーリズムと生物多様性保全の発展に資する、可能な全ての手段を尽くすこと。

2002 年後半、社会心理学的・経済的問題を包括的に克服する為の革新的で有効な手法をウクライナ政府が実施するのを支援する為に、「チェルノブイリ復興開発計画（CRDP）」という名称の、UNDP とウクライナ緊急事態省の合同事業が立ち上げられた。CRDP の目的は、自己の居住地の問題を、人々が独自に解決していくようにすることである。その為に、被災した市町村にある社会単位の回復、人々が独力で問題を発見して取り組む能力の形成、自治経験の獲得を支援する。これら全ての活動は、被災者の生活水準の向上に資するはずである。

2002 ～ 2009 年に、279 の地域共同体組織が設立され、被災地の 192 村で「地域共同体と中央政府：復興開発の相棒」という原則の実施の為に活動している。そこに住む 2 万を超える人々は、CRDP に支援されて、190 の社会経済的な取組（水道・学校・洗濯場・救急車待機所の再建、ガス供給の確保、公民館・青年女性会館の設置など）を実施している。

ある事業の実施にあたって、地域共同体は、地方政府・州や地区の地方議員・地元の実業家と協力関係を確立しなくてはならない。特筆すべきは、正に起業家と実業家が、地域共同体による事業の実施に重要な役割を果たしていることである。CRDP の経験は、地域共同体が取組の成果を上げるのに、実業家が大いに貢献していることを示した。特に､1800 万 UAH を超える地域共同体事業の総経費の内、約 9%にあたる 200 万 UAH 以上が、地元の出資者から拠出された。上記事業への資金援助は、平均すると、17%までが当該地域共同体自身、40%までが地方行政当局、30%までが CRDP によるものであった。地域共同体業は､改善されたサービスと生活水準を利用可能にするという面で多大な効果が有り、その成果を受益した者は約 20 万人にもなる。

幾つかの地域共同体による取組は、小規模企業の設立を目的としていた。例えば「プロメテウス」共同体は 2006 年に、オーヴルチ地区チェレピン村に、広範なサービスを提供する家事センターを設立した。同センターは 6 名を雇用したが、その中には失業していた人もいた。この成功を受けて「プロメテウス」共同体は、2008 年に家畜授精センターの設置を決定した。

CRDP の枠内で、地域共同体は 2002 年～ 2009 年に、3 のサービスセンターと 40 の青年会館・公民館を設立したが、これらは社会事業として運営している。地域共同体による開発の取組は、経済を活性化するだけでなく貧困も克服する。信頼と批判的思考と共同作業に基づく、地域共同体による開発過程により、個人生活を正して個人的恐怖と日常の問題を克服することが可能となる。付け加えれば、自己の生活を正すことは、私企業設立の大前提である。

問題に取り組む為に、CRDP は、最も酷く被災した 4 州にある、七つの経済開発局を含むネットワークの設立を支援した。その七つの内、三つはジトームィル州（ブルシリヴ・コーロステニ・オーヴルチ）、二つはキエフ州（ボロディアンヌカ・イヴァンキヴ）、一つはリウネ州（ドブローヴェツィア）、もう一つはチェルニーヒウ州（リプキェ）にある。競争優位を築き上げ、投資を誘致し、その他の情報的・手法的支援を州の実業家に提供することが、開発局の業務である。この使命を果たす為に、開発局は訓練された人員と最新の機器を備え、起業を計画している人々の相談に日々応じている。不幸にも、2010 年の段階では、被災地の広範な部分ではインターネットへの接続が不能であったので、独自の調査活動は制約されている。

チェルノブイリ・フォーラムはまた、中小企業に対して別の方向性、即ちエコツーリズム開発も推奨している。伝統的に、ポリーシャ地帯は行楽地であった。2009 年と 2010 年に、リウネ州とチェルニーヒウ州の被災地で、エコツーリズムへの取組に関する検証が行われた。これにより、エコツーリズム受入農場所有者の大部分は、事業展望も持たずに、ただ家族の経済状況を改善する為に事業を始めたことが明らかになった。加えて、彼等には当初資本金を用意する必要があった。

家内産業の設立と運営には法的根拠がないので、起業家は経済的保障と社会保障を受けられない。また、高失業率にも拘わらず、ボランティアの範囲も著しく制限されている。例えば、リウネ州で最も酷く被災した 3 地区で行われた世論調査は、回答者の 36% が「すぐにでも雇用を創出することが必要だ」とする一方で、現在の複雑で不確実な状況下で起業を希望する者は 4 ～ 5% しかいないことを示した。この割合は、全国平均 8% の半分という低さであった。

中小企業が発達すれば、被災地域内の経済状況を改善し、雇用問題に部分的に取り組めるであろう。しかしながら、現状では企業の取組はまだ試験段階であり、問題に体系的に取り組む処まで至っていない。企業発展の潜在能力を十分に引き出す為には、小規模企業と家内産業の為の法的根拠を時代に合わせたものにすること、企業発展の機会についての情報を人々に広めること、私企業の設立手続をし易くすること、そして既に起業した個人と起業を計画している個人に対する相談を行うことが、必要である。

2007 年 11 月 20 日の決議により、国連総会は、チェルノブイリ核災害が重大な社会心理学的・経済的影響をもたらしたことを、再度確認した。

5.

生態学的に安全なシステムへの石棺の転化とチェルノブイリ原発の廃炉

5.1 石棺転化戦略

生態学的に安全なシステムへの石棺の転化に関連する活動の主要な原則・目的・戦略分野は、1997年に策定された「石棺転化戦略」に於いて、初めて確立された。

石棺転化実施計画（SIP）の第一段階の主要な結果に基づいて、「石棺転化戦略」は洗練され、チェルノブイリ原発問題の包括的な解決の為の省庁間委員会決定（2001 年 3 月 12 日）によって承認された。

世界的に認識された基本原則と、現行の安全規範・規制・基準の要件を反映した、客観的な安全基本方針は、この戦略の基礎を成した。

同戦略は、生態学的に安全なシステムへの石棺の転化の為に、以下の基本的な三つの段階を設定した。

第一段階 — 既存の施設の状態を安定化させる。作業の信頼性と構造物の耐久性を高める。石棺の安全性の強化及びモニタリングの為のシステムを確立する。

第二段階 — 保護障壁を増設する。この第一の目的は放射能の閉じ込めで、これにより第三段階での技術的な作業に必要な条件を整備し、作業員・地域社会・環境の安全性を確保する。第三段階で石棺から燃料を含んだ物質を撤去する工程を策定する為に、工学的・技術的な準備作業を行う。石棺内部の放射性廃棄物の管理の為にインフラを整備する。

第三段階 — 燃料を含んだ物質や長寿命放射性廃棄物を石棺から撤去する。撤去した物質の状態を整え、現行の基準に従って、放射性廃棄物貯蔵施設に於いて更なる貯蔵と処理を行う。石棺を処分する。

第一段階と第二段階の為に計画された作業の大部分は、石棺転化実施計画（SIP）に従って実行されている。加えて第一段階の計画の一部は、既に完了している。それらは、特にエアロゾルを抑制するシステムの更新と工学的構造物の補強である。統合された自動モニタリングシステムを創出する業務は、ほぼ完了している。新しい石棺（NSC）の設計が進行中であり、これが建設されれば、石棺を生態学的に安全なシステムに転化する為の更なる計画を実施する前提条件を創り出すことになるだろう。

5.1.1 石棺内に存在する核物質と放射能の安全性の現状

石棺内の放射性物質と核物質

事故の活性期に生成された様々な状態の核燃料は現在石棺内に有る。

使用済核燃料の塊を含む物質（FCM）には以下の 3 種類がある：

- 炉心部の破片（FRC）；
- 燃料の粒子（燃料由来のエアロゾル）；
- 燃料を含む溶岩状の物質（LFCM）。

これらの大部分は中央ホールと原子炉の真下の 305/2 区画にある（図 5.1 参照）。

図 5.1　305/2 区画に存在する破壊された原子炉炉心部の破片

使用済核燃料の大部分は、原子炉圧力容器と原子炉の下に位置する 305/2 区画に入り込み、そこで高温に達するまで発熱した。燃料の破片は、ジルコニウム・金属加工物・生物学的防護の為の蛇紋岩の充填物･砂･コンクリートといった構造資材と反応し、高レベル放射性燃料を含む溶岩状の物質（LFCM）を生成した。

LFCM は、複数の区画・廊下・ケーブルの導管・その他の侵入可能な経路に広がった。そしてチェルノブイリ原発 4 号炉内部の様々な階層で、多様な形で固まった（図 5.2 参照）。

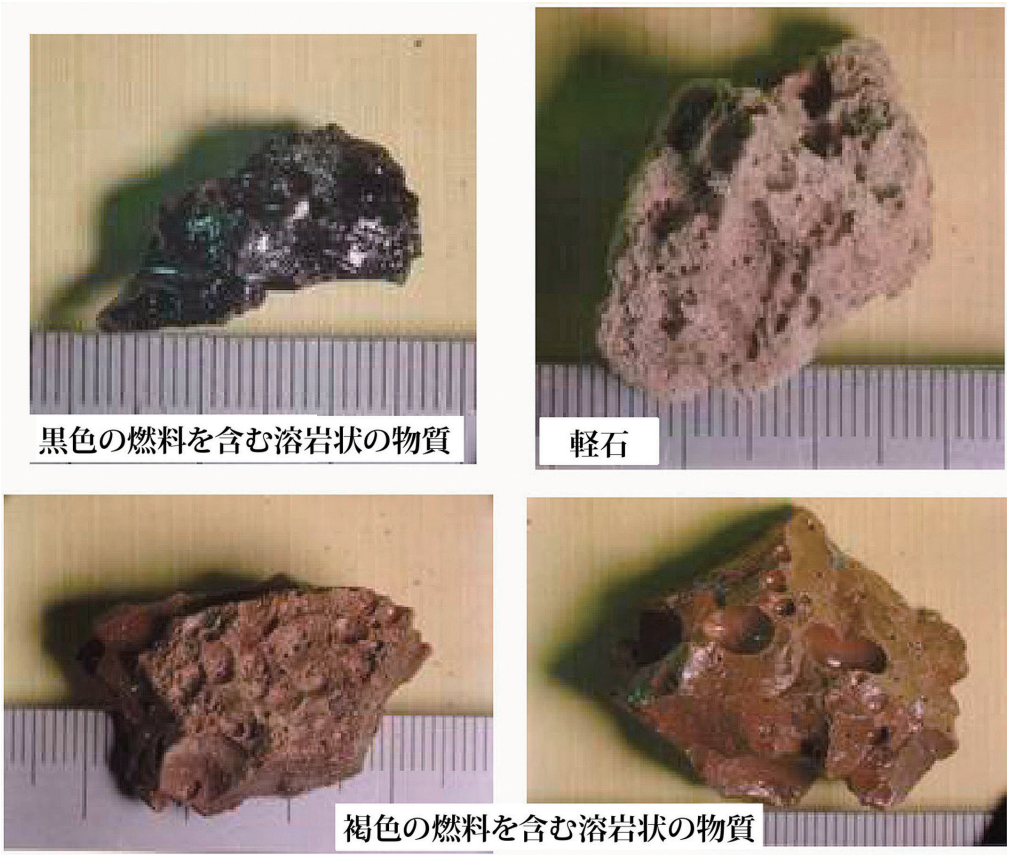


図 5.2　燃料を含む溶岩状の物質の様々な形態

LFCM は、130 t にも上るウランの使用済核燃料 [1] と、原子炉の中で生成された放射性核種のかなりの分量を含んでいると思われる。従って、LFCM は、現在も核の危険・放射能の危険・放射生態学的危険の主な要因であり続けている。

破壊された 4 号炉の中に残っている核燃料全量の評価は、放射性降下物の研究に基づいている [2]。そして現在この研究は、最初原子炉の中に入っていた核燃料の約 95%は石棺の中にあるという推定の根拠となっている。

表 5.1　2010 年末時点の石棺内にある放射性核種の比放射能度　（単位 ： Bq/g-ウラン）

α 線放出核種	β 線放出核種	β 線 γ 線放出核種
^{238}Pu – 6.41 • 10^{6}	^{90}Sr – 6.63 • 10^{8}	^{106}Rh – 2.86 • 10^{4}
^{239}Pu – 5.0 • 10^{6}	^{90}Y – 6.63 • 10^{8}	^{125}Sb – 1.75 • 10^{5}
^{240}Pu – 8.18 • 10^{6}	^{106}Ru – 2.86 • 10^{2}	^{134}Cs – 2.43 • 10^{5}
^{241}Pu – 2.30 • 10^{4}	^{147}Pm – 6.00 • 10^{6}	^{137}Cs – 7.98 • 10^{8}
^{242}Pu – 1.30 • 10^{4}	^{241}Pu – 2.97 • 10^{8}	^{144}Ce – 8.15
^{241}Am – 2.24 • 10^{7}		^{154}Eu – 1.05 • 10^{7}
^{243}Am – 5.15 • 10^{3}		^{155}Eu – 2.04 • 10^{6}
^{244}Cm – 8.65 • 10^{5}		
合計 ~ 2.5 • 10^{12} Bq/kg-ウラン		

その結果、現在石棺内の放射能は約 4.8 × 10^{17} Bq となる。

核燃料を含む溶岩状の物質（LFCM）の幾何学的配置と空間的分散に関する最近の詳細な調査 [3] によれば、生物学的防護システム「E」の周辺の 4 号炉の上部の二箇所で、LFCM の蓄積が見られる。（図 5.3 参照）

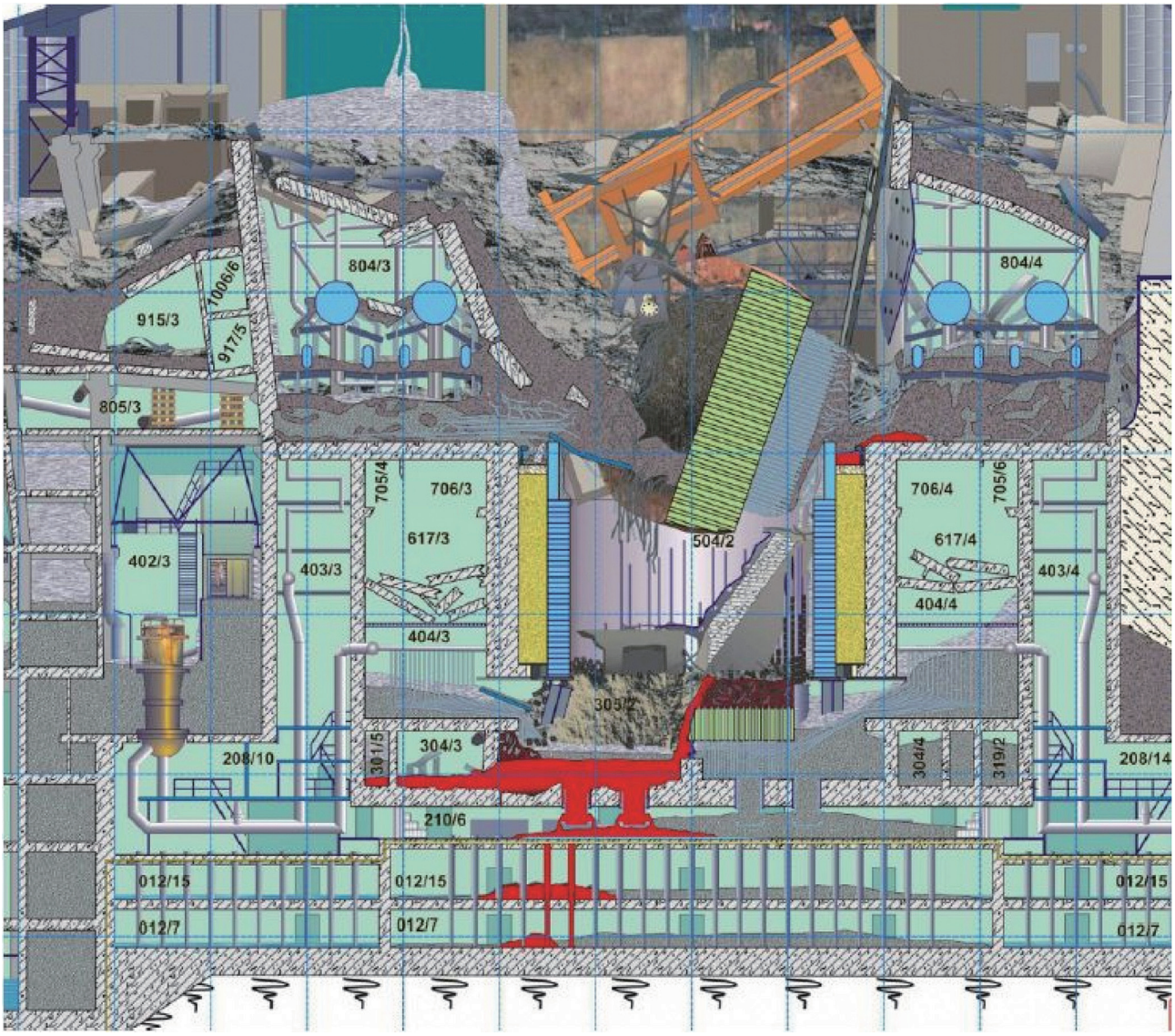


図 5.3　破壊された 4 号炉内の燃料を含む溶岩状の物質

計算によると、破壊された 4 号炉の上部の LFCM（二酸化ウラン 1 t 分に相当）は、重量が最低でも 15 t 以上あることが分かった。この事実は、中央ホールからの使用済核燃料の撤去戦略を策定する際や、石棺を生態学的に安全なシステムに転化する為の次の段階で、考慮されなければならない。

実験データの分析によれば [4]、ウラン燃料を多く含む FCM の堆積は、305/2 区画内の南東部（304/3 区画への開いた穴の近く）と 307/2 区画へ向かって溶け落ちた辺りにあると推測されている（図 5.4 参照）。

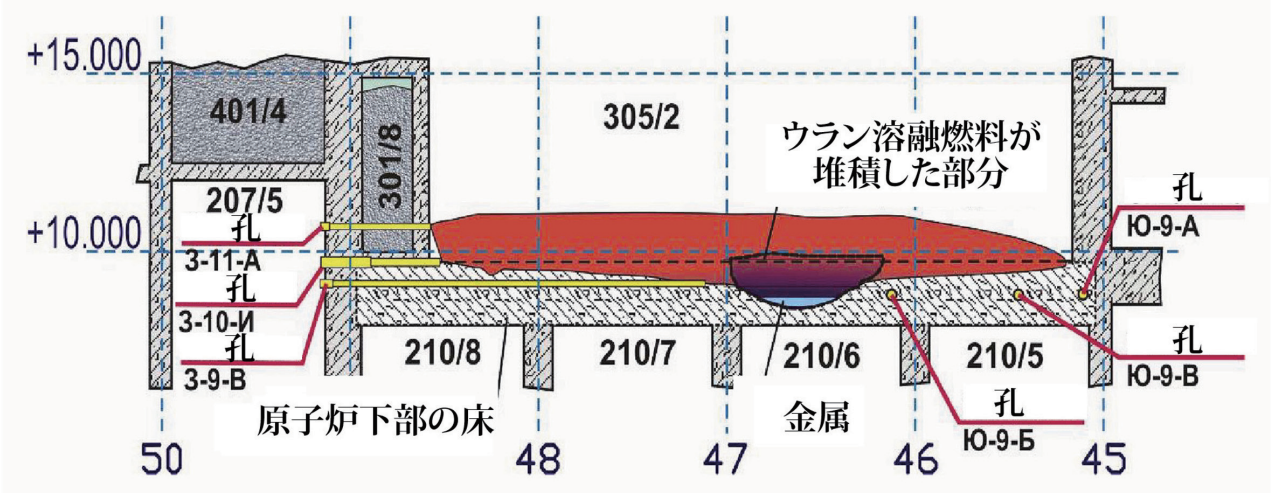


図 5.4　305/2 区画内のウラン燃料を多く含む溶岩状物質が存在する一帯

詳しい調査の結果、LCFM の生成シナリオを新しい角度から考えることが可能となった。燃料チャンネルの破損・燃料のメルトダウンと炉心の南東部への拡散の結果、原子炉空間の圧力が減少した。圧力変化が原子炉の土台「OP」を 3.85 m 押し下げ、3000 t 以上の重さの生物学的防護システム「E」を持ち上げて吹き飛ばした。

この過程は、強力な圧力変化の本質を示した。原子炉の土台は沈んだ。障害物のない空間の中を、305/2 区画の南東部の壁と原子炉の土台と生物学的防護タンク「JI」との間の割れ目に向かって、溶け落ちた燃料が飛んだ。

水蒸気と水素の混合物の爆発の結果、305/2 区画の南東部の 1/4 が、破壊された炉心の破片で埋まった。その結果、炉心の破片が「溶鉱炉」の構造を形成した。その「溶鉱炉」の構成は、「焼結物」（ジルコニウム、二酸化ジルコニウム、二酸化ウラン、金属）;「コークス」（ブロック状・リング状・プラグ状の黒鉛の塊）;「スラグ状の流動体」（蛇紋岩、伸縮継ぎ手や隙間に挿入された詰め物）から成る [6]。最初に、「溶鉱炉」の全ての構成物は高温に熱せられた。そして、その下部も熱で溶けたものによって熱せられ、徐々に炉心の下のコンクリート台も溶かしていった。

「溶鉱炉」はその構成物を消費しながら徐々に冷めてゆき、「焼結物」は 305/2 区画と 304/3 区画の間の壁の開口部から流れ出し、黒い LFCM の水平の層を形作った。更に、「溶鉱炉」の中に含まれていた燃料が沈下していった為、徐々に燃料の濃縮が起こり、「焼結物」（LFCM）・燃料・金属の三層から成る合成物を構成した：（図 5.5 参照）。

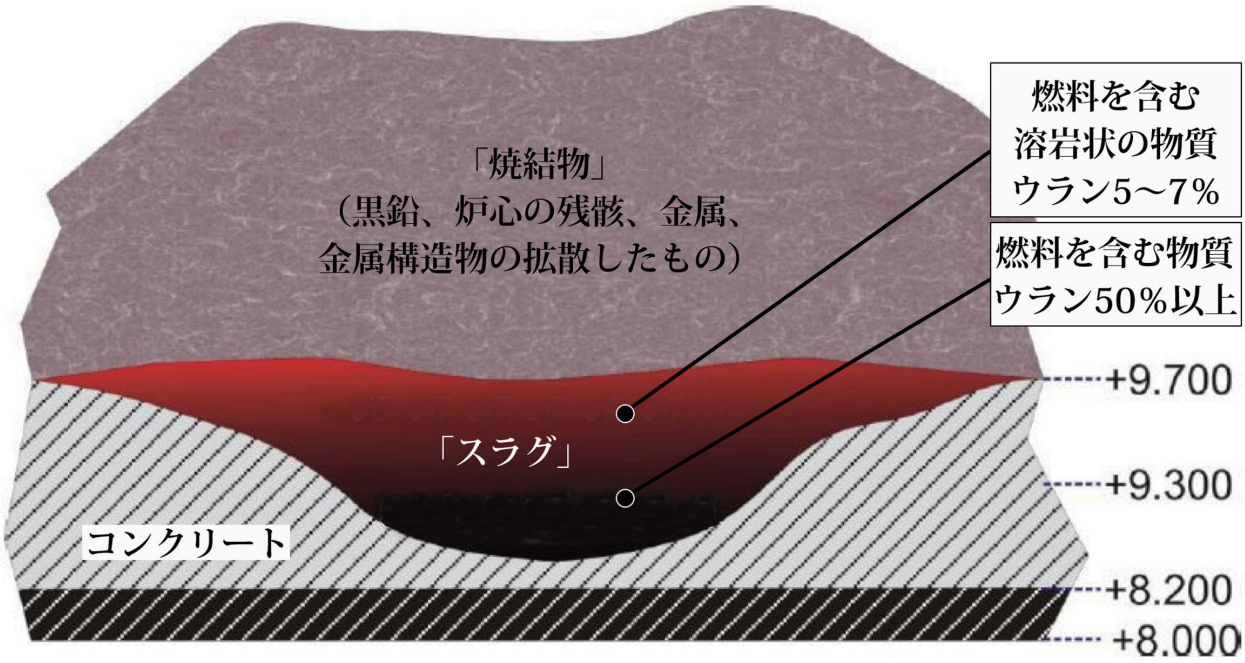


図 5.5　「溶鉱炉」と原子炉下部の床のコンクリートの溶融具合

標高 9.7 m より上部に位置する一番上の層は、ウランが少ない黒い LFCM（比重の軽い溶融酸化物が凝固したもの）である。一番下の層は、ルテニウムを多く含む金属で形成されている。ウラニウムの凝縮が 50%を超えている中間の層（比重の重い溶融酸化物が凝固したもの）は、燃料を含む物質の混合体を形成しているが、調査がそこに及んでいないので、その組成と構造はまだ分からない。

メルトダウンは標高 9.1 m の位置で発生したが、その場所は現在水で満たされている。燃料がコンクリートと相互作用した結果起こったメルトダウンの位置は、国際共同事業 CORPHAD.2 の下で行われた実験の結果により、証明された [7]。このシナリオによれば、1986 年の事故後 6 日目に大気中に放出された核分裂生成物の濃度が上昇したことを説明することができる。この現象は、所謂「溶鉱炉」の層が薄くなった後に消失したことと関係していた可能性がある。核分裂生成物は、10 日目には溶融物の表面が固まり、メルトダウンが発生した場所から大気中への核分裂生成物の放出が妨げられたことにより、劇的に減少した。

チェルノブイリの溶融物の形成と拡大が始まった段階で 305/2 区画で起こった過程に関する、新しく得られたデータとその分析に基づいて、2010 年にこの区画での核燃料の分布に関する専門的評価が行われた。

評価は、七つの異なる代表的な箇所で行われた [5]。305/2 区画の使用済核燃料の全量は、80 ± 30 t（ウラン）であると評価されている。305/2 区画に蓄積された、核燃料を含む溶岩状の物質（LFCM）の分布に関する専門的評価は、表 5.2 に示されている。

表 5.2　305/2 区画に蓄積された LFCM の分布に関する専門的評価

区画	核燃料を含む物質（FCM）の蓄積がある箇所 – 標高（m）	蓄積した FCM の特質	FCM の量 (m^3)	ウラン燃料の量 (t)
305/2	No.1 – 標高 +8.400 ～ +11.000	黒色の LFCM, FRC	150 – 180	36 ± 12
	No.2 – 標高 +9.000 ～ +11.000	褐色と黒色の LFCM, FRC も存在し得る	80 – 100	25 ± 6
	No.3 – 標高 +11.000 ～ +13.500	LFCM,「溶鉱炉」, FRC	5 – 10	3 ± 2
305/2 及び 504/2	No.4 – 標高 +11.000 ～ +16.500	脆い FCM	40 – 60	3.5 ± 2
	No.5 – 標高 +11.000 ～ +24.000	LFCM,「溶鉱炉」, FRC, 脆い FCM	70 – 100	12 ± 7
	No.6 – 標高 +16.000 ～ +24.000	鍾乳石 -LFCM	0.7 – 1.4	0.2 ± 0.1
305/2	No.7 – 標高 +9.700	LFCM	最大で 20	最大で 1.5

石棺内の放射線及び核危険物質の状態・動態予測・位置に関する情報により、石棺内の核・放射線・放射生態学的危険の評価が可能となり、石棺を生態学的に安全なシステムに転化するのに最適の解決法を策定できるようになる。

石棺の核の安全性

1990 年 6 月 19 日に、304/3 区画で中性子量の増加が記録された [8]。急激な増加は 6 月 29 日に始まり、周囲の自然放射線よりも 60 倍も多い量に達した。

この事象が起こった要因と進展に影響を与えた要素を詳細に調査した結果、中性子の変調は、上から落ちてきた水が熱い（100℃以上）多孔質の堆積物が有する穴に集中的に浸透した期間と一致していたことが分かった（図 5.6 参照）[9]。

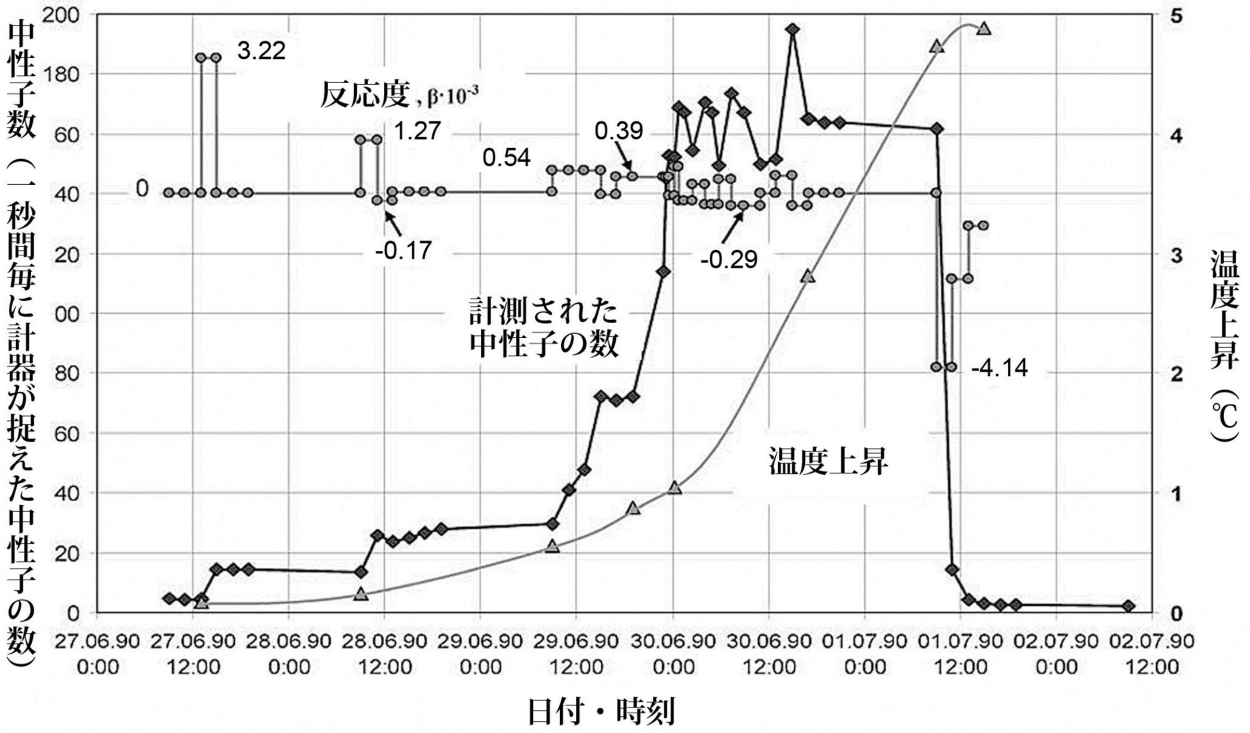


図 5.6　1990 年の臨界事故：石棺の 304/3 区画の中性子活動の線図

急に出力が上がったのは、各々の出力が跳ね上がった時点で、その時々の燃料の温度に値が左右さ

れる正の反応度によって、堆積物が臨界超過状態に達したからである。臨界出力は、堆積物内の水量が臨界に最適な量を超えた時に止まった。水面の上昇は負の反応度という結果になり、更に水が浸入することにより、堆積物が未臨界状態に戻った。

温度と中性子量の変化を長期的にモニタリングした結果、305/2 区画に高い濃度（40%以上）の核燃料を持った FCM の堆積物が存在する蓋然性が高いことが分かった。

温度測定データの体系化により、この区画の土台の床構造に対応する等温線地図を作成することが可能となった。その結果、305/2 区画に激しく発熱している箇所が二つ存在することが明らかになった（図 5.7 参照）[5]。

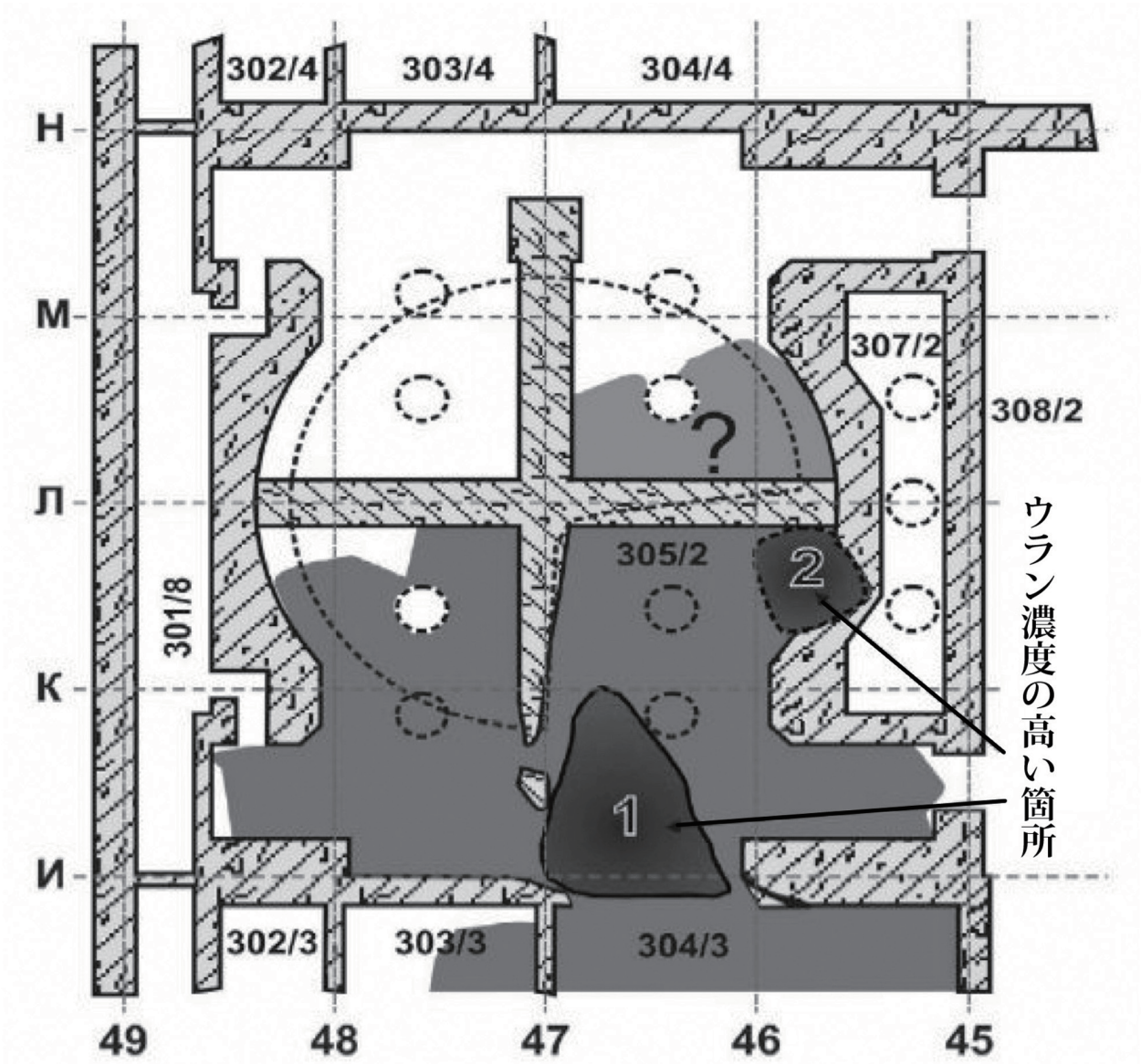


図 5.7　305/2 区画に於ける核燃料を含む溶岩状の物質（LFCM）の巨大な塊；ウラン濃度の高い箇所の位置

周りのコンクリートの温度を超えている水は、図中 1 付近の水溜り群で常に観察されている。図中 1 と原子炉下部の床の間の温度差は高温状態で、今日まで続いている。（1988 ～ 1989；>100℃、2010；～ 20℃）

中性子と 305/2 区画の南東部の 1/4 にある核燃料を含む物質（FCM）の堆積物の反応は、メルトダウンが発生した場所の実際の状況に合うように設計された、臨界集合体のモデルに基づいて評価された。

図 5.8 は 27℃と 80℃という温度条件下に於ける、FCM 堆積物中の湿度に対する、二種類の集合体が示す反応度の変化の様子を表している。

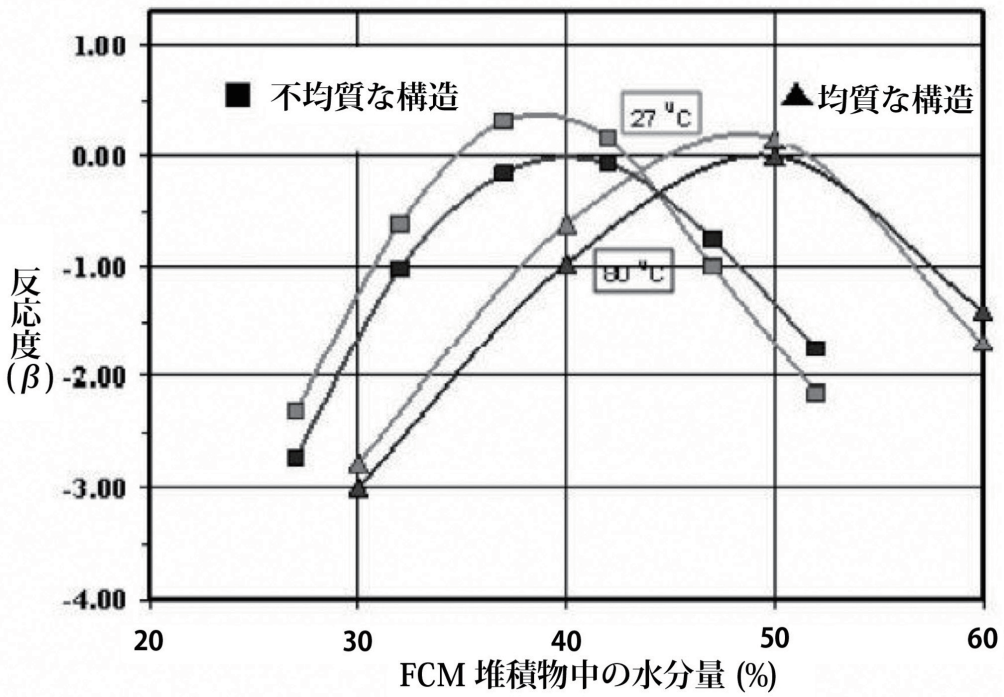


図 5.8　異なる温度・湿度条件下での 305/2 区画の南東部 1/4 に存在する核燃料を含む物質（FCM）堆積物が臨界に達する反応度のグラフ

1988 年、FCM 堆積物の温度は 200℃であった。FCM の堆積物は乾燥していた為、未臨界状態であった。1990 年 6 月 FCM の堆積物の表面温度は低くなり、100℃であった。堆積物は多孔質である為に水分が侵入して湿っており、臨界状態となった。しかし過度の水分の浸入により、堆積物は未臨界状態になった。2010 年以降、FCM 堆積物の温度は 40℃～ 50℃であった。堆積物は水浸しとなり、未臨界状態となっている。水分の割合が下がれば堆積物は再び臨界超過の状態を迎えるであろう。

破壊された 4 号炉下部の床を溶かしてその内部に存在する FCM 堆積物に関して、その中性子と物理的性質・化学的性質の現時点での理解を、ここまで述べてきた。しかし、これらの堆積物の、放射能だけではなく再臨界爆発という核の危険の問題は、更なる研究を必要としている。

今日、新しい石棺が、燃料を含んでいる物質の温度と湿度（水分量）の状態に劇的な影響を与えるかもしれない。従って、核防護の為には、通常の作業と石棺を丈夫で生態学的に安全なシステムへ転化する作業の各段階の両方に於いて、常に注意を必要とする。

潜在的な臨界事故を未然に防ぐ為に、この臨界の危険のある箇所の中性子束密度を有効にモニタリングする体制を構築し、中性子の増加を防ぐ構造と手段を開発することにより、核を安全に維持管理する制度を改善する必要がある。

「FCM 堆積物の臨界超過状態を探知し、即座にその危険を除去する」という考え方に基づいている、石棺の核の安全性に関する基本方針は、将来的には、「制御されていないあらゆる種類の連鎖反応の可能性を排除する」という原則に基づいて、改訂されなければならない。

石棺の放射能の安全性

石棺の大気中に存在する放射性粒子

チェルノブイリ事故により発生した大気中の放射性危険物には、高い毒性がある超ウラン元素とそれに含まれる長寿命の同位元素、特にプルトニウムとアメリシウムの同位元素がある。

石棺内外に於ける大量の放射性物質による空気の汚染は、以下の過程が揃って起こったものと思われる：

- 施設構内の表面から舞い上がる埃；
- 建設や設備を設置する作業過程で発生する埃；
- 設備の構造物が崩壊する過程で発生し、舞い上がった埃；
- 放射性崩壊や核燃料を含む物質（FCM）を構成する物質の老化による FCM の劣化；
- 放射性物質の流出、液体の乾燥、塩の堆積物の形成とそこからの埃の舞い上がり。

石棺から空気に乗って運ばれる粒子には次の二つの経路がある：

- バイパスシステムと VS-2 換気装置を通って放出する「管理された」空気中の粒子；
- 外部の工学的構造内の割れ目や開口部、保修用のマンホールなどを通って漏洩する「管理できない」放出。

「管理できない」空気中の粒子の放射性核種の量（最重要評価）と構成の定期的なモニタリングは、1992 年から、天窓の保修の為のマンホールの上部に設置された集積用の板を使ってなされている [10]。図 5.9 は石棺から放出された「管理できない」空気中の粒子の変遷を表したものである。

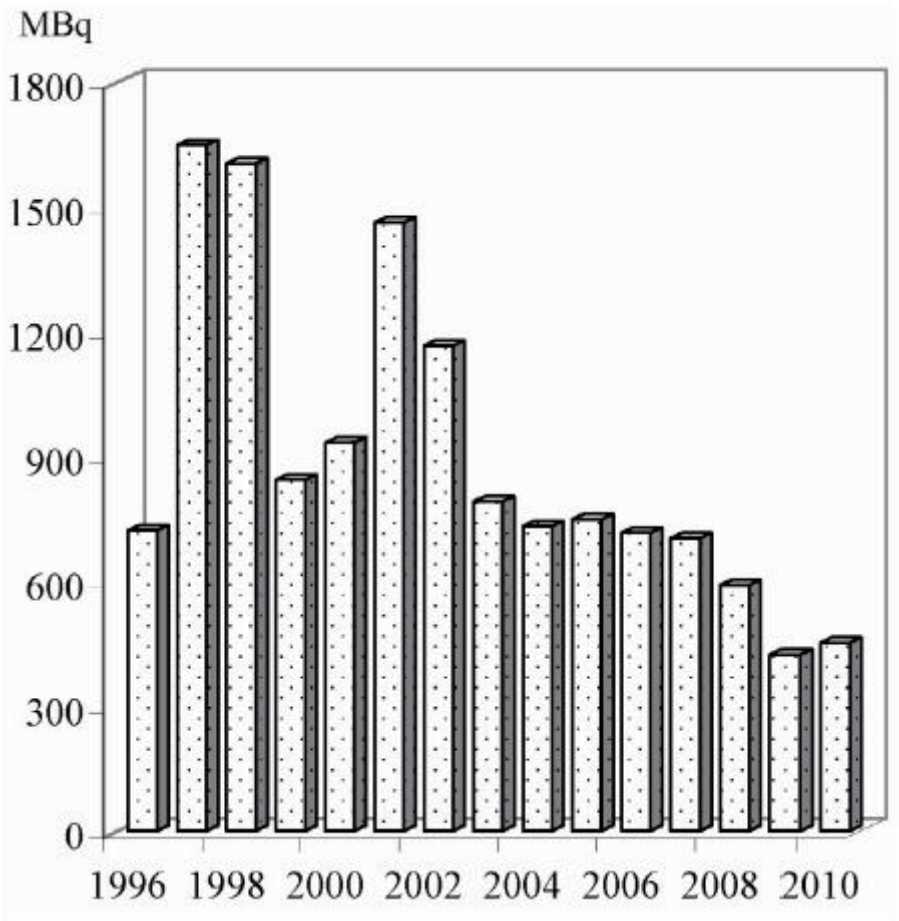


図 5.9　石棺から放出された「管理できない」空気中の粒子に含まれる放射能の変遷

1998 年に記録された放射性物質放出量の増大は、換気装置の増強作業が原因であった。

2001 年に放射性物質放出量がかなり増加したのは、好ましくない天候と天窓の保修作業の結果起こった。

2002 年に、空気中の粒子の濃度とバイパスシステムと VS-2 換気装置を通して放出される「管理された」粒子の実態のモニタリングが始まった。2009 年に於ける、チェルノブイリ事故による β 線放出核種の濃度（全 β）は、0.07 ～ 23 Bq/m^3 であった。全 β 放射能の最頻度の幅は、1 ～ 10 Bq/m^3 であった。更に、^{137}Cs が放射能の 30%を占めていた。粒子の大きさは概して、1 ～ 10 ミクロンであった。

ラドンとトロンの娘核種は、石棺内の空気に含まれる放射性粒子の中で特別な位置を占めている。これらの娘核種は、石棺内の放射線環境とチェルノブイリ由来の大気中の放射線粒子の発見に重大な影響を与えている。

ラドンやトロンを含む空気を吸い込むと、その娘核種が最大の危険となる。何故ならそれらのほぼ半分が α 線放出核種だからである。更に、その大きさは 0.05 ～ 0.3 ミクロンしかなく、肺の下部にまで達する。

石棺内のラドンとトロンの娘核種の濃度は、概して、チェルノブイリ事故によって石棺外の大気中に放出された粒子の濃度よりも高い。このことは、石棺で働く作業員にとって負の要因であるが、今日まで彼ら作業員の内部被曝線量は計測されていない。追加すべき吸入線量は、線量拘束値より数十%高くなるだろう。

近年、石棺からの「管理できない」放出の減少が観測されている。更新された放射性エアロゾル抑制システム（MDSS）が 2004 ～ 2006 年に掛けて稼働したことは、この減少に重要な役割を果たした。というのも MDSS は、放射性エアロゾルを抑制できる範囲を石棺の屋根の下全域に拡大したからである。（図 5.10 と図 5.11 を参照）。

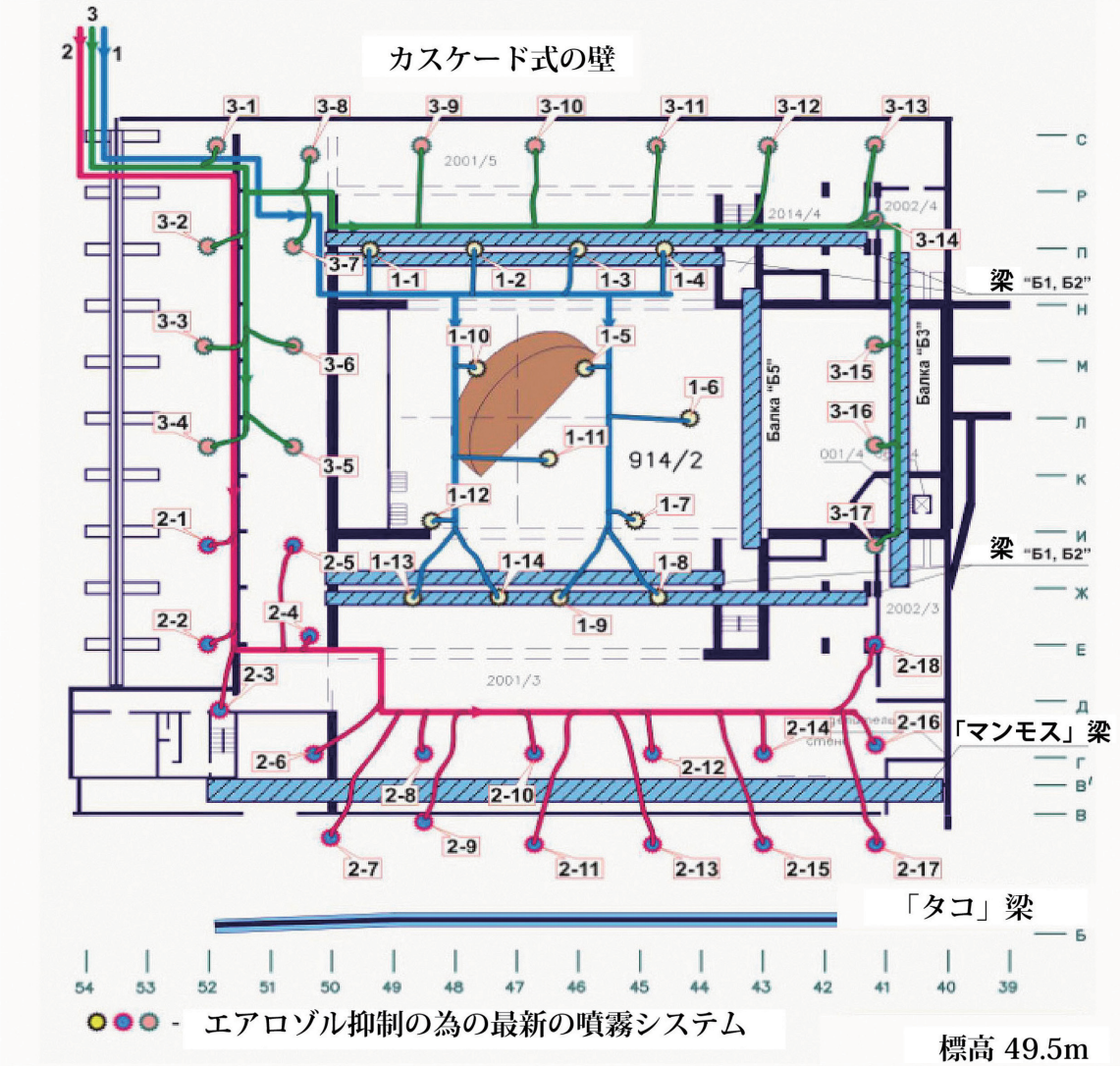


図 5.10　更新された、石棺内の放射性エアロゾル抑制システム

図 5.11　エアロゾル抑制溶液の噴霧 (A) と石棺屋根裏の破片の防護用ポリマー被覆 (Б)

2006 ～ 2009 年に掛けて、220 t のエアロゾル抑制溶液（乾燥した残留物は 48.8 t）が石棺内部の空間に供給された。

MDSS の稼働は、石棺内からの大気中への放射性粒子の放出を 1/2 以下に減少させた。そして、石棺内部の空間の取り除くことが可能な表面の汚染は、1/4 以下に減少させた。防護目的のポリマーの塗装は、石棺内のほぼ全地域に亘って行われ、閉じ込め機能 ― 放射性物質が自然環境中に出ていくのを防ぐ ― を果たしている [11]。

今日、石棺周囲の地表付近の大気の放射能汚染状況も、定期的に測定されている。この測定は、石棺周辺に沿って設置されたダスト・モニターによって行われている。

図 5.12 は、1993 ～ 2010 年の間に推定された、放射性物質の年間平均濃度の変遷を表している（全 β : ^{90}Sr+^{90}Y+^{137}Cs+^{241}Pu)。推定された放射性物質の年間平均濃度（全 β : ^{90}Sr+^{90}Y+^{137}Cs+^{241}Pu）の減少傾向は、1996 年から始まった。これは、事故生成物の地面への沈着、石棺の敷地での除染、同敷地の緑化、建設作業中のエアロゾルの抑制等の結果である。地表付近の大気に含まれるセシウム 137（^{137}Cs）の濃度の減少は、石棺が放出する量が軽微であることを示している。

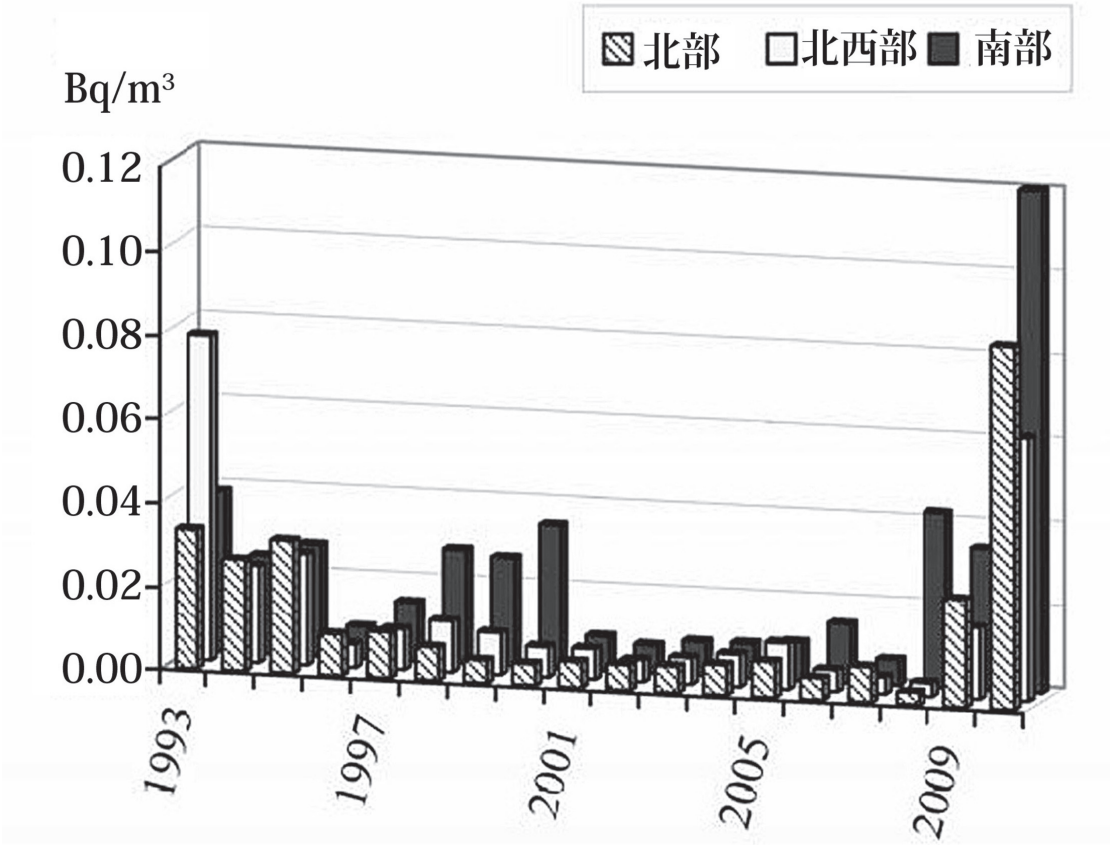


図 5.12　1993 ～ 2010 年間の、石棺の敷地の北部・北西部・南部に於ける空気中の放射性粒子（全 β ：^{90}Sr+^{90}Y+^{137}Cs+^{241}Pu) の年間平均濃度

2009 年の石棺の敷地の南部に於ける大気中の粒子の増加は、タービンホール脇を掘削することによって生じた埃とその舞い上がりによるものである。

新しい石棺の南北を貫く帯状基礎の建設に伴う集中的な掘削の結果、2009 ～ 2010 年の間、チェルノブイリ事故によって生じた放射性物質を運ぶ大気中の粒子の濃度が、石棺の敷地周辺のモニター設置場所の全てでかなり増加した。

石棺が環境に与える影響の評価は、多様な要因が絡む複雑な問題である。現在 4 号炉からもたらされる大気中の放射性粒子は、チェルノブイリ事故時に生成され、エアロゾルという形で石棺内にある。そして、自然の或いは人為的な要因により、燃料を含む物質の塊が物理的に或いは化学的に劣化していった過程で、新しく生成されたものもある。大気汚染のモニタリングは、直接的には管理できない堆積物を含む核燃料を含む物質（FCM）の崩壊の一つの指標として役に立つかもしれない。こうした情報は、新しい石棺の建設とその性能を検証する際に有効かもしれない。更に、大気中の粒子の放射性核種の組成、その濃度・粒子の大きさ・石棺内での位置、大気中の粒子の生成した理由、放射性物質の移動と沈着の経路、そして人間の呼吸器系への吸着のされ方の類型を知ることは、個人防護及び集団防護の為の有効な手段を決定する為に重要である。それ故、環境中及び破壊された原子炉内の大気中の放射性物質のモニタリングは、放射線防護と、石棺内で現在進行中の過程の理解 ― 特に、残っている核燃料と核燃料を含む溶岩状の物質の状態の評価 ― にとって有効であり続ける。

石棺内の液体放射性廃棄物

施設内への水分の浸入過程と建物の底の部分の液体放射性廃棄物（LRAW）の蓄積は、石棺内の核・放射能・生態学的安全性の現在の状況に対して不安定化をもたらす、もう一つの要因となっている。水分は、降水・結露・人造の液体によって石棺内に侵入する。稼働中のエアロゾル抑制システムが、人造の液体の原因である。

石棺内に侵入した水分は、上部から下部までの構造物や燃料を含む物質と相互作用を起こし、核分裂生成物を生じさせ、放射性物質を液体に変える。

こうした制御できない漏洩の結果、底部に中レベル液体放射性廃棄物が蓄積し、途切れることなく石棺の北方と北東方向の 2 方向へと流出していく [12–13]。北の流れは、石棺内の 001/3 区画に蓄積している。最大 300 m^3 にも上る LRAW ― これは石棺内の全水量の 60 ～ 70%にあたる ― が、恒常的にこの区画で見られる。圧力抑制プールの北部・石棺の中央と南東部の諸区画・カスケード式の壁からの漏洩は、ここで流れが一つになる。年間 700 ～ 900 m^3 の流れは、3 号炉の構内と区分する壁を越えて流出していくので、一時的な貯蔵と処理の為に、チェルノブイリ原発の放射性廃液貯蔵施設にポンプで汲み上げられている。

001/3 区画からの LRAW の放射性核種の濃度は、超ウラン元素が含まれていて、増加する傾向にある（図 5.13 参照）。LRAW の全 α 放射性物質の大部分（最大 80%まで）を構成しているのは、アメリシウム 241（^{241}Am）である。プルトニウムの構成比率は 30%以下である。

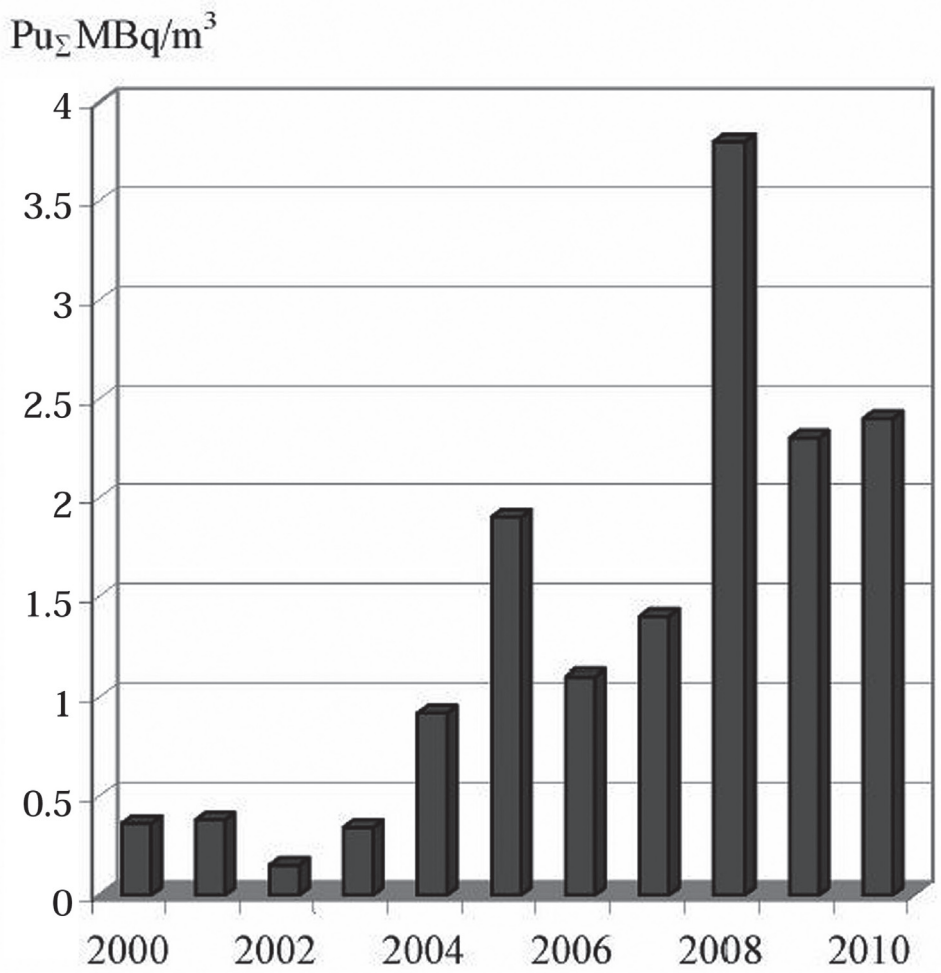


図 5.13　001/3 区画に蓄積された液体放射性廃棄物（LRAW）の $^{238+239+240}$Pu の平均年間濃度の変遷

300 m^3 の LRAW の南東の流れは、017/2 区画と 018/2 区画に入り、チェルノブイリ原発 3 号炉の構内へと漏洩している。超ウラン元素を含むこの LRAW の放射性核種の平均年間濃度の変遷は、北の流れで観察されたものと似ている（図 5.14 参照）[14]。

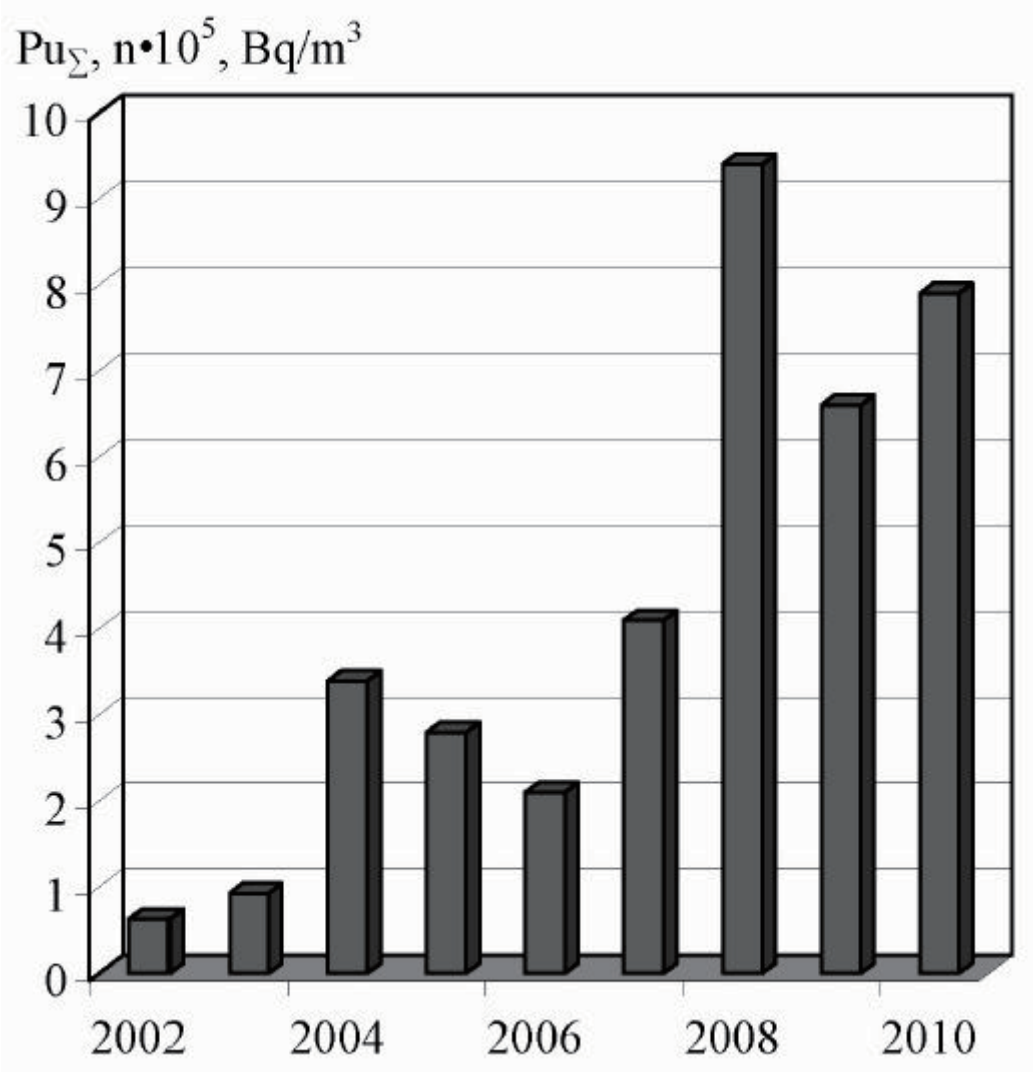


図 5.14　017/2 区画に蓄積された液体放射性廃棄物（LRAW）の $^{238+239+240}$Pu の平均年間濃度の変遷

水の漏洩によって運ばれる放射性物質の一部は、濃縮されて底部に蓄積物を形成する。その量は、例えば 001/3 区画では、約 150 t の重量を有する 100 m^3 にもなると推定されている [15]。底部に溜まった放射性核種の濃度は、「炉内の水」の濃度よりも 2 ～ 3 倍高い。漏洩を止めて 001/3 区画の LRAW をポンプで排出して底部の蓄積物が乾燥した場合、この区画や石棺内の他の区画の空気中の放射性粒子の濃度は、許容値を大幅に超過するであろう。

石棺内の LRAW は、石油製品・界面活性剤・膜を作る化合物を含む有機化合物、並びに超ウラン元素の、各々の濃度が高いのが特徴である。これらの内、超ウラン元素は、プルトニウム抽出の為の更なる純化を避けるという理由から、既存の放射性廃液貯蔵施設を利用しての再処理ができない [16]。再処理ができないことにより、チェルノブイリ原発の LRAW 貯蔵施設では、有機化合物と超ウラン元素の濃度が増えている。超ウラン元素と有機化合物の濃度が高くなると、現在稼働前試験中の液体放射性廃棄物の処理施設では、処理ができなくなる。

石棺構内に於ける放射能の状態

石棺内の放射能の状態は、石棺の表面の汚染と、内部に存在する放射性物質に起因する。

平均被曝線量（EDR）の値は、今日まで原子炉建屋内の殆どの場所で 1 R/h（8.77 mSv/h）を超えていない（表 5.3 参照）。殆どの核燃料を含む物質（FCM）が分布する、原子炉圧力容器・標高 9.0 m の高さの建屋内・蒸気回廊・圧力抑制プール室内とその他の場所は、例外である。FCM 蓄積物の表面の EDR は、場所によっては数千 R/h（数十 Sv/h）に達しているが、主要な線量源である核種 ― 第一に ^{137}Cs ― の崩壊により徐々に減少している [17]。

表 5.3　石棺構内の平均被曝線量（EDR）の調査結果

	EDR（単位；R/h）						
	< 0.05	**0.05 ～ 0.1**	**0.1 ～ 1**	**1 ～ 10**	**10 ～ 100**	**100 ～ 1000**	**> 1000**
区画の数	27	11	35	54	19	8	2

脱気器ダクトのある区画の汚染度は、原子炉設置区画よりもかなり低い。EDR が 1 R/h を超えている場所は、僅か数ヶ所である。こうした区画は、工学的構造がほぼ完全に破壊された上層部のみに限られる。

タービンホールでは、EDR は 0.1 ～ 2000 mR/h（8.77 μSv/h ～ 17.54 mSv/h）の幅の間である。石棺内の通常使用されている場所では、EDR は 1.8 mR/h（15.79 μSv/h）を超えていない。

石棺の屋根の EDR は以下の値で特徴づけられている：

- （中央ホールの上部の）パイプ屋根の上 – 0.5 ～ 8 R/h（4.39 ～ 70.16 mSv/h）、最高値は中央ホールの東部の上方で観測されている；
- 最高値は 5 R/h（43.85 mSv/h）で、汽水分離タンクがある破壊された区画の上部である；
- タービンホールの屋根の上部は、0.2 ～ 4 R/h（1.75 ～ 35.08 mSv/h）；
- 脱気器ダクトの屋根の上部は、0.2 ～ 1 R/h（1.75 ～ 8.77 mSv/h）。

石棺内の汚染

石棺内の表面の汚染は、放射性粒子が沈着したことと、1986 年の事故時の浸水とその水が引いた結果である。その結果、放射性核種が構造物質に非常に深く侵入する事態となった。

汚染原因の放射性核種の構成は 4 号炉の構成と一致し、セシウム 137（^{137}Cs）・ストロンチウム 90（^{90}Sr）・プルトニウム同位体（$^{239\text{-}241}$Pu）・アメリシウム 241（^{241}Am）が含まれる。

石棺内の表面の汚染の程度は、かなり広い幅で違いがある。特に：

- α 粒子は、0 ～ 3000 粒子 /(cm^2・min.)；
- β 粒子は、30 ～ 1000000 粒子 /(cm^2・min.)。

表面の汚染で取り除ける部分は、全量の約 6%、個々の放射性核種に関しては以下の値と見積もられている：（^{137}Cs – 4%・^{90}Sr – 8%・$^{239\text{-}241}$Pu – 2%・^{241}Am – 10%）。

石棺内の放射性物質の状態は、自然過程（放射性核分裂、FCM の劣化、放射性核種の浸出、等）と人間の活動（石棺内での作業やその転化）の両方によって、絶えず変化していることに留意しなくてはならない。

事故後 25 年間の石棺の核と放射能の安全性の評価に於いて、この期間に行われたかなりの量の調査の結果、石棺を構造的に安定させ、安全に作業できるようになり、新しいより安全な石棺の建設の為の準備作業が可能になった。

5.1.2. 工学的構造物の補強

環境への放射性物質や電離放射線の放出経路に対する物理的障壁として工学的構造が機能するという点からみると、その信頼性と耐久性の問題が、石棺内の核と放射線の安全性の確保にとって最も重要である。

完了した調査によると、地震や竜巻などにより極端な負荷がかかった場合、既存の構造的なシステムの安定性は不十分であることが証明された。また危険な箇所では、局部的な損傷・過荷重・相当な量の排水や腐食などを主な要因とする、限定された負荷に対しても不十分であることが証明されている。過荷重という負の要素は、非常に厳しい放射線環境下での石棺の建設過程で、工学的構造を固定する支持部位に求められる基準と取り付け工事の品質管理基準を遵守できなかったことが要因となっている。

1988 ～ 1989 年に掛けて、以下の三ヶ所の危険な箇所の構造を強化する必要があった：

- 脱気器ダクトの上段；
- 南部区域の主循環ポンプの上の天井；
- 南部区域の排気装置の送風管の上の天井。

後に、B1 梁と B2 梁の南側が西側の壁に支えられている箇所で、欠陥が発見された。この場所の強化は、1994 年に、B1 梁と B2 梁の区画底部のトラス構造の下に鉄鋼製の支柱を設置することによって行われた。しかし、この措置は、支持部位の信頼性を増強するという課題を部分的に解決したにすぎない。

VS-2 換気装置のダクトの故障に伴う危険の除去が、石棺の安全性に影響を与える工学的構造の信頼性を増強するという課題を解決する上での、次の重要な措置であった。1998 年に、換気装置のダクトの荷重を支える骨組の修理は、ウクライナ・米国・カナダの専門家の援助を受けた国際共同事業の下で行われた。

1998 年以来、工学的構造の状態とその安定性についての更なる調査は、石棺転化実施計画に沿って行われてきた。

工学的構造の全寿命に於ける状態の分析と、事故を起こした原子炉と設備を強化する為にこれまでに執られた措置の効率性の評価の結果、石棺の工学的構造物の中で、更なる補強を要している危険な箇所が判明した。

既に述べたように、B1 梁と B2 梁の南側の区画の結合支持部分の強化は 1994 年に完成していたが、この工学的構造構成要素の信頼性は受け入れられる水準のものではなかった。またこれとは別に、B1 梁と B2 梁の北側の支持部位で欠陥が発見された。それ故、石棺の全体的な安全性に対するこれらの部分の信頼性の重要性を考慮して、1999 年に、B1 梁と B2 梁の南側と北側の支持部位は更に強化された（図 5.15 参照）。

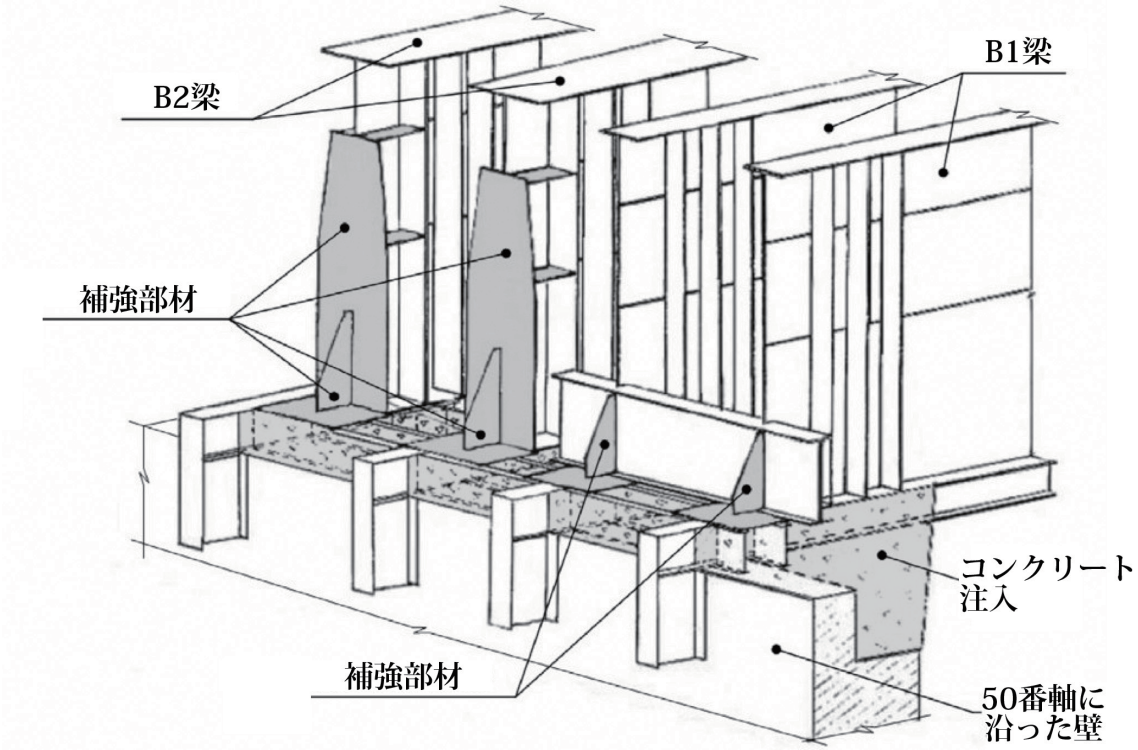


図 5.15　B1 梁と B2 梁の強化　（色付の部分は 1999 年の更なる強化）

上記の補強措置の設計書は、ワシントン・グループ・インターナショナル社（米国）と英国核燃料・エンジニアリング社（英国）、並びに：キエフの「エネルゴプロジェクト」研究所（KIEP）・土木構造物科学研究所(NIISK)･原子力発電所安全問題研究所(ISP NPP)という三つのウクライナの組織から成る、国際コンソーシアム「情報危機センター」によって策定された。

2002 ～ 2003 年に掛けて、KIEP・NIISK・ISP NPP から成る KSK コンソーシアムが、最も重要な構造物を早急に補強することを規定した実施設計を準備し、ウクライナ国家規制機関が同意した。これらの構造物は、石棺の設備と以下に掲げる石棺内の独立した箇所を確実に全体として統合する為に重要なのであった：

- 西側の区域；
- 脱気器ダクトの骨組の上部と壊れた天井板；
- マンモス梁の西側と東側の支持部位；
- 南側上板と南側の「ホッケースティック状」上板の接続部；
- 北側の支持壁と北側の「ホッケースティック状」上板の接続部；
- 換気抗；
- 天窓。

補強の為の実施設計は、核と放射能の安全性及び建設工学の基準に関する、現行の規範文書の要求事項に従って実施された。そして､石棺の危険な放射線環境下での建設及び設置作業の実行に関しても、詳細が考慮されている。

補強措置を実施する前に、建設及び設置作業の為の建設予定地の整地と補強に必要なインフラを整備することを目的とした、一連の準備作業が行われた。特に、1430 人の作業者を収容できる汚染検査棟（図 5.16 参照）、小さな作業監督所、訓練所、機器や道具の為の汚染除去作業所、更新されたエアロゾル抑制システムといった、施設が建設された。

図 5.16　1430 名収容の汚染検査棟

石棺の西側区域の補強は、建築及び設置作業の程度・従事する作業員の数・集団被曝線量から考慮して、一連の補強措置の中でも主要なものである。

石棺の西側区域の補強案は、支持壁西側の空間に二つの鉄鋼製の塔を建設し、強化コンクリートの重い基礎の上に設置し、三段の層で空間のトラスによって結合するというものであった（図 5.17 参照）。

図 5.17　石棺の西側の区域の補強

二つの塔は片持ち梁と一緒に、破壊された原子炉を覆う既存の屋根の荷重を支える主要な役目を果たしている、B1 梁と B2 梁の区画を支えるように設計されている。

こうした解決法は、破損している骨組と西側の壁から荷重を取り除くことを可能にし、新しく建てられた塔の構造物に荷重が移される。

脱気器ダクトの骨組の補強計画は、追加の鉄鋼製の角ブラケットを設置して、タービンホールの方にかなり傾いている柱の上部と、その下部に有って重大な欠陥が見られない天井構造とを結合する構想であった。

相当の湾曲や割れ目がある天井板の補強は、その下に金属製の補強材を設置することによる。これらの補強材は、脱気器ダクトの骨組の上段を強化する作業中に、問題の天井板が崩落するのを防止した。そして新しい石棺の建設後に解体するまで、問題の天井板の安定性を確保する。

マンモス梁の西側支持部位の補強は、追加資材を溶接して太さを増すことによって、交差結合を強化することを見込んでいた。マンモス梁の東側支持部位の強化は、その基礎にある隙間にコンクリートを充填することによってなされた。

屋根の南側区域は、マンモス梁に凭れ掛かっている箇所に、平らな上板と「ホッケースティック状」上板を結合することによって補強された。これは屋根の外部に突っ張りトラスを設置することによって達成された。（図 5.18 参照）

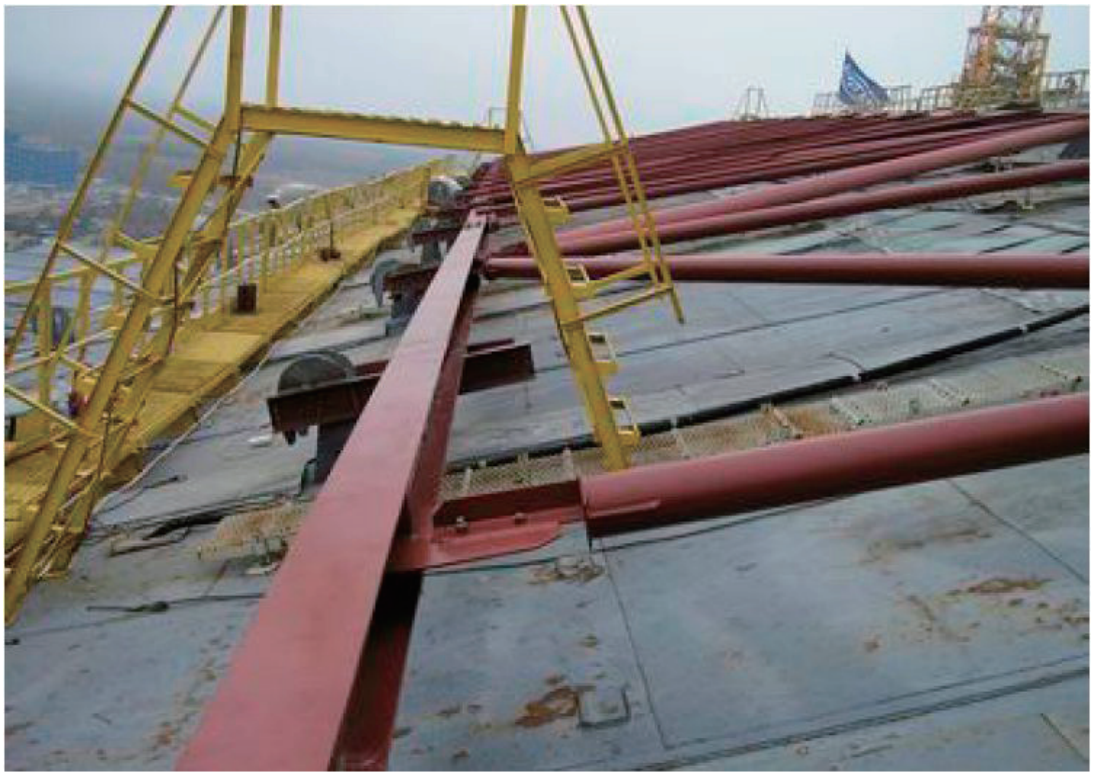


図 5.18　石棺の南側の区域の補強

石棺の北側区域の補強は、以下の二つの問題を同時に解決することを要求した：

- 「ホッケースティック状」上板と支持壁という北側の二つの要素を一つの構造に結合すること；
- 支持壁の補強。

「ホッケースティック状」上板と支持壁の結合は、両者の軸受け部分に固定装置を設置して固定することによってなされた。これらの装置は、追加のコンクリート打ちを行っていた内部のコンクリート壁とは独立させて設置された。

換気抗内の厳しい放射線環境下を考慮して、西側区域の補強に関しては、B1 梁の支持部位の部分の換気抗の壁の部分的な補強を行わなくて良いという建設的な意思決定がなされた。

天窓は、屋根の 40%の範囲内に波型天板を新しく設置することにより修理された。

補強工事に携わる作業員を確実に被曝から防護する為に、一連の組織的・放射線衛生学的・技術的な対策が執られた。

組織的な対策には、訓練所での作業員の訓練、安全な建設及び設置作業の実施の手配に関する特定手続の策定、放射能及び労働安全性に関する基準の遵守状況の永久的な管理が含まれた。訓練所で訓練を受ける前に、作業員は BIOMED 計画に基づいて、キエフ市で健康診断を受けなければならなかった。この健康診断に通らなかった者は、次の準備段階には進めなかった。

多角的な訓練は、特注した石棺構造物の実物大模型と訓練用機械を使って、特定の作業過程に習熟する為のものであった。

作業員の被曝線量をかなり減らし、且つ環境汚染を最小限にすることを可能とする、基本的な放射線衛生学的・技術的な放射線防護対策の中で、以下のものは特筆されなければならない：

- 衛生管理と立入管理の調整；
- 作業領域の区分け；
- 放射線モニタリング；
- 作業員への個人放射線防護用の基本装備と追加装備の供給、並びにその適切な使用の管理；
- 遮蔽；
- エアロゾル抑制と汚染の除去。

衛生管理と立入管理の調整により、石棺の制限区域を越えて放射能汚染が広がる事態を阻止する為の条件を作った。この成功の要因は、建築用機械と作業員の放射線防護装備に対する放射能汚染を管理したこと、必要な時はこれらの機材と装備を除染に送ったこと、作業員の衣服を着替えさせたこと、並びに作業員に汚染検査を施したことにある。石棺へ立ち入る作業員は、汚染検査棟を通らなければ戻ることができない。

石棺内で放射性物質が広がるのを制限する為に、以下の作業場の区分けが設定された：建築及び設置作業用の区域は、放射能汚染レベルの違いによって区分され、これらの区分の境界には移動可能な仮設の汚染検査用ゲートが設置された。

放射線モニタリングは、国営専門企業（SSE）・チェルノブイリ原発の現行規範文書に定められた要件と合致するように行われ、被曝線量のモニタリング、放射能汚染の拡散の抑制、それに環境モニタリングが含まれた。

作業員には、個人用放射線防保護装備（PPE）が支給された。PPE を選ぶにあたり、最低限必要な防護性能を確保した上で、その作業員の体格に合わせて効率性を上げるように、型式は各人の好みで選べるようになっていた。

一定量の作業は、石棺内の主要な電離放射線源から離れた場所で行われた。特に西側区域の補強の為の準備作業の殆どは、石棺から離れた小さな作業監督所と鋼鉄製品の仮組立用作業場で行われた。これにより作業員の被曝線量を減らすことができた。

外部からのγ線照射が補強工事作業中の作業員を危機に晒す主要因であるので、一時的或いは恒久的な遮蔽が、作業員を被曝から防護する最も効果的な方法であった。

恒久的な遮蔽には、通路や作業場の配置に関連した準備作業の過程で、既存のまたは新しい構造物に保護障壁や遮蔽物を設置することが含まれた。こうした遮蔽設備は、必要がなくなった後にも解体されず、補強された工学的構造のモニタリングと保修の為に使われることになっていた。

一時的な遮蔽は、作業員を確実に防護する為に、作業期間中だけ設置された。具体的には、持ち運び可能な箱型の遮蔽物や、吊下げや持ち運びのできる工場製の遮蔽された台や箱が使用された。

鋼鉄製品の仮組立用作業場で働く作業員を防護する為に設置された、厚さ 0.4 m 高さ 9.6 m のコンクリート壁（図 5.19 参照）は、遮蔽に成功した使用例である。

図 5.19　コンクリートの防護壁

補強工事の過程で、建設用の機械と車両・工具と装備・汚染された施設から取り除かれた構造部の部材・作業員に使われた作業場（遮蔽用の箱と仮設の汚染検査用ゲート）の内部表面などは、除染の対象であった。靴の除染の為に、専用トレーが考案された。

更新されたエアロゾル抑制システムと移動可能なエアロゾル抑制装置は、作業領域内と作業員用通路内部のエアロゾルを抑制する為に使用された。エアロゾル抑制の為に使われたこの組み合せの効率性は、石棺の通常の作業に於いても長期に亘って使われてきたという事実によって、裏付けられていた。

補強措置に従事していた作業員達の集団実効被曝線量は約 14 man-Sv[1] で、この値は実施設計の規定値よりも低い。これは主に、組織的・技術的な放射線防護対策と、建築及び設置作業の効率性と生産性を向上する為の追加対策が実施されたことにより、達成されたものである。

補強は 2004 ～ 2008 年の間に完了し、補強された構造物は、国家検収委員会証書（2008 年 10 月 29 日）によって、その稼働を承認された。成功裏に完了した石棺の工学的構造物の補強は、これまでに石棺転化実施計画（SIP）の下で完了した最も大掛かりな仕事である。

完了した補強措置は、15 年に亘る工学的構造物補強工事の観点から見ると、新しい石棺（NSC）の完成が予定されている期間まで、許容できる水準の石棺の安全性を提供している。これから先は、石棺の不安定な工学的構造の問題は、その解体や NSC の内部強化を通して解決されなければならない。NSC の建設が遅れるならば、補強措置の範囲は、現在の石棺の工学的構造物が崩壊する速さを考慮して、拡張されなければならない。

1　man-Sv は、集団線量を表す単位。集団線量とは、集団の一人ひとりが受けた被曝量を合計した値で、100 人が 1 mSV を受けたら 100 man-mSv で、10 人が 10 mSv を受けたときも同じく 100 man-mSv。
個人の被曝影響（リスク）が被曝量に比例するなら、被曝集団に現れる影響（例えばガン死数）は集団線量に比例する。

5.1.3 新しい石棺（NSC）の建設

『チェルノブイリ原発の更なる稼働及び破壊された 4 号炉の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の一般原則に関する』法律（ウクライナ）には、「石棺とは、破壊されたチェルノブイリ原発 4 号炉から核燃料を含む物質を除去し、放射性廃棄物を処理する為の複合的技術設備や、同原子炉の生態学的に安全なシステムへの転化と、作業員・住民・環境に対する安全性の確保に関連する作業の実施の為のその他のシステムを含む、防護用建造物である」と規定されている。

新しい石棺（NSC）の建設は、以下の目標の達成を保障するものでなければならない：

- 作業員・住民・環境が、現石棺に固有の核と放射線の危険要因に曝されないように守る；
- 石棺を生態学的に安全なシステムに転化する実作業、特に残された核燃料と核燃料を含む物質（FCM）の除去や、不安定な現石棺の解体 / 補強と放射性廃棄物管理、を実施する為に必要な条件整備を行う。

NSC の主要な機能の一つは、正常な稼動条件の下での NSC 外への放射性物質と電離放射線の拡散防止と、正常な稼動の不調・緊急事態・事故の防止である。その為に NSC は、以下の条件を確保しなければならない：

- 継続的な稼動期間中 (100 年以上) の NSC の防護構造の保全；
- NSC の安全な稼動に必要な条件によって規定される時期に於ける、不安定な現石棺構造物の解体または補強による崩壊の防止；
- 建造物内への降雨・降雪の侵入の制限；
- NSC 内に存在する放射性物質による汚染からの水文地質学的環境の保護；
- NSC 内の放射性物質の拡散の抑制。

石棺外の現在の放射線状況や、作業領域のみの放射線被曝削減が得策であることから、NSC の工学的構造を遮蔽装置として機能させる為の、追加要件は設定されていない。遮蔽が必要なのは、NSC の構造とシステムの保修、またその他の放射線が危険な作業の実施に際してのみである。

NSC の他の機能として、技術的保障と物理的防護の機能がある。

技術的保障の機能は、システム及び構成要素の配置と機能、並びに NSC の正常な稼動に必要な然るべき条件の整備・不安定な現石棺構造物の解体 / 補強・放射性廃棄物管理・核燃料を含む物質（FCM）の将来に於ける除去、によって実現される。

物理的防護機能とは、石棺内に存在する核物質及び放射性物質の物理的防護である。

上記の諸機能は、NSC が多くの機能を果たす施設であり、その設計には、新たに作り出されるシステム及び構成要素と石棺の既存の諸部分との、多くの相互関係の計算が必要であることを示している。

既に石棺の建設後間もなく、その工学的構造の信頼性と耐久性が低いことを考慮して、専門家達により様々な形状の ― 特に所謂「石棺 2」という形状の ― 追加的な防護障壁の建設が提案されていたことを指摘しておかなければならない。

しかし、この発想がずっと体系的且つ詳細に練り上げられ始めたのは、1998 年以降、石棺転化実施計画（SIP）の実現に際してである。

ワシントン・グループ・インターナショナル社（米国）、英国核燃料・エンジニアリング社（英国）とウクライナの諸組織 ― 即ち、キエフの「エネルゴプロジェクト」研究所（KIEP）、工学的構造物研究所（RIES）、原子力発電所安全問題研究所（ISP NPP）― が参加する国際コンソーシアム「チェルノブイリ」により、それまでの全ての技術的決定が全面的に分析され、NSC の構想的設計基準及び要件が提示され、その建設の戦略が提案された。実現可能性調査段階での更なる精緻化に際して、ほぼ同

じ性能を持つ、フレーム型・ドック＝ケーソン型・アーチ型の三つの選択肢が提案された。

これらの選択肢について、国際諮問委員会とウクライナ人独立専門家の参加を得て、更なる評価を行った結果、アーチ型案が選ばれた。

ウクライナ首相をその長とする、チェルノブイリ原発問題を包括的に解決する為の政府省庁間委員会は、議事録第 2 号（2001 年 3 月 12 日）に記録されている以下の決定を下した。「石棺の生態学的に安全なシステムへの転化作業の加速を目的とし、また欧州復興開発銀行及び独立専門家の強い勧告を考慮して、他の事業の有望な技術的解決策も含め、アーチ型の設計を基本設備として認定する。」

2003 年、ベクテル・インターナショナル・システムズ社（米国）、フランス電力会社（仏国）、バテル記念研究所（米国）から成る国際コンソーシアムに、KIEP・RIES・ISP NPP が参加して、NSC の構想的設計（NSC CD）が策定された。国家による包括的専門審査の結果、ウクライナ内閣令（2004 年 7 月 5 日 , No.433-p）により、NSC CD は承認された。

2004 ～ 2007 年に掛けて NSC 建設の入札が行われ、NSC CD を改訂したものに基づいて技術的提案を行った、国際コンソーシアム NOVARKA が落札した。2007 年 9 月、SSE チェルノブイリ原発（発注者）と NOVARKA（請負業者）の間で、NSC の稼働前試験対象施設の設計・建設・稼働前試験に関する契約の署名が行われた。

文書 [18] にまとめられ、ウクライナ国家規制機関の承認を得た、NSC 事業実施戦略によれば、NSC の建設は三段階で実施される。

第 1 段階では、NSC の安全且つ効率的な建設を保障する為の準備作業、特に以下の作業が行われる：

- ピオネール壁の犬走り取り壊し；
- NSC の基礎と組立現場建設の為の敷地の清掃・整地・掘削作業；
- NSC 建設の為のインフラ整備；
- 新たな換気装置の建設。

ピオネール壁の犬走りの取り壊しは、この区域に NSC の基礎が位置することにより必要とされる。犬走りの構造から、その除去には様々な技術と、コンクリート及び鉄筋コンクリートの一枚板の構造物の破壊・プレハブ構造物の撤去・また複雑な構造物の埋め立て材（砂利、砂、土、コンクリート、金属の破片）の除去の為の機器が使用された。作業は放射線学的に危険な状況下、石棺の直近で行われた（図 5.20 参照）。また、取り壊しに用いられた資材自身が、放射性物質による様々な程度の汚染を受けた。その為、作業員と環境の放射線防護の為の複合的措置の開発・導入が必要となった。ピオネール壁の犬走り取り壊し作業は、2008 年 4 月に無事終了した。

図 5.20　ピオネール壁の犬走り取り壊し

NSC 建設の主要な作業が開始されるまでに、大量の作業が行われた。それには、敷地の清掃・整地、NSC の組立・移動・稼働区域の基礎建設の為の土台穴の掘削、並びにアーチ状の構造物を接合する為の組立現場の整備が含まれていた (図 5.21 参照)。

図 5.21　NSC 建設現場の準備作業遂行

これらの作業の遂行は、解体の対象施設及び掘削作業現場の人工土壌が、放射性物質によって顕著に汚染されており、放射性廃棄物 ― 一部は高レベル放射性廃棄物に相当する ― であった為、困難であった。掘削作業の実施過程で、作業工程に於ける放射性廃棄物管理体制が導入された。それは、各作業実施中の放射線モニタリング、放射性廃棄物の濃度別カテゴリー分類、一時的保管場または処分場への運搬を規定するものであった。

時宜を得た能率の良い NSC 建設作業を保障する為、特に以下の施設の建設 / 建直しを含む、必須のインフラ整備の為の事前作業が開始された：

- 作業員の為の建屋・施設；
- 資材・設備を運び込む為の自動車用道路と鉄道・港湾施設；
- アーチ状構造物接合現場の整備；
- 資材・設備の組立 / 保管場所の整備。

既存の VS-2 換気装置が NSC の東側面の取り付けを妨げるので、この換気装置は、NSC を予定の位置まで移動する前に撤去しなければならない。従って、VS-2 の撤去までに新しい換気装置を建造し稼働させなければならない。現在、設計文書が承認され、請負業者が決まり、新換気装置建造の準備が始まっている。

第 2 段階では、新しい石棺（NSC）の直接の設計と建設、必要な全ての複合的検査と、NSC の稼働前試験が行われる。NSC を二つの稼働前試験対象施設に分けることが規定されている：

- 第一期稼働前試験対象施設（CS-1）― 操業の保障の為の技術的システムと必要なインフラを備えた防護建造物；
- 第二期稼働前試験対象施設（CS-2）―不安定な現石棺構造物を解体する為のインフラ。

CS-1 の工学的構造と技術システムの設計は、ウクライナ国家規制により承認された「NSC CS-1 構想的設計安全文書」[19] に規定されている、基準と要件に基づいて実施される。設計には、NOVARKA のウクライナ側参加者である、KIEP とウクライナ鉄鋼構造設計研究所が参加する。

文書 [18] によれば、解体用インフラ（CS-2）の設計は、CS-1 の設計と並行して行わなければならなかった。残念ながら、この設計計画は実現されず、CS-2 の設計は深刻な遅れをきたしてしまった。

NSC 事業の**第 3 段階**では、CS-2 の稼働の後、不安定な現石棺構造物の早期の解体が、解体の作業設計に段階別に示されている範囲に従って開始される。

CS-1 には、以下のような NSC の主要な建物・施設が含まれる：

- 主要な建造物、即ち鋼鉄のアーチ；
- 運営・管理棟と技術棟；
- 技術区域。

図 5.22 にアーチ型建造物、運営・管理棟と技術棟の略図を示す。

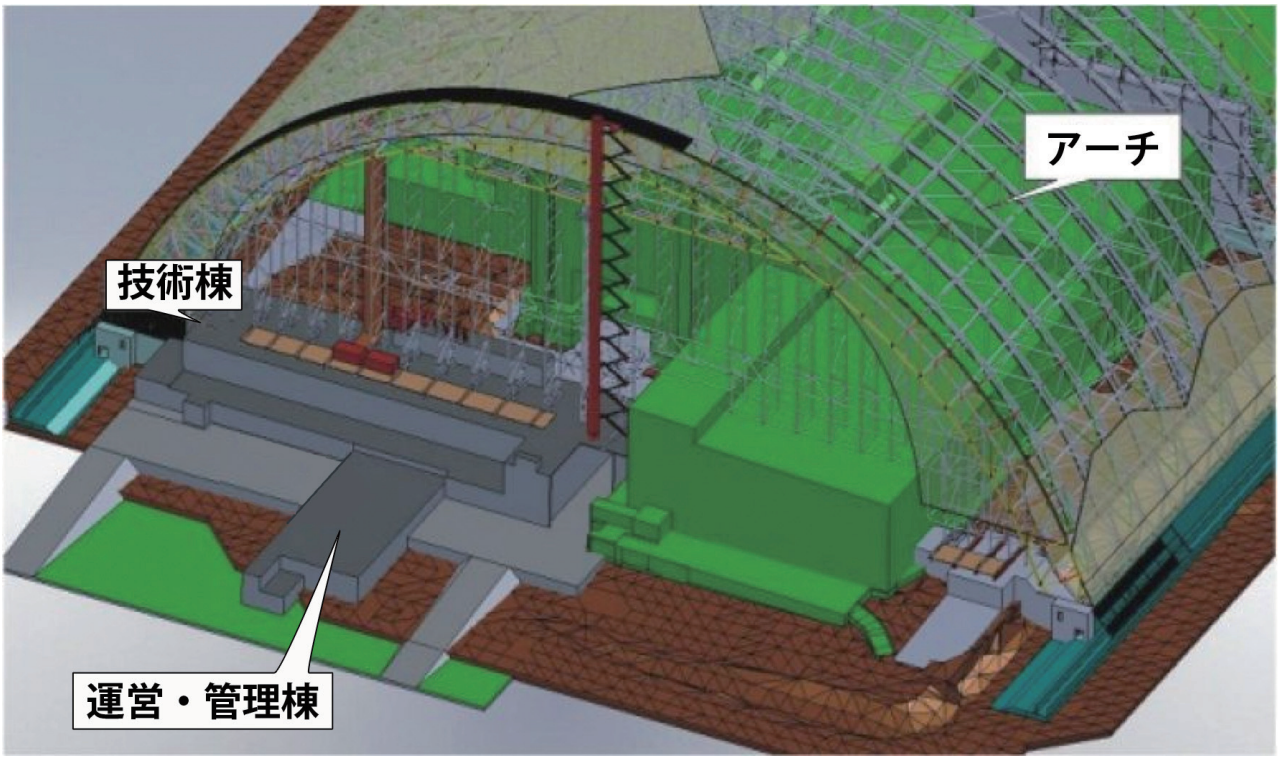


図 5.22　新しい石棺（NSC）の外観

アーチ全体の最大輪郭は、東西の端面の壁を含め、幅 270 m、奥行き 164 m、高さ 110 m である。

アーチを支える主要な構造物は、12.5 m の間隔を置いて設置される 16 のアーチ状の梁である。アーチ梁は、設計上の位置（稼働区域）では、特殊な支持部位を通じて基礎に支えられる。アーチ状の梁の長さは 257.44 m である。

アーチの骨組は二つの区分（上部と下部）と三角形の直交する格子から成る。上部と下部との間の距離は 12.00 m である。骨組の各部は基礎に支えられる部分で交わる。アーチの骨組の各部は直径 813 mm の管で造られ、管の厚さは 12.5 ～ 40 mm である。

アーチの骨組の上部に外部被覆の梁が支えられ、下部には内部被覆の部品が取り付けられる。外部と内部の被覆の間には、密閉された環状の空間ができ、これがアーチの構造物を外部の天候の影響と NSC 内に生じ得る復水から保護する。

アーチの骨組の上部の規定箇所には格子状の桁が固定され、それがクレーン装置の軌道の支えとなる。

アーチの西側の壁の構造は、垂直の格子状の円柱と水平の格子状の梁の系統と、接続系統から成る。アーチの移動に先立ち、西側の壁は完全にアーチに取り付けられ、稼働時には追加的に壁の中心部にある円柱 1 本によって基礎に支えられる。

西側の壁の内部と外部の被覆の間には、エレヴェーター・ホール、非常階段、回廊が存在する。西側の壁の外側からは、直径 4.00 m の換気筒と、換気装置を設置する為の回廊が取り付けられる。

アーチの東側の壁は、西側の壁と同様、垂直の格子状の円柱と水平の格子状の梁の系統、接続系統から成る。東側の壁はアーチに取り付けられ、既存の建造物に何の負荷も与えない。現石棺の突出した構造物上で、アーチを設計上の位置まで移動させる為に、東側の壁は一連の折り畳み式壁板を備えていなければならない。これらの壁板は、移動時には持ち上げられた位置にあり、アーチがその稼働する区域で最終的に設置された後になって初めて、設計の部位まで広げられる。

東西の壁を含む、アーチの荷重を支える部材の接合には、摩擦接合用高力ボルトの使用が予定されている。

アーチの金属構造物の総重量は約 2 万 t に及ぶ。

アーチの基礎は、以下の三種類のものが設計されている：

- アーチ接合区域の基礎（組立作業場の基礎）；
- アーチを設計上の位置まで動かす区域の基礎（移動区域の基礎）；
- アーチを設計上の位置に設置する区域の基礎（稼働区域の基礎）。

組立作業場の基礎は、パイルに支えられた一枚板の鉄筋コンクリート基礎格子梁の形で設計されている。長さ 26 m の金属製打ち込み式パイルは直径 1.02 m、壁の厚さが上部で 30 mm、それ以下の部分で 16 mm のパイプ状である。

アーチの移動区域には、浅く敷設された鉄筋コンクリートの布基礎が設計されている。

稼働区域の基礎は、パイルに支えられた一枚板の鉄筋コンクリート基礎格子梁の形で設計されている。鋼鉄のパイルの直径は 1.00 m、長さは 19.00 m である。

アーチ建設技術を選択する一般的手法は、石棺の放射線学的に危険な条件下での作業遂行を最小限にするという基本方針に基づいている。この基本方針には、以下のことが規定されている：

- アーチの構成要素を工場内で可能な限り最大の大きさと重量で製造する；
- 組立・接合区域に於けるユニット（アーチの各部）の大型化接合；
- 組立作業場に於けるアーチ各部の最終的接合；
- アーチの設計上の位置への移動。

アーチの各部は工場で製造された部品から、現石棺からかなり離れた（約 1 km）組立・接合区域で組み立てられる。その為、接合・解体用の治具・鋳型を備えた 12 の特殊な組立台が同区域に据え付けられる。完成したアーチの各部は、四つのトレーラーにより、現石棺から約 300 m の位置にある組立作業場に運ばれる（図 5.23 参照）。

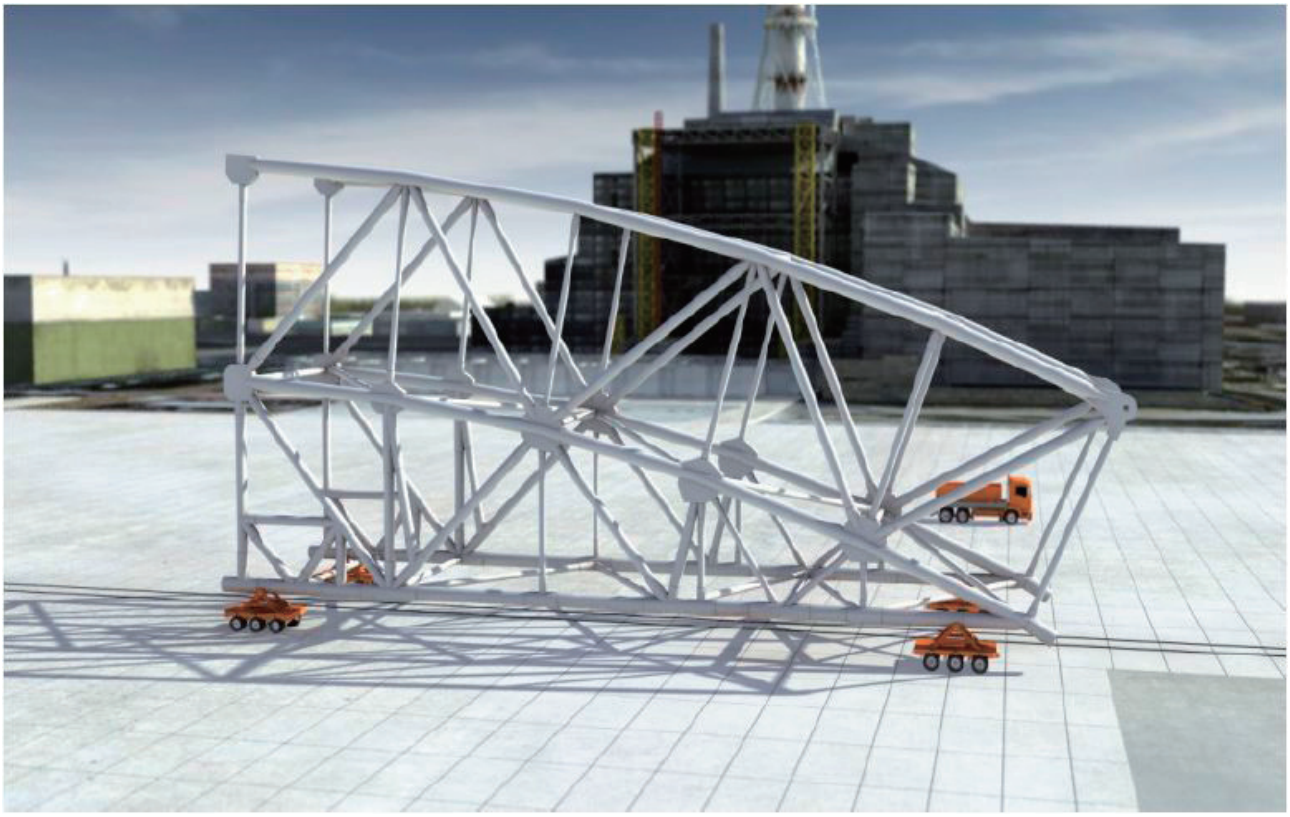


図 5.23　アーチ部品の組立作業場への運搬

組立作業場でのアーチの接合作業は、数段階に亘って行われる（図 5.24 参照）。まず、東端面の壁を含むアーチの東側部分が組立てられ、その後待機位置に移動される。更に、西端面の壁とともにアーチの西側部分の接合が行われる。アーチの接合の過程で、個々の技術システムまたはその各部（特にクレーン下部の梁、エレベーター、換気装置、電気供給、監視その他）の組立ても行われる。次の段階では、アーチの東側部分が西側部分と合体させる為に移動される。アーチの東西部分の合体、また主要なクレーン系統の据え付けが行われる。最終段階では、稼働の為の整備作業、技術システムとアーチ設備の設計位置への移動に先立つ検収が行われる。

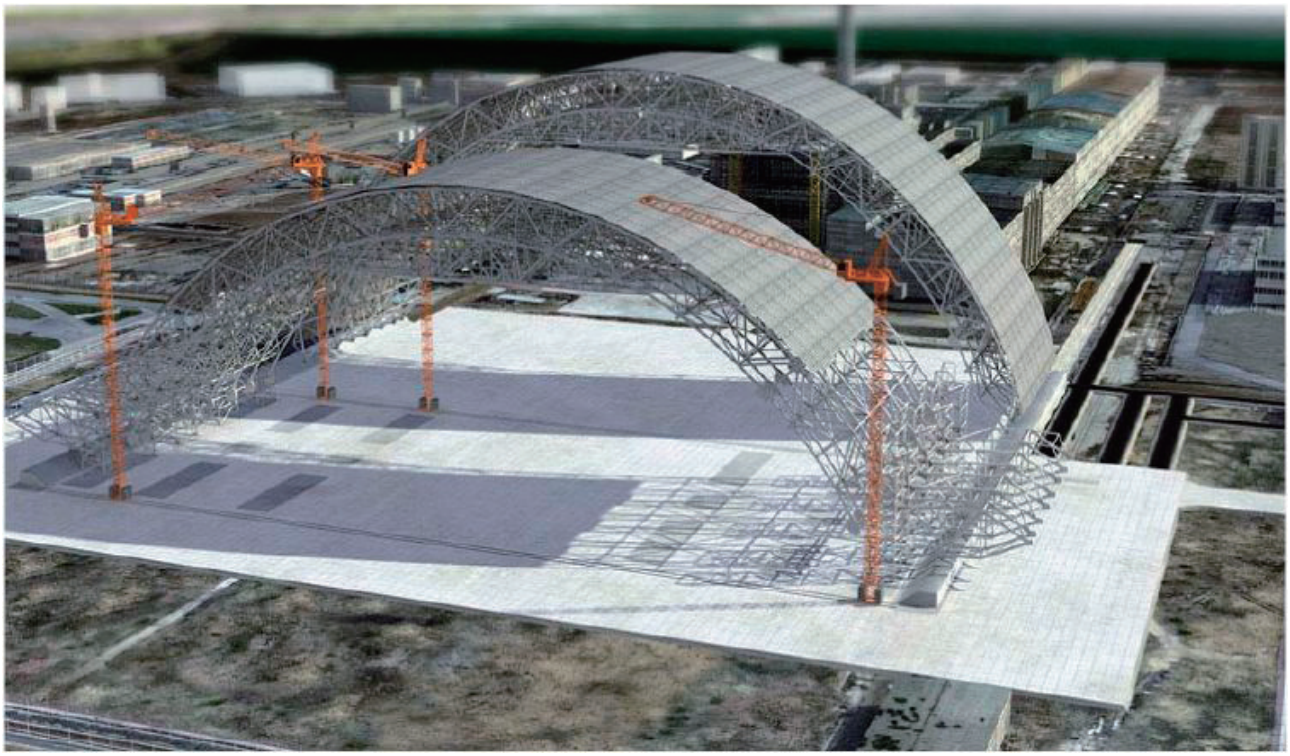


図 5.24　組立作業場でのアーチ接合

アーチの接合には、貨物吊上げ用装置、また特殊な組立用補助的設備、特に吊上げ用の塔と梁、支持梁、土台、昇降装置、臨時固定用ロープ、ジャッキ、牽引車、ウィンチその他が用いられる。

アーチの設計上の位置への移動は、水平ジャッキシステムを用いて行われる。アーチが設計上の位置に移動された後、移動に用いられる臨時の支持部位が逐次的に恒常的支持部位に取り換えられる。その後、技術棟及び既存のチェルノブイリ原発第二期主要建屋[2]の構造へのアーチの接合作業、また技術システムの常設の電力供給源への接続を行う。

運営・管理棟と技術棟は、アーチの西側端面の壁近くに位置する。その際、技術棟の一部はアーチ内の空間に存在する。技術棟の排気口、また元 4 号炉のタービンホールの南側にある排気口を通じて、アーチ内の空間への貨物や機器の搬入、人員の出入りが行われる。

運営・管理棟と技術棟は、アーチの設計上の位置への移動に先立って建設しなければならない。

技術棟は技術区画、補助設備、南北の排気口、液状放射性廃棄物処理システム収容の為の附属建屋から成る。

運営・管理棟は、別個の機能を持つ区画として独立しており、技術的回廊と人員立入用回廊によって技術棟と繋がれている。

技術区域は NSC から離れた箇所に（～ 500 m）位置している。技術区域の施設は、NSC に電力・水と温水・消防用及び日常の用途の水を、常時技術的に供給する機能を果たす。技術区域と NSC の諸施設とは、特殊な陸橋によって接続される。

NSC の設計は、2011 年半ばまでに完全に終わると予想される。全体として、NSC の設計・建設作業は、石棺転化実施計画（SIP）の当初の作業予定に比べ顕著に遅れていることを指摘しておかなければならない。この現状に鑑み、NSC の建設と稼働は 2014 年以前には終わらないと予想される。

2　同原発 3 号炉と 4 号炉が入っている建屋。

もう一つの問題は、NSC の建設経費が今日 10 億ユーロ[3] 程度と見積もられており、これは NOVARKA との契約に記されている当初の経費の 2 倍以上になっているということである。

今日策定されつつあるのは、NSC の第一期稼働前試験対象施設（CS-1）の設計文書のみである。第二期稼働前試験対象施設（CS-2）の設計作業開始は、早くとも 2011 年初めになるであろう。このことにより、NSC CS-1 設計文書の策定に於いて、不安定な現石棺構造の解体に関連した要求項目は、不十分にしか考慮されないだろう。

これらに劣らず深刻な問題は、NSC の外郭システムと統合される、既存のチェルノブイリ原発第 2 期建屋の構造物の強化と新しい構造物の設計作業が、現時点で未だに始まっていないことである。

上記の不備はかなりの程度、SIP の不備 ― 石棺転化の総合的な問題が無数の課題と文書に分割され、それが様々な請負業者によって実施される際の然るべき相互関係を妨げていること ― から生じている。このようなやり方は、技術的に最適な意思決定を下す際に、かなりの障害となっている。

5.1.4 今後の石棺を生態学的に安全なシステムへ転化する為の戦略

燃料を含む物質を石棺から除去する為の安全な技術とインフラを作り出し、更にそれらを処理する為に必要な前提となるのは、この施設を生態学的に安全なシステムに転化することである。この問題の解決は、ウクライナと隣接諸国の生態学上の安全性の確保のみならず、原子力開発の問題に関する国際世論を改善する為にも極めて重要である。

「石棺転化戦略」によれば、核燃料を含む物質（FCM）の除去作業は、現石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の最終段階である第 3 段階で行われなければならない。

石棺内に蓄積された FCM は、その状態と組成から、長寿命放射性廃棄物である。近付くことのできない幾つかの場所に堆積している FCM については、起こり得る核反応の危険がもたらす影響について追加調査を行わなければならない。つまり、もし FCM が石棺内部に管理できない状態で残るならば、それらに対する核規制及び管理を永遠に行わなければならないのである。

FCM の潜在的危険は、その溶岩状の表面が自然に崩壊し、放射能濃度の高いエアロゾルが発生することで、時間が経つとともに増大し得ることを指摘しておかなければならない。石棺内でのそのようなエアロゾルの発生は、局所的な性格に止まらず、世界規模の放射生態学的危険をもたらす。従って、FCM の大規模な崩壊が真に差し迫る前に、それらを除去して処理することが、極めて焦眉の課題なのである。

FCM を石棺から除去する問題の解決の為に、既に行われた作業の一部は、新しい石棺（NSC）の建設を想定していない手法に基づくものであった。そのような手法は、作業員と環境の防護の問題を考慮すれば、採用することができない。

他の設計、特に原子力発電所安全問題研究所（ISP NPP）と「南」設計局[4] によって提出されたものでは、FCM の除去作業実施について、様々な NSC 構造（「Start」型、「ドック＝ケーソン」型など）を利用する形での技術的な解決が想定されていた。しかし、現在既に NSC の構造についてアーチ型構造という最終的決定がなされ、その建設に向けた設計及び準備作業が行われていることに鑑み、FCM の除去の技術的解決法は、現状に基づいて開発されなければならない。

石棺転化実施計画（SIP）の枠内で、FCM の除去とその後の処理の問題の解決法は、課題 19「FCM 除去及び放射性廃棄物（RAW）管理戦略の研究と策定」と課題 20「FCM 除去技術の開発」で検討さ

3　2010 年 10 月時点の換算レートで 1138 億円。
4　主にロケットやミサイルの設計に携わる国営企業。

れている。これらの課題の実行結果に基づき、2000 年 12 月に計画決定 P7 が採択された。P7 決定は、FCM 除去及び放射性廃棄物管理に関する予備戦略を規定している。この予備戦略の主要な規定は、以下の通りである：

- FCM は、NSC の稼働期間中に除去されなければならない；
- 除去作業の期間は、40 ～ 50 年；
- FCM とその他の長寿命放射性廃棄物を直接、安定した地層に造った最終処分地に移送することが優先的課題である；
- FCM の試験的な除去は、不安定な現石棺構造物を解体し、FCM 除去技術の試験を終えた後に開始すべきである；
- FCM の大規模な除去は、その貯蔵及び処分に関する問題が解決された後に開始する。

更に、P7 決定は、それ以前の決定と同様に、現石棺での FCM 除去の実験結果に基づいて、重要な決定である P8 によって改訂されなければならない。FCM 除去の現地実験実施の必要性は、2001 年 6 月に採択された計画決定 P9 に明記されている。

しかし、既に 2005 年に採択され、国家核規制委員会の承認を得た文書である「石棺の FCM 及び放射性廃棄物管理戦略：今後の行動計画」[20] では、以下のことが確認されている：

- 現時点では、石棺からの FCM の除去の為に様々な技術が適用可能かという問題に関する、新データが存在していない。そのような新データが存在すれば、P7 決定に規定された前述の予備戦略を改訂して重要決定 P8 を適用する為の基礎として、構想レベルで利用できるだろう。従って、現段階では、FCM 除去戦略及び技術に関する構想研究をこれ以上行うことは有意義ではない；
- SIP 実施の現段階に於いては、FCM の早期の除去を行うことについての決定を可能にするような、FCM に関する追加情報は得られていない。FCM の長期に亘る挙動に関する既存の情報は、その除去以前または除去作業の過程に於ける、FCM の状態のモニタリング及び管理計画の詳細によって、補足される必要がある；
- FCM 除去の為の試作技術について、詳細な設計と公開実験を行うことは、その経費と作業予定を考慮すれば、有効ではないと考えられている。

同時に、同文書 [20] は、重要決定 P8 を実施する為に、以下の行動計画を定めた：

- 現石棺の工学的構造物の補強作業・NSC 建設作業・不安定な現石棺構造物の早期の解体作業が行われている間は、重要計画決定 P8 の承認を延期して、FCM を含む放射性廃棄物の管理は「チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の実施段階に於ける放射性廃棄物統合管理計画」の枠組で行われる；
- SIP の課題 14 は、FCM の挙動モニタリングシステムの開発と設置、及び石棺内で FCM を保管するのに最適な温度と湿度を維持するシステム開発の為の、入力データを提供するだろう。これにより、FCM の挙動の否定的傾向についての情報を敏速に得ることが可能となる；
- FCM の挙動予測モデルと、FCM の挙動モニタリングシステム及び核の安全性モニタリングシステムによって得られるデータにより、FCM の状態悪化による危険な影響が生じる全てのリスクを軽減する為の予防措置の、時宜を得た実施が可能になる。また、FCM の早期の除去の必要性に関する決定が可能となる。予測モデルと FCM モニタリングの結果に基づいて、P7 決定に記述されている FCM 除去及び放射性廃棄物管理戦略が改訂され、P8 決定により承認される。

FCM の挙動モニタリングシステムの開発と導入に関する作業が未だに実施されていない現状を鑑みれば、近い将来に於ける重要決定 P8 の採択は現実的ではない。

結果として、NSC の設計は、将来に於ける FCM の除去と放射性廃棄物管理に関する明確な戦略が欠如している条件下で、行われている。第一期稼働前試験対象施設の設計の枠内で NSC に唯一要請されているのは、FCM その他の放射性廃棄物除去用設備の今後の設置・使用に必要な技術的空間を確保することである。これにより、NSC 内部の施設を用いて FCM の除去を行うことでその過程が非常に複雑になる、或いは特定の区画に FCM が堆積することにより除去自体が不可能になるといった、一定のリスクが生じる。更に、FCM 管理の技術・インフラの開発には多くの時間を要するが、FCM の除去に関連する全ての作業は、NSC の技術システムが老朽化する或いは時代遅れになる前に終えなければならない。FCM 除去の過程で、NSC の放射線学的条件が顕著に変化する可能性もあるが、このことは、一連の追加的放射線防護措置の策定と正当化に際して、考慮に入れなければならない。

使用済核燃料を安全に貯蔵する為の前提条件は、如何なる環境影響をも避ける為に、幾つかの気密障壁を設けることである。NSC は気密建造物ではないので、4 号炉の核燃料の残滓による環境影響リスクは、それらが現石棺から除去されるまで残り続けることになる。

従って、NSC 内部の施設を用いた FCM 除去に関する技術的処理法の開発、並びにその実施過程での安全性の実証は、緊急の課題である。これらは、NSC の設計･建設と並行して行われなければならない。そうすれば、NSC 建設の際に、将来の FCM 除去の為の必要条件を最大限に考慮することが可能となる。現在この作業は、ISP NPP によって行われている。

「石棺転化戦略」の最終段階を成功裡に実施する為には、FCM その他の長寿命放射性廃棄物の処理の為の地層処分場が、国家計画に従って整備されなければならない。今日、「放射性廃棄物管理の為の国家生態学計画」の枠内で、地層処分場を整備することが潜在的に可能な用地の選択を目的とした、一連の探索作業、評価作業、科学・方法論的作業、研究作業、設計作業の実施が規定されている。これらの作業は、2017 年に完了することが予定されている。

現状に鑑みて、現石棺からの FCM の大量除去作業の開始は、最も楽観的な予測によっても 2030 年になる。これらの作業を、NSC の耐用年数が切れる前に完了させることが重要である。

石棺は、世界的にも他に類を見ない施設である。従って、これを生態学的に安全なシステムに転化することは、人類初の挑戦であって、その遂行にはウクライナと共に国際社会の努力が不可欠なのである。

5.1.5 石棺転化作業実施の安全性の生物医学的・生物物理学的モニタリング

石棺の生態学的に安全なシステムへの転化は、ウクライナの最も重要な国家計画の一つであり、これらの作業に従事する人員の健康維持の為の医学上及び被曝線量測定の措置は、今日の臨床放射線生物学・放射線衛生学・放射線防護の最も焦眉の問題の中でも重要な位置を占めている [21, 22]。

石棺転化実施計画（SIP）の作業の独自性は、作業員が規定の作業課題を基本的に、破壊されたチェルノブイリ原発 4 号炉建屋内の電離性放射線源となる露出した高濃度の放射性核種の作用を受ける条件下で、または 4 号炉の間近の放射性物質に汚染された敷地内で遂行するということにある。石棺内での作業は、様々な危険要因 ― 支配的な放射線の因子、高い一般の産業的危険要因、崩壊した原子力設備の建屋内に存在する到達が困難な一時的作業場所での汚染の因子 ― が存在する条件下で行われる。

これらの作業の遂行に際し、作業員が、超ウラン元素（プルトニウム 238、プルトニウム 239、プルトニウム 240、プルトニウム 241、アメリシウム 241）・ストロンチウム 90・セシウム 137 を吸収する

場合が有り得る。列挙したこれらの放射性核種は、放射線生物学上非常に高い毒性を持つものである。しかも、これらの殆ど（セシウム 137 を除いて）は、人体から直接検出することが実質的に不可能である。更に、作業に伴う多大な精神的･感情的緊張を指摘しておかなければならない。上記のことは全て、作業員の身体の健康と精神生理学的性質（特性評価）に対する、特別の要請を必要とする。

追加的な危険要因には、以下のようなものがある：

- 刺激性の化学煙霧体、溶接によるものを含む；
- 季節を問わず高い湿度と不快な気温条件；
- 石棺内に於ける強制換気システムの欠如；
- 不充分且つ極めてしばしば人工的照明のみの照明；
- 石棺内の多くの区画での「閉鎖空間」要因の存在；
- 高所の作業現場；
- 電離性放射線の作用の条件下での作業現場への到達の困難；
- 個人用防護装備の影響；
- 危険要因が重なることによる相乗効果の可能性。

このように、石棺転化作業の実施は、放射線の危険と一般産業的な危険と作業による強度の精神的・感情的緊張の相乗条件の下で行われる。

ウクライナ保健省の勧告により、放射線衛生学・被曝線量測定・臨床放射線医学の分野でのウクライナで主要な科学・医療機関である、ウクライナ医科学アカデミーの国立放射線医学センターと、WHO の放射線事故緊急医療対応支援ネットワーク（WHO-REMPAN）に、「石棺を生態学的に安全なシステムに転化する作業への医学的・生物物理学的支援計画」の策定及び指導が命じられた。

作業員の健康状態と労働能力に関する医学的・生物物理学的モニタリングシステムが創設された。これは、一つには、極度の放射線的及び非放射線的危険因子に影響される医学条件下での作業に対する、医学・生物学・被曝線量測定支援という独特の経験の蓄積に依拠していた。また、主要な規範文書の要件と、特に危険で有害な労働条件下での作業に対する禁忌を表す疾患の診断に関する、国家的及び国際的な合意を考慮した、作業員の労働効率にも依拠していた。このシステムの主要な構成要素は、作業開始時・定期的・最終的・（事故時のものも含む）特別時の医学的・精神生理学的検診であり、追加要素としての個別精密検査と（当直交代前の）日常医学検診である（図 5.25 参照）。

図 5.25　石棺転化実施計画の請負作業員の医学的管理図

「石棺転化実施計画作業員の医学的･生物物理的モニタリング計画」の主な業務は､以下の通りである:

1. 身体的または精神生理学的不具合により作業遂行が不可能な者を、特に危険且つ有害な条件下の作業に就かせない。
2. 作業員の急激な健康状態悪化 — 特に健康状態の悪化が、顕著な被曝その他の危険によってもたらされた場合 — によって起こり得る、如何なる作業上の事故・作業現場での人身事故をも予防する。
3. 起こり得る内部被曝のモニタリング。作業員達が SIP 作業に従事する際に、内部被曝をさせないように確認しなければならない。
4. 放射性核種の体内への吸収は、作業員の研修と規律、並びに正しく選択された個人用防護装備によって、予防される。計画の長所は、利用可能な手段により、作業員の被曝リスクを個別に判定し得ることである。
5. 基準以上に放射性核種を体内に吸収したことが判明した場合、追加の診察と生物物理学的検査が行われなければならない。内部及び外部被曝による基準線量の超過の有無を調べ、チェルノブイリ原発での作業への復帰の可否を判定する為である。

一連の物理的・生物被曝線量測定措置から成る、生物物理学的モニタリング（図 5.26 参照）は、「石棺での作業の放射線安全性モニタリングを確実に実施する為の計画」の一部である。その目的は、放射性物質の作業員の体内への吸収の事例を特定、それらの事象により引き起こされた実際の個人内部被曝線量の計算、そして作業現場に於ける放射線衛生学的条件がウクライナの衛生法に適合しているかどうかの確認である [23]。

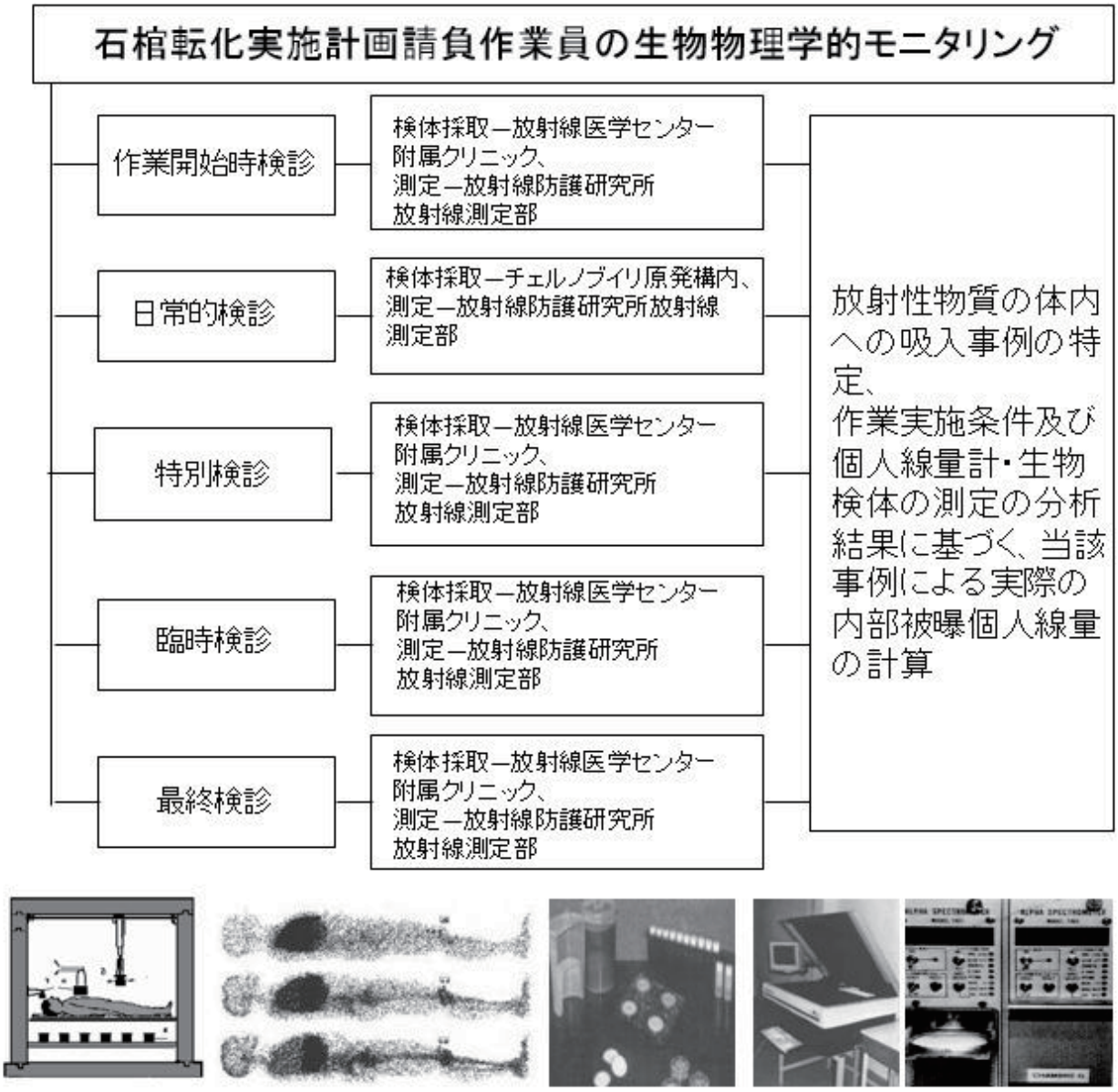


図 5.26　石棺転化実行計画請負作業員の生物物理学的モニタリング手順

SIP 作業に際しての生物物理学的モニタリングは、作業員と作業現場の作業開始時の被曝線量測定情報の収集と、日常的な放射線衛生学的・生物物理学的モニタリングを含む。作業開始時・終了時・緊急時（事故時）の生物物理学的モニタリングは、医学的管理と並行して同時に行われる。

2004 年 10 月～ 2009 年 12 月には、SIP 作業に従事した請負機関の作業員 6510 名について、石棺内での作業を許可するかどうかに関する、事前の医学的・生物物理学的検査が行なわれた。また、783 名の作業員に対し、特別医学検診も行われた（表 5.4 及び表 5.5 参照）。

表 5.4　石棺転化実施計画請負作業員に対する医学検診の結果　（2004 年 10 月 12 日～ 2009 年 12 月 31 日）

検診の種類	合格	不合格	総数
作業開始時検診	3125(48.00%)	3385(52.00%)	6510
定期検診	654(62.82%)	387(37.18%)	1041
個別精密検査	605(68.13%)	283(31.87%)	888
特別検診	783 名、延べ 909 事例		
最終検診	465		

表 5.5　石棺転化実施計画の請負作業員に対する生物物理学的モニタリングの実施範囲
（2004 年 10 月 12 日～ 2010 年 2 月 28 日）

項目	生物物理学的モニタリングの種類				
	作業開始時検診	日常的検診		特別検診	最終検診
	大便サンプルの放射能測定、鑑定用個人被曝線量計による測定	大便サンプルの放射能測定	鼻孔の塗沫サンプルの放射能測定	事例数	大便サンプルの放射能測定、鑑定用個人被曝線量計による測定
検体数	7268	8133	60491	1009	425

作業開始時の SIP 作業従事候補者の生物物理学的モニタリングでは、体内の放射性核種、また生体試料（大小便）の放射性核種の含有の事例は実質上なかった。

SIP 作業に従事した人員の日常的生物物理学的モニタリングを行って得られたデータは、受検者の大便中に検出可能なレベルのプルトニウム（$^{239+240}$Pu）が存在することを示している。日常の大便サンプルの生物物理学的チェックに際して、1 サンプルあたり 1.5 mBq 以上のプルトニウム（$^{239+240}$Pu）が存在し、作業員が特別な医学・生物物理学的検査を受ける必要があったのは 1009 件であった（その際、数名の作業員は、特別検診を 3 回またはそれ以上行った）。

特別な生物物理学的モニタリングによって算出された個人内部被曝線量は、3 mSv ― チェルノブイリ原発で適用されていた個人内部被曝線量の基準レベル ― を超えていない。

2005 年 10 月～ 11 月、SIP 作業員への医学的・生物物理学的支援開始から 1 年が過ぎた後、発注者である国営専門企業チェルノブイリ原発は、国際監査によりこの計画の評価を行った。監査団は、リサーチ・トライアングル・パーク・インターナショナル（米国ノース・カロライナ州）、バテル記念研究所（米国ワシントン州リッチランド）、デューク大学（米国ノース・カロライナ州ダーラム）の専門家で構成されていた。国際監査の結論によれば、当該計画は、用いられている方法論によっても、運営の最適化に関する一定の勧告に基づいた活動実施の組織によっても、高い評価と完全な支持に値するものである。2007 年 2 月に、ムーシェル・パークマン社によって行われた、SIP 作業の監査は、その最終報告の中で、「医学的・生物物理的モニタリング計画」は、SIP 作業員の医学的健康状態を確保し、現在或いは過去の作業員から健康の侵害を理由に訴訟提起されることを避けるという主要な目標を達成する上で、多大な成功を収めていると指摘した。

上記の医学的・生物物理学的モニタリングの結果は、SIP 作業員への医学的・生物物理学的支援の継続が極めて重要であることを示している。作業員の被曝を避けるという問題そのものが、同様の放射線衛生学的条件下での作業実施に於いて肝要だからである。

5.2 チェルノブイリ原発：廃炉の主要な局面

5.2.1 チェルノブイリ原発の各原子炉の現状

今日、国営専門企業（SSE）「チェルノブイリ原発」（図 5.27 参照）は、稼働を停止した状態にあり、以下の作業が行なわれている：

- 各原子炉の安全な状態の維持；
- 原子炉からの核燃料の除去；
- 装置と設備から作動媒体と潜在的に危険な物質を除去する；
- 装置と設備を最終的に停止させる；
- 蓄積された放射性廃棄物（RAW）を原子炉から除去する；
- 工学的・放射線学的複合検査（CERS）を行う；
- 原子炉施設関連の外部設備を解体する；
- 廃炉作業用の安全確保システムの再構築；
- 廃炉作業関連文書の作成；
- 廃炉作業用のインフラ開発。

図 5.27　チェルノブイリ原発の発電区域

チェルノブイリ原発構内の安全確保が、極めて優先順位が高い課題である。チェルノブイリ原発の原子炉は停止されており、発電をしていないにも拘わらず、それらは核反応の面でも、放射線の面でも危険な施設であり続けている。既に達成されたチェルノブイリ原発の安全レベルを維持する為に、原子炉を安全な状態に保つ、以下のような一連の措置が実施されている：

- 安全確保上重要な技術制御装置の稼働状態を維持し、規制技術文書の要件に従って認証を行う；
- 装置と設備の稼働は、技術設計書と製造時のマニュアルの要件に従って、厳格に行う；
- 建物・施設内では、適切な気温・湿度条件を保つ；
- 設備の保修と定期点検を、規制技術文書に指定された期日に行う；
- 既に確立された原発の敷地内の火災予防体制を維持する；
- チェルノブイリ原発及び立入禁止区域の、境界外への予想し得る放射性核種の持ち出し経路に於ける検問体制を含む、適切な衛生管理と立入制限を行う；
- 以下のものを含む、諸施設と工程の放射線モニタリングを行う：
  - 工程中の放射線モニタリング；
  - 放射線被曝線量測定モニタリング；
  - 防護障壁の状態の放射線モニタリング；
  - 放射性物質の拡散防止管理；
  - 環境の放射線モニタリング。
- 放射線の健康影響に関する、既に確立された基準レベルを厳守する；
- 作業員の技能維持と向上の為の活動を常時行う。

安全確保の為の作業の実施は、SSE チェルノブイリ原発の経営陣によっても、また独立の監督機関によっても、厳しく管理されている。過去数年間、チェルノブイリ原発構内では、如何なる事故も緊急事態も記録されていない。また、作業員の無許可の過剰な被曝や、設定された原発敷地の境界外への放射性物質の持ち出し事例もなかった。

原子炉からの核燃料の除去は、廃炉作業の継続期間を決定する、主要な要因である。2010 年 3 月初め、ロシアに未使用の核燃料が移送された（68 の未使用燃料集合体と三つの燃料ペレット）。

新しい乾式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-2）の建設と稼働が遅れていることから、2006 年に、既存の湿式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-1）への、使用済核燃料（SNF）の移送が開始された。その目的は、廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に関する作業の危険度を下げることと、原子炉を安全な状態に維持する経費を削減することである。SNF の ISF-1 への追加移送を開始する前に、SSE チェルノブイリ原発は、既存の貯蔵施設の安全性の再評価の為の大量の作業を完了させた。再評価の結果に基づいて、「湿式使用済核燃料中間貯蔵施設の安全性向上計画」が策定され、現在成功裡に実施されている。この計画の最優先課題（まず、輸送技術設備の再建）の完遂により、SSE チェルノブイリ原発は、ISF-1 稼働と SNF の原子炉からの除去開始の認可を得ることができた。

原子炉からの SNF の除去は、三段階に亘って行われる：

- 第 1 期は、3 号炉の SNF を ISF-1 へ移送する；
- 第 2 期は、1 号炉及び 2 号炉の（損傷を受けたものを除く）SNF を ISF-1 へ移送する；
- 第 3 期は、1 号炉及び 2 号炉の損傷を受けた核燃料を除去する。

2010 年 9 月、第 1 期が成功裡に実施され、3 号炉からは完全に核燃料が除去された。今日、1 号炉及び 2 号炉の核燃料は、原子炉附属の冷却プールに残っているのみである。両原子炉の冷却プール内に在る、損傷を受けた核燃料は、SSE チェルノブイリ原発が独自に作成した、様々な形状の特殊な容器の中に貯蔵されている。現在、原子炉から核燃料を除去する為の第 2 期作業の開始が準備されている。

チェルノブイリ原発廃炉関連文書の策定

過去 5 年間で、チェルノブイリ原発廃炉に関する構想文書の策定が、完全に終了した。2009 年以前は、ウクライナ内閣閣議決定（2000 年 11 月 29 日 , No.1747）によって承認された「チェルノブイリ原発廃炉の為の包括的計画」が、チェルノブイリ原発の各原子炉の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に関する活動の内容を規定する、主要な国家文書であった。2009 年、『チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画に関する』法律（ウクライナ）が採択された後、「包括的計画」は意義を失い、その効力を失った。新しい「国家計画」には、チェルノブイリ原発の原子炉の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の為の戦略が規定されている。また、必要な資金の見積りが掲載されており、戦略の実施に必要な（2013 年までの）最優先事項が列挙されている。

2008 ～ 2009 年に以下のものが策定・承認され、発効した：

- 「チェルノブイリ原発廃炉計画」
- 「チェルノブイリ原発廃炉の最終段階に於ける放射線衛生学的規準」

これらの文書は、廃炉に関する予定された作業の完遂までの（2064 年までの）詳細な記述を含み、廃炉後のチェルノブイリ原発構内の放射能汚染レベルの数値を定めている。

「チェルノブイリ原発原子炉の最終閉鎖及び密閉事業」の策定が、進行中である。この事業は、チェルノブイリ原発の廃炉の第 1 段階の作業開始の認可を得る為の、基本文書となる。

同事業には、大量の文書が含まれている。それらは、1 ～ 3 号炉の密閉に関連した九つの別個の事業、安全性の基礎付となる文書一式（安全性分析報告、環境影響評価報告、衛生関連法への適合性に関する報告）、最終閉鎖及び密閉段階の為の実施計画である。同事業は、2013 ～ 2022 年に掛けての詳細な作業計画である。

「チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の為の活動に対する研究開発支援計画」が策定中であり、「SSE チェルノブイリ原発の放射性廃棄物管理の為の統合計画」の改訂作業も行われている。

情報技術

「核施設の安全性に関する一般規定」（NP 306.2.141-2008）によれば、原子力発電所（原子炉）の廃炉に関する作業・業務の開始までに、事業者は、廃炉過程の為の情報支援システムを新しい条件に適合させなければならない。

SSE チェルノブイリ原発では、以下のデータベースが開発され、作業に導入されている：

- 工学的・放射線学的複合検査（CERS）データベース；
- 放射性廃棄物記録照合データベース；
- 石棺の統合データベース。

以下のものの策定と実用化が進行中である：

- 廃炉の情報支援の為の統合システム；
- チェルノブイリ原発廃炉の為の可視化センター。

大規模な原子力産業施設を廃炉にした経験はなかったにも拘わらず、チェルノブイリ原発の構内では、大量の作業が行われて来た。今日、チェルノブイリ原発の原子炉の稼働停止の段階で、2000 ～ 2010 年の間に：

1. 200 以上の技術システムから、作動媒体と潜在的に危険な物質が除去された；

2. 約 370 の装置と 700 個の設備・構成要素が最終的に停止された。これは、既存の全ての装置と構成要素の 63%近くであり、核燃料の完全な除去の時点までに最終的に停止可能な装置と構成要素の 98%である；
3. 解体技術の開発と然るべき経験の取得の為、1000 t 以上の設備が解体され、解体された設備の 12%は、規制・管理を必要としないレベルにまで除染された；
4. 1 ～ 3 号炉から核燃料が抜き取られ、最終的に稼働を停止された；
5. 1 ～ 3 号炉の CERS が完了した；
6. 1 号炉の CERS データが更新され、2 号炉の CERS データの更新作業が開始された；
7. 放射性廃棄物及び使用済核燃料の管理過程に関与する、1 号炉と 2 号炉の装置と構成要素の稼働期限が 10 年延長された（1 号炉は 2017 年まで、2 号炉は 2018 年まで。3 号炉の装置と構成要素の稼働期限の延長作業は、2010 ～ 2011 年に行われる）。

5.2.2 チェルノブイリ原発の廃炉戦略

廃炉の認可の特殊な条件を満たす為に策定され、2004 年に承認された「チェルノブイリ原発の廃炉基本方針」によれば、また、国際的及び国内の経験・ウクライナの規制体制・チェルノブイリ原発の敷地の実際の状況に鑑みて、廃炉は、以下の三段階に亘って行われることになっている（図 5.28 参照）:

- 暫定的に 2022 年まで ― 原子炉施設の最終的な閉鎖と密閉（この段階で、原子炉と最も汚染の激しい設備の密閉が行われる）；
- 暫定的に 2045 年まで ― 放射能が許容レベルまで自然に減衰するまでの間の原子炉施設の冷却；
- 暫定的に 2065 年まで ― 原子炉施設の解体（この段階で、制限を最大限に緩和して規制・管理から解放することを目指して、設備の解体と敷地の清掃が行われる）。

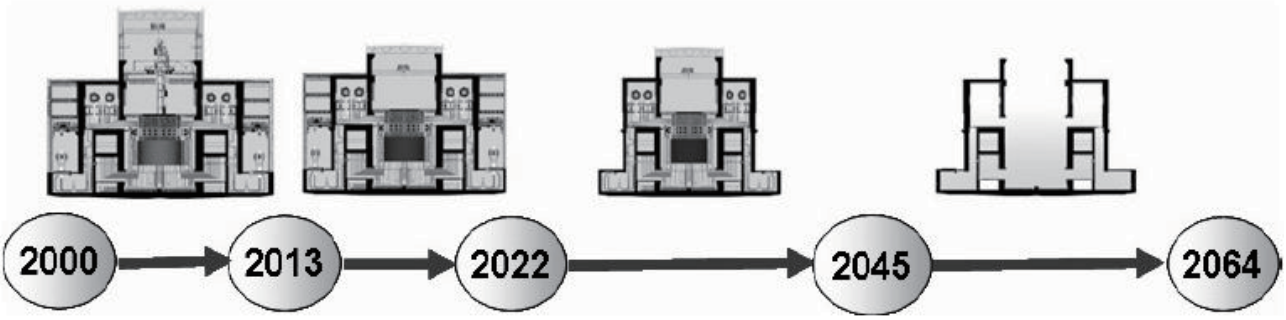


図 5.28　チェルノブイリ原発の廃炉戦略

同基本方針では、チェルノブイリ原発廃炉の為に以下のような戦略を描いている：

- 遅延解体（国際分類では、SAFSTOR 法）；
- 燃料含有物の早期除去；
- 中央ホールの貨物吊上げ設備の解体；
- 中央ホールの丸天井の再建；
- 外部構造物の解体；
- 最長 50 年に亘る、反復強制循環回路と原子炉の冷却；
- 工学的構造物の解体とチェルノブイリ原発の敷地の除染は、廃炉作業に含まれない。これらは、事故の影響の緩和及び立入禁止区域の復興活動の枠内で、検討される。

現在､チェルノブイリ原発は稼働停止の段階にある。これは廃炉までの準備段階である。この期間に、原子炉から核燃料が除去され、長期貯蔵施設に搬送される。これが同段階の継続期間を決定する主要な課題である。同段階の終了は早くとも 2013 年になるだろう。

稼働停止段階に於ける、チェルノブイリ原発の主要な業務は、以下の通りである：

- 1 ～ 3 号炉と既存の使用済核燃料貯蔵施設を安全な状態に保つ；
- チェルノブイリ原発敷地内の使用済核燃料と放射性廃棄物を管理する為の、インフラを開発する；
- 原子炉からの核燃料の除去；
- 以下の施設の建設完了と稼働：
  - 使用済核燃料の第 2 貯蔵施設；
  - 液体放射性廃棄物処理工場；
  - 固体放射性廃棄物管理コンビナート。
- 以下の事業の策定と承認：
  - 1 ～ 3 号炉の最終的閉鎖と密閉段階の為の事業；
  - 既存の使用済核燃料貯蔵施設に於ける、搬送及び処理加工部分の再建事業；
  - 損傷を受けた核燃料の管理事業；
  - 冷却池の閉鎖事業。
- インフラ施設（電力供給網、温水・暖房供給、消防設備、電話通信など）の更新；
- 装置と設備から作動媒体と潜在的に危険な物質を除去する；
- 原子炉の幾つかの装置と構成要素の、最終的な稼働停止・撤去・部分的解体；
- 工学的・放射線複合検査（CERS）の完遂；
- 今後も稼働する装置の管理・稼働・保修・修理の為の行政的及び技術的措置の実施、並びに安全性モニタリングの実施。

チェルノブイリ原発の原子炉の最終的閉鎖と密閉の段階では、以下のような主要な措置が実施される：

- 安全に影響を及ぼさず、その後の段階での作業に不要な、原子炉外部の装置と施設の構成要素の解体；
- 放射性物質の環境中への拡散を予防する障壁の強化；
- 施設の解体されない部分の安全な密閉；
- 施設中の放射性物質の貯蔵施設の一時的なモニタリングを可能にする条件の設定；
- 上記の作業を行う際に生じる放射性廃棄物の収集と処理、及びそれらの廃棄物の専門企業への移管。

原子炉施設の冷却段階では、以下のような主要な措置が実施される：

- 密閉された施設内に存在する、放射性物質の安全な貯蔵を行う為の装置と構成要素の稼働；
- 密閉された施設の状態の定期的検査；
- 密閉されなかった設備の解体；
- 上記の作業を行う際に生じる放射性廃棄物の収集と処理、及びそれらの廃棄物の専門企業への移管。

原子炉施設解体の段階では、以下のことが予定されている：

- 汚染の程度が一定以上の装置と構成要素の解体と除去、それらの放射性廃棄物貯蔵施設での中間貯蔵；

- 上記の作業を行う際に生じる放射性廃棄物の収集と処理、及びそれらの廃棄物の専門企業への移管；
- 廃炉作業が終了したことを確認する為の作業現場での最終的な放射線検査の実施。

チェルノブイリ原発は、1986 年の事故による放射能汚染地域に在り、その 3 号炉は石棺と建屋構造を共有している。従って、チェルノブイリ原発廃炉の最終目標は、「褐色斑点」と呼び得るような状態に持って行くことである。「褐色斑点」とは、設備・構造・建物が完全に解体され、電離放射線源としての工学的構造物の放射能が、規制・管理を一部必要としなくなる規定レベルに留まるような、敷地の状態を指す。これは実質上、チェルノブイリ原発周辺の立入禁止区域の汚染レベルと同等になるまで、敷地と工学的構造物の汚染レベルを下げることを意味する。しかし現状では、チェルノブイリ原発敷地内をそのような最終的状態にまで持って行くことは、経済的に勧められない。

現在、チェルノブイリ原発は、新たな廃炉基本方針の準備を行っている。その基本方針によれば、新しく考案された敷地の最終的状態は、「産業開発用地」になる。チェルノブイリ原発の敷地の開発は、立入禁止区域の維持運営・チェルノブイリ原発事故の影響除去・同原発の廃炉に関連した国家予算の負担を減らすばかりでなく、立入を制限された土地で経済活動を再開させ、最大限に利用し、経済的に発展した地域に変えることを意味する。その為には、立入禁止区域とチェルノブイリ原発の敷地が持つ、以下のような特性を効果的に利用することが不可欠である：

- 大量に金属を含有する三つの原子炉を、同時に廃炉にしている；
- 発展した産業インフラの存在 ― 通信システム、電力供給、物理的防護、水の供給、放射線モニタリング、車両及び鉄道のアクセス；
- 市町村からの隔離；
- 放射性物質の扱いに熟練した人員の存在；
- 使用を制限された立入禁止区域内に位置していること。

これらの特性と、チェルノブイリ原発及び立入禁止区域の産業的可能性を、原子力利用の工業的過程の最終段階（原発の原子炉の廃炉と放射性物質の管理）に於いて、ウクライナの原子力産業の需要の為により積極的に利用することを、我々は提案する。例えば：

- 立入禁止区域内に、ウクライナの原発の使用済核燃料（SNF）処理の集中複合施設を建設して、チェルノブイリ原発にその操業機関としての機能を付与する；
- ウクライナの原子力産業の為、放射性廃棄物（RAW）の運搬と長期貯蔵 / 処分用のコンテナ製造を組織し、SNF と放射性廃棄物の統一化された運搬・処理組織計画を策定する。そのことにより、以下のような可能性が生じる：
  - 放射性廃棄物貯蔵用コンテナ製造の為、立入禁止区域の放射性核種により汚染された資材を再利用する。これは、放射性廃棄物の総量を顕著に減少させることをも可能にする；
  - 放射性廃棄物貯蔵分野での国家資金の節約。
- 立入禁止区域に原発の放射性廃棄物管理複合施設を建設する。それには以下のものが含まれる：
  - 大型設備の加工と中間貯蔵の為の複合施設；
  - ウクライナの核施設（チェルノブイリ原発と立入禁止区域を含む）と産業複合体から出る、放射能汚染された金属の加工・改鋳の為の複合施設。
- チェルノブイリ原発の訓練所を基礎として、廃炉・放射性廃棄物管理問題に関わる職員の養成・再教育・資格向上の為の、ウクライナに於ける最高訓練所を設置する。

5.2.3 放射性廃棄物管理の為のインフラ開発

廃炉の為の国家計画によれば、チェルノブイリ原発の安全な廃炉と石棺の転化に関して、今日最も重要なのは、放射性廃棄物管理の為の活動である。

チェルノブイリ原発の原子炉の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化にあたって処理しなければならない、放射性物質に汚染された資材の総量は、（解体段階が始まるまでの）最初の 35 年間で（石棺自身の構造を除外して）14 万 m^3 に上る。従って、今日チェルノブイリ原発の直面している焦眉の課題の一つは、同原発の条件に適合する、放射性廃棄物の統合管理体制の策定である。

今日、チェルノブイリ原発には以下の施設が存在している。

放射性廃棄物管理施設として以下のもの：

- 固体放射性廃棄物貯蔵施設；
- 液体放射性廃棄物貯蔵施設；
- 液体及び固体放射性廃棄物貯蔵施設；
- 固体廃棄物中間貯蔵施設。

放射能汚染された資材の管理施設として以下のもの：

- チェルノブイリ原発と石棺のドレン水の処理システム；
- 除染された場所；
- 汚染された大型設備の中間貯蔵場；
- 技術資材の中間所蔵場。

既存の放射性廃棄物管理体制は、稼働中の原発の為に設計された。従って、これを、廃炉処分を行っている原発の為の仕様に変える必要があった。チェルノブイリ原発内での放射性廃棄物の統合管理体制の策定という戦略は、TACIS プログラム [5] の枠内で 1996 年に策定されたチェルノブイリ原発廃炉計画に於いて、初めて言及された。この文書は、原子炉の廃炉と放射性廃棄物管理の課程の安全性を確保する為に、原発構内に建設しなければならない施設を列挙し、それらの主要な特性を規定していた。具体的には、液体放射性廃棄物収集・運搬・固化の為の工場、固体放射性廃棄物収集・処理の為の工場と、それら廃棄物の処分場である。

今日、列挙された施設は、チェルノブイリ原発の敷地内に、国際社会の数多くの事業を通じた支援によって実体化されつつある：

- 液体放射性廃棄物処理工場；
- 固体放射性廃棄物管理コンビナート；
- 放射性廃棄物貯蔵用の金属製タンク・鉄筋コンクリート製コンテナ製造複合施設；
- チェルノブイリ原発内の長尺廃棄物を破砕する為の装置の改良。

液体放射性廃棄物処理工場

液体放射性廃棄物処理工場（LRTP）（図 5.29 参照）は、原発の稼働時に蓄積された、または原発の廃炉作業の過程で生じる、或いは石棺の稼働に伴う液体放射性廃棄物（LRAW）の処理の為の施設である。同工場は、10 年間 LRAW の処理を行うように設計されている。設計上の最小処理能力は、未処理の液体放射性廃棄物 2500 m^3/y である。同工場は、警備の対象となっているチェルノブイリ原発の周辺地域で液体廃棄物貯蔵施設の近くに位置し、後者の施設とは閉鎖型橋梁に敷設されたパイプラインで接続されている。

5　EU による東欧・中央アジア支援プログラム。

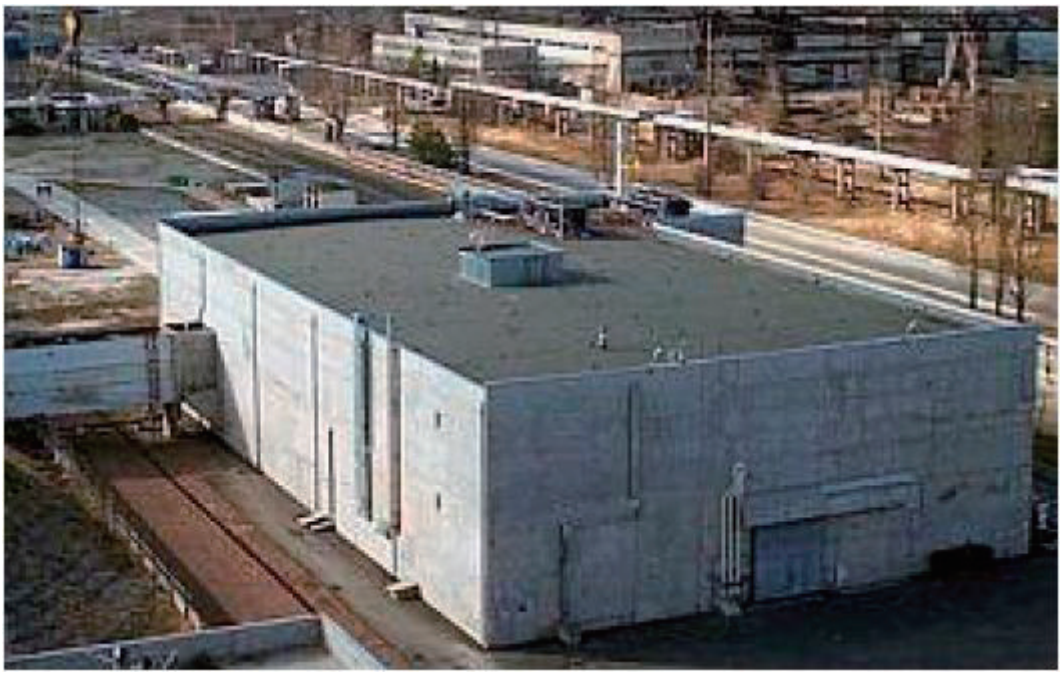


図 5.29　液体放射性廃棄物処理工場

LRTP には、既存の貯蔵施設からの LRAW 除去装置、処理装置までの LRAW 運搬装置、LRAW を密閉し移動不能にする為の処理・固化装置が設置される。

最終生産物である、セメントで固めた複合物の形で固化された LRAW は、容量 200 ℓのタンクに詰められ、鉄筋コンクリートのコンテナで、規格化された放射性廃棄物の長期管理貯蔵施設に移送される。その場所は、固形放射性廃棄物管理コンビナート Lot-3 である。

LRTP の設計は、ウクライナ内閣令（2001 年 3 月 22 日 , No.105p）により承認された。

工場の建設は、欧州復興開発銀行（EBRD）が出資したチェルノブイリ原発の核の安全性向上事業の枠内で行われており、同行との助成協定（1996 年 11 月 12 日）に従って、原子力安全口座を介して融資を受けている。建設作業は、契約（1999 年 9 月 16 日 , No.ChNPP C-1/2/036）に従って、1999 年に開始された。請負業者は、ベルグアトム社・SGN 社・フィンメッカニカ社・アンサルド・ヌクレアーレ社から成るコンソーシアムであった。当初の作業進行予定では、建設完了は 2001 年 12 月 31 日とされていた。

これまでに何度となく作業経費が上昇し、事業実施期間が延長され、且つ請負業者の作業実施が不適切であったことに鑑み、原子力安全口座の資金供与国総会の承認を得て、LRTP 建設を完遂させる責務を、ベルグアトム社を主幹事とするコンソーシアムから、発注者（SSE チェルノブイリ原発）の直接の管理下に移すという決定がなされた。2006 年 9 月 18 日、LRTP での全ての作業は停止され、1 ヶ月の間に、同工場の契約破棄に関して請負業者から発注者への然るべき施設移管の手続が行われた。契約破棄の時点から、LRTP は「未完成建造物」の状態にある。SSE チェルノブイリ原発は、施設の安全確保システムの保修を行っている。

請負業者が発注者に施設を移管したのは、協定が締結された時点の状態に於いてであった（建設・組立作業は 90%完了、設備の組立は 16%、設計が規範･技術文書の条件を満たしていない割合は 50%）。この間、契約の経費は約 50%増加した。

契約破棄の時点から、（2007 年 7 月 17 ～ 18 日の資金供与国総会に於いて）LRTP の完成の為の更なる資金提供について肯定的な決定がなされるまで、SSE チェルノブイリ原発とチェルノブイリ事業安全管理部により、LRTP 事業の実施を進める目的で、以下のような作業が行われた：

- コンソーシアムとの契約が破棄された後の装置と施設の技術的評価；
- LRTP 事業完遂の為の作業規模の判定；
- LRTP 事業完遂作業の実施経費の見積り；
- LRTP 事業完了期限の見積り；
- LRTP 事業実施のリスク判定とその分析；
- 「LRTP 完成戦略」の策定と EBRD による承認；
- 「LRTP 完成計画」の策定と EBRD による承認。

策定された「LRTP 完成戦略」によれば、事業完遂の為に必要な全ての作業は、以下の四類型に分類される：

A. 設計と安全性の根拠付；
B. 設備と工場全体の買付・組立・整備・試運転；
C. 自動処理管理システムがきちんと稼働することの確認；
D. 専門的・助言業務。

個々の類型毎に入札手続が行われ、EBRD の商品・サービス買付規定に従って、契約が結ばれる。今日、LRTP の建設作業は完成に近付いている。稼働前試験は、2011 年後半に始まる予定である。

固形放射性廃棄物管理コンビナート

固形放射性廃棄物管理コンビナート（ICSRWM）（図 5.30 参照）は、固形の放射性廃棄物をチェルノブイリ原発の同廃棄物貯蔵施設（SRSF）から除去し、処理し、充填し、一時的に貯蔵するように設計されている。ICSRWM は、相互に関連した四つの施設（Lot）から成る：

Lot-0：高レベル放射性廃棄物と低・中レベルの長寿命放射性廃棄物の一時的貯蔵施設；
Lot-1：固形放射性廃棄物を SRSF から除去する施設；
Lot-2：固形放射性廃棄物の選別・規格化・処理工場（SRPP）；
Lot-3：「ヴェクトル」複合体の敷地内に存在する、固形低・中レベル放射性廃棄物の特殊設備を備えた浅地層貯蔵施設。

図 5.30　固体放射性廃棄物管理コンビナート

Lot-1・Lot-2 の発注者・納入先は SSE チェルノブイリ原発だが、Lot-3 については SSE「テクノセンター」である。ICSRWM 建設作業は、ウクライナ内閣令（2003 年 12 月 26 日 , No.816-p; 2006 年 12 月 27 日 , No.659-p）により承認された設計に従って行われた。契約（2001 年 3 月 5 日 , No. 1L10/99）に従い、ニューケム・テクノロジーズ社（独国）が請負業者となった。今日、契約に基づく全ての作業は終了している。2009 年 4 月 24 日、請負業者に施設納入証明書が渡され、Lot-1・Lot-2 の操業開始許可が下りた。Lot-3 の作業は 2010 年 2 月に完成した。稼働前試験は、2011 年前半に完了すると予想されている。しかし、指摘しておかなければならないのは、これら施設の稼働の効率に直接影響する以下のような問題が、未解決のままになっているということである：

- SRPP への固体放射性廃棄物の受入基準が余りにも保守的である為、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の転化に際して生じる同廃棄物の施設搬入と規格化に先立って、その性格付けと選別に関する追加作業の実施が必要となる；
- 規格化が行われた放射性廃棄物の処分の為の受入基準が余りにも保守的である為、その分量が顕著に増大する；
- その結果、操業経費が多大なものとなる。

SSE チェルノブイリ原発の放射性廃棄物を貯蔵する為の金属製タンク・鉄筋コンクリート製コンテナ製造複合施設

SSE チェルノブイリ原発の放射性廃棄物を貯蔵する為の金属製タンク・鉄筋コンクリート製コンテナ製造複合施設（図 5.31 参照）は、放射性廃棄物の処理・運搬・処理後の貯蔵の安全性を促進しなければならない。容量 3 m^3 の運搬・保管用コンテナと、サイズ・構造・原材料・使用期限の異なる 4 タイプの、蓋付き金属シリンダーのタンク（第一次充填用）がここで製造される。同複合施設は、契約（2007 年 12 月 28 日 , No.99691）に従って、ウクライナの「ウクライナ運送建設」社により建設される。この事業の資金は、EU から提供される。今日、スラヴーティチ市の工業地帯の建設現場では、建設・組立作業が完了しつつある。契約に定められた作業の実施期間は、2011 年第 2 四半期である。

図 5.31　放射性廃棄物貯蔵用金属製タンク・鉄筋コンクリート製コンテナ製造複合施設

チェルノブイリ原発の長尺廃棄物の破砕装置の改良

原発炉心が稼働していた際に使用された設備と特殊機器（図 5.32 参照）は、現在、冷却プール、技術用シャフト、並びに 1 ～ 3 号炉内に存在している。処理中のそれらの分量は、凡そ 2000 m^3 となる。また、湿式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-1）の冷却プールには、長さ 10 m 以上の約 1 万 8000 のステンレス製容器があり、現在その中に使用済核燃料の集合体（SFA）が入っている。これらの容器は、使用済核燃料（SNF）が乾式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-2）に移動された後は空になる。実質上全ての特殊機器は 6 ～ 22 m の長さであり、その処理には特殊な設備と技術（図 5.33 参照）が必要となる。また、特殊機器の放射能は、炉心のどこに位置していたかによって、部位毎に異なる。従って、特殊機器の放射線学的状態の判定と前処理の方法選択について、異なった手法が適用されなければならない。チェルノブイリ原発内の長尺廃棄物の破砕装置の改良は、まさにこの課題の解決を目指すものである。

図 5.32　中央ホールでの特殊機器配置

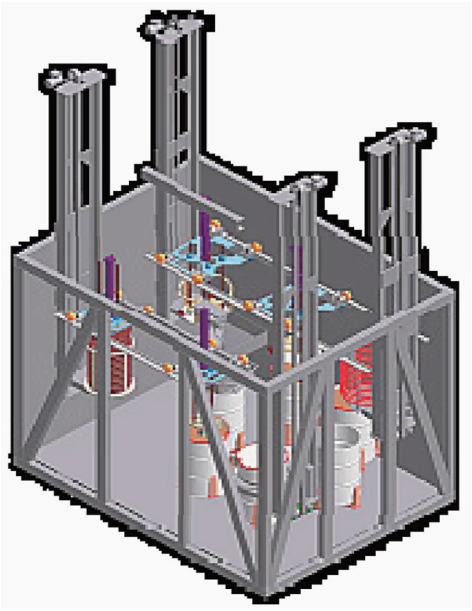


図 5.33　長尺廃棄物の粉砕装置

チェルノブイリ原発内の長尺廃棄物の破砕装置の改良事業は、EU の支援により、契約（2009 年 8 月 3 日 , No.TACIS/2007/132-889）に従って実施され、請負業者はエイメック・核・インターナショナル社（英国）である。事業の実施期限は、2013 年 2 月 2 日である（保証期間 365 日を含む）。

廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に関する作業の進展に伴い、様々な種類と放射能レベルの放射性廃棄物の分量は顕著に増大するので、現行の規範・規準を満たす、多くの放射性廃棄物管理施設が必要になる。そこで扱われるのは、解体された鉄筋コンクリート及び金属製の構造物、ケーブル製品、建築廃棄物である。工学的・放射線複合検査（CERS）の結果によれば、3 号炉から出た汚染された金属の量は約 9 万 t に達し、その 80％は放射能を帯びている。従って、チェルノブイリ原発敷地内で放射性廃棄物の統合管理体制を整備することは、優先的課題の一つである。

「放射性廃棄物管理の為の国家生態学計画」には、必要な追加施設が列挙されている（表 5.6 参照）。

表 5.6　必要な追加施設のリスト

必要な施設	稼働時期
超ウラン元素と有機物質の除去を含む、液体放射性廃棄物の前処理工場	2012
低・中レベルの短寿命放射性廃棄物の緩衝貯蔵施設、解体された汚染設備の緩衝貯蔵施設	2013
低・中レベルの長寿命固体放射性廃棄物の管理区域	2012
ケーブル製品の処理工場	2012
長寿命放射性廃棄物及び高レベル放射性廃棄物の貯蔵施設	2013
放射性物質により汚染された金属を処理する為の複合施設	2013
大型設備の部品の破砕及び分解用区域	2012

このうち、幾つかの項目については、既に作業が開始されている。例えば、現在、石棺内の水からの超ウラン元素と有機物質を除去する為の試作設備の試験運転が行われている。この設備で、提案された処理技術が試験されているのである。これらの活動は、国際原子力機関（IAEA）の支援で行われている。この作業が認可を受けた後、次の段階として、実用設備の作成が開始される。

チェルノブイリ原発内の新しい施設の建設と稼働の後、原子炉の廃炉と石棺の生態学的に安全なシステムへの転化に際して生じる、放射性廃棄物の処理能力は大幅に増強される。

5.2.4 乾式使用済核燃料中間貯蔵施設

チェルノブイリ原発内での使用済核燃料集合体（SFA）は、1986 年に稼働が開始された湿式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-1）と、原子炉附設の使用済核燃料（SNF）冷却プールに貯蔵されている。

チェルノブイリ原発稼働の期間中、敷地内に約 2 万 1000 単位以上の核燃料（使用済核燃料集合体）が蓄積された。ISF-1 の設計上の処理能力及び安全稼働可能期間では、チェルノブイリ原発に存在する全ての発熱した SFA を長期貯蔵することは出来ない。従って、別の使用済核燃料貯蔵施設の建設が必要になった（図 5.34 参照）。

図 5.34　乾式使用済核燃料中間貯蔵施設の貯蔵用コンクリートモジュール

1995 年 12 月 20 日、『チェルノブイリ原発廃炉に関するウクライナ政府・先進 7 ヵ国・欧州共同体委員会間での了解事項覚書』が交わされた。稼働停止段階から廃炉段階への移行の条件は、原子炉からの核燃料の除去である。ウクライナ及び世界の使用済核燃料管理の経験を踏まえた公開国際入札の結果、換気装置付のコンクリートモジュールに密閉容器に入れた使用済み燃料を収納する、乾式使用済核燃料中間貯蔵施設（ISF-2）を、チェルノブイリ原発に建設することが決定した。

ISF-2 の建設により、チェルノブイリ原発に蓄積された SNF の全量を長期に亘って安全に貯蔵し、ISF-1 を撤去することが可能になった。1996 年 11 月 12 日に、欧州復興開発銀行（EBRD）・ウクライナ・チェルノブイリ原発の間で、助成協定（No.006）が署名され、1997 年 3 月 18 日、ウクライナ最高議会により批准された。同協定に従い、ISF-2 の建設は、原子力安全口座を介して資金提供を受ける。

最初の総合請負業者は、フラマトム社であった。しかし、技術的課題に関する業務指示書からの顕著な逸脱が明らかとなった為、2003 年 4 月に ISF-2 の建設は中止され、フラマトム社との契約は破棄された。2007 年 9 月 17 日に、SSE チェルノブイリ原発とホルテック・インターナショナル社の間で、ISF-2 事業完遂に関する契約（No.ChNPP/C2/10/062）が締結された。

契約条項によれば、この事業は 2 段階に亘って実施（認可）される。

- 認可 1 ― 設計文書の策定、国家による包括的専門審査と設計の承認、建設再開の認可取得手続への支援
- 認可 2 ― 資材・設備の調達、建設・組立作業、稼働前試験、ISF-2 の操業開始許可取得への支援

契約上の作業日定に従い、「SSE チェルノブイリ原発・ISF-2 建設完了設計」及び「ISF-2 事前安全分析書」が、既に策定されている。ISF-2 は、RBMK-1000 型原子炉の 2 万 1000 以上の SFA の受入・貯蔵

準備・100 年に亘る貯蔵を、年間 2500 単位ずつ行う。ISF-2 は、二つの部分から成る：

- 使用済核燃料貯蔵準備部門（SFSPU）；
  SFSPU の機能は、チェルノブイリ原発 1・2 号炉と ISF-1 から移送される 2 万 1000 以上の SFA、2000 近くの損傷した使用済核燃料、2 万 3000 以上の粗調整棒の貯蔵準備と充填である。SFSPU の設計上の最小年間生産処理効率は、SFA または損傷した使用済核燃料で 2500 単位である。
- 使用済核燃料貯蔵区域（SFSZ）；
  SFSZ では以下の作業が行われる：
  - 使用済核燃料を充填された容器を、容器操作・運搬装置を用いて、SFSPU SFSZ へ運搬する；
  - 容器を、設計寿命が 100 年の、水平な貯蔵用コンクリートモジュールに収納する；
  - 使用済核燃料が入った容器を 100 年に亘って貯蔵する。

ISF-2 の建設完了と稼働前試験の開始は、2013 年半ばになると予想されている。

5.3 石棺転化とチェルノブイリ原発廃炉に対する国際協力

1986 年のチェルノブイリ原発事故は、何百万人もの人々の生活に根本的な影響を与え、国際社会の深刻な懸念を招いた。その影響の克服の為、国際社会の努力を集結させることが必要であるので、国際協力が極めて重要になった。1990 年から、国際協力の焦点は安全性の向上に集中し、優先目標が打ち出された。即ち、チェルノブイリ原発の最終的閉鎖と、破壊された 4 号炉を生態学的に安全なシステムに転化することである。

石棺の生態学的に安全なシステムへの転化は、チェルノブイリ原発の事後処理と環境の安全に関連した最重要の問題の一つであったし、現在もあり続けている。

この方面での国際協力の第一歩となったのは、1992 年に公表された、石棺の生態学的に安全なシステムへの転化の為の設計及び技術的解決策の国際コンクールであった。同コンクールの結論として、石棺の生態学的に安全なシステムへの段階的転化というコンセプトが採択された。このコンセプトには、既存の石棺の状態の安定化、石棺を取り囲む新たな防護建造物（「石棺 2」）建設、浅地層放射性廃棄物貯蔵施設の建設、石棺内に存在する放射性物質の除去・規格化・貯蔵施設への収納の各段階が含まれていた。

1993 年、欧州委員会は、コンセプトの第一段階 ― 既存の石棺の状態安定化と「石棺 2」建設の技術的・経済的基礎の開発 ― に関する入札を発表した。落札者となったのは、フランスのカンペノン・ベルナール・SGE 社を代表とするコンソーシアム「Alliance」であった。

1995 年 9 月 11 日、コンソーシアム「Alliance」の研究に基づく、その後の共同措置の決定と調整の為、ウクライナの代表団の参加の下、ブリュッセルで欧州委員会の会議が開かれた。この会議の結果、欧州委員会は、コンソーシアム「Alliance」及びトリッシュラー・アンド・パートナー社と、TACIS プログラムの枠内で短期的・長期的措置を策定する為の協定を締結した。この協定の下で、行動指針勧告が策定され、そこでは採り得る短期的・長期的措置が規定され、一連の喫緊な措置が提案された。

欧州委員会・ウクライナ・アメリカ合州国と国際専門家グループの協力を受けた、「チェルノブイリ 4 号炉に関する短期的・長期的措置」事業の下での更なる努力の結果、「石棺転化実施計画」（SIP）が策定され、1997 年 6 月に先進 7 ヵ国会議で承認された。同計画は、石棺を生態学的に安全なシステムに転化する為の一連の措置を含む、主要な基本方針を確立した。

1997 年 11 月 20 日、ニュー・ヨークに於いて、援助供与国会議が開かれた。ここで、出席者達は、上記計画の実現の為に特別に設立された、チェルノブイリ石棺基金に資金を提供する義務を負った。基金の運営は、欧州復興開発銀行（EBRD）に委託された。会議ではまた、基金の活動に関するウクライナと EBRD 間の協定（枠組協定）が署名された。今日、援助供与国の数は、既に 28 ヶ国に及ぶ。

1998 年 4 月 20 日、SIP 事業運営部門のコンサルタント契約入札の落札者との契約が署名された。落札者となったのは、ベクテル社（米国）、バテル社（米国）、EDF 社（仏国）を含むコンソーシアムであった。

近年、SIP に進捗が見られた。2008 年に、計画の第 1 段階が終了した。補強措置実施の後に、国家検収委員会証書（2008 年 10 月 29 日）により、石棺の工学的構造物の稼働が認可された。補強措置の設計は、キエフの「エネルゴプロエクト」研究所・工学的構造物研究所・ウクライナ国立アカデミー原子力安全問題研究所から成る、国内コンソーシアムによって策定された。建設作業は、株式非公開会社「原子建設輸出」社・株式非公開会社リウネ原発建設運営社・株式公開会社「南火力発電組立」社・ウクライナ設計建築技術研究所「原子力建設設計」社・国営企業「南火力発電組立エンジニアリング」から成る、総合請負業者によって実施された。これは、SIP 計画の下でこれまでに完了した、最大級の事

業である。同年、新しい石棺（NSC）建設の入札が行われ、落札者であるコンソーシアム NOVARKA との契約が締結された。今日、新石棺の基礎建設が既に始まっている。一方、SIP で予定されている、安全に関する重要な措置の全てが実施されている訳ではない。例えば、破壊された 4 号炉から使用済核燃料の塊を含む物質（FCM）を除去する為の技術の開発（課題 20）や、石棺内の水からの超ウラン元素と有機化合物の除去（課題 13）は、無期限延期され、SIP の枠内での資金提供は中止された。SIP に於ける作業の安全性にとって決定的に重要なこれらの措置の再開に関して、国家レベルで、援助供与国との協調を更新しなければならないし、資金提供をしてくれる新規の援助供与国を探さなくてはならない。

チェルノブイリ原発はまた、廃炉問題についても国際社会と積極的に協力している。

チェルノブイリ原発の廃炉作業の経費見積りの最初の試みは、TACIS プログラムの枠内で行われた。1996 年、AEA テクノロジー社により、チェルノブイリ原発廃炉計画（CDP）が策定された。CDP によれば、チェルノブイリ原発廃炉の選択肢の内、最も合理的なのは、設備を既存の工学的構造物内に 30 年以上密閉し、原子炉設備の解体作業は必要最小限に止める、というものであった。

また、CDP には、チェルノブイリ原発の稼働停止から密閉段階の開始までの、全事業の労働投下量・総経費の凡その推計が示されており、原子炉の廃炉と放射性廃棄物管理を遂行する為に、原発構内に建設しなければならない主要な施設の特性が列挙されている。

1996 年に、チェルノブイリ原発の核の安全性向上事業が開始された。同事業は、ウクライナと EBRD との間の助成協定に従い、原子力安全口座を介して資金を提供されている。同事業の下で、チェルノブイリ原発 3 号炉の安全性向上に関する措置が実施された。また現在は、液体放射性廃棄物処理工場の技術的改良と、乾式使用済核燃料中間貯蔵施設の設計の改善に関する作業が行われている。

1997 年から、国際的な支援（米国エネルギー省）とウクライナの資金で、産業用暖房ボイラー建設を完了させる為の作業が開始された。産業用暖房ボイラーは、原子炉の最終的な停止の後、原発構内の施設に熱供給を行う為のもので、2001 年 6 月より稼働を開始した。

今日ウクライナは、EU から技術支援を受けている主要な国の一つである。チェルノブイリ原発の敷地内では、CIS 諸国への TACIS 技術支援プログラムの枠内で、様々な実現段階の五つの事業が実施されている：

- 固体放射性廃棄物管理コンビナート（ICSRWM）を稼働させる；
- 84 号棟への換気装置設置を含む、ICSRWM 関連の追加作業の実施；
- SSE チェルノブイリ原発の放射性廃棄物を貯蔵する為の金属製タンク・鉄筋コンクリート製コンテナ製造複合施設；
- チェルノブイリ原発の長尺廃棄物の破砕装置の改良；
- チェルノブイリ原発の廃炉情報支援システムの整備。

「チェルノブイリ原発の廃炉情報支援システムの整備」事業は、チェルノブイリ原発の廃炉過程で得られた情報の保存と更新の必要に迫られて、2009 年 6 月 26 日に立ち上げられた。同事業の実施により、廃炉に関する最適な組織的及び技術的解決策の選択、廃炉に向けた計画立案への支援の確保、廃炉作業の各段階で得られる情報の保存と更新が可能となる。

国際原子力機関（IAEA）は、2001 年から、チェルノブイリ原発廃炉に関する目標が明確な支援を、ウクライナに行っている。2001 年以降、チェルノブイリ原発は、四つの国家事業の枠内で技術支援を受けている。それらの事業の主目的は、チェルノブイリ原発廃炉の為の国家計画に規定されている業

務を実施する為の支援、並びにチェルノブイリ原発構内の放射性廃棄物管理への支援である。IAEA の支援は、セミナー・研修コース・専門家派遣団・経験交流訪問の組織という形で実施されている。これらの協力の枠内での主要な目標は、大きく分けて三つある。まず、廃炉関連文書作成・廃炉に際しての安全性評価・解体と設備の除染の為の最新技術に関する、経験と知識を伝達すること。次に、石棺内部の放射性物質を含む、チェルノブイリ原発に於ける放射性廃棄物管理体制の整備と改良を支援すること。そして、廃炉を行う作業員の労務管理制度の確立である。

IAEA の専門家達の参加を得て、「放射性廃棄物の統合管理体制」・「廃炉設計」・その他の放射性廃棄物管理と廃炉問題を統括する文書のような、一連の重要な文書の策定と更新が行われている。

更に、英国貿易産業省の支援を得て 2004 ～ 2006 年に実施された、一連の事業についても指摘しておかなければならない。これらの事業は、廃炉と新しい施設の認可を得る為に必要な文書の推敲を目的としていた。今日、ノルウェーはチェルノブイリ原発の原子炉の廃炉と石棺の転化に関連する業務の支援を行う用意があると表明しており、2006 年 11 月 28 日にこの件に関する合意文書に署名がなされた。

チェルノブイリ原発と石棺への国際社会の関心は、新石棺のアーチが旧石棺を完全に覆う日を以て途絶えることはなく、ウクライナ一国のみがこの問題と共に取り残されることはない、と我々は期待したい。

6.
チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の管理

6.1 チェルノブイリ事故の放射性廃棄物：管理の歴史、放射性廃棄物の種類と量、現状、問題点、そして展望

1986 年 4 月 26 日以降、放射性廃棄物（RAW）の国家管理体制に於ける、チェルノブイリ（事故）起源の放射性廃棄物に関する問題要素は、時間の経過と共に減少してきた。その要因として、一つには、（とりわけ短寿命の）放射性核種の自然崩壊によって、廃棄物の放射能が大幅に減衰したことが挙げられる。加えて、ウクライナ政府の主張によれば、原子力発電を更に活用し続けた為に、原子力産業の発展[1]が継続したことにもよる。

とは言え、高レベル且つ長寿命のものを含む、放射性廃棄物を確実に閉じ込めるという、基本戦略上の任務も未だ重要である。現世代及び将来世代を、有害な放射性廃棄物の影響から確実に防護するには、地層処分場の建設が欠かせない。

チェルノブイリ核災害の影響を除去する仕方を分析することは、独自の国家核法制体系を持つことの必要性の理解につながる。最先進国の経験を踏まえて、原子力分野に於ける広報活動は、あらゆる活動について合法的に管理されなければならない。核及び放射線安全制御と管理の仕組に関する、法的根拠の確立と運用は、電離放射線の影響からの公衆及び環境の防護が最優先であることの明白性を保障する。

ウクライナが独立を勝ち得た際に、ほぼ完全でバランスの取れた国内法制度が確立された。ウクライナ最高議会は以下に掲げる多くの国際条約を批准した：

- 原子力の安全性に関する条約；
- 原子力事故の早期通報に関する条約；
- 原子力事故又は放射線緊急事態の場合に於ける援助に関する条約；
- 使用済燃料管理及び放射性廃棄物管理の安全性に関する条約、など。

『原子力利用と放射線安全性に関する』法律（ウクライナ；1995 年）は、原子力利用分野に於ける基本法である。ウクライナでは、以下の諸法も核法制体系の一部と看做すことができる：

- 『放射性廃棄物の管理に関する』法律；
- 『電離放射線の影響からの住民防護に関する』法律；
- 『核施設、核物質、放射性廃棄物、並びにその他の電離放射線源の物理的防護に関する』法律；
- 『チェルノブイリ原発の更なる稼働及び破壊された 4 号炉の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の一般原則に関する』法律；
- 『原子力分野に於ける活動に対する許認可に関する』法律；
- 『原子力損害の民事責任とその財務規定に関する』法律、など。

『放射性廃棄物の管理に関する』法律（ウクライナ）[1] の策定は、チェルノブイリ原発事故の影響からの住民防護に関する国家委員会の専門家によって主導され、当時としてはかなり革新的な法規制を導入した。特筆すべきは、放射性廃棄物の長期貯蔵や処分の際の安全性を確保する為の部門別の取組を排除して、原子力利用分野からの放射性廃棄物管理分野の分離を法的に確立したことである。放射性廃棄物を排出する事業体は、放射性廃棄物処理が禁止された。液体廃棄物、並びに爆発性・引火性・核災害を招き得る形態の廃棄物の処理も禁止された。放射性廃棄物の危険性が相当期間継続することを考慮して、同法は、「一旦廃棄物排出者によって専門の事業体に移された後は、放射性廃棄物を国家の所有物とする」としている。

1　放射性廃棄物管理も含めた原子力産業の技術的レベルの発展。

同法 [1] は、「放射性廃棄物の国家管理政策形成過程には、放射性廃棄物国家管理計画の作成と実施が含まれ、この国家管理計画は、3 年毎のウクライナ内閣による見直しと承認が必要である」と規定している。

放射性廃棄物国家管理体制設立の次の段階は、ウクライナ内閣令（1996 年 4 月 29 日 , No.480）による放射性廃棄物国家管理計画の承認であった [2]。この国家管理計画は更に改正され、ウクライナ内閣令（1999 年 4 月 5 日 , No.542 [3] 及び 2002 年 12 月 25 日 , No.2015 [4]）によって承認された。但し、放射性廃棄物国家管理計画の法的地位は、その後の一連の見直しによって、包括的計画に格下げされた。

放射性廃棄物国家管理計画の主な任務は、以下の通りである：

- 放射性廃棄物の管理に関する規範的・法的環境の整備；
- 活動が法的要件に適合しているかの監督；
- チェルノブイリ核災害によって放射能汚染を被った領土からの、放射性廃棄物の除去・輸送・処理・処分の為の「ヴェクトル」複合体・第一段階の稼働前試験；
- 高レベル長寿命放射性廃棄物の処理と貯蔵の為の「ヴェクトル」複合体・第二段階に用いる施設の設計及び建設；
- ウクライナの全ての廃棄物排出者からのあらゆる放射性廃棄物の収集とコンテナ保管を行う国営企業である、ウクライナ国営連合体「ラドン」の、各地方担当の専門複合体の技術的再配備及び機能の変更；
- 放射性廃棄物の国家登録台帳と放射性廃棄物の貯蔵所・処理場の国家土地台帳の、確立及び維持管理；
- 放射性廃棄物の地層処分場の建設、など。

放射性廃棄物国家管理計画に定められた業務を実施することによって、現状は地層処分場の建設に関するこれまでの調査結果とは合致しておらず、未達事業の調整を行い同計画に従う必要があることが、明らかとなった。この原因の一つは、慢性的な資金不足である。ウクライナ国家報告書「チェルノブイリ事故から 20 年：将来の見通し」には、積極的且つ効率的な管理の欠如と、その結果としての慢性的な資金の欠如によって、放射性廃棄物国家管理計画の内容はどれも完全には実施されなかった、とある [5]。

6.2 チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の閉込・貯蔵・処分体制の確立

チェルノブイリ原発事故により、膨大な量の放射性廃棄物が生じた。その量は、原子力発電・電離放射線源・放射線技術の利用に関連する他の活動の結果として、回収された放射性廃棄物の量よりかなり多い。

チェルノブイリ原発事故の結果、主に以下の場所で放射性廃棄物が発生した：

- 石棺；
- 放射性廃棄物処分場（RWDS）（RWDS「ブリャキヴカ」・「ピドゥリスニイ」・「チェルノブイリ原発第三期」）；
- 放射性廃棄物一時貯蔵所（TRWLS）；
- チェルノブイリ原発敷地内及びその隣接地域の自然環境と人工環境；
- 立入禁止区域外の除染廃棄物貯蔵所（DWSS）と機械類専門処理場（STS）。

2010 年時点 [6] で、立入禁止区域（石棺を除く）に於ける放射性廃棄物の総量は約 280 万 m^3 であり、その内 194 万 m^3 は、総放射能約 7.25E+15 Bq（2010 年の第 4 次国家記録照合 [7] による）の放射性廃棄物処分場及び放射性廃棄物一時貯蔵所に貯蔵されている。立入禁止区域内の自然地帯（表土、水底堆積物、植生等）に存在する放射性物質の総放射能は、8.50E+15 Bq を超えている。

チェルノブイリ起源の放射性廃棄物は、放射性核種組成・固有放射能レベル・材料構成に於いて、非常に多岐に亘っている。長寿命のものも含む、広範囲の放射性核種の存在は、これらの廃棄物の特徴である。事故起源のものとして、それらは、現在の放射線安全性標準要件に完全には準拠していない条件の下で、保管されている。立入禁止区域内の殆どの放射性廃棄物貯蔵施設で、地下水の汚染に伴う放射性核種の放出が見られる。それは、適切な工学的隔離障壁が存在しないことと、幾つかの放射性廃棄物一時貯蔵所に於いて地下洪水が頻発することによるものである。

生態学的に安全な系への転化期間（安定化段階）を含む、石棺での作業によって、膨大な量の固体放射性廃棄物が発生し、それらは RWDS「ブリャキヴカ」で処分された。

総量 50 万 m^3 に上る低・中レベル放射性廃棄物は、土壌・金属・コンクリート・機器・その他の様々な物質から成り、チェルノブイリ原発敷地内に貯蔵されている。2010 年 1 月 1 日時点 [6] で、固体及び液体廃棄物貯蔵施設には以下が貯蔵されている。

固体放射性廃棄物：2500 m^3、放射能 1.40E+14 Bq

液体放射性廃棄物：1 万 9800 m^3、放射能 3.85E+14 Bq

承認済みの「石棺を生態学的に安全な系に転化する為の戦略」によると、核燃料含有物質と高レベル廃棄物及びその他の長寿命廃棄物は、石棺から排除し、地層処分場に運搬する必要がある。同戦略の第一段階 ― 石棺構造安定化 ― と第二段階 ― 新石棺の建設と核燃料含有物質の除去の為の準備 ― は、「石棺転化実施計画」事業の下で実施されている。

新石棺の独特な構造の信頼性の実証に付随する、石棺の生態学的に安全な系への転化に関する問題については、核燃料含有物質の除去・分別・調整・容器への充填の為の技術的手法、並びに貯蔵施設へのそれらの輸送手段の開発の必要性も含めて、考える必要がある。新石棺の基礎工事の準備過程で発生する放射性廃棄物の管理の問題も、また解決しなければならない。

1987 ～ 2010 年に、国営専門企業（SSE）「コンプレックス」は、立入禁止区域内で放射性廃棄物を収集・処理・運搬し、稼働中の RWDS「ブリャキヴカ」を維持し、また、操業を停止した RWDS「ピドゥリ

スニイ」及び RWDS「チェルノブイリ原発第三期」、並びに放射性廃棄物一時貯蔵所をモニタリングしていた。立入禁止区域内の放射性廃棄物処分場と一時貯蔵所は、1986 年に事故後の過酷な条件下で建設された為、放射性廃棄物管理の為に設計された施設に適用される標準要件に準拠していない。

RWDS「ブリャキヴカ」は 1987 年から稼働している。RWDS「ブリャキヴカ」は、廃棄物表面に於ける被曝線量率が 1 R/h（8.77 mSv/h）までの放射性廃棄物の貯蔵を目的としていた。政府委員会令は、被曝線量率最大 5 R/h（43.85 mSv/h）の廃棄物の受け入れを承認した。この放射性廃棄物処分場は、まだ稼働している。2010 年 1 月 1 日時点での総容量は 69 万 m^3 で、内 60 万 6000 m^3 が使用されており、その放射能は 2.51E+15 Bq である [6]。

RWDS「ブリャキヴカ」貯蔵施設は、地表塹壕式である。塹壕の総数は 30 である。各々の塹壕の設計充填容量は 2 万 2000 m^3 である。放射性廃棄物処分場で利用可能な空間は、約 3 万 5000 m^3 であり、その建て直しが計画されている。

RWDS「ブリャキヴカ」の占有設計容量に鑑み、チェルノブイリ原発及び立入禁止区域での作業によって生じる、低レベル放射性廃棄物の処分の為の追加施設を建設すべく、運営機関である SSE「コンプレックス」は、RWDS「ブリャキヴカ」の建て直しを計画している。処分が予定されている放射性廃棄物の総量と防護障壁の状態を考慮して、作業及び長期的処分の安全性を確保するという観点から、安全性の再評価も計画されている。

RWDS「ピドゥリスニイ」は、1986 年 12 月～ 1988 年に稼働していた。被曝線量率 50 R/h（483.5 mSv/h）までの放射性廃棄物は、RWDS「ピドゥリスニイ」に受け入れられた。その後、政府委員会令により被曝線量率 250 R/h（2.19 Sv/h）までの放射性廃棄物が受け入れられた。放射性廃棄物の総量は 1 万 1000 m^3、総放射能は 2.59E+15 Bq と評価されている [6]。

RWDS「ピドゥリスニイ」の予備的安全性評価は、既に完了している。この評価結果を考慮して、密閉管理設計が策定された。その実施によって、既存の貯蔵施設の工学的隔離障壁の強化とモニタリングシステムの改善が可能になると予想される。設計の核及び放射線安全性に関する専門審査は、間もなく完了する。その実施に際して、主に注意を要するのは、貯蔵施設の敷地内に於ける複合被曝条件下での作業に従事する人員の、放射線安全性の確保である。

事実上、RWDS「ピドゥリスニイ」の放射性廃棄物は全て長寿命のものであり、地層処分場に廃棄されなければならない。施設のコンクリート基礎や壁に多数の亀裂が見られることから、その構造の全面的な検査及び安全強化策の実施が求められる。

RWDS「チェルノブイリ原発第三期」（1986 年末まで稼働）は、被曝線量率が最大 1 R/h（8.77 mSv/h）の放射性廃棄物の為に建設されたが、より高い被曝線量率の廃棄物も受け入れていた。この放射性廃棄物処分場は、長寿命のものも含めて 2 万 6000 m^3 の低・中レベル放射性廃棄物を貯蔵しており、その総放射能は 3.43E+14 Bq [6] である。

この放射性廃棄物処分場の密閉管理設計は、既に策定されている。その実施により、貯蔵施設への大気降水の侵入を阻止する為の追加隔離障壁の設置だけでなく、モニタリングシステムの改善が可能になる。貯蔵施設の密閉管理の設計について、核及び放射線安全性に関する国家による包括的専門審査の結果、肯定的な結論が下された。

立入禁止区域内には、「ヤニヴ駅」・「石油貯蔵所」・「砂質高原」・「赤い森」・「旧建設資材置き場」・「新建設資材置き場」・「プリピャチ」・「コパチ」・「チストハリーヴカ」の、九つの放射性廃棄物一時貯蔵所（TRWLS）が在る。

放射性廃棄物一時貯蔵所とは、敷地及び立入禁止区域地域の除染の結果として、1986 ～ 1988 年に除染現場に建設された、単なる塹壕またはパイル（廃棄物を積み上げた山）で、工学的隔離障壁を持た

ない施設を指す。一時貯蔵所の塹壕は、高レベルの電離放射線下で、市民防衛の為の予備役部隊によって掘り起こされ、充填され、埋め戻されたものである。それ故、個々の一時貯蔵所には、設計文書だけでなく地形座標も存在しない。

約 10 km^2 の九つの放射性廃棄物一時貯蔵所の全地域内に、約 1000 の塹壕やパイルが在る。記録保持の便宜の為、塹壕グループは、敷地に因んで名付けられた地区に分割されている。

放射性廃棄物一時貯蔵所の半数以上が、事故後 25 年経った今日に至るも、調査されていない。一部の一時貯蔵所については、場所も蓄積された放射性廃棄物の特性も不明である。TRWLS「石油貯蔵所」及び「砂質高原」については完全に調査され、「赤い森」と「ヤニヴ駅」については過去数年に亘って部分的に調査がなされた。一時貯蔵所に貯蔵されている廃棄物は、汚染された土壌・機器・金属・コンクリート・建材・木材・破壊された家屋の残骸・破片等から成る。推計によると、一時貯蔵所は、最大で 130 万 m^3 の廃棄物を含有し、その総放射能は 1.80E+15 Bq になる [6]。それらの大半は低レベル放射性廃棄物である。事実上、全ての廃棄物は長寿命放射性核種を含んでいる。全ての一時貯蔵所は、高水位領域に位置している。約 100 の廃棄物の塹壕は、恒常的または定期的に冠水する。

それらの廃棄物の安全性を評価し、放射性核種の移行動態を同定し、負の影響を最小化する為の施策を策定する為に、廃棄物の特徴（放射性廃棄物の量と放射能・放射性核種組成・貯蔵条件）を明らかにする必要がある。放射性廃棄物を現在の場所から除去し、再処分することの適否と手順は、上記の評価に基いてのみ決定され得る。

放射線安全要件に合致した、放射性廃棄物貯蔵施設の更なる建設の可否、並びに放射性廃棄物保全及び再処理費用の最適化を決定するには、安全性分析と環境影響評価が不可欠である。新たな放射性廃棄物管理施設の建設及び稼働中の事故を防止する為に、特別行政措置と、リスク及びその対策の評価方法を策定しなければならない。その為には、リスク・緊急事態対応計画・対策設計に対する評価方法を、更新し承認する必要がある。放射性廃棄物貯蔵施設とその敷地内の環境、とりわけ立入禁止区域内の一般的な水文学的・水理地質学的状況の統合モニタリングシステムの導入は、情報に基づいた意思決定を行う上で不可欠である。

2002 年以降、放射性廃棄物一時貯蔵所の検査及び照合は行われていない。235 の処分場の場所が特定されたが、それらの内の 15%は冠水している。冠水深（塹壕の底から地下水位まで）は洪水期には 0.3 ～ 2.2 m になる。

再処分によって、状況を根本的に変化させ、放射性廃棄物一時貯蔵所からの放射性核種の放出を防止できる可能性がある。しかしながら、全ての塹壕が放射性廃棄物で満たされているわけではない。幾つかの塹壕については、対応する到達レベルによっては、規制監督対象から除外される場合があり得る。

立入禁止区域外に於ける事故影響の緩和活動の過程に於いて、幾つかの特殊用地が設定された。それらの用地では、今猶モニタリングと管理が行われている。それらは以下の通りである：

- 車両や機械類の除染の為に設計された機械類専門処理場（STS）；
- 除染廃棄物貯蔵所（DWSS）。

2011 年 1 月 1 日時点で、登録・管理されている特殊用地の総数は、以下を含め 54 である。ジトームィル州：合計容量 1 万 8700 m^3 の 29 の DWSS、キエフ州：合計容量 14 万 3700 m^3 の 16 の DWSS、チェルニーヒウ州：合計容量 9300 m^3 の三つの DWSS、及びキエフ州内の六つの STS [6]。

除染廃棄物貯蔵施設は、1986 ～ 1989 年に、市民防衛部隊が、当時人が居住していた地区を除染した結果、建設された。立入禁止区域内の放射性廃棄物一時貯蔵所と同様、これら施設の設計文書は入手不可能であり、その場所の具体的な座標も廃棄物の量や放射能も不明である。

90 年代初頭、ウクライナ・チェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省は、放射能汚染を被った居住地区の除染の為の広域計画を開始した [14]。しかしながら、建物・施設・領土の除染は、これらの活動の主な対象ではなかった。当時、集落の除染を通じての（事故後 3 ～ 4 年間の）住民被曝線量の軽減は、極めて高額な経費の割に効果が非常に低い見通しであることは、明白であった。当時の主な課題は、ウクライナ SSR[2] 閣僚評議会令（1991 年 6 月 23 日 , No.106）に示された様に、人々の社会・生活状況の改善であった。

除染廃棄物を収容した建物は、比放射能から判断する限り、放射性廃棄物ではなかったが、当時の人々と環境に一定の脅威を与えていた。

DWSS と STS は、国営企業である、ウクライナ国営連合体「ラドン」のキエフ州担当専門複合体によってモニタリングされ、維持されている。

放射線対策（介入）としての、チェルノブイリ原発事故後の除染活動には、別途説明が必要である。

居住地区に於ける除染効率は、放射線事故の際の対策（介入）の計画立案と合理化に関する実践及び現代的な手法の分析を考慮して、ウクライナ医科学アカデミー放射線医科学センターが策定した、「放射線事故の後期段階に於ける直接対策の合理化についての具体的方法に関する勧告」に基いて評価された [8]。

他のあらゆる対策と同様、除染にも計画段階があり、放射線防護原則に従って実施される。それ故、正当性の原則により、除染によって放射線量が削減されたことと、それに伴って放射線照射に関連する潜在的な健康への悪影響が軽減されたことによって、社会及び個人が受ける便益は、介入に関連する総損失（医療的・経済的・社会的・心理学的なもの等）を上回らなければならない。最適化原則に従えば、除染の方式や規模は、総便益が総損失を上回るだけでなく、最大になるように選択されなければならない。言い換えれば、計画された対策は全て、正当且つ最適でなければならない。

「チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライナ SSR 人民に対する基本方針」がウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 2 月 27 日 , No.91-12）によって承認され、関連法律が採択された [9, 10] 1991 年以降、大規模な除染活動が計画され、実施された。自主的移住保障区域内の、（事故による）追加被曝の年間総実効線量が 1 mSv を超える居住地区に於いて、除染を実施する決定がなされた。この決定に従って、ウクライナ・チェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省の命令の下、1992 ～ 1993 年に、包括的放射性廃棄物管理の為の科学・技術センターのみで、キエフ州・ジトームィル州・チェルニーヒウ州・チェルカースィ州・リウネ州・スームィ州の集落に於いて、40 以上もの除染と復旧の為の計画を立案した。しかし、除染作業の正当性と最適性は、それらの計画段階に於いては、必ずしも具体化されていなかった。それ故、事故後 4 ～ 10 年の間に行われた除染作業の殆どは、事故による住民の被曝を減らすという点に於いて、非効率であったことが判明した。

ジトームィル州コーロステニ町は、大規模な除染の対象となった居住地区の一つであった。1995 ～ 1996 年に、ウクライナ医科学アカデミー放射線医科学センターの専門家は、除染効率の分析を含む、コーロステニの包括的な放射線モニタリングに関する調査を行った [11]。

コーロステニ町は 46.2 km^2 以上の面積を有し、その内 20 km^2 は人家と公共の建物で占められている。また、最大で同町の人口 7 万人が、自主的移住保障区域に住んでいる [12]。1991 年の推計によれば、同町のセシウム 137 による放射能汚染の平均密度は 6.9 Ci/km^2（255 kBq/m^2）であったが、一部の地域では汚染レベルがより高いことが確認された。例えば、パシネィ小地区の 50%超に於いてセシウム 137 による汚染密度は 10 Ci/km^2（370 kBq/m^2）を超えており、更に 20%に於いては 15 Ci/km^2（555 kBq/m^2）を超えていた。1988 ～ 1996 年に、コーロステニ町は、ウクライナの他の如何なる町と比べて

2　ウクライナのソビエト時代の国名「ウクライナ・ソビエト社会主義共和国」のこと。

も、最も完全且つ詳細な環境放射線モニタリングの対象となり、チェルノブイリ起源の放射性核種に起因する住民の被曝線量の軽減を目的とした、一連の除染活動が実施された。

除染は、1988 ～ 1996 年に同町域内で行われ、次のような活動が含まれていた：

- 個人所有地及び幼稚園の土壌からの「汚れた」層の除去と運搬；
- 「汚染されていない」土壌の搬入；
- 住宅や公共の建物の屋根の葺き替え；
- 公共の建物の周囲の庭のコンクリート舗装や空地の設置；
- 公共の場や道路のアスファルト舗装；
- 家屋に付随する小区画の庭園の石灰処理。

活動の過程で何千 m^3 もの除染廃棄物が発生したが、同町の市民防衛団本部によると、これらの廃棄物は、除染廃棄物貯蔵所と立入禁止区域に運搬された。

除染に際して、除染によって除去されたセシウム放射性核種に起因する、町の住民の年間総被曝線量を評価した。

除去された被曝線量一単位当たりの経費を基準にして競合する防護措置を評価した際に、如何なる放射能防護活動であっても、その費用が一定のある金額を超えないならば、効率的であり、従って正当化されるとした。その一定の金額とは、集合的な被曝線量一単位（1 man-Sv[3]）を減らす為に、社会（国家）が費やすことができる額である。国際慣行では、このパラメータは、被曝した人の健康に害を及ぼす二つの構成要素によって決定される。客観的要素（α - 要素）は、人の健康への負の（確率的）被曝効果に相当する金額である。他の構成要素（β - 要素）は、害の道徳的・政治的・社会的・その他の要素によって決まり、被曝した人の健康リスクに対する補償に相当する額を示している。最適化手順と意思決定の適用の詳細は、国際放射線防護委員会の方法論（公表論文 No.55）を御参照いただきたい。

ウクライナ医科学アカデミー放射線医科学センターの研究者達が行った見積りによれば、当時受け入れられた 1 man-Sv（単位除染）の α - 要素の経費は、最大 400 米ドル（USD）相当額であった。

1990 年時点での価格に基づいた費用見積りによれば、440 万ルーブル（RUB）または 687 万 USD（1990 年時点で 1 USD ＝ 0.64 RUB）が、1988 ～ 1996 年にコーロステニ町に於いて総実効線量 2.91 man-Sv を除去する為に費やされた。除去された総実効線量値が小さく、一方で β - 要素が費用に於いてかなりの割合を占めていることが、何年にも亘ってコーロステニ町で実施された防護措置は経済的に妥当でなかった、と考えられる根拠となる。それらは、これもまた曖昧である「社会的」効果によって、間接的にのみ有益であると看做すことができる。従って、推定は、事故後 4 ～ 10 年間にコーロステニ内で除染活動に費やされた多額の費用は、被曝線量に対して軽微な影響（1.2%）しか持たず、町の住民の健康に及ぼす放射線リスクを減じ得なかったことを示している。

幾つかの研究及びそれに類似するその他の調査の結果によって、チェルノブイリ核災害のような放射線事故の後期段階（2 ～ 3 年間）に於いて、放射能汚染を被った居住地区内に於ける放射線対策としての除染は効率性を欠いていた、という事実が確認されている [13]。

3 man-Sv は、集団線量を表す単位。集団線量とは、集団の一人ひとりが受けた被曝量を合計した値で、100 人が 1 ミリシーベルトを受けたら 100 人・ミリシーベルトで、10 人が 10 ミリシーベルトを受けたときも同じく 100 人・ミリシーベルト。
個人の被曝影響（リスク）が被曝量に比例するなら、被曝集団に現れる影響（例えばガン死数）は集団線量に比例する。

6.3 チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の長期貯蔵及び処分の為の基盤整備

立入禁止区域内外の塹壕式貯蔵施設に、現在一時的に貯蔵されている放射性廃棄物は、現世代及び将来世代に放射生態学上の脅威を与えている。そこで、放射性廃棄物を、一時貯蔵所から、多重隔離障壁式工学防護システムを備えた最新の貯蔵施設に移動させることによって、危険な放射性物質を安全に分離し、環境への悪影響を排除することを計画している。

放射性廃棄物一時貯蔵所・機械類専門処理場・除染廃棄物貯蔵所からのチェルノブイリ起源の廃棄物の除去は、人員の安全を確保し作業過程での汚染の拡大を防止する為の費用・方法・処理用機器、そして何より除去された廃棄物を運搬し貯蔵または処分することが可能な貯蔵施設が存在しないことにより、保留されている。

1996 年、国営専門企業「テクノセンター」が設立され、チェルノブイリ原発事故によって汚染された領土から出た放射性廃棄物の処理及び処分を目的とした、「ヴェクトル」複合体の設計及び施工に際しての、発注者の機能を請け負った。

「ヴェクトル」複合体は、RWDS「ブリャキヴカ」から 1 km、所謂「チェルノブイリ汚染帯」内のチェルノブイリ原発から 20 km の立入禁止区域内に位置し、160 ha の面積を有し、その地下水位は 18 ～ 21 m である。1996 年には、敷地内の放射能汚染密度は、セシウム 137 については 290 Ci/km^2（1 万 730 kBq/m^2）、ストロンチウム 90 については 140 Ci/km^2（5180 kBq/m^2）、プルトニウム同位体については 3.2 Ci/km^2（118 kBq/m^2）、そしてアメリシウム 241 については 1.7 Ci/km^2（62.9 kBq/m^2）に達した。従って大規模な除染を行わない限り、敷地内に人が居住する見込みは全くない。

「テクノセンター」は、放射性廃棄物の処分・貯蔵施設の操業を請け負う機関であり、法規範文書に定められた要件に従って、浅地層放射性廃棄物貯蔵施設の設計・建設・操業許可を取得している。「ヴェクトル」複合体は、固体放射性廃棄物の収集・運搬・処理・貯蔵・処分を目的に設計されている。これは、放射性廃棄物の管理を目的に、作業支援に必要なインフラ施設と共に立入禁止区域内の同一敷地内に配備された、施設の複合体を指すものである。行政文書によれば、「ヴェクトル」複合体の構成は、1）チェルノブイリ原発事故により汚染された領土から出た放射性廃棄物の処分、2）チェルノブイリ原発事故により汚染された領土から出た放射性廃棄物の処理と貯蔵、の二段階に分けられている。経費を最適化し、「ヴェクトル」複合体の稼働前試験を迅速化する為に、稼働前試験の対象は、第一段階の中でも、夫々の種類の放射性廃棄物処分用貯蔵施設一つ（SRAW-1 及び SRAW-2）とインフラ施設に限定された。

「ヴェクトル」複合体・第一段階は、1996 年に建設が計画された（ウクライナ内閣令（1996 年 4 月 29 日 , No.480）、修正を含む）。設計は、5 年間の建設期間と共に 1997 年に承認され、1998 年 3 月に着工した。第一段階建設の概算費用は、4 億 1261 万ウクライナ・フリヴニャ（UAH）に上った。「ヴェクトル」複合体・第二段階建設への出資の為の実現可能性調査が、4 年間の建設期間及び 5 億 1895 万 5000 UAH の概算費用と共に、ウクライナ内閣令（2009 年 12 月 23 日 , No.1605-p）によって了承された。

2010 年 10 月 1 日時点で、1 億 8919 万 3700 UAH が費やされた。その内訳は、建設及び据付作業が 1 億 4662 万 9400 UAH を占めた。費用は、建設段階の全体に亘って定期的には支給されず、また標準的な建設期間で行うのに十分な額でなかった為、建設は長期事業となった。

2008 年、チェルノブイリ原発廃炉の為の国際技術協力の枠内の独立事業によって「ヴェクトル」複合体敷地内に建設された、特別仕様の浅地層固体放射性廃棄物貯蔵施設（SESGRSRW、または ICSRWM Lot-3）の稼働が承認された。同じ年、「ヴェクトル」複合体の工学的インフラ施設内の、SESGRSRW の操業開始に最低限必要な施設の大半の稼働が承認された。稼働前試験対象であった 43

の施設及びシステムが、現在稼働中である。他方、「ヴェクトル」複合体・第一段階の稼働前試験対象である SRAW-1 及び SRAW-2 処分用貯蔵所、コンテナ準備建物（建物 20）、並びに「ヴェクトル」複合体のインフラ施設内の 14 の施設及びシステムは、まだ稼働していない。第一段階の稼働前試験対象施設の建設は、実際のところ、70 ～ 95%完了している。稼働前試験対象施設の現在の状態を図 6.1 に示す。

図 6.1　放射性廃棄物処理貯蔵施設「ヴェクトル」複合体・第一段階の建設開始時の概観

建設が長期に及んだことにより、規範及び法的根拠が変わり、「ヴェクトル」複合体・第一段階の稼働前試験対象施設に関する規定の幾つかは、時代遅れになっている。とは言え、「ヴェクトル」複合体・第一段階の稼働前試験対象施設の構造設計の変更は、以下の理由により妥当でない。第一に、「ヴェクトル」複合体は、チェルノブイリ原発の事故によって汚染された領土からの廃棄物だけでなく、ウクライナのそれ以外の放射性廃棄物も受け入れ、貯蔵及び処分を行う。第二に、第一段階及び第二段階の施設の建設は、稼働承認済施設を順次操業させても、数十年に及ぶことが予想される。つまり、第一段階と第二段階は、一つの複合体設計に統合されなければならないし、稼働前試験対象施設の稼働計画は、毎年承認されなければならない。第三に、実施期間が 5 年を超える長期事業については、承認方法の変更が提案されている。即ち、設計の再承認は省略し、稼働前試験対象施設の稼働計画の承認のみとする。

国家計画の重要課題の一つ [6] は、「ヴェクトル」複合体の更なる展開 ― 第一段階施設の更なる建設と稼働、放射性廃棄物の処分だけでなく長期保存と処理を想定した第二段階の建設と操業開始 ― である。「ヴェクトル」複合体・第二段階の稼働前試験対象施設は、第一段階のインフラ施設を活用して、第一段階の敷地内に建設される。図 6.2 に示したように、これらの施設間の連携は、物質面（太い矢印）及び情報面（通常の矢印）のやり取りを通じて行われている。情報の流れは「ヴェクトル」複合体の各施設と情報・分析センターを繋ぐ。情報の流れは、設計時に組み込まれた対応するデジタル通信回線によって容易になっている。図 6.2 は、「名目上の汚染区域」内に於ける、放射性廃棄物の登録及びモニタリングシステムに関する情報の流れの一部のみを示している。

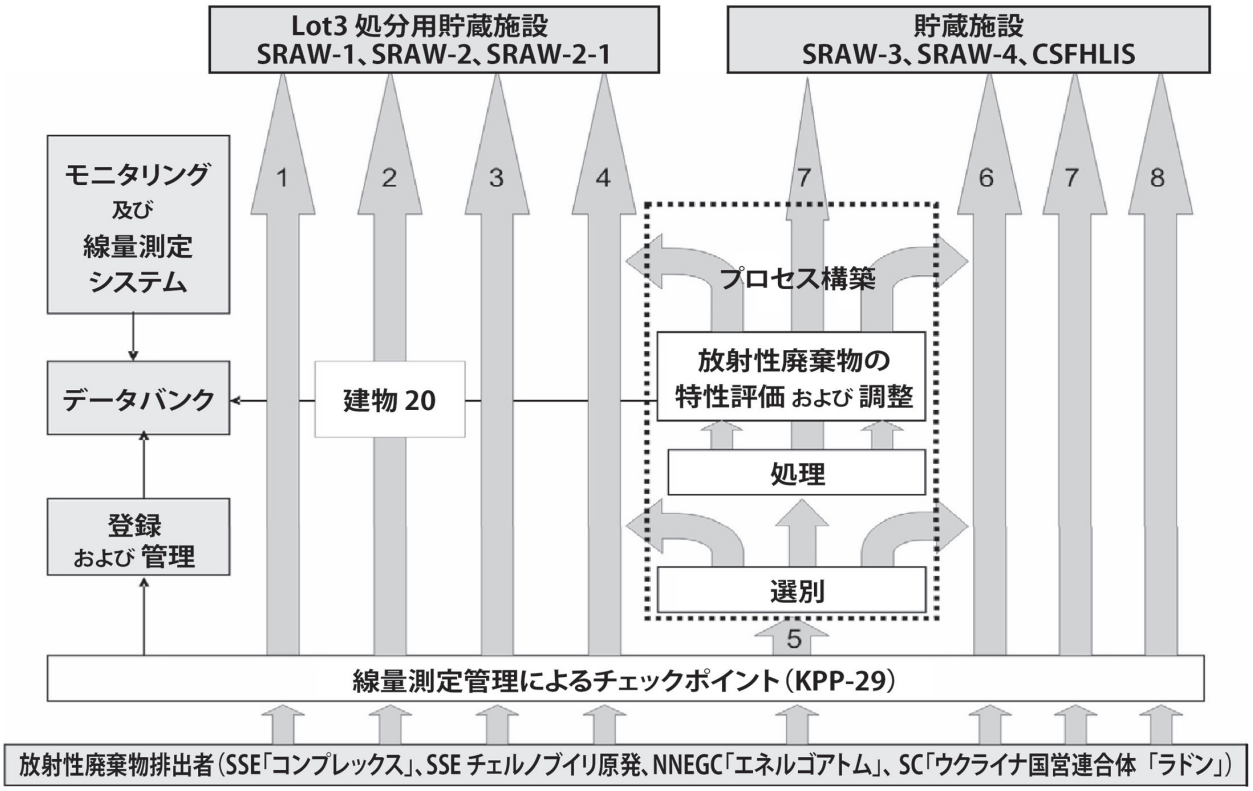


図 6.2 「ヴェクトル」複合体に於ける放射性廃棄物のプロセスチャート

「ヴェクトル」複合体・第二段階建設への出資の為の実現可能性調査の肯定的結果が、ウクライナ内閣令（2009 年 12 月 23 日 , No.1605-p）によって承認されたことにより、将来の放射線源の処分を考慮し、長期貯蔵の為の処理及び充填方法を採用した、使用済高レベル電離放射線源の長期保存用集中貯蔵施設（CSFHLIS）の建設が見込まれている。この事業は、現在、英国の財政支援に基づいて主要 8 ヵ国によって開始された、国際技術協力の枠内で実施されている。

チェルノブイリ原発に蓄積され、その廃炉作業中に発生することが予想される、放射性廃棄物の管理の為に、他にも以下のような幾つかの施設が立入禁止区域内に建設中である：

- 液体放射性廃棄物処理工場；
- 以下によって構成される、固体放射性廃棄物管理コンビナート（ICSRWM）：
  - チェルノブイリ原発の貯蔵施設から放射性廃棄物を除去する為の設備（Lot 1）；
  - 固体放射性廃棄物処理工場（Lot 2）；
  - 「ヴェクトル」複合体敷地内に設置された、低・中レベル固体放射性廃棄物の為の浅地層貯蔵施設（Lot 3）。

『放射性廃棄物の管理に関する』法律（ウクライナ）、並びにウクライナ内閣令（1996 年 4 月 29 日 , No.480）によって承認された「放射性廃棄物の国家登録台帳に関する規定」及び「放射性廃棄物貯蔵施設及び一時貯蔵所の国家土地台帳に関する規定」に依拠し、これらの登録台帳と土地台帳は、ウクライナ国営連合体「ラドン」の国家放射性廃棄物登録制度の主要な情報・分析センター（MIAC）によって管理されている。MIAC は、各地方の放射性廃棄物登録センターから情報を受け取る。各地方の放射性廃棄物登録センターは、「ラドン」の地方担当の専門複合体及び国営専門企業「コンプレックス」の地方拠点として機能する。

「ラドン」の地方担当の専門複合体傘下にある各地方の放射性廃棄物登録センターは、固体及び液体廃棄物、上記専門複合体の貯蔵施設に貯蔵された密閉使用済電離放射線源からの廃棄物、並びに上記専門複合体が所属する企業が所有する放射性廃棄物を登録する。「コンプレックス」傘下の各地方の放射性廃棄物登録センターは、立入禁止区域の放射性廃棄物を登録する。

放射性廃棄物の観測・それらの管理された集積と輸送を確実に行うこと・貯蔵の為の輸送や専門企業での処分・利用可能な貯蔵容量の有効活用・登録台帳及び土地台帳の継続的管理と適宜の更新を確実に行うことを目的として、通常の放射性廃棄物、並びに廃棄物排出者の敷地内のものを含む放射性廃棄物貯蔵施設の、記録照合が行われる。放射性廃棄物の国家記録照合は、3 年に 1 度行われる。4 回目の放射性廃棄物の国家記録照合は、2010 年に実施された [9]。

2009 年、ウクライナ最高議会は、国際的な専門家チーム [16] によって策定された、放射性廃棄物管理戦略 [15] を受け入れた。同戦略には、この分野に於ける安定的な発展を促す為に実施すべき、基本規定が盛り込まれている。具体的には､放射性廃棄物管理特別基金や放射性廃棄物国家管理機関の設立、短寿命低・中レベル放射性廃棄物の処分及び地層貯蔵施設での高レベル長寿命廃棄物の処理の為の基本方針と計画の策定など、が含まれる。残念ながら、上記戦略に基づいて設立された放射性廃棄物管理基金は、完全には機能していない。高レベル長寿命放射性廃棄物の地層処分場を配置する場所の選択には時間が掛かる為、同戦略は、予備的調査の開始を前倒しすることを勧告している。これまでのところ、自主的な調査活動が散発的に行われたに過ぎない [17]。

7.

チェルノブイリ核災害の影響を克服する為のウクライナ国家政策

7.1 チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に制定された法規制枠組の分析

ソビエト時代[1]にチェルノブイリ核災害に対処する為に制定された、法規制枠組の形成に関する歴史は、4.1 節に於いて詳細に述べられている。

現在、チェルノブイリ核災害の全ての側面を対象とする規則と法律の数は、1000 を超えている。それらは、この分野（放射線科学・医学・核災害により被災した人々の社会福祉）に於ける国家活動の最もしばしば引用される領域だけでなく、放射線モニタリングの実施、立入禁止地域の隔離障壁機能の管理、チェルノブイリ原子力発電所の廃炉措置、石棺の環境的に安全なシステムへの転化、並びに放射性廃棄物処理制度の創造と開発に関する、新しい法規を含んでいる。

同時に、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に使われる法的枠組を規定する、一般的な規制法規が存在する。主たるものは、以下の通り。

1.『チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライナ SSR 人民に対する基本方針に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 2 月 27 日 , No.791-XII）
2.『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR ; 1991 年 2 月 27 日 , No.791a-XII）
3.『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR ; 1991 年 2 月 28 日 , No.796-XII）
4.『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画に関する』法律（ウクライナ ; 2006 年 3 月 14 日 , No.3522-IV）
5. チェルノブイリ原発廃炉に関するウクライナ政府・先進 7 ヵ国・欧州共同体委員会間での了解事項覚書（1995 年 12 月 20 日 , No.998_008）（オタワ覚書）
6. ウクライナに於けるチェルノブイリ石棺基金に関するウクライナと欧州復興開発銀行間での枠組合意（1997 年 11 月 20 日）
7.『チェルノブイリ原発の更なる稼働及び破壊された 4 号炉の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の国家原則に関する』法律（ウクライナ ; 2009 年 1 月 15 日 , No.886-VI）
8.『チェルノブイリ原発の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画に関する』法律（ウクライナ ; 2009 年 1 月 15 日 , No.886-VI）
9.『放射性廃棄物処理の為の国家目標環境計画に関する』法律（ウクライナ ; 2009 年 9 月 17 日 , No.516-VI）

主要な政府決議：

10.『「チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する」法律と「チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する」法律の実施手続に関するウクライナ SSR 最高会議令に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）
11.『石棺転化実施計画の遂行手続の承認に関する』ウクライナ内閣令（2003 年 3 月 31 日 , No.421）

チェルノブイリ核災害によって引き起こされた問題を解決することの緊急性についての政府承認は、ウクライナの基本法 — ウクライナ憲法 — に於いて反映されている [2]。憲法上の権利と義務は、国家の全ての市民 — 当然にチェルノブイリ核災害の被曝者にも — に適用される。

以下は、ウクライナ憲法に於ける、チェルノブイリ核災害から全住民を守る為の最も重要な決定で

1 ウクライナは、1991 年 8 月 25 日に旧ソビエト連邦から独立した。本章では、ソビエト時代の国名「ウクライナ・ソビエト社会主義共和国」を「ウクライナ SSR」と略する。

ある [3]。

1. ウクライナ領域内に於ける生態系バランスの維持と、環境的安全性に関する条項。その内容は、チェルノブイリ核災害 — 世界的惨事 — の影響の克服と、ウクライナの遺伝子プールの保全を政府の義務とする（16 条）。
2. 個人の生命と健康は ... 主要な社会的価値である（3 条）。
3. 憲法は、優越的な法的地位を持つ。その他の法律や法規は、憲法に従うという原理の下に認められる（8 条）。
4. 個人は、安全な生活と環境を享受する権利、そして憲法違反への賠償を求める権利を持つ ...（50 条）
5. 個人は、自然・文化遺産に害を与えないこと、そして引き起こした損害への賠償を義務付けられる（66 条）。

ウクライナ憲法のこれらの条項は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に制定された、様々な法規に反映されている。

2010 年末時点でまだ効力を有するその様な法規の中で、歴史的に最初の法規は、公衆衛生に焦点を当てた『チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライナ SSR 人民に対する基本方針に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 2 月 27 日 , No.791-XII）である [4]。この法規は（以下、「基本方針」と略す）、チェルノブイリ核災害が公衆衛生に及ぼす影響を減少させる、という宣言された目的を持つ。

この基本方針の根本原理は、最も影響を受ける年齢集団（1986 年に産まれた子供達）に関して、住民が事故以前に一定の自然条件下に於いて受けていた被曝線量と比較して、チェルノブイリ核災害に関連する追加実効被曝線量の値が、年間 0.1 rem（1 mSv）そして生涯で 7 rem（70 mSv）を越えるべきではない、という点にある。同基本方針に於ける（与えられた環境条件下に於ける）住民の放射線防護の為の基本的仕組は、（放射性核種 — セシウム、ストロンチウム、プルトニウム — による）土壌汚染濃度の現在の基準に従って、放射能に汚染されていない地域への段階的な住民避難である。

同基本方針と『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（以下、「社会保障法」と略す）[5] 及び『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（以下、「汚染領土法」と略す）[6] は、事故による放出により汚染された全領土の区分を規律する。

汚染領土法 [6] は、放射能に汚染された区域の利用と防護の制度、並びに当該地域に於ける住民の居住・仕事・経済・調査とその他の活動に関する条件を規制する。同法は、人間の健康と生態系への電離放射線の影響を最小化する為に、当該地域に於ける利用と防護制度を創り上げ、その適用を保障する。

この法律 [6] は、当該区域内に於けるチェルノブイリ核災害の影響を最小化する為の活動の調整（同法が採択された時点では、責任省庁は国家チェルノブイリ委員会であった。その後、チェルノブイリ省に代わり、現在はウクライナ緊急事態省である。）、及び当該領域内に於ける放射線の状況に関する必要な情報の住民への提供を行う責務を、ウクライナ内閣に課している。

同法 [6] は、放射能汚染区域内に於いて禁止される活動類型、及び当該領域内で遂行されるべき義務的対策を定める。同法は、対象領域内で担当する国家機関によって行われる、放射能モニタリングの種類に関して、詳細に規定している。

この法律 [6] は、チェルノブイリ核災害によって放射能に汚染された区域内に於ける、法制度の管理と監督に対する国家の義務と、この制度に違反した場合の責任を規定する。

チェルノブイリ核災害により被災した市民の憲法上の権利、即ち彼等の生命と健康の保護は、社会保障法 [5] によって規定されている。

この法律は、チェルノブイリ核災害により被災した市民の社会保障に対する、政策方針を規定している。具体的には、「チェルノブイリ核災害に被災した人々」・「チェルノブイリ事故処理作業従事者」・「チェルノブイリ核災害の被曝者」・「チェルノブイリ核災害の被曝者に区分される子供達」について定義した上で、チェルノブイリ核災害の余波により市民が受けた損害に対する、国家の補償責任を明確にした。

同法は、扶助と補償の額を確定する為に、チェルノブイリ核災害による被災の程度に応じて人々を区分する基準を制定し、各カテゴリーの根拠を明らかにした。それらのカテゴリーに加えて、関連した扶助・補償・追加手当そして / 又は他の救済手段も提示された。

この法律 [5] は、移住の理由を明らかにし、放射能汚染区域からの市民の自主的な移住の権利を定めた。また同法は、食物と農産物中に含まれる放射性核種の受け入れ可能なレベルを特定することにより、農業生産の問題に対処すると共に、政府機関と製造業者にこれらの基準法に従う義務を課した。

長年に亘って、政府予算法の適用に際して、同法 [5] の幾つかの条項または特定の条項の効力を無効にしたり一時停止したりする変更がなされていた。この理由は、7.2 節に於いて詳細に考察する。扶助の減額やその対象範囲の縮小をもたらすような改正からこの法律を護る為に、2006 年に同法 71 条の「同法の特殊な改正規定」が、以下のように修正された。即ち『この法律の執行は、他の法律によって一時停止されてはならず、通常の法改正の対象から除外される』という規定が入った。このことは特筆されるべきである。

このようにして、上記基本方針・汚染領土法・社会保障法の採択により、住民の健康に対する潜在的な否定的影響の程度に応じて放射能汚染区域を定める基準、再定住の理由と優先性を定める基準、安全な居住空間の為のモニタリングシステムを構築する基準、そして汚染領域内での生活を組織する為の基準が、立法化された。政府は、設定されたカテゴリーに応じて、チェルノブイリ核災害に被災した全ての人に、扶助と補償を与えることを保証した [7]。

社会保障法と汚染領土法を採択した後、放射能汚染区域に存在する集落のリストを確定し、被災した個人の地位を確定し、彼等に適切な社会福祉を準備する為の、下位法令の策定と執行を関する作業が始められた。

社会保障法と汚染領土法 [5, 6] の履行に関する最も重要な規範法規の一つは、『「チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する」法律と「チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する」法律の実施手続に関するウクライナ SSR 最高会議令に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）[8] である。

この閣僚評議会令は、放射能汚染区域内に存在する集落のリストと、その住民が、当該地域で生産される食物の消費を制限されることの補償として、月間扶助と給与手当を（割り増し比率で）得ることを承認した。

汚染領土法は、採択されてから 11 回改正されたが、最後の改正は 2009 年 6 月 26 日になされた。また同法には、憲法裁判所決定（2009 年 10 月 6 日 , No.24-pп/2009）によって示された公式解釈がある。

社会保障法は、採択から 38 回改正されたが、最後の改正は 2010 年 12 月 2 日になされた。また同法には、上記憲法裁判所決定によって示された三つの公式解釈及び解説がある。

『汚染領土法と社会保障法の実施手続に関するウクライナ SSR 最高会議令に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）は、承認された集落のリストを補足する為に数回の改正と修正が施された。たった一度、2004 年に、ヴォルィーニ州とリウネ州の六つの町が強制（義務的）移住区域から自主的移住保障区域に変更された（この件については、7.1.1 節で詳述する）。

これらの改正は、チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライ

ナ SSR 人民に対する基本方針には、反映されていない。従って、これらの領域内での放射能汚染状況は著しく変化したにも拘わらず、上記基本方針の条項は現在も猶有効である。

社会保障法と汚染領土法 [5, 6] の実際上の施行は、1991 年から始まる或る一定の期間内に承認された、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の多数の緊急計画と他の措置から成る枠組に従って行われる。最近数年間、これらの措置は、『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画に関する』法律（ウクライナ ; 2006 年 3 月 14 日 , No.3522-IV）[9] によって承認された枠組に沿って行われている。

これらの法律と政府決定は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の法的関係の基礎である。これらはまた、住民のリハビリテーションの為の社会的・医学的・心理学的な措置と、放射線からの住民防護、放射線モニタリング、立入禁止区域の隔離障壁機能の管理、並びに立入禁止区域外の領土に於ける経済再建を行う事と、関連づけられる。しかし、チェルノブイリ核災害を克服する為の活動には、もう一つの側面がある。即ち、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化に焦点を当てた活動である。そして、放射性廃棄物処理制度の創造と発展という活動である。

2000 年末までのチェルノブイリ原発の閉鎖、並びにその廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化に関係する活動に関する合意は、先進 7 ヵ国（G7）と欧州共同体委員会（EC 委員会）との継続協議の間に成立した。それが、チェルノブイリ原発廃炉に関するウクライナ政府・先進 7 ヵ国・欧州共同体委員会間での了解事項覚書（1995 年 12 月 20 日 , No.998_008）（調印した場所の名前を採って、「オタワ覚書」と命名された）である [11]。

オタワ覚書は、2000 年までにチェルノブイリ原発の閉鎖を協力して支援する為の包括的計画に関して、各当事者が了解したと述べている。同覚書は、六つの章と九つの項目から成っている。それらが規定するのは、ウクライナのエネルギー部門を再編すること、市場改革の導入、市場原理に則って価格を決めることによって電力市場の金融効率を引き上げることである。これは、エネルギーの経済的生産と利用、そして省エネルギーを刺激するだろう。

開かれた市場という条件下でのウクライナのエネルギー部門への投資、特に最低経費原則に基づいて計画された利益をもたらす事業への投資は、ウクライナの将来の電力の重要を充たす為に、チェルノブイリ原発閉鎖により失われた電力量を補充するだけの電力を生み出すだろう。

チェルノブイリ原子力発電所 3 号機の安全性を向上させ、発電所を廃炉にしなくてはならない。同様に、4 号機の石棺問題を解決する為の利益をもたらし、環境的に受け入れることができる取組を進める為に、更なる協力が必要である。

ウクライナ政府による、チェルノブイリ原発閉鎖の社会的影響を和らげる為の行動計画の策定を、支援しなくてはならない。具体的には、国際社会とウクライナが基金設立の為の原資を確保することと、この行動計画の実施に向けた活動への国際的な資金援助を実際に行うことへの、協力が必要である。商業的事業は国際的借款とウクライナ「自身」の財源によって賄われること、という原則の導入は、最も重要なものである。チェルノブイリ原発の閉鎖を直接支援する為の非商業的事業は、補助金とウクライナ自身の財源によって賄われている。その際には、ウクライナの財政的・経済的な状況が考慮されている。

オタワ覚書の追加文書は、G7 と国際金融機関により既に割り当てられた、若しくは再検討された、現在の融資額の概要データを提示している。同追加文書はまた、包括的計画の中で優先されるべき事業のリストを提示している。

エネルギー部門の改革とウクライナの経済的・社会的改革の目標の達成との間の依存性、並びにチェルノブイリ原発閉鎖の為の措置とウクライナ長期エネルギー戦略の策定との相補性は、この包括的

計画の原則の一部である。ここで云うウクライナ長期エネルギー戦略は、合理的な経済的・財政的・環境的基準を考慮することにより、エネルギー部門を、ウクライナの需要に見合った、能率的で安定した市場指向なものへと導くだろう。

オタワ覚書の履行は、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化へ向けた、大きな前進であった。これにより、合意の実施に向けた具体的な方法の模索がなされた。しかし、各当事者の責務がうまく調整されていなかったことから、何度も誤解が生じた。その結果、チェルノブイリ原発 3 号機の閉鎖に遅滞が生じた。

ウクライナは、オタワ覚書で指示されたエネルギー部門の市場改革を、未だに完了していない。また、市場原理に則って価格が決まる、金融的に合理的な電力市場も発達していない。更に、最低経費原則に基づくエネルギー事業の計画も推進していない。これらの点は、明記されなければならない。

以下の文書は、オタワ覚書 [10] と共に、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化を扱う、法的関係の体系を定義づける。それらは、ウクライナに於けるチェルノブイリ石棺基金に関するウクライナと欧州復興開発銀行間での枠組合意（1997 年 11 月 20 日）[11] 及び同合意を批准した法律（1998 年 2 月 4 日 , No.80/98-BP）、『石棺転化実施計画の遂行手続の承認に関する』ウクライナ内閣令（2003 年 3 月 31 日 , No.421）及び『石棺転化実施計画』それ自身、『チェルノブイリ原発の更なる稼働及び破壊された 4 号炉の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の一般原則に関する』法律（ウクライナ ; 1998 年 12 月 11 日 , No.309-XIV）[13]、『チェルノブイリ原発の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画に関する』法律（ウクライナ ; 2009 年 1 月 15 日 , No.886-VI）[14] である。

事業管理の為に創られた手法は、極めて複雑である。欧州復興開発銀行（EBRD）との合意（ウクライナでは、立法により確定している）に従って、チェルノブイリ原発に於いて事業管理部門が設立された。西側諸国のコンサルタントが要員として派遣され、同部門を率いている。コンサルタントは、経営者（国営専門企業（SSE）チェルノブイリ原子力発電所）の利益を代表し、経営者と EBRD 及び工事請負人との協働を支援する。コンサルタントの主要な職務の一つは、出資者による資金供与申請の透明性を確保することである。しかしながら、事業管理能率を向上する為には、経営者の役割と権威の強化を必要とする。

チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の転化を実施する上で生じた法的問題は、西側諸国とウクライナの当事者の相互連絡によって組織的に解決されているが、恐らく、各当事者が期待する程には素早く処理できていない。

最近、チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化の準備作業に、得られた利益を融資することを条件に、チェルノブイリ原発から生じる利益に課税しないことが決定された。同時に、国際計画 – 石棺転化実施計画 [15，154.3 条 , 154.4 条] の履行の為に、国際技術支援から、或いはチェルノブイリ石棺基金へのウクライナ政府からの拠出金によって供給される基金から、受け取られた企業収入には課税しないことも決定された。しかしながら、利益課税に関しては、EBRD の国際顧問団が或る業務を石棺転化実施計画の一部であると認定するか不明という、未解決の問題が残っている。

『国営専門企業「チェルノブイリ原発」が引き起こした核被害の民事責任に対する金融的準備に関する』ウクライナ内閣令（2010 年 12 月 22 日 , No.1164）は、SSE チェルノブイリ原発が引き起こした核災害によって生じた損害に対する、民事賠償責任に関する問題を規制した [16]。

『放射性廃棄物処理の為の国家目標環境計画に関する』法律（ウクライナ ; 2009 年 9 月 17 日 ,

No.516-VI）は、特に以下の計画目標を定める：

- チェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物の処理の更なる進展；
- チェルノブイリ原発と石棺に於ける放射性廃棄物処理施設の設置と稼働。

7.1.1 チェルノブイリ核災害による影響の克服と関連した法規制枠組と国家政策の効率性

チェルノブイリ原発の廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化、そしてチェルノブイリ核災害によって生じた放射性廃棄物を処理する仕組の創設と開発に対処する為に、形成された法規制枠組は、組織的な改良がなされた、極めて均整の取れたものである。

しかしながら、この枠組は、住民の社会的･医学的･心理学的リハビリテーション、彼等の放射線防護、放射線モニタリングの履行、そして立入禁止区域の外側の地域と強制移住区域の経済的回復に関連する、課題に取り組む際には、幾つかの重大な欠点を持つ。以下の分析は、上記法規制枠組（以下「チェルノブイリ法制」と呼ぶ）のこの部分に焦点を当てる。

手段や対策の有効性は、定義された条件と手段の範囲内で割り当てられた目標を達成する能力の有無によって、決定される。

チェルノブイリ法制の要件を満たす為に着手された対策の重要な部分が完了されず、期待された結果を達成できなかったことは、指摘されるべきである。この失敗には、幾つかの理由がある。

しばしば主要な要因として認定される最初の理由は、対策の実施に必要な資金の不足である。二番目は、「この分野に於ける、中央並びに地方政府の組織的な活動が不十分なこと」である。しかし、両方の理由に大いに寄与している、もう一つの重要な理由がある。それは、（チェルノブイリ核災害による特定の影響を克服する為の）目標、その目標を達成する為に行う必要がある作業、その作業を実施する為の方法、その実施の為に整備される条件と資源についての、科学的根拠の欠如である。

1991 年 2 月に、ウクライナ SSR 最高会議に於いてチェルノブイリ法制が見直された際に、規定された措置を実施する為の年間経費についての財務省の見積に注意が払われた。扶助と補償について見積られた経費は、40 億ルーブル（RUB）[2] を超えていた。採用され且つ立法過程中に効力を有していた、差異のある賃金の支払・健康の向上・児童への無料給食等に関する、全ての決議や決定を実施する為の経費は、5 億 8000 万 RUB であった [1]。これらの法規制枠組の施行に必要な追加経費は連邦予算会計から拠出され、そして直ちに以下の手続きが提案された。

最高会議は､特に『｢チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する｣ 法律（ウクライナ SSR；1991 年 2 月 28 日 , No.797）の以下の事項の実施に関する』決議：『チェルノブイリ核災害の影響の最小化に関する活動と対策に対して、連邦予算から全額支出するという提案をソ連邦閣僚評議会提案提出すること。もし、この提案の実施が否決された場合は、1991 年 4 月 1 日より、チェルノブイリ核災害に対処する活動と対策に支出する為の連邦予算基金への拠出金を減額する。』の枠内で行動することを、ソ連邦閣僚評議会に伝えた。

ウクライナが独立を成し遂げた後、チェルノブイリ核災害の克服に関連する活動への資金供与を行う負担の全ては、若い国家こ予算に課された。― しかし、扶助と補償の水準は、訂正されなかった。

2　ソビエト連邦の通貨単位。

表 7.1　1996 ～ 2005 年にチェルノブイリ核災害の影響を克服する為に要求された予算と実際の支出（住民の社会保障費を含む）の比較　[18, 20, 21]

年	現行法による要求額（百万 UAH）	各年に於ける国家予算の額（百万 UAH）	要求額が予算化された割合（%）	実際の国家支出額（百万 UAH）	予算に対する支出割合（%）	各年当初に於ける負債額
1996	3363.32	1794.56	53.4	1527.88	85.1	160.59
1997	5681.72	2513.00	44.2	1746.59	69.5	310.04
1998	4548.5	2606.00	57.3	1432.26	55.0	457.75
1999	6015.95	1746.80	29.0	1535.51	87.9	763.21
2000	7479.25	1812.89	24.2	1809.63	99.8	931.48
2001	8744.46	1843.99	21.08	1925.02	104.4	786.4
2002	9957.8	2144.5	21.5	2002.8	93.4	729.3（内、社会保障費 634.6）
2003	12656.74	1381.16	11.0	1381.16	100.0	760.3（内、社会保障費 596.4）
2004	14872.5	1667.19	11.2	1640.4	98.4	685.4
2005		2041.77		1877.16	91.9	

* UAH (ウクライナ・フリヴニャ)[3]

チェルノブイリ核災害の影響を克服する為のウクライナの経費についてのデータは、既存文献から得ることができる（4.1 節参照）。また、チェルノブイリ法制の下での財政活動に 1992 年から使われた、予算と実際の支出の割合についてのデータを見ることもできる [18]。しかし、チェルノブイリ法制の下で採られた全ての措置への資金提供、並びに予算と実際の支出の比較についてのデータは、1996 年からのものしか入手できない [19, 20, 21]（表 7.1 参照）。最近では、資金要求額の査定が、毎年は行われていない。表 7.1 に示された査定された要求額とは別に、チェルノブイリ法制によって定められた全ての措置の資金要求額は、2007 年には 400 億 UAH であり [22]、2010 年には 700 億 UAH であった [21]。2004 ～ 2010 年に於ける、チェルノブイリ核災害の影響の克服と関連する社会保障の為の連結予算支出は、表 7.2 に示されている。

表 7.2　チェルノブイリ核災害の影響を除去する為に使われた連結予算支出：2004 ～ 2009 年（実績値）；2010*・2011 年（計画値）
チェルノブイリ核災害により被災した市民への社会保障と年金支給への出資を示している。
単位 ； 百万 UAH　[21]。

年	事故影響の除去の為に要求された国家予算支出額	チェルノブイリ核災害により被災した市民への社会保障と年金支給に充てられた支出額の合計	社会保障（年金・住居・用役提供を除く）に充てられた支出額
2004	2970.5	2621.5	1640.4
2005	3623.9	3188.3	1877.2
2006	3859.8	3406.2	1939.9
2007	5085.7	4545.4	2388.1
2008	6326.4	5762.8	2164.7
2009	7015.5	6500.3	2171.5
2010	7727.0	6966.0	2559.2
2011	8541.0	7777.1	2561.4

*– 7.1 節　「チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に制定された法規制枠組の分析」　の執筆時点で、2010 年の連結予算の実際の支出に関する国家報告データは存在しない。

3　ウクライナの通貨単位。

示された数値に幾つかの不整合があるが、これらのデータから、幾つかの結論を導き出すことができる。

第 1 に、効果的な立法により資金要求額は着実に増加した。具体的には、1996 ～ 2004 年の間に 4.4 倍、2004 ～ 2010 年の間に 3.8 倍、増加した。この増加の理由は、インフレーションの進行と生活水準の上昇にある。

第 2 に、チェルノブイリ法制を施行する為に必要な資金に対する、予算化された政府支出の割合が、一貫して減少している。1996 ～ 1998 年までの間は、予算化された支出額は、要求額の約 44 ～ 57%に達していた。それが、1999 ～ 2002 年までの間に 21 ～ 29%に減少し、2003 ～ 2010 年に至っては、現行法が要求する額のたった 11 ～ 14%にしか達していない。

第 3 に、チェルノブイリ政策の予算への支出は、1999 年まで完全には実施されず、実際には予算額の 55 ～ 87%が支出された。そして、やっと 2000 年から実際の支出額が予算額に近づいた（政府予算によって供給された）。しかし、それでも法による要求額よりも非常に低かった。

住民防護の分野に於ける鍵となる動きの一つは、『チェルノブイリ核災害によって放射能汚染レベルが上昇した領土に住むウクライナ SSR 人民の防護に対する基本方針』（以下、「基本方針」と略す）を、ソ連最高会議が 1991 年に承認したことであった [4]。この基本方針の中で、住民の放射線防護の基本原則は、（放射性核種 ― セシウム・ストロンチウム・プルトニウム ― による）土壌汚染濃度の暫定的基準によって決められた、放射能に汚染されていない地域への段階的な住民移住であった。この原則の主たる誘因となったのは、住民が汚染地域内に住み続けることにより、チェルノブイリ事故の最中に既に受けてしまった被曝に加えて受けるであろう追加被曝線量についての、包括的な情報の欠如であった。

この基本方針は、評議会研究報告と、ソ連閣僚評議会の為に準備されたソ連科学アカデミーによるソ連生産力の研究の結果から、導き出された [23]。上記報告書が生産力を再編成する手段としての措置と生産能力の合理的な利用を正当化していることは認めるが、移住原則とその実施に関する放射線基準を促進するに際して、その重要性を過大評価すべきではない。

『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（以下、「汚染領土法」と略す）と『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（以下、「社会保障法」と略す）に於いて、上記原則と汚染濃度基準は、チェルノブイリ核災害により汚染された領土を区分する根拠であった。

『汚染領土法と社会保障法の実施手続に関するウクライナ SSR 最高会議令に関する』ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）は、チェルノブイリ核災害の負の影響からの住民防護とそれらの影響の排除に焦点を当てた立法的措置を規定した。同閣僚評議会令は、また、放射能汚染区域に区分された集落（総計 2293 箇所）を列挙した [8]。

チェルノブイリ法制には重大な矛盾がある事は、指摘されるべきである。汚染領土法 1 条によれば、住民が 1 年間に 0.1 rem（1.0 mSv）を超える被曝線量を受ける可能性がある領土は、チェルノブイリ事故による汚染領域と呼ばれる [6]。同じ様な条件が社会保障法 3 条に規定されている。これは、住民が（放射能汚染による）限界なく居住し働くことができる条件を定めている。この条文は、年間最大被曝線量を年間 0.1 rem（1.0 mSv）としている [5]。しかしながら、汚染領土法 2 条では、汚染領域の区分の中に、重点的に放射線モニタリングを行う区域を定めている。その区域は、事故前の水準から土壌汚染濃度が、セシウム同位体で 1.0 ～ 5.0 Ci/km^2（37 ～ 185 kBq/m^2）、またはストロンチウム同位体で 0.02 ～ 0.15 Ci/km^2（0.74 ～ 5.55 kBq/m^2）、またはプルトニウム同位体で 0.005 ～ 0.01 Ci/km^2（185 ～

370 Bq/m^2)、上回る領土と定義されている。これらの値は、植物や他の要素への放射性核種の移転係数を考慮しながら、個人実効被曝線量が事故前の期間よりも年間 0.05 rem（0.5 mSv）を超えて増えないように設定されている。

そして、この二つの法律の幾つかの条文によれば、放射線モニタリング強化区域は、そこでの人々の居住や労働の制限を求めていない。しかし、両法の他の条文によれば、この領域内で放射線防護措置が実施される。そこに居住する住民は、扶助と補償を受けるので、彼等の活動には制限が掛かるだろう。公式データ [24] によれば、放射能汚染区域内に居住する人口は約 215 万人であり、重点的な放射線モニタリング地域内に居住する人口は 150 万人以上に上る。

上記基本方針によれば、放射性核種による土地汚染濃度は、個人実効被曝線量が確定されるまでの間、意思決定を行う為の暫定基準として使用されている。汚染濃度は、特に現時点では、汚染領域内に居住している人々への放射線リスクを正確に反映していない。現在の放射能に関する知識に従えば、放射能汚染区域に特定の領土を含めるかの基準として、当該領域の汚染濃度を使用することは推奨されない。何故なら、住民が受ける被曝線量は、汚染濃度が同じであっても、環境条件に差異があれば多くの面で異なり得るからである。しかし、この基準は、依然としてチェルノブイリ法制で使用されている基本的な基準であり続けてる。

ウクライナでは、チェルノブイリ核災害によって放射能汚染を被った集落の被曝線量認定を、1991 年から組織的に行っている。これらの集落の個人実効被曝線量（いわゆる認定被曝線量）とその変遷はよく知られており、定期的に出版されている [25–33]。今日、自己防衛機能と執られている対策のおかげで、環境中の物体内の放射性核種の含有量はほぼ 1/2 に減少し、そして農作物中のそれも 1/2 以下に減少した。その結果、内部被曝線量及び外部的被曝線量は、1/2 ～ 1/4 に減少した。この減少は、認定被曝線量のレベルによる集落分布の変化に反映されている — 表 7.3 参照。比較の為に、この表は、未だに有効であるウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）に従って、放射能汚染区域と呼ばれる集落の区分を示している。これらには、『ヴォルィーニ州とリウネ州の幾つかの町を自主的移住保障区域へ移管させることに関する』法律 [34] によって、強制移住区域から自主的移住保障区域に移管されたヴォルィーニ州とリウネ州の六つの町が含まれる。

表 7.3　集落の分布と認定被曝線量値に基づいて定義された追加被曝線量のレベル

認定年	平均年間被曝線量と集落数			
	< 0.5 mSv	0.5 〜 < 1.0 mSv	1.0 〜 < 5.0 mSv	> 5.0 mSv
1996	1307	333	507	6
1997	1350	359	443	9
1998	1332	375	440	7
1999	1375	380	397	9
2000	1417	298	440	6
2001	1455	314	389	5
2002	1471	317	372	3
2003	1538	338	285	2
2004	1551	410	202	0
2005	1426	297	108	0
2006	1613	285	68	1
2007	1296	242	58	0
2008	1647	236	42	0
1991 年閣僚評議会令 No.106		1290 (第 IV 区域)	841 (第 III 区域)	86 (第 II 区域)

註 ： 第 II 区域＝強制移住区域、 第 III 区域＝自主的移住保障区域、 第 IV 区域＝放射線モニタリング強化区域

表 7.3 は、公式に宣言された放射能汚染区域と今日の線量測定の現実との間の、驚くべき差異を示している。既に述べたように､公式データによれば [4]､放射能汚染区域にある集落に居住している人口は、約 215 万人である。しかしながら、認定線量が年間 0.5 mSv を超える集落に実際に居住している数は約 32 万人である。その数は、認定線量が年間 1 mSv を超える集落では、約 13 万 6000 人となる [33]。しかしながら、現在、放射能汚染区域内の集落の法的地位を変える為の手続が存在しない。

汚染領土法 2 条と社会保障法で定義されている、放射能汚染区域の境界を改訂する方法は、著しく困難である。

この二つの法律の条項の規定によれば、そのような改訂は、地方政府議会が個々の提案を提出した後に行われる。しかしながら、管轄領域内に於ける放射能汚染状況の改善について十分に認識しているにも拘わらず、ヴォルィーニ州とリウネ州を除いて、より汚染度の低い区分に集落を移管させる提案を提出した地方政府議会は、一つもない。対象集落を放射能汚染区域に分類したウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）の採択から、ほぼ 20 年が経っているにも拘わらず、この状態である。リウネ州とヴォルィーニ州の州議会だけが、村議会の要求を受けて、住民が強制移住区域内にある六つの町から移動することを拒否した時に、自主的移住保障区域に集落を移管する提案を提出した。

また、上記二法律の条項は、多数の機関と中央政府が提出する専門家報告に基づいて、内閣が放射能汚染区域の境界を見直すことを定めている。しかしながら、緊急事態省とウクライナ国家放射線防護委員会を除く、諸機構・機関から提出された専門家報告の結論の焦点が何であるのかに関して、これらの条項も他の如何なる文書も明らかにしていない。それでも、異なる放射能汚染区域の間での集落の移管は、上記法律 2 条の規定に沿って、放射線基準に従って行われるべきである。

長い間、ウクライナ政府は、法律とウクライナの経済的能力の間の矛盾を取り除き、チェルノブイリ核災害の被災者達に対する社会保障の水準を最適化し、そして異なる社会的集団に属する市民の間で高まる社会的や心理学的な緊張を克服する努力をしてきた。しかしながら、この分野では著しい変化は起こっていない。

1994 年と 2008 年の二回、ウクライナ内閣は、放射能汚染区域内の領土に於ける放射能汚染状況を実際に改善することを考慮して、ウクライナ SSR 閣僚評議会令（1991 年 7 月 23 日 , No.106）の改訂を試みた。しかし、二回とも、内閣は、その決定を中止又は撤回することを余儀なくされた。法律によって設定された汚染区域の境界改訂方法をうまく処理できなかったことが、主な理由である。

同時に、『ウクライナ内閣令（1994 年 8 月 29 日 , No.600）の効力一時停止の妥当性に関する』ウクライナ最高議会幹部会決議（1994 年 9 月 12 日 , No.127/94-ПВ ）によって、政府ガイドラインが策定された。それは、最高議会による（汚染地域内の住民に関する）基本方針の新しい改訂版の採択という形でなされた。これにより、この分野に於けるその後の政策が、実際に規定された。このことは、（チェルノブイリ核災害に関連した）法律を改正する為の根拠を提供する、新たな文書の策定を促した。そのような文書は、1997 ～ 98 年に掛けて政府によって準備され、内部承認を受けた上で、最高議会に提出された。しかし、当該文書は、新政権によって、1999 年末にその妥当性の評価と見直しの為に撤回され、未だに最高議会に再提出されていない。

上記基本方針の重要性を考慮して、『チェルノブイリ核災害 14 周年に関連した議会公聴会に関する』ウクライナ最高議会令は、ウクライナ国家科学アカデミー・ウクライナ医科学アカデミー・ウクライナ農業科学アカデミーに、基本方針草案を再検討するように指示した。三アカデミーの理事会会議の間中、科学者達は、法律を更に改正する為の根拠として、この企画を支持した。しかし政府は、この文書を最高議会に提出していない。

この過程は、『「" チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する " 法律と " チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する " 法律の見直しと統合に関する」法律の基本理念の承認に関する』ウクライナ内閣令（2002 年 7 月 25 日 , No.408-p）によって完了した。策定から 13 年、承認からほぼ 10 年が経った今日、この命令の規定の幾つかは尚有効である。しかし、全体としては、この命令は、チェルノブイリ法制を改正する為の根拠としては、最早役に立たなくなった。

この数年、チェルノブイリ法制の欠陥に起因する、別の深刻な問題が表面化している。上述したように、社会保障法によって規定された、全ての支出・追加手当・チェルノブイリ核災害によって被災した市民への補助金を総計すると、政府予算を超えてしまうのである。

補償支出、追加手当そして補助金に関する社会保障法の規定と、それらの履行を確保する為になされたウクライナ内閣令の間の矛盾は、国家に対する訴訟という形での法廷に於ける大量の抗議を引き起こした。その数は、急速に増加している。

この状況を改善する為に、ウクライナでは、内閣・最高議会・最高裁判所・憲法裁判所による徹底的な協調行動が求められている。

チェルノブイリ法制のもう一つの問題は、政府による支援の優先順位の変更である。即ち、放射性核種含有量の許容可能水準の生産物の生産を確保する為の措置を無条件に履行する代わりに、政府は、それより遥かに多くの資金を、地産食品消費の制限に関わる資金援助と汚染領域内での作業への追加手当に費やしている。しかし、現在有効な規則に則った基準によると、かなり以前からこれらの領域は放射能汚染されていないことになっている。

例えば、2010 年の政府予算は、チェルノブイリ核災害による汚染領域に於ける、住民の放射線防護と環境改善に 190 万 UAH だけしか配分していない。これに対し、『現地食糧生産・消費の制限に関連した毎月の補助金と、チェルノブイリ核災害により被災した市民への生産物の特別供与の為の補償』並びに『汚染地域に於ける作業に対する追加手当、より低賃金の職業に移る間の賃金の保全と、チェルノブイリ核災害に被災した市民の移住に関連する支出に関する増額された交付金と追加的職業』に関する計画に従って、夫々の項目に 8 億 1450 万 UAH と 5 億 9600 万 UAH が配分された。

この点、放射能汚染区域内の集落に於ける被曝線量認定は、その経費は今日 1000 万 UAH を超えないにも拘わらず、2009 ～ 2010 年間には、資金不足により実行されなかった。

一方、事故後ほぼ 25 年が経過した現在でも、認定被曝線量または地場生産食品中の放射性核種含有量が許容水準を超えている場所が、ウクライナにはまだ約 100 箇所ある。特にリウネ州の幾つかの集落に於いては、子供の内部被曝線量が、汚染された牛乳の消費が原因で、当地で 1987 年に観察された水準に達している。

次の問題は、住民と地方政府に、事態を改善しようとする意欲が欠如していることである。反対に、効果的な補償制度は、住民と地方政府が、地場生産食品中の放射性核種含有量を高い水準に維持しようとする動機付けになっている。国家は、肯定的な動機付けを導入する為の措置を執っていない。

チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画 [9] は、最も重要なものとして以下の目標を掲げた。即ち、『汚染されていない生産物の生産と放射能汚染地域の経済的発展を刺激する為の措置を、体系的に改善すること』と『チェルノブイリ核災害の被災者に対する社会保障に関する措置の履行、並びに核災害の影響を克服する事の為の資金の使途に、科学的な根拠を与えること』である。そして､失業手当の支払総額の減少､刷新活動の奨励､農業開発を含む競争力のある産業の創造、労働活動人口の増加と彼等の生産的な雇用条件の創出に対する支援、放射能汚染地域に於ける経済発展の推進、その堅実な発展の為の条件整備が、成果として期待された。

しかしながら、『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画の優先事項を実施する為のウクライナ政府予算支出額』という添付文書によって定められた予算計画の中に、これらの事項を実施して期待された成果を達成できるような計画は、全くなかった。

予算の優先順位を決定することは、国家計画の中でどの施策が執られるべきかを決定する事である。政府は、施策の内どれが最も重要でどれがそんなに重要でないのか、どの施策が雇用機会を創出するのか、そしてどれを、適切な資金供与のないままに、名目的に残すのか、を熟慮する。これらのことは、再度強調されるべきである。

上記計画の目標決定によっては、如何なる状況の好転もなかった。具体的には、チェルノブイリ核災害によって被災した人々と彼等の子孫の健康維持、安全障壁の強化と支援、放射能汚染地域内に居住している住民の放射線防護、立入禁止区域からの放射性核種拡散を最小限に抑制、チェルノブイリ核災害の被曝者に対する社会保障の改善、領土と集落の環境修復という施策が、宣言されている [9]。これらの施策は実際、その各々が、継続的な懸命の努力を要求する活動分野である。しかし、領土と集落の環境修復を除く全ての施策は、達成することが不可能であることから、上記計画の実施に際して優先されることはなさそうである。

表 7.4 は、ベラルーシ・ロシア連邦・ウクライナに於ける、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画の目標と業務を示している。ベラルーシとロシアの国家計画は、領土の環境修復と経済循環への回帰により重点が置かれており、ウクライナのものとは大きく異なっている。ベラルーシの国家計画は、社会保障を、これらの業務の解決策と環境修復目標の実施策の一つ、としてしか考慮していない。

表 7.4　ベラルーシ・ロシア連邦・ウクライナに於ける、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の国家計画の目標と業務

ベラルーシ	ロシア連邦	ウクライナ
チェルノブイリ原発核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画	放射線事故の影響を克服する為の 2010 年までの期間に於ける連邦目標計画	チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画
目標： ・汚染地域の社会経済的且つ放射生態学的回復； ・放射線要因による制約や、被災住民の健康への危険要因を更に減少させる為の制約のない、経済運営を行う為の条件整備。	計画の目標は、... チェルノブイリ原発 ... での事故による放射線影響を被ったロシア連邦内の市民を防護する為の活動と、... 当該領域を経済循環に戻すことと、潜在的に危険な汚染源によって自然環境が放射能汚染に曝されるリスクを減少することを含む ... チェルノブイリ事故によって汚染された領土の社会的・経済的回復の為の活動を、2010 年に完了することである。	計画の目標は以下の通り： ・チェルノブイリ核災害の被災者達と彼等の子孫の健康対策； ・安全障壁の強化と支援、放射能汚染地域内の住民の放射線防護、立入禁止区域からの放射性核種拡散を最小限に抑制； ・チェルノブイリ核災害の被災者に対する社会保障の改善、領土と集落の環境修復。
主たる業務 ・汚染地域と被災住民の段階的回復； ・科学的勧告に基づいた被曝者医療の最適化； ・放射線被曝線量の減少に関連した予防措置の実施； ・共和国及び国際社会の要求する放射線基準を満たす品質の生産物を価格効率良く生産。	計画の業務は以下の通り： ・汚染地域内の住民に安全な生活条件を供給する為に必要なインフラの創設； ・被曝した市民の健康防護面に於ける、専門指定医療補助制度を含む、一連の施策の開発と実施； ・汚染地域内に於ける安全な森林管理の為の条件整備（確立された放射線安全規範を考慮に入れて）； ・汚染地域内の状況予測の改善、並びに対象モニタリングシステムとその構成要素の改善； ・汚染地域内の住民に対する情報支援と社会心理学的リハビリテーション。	計画の主たる業務は以下の通り： ・チェルノブイリ核災害により負傷した人々への健康対策； ・放射線障壁の強化と支援； ・放射能汚染地域内の住民の放射線防護； ・立入禁止区域からの放射性核種拡散の規制； ・チェルノブイリ核災害の被災者に対する社会保障 ・放射能汚染地域の経済再建と、同地域の「非汚染地域」区分への移管。 主要な点は、計画本文 11 頁に詳述されている。

チェルノブイリ問題と放射線リスクに関する国家情報政策は、少し整合性を欠いており、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の効果的な措置を十分には示していない。

最近では、汚染領土法と社会保障法が要求する内容は、汚染地域の地図・同地域に属する集落のリスト・年間認定被曝線量データに人々の注目を集め、中央と地方のマスメディアに報道させるという点に関して、十分に実施されていない。

一般に、被災者人口の中で「チェルノブイリの被害者」コンプレックスが発生している。具体的には、社会的無関心・自らの力を確信しない・悲運の気分・外部からの援助のみへの依存・扶助と補償を当然と看做すといった、症状が見られる。

このような否定的な過程と戦う為の効果的な施策は、国連諸機関によるものを含む、ウクライナで開発され実施されている施策である。例えば、汚染地域での商業活動を刺激することを目的とした、

チェルノブイリ・経済フォーラムの施策がある。これは、ウクライナの UNDP 支部及び UNESCO の支援の下で設立された、住民の為の社会心理学的リハビリセンターの諸活動に支援されている。また、例えば、国連機関である ICRIN（国際チェルノブイリ研究と情報ネットワーク）情報センターによる、チェルノブイリ核災害とその影響に関する、分かり易く明快な科学的知識を拡散することを目的とした施策がある。これは、チェルノブイリ・経済フォーラムと原子放射線の影響に関する国連科学委員会の報告・決議・勧告に基づく、健康な生活様式に関連する勧告を含む。

政府と地方政府は、ウクライナに在る国連組織支部のそのような活動を促進し、行われている活動の成長と堅実な発展に向けた、独自の対策と支援の在り方を模索し創出すべきである。

要約すると、チェルノブイリ法制は、その高い人道的志向にも拘わらず、チェルノブイリ核災害の影響を克服すべく効果的に機能する為には、相当の改正が必要なことが認識されるべきである。

7.1.2 チェルノブイリ核災害の影響を克服するのに必要な諸関係を規制する法律の改正

チェルノブイリ核災害の影響を克服する事は、ウクライナ社会ではとても切実な問題である。それ故、法律の改正を提案する際には、事故影響の状態に関する公開された分析結果を熟慮し、この分析と勧告を策定する為に広範な専門家を参加させなければならない。

国家という枠組の中には、特定の分野に於ける状況の分析の為に、多くの政治的な手続（議会公聴会・政府決定・ウクライナ大統領教書）と専門家による手続（協議会・円卓会議、等）がある。チェルノブイリ核災害記念日に出される年次国家報告の準備もまた、その影響の克服状況を分析する為の公開手続である。それに加えて、情勢を分析してその改善に焦点を当てた勧告を集積する、国際機関と国際的な専門家グループが存在する。チェルノブイリ・フォーラムは、チェルノブイリ事故の環境 [35] と健康 [36] への影響についての報告を発表し、2006 年以前のチェルノブイリ核災害の影響を克服する為の更なる活動 [37] に関連しての勧告を、ベラルーシ政府・ロシア政府・ウクライナ政府に行った、国際的な専門家グループである。

チェルノブイリ規制枠組の改善に関連した提案は、7.1.1 項で確認された諸問題を解決しなくてはならない。具体的には、下記の変化を含む必要がある：

1. 放射能汚染区域の境界改訂手続の改善。境界改訂を定期的に調整することを、法律に書き込む。
2. チェルノブイリ核災害の結果として法律で定められた放射能汚染区域の境界決定の手法を、被曝線量基準に基づいたものに転換する。
3. 定期的（毎年の）で義務的な被曝線量認定の実施に関する規制を、法律に書き込む。
4. 放射能汚染区域の十人を対象とした、ホールボディカウンターを使用したモニタリング検査を義務化することに関連した法規制の導入。
5. 集落の放射能汚染状況の改善の為に、地方政府と集落の住民の積極的な意欲を刺激する仕組を強化する。
6. 汚染地域内での商業支援制度の導入と、それらの地域の放射能汚染区域からの移管。
7. 既存の扶助・補償制度の改善。

チェルノブイリ核災害の影響を克服するという分野に於ける法律の条項と、他の分野に於ける法的規範を調和させることが必要である。特に放射能の安全性と放射線防護に関する最新の制度 [38] は、チェルノブイリの経験を全面的に考慮している。だから、今こそ、チェルノブイリ核災害の影響を克服するという領域に於ける規制法規の条項と、放射線防護についての法律を調和させる努力を行うべ

き時なのである。

扶助供与の仕組の改善は、特定のカテゴリーの市民への扶助制度の規制についての戦略に従って、2012 年までに実行されなければならない。この戦略は、ウクライナ内閣令（2009 年 6 月 3 日，No.594-p）[39] によって承認されており、チェルノブイリ部門への扶助割当額の特殊性と実施慣行を考慮している。

チェルノブイリ法制改正の実施には、高度の専門的知識・行政権と立法権・情報源の動員といった要素の統合を要する。今日、この実現には、全ての参加者がこの問題が最も重要であると認識することが必要である。

7.2 チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に実施された国家計画の分析

7.2.1 住民の放射線防護

今日、この 25 年を振り返って放射線防護措置を評価すれば、初期の事故の規模の過小評価や秘密主義的体制にも拘わらず、チェルノブイリ核災害の収束対応の早い段階で、ほぼ全ての、電離放射線からの住民の防護を目的とした国際的・国内的規制に明記された対応策が実施されたことを認めなければならない。

放射線事故に際して執られた即応措置は、避難と移住・予防的ヨウ素服用・衛生対策・放射能汚染地域への立入制限・汚染された食物の摂取制限・農業部門に於ける対策・汚染地域の除染・公衆への情報提供などである。

チェルノブイリ核災害の影響の最小化に関する、現段階での国家政策の重要な課題の一つは、住民の包括的な防護を目的とした対策の実施であり、それは汚染領域内で安全な生活環境を創り出すことである。国家政策の実施は、年次計画に従って 2006 年まで実施されてきた。年次計画の主要部分は、汚染地域内で就業あるいは居住する住民に対する放射線安全基準を満たす為の施策であった。

2006 年に、『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画に関する』法律（ウクライナ ; 2006 年 3 月 14 日 , No.3522-IV）により、チェルノブイリ核災害の影響を克服するに当たっての後期段階に於ける、住民の放射線防護の為の目標と優先度が定められた [40]。

国家計画の規定に基づく、放射能汚染による公衆衛生への悪影響を減少させることを目的とした一連の施策には、被曝線量モニタリング・食品や原材料の放射能汚染モニタリング・新世代機器を用いた放射線モニタリングネットワークの構築 ; 当該領域の放射線からの環境修復 ; 農場の転換・放射線防護の専門家の再訓練と資格認定・当該領域の放射線の状況に関する情報の住民への提供 ; が含まれる。

それらの取組は、第一に、個々人が食品摂取に伴う放射性核種の総摂取量を減らすことにより、住民集団の追加被曝線量を低減すること、そして、放射能汚染地域内で汚染されていない食物を生産する中で得られた定性的指標を固定化することに、焦点を当てていた。これらの取組はまた、年間平均総被曝線量が 1 mSv を超える危険性がある「危険に晒されている」集落と施設を対象としていた。

被災地域内で生活する為の放射生態学的状況の客観的な評価は、放射線防護に関連して計画された対策の基礎だったし、現時点でもそうである。この業務実施に於いて重要なのは、被曝線量モニタリングである。被曝線量モニタリングは、集落の被曝線量及び甲状腺被曝線量の認定、並びに人体中の放射性セシウムの含有量の直接測定データによる内部被曝線量の測定からなる。

集落の一般的な被曝線量認定システムは、1991 年以降、74 地区・12 地域・2139 集落に設置された。同システムは、放射能汚染区域に分類される集落の認定線量の推定値を提供している。集落並びに牛乳とジャガイモ中のセシウム 137（^{137}Cs）とストロンチウム 90（^{90}Sr）による放射能汚染濃度のデータは、被曝線量を推定する為に使用される。

一連の作業は、以下のものが含まれる：

- 食料品（牛乳とジャガイモ）サンプリングとそのガンマ線スペクトル分析や放射化学分析（「牛乳」モニタリング）；
- 人間の体内に於ける放射性核種の含有量の測定（ホールボディカウンター）；

- 住民の被曝線量の計算 ;
- 認定被曝線量の精度評価の為の最終的な測定 ;
- 集落への認定被曝線量の編集と発行

計算の結果、以下のデータが得られる。

- 集落（とその周辺）の土壌中に於ける ^{137}Cs と ^{90}Sr 降下の平均濃度 ;
- 牛乳中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の平均濃度 ;
- パスポート線量 [4] に記載される認定被曝線量の計算値。

ウクライナの汚染地域内の放射線状況の特定と放射生態学的モニタリング業務に関連する作業実施手順に従って、以下の事項が確立された：

- 自主的移住保障区域内の「503 集落に於ける牛乳の二重サンプリングと分析」
- 放射能汚染区域に分類される他の「1627 集落でのサンプリング」
- 前年の観察（平均で約 16670 のジャガイモと牛乳のサンプルが採られた）によって、認定被曝線量が 0.5 mSv/y を超えた集落では、「ジャガイモのサンプリング」が年 1 回（8 月～ 9 月）行われている。

つまり、土壌と基本的な食品の放射能汚染のモニタリングは、集落の一般的な線量認定実施の際に行われている。

認定線量は、集落住民の職業と年齢構造ごとの加重平均線量であり、現行法に基づいて行政部門が行う決定を支援することのみを意図している。この線量を疫学的研究に使用するのは容認できないことが、指摘されている。

集落の一般的な認定被曝線量の結果は、特別な刊行物に要約されており、13 以上の刊行物集に含まれている。最新の刊行物集には、2008 年の一般化されたデータが含まれている。

放射線と線量モニタリングの資料（2.1.2 項を参照）は、領土の環境修復計画を策定する基礎であり、資金不足の条件下で、領土の環境修復に関連する施策の実施を評価し最適化する可能性を与える。放射能汚染領域に於ける住民の放射線防護と生態学的な改善に関連する施策の範囲は、チェルノブイリ政策の各分野に振り分けられる資金の量に大幅に依存する（表 7.5）。

4　集落の公式値となる線量。

表 7.5　「放射能汚染領域の住民の放射線防護と生態学的改善」分野への計画による資金調達

資金調達項目	年間調達額（単位；1000 UAH）				
	2006	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**
国家による提供額	19500.0	15000.0	20000.0	20000.0	20000.0
政府予算で承認された額	12743.0	12743.0	13609.5	1361.0	1861.0
実際に資金調達された額（以下の項目）	11517.1	11518.2	10367.1	1361.0	1861.0
領土の環境修復： 1. 草原や牧草地の形成と再形成	2013.0	1660.1	1275.0	0	0
2. 酸性土壌への石灰散布	1000.0	642.0	0	0	0
3. 無機肥料の大量使用	1547.2	2815.0	1830.0	0	0
4. フェロセンとゼオライトを加えた、混合飼料及び石炭粉末と塩水から作られた練炭の導入	1287.0	1145.2	1595.0	0	500.0
5. 強制（義務的）移住区域内の対策の設定	350.0	450.0	450.0	150.0	200.0
6. 土壌放射線検査	400.0	250.0	220.0	0	0
7. 対策とその支援効果の評価	165.0	120.0	128.6	0	0
8. 家畜飼育分野を目標とした計画	616.0	615.0	702.8	0	0
9. 森林火災防止対策	5585.0	385.0	3310.0	0	0
放射線モニタリングシステム： 10. 放射線モニタリング機器の調達、それらのメンテナンス、校正	310.3	324.0	123.0	0	0
11. 被曝線量モニタリング（集落の線量認定）	862.6	797.0	1007.0	0	0
12. 生産物の放射線モニタリング（放射線モニタリングネットワーク）	2221.0	2185.0	2485.7	1111.0	1035.0
訓練	160.0	130.0	240.0	100.0	126.1

年間 4370 万 UAH（2006 ～ 2007 年）という正当化される要求に対して、近年では資金調達額が大幅に減少している。まず 1/3 ー 1/4 に減り、後に 2009 年からは、領土の環境修復と線量認定に向けた施策遂行の為の資金調達は完全に停止された。この対策分野に於ける需給格差は、政府がチェルノブイリ核災害の影響を克服する為に一般予算を割り当てているという背景事情に反する。この格差は、汚染されていない生産物の生産を抑制し、住民の被曝線量を効果的に減少させることを不可能にし、チェルノブイリ核災害に被災した地方に於ける社会的· 心理的な緊張を和らげることを支援しない。

ウクライナの法律は、放射能汚染状況が変化すれば放射能汚染区域の境界を改訂し、徐々に制限なしに商業的に使用できるように復帰する可能性を与えている。しかし、法的手続きの欠点が、実質的にその実行を妨げている。そして、現時点で放射能汚染地域の大部分に於いて、住民被曝線量が現行法によって設定されている基準を下回っている事実にも拘わらず、上記境界は（リウネ州とヴォルィーニ州の 6 集落を除いて）20 年間も改訂されてこなかった。

農林経済分野での対策

汚染領域内に住んでいる住民の放射線防護の主な方針の一つは、特に放射性核種の含有量に関する政府の衛生規格に準拠した食糧生産の提供に関連する、放射線モニタリングに基づいて最適化された対応策の実施である。

チェルノブイリ事故により汚染された地域での農業生産に関する勧告に従えば、最も効果的と思われる主要な措置は、草原や牧草地の形成、酸性土壌への石灰散布、肥料の大量使用、フェロセンとゼオライトを加えた混合飼料の導入、フェロセンを加え石炭粉末と塩水から作られた練炭の導入、「肉牛」や「繁殖用豚の飼育」用に農場用途を転換、特定の危険領域に於ける追加の放射線調査、並びに林業に於ける放射線対策の組み合わせである。

汚染領域の環境修復計画は、主要な業務の実施を用意した。その業務とは、汚染されていない農産物の生産を目的とした総合的な対策の実施によって、汚染地域内の個々の住民が蒙ると予測される集団被曝線量を低減するというものである。農業地域で実施される対策のみで住民の線量負荷が 1/2 に減少していることが、正式に国際社会によって認識され、IAEA の資料に記載された。

基本的な対策導入の最大の効果は、1991 ～ 1992 年に得られた。1991 年と 2008 年を比較すると、石灰散布が行われた実際の面積は 6 万 9990 ha から 760 ha に、草原や牧草地の根圏環境改善が行われた実際の面積は 11 万 2150 ha から 964 ha に減少した（図 7.1–7.2）。混合飼料・混合物・ゼオライトの使用量も、また減少している（図 7.3）。90 年代半ばに始まった予算削減は、対策措置の導入に於けるこのような状況を招いた（表 7.5）。

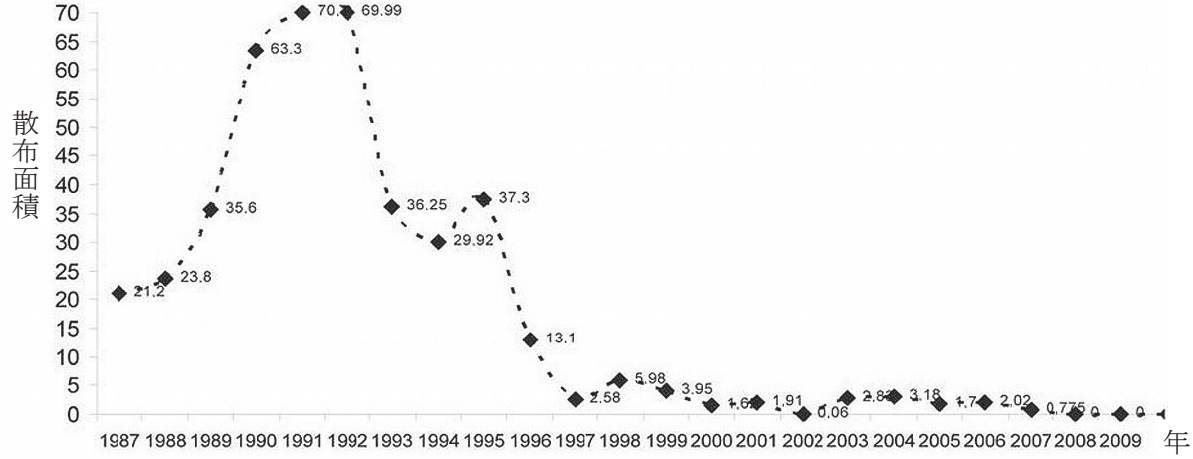


図 7.1　チェルノブイリ核災害により汚染された酸性土壌への石灰散布面積　（単位 ： 千 ha）

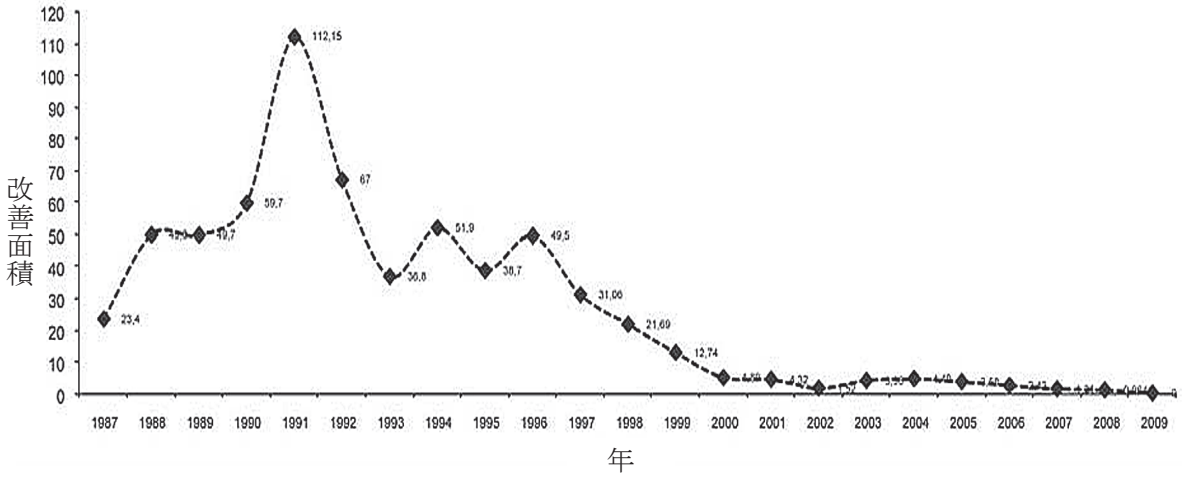


図 7.2　チェルノブイリ核災害により汚染された草地や牧草地の根圏環境改善面積　（単位 ： 千 ha）

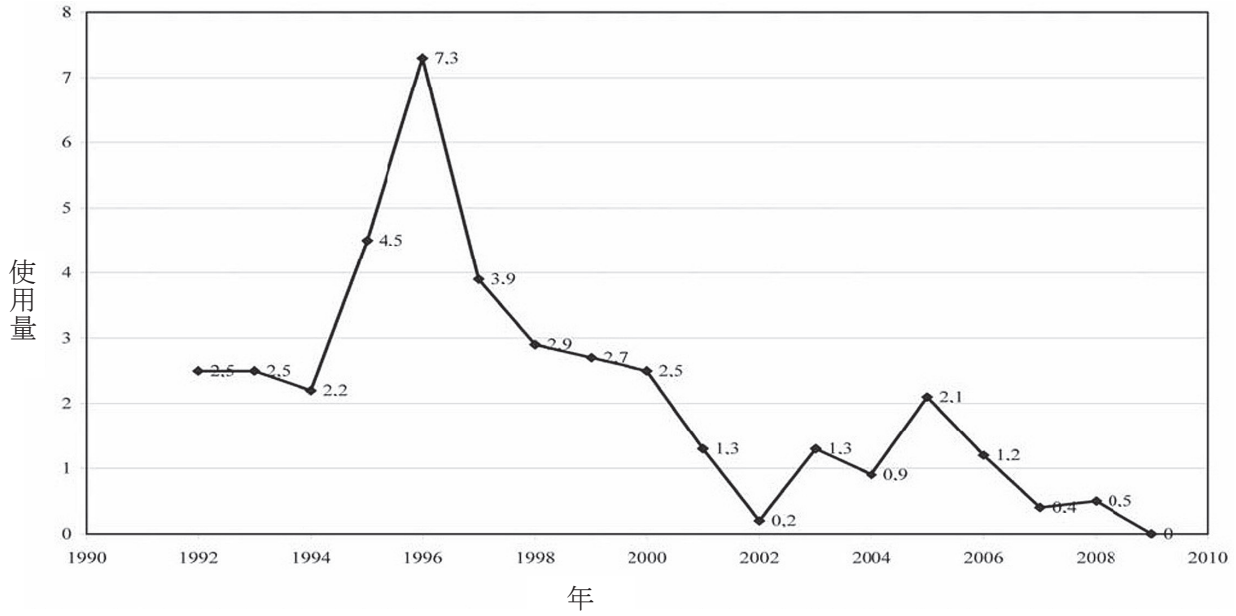


図 7.3　チェルノブイリ核災害により汚染された領域内での混合飼料、ゼオライト及び混合物使用量
（単位 ： 千 t）

チェルノブイリ事故からの 25 年間、林業の分野での一連の決定がなされてきた。それらは一般的に、森林労働者とその家族に安全な労働と生活条件を提供することと、林産物の放射能汚染が確立された規範を超えてないことを、目的としていた。

如何なる核事故に際しても、森林の放射線状況に関する適切で時宜にかなった情報を入手するには時間を要する。つまり、国家林業委員会内の森林放射線の専門家チームを定期的に動員できることが求められる。というのも、特にウクライナのポリーシャ地帯に於いては、住民の内部被曝線量の形成の観点から、森林は重要な地形だからである。殆どの人々が ^{137}Cs の含有量が高い林産物を何らかの方法で利用する場合には、最も新しい林産物の利用による内部被曝線量の形成への寄与は、甚大である。チェルノブイリ事故の影響を最小限に抑える上で重要なことは、基準を超える放射性物質を含む林産物の製造を防止し、またそれらを汚染地域の境界外に流出させないことである。

事故後の急性期の間に、森林管理事業体にとって最優先の対策は、限定する為の諸活動であった。それらの例としては、労働時間の短縮、放射能汚染レベルが高い一部の地域での経済活動の終了、安全な区域への事業体と従業員の避難、森林事業体の特定の種類の産業活動（野生のベリー類･キノコ類･薬用原料・木材などの調達と販売）の禁止が、挙げられる。

汚染地域内の森林事業体の生産活動を確保する為の科学研究（2008 年）に基づいて、放射能汚染状況下での森林管理の為の新しい勧告の策定が行われてきた。

事故後の急性期及び遠隔期に於いて、林業部門に於ける国家規制の様々なレベルでの対策は、労働者の被曝を防ぎ、彼等の健康を保持し、事業体の安定と生産範囲の成長に貢献した。

事故後の遠隔期に於いて実施された最も効果的な対策は、汚染濃度 555 kBq/m^2 以上の森林地帯への公衆の立入制限；森林の放射線モニタリングと、森林資源及び薬用原材料を保存する場所の放射線管理；労働者・作業場所・機器・機械への個別の被曝線量モニタリング；具体的な放射性核種濃度に応じた木材の仕分け、伐採場からの木材加工の特別な技術的方法の使用；林産物の放射線モニタリング；であった。

1989 年以来、森林管理に於けるチェルノブイリ核災害の影響を克服する為の全ての措置は、影響最小化に関する国家計画の枠組の中で行われ、資金を供給されている。これにより、かなり広い範囲で

作業を実施することと、森林作業員の被曝を避けること、そして一般住民の集団線量を減らすことが可能になった。1992 年以来、森林管理に於ける核災害の影響を最小限にする為の資金は、50%減額されており、2009 年からは全て打ち切られた。現在、これらの活動は、自己資金により行われている。林産物の放射線モニタリングへの財政支援の状況は、完全に停止する可能性がある。放射線管理を欠いた野生のベリー類・キノコ類・薬用原材料の利用は、最終的には住民の集団被曝線量の増加につながる。

住民の放射線防護に関する国家計画業務実施の分析を要約すると、ウクライナでは、住民の平均年間被曝線量、或いは地元産の農産物が衛生基準を満たしていない集落が、まだ 300 以上も存在することに留意すべきである。チェルノブイリ核災害によって汚染された地域（^{137}Cs が 37 kBq/m^2 以上）の総面積は約 1/2 に縮減され、年間放射線量が（生活の場によっては）1/7 ～ 1/30 に減少したという事実にも拘わらずである。専門家の評価によると、対策を実施しなければ、上記集落の数は、非常にゆっくりとしか減少しないだろう。

放射線防護上の長期的な対策を計画し導入する際には、環境修復措置の選択に当たって、放射線科学的・経済的・社会的・心理的・環境的に実行可能な基準ごとに措置を最適化すべきという点を、考慮しなくてはならない。

被曝線量モニタリング；信頼できる科学的知見に基づいて、住民が、チェルノブイリ核災害によって汚染された領域内の放射能汚染状況を認識すること；農業並びに林業分野に最適化された対策 ― チェルノブイリ核災害の遠隔期に於いて、影響を克服する為のこれらの対策は、高い放射線科学的・経済的効率を維持する ― は、依然として放射線防護の基礎である。

7.2.2 住民の医療保護

被曝者の医療保護は、事故後に恒久的に行われている。医療保護は、近年では、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画（以下、国家計画と略する）によって定められた業務に準じて行われている。

国家計画のこの方向性を実現する為に、ウクライナ緊急事態省は、健康保護省と行政管理部門と共同で、一連の対策を策定した。その内容は、病院医療援助の提供；年次健康診断（臨床）；被災者国家登録の創設と運用；チェルノブイリ事故による電離放射線やその他の有害な要因の作用と疾患・障害・死亡の間の因果関係の確立に関する作業の為の、省庁横断的専門家委員会の設置；最新の診断及び治療用医療機器を備えた施設の提供；薬や医療用消耗品の提供；重症患者の治療；社会的・心理的リハビリテーション；医療現場での科学的開発の導入；を含む。

高度認定された 36 の科学臨床施設と 77 の地区中央病院を含む、300 以上の医療施設からなる専門センター・診療所・医療施設のネットワークは、被曝者と汚染領域内に住む地方在住者への継続的な医療を提供する為に設立された。

上記の措置を実施する必要性は、チェルノブイリ核災害の被曝者に於ける罹患率と死亡率の高い水準によって規定された（3.2.1 項、3.2.5 項を参照）。障害と増悪を防ぐ為に、被災者は毎年、定期的また予定外の治療と慢性疾患の悪化の予防措置を必要としている。

ウクライナには、年次健康診断・外来・適応症に従った治療・入院治療・保養地やリハビリセンターに於けるリハビリテーション措置で構成される、被曝者の為の医療システムがある。

確立された方法に従って、障害者や事故処理作業従事者の年次健康診断は、チェルノブイリ事故記

念日前に行われ、子供達の健診は夏の健康増進期間の開始前に行われる。

毎年の健康診断の受診率は、ここ数年では安定して、事故処理作業従事者の中で 97.3 ～ 97.8 %、成人住民で 95.2 %、被災した子供達の間で 99.2 %であった。

被災者の罹患率に影響する要因としては、経済の移行期・人口状況の変化や社会的及び心理的状態の悪化・初期及び遠隔期に於けるチェルノブイリ核災害の悪影響を克服する為の効果的な対策の欠如・地域医療機関に於ける高い技術を持つ人材の不足と検査及び診断装置の不足・汚染地域内で作業する自治体並びに医療及び教育スタッフに於ける放射線生物学分野と放射線医学分野への認識の欠如も、挙げられる。

以下の理由は、医療保護効率の低下に大いなる影響を与えた：

- 人体への化学的・環境的要因を含む他の環境リスクと電離放射線の複合効果を、考慮に入れることに失敗したこと；
- バランスを欠いた食生活、並びに動物性及び植物性タンパク質・ビタミン類・必須マクロ及び微量栄養素の住民への提供が低水準だったこと；
- 遠隔地の現在の人口調査を実施する為の携帯機器が野外実験室に十分に備え付けられていなかったこと；
- 異なるカテゴリーの被曝者に対する社会保障が不十分であったこと；
- チェルノブイリ核災害の被災者への、時宜を得た特定疾患を対象にした臨床検査の実施の為の資金が不足していたこと；
- チェルノブイリ核災害による医療・衛生分野への影響に関して、マスメディアによる、科学者や専門家の経験を用いた啓発活動が不足していたこと；
- 外来患者段階及びウクライナのサナトリウムと保養地に於ける、完全な回復治療の実施に失敗したこと。

外部被曝の衝撃と吸入による放射性核種の体内への浸透は、徐々にその被曝への重要性を失ってきている。チェルノブイリ原発事故後の現在の段階では、ウクライナ住民の被曝の主な要因は、食品中に含まれる放射性核種による内部被曝である。

この問題の衛生的な側面は、許容最低汚染レベルの食料品や原材料の配給・地場産品の生産と消費の禁止・食品の汚染レベルのモニタリングと最も汚染された食品の食糧配給（キノコ類、ベリー類、牛乳、肉）からの除去・一定の条件でのそれらの輸入品との交換・放射性核種による汚染を減少させる為の食糧処理技術及び調理法の開発・食糧配給の保護的及び予防的性質の向上である。

ウクライナ保健省の国家衛生疫学部門は、「ウクライナの放射線安全分野に於ける国家衛生管理の実施に関する包括的計画」の枠組の中での食品と食品原料の放射線管理；2006 ～ 2010 年に於ける、ウクライナ医学アカデミー研究所も参加する、ウクライナ保健省の国家衛生疫学部門に属する諸機関・研究所による環境放射線モニタリング（ウクライナ保健省令；2006 年 3 月 20 日 , No.137）;「ロシア及びベラルーシとの国境付近の水域施設に於ける放射線特性観測計画」と「南ブフ川・ドニプロ川・ドニステル川並びにウクライナ領域内のシーヴェルスキー＝ドネツ川流域に於ける水質モニタリングに関する暫定計画」に準拠しての地表水モニタリング；を絶えず実施している。

ウクライナ保健省国家衛生疫学部門の諸機関は、放射性核種 ^{137}Cs と ^{90}Sr を含む食品に関して、毎年ほぼ 20 万回のガンマ及びベータ分光調査を行う。得られた分析結果は、ウクライナの放射線状況は安定していることを示している。しかし、ヴォルィーニ州・ジトームィル州・リウネ州・キエフ州・チェルニーヒウ州といった、チェルノブイリ原発事故の影響を最も受けた諸州に於いては、現地生産の牛乳・肉・野菜・野生のキノコ類とベリー類の放射性核種含有量が、許容レベルを超過した状態が続

いている。

経済活動用水や飲料用水の約 5000 箇所の調査と地表水約 2000 箇所の調査の、年次モニタリング結果の分析は、近年では、放射性核種の含有量は規制水準を超過していないことを示している。

住民のリハビリテーションと彼等がチェルノブイリ核災害の影響を克服するという問題を認識する為の社会心理学的センター（以下、センターと略する）は、被災者の心理学的な問題を意識的に克服することに取り組んでいる。これらのセンターは、ボロディアンヌカ・ボーヤルカ・イヴァンキヴ市・コーロステニ・スラヴーティチの各市街に設置されている。

センターの専門家は、被災住民の年齢別に、心身の健康増進を目的とした社会事業やリハビリテーション計画を策定し、実施している。

センターは、住民に社会心理学的支援を提供するだけではなく、放射能汚染領域内の共同体生活の中で重要な役割を果たしている。社会的・経済的・文化的な問題を解決するに当たって、住民の活動とその自発性及び自立性が増加している。

センターの重要な活動領域の一つは、若者の市民活動を促進することである。これは、自分達の住む街の社会的･政治的生活に若い世代を引き付けること、若者達のリーダーシップ技能を涵養すること、共同体の運命に影響する意思決定に対する関心を育むこと、並びに生態学的世界観と健康的なライフスタイルを形成することを、目的としている。

公衆への情報提供に関する新領域は、最新の情報技術の導入である。四つのセンターが、独自のウェブサイトを作成した（2010 年のこれらのサイトの閲覧回数は、25 万 7500 回であった）。これらの技術の実施により、チェルノブイリ事故の社会心理学的な影響を克服し、健康なライフスタイルを促進し、共同体の要請を検討することに関する、公的情報の分野に於けるセンターの活動を拡大することができる。

センターは、国際機関とその計画に関与している。その目的は、センターの事業や計画を効果的に実施することと、被災者の心理学的・社会的な免疫力の回復及び持続的成長の過程に先進的な国際的技術を導入することである。

2010 年だけで、8 万 5469 人がセンターを利用した。センターの専門家は、9310 人に個別相談と診察を行い、8045 の集会を実施し、187 の講演を行い、375 の出版物を刊行し、132 の情報発信を行った。

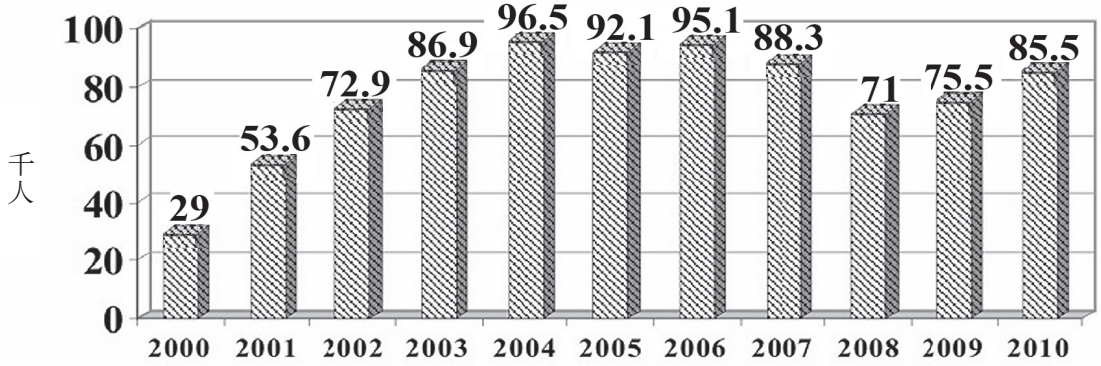


図 7.4　社会心理学的センターへの訪問者数の動態

地域開発に於ける適正な管理と住民参加に対する共同体の潜在的な成長能力に関して、共同体との継続的な事業を請け負うことにより、これらの機関は、安定した事業成果と肯定的な経験を広めることを保証するのである。

センターは、政府機関・社会機関・共同体組織間のパートナーシップの確立を目的とした、都市や地域の社会的インフラの不可欠な部分となっている。このパートナーシップは、生活の社会的･経済的･生態学的側面に於ける自己啓発と優先順位の決定を通じて、住民を活性化させることを目的としている。

健康保護と社会心理学的リハビリテーションの為の措置は、国家並びに地方予算の慢性的な不足と承認された国家計画支出額に見合う額が支出されないという条件の下で、実施されたことに留意しなくてはならない（表を参照）。

表 7.6　「高額医療技術を利用しているチェルノブイリ核災害により被災した市民に対する総合的健康管理の提供と癌治療」に焦点を当てた国家計画の資金調達額

	国家計画実施年と調達額（単位；1000 UAH）					合計
	2006	2007	2008	2009	2010	
政府予算会計から国家計画に提供された額	45000.0	45000.0	45000.0	45000.0	45000.0	225000.0
政府予算会計で資金調達が計画された額	44570.0	44970.0	27000.0	6300.0	6300.0	129140.0
実際に調達された額	25469.1	44970.0	21381.5	5534.2	6300.0	103654.7
国家計画によって実際に資金調達された額の割合（%）	56.6	99.9	47.5	12.3	14.0	46.1

これらの問題は、被曝者の道徳的な状況に悪影響を与え、時宜にかなった医療手当を受けることを遅らせ、中央執行機関への不服申し立ての数を増やしている。

チェルノブイリ核災害の影響の克服に関連する意思決定に関与した、全ての中央執行機関に対する構造改革は、実際にはこの分野に於ける政府の管理体制の破壊を招いた。

2005 ～ 2008 年間に汚染地域内に居住していた住民に対する主要な健康保護対策には、不十分な資金提供しかなされなかったという判定は、国家機関「ウクライナ医科学アカデミーの放射線医学研究センター」・キエフ地域国家管理局健康保障統括部・国立医療大学院シュピクアカデミーの専門家達によって、全会一致でなされた。そして、その修正の可能性を特定する為に、2006 ～ 2008 年間に汚染地域内に居住していた住民に対する、主要な健康保護対策の実施状況を評価した。

限られた資金額（「不完全な」資金調達レベル）が、汚染地域の住民及びチェルノブイリ核災害による被災者個人への心理学的支援、汚染地域内で居住する際に求められる特殊な行動様式に関する情報提供、特定の種類の病気を避ける為の予防策、並びにリハビリ治療の為に割り当てられた。医薬品や物資の調達範囲は、完全な質の高い医療の提供の為には不十分であった。臨床検査と医療診断装置用の試薬の調達の為の資金も不十分であった。専門医療機関の資材と技術基盤は、ここ数年間も更新されていない。

専門家は、罹患率の構成が分かっている場合、全てのカテゴリーの被曝者に対して追加治療または専門治療の必要性があるという、一致した意見を持っている。汚染地域の住民の為の医療システムは、この支援を提供する全ての機関の間での整合性の原則によって、有効であり続けている。

予想されるものよりも医療支援を悪化させている要因は、以下の通りである：

- 母子保健と特定の疾患予防を担う専門家の不足、一次医療及びその延長治療の提供不足、専門病院での検査や治療の不足、保健センター及びリハビリセンターでの治療の不足、汚染地域で居住する際に求められる特殊な行動様式についての公衆の認識不足；

- 一次医療・専門病院での診察や治療・リハビリ治療・特定疾患に対する予防措置・特定のカテゴリーの被曝者に対する心理学的支援に関する、教材や指導要領の欠如；
- 資材及び技術基盤と年次健康診断の完全な実施という任務との間の齟齬、専門病院に於ける検査と治療との間の齟齬、リハビリ治療・心理学的支援・母子保健の保障の為の措置と特定疾患に対する予防措置との間の齟齬、汚染地域内に居住する際に求められる特殊な行動様式についての公衆の間での認識の齟齬。

被曝者の健康維持を目的とした対策の不十分なまたは不完全な実施の原因の分析は、汚染地域住民の医療の改善に向けた三つの主要な方向を同定する根拠を提供している。

第一の方向性には、財務レベルの改善を必要とする一連の対策が含まれる。それらは即ち、一次医療・緊急の病院での治療・保健センター及びリハビリセンターでの治療・母子保健の保障に関する対策・医薬品と消耗品及び臨床検査室の試薬の調達・医療診断機器の調達、医療施設等の維持管理等である。

第二の方向性は、汚染地域住民との協働作業である。その内容は、住民自身と近親者の健康を体系的に観察する必要性についての、住民の理解の形成である。

第三の方向性は、活動の全体像の住民との共有である。それは即ち、完全且つ定期的な資金調達がなされるという条件下での汚染地域内に居住する際に求められる特殊な行動様式と居住可能性を住民に知らせること、体系的な住民の健康状態観察の必要性を理解すること、並びに教材や指導要領を利用可能にすることである。

汚染領域に於ける医師と看護師の確保、並びに援助提供の新しい方法を模索するという問題が解決される必要がある。後者の援助は、予防検診で検出される病気の入院治療（日帰り入院・在宅医療・伝統的な入院治療）の近代的な方法を提供し、また、被曝者個人にとって、自分自身の健康維持の為の責任感を上昇させることが求められる。

核災害から 20 年を超えて猶、住民の中で優先されるべき集団は、依然として急性放射線病に苦しんでいる人々である。即ち、250 mSv 以上の放射線被曝線量を受けた事故処理作業従事者、30 km 圏内からの避難者、甲状腺被曝線量が高い個人、汚染地域内にいる妊婦や子供達、高い放射線被曝線量を受けた両親から生まれた者である。

以下の問題は、将来の最重要課題として考慮されるべきである：

- 決定論的影響と確率的影響の研究に関する作業実施の為の政府支援の必要性；
- 放射線関連及び / または放射線により誘発された疾患に対する根拠に基づいた治療法を改善する為の対策の策定；
- 固形癌や血液腫瘍の罹患率を減らすことを目的とした予防措置の開発；
- 遠隔期の放射線被曝に最も敏感な臓器の不全や全身障害に対する臨床検査とモニタリング；
- 被災住民の医療リハビリテーション；
- 特に体内に取り込まれた放射性核種が異常に高いレベルで観測される汚染地域での、遠隔期に於けるチェルノブイリ核災害の医学的影響を研究する計画の支援；
- 被曝者に医療を恒常的に提供している、専門病院の健康と衛生基盤の改善。

7.2.3 住民の社会保障

チェルノブイリ核災害に被災した市民の人口動態

現在、221 万 605 人（内、約 50 万人が子供である）が、ウクライナに於けるチェルノブイリ核災害による被曝者として認定されている。

チェルノブイリ事故の事故処理作業従事者の人口動態は、ウクライナ国家統計委員会（2006 年以前）と地域労働社会保障機構（2007 年以降）のデータに基づいて提示されている（表 7.7）。

表 7.7　チェルノブイリ事故の事故処理作業従事者の人口動態

年	事故処理作業従事者	内、第 1 カテゴリー（障害者）の数
1996	363780	41221
1997	358633	44265
1998	343084	49011
1999	346316	56462
2000	340654	58580
2001	335785	60889
2002	329607	62239
2003	324332	63986
2004	318016	64808
2005	308694	65181
2006	297850	65780
2007	276327	65361
2008	266801	66270
2009	260807	65666
2010	255862	66489

過去 15 年間で、ウクライナに於けるチェルノブイリ核災害による被災市民の総数は、100 万 2721 人減少している。この数値には、チェルノブイリ事故の事故処理作業従事者が 10 万 7918 人分、チェルノブイリ核災害の被曝者が 29 万 4053 人分、チェルノブイリ事故により被災した子供が 60 万 750 人分（18 歳に達すると子供とは区分されなくなる為）含まれる。他方で、障害者の数は、5 万 617 人増加した。

2011 年 1 月の時点で、以下の人口数が、社会政策労働局に登録されていた。

- チェルノブイリ事故の事故処理作業従事者 – 25 万 5862 名（総数に占める割合 – 11%）；
- チェルノブイリ事故による被曝者 – 195 万 4743 名（88%以上）、内、子供 – 48 万 2357 名（25%）；
- チェルノブイリ核災害に関連して死亡した市民を配偶者に持っていた者 – 2 万 8548 名；
- 他の核事故の事故処理作業に従事し、相当する被曝者カテゴリーに該当する者 – 5865 名。

将来の動向を考慮すると、人口の自然推移（国内法制の近代的な基準の維持を条件に）により、被曝者の総数と子供の被曝者の割合は減少すると見込まれる。

障害者の中で、チェルノブイリ核災害に関連して障害を負った者（その総数は 11 万 2729 人）の 60 %は、チェルノブイリ事故の事故処理作業に直接従事した者である（6 万 6489 人）である（表 7.8）。

表 7.8：この表はウクライナ国家統計委員会（2006 年以前）、社会政策労働省（2007 年以降）のデータに基づいている

年	被曝者総数	チェルノブイリ原発事故処理作業従事者				チェルノブイリ核災害による一般住民の被曝者（成人）					事故により被災した子供達
		合計	第 1 カテゴリー（障害者）	第 2 カテゴリー	第 3 カテゴリー	合計	第 1 カテゴリー（障害者）	第 2 カテゴリー	第 3 カテゴリー	第 4 カテゴリー	
1996	3213326	363780	41221	252939	69620	1766439	20891	86727	489017	1169804	1083107
1997	3227311	358633	44265	246094	68275	1764214	26633	84472	485880	1167229	1104464
1998	3364475	343084	49011	230381	63692	1760769	28498	81165	487119	1163987	1258010
1999	3361870	346316	56452	227135	62729	1748363	30323	80847	486920	1150273	1264329
2000	3278521	340654	58580	221164	60910	1741911	32639	81008	487863	1140401	1193076
2001	3096814	335785	60889	215542	59354	1709146	35109	80220	482894	1110923	1048928
2002	2930184	329607	62239	208567	58801	1696657	36938	78059	485982	1095678	901050
2003	2772060	324332	63986	202973	57373	1692794	41855	78089	485232	1087618	754934
2004	2646106	318016	64808	197817	55391	1682280	40443	78255	482113	1081469	643030
2005	2594071	308694	65181	191167	52346	1667717	41643	77648	480798	1065022	617660
2006	2526216	297850	65780	181748	50322	1636319	41602	72885	481485	1040347	589455
2007	2376218	276327	65361	166087	44879	1558250	41242	70232	477153	967361	541641
2008	2307994	266801	66270	158296	42235	1529493	43552	65999	466263	951410	511700
2009	2254471	260807	65666	154238	40903	1495255	45161	64660	460465	922762	498409
2010	2210605	255862	66489	149664	39709	1472386	46240	63433	452397	908161	482357

1991 年に法律が採択された後に、障害者の認定制度が開始された。1996 年以降は、多かれ少なかれ安定した制度運用が確認されている。

チェルノブイリの核災害により被災した市民に対する社会保障に関する国家計画の資金調達状況と補償支払と特別手当の履行状況

チェルノブイリ核災害により被災した市民に対する社会保障に関する費用の額は、ウクライナ政府予算支出に於ける現実の拠出可能性を考慮して、毎年決められている。

『2010 年度ウクライナ政府予算に関する』法律（ウクライナ）に従って、主務官庁である労働省は、チェルノブイリ関連の予算が計上された計画の実施の為の配分を、21 億 UAH から 24.6 億 UAH に 18 %増加させている（表 7.9）。

表 7.9　チェルノブイリ事故により被災した市民に対する社会保障に関する、予算が計上された計画に対する支出額

計画への支出分類コード	予算が計上された計画の説明	支出額（百万 UAH）					
		2009 年承認額	% 前年比	2010 年承認額	% 前年比	2011 年最大額	(+,-)% 前年比
1	2	4	5	6	7	8	9
2501200	汚染領域内での作業に対する追加手当、再定住に関連して低賃金の仕事に転職した場合の賃金補填、チェルノブイリ核災害により被災した市民への扶助増額と追加休暇の付与	371.1	100.0	596.0	160.6	596.0	100.0
2501210	子供を持つ家族への補償、チェルノブイリ核災害により被災した子供への無料の給食提供	575.4	100.0	579.9	100.8	574.1	99.0
2501230	地元産食品の消費制限及び食品供給の削減に対する補償に関連して、チェルノブイリ核災害により被災した市民への毎月の扶助手当	742.5	100.0	814.5	109.7	814.5	100.0
2501240	チェルノブイリ核災害により被災した市民への失われた財産の補償と、新しい住居への移住費用に関連した支払	10.0	100.0	10.0	100.0	9.264	92.6
2501250	チェルノブイリ核災害により被災した市民への健康被害への補償と、解雇された場合の社会復帰の為の援助	46.6	100.0	46.6	100.0	46.6	100.0
2501270	チェルノブイリ核災害により被災した市民への一時的な障害への手当	15.2	100.0	37.2	244.7	37.2	100.0
2501300	チェルノブイリ核災害により被災した市民への、1999 年以前に付与された優遇条件での銀行融資の維持	0.4	50.0	0.383	95.8	0.341	89.0
2501360	チェルノブイリ核災害により被災した市民の健康増進	330.0	100.0	383.0	116.1	385.0	100.5
合計		**2091.2**	**99.98**	**2467.5**	**117.8**	**2463.0**	**99.8**

しかし、専門家の推定によると、『チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する』法律（ウクライナ SSR）（以下、社会保障法と略す）の完全な実施には、700 億 UAH 以上が必要とされる。このことが、チェルノブイリ関連の社会保障計画の支払実施を非現実的なものにしている。

上記の八つの予算が計上された計画以外に、労働省は、「チェルノブイリ原発廃炉に伴い解雇された従業員の為の社会保障計画」にも資金提供している。この支出は、『チェルノブイリ原発の更なる稼働及び破壊された 4 号炉の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の一般原則に関する』法律（ウクライナ）によって規定されている。この国家計画の実施手順は、『チェルノブイリ原子力発電所の早期の廃炉に伴い解雇された従業員に対する追加的な国家保証の供与に関する』ウクライナ内閣令（2001 年 6 月 22 日 , No.1090）によって承認された（表 7.10）。

表 7.10　チェルノブイリ原発の廃炉により解雇された被雇用者に対する社会保障

支出の説明	支出額（百万 UAH）					
	2009 年承認額	% 前年比	2010 年承認額	% 前年比	2011 年最大額	(+,-)% 前年比
原子力発電所廃止措置に起因して解雇された従業員の雇用期間に対する生活保護支給金、退職年齢に達するまでの年金と年金保険料	0.87	68.8	1.96	226.4	1.30	54.2

予算計上された「汚染領域内での作業に対する追加手当、再定住に関連して低賃金の仕事に転職した場合の賃金補填、チェルノブイリ核災害により被災した市民への扶助増額と追加休暇の付与に関する計画」の実施枠組内で、立入禁止区域内で作業する個人に対する追加手当が支払われた。これは、『立入禁止区域内で作業する個人に対する追加手当に関する』ウクライナ内閣令（2008 年 9 月 10 日 , No.831）に基づくもので、予めなされた約束金額の 100% が措置された。

上記内閣令により、立入禁止区域内で作業する無期限雇用労働者約 7500 人に対し、最低賃金の 150 %が追加手当として定められた。彼等の作業内容は、立入禁止区域の隔離障壁機能の強化、チェルノブイリ原発の廃炉、並びに石棺の環境に安全なシステムへの転化に、関するものである。

2009 年 1 月 1 日から 2012 年 1 月 1 日までの期間、立入禁止区域内での作業に対する手当の額は、最低賃金の 150%に定められている。この手当は、労働時間に比例して支払われるが、上限額が規定されいる。2010 年 1 月 1 日時点に於ける上限額は 1412 UAH である（比較すると、上記内閣令の制定以前は 264 UAH であった）。

上記内閣令により提供されるものを含む、補償や追加手当の資金調達は、2010 年の配分量に関しては、政府予算承認に合わせて完全に実施された。

『地下で行う作業の生産・活動・職業・地位・指標 ― 特に著しく有害で非常に難しい作業条件の中行われる作業期間に正規雇用される場合には、縮減された期間で年金受給資格を得られること ― を第一目録に編入する変更に関する』ウクライナ内閣令（2010 年 2 月 24 日 , No.173）は、立入禁止区域とチェルノブイリ原発の労働者間での社会的緊張を除去し、指定されたカテゴリーの人々に、労働時間や勤務を含む記録と縮減された労働期間を通じて、年金を割り当てる為に採択された。

2009 年から、（『汚染地域から避難或いは自主的移住する際に失われる不動産への補償支払手続の承認に関する』ウクライナ内閣令（2009 年 11 月 18 日 , No.1243）に基づいて）資産評価の為の現代的な手順と、汚染地域からの避難や自主的移住の際に失われた不動産に対する補償支払の為の財産権が、導入された。

チェルノブイリ核災害により被災した市民への年金給付

まだ残っている喫緊の課題の一つは、被災した市民への年金給付である。年金支給額は、他の全て

の扶助と補償に割り当てられた予算の 3 倍を超えている。

2011 年 11 月 1 日の時点では、障害者（チェルノブイリ原発事故の事故処理作業従事者）に対する平均年金支給額は、社会保障法に基づいて決められており、具体的には以下の額であった：

- 第 I 級障害者 – 2262.98 UAH；
- 第 II 級障害者 – 2374.16 UAH；
- 第 III 級障害者 – 1835.25 UAH。

2011 年に於ける労働能力を失った人々の為の最低生活賃金の増加の為、健康被害に対する追加年金支給額と、上記の法律の下で割り当てられている働き手を失った場合の補償月額は、夫々上昇している。

この法律に基づいて定められた政府の年金（チェルノブイリ事故による病気や傷害への障害年金、チェルノブイリ事故によって働き手を失った者への年金）は、1986 ～ 1990 年に於ける立入禁止区域内の作業に対する賃金を原資として、法律（54 条、法律の第一部）に基づき決定された実際の損害補償額に割り当てられた。

これらの年金の最小支給額は、老齢年金の最小支給額を指標に、複数のものが法律により指定されている（第 I 級障害者には老齢年金の最小支給額の 10 倍、第 II 級障害者には 8 倍、第 III 級障害者には 6 倍、法律 54 条 4 項）。

同時に、チェルノブイリ核災害によって障害を負った個人の年金保険は、政府予算会計で実施されていることに留意すべきである。

ウクライナ憲法 95 条 2 項によれば、社会的需要に応える為のあらゆる政府支出とその規模及び目的は、ウクライナ政府予算によってのみ決定される。

従って、これらに基づいて、上記の法律の下で支払われる、障害年金の最小支給額（追加手当を含む）とチェルノブイリ核災害により健康被害を蒙った人々の為の追加年金は、『特定のカテゴリーに属する市民の社会保障の幾つかの側面に関する』ウクライナ内閣令（2008 年 5 月 28 日 , No.530）と『市民の退職後の生活保障の改善に関する』ウクライナ内閣令（2008 年 7 月 16 日 , No.654）によって確定されている。

チェルノブイリ核災害により被災した市民の健康改善への準備

チェルノブイリ核災害により被災した住民の健康の維持・回復の問題にあって、特別な位置を占めるのは、健康改善への準備である。これは、チェルノブイリ核災害により被災した市民の社会保障の重要な一分野である。

社会保障法は、子供達（49 万 8409 人）を含めた、被災した市民（245 万 4471 人）の健康改善を提供する。

2010 年には、36 万 4417 件の申請がなされた。その内 14 万 7121 件が 18 歳以上（大人）への保養地バウチャーの為の申請であり、更にその内の 3 万 5003 名は、第 1 カテゴリー（障害者）の市民に割り当てられたものであった。また、19 万 3222 件は諸集団の子供達の申請であり、親を伴う 10 歳以下の子供の申請（母と子の為のバウチャー）も 2 万 4074 件があった。

2010 年度ウクライナ政府予算ではこれらの目的への支出が増額された（5300 万 UAH の増額、16％増）にも拘わらず、「チェルノブイリ核災害により被災した市民の健康改善計画」に必要な資金量（3 億 8300 万 UAH）は不十分なままであり、2010 年当時にバウチャーの調達に必要な総資金額は 11 億 5000 万 UAH 以上であった。

申請の結果に関して述べれば、配分された予算の枠内で、子供達の為の 7 万 194 件のバウチャーを含む、11 万 1383 件のバウチャーが購入された。

これらのバウチャーは、疾患分類を考慮しながら、提出された申請に応じて、行政単位と地域単位

の間で釣り合いを取って、配分されている。

2010 年の健康キャンペーンの肯定的な成果は、チェルノブイリ核災害の被曝者の内で脊髄損傷を持つ障害者の保養地療養の為のバウチャー購入数が、前年比で 48％増加したことである。しかし、残念ながら、これらのカテゴリーの市民による需要に対して、僅か 28 ％のバウチャーしか購入できなかった。

労働社会福祉中央部門の情報によると、5 万 6157 人の子供達を含むチェルノブイリ核災害により被災した 8 万 9108 人の健康が、2010 年 12 月 1 日の時点で改善された。

特別車両の提供という特権

チェルノブイリの核災害により被災した市民に特別車両を提供する特権は、社会保障法 20 条 13 項に規定されている。

ウクライナ内閣令（2005 年 9 月 20 日 , No.936）によって承認された、チェルノブイリ核災害により被災した市民の社会保障に関連した計画を実施する為の政府予算申請手続の項目 12 に従って、障害者の為に車両が提供されている。実施主体は、地方政府の住民労働社会保障行政部門であり、ウクライナ内閣令（2006 年 7 月 19 日 , No.999）によって承認された、障害者への特別車両提供手続に従って実務を行っている。

2010 年 1 月 1 日時点で、8 万 7177 人の障害者が、特別車両の提供を受ける為の登録を行っている。特にその内の 1 万 6239 人の障害者は、チェルノブイリ事故の被曝者或いは事故処理作業従事者である。彼等には、以下の人々が含まれる。

- 第 I 級及び第 II 級障害者：順番に拘わりなく特殊車両の提供を受ける為の医学的指示を持っている障害者 4320 人；
- 第 II 級及び第 III 級障害者：医学的指示を持っていない第 II 級障害者と医学的指示を持つ第 III 級障害者 1 万 1919 人。

世界的な金融危機の下で、『2009 年度ウクライナ政府予算に関する』法律（ウクライナ）は、障害者への特別車両提供の為の経費を含まなかったが、関連性の高い提案が予算作成中に提出されていたことに留意すべきである。

『「2009 年度ウクライナ政府予算に関する法律」を修正する』法律（ウクライナ）により、この計画は更新され、障害者への車両提供の経費として 121 万 8000 UAH が与えられた。

2009 年には、2 人またはそれ以上の身体障害者が生活している家族の為に、214 車両が、780 万 UAH に上る特別基金会計で購入された。

予算が計上された「チェルノブイリ事故により被災した障害者へ特別車両を提供する計画」を実施する為の『2010 年度ウクライナ政府予算に関する』法律（ウクライナ）は、8910 万 UAH を承認した。その内 8810 万 UAH は、住民労働社会保障行政部門に登録していた障害者に提供された、2253 車両の購入へ割り当てられた。

2011 年の政府予算によれば、割り当ては関連予算計画に応じて増加し、8970 万 UAH であった。

法律の改正

『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の状況・活動・見通しに関する』ウクライナ最高議会令（2008 年 4 月 18 日 , No.276-VI）の実施計画の 1 項に基づき、『「チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する法律」を修正する』法律案（ウクライナ）が策定され、中央政府・科学者・

公的な「チェルノブイリ」団体が一緒に精査した。同法案は、現行法の条項の大部分を修正することを提案している。

しかし、法案に記された全ての提案を受け入れることは、受益者の範囲を拡大し、結果的に、政府支出予算に大きな追加負荷を強いることになることに留意すべきである。

同時に、公的な「チェルノブイリ」団体による法案の拒否の可能性が高く、結果として、夫々のカテゴリーの市民の間での社会的緊張が増加することが見込まれる。

現在の不安定な社会的･経済情勢を受けて、政府は、2009 年 12 月 25 日に開催された定例作業部会で、予算の経費削減に向けた厳しい条件に関する幾つかの活動を手配した。その中で、現行法の社会保障法を徐々に変更することが決定された。

チェルノブイリ原発事故からほぼ四半世紀という長期間が経過したことと、限られた国家の財務能力を考慮すれば、「チェルノブイリの人々」に対する効果的な社会保障制度を最適化する為の一連の措置を提供する戦略文書を策定することは、緊急且つ極めて重要な課題である。

問題点とその解決法

ソ連時代に採択され、現在も有効な社会保障法は、ほぼ 100 の異なる福利厚生・補償・追加手当の類型を用意している。今日､同法の執行に必要な経費の総額は､毎年 700 億 UAH 以上に達する。一方で、2011 年に承認されたウクライナ政府予算の支出は 3219 億 UAH である。

同法の特定の条項は、最低賃金（30 条 , 36 条 , 37 条 , 39 条 , 48 条）と退職年金の最小支給額（50 ～ 52 条 , 54 条）に従って決定される額で、チェルノブイリ核災害による被曝者への補償支払・追加手当・援助を実施することを規定している。同法のこれらの条項を完全に実施する為には、毎年 368 億 UAH が必要になる。

ウクライナ憲法 95 条によると、『ウクライナ政府予算に関する』法律（ウクライナ）は、如何なる社会的目的・額・目的を持つ政府支出であれ、実際に存在する政府予算の財源に基づいて、その支出を決定する。

従って、『ウクライナ政府予算に関する』法律（ウクライナ）の特定の条項（2007 年の 101 条 , 2008 年の 73 条 , 2009 年の 71 条 , 2010 年の 70 条）は、ウクライナ内閣に社会保障扶助の額を設定する権限を与えた。その額は、法律に従って、最低賃金額に依拠しながら、個々の予算計画により設定された配分枠内での絶対額として決定される。

その結果、法律の定める支払額とウクライナ内閣令の定める支払額との間で不一致が発生する（法律の定める特定の支払額は、内閣決定に従って実際に支払われた扶助金額を 8 ～ 10 倍も上回る）。

これは、被災した市民による、異なる級審の裁判所への大量の権利確認請求を引き起こした。年金・補償・扶助の全額の支払について、これらの請求の殆どは法律に従っており、裁判所で認められた。

その帰結として、上記の補償・追加手当・扶助の受給者は、不平等な条件の下にある。一部の者は、裁判所の決定に基づいて､政府から社会的支援を受けている。一方､大多数の者は､政府の決定に従って、額がはるかに低い支援を受けている。

地方政府の住民労働社会保障行政部門の最新情報によると、2011 年 2 月 1 日の時点で、異なる級審の裁判所への 13 万 4000 件以上の市民による権利確認請求があり、それらの請求総額は 13 億 1800 万 UAH に上る。これらの請求は、上訴の対象とならない 832 万 UAH 相当の 7 万 5000 件の判決を含め、法律の定める金額に従って補償支払額を計算し直すことに関するものである。その為、2010 年の終わりに執行機関は、総額 7200 万 UAH の、政府の予算から拠出されていない、地方政府の住民労働社会保障行政部門の口座に対する 215 回の差押えを行った。

法律に基づいて最低賃金と老齢年金の最小支給額に依拠している、社会保障の支払額は、1996 年以来、ウクライナ内閣により決定されている。また、現時点でこれらの額（30 条 , 36 条 , 37 条 , 39 条 , 48 条 , 50 ～ 52 条 , 54 条）は、ウクライナ内閣令（『チェルノブイリ核災害により被災した一部のカテゴリーの市民への扶助額決定に関する』ウクライナ内閣令（2007 年 4 月 20 日 , No.649）、『チェルノブイリ核災害により被災した個人に対する補償支払に関する』ウクライナ内閣令（1996 年 7 月 26 日 , No.836）、『チェルノブイリ核災害により被災した人々のリハビリテーションへの年次財政援助に関する』ウクライナ内閣令（2005 年 7 月 12 日 , No.562）、『特定のカテゴリーに属する市民の社会保障の幾つかの側面に関する』ウクライナ内閣令（2008 年 5 月 28 日 , No.530）、『市民の退職後の生活保障の改善に関する』ウクライナ内閣令（2008 年 7 月 16 日 , No.654））によって定められている。以上を念頭に置いて、労働省と関連する中央政府機関は、社会的対話の参加者と共に、（年金・補償・追加手当・扶助の額に関する）『「チェルノブイリ核災害により被災した市民の地位と社会保障に関する法律」を修正する』法律（ウクライナ）の立案に当たっている。この法律案は、年金・補償・追加手当・扶助の金額と、各年の政府予算の支出枠の中で設定される、ウクライナ内閣が保証する額との間に整合性をもたらすだろう。

7.2.4 放射生態学の知識水準とチェルノブイリ核災害の影響の克服に関する課題についての住民の認識の上昇

事故後経過した 25 年の間、放射線生物学とその専門分野である放射生態学は、非常に重要な実際の資料によって強化された。事故の生態・生物学的、医学的及び社会人口学的な影響は慎重に検討された。低線量電離放射線並びに慢性被曝による人体への影響の新しい側面が検討された。特定の個体からの生物の群までの、放射線防護の全てのレベルに於ける科学的根拠が策定されている。放射線科学は、環境放射線モニタリングの問題に加えて、放射性核種で汚染された地域内で行われる経済活動、特に農業の現代的な方法を開発している。

しかし、これらの成果にも拘わらず、様々な分野の科学者や関係者によって得られた結果の扱いには、幾つかの注目すべき矛盾がある。これらの矛盾は、多くの場合、現代の放射線の状況に関する誤った結論を導いている。これは間違いなく、住民だけでなく原子力と生態学の分野で働く関係者の間でも、放射線リテラシーが不足していることの帰結である。これは、小学校からの高等教育までの全てのレベルでの、生態学教育一般が不完全であることの結果である。

最初のレベル（小中学校、高校、中高一貫校、職業訓練校）については、独立した科目や教育基準に応じた他の科目の一部分としての、放射線生物学及び放射生態学の教育はない。学生は放射線科学に関する限られた情報を、物理学・化学・生物学・基礎生命安全の授業を通じて受け取るか、そう選択することができる。

中等専門教育の中では（技術中等学校、短期大学）では、生態学の基礎を学ぶ中で、放射線科学の問題が取り扱われている。しかし、この分野の情報の範囲とそのレベルは、主に教師の個性、彼等の問題意識、放射線科学についての彼等の態度に依存している。それにも拘わらず、事故後の最初の 10 ー 15 年の間は、承認された特別計画の下で、放射線の基礎知識の教育が、中等専門教育を担う幾つかの学校の農学を含むカリキュラムに含まれていたことに留意すべきである。この為に専門教科書が出版された。

高等専門教育についての政府教育基準は、多くの専門領域・分野に放射線教育科目（放射線生物学、放射生態学、放射線科学及び他の幾つかのより狭い専門科目）を、以下の学修時間の範囲内で、提供

している。原則として、工学と技術専門分野に対しては 32 ー 48 時間が、生物学・医学・農学専門分野に対しては 48 ～ 64 時間が割り当てられている。しかしながら、カリキュラムを準備する際には、放射線教育科目は、多くの場合、必修外科目（教育機関の選択により組み込まれる）か選択科目（学生が選択できる）になっている。

ウクライナの放射線教育の分析は、最も満足のいく状況にあるのは、農学と環境教育の分野であることを示している。高等農業教育学校では、多くの大気圏内核実験が行われた 1950 年代後半に、必修科目としての放射線科学の基礎を含む放射線生物学の教科が、獣医学科・土壌科学科・農業化学科のカリキュラムに初めて導入された。その当時から既に、農地・植生・動物製品は放射能の主要な蓄積先であり、人体への被曝源であることは明らかであった。正に、放射線生物学及び放射線科学の基本的な知識を備えているこれらの分野の専門家達が、ウクライナの農業部門に於けるチェルノブイリ事故の影響を最小限に抑える上で、重要な役割を果たした。

当時、将来医師となる者は、放射線医学と X 線医学の教科を通じて、基本的な放射生態学の知識の一部を身に着けていた。物理学科の学生も、特に原子核物理学に偏るが、放射線科学の知識を幾分身に着けていた。

事故後、放射線教育の状況は良い方向に変わった。1987 ～ 1988 年の学校年度から、特定の焦点を持った放射線生物学（農業放射線生物学・獣医放射線生物学・森林放射線生物学・放射線生物学・放射生態学）の教科が導入された。その対象は、全ての高等専門農業教育のみならず、殆ど全ての農業自然科学及び生物自然科学の中等教育（上記獣医・土壌科学・農業化学を除く、全ての農学（作物学）専門分野・動物工学・林学・造園学、等）に及び、その学修時間は、時には非常に長く（最大 120 時間）割り当てられた。しかし、これらはまた、必修外科目であった。その為、これらの教科は、公式に認定された放射能汚染区域にある大学では、短縮された形ではあるが、独立科目として残された。一方で、比較的「汚染されていない」地域にある大学では、他分野の科目と統合されるか、カリキュラムから除外された。このような考慮すべき専門領域を学ぶ環境を整えるのに最も成功しているのは、ウクライナ国立生命環境科学大学（ウクライナ NUBiP）と国立ジトームィル農業生態学大学である。

初めての独立した必修科目として、放射線科学の領域の半分以上を構成する放射線生物学の教科が、自然・農業科学の 11 学科（即ち、生態学・生命工学・農業生物学・農業化学・土壌科学・植物防疫学・花卉園芸学・獣医学・動物工学・養殖学・林学・造園学）で教えられている。この科目は、「学士」課程の教科であり、その学修時間は 32 ー 64 時間である。また、講義と実験室での実習で、カリキュラムの半分ずつを構成する。

他の農業大学では、放射線生物学の教科は、上述の獣医学・農業化学・土壌科学・生態学・環境学を除く殆どの専門過程に於いて、必須外科目である。

「生態学・環境保護・天然資源の持続可能な利用」についての専門家は、百以上の公立大学に於ける、農学を含む様々な専攻で教育を受けている。この専攻では、講義と実験室での実習の両方を含む、放射線生物学及び放射生態学を必修科目として教えている。大学の実施能力と立地に応じて、学修時間の範囲は、（ウクライナ NUBiP の）144 時間から殆どの大学での 64 時間までの幅がある。

拡張された講義や実験室での実習作業を除けば、この専攻に於ける最も長い教科は、ウクライナ NUBiP の生態学科で教えられている。この教科では、汚染領域に於ける特定の農業分野についての状況ごとの問題解決を提示する課題学習に取り組み、放射性核種の影響を受けている領域内にある農場で教育的且つ実践的な実習を行う。

2 週間の実習には、地域のガンマ線調査の実施、土壌・植物・畜産物の試料採取、放射性核種の含有量の分析の為の試料の調製、試料中の ^{137}Cs 含量の分析、放射性核種の蓄積係数と移行係数の計算、土

壌中の放射性核種濃度に関する地図の作成が、含まれる。

卒業論文の準備の枠組の中で行われている実践的な実習は、これらの共通課題を実施している。云うまでもなく、これらの共通課題は、放射線生物学・放射線科学の他の領域と同様に、特定の作業に於けるの特定の課題に依拠している。

この専攻と農芸化学及び土壌学専攻の学生の為に、「修士」課程に農業放射線科学の専門教科が用意されている。

国立ジトームィル農業生態学大学は 1997 年から、この専攻枠組の中で「放射生態学」に特化した専門家を養成している。教育内容には、放射分析・被曝線量測定・放射線モニタリング・放射線防護・放射線衛生に関する専門教育 ― 勿論、汚染地域内にある様々な農業部門の特殊性にも触れる ― が含まれている。

この大学の学生は、ウクライナ農業科学アカデミーのポリーシャ農業研究所の放射線区域土壌再生研究室を基盤とした教育訓練を受ける。両方の学位認定の為の研究実施の一環として、「汚染地域に於ける包括的な放射線モニタリング実施及び、同領域に於ける農業生産の為の環境的に安全な技術に関する科学的原則の策定」という政府目標に従って、学生は放射能汚染区域内の観測拠点で研究活動を行っている。

同じ地域内では、国立オデッサ生態大学と国立セヴァストポリ原子力産業大学に「放射生態学」専攻がある。オデッサ大学では、10 の専門教科が開講されている。それらには「放射線科学に於ける物理過程のモデル化」・「非線形解析の方法及び放射線科学の動態過程」・「放射線科学研究の為のデータベースの作成と使用法」・「放射性核種の物理速度論」が含まれ、生態経済学部に於いて、放射線生物学・放射生態学・放射線安全の共通基礎教科に加えて、その内の 3 ～ 5 教科が開講される。セヴァストポリ大学の生態技術学部では、「放射性廃棄物処理」・「放射線源」・「放射線毒物学」のような教科が、基礎教科に加えて 3 ～ 4 教科開講される。

国立キエフ・タラス＝シェフチェンコ大学生物学部では、事故後最初の数年以内に、放射線生物学科と「放射線生物学」専攻が開始された。そのカリキュラムには、放射線生物物理学・放射線生化学・分子放射線生物学・細胞放射線生物学・微生物放射線生物学・植物放射線生物学・動物及び人類放射線生物学・放射生態学・放射線モニタリング・放射性核種の生物地球化学・核事故の放射線生物学的帰結・放射線と進化・微量被曝線量計測法理論・定量的放射線生物学・放射線生物学過程の数理モデル化のような、大きな専門科目群が含まれている。ウクライナ国立科学アカデミーの専門家が、ここでの指導に関与している。

「人間の健康と安全」と「電離放射線の生物学的影響」の教育科目は、放射線生物学と放射線科学の一般的及び専門的な内容を含むが、国立キエフ・タラス＝シェフチェンコ大学の放射線物理学部医療放射線物理学科で教えられている。

医療専攻の殆どでは、学生は、放射線科学・放射線衛生・生態学・保健全般・健康と安全の教科を通じて、放射線科学の基礎知識を多少得る。国立医療ボホモリチャ大学では、夫々の学科での放射線科学教科は、放射線医学教科と共に学ばれる。放射線衛生学科が設立され、放射線科学と放射線モニタリングの幾つかの一般的な課題が、夫々の教科の枠組の中で教えられた。しかし、同学科は 2004 年に廃止され、放射線衛生学の教科は短縮された上で、一般的な衛生学に統合された。

「放射線医学の精選された課題」という教科は、18 時間の学修時間枠で、国立医療大学院シュピクアカデミーの放射線科学科に開講された。同教科は、ウクライナのほぼ全域への巡回を予定している。

ウクライナ NUBiP の大学院教育研究所では、高度教育課程のほぼ全ての領域で、ウクライナの放射能汚染状況と汚染地域内の農業の特殊性についての講義が行われる。時にはそれらは、様々な機構の放射計と被曝線量計の操作及び実際の使用の習熟を含む実験室実習を伴う。

ウクライナ語で書かれた放射線科学及び放射線生物学の教科書とマニュアルが全地域に準備され、ロシア語の適切な入門書があり、専門領域番号 03.00.01 放射線生物学に於ける十分な専門家（これらの生物学と医学の専門分野の学位論文審査会に於いて、毎年幾つかの博士論文と 10 程度の修士論文が認定されている）を擁しているという事実にも拘わらず、独立した専攻として放射線科学並びに放射線科学の内容を含む専攻の授業は、全体的に削減された。放射線生物学と放射生態学は、実際には、それらが 1986 年までに教えられていた領域のみで主専攻のリストに残っている。他の専攻では、生態学と環境保護を除いて、これらの夫々がカリキュラムに導入されるか、或いは外されるかは、教育機関の決定に委ねられている。

これが、事故後の長い年月を経てウクライナの放射線状況が一般に改善した後に、放射線科学専門分野が、幾許かの圧力を感じるようになった理由である。圧力の内容は、学修時間の削減から、カリキュラムからの完全排除、他の科目（生態学・市民防護・生命安全・その他）との統合に亘る。このようにして、これらの教科は、全ての専門学校の I ～ II 年生対象と南部の幾つかの学校の III ～ IV 年生対象から、実質的に排除された。農学分野の教育機関に於いてさえ、これらの教科の学修時間は大幅に削減少され、時には 1/2 になった。専門学科は、閉鎖されたか、80 年代後半と 90 年代に創られた他の学科と合併された。現時点では、ウクライナ NUBiP の放射線生物学と放射生態学が、唯一の専門学科である。

このような削減に対する理由も弁明もない。世界中で、原発建設速度は、チェルノブイリ事故によって相対的に低下した後、急激に上昇している。ウクライナでは、新しい原子炉が設置され、運転が開始される予定である。放射線技術の数は、その過程で使用している、電離放射線または放射性同位体による被曝対象を増加させている。それらと共に、その暴走の蓋然性を高める放射線源の量が増加している。核テロの脅威の兆候がある。これら全てのことが、一般住民と専門家の間での、放射線環境性（環境統治）の質の改善と、様々な経済分野の為に十分な数の放射生態学者を訓練しておくことを要求する。

ウクライナは確固とした核国家である。ウクライナは世界 11 位、欧州 1 位にランクされるウラン資源を有し、原子力発電所の原子炉数世界 8 位を誇り、四つの原子力発電所の 15 区画で、総電力消費量の半分を生産する。過ぎ去った 20 世紀が原子力の世紀と呼ばれていたならば、始まった 21 世紀は更なる原子力の世紀になるだろう。ウクライナに住む者は、原子力産業の全ての利点と欠点を知り、電離放射線がどのように生物に影響をもたらし、放射性物質がどのように体内に浸透し、最終的には放射線の影響の可能性を如何に軽減し得るかについて、理解している必要がある。

放射線の基礎知識は、特定の分野の専門家だけでなく、物質的及び精神的な価値の生産に関与する全ての人にとっても必要である。放射生態学は、生態学に対する一般的関心の中の単なる一分野であってはならず、継続的な環境教育制度に必須な部分となるべきである。

既に述べたように、政府によるチェルノブイリ事故の影響についての住民の認識形成が、時期を逸して不十分であったことが、社会の中に心理的・社会的緊張を生み出した。それ故、今日、チェルノブイリ事故の影響を克服する公共政策の重要な要素の一つは、チェルノブイリ核災害による汚染領域内に於ける放射能汚染状況に関する情報への、公衆のアクセスを保証することである。

ウクライナの現行法は、行政権による住民への情報提供の準備と実施、そして提供する情報の種類と頻度を定義している。提供される情報は、住民の被曝線量、放射能汚染区域の汚染濃度、食品中の放射性核種含量に関するものである。

近年では、この情報は、小冊子の形で準備されている。これは、被曝線量に関する情報と共に、汚

染地域内の放射線状況のパターンに関する有用な科学に基づいた情報を提供する。また、汚染地域の地図集の形でも準備されている。地図集は、住民が放射能汚染区域に指定された夫々の集落ごとの追加放射線情報を得られるような、双方向性の地図が含まれている。

ウクライナ国家科学報告書は、毎年作成されており、ウクライナを代表する研究者達が、チェルノブイリ核災害の影響の克服状況の包括的評価を掲載している。彼等は特に、実施された作業の有効性を評価している。放射能汚染区域に分類されている領域（の地区ごと）に於ける放射能汚染状況の動態に関する情報のニュースレターが、地方自治体へ向けて発行された。

「学校や教育機関に於ける放射生態学の知識の原則に関連した課題の教育活動」と「汚染された土地で安全に農業を営む為の課題の住民への周知」を実施する為に、管理・教育・健康保護の専門家の為の研修会の準備と実施についてのテーマ別研究、チェルノブイリ核災害による被災地域内で安全に居住することに関する教師の為の情報材料の訂正と導入、放射生態学の知識基盤等に関する教育映画の複製と導入が、行われた。

ウクライナ政府により設立された、社会心理学的リハビリテーションセンターとチェルノブイリの核災害の克服状況の公的情報センターは、チェルノブイリ核災害の影響の克服状況を、住民に知らせる上で大きな役割を担っている。

7.3 核及び放射線の安全性確保に配慮したウクライナの国家政策

7.3.1 ウクライナで稼働中の原子力発電所に於ける、核及び放射線の安全性レベルの現状維持を目的とする安全文化の向上

「安全文化」という用語が最初に登場したのは、国際原子力安全諮問グループ（INSAG）による『「チェルノブイリ事故」の原因と影響に関する事後調査の検討会議最終報告』No.75-INSAG-1 の中に於いてである。続いて、同グループの一連の文書（No.75 INSAG 3・No.75 INSAG 4・INSAG 12・INSAG 13・INSAG 15）及びその他の国際原子力機関（IAEA）文書で使用された。

ウクライナでは、「安全文化」の確保に関する要件は、『原子力発電所の総合安全性具備』に関する規則（НП 306.2.141–2008）に定められている。同規則は、IAEA の勧告並びに原子力発電所操業に関して国内外で得られた知見を勘案している。

上述の規範文書НП 306.2.141–2008 と IAEA の報告書 No.75 INSAG 4 は、安全文化を安全に関する根本原理として定義している。

安全に関する根本原理 ― 即ち安全文化 ― の確保に関わる発電会社の活動は、職員が安全目標を誠実に守り且つ個人責任を全うする雰囲気を作り上げ、以下に挙げる基本的な安全文化の原則を構築することに、重点を置いている：

- 規則・製造及び職務規定・安全操業の為の技術規定を全く若しくは十分に遵守しなかった場合、自らの活動が安全と結果にどのような影響を及ぼすかを従業員自身が理解すること；
- 管理職及び直接作業にあたる者の権限と責任を明確に区分することにより、規律を厳正に遵守すること；
- 安全操業に関する製造指示書及び技術規定に従い、知見の積み重ねと科学的・技術的研究の結果に基づいて、それらをたゆまなく向上させること；
- 職員が自らの安全に関わる活動を自己制御すること；
- 安全第一と間違いが安全に及ぼす結果を理解することを強調した、管理職及び職員の選抜・研修・専門教育；
- 定められた手順を遵守する絶対的義務感を持った作業遂行；
- 安全に関わる活動の体系的評価。

IAEA の勧告及び国営企業（SE）「エネルゴアトム」が発表した安全声明を考慮した法律（ウクライナ）の要件によれば、事業者である国営原子力発電会社（SE NAEK）「エネルゴアトム」（以下事業者と略する）は、全てのライフサイクル段階に於いて原子力発電所の安全に全面的責任を負い、他の如何なる目標にも増して安全性を絶対最優先の目的と定める。

事業者の主たる義務は、核及び放射線の安全設計レベルの維持と、核及び放射線の安全に係る規則と基準に沿った原発安全性の間断なき向上、そして国際的に最良な作業慣行と操業知見である。SE「エネルゴアトム」内に設置された安全文化評議会は、定期的に会議を開催している。同評議会は、SE「エネルゴアトム」の安全文化向上を目的とする活動の戦略立案・管理・調整を行う組織である。また、原発の部門ごとにも安全文化評議会 / 委員会が設置されている。

SE「エネルゴアトム」の経営管理者は、安全の分野に於ける適応性の見直しを随時行い、安全文化に関する国際会議を定期的に開催し、経営体制改善を図る為、組織構成の見直しを主導する。経営管理者の責務及び義務は慎重に分析され、職務規定中に記載される。

2010 年 11 月 18 ～ 19 日、キエフに於いて安全文化に関する第 5 回国際科学会議が開催された。同会議は隔年で開催されている。この会議は原子力分野の指導者と専門家を集め、原子力発電所に於ける安全操業と安全文化の醸成に関わる多様な側面を協議する。ウクライナ・ロシア・ヨーロッパ諸国で核施設を運営する機関及び IAEA の専門家が招かれ参加する会議である。同会議の主たる目的は、原子力発電所に関する知見を交換し、その安全性確保の結果を評価することを通じて、原子力発電領域に於ける安全文化を向上させることである。

SE「エネルゴアトム」は、原子力発電所に於ける安全文化の状況評価に関わる幾つかの重要な段階を実行した ― 評価方法が開発され、自己評価及び個別査定が実施された。

2008 ～ 2010 年に、原発各部門に於ける安全文化の確立と強化を目的として、各原発に於いて 2008 ～ 2010 年の具体的活動計画が作成された。原発の部門別に安全文化レベルを自己評価する計画である。2009 ～ 2010 年に、原発の各部門及び発電会社の他部門に於いて、SCART 基準 [5] に準拠した安全文化レベル自己評価が実施された。2010 年 4 月～ 8 月には、その時点に於ける原発安全文化レベルが個別に評価された。それらの査定（個別評価）の結果に従い、安全の基本原則 ― 即ち原発の各部門に於ける安全文化 ― の現レベルを評価する報告書が作成され、安全文化の向上が必要な分野が特定され、それらを是正する措置が講じられた。

原発の原子炉について、安全性向上という基本方針の枠組の中で、非常に多くの措置が実施された。この概念に基づく措置の実施は現在最終段階にあり、2012 年末までに完了する見込みである。

リウネ原発 1 号炉に対して実施された安全性向上関連の措置は完了しており、同年末までに 2 号炉についても終了する見込みである。これによって両原子炉の稼働期間が延長された後も、その安全な稼働が保証される。

或る特別計画の枠組で行われた、フメリヌィーツィクィイ原発 2 号炉及びリウネ原発 4 号炉に対する数々の安全性向上措置（フメリヌィーツィクィイ原発：147 件、リウネ原発：146 件）の実施は、完了している。これらの措置の資金調達は、事業者による支出及び協調出資窓口機関（MFO）（欧州復興開発銀行と欧州原子力共同体による協調出資（EBRD / Euratom））の貸付により行われた。EBRD / Euratom の債権者によれば、フメリヌィーツィクィイ 2 号炉とリウネ 4 号炉の最新化計画の実施は、同協調出資が行った貸付の中で最大の成功を収めた事業だという。

この件に関して発電会社が活動を停止することはなく、ウクライナの原子炉に対する包括的（統合）安全計画の実施が準備された。

欧州委員会の専門家グループと IAEA は、有効な国際基準を遵守しているかについて、ウクライナにある原発に対する包括的な安全性評価を行った（20 ヶ国及び国際機関からの 92 名の専門家、並びに 32 名の IAEA 常勤職員がこの委員会に加わった）。これに匹敵する評価が行われた例は、世界的に見ても存在しない。この評価は、設計安全性・操業安全性・放射性廃棄物処理及び廃炉・規制問題の各分野に於ける、IAEA 基本基準への遵守状況を確認する為に実施された。これら全ての分野に於いて、IAEA の安全要件を遵守していることが確認された。

SE NAEK「エネルゴアトム」は、安全文化を醸成し発展させる為に、安全文化を継続的向上への過程として実践するという目標を設定している。そこでは、国家エネルギーの安全性を構成する重要な構成要素である、原子力発電の安全性維持と強化という普遍的成果を達成する為に、全ての人々 ― 事業者の従業員及び経営管理者・設備供給者・学術的及び工学的支援組織・行政及び規制当局 ― が貢献することが可能であり、また貢献しなければならない。

5　Safety Culture Assessment Review Team（安全文化評価審査チーム）が作った基準。

7.3.2 使用済核燃料の安全な管理に向けた戦略

ウクライナにとって、原子力発電は、国家エネルギー政策の基本的構成要素である。これを定常的且つ安定的に稼働させることは、国家経済に電力供給を保証する為の条件であり、また今日及び将来に於ける安定的経済成長と市民福祉向上の為の条件でもある。ウクライナの原子力発電所では、15 基のロシア型加圧水型原子炉（VVER）が稼働しており、旧型の原子炉に比べ半分の価格で国の電力の約半分を供給している。これにより、電気料金を現在の社会経済状況に適切なレベルに維持できている。

原子力発電所に於ける発電の技術的サイクルを構成する重要な要素の一つは、使用済核燃料（SNF）の生成である。国家核法制の条項によれば、SNF は核物質（再利用を念頭に置かない放射性廃棄物とは異なる）に分類される。

現在原子力発電を行っている国々の殆どは、使用済核燃料を自国領土内の適切な施設で長期に亘って貯蔵することを決めている。建設済のそれら貯蔵施設の運営に関する世界的知見の分析により、環境への影響が低いことによって実証された、高いレベルの安全性と信頼性が示されている。

ウクライナにとって原子力発電所に於ける SNF 処理の問題は極めて重要である。ウクライナには使用済核燃料貯蔵施設がない。従って、原発を運営する組織、即ち SE NAEK「エネルゴアトム」は、処理後の放射性廃棄物をウクライナが引き取ることを条件に、SNF を毎年国外に輸送し、ロシア連邦で貯蔵・再処理している。ウクライナの原発が使用済核燃料の貯蔵・処理サービスを専門とする外国企業に支払う費用は、過去 15 年間で 2 倍以上に増加した。

ウクライナに独自の貯蔵施設を建設すれば、費用が節減され電気料金増加抑制の上で好影響を与えるだけでなく、ウクライナのエネルギー安全性を大幅に高めることになる。実際、もし SNF の除去が何らかの理由で滞れば、貯蔵を割り当てられ、現在国内発電量の 25%を賄っているウクライナの現存する三つの原子力発電所は、核安全性に関する要件に従って、速やかにその稼働を停止しなければならない。

従って、自国の需要に基づいてウクライナ国内に VVER 原子炉用の安全な SNF 一時貯蔵施設を建設することは、自国のエネルギー及び核の安全性を確保することを主たる目的とする国際慣行に完璧に適っている。また、最高議会により承認された（1996 年 5 月 15 日）「ウクライナ国家エネルギー計画」、『「ウクライナに於けるエネルギー安全性行政とその確保の為の国家政策原則に関する」国家安全防衛評議会決議（2005 年 12 月 9 日）に関する』ウクライナ大統領令（2005 年 12 月 27 日）、及びウクライナ内閣により承認された「2030 年までのエネルギー戦略」にも完全に沿っている。

『国営原子力発電所の VVER 型原子炉から出る使用済核燃料の集中型貯蔵施設の立地・設計・建設に関する』法律案は、ウクライナ政府上層部で行われた上記決定を、現行法の規定に従って実施する為に策定された。貯蔵施設の立地に関しては、建設実行可能性調査の中で行われた多因子分析の結果に基づいて選ばれた、チェルノブイリの南西 10 ～ 12 km に位置する立入禁止区域内の一画が提案されている。

『放射性廃棄物処理の為に計画された、国家的重要性を有する核設備及び施設の立地・設計・建設に於ける意思決定の順序に関する』法律（ウクライナ）5 条の要件に従って、ウクライナ内閣により承認された投資実施可能性調査・国家の生態学専門家による肯定的結論・使用済核燃料処理工場（SNFTS）の国境を越える影響の可能性を隣国に通知する為の報告書・チェルノブイリ事故によって汚染された立入禁止区域内に SNFTS を設置することに関するウクライナ緊急事態省の合意書を含む、一連の裏付資料が上記法律案の為に準備された。

貯蔵施設建設に向けた投資実施可能性調査（FSi）は、権限を有する国家機関によって行われた、環境・衛生疫学及び投資に関する専門性調査・核及び放射線安全性に関する専門性調査を含む、包括的な国家審査を通過した。特に、国家の生態学専門家による結論は、本目的の為に選ばれた立地での SNFTS の設置と操業は、環境の観点から受け入れ可能であることを示している。FSi に対する国家による包括的専門性調査の総合的結論は、肯定的である。

FSi 中に提示された設計に関する決定によれば、集中型使用済核燃料貯蔵施設をチェルノブイリ核災害により汚染された立入禁止区域内に建設することが提案された。FSi が想定する同施設の衛生保護圏は 100 m を越えず、同施設の影響を考慮する必要のあるモニタリング区域は 1000 m 圏内とされる。これらの特別区域は完全に立入禁止区域内に収まり、SNFTS による一般住民への影響は排除される。

放射性廃棄物処理の為に計画された、国家的重要性を有する核設備及び施設の立入禁止区域及び強制（義務的）移住区域内に於ける立地を決定する手順は、『放射性廃棄物処理の為に計画された、国家的重要性を有する核設備及び施設の立地・設計・建設に於ける意思決定の順序に関する』法律（ウクライナ； No.1566-VI）3–1 条の修正により規定された。これらの修正によれば、上記立地を承認する決定は、チェルノブイリ核災害により汚染された領土に係る法制度上の問題を解決する権限を有する中央行政機関によって下される。この法規制に従って、立入禁止区域内の SNFTS の立地は、ウクライナ緊急事態省によって承認された。

SE「エネルゴアトム」は、SNFTS が建設され稼働した場合の安全性の問題に関してウクライナの一般大衆に伝える為、以下に掲げるものを含む多大なる情報提供・説明を実施した：

- 「ウリャドヴィ＝クーリィエ」（「政府新報」）紙上に於いて SNFTS 建設の目的と環境面の影響に関して声明を発表、SNFTS に関するメディア報道、SNF の貯蔵と貯蔵施設建設及び稼働の為に選択された貯蔵技術に関する情報の自社ウェブサイト上への投稿、SNFTS 建設への投資実施可能性調査の情報提供及び分析批評等；
- 市民集会（状況説明、公衆及びメディアの代表との円卓会議）、キエフ州イヴァンキヴ市（ポリーシャ地帯住民が参加）及びスラヴーティチに於ける住民討論会、スラヴーティチ、イヴァンキヴ市及びポリーシャ地帯の住民が参加して行われたスラヴーティチに於ける公聴会での情報提供、上記地域住民の一部を同様の使用済核燃料貯蔵施設が稼働しているザポリージャ原発に案内する手配、及び SNFTS 事業の安全性問題に関する報道；
- 測定結果に至る過程、公共的問題、並びに大衆に対する答弁準備及び作業結果の報道。

ウクライナ住民と共に SNFTS の安全性に関して実行された作業は、「ウクライナの VVER 型原発から生じる使用済核燃料の集中型貯蔵施設の建設に関する公開協議の報告書」に記録された。この報告書は、国家の生態学専門家が主導した SNFTS の環境影響評価（EIA）の一部として扱われた。

いずれにせよ、『国営原子力発電所の VVER 型原子炉から出る使用済核燃料の集中型貯蔵施設の立地・設計・建設に関する』法律案は、『原子力及び放射性の安全性に関する』法律（ウクライナ）12 条に規定された内容を実施し、スラヴーティチで開催された SNFTS 問題に関する前述の公聴会による勧告を反映する為に、貯蔵施設建設及びキエフ州のスラヴーティチ・イヴァンキヴ市・ポリーシャ地帯に於ける社会施設建設に関する推定総費用の 10%にあたる資金の提供を定めている。これによって、これら地域に於ける社会的・経済的発展に関する課題の解決が早まり、新たな雇用機会を創出することになる。『原子力及び放射性の安全性に関する』法律（ウクライナ）12 条 8 項に従い、これらの資金は、SNFTS への資本投資額に応じて配分される。

7.3.3 立入禁止区域内に於ける放射性廃棄物貯蔵施設の物理的防護体制の改善

立入禁止区域の放射性廃棄物処分場（RWDS）と放射性廃棄物一時貯蔵所（TRWLS）は、緊急事態省の管轄下に置かれる。同省は、法律の要件に従い、所管施設の物理的防護体制の改善に関する計画の策定に責任を負う。

しかしながら、国家安全保障・核テロリズムの防止及び阻止・核不拡散体制強化を目的とした、放射性廃棄物及び他の電離放射線源の物理的防護の分野に於ける政府政策の実施は、緊急事態省及び現在の立入禁止区域管理にとって優先事項ではないことに留意しなければならない。

従って、ウクライナ国家核規制委員会（SNRCU）が 2008 ～ 2010 年に実施した包括的査察の結果、チェルノブイリ原発立入禁止区域内に位置する RWDS 及び TRWLS に於ける物理的防護体制が非常に不十分な状況であることが明らかになった。例えば、検知システム及びビデオ監視システムといった技術的手段が配備されていない為、「ピドゥリスニイ」・「ブリャキヴカ」・「チェルノブイリ原発第三期」の各 RWDS 及び TRWLS「ローズソハ」に於いては、セキュリティ機能が効果的に作動していない。立入制限区域内に於ける照明用技術手段の欠如により、セキュリティ機能が夜間は完全には作動していない。森林に隣接する TRWLS「ローズソハ」の立入制限区域内の一部区画には、境界フェンスや警告表示がない。

物理的防護体制に関する法律及び法令の要件への不遵守が招いた、悪い結果の事例もある。2009 年の第 4 四半期に RWDS「ブリャキヴカ」の制限区域から、放射能汚染された銅ニッケル鉄合金パイプが 6920 kg も盗まれた。2010 年には、立入禁止区域にある企業の従業員 1 名が、RWDS「ピドゥリスニイ」区域内への侵入を試みて拘束された。同年第 3 四半期には、「チェルノブイリ原発第三期」施設に於いて、放射線物質（劣化ウランから製造された製品）74.4 kg の盗難が発覚した。

実施された査察の結果に基づき、立入禁止区域内にある RWDS の物理的防護体制は、核施設及び核物質の物理的防護体制に関する法律の要件を完全には満たしておらず、潜在的な脅威に対抗する機能を果たせない、という結論が下された。これらの施設に於ける操業活動を調整しても、放射性廃棄物の物理的防護を如何に達成するかという問題の包括的解決には結びつかない。このことは結局、ウクライナが国際的義務 — 即ち核物質の物理的防護に関する条約 — を履行するのに失敗したと看做される可能性を意味する。効果的な内部統制の欠如は、作業従事者の間に責任逃れや無責任の雰囲気を生じさせる。

また、状況が悪い要因の一つは、放射性危険物質の物理的防護の為の資金調達手続に関係する『核設備・核物質・放射性廃棄物並びに他の電離放射線源の物理的防護に関する』法律（ウクライナ）27 条を遵守できていないことである。この現行法の要件が見通していた、RWDS に於ける効果的な物理的防護体制構築の必要性を考慮に入れた試算は、これまでのところ行われていない。

7.3.4 チェルノブイリ原発の安全な廃炉及び環境的に安全なシステムへの転化並びに放射性廃棄物処理に係る問題に関する国家政策実施の為の総合的な政府施策

国家核規制委員会は、その権限の範囲内に於いて、原子力利用に関する国家政策を実施し、核及び放射線の安全性に掛かる要件を満たし、「石棺」に関連するその活動の範囲内でウクライナ法・ウクライナ内閣令・原子力利用分野の法令を遵守する。

ウクライナ環境保護・核安全省は、「石棺」に係る核及び放射線の安全性に関する規制についての国家政策を明確にする為に、『チェルノブイリ原発の「石棺」に係る核及び放射線の安全性に関する政策についての声明』（1998 年 4 月 8 日 , No.49）を承認した。同声明は、「石棺」を環境的に安全なシステムに転化する活動の実施に際しての、核及び放射線の安全性を確保する為の基本原則 — 即ち管理原則、核事故の防止、放射線防護、放射性廃棄物処理、及び一般的な技術的原則 — を定義した。

2001 年に、国家核規制委員会は「石棺転化実施計画の安全性分析報告書の構成と内容に関する要件」を策定し、ウクライナ法務省に登録した。同文書の要件に従い、国営専門企業（SSE）チェルノブイリ原発は、「石棺」に於いて特定の活動または作業を行う許可を取得するのに必要な国家核規制委員会に提出する文書一式の一部として、設計に関する安全性分析報告書を作成する。

2005 ～ 2006 年に掛けて、国外の専門家と共に国家核規制委員会は、「石棺転化実施計画の枠組内で行われる活動に関する安全性基本原則」及び「石棺転化実施計画の枠組内で規制業務を実施する際に適用される安全性原則に関するガイドライン」を策定した。

2010 年 10 月には、国家核規制委員会が起草した『石棺を環境的に安全なシステムに転化する為になされる特定の種類の活動または作業に対して許可証を発行する際の条件と手続』に関する法令が発効した。同文書は、個別の許可を得て「石棺」で行われる特定の活動または作業の種類を定義している。また、「石棺」を環境的に安全なシステムに転化する為の特定の活動または作業に対する許可の発行・修正・発行拒否・差止・取消を行う際の条件及び手続を定めている。

石棺転化実施計画（SIP）の実施に携わる規制官庁間で相互に同意した活動を調整する為に、国家核規制委員会、保健省、自然資源省、地域開発・建設省、産業安全・労働者保護・鉱業監督に関するウクライナ国家委員会並びにウクライナ緊急事態省国家火災安全部は、2003 年に「石棺転化実施計画に係る職務に関して、ウクライナの規制官庁の間で協力と分担を行う為の協定」を発効させた。その目的は、活動の重複を避け、設計審査の期間を短縮し、規制に際して整合性ある決定を適用することである。

最重要課題に重点を置いた規制官庁間の活動調整は、「石棺」とチェルノブイリ原発廃炉に関する活動に許可を与える際に規制官庁間の調整を行う為の省庁間作業部会を通じて行われた。

「SIP 事業許可交付計画 — 第二段階」は、SIP 事業の許可を発行する過程並びに事業設計審査に携わる当事者間の相互作用を限定する過程を明確化する目的で、2003 年に策定された。同文書は、規制及び監督官庁から許可を取得する際に、複数の関連文書の内容を一致させる仕組について定義している。安定化対策の実施・新しい石棺の建設・「石棺」の統合自動モニタリングシステムの構築など、最重要とされる事業の為の個々の許可発行過程は、この文書の作成過程で整備された。

法律（ウクライナ ; 2009 年 1 月 15 日 , No.886-VI）により承認された「チェルノブイリ原発の廃炉と環境的に安全なシステムへの転化を行う為の国家計画」によれば、「石棺」で実施される対策は、「石棺」の環境的に安全なシステムへの転化を目的とする対策に分類される。

「石棺」の環境的に安全なスシステムへの転化には、多大な財政的及び物質的資源の投入と、この大規模な課題の解決に向けた国際社会の支援が必要である。

「石棺」を環境的に安全なシステムに転化させる為の国際計画、即ち石棺転化実施計画（SIP）— ウクライナ語でПлан Здійснення Заходів (ПЗЗ) — は、世界各国の政府と専門家との共同作業により、1997 年に策定された。

SIP は、基本的安全目標の達成を目標とする 22 の業務を掲げている。具体的には、「石棺」倒壊の危険性を減少させる（構造物の安定化）、倒壊の影響緩和、核安全性の強化、作業員及び環境の安全強化、

「石棺」を環境的に安全なシステムに転化する対策の長期戦略が、掲げられている。

国家核規制委員会は、設計・技術的決定・特定の SIP 業務を実施する為に作成された設計及び技術的文書について、核及び放射線の安全性に関する検査（技術的評価）を行う。SIP 事業開始以来、200 以上の検査が行われた。

それらの検査を実施する為に、多数の系統的規制文書が策定された。これらの文書は、「石棺」に適用される基本原則及び安全性の基礎からこの施設に特化した判断基準及び要件に至るまでの、「石棺」の核及び放射線の安全性やその枠組内での活動に対する要件の体系を明らかにしている。

SIP の主要事業の一つが「石棺」を覆う新しい石棺（NSC）の建設である。

石棺とは、防護用の構造物を指す。この構造物は、破壊されたチェルノブイリ原発 4 号炉から放出された核燃料を含む物質の除去及び放射性廃棄物処理の為の技術的設備、並びに 4 号炉の環境的に安全なシステムへの転化と作業員及び環境の安全確保を目的とする対策の実施の為に設計された他の施設の集合体を含む。

「石棺」を覆う新しい石棺の建設許可発行過程の策定は、国家核規制委員会の最優先業務である。

NSC の建設過程に於いて、国家核規制委員会は、SSE チェルノブイリ原発及び NSC 第一期稼働前試験対象施設建設の請負業者と綿密に協力し合い、対話を通じた支援を行うと共に、規制要件及び設計等の安全性を確保する方法を明確化している。そのような支援は、特に NSC の追加設計基準及び要件を策定している間になされた。支援の内容は、NSC 防護用構造物の屋根から崩落する雪･氷による影響、第 3 級の竜巻が NSC 構造物に与える影響、風荷重の影響、NSC 防護用構造物の支柱の鋼板及び溶接管の材質要件、及び NSC の主要起重機装置に関するものである。

チェルノブイリ原発廃炉の枠組に於ける同原発から出た放射性廃棄物及び使用済核燃料を処理する為のインフラストラクチャーとして、乾式使用済核燃料中間貯蔵施設（**ISF-2**）、液体放射性廃棄物処理工場（**LRTP**）、固体放射性廃棄物管理コンビナート（**ICSRWM**）、並びにチェルノブイリ核災害により汚染された地域から出た放射性廃棄物の除染･輸送･処理･処分に関わる製造コンビナート（コード名「ヴェクトル」）の建設が見込まれている。

ISF-2（乾式使用済核燃料中間貯蔵施設）

国家核規制委員会によって発行された『核施設建設』許可（2003 年 5 月 13 日 , EO シリーズ No.000124）の条件は、決められた手順によって ISF-2 建設の改訂された設計が承認され、国家核規制委員会が ISF-2 事前安全分析報告書（PSAR）に同意して初めて、ISF-2 建設の為の活動が開始されるとしている。

2010 年に国家核規制委員会は、核及び放射線の安全性に関する国立科学技術センター（SSTC NRS）（ウクライナ）及び RISKAUDIT（独仏）の専門家を交えて、ISF-2 PSAR 及びチェルノブイリ原発 ISF-2 の建設完了に関する他の文書の核及び放射線安全性について、国家専門審査を実施した。

2010 年 10 月 19 日に、国家核規制委員会協議会令（No.12）により、PSAR 及びチェルノブイリ原発 ISF-2 の建設完了に関する他の文書に対する国家専門審査の結論が承認された。これらの文書は、ISF-2 の設計に関する決定が核及び放射線安全性の総合的要件を満たしていることを証明していると認められた。

現時点に於いて、チェルノブイリ原発は、ISF-2 設計の承認及び国家核規制委員会が 2003 年 5 月 13 日に発行した『核施設建設』許可（EO シリーズ No.000124）の再発行に関連する対策を実施している。

LRTP（液体放射性廃棄物処理工場）

今日、国家核規制委員会は、チェルノブイリ原発が更新する「LRTP の稼働前試験及び操業許可取得の為の書類作成並びに提出スケジュール」に基づいて、LRTP 許可発行の枠組内での委員会活動を計画している。

LRTP 事業実施に関する許可発行活動に於ける専門家の支援は、「欧州復興開発銀行（核安全性口座からの援助基金執行者）とウクライナ内閣及び国家核規制委員会（受領者）の間での（チェルノブイリ原発核安全性事業に関する）助成協定」（2009 年 8 月 7 日 , No.007）によって定められた約定に従って行われている。

国家核規制委員会は、SSE チェルノブイリ原発による『「液体放射性廃棄物処理工場」の設計変更に関する』技術的決定を承認した。LRTP 事業の完遂及び同施設の稼働前試験を考慮すると、この技術的決定は事業者にとって重要な文書である。というのも、SSE チェルノブイリ原発は、同文書中で、将来 LRTP 設計に反映されることになっている、同施設の安全性の観点から重要な、主要な修正（変更）を列挙しているからである。この技術的決定を発展させる為に、SSE チェルノブイリ原発は、修正箇所に関する施工文書一式を準備して提出し、包括的な国家専門審査を受けなければならない。

国家核規制委員会から特定の許可書を取得する為の申請及び文書一式を提出する期限は、LRTP の稼働前試験については 2011 年第 4 四半期、稼働については 2012 年第 1 四半期が予定されている。

ICSRWM（固体放射性廃棄物管理コンビナート）

事業の構成は、Lot-0 — 液体及び固体放射性廃棄物貯蔵施設（LSWSF）内部に建設中の、低・中レベル長寿命放射性廃棄物及び高レベル放射性廃棄物を中間貯蔵する為の一時貯蔵施設；Lot-1 — 固体放射性廃棄物除去施設；Lot-2 — 固体放射性廃棄物処理工場；Lot-3 — ヴェクトル敷地内に建設される固体放射性廃棄物の特別装備地上貯蔵施設（SESSSR）；から成る。

Lot-0　2010 年 12 月 10 日に、ウクライナ国家核規制委員会は、第三グループの固体放射性廃棄物（以下 SRW と略す）並びに低・中レベル長寿命放射性廃棄物（以下 LM LLW と略す）の一時貯蔵施設（以下 TS と略す）の稼働に対する特別許可（No.000040/4）を与えた。この貯蔵施設は、SSE チェルノブイリ原発の敷地にある ICSRWM の一部である。

この許可が与えられた根拠は下記の通りである：

1) 核及び放射線安全性に関する国家専門審査の肯定的結論；
2) 国家核規制委員会の監視委員会が 2010 年 9 月に実施した査察結果（2010 年 9 月 17 日 , No.46–24–34П）。

また、査察調査書（2010 年 9 月 17 日 , No.46–24–34П）で指摘されたコメントを是正する措置の計画、並びに核及び放射線安全性に関する国家専門審査文書の枠組内で明らかになった TS SRW 及び LM LLW の安全稼働を裏付けるコメント — これは SSE チェルノブイリ原発の技術部長（首席エンジニア）A. Bilyk 氏によって 2010 年 11 月 26 日に承認され、SSE チェルノブイリ原発指令（2010 年 11 月 26 日 , No.757）により施行された — も勘案された。

この許可の条件に従い：

- RAW の一括受入並びに TS SRW 及び LM LLW の各設置区画への受入量搬入に伴う実際の作業は、上述の「コメントを是正する措置の計画」が実行されている状況下（裏付文書の提供を含む）でのみ開始するものとする；
- 廃棄物の一括受入は、ICSRWM の固体廃棄物処理工場に於いてのみ行うものとする。

この許可は、TS SRW 及び LM LLW の稼働に関する活動と SRW と LM LLW の一括受入と貯蔵に関

する活動を実施する権利を、貯蔵施設の区画容量が満杯になるまで与えるものであることに留意しなければならない。今後、TS SRW 及び LM LLW の区画容量が満杯になる速度を考慮しつつ、10 年以内に、SSE チェルノブイリ原発は、貯蔵施設の安全性再評価を計画し実施することになる。貯蔵施設の安全性再評価の一環として、SSE チェルノブイリ原発は、一括して受け入れた放射性廃棄物が安全に貯蔵されていることを実証する改訂版安全性分析報告書及び他の文書を、国家核規制委員会に提出しなくてはならない。特に、TS SRW 及び LM LLW の安全性再評価の結果に従って、一括して受け入れた放射性廃棄物の貯蔵期間は決定され、その妥当性が示されなければならない。

Lot-1 と **Lot-2**　2010 年 5 月 13 日に、ウクライナ国家核規制委員会は、SSE チェルノブイリ原発の放射性廃棄物用コンビナートに設置された固体放射性廃棄物除去工場（以下 SRRP, Lot-1 と略す）及び固体放射性廃棄物処理工場（以下 SRTS, Lot-2 と略す）の稼働前試験を行う為の特別許可（No.000040/3）を与えた。

与えられた許可によれば、SSE チェルノブイリ原発は、SRRP 及び SRTS の稼働前試験の第 1 段階（「ホット試験 [6]」）の枠組内で、「ICSRWM 稼働前試験計画」と『ICSRWM「ホット試験」第 1 段階の作業計画』の両文書に示された活動を実施する権利を有する。

ICSRWM 稼働前試験計画は、SRRP 及び SRTS の稼働前試験に関して三つの段階を定めている。即ち:

- 第 1 段階 ― 密封容器に入れられた特性が判明している放射性廃棄物（RAW）の検査；
- 第 2 段階 ― 密閉容器に入れない（「開放」RAW）特性が判明している RAW の検査；
- 第 3 段階 ― チェルノブイリ原発の固体放射性廃棄物貯蔵施設（SWSF）区画から除去した RAW の検査。

SRRP 及び SRTS の稼働前試験の第 2 段階（「ホット試験」）で作業を実施する許可を取得する為に、SSE チェルノブイリ原発は、国家核規制委員会に、ICSRWM 稼働前試験計画に沿った第 1 段階完了の基準達成に関する報告書と、「ホット試験」後の SRRP 及び SRTS の技術設備及び装置の受入委託証書の写し、そして「ホット試験」第 2 段階の作業計画の、各文書を提出しなければならない。

Lot-3 ― SESSSR。SSE「テクノセンター」に対し、有効期限 5 年間の許可（2009 年 2 月 7 日 , EO シリーズ No.000894）が発行された。この許可の特別条件によれば、SSE「テクノセンター」は、貯蔵施設の安全操業を徹底し実証する為に必要な、全ての対策を実施しなければならない。具体的には、貯蔵施設下部への水の流入の原因を究明し除去すること、設計から予測される貯蔵施設の構造及び装置の機能の分析を行うこと、安全性評価の為の最新手順の実施、廃棄方法の長期安全性に関する現実的分析の実施、及び受入判断基準の最適化を行う事が求められている。耐震性分析を含む、貯蔵施設の安全評価に関する課題を解決する為に、欧州委員会は SSE「テクノセンター」に技術支援を行った。

6　再処理工場のような施設を作った場合、最初は放射性物質でないもので試験（cold test）し、それから放射性物質を用いた試験（hot test）を行う。

7.4 チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の学術的及び技術的国際協力

チェルノブイリ核災害は、人類史上最も悲劇的な事件の一つであるが、地球規模の脅威に直面した世界が一丸となった顕著な例でもある。事故後四半世紀が経過した今日、国際社会の粘り強く一貫した努力のおかげで、チェルノブイリ問題が最終的に解決される可能性は、これまでの何時にも増して高まっている。「主要 8 ヵ国」の首脳が行った最近の政治決定及び 2010 年 4 月 11 ～ 14 日にワシントンで開催された核安全問題に関する定期首脳会談の宣言は、石棺転化実施計画（SIP）— 即ち「石棺」の環境的に安全なシステムに転化させる計画 — に関連する義務を果たす意図を明らかにした [41]。周知のように、国際社会の全ての努力にも拘わらず、同計画の根幹部分（破壊された原子炉を覆う新しい石棺の建設）は未だに完了していない。安全に廃炉作業を行う為に必要な技術インフラの構築は、大幅に遅れている。

チェルノブイリ核災害から 25 年を経ても、その影響は、依然として、地球規模の問題であり続けている。

2011 年 4 月 20 ～ 22 日にキエフで開催される予定の、国際的な学術及び戦略会議「チェルノブイリ核災害から 25 年。将来へ向けた安全性」は、更なる国際協力を調整する為の重要な一歩である。

事故初日から、世界中の関心は、地球的危機の源としてのチェルノブイリ原発に釘付けとなった。主要な危険は、チェルノブイリ原発施設内の破壊された原子炉及び事故後も稼働を続けた他の原子炉であった。

地球環境の放射能汚染という脅威が生じたことを考慮し、先進国、特に「先進 7 ヵ国（G7）」を構成する国々は、一刻も早く状況を制御する為に、直ちにソ連に援助を申し出た。G7 諸国が提示した主要な交換条件は、チェルノブイリ原発施設内の全原子炉を可能な限り速やかに最終閉鎖することであった。このことはソ連政府の計画には含まれていなかった。その為、G7 は 1986 年に、放射線医療の分野のみに援助を行い、技術面では一切支援しないことで合意した。

事故から 25 年が経過した現在、チェルノブイリ事故そのものを振り返り、「石棺」を覆う新たな石棺を建設しようとしている現状を鑑みると、世界中の如何なる国であっても、この規模の問題を独力で解決することは不可能であると云えよう。

ソ連崩壊後、ウクライナに対する国際援助と協力は、以下の主要目的に集中して、徐々に増加している（1992 年以降）：

- 石棺転化実施計画（SIP）；
- チェルノブイリ原発の安全な廃炉及び「石棺」の環境的に安全なシステムへの転化の為に必要なインフラを構築する為の技術支援；
- チェルノブイリ原発立入禁止区域に於ける研究事業及び被曝した人々の健康状態調査事業；
- 人道支援事業
  a) 医療機器、薬品、衣服及び食糧のウクライナへの供給；
  b) 被曝者（主に子供）の国外でのリハビリテーション；
  c) 地方政府設立への支援及び住民自立運動の促進（国連計画）[42]。

事故直後の数年間に、国際社会の関心を集めたのは、技術的側面と放射能汚染であった。しかし、チェルノブイリ核災害の人道的側面は、その規模の大きさが事故後に明らかになるにつれ、見過ごすことはできなくなった。

幾つかの評価によれば、この事故の結果、2293 の集落で暮らす約 260 万人の人々が被災した [43]。これらの共同体は、直接被曝と汚染地域内の経済活動の制限の両面から被害を受けた。加えて、政府補助金はインフレの進行により次第に価値が下落した為、人々は対策に対して冷めた目で疑いを抱くようになった。補助金の減少は、入手可能な薬品と医療機器の不足、子供及び青少年に対する教育レベルの低下、並びに集落に於ける工学技術インフラの不十分な補修などを招き、人々の生活に深刻な負の影響を与えている。

90 年代初頭以降、ウクライナの非政府系組織（NGO）と外国の様々な団体に属する個人との間での接触や交流は、非常に容易になった。そのおかげで、ウクライナ・ベラルーシ・ロシアの被曝住民を支援し連帯する市民運動の発展にとって、好ましい状況が生まれた。1992 年以後、例えばドイツでは 1000 以上の団体が、被災地域の住民及び避難者に慈善活動を通じた支援を行った [44]。キューバ政府は、移住した町村の子供達の治療とリハビリテーションに関して、非常に貴重な援助を提供した [45]。

過去 20 年以上に亘り、多くの NGO が、チェルノブイリ事故の影響を克服するのを助ける為に、幅広い支援を行ってきた。それらの支援は、新しい住居の提供や子供達のリハビリテーションから、医療・健康施設への薬品及び技術援助の提供、そして大規模な社会的・環境的事業にまで至る [46]。統合されたチェルノブイリ欧州 NGO ネットワークの設立は、チェルノブイリ事故 25 周年の節目を迎えるにあたり、ヨーロッパの慈善運動が前進する為の重要な一歩である。ドイツでは、2011 年 1 月に「チェルノブイリから 25 年 ― 記憶と連帯のヨーロッパ文化」と題された本の出版が予定されている。同書の主要な目的は、ヨーロッパ慈善運動の関わりの包括的な歴史を示すことである [47]。

90 年代にウクライナに供与された、2 国間及び多国間の、政府及び非政府系組織による、当初の支援は、事故直後の影響に対処する短期的目標に重点を置いていた。後に国際社会は、より長期的な発展計画へ重点を移す必要性を理解した。

事故被曝者への人道支援提供という手法を変更する必要性を最初に指摘したのは、国連開発計画（UNDP）と国連児童基金（UNICEF）が国連人道問題調整事務所及び世界保健機構（WHO）の支援を受けて 2002 年に発表した報告書「チェルノブイリ核災害による人道面への影響 ― 復興戦略」[48] であった。2002 年終盤、UNDP とウクライナ政府は、「チェルノブイリ核災害により被災した地域の復興・開発計画（RDPCH）」を開始した [49]。

RDPCH は、地域住民支援に関連した三つの項目の目標に特に力を入れている。それらは：

- 尊厳と自立の意識の回復；
- 資源及び経済的機会を探る主体性を育むこと；
- 汚染地域内居住者の健康と福利の保護、である。

2003 ～ 2007 年の間に、UNDP/RDPCH は、約 190 の社会向上事業に資金提供を行った。これら事業の総予算は約 340 万米ドル（USD）で、その 30%は UNDP/RDPCH によって提供された [50]。

RDPCH 実施の為の追加資金は、カナダ国際開発庁及びスイス開発協力庁により提供された。UNDP/RDPCH の枠組の中で、チェルニーヒウ州・リウネ州・キエフ州・ジトームィル州に在る最も汚染された 17 地区に於いて、開発事業が完遂された。これらの活動を通じて、192 の集落に 2 万人以上の住民を含む 279 の共同体組織が設立された。

RDPCH の一部は、国連人間の安全保障基金を通じて、日本政府による資金提供を受けた。その資金は、NGO 及び医療施設に（2 万～ 7 万 5000 USD の補助金として）供与された [51]。

2002 ～ 2008 年の間に、RDPCH の枠組の下で、総額 71 万 7500 USD の費用を掛けて、16 の事業が実施された。

チェルノブイリ事業の将来的計画及び活動内容に関する国際社会の公的な立場は、第 62 回国連総会勧告（2007 年 10 月）に明記されており、チェルノブイリ核災害の影響を最小化する為の次の段階として、回復と開発が主軸となっている。「チェルノブイリ核災害の影響調査とその最小化に関する国際的努力の最適化」に関する報告書の中で、国連事務総長は、チェルノブイリ核災害により被災した地域に暮らす大多数の人々にとって、通常の生活への復帰が現実的な見通しであると述べている [52]。

専門家の結論によれば、被災地域の現在に於ける主要な問題は、社会経済インフラの整備の遅れと、地方自治体への資金供給不足及び地方政府の能力不足にあるという。チェルノブイリ政策は、社会支援制度の手法が時代遅れである為に、被災地域住民の貧困削減を重要視しなかった。新たな「現実」は、社会福祉に対する新しい概念と手法の策定を必要としている。ここでの主要な課題は、時代遅れの社会保障制度による人道支援から、被災した地方の社会と経済を発展させる現実的刺激へ移行することである。

チェルノブイリの「被害者」を生み出した旧来の政策を、地域住民自らによる将来構築を促して自信を植え付けるように設計された、個人及び共同体発展の取組へと、抜本的に転換させなければならない。

この目標に向けて国連の専門家は、国際社会の主要な努力は、着実な社会的・経済的発展の為の刺激と、新たな仕事の創出、そしてチェルノブイリ核災害により被災した領域を「回復する」為の投資呼び込みに焦点を当てるべき、と提案している。

この手法を念頭に、欧州連合（EU）の専門家は、チェルノブイリ州と立入禁止区域の開発の為の社会・経済戦略を策定した。EU 国際専門家会議は、チェルノブイリ州の経済活動潜在能力評価を初めて導入した。これらの地域は、それまで社会保障を提供するという観点からしか考慮されていなかったからである。専門家達は、以下の三つのビジネス・アイデアを最優先事項として選んだ。即ち、レンガ工場と、イヴァンキヴ地区に於ける菜種栽培、そして立入禁止区域に於ける乾燥木材加工である [53]。

EU 専門家の結論によると、汚染された乾燥森林に対して思い切った対策を講じなければ、チェルノブイリ地域に火災が生じる現実的危険があるという。EU 専門家はウクライナに対し、立入禁止区域に於ける「環境的に汚染されていない」樹木の焼却を含む、実施費用 250 万ユーロの事業を提案した。専門家達は、この事業のリスクと便益を見積もった。投資の呼び込みは、地方行政当局の責任で行う。しかし、汚染されている土地で事業を立ち上げるには、ウクライナ内閣と多数の規制当局からの特別許可が必要であり、この過程が投資家達を躊躇させている。

新たな国連戦略実施の一環として、また国際社会に対する実際的貢献として、2009 年にロシア・ウクライナ・ベラルーシに於いて、一連のセミナーが開催された [54]。これらのセミナーは、史上初めて国連の四つの専門組織、即ち IAEA・UNDP・UNICEF・WHO、によって共同開催された。セミナーの目的は、チェルノブイリ核災害に関する情報流通を担当する専門家に対する高等研修と、意思決定及び大衆に向けての情報提供を担当する地方自治体の代表者の研修であった。

ウクライナでは、このセミナーは 2009 年 6 月 2 ～ 4 日に、キエフのウクライナ医科学アカデミー放射線医学研究センターに於いて、ウクライナ緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省の支援の下、開催された。

このセミナーは、チェルノブイリ問題に取り組むチェルノブイリ研究・情報国際ネットワーク（ICRIN）（国連組織の国際分遣隊）の事業枠組の中で行われただけでなく、IAEA の技術協力地方事業「チェルノブイリ事故により被災した領域の放射線からの環境修復支援」（RER/3/004）の枠内でも行われた。

現在、チェルノブイリ核災害の現状評価に関して国際社会の立場に変化はない。その評価は、事故

20 周年を前にしてチェルノブイリ・フォーラムが発表した、UN・IAEA・WHO 共同報告書「チェルノブイリの遺産：医学的・生態学的・社会的・経済的影響」及び「チェルノブイリ：事故の真の規模」、UNDP と UNICEF の報告書「チェルノブイリ事故の人道的影響：回復戦略」、国際会議が作成した文書「チェルノブイリ：20 年を経て」、そして 2016 年までの期間について国連が採用したチェルノブイリ行動計画のような、多くの文書の中で提示された [54]。

これらの文書が出した主要な結論は以下のように要約される：

- 地域住民（チェルノブイリ原発立入禁止区域外）が受ける放射線リスクの程度は、現在ゼロと評価される；
- 放射線に関する風評（即ちレッテルを貼ることは一般に正当化されない。例えばウクライナでは全ての土壌と全ての農産物が放射線に汚染されている、など）を原因として、経済及び商業面での制限が存在する。その為に、投資及びインフラの構築がなされない；
- 社会の幅広い領域で恩恵が提供されることに慣れてしまい、被災した地方の住民の間に「依存症候群」が広がっており、また放射線に対する強い恐怖心から不活発で無力感を抱いている。これらの要因が「チェルノブイリ被害者症候群」の概念の中で結びついている；
- 国際社会が人道支援という現政策を変える必要性があり、それを実行することで被災した住民の消費者意識強化に貢献する；
- 住民を対象とした放射線からの環境修復は完了している。汚染地域の面積は減少しており、汚染地域の分類には現行の国際基準を適用することが推奨されている；
- 世界の科学研究者共同体は、チェルノブイリ原発周近の立入禁止区域が象徴する、他に類のない科学的な「実験室」へのより広範なアクセスと使用を必要としている。

長年に及ぶ取組の結果から得られた知見の分析は、チェルノブイリに於ける国際協力が所謂「一方通行」ではないことを示している。ウクライナが大規模な人道的・技術的支援を受けた一方で、援助供与国はに他に類のない「チェルノブイリ核実験場」へのアクセスを得た。

国際的研究を推進する為、アメリカ政府と国際放射生態学研究所（IRL）はウクライナの立入禁止区域内での活動を後援した。IRL は必要な研究拠点を、正に立入禁止区域に於いて有している。

この研究所の存在は短期間であったにも拘わらず、数々の国際的研究事業からは多くの科学的成果が得られている。IRL の研究者は、アメリカ・イギリス・ドイツ・フランス及び他の数か国の指導的研究者らと共に、100 以上に及ぶ研究成果を発表した。2007 年以降 IRL は、ワシントン・サバンナ川有限責任会社やサバンナ川国立研究所（後のサバンナ川核ソリューションズ）などのアメリカの研究機関と共に、長期に亘る科学的及び理論的測定結果の蓄積から移行し、汚染地域の処理やチェルノブイリ原発の廃炉を含む、チェルノブイリ事故の影響最小化の試みから獲得した知識や技能を集約する作業を行っている。これらの事業の一環として､チェルノブイリ原発の廃炉作業及び冷却池に関するもの・「石棺」を覆う新たな石棺建設に関するもの・チェルノブイリ立入禁止区域の異なる生態系で発生する放射生態学的過程に関するもの・放射生態学的リスクへの対処法に関するもの・環境調査の手順に関するもの・その他を含む、情報が照合され、整理された。

立入禁止区域内に於ける最も「厄介な」物体の一つがチェルノブイリ原発の冷却池である。その安全な処理には国際レベルの協力を要する。事故の結果、冷却池は、飛散した核燃料と炉心の一次冷却系から排出された高濃度の放射性物質を含む水によって、汚染された。この冷却池処理の問題は、IAEA のチェルノブイリ原発政策の枠組に於いて、各国の専門家により定期的に検討されている。2009 年 10 月に実施された、最後に残った難題の一つへの処理は、冷却池及びその周辺地域に於ける汚染の現状・冷却池が環境に及ぼす影響・沈澱物の汚染特性に関する協議、冷却池閉鎖期間中の生態系変化の予測、

そして放射線で汚染された水域の回復に関する過去の知見の、検討を要した。

国際放射生態学研究所（IRL）の創設は、放射線科学及び放射線防護の領域に於ける人類の知識という宝庫をさらに豊かなものとし、多くの国々の研究者間の接触を拡大・強化し、ウクライナの科学的潜在能力を維持向上させる一助となった。IRL は世界各国の研究者が、科学技術が引き起こした環境汚染の影響を推定する為のツールや、それらの影響を克服する為の最適且つ有効な解決策を、研究開発する為の大きな機会を提供している。

多くの国々の人々を引き付ける最も魅力的な観光地のランキング（フォーブス誌によるもの）によれば、チェルノブイリ原発の立入禁止区域は最上位に位置しているという。無論、チェルノブイリは観光地ではない。立入禁止区域を訪れる人々の殆どは、研究者・ジャーナリスト・文筆家・環境保護運動家及び政治家である。彼等は、チェルノブイリ原発事故に専門的関心を持つ人々である。ウクライナは常にこの事故とその影響への関心を喚起しなければならないが、海外からのチェルノブイリ・ツアーは、この核災害について外国の人々に見識を深めてもらう一つの方法でもある。そのような訪問は、娯楽や休暇であってはならないが、チェルノブイリ核災害の規模の大きさとその影響の克服を大衆に認知してもらう一つの形であるはずだ。

7.5 チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の学術的支援策

チェルノブイリ事故に関連する作業の全分野に於いて、学術的支援は、チェルノブイリ核災害がもたらした影響を克服する為の主要な手段の一つと認識されている。

（チェルノブイリ原発に於いて）科学技術が引き起こした世界最大の災厄が発生した時点では、ウクライナには放射線医学、放射線生物学、放射線科学及び農業放射線科学を専門とする学術機関はなかった。事故の規模を考慮して、この核災害によって引き起こされた問題の解決に当たる為に、キエフに多くの専門研究機関を設立することが決定された。学術的支援を行う基盤整備が直ちになされたことにより、チェルノブイリ事故によって生じた広範囲に亘る科学的問題の調査と解決が可能となった。

7.5.1 核災害による健康影響の最小化

事故後最初の 10 年間に行われた基礎的調査結果の分析と要約から、チェルノブイリ核災害が健康に及ぼした影響は予測と大きく異なることが判明した。確率的影響は、広範囲に亘る非腫瘍性の身体的疾患及び精神身体的疾患という形態で、全てのカテゴリーの被曝者の健康状態の悪化に大きく寄与した。殆どの場合、身体的障害及び死亡が引き起こされた。

異なるカテゴリーの被曝者を 15 年間観察した結果、ウクライナの科学者たちは 2001 年、WHO、原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR）、IAEA 及び他の組織の専門家らと共に、今後数年間に於ける健康影響の最小化に関する予測及び勧告を策定した。そこでは、次の 10 年間で（2010 年までに）、多くの形態の疾患と恐らくは被曝した住民の自然老化を含む癌に関して、疾病数が増加する傾向が示唆された。

『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画』の目的は、チェルノブイリ核災害により被災した人々及びその子孫の健康維持、放射線防護障壁の強化と維持、放射能汚染地域内の住民に対する放射線防護、立入禁止区域からの放射性核物質拡散に対する最大限の抑制、チェルノブイリ核災害の被曝者に対する社会保障の向上、そして領土と集落の環境修復であった。

分析により、1986 年に執られた子供達の被曝を減少させる措置を含む、チェルノブイリ事故による健康影響を最小化する為に適用された医学的対策、及び被曝した子供達のリハビリテーション計画には、効果があったことが示された。超音波診断による臨床的調査・外科手術・転移癌に対する放射線ヨウ素療法を含む、甲状腺癌の早期診断及び治療に関する対策の体系は、奏効するようになった。国連チェルノブイリ・フォーラム（2006 年）は、被災した国々に於ける甲状腺癌による死亡率は 1%未満であると述べた。

チェルノブイリ・フォーラムは、医療システムが優先すべき課題に関して、勧告を発表した。それらは以下の通りである：

- 小児期に被曝した人々に対するモニタリングの継続；
- 健康保護対策の仕組を策定する際は、癌及び被曝のリスクを勘案した予測評価を行わなければならない；
- 被曝者の疾病リスクと変異因子に関する定量的評価が可能になるので、分析的調査の実施が推奨される。健康管理分野で少ない財源を効果的に分配する為には、環境調査を継続して、多くの疾患を招くリスクの地理的時間的変化を記録することが重要である；
- 癌登録は、高品質のデータを扱う医療活動に於いて、重要な要素である。

チェルノブイリ・フォーラムは、成年期に被曝した後に甲状腺癌になるという、放射線リスクが増

加する可能性を除外することは不可能であると明記した。そして、適切に計画・分析される研究の実施を勧告してきた。同じ勧告が、胎児期に被曝した子供達に関する調査実施に対しても、行われている。

白血病と放射線リスクの値の経時変化に関する、大規模で徹底的な分析的研究の継続が勧告された。他の形態の癌については、「調査実施時に於いては、甲状腺癌を除く癌の発生頻度が増加したという証拠はないものの、そのリスクが上昇する可能性は、特に事故処理作業従事者について無視できない」と結論付けられた。もしリスクが上昇するのであれば、事故後 10 年または数十年の内に記録されるであろう。

チェルノブイリ・フォーラムは、事故処理作業従事者の心臓血管疾患誘発に関する、電離放射線の役割を検証する為の調査の実施も勧告した。

UNSCEAR は、2008 年に「チェルノブイリ事故による電離放射線作用が人間の健康に及ぼす影響」の草案を完成させた。2011 年に発行された同文書では、2006 年以前の出版物が分析されている。UNSCEAR によるこの文書の大きな限界は、放射線との関連が既に確証された影響に関してのみ、分析が実施されたことである。過去の文書（別添 J、2000 年）と比較すると、事故処理作業従事者に於ける白血病及び白内障が、甲状腺癌に加えて確立した影響として付加された。事故処理作業従事者に於ける乳癌を含む癌及び心臓血管疾患の調査の必要性が、科学的に裏付けられた。

チェルノブイリ事故から 25 年が経過した。チェルノブイリ核災害が引き起こした問題は消え去ってはおらず、激しい痛みも薄れてはいない。しかし、科学的分析は、罹患率の傾向が変化していることを示している。このことにより、健康影響の最小化に関する対策の策定は、調整を迫られている。

近年に於ける主要な課題は、ウクライナの一般住民と比較した際に、事故処理作業従事者の死亡率が増加するであろうということである。主な死因は、癌及び心臓血管合併症であった。環境調査によって、成年の事故処理作業従事者と避難者に於いて甲状腺癌が増加するという、従来からの仮説が立証されつつある。1986 ～ 1987 年に女性の事故処理作業従事者に於ける乳癌の発症率は、予測されたレベルを越えてその 1.5 倍となった。白血病に関する放射線リスクは、原子爆弾による被曝者に対して確証されたものと同程度までに、上昇したことが確認されている。これらの結果は、国連国際癌研究機関がロシア人事故処理作業従事者達に実施した調査の後に確認された。

同時に、事故処理作業従事者に於ける放射線由来の白血病症例数の減少傾向が現れた。これは予測されていたことであり、放射線リスクの時間経過による傾向変化と、心臓血管疾患及び他の形態の癌による高い死亡率によるものと説明できる。

チェルノブイリ核災害による健康影響の研究により、最も有害な影響の一つとして、ほぼ全ての疾患に関して小児の罹患率が増加していることが示された。中でも、免疫系の深刻な機能障害と消化管の異常が特筆される。また最近の研究は、子供 ― 被曝した両親（事故処理作業従事者及び避難者）の子孫 ― に問題が発生する可能性を示している。

それより緊急性は低いが、近年の医学的放射線防護に関する課題として、汚染領域に暮らす住民の全般的健康状態の問題がある。このことは、放射性崩壊と放射性核種の移動という自然過程、並びに汚染領域からの移住政策によって、初期被曝形成期に電離放射線に被曝しなかった若年住民の間での年間被曝線量が減少していることと関連している。これらの過程と政策は、人口統計調査の数値に明確に反映されている。同時に、異常に高レベルの放射性核種が存在する、汚染領域内に留まり続ける住民の場合は、放射線防護の問題が依然として深刻である。

チェルノブイリ核災害による医学的影響の変遷と予測により、放射線の影響に曝された人々に対する医療支援の効率を向上させることは、支援の実質を維持するばかりでなく、今後数年間の最優先課

題となることも示された。現在の罹患率の構成によれば、全てのカテゴリーの被曝者に対して、追加的または専門的な措置が必要である。汚染領域住民の為の医療システムは、全ての関係機関が均質な医療支援を提供するという原則により、今猶効果を上げている。

被曝者の健康維持を目的とした政府計画と対策体系の策定には、科学的・社会的調査が実施され、ウクライナ国家登録簿（SRU）及びウクライナ全国癌患者登録簿が適切に機能することが、基盤として必要なことである。SRU は、老朽化した設備とソフトウェア、地方に於けるデータ入力の質が低いことなどから、現代的な要求水準を満たしていない。例えば、SRU には被曝者の僅か 38％しか登録されてないし、個人線量を過去に遡って推計したデータを追加することが技術的に不可能である。現存する三つの登録データ体系 — チェルノブイリ核災害で被曝した人々の SRU、年度毎の臨床検査に関する公的統計、及び専門別の副登録簿 — の間で、データの調整と交換を行うことが求められている。全被曝者が SRU に登録されなければならない。

チェルノブイリ事故 25 年後の健康影響に関する分析は、それらが一般的に、原子爆弾による被曝者が蒙った影響と一致することを示している。後者に於いて確認された放射線影響の傾向を考慮すると、今後数年間に以下のことが起こると予想される：

- 事故処理作業従事者の間での、下記を含む、癌発症率の上昇；
  - 甲状腺癌及び尿路系癌発症率の高止まり、乳癌及び肺癌の発症率上昇
  - 放射線誘因性白血病発症率が低下する一方で多発性骨髄腫及び骨髄異形成症候群発症率が上昇
- 事故処理作業従事者の間での、非腫瘍性疾患 — 当初は心臓血管疾患 — への罹患率及びそれらによる死亡率の上昇；
- 放射線性白内障発症率の高止まり；
- 胎児発育期、小児期及び成年期（避難者）に放射性ヨウ素による被曝を受けた住民の間での、非腫瘍性疾患及び幾つかの形態の癌の発症率の上昇；
- 事故処理作業従事者の両親から生まれた子供及び小児期にプリピャチと 30 km 圏内から避難した人々の間での、先天性及び遺伝性疾患の発症率の上昇、並びに他の疾病類型への罹患可能性の上昇。

事故後 20 ～ 30 年目の間に、最優先で観察を続けなければならない集団は、依然として、急性放射線症に苦しむ人々・250 mSv を超える放射線を浴びた事故処理作業従事者達・30 km 圏内からの避難者達・甲状腺の被曝線量が高い人々・汚染地域内に住む妊婦及び子供・高線量を被曝した両親から生まれた人々であり続けている。

廃炉と石棺の放射線の危険がないシステムへの転化を遂行する期間に於いて、国営専門企業（SSE）チェルノブイリ原子力発電所及び石棺で働く、職員の健康と労働能力を維持することを目的とする対策の策定は、現代の放射線安全性及び放射線医学の分野で、今最も注目される問題である。それはまた、過去の教訓や失敗で得た結論から学ぶ能力を含め、医療に於ける放射線防護体制が試される機会でもある。分析結果は、効果的な健康保護は、厳格な基準に基づいた医療専門家を選択し、現在被曝線量を不断に制御し、且つ被曝区域で働く従業員に行動規範を守る文化を醸成した場合にのみ、達成可能であることを示している。これらの既知の規準を適切に適用することにより、放射線による健康影響リスクを受け入れ可能なレベルへと低下させることができる。

将来、チェルノブイリ核災害の影響を最小化していく上で、以下の事柄は、最重要課題として考慮

されなければならない：

- 核災害の影響を最小化する作業実施の為の政府支援の必要性、及び 2012 ～ 2016 年度政府計画の承認；
- 遠隔転移癌及び放射線被曝による非腫瘍性疾患の効果的診断の導入と、それらの治療；
- 被曝者の臨床検査と、その個人データの時宜にかなった SRU への転送；
- 優先観察群に対する、チェルノブイリ核災害の医学的影響調査に関する科学分析的・環境的・疫学的・基礎的研究を、遠い将来も継続すること；
- 被曝した住民の医学的リハビリテーション、癌発症の早期診断を目的とする予防対策の策定；
- 人々の意識向上に関する国家及び国際計画の継続、並びに WHO の「ICRIN」計画への参加継続；
- 異常に高レベルの放射性核核種の混合体の蓄積が住民の間に観察された汚染地域に於いて、測定線量証明書の発行を継続すること；
- 地域の医療機関に対して、償却済機器に代えて、最新の線量測定機器を提供すること；
- 被曝者に定期的に医療を提供する、専門病院の医療的・衛生的基礎能力の向上。

国家及び国際レベルに於いては、長期的目標を考慮しながら、科学研究計画を策定・拡大することが必要である。チェルノブイリ事故により被曝した住民に対する健康管理と社会保障を行う制度を継続して向上させていく上で、優先集団の医学的観察に重点を置くことは妥当である。核災害の影響排除を目的とする対策及び石棺を放射線医学上安全なシステムに転化する作業に、均衡の取れた科学に基づく手法を以て臨むことにより、それらの対策と作業の適正性と高い効率を保障できる。

7.5.2 放射能調査、住民の放射線防護及び放射能汚染領域の環境健全性の向上

1986 年に設立されたウクライナ農業放射線研究所（UIAR）は、農業放射線科学、放射能調査及びウクライナの汚染領域の環境修復の分野に於ける主要な調整機関であり、被災領域に於ける農業に関する問題に取り組んでいる。

事故直後の数年間に亘り、汚染領域内及び異なる農業地域に於ける放射能汚染状況を評価する為に、数万に及ぶ土壌・植生・畜産物試料の採取と分析、並びに得られた結果の要約という膨大な量の実地作業が行われた。調査の過程で、ウクライナの汚染地帯内に、穀物中のストロンチウム 90 含有量が許容レベルを上回る、極めて危険な農場が在ることが分かった。そして、全ての農業分野に於いて対策が検討され実施された。また、汚染された土地を再耕作する為の、特殊な技術及び政策が策定された。

この時期に以下の事柄が策定された：

- ウクライナ全土に於いて直ちに農地検査を実施することを可能にする為の農地汚染レベル評価の表記方法・農地汚染領域の地図表記方法・農業利用から最も汚染された地域を除外する為の表記方法；
- 汚染領域に在る農場の転用計画；
- 農業事業体の放射能認証制度；
- 耕作地除染方法及び集団農場と個人農場で異なる対策を適用する技術事業。

これらの科学的施策を全て実施したことにより、ウクライナ農業に於ける放射能汚染状況が安定化した。また、放射性核種の濃度が許容レベルを上回らない農産物を、公共部門に於いて実際に生産することが可能になった。

チェルノブイリ核災害の影響を最小化する長期的な取組に際しての、優先順位を決定することを目

的として、『チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画に関する』法律（ウクライナ；2006 年 3 月 14 日 , No.3522-IV）が、2006 年に採択された。

チェルノブイリ核災害の影響の最小化に関する政府政策の、要となる目標の一つは、包括的な住民防護と汚染領域内の安全な生活条件の創設を目指した一連の施策の実施である。これらの活動計画の基礎は、放射線環境下での生活条件の客観的評価と当該汚染領域の放射線からの環境修復に関する各種政策の策定である。

住民に対する放射線防護及び放射能汚染を蒙った領域の環境健全性向上に関する調査は、チェルノブイリ核災害によって汚染された領域、それらの領域及び住民の集約的移住先の所在地に於ける社会的経済的発展、『チェルノブイリ核災害により放射能汚染を被った領土の法的地位に関する』法律（ウクライナ SSR）2 条に従って強制（義務的）移住区域に分類される危険な集落、並びに放射線の状況によっては強制移住区域の指定が解かれる可能性のある場所に在る危険な集落を、対象に行われた。

強制移住区域と呼ばれる汚染領域内の集落に於ける放射線状況に関して、包括的な放射線・衛生分析が行われた。これにより、2008 年 1 月 1 日時点の放射線状況が記述され、放射能汚染指標に従って強制移住区域の指定を解かれる可能性のある集落が特定され、危険な農地が特定されると共に、それらの集落を最適化する為に適用される既存の対策と手順の効果が評価された。

この際に、立入禁止区域に於ける最新の放射線及び環境の状況、チェルノブイリ原発廃炉と石棺の環境的に安全なシステムへの転化に関する見込、そしてこの領域に於いて短期・中期・長期に適用される提案の策定に関して、分析が実施された。

チェルノブイリ核災害による影響を除去する為の更なる戦略に関する課題を検討するにあたり、入手可能な情報の総括；計画策定に用いられた手法の審査；対策実施の優先順位の確立；放射線防護戦略を評価することを目的とした、それら対策の効果の評価；及び事故直後の数年間に被災した領土に於いて施行された防護対策の効果の査定；が実施された。最も危険な集落が特定され、必要な資金額が算定された。放射能汚染対策の効果を評価する為に策定された基準に基づいて、放射性核種が人体へ侵入する過程とその程度を評価することに関連した措置が、継続された。得られた資料は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為に策定された、2010 ～ 2014 年度国家計画の目標及び対策原案の基礎となった。

UIAR の科学者達は、事故後の期間に、放射能物質で汚染された領域に於ける農産物生産体制に焦点を当てた百点以上の方法・勧告・提案を含む、千点以上の研究論文を発表した。それらの研究論文は、ウクライナ農業政策省内の諸部局及び該当する地方・地区・農場内の放射線業務部門の従業員達を、指導している。ウクライナの汚染地域内に於ける 2010 年までの農業生産に関する基本方針、及び汚染領域の環境修復計画が策定された。最も危険な集落に於いて、ウクライナの衛生基準を満たす農産物生産を担保する為の技術事業が策定された。この重要な科学的・産業的課題の解決に当たる為に、UIAR は、高度な知見を有する専門家を、多くの国内組織（国家通信規制委員会（NCCR）、国家核規制委員会（SNRCU）、国家安全保障委員会、緊急事態省、農業政策省等）及び国際的組織（IAEA、欧州安全保障協力機構（OSCE）、北大西洋条約機構（NATO）等）から招聘した。

2007 ～ 2008 年に、『チェルノブイリ事故による放射能汚染領域に於ける 2007 ～ 2010 年度の農産物生産に関する勧告』の改訂版及び『放射能汚染領域に於ける森林管理に関する勧告』が、策定され発表された。

チェルノブイリ核災害により被災した領域に住む被曝者の安全を担保することに関連した、最も急を要する問題に対応する為に、公開情報が更新された。若者や就学者による認識の視点から情報内容の分析が行われ、その後、内容に応じた教化ポスターが発行された。この作業の結果、人体への放射性核核種の侵入及びその侵入可能性を減少させる方法に関する、新たな教化ポスターが作成された。

7.5.3 文化遺産の保全

伝統的な民俗文化の独特で古風な特徴を数多く今に伝える、ウクライナのポリーシャ地帯は、ある科学的仮説によれば、スラヴ人の祖先達の発祥の地の一つとされる。

チェルノブイリ核災害に伴う、立入禁止区域及び強制移住区域という領域設定により、この地が民族文化圏全体として永遠に存在することは出来なくなってしまった。ポリーシャ地帯住民の物質的・精神的文化の遺跡は、永久に失われるかもしれないという差し迫った危機に瀕している。社会的・文化的伝統空間を破壊する過程は、危険が増大した地域という法的地位に未だに留め置かれている、自主的移住権利保障区域（人口約 65 万人の 835 町村）に於いて観察されている。

このように、ウクライナの科学と社会は、汚染された地方の全民族遺産群を後世の人々の為に救済・保全するという、緊急の課題に直面している。

従って、チェルノブイリ核災害の破壊的影響から文化遺産を保全する為には、消滅の危機に瀕している民族文化遺跡群を包括的で統合された系統的な方法によって補修することが、最適なのである。そのような補修の目的は、歴史学の更なる発展と被災住民の社会及び文化的復興の促進の為の包括的情報源として、複数の州に跨る研究基金[7]を創設することにある。

ウクライナ・チェルノブイリ省歴史文化調査隊は、『チェルノブイリ核災害の影響からウクライナ市民を保護する為の緊急措置に関する』ウクライナ SSR 最高会議令（1990 年）に従って設立され、1992 年に、（チェルノブイリ核災害の影響最小化に関する国家計画の別項に含まれていた）包括的展望要綱の策定を行った。この調査隊はまた、同計画を遂行する為に、関連するウクライナの学術機関・大学・博物館・公共機関を基盤として臨時に結成された、多くの創作集団を結集させた。

2007 年 10 月 16 日に、緊急事態省の政策に従って、歴史文化調査隊を基礎にして、科学技術が引き起こした災厄から文化遺産を保護する為の国家科学センターが創設された。このセンターは、政府から資金提供を受けた。

科学技術が引き起こした災厄から文化遺産を保護する為の国家科学センター（以下、国家科学センターと呼ぶ）の学術的活動は、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2006 ～ 2010 年度国家計画に規定されている、任務の実施に重点を置いている。

この期間中に、7 回の歴史学的・民族誌学的探検調査と 3 回の考古学的探検調査が行われ、以下のことが実施された：

- 被災したウクライナのポリーシャ地帯に存在する下記の物質的・精神的文化遺跡の特定と観察に焦点を当てた、被災集落の調査；
- 中世チェルノブイリ市街区域（総面積 80 平方メートル）内での考古学的発掘。ここでは 11 世紀、12 世紀、17 世紀及び 18 世紀の文化層が発見されている；
- ヴェリキ＝デヴリィン村（ルーヘン地区）付近に存在する遺跡群の考古学調査の継続。発掘の結果、これまでに 623 の遺物が発見され、新たな考古学遺跡 —「ヴェリキ＝デヴリィン –2」と名付けられた 9 ～ 10 世紀の古い村 — も発見された。

博物館と古文書保存館の為に集められた基金を文化振興に利用する計画の枠組に於いて、以下の取組が実施された：

- チェルノブイリ核災害 22 周年に際して、2008 年 4 月 21 日から 5 月 10 日まで、歴史学と民族誌学の展示「父祖の土地に関する記憶」をウクライナ国立文学博物館で開催；

7　ポリーシャ地帯は複数の州に跨って存在する。

- チェルノブイリでの常設展示博覧会「父祖の土地に関する記憶」及びキエフ＝モヘリャンスカ・アカデミー国立大学に於ける考古学展覧会「中世のチェルノブイリ集落」（2008 年 4 月 25 日～ 5 月 25 日）の内容更新；
- 展示「ウクライナ人の習俗に於ける子供」（2008 年 9 月 6 日～ 11 月 1 日）の手配及び実施への参加;
- 歴史学・民族誌学・考古学の展示である「ポリーシャ地帯の織物」（キエフ）・「父祖の土地に関する記憶」（チェルノブイリ）・「被災したウクライナのポリーシャ地帯の考古学調査」（キエフ）、の開催。

国家科学センターによる研究作業結果の重要な部分は、学術出版物「19 世紀中葉から 20 世紀にかけてのポリーシャ右岸住民の民族衣装（歴史民族誌図録）」の発行、並びに研究原稿「リウネ州のポリーシャ住民の慣習・伝統カレンダー：地域特性とその変容（19 世紀の始めから 20 世紀にかけて）」・「ポリーシャ中部の語彙形成に関する図解事典」・「キエフ州のポリーシャの民族音楽。第 1 巻」の準備である。また、緊急事態に備えての文化遺産保全の分野では、関連機関が行う学術及び研究活動のモニタリングが実施されている。

今日、科学技術が引き起こした災厄から文化遺産を保護する為の国家科学センターは、この種の機関としては、主導的役割を果たす事実上唯一の機関である。同センターは依然として、被災したポリーシャ地帯に於ける博物館・古文書保存館用の複合基金の主要な基金寄付者である。チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の国家目標政策の更なる実施に関する同センターの主要目標は、ウクライナのポリーシャ地帯の被災地域に於いて、民族文化遺産の博物館・古文書保存館を設立することである。これらの重要な公共的目標の実施を推し進めていく為には、系統的な遺物救済活動同様、博物館・古文書保存館用の基金を適切に管理し保全する必要がある。

設立予定のこの博物館・古文書保存館は、海外からの旅行者が訪れる場所として、交通の便の良い、アクセスが容易な場所に建設すべきことを考慮しなければならない。

7.5.4 放射性廃棄物処理

緊急事態省は、放射性廃棄物処理分野に於ける政府の管理主体として、チェルノブイリ核災害により産生された放射性廃棄物を含め、放射性廃棄物処理に関する政府政策の実現に向けて準備を行う。『放射性廃棄物処理に関する』法律（ウクライナ）に従い、同省は『放射性廃棄物処理の為の国家目標環境計画に関する』法律（ウクライナ）の草案を作成した。ウクライナ最高議会は、この法律を成立させた（2009 年 9 月 17 日 , No.516-VI）。同計画の実施により、以下のような対策を通じて高度な核及び放射線安全性を達成することが可能となる：

- 統一された放射性廃棄物処理制度の創出；
- 放射性廃棄物処理及び物理的防護の為の統一された技術政策の導入；
- 承認されていない流通経路への放射性廃棄物の侵入に関するリスクの低減。

2030 年までのウクライナのエネルギー戦略に定められている戦略的指針及び目標を実施する為に、緊急事態省は、ウクライナに於ける放射性廃棄物処理の為の国家戦略を策定する。同戦略は、ウクライナ・ソビエト連邦・欧州連合の放射性廃棄物処理分野に於いて得られた知見を勘案したものであり、EU 法の原則と要件並びに IAEA や欧州原子力共同体等の国際機関の勧告に完全に対応している。

放射性廃棄物処理管理に関する政府政策の主要目標の一つは、刊行された書籍「放射性廃棄物貯蔵施設」に要約され、強調されている。その目標は、放射性廃棄物が形成（産生）された地域に於ける廃棄物の一時貯蔵期間を短縮し、続いて長期及び / または永久貯蔵（廃棄）の為の中央貯蔵施設に貯

蔵することによって処理過程を促進することである。

チェルノブイリ核災害の影響を最小化することは、一時的な活動ではない。そうではなく、長い歴史的期間を通じて実施されるべき、長期に及ぶ明確な目的を持つ政府活動として構想されているものである。そして、被災者の生活改善という問題に関する組織の所管に関わらず、中央及び地方の行政機構・地方政府・企業・機関並びに組織からの全面的且つ効果的な支援を必要とする。実施された活動や対策は、チェルノブイリ核災害の被曝者の必要を満たし核災害の影響を最小化するには、不十分であったことは明らかである。それ故、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の諸法律（ウクライナ）の施行を最大化する為に可能なことは、全て実施しなければならない。そうすることによって、チェルノブイリに暮らす個々人が、中央及び地方政府の活動や科学者・医師・共同体組織の努力が、彼 / 彼女の健康福祉にとって最終的に好ましい結果が得られるように注力している、と感じられるようにしなくてはならない。

この文脈の中で、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の 2012 ～ 2016 年度国家計画に定められた条件の採用することは、妥当に思われる。同計画は、住民の為の更なる社会的・医学的・心理学的リハビリテーション並びに放射線防護、集落経済の再建の完遂、放射能汚染領域の開発、同領域の文化的･歴史的遺産の保全、チェルノブイリ核災害の影響を克服する為の全局面での学術支援の提供に、焦点を当てた対策を実施することになる。

次の期間に於ける学術支援の主要目標は：

- チェルノブイリ核災害が健康及び環境に与えた影響に関する調査の継続；
- チェルノブイリ核災害によって汚染された領域内に於ける、放射性生態学及び線量測定に使用するモニタリングシステムの改善；
- 放射能汚染領域に於ける、汚染のない生産活動と経済発展を刺激することを目的とする対策の改善；
- チェルノブイリ核災害の被害を受けた人々の社会保障及び核災害の影響を克服する為の対策実施への、科学的に妥当な額の資金提供；
- チェルノブイリ核災害の影響の克服に関する作業結果を、他の緊急事態防止やその影響の除去、そして放射能事故への緊急事態対応の実践に幅広く応用する；
- 上記計画の目標実施に重点を置いた、チェルノブイリ核災害の影響に関する国際的研究の調整。

2009 ～ 2010 年に、チェルノブイリ核災害の影響の克服に関する調査研究（計画全体に於ける活動及び目標への学術支援）に供する資金が、急激に減少した（国家計画に規定された 1000 万 UAH に対し 273 万 9200 UAH）。チェルノブイリ核災害の影響の最小化という問題を解決する為に学術的潜在能力を合理的に活用できる可能性が大幅に減少したことにより、行政意思決定や行政活動の遂行が、充分な科学的証明がなされないまま行われる状況に至っている。

8.
チェルノブイリの教訓。将来の安全性

8.1 原子力の安全性に関するチェルノブイリの教訓

チェルノブイリ事故は、全世界の原子力産業に対し大きな打撃を与え、その発展に多年の停滞をもたらした。国家の原子力発電の安全性に対する責任は、国際社会に対する責任へと発展している。そしてこのことは、核施設の設計者やその運転員だけでなく、国家規制機関や国家指導者にまで関わってくる問題である。

チェルノブイリ事故は、更にもう一つの教訓を与えた。効果的な国際的な原子力安全体制を保持することの必要性である。この教訓は国際社会によって充分早く習得され、そのことは IAEA の活動や、原子力の安全性に関する条約を初めとする、一連の重要な国際条約の採択によって裏付けられている。

最も重要な教訓は、国家及び市民が、独立して原子力の安全性を統制する必要があるということである。社会のみが原子力開発に関する決定を下す権利を有することは、制定法の中に明記されなければならない。しかし、このような責任ある決定を下す為には、市民は然るべき準備をしておかなければならない。彼等は、原発とは何か、その潜在的危険とは何か、その危険を可能な限り最小化する為に何がなされているか、について知っていなければならない。市民との組織的で継続的な接点が確保されなければならない。

充分な権限を付与された、独立した国家規制機関が機能していることは、ある国家の原子力安全文化の指標である。そのような機関の欠如、機能する為に必要な財政的・人的資源の不存在、安全性に関する重要な決定を下す際の実質的な独立性の欠如は、当該国に於ける原子力安全文化の欠如と、同国による国際安全体制の侵害を意味する。

これに劣らず重要なチェルノブイリ事故の教訓は、原子力関連の問題を解決することができ、運転中の核施設の安全性の評価と管理を行う十分な力量を備えた、専門訓練を積んだ有能な運転職員組織の存在が不可欠だということである。

更にもう一つの教訓がある。それは、原発の安全性を常時分析し、安全性の欠如する点を発見し、それを除去することである。原発の安全性に影響する要因の科学的研究、規制枠組の恒常的な改善、安全性確保に向けた運転職員集団の特別な心理状態を作り出すこと、運転員の技能と原子炉の安全な稼働に対する責任感を不断に向上させることも、それに含まれる。

1986 年 4 月 26 日にチェルノブイリ原発で起こったことの分析は、それ自体が目的なのではなく、また過去に目を向けた後ろ向きのものであってはならない。重要なのは、今日と未来の原子力の安全性の為の教訓を学び、深刻な放射生態学的影響を伴う事故の再発の可能性そのものを予防することである。原子力の安全性確保に何らかの関わりを持ち、その決定が直接または間接に原子力の安全性に影響し得る者は全て、「何故、安全基準を満たさない核施設の稼働が可能であったのか？」と「何故、既に知られており、悲惨な結果をもたらす事故を引き起こすことになった欠陥が、何年も除去されなかったのか？」を理解しなければならない。このことが認識されなければならないのである。

8.2 チェルノブイリの教訓と事故対応の有効性

現代の技術は、電力の幅広い利用、国民経済の諸分野に於ける新しい資材の開発と導入など、人々の為に快適な生活条件を作り出す可能性を与えてくれる。しかし同時に、それは危険な物質と技術の利用に伴う付加的なリスクを抱えることでもある。今日、電力の 80%以上が原発で生産されている国もあり、放射性物質は医学・製造業・交通・軍事・その他の人類の活動諸分野で幅広く利用されている。正常な核施設及びアイソトープ施設[1]の稼働条件に於いては、それらによる被曝が人の被曝線量に占める割合は 0.1%以下である。しかし 1986 年のチェルノブイリ原発 4 号炉の事故は、全世界を驚愕させた。約 300 万人が、余分な被曝をしたのである。この事故が示したのは、もし我々が今後も原子力の利用を望むのであれば、原子力事故の発生を防ぎ、その影響を最小限に抑える為にあらゆることを行わなければならない、ということであった。我々の主要な課題は、放射線事故・核事故に際し、効果的な事故対応体制によって、高線量の被曝から人を守ることである。チェルノブイリ事故時の緊急事態対応の経験に学ぶことは、全ての核施設その他の危険な施設にとって、緊急事態管理の効率を向上させる、またとない機会である。

事故対応の効率は、国家緊急事態管理体制の確立とその有効な機能、政府機関と事故対応部隊が執るべき行動に関する質の高い計画の立案、そして事前に策定された計画に基づいて市民防護と事故及びその影響の処理の為に担当者達が全ての努力を注ぎ込めることに、100%左右される。もし、意思決定のレベルが明確に規定された事故対応体制があり、全ての起こり得る事故を予見でき、高度な技能を持つ専門家達が事故対応に備えており、状況に応じた準備と情報を有する公衆が居れば、事故そのものとその結果による人々への影響をかなりの程度減らすことができるだろう。チェルノブイリ事故は、事故処理作業従事者達の英雄的な努力にも拘わらず、不十分な計画立案と行政機関・担当部隊・専門家達の緊急事態対応実施に於ける不備が、極めて大規模且つ長期に及ぶ影響をもたらしたという、貴重な実例である。

8.2.1 計画の立案と執られた対策への評価

ソ連時代、チェルノブイリ原発で事故が発生した場合のオンサイトとオフサイト双方に於ける緊急事態計画が策定されていた。しかし、実際の事故対応に際して、それらの計画の欠陥が原因で実施に失敗したことが露呈した。これを受けて、世界中で、緊急事態計画策定過程の改善が進められた。

これらの計画の主要な欠陥の一つは、あれ程大規模な事故を想定していなかったことである。RBMK 型原子炉で炉心が完全に破壊されるような事故が起こるとは、誰も予想していなかった。このような重大事故が想定されていなかった為、それに伴う影響への対策もまた計画されていなかった。

その為、原発には必要な被曝線量測定装置及び空間線量測定装置がなく、リアルタイムで放射線状況を評価することができなかった。それにより、事故の規模の評価が遅れ、必然的に適切な防護措置の開始も遅れた。加えて、あり得る事故の規模を過小評価したことにより、4 号炉の消火活動を行った消防士達や原発職員達に対して然るべき防護用装備が与えられず、被曝による 28 名の死亡という結果を招いた。放射線からの適切な防護を行える車両が現場になかったことが、職員と緊急事態対応要員の更なる被曝をもたらした。当該タイプの原子炉には格納容器がない為、破壊された原子炉の制御を敏速に行い、効果的な防護措置を執ることができなかった。「石棺」が建設されて初めて、汚染源の統御を再開することが可能となったのである。

1　核施設は核兵器の原料となる核物質（ウラン・プルトニウムなど）を扱うので、核査察の対象となる。これに対して、アイソトープ施設は、核兵器と関係のない放射性物質を扱う施設（医療用レントゲンなど）。

8.2.2 実施された住民防護措置の評価

事故対応の主要な課題は、危険要因の影響からの人々と自然環境の防護である。国際放射線防護委員会（ICRP）は、その出版物「ICRP Publication 63」に於いて、被曝線量こそが確定的・確率的な放射線の影響についての危険性を示す指標である、としている。放射線からの住民防護についての決定を下す根拠となる、閾値の判断に関する ICRP63 勧告は、国際基本安全基準（BSS）[18] の作成に際して十分に考慮された。ウクライナでは、国法によって介入レベルが設定されており、それは BSS とは異なっている [10, 13]。

『電離放射線の影響からの人間の防護に関する』法律（ウクライナ）8 条によれば、「人間の生命と健康を防護するのに必要な介入の条件は、被曝線量の削減を通じて行われる、電離放射線の影響によって引き起こされる損害の軽減が、必要な介入とそれによる損失を正当化するのに充分なものでなければならない」。

人々を屋内待機させる措置は、事故後の最初の 2 週間に予想される積算実効被曝線量が 5 mSv を超える可能性のある場合に実施される。人々を一時的に避難させる措置は、事故後の最初の 2 週間の実効被曝線量が 50 mSv に達し得る場合に実施される。

安定ヨウ素剤の服用による予防処置は、甲状腺に蓄積された放射性ヨウ素による甲状腺の被曝線量が、児童については 50 mGy（実効線量で 2 mSv）を、成人については 200 mGy（実効線量で 8 mSv）を超えると予想される場合、ウクライナ保健省により定められた規定に従って実施される。

上記法律による介入レベルは、事故時に現場で用いられる機器による測定が可能ではなく、研究室の条件下で計算・測定される単位によって定められている。つまり、同法が定める介入レベルは、事故の初期段階に於ける防護措置の実施に関する決定を下す為の根拠として、直接用いることができない。国際的勧告（TECDOC-955 [19]）によれば、直接機器によって測定することが可能な（例えば線量）数値によって示される、運用上の介入レベル（OIL）を、事故が起こる以前に策定しなければならない。事故が発生した場合は、OIL を用いて、必要な防護措置の実施に関する決定を即座に下さなくてはならない。例えば、被曝線量が 1 mSv/h 以上であれば、住民の避難が必要であるというように。OIL は、事故対応の際の有効な手段である。特に危険の性格が殆ど分かっていないが直ちに決定を下す必要がある、放射性物質放出の初期段階で有効である。BSS の勧告に基づく、現場への導入用の OIL は、TECDOC-955 で計算されていた [19]。それらは、事故の性格を考慮した様々な仮定に基づいている。これらの既定 OIL は、原子炉での事故発生後の最初の数時間、または数日の間に用いるべきものとして策定されている。放出された放射性物質の組成と実際の環境汚染が判明した後、この OIL は見直されなければならない。殆どの場合、既定 OIL は、放射性同位体の構成の変化と放射性核種の拡散に応じて、計算し直さなければならない。TECDOC-955 には、全ての種類の防護措置に対する既定 OIL 値と、後に得られる実際の汚染に関する情報に応じて OIL 値を修正する為の方法が規定されている。ウクライナの介入レベルは BSS に規定されたものとは異なっている為、現行法下では、ウクライナに於いて、TECDOC-955 で算出された OIL 値を直接適用できない。その結果、ウクライナでは今日、原子力事故に際しての緊急防護措置の実施に必須である、OIL が存在しない。

8.2.3 安定ヨウ素剤の服用による予防措置実施の準備態勢

原発やその他の核施設に於ける事故の特性として、α線・β線・γ線を放射する他の物質と共に、環境中へ放出される放射性核種の中に、放射性ヨウ素の同位体（^{131}I・^{132}I・^{133}I・^{135}I）が含まれることが挙げられる。正にこれらが、事故後の最初の 1 ヶ月に亘って、放射線による最大の危険をもたらすの

である。その内、最も長く存在するものはヨウ素 131（^{131}I）であり、半減期が約 8 日間である。放射性ヨウ素の同位体は、消化器・呼吸器・傷や火傷を負った表皮から、人体に侵入し得る。

事故の初期段階で最も危険なのは、呼吸による放射性ヨウ素の同位体の体内への吸収である。何故なら、呼吸により吸収された放射性ヨウ素は、経口摂取よりも早く血液に入り、最初の数日間で、甲状腺に大量に蓄積されるからである。甲状腺への放射性ヨウ素の同位体の選択的且つ急速な濃縮は、甲状腺に高度の被曝をもたらす。放射性ヨウ素の蓄積は、年齢によって異なる。例えば児童では、甲状腺が小さく、その機能が昂進している為、吸収される線量は成人の数倍に及ぶ。新生児と 1 歳児では、吸収された放射能の 1 単位あたりの被曝線量は、成人の 25 倍に達する。呼吸の頻度がより多く、甲状腺がより小さい新生児にとって、呼吸によって摂取された放射性ヨウ素は、特に危険である。

放射性ヨウ素は、食物に含まれ医療に用いられる、天然のヨウ素と同じ化学的･生物学的特性を持つ。従って、放射性ヨウ素による甲状腺被曝から人々を防護する為の、簡便で効果的な方法が存在し、その実施も簡単である。必要な分量の安定ヨウ素を、例えばヨウ化カリウム（KI）の錠剤という形で服用すると、甲状腺が安定ヨウ素に満たされ、放射性ヨウ素の侵入が阻止される。このようにして、甲状腺の過大な被曝を防止することができる（所謂ヨウ素ブロックまたは安定ヨウ素予防服用）。世界保健機構の 1999 年の勧告による、様々な年齢に応じた安定ヨウ素の服用量を、表 8.1 に掲げる [15]。

表 8.1　年齢集団別の安定ヨウ素の服用量

年齢集団	ヨウ素の量（mg）	KI の量（mg）	100 mg 錠剤の分量
成人及び未成年（13 歳以上）	100	130	1
児童（3 ～ 12 歳）	50	65	1/2
乳幼児（1 ヶ月～ 3 歳）	25	32	1/4
新生児（1 ヶ月未満）	12.5	16	1/8

最も大きな防護効果が得られるのは、放射性ヨウ素の吸収が始まる 3 ～ 6 時間前に、安定ヨウ素剤を服用した場合である。

この方法の効果は、安定ヨウ素剤の服用が遅れた場合でさえも、かなり保たれる。放射性ヨウ素の吸収から 2 時間後では防護の程度が 80%、8 時間後では 40%、24 時間後では 7%近くである [16]。しかしながら、安定ヨウ素予防服用の実施が、放射性物質の降下後 6 時間以上遅れた場合には、その効率が顕著に低下し、1 昼夜経過後では、服用の妥当性が皆目疑わしくなる。

安定ヨウ素予防服用は、呼吸による吸収ばかりでなく、放射性核種により汚染された食物や水 — 特に牛乳と乳製品 — 経由の吸収の影響を緩和する為にも、行わなければならない。これらの食品と水の摂取によるリスクは、数日間（最長 2 ～ 3 週間後まで）残り続けるのであるから、尚更である。

効果的な安定ヨウ素予防服用を行う為には、核事故の結果被災し得る住民に、事前にこの方法が周知され、ヨウ素剤とその推奨される使用法が提供されていなければならない [17]。ヨウ素剤は定期的に新しいものに交換し、核施設職員や住民 — 特に児童 — が、安定ヨウ素予防服用が必要だと告示された時点で何処に居ようと、簡単に入手できるようにしなければならない。安定ヨウ素予防服用とその作用の仕組の要点について、住民に分かり易く説明することが必要である。また、その内容は、インターネット上の然るべきウェブサイト・パンフレット・ポスター・その他の、住民が入手しやすい媒体を用いて、如何なる時点に於いても参照可能にしなくてはならない。

緊急事態計画が機密であったことと、チェルノブイリ事故の時には、特に地元と州レベルで、意思

決定システムが欠如していたことが、安定ヨウ素予防服用とその他の防護措置の実施に遅れをもたらした。プリピャチで安定ヨウ素予防服用が実際に開始されたのは、最初の放射性物質放出が起こってから､8 ～ 10 時間経った後（他の市町村では更に遅れた）であった。ただ､最初の放出の際の風向によって、住民は甲状腺への深刻な被曝を免れることができたのであった。安定ヨウ素予防服用は、最も簡便で経費も安く、しかも効果的な住民の防護措置であり、その時宜に適った実施は、心理学的にも大きな意味を持つ。人々は、緊急事態が将に始まろうとする瞬間から、守られていると感じるのである。

8.2.4 事故影響のシミュレーション

放射性核種が大気を通じて環境に大量に放出される事故に際し、起こり得る影響の評価の最初の段階は、放射性核種の移動・拡散・降下の評価プログラムを用いたシミュレーションである。

チェルノブイリ事故の結果、3000 km^2 近くの地域が重度に汚染され、住民の避難が必要となった。しかし、そのことが明らかになったのは、最初の線量等値線図が作成された、1986 年 5 月 6 日になってからである（外部被曝線量による区域分けには、開放された空間での平均γ線量が用いられた。1986 年 5 月 10 日に得られた、各市町村での線量に関する広範で信頼できる情報を基に、修正が行われた[20]）。この等値線図の作成には、当時のソ連の莫大な資源、即ち、感度の高いγ線分光器を搭載した飛行機が投入された。このような広範囲の作業は、もし、放射性核種の移動・拡散・降下のモデリングを含んだ、コンピュータによるシミュレーションが行われていれば、ずっと効果的であっただろう。しかし、実効性のあるモデリングの為には、放射性核種の放出の内容や現地の条件や地勢の特徴を考慮した、気象の詳細な情報を時点に応じて供給する為の、膨大な準備作業が必要である [21]。

遺憾ながら、現在に至るまでウクライナには、そのようなシミュレーションシステムは存在しない。

8.2.5 モニタリングの評価

緊急事態に際してのモニタリングの主要な目的は、時宜を得た情報の提供である。それを基に、（事故の分類に応じた）防護措置の種類に関する最初の決定が、確認または訂正されるのである。

その為には、放射性物質の降下の有無、その位置、組成を判定することが必須である。効果的な緊急事態対応を実施する為に最も重要なのは、速やかなモニタリングを確実に行うことである。

放射線事故に際しての人々の避難或いは移住の決定は、被曝線量率と環境中の放射能に関するモニタリングのデータに基づいて下される。

放射性物質による環境汚染のモニタリングシステム（土壌・水・植物・食品のサンプルの採取と放射能測定）は、実際には欠如していた。必要な機器、サンプル採取や測定の為の認証を受けた方法論、訓練を受けた人員が用意されていなかったのである。

大規模な事故に際しては、飛行機やヘリコプターによる、上空からの測定が行われるべきである。放出物の線量や放射性核種の組成に関するより詳細な情報を得る為には、移動検査室が用いられるべきである。測定手法が、事前に検証されたものであり、計測学的根拠を有し、過酷事故の際に動員される様々な検査室間で統一規格化されたものであることが、非常に重要である。機器は較正を経たものでなければならず、人員は然るべき訓練を受けておかなければならない。

8.2.6 住民への警報

緊急事態に於ける住民の主要な防護措置の一つとして、危険と事故発生によって生じた状況についての時宜を得た警告、並びに緊急時に於ける行動手順と遵守事項についての情報提供がある。

このような警報措置には、前線司令部・行政官僚・対応部隊に対し、また交代勤務中の作業員（職員）や関連地域の住民に対し、事前に定められた合図・命令・危険と発生した状況下の行動手順と遵守事項に関する、行政機関や地方自治体の情報を、時宜を得て可及的速やかに通達することが含まれる。

強調しておかなければならないのは、警報システムの機能の遅れは、防護措置の効果を顕著に減少させ、正当化し難い犠牲や損害を住民にもたらし得るということである。1986 年のチェルノブイリの悲劇の最初の日々のように。

住民への警報措置は、緊急事態が発生した地方に於いて住民防護・緊急事態対応及び救助・その他の緊急行動の実施に関して決定を下す権限を持つ、担当部署と前線指揮官の間での警報内容の調整を必ず伴う。

対応するレベルの行政庁の長は、警報の準備と実施に関する責任を負う。

ウクライナの統合市民防衛体制に於いては、住民への警報はまず、如何なる性格の危険に対しても、電気信号によるサイレンによることが規定されており、その断続的な音は共通の危険信号、即ち「総員注意！」を意味する。この音（信号）を聞いた後、危険の性格と規模についての発表、また発生した状況下で最も適切な行動についての勧告を聴く為に、人々は直ちに持ち合わせている言語情報の受信装置（有線ラジオ・無線ラジオ・テレビ）のスイッチを入れなければならない。

言葉による情報は、何が起こり何をしなければならないのかを理解させる為に、短く、分かり易く、充分な内容を備えたものでなければならない。

統合市民防衛体制の全てのレベルに合わせた警報を出す為、国家・地方・局地・核施設の各レベルに、一極集中化された特別な警報システムが創設された。

そのうち主要なものは、地方・局地・施設のレベルに於けるものである。

全てのレベルの警報システムは、市民防衛前線司令部の緊急事態対応部局と直結した組織的・技術的連絡網、特別指令及び警報用の機器、そして緊急事態下に於ける指揮命令と言語情報の伝達を保障する連絡回線（ライン）を備える。警報システムの発動に関する決定は、関連の国家行政機関や地方自治体の長によって行われる。

「地方レベルに於ける集中型警報システム」は、警報システム全体の中で主要な結節点となる。このレベルが集中型警報制度を策定する為の基礎となる。

地方レベルに於ける集中型警報システムの任務は、担当領域内の行政官僚と住民への警報である。前線司令部と行政官僚との間の情報伝達は直結で行われ、住民は危険の性格と規模について、また発生した状況下での行動についての情報を得る。

「局地レベル（町や村落部）に於ける集中型警報システム」は、担当領域内の行政官僚や施設に配置された前線司令部要員、並びに住民への警報を確実に行う。

局地レベルに於ける集中型警報システムの管理は、町の緊急事態省実施当直班によって直接、または町の通信中継局の交代班によって行われ得る。

村落部の警報システム整備は、都市部の警報システムよりもずっと困難である。それは以下のような一連の理由による：

- 村落部の電話網は都市部ほど発達していない；
- 村落部の面積は都市部に比べずっと広い；
- 一地区の領域内にかなり多くの集落が存在している；
- 僅かではあるが、電話通信が一切存在しない村落も一部存在する；
- 村落での電話通信は、1 ～ 2 本の長距離電話線によって接続されている；

－　村落の多くは、三相の電気供給網を備えておらず、送電網の使用に制限が生じる。

これら全ての理由で、現存の管理と警報の為の設備の利用に制限が生じており、相当な経済的・物質的資源の導入が必要となる。従って、局地での集中型警報システムには、地区の中心地のみが組み込まれ、他の村落部の住民は、主にラジオ・テレビの通信網、村の電話連絡網、市民防衛隊や内務局の運搬可能な拡声装置、戸別訪問を通じて警報を受け取る。

「施設レベルでの警報システム」は、危険度の高い施設（原子力発電所・化学的に危険な施設・水利施設など）に設置される局地的なものと、潜在的危険のない他の経済活動の施設に於いて設置される警報システムに分けられる。

原子力発電所に於いて局地的警報システムの稼働する範囲は、その周囲半径 5 km であり、原発に最寄りの町村を必ず含むものでなければならない。同システムの直接の管理は、交代班の班長 — 通常は原発 1 号炉の交代班班長 — によって行われる。影響が原発外に及び得る事故が発生した場合、交代班班長は独自に、また原発の通信中継局の交代班の助けを借りて、場内の事務員や作業員・原発内居住区の住民・5 km 圏内の市町村の住民への、警報手段を遠隔操作で始動させる。交代班の班長は、緊急事態省の管轄機関に直接電話し、当直者を通じて通達を行う。

危険が生じた場合或いは危険の生じる虞がある場合の、住民への時宜を得た警告と情報提供という問題の重要性に鑑み、行政と地方自治体の諸機関、並びにあらゆるレベルの緊急事態省の諸機関は、住民への最も十全な警告を保障できる、最新の技術手段を用いた警報システムの設置（最新化）の為の措置を取り、同システムを常時利用できる状態に保たなければならない。その際、注意を払わなければならないのは、局地レベルでの集中型警報システムの機器の大部分は、過去 20 ～ 25 年間、幾つかは更にそれ以上の期間、昼夜兼行で常時稼働しており、型式も古く老朽化しており、直ちに新型のものに交換する必要があるということである。

8.2.7 住民への情報提供

チェルノブイリ原発事故に際し、住民への客観的な情報の提供が時機を逸し不充分なものであったことにより、国家の諸機関は社会心理学的なストレスを引き起こす前提を作り出した。

チェルノブイリ事故の最中とその後、世界中の他の緊急事態の場合と同様に、人々の主な反応は恐怖・絶望・落胆・救われない気持ちなどであり、それらは充分な情報が欠如していることで急激に強まった。将来の為の結論として、情報は、時宜を得た分かり易いものでなければならず、その内容は様々な解釈を許す余地のない充分なものでなければならない。

従って、市民防衛の問題に関する情報は、予測される或いは発生した緊急事態に関する、その事態の分類、事態の拡大とその影響の及ぶ範囲、またそれからの防護の手段と方法についての規定を含む、広報の形でなければならない。

統合市民防衛体制の運営諸機関は、マスメディアを通じて、市民防衛に関する時宜を得た信頼性のある情報を、特にあらゆる緊急事態の発生と危険の問題に関して、また市民防衛の分野に於ける自らの活動について、住民に伝えなければならない。

潜在的な危険のある施設を稼働させている企業の長は、そのような施設についての情報を提供しなければならない。

情報の提供は、以下のような手段によって行われる：

－　公の刊行物による発表や、管轄の国家機関の広報部による公示；

－　マスメディアの印刷物による発表、或いはマスメディアの聴覚 / 視聴覚媒体による公示。

情報は以下の内容を含まなければならない：

- 情報提供者とその活動分野に関するデータ；
- 施設内に存在する危険物質、特にその危険な特性；
- 一般市民と環境への影響を含む、事故時に発生し得るリスクの性質；
- 事故発生の虞、または事故が発生したこと、及び遵守事項についての住民への情報提供の方法;
- 規制機関への安全基準順守報告や救護部局との然るべき協定の証拠。

危険度の高い施設、特に放射線の危険がある施設の責任者は、当該施設に於いて危険物質、特に放射性物質の放出を伴う事故発生の虞がある場合、或いは事故が発生した際、施設周辺の管理区域の住民に与えられる通達事項のリストを作成する。このような通達事項のリストは、特別に権限を与えられた、市民防衛担当の中央行政機関によって認可を受ける。

8.3 国家緊急事態対応体制

8.3.1 統合市民防衛体制

ウクライナの現在の発展段階に於いて、緊急事態発生時の住民と領土の安全性のレベルの保障と改善は、社会的・経済的・生態学的に最も重要な問題の一つである。

市民防衛とは、緊急事態の予防と事後処理、並びに被災者支援を行うことによって、住民・領土・自然環境・財産を同事態から守る、国家の機能である。

市民防衛は、ウクライナ全土に於いて平時及び有事に行われ、全ての住民・行政機関・その他の国家機関・クリミア自治共和国閣僚会議・地方自治体・企業・その他の法人に適用される。

住民と領土の緊急事態からの市民防衛は、全ての行政機構の職務に於いて優先事項となる。

社会の安全性を確保及び向上させ、自然界の中の危険・人災・天災・生態学的災害を効果的に制御する為には、明確な目的を持った国家政策とその実現の為の主要な手段、即ち緊急事態対応体制が必要である。

ウクライナの市民防衛分野に於ける国家政策は、関連法律によって規定されている。

市民防衛分野での国家政策を規定し、その平時及び戦時に於ける実施を保障し、この分野に於ける活動主体の法的関係と組織原則を定めている、ウクライナの主要な法律は以下の通りである：

- 『ウクライナの市民防衛に関する』法律（ウクライナ；1993 年）；
- 『人災・天災による緊急事態からの住民と領土の防衛に関する』法律（ウクライナ；2000 年）；
- 『市民防衛の法理に関する』法律（ウクライナ；2004 年）；
- 『災害救助機構に関する』法律（ウクライナ；1999 年）；
- 『防火に関する』法律（ウクライナ；1993 年）。

これら全ての法律は、15 年間に亘り様々な時期に作成されたものである。幾つかの文書は、その効力を及ぼすべき法的主体がすでに存在しないことにより有効性を失い、幾つかは同一対象を法により規制する内容を含み、幾つかには多くの重複や矛盾する記述があり、また国際人道法の基準に適合していない場合もしばしば存在する。

市民防衛分野に於ける法の不備の表れとして、ウクライナの国内法制度には今日、「法律上」以下の三つの国家緊急事態対応体制が存在している：

- 市民防衛体制（『ウクライナの市民防衛に関する』法律に基づいて 1993 年に創設されたもの）；
- 人災・天災による緊急事態の防止及び対応の為の全国統合体制（『人災・天災による緊急事態からの住民と領土の防衛に関する』法律に基づいて 2000 年に創設されたもの）；
- 住民と領土の統合市民防衛体制（『市民防衛の法理に関する』法律に基づいて 2004 年に創設されたもの）。

しかし実際には、ウクライナで市民防衛分野の問題に取り組んでいる国家体制は、「事実上」一つしかない。何故なら、上記の名前の異なる三つの体制は、全く同一の構成要素 — 行政機関、市民防衛隊、並びに緊急事態用の物質的及び財政的な備蓄・モニタリングシステム・専門家の養成・住民に対する緊急時の行動訓練・といった支援手段 — を有しているからである。

その為、『人災・天災による緊急事態の予防及び対応の為の全国統合体制の機能状態に関する』ウクライナ国家安全保障防衛会議決定（2008 年 5 月 16 日）に従い、またウクライナ大統領令（2008 年 6 月 26 日 , No.590/2008）に規定されて、市民防衛の問題に関する統一体系化された法律文書としての、

ウクライナ市民防衛法典の策定が決定された。

2011 年 4 月 1 日現在、ウクライナ市民防衛法典の草案は既に策定され、ウクライナ内閣による検討を受ける為の調整手続きが行われている。

現時点では、統合市民防衛体制の機能は、『市民防衛の法理に関する』法律によって規定されている。ウクライナ市民防衛法典はこの体制の改善と発展を定め、その構成要素を特定し、これら構成要素の目的と機能を設定する。

統合市民防衛体制は、ウクライナに於ける市民防衛を実施する為に設立され、中央行政機関とその地方支部・地方自治体の諸機関・企業・施設と団体・それらの下部組織職員による諸活動を統合している。

統合市民防衛体制は、自身の管理組織、その手足となる市民防衛隊、並びに市民防衛に関連する機能の実施を担当する、以下のものを含む（但し以下に限定されない）企業・施設・団体から成る：

- 緊急時を見込んで備蓄される分を含む、財政的・物質的・技術的及び医療上の資源の為の財源を維持管理する企業；
- 共通の電話番号 112 による住民の緊急支援システムを運営する主体；
- 通信（特殊通信を含む）・警告・情報支援システムを運営する企業；
- 緊急事態のモニタリング及び予報の為のシステムのネットワークを形成する機関・施設・団体；
- 市民防衛の問題に関する訓練と科学的な支援を行う教育・研究機関。

統合市民防衛体制の組織構造は、常時稼働している機能上及び領域別の下部組織から成り、それには国家・地方・局地及び施設の各レベルがある。

統合市民防衛体制下の機能上の下部組織は、関連する公共部門の中央行政機関によって設置される。

機能上の下部組織の構成機関は、局地及び施設レベルに設置される。それらは、特に関連する公共部門の企業・施設・団体に設置される。

統合市民防衛体制下の機能上の下部組織或いは構成機関を設置した、行政機関の官僚または企業の役員は、当該下部組織或いは構成機関の運営に、直接責任を負う。

同様に、統合市民防衛体制下の領域別の下部組織は、クリミア自治共和国閣僚会議と、クリミア自治共和国・各州・キエフ市及びセヴァストポリ市の行政機関によって設置される。

統合市民防衛体制下の領域別の下部組織の構成機関は、クリミア自治共和国・各州・キエフ市及びセヴァストポリ市の各地区の行政機関によって設置される。また、州都や州内・地区内の都市では、市議会の行政機関によって設置される。

統合市民防衛体制下の領域別の下部組織或いは構成機関を設置した、機関の長である官僚は、それら下部組織或いは構成機関の運営に、直接責任を負う。

クリミア自治共和国閣僚会議は、クリミア自治共和国に於ける統合市民防衛体制下の領域別の下部組織の運営に、直接責任を負う。

予測される或いは発生した緊急事態の規模と特性に従って、統合市民防衛体制は、日常業務態勢・高度警戒態勢・緊急状況態勢・緊急事態態勢・有事態勢を使い分けて、任務を遂行する。

8.3.2 機能上の下部組織；「核施設保安部」

市民防衛分野の法律に従い、また『核災害・天災による緊急事態の予防と対応の為の全国統合体制に関する』ウクライナ内閣閣議決定（1998 年 8 月 3 日 , No.1198）に基づき、国家核規制委員会（『中央行政機関の構成最適化に関する』ウクライナ大統領令（2010 年 12 月 9 日 , No.1085）により、ウクラ

イナ国家核規制委員会は、ウクライナ国家核規制監察局に名称変更された）によって、統合市民防衛体制下の機能上の下部組織である「核施設保安部」が設置され、活動を行っている。

機能上の下部組織「核施設保安部」は、国家・地方・施設の各レベルで活動する。

同下部組織の活動は、施設レベルでは各原子力発電所の国家核保安監督署により、地方レベルでは地方の国家核及び放射線保安監督署によって管理される。

国家レベルに於ける、同下部組織の最重要構成機関は、国家核規制監察局の傘下に在る危機管理情報センター（ICC）である。ICC の活動には、国家核規制監察局とその下部組織に在籍する最も経験豊富な専門家達が参加する。

2010 年を通じて、ICC は専ら日常業務態勢で機能していた。つまり、24 時間の当直態勢で、ウクライナの各原子力発電所との業務連絡を取り、それら発電所で発生する事象に関する情報の分析とコンピュータ管理されたデータ・ベースへの登録を行っていた。ウクライナの原子炉の状態の概況と原子力発電所の稼働時の違反に関する報告は、国家核規制監察局のウェブ・サイト www. snrcu. gov. ua に記載される。

ICC の主要なシステムは以下の通りである：

- 信頼できる電気供給システム；
- 通話録音システム；
- 職員への自動警告システム；
- 国営原子力発電企業「エネルゴアトム」社の中央危機管理センターを通じてのリアルタイムでの原子力発電所に関するデータの伝達と画像化システム。

8.3.3 国営原子力発電企業「エネルゴアトム」社の危機管理センター

「エネルゴアトム」社の緊急事態準備態勢・事故対応体制は、統合市民防衛体制下の機能上の下部組織である「核工学・核燃料・原子力複合施設」の構成部分であり、同下部組織はウクライナ燃料エネルギー省の管轄下にある（『中央行政機関の構成最適化に関する』ウクライナ大統領令（2010 年 12 月 9 日 , No.1085）に従い、燃料エネルギー省はエネルギー・石炭鉱業省に改組された）。原子力利用と放射線安全性、並びに市民防衛の問題を所管するウクライナ法の規定に基づいて、この下部組織は設置され、機能している。

この機能上の下部組織には、「エネルゴアトム」社の主要及び予備の危機管理センターと、キエフ州ビロホロードゥカ村に在る、同社の子会社「緊急事態技術センター」傘下の原子力発電所支援センターという、二つの技術的施設が含まれる。

「エネルゴアトム」社の主要な危機管理センターは、キエフ市の同社本社ビルに在る。予備の危機管理センターは、チェルニーヒウ州ドニプローヴスケ村に在る、子会社「原子力補修サービス」の一部として設置され、活動している。

上記の「エネルゴアトム」社の主要及び予備の危機管理センターの他に、現行規制は、全ての原子力発電所のオンサイト（原発構内）とオフサイト（管理区域）に、危機管理センターを設置することを想定している。

オンサイト危機管理センターは、事故の局地化、並びに原発構内と放射線管理区域に於けるその影響の除去に関する活動の、司令塔の機能を果たす。オフサイト危機管理センターは、オンサイト危機管理センターの活動が不可能になるような事故の際に、利用されることが想定されている。

原子力発電所での事故の際には、必要が有れば何時でも、他の原発の危機管理センターの工学的・

技術的支援グループを含む、「エネルゴアトム」社の危機管理センターの全ネットワークが、事故対応に関与する。

緊急事態に際して確実にビデオ通信を行う為に、「エネルゴアトム」社には、衛星通信による連絡システムが設置されている。同システムは、「エネルゴアトム」社の主要及び予備の危機管理センター、「緊急事態技術センター」傘下の原子力発電所支援センター、「リウネ原発」・「ザポリージャ原発」・「フメリヌィーツィクィイ原発」・「南ウクライナ原発」の各原発のオンサイト及びオフサイト危機管理センターを、網羅している。そのデータ伝達システムにより、事故の状況を特徴付けるのに必要な情報が、危機管理センターのモニターに表示される。

原子力発電所での緊急事態が発生した場合、「緊急事態技術センター」と「原子力補修サービス」の人員と設備は、当該施設に派遣・運送される。現地での彼等は、原発事故とその影響の処理作業を指揮する、オンサイト緊急事態対応責任者の指揮下に入る。「緊急事態技術センター」と「原子力補修サービス」の緊急事態対応要員達は、必要が有れば何時でも、ロボットその他の特殊技術装置を利用して、当該施設の職員を支援する。その作業内容には、放射線及び技術上の探査、放射性廃棄物の収集と局地化、除染、原子炉・タービン・原発内の電気関連部門の設備補修などが含まれる。

8.3.4 原子力事故に対する緊急事態準備態勢・事故対応体制

「エネルゴアトム」社の緊急事態準備態勢・事故対応体制（ERS）の主要な任務は、ERS 自体の更なる発展・改善・実施；ERS の緊急事態対応部門・技術部門・修理部門の分化；技術的措置と資源の補完的複合体の形成を目的とした、稼働中の原発に於ける緊急事態対応部門と技術部門の分化；緊急事態対応の目的 ― 原発事故やそれに起因した緊急事態に際して、原発職員・住民・自然環境に対する放射線影響を防止または緩和すること ― を達成する為に、組織的・技術的・放射線学的・衛生的措置を執ること；である。

ERS の機能と発展にとっての最優先且つ長期的な目標は、IAEA 安全要件（GS-R-2）に沿って、如何なる原子力・放射線緊急事態にも対応できるように、実践的に準備態勢を改善することである。

この方針に沿った、主要な最優先課題は、以下の通りである：

- 各原発のオンサイト及びオフサイト危機管理センター、並びに「エネルゴアトム」社の主要及び予備の危機管理センターの任務実施に際して、組織上・技術上の決定を規格統一化する；
- 原発の原子炉モニタリング・管理システム及び警告・通信システムから得たデータの、収集・処理・文書化・保管・表示・転送を行う機構の稼働状態を維持し、改善する；
- 緊急事態準備態勢と事故対応に関する法規制基盤の策定と改善；
- 緊急事態準備態勢と事故対応に関する規制文書・組織内文書・行政文書の書庫保管分、並びに原発の設計文書・工学文書・手順書・製造文書・技術文書の予備保管分を設置し、それら内容が、緊急事態対策活動と事故処理作業を全面的に支援するのに有効で在り続けるように更新する；
- 市民防衛分野の法律と、原子力利用・放射線安全性分野の法律の間にある幾つかの不一致の修正；
- 緊急事態対応用の施設・設備・手段の技術性能向上と最新化；
- 人災・天災による緊急事態の予防と事後処理の為の備蓄物資及び応急用具の更新と拡充；
- 緊急事態に於ける決定を支援する専門家を補助する小集団を設置し、ソフトウェア開発並びに原発での放射線事故に際しての職員の行動及び住民防護に関する決定と解決策の最適化を含む、その即応機能を担保する；
- 緊急事態対応要員の養成と様々なレベルに於ける緊急事態対策訓練の為の、体制と手法を、方

法論的・物質的・技術的に改良する。

中長期的課題は以下の通り：

- 核施設の運転員・同施設の緊急事態対応及び技術補修担当部門・稼働中の原発を対象として、緊急事態準備態勢及び事故対応の為に、統一情報と分析の為のシステムを確立する；
- 核と放射線の安全性を規制する国家機関・原子力利用の為の国家行政機関・市民防衛の為の国家行政機関・科学技術上の支援を行う原子力施設の設計組織・その他の核関連施設の運転員等が共用する、統一情報と分析の為の空間に、上記システムを統合させる；
- 緊急事態対応要員の社会保障と追加給与の問題に取り組む；
- 緊急事態対応を行う人員の更なる能力開発及び設備の更なる能力拡張、緊急事態対応措置への最新の物質的・技術的手段の装備、並びに最新の機器とソフトウェアの導入；
- 緊急事態準備態勢に関する計画と任務課題を、原子力産業分野の一般企業化、並びにウクライナの燃料・エネルギー複合体に於ける省エネ措置という、条件に適合させる；
- 異なるレベルの ERS の更なる発展の為の取組に、投資計画を誘致し実施させる。

これらとその他の課題の段階的実現を目的として、「エネルゴアトム」社は、『2015 年までの「エネルゴアトム」社の ERS 発展計画』（PM-D.0.03.396-10）を採択した。適切な融資を受けて同計画を実施すれば、現在既に高度なレベル（様々なレベルの国際的専門家達の評価による）に在る、放射線緊急事態発生時の対応準備態勢を維持し、更に改善できるだろう。

8.3.5 緊急事態計画の立案

放射線事故対応を確実に行う為の作業を組織的に行う為に、適切な緊急事態対応計画を策定すべきである。

国家レベルでは、「放射線事故対応計画」（以下、「計画」と略す）が策定されている。これは、ウクライナ国家核規制委員会と緊急事態並びにチェルノブイリ核災害の影響からの住民防護省による共同命令（2004 年 5 月 17 日 , No.87/211）により承認され、ウクライナ法務省により登録（2004 年 6 月 10 日 , No.720/9319）された。

2010 年 3 月に、「計画」は再検討された。「計画」の再検討は、国家核規制委員会・緊急事態省・燃料エネルギー省・保健省・生態系及び天然資源省に所属する専門家達から成る、作業部会によって行われた。同作業部会は、『緊急事態対応訓練の実施経験を考慮しての、緊急事態準備態勢及び事故対応に関する IAEA 勧告の実施に関する』国家核規制委員会理事会決議（2008 年 3 月 20 日 , No.11）を実施する為に設置されたものである。

「計画」の修正は、国家核規制委員会と緊急事態省による『放射線事故対応計画への修正承認に関する』行政命令（2010 年 3 月 2 日 , No.24/126）により承認され、法務省により登録（2010 年 3 月 25 日 , No.250/17545）された。

「放射線事故対応計画」は、放射線事故が発生した或いはその虞がある場合に、行政機関及び統合市民防衛体制下の機能上及び領域別の下部組織の人員と資源による、調整された即時対応を着実に実施する為に策定された。

「計画」は、『原子力利用と放射線の安全性に関する』法律（ウクライナ）・『人災・天災による緊急事態からの住民と領土の防衛に関する』法律・『市民防衛の法理に関する』法律・『電離放射線の影響からの人間の防護に関する』法律・ウクライナ内閣閣議決定（2001 年 11 月 16 日 , No.1567）により承認された「国家緊急事態対応計画」（放射線事故に言及）・IAEA の勧告の実施を考慮に入れて、策定された。

「計画」策定の目標は、以下の通りである：

- 緊急事態計画の立案と放射線事故対応の特性を考慮した上での、統合市民防衛体制下の機能上及び領域別の下部組織によって実施される活動の法的調整；
- 緊急事態対応分野に於ける、ウクライナの現行法規制基盤と EU 諸国の現行法規制基盤の調整。

「放射線事故対応計画」は以下の事柄を規定する：

- 放射線事故を引き起こし得る施設及び活動に関する、放射線危険度カテゴリー；
- 自治体に於ける事故・核施設内事故・産業事故・緊急事態準備態勢・放射線源の制御喪失などを含むがこれらに限定されない、放射線事故及び他の危険な事象の等級分類；
- 企業、並びに中央及び地方行政機関の間での、放射線事故対応に関する責任分担；
- 計画の実施・危機管理センターの活動の組織などを含むがこれらに限定されない、緊急事態対応手続；
- 「計画」で想定されている措置に対する財源の付与；
- 緊急事態対応訓練の組織と実施。

放射線事故への時宜を得た対応、並びに住民と領土の防護の為の実効性ある措置の実施を目的として、「放射線事故対応計画」に加えて、以下のような放射線事故への「対応計画」が策定されている：

- 放射線技術或いは放射線・核技術に関連した実務が行われている施設に於ける、緊急事態計画；
- 統合市民防衛体制下の局地レベルの下部組織の構成機関に於ける、対応計画；
- 統合市民防衛体制下の地方レベルの下部組織の対応計画；
- 統合市民防衛体制下の機能上の下部組織の対応計画。

放射能汚染を蒙り得る地域に在る施設は、上記の緊急事態対応計画に、別個の項目として、起こり得る放射線事故への対応措置を想定しておかなければならない。

放射線技術或いは放射線・核技術関連の実務が行われる施設の運営企業の経営陣は、緊急事態対応計画で想定されている措置の策定・承認・実施に責任を負う。

放射性物質の輸送を行う企業の経営陣は、国家核規制委員会令（2005 年 4 月 7 日 , No.38）によって承認され、法務省により登録（2005 年 4 月 22 日 , No.431/10711）された「放射性物質輸送中に事故が発生した際の措置と行動に関する計画を立案する為の規定」に従って、放射性物質の輸送時に起こり得る事故の影響の除去に関連する行動計画の策定・承認・実施に責任を負う。

放射線技術或いは放射線・核技術関連の実務が行われる施設に於いて策定された緊急事態計画は、当該施設の放射線危険度カテゴリーを規定しなければならない。放射線危険度カテゴリーは、施設と業務の種類が放射線危険度カテゴリーのどの区分に属するかを考慮し、当該施設の放射線危険度の分析に基づいて規定される。

放射線危険度カテゴリー I に属する施設に於ける緊急事態計画は、「ウクライナの原発に於ける標準緊急事態計画」に基づいて策定される。燃料エネルギー省は、その準備及び関係省庁との調整に責任を負う。

統合市民防衛体制下の局地及び地方レベルの下部組織に於ける放射線事故への対応計画の規定は、放射線事故が発生した際に当該領域に影響を与え得る施設とその業務類型の放射線危険度カテゴリーに従って、緊急事態省が、保健省と生態系及び天然資源省の参加を得て、策定する。

放射線危険度カテゴリー I ～ II に属する施設の監視区域（但し、出力 4 GW 以下の原発の場合は 30 km 圏外、出力 4 GW を超える原発の場合は 50 km 圏外）にその全領域または一部が含まれる、統合市民防衛体制下の領域別下部組織に於ける対応計画は、個別の文書として策定される。

放射線危険度カテゴリーⅢに属する施設が在る、或いは放射線危険度カテゴリーIV ～ V に属する業務が行われている、統合市民防衛体制下の領域別下部組織に於ける対応計画は、個別の章として、『国家緊急事態対応計画の承認に関する』ウクライナ内閣閣議決定（2001 年 11 月 16 日 , No.1567）に則って策定される、当該領域に於いて最も起こり得る可能性の高い緊急事態への対応計画に含まれ得る。

放射線危険度カテゴリーⅠ～Ⅱに属する施設の監視領域にその全領域または一部が含まれる、統合市民防衛体制下の領域別下部組織に於ける対応計画は、当該施設の運営企業によって提供される元データに基づいて策定され、当該企業の経営陣の同意を得る。

放射線危険度カテゴリーⅠに属する施設の監視領域にその全領域または一部が含まれる、統合市民防衛体制下の領域別下部組織に於ける対応計画は、緊急事態省令により承認され、燃料エネルギー省・保健省・生態系及び天然資源省の合意を得た、「統合市民防衛体制下の領域別下部組織に於ける標準放射線事故対応計画」に基づいて策定される。

これら全ての領域別下部組織に於ける対応計画は、相互に一貫性を持たなくてはならない。

統合市民防衛体制下の機能上及び領域別の下部組織に於ける対応計画には、以下の規定がなければならない：

- 他の放射線事故対応実施機関との情報交換手続；
- 放射線事故の進展の様々な段階に於いて既に生じた或いは予測される状況に応じて、住民とメディアへの情報提供の為に準備される、報道発表の形式と内容に関する勧告。

結論

現代社会は、原子力利用を放棄することはできない。しかし、人々は、常にチェルノブイリ核災害を想い起し、危険な技術を利用する際には相応の責任を取る必要性があることを、心に刻まなければならない。正にこのことが、安全文化の要諦なのである。科学的及び工学的技術支援と、高度な技能を持つ専門家を養成する仕組、それに多層的な意思決定及び責任追及制度なくしては、原子力を利用してはならない。

引用文献

1 章

1. *Подлазов Л.Н., Трехов В.Е., Черкашов Ю.М. и др*. Расчётное моделирование аварии на четвертом блоке Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1994. – т. 77, вып. 2 – с. 93 – 100.
2. *Кучин А.В., Халимончук В.А.* Нейтронно-физические и теплофизические исследования аварии на 4-м энергоблоке ЧАЭС. Доклады Академии наук Украины. – 1993, № 1, с. 140 – 147.
3. *Абагян А.А., Асмолов В.Г., Гуськова А.К.* и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и её последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. – 1986. – Т.61, вып.5. – С. 301 – 320.
4. Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident. Safety Series. N75-INSAG-1. IAEA. – Vienna, 1986. – 106 p.
5. INSAG-7. The Chernobyl Accident Updating of INSAG-1; A report by International Nuclear Safety Advisory group IAEA. – Vienna, 1992, Safety series N 75-IAEA-7. – 135 p.
6. О причинах и обстоятельствах аварии на 4 блоке Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. // Доклад ГПАН СССР – М. 1991 г.
7. *Богатов С.А.* Взаимодействие аварийного топлива 4-го энергоблока ЧАЭС с конструкционными материалами – количественные оценки // Объект «Укрытие» – 10 лет. Основные результаты научных исследований. – 1996. – С. 112 – 127 (МНТЦ «Укрытие», Чернобыль).
8. *Пазухин Э.М.* Горение графита 4-го энергоблока во время активной стадии аварии на Чернобыльской АЭС. Возможный вариант сценария // Радиохимия. – 2008. – Т.50, N 2. – С. 188 – 192.
9. *Петелин Г.И., Зимин Ю.И., Тепикин В.Е., Рыбалка В.Б., Пазухин Э.М.* «Горячие частицы ядерного топлива чернобыльского выброса в ретроспективной оценке аварийных процессов на 4-м блоке ЧАЭС // Радиохимия. – 2003. – Т. 45, N 3. – С. 278 – 281.
10. *Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д.* Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Израэля Ю.А. –Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.
11. *Купный В.И.* Объект «Укрытие»: вчера, сегодня, завтра // Объект «Укрытие» – 10 лет. Основные результаты научных исследований. – Чернобыль, 1996. – С. 57 – 77.
12. *Пазухин Э.М.* Об эффективности засыпки шахты реактора 4-го энергоблока ЧАЭС при аварии 26 апреля 1986 г. // Радиохимия. – 1997. – Т. 39, вып. 4. – С. 375 – 378.
13. *Боровой А.А., Пазухин Э.М., Стрижов В.Ф.* Эффективность мер по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС (активная стадия аварии) // Препринт ИАЭ-6471/11. – Москва, 2007. – 38 с.
14. Chernobyl Catastrophe, House of Ann. Issue, Kiyv, 1997, Ed. by Viktor Baryakhtar: Чорнобильська катастрофа: Колективна монографія. – К.: Наук
15. *Ильин Л. А.* Реалии и мифы Чернобыля. – М.: ALARA Ltd, 1994.
16. Розсекречені документи на сайті СБУ див. 2 і 3 зображення (http://www.sbu.gov.ua/sbu/control/uk/publish/article?art_id=49046)
17. *Sich A. R.* Chernobyl Accident Management Actions», Nuclear Safety, Vol. 35, №1, Janusry June 1994.
18. *Маслов В. П., Мясников В. П., Данилов В. П.* Математическое моделирование аварийного блокаЧАЭС.–М.: Наука, 1987.
19. *Пурвис Э.* Сценарий Чернобыльской аварии: по состоянию на апрель 1995 г. Отчет МНТЦ.– Чернобыль, 1995.
20. Постанова КМУ №327 від 11.06.1992 , Київ
21. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення. Мінчорнобиль України.– К., 2001.
22. Герасько В.Н., Ключников А.А., Корнеев А.А., Купный В.И, Носовский А.В., Щербин В.Н. Объект «Укрытие». История, создание и перспективы.– К.: Интерграфик, 1997.
23. *Холоша В. И., Проскура Н. И., Иванов Ю. А., Казаков С. В., Архипов А. Н.* Радиационная опасность объектов Зоны отчуждения // Проблеми Чорнобиля: Наук. техн. збірник. Вип. 5.– Мат. Міжнар. Науково-практ. конф. «Укриття 98». – 1999.
24. Постанова Кабінету Міністрів України від 2 березня 2002 р. № 253 «Про затвердження Стратегії заміни системи пільг на адресну грошову допомогу населенню».

25. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2004 році.
26. Перелік найважливіших рішень Уряду Української РСР по усуненню наслідків аварії на Чорнобильській АЕС за 1986–1990 рр. К.: Б. і., 1990.
27. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и Основные санитарные правила работы ОСП- 72/87. М.: Энергоатомиздат, 1988.
28. Гуськова А. К., Кирюшкин В. И., Косенко М. М. и др. Руководство по организации медицинского обслуживания лиц, подвергшихся действию ионизирующего излучения / Под ред. Л. А. Ильина.– М.: Энергоатомиздат,1985.
29. Сборник нормативных документов по организации медицинской помощи при радиационных авариях. М.: Минздрав СССР, уч. метод. каб.– 1986.
30. Маковська Н. В., Парфененко М. Д., Шаталіна Є. П. Чорнобильська трагедія. Документи і матеріали / Упорядники.: Н. П. Барановська (голов. упоряд.).– К.: Наук. думка, 1996.
31. О единой программе по ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС и ситуации, связанной с этой аварией / Постановление Верховного Совета СССР от 25.04.90 г.– Известия.– 1990.
32. О неотложных мерах по защите граждан Украины от последствий Чернобыльской катастрофы / Постановление Верховного Совета УССР от 01.08.90 г.– Правда Украины.– 1990.– 7 августа.
33. Расселение населения, обеспечение рациональной занятости трудовых ресурсов и эффективное использование производственного потенциала Зоны радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС Украинской ССР: Научный доклад / Отв. ред. С. И. Дорогунцов. – К.: СОПС УССР АН УССР, 1991.
34. Відомості Верховної Ради УРСР. 1991.– № 9.
35. Відомості Верховної Ради УРСР. 1991.– № 16.
36. Яценко В. М., Борисюк М. М., Омельянець С. М. Правові основи радіаційної безпеки і протирадіаційного захисту населення та їх законодавче забезпечення в Україні / Чорнобиль–96. «Итоги: 10 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС // Сб. тез. пятой Межд. научн.-техн. конф. 1996. Зеленый Мыс.
37. Відомості Верховної Ради України.– 1997.– № 36.
38. Відомості Верховної Ради України.– 2000.– № 13.
39. Відомості Верховної Ради України.– 1996.– № 35.
40. Парламентські слухання 08.04.2009, сайт ВРУ http://www.rada.gov.ua/zakon/new/par_sl/sl0804109.htm
41. Основные проектные решения, принятые при ликвидации последствий аварии на чернобыльской АЭС. Отчет Всесоюзного проектного и научно-исследовательского института комплексной энергетической технологии «ВНИПИЭТ». – Инв. № 34713. – Ленинград, 1986. –106 с.

2章

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє // Національна доповідь України. –К.: Атака, 2006. – 224 с.
2. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии // Научн. рук. Ю.А.Израэль. –Люксембург: Бюро по официальным изданиям Европейской Комиссии, 1996. – 108 с.
3. *Атлас* «України. Радіоактивне забруднення». – К.: МНС України, 2008. – 52 с.
4. Kashparov V.A., Oughton D.H., Protsak V.P. etc. Kinetics of fuel particle weathering and ^{90}Sr mobility in the Chernobyl 30 km exclusion zone // Health Physics. – 1999. – v. 76. – P. 251 – 259.
5. Державні гігієнічні нормативи “Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді», Наказ МОЗ України від 03.05.2006,№256.
6. Фоновое загрязнение природной среды на территории СССР техногенными радиоактивными продуктами. Отчеты ИЭМ. Обнинск, 1981-1985.
7. Радіоактивне забруднення території України в 2009 році. Щорічник. Звіт. Центральна геофізична обсерваторія.- Київ:2010, 102 с.
8. Гаргер Е.К. Вторичный подъем радиоактивного аэрозоля в приземном слое атмосферы. Ин-т проблем безопасности АЭС.-Чернобыль:2008, 192с.
9. Фондовые материалы Госкомгидромета СССР. Обнинск, 1986
10. Berkovsky V, Ratia G, Nasvit O. Internal doses to Ukrainian populations using Dnieper River water, Health Physics 71 (1996) p 37-44.
11. Balonov M., Konoplev A., Levis D., Voitsekhovych O. , Zheleznyak M, Zhukova . / Radilogical

Conditions in the Dnieper River Basin RARS, IAEA 2006. 186 p.
12. Войцехович О.В. / Радіоактивне забруднення водних систем після аварії на ЧАЕС. Огляд результатів вирішення проблеми за період 1986-2005 рр. // Національна доповідь 20 річчя Чорнобильської аварії. Екологічні наслідки аварії на Чорнобильській АЕС. Чорнобиль- інтерінформ. 2006 р.
13. Войцехович О.В. Управление качеством поверхностных вод в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. К.: Віпол, 2001. – 136 с.
14. Y. Onishi, O.Voitsekhovich, M. Zheleznyak. Chernobyl: What Have We Learned? The Successes and Failures to Mitigate Water Contamination over 20 Years. Springer , 2007. 360 p.
15. Канивец В.В. Анализ основных тенденций развития радиационной обстановки в Днепровской водной системе после Чернобыльской аварии // Вісник аграрної науки. – 1996. – №4. – С.40-56.
16. Войцехович О.В., Шестопалов В.М., Скальский А.С., Канивец В.В. Мониторинг радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод после аварии на ЧАЭС.// Віпол. 2001 – 147 с.
17. Войцехович О.В., Панасевич Э.Л. Про дозову и социально-экономическую целесообразность современной водоохранной деятельности в зоне отчуждения ЧАЭС // Бюллетень экологического состояния зоны отчуждения. – №12. – 1998. – С.3-8.
18. С.І. Кірєєв, Д.О. Вишневський, Бар'єрні функції зони відчуження / Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення №2 (32), 2008. С. 5-16.
19. С.І. Кірєєв, С.М. Обрізан. Шевченко О.Л., Бугай Д.О. та ін. Перспективи водоохоронної діяльності в зоні відчуження / Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення №1 (27), 2006. С. 66-77.
20. Шестопалов В.М., С.І. Кірєєв, Б.О. Годун, та інш. Радіаційний стан зони відчуження у 2007 році / Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення №1 (31), 2008. С. 8-10.
21. С.І. Кірєєв, Б.О. Годун, Т.І. Нікітіна. Та інші. Радіаційний стан зони відчуження в 2009 році / Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення №1 (35), 2010. С. 11-14.
22. Кузменко М.І., Гудков Д.І., Кірєєв С.І. та інші. / Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах, Київ, Наукова Думка, 2010, - С. 261.
23. Канивец В.В., Деркач Г.А., Луценко С.И. Состояние радиоактивного загрязнения речных и морских вод Украины через два десятилетия после Чернобыльской аварии. Сборник научных докладов Международной конференции RANEXA05 «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий», Москва, декабрь 2005.
24. Smith, J.T., Alexei V. Konoplev, Oleg V. Voitsekhovitch and Gennady V. Laptev. The Influence of Hot Particle Contamination on Models for Radiation Exposures via the Aquatic Pathway. Radioactive Particles in the Environment. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, 2009, IV, 249-258.
25. M.J.Buckley, D.Bugai, L.M.C.Dutton, M.Yu.Gerchikov et al. Drawing and evaluating remedial strategies for Chernobyl cooling pond. Final Report. Proj. ref. B7-5230/2000/306958/MAR/C2, NNC Limited, 2002.
26. Войцехович О, Канивец В., Лаптев Г., Бугай Д., и др. Экологическое обоснование возможности вывода водоёма-охладителя из эксплуатации и подготовка исходных данных для выполнения технико-экономического расчета № госрегистрации 0106U011970. подготовлено ЦМДПТ по заказу ЧАЭС. 2006.
27. Bulgakov A, Konoplev A, Smith J, Laptev G, Voitsekhovich O. Fuel particles in the Chernobyl cooling pond: current state and prediction for remediation options. J Environmental Radioactivity. 2009 Apr; 100(4):329-32.
28. Кашпаров В.О., Хомутнин В.Ю., Глуховский О.С. и др. Оценка опасности вторичного ветрового переноса радиоактивных аэрозолей после частичного осушения водоема-охладителя ЧАЭС. Бюллетень экологического состояния зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения, №1 (21), 2003, с.67-74.
29. Петров М.Ф., Кірєєв С.І. Природне заростання ложа водойми-охолоджувача ЧАЄС після пониження його рівня / Бюллетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення №1 (27), 2006. С. 78-82.
30. Бугай Д. И др. Экспериментальные гидрогеологические исследования и фильтрационные расчеты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Бюллетень экологического состояния зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения №1 (25), апрель 2005. С.42-58.
31. Канивец В.В., Деркач Г.А., Луценко С.И. Состояние радиоактивного загрязнения речных и морских вод Украины через два десятилетия после Чернобыльской аварии. Сборник научных докладов

Международной конференции RANEXA05 «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий», Москва, декабрь 2005.
32. *Shestopalov V. M.* (2002). Chernobyl disaster and groundwater. (Editor. V. Shestopalov)/ Balkema Publisher, 2002. 289.
33. IAEA (2003). Marine Environment Assessment of the Black Sea (Working material). Final report. Technical cooperation project RER/2/003. 358 p.
34. *Джепо С. П., Скальский А. С., Бугай Д. А.* Радиационный мониторинг подземных вод // В кн. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. – Т. 1. Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины.– К.: Чернобыльинтеринформ, 1997.– С. 152–214.
35. Vakulovsky S. M., Nikitin A. I., Chumichev V. B., Katrich I. Yu., Voitsekhovitch O. A., Medinets V.I., Pisarev V. V., Bovkum L. A. and Khersonsky E. S. (1994) Cs-137 and Sr-90 contamination of water bodies in the areas affected by releases from the Chernobyl Nuclear Power Plant accident: an overview. Journal of Environmental Radioactivity 23, 103–122.
36. Водообмен в гидрогеологических структурах Украины. Т.4. Водообмен в геологических структурах и Чернобыльская катастрофа. – Киев, 2000. – 618 с.
37. *Шестопалов В.М.* Радіоактивне забруднення і бар'єрні функції геологічного середовища в Зоні відчуження. / Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. 199. - №15 .-С.25-27.
38. *Довідник* для радіологічних служб Мінсільгосппроду України. – К.: УкрНДІСГР, 1997. – 176 с.
39. *Глазовская М.А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. – М.: Высшая школа,1988. – 328 с.
40. *Л.Л. Малишева.* Геохімія ландшафтів. – К.: Либідь, 2000. – 472 с.
41. *Реймерс Н.Ф.* Охрана природы и окружающей человека среды: Словарь-справочник. – М.: Просвещение, 1992. – 320 с.
42. *ISO 11074-4.* Soil quality – Vocabulary – Part 4: Terms and definitions related to the rehabilitation of soil and sites. - Geneva, 1999. – 22 p.
43. *Ретроспективно*-прогнозні дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1986-1997 рр. Збірка 7 / Под ред. И.А.Лихтарева. —К.: МЧС Украины, 1998. – 155 с.
44. *Accelerated* Bioremediation with Slow release Electron Donors and Electron Acceptors / S.S. Koenigsberg (Ed.) – San Clement: Regenesis Bioremediation Products, 2002. – 413 p.
45. *Бондаренко Г.Н.* Концепция формообразования в геохимии техногенных радионуклидов // Збірник наукових праць ДНЦ РНС. – Київ, 2000. – С. 26-48.
46. *Орлов О.О., Долін В.В.* Біогеохімія цезію-137 у лісоболотних екосистемах Українського Полісся/ За ред. Е.В. Соботовича. – К.: Наукова думка, 2010. – 198 с.
47. *Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О.* Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / За ред. Е.В. Соботовича. – К.: Наукова думка, 2004. – 221 с.
48. *Distribution* of Carbon isotopes in forest ecosystem within the Chernobyl Exclusion Zone / J.T. Morris, V.V. Dolin, M.M. Kovaliukh et al. // Final Project Report: CDRF Award #UB1-2500-KV-03. – Kyiv, 2006. – 25p.
49. *Kovaliukh N., Skrypkin V., Pazdur A., Pazdur M.* Radiocarbon studies of environmental behavior of radioactive graphite from Chernobyl outburst // Annual Report. – Gliwice: Silesian Technical University (Poland), 1994. – P. 35-37.
50. *Соботович Э.В., Скрипкин В.В., Жданова Н.Н. и др.* Трансформация реакторного графита чернобыльского аварийного выброса в биогиохимических системах / Доп. НАН України. – 1996. №11. – С. 173-176.
51. *Холоша В.І., Проскура М.І., Іванов Ю.О. та ін.* Радіаційна і екологічна вагомість природних та техногенних об'єктів Зони відчуження // Бюл. екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – № 13. – С. 3–8.
52. *Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О.* Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи / За ред. Е.В. Соботовича. – К.: Наукова думка, 2004. – 221 с.
53. *Холоша В.І., Проскура М.І., Іванов Ю.О. та ін.* Радіаційна і екологічна вагомість природних та техногенних об'єктів Зони відчуження // Бюл. екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. – № 13. – С. 3–8.
54. Геохимия техногенных радионуклидов / Под ред. Э.В Соботовича, Г.Н. Бондаренко. – К. Наукова думка, 2002.- 332 с.

55. *Бідна С.М.* Демутаційні процеси в Чорнобильській зоні відчуження та їх використання для заліснення радіаційно забруднених територій: автореф. дис. канд. сільгосп. наук: 06.03.03. – К., 2000. – 21 с.
56. *Балашов Л.С.* Роль рослинного покриву в процесах автореабілітації // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Шестопалов В.М., Францевич Л.І., Балашов Л.С. та ін. / Під ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна. – Київ, 2001. – С. 133-144.
57. *Федоренко Н.М., Кондратюк С.Я., Орлов О.О.* Лишайники та ліхенофільні гриби Житомирської області. – Житомир: ПП «Рута», Вид-во «Волинь», 2006. – 148 с.
58. *Вірченко В.М., Орлов О.О.* Мохоподібні Житомирської області. – Житомир: ПП «Рута», Вид-во «Волинь», 2009. – 216 с.
59. *Гащак С.П., Вишневський Д.О., Заліський О.О.* Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна) / За заг. ред. С.П. Гащака. – Славутич: Вид-во Чорнобильського центру з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології, 2006. – 100 с.
60. Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические исследования хвойных в районе Чернобыльской катастрофы. М.: ИПЦ «Дизайн. Информация. Картография», 2002. 272 с.
61. Grodzinsky D.M., Bulakh A.A., Gudkov I.N. Radiobiological effects in plants // Chernobyl Catastrophe. – Kyiv: Edit. House of Ann. Issue „Export of Ukraine", 1997. – P. 314-328.
62. Geraskin S.A., Zimina L.M., Dikarev V.G., Dikareva N.S., Zimin V.L., Vasiliyev D.V., Oudalova A.A., Blinova L.D., Alexakhin R.M. Bioindication of the anthropogenic effects on micropopulations of Pinus sylvestris, L. in the vicinity of a plant for the storage and processing of radioactive waste and in the Chernobyl NPP zone // Journal of Environmental Radioactivity. – 2003. – V. 66. – P. 171–180.
63. Йощенко В.И., Бондарь Ю.О. Дозовая зависимость частоты морфологических изменений у сосны обыкновенной (Pinus sylvestris L) в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиац. биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 1. С. 117-126.
64. Йощенко В.И., Кашпаров В.А., Левчук С.Е., Бондарь Ю.О., Лазарев Н.М., Йощенко М.И. Эффекты хронического облучения сосны обыкновенной (Pinus sylvestris L.) в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиац. биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 6.
65. Annals of the ICRP. Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Elsevier, 2007. 313 p.
66. ERICA. D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionizing radiation. Contract Number FI6R-CT-2004-5088472007; 2007 [online]. Available at: http://wiki.ceh.ac.uk/download/attachments/115017395/D-Erica.pdf?version=1. Accessed 26 July 2010.
67. *Гащак С.П., Вишневський Д.О., Заліський О.О.* Фауна хребетних тварин Чорнобильської зони відчуження (Україна) / За заг. ред. С.П. Гащака. – Славутич: Вид-во Чорнобильського центру з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології, 2006. – 100 с.
68. *Бідна С.М.* Демутаційні процеси в Чорнобильській зоні відчуження та їх використання для заліснення радіаційно забруднених територій: автореф. дис. канд. сільгосп. наук: 06.03.03. – К., 2000. – 21 с.
69. *Балашов Л.С.* Роль рослинного покриву в процесах автореабілітації // Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Шестопалов В.М., Францевич Л.І., Балашов Л.С. та ін. / Під ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна. – Київ, 2001. – С. 133-144.
70. *Федоренко Н.М., Кондратюк С.Я., Орлов О.О.* Лишайники та ліхенофільні гриби Житомирської області. – Житомир: ПП «Рута», Вид-во «Волинь», 2006. – 148 с.
71. *Вірченко В.М., Орлов О.О.* Мохоподібні Житомирської області. – Житомир: ПП «Рута», Вид-во «Волинь», 2009. – 216 с.
72. *Глазко Т.*Т., Архипов Н.П., Глазко В.И. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере Чернобыльской аварии. – Москва: ФГОУ ВПОРГАУ-МСХА имени К.А.Тимирязева, 2008. – 555с.
73. *Гудков Д.І.* Радіонукліди в компонентах водних екосистем зони відчуження Чорнобильської АЕС: розподіл, міграція, дозові навантаження, біологічні ефекти: Дис… доктора біологічних наук: 03.00.01, НАН України Інститут гідробіології. – К., 2006. – 34 с.
74. *Рокитко П.В.* Склад бактерій в 10-км зоні ЧАЕС і їх стійкість до гама-випромінювання та інших стресових факторів: Дис. ..кандидата біологічних наук: 03.00.07/ НАН України, Інститут мікуробіологіїі вірусології ім.. Д.К. Заболотного. – К. -139 с.
75. *Радиоэкология* водных объектов зоны влияния авария на Чернобыльской АЭС // Мониторинг радиоактивного загрязнения природных вод Украины. – К.: «Чернобыльинтеринформ», 1997. – Т. 1. – 308 с.

76. *Шестопалов В*. Сучасні проблеми використання і оцінки ресурсів підземних вод. / Водні ресурси України: екологічний та соціальний виміри. Центр соціального прогнозування. Київ, - 2003, - С. 36-44.
77. *Chernobyl* disaster and groundwater. Editor Shestopalov V. – A.A.Balkema Publisher. – 2002. – 289 p.
78. *Современные* проблемы изучения и оценки эксплуатации ресурсов питьевых подземных вод // Материалы межд. научно–практ. Конф. (Беларусь, Казахстан, Россия, Украина). - К, 2008. -143 с.
79. IAEA International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience // Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (EGE). – Vienna: IAEA, 2006. – 166 p.
80. *Кашпаров В.А., Лазарев Н.М, Полищук С.В.* Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе //Агроекологічний журнал. – 2005. – №3. – С. 31 – 41.
81. Загальнодержавна паспортизація населених пунктів України , які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001 – 2004 р. Під ред. *Ліхтарьова І.А*. Збірник 10. – К.: МОЗ України, 2001. – 62 с.
82. *Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Бебешко В.Г. и др.* Чернобыльская катастрофа: Эффективность мер защиты населения, опыт международного сотрудничества // Под ред. академ. УААН Пристера Б.С. – К.: ЦТИ «Энергетика и электрификация», 2007. – 100 с.
83. *Ведення* сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період (Рекомендації) // За заг. ред. академ. УААН Прістера Б.С. – К.: Атіка, 2007. – 196 с.
84. *Пристер Б.С.* Проблемы прогнозирования поведения радионуклидов в системе почва – растение // В кн. «Адаптация агроэкосферы к условиям техногенеза». По ред. чл. – кор. АН РТ Ильязова Р.Г. – Казань: АН РТ, 2006. – С. 78 – 125.
85. *Пристер Б.С.* Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины // Исследования ЦПЭР. – К. – 1999. – № 20. – 103 с.
86. *Федоров Е.А., Пристер Б.С., Романов Г.Н. и др.* Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды // Под ред. действ. чл. ВАСХНИЛ В. М. Клечковского. – М., 1973. – 101 с.
87. *Исследование* статистического характера распределения активности почвы и растений на территории радиоактивного следа: Отчет // ОНИС; *Пристер Б.С., Корчемкин Ю.И., Федоров Е.А., Сейц Л.Б.* – Инв. ОН – 681. – 1968.
88. *Пристер Б.С., Бизольд Г., Девиль – Кавелин Ж.. С*пособ комплексной оценки свойств почвы для прогнозирования накопления радионуклидов растениями // Рад. биология. Радиоэкология. – 2003. – Т. 43. – № 6. – С. 39 – 42.
89. *Пристер Б.С., Виноградская В.Д.* Модель для прогнозирования дозы внутреннего облучения населения при почвенном пути включения долгоживущих радионуклидов в пищевые цепи // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2009. – Вип. 11. – с. 128 – 135.
90. *Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Перевозников О.Н.* Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС //Агрохимический вестник. – 2008. – №2. – С. 25 – 27.
91. *Пристер Б.С., Алексахин Р.М.* Радиационная защита населения – уроки Кыштымской и чернобыльской аварии // В кн. «XXXVI радиоэкологические чтения В.М. Клечковского». – М., 2008. – С. 47 – 75.
92. *Prister B.S., Baryakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V,. Vynogradskaja V.D., Rudenko V.A., Grytsyuk N.R., Ivanova T.N.* Experimental Substantiation and Parameterization of the Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil-Plant System // Env. Science and Pollution Research. – 2003. – Special Issue No 1. – P. 126 – 136.
93. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Balonov M.I. etc.* An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident // Science of The Total Environment. – 2007. – V. 383 (1). – P. 1 – 24.
94. Концепція ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених територіях і їх комплексної реабілітації на період 2000 – 2010 р. // Під ред. Прістера Б.С.– К.: Світ, 2000. – 48 с.
95. Информационный циркуляр МАГАТЭ. Международная конференція «Десятилетие после Чернобыля: оценка последствий аварии». – INFCIRC, 1996. – 26 с.
96. *Prister B.S., Aleksakhin R., Firsakova S. etc.* Short and Long Term Environmental Assesment // Proc. of the workshop on restorstion strategies for contaminated territories resulting from the Chernobyl accident. – Brussels. – November, 2000. – EUR 18193 en. – P. 103 – 114.

97. *Міжнародний* форум «Нащадки Чорнобиля: Медичні, екологічні та соціально – економічні наслідки». – Відень, 5 6 вересня 2005.
98. *Бюлетень* радіаційного стану критичних населених пунктів на забруднених радіонуклідами територіях України. – К.: УкрНДІСГР НУБіП України, 2009. – 106 с.
99. *Характеристика* радиоактивного загрязнения окружающей среды в результате Чернобыльской катастрофы / О.В. Войцехович, О.Е. Гайдар, С.В. Давыдчук и др. // В кн. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее. Национальный доклад Украины. – К.: Аттика, 2006. – С. 13-29.
100. *Радиоэкология* водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Под ред. Войцеховича О.В. – К.: Чернобыльинтеринформ, 1997. – Т.1. – 308 с.
101. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под общей ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова – М.: ИздАТ, 2001 – 752 с.
102. *Достоєвський П, Глушко А., Білоном М.* Роль ветеринарної медицини Уаїни в ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС // Ветеринарна медицина в Україні. – 2001. – №4. – С. 8 – 10.
103. *Пристер Б.С., Иванов Ю.А., Перепелятникова Л.В. и др.* Проблемы применения контрмер в сельском хозяйстве Украины после аварии на Чернобыльской АЕС // Вісник аграрної науки. – Січень 1996. – С. 74 – 81.
104. *Prister B.S., Lazarev N.M., Romanov L.M.* Radiobiological problems concerning grazing animals following the Chernobyl accident // Internal Conference: One decade after Chernobyl. Summing up the consequences of the accident. – Vienna. – 8 – 12 April 1996. – Vol. 2. – P. 465 – 469.
105. *Алексахин Р.М.* Проблемы радиоэкологии: Эволюция идей. Итоги. – М., 2006.
106. *Маяков Е.А., Бударков В.А., Ястребков Ю.А.* Средства ограничения миграции изотопов цезия и стронция поо пищевым цепочкам //Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 40-летию ВНИИВВиМ. – г. Покров, 1998.
107. *Радиобиология*. Радиационная безопасность сельскохозяйственных животных. Под редакцией В.А.Бударкова. – М.:Колос, 2008.
108. *Краснов В.П.* Радіоекологія лісів Полісся України. – Житомир: Волинь, 1998. – 128 с.
109. *Краснов В.П., Орлов А.А.* Радиоэкология ягодных растений. – Житомир: Волынь, 2004. – 264 с.
110. *Краснов В.П., Орлов А.А., Бузун В.А., Ландин В.П., Шелест З.М.* Прикладная радиоэкология леса / Под ред. д. с.-х. н., проф. В.П. Краснова. – Житомир: Полісся, 2007. – 680 с.
111. *Ландін В.П.* Особливості радіоактивного забруднення лісів українського Полісся. //Лісівництво і агролісомеліорація. – Вип. 86. – Київ: «Урожай», 1993. – С. 10-19.
112. *Краснов В.П., Орлов О.О., Гетьманчук А.І.* Радіоекологія лікарських рослин. – Житомир: Полісся, 2005. – 216 с.
113. *Рекомендации* по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения / Краснов В.П., Орлов А.А., Ирклиенко С.П. и др. / Под ред. В.П. Краснова. – Киев: Аграрна наука, 1995. – 62 с.
114. *Рекомендації* з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / Калетник М.М., Краснов В.П., Савущик М.П. та ін. – Київ, 1998. – 66 с.
115. *Рекомендації* з ведення лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення / Краснов В.П., Орлов О.О., Ландін В.П. та ін. / Під ред. В.П. Краснова. – Київ, 2008. – 82 с.
116. *Ландін В.П.* Радіаційний контроль на підприємствах лісового господарства // Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та ін. / За ред. П.П. Надточія. – К.: Світ, 2003. – С. 197-204.
117. *Кашпаров В.А., Йощенко В.И., Бондарь Ю.О., Танкач Э.С.* Радиологическая обстановка в Украине после Чернобыльской аварии и оптимизация применения контрмер на современном этапе // Радиационная гигиена. – 2009. – Том 2. – №1. – С. 15 – 19.

3章

1. *Shimizu Y., Pierse D.A., Preston D.L., Mabushi K.* Studies of the mortality of the atomic bomb survivors. Report 12, Part 11. Non-cancer Mortality: 1950-1990 // Radiation Research. – 1999. – Vol. 152. – P. 374-389.
2. The risk of radiation induced cerebrovascular disease in Chernobyl emergency workers / V.K. Ivanov, M.A. Maksioutov, S.Yu. Chekin et al. // Health Physics. – 2006, Vol. 90, № 3.- P. 199-207.
3. *Цыб А.Ф., Иванов В.К.* К полувековому юбилею журнала. Радиологические последствия Чернобыля // Мед. радиология и радиац. безопасность, 2006. – № 1. – С. 18-28.

4. *McGale P., Darby S. C.* Low doses of ionizing radiation and circulatory diseases: a systematic review of the published epidemiological evidence // Radiat Res. – 2005. – 57. – P. 163-247.
5. *Zhang W, Muirhead CR, Hunter N.J.* / Age at exposure effects on risk estimates for non-cancer mortality in the Japanese in the atomic bomb survivors // Radiol. Prot. – 2005. – Vol. 25 (4). – P. 394-404.
6. *Федірко, П. А.* Електроокулографічні дослідження радіаційно опромінених осіб // Офтальмол. журн. – 2001. – № 1. – С. 65. – 67.
7. *Sergienko N.M., Fedirko P.* Accommodative function of eyes in persons exposed to ionizing radiation // Ophthalmic Research. – 2002. – Vol. 34, No 4. – P. 192 – 194.
8. World Health Organization. Health effects of the Chernobyl accident and special health care programmes. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group «Health» (EGH) / Eds. B. Bennet, M. Repacholi, Zh. Carr. – Geneva, WHO, 2006. – 160 p. http://www.who.int/ionizing_radiation/ chernobyl/en
9. The mental health of clean-up workers 18 years after the Chernobyl accident / K. Loganovsky, J.M. Havenaar, N.L. Tintle et al. // Psychol. Med. – 2008. – № 38. – P. 481–488.
10. *Красникова Л.И., Бузунов В.А.* Риски неопухолевой патологии у участников ликвидации последствий Чернобыльской аварии по данным углубленного клинико-эпидемиологического мониторинга // Проблеми радіаційної медицини і радіобіології. – 2007. – Вип. 13. – К.: ДІА, 2008. – С. 199–207.
11. Эпидемиологические исследования и оценка влияния малых доз ионизирующего излучения на развитие неопухолевых заболеваний у пострадавших вследствие аварии на ЧАЭС/ В.А. Бузунов, Л.И. Красникова, Е.А. Пирогова и др. // Проблеми радіаційної медицини і радіобіології. – 2007. – Вип. 13. – К.: ДІА, 2008. – С. 56–66.
12. Disrupted development of the dominant hemisphere following prenatal irradiation // K.N. Loganovsky, T.K. Loganovskaja, S.Yu. Nechayev et al. // The Journal of Neuropsychiaty and Clinical Neurosciences. – 2008. – 20 (3) . – P. 274–291.

4章

1. Чорнобиль і соціум (Випуск перший). Чорнобильський синдром: соціально-психологічні наслідки. – К.: «Соціум», 1995. – 109 с.
2. Чорнобиль і соціум (Випуск другий). Соціально-психологічна динаміка наслідків катастрофи. – К.: ІС НАНУ, 1995. – 161 с.
3. Чорнобиль і соціум (Випуск третій). Динаміка соціальних процесів: соціально-психологічний моніторинг наслідків Чорнобильської катастрофи. – К.: ІС НАНУ, ЦСЕП, 1997. – 267 с.
4. Чорнобиль і соціум (Випуск четвертий). Динаміка соціальних процесів: соціально- психологічний моніторинг наслідків Чорнобильської катастрофи. – К.: ІС НАНУ, ЦСЕП, 1998. – 247 с.
5. Чорнобиль і соціум (Випуск п’ятий). Соціально-психологічний моніторинг умов життя та діяльності соціальних груп потерпілих від Чорнобильської аварії: порівняльний аналіз та рекомендації. – К.: ІС НАНУ, ЦСЕП, 1999. – 310 с.
6. Чорнобиль і соціум (Випуск шостий). Соціально-психологічний моніторинг умов життя та діяльності соціальних груп потерпілих від Чорнобильської аварії: порівняльний аналіз та рекомендації. – К.: ІС НАНУ, ЦСЕП, 2000. – 338 с.
7. Чорнобиль і соціум (Випуск сьомий). Соціально-психологічний моніторинг умов життя та діяльності соціальних груп потерпілих від Чорнобильської аварії: порівняльний аналіз та рекомендації. – К.: «Стилос», 2001. – 408 с.
8. Чорнобиль і соціум (Випуск восьмий). Розробка моделей життєдіяльності в умовах підвищеного ризику внаслідок надзвичайних ситуацій та катастроф: з урахуванням досвіду Чорнобильської катастрофи. – К.: ЦСЕП ІС НАНУ, 2002. – 152 с.
9. Чорнобиль і соціум (Випуск дев’ятий). Розробка моделей життєдіяльності в умовах підвищеного ризику внаслідок надзвичайних ситуацій та катастроф: з урахуванням досвіду Чорнобильської катастрофи. – К.: ЦСЕП ІС НАНУ, 2003. – 255 с.
10. Чорнобиль і соціум (Випуск десятий). Сучасні ризики: тенденції, перспективи, шляхи мінімізації наслідків. – К.: ЦСЕП ІС НАНУ, 2004. – 312 с.
11. Постчорнобильський соціум: 20 років по аварії. Чорнобиль і соціум (Випуск одинадцятий). – К.: ЦСЕП ІС НАНУ, 2005. – 232 с.
12. Чорнобиль і соціум (Випуск дванадцятий). Суспільство ризику: Чорнобильська детермінанта. – К.: ЦСЕП

ІС НАНУ, 2006. – 220 с.
13. Чорнобиль і соціум (Випуск тринадцятий). Соціальний розвиток громад і територій, постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи. – К.: ПЦ «Фоліант», 2007. – 316 с.

5章

1. *Пазухин Э.М.* «Лавообразные топливосодержащие массы 4-го блока чернобыльской АЭС топография, физико-химические свойства, сценарий образования» // Радиохимия, т. 36, № 2, 1994, С. 97 – 142.
2. *Кашпаров В.О., Лундін С.М., Зварич С.І. та ін.* Викид та забруднення території радіонуклідами у складі паливних частинок // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2002. – N20. – с. 22-32.
3. *Пазухин Э.М., Лагуненко А.С., Краснов В.А., Билько В.В.* Топливо на верхних отметках разрушенного 4-го блока ЧАЭС. Уточнение сценария образования полихромной керамики // Радиохимия. – Т. 48, № 6, 2006. – С. 470 – 480.
4. *Высотский Е.Д., Ключников А.А., Краснов В.А.* Локализация ядерно-опасных скоплений топливосодержащих материалов // Там же. – 2007. – Вип.7. – С. 66—75.
5. *Пазухин Э.М., Лагуненко А.С., Довыдьков С.А.* Новые количественные оценки ядерного топлива в помещении 305/2 объекта «Укрытие» // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2010. – Вип. 14. – С. 85 – 94.
6. *Е.Д. Высотский, А.А. Ключников, В.Н. Щербин, В.Б. Шостак В.Б.* Нейтронно-физические характеристики ядерно-опасных скоплений топливосодержащих материалов // «Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля». – 2009. – Вип. 12. – С. 93 – 102.
7. *Bechta S.V., Granovsky, Khabensky V.B., Gusarov V.V. et al.* Corium Phase Equilibria based on MASCA *V.S.*, METCOR and CORPHAD Results // Nuclear Engineering and Design. – 2008. – 238. – P. 2761-2771.
8. Заключение экспертной комиссии о причинах аномального события в помещении 304/3 объекта "Укрытие" в июне 1991 г. / ИБРАЭ РАН, Москва, 1992. – 67 с.
9. *Высотский Е.Д., Ключников А.А., Щербин В.Н., Шостак В.Б.* Нейтронно-физические характеристики ядерно-опасных скоплений топливосодержащих материалов // «Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля». – 2009. – Вип. 12. – С. 93 – 102.
10. *Огородников Б.И., Пазухин Э.М., Ключников А.А.* Радиоактивные аэрозоли объекта «Укрытие»: 1986 – 2006 гг.: монография. – Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС НАН Украины. – 2008. – 456 с.
11. Отчет о проведенных исследованиях состояния защитного полимерного покрытия подкровельного пространства объекта «Укрытие». План осуществления мероприятий на объекте «Укрытие». Контракт № SIP05-4-011. №SIP AOS2 07 4 SMT 00 03.
12. *Криницын А.П., Корнееев А.А., Стрихарь О.Л., Щербин В.Н.* О механизме формирования жидких радиоактивных отходов в помещениях блока Б и ВСРО // Проблеми Чорнобиля. -2002. – Вип. 9 – С. 98 – 104.
13. *Корнеев А. А., Криницин А. П., Стрихарь О. Л., Щербин В. Н.* Жидкие радиоактивные отходы внутри объекта «Укрытие» // Радиохимия. – 2002. – Т. 44, № 6. – С. 545 – 552.
14. *Одинцов А. А., Хан В. Е., Краснов В. А., Щербин В. Н.* Контроль содержания радонуклидов в водных скоплениях объекта «Укрытие» в 2007 – 2008 г.г. // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2009. – Вып. 12. – С. 143 – 153.
15. *Панасюк Н.И., Скорбун А.Д., Подберезный С.С. и др.* Подсчет количества радионуклидов в донных осадках помещения 001/3 объекта «Укрытие» // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. – 2005. Вип. 2. – С 46 – 48.
16. *Криницын А. П., Стрихарь О. Л., Щербин В. Н.* Проблема обращения с жидкими радиоактивными отходами объекта «Укрытие» // Радиохимия. – 2003. – Т. 45, № 5. – С. 461 – 465.
17. Отчет о состоянии безопасности объекта «Укрытие» №SIP-P-PM-22-460-SAR-124-05. –
18. 2008. – 343 с.
19. Стратегія подальшої реалізації проекту НБК. SIP-P-PM-21-330-EXN-004-01. Ред.2 від 23.04.2004 р.
20. Документи із безпеки у рамках концепції проекту ПК-1 НБК. SIP-N-LI-22-A500-CDS-001-01. Ред. 1 від 04.12.2010 р.
21. SIP-P-D1-19-120-STG-083-02. Стратегія поводження з ПВМ і радіоактивними відходами об'єкта «Укриття». План подальших дій. 2005 р.

22. Закон України „Про загальні засади подальшої експлуатації і зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення зруйнованого четвертого енергоблоку цієї АЕС на екологічно безпечну систему" від 11.12.1998 р. № 309-XIV.
23. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – К.: Атика, 2006. – 244 с.
24. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). – МОЗ України, Київ, 1997, с. 121.

6 章

1. Національна доповідь України «20 років Чорнобильської катастрофи: погляд в майбутнє»
2. Закон Украины «Про поводження з радіоактивними відходами».
3. Постановление Кабинета министров Украины от 29.04.96 №480 «Про державну програму поводження з радіоактивними відходами».
4. Постановление Кабинета министров Украины от 05.04.99 №542 «Про комплексну програму поводження з радіоактивними відходами».
5. Постановление Кабинета министров Украины от 25.12.2002 №2015 «Про комплексну програму поводження з радіоактивними відходами».
6. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє». Національна доповідь України. – К.: Атіка. 2006 – 224 с.
7. Річний звіт за 2010 р. з ведення Державного реєстру радіоактивних відходів та Державного кадастру місць зберігання або захоронення радіоактивних відходів. К.: ДК «УкрДО «Радон». 2011.
8. Звіт про результати 4-ї державної інвентаризації радіоактивних відходів в Україні, 2010 р. ДК «УкрДО «Радон». .К.: ДК «УкрДО «Радон». 2011
9. Інструктивно-методичні рекомендації з оптимізації прямих контрзаходів на пізній фазі радіаційної аварії». Київ, УНЦРМ АМН України.
10. Закон Украины "Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи".
11. Закон Украины "Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи".
12. Комплексний радіоекологічний моніторинг м. Коростень: звіт про НДР / НЦРМ АМН України; Керівник І.П. Лось. – № ДР 0196U010001;. – К., 1996. – 131 с.
13. Постанова КМ УРСР від 23 червня 1991 р. №106.
14. Оцінка реалізованих та наукове обгрунтування наступних контрзаходів, які забезпечують безпечне проживання населення після аварії на ЧАЕС: звіт про НДР / НЦРМ АМН України; Керівник І.П. Лось. – 1996. – 90 с.
15. Обращение с радиоактивными отходами: проблемы, опыт, перспективы. /Корчагин П.А., Замостьян П.В., Шестопалов В.М.. – К., 2000. – 178 с.
16. Про схвалення Стратегії поводження з радіоактивними відходами в Україні. – Розпорядження Кабінету Міністрів України від 19.08.2009 р. № 990.
17. Разработка национальной стратегии и концепции по обращению с радиоактивными отходами в Украине, включая стратегию по обращению с радиоактивными отходами НАЭК «Энергоатом»: проект TACIS U4.03/04 / под общей редакцией В.М.Шестопалова.– К.: Издательство "ПРОМІНЬ", 2008.– Т.1. – 500 с.– Т.2. – 320 с.

7 章

1. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України.– К.: Атіка, 2006.– 224 с.
2. Конституція України від 28 червня 1996 року №. 254к/96-вр, остання редакція від 30.09.2010. http://www.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=254%EA%2F96-%E2%F0
3. Розділ 5 Екологічна безпека і правові та соціальні проблеми чорнобильської катастрофи / Баб'як О.С., Біленчук П.Д., Чирва Ю.О. Екологічне право України: Навч. посіб. для вищ. навч. закл. / Європейський ун-т управління, безпеки та інформаційно-правових технологій. Факультет охорони навколишнього середовища; Юрблагодійконсалтинг. – К. : Атіка, 2001. – 216с. http://adhdportal.com/

book_630_chapter_21_Rozdil_5_EKOLOGICHNA_BEZPEKA_I_PRAVOVI_ TA_SOCIALNI_PROBLEMI_CHORNOBILSKOÏKATASTROFI_*.html

4. Концепція проживання населення на територіях Української РСР з підвищеними рівнями радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи. Затверджена Постановою Верховної Ради Української РСР від 27.02.91 № 791.– Відомості Верховної Ради УРСР від 16.04.1991.– 1991.– № 16.– с. 197.
5. Закон України «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 28 лютого 1991 року N 796-XII http://www.rada.gov.ua/cgibin/ laws/main.cgi?nreg=796-12
6. Закон України «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» від 27 лютого 1991 року N 791a-XII. http://www.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=791%E0-12
7. *Яценко В. М., Борисюк М. М., Омельянець С. М.* Правові основи радіаційної безпеки і протирадіаційного захисту населення та їх законодавче забезпечення в Україні / Чорнобиль-96. ‡Итоги : 10 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС // Сб. тез. пятой Межд. научн.-техн. конф.– 1996. Зеленый Мыс.– С. 6–7.
8. Постанова Кабінету Міністрів України від 23 липня 1991 р. № 106 «Про організацію виконання постанов Верховної Ради Української РСР Про порядок введення в дію Законів Української РСР «Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи» та «Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи»
9. Закон України «Про Загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006-2010 роки» від 14 березня 2006 року № 3522-IV http://www.rada.gov.ua/cgibin/ laws/main.cgi?nreg=3522-15
10. Меморандум про взаєморозуміння між Урядом України і Урядами країн "Великої сімки" та Комісією Європейського Співтовариства щодо закриття Чорнобильської АЕС від 20 грудня 1995 року № 998_008 http://www.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=998_008
11. Рамкова угода між Україною та Європейським банком реконструкції та розвитку стосовно діяльності Чорнобильського Фонду "Укриття" в Україні (Угоду ратифіковано Законом № 80/98-ВР від 04.02.98
12. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку виконання Плану здійснення заходів на об'єкті "Укриття" від 31 березня 2003 р. № 421 http://www.rada.gov.ua/cgibin/ laws/main.cgi?nreg=421-2003-%EF
13. Закон України «Про загальні засади подальшої експлуатації і зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення зруйнованого четвертого енергоблока цієї АЕС на екологічно безпечну систему» від 11 грудня 1998 року № 309-XIV (редакція від 01.01.2011). http://www.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=309-14
14. Закон України «Про Загальнодержавну програму зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС та перетворення об'єкта "Укриття" на екологічно безпечну систему» від 15 січня 2009 року № 886- VI http://www.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=886-17
15. Податковий кодекс України від 02.12.2010 № 2755-VI http://www.rada.gov.ua/cgibin/ laws/main.cgi?nreg=2755-17
16. Постанова Кабінету Міністрів України «Про фінансове забезпечення цивільної відповідальності за ядерну шкоду державним спеціалізованим підприємством "Чорнобильська АЕС"» від 22.12.2010 р. № 1164
17. Закон України «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» від 17 вересня 2008 року № 516-VI http://www.rada.gov.ua/cgibin/ laws/main.cgi?nreg=516-17
18. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС. Национальный доклад Украины. 1996 г. Минчернобыль Украины.– К., 1996.– 213 с.
19. 15 років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання. Національна доповідь України. – К., 2001.– 144 с.
20. Інформаційно-довідкові матеріали про стан виконання законодавства щодо комплексного вирішення питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи, підготовлені МНС України до Парламентських слухань… 2005 р., МНС України, 2005.
21. Довідка до розгляду на засіданні Ради національної безпеки і оборони України питання „Про вдосконалення державної політики щодо подолання наслідків Чорнобильської катастрофи". Апарат РНБО України, 2010.– 18 с.
22. Про стан подолання наслідків Чорнобильської катастрофи в Україні за 2006-2007 роки. Щорічна Національна доповідь України. – К.: 2008 – 185 с. http://www.mns.gov.ua/content/ Chernobyl_report_2007.html
23. Расселение населения, обеспечение рациональной занятости трудовых ресурсов и эффективное использование производственного потенциала Зоны радиоактивного загрязнения Чернобыльской АЭС

Украинской ССР: Научный доклад / Отв. ред. *С. И. Дорогунцов*.– К.: СОПС УССР АН УССР, 1991.– 118 с..
24. Проект Концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2012-2016 роки http://www.mns.gov.ua/files/2010/11/24/Koncepc2010.doc
25. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. (Збірка 6).– К.: Міністерство _____охорони здоров'я України, Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи, НЦРМ АМН України, 1997.– 103 с.
26. Ретроспективно-прогнозні дози опромінення населення та загальнодозиметрична паспортизація 1997 р. населених пунктів України, що зазнали радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської аварії аварії (Збірка 7), – К.: МОЗ України 1998. – 155 с.
27. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1998 та 1999 рр. (Збірка 8). – К.: МНС України, НЦРМ України, ІРЗ АТН України, 2000.– 58 с.
28. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 1998, 1999 та 2000 роки (Збірка 9). – К.: МНС України, НЦРМ України, ІРЗ АТН України, 2001.– 59 с.
29. Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2001-2004 рр. (Збірка 10). – К., 2005. – 57 с.
30. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2005-2006 рр. (Збірка 11). – К., 2007. – 63с.
31. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Узагальнені дані за 2007 р. (Збірка 12). – К., 2008. – 62 с.
32. Загальнодозиметрична паспортизація та результати лвл-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2008 р. Збірка 13. МНС України, 2009.
33. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів). – К.: МНС України, 2008.- 49 с.
34. Закон України «Про віднесення деяких населених пунктів Волинської та Рівненської областей до зони гарантованого добровільного відселення».– Відомості Верховної Ради України від 19.03.2004.– 2004.– № 12.– Ст. 161.
35. Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Доклад экспертной группы "Экология" Чернобыльского форума. – Вена : МАГАТЭ, 2006. – 193с.
36. Медицинские последствия Чернобыльской аварии и специальные программы здравоохранения. Доклад экспертной группы «Здоровье» Чернобыльского форума ООН. – Женева : ВОЗ, 2006. – 190с.
37. Наследие Чернобыля: медицинские, экологические и социально-экономические последствия и рекомендации правительствам Беларуси, Российской Федерации и Украины. Чернобыльский Форум: 2003–2005. Второе, исправленное издание. – Вена : МАГАТЭ, 2006. – 58с.
38. Публикация 103 Международной Комиссии по радиационной защите (МКРЗ). Пер с англ. /Под общей ред. М.Ф. Киселёва и Н.К.Шандалы. – М. : Изд. ООО ПКФ «Алана», 2009. – 344с.
39. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 3 червня 2009 р. № 594-р «Про схвалення Стратегії упорядкування системи надання пільг окремим категоріям громадян до 2012 року»
40. Про Загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006-2010 роки / Закон України від 14 березня 2006 р. № 3522-IV // Відомості Верховної Ради України. – 2006. – № 34. – ст. 290.
41. Комплексная программа научной поддержки работ в зоне отчуждения и зоне безусловного (обязательного) отселения на период до 2010 года, / http://www.tesec-int.org/chernobyl/ Complex_r.htm/
42. Сессия Генеральной Ассамблеи ООН, резолюция «Укрепление международного сотрудничества и координация усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы» 10 февраля 2004 года/ http://chernobyl.undp.org/english/docs/ a_res_58_119_r.pdf
43. «Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів)», ред. Холоша В.І. /http://www.mns.gov.ua/UserFiles/File/2009/table_1.pdf
44. http://chernobyl.info/index.php?userhash=&navID=182&lID=3
45. «20-я годовщина украинско-кубинской Программы по реабилитации и лечению детей, пострадавших

вследствие Чернобыльской трагедии», http://www.cons-ukr.ru/ru/page/20-yagodovshchina- ukrainsko-kubinskoi-programmy-po-reabilitatsii-i-leche
46. Национальный доклад Украины « 20 лет Чернобыльской катастрофы: взгляд в будущее», http://www.mns.gov.ua/Chernobyl/20_year/03/n_report_ru.pdf /http://www.seu.ru/ programs/atomsafe/ books/gumposl/gumposl.htm.
47. “25 лет после Чернобыля – путь к трансграничной культуре»/ памяти“/http://www. charityfound.org/stat_i/after_chernobyl.
48. «Гуманитарные последствия аварии на Чернобыльской АЭС, стратегия реабелитации» – отчет по заказу ПРООН и ЮНИСЕФ при поддержке УКГД ООН и ВОЗ, Нью-Йорк-Минск-Киев- Москва, 6 февраля 2002 года, http://www.un.org/russian/ha/chernobyl /report/chernrep.pdf.
49. «План действий ООН по Чернобылю до 2016 года» / Проект презентации для Межведомственной рабочей группы ООН по Чернобылю/ http://www.un.org/russian/ha/ chernobyl/plan.html.
50. Осколков Б.Я. Носовский А.В. “Екологічні аспекти виведення з експлуатації Чорнобильської АЕС “. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов’язкового) відселення. № 16, Чорнобильінтерінформ, 2000, /http://www.Chernobyl.net/ru/index.php?newsid= 1181549515.
51. «Общины помогают себе сами» – Йосио Мацуки, бюллетень МАГАТЭ 50-2, май 2009г., http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull502/Russian/50202794952_ ru.pdf.
52. Доклад Генерального секретаря «Оптимизация международных усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы», A/60/443 24 октября 2005 года/ http://chernobyl.undp.org/russian/ch3.html.
53. План действий Украина-ЕС.//ЄВРОПЕЙСЬКА ПОЛІТИКА СУСІДСТВА (Документ Microsoft Word, 245 КБ)/ http://ec.europa.eu/delegations/ukraine/documents/ virtual_library/19_action_plan_uk.pdf.
54. Міжнародні проекти з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи/ http://www.mns.gov.ua/content/Chernobyl_international.html?PrintVersion.

8 章

1. Про Загальнодержавну програму подолання наслідків Чорнобильської катастрофи на 2006-2010 роки / Закон України від 14 березня 2006 р. № 3522-IV // Відомості Верховної Ради України. – 2006. – № 34. – ст. 290.
2. Комплексная программа научной поддержки работ в зоне отчуждения и зоне безусловного (обязательного) отселения на период до 2010 года, / http://www.tesec-int.org/chernobyl/ Complex_r.htm/
3. 58 Сессия Генеральной Ассамблеи ООН, резолюция «Укрепление международного сотрудничества и координация усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы» 10 февраля 2004 года/ http://chernobyl.undp.org/english/docs/ a_res_58_119_r.pdf
4. «Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів)», ред. Холоша В.І. /http://www.mns.gov.ua/UserFiles/File/2009/table_1.pdf
5. http://chernobyl.info/index.php?userhash=&navID=182&lID=3
6. «20-я годовщина украинско-кубинской Программы по реабилитации и лечению детей, пострадавших вследствие Чернобыльской трагедии», http://www.cons-ukr.ru/ru/page/20-yagodovshchina- ukrainsko-kubinskoi-programmy-po-reabilitatsii-i-leche
7. Национальный доклад Украины « 20 лет Чернобыльской катастрофы: взгляд в будущее», http://www.mns.gov.ua/Chernobyl/20_year/03/n_report_ru.pdf /http://www.seu.ru/programs/atomsafe/ books/gumposl/gumposl.htm.
8. “25 лет после Чернобыля – путь к трансграничной культуре»/ памяти“/http://www. charityfound.org/stat_i/after_chernobyl.
9. «Гуманитарные последствия аварии на Чернобыльской АЭС, стратегия реабелитации» – отчет по заказу ПРООН и ЮНИСЕФ при поддержке УКГД ООН и ВОЗ, Нью-Йорк-Минск-Киев- Москва, 6 февраля 2002 года, http://www.un.org/russian/ha/chernobyl /report/chernrep.pdf.
10. «План действий ООН по Чернобылю до 2016 года» / Проект презентации для Межведомственной рабочей группы ООН по Чернобылю/ http://www.un.org/russian/ha/ chernobyl/plan.html.
11. Осколков Б.Я. Носовский А.В. “Екологічні аспекти виведення з експлуатації Чорнобильської АЕС “. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов’язкового) відселення. № 16, Чорнобильінтерінформ, 2000, /http://www.Chernobyl.net/ru/index.php?newsid= 1181549515.

12. «Общины помогают себе сами» – Йосио Мацуки, бюллетень МАГАТЭ 50-2, май 2009г., http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull502/Russian/50202794952_ ru.pdf.
13. Доклад Генерального секретаря «Оптимизация международных усилий в деле изучения, смягчения и минимизации последствий чернобыльской катастрофы», A/60/443 24 октября 2005 года/ http://chernobyl.undp.org/russian/ch3.html.
14. План действий Украина-ЕС.//ЄВРОПЕЙСЬКА ПОЛІТИКА СУСІДСТВА (Документ Microsoft Word, 245 КБ)/ http://ec.europa.eu/delegations/ukraine/documents/virtual_library/19_action_plan_uk.pdf.
15. Міжнародні проекти з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи/ http://www.mns.gov.ua/content/Chernobyl_international.html?PrintVersion

後記

進藤さんが、弁護士の魚住さんと連れだって私の研究室にやってきたのは2013年1月1日だった。会ったことのない相手を元旦から訪ねるというのは、よほどの事情があることかいなと思ったら、単にお二人の都合がよかったから、という程度だった。進藤さんを私に紹介したのは、京大を定年後、京都で市民環境研究所を主宰している石田紀郎さんで、「昔、自分のゼミに出入りしていて、いまオーストラリアの大学で法学の学位論文を書いている進藤くんが、チェルノブイリの資料を翻訳するそうなんで相談に乗ってやってくれ」ということだったと思う。

進藤さんと魚住さんからは、チェルノブイリ25年ウクライナ国家報告を全訳する準備を進めているので、私にも手伝ってくれと要請された。チェルノブイリ事故のことを調べて記録しておくのは私のライフワークのひとつなので、断る理由はなかったが、なにぶん2011年3月の福島第1原発事故以降、とんでもなく忙しい生活を送っていたので、「訳者としては手伝えないが、原子力用語や意味不明のところのチェック程度なら協力しましょう」と答えた。それ以来、進藤さんがリーダーとなってすすめて来た翻訳プロジェクトの３年余りの成果が本書である。

進藤さんたちは当初は商業出版を考えていたようだが、私の経験からは、商業出版には版権の問題が絡むので、ネットに公開してみんなに読んで頂くというわけには行かない不自由さがともなう。折良く、私を代表者として申請した科研費・海外学術調査「世界の核災害における後始末に関する調査研究」（2014 〜 2017）が採択され、進藤さんにも研究協力者になってもらった。ということで、チェルノブイリ25年ウクライナ国家報告の翻訳出版を科研費の一環の作業として位置づけ、京都大学原子炉実験所のKURレポートKURRI-KR-210（ネット公開版の番号はKURRI-EKR-5）として出版するに至った次第である。

翻訳の監修者になっているものの、ウクライナ国家報告に示されている情報のすべてが“たしかな情報である”とは私は思っていない。たとえば、本書の図3.36（162ページ）に「被曝した親から生まれ慢性疾患のある子どもと健康な子どもの比率の事故後の期間における変動」という図が示され、汚染地域住民や事故処理作業者の子どものうち慢性疾患のある子どもの割合が、1992年の約20％から2008年には約80％に増加している。“気になるデータ”というものには、原論文にあたることはもちろん、それでも分からなかったら、著者に直接尋ねるというのが専門家としてのやり方だと私は思っている。私は、2013年6月ウクライナを訪問した際に、図を作った本人に面談し、データの根拠を質問したが「何年か前に作った図なのですぐには分からない」という返答をもらったままになっている。私の頭の中では、図3.36は“よくわからない情報”のままである。

とはいえ、チェルノブイリ25年ウクライナ国家報告は、チェルノブイリ事故の原因、経過、被害、対策についての包括的で貴重な情報が盛り込まれている大事な資料であり、福島第1原発事故を経験している私たちにとって参考になることは間違いない。この３年間、大変な作業を担ってきた“進藤チーム”の面々の努力を讃えたい。

2016年1月
今中　哲二

KUR REPORT OF
KYOTO UNIVERSITY RESEARCH
REACTOR INSTITUTE

発行所　京都大学原子炉実験所
発行日　平成 28 年 2 月
住所　　大阪府泉南郡熊取町朝代西 2 丁目
　　TEL（072）451- 2300
印刷所　和泉出版印刷株式会社
住所　　大阪府和泉市池上町四丁目 2 番 21 号

掲載された論文等の出版権、複製権および公衆送信権は原則として京都大学原子炉実験所に帰属する。
本誌は京都大学学術情報リポジトリに登録・公開するものとする。 http://repository.kulib.kyoto-u.ac.jp/dspace/