

原子力事故又は放射線緊急事態後における
長期汚染地域に居住する人々の防護に対する委員会勧告の適用

ICRP Publication 111

2008年10月に委員会により承認

抄録—委員会は、本報告書において原子力事故又は放射線緊急事態によってもたらされた長期汚染地域に居住する人々の防護に関する委員会勧告の適用に関するガイダンスを提供している。この報告書は、この種の事象が集団に及ぼす影響を検討しており、これには、人が被ばくする経路、被ばくした集団の種類、及び被ばくの性質を含んでいる。本報告書は放射線防護の検討に重点を置くものの、環境、健康、経済、社会、心理学、文化、倫理、政治などの日常生活におけるあらゆる側面を取り上げることなしに対処することは不可能であるという、事故後の状況の複雑さについても認識している。本報告書は、防護方策の正当化及び最適化の検討ならびに最適化プロセスを実施するための参考レベルの導入と適用を含むこうした種類の現存被ばく状況に対して、いかにして2007年勧告を適用するかについて説明している。本報告書は、当局及び影響を受けた集団の双方による防護方策の実施に関する実務的な側面も検討している。ここでは、影響を受けた集団と地域の専門家が状況の対処に直接関与することの有効性、ならびに集団の関与と権限強化を奨励する状態を作り出し、手段を提供する国家及び地方当局の責任を強調している。放射線モニタリング、健康監視、ならびに汚染食品及び他の商品の管理の役割について、この観点から説明している。附属書には、放射線緊急事態や原子力事故によって生じた長期汚染地域に関する過去の経験がまとめられており、これには復旧措置の実施に引き続く期間の放射線に関する判定基準を含んでいる。

キーワード：事故後、復興、最適化、参考レベル、利害関係者の関与、放射線モニタリング、健康監視、汚染食品

JRIA DRAFT

論説

緊急事態の後で

本年報は、現存被ばく状況に関する委員会の 2007 年勧告（ICRP, 2008）の適用に関する助言を提供している。特に、本年報では、原子力事故又は放射線緊急事態後に長期汚染地域に居住する人々を取り扱っているが、本助言に含まれる多くの側面は、現存被ばく状況の他の事例（例えば、住居もしくは作業場におけるラドン、自然起源放射性物質、又は過去の活動によって汚染されたサイト）にも当てはまるものである。

いくつかの点で、本報告書は、Publication 109『緊急時被ばく状況における人々に対する防護のための委員会勧告の適用』（ICRP, 2009）が扱わなかった事項を取り上げている。その理由は、ここで扱う状況の中には、過去の緊急時被ばく状況が進展したものもあるからである。

これら 2 つの勧告に関する検討を行ったタスクグループは、緊急時及びそれがもたらす結果に対応する現場の放射線防護専門家にとって相補的に役立つ助言を示すようにそれぞれの取り組みを調整してきた。より大きな問題の重要側面の 1 つが緊急時被ばく状況から現存被ばく状況への移行であるということを考えると、この連携はきわめて重要なものであった。こうした移行によって、高い被ばくレベルが生じる可能性及び大部分が中心的な組織により決定されるような、主として緊急性に迫られて取られた方策から、居住状態を改善するとともに、状況を考慮して合理的に達成可能な限り被ばくを低減することを目的とした、より分散的な方策へと変更しなければならない。

読者が読み取るべき 1 つの共通的な要点は、防護の最適化の原則（個人線量に関するある種の制約を伴う）が ICRP 防護体系にとって絶対的な中心となること、及びこの原則があらゆる被ばく状況に対して同様に適用されるべきであることを強化する委員会の新たな取り組みを、本報告書が強調しているということである。参考レベルの使用によって裏付け

られる最適化は、本報告書に記載される取り組みにとって必要不可欠である。

別の重要な事項は、現存の被ばく状況において公衆の構成員の線量を抑制するために講じられる対策が成功するかどうかは、被ばくした構成員の行動に大きく依存しているということである。このことは弱点であると思なすべきではなく、むしろ、利害関係者の関与、時宜を得た、分かりやすく、実用的な情報の提供、及び自衛対策の奨励を通じて可能性を引き出すことができる強みと思なすべきである。

世界各地で発生した（原子力及び原子力以外の）事故後の経験により、人々は事故の影響を受けた範囲から退去することを特に望まない場合が多いことが示されている。また、たとえ土地利用や生活様式に制限を課さなくてはならないとしても、長期的には人々はその場所でできるだけ通常通り生活を営みたいと考える。したがって、可能であれば常に、長期目標は、人々が通常の習慣に復帰できるように地域を修復することとすべきである。

結局、大部分の人々が真に求めていることは自身の生活の営みを続けることであり、人々は（時には多少の助言を与えられることによって）それを実現しようとし、また実現できるのではないだろうか。

ICRP 科学担当セクレタリ

CHRISTOPHER H. CLEMENT

序文

2005年3月にパリで開催された会議において、放射線防護委員会(ICRP)の主委員会は、原子力事故又は放射線緊急事態後に長期汚染地域に居住する人々の防護に関するICRPの新勧告(ICRP, 2007)を実施するためのガイダンスを策定するために、第4専門委員会に報告する新たなタスクグループの結成を承認した。

このタスクグループへの委任事項は、以下の事項に関するガイダンスを提供することであった。

- ・ 長期防護方策を計画するための参考レベルの設定
- ・ 最適化された防護措置の実施
- ・ 放射線防護への利害関係者の関与
- ・ 放射線モニタリング及び健康監視の策定
- ・ 汚染された商品の管理

ガイダンスを策定する際、上記タスクグループは、緊急時被ばく状況下の人々の防護に関する委員会勧告(ICRP, 2009)の適用に関する勧告の策定を担当する、同時に承認されたタスクグループと調整を行うよう促された。

本報告書は、特にチェルノブイリ事故によって影響を受けた独立国家共同体諸国を中心とし、また広大な面積の汚染をもたらした過去の他の事故や事象もある程度検討対象として、汚染地域に居住する集団の防護に関する過去の経験を取り入れている。また、経済協力開発機構/原子力機関(OECD/NEA)の放射線防護公衆衛生委員会のINEXプログラム、欧州委員会のEURANOSプロジェクト、フランスのCODIRPA(原子力事故あるいは放射線緊急事態の事後のフェーズの管理に関する運営委員会)演習、ETHOSプロジェクト、及びベラルーシにおけるチェルノブイリ事故後の復興に関するCOREプログラムを含む、国際レベル及び国レベルにおける最近の方法論や実用面での進展も考慮に入れている。

本タスクグループが提示したガイダンスは包括的なものであり、個別の状況に応じて調整可能な基本的枠組みを提供している。この委員会勧告の詳細な実施については、関連する各国当局に委ねられている。

本報告書作成期間中の本タスクグループの構成員は以下の通りであった。

J. Lochard (議長)	I. Bogdevitch	E. Gallego
P. Hedemann-Jensen	A. McEwan	A. Nisbet
A. Oudiz (2006～2007)	T. Schneider	P. Strand

通信メンバーは以下の通りである。

A. Janssens	T. Lazo	Z. Carr
-------------	---------	---------

本報告書作成期間中の第4専門委員会の構成員は以下の通りであった。

A. Sugier (委員長)	P. Burns	P. Carboneras
D. Cool	J. Cooper (副委員長)	M. Kai
J-F. Lecomte (書記)	H. Liu	J. Lochard
G. Massera	A. McGarry	K. Mrabit
M. Savkin	K-L. Sjöblom	A. Tsela
W. Weiss		

本タスクグループの会合は下記の4回開催された。

2006年2月13～15日、OECD/NEA、イッシー・レ・ムリノー、フランス

2006年10月2～4日、OECD/NEA、イッシー・レ・ムリノー、フランス

2007年4月16～18日、OECD/NEA、パリ、フランス

2008年2月4～6日、世界保健機関 (WHO)、ジュネーブ、スイス

本タスクグループの構成員は、旧東ドイツにおけるウランの採掘及び精錬事業によって汚染された地域の復興管理について有用な発表をされた Wismut GmbH の Peter Schmidt 氏、チェルノブイリ事故の長期的な影響に関する経験の共有を図られたロシア生物物理学研究所の Mikhail Savkin 氏、及び科学的な援助をいただいたフランス CEPN の Céline Bataille 氏に謝意を表したい。

また本タスクグループは、会合のために施設を提供し、支援をしていただいた組織及びスタッフにも謝意を表したい。これらの機関には、OECD/NEA（パリ）及びWHO（ジュネーブ）が含まれている。

本報告書は、2008年10月25日に、アルゼンチンのブエノスアイレスで開催された委員会会合で委員会により採択された。

JRIA DRAFT

総括

(a) 本報告書は、原子力事故又は放射線緊急事態によってもたらされた長期汚染地域に居住する人々の防護に関する委員会勧告の適用に関するガイダンスを提供するものである。委員会は、この事故後の復興状況を「現存被ばく状況」と見なしている。

(b) 以下の勧告は、2007年勧告（ICRP, 2007）の発行以降、現存被ばく状況の管理について取り扱った初めてのものである。これらの勧告は、Publication 82（ICRP, 2000）の勧告を補足し、委員会が本刊行物で初めて導入する利害関係者の役割を一層強化している。これらの勧告はまた、従来の特徴と介入というプロセスベースの手法から、放射線被ばく状況の特性に基づく手法への移行という2007年勧告によって導入された変化も考慮している。これらは特に、個人線量に対する制限を設けた防護の最適化の原則を、すべての被ばく状況に同様に適用することを強化するという、委員会の新たな取り組みを強調している。

(c) 本報告書で策定された多くの勧告は、特定の種類の現存被ばく状況に対処するために策定されたものではあるが、必要な調整を施すことにより、住居もしくは作業場におけるラドン、自然起源の放射性物質、又は過去の原子力活動や産業活動によって汚染されたサイトなどの他の現存被ばく状況にも幅広く適用できるものである。これは特に、防護措置を計画するための参考レベルの使用、当局によって実施される防護措置を補完する自助努力による防護措置の役割、及び影響を受けた人々に通知するための付随手段を重視している。

(d) 緊急時被ばく状況から現存被ばく状況への移行の特徴は、高い被ばくレベルが生じる可能性及び大部分が中心的な組織により決定されるような、主として緊急性に迫られて取られた方策から、居住状態を改善するとともに状況を考慮して合理的に達成可能な限り被ばくを低減することを目的とした、より分散的な方策へと管理を変更することである。汚染地域に居住することを人々が希望した場合にそれを認めるという決定は当局によって下され、これが事故後の復興段階の始まりを意味することになる。この決定に暗に含まれていることは、放射線の潜在的な健康影響に対する防護と、しっかりした生活様式や生計手段を含む持続可能な生活条件を人々に提供する能力である。

(e) 原子力事故や放射線緊急事態によって生じた現存被ばく状況に関する過去の経験から、汚染地域内では社会経済活動とともに住民の日常生活のあらゆる側面が影響を受けることが明らかになっている。このような状況は放射線防護を考慮することのみで対処することができない複雑な状況であり、健康、環境、経済、社会、心理学、文化、倫理、政治などの関連するあらゆる側面について取り組まなければならないものである。

(f) 集団の生活場所に影響を及ぼす現存被ばく状況のほとんどにおいて、被ばくレベルは主として個人の行動によって決定されるため、線源の位置において管理することは難しい。この結果、一般にきわめて非均質な被ばくの分布が生じ、状況を管理するには個別の取り組みが必要になる。結果として、「平均的個人」を使うことは、汚染地域における被ばくの管理にとって適切ではない。

(g) 汚染地域内において居住し、もしくは労働することは、現存被ばく状況に当たると見なされる。このような状況の場合、基本的な防護原則には、実施する防護方策の正当化と当該方策によって達成される防護の最適化を行うことが含まれる。参考レベルは、最適化プロセスにおいて残存線量の評価値が参考レベルより低くなるような防護方策を計画するために用いられる。現存被ばく状況は先験的な方法で管理することができないことから、線量限度は適用されない。

(h) 防護方策は、関連する被ばく経路を対象とした一連の防護措置で構成されている。防護方策の正当化と最適化は、個人の防護対策の正当化と最適化に重点を置いていた従来のICRP 勧告から進化したものである。

(i) 緊急時被ばく状況の後の現存被ばく状況の場合、正当化はまず、緊急時被ばく状況の末期に当局によって下される、人々が長期汚染地域において恒久的に暮らすことを認める基本的な決定に対して適用される。このような決定は放射線防護基準の設定に伴って行われ、この基準を超えると当該集団を強制的に移住させ、それ未満であれば住民は一定の条件に従ってとどまることを許されることになる。段階的な方法に従い、関連した諸条件を用いていくつかの地域を定義することができるであろう。第二に、正当化原則は、緊急段階によって生じた放射線状況を維持、及び場合によっては改善するために実施される防護方策の定義に関して決定されたレベルに適用される。

(j) 集団が汚染地域にとどまることが認められる場合に社会及び個人に対する総合的な便益を保証する責任は、政府又は国家当局にある。原子力及び原子力以外の事故後に得られた世界各地の経験によれば、国であれ、個人であれ事故の影響を受けた地域から進んで退去することはないことが示されている。一般に、当局は、過度な被ばくレベルが残存する場合には健康上の理由により個人に対して事故の影響を受けた地域から退去することを要求することがあるが、可能な限りその後も人間活動が可能であるようにこれらの地域を復興することを目標にしている。

(k) 個人線量に対する制限を伴う防護の最適化原則は、現存被ばく状況に関して委員会が勧告する防護体系の中核を成すものである。最適化は判断によって決定される性質のものであるため、最適化プロセスの透明性が強く求められる。ここでいう透明性とは、重要な情報はすべて関係者に提供されること、及び情報に基づく決定を目的として意志決定プロセスを追跡できるように記録を適切に文書に残すことを前提としている。

(l) 防護方策は、国家の計画策定の一環として当局によって準備されなければならない。これらの計画は、住民による自助努力による防護措置を考慮に入れるべきであり、これはこのような防護措置を実施することを認める条件や予想線量の低減という観点からの結果を含むものである。これらの措置を前もって計画しておくよう住民に要請することは難しいが、当局が主要な利害関係者の代表をこれらの計画の作成に関与させるようにすることを委員会は勧告する。

(m) ほとんどの長期汚染地域の場合と同様、被ばくレベルは個人の行動によって決まってくる。当局は、住民が必要に応じて自身の防護方策を決定し、最適化し、適用できるようなプロセスを円滑に実施できるようにすべきである。肯定的な側面の 1 つは、個人が自身の状況の管理を取り戻すことである。しかしながら、自助努力による防護措置は人々を動揺させる可能性があり、これを実施するためには、影響を受けた人々が状況を熟知し、十分に情報を得ていることが前提となる。優れたガイダンスとそれを実施するための手段を提供することは、政府の責任である。したがって、政府又は責任当局は、状況をさらに改善するための方法に関して適切な支援を提供するために、地域又は個人レベルで実施される防護措置を含め、実施されている防護方策の有効性を常に評価する必要がある

(n) 現存被ばく状況において被ばくの最適化プロセスを計画し、実施する際には、個人年間実効残留線量 (mSv/年) という形で定められる参考レベルを用いるべきであると委員会は勧告する。その目的は、個人線量を参考レベル未満に低減するために、最適化された防護方策、又はそのような方策を進化させたものを実施することである。計画段階では、最適化プロセスにより、残存線量の推定値が参考レベルを下回るようにすべきである。最適化プロセスの実施時には、参考レベルを上回ったままになる可能性のある個人被ばくを低下させることに特に留意すべきである。ただし、参考レベルを下回る被ばくを無視してはならず、防護が最適化されているかどうか、あるいはさらなる防護措置が必要であるかどうかを確実にするために評価を行うべきである。

(o) 汚染地域内に居住する人々の防護の最適化のための参考レベルは、この被ばく状況区分に対処するために Publication 103 (ICRP, 2007) で勧告された 1~20 mSv の範囲の下方部分から選定すべきである。過去の経験により、長期の事故後状況における最適化プロセスを制約するために用いられる代表的な値は 1 mSv/年であることが示されている。国の当局は、現地の一般的状況を考慮に入れ、また状況を漸進的に改善するために中間的な参考レベルを採用するよう全体の復興プログラムのタイミングをうまく使ってもよい。

(p) 参考レベルは、防護方策を計画する場合には（また、例えば食料品の取引のようなある特別な計画的措置を実施するために導出される参考レベルを決定する場合には必要に応じて）計画的に用いられ、また実施された防護方策の有効性を判定するための基準として遡及的にも用いられる。

(q) 被ばくが参考レベル未満に低下してきたということは、最適化プロセスに従って被ばくをさらに低減できる余地がある限り、防護措置を打ち切るための十分条件とはならない。この種の措置を継続することは、委員会によって勧告される通常状況に近い被ばく、又は通常状況と同等の被ばくに維持する上でのおそらく最良の仕組みであろう。

(r) 原子力事故又は放射線緊急事態後の現存被ばく状況への対処は、汚染のレベルならびにその空間分布及び時間分布によって、（社会、経済、健康、環境その他に関する）多数の側面を取り扱う多かれ少なかれ複雑な復興プログラムの実施に依存している。防護方策の実施は、放射線状況の進展とともに変化する動的なプロセスである。

(s) とりわけ規制レベルでは、影響を受けた集団が防護方策に対して、またより広くは復興プログラムに対して有効に関与できるようにするために、状況を確立し、そのための手段を実施することは当局の責任である。汚染地域の管理に関する過去の経験によれば、地域の専門家や住民を防護方策に関与させることが復興プログラムの持続可能性にとって重要であることが実証されている。利害関係者と協力するための仕組みは、国や文化の特性によって決まり、当該状況に適応させるべきである。

(t) 当局が実施する防護方策の優先事項は、被ばくが最も大きい人々を防護することと並行して、当該事象に伴うあらゆる個人被ばくを合理的に達成可能な限り低減することである。これには、線量分布の評価、あらゆる線量の参考レベルとの比較、及びその後の防護の最適化が含まれる。事故後状況において当局によって実施される典型的な方策には、建物の浄化、土壌及び植生の改善、畜産の変更、環境及び農産物のモニタリング、清浄な食品の提供、(浄化作業や商品にならない汚染物から生じる) 廃棄物の処理、情報、ガイダンス、指示及び設備(例えば測定関連)の提供、健康監視、小児の教育、特定の被ばくグループ及び一般公衆に関する情報の提供などがある。経験によれば、集団のあらゆる階層内、とりわけ公衆の健康や教育を担当する専門家たちに「実用的な放射線防護文化」を普及させることもまた、長期的な防護方策を成功させる上で重要であることが示されている。

(u) 長期汚染地域における住民によって実施される典型的な措置は、委員会では「自助努力による防護措置」と呼ばれており、自身の放射線状況、とりわけ外部及び内部被ばくの特性を把握することを目的としたものである。これらは主として、住民の生活環境の放射線特性(居住場所の周辺線量率及び食料品の汚染)、自身の外部及び内部被ばく、及び自身が責任を負う人々(例えば、小児や高齢者)の被ばくのモニタリング、ならびに被ばくを低減するために自身の暮らし方を適応させることから構成されている。当局は、影響を受けた集団の代表者や関係する専門家(例えば、保健衛生、放射線防護、農業当局など)が参加する地域評議会の設立を推進すべきである。このような評議会により、情報の収集と共有を行うことができ、当該集団や当局によって推進されている方策の有効性をともに評価することを促進することになる。

(v) 近年、利害関係者が政策決定の第一線に着実に関与するようになってきた。このよう

な関与は、大部分の現存被ばく状況に関する放射線防護方策を策定し実施する上で、きわめて重要なものであると委員会は考えている。住居内のラドンの抑制は、また別の典型例である。利害関係者の関与に関する経験の蓄積に伴い、放射線防護コミュニティの中で最良慣行を構築するための基本として得られた教訓の多くを利用できるようになってきている。防護の品質を高めるために利害関係者の見解や情報が役立つような状況に広く適用することができるプロセスやツールが確立され始めている。

(w) 現存被ばく状況の場合、関係者に被ばく状況及び線量の低減手段に関する一般情報を知らせるべきであると委員会は勧告する。個人の生活様式が被ばくの重要な決定要因であるような状況においては、情報プログラムとともに個人モニタリングが重要な要件である。また緊急時段階以後、集団が被ばくすることによる将来の潜在的な健康影響に関する不確実さを考えると、放射線及び健康監視プログラムを実施することは当局の責任である。

(x) 被ばく状況の進展及び防護方策の有効性を評価する観点から、責任を有する関連当局の下でモニタリング記録システムを確立すべきであると委員会は勧告する。この種の記録は、健康監視と併せて潜在的に危険にさらされているグループを特定する上で特に重要である。さらに、影響を受けた集団に関する長期健康監視を有効に実施するために、汚染地域内に居住する集団に関して健康登録制度を確立すべきであると委員会は勧告する。

(y) 原子力事故又は放射線緊急事態により影響を受けた地域で生産された汚染食品及び他の商品に関する管理については、市場の受け入れという課題があることから、特に難しい問題を提起する。さらに、食品の生産及び消費に対する長期制限を維持すると、汚染地域の持続的発展に影響を及ぼす可能性があることから、最適化原則を適切に実施することが求められる。地域の農民、生産者及び地域住民の利害と消費者及び汚染地域外の食品流通部門の利害を一致させることを注意深く検討する必要がある。

(z) 委員会は、さまざまな利害関係者の利害を考慮して汚染食品を取り扱うことは社会経済的に複雑ではあるが、定められた参考レベルを満たすように防護方策を策定すべきであり、その方策は、生産、流通、加工、ならびに消費者に情報を伝えて適切な選択を行えるようにするために講じられる措置を含む、介入可能なすべてのレベルにおいて最適化されるべきであると考えている。導出された Bq/kg 又は Bq/L 単位で表記される参考レベルは、

本プロセス、とりわけ食品を市場に出荷する際に重要な役割を果たすことになる。

(aa) 原子力事故や放射線緊急事態の後は、食品以外の商品も汚染されている可能性がある。このような商品には、木材などの農産物、紙及び油、又は金属くずなどの汚染された物質から再利用される他の製品などがある。防護の目的は、やはり社会的・経済的因子を考慮に入れて、被ばくを合理的に達成可能な限り低減することである。

(bb) 核実験（ビキニ、マラリング）、原子力事故（クイットゥイム、パロマレス、チェルノブイリ）、又は放射線源事故（ゴイアニア）による長期汚染地域に関する過去の経験は、影響を受けた農村地帯の範囲が広大である場合、その事故発生から数十年後に汚染食品を摂取することの潜在的な重要性を、問題の核心として如実に示している。地域住民を慢性的な内部被ばくから防護し、現地生産物を存続させるために、これらの食品を管理することがきわめて重要である。都会及び都会に近い環境が影響を受けた場合、外部被ばく及び放射性物質の吸入が長期間重大な被ばく経路であり続ける可能性がある。原子力事故又は放射線緊急事態がもたらす現存被ばく状況に関する参考レベルの設定に関する限り、過去の経験では、この種の状況を管理するために当局が選定する代表的な線量値は 1 mSv/年程度であることを示しており、これは、長期被ばくを「正常」と見なせるレベル、すなわち、計画的状況における公衆被ばくに関して定められた制限範囲内まで徐々に減少させたいという願望に合致したものである。

1. 緒論

1.1 背景

(1) 国際放射線防護委員会（ICRP）は、Publication 103において、3種類の被ばく状況、すなわち計画、緊急事態、現存における同防護体系の実施に関する一般原則を記載しており、これは従来の行為と介入の区別に置き換わるものである（ICRP, 2007、第176項）。

- ・ 計画被ばく状況とは、線源の慎重な計画の下における導入と運用を伴う状況である
- ・ 緊急時被ばく状況とは、計画状況の運用中に、又は悪意ある行為もしくは他の予想外の状況によって発生する可能性があり、望ましくない影響を回避もしくは低減するために緊急活動を必要とする状況である。
- ・ 現存被ばく状況とは、緊急事態後の長期被ばくを含む、管理に関する決定を下さなければならないときに既に存在している被ばく状況である。

(2) 本報告書は、原子力事故又は放射線緊急事態によってもたらされた長期汚染地域に居住する人々の防護に関する委員会勧告の適用に関するガイダンスを提供するものである。委員会は、この事故後の復興状況を「現存被ばく状況」と見なしている。（ICRP, 2007、第240項）。

(3) 委員会はこれまで、事故後の防護措置を計画するための一般的原則を定めてきた。最初のガイダンスはPublication 40（ICRP, 1984）として発行されたが、これは短期及び中期の措置に限られていた。このガイダンスはその後、1990年勧告（ICRP, 1991）を考慮してPublication 63（ICRP, 1993）により改訂・補足された。長期放射線被ばく状況における公衆の防護に関するPublication 82（ICRP, 2000）は、環境中の長寿命放射性残渣による放射線被ばくを制御するために委員会の放射線防護体系の適用を初めて明示的に取り扱ったものである。

(4) 本報告書に示す勧告は、Publication 82（ICRP, 2000）の勧告を補足するものである。これらの勧告は、この種の状況に関係する者を関与させるべきであり、また被ばくを管理するための防護措置の実施に直接参加する機会を与えられるべきであるという認識の下で、

利害関係者の役割を一層増大させている。これらの勧告はまた、従来の行為と介入というプロセスベースの手法から、放射線被ばく状況の特性に基づく手法への移行という 2007 年勧告によって導入された変化も考慮している。これらは特に、個人線量に対する制限を設けた防護の最適化の原則を、すべての被ばく状況に同様に適用することを強化するという、委員会の新たな取り組みを強調している。

(5) 以下の勧告は、2007 年勧告の発行以降、現存被ばく状況の管理について取り扱った初めてのものである。本報告書で策定された多くの勧告は、特定の種類の現存被ばく状況に対処するために策定されたものではあるが、必要な調整を施すことにより、住居もしくは作業場におけるラドン、自然起源の放射性物質、又は過去の原子力活動や産業活動によって汚染されたサイトなどの他の現存被ばく状況にも幅広く適用できる。この勧告は特に、防護措置を計画し、実施するための参考レベルの使用（セクション 3.3）、当局によって実施される防護措置を補完する自助努力による防護措置の役割、及び影響を受けた人々に通知するための付随手段（セクション 4.2）を重視している。

1.2. 範囲

(6) 原子力事故及び放射線緊急事態は、短期、中期及び長期の措置を対象とするガイダンスにより対処される。短期及び中期の措置に関する直近のガイダンスは、緊急時被ばく状況における人々に対する防護のための委員会勧告の適用に関する ICRP [Publication 109](#) (ICRP, 2009) で提示されている。本報告書が対象としている事故後の復興状況は、広大な居住地域の長期汚染をもたらすような原子力事故又は放射線事象が起きた場合に講じる必要が生じる可能性がある長期の措置に対応したものである。

(7) 緊急時被ばく状況から現存被ばく状況への移行の特徴は、高い被ばくレベルが生じる可能性及び大部分が中心的な組織により決定されるような、主として緊急性に迫られて取られた方策から、居住状態を改善するとともに状況を考慮して合理的に達成可能な限り被ばくを低減することを目的とした、より分散的な方策へと管理を変更することである。このような方策は状況の長期的側面を考慮に入れる必要があり、被ばくした人々が自身の防

護に直接関与すべきである。この移行は協調的に、透明性に富む方法で実施され、また影響を受けるすべての関係者によって合意され、理解されるべきであると委員会は勧告する。

(8) 汚染地域に居住することを人々が希望した場合にそれを認めるという決定は当局によって下され、これが事故後の復興段階の始まりを意味することになる。この決定に暗に含まれていることは、放射線の潜在的な健康影響に対する防護と、しっかりした生活様式や生計手段を含む持続可能な生活条件を人々に提供する能力である。

(9) 広大な地域に影響を及ぼすような苛酷事故の場合の対応措置においては、さまざまな地域におけるさまざまな段階に関連する措置を同時に取り扱う必要が生じる可能性がある。したがって、緊急時被ばく状況から現存被ばく状況への移行は、汚染地域の範囲内でさまざまな時期に生じる可能性がある。

1.3. 報告書の構成

(10) 第 2 章では、集団に及ぼす原子力事故や放射線緊急事態の影響を検討する。これには、人間の被ばく経路、被ばくした集団の種類、被ばくの性質及び過去の事象から得られた経験を含んでいる。第 3 章は、この種の現存被ばく状況における委員会勧告の適用について論じており、防護方策の正当化及び最適化の検討、ならびに個人線量の分配に関する不公平を低減するための参考レベルの導入及び適用を含んでいる。第 4 章では、当局及び影響を受けた集団による防護方策の実施に関する実務的な側面について検討している。第 5 章は放射線モニタリング及び健康監視を対象とし、第 6 章では汚染食品及び他の商品の管理を取り扱っている。

(11) 最後に、附属書 A には、改善措置の実施時に対応した放射線基準を含む放射線緊急事態及び原子力事故によって生じた長期汚染地域に関する過去の経験をまとめている。

of exposed populations, the characteristics of exposures, and the experience from past events. Chapter 3 discusses the application of the Commission's Recommendations in this type of existing exposure situation, and includes consideration of justification and optimisation of protection strategies, and the introduction and application of reference levels to reduce inequity in individual dose distributions. Chapter 4 considers practical aspects of the implementation of protection strategies, both by authorities and the affected population. Chapter 5 covers radiation monitoring and health surveillance, and Chapter 6 deals with the management of contaminated foodstuffs and other commodities.

(11) Finally, Annex A summarises past experience of long-term contaminated areas resulting from radiation emergencies and nuclear accidents, including the radiological criteria followed in carrying out remediation measures.

1.4. References

- ICRP, 1984. Statement from the 1984 Stockholm meeting of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 40. Ann. ICRP 14 (2).
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1–3).
- ICRP, 1993. Principles for intervention for protection of the public in a radiological emergency. ICRP Publication 63. Ann. ICRP 22 (4).
- ICRP, 2000. Protection of the public in situations of prolonged exposure. ICRP Publication 82. Ann. ICRP 29 (1–2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4).
- ICRP, 2009. Application of the Commission's recommendations for the protection of people in emergency exposure situations. ICRP Publication 109. Ann. ICRP 39 (1).

2. 汚染地域における生活

(12) 原子力事故や放射線緊急事態によって生じた現存被ばく状況に関する過去の経験から、汚染地域内では社会経済活動とともに住民の日常生活のあらゆる側面が影響を受けることが明らかになっている。このような状況は放射線防護を考慮することのみで対処することができない複雑な状況であり、健康、環境、経済、社会、心理学、文化、倫理、政治などの関連するあらゆる側面について取り組まなければならないものである（UNDP, 2002）。今回の勧告はこの種の被ばく状況に適用すべき基本的な放射線防護原則に焦点を当てているが、この複雑さと今までに得られた対処経験を考慮に入れて策定されている。

2.1. 被ばく経路

(13) 本報告書で検討する現存被ばく状況の種類は、比較的広範囲の地域にわたる放射性汚染をもたらす分散性の事象を考慮している。沈着のパターンは、放射能及びエネルギー放出いずれに関しても、分散性事象の規模及び卓越する気象条件、特にプルーム通過時の風向及び降雨量に依存するものである。長期間にわたる放出の場合、風向は時と共に変わるはずである。長期的には、降雨と風化作用により、沈着した放射性核種は土壤の中に浸透し、一部は水の経路を通じて、もしくは再浮遊により移行できるようになる。土壤から植物への取り込みは季節によって変わる可能性がある。沈着レベルもまた、地域によって大いに異なる可能性がある。チェルノブイリ事故の後、表面汚染（単位表面積当たりの放射能）は同じ村の中で最大 10～100 倍の範囲で変動した。長期の場合には一般に、1 つ又は少数の種類放射性核種が人体被ばくの主要因子として支配的になる。

(14) 環境の汚染に続き、沈着した放射性核種による外部被ばくならびに汚染物質の消費もしくは吸入による摂取を含む、いくつかの被ばく経路を特定できることになる。人間による放射性核種の摂取は、野菜、牛乳、肉及び魚の消費によって起きる可能性がある。動物への移行は、動物によるさまざまな放射性核種の摂取と代謝によって異なってくる。植物の表面や土壤中に直接沈着する放射性核種は、不溶性の粒子に結合する可能性があるた

め、食品に取り込まれる放射性核種に比べて腸内で吸収される可能性は低い。集団による摂取は時間の経過とともに大きく変わる可能性があり、季節及びそれに伴う農作業、ならびに土壌や植生の種類によって異なる。高山牧草地、森林及び高地など一定の地域は、農業地域に比べて土壌中の保持時間が長く、また例えば森林内の液果類やキノコのような特定の食品に対する高い移行レベルは摂取量を増加させる可能性がある。

2.2. 被ばくの性質

(15) 集団の生活場所に影響を及ぼす現存被ばく状況のほとんどにおいて、被ばくレベルは主として個人の行動によって決定されるため、線源の位置において管理することは難しい。この結果、一般にきわめて非均質な被ばくの分布が生じる。

(16) 原子力事故又は放射線緊急事態後、短期及び中期の措置が実施された後に支配的となる被ばく状況では一般に、既に被ばくした線量と予想される残存線量のいずれに関して、個人被ばくにきわめて広い範囲の変動が生じることになる。個人被ばくの範囲は、個人に関連する多くの要因によって影響を受ける可能性がある。これらの要因には以下のものがある。

- ・ (浄化後の) 汚染地域に対する (住居及び仕事場の) 位置
- ・ 職業もしくは仕事、ならびにその結果として汚染によって影響される特定の地域内の滞在時間及び実施作業
- ・ 個人の習慣、とりわけ各個人の食習慣。これは各個人の社会経済状況に依存することになる。

経験によれば、「平均的個人」を使うことは、汚染地域における被ばくの管理にとって適切でないことが示されている。食習慣、生活習慣及び仕事によって、隣接する村同士、同じ村に住む家族同士、あるいは同じ家族の中でさえ、大きな差異が存在する可能性がある。このような差異は一般に、影響を受けた集団の中できわめて歪んだ線量分布をもたらす。図 2.1 では、チェルノブイリ事故の 20 年後にチェルノブイリの周囲の汚染地区に居住する小児の個人線量分布を示している。

(17) 汚染食品の摂取による被ばくは、食生活において現地で生産される食品が相対的に重要であることによる慢性的な摂取や一時的な摂取によって生じる可能性がある。一例として、図 2.2 に、1000 Bq の ^{137}Cs を一時的に摂取した場合と、毎日 1 Bq 及び 10 Bq の ^{137}Cs をそれぞれ 1000 日間にわたって摂取した場合の全身放射能の変化を示す。同じ総摂取量に対して、期間末期における全身放射能は大きく異なっている。これは、汚染食品を日常的に摂取する場合と断続的に摂取する場合との負荷が本質的に異なることを示している。実際には、汚染地域に居住する人々の場合、全身放射能は食品の出所と食習慣に依存する日常的な摂取と一時的な摂取の組み合わせによってもたらされることになる。

(18) チェルノブイリ事故から 20 年後、チェルノブイリ周辺の汚染地域における成人の ^{137}Cs の代表的な日常摂取量は 10~20 Bq の範囲であり、それに加えて、例えば野生のキノコや液果類の摂取により、より大量の数百 Bq を一時的に摂取することが一般的である。これによる年間実効線量は 0.1 mSv 程度である。しかしながら、情報に乏しい者や非常に特殊な食習慣を持つ者の一部は 100 Bq から数百 Bq の範囲の日常摂取量を示す場合がある。これは 1 mSv から数 mSv の範囲の年間実効線量に相当する。

(19) 長期汚染地域において被ばくを管理するためには、人に対する総合的な線量影響を評価するためにさまざまな被ばくグループを考慮することが必要となる場合がある。一般に考慮される典型的な集団グループには以下のものがある。

- ・ 「農村」集団：影響を受けた地域に居住して働き、食物の一部を地域で育つ産物から得ていると想定される小自作農地を持つ農業従事者又は家族
- ・ 「都市」集団：影響を受けた人口密集地に建てられた家屋に居住し、影響を受けた地域の外から食物を得る可能性がある人々

また、例えば森林領域が影響を受けた場合の森林労働者や製材所の従業員などのように、影響を受けた経済活動に応じてさまざまな被ばく作業者のグループを考慮する必要がある場合もある。このようなグループの構成員は、汚染地域内に居住している場合もあれば、影響を受けた領域の外側に居住していて作業時間のみ汚染地域内に滞在する場合もある。後者の状況の場合、構成員の食物は大部分、非汚染地域からもたらされる。汚染地域が旅行者にとって魅力がある場合には、一時的に滞在する集団もその特性とともに考慮するこ

とが必要になる。

2.3. 過去の事象から得られた経験

(20) 過去に行われたいくつかの核実験（太平洋のビキニ島、南オーストラリアのマラリング、カザフスタンのセミパラチンスク）や原子力事故（英国のウィンズケール、ロシアのクイシトゥイム、スペインのパロマレス）の発生により、広大な地域の汚染が生じた。また、ごく最近ブラジルのゴイアニアで起きた放射線源事故により、限定的な地域の汚染が生じた。これらの事象は、事故後の長期の放射線に関わる課題ならびに社会、経済及び政治的課題に対処するための適切な管理手法を策定する上で実用的な価値がある有意義な経験を提供することとなった。一方、ウクライナのチェルノブイリ事故や長期の社会的な混乱を引き起こした他の放射能を伴わない緊急事態（洪水、地震、その他）は、委員会が今回の勧告を策定するための情報として役立つ最も重要な教訓を提供することとなった。原子力事象に関する詳細については、附属書 A に記載されている。

(21) 広範囲かつ長期の汚染がもたらす複雑な状況は、影響を受けた集団の中に懸念と不安を生み出すことは避けられず、これらの人々は無力感を抱きかねない。このような状況に対処する責任を持つ熟練者や専門家が、専門家でない人々にとっては理解し難いような学術用語、測定単位及び技術手順を用いれば、一般公衆がその状況に対処できないという感情を強める一因になりかねない。

(22) よく見られる結果は、人々がこのような複雑な状況の日常的管理に関わることを徐々に放棄してしまうことであり、通常回答されないままになる次のような多くの疑問を持って（事態に）直面するようになることである。健康に対する放射能の長期影響はどのようなものか。汚染から自身を守ることは可能なものか。その結果、汚染地域の住民は自身の将来に関する困難な個人的選択に直面することが多く、特にその場所から退去するのか留まるのかという二者択一を迫られることになる。経験によれば、放射線防護を考慮することのみに基づいてこうしたジレンマに答えを出すことは困難であることが示されている。多くの個人的側面を調和させることになるが、汚染地域に居住する人々は概して、自身の住

居から退去することについて極めて気乗りせず、自身の生活状態を改善したいと考える。この結果、当局には、防護措置を策定することだけではなく、汚染地域の住民の生活の質を向上させるよう主導することが望まれる。

(23) また、過去の長期汚染の経験では、放射線状況に関する正しい知識がなければ影響を受けた集団は否定的な態度、あるいは運命論者的な態度を取りがちであることを示している。これにより当該状況がその後も維持されることとなり、一般的には基本的な放射線防護のための助言や措置が無視され、被ばくの増加を招くことになる。ベラルーシの汚染地域で実施されたさまざまなプロジェクト（附属書 A を参照のこと）は、住民と地域の専門家が状況の管理に直接関わることで復興プロセスを改善する上で有効な方法であることを実証している（Lochard, 2007）。これには、放射線状況、防護方策の実施に伴う成功と困難さに関する定期的な情報の提供が必要である。集団の関与と権限委譲を支持するような状態を作り出し、手段を提供することは、（国家及び地方）当局の責任である。これを実施するにあたっては、地域の社会的及び経済的な生活状態に対して各個人の日常生活を改善し、将来にわたって自身とその子孫を防護するために、各個人に情報を与え、それによって彼らが自身の個人的状況を理解し、評価し、警戒心を維持できるようにすることを考慮しなければならない。当局の目的は、各個人が自身の生活を取り戻すことを支援することであるべきであり、この場合、現存被ばくに対する放射線防護は、生活状態の復興に影響を及ぼす他のいくつかの要素に付加されるべき要素の 1 つである。

tive actions but also to favour initiatives to enhance the quality of life of the residents of the areas.

(23) Past experience of long-term contamination has also shown that, in the absence of good knowledge of the radiological situation, affected populations tend to adopt a denial or fatalist attitude. This is a way to further support the situation, which generally results in basic radiation protection advice and actions being neglected, and in increasing exposures. Various projects implemented in the contaminated areas in Belarus (see Annex A) have demonstrated that the direct involvement of inhabitants and local professionals in management of the situation is an effective way to improve the rehabilitation process (Lochard, 2007). This requires regular information on the radiological situation, and the successes and difficulties with implementation of protection strategies. It is the responsibility of the authorities (both national and local) to create the conditions and provide the means favouring the involvement and empowerment of the population. This must be done taking local social and economic living conditions into account to provide individuals with information, thus allowing them to understand and assess their personal situation and to maintain vigilance with the objective to improve their daily life and to protect themselves and their offspring for the future. The aim of the authorities should be to help individuals to regain control of their lives, in which radiation protection against the existing contamination is a factor to add to several other factors affecting the rehabilitation of living conditions.

2.4. References

- Lochard, J., 2007. Rehabilitation of living conditions in territories contaminated by the Chernobyl accident: the ETHOS Project. *Health Phys.* 93, 522–526.
- UNDP, 2002. *The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: a Strategy for Recovery.* Report of the United Nations Development Programme.

2 章の図表

図 2.1. チェルノブイリ事故から 20 年後におけるチェルノブイリの周囲の汚染地域に居住する小児のセシウム摂取による典型的な線量分布

mSv/year → mSV/年

図 2.2. 1000 Bq の ^{137}Cs を一時的に摂取した場合と、毎日 1 Bq 及び 10 Bq の ^{137}Cs を摂取した場合の全身放射能 (Bq) の複数年 (1000 日) にわたる変化

Chronic ingestion of 10 Bq/day → 10 Bq/日の慢性摂取

Episodic ingestion of 1000 Bq → 1000 Bq の一時的摂取

Chronic ingestion of 1 Bq/day → 1 Bq/日の慢性摂取

Days → 日

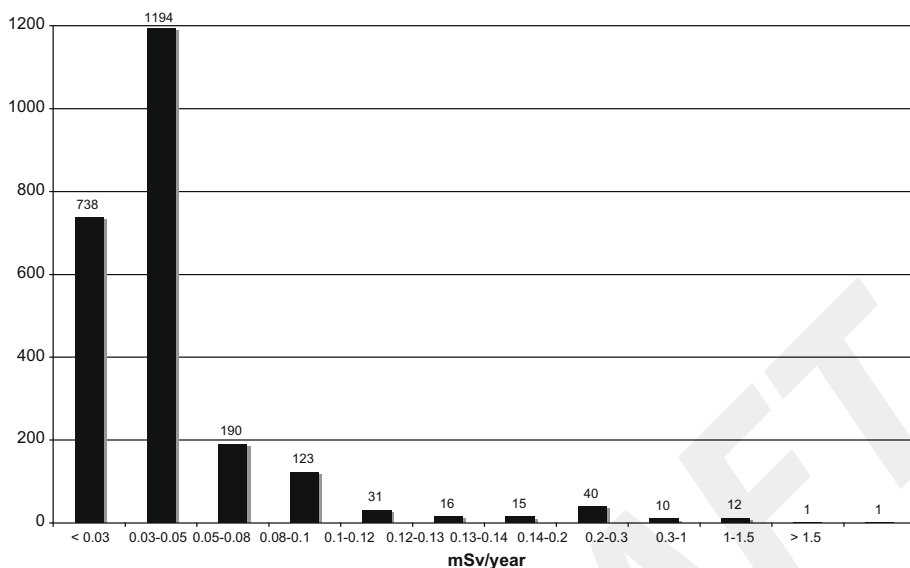


Fig. 2.1. Typical dose distribution from caesium intake of children in the contaminated area around Chernobyl 20 years after the accident.

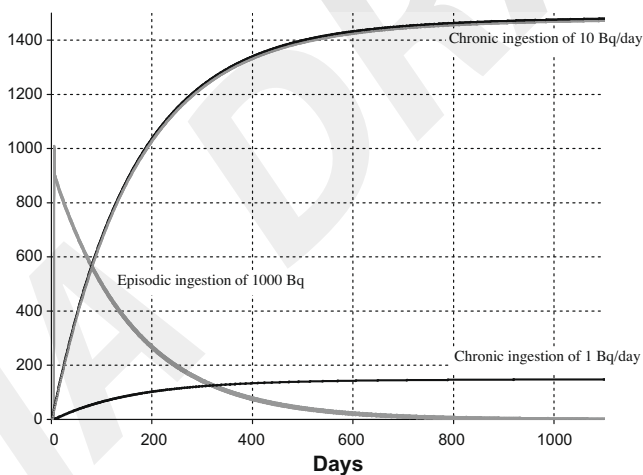


Fig. 2.2. Evolution over a pluri-annual period (1000 days) of whole-body activity (Bq) associated with an episodic intake of 1000 Bq and daily intake of 1 and 10 Bq of ^{137}Cs .

(19) For the sake of controlling exposure in long-term contaminated areas, different exposed groups of populations may need to be considered to assess the overall dose impact in people. The typical population groups generally considered are:

3. 汚染地域に居住する人々の防護に対する委員会の体系の適用

(24) 汚染地域内において居住し、もしくは労働することは、現存被ばく状況と見なされる。このような状況の場合、基本的な防護原則には、実施する防護方策の正当化と当該方策によって達成される防護の最適化を行うことが含まれる。参考レベルは、最適化プロセスにおいて残存線量の評価値が参考レベルより低くなるような防護方策を計画するために用いられる。現存被ばく状況は先験的な方法で管理することができないことから、線量限度は適用されない。

(25) 防護方策は、関連する被ばく経路を対象とした一連の防護措置で構成されている。防護方策の正当化と最適化は、個人の防護対策の正当化と最適化に重点を置いていた従来の ICRP 勧告から進化したものである。

3.1. 防護方策の正当化

(26) 正当化の原則は、線源に関連した原則であり、放射線被ばく状況を変更する決定はいかなるものであれ害よりも益の方を多くすべきであることを確実にするものである。緊急時被ばく状況の後の現存被ばく状況の場合、正当化はまず、緊急時被ばく状況の末期に当局によって下される、人々が長期汚染地域において恒久的に暮らすことを認める基本的な決定に対して適用される。このような決定は放射線防護基準の設定に伴って行われ、この基準を超えると当該集団を強制的に移住させ、それ未満であれば住民は一定の条件に従ってとどまることを許されることになろう。段階的な方法に従い、関連した諸条件を用いていくつかの地域を定義することができるであろう。これは、例えば、チェルノブイリ事故による影響を受けた独立国家共同体諸国において当局が採択した手法である（附属書 A を参照のこと）。第二に、正当化原則は、緊急段階によって生じた放射線状況を維持、及び場合によっては改善するために実施される防護方策の定義に関して決定されたレベルに適用される。

(27) 現存被ばく状況に関しては、個人被ばくを低減するために実施される防護方策は、

引き起こされる損害を相殺するだけの十分な個人の、又は社会的便益を実現すべきである（ICRP, 2007、第 203 項）。しかしながら、防護方策の正当化は、防護方策が経済、政治、環境、社会的及び心理学的なさまざまな影響を及ぼすため、放射線防護の範囲をはるかに超えたものである。防護方策の正当化を実施している場合、汚染地域に居住する者の被ばくを低減し、被ばくの不公平を限定することの社会的、政治的価値も含める必要がある。これらの多くの放射線以外の要素について正しく検討するには、放射線防護以外の専門知識が必要となり、防護方策に関する決定を左右することもあり得る（NEA, 2006）。

(28) 正当化は、防護方策を構成する個々の防護措置がもたらす累積的な便益及びその累積的な影響について考慮している。個々に正当化された一連の措置で便益が得られる場合もあるが、全体的な方策として見た場合に正味の便益をもたらすとは限らない。なぜなら、例えば、それらの措置を全部合わせると、総じて検討対象となる被ばく集団にとって過大な社会的な混乱をもたらし、あるいは複雑すぎて対処し切れないようなことがあるからである。逆に、単一の防護措置それ自体は正当化されない可能性があるものの、防護方策の一環として含められた場合には全体として正味の便益をもたらす場合がある。

(29) 集団が汚染地域にとどまることが認められる場合に社会及び個人に対する総合的な便益を保証する責任は、政府又は国家当局にある。原子力及び原子力以外の事故後に得られた世界各地の経験によれば、国であれ、個人であれ事故の影響を受けた地域から進んで退去することはないことが示されている。一般に、当局は、過度な被ばくレベルが残存する場合には健康上の理由により個人に対して事故の影響を受けた地域から退去することを要求することがあるが、可能な限りその後も人間活動が可能であるようにこれらの地域を復興することを目標にしている。

(30) 現存被ばく状況においては、防護方策に含まれる可能性があるすべての防護措置（当局、熟練者及び専門家によって一元的及び局所的に実施される措置、ならびに当局の支援の下で自助努力による防護措置として被ばくした個人によって直接実施される措置）に関して正当化を検討すべきである。当局によって決定される防護方策は、上記の双方の区分の防護措置も考慮に入れるべきであり、影響を受けた個人が自助努力によるイニシアチブを発揮できるようにすべきである。ただし、自助努力による防護措置は住民自らの手で実

施され、それ故にその決定はほとんど住民が自ら下すことから、自己の防護に関して正味の便益をもたらす決定を情報に基づいて行うためには、住民には正しい情報が周知され、また関連する場合には、(当局によって提供される手段や設備を使用するための) 訓練がなされなければならない。個人が考慮すべき調整事項には、一方では状況を改善しようとする自身の願望が、他方では防護措置の実施によって引き起こされる「負荷」が含まれる。

(31) 事故後の長期汚染地域の管理のために、当局は緊急時被ばく状況の間に実施された防護措置の一部を維持することを考慮してもよく、また全く新しい一連の防護措置を導入することを考慮してもよい。このような新たな措置を導入すべきかどうかに関する決定は、居住する集団の残存個人被ばくレベル、新たな措置の実施可能性ならびに新たな措置が当該地域内の生活状態の品質及び持続可能性に及ぼす影響を含むいくつかの基準に依存することになるであろう。

3.2. 防護方策の最適化

(32) 防護の最適化原則の実施は線源に関連したプロセスであり、一般的な状況の下で最善の防護方策を確実に選ぶべきである(すなわち、害を上回る便益の余裕をできるだけ大きくする)。この最適化手順による結果が極端に不公平になることを避けるために、線量又はリスクの参考レベルを適用することにより、特定の線源から人に対する線量又はリスクに制限を設けるべきである。したがって、最適化には、被ばくを合理的に達成可能な限り低く保つこととともに、経済的及び社会的要因、ならびに防護方策の実施によって生じる線量及び便益の分布を考慮することを含むことになる。

(33) 防護の最適化プロセスは、防護方策の実施が正当化された状況に適用するためのものである。個人線量に対する制限を伴う防護の最適化原則は、それが現存被ばく状況に適用される場合には防護体系の中核を成すものである。最適化は判断によって決定される性質のものであるため、最適化プロセスの透明性が強く求められる。このプロセスで使われるすべてのデータ、パラメータ、想定条件及び値は、きわめて明快に提示され、定義されるべきである。ここでいう透明性とは、重要な情報はすべて関係者に提供されること、及

び情報に基づく決定を目的として意志決定プロセスを追跡できるように記録を適切に文書に残すことを前提としている（ICRP, 2006b、第 34 項）。

(34) 防護方策は、国家の計画策定の一環として当局によって準備されなければならない。これらの計画は、住民による自助努力による防護措置を考慮に入れるべきであり、これはこのような防護措置を実施することを認める条件や予想線量の低減という観点からの結果を含むものである。これらの措置を前もって計画しておくよう住民に要請することは難しいが、当局が主要な利害関係者の代表をこれらの計画の作成に関与させるようにすべきであると委員会は勧告する。

(35) 緊急時被ばく状況に続く現存被ばく状況の場合、いくつかの特異性がある。住民が汚染地域に住むつもりであるということは、それ自体、彼ら自身とその家族や友人にとって 1 つの妥協案である。このような状況における最適化プロセスは、特別な課題に多く直面する。特筆すべきものを以下に示す。

- ・ 消費者対生産者の利害：汚染地域内に住むということは、食料を含む物品の現地生産と取引を伴う経済活動がその地点において維持されることを前提としている。最適化方策は、人々を放射能から防護する必要性と、当該地域経済が存続し、世界市場に組み入れられる必要性との間でバランスを取るべきである。
- ・ 地域住民と国民及び各国民：汚染地域内の「通常の」生活を復興するための条件は、状況の不利なところをいくつか地域住民とその地域外の住民の間で共有する連帯を前提としている（主として物品や人の移動に関するもの）。最適化方策は、国の法令及び計画ならびに国際的な勧告（例えば、食品の貿易に関するもの）を考慮に入れて、公平性を重視すべきである。
- ・ 住民が日常生活において下す多数の決定：ほとんどの場合、被ばくレベルは個人の行動によって決まってくる。当局は、住民が必要に応じて自身の防護方策を決定し、最適化し、適用できるようなプロセスを円滑に実施できるようにすべきである。肯定的な側面の 1 つは、個人が自身の状況の管理を取り戻すことである。しかしながら、自助努力による防護措置は人々を動揺させる可能性がある（例えば、内部及び外部被ばくをできる限り避けるために、食物、行き先、使用する物などに常に注意を払う）。これを実施

するためには、影響を受けた人々が状況を熟知し、十分に情報を得ていることが前提となる。これを支援するために、現地のさまざまな集団は、適正な設備を備え、場合によっては（当局によって提供される設備を使用するために）おそらく訓練を受ける必要がある。当局は特別なニーズを持つ一部の住民（高齢者、精神障害者、その他）を支援するための準備もしておくべきである。

前述の通り、汚染地域において支配的な被ばく経路は一般的に摂食であることを考慮すれば、防護方策は集団の中の関連するグループに対する摂食経路の管理を基本にすべきである。

(36) 迅速な措置を講じる必要がある緊急時被ばく状況とは異なり、事故後の復興状況においては、最適化プロセスは、現地における一般的状況を考慮に入れながら段階的に実施することが可能である。経験によれば、長期汚染地域においては一般に被ばくを通常状況と同じ程度のレベルまで徐々に低減できることが実証されている。

(37) 委員会は、個人線量の分布の不公平性を低減するために、拘束値を組み込んだ最適化の概念を導入した。Publication 103 (ICRP, 2007) によると、現存被ばく状況においては、緊急時被ばく状況の場合と同様に、線量を制限する役割を果たす線量基準を「参考レベル」と名付けている（セクション 3.3 を参照のこと）。

(38) 防護方策の最適化は、方策の形態、規模及び期間を策定するプロセスである。その目的は、正味の便益を得ることだけではなく、正味の便益を極力大きくすることであり、防護方策及びそのさまざまな要素の選択をうまく行うために意思決定支援技術を利用することができる。このような技術の適用方法に関する委員会の勧告は、Publication 37 (ICRP, 1983)、Publication 55 (ICRP, 1989) 及び Publication 101 (ICRP, 2006) に提示されている。これらの勧告は今でも有効であり、本書では詳しく繰り返さない。汚染地域に居住する人々を防護するための方策を選定するプロセスにおいては、重要な利害関係者の関与が必要不可欠である。

(39) 防護の最適化は、将来の被ばくを防止又は低減することを目的とした前向きな反復プロセスである。これは、技術的要素と社会経済的要素を考慮に入れるとともに、定性的判断と定量的判断の両方を必要とする。このプロセスは、関連するすべての側面を確実に

考慮に入れるために、体系的なものとし、慎重に構成すべきである。最適化とは、現場の一般的状況において最善が尽くされているかどうか、及び線量を低減するために合理的なことがすべて為されているかを常に問い直す考え方である（ICRP, 2007、第 217 項）。当初は被ばくがかなり高い可能性があり、最大被ばくを低減することに優先度を置くべきであるが、時間の経過とともにあらゆる被ばくを低減する努力を継続することが必要になる。

(40) (複数の) 正当化された防護方策を互いに比較することは最適化プロセスの重要な特徴であり、それには被ばくする集団内の個人被ばくの分布特性を注意深く検討することが必要となる。被ばくする集団のそれぞれのグループは、さまざまな被ばくパラメータとともに種々の属性を使って記述することができる。委員会は、懸念を持たれているグループ間の被ばくの分布の公平さに特に留意するべきであることを勧告する。

(41) 最適な選択肢又は方策は常に被ばく状況に特有なものであり、一般的な状況下で達成できる最適な防護レベルに相当する。したがって、それ未満であれば最適化プロセスを停止すべき線量レベルを先験的に定めることは妥当ではない（ICRP, 2007、第 218 項）。居住場所に影響を及ぼす環境中に比較的長寿命の放射性核種が存在するような状況の性質により、防護措置は長期間（数十年間）実施されることが予想される。しかしながら、防護の最適化とは、線量を最小にすることではない。最適化された防護とは、被ばくがもたらす害と関連する経済的、社会的要素とのバランスを注意深く評価した結果得られるものである。したがって、最適な選択肢とは、必ずしも個人に関する残留線量レベルを最も低くするものとは限らない（ICRP, 2007、第 219 項）。

(42) 優れたガイダンスとそれを実施するための手段を提供することは、政府の責任である。したがって、政府又は責任当局は、状況をさらに改善するための方法に関して適切な支援を提供するために、地域又は個人レベルで実施される防護措置を含め、実施されている防護方策の有効性を常に評価する必要がある。

3.3. 個人被ばくを制限するための参考レベル

(43) 緊急時被ばく状況と現存被ばく状況のいずれの対処にも参考レベルを使用するとい

う点は、Publication 60 (ICRP, 1991) に対して Publication 103 (ICRP, 2007) で行われた変更点である。上記 2 つの ICRP 刊行物の間に発行された他の刊行物のうち一部は、長期被ばく状況に対処するために必要に応じて参考レベルの概念を導入したが、Publication 103はこの概念を明確化している。

(44) Publication 103 (ICRP, 2007、第 230 項) において委員会が定義した参考レベルという線源関連の概念は、それを上回った場合被ばくが発生するというような計画は不適切であると判断され、それを下回れば防護の最適化を行うべきとするような線量又はリスクのレベルを表すものである。それは、防護方策を計画し、最適化すべきであることを意味している。参考レベルとして選ばれる値は、検討対象となる被ばくの支配的状況によって変わってくるようになる。委員会は、(計画被ばく状況に関しては「線量拘束値」という用語が依然として用いられている一方で) 緊急時被ばく状況及び現存被ばく状況に関して「参考レベル」という用語を提案した。この参考レベルは、広い範囲の被ばくがその状況の特徴づけること、及び参考レベルを上回るような初期の個人線量レベルに対して最適化プロセスが適用される場合があるという事実を示すために採用されたものである。

(45) 現存被ばく状況において被ばくの最適化プロセスを計画し、実施する際には、個人年間実効残留線量 (mSv/年) という形で定められる参考レベルを用いるべきであると委員会は勧告する。その目的は、個人線量を参考レベル未満に低減するために、最適化された防護方策、又はそのような方策を進化させたものを実施することである。計画段階では、最適化プロセスにより、残存線量の推定値が参考レベルを下回るようにすべきである。最適化プロセスの実施時には、参考レベルを上回ったままになる可能性のある個人被ばくを低下させることに特に留意すべきである。小児や妊婦などの特別なグループにも特に留意すべきである。ただし、参考レベルを下回る被ばくを無視してはならず、防護が最適化されているかどうか、あるいはさらなる防護措置が必要であるかどうかを確実にするために評価を行うべきである (ICRP, 2007、第 286 項)。

(46) 緊急時被ばく状況後の現存被ばく状況の場合、参考レベルは、汚染地域に人々が居住することを認めるための決定を下す緊急時被ばく状況の末期に設定される。選択された参考レベルは、社会的因子及び経済的因子を考慮に入れて、それを上回らないように、ま

た全員の個人被ばくを合理的に達成可能な限り低くこのレベル未満に引き下げるよう努めるべき線量のレベルを示すものである。

(47) 委員会は、線源に関連した線量拘束値及び参考レベルの選択に影響を及ぼす要素を示す枠組みを提案した (ICRP, 2007、表 5)。この枠組みにおいて、被ばくの統制の可能性、個人もしくは社会が状況から受ける便益、ならびに実施する必要がある放射線防護対策を考慮して、委員会は被ばく状況の性質に応じた 3 種類の拘束値又は参考レベルを導入した。これらの対策には、防護方策を確立する必要性の有無、ならびに被ばくした個人に対する情報、訓練、及び/又はモニタリングの提供を含んでいる。所与の状況を統制するために定められる参考レベルの法的な位置付けを決定することは、規制当局の責任である。

(48) 緊急時被ばく状況後の現存被ばく状況の場合、放射線源は管理下に置かれることになるが、状況の統制は依然として困難な可能性があるため、日常生活において住民が常に警戒する必要がある。このことは総じて、汚染地域に居住する住民及び社会にとって重荷となる。しかしながら、汚染地域に居住し続けることには、住民、社会双方とも便益を見出すことになろう。国は一般にその領土の一部を失うことを受け入れることはできず、また住民のほとんどは非汚染地域に (自発的であってもなくても) 移住させられるよりは、総じて自身の住居にとどまる方を好んでいる。その結果、汚染レベルが持続可能な人間活動を妨げるほど高くはない場合、当局は人々に汚染地域を放棄させるのではなく、人々が汚染地域に住み続けることができるようにするために必要なすべての防護対策を実施しようとするであろう。これらを考慮すれば、適切な参考レベルは、委員会によって提案された 1~20 mSv の範囲で選ぶべきであることを示唆している。

(49) 参考レベルの値は、社会生活、経済生活及び環境生物の持続可能性、ならびに影響を受けた集団全体の健康 (WHO, 1948) など多くの相互に関連する因子を慎重に比較検討した結果に基づくべきである。参考レベルの値を選定するプロセスは、重要なすべての利害関係者の見解を適切に取り入れるように注意深く均衡をとるべきである。

(50) 現存被ばく状況にとっての長期目標は、「通常と見なせる状況に近い、又はそれと同等のレベルまで被ばくを低下させること」 (ICRP, 2007、第 288 項) であることから、委員会は、汚染地域内に居住する人々の防護の最適化のための参考レベルは、この被ばく状況

区分に対処するために Publication 103 (ICRP, 2007) で勧告された 1~20 mSv の範囲の下方部分から選定すべきであることを勧告する。過去の経験により、長期の事故後状況における最適化プロセスを制約するために用いられる代表的な値は 1 mSv/年であることが示されている (附属書 A を参照のこと)。国の当局は、現地の一般的状況を考慮に入れ、また状況を漸進的に改善するために中間的な参考レベルを採用するよう全体の復興プログラムのタイミングをうまく使ってもよい。

(51) 参考レベルは、防護方策を計画する場合には (また、例えば食料品の取引のように、ある特別な計画的措置を実施するために導出される参考レベルを決定する場合には必要に応じて) 計画的に用いられ、また実施された防護方策の有効性を判定するための基準として適及的にも用いられる。防護措置の主要な焦点は、参考レベル以上の被ばくに向けられるべきであり、ここでは被ばくの分布が公平ではないことを示唆している可能性がある。このような場合には一般公衆の防護よりむしろ最も多く被ばくしたグループの防護を重視すべきであることを示唆している。

(52) 現存被ばく状況における参考レベルの適用状況を図 3.1 に示しており、ここでは、防護方策の実施による個人線量の分布の経時変化を示している。分布の変化は、段階的に最適化プロセスを適用した結果、汚染地域内の参考レベルを上回る人数は時間の経過とともに減少していることを示している。

(53) 被ばくが参考レベル未満に低下してきたということは、最適化プロセスに従って被ばくをさらに低減できる余地がある限り、防護措置を打ち切るための十分条件とはならない。この種の措置を継続することは、委員会によって勧告される通常状況に近い被ばく、又は通常状況と同等の被ばくに維持する上でのおそらく最良の仕組みであろう。

3.4. References

- ICRP, 1983. Cost–benefit analysis in the optimisation of radiation protection. ICRP Publication 37. Ann. ICRP 10 (2–3).
- ICRP, 1989. Optimisation and decision-making in radiological protection. ICRP Publication 55. Ann. ICRP 20 (1).
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1–3).
- ICRP, 2006. The optimisation of radiological protection: broadening the process. ICRP Publication 101 – Part 2. Ann. ICRP 36 (2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4).
- NEA, 2006. Stakeholders and Radiological Protection: Lessons from Chernobyl 20 years after. NEA No. 6170.
- WHO, 1948. Preamble to the Constitution of the World Health Organisation as adopted by the International Health Conference, New York, 19–22 June 1946; signed in 22 July 1946 by the representatives of 61 States and entered into force on 7 April 1948.

3 章の図表

図 3.1. 現存被ばく状況における参考レベルの適用及び最適化プロセスの段階的实施による個人線量分布の経時変化

Number of individuals → 人数

Reference Level → 参考レベル

Individual dose level → 個人線量レベル

Number of individuals → 人数

Reference Level → 参考レベル

Individual dose level → 個人線量レベル

Number of individuals → 人数

Reference Level → 参考レベル

Individual dose level → 個人線量レベル

Time → 時間

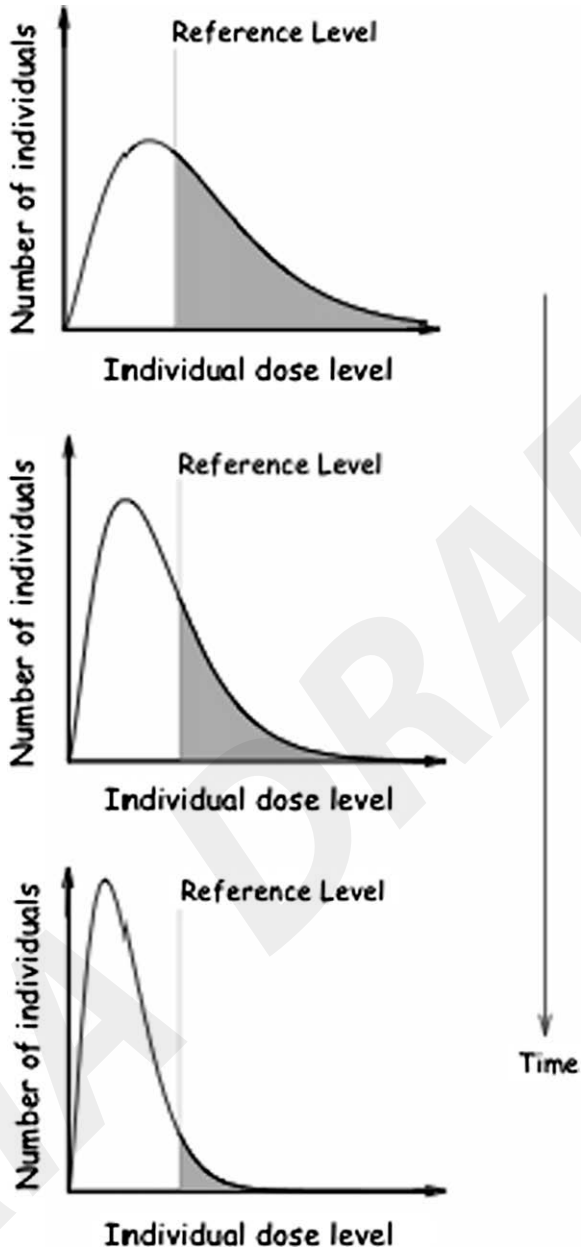


Fig. 3.1. Use of a reference level in an existing exposure situation and evolution of the distribution of individual doses with time as a result of step-by-step implementation of the optimisation process.

4. 防護方策の実施

(54) 原子力事故又は放射線緊急事態後の現存被ばく状況への対処は、汚染のレベルならびにその空間分布及び時間分布によって、(社会、経済、健康、環境その他に関する)多数の側面を取り扱う多かれ少なかれ複雑な復興プログラムの実施に依存している。このプログラムの放射線防護に関する部分は、国家及び地方レベルで当局によって運用される措置、ならびに当局によって提供される枠組みの中で影響を受けた人々が実施する自助努力による防護措置を含む放射線防護方策によって特徴づけられる。これらの方策を成功させるために、当局は、必要な基盤とともに方策を実施するための実用的なガイダンスを提供すべきである。防護方策の実施は、放射線状況の進展とともに変化する動的なプロセスである。

(55) とりわけ規制レベルでは、影響を受けた集団が防護方策に対して、またより広くは復興プログラムに対して有効に関与できるようにするために、状況を確立し、そのための手段を実施することは当局の責任である。汚染地域の管理に関する過去の経験によれば、地域の専門家や住民を防護方策に関与させることが復興プログラムの持続可能性にとって重要であることが実証されている(Lochard, 2004)。利害関係者と協力するための仕組みは、国や文化の特性によって決まり、当該状況に適応させるべきである。

4.1. 当局が実施する防護措置

(56) 当局が実施する防護方策の優先事項は、被ばくが最も大きい人々を防護することと並行して、当該事象に伴うあらゆる個人被ばくを合理的に達成可能な限り低減することである。これには、線量分布の評価、あらゆる線量の参考レベルとの比較、及びその後の防護の最適化が含まれる。

(57) これらの評価にあたっては、多くの場合、放射線モニタリングがきわめて有効な支援手段となる。測定が実施できないか、あるいは十分に包括的でない場合には、局所的な情報に基づいて個人が被ばくした可能性のある線量を推定することができる。この種の状況においては、Publication 101 (ICRP, 2006)に記載されている「代表的個人」の概念を用い

てよい。この概念は、継続中の被ばくの予測評価のためにきわめて有用であることを念頭に置くべきである。ただし、委員会は、これを用いる場合、95～100%百分位数に関連する線量を切り捨てるべきではないことを勧告する。

(58) 個人線量分布の特性を把握した後、影響を受けた集団に関する主な被ばく経路をさらに調査する必要がある（周辺線量率、土壤汚染、食品汚染、その他）。この調査は、当局が影響を受けた集団と協力して防護方策（除染作業、食品制限、その他）を続行する必要があるか、放射線状況の進展に応じて防護方策を修正する必要があるか、あるいは新たな方策を制定する必要があるかについて当局が意思決定を行う上で役立つことになる。

(59) 事故後状況において当局によって実施される典型的な方策には、建物の浄化、土壤及び植生の改善、畜産の変更、環境及び農産物のモニタリング、清浄な食品の提供、（浄化作業や商品にならない汚染物から生じる）廃棄物の処理、情報、ガイダンス、指示及び設備（例えば測定関連）の提供、健康監視、小児の教育、特定の被ばくグループ及び一般公衆に関する情報の提供などがある。

(60) 環境の放射能汚染は、存在する放射性核種の崩壊、環境中の放射性核種の分布に対する物理的・化学的プロセスの影響、及び環境中に存在する汚染をさらに濃縮もしくは希釈する可能性がある人間活動の影響により、時間の経過とともに変化する。したがって、現存被ばく状況の長期的な対応は、防護方策の段階的な実施を必要としている。

(61) 線量分布の最大線量が特定された場合、特定の集団グループを防護するためにさらなる集団防護方策を実施することができるかどうか、あるいは高線量が個人の習慣に関係しており、そのような場合、個人に情報を提供し、権限を付与して彼ら自身の方策を実施できるかどうかについて、迅速に調査を行うべきである。

(62) この観点から、当局は、影響を受けた集団が実施する自助努力による方策を含むすべての防護方策の実施を支援するための基盤を整備するべきである。上記集団のあらゆる階層内、とりわけ公衆の健康や教育を担当する専門家たちに「実用的な放射線防護文化」を普及させることもまた、この方策の重要な要素である。経験によれば、このような基盤は次の三本柱に基づいて構築されていることがわかっている。

- ・ 放射線モニタリングシステム：環境の放射線特性ならびに人々の内部及び外部被ばく

レベルを評価し、影響を受けた人々がこれらの情報を直接利用できるようにする（セクション 5.1 を参照のこと）。

- 健康監視方策：影響を受けた人々の健康状況を追跡調査する。これは、通常の臨床診断とともに個人被ばくレベルに関係する公衆衛生上の重要な指標を監視するための登録制度の構築を基本としたシステムを必要としている。この種のシステムは、発生する可能性がある集団の健康状況の変化を特定でき、このような変化が放射線又は（初期被ばくもしくは長期被ばくに関係する）他の要因に関するかを調査できるものとすべきである—セクション 5.2 を参照のこと。
- 集団内におけるモニタリング結果の周知を基本とする放射能状況の管理に関する実用的知識の現世代及び将来世代への伝達。例えば、教育システムを利用した伝達。

4.2. 影響を受けた人々が実施する防護措置

(63) 放射能事故の場合、影響を受けた人々は新たな問題と懸念に直面することになる。人々はそれぞれ、放射能及びその影響について次のような疑問を持つことになる。環境はどの程度汚染されているのか。自身はどの程度被ばくしているのか。とりわけ、自身はどの時点で汚染したのか。人々はまた、このような新たな状況にどう向き合うべきか、自身の現在及び将来の被ばくを合理的に達成可能な限り低減するために何をすべきかについても知りたいと思うであろう。

(64) 影響を受けた人々が当局の定める措置の策定及び実施に関与することが、措置の有効性を発揮する上で非常に重要になる。ただし、その上で、被ばくを抑制するための多くの措置は、個人の行動によって進められることになる。また、これらの措置を有効かつ持続可能にするためには、当局からの支援の枠組みが必要になる。

(65) この枠組みの中で住民によって実施される典型的な措置は、委員会では「自助努力による防護措置」と呼ばれており、自身の放射線状況、とりわけ外部及び内部被ばくの特徴を把握することを目的としたものである。これらは主として、住民の生活環境の放射線特性（居住場所の周辺線量率及び食料品の汚染）、自身の外部及び内部被ばく、及び自身が

責任を負う人々（例えば、小児や高齢者）の被ばくのモニタリング、ならびに被ばくを低減するために自身の暮らし方を適応させることから構成されている。

(66) 外部被ばくの評価に関する限り、住民の方が自身の居住場所（例えば、家屋、庭、仕事場、遊び場）の状況図を作成することにより状況をうまく管理することができる。こうすることで、住民は、高い周辺線量率を示している場所及び/又はその場所の滞在時間による外部線量に大きく寄与するような場所を特定できるようになる。いずれの場合でも、これらの場所で過ごす時間をできるだけ短くするよう努めることが可能である。

(67) 内部被ばくの評価に関する限り、住民は日々消費する食品の放射線特性に応じて行動することができる。これは、住民が現地生産品の測定結果を入手できることを前提としている。これらの測定結果に基づき、住民は放射能に対する感度に従って食料品を区分して、通常他の食品よりも汚染されている食品（キノコ類は野菜や果物に比べて放射能汚染に対する感度ははるかに高い）を特定することができる。このようにして、住民は汚染された食料品の摂取量を減らすために食生活を適応させることができることになる。

(68) 農村部では、影響を受けた人々のうちかなりの人が個人の菜園を持っている場合がある。前述の通り、第一段階は、成育した食品の放射線特性の測定を含むことになる。その測定結果に従い、住民は放射能に対する感度が低い食品の選別、菜園内の汚染が低い地域の特定、及び土壌から植物への放射性核種の移行を制限するための農業技術の利用などによって、生産物の汚染を減らす方法を見出さなければならない。

(69) 自助努力による防護措置は、個人被ばくへの貢献を超えて、環境の放射能汚染への対処にも関わるることができる。その観点から、影響を受けた人々は、それぞれの地域で放射能の再濃縮を避けるための防護措置を慎重に採用するべきである。例えば農村部における暖炉から出る灰のような、家庭における放射性廃棄物の管理に特に注意を払う必要がある。

(70) 前述の通り、当局は、住民による防護方策の実施を促進するべきである。当局は、人々が自身の置かれた放射線状況やモニタリング設備を理解し、管理することを支援するために既存の測定結果、情報及び訓練を提供するべきである（例えば、現地当局の事務所や、測定を実施できるよう訓練された医者や薬局を通じて、設備類を利用できるようにす

る)。また、当局は、人々が飲食物を変更したことによる効果を評価できるように、影響を受けた集団の定期的な全身放射能測定を確実に実施すべきである。

(71) 当局は、影響を受けた集団の代表者や関係する専門家（例えば、保健衛生、放射線防護、農業当局など）が参加する地域評議会の設立を推進すべきである。このような評議会により、情報の収集と共有を行うことができ、当該集団や当局によって推進されている方策の有効性をともに評価することを促進することになる。

(72) 近年、利害関係者が政策決定の第一線に着実に関与するようになってきた。このような関与は、大部分の現存被ばく状況に関する放射線防護方策を策定し実施する上で、きわめて重要なものであると委員会は考えている。住居内のラドンの抑制は、また別の典型例である。利害関係者の関与に関する経験の蓄積に伴い、放射線防護コミュニティの中で最良慣行を構築するための基本として得られた教訓の多くを利用できるようになってきている。防護の品質を高めるために利害関係者の見解や情報が役立つような状況に広く適用することができるプロセスやツールが確立され始めている

From that perspective, the affected population should take care to adopt protective actions that would avoid reconcentration of radioactivity in their local areas; particular attention may have to be paid to the management of radioactive house waste, such as ashes from fireplaces in rural areas.

(70) As mentioned above, authorities should facilitate the implementation of protection strategies by the inhabitants. They should provide existing results of measurements, information and training to help people to understand and manage their radiological situation, and monitoring equipment (e.g. making the equipment available through local authority offices or doctors or pharmacies who are trained to take measurements). Furthermore, they should ensure regular whole-body measurements of the affected population so that people can evaluate the efficiency of changes in their diet.

(71) Authorities should facilitate the setting-up of local forums involving representatives of the affected population and relevant experts (e.g. health, radiation protection, agriculture authorities, etc). These forums will allow gathering and sharing of information, and favour a common assessment of the effectiveness of strategies driven by the population, and the authorities.

(72) In recent years, stakeholder engagement has moved steadily to the forefront of policy decisions. Such engagement is considered by the Commission to be key to the development and implementation of radiological protection strategies for most existing exposure situations. The control of radon in dwellings is another typical example. As experience in stakeholder engagement has grown, it has been possible to use many of the lessons learned as a basis for the development of best practice among the radiation protection community. Processes and tools are becoming established that can be generally applied to situations where the views and input of stakeholders are instrumental to improving the quality of protection.

4.3. References

- ICRP, 2006. Assessing dose of the representative person for the purpose of radiation protection of the public. ICRP Publication 101 – Part 1. Ann. ICRP 36 (2).
- Lochard, J., 2004. Living in contaminated territories: a lesson in stakeholder involvement. In: Current Trends in Radiation Protection. EDP Sciences, pp. 211–220.

5. 放射線モニタリングと健康監視

(73) 現存被ばく状況の場合に委員会が勧告しているように、関係者に被ばく状況及び線量の低減手段に関する一般情報を知らせるべきである（ICRP, 2007、表 5）。個人の生活様式が被ばくの重要な決定要因であるような状況においては、情報プログラムとともに個人モニタリングが重要な要件である。また、緊急時段階以後、集団が被ばくすることによる将来の潜在的な健康影響に関する不確実さを考えると、放射線及び健康監視プログラムを実施することは当局の責任である。

5.1. 放射線モニタリング

(74) 長期汚染状況においては、放射線状況の追跡と適切な防護方策を実施できるようにする放射線モニタリングシステムを確立することが必要不可欠である。モニタリングシステムの主要な目的は、現状の人体被ばく（外部被ばく及び内部被ばく）レベル及び環境の汚染レベルを評価すること、及び将来の変化を予測できるようにすることである。実際には、これは周辺線量率、食品及び環境中の放射性核種濃度ならびに個人の全身汚染の測定結果を提供するような放射線モニタリングシステムを想定している。

(75) モニタリングシステムの実効性は、影響を受けた地域の特殊性に対処する能力に依存している。これにより、高い線量を被ばくした人口グループを特定し、放射線防護方策の方向性を改善することができることになる。このための重要な課題の 1 つは、国のシステムと地域レベルの放射線に関する能力を組み合わせることで活用することである。また、当局、専門機関、地方及び国の研究所（非政府組織、民間機関、大学、地方の利害関係者、原子力施設など）のさまざまな情報源からもたらされた検証された測定結果が存在することにより、現地の放射線状況に関する理解を深め、影響を受けた集団内における測定結果に対する信頼性を高めることができる。この場合、測定結果を提供するすべての関係者は、適切な品質保証要件に従うべきである。

(76) モニタリングシステムは、当局及びその他の関係者に対して定期的に更新された情

報を提供し、影響を受けた地域を長期に渡って測定できるように設計すべきである。被ばく状況の進展及び防護方策の有効性を評価する観点から、責任を有する関連当局がモニタリング記録システムを確立すべきであると委員会は勧告する。この種の記録は、健康監視と併せて潜在的に危険にさらされているグループを特定する上で特に重要である。この種のシステムを持続するには、国家及び地域当局による継続的な保守・訓練プログラムを確立する必要がある。

5.2. 健康監視

(77) 原子力事故や放射線緊急事態の発生後、被ばくした集団は最初の医学的評価を受けなければならない。この評価の最初のステップは、影響を受けた人々に対する調査であり、場合によっては早期線量評価を伴うものである。また、線量レベルにかかわらず、影響を受けた集団には、被ばくレベル及び潜在的なリスクの種類に関する正確かつ適切な情報も提供されているべきである。

(78) こうした背景を考慮した上で、長期的な健康監視プログラムは以下の目的を対象としなければならない (WHO, 2006)。

- ・ 臨床的に有意な確定的影響 (例えば、皮膚火傷、白内障など) をもたらした被ばくを受けた人々、及び予防的な監視を正当化するような十分に高いレベルに被ばくした人々の継続調査
- ・ 潜在的悪影響 (主として放射線誘発がんの発症例) の調査で構成される一般住民の「医療モニタリング」。医療モニタリングの下位カテゴリには、潜在的に「感受性が高い下位集団」(例えば、小児や妊婦) の追跡調査がある。
- ・ 「疫学的」調査研究

(79) 医療モニタリングとは、特定の前臨床的疾患を検知して、そのような人々の間で疾病が進展することを遅らせるため、又は防ぐために、影響を受けた集団全体のスクリーニングを行うことをいう。最初のステップは、いくつかの因子の検討に基づいてプログラムの範囲を正当化し、大枠を決めることである。例えば、以下の特性がきわめて重要である。

すなわち、懸念される被ばく（例えば、確実性、線量、及び被ばくと観測との時間的關係）、対象とする疾病（例えば、その自然的な発生状況の経過及び当該集団内における発生数）、利用できるスクリーニング試験の特性（例えば、試験の有効性、感度及び特殊性）、適用される試験が害を引き起こす可能性、試験結果が陽性の場合の措置の可能性（例えば、追跡評価の実施可能性やリスク）、介入によって臨床所見を改善できるという証拠の有無、及び放射線に被ばくしてから臨床的に検出可能となるまで影響が進展するために要する潜伏期間である。影響を受けた集団の予防監視を行うという公衆衛生当局の責任を越えた医療監視のもう 1 つの重要な役割は、当該状況による潜在的な健康影響に関する懸念に関して当該集団を安心させることである。

(80) WHO の定義 (WHO, 2006) によると、長期的な観点からの疫学的研究の目的は、以下の通りである。

- ・ 危険にさらされているグループの健康上の悪影響を特定し、その種の影響のリスクが被ばくを受けていない比較可能なグループのリスクより大きいかどうかを判定すること。
- ・ 特定される可能性があるリスクの増加と被ばくが統計的に関連するかどうかを判定すること。
- ・ 観測されたリスクの増加が被ばくに関係するのか、それとも被ばくと関係するその他の要因に影響されるのか、もしくは被ばくとは無関係な他の要因（例えば、ラドンや喫煙）に影響されるのかどうかを判定すること。
- ・ リスク評価を導出し、改善するために用いることができる科学知識ベースを増大し、実施済みの防護措置の有効性を評価し、あるいは新たな措置を策定すること。

(81) 実際には、疫学的研究は以下の事項を考慮して調整され、実施されている。すなわち研究対象集団の規模と構成、放射線被ばくの大きさと分布、被ばく測定の精度、疾病の特定及び関連する自然発症率、ならびに結果に影響を及ぼす可能性がある他のリスク因子に関する情報の利用可能性である。影響を受けた集団に関する長期健康監視を有効に実施するために、汚染地域内に居住する集団に関して健康登録制度を確立すべきであると委員会は勧告する。

- add to the scientific knowledge base, which can then be used to derive and refine risk estimates, and evaluate the efficiency of protective actions that have been implemented or develop new actions.

(81) In practice, epidemiological studies will be adjusted and implemented according to the following considerations: size and composition of the studied population, magnitude and distribution of radiation exposure, accuracy of exposure measurements, disease identification and associated background rate, and availability of information on other risk factors that might affect the outcome. To allow effective long-term health surveillance of the affected population, the Commission recommends that health registries should be established for the population residing in the contaminated areas.

5.3. References

- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4).
- WHO, 2006. Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes. In: Bennett, B., Repacholi, M., Carr, Z. (Eds.), Report of the UN Chernobyl Forum, Expert Group 'Health'. WHO Press, Geneva, p. 160.

6. 汚染された食品及び他の商品の管理

(82) 原子力事故又は放射線緊急事態により影響を受けた地域で生産された汚染食品及び他の商品に関する管理については、委員会によって以前検討されている。Publication 104 (ICRP, 2007) で、委員会は、「市場の受け入れという課題」があるため「この種の状況は特に困難な問題を提起する」ことを認めた。さらに、食品の生産及び消費に対する長期制限を維持すると、汚染地域の持続的発展に影響を及ぼす可能性があることから、最適化原則を適切に実施することが求められる。地域の農民、生産者及び地域住民の利害と消費者及び汚染地域外の食品流通部門の利害を一致させることを注意深く検討する必要がある。汚染された食品に関する最適な防護方策の決定について、汚染された領域の内側と外側に居住する集団の間では受け止め方が異なる場合があろう。

(83) 長期間汚染された地域で生産された食品の摂取による被ばくを合理的に達成可能な限り低いレベルまで低減するためには、複雑な防護方策の実施が必要になる。農場から消費者までの食品チェーンにおける放射性核種の移行を減らすことを目的とした多くの防護措置により、放射線に関わる食品の品質を管理することができる (Nisbet ら、2006)。これらの防護措置としては、例えば、土壌の物理的、化学的な処理、農畜産慣行の変更、家畜類への飼料添加物の提供、代替土地利用案の選定、及び汚染を除去するための工業規模の食品加工を挙げることができる。措置の選定は、放出された放射性核種の物理的及び化学的特性、季節、及び影響を受けた土地利用の種類によって異なってくる。可能であれば、現地生産品に対する制限を回避できるような防護措置を実施すべきである。汚染された食物を市場に出さなければ持続可能な農業経済が成り立たないような状況があり得る。これらの食物は市場動向にさらされることから、汚染地域の外側の消費者からの否定的な反応に打ち勝つために有効なコミュニケーション方策が必要となる。

(84) 汚染領域を持つ国において食品の放射線に関わる品質を管理するためには、農業生産を維持する必要性、農村地帯の復興及び影響を受けた地域社会の適正な生活よりも、消費者一人一人の選択の方が重要かどうかを決める際に、関係する利害関係者（当局、農業組合、食品産業、食品流通、非政府消費者団体、その他）及び一般住民の代表者を関与さ

せるべきである。当該国内においてある程度の連帯を作り上げるには、国家レベルでの徹底した討論が必要である。

6.1. 汚染地域内の運営

(85) 一部の地域住民の食生活には、現地の農産物、個人の庭で採れる食品及び自然から収集される食品（例えば、液果類、キノコ類、猟の獲物）を含む場合がある。現地の産物の相対的重要度は、当該地域の特性ならびに伝統や習慣によって異なる。この種の習慣は、汚染の度合いが少ない食物に対する嗜好、あるいは非汚染地域で生産される食物の入手可能性により、ある程度影響される可能性がある。地域住民はまた、汚染レベルの高い製品の消費を避けたり減らしたりすることにより、放射性核種の摂取を抑制する立場につくこともできる。また、より感受性が高い、あるいは特別に防護されることがふさわしいと見なされる住民グループ（例えば、小児、妊婦もしくは授乳中の母親、健康の優れない人々）には、一定種類の汚染レベルの高い食品の消費を避けたり減らしたりするよう助言するとよい。

(86) 地域住民が食品を統制することを支援するために、当局は関連情報を提供するとともに、現地で生産される食品が食生活に占める割合を考慮に入れて、直接測定できる汚染レベルに基づく汚染基準（Bq/kg か Bq/L 単位で表現したもの）を定めるべきである。ガイドラインとなるレベルは国際貿易用のものとしてコーデックス委員会によって策定されている（FAO/WHO, 2006）。これらのレベルは、食生活のうち汚染食品が最大 10%を占めると想定した場合に、線量レベルが 1 mSv/年になることを基準としている。食品の 10%が汚染されているという想定は地域社会によっては適切でない可能性があるため、食品に関する汚染基準はコーデックス委員会のガイドラインレベルより低い値に定めるとよい。逆に、汚染が影響する食品がごく少数の品目である場合には、汚染基準をもっと高い値に定めてもよい。また、伝統の中に深く組み込まれているものや、共同体全体の経済にとって必要不可欠な地域産物を存続させるためにも、汚染基準を高めに定めてもよい。

(87) 汚染された食品の販売に対して制限を課すことによる地域経済の混乱、消費者の選

択や汚染されていない食品の提供による市場占有率の喪失は、線量低減に有益という観点から正当化されてはならない。このような決定は、チェルノブイリ事故後のラップ民族が生産するトナカイの肉に関するノルウェーの場合のように、地域の利害関係者と密接に協力して下す必要がある（Skuterud ら、2005）。最終的に選定される食品の汚染基準は、上回らないように意図した個人線量レベルを間接的に表しており、またその長期目標は、社会的・経済的因子を考慮に入れて、このレベルを合理的に達成可能な限り低減することとすべきである。この観点から、状況の改善を考慮に入れて、汚染基準を段階的に引き下げるとよい。

6.2. 汚染地域外への出荷品の取り扱い

(88) 汚染地域外に居住する人々の防護は、主として取引の統制によって行われる。影響を受けていない地域の消費者は一般に、汚染されていない食品が市場に出回ることを望む。しかしながら、このような状況が必ずしも実現できるとは限らない。第一に、何らかの形の農業生産を汚染地域で維持することが重要な場合があるため、汚染地域に居住する影響を受けた集団の利害を考慮する必要がある。さらに、あらゆる場所のすべての食品を時間内に確実に放射線管理の対象にすることは本質的に困難でもある。これらの理由により、汚染地域の外から到来する食品にも、汚染基準を十分下回るとはいえ、若干の汚染が含まれる場合がある。

(89) 汚染された食品を市場に出すかどうかは、国際貿易用のコーデックス委員会のガイドラインレベルによって管理することができ、これは原子力又は放射線に関する緊急事態（事故と悪意ある行動の両方を含む）後の汚染された食物に無期限に適用される。コーデックス委員会によると、食品は、その放射性核種濃度が対応するガイドラインレベルを上回らない限り、人間が消費しても安全と見なすべきであるとしている。このガイドラインレベルを上回った場合、各国政府は、食物を自国の領内もしくは管轄内で流通させるべきかどうか、ならびに流通させる場合にはどんな状況の下で行うべきかを決定する。ひとたび汚染食品が市場に出回ってしまえば、線量を管理し、ひいては線量を最適化することが

きわめて困難であることを委員会は認識している。その理由は、食品の流通プロセスにおける活動は単に汚染をある集団から別の集団に移すに過ぎないからである。これは非道徳的と見なされる状況を直ちに招く可能性がある。飢饉の影響を受けた地域に対する人道援助としてこの種の食品を無料で供給する行為でさえ、受益者により非道徳的と見なされるであろう。市場動向を念頭に置けば、これらを検討するには、市場に出荷する前に食品の放射能に関する品質を改善するために可能なすべての措置を調査することが必要となる。

(90) 消費者の信頼を回復させ、維持することは、汚染された食品の取扱いにとってきわめて重要である。食品の追跡可能性は、消費者の選択にとって重要な因子である。委員会は、食品ラベル上に原産地域を記載することは、市場取引のためには十分な指標であると見なしている。ただし、市場メカニズムの運営は、委員会の勧告の範囲を越えるものである。

(91) 委員会は、さまざまな利害関係者の利害を考慮して汚染食品を取り扱うことは社会的に複雑ではあるが、定められた参考レベルを満たすように防護方策を策定すべきであり、その方策は、例えば、生産、流通、加工、ならびに消費者に情報を伝えて適切な選択を行えるようにするために講じられる措置を含む、介入可能なすべてのレベルにおいてさらに最適化されるべきであると考えている。導出された Bq/kg 又は Bq/L 単位で表記される参考レベルは、本プロセス、とりわけ食品を市場に出荷する際に重要な役割を果たすことになる。

6.3. その他の商品の取扱い

(92) 原子力事故や放射線緊急事態の後には、食品以外の商品も汚染されている可能性がある。このような商品には、木材などの農産物、紙及び油、又は金属くずなどの汚染された物質から再利用される他の製品などがある。防護の目的は、やはり社会的・経済的因子を考慮に入れて、被ばくを合理的に達成可能な限り低減することである

(93) 委員会は、(例えば、可能かつ適切であれば、汚染地域における農業は熟慮の結果、食品以外の代替品の生産に変更するような) 汚染の防止及び汚染された商品の取扱いを含

む最適化方策を策定するよう勧告する。この種の汚染された商品は、条件付き、あるいは無条件で取り引きし、使用することができる。商品の使用目的ならびに取引もしくは使用に関する条件に応じて、関連する食品向けの汚染基準を決定すべきである。

(94) 汚染地域内で汚染された商品を使用するための汚染レベルは、現実味のある被ばくシナリオに基づき年間線量の参考レベルから導出するべきである。当局は、拘束的な、もしくは推奨使用条件を定めてよい。

(95) 汚染された商品や汚染領域の外で汚染された物質を用いて製造された消費財の取り引きは、国際貿易のための規則や勧告に従うべきである。それにもかかわらず、受取人と協議し、重要な利害関係者（とりわけ、輸出国及び輸入国の規制当局）の同意を得た汚染された商品を取り引きするための明示的な規定が設けられる状況があり得る。国際機関は、汚染された商品の使用又は取り引きのための数値を勧告してきた（例えば、原子力施設の解体後）。これらは、各国の当局が関連する汚染基準を定めるための基準として使用することができる（IAEA, 2005）。

nated commodities. Such contaminated commodities can be traded and used with or without conditions. Relevant contamination criteria for foodstuffs should be determined depending on the intended use of the commodities and the conditions for trade or use.

(94) The contamination levels for the use of contaminated commodities inside the contaminated areas should be derived from the annual dose reference level on the basis of realistic exposure scenarios. Authorities may fix binding or recommended conditions for use.

(95) Trade of contaminated commodities or consumer products manufactured with contaminated material outside the contaminated territory should be in accordance with the rules or recommendations for international trade. Nevertheless, there could be situations in which provision is made for trading contaminated commodities subject to explicit provisions negotiated with the recipient, and agreed with the relevant stakeholders, in particular the regulatory bodies of the exporting and importing countries. International bodies have recommended numerical values for the use or trade of contaminated commodities (e.g. after the dismantling of a nuclear facility); these can be used as benchmarks by the national authorities to set relevant contamination criteria (IAEA, 2005).

6.4. References

- FAO/WHO Codex Alimentarius Commission, 2006. Codex Guideline Levels for Radionuclides in Foods Contaminated Following a Nuclear or a Radiological Emergency for Use in International Trade. CAC/GL 5-2006.
- IAEA, 2005. Safety Guide No. RS-G-1.7. Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP, 2007. Scope of radiological protection control measures. ICRP Publication 104. Ann. ICRP 37 (5).
- Nisbet, A.F., Rice, H., Jones, A., et al., 2006. Generic Handbook for Assisting in the Management of Contaminated Food Production Systems in Europe Following a Radiological Emergency. EURANOS (CAT1)-TN(06)-06. Available at: <http://www.euranos.fzk.de>.
- Skuterud, L., Gaare, E., Eikelman, M., Hove, K., Steinnes, E., 2005. Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *J. Environ. Radioact.* 83, 231–252.

附属書 A. 長期汚染地域に関する歴史的経験

A.1. はじめに

(A 1) 本附属書には、核実験（ビキニ、マラリング）、原子力事故（クイストゥイム、パロマレス、チェルノブイリ）、又は放射線源事故（ゴイアニア）によって生じた長期汚染地域に関する過去の一連の経験を短く説明している。なお、ここではこれらの経験は年代順に提示している。どの経験にも共通した長期的な汚染という特徴以外に、それぞれの事象は本報告書に記載しているように様々な様相を示している。

(A 2) 厳密に言えば、ビキニとマラリングの経験は、長期にわたる被ばく状況ではない。住民は彼らの居住地域に長期汚染をもたらしたこれらの事象の発生前に退去させられており、少数の者が数年間帰還したものの、恒久的に元の場所に住んだ者はいないからである。汚染されたサイトを復旧するために想定され、又は有効に実施された選択肢は、卓越した被ばく経路、ならびに被ばくを合理的に達成可能な限り低く保つために必要になる可能性がある防護措置の種類を明らかにしている。特にビキニの場合、事象が発生して数十年後の汚染食品の摂取の重要性を強調していることは興味深い。

(A 3) クイストゥイム事故及びチェルノブイリ事故によって生じた長期にわたる現存被ばく状況は、疑いなく本勧告が対象とする最も代表的な種類の状況である。クイストゥイム事故の対処に関する情報は比較的乏しいが、空間的及び時間的な汚染の広がりの様相は起り得る大規模な原子力事故をかなり代表するものである。独立国家共同体及び欧州におけるチェルノブイリ事故の長期的な影響はともに、汚染地域の何百万人もの住民の生活条件に深刻な影響を及ぼした。どの国においても主要な関心事は地域住民を慢性的な内部被ばくから防護し、地域生産の存立を確保するための食料に関する対処であった。

(A 4) パロマレス事故とゴイアニア事故はいずれも、影響を受けた地域が比較的狭く、直接関係した人数が比較的少ないため、本報告書で取り扱っている現存被ばく状況を十分に代表しているとは見なすことはできない。しかしながら、これらの事故は外部照射と吸入摂取が重要な被ばく経路である場合について、都会及び都会に近い環境で被ばくを統制する

ために実施すべき防護措置の種類を示している。

(A 5) 原子力事故又は放射線緊急事態がもたらす現存被ばく状況に関する参考レベルの設定に関する限り、過去の経験では、この種の状況を管理するために当局が選定する代表的な線量値は 1 mSv/年程度であることを示しており、これは、長期被ばくを「正常」と見なせるレベル、すなわち、計画的状況における公衆被ばくに関して定められた制限範囲内まで徐々に減少させたいという願望に合致したものである。

A.2. ビキニ

(A 6) 1946 年から 1958 年の間、ビキニ環礁は核兵器の大気中実験に使用された。ビキニ島は、米国がマーシャル諸島で実施した 66 回の水中、地表及び地上実験のうち 23 回の実験場となった。地上実験の結果、地表及び礁湖は放射性核種により広範囲にわたって汚染された。後日、 ^{137}Cs が放射能の観点から最も重要な核種であることが判明した。

(A 7) 1946 年の最初の核実験に先立ち、167 名のビキニ島民は近くの島々に退去させられた。しかしながら、ビキニ環礁の予備的な放射線サーベイの後、一部の者が 1960 年代後半から 1970 年代前半にかけて島に戻った。しかし、1975 年から 1978 年にかけて実施された測定により、再定住した人々の ^{137}Cs の体内含有量が、帰還後約 10 倍増加していたことが判明した。この増加は、土壌からココヤシが取り込んでいるセシウムの量が多いことが原因であり、ビキニ島民が消費するココナッツミルクやココヤシの実のセシウム濃度を高めていたのである。このため、1978 年に住民は再移住させられた。ビキニ環礁の放射線状況に関する科学的調査は続けられているが、今のところ住民は帰還できていない。

(A 8) ビキニ環礁への帰還者は、改善措置又は島民の行動に関する制限がなければ、残存している汚染によって平均 4 mSv の年間線量を被ばくすると考えられている。原産食品と輸入食品の双方を合わせて食べる代表的な人々ではなく、地元で採れる食品だけを消費する人々が被ばくする可能性がある最大線量は約 15 mSv/年と見積もられている。予想される線量は、ほとんどが食品及び土壌中の ^{137}Cs によるものである。相当な濃度で存在する他の放射性核種に関しては、(Sr と化学的に類似の特性を持つ) 高濃度のカルシウムが競合する

ため食品中の ^{90}Sr の摂取は少ない。また、プルトニウム及びアメリシウムの同位体は大部分が環礁の堆積物に「捕獲」されているため、魚や他の海産物に取り込まれる量はきわめて少ない。

(A 9) 放射線防護の観点から見ると、ビキニ環礁の汚染は住民が島に戻って恒久的に住むことを認められているという意味で、現存被ばく状況に相当している。この帰還を可能にするために有望な防護措置の 1 つは、居住区域の土壌を除去し、作物生育区域で既存の土壌のカリウム処理を行うことである。土壌を除去すれば、島民がほとんどの時間を過ごす区域における外部被ばく、ならびに不注意による土壌の吸入や摂取による線量を低減させることになる。

(A 10) カリウム処理を行えば、総予想線量の主成分である食物中のセシウムの摂取による線量を減少させることになる。広範な試験に基づき、カリウム処理プログラムを 4~5 年ごとに繰り返せば、ビキニの典型的な食物中の ^{137}Cs 濃度は FAO と WHO が合同で食品の国際貿易のために定めたコーデックス委員会のガイドラインより低いレベルに減少するという評価結果が得られている。予想線量は、原産食品と輸入食品の通常の組み合わせによる線量はおよそ 0.4 mSv/年に減少し、また原産食品だけを摂取する場合には 1.2 mSv/年に減少すると評価されている。

(A 11) 代替選択肢は、居住区域に加えて作物生育区域からも表土を除去することである。これは疑いもなく被ばく低減上有効であり、おそらくカリウム処理よりもさらに有効であろう。しかしながら、これにより、安全に処分する必要がある土壌がきわめて大量に発生する。また、交換用の土壌を輸入する必要があるが生じる。おそらく、この選択肢の経済的、環境上及び社会的費用は、最初の選択肢の費用をはるかに上回ることになるため、適正な最適化プロセスにおいて評価を受ける必要がある。

A.3. マラリング

(A 12) 英国の核実験は、1955 年から 1963 年にかけて、南オーストラリアのマラリング実験場で実施された。大規模な核実験が全部で 7 回実施された。実験場所に選定されるまで、

マラリング実験場にはアボリジニの人々（オーストラリアの先住民）が住んでいた。多くの住民はユラタの新たな居住地に移転させられ、マラリング実験場への出入りを抑制しようとする措置が講じられたが、多くの場合失敗に終わった。

(A 13) オーストラリア当局は 1990 年に、同国内にある過去の英国核実験場を復旧するための基準を定めた。これらの実験場のうちの 2 つ、エミュ実験場及びモンテベロ諸島では復旧する必要はほとんどなかった。しかしながら、マラリングでは、爆発によって局所的に分散されたプルトニウムによりいくつかの地点が汚染されていた。

(A 14) 大規模な実験的研究により、半伝統的生活習慣を営むアボリジニの決定グループが受ける被ばくは、プルトニウムに汚染された埃の吸入がほとんどの場合の支配的な被ばく経路であることが立証された。次に重要な経路の 1 つは、プルトニウムに汚染された小片や粒子が発見された地域における創傷部の汚染を介するプルトニウムの取り込みであった。浄化に関する一般基準は、定住している決定グループの年間実効線量が当時の各種行為に対する国際的な個人線量限度の 5 mSv を超えないことを保証するように復旧措置を講じることであった。マラリングの浄化は 1996 年初頭に現地の準備が開始され、約 4 年を要した。

(A 15) 最も広範囲にわたって汚染されたタラナキ実験場では、 ^{241}Am の濃度が 40 kBq/m^2 を超える区域の土壌を除去し、土地利用が禁止されたが、狩猟や通行のための立ち入りは認められた。この値は、認められた活動のために当該区域内で過ごす時間比率を予測した観察結果に基づいて決められた。土地利用禁止区域の外側に残る 3 箇所より狭い汚染場所では、浄化レベルはタラナキ実験場より厳しくするよう求められた。最も汚染された区域から、約 2.3 km^2 の土壌が除去された。除去された土壌は、土壌除去区域に隣接して掘削された大規模なトレンチ内に埋められた後、厚さ 5 m の汚染されていない岩や土によって覆われた。

(A 16) 外側の境界には 50 m 間隔に建てられた頑丈な亜鉛めっき鋼製表示ポストが設置され、同区域内におけるキャンプが認められないことを警告している。このような警告表示は一般に道路システムに従って設置されており、連続して滞在すると 5 mSv/年を超える線量をもたらす可能性のあるすべての地域を含んでいる。

A.4. クイシトウイム

(A 17) 1957年9月に、旧ソ連のウラル山脈南部にあるクイシトウイム近郊のチェリャビンスク40軍用プルトニウム生産施設において大きな事故が発生した。1953年に建設されたこの施設には、高レベル廃棄物をテチャ川に投棄しないよう貯蔵するために地下に設置された冷却システムを備えた鋼製貯蔵タンクが多数存在していた。冷却システムが故障したときに、これらの高レベル廃棄物が過熱された。蓄積した熱によって冷却水が蒸発し、沈殿物がさらに熱せられ、乾燥状態となった。1957年9月29日に、タンク内の化学物質が爆発した。この爆発力はTNT火薬70~100トンに相当し、厚さ2.5mのコンクリート製の蓋を25~30m吹き飛ばした。爆発によって生じた放射性雲は、高度約1kmまで達した。微風状態であったため、放出された物質のおよそ90%は狭い地域に堆積したが、100PBqの放射能が、チェリャビンスク州、スベルドロフスク州及びチュメニ州を含む約300km長の長方形の降下パターンで、プラントから離れた場所に拡散した。放射性物質の降下のほとんどは、事故発生から11時間以内に生じた。

(A 18) 放出された主要な汚染物質は、 ^{144}Ce 、 ^{95}Zr 、 ^{95}Nb 及び ^{90}Sr であった。ほとんどの核分裂生成物が地上に堆積したため、ストロンチウム同位体が食物連鎖に入り込むことになった。2.4Bq/gを超える濃度の ^{90}Sr を含む食品の流通が禁止されたことにより、最初の2年間で10,000トンの農産物が破棄されることになった。放射性物質の消費に対する予防措置として、牛乳、肉及び他の食料品を販売していたカーメンスクウラリスキーのすべての商店が閉鎖され、新しい供給品は列車とトラックにより、2日後に運び込まれた。

(A 19) 高汚染地域からは約10,000人が避難させられたが、これより汚染が少ない地域には約260,000人が残留した。 ^{90}Sr の沈着密度が40MBq/m²を超える区域には1,154名、4MBq/m²を超える区域には1,500名、70kBq/m²を超える区域には100,000名が居住していた。最大の個人線量を被ばくしたのは、事故の数日以内に避難させられた人々であった。これらの人々は、170mSvの平均外部線量及び1500mSvの平均内部（胃腸）線量を被ばくし、平均実効線量は約520mSvであった。避難させられた人々が被ばくした集団実効線量は、約1300人・Svであった。

(A 20) 避難しなかった人々の場合では、 ^{90}Sr の表面汚染レベルが $40\sim 70\text{ kBq/m}^2$ の区域に居住する約 10,000 人に対する 30 年の平均預託実効線量は 20 mSv 、沈着密度が $4\sim 40\text{ kBq/m}^2$ の区域に居住する約 2,000 人のグループに対しては 4 mSv とそれぞれ評価されている。避難しなかった人々 (約 260,000 名) の集団実効線量は、30 年間で $1200\text{ 人}\cdot\text{Sv}$ 、最終的には $5000\text{ 人}\cdot\text{Sv}$ に向かうと見積もられている。

(A 21) 1990 年代、汚染地域における集団の放射線防護に関するロシアの基準が改訂された。 1 mSv/年 を超える線量レベルの地域では、防護措置が講じられることになった。

A.5. パロマレス

(A 22) パロマレス事故は 1966 年 1 月 17 日に発生した。地中海沿岸にあるスペイン南東部のパロマレス上空で、2 機の米国軍用機 (B-52 爆撃機及び KC-135 空中給油機) が空中給油中に衝突した。いずれの航空機も空中で破壊した。熱核兵器 4 発、11 名 (うち 4 名が生存) 及び何百トンもの残骸がパロマレスの町とその周辺の地上に落下した。航空機の部品は広い地域に撒布されることとなった。2 発の兵器は事故を起こさずに地表に落下した。1 発はアルマンソラ川の河口の近くの河原に、もう 1 発は海上に落下し、両方とも損傷がない状態で回収された。残りの 2 発の核兵器のパラシュートは開かなかった。1 発は町の西側にある低い山並みに、そしてもう 1 発は町の東部にある農地に落下した。これら 2 発の強力な爆薬が爆発・燃焼し、内部のプルトニウムも燃焼させ、地域全体に拡散することとなった。 ^{239}Pu 及び ^{240}Pu 粒子による汚染は、村の北端部、農場、及び未耕作地などを含む 2.26 km^2 の地域にわたって様々な度合いで分布した。

(A 23) この事故に対処するため、事故現場を特定し、特性を把握し、汚染を除去して復旧させる活動が 3 ヶ月間にわたって行われることとなった。1966 年 1 月 31 日の約 680 名をピークとして、浄化作業には約 1600 名関わった。その大半は、現役勤務の米国空軍要員であった (米国空軍医療サービス、2001 年)。 α 放射体の沈着密度が 1.2 MBq/m^2 を超える個所はどこであろうと、汚染された植生及び約 10 cm の深さまでの土壌表層を収集し、分離して放射性廃棄物として処分された。除去された土壌は、非汚染地域の沃土によって入れ替え

られた。沈着密度が 1.2 MBq/m^2 未満の耕作地は、水が引かれ、深さ 30 cm のところまで耕され、ならされ、混合された。鋤で耕することができない岩だらけの丘陵斜面では、プルトニウムの沈着密度が 0.12 MBq/m^2 を超える土壌をある程度手工具を用いて除去した。汚染レベルが $3.7 \times 10^2 \text{ Bq/m}^2$ を超える灌木及び樹木については、除去するか、高圧洗浄を行った。汚染された家屋の屋根や壁は、完全に浄化されるまで高圧洗浄を行った。完全に除染することができない場合には、機械的方法による除去が行われた。除去された土壌から生じた約 1000 m^3 の最終廃棄物は、 5000 本の金属製 200 リットルドラム缶に詰められ、米国のサバンナリバー工場に送られた。汚染レベルが 7 kBq/m^2 を超える約 310 m^3 の植生廃棄物は、処分トレンチの中に埋められた。それ以外の除去された植生は焼却処分され、残渣の灰は最も汚染のひどかった土壌と混ぜてドラム缶に詰められた (Gutiérrez ら, 1994)。

(A 24) 除染作業の終了後直ちに、前の原子力委員会により放射線監視プログラムが定められ、その後は国立研究センターである CIEMAT により無期限に続けられた。報告書が国の規制当局である **スペイン原子力安全委員会 (CSN)** に定期的に提示されている。放射線監視プログラムには、年間約 150 名を対象とする健康診断及びプルトニウムとアメリシウムの生物学的除去を測定するための尿検査が含まれている。環境では、土壌、水、植生、穀物及び畜産物、ならびに海水及び堆積物のサンプリングと分析が、事故以来実施されている。

(A 25) 集団 (全部で 1043 名) に対して実施されている医療管理の結果、放射線に関連する所見は見出されていない。1966 年以降に実施された地域住民の尿検査のうちわずか **3.3%** (**153/628**) [* 計算違い? 数値 ICRP に要確認] が陽性の結果を示した。預託実効線量を計算で算出した被ばくした人の割合は 5.5% ($59/1066$) であるが、CSN に報告された通り、有意な放射線リスクを示唆するような値ではなかった。

(A 26) 事故以後のパロマレスにおける空気中のプルトニウムの年間平均密度 (農村部で $39 \mu\text{Bq/m}^3$ 、都市部で $4 \mu\text{Bq/m}^3$) は、吸入による住民の年間平均線量が 1 mSv を「十分に下回る」ことを示唆している。現地で生産される食品の摂取による線量も、代表的な農産物の多数の分析及び測定によると、 1 mSv/年 よりはるかに低くなるであろう (試料のうち食品の 1% が 1 Bq/kg を上回る汚染を示した)。

(A 27) 近年、パロマレス地域の社会経済的状況は激しく変化してきている。高度な技術を

用いた農作業（多くは温室を使用）、土地の集中利用及び大規模利用、ならびに新しい建物が著しく増加する強固かつ安定した観光産業の発展などを伴う経済発展を続けている。このような土地利用の変化は大量の土壌の移動を伴うため、残留放射能汚染物を利用する可能性が高まりかねず、そのため、最も強い影響を受けた地域を適正に管理するためのプログラムを実施するきっかけとなった。2000年7月、CIEMATはCSNに、いわゆる「ゾーン2」において表土層45cmの範囲内のプルトニウムインベントリが2.85TBqであることを伝えた。2003年に、CSNはパロマレスにおける土壌利用に関する特別な基準を定めた。これは2007年に承認されている。この基準は、表土層15cmに関するものである。すなわち、残留線量の評価結果が1mSv/年を下回る場合には、無制限の土壌利用が認められ、また残留線量の評価結果が1mSv/年程度の場合には、土地利用の一部制限と追加的な特性把握が必要であるとしている。最後に、残留線量の評価結果が5mSv/年を超える可能性がある場合には、土壌利用の完全禁止措置が取られることになっている。これらの基準に基づき、政府は、問題の最終的解決に至る可能性がある詳細な状況調査を進めるために最も適切な方法として、影響を受けた区域の占有を決定した。

(A28) 残留汚染の特性を詳細に把握するために、上記区域の放射線監視に関する研究計画が承認された。660ヘクタール(6.6km²)の範囲の表土層15cmに関して表面汚染(²⁴¹Am)が測定され、記録の数は63,000件を超えている。この特性把握によって、以前から知られていた2発の兵器の落下地点近傍の20ヘクタールにおける残留汚染とは別に、事故後最初に設定された「非汚染ライン」より外側の約20ヘクタールの区域で高い残留汚染レベルを示していることが判明した。これにより、行政が40ヘクタールの領域を占有することが正当化された。一般人の立入を禁止した後、最も大きな影響を受けた40ヘクタールについて255,000件を超える記録を用いて表土層15cmの表面汚染(²⁴¹Am)の特性把握が実施された。

「現地における」ガンマ線スペクトロメトリー及び外部線量レベルの静的測定が581地点で実施され、これらの地点から1698個の変質していない土壌試料が採取され、分析された。また、より深い位置における残留汚染の移行を評価するために、310箇所ボーリング調査を実施した(280本は深さ2~5m、30本は深さ0.5~1m)。これらの詳細な情報により、影響を受けた領域の最終的な復旧に結びつく勧告を策定することが可能となるであろう。

(Barrigós, 2008)。

(A 29) 影響を受けた共同体とは、地域・地元当局ならびに個々の市民、環境団体、地元のマスコミなどの他の利害関係者との頻繁な打合せにより、密接な交流と柔軟な対話が継続的に実施された (Barrigós, 2008)。これらは、専門家の評価及び当局の勧告に対する信頼を生み出し、維持することに役立っている。

A.6. チェルノブイリ/独立国家共同体諸国

(A 30) 1986年4月に発生したチェルノブイリ事故は、旧ソビエト連邦のベラルーシ、ロシア及びウクライナの各共和国内の広範囲に及ぶ居住地域において汚染をもたらした。事故直後、チェルノブイリ発電所の近くのプリピャチ市の住民は避難させられ、その後同発電所から半径 30 km 以内にある集落に住むすべての人々も避難させられた。汚染の影響をできる限り低減するために、除染、水文学及び農業に関する対策とともに、立ち入り及び食品消費に対する制限措置が迅速に採用された。緊急段階後の数ヶ月間、さらなる集団の移住及び追加対策の要否に関する懸念が次第に増大した。緊急段階時には、汚染の甚だしい地域から住民を移動させるとともに可能な場合には常に環境の汚染を低減し、抑制することを基本目標とする防護方策が採用されたが、1980年代末期には、このような防護方策は汚染度合いが少ない広大な地域に居住し続ける人々を恒久的に防護するには不十分であることが徐々に明らかになり、長期復興問題が次第に浮上してきた。

(A 31) これらの区域における長期汚染は、とりわけ内部汚染による長期被ばくに関する不確かさが残るため健康に関する限り、住民にとって永続的な懸念の対象であった。これは、長期にわたる住民の生活の質の維持及び社会経済的基盤の持続可能な維持にとって非常に深刻な障害でもあった。このため、ベラルーシ、ロシア及びウクライナの各政府は 1990年代初期に、放射線モニタリング及び健康監視を組織化して、汚染地域に居住する集団の社会経済的生活状態を改善することを目的として、意欲的な国内法を練り上げ、採用するに至った。これらの法律の主な目的は、主として放射線防護基準に従って策定された一連の国の対策及び補償メカニズムを通じて長期的な課題に対処することであった。

(A 32) 例えば、ベラルーシの場合、影響を受けた集団の社会的保護及び汚染地域の状況を明確にする原則を定めるために 2 本の法律が公布された。1991 年 2 月に票決された一本目の法律は、「チェルノブイリ原子力発電所で起きた災害によって影響を受けた市民の社会的保護」に関するものであり、同事故によって影響を受けた者（汚染地域における事故処理従事者、住民、作業員）の地位、ならびにそれぞれの場合に割り当てられる補償を明らかにした。1991 年 11 月に票決された 2 本目の法律は、「チェルノブイリ原子力発電所で発生した災害後に汚染された地域の法的地位」に関するものであり、当該地域における社会・経済活動を組織するための条件及び手段、ならびに付随する技術プログラムを定めている。この法律はまた、ベラルーシ地域の土地利用規制も規定している（表 A.1）。いずれの法律も約 200 万人のベラルーシ人に適用され、ベラルーシ領内の 20%（約 40,000 km²）が著しく汚染されていることを認めた。

(A 33) 概括的に言うと、1990 年代初期に採用された復興プログラムは汚染地域における人の居住を引き続き制限すること（義務的又は自発的な移住）と、食品の汚染及び個人の全身汚染のレベルを厳しく管理することに依拠していた。多くの対策は、集団農場における農産物の放射能特性の管理と改善に重点を置いていた。個人的な農業生産は、放射能特性を管理し、監視することが難しいため、可能な限り制限された。

(A 34) 「チェルノブイリ原子力発電所で発生した災害によって影響を受けた市民の社会的保護」に関する法律は、2001 年に修正の上、明確化された。このとき、生活及び仕事の条件に何の制限も課されないような地域においては、当該集団の（外部及び内部）平均総被ばく（バックグラウンドを除く）が 1 mSv/年を超えてはならないと定められた。この法律は以下の事項を規定していた。

- ・ 当該集団の平均被ばくが 1 mSv/年を超える場合には、防護措置を実施しなければならない。
- ・ 当該集団の平均被ばくが 0.1~1 mSv/年である場合には、被ばくを低減するための措置を取り止めてはならないが、状況に適応させるべきである。
- ・ 当該集団の平均被ばくが 0.1 mSv/年未満である場合には、防護措置を実施する必要はない。

(A 35) 食品の統制に関する限り、当局は状況の改善に伴って濃度基準値を減少させるような実用的な手法を採用した。表 A.2 に、ベラルーシにおける 1986 年から 1999 年までの汚染基準の変遷を示している。

(A 36) この法的枠組みが、軽微な変更を伴ったのみで 2010 年頃まで、すなわち事故後 20 年以上もの間、実施された継続的な復興プログラムの基本であり続けたことに注目すべきである。

(A 37) 1990 年代初期に莫大な量の国家資源が復興プログラムに投じられたにもかかわらず、防護方策は汚染によって作り出された状況の複雑さを正しく考慮することができなかった。特に、防護方策は、放射線状況に直面して次第に無力感を感じるようになってきた現地の共同体や住民を結集させることに失敗した。この状況は、住民の間で日常生活の管理の喪失、疎外感及び自暴自棄という感情を蔓延させる原因になった。

(A 38) 1990 年代中期、ソビエト連邦の崩壊と復興プログラムの財政負担による経済状況の継続的な悪化により、当該地域の住民は、生活基礎物資を確保するために私的な生産を再開し、自然産物への依存度をより一層高める状態に追い込まれた。現地では食品の放射能特性を管理するための個人の知識や適切な手段がなかったため、この変化により影響は必然的に集団内の、特に食生活において乳製品が重要である小児の被ばくレベルの著しい増加となって現れた。この結果、当局と専門家には重圧がかかり、彼らの状況管理能力に対する住民の信頼感がさらに失われた。

(A 39) この困難な状況に直面し、当局は全住民を放射線状況の管理に直接関与させることを狙って、ベラルーシで 1990 年代後半の ETHOS プロジェクトや 2000 年代初期の CORE プログラムなどの新たな取り組みを試験的に行った。これらの新しい取り組みにより、放射線状況の日々の管理に対して現地の利害関係者が直接関与できることが実証され、当局によって講じられる集団的な措置に加えて日常生活における多くの防護措置を実施することの潜在的 가능성이立証された。これらの取り組みはまた、持続可能であるためには、利害関係者による放射線状況の管理が、国内外の様々な機関及び組織と協力する地域の関係者の個々の創意に主として依存する経済発展の力を当てにする必要があることも実証した。

A.7. チェルノブイリ/ノルウェー

(A 40) チェルノブイリ事故によりノルウェーでは大量の放射性物質の降下があり、農業に深刻な影響を及ぼした (Brynildsen ら, 1996、Tveten ら, 1998)。放射性降下物の地理的広がりや潜在的な長期影響が 1986 年の夏に生じたため、政府は、すべての農民及びそれ以外の生産者に対して、緩和措置を講じたことによる経済的損失の補償に関する決議案を可決した。ノルウェーにおいて最も大きな影響を受けた地域は、田園地帯であった。これらの地域では、牛、羊、ヤギ及びトナカイの飼育が広く行われており、原生林や山間部の牧草地における夏期の放牧は伝統的な農業慣行の一部となっている。これらのやせ地で育つ植物の放射性セシウムの高い摂取率が動物生産における継続的な汚染の原因になった。事故の 22 年後でも、食物の介入レベルを遵守するには、羊やトナカイを飼育する広大な地域と乳牛やヤギを飼育するもう少し小さな領域において対策を必要としている。この対策は、少なくとも今後十年間は必要とされると考えられる (例えば、Skuterud ら, 2005a)。

(A 41) チェルノブイリ事故に対処するためのノルウェーの放射線防護基準は、公衆の被ばくに関する ICRP の勧告に基づくものであり、事故直後の 1 年間は最大線量を 5 mSv、その後については 1 mSv/年とするものであった。これらの基準を遵守するには、トナカイの肉や淡水魚の消費者に対する食生活指導を含む様々な対策が必要であった (Strand ら, 1992)。これらの対策により、トナカイ飼育者の平均摂取線量は約 10 分の 1 に減少した。ただし、対策をしなければ、ノルウェー中部のトナカイ飼育者が 1 mSv/年を超える線量を被ばくする可能性は引き続き残っている (Skuterud ら, 2005b)。

(A 42) ノルウェーにおけるチェルノブイリの放射性降下物の対処は、国内の食料生産を確保するとともに食料製品に対する消費者の信頼を保つことに重点が置かれた。取引される食物中の汚染レベルに関する統制が適用され、放射性セシウムに関する介入限度が定められた (基本食料品に関して 600 Bq/kg)。しかしながら、国内のトナカイ生産の 85%が不適合と認定されることを避け、トナカイ飼育者 (ならびにラップ人の文化と生活様式) にとって意味のある経営基盤を維持するために、トナカイ肉の放射性セシウムに対する介入限度は 1986 年の秋に 6000 Bq/kg に引き上げられた (1987 年からは、この値は野生の淡水魚と

獲物にも適用された)。これは、一般のノルウェー人によるこれらの産物の平均消費量が低いことによって正当化された。状況が改善するに伴い、1994年にトナカイ肉に関する介入限度は3000 Bq/kgまで引き下げられた。

(A 43) 1986年に、約2,850トンの肉(およそ1,800万米ドル相当)が不適合品と認定された。汚染問題が長期に継続する見通しに鑑み、当局はモニタリング及び不適合認定された肉や牛乳に対する補償に伴う高いコストを低減する方策が必要であることを認識した。また、不適合認定による廃棄物が生じることとなった。生きている動物(羊、牛及びトナカイ。BrynildsenとStrand, 1994)を監視するために策定された手順は、動物の飼い主及び当局のいずれにも特に評価された。その理由は、追加労働、飼料及び柵の構築などに対する補償を伴う動物の殺処分、あるいは殺処分前に清浄な餌を与えるべきかどうかについて迅速に判定することができたからである。セシウム結合剤の濃厚飼料への混入、塩塊への付加、又は第一胃に対するボラス投与(rumen boli)の適用もまた、生産者の余分な経済負担を伴わないためよく用いられた方策であった。トナカイの飼育に関する対策としては、動物重量の低下に対する補償を伴う早期殺処分も適用された。現場では現地の人々が加わって多くの対策が策定され、その効果が試されたが、このような取り組みは、採用された方策を成功させる上で重要なことであると見なされた。

(A 44) 自然の産物の汚染レベルが上昇したことにより、農村の住民、とりわけトナカイ飼育者がそれらを大量に消費することと相まって、様々な産物の消費レベル及び放射性セシウムの摂取量を低減させるための調理方法に関する助言が必要になった。また、当局は、最も大量に被ばくする住民グループの線量を監視するために、トナカイ飼育者の放射性セシウムのレベルの監視を行った。おそらくさらに重要であったことは、このモニタリングにより、人々にとって汚染状況がはっきりと理解でき、制御できるものになったことである(Mehliら, 2000)。事故後20年以上が経過したが、今なおトナカイ飼育者からはこのモニタリングを続けてほしいという要請がある。これは、放射線状況の管理を維持したいという彼らの意欲とともに、低線量の放射線を長期間被ばくすることに伴うリスクに関する開かれた議論が今なお解決していないこともその動機となっている。

(A 45) 農村地域における様々な動物や生産物の広範なモニタリングに対処するために、当

局は、1986年から1987年にかけて約60箇所の放射性セシウム測定用の検出器を備えた地域食品管理研究所を整備し、獣医を配置した（Strandら, 1987）。これらも、自らの生産物の汚染レベルを調べたいと望む者がいれば、自由に活用することができた。このモニタリングのネットワークは、汚染レベルに関する現地の人々の有効な知識の蓄積に役立つこととなった。

(A 46) 最初の10年間の動物生産に対する様々な対策は全部で約7,000万米ドルを要したが、それによって約3億米ドル相当の肉類の不適合品を減らすことができたと評価されている（Tvetenら, 1998）。さらに、動物及び食品のモニタリングと統制によりノルウェーの生産物に対する人々の信頼を維持し、それによって市場の低迷に伴うさらに大幅な経済的影響を回避することにおそらく寄与していると考えられる。

(A 47) ノルウェーにおいて、対策の適用とモニタリングに際して現地の人々への権限付与と影響を受けた人々の直接関与が重視されたことは、汚染地域の人々からの要請があったことと、現地の食品生産者が汚染問題の日常管理の重要性について詳細な知識を持っていることの重要性を中央当局が認識したことの双方がもたらした結果である。この現地に重点を置いた対策は、ノルウェーにおけるチェルノブイリ事故の放射性降下物の対処に関するもう1つの成功した点であると思われる。

A.8. チェルノブイリ/英国

(A 48) ウクライナのチェルノブイリ原子力発電所の事故によって発生した放射性セシウムは、1986年5月2日から4日にかけて英国全土に沈着した。20~40 kBq/m²という放射性セシウムの最高沈着レベルは、牧羊が重要な農業活動である英国西部の高原地帯で生じた。事故後実施された全国規模のサンプリングプログラムにより、羊肉が最も懸念される食品であることが判明した。消費者を保護するために、事故によって影響を受けた羊肉に対して放射性セシウムの最大限度濃度として1000 Bq/kgが適用された。この限度は、欧州委員会の第31条による助言に基づいて、1986年に英国に導入された。1985年制定の食料環境保護法（FEPA）によって付与された権限の下で、カンブリア、北ウェールズ、スコットラ

ンド及び北アイルランドの特定の地域において、最大限度を超える羊の移転及び売却に制限をかけるために、1986年以降緊急命令が行使されている。この命令は、「制限区域」と呼ばれることが多い地理上の区域を定義しており、その範囲内ではその統制に従わなければならないことになっている。この FEPA 命令の下で、限度を超える汚染レベルの羊を食物連鎖に組み入れることは許されていない。英国の高原地域に存在する泥炭地土壌の特別な化学的・物理的特性のため、放射性セシウムは今なお土壌から草へと容易に移行し、その結果、羊の体内に蓄積することが可能である。したがって、事故後 20 年経っても、今なお制限が実施されている区域が存在する。当初このような制限区域は広大であったが、放射能レベルの低下に伴って制限区域は大幅に減少し、北アイルランドでは、2000 年にすべての制限が撤廃されている。表 A.3 に、1986 年、1990 年、2000 年及び 2007 年に制限下に置かれていた農場数と羊の頭数の内訳を示す。緊急時被ばく状況への対応として実施された制限は、現在では現存被ばく状況と見なされている状況に関する防護方策の一環となった。

(A 49) 制限区域の地勢による物理的制約及び環境に敏感な性質により、制限区域内の植生の放射性セシウムのレベルを低減する防護対策を実施することはできなかった。それにもかかわらず、チェルノブイリ事故後に適切に策定されたモニタリングプログラムが開発されたことにより、羊肉生産を維持し、牧羊業者の生活を保護することができた。また、羊肉に対する消費者の信頼も維持された。この「標識付け—解放（マーク・アンド・リリース）」方式という名称のモニタリングプログラムは、1986 年以降制限区域で運用されている。この方式の下で、羊を制限区域の外へ移動させたいと望む農民は放射性セシウムのレベルを判定するために自身の家畜を調べることができた。そのため、生体モニタリング（ライブモニタリング）技術が用いられた。この際、ライブモニタリング結果に固有の変動を許容するため運用上の対策レベルとして（1000 Bq/kg ではなく）645 Bq/kg が適用された。運用上の対策レベルを上回る羊には染料で印がつけられ、制限区域から解放されることはない。合格した羊は、食物連鎖に入れることが許容されることになる。

(A 50) 1986 年以来、制限区域内の牧羊業者は、屠殺前に自身の羊を太らせる期間、羊を改善されていない高原の牧草地から改善された低地の牧草地に運べば「マーク・アンド・リリース」試験に合格させることができることに気が付き始めた。その後、このような牧羊

業者は、屠殺する前に羊を太らせるために自身が所有する改良地又は借地を利用するように自身の畜産慣行を適応させた。ライブモニタリングは、この手順の一環となり、新たな慣行として農業社会により広く受け入れられている。この制限は今後数年間続けられる予定である。

A.9. ゴイアニア（ブラジル）

(A 51) 1987年9月13日に、ブラジルのゴイアニアの廃院となった診療所において、2名の清掃作業者が廃棄された遠隔治療装置を見つけた。この装置には、50.9 TBq の放射能の¹³⁷Cs 放射線源が¹³⁷CsCl の化学形の溶解性粉末として収納されていた。線源を収納する装置の回転部分を遮へい体から撤去した後、彼らはそれを家に持って帰り、なんとか破壊した後、破片を敷地に散乱させたままにしていた。二人とも数時間のうちに具合が悪くなった。5日後、彼らは回転装置の破片を近所の廃棄物回収業者に売却した。この業者は、装置から蛍光が出ていることに気がつき、内部の物質を取りだすために工具を使ってこの装置を切断した。この破断により¹³⁷CsCl 粉末は容易に分散し、さらに広く拡散した。数ヶ所の地区と129名が著しく汚染され、4名が死亡し、1名が前腕を切断する事態を招くこととなった。

(A 52) ¹³⁷Cs の汚染は、人による接触、汚染物質の売却、線源の破片の移動、及び風雨による分散によって拡散した。汚染は7個所の広大な所有地で発見された。その中には42棟の住居があり、そのうち22世帯の家族と知人が避難させられ、放射線レベルが1~10 mSv/hのところにも他の20世帯が住んでいた。また、1千万枚を超える紙幣のうち68枚について試験が行われた。住民は吸入及び果物や野菜の摂取によって内部被ばくを受け、さらに透過性の¹³⁷Cs の γ 線によって外部被ばくも受けていたが、飲用水には放射能が含まれていないことが判明した。合計80名から集められた4000件を超える尿と糞便の試料が、1987年10月から1988年1月にかけて分析された。集団線量の評価値は、外部被ばくが56.3人・Sv、内部被ばくが3.7人・Svであり、そのうち死亡した4名に関する値は14.9人・Sv（外部被ばく）及び2.3人・Sv（内部被ばく）であった。

(A 53) 550名を超える除染作業従事者が動員された。様々な現場から環境中の汚染物質が

除去され、液体状の汚染物に関してはコンクリートによって不動態化され、これらは収納容器に充填された。固体に関する除染限度が国の基準によって設定された。74k Bq/kg 未満の汚染物は、清浄であり、事故による影響を受けなかったものと見なされた。汚染レベルは表面放射線レベルで設定し、2 mSv/h を低レベル及び 20 mSv/h を中レベルの汚染分類とした。この除染作業の実施により（線源放射能 50.9 TBq のうち）推定放射能 44 TBq の ^{137}Cs が回収され、現場には有意な危険が残らない状態になった。発生した廃棄物の総量は 3,500 m^3 であった。

(A 54) マスコミによる最初の事故報道は、旧ソビエト連邦のチェルノブイリ炉の事故に関する最近の記憶と相まって地域社会に重大な懸念を引き起こした。その後、実施された措置と公衆の啓蒙の報道に報道機関が力を傾け、状況が改善した。しかしながら、人命及び犠牲者の診療及び治療、人間及び汚染された地域のモニタリング、ならびに上記の対策に関する直接的な支出を超えて、事故による経済的・社会的影響はきわめて大きかった。農業汚染がなかったにもかかわらず、事故発表から 2 週間で州全体の農産物の卸売価格は 50% 下落した。ゴイアニア州の製品は、およそ 30~45 日間で 40% の販売価格低下を経験した。家屋販売数、家屋販売価格、賃貸料及び土地価格には非常にはっきりとした影響が現れ、この傾向は汚染地域に近いほど顕著であった。ホテルの予約や観光産業への悪影響は約 40% であり、車で 1 時間以上離れている地域にまで及んだ。ゴイアニアの住民の中には、ホテルへの投宿、航空機への搭乗、バスによる旅行を認められなかった者もいた。場所を問わず、人及び品物に関して汚染していないことを示す公式証明書の提示が求められた。

(A 55) 長期的には、放射性物質は、土壌内の移行に加えて豪雨によって街路を通じて容易に移動した。したがって、長期的回復のために、特に汚染された家屋、庭園及び街路の処置を行う追加の除染が必要であった。当時、ブラジルの規制は修復を対象にしておらず、人々が理解し、受け入れていた唯一の数値は各種の行為に対する線量限度だけであった。このため、結果として最初の 1 年は 5 mSv とし、70 年にわたる風化作用とセシウムの崩壊を考慮して平均で 1 mSv/年とする手法を用いることが決定された。この手法は、概念的なモデルとして、再浮遊物質の吸入及び個人の庭で採れる食物（例えば、野菜、鶏肉、卵、果物）の摂取に加えて、屋内及び屋外の外部被ばくを考慮した。外部被ばくに関して採用

された基準は、屋内について 1 mSv、屋外について 3 mSv とし、内部線量に関する基準は 1 mSv/年とした。当局は、各種行為に対する国の基準として定められたものと類似の手法を用いなければならなかったのである。

(A 56) 回復された地域の追跡調査が何年にもわたって実施されてきた。しかしながら、1996 年には、監視の対象であった家屋に設置された TLD の紛失、監視場所への作業員の立入り拒否などの行為を引き起こした公衆のストレスが原因で、環境モニタリングプログラムは打ち切られた。2004 年に地方検事によって新しい調査が要請された。この調査により、運用レベルより高い汚染レベルを示す「ホットスポット」がいくつか街路上に発見され、それらはその場所を考慮すれば主たる懸念の対象ではなかったものの、汚染は除去された。最悪の場合の線量シナリオは、実効線量が 3.2 mSv/年になることを示唆していた。

(A 57) ゴイアニア事故から得られた教訓のひとつは、事故後の段階においても計画作成、及び地域住民を初めとする様々な利害関係者との調整が必要であるということである。状況対処に関するより優れた計画があり、またこの種の状況への対処方法についてすべての組織がよく認識していれば回避することができていたはずの措置を実施するために、多くの資源が使用された。

have been avoided with better planning of management of the situation, and better awareness of all involved entities on how to deal with this type of situation.

A.10. References

- Barrigós, C., 2008. A Radiological Map for Palomares (in Spanish). Alfa Revista de seguridad nuclear y protección radiológica. CSN.
- Brynildsen, L.I., Strand, P., 1994. A rapid method for the determination of radioactive caesium in live animals and carcasses, and its practical application in Norway after the Chernobyl nuclear reactor accident. *Acta Vet. Scand.* 35, 401–408.
- Brynildsen, L.I., Selnæs, T.D., Strand, P., Hove, K., 1996. Countermeasures for radiocesium in animal products in Norway after the Chernobyl accident – techniques, effectiveness, and costs. *Health Phys.* 70, 665–672.
- Gutiérrez, J., Iranzo, C.E., Espinosa, A., Iranzo, E., 1994. Spanish experience in intervention at an accidentally contaminated site. In: *Proceedings of an International Symposium on Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe*. Antwerp, 11–15 October 1993. European Commission. Radiation Protection-74.
- Mehli, H., Skuterud, L., Mosdøl, A., Tønnessen, A., 2000. The impact of Chernobyl fallout on the Southern Saami reindeer herders of Norway in 1996. *Health Phys.* 79, 682–690.
- Skuterud, L., Gaare, E., Eikermann, I.M., Hove, K., Steinnes, E., 2005a. Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *J. Environ. Radioactiv.* 83, 231–252.
- Skuterud, L., Thørring, H., Eikermann, I.M., Møller, B., Hosseini, A., Bergan, T., 2005b. Persistent radiocaesium contamination in Norwegian reindeer and reindeer herders. In: Strand, P., Børretzen, P., Jølle, T. (Eds.), *Proceedings from the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment*, Nice, 2–6 October 2005. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås, pp. 11–14.
- Strand, T., Strand, P., Baarli, J., 1987. Radioactivity in foodstuffs and doses to the Norwegian population from the Chernobyl fall-out. *Rad. Prot. Dosimet.* 20, 211–220.
- Strand, P., Selnæs, T.D., Bøe, E., Harbitz, O., Andersson-Sørli, A., 1992. Chernobyl fallout: internal doses to the Norwegian population and the effect of dietary advice. *Health Phys.* 63, 385–392.
- Tveten, U., Brynildsen, L.I., Amundsen, I., Bergan, T.D.S., 1998. Economic consequences of the Chernobyl accident in Norway in the decade 1986–1995. *J. Environ. Radioactiv.* 41, 233–255.
- US Air Force Medical Services, 2001. Palomares Nuclear Weapons Accident. Revised Dose Evaluation Report.

Further reading

- Amaral, E.C., Vianna, M.E., Godoy, J.M., et al., 1991. Distribution of Cs-137 in soils due to the Goiânia accident and decisions for remedial action during the recovery phase. *Health Phys.* 60, 91–98.
- Amaral, E.C., 2007. The dose evaluation during the Goiânia accident. *International Seminar on Post Nuclear Accident Management*. French Programme ‘CODIRPA’ and International Programmes. Nuclear Safety Authority (ASN). Paris, 6–7 December 2007.
- Balonov, M.I., 1990. Radiological consequences of the Chernobyl NPP accident in comparison with those of the Kyshtym and Windscale radiation accidents. In: *Proceedings of a Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released During Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl*. Luxembourg, 1–5 October 1990. EUR-13574. pp. 749–767.
- Bataille, C., Croûail, P., 2005. Analysis of the Regulations Concerning the Control and the Monitoring of Soils, Foodstuffs and Commercialised Products in Belarus (Analyse des dispositifs réglementaires concernant le contrôle et le suivi de la contamination des sols, des denrées alimentaires et des produits commerciaux en Biélorussie). CEPN Report No. 291.

- Bogdevitch, I., 2003. Remediation Strategy and Practice on Agricultural Land Contaminated with ^{137}Cs and ^{90}Sr in Belarus. Eurosafe, Paris, 25–26 November 2003. Environment and Radiation Protection. Seminar 4, pp. 83–92.
- Buldakov, L.A., Demin, S.N., Kostyuchenko V.A., et al., 1990. Medical consequences of the radiation accident in the Southern Urals in 1957. In: Proceedings of a Symposium on Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. STI/PUB/826. IAEA, Vienna, pp. 419–431.
- Cooper, M.B., Martin, L.J., Williams, G.A., Harries, J.R., 2000. Characterization of Plutonium Contamination at Maralinga – Dosimetry and Cleanup Criteria. IAEA-TECDOC-1148. IAEA, Vienna, pp. 15–30.
- IAEA, 1988. The Radiological Accident in Goiânia. STI/PUB/815. IAEA, Vienna. <http://www.iaea.org/About/Policy/GC/GC40/Documents/gc40inf5ac-6.html>.
- Johnston, P.N., Lokan, K.H., Williams, G.A., 1992. Inhalation doses for Aboriginal people reoccupying former nuclear weapons testing ranges in South Australia. Health Phys. 63, 631–640.
- Lochard, J., 2007. Rehabilitation of living conditions in territories contaminated by the Chernobyl accident: the ETHOS Project. Health Phys. 93, 522–526.
- Maralinga Rehabilitation Technical Advisory Committee, 2002. Rehabilitation of Former Nuclear Test Sites at Emu and Maralinga (Australia). Department of Education, Science and Training, Commonwealth of Australia.
- NEA/CRPPH, 2006. Stakeholders and Radiological Protection: Lessons from Chernobyl 20 Years After. NEA Report No. 6170. OECD.
- Nisbet, A.F., Woodman, R.F.M., 2000. Options for the management of Chernobyl-restricted areas in England and Wales. J. Environ. Radioact. 51, 239–254.
- Pettersson, J.S., 1988. Perception vs. reality of radiological impact: the Goiania model. Nuclear News.
- Romanov, G.N., Nikipelov, B.V., Drozhko, E.G., 1990. The Kyshtym accident: causes, scale and radiation characteristics. In: Proceedings of a Seminar on Comparative Assessment of the Environmental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl. Luxembourg, 1–5 October 1990. EUR-13574. pp. 25–40.
- Rozental, J.J., Almeida, C.E., Mendonça, A.H., 1990. Aspects of the initial and recovery phases of the radiological accident in Goiânia, Brazil. In: Proceedings of a Symposium on Recovery Operations in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. STI/PUB/826. IAEA, Vienna, pp. 3–32.
- Rozental, J.J., Almeida, C.E., Mendonça, A.H., 1991. The radiological accident in Goiânia: the initial remedial action. Health Phys. 60, 7–15.
- Shevchouk, V.E., Gourachevskiy, V.L. (Eds.), 2001. Committee on the Problems of the Consequences of the Accident at the Chernobyl NPP. 15 Years After Chernobyl Catastrophe: Consequences in the Republic of Belarus and Their Overcoming. National Report. Minsk, p. 118.
- Tsaturov, Y.S., Anisimova, L.I., 1994. Radionuclide contaminated territories of Russia: identification, restoring and rehabilitation aspects. In: Proceedings of an International Symposium on Remediation and Restoration of Radioactive-contaminated Sites in Europe. Antwerp, 11–15 October 1993. European Commission. Radiation Protection-74. pp. 309–323.
- UNDP/UNICEF, 2002. The Human Consequences of the Chernobyl Nuclear Accident: a Strategy for Recovery. UNDP.

附属書 A の図表

表 A.1. 1991 年にベラルーシで採用された区域規制基準

規制区分	規制区域の公式区分
$37 < {}^{137}\text{Cs} < 185 \text{ kBq/m}^2$ 個人線量 $< 1 \text{ mSv/年}$	定期放射線モニタリング実施区域
$185 < {}^{137}\text{Cs} < 555 \text{ kBq/m}^2$ $18.5 < {}^{90}\text{Sr} < 74 \text{ kBq/m}^2$ $0.37 < \text{Pu} < 1.85 \text{ kBq/m}^2$ 個人線量 $> 1 \text{ mSv/年}$	再定住権利を有する区域
$555 < {}^{137}\text{Cs} < 1480 \text{ kBq/m}^2$ $74 < {}^{90}\text{Sr} < 111 \text{ kBq/m}^2$ $1.85 < \text{Pu} < 3.7 \text{ kBq/m}^2$ 個人線量 $< 5 \text{ mSv/年}$	二次再定住対象区域
${}^{137}\text{Cs} > 1480 \text{ kBq/m}^2$ ${}^{90}\text{Sr} > 111 \text{ kBq/m}^2$ $\text{Pu} > 3.7 \text{ kBq/m}^2$ 個人線量 $> 5 \text{ mSv/年}$	優先再定住対象区域
退去対象区域 (立入禁止区域)	

表 A.2. 1986 年から 1999 年のベラルーシにおいて実施された食品中の ^{137}Cs 汚染限度の変化

年	^{137}Cs 汚染限度 (Bq/kg, Bq/L)			
	1986	1993	1996	1999
食品				
飲用水	370	18.5	18.5	10
牛乳	370	111	111	100
バター	7400	-	185	100
肉類：				
牛肉	3700	600	600	500
子羊	3700	-	600	500
豚肉、鳥肉	3700	370	370	180
芋類	3700	370	100	80
果物	-	-	100	40
野生の液果類	-	185	185	185
生鮮キノコ類	-	-	370	370
乾燥キノコ類	-	3700	3700	2500
ベビーフード	-	-	-	37

表 A.3. 1986 年、1990 年、2000 年及び 2007 年において英国で制限下に置かれた農場数と羊の頭数

	農場	羊
1986 年 6 月	8914	4,225,000
1990 年 8 月	757	647,000
2000 年 5 月	387	231,500
2007 年 2 月	369	196,500