電離放射線の線源、影響およびリスク

原子放射線の影響に関する国連科学委員会

UNSCEAR 2020年/2021年

国連総会報告書

第Ⅱ巻 科学的附属書B



NOTE

The report of the Committee without its annexes appears as *Official Records of the General Assembly*, Seventy-sixth Session, Supplement No. 46 (A/76/46).

The designations employed and the presentation of material in this publication do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of the Secretariat of the United Nations concerning the legal status of any country, territory, city or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries.

The country names used in this document are, in most cases, those that were in use at the time the data were collected or the text prepared. In other cases, however, the names have been updated, where this was possible and appropriate, to reflect political changes.

The attachments cited in this annex are electronically available for download from http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2020_2021_2_Attachments.html

UNITED NATIONS PUBLICATION eISBN 978-92-1-001212-6

© 2021 United Nations for the English edition.

© 2022 United Nations for the Japanese edition prepared by BLC Corporation, Osaka, Japan. All rights reserved, worldwide.

Information on uniform resource locators and links to Internet sites contained in the present publication are provided for the convenience of the reader and are correct at the time of issue. The United Nations takes no responsibility for the continued accuracy of that information or for the content of any external website.

附属書 B

福島第一原子力発電所における事故による放射 線被ばくのレベルと影響:UNSCEAR2013 年報 告書刊行後に発表された情報の影響

目次

省	格名	称一覧	3
I.	緒	言	5
II.	放	射性核種の大気中への放出、拡散および沈着	10
	Α.	緒言	10
	В.	現時点での理解の概要	11
	C.	要約	19
III.	放	射性核種の海洋環境への放出ならびに海洋環境での拡散および沈着	20
	Α.	緒言	20
	В.	現時点での理解の概要	21
	C.	要約	31
IV.	陸均	域および淡水域環境における放射性核種の移行	
	Α.	緒言	31
	В.	現時点での理解の概要	32
	C.	修復	41
	D.	要約	46
V.	公判	衆の線量評価	47
	Α.	緒言	47
	В.	UNSCEAR2013年報告書における線量評価の概要	
	C.	線量評価のための情報	

	D.	公衆被ばくの評価方法論の概要5	0		
	E.	線量評価の結果5	;4		
	F.	要約	;9		
VI.	作	業者の線量評価7	'1		
	A.	緒言7	'1		
	В.	現時点での理解の概要	'2		
	C.	要約7	'9		
VII	.健厚	衰影響	80		
	A.	緒言8	80		
	В.	現時点での理解の概要	31		
	C.	要約9)1		
VII	I.	ヒト以外の生物相の線量と影響の評価)2		
	A.	緒言9	12		
	В.	現時点での理解の概要	13		
	C.	要約9)7		
IX.	結	龠9	97		
謝問	謝辞102				
附銀	附録 A. 公衆の線量評価103				
附銀	附録 B. チェルノブイリ原子力発電所と福島第一原子力発電所における事故の様々な特質と				
ボロフ サ <u>ポ</u> ロフ	和木のL1X				
11用2	183				
参初	参考入駅185 — //				
用詞	用語集				

本附属書で引用されている補足資料は下記のサイトからダウンロードすることができる。 http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2020_2021_2_Attachments.html

省略名称一覧

AMAD	空気力学的放射能中央径
ARS	急性放射線症候群
ATDM	大気輸送・拡散・沈着モデル
CNPS	チェルノブイリ原子力発電所
CR	濃度比
DoD	米国国防総省
DOE	米国エネルギー省
DRF	線量低減係数
EMDB	環境モニタリング データベース
FDNPS	福島第一原子力発電所(福島第一原発)
FM	生質量
FHMS	福島県県民健康調査
IAEA	国際原子力機関
ICRP	国際放射線防護委員会
ICSA	汚染状況重点調査地域
JAEA	日本原子力研究開発機構
JST	日本標準時
M2013	UNSCEAR 2013 年報告書で用いたモデル
M2020	UNSCEAR 2013 年報告書で沈着放射性核種に起因する外部被ばく
	線量を推定するためのモデルの最新版
MEXT	文部科学省
MHLW	厚生労働省
MOE	環境省
MRI	磁気共鳴映像法
NIRS	旧 放射線医学総合研究所 (現 量子科学技術研究開発機構量子生
	命·医学部門 放射線医学研究所)
OOP	県外
RET	トランスフェクション時に再編成した
RIP	放射性セシウム捕捉ポテンシャル
SDA	除染特別地域
TEPCO	東京電力ホールディングス株式会社
UNSCEAR	原子放射線の影響に関する国連科学委員会
WBC	ホールボディカウンタ(全身計測)
WSPEEDI	緊急時環境線量情報予測システム(世界版)

I. 緒言

1. 原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR) は、日本における東京電力ホール ディングス株式会社(東京電力) 福島第一原子力発電所(以下、「福島第一原発」または「FDNPS」とい う。)で2011年3月11日に起きた事故に起因する公衆の放射線被ばく、作業者の放射線被ばくおよび ヒト以外の生物相の放射線被ばくを評価し、それに関連する健康へのリスクおよび健康影響の検討を 含む本委員会の知見を2013年10月の国連総会に報告した[U10]。科学的附属書を付した報告書全 文が、2014年4月2日、国連により刊行された[U10]

2. 本委員会の報告書(以下、「UNSCEAR2013年報告書」[U10]という。)で用いられた科学的情報 のほとんどが、2012年10月末までに、発行あるいは(日本政府、東京電力および国際機関により)公 式に提供されたものに限られていた。その後、注目に値するかなりの関連情報が発表されており、時 間と共に、UNSCEAR2013年報告書の継続的な有効性について、代表団、政府当局、科学者、民間 組織およびメディアから疑義が出されることが予想された。したがって、本委員会は、事故のフォロー アップの中で新たな科学的進展に対する認識を維持するためのプランを履行し、2016年末までの期 間にかかる進展の影響を評価した3報の白書[U11, U13, U14] を刊行した。

3. 新たな情報に対するこれらのレビューの結果は、固有の不確かさはあるものの[U11, U13, U14]、 概して、UNSCEAR 2013年報告書[U10]の幅広い知見および結論を追認するものであった。しかしな がら、本委員会は、公衆の被ばく線量には過大評価であるものも存在し、経口摂取による線量が有意 に過大評価である[U10, U11, U13, U14]という証拠が増えてきていることを知ることとなった。さらに、環 境中の放射性核種のレベルに関して、特に、大気中に放出された放射性核種の経時的な濃度およ びそれらの物理化学形態について、入手可能となった新たな情報が相当量あった。これらの情報に より、公衆が受けた被ばく線量、特に吸入による被ばく線量について、より良く、より不確かさの少ない 推定を可能にすることができるであろう。本委員会は、これらの情報に対して、いくつかのより詳細な 分析を実施することが、公衆の被ばく線量の推定、およびその基礎となる科学的知見とそれによる影 響の推定に係る相違について、より良い理解と説明に貢献するという認識をもった。それは、また、 様々な読み手によって避けることができない疑問に対して、かつ、多数の課題に対し て、より信頼度の高い(不確かさのより少ない)見解を出すことができる。

4. こうした背景の下、本委員会は第65回年次会合(2018年6月11日~14日)において、福島第一 原発事故による放射線被ばくのレベルと影響およびその情報がもたらす影響に関して入手可能な全 ての情報(2019年末まで)¹をまとめた報告書を作成することを決定した。査読付き論文のレビューと、 限定されているが、より詳細な分析によって補足されている査読付き論文のレビューに基づき報告書 が作成されるべきであると合意された。これらの分析は、より最近の、特に、人への測定および環境中 の放射性核種のレベルの測定から得られた情報が、UNSCEAR 2013年報告書[U10]に掲載された推 定と明らかに異なる推定を裏付ける場合は、公衆への線量に重点を置き、その違いの理由および影 響を理解することを重視することになっていた。その目的は、福島第一原発事故による放射線被ばく のレベルと影響の信頼される最新の評価を提供する事であった。

5. 刊行された3報の白書で報告され、その後も引き続き行われた文献のレビューは、日本からの科 学専門家のグループ(日本人作業グループ)の支援と2名のシニアテクニカルアドバイザーおよび3名 のプロジェクトマネージャーの指導の下、科学の専門家のグループ(専門家グループ)により実施され た。詳細な分析は、専門家グループの関係メンバーの指揮の下、日本人作業グループの関係メンバ

¹ 本委員会は、報告書の知見に影響する場合は、例外的に当該日付の後に入手可能となった情報を考慮した。

ーが関与しながら、その目的のために設置された専門家タスクグループにより行われた。それら専門家の一部は、作業にあたり自国の研究機関の補助スタッフからの助力を得た。日本から派遣された専門家が1名、ウィーンにある事務局を支援した。関係者全員が、利害の対立の可能性があれば表明することを求められ、これは、専門家が関与する作業において利害の対立がないことを確認するために、事務局により精査された。作業は、プロジェクトの品質計画に従い実施された。

6. 事務局は、とりわけ、専門家グループが、福島第一原発事故による放射線被ばくのレベルと影響について日本で実施されている研究を日本の研究者たちと議論するための日本訪問の手配、この 作業の計画および実行を円滑に進めるための、詳細な分析を行っているタスクグループのウィーンで の会議の招集、オンライン会合のためのプラットフォームならびにデータおよび情報の共有や管理を するためのオンラインワークスペースの提供、各政府と他の国際機関との連絡をすることにより、技術 的な作業への支援をした。オーストラリア、フランス、ドイツ、日本、ノルウェーおよび英国の政府が本 プロジェクトにおいて専門知識を通して、貢献をした。

7. この科学的附属書の目的は、福島第一原発事故による放射線被ばくのレベルと影響に関連する入手可能な全ての科学的情報の取りまとめ(2019年末まで)およびこれらの情報が与える UNSCEAR2013年報告書[U10]に対する影響を評価することである。

具体的な目的は以下の通りである。

(a) 入手可能な全ての情報を取りまとめ、UNSCEAR2013 年報告書に掲載された知見と結論に 及ぼす影響を評価する。

(b) 入手可能な情報のより詳細な分析に基づき、公衆が受けた被ばく線量の推定値を検証、必要に応じて修正し、かつ、健康影響についての見解を更新する。

(c) 公衆が受けた被ばく線量の推定値における不確かさおよびばらつきを改善した評価を提示 する。

(d) 可能ならば、UNSCEAR2013 年報告書において十分対処されなかった課題や目的に対して、 より良い対処を行う。

附属書は、独立した報告書ではあるものの、UNSCEAR2013 年報告書およびその後に刊行した白書 と共に読まれることを意図しており、これらの報告書および白書で入手可能な情報全てを繰り返し記 載するものではない。特に、理解がはっきりと変わっていない場合は、UNSCEAR2013 年報告書およ びその後刊行された国際原子力機関(IAEA)の事故に関する報告書[I5]で提示された詳しい背景や 関連情報、例えば、事故の経時的推移や講じられた対応を執るなどは、繰り返して記述されてはいな い。関連がある場合は、代わりに読者にこれらの報告書を参照していただければ、更なる情報入手が 可能である。

8. 本附属書は、人権、公衆の健康保護、環境保全、放射線防護、緊急時の準備と対応、事故管理、原子力安全、放射性廃棄物管理、将来的な放出、およびこれらに関連する事項に関する政策上の課題に取り組むものではない。本附属書は、地方自治体や日本政府、その他国の機関や国際機関に対する助言を意図するものでもない。本附属書は、また、福島第一原発において発生した様な、事故の結果として起こり得る、精神的および社会的な安寧に大きな影響をおよぼす可能性がある、生活の混乱、自宅や生活手段の喪失、社会的不名誉などによる苦痛や不安を含む他の影響(放射線による被ばくとは関係の無いもの)については扱わない。このような影響の評価は本委員会の任務には含まれていない。しかしながら、事故によるより広範な健康影響を理解する上で、それらは重要である。

9. 本附属書は9章からなる本文と2編の専門的附録で構成されており、また、23編の補足資料(電子ファイル)が添付されている。第I章では、評価の目的、背景、範囲、作業方法を紹介している。

第II章から第VIII章においては、福島第一原発事故による放射線被ばくのレベルと影響を理解する ために関連がある以下の各分野における入手可能な全ての情報(2019年末まで)の要約を提示して いる。

- 第II章:放射性核種の大気中への放出、拡散および沈着
- 第 III 章: 放射性核種の海洋環境への放出ならびに海洋環境での拡散および沈着
- 第 IV 章:陸域および淡水域環境における放射性核種の移行
- 第V章:公衆の線量評価
- 第 VI 章: 作業者の線量評価
- 第 VII 章:健康影響
- 第 VIII 章: ヒト以外の生物相の線量と影響の評価
- 最後に第 IX 章では結論を提示している。

10. 附録Aでは本委員会の最新の線量評価値について記述し、公衆への線量推定値の修正値を 提示している。附録Bには福島第一原発事故とチェルノブイリ事故の比較が含まれ、それら2つの事故 の主な違いと類似点の概要を示している。補足情報では裏付けとなる補足資料を挙げている。本委 員会により数値が推定された場合は、一般的に有効数字を2桁までとしている(ただし、数マイクロシ ーベルト(µSv)程度以下の推定線量に対しては、一般的に有効数字1桁のみとしている)。数値が他の 文献から直接引用される場合は、元の文献で用いられている有効数字の数が使われている。これに より数値間のより良い比較が可能となるが、数値自体が通常相当な不確かさを伴っており、精度の程 度については推測されるべきではない。

11. 福島第一原発は、日本の東北地方の福島県にあり(図 I(a) および (b)を参照)、東京から北東約230kmの日本の東海岸に位置する。2011年3月11日、マグニチュード9.0の地震が日本海溝に沿って発生した。その地震とそれに続く津波により、福島第一原発において過酷な原子力事故が引き起こされた。UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、福島第一原発サイトから環境中への放射性物質の放出を引き起こした主な事象の概要ならびに公衆および作業者を防護するために日本政府当局によって取られた措置の概要についての情報を示した。その後の報告書としては、IAEA [I5] が、事故の経時的推移および背景ならびに取られた措置など、更に詳細な記述を行なっている。



図 I(a). 福島県の自治体、福島第一原子力発電所、20km圏内警戒区域および30km圏内緊急時避難準備区域を示した福島県地図



図 I(b). 福島第一原発近隣の都道府県を示した地図[U10]

12. 日本政府もしくは自治体によって講じられた措置には、即時の避難と後発の(「計画的」)避難、 自宅での屋内退避、安定ヨウ素剤投与、ならびに汚染された食品(牛乳、野菜、穀物、肉、魚、その 他)および水の流通や消費に対する制限などが含まれる。これらの措置は、人々と場所に関する放射 線調査をもとに実施された。福島第一原発から3km以内の住民には2011年3月11日遅くに、20km以 内の住民には2011年3月12日に、避難指示が出された。2011年3月15日には、福島第一原発から 20kmから30km圏内の住民に屋内退避するよう指示が出され、2011年3月25日には、自主避難の開 始が勧告され、福島第一原発の今後の状況変化によっては避難できるよう準備が行われた。さらに、 環境モニタリングにより、避難区域20km圏外で、放射性物質が高レベル²で沈着した区域があること が判明した。年間の実効線量が20mSvを上回る可能性のある特定の区域が「計画的避難区域」に指 定され、これらの区域のほとんどの住民は2011年4月から6月の間に避難した。更に離れた区域(特定 避難勧奨地点)が2011年6月以降に指定され、地方自治体は、その影響を受ける可能性のある住民

² 沈着密度の平均値は、¹³¹Iでは0.2MBq/m²から25MBq/m²であり、¹³⁷Csでは0.02MBq/m²から3.7MBq/m²である[U10]。

に対し、移転するか残るかの選択肢に関する助言、および将来における放射線被ばくを軽減する方法についての情報を提供した。それら特定避難勧奨地点には、伊達市、南相馬市、川内村が含まれた。安定ヨウ素剤を服用するよう決定がなされ、その指示が出されたが、この指示は、完全には実行されなかった。2011年3月16日、福島第一原発から20km圏内にまだ残っているすべての人に対し安定ヨウ素剤を服用するよう指示が出されたが、この指示については、この区域からすでに避難が完了していると考えられたため実行されなかった。2011年3月14日、福島県庁は、福島第一原発の20kmから約50km圏内の40才未満の住民に各2錠の安定ヨウ素剤を配布すると決定し、2011年3月20日までに約100万錠を配布したが、投与は一律には実施されなかった。UNSCEAR2013年報告書[U10]およびIAEA報告書[I5]に詳細が記載されている。

II. 放射性核種の大気中への放出、拡散および沈着

A. 緒言

13. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、地震と津波に続いて起こった福島第一 原発事故の進展で生じた主な事象の要約を示した[U10]。これら事象のいくつかは、放射性物質の 環境への放出を引き起こした。この章では、大気中への放出量と経時的放出パターンに関する推定 ならびに放出された物質の大気中での輸送と拡散および地表への沈着が、第III章では海洋環境へ の放出の推定値がそれぞれまとめられている。

14. 福島第一原発からの放射性物質の大気中へ放出は長期にわたった。放出パターンは時間的にも空間的にも複雑なものであった。2011年3月12日から放出が始まり、放出率はその後1週間にわたって大きく変動し、原子炉の各号機における個々の事象(例えば、水素爆発、ベント、原子炉とその封じ込めシステムからの漏えいなど)に関連して著しい増加が見られた。最初の1週間が過ぎると、より限られた期間に若干の変動が見られたものの、放出率は徐々に低下した。2011年4月初めの時点では、放出率は事故後の最初の週に発生した放出率の1000分の1以下であったが、これらの非常に低い放出率は何週間にもわたって持続した[U10]。

15. UNSCEAR2013年報告書[U10]の作成中に、本委員会は、日本で実施された広範囲な測定、 特に、地表に沈着した様々な放射性核種の濃度に関する測定結果へのアクセスが提供され、主とし てこれら測定値に基づいて公衆への被ばく線量の評価を行った。しかしながら、それら測定データに はギャップがあり、大気中に放出された放射性核種の濃度およびその経時的変化に関する利用可能 な情報はわずかであったため、本委員会は、それら測定情報を補完するためにモデル計算を用いな ければならなかった。UNSCEAR2013年報告書刊行以降、相当量の測定データが利用可能となり、 得られた測定情報のすべては、本章に要約されている。これらの情報は、UNSCEAR2013年報告書 における公衆への被ばく線量を推定するために用いられたアプローチの検証、かつ、必要に応じて 改訂することを目的とし、附録Aに記載された詳細な分析のための重要な基礎データとなった。

B. 現時点での理解の概要

1. 測定データ

16. 国内の自動観測所から得られた線量率の測定値は、事故の過程で報告されているデータのなかで最も量の多いものであったが、福島県ではほとんどの自動モニタリングポストは、通信および電力損失のために作動しなかったため、福島県における測定値のほとんどは、携帯型サーベイメーターおよびいわゆる自動車走行サーベイシステムなど、可搬型線量率モニターを使用して得られたものであった。さらに、事故後の地表と土壌中に沈着した放射性核種、および沈着物質による線量率についても広範な調査が実施された。放出期間中に日本国内で放射性核種の大気中濃度を測定した値は非常に少なく、特に、事故の初期や津波の被害を受けた地域ではごく限られたものしかない。日本における放射性核種の測定値は、おおむね¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Csを対象とするものであった。¹³²Te、^{129m}Te、¹³²I、¹³³Iなど他の放射性核種についても限定的なものではあるが利用可能であり、大気中の濃度測定値と地表における沈着密度の測定値の両方が含まれている。UNSCEAR2013年報告書[U10]刊行時に利用可能であった測定情報は、同報告書内で詳細に記載された。

17. 福島第一原発事故発生時には、約70,000人の米国国防総省(DoD)関係者が日本に拠点を置いていた。事故に対応して、DoD は人道支援および災害救援を提供し、DoD関係者の個人の放射線線量評価を展開した。それら線量評価を支援するために、DoD関係者個人が勤務もしくは居住する場所またはその近郊においてDoDおよび米国エネルギー省(DOE)が採取した試料に対して測定が実施された。2011年3月12日から5月11日に、日本国内5か所における大気中濃度に関する新規データを含めた、測定結果の情報は利用可能となった[D7]。

18. この新しい測定情報源とは別に、当時採取したモニタリングデータの再分析および数件の新規 分析方法の適用により、大気中の放射性核種および地表に沈着した放射性核種のレベルについて の追加情報が得られている。特に、福島第一原発事故の初期段階における大気中の異なる放射性 核種の濃度が、福島県内の数か所のモニタリングポストで、ヨウ化ナトリウム(NaI(Tl))シンチレーショ ン検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリーの結果から推定されている[H17, M44, T29]。さらに、福 島および関東³地域の地表での大気中の¹³⁷Csおよび¹²⁹Iの濃度(それらから¹³¹I濃度の推測可能)が、 大気汚染測定局のテープろ紙(浮遊粒子状物質のモニタリング用)の分析から導き出されている[E1, O25, T50, T51]。ただし、粒子状のヨウ素のみがテープろ紙上に採取されることとなることに注目すべ きではある。この作業により作成された最新版のデータセットには、101地点の大気中の¹³⁷Cs(および ¹³⁴Cs)濃度ならびに4地点の大気中の¹³¹I濃度に関する情報が含まれており、附録A(および特に補 足資料A-9とA-12)に記載されている公衆への推定被ばく線量の最新版の根拠となっているモデル および仮定の一部の、重要な構成データとなっている。この作業により大気中の¹³⁷Cs(および¹³⁴Cs) 濃度測定値が利用可能となった福島県内および近郊の地点を図IIに示す。

³ 関東地域は6県(千葉、茨城、群馬、神奈川、埼玉、栃木)および東京都で構成されている。



図 II. 福島県内および近郊における、テープろ紙による大気中の放射性セシウム濃度測定を 継続して行った地点[O25, T51]

19. もう一つの主な進展は、測定された¹²⁹Iの沈着密度から¹³¹Iの沈着密度が遡及的に再構築された 事であり[F13, M50]、福島県全域および近接する県の宮城県および茨城県から採取した約1,000件の 表土試料に対して実施されている[M18]。¹³¹I沈着密度に対する再構築データは、¹³¹Iソースタームの 推定の更なる改善に加え、避難者含む公衆の吸入による被ばく線量の評価を改善する可能性をも有 する。当該データセットは、附録 Aで報告されている本委員会による最新の公衆被ばく線量評価への 重要な構成データとなっている。

20. Ohba et al. [O4] は、ガンマ線スペクトロメトリーを用いて、2人の着衣上の短半減期放射性核種、 ¹³²I、¹³²Te、¹³³I および¹³⁵Iを測定し、¹³²Te(およびその子孫種である¹³²I)、¹³³I ならびに¹³⁵Iの平均比 (対¹³¹I、かつ、2011年3月12日12:00に減衰補正)が、それぞれ 2.3、1.1、0.3であることを見つけた。環 境中で¹³⁷Cs/^{129m}Te および¹³⁷Cs/¹³²Teの比の最近の結果によれば、環境中で粒子種として輸送、拡散、 沈着した¹³²Te と¹³⁷Csの振る舞いは一致している[D2]。 21. ⁹⁰Sr [R4, Z2, Z3]、²³⁸Puおよび ²³⁹⁺²⁴⁰Pu [K13]の測定値が、少数のサンプリング地点、基本的に は福島県内の地点で報告されている。⁹⁰Sr [R4, Z2] および^{110m}Ag [M29] の沈着密度は、¹³⁷Cs の沈着 密度より、有意に(何桁も)低い値であった。²³⁸Puおよび²³⁹⁺²⁴⁰Puの沈着密度は非常に小さく、多くの 場合は検出限界を下回っていたが、燃料コアからの微量のウランがプルトニウム同位体と共に放出さ れたことを示している[D10, I23, K13, S4]。Bu et al. [B14]は、アクチニドおよび核分裂生成物の沈着密 度を評価するために質量分析法を開発し、試料に適用している。

22. 複数の調査で、直径約数マイクロメーターの非水溶性の「ガラス状の球状体」に含有された放射 性セシウムが発見されている[A1, A3, Y1]。Ikehara et al. [I28]は、オートラジオグラフィーに基づいた 新規の方法を用いて、環境試料から、典型的な粒子サイズが数マイクロメーターの粒子に結合してい る、非常に高レベルの比放射能(約10¹¹Bq/g)を有する放射性セシウムを検出した。これらのガラス状 の微粒子は、土壌の鉱物相に吸収されず、環境中での残存性が非常に高い[S37]。これら粒子はエ アロゾルフィルター(例えば[A1])、土壤[F24, I28, S14]、植物の葉やその他の組織[Y1, Y4]、呼吸用 保護具[H13]、河川水中の粒子状物質[M33]など、様々な物質から採取されている。Satou et al. [S15] は福島第一原発近傍の小地域内の環境試料から、放射性セシウムを含有する比較的大きな粒子を 分離した。これらの粒子は、直径が最大400マイクロメーターであり、中には1粒子あたり20kBgを上回 る放射性セシウムを含有するものもあったが、それらは直径数マイクロメーターの粒子と比較すると放 射性セシウム濃度は、はるかに低かった。福島第一原発事故により大気中へ放出されたセシウムの放 射性同位元素のどの程度の割合が、このような粒子に含有された可能性があるのかは、現在まで、明 らかになっていない。Ikehara et al. [129] は、土壌中の放射性セシウム(134Csおよび137Cs)を調査し、調 査試料において、かかる粒子に含有された放射性セシウムの割合は2%から80%の範囲であると報 告した。これら粒子の分布およびその公衆の被ばくレベルの影響の可能性についての更なる情報は、 附録Aおよび補足資料A-3に記載されている。

2. 大気中への放出

(a) 放射性核種の総放出量の推定値

23. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、福島第一原発からの放射性核種の放出の規模について公表されている多数の推定値をまとめた。本委員会は、大半の推定値が環境中の測定値から、リバース式またはインバース式モデル計算を用いて求められていることに注目した。推定値は必ずしも直接的に比較が可能というわけではなかった。すなわち、総放出量を推定した推定値もあれば、限られた期間内の放出を対象としたもの、または日本の陸域上に部分的もしくは全体的に拡散した放出のみを対象としたもの(すなわち、海上に直接拡散した放出部分は含んでいないもの)も含まれていた。本委員会は、¹³¹Iの総放出量は約100PBqから約500PBqの範囲内であり、¹³⁷Csの総放出量は概して6PBqから20PBqまでの範囲に収まるという結論を出した。IAEAによる事故に関する報告書[I5]においては、限られた情報に基づくごく初期の推定を除くと、大気中への放出は、¹³¹Iでは100PBqから400PBqまで、¹³⁷Csに対しては7PBqから20PBqまでの範囲であると推定された。UNSCEAR2013年報告書刊行以降に発表された総放出量の推定値は、本委員会の報告書とその他関連文献における推定値を比較するために、表1にまとめられている。

表 1. 福島第一原子力発電所事故の結果として大気中への¹³¹ および¹³⁷Csの総放出量の UNSCEAR2013年報告書[U10] における推定値とそれ以降になされた推定値の範囲の比較

会老女胡	改行在	総放出量(PBq)	
<i>参与入闱</i>	光1] 4	131	¹³⁷ Cs
UNSCEAR 2013 Report [U10]	2014	100~500	6~20
[A2] ^a	2014	400	11
[W17] ^a	2014		12~19
[K6] ^{<i>a</i>}	2015	151	15
[I5] ^b	2015	100~400	7~20
[Y28] ^{<i>a</i>}	2016		8
[S16] ^{<i>a</i>}	2016		8
[K19] ^c	2017	754	29
[T28] ^d	2020	120	10

"インバース式またはリバース式モデル計算に基づく推定値.

^b 異なる機関によって2011年~2013年に公表された20件の推定値のまとめに基づく

。シビアアクシデント進展解析コードを用いた前方予測に基づく推定値

^d ベイズ推定に基づく最適化を用いた推定値

24. UNSCEAR2013年報告書刊行以降の推定値は概して本委員会およびIAEAが推定した範囲を 追認するものであり、ほとんどの推定値がその推定範囲の下限付近の値である[I5, K6, K19, S16, S19, T28, W17, Y28]。例外はKim et al. [K19]による推定値で、それらは推定範囲より幾分高めであった。 これらの推定値はシビアアクシデント進展解析コードに基づいて得られ、それゆえ、原子炉内部での 様々な事故関連事象の実際の状況および発生タイミングについての仮定に依存していた。 UNSCEAR2013年報告書おいて記述されているように、全ての推定値は不確かさを伴うが、環境中の 放射性物質の測定値を用いたインバース式またはリバース式モデル計算に基づく推定値は、放出の 結果として起きた被ばくのレベルと影響を評価するという観点からは好ましい。Kim et al. [K19]の推定 値を除くと、これらの範囲は、事故発生時稼働中であり、放出が発生した3基の原子炉(1号機から3号 機)における¹³¹Iの総インベントリの約2%~8%、¹³⁷Csについては総インベントリの約1%~3%に相当す る。ちなみに、福島第一原発事故から放出されたこれらの放射性核種、すなわち¹³¹Iと¹³⁷Csの推定放 出量(発表された推定値の平均に基づく)は、チェルノブイリ事故に対して推定された¹³¹Iと¹³⁷Csの放 出量の、それぞれ、約10%および約20%であった(附録B参照)。

25. 2種の放射性核種¹³¹I および¹³⁷Csは、¹³⁴Csとともに、公衆被ばくにとって圧倒的に大きな寄与要 因であった。ヨウ素、セシウムその他の元素の他の放射性同位元素も多数放出され、それらの相対量 はそれぞれの揮発性に依拠して決まったと考えられる。例えば、基本的に、¹³³Xe,⁸⁵Kr その他の希ガ スの全インベントリが放出されているであろう[B7]し、表1の推定値は、ヨウ素、セシウム、テルルなど揮 発性元素のインベントリの数パーセントが放出されたこと、また、一方、ストロンチウム、バリウム、プルト ニウムの揮発性は、はるかに低く、それらの放出量も相応して極めて小さいということを示唆している。 このことは、それらの物質の環境中のレベルの測定値によって確認されている[D10, H21, H29, I25, S18, T30, Z4]。これはチェルノブイリ事故の場合と大きく異なる点であり、チェルノブイリ事故では、揮 発性の低い元素(例えば、ストロンチウムやプルトニウム)が大量に大気中へ直接放出された(附録B 参照)。

(b) ソースターム推定値

26. 放出された物質、特に131Iと137Csの放出率(一般的に「ソースターム」という)の時間的パターンに ついても多くの推定値が発表されている。UNSCEAR2013年報告書[U10]で本委員会は、放射性物 質の放出総量については概ね一致するが、放出率の時間的パターンや、それらが原発サイト内で発 生した事象と関連する度合いには大きな違いがある点に注目した。測定値がまだない陸域環境での 放射性物質のレベルを推定し、その後の公衆の被ばく線量の推定をするための確かな基盤を提供す るために、UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、Terada et al. [T27]により推定され たソースタームを用いることを選択した。本委員会は、その後の刊行物で[U11, U13, U14]、将来の評 価においては、国立研究開発法人日本原子力研究開発機構(JAEA)の同一の研究グループによる 大気中への放出に関する一連のソースターム推定値の最新版を利用することを奨励している。これら の推定値は、測定情報が利用可能となるに従い、それら全てを考慮に入れて、従来の推定値の精度 を徐々に上げていくことにより得られている。当該グループにより作成された最新のソースタームにお いて、Terada et al. [T28] は、ベイズ推定に基づく最適化手法を用いて、大気輸送・拡散・沈着モデル (ATDM)シミュレーションを改良し、大気中濃度、地表沈着、放射性降下物および大気汚染測定局の テープろ紙を分析することで得られ、新規に発表された¹³⁷Csの1時間毎の大気中濃度の推定値など、 さまざまな測定値を用いた。この最適化により、ソースタームだけではなく、気象計算における風速場 も改良され、その結果、モニタリング地点での放射性プルームの通過時刻の乖離(計算値と測定値間 の)が3時間未満に減少した。本委員会は、このソースタームを公衆の被ばく線量の改訂評価値に用 いた(附録Aおよび第V章参照)。このソースタームの放出パターン[T28]が、¹³¹Iおよび¹³⁷Csの放出に ついて図IIIに示されている。



図 III. 時間 "の関数としての (a) 131 および (b) 137 Csの放出率



^a 2011年3月11日14:46日本標準時(JST)の原子炉停止時刻に減衰補正 [T28].

27. UNSCEAR2013年報告書[U10]の刊行以来、複数の研究者が、2011年3月12日~21日の大規 模な放出期間の異なる時点において、事故進展中のどの事象が大気中放出の主な発生源であった のかの調査を実施している。それら研究者たちは、セシウムの異なる放射性同位元素の比率の小さな 違いを測定し、主にその測定値を基に、日本本土の特定の地域への沈着を招いた放出の発生源とな った原子炉基の特定も可能としていた[C4, J1, S34, T51, T52, Z4]。他の研究者達[N5, T50]は、個別 に識別可能な、福島第一原発からの少なくとも9件の主要放出の特定に、環境モニタリングデータを 使用していた。

28. 福島第一原発から放出されたヨウ素の化学形態については特に不確かさが残っている。Lebel et al. [L1]は、全体的に、ヨウ素の約半数が粒子として放出され、残りの半数は揮発性またはガス状の 形態(それぞれの放出の相対量は不確かなままだが、元素形態および有機形態の両方を包括した) として放出されたと推測した。Amano et al. [A10]は、¹³¹ I_{54k} の比率は、2011年3月15日から16日 までが0.7、2011年3月20日から21日までが0.52、2011年3月22日から23日までが0.68であると報告した。Tsuruta et al. [T52] は、異なる時点に発生した放出の¹³¹ I_{54k} /¹³¹ I_{24k} の比率は0.44から0.72までの範 囲であるとまとめている。本委員会は、UNSCEAR2013年報告書[U10]の今後のいずれかの更新版に おいて、有機形態でのヨウ素の放出について、明確に説明することを推奨している[U13]。附録Aに記載された改訂版の線量評価に利用されたソースタームには、3つの化学形態すべて(元素、有機、粒子)におけるヨウ素の推定放出量が含まれている。そこでは、¹³¹ I_{75k} /¹³¹ I_{24k} に対しては0.2、¹³¹ I_{54k} /¹³¹ I_{44k} /¹³¹ I_{44k} に対しては0.2、¹³¹ I_{54k} /¹³¹ I_{44k} /¹³¹ I_{4k} /¹³¹ I_{44k} /¹³¹ I_{4k} /¹³¹ I_{4k} /¹³¹ I_{4k} /¹³¹ I_{4k}

29. Hirose [H21] は¹³¹I含有粒子の大きさは放射性セシウム含有粒子の大きさとは異なる可能性があるため、¹³¹I含有粒子の拡散・沈着挙動は¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs含有粒子の挙動とは異なっていた可能性があると示唆している。本委員会は、Hiroseが示唆している粒子サイズの差による影響は、放射性ヨウ素の化学形態に関する仮定に基づく影響に比べると小さい(公衆被ばくの観点から)可能性があり、したがって、粒子状ヨウ素と粒子状セシウムが大気輸送中および沈着中に類似した挙動するという仮定は、理に適っていると考える。

30. Steinhauser et al. [S36]は、放射性物質の福島第一原発サイトから大気中への継続的な放出は、 原発サイトで廃炉作業および解体作業の結果として起こり得ると指摘している。Steinhauser et al. はさ らに、Igarashi et al. [I24]、Ochiai et al. [O2] およびAkimoto [A7] も指摘しているように、沈着した¹³⁷Csの の再浮遊が、大気中の¹³⁷Csの濃度の継続とその再沈着を引き起こす可能性を記述している。 再浮遊 の主なプロセスは、まだ十分には理解されていない[K21]。にもかかわらず、これら全ての調査では、 再浮遊は長期的な公衆の被ばくには有意に寄与しないと追認されている。

3. 大気拡散

31. 福島第一原発事故の間に大気中に放出された放射性物質の挙動は、その時点における気象 条件と、放出の高さ、気体か粒子かといった物理的特徴によって決まる。これらの条件は放出期間に おいて相当程度変動しており、それによって放射性物質がどの地域に拡散し、どの程度、大気中で 希釈され、大気から沈着するかが決まった。日本の陸域に沈着する放射性核種のレベルとパターン をおおむね決定した放出は、3月12日、14日から16日、20日から23日に発生した。Oura et al. [O25]、 Mathieu et al. [M9]、Sato et al. [S13]、Tsuruta et al. [T52] およびMoriizumi et al. [M44] は、主要事象 の総合的な分析を実施し、これら放出の挙動を決定づける気象特性は恐らく下記の通りであったと、 おおむね見解の一致を見ている。

(a) 2011年3月12日に最初に放出された物質は太平洋に向かったが、2011年3月12日午後の放出、特に1号機内でのベント作業および水素爆発の結果として発生した放出は、最初に本州の東海岸に沿って北方に広がり、大量の乾性沈着(粒子状物質の地表への沈着)をもたらし、その後、北北東の方向に向きを変え宮城県沿岸地域に拡がった。これは、当該地域における134Cs/137Cs 放射能比が比較的低いことにより検証され、1号機が放出源として示されている[K29]。

(b) 2011年3月14日夜遅くから3月16日までに放出された(当初は2号機から、後に2号機と3号機の両方から[C4])放射性物質は南方向へ移動し、2011年3月15日の朝には福島県の南部沿岸地域と茨城県北東部地域に沿って沈着した。その後、放射性プルームの方向は、時計回りに徐々に南向きから北西向きに変化し、2011年3月15日夕方から夜にかけて雨に遭遇した。2011年3月16日未明、放射性プルームは再び南に進路を変え、放出された物質は湿性沈着により沈着した。この地域では、¹³¹I/¹³⁷Csの放射能比(降下物の)は有意に上昇しており[H29]、この地域では、¹³⁵Cs/¹³⁷Cs放射能比も異なっていたことが指摘されている[Z4]。放出された物質は更に拡散し、レベルは低下したものの東京都、埼玉県、神奈川県に放射性核種の乾性沈着をもたらすこととなった。

(c) 2011年3月15日に2号機から発生した大規模な放射性物質の漏えいの結果、最初は南西 方向に、その後、卓越風により徐々に北北東に輸送される放出が引き起こされた。2011年3月15 日中に降水洗浄(降雨、場合により降雪が大気中から放射性物質を洗い流し、地表に沈着させ ること)が発生し、2011年3月16日の朝まで続いた。これらの事象は、福島第一原発の北西で観 測された比較的高い¹³⁷Cs沈着密度の原因であると認識されている[D10]。

(d) 2011年3月20日から23日にかけて放出された放射性物質(2号機および3号機から[C4]) は、日本各地に拡散し、ときに降雨に遭遇しながら、例えば、岩手県、宮城県、茨城県、千葉県 の各地域で湿性と乾性の両方の沈着を生じさせた。特に、何回かの放射性プルームの放出を含 む2011年3月20日から21日にかけての事象と微風により、放出された物質は停滞しやすかっ た。この期間の放出が、南は関東平野地域、北は宮城県北部と岩手県南部の間の地域の沈着 の主な発生源である[M9]。この間(主として2011年3月20日中)に、放出された放射性物質の プルームは、沿岸で、次いで北で、その後北西で観測された(例えば、[T29])。

測定された137Csの沈着密度レベルとこれら放出の挙動の関連性を図IVに示す。



図 IV. 測定された¹³⁷Cs 沈着量の地図に重ね合せた、主な放出事象による沈着の影響を受けた地域(色で表示)[M9]

32. 放出された物質の拡散および沈着は、多くのグループによりモデル計算されてきた(例えば、 [K6, N1, S13, T27, T28, W18])。大気中へ放出された放射性物質のほとんどが卓越風によって東に 流され、北太平洋上に沈着し、拡散したという一般的見解が得られている。日本学術会議[S20]は、 福島第一原発事故中に放出された放射性物質の輸送と沈着を分析するために用いられたいくつか のモデルを評価し比較した。それら知見の一つは、¹³⁷Csの日本の陸域上への沈着は、さまざまな局 地的規模のモデルで評価されたように、総放射量の約27%±10%であるというものであった。Hirose [H21]が実施した2011年から2016年までに発表された多くの論文に基づくレビューで、¹³⁷Csの大気中 への総放出量の80%程度が北太平洋上に沈着したと結論付けられ、Terada et al. [T28]により、これが 追認されている。この経路による海洋環境中への推定放出量については、第III章で更に考察されて いる。上記の拡散モデル予測全てにより、日本の陸域上の¹³⁷Csの測定沈着密度の広範なパターンを 再現することができた。対象とする地域では、モデル推定値は総じて測定レベルの10分の1から10倍 の範囲にあり、より良く一致する場合もあった。

33. 本委員会は、第V章および附録Aに記載の改訂した線量評価において、Terada et al. [T28] が 実施したソースタームとATDMの結果を用いている。放射性核種^{4 132}Te(およびそれと平衡状態であ ると仮定されるその子孫放射性核種である¹³²I)¹³¹I、¹³⁴Cs、ならびに¹³⁷Csの大気中での濃度および沈 着密度の経時変化が、ネステッドグリッド計算(多層格子計算)により以下の通り本委員会に提供され ている。

- (a) 福島県大半を網羅する水平解像度 1km の細かいグリッド
- (b) 福島県および隣接全県を網羅する水平解像度 3km の粗いグリッド [T28]

Terada et al. [T28] は、短半減期放射性核種¹³³Iを含んでいなかったので、本委員会は、大気中の¹³¹I 濃度の計算値から大気中の¹³³I濃度を推定している。放射性ヨウ素の3種の異なる化学形態について は、別途考察されている。本委員会に提示されたATDM結果の詳細および線量評価への利用方法 は、附録Aならびに補足資料A-9 および A-10に記載されている。

C. 要約

34. UNSCEAR2013年報告書[U10]刊行時点で、事故の結果として放出され、公衆被ばくに最も寄与した陸域環境中の放射性核種の濃度に関して利用可能な測定データが相当量あった。この広範囲な情報は、放射性核種の放出量の推定値および放出の時間的パターンの推定の大部分の基礎となり、公衆被ばくの評価の根拠となった。しかしながら、大気中の放射性核種濃度とその経時変化に関する利用可能な情報がわずかしかなく、測定データには不足している部分があった。UNSCEAR2013年報告書刊行以降に、数件の追加測定情報が利用可能となっていた。さらに、以前に実施されたモニタリングおよびサンプリングの結果に対して、再分析したこと、以前は適用されなかった技術を適用したことにより、特に大気中の放射性核種濃度と経時変化について、追加のデータが提供されていた。これらの進歩により、ソースターム推定値の精度が上がり、公衆被ばくの評価のための基盤が改良された。

35. 公衆被ばく線量の改訂評価は第V章に、更なる詳細は附録Aに記載されているが、その中で、 本委員会は、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いたソースターム推定値を作成したJAEAの同一研

⁴ Terada et al.の ATDM 結果には有意な量で共に放出された放射性核種である¹³³Xe は含まれていない。この放射性核種は 大気から地表に沈着することはないが、大気中放射性物質からの外部被ばく線量に寄与している可能性がある。体内組織中 では水溶性であるため、大気中浮遊物質の吸入からの内部被ばくに僅かだが寄与するであろう。しかしながら、公衆の被ばく 線量への総合的な寄与は小さい(1%未満、補足資料 A-10 参照)であろうと思われ、したがって、改訂した線量評価には含まめ なかった。

究者グループが大気放出に対して提示した放出の時間的パターン(ソースターム)の一連の推定値 のうちの最新値を用いている。このソースタームでは、¹³¹Iの総放出量は120PBq、¹³⁷C については 10PBqと推定された。本委員会は、また、大気中のソースタームの輸送,拡散および沈着についても当 該グループが実施したモデル計算を用いている。UNSCEAR2013年報告書に記載されているように、 このモデル計算は、測定情報が入手できない場合または測定がもはや不可能な場合に大気中また は地表の放射性核種濃度を推測するために用いられている。

36. 本委員会は、¹³¹Iの大気中への総放出量は約100PBqから約500PBqまでの範囲内であり、¹³⁷Cs は、概して6PBqから20PBqの範囲であるという考えを継続する。それらの範囲は、事故発生時に放出 を引き起こした稼動中の3基の原子炉(第1号機から3号機)における¹³¹Iの総インベントリの約2%から 8%、¹³⁷Csの総インベントリの約1%から3%に相当する。福島第一原発事故から放出されたこれら放射 性核種の推定値(公表された推定値の平均に基づく)は、¹³¹Iおよび¹³⁷Csで、それぞれ、チェルノブイ リ事故での当該放射性核種の推定放出量の10%および20%であった。

37. 日本の陸域上に沈着した放射性核種のレベルとパターンの決定に大きく関わる放出は、2011年 3月の12日、14日から16日、20日から23日に発生した。¹³⁷Csの大気放出総量の約20%が日本の陸域 上空に拡散され、そのうちのかなりの割合が日本の陸域上に沈着した。

III. 放射性核種の海洋環境への放出ならびに海洋環境での拡 散および沈着

A. 緒言

38. 福島第一原発事故は、原発サイトが海岸地域に位置するため、かなり大量の放射性物質が直接的、間接的に海洋環境に放出された初めての原子力発電所の大事故であった。まず、第II章で述べた様に、大気中に放出された放射性物質の大部分が、放出期間および初期の拡散期間に時々現れる西風・南西風の結果として、太平洋上空に拡散し、海表面に沈着した。次に、最初は2号機の外にあるトレンチから高濃度汚染水が漏えいしたことが原因となり、放射性物質が直接海洋に放出された。チェルノブイリ事故では放出された放射性物質の大気中への拡散と海洋表面への沈着(特にバルト海と黒海において)の結果として海洋中¹³⁷Csの最大濃度が2,400Bq/m³となったが、その事故と比較すると、福島第一原発事故の結果として発生した海洋への直接放出は、3桁から4桁も高いピーク濃度を引き起こした。比較のために挙げると、福島第一原発事故以前では、¹³⁷Csのバックグラウンド 濃度は、1950年代後半と1960年代初頭に実施された大気圏内核兵器実験から放出されたものであり、北太平洋の海面水中で1Bq/m³から2Bq/m³までの範囲であった[B17]。

39. 事故の過程で、トレンチからの最初の漏えいに続き、トレンチからの高濃度汚染水を収容する容量を確保すべく貯蔵タンクを空にするために低濃度汚染水を投棄した結果、海洋環境への直接放出が発生した。これらの放出と初期の局所的な漏えいは、原発サイトの排水路地点から港経由で起きた。 放出は主に2011年3月末から4月1週目にかけて発生した。2011年4月6日に、2号機の外側のトレンチから海洋への高濃度の汚染水の直接放出は、貯蔵タンクに水を移動することによって収まった。

40. この第一段階の後は、放出量はかなり減少したが、海洋への継続的漏えいの発生源が確認されている。福島第一原発サイト内部で、原子炉建屋の地階に含有されている高放射性原子炉冷却水によって地下水が汚染され、貯蔵施設から漏えいが起こっていた。これらの漏えいは、シーリング

バリアおよび揚水井戸の設置ならびに損傷した貯蔵タンクの交換等の是正措置により徐々に減少していた。福島第一原発サイトの外部では、大気中に放出された放射性物質が堆積した集水域からの河川に、この堆積の一部が海洋に輸送した。河川から海洋へのこれらの流入は、豪雨や出水時には増加し、高濃度の放射性セシウムが吸着した懸濁粒子を海洋へ輸送した。

41. 海水中に放射性物質が検出された後、2011年3月21日から福島第一原発周辺の沿岸域の数か 所で、複数の放射性核種(¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)のモニタリングが、先ず海水で、次いで、堆積物お よび海洋生物について実施された。測定点の数は徐々に増加した。これらの測定は、その時点で高 い検出限界を用いて実施されたが、その後、多数の試料が、より精度の高い技術を用いて再分析さ れている。事故後の数ヶ月間で、科学的な巡行や様々なサンプリング事業が行われ、全北太平洋に 渡って測定を取得することができた。

B. 現時点での理解の概要

1. 海洋環境への放出

(a) 初期段階での放出

42. いくつかの放射線影響の点でより重要な放射性核種に関して、初期段階(2011年3月から4月) での海洋環境への総放出量の推定値を表2にまとめている。これら推定値には、UNSCEAR2013年報告書[U10]でレビューされた値や更に新しい推定値もいくつか含まれている。

表 2. 初期段階(2011年3月から4月)での海洋環境への総放出量推定値のまとめ

放射性核種	初期段階での推定放出量	参考文献		
福島第一原発サイトからの直接放出				
¹³⁷ Cs (および ¹³⁴ Cs)	3.5PBq~5.6PBq [E6, K11, K30, M35, T48, T49]			
¹³¹	9PBq~13PBq	[K11, K30, T48]		
¹²⁹	7GBq~8GBq	[G7, H31]		
⁹⁰ Sr	0.04PBq~1PBq	[C1, P3]		
³ Н	0.3PBq~0.7PBq	[K1]		
²³⁹ Pu および ²⁴⁰ Pu	無視できる量 (バックグラウンド レベルに近似の濃度)	[B13, M19]		
 大気からの沈着				
¹³⁷ Cs (and ¹³⁴ Cs)	5PBq~11PBq	[E6, K11, K30, T44]		
¹³¹	57PBq~100PBq	[K11, K30]		

43. 海洋中への¹³⁷Csの直接放出の推定には、さまざまな方法が用いられている。福島第一原発の 排水路の排水口で東京電力が実施した濃度測定に基づくインバース式モデル計算からは、3.5PBq から5.6PBqの範囲の¹³⁷Csの推定放出量が導き出されている[E6, K11, K30, M35, T48, T49]。その他 の複数の方法が海水中のインベントリの推定値に基づいている。たとえば、Charette et al. [C2]は、以 下に基づく¹³⁴Csインベントリを用いて¹³⁴Csの放出を11PBgと推定した。

(a) 2011年6月に日本から50kmから最大 600km離れて広がる海域におよぶ 50か所の観測地 点において採取した試料

(b) ラジウム同位体から導き出した水塊年齢(水のかたまりが海岸を離れてからの時間)

UNSCEAR2013 年報告書[U10]で本委員会が述べているように、インベントリの逆外挿法から得られた放出量の推定は、より不確かで、ソースタームを過大評価している可能性がある。これらの推定値はあまり重視されておらず、表2には含まれていない。

44. その他の放射性核種の直接放出の推定は、多くの場合、¹³⁷Cs濃度に対するそれら放射性核種 濃度の測定比率を用いて行われている。

45. 大気中への拡散と海洋面への沈着の数値モデルが、海洋環境への間接的放出量の推定に用いられている。この方法により、¹³⁷Cs(および¹³⁴Cs。これら2種の放射性同位元素は、影響を受けた基の原子炉でほぼ等量で見つかっており、また環境中へ放出された。)の太平洋全域への間接的放出の推定値が5PBqから11PBqまでの範囲で導き出されている[E6, K11, K30, T44]。この総量の内、1.14PBqが福島第一原発から北東および南東の300,000 km²の高い沈着密度地域に沈着したと推定された[T49]。

46. 海洋表面へのその他の放射性核種の沈着については、¹³¹Iに対する57PBqおよび99PBqの推定 値[K11, K30] 以外はほとんど情報がない。

47. 大気中への¹³⁷Cs総放出量のうち、太平洋の海洋上に沈着した¹³⁷Csの割合は、80%程度と推定されている[H21]。比較のために記すと、チェリノブイリ事故については、¹³⁷Csの大気中への放出量(福島 第一原発からの放出よりも大量であった)の約7%が、バルト海および黒海の海洋上(合わせて計算) に沈着したと推定された(附録B参照)。

(b) *長期放出の推定*

48. 2011年4月6日に、汚染水の海洋への主だった漏出は、トレンチ内の水を貯蔵タンクに移動する ことによって収まった。これにより、福島第一原発の排水口での¹³⁷Cs 測定濃度は、1ヶ月後には約100 分の1に減少した。しかしながら、¹³⁷Cs濃度は、2011年10月から2013年の間に北の排水口で約3分の1 に減っていた[H20]ものの、比較的長い期間(2012年~2013年)に亘り、急速な減少は見られていな かった。放射性原子炉冷却水の漏えいによって汚染された地下水の排水が、それら残留濃度の大半 に対する原因であることが判明した。モニタリングにより、排水口の¹³⁷Cs濃度が散発的に増加すること も示され[H20]、その中には豪雨事象と合致するものもあった。福島第一原発の事業者である東京電 力は、これらの増加が、損傷を受けた原子炉の建屋の屋根に溜まっていた汚染水が降雨により洗い 流され原発サイトの排水路を介して沿岸水域に流入することに起因する可能性を示唆している。

49. 福島第一原発港湾(海水)での¹³⁷Csの測定値ならびに港湾の内外間の海水交換割合に基づき、 Kanda [K3]は、2011年6月から2012年9月までの¹³⁷Csの放出が17TBqであり、2011年6月以前の総放出 量の1%を下回ると推定した。福島第一原発排水溝の排水口での¹³⁷Cs濃度とモデル計算に基づき、 Tsumune et al. [T49]は、2011年6月から2012年2月までの期間における放出を40TBqと推定し、この推 定値に基づいて単純計算をすれば、2012年2月から2015年半ばまでの期間の放出量は約19TBqとな るであろうとした。地下水の海洋中への流出を低減するための遮水壁の建設が2015年10月に完了し、 港湾における¹³⁷Cs濃度を有意に低下させる結果となっている。Tsumune et al. [T49]によると、その後(すなわち2015年10月以降)の福島第一原発サイトの地下水から海洋への年間放出量は約0.5TBqと 推定できる。

50. 大気中へ放出された放射性核種が沈着している集水域からの河川は、太平洋への流入の更なる発生源である。Yamashiki et al. [Y9] は、2011年8月から2012年5月までに約5TBqの¹³⁷Csが阿武隈川流域から海洋に流入したと推定したが、この流入の多く(61%)は台風ロウキーの通過と一致する8日間に起こった。他の著者らは河川からの¹³⁷Csの年間流入量を5TBqから10TBqと推定しており[A4, K22]、これらは、福島第一原発事故の影響を最も受けた集水域への初期の沈着の約1%から2%に等しい。これらの集水は、これからも引き続き、太平洋への放射性セシウムの放出の発生源となると予測されるであろう。

51. 最後に、砂浜の下の地下水が、恐らく事故後の数週間に蓄積したであろう¹³⁷Csの貯留層となっていることが分かっている[S6]。この貯留層からの年間放出量は0.6TBqと推定されている。

(c) 海洋環境への放出についての要約

52. 表3では、識別された様々なルートから短期間および長期間に亘って海洋環境に放出された ¹³⁷Csの推定量をまとめている。海洋に放出された放射性物質の圧倒的多数は事故直後1ヶ月から2か 月間に海洋環境に入り込み、最初の1か月間に大気中に放出された放射性物質(海洋の非常に広範 な地域に亘り沈着した)の沈着により海洋環境に流入した量と、事故直後2ヶ月間に福島第一原発サ イトから漏えいおよび意図的な放出によって沿岸水に流入した量は、ほぼ同程度であった。その後の 福島第一原発サイトからの直接放出量は、さまざまな対策が導入された後、2桁~3桁減少した。大気 中へ放出された放射性物質が沈着した集水域の河川水から海洋環境に放出した量は、現在、福島 第一原発サイトからの直接放出量よりも多くなっている可能性がある。さらに、これら流入のほとんどが、 台風などの希な事象が発生中の短期間に、特に河口のような局所的な発生源から、今後継続する可 能性が高い。また、いくらか地下水からの継続的な流入の可能性もある。

表 3. 海洋環境への¹³⁷Cs放出の推定量のまとめ

発生源	期間	¹³⁷ Cs の放出量	
大気からの沈着	2011 年 3 月	5PBq~11PBq	
	2011 年 3 月~5 月	3PBq~6PBq	
「「「「「」」「「」」「「」」」「「」」「「」」」「「」」」「」」「」」「」」	2011 年 6 月~2012 年 2 月	40TBq	
福島第一原先サイトからの直接放山	2012 年 2 月~2015 年 10 月	19TBq ^a	
	2015 年 10 月以降	0.5TBq/年 ⁶	
河川から流入	数年	5PBq~10TBq/年	
浜辺の下の地下水	数年	0.6TBq/年	

"その期間の排水路の排水口での平均濃度1,000Bq/m3を用いた[T49]からの推定値

^b 排水路の排水口での平均濃度100Bq/m³を用いた[T49]からの推定値

2. 放出された物質の海洋環境での拡散

53. 福島第一原発近傍の沿岸地域で計測された多数の放射性セシウム測定値は、事故直後の期間には上昇したが、多数の簡易、迅速測定を実施することを優先したため、最初は検出限界を下回ると記録された(約10kBq/m³)。採取された試料の多くは、その後、より低い検出限界(0.1Bq/m³から

1Bq/m³まで)で再分析されている[K49, O17]。測定値は、異なる空間および時間スケールで放射性セシウムの移動を解釈し、以下を示すために用いられている。

(a) 放出された放射性セシウムの沿岸域からの急速な拡散(約1か月の時間スケールで)

(b) 主として東方へ、そして北アメリカ沿岸方向に向かった海洋表面水の放射性セシウムの急速 な移動(1年から4年の時間スケールで)

(c) 2011年3月および4月上旬における海洋の水深数百メートルまでの水柱での放射性セシウムの下方輸送

(a) 福島第一原子力発電所の沿岸域での濃度

54. 事故直後の数カ月間は、福島第一原発の周囲で放射性セシウム濃度の急速な低下が観察された。福島第一原発の排水路では、2011年4月6日に¹³⁷Csのピーク値の68MBq/m³が記録された。 2011年4月末までに、大規模な漏えいが止められた後、放射性セシウム濃度は約200kBq/m³まで減少した。その後、2012年5月には1kBq/m³に達し、0.1kBq/m³に低下した後、2015年中頃までこの安定した 平均値辺りを維持し[B16]、それ以後は、0.1kBq/m³に低下した。福島第一原発に非常に近いこの測点 の事故後2ヶ月間での急速な減少は、主に放出量の減少を反映している。福島第一原発の沿岸から 10km圏内で、Fukuda et al. [F16]は、2013年から2015までの各年の5月から10月の期間に測定された海 水中の溶存態¹³⁷Cs濃度は、事故発生前の濃度と比較すると、1桁から2桁高い値を持続していたことを 示している。¹³⁷Cs濃度は沿岸から5km圏内で最も高く(20Bq/m³から220Bq/m³まで)、河川からの流入増 加を引き起こした豪雨および/または福島第一原発港湾からの排出の増加に恐らく関連すると思われ る比較的大きな連続的変動を示した。海岸から30kmの地点で、濃度は2Bq/m³~4Bq/m³に達した。

55. UNSCEAR2013年報告書[U10]および事故に関するIAEA報告書[I5]においてより詳細に記載 されているように、海洋に直接放流された放射性核種の複数の拡散モデルが、事故直後1ヶ月間は、 放射性物質が、当時、主として南向きに吹いていた風により、先ずは沿岸に沿って南方向に輸送され たことを示している。放出された放射性物質は、その後黒潮および黒潮続流(海流が沿岸から離れた 後)により東に向かって輸送された。これら海流は、日本の南海岸沿いに暖かい塩水を北方へ輸送し、 その後、東に輸送している。2011年4月中旬以降は、風は主に北方向に吹き、冷たく塩分の少ない水 を日本の北東沿岸に沿って輸送している親潮との相互作用も伴い、北向きおよび東向きの表層流と 沿岸全域での放射性核種の拡散を誘発した。

56. モデル計算は、大気中に放出された放射性核種が広域に亘って海洋上に沈着したことを同様に示している。大気中からのこれらの沈着による表層水中の放射性セシウム濃度に対する寄与は、恐らく、直接放出が検出されなかった最初の数日および事故直後の1ヶ月間の遠距離領域を除くと、海洋への直接放出に起因する濃度と比較して、はるかに小さかった。

(b) 太平洋規模での拡散

57. 事故後数ヶ月間および数年間で実施された様々な測定が、太平洋を渡る表層水中での放射 性セシウムの拡散とその水柱下方への移行を示している。放射性セシウムは、まず黒潮続流により 3km/日から7km/日の速度で、表層水中で東方へ輸送された[A13]。¹³⁷Cs濃度は2011年に西太平洋 の表層水中でピークに達し数千Bq/m³(更に東と北では数百Bq/m³)となり、その後、2012年には数十 Bq/m³まで急速に減少し、2015年には概して3Bq/m³を下回った[A14]。2013年6月までに、福島第一 原発事故に起因する¹³⁷Csはカナダの大陸棚上に広がり、2014年2月までには、水柱の上部150m全 体の¹³⁷Cs濃度は2Bq/m³に増加し[S31]、事故以前に観測された¹³⁷Csレベルの約2倍となっていた。ブ リティッシュコロンビア州の海岸線で初めて観測されたのは2015年2月で、その濃度は6Bq/m³で あった[S32]。同時に、南北方向にも拡散が見られた(放射性セシウムは2012年の夏の間に北緯25度 から北緯63度までの間で検出)[K49]。さらに、2011年3月および4月上旬の表層水の冷却と沈み込み の結果、放射性セシウムは、中央水および亜熱帯モード水として知られている中層水塊において、黒 潮および黒潮続流の北と南の水柱中で海面から数百メートル下降した。¹³⁴Cs濃度のピーク値 10Bq/m³ないし20Bq/m³(事故日に補正)が、水深約300mから約400mで観測された[K50]。2012年8 月から12月までの観測を総合して、Inomata et al. [I33]は、北太平洋に放出された¹³⁴Csの約56%は表 水層中で東へ輸送され、黒潮および黒潮続流の南と北で、それぞれ、28%および16%が中層水中で 輸送されていたことを発見した。

58. 福島第一原発から放出された放射性セシウムは、他の地域においても低濃度で検出されている。 日本海の表層水中の¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの濃度は、2013年から2016年の期間に1.5Bq/m³から2.5Bq/m³ までに次第に増加した[I34, T19]、ベーリング海の¹³⁴Cs濃度は、2017年には約1Bq/m³(減衰補正適 用)まで高まった[K51]。一方、インドネシアの様々な場所[S44, S45]や南シナ海北部[Z5]では、濃度 の上昇は見られなかったので、日本から西方への放射性セシウムの輸送は限定的であったと思われ る。

(c) 堆積物および浮遊物中の放射性核種

59. 多くの相互作用プロセスが堆積物および浮遊物中の¹³⁷Csの濃度分布に影響する。海底上に堆積する海洋粒子中の¹³⁷Csは、外洋中で1%を下回るほど、放射性セシウムは、海水中にきわめて溶けやすい。一方、河川および地下水からの放射性セシウムの流入は、ひとたび堆積物が海水に入ると、ある程度の脱着は予想されるであろうが、一般的に堆積物の粘土鉱物に固着される。沿岸棚に蓄積された堆積物は、強い海流や波により再懸濁される可能性があり、その後横方向に輸送された。堆積物の生物擾乱により、堆積物粒子上に吸着された放射性核種が堆積層のより深くに混合される可能性があるが、また、より深いところにある物質を堆積物表面に戻し得る。最終的に、生物擾乱により、堆積物間隙水と海底海水間の交換率が上昇する可能性がある。

60. 数多くの海底堆積物の試料が(日本の文部科学省(MEXT)[K59]により調整された初期モニタ リングによる)が、2011年4月末から福島県沖および近隣県沖合で分析された。福島県の沿岸域では、 乾燥堆積物の¹³⁷Cs濃度は、事故前の1Bq/kgという値と比べて、概ね10Bq/kgから1,000Bq/kgの間に あった[A11]。一般的に最上部の堆積層の放射性セシウム濃度は、福島第一原発サイト沖で最も高く、 福島第一原発の北側よりも南側の方が高濃度であった。しかしながら、高分解能計測により、堆積物 中の¹³⁷Cs濃度は、小規模スケール(1mから100mまで)では、5,000Bq/kgを上回る孤立したピーク値が 計測され、水平方向の強い不均一があることが明らかになっている[T32]。

61. 海洋堆積物中の¹³⁷Csのインベントリは、福島第一原発周辺の沿岸地域(海岸から最大30km)に おいて38TBqから230TBqの間と推定されており[B5, K59, K60, O22]、これは海洋への直接放出総量 の約の1%から5%に相当する。しかしながら、水柱中の¹³⁷Cs濃度は、事故以来、低減し、2012年末ま でに、堆積物インベントリは、上部水のインベントリよりも5倍から10倍大きいと推定された[B15, B16]。

62. 表層堆積物中¹³⁷Cs濃度およびその鉛直方向に積分した量も経時的に減少することが観測され ており[K60, O23](著者らは堆積物中の¹³⁷Csの下方移行の重要性に関して意見の不一致が生じてい たが)、また、¹²⁹Iでも同様の状況が観測されている[O24]。Kusakabe et al. [K60]は表層堆積物中に沈 着した¹³⁷Csの76%が約5年以内に福島第一原発沿岸地域の外部に輸送されていると推測した。 Matsumoto et al. [M14]は、¹³⁷Csがより多く含まれている微粒子が、波動活動によって浅い地域からよ り深い地域に移動し、そこに蓄積したと仮定した。バルク浮遊物質中の¹³⁷Cs濃度と福島第一原発から の距離の相関に見られる有意な逆相関[K42]もまた放射性セシウムが陸地から堆積物に流入し、次 第に沖合領域に輸送されたことを示唆している。 63. 東京湾での堆積物の調査によって、大気中に放出された放射性セシウムが、東京都の北東部 に位置する地域に沈着し、次いで湾中に洗い流されたという河川による移行が説明されている。2016 年に、最高濃度の放射性セシウムを含有する堆積物が、海流の最も弱い河川の河口で見つかり、そ れと比べ湾央の堆積物の濃度が非常に低いレベルであった[Y11]ことで、放射性セシウムを含有する 堆積物が河口に蓄積したことが示唆された。しかしながら、2017にKubo et al. [K43]は2011年から2016 にかけて評価されたインベントリと比べると、湾央の放射性セシウムインベントリが3倍に増加しているこ とに注目し、河口の堆積物中に存在する放射性セシウムが、今後、特に豪雨の後には、徐々に湾に 流入していくことを示唆した。さらに、Kubo et al.は、東京湾流域に沈着した¹³⁷Csのわずか約9%が、こ れまでに湾に流れ込んでいると推定した。

64. Ikenoue et al. [I30]は、堆積物試料中の高濃度¹³⁷Cs含有粒子を検出するためにオートラジオグ ラフィーを用い、これら粒子の少数が、堆積物試料中の¹³⁷Cs濃度の比較的大部分(9%から64%の間) に寄与していることを発見した。したがって、これら粒子の不均質な分布は、試料中の¹³⁷Cs濃度の時 間的および空間的ばらつきの主な原因因子の一つである可能性がある。Kubo et al. [K42]は、サイズ が数ミクロンの高放射性粒子が、13%から54%の範囲で浮遊物試料の放射性セシウム濃度に寄与し ていることを発見した。

65. 堆積物中および海洋生物中の放射性核種の分布を含む、福島第一原発事故によって日本周辺の海洋環境に放出された放射性核種の移行に対する更に詳細で総合的かつ最新のレビューが、 最近、IAEA [I9]により公表されており、詳しい情報⁵はそちらを参照すべきである。

(d) 海洋環境への放出物質の拡散についての要約

66. 図Vは太平洋 ⁶の様々な区画および地域で観測された¹³⁷Cs濃度範囲ならびに経時的変化をまとめている。この図は以下の通り、主な2つの影響を示している。

- 先ず、2011年に、福島第一原発から離れた海水中での¹³⁷Cs 濃度が、大幅に減少した。すなわち、沿岸帯(沖合 15kmから 30kmの間)において濃度が、原子炉排水口での値よりも規則的に数桁小さくなっている。これは、おそらく、その領域における活発で変化しやすい複数の海流に起因すると思われ、これらの活動的エネルギーは、2011年4月の大規模漏えいが終息した後の2012年およびその後福島第一原発近傍の放射性セシウム濃度の急激な低減の原因でもある可能性がある。
- 次に、堆積物中濃度は、海水中濃度ほどには経時的に急激な減少はしてはいなかったという事は明白であり、堆積物が海水中の¹³⁷Csの重要な長期的発生源となっている可能性が示されている。

⁵ IAEA 報告書は 2019 年末に利用可能となり、したがって、本委員会にレビューされた情報の中には含まれず、本報告書で要約された。さらに、IAEA 報告書に含まれる情報はそれ自体で貴重な大要であるが、本委員会の知見には影響を与えないため、 本委員会によって例外としてレビューされる正当な根拠はなかった。

⁶ 太平洋の海面上で観察された最大値は、放出物質が東方に輸送されるにつれ、西から東に徐々に移行している。



図 V. 異なる海洋環境区域および領域。におけるさまざまな時間スケールでの¹³⁷Cs濃度の範囲(黄色ゾーンは事故前の海水中のバックグランド値の範囲を示す。)

"「福島第一原発排水口」とは、福島第一原発サイトから海洋への出口、「沿岸(15km~30km)」とは、福島第一原発サイトから15kmと30kmの間の水域、「太平洋海面上」とは、福島第一原発サイトから200kmを超えて離れた水域、「沿岸堆積物」とは福島第一原発サイトから30km以内の堆積物をいう。

3. 放射性核種の海産物への移行および海産物中濃度

67. 2011年3月17日に実施された福島第一原発事故への対応の一部として、日本政府は、食品中の放射性物質に対して、「暫定規制値」を制定し、それを上回る食品の流通および消費を禁止した。 魚製品に関する暫定規制値は放射性ヨウ素に対しては2,000Bq/kg、放射性セシウムに対しては 500Bq/kgであった。2012年4月1日からは、日本政府によって、放射性セシウムに対して、より低い「基 準値」⁷100Bq/kgが導入された。日本政府および都道府県庁は2011年3月に食品の定期モニタリング を開始し、結果をウェブサイトにて入手可能にしていた(たとえば[M4, M5, M6]参照)。東京電力はま た、福島第一原発から半径20km以内から水産物を試料採取し、結果を公表していた([W2, W3]への 補足資料参照)。

68. Wada et al. [W3]は、福島第一原発事故後の海産物中の¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Cの詳細を説明する ために、福島県沖の沿岸海域に関連する全てのデータを分析した。測定は、さまざまな種の遠洋魚と 底生魚の筋肉中の放射性核種濃度に重点を置き、種々の無脊椎動物(頭足類、双殻類、腹足類、甲 殻類)、異なる種類の海草にも実施された。合計で、ほぼ40,000例もの試料が分析された。

69. ¹³¹Iに関しては、2011年8月より後に採取された全ての試料で、検出限界(平均16.2Bq/kg湿質量⁸) を下回るレベルが示され、この放射性核種の短半減期(8日)を反映していた。2011年4月と5月から、3 例の試料(イカナゴの幼生から2例、海草から1例)のみが、暫定規制値2,000Bq/kgを上回っていると 観測された[W2]。

70. 放射性セシウムの動向が図VIに示されている。これは、福島県沿岸沖で分析された試料の3カ 月毎の合計数および日本政府が制定し、2012年4月1日から適用した放射性セシウムの基準値 100Bq/kgを超える試料の数を表している。2011年には、試料の41%が100Bq/kgを上回っていた。最も 高い濃度は、福島第一原発の南の浅い沿岸水域からの製品に含まれることが多かった[W2, W3]。 2012年には、100Bq/kgを超過する試料の割合は17%に、2015年には0.05%に低下した。

⁷用語"provisional regulation value (暫定規制値)"および "standard limit (基準値)"は、環境省放射線健康管理担当参事官室 および国立研究開発法人量子科学技術研究開発機構により刊行された福島第一原発事故の影響に関する情報を提供してい るハンドブックの英語版で用いられているものである。日本で用いられている用語は、これら用語の和訳に正確には相当してい ない可能性がある。国際貿易における同等のガイドラインレベルは、コーデックス委員会に推奨されているように、放射性ヨウ素 に対しては 100Bq/kg、放射性セシウムに対しては 1,000Bq/kg である[F1]。

⁸ 放射生態学の文献の多くおよび引用した情報源の出版物のほとんどは、Bq/kg-湿重量または Bq/kg-乾重量で濃度値を表している。キログラムで測られている物質量の正確な数量は質量であり、重量ではない。本委員会は、情報源となる出版物の多くは「重量」を用いていることを認識はしているが、本報告書では「質量」を用いている。



図 VI. 福島県沿岸沖で四半期ごとに捕獲した魚介類の試料数および放射性セシウム濃度が 100Bq/kgを超過する試料数 [M6]

71. 福島県以外の都道府県において、これに相当する動向が図VIIに示されている。放射性セシウム濃度が100Bq/kgを超える試料の割合は、福島県より有意に低く、2011年で2.6%、2012年では1%であり、時が経つにつれ更に減少している。Takata et al. [T20] は、日本海と黒潮の影響を受ける南の沿岸において、事故後の魚類中の¹³⁷Cs最大濃度は1.1Bq/kg湿質量であり、一方、事故翌年には、福島県沖の沿岸水域に比べ、約2桁低い0.32Bq/kg湿質量であったと報告している。

72. 国際貿易のための コーデックス委員会[F1] に推奨されたガイドラインレベルの観点から見れば、 事故後1年間に、福島県沖で収穫された海水魚76試料(測定総数の約2.5%)がガイドラインレベル (1,000Bq/kg)を超す放射性セシウム濃度を含有していることが観測された。事故後2年目には、17試 料(全体の約0.3%)に、3年目には1試料(約0.01%)に減少していた([W3]への補足資料参照)。



図 VII. 福島県以外の沿岸沖で四半期ごとに捕獲した魚介類の試料数および放射性セシウム濃度が 100Bq/kgを超過する試料数 [M6]

73. Wada et al. [W2]は、一部の底生魚(すなわち、海底近くで生息し捕食している魚類)が日本政 府により制定された基準値を上回る放射性セシウム濃度を示し、それら魚類中の放射性セシウム濃度 の減少傾向は、海洋魚の数種(すなわち海底から離れて生息する魚類)、無脊椎動物や海藻に見ら れた減少傾向よりも更に緩やかであった。Tateda et al. [T23]は、双殻類、腹足類、海藻およびプランク トン捕食魚での放射性セシウム濃度の急激な増加が、福島第一原発事故直後の高濃度の放射性セ シウムを含有する水の直接摂取に起因するものであることを示すために、動的生態系区画モデルを 用いた。それに続く、事故後の海水中の放射性セシウム濃度の急激な減少は、生物学的プロセスに 制御される速度で、これら海洋種中の放射性セシウム濃度の低下に反映された。これに対し、底生魚 でみられた更に緩やかな濃度減少傾向は、放射性セシウムの海水以外の発生源の可能性を示す。 Tateda et al. [T23] およびWang et al. [W10] は、この更に漸進的な減少率は、堆積物に生息する獲物 (海水中よりもむしろ堆積物中のレベルを反映した放射性セシウム濃度を有する底生無脊椎動物 [S35])の摂取やデトリタスおよび堆積物[T23, T24]の摂取に起因すると説明している。著者らは、堆積 物中、特に沿岸ゾーンの堆積物中の放射性セシウムレベルの継続的な高い値が、まだ少数の試料が 2015年に日本政府により制定された基準値を超えている理由である可能性があると仮定した。一方、 Fievet et al. [F8] は、海水および採餌からの魚類への放射性セシウムの移行モデルを用いて、遠洋魚 と比較して、底生魚のより高濃度で、より継続性の高い放射性セシウムが、底生魚が海洋環境中への 放射性物質の継続的な流入の発生源に近接する細い沿岸帯に沿った、より限られた地域に生息す ることに起因すると説明した。

74. 50Bq/kg湿質量を上回る¹³⁷Cs濃度は、海洋中の広範囲に亘り回遊する魚類では検出されていない。このような北太平洋西部および東部間を移動する回遊魚は、これら離れた2領域間の放射性核種の生物学的ベクターとなり得るであろう。このことは、カリフォルニア地域で2011年8月に採取した15匹の太平洋クロマグロの筋肉中の測定によって確認されており、6.3±1.5 Bq/kg乾質量の¹³⁷Cs濃度[M1]と発生源が福島第一原発事故からの放出であることを示唆する¹³⁴Csの存在が示された。

C. 要約

75. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、福島第一原発事故の結果、約10PBq から20PBqまでの¹³¹L3PBqから6PBqまでの¹³⁷Csおよび¹³⁴Csの海洋への直接放出が生じたと結論し た。さらに、大気中への放出と海洋面上への拡散および海面への沈着の後、60PBqから100PBqまで の¹³¹L5PBqから11PBqまでの¹³⁷Csおよび¹³⁴Csが間接的に海洋中に入ったと結論付けた。それ以降 に利用可能となった情報および分析は、概して、事故後1ヶ月から3か月間の放出がこれらの範囲に あることを追認していた。より長い時間スケールでは、更に約60TBqの¹³⁷Csが福島第一原発サイトか ら放出され、大部分はサイトの地下水の放出によるものであった。ひとたび、これら放出の低減策が 2015年10月に完了すると、サイトからの¹³⁷Csの放出は年間約0.5TBqに減少した。海洋環境への ¹³⁷Csの継続的な直接放出のより大きい発生源の一つは、大気中に放出された放射性物質が沈着し た土地の排水をする河川である。河川から海洋環境への¹³⁷Csの流入は、年間5TBqから10TBqまでと 推定されている。さらに、これら流入は、ほとんどが、台風など希事象の間の短い時間スケールで、 河口などの局地的発生源から起こっている。

76. 福島第一原発サイト周辺の海水中、太平洋を横断した海水中および近傍海域の海水中の¹³⁷Csの測定および分析により放出物質の海水中における急速な拡散および希釈、ならびにその東方への全般的な移動が確認されている。2013年までには、福島第一原発サイト沖の沿岸水域(15kmから30km)においてさえ、¹³⁷Cs濃度は、事故前に広がっているレベル(1Bq/m³から2Bq/m³)程度になっていた。沿岸堆積物中の¹³⁷Cs濃度は、それほどには急激に減少していなかった。これらは堆積物中の粘土鉱物に捕捉された¹³⁷Csの流入に影響されている可能性がより高い。沿岸堆積物中の¹³⁷Csのインベントリは、今や、その上部の水柱中のインベントリを上回ると考えられており、堆積物は、海水中での¹³⁷Csの長期発生源となり得るであろう。

77. 海産物中の¹³⁷Cs濃度もまた、概して、事故後急速に減少している。2011年に福島県沿岸沖で 捕獲した試料の41%が、日本政府が2012年4月1日から適用するために制定した基準値である 100Bq/kgを超える放射性セシウム濃度を有していたが、2012年には17%に、2015年には0.05%に減 少していた。

78. 事故直後に福島第一原発の近傍で開始された定期モニタリングは、次第に、より多くの採水点に広げられ、堆積物および食用水産物のモニタリングにまで拡張された。モニタリングは本来意思決定のため、かつ、市民社会の懸念に対応して実施された。しかしながら、その結果は、また、海洋環境の様々な区画における放射性核種の移行経路への科学的理解を深めている。実施されたモニタリングは数値モデル計算に補足された。それにより、約1か月以内に、放出放射性物質の拡散の初期の推定値が提示された。さらに、観察とモデル計算の組み合わせにより、海洋中に直接放出された放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)の量の定量化が可能となった。

IV.陸域および淡水域環境における放射性核種の移行

A. 緒言

79. 福島第一原発事故に起因して大気中に放出された放射性核種は、第Ⅱ章で記述したように大気中で輸送および拡散された。第Ⅲ章で述べたように、この放射性物質のほとんどが海洋上に拡散され、海洋表面に沈着し、海洋環境に入り込んだ。日本の陸域上に拡散した放射性物質は、林冠、

他の植物の表面、土壌、湖、河川および小川を含む都市部、農業および自然環境において、表面 に沈着した。本章では、陸域および淡水域環境の異なる区画を経てこの物質がその後どのような動 向を取るのかについての現時点での理解を要約する。陸域および淡水域環境における放射性核種 の移行についてよく理解することが、第V章および附録Aに記載される経口摂取された放射性核種 からの被ばく推定値を裏付けるために重要である。それは、また、適切な環境修復プログラムを開発 するためにも大切である

80. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、事故後1年目の経口摂取由来の線量の推定を食品中の放射性核種濃度の測定に基づいて行った。その後、モデル計算が、食物連鎖を通じた放射性核種の移行を予測するために用いられた。モデル[B12]は、ヨーロッパで使用するために開発されていたが、日本の農業活動、作物生産量および特定の食品(例えば、米)に対する放射性核種の移行データを考慮して、日本での使用のために修正された。それ以降に利用可能となった日本における陸域および淡水域環境経由の放射性核種の移行に関する新規情報を本章に要約し、この新規情報がUNSCEAR2013年報告書の知見に与える影響について検討する。福島第一原発事故の結果として放出された放射性核種の日本における陸域および淡水域環境中での移行に関する更に詳細で総合的かつ最新のレビューが、最近、IAEA [I9]により公表されており、詳しい情報はそちらを参照すべきである。

81. 本章では、全体的に陸域および淡水域環境における¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの移行に重点が置かれている。有意な量で放出された他の放射性核種(例えば、¹³²Te、¹³²I、¹³³Iおよび¹³³Xe)のいずれもが、 放射性半減期が短い(数日よりも短い)か、地表に沈着することはなく、陸域および淡水域環境経由 の移行の結果として公衆の被ばくに有意に寄与することはなかったであろう。ヨウ素-131(より長い半 減期8日をもつ)は、事故数日後に開始されたモニタリングにおいて、食品中で測定され、数例で、適 用された規制値を上回っていた。しかしながら、その陸域および淡水域環境における移行についての 情報は僅かであった。さらに、食品および飲料水中の放射性核種濃度(¹³¹I濃度を含む)の測定が、 食品の経口摂取に起因する事故後1年間の公衆被ばく量の推定に直接用いられていた(特に[M47] 参照)。それゆえ、陸域および淡水域環境経由の¹³¹Iの移行についての詳しい理解においては、2種 類の長半減期セシウム放射性核種(2年を超える半減期を持つ)に対する理解と比べると、本委員会 の公衆被ばくの最新の推定値への関連性はずっと少ない。

B. 現時点での理解の概要

1. 放射性セシウムの移行および土壌への定着

82. 放射性セシウムの急速な浸透が、福島第一原発事故後1ヶ月から2カ月以内に一部の土壌で深 さ20cmまで[T1]において、また、耕作前の水田[S28]においても生じたと報告された。しかしながら、そ の後の多数の情報源により、ほとんどの放射性セシウム⁹は、不撹乱土壌の表面から5cmの土層に留 まり、その土層の上層中で強い定着が生じていることを示していることが報告された[F2, L4, M10, M15, N16]。放射性セシウムが、日本における降水量、存在する有機物質量、生物学的擾乱および土壌温 度などの要因に影響され、不定の速度で、日本でサンプリングされた土壌中を下方に移行したことが 判明している [K37, K38]。大熊町の集水域において、高レベルの放射性核種沈着と共に、不撹乱土

⁹本章で報告されている複数の調査では、¹³⁷Cs が¹³⁴Cs より放射性半減期が長いので、¹³⁷Cs のみに特定したデータを提供している。本章で用語「放射性セシウム」が用いられている場合は、¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の両方をいう。

壌での鉛直方向の移行が比較的速い速度で進んだと報告され、深さ20cmを超える土壌の一部で少量の¹³⁴Csおよび¹³⁷Csが検出されている[K37, K38]。

83. 2011年3月に農地の土壌表面に沈着した放射性セシウムは、その後、耕作により、日本の稲田では一般的に15cm程度の深さまで、他の農作物用の耕作地に対しては25cmの深さまで土壌と混ざった。植物の根の周りの土壌中の放射性セシウム濃度は、そのため、この定期的な作業により、かなり希釈されている。

84. 土壌中の放射性セシウムの固定の程度は、土壌に吸着した濃度と土壌溶液中の濃度を関係づ ける分配係数(Kd)を用いて測定される。Kdが高ければ、収着性が強く土壌溶液中の放射性セシウム が少量であり、その結果、放射性セシウムの植物や動物への移行のための生物学的利用能が低いこ とを示しているが、これは、土壌溶液中のカリウム濃度によっても変化する。放射性セシウム捕捉ポテ ンシャル(RIP)は、通常、実験室条件下で実験的に決定される土壌固有の性質であり、土壌の固有 の放射性セシウム固定能を数値化する10。放射性セシウムの生物学的利用能は、土壌溶液中のカリ ウム濃度が低い時に、より高くなる。福島県および周辺地域における多くの異なる土壌試料に対する3 件の広範な調査[T21, U3, Y3]で、RIP値は、日本の他の土壌タイプと比較すると、アンドソル¹¹では、 より小さくなることが判明している。水田[N6]および農地土壌試料[Y3]の調査では、全く同じ土壌のタ イプおよび地質の試料間でさえ、RIP値が大きく変化することが明らかになっている。農地土壌に対し て、RIP測定値は、粘土、沈泥ならびに交換性カリウムおよびカルシウム含有量と正の相関を示した。 福島第一原発事故による放出に影響された地域における多くの土壌および堆積物は、比較的大量 の雲母粘土鉱物を含有しており、Yamaguchi et al. [Y3]は、これが、放射性セシウムが日本の土壌中 に強く固定していることに寄与していると仮定した。福島県のほとんどの地域における土壌RIP値は、 概して、ヒストソルやポドソル 12を含んだチェルノブイリ原子力発電所周辺の放射生態学的に敏感な 地域の十壤RIP値よりも高い(附録B参照)。

2. 放射性核種の作物および畜産物への移行および濃度

85. 福島第一原発事故に起因して大気中へ放出された放射性核種の沈着は、葉菜、冬コムギ、緑茶および常緑性果樹類など、食物連鎖に入る可能性のある作物がほんのわずかだけ育っている時期 に発生した[Y2]。沈着した放射性核種の植物による捕捉の程度は、地域、植物表面の特性など多く の要因によって異なる。これら表面上の放射性核種濃度は、その後、降雨中の洗脱などの過程およ び植物の生育による希釈により減少する。Fesenko et al. [F4]は、試料を主要沈着期間から1週間から2 ヶ月後に採取した場合、福島第一原発事故の影響を受けた地域の雑草の葉に当初存在した¹³¹Iおよ び放射性セシウムの濃度が半減する期間は、それぞれ、4日および8日であったことを観察した。植物 表面上に留まった放射性核種の一部は、部分的に吸収され、茶葉や果物など可食部に移行されるこ とが分かっている[S9, T9, T15, T18]。

86. しかし、全般的に、経根吸収が、福島第一原発事故後のほとんどの作物への¹³⁷Cs移行の主要経路であった。福島第一原発事故以来、地域特異的な数多くの調査で、ポット実験とフィールド実験から得られた土壌から玄米への濃度比¹³ (CR)値が報告されている(例えば[E3, E4, F10, F11, I27, K7,

¹⁰ K_dは、土壌溶液中のカリウムおよびアンモニウムの濃度を考慮することによって、RIP から算出することが可能である。カリウムおよびアンモニウムの土壌中濃度が減少すると、K_dが高くなる。

¹¹ アンドソルは火山地帯で見つかった土壌であり、通常、ガラスおよびアモルファスコロイド状物質の含有率が高い土壌として 定義される。

¹² ヒストソルは有機物質を主成分とする土壌であり、ポドソルは針葉樹林や北方樹林の典型的な土壌である。

¹³ 放射性核種の作物への移行は、通常は濃度比(本章では、食品中のある放射性核種の濃度と乾質量ベースで深度 20cm までの土壌中の当該放射性核種濃度の比率として定義されている)として定量化される。用語「移行係数(transfer factor)」も、 この比率に対して用いられる。

K36, O14, O15, S3, T47, W6, Y13]。地域特異的なCR値は、土壌のタイプ、交換性カリウムの状態、管理方法および事故後の経過時間により変化し、2011年~2013年の期間に関しては、ほとんどが、UNSCEAR2013年報告書[U10]で想定された数値(5.0×10⁻³)とは1桁以内の差異であった。灌漑用水がイネ中の濃度に影響を与えている可能性がある[U4]が、灌漑用水経路で水田に入る放射性セシウムは、イネ中濃度への寄与度は低いと報告された[T47]。

87. Uematsu et al. [U5]は、イネおよびライグラス中の放射性セシウム濃度が、土壌溶液中のカリウム 濃度に対する放射性セシウムの比と有意に相関していることを示した。¹³⁷Csのイネ中への移行に影響 する要因の詳細分析もまた、水田の大規模調査から得た広範囲なデータを用いて実施された[Y8]。 交換性カリウム含有量が低い水田にて、より高いCR値が観察された。これらの結果により、土壌から 玄米へのCR値を交換性カリウム含有量から予測することが可能となった。さらに、それら結果は、玄米 の放射性セシウム含有量を確実に食品規制のレベル以下に保つための交換性カリウムの推奨値導 出を可能にした。

88. ¹³⁷Csの玄米への移行の経時的変化についての情報を提供する最近の大規模調査の結果を表 4にまとめている。それら調査では、CRが概して経時的に減少することが示されているが、これらは、 放射性セシウムの土壌成分との結合によるものと考えられる。Yamamura et al. [Y8]は、土壌からイネ へのCR減少率をモデル計算し、0.17±0.02/年、実効半減期¹⁴を2012年から2015年の4.0年と導き出し た。これは、Tagami et al. [T7]の結論と合致しており、それら調査は、日本における¹³⁷Csの土壌対イネ 平均CRが、3年経過しない内に、事故前の一般的な値(3.4×10⁻³)に近づいて来ていたことを示唆して いる。ただし、より長い期間に亘る分析を実施すれば、これら観察に更なる信頼性を与えるであろう。 図VIIIは、¹³⁷Csの土壌中の沈着密度が高い値を保っている一方で、イネ中の¹³⁷Cs濃度が、いかに急 激に低下しているかを示している。

CR 測定値	年 余老式			关考文献		
	2011	2012	2013	2014	2015	<i>参为入雨</i>
中央値		4.7×10⁻³	2.3×10 ⁻³	1.9×10 ⁻³	2.0×10 ⁻³	
最大値		1.8×10⁻¹	1.4×10 ⁻¹	1.9×10 ⁻¹	2.6×10 ⁻²	[Y8]
最小値		5.3×10 ⁻⁴	2.5×10 ^{−4}	2.7×10 ⁻⁴	2.2×10 ⁻⁴	
平均值	1.2×10 ⁻²	5.6×10⁻³	3.5×10 ⁻³	2.3×10 ⁻³		[T7] ^a

表 4. 玄米への移行に関する¹³⁷Cs濃度比の時間依存性

^a Tagami et al. [T7] 出典のデータは、幾何平均値

14 実効半減期は各放射性核種、対象となる媒体および区画に固有のものであり、特定の区画内の放射性核種濃度が、放射能の減衰などの全ての環境要因の結果として当初の値の半分に減少するために要する時間として定義されている。


図 VIII. 福島第一原子力発電所からの放出の影響を示している同一場所における玄米中の ¹³⁷Cs濃度および土壌中の¹³⁷Cs沈着密度の経時的比較^a

"原子力規制委員会「環境放射線データベース」[N16].

89. 放射性セシウムのダイズへの移行[H27, L6, T21]およびソバ(の実)への移行[K44]は、他の農作物への移行[Y2]よりも高かったようであるが、これら知見を確認するために全ての関連データについての詳細な科学的分析がなされているわけではない。Takeda et al. [T21]による大量試料調査で、2011年におけるダイズのCR値は、46か所の採取場所で5.2×10⁻³から5.3×10⁻¹までであったと報告された。監視されたダイズおよびソバの試料の圧倒的大多数は、食品規制レベルよりも放射性セシウム濃度が低く(表5参照)、超過した少数においては、雲母質鉱物の含有量の少ない畑でのカリ肥料の施肥不足が関連していた[Y2]。

90. 濃度比の値はアズキの種、ライムギ、アマランサス、ケナフ、アブラナ属作物、葉物緑色野菜、緑茶および根菜類などの作物で報告されている[A17, A18, D3, H19, H27, H28, K44, W16]。それら作物に対して報告されている平均CR値は、UNSCEAR2013年報告書[U10]において用いられたモデルで想定された値、穀草類および葉物緑色野菜で1.0×10⁻²、根菜類で7.0×10⁻³と、全般的に同程度であった。

91. これらおよびその他の作物の調査では、上記のイネの値と同様に、福島第一原発事故以降、 ¹³⁷CのCRの経時的減少が注目されている。多くの例で、作物中への¹³⁷C吸収の減少は急速に進んで おり、実効半減期は2年から3年である(例えば、フキ、ダイズ、緑茶およびソバ[T2, T4, T9])。しかしな がら、事故後3~4年間は、数種の草のCR値が、日本のその他の作物と比較すると相対的に高いまま であった[S42]。イタリアンライグラスの放射性セシウム濃度は付着した土壌の量に線形的に相関して おり、収量の多い植物は付着している土の量が少ない[S43]。付着した土壌は、植物試料中に測定さ れた放射性セシウムの合計の約半分を占めていた。 92. 比較的高い放射性セシウムCR値(他の地域より20倍高い)が、2012年に、福島第一原発近傍の 大熊町で、放射性セシウム沈着密度が高くカリウム濃度が低い土壌で成長したナス、カボチャ、ダイズ およびキャベツを含む様々な植物でも報告された[O15]。

93. 果物は福島県において重要な作物である。果物の中でも、当初の放射性セシウム濃度は、常緑 性果樹類および日本のサクランボで最も高かったが、それら果物は、事故発生時に一部は結実して いた。カキは、福島県では、乾燥させて渋ガキ(干し柿)および半乾燥渋ガキ(あんぽ柿)を作ることが 多い。乾燥工程が、より高い放射性セシウム濃度に繋がる。緑茶樹[T9]、果樹園の樹木[T13, T14, T16, T17]その他の樹木類に関する複数の調査が、初めて、樹皮、枝、葉芽および古葉が沈着後数 年間において放射性セシウムの有意な貯蔵構成要素となり得ることを示している。果樹の根のほとん どが土壌断面のより深部に位置し、上層土層はわずかしか根を包含しておらず、そのため、果樹によ る放射性セシウムの根吸収は、福島第一原発事故後にはおそらく重要でなかった[S11]。それゆえ、 果樹の根圏より上である上層3cmの土層に保持されている放射性セシウムよりも、樹皮表面に付着し た放射性セシウムが、果実中の放射性セシウムのより重要な発生源の1つであった[K57, K58, S7, S9, T15, T18]。福島第一原発事故後の成熟した果実の¹³⁷Cs濃度の長期的変化は、多くの場合、2種の 減少する構成要素によってもっとも頻繁に説明されている。すなわち、初期に急速に減少する半減期 が100日~200日の構成要素、およびその後ゆっくりと減少する半減期が数年の構成要素[S10, T4]で ある。

94. 放射性ヨウ素および放射性セシウムの牛乳への移行および放射性セシウムの他の動物組織へ の移行は、管理状況下、様々な異なった動物で測定されている[H6, K28, O13, O18, O19, T11]。報告 されている移行係数15値は、国際的文献[H33, I3]における値、および事故後1年目より後に食品の経 口摂取から公衆被ばく線量を評価するためにUNSCEAR2013年報告書[U10]で用いたモデルで想定 した値と同程度であった。しかしながら、ヨーロッパでの経験およびチェリノブイリ事故後の経験に基づ いたそのモデルにおいて、乳牛は4月中旬から11月まで牧草地に放牧され、羊は1年中、屋外で飼育 されると想定されたが、日本では羊の生産は稀であり、畜牛は少数しか牧草地で放牧されない。福島 県における17.100頭の乳牛の内、720頭のみが2011年2月中に屋外で放牧されていたと報告された [M3]。日本では、ほとんどの家畜が屋内の家畜小屋で飼育されており[M7]、福島第一原発事故後は、 汚染されていない貯蔵飼料を与えられていた[H33]。その結果、2011年早春には、屋内飼育された乳 牛の牛乳に含まれる¹³¹L、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの濃度は、わずかしかいない屋外の牧草地にいる乳牛の 牛乳と比べると低かった[K28]。対照的に、チェルノブイリ事故後は、沈着が発生した時にはほとんど の家畜が牧草地で放牧されており、肉および乳の経口摂取による放射性核種の摂取は有意な量で あった(附録B参照)。そのため、UNSCEAR2013年報告書で用いたモデルの仮定は、家畜製品に対 するモニタリングデータで報告された低濃度の137Csおよび134Csで確認されているように、牛乳や牛肉 中の放射性セシウム濃度を過大に評価した。

95. この全般的な知見にはいくつかの例外があった。2011年夏に、沈着放射性セシウムを捕捉した 稲わらを常食している畜牛の肉中に高い放射性セシウム濃度が測定された。肥沃度の低い石の多い 土壌の高地斜面で放牧されている小数の反芻動物が、反転耕を用いた除染対策にも拘わらず、日本 政府により制定された基準値を超える濃度の放射性セシウムを有することが明らかになった[M7]。

3. 放射性セシウムの野生の食材への移行と濃度

96. The UNSCEAR2013年報告書[U10]で実施した公衆の経口摂取線量の推定には、森林からの 食用植物、野生の狩猟動物や淡水系の魚およびその他の種は含まれていなかった。チェルノブイリ 事故後、森林におけるベリー類、キノコ類および狩猟で捕獲された野生動物へ移行、および広範に

¹⁵ 飼料-畜産物移行係数は、畜産物(牛乳、肉、卵)中の放射性核種の放射能濃度(Bq/kg湿質量または Bq/L)を家畜が一日 摂取した放射性核種の量(Bq/d).で割ったものである。

管理された高地の放牧植物への放射性セシウムの移行が、農作物への移行と比べかなり高かった。 森林からの作物の採集や消費、狩猟および家畜放牧のための未開拓で栄養状態の悪い土地の利用 が重要な被ばく経路となった。放射性セシウムの淡水魚への移行も比較的高かった。日本でも同様 に、これら食品群への放射性セシウムの移行が高いことが観察されている。

97. 広範囲な食用野生植物が、日本の人々、特に山間部に居住する集団で消費されている。竹の地下茎から成長するタケノコ、フキおよびウドが広く消費され、コシアブラの枝の先の新芽(野生植物の中で最高濃度の放射性セシウムが報告されている)およびヤツデも消費されている[N10]。これら植物への相対的に高く持続した放射性セシウム移行[H14, K25]は、以下と関連性があると報告されている。

- (a) 関連土壌の低カリウム状態および相対的に低い粘土鉱物含有量[N10]
- (b) 植物の生育初期段階におけるカリウムの必要性[K26]

(c) 菌根菌(コシアブラ中)[S41]。タケノコにおける放射性セシウムの年間平均濃度は、時が経つ につれ次第に減少していたが、減少速度は農産物より遅かった[F21]。

98. 日本の森林に生えるキノコへの放射性セシウムの移行は、多くの異なる種で、農作物への移行よりも高かった。福島第一原発事故により放出された放射性セシウム(例えば、[K35, N4, N7, T6])および過去の大気圏内核兵器実験由来の放射性セシウムの双方において、蓄積が高い種と低い種のどちらも、日本で確認されている[T5]。広く消費される、原木栽培シイタケの広範な栽培も存在する。

99. 多くの森林地帯のイノシシで、特に高濃度の放射性セシウムが報告されている(例えば、[F20])。 Tagami et al. [T3]は、2011年から2015年かけて、5県における広範な野生種の動物(特にクマ、イノシ シ、ニホンシカ、ヤマドリ)の筋肉への放射性セシウムの単位面積あたりの移行係数¹⁶が高いことを報 告した。放射性セシウム濃度の経時的減少は、当初は速かったが、長期減少は比較的遅くなっており、 実効半減期は0.6年から1.4年までである。ただし、測定期間が限られていたため、これら数値の信頼 度は低い。福島県のシカおよび野生イノシシの筋肉の¹³⁷Csのこの移行係数は、チェルノブイリ事故で 見られたものよりも低かった[N9]。

100. 福島県が実施した広範囲なモニタリングプログラムで、沿岸魚よりも淡水魚での方が、濃度比が高いことが示された[W5]。海水魚よりの淡水魚の方が、日本政府により制定された基準値を超えていた割合が、特に事故直後2年間で、大きかった[W4]。養殖魚は、「野生」魚よりも日本では一般的に食されるのだが、市販のペレットを給餌されており、野生魚よりも放射性セシウム濃度が大幅に低かった[W4, Y7]。

101. 淡水魚中の放射性セシウム濃度は、周辺の集水域、水および餌の供給源の特性に影響される ために非常にばらつきが大きいことが明らかになっている。河川魚類および湖水魚類中で観察された 放射性セシウム濃度が集水域の表土の当該濃度と相関性があることが報告された[A15, M10, T37]。 栄養段階の影響も報告され、それに従い、放射性セシウム濃度は、概して順序通りとなっていた。す なわち、肉食性(サケ類など)、雑食性、草食性、プランクトン食性の種の順に徐々に小さくなる[A15, I26, W4]。淡水魚および両生類中の放射性セシウム濃度は、水質化学よりも食餌選好性に、より強く 影響を受けた[I36, I37]。全ての魚種についてではないが、多くの種で、河川および湖のより大きい魚 類のほうが、小さい魚種よりも高い放射性セシウム濃度を示した[I36, I37, W5]。

¹⁶ 単位面積あたりの移行係数(m²/kg)は、動物の試料(例えば筋肉)中の放射性セシウム濃度を沈着密度(Bq/m²)で割った比率である。

102. 淡水魚種において、放射性セシウム濃度およびCR¹⁷が、2011年以降、当初は、経時的に急激 に減少した[A15, I26, W4]が、これは、水中および食物網の構成要素中の両方の放射性セシウム濃 度から影響を受けている[W4]。湖水魚類では、¹³⁷Cs濃度は1年から2年半以内に2分の1減少し[S49, S50, W4]、かつ、数例の例外はあるが、2015年から後は、湖と河川の両方において淡水魚に対する CR値の更なる減少はわずかであった。同様に、カニ、小エビ、カエルなどの魚種以外の食用種にお ける¹³⁷CsのCR値については、福島第一原発事故前に観測されたよりも1桁から2桁高い値が続いた (2018年まで)[T8]。

4. 食品モニタリング

103. 福島第一原発事故の対応の一部として、日本政府および地方自治体当局は、2011年3月16日 に食品および飲料水のモニタリングを開始した。日本政府によって放射性物質に対する暫定規制値 が制定され、その値を上回ると、食品は流通および消費を禁止された。2012年4月1日から、日本政府 により、放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)に対して、より低い基準値が導入された。放射性セシウム に対する暫定規制値および基準値を表5にまとめる。

表 5. 2011年3月から日本で導入され、超過すると供給制限がかけられる食品および飲料水中の 放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)濃度^a

日本政府により制定され 2011 年 3 月から 導入された放射性セシウムの暫定規制値		日本政府により制定され 2012 年 4 月 1 日から 導入された放射性セシウムの新基準値		
<u> 食品および水の分類</u> 規制値 (Bq/kg)		食品および水の分類	基準値 <i>(Bq/kg)</i>	
飲料水	200	飲料水	10	
牛乳、酪農製品	200	牛乳	50	
野菜類 穀類 肉、卵、魚	500	一般食品	100	
		幼児用食品	50	

"国際貿易における同等のガイドラインレベルは、コーデックス委員会に推奨されているように、放射性セシウムに対しては記載 されている全ての食品において1,000Bq/kgである[F1]。

104. 暫定規制値の500Bq/kgを超える放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)濃度が、最初は、福島第一 原発の北方および西方の地域由来の作物で検出された。その後、総合モニタリング計画が、農産物 (米、穀類、野菜類および果樹園の果物)、林産物(キノコ類、食用野生植物など)、農畜産物(牛肉、 豚肉、牛乳など)および淡水産物に対して設定され、それらは、販売前に放射性物質含有量を測定さ れた。事故以来、毎年何千もの測定が実施されている。2011年3月から6月の間に福島県で測定され、 放射性セシウム濃度が100Bq/kgを超えた試料の割合は、作物で18%、畜産物で3%、林産物で49%、 水産物で52%であった[S27](ただし、その時点で適用されていた暫定規制値は100Bq/kgを超えてい た)。2011年6月以降、モニター対象の全ての農産物中の測定放射性セシウム濃度が急速に低減し、 ほとんどが、日本政府により大半の農作物および畜産物における一般食品に対して制定された新基 準値100Bq/kgを下回った(図IX参照)。野生の食材および淡水産物中の放射性セシウム濃度は、さら に遅い速度で低減し、2014年以降は、一般食品に対する新基準値100Bq/kgを上回る試料は少数の みとなった(図XおよびXIを参照)。

¹⁷ 水産物に対する濃度比は、1種の放射性核種の水中濃度(Bq/kg)に対するその水産物製品中濃度(Bq/kg 湿質量)の比率である。



図 IX. モニターされた陸生農産食品[M4, M5] 中の放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)濃度が 100Bq/kgを超加した割合の経時的変化



図 X. モニターされた野生の食材[M4, M5] 中の放射性セシウム (¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs)濃度が 100Bq/kgを超過した割合の経時的変化

図 XI. 4半期毎に捕獲されモニターされた淡水魚試料[M6]中の放射性セシウム(¹³⁴Csおよび¹³⁷Cs) 濃度が100Bq/kgを超過した割合の経時的変化



105. 2011年にモニターされた農産食品の一部で、国際貿易で推奨されるコーデックス委員会ガイド ラインのレベルを上回った[F1]。野菜類の442試料(測定総数の3.6%)および牛乳の43試料(測定総 数の2.2%)の¹³¹I濃度がガイドラインレベルの100Bq/kgを超えていることが確認された。同年、肉の試 料89例(測定総数の0.70%)、果物の試料3例(測定総数の0.11%)および野菜の試料39例(測定総数 の0.04%)で、放射性セシウム濃度がガイドラインレベル1,000Bq/kgを上回った。農産物の試料では、 2012年以降、ガイドラインレベルを上回ったものはない[H1, M4, M5]。淡水魚類については、事故後1 年目に19例(測定総数の2.2%)で放射性セシウムがガイドラインレベルを超え、事故後2年目におい て、1例(測定総数の0.03%)でガイドラインレベルより上であった[M6]。

106. 事故後日本で消費された食品の圧倒的多数において、放射性核種濃度は、日本政府によって 制定された基準値より低かった。これは、(a)影響を受けた地域での野生の食材の採集および消費を 禁止したこと、(b)影響を受けた地域の一般的な土壌タイプ中での放射性セシウムの強い固定により、 福島第一原発事故直後3年間に亘り、農地で生育した作物に対する放射性セシウムの移行が急激に 低減したこと、および(c)必要に応じて農地にカリウムを施用するなど、作物に対する修復オプションを 適用したことに起因した。また、放射性セシウムの沈着レベルが高い地域では、制限および住民の避 難により、農作物の生産が僅かしかなかった。

C. 修復

107. 放射性セシウムが陸域および淡水域環境を介して移行された自然過程については第IV章Bで 論じている。これらの過程は、放射能の減衰と同様に、公衆が最も被ばくした環境区画におけるセシ ウム放射性核種の濃度を全般的に低減している。日本政府は、これら濃度を更に低減し、それにより、 公衆の被ばくを更に減らすため、かつ、事故後に避難が実施された地域に人々が帰還できるようにす るために、帰還を容認可能とする基準を設定し、複数の大規模な修復プロジェクトの実施を決定した。 これらプロジェクトの詳細および成果は、環境省(MOE)により公表されている[M39]。これらのプロジ ェクトは、2011年8月制定の「放射性物質環境汚染対処特措法」に基づき実施された[M40]。MOEは、 この作業に必要な、関連法や除染ガイドラインを含む、体制および制度上の取り決めを確立した。作 業費用総額は29兆円(2017年9月現在)と見積もられ、政府が約15兆円、自治体が約14兆円を負担し ている[M39]。約77,000人の作業者が、2012年1月1日から2016年12月31日の期間中にこの活動に携 わった。

108. 除染対象地域は、2011年秋に評価されたように、その地域の居住者が追加で受けるであろう年間実効線量の推定値に基づく以下の2つのカテゴリーに指定された。

(a) 除染特別地域(SDA)。これには、福島第一原発の半径 20km 圏内の地域における 11 の自 治体、および個人の追加の年間実効線量が 20mSvを上回る可能性のある半径 20km 圏外の「計 画的避難区域」が含まれる。自衛隊が、当該地域の市役所など主要な場所の除染を 2011 年 12 月に開始し、2012 年 1 月からは、MOEとの契約の下、影響を受けた自治体で複数の建設業者に よって除染が実施された。農地除染は継続されているが、除染作業のほとんどは 2017 年 3 月に 完了した。合計 23,000 か所の住宅地、8,700 ヘクタールの農地、7,800 ヘクタールの森林、1,500 ヘクタールの道路が除染されている。作業の結果、避難指示の影響を受けた総地域の約 70%で ある 780km²の避難指示が解除され、当該地域に戻った住民の追加の年間実効線量が約 1mSv であることが確認された[M39]。

(b) 汚染状況重点調査地域(ICSA)。これには、個人の追加の年間実効線量が 1mSv から 20mSv の間と推定される地域を含んでいる8県92の自治体が指定されている。作業は2011年4月に開始され、中央政府の支援を受け、自治体によって実施されたが、開始時の住民からの要求がきっかけとなり、学校、幼稚園、保育園、公園などの除染が行われた。その後、「特別措置法」

[M40]の下、複数の建設業者が、各自治体からそれぞれの具体的な除染実施計画に基づく作業 を請け負った。当該作業は2012年1月に開始され、2018年3月に完了した。ICSAでの作業の 結果として、当該地域の居住者らの追加の年間実効線量が2016年には1mSv以下であることが 確認され、特別措置法[M40]の基本方針において設定された長期目標がほぼ完全に達成されて いることが確認された[M39]。

109. 除染への取り組みは、事故の結果として放出された放射性核種を含有する食品および飲料水の経口摂取からの内部被ばくならびに表面に沈着した放射性核種からの外部被ばくという2種類の経路について行われ、重点はセシウムの同位体である¹³⁴Csおよび¹³⁷Csに置かれた。

1. 内部被ばくに対処する修復対策

110. 経口摂取による内部被ばくは、日本政府により制定された基準値を上回る放射性核種を含有す る食品の販売および出荷に対する広範な制限を課したことと、影響を受けた地域由来の食品の広範 囲なモニタリングにより大幅に低減した。除染方法の予備的な実証試験では、土壌除去ならびに追加 カリウムおよびセシウム吸着剤、ゼオライトの施用に重点を置いた。その他多数の研究が作物および 土壌タイプ固有の情報を提供し[S26]、放射性核種濃度が日本政府により制定された基準値を下回る 食品を農村が生産する助けとなった。チェルノブイリ事故では、普及している一部の土壌タイプから作 物に取り込まれた放射性セシウム量が多く、一部地域では何年も持続した[F5]が、それとは対照的に、 SDAおよびICSAにおいては、作物により取り込まれた放射性セシウムは比較的少なく、これは、一部 には放射性セシウムを固定している雲母質鉱物の存在、日本の農地の土壌の大半における高い肥 沃度および交換性カリウムの状態、日本の農業で採用されている集約農業法に起因している[H32]。

111. 福島第一原発事故が生育期の前に発生したため、葉菜、常緑性果樹類、コムギ幼植物などの 早生品種作物による沈着放射性核種の捕捉は限られていた。その後の放射性セシウムの作物への 取り込みに対処するために、作物の生産は、土壌中の放射性セシウム濃度が、各作物のCR値により 異なる規定レベルを下回る農地においてのみ許可された。例えば、米の作付けに対して、許可された 土壌中放射性セシウム濃度は、当初は、想定最大CR値0.1(日本政府により制定された最初の基準 値500Bq/kgに対して)に基づき、5,000Bq/kg乾質量未満であった。土壌中の放射性セシウム濃度が それよりも高い地域の除染には、表土除去が最も効果的な措置であった。ただし、表土除去は大量の 廃棄物を生じるだけでなく、土壌侵食を増加し、雑草の生育を助長し、土壌の肥沃度を低減させた。 他の方法としては、放射性セシウムを埋めるための反転耕、水田での土壌の水中の懸濁および除去、 根圏の放射性セシウム濃度を希釈するための土壌耕起、追肥の施用などがある。

112. 2012年4月1日から、日本政府によって制定された一般食品に対する基準値が100Bq/kgに下げられ、放射性セシウムの取り込みと土壌の交換性カリウムの状態との間の強い相関性に基づき、土壌へのカリ肥料の追加が更に広く用いられる措置の一つとなった。農地土壌への追加のカリウムの施用が、生育期に特定のしきい値を上回る交換性カリウム濃度を保持するために行われた。当初のしきい値25mg K₂O/100g土壌は、その後、放射能の減衰および土壌による放射性セシウムの固定が起因する放射性セシウム濃度の低減ならびにカリウム投入の増加が環境に与える影響に関する懸念を考慮して、20mgK₂O/100g土壌に低減された。富岡町では、2016年に、表土を除去した土壌の80%を上回る土壌中の交換性カリウム含有量がしきい値レベル20mgK₂O/100g土壌未満であった[K56]。カリ肥料の施用は、それゆえ、過剰な表土除去が交換性カリウム含有量を相当量低減させている可能性のある農業分野にとっては、特に重要であった。

113. 自然減衰、移行および食品モニタリングの効果と比べて、これら除染対策による内部被ばくの低減を推定することは困難である。2011年以降、非常に少数の農作物のみが、日本政府により制定された基準値を超えており、SDAおよびICSAの両地域で、作物および農畜産物における放射性セシウム

の取り込みの急速な経時的減少が観測された。可能性のある除染の選択肢を評価するための農地での複数の研究調査が、いわゆる「帰還困難区域」¹⁸で続いている。

114. 野生植物、狩猟の獲物、魚に引き続き生じている高濃度放射性セシウムに対処するための除染 事業は、農地に対するものよりも展開が困難であり、このような産物の全てを現地モニタリングすること の重要性を強調している。汚染集水域で行われている複数の除染の取組みが、水産物中の放射性 セシウム濃度に影響を与える可能性がある。数件の継続中の研究努力により、堆積物への付着によ る水柱からの放射性セシウムの除去などの過程に関する情報が提供される。

2. 外部被ばくに対処する修復対策

115. 土壌、堆積物または樹木などの自然表面、および、アスファルト、コンクリート、壁面、屋根、床などの人工表面を含めて、表面に沈着した放射性核種からの外部被ばくに対処するために、広範囲の異なった除染技術が開発された。さまざまな技術の適用は、空間線量率によって異なる。SDA内の居住地域およびICSA内の相対的に線量がより高い地域に対しては、除染には、全ての汚染表面の総括的な除去(表土除去、高圧洗浄など)が含まれた。農地に対しては、植物および上層5cmの表土が除去された。高線量のSDA地域の一部では、砕いた花崗岩で土壌が覆われ、全土層の断面が、存在する残留放射性セシウムを希釈するために混ぜられた。SDAおよびICSA内の他の農地に対しては、土壌が耕され、カリウムおよびゼオライトが加えられた。より汚染度の高い地域では、表土および下層土も交換された。道路での除染は、SDA内での表面のショットブラスト、およびSDAおよびICSAの両地域内での道路表面と側溝の清掃にも及んだ。森林に関しては、除染活動は、住宅や農業者が作業をする地域の近傍の森林境界に焦点を置き、落ち葉その他植物性物質の除去を必要とした。

116. 除染の効果は、除染前後の空間線量率を比較することにより示すことが可能である。このような 単純な比較は、また、除染の効果に加え、放射能の減衰効果、鉛直および水平方向の移行の影響を 含むであろう。表6は、SDAおよびICSAで実施された広範な除染作業に伴う空間線量率区分毎の低 減割合(各測定地点¹⁹における除染前の空間線量率に対する除染実施後の対象表面の1m上方の 空間線量率の低減の比率)を表している。測定された区分における低減は、対象地域が異なると大き く変わり、採用された方法と除染前の空間線量率によって異なっていた。(表6参照)。

¹⁸年間蓄積線量が50mSvを超える避難地域および年間蓄積線量がその後5年で20mSvを下回らない可能性のある避難地域のレビューを考慮して指定された地域。

¹⁹ いずれの場合も、バックグラウンド線量率は差し引かれた。

対象地域	除染	線量区分における空間線量率の低減。			ŧa
除染前の空間線量率(µSv/h)		≤1	1~3	3~10	>10
		農地			
SDA	雑草刈り、表土5㎝の 除去および汚染のない 土で覆土	0.34	0.49	0.47	0.80
SDA/ICSA	表土と下層土の交換、 ゼオライトおよびカリウムの 追加	0.34	0.49	0.47	0.80
SDA/ICSA	ゼオライトおよびカリウムを 施用し耕起	0.21	0.31	0.29	0.50
		森林			
SDA	落ち葉および有機物資の 除去	0.19	0.27	0.39	0.59
ICSA	落ち葉の除去	0.10	0.14	0.20	0.30
		道路			
SDA	ショットブラストおよび 側溝の清掃	0.15	0.30	0.20	0.33
ICSA	道路および側溝の清掃	0.08	0.15	0.20	0.33
居住地域					
SDA/ICSA	全域除染	0.29	0.35	0.49	0.70
ICSA	局所的除染(比較的 高線量の地域)	0.15	0.18	0.25	0.35

表 6. 除染特別地域および汚染状況重点調査地域における空間線量率区分毎の低減率[E8] 出典[Y23] (福島県のデータに基づく[F19, K31, M37])

"各測定地点での除染後の対象表面上部1mでの空間線量率の除染前の空間線量率に対する低減率

117. 表6に示す線量区分における空間線量率の低減には、空間線量率の低減に寄与する全ての要因、すなわち、除染、放射能の減衰(全ての対象地域で同様となるであろう)の効果、鉛直および水平 方向の移行の影響が含まれている。これらの低減に対する除染の寄与は、除染前の空間線量率がよ り高い地域に対する程、より大きい傾向にあった。

118. SDAについては、除染後の空間線量率の低減は、作業完了直後に測定され、次いで、6か月から1年後に再度低減を実証するために測定された(図XII参照)。第一次の測定では、平均空間線量率で線量区分における平均的な低減があり、居住地域(学校、公園、墓地、大型施設を含む)に対して0.60、農地(果実園を含む)では0.58、道路では0.42、森林では0.27の低減を示した[M39]。第二次の測定では、空間線量率が平均で、居住地域、農地、道路でそれぞれ、0.73、0.68、0.61、森林地帯(福島県の約70%)では0.46低減していたことが明らかになった[M39]。第二次の測定においてより大幅に低減したことは、他の寄与因子(放射能の減衰、移行など)の影響を反映している。森林地帯においては、降雨強度の影響で樹木の成分および付着放射性セシウムが樹木表面から失われることにより、地表面には継続的に蓄積している[A19]。Thiry et al. [T31]によると、森林における除染は、移行のピーク後に有機層に対して実施すると、更に効果的となる可能性があり、移行のピークは、一般的に初期の沈着の3年から5年後となるが、その時期は、樹木および土壌の有機層の特性により異なると示されている。

119. MOE[M39]により報告されたSDAでの空間線量率の線量区分における低減率、および除染前の空間線量率に伴うばらつきが図XIIに図示されている。これらの空間線量率の低減やその統計的 有意性の不確かさについての情報は、MOE [M39]から提供されていない。





"各測定地点での除染後における対象表面上方1mの空間線量率の除染前の空間線量率に対する低減率

120. 福島県のICSA内の自治体において、空間線量率の線量区分における低減率の平均値は、居住地域では0.42、学校および公園では0.55、森林では0.21であった[M39]。測定は2011年6月から2016年2月にかけて実施された。

121. SDAおよびICSAにおけるこれら低減には、除染により達成した空間線量率の低減だけではなく、 自然減衰および風化作用によるものも含む。除染前に収集したモニタリングデータを用いて、 MOE[M39]は、除染の効果のみを評価するために、除染後に達成した推定平均空間線量率の低減 との比較を目的に、除染なしの空間線量率の経時的な減衰の推定を行った。SDA内においては、平 均空間線量率は、除染を行わなかった場合に示しているであろう値よりも2018年3月には59%低くなる と推定された。ICSA内では、平均空間線量率は、除染なしの場合の値よりも2016年3月には38%低く なると推定された。しかしながら、これらの推定を導き出した詳細な方法論は、MOEの報告書では提 供されていない。

122. 空間線量率の経時的な低減の詳細な分析が、福島第一原発周辺80km圏内で事故後5年間に 亘り、さまざまな要因の空間線量率の低減率への寄与度を比較したSaito et al. [S2]により報告された。 80km圏内の攪乱の少ない場所で測定した平均空間線量率が、除染のみの結果として約20%低減す ると推定された。

3. 放射性廃棄物の生成

123. 除染の取り組みの重大な結果の一つに、仮置き場に保管された大量(2020年5月末までに約268万トン[M41])の放射性廃棄物がある。発生した除去土壌の総量は、約22百万立方メートルである。 2016年以降、仮置き場は、徐々に解体され復旧されている。生成された廃棄物の一部は、焼却炉を 用いて体積を減らし、低汚染廃棄物はリサイクルされ、土木プロジェクトに利用されている。その処理 および福島第一原発近傍に建設中の中間貯蔵施設への放射性廃棄物の輸送に関する作業が進行 中である。

D. 要約

124. 福島第一原発事故後に実施した広範な調査により、日本における陸域および淡水域環境を介した放射性核種の移行についての理解が深まった。事故後1年目以降の食品への放射性核種の移行を推定するためにUNSCEAR2013年報告書[U10]において用いられたモデルに関しては、以下のように、多数の見解を述べることができる。

(a) 作物(穀草類、葉物緑色野菜類、根菜類など)中の放射性セシウムを推定するための 2013 年モデルで想定された濃度比は、その後、日本の作物類に対して報告された種々値の範囲と同 様であり、これら食品中の放射性セシウム濃度の推定値は概ね合致しているという結果であった。

(b) 実際には、福島県の大半の牛(約95%)は、事故後は閉ざされた納屋で飼われ、貯蔵された (汚染されていない)餌を与えられていたが、4月半ばから11月の間、屋外の牧草地で放牧された という仮定によって、牛乳および肉における放射性セシウム濃度が過大に評価されていた可能性 が高い。

(c) 果物中の放射性セシウム濃度は、土壌が唯一の放射性セシウムの発生源であると仮定され、 樹木の樹皮、枝、葉芽および古葉からの移行が考慮されなかったので、過小に評価されていた可 能性が高い。

(d) 有意な量の野生の農産物および淡水産物を消費している個々人は、経口摂取により、 UNSCEAR2013年報告書で提示されたよりもかなり高い線量を受けている可能性がある。

しかしながら、このモデルは第 V 章で述べられる改訂された線量評価では用いられていない。

125. 放射性セシウムは、日本では、多くの土壌に強く固定されるようであり、チェルノブイリ事故後に 起きたような、放射性セシウムを特に早い速度で植物に取り込ませる土壌はなかった。放射性セシウ ムの土壌から農産物への移行における濃度比は、福島第一原発事故直後に見られた高いレベルか ら、事故前、数年以内に報告された値と比べ、さほど高くないレベルまで、概して急速に減少している。 ただし、このことは、もっと長期に亘る更なる分析により確認される必要がある。

126. 事故直後に開始されたモニタリングプログラムにより、放射性核種濃度が日本政府により制定された規定値および基準値を超える場合に、食品の出荷を防ぐために適時の制限を適用することができた。モニターされたほとんどの食品中の放射性核種濃度は、事故後急速に低減していた。2015年以降、基準値を上回っていると判明している試料数は、畜産および農産物ではゼロ、モニターされた食用の野生動植物および淡水魚では数例のみである。さらに、2011年に、モニターされた農産物の試料のうち、国際貿易用のコーデックス委員会ガイドラインレベルを上回ったものはわずか(数パーセント未満)であり、その翌年以降は、そのレベルを超えるものは全くない。

127. 自然過程と放射能減衰の効果に加えて、日本政府および地方自治体により実施された大規模な修復プロジェクトは、陸域および淡水域環境中の放射性セシウム濃度の更なる低減と避難指示の解除の許可に成功している。SDAでは、除染された表面および当初の線量率に依拠して、約20%から80%の間の空間線量率の低減(除染のみならず放射能の減衰および放射性セシウムの移行を含む)が見られた。ICSAでは、約20%から55%の空間線量率の低減が観察された。公衆の被ばく線量の評価へのこれら空間線量率の低減の影響については、第V章および補足資料A-1にて更に考察する。

128. 事故による放射性物質放出後の被ばくレベルの評価は、陸域および淡水域環境を介する放射 性核種の移行の時間的変化を的確に予測するための検証済みのモデルまたは複数のモデルが利 用可能となったことで非常に容易になっている。このようなモデルについては、各国特有の消費と農 業習慣、放射性核種の生物学的利用能への土壌タイプの潜在的に重要な影響を考慮する必要がある。

V. 公衆の線量評価

A. 緒言

129. 本章では、本委員会が改訂した、日本における公衆の被ばく線量の推定値の基礎を示し、推定 された線量を取りまとめている²⁰。委員会で利用可能な情報、用いられた線量評価手法、および再評 価された線量の詳細をより多く、附録A中に示している。UNSCEAR2013年報告書[U10]でそうである ように、本委員会の狙いは、保守的というよりむしろ現実的な線量評価をすることであった。 UNSCEAR2013年報告書との比較を容易にするために、同一集団(避難者、福島県の避難対象外地 域の自治体の住民、一部の隣接県の自治体の住民、日本のその他の都道府県民)に対する自治体 の平均線量および都道府県の平均線量について推定されている。UNSCEAR2013年報告書中と同 一集団が用いられてはいるが、集団に割り当てられた都道府県の一部は、わずかに異なっている(表 7参照)。これは、線量評価で用いられる放射性核種沈着密度に関する最新情報が入手可能な地理 的範囲の違いによるものである。

表 7. 考察された集団

集団	地理上の区域	空間分解能
1	事故後数日後から数か月後に 住民が避難した地域	40 の避難シナリオで識別された各地域に対して用いられる 代表的な地域
2	福島県 [®] の避難対象外地域である 自治体 [®] および自治体の一部	各 1km のグリッドポイントに対する推定値に基づき、 外部経路および吸入経路に関しては自治体平均レベル 経口摂取経路に関しては都道府県レベル
3	選択された東日本の福島県近隣 の県(宮城県、栃木県、茨城県、 山形県)	各 1km のグリッドポイントに対する推定値に基づき、 外部経路および吸入経路に関しては自治体平均レベル 経口摂取経路に関しては4県(宮城県、栃木県、茨城県、 山形県)の平均
4	その他全ての日本の都道府県	外部経路および吸入経路に関しては都道府県レベル 経口摂取経路に関しては日本のその他の平均(すなわち、 福島、宮城、栃木、茨城、山形の各県を除く42都道府県)

"日本の各都道府県は自治体に分割されている。1自治体は1地方行政単位である。すなわち、自治体は元来、該当する地理 上の地域および近隣の町村の集合を識別するために日本の住所表示システムで用いられている。「自治体(municipality)」という用語は本報告書では、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いられた用語「行政区画(district)」に替わって用いられている。

^b 日本は、47都道府県で構成される。日本語で「prefecture」という言葉は、日本語で「都道府県」への言及を翻訳するために用いられる。

²⁰ 本報告書の全編を通じて、表示される公衆の被ばく線量の推定値は、福島第一原発事故の結果として放出された放射性物 質からの被ばく由来のものである。すなわち、線量は、自然放射線源およびその他の被ばく線源からの被ばくに起因する線量 に追加される線量である。日本の住民の自然放射線源由来の年間平均実効線量は、2.2mSvと推定されている [O21]。

130. 事故後1年目の平均線量は、UNSCEAR2013年報告書[U10]と同じ年齢群(20歳成人、10歳子 供、1歳幼児に代表される)、同一の線量計測上のエンドポイント(特定の臓器 - 甲状腺、赤色骨髄、 結腸、女性の乳房 - に対する吸収線量および実効線量)について推定されている。さらに、推定は、 胎児の発育期間30週に亘る胎児甲状腺の平均吸収線量および妊娠期間40週に亘る赤色骨髄の子 宮内平均吸収線量に対して行われている。予測は、また、その3種の年齢群の事故直後10年に亘る 実効線量および甲状腺の吸収線量に対して実施され、被ばく者各人が最長で80歳に到達するまで 続けられる。本報告書において、本委員会は、不確かさ(すなわち、モデル計算における想定に起因 するもの)に加え、年齢分布、自治体または都道府県内の多様な被ばくレベル、対象となる住民の行 動(屋内または屋外にいる時間量など)、食習慣の種類、ならびに異なる種類の建物によってもたらさ れる大気の清浄(ろ過)および遮へいを含む、集団間のばらつきをもたらす全ての主要発生源を考慮 して、各自治体または都道府県における個人の線量分布の推定も行っている。分布の5パーセンタイ ル値と95パーセンタイル値が、いくつかの分布例と共に提示されている(第V.E.2を参照)。

被ばく経路

131. 大気中へ放出された放射性物質について、公衆のそれぞれが被ばくした原因となった可能性のある主要経路を以下に挙げる。

(a) 大気中の放射性核種からの外部被ばく

(b) 湿性沈着または乾性沈着のいずれかにより大気から地表に沈着した放射性核種からの外部 被ばく

- (c) 大気中の放射性核種の吸入による内部被ばく
- (d) 食品および飲料水中の放射性核種の経口摂取による内部被ばく

これらの経路は、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で検討され、本報告書中で、報告された線量評価 で再度検討されている。公衆の個人が、魚その他の海産物の経口摂取および海洋中や沿岸の堆積 物上の放射性核種からの被ばくを介して、海洋環境に放出された放射性物質に被ばくしている可能 性もあるだろう。前者の経路は、食品中の放射性核種の経口摂取による内部被ばくの推定に含まれ ており、後者は含まれていない。なぜなら、後者は福島第一原発サイト周辺に設定された半径 20km の避難区域においては、有意な寄与因子であるとは思われなかった。

B. UNSCEAR2013年報告書における線量評価の概要

132. 概して、外部被ばくまたは体内の放射性核種のいずれに対するものであろうが、人々に実施した測定は、線量推定のための直接の情報源となっている。UNSCEAR2013年報告書[U10]作成時には、このような測定情報は、限られた少数の人々と場所のみをカバーしており、公衆の被ばく線量を包括的に推定するには不十分であった。測定値は、本委員会の線量評価の妥当性を確認する手段の一つとしてのみ用いられた。

133. 従って、UNSCEAR2013年報告書[U10]における線量評価は、人々が環境中の放射性物質に どのように被ばくしたかを説明するモデルと組み合わせ、主に環境中の当該物質の測定値に基づい た。方法論のさらなる詳細については、UNSCEAR2013年報告書で参照可能である。データは、日本 の各都道府県における放射性物質の放射線レベルと放射性物質の沈着密度、食品中放射性物質 濃度、公衆および作業者の被ばくに関して利用可能であった。これらデータの多くは、日本の公式政 府機関により提供され、多くは査読のある科学誌で公開された。日本以外の25の国際連合加盟国が、 本委員会の評価を支援するデータ提供の依頼に応えて、公式に情報を提供した。そのほかにも、他 の国際機関によりデータが入手可能となり、本委員会は、いくつかの非政府機関が利用可能としたデ ータの考察も行った。全てのデータは、線量評価への適合性を判断するために評価された。 UNSCEAR2013年報告書中で用いられた科学的情報のほとんどが、2012年10月末²¹までに公開また は開示されたものに限定された。

134. 複数のモデルが、とりわけ、以下の推定に用いられた。

(a) 不十分な測定情報しか入手できない地表に沈着した放射性核種のレベル(通常、避難対象 地域において事故直後の数週間のみ)。この場合、本委員会が選択したソースタームが ATDM と共に用いられた。

(b) 大気中の放射性核種濃度。この場合、ソースタームと ATDM が用いられたが、避難期間に おいて地表に沈着しなかった放射性核種(希ガスなど)に対して直接用いるか、測定された沈着 密度から大気中濃度を導き出すために用いられるかのいずれかであった。

(c) 沈着した放射性核種からの外部線量率の時間関数としての変動。

(d) 事故後1年目を過ぎての食品中の放射性核種のレベルで、測定値が利用可能となっていないもの。この場合、本委員会は、陸域の食物連鎖を介した放射性核種の移行の推定にFARMLANDモデル[B12]の修正版を用いた。

135. 本委員会は、福島第一原発サイト周辺20km以内およびその近隣の一部地域の住民約78,000 人の予防的避難(2011年3月11日から15日の間に実施)、福島第一原発サイト北西のいくつかの自治 体の住民約10,000人の環境測定に基づく計画的避難(2011年4月から6月にかけて実施)など、日本 政府当局が公衆に対して講じた対策を考慮した。さらに約30,000人が避難者の中に含まれた。これら の人々の中には、部分的に福島第一原発サイトから20km圏内である自治体の当該圏内以外の住民、 20kmから30km圏内の「緊急時避難準備区域」内に居住する人々(2011年3月25日に自主避難開始 を勧告された)の一部だけではなく、半径30km圏外の一部住民も含まれていた。さらに、規定濃度を 超える放射性物質を含有する食品および飲料水の販売や消費が禁止された。本委員会は、主要放 出期間の屋内避難指示、安定ヨウ素剤の服用指示などを含む他の防護措置については、十分に正 確な情報が得られていなかったので、考慮に入れなかった。また、本委員会は、福島県および近隣県 のより大きい影響を受けた箇所で開始された複数の大規模な除染事業についても、UNSCEAR2013 年報告書[U10]刊行時には実施された除染活動の規模と効果に関する詳細情報が不足していたた め、考慮することができなかった。

C. 線量評価のための情報

136. 本章における内部および外部被ばくによる公衆の被ばく線量の本委員会の改訂推定値は、 UNSCEAR2013年報告書[U10]のために収集した情報を、それ以降に利用可能となっている新規情 報(2019年12月末まで)²²と共に用いている。これらには、避難シナリオと共に、人々に対する測定デ ータ(特に個人線量計、ホールボディカウンタ(WBC)、甲状腺測定)、および放出中の大気中の放射 性核種濃度および地表上の濃度、食品および飲料水の消費、居住係数、ロケーションファクター、防 護対策に関する新規情報が含まれている。

²¹ 報告書の完成にあたっては、本委員会は、実行可能な限り適宜、当該日程後も2013年末までに利用可能となった有意な新 規の科学的情報のいかなるものも考慮に入れた。

²² 2019 年 12 月より後に得られた新規情報は、線量推定値に有意な影響をもたらす可能性のある場合のみ、例外的に考慮された。

137. 第II章、第III章および第IV章では、大気中および海洋中に放出された放射性物質の大気中、 地表面上および海洋中における分布ならびに陸域、淡水および海洋環境を介した食品への移行に 関して、現在利用可能な情報が要約されている。地表に沈着した放出放射性核種のレベルおよび大 気中の放射性核種の濃度について、測定に基づくより多くの情報が利用可能となっている。日本の条 件下における陸域環境を介した放射性核種の移行に関するより多くの情報と、より長期に亘る食品中 の放射性核種のレベルに対するより多くの測定値もまた、利用可能となっている。

138. さらに、日本の条件下における自然移行および風化作用についての情報および車両および徒歩で実施した調査から得られた異なるタイプの表面上の線量率(周辺線量当量率)に関する情報を含む、空間線量率のダイナミクスに関連した利用可能な追加情報がある。数多くの測定キャンペーンが、住民の日常の行動パターンの調査を通じて個人の外部被ばく線量、および個人線量計を用いた個人の測定値を評価するために実施されている。そのような大規模な測定キャンペーン(年間数千の測定)のうち最も有意なものは、たとえば南相馬市、伊達市、福島市、楢葉町やその他の自治体により実施された[F18, M31]。これら大規模な測定キャンペーンの結果は、広く公開されており、追加の外部被ばく測定データが、南相馬市および楢葉町の自治体によって本委員会に提供されている。本委員会は、調査データおよび査読付き学術誌で公開された科学的結果を、より広範な集団に適用する改訂モデルを開発するために用い、大規模な測定キャンペーンで得られた結果を、当該モデルを用いて行った外部被ばく線量の推定の妥当性確認のために使用した。

139. 甲状腺モニタリングが、早くも2011年3月15日から避難者および福島県の永住者に対して実施され、さまざまな年齢の男女約1,200人を網羅した。全身モニタリングキャンペーンは、JAEA、NIRSなどの国立研究所および大学、病院、自治体により実施されている。これらの大規模測定は、避難者に対して2011年7月に、住民に対しては2011年10月に始まった。本委員会は、これら大規模個人モニタリングから得られた公開情報を、日本およびロシア連邦により提供されたデータと同様に、本委員会の内部被ばく線量推定値を検証するために用いている。

140. 利用可能であり、かつ、経口摂取起因の被ばく線量の推定に関連する新規情報源には、陰膳 方式またはマーケットバスケット方式²³で試料採取した1日の全食事中の放射性セシウム含有量の測 定が含まれている。これらの方法は、人々が消費するような食品および飲料水に対して実施された測 定を基礎としており、食品の準備および調理中の放射性核種の除去などの要因を考慮している研究 ([T53]など)もある。更に、調査([M47]など)に基づき、例えば、日本固有の食品流通システムや避難 者の具体的な状況などを考慮に入れた、食品および飲料水の経口摂取による、根拠の十分な推定 値を提示している複数の研究が公表されている。

141. 利用可能な情報の更なる詳細および本委員会が公衆の被ばく線量推定の更新に用いているデ ータは、附録Aで参照可能である。

D. 公衆被ばくの評価方法論の概要

142. UNSCEAR2013年報告書[U10]作成時に本委員会が利用可能であった情報量に比べると、かなり多くの高品質な測定情報が利用可能となっている。さらに、日本の研究者たちは、多くの詳細な線量評価を行い、その結果を査読付き文献で公表している。本委員会によるこれら情報の利用と評価結果については、附録Aに詳細に記載されており、また、後出の数段落で要約されている。本委員会が改訂した一般公衆の被ばく線量評価では、本委員会独自のモデル計算を実施するよりも査読付き文献で公表された研究結果の方に、より大きな信頼を置いている。しかしながら、UNSCEAR2013年報告書における評価と比較し得る完全な線量評価のためには、なおもいくつかのモデルの使用を必

²³ 陰膳方式では、調査対象者は、自身が摂った全ての食品と同じものを計量し、分析用に取っておく。マーケットバスケット方式では、分析は、1人当たりの食品消費量データに基づき、食料品店で購入したように、バスケットの食品に対して実施される。

要とした。用いたモデルを含み、本委員会が用いたアプローチは、附録Aに記載されている。本委員会は、不確かさの低減およびそのより良い推定、ならびに、ばらつきを考慮した集団の被ばく線量分布の推定を行いながら、モデルの精度を向上させるために、利用可能となっている追加情報を用いた。 特に、住民に対し実施された測定が、より広範な集団の被ばく線量推定に用いなければならなかった モデルの検証において、有用であることが判明している。UNSCEAR2013年報告書で用いたアプロー チと本委員会が線量評価の更新に採用したアプローチの主な差異の一部は、後出の数段落に要約 されている。

143. 大気中の放射性核種ならびに地表およびその他の表面に沈着した放射性核種の濃度に関して 利用可能となった情報はより多い一方で、現在利用可能な全ての情報をもってしても、測定のみに基 づいて線量を評価するにはなおも十分でなく、何らかのモデル計算が必要となっている。特に、大気 中の放射性物質から被ばく線量を、当該物質からの外部被ばくおよび吸入による内部被ばくの両面 から推定するために、関係する全ての場所の複数の特定期間における大気中の放射性核種の推定 値を得るには、測定値が少ないため、モデル計算が必要であった。UNSCEAR2013年報告書におい て用いられたアプローチが、再度用いられた。それでもなお、当該アプローチを検証するために、今 や利用可能となったより多くの測定情報が用いられ、その妥当性に関してより大きな保証が与えられ ている。

144. したがって、特定の時間および場所における大気中の放射性物質による被ばくは、より線量に 寄与する放射性核種の放出に関して仮定された経時変化、およびATDMを用いた大気中のそれら の移動から推定した。本報告書では、本委員会は、JAEA[T28]の研究者グループによって開発された 最新のソースタームを用いている。このソースタームは、リバース式モデル計算およびATDM(緊急時 環境線量情報予測システム(世界版)WSPEEDI)を用いて大気中の放射性核種および地表に沈着し た放射性核種のレベルに関する測定情報から導き出され、福島第一原発サイトの事象とより相関性が 高い。Terada et al. [T28]は、その後、同一のATDMとこのソースタームを用いて、放射性核種¹³²Te(お よびその子孫核種である¹³²I。¹³²Teはこれと平衡状態にあると想定される。)¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの大 気中濃度と沈着密度の時間変化を推定している。¹³¹Iには、3種の化学形態が考えられている。すなわ ち、元素蒸気、無機微粒子、有機体であり、実験的証拠その他の証拠に基づき、¹³¹I_{元素蒸気}/¹³¹I全体に対 して0.2、¹³¹I_{無機微粒子}/¹³¹I全体に対して0.5、¹³¹I_{4体}(/¹³¹I全体に対して0.3の一定の割合を用いている。以下の 2種類の多層格子に対して、これらATDMの結果が本委員会に提供されている。

- (a) 福島県のほとんどを網羅する水平解像度 1km の細かいグリッド
- (b) 福島県および隣接県すべてを網羅する水平解像度 3km の粗いグリッド[T28].

145. Terada et al. [T28] は、短半減期の放射性核種である¹³³Iを含んでいなかったので、本委員会は、 Nishihara et al. [N12] から得た2011年3月11日14:46における比率に基づく2種の放射性同位元素の 時間変化比率を適用することにより、大気中の¹³¹Iの濃度計算値から大気中の¹³³Iの濃度(放射性半 減期に関しては調整済み)を推定している。Terada et al. [T28]は、大気中放射性物質からの外部被ば くによる推定実効線量に、この経路による被ばく線量に有意に寄与し、約30%を加えていたであろう ¹³³Xeも含んでいなかった。ただし、当該経路からの推定実効線量は、通常は大気中放射性物質の吸 入からの内部被ばくによる推定実効線量の約1%~3%にすぎず、そのため、大気中物質による推定 総実効線量への¹³³Xeの寄与度は1%未満であったであろうと想定され、これら推定値における不確か さと比較すると低い値である。本委員会に提供されたATDM解析結果およびそれら結果が線量評価 にどのように用いられているかについては、附録Aならびに補足資料A-9およびA-10で更に詳しく説 明されている。

146. UNSCEAR2013年報告書[U10]中に記載されているように、ATDMを用いる計算で求めた時間の関数としての大気中の放射性核種濃度の推定値が、避難者の大気中放射性核種からの外部被ばくおよび吸入放射性核種からの内部被ばくによる被ばく線量の推定に直接用いられている。公衆が避難しなかった場所では、大気中の各放射性核種の沈着密度および時間積分濃度のATDMによる

解析から求められた推定値が、時間積分空気中濃度を測定沈着密度から推測するための尺度となる 比率の計算に用いられている。後者からは、大気中放射性核種からの外部被ばくおよび吸入による 内部被ばくが導き出されている。多くの場所での大気中の¹³⁷Csの時間積分濃度に関する新規測定情 報が、ATDM解析に基づく推定値および比率法を用いて導き出した推定値(附録A参照)と比較され ている。それらの比較により、本委員会が放射性核種の時間積分空気中濃度を推定するために用い ている方法と、その結果として得られた大気中放射性核種からの被ばくによる公衆の被ばく線量値を 裏付けている。

147. UNSCEAR2013年報告書[U10]刊行以降、¹³¹Iの沈着密度および空間線量率の変動、特に日本 の条件に固有の環境における異なる種類の表面上の線量に関する情報が、さらに利用可能となって いる。人々に対して直接行われた外部被ばくの広範な測定による値もまた、利用可能となっている。 更に、国際放射線防護委員会(ICRP)が、事故後の状況における外部被ばく線量評価に適した新規 の線量測定データおよびモデルを開発している[I22]。本委員会は、沈着した放射性核種からの外部 被ばくによる被ばく線量評価のための改良モデル(M2020)を導き出すために、これらの開発を考慮に 入れ、人々に実施した測定と比較し、当該モデルに対し、より堅牢な試験および妥当性確認をしている。 このモデルを用いると、外部被ばく線量率が、UNSCEAR2013年報告書で用いたモデルで予測された 値よりも、居住地域ではより高く、時が経つにつれ、より緩やかに低減する(附録A参照)。

148. 日本人集団には、伝統的に、1日に最大で数万マイクログラムの安定ヨウ素を含有するヨウ素が 豊富な食習慣があり、その含有量は世界平均より約2桁高い[K5, L3, N2, Z6, Z7]。結果として、日本 人集団の間での経口摂取または吸入を介した摂取による放射性ヨウ素の甲状腺への部分的な取り込 みが、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いたICRPの基準値よりも低いとの予想が可能である。ヨウ 素の新規ICRP成人体内動態モデル[I21]が、日本人集団にはより適切である可能性のある3種類の 食習慣に対する¹³¹I、¹³²I、¹³³Iおよび¹³²Teの吸入および経口摂取の線量係数の計算に用いられてい る。3種類の食習慣とは、すなわち、伝統的な日本食、昆布が豊富な食事、西洋式の食事(日本人集 団の一部グループの間で人気がある)である。線量係数は、実効線量と同様、甲状腺、赤色骨髄、女 性の乳房および結腸への線量に対して導出された。吸入摂取および経口摂取の指標線量係数が、 成人女性、成人男性、10歳児、1歳児、35週目の胎児について計算されている。その結果から得た日 本の伝統的食習慣の人々に対する線量係数は、UNSCEAR2013年報告書で用いられた(かつ、 ICRPにより国際的に一般的に適用する様に勧告された)係数の約2分の1に低下している。さらに詳 しい説明は、附録Aならびに補足資料A-2およびA-4で参照できる。

149. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、放出された放射性物質のプルームの 通過中に屋内にいた人々の吸入からの被ばく線量の低減は、より具体的な情報がなかったため、全く 考慮に入れなかった。吸入による被ばく線量を屋内滞在中に減少させた可能性がある要因が、日本 家屋から実験的に導き出されたのだが、その要因に関する新規情報に基づき、本委員会は、人々が 屋内にいる時の放射性核種の吸入による被ばく線量評価に、0.1から0.95の間で変化し、平均値0.5の 低減係数を用いている。異なるグループ人々が屋内で過ごした時間量に対する考慮がなされている。 さらに詳細な説明は、附録Aおよび補足資料A-10に記載されている。

150. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、日本の幅広い食品中および飲料水中の¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの測定値から、事故後1年目の経口摂取による被ばく線量を推定した。全身モニタリングにより新しく得られた情報から、本委員会は、UNSCEAR2013年報告書作成時に、これら推定値が過大評価されている可能性が高いことを認識していた。考えられる理由としては、用いられた食品モニタリング測定が、特に1年目には、無作為抽出法ではなく、制限対象とすべき高濃度放射性核種を含有する食品を識別する目的で採集された試料に基づいていたことなどが挙げられる。さらに、測定結果が最小検出レベル未満の場合は、10Bq/kgの一定濃度が想定された。

151. それ以降、本委員会の経口摂取による被ばく線量のより現実的で堅牢な推定を可能にしている 更なる情報が利用可能となっている。放射性セシウムについての新規情報には、人々に実施した WBC測定、人々が実際に消費した食品に対する測定(マーケットバスケット方式、陰膳方式のいずれ かによる調査)および日本の食品中の測定レベルに基づく詳細な評価などが含まれる。放射性ヨウ素 に関しては、甲状腺の放射性ヨウ素含有量の測定、ならび日本の食品および飲料水中の測定レベル の詳細な推定についての情報などが挙げられる。附録Aでは、これら情報源について、さらに詳しい 説明が提供されている。線量評価へのそれら異なる情報源の利用は、測定の時期などの要因ならび に異なる摂取経路およびそれぞれの場合に含有される異なる放射性核種によって複雑化される。

152. これら情報源の長所と短所およびそれらから導出できる線量推定値の観点から、本委員会は、 その1年目の成人および小児双方への経口摂取による被ばく線量の推定値を、食品モニタリングデ ータを用いて¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの摂取をモデル計算して導き出されたMurakami and Oki [M47]の 推定値に基づいている。このアプローチは、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いたアプローチと同 様であるが、Murakami and Oki[M47]は、当該報告書の作成時に本委員会が利用可能であったよりも 広範囲の情報源からのデータを用いており、UNSCEAR2013年報告書[U10]とは異なり、食品の地域 間取引を(具体的には、ほとんどの日本国民が食品を購入する食料品店で販売されている、日本の 別の地域由来の食品の割合を)考慮に入れた。Murakami and Oki[M47]は、自分達が導いた食品お よび飲料水中の¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの経口摂取による実効線量推定値をマーケットバスケット方式およ び隠膳方式による調査から導き出された推定値と比較し、良好な一致を見た。本委員会は、日本人 の放射性ヨウ素摂取に対して導き出した特定の線量係数を考慮するために、Murakami and Oki [M47]の推定値を調整している。本委員会は、事故直後1年間の線量推定値と全身モニタリングおよ び甲状腺モニタリング調査の結果とを比較している(附録Aならびに補足資料A-2およびA-3参照)。

153. 事故後1年が経過後の期間については、本委員会は、出発点として、マーケットバスケット方式 および陰膳方式の調査から導き出した放射性セシウムの経口摂取による成人および小児の被ばく線 量推定値を用い、次に食品および飲料水由来の放射性セシウムの摂取の長期に亘る変化を推定す るためにSmith et al. [S33]によって開発されたモデル計算を使用している。このモデル計算は、大気 圏内核兵器実験による放射性セシウムの降下を原因とする日本の食品製品および全食事中の¹³⁷Cs 含有量に関して1963年から2008年にかけて毎年収集した長期測定データの分析から開発された。経 ロ摂取による被ばく線量推定の更新に本委員会が用いたアプローチの更に詳細な説明は、附録Aに 記載されている。

154. 日本政府当局の福島第一原発事故への対応の一部として、放射線被ばくを低減するために、 異なった期間に近隣住民の広範囲な避難が実施された。最近の調査で、Obba et al. [O5]は、 UNSCEAR2013年報告書[U10]における避難者への被ばく線量の推定に用いられた18の避難シナリ オの精度を高め、結果、新規の37の代表的避難シナリオを作成している。これら37の新規避難シナリ オには広野町および葛尾村からの避難者が含まれていなかったので、本委員会は、また、当該地域 からの避難者を表すUNSCEAR2013年報告書で検討された3シナリオも含め、合計40の避難シナリオ となっている。40の避難シナリオの内、本委員会は、4種類の住民の行動、すなわち、(a)通常の生活 状況、(b)避難準備、(c)避難および(d)屋内退避について考察し、住民に対して用いた方法と合致す る線量推定方法を用いている。ただし、避難中、建物や車両内にいる間に生じている可能性のある吸 入による被ばく線量の低減は全く考慮されていない。避難前および避難中に食品の経口摂取よって 生じた被ばく線量は、調査結果[H15, K10]に基づき、無視できる範囲であると想定されており、 Miyatake et al. [M34] により推定された飲料水由来の被ばく線量が用いられ、ここでもまた、日本人の ヨウ素摂取に対する特定の線量係数による調整が行われている。避難者への線量評価には、避難先 (ほとんどが福島県内の事故の影響がより軽微な地域だが、他都道府県もあり)で受けた被ばく線量も 含まれていた。また、UNSCEAR2013年報告書に記載されているように、避難者はその後これら避難 先に留まったと想定されていた。避難により回避された線量を決定するために、避難場所に対して、 沈着した放射性核種起因の予測線量の評価も行われている。

155. 環境修復技術の実験的研究および試験は、影響を受けた日本の地域で2011年夏に開始され、 福島県では2013年まで継続された。避難対象地域の自治体の大規模除染が、日本政府の支援を得 て、SDAで2013年に開始され、地方自治体がICSAでの除染活動を始めた。使用された技術、実施さ れた環境修復活動の規模、その結果の空間線量率の低減についての利用可能な情報は、第IV章に 要約されている。しかしながら、除染により得られ、公衆が実際に受けた線量の低減についての情報 は、未だ、かなり限られている。結果として、環境修復の線量推定への影響評価は、帰還後に避難者 が受けた線量に対してのみに限定されている。

E. 線量評価の結果

156. UNSCEAR2013年報告書[U10]に記載されているように、本委員会は、日本の公衆に対して実 効線量と特定の臓器への吸収線量の広範な推定を行った。これについては、附録Aでより詳細に提 示されている。本委員会は、まず初めに、UNSCEAR2013年報告書で実施した相当する推定との比 較を容易にするために、範囲を限定した集団グループに対して自治体と都道府県の平均被ばく線量 の推定を行った。

157. 本報告書では、本委員会は、更に、これら自治体と都道府県の平均線量についての不確かさと ばらつきの、より定量的かつ包括的な推定を行っている。結果には、データおよびモデル計算の不確 かさ、集団の年齢分布、自治体や都道府県内の異なる被ばくレベル、生活習慣(屋内や屋外で過ご す時間量など)、食習慣の種類、異なる種類の建物によってもたらされる大気の清浄(ろ過)および遮 へいなど、不確かさと集団間のばらつきの主要な発生源を考慮して、異なる集団グループにおける 個々人の線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値が含まれている。推定された5パーセン タイル値と95パーセンタイル値が、推定された平均線量と共に第V章のセクションE.1に提示されており、 異なる集団グループの分布の数例が第V章のセクションE.2に示されている。不確かさとばらつきがい かに対処されているかについてのさらに詳細な説明は補足資料A-12で参照できる。

1. 日本の異なる集団グループの平均被ばく線量

(a) 事故直後1年間 事故直後1年間の住民(非避難住民など)の平均被ばく 線量

158. 表8は、日本の避難対象外地域に居住していた成人²⁴、小児および幼児についての事故直後1 年間の自治体平均または都道府県平均の実効線量および甲状腺吸収線量の推定値をまとめたもの である。UNSCEAR2013年報告書[U10]における相当する表(当該報告書の表5参照)と比較すると、 本委員会の平均実効線量の更新された推定値は、概して、範囲の上限ではUNSCEAR2013年報告 書より数十パーセント低く、範囲の下限では10分の1よりも低く、平均甲状腺吸収線量は、範囲の上限 ではUNSCEAR2013年報告書における値の約2分の1であり、下限では、10分の1よりも低い。この差 は、本報告書において、経口摂取による被ばく線量のより現実的な推定を行ったことと、放射性ヨウ素 摂取に対して日本人集団に固有の線量係数を用いたことに大きく起因する。これらの差異とそれによ る線量推定値への影響については、附録Aで、より詳細に調べられている。

²⁴ 成人の屋内作業者の平均被ばく線量が、全体としての成人の典型として選択されている。成人が屋内作業者であるか屋外 作業者であるか、定年退職しているかなど、実効線量と甲状腺の吸収線量の集団内でのばらつきは、後出の第V章セクション E.2 にて考察されている。

表 8. 避難しなかった日本の典型的な住民における事故直後1年間の自治体平均および都道府県 平均の実効線量および甲状腺吸収線量の推定値の範囲

線量は、自然放射線源25によるバックグラウンド線量が含まれていない。表中の値は、グループ2とグループ3 については自治体(市町村)平均線量の範囲であり、グループ4については、各都道府県の平均線量の範囲を 示している。これらの推定値は、対象の自治体または都道府県に居住する人々が被ばくした平均線量の特性を 示すことを意図しており、それぞれの集団内の個々人が被ばくした線量の範囲を反映していない。

地理上の区域	<i>実効線量の範囲</i> (mSv)			<i>甲状腺吸収線量の範囲 (mGy)</i>		
年齡層。	成人	10 <i>歳児</i>	1 歳児	成人	10 <i>歳児</i>	1 歳児
グループ 2 ^ゥ – 福島県	0.079~3.8	0.10~4.5	0.12~5.3	0.48~11	1.0~17	1.2~21
グループ3– 近隣県 ٛ	0.10~0.92	0.13~1.1	0.15~1.3	0.31~3.3	0.52~5.2	0.62~6.3
グループ 4 ^d – その他の 都道府県	0.004~0.36	0.005~0.43	0.005~0.51	0.034~0.48	0.073~0.63	0.087~0.74

"この表では、胎児の被ばく線量については、詳細な推定値はまとめられていないが、補足資料A-14にて参照できる。胎児の 発育期間30週に亘る胎児甲状腺の平均吸収線量の範囲は、上記表中の成人の甲状腺線量の約70%から80%である。

^b グループ2-福島県内避難対象外地域の自治体または自治体の一部に居住する公衆。

⁶ グループ3 –茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。これらの県の一部における放射性核種沈着密度の情報は、 吸入および外部被ばく経路による線量を1平方キロメートルベースでの自治体平均レベルで推定するには十分であった。その 結果として、グループ3を形成する県は、UNSCEAR2013年報告書[U10]にて考察された県とは異なる。

⁴ グループ4-前回のグループ3を構成した群馬県、千葉県、岩手県を含む、日本のその他42都道府県に居住する公衆。

159. 図XIIIは、福島県内の避難対象外地域の自治体と沈着密度情報が地理的に十分網羅されている近隣県の一部に居住する幼児の事故直後1年間における自治体の平均実効線量を示す地図である。全ての年齢に対する甲状腺の吸収線量と小児および成人への実効線量は同じような地理的パターンを示しており、それぞれの地域における放射性核種の沈着密度を広く反映している(附録A参照)。さらに、図XIVは、福島県内の避難対象外地域の自治体(グループ2)に居住する幼児の事故直後1年間における自治体の平均実効線量を示す。

²⁵ 自然発生源から日本人集団への年間平均実効線量は、2.2mSvと推定されている[O21]



図 XIII. 福島県のグループ2の自治体とグループ3の県の一部の自治体に居住する幼児を対象に 推定した事故直後1年間における自治体の平均実効線量 160. 概して、沈着した放射性核種から外部被ばくが実効線量に最も大きく寄与する。沈着した放射 性核種から外部被ばくも、甲状腺吸収線量に対して重要な寄与因子となるが、概して、放射性核種 (特に放射性ヨウ素)²⁶の吸入摂取による内部被ばくが甲状腺吸収線量にもっとも大きく寄与する。こ れは、食品および飲料水中の放射性核種の経口摂取が実効線量と甲状腺吸収線量の両方にとって 比較的により重要な経路²⁷であるとしたUNSCEAR2013年報告書[U10]の推定線量とは対照的である。 本委員会は、本委員会の経口摂取による線量の推定では過大評価がされている可能性が高いという ことをUNSCEAR2013年報告書において認めていた。本委員会は、本報告書では、公衆の個人によ る放射性核種の摂取に関して幅広い情報源から利用可能となっている情報を鑑みて、食品および飲 料水中の放射性核種の経口摂取による線量のより現実的な推定を行っている(詳細は附録Aを参照)。

161. 福島県内では、地表での沈着密度が高い自治体(福島市、二本松市、伊達市、郡山市、桑折町、大玉村。図XIV参照。)において、避難しなかった住人らにおける平均推定実効線量が最も高く、 事故直後1年間における幼児の自治体の平均実効線量は3.6mSvから5.3mSvの範囲であった。事故 直後1年間における成人の平均実効線量は幼児の約70%であると推定された。各自治体の個人の線 量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、平均推定線量の、それぞれ、最小で約2分の1 に減少、最大で約2倍に上昇となっている。

162. グループ3に属する県(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)の自治体に関しては、事故直後1年間の成人の平均実効線量は0.1mSvから0.9mSvの範囲であり、ここでもまた、沈着した放射性核種への外部被ばくの寄与が最も大きかった。成人に対するその他の都道府県における平均実効線量は0.004mSから0.4mSvの範囲であり、沈着した放射性核種への外部被ばくが主たる経路であった。

163. 図XVは、日本における幼児の事故直後1年間における都道府県平均の推定実効線量を示す 地図であり、挿入図として、福島県の自治体平均の実効線量を示している。その他の都道府県にお ける平均線量は福島県の県平均線量より低く、福島県から遠い県においては大幅に低く、実効線量 の推定値は自然放射線源によるバックグラウンド実効線量の通常の変動範囲より低かった。

²⁶線量推定に含まれる放射性ヨウ素は、¹³¹I、¹³²Te^{/132}Iおよび¹³³Iである。放射性ヨウ素の吸入による甲状腺吸収線量の合計の内、¹³¹Iが約3分の2以上の寄与率があると推定されている(詳細は補足資料 A-10参照)。

²⁷ これもまた、経口摂取による線量がより有意な寄与度を示したチェルノブイリ事故とは対照的である。これは、チェルノブイリ 事故と福島第一原発事故には、事故による放出発生の時季(福島は初春、チェルノブイリは晩春)、土壌成分の違い、課せられ た食品規制、地産地消の度合など多くの違いがあることに起因する。



図 XIV. 避難対象地域を除いた福島県の各自治体に居住する幼児の事故直後1年間における自治体平均の推定実効線量







"グループ2には、福島県内避難対象外地域の自治体または自治体の一部を含む。



図 XVI. 避難対象地域を除いた福島県の各自治体に居住する幼児の事故直後1年間における自治体平均の推定甲状腺吸収線量

164. 図XVIは、事故直後1年間の福島県の避難対象外地域の自治体(グループ2)に居住する幼児の自治体の平均甲状腺吸収線量の推定値を示す。事故直後1年間で最も高い甲状腺吸収線量は、南相馬市、伊達市、福島市、相馬市、桑折町の自治体に居住する個人に対するものであった。事故 直後1年間の自治体の平均甲状腺吸収線量の最も高い値は、南相馬市の自治体に住む幼児の約 21mGyであったと推定された。当該被ばく線量の内、吸入によるものが80%を、沈着した放射性核種 からの外部被ばくによるものが10%をそれぞれ上回り、約5%が経口摂取によるものであった。自治体 である南相馬市に居住の成人と小児の事故直後1年間の推定甲状腺吸収線量は、それぞれ、幼児 に対する推定値の約60%と約85%であった。他の臓器に対する平均吸収線量推定値は、附録Aに記 載されている。個人の甲状腺吸収線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、推定平均 線量の、概ね、それぞれ約3分の1から2分の1、約2倍から3倍であった。ただし、線量合計に対して放 射性核種の吸収による内部被ばくが最も大きい寄与度があると推定されている自治体においては、そ れぞれ、4分の1を下回る値、4倍を上回る値である可能性がある。

165. グループ3の自治体(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)については、幼児の事故直後1年間に おける自治体の平均甲状腺吸収線量が、1mGyから6mGyと推定され、ここでもまた、主たる被ばく経 路は、吸入であった。日本の残りの42都道府県については、各都道府県の幼児の平均甲状腺吸収 線量が、最大で約1mGyと推測され、経口摂取および沈着した放射性核種からの被ばくによる被ばく 線量が、吸入によるものよりも比較的大きく寄与(それぞれ、全体の約40%)していた。

(b) 事故直後1年間における避難者の平均被ばく線量

166. 事故直後1年間のグループ1の自治体(双葉町、広野町、楢葉町、大熊町、富岡町、飯館村、川 俣町、南相馬市、田村市、川内村、葛尾村)からの避難者の被ばく線量が、避難前と避難中の被ばく 線量の合計と避難場所での1年の残りの期間の被ばく線量として推定された。異なる避難者グループ の平均実効線量および平均甲状腺吸収線量の推定範囲が、表9にまとめられている。

167. 事故直後1年間における異なる避難グループの成人への推定平均実効線量は、0.05mSv未満 から約6mSvの範囲であった。個人の実効線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、概 して、それぞれ、平均実効線量の3分の1から2分の1、2倍から3倍である。事故直後1年間における異 なる避難グループの平均甲状腺吸収線量は、成人で1mGy未満から約15mGy、幼児で約2mGyから 約30mGyの範囲であった。甲状腺吸収線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、それ ぞれ、平均被ばく線量の約4分の1から2分の1、約2倍から3倍である。本委員会は、自治体の避難に よって、成人の実効線量を最大で約40mSv、幼児の甲状腺吸収線量を最大で約500mGyの被ばくを 回避できたと推定した(附録Aの表A12および表A13を参照)。 表 9. 事故直後1年間における避難者グループの平均実効線量および平均甲状腺吸収線量の推定 範囲

被ばく線量は、自然放射線源によるバックグラント線量に加えられている。数値は、異なる避難シナリオによって 示された避難者グループの平均被ばく線量の範囲であった。これら推定値は各自治体からの避難者が受けた 平均被ばく線量の特徴を示すことを意図しており、避難対象地域の自治体の集団内の個人が受けた被ばく線量 の範囲を反映するものではない。

年齡層。	避難前および避難中	避難先	事故直後1年目の合計	
	実効線量の範囲 (mSv)			
成人	0.027~3.6	0.005~2.7	0.046~5.5	
10 歳児	0.058~4.3	0.006~3.2	0.10~6.5	
1 歳児	0.079~5.2	0.005~3.8	0.15~7.8	
	甲状腺吸収線量の範囲(mGy)			
成人	0.39~15	0.034~3.2	0.79~15	
10 歳児	0.65~21	0.072~4.1	1.6~22	
1 歳児	0.78~30	0.087~4.7	2.2~30	

" 胎児の被ばく線量については、詳細な推定値が表に示されていないが、補足資料A-18にて参照可能である。 胎児の発育期間30週に亘る胎児甲状腺の平均吸収線量は表中の成人の合計甲状腺線量の約70%から80%である。

(c) 長期間に亘る被ばく線量

168. 本委員会は、また、事故後10年間に蓄積される自治体と都道府県の平均被ばく線量および被 ばく者が80歳に到達するまでに蓄積される被ばく線量の推定を行った。居住者に対するこれらの値は、 表10に示されている。UNSCEAR2013年報告書[U10]の同等の表7と比較すると、事故後10年間に蓄 積される平均実効線量および被ばく者が80歳に到達するまでに蓄積される平均実効線量の範囲の 上限値は、概ね、UNSCEAR2013年報告書における推定値との差異が数十パーセントの範囲以内で ある(ただし、本報告書で用いられた都道府県のグループ分けが異なることに起因して、グループ4の 都道府県のUNSCEAR2013年報告書中の値との差異はより大きくなっている)。範囲の下限では、最 大20分の1から10分の1まで低くなっている。生涯に亘る実効線量分布の95パーセンタイル値は、概し て、平均被ばく線量の2倍未満である。本報告書において経口摂取による被ばく線量のさらなる現実 的な推定を行ったこと、および、沈着した放射性核種からの外部被ばくによる被ばく線量のさらなる現実 なるモデルを用いたことが、これらの差異の大きな原因となっている。本報告書とUNSCEAR2013年報 告書間での実施された推定の違いについては、附録Aで更に調べられている。一般的に、沈着した 放射性核種からの外部被ばくは、より長い期間に亘る実効線量においては、群を抜いて最重要な被 ばく経路である。

2011 年 3 日/-	自治体平均または都道府県平均の実効線量の範囲。(mSv)				
おける年齢層	グループ2 ^{_b_ 福島県}	グループ3 [.] - 近隣県	グループ4⁴ <i>−日本のその</i> 他の都道府県		
	1年	間の被ばく			
成人	0.079~3.8	0.10~0.92	0.004~ -0.36		
10 歳児	0.10~4.5	0.13~1.1	0.005~0.43		
1 歳児	0.12~5.3	0.15~1.3	0.005~0.51		
10 年間の被ばく					
成人	0.16~11	0.25~2.5	0.009~1.0		
10 歳児	0.19~12	0.30~2.9	0.008~1.2		
1 歳児	0.22~14	0.34~3.4	0.007~1.3		
80 歳までの生涯被ばく [。]					
成人	0.22~ –15	0.32~3.6	0.010~1.4		
10 歳児	0.24~17	0.38~4.0	0.009~1.6		
1 歳児	0.27~19	0.43~4.5	0.008~1.8		

表 10. 成人、小児、幼児(2011年現在)の事故直後1年間、10年間、最長で80歳に達するまでの 期間に亘る自治体または都道府県平均の実効線量の推定範囲

"報告された被ばく線量は、グループ2とグループ3の県の自治体平均被ばく線量およびグループ4の都道府県の平均被ばく線量の範囲である。これらの線量推定値は、異なる場所に居住する人々が受けた平均線量を表すものであり、これらの場所の 集団内の個々人の被ばく線量の範囲を反映するものではない。

^b グループ2には、福島県内避難対象外地域の全ての自治体または自治体の一部を含む。

"茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。

^d 日本のその他42都道府県に居住する公衆。現在、このグループには、UNSCEAR2013年報告書[U10]ではグループ3に分類されていた千葉県、群馬県、岩手県が含まれる。

。成人については、これは、事故当時の20歳から80歳に到達するまでの被ばく線量である。

169. 最初の10年間に生じるであろう実効線量の自治体平均や都道府県平均は、概して、事故直後1 年間の被ばく線量の約2倍から3倍の間であると推定され、生涯被ばく線量は最大で約4倍であった。 これら経時的増加は、UNSCEAR2013年報告書[U10]における推定よりも大きく、日本の条件下で観 察される沈着物による線量率が、UNSCEAR2013年報告書(M2013)で用いられたモデルよりもゆっく りと経時的減少した結果である。日本の居住者の甲状腺吸収線量のほとんどが、事故直後1年間に放 射性ヨウ素を吸入したことに起因するものであった。80歳に到達するまでの甲状腺吸収線量は、事故 直後1年間に受けた量の約2倍と推定され、比較的長半減期のセシウムの放射性同位元素による継 続的な被ばく(沈着した放射性核種による外部放射線と経口摂取による取り込みによる)に大きく起因 する。これらの線量評価には、ICSAで実施された除染作業の効果は考慮に入れていない。この除染 作業が、その完了後に、沈着した放射性核種からの外部被ばくによるICSAにおける被ばく線量をさら に約10%~20%低減させている可能性があり(附録Aおよび補足資料A-1参照)、これらの線量評価に おける不確かさと比べると、表10(および表11)中の線量の推定値への全体的な影響は小さいものと なっているであろう。

(d) 現在の被ばくのレベルの推定

170. 事故の結果による現在の被ばくのレベルを表すために、本委員会は、福島県の避難対象外地 域の自治体(グループ2)、グループ3の県、その他の都道府県(グループ4)での2021年における年間 実効線量を推定しており、その値が表11にまとめられている。年間実効線量の平均推定値は、全ての 年齢層群において、福島県(グループ2)で0.5mSv未満、その他の地域では0.1mSv未満である。個人 の被ばく線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、それぞれ、平均被ばく線量の約3分 の1から2分の1、2倍である。沈着した放射性核種による外部被ばくは、総被ばく線量の概ね95%を上 回る。図XVIIは、福島県とグループ3の近隣県の一部の自治体で推定された、2021年における幼児 の年間実効線量の平均値を示す。表11(福島県の避難対象外地域の自治体のみを考察)とは異なり、 数値には居住者が帰還したと想定して、福島県の避難対象地域の自治体(「帰還困難地域」を除く) も含んでおり、SDAにおいてのみであるが、除染も考慮に入れている(以下参照)。

地理上の区域	<i>自治体平均または都道府県平均の年間実効線量 ° の範囲 (</i> mSv)			
	成人	10 歳児	1 歳児	
グループ 2 ⁶ – 福島県	0.004~0.31	0.004~0.36	0.004~0.42	
グループ 3゚– 近隣県	0.005~0.070	0.006~0.082	0.006~0.097	
グループ 4 ^d – その他の 都道府県	<0.001~0.028	<0.001~0.033	<0.001~0.039	

表 11. 2021に年おける成人、小児、幼児の自治体平均また都道府県平均の実効線量推定値の範囲

*報告された被ばく線量は、グループ2とグループ3の県の自治体平均被ばく線量およびグループ4の各都道府県の平均被ば く線量の範囲である。これらの線量推定値は、異なる場所に居住する人々が受けた平均線量を表すものであり、これらの場所 の集団内の個人の被ばく線量の範囲を反映するものではない。被ばく線量は、自然放射線源と他の被ばく線源によるバックグ ラント線量に加算されており、2021年における特定年齢層の人々が対象である。成人の被ばく線量は、全体の成人の代表とし て屋内作業者を対象としている。

- ^b 福島県の避難対象地域外の自治体
- 。茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆

^d その他の都道府県に居住する公衆

図 XVII. 2021年における福島県。の自治体およびグループ3の県の一部自治体に居住する幼児の 平均年間実効線量



"避難対象地域の自治体(「帰還困難地区」を除く)を含む。人々が自宅に帰還したと想定し、SDAにおける除染による線量低減係数1.3を想定している。

171. 避難者が自宅に帰還した場合に受けるであろう外部被ばくによる実効線量の推定値が表12にま とめられており、附録Aでより詳細が考察されている。線量評価にはSDAで完了している除染事業を 考慮するために線量低減係数1.3が含まれている(より詳細は、附録Aと補足資料A-1参照)。

表 12. 避難対象自治体に帰還したと仮定した、成人および幼児(2011年時点)の2021年までの年間および最長で80歳に到達するまでの外部被ばくによる平均実効線量の推定範囲

<i>年龄届</i>	外部被ばくによる年間 実効線量および 最長で 80 歳までの実効線量の範囲 (mSv)®				
一一世间	2019 年	2020 年	2021 年	生涯	
成人	0.050~1.2	0.040~1.1	0.040~0.99	0.69~18	
1 歳児	0.050~1.5	0.050~1.4	0.050~1.2	0.69~19	

"「帰還困難区域」を含む自治体を除く。

(e) *集団線量*

172. 事故にともなう日本の住民の被ばくの全体像を捉えるために、本委員会はまた日本の公衆 28に おける集団実効線量と集団甲状腺吸収線量を推定した。その結果得られた事故直後1年間、事故か ら10年間、そして生涯にわたる期間29それぞれの集団実効線量と集団甲状腺吸収線量を表13に示し ている。これらの期間は、UNSCEAR2013年報告書[U10] との比較のため、また、年間集団線量を示 すため、ある時間区分での集団線量預託を例示するために選択された。集団実効線量に最も大きく 寄与した被ばく経路は、地表に沈着した放射性核種による外部被ばくであった。事故直後1年間の集 団甲状腺吸収線量に最も大きく寄与したのは、放射性ヨウ素の吸入と経口摂取による内部被ばくであ った。本委員会の2013年における推定(UNSCEAR2013年報告書の表8)と比べると、集団実効線量 はわずかに低く、一方、集団甲状腺吸収線量は、2分の1に低減している。福島第一原発事故による 日本の住民のこれらの集団線量推定値は、1986年に生じたチェルノブイリ事故後に放射線被ばくし た欧州諸国の住民の集団線量推定値と比較することができる(附録B参照)。日本の住民の福島第一 原発事故後の生涯被ばくによる集団実効線量はチェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州諸国 の住民の相当する値の約10%~15%であり、集団甲状腺吸収線量は、チェルノブイリ事故による当該 線量の約3%である。視点を広げると、日本の住民の自然のバックグラウンド放射線による年間集団実 効線量は、約280.000人・Sv³⁰(福島第一原発事故直後1年間における集団実効線量の約20倍)と推 定できる。

	被ばく期間			
線量カテゴリー	最初の1 年間	10 年間	<u>生涯</u> ª (最長 80 歳まで)	
集団実効線量 (1000 人 Sv)	12	32	44	
集団甲状腺吸収線量 (1000 人 Gy)	24	44	57	

表 13. 日本の住民(2010年において128,000,000人)の集団実効線量および甲状腺吸収線量

"いずれの場合も、生涯に亘る(最長 80 歳まで)集団線量は、集団線量預託の 97% を上回る。

30 人口 128,000,000 人と自然放射線 2.2mSv[O21]に基づく。

²⁸本委員会は、電離放射線の様々な発生源による集団の放射線被ばく、または様々な防護措置後の集団の放射線被ばくを 比較するために、長年、集団(実効)線量という量を用いてきた。集団(実効)線量は、常に、特定期間に亘る定義された集団に 対して推定される。特別の発生源による特定の集団の平均実効線量とその集団の人々の数の積であり、特定の期間に亘り積 算されたものである。重要なことは、計算された線量は、比較の目的のみに推奨されるものであり、健康影響に関連する推定に は推奨されないということである。集団線量は疫学的リスク評価の手段として用いることを意図されたものではない。さらに、長期 間にわたる非常に低い個人線量の総計は、リスク予測に用いるのは適切ではなく、特に、十分にバックグラウンド被ばくのばら つきの範囲内である個人線量に基づく集団線量からがん死亡数を計算することは避けるべきである。

²⁹本報告書において、委員会は、用語「集団実効線量」と「集団甲状腺吸収線量」を用いており、それらを異なる期間に対する ものとして記述している。これは、UNSCEAR2013年報告書で用いられたアプローチに従うものである。厳密に言うと、正確な用 語は「集団実効線量預託」と「甲状腺集団吸収線量預託」(時間積算量)であり、記述により、線量預託(時間積算)は、異なる 期間では、省略していることを明記しなければならない。本委員会は、厳密には正しくないという認識の下、UNSCEAR2013年 報告書で用いられていると同じ用語を、当該報告書との比較を容易にするため、また、簡略化のために、継続して用いている。

(f) 日本の近隣諸国および近傍の線量評価

173. 本委員会の日本の近隣諸国または比較的近傍における公衆への線量評価は、 UNSCEAR2013年報告書[U10]での評価と査読付き文献で公表された、より新しい推定値のレビュー に基づいている。本委員会は、日本以外の地域の居住者の実効線量および甲状腺等価線量が、事 故直後1年間において0.01mSv未満であるという委員会の結論を追認した(附録AのセクションD参照)。

2. 個人線量の分布

174. 前述した本委員会による自治体平均および都道府県平均の線量推定値は、各自治体または都 道府県の居住者が受けた平均線量を特徴づけることを目的としている。示されている線量の範囲は、 自治体や都道府県内の個人が受けた線量の範囲というよりも、むしろ、特定の年齢に対する平均値 が、自治体間、都道府県間でどのように異なるかを反映している。

175. 本委員会は、さらに、個人間の線量の差異に影響を与える可能性のある多数の要因(例えば、 居住地と仕事場での大気中および地表における放射性核種の濃度、食習慣、生活習慣(屋内・屋外 での時間区分など)、居住および勤務している建物による遮へいなど)を考慮に入れて、各自治体と 各都道府県における個人線量の分布を推定した。これら分布は補足資料A-21に提示されており、補 足資料A-12では、これら分布がいかに導き出されたかが更に詳細に記載されている。本委員会は、 平均線量の推定値と共に適切な母集団におけるこれら線量分布の5パーセンタイル値と95パーセン タイル値の推定値を提示している。

176. 福島県内の自治体数例および県全体としての福島県の事故直後1年間および最長で80歳までの期間における個人線量分布(実効線量と甲状腺吸収線量の両方)が附録AセクションIV.Fに提示されている。事故直後1年間の福島県の住民(避難民を除く)における実効線量の分布は、図XVIIIに一例として示されている。この分布では、個人の大半が都道府県の平均線量(約2mSv)の10分の1から3倍の範囲内の線量を受けたことが示されている。分布にはダブルピークがあり、降下物からの外部被ばく経路が支配的であることと福島県のほとんどの人々が居住する地域において放出された放射性核種の沈着密度が異なることによる結果である可能性が高い。さらに、もう1つの例として、事故直後1年間における福島市の住民の甲状腺吸収線量分布が図XIXに示されている。これは、類似のパターンを示すが、範囲が狭く、個人のほとんどが、約9mGyの平均線量の約3分の1と2倍の範囲内の甲状腺吸収線量を受けていることを表す。



図 XVIII. 事故直後1年間における福島県の住民(2,000,000人)の実効線量の分布





F. 要約

177. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会の狙いは、現実的な線量評価をすることで あった。しかしながら、一部地域での情報が欠如していたため、保守的な想定がなされることもあり、そ の全てではないが、ほとんどがその当時認識され、当該報告書で認められた。事故直後1年間におけ る食品の経口摂取による被ばく線量の推定においてなされた想定が、それらの中でも、より有意なも のの1つであった。

178. UNSCEAR2013年報告書[U10]刊行後、より多くの情報が入手可能になったため、本報告書において、本委員会は、より現実的な想定をすることが可能となった。これら情報には、(a) 福島第一原 発からの放射性核種の放出とその大気中での拡散、地表および海洋上への沈着の時間的パターン についての改良された推定値、(b)環境中、例えば、大気中、地表、食品および飲料水中の放射性核

種のより広範な測定値、(c)人の、特に甲状腺と全身における放射性核種測定値、(d)異なる習慣を持つ人々の外部被ばく線量を測るための自治体における広範囲な個人線量測定キャンペーン、(e)日本およびその他の国の研究者達による査読付き文献で公表された何らかの被ばく経路による人々への被ばく線量についての様々な評価、などが含まれる。

179. 線量評価の更新において、本委員会は、人々と環境の両方またはいずれか一方における放射線または放射性物質の測定値を可能な限り信頼することを選択している。いくつかの場合、このような測定値が、ほぼ直接的に、本報告書の被ばく線量推定値の基礎として用いられていることもあり、他の例では、より広範な集団の被ばく線量を推定する目的で開発されたモデルの妥当性を検証するために用いられている場合もある。人々の測定値を含むある地域における放射線測定値で得られた結果により妥当性を検証されたモデル(例えばM2020)を使用することで、現実性が向上し、線量推定値の不確かさが減少している。

180. 本委員会が採用したアプローチにおける主な変更および改良またはそのいずれかと、その影響は以下の通りである。

(a) 改良されたソースターム(環境中の測定値全体に基づいており、福島第一原発サイトにおける主要事象と相関し、放射性ヨウ素の放出時の3つの化学形態を考慮したもの)が、限られた測定値のみが利用可能であった大気中の放射性核種濃度を推定するために、改良された ATDMと共に用いられた。その結果、大気中の放射性核種濃度の違った空間的、時間的パターンが得られ、場所により、大気中濃度(および線量)が増加する場合と減少する場合があった。

(b) 日本の条件(例えば土壌タイプや気候)下での線量率の経時的変化の広範な測定値に基づき、地表に沈着した放射性核種による外部被ばく線量を推定するために、新規の経験則に基づく検証済みのモデルが開発された。これにより、概して、推定された外部被ばく線量が増加する結果となり、UNSCEAR2013 年報告書[U10]と比較すると、一般的に数十パーセント増加し、線量率は経時的により緩やかに減少した。

(c) 一般的にヨウ素が豊富な食習慣である日本人固有の体内動態モデルが、吸入または経口 摂取での放射性ヨウ素の取り込みによる被ばく線量についての、より現実的な推定をするために、 開発された。その結果、UNSCEAR2013年報告書と比較すると、推定された甲状腺線量が約2分 の1に低減した。

(d) 日本人固有の情報を考慮するために、より現実に即した状況、例えば、異なる種類の建物内にいる時の大気の清浄(ろ過)、習慣、挙動など)が、線量推定に用いられた種々要因のモデル計算に組み込まれた。UNSCEAR2013 年報告書と比較し、群を抜いて最も有意な変化は、建物によってもたらされる大気の清浄(ろ過)を考慮したことであり、その結果、放射性核種の吸入による被ばく線量推定値が約2分に1に低減した。

(e) 食品と飲料水の経口摂取による被ばく線量の更により現実的な推定が、陰膳方式とマーケットバスケット方式の調査など、公衆の個人が実際に購買し消費しているものについてのより良い情報に基づいて行われた。経験的モデルが、長期に亘り、大気圏内核兵器実験による放射性セシウムの降下による日本の食品と全ての食事における放射性セシウムの45年に亘る測定に基づいて、用いられた。この変化により、食品と飲料水の経口摂取による被ばく線量の推定値を、UNSCEAR2013年報告書と比較すると、少なくとも10分の1に低減させている。

181. 総合すると、これらの変更の影響により、自治体と都道府県の平均線量の推定範囲の上限値が、 UNSCEAR2013年報告書[U10]で提示した推定範囲の上限値と比較すると、事故直後1年間における 実効線量では最大数十パーセント低く、事故直後1年間の甲状腺線量では最大で約2分の1に低減 すると更新されている。生涯に亘っての推定実効線量に及ぶ変更の影響は、いくつかの相反する要 因があるために、以下に示す様により複雑である。
(a) 推定平均線量の範囲の上限値(降下物による外部被ばくが主要な経路である)については、 差異は、概して数十パーセント未満である。

(b) 推定平均線量の範囲の下限値(経口摂取がより重要な構成要素の一つである)は、 UNSCEAR2013年報告書よりも最大で1桁以上低い。

182. はるかに大量の情報が利用可能となり、本委員会が、ばらつきの主な発生源と不確かさ(測定およびモデル計算における不確かさなど)を考慮しながら、自治体と都道府県における公衆の個人の平均被ばく線量だけではなく、自治体や都道府県内の個人間の被ばく線量分布(および5パーセンタイルと95パーセンタイルの各境界)を評価することが可能となっている。これら情報には、年齢分布、自治体内または都道府県内での様々な被ばくレベル、生活習慣(屋内または屋外で過ごす時間量など)、食習慣の種類、異なるタイプの建物によってもたらされる大気の清浄(ろ過)と遮へいなどが含まれる。得られた分布は、一般的に、ほとんどの個人が平均被ばく線量より約10分の1から数倍の範囲内の線量を受けており、より多くの人々が平均値を上回るよりむしろ平均未満であると推定されたことを示している。

VI.作業者の線量評価

A. 緒言

183. 事故発生以前には、数千人の職業被ばく作業者が福島第一原発サイトで雇用されていた。事 故後、さらに多くの職業被ばく作業者(2012年末までに21,000人超)が雇用され、復旧および関連作 業に従事した。そのほとんど(ほぼ18,000人)は東京電力[M22]の元請業者によって雇用されていた。 さらに、消防士、警察官、海上保安官、自衛隊員を含む数百人の緊急時対応作業従事者も福島第 一原発の現場に派遣され、数万人がサイトの外で緊急時対応活動に従事した。更に数万人の自治体 職員と米軍隊員が、避難地域で環境放射線測定やその他の支援活動を行った。

184. 事故後、東京電力を含む様々な企業、組織は原子炉を制御して放射性物質の放出を減少させるため、福島第一原発サイト内とその周囲で作業を行った。「upper radiation exposure dose limit³¹(放射線被ばく線量限度)」100mSvが、福島第一原発の緊急時作業に従事している作業者に即時に適用された。この上限値は、2011年3月15日に250mSvに引き上げられ、2011年11月1日に、それ以降に作業を開始する作業員に対して、2011年12月16日には他のほとんどの作業者に対して、2012年4月30日に残るすべての作業者に対して、以前の値の100mSvに戻された[M22, W1]。放射線の状況を効果的にモニターする機能は当初大幅に妨げられた[I35]。津波の発生後、サイト内に残っているモニタリングシステムはわずかしかなかった。ほとんどの電子式個人線量計や、これらの機器を作動させて線量を記録するコンピュータシステム、多くの可搬型計測装置が浸水で失われた。設置型の放射線モニターも、津波によって配電装置が水浸しになった際に失われた[I35]。2011年3月末まで、緊急時対応従事者は電子式個人線量計を共有せねばならず、個人の線量を手入力で記録する必要があった。[I4]従事者が同様の条件下で作業すると思われるチームに対しては、多くの作業でチーム内の1人のみが線量計を着用した[I4]。

185. 東京電力は徐々に現場の放射線モニタリングを改善した[Y15]。2011年4月1日からは個人線量 計が作業者全員に提供された。線量率の測定値に基づく包括的な放射線地図が、作業者の防護を 最適化するために利用された。調整センターが、警戒区域および施設に入るあらゆる人員の放射線

³¹ 関連する日本の法律[M21]に用いられた用語の英語翻訳。

防護を管理、監視するために、福島第一原発の南20kmの場所に設置され、全面マスクと防護服の支給も行った。安定ヨウ素剤(ヨウ化カリウム錠)が、甲状腺への放射性ヨウ素の取り込みを阻害するために、2011年3月13日から2011年11月21日までの間、選ばれた作業者に処方された。この期間中に、約17,500錠が、約2000人の作業者に処方された。作業者の選定基準と錠剤の配布についての更に詳細な情報はIAEA[I7]によりまとめられている。

186. 内部被ばくによる線量を評価するために、2011年3月22日に、東京電力の要請を受け、JAEAは、 緊急時対応作業に従事した作業者個人の体外計測によるモニタリングを開始した。これら当初の測 定は、簡易式可搬型ホールボディカウンタを用いて行われたが、この装置は、その設置された場所が 原因で環境のバックグラウンドレベルが相対的に高かった。放射性核種の摂取による実効線量が 20mSvを超えた作業者については、JAEAの施設でさらにモニタリングが行われ、内部被ばくの推定 線量が250mSvを超えた場合、作業者はさらにNIRSによってもモニタリングされた。ほとんどの作業者 において、検出された放射性核種は¹³¹I、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csのみであり、内部被ばくについて報告され ている線量では、これらの放射性核種の摂取だけが考慮された。実効線量が高い一部の作業者にお いては、¹³⁶Csと^{129m}Teも検出されたが、これらの放射性核種の摂取による内部被ばくの推定線量への 寄与は小さかった(0.5%未満)。¹³²Te、¹³²I、¹³³Iなど、他の短半減期放射性核種の被ばくに関するデ ータは欠落していた。内部被ばくに起因する実効線量と甲状腺線量は、可能な限り、体外計測結果 から評価された。東京電力の従業員における内部被ばく評価は、東京電力またはNIRSが、品質保証 されたソフトウェアツールを用いて実施した。

B. 現時点での理解の概要

1. 福島第一原子力発電所作業者の線量

187. 福島第一原発作業者の被ばくに関する本委員会が利用可能な情報は、日本の厚生労働省 (MHLW)[M22]が定期的に公表する線量分布データから収集されている。これらのデータは、一定 の期間における、線量評価が特定の範囲内の作業者数の情報を提示する。外部被ばくおよび内部 被ばくによる実効線量の分布は、2012年4月までは別々に提示された。その後、分布は、総実効線量 に対して発表された。2011年3月~12月の期間の福島第一原発作業者の甲状腺等価線量の分布が、 別途、東京電力[T25]により公表された。作業者2万1776人の2012年4月までの内部および外部被ば くによる線量に関する追加情報が本委員会に提供された。個々の作業者に対するデータは、ほんの 限られた量であり、これらは常に匿名化されていた。

188. UNSCEAR2013年報告書[U10]では、2012年10月末までの期間に職業被ばく作業者が受けた線量をまとめた。当該期間までに合計2万4832人の作業者が福島第一原発サイトでの被害軽減作業や、その他の活動に従事し、職業上放射線に被ばくしたと報告されている。この期間に、合計24,832人の作業者が原発サイトでの被害軽減作業やその他の活動に従事していたと報告されており、業務上放射線に被ばくした。そのうち約15%は東京電力の従業員で、残りは元請業者や下請け業者が雇用した作業者であった。

189. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、日本で線量評価に用いられた方法をレビューすること、および特定のグループ内³²の少数の作業者について独自の線量評価を行うことにより、日本で報告されている作業者の個人線量が実際に受けた被ばくを表す指標としてどの程度正確

³² UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、最も高い内部被ばく報告値を有する 13 人の作業者の内 12 人、無 作為抽出された 42 人の作業者(東京電力作業者 21 人、元請業者の作業者 21 人)、緊急時対応作業従事者 13 人について 内部被ばくによる線量の独立評価を実施した。

で信頼に足るものであるかの評価を実施した。東京電力は、外部被ばくモニタリング用として、使用し た個人線量計、技術標準および校正に用いられた手法、ならびに個人への電子式個人線量計の配 布システムに関する詳細情報を、本委員会に提供した。東京電力、JAEA、NIRSは、本委員会に対し、 特定の作業者におけるモニタリングデータとともに、体外計測によるモニタリングおよび内部被ばくの 線量評価で使用した装置、測定システム、校正用ファントムおよび校正手法について詳細情報を提 供した。本委員会が用いたアプローチと方法についての更なる詳細は、UNSCEAR2013年報告書に 記載されている。この報告書で、本委員会は、日本において外部被ばくのモニタリングと評価に使用 された線量計、技術標準、および校正方法は、一般的に受け入れられている放射線緊急時における 個人モニタリング要件を満たしていると判断した。外部被ばく評価の信頼性に影響した可能性がある 重要な要因は、2011年3月中に行った電子式個人線量計の共同使用であった。本委員会は、内部被 ばく評価に用いられた測定システム、校正ファントム、校正データおよび品質管理データ、ならびにソ フトウェアパッケージは、実施された線量評価に適切だと判断した。選定された作業者に対する独立 評価を通じて、本委員会は、東京電力により報告された、体内の131Lが検出された東京電力の作業者 の内部被ばく評価の信頼性は確認したが、¹³Iが体内に検出されなかった東京電力の作業者の内部 被ばく評価の信頼性については、モニタリング開始が遅れたため確認しなかった。UNSCEAR2013年 報告書における本委員会の内部被ばくによる線量の推定値と元請業者により報告された推定値間の 相違により、本委員会は、また、元請業者の作業者について報告された内部被ばく評価の信頼性に ついても確認できなかった[U10]。これらの相違については、UNSCEAR2013年報告書およびその後 の出版物 [U10, Y16, Y19] において、詳細に検討されている。

(a) *実効線量*

190. 本委員会が2015年白書 [U11] において述べたように、UNSCEAR2013年報告書以降[U10, Y16, Y19]、有意な数の作業者の線量が再評価され、修正されている。本委員会は、モニタリングデータの 一部が不足していること(概要は上述)を考慮に入れると、2編の再評価が適切に策定され、かつ完全 であり、改訂された線量推定値は信頼し得ると考える。

191. 東京電力は、再評価された線量の報告と共に、東京電力と元請業者³³が雇用する作業者を含む職業被ばくをした福島第一原発作業者の年間実効線量の分布についても定期的な報告を継続している。2020年3月31日までの分布は図XXに、要約情報は表14 [M22] に示されている。これら線量分布は、2013年と2014年に行われた線量再評価を反映し、事故後、年次ベースで(毎年3月末まで) [M22]提示される。但し、更新は月次ベースで入手可能である。

³³ 下請業者を含む。

192. 報告された中で最も高い実効線量は東京電力の作業者の679mSv³⁴であり(表14参照)、この作 業者は内部被ばくによる預託実効線量も最も高かった(590mSv)。6人の作業者(全員東京電力が雇 用した作業者)が内部被ばくおよび外部被ばくにより250mSvを上回る実効線量を受け、さらに168人 の作業者(東京電力と元請業者雇用)が内部被ばくおよび外部被ばくにより100mSvから250mSvまで の範囲の実効線量を受けた[M22]。250mSvを上回る総線量を受けた6人の作業者の内、5人が内部 被ばくのみによって250mSvを超える実効線量を受けていると評価された。また、9人の作業者が内部 被ばくのみにより、100mSvから250mSvの間の実効線量を受けていると評価された[Y16, Y19]。これら 線量値は全て、2012年3月末までの期間の積算線量である。

193. 2013年4月以降、1人当たりの年間実効線量が50mSvを超えることはなく、2018年4月以降は、 1人当たりの年間実効線量が20mSvを超えていない。平均実効線量(内部被ばくおよび外部被ばく両 方による)は、事故直後から2012年3月末までの期間の約13mSvから2020年3月末までの年間線量 2.5mSvまで減少している[M22]。





"東京電力と下請け業者の両方の作業者を含む。

34 2桁の有効数字に丸めることにより生じる可能性のある混乱を避けるため、出典出版物から引用した線量、作業者数、その 他の数値は本章では本情報の出典(例えば[M22])において与えられた有効数字の桁数で報告されている。用いられる有効数 字の桁数は、引用された数字における正確さや不確かさを示すものではない。

期間	<i>最大実効線量 (mSv)</i>	<i>平均実効線量 (mSv)</i>	作業者数
2011年3月~2012年3月	679	13	21 135
2012年4月~2013年3月	54	5.7	13 742
2013年4月~2014年3月	42	5.3	14 746
2014年4月~2015年3月	40	5.0	20 730
2015年4月~2016年3月	43	4.3	18 196
2016年4月~2017年3月	39	2.9	15 835
2017年4月~2018年3月	33	2.7	13 943
2018年4月~2019年3月	20	2.4	11 306
2019年4月~2020年3月	20	2.5	10 708

表 14. 福島第一原子力発電所作業者作業者^aの最大実効線量と平均実効線量[M22]

"東京電力と元請業者の双方の作業者を含む。

(b) 甲状腺線量

194. 可能な限り、福島第一原発作業者の内部被ばくは、体内の放射性核種を測定対象とする体外 計測の結果から評価された。甲状腺内で¹³¹Iが測定可能な場合は、甲状腺吸収線量は、測定値から 評価され、甲状腺内で¹³¹Iが測定可能でない場合は、甲状腺吸収線量を推定するために、より間接的 な方法を用いなければならなかった³⁵。2011年3月から12月の期間について東京電力により報告され たよう[T25]、1,757人の作業者が(東京電力、NIRSおよび、または元請業者により)100mGyを超える 預託甲状腺吸収線量を受けていると評価された。東京電力の作業者13人が2Gy以上の預託甲状腺 吸収線量受けていると推定された。UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、これら13 人の作業者の内12人に対して独自の線量評価を実施し、東京電力によってなされた線量評価を確認 した。

195. 作業者に係る疫学的調査である放射線業務従事者の健康影響に関する疫学研究[J4, K24, M23, Y18]が、約20,000人におよぶ福島第一原発の緊急時作業者を対象とした健康への影響を調査 するために、日本で開始されている。この研究の一環として、福島第一原発作業者の個人線量のより 洗練された推定が実施されている。東京電力により報告された線量とこれら線量を評価するために MHLWにより定義された基準方法は、「標準作業者」³⁶に基礎を置いている。疫学的調査では、各個 人固有の情報やパラメータ値を考慮に入れて、参加した個人の線量が評価される。特に、甲状腺線 量が最大であった6人の作業者については、Kunishima et al. [K54] が、作業者に実施した磁気共鳴 映像法(MRI)と超音波スキャンから、頸部と甲状腺のリアリスティックな数学モデル(ボクセルファント ムとして知られている)を作成している。次いで、以下を決定するために数値シミュレーションが実施さ れている。

³⁵ 公衆の線量推定に置いて、日本でより典型的なヨウ素に富んだ食事を反映するために、日本人固有の放射性ヨウ素摂取の ための線量係数が考慮されている(第 V 章参照)。多くの作業者に関して、甲状腺吸収線量は、甲状腺における ¹³¹ | 測定レベ ルから直接推定されている(それゆえ、放射性ヨウ素の甲状腺への実際の取り込みを既に反映している)。¹³¹ が測定不能であ った作業者(全体の約 40%だが、より低い線量を受けている可能性がより高い)については、甲状腺吸収線量の推定に2 種の 間接的方法の内の1 種が用いられなければならなかった。「環境比率」法を用いた場合、日本人固有の線量係数を使用するこ とにより、推定線量にいくらかの差異が生じていた可能性があった。しかしながら、これらの差異は間接方法を用いたことに伴う 大きな不確かさと比較すると小さいものであろう。

³⁶ 定義された解剖学的特徴と生物学的特徴を前提とした放射線防護を目的に ICRP によって定義された特徴を備えた理想化 された男性または女性作業者[I15]。

(a) 甲状腺中の¹³¹Iに対する体外計測の校正係数

(b) 摂取後の規定時間における甲状腺中の¹³¹I 単位放射能の測定値に相当する預託 ³⁷甲状腺 吸収線量

当該評価(予備的調査と記述されている)の結果として得られた 6 人の作業者の甲状腺預託吸収線 量は、表 15 において、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で報告された評価の結果と比較されている。 Kunishima et al. [K54] により当該 6 人の各々に対して評価された甲状腺吸収線量は、報告された線 量といくつかの有意な差を示している。すなわち、1 件を例外とし、再評価で得られた線量の方が高く、 数%の上昇からほぼ 3 倍の間となっている。その差は、当該各人の甲状腺の体積と ICRP Publication 30 の基準値 19.9cm³[C5]との差に大きく起因しており、6 人の作業者の内 1 人以外の全員の甲状腺 の体積は基準値と比較すると小さく、甲状腺の質量は比例して小さくなっている。

対象者コード		甲状腺の	<i>甲状腺吸収線量 ª</i> (Gy)			
Kunishimaª	UNSCEAR2013 <i>年報告書</i> [。]	体積 ª.c (cm ³)	<i>当初の評価値</i> (A) [』]	<i>再評価値 (B</i>)	<i>比率 (B/A)</i>	
А	A	28.2	12	8.4	0.7	
В	В	6.5	11	32	2.9	
С	F	18.7	4.6	4.8	1.0	
D	С	10.4	7.5	14	1.9	
E	D	12.3	5.8	9.0	1.6	
F	E	12.9	5.3	7.9	1.5	
算術平均		14.8	7.7	12.7	1.6	

表 15. 甲状腺線量が最も高い6人の作業者の甲状腺の体積、当初の甲状腺線量推定値および 再評価による甲状腺線量推定値

" [K54] の表1、表2 および表3より。

^b 出典[U10]。Kunishima et al. [K54] の提出情報から推定。.

^c ICRP Publication 30 基準値19.9 cm³ [C5] と比較すべき.

^d これらの値とUNSCEAR2013年報告書[U10]の表D12に提示のNIRSの値の差は小さい。

196. 本委員会は、Kunishima et al. [K54] が実施した甲状腺線量の再評価は高品質であり、従って、 疫学および健康リスク評価の目的に用いられることになっている場合は、これら6人の作業者について 評価した甲状腺預託吸収線量は訂正されるべきであると考える。¹³¹Iの吸入による内部被ばくが起因 する預託甲状腺預託吸収線量の最大評価値は、現在32Gyである。

197. 本再評価の結果から、他の作業者もまた、甲状腺の体積が基準作業者として想定した体積より 全体的に小さく、それに応じて、より高い甲状腺線量を被ばくした可能性があるのではないかという疑 問が提起される。しかしながら、日本の成人の特定グループについての甲状腺の平均質量は線量測 定で用いられる標準基準値と有意な差はないというエビデンスが存在する。例えば、Kudo et al. [K47] は、2012年から2016年の間に得た19歳~52歳の年齢層の日本人の剖検対象から得たデータを調査 し、これにより、男性2,204人について甲状腺の平均質量は21.9g、標準偏差±11.3g、女性698人につ いて平均質量17.8g、標準偏差±11.5gであることが判明した。かなりのばらつきはあるものの、これらの 平均値は最新の推奨基準値である男性20g、女性17g[I17]に匹敵する精度である。明らかに、個人固 有有の甲状腺の質量や体積などのパラメータ値を用いることは、どのような特定の個人に対しても甲

³⁷ 預託線量とは摂取後の特定期間中(作業者には通常50年)に受けた線量である。

状腺吸収線量評価の最良の基準を与えるが、甲状腺の質量や体積の標準的な基準値を用いることが、一般的な日本人にとって適切ではないというエビデンスはない。それゆえ、全体としての福島第一 原発作業者の甲状腺吸収線量評価に標準的な基準値を用いることは、なおも妥当である。それでも、 個人の甲状腺吸収線量が、疫学的評価や健康リスク評価の目的で再評価すべきである作業者に対 しては、適切な倫理的承認の下で、MRIか超音波スキャンのいずれかによる甲状腺体積を測定する ことは、甲状腺吸収線量の再評価を行い、その際に相応する個人の甲状腺の質量を利用すれば、有 益であるだろう。

198. 作業者の推定被ばくの健康影響を評価するために、本委員会は、評価線量が100mGyを上回る 作業者の甲状腺吸収線量の95%信頼区間の平均値と上限値(または上界)を推定している。本委員 会は、その推定の根拠を、公表された2011年3月~12月の期間における福島第一原発の作業者間の 甲状腺等価線量の線量分布[T25]に置いている。これらの作業者の平均吸収線量は約370mGyであ り、上限は約1Gyであった。これらの平均値および上限値は、表15に示す再評価による推定甲状腺 線量を考慮に入れている。

(c) 短半減期放射性核種による線量の評価

199. 福島第一原発の作業者の体外計測は2011年3月22日に開始され、結果は内部被ばくによる線量評価に用いられた。しかしながら、計測の開始が事故の発生から遅れたことは、¹³²Te、¹³²I、¹³³I、¹³⁶Csなど、存在していた可能性の高い、比較的短半減期の放射性同位体が、既に検出可能ではなくなっていたであろうことを意味した。UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、このような比較的短半減期の放射性核種の寄与が¹³¹Iの寄与に比して20%程度であると推定していた。日本で用いられた方法のレビューにおいて、MHLWは、その後に指示した標準的な方法が、短半減期放射性核種¹³²Iと¹³²Teの寄与を適切に説明するのに十分であると考えた[Y16]。MHLWは¹³²Teによる預託実効線量への寄与は¹³¹Iの寄与の約10%であると推定したが、これは、双方における不確かさを考慮に入れると、本委員会の推定とほぼ一致している。

(d) 福島第一原子力発電所作業者のバイオドシメトリー(生物学的線量評価 法)による評価

200. 二動原体染色体分析が、医療トリアージの実施および選定された作業者向けの計画立案を目的とし、12人の作業者に対して実施された[S46, S47]。二動原体染色体分析に試料を提供した10人の作業員の全身での吸収線量推定値は全員300mGy(95%上限値)を下回った。個人線量計による 測定値が入手可能であった、特に線量評価値が高い方の8人の測定結果と合理的な一致がみられた。

(e) 福島第一原子力発電所作業者の眼の水晶体の線量評価

201. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、作業者の眼の水晶体への線量の情報 に基づいた評価を行うには、作業者のベータ線への外部被ばくに関する情報が不十分であると判断 した。2017年に、Yokoyama et al. [Y24]は、事故後初期段階の眼の水晶体の線量は、ガンマ線の被 ばくにより生じた測定値Hp(10)(軟組織深さ10mmにおける個人線量当量)と同等とみなすことができる 可能性があると提案した。Hp(10)は、外部被ばくによる実効線量の保守的な推定値を提示する実用 量である。Yokoyama et al. [Y25] は、次いで、深さ0.07mmの個人線量当量であるHp (0.07)を用いて、 東京電力が決定した福島第一原発作業者の眼の水晶体の線量の年間分布の報告を行った。2011年 3月から2012年3月末までの期間に、合計77人の作業者が眼の水晶体に100mSvを超える等価線量を 受けていると推定され、その内10人が150mSvを上回る等価線量を受けていると推定されたが、 200mSvを上回った作業者はいなかった[T26, Y25]。 202. 最も高い線量は2011年3月の事故直後の数日に受けていると思われる。Yokoyama et al. [Y24] は、その時点で、放射線被ばくは主にガンマ線からであり、ほとんどすべての地域で全面マスクの使 用が義務付けられていたと述べている。そのような環境下で、ベータ線による眼の水晶体への被ばく 線量は、マスクの遮へい効果により、総線量(ベータ線とガンマ線による)のごく一部であるだろうし、 H₀(10)が妥当な基準となるであろう。しかしながら、全面マスクは、眼の水晶体のベータ線照射を十分 に制限するであろうものの、そのマスクが事故後初期段階でベータ線とガンマ線を放出している大気 中の高い濃度の放射性ヨウ素により被ばくした作業者に実際使われていたかどうかは、まだ、確実で はない。もし、全面マスクが着用されていなかったなら、ガンマ線からの被ばくによる線量の測定値は、 眼の水晶体への実際の線量を過小評価した可能性がある。Kunishima et al. [K54] が指摘したように、 131の吸入により最も高い甲状腺吸収線量値を示した作業者達は「事故の初期段階の間に高放射線 レベルの場所(原子炉の中央制御室、損傷した原子炉建屋近傍の屋外など)での作業を担当してい た。作業者の一部は、当初は、活性炭フィルタ装着のマスクを提供されず、外部から高濃度の放射性 ヨウ素を含む大気が侵入している時に中央制御室で飲食をしなければならなかった。」 この初期段 階に放射性ヨウ素を有意量摂取したそれら作業者の甲状腺吸収線量の推定値の高さが、適切な呼 吸保護(例えば、全面マスクをすれば得られたであろうと思われるような)が、その期間に、必ずしも用 いられていなかった、または、完全には効果がなかったことを示唆している。

203. 作業者に係る疫学的調査[J4, K24, M23, Y18]には眼の水晶体の線量評価の計画が含まれていたが、まだ結果は発表されていない。本委員会は、最も多く被ばくした作業者の眼の水晶体への線量評価として可能性のあるアプローチには、これら作業者において測定された甲状腺¹³¹I含有量を生じさせうる濃度の空気中浮遊¹³¹Iおよびそれに伴う比較的短半減期の核種への浸漬による結果と思われる眼の水晶体の線量の推定(実行可能ならH_p(3)を用いて)がありうると示唆した。かかる評価には、大気中物質の物理化学的形態を含む物質特有の因子および呼吸速度などの個人特有のパラメータに関する情報を必要とするであろう。これらは、当時の作業場の被ばく状況に関する情報から導き出されるのが理想的であるだろう。

2. 他の作業者への線量評価

204. UNSCEAR2013年報告書[U10]では、福島第一原発以外の作業者の線量報告も取りまとめた。 原発サイト内に動員された260人の消防士については、報告された外部被ばくによる最大実効線量は 29.8mSvであった。消防士の内部被ばくによる最大預託実効線量は1mSvを下回っていた。原発サイ ト内に派遣された自衛隊員の内、15人が外部被ばくにより10mSvから100mSvの範囲の実効線量を受 けていると報告され、残りの隊員(132人)は10mSvを下回る実効線量を受けていると報告された。原発 サイト外に派遣された隊員については、5人が外部被ばくにより10mSvから20 mSvまでの範囲の実効 線量を受けていると報告され、残りの隊員(8,453人)は10mSvを下回る実効線量を受けていると報告 された。限られた数の内部被ばくによる被ばく線量値が報告され、最大預託実効線量は1人の原発サ イト内作業者についての3.8mSvであった。原発サイト内に配置された13人の警察官について報告さ れた外部被ばくによる実効線量と内部被ばくによる預託実効線量は、それぞれ、10mSvと0.1mSvを下 回っていた。

205. 米軍兵士は日本に人道支援と災害救援を提供した。米国の国防脅威削減局は、日本の米軍用施設や近郊に配属された国防総省職員と特別関係人(軍人、文民職員、軍人と文民職員の家族、請負業者の従業員から成る)の被ばく線量を報告している。線量は、海岸基地所属の58,000人の内、約半数に対して評価され[D9]、その他は、日本本土から離れた沖縄県に配属されていた。被ばくは2011年3月12日に始まる60日間で起こったと想定された。報告された外部被ばくおよび内部被ばくによる成人の総実効線量は0.01mSvから1.2mSvの範囲であったのに対して、報告された甲状腺の等価線量は0.07mSvから12 mSvの範囲であった[D5]。これらの線量評価は保守的であることを意図されており、後の確率論的分析により、報告された数値は現実的なモデルパラメータ値を用いて決定した確率分布の95パーセンタイル値を超えており[D6]、確かにそうであったことが示された。体内の放射性

核種の測定値のほとんどが、最小検出レベル未満であった。それ以外については、報告された預託 実効線量は0.02mSvから0.25mSvまでの範囲であったのに対して、報告された甲状腺の預託等価線 量は0.29mSvから4.2mSvまでの範囲であった[D8]。別途、約17,000人の艦船部隊(すなわち海軍)配 属者について評価が実施された[D9]。線量推定値はここでもまた意図的に保守的であった。実効線 量と甲状腺の等価線量の最大値は、それぞれ、0.35mSvと3.4mSvと推定された。

206. 数件の調査が、原発サイト外での環境修復活動に従事した多数の作業者(2015年のピーク時に 最大40,000人)の被ばくという課題に取り組んでいる[K2, T12, T39]。Yasui [Y17] は、中央線量登録 システムが2013年12月に設定されたことを報告して、2012年、2013年および2014年の結果を提示した のに対して、Asano and Ito [A16]は、これらの結果を更新して、2015年、2016年、2017年の結果を報 告した。1編のMOE報告書[M39]においては、同一のデータベースを利用して、2012年1月1日から 2016年12月31日までの期間に除染活動に従事した76,951人の作業者の線量統計の報告を行った。 これら作業者の内、67%が5年間で1mSv未満の積算線量を受け、31%、1.9%、0.2%、0.01%が、それ ぞれ、5年間で1mSvから5mSv、5mSvから10m、10mSvから15mSv、15mSvから20mSvの範囲の積算 線量を受けた。20mSvを超える積算線量を受けた作業者はいなかった。平均積算線量は1.0mSvであ った。これらの結果により、除染作業者への線量は小さかったことが確認された。

207. 事故後に福島第一原発サイト周辺の地域で雇用された、他の種類の作業に携わる作業者の被 ばくについて様々な調査が取り組まれている。Sakumi et al. [S5] により、2013年の間に計画的避難区 域内で雇用された64人の作業者が職業被ばくにより0.9mSvから3.6mSvの範囲の年間実効線量を受 けたことが判明した。Matsuda et al. [M12]は、緊急被ばく医療支援チームのメンバー5人が2011年3月 の6日間に0.05mSvから0.13mSvの範囲の実効線量を受けたこと見つけ、Kodama et al. [K32]は、南相 馬市立総合病院の従業員101人が最長2011年8月まで受けた放射性セシウムの摂取により預託実効 線量を有し、全ての事例で1mSvであったことを見出した。Kim et al. [K18]は、放射性除染廃棄物の 輸送に携わった作業者の被ばくを評価し、実効線量が、指定された移動回数に対して0.27mSvから 1.1mSvの範囲内にあることを発見した。

C. 要約

208. 福島第一原発事故の結果として報告された作業者の線量は、UNSCEAR2013年報告書[U10] 作成以降に改訂の対象となっているが、当該報告書の全般的な知見は、なおも妥当である。2011年3 月から2012年3月末まで福島第一原発サイトにおいて被害軽減作業やその他の活動に従事していた 21,135人の作業者の平均実効線量は約13mSvであった。全作業者の約36%がその期間中に10mSv を上回る総実効線量を受けたのに対して、0.8%が100mSvを超える線量を受けた。年間実効線量は、 2012年4月以降はかなり低減しており、2013年3月末までの1年における平均年間実効線量の約6mSv から2020年3月末までの1年においては2.5mSvに下がり、2013年3月末までの1年以降、50mSvを上回 る年間実効線量を受けた個人はいなかった。

209. 最も高い線量を受けた6人の作業者の甲状腺吸収線量の最近の再評価から、甲状腺の大きさの個人特有の測定値を用いて推定された当該作業者の甲状腺吸収線量が、1件の例外を除き、以前報告された線量より高く、1例ではほぼ3倍であったということが明らかになった。¹³¹Iの吸入からの内部被ばくによる預託甲状腺吸収線量の最大推定値は、現在32Gyである。しかしながら、甲状腺の質量または体積の標準値を用いることが一般的な日本人に適切ではないと示唆するエビデンスは無く、本委員会は、全体として作業者に対してUNSCEAR2013年報告書[U10]で報告された甲状腺吸収線量は妥当であると確信する。個人の甲状腺吸収線量が疫学的リスクまたは健康リスクの評価が目的で再評価されるべきである作業者については、適切な倫理的承認を得ることを条件として、MRIか超音波スキャンのいずれかにより甲状腺の体積を測定し、次いで、それぞれの甲状腺の質量を利用して再評価することが有益であるだろう。

210. 眼の水晶体の線量推定値がいくつか利用可能となっているが、最も高い眼の水晶体への線量 を受けたであろう作業者が事故の初期段階でかかる装置を着用していなかった可能性があるというエ ビデンスがある中で、それらは全面マスクの着用についての仮定に依拠している。本委員会は、これ ら作業者についての眼の水晶体の線量推定への甲状腺の¹³¹[含有量の測定値に基づいたアプロー チが可能であると示唆している。

211. 作業者の甲状腺内の放射性ヨウ素のモニタリング開始の遅れが、作業者の内部被ばくによる線 量評価において最大の誤差要因である可能性がある。将来に同様の事象が発生した折に、最も早い 機会に作業者の代表グループを適切なタイミングでのモニタリング(例えばWBC、甲状腺測定、個人 線量測定など)を実施すれば、作業者の健康リスク評価のために実施されるいかなる線量評価の質と 情報性を大幅に向上させるであろう。もし、適切な人への測定が事故直後に行われなければ、人々へ の線量は利用可能であり得る他の測定値と共にモデルを用いた評価のみが可能である。そのような モデルの使用は、しばしば線量の保守的な推定につながることが経験により示されている。

VII. 健康影響

A. 緒言

212. UNSCEAR2013年報告書 [U10] は、同書内で行った公衆と作業者への線量評価、世界保健機関が実施した健康リスク評価[W14]および放射線被ばくの健康影響に関する本委員会の知識と理解に基づく、本委員会の福島第一原発事故の健康影響評価を提示した。本委員会は、放射線被ばくに関連する健康影響についての理解の状況について、健康影響が従来以下の2つのカテゴリーに分類されているということも含めて要約した。

(a) 確定的影響すなわち組織反応。通常、短期間に高い線量の放射線を被ばくした後に起き、 組織ごとに固有のしきい値を超えた線量に被ばくした時に、ほとんどの場合、被ばく後短い期間 に発生する。

(b) 確率的影響。集団での疾患の発生率上昇という形で現れ、放射線照射後の発生率は線量の増加に伴って上昇する傾向があるが、ある特定の患者の疾患が放射線被ばくにより引き起こされたかどうかを観察または検査によって区別することは不可能である。

213. 本委員会は、様々な被ばく集団の構成員について被ばくによる確率的影響リスクの値を推定するにあたり、十分大きな集団において疾患の推定リスクが当該集団における疾患のベースライン発生率の通常の統計的ばらつきに比べて十分に高く、検出可能である場合には、「識別可能(discernible)」という用語を用いていると説明した。反対に、既存の知識から(すなわちモデルを用いて)リスクが推測される可能性があっても、推測されるリスクのレベルが低い場合や、被ばく人数が少ない場合、本委員会は「識別可能な上昇なし」³⁸というフレーズを用いて、現在利用できる方法では放射線照射による将来の疾病統計での発生率上昇を実証できるとは予想されない(すなわち、寄与リスクがベースラインリスクレベルに比べて小さすぎて検出可能とならない)ことを表した。本委員会は、「識別可能な上昇なし」という用語を用いることは、リスクがないあるいは、放射線照射による疾患の過剰な症例が生じる可能性を排除するものではないと同時に、特定のサブグループにおいてある種のがんのバイオマ

³⁸本委員会は、さらに、より長期的な疾病リスクの推測が既存のリスクモデルに基づき理論上は可能であるが、被ばく集団の規模が小さく被ばく量が少ないため、すなわち、生じる結果がベースラインリスクに比べて小さく、不確かであるため、現在利用できる技法を用いて、影響の発生率の上昇を将来の疾病統計で実際に観察することができる可能性が低い場合に、「識別可能な上昇なし」という表現を用いたことを入念に述べた。

ーカーが見つかる可能性を否定するものではないことを強調した。また、このような症例の発生に伴う 苦難を無視することを意図するものでもなかった。

214. UNSCEAR2013年報告書 [U10] において、本委員会は、福島第一原発事故の規模の原発事 故とそれに関連した防護措置が、とりわけ、生活の混乱、自宅や生活手段の喪失および社会的スティ グマによる苦痛や不安を引き起こし、これら苦痛と不安は精神的および社会的な安寧に大きな影響を およぼす可能性がある点にも言及した[U10]。本委員会は、このような影響を評価することは、事故の より広範な健康影響を理解する上で重要ではあるが、本委員会の任務には含まれていないことを指 摘した。本委員会はまた、さらに、事故後の避難が、既に社会的弱者であった人々の状況の悪化を 即時に引き起こしたことを注視した。たとえば、避難中あるいは避難直後に50人を上回る入院患者が 亡くなり[T22]また、100人を超える高齢者が、避難に関連する様々な条件が原因で数か月後に亡くな った可能性がある[Y21]と報告されている。

B. 現時点での理解の概要

1. 公衆の健康影響

215. 公衆の被ばくが確定的影響のしきい値をはるかに下回っていたという、UNSCEAR2013年報告 書[U10] における推定されたような理解に基づき、本委員会は、確定的組織反応は予期せず、放射 線被ばくに帰因して生じ得た急性の健康影響が報告されていないことに言及した。UNSCEAR2013 年報告書の刊行以降、公衆被ばくについての理解や何らかの急性の健康影響の報告のいずれにお いても、本委員会の結論を変えるであろう情報は利用可能とはなっていない。

216. UNSCEAR2013年報告書 [U10] において推定されたような公衆の被ばくレベルに関する理解に 基づき、本委員会は、また、同書において、全固形がんおよびほぼすべての特定の解剖学的部位の がんについての日本の一般住民におけるベースラインリスクと比較すると、このようながんの発生率に おける一般的な放射線被ばくに関連した上昇は、識別可能となるとは考えられない[U18, W14]と推定 した。しかしながら、本委員会は、「放射線被ばくによるがんの生涯リスクは識別可能な疾患発生率の 上昇につながらないかもしれないが、原則として一部のがんと年齢層のリスクが増加する可能性は残 る。」と言及した(UNSCEAR2013年報告書172段落参照)。

217. 福島第一原発事故の結果として生じた公衆被ばくの改定された推定値から、リスクの識別可能 性に対処するため、本委員会は、全ての固形がん(甲状腺がんと非黒色腫皮膚がんを除く)と放射線 誘発性が著しい数種のがん(白血病、乳がん、甲状腺がん)の過剰リスクを検出する統計的検出力を 評価している。リスク推定に用いたアプローチは世界保健機関によるリスク計算「W9. W14」および UNSCEAR2013年報告書[U10]のための計算([U11]に記載)で用いられたものと同一であったが、更 新された線量推定値(第V章参照)と共に、日本におけるがんの自然発生率の更新値とリスク係数 [B10, B11, F23, G6, I10, L5, U17, U18, W7, Z1]が用いられた。統計的検出力は、男性、女性、または その両方についての生涯リスクと30歳または40歳までの早期リスクについて推定された。リスクは1歳 (子宮内から5歳までの年齢時に被ばくした福島県の住民の数に基づき)、10歳(6歳から19歳までの 年齢時に被ばくした住民の数に基づき)および20歳(20歳から35歳までの年齢時に被ばくした住民の 数に基づき)での被ばくに対して計算された。さらに、福島県県民健康調査(FHMS)で甲状腺がんの 検査を受けた子供のコホートにおける甲状腺がんの過剰リスク検出の可能性が推定された。統計的 検出力を過小評価しないように、分析ではいくつかの控えめな想定を取り入れた。分析には、関係す る臓器における生涯(または、該当する場合、30歳または40歳までの)推定平均吸収線量とそれに対 応する福島県の避難対象外地域の自治体および避難対象地域の自治体の平均線量の95パーセン タイル上限値を用いた。95パーセンタイル上限値は、モンテカルロ解析を用いて評価している(更なる 詳細は補足資料A-12を参照)。また、より多く被ばくした地域に対して集中して行うために、分析は、

また、生涯平均実効線量が5mSvを超える自治体に対してのみ繰り返し行われた。甲状腺がんの場合 は、事故後1年間の甲状腺吸収線量が5mGyを超えていることが、線量がより高いグループの定義とし て用いられた。福島第一原発事故時に子宮内にいた胎児の過剰リスクを検出するための統計的検出 力もまた評価された。様々なグループについてのリスクの識別可能性と腫瘍の発生率は後に続くかな りの数のセクションに簡単にまとめている。さらに、補足資料A-23で詳述されている。

218. 本委員会の改訂された推定では、成人避難者の実効線量の自治体ごとの平均値は、事故直後 1年間で6mSvを下回るということである。避難対象地区以外の地域で最も影響を受けた自治体におい て、事故直後1年間の成人の平均実効線量は4mSvを下回ると推定され、成人の生涯実効線量は最 大で約15mSvであった。不確かさは、平均線量の95%上限値がこれらの値の約2倍よりも小さかった程 度である。本委員会は、再び、リスクの増加が疾患発生率の上昇として識別可能になりやすい臓器、 年齢層、期間に注意を向けている。避難対象自治体および避難対象外の自治体の両方を考察する と、全ての固形がん(結腸線量)、白血病(赤色骨髄線量)および乳房(乳房線量)のリスクに関連する 生涯吸収線量の推定平均値は、小児期早期(0歳~5歳)、小児期後期(6歳~19歳)、成人期早期 (20歳~35歳)に被ばくした人々について全て15mGy未満であった。これらのがんが過剰に観察され ている調査のほとんどにおける線量分布と対照的であり、それらの調査ではより高い線量がより大きい 割合を占めている[B10, B11, F23, G6, H34, L12, P6, R2, R3, W7, Z1]。

(a) 小児期と青年期の甲状腺がん

推定される甲状腺がん発生率の増加

219. UNSCEAR2013年報告書 [U10] において、本委員会は、線量が本質的に低いため、チェルノブ イリ原発事故後に観察されたような多数の放射線誘発性甲状腺がんの発生は考慮に入れなくてよい と結論した。しかしながら、当該委員会は、線量がUNSCEAR2013年報告書で推定された線量範囲上 限に近い場合には、十分に大きな集団では、放射線被ばくによる甲状腺がんの発生率の識別可能な 上昇につながるかもしれない、個人におけるリスク上昇が暗に示されている可能性があると考えた。

220. 現在利用可能な全ての情報から、本委員会は、事故直後1年間の甲状腺吸収線量の自治体の 平均値は避難した幼児について最大で約30mGyであり、避難対象外地域に残った幼児については 最大で約20mGyであると推定する(第V章および附録A参照)。これらの平均線量推定値についての 不確かさは、モンテカルロ解析を用いて評価している(更なる詳細は補足資料A-12を参照)。不確か さは、平均の甲状腺吸収線量の95%上限値がこれらの平均値の2倍程度であった。避難対象および 避難対象外の自治体全体で、幼児についての事故直後1年間の平均甲状腺線量の推定値は約 13mGyであった。事故直後1年間の幼児の平均甲状腺線量の推定値が避難対象外の5自治体と避 難者の16グループで10mGyを上回り、避難対象外の1自治体と避難者の2グループで20mGyを超え た。小児と成人(被ばく時にそれぞれ10歳と20歳)についての推定された甲状腺吸収線量の平均値 は幼児についての当該推定値より、それぞれ、約15%と約40%低かった。

221. 福島第一原発事故の結果として被ばくした福島県の小児と若年成人の甲状腺がんの過剰リスクの識別可能性の見込みが、3つの方法で評価された。先ず、被ばくしなかった日本の4県から得た最近の性別・年齢別の甲状腺がん発生率を用いて、子宮内の胎児から5歳、6歳から19歳、20歳から35歳の被ばく者の甲状腺がん生涯リスクについて評価が行われた。これらのグループは、それぞれ、1歳、10歳、20歳であるとして分析された。広島・長崎の寿命調査、チェルノブイリ調査および低線量データを有する9件の調査からなる最近の統合解析から得た推定甲状腺線量と甲状腺がん放射線リスク係数が、過剰発生が検出可能であるかどうかを評価するために適用された[B10, F23, L12, Z1]。次いで、甲状腺がんの放射線リスクは到達年齢がより若い場合に最も高いと考えられているので、同様の分析が30歳と40歳までの年齢について実施された。さらに、FHMS(下記参照)での超音波検査プログラムにおいて検出された新規甲状腺がん発生率をモデル化して、被ばく時の年齢および居住自治体ごと

の参加者の分布の推定値と成人期のFHMSへの参加率を用いて、30歳または40歳に対象を比例的に拡張した。

222. これら全ての統計的検出力の分析により、放射線被ばくに帰因する甲状腺がんの過剰リスクは、 どの年齢層においても識別できる可能性はほとんどないことが示唆されている(補足資料A-23参照)。 例えば、初期被ばく時に子宮内胎児から5歳までであった女性が最も感受性の高いサブグループを 構成している。このサブグループについては、想定したリスクモデルによって、推定被ばく線量からは 16~50症例程度の甲状腺がんが放射線に帰因すると推測され得た。これに対して、甲状腺がんの体 系的な集団検診がなければ、生涯にわたって観察される甲状腺がんは、福島県での平均値として約 650症例(95%信頼区間は約600から700症例)であろう。さらに、被ばくの無い都道府県で見られる甲 状腺がんの発生率の広範なばらつき(60%を超える)は、自治体のような、より小さな地理的単位では さらに大きい可能性があり、放射線リスクを識別する能力を制限するかなりの統計的「ノイズ」を発生さ せるであろう。統計的検出力の分析によると、甲状腺がんのより大きく不確かなベースライン数の中で は、50症例以下の過剰は検出できないであろうということが示された。FHMSにおける甲状腺がんの30 歳または40歳までの発生については、福島第一原発事故時に子宮内胎児から5歳、または6歳から18 歳の年齢層の子供であった人々の分析では、過剰な甲状腺がんが、30歳または40歳のいずれかま でには識別できる可能性がありそうだとは示されなかった(補足資料A-2照)。

223. もう一つの考え得る懸念は、出生前(子宮内)被ばく後の甲状腺がんのリスクである。日本における原爆投下[I31]とチェルノブイリ事故[H7, H8]により出生前被ばくをした人々の甲状腺がん有病率の調査では、がん症例が少なすぎて有益かつ定量的な推定を提供できなかったため、子宮内被ばく後の甲状腺がんのリスクは現在まで分かっていない。マヤーク核技術施設からの放出による出生前の甲状腺の被ばく線量は、平均で約10mGyであった[E5]が、甲状腺がんのリスクは、出生前グループについてはまだ報告されていない。福島第一原発事故からの放射線によって子宮内被ばくした人々の甲状腺がんの発生に関する調査は報告されていない。本委員会は、子宮内被ばくした人々の甲状腺吸収線量を推定して、甲状腺の被ばく線量が比較的低いこととサンプルサイズが小さいこと(事故発生時の子宮内個体として約16,000)の併合により、甲状腺がんの過剰リスクを識別するには統計的検出力が低すぎることを明らかにした(補足資料A-23参照)。

観察された甲状腺がんの発生率

224.「県民の被ばく線量の評価を行うとともに、県民の健康状態を把握する」ために福島県県民健康 調査が2011年に開始され、一般健康診断、性と生殖に関する健康支援、放射線リスク懸念の観点からのメンタルヘルスカウンセリングと共に小児の甲状腺がんの超音波検査が含まれていた。2011年10 月から2015年4月の間に、FHMSは、福島第一原発事故当時に18歳以下であった300,472人を対象 に、甲状腺がん有病症例を検出するため、1巡目の甲状腺集団検診を実施した[F7, S24]。検診では、 高感度の超音波機器を用い、必要に応じ、直径20mmを超える嚢胞や5mmを超える結節に対して穿 刺吸引細胞診が行われた。悪性の疑いのあるものはインフォームドコンセントの後に外科的に除去し た。116人が、細胞学的観点から悪性または悪性の疑いありと診断された。追加の検診が数巡、甲状 腺がん発生症例を検出するために実施された。2巡目の超音波検診が2014年から2015年にかけて、 270,540人に実施され、71人が甲状腺がんの疑いありとの診断または確定診断を受けた[F7]。福島第 一原発事故当時に胎児であった人々は、甲状腺超音波検診の2巡目およびその後の検診に加えら れた。3巡目の検診は、217,92人を対象に行われ、31例が細胞学的に悪性または悪性の疑いありと診 断された[F7]。4巡目の甲状腺超音波検診が進行中であり、細胞学的確認と必要に応じ外科手術を 行っている[F7]。

225. 1巡目の検診では、福島第一原発事故当時に小児または青年(0歳から18歳まで)であった約300,000人において甲状腺がんの疑いありとの診断または確定診断された人の頻度は、日本の他の都道府県でがん登録に記録されている当該診断率よりもずっと高いことが分かった。ある著者グループは、他の地域より高い頻度は放射線被ばくによる甲状腺がんリスク増加のエビデンスになると主張した[T45, T46]。しかし、他の著者たちのほとんどが、日本における頻度は、網羅的な小児集団検診で

はなく、主に臨床的に必要とされた甲状腺検査に基づくという点に注目して、それらの診断頻度の差異はFHMSで用いられた超高感度な甲状腺検診に帰因するとしている(例えば[W8])。韓国が、いかなる放射線被ばくとも関係のない成人に対して広範囲にわたる集団甲状腺検診を導入した際には、甲状腺がんの死亡率には明らかな増加は見られなかったにもかかわらず、甲状腺がんの発生頻度が大幅に上昇した[A5, P1]。他国においても同様の知見が報告されている[V1]。これらの観察が、発症率の上昇は過剰診断(すなわち、検診を行わなければ検出されず、人の生涯の間に症状や死亡が起きなかったであろう甲状腺がんの検出)によるものである可能性の存在を示唆している[A5, I11, M28, V1]。

226. 更にいくつかのエビデンスが、甲状腺がんの見かけ上の過剰検出はおそらく放射線被ばくとは 無関係であるとの示唆に、以下の様な信憑性を与えている。

(a) 本委員会により推定された甲状腺吸収線量において、FHMS の検診プログラムで見られたような甲状腺がんの大幅な過剰は、予測されないであろう[I38, K15]。

(b) チェルノブイリ事故後の調査において、甲状腺がんの発生率の上昇は事故直後4年間に観察されなかった(被ばく後の最小潜伏期間に到達していなかったため、放射線関連の過剰は予測されなかった時期であろう)[T35,W12]。福島第一原発事故直後の4年間に、FHMSの検診の1巡目で、116症例の疑いまたは悪性の甲状腺がんが発見された[F6,O16]。これは、放射線被ばくの結果というよりもむしろ検診の効果を示唆する[W15]。

(c) チェルノブイリ事故後[T35]および放射線外部被ばく後[L12]の両方の調査において、甲状腺がん発生頻度の大幅な増加は、小児期早期(5歳未満)に被ばくした人々において見られた。 日本人の原爆被爆者の寿命調査において、甲状腺がんのリスクは、小児期早期に被ばくした 人々の間で最も高く見られた[F23]。チェルノブイリ事故後と福島第一原発事故後の最小潜伏期 間を経過した以降では、被ばく時点の年齢別の甲状腺がん分布に著しい差異があった。すなわ ち、チェルノブイリでは放射線に関連する数多くの症例が0歳から4歳までに被ばくした小児に 発生した[T35, U15]のに対して、福島県で0歳から4歳までに被ばくした小児については、検診 の最初の4巡目までで1症例のみであった(図XXI参照)[F7]。小児期早期は放射線被ばくによ る甲状腺がんへの感受性の高い時期であるため、小児期早期のがんの数が比較的少ないことは、 福島県のがんが放射線被ばくよりもむしろ主に到達年齢に関連していることを暗示している。

(d) FHMS で用いられたのと同等の超音波機器および診断プロトコールを用い、福島第一原発 事故による放射線被ばくがなかった日本の3県において実施された調査[H11]において、調査規 模も症例の絶対数もより小さいとはいえ、FHMSの検診1巡目で検出されたと同程度に高い甲状 腺嚢胞および結節の有病症例が見つかった。放射線被ばくを受けていない日本の若者につい ての他の甲状腺がん検診結果もまた、FHMSのコホートでの結果と同様であり[N3]、それはチェ ルノブイリ地域出身小児の検診プログラムにおける推定バックグラウンド(被ばくを受けていない) 率がそうであったのと同様である[W8]。

(e) FHMSの検診プログラムで見つかった甲状腺がんの分子生物学的所見では、放射線病因性を確認していない[M32]。数件の調査において、より高度の被ばくを受けた日本人の原爆被爆者の研究での報告と同様に、チェルノブイリ後の甲状腺がんにおける予想以上に高い RET³⁹遺伝子の再配列の予想以上に高い頻度が報告されており[H2, K27, N11]、RET 再配列の一部が、放射線被ばくの指標とみなされる可能性があることを示唆している。対照的に、FHMS で検出された甲状腺がんにおける RET 再配列の低頻度と、BRAF⁴⁰遺伝子変異が優勢であった。BRAF 遺伝

³⁹ RETとは、「rearranged during transfection (トランスフェクション時に再構成した)」の略語である。ヒトの RET 遺伝子は細胞内 のシグナル伝達に携わるたんぱく質を作り出すための指示を与える。

⁴⁰ ヒトの BRAF 遺伝子は、細胞内に細胞の成長を指示するシグナル伝達に関与する B-Raf と呼ばれるたんぱく質をコード化する。

子変異は、より高齢の患者における散発性(自然発生)甲状腺がんの特徴である。しかしながら、 同年齢の放射線非被ばくの対照グループを用いた他の調査では、RET 再配列は、若年発症した 甲状腺がんの特徴ではあるが、放射線被ばくを示すものではないと示唆している[F3, P5]。このよ うに福島県の小児における RET 再配列の低頻度と BRAF 遺伝子変異の優勢は、がんが小児期 早期よりも、むしろ主に青年期と成人早期に診断された[S51]ことを示しているかもしれない。どの 事象においても、病理学的所見は、福島県の甲状腺がんの症例の放射線病因性を示していな い。

図 XXI. 小児^a において観察された甲状腺がん合計数の、放射性物質への被ばく時の年齢別の 割合分布(百分率分布):ウクライナ、ベラルーシ、ロシア連邦^bでのチェルノブイリ事故直後10年間と 福島県^cでの福島第一原発事故直後の約8年以内について



"この期間に小児において観察された甲状腺がんの合計数は、チェルノブイリ事故で1,567人、福島第一原発事故で233人である。

^b データは、それぞれの国の代表より本表の作成のために提出された[U16]。図には初期の「有病症例」検診とその後の全ての「発生症例」検診の両方からのデータが含まれている。

・福島における17歳から18歳までの年齢層において、約18歳の年齢に達すると甲状腺の検診を受ける個人の割合が有意に 減少するため、示された割合は、実際の甲状腺がんの発生頻度の過小評価値である可能性がある。

227. FHMS検診プログラム(均一の検診プロトコールで設計された)内で、複数の研究者が、被ばくと 甲状腺がん発生率の関連性を探求して、異なる推定外部被ばくレベルを有する福島の地域または自 治体を横断的にみて甲状腺がん発見率を比較した。その結果は表16にまとめられている。ほとんどの 研究者は被ばくレベルの増加に伴う甲状腺がん発見率について統計学的に有意な上昇を見いだし ていない[O7, O9, O10, S52, W8]。Nakaya et al. [N8]は、FHMSにより検出された甲状腺がんにおける 居住地の自治体別の地理的分析を採用し、被ばくレベルの恣意的な地域区分を避け、また、確定検 査未実施の発見結節に関連する不確実性に対処した。著者らは甲状腺がんの有病率と地理的所在 についての統計学的関連性を見出していない

228. 一方、Kato [K8]は、自治体の推定外部被ばくレベル別の甲状腺がんの有病率と発生率を合わせたぎりぎり有意な傾向について報告した(表16参照)が、著者らの方法論は批判されている[O8,

O11]。Yamamoto et al.[Y6]もまた、FHMSの検診2巡目までにおける甲状腺がんの有病率または発生率について、福島県の59自治体それぞれの外部被ばくレベルの推定値と検診を受けた個人および甲状腺がんの症例の数に基づき、放射線被ばくとの統計学的に有意な正の関連を示す傾向を報告した。この調査は、いくつかの弱点を持つ。例えば、

(a) 自治体の放射性セシウム沈着密度のみに基づいており、避難や放射性ヨウ素の沈着の変動 を考慮しなかった。

(b) 穿刺吸引細胞診を受けて、悪性腫瘍と確認された人の割合について、自治体間で線量に関連する交絡因子があった[O12]。

(c) 個人線量の本質的な変動性を考慮しなかったので、回帰分析区間が狭すぎることとなり、「有意な」結果を慎重に見なければならない。

最近行った調査では、事故直後の検診1巡目における自治体間の外部放射線測定値と甲状腺がんの有病率には、関連性を見出していないが、後の2巡目において正の関連性を報告した。しかしながら、甲状腺検診の1巡目、2巡目のいずれについても、¹³¹Iの土壌測定レベルと甲状腺がん発生率との関連性はなかった[T33]。

表 16.	福島県県民健康調査の)検診プログラ	ムにおいて見	記つかった甲状	腺がんについて、
外部放	x射線被ばくレベルの推	定値に関する構	目対リスク調	査のまとめ	

相対リスクのオッズ比推定値 (95% 信頼区間)。						
基準グループ (もっとも低い 被ばくレベル)	次に高い 被ばくレベル	次に高い 被ばくレベル	次に高い 被ばくレベル	次に高い 被ばくレベル	文献	
1.00 ^{<i>b</i>}	1.7 (0.81, 4.1)	1.5 (0.63, 4.0)			[T45]	
1.00 ^{<i>b</i>}	1.21 (0.80, 1.82)	1.08 (0.60, 1.96)			[W8]	
1.00 ^c	1.00 (0.67, 1.50)	1.49 (0.36, 6.23)			[07]	
1.00 ^{<i>d</i>}	0.76 (0.43, 1.35)	0.24 (0.03, 1.74)			[07]	
1.00 <i>°</i>	1.19 (0.58, 2.43)	1.21 (0.64, 2.3)	1.22 (0.55, 2.70)		[S52]	
1.00 ^{<i>f</i>} (a)	1.08 (0.58, 2.01)	1.05 (0.53, 2.09)	1.44 (0.75, 2.75)	0.95 (0.48, 1.88)	1001	
1.00 (b)	0.55 (0.24, 1.26)	0.93 (0.45, 1.93)	0.73 (0.33, 1.60)	0.59 (0.24, 1.47)	[09]	
1.00 ^{<i>g,h</i>}	1.03 (0.58, 1.83)	1.23 (0.68, 2.23)	1.31 (0.77, 2.23)		[K8]	
1.00 ⁷ (a)	1.02 (0.36, 2.86)	2.20 (0.82, 5.93)	2.32 (0.86, 6.24)	1.62 (0.59, 4.46)		
1.00 (b)	1.19 (0.32, 4.41)	2.24 (0.63, 8.03)	1.30 (0.32, 5.19)	0.91 (0.22, 3.80)	[O10]	
1.00 (c)	0.81 (0.27, 2.46)	1.68 (0.57, 4.94)	1.92 (0.65, 5.67)	1.27 (0.42, 3.85)		
1.00 ^{<i>j</i>} (a)	1.22 (0.43, 3.49)	1.12 (0.43, 2.95)	1.60 (0.59, 4.33)		[()12]	
1.00 (b)	1.66 (0.47, 5.86)	0.54 (0.12, 2.45)	0.26 (0.03, 2.42)			

"特に記載がない限り、種々の調査における分析は、性および検診時年齢について調整されている。オッズ比は被ばくが最も 低い(基準)グループにおけるリスクと比較した各被ばくレベルの相対リスクを示す。表中のグループの被ばくレベルは、外部被 ばく線量の代替指標に対する様々な尺度と切分点を用いて著者により選択されており、そのため、それぞれのグループ内の数 は、各調査で同一ではない。さらに、様々な調査に含まれるデータは異なるものであり、そのため、調査は厳密には比較できず、 その解釈には注意を払うべきである。様々な調査における被ばくレベル(基準グループおよび順に高いグループ)は、各調査に っき以下の通り定義されている。 ^b Tsuda et al. [T45] は、推定被ばくレベルを報告しなかったが、著者らによる「中程度」と「最も近い」地域を、「最も汚染の少ない」地域の1つの区分と比較した。Wakeford et al. [W8] は[T45] による被ばくレベルの内訳を用いたが、「最も汚染の少ない」地域全体に基づき、オッズ比を計算した。Tsuda et al.による分析とWakeford et al.による分析のいずれも、性および年齢についての調整はしなかった。

⁶ Ohira et al. [O7] は、推定外部被ばく量の内訳として、1mSv未満、1mSv以上2mSv未満、2mSv以上をそれぞれ用いた。

^d Ohira et al. [O7] は、利用可能であった人々について、推定個人外部被ばく量の内訳として、1mSv未満、1mSv以上2mSv未満、2mSv以上をそれぞれ用いた。.

* Suzuki et al. [S52]は、福島の地域別の内訳、すなわち、会津、いわきと相馬、中通り、避難対象地区をそれぞれ用いた。.

^f Ohira et al. [O9] は、基準グループに(a)の付記されたものでは、1巡目の検診での300,473人中の115症例に基づき、検診受 診した人で外部被ばく線量1mSv以上の人の割合が0.67%未満、0.67%以上5.7%未満、5.7%以上55.4%未満、55.4%以上66% 未満、66%以上で自治体を内訳した(傾向検定のp値= 0.69)。基準グループに(b)の付記されたものでは、検診受診した 129,181人の内56症例で推定個人外部被ばく線量の五分位数別に表にまとめた。五分位数はそれぞれ中央値、0.2mSv、 0.3mSv、0.7mSv 1.3mSv、1.9mSvの中央値を有した(傾向検定のp値=0.52)。

^g Kato [K8]は、検診受診した人で推定外部被ばく量1mSv以上(推定平均線量はカッコ内に表示)の人の割合別に自治体を 内訳した。すなわち、それぞれ、0.80% (0.20mSv)未満、0.80%以上5.7% (0.50mSv)未満、5.7%以上55.4% (0.74mSv)未満、 55.4%以上(1.37mSv)である。

^{*} Kato [K8]は、Ohira et al. [O9] の一巡目における検診数が間違っていると主張し、代わりの「正確な」表を作成し、更に自治 体の2巡目の検診の結果を追加し、追跡を6年間に延長した。年齢および性による調整は示されていなかった。検診の1巡目と 2巡目を統合して、Katoはわずかな関連性を示した(傾向検定のp値=0.07)。その結果は、わずかに有意な傾向が2巡目の検診 データに帰因することを示すと解釈された。しかしながら、線量に基づく、全く異なるKato対Ohira et al.の自治体のグループ分 けのどちらが正確か(脚注/参照)は、不明瞭である。

⁴ Ohira et al. [O10] は、FHMS検診の2巡目で検査された241,832人から検出された70症例の甲状腺がんを分析した。推定外部 被ばく線量が1mSvの居住者の割合に基づく自治体の五分位数は、それぞれ、0.67%未満、0.67%以上5.7%未満、5.7%以上 55.4%未満、55.4%以上66%未満、66%以上であった。基準グループに(a)の付記されたものでは、直径5mmを超える甲状腺がん の全てについて、基準グループに(b)の付記されたものでは直径10mmを超える甲状腺がん(n=34)のみについて、基準グルー プに(c)の付記されたものでは直径が5mmを超える甲状腺がん全てについてであり、五分位数が、推定外部被ばく線量が2mSv 以上の居住者の割合に基づいた場合である。外部被ばく線量が2mSv以上である割合は、それぞれ、0.05%未満、0.05%以上 0.25%未満、0.25%以上8.8%未満、8.8%以上12.2%未満、12.2%以上であった。

¹ Ohira et al. [O12] は、UNSCEAR2013年報告書[U10]により、59自治体を事故直後1年間の外部被ばくおよび内部被ばく甲 状腺線量の合計に従い四分位数に分けた。著者らはFHMSの甲状腺検診の2巡目における甲状腺がんのリスクを評価し、6歳 ~14歳で検診した被験者たち(基準グループに(a)の付記)と15歳以上で検診した被験者たち(基準グループに(b)の付記)を 別々に検討した。UNSCEAR2013年報告書の線量推定値の上限が各自治体について用いられた。相対リスクは性別、年齢、 検査年で調整された。線量区分による傾向性検定は、いずれも統計学的に有意ではなかった。

229. 上記の調査に対する2点の警告に注目すべきである。1点目は、FHMSによる検診プログラムは、 全てのデータバイアスの原因を制御することを目的とした厳格な科学的研究というよりもむしろ主に健 康支援プログラムとして実施されているということである。したがって、検診の2巡目で、疑わしい結節/ 嚢胞のうち、被ばくの少ない自治体では比較的少ない割合が確定検査および穿刺吸引細胞診にか けられる傾向にあったということが観察された。それゆえ、被ばく量の大きい自治体で確定診断された 甲状腺がん発見率は、比較的被ばく量の少ない自治体と比較して、上向きにバイアスがかかっている 可能性がある[O10, O11]。2点目は、外部被ばくのパターンが必ずしも甲状腺の総吸収線量を反映し ているわけではないということである。表16で報告された最後の調査[O12]を除くすべての調査で、線 量区分の定義に外部被ばく線量が用いられた。最後の調査のみ、内部被ばくと外部被ばくの両方に よる甲状腺吸収線量の推定値を用いた。個人の甲状腺内部被ばくの測定はわずかしか実施されて おらず、それゆえ地域・自治体レベルでの甲状腺内部被ばくと甲状腺がん発見率の比較は複雑であ り、不確実である。検診の2巡目に関して、Ohira et al. [O10] は、Kim et al. [K15]により開発された内 部被ばくによる甲状腺吸収線量の推定値によってリスクを分析した。内部被ばくによる甲状腺吸収線 量の90パーセンタイル推定値が10mGyから20mGy以内および20mGyを上回った自治体では、基準 グループ(10mGy未満であった自治体)との比較による相対リスクが、それぞれ、1.50(95%信頼区間: 0.71、3.16)と0.63 (95%信頼区間: 0.31、1.27)であり、それにより、内部被ばくレベルによる甲状腺がん リスクの増加傾向を示しているわけではなかった。同様に、Toki et al. [T33]は、自治体の¹³¹Iの土壌測

定レベルと甲状腺がん発生率との間に有意な関係性はないとの報告をした。いずれにしても、内部被 ばくによる甲状腺吸収線量の情報が限られているため、表16中の調査の解釈は加減されるべきであ る。

(b) 福島県住民の他の健康状態

230. 現在まで、福島県住民の小児期または成人の白血病発生率の過剰についての報告はない。これは、UNSCEAR2013年報告書[U10]において表明された白血病のいかなる増加も識別できるとは予測されないという見解と一致している。UNSCEAR2013年報告書以降、小児期に被ばくした後の白血病の過剰リスクに関して追加の情報が利用可能となっている。近年の複数の高品質な調査[B4, L11, M20]が本委員会によりレビューされており、本委員会はこれらの調査が、白血病について、UNSCEAR2013年報告書において用いられた推定値と一致するリスク推定値を支持しているという結論に達している[U17]。生涯線量とリスクついての統計的検出力の分析が、特に放射線被ばくの影響を受けやすいことが知られている白血病と乳がん、加えて全ての固形がんというがんに関するエンドポイントに関して実施された(更なる詳細は補足資料A-23参照)。本委員会は、避難者全員と避難しなかった福島県内自治体の住民と、実効線量が5mSvを超える対象についても、乳がんの過剰リスクが識別可能とはならないであろうということを明らかにした(補足資料A-23参照)。

231. 福島県住民における白血病の予測過剰生涯リスクも小さい。例えば、白血病に対する感受性が 最も高いと予測されている、福島第一原発事故当時の年齢が子宮内胎児から5歳までのサブグルー プにおいて、赤色骨髄の推定線量レベルから仮定されたモデルに応じて、約10件から50件の生涯に おける白血病の過剰発生症例が推測され得た。ベースライン数(福島第一原発事故による放射線被 ばくがない場合の数)は約640症例で95%信頼区間は590から690である。さらに、この範囲には地理 的地域間の自然発生率のばらつきの可能性や暦時間に伴う発生率の変化等は含まれていない。ベ ースラインリスクの不確実性の推定範囲を考慮すると、予測された640症例の内、可能性のある過剰 50症例ですら、おそらく識別可能ではないであろう。白血病のリスクは小児期に被ばく後、早い年齢 で現れる傾向があるため、統計的検出力の分析も30歳までか40歳までのいずれかに対して実施され、 ほとんどのサブグループについていかなる白血病の過剰発生も、おそらく識別可能とはならないだろう ことを示した。統計的検出力が最も高くなったのは、初回被ばく年齢が子宮内胎児から5歳までの対象 に関するものであり、40歳まで検討が行われた。男女合わせて、仮定されたリスクモデルに応じて、放 射線被ばくがない場合のベースライン症例数約160に対して、推定被ばく量から、約10症例から40症 例までが予測でき、ベースライン推定値における不確実性の推定範囲は約50症例であった。要約す ると、事故当時年齢が5歳以下の対象に関しては識別可能なリスクがある可能性が存在するが、小児 と若年成人の集団に対する推定被ばく線量が低いため、放射線被ばくに帰因する白血病の過剰症 例は概して識別可能ではない。

232. 福島第一原発事故前後の数カ月における様々な有害妊娠転帰の頻度を比較した際に、事故 後の死産または早産に関する発生率が上昇しているという結果は観察されなかった[F9]。また、全般 的に先天性異常、または、停留精巣(停留睾丸)などの特定の型の異常の増加も報告されていない [F9, K34]。早産、低出産体重、先天性異常の頻度は、原発事故による影響を受けず、日本全体で観 察された頻度と同様であった[K48, Y14]。対照的に、Scherb et al. [S17] とKörblein and Küchenhoff [K39] は、日本の他の県と比較して、福島県および隣接する4県または5県を含む周産期死亡率の地 理時間的回帰分析を行い、事故後の福島県および近隣県において、周産期死亡率が、それぞれ、 15%および10%上昇したことを報告した。しかしながら、Körblein and Küchenhoff [K39] は、予想に反 して、自身らのデータが、事故後1ヶ月から3ヵ月までの間に妊娠した人々においては、周産期死亡率 の過剰を示さなかったこと、また、高度に集約された結果にはかなりの時間的ばらつきがあり、放射線 以外の要因による可能性があることも認めた。複数県のグループについて報告された周産期死亡率 において推定された10%から15%までの大きな上昇は、推定実効線量がわずか0.2mSvから4.3mSvま でである[K39, S17]ことを考慮すると、もっともとは思われない。 233. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、少数の妊婦の子宮吸収線量が約20mGyであった可能性を排除できないが、関与した妊婦の人数は比較的少なく、小児がんも稀な疾患であるため、リスクのいかなる増加も、小児白血病または他の小児がんの発生率の識別可能な上昇にはつながらないと結論した。日本人原爆被爆者の寿命調査により、出生前被ばく群の固形がんのリスクは、出生後0歳から5歳までに被ばくした人々のリスクよりも、名目上小さいが、統計学的には同程度である[P6]。母親がマヤーク核技術施設で勤務していた時(出生前線量の中央値は約19mGy)または、テチャ川へ放出された放射性物質からの被ばくにより(出生前線量の中央値は約4mGy)子宮内被ばくをうけた小児の南ウラルでの調査[T36]では、出生前被ばくによる固形がんのリスクは示されなかった[A9, K40]。当該コホートにおける白血病の増加(出生前線量の中央値は約30mGy)に関しては矛盾するエビデンスが存在した[K40, S19]。本委員会が改訂した子宮内被ばく者の吸収線量(赤色骨髄線量)の推定値は、平均線量で約2mGy未満であり、平均線量の95%上限値は約3.5mGyであるというものである。本委員会は、その結果生じる小児白血病の過剰リスクを20歳まで評価し、過剰リスクは識別可能ではないであろうというと見い出した(補足資料A-23参照)。それゆえ、本委員会は、なおも、出生前被ばくの結果としての小児白血病や他の小児がんの発生率のいかなる識別可能な増加も予測しない。

234. 様々な報告により、福島第一原発事故後の避難者における肥満、脂質異常症、耐糖能異常、 糖尿病、肝臓と腎臓の機能障害、高血圧、心房細動、赤血球増加症の有病率の増加が示されている [E2, H5, K48, K53, S48, Y10]。高血圧症、脂質異常症、糖尿病の有病率が事故後避難者の間で増 加したが、非避難者においては増加しなかったため、それらの影響は放射線被ばくよりも、むしろ避 難に関連していることを示唆している[O6]。事故後の急性心筋梗塞の増加のエビデンスはわずかしか ない[Y5]。観察された差異は、放射線被ばくの影響よりもむしろ災害と避難に続く、生活習慣の変化、 精神的ストレスを反映しているように思われる。公衆の個々人について推定された被ばくレベルでの 放射線に帰因する心血管疾患の識別可能な過剰発生率が生じる見込みはほとんどない。同様に、白 内障の過剰発症率は公衆において識別可能になるとは予測されない。

235. 福島県におけるメンタルヘルスへの様々な悪影響は、災害関連ストレスと放射線リスク認知とに 関連していた[F15, M2]。心理的影響は避難者において特に顕著であり、小児とその母親における過 剰な不安、うつ状態、問題飲酒、心理的健康への有害影響を含んでいた。しかしながら、数件の調査 は、放射線被ばくレベルとこれらの影響には関連性がないという報告している[F15, G5, M8, O3]。また、 心理的健康へ影響の報告頻度は、時と共に減少している[K48]。加えて、複数の調査により、避難が介 護を受けている高齢者の死亡率を増加させている可能性があるというエビデンスを提供している[N14, Y22]。

2. 緊急時作業に従事した作業者の健康影響

236. 緊急時作業に従事していた作業者の間では、放射線被ばくに帰因する可能性のある確定的健康影響や死亡は確認されていない。複数の調査により、甲状腺線量が1Gy未満の場合には甲状腺機能低下症のリスクはほとんどないと示唆されている[D1, I32, I39, S22]。最も高い推定甲状腺吸収線量であった13人の作業者が、2Gyから32Gyまでの範囲の線量を受けていたと現在推定されている(第VI章参照)ことを考えると、本委員会は、そのような影響の生じる見込みは低いと考えつづけているものの、これらのより被ばく線量が高かった作業者における甲状腺機能低下症の可能性を排除することはできない。

237. 白内障の識別可能なリスクがあるかどうかは不確実である。眼の水晶体への線量の推定値がいくつか利用可能となっているが、それらは、全面マスクを装着していたという仮定に依拠している一方で、眼の水晶体に最も高い被ばくをしていたであろう作業者が全面マスクは装着していなかったかもしれないというエビデンスがある。もう一つの課題があるとすれば、それは、白内障に対する線量効果のしきい値の不確実性である。ICRP [120]は、線量のしきい値が0.5Gyである可能性を示したが、相当

な不確実性がある。2件の放射線業務従事者に対する大規模調査では、手術を要する臨床的に有意 な白内障の線量関連リスクは見いだされなかった[A21, L9]が、全てではないが[L7]、放射線業務従 事者に対する複数の大規模調査の数件[A20, L9, W19]において、検出可能な水晶体混濁(白内障) の被ばく線量と関連するリスクが示唆されている。放射線被ばくと緑内障または黄斑変性との関連は、 他の職業調査において見つかっていない[B9, L10]。

238. ほとんどの作業者において、事故の結果として事故後1年目に受けた実効線量は低く、平均線 量は約13mSvであり⁴¹、64%の作業員が事故直後1年以内に受けた実効線量は10mSv未満であった [S25]。そのため、本委員会は、緊急時作業者群全体の健康影響において、放射線被ばくに帰因した 可能性のある識別可能な増加はないと予測する。作業者の一部(174人、全体の約0.8%)が、事故直 後1年以内に100mSv以上の実効線量を受けており、平均値は約140mSvであった[S25]。この群にお いては、生涯において、がんのリスクがわずかに増加すると推測可能であった。すなわち、このサブグ ループにおけるリスクの推定値は、自然発生するであろう約70症例のがんに対し約2~3例の症例が 追加されることに相当する[E7]。したがって、本委員会は、がんのベースライン発生率の通常のばらつ きの方が、推測された放射線に関連するがん発生率よりもはるかに大きいため、放射線被ばくによる がんの発生率の上昇が識別可能となるであろう可能性は低いと考える。

239. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、最も高い甲状腺吸収線量(現在、2Gy から32Gyまでの範囲であると推定されている)を受けた13人の作業者群について甲状腺がんリスクが 将来増加する可能性があると認めた。しかし、本委員会は、これらの高い甲状腺吸収線量で被ばくし た作業者の数は、甲状腺がんの発生率の上昇を識別するには小さすぎる可能性があるという考えを 持ち続けている。同様に、本委員会は、甲状腺吸収線量が100mGyを超えていたと考えられている 1,757人の緊急時作業者群の線量分布と群の大きさが、発生率の増加を識別するには十分であると は考えていない。これは、放射線誘発甲状腺がんに対する成人の感受性が低く[K23, L2]、より高い 甲状腺線量を受けた作業者数が比較的小さく、また、通常自然発生率に統計変動があるためである。

240. IAEAは、福島第一原発で緊急時作業に従事した甲状腺吸収線量が100mGyを上回る627人と 甲状腺量がそれよりも低い1,437人についての甲状腺の超音波検診を対象とした調査の中間結果を 報告した[I6]。2群間で甲状腺の疾患の発症率に有意な差異は見つからず、これらの成人が受けた線 量が比較的低いこと、および、被ばくから検診までの期間が短いことと整合していた。陰性所見は、数 十年に亘る追跡調査の結果、放射線線量に関連する過剰が見つからなかった350,000人を超える放 射線業務従事者における甲状腺がんについての3件の大規模調査とも一致している[H12, K23, L2]。

241. 白血病のリスクに関しては、本委員会は、最も高い被ばくを受けた37人の小さな群について赤色 骨髄への吸収線量が最大で約200mGyであると推定したが、ここでもまた、当該群の作業者が少人数 であったため、白血病の発生率のいかなる上昇も識別可能ではないと予測した。他の放射線業務従事 者に見られる白血病リスクの大きさは、この予測と矛盾していない[S29]。

242. MHLWは、がんの発生率と死亡、一般的な健康指標の臨床研究、血液・尿の臨床検査、甲状腺がんの特別な副次調査、白内障、心理状態、放射線生物学に関する機序的マーカー(染色体)、個人線量の物理的かつ生物学的再構築を含む包括的健康評価[J4, K24, M23, Y18]を伴う福島第一原発緊急時作業者コホートについての研究を支援している。当該研究の一部として実施された統計的検出力の分析により、作業者の全固形がんの60年間での発生率に関する推測において、識別可能となるのに十分な統計的検出力を実現することはないであろうという本委員会の知見(詳細は補足資料A-23に記載)が確認された[J4]。同研究は、日本の原子力事業者に現在要求される健康モニタリングを発展させている[Y20]。病歴、医療放射線被ばく、生活習慣と社会人口学的なデータ、心理的ストレス、他の毒性物質からの被ばくなど、潜在的な交絡因子に関する質問票情報が、収集されている。血

⁴¹ 作業者への線量は一般的に実効線量について報告されている。その主な寄与要因は、外部放射線による全身の広範囲に 亘る均一な被ばくと放射性ヨウ素の摂取による甲状腺の内部被ばくである。甲状腺以外のほとんどの臓器における事故直後 1 年間の平均吸収線量は 11mGy であった [I5]。

液試料が保管され、死亡およびがんのデータベースとの照合が行われていく。現在までに、研究の臨床医学的インフラが確立され、7,270人の作業者が参加に同意しており、5,748人に対して検診が実施されている(2019年12月までに)[K24, M23]。この研究が、最も高い線量を受けた作業者の内の6人の甲状腺吸収線量の再評価に繋がっている[K54]。

243. 2018年末までに、日本政府は事故後に福島第一原発で雇用され、累積被ばく線量の一部が福 島第一原発サイトで受けたものである合計6人の原子力発電所職業被ばく作業者に労災保険給付を 認めている。これら作業者の内、3人は白血病[M24, M25, M26]、2人は甲状腺がん[M24]、1人は肺 がん[M24]とそれぞれ診断されている。本委員会は、悪性腫瘍に対する放射線被ばくによる科学的な 寄与について情報を提供している(UNSCEAR2012年報告書[U12]附属書 A参照)。科学的寄与は、 職業上の状況における法的責任の帰属と同じではない。このため、このような労災保険給付(同様に、 過去または将来に職業被ばく者に認められるものを含む)によって、放射線被ばくと特定のがん症例 との因果関係が科学的に証明されたことを意味するわけではない。むしろ、これは、労働者災害補償 保険のために日本政府が数十年前に策定した枠組み⁴²を適用した結果であり[M36]、放射線の影響 に関する知識と理解はその後大幅に進歩している。

C. 要約

244. UNSCEAR2013年報告書[U10]以降の数年間で、福島県の住民における健康への悪影響が、 福島第一原発事故による放射線被ばくに直接帰因すると文書に記述されたものはない。本委員会の 以前の推定値と比較し、公衆への線量を更新した推定値には、わずかな変更がある(第V章参照)。 さらに、がんのベースライン発生リスクの推定値は若干の変更を受け、様々ながんをエンドポイントと する放射線リスクの推定値を更新するために新しいデータが利用可能となっている。本委員会は、そ れゆえ、特に放射線感受性の高い悪性腫瘍、すなわち、白血病、甲状腺がん、女性の乳がんに加え て、全ての固形がん(甲状腺がんと非黒色腫皮膚がんを除く)の生涯リスクの再分析を実施している。

245. 本委員会の更新した統計的検出力の分析では、考慮したいかなる年齢層においても、放射線 被ばくから推測が可能な甲状腺がんの過剰リスクはおそらく識別できる可能性がないだろうと示唆さ れている。FHMSにおいて実施されている甲状腺がん検診を考慮した甲状腺がん発生率について、 小児の分析では、30歳または40歳までのいずれにおいても過剰甲状腺がんが識別可能になりそうで あるとは示されなかった。子宮内被ばくした人々についても、本委員会は、同様に甲状腺がんの過剰 リスクを識別するには、統計的検出力が低すぎることを見いだした。

246. 被ばくした小児の間で相当数の甲状腺がんが検出されている。しかしながら、増加が放射線被 ばくと関係している様には見えず、むしろ、高感度の超音波検診法の適用の結果の様に見える。甲状 腺がん発生の他の特徴が、次に示す放射線病因性に良く合致していない。(a) 5歳未満までに被ばく した人々には甲状腺がんの過剰は観察されず、チェルノブイリ事故の結果として被ばくした同年齢層 において大幅な過剰が観察されたのとは対照である。(b)チェルノブイリや他の放射線調査のように被 ばく後4年から5年に始まるというよりも、むしろ福島第一原発事故に伴う被ばく後の1年から3年以内に 甲状腺がんが観察されている。にもかかわらず、若年患者での考えうる原因に基づく甲状腺がんの自

⁴² 1976 年、日本政府は労働者災害補償保険制度に基づき、職業被ばくした作業者に対する補償裁定の基本を設定した [M36]。最初にこの枠組みで着目されたのは白血病であった。この枠組みによると、白血病は、少なくとも被ばくから診断までの 年数に 5mSv を乗じた線量以上を被ばくしたかという点を踏まえた上で、医学調査委員会により医療補償の適格性を判断され る。その他のリンパ造血悪性腫瘍についても、それぞれの放射線感受性に応じて修正した後、同様の制度が適用される。日本 では、2018 年末までに 16 人の原発作業者がリンパ系ならびに造血悪性腫瘍でこの制度に基づく補償を認められ、そのうち約 半数は白血病であった。16 人の作業者のうち、3 人は福島第一原発で勤務していた。固形がんは、実効線量が 100mSv 以上 であるか、(最初の)被ばくと悪性腫瘍の診断までの期間が 5 年以上であるか、放射線以外に他の病因がないかという点を踏ま えた上で、医学調査委員会によって医療補償の適格性を判断される。このような基準は継続的にレビューされており、新たな科 学的根拠によって改定される可能性がある。

然的な進展が未だに不明のままであるため、若年齢で甲状腺がんを引き起こす生物学的機序(一般的なものであり、放射線被ばくとは必ずしも関係していない)をさらに研究する必要がある。

247. 赤色骨髄への更新推定線量は、増加していないが、本委員会の、mGyあたりの白血病リスクの 推定値は、UNSCEAR2013年報告書[U10]と比べるといくらか増加している。しかしながら、日本人の 原爆被害者の経験または最も広範な複数調査からのリスクデータに基づくリスクモデルによると、もし真 の平均線量が実際に不確実性の推定上限値にあったならばリスクを検出する可能性がいくらかあると はいうものの、福島県のどの年齢層の住民においても白血病発生率のいかなる上昇についても、引き 続き識別可能でありそうにない。本委員会は、子宮内被ばくをした人々について、赤色骨髄への吸収 線量の改訂推定値から得られる20歳までの小児白血病の過剰リスクを評価し、過剰リスクは識別可能 とはならないだろうということを見いだした。同様に、公衆への被ばくレベルが低すぎるので、本委員会 は乳がんや他の固形がんの発生率の識別可能な上昇を予想できない。

248. 放射線被ばくに関連する先天性異常、死産、早産、低出産体重の過剰についての信頼できる エビデンスは存在していない。心血管疾患と代謝性異常の発生率の上昇は、事故後避難した人々の 間で観察されているが、おそらくそれらは付随する社会的変化と生活習慣の変化に関連しており、放 射線被ばくに帰因するものではない。また、過剰な心理的苦痛も地震、津波、福島第一原発事故が 合わさった結果として生じた。

249. 福島第一原発緊急時作業者の健康についてモニタリングが現在実施中である。作業者の大部分が事故後1年以内に実効線量10mSv未満という低い被ばくを受けており、事故後1年以内に100mSv以上の実効線量を受けたのはごく一部の作業者のみであったため、がんの発生率の上昇が、白血病、全ての固形がんや甲状腺がんについて識別できそうにない。本委員会は、作業者の白内障のリスクについて情報に基づく判断をするには不十分な情報しか入手していない。日本政府は、近年、原子力発電所の作業者の健康モニタリング計画を更新した[Y20]。さらに、福島第一原発緊急時作業者の健康指標に関する詳細な調査が進行中である。

250. 大規模な放射能事故後の放射線被ばくに引き続く高感度の超音波甲状腺検診の結果を解釈 する際には、注意が必要である。高感度の超音波検診は、臨床症状が発現した後に検出されるだろ う症例よりもずっと多くの甲状腺がんの症例を検出するという有力なエビデンスがある。結果として生じ る甲状腺がんの過剰診断は、診断された人々の間に不安を起こす可能性を有し、不必要な治療に繋 がり得る。

VIII. ヒト以外の生物相の線量と影響の評価

A. 緒言

251. 本委員会は、ヒト以外の生物相による一般的な被ばくとその影響についての評価を行い、それについてUNSCEAR1996年報告書およびUNSCEAR2008年報告書[U6, U8]の科学的附属書でまとめている。これら附属書およびUNSCEAR2013年報告書[U10]で提示され、用いられた基準線量率43

⁴³ ここでの基準線量率とは、現在の知識に基づくと、それを下回れば、ヒト以外の生物相群集が有意な害を受ける可能性が低い線量率であり、被ばくの結果としての有害な影響が生じる可能性を評価するために用いられている。基準線量率は、慢性的、定常的または擬定常的被ばくからの情報を用いて確立されていることが多く、したがって、急速に変化する事故後の状況に十分対応するものではない。事故後の初期または後期に報告される線量率の解釈は、それゆえ、簡単ではなく、先のUNSCEARの刊行物との一貫性および放射線被ばくに関連する時間積分線量への影響との間で、必要に応じて線量率の影響を補正しながら、バランスを取る必要があった。

は主に、何十年にも亘る実験研究、およびこれまでの事故から得られたフィールド観察の分析(限られた範囲ではあるが)を含んだ放射線生物学の文献からの大規模な情報を統合したもの基づき導出された。その基準線量率とは、最も高く被ばくした個体生物に対して100µGy/h未満の慢性的な線量率は、ほとんどの陸生生物群集の個体群に重大な影響をおよぼす可能性は低く、水生生物群集のいずれの個体に対しても400µGy/hの最大線量率は個体群レベルでは有害な影響をおよぼす可能性も低いであろうというものであった。本委員会は、陸域、淡水、海洋生態系に生息するとト以外の生物相への福島第一原発事故の影響の調査も行っている。本委員会は、¹³¹Iなどの短半減期放射性核種による寄与を含む放射線被ばくの推定値を、事故後の中期(最初の約2ヶ月)と後期(数ヶ月から数年)について、検討している。地理的地域の詳細な分布と検討された時間スケールを含む方法論および適用された基準線量率の根拠は、UNSCEAR2013年報告書に記載されている。

B. 現時点での理解の概要

1. さまざまな生物相における放射性核種レベルの推定

252. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は生物と環境における放射性核種の測定 値を用い、適切なモデルを適用して選定された標準生物における放射性線核種レベルを推定した。 UNSCEAR2013年報告書以降に公表された多数の調査が、ヒト以外の生物相における放射性核種レ ベルと生態系内の放射性核種移行に影響を与えるプロセスに関する更新情報を提供した[U11, U13, U14]。Fuma et al. [F22] は、菌類、シダ類、コケ類が福島第一原発近傍地域からの大量の放射性セシ ウムを累積し、¹³⁴Csと¹³⁷Csの放射能濃度は10⁴Bq/kg生質量 (FM)から10⁶Bq/kgFMであったと報告し た。ミミズ、両生類、カタツムリの軟組織もまた、10⁴Bq/kgFMから10⁵Bq/kgFMもの高レベルの¹³⁴Csと ¹³⁷Csを有していた。¹³⁴Csと¹³⁷Csの最大放射能濃度が10⁵Bq/kgFMを超える小型哺乳類が立入禁止区 域で捕獲されている[K46]。福島第一原発港で試料採取され、Johansen et al. [J5] により報告された海 水魚の筋肉中の¹³⁴Csと¹³⁷Cで報告された最大放射能濃度は、アイナメ(2013年2月に採取)における 740,000Bq/kgFMであった。魚類中の放射能濃度は、沖合数十キロメートルでは、概して、このレベル より数桁低い[S23]。

253. これらのレベルは、全般的に、UNSCEAR2013年報告書[U10]において用いたデータと整合しているが、報告された、いくつかの放射性核種レベルによって、さらに詳細な検討が求められた。Qiu et al. [Q1] は、海生甲殻類において^{110m}Agの大幅な生物濃縮が福島第一原発近隣のいくつかの地点で起きた可能性があることを示した。^{110m}Ag:¹³⁷Csの比率が1を超える(沿岸部堆積物中で見つかった比率と比べると1桁か2桁大きい)事例が福島県沿岸の1か所で報告された(ただし、放射性核種レベルは概して低く、100Bq/kgFMを超えることは稀であった)。魚類に対して、銀が比較的高い濃縮倍率を有しており、そのため、^{110m}AgがUNSCEAR2013年報告書における想定よりも重要であったとするのが妥当である⁴⁴。Horiguchi et al. [H26] も、同様に、貝類の中に比較的高レベルの^{10m}Agを測定したが、この調査では、^{110m}Ag:¹³⁷Csの比率はさらにかなり高かった。

2. 標準生物の線量評価

254. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、非常に短半減期の¹³²Teと¹³²Iによる寄 与を含む総(外部被ばくと内部被ばく)吸収線量率が、短期間(数時間から数日)に一部の陸生生物

⁴⁴ ヒト以外の生物相の放射線被ばくレベルと影響の観点から。

で最大で1,000µGy/hに達した可能性があると推定した。中間期(すなわち事故直後2ヶ月)において は、沈着密度の高い地域(¹³⁷Csの最大沈着密度が約15MBq/m²であった大熊町など)の土壌生物で は、300µGy/hの線量率があり得た可能性がある。水域生態系については、主に¹³¹Iが寄与しており、 最大被ばくが海洋水中の推定濃度から計算され、排水口(福島北側排水路)に近い場所の水性大型 藻類について20,000µGy/h、海水魚については140µGy/hと計算された。大型藻類の線量率は、¹³¹Iの 半減期が8日であることに従い、急速に減少したと推定された。事故の後期に測定された生物試料内 の放射性核種濃度から、陸生哺乳類と鳥類は、¹³⁷Cs沈着密度の指標範囲(50kBq/m²から500kBq/m² まで)を含む地域で1.2µGy/hから2.2µGy/hの総線量率で被ばくしたと推定され、水生生物への線量 率は、0.10µGy/hから0.25µGy/hまでの範囲と推定された。

255. IAEA報告書[I6]でも同様にヒト以外の生物相についての総吸収線量率が推定されている。推定は、以下の値から導出された。

- (a) 事故後の「初期」(直後の 30 日)、中期(31 日~90 日)と後期(91 日から1年)についての土 壌、淡水、海洋水中の放射性核種濃度の時間積分値
- (b) 直接測定した生物相中の放射性核種濃度(通常は「後期」の測定値)

生物相中の放射性核種レベルの測定値に基づく線量および線量率の推定値は、UNSCEAR2013年 報告書[U10]で提示された値と同様の桁数であり、陸域系についての最大線量率は、野草で約 80µGy/h、大型哺乳類で約8µGy/hであった。

256. Fuma et al. [F22] は、福島第一原発に近い地域で、主に2011年5月から2012年3月までの期間 について、葉状植物(44µGy/hまで)、両生類(最大で76µGy/hまで)、昆虫類(最大で23µGy/hまで)、 ミズ(最大で40µGy/hまで)に対する総吸収線量率を推定した。Kubota et al. [K45]は、福島第一原発 の西4km辺りの比較的沈着レベルが高い地域(大熊町夫沢。¹³⁷Csの沈着密度は1MBq/m²を超えた) から、小型哺乳類(齧歯動物)に対する平均総吸収線量率を約52µGy/h(2013年12月)と推定した。事 故直後約2年以内のこれらと他の被ばく推定[F14]は、以前にUNSCEAR2013年報告書[U10]で行わ れた推定と類似しており、当該報告書にて用いられた評価アプローチおよび関連する被ばく量計算 の妥当性を支持するものであった。

257. 海洋環境については、底生海水魚において高濃度が持続しているというエビデンス[S23]によっ て、より長期(事故後1年を超える)に亘る被ばく量が、UNSCEAR2013年報告書[U10]での推定から 推測され得たレベルより高かった可能性があることが示されている。Johansen et al. [J5]は、本委員会 が2011年に行った海水魚についての推定と類似して、2013年初期に最大線量率を約130µGy/hと推 定した。この相違には多くの原因がある可能性があり、UNSCEAR2013年報告書では堆積物および 堆積物に関連する食品連鎖における放射性核種の累積を十分に考慮しなかったことと、海洋環境へ の放出の発生源の拡散が引き続き(かつ思いがけず)重要であること(第III章参照)、または、そのい ずれかなども考えられる。海洋生物相の移行と線量モデル計算の改良のための更なる作業が続けら れている(例えば[K41, V2, V3]参照)。

3. 予測された影響と観察された影響

258. 本委員会は、UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会の線量と影響の関連性に対 する一般的評価を適用することにより、推定放射線被ばくによる影響を推測していた。事故後の海域 および陸域におけるヒト以外の生物相の被ばくは、地域的なばらつきによりいくつか例外がある可能 性が考えられていたが、全体として、急性的な影響を観察するには至らない低いレベルであったとい う結論に達していた。本委員会は、さらに、海洋環境におけるヒト以外の生物相の個体群レベルでの 影響は、概して放射能濃度の高い汚染水が海洋に漏えいしたり放出されたりした場所の近傍域に限 られているであろうと結論していた⁴⁵。本委員会は、陸域における特定の生物種、とりわけ哺乳類について、個々の生物への影響リスクを排除することはできていなかったが、個体群レベルで観察可能な影響が現れる可能性は低いと考えていた。いかなる放射線の影響も、放射性物質の沈着密度が最も大きい限られた地域に留まっており、このような地域以外では、生物相への潜在的な影響は無視できる程度であったであろうと考えられていた。

259. UNSCEAR2013年報告書[U10]以降、ヒト以外の生物相における有害な影響がフィールド調査 で観察されているが、これら全てが個体群に影響を与えると予測されるわけではないであろう。数多く の調査において、福島第一原発事故後の放射線レベルの高い地域で細胞遺伝学的、生理学的お よび形態学的な影響が観察されている。それらには、次の影響が含まれる。2種の日本の野ネズミ類 (アカネズミ。学名:*Apodemus speciosus*)の脾臓リンパ球における染色体異常[K9, K46]、ミズにおけ るDNA (1本鎖および2本鎖)切断[F12]、魚における血中の好中球数、単球数、リンパ球数の減少 [S53]、サルにおける血液学的変化[O1]、ゴール形成アブラムシ類における形態異常[A8]。福島第一 原発事故後に放射性核種の沈着密度が上昇した地域において、形態異常の有意な増加がアカマツ (学名:*Pinus densiflora*)[Y26] およびモミ(学名:*Abies firma*)[W11] などの針葉樹で観察されている。 Watanabe et al. [W11] は、何か1つの因子がこれらの形態的な影響の増加と因果関係があるという決 定的なエビデンスはないと考えたが、著者らはまた、空間線量率とそのような有害な変化の発生頻度 との間の正の相関は、電離放射線が重要な因子である可能性を示していると結論した。確かに、沈着 した放射性核種が比較的高いレベルである地域における植物の累積線量は、UNSCEAR2013年報 告書において、チェルノブイリ事故後に、針葉樹の成長、生殖、形状における障害が観察されていた 時の累積線量と同様であると推定された[S39]。

260. 比較的高い被ばくレベルがあるにも拘わらず、有意に大きい影響が観察されない調査も複数存在する。そのような調査では、次に挙げる結果が含まれる。カエル類の生殖組織に組織学的分析による明確な異常なし(¹³⁷Csの内部濃度は47kBq/kgFMを超過)[M16]、日本の野ネズミ類における形態学的に異常な精子の発生頻度に増加なし[O20]、放射線レベルの上昇を伴う立入禁止区域内のアブラナ科の植物類にエピジェネティクスマーカー(DNAのメチル化)の上昇なし[H25]、畜牛における血球数への有意な影響なし[S8]、キイロショウジョウバエ(学名:Drosophila melanogaster)に対して染色体逆位頻度への影響なし[I40]、ニホンアマガエル(学名:Hyla japonica)の身体状況または組織中カロテノイド濃度に、電離放射線からの被ばくによる有意な影響なし[G3]、ひな鳥に遺伝的損傷レベルの上昇なし、ただし、同論文中に生存率、繁殖率、および、または巣立ち率の減少が優勢であるとの結論あり[B6]。

261. 致死線量以下の影響(細胞遺伝学的損傷と形態学的影響を含む)が観察されたことは、 UNSCEAR2013年報告書[U10]の知見と一致していないわけではない。対照的に、数件の調査が、また、かなりの個体群(ヒト以外の生物相)への影響があったと示唆している。森林および草地の鳥類の 出現数が被ばくレベルの高い地域(周辺線量当量:約40µSv/h)で低いことが観察されている[M42]が、 これらの調査内で出された結論のいくつかに関して懸念が表明されている[B2, B3]。例えば、フィール ド線量測定に関する問題点、統計力の弱さ、交絡因子の存在下での相関関係が因果関係を含意し ている点である。これらの懸念のいくつかは、基礎となるデータセットの一部についてのその後の精密 な線量再構築において対処されているが[B1, G2]、この線量再構築作業そのものが批判の対象とな っている[S30]。Mousseau and Møller [M46] は、チョウ類とセミ類は放射性核種沈着密度が増加する につれて出現数が減少するが、かかる減少はマルハナバチ類、トンボ類やバッタ類では見られないと いう報告をした。クモ形類では、放射性核種沈着の高い地域内で報告されている(食虫の)鳥類数が 減少していることに帰因して、それらの場所において統計的に有意な出現数の増加を示すと明言さ

⁴⁵ 排水口のごく近傍での大型藻類への予測被ばく線量率約 20mGy/h は、生殖と成長率に影響を与える可能性があると考えられる 10 mGy/d~100mGy/d の範囲内であり、3ヵ月間の積算線量 6.8Gy が急性影響の可能性を警告している(少なくとも理論的には)[118]。したがって、大型藻類についての被ばく量の計算値は急性影響が起こり得るレベルである可能性があった。しかしながら、これらの被ばくは一時的であったので、本委員会は、UNSCEAR2013 年報告書において、継続的な個体群レベルの影響はないであろうと結論していた。

れている。本委員会は、ヤマトシジミチョウ(学名:Zizeeria maha)に対する福島第一原発事故による放出の影響についての、主にフィールド調査に基づいた多数の調査[U9, U11, U13]をレビューしている。 調査は、概して、福島第一原発からの人工放射性核種が、昆虫種への遺伝学的および生理学的損傷の原因であり、被ばくの累積効果が個体群の劣化を起こした可能性があったと結論している[H23, H24]。チョウの幼虫に比較的高レベルの¹³⁷Csを含んだ人工餌料を与えた、同一グループからの追跡 調査[G8]においては、蛹化率、羽化率、生存率を含むエンドポイントに全く影響が見られなかった。これにより、これら著者らは、フィールドにおける生物学的影響は、生態系を介して成り立っている可能性があり、放射線量のみに基づいて推定できないという結論に至った。生物相への個体群レベルの影響を推測している上記の複数の調査とは対照的に、Lyons et al. [L13]は、福島県の立入禁止区域内の遠隔カメラのネットワークから分析したデータに基づき、中型から大型の哺乳類への放射線被ばくの影響は、個体群レベルの反応に明白には表れないと結論した。さらに、人による管理活動の排除などの交絡因子が、ミツバチなどの一部昆虫種の個体群に実体的な悪影響を与えている可能性があり[Y27]、ストレス要因の影響評価において考慮される必要がある。

262. IAEAによる1件の評価[I6]において、全ての生態系について影響が考察された。この評価では、 UNSCEAR2013年報告書[U10]において本委員会が採用した方法(動的移行モデルを取り入れ、より 短期間に生じた最大線量率の推定を可能としている)といくらか異なる方法を用いていた。しかし、評 価モデルに伴う相当な不確かさを考慮すると、全体的な結果は大部分が整合していた。IAEAは、現 在の知見に基づくと、個体群と生態系(陸域および海洋環境の双方)への影響はないと予測され、ま た、長期的な影響は予測されないと結論した。IAEAは、また、放射線被ばくのヒト以外の生物相への 影響についての知見は、評価方法の改善と、生物相に対する放射線誘発性の個体群および生態系 影響を理解することにより、強化される必要があると記載した。

263. 本委員会は、チェルノブイリ立入禁止区域における放射線影響に関する20年の研究をレビュー し[U8]、チェルノブイリ事故直後の1か月間に0.3Gy未満の積算線量(すなわち平均10mGy/d未満)に 被ばくした植物と動物において放射線誘発性の有害影響が報告されていないことを見つけだした。 最も汚染された地域では、植物と動物への主要な放射線誘発性の有害影響から回復するには、数年 が必要とされた[U8]。チェルノブイリ立入禁止区域における複数の調査が現在も進行中であるが、そ れら調査により、自然環境中に生息する生物の方が、実験室条件下でテストされた生物よりも放射線 に対する感受性が高い可能性があるという暫定的なエビデンスが提供されている[G1]。さらに、高次 の生物学的階層(例えば個体群、生態系機能)についての調査はなおも数少なく、その内の極僅かし か、生態学と種の進化について考察していない。

264. 本委員会は引き続き、福島第一原発事故の結果として生じたヒト以外の生物相への深刻な地域 個体群レベルの影響はないであろうという考えている。ただし、本委員会は、いくつかの種類の生物 について個体群への重大な影響が観察されているという調査の結果を認めている。これらの結果の 要因ははまだ確定的に特定されておらず、結果の経過観察が必要である。

4. 不確かさ

265. 特にそのアプローチが生物学的移行コンポーネントを含む場合は、本委員会の評価に利用した モデルに伴う総体的な不確かさは大きい。すなわち、異なるモデルを用いたヒト以外の生物相への被 ばく推定値が、互いに1桁を超えて異なることがよくある(例えば[V4]参照)。[S38]で検討されているよ うに、¹³¹Iによる哺乳類の甲状腺への線量など、放出の初期段階における短半減期放射性核種による 被ばくに一層大きな不確かさが伴っている。

266. ヒト以外の生物相への影響を評価するために本委員会が用いたベンチマークは、生物学的な 影響を及ぼす可能性がある線量について、到達し得る最も広範な見識となっている。しかしながら、 ベンチマークは、隔離された状態の管理された実験室環境下での少数のグループの被ばくに大きく 基づいていた⁴⁶。生態系への影響を外挿して推測する場合、これら情報の適用性において多少の制約があることは明らかである。個別の生物へのストレス要因の影響が混乱の引き金になる可能性があり、その混乱は生態系内のより高次の生物学的階層を介して広がる[B8]ことを考慮すると、ストレス要因に誘導された障害を、個別の生物へのストレス要因の影響に関する知識から完全に理解することは不可能である。この見解は、最近の、影響に関するデータのメタ解析によって支持されているように見受けられ、部分的にチェルノブイリの立入禁止区域からの知見を取り入れながら、自然環境内の生物は、実験された生物よりも放射線に対して感受性が高い可能性を示唆している[B1, G1]。それでもなお、この主張は疑問視されており[S30]、更なるテストと検証を必要としている。交絡因子が、放射線被ばくによる環境影響の解釈を困難にしている。例えば、IAEA[I6]は、大地震と津波が本州の北東部沿岸の陸域環境と海洋環境に有意な環境ストレスを与え、それが放射線被ばくにより生じたストレスをはるかに超えていると考えられると強く主張した。

C. 要約

267. 本委員会は、個々の生物への有害な影響が生じた可能性はあったものの、福島第一原発事故の結果生じた放射線被ばくとの明らかな因果関係を持った野生生物の個体群への地域影響が生じた可能性は低かったであろうという考えを維持している。確かに、一部の植物や動物における多くの細胞遺伝学的、生理学的および形態学的な(致死線量以下の個体レベル)影響が、福島第一原発事故後に放射線レベルが上昇した地域において観察されているが、広範なグループへの影響は全く報告されていない。しかしながら、このような調査は今も数少なく、現時点の結論は、調査された生物に大きく依拠している。数件の調査が、選択された野生生物グループにおける重要な個体群への影響を示しているが、それに相反する主張を支持する放射線生物学的なエビデンスが豊富であることを考慮すると、再現性と交絡因子を十分に考慮しているかという点に関して、これらの研究の知見とその堅牢性は疑わしいままである。しかしながら、評価された不確かさは大きく、また、理解は完全なものからほど遠いので、現時点の評価方法は不適切である可能性がある。チェルノブイリの立入禁止区域で実施されたように、福島第一原発の立入禁止区域に存在するようなフィールド条件下のヒト以外の生物相への放射線被ばくの影響に対して、更なる分析を実施することが有益であろう。さらに、生態系の機能と構造の要素を考慮して、自然環境内での個体群レベル、および生物学的階層のより高次における線量反応を調べるための更なる研究が有用であると思われる。

IX. 結論

268. 本委員会は、UNSCEAR2013年報告書[U10]作成時に利用可能であった情報と、当該報告書 完成以降に本委員会にとって利用可能となった新規情報について評価し取りまとめた。利用可能となったかなりの量の新規情報により、本委員会は、福島第一原発事故による放射線被ばくのレベルと影響について、UNSCEAR2013年報告書で提示したものよりも、より高品質で信頼性の高い評価を実施 することが可能となっている。本委員会は、実施した評価より、以下の通り、結論している。

(a) ¹³¹I と ¹³⁷Cs の大気中への総放出量は、概して、それぞれ、約 100PBq から約 500PBq、約 6PBq から約 20PBq までの範囲であった。それらの範囲は、事故時に放出を引き起こした稼動中

⁴⁶ 尚、通常用いられるベンチマークは、現状および既存の被ばく状況下の慢性被ばくに適しており、一方、急性被ばく専用の 値は、文献では稀であるが、より適切に利用される可能性がある。その点で、海洋環境の生態系レベルで提案され、([S38]参 照) 本委員会にて検討した[U7]急性しきい値(すなわち、4.84Gyの値)が適用できる可能性がある。

の3 基の原子炉(1 号機から3 号機)における¹³¹Iの総インベントリ量の約2%から8%、¹³⁷Csの総 インベントリ量の約1%から3%に相当する。揮発性の低い放射性核種(例えば⁹⁰Sr や²³⁹Pu)の放 出は無視できる範囲であった。総放出量の約80%が、太平洋上に拡散され、沈着した。

(b) 本委員会は、測定が実施されていない、または、もはや測定できない場合の環境中の放射 性核種濃度を推定する目的においては、JAEA で開発された放出の時間的パターン(いわゆる 「ソースターム」)の一連の推定における最新値を用いることを推奨している。最新の推定値は [T28]のものであり、本委員会はその値を大気中放射性核種による公衆の被ばく線量推定値の改 訂に用いている。このソースタームにおける¹³¹Iと¹³⁷Csの大気中への総放出量は、それぞれ 120PBqと10PBqである。

(c) 放射性核種の太平洋への放出は、直接的および間接的に発生し、放出率は下降しているものの、現在も続いている。それには次の放出が含まれる。すなわち、(i) 最初の3ヵ月間における 直接放出(放射性核種を含有する水の漏えいおよび意図的な放出による)、合計で¹³¹I約10PBq から20PBqおよび¹³⁷Cs約3PBqから6PBqに達する、(ii) 放射性核種の大気中への放出と拡散 に続く海洋面への沈着が、合計で、¹³¹I約60PBqから100PBqおよび¹³⁷Cs約5PBqから8PBqに 達する、(iii) 2015年10月までに福島第一原発サイトから排水された約60TBqの¹³⁷Csの地下水 への直接放出、そして同月に放出の低減措置が講じられ、以後は年間約0.5TBqの放出、(iv)大 気中へ放出された放射性物質が沈着した集水域の河川水からの¹³⁷Cs年間約5TBqから10TBq の継続的な間接的放出。

(d) 太平洋に放出された物質は海洋中で急速に拡散し希釈された。2012 年までには、¹³⁷Cs の 濃度は、福島県沖の沿岸水域においてさえ、事故前に広がっているレベルよりもわずかしか上昇 していなかった。海産物中の¹³⁷Cs 濃度もまた、急速に減少している。2011 年に福島県沿岸沖で 捕獲した試料の41%が、日本政府により制定された長期基準値を超えたが、2012 年には17%に、 2015 年の初めからは、9,000 試料の内4 試料のみに減少していた。

(e) 陸域および淡水域環境を介して大気中に放出された放射性核種のレベルと移行について の多数の日本固有の情報が蓄積されている。日本の土壌においては、チェルノブイリ事故に影 響を受けた多くの土壌中より、放射性セシウムがより強く固着され、その結果、作物への移行と土 壌中への下方移行率が低減し、経口摂取を介した被ばく線量と沈着した放射性核種からの外部 被ばくに影響したことが判明している。モニターされたほとんどの食品中の放射性核種濃度は、 事故後急速に低減していた。2015年以降、日本政府によって制定された基準値を上回っている 試料数は、畜産および農産物ではゼロ、モニターされた食用の野生動植物および淡水魚製品の ほとんどで数パーセント未満である。

(f) 福島第一原発事後の環境中の放射線被ばくレベルと放射性核種濃度は、測定およびモニ タリングキャンペーンを通じて広く特徴が明らかになっている。それにより、ほとんどの被ばく経路 における、日本人に対する現実的な線量評価をするための広く十分な基礎が与えられている。例 外は、比較的測定値が少ない大気中放射性核種の吸入による被ばくである。本委員会は、それ ゆえ、日本の陸域の大気中放射性核種濃度を推定するためにモデルに頼らなければならず、こ の目的のために、Terada et al. [T28]によるソースタームと関連 ATDM を用いた。

(g) 本委員会は、本委員会が線量推定に用いたアプローチとモデルの妥当性確認を主たる目的として、人々に実施した測定に関して本委員会が利用可能な情報を用いている。これらの測定には、WBC、甲状腺中の放射性ヨウ素レベル測定、個人線量測定キャンペーンが含まれた。本委員会は、刊行された文献内で報告されている人々に対する測定を利用でき、かつ、日本の国、地方および自治体の当局からの更なる情報提供を要請した。特に、個人線量キャンペーンとWBCにおいて、日本では既実施および継続実施中で未公表の測定値が大量にあるにもかかわらず、本委員会が利用可能な情報は、南相馬市と楢葉町が着手した個人線量測定キャンペーンからのデータのみであった。本委員会が、日本におけるより多くの測定値にアクセスできていれば、

本委員会のモデルの検証精度を高め、かつ、または、より改良することを可能にしたであろう。本 委員会の線量推定値と人々に実施された利用可能な測定値から得られた推定値は、広範な一 致を見た。これは、放射性ヨウ素と放射性セシウムの体内への摂取による線量と地表に沈着した 放射性核種による外部被ばく線量の推定に用いられた改良モデルの妥当性を裏付けている。こ の点において、特に注目すべきなのは、当該被ばく経路からの線量の結果もたらされた放射性 核種の経口摂取による線量を推定するために改良され、検証されたアプローチにより、推定値は UNSCEAR2013 年報告書におけるものより少なくとも 10 分の1 に減少した。

(h) 各自治体と都道府県における幼児の事故直後1年間の平均実効線量の推定値は、避難対象地区の自治体では約0.2mSvから8mSvの範囲、福島県のその他の自治体では約0.1mSvから5mSvの範囲、隣接県では0.1mSvから1mSvの範囲であり、日本のその他の都道府県では0.005mSvから0.5mSvまでであった。小児と成人の平均実効線量は、それぞれ幼児の約80%と70%と推定された。これら実効線量の推定値は、事故直後の10年間において2倍から3倍までの間に、生涯に亘り(最長80歳まで)約4倍に増加するであろう。2021年に、平均年間実効線量は、福島県の全ての避難対象外の自治体において0.5mSv未満に、日本のその他の地域では0.1mSv未満となると推定されている。避難勧告が解除された避難対象となったコミュニティでは、これらの地域で除染作業が完了したことを考慮すると、2021年における平均年間実効線量は、概ね、1mSv未満である。

(i) 各自治体と都道府県における幼児の事故直後1年間の平均甲状腺吸収線量は、避難対象 地区の自治体では約2mGyから30mGyの範囲、福島県のその他の自治体では約1mGyから 20mGyの範囲、隣接県では0.6mGyから6mGyの範囲であり、日本のその他の都道府県では 0.09mGyから0.7mGyまでであった。小児と成人の平均甲状腺吸収線量は、それぞれ幼児の 80%と50%と推定されている。福島第一原発事故当時に幼児であった人々の生涯に亘る甲状腺 吸収線量の推定値は、事故直後1年間の線量の約2倍である。

(*j*) 現在、より大量で高品質の情報が利用可能となったことで、本委員会は、福島県の各自治体、 福島県全体、その他の県についての定量的で主観性のより少ない個人線量分布が推定可能と なっている。推定分布においては、推定線量の不確かさ、ならびに居住地および勤務場所、生活 習慣、その他の習慣から生じる個人間のばらつきを考慮している。推定線量は、平均値だけでな く、分布の5パーセンタイル値および95パーセンタイル値の観点からも提示されている。概して、 各集団グループの個々人の90%が平均線量の約3分の1から約3倍までの範囲内の線量を受 けていると推定された。各集団グループ内の個々人は平均値より高いよりもむしろ平均値より低い 線量を受けている可能性が高いと推定されている。例えば、福島市内では、ほぼ全ての個人が、 通常、平均値の約10分の1から平均値の約数倍までの範囲の実効線量を受けていると推定さ れている。福島県内の個人の実効線量の分布も同様で、ほとんどの個人は県の平均値の約5分 の1から2倍の実効線量を受けたと推定されている。

(k) 事故直後1年間における平均実効線量の本委員会の改訂推定値は、UNSCEAR2013年報告書における推定値と比較すると、被ばく線量がより低い自治体または都道府県については、かなり低く(1桁よりもさらに低い)、被ばく線量がより高い自治体または都道府県については、最大で約30%低い。甲状腺吸収線量に関しても、事故直後1年間における平均線量の本委員会の改訂推定値は、同様に、被ばく線量がより低い自治体または都道府県についてはるかに低く、被ばく線量がより高い自治体または都道府県については、最大で約2分の1であった。線量の低減は、次に挙げる要因によるものである。すなわち、(i)経口摂取による放射性核種の摂取のより現実的な評価、(ii)建物内の放射性核種濃度がより低いことに対する考慮、(iii)放射性ヨウ素の摂取に対する日本固有の線量係数の使用。これらの低減は、改良された検証済みモデルの使用の結果生じた外部被ばくによる線量の軽度の増加によって相殺されている。放射性核種の吸入による被ばく線量の推定に異なるソースタームとATDMを用いると、増加する地域もあれば、減少する地域もあった。

(1) 本委員会は、公衆への推定線量を改訂し、それに関連する不確かさを考慮することにより、 福島第一原発事故による公衆の被ばくについて、UNSCEAR2013 年報告書と比べて、より現実 的な評価を行った。推定線量の不確かさは、なおも大きいが、本委員会は、特定の状況(例えば、 除染の有効性についての更なる情報が考慮される)において以外では、更なる研究がそれらを 有意に減少させたり中央推定値を変えたりする可能性は少ないと考える。事故直後に環境中で 行った測定および人々に対して行った測定を再度実施することは不可能であるし、これらの測定 値を用いた線量の推定はこの情報の限度を超えて行うことはできないが、その後、多くの研究が なされている。

(m) 本委員会は、避難者が帰還した場合の線量の推定値に対して除染活動の影響を考慮している。本委員会は、日本のより広範な地域で完了した除染活動の影響を考慮してはいないが、当該作業の完了後に結果として生じる線量の過大評価は、本委員会の線量推定における他の不確かさと比較すると小さい可能性が高い。修復後の線量推定をより正確にするために、人々に対して測定されたような個人線量の低減における除染活動の効果に関して、更なる情報が必要である。

(n) 2011年3月から2012年3月末まで福島第一原発サイトにおいて被害軽減作業やその他の活動に従事していた20,000人を超える緊急時作業者の平均実効線量は約13mSvであった。その期間中に、全作業者の約36%が10mSvを上回る実効線量を受け、0.8%(174人の作業者)が100mSvを超える線量を受けたと評価されている。年間実効線量は、2012年4月以降はかなり低減しており、平均年間実効線量は2013年3月末までの1年の約6mSvから2020年3月末までの1年では2.5mSvに下がっている。2013年4月以降、50mSvを上回る年間実効線量を受けた作業者はいなかった。

(o) 近年、最も高い線量を受けた 6 人の緊急時作業者の甲状腺吸収線量が、特に、甲状腺の大きさの個人固有の測定値を用いて再評価されている。¹³¹I の吸入による内部被ばくの最も大きい推定預託甲状腺吸収線量は、現在 32Gy である。一般的な日本人において、甲状腺の質量または体積の標準値を用いることが適切ではないと示唆するエビデンスは無い。しかし、本委員会は、更なる甲状腺線量の個人固有の再評価値が予測されると記している。個人の甲状腺吸収線量が、疫学的評価や健康リスク評価の目的で再評価すべきである作業者に対しては、適切な倫理的承認の下で、MRI か超音波スキャンのいずれかによる甲状腺体積を測定することは、再評価の一部として有益であるだろう。作業者の眼の水晶体へのベータ線量が UNSCEAR2013 年報告書において、必要な研究として確認されているが、これら線量の評価は、未だ報告されていない。

(p) 事故後最も早い機会に作業者と公衆の代表的グループを適時にモニタリング(例えば WBC、 甲状腺測定、個人線量測定)すれば、放射能または原子力事故後の作業者と公衆の線量評価 の質と情報性を大幅に向上させるであろう。もし、人への適切な測定が事故直後に行われなけれ ば、例えば、事故が発生した施設および、またはより広範な環境において、人々への線量は利用 可能であり得る他の測定値と共にモデルを用いてでしか推定できない。経験により、当該モデル の使用は、しばしば線量の保守的な推定に繋がることが示されている。

(q) 福島県の住民における健康への悪影響について、福島第一原発事故による放射線被ばく に直接に帰因すると文書に記述されたものはない。本委員会の改訂線量推定値から、放射線が 関連した将来の健康影響が更に識別できそうにない程度である。本委員会は、利用可能なエビ デンスを比較衡量した上で、被ばくした小児において検出される甲状腺がんの症例数の予測に 対する大幅な増加は、放射線被ばくの結果ではないと考えている。むしろ、それらは、超高感度 の検診手技が、人口集団において以前は認識されていなかった甲状腺異常の有病症例を明ら かにした結果である。がんの発生率の増加は、作業者において、白血病、全ての固形がん、甲状 腺がんについては識別できそうにない。本委員会は、白内障のリスクについて情報に基づく判断 をするには不十分な情報しか入手していない。 (r) 福島第一原発事故のような事象の結果としての放射線被ばく後の高感度の超音波甲状腺検診の広範な利用と結果を解釈する際には、注意が必要である。高感度の超音波検診が、臨床症状が発現した後に検出されるであろう症例よりもずっと多くの甲状腺異常やがんの症例を検出するという有力なエビデンスがある。結果として生じる甲状腺がんの過剰診断は、その多くが結果として臨床症状を呈さず、診断された人々のうちに不安を起こす可能性や、不必要な治療に繋がる可能性を有し、特に甲状腺線量が比較的低い場合には、その有害影響は放射線被ばくそのものの有害影響を上回る可能性がある。このような検診を実施すべき場合は、おそらく、線量反応のエビデンスの決定とともに、甲状腺診断機器および技術の更なる進歩を含めた上で、被ばくしていない対照群も同時に等しい手順と技術的装置を用いて調査される必要がある。これらのセーフガードは、将来のいかなる事故後に診断されたがんであっても、誤って放射線被ばくに帰因させられるリスクを減少させる。

(s) 本委員会は、個々の生物への有害な影響が生じた可能性はあったものの、植物や動物にお ける影響がいくらか観察されているが、広範なグループへの影響は全く報告されておらず、福島 第一原発事故の結果生じた放射線被ばくとの明らかな因果関係を持った野生生物の個体群へ の地域的な影響が生じた可能性は低かったであろうという考えを維持している。数件の調査が、 選択された野生生物グループに対する重要な個体群への影響を示しているが、これらの研究の 知見は疑わしいままである。しかしながら、現時点の評価方法は適切でない可能性があり、フィー ルド条件下の影響に対する更なる分析が有益である可能性があるだろう。自然環境内でのより高 次な生物学的階層と生態系の機能と構造の要素を考慮できるフィールド条件下のとト以外の生 物相への放射線被ばくの影響に対しての更なる研究も有用となり得る。

謝辞

本委員会は、評価の実施に直接関与した専門家の作業およびその所属機関で当該専門家を援助したすべてのスタッフの支援、また、クリティカルレビュー担当者が提供した貴重な独立した専門的知見に対し、ここに感謝の意を表す。さらに、本委員会は、各国からの惜しみない協力精神とデータの交換による貢献が本解析の結果を大きく向上させたことを称賛する。なお、本附属書に記された見解については本委員会が保持するものであり、協力した国連およびその加盟国の考えを必ずしも代表するものではない。

コーディネーション専門家グループ

プロジェクトマネージャー:N. Kelly (英国); *シニアテクニカルアドバイザー*:W. Weiss (ドイツ)、 M. Akashi (日本)

専門家グループ

統括執筆責任者: N. Kelly (英国); メンバーおよび主執筆者: S. Solomon (オーストラリア)、 C. Estournel (フランス)、F. Gering (ドイツ)、P. Strand (ノルウェー)、M. Balonov (ロシア)、G. Etherington (英国)、B. Howard (英国)、R. Shore (米国)

タスクグループ(公衆被ばく)

U-ダー: M. Balonov (ロシア); メンバー: D. Broggio (フランス)、L. Chipiga (ロシア)、V. Berkovskyy (ウクライナ)、V. Drozdovitch (米国); オブザーバー: S. Kinase*(日本)、A. Ulanowski (IAEA)

タスクグループ(大気拡散)

リーダー: F. Gering (ドイツ); メンバー: A. Mathieu (フランス)、D. Quelo (フランス)、T. Aono (日本)、 M. Chino (日本)、Y. Moriguchi (日本)、H. Nagai (日本)、P. Bedwell (英国)、S. Leadbetter (英国).

日本人専門家作業グループ

メンバー: K. Akahane (日本), M. Akashi (日本), T. Aono (日本), M. Chino (日本) and K. Ozasa (日本)

クリティカルレビュー担当者

G. Hirth (オーストラリア)、H. Vandenhove (ベルギー)、J. Chen (カナダ)、S. Charmasson (フランス)、 J-R. Jourdain (フランス)、R. Michel (ドイツ)、S. Shinkarev (ロシア)、A. Wojcik (スウェーデン)、 J. Brown^{**} (英国)、R. Wakeford (英国)、N. Harley (米国)、B. Napier (米国)、D. Pawel (米国)

貢献のあった他の専門家

M. Cook (オーストラリア)、B. Orr (オーストラリア)、T. Hamburger (ドイツ)、J. Brown (ノルウェー)、 C. Robinson (ノルウェー)、G. Ratia (ウクライナ)

^{* 2019} 年 5 月まで(IAEA オブザーバー)。それ以降は(日本)。

^{** 2019} 年現在(IAEA オブザーバー)

附録 A. 公衆の線量評価

1. 緒言

A1. 本附録では、福島第一原子力発電所(福島第一原発)事故の結果として公衆が受けた被ば く線量評価に関連する利用可能な情報(2019年末までの時点で)¹をまとめている。これらの情報を使 用し、公衆の被ばく線量評価に関する方法論の改善に向けて実施した解析について記載し、それら を適用した結果、すなわち更新した線量推定値を示す。

A2. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会の目的は現実的な線量評価をすることであった。しかしながら、当該報告書が完成した後に利用可能となった情報によって、報告書で提示された線量の一部が過大評価であったことが認識され、いくつかのケースでその程度が相当大きかった。特に、UNSCEAR2013 年報告書を刊行した後に公開された情報について、その後のレビューで確認されているように[U11, U13, U14]、本委員会は、経口摂取による公衆の被ばく線量がUNSCEAR2013 年報告書において当時利用可能であった限られた情報から推定された数値よりもはるかに低い可能性があったと考えた。この可能性については、人を対象とした直接測定から明らかになる情報から生じることが、UNSCEAR2013 年報告書の段階で認識されていた。本委員会がUNSCEAR2013 年報告書において認めたように、入手できる情報が不完全である場合において慎重な仮定をする傾向は、「避けがたい結果」である。

A3. 加えて、それ以降もさらに多くの情報が利用可能となり、線量推定における不確かさと個人 差について、より定量的で主観性の少ない評価をすることが可能となった。例えば、大気中の放射性 核種濃度の測定情報が不足していたため、大気中の放射性核種の吸入による線量の推定値は、主と して放射性核種の大気中への放出について仮定したソースタームと大気輸送・拡散・沈着モデル計 算(ATDM)から導出した濃度に基づいていた。いかなる特定の場所においても、当該推定値はかな りの不確かさを伴う。さらに、本委員会は、例えば、ヨウ素がどのような化学形態で放出され、環境中に 存在したかなど、多数の仮定をしなければならなかった。UNSCEAR2013 年報告書では、不確かさに ついては、一部に対して非常に広範で主観的な推定のみが提供され、また、一部は過小評価されて いる可能性がある。現在は、特に放射性セシウムと放射性ヨウ素の大気中濃度、ヨウ素の化学形態、 食品中で消費された放射性核種など、よりいっそう多くの測定情報が利用可能となっている。これらの 情報により、放射性核種の大気中への放出、放出された物質の環境中での経時的な輸送、拡散、沈 着、および食品の経口摂取による線量についてのより良い推定が可能となっている。結果として、本 委員会は、線量のより現実的な推定だけでなく、それに伴う不確かさと集団内における個々人のばら っきの範囲について、より定量的で主観性の少ない推定をすることも可能にしている。

¹ 本委員会は、報告書の結果に影響する可能性がある場合は、それ以降に利用可能となった情報を例外的に考慮に入れている。

A4. 本委員会は、実行可能な範囲で本委員会のこれまでの評価で行った保守的な仮定を避け、 不確かさとばらつきについて、より定量的で主観性の少ない評価を提供する、改訂された公衆の線量 の推定値を裏付けるために、現在、十分な新規情報が利用可能であると考える。本委員会は、実 行可能な範囲で、本委員会が改訂する線量推定の基礎を測定、第一に人を対象とした直接測定、次 に環境中での測定に置き、更新した線量推定値の妥当性検証にもそのような測定値をより多く活用 することとした。本委員会は、独自のモデルを開発して予測をするよりも、むしろ他の研究者たちによ って査読付きの文献として公表された線量評価に重きを置いている。UNSCEAR2013 年報告書[U10] との比較を容易にするために、線量推定は、同じ年齢区分(20歳の成人、10歳の小児、1歳の幼児) と線量評価項目(特定臓器—甲状腺、赤色骨髄、結腸、女性の乳房—の吸収線量および実効線量) に対して実施された。さらに、胎児の発育期間である30週間に及ぶ甲状腺の平均吸収線量および妊 娠期間 40週に及ぶ子宮内での赤色骨髄の平均吸収線量についても評価された。また、線量は、事 故後1年間、事故後10年間および80歳に達するまでの期間、2021年の1年間について評価され た。

A. 被ばく経路

A5. 大気中へ放出された放射性物質について、公衆が被ばくした原因となった可能性のある主要経路を以下に挙げる。:

(a) 大気中の放射性核種からの外部被ばく;

(b) 湿性沈着または乾性沈着のいずれかにより大気から地表に沈着した放射性核種による外部 被ばく

- (c) 大気中の放射性核種の吸入による内部被ばく
- (d) 食品および飲料水中の放射性核種の経口摂取による内部被ばく

これらは、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で検討された経路であり、そこで報告された線量評価について本報告書で再度検討されている。公衆が、魚やその他の海産物の経口摂取および海洋中や堆積物中の放射性核種からの被ばくを介して、海洋環境に放出された放射性物質から被ばくした可能性もある。前者の経路は、食品中の放射性核種の経口摂取による内部被ばくの推定に含めている。後者は含めていない。後者は福島第一原発の敷地周辺に設定された半径 20km の避難区域内において、海洋や堆積物へ近づくことが容易でなかったため、有意な被ばくの寄与因子ではないと考えられる。

B. UNSCEAR2013年報告書における線量評価の概要

A6. 概して、外部被ばくまたは体内の放射性核種のいずれについても、人々を対象とした測定は、線量推定のための直接的な情報源である。UNSCEAR2013年報告書[U10]の作成時には、このような 測定情報は、少数の人々と場所のみに限られており、公衆の被ばく線量を包括的に推定するために は不十分であり、本委員会による線量評価の妥当性を確認する手段と一つとしてのみ用いられた。

A7. したがって、UNSCEAR2013 年報告書[U10]における線量評価は、主に環境中の当該物質の測定値に基づき、人々が環境中の放射性物質からどのように被ばくしたかを説明するモデルを組み合わせて実施された。データは、日本の各都道府県における放射性物質の放射線レベルと沈着密

度、食品中濃度、また、更に限られた範囲における公衆の被ばくに関して利用可能であった。これら データの多くは、日本の政府機関により提供されたものや、査読付きの学術誌で公開されたものであ った。日本以外の25の国際連合加盟国が、本委員会の評価に利用可能なデータ提供の依頼に応え て、公式に情報が提供された。さらなるデータが他の国際機関から入手可能となり、本委員会は、いく つかの非政府機関が公表したデータについても考察した。全てのデータは、線量評価への適合性を 判断するために評価された。UNSCEAR2013年報告書中で用いられた科学的情報のほとんどは、 2012年10月末までに公開または開示されたものに限定された。

A8. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、複数のモデルが、とりわけ、以下の推定に用いられた。

(a) 不十分な測定情報しか入手できない地表に沈着した放射性核種のレベル(主に、避難対象 地域における避難期間中で、経時的な情報が必要な場合のみ)、ATDM が本委員会の選択した ソースタームとともに用いられた。

(b) 大気中の放射性核種濃度。ソースタームと ATDM が用いられたが、避難期間において地表 に沈着しなかった放射性核種の直接的な評価、または測定された沈着密度からの大気中濃度の 導出のいずれかに用いられた。

(c) 沈着した放射性核種からの外部線量率の経時変化の評価。

(d) 事故後1年を経過しても測定値が利用できなかった食品中の放射性核種のレベルで、測定値が利用可能となっていないもの。この場合、本委員会は、陸域の食物連鎖を介した放射性核種の移行の推定にFARMLANDモデル[B12]の修正版を用いた。

A9. 本委員会は、福島第一原発の20km 圏内およびその近隣の一部地域の住民約78,000 人を 対象とした予防的避難(2011年3月11日から15日の間に実施)、福島第一原発の北西に位置する 複数の自治体の住民約10,000 人を対象にした環境測定に基づく計画的避難(2011年3月から6月 にかけて実施)など、日本政府当局が公衆を防護するために講じた対策を考慮した。さらに約30,000 人が避難者の中に含まれた。これらの人々の中には、20kmから30km 圏内の「緊急時避難準備区域」 内に居住する人々(2011年3月25日に自主避難開始を勧告された)の一部だけではなく、半径30km 圏外の一部住民も含まれていた。さらに、規定濃度を超える放射性物質を含有する食品および飲料 水の販売が禁止された。本委員会は、主要放出期間の屋内避難指示、安定ヨウ素剤の服用指示など を含む他の防護措置については、十分に正確な情報が得られていなかったので、考慮に入れなかっ た。また、本委員会は、福島県および近隣県のより大きい影響を受けた箇所で実施されていた複数の 大規模な土地修復プログラムについても、UNSCEAR2013年報告書[U10]刊行時には実施された除 染活動の規模と効果に関する詳細情報が不足していたため、考慮することができなかった。

A10. 本委員会による公衆線量の更新推定値は、第 IV 章セクション H において UNSCEAR2013 年報告書[U10]での推定と比較されている。

II. 線量評価のための情報

A11. 本附録に記載された内部および外部被ばくによる公衆の被ばく線量の本委員会の改訂推定 値には、UNSCEAR2013 年報告書[U10]のために収集した情報およびそれ以降に利用可能となって いる新規情報(2019年12月末まで)²を共に利用している。これらには、人を対象とした測定データ³ (特に個人線量計、ホールボディカウンタ(WBC)、甲状腺測定)、および放出された放射性核種の大 気中の放射性核種濃度および地表面の濃度、ならびに避難シナリオを含む、消費された食品中の放 射性核種、居住係数、線量低減係数(ロケーションファクター)、防護対策に関する新規情報も含まれ ている。

A12. 第 II 章、第 III 章および第 IV 章では、大気中および海洋中に放出された放射性物質の空気中、地表面上および海洋中における分布ならびに陸域、淡水および海洋環境を介した食品への移行に関して、現在利用可能な情報が要約されている。地表に沈着した放出放射性核種のレベルおよび大気中の放射性核種濃度についてのより多くの測定に基づく情報が利用可能となっており、また、日本の条件下における陸域環境を介した放射性核種の移行に関する情報と、より長期におよぶ食品中の放射性核種のレベルに対するより多くの測定値についても、多く利用可能となっている。

A. 日本国内の人々に実施した測定から得られた情報

1. 外部被ばくに起因する個人線量の測定

A13. 個人の外部被ばく線量、空間線量率の測定値、および個人線量計を用いた個人の測定値 を評価するために数多くの測定キャンペーンが住民の日常の活動様式の調査とともに実施されてい る。たとえば南相馬市、伊達市、福島市、楢葉町やその他の自治体によって、大規模な測定キャンペ ーン(年間数千の測定)が実施された[F18, M31]。これら大規模測定キャンペーンの結果は、広く一般 および専門家に利用可能となっている。さらに、南相馬市および楢葉町の自治体が、2014 年から 2019 年にかけて測定した個人の外部被ばくについての匿名化されたデータを本委員会に提供した。 個人線量の大規模測定[F18, M31, N13, N15, T40, T41]は通常、数ヶ月間装着したガラス線量計を用 いて実施され、研究所で線量が読み取られた。より小規模の科学的調査では、個人線量と線量率の 両方のデータを提供するシリコン検出器を用いた電子式線量計、または首の周りにストラップで装着 する、酸化アルミニウムを用いた光刺激ルミネセンス(OSL)線量計のいずれかが用いられた[H4]。 0.54mSvから0.63mSvの間の年間の自然バックグラウンド放射線量は、適宜測定値から差し引かれて いる。

A14. 複数の研究者(例えば[T40, T41])が大規模測定キャンペーンから得た試料データを分析し、 年齢および職業ごとの日本人の外部被ばくパターンを調査し線量評価モデルの適用を試みた。

A15. 他の研究者たち(例えば[H4, N13, N15, T10, T42])は、より少数の参加者(数十から数百人) に対して個人線量の測定を実施するとともに、多くの場合で線量評価モデルの開発を目的として、行 動調査および空間線量率の測定も実施した。

² 2019年 12 月より後に得られた新規情報は、線量推定値に有意な影響をもたらす可能性のある場合のみ、例外的に考慮された。

³ これらの測定データについては第 II 章セクション A で更に記述されており、補足資料 A-1、A-2、A-3 で詳細に検討されて いる。測定データは、対数正規分布の見地から記載されており、本委員会はこれらのデータの品質に関して信頼があると考え ている。(測定データの対数正規分布の見地からの分析がもつ有用な役割についてのより詳細な考察は、国際原子力機関 (IAEA)報告書[I5]を参照)
A16. 本委員会は、外部被ばくによる線量についての本委員会の推定値の妥当性の検証と、より広範な集団に適用するための改訂モデル(M2020)の開発にこれらのデータと査読付き学術誌で公表された科学的結果のいくつかを利用している。更なる詳細については補足資料 A-1を参照いただきたい。

2. 甲状腺の測定

A17. 公衆の甲状腺における¹³¹Iの残存量を直接測定する甲状腺モニタリングは、内部被ばくによる甲状腺線量についての最も直接的な情報源となる。ただし、測定値から甲状腺の線量を推定するにはいくつかの仮定とモデル計算を必要とし、その両方に不確かさが伴う。甲状腺モニタリングは、2011年に避難者、福島県の永住者、首都圏の住民について、合計 1,500 人を超えるさまざまな年齢の男女を対象として実施された。実施された調査とその結果を表 A1 に示す。基本的に、測定対象者への聞き取り調査は実施しなかったので、対象者の居住地、食品の消費、安定ヨウ素の投与の有無については仮定に基づく必要があった。

表 A1. 甲状腺モニタリング調査のまとめ

<i>参考</i> <i>文献</i>	測定日	場所	モニター 対象者数	方法	結果
[H30, K14, K17]	2011 年 3 月 26 日~30 日	いわき市、 川俣町、 飯館村	1 080 人(1 歳~ 15 歳の小児) 可搬型 Nal(Tl) シンチレーショ ンサーベイ		598 人の個人が測定さ れたバックグラウンド レベル以下 858 人の正味線量率 が 0.1µSv/h 以下
[T34]	2011 年 4 月 12 日~16 日	浪江町(津島)からの 避難者、 南相馬市の 沿岸地域	62 人(0 歳~ 83 歳)	Nal(Tl)シンチレ ーションスペク トロメータ	46 人について ¹³¹ l が 検出
[M11, M45]	2011 年 3 月 15 日~4 月	避難者および 福島への 短期訪問者	173 人	BOMAB ファン トムで校正さ れたホールボ ディカウンタ	55 人について ¹³¹ I が検 出(検出下限レベル (MDL)は 30Bq)更に 49 人について測定を 継続
[U20]	2011 年 4 月 8 日~20 日	東京および郊外	268 人のロシア 大使館スタッ フ、その家族お よび他のロシ ア市民(主に成 人、少数の小 児)	分光測定	成人3人について ¹³¹ のMDLである100Bq を超過、最大測定値は 130Bq。測定時に各 人から 聞き取り調査。

A18. 本委員会は、これら甲状腺測定値のほとんどの結果を、本委員会で評価した内部被ばくによる甲状腺の線量推定値の妥当性検証に用いている。その方法と甲状腺測定情報から導出した線量 推定値については、以下の第 III 章セクション D、第 IV 章セクション G および補足資料 A-2 と A-4 に 詳述されている。

3. 全身モニタリングデータ

A19. 全身モニタリングのキャンペーンが JAEA、NIRS などの国立研究所と大学、病院、自治体に よって実施されている。ほとんどの場合、被検者が数分間で全身をスキャンできる大型の NaI(Tl)検 出器を備えた据置型ホールボディカウンタでモニターされ、記録されたスペクトルにより、適切な校正 を経て放射性セシウム体内残留量を測定するか、測定値が MDL を下回る場合に残留量の上限値を 入力するかのいずれかが有効となっている。

A20. これらのキャンペーンについて公開されている結果を表 A2 にまとめる。大規模測定は 2011 年7月に避難者に対して、2011年10月には住民に対して始まり、すなわち、それぞれ事故4ヶ月後 と7か月後に始まり、最初の摂取が起こったと考えられる時期からかなり遅れた。体内の放射性セシウ ムの測定レベルは、吸入と経口摂取による摂取に起因する線量の推定に用いることが可能である。し かし、当該推定は、測定が実施される前の摂取の時間的パターンと放射性セシウムが体内から排泄さ れる速度についての知見または仮定が必要となり、データについての更なる情報と全身モニタリング データから導出可能な放射性セシウムの摂取による内部被ばくの推定線量は、補足資料 A-3 に提示 されている。

A21. 実施されたものの、結果が公開されていないホールボディカウンタのキャンペーンもある。例 えば、福島県庁は 2011 年 6 月からホールボディカウンタの実施を開始し、2013 年までに 100,000 人 を超す住民を対象として検診を実施した[H9]。本委員会は、これらのキャンペーンからの情報は利用 できていない。

表 A2. 福島原子力発電所事故後に実施された全身モニタリングキャンペーンのまとめ

参考文献	測定日	対象集団	測定プログラム	年齢層	モニター対象 人 <i>数</i>	<i>知見</i>
[M11, M45]	2011年3月	成人避難者と	WBC	成人	173	– ¹³⁴ Cs 測定値の 39%が MDL(33Bq)を上回る
[~4 月	初期対応者				– ¹³⁷ Cs 測定値の 32%が MDL(33Bq)を上回る
			東海村における			- 測定値の 80%が MDL(300Bq から 370Bq)
	2011年7月11日	福島県の	JAEA 据置型	ᆎᄮ	3 128	– ¹³⁷ Cs/ ¹³⁴ Cs 比が 1.12と1.26 の間
[M43]	~2012年1月	11 自治体からの	WBC 福島県における	次八 小児(17 歳未満)	6 799	- 小児と親の預託実効線量間に相関関係なし
	31日	避難者	JAEA 移動式		0733	- 最大体内負荷量:2.7kBq(8 歳未満)、14kBq(成人)
			ユニット			– 急性吸入に基づき線量計算
						- 検出率∶47% (¹³⁴ Cs、MDL=320Bq)、26% (¹³⁷ Cs、MDL=570Bq)
						- ¹³⁷ Cs/ ¹³⁴ Cs=1.1
						- 2011 年 3 月 15 日の急性摂取に基づく預託実効線量
[K16]	2011年6月27日	福島県の様々な 自治体からの避	NIRS 据置型	成人	125	– データが JAEA 推定値によく似ている。
[K16]	~7 月 28 日	当日本が500 難者	WBC	小児(15 歳未満)	49	- ¹³⁴ Cs 体内負荷量(成人):~550Bq/身体(平均値)300Bq/身体 (中央値)、7kBq/身体(最大値)
						– 最も控えめなシナリオに基づく預託実効線量
						- 成人と小児の預託実効線量に有意な差なし
	2011年7月11日	その後帰還した	安西メディカルの	成人	566	 – 身体による遮へいのため、測定値に複雑で間接的な修正の適用 が必要であった
נחוטן	~7 月 29 日	用相馬巾からの 避難者	椅子型 WBC	(16 歳以上)	566	– 2011 年 7 月の ¹³⁴ Cs 平均体内負荷量は、825 ± 360 ± 110Bq で あった
						- 一部測定値は外部汚染に影響されていた可能性あり。
[H9]	2011 年 10 月 ~2012 年 2 月	福島県の住民 (73%), 茨城県	ひらた中央病院に おける据置型	成人	4 716	– 2011 年 11 月~12 月において ¹³⁷ Cs 検出率が最大(全集団の 15%)、次いで 2012 年 2 月以後 5%未満 (MDL = 300Bq)に減少
	~2012 年 2 月	~2012年2月 の住民 (23%)	WBC	小児(15 咸木満)	6 310	- ¹³⁷ Cs 体内負荷量、集団全体∶~12Bq/kg(平均値)、~9.5Bq/kg (中央値)、77kBq/kg(最大値)

参考文献	測定日	対象集団	測定プログラム	年齢層	モニター対象 人数	知見
[T38]	2011 年 10 月 ~2012 年 3 月	南相馬市の住民	南相馬市立総合病 院における 据置型 WBC	成人 小児(15 歳未満)	8 066 1 432	 小児検出率 = 16.4%、体内含有量中央値 = 590Bq (ポジティブ 測定) 成人検出率= 38%、体内含有量中央値 = 744Bq (¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs、ポジティブ測定) 成人における ¹³⁴Cs の MDL = 210Bq, ¹³⁷Cs の MDL = 250Bq 成人と小児間の被ばくの差は統計学的に有意
[S40]	2011 年 10 月 ~2012 年 3 月	南相馬市の住民	南相馬市立総合病 院における 据置型 WBC	成人 小児(15 歳未満)	7 214 1 067	 成人の 40%と小児の 9%で¹³⁴Cs または ¹³⁷Cs 検出 (¹³⁴Cs の MDL = 210Bq、¹³⁷Cs の MDL = 250Bq) -¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs のポジティブ測定、体内含有量中央値は成人で 11Bq/kg、小児で 8.5Bq/kg Cs 検出に関連するリスク要因の分析を含む(食品の消費と食習 慣)、詳細の記載なし
[T38]	2012 年 4 月 ~2013 年 3 月	南相馬市の住民	南相馬市立総合病 院およびひらた中 央病院における 据置型 WBC	年齢中央値 14 歳 年齢範囲 2 歳~97 歳	30 622	 南相馬市立総合病院の参加者の内 612 人(6.1%)で¹³⁷Cs 検出 (¹³⁴Cs の MDL = 210Bq、¹³⁷Cs の MDL = 250Bq) ひらた中央病院の参加者の内 144 人(0.7%)で¹³⁷Cs 検出(¹³⁴Cs と¹³⁷Cs の MDL = 300) 9 人の参加者において 50Bq/kgを上回る¹³⁷Cs 検出 9 人の参加者の¹³⁷Cs の体内含有量の中央値: 4,830Bq (69.6Bq/kg); 2,130Bq から 15,918Bq まで (50.7Bq/kg から 216.3Bq/kg まで) 9 人の参加者全員が自家製農産物と野生のキノコを消費

B. 環境モニタリングデータ

A22. 福島第一原発事故後に日本全国で環境中の放射性物質レベルについて広範な測定が行われている。JAEAは、事故に関連する様々な機関が公表した空間線量率(大気浮遊と沈着した放射性核種から)および放射性核種濃度(地表面、土壌、海洋水、海洋堆積物、河川水、河川堆積物、地下水、食品)などの環境モニタリングデータを収集している。これらのデータセットは環境モニタリングデータベース(EMDB)を形成し、ウェブサイトで公表されている[J3]。

A23. 2018 年 8 月から 10 月の期間について、空間線量率、放射性核種の地表沈着密度、大気中 および食品と飲料水中の放射性核種濃度の測定に関する合計 62 のデータセットが本委員会により EMDB からダウンロードされた。これらのデータセットでは、2011 年 3 月から 2018 年 3 月までの間、 日本において政府機関やその他の機関で実施された 200 件を超える放射線調査の結果が報告され ている。EMDB データセットのごく一部のみが本線量再評価に用いられた。これらは表 A3 に記載され ている。

A24. 本委員会は、ダウンロードしたこれらの EMDB データセットを、情報源とデータファイル中の データの種類を反映するようにファイル名を付け替え、体系的な分類目録を作成した。収集したデー タセットには、16GBを超える測定データと1,000を超えるファイルが含まれている。ダウンロードされた EMDB データセットの一覧は補足資料 A-5 にまとめている。本委員会は、測定値が科学的に正しく、 目的に合致しているか、また UNSCEAR2013 年報告書[U10]の作成において着手した工程と一致し ているかどうかを判断するために行った広範な確認作業など、品質保証プロセスに取り組んだ。

A25. ダウンロードされた EMDB データセットと全ての派生するデータセットは、データ分析の性質 と品質保証プロセスを反映して、「オリジナル(元の)」「プライマリー(初期の)」「デライブド(派生の)」の 3 種類のデータセットに分類された。オリジナルのデータセットは、特定の時間に信頼できるウェブサイ トからダウンロードしたもののまま、または、公式な依頼などにより信頼できる情報源に提供されたもの のままであった。ファイル名を変更する可能性はあったが、中身については変更せずオリジナルのデ ータセットのままとした。プライマリーデータセットは、スプレッドシートに追加の品質保証、メタデータ、 ワークフローワークシートを加えて、オリジナルデータセットから作成された。最後に、デライブド(派生) データセットは、同一の場所における情報を組み合わせたり、人口統計データなど追加情報を加えた りすることにより、1つ以上のプライマリーデータセットから作成された。これらは、本委員会が使用する 前に、独立したチェックやテストを実施した。

A26. UNSCEAR2013 年報告書[U10]におけるアプローチと一貫して、EMDB 放射性核種の地表 沈着に関する EMDB データセットに記録されていた測地の経度と緯度は、日本の 1km グリッド内の 対応するセルへの沈着に関する更新測定値の割り当てに用いられ、人口データと組み合わせること を可能にした。日本政府は、人口データを含む関連する地理空間情報を報告するために、日本をグ リッドに分割している。これらグリッドセルの大きさは、約 10km×10km であった。第 3 次メッシュ(基準 地域メッシュ)は、第 2 次メッシュをさらに均等に 10×10 のセルに分割して得られる。第 3 次メッシュの 水平、垂直距離は約 1km×1km であった。

A27. 2 種類のデータセット、特に、2,200 か所の土壌沈着データセットと¹²⁹Iの測定値の分析から 導出した¹³¹I 沈着密度を含むデータセット[M50]が、福島県内の自治体での沈着による外部被ばく評 価の基盤となった。導出された表が、補足資料 A-6 および A-7 に提示されている。これら2 種類のデ ータセットは、他の人口および人口統計データと組み合わせられ、補足資料 A-8 に記載する派生デ ータセットが作成された。UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられたデータセットにおいて、2,200 か所を超える土壌採取場所の内、約 400 か所で¹³¹I が検出された。補足資料 A-8 の更新データセッ トには現在約 800 か所における¹³¹I の沈着密度が含まれている。

表 A3. 公衆の線量更新に用いられた日本原子力研究開発機構の環境モニタリングデータベースの データセット

データセットの名称	ウェブサイト上のデータセットの説明	機関	期間
福島県と隣接県に おける2,200か所で 採取した土壌の放射 性核種の分析結果	福島第一原発から100km 以内の地域に おいて、2011年6月6日から7月8日 にかけて、周辺線量当量率を測定し、土 壌試料を採取。福島第一原発から80km 以内の地域については2km×2kmの グリッドで上記測定を実施し、80kmから 100kmの範囲については 10km×10kmのグリッドに分割した。周 辺線量当量率は上記の分割した各グリッ ド内の一地点において地上1mの高さで 測定した(合計でほぼ2,200か所)。土壌 試料は1グリッドにつき5地点で採取し た。試料数は約11,000にのぼり、これら につき5種類のガンマ線放出放射性核 種(^{110m} Ag, ^{129m} Te, ¹³¹ I, ¹³⁴ Csおよび ¹³⁷ Cs)の沈着密度を、ゲルマニウム半導 体検出器を用いて測定した。 JAEA が様々な大学や研究機関の協力の 下、調査を実施し、測定データのまとめ、 有効性の評価は、文部科学省(MEXT)	MEXT	減衰補正: 2011 年 6 月 14 日
放射性物質の分布調 査におけるヨウ素の 放射能濃度分析	この一連のデータは ¹²⁹ の沈着密度を用 いて ¹³¹ 沈着密度を導出するために作成 された。このデータセットは、第1回目の 分布調査で ¹³¹ が測定された土壌試料中 で得られた ¹²⁹ 沈着密度の公表結果から 作成された。土壌試料の一部が誘導結合 プラズマ質量分析法で ¹²⁷ (安定ヨウ素) を測定するために用いられた ¹²⁹ の原子 数の ¹²⁷ の原子数に対する比が、加速器 質量分析法により測定された。土壌試料 中の ¹²⁹ 濃度(Bq/kg)は、 ¹²⁷ の濃度と ¹²⁹ / ¹²⁷ 比を用いて導出された。 ¹²⁹ の沈 着密度(Bq/m ²)は、関連する土壌試料の 質量と体積から導出された[M17, M49]。	MEXT, 原子力規制庁	2011 年度~2013 年度

データセットの名称	ウェブサイト上のデータセットの説明	機関	期間
土壌中の測定濃度	これらのデータは UNSCEAR2013 年報告 書[U10]のために、日本政府から正式に 提供された。2011 年 4 月 26 日から 2012 年 2 月 3 日の間に、東日本の 15 の都県(福島、岩手、宮城、山形、茨城、 栃木、群馬、埼玉、千葉、東京、神奈川、 新潟、山梨、長野、静岡)で収集された耕 土中の ¹³⁴ Cs と ¹³⁷ Cs の 3,422 件の測定 値がある。耕土活動は 2011 年 11 月 5 日の報告日に調整された。オリジナルの データセットは PDF ファイルとして提供さ れ、スプレッドシート形式のデータ作成の ため、データは変換されクロスチェックさ れた。本委員会はこのデータセットをレビ ューし、許容可能で目的に合致していると 判断した。	農林水産省	2011 年 4 月 26 日~ 2012 年 2 月 3 日 減衰補正: 2011 年 11 月 5 日

表 A4. 公衆の線量更新に用いられたその他の環境モニタリングデータベースのデータセット

A28. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会の焦点は、日本人の異なるサブセットを 代表すると考えられる個人の被ばくについて推定することに置かれた。線量推定値は、福島第一原発 からの距離に大きく依存しながら、異なる地理的領域、自治体または都道府県のいずれかに対する 人口加重平均値として表された。更新版データセットにおいて、福島県と隣接または近隣の都道府県 を網羅する地理的範囲が異なっており、その結果、UNSCEAR2013 年報告書と比べて都道府県のグ ループ分けに一部変更が生じている。

A29. 放出期間中に日本国内で放射性核種の大気中濃度を測定した値は、特に、事故の初期や 津波の被害を受けた地域ではかなり限られていた。大気浮遊粒子中の放射性核種濃度に関する新規 データが、日本本土7か所について、2011年3月12日から5月11日の期間における1時間毎に対 して入手可能となっている[D7]。それらデータは、米国国防総省(DoD)関係者個人が勤務もしくは居 住する場所またはその近郊において、DoD および米国エネルギー省(DOE)が採取した試料に対す る測定値から導出された。大気中の放射性核種および地表に沈着した放射性核種のレベルについ ての追加情報が、いくつかの新規分析手法を事故当時に収集したモニタリングデータに適用した再 分析によって得られている。特に、福島第一原発事故の初期段階における大気中の異なる放射性核 種の濃度は、福島県内の数か所のモニタリングポストでの Nal シンチレーション検出器を用いたガン マ線スペクトロメトリーから推定されている[H17, M44, T29]。さらに、福島および関東地域の地表レベ ルにおける大気中の137Csおよび129Iの濃度(それらから131Iのレベルを推測可能)が、大気汚染測定 局のテープろ紙(浮遊粒子状物質のモニタリング用)の分析から導出されている[E1, O25, T50, T51]。 ただし、粒子状のヨウ素のみがテープろ紙上に採取されることとなることに注目が必要である。この作 業により作成された最新版のデータセットには、101地点の¹³⁷Cs濃度と4地点の¹³¹I濃度に関する情 報が含まれており、本附属書に記載されている詳細な分析に重要な情報を提供している。大気中の 放射性核種の濃度に関する新規情報源を表 A5 にまとめられている。

表 A5. 日本各地の大気中放射性核種濃度の測定のまとめ

参考文献	測定タイプ	場所	放射性核種
[H16]	LaBr ₃ シンチレーション 検出器	福島県、6か所の測定地点(安達太良 サービスエリア、本宮インターチェンジ、 郡山東インターチェンジ、三春パーキング エリア、船引-三春インターチェンジ、 阿武隈高原サービスエリア)	¹³² Te、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³³ Xe、 ¹³⁶ Cs、 ¹³⁴ Cs
[H17]	自動監視所における Nal(Tl)シンチレーション スペクトロメータ	福島県、9か所の監視所(広野町二ツ沼、 福島市紅葉山、大熊町大野、双葉町郡山、 双葉町山田、大熊町向畑、大熊町南台、 大熊町夫沢、楢葉町松館)	131
[H18]	自動監視所における Nal (Tl)シンチレーション スペクトロメータ	福島県、8か所の監視所(双葉町山田、 大熊町向畑、大熊町大野、大熊町南台、 大熊町夫沢、楢葉町松館、 広野町ニツ沼、福島市紅葉山)	¹³² Te、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³³ I、 ¹³⁵ Xe、 ¹³³ Xe、 ^{135m} Xe
[K12]	自動監視所における Nal(TI)シンチレーション スペクトロメータ	福島県、8か所の監視所(双葉町山田、 大熊町向畑、大熊町大野、大熊町南台、 大熊町夫沢、楢葉町松館、 広野町ニツ沼、福島市紅葉山)	131
[T29]	自動監視所における Nal (Tl)シンチレーション スペクトロメータ	茨城県、6 か所の監視所(村松、 阿字ヶ浦、荒地、大貫、石川、菅谷)	¹³³ Xe、 ¹³² Te、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³³ I、 ¹³⁷ Cs、 ¹³⁴ Cs、 ¹³⁶ Cs
[M44]	自動監視所における Nal(TI)シンチレーション スペクトロメータ	茨城県、21か所の監視所(豊岡、馬渡、 押辺、横堀、ひたちなか、堀口、広浦、 門部、舟石川、海老澤、村松、大場、 造谷、石神、久慈、磯部、阿字ヶ浦、 荒地、大貫、石川、菅谷)	¹³³ Xe、 ¹³² Te、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³³ I
[F17]	ゲルマニウム検出器に よるガンマ線 スペクトロメトリー測定	福島県、14 か所の監視所 (各わずかな測定値のみ)	¹³² Te、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³⁷ Cs、 ¹³⁴ Cs
[T51]	フィルタ試料	福島県、2 か所の浮遊粒子状 物質観測所(双葉町、楢葉町)	¹³⁷ Cs、 ¹³⁴ Cs
[O25]	ゲルマニウム検出器に よるフィルタ試料の測定	複数の都道府県、99 か所の浮遊粒子状 物質観測所	¹³⁷ Cs、 ¹³⁴ Cs
[E1]	加速器質量分析スペクトロ メトリーによる フィルタ試料の分析	東京首都圏、4 か所の監視所 (東京都立産業技術研究センター、 東京都立大学、理化学研究所、柿の木坂)	¹²⁹ I、 ¹³¹ I、 ¹³⁷ Cs
[D7]	γ-線スペクトロメトリーに よるフィルタ試料の分析	4 か所の監視所(三沢飛行場、 仙台(仙台空港)、石巻(石巻市)、 横田基地)	¹⁴⁰ Ba、 ¹³⁴ Cs、 ¹³⁶ Cs、 ¹³⁷ Cs、 ¹³¹ I、 ¹³³ I、 ¹⁴⁰ La、 ⁸⁶ Rb、 ⁹⁹ Mo、 ^{99m} Tc、 ¹²⁹ Te、 ^{129m} Te、 ^{131m} Te、 ¹³² Te
[A10]	γ-線スペクトロメトリーに よるフィルタ試料の分析	千葉県、1 か所の監視所(JCAC)	¹³⁴ Cs、 ¹³⁶ Cs、 ¹³⁷ Cs、 ¹³¹ I、 ¹³² I、 ¹³³ I、 ¹³² Te
[D4]	γ-線スペクトロメトリーに よるフィルタ試料の分析	筑波、1 か所の監視所(NIES)	¹³¹ I、 ¹³³ I、 ¹³² Te、 ¹³⁴ Cs、 ¹³⁶ Cs、 ¹³⁷ Cs、 ^{129m} Te、 ⁹⁹ Mo
[J2]	γ-線スペクトロメトリーに よるフィルタ試料の分析	フィルタ試料、3 か所の監視所	¹³¹ I、 ¹³³ I、 ¹³² Te、 ¹³⁴ Cs、 ¹³⁶ Cs、 ¹³⁷ Cs、 ^{129m} Te

C. 食品および飲料水のモニタリング

A30. UNSCEAR2013年報告書[U10]において、本委員会は、国連食糧農業機関/IAEAの食品データベースを用いて経口摂取による線量を推定した。推定値には、日本の全47都道府県で採取された 500 種類以上の食品に関するデータと日本の厚生労働省[U10]によって提供された飲料水中の放射性核種の濃度に関するデータが含まれていた。採用した食品測定データは、市場に出回った食品 に関するデータであり、人口一人当たりの特定の食品の消費量に関する情報は日本で実施された調査に基づいた。

A31. 補足資料 A-5 に挙げられた JAEA の EMDB データセットにおける食品および飲料水のモニ タリングデータに加え、経口摂取に起因する被ばく線量の推定に関連する利用可能な新規情報源に は、陰膳方式またはマーケットバスケット方式で試料採取した1日の全食事中の放射性セシウム含有 量の測定値が含まれている。これらの方法では、通常、食品と飲料水の両方からの摂取を考慮する。 利用可能な文献中、6編の文献において、2011 年~2013 年に福島県、隣接する4県(茨城県、岩手 県、宮城県、栃木県)および他の8都道府県(北海道、神奈川県、高知県、長崎県、新潟県、大阪府、 東京都)について収集した同様のデータが示された。これらの調査を、表 A6 にまとめる。

参考文献	測定日	場所	試料数	方法	結果
[K33]	2011 年 7 月	いわき市、 相馬市、 二本松市、 福島市	各市において 10~25 日分	マーケットバスケ ット方式 (食料雑貨 品店)	¹³⁴ Csと ¹³⁷ Csの各平均1日 摂取量:3Bq/d(相馬市)から 0.4Bq/d(福島市)まで 福島県(55 試料)の平均1日 摂取:1.1Bq/d±1.5Bq/d
[T53]	2011 年 9 月	東京都、 宮城県、 福島市	調査 3 地域 における 14 食品試 料グループ	マーケット/スケ ット方式 (地元の食 品市場)	¹³⁷ Cs の推定1日摂取率: 0.4Bq/d (東京)、3Bq/d(宮 城県)、3.3Bq/d(福島市)
[S12]	2011 年 11 月~ 2012 年 3 月お よび 2012 年 6 月~9 月	福島県の 県北、県中 地域	200	陰膳方式 (100 家族)	1 日の食事中の平均濃度: ¹³⁴ Cs: 0.27Bq/kg ± 0.45Bq/kg、 ¹³⁷ Cs: 0.37Bq/kg ± 0.61Bq/kg
[H3]	2011 年 12 月 4 日	福島県 および 近隣県	53	陰膳方式	¹³⁴ Csと ¹³⁷ Csの各平均1日 摂取量:4.5Bq/d±2.6Bq/d (福島県)
[H4]	2012 年 8 月	福島県の 3 自治体 (川内村、 相馬市、 南相馬市)	125	陰膳方式	¹³⁴ Cs の ¹³⁷ Cs 合計ついての 平均1日摂取量:1.1Bq/d (川内村)から3.5Bq/d(相馬 市玉野地区)

表 A6.1日の食事中の放射性セシウム摂取量の推定のための情報源のまとめ

参考文献	測定日	場所	試料数	方法	結果
[U2]	2012 年冬季、 2012 年秋季、 2013 年冬季	福島県の 3浜通り、 中通り、 会隣4の 8都道府県	939	マーケットパスケ ット方式およ び陰膳方式	 ¹³⁴Csの¹³⁷Cs合計ついての 平均1日摂取量(マーケット バスケット方式):0.17Bq/d~ 1.7Bq/d(2012年冬季)、 0.15Bq/d~0.68Bq/d(2012 年秋季)、0.15Bq/d~ 1.3Bq/d(2013年冬季) 摂取率は遠隔地の都道府県よ り福島県と近隣県の方が高く、 大半の地域で経時的に減少した

食物や飲料水からの摂取については、日本の研究者による数多くの研究で評価されている A32. [H15, K10, M34, M47]。Murakami and Oki [M47]は、食品モニタリングデータに基づき、¹³¹I、¹³⁴Cs お よび¹³⁷Csを含む食品と飲料水の経口摂取による線量を推定した。著者らは、UNSCEAR2013年報告 書[U10]の作成時に本委員会が利用可能であったものよりも広範囲の情報源からのデータを用い、食 品の地域間での仕入れ状況(すなわち、多くの住民が食品を購入する食料品店で販売される食品の うち、国内の別の地域から仕入れた食品の割合)を考慮に入れた。Hirakawa et al.、Kawai et al.、 Mivatake et al. [H15, K10, M34] の研究は、福島第一原発事故後の初期段階に焦点を当てている。 著者らは、地震と津波の余波およびその結果として生じたサプライチェーンの崩壊のため、特に、避 難対象自治体においては、食品規制が講じられる前に、事故で放出された高レベルの放射性物質を 含んでいる可能性のある食品があったとしても、その消費量は非常に少ないという根拠を調査に基づ き提供している。事故直後に避難者が消費した食品のほとんどが、事故以前に準備した備蓄品また は事故の影響を受けた地域外からの支援物資のいずれかの供給源によるものであった。その結果、 事故後初期の避難者の経口摂取の大部分が飲料水であったことは確かだろう。飲料水中の放射性 核種の測定は事故後まもなく開始され、UNSCEAR2013年報告書で飲料水の経口摂取による線量推 定のために用いられた。しかしながら、短半減期放射性核種、特に131日の測定値は比較的限られてお り、そのため、水道水中の¹³¹Iの経口摂取による線量推定には、主にモデルが用いられ、入手できる 場合は測定値によって補完された。

D. 日本以外での放射線測定

A33. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、日本の近隣国や世界のその他の国々における公衆の線量評価においては、文献で公開された推定値のレビューを基本としたが、国連加盟国が実施した広範な測定値と線量評価を補足的に用いた。本委員会は、更に UNSCEAR2013 年報告書以降に刊行された文献のレビューを実施している。それらは、日本の近隣国または近傍における本委員会の最新の線量評価と共に第 IV 章セクション E にまとめられている。

Ⅲ. 公衆の線量評価における方法論

A34. UNSCEAR2013 年報告書[U10]作成時に本委員会が利用可能であった情報量に比べると、 人を対象とした測定を含め、環境中および公衆により消費された食品中の放射性物質に関する高品 質な測定情報がかなり多く利用可能となった。この追加情報と同様に、日本の研究者たちは、多くの 詳細な線量評価を実施し、その結果を文献で公表している。本委員会は、これら全ての情報を、本委 員会が改訂した公衆の被ばく線量評価において活用している。本委員会は、可能な場合は、独自の モデル計算を実施するよりも文献で公表された研究結果の方に、より大きな信頼を置いている。しかし ながら、UNSCEAR2013年報告書におけるものと比較するための包括的な線量評価のためには、な おもいくつかの予測モデルの使用を必要とした。適用した予測モデルを含み、本委員会が用いたア プローチは、本セクションで簡単に記載され、更に補足資料でより詳細に記述している。また、本委員 会は、不確かさとばらつきの低減およびそれらのより良い推定をしながら、本委員会によるモデル計 算を検証し精度を向上させるために、UNSCEAR2013年報告書以降に利用可能となった追加情報を 用いた。人を対象とした測定は、より広範な集団の被ばく線量推定に用いなければならなかった予測 モデルの検証において、有用であることが判明している。

A. 線量推定の対象地域

A35. 日本の公衆の線量を推定するために、本委員会は、改めて以下の4つの地域別のグループ に焦点を当てた(表 A7 参照)。

- グループ1には、事故後数日から数か月の間に40種類の避難シナリオに従い、避難した公衆の避難元である福島県内の地域が含まれた。
- グループ 2 には福島県内で避難対象外となった全ての自治体および自治体の一部が含ま れた。
- グループ 3 には福島県に隣接する東日本の選定された県(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)が含まれた。
- グループ4には日本のその他42都道府県が含まれた。

集団グループ	地理上の区域	空間分解能
1	事故後数日後から数か月後に住民が避難 した場所	40 の避難シナリオで識別された各場所に対して 用いられた代表的な地域
2	福島県 [。] の避難対象外地域の自治体 [。] および 自治体の一部	各 1km グリッドポイントに対する推定値に基づ き、外部経路および吸入経路に関しては自治 体平均レベル
		経ロ摂取経路に関しては都道府県レベル
3	福島県に隣接する東日本の選定された県	各 1km グリッドポイントに対する推定値に基づき、外部経路および吸入経路に関しては自治体平均レベル
	(次观宗、呂观宗、伽不宗、山形宗)	経口摂取経路に関しては 4 県(茨城県、 宮城県、栃木県、山形県)の平均
		外部経路および吸入経路に関しては都道府県レ ベル
4	日本のその他全ての都道府県	経ロ摂取経路に関しては日本のその他の平均 (すなわち、福島、茨城、宮城、栃木、山形の各 県を除く42 都道府県)

表 A7. 考察された集団

^a 日本の各都道府県は自治体に分割されている。1自治体は1地方行政単位である。すなわち、自治体は元来、該当する地理 上の地域および近隣の町村の集合を識別するために日本の住所表示システムで用いられている。「自治体(municipality)」という用語は本報告書では、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いられた用語「行政区画(district)」に替わって用いられている。

^b 日本は、47都道府県で構成される。「prefecture」という言葉は、日本語で「都道府県」への言及を翻訳するために用いられる。

- A36. これらの各グループの線量推定に採用した空間分解能は、利用可能なデータにより異なった。
 - グループ2の推定は、外部被ばくおよび吸入経路については自治体レベルで、また経口摂 取経路については県レベルで実施した。
 - グループ3の4県は、沈着密度の測定情報が利用可能な地理的範囲に基づいて選定された。グループ3の線量推定は、外部被ばくおよび吸入経路に関して、多くの場合、自治体レベルで実施された(空間分解能の許す限り)。グループ3における4県(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)の経口摂取による線量については4県の平均値とした。
 - グループ4に属する全ての都道府県の線量は、外部被ばくおよび吸入経路に関しては都道 府県レベルで評価し、経口摂取経路に関しては、その他の全42都道府県の平均値に基づ いて評価した。

B. 日本のソースタームと大気輸送・拡散・沈着モデル計算

A37. 大気中の放射性核種ならびに地表およびその他の表面に沈着した放射性核種の濃度に関 して利用可能となっている情報は、UNSCEAR2013年報告書[U10]作成時より多い一方で、現在利用 可能な全ての情報をもってしても、測定のみに基づいて線量を評価するには尚も十分でなく、何らか のモデル計算が必要となっている。特に、大気中の放射性物質による被ばく線量を、当該物質からの 外部被ばくおよび吸入による内部被ばくの両面から推定するためには、測定値が少なく、関係する全 ての場所の大気中の放射性核種の推定値を得るには、モデル計算が必要であった。 UNSCEAR2013年報告書において用いられたアプローチが、再度用いられたが、現在利用可能な多 くの測定情報が当該アプローチの検証に用いられたため、その妥当性に関してはより大きな信頼が 与えられている。

A38. 結果として、特定の時間および場所における大気中の放射性物質による被ばくは、より有意 な放射性核種の放出の仮定と ATDM による大気中のそれら物質の移動の時間シーケンスによって 推定されている。本報告書では、本委員会は、JAEA[T28]の研究者グループによって開発された最新 のソースタームを用いている。このソースターム[T28]は、事故が進展するにつれて原発敷地で発生す る事象に関する情報と共に、大気中の放射性核種および地表に沈着した放射性核種のレベルに関 するすべての測定情報から、ベイズ推定に基づく最適化手法を用いて改良された ATDM シミュレー ションを用いて開発されている。同一の研究者グループによって推定された一連のソースターム(例え ば[C3, K6, K30, T27])をさらに改良したものであり、大気中濃度、表面沈着、大気汚染観測局で採取 した浮遊粒子状物質の分析によって導き出され、新規に発表された¹³⁷Csの1時間毎の大気中濃度 [O25, T51]など、さまざまな測定値を用いて最適化されている。このソースタームおよび ATDM につい ての詳細ならびにそれにより得られた結果と測定情報との比較は補足資料 A-9 に記載されている。

A39. Terada et al. [T28]は、同じくATDM(緊急時環境線量情報予測システム(世界版)WSPEEDI)) とこのソースタームを用いて、放射性核種¹³²Te(および¹³²Teと平衡状態にあると仮定されるその子孫 核種の¹³²I)、¹³¹I、¹³⁴Cs および¹³⁷Csの大気中濃度と沈着密度の時間変化を推定している。¹³¹I (および その他の放射性ヨウ素)には、3種の化学形態が考えられている。すなわち、無機微粒子、元素状蒸 気、有機物であり、実験やその他の根拠に基づき、¹³¹I _{無機微粒子}/¹³¹I _{全体}に対して 0.5、¹³¹I _{元素素気}/¹³¹I _{全体}に 対して 0.2、¹³¹I _{有機体}/¹³¹I _{全体}に対して 0.3 の定率を用いている。この ATDM には、新規の気象モデル (Weather Research and Forecasting Model)より良い沈着モデル計算、改良されたデータ同化法[T28] が含まれている。以下の2種の多層格子に対して、これらATDMの結果がJAEA により本委員会に提 供されている。

- 福島県のほとんどを網羅する水平解像度 1km の細かいグリッド
- 福島県および隣接県すべてを網羅する水平解像度 3kmの粗いグリッド[T28]

A40. Terada et al.は、短半減期の放射性核種である¹³³I を含んでいなかったので、本委員会は、 2011年3月11日14:46(日本標準時)における比率に基づく2種類の放射性同位元素の時間変化 比率[N12](半減期を補正済み)を適用することにより、大気中の¹³¹Iの濃度計算値から大気中の¹³³I の濃度を推定している。また、Terada et al.には、¹³³Xe も含んでおらず、本委員会は線量推定にも当 該放射性核種を含んでいない。¹³³Xe は、大気中放射性物質からの外部被ばくによる線量に有意に 寄与し、この経路からの推定実効線量として約 30%が加わるであろう。ただし、当該経路からの推定 実効線量は、通常は大気中放射性物質の吸入からの内部被ばくによる推定実効線量の約 1%~3% にすぎず、そのため、大気中物質による全体の推定総実効線量への¹³³Xe の寄与度は 1%未満であ り、これら推定値における不確かさと比較すると低い値であると考えられる(更なる詳細は補足資料 A-10を参照)。ATDM モデルの詳細および本委員会の評価に用いられた結果は、補足資料 A-9 に記 載されている。

UNSCEAR2013 年報告書[U10]中に記載されているように、ATDM 解析による時間の関数と A41. しての大気中の放射性核種濃度の推定値が、避難者の大気中放射性核種からの外部被ばくおよび 吸入放射性核種からの内部被ばくによる被ばく線量の推定に直接用いられている。公衆が避難しな かった場所では、大気中の各放射性核種の沈着密度および濃度の時間積分値のATDM 解析による 推定値が、大気中濃度の時間積分値を沈着密度の測定値から推測するための尺度となる比率の計 算に用いられており、濃度の時間積分値の ATDM 解析による推定値からは、大気中放射性核種から の外部被ばくおよび吸入による内部被ばくが導き出されている。本委員会が UNSCEAR2013 年報告 書で述べたように、想定したソースタームと特定の場所における ATDM の計算が提供する大気中の 放射性核種濃度と沈着密度の推定値は不確かだが、これら2種類の推定値の比に関しては、概して、 不確かさはかなり減少する可能性が高い。本報告書で本委員会が採用した改訂ソースタームと ATDM については、ATDM 解析から直接推定した大気中濃度の時間積分値と、比率法によって、沈 着密度の測定値から推定された濃度が、利用可能な大気中濃度の時間積分値の測定値と図 A-I 中 で比較されている。図は、推定値の約50%の比率法を用いると、測定値の約2倍以内となり、ほとんど 全ての推定値は約10倍以内となることと、推定値は対応する測定値の上にも下にも分布することを示 している。他方、大気中濃度の時間積分値の推定にソースタームと ATDM 解析を用いると、測定値と はより離れ、大気中濃度が高いほど、概して測定値より高くなるという結果となる。空気中濃度がより低 いと、いずれの方法でも測定値とうまく合致した値が出ず、概して、推定値が測定値より低い。



図 A-I. 大気中の¹³⁷Csの時間積分濃度の測定値と推定値の比較。

* 図中の直線は大気中濃度のモデル値と測定値が等しいと仮定した場合を示す。このラインの上方のデータ群は、大気中濃度のモデル値が測定値より大きく推定された場合の測定大気中濃度を示し、ライン下方のデータ群は、大気中濃度のモデル 値が測定値より低く推定された場合を示す。

A42. これらの比較の結果は、本委員会による大気中の放射性核種濃度の時間積分値とそれによって評価される住民(すなわち、非避難者)の線量の推定に用いた方法の妥当性を示している。

C. 外部被ばく評価

1. 沈着物質に起因する外部被ばく

(a) 住民の線量

A43. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、以下に挙げるモデルを用いて、放射性核種の沈着密度の測定データから、地表および他の表面に沈着した放射性核種からの外部被ばくによる線量の評価を行った。

(a) 基準となる地点における自由空気中の空気カーマ率推定値

(b) 風化、流出および他の要因による放射性核種の移行と共に、人々の滞在場所の範囲、建物 による遮断を考慮した、時間依存性のロケーションファクター

- (c) 様々な集団が様々なタイプの場所で過ごす時間量を考慮した居住係数
- (d) 空気カーマ率を特定の臓器の吸収線量率または実効線量率へ変換するための係数

ロケーションファクターは、日本において一般的な家屋の種類に関する情報を用いたが、チェリノブイ リ後の経験とロシア連邦とウクライナにおける地域に対して決定されたパラメータに大きく基づいた。居 住係数は、当時の日本の全国調査により利用可能となったデータに基づき導出された。線量率係数 は、国際放射線防護委員会(ICRP) [I19]が提供する成人の数値ファントムと成長を考慮した様々な年 齢集団に関する他のボクセルファントム[G4, P2]から導出された。

A44. UNSCEAR2013 年報告書[U10]の刊行以降、¹³¹Iの沈着密度および日本の条件に固有の環境における空間線量率の変動に関する情報が、さらに利用可能となっている。また、人を対象とした広範な外部被ばくによる個人線量の直接測定値もまた、利用可能となっている。更に、ICRP が、事故後の状況における外部被ばく線量評価に適した新規の線量測定データを開発した[I22]。本委員会は、沈着した放射性核種からの外部被ばくによる線量を評価するための改良モデル(M2020)を導き出すために、これらの開発を考慮に入れ、人を対象とした測定と比較し、当該モデルに対し、より多くの堅牢な試験および妥当性確認をしている。改良されたモデルの詳細とその妥当性については補足資料 A-1 に記載されている。

A45. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、一部の放射性核種の沈着密度の測定値が不足している場合(例えば¹³¹I)には、¹³⁷Csの沈着密度の測定値(全試料で測定)から、当該放射性核種の沈着密度の¹³⁷Csの沈着密度に対する平均比率(両方の核種について測定された試料からの平均)によって導出した。南方(福島県内の広野町、いわき市、楢葉町、富岡町および茨城県内の北茨城市、高萩市)については、^{129m}Teと¹³¹Iの比率が他の地域と比べると有意に高いため、異なる比率が用いられた。評価の改訂にあたり、本委員会は、¹³¹I、¹³²Te(およびその子孫核種である¹³²I)、^{129m}Te は別として、同一の比率を用いて同様のアプローチを用いている。これらの放射性核種については、利用可能な測定データが、一定値よりもむしろ¹³⁷Csの沈着密度との非線形関係に基づく比率の方により一致しており、およその経験則がデータから導き出されている。表 A8に適用した比率がまとめられている。

表 A8. 測定値が不足している場合に、¹³⁷Csの初期沈着密度から短半減期の放射性核種の沈着密度を推定するために用いられた2011年3月15日の初期比率

地域	放射性核種の沈着密度(無次元)							
	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁶ Cs	¹³¹	^{129m} Te	¹³² Te (¹³² I)ª	^{110m} Ag	
南方地域を除く 日本全国	1.0	1.0	0.17	8.3~37 <i>^b</i>	1.1~1.9 ^{<i>b</i>}	7.6~13 ^{<i>b</i>}	0.0028	
南方地域)	1.0	1.0	0.17	25~250 ^{<i>b</i>}	1.7~28 <i>^b</i>	12~190 <i>⁵</i>	0.0028	

"沈着時の子孫核種である¹³²Iの活動は親核種¹³²Teの活動と等しいと仮定される。

^b 非直線関係は、同位体活性比率に適用された。詳細は補足資料A-1参照。

⁶ 福島県の広野町、いわき市、楢葉町、富岡町、茨城県の北茨城市、高萩市。

A46. 上述したように、ICRPは、土壌深さ0.5g/cm²の無限平面線源のから高さ1mの空気カーマおよび周辺線量当量への改訂線量率換算係数を開発している[122]。また、ICRPは、6つの年齢区分に対する実効線量および性別ごとの臓器線量当量への線量率換算係数を提示している。これらの改訂は線量推定値に大きく影響を与えることはないが、最新の知見に基づくものであり、現実的な線量推定を実施するという本委員会の狙いと一致するため、本委員会は、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いた線量率換算係数よりもむしろ ICRP のこれらの線量率換算係数を用いている。

A47. UNSCEAR2013 年報告書[U10]以降、土壌中の自然移行、風化、流出過程の効果についての、福島県と近接県における広範なモニタリング調査結果が発表されている[M30]。これらの調査により、日本において影響を受けていない場所をより代表する、時間依存性のロケーションファクター(すなわち、被ばくした人々がどこに滞在しているかによって、自由空気中の空気カーマ率を減少させる係数)を用いたモデルの開発が可能になっている。改訂モデルは、特に、影響を受けていない土壌における放射性核種の自然再分布によって、事故直後の15年間におよぶ線量が、UNSCEAR2013年報告書で用いられたモデルでよりも、ゆっくり減少することを予測しており、日本における観察される傾向とよく一致している。

A48. 追加の調査[S2]では、人口密集地域、特に都市化された地域において航空機モニタリング、 走行サーベイおよび歩行サーベイにより得られた線量率の多様な経時的変化が調べられている。本 委員会は、福島県はほとんど全ての平地が人為的活動に使用または関与しており、人口密度が高い という事実を考慮した上で、調査結果を利用して線量率低減モデルを開発し、最も代表的な調査 データ(道路や通りに対する走行サーベイ、未舗装地域を含む居住地域に対して歩行サーベイ)とよ り良く一致した結果を提供している。走行サーベイで得たデータおよび徒歩サーベイから得たデータ と、改訂モデルおよび UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いたモデルを比較した結果は図 A-II に 示されている。それらは、「道路と通り」と「居住」地域の両方の改訂モデルにより提供された改良推定 値を示しており、これについても、UNSCEAR2013 年報告書で用いたモデルと比較して、線量率の減 少は時間が経つにつれてより緩やかな傾向を示している。





A49. 本委員会は、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いた家屋タイプと遮へい係数が日本人著者ら(例えば Matsuda et al. [M13])による近年の観察と一致しているので、それらを用いている。様々な場所で種々の集団により費やされた時間を表す居住係数も同様と仮定している。詳細は補足資料 A-4 に記載されている。

A50. 上記第 II 章セクション A.1 に記載されているように、数件の個人線量測定調査が、外部被ばくによる線量を直接測定するため、一般的に、光刺激ルミネセンス(OSL)線量計またはラジオフォトルミネセンス(ガラス)線量計を用いて実施されている。これらの測定値と、新規モデルによる予測およびUNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられた予測との比較がなされている。全詳細は、補足資料 A-1 に記載されている。比較のまとめは、後述の下記第 IV 章セクション G に記載されている。

(b) *避難者の線量*

A51. 福島第一原発事故に対する日本当局の対応の一部として、放射線被ばくを低減するために 事故後数回にわたって、近隣居住者の広範囲に及ぶ避難が実施された。双葉町、広野町、川内村、 楢葉町、大熊町、富岡町の自治体の住民の大多数と福島第一原発 20km 圏内に居住する葛尾村、 南相馬市、浪江町、田村市の自治体のほとんどの住民が 2011 年 3 月 12 日から 3 月 15 日までに予 防措置として避難した。自治体福島第一原発サイトの北西にあたる、飯館村の自治体全域をはじめ、 葛尾村、川俣町、浪江町の自治体の一部の住民が、環境測定に基づき、その後 2011 年 4 月から 6 月にかけて避難した。 A52. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、これら避難したコミュニティの住民に対する線量評価は、避難前および避難後の期間に実施され、人々の行動はアンケート調査の結果に基づき確認された。NIRS は、この調査の結果を用いて、事故後の福島第一原発周辺住民に関する 18 の代表的シナリオを定義した[A6]。

A53. 近年の調査において、Ohba et al. [O5] は、避難地域における7つの各自治体からの100から300の無作為に抽出した行動調査の階層的クラスタ分析を実施することによりこれらの避難シナリオの精度を高めた。この分析の結果、37の新規の代表的な避難シナリオが提案された。これら37のシナリオには広野町と葛尾村の自治体からの避難者が含まれておらず、本委員会は、追加的に元の18 避難シナリオの内、これらの地域からの避難者を代表する3シナリオを含めている。結果、本委員会が避難者の線量評価に用いている40の避難シナリオを表 A9にまとめられている。Ohba et al.は、モデルを用いて推定した線量と2011年3月に実施した甲状腺測定から再構築した線量との比較のために著者らの新規シナリオを用いた。結果として、これらのシナリオでは2011年3月25日の深夜までの避難者の移動のみを考慮している。人々が当該日の後に避難した場合(例えば飯館村の自治体の一部住民)、避難日と最終避難先は表には示されないが、当該日以降の避難とその最終避難先は、UNSCEAR2013年報告書[U10]で用いられたシナリオに従い考慮されている。避難シナリオ毎の避難者数に関する情報は、補足資料 A-11 に記載されている。

A54. 40の避難シナリオの内、本委員会は、4種類の活動状況、すなわち、通常の生活状況、避難 準備、避難および屋内退避について考慮した。通常の生活状況に対しては、本委員会は、避難しな かった住民と同じ行動を仮定した。避難準備、避難および屋内退避の活動に対しては、本委員会は、 実際の行動に占める割合を反映した居住係数を仮定した。事故後のこの初期の測定データが不足し ていたため、本委員会は避難中の外部被ばく線量を、仮定したソースタームとATDMから導出した地 表に沈着した放射性核種の推定濃度を用いて評価した。Ohba et al. [O5]は、37 のシナリオに対する 線量評価に同一のソースタームとATDM を用いたが、本委員会の評価は、より精密な空間分解能お よび時間分解能に基づいた。

表 A9. 考察された避難シナリオ

Ohba et al. [O5] (シナリオ01~37) およびNIRSの調査[A6] (シナリオ38~40)

シナリオ	2011 年3月11日時点 の居住地	出発点>ルート>避難先	<i>時期</i> ^{a,b}
01(FT1)	双葉町	双葉 > 川俣 > OOP [。]	3月12日AM2
02(FT2)	双葉町	双葉 > いわき > OOP	3月12日PM1
03(FT3)	双葉町	双葉 > 小高 > 福島 > OOP	3月12日AM2
04(FT4)	双葉町	双葉 > 原町> 郡山	3月12日PM2
05(FT5)	双葉町	双葉 > 浪江 > 川内 > OOP	3月12日PM1
06(TM1)	富岡町および川内村。	川内 > OOP	3 月 15 日 PM1
07(TM2)	富岡町	富岡 > 小野 > OOP	3 月 12 日 PM1
08(TM3)	富岡町	富岡 > 川内 > 郡山 > OOP	3月12日AM2
09(TM4)	富岡町	富岡 > いわき	3月12日PM1
10(NR1)	楢葉町	楢葉 > いわき > OOP	3 月 12 日 AM2
11(NR2)	楢葉町	楢葉 > いわき > OOP	3月12日AM2
12(NR3)	楢葉町	楢葉 > いわき	3月12日AM2
13(NR4)	楢葉町	楢葉 > 広野 > 会津 > OOP	3月12日AM2

シナリオ	2011 年 3 月 11 日時点 の 居住地	出発点>ルート>避難先	<i>時期</i> ^{a,b}
14(NR5)	楢葉町	楢葉 > いわき > OOP > いわき	3月12日AM2
15(OK1)	大熊町	大熊 > 田村 > 会津	3月12日PM1
16(OK2)	大熊町	大熊 >田村	3月12日AM2
17(OK3)	大熊町および双葉町。	双葉 > 川俣 > いわき > OOP	3月12日AM2
18(OK4)	大熊町および田村市。	田村	(更に避難はなし)
19(OK5)	大熊町	大熊町> 小高 > 原町 > 須賀川 > OOP	3月12日AM1
20(NM1)	浪江町	浪江 > 原町 > OOP	3月12日AM2
21(NM2)	浪江町	浪江 > 相馬	3月12日PM1
22(NM3)	浪江町	浪江 > 津島 > 郡山	3月12日AM2
23(NM4)	浪江町および津島 ^d	津島> 二本松	3月16日AM2
24(NM5)	浪江町	浪江 > 川俣 > OOP	3月13日AM2
25(IT1)	飯館村	飯館 >郡山	3月16日AM2
26(IT2)	飯館村	飯館 > 川俣 > 福島 > 会津	3月15日AM2
27(IT3)	飯館村	飯館 > OOP	3月19日AM2
28(IT4)	飯館村	飯館 > 福島市	6月22日
29(OD1)	南相馬市小高区	小高 > 原町 > いわき > OOP	3月12日PM2
30(OD2)	南相馬市小高区	小高 > 川俣 > 会津 > OOP	3月12日PM1
31(OD3)	南相馬市原町区	原町 > 伊達 > 原町 > OOP	3月12日AM2
32(OD4)	南相馬市小高区	小高 > 原町 > 福島 > OOP	3月12日PM2
33(OD5)	南相馬市小高区	小高 > 原町 > 相馬 > OOP	3月12日PM1
34(HK1)	南相馬市原町区	原町 > 福島 > OOP	3月17日PM1
35(HK2)	飯館村	飯館 > 郡山 > OOP	3月12日AM1
36(HK3)	南相馬市鹿島区	鹿島 > 原町 > 飯館 > OOP	3月12日AM2
37(HK4)	南相馬市原町区	原町 > 相馬	3月18日PM1
38 (10 in [U10])	広野町	広野 > 小野町役場	3月12日
39 (12 in [U10])	葛尾村	葛尾 > あづま総合体育館	3月14日
40 (14 in [U10])	葛尾村役場	葛尾 > あづま総合体育館	3月21日

" AM1, AM2, PM1, PM2は、それぞれ、早朝、昼前、昼過ぎ、夕方を言う。

^b Ohba et al. [O5]の焦点は2011年3月26日以前の避難に置かれていた。その後の避難の時期(特に2011年5月と6月における 飯館村の自治体と田村市の一部)は、UNSCEAR2013年報告書[U10]に記載されている通りである。

[°] OOP は県外を表示し、避難先が福島県以外の県であったことを示す。

^d これらのシナリオでは、人々は、最初に記載されている地域から次に記載されている地域に、地震の当日に避難した。

A55. 避難者への線量評価には、避難先(福島県内の事故の影響がより軽微な地域や、他都道府県)で受けた被ばく線量も含まれており、UNSCEAR2013 年報告書[U10]に記載されているように、避難者はその後これら避難先に滞在することが想定されていた。避難により回避された線量を決定するために、避難場所における沈着した放射性核種に起因する住民の予測線量の評価も行われている。

(c) 環境修復および集団帰還後の線量

A56. 環境修復技術の実験的研究および試験が、影響を受けた日本の地域で 2011 年夏に開始された。それらには、居住地域の除染技術、農業対策(例えば表土除去、追肥など)や林業対策が含まれていた。福島県でのこれらの研究および試験は 2013 年まで継続された。2013 年以降は、日本政府の支援を得て、避難対象地域の自治体の大規模除染が除染特別地域(SDA)で開始された。SDA を超えた一部の被災地域(汚染状況重点調査地域(ICSA))では、地元当局が、大抵は公共施設や特に小児の施設(幼稚園、学校、病院など)に重点を置き修復活動を開始したが、墓地も含まれていた。

使用された技術、実施された環境修復活動の規模およびその結果の空間線量率の低減に A57. ついての利用可能な詳細情報がある。これらは第 IV 章に要約されている。低減の理由には、放射能 の減衰、および放射性核種の土壌中への移行などのその他の自然過程の影響が含まれる。除染の 前後に収集した多数の空間線量率の測定値に基づき、環境省(MOE)は、SDA および ICSA におけ る除染の結果としての公衆への実効線量の低減量の平均値を推定する(すなわち、自然過程の寄与 を差し引く)ために、モデルを用いた[M38]。 MOE により推定された低減量の平均値は、SDA につい て約 1.4、ICSA について約 1.3 である線量低減係数(DRF:土壤中での放射能の減衰効果と放射性 核種の移行を差し引いて評価された除染後の線量に対する除染前の線量の比)に対応する。ICSA 中の自治体における人々への個人の外部被ばく線量の一部の推定値との比較により、ICSA におけ る DRF1.1~1.2 が僅かに低いことが示唆されている[M48, T43]。したがって、本委員会は、除染の結 果、SDA における DRF は約 1.3、ICSA における DRF は約 1.1 から 1.2 まで(当初の線量率と除染の 時期に依存)になっていると判断している。更なる詳細は、補足資料 A-1 で提供されている。これらの 線量低減係数は除染作業の効果を示すために用いることができるが、その一方で、修復を考慮した 公衆被ばく線量の更に信頼できる推定には、人々の個人線量についての除染後の測定値からのさら に広範な情報が必要である。このような除染後のモニタリング結果は、まだ公表されておらず、本委員 会への提示も行われていない。

2. 大気中の放射性核種による外部被ばく

A58. 放出された物質のプルーム通過中における大気中の放射性核種による外部被ばくについての評価を環境測定結果のみに基づいて行うには、ガンマ線の線量率と大気中の放射性核種の濃度に関する測定値が不足していた。そのため、大気中の放射性核種に起因する外部被ばくは、プルームを半無限雲の仮定より代表できる場合、すなわち、大気中の放射性核種分布が数百メートルにおよび均一であると考えられる場合には適切となる仮定に基づき、大気中の放射性核種濃度の推定値から計算された。大気中の放射性核種の推定値は、約1km²に対する平均値であり、第III 章セクションAに記載されているように、仮定したソースタームとATDMから導出された。

A59. 住民の大気中の放射性核種による被ばく線量を推定するにあたって、本附録の第 III 章セクション C の 1(a)に記載されている仮定(すなわち、沈着した放射性核種に起因する外部被ばく線量に対する仮定)が、屋内で費やした時間区分と建物による遮へいの割合が適用された。大気中の放射性核種による外部被ばくの計算方法の詳細説明と、ATDM 分析結果を用いた関連パラメータ値は、補足資料 A-10 に記載されている。避難者については、大気中の放射性核種による外部被ばくは、避難シナリオと本附録の第 III 章セクション C の 1(b)に記載されている 4 種類の人間の活動状況に基づき推定された。

D. 内部被ばく評価

1. 放射性ヨウ素摂取に対する線量係数

A60. 日本人には、従来から1日当り最大で数万マイクログラムの安定ヨウ素を含むヨウ素が豊富な 食習慣がある[K5, L3, N2, Z6, Z7]。安定ヨウ素は主に海産物および特に、日本人の食生活の一般的 な構成要素である藻類に含まれており、代表的なものとして、コンブ(藻類の海藻)は、日本における ヨウ素の総摂取量に対して最大で90%を占めることがある[K4]。対照的に ICRPの標準的な体内動態 モデル[I12, I13]では、安定ヨウ素の一般的な直接摂取レベルを、成人で約200µg/日と仮定している。

A61. このヨウ素が豊富な食習慣の結果として、日本人が経口または吸入摂取した放射性ヨウ素の 甲状腺への部分的な取り込みが、ICRP の標準値である 30%よりも低い可能性がある。例えば、 Kusuhara and Maeda [K61] は、長崎の調査において甲状腺が正常に機能している15 人の日本人男 性被験者について、部分的な取り込みの平均値は 16.1%±5.4%を得ており、東京での同様の調査で は、12.8%±5.7%であった[K52]。

A62. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、放射性ヨウ素の摂取による線量評価は、公衆の 個人については、当時の ICRP の標準的な線量係数に基づいていた[I14]。これらの年齢別の線量係 数は、ICRP によって、標準のヨウ素体内動態を表す標準的な 3 コンパートメントモデル[I13]と標準的 な線量評価モデル[I14]を用いて導出された。2017 年に、ICRP は、Leggett [L3]のモデルを基礎とし た、成人におけるヨウ素の体内動態モデルを採用した[I21]。この新規モデルは、日本人に対して、よ り適切である可能性のある下記の 3 種類の食習慣を対象に、様々な物理・化学的形態の放射性ヨウ 素(血液への吸収を示すタイプと 1 µm の空気力学的放射能中央径(AMAD)を有する粒子状のエア ロゾルであるヨウ化メチル蒸気と元素状ヨウ素蒸気)の吸入および¹³¹I、¹³²I、¹³³I、¹³²Te の経口摂取に 対する線量係数を計算するために用いられていた。

- 一般的な食習慣(放射性ヨウ素の部分的な取り込み(U)は15%)
- 昆布が豊富な食習慣(U=5%);
- 西洋式の食習慣(Uは約30)(一部の日本人の集団において一般的である)

線量係数は、実効線量の他、甲状腺、赤色骨髄、女性の乳房および結腸の線量について導出された。

A63. 成人女性、成人男性、10歳児、1歳児に対して、吸入摂取および経口摂取の指標線量係数が計算された。さらに、妊娠 35 週における急性摂取に対して、子宮内被ばくによる胎児の甲状腺吸収線量および実効線量に対する線量係数が評価された。

A64. モデル計算とそのパラメータ値についての詳細は補足資料 A-2 において、結果として得られ た線量係数については、補足資料 A-4 において詳述されている。本委員会は、放射性ヨウ素の摂取 による線量の推定において、日本人の典型的食習慣に対する線量係数を用いており、これらの線量 係数を用いることで、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられた線量係数を用いるよりも、放射性ヨ ウ素の摂取による線量が約2分の1低くなった。

2. 放射性核種の吸入による内部被ばくの評価

A65. 放射性核種の吸入による内部被ばくの評価には、大気中の放射性核種濃度、年齢によって 異なる呼吸速度、および吸入による摂取に対する線量係数に関する情報を必要とした。前述の第 III 章セクション A で記載されているように、大気中の放射性核種濃度は、Terada et al. [T28]により導出さ れた、仮定のソースタームと ATDM の結果から推定されている。大気中の放射性核種による内部被 ばく計算方法の詳細説明と、ATDM 結果を用いた関連するパラメータ値は、補足資料 A-10 に記載さ れている。

A66. 住民については、各放射性核種のモデル計算による大気中濃度の時間積分値とモデル計算による沈着密度の比率を使用し、放射性核種の沈着密度測定値から大気中の放射性核種濃度の時間積分値が導出されている。

A67. 本委員会は、年齢によって異なる標準的な呼吸率(ICRP が提供)と、甲状腺、赤色骨髄、女性の乳房および結腸における¹³⁴Csと¹³⁷Csの吸収線量に対する線量係数、および実効線量に対する線量係数を用いた[I16, I17]。これらの吸入摂取に対する線量係数は、デフォルトの粒子サイズ (AMAD1µm)を用いて、また、放射性セシウムのタイプFの吸収性を仮定して、導出された。第III章 セクションDの1に記載されたように、物理的・化学的に異なる3種類のヨウ素について、日本人の標 準的な甲状腺線量係数が用いられた。採用した呼吸率は、ICRPの呼吸気道モデルによる1日当たり の平均的速度とした[I16]。

A68. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、放出された物質のプルームの通過 中に屋内にいた住民の吸入による線量被ばくの低減(建物によるフィルタリング効果の結果)につい ては、より具体的な情報がなかったため、全く考慮しなかった。Hirouchi et al. [H22] は、吸入による被 ばく線量を屋内滞在中に減少させた可能性がある要因を、日本家屋から実験的に導き出し、その要 因に関する新規情報を提示している。減少係数は、0.1 未満から約1の範囲であった。したがって、本 委員会は、住民が屋内にいた時の放射性核種の吸入による線量の評価に対して 0.5 の低減係数(三 角分布により説明された不確かさを伴い、Ohba et al. [O5]の提案通り、最小値=0.1、ピーク値=0.5、 最大値=0.95)を用いた。住民については、異なるグループの人々が屋内で過ごした時間量を考慮 するために、本附録の第III章セクションCの1(a)に記載されたものと同一の居住係数が用いられた。

A69. 避難者については、避難前と避難中に被ばくした大気中の放射性核種の濃度が、Terada et al. [T28]に評価された様に、仮定されたソースタームとATDMを用いて、大気中に放出された放射性 核種濃度の時間変化の推定値から決定された。大気中濃度の時間積分値が、本附録の第 III 章セク ション C の 1(b)に挙げられた 40 の各避難シナリオについて推定された。線量は、住民に対するものと 同一の線量係数を用いて、これらの大気中濃度から推定された。しかしながら、避難中に建物や車両 内にいる間に生じている可能性のある吸入による被ばく線量の低減(すなわち、建物・車両によるフィ ルタリング効果)は全く考慮しなかった。この結果、避難者の吸入線量を過大評価している可能性が あるが、実施された避難方法についてのより詳細な情報がないため、その過大評価を定量化すること は困難である。ただし、過大評価があったとしても、それの程度が大きい可能性は低い。

3. 経口摂取による内部被ばく評価

A70. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、日本の様々な食品中および飲料水中の¹³¹I、¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の測定値から、経口摂取による被ばく線量を推定した。全身モニタリングにより新しく得られた情報から、本委員会は、UNSCEAR2013 年報告書作成時に、これら推定値が過大評価されている可能性が高いことを認識していた。UNSCEAR2013 年報告書で明らかにされた考えられる理由としては、用いられた食品モニタリング測定の対象が、特に1年目には、無作為抽出法ではなく、高濃度放射性核種を含有する可能性がある食品として認識されている試料に基づいてい

たことなどが挙げられる。さらに、測定結果が検出下限レベル未満の場合は、¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs に対して 10Bq/kg の一定濃度であることが想定された。ただし、¹³¹I については、この想定は、事故直後 4 ヶ 月間のみで行われた。

- A71. それ以降に以下の追加関連情報が利用可能となっている。
 - 放射性セシウムについての新規情報には、人を対象とした WBC 測定、人々が実際に消費した食品に対する測定(マーケットバスケット方式、陰膳方式のいずれかによる調査)および日本の食品中の測定レベルに基づき日本人研究者によって実施された詳細な評価などが含まれる。
 - 放射性ヨウ素についての新規情報には、甲状腺の放射性ヨウ素含有量の測定および日本の 食品および飲料水中の測定レベルに基づき日本人研究者によって実施された詳細な推定 が含まれる。

各情報源、特に、公衆の線量の推定または検証に関するそれら情報の長所、短所および限界については以下で、より詳細に考察されている。

A72. 異なる情報源を利用する線量評価では、以下に示すように、測定の時期、異なる摂取経路 および放射性核種などの要因によって複雑化する。

- 人に対する測定(ホールボディカウンタまたは甲状腺測定)から得られた線量推定値は、経 ロ摂取と吸入による摂取の合計摂取量を反映し、特定の時期に行われた1回の測定に基づ き、特定の放射性核種(放射性セシウムまたは放射性ヨウ素、それぞれ)の摂取に焦点を合 わせている。
- マーケットバスケット方式または陰膳方式の調査による測定から行われた推定では、調査試料採取前に発生した経口摂取について情報がなく、一般的に経口摂取によるセシウム放射性核種の摂取のみを反映する(ヨウ素放射性核種は、通常、調査開始時までには測定不可能となっていたため)。
- モデル計算を用いた推定で各摂取経路(吸入摂取、食品の経口摂取、飲料水の経口摂取) ごとに異なるモデルが考慮されるが、全ての有意な放射性核種を含んでいる可能性があり、 また、多くの仮定に依存せざるを得ない。

経口摂取による被ばく線量評価を更新するにあたり、本委員会が結果的に用いたアプローチについては、本附録の第 III 章セクション D の 3(c)に記載されている。測定値と本委員会のアプローチの根拠となった調査の詳細は補足資料 A-2 および A-3 において記載されている。

(a) 放射性セシウム摂取

ホールボディカウンタデータ

A73. 表 A2 にまとめられているとおり、WBC キャンペーンについて利用可能なデータには、2011 年 6 月における放射性セシウムの全身残留量に関する情報がある。これらのキャンペーンの一部、例 えば、南相馬市立総合病院およびひらた中央病院での測定キャンペーンは 2011 年 10 月に開始され、長期的に継続された。南相馬市立総合病院でのキャンペーンでは、2011 年の秋に成人の 40%、小児の 9%の身体中に放射性セシウムが検出されたが、2012 年春には、これらの割合は、成人で約 15%に、小児で約 1%に低減していた。2013 年春までには、放射性セシウムは小児では、もはや検出 されなくなり、成人のほぼ 3%でのみ検出されたが、この割合は 2014 年春にはちょうど 1%まで低下した。

A74. 線量推定のための全身モニタリングデータの利点は、人を対象とした直接測定の結果が得られていることである。しかしながら、当該測定から現実的な線量を推定することは単純ではなく、測定が実施される前の摂取だけでなく、測定後、測定対象期間の終わり(例えば事故直後1年間)までに起きる可能性のある全ての摂取の時間的パターンについての情報に依存する。全ての全身モニタリング調査において、この摂取の時間的パターンについての情報は、概して、不十分であった。また、用いた測定方法に関連するものに加え、衣服の外部汚染の可能性、測定対象者がより広範な集団をどこまで代表しているかなどの他の要因に起因する不確かさもあった。不確かさの潜在的な発生源として、MDLを上回る測定値の割合が低く、かつ、急速に低下してしまうことが欠点であり、MDLを下回った測定値の増大に伴う解釈が必要となる。これらのデータ(特に事故後、より長い時間が経ってから実施された測定のデータ)の多くは、線量の大きさの上限値の推定にしか用いることができない。さらに、吸入および経口摂取に起因する線量を分離することが困難であり、経口摂取による線量を評価・検証するためにはより広範な集団に対するさらなる仮定が必要になると考えられる。

A75. WBC の調査から導出された線量推定値の条件を鑑み、本委員会は、これらの推定値は、他の方法で推定された線量の妥当性検証に用いられるのが最適であるとの結論に達している。全身モニタリング調査、および、これらの調査から導き出される可能性のある様々な集団グループの放射性セシウムの摂取に起因する線量の推定値、また、これらの推定値と他のアプローチを用いて導出された推定値との比較は、補足資料 A-3 に記載されている。全身モニタリング調査から導出された線量と本報告書において本委員会により採用された方法を用いて推定した線量の比較の要約は、後出の第 IV 章セクション F の 3 で後述する。

マーケットバスケット方式および陰膳方式の調査

A76. 食品と飲料水のマーケットバスケット方式と陰膳方式の試料から得た放射性核種の1日当りの摂取量についてのデータが、2011年7月から2013年冬にかけて収集された。これらの調査結果を表A6にまとめる。調査により、事故直後1年間において¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの1日の摂取量はそれぞれ、福島県において約1Bq/日~5Bq/日、近接する県において3Bq/日、他の都道府県においては0.4Bq/日であったことが示された。これら摂取量の推定値は、UNSCEAR2013年報告書[U10]における経口摂取の推定値が過大評価であり得る更なる可能性を示している。測定濃度がMDLを下回った場合は、食品中の¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの濃度は10Bq/kgと設定したため、UNSCEAR2013年報告書で用いられた1人当たりの食品摂取量に基づくと、事故直後1年間の食品由来のみの¹³⁴Csおよび¹³⁷Csについてのそれぞれの最低摂取量は、10Bq/日を上回っていたことになる。

A77. マーケットバスケット方式と陰膳方式による調査の結果により、事故後数年間におよぶ食品と 飲料水中の¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の経口摂取に対して、成人と小児の被ばく線量のより現実的な推定が 可能となる。調査結果は、人々が消費した通りの食品に対して行った測定に基づいており、食品の準 備中と調理中の損失などの要因を考慮している場合もある。そのため、UNSCEAR2013 年報告書 [U10]で用いられたアプローチよりも、経口摂取による線量の推定のための、より現実的な基礎を提示 している。

A78. これらの調査の利点は、経口摂取による線量のより直接的な推定値を提示していること、必要な情報は放射性核種の経口摂取後の放射性核種の線量係数(すなわち、単位摂取当たりの線量で、ICRPの標準値が利用可能)のみであること(陰膳方式調査の場合)、または食品消費率に関する情報が追加されるのみである(マーケットバスケット方式調査の場合)。欠点は、第1回目の調査の実施(2011年7月)以前の線量についての情報が得られないこと、およびより広範な地域(例えば、県全体)を代表する線量の推定に適用できない可能性があることである。

食品モニタリングデータおよび他の調査結果を用いた線量推定

Murakami and Oki [M47]は、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられたアプローチと同様 A79. に、食品モニタリングデータに基づき、事故直後1年間における131L、134Csおよび137Csを含む食品と 飲料水の経口摂取による線量を推定した。しかしながら、Murakami and Oki は UNSCEAR2013 年報 告書[U10]の作成時に本委員会が利用可能であった情報よりも広範囲の情報源からのデータを用い、 食品の地域間での仕入れ状況(すなわち、多くの住民が食品を購入する食料品店で販売される食品 のうち、国内の別の地域から仕入れた食品の割合)を考慮に入れた。著者らは、福島市、東京都、大 阪府の住民について、¹³¹Iの摂取による甲状腺等価線量と実効線量、¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの摂取による 実効線量の、年齢別、性別別の不確かさを伴う推定値を示している。著者らは、これら 3 地域での平 均線量の推定と共に、優先的に地元の野菜を消費した可能性のある福島市の農業従事者(人口の 約 4%) への線量を推定し、食品の流通規制、自主的な米の流通自制、幼児への水道水に代えての ボトル飲料水提供、といった対策の効果を評価した。彼らは、自分達が推定した、食品と飲料水中の ¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の経口摂取による実効線量の値を、Koizumi et al. [K33]と Harada et al. [H3]により 2011年7月から2012年3月までの5つの期間に実施されたマーケットバスケット方式と食品陰膳方 式の調査から導出された推定値と比較し、値が約2分の1から2倍以内であり、概ね一致しているこ とを見出した。

(b) 放射性ヨウ素摂取

甲状腺モニタリング

A80. 2011年3月26日から30日にかけて福島県の3つの地域(飯館村、いわき市、川俣町)の 1,080人の小児を対象に甲状腺内の¹³¹Iの測定が実施され、その結果がごく最近Kim et al. [K18]に よって報告されている。甲状腺における¹³¹Iの迫加の測定値が、成人を含むより少人数に対する他の 調査から利用可能となっている[K55, T34, U1, U20]。本委員会は、これらの測定値を分析し、¹³¹Iの内 部被ばくによる甲状腺吸収線量の独自の推定を福島県の複数地域で行った。バックグラウンド放射 線に対する補正、また、測定値の大部分を占めたバックグラウンド線量率と同等または低い線量率に 対して講じた措置など、本委員会が用いた方法論の詳細は、補足資料 A-2 に記載されている。測定 対象者が放射線プルーム通過中に居た場所、習慣、およびその後の居住地についても、全般的に 情報が不足していたので、仮定が必要であった。これらの測定データから導出した線量推定値は 人々への直接測定に基づいているという利点があるが、一方で、前述のホールボディカウンタについ てと同様の欠点があり、より広範な集団の甲状腺線量についての情報源とならない。そのため、結果 として再構築された甲状腺の線量は、吸入を介した摂取および食品と飲料水の経口摂取を介した摂 取についてのモデル計算を用いて行った¹³¹Iの摂取による甲状腺吸収線量の推定値の検証に用い られている(後出の第 IV 章セクション G 参照)。

飲料水による放射性ヨウ素摂取の推定

A81. Miyatake et al. [M34]は、飲料水に対する測定データを補完するためと、避難対象地域の12 自治体の人々に対して、水道水の経口摂取による¹³¹I摂取に起因する線量推定を行うためにモデル 計算を用いた。著者らは、以前に Hirakawa et al.[H15]により実施され、飲料水の消費が避難者の経 口摂取による放射性核種の唯一の重要な摂取源であることが確認された調査の結果に、その推定の 基礎を置いた。Miyatake et al.は、本委員会が本報告書で用いたものと同一の仮定ソースタームと ATDM [T28]を使用した。しかしながら、著者らは、より単純化された避難シナリオのセットと放射性ヨウ 素の摂取に対する ICRP の線量係数[M34]を用いた。Miyatake et al.は、水道水中の¹³¹I濃度に関す る自身らの推定値がよく一致していることを見出した。著者らは、避難経路沿いの異なる場所 の異なる水道水源を考慮し、12自治体についての成人、10歳児、1歳児の甲状腺等価線量の推定 値を飲料水摂取量の中央値、平均値95パーセンタイル値について提示した。飯館村における水道水 ついては、3か所の浄水場および井戸または湧水から供給される相対量などを、別途詳細に考察した。

(c) 本委員会が経口摂取による線量の推定に用いたアプローチ

A82. Murakami and Oki [M47]による調査の品質と詳細な性質、前述したマーケットバスケット方式 と陰膳方式の調査に対する書者らの結果の妥当性検証、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs および¹³¹Iによる線量の推定を 含んでいることを鑑み、本委員会は、成人と小児の事故直後 1 年間における経口摂取による線量推 定は Murakami and Oki.の推定値に基づいた。Murakami and Oki の線量推定値は、日本人固有の放 射性ヨウ素の摂取に対する線量係数を考慮するために調整されている。この調査から導出された線 量推定値は、補足資料 A-2、A-3 に詳述されているように、甲状腺モニタリング調査および全身モニタ リング調査の結果と比較されており、第 IV 章セクション G に要約されている。福島市についての推定 線量は、食品および飲料水の経口摂取による福島県全体としての住民の被ばく線量を代表すると考 えられている。これは、日本の食品流通と購買活動を考慮すると妥当な想定である。事故直後 1 年間 のその他の都道府県における線量は、福島市における Murakami and Oki の推定線量から推定され ており、福島市の推定値を、近接する県とその他の都道府県における食品中でモニタリングされた平 均放射性セシウム濃度の値と福島県における同値に対する比率に基づいた。その結果、得られた近 接する県とその他の都道府県における経口摂取による線量に対する本委員会の推定は、東京および 大阪の大都市圏について Murakami and Oki が行った推定[M47]と一致している。

A83. 避難者に関しては、調査結果[H15, K10]に基づき、避難前および避難中の食品の経口摂取 による被ばく線量は無視できると仮定されている。避難を実施した 12 の自治体について Miyatake et al. [M34]が推定した飲料水による被ばく線量は、ヨウ素の摂取に対する線量係数を、日本人を対象と して補正した上で用いられている(本附録第 III 章セクションDの1参照)。避難後の線量については、 住民に用いたアプローチと同様の手法が採用されている。

事故後1年経過以降の期間については、まず福島県とその他の都道府県におけるマーケッ A84. トバスケット方式と陰膳方式の調査から導き出した放射性セシウムの経口摂取による成人および小児 に対する被ばく線量の推定値を用い、次に食品と飲料水由来の放射性セシウムの摂取の長期におよ ぶ変化を推定するために、Smith et al. [S33]によって開発された予測モデルを用いている。この予測モ デルは、大気圏内核兵器実験による放射性セシウムの降下を原因とする日本の食品製品および全食 事中の¹³⁷Cs 含有量に関して 1963 年から 2008 年にかけて毎年収集した長期測定データの分析から 開発された。観察された日本の食品製品および全食事中の¹³⁷Csの年間平均濃度は、Smith et al.に よって、沈着後の急速な濃度低下、土壌固定過程の結果としての緩慢な低下、および鉛直方向の移 行、侵食、その他の生物学的利用能のゆっくりとした低下に起因して濃度が低下する非常に長期的 な要素を表す係数の観点から記述された。予測モデルにおける初期の急速な低減は沈着後1年以 降の摂取量とは関連性がないが、予測モデルによるゆっくりとした長期におよぶ低下は、2012年3月 以降に様々な都道府県で実施されたマーケットバスケット方式と陰膳方式の測定から導出された摂取 量に適用されている。予測モデルでは、食品規制は考慮されていないが、モニターされた食品の内、 日本政府により制定された基準値(100Bq/kg)を上回ると観察された割合は、2012 年第2 四半期まで には低くなっていた(概して 1%未満)。Smith et al.[S33]の予測モデルの詳細とその実施については 補足資料 A-3 に記載されている。

E. 微粒子

A85. 第 II 章で示されたように、複数の調査で、直径約数マイクロメーターの不水溶性の「ガラス状の球状体」に含有された放射性セシウムが確認されている。このような微粒子の形態で地表に沈着した放射性セシウムの割合は、福島第一原発からの距離が 30km までの地点での数パーセントから、遠距離地点(200km より遠い)での最大で約 80%までと差異がある[I29, U19]。当該微粒子の形態の放射性セシウムは土壌中により緩慢に移行し、植物と動物への移行はさらに少なかったであろうと予測される。当該微粒子の推定線量への影響は複雑であり、その結果、本報告書で用いられた予測モデルで推定された線量と比較すると、高線量の経路もあれば、低線量の経路もあった。環境中における

微粒子形態の放射性セシウムの存在と挙動については、さらに科学的調査を実施する余地があるが、 本委員会は、本報告書で推定した公衆の線量の全体的なレベルに重要な影響を与えることはないと 判断している。

F. ばらつきおよび不確かさの評価

A86. 全体を通しての本委員会の目的は、定義された集団グループ内の公衆における平均放射 線被ばくの現実的な推定をすることである(表 A7 参照)。各グループ内の個人間で、各人の放射線 被ばくにいくらかのばらつきが生じ、このばらつきは、有意である可能性がある。さらに、推定線量が 人を対象とした直接測定から導出されていても、モデル計算を併用した環境中での測定から間接的 に導出されていても、いずれの線量推定方法にも不確かさは伴う。UNSCEAR2013 年報告書[U10]以 降に利用可能となっている追加情報を踏まえて、本委員会は、公衆線量の推定におけるばらつきと 不確かさについてのより定量的で主観性の少ない評価を行っており、それにより、本委員会が、自治 体や都道府県の平均値と共に、自治体や都道府県における個人線量分布および分布の 5 パーセン タイル値、95 パーセンタイル値を報告することが可能となった。本委員会の線量推定におけるばらつ きと不確かさの評価に対するアプローチの詳細は補足資料 A-12 に記載されている。

G. 集団線量の評価

A87. 一般公衆の集団線量は、主に防護の最適化、放射線防護技術または防護措置の比較のために用いることを意図された量である。これまで、定義された期間における積算集団線量に対して、環境への放射性核種の放出に付随する他の事象(例えば、チェルノブイリ)による積算集団線量との比較が行われてきた。UNSCEAR2013 年報告書[U10]に記載されているように、本委員会は、日本の住民の事故直後1年間、事故直後10年間、最長で80歳に到達するまでの集団実効線量と甲状腺の集団吸収線量の推定を実施している。UNSCEAR2013 年報告書で記述されているように、これらの期間は、事故直後1 年間の集団線量を示すために、かつ、集団線量預託の時間的蓄積を例示するために選択された。

A88. 外部被ばくによる集団線量は、UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられたものと同一の、 人口規模、年齢、社会的構成、居住形態、職業についての想定を用いて再評価された。しかしながら、 福島県の住民に関して、本委員会は、異なる居住形態に居住する人々の割合について異なる値を用 いた。すなわち、人口の 37%が平屋から 3 階建てまでの木造住宅に、42%が耐火木造住宅に、21% が多層のコンクリート建築物に居住していると想定された[M27]。UNSCEAR2013 年報告書で用いた 値は、日本全体の平均値(それぞれ、30%、30%、40%)であり、他の都道府県について更に仮定して いる。

A89. 内部被ばくによる集団線量には吸入摂取と経口摂取による線量が含まれる。吸入摂取に起因する集団線量(実効線量および甲状腺線量共に)は、福島県の全ての地域および他の都道府県の事故直後1年間に亘る被ばく量の合計で評価されている。事故直後1年間における経口摂取に起因する集団線量(実効線量および甲状腺線量の両方)は、事故直後1年間の様々な集団グループの経口摂取に起因する推定線量を、年齢分布を考慮して、日本全体の集団に積算して推定されている。その後の期間では、経口摂取による線量は、マーケットバスケット方式および陰膳方式を用いた調査による1~10年と11~80年におよぶ食品と飲料水中からの放射性セシウム摂取量の時間積分の平均を用いて、Smith et al. [S33]のモデルからの経時的な減少を伴い、その後、日本の全人口に対して積算することで、推定されている(後述の第 IV 章セクション C 参照)。

IV. 結果

A90. 本附録のセクション III に記載されている方法が、下記の年齢グループにおいて、年齢集団別(20歳成人、10歳児、1歳児)線量の詳細な推定を導出するために用いられている。

(a) 40 の避難シナリオにおいての避難対象地区、または、一部避難対象地区であった福島県の 自治体(グループ1)

- (b) 福島県内の避難対象外地域の自治体、または、自治体の一部分(グループ2)
- (c) 福島県に隣接する東日本の選定された4県(グループ3)
- (d) その他の都道府県(グループ4).

詳細な線量推定が、福島県内の全ての自治体とグループ3の茨城県、宮城県、栃木県、山形県4の 一部の自治体について実施された。追加の線量推定が、避難区域内のそれら自治体と一部避難対 象であった自治体について実施された。比較を容易にするために、推定線量はUNSCEAR2013年報 告書[U10]で用いられたのと同様の方法で提示されている。各自治体または都道府県における、本報 告書で考察されている集団グループの平均線量の推定値と共に、これらの値における不確かさと各 集団グループ内の個人線量分布の推定もまた提供されている(本附録の第IV章セクションF参照)。

A91. 日本の近隣国または近傍における公衆の線量推定に関する、より最新の情報をレビューした後、本委員会は UNSCEAR2013 年報告書[U10]でなされたかかる線量の推定について再議論している(第 IV 章セクション E 参照)。

A. 事故直後1年間の日本における線量評価

1. 実効線量

A92. 表 A10 では事故直後 1 年に推定した、福島県の避難対象外地域の自治体(グループ 2)、 選出された隣接する県(グループ 3)、その他の都道府県(グループ 4)に居住する典型としての 20 歳 成人⁵、10 歳児および1歳児を対象にした実効線量の自治体または都道府県平均の範囲をまとめて いる。線量は、主要被ばく経路につき合計され、各自治体また都道府県に居住する人々が受けた線 量の自治体または都道府県平均の特徴を示すことを意図されている。表 A10 中の推定値は都道府 県内における自治体平均線量の範囲を反映しており、それらの地域の集団内の個人が受けた線量 の範囲(すなわち、個人間の線量のばらつき)を反映しているわけではない。各主要経路の総推定線 量への相対寄与度は、環境中の放射性核種レベルと被ばく状況を反映しており、自治体と都道府県 間で異なる。個人の実効線量分布の 5 パーセンタイル値と 95 パーセンタイルを含む各自治体と年齢 層における結果の詳細は、補足資料 A-13 に記載されている。

⁴ 本委員会はその改訂版の評価では、沈着密度データの空間範囲が異なっているため、都道府県の結果について多少異なる報告をしている。従来のグループ3の県であった群馬県、千葉県、岩手県は自治体レベルでは分析されておらず、現在はグループ4に含まれている。

⁵ 成人の屋内作業者の平均被ばく線量が、全体としての成人の典型として選択されている。成人が屋内作業者であるか屋外作 業者であるか、定年退職しているかなどを含む、実効線量と甲状腺吸収線量の集団内でのばらつきは、後出の第 IV 章セクションにて考察されている。

A93. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において相当する表 C6と比較すると、本委員会の外部被ば くによる実効線量範囲についての改訂推定値と吸入経路の推定は共に UNSCEAR2013 年報告書 [U10]のものとほぼ同等(数+パーセント以内の差)であることが示されている。しかしながら、この明ら かな類似の陰に、各自治体の平均推定線量およびこれら2経路をそれぞれ分けて検討した場合の平 均線量において、ずっと大きな差があることが隠されている(補足資料 A-13 および後出の第 IV 章セ クション G 参照)。しかし、経口摂取による推定線量の改訂値は、人々へのホールボディカウンタ(第 IV 章セクション E 参照)と、実際に購入または消費した食品からの摂取を測定したマーケットバスケッ ト方式および陰膳方式の調査に支えられた、より現実的なアプローチの採用を反映して、更にずっと 低く、約 30 分の1から10 分の1 に低下している。

A94. 図 A-III は、福島県の避難対象外地域における各自治体の幼児の平均推定実効線量を示している。一部避難対象であった自治体も図に含まれた。最大推定線量は、沈着密度が高い自治体(伊達市、福島市、郡山市、二本松市、桑折町、大玉村)の個々人に対するものであった。これらの自治体における幼児への自治体平均総実効線量は、事故直後1年間で3.6mSvから5.3mSvの範囲であった。総実効線量に対する、沈着した放射性核種による外部被ばくの寄与は群を抜いていた。成人の事故直後1年間に受けた平均実効線量は、幼児が受けた値の約70%であると推定された。

地理上の区域	経路 ° ごとの平均実効線量の範囲 (mSv)											
	成人,			10歳児			1歳児					
	<i>外部被ばく</i> + <i>吸入摂取</i>	経口摂取。	≣t	外 <i>部被ばく</i> + 吸入摂取	経口摂取。	₽	<i>外部被ばく</i> + <i>吸入摂取</i>	経口摂取。	Ħ			
グループ 2 4 一福島県												
避難対象外地域の 自治体	0.043~3.7	0.036	0.079~3.8	0.051~4.5	0.051	0.10~4.5	0.061~5.3	0.055	0.12~5.3			
グループ 3 ^e – 隣接する県												
群馬県	0.14~0.81	0.009	0.15~0.81	0.17~0.98	0.013	0.18~0.99	0.20~1.1	0.015	0.21~1.2			
宮城県	0.18~0.91	0.009	0.19~0.91	0.22~1.1	0.013	0.23~1.1	0.26~1.3	0.015	0.27~1.3			
茨城県	0.28~0.92	0.009	0.29~0.92	0.33~1.1	0.013	0.35~1.1	0.39~1.3	0.015	0.41~1.3			
山形県	0.093~0.13	0.009	0.10~0.14	0.11~0.16	0.013	0.13~0.18	0.13~0.19	0.015	0.15~0.21			
グループ 4-その他地域												
その他の 42 都道府県	0.0 ^g ~0.36	0.004	0.004~0.36	0.0 <i>^g</i> ~0.43	0.005	0.005~0.43	0.0 ^g ~0.50	0.005	0.005~0.51			

表 A10. 日本国内の避難対象外地域の住民の事故直後1年間における自治体または都道府県平均の推定実効線量の範囲

"報告された線量は、グループ2とグループ3の県においては自治体平均線量の変動範囲、グループ4の都道府県においては都道府県平均線量の変動範囲である。これらの線量推定値は、様々な 場所に居住する人々が受けた平均線量の特徴を表すことを目的としており、これらの場所において個々の住民が受けた線量の範囲を示すものではない。

^b 成人の屋内作業者が成人の代表と考えられている。

⁶ 優先的に地元の野菜を消費した集団のサブグループ(農業従事者)への線量は約4倍から5倍高い可能性がある。

^d グループ2:福島県の避難対象外の自治体に居住する公衆人。

・グループ3:近隣の茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。

^f グループ4:日本のその他の都道府県に居住する公衆。従来のグループ3に分類されていた群馬県、千葉県、岩手県を含む。

^g 1µSvよりもはるかに少ない推定線量には数値0.0が割り当てられている。



図 A-III. 避難対象地域以外の福島県の各自治体の幼児の事故直後1年間における平均推定実効線量

A95. 図 A-IV は、避難対象外地域の福島県の自治体およびグループ 3 の県の一部自治体に居住する幼児の事故直後 1 年間における各自治体平均実効線量を示す。この図に示される推定線量の空間的分布は、地域の異なる自治体における放射性核種の放出と沈着のパターンを反映している。





地図上で表示される境界線および名称ならびに用いられる指定は、国際連合による公式な奨励や承認を意味するもので はない(出典:日本の行政区画レベル0~2、全国都道府県庁)。

A96. グループ3の県(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)の自治体については、幼児の各自治体 平均実効線量は、事故直後1年間で0.15mSvから1.3mSvまでであり、主要寄与は、ここでもまた、概 して沈着した放射性核種からの外部被ばくによるものであった。日本のその他の都道府県における幼 児についての県平均の実効線量は、0.005mSvから0.51mSvまでの範囲であり、沈着した放射性核種 からの外部被ばくがこの範囲内のより高い平均線量値に大きく寄与していた。 A97. 図 A-V は日本のその他地域の事故直後 1 年間における幼児の都道府県平均実効線量を示す。他の都道府県における都道府県平均線量は福島県における平均線量より低く、より遠隔の都 道府県では相当低く、線量推定値は自然放射線源によるバックグラウンド線量におけるばらつきよりも 低かった[O21]。

図 A-V. 事故直後1年間における幼児の平均推定実効線量

主要地図は各都道府県平均の実効線量を示す。福島県の平均線量は、避難対象外地域の自治体のみを対象としている。挿入地図は、福島県の避難対象外地域の自治体平均線量を示す。



A98. これらすべての推定線量値は、それぞれ、グループ2とグループ3の県の各自治体と、グループ4の各都道府県に居住する住民の平均線量を表している。これらの平均線量は、測定データや線量の推定に用いられている予測モデルにおける不確かさの影響下にあり、集団グループにおける個人線量は、平均値については、自治体や都道府県内の位置、屋内で過ごした時間など個人の習慣に依拠して変動する。本委員会は、不確かさと共に個人間のばらつきの主要発生源を考慮しながら、各集団グループにおける事故直後1年間の個人の実効線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値を推定しており、これらについては、補足資料A-13に記載されている。5パーセンタイル値は平均実効線量の約半分、95パーセンタイル値は平均実効線量の約2倍である。個人実効線量の分布例は、第IV章セクションEに記載され、検討されている。

A99. 本委員会の改訂された線量評価において、事故直後1年間の実効線量には、概して、沈着した放射性核種からの外部被ばくが大きく寄与している(放出された放射性物質の拡散に概ね影響を受けなかった地域を除く。それら地域では、線量は比較的低く、経口摂取が主要経路である。)。これは、UNSCEAR2013年報告書[U10]において推定された実効線量とは対照的であり、当該報告書では、食品の経口摂取による相対寄与が、はるかに大きかった。経口摂取による実効線量についての本委員会の改訂推定値は、同経路についてのより現実的な評価に基づいており、UNSCEAR2013年報告書における評価値の30分の1~10分の1である。

事故直後1年間における避難対象外地域での臓器線量の推定

A100. 全体避難を実施した自治体以外の福島県の全ての自治体、グループ3の県のほとんどの自 治体、日本のその他の地域(グループ4)全てについて、様々な年齢層における事故直後1年間の平 均甲状腺吸収線量の範囲を補足資料 A-14に詳述し、表 A11にまとめている。甲状腺吸収線量の大 部分は、事故直後1か月に亘り受けていたと推定された。UNSCEAR2013年報告書[U10]において相 当する表 C10と比較すると、ここでもまた、経口摂取に起因する線量の改訂推定値がUNSCEAR2013 年報告書における推定値よりも有意に低いことが分かる。外部被ばくに起因する平均甲状腺吸収線 量と吸入経路の改訂範囲は、UNSCEAR2013年報告書において推定されたものとよく似ている。しか しながら、補足資料 A-14に記載される詳細な内訳を見ると、この見かけの類似は多くの競合要因が 作用した上での、最終的な結果であることが分かる。これらの要因および本委員会の改訂版の線量 推定におけるそれらの影響は、UNSCEAR2013年報告書における線量評価と比較しながら、後出の 第 IV セクション G において、より詳細に考察されている。

A101. 図 A-VI は、福島県の避難対象外地域の各自治体の幼児における平均推定甲状腺吸収線 量を示している。最も高い自治体平均甲状腺線量は、南相馬市、伊達市、福島市、相馬市、桑折町 の自治体におけるものであった。最大の自治体平均甲状腺吸収線量は、南相馬市に居住する幼児 についての 21mGy であったと推定され、その内、吸入に起因するものが 80%を超え、沈着した放射 性核種による外部被ばくに起因するものが 10%を超え、経口摂取に起因するものが約 5%と推定され た。成人と小児の事故直後 1 年間の推定甲状腺吸収線量は、それぞれ、幼児に対する推定値の約 60%と約 85%であった。

表 A11.日本国内の避難対象外地域の住民の事故直後1年間における自治体または都道府県平均の甲状腺吸収線量の範囲

地理上の区域	<i>甲状腺吸収線量の範囲 ªb (mGy)</i>										
	成人'			10歳児			1歳児				
	外部被ば 〈 + 吸入摂取	経口摂取。	≣t	<i>外部被ばく</i> + <i>吸入摂取</i>	経口摂取。	₽	<i>外部被ばく</i> + <i>吸入摂取</i>	経口摂取。	<u></u> ≣†		
グループ 2° – 福島県											
避難対象外地域の自治体	0.051~10	0.43	0.48~11	0.061~16	0.95	1.0~17	0.070~20	1.1	1.2~21		
グループ 3′ – 隣接する県											
茨城県	0.22~2.0	0.11	0.33~2.2	0.30~3.0	0.25	0.55~3.2	0.35~3.5	0.31	0.66~3.9		
宮城県	0.39~3.2	0.11	0.50~3.3	0.55~4.9	0.25	0.80~5.2	0.64~6.0	0.31	1.0~6.3		
栃木県	0.30~1.2	0.11	0.41~1.3	0.35~1.4	0.25	0.60~1.7	0.40~1.7	0.31	0.72~2.0		
山形県	0.20~0.90	0.11	0.31~1.0	0.26~1.4	0.25	0.52~1.7	0.31~1.6	0.31	0.62~1.9		
グループ 4g-日本のその他地域											
その他の 42 都道府県	0.0 ^{<i>h</i>} ~0.45	0.034	0.034~0.48	0.0 ^{<i>h</i>} ~0.56	0.073	0.073~0.63	0.0 ^{<i>h</i>} ~0.65	0.087	0.087~0.74		

"報告された線量は、グループ2とグループ3の県においては自治体平均線量の変動範囲、グループ4の都道府県においては都道府県平均線量の変動範囲である。これらの線量推定値は、様々な場所に居住する 人々が受けた平均線量の特徴を表すことを目的としており、これらの場所において個々の住民が受けた線量の範囲を示すものではない。

^b 胎児への線量についての詳細な推定はここに示されてはいないが、補足資料A-14で確認できる。胎児の発育期間30週に亘る胎児甲状腺の平均吸収線量の範囲は、上記表中の成人の甲状腺線量の約70%から 80%である。

。成人の屋内作業者が成人の代表と考えられている。

^d 優先的に地元の野菜を消費した集団のサブグループ(農業従事者)への線量は約3倍高い可能性がある。

。 グループ2:福島県の避難対象外の自治体に居住する公衆

[「]グループ3:隣接する茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。これらの県は、同4県における経口摂取による線量計算のために同じグループに分類された。

[®] グループ4:日本のその他の都道府県に居住する公衆。従来のグループ3に分類されていた群馬県、千葉県、岩手県を含む。

^h 1µSvよりも少ない推定線量には数値0.0が割り当てられている



図 A-VI. 避難対象地域以外の福島県の各自治体の幼児の事故直後1年間における平均推定甲状腺吸収線量
A102. 図 A-VII は、福島県の自治体およびグループ3の県の一部自治体に居住する幼児の事故 直後1年間における推定平均甲状腺吸収線量を示す。グループ3の県(茨城県、宮城県、栃木県、 山形県)については、幼児の平均甲状腺吸収線量は、0.62mGyから6.3mGyの範囲と推定され、ここ でも、主要被ばく経路は吸入と推定された。日本の他の都道府県では、幼児の甲状腺吸収線量の都 道府県平均は、最大で約0.7mGyと推定され、大部分の都道府県において主要被ばく経路は経口摂 取による線量であったが、複数の県(具体的には千葉県、群馬県、岩手県)において、沈着した放射 性核種による外部被ばくと吸入経路による被ばくが総線量に対して有意に寄与していた(それぞれ、 最大で約60%と約20%)。

図 A-VII. 避難対象外地域の福島県の自治体およびグループ3の県の一部自治体に居住する 幼児の事故直後1年間における平均甲状腺吸収線量



A103. 本委員会は、各自治体および都道府県における個人の甲状腺吸収線量分布の推定を行っており、分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値が、補足資料 A-14 に記載されている。平均甲状腺吸収線量と比較すると、5パーセンタイル値が3分の1から2分の1、95パーセンタイル値が約2倍から3倍であるが、放射性核種の吸入による内部被ばくが総線量に対して最も高く寄与している自治体においては、それぞれ、4分の1を下回る値および4倍を上回る値となっている。個人の甲状腺への実効線量の分布例は、第IV章セクションEに記載され、検討されている。

A104. 推定は、胎児甲状腺の吸収線量についても実施されている。福島県の避難対象外地域の 自治体について、発育期間30週に亘る胎児の甲状腺吸収線量の自治体平均は、0.4mGyから8mGy の範囲であった。概して、事故直後1年間における胎児の甲状腺吸収線量の自治体平均は、成人の 同甲状腺線量の約70%から約80%と推定された。

A105. 福島県の避難対象外地域の自治体と一部避難対象外の自治体について、さまざまな臓器、 すなわち、(a)赤色骨髄、(b)結腸、(c)女性の乳房に対する事故直後1年間における各自治体平均吸 収線量は、全て、成人で0.06mGyから3.9mGy、小児で0.06mGyから4.5mGy、幼児で0.06mGyか ら5.2mGyの範囲にあると推定された。妊娠期間40週に亘る赤色骨髄への子宮内吸収線量の自治 体平均値は約0.05mGyから2.1mGy(すなわち、事故直後1年間における成人の赤色骨髄線量の約 半分)の範囲である。グループ3の県(茨城県、宮城県、栃木県、山形県)については、事故直後1年 間における赤色骨髄、結腸、女性の乳房への自治体平均吸収線量は、全て、(a)成人で0.08mGyか ら0.98mGy、(b)小児で0.09mGyから1.1mGy、(c)幼児で0.10mGyから1.3mGyの範囲にあると推定 された。日本のその他の42都道府県においては、事故直後1年間における赤色骨髄、結腸、女性の 乳房への吸収線量の各都道府県平均値は、成人、小児および幼児について約0.5mGy未満と推定 された。福島県の全ての自治体、グループ3の県のほとんどの自治体、日本のその他の地域(グルー プ4)についての、事故直後1年間における様々な年齢層の赤色骨髄、結腸、女性の乳房への推定 吸収線量は、それぞれ、補足資料A-15、A-16、A-17で詳述されている。

3. 避難者の実効線量および臓器線量

A106. 福島第一原発の放出から公衆を守るために実施された避難により、避難が実施されなかった場合と比べ、放射線被ばくは低減された。それぞれ異なった避難時期に異なった場所に移動した40のグループの人々について線量を推定した(表 A9参照)。線量は避難前と避難中について推定された。最後の避難は2011年6月21日に飯館村から実施された。避難前の期間と避難中に実施されたこれらの線量推定。は、事故後数日間における大気中の放射性核種濃度と沈着密度に関するATDMの結果および Miyatake et al. [M34]による飲料水の経口摂取に起因する線量推定値に基づいている。これらのグループの成人における平均推定実効線量は、表 A12 にまとめられている。避難期間に亘る成人の平均推定実効線量は、概して、約1mSv未満であった。ただし、飯館村からの最後の避難者グループは例外であり、避難前の平均実効線量3.6mSvを受けていたと推定された。

A107. 避難を実施した人々が事故直後の1年間に受けた平均推定実効線量は、避難前および避難中に受けた線量と避難先でその年の残りの期間に受けた線量の合計である。これらの線量についても表 A12 にまとめられている。成人の平均実効線量は、概して、事故直後1年間で約4mSv未満と推定された。飯館村からの最後の避難者グループが、ここにおいても例外であり、事故直後1年間に5.5mSvの平均実効線量を受けていると推定された。小児および幼児については、事故直後1年間に、成人の同値よりもそれぞれ約20%から30%、約40%から60%高い平均実効線量を受けていると推定された。表 A12 には、各シナリオに従って避難した人々の個人線量分布の95パーセンタイル値も示されている。5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、概して、平均実効線量のそれぞれ3分の1から2分の1、2倍から3倍となっている。避難者への実効線量の推定結果および個人線量分布のパラメータの詳細は、補足資料 A-18で提供されている。

⁶大半のシナリオにおいて。シナリオ IT4 については、人々は 6月 22日まで避難しておらず、これらの想定は 3月 25日の深夜0時まで適用されたが、その後、線量は、住民に関しては、2011年 6月 22日まで同じ想定に基づき推定された。

表 A12. 福島県の自治体から避難した成人の推定実効線量

計算された線量は、各避難シナリオについての、避難前および避難中、ならびに事故直後1年間における実効線量である。線量推定値は各地域から避難した人々のグループが受けた平均 実効線量の特徴を表すことを目的としている。95パーセンタイル値は個人線量分布の上限値を示す。

			成人の実効線量(mSv)						
地区	シナリオ番号	避難先	避難中。	避難先。	事故直後	1 年間の合計 '	又測されて始星は	回波大和大的星。	
			平均值	平均值	平均值	95 パーセンタイル値	・ ア測される稼重。	凹姫されに称重う	
双葉	01(FT1)	埼玉市	0.27	0.084	0.35	1.1	43	43	
双葉	02(FT2)	茨城県	0.50	0.29	0.79	2.0	43	43	
双葉	03(FT3)	茨城県	0.30	0.29	0.58	1.4	43	43	
双葉	04(FT4)	郡山市	0.56	1.9	2.5	4.3	43	41	
双葉	05(FT5)	栃木県	0.078	0.53	0.61	1.0	43	43	
川内	06(TM1)	新潟市	0.041	0.005	0.046	0.072	1.6	1.5	
富岡	07(TM2)	千葉市	0.25	0.25	0.50	1.1	18	17	
富岡	08(TM3)	千葉市	0.13	0.25	0.38	0.67	18	17	
富岡	09(TM4)	いわき市	0.39	0.39	0.77	1.8	18	17	
楢葉	10(NR1)	那須塩原市	0.14	0.64	0.78	1.3	2.7	1.9	
楢葉	11(NR2)	千葉市	0.22	0.25	0.47	0.97	2.7	2.2	
楢葉	12(NR3)	いわき市	0.39	0.39	0.77	1.8	2.7	1.9	
楢葉	13(NR4)	栃木県	0.069	0.53	0.60	1.0	2.7	2.1	
楢葉	14(NR5)	いわき市	0.27	0.39	0.66	1.4	2.7	2.0	
大熊	15(OK1)	会津若松市	0.32	0.33	0.65	1.5	37	37	
大熊	16(OK2)	田村市	0.34	0.46	0.80	1.7	37	37	
大熊	17(OK3)	新宿区	0.23	0.10	0.33	0.86	43	43	
大熊	18(OK4)	田村市	0.71	0.46	1.2	3.2	0.64	_	
小高	19(OK5)	那須塩原市	0.30	0.64	0.94	1.7	2.2	1.3	
浪江	20(NM1)	新宿区	0.15	0.10	0.25	0.57	16	16	
浪江	21(NM2)	相馬市	0.44	0.69	1.1	2.3	16	15	

			成人の実効線量(mSv)							
地区	シナリオ番号	避難先	避難中。	避難先。	事故直後	後1 年間の合計 '	王训されて相号す	同時キャナ・伯星。		
			平均值	平均值	平均值	95 パーセンタイル値	・ ア別される秣里 *	凹姓でれた一球里。		
浪江	22(NM3)	郡山市	0.34	1.9	2.3	3.8	16	14		
津島	23(NM4)	二本松市	0.85	2.3	3.1	5.7	16	13		
浪江	24(NM5)	米沢市	0.31	0.058	0.37	1.3	16	16		
飯舘	25(IT1)	郡山市	0.64	1.9	2.6	4.5	12	10		
飯舘	26(IT2)	会津地方	0.083	0.33	0.41	0.68	12	12		
飯舘	27(IT3)	埼玉市	0.28	0.084	0.36	0.99	12	12		
飯舘	28(IT4)	飯館村	3.6	1.9	5.5	9.1	12	6.6		
小高	29(OD1)	新宿区	1.0	0.10	1.1	3.9	2.2	1.1		
小高	30(OD2)	鶴岡市	0.027	0.078	0.11	0.18	2.2	2.1		
原町	31(OD3)	横浜市	0.17	0.054	0.22	0.58	2.3	2.1		
小高	32(OD4)	新宿区	0.61	0.10	0.72	2.3	2.2	1.5		
小高	33(OD5)	埼玉市	0.43	0.084	0.52	1.6	2.2	1.7		
原町	34(HK1)	横浜市	0.26	0.054	0.31	0.91	2.3	2.0		
飯舘	35(HK2)	山形市	0.13	0.078	0.21	0.44	12	12		
鹿島	36(HK3)	横浜市	0.54	0.52	1.1	2.4	1.6	0.55		
原町	37(HK4)	相馬市	0.55	0.69	1.2	2.7	2.3	1.1		
広野町	10 (old)	小野町役場	0.46	0.30	0.75	2.1	1.9	1.2		
葛尾村	12 (old)	あづま総合体育館	0.17	2.7	2.9	4.8	7.4	4.5		
葛尾村	14 (old)	あづま総合体育館	1.2	2.7	3.9	7.4	7.4	3.5		

"避難についての実効線量とは、人々が避難前および避難中に受けた線量の推定値である。

^b 避難先での実効線量とは、人々が避難後の事故直後1年間の残りの期間に受けた線量の推定値である。

。事故1年目の総実効線量とは、避難前および避難中と避難先でその年の残りの期間に受けた事故直後1年間の線量の推定値である。

^d 予測される実効線量とは、もし避難をしていなかったとしたら事故直後1年間に受けていたであろう線量の推定値である。

⁶回避された実効線量とは、人々が避難することにより免れた線量の推定値である。人々が避難中、放射性物質のプルームが通過時に屋外にいたと想定しているが、避難していなかった場合は屋内 にいたであろうため、一部の事例では、僅かだが、負の値と推定される可能性がある。そのような場合は「-」で示されている

表 A13. 福島県の自治体から避難した幼児の推定甲状腺吸収線量

計算された線量は、各避難シナリオについての、避難前および避難中、ならびに事故直後1年間における甲状腺吸収線量である。線量推定値は各地域から避難した人々のグループが受けた 平均甲状腺吸収線量の特徴を表すことを目的としている。95パーセンタイル値は個人線量分布の上限値を示している。

			幼児の甲状腺吸収線量(mGy)							
避難前の地区	シナリオ番号.	避難先	避難中。	<i>避難先</i> ^ь	事故直後	1 年間の合計 '	ス測されて始星は	同時十五十一個星。		
			平均值	平均值	平均值	95 パーセンタイル値	ア別される稼重	凹泄されに献重す		
双葉	01(FT1)	埼玉市	3.7	0.19	3.9	7.8	490	490		
双葉	02(FT2)	茨城県	14	0.68	15	47	490	480		
双葉	03(FT3)	茨城県	10	0.68	11	33	490	480		
双葉	04(FT4)	郡山	12	3.7	15	43	490	480		
双葉	05(FT5)	栃木県	2.8	1.0	3.8	6.4	490	490		
川内	06(TM1)	新潟市	3.5	0.087	3.5	5.9	7.4	3.9		
富岡	07(TM2)	千葉市	5.3	0.43	5.7	11	99	94		
富岡	08(TM3)	千葉市	4.7	0.43	5.1	9.3	99	94		
富岡	09(TM4)	いわき市	10	1.6	12	33	99	87		
楢葉	10(NR1)	那須塩原市	3.5	1.2	4.6	8.2	12	7.6		
楢葉	11(NR2)	千葉市	6.1	0.43	6.5	16	12	5.7		
楢葉	12(NR3)	いわき市	9.5	1.6	11	32	12	1.1		
楢葉	13(NR4)	栃木県	2.7	1.0	3.7	6.1	12	8.4		
楢葉	14(NR5)	いわき市	6.3	1.6	7.9	20	12	4.2		
大熊	15(OK1)	会津若松市	5.4	1.5	6.9	17	320	310		
大熊	16(OK2)	田村市	5.9	1.7	7.6	19	320	310		
大熊	17(OK3)	新宿区	5.3	0.23	5.5	13	490	490		
大熊	18(OK4)	田村市	3.7	1.7	5.4	10	2.8	-		
小高	19(OK5)	那須塩原市	7.4	1.2	8.5	21	21	12		
浪江	20(NM1)	新宿区	5.7	0.23	5.9	15	120	120		
浪江	21(NM2)	相馬市	12	2.0	14	45	120	110		

			幼児の甲状腺吸収線量(mGy)							
避難前の地区	シナリオ番号.	避難先	避難中。	<i>避難先</i> ^ь	事故直後	1 年間の合計 '	又測されて相号は	同時キャナ領星。		
			平均值	平均值	平均值	95 パーセンタイル値	ア肉でれる称重	凹姫でれいこ祢里		
浪江	22(NM3)	郡山市	2.6	3.7	6.3	11	120	120		
津島	23(NM4)	二本松市	9.0	4.2	13	34	120	110		
浪江	24(NM5)	米沢市	12	0.37	13	44	120	110		
飯舘	25(IT1)	郡山市	12	3.7	16	39	57	41		
飯舘	26(IT2)	会津地方	4.2	1.5	5.7	9.6	57	51		
飯舘	27(IT3)	埼玉市	8.3	0.19	8.5	18	57	48		
飯舘	28(IT4)	飯館村	14	2.5	16	30	57	41		
小高	29(OD1)	新宿区	30	0.23	30	100	21	-		
小高	30(OD2)	鶴岡市	1.8	0.38	2.2	3.6	21	19		
原町	31(OD3)	横浜市	3.9	0.15	4.0	6.6	21	17		
小高	32(OD4)	新宿区	23	0.23	23	76	21	-		
小高	33(OD5)	埼玉市	14	0.19	15	44	21	6.2		
原町	34(HK1)	横浜市	7.0	0.15	7.1	17	21	14		
飯舘	35(HK2)	山形市	5.3	0.41	5.7	9.7	57	51		
鹿島	36(HK3)	横浜市	12	0.78	12	34	20	7.6		
原町	37(HK4)	相馬市	16	2.0	18	56	21	2.4		
広野町	10 (old)	小野町役場	3.2	1.5	4.7	9.8	10	5.1		
葛尾村	12 (old)	あづま総合体育館	0.77	4.7	5.5	9.2	30	25		
葛尾村	14 (old)	あづま総合体育館	8.8	4.7	14	36	30	17		

"避難についての甲状腺吸収線量とは、人々が避難前および避難中に受けた線量の推定値である。

^b 避難先での甲状腺吸収線量とは人々が避難後の事故直後1年間の残りの期間に受けた線量の推定値である。

[・] 事故1年目の総甲状腺吸収線量とは、避難前および避難中と避難先でその年の残りの期間に受けた事故直後1年間の線量の推定値である。

^d 予測される甲状腺吸収線量とは、もし避難をしていなかったとしたら事故直後1年間に受けていたであろう線量の推定値である。

* 回避された吸収線量とは、人々が避難することにより免れた線量の推定値である。人々が避難中、放射性物質のプルームが通過時に屋外にいたと想定しているが、避難していなかった場合には屋内にいたであろ うため、一部の事例では、僅かだが、負の値と推定される可能性がある。そのような場合は「-」で示されている。 A108. 各避難シナリオについての幼児の事故直後1年間における平均実効線量が図 A-VIII に示されている。図は、避難実施期間に亘る実効線量と避難先における実効線量の寄与を示している。複数のシナリオでは、避難先で受けた実効線量が避難前および避難中に受けた実効線量を上回っている。幼児の最大平均年間実効線量は、再び、飯館村からの最後の避難者グループにおけるものである。図 A-IIIとの比較により、避難者への線量(この1シナリオは除いて)が、概して、福島県の避難対象外地域の自治体への線量と同等であったことを示している。





A109. 避難者の平均甲状腺吸収線量の推定値が表 A13に示されており、表中で示されている線量 は幼児に対するものである。避難前および避難中の期間の幼児の平均甲状腺吸収線量は最大で約 30mGyと推定された。これらの値は、同様の方法論を用いた幼児避難者の甲状腺吸収線量について の最近の評価[O5](補足資料 A-22 参照)で得られた値と整合している。線量は、主に、事故直後の 数日間に大気中放射性物質が被害地域を通過した際の吸入に起因しており、飲料水の経口摂取の 寄与は比較的軽微であった。避難した幼児についての、事故後 1 年間における平均甲状腺吸収線 量(避難前と避難中に受けた線量と避難先でその年の残りの期間に受けた線量を含む)もまた、最大 で約 30mGy までの範囲であった。小児と成人の甲状腺吸収線量は、幼児の同線量のそれぞれ約 80%と約 40%であった。本委員会は、各集団グループ内の個人線量の分布を推定しており、各シナリ オについての分布の95パーセンタイル値も表 A13に示されている。甲状腺吸収線量の5パーセンタ イル値および 95 パーセンタイル値は、それぞれ、平均線量の約 4 分の1から 2 分の1まで、約 2 倍か ら 3 倍までであった。成人と小児についての推定を含む、避難者の平均推定甲状腺吸収線量の詳細 結果は、補足資料 A-18 に記載されている。

A110. 推定は、胎児甲状腺の吸収線量についても実施されている。 概して、胎児の発育期間 30 週 に亘る、胎児甲状腺吸収線量は、補足資料 A-18 に報告されている成人の甲状腺線量の約 70%から 80%までと推定された。



図 A-IX. 各避難シナリオについての幼児の事故直後1年間における平均甲状腺吸収線量

A111. 図 A-IX は、各避難シナリオについての幼児の事故直後1年間における平均甲状腺吸収線 量を示しており、避難実施中の線量の寄与と避難先での線量の寄与がそれぞれ分けて示されている。 甲状腺吸収線量については、実効線量の場合と比べ、事故直後1年間における総量の内、避難前と 避難中の寄与がはるかに大きい。避難者の平均甲状腺吸収線量の推定結果の詳細は、補足資料 A-18 で提供されている。一部の住民が実施した可能性があるヨウ素剤の摂取による防護効果は、本評 価では考慮していない。しかしながら、一般的にヨウ素が豊富な日本人の食習慣については、用いた 線量係数に反映されている。

A112. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において推定された避難者の被ばく線量との比較により、事 故直後1年間における本委員会の平均実効線量の改訂推定値が、約数十パーセント低いが、事故 直後1年間における甲状腺吸収線量の改訂推定値は、4 分の1から 3 分の1までの範囲で低くなって いることが示されている。この低下は、放射性ヨウ素の摂取に対する日本人固有のより小さい線量係 数および経口摂取が起因する線量が避難先においてはるかに低いことを大きく反映したものである。

A113. 自治体の避難によって、平均で、成人の実効線量が最大で約 40mSv、幼児の甲状腺吸収線量が最大で約 500mGy 回避されていたと推定された。複数のシナリオにおいては、避難者が受けていたと推定された平均線量は、もし、避難せずにその場に留まっていた場合に受けていたと推定される線量と同程度であった。

A114. 20km 圏内にいたが 40 の避難シナリオを適用できなかった病院の入院患者および老人ホームの入居者、住民およびその他の個人の方々など、少数の人々においては、線量がより高かった可能性は除外できない。回避された線量と避難前と避難中に受けた線量の推定値の合計は、避難せず避難区域内にとどまった可能性がある人々の線量推定値、および区域内に長期間立ち入った可能性がある個人の上限値として使用できる。

B. 長期間に亘る日本での線量推定

A115. 事故後10年間および最長で各個人が最長で80歳になるまでに積算される自治体および都 道府県の平均線量についても推定がなされている。外部被ばくによる線量は事故直後1年間と同様 の方法で評価したが、放射能の減衰による線量率の減少と第III章セクションCの1および補足資料 A-1に記載された予測モデルを考慮している。表A14は、日本の住民の様々な年齢層における外部 被ばくによる線量の、被ばく期間および被ばく場所に対する依存度を示す。UNSCEAR2013年報告 書[U10]において相当する表C13と比較すると、外部被ばくによる線量は概してより高く、集団グルー プ、被ばくの期間および場所によって変わる要因により、数パーセントから約2倍まで高い値となって いる。この差異は、用いられた予測モデルが異なること(詳細は補足資料 A-1参照)を反映している。 これらの線量の推定には、除染の結果として考え得る被ばくの低減は考慮に入れていない。結果とし て生じる除染地域での除染作業完了後の期間の線量の過大評価が、表A14、A15、A16に示された 線量に与える影響は、これらの線量評価における不確かさと比べると、概して小さいものとなっていた であろう。

	単位沈着密度当たりの外部被ばくによる実効線量。 (2011 年 6 月現在の 0.1 MBq/m² 当たりの mSv)								
被ばく期間		年齢・集団グループ(2011 年現在)							
	1 歳児	1 歳児 10 歳児 成人屋外労働者		成人屋内労働者					
南方地域以外の日本全国 ⁶									
1 歳児	2.3	1.9	2.6 1.6						
10 歳児	6.3	5.4	7.6	4.7					
生涯	8.5	7.6	10.8	6.7					
		南方地域。							
1 歳児	2.9 2.4 3.2 2.0								
10 歳児	6.9 5.9 8.2 5.1								
生涯。	9.1	8.1	11.5	7.1					

表 A14. ¹³⁷Csの沈着密度により正規化された外部被ばくによる線量の被ばく期間への依存度

"一部地域における除染の影響として考え得る被ばくの低減は考慮されていない。

^b 福島県の広野町、いわき市、楢葉町、富岡町、および茨城県の北茨城市、高萩市。

。事故当時20歳の成人と想定して、最長80歳に到達するまでの時間。

A116. 本委員会は、出発点として、マーケットバスケット方式および陰膳方式の調査から導き出した 放射性セシウムの経口摂取による成人および小児の被ばく線量推定値を用い、次に食品および飲料 水由来の放射性セシウムの摂取の長期に亘る変化を推定するために Smith et al. [S33]によって開発 された予測モデルを使用している。事故後10年間と最長で80歳に到達するまで積算された成人、小 児、幼児についての自治体平均また都道府県平均の推定実効線量は、各集団グループにおける個 人線量分布のパラメータと共に補足資料 A-19 に記載されている。異なる自治体または都道府県内の 外部被ばくおよび内部被ばくに起因する平均総実効線量の範囲は、表 A15 にまとめられている。 UNSCEAR2013 年報告書[U10]において相当する表 C14 と比較すると、事故後10 年間と最長で 80 歳に到達するまでの推定線量範囲の上限で積算された平均推定実効線量は、概して、 UNSCEAR2013 年報告書における同推定値の数十パーセント以内である(ただし、グループ4の都 道府県についての差異は本報告書において都道府県の異なるグループ分けが用いられたため、より 大くなっている)。範囲の下限では、それらの線量は、最大20分の1または10分の1まで低くなって いる。各集団グループにおける個人の生涯に亘る実効線量分布の 95 パーセンタイル値は、不確かさ とばらつきに起因し、概して平均線量の2倍未満である。

表 A15. 成人、小児および幼児(各2011年当時)についての、事故直後1年間、10年間、最長で 80歳に到達するまでの期間における自治体および都道府県の平均推定実効線量の範囲

2011 年 3 月における	自治体および都道府県平均実効線量 ª の範囲 (mSv)					
年齢層	グループ 2 ^b	グループ 3	グループ 4			
	1 年間	の被ばく				
成人	0.079~3.8	0.10~0.92	0.004~0.36			
10 歳児	0.10~4.5	0.13~1.1	0.005~0.43			
1 歳児	0.12~5.3	0.15~1.3	0.005~0.51			
10 年間の被ばく						
成人	0.16~11	0.25~2.5	0.009~1.0			
10 歳児	0.19~12	0.30~2.9	0.008~1.2			
1 歳児	0.22~14	0.34~3.4	0.007~1.3			
最長で 80 歳までの生涯被ばく						
成人	0.22~15	0.32~3.6	0.010~1.4			
10 歳児	0.24~17	0.38~4.0	0.009~1.6			
1 歳児	0.27~19	0.43~4.5	0.008~1.8			

"報告された被ばく線量は、グループ2とグループ3の県の各自治体平均被ばく線量およびグループ4の各都道府県の平均被 ばく線量の範囲である。これらの線量推定値は、異なる場所に居住する人々が受けた平均線量を表すものであり、これらの場 所の集団内の個人の被ばく線量の範囲を反映するものではない。被ばく線量は、自然放射線源と他の被ばく線源によるバック グラント線量が含まれておらず、2021年における特定年齢層の人々が対象である。成人の被ばく線量は、全体の成人の代表と して屋内作業者を対象としている。

^b 一部が避難対象外地域であった福島県の自治体

。茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。

^d 従来のグループ3であった群馬県、千葉県、岩手県を含む日本のその他都道府県に居住する公衆。

A117. 図 A-X は、福島市に居住する人々の異なる積分時間における年齢層別の平均推定実効線 量を示している。10年間に亘る被ばく期間の平均推定実効線量と、最長で80歳に到達するまでの平 均実効線量は、事故直後1年間の同推定値のそれぞれ、最大2.5倍と4倍である。沈着した放射性 核種による外部被ばくは、断然に主要な経路である。



図 A-X. 福島市に居住する人々の異なる積分期間における年齢層別(2011年当時)の平均推定 実効線量

A118. 日本の住民の甲状腺吸収線量の大半は、事故後1年間に放射性ヨウ素の吸入により被ばくしたものであった。比較的半減期が長いセシウムの放射性核種による継続的な被ばく(沈着した放射性核種による外部被ばくと経口摂取らの)により、最長で80歳までの甲状腺吸収線量は事故後1年間の吸収線量の約2倍になると推定される。

C. 現時点の被ばくレベルの推定

A119. 事故の結果による被ばくの現在のレベルを表すために、表 A16 は、福島県の避難対象外地 域の自治体(グループ2)、グループ3の県、その他の都道府県(グループ4)での2021年における自 治体平均または都道府県平均年間実効線量の推定値の範囲を示している。平均年間実効線量の推 定値は、福島県(グループ2)において、全て、0.5mSv 未満、日本のその他の地域では 0.1mSv 未満 である。各自治体また各都道府県における推定平均線量と個人線量分布のパラメータが、沈着した 放射性核種の外部被ばくと経口摂取による内部被ばくの経路からの寄与と共に補足資料 A-19 に記 載されている。個人の被ばく線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、それぞれ、平 均被ばく線量の約3分の1から2分の1、2倍である。沈着した放射性核種からの外部被ばくは、総 被ばく線量の概ね95%を上回る。図 A-XI は、福島県とグループ3の隣接する県の一部の自治体に おける、2021年の幼児の平均年間実効線量の推定値を示す。図には、居住者が帰還したと想定して、 福島県の避難対象地域の自治体(「帰還困難地域」を除く)も含んでおり、SDA における除染も考慮 に入れている(以下の A120 参照)。

表 A16. 成人、小児および幼児についての2021年における自治体および都道府県の平均推定実効線量の範囲

地理上の区域	自治体平均と都道府県平均の年間実効線量の範囲。(mSv)							
	成人 10 歳児		1歳児					
	グループ2 ⁶ - 福島県							
避難しなかった自治体	0.004~0.31	0.004~0.36	0.004~0.42					
グループ3'- 隣接する県								
茨城県	0.009~0.037	0.010~0.043	0.012~0.051					
宮城県	0.010~0.067	0.011~0.079	0.013~0.093					
栃木県	0.010~0.070	0.011~0.082	0.013~0.097					
山形県	0.005~0.008	0.006~0.009	0.006~0.011					
	グループ4 ^d -日本のその他の地域							
その他の 42 都道府県	<0.001~0.028	<0.001~0.033	<0.001~0.039					

"報告された被ばく線量は、グループ2とグループ3の県の各自治体平均被ばく線量およびグループ4の各都道府県の平均被 ばく線量の範囲である。これらの線量推定値は、異なる場所に居住する人々が受けた平均線量を表すものであり、これらの場 所の集団内の個人の被ばく線量の範囲を反映するものではない。被ばく線量は、自然放射線源と他の被ばく線源によるバック グラント線量に加えてのもので、2021年における特定年齢層の人々が対象である。成人の被ばく線量は、全体の成人の代表と して屋内作業者を対象としている。

^b 福島県の避難対象地域外の自治体。

。茨城県、宮城県、栃木県、山形県に居住する公衆。

^d 日本のその他の都道府県に居住する公衆。



図 A-XI. 福島県の自治体とGroup 3の県の自治体の一部に居住する幼児の2021年における年間 平均推定実効線量

A120. SDA における除染作業の完了により、大半の避難指示の解除と人々の除染地域への段階的な帰還が可能となっている。2011年当時に20歳の成人、1歳児であった避難者が自宅に帰還し、通常生活習慣に戻った場合の2019年~2021年の期間および最長で80歳に到達するまでに受けた年間外部被ばく線量の推定値が表A17において示されている。これらの推定値には、SDA における修復の効果を考慮するために、DRF 1.3 が用いられている。

			外部	被ばくによる	5実効線量(ímSv)		
自治体	事故当战	時成人だった 最長 80 歳	た人々の年/ 表までの線量	間線量と 1	事故当時幼児だった人々の年間線量と 最長 80 歳までの線量			
	2019 年	2020 年	2021 年	生涯	2019 年	2020 年	2021 年	生涯
双葉町 ^a	2.6	2.4	2.1	38	3.3	2.9	2.6	40
広野町	0.090	0.080	0.080	1.3	0.12	0.10	0.090	1.4
飯館村	0.94	0.83	0.75	13	1.2	1.0	0.93	14
葛尾村	0.58	0.52	0.46	7.7	0.72	0.64	0.57	8.5
川俣町	0.12	0.11	0.090	1.7	0.15	0.13	0.12	1.8
川内村	0.12	0.10	0.090	1.5	0.14	0.12	0.11	1.8
南相馬市(小高)	0.15	0.13	0.12	2.0	0.18	0.16	0.15	2.2
浪江町	1.2	1.1	0.95	16	1.5	1.3	1.2	18
楢葉町	0.15	0.14	0.12	2.2	0.19	0.17	0.15	2.4
大熊町	2.3	2.1	1.9	32	2.9	2.5	2.3	35
田村市	0.050	0.040	0.04	0.69	0.050	0.050	0.050	0.69
富岡町	1.2	1.1	0.99	18	1.5	1.4	1.2	19

表 A17. 事故当時の成人と幼児が避難先から元の自治体に帰還すると仮定した場合の 外部被ばくによる年間平均実効線量と生涯実効線量の推定値

"全体が「帰還困難地域」内にある自治体であり、図 A-XI に含まれていない自治体(飯館村、葛尾村、浪江町、富岡町はいく つかの「帰還困難地域」を含むが、図には含まれている。)

D. 集団線量の推定

A121. 福島県、隣接する県および日本の他の地域における主要な被ばく経路(外部被ばく、吸入、経口摂取)による集団実効線量⁷および甲状腺の集団吸収線量が、事故直後1年間、10年間と最長で80歳までの期間⁸について推定され、表A18にまとめられている。詳細は補足資料A-20で参照可能である。沈着した放射性核種による外部被ばくは、全被ばく期間において、集団実効線量に最も大きく寄与した。数年を超える被ばく期間において、沈着した放射性核種による外部被ばくが、集団甲状腺吸収線量に対しても最も大きい寄与度がある。ただし、事故直後数年間においては、食品中

⁷本委員会は、電離放射線の様々な発生源による集団の放射線被ばく、または様々な防護措置後の集団の放射線被ばくを比較するために、長年、集団(実効)線量という量を用いてきた。集団(実効)線量は、常に、特定期間に亘る定義された集団に対して推定される。特別の発生源による特定の集団の平均実効線量とその集団の人々の数の積であり、特定の期間に亘り積算されたものである。重要なことは、計算された線量は、比較の目的のみに推奨されるものであり、健康影響に関連する推定には推奨されないということである。集団線量は疫学的リスク評価の手段として用いることを意図されたものではない。さらに、長期間に亘る非常に低い個人線量の総計は、リスク予測に用いるのは適切ではなく、特に、十分にバックグラント被ばくのばらつきの範囲内である個人線量に基づく集団線量からがん死亡数を計算することは避けるべきである。

⁸本報告書において、委員会は、用語「集団実効線量」と「甲状腺集団吸収線量」を用いており、それらを異なる期間に対する ものとして記述している。これは、UNSCEAR2013年報告書で用いられたアプローチに従うものである。厳密に言うと、正確な用 語は「集団実効線量預託」と「甲状腺集団吸収線量預託」(時間積分値)であり、記述により、線量預託(時間積分値)は、異な る期間で、省略していることを明示しなければならない。本委員会は、UNSCEAR2013年報告書で用いられているのと同じ用 語を、当該報告書との比較を容易にするため、また、簡略化のために、継続して用いている。

の放射性核種の経口摂取が集団甲状腺吸収線量に対する寄与度がより大きい。日本の住民に対す るこれらの集団線量推定値は、1986年に生じたチェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州諸国の 住民の集団線量推定値と比較することができる(附録 B 参照)。日本の住民の福島第一原発事故後 の生涯被ばくによる集団実効線量は、チェルノブイリ事故後に放射線被ばくした欧州諸国の住民の 相当値の約 10%~15%であり、集団甲状腺吸収線量は、チェルノブイリ事故による当該線量の約 3% である。視点を広げると、日本の住民に対する自然のバックグラウンド放射線による年間集団実効線 量は、約 280,000 人・Sv(福島第一原発事故直後1年間における集団実効線量の約 20 倍)と推定で きる。

油バイタン ないしょう かいしょう かいしょう かいしょう しょう かいしょう かいしょう かいしょう かいしょう しょう かいしょう ひょう しょう しょう しょう しょう しょう しょう しょう しょう しょう し									
	事故直後1 年間	<i>事故直後</i> 10 年間	生涯(最長 80 歳まで)。						
吸入	0.27	0.27	0.27						
外部被ばく	11	30	42						
経口摂取	登口摂取 0.64		1.4						
合計	12	32	44						
	集団甲状腺吸収	線量(1,000 人•Gy)							
吸入	5.7	5.7	5.7						
外部被ばく	11	31	43						
経口摂取	7.1	7.6	7.8						
合計	24	44	57						

表 A18. 日本の住民(2010年において128,000,000人)の集団実効線量および甲状腺吸収線量

^a 生涯に亘る(最長 80歳に到達するまで)集団線量は、各場合において、集団線量預託の 97%を上回る値を示している。

E. 日本以外の放射線被ばく

A122. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、日本以外の国々に居住する人々の 事故直後1年間の甲状腺の実効線量および等価線量を0.01mSv未満と結論づけた。これは、発表さ れた査読付き論文内の推定値、世界保健機関の予備的線量推定結果[W13]、国連加盟国が実施し た線量評価の分析に基づいた(UNSCEAR2013 年報告書表 C15 参照)。

A123. 本委員会は、大韓民国、ロシア連邦、中華人民共和国、中華人民共和国台湾省を含む日本の近隣諸国または比較的近傍の線量に関して実施された評価について UNSCEAR2013 年報告書 [U10]以降に発表された文献のレビューを実施している。これらのより近年の刊行物における推定線 量が表 A19にまとまられており、その大半が自国で栽培された食品または日本から輸入された食品の 経口摂取による線量に関連している。UNSCEAR2013 年報告書と表 A19 にまとめられた調査を考慮 し、本委員会は、日本国外に居住する人々の事故直後 1 年間の甲状腺の実効線量および等価線量 を 0.01mSv 未満とする本委員会の結論を改訂する理由はないと考える。

場所[参考文献]	放射性セシウムの 摂取による事故直後 1 年間における預託 実効線量(mSv)	注釈
アジア-太平洋[P4]	7×10 ⁻³	北西太平洋外洋域で捕獲した魚類の消費に基づく現実的な推定 (⁹⁰ Srによる寄与が全体の約 10%であるという控えめな推定を 含む)
中華人民共和国台 湾省[L8]	5.7×10 ⁻³	汚染された輸入食品の消費に基づく。線量は測定値からの「最悪 のシナリオ」について推定された。
中華人民共和国 [S21]	3×10 ⁻⁵	環境モニタリングに基づく。野菜、牛乳、飲料水における放射能 濃度が検出限界未満であった。
中華人民共和国 [W20]	9×10 ⁻⁶	環境モニタリングと大気モデリングに基づく。
中華人民共和国 [Y12]	1.4×10 ⁻⁵ ~2.2×10 ⁻⁵	海産物と藻類の測定に基づく。測定されたレベルは、事故前と 有意な差はない。
ロシア連邦[R1]	2.7×10 ⁻³	牛乳中のレベルについての測定と環境モニタリングに基づく。

表 A19. 日本の近隣諸国または近傍について報告された推定線量

F. 集団における線量分布

A124. 本附録に記載されている本委員会による居住者や避難者についての線量評価は、各自治体または都道府県の居住者や各避難シナリオに代表される人々が受けた平均線量を特徴づけることを目的としている。前出の表に示されている線量の範囲は、自治体や都道府県内の個人が受けた線量の範囲というよりも、むしろ、平均値が、自治体間、都道府県間でどのように異なるかを反映している。

A125. 本委員会は、さらに、不確かさと個人間の線量の差異に影響を与える可能性のある多数の 要因(例えば、居住地と仕事場での大気中および地表における放射性核種の濃度、食習慣、生活習 慣(屋内・屋外での時間区分など)、建物による遮へいなど)を考慮に入れて、各自治体および各都道 府県における個人線量の分布を推定した。線量分布は、入力パラメータに確率分布を割り当てること により不確かさとばらつきを説明するモンテカルロアプローチを用いて推定された。これらの確率分布 は入手可能なデータに基づいて推定されたか、専門家の判断により推定されたかのいずれかである。 詳細は補足資料 A-12を参照。

A126. 個人線量分布の5パーセンタイル値と95パーセンタイル値は、平均線量の推定値と共に補 足資料 A-13 および A-19 に記載されている。事故直後1年間および生涯に亘る個人線量分布(実効 線量および甲状腺吸収線量の両方)は、福島県の避難対象外地域の自治体、避難した集団のサブ グループ、福島県の避難対象外地域の自治体(全体として)、避難者(全体として)について、補足資 料 A-21 に記載されている。以下についてのこれら分布例が、図 A-XII から図 A-XVII までに示され ている。

- (a) 福島県全体としての事故直後1年間における実効線量
- (b) 福島市の事故直後1年間における甲状腺吸収線量
- (c) 避難者の事故直後1年間における実効線量

- (d) 避難者の事故直後1年間における甲状腺吸収線量
- (e) 福島県全体としての事故直後1年間における甲状腺吸収線量
- (f) 福島県全体としての生涯実効線量

線量の平均値と中央値が各分布について示されている。

A127. 図 A-XII における最初の例(福島県の事故直後 1 年間における実効線量の分布)は、大半の個人が、県の平均線量(約 2mSv)の約 10 分の1から 3 倍の以内の実効線量を受けていると推定されたことを示している。約 2 百万人の集団の内、小集団(約 1,000 人)が 0.1mSv 未満の実効線量を受け、更に小さい集団が 10mSv を超える線量を受けていたと推定された。分布では、年間実効線量約 1mSv を中心とする1つのピークと年間実効線量約 2mSv から約 3mSv までを中心に構成する別のピークが示されている。これは、沈着した放射性核種に起因する外部被ばくの総線量への寄与度が圧倒的に大きいことおよび福島県の主な人口集中地域における放射性核種の沈着密度が異なることに起因する可能性が高い。

A128. 図 A-XIII における2番目の例(福島市の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布) は同様のパターンを示しているが、分布は少し狭い。福島市民のほとんどが福島市の平均線量(約 9mGy)の3分の1から3倍の範囲内の甲状腺吸収線量を受け、平均線量と比較して高い線量を受け た市民より、低い線量を受けた市民の方が多かった。

A129. 図 A-XIV における 3 番目の例(避難者の事故直後1年間における実効線量の分布)は、大半の避難者が約 0.1mSv から 5mSv までの実効線量を受けており、平均実効線量(約 9mGy)を上回るよりも下回る線量を受けていたと推定された避難者が多かったことを示している。先に示された図 A-XII と図 A-XIII における分布と比較すると、図 A-XIV の分布は、線量の平均値と中央値(P50)の間に、より大きい差(ほぼ 2 倍)を示し、より大きい非対称性を反映している。

A130. 図 A-XV における4番目の例(避難者の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布) は、避難者のほぼ全員が平均線量約4.5mGyの5分の1から約3倍までの線量を受けていると推定 されたことを示している。ここでもまた、中央値と平均値の間に比較的大きい差異がある。避難者の約 15%が約1mGy以下の甲状腺吸収線量を受けていると推定され、約0.2%が100mGyを上回る同線 量を受けていると推定された。

A131. 図 A-XVI における5番目の例(福島県の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布) は、福島県の避難対象外地域の自治体における事故直後1年間の甲状腺吸収線量の分布を示して いる。福島県の個人の大半が、事故直後1年間に県全体としての平均線量である約5mGyの約6分 の1から3倍の線量を受けていると推定された。集団の約1%のみが、0.5mGyより低い線量または 20mGyより高い線量を受けていると推定された。

A132. 図 A-XVII における最後の例(福島県の生涯に亘る実効線量の分布)は、約2桁高い範囲の線量を示しており、福島県の個人のほぼ全員が、県の平均線量(約7mSv)の10分の1から4倍までの生涯実効線量を受けていると推定された。この分布は、明確なダブルピーク(図 A-XII で見られたものと類似するが、より顕著である)を示しており、集団の大部分(約40%)が実効線量約2mSvの辺りを中心とする分布内の線量を受け、二つ目の大きな割合(40%をちょうど上回った)の人々が、実効線量約10mSvを中心とする分布内の線量を受けていると推定された。このパターンも、再び、沈着物質からの外部被ばく経路による線量が圧倒的に大きかったことおよび福島県民の大半が居住する地域に放出された放射性核種の沈着密度が異なることに起因する可能性が高い。

A133. 最後に、図 A-XVIII(福島県における事故直後 1 年間の線量の累積分布)は、線量分布の 累積分布の形での代替的な表示例を示している。図は、事故直後1年間に、示されているレベルより 高い実効線量と甲状腺吸収線量を受けていると推定された福島県民の割合を示している。





"全ての年齢層を含む。



図 A-XIII. 福島市(自治体)の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布。

^a 全ての年齢層を含む。



図 A-XIV.避難者の事故直後1年間における実効線量の分布。

"全ての年齢層を含む。



図 A-XV. 避難者の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布。

"全ての年齢層を含む。



図 A-XVI. 福島県の事故直後1年間における甲状腺吸収線量の分布。

^a 全ての年齢層を含む。



図 A-XVII. 福島県の生涯に亘る実効線量の分布。

* 全ての年齢層を含む。



図 A-XVIII. 福島県の事故直後1年間における線量の逆累積分布(示されたレベルを上回る線量を受けていると推定された集団の割合)。

^a 全ての年齢層を含む。

G. 線量のモデル計算値と測定値の比較

1. 外部被ばくに起因する実効線量

A134. 数件の個人線量測定調査が、外部被ばくによる線量を直接測定するため、一般的に、光刺激ルミネセンス(OSL)線量計を用いて実施されている。調査には、川内村、相馬市玉野地区および南相馬市原町区[H4]で実施された調査、南相馬市の学童[N13, N15]、福島市と近隣の自治体の成人[T10]、南相馬市の小児[T40]、相馬市の小児[T41]および南相馬市の成人[T42]を対象に行われたものなどがあった。さらに、南相馬市と楢葉町の自治体は、2014年から2019年に光刺激ルミネセンス(OSL)線量計を用いて測定した個人の外部被ばく線量についての匿名化されたデータを本委員会に提供した。これらの測定値は、新規の(M2020)予測モデルおよび UNSCEAR2013 年報告書[U10]で用いられた予測モデルにより得られた予測と比較されている。新規予測モデルは、Harada et al. [H4]の調査を除けば、これら全ての調査のための測定によりよく適合し、いずれの予測モデルも報告された測定値より体系的に低い線量推定値を提示している。全て合わせると、測定は福島第一原発事故8年の期間に及んだ。この全期間中、新規予測モデルは、測定値に対し係数2以内の線量推定値を示し、新規予測モデルが、観察された空間線量率の変動を広範な期間に亘り適切に推定していることを示している。全詳細は補足資料A-1に記載されている。

2. 甲状腺吸収線量

A135. 2011年3月26日から4月16日にかけて福島県の様々な場所の1,143人の個人を対象に 実施された甲状腺の測定が分析され、本委員会は、それらから甲状腺吸収線量を推定している。測 定の大半(1,080例)は、2011年3月26日から30日にかけて飯館村(299例)、いわき市(134例)、川 侯町(647例)における複数の場所で、小児を対象に行われた。これら1,080人の小児に対する甲状 腺測定時にバックグラウンド測定が実施されたが、598例(55%)において、測定された被ばく線量率 はバックグラウンド線量率と同等または下回っていた。これらの各例から被ばく線量率の下限値が導 出された。Kim et al. [K18]によって導き出された年齢によって異なる測定器に対する校正係数が用い られている。用いられた線量再構築方法の詳細は、補足資料 A-2 で参照可能である。

A136. 測定の一部は、避難が実施された場所で行われ、測定実施前の期間にモニター対象者がどこに居たかについての公開情報が不足している。各人が地元で生産された食品を消費したか否か、測定前に衣服を着替えたか否かなど、他の要因についても、情報を入手できなかった。当該情報は存在はしていたが、本委員会には利用可能とはなっていなかった。それにもかかわらず、Ohba et al. [O5]に定義されたように、特定の場所における測定対象者が、その場所に関連する避難シナリオに従い、その場所から避難していた人々、またはその場所に留まっていた人々の代表であるという仮定に基づき、情報量は少ないとはいえ、何らかの比較をすることは可能である(本附録、第 III 章セクション C の 1(b)参照)。したがって、本委員会は、甲状腺の測定から導出された線量(「測定値」)との比較のために甲状腺吸収線量を推定しており、その結果は表 A20 に示されている。更なる詳細は補足資料 A-2 で参照可能である。比較すると、線量の推定値と「測定値」「測定値」に対するモデル計算値の比率は、約 0.4 から 1.3 まで変動する)は非常に良好な一致を示しており、本委員会の甲状腺線量推定値の更新版、より広範には、本委員会が吸入摂取と経口摂取に起因する線量の推定に用いたアプローチに、ある程度の信頼性を与えている。しかしながら、この比較は限られた地理上の区域における数少ない測定に基づいており、線量のモデル計算値にも「測定値」にも有意な不確かさを伴っている(5%および 95%信頼区間が広範囲に及ぶ。補足資料 A-2 参照)。

表 A20. 甲状腺線量のモデル計算値と「測定値」の比較

各グループにおける測定対象者数は()内に記載されている。

	甲状腺吸収線量の中央値 (mGy)								
地域	地域 成人		10,	歳児	1 歳児				
	モデル値	「測定値」	モデル値	「測定値」	モデル値	「測定値」			
いわき市	1.2		2.2	1.8 (79)	2.6	4.6 (55)			
川俣町	0.95		1.8	2.6 (361)	2.1	4.5 (286)			
飯館村	1.4		2.3	3.6 (220)	2.8	7.1 (79)			
浪江町 [。]	22	21 (6)	36		41				
南相馬市。	5.8	6.5 (15)	9.9		12	10 (1)			
田村市	0.50	1.2 (1)	1.1		1.2				

"事故直後の避難者を除く。

A137. Ohba et al.[O5]は、また、著者らのモデル計算による線量と避難していたと考えられる人々の 測定値の間にかなりの一致を認めた。著者らによる比較は、事故の前後の居場所が著者らには既知 の避難者(著者らによる挙動に関するアンケート結果—公表されることも本委員会が利用可能となるこ ともなかった情報—に基づく)に限定されているという点において、本委員会の比較よりも情報性に優 れている。Ohba et al.による比較により、本委員会が甲状腺量(かつ、関連して、より広範に、吸入摂取 と経口摂取に起因する線量)の推定に用いたアプローチの妥当性に更なる信頼性が与えられている (代理によるものではあるが)。Ohba et al.が吸入による線量の推定に用いたアプローチは、本委員会が 用いたアプローチ(すなわち、Terada et al. [T28]のソースターム、関連する ATDM データベースおよび 表9に示される避難シナリオに基づくもの)と本質的に同じであった。唯一の違いは、それぞれの計算に、 異なる空間的および時間的分解能を用いたことであった。本委員が推定した線量は、補足資料 A-22 に おいて Ohba et al.による線量と比較されており、それぞれの不確かさの範囲内でほぼ同等である。

3. 放射性セシウムの摂取による実効線量

A138. UNSCEAR2013 年報告書[U10]において、本委員会は、避難者と住民を対象として 2011 年7月に開始したホールボディカウンタから導出された実効線量の推定値に言及した[H9, M43]。これらおよびその他のWBC 測定値(表 A2参照)から現在利用可能となっている更なる情報を加えて、本委員会は他の方法で推定された実効線量と比較するために、福島県の避難者と非避難者(住民)の両方についての¹³⁴Cs および¹³⁷Cs の摂取に起因する実効線量の推定を行っている。

A139. これらホールボディカウンタから年間線量を評価するためには、身体中で測定された放射性 核種の摂取が生じた時期と状況、該当年の末日以前に更に摂取が生じたか否かに関する想定をす る必要があった。3 件の調査[K16, M43]において、著者らは摂取が短期間に亘る吸入によるものであ ると推定した。他の2 件の調査[H9, T38]について、本委員会は、摂取が吸入(数時間から数日間に 亘る)および経口摂取(数週間に亘る)に起因したと仮定している。本委員会はまた、MDLを下回る測 定値全てが MDL の半分に等しかったという単純化された想定を採用している。本委員会は、小児を 対象とする測定については検出率がより低く、より大きい不確かさが伴うため、成人を対象とした測定 から得た線量のみを再構築している。その結果として得られた測定対象の各グループの¹³⁴Cs および ¹³⁷Cs の摂取に起因する預託実効線量は、ホールボディカウンタの測定値から再構築された通りに、 表 A21 にまとめられている。預託実効線量のこれらの推定値は、表 A21 において、本調査で本委員 会が採用した予測モデルを用いて、異なる複数の調査における同一の集団グループに対する推定 預託実効線量と比較されている。 表 A21. 事故直後1年間における¹³⁴Csおよび¹³⁷Csの摂取に起因するホールボディカウンタから 推定された成人の預託実効線量と本報告書において本委員会が採用した予測モデルを用いて 推定された同線量の比較

WBC を用いて 測定された集団	N <i>(全て</i>	/BC この摂取)	本報告書で採用した予測モデルを用いて			
	測定時点までの預託実効線量 (µSv)		事故後1年以内の摂取による平均預託実効線量 (µSv)			
	平均值	中央値	吸入	経口摂取	全ての摂取	
南相馬市 [@] [T38]	~50 ^f		~42 ^k	~19 ^{<i>p</i>}	~61	
南相馬市 ⁶ [H10]	~80 ^g		13 ⁷	~19 ^{<i>p</i>}	~32	
ひらた中央病院 ⁶ [H9]	~50 ^h		~5.1 ^m	~19 ^{<i>p</i>}	~24	
避難した自治体 ^d [M43]		~25'	~7.8 ⁿ	~19 ^{<i>p</i>}	~27	
避難した自治体 [。] [K16]		~ 30~70 ^j	~4.8°	~19 ^{<i>p</i>}	~24	

"南相馬市の成人住民

^b Hayano et al. [H10] は、「最も汚染された地域」に居住する人々を対象に実施した測定についてのみ報告しており、その内、約85%が2011年3月中の異なる時期に避難したが、2011年7月に帰還していた。.

⁶ 73%が福島県から、23%が茨城県から、その他は栃木県と宮城県から。測定対象者は事故発生時に県内のどの場所にいたか、その後各県内のどこに居住したかについて利用可能な情報なし。

⁴ 双葉町、広野町、飯館村、葛尾村、川俣町、川内村、南相馬市、楢葉町、浪江町、大熊町、富岡町からの成人の避難者。

^e 上記脚注*d*に記載されている自治体から南相馬市を除き、田村市を加えた自治体からの成人の避難者。線量の中央値は双 葉町、飯館村、浪江町についてのみ推定。

「短期間の摂取を想定して、本委員会により推定。MDL未満の測定値は全てMDLの半分に等しいと仮定。

^g 2011年3月における放射性セシウムの急性吸入を想定して[H10]により推定。

* 短期間の摂取を想定して、本委員会により推定。MDL未満の測定値は全てMDLの半分に等しいと仮定。本委員会は福島 第一原発事故直後1年間における測定データを用いている。ただし、2012年3月以前には衣類の表面の汚染の可能性がある ため、著者らは分析を2012年3月以後の測定値に限定した。

・対数正規分布と2011年3月における放射性セシウムの急性吸入を想定して、50パーセンタイル値へ外装することで著者らに より推定。線量の中央値には、測定値の一部が衣服表面の汚染に影響を受けた結果生じる可能性のあるバイアスは考慮して いない。著者らは、避難した6自治体のそれぞれについての線量分布も提示し、線量推定値は、全ての自治体で測定値と比較 して、約2分の1から数十パーセント高い値まで変動していた。

^j 対数正規分布と2011年3月12日における放射性セシウムの急性吸入を想定して、著者らにより推定。引用された数値は浪江 町 (26µSv)、飯館村 (27µSv)、双葉町(68µSv)における線量中央値の範囲であり、必ずしも避難自治体全体の人々の線量中央 値ではない。

* ATDM用いて導出された比率で測定沈着密度を縮尺することにより予測された大気中濃度から、南相馬市の住民の平均線 量として本委員会により推定。

¹ 南相馬市の鹿島区と原町区からの避難者(測定対象者の82%)についての平均線量として、ソースタームとATDMを用いて 予測された大気中濃度に基づき本委員会により推定。

" ソースタームとATDMを用いて導出された比率で測定沈着密度を縮尺することにより、導き出された大気中濃度に基づき、 福島県の住民の平均線量として本委員会により推定。

" ソースタームとATDMを用いて予測された大気中濃度に基づき、福島県からの全ての避難者についての平均線量として本 委員会により推定。

。ソースタームとATDMを用いて予測された大気中濃度に基づき、避難者についての平均線量として本委員会により推定。測定対象者の避難元を考慮。

^p Murakami and Oki [M47]により福島市の食品と飲料水中の測定濃度から推定。本委員会は、地域によりいくらかのばらつきが出る事を認識しながらも、この推定が福島県全体に適用可能と想定している。

A140. 表 A21 に示された数値は高い不確かさの影響下にあり、多くの場合、直接的に比較すること はできない。示された数値における不確かさの推定および比較の限界についての検討が、補足資料 A-3 に詳述されている。にもかかわらず、本委員会が本報告書で採用している予測モデルを用いて推 定された吸入摂取と経口摂取による線量の総量は、WBC 測定から推定された預託実効線量とほぼ一 致している。これは、本委員会が用いたモデル計算のアプローチが、人々に対して実施した測定とほ ぼ同等の推定線量を提示することが可能であることを示している。表 A21 に示されている推定値もま た、放射性セシウムの摂取による平均実効線量が低く(絶対値としても、全ての放射性核種の全ての 被ばく経路による総線量との相対においても)、ホールボディカウンタを実施したそれら集団グループ について、数十 μSv から約 100μSv の範囲である。吸入摂取と経口摂取による放射性セシウムの摂取 が、線量全体に対して小さい寄与度しかない可能性がある一方で、比較により、吸入と経口摂取を介 した線量を推定するために本委員会がより広範に用いた方法が妥当であるというある程度の保証が 提供されている。詳細は補足資料 A-3 に記載されている。

H. UNSCEAR 2013年報告書における線量推定との比較

A141. 本報告書で推定された線量とUNSCEAR2013年報告書[U10]において推定された線量の差 異を詳しく説明するために、図 A-XIX と図 A-XX が 2 編の報告書における推定値を比較している散 布図を示している。図 A-XIX では、福島県の各自治体についての事故直後1年間と生涯に亘る成人 の自治体平均実効線量の推定値が比較されている。各図中の対角線は両線量が等しくなる場所を 示している。線より下の点は、現在の線量推定値が UNSCEAR2013 年報告書における推定値より低 い場合、線より上の点は現在の線量推定値が UNSCEAR2013 年報告書における推定値より高い場 合を示している。事故直後1年間における成人の自治体平均実効線量を比較することにより、現在の 推定値が、全ての自治体について、UNSCEAR2013 年報告書における推定値より、推定線量の低減 (線量が高い方の自治体についての数十パーセン減から、低い方の自治体についての数分の1まで) に伴って増加する量だけ低いことが示されている。しかしながら、生涯に亘る場合は、本報告書にお いて推定された成人の実効線量は、多くの自治体において、UNSCEAR2013年報告書における推定 値と類似しているが、線量が高い自治体ほどより高い(最大 30%)。事故直後 1 年間における実効線 量の現在の推定値が、UNSCEAR2013 年報告書の推定値と比較して全体的に低減しているのは、経 ロ摂取による線量の推定値がより現実的で、より低いことに大きく起因している。UNSCEAR2013 年報 告書においては、経口摂取による被ばく線量は、他の経路による線量が低い自治体における総線量 の大部分を占めた。事故直後1年間における実効線量の現在の推定値の低減を引き起こした他の要 因として、建物内の大気の清浄(ろ過)が考慮されたため、吸入による被ばく線量が低減したこと、日 本人固有の線量係数が用いられたことなどが挙げられる。長期に亘ると、これら推定実効線量の低減 は、沈着した放射性核種に起因する外部被ばくによる推定線量の増加と相殺される(本附録の第 III 章セクション Cの1(a)参照)。

A142. 図 A-XX では、事故直後1年間における幼児の自治体平均甲状腺吸収線量の全ての経路 からの推定値と吸入のみによる推定値が、ここでも福島県の各自治体について比較されている。全て の経路からの自治体平均甲状腺吸収線量を比較すると、現在の推定値がUNSCEAR2013年報告書 [U10]における推定値よりも一貫して、かなり低い(最大1桁以上低い場合もあり)ことが非常に明確に 示されている。この大きい差は、経口摂取による線量がUNSCEAR2013年報告書[U10]では、過度に 慎重に想定されたため、過大評価されていたことに起因する可能性がある。吸入線量のみを考察す ると、放射性ヨウ素の摂取に対して日本人固有の線量係数を用いた結果、また、屋内の放射性核種 濃度の低減において建物による大気の清浄(ろ過)を考慮したために、大半の自治体について、本報 告書における線量推定値がより低いことが示されている。しかしながら、本報告書において異なるソー スタームと ATDM を用いたこともまた、更にばらつきを引き起こす原因となっている。本委員会は、経 口摂取による線量のより現実的な推定値を用い、建物による大気の清浄(ろ過)と日本人のヨウ素が 豊富な食習慣を考慮した結果として、本報告書における推定がはるかに現実的であると考える。



図 A-XIX. 本報告書とUNSCEAR 2013年報告書における成人の(a)事故直後1年間と(b)生涯に亘る推定実効線量を比較した散布図。

"直線は1:1の関係を示している(すなわち、線量推定値が等しくなる場所)



図 A-XX. 本報告書とUNSCEAR 2013年報告書における幼児の(a)全経路と(b)吸入摂取のみからの事故直後1年間における甲状腺吸収線量を比較した散布図。

"直線は1:1の関係を示している(すなわち、線量推定値が等しくなる場所)

V. データ提供元の組織および機関に対する謝辞

国	組織および機関
ベラルーシ	ベラルーシ国立医科大学
日本	弘前大学 南相馬市 楢葉町 旧 放射線医学総合研究所 (現 量子科学技術研究開発 機構量子生命·医学部門 放射線医学研究所)
ロシア連邦	ロシア連邦医療生物学庁
ウクライナ	国立放射線医学研究センター ウクライナ国立医学アカデミー

附録 B. チェルノブイリ原子力発電所と福島第一原子力発電 所における事故の様々な特質と結果の比較

B1. 査読付きの論文に記載されているチェルノブイリ原子力発電所(チェルノブイリ原発)と福島 第一原子力発電所(福島第一原発)で発生した事故の主な特徴または特質が、その結果生じた作業 者と公衆の被ばくの推定値および健康影響と共に、後出の表にまとめられている。福島第一原発事 故の結果はチェルノブイリ原発事故の結果よりもはるかに低度であった(例えば、福島第一原発事故 については、成人避難者の平均推定実効線量は、約9mSv未満で平均甲状腺吸収線量は約14mGy であったが、チェルノブイリ原発事故では、それぞれ、約30mSvと約500mGyであった)。これらのより 低度な結果は、主に以下の理由によるものであった(表 B1参照)。

(a) 福島第一原発と比較して、チェルノブイリ原発では、それぞれの原子炉(ユニットとも言う)の 燃料中から、はるかに大きい割合で、より有意な放射性核種(ヨウ素とセシウムの同位元素)が環 境中に放出した。福島第一原発の原子炉には専用の格納容器があり、溶融燃料から放出した放 射性核種の大半がその中に保持された。対照的に、チェルノブイリ原発の原子炉には容器がなく、 事故発生初期に起きた爆発の結果、炉心が大気中に直接露出された。

(b) チェルノブイリ原発における爆発は、原子炉とタービン建屋の屋上の火災を引き起こし、拡大 しながら他の原子炉ユニットに伝わっていく事故のリスクを最小限にするために消火しなければな らなかった。この過程において、百人以上の緊急時作業者が高レベルの放射線から被ばく(外部 放射線からの全身被ばくとベータ放射線からの皮膚への被ばく)し、その結果、急性放射線症候 群(ARS)を発症した。

(c) チェルノブイリ原発から大気中へ放出した放射性核種は拡散し、大半はヨーロッパの陸域上に沈着した。一方、福島第一原発からの大気中への放出の約80%が太平洋上に拡散し、大半が洋上に沈着し、結果として(人への被ばく線量と影響の観点から)、放射性核種が陸上に拡散し沈着した場合よりもかなり小さかった。チェリノブイリと比較すると、避難地域を除き、福島第一原発事故による沈着密度もはるかに低かった。

(d) 福島第一原発事故はチェルノブイリ原発事故時よりも農産物の生育期のより早い時期に発生したため(4月26日に比べ3月11日)、その結果、沈着した放射性核種が食品中に移行した割合がはるかに低かった。

(e) 日本と旧ソビエト連邦における多くの土壌中の放射性セシウムの固定または固着はほぼ同等であり、その生物学的利用能についても同様である。しかしながら、一部のやせた農耕地土壌(砂質、有機性)から、はるかに高いレベルで、かつ持続的な放射性セシウムの取り込みが発生した。これは、チェルノブイリ原発周辺のベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナの被災地と西ヨーロッパの有機性の高い畑土壌で起こった。日本の土壌からこのような高レベルな取り込みについてのエビデンスはない。

(f) 農業活動と畜産は日本と旧ソビエト連邦では異なり(すなわち、日本では、圧倒的多数の畜 牛は納屋で飼われ、牧草地で放牧されない)、その結果、福島第一原発事故後の牛乳や牛肉へ の放射性セシウムの移行はずっと低い。 (g) チェルノブイリ原発事故後よりも福島第一原発事故後の方が、防護措置(人(例えば予防的 避難)と食品に関して)がより効果的に実施され、結果的に、可能性のある被ばく線量をより大きい割合で回避した。

(h) チェルノブイリ原発事故後に、人々、特により僻地の農村地域に居住する人々に影響を受けている可能性のある食品、特に牛乳の消費を制限または回避する必要性を知らせなかったことが多くの人々への非常に大きい甲状腺線量を引き起こし、特に、当時小児であった人々の放射線被ばくに起因する甲状腺がんの発生率の増加に繋がった。

(i) 日本において、消費のために市場に出回った食品中の放射性核種濃度に対して課された 規制値は、旧ソビエト連邦における値よりもはるかに低かったため、その結果、経口摂取による被 ばく線量が低減した。

表 B1. チェルノブイリ原子力発電所と福島第一原子力発電所における事故の主要な特質と特徴

		チェリノブイリ原子力発電所(4 号機)	福島第一原子力発電所(1 号機、2 号機、3 号機)		
原子炉の特性とソースターム					
原子炉タイプ		RBMK ^a	BWR [₺]		
電力		1 000MWe	460MWe、784MWe、784MWe		
位置		内陸サイト	沿岸サイト		
格納		なし	あり		
事故発生日		1986年4月26日	2011 年 3 月 11 日		
事故の発生源		停電後にバックアップ電気が利用可能となるまでのペンディング中に冷却水の循環 が保たれるかどうかの安全テスト中、制御されていない核分裂連鎖反応が発生し た。この結果、次の事態が発生。急速で大幅なエネルギーの増加による過熱冷却 水の蒸発、水蒸気爆発、燃料および他の炉心構成要素の溶解、原子炉建屋の広 範囲な損傷、炉心の大気中へのばく露および約10日間の火災(黒鉛減速材とそ の他の炉心材の燃焼)、初期爆発による炉心の破片(燃料、黒鉛減速材、制御棒 その他の炉心材)の建屋からの射出。 格納システムがなく、溶融燃料から放出された核分裂生成物と放射化生成物の残 存はほとんどなく、炉心は大気中に直接ばく露。低揮発性元素(例えば Sr、アクチ ニド)の放出は揮発性のみを理由に予期されていたよりも多量-爆発中の燃料の 断片化と低揮発性元素を含むエアロゾルと粒子の物理的生成の結果。放出のほ とんどが事故直後10日以内に発生し、長期に亘り続いた。	 東日本大震災とそれに伴う津波の結果、サイト内外の電力と熱除去能力の広範な損失。水ジルコニウム(燃料被膜管)反応から発生した水素による燃料の過熱と溶解。燃料から放出された核分裂生成物と放射化生成物(それらの相対量は揮発性に依拠)。 高揮発性(蒸気圧の低い)元素(例えば、希ガス、I、Te、Cs)のほとんど全量が燃料から放出。燃料から放出された揮発性が中程度の元素(例えば、Ba、Sb、Nb、Sr)の量は、高揮発性元素より数桁低く、難揮発性元素(例えば、La、アクチニド)の放出の割合は更に小さかった。 燃料から放出された核分裂生成物(希ガスを除く)の大半は、凝縮、様々な表面上への沈着、スクラビングの結果、原子炉圧力容器および・または一次格納施設内に保持された。原子炉圧力容器、一次格納施設の割れ、および・または、意図的なベント、水素爆発などによって一部が大気中へ放出された。放出は長期に亘り発生し、その大半は2011年3月12日から同月末日までの期間に起こっている。 		
大気中 ⁻ に放出 (PBq) (炉心インベントリ の%)	¹³³ Xe	6 500 (約 100%)	7 300 (約 61%)		
	¹³¹	約 1 760 (約 60%)	120 (約 2%)		
	¹³⁴ Cs	約 47 (約 30%)	10 (約 1.3%)		
	¹³⁷ Cs	約 85 (約 30%)	10 (約 1.3%)		
	⁹⁰ Sr	約 10 (約 4%)	0.01 未満 (0.001%未満) ^{<i>d</i>}		
	²³⁹ Pu	約 0.013 (約 1.5%)	非常に小さい。		
放出パターン		ヨーロッパの陸域上に拡散し、大部分が沈着	放出の約80%が太平洋上に拡散し、大部分が沈着		

		チェリノブイリ原子力発電所(4 号機)	福島第一原子力発電所(1 号機、2 号機、3 号機)											
海洋中に ^f 直接放出 (PBq) (炉心 インベントリ の%)	³ Н		0.3~0.7											
	¹³¹		11~18 (約 0.2%)											
	¹³⁴ Cs	該当なし ⁹	3.5~5.6 (約 0.6%)											
	¹³⁷ Cs		3.5~5.6 (約 0.6%)											
	⁹⁰ Sr		0.04~1 (該当なし)											
海洋中に ^か 間接放出(PBq) (大気から海 洋表面に沈着)			太平洋											
		黒海~約 2.8 (¹³⁷ Cs)	¹³¹ I: 約 57~100											
		バルト海 ~ 約 3.0 (¹³⁷ Cs)	¹³⁴ Cs: 5~11											
			¹³⁷ Cs: 5~11											
		· ···································												
			20km 圏内から 78,000 人が予防的避難											
避難者数		116,000 (1986 年)	測定値に基づき 10,000 人が計画的避難											
			20km~30kmの避難準備区域から 30,000 人が自主避難											
移転者数		220,000 人 (1989 年~1992 年) + 1986 年の避難者 (すなわち、合計約 340 000 人)	避難者(すなわち、上記の通り合計 118,000人)											
安定ヨウ素剤投与		適時または効果的な方法での実施なし (プリピャチからの避難者を除く)	ヨウ素剤錠剤が配給されたが、その配布・配給には、一貫性も均一性もなく、意図されたにも拘らず、20km圏内の避難者に配布されなかった。配布(2011年3月14日以降)は、福島第一原発の約20kmから50kmまでの福島県内に居住する40歳未満の全員に対して行われた(約百万錠を配布)。											
食品規制		様々な対策が適用された(例えば、30km 圏内からの動物の避難、汚染のない餌の 供給、食品中の放射性核種レベルの管理、牛乳から保存可能な製品への転換 等)。重点は集団農場に置かれた。人々、特に農村地域に広がる民間農業セクタ ーには、防護措置の必要性が十分に周知されていなかった。一部地域で対策が講 じられなかったり、遅延したりし、その結果、制限されているべきだった汚染された 牛乳や野菜の消費が行われた。牛乳の消費により、多くの人々が甲状腺へ大きな (かつ避けられない)線量を受ける結果となった。	食品、飲料水、農産物に関連する対策は、概して、適時に効果的に実施され、公衆 にも周知された。「暫定規制値」(2012 年 4 月に「基準値」と置き換え)が制定さ れ、食品と飲料水中の放射性核種のレベルが管理され、広範な モニタリングキャン ペーンが実施された。											
		陸域環境における移行												
土壌中の放射性セシウ 生物学的利用能	っムの固着および	放射性セシウムは、旧ソビエト連邦および大半のヨーロッパの国々における多くの土 壌に強く固定され、その生物学的利用能を制限している。しかしながら、ベラルー シ、ロシア連邦、ウクライナの被害を受けた一部の地域に存在するやせた農業土 壌(砂質、有機質)と西ヨーロッパの有機性の高い畑土壌における固着ははるかに 低い(かつ、生物学的利用能がはるかに高い)。この結果、かかる土壌からの放射 性セシウムの持続的で比較的高度な取り込みが生じた。	日本の土壌中の放射性セシウムの固着と生物学的利用能は旧ソビエト連邦におけ る多くの土壌とほぼ同等である。しかしながら、CNPS事故の被害を受けた地域の やせた農業土壌で経験した様な放射性セシウムの高度で持続的な取り込みについ てのエビデンスはない。											
			チェリノブイリ原	所(4 号機)		福島第一原子力発電所(1 号機、2 号機、3 号機)								
-------------------------------	--------	--	------------------------------------	------------------------	--	--	---	--	--------	------------------------------------	-----------------------------	--	--	--
農業活動と畜産		事故当時、旧ソビエト連 たことが、沈着した放 おいて)原因となって	툍邦において、牧 射性核種の牛肉 いる。	なされる畜牛の割れの移行を高めた(キャック)	合がより高かっ 時に農村地域に	畜牛の大半は納屋で飼われ、少数のみが牧草地に放牧されていた。その 結果、 放射性核種の牛肉や牛乳への移行は、はるかに低くなった。								
緊急時作業者および復旧作業従事者の 数			00 人 0,000 人		事故直後1年間に約21,000人、その後毎年、約14,000人から約21,000の範囲 内で変動。									
	診断者数					なし								
急性放射性症候 群発症の作業者	線量		骨髄線量:0.80 皮膚線量:	Gy の範囲 30 倍										
その他の緊急時 作業者および 復旧作業従事者	実効線量		平均個人編	DmSv		平均年間線量:事故直後1年間において13mSv(その後、約6mSvから約2mSv (2019年3月31日までの1年)の範囲内に減少) 最大年間線量:事故直後1年間において680mSv(その後、約50mSvから								
							168 人および 6 人の作業従事者。線量は事故直後 1 年間でそれぞれ 100mSvと 250mSvを上回る。							
	甲状腺線量						事故直後1年間における最大吸収線量:32Gy 約180人の作業従事者の甲状腺等価線量が100mSvを上回る。							
	集団実効線量		61,0			2020 年 3 月までで約 860 人・Sv ^k								
安定ヨウ素剤投与		CNPS における緊急時 錠剤を投与	作業および他の	気従事者の一部に	宝定ヨウ素剤	事故発生中に約2,000人の作業者に約17,500錠の安定ヨウ素剤を配給。 但し、配給の記録は不完全。								
					公衆への縁	₽ ₫ ⁱ								
甲状腺中の放射性ヨウ素の測定値		400,000'					1,200							
異なる地域、自治体、都道府県の 住民 の平均個人線量		グループ	期間	数(千)	甲状腺線量 ^{<i>m</i>} (mGy)	実効線量 ^{<i>m,n</i> (mSv)}	グループ(成人)	期間	数(千)	甲状腺線量 ^{<i>m</i>} (mGy)	実効線量 ″ (mSv)			
		避難者	事故直後 1 年間	115	約 500	約 50	避難者	事故直後 1 年間	118	約 0.8~15	約 0.05~6			
		ベラルーシ、ロシア連 邦 [®] およびウクライナ における「汚染地 域」 [®]	甲状腺線量に ついては事 故直後1年間 実効線量に	6,400	約 100	約 13	福島県の自治体	甲状腺線量に ついては 事故 直後 1 年間 実効線量つい	1,900	約 0.5~10	約 0.2~10			
		ベラルーシ、ロシア連 邦 ⁹ およびウクライナ	スジョット ついては 1986 年~2005年	98,000	約 20	約2	近接県の自治体	ては事故直後 10 年間	17,000	約 0.3~3	約 0.3~3			

	チェリノブイリ原子力発電所(4 号機)						福島第一原子力発電所(1 号機、2 号機、3 号機)					
		その他のヨーロッパの 国々		500,000	約 1	約 0.4	その他の都道府県		110,000	約 0.03~0.5	約 0.009~1	
個人線量の範囲		避難者の甲状腺吸収線 の避難者が 5Gyを超え ベラルーシ、ロシア連邦、 は広範囲に亘って異な	量は、50mGy こる線量を受け ウクライナのそ	を超え 5Gy ている。 その他の人	× 未満までの 々(98,000,0	範囲であり、数百人 2000 人)の吸収線量 %の人々が 200mG)	避難者の甲状腺吸収線量は、約1mGy未満から約15mGyまで広範囲(5パーセン タイル値から95パーセンタイル値まで)に亘り変動。 非避難者の甲状腺吸収線量は、最大で約15mGy(95パーセンタイル値)、約1%が					
		を上回る甲状腺線量を	受けた。		y /< //mj、 /h j		20mGyを上回る。					
集団線量 [。]		グループ	数(千)	事故直後 甲状 (千	後1年間の [腺線量 ⁷ -人 Gy)	1986 年~2005 年の 実効線量 ^{rs} (千人 Sv)						
		避難者(事故直後1年)	間) 115		57	約 6	- 事故直後 10 年間の日本人全人口 (128,000,000 人) の集団線量 実効線量:32,000 人・Sv 甲状腺線量:44,000 人・Gy(事故直後 1 年間で 24,000 人・Gy)					
		ベラルーシ、ロシア連 およびウクライナにお 「汚染地域」 [。]	^{阝p} ナる 6,400	6	650	85						
		ベラルーシ、ロシア連 まよびウクライナ	^{ß p} 98,000	1,	600	約 200						
		その他のヨーロッパの国	マ 500,000	6	60	約 160						
			緊急	息時作業者	および復旧作	乍業従事者における優	建康影響 ^t					
初期	ARS											
	ARS"に起因 する死亡				なし							
後期	ARS 生存者	皮膚損傷および放射線記 射線が起因しない他の	也の要因によ り。	る可能性があり、放	該当なし							
	その他の緊急時 作業者および 復旧作業従事者	比較的高レベルの線量を 障の発生率増加のエビ の健康影響のエビデン	そ受けた人々に デンスあり。放 スなし。	おいて、線 対線被ばく	量が関係す くに起因する	る白血病および白内 可能性のあるその他	現在までなし (原子力緊急時作業者の調査は継続中)					

	チェリノブイリ原子力発電所(4 号機)	福島第一原子力発電所(1 号機、2 号機、3 号機)						
検診	多数の若年層に対して、超音波を使用した甲状腺の体系的な検診(1986年時点) 低解像度(福島と比較して)超音波機器を検診に使用。甲状腺異常の検出感度が 比較的低い。	約 600,000 人の若年層に対して超音波を使用した甲状腺の体系的な検診。 高解像度超音波機器を検診に使用。甲状腺異常の検出感度が比較的大きい。						
甲状腺がん	事故当時に小児または青年期の人々において発見された(2016 年まで)甲状腺がん 19,000 症例の内、相当な割合が放射線被ばくに起因。	検診を受けた人々において、国家統計に基づく予測よりも高い甲状腺がんの発生率 と異常が見られた。検診に高解像度超音波機器を用いた結果だという可能性が最 も高い。観察された甲状腺がんは放射線被ばくに起因していないというエビデンス が増えてきている。						
他の影響(例えば、他のがん、先天性 欠損、胎児死亡、非がん性疾患など)	チェルノブイリ原発または福島第一原発における放射線被ばくに起因する何らかの他の健康影響についての説得力のあるエビデンスなし。							
社会的・心理的影響	- 両事故に伴う広範囲な健康状態の増加が観察されたが、いずれも放射線被ばくが直接起因するというエビデンスなし。むしろ、事故に関連する生活習慣の変化(例えば、 避難・移転に伴う)、心理的ストレス、社会的不名誉などの結果である。また、福島第一原発事故の場合は、地震とそれに伴う津波の影響の方が広範である。							
ヒト以外の生物相※への線量および影響								
県十田荘始号(油羊後県切の1,日間)	松の木: 100Gy 未満(チェルノブイリ原発の 4km ² 圏内)	松の木: 0.5Gy(事故直後 1 か月間)						
取入条慎禄里(ル相後取初の「ケ月间)	哺乳類:110Gy(事故直後 5カ月間、γ-放射線)	哺乳類: 0.2Gy(事故直後 1 か月間)						
陸生植物における影響(事故直後 1年以内)	松の木の完全な枯死が 4km ² の地域に亘り観測され、38km ² の地域に亘り針葉樹 に分裂組織の死を含む亜致死的影響が発生した。枯死した松の色が目立ち、 1986 年の夏の間ずっと、見えていたので、その森林が「赤い森」と言われるように なった。	針葉樹の亜致死的、形態学的異状は、文書化されているが、福島第一原発事故に 起因する森林の枯死について確認された実例は公表されていない。						
無脊椎動物における影響(事故直後 1年以内)	最も汚染した地域で、無脊椎動物における個体群レベルの影響が観測された。3km ~7km 以内の地域では無脊椎動物の数は 30 分の 1 に減少し、生殖が強く影響 を受け、すなわち、幼生も幼虫もいなかった。	ミミズの遺伝的損傷、アブラムシとチョウの形態異常など、無脊椎動物における亜系 死的損傷が観察されている。これらの亜致死的影響と関連した個体群への影響が 推測されているが、それとは対照的に、有意な個体群への影響は確証されていないことを示唆する、直接観察した少数の調査がある。						
その他の動物における影響(事故直後 1年以内)	陸生動物における相当な影響が見られた。高汚染地域における齧歯動物の数 (1986年秋)は、10分の1から2分の1に減少していた。検死された大型動物に おいて体重減少、臓器中の血腫など、慢性放射線の影響が見られた。畜牛はホル モンバランスの崩壊と生殖障害に関連して甲状腺に重篤な影響を受け、死亡する 場合もあった。	影響を受けた地域の動物への個体群レベルの影響は確証されていない。ネズミの染 色体異常、ニホンザルの血球数の低下を含む、様々なグループに対する亜致死的 な細胞遺伝学的、血液学的な影響が観測されている。個体群への影響が、特に鳥 類について、推測されている少数の調査は、依然として実証されていない。						

" RBMK - 黒鉛減速軽水冷却沸騰水型炉。

^b BWR-沸騰水型原子炉。

* 特に言及しない限り、チェルノブイリ原発に関する数値は[12]および・または[U8]から、福島第一原発に関しては[T28]または[U10]から。CNPSから放出されたインベントリとその割合は[11]から。

^d 放射性セシウムよりも3桁から4桁低い[I8]。

* 事故以前の大気圏内核兵器実験による地球上への降下物が起因して存在するレベルに、顕著な増加なし[I8]。

ゲ 数値は本附属書から(表2参照)。

- [®] チェルノブイリ原発は内陸に位置するため海洋中への直接放出なし。
- ^{*} チェルノブイリ原発に関する数値は[U8]から、福島第一原発に関しては本附属書から(表2参照)。
- ⁱ チェルノブイリ原発に関する数値は[U8]から、福島第一原発に関しては本附属書から引用。
- ^j 1986年から2005年までの期間。
- * 福島第一原発のサイト内作業者。2020年3月末日までの集団線量の約40%は事故直後1年間に受ける。
- ¹ ベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナにおける甲状腺の直接測定[U20]。
- ‴通常、丸めた数値(有効数字1桁)を引用。
- "¹³¹Iの摂取に起因する内部被ばくによる実効線量への寄与を含む。
- ^{。 137}Cs沈着が37Bq/m² (1Ci/km)を超える地域として指定されたベラルーシ、ロシア連邦、ウクライナにおける「汚染」地域。
- ^p ロシア連邦の被害を受けた19地域。
- ⁹ チェルノブイリ原発と福島第一原発について報告された線量は直接比較できない可能性がある(すなわち、集団グループと線量が積算された時間が異なる)。
- "有効数字1桁または2桁に丸めている。
- ⁵ [U8]、2巻、表2から。¹³¹Iの摂取に起因する内部被ばくによる寄与を含む集団実効線量。
- 'チェリノブイリの値は[U8]から(2006年までの影響)。
- "4か月以内の死亡 その他の死亡は、ARSと診断された人々に後になって発生したが、一般に、死因は放射線被ばくに起因していなかった。
- "チェリノブイリの値は[U15] (2016年までの影響)から、福島第一原発の値は本附属書から。
- [™] [U8]および[U10]から。

補足情報

本附属書において、公衆の線量とその結果についての詳細な分析に関する補足情報が記載されて いる多数の補足資料が引用されている。これらは、電子ファイルとして利用可能であり、以下からダウ ンロードが可能である。

http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2020 2021 2 Attachments.html

それらには以下が含まれる。

- A-1 福島第一原子力発電所事故後に沈着した放射性核種による外部被ばくの推定と検証
- A-2 福島第一原子力発電所事故に起因する甲状腺線量の推定と検証
- A-3 福島第一原子力発電所事故後の放射性セシウムの摂取による全身線量の推定
- A-4 日本固有のデータ
- A-5 日本原子力研究開発機構の環境モニタリングデータベースからダウンロードされたデータセット
- A-6 MEXT による地表面への沈着についての調査:福島県および近隣県の2,200か所で採取された土壌試料の核種分析結果
- A-7 MEXT による地表面への沈着についての調査: 放射性物質の分布状況調査によるヨウ素の放射能濃度分析
- A-8 人口統計データと組合せた MEXT による地表面への沈着についての調査
- A-9 日本全国の大気中濃度の大気輸送、拡散および沈着モデル計算
- A-10 プルームによる外部被ばく線量とプルーム中の放射性核種の吸入による内部被ばく線量の推定方法
- A-11 避難シナリオと避難者数
- A-12 推定線量における不確かさとばらつきの評価方法
- A-13 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本人の実効線量の推定
- A-14 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本人の甲状腺吸収線量の推定
- A-15 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本人の赤色骨髄への吸収線量の推定
- A-16 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本人の結腸への吸収線量の推定

- A-17 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本人の乳房への吸収線量の推定
- A-18 福島第一原子力発電所事故直後1年間における日本避難者の実効線量と甲状腺吸収線量の推定
- A-19 長期間に亘る日本人の実効線量の推定
- A-20 福島第一原子力発電所事故に起因する日本の住民の集団線量の推定
- A-21 自治体と避難グループにおける線量分布
- A-22 放射性ヨウ素の吸入による避難者の甲状腺線量の推定および人々の測定値から導出した線 量とOhba et al.による推定値の比較
- A-23 福島第一原子力発電所事故による健康影響の疫学的検出のための検出力計算

参考文献

- Al Abe, Y., Y. Iizawa, Y. Terada et al. Detection of uranium and chemical state analysis of individual radioactive microparticles emitted from the Fukushima nuclear accident using multiple synchrotron radiation X-ray analyses. Anal Chem 86(17): 8521-8525 (2014).
- A2 Achim, P., M. Monfort, G. Le Petit et al. Analysis of radionuclide releases from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident part II. Pure Appl Geophys 171(3): 645-667 (2014).
- A3 Adachi, K., M. Kajino, Y. Zaizen et al. Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. Sci Rep 3: 2554 (2013).
- A4 Adhiraga Pratama, M., M. Yoneda, Y. Shimada et al. Future projection of radiocesium flux to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci Rep 5: 8408 (2015).
- A5 Ahn, H.S., H.J. Kim and H.G. Welch. Korea's thyroid-cancer "epidemic"--screening and overdiagnosis. N Engl J Med 371(19): 1765-1767 (2014).
- A6 Akahane, K., S. Yonai, S. Fukuda et al. NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident. Sci Rep 3: 1670 (2013).
- A7 Akimoto, K. Annual and weekly cycles of radioactivity concentration observed in Fukushima City. Health Phys 108(1): 32-38 (2015).
- A8 Akimoto, S. Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout? Ecol Evol 4(4): 355-369 (2014).
- A9 Akleyev, A., I. Deltour, L. Krestinina et al. Incidence and mortality of solid cancers in people exposed in utero to ionizing radiation: pooled analyses of two cohorts from the southern Urals, Russia. PLoS One 11(8): e0160372 (2016).
- A10 Amano, H., M. Akiyama, B. Chunlei et al. Radiation measurements in the Chiba Metropolitan Area and radiological aspects of fallout from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants accident. J Environ Radioact 111: 42-52 (2012).
- A11 Ambe, D., H. Kaeriyama, Y. Shigenobu et al. Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. J Environ Radioact 138: 264-275 (2014).
- Andoh, M., S. Mikami, S. Tsuda et al. Decreasing trend of ambient dose equivalent rates over a wide area in eastern Japan until 2016 evaluated by car-borne surveys using KURAMA systems. J Environ Radioact 192: 385-398 (2018).
- A13 Aoyama, M., Y. Hamajima, M. Hult et al. ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs in the North Pacific Ocean derived from the March 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. Part one: surface pathway and vertical distributions. J Oceanogr 72(1): 53-65 (2015).
- A14 Aoyama, M., Y. Hamajima, Y. Inomata et al. Radiocaesium derived from the TEPCO Fukushima accident in the North Pacific Ocean: Surface transport processes until 2017. J Environ Radioact 189: 93-102 (2018).

- A15 Arai, T. Radioactive cesium accumulation in freshwater fishes after the Fukushima nuclear accident. Springerplus 3(1): 479 (2014).
- A16 Asano, T. and A. Ito. Experience and perspective on radiation dose registry in Japan. JPN J Health Phys 54(2): 135-136 (2019).
- A17 Aung, H.P., Y.S. Aye, A.D. Mensah et al. Relations of fine-root morphology on ¹³⁷Cs uptake by fourteen Brassica species. J Environ Radioact 150: 203-212 (2015).
- A18 Aung, H.P., S. Djedidi, A.Z. Oo et al. Growth and ¹³⁷Cs uptake of four Brassica species influenced by inoculation with a plant growth-promoting rhizobacterium Bacillus pumilus in three contaminated farmlands in Fukushima prefecture, Japan. Sci Total Environ 521-522: 261-269 (2015).
- A19 Ayabe, Y., N. Hijii and C. Takenaka. Effects of local-scale decontamination in a secondary forest contaminated after the Fukushima nuclear power plant accident. Environ Pollut 228: 344-353 (2017).
- A20 Azizova, T.V., N. Hamada, E.S. Grigoryeva et al. Risk of various types of cataracts in a cohort of Mayak workers following chronic occupational exposure to ionizing radiation. Eur J Epidemiol 33(12): 1193-1204 (2018).
- A21 Azizova, T.V., N. Hamada, E.V. Bragin et al. Risk of cataract removal surgery in Mayak PA workers occupationally exposed to ionizing radiation over prolonged periods. Radiat Environ Biophys 58(2): 139-149 (2019).
- B1 Beaugelin-Seiller, K., C. Della-Vedova and J. Garnier-Laplace. Is non-human species radiosensitivity in the lab a good indicator of that in the field? Making the comparison more robust. J Environ Radioact 211: 105870 (2020).
- B2 Beresford, N.A., C. Adam-Guillermin, J.M. Bonzom et al. Comment on "Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl" by Møller et al. (2012). Environ Pollut 169: 136; discussion 137-142 (2012).
- B3 Beresford, N.A., C. Adam-Guillermin, J.M. Bonzom et al. Response to authors' reply regarding
 "Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl" by Møller et al. (2012). Environ
 Pollut 169: 139-140 (2012).
- B4 Berrington de Gonzalez, A., J.A. Salotti, K. McHugh et al. Relationship between paediatric CT scans and subsequent risk of leukaemia and brain tumours: assessment of the impact of underlying conditions. Br J Cancer 114(4): 388-394 (2016).
- B5 Black, E.E. and K.O. Buesseler. Spatial variability and the fate of cesium in coastal sediments near Fukushima, Japan. Biogeosciences 11(18): 5123-5137 (2014).
- B6 Bonisoli-Alquati, A., K. Koyama, D.J. Tedeschi et al. Abundance and genetic damage of barn swallows from Fukushima. Sci Rep 5: 9432 (2015).
- B7 Bowyer, T.W., S.R. Biegalski, M. Cooper et al. Elevated radioxenon detected remotely following the Fukushima nuclear accident. J Environ Radioact 102(7): 681-687 (2011).
- B8 Bradshaw, C., L. Kapustka, L. Barnthouse et al. Using an Ecosystem Approach to complement protection schemes based on organism-level endpoints. J Environ Radioact 136: 98-104 (2014).
- B9 Bragin, E.V., T.V. Azizova, M.V. Bannikova et al. Glaucoma incidence risk in a cohort of Mayak PA workers occupationally exposed to ionizing radiation. Sci Rep 9(1): 12469 (2019).

- B10 Brenner, A.V., M.D. Tronko, M. Hatch et al. I-131 dose response for incident thyroid cancers in Ukraine related to the Chornobyl accident. Environ Health Perspect 119(7): 933-939 (2011).
- B11 Brenner, A.V., D.L. Preston, R. Sakata et al. Incidence of breast cancer in the life span study of atomic bomb survivors: 1958-2009. Radiat Res 190(4): 433-444 (2018).
- B12 Brown, J. and J.R. Simmonds. FARMLAND a dynamic model for the transfer of radionuclides through terrestrial foodchains. NRPB-R273. National Radiological Protection Board, Chilton, 1995.
- B13 Bu, W., M. Fukuda, J. Zheng et al. Release of Pu isotopes from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident to the marine environment was negligible. Environ Sci Technol 48(16): 9070-9078 (2014).
- B14 Bu, W., Y. Ni, G. Steinhauser et al. The role of mass spectrometry in radioactive contamination assessment after the Fukushima nuclear accident. J Anal At Spectrom 33(4): 519-546 (2018).
- B15 Buesseler, K. Fukushima and ocean radioactivity. Oceanography 27(1): 92-105 (2014).
- B16 Buesseler, K., M. Dai, M. Aoyama et al. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: Transport, fate, and impacts. Ann Rev Mar Sci 9: 173-203 (2017).
- B17 Buesseler, K.O., S.R. Jayne, N.S. Fisher et al. Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. Proc Natl Acad Sci 109(16): 5984-5988 (2012).
- C1 Casacuberta, N., P. Masqué, J. Garcia-Orellana et al. ⁹⁰Sr and ⁸⁹Sr in seawater off Japan as a consequence of the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Biogeosciences 10: 2039–2067 (2013).
- C2 Charette, M.A., C.F. Breier, P.B. Henderson et al. Radium-based estimates of cesium isotope transport and total direct ocean discharges from the Fukushima Nuclear Power Plant accident. Biogeosciences 10(3): 2159-2167 (2013).
- C3 Chino, M., H. Nakayama, H. Nagai et al. Preliminary estimation of release amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. J Nucl Sci Technol 48(7): 1129-1134 (2011).
- C4 Chino, M., H. Terada, H. Nagai et al. Utilization of ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs in the environment to identify the reactor units that caused atmospheric releases during the Fukushima Daiichi accident. Sci Rep 6: 31376 (2016).
- C5 Cristy, M. and K. Eckerman. Specific absorbed fractions of energy at various ages from internal photon sources: I. Methods. Oak Ridge National Laboratory, 1987.
- D1 Davis, S., K.J. Kopecky, T.E. Hamilton et al. Thyroid neoplasia, autoimmune thyroiditis, and hypothyroidism in persons exposed to iodine 131 from the Hanford nuclear site. JAMA 292(21): 2600-2613 (2004).
- D2 Dickson, R.S. and G.A. Glowa. Tellurium behaviour in the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 204: 49-65 (2019).
- D3 Djedidi, S., K. Kojima, N. Ohkama-Ohtsu et al. Growth and ¹³⁷Cs uptake and accumulation among 56 Japanese cultivars of *Brassica rapa*, *Brassica juncea* and *Brassica napus* grown in a contaminated field in Fukushima: Effect of inoculation with a *Bacillus pumilus* strain. J Environ Radioact 157: 27-37 (2016).

- D4 Doi, T., K. Masumoto, A. Toyoda et al. Anthropogenic radionuclides in the atmosphere observed at Tsukuba: characteristics of the radionuclides derived from Fukushima. J Environ Radioact 122: 55-62 (2013).
- D5 DTRA. Radiation dose assessments for shore-based individuals in Operation Tomodachi, revision 1. DTRA-TR-12-001 (R1). Defense Threat Reduction Agency, VA, USA, 2012.
- D6 DTRA. Probabilistic analysis of radiation doses for shore-based individuals in Operation Tomodachi. DTRA-TR-12-002. Defense Threat Reduction Agency, VA, USA, 2013.
- D7 DTRA. Operation Tomodachi registry: radiation data compendium. DTRA-TR-13-044. Defence Threat Reduction Agency, VA, USA, 2013.
- D8 DTRA. Radiation internal monitoring by in vivo scanning in Operation Tomodachi. DTRA-TR-12-004. Defense Threat Reduction Agency, VA, USA, 2013.
- D9 DTRA. Radiation dose assessments for fleet-based individuals in Operation Tomodachi, revision 1. DTRA-TR-12-041 (R1). Defense Threat Reduction Agency, VA, USA, 2014.
- D10 Dunne, J.A., P.G. Martin, Y. Yamashiki et al. Spatial pattern of plutonium and radiocaesium contamination released during the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. Sci Rep 8(1): 16799 (2018).
- E1 Ebihara, M., Y. Oura, N. Shirai et al. A new approach for reconstructing the ¹³¹I-spreading due to the 2011 Fukushima nuclear accident by means of measuring ¹²⁹I in airborne particulate matter. J Environ Radioact 208-209: 106000 (2019).
- E2 Ebner, D.K., M. Ohsawa, K. Igari et al. Lifestyle-related diseases following the evacuation after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident: a retrospective study of Kawauchi Village with long-term follow-up. BMJ Open 6(7): e011641 (2016).
- E3 Eguchi, T., T. Ohta, T. Ishikawa et al. Influence of the nonexchangeable potassium of mica on radiocesium uptake by paddy rice. J Environ Radioact 147: 33-42 (2015).
- E4 Endo, S., T. Kajimoto and K. Shizuma. Paddy-field contamination with ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs due to Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident and soil-to-rice transfer coefficients. J Environ Radioact 116: 59-64 (2013).
- E5 Eslinger, P.W., B.A. Napier and L.R. Anspaugh. Representative doses to members of the public from atmospheric releases of ¹³¹I at the Mayak Production Association facilities from 1948 through 1972. J Environ Radioact 135: 44-53 (2014).
- E6 Estournel, C., E. Bosc, M. Bocquet et al. Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. J Geophys Res 117: C11014 (2012).
- E7 Etherington, G., W. Zhang, J. Harrison et al. Worker doses and potential health effects resulting from the accident at the Fukushima nuclear power plant in 2011. Int J Radiat Biol 90(11): 1088-1094 (2014).
- E8 Evrard, O., J.P. Laceby and A. Nakao. Effectiveness of landscape decontamination following the Fukushima nuclear accident: a review. SOIL 5(2): 333-350 (2019).
- F1 FAO and WHO. General standard for contaminants and toxins in food and feed. Codex alimentarius CXS 193. Food and Agriculture Organization/World Health Organization. [Internet] Available from (http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStan dards%252FCXS%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf) on 27 November 2020.

- F2 FATC. Radiocaesium vertical distribution in un-ploughed agricultural soils; five years after the accident. Fukushima Agricultural Technology Centre. Fukushima Agricultural Technology Centre, 2018. (Japanese).
- F3 Fenton, C.L., Y. Lukes, D. Nicholson et al. The ret/PTC mutations are common in sporadic papillary thyroid carcinoma of children and young adults. J Clin Endocrinol Metab 85(3): 1170-1175 (2000).
- F4 Fesenko, S., T. Shinano, Y. Onda et al. Dynamics of radionuclide activity concentrations in weed leaves, crops and of air dose rate after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 222: 106347 (2020).
- F5 Fesenko, S.V., R.M. Alexakhin, M.I. Balonov et al. An extended critical review of twenty years of countermeasures used in agriculture after the Chernobyl accident. Sci Total Environ 383(1-3): 1-24 (2007).
- F6 FHMS. Thyroid ultrasound examination (preliminary baseline screening), Supplemental report of the FY 2015 survey. 23rd Prefectural Oversight Committee Meeting for Fukushima Health Management Survey. Fukushima Medical University. [Internet] Available from (http://kenkokanri.jp/en/health-survey/document/pdf/23_6Jun2016.pdf) on 24 February 2021.
- F7 FHMS. Summary results of thyroid screening (1st to 4th rounds). 39th Prefectural Oversight Committee Meeting for Fukushima Health Management Survey. Fukushima Medical University. [Internet] Available from (http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/ 401334.pdf) on 7 September 2020. (Japanese).
- F8 Fievet, B., P. Bailly-du-Bois, P. Laguionie et al. A dual pathways transfer model to account for changes in the radioactive caesium level in demersal and pelagic fish after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. PLoS One 12(3): e0172442 (2017).
- F9 Fujimori, K., H. Kyozuka, S. Yasuda et al. Pregnancy and birth survey after the Great East Japan Earthquake and Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in Fukushima prefecture. Fukushima J Med Sci 60(1): 75-81 (2014).
- F10 Fujimura, S., Y. Muramatsu, T. Ohno et al. Accumulation of ¹³⁷Cs by rice grown in four types of soil contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in 2011 and 2012. J Environ Radioact 140: 59-64 (2015).
- F11 Fujimura, S., Y. Sakuma, M. Sato et al. Difference in Cs-137 concentration of brown rice between the years of 2011 and 2012 in Fukushima Prefecture. J Radioanal Nucl Chem 303(2): 1147-1150 (2015).
- F12 Fujita, Y., Y. Yoshihara, I. Sato et al. Environmental radioactivity damages the DNA of earthworms of Fukushima Prefecture, Japan. Eur J Wildlife Res 60(1): 145-148 (2014).
- F13 Fujiwara, H. Observation of radioactive iodine (¹³¹I, ¹²⁹I) in cropland soil after the Fukushima nuclear accident. Sci Total Environ 566-567: 1432-1439 (2016).
- F14 Fujiwara, K., T. Takahashi, P. Nguyen et al. Uptake and retention of radio-caesium in earthworms cultured in soil contaminated by the Fukushima nuclear power plant accident. J Environ Radioact 139: 135-139 (2015).
- F15 Fukasawa, M., N. Kawakami, M. Umeda et al. Environmental radiation level, radiation anxiety, and psychological distress of non-evacuee residents in Fukushima five years after the Great East Japan Earthquake: Multilevel analyses. SSM Popul Health 3: 740-748 (2017).

- F16 Fukuda, M., T. Aono, S. Yamazaki et al. Dissolved radiocaesium in seawater off the coast of Fukushima during 2013–2015. J Radioanal Nucl Chem 311(2): 1479-1484 (2016).
- F17 Fukushima Prefecture. Results of γ-ray nuclide analysis of airborne dust during emergency monitoring. [Internet] Available from (https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/ attachment/194216.pdf) on 17 February 2020. (Japanese).
- F18 Fukushima City. The results of measurements by individual external exposure cumulative dosimeters (glass badges) in the first year of Reiwa have been collected [Updated on March 26, 2019]. [Internet] Available from (https://www.city.fukushima.fukushima.jp/hoken-hoshasen-kikakukanri/bosai/bosaikiki/shinsai/hoshano/hosha/hkenkou-kanri190205.html) on 17 February 2020.
- F19 Fukushima Prefecture. Decontamination countermeasure operation implementation guideline. 2012. [Internet] Available from (https://www.city.minamisoma.lg.jp/material/files/group/9/ shiryo3-2.pdf) on 17 September 2020. (Japanese).
- F20 Fuma, S., Y. Kubota, S. Ihara et al. Radiocaesium contamination of wild boars in Fukushima and surrounding regions after the Fukushima nuclear accident. J Environ Radioact 164: 60-64 (2016).
- F21 Fuma, S., Y. Watanabe, Y. Kubota et al. Radiocaesium contamination of bamboo shoots in Fukushima and surrounding regions after the Fukushima nuclear accident. J Radioanal Nucl Chem 311(1): 219-223 (2016).
- F22 Fuma, S., S. Ihara, H. Takahashi et al. Radiocaesium contamination and dose rate estimation of terrestrial and freshwater wildlife in the exclusion zone of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 171: 176-188 (2017).
- F23 Furukawa, K., D. Preston, S. Funamoto et al. Long-term trend of thyroid cancer risk among Japanese atomic-bomb survivors: 60 years after exposure. Int J Cancer 132(5): 1222-1226 (2013).
- F24 Furuki, G., J. Imoto, A. Ochiai et al. Caesium-rich micro-particles: A window into the meltdown events at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci Rep 7: 42731 (2017).
- G1 Garnier-Laplace, J., S. Geras'kin, C. Della-Vedova et al. Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. J Environ Radioact 121: 12-21 (2013).
- G2 Garnier-Laplace, J., K. Beaugelin-Seiller, C. Della-Vedova et al. Radiological dose reconstruction for birds reconciles outcomes of Fukushima with knowledge of dose-effect relationships. Sci Rep 5: 16594 (2015).
- G3 Giraudeau, M., J.M. Bonzom, S. Ducatez et al. Carotenoid distribution in wild Japanese tree frogs (*Hyla japonica*) exposed to ionizing radiation in Fukushima. Sci Rep 8(1): 7438 (2018).
- G4 Golikov, V., E. Wallstrom, T. Wohni et al. Evaluation of conversion coefficients from measurable to risk quantities for external exposure over contaminated soil by use of physical human phantoms. Radiat Environ Biophys 46(4): 375-382 (2007).
- Goto, A., E.J. Bromet, K. Fujimori et al. Immediate effects of the Fukushima nuclear power plant disaster on depressive symptoms among mothers with infants: a prefectural-wide crosssectional study from the Fukushima Health Management Survey. BMC Psychiatry 15: 59 (2015).

- G6 Grant, E.J., A. Brenner, H. Sugiyama et al. Solid cancer incidence among the life span study of atomic bomb survivors: 1958-2009. Radiat Res 187(5): 513-537 (2017).
- G7 Guilderson, T.P., S.J. Tumey, T.A. Brown et al. The 129-iodine content of subtropical Pacific waters: impact of Fukushima and other anthropogenic 129-iodine sources. Biogeosciences 11(17): 4839-4852 (2014).
- G8 Gurung, R.D., W. Taira, K. Sakauchi et al. Tolerance of high oral doses of nonradioactive and radioactive caesium chloride in the pale grass blue butterfly *Zizeeria maha*. Insects 10(9) (2019).
- H1 Hachinohe, M., S. Hamamatsu and S. Kawamoto. Review of the inspection results of FY2011 to FY2013 on radioactive cesium (Cs-134+Cs-137) levels in agricultural, livestock, and fishery products, and current studies on radioactive cesium behavior in the processing and cooking of these products. Nippon Shokuhin Kagaku Kougaku Kaishi 62: 1-26 (2015). (Japanese).
- H2 Hamatani, K., H. Eguchi, R. Ito et al. RET/PTC rearrangements preferentially occurred in papillary thyroid cancer among atomic bomb survivors exposed to high radiation dose. Cancer Res 68(17): 7176-7182 (2008).
- H3 Harada, K.H., Y. Fujii, A. Adachi et al. Dietary intake of radiocesium in adult residents in Fukushima prefecture and neighboring regions after the Fukushima nuclear power plant accident: 24-h food-duplicate survey in December 2011. Environ Sci Technol 47(6): 2520-2526 (2013).
- H4 Harada, K.H., T. Niisoe, M. Imanaka et al. Radiation dose rates now and in the future for residents neighboring restricted areas of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Proc Natl Acad Sci USA 111(10): E914-923 (2014).
- H5 Hasegawa, A., K. Tanigawa, A. Ohtsuru et al. Health effects of radiation and other health problems in the aftermath of nuclear accidents, with an emphasis on Fukushima. Lancet 386(9992): 479-488 (2015).
- H6 Hashimoto, K., K. Tanoi, K. Sakurai et al. The radioactivity measurement of milk from the cow supplied with the meadow grass grown in Ibaraki-prefecture, after the nuclear power plant accident. Radioisotopes 60(8): 335-338 (2011). (Japanese).
- H7 Hatch, M., A. Brenner, T. Bogdanova et al. A screening study of thyroid cancer and other thyroid diseases among individuals exposed in utero to iodine-131 from Chernobyl fallout. J Clin Endocrinol Metab 94(3): 899-906 (2009).
- H8 Hatch, M., A.V. Brenner, E.K. Cahoon et al. Thyroid cancer and benign nodules after exposure in utero to fallout from Chernobyl. J Clin Endocrinol Metab 104(1): 41-48 (2019).
- H9 Hayano, R.S., M. Tsubokura, M. Miyazaki et al. Internal radiocesium contamination of adults and children in Fukushima 7 to 20 months after the Fukushima NPP accident as measured by extensive whole-body-counter surveys. Proc Jpn Acad Ser B Phys Biol Sci 89(4): 157-163 (2013).
- H10 Hayano, R.S., Y.N. Watanabe, S. Nomura et al. Whole-body counter survey results 4 months after the Fukushima Dai-ichi NPP accident in Minamisoma City, Fukushima. J Radiol Prot 34(4): 787-799 (2014).
- H11 Hayashida, N., M. Imaizumi, H. Shimura et al. Thyroid ultrasound findings in children from three Japanese prefectures: Aomori, Yamanashi and Nagasaki. PLoS One 8(12): e83220 (2013).

- H12 Haylock, R.G.E., M. Gillies, N. Hunter et al. Cancer mortality and incidence following external occupational radiation exposure: an update of the 3rd analysis of the UK national registry for radiation workers. Br J Cancer 119(5): 631-637 (2018).
- H13 Higaki, S., Y. Kurihara and Y. Takahashi. Discovery of radiocesium-bearing particles in masks worn by members of the public in Fukushima in spring 2013. Health Phys 118(6): 656-663 (2020).
- H14 Higaki, T., S. Higaki, M. Hirota et al. Radionuclide analysis on bamboos following the Fukushima nuclear accident. PLoS One 7(4): e34766 (2012).
- H15 Hirakawa, S., N. Yoshizawa, K. Murakami et al. Surveys of food intake just after the nuclear accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Shokuhin Eiseigaku Zasshi 58(1): 36-42 (2017).
- H16 Hirayama, H., H. Matsumura, Y. Namito et al. Estimation of radionuclide concentration in plume using pulse height distribution measured by LaBr₃ scintillation detector and its response to radionuclides in plume calculated with egs5. Trans At Energy Soc Japan 12(4): 304-310 (2013). (Japanese).
- H17 Hirayama, H., H. Matsumura, Y. Namito et al. Estimation of time history of I-131 concentration in air using NaI(Tl) detector pulse height distribution at monitoring posts in Fukushima Prefecture. Trans At Energy Soc Japan 14(1): 1-11 (2015). (Japanese).
- H18 Hirayama, H., H. Matsumura, Y. Namito et al. Estimation of Xe-135, I-131, I-132, I-133 and Te-132 concentrations in plumes at monitoring posts in Fukushima Prefecture using pulse height distribution obtained from NaI(Tl) detector. Trans At Energy Soc Japan 16(1): 1-14 (2017). (Japanese).
- H19 Hirono, Y. and K. Nonaka. Time series changes in radiocaesium distribution in tea plants (*Camellia sinensis* (L.)) after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 152: 119-126 (2016).
- H20 Hirose, K. Current trends of ¹³⁷Cs concentrations in coastal waters near the Fukushima Daiichi NPP. J Radioanal Nucl Chem 307(3): 1699-1702 (2016).
- H21 Hirose, K. Fukushima Daiichi Nuclear Plant accident: Atmospheric and oceanic impacts over the five years. J Environ Radioact 157: 113-130 (2016).
- H22 Hirouchi, J., S. Takahara, H. Komagamine et al. Investigation of reduction factor of internal exposure for sheltering in Japan. ASRAM2018. Asian Symposium on Risk Assessment and Management, Xiamen, China, 2018.
- H23 Hiyama, A., C. Nohara, S. Kinjo et al. The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. Sci Rep 2: 570 (2012).
- H24 Hiyama, A., C. Nohara, W. Taira et al. The Fukushima nuclear accident and the pale grass blue butterfly: evaluating biological effects of long-term low-dose exposures. BMC Evol Biol 13: 168 (2013).
- H25 Horemans, N., R. Nauts, I.B.J. Vives et al. Genome-wide DNA methylation changes in two Brassicaceae species sampled alongside a radiation gradient in Chernobyl and Fukushima. J Environ Radioact 192: 405-416 (2018).
- H26 Horiguchi, T., H. Yoshii, S. Mizuno et al. Decline in intertidal biota after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami and the Fukushima nuclear disaster: field observations. Sci Rep 6: 20416 (2016).

- H27 Hoshino, Y., T. Higashi, T. Ito et al. Tillage can reduce the radiocesium contamination of soybean after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. Soil Tillage Res 153: 76-85 (2015).
- H28 Hoshino, Y. and M. Komatsuzaki. Vertical distribution of radiocesium affects soil-to-crop transfer coefficient in various tillage systems after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Soil Tillage Res 178: 179-188 (2018).
- H29 Hosoda, M., S. Tokonami, H. Tazoe et al. Activity concentrations of environmental samples collected in Fukushima Prefecture immediately after the Fukushima nuclear accident. Sci Rep 3: 2283 (2013).
- H30 Hosokawa, Y., M. Hosoda, A. Nakata et al. Thyroid screening survey on children after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Radiat Emerg Med 2: 82-86 (2013).
- H31 Hou, X., P.P. Povinec, L. Zhang et al. Iodine-129 in seawater offshore Fukushima: distribution, inorganic speciation, sources, and budget. Environ Sci Technol 47(7): 3091-3098 (2013).
- H32 Howard, B.J., S. Fesenko, M. Balonov et al. A comparison of remediation after the Chernobyl and Fukushima Daiichi accidents. Radiat Prot Dosim 173(1-3): 170-176 (2017).
- H33 Howard, B.J., C. Wells, C.L. Barnett et al. Improving the quantity, quality and transparency of data used to derive radionuclide transfer parameters for animal products. 2. Cow milk. J Environ Radioact 167: 254-268 (2017).
- H34 Hsu, W.L., D.L. Preston, M. Soda et al. The incidence of leukemia, lymphoma and multiple myeloma among atomic bomb survivors: 1950-2001. Radiat Res 179(3): 361-382 (2013).
- II IAEA. The International Chernobyl Project. Technical Report: Assessment of radiological consequences and evaluation of protective measures. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 1991.
- IAEA. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment". International Atomic Energy Agency, Vienna, 2006.
- I3 IAEA. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series 472. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2010.
- I4 IAEA. IAEA International fact finding expert mission of the Fukushima Dai-ichi NPP accident following the Great East Japan earthquake and tsunami. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2011.
- I5 IAEA. The Fukushima Daiichi accident. Report by the Director General. International Atomic Energy Agency. Vienna, 2015.
- I6 IAEA. The Fukushima Daiichi accident. Technical volume 4. Radiological consequences. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2015.
- 17 IAEA. The Fukushima Daiichi accident. Technical volume 3. Emergency preparedness and response. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2015.
- 18 IAEA. The Fukushima Daiichi accident. Technical volume 1. Description and context of the accident. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2015.

- IAEA. Environmental transfer of radionuclides in Japan following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. TECDOC 1927. International Atomic Energy Agency, Vienna, 2020.
- 110 IARC. Cancer incidence in five continents. Vol. XI: IARC Scientific Publication No. 166. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France, 2017.
- III IARC. Thyroid health monitoring after nuclear accidents. IARC Technical Publication No. 46. International Agency for Research on Cancer, Lyon, 2018.
- II2 ICRP. Report on the task group on reference man. ICRP Publication 23. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1975.
- II3 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 1. ICRP Publication 56. Annals of the ICRP 20. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1989.
- II4 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2. Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 67. Annals of the ICRP 23. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1993.
- I15 ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Annals of the ICRP 24. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1994.
- II6 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4. Inhalation dose coefficients. ICRP Publication 71. Annals of the ICRP 25. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1995.
- II7 ICRP. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: reference values. ICRP Publication 89. Annals of the ICRP 32. International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 2002.
- II8 ICRP. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. ICRP Publication 108. Annals of the ICRP 38. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2008.
- II9 ICRP. Conversion coefficients for radiological protection quantities for external radiation exposures. ICRP Publication 116. Annals of the ICRP 40. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2010.
- I20 ICRP. ICRP statement on tissue reactions / Early and late effects of radiation in normal tissues and organs – Threshold doses for tissue reactions in a radiation protection context. ICRP Publication 118. Annals of the ICRP 41. International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2012.
- ICRP. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Annals of the ICRP 46 (3-4). International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2017.
- I22 ICRP. Dose coefficients for external exposures to environmental sources. ICRP Publication 144. Annals of ICRP 49 (2). International Commission on Radiological Protection, Elsevier Ltd., 2020.
- I23 Igarashi, J., J. Zheng, Z. Zhang et al. First determination of Pu isotopes (²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu and ²⁴¹Pu) in radioactive particles derived from Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci Rep 9(1): 11807 (2019).

- I24 Igarashi, Y., M. Kajino, Y. Zaizen et al. Atmospheric radioactivity over Tsukuba, Japan: a summary of three years of observations after the FDNPP accident. Prog Earth Planetary Sci 2(1): 44 (2015).
- I25 Igarashi, Y., T. Kogure, Y. Kurihara et al. A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 205-206: 101-118 (2019).
- I26 Iguchi, K., K. Fujimoto, H. Kaeriyama et al. Cesium-137 discharge into the freshwater fishery ground of grazing fish, ayu *Plecoglossus altivelis* after the March 2011 Fukushima nuclear accident. Fish Sci 79(6): 983-988 (2013).
- I27 Ii, I., K. Tanoi, Y. Uno et al. Radioactive caesium concentration of lowland rice grown in the decontaminated paddy fields in Iitate-Village in Fukushima. Radioisotopes 64: 299-310 (2015). (Japanese).
- I28 Ikehara, R., M. Suetake, T. Komiya et al. Novel method of quantifying radioactive cesium-rich microparticles (CsMPs) in the environment from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Environ Sci Technol 52(11): 6390-6398 (2018).
- I29 Ikehara, R., K. Morooka, M. Suetake et al. Abundance and distribution of radioactive cesiumrich microparticles released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the environment. Chemosphere 241: 125019 (2020).
- I30 Ikenoue, T., N. Ishii, M. Kusakabe et al. Contribution of ¹³⁷Cs-enriched particles to radiocesium concentrations in seafloor sediment: Reconnaissance experiment. PLoS One 13(9): e0204289 (2018).
- I31 Imaizumi, M., K. Ashizawa, K. Neriishi et al. Thyroid diseases in atomic bomb survivors exposed in utero. J Clin Endocrinol Metab 93(5): 1641-1648 (2008).
- I32 Imaizumi, M., W. Ohishi, E. Nakashima et al. Thyroid dysfunction and autoimmune thyroid diseases among atomic bomb survivors exposed in childhood. J Clin Endocrinol Metab 102(7): 2516-2524 (2017).
- I33 Inomata, Y., M. Aoyama, T. Tsubono et al. Estimate of Fukushima-derived radiocaesium in the North Pacific Ocean in summer 2012. J Radioanal Nucl Chem 318(3): 1587-1596 (2018).
- I34 Inoue, M., Y. Shirotani, S. Yamashita et al. Temporal and spatial variations of ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs levels in the Sea of Japan and Pacific coastal region: Implications for dispersion of FDNPP-derived radiocesium. J Environ Radioact 182: 142-150 (2018).
- I35 INPO. Special report on the nuclear accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station. INPO 11-005. Institute of Nuclear Power Operations, Atlanta, 2011.
- I36 Ishii, Y., S.S. Matsuzaki and S. Hayashi. Different factors determine ¹³⁷Cs concentration factors of freshwater fish and aquatic organisms in lake and river ecosystems. J Environ Radioact 213: 106102 (2020).
- I37 Ishii, Y., S.S. Matsuzaki and S. Hayashi. Data on ¹³⁷Cs concentration factor of freshwater fish and aquatic organisms in lake and river ecosystems. Data Brief 28: 105043 (2020).
- I38 Ishikawa, T., S. Yasumura, K. Ozasa et al. The Fukushima Health Management Survey: estimation of external doses to residents in Fukushima Prefecture. Sci Rep 5: 12712 (2015).
- Ito, M., S. Yamashita, K. Ashizawa et al. Childhood thyroid diseases around Chernobyl evaluated by ultrasound examination and fine needle aspiration cytology. Thyroid 5(5): 365-368 (1995).

- I40 Itoh, M., R. Kajihara, Y. Kato et al. Frequencies of chromosomal inversions in *Drosophila melanogaster* in Fukushima after the nuclear power plant accident. PLoS One 13(2): e0192096 (2018).
- J1 Jäckel, B.S., A. Bevilacqua, G. Ducros et al. Land contamination activity data interpretation from Fukushima Daiichi accident. Nucl Eng Des 300: 28-33 (2016).
- J2 JAEA. Results of ambient gamma-ray dose rate, atmospheric radioactivity and meteorological observation. JAEA-Data/Code 2013-006. Japan Atomic Energy Agency, 2013.
- J3 JAEA. Database for radioactive substance monitoring data. Japan Atomic Energy Agency. [Internet] Available from (https://emdb.jaea.go.jp/emdb/en/) on 17 February 2020.
- J4 JNIOSH. Epidemiological study on the health effects in radiation workers. The first period (FY2014 to FY2018), Third Party Committee Report. National Institute of Occupational Safety and Health, Japan, 2020.
- J5 Johansen, M.P., E. Ruedig, K. Tagami et al. Radiological dose rates to marine fish from the Fukushima Daiichi accident: the first three years across the North Pacific. Environ Sci Technol 49(3): 1277-1285 (2015).
- K1 Kaizer, J., M. Aoyama, Y. Kumamoto et al. Tritium and radiocarbon in the western North Pacific waters: post-Fukushima situation. J Environ Radioact 184-185: 83-94 (2018).
- K2 Kakamu, T., T. Hidaka, T. Kumagai et al. The difference in external radiation exposure depending on the working process among radiation decontamination workers in Fukushima. Occup Environ Med 75(Suppl 2): A419-A419 (2018).
- K3 Kanda, J. Continuing ¹³⁷Cs release to the sea from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant through 2012. Biogeosciences 10(9): 6107-6113 (2013).
- K4 Katagiri, R., K. Asakura, S. Sasaki et al. Estimation of habitual iodine intake in Japanese adults using 16 d diet records over four seasons with a newly developed food composition database for iodine. Br J Nutr 114(4): 624-634 (2015).
- K5 Katagiri, R., K. Asakura, K. Uechi et al. Adequacy of iodine intake in three different Japanese adult dietary patterns: a nationwide study. Nutr J 14: 129 (2015).
- K6 Katata, G., M. Chino, T. Kobayashi et al. Detailed source term estimation of the atmospheric release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident by coupling simulations of an atmospheric dispersion model with an improved deposition scheme and oceanic dispersion model. Atmos Chem Phys 15(2): 1029-1070 (2015).
- K7 Kato, N., N. Kihou, S. Fujimura et al. Potassium fertilizer and other materials as countermeasures to reduce radiocesium levels in rice: Results of urgent experiments in 2011 responding to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Soil Sci Plant Nutr 61(2): 179-190 (2015).
- K8 Kato, T. Re: Associations between childhood thyroid cancer and external radiation dose after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Epidemiology 30(2): e9-e11 (2019).
- K9 Kawagoshi, T., N. Shiomi, H. Takahashi et al. Chromosomal aberrations in large Japanese field mice (*Apodemus speciosus*) captured near Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Environ Sci Technol 51(8): 4632-4641 (2017).
- K10 Kawai, M., N. Yoshizawa and G. Suzuki. ¹³¹I dose estimation from intake of tap water in the early phase after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Radiat Prot Dosim 179(1): 43-48 (2018).

- K11 Kawamura, H., T. Kobayashi, A. Furuno et al. Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ¹³¹I and ¹³⁷Cs discharged into the ocean because of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant disaster. J Nucl Sci Technol 48(11): 1349-1356 (2011).
- K12 KEK. Method to separate plume- and accumulated surrounding-contributions to peak count rate using pulse height distribution time histories at monitoring post. KEK Internal 2014-7. High Energy Accelerator Research Organization (KEK), 2015.
- K13 Kierepko, R., S.K. Sahoo, M. Hosoda et al. ²³⁸Pu/⁽²³⁹⁺²⁴⁰⁾Pu activity ratio as an indicator of Pu originating from the FDNPP accident in the terrestrial environment of Fukushima Prefecture. J Environ Radioact 196: 133-140 (2019).
- K14 Kim, E., O. Kurihara, T. Suzuki et al. Screening survey on thyroid exposure for children after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. pp.59-66 in: The 1st NIRS Symposium on Reconstruction of Early Internal Dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident (O. Kurihara et al., eds.). National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 2012.
- K15 Kim, E., O. Kurihara, N. Kunishima et al. Internal thyroid doses to Fukushima residentsestimation and issues remaining. J Radiat Res 57 (Suppl 1): i118-i126 (2016).
- K16 Kim, E., O. Kurihara, N. Kunishima et al. Early intake of radiocesium by residents living near the TEPCO Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant after the accident. Part 1: Internal doses based on whole-body measurements by NIRS. Health Phys 111(5): 451-464 (2016).
- K17 Kim, E., K. Yajima, S. Hashimoto et al. Reassessment of internal thyroid doses to 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster. Health Phys 118(1): 36-52 (2020).
- K18 Kim, M., J. Song, J. Park et al. Radiological safety assessment for incident-free transportation of radioactive decontamination waste after the Fukushima nuclear power plant accident. Nucl Technol Radiat Prot 34(2): 201-208 (2019).
- K19 Kim, T.-W., B.-W. Rhee, J.-H. Song et al. Estimation of in-plant source term release behaviors from Fukushima Daiichi reactor cores by forward method and comparison with reverse method. J Radiat Prot Res 42(2): 114-129 (2017).
- K20 Kinase, S., T. Takahashi and K. Saito. Long-term predictions of ambient dose equivalent rates after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. J Nucl Sci Technol 54(12): 1345-1354 (2017).
- K21 Kinase, T., K. Kita, Y. Igarashi et al. The seasonal variations of atmospheric ^{134,137}Cs activity and possible host particles for their resuspension in the contaminated areas of Tsushima and Yamakiya, Fukushima, Japan. Prog Earth Planetary Sci 5: 12 (2018).
- K22 Kinouchi, T., K. Yoshimura and T. Omata. Modeling radiocesium transport from a river catchment based on a physically-based distributed hydrological and sediment erosion model. J Environ Radioact 139: 407-415 (2015).
- K23 Kitahara, C.M., D.L. Preston, G. Neta et al. Occupational radiation exposure and thyroid cancer incidence in a cohort of U.S. radiologic technologists, 1983-2013. Int J Cancer 143(9): 2145-2149 (2018).
- K24 Kitamura, H., T. Okubo, K. Kodama et al. Epidemiological study of health effects in Fukushima nuclear emergency workers-study design and progress report. Radiat Prot Dosim 182(1): 40-48 (2018).

- K25 Kiyono, Y. and A. Akama. Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. JPN J Environ 55(2): 113-118 (2013).
- K26 Kiyono, Y. and A. Akama. Seasonal variations of radioactive cesium contamination in cultivated *Petasites japonicus*. J JPN Forest Soc (97): 158-164 (2015). (Japanese).
- K27 Klugbauer, S., E. Lengfelder, E.P. Demidchik et al. High prevalence of RET rearrangement in thyroid tumors of children from Belarus after the Chernobyl reactor accident. Oncogene 11(12): 2459-2467 (1995).
- K28 Kobayashi, M., K. Suzuki, S. Miyamoto et al. Urgent study on the contamination of radionuclides in milk of dairy cows following the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in Japan. Nihon Chikusan Gakkaiho 83(1): 57-64 (2012). (Japanese).
- K29 Kobayashi, S., T. Shinomiya, T. Ishikawa et al. Low ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs ratio anomaly in the northnorthwest direction from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station. J Environ Radioact 178-179: 84-94 (2017).
- K30 Kobayashi, T., H. Nagai, M. Chino et al. Source term estimation of atmospheric release due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident by atmospheric and oceanic dispersion simulations. J Nucl Sci Technol 50(3): 255-264 (2013).
- K31 Kodama, H. Fukushima prefecture surface decontamination model project. Kokudogijutsu Kenkyukai, 2012. [Internet] Available from (https://www.mlit.go.jp/chosahokoku/giken/ program/kadai/pdf/jusyo/H24/acc1-08.pdf) on 17 September 2020. (Japanese).
- K32 Kodama, Y., T. Oikawa, K. Hayashi et al. Impact of natural disaster combined with nuclear power plant accidents on local medical services: a case study of Minamisoma Municipal General Hospital after the Great East Japan Earthquake. Disaster Med Public Health Prep 8(6): 471-476 (2014).
- K33 Koizumi, A., K.H. Harada, T. Niisoe et al. Preliminary assessment of ecological exposure of adult residents in Fukushima Prefecture to radioactive cesium through ingestion and inhalation. Environ Health Prev Med 17(4): 292-298 (2012).
- K34 Kojima, Y., S. Yokoya, N. Kurita et al. Cryptorchidism after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: causation or coincidence? Fukushima J Med Sci 65(3): 76-98 (2019).
- K35 Komatsu, M., K. Nishina and S. Hashimoto. Extensive analysis of radiocesium concentrations in wild mushrooms in eastern Japan affected by the Fukushima nuclear accident: Use of open accessible monitoring data. Environ Pollut 255(Pt 2): 113236 (2019).
- K36 Kondo, M., H. Maeda, A. Goto et al. Exchangeable Cs/K ratio in soil is an index to estimate accumulation of radioactive and stable Cs in rice plant. Soil Sci Plant Nutr 61(1): 133-143 (2015).
- K37 Konoplev, A., V. Golosov, G. Laptev et al. Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. J Environ Radioact 151 (Pt 3): 568-578 (2016).
- K38 Konoplev, A.V., V.N. Golosov, V.I. Yoschenko et al. Vertical distribution of radiocesium in soils of the area affected by the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. Eurasian Soil Sci 49(5): 570-580 (2016).
- K39 Körblein, A. and H. Küchenhoff. Perinatal mortality after the Fukushima accident: a spatiotemporal analysis. J Radiol Prot 39(4): 1021-1030 (2019).

- K40 Krestinina, L.Y., Y.E. Kharyuzov, S.B. Epiphanova et al. Cancer incidence after in utero exposure to ionizing radiation in Techa River residents. Radiat Res 188(3): 314-324 (2017).
- K41 Kryshev, I.I., A.I. Kryshev and T.G. Sazykina. Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March-May 2011. J Environ Radioact 114: 157-161 (2012).
- K42 Kubo, A., K. Tanabe, G. Suzuki et al. Radioactive cesium concentrations in coastal suspended matter after the Fukushima nuclear accident. Mar Pollut Bull 131(Pt A): 341-346 (2018).
- K43 Kubo, A., K. Tanabe, Y. Ito et al. Spatial variation in sedimentary radioactive cesium concentrations in Tokyo Bay following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Chemosphere 235: 550-555 (2019).
- K44 Kubo, K., K. Nemoto, H. Kobayashi et al. Analyses and countermeasures for decreasing radioactive cesium in buckwheat in areas affected by the nuclear accident in 2011. Field Crops Res 170: 40-46 (2015).
- K45 Kubota, Y., H. Takahashi, Y. Watanabe et al. Estimation of absorbed radiation dose rates in wild rodents inhabiting a site severely contaminated by the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. J Environ Radioact 142: 124-131 (2015).
- K46 Kubota, Y., H. Tsuji, T. Kawagoshi et al. Chromosomal aberrations in wild mice captured in areas differentially contaminated by the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant accident. Environ Sci Technol 49(16): 10074-10083 (2015).
- K47 Kudo, T., A. Inano, S. Midorikawa et al. Determination of the kinetic parameters for ¹²³I uptake by the thyroid, thyroid weights, and thyroid volumes in present-day healthy Japanese volunteers. Health Phys 118(4): 417-426 (2020).
- K48 Kumagai, A. and K. Tanigawa. Current status of the Fukushima Health Management Survey. Radiat Prot Dosim 182(1): 31-39 (2018).
- K49 Kumamoto, Y., M. Aoyama, Y. Hamajima et al. Meridional distribution of Fukushima-derived radiocesium in surface seawater along a trans-Pacific line from the Arctic to Antarctic Oceans in summer 2012. J Radioanal Nucl Chem 307(3): 1703-1710 (2016).
- K50 Kumamoto, Y., M. Aoyama, Y. Hamajima et al. Fukushima-derived radiocesium in the western North Pacific in 2014. J Radioanal Nucl Chem 311(2): 1209-1217 (2017).
- K51 Kumamoto, Y., M. Aoyama, Y. Hamajima et al. Radiocesium in the western subarctic area of the North Pacific Ocean, Bering Sea, and Arctic Ocean in 2013 and 2014. Appl Radiat Isot 126: 88-92 (2017).
- K52 Kunii, Y., H. Yoshimura, K. Mukaikasa et al. Effect of inorganic iodine administration for two weeks on thyroid uptake in healthy Japanese. Nippon Naibunpi Gakkai Zasshi 88: 526-526 (2012). (Japanese).
- K53 Kunii, Y., Y. Suzuki, T. Shiga et al. Severe psychological distress of evacuees in evacuation zone caused by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: The Fukushima Health Management Survey. PLoS One 11(7): e0158821 (2016).
- K54 Kunishima, N., K. Tani, O. Kurihara et al. Numerical simulation based on individual voxel phantoms for a sophisticated evaluation of internal doses mainly from ¹³¹I in highly exposed workers involved in the TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident. Health Phys 116(5): 647-656 (2019).

- K55 Kurihara, O., T. Nakagawa, C. Takada et al. Internal doses of three persons staying 110 Km south of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station during the arrival of radioactive plumes based on direct measurements. Radiat Prot Dosim 170(1-4): 420-424 (2016).
- K56 Kurokawa, K., A. Nakao, H. Tsukada et al. Exchangeability of ¹³⁷Cs and K in soils of agricultural fields after decontamination in the eastern coastal area of Fukushima. Soil Sci Plant Nutr 65(4): 401-408 (2019).
- K57 Kusaba, S., K. Matsuoka, K. Abe et al. Changes in radiocesium concentration in a blueberry (*Vaccinium virgatum* Aiton) orchard resulting from radioactive fallout. Soil Sci Plant Nutr 61(1): 169-173 (2015).
- K58 Kusaba, S., K. Matsuoka, T. Saito et al. Changes in radiocesium concentration in a Japanese chestnut (*Castanea crenata* Sieold & Zucc.) orchard following radioactive fallout. Soil Sci Plant Nutr 61(1): 165-168 (2015).
- K59 Kusakabe, M., S. Oikawa, H. Takata et al. Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. Biogeosciences 10(7): 5019-5030 (2013).
- K60 Kusakabe, M., N. Inatomi, H. Takata et al. Decline in radiocesium in seafloor sediments off Fukushima and nearby prefectures. J Oceanogr 73(5): 529-545 (2017).
- K61 Kusuhara, H. and K. Maeda. Determination of kinetic parameters for 123-I thyroid uptake in healthy Japanese. EPJ Web Conf. 153: 08007 (2017).
- L1 Lebel, L.S., R.S. Dickson and G.A. Glowa. Radioiodine in the atmosphere after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. J Environ Radioact 151 (Pt 1): 82-93 (2016).
- L2 Lee, W.J., D.L. Preston, E.S. Cha et al. Thyroid cancer risks among medical radiation workers in South Korea, 1996-2015. Environ Health 18(1): 19 (2019).
- L3 Leggett, R.W. A physiological systems model for iodine for use in radiation protection. Radiat Res 174(4): 496-516 (2010).
- L4 Lepage, H., O. Evrard, Y. Onda et al. Depth distribution of cesium-137 in paddy fields across the Fukushima pollution plume in 2013. J Environ Radioact 147: 157-164 (2015).
- L5 Leuraud, K., D.B. Richardson, E. Cardis et al. Ionising radiation and risk of death from leukaemia and lymphoma in radiation-monitored workers (INWORKS): an international cohort study. Lancet Haematol 2(7): e276-281 (2015).
- L6 Li, P., Y. Gong and M. Komatsuzaki. Temporal dynamics of ¹³⁷Cs distribution in soil and soilto-crop transfer factor under different tillage systems after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in Japan. Sci Total Environ 697: 134060 (2019).
- L7 Lian, Y., J. Xiao, X. Ji et al. Protracted low-dose radiation exposure and cataract in a cohort of Chinese industry radiographers. Occup Environ Med 72(9): 640-647 (2015).
- L8 Lien, K.-W., M.-P. Ling and M.-H. Pan. Assessing Japan imported food products radiation doses and exposure risk following the Fukushima nuclear accident. Expo Health 12(2): 215-225 (2019).
- L9 Little, M.P., C.M. Kitahara, E.K. Cahoon et al. Occupational radiation exposure and risk of cataract incidence in a cohort of US radiologic technologists. Eur J Epidemiol 33(12): 1179-1191 (2018).
- L10 Little, M.P., C.M. Kitahara, E.K. Cahoon et al. Occupational radiation exposure and glaucoma and macular degeneration in the US radiologic technologists. Sci Rep 8(1): 10481 (2018).

- L11 Little, M.P., R. Wakeford, D. Borrego et al. Leukaemia and myeloid malignancy among people exposed to low doses (<100 mSv) of ionising radiation during childhood: a pooled analysis of nine historical cohort studies. Lancet Haematol 5(8): e346-e358 (2018).
- L12 Lubin, J.H., M.J. Adams, R. Shore et al. Thyroid cancer following childhood low-dose radiation exposure: A pooled analysis of nine cohorts. J Clin Endocrinol Metab 102(7): 2575-2583 (2017).
- L13 Lyons, P.C., K. Okuda, M.T. Hamilton et al. Rewilding of Fukushima's human evacuation zone. Front Ecol Environ 18(3): 127-134 (2020).
- M1 Madigan, D.J., Z. Baumann, O.E. Snodgrass et al. Radiocesium in Pacific bluefin tuna *Thunnus orientalis* in 2012 validates new tracer technique. Environ Sci Technol 47(5): 2287-2294 (2013).
- M2 Maeda, M. and M. Oe. Mental health consequences and social issues after the Fukushima disaster. Asia Pac J Public Health 29(2 suppl): 36S-46S (2017).
- M3 MAFF. 2011 livestock statistics. Ministry of Agriculture, Forestry and Fishery, Japan. [Internet] Available from (http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001099430) on 1 January 2017. (Japanese).
- M4 MAFF. Results of examination of radioactive materials in livestock products. Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan. [Internet] Available from (https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/seisan_kensa) on 01 March 2020. (Japanese).
- M5 MAFF. Results of examination of radioactive materials in agricultural products. Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan. [Internet] Available from (https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/s chosa) on 01 March 2020. (Japanese).
- M6 MAFF. Results of examination of radioactive materials in fishery products. Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Japan. [Internet] Available from (https://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html) on 01 March 2020. (Japanese).
- M7 Manabe, N., T. Takahashi, M. Endo et al. Effects of "Clean Feeding" management on livestock products contaminated with radioactive cesium due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. pp.77-90 in: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (T.M. Nakanishi and K. Tanoi, eds.). Springer, Tokyo, 2016.
- M8 Mashiko, H., H. Yabe, M. Maeda et al. Mental health status of children after the Great East Japan Earthquake and Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Asia Pac J Public Health 29(2_suppl): 131S-138S (2017).
- M9 Mathieu, A., M. Kajino, I. Korsakissok et al. Fukushima Daiichi–derived radionuclides in the atmosphere, transport and deposition in Japan: A review. Appl Geochem 91: 122-139 (2018).
- M10 Matsuda, K., K. Takagi, A. Tomiya et al. Comparison of radioactive cesium contamination of lake water, bottom sediment, plankton, and freshwater fish among lakes of Fukushima Prefecture, Japan after the Fukushima fallout. Fish Sci 81(4): 737-747 (2015).
- M11 Matsuda, N., A. Kumagai, A. Ohtsuru et al. Assessment of internal exposure doses in Fukushima by a whole body counter within one month after the nuclear power plant accident. Radiat Res 179(6): 663-668 (2013).
- M12 Matsuda, N., K. Yoshida, K. Nakashima et al. Initial activities of a radiation emergency medical assistance team to Fukushima from Nagasaki. Radiat Meas 55: 22-25 (2013).
- M13 Matsuda, N., S. Mikami, T. Sato et al. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident. J Environ Radioact 166(Pt 3): 427-435 (2017).

- M14 Matsumoto, A., H. Myouse, H. Arakawa et al. The effects of sediment transport on temporal variation in radiocesium concentrations in very shallow water off the southern coast of Fukushima, Japan. J Environ Radioact 184-185: 6-13 (2018).
- M15 Matsunaga, T., J. Koarashi, M. Atarashi-Andoh et al. Comparison of the vertical distributions of Fukushima nuclear accident radiocesium in soil before and after the first rainy season, with physicochemical and mineralogical interpretations. Sci Total Environ 447: 301-314 (2013).
- M16 Matsushima, N., S. Ihara, M. Takase et al. Assessment of radiocesium contamination in frogs 18 months after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. Sci Rep 5: 9712 (2015).
- M17 Matsuzaki, H., Y. Muramatsu, K. Kato et al. Development of ¹²⁹I-AMS system at MALT and measurements of ¹²⁹I concentrations in several Japanese soils. Nucl Instrum Methods Phys Res B 259(1): 721-726 (2007).
- M18 Matsuzaki, H., Y. Muramatsu, T. Ohno et al. Retrospective reconstruction of iodine-131 distribution through the analysis of iodine-129. EPJ Web Conf 153: 08014 (2017).
- M19 Men, W., J. Zheng, H. Wang et al. Pu isotopes in the seawater off Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant site within two months after the severe nuclear accident. Environ Pollut 246: 303-310 (2019).
- M20 Meulepas, J.M., C.M. Ronckers, A. Smets et al. Radiation exposure from pediatric CT scans and subsequent cancer risk in the Netherlands. J Natl Cancer Inst 111(3): 256-263 (2019).
- M21 MHLW. Ordinance No. 41. Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan. [Internet] Available from (https://www.mhlw.go.jp/web/t_doc?dataId=74101000&dataType=0&pageNo=1) on 21 December 2020.
- M22 MHLW. Responses and actions taken by the Ministry of Health, Labour and Welfare of Japan on radiation protection at works relating to the accident at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant 7th edition (fiscal year of 2019). Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan, Tokyo, 2020.
- M23 MHLW. Report of clinical study subcommittee of epidemiological study on health effects among radiation workers supported by Industrial Disease Clinical Research Grants. Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan. [Internet] Available from (https://www.news.johas.go. jp/hp/pdf/report_r01.pdf) on 27 October 2020. (Japanese).
- M24 MHLW. Official communication with the Head of Japanese delegation to the UNSCEAR secretariat. Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan. UNSCEAR 66th session. 2020.
- M25 MHLW. About "examination result of study meeting about work outside of ionizing radiation disorder" and recognition of industrial accident. Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan. [Internet] Available from (https://www.mhlw.go.jp/stf/shingi2/0000103364.html) on 17 February 2020. (Japanese).
- M26 MHLW. About examination result of "examination meeting about work outside of ionizing radiation disorder" and recognition of industrial accident. Ministry of Health, Labour and Welfare, Japan. [Internet] Available from (https://www.mhlw.go.jp/stf/shingi2/ 0000134039.html) on 15 February 2020. (Japanese).
- M27 MIC. Population census 2010. Ministry of Internal Affairs and Communications, Japan. [Internet] Available from (https://www.e-stat.go.jp/en/stat-search/files?page=1&toukei= 00200521&bunya_l=02&tstat=000001039448&cycle=0&result_page=1&cycle_facet=cycle) on 23 March 2020.

- M28 Midorikawa, S., M. Murakami and A. Ohtsuru. Harm of overdiagnosis or extremely early diagnosis behind trends in pediatric thyroid cancer. Cancer 125(22): 4108-4109 (2019).
- M29 Mikami, S., T. Maeyama, Y. Hoshide et al. The air dose rate around the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant: its spatial characteristics and temporal changes until December 2012. J Environ Radioact 139: 250-259 (2015).
- M30 Mikami, S., H. Tanaka, H. Matsuda et al. The deposition densities of radiocesium and the air dose rates in undisturbed fields around the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant; their temporal changes for five years after the accident. J Environ Radioact 210: 105941 (2019).
- M31 Minamisoma City. Personal cumulative dose measurement result. Minamisoma city web portal. [Internet] Available from (https://www.city.minamisoma.lg.jp/portal/health/hoshasen hibaku/3/1/index.html) on 17 February 2020. (Japanese).
- M32 Mitsutake, N., T. Fukushima, M. Matsuse et al. $BRAF^{V600E}$ mutation is highly prevalent in thyroid carcinomas in the young population in Fukushima: a different oncogenic profile from Chernobyl. Sci Rep 5: 16976 (2015).
- M33 Miura, H., Y. Kurihara, A. Sakaguchi et al. Discovery of radiocesium-bearing microparticles in river water and their influence on the solid-water distribution coefficient (K_d) of radiocesium in the Kuchibuto River in Fukushima. Geochem J 52(2): 145-154 (2018).
- M34 Miyatake, H., M. Kawai, N. Yoshizawa et al. Estimation of internal dose from tap water after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident using newly obtained data. J Radiat Res 61(2): 231-236 (2020).
- M35 Miyazawa, Y., Y. Masumoto, S.M. Varlamov et al. Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. Biogeosciences 10(4): 2349-2363 (2013).
- M36 ML. Criteria for approving occupational/non-occupational diseases related to ionizing radiation disease. Director-General's notice No. 810. Ministry of Labour, Japan, 1976. (Japanese).
- M37 MOE. Decontamination Guidelines Ver.1, December 2011. Ministry of the Environment, Japan, 2011.
- M38 MOE. FY 2014 Decontamination Report -A compilation of experiences to date on decontamination for the living environment conducted by the Ministry of the Environment-, March 2015. Ministry of the Environment, Japan. [Internet] Available from (http://josen.env.go.jp/en/policy_document/) on 10 September 2020.
- M39 MOE. Decontamination projects for radioactive contamination discharged by Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, March 2018. Ministry of the Environment, Japan. [Internet] Available from (http://josen.env.go.jp/en/policy_document/) on 10 September 2020.
- M40 MOE. Act on special measures concerning the handling of environment pollution by radioactive materials discharged by the NPS accident associated with the Tohoku District off the Pacific Ocean earthquake that occurred on March 11, 2011. Ministry of the Environment, Japan. [Internet] Available from (http://josen.env.go.jp/en/framework/pdf/basic_principles.pdf) on 17 September 2020.
- M41 MOE. Off-site environmental remediation in affected areas in Japan. July 2020. Ministry of the Environment, Japan. [Internet] Available from (http://josen.env.go.jp/en/pdf/environmental _remediation_2007.pdf) on 17 September 2020.

- M42 Moller, A.P., A. Hagiwara, S. Matsui et al. Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. Environ Pollut 164: 36-39 (2012).
- M43 Momose, T., C. Takada, T. Nakagawa et al. Whole-body counting of Fukushima residents after the TEPCO Fukushima Daiichi nuclear power station accident. pp.67-82 in: The 1st NIRS Symposium on Reconstruction of Early Internal Dose in the TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station Accident (O. Kurihara et al., eds.). National Institute of Radiological Sciences, Chiba, 2012.
- M44 Moriizumi, J., A. Oku, N. Yaguchi et al. Spatial distributions of atmospheric concentrations of radionuclides on 15 March 2011 discharged by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident estimated from NaI(Tl) pulse height distributions measured in Ibaraki Prefecture. J Nucl Sci Technol 57(5): 495-513 (2019).
- M45 Morita, N., M. Miura, M. Yoshida et al. Spatiotemporal characteristics of internal radiation exposure in evacuees and first responders after the radiological accident in Fukushima. Radiat Res 180(3): 299-306 (2013).
- M46 Mousseau, T.A. and A.P. Møller. Instant symposium. Am Entomol 58(3): 142-154 (2012).
- M47 Murakami, M. and T. Oki. Estimated dietary intake of radionuclides and health risks for the citizens of Fukushima City, Tokyo, and Osaka after the 2011 nuclear accident. PLoS One 9(11): e112791 (2014).
- M48 Murakami, M., S. Nomura, M. Tsubokura et al. Radiation doses and decontamination effects in Minamisoma city: airborne and individual monitoring after the Fukushima nuclear accident. J Radiol Prot 39(4): N27-N35 (2019).
- M49 Muramatsu, Y., Y. Takada, H. Matsuzaki et al. AMS analysis of ¹²⁹I in Japanese soil samples collected from background areas far from nuclear facilities. Quat Geochronol 3(3): 291-297 (2008).
- M50 Muramatsu, Y., H. Matsuzaki, C. Toyama et al. Analysis of ¹²⁹I in the soils of Fukushima Prefecture: preliminary reconstruction of ¹³¹I deposition related to the accident at Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP). J Environ Radioact 139: 344-350 (2015).
- N1 Nagai, H., H. Terada, K. Tsuduki et al. Updating source term and atmospheric dispersion simulations for the dose reconstruction in Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. EPJ Web Conf 153: 08012 (2017).
- N2 Nagataki, S., K. Shizume and K. Nakao. Thyroid function in chronic excess iodide ingestion: comparison of thyroidal absolute iodine uptake and degradation of thyroxine in euthyroid Japanese subjects. J Clin Endocrinol Metab 27(5): 638-647 (1967).
- N3 Nagataki, S. and N. Takamura. A review of the Fukushima nuclear reactor accident: radiation effects on the thyroid and strategies for prevention. Curr Opin Endocrinol Diabetes Obes 21(5): 384-393 (2014).
- N4 Nakai, W., N. Okada, S. Ohashi et al. Evaluation of ¹³⁷Cs accumulation by mushrooms and trees based on the aggregated transfer factor. J Radioanal Nucl Chem 303(3): 2379-2389 (2015).
- N5 Nakajima, T., S. Misawa, Y. Morino et al. Model depiction of the atmospheric flows of radioactive cesium emitted from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. Prog Earth Planetary Sci 4(1): 2 (2017).

- N6 Nakao, A., A. Takeda, S. Ogasawara et al. Relationships between paddy soil radiocesium interception potentials and physicochemical properties in Fukushima, Japan. J Environ Qual 44(3): 780-788 (2015).
- N7 Nakashima, K., M. Orita, N. Fukuda et al. Radiocesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi Village after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Peer J 3: e1427 (2015).
- N8 Nakaya, T., K. Takahashi, H. Takahashi et al. Spatial analysis of the geographical distribution of thyroid cancer cases from the first-round thyroid ultrasound examination in Fukushima Prefecture. Sci Rep 8(1): 17661 (2018).
- N9 Nemoto, Y., R. Saito and H. Oomachi. Seasonal variation of cesium-137 concentration in Asian black bear (*Ursus thibetanus*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Fukushima Prefecture, Japan. PLoS One 13(7): e0200797 (2018).
- N10 Nihei, N. and K. Nemoto. Radiocesium accumulation in koshiabura (*Eleutherococcus sciadophylloides*) and other wild vegetables in Fukushima Prefecture. pp.77-83 in: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III) (T.M. Nakanishi et al., eds.). Springer Singapore, Singapore, 2019.
- N11 Nikiforov, Y.E. Radiation-induced thyroid cancer: what we have learned from Chernobyl. Endocr Pathol 17(4): 307-317 (2006).
- N12 Nishihara, K., H. Iwamoto and K. Suyama. Estimation of fuel compositions in Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant. JAEA-Data/Code 2012-018. Japan Atomic Energy Agency, Tokaimura, 2012.
- N13 Nomura, S., M. Tsubokura, R. Hayano et al. Comparison between direct measurements and modeled estimates of external radiation exposure among school children 18 to 30 months after the Fukushima nuclear accident in Japan. Environ Sci Technol 49(2): 1009-1016 (2015).
- N14 Nomura, S., M. Blangiardo, M. Tsubokura et al. Post-nuclear disaster evacuation and survival amongst elderly people in Fukushima: A comparative analysis between evacuees and nonevacuees. Prev Med 82: 77-82 (2016).
- N15 Nomura, S., M. Tsubokura, T. Furutani et al. Dependence of radiation dose on the behavioral patterns among school children: a retrospective analysis 18 to 20 months following the 2011 Fukushima nuclear incident in Japan. J Radiat Res 57(1): 1-8 (2016).
- N16 NRA. Environmental radiation database. Nuclear Regulation Authority. [Internet] Available from (https://search.kankyo-hoshano.go.jp/servlet/search.top) on 01 March 2020. (Japanese).
- O1 Ochiai, K., S. Hayama, S. Nakiri et al. Low blood cell counts in wild Japanese monkeys after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. Sci Rep 4: 5793 (2014).
- O2 Ochiai, S., H. Hasegawa, H. Kakiuchi et al. Temporal variation of post-accident atmospheric ¹³⁷Cs in an evacuated area of Fukushima Prefecture: Size-dependent behaviors of ¹³⁷Cs-bearing particles. J Environ Radioact 165: 131-139 (2016).
- O3 Oe, M., S. Fujii, M. Maeda et al. Three-year trend survey of psychological distress, posttraumatic stress, and problem drinking among residents in the evacuation zone after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident [The Fukushima Health Management Survey]. Psychiatry Clin Neurosci 70(6): 245-252 (2016).

- O4 Ohba, T., A. Hasegawa, Y. Kohayagawa et al. Body surface contamination levels of residents under different evacuation scenarios after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Health Phys 113(3): 175-182 (2017).
- O5 Ohba, T., T. Ishikawa, H. Nagai et al. Reconstruction of residents' thyroid equivalent doses from internal radionuclides after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. Sci Rep 10(1): 3639 (2020).
- O6 Ohira, T., M. Hosoya, S. Yasumura et al. How lifestyle affects health--changes in health status before and after the earthquake. Fukushima J Med Sci 60(2): 211-212 (2014).
- O7 Ohira, T., H. Takahashi, S. Yasumura et al. Comparison of childhood thyroid cancer prevalence among 3 areas based on external radiation dose after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident: The Fukushima health management survey. Medicine (Baltimore) 95(35): e4472 (2016).
- O8 Ohira, T., H. Takahashi and S. Yasumura. The Authors Respond. Epidemiology 29(6): e57-e58 (2018).
- O9 Ohira, T., H. Takahashi, S. Yasumura et al. Associations between childhood thyroid cancer and external radiation dose after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Epidemiology 29(4): e32-e34 (2018).
- O10 Ohira, T., A. Ohtsuru, S. Midorikawa et al. External radiation dose, obesity, and risk of childhood thyroid cancer after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: The Fukushima Health Management Survey. Epidemiology 30(6): 853-860 (2019).
- O11 Ohira, T., H. Takahashi and S. Yasumura. The Authors Respond. Epidemiology 30(2): e11 (2019).
- O12 Ohira, T., H. Shimura, F. Hayashi et al. Absorbed radiation doses in the thyroid as estimated by UNSCEAR and subsequent risk of childhood thyroid cancer following the Great East Japan Earthquake. J Radiat Res 61(2): 243-248 (2020).
- O13 Ohmori, H., Y. Sasaki, K. Tajima et al. Radioactive caesium concentrations in pigs fed brown rice contaminated by the Tokyo Electric Power Company Fukushima Daiichi nuclear power plant. Livestock Sci 159: 156-160 (2014).
- Ol4 Ohmori, Y., M. Kajikawa, S. Nishida et al. The effect of fertilization on cesium concentration of rice grown in a paddy field in Fukushima Prefecture in 2011 and 2012. J Plant Res 127(1): 67-71 (2014).
- O15 Ohse, K., K. Kitayama, S. Suenaga et al. Concentration of radiocesium in rice, vegetables, and fruits cultivated in the evacuation area in Okuma Town, Fukushima. J Radioanal Nucl Chem 303(2): 1533-1537 (2015).
- O16 Ohtsuru, A., S. Midorikawa, T. Ohira et al. Incidence of thyroid cancer among children and young adults in Fukushima, Japan, screened with 2 rounds of ultrasonography within 5 years of the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. JAMA Otolaryngol Head Neck Surg 145(1): 4-11 (2019).
- O17 Oikawa, S., H. Takata, T. Watabe et al. Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. Biogeosciences 10(7): 5031-5047 (2013).
- O18 Oinuma, H., K. Yanai, H. Matsuyama et al. Inhibitory effect of zeolite and bentonite on absorption radioactive cesium in daily cattle. Tohoku J Agric Res 65: 89-90 (2012). (Japanese).

- O19 Oinuma, H., M. Saito, Y. Oda et al. Effect of zeolite supplementation on the transfer of radioactive cesium from diet in dairy cows. Nihon Chikusan Gakkaiho 84(3): 333-339 (2013). (Japanese).
- O20 Okano, T., H. Ishiniwa, M. Onuma et al. Effects of environmental radiation on testes and spermatogenesis in wild large Japanese field mice (*Apodemus speciosus*) from Fukushima. Sci Rep 6: 23601 (2016).
- O21 Omori, Y., M. Hosoda, F. Takahashi et al. Japanese population dose from natural radiation. J Radiol Prot 40(3): R99-R140 (2020).
- O22 Otosaka, S. and Y. Kato. Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories. Environ Sci Process Impacts 16(5): 978-990 (2014).
- O23 Otosaka, S. Processes affecting long-term changes in ¹³⁷Cs concentration in surface sediments off Fukushima. J Oceanogr 73(5): 559-570 (2017).
- O24 Otosaka, S., Y. Satoh, T. Suzuki et al. Distribution and fate of ¹²⁹I in the seabed sediment off Fukushima. J Environ Radioact 192: 208-218 (2018).
- O25 Oura, Y., M. Ebihara, H. Tsuruta et al. A database of hourly atmospheric concentrations of radiocesium (¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs) in suspended particulate matter collected in March 2011 at 99 air pollution monitoring stations in eastern Japan. J Nucl Radiochem Sci 15(2): 1-12 (2015).
- P1 Park, S., C.M. Oh, H. Cho et al. Association between screening and the thyroid cancer "epidemic" in South Korea: evidence from a nationwide study. BMJ 355: i5745 (2016).
- P2 Petoussi-Henss, N., H. Schlattl, M. Zankl et al. Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children. Phys Med Biol 57(18): 5679-5713 (2012).
- P3 Povinec, P.P., K. Hirose and M. Aoyama. Radiostrontium in the western North Pacific: characteristics, behavior, and the Fukushima impact. Environ Sci Technol 46(18): 10356-10363 (2012).
- P4 Povinec, P.P. and K. Hirose. Fukushima radionuclides in the NW Pacific, and assessment of doses for Japanese and world population from ingestion of seafood. Sci Rep 5: 9016 (2015).
- P5 Powell, N., S. Jeremiah, M. Morishita et al. Frequency of *BRAF* T1796A mutation in papillary thyroid carcinoma relates to age of patient at diagnosis and not to radiation exposure. J Pathol 205(5): 558-564 (2005).
- P6 Preston, D.L., H. Cullings, A. Suyama et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors exposed in utero or as young children. J Natl Cancer Inst 100(6): 428-436 (2008).
- Q1 Qiu, X., S.L. Undap, M. Honda et al. Pollution of radiocesium and radiosilver in wharf roach (*Ligia sp.*) by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Radioanal Nucl Chem 311(1): 121-126 (2016).
- R1 Ramzaev, V., A. Barkovsky, A. Gromov et al. Fukushima fallout in Sakhalin Region, Russia, part 3: ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs in cow's milk. Radiat Hyg 11(3): 40-55 (2018).
- R2 Richardson, D.B., E. Cardis, R.D. Daniels et al. Risk of cancer from occupational exposure to ionising radiation: retrospective cohort study of workers in France, the United Kingdom, and the United States (INWORKS). BMJ 351: h5359 (2015).

- R3 Ronckers, C.M., C.A. Erdmann and C.E. Land. Radiation and breast cancer: a review of current evidence. Breast Cancer Res 7(1): 21-32 (2005).
- R4 Rosenberg, B.L., J.E. Ball, K. Shozugawa et al. Radionuclide pollution inside the Fukushima Daiichi exclusion zone, part 1: Depth profiles of radiocesium and strontium-90 in soil. Appl Geochem 85: 201-208 (2017).
- S1 Saito, K., I. Tanihata, M. Fujiwara et al. Detailed deposition density maps constructed by largescale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 139: 308-319 (2015).
- S2 Saito, K., S. Mikami, M. Andoh et al. Summary of temporal changes in air dose rates and radionuclide deposition densities in the 80 km zone over five years after the Fukushima Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 210: 105878 (2019).
- S3 Saito, T., K. Takahashi, T. Makino et al. Effect of application timing of potassium fertilizer on root uptake of ¹³⁷Cs in brown rice. J Radioanal Nucl Chem 303(2): 1585-1587 (2015).
- S4 Sakaguchi, A., P. Steier, Y. Takahashi et al. Isotopic compositions of ²³⁶U and Pu isotopes in "black substances" collected from roadsides in Fukushima prefecture: fallout from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. Environ Sci Technol 48(7): 3691-3697 (2014).
- S5 Sakumi, A., R. Miyagawa, Y. Tamari et al. External effective radiation dose to workers in the restricted area of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant during the third year after the Great East Japan Earthquake. J Radiat Res 57(2): 178-181 (2016).
- S6 Sanial, V., K.O. Buesseler, M.A. Charette et al. Unexpected source of Fukushima-derived radiocesium to the coastal ocean of Japan. Proc Natl Acad Sci USA 114(42): 11092-11096 (2017).
- S7 Sasaki, Y., H. Abe, K. Mitachi et al. The transfer of radiocesium from the bark to the stemflow of chestnut trees (*Castanea crenata*) contaminated by radionuclides from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. J Environ Radioact 161: 58-65 (2016).
- Sato, I., J. Sasaki, H. Satoh et al. Decreased blood cell counts were not observed in cattle living in the "difficult-to-return zone" of the Fukushima nuclear accident. Anim Sci J 90(1): 128-134 (2019).
- S9 Sato, M., D. Takata, K. Tanoi et al. Radiocesium transfer into the fruit of deciduous fruit trees contaminated during dormancy. Soil Sci Plant Nutr 61(1): 156-164 (2015).
- S10 Sato, M., A. Kuwana, H. Minami et al. Long-term changes of ¹³⁷Cs activity concentration in fruit and leaf of deciduous fruits during both period of young and mature fruit stage. The 20th Workshop on Environmental Radioactivity. High Energy Accelerator Research Organization, Tsukuba, 2019. (Japanese).
- S11 Sato, M., K. Matsuoka, T. Takase et al. Vertical migration of ¹³⁷Cs in Japanese orchards after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Hort J 88: 150-163 (2019).
- S12 Sato, O., S. Nonaka and J.I. Tada. Intake of radioactive materials as assessed by the duplicate diet method in Fukushima. J Radiol Prot 33(4): 823-838 (2013).
- S13 Sato, Y., M. Takigawa, T.T. Sekiyama et al. Model intercomparison of atmospheric ¹³⁷Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: Simulations based on identical input data. J Geophys Res 123(20): 11748-11765 (2018).
- S14 Satou, Y., K. Sueki, K. Sasa et al. First successful isolation of radioactive particles from soil near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Anthropocene 14: 71-76 (2016).

- S15 Satou, Y., K. Sueki, K. Sasa et al. Analysis of two forms of radioactive particles emitted during the early stages of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. Geochem J 52(2): 137-143 (2018).
- S16 Saunier, O., A. Mathieu, T. Sekiyama et al. A new perspective on the Fukushima releases brought by newly available air concentration observations (Tsuruta et al., 2014) and reliable meteorological fields. EGU General Assembly Conference. 2016.
- S17 Scherb, H.H., K. Mori and K. Hayashi. Increases in perinatal mortality in prefectures contaminated by the Fukushima nuclear power plant accident in Japan: A spatially stratified longitudinal study. Medicine (Baltimore) 95(38): e4958 (2016).
- S18 Schneider, S., C. Walther, S. Bister et al. Plutonium release from Fukushima Daiichi fosters the need for more detailed investigations. Sci Rep 3: 2988 (2013).
- S19 Schüz, J., I. Deltour, L.Y. Krestinina et al. In utero exposure to radiation and haematological malignancies: pooled analysis of Southern Urals cohorts. Br J Cancer 116(1): 126-133 (2017).
- S20 SCJ. A review of the model comparison of transportation and deposition of radioactive materials released to the environment as a result of the Tokyo Electric Power Company's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sectional Committee on Nuclear Accident, Science Council of Japan, Tokyo, 2014.
- S21 Shi, E., Y. Cui, Q. Zhang et al. Radioactive impact of the Fukushima nuclear accident on Shenyang in the northeast of China. J Radiol Prot 34(1): 223-229 (2014).
- S22 Shibata, Y., V.B. Masyakin, G.D. Panasyuk et al. A comparative study on thyroid diseases among children in Gomel region, Belarus. Int Congr 1234: 121-126 (2002).
- S23 Shigenobu, Y., K. Fujimoto, D. Ambe et al. Radiocesium contamination of greenlings (*Hexagrammos otakii*) off the coast of Fukushima. Sci Rep 4: 6851 (2014).
- S24 Shimura, H., T. Sobue, H. Takahashi et al. Findings of thyroid ultrasound examination within 3 years after the Fukushima Nuclear Power Plant accident: The Fukushima Health Management Survey. J Clin Endocrinol Metab 103(3): 861-869 (2018).
- S25 Shimura, T., I. Yamaguchi, H. Terada et al. Radiation occupational health interventions offered to radiation workers in response to the complex catastrophic disaster at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. J Radiat Res 56(3): 413-421 (2015).
- S26 Shinano, T. Mitigation of radioactive contamination from farmland environment and agricultural products. Modern Environ Sci Engr 2: 454-461 (2016).
- S27 Shinano, T. and T. Wada. Long-term environmental dynamics of radioceaesium and future prediction in agriculture and fisheries From the viewpoint of agriculture and fisheries. Radioisotopes 69(1): 31-42 (2020).
- S28 Shiozawa, S., K. Tanoi, K. Nemoto et al. Vertical concentration profiles of radioactive caesium and convective velocity in soil in a paddy field in Fukushima. Radioisotopes 60(8): 323-328 (2011).
- S29 Shore, R.E., H.L. Beck, J.D. Boice Jr et al. Recent epidemiologic studies and the Linear No-Threshold model for radiation protection-considerations regarding NCRP commentary 27. Health Phys 116(2): 235-246 (2019).
- S30 Smith, J. Field evidence of significant effects of radiation on wildlife at chronic low dose rates is weak and often misleading. A comment on "Is non-human species radiosensitivity in the lab

a good indicator of that in the field? Making the comparison more robust" by Beaugelin-Seiller et al. J Environ Radioact 211: 105895 (2020).

- S31 Smith, J.N., R.M. Brown, W.J. Williams et al. Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. Proc Natl Acad Sci USA 112(5): 1310-1315 (2015).
- S32 Smith, J.N., V. Rossi, K.O. Buesseler et al. Recent transport history of Fukushima radioactivity in the northeast Pacific Ocean. Environ Sci Technol 51(18): 10494-10502 (2017).
- S33 Smith, J.T., K. Tagami and S. Uchida. Time trends in radiocaesium in the Japanese diet following nuclear weapons testing and Chernobyl: Implications for long term contamination post-Fukushima. Sci Total Environ 601-602: 1466-1475 (2017).
- S34 Snow, M.S., D.C. Snyder and J.E. Delmore. Fukushima Daiichi reactor source term attribution using cesium isotope ratios from contaminated environmental samples. Rapid Commun Mass Spectrom 30(4): 523-532 (2016).
- S35 Sohtome, T., T. Wada, T. Mizuno et al. Radiological impact of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident on invertebrates in the coastal benthic food web. J Environ Radioact 138: 106-115 (2014).
- S36 Steinhauser, G., T. Niisoe, K.H. Harada et al. Post-accident sporadic releases of airborne radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant site. Environ Sci Technol 49(24): 14028-14035 (2015).
- S37 Steinhauser, G. Anthropogenic radioactive particles in the environment. J Radioanal Nucl Chem 318(3): 1629-1639 (2018).
- S38 Strand, P., T. Aono, J. Brown et al. Assessment of Fukushima-derived radiation doses and effects on wildlife in Japan. Environ Sci Technol Lett 1: 198–203 (2014).
- S39 Strand, P., S. Sundell-Bergman, J.E. Brown et al. On the divergences in assessment of environmental impacts from ionising radiation following the Fukushima accident. J Environ Radioact 169-170: 159-173 (2017).
- S40 Sugimoto, A., S. Gilmour, M. Tsubokura et al. Assessment of the risk of medium-term internal contamination in Minamisoma City, Fukushima, Japan, after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Environ Health Perspect 122(6): 587-593 (2014).
- S41 Sugiura, Y., C. Takenaka, T. Kanesasi et al. Radiocesium accumulation characteristics in woody plants koshiabura. 62nd Annual Meeting of Ecological Society of Japan. Ecological Society of Japan, Kagoshima, Japan, 2015. (Japanese).
- S42 Sunaga, Y., H. Harada and T. Kawachi. Weathering half-life of radioactive cesium for winter rye (*Secale cereale* L.) and Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) directly contaminated by the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. Soil Sci Plant Nutr 61(2): 200-211 (2015).
- S43 Sunaga, Y. and H. Harada. Simple method for estimating soil mass loading onto plant surface using magnetic material content as a soil indicator - Influence of soil adhesion to vegetation on radioactive cesium concentration in forage. J Environ Radioact 164: 125-132 (2016).
- S44 Suseno, H., I.B. Wahono, M. Muslim et al. Status of ¹³⁷Cs concentrations in sea water at the inlets of the Indonesian Through Flow (ITF). Reg Stud Mar Sci 10: 81-85 (2017).
- S45 Suseno, H. and I.B. Wahono. Present status of ¹³⁷Cs in seawaters of the Lombok Strait and the Flores Sea at the Indonesia Through Flow (ITF) following the Fukushima accident. Mar Pollut Bull 127: 458-462 (2018).

- S46 Suto, Y., M. Hirai, M. Akiyama et al. Biodosimetry of restoration workers for the Tokyo Electric Power Company (TEPCO) Fukushima Daiichi nuclear power station accident. Health Phys 105(4): 366-373 (2013).
- S47 Suto, Y. Review of cytogenetic analysis of restoration workers for Fukushima Daiichi nuclear power station accident. Radiat Prot Dosim 171(1): 61-63 (2016).
- S48 Suzuki, H., T. Ohira, Y. Takeishi et al. Increased prevalence of atrial fibrillation after the Great East Japan Earthquake: Results from the Fukushima Health Management Survey. Int J Cardiol 198: 102-105 (2015).
- S49 Suzuki, K., S. Watanabe, Y. Onozeki et al. Body-size effect and dynamics of radiocesium for wakasagi *Hypomesus nipponensis*. Bunseki kagaku 66(3): 195-200 (2017).
- S50 Suzuki, K., S. Watanabe, Y. Yuasa et al. Radiocesium dynamics in the aquatic ecosystem of Lake Onuma on Mt. Akagi following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Sci Total Environ 622-623: 1153-1164 (2018).
- S51 Suzuki, K., V. Saenko, S. Yamashita et al. Radiation-induced thyroid cancers: Overview of molecular signatures. Cancers (Basel) 11(9): 1290 (2019).
- S52 Suzuki, S., S. Suzuki, T. Fukushima et al. Comprehensive survey results of childhood thyroid ultrasound examinations in Fukushima in the first four years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Thyroid 26(6): 843-851 (2016).
- S53 Suzuki, Y. Influences of radiation on carp from farm ponds in Fukushima. J Radiat Res 56 (Suppl 1): i19-i23 (2015).
- T1 Tagami, K., S. Uchida, Y. Uchihori et al. Specific activity and activity ratios of radionuclides in soil collected about 20 km from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant: Radionuclide release to the south and southwest. Sci Total Environ 409(22): 4885-4888 (2011).
- T2 Tagami, K. and S. Uchida. Effective half-lives of ¹³⁷Cs in giant butterbur and field horsetail, and the distribution differences of potassium and ¹³⁷Cs in aboveground tissue parts. J Environ Radioact 141: 138-145 (2015).
- T3 Tagami, K., B.J. Howard and S. Uchida. The time-dependent transfer factor of radiocesium from soil to game animals in Japan after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. Environ Sci Technol 50(17): 9424-9431 (2016).
- T4 Tagami, K. Effective half-lives of radiocesium in terrestrial plants observed after nuclear power plant accidents. pp.125-138 in: Impact of Cesium on Plants and the Environment. Springer, 2017.
- T5 Tagami, K. and S. Uchida. Estimation of wild mushroom species with low radiocaesium concentrations under natural conditions. Radioisotopes 66(8): 277-287 (2017). (Japanese).
- T6 Tagami, K., S. Uchida and N. Ishii. Effects of indoor and outdoor cultivation conditions on ¹³⁷Cs concentrations in cultivated mushrooms produced after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. J Sci Food Agric 97(2): 600-605 (2017).
- T7 Tagami, K., H. Tsukada, S. Uchida et al. Changes in the soil to brown rice concentration ratio of radiocaesium before and after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in 2011. Environ Sci Technol 52(15): 8339-8345 (2018).

- T8 Tagami, K., N. Ishii and S. Uchida. Obtaining concentration ratio of ¹³⁷Cs in edible biota (excluding fish) in marine and freshwater environments by literature survey - Comparison of concentration ratio data before and after the Fukushima Nuclear Power Plant accident. Houshakagaku 40: 3-13 (2019). (Japanese).
- T9 Tagami, K., S. Uchida, T. Shinano et al. Comparisons of effective half-lives of radiocesium in Japanese tea plants after two nuclear accidents, Chernobyl and Fukushima. J Environ Radioact 213: 106109 (2020).
- T10 Takahara, S., T. Abe, M. Iijima et al. Statistical characterization of radiation doses from external exposures and relevant contributors in Fukushima prefecture. Health Phys 107(4): 326-335 (2014).
- T11 Takahashi, T., Y. Emoto, M. Endo et al. Changes in radionuclide levels in milk from the cow supplied with pasture grown in Ibaraki Prefecture, after the accident in Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Radioisotopes 61(11): 551-554 (2012).
- T12 Takai, S., T. Sawaguchi and S. Takeda. Dose estimation in recycling of decontamination soil resulting from the Fukushima NPS accident for road embankments. Health Phys 115(4): 439-447 (2018).
- T13 Takata, D., E. Yasunaga, K. Tanoi et al. Radioactivity distribution of the fruit trees ascribable to radioactive fall out (II): Transfer of radiocaesium from soil in 2011 when Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident happened. Radioisotopes 61(10): 517-521 (2012). (Japanese).
- T14 Takata, D., E. Yasunaga, K. Tanoi et al. Radioactivity distribution of the fruit trees ascribable to radioactive fall out (IV): Caesium content and its distribution in peach trees. Radioisotopes 61(12): 607-612 (2012). (Japanese).
- T15 Takata, D. Distribution of radiocesium from the radioactive fallout in fruit trees. pp.143-162 in: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (T.M. Nakanishi and K. Tanoi, eds.). Springer Japan, Tokyo, 2013.
- T16 Takata, D., M. Sato, K. Abe et al. Radioactivity distribution of the fruit trees ascribable to radioactive fall out (V): Transfer of caesium-137 from scion to other organs in 'Kyoho' grapes. Radioisotopes 62(7): 455-459 (2013). (Japanese).
- T17 Takata, D., E. Yasunaga, K. Tanoi et al. Radioactivity distribution of the fruit trees ascribable to radioactive fall out (VII): The changes of the radiocaesium concentration of peach branch two years after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Radioisotopes 62(8): 539-544 (2013). (Japanese).
- T18 Takata, D. The transition of radiocesium in peach trees after the Fukushima nuclear accident. pp.85-94 in: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident (III) (T.M. Nakanishi et al., eds.). Springer Singapore, Singapore, 2019.
- T19 Takata, H., M. Kusakabe, N. Inatomi et al. Appearances of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant-derived ¹³⁷Cs in coastal waters around Japan: Results from marine monitoring off nuclear power plants and facilities, 1983-2016. Environ Sci Technol 52(5): 2629-2637 (2018).
- T20 Takata, H., M.P. Johansen, M. Kusakabe et al. A 30-year record reveals re-equilibration rates of ¹³⁷Cs in marine biota after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: Concentration ratios in pre- and post-event conditions. Sci Total Environ 675: 694-704 (2019).
- T21 Takeda, A., H. Tsukada, N. Yamaguchi et al. Relationship between the radiocesium interception potential and the transfer of radiocesium from soil to soybean cultivated in 2011 in Fukushima Prefecture, Japan. J Environ Radioact 137: 119-124 (2014).

- T22 Tanigawa, K., Y. Hosoi, N. Hirohashi et al. Loss of life after evacuation: lessons learned from the Fukushima accident. Lancet 379(9819): 889-891 (2012).
- T23 Tateda, Y., D. Tsumune and T. Tsubono. Simulation of radioactive cesium transfer in the southern Fukushima coastal biota using a dynamic food chain transfer model. J Environ Radioact 124: 1-12 (2013).
- T24 Tateda, Y., D. Tsumune, T. Tsubono et al. Radiocesium biokinetics in olive flounder inhabiting the Fukushima accident-affected Pacific coastal waters of eastern Japan. J Environ Radioact 147: 130-141 (2015).
- T25 TEPCO. Evaluation of the exposure dose of workers at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Attachment 8, Distribution of thyroid equivalent doses. Tokyo Electric Power Company (2015).
- T26 TEPCO. Press release: Evaluation of the exposure dose of workers at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. Table 16, cumulative data of equivalent dose to the lens of the eye by fiscal year. Tokyo Electric Power Company (2018).
- T27 Terada, H., G. Katata, M. Chino et al. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. J Environ Radioact 112: 141-154 (2012).
- T28 Terada, H., H. Nagai, K. Tsuduki et al. Refinement of source term and atmospheric dispersion simulations of radionuclides during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. J Environ Radioact 213: 106104 (2020).
- T29 Terasaka, Y., H. Yamazawa, J. Hirouchi et al. Air concentration estimation of radionuclides discharged from Fukushima Daiichi Nuclear Power Station using NaI(Tl) detector pulse height distribution measured in Ibaraki Prefecture. J Nucl Sci Technol 53(12): 1919-1932 (2016).
- T30 Thakur, P., S. Ballard and R. Nelson. An overview of Fukushima radionuclides measured in the northern hemisphere. Sci Total Environ 458-460: 577-613 (2013).
- T31 Thiry, Y., A. Albrecht and T. Tanaka. Development and assessment of a simple ecological model (TRIPS) for forests contaminated by radiocesium fallout. J Environ Radioact 190-191: 149-159 (2018).
- T32 Thornton, B., S. Ohnishi, T. Ura et al. Continuous measurement of radionuclide distribution off Fukushima using a towed sea-bed gamma ray spectrometer. Deep Sea Res Part I Oceanorg Res Pap 79(0): 10-19 (2013).
- T33 Toki, H., T. Wada, Y. Manabe et al. Relationship between environmental radiation and radioactivity and childhood thyroid cancer found in Fukushima health management survey. Sci Rep 10(1): 4074 (2020).
- T34 Tokonami, S., M. Hosoda, S. Akiba et al. Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident. Sci Rep 2: 507 (2012).
- T35 Tronko, M.D., V.A. Saenko, V.M. Shpak et al. Age distribution of childhood thyroid cancer patients in Ukraine after Chernobyl and in Fukushima after the TEPCO-Fukushima Daiichi NPP accident. Thyroid 24(10): 1547-1548 (2014).
- T36 Tsareva, Y., I. Deltour, M. Sokolnikov et al. Risk of solid cancer in the offspring of female workers of the Mayak nuclear facility in the Southern Urals, Russian Federation. Radiat Environ Biophys 55(3): 291-297 (2016).

- T37 Tsuboi, J., S. Abe, K. Fujimoto et al. Exposure of a herbivorous fish to ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs from the riverbed following the Fukushima disaster. J Environ Radioact 141: 32-37 (2015).
- T38 Tsubokura, M., S. Gilmour, K. Takahashi et al. Internal radiation exposure after the Fukushima nuclear power plant disaster. JAMA 308(7): 669-670 (2012).
- T39 Tsubokura, M., M. Nihei, K. Sato et al. Measurement of internal radiation exposure among decontamination workers in villages near the crippled Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Health Phys 105(4): 379-381 (2013).
- T40 Tsubokura, M., S. Kato, T. Morita et al. Assessment of the annual additional effective doses amongst Minamisoma children during the second year after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant disaster. PLoS One 10(6): e0129114 (2015).
- T41 Tsubokura, M., M. Murakami, S. Nomura et al. Individual external doses below the lowest reference level of 1 mSv per year five years after the 2011 Fukushima nuclear accident among all children in Soma City, Fukushima: A retrospective observational study. PLoS One 12(2): e0172305 (2017).
- T42 Tsubokura, M., S. Nomura, I. Yoshida et al. Comparison of external doses between radiocontaminated areas and areas with high natural terrestrial background using the individual dosimeter 'D-shuttle' 75 months after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. J Radiol Prot 38(1): 273-285 (2018).
- T43 Tsubokura, M., M. Murakami, Y. Takebayashi et al. Impact of decontamination on individual radiation doses from external exposure among residents of Minamisoma City after the 2011 Fukushima Daiichi nuclear power plant incident in Japan: a retrospective observational study. J Radiol Prot 39(3): 854-871 (2019).
- T44 Tsubono, T., K. Misumi, D. Tsumune et al. Evaluation of radioactive cesium impact from atmospheric deposition and direct release fluxes into the North Pacific from the Fukushima Daiichi nuclear power plant. Deep Sea Res Part I Oceanorg Res Pap 115: 10-21 (2016).
- T45 Tsuda, T., A. Tokinobu, E. Yamamoto et al. Thyroid cancer detection by ultrasound among residents ages 18 years and younger in Fukushima, Japan: 2011 to 2014. Epidemiology 27(3): 316-322 (2016).
- T46 Tsuda, T., A. Tokinobu, E. Yamamoto et al. Re: Associations between childhood thyroid cancer and external radiation dose after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Epidemiology 29(6): e56-e57 (2018).
- T47 Tsukada, H. and K. Ohse. Concentration of radiocaesium in rice and irrigation water, and soil management practices in Oguni, Date, Fukushima. Integr Environ Assess Manag 12(4): 659-661 (2016).
- T48 Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama et al. Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. J Environ Radioact 111: 100-108 (2012).
- T49 Tsumune, D., T. Tsubono, M. Aoyama et al. One-year, regional-scale simulation of ¹³⁷Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Biogeosciences 10(8): 5601-5617 (2013).
- T50 Tsuruta, H., Y. Oura, M. Ebihara et al. First retrieval of hourly atmospheric radionuclides just after the Fukushima accident by analyzing filter-tapes of operational air pollution monitoring stations. Sci Rep 4: 6717 (2014).
- T51 Tsuruta, H., Y. Oura, M. Ebihara et al. Time-series analysis of atmospheric radiocesium at two SPM monitoring sites near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant just after the Fukushima accident on March 11, 2011. Geochem J 52(2): 103-121 (2018).
- T52 Tsuruta, H., Y. Moriguchi and T. Nakajima. Dynamics of atmospheric ¹³¹I in radioactive plumes in eastern Japan immediately after the Fukushima accident by analysing published data. Sci Rep 9(1): 13240 (2019).
- T53 Tsutsumi, T., H. Nabeshi, A. Ikarashi et al. Estimation of the committed effective dose of radioactive cesium and potassium by the market basket method. Shokuhin Eiseigaku Zasshi 54(1): 7-13 (2013). (Japanese).
- U1 Uchiyama, K., M. Miyashita, H. Sato et al. A study of thyroid ¹³¹I activity of five human subjects exposed to a radioactive plume at Tamura City in Fukushima. Health Phys 109(6): 573-581 (2015).
- U2 Uekusa, Y., H. Nabeshi, T. Tsutsumi et al. Estimation of dietary intake of radioactive materials by total diet methods. Shokuhin Eiseigaku Zasshi 55(4): 177-182 (2014). (Japanese).
- U3 Uematsu, S., E. Smolders, L. Sweeck et al. Predicting radiocaesium sorption characteristics with soil chemical properties for Japanese soils. Sci Total Environ 524-525: 148-156 (2015).
- U4 Uematsu, S., H. Vandenhove, L. Sweeck et al. Foliar uptake of radiocaesium from irrigation water by paddy rice (*Oryza sativa*): an overlooked pathway in contaminated environments. New Phytol 214(2): 820-829 (2017).
- U5 Uematsu, S., H. Vandenhove, L. Sweeck et al. Radiocaesium bioavailability to flooded paddy rice is related to soil solution radiocaesium and potassium concentrations. Plant Soil 428(1-2): 415-426 (2018).
- U6 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1996 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1996 Report to the General Assembly, with scientific annex. United Nations sales publication E.96.IX.3. United Nations, New York, 1996.
- U7 UNSCEAR. Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2006 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.08.IX.06. United Nations, New York, 2008.
- U8 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects. Scientific Annexes C, D and E. UNSCEAR 2008 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.11.IX.3. United Nations, New York, 2011.
- U9 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Volume II: Scientific Annex B. UNSCEAR 2013 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.14.IX.2. United Nations, New York, 2013.
- U10 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly and Scientific Annex A. UNSCEAR 2013 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.14.IX.1. United Nations, New York, 2014.
- U11 UNSCEAR. Developments since the 2013 UNSCEAR Report on the Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident following the Great East-Japan Earthquake and Tsunami. A 2015 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2015.

- U12 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly and Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2012 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publication E.16.IX.1. United Nations, New York, 2015.
- U13 UNSCEAR. Developments since the 2013 UNSCEAR Report on the Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident following the Great East-Japan Earthquake and Tsunami. A 2016 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 2016.
- U14 UNSCEAR. Developments since the 2013 UNSCEAR Report on the Levels and Effects of Radiation Exposure due to the Nuclear Accident following the Great East-Japan Earthquake and Tsunami. A 2017 white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2017.
- U15 UNSCEAR. Evaluation of data on thyroid cancer in regions affected by the Chernobyl accident. A white paper to guide the Scientific Committee's future programme of work. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York, 2018.
- U16 UNSCEAR. Official communication between the UNSCEAR secretariat and the representatives of Belarus, the Russian Federation and Ukraine. 2020.
- U17 UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly and Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2019 Report. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations sales publications E.20.IX.5. United Nations, New York, 2020.
- U18 UNSCEAR. Power calculations for epidemiological studies that underpin the commentary on health implications in the 2013 Fukushima Report (Attachment 1). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. [Internet] Available from (https://www.unscear.org/unscear/en/publications/Fukushima_WP2015.html) on 10 September 2020.
- U19 Utsunomiya, S., G. Furuki, A. Ochiai et al. Caesium fallout in Tokyo on 15th March, 2011 is dominated by highly radioactive, caesium-rich microparticles. arXiv: 1906.00212 (2019).
- U20 Uyba, V., A. Samoylov and S. Shinkarev. Comparative analysis of the countermeasures taken to mitigate exposure of the public to radioiodine following the Chernobyl and Fukushima accidents: lessons from both accidents. J Radiat Res 59(suppl_2): ii40-ii47 (2018).
- V1 Vaccarella, S., S. Franceschi, F. Bray et al. Worldwide thyroid-cancer epidemic? The increasing impact of overdiagnosis. N Engl J Med 375(7): 614-617 (2016).
- V2 Vives i Batlle, J. Exposures and effects in the marine environment after the Fukushima accident. Ann ICRP 44(1 Suppl): 331-346 (2015).
- V3 Vives i Batlle, J. Dynamic modelling of radionuclide uptake by marine biota: application to the Fukushima nuclear power plant accident. J Environ Radioact 151 (Pt 2): 502-511 (2016).
- V4 Vives i Batlle, J., N.A. Beresford, K. Beaugelin-Seiller et al. Inter-comparison of dynamic models for radionuclide transfer to marine biota in a Fukushima accident scenario. J Environ Radioact 153: 31-50 (2016).

- W1 Wada, K., T. Yoshikawa, T. Hayashi et al. Emergency response technical work at Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: occupational health challenges posed by the nuclear disaster. Occup Environ Med 69(8): 599-602 (2012).
- W2 Wada, T., Y. Nemoto, S. Shimamura et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. J Environ Radioact 124: 246-254 (2013).
- W3 Wada, T., T. Fujita, Y. Nemoto et al. Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: An update after five years. J Environ Radioact 164: 312-324 (2016).
- W4 Wada, T., A. Tomiya, M. Enomoto et al. Radiological impact of the nuclear power plant accident on freshwater fish in Fukushima: An overview of monitoring results. J Environ Radioact 151 (Pt 1): 144-155 (2016).
- W5 Wada, T., A. Konoplev, Y. Wakiyama et al. Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. J Environ Radioact 204: 132-142 (2019).
- W6 Wakabayashi, S., S. Itoh, N. Kihou et al. Influence of water management and fertilizer application on ¹³⁷Cs and ¹³³Cs uptake in paddy rice fields. J Environ Radioact 157: 102-112 (2016).
- W7 Wakeford, R. The risk of childhood leukaemia following exposure to ionising radiation--a review. J Radiol Prot 33(1): 1-25 (2013).
- W8 Wakeford, R., A. Auvinen, R.N. Gent et al. Re: Thyroid cancer among young people in Fukushima. Epidemiology 27(3): e20-21 (2016).
- W9 Walsh, L., W. Zhang, R.E. Shore et al. A framework for estimating radiation-related cancer risks in Japan from the 2011 Fukushima nuclear accident. Radiat Res 182(5): 556-572 (2014).
- W10 Wang, C., R.M. Cerrato and N.S. Fisher. Temporal changes in ¹³⁷Cs concentrations in fish, sediments, and seawater off Fukushima Japan. Environ Sci Technol 52(22): 13119-13126 (2018).
- W11 Watanabe, Y., S. Ichikawa, M. Kubota et al. Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci Rep 5: 13232 (2015).
- W12 Weiss, W. Chernobyl thyroid cancer: 30 years of follow-up overview. Radiat Prot Dosimetry 182(1): 58-61 (2018).
- W13 WHO. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami. World Health Organization, Geneva, 2012.
- W14 WHO. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. p.172. World Health Organization, Geneva, 2013.
- W15 Williams, D. Thyroid growth and cancer. Eur Thyroid J 4(3): 164-173 (2015).
- W16 Win, K.T., A.Z. Oo, K. Kojima et al. Genotypic difference in ¹³⁷Cs accumulation and transfer from the contaminated field in Fukushima to azuki bean (*Vigna angularis*). J Environ Radioact 158-159: 138-147 (2016).
- W17 Winiarek, V., M. Bocquet, N. Duhanyan et al. Estimation of the caesium-137 source term from the Fukushima Daiichi nuclear power plant using a consistent joint assimilation of air concentration and deposition observations. Atmos Environ 82: 268-279 (2014).

- W18 WMO. Third meeting of WMO Task Team on Meteorological Analyses for Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant Accident, Vienna, Austria, 3-5 December 2012. Final Report. World Meteorological Organization, 2013.
- W19 Worgul, B.V., Y.I. Kundiyev, N.M. Sergiyenko et al. Cataracts among Chernobyl clean-up workers: implications regarding permissible eye exposures. Radiat Res 167(2): 233-243 (2007).
- W20 Wu, J., W. Sun, Y. Wang et al. Monitoring and analysis of radioactive contamination in Lanzhou due to Japan Fukushima nuclear accident. Nucl Electron Detect Technol 33(5): 603-605 (2015).
- Y1 Yamaguchi, N., M. Mitome, A.H. Kotone et al. Internal structure of cesium-bearing radioactive microparticles released from Fukushima nuclear power plant. Sci Rep 6: 20548 (2016).
- Y2 Yamaguchi, N., I. Taniyama, T. Kimura et al. Contamination of agricultural products and soils with radiocesium derived from the accident at TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: monitoring, case studies and countermeasures. Soil Sci Plant Nutr 62(3): 303-314 (2016).
- Y3 Yamaguchi, N., H. Tsukada, K. Kohyama et al. Radiocesium interception potential of agricultural soils in northeast Japan. Soil Sci Plant Nutr 63(2): 119-126 (2017).
- Y4 Yamaguchi, N., T. Kogure, H. Mukai et al. Structures of radioactive Cs-bearing microparticles in non-spherical forms collected in Fukushima. Geochem J 52(2): 123-136 (2018).
- Y5 Yamaki, T., K. Nakazato, M. Kijima et al. Impact of the Great East Japan Earthquake on acute myocardial infarction in Fukushima prefecture. Disaster Med Public Health Prep 8(3): 212-219 (2014).
- Y6 Yamamoto, H., K. Hayashi and H. Scherb. Association between the detection rate of thyroid cancer and the external radiation dose-rate after the nuclear power plant accidents in Fukushima, Japan. Medicine (Baltimore) 98(37): e17165 (2019).
- Y7 Yamamoto, S., K. Mutou, H. Nakamura et al. Assessment of radiocaesium accumulation by hatchery-reared salmonids after the Fukushima nuclear accident. Can J Fish Aquatic Sci 71(12): 1772-1775 (2014).
- Y8 Yamamura, K., S. Fujimura, T. Ota et al. A statistical model for estimating the radiocesium transfer factor from soil to brown rice using the soil exchangeable potassium content. J Environ Radioact 195: 114-125 (2018).
- Y9 Yamashiki, Y., Y. Onda, H.G. Smith et al. Initial flux of sediment-associated radiocesium to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. Sci Rep 4: 3714 (2014).
- Y10 Yamashita, S. on behalf of Radiation Medical Science Center for the Fukushima Health Management Survey. Comprehensive health risk management after the Fukushima Nuclear Power Plant accident. Clin Oncol (R Coll Radiol) 28(4): 255-262 (2016).
- Y11 Yamazaki, H., M. Ishida, R. Hinokio et al. Spatiotemporal distribution and fluctuation of radiocesium in Tokyo Bay in the five years following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident. PLoS One 13(3): e0193414 (2018).
- Y12 Yang, B., Y. Ha and J. Jin. Assessment of radiological risk for marine biota and human consumers of seafood in the coast of Qingdao, China. Chemosphere 135: 363-369 (2015).
- Y13 Yang, B., Y. Onda, Y. Wakiyama et al. Temporal changes of radiocesium in irrigated paddy fields and its accumulation in rice plants in Fukushima. Environ Pollut 208(Pt B): 562-570 (2016).

- Y14 Yasuda, S., H. Kyozuka, Y. Nomura et al. Influence of the Great East Japan Earthquake and the Fukushima Daiichi nuclear disaster on the birth weight of newborns in Fukushima Prefecture: Fukushima Health Management Survey. J Matern Fetal Neonatal Med 30(24): 2900-2904 (2017).
- Y15 Yasui, S. Lessons learned: Radiological protection for emergency workers at the TEPCO Fukushima Daiichi APP (part 1). J Occup Environ Hyg 10(11): D151-158 (2013).
- Y16 Yasui, S. Governmental re-evaluation of the committed effective dose received by emergency workers at the TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident. J Occup Environ Hyg 12(5): D60-70 (2015).
- Y17 Yasui, S. Establishment of the central radiation dose registration system for decontamination work involving radioactive fallout emitted by the Fukushima Daiichi APP accident. J Occup Environ Hyg 13(10): D166-174 (2016).
- Y18 Yasui, S. A recommended epidemiological study design for examining the adverse health effects among emergency workers who experienced the TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident in 2011. J Occup Environ Hyg 13(5): D77-88 (2016).
- Y19 Yasui, S. Tertiary evaluation of the committed effective dose of emergency workers that responded to the Fukushima Daiichi NPP accident. J Occup Environ Hyg 14(6): D69-D79 (2017).
- Y20 Yasui, S. Re-establishment of medical and healthcare systems for nuclear emergency workers based on the lessons learned from the 2011 Fukushima nuclear accident. Radioprotection 54(4): 283-288 (2019).
- Y21 Yasumura, S., A. Goto, S. Yamazaki et al. Excess mortality among relocated institutionalized elderly after the Fukushima nuclear disaster. Public Health 127(2): 186-188 (2013).
- Y22 Yasumura, S. Evacuation effect on excess mortality among institutionalized elderly after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Fukushima J Med Sci 60(2): 192-195 (2014).
- Y23 Yasutaka, T. and W. Naito. Assessing cost and effectiveness of radiation decontamination in Fukushima Prefecture, Japan. J Environ Radioact 151 (Pt 2): 512-520 (2016).
- Y24 Yokoyama, S., N. Hamada, T. Hayashida et al. Current situations and discussions in Japan in relation to the new occupational equivalent dose limit for the lens of the eye. J Radiol Prot 37(3): 659-683 (2017).
- Y25 Yokoyama, S., N. Hamada and N. Tsujimura. Recent discussions toward regulatory implementation of the new occupational equivalent dose limit for the lens of the eye and related studies in Japan. Int J Radiat Biol 95(8): 1103-1112 (2019).
- Y26 Yoschenko, V., K. Nanba, S. Yoshida et al. Morphological abnormalities in Japanese red pine (*Pinus densiflora*) at the territories contaminated as a result of the accident at Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant. J Environ Radioact 165: 60-67 (2016).
- Y27 Yoshioka, A., Y. Mishima and K. Fukasawa. Pollinators and other flying insects inside and outside the Fukushima evacuation zone. PLoS One 10(11): e0140957 (2015).
- Y28 Yumimoto, K., Y. Morino, T. Ohara et al. Inverse modeling of the ¹³⁷Cs source term of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident constrained by a deposition map monitored by aircraft. J Environ Radioact 164: 1-12 (2016).

- Z1 Zablotska, L.B., E. Ron, A.V. Rozhko et al. Thyroid cancer risk in Belarus among children and adolescents exposed to radioiodine after the Chornobyl accident. Br J Cancer 104(1): 181-187 (2011).
- Z2 Zhang, Z., K. Ninomiya, N. Takahashi et al. Rapid isolation method for radioactive strontium using EmporeTM Strontium Rad Disk. J Nucl Radiochem Sci 16(0): 15-21 (2016).
- Z3 Zhang, Z., K. Ninomiya, Y. Yamaguchi et al. Atmospheric activity concentration of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs after the Fukushima Daiichi Nuclear accident. Environ Sci Technol 52(17): 9917-9925 (2018).
- Z4 Zheng, J., K. Tagami, W. Bu et al. ¹³⁵Cs/¹³⁷Cs isotopic ratio as a new tracer of radiocesium released from the Fukushima nuclear accident. Environ Sci Technol 48(10): 5433-5438 (2014).
- Z5 Zhou, P., D. Li, L. Zhao et al. Radioactive status of seawater and its assessment in the northeast South China Sea and the Luzon Strait and its adjacent areas from 2011 to 2014. Mar Pollut Bull 131(Pt A): 163-173 (2018).
- Z6 Zimmermann, M.B., S.Y. Hess, L. Molinari et al. New reference values for thyroid volume by ultrasound in iodine-sufficient schoolchildren: a World Health Organization/Nutrition for Health and Development Iodine Deficiency Study Group Report. Am J Clin Nutr 79(2): 231-237 (2004).
- Z7 Zimmermann, M.B., Y. Ito, S.Y. Hess et al. High thyroid volume in children with excess dietary iodine intakes. Am J Clin Nutr 81(4): 840-844 (2005).

用語集

吸収線量(Absorbed dose)	電離放射線により物質の単位質量当りに付与されるエネルギーと して定義される基本的な計測量。グレイ(Gy)で測定され、1 グレイ は 1 キログラム当たり 1 ジュールに相当(J/kg)する。
放射能(Activity)	所定量の放射性物質に発生する自然形質転換の率(厳密には、所 定量の物質中に生じる核変換数の単位時間当たりの期待値)。ベ クレルで(Bq)測定され、1 ベクレルは 1 秒当たり 1 核変換に相当 する。
急性被ばく(Acute exposure)	短時間内の放射線被ばく(長期被ばくも参照)。
調整(Adjustment)	交絡を調節するために、比較対象のグループまたは集団間におけ る差の影響を統計的に考慮する過程。調整は、例えば、階層化や 多変量回帰分析によって、疫学的データから効果指標を推定する 場合に頻繁に行われる。
到達年齡(Attained age)	観測時または追跡調査時の年齢。通常、コホート研究における時 間依存特性としての年齢を言う。
ベースラインリスク(Baseline risk)	ベースラインリスクとは、対象事象(例えば、がん診断)が、所定期 間(例えば、被ばく後の生涯)に亘り、非被ばく集団における個人に 発生する可能性を言う。
ベイズ推論(Bayesian inference)	対象量の真値または数組の値の確信度(または分析者の知識の 状態)を、これらの量についての事前の知識と最新の測定値、観測 または推定と複合することにより、定量化する推論方法。対象量の 確信度は、その量の真値の可能性を表している主観的確率分布に より記述されることが多い。ベイズ推論から得られる分布は事後分 布と呼ばれる。
ベクレル(Becquerel (Bq))	放射能の SI(国際単位系の)基本単位であり、1 秒当り1 核変換に 相当する。単位が非常に小さいため、10 ⁶ ベクレル、すなわち、百 万ベクレルであるメガベクレル(MBq)など、倍数が用いられること が多い。(1 ギガベクレル(GBq)は 10 ⁹ Bq、1 テラベクレル(TBq) は 10 ¹² Bq、1 ペタベクレル(PBq)は 10 ¹⁵ Bq である。)
バイアス(Bias)	対象の量の推定の期待値が真値と同等でない場合に、統計的推 定手法には「バイアスがかかる」。手法の「バイアス(偏り)」とは、期 待値と真値の差である。
バイオドシメトリ—(生物学的線量評 価:Biodosimetry)	急性または長期の放射線量の再構成のために被ばく線量の生物 学的(化学的、生理学的)マーカー(標識)を用いること。
体内動態モデル (Biokinetic model)	放射性核種の移動、保持、排泄を時間の関数として考慮した体内 における放射性核種の挙動についての数学的モデル。
慢性被ばく(Chronic exposure)	時間内に持続する被ばく。(「急性被ばく」、「長期被ばく」も参照。)
冷態停止(Cold shutdown)	本報告書において東京電力および原子力災害対策本部は「1 号機 から3号機の冷却水の温度が100℃未満、原子炉容器内の圧力 が外気圧と同一であって、仮にさらなる放出が発生してもサイトの 境界で年間1mSvを超える線量率の増加に繋がることがない状 態」と定義している。

集団線量(Collective dose)	1 集団が受けた総放射線量(すなわち、個人線量の総計)。人・Sv または人・Gy で測定される。
預託線量(Committed dose)	放射性物質が体内に摂取された後に特定の組織または臓器が受 ける線量率を定義された期間に亘って積分した値
信頼区間(Confidence interval)	「頻度論的推定」において、信頼区間とは、対象となる統計値の標 本分布(すなわち、観測データと同一の基本分布から発生するデー タが反復して実現したとしたとき(概して仮定であるが)に実現から 生じるであろう統計値の推定値の分布)の観点から定義された区 間であって、例えば特定のパラメータについての 95%信頼区間が そのパラメータについての真値を含む確率が 0.95 である区間をい う。(「ベイズ推論」で用いる「信用区間(Credible interval)と比較し て下さい。」
交絡因子 (Confounding factor or confounder)	交絡因子とは被ばく(例えば、放射線被ばくまたは線量)および結 果変数(例えば肺がんのリスク)の両方に相関する変数であり、分 析的に制御されていない場合は、結果をゆがめる可能性がある。 例えば、職業は、非喫煙者の肺がんの発生率(従属変数)と医用 放射線被ばく(独立変数)の間の関連性の研究における1つの交 絡因子となる可能性がある。例えば、航空機乗組員は職業に起因 して、より高レベルの放射線から被ばくする(放射線被ばくとの相 関)が、一方で特定の娯楽産業の従事者は職業的に煙草の煙に ばく露されること(結果としての肺がんとの相関)が多い。この交絡 は、分析に職業グループの指標を導入することで制御できる可能 性がある。
除染(Decontamination)	計画的な物理的、化学的、生物学的工程によって行われる汚染の 完全な除去または部分的な除去。
確定的影響(Deterministic effect)	放射線被ばくの健康影響。通常、線量のしきい値レベルが存在し、 それを上回ると線量が高くなるほど影響の重大性が増加する。
線量(Dose)	放射線により対象物中に沈着したエネルギーの尺度。内容が明確 な場合、吸収線量と実効線量の短縮形として線量を用いることが 可能である。
線量係数・単位摂取量当たりの線量 (Dose coefficient/dose per unit intake)	特定の化学形の特定の放射性核種を単位放射能だけ特定の摂取 経路(通常、経口または吸入)で摂取した結果として発生する、組 織または臓器中の預託実効線量または預託吸収線量もしくは預託 等価線量。摂取経路、化学形、核種により具体的な値が与えられ ている。
線量率(Dose rate)	単位時間当たりの照射線量または被ばく線量。測定は通常、計測 量である周辺線量当量率、H*(10)について行われる。単位は µSv/h。
実効線量(Effective dose)	放射線防護を目的とした基本的計測量。体内の全ての特定の組織 および臓器における等価線量の組織加重和として定義される。測 定単位はシーベルト(Sv)。
等価線量(Equivalent dose)	放射線防護を目的とした基本的計測量。組織または臓器中の吸収 線量に線量を生じさせる放射線の種類に対する適切な放射線荷重 係数を乗じたものとして定義される。測定単位はシーベルト(Sv)。
誤差(Error)	観測または推定された値と真値(ただし、不明な値)との差異。真値 は不可知であるため、誤差は数量化できない。誤差は、反復測定 やベイズの推論によって推定可能な不確かさと対比可能である。

避難(Evacuation)	緊急時に、短期間の放射性被ばくを避けたり低減させたりするため に人々をある地域から迅速に、一時的に移動させること。
過剰リスク・過剰率(Excess risk/rate)	特定のリスク要因と具体的な結果の間の統計的関係の尺度。内容 に応じ、「相対リスク」、「過剰相対リスク」、または、「過剰(絶対) 率」など、比率に対する影響を特徴付けて言及することが可能であ る。または、恐らく最も適切なものは、対象の被ばくに関連する、あ る期間にわたるリスク(生涯リスク)の推定値と言える。過剰率とは 厳密には、観測された頻度・率から計算された統計値であり、一 方、過剰リスクは観測や推論から推測された予測推定値である。
被ばく(Exposure)	照射を受ける行為または状況。外部被ばくとは(物)体の外部の発 生源から放射線に被ばくすることである。内部被ばくとは、(物)体 内の発生源からの放射線被ばくを言う。
外部線量(External dose)	外部放射線源からの線量。放射線場内にいることにより受ける。
(疾病発生)頻度(Frequency (of occurrence of disease))	定義された期間に亘り、調査中の疾病の新規症例数を1集団中の 人々の数で割った値。
遺伝子(Gene)	遺伝の基本的な物理的、機能的単位。遺伝子は、特定の染色体上 の特定の位置に位置する順序付けられた配列のヌクレオチドであ り、特定の機能的な生成物をコード化する。
体外計測(In vivo measurement)	直接測定により身体内の放射性核種の性質、放射能、位置や残留 を決定するために用いる手法。
推論(Inference)	不確かさの存在下において、科学的観測、エビデンスおよび推論 から結論を引き出す過程。本報告書では、予測的にリスクを推測す ることに焦点を当てているが、一方、割り当てられたシェア(原因確 率)を推定することも推論である(ただし、遡及的である)ことに注 目。
内部線量(Internal dose)	体内に沈着した放射性物質からの線量。
潜伏期(Latency (period))	被ばくと健康影響の発現の間の期間。集団内で健康影響が発生す る頻度が統計的に有意な増加が見られる前の期間でもある。理論 的には、推定潜伏期間において、被ばく集団内での健康影響の発 生頻度の検出不可能な増加がある可能性があるが、損傷を受けた セルが制御されずに自己複製し、がんの増殖として発現するのに 一定時間を要するため、この可能性は被ばく直後の期間には殆ど ゼロに等しい。
生涯リスク(Lifetime risk)	ある時点(例えば、被ばく時)から寿命が終わるまでに疾病が発生 する可能性。ベースライン生涯リスクとは、放射線の自然源その他 の発生源からのバックグラウンドに追加の被ばくがない場合に、生 涯に亘り疾病が発生する可能性を言う。
見込み・尤度(Likelihood)	ー般的には、有りそうな、または、可能性のある状態または事実を 言う。この用語は、定義された統計的概念を表現するためにも用い られる。具体的には、いくつかのパラメータについてデータの分布 を表すー連のデータおよび統計モデルを考えると、 「likelihood」の統計的概念とはモデルパラメータの関数であり、デ ータについての確率密度関数(パラメータ値を与えられた)に比例 する。独立した観測については、データの尤度は各観測に対する 尤度値の積である。尤度関数は「頻度論的推定」と「ベイズの推論」 の両方において、中心的な役割を果たす(異なる解釈があるが)。 頻度論的推定は、データを与えられた尤度を最大化するパラメータ を見つけること(最尤推定)と推論の基礎としての最(対数)尤度の (漸近)特性を用いるにより進められる。

モンテカルロ解析 (Monte Carlo analysis)	確率分布として指定された不確かな入力変数値の無作為抽出を用 いた反復計算に基づくモデル計算の出力としての確率分布の計 算。用いられる数値サンプリング戦略は単純無作為抽出法、また はラテン超方格法のような層化抽出法の形態でもよい。
プール解析(Pooled analysis)	対象となる共通課題に関係する2つ以上のデータセットからの元デ ータの結合解析。分析には異なるデータセットの区別をするパラメ ータが含まれている可能性がある(「 <i>メタ解析</i> 」と対照的)。
長期被ばく(Protracted exposure)	期間内に持続する被ばく(急性被ばくも参照)。
放射性核種(Radionuclide)	元素の放射性同位体。1 つの元素の様々な同位体は同数の陽子 を有するが、中性子の数が異なるため、原子量が異なる。中性子 が多すぎたり少なすぎたりする場合は、同位体の核は不安定とな り、別の元素の核に変換し、その過程で放射線を放出しやすい。
相対リスク(Relative risk)	2 つのグループについてのリスクの比。例えば、被ばくグループと 非被ばくグル―プ間の疾病の相対比率から推定される。
修復(Remediation)	陸域の既存の汚染からの放射線被ばくを低減するために汚染自 体またはヒトの被ばく経路に適用する作業を通して実施される可能 性のあるあらゆる対策。
遮へい(Shielding)	放射線源と受容体の間にある物質の吸収特性であり、結果的に被 ばくの低減に繋がる。
シーベルト(Sv) (Sievert (Sv))	等価線量および実効線量の単位。1キログラム当たり1ジュールに 相当。
ソースターム(Source term)	特定の発生源からの放射線または放射性物質の実際の放出また は放出の可能性についての情報を示すために用いる数理的表現。 ここでは、この用語には、放出率、放射性核種の組成、物理的・化 学的形態および放出された放射性核種についてのそれらの経時 的な変化が含まれる。
統計的検出力(Statistical power)	特定の大きさの影響が検出できると期待される確率であり、調査開 始前に推定されたもの。調査サイズ、ベースラインリスクおよび影 響の大きさに依拠する。統計的検出力は、測定誤差を無視する一 方で、結果発生における確率誤差のみを反映し、通常、調査にお けるバイアスがないと想定する。
確率的影響(Stochastic effect)	放射線関連の健康影響。より高い放射線量に対しては発生の可能 性がより大きくなり、その重篤度は線量に依拠しない(発生した場 合)。
真の線量(True dose)	特定の個人についての線量の真であるが、不明の値。この不明の 真値についての知識の状態は、真である可能性のある値について の知識の状態を表す分布を生成する測定と推定によって特徴づけ ることができる。任意の疫学的コホートにおいては、当該コホートに 固有の一連の未知なる真の線量が存在する。

不確かさ・不確実性(Uncertainty)	調査の結果、仮説、モデルベース推定、測定結果、および具体的 には対象についての真の数量値について、疑いを持っている、また は、確信がないことについての表現。これは個人における真値につ いての完全な知識が欠如していることや定義されたサブグループ や集団内の真値の個人間のばらつきを説明する要因についての 完全な知識が欠如していることに起因している可能性がある。誤差 とは異なり、不確かさは定量化が可能である。不確かさの推定は、 観測または計算された値が、真値とどれだけ異なるかの分量また は百分率で表す。真の固定値をもつ対象量については、不確かさ は、ここでは、真である可能性のある値が何度も繰り返し実現され ることから成る主観確率分布として定義される。グループまたは集 団の真値である対象量については、不確かさは、真値のセットの数 多くの代替的実現として特徴づけることが可能である。
ばらつき(Variability)	対象量に関する異種性、多様性、または推定値、測定値もしくは、 真値の変動を特徴付ける範囲。用語「ばらつき」は、ある集団また はコホート内における測定値または真値の個人間の差異を記述す るために用いられることが多い。例としては、体重および・または線 量の個人間の差異や有害薬剤への感受性の差に起因する用量反 応におけるコホート間の差異などがある。更に調査を行っても、ば らつきを減らすことは不可能であるが、ばらつきのいくつかの発生 原因を説明する追加情報が提供される可能性はある。この追加情 報が、当初は確率論的に処理されていた個人間のばらつきの割合 を減らす可能性がある。