

博士論文

論文題目 Internal Radiation Exposure Among Residents Living in
the Surrounding Areas After the Fukushima Daiichi
Nuclear Disaster

(福島第一原子力発電所事故後における周辺地域住
民の内部被ばくに関する研究)

氏名： 坪倉 正治

目次

目次	2
図一覧	4
表一覧	4
要旨	5
1. 研究の社会的背景と動機	8
1.1. 放射線災害における健康影響の多様性について	8
1.2. 低線量放射線被ばくによる健康影響に関する考え方について	9
1.3. 内部被ばく線量についての考え方について	13
1.4. 福島第一原子力発電所事故について	14
1.5. 本論文の目的	18
1.6. 本研究で用いられる内部被ばく検査について	20
1.7. 本研究で用いる WBC 検査について	21
1.8. 倫理的配慮について	24
2. 福島第一原発事故後の地域住民における初期内部被ばくに関する研究	25
2.1. 目的	25
2.2. 方法	25
2.2.1. 対象と検査方法	25
2.2.2. 線量計算	26
2.2.3. 統計解析	26
2.3. 結果	26
2.4. 考察	29
2.5. 結論	30
3. 福島第一原発事故後の放射能汚染地域における初期および慢性期内部被ばくの比較に関する研究	32
3.1. 目的	32
3.2. 方法	32
3.3. 結果	33
3.4. 考察	33
3.5. 結論	35
4. 慢性期内部被ばく高値症例検討および食事指導介入効果に関する研究	36
4.1. 目的	36
4.2. 方法	37
4.2.1. 対象と検査体制について	37
4.2.2. 高い内部被ばくを示す住民の抽出について	38
4.2.3. 食事指導について	38
4.2.4. 統計解析について	39
4.2.5. 内部被ばく検査方法と線量計算について	40
4.3. 結果	41

4.3.1.	食品放射能汚染検査結果について	47
4.3.2.	フォローアップ検査結果について	49
4.4.	考察	50
4.5.	結論	53
5.	悉皆調査を用いた小児慢性期内部被ばくに関する研究	54
5.1.	目的	54
5.2.	方法	55
5.2.1.	調査対象	55
5.2.2.	内部被ばく検査方法と線量計算について	56
5.3.	結果	57
5.4.	考察	59
5.5.	結論	61
6.	放射性物質吸入による慢性期内部被ばくに関する研究	62
6.1.	背景	62
6.2.	対象と検査方法	63
6.3.	結果	63
6.4.	考察	66
6.5.	結論	68
7.	総合結論と考察	69
7.1.	急性期内部被ばくについて	69
7.2.	慢性期内部被ばくについて	72
7.3.	外部被ばくについて	75
7.4.	慢性疾患、精神疾患の悪化について	77
7.5.	今後に向けて	79
8.	謝辞	81
9.	参照論文	82

図一覧

図 1-1 「寿命調査集団におけるがん罹患線量効果カーブ」	10
図 1-2 「環境放射線からの年間被ばく量国際比較」	12
図 1-3 「内部被ばくと外部被ばくについて」	13
図 1-4 「福島第一原発周辺の Cs による土壌汚染」	16
図 1-5 「福島第一原発と各病院の位置関係について」	22
図 2-1 「小児・成人別放射性セシウム (Cs) 内部被ばく」	28
図 3-1 「小児における内部被ばく月別検出率推移」	33
図 4-1 「Cs-137 50Bq/kg 以下における検出者分布」	41
図 4-2 「食事指導を行った内部被ばく高値住民における内部汚染の推移」	49

表一覧

表 1-1 年齢別甲状腺等価線量換算係数および実効線量換算係数	14
表 1-2 2012 年 3 月末まで運用された暫定基準値	18
表 1-3 放射性セシウム (Cs) の新基準値	18
表 4-1 Cs-137 が 50 Bq/kg 以上であった被験者 (9 名) における内部被ばく 検査結果	43
表 4-2 放射能汚染検査を経ない食品摂取状況について	44
表 4-3 放射能汚染検査を経ない食品について (詳細)	46
表 4-4 汚染食品における放射能検査結果	48
表 5-1 食品および水摂取状況	58
表 6-1 除染作業員の基本特性および除染作業詳細	65

要旨

目的

原発事故およびそれに伴う放射線災害は放射線被ばくおよび放射能汚染を引き起こし、周辺地域住民への健康影響を及ぼしうる。放射線災害は、放射線被ばくのみならず、多面的な健康影響、経済的、社会的影響を持つが、放射線被ばくによる健康影響は一般的にはその中核を占める。特に内部被ばくは汚染地域での食品汚染が長期間にわたるため、地域住民に影響を与える。そのため、内部被ばくのコントロールは公衆衛生上も重要な課題である。

本論文は 2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災に引き続く福島第一原発事故による地域住民の内部被ばくの程度を明らかにし、特に放射線災害後の地域住民の内部被ばくの時間的推移、内部被ばくにおけるハイリスク行為の同定をすることにより、今後の放射線災害時への適切な公衆衛生的な対応を明らかにすることを目的とする。

方法

南相馬市内の南相馬市立総合病院、渡辺病院および平田村のひらた中央病院において、2011 年 9 月よりホールボディカウンター用いた内部被ばく検査を行い、①福島第一原発事故後の地域住民の初期内部被ばくおよび、②初期から慢性期にかけての内部被ばくの推移、③慢性期内部被ばくにおけるハイリスク

行為の同定、④小児における慢性期内部被ばく、⑤空気からの吸入被ばくの程度を調べた。

結果

① 2011年9月26日から2012年3月31日の期間に合計で9,498人の南相馬市民が内部被ばく検査を受けた。9,498人中、3,286人から放射性セシウム（Cs）が検出されたが、一人の成人（1.07 mSv）を除いた全員の預託実効線量は1 mSv以下であった。南相馬市での急性期の内部被ばくが非常に低いことが示された。

② 2011年9月から2012年9月の小児におけるCs検出率は2011年9月に57.5%であったが徐々に減少し、2012年7月以降9月まで0%を維持されていた。検出されたCsは主に福島第一原発事故直後に摂取されたものであり、急性期の内部被ばくが、住民の内部被ばく全体の大部分を占めることが示された。

③ 2012年3月11日から2013年3月10日の間、南相馬市立総合病院およびひらた中央病院にて30,622人（男性14,397人、女性16,225人）が受診したが、そのうちCs-137の計測値が50 Bq/kgを越えた住民が9人（0.03%）存在し、全員が特に汚染度の高い地元の食材を未検査で継続的に摂取していた。慢性期内部被ばくのハイリスク行為は、放射能汚染度高い地元の食品を未検査で継続的に摂取することであり、地域全体としては内部汚染が非常に低いレベルでコントロールされている状況であっても、一部の住民では予期せず汚染度の高い食材を摂取し、内部被ばくを受けている可能性があることを示した。

④ 南相馬市内に通学する 3299 人の小中学生のうち、3255 人（98 %）が 2013 年 5 月から 2013 年 7 月にかけて学校検診としての内部被ばく検査に参加したが、全員から Cs は検出しなかった。小児において慢性期内部被ばくのリスクがあったとしても非常に低く、今後の検査体制の維持には学校検診が有用である可能性を示した。

⑤ 83 人の除染作業員が対象となり、全員が Cs-137 の土壤汚染レベルが 100k Bq/m² 以上の放射能汚染地域で、定期的に除染作業に従事していた。全員から Cs は検出されず、除染作業中における吸入内部被ばくのリスクが低く、そのことから福島県内の住民の吸入による内部被ばくリスクが低いことを示した。

結論

福島第一原発事故後の住民の Cs による急性期内部被ばくは、内部被ばく全体の大部分を占めるものの、成人、小児において低く、チェルノブイリの事故後数年後に計測された値よりも十分に低いことが明らかになった。慢性期の内部被ばくは多くの成人および小児で非常に低いが、一部に特定の汚染食品の継続的な摂取によって比較的高くなる場合があり、今後も継続的な検査体制の維持と啓発活動が重要である。

1. 研究の社会的背景と動機

1.1. 放射線災害における健康影響の多様性について

原発事故およびそれに伴う放射線災害は放射線被ばくおよび放射能汚染を引き起こし、周辺地域住民への健康影響を及ぼしうる。^{1,2}そのため、事故早期からの地域住民の被ばく線量の計測と環境モニタリング、避難や除染、汚染管理などの被ばく低減対策は必須である。³⁻⁶しかしながら、放射線災害の影響は放射線被ばくによるものだけに留まらない。

スリーマイル島原発事故、チェルノブイリ原発事故から、短期的には避難や移住自体に危険が伴い、人的・物的資源不足や病棟閉鎖などのインフラ保全が問題となることが指摘されてきた。⁷⁻¹⁰それに加え中期的には、避難は被ばく量の軽減が可能な一方、生活習慣の変化やストレス、心的外傷後ストレス障害（PTSD）を引き起こし、生活習慣病やうつ病の悪化など生活環境変化に伴う影響が報告されている。^{11,12}また、チェルノブイリ原発事故後には放射線被ばくによる偏見やスティグマ化が引き起こされ、墮胎やアルコール中毒、心身症の増加が報告された。¹³⁻¹⁷長期的には、社会、文化の変容、ひいては国のエネルギー政策にも影響を持つ。¹⁸

このように放射線災害は、放射線被ばくのみならず、多面的な健康影響、経済的、社会的影響を持つことが分かっている。¹⁹しかしながら、福島第一原発事故後を含む、放射線災害によって及ぼされる健康影響の全体像については十分な情報が無い。

1.2. 低線量放射線被ばくによる健康影響に関する考え方について

多様な放射線災害の影響の中で、放射線被ばくによる健康影響は一般的にはその中核を占める。放射線被ばくによる身体影響の有無は線量に依存し、²⁰ リンパ球減少や嘔吐、脱毛、不妊など、閾値の存在する確定的影響と、線量と健康影響に一定の相関がある発がんを始めとする確率的影響が存在する。確定的影響には、高線量被ばくの際に起こりうる急性放射線症候群が含まれる。確率的影響には、低線量被ばくによる長期的な発がんが主たる問題となる。低線量の定義は様々ではあるが、一般的には確定的影響が生じないレベルの被ばくを指すことが多い。本論文で使用する際にも、同様の定義として用いる。

世界でも有数の精緻な発がんを含めた放射線被ばくによる健康影響に関する調査は、1950年に ABCC (Atomic Bomb Casualty Commission) と日本国政府・放射線影響研究所によって開始された、原爆投下後の広島、長崎住民における被ばく者疫学調査 (爆心地からの被ばく距離で階層化して抽出された約 27000 人の非被ばく群を含む 120000 人の死因調査およびがん罹患調査) である。²⁰⁻²² 寿命調査集団のがん罹患線量効果関係は、図 1-1 「寿命調査集団におけるがん罹患線量効果カーブ」となり、国連科学委員会 (UNSCEAR) や世界保健機関 (WHO) が被ばくリスクを算定する場合のゴールドスタンダードとされている。^{23,24}

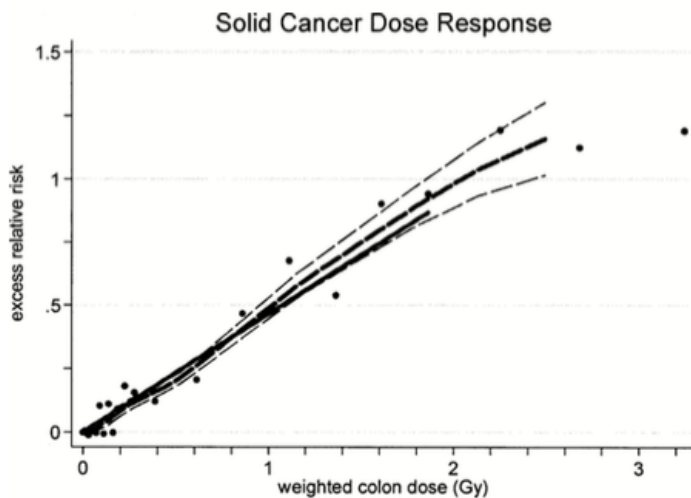


図 1-1 「寿命調査集団におけるがん罹患線量効果カーブ」

出典：Preston et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors: 1958-1998. *Radiat Res.* (2007)

中線量域から高線量域までは、線量によって直線的にがん罹患リスクが増加することが知られている。リスクの大きさ (Excess relative risk: ERR/Sv) は男性で 0.35、女性で 0.58、男女あわせて 0.47 と計算される。しかしながら、150 mSv 未満の低線量域の被ばくではリスクが直線的に減少するのかを統計的には判定できない。この場合、中高線量急性被ばくから得られたリスク係数を低線量被ばくにも援用し、リスクが計算される。このような考え方を直線閾値無しモデル (Linear non-threshold model: LNT モデル²⁵⁾ と呼ぶ。

このような原爆被ばく者の疫学データに加え、医療被ばく、職業被ばく、自然環境からの被ばくによる健康データも発がんを含めた放射線被ばくによる健康影響に関する調査である。医療被ばくに関する調査では、古くは結核治療による被ばく集団における乳がん、肺がんのリスクに関する研究²⁶⁻²⁹⁾や、CT撮影に伴うがん罹患その他疾病に関する研究が、³⁰⁻³²⁾職業被ばくでは核施

設作業従事者の疫学調査³³⁻³⁷が各国から発表されている。乳がんに関しては10 mSv程度の被ばくであっても、被ばくが積み重なると発がんリスクが上昇し、その大きさは原爆コホートと同等であった。^{26,27,29} それに対して肺がんはリスクの上昇が無かった。²⁸ CT撮影を受けた小児において発がんリスクが24%上昇したことが報告されている。^{28,31,32} 核施設作業従事者のデータについては、カナダから発表されたデータに疑義が唱えられているものの、他の多くの国から報告されたリスクは原爆コホートと同等またはやや低めとされている。³³⁻³⁷ また環境被ばくでは、環境放射線量の高い地方に居住する住民のコホートが存在する。放射性トリウムを多く含むモナザイトが多いため、年間外部被ばくが平均4 mSv、最大で70 mSvに達するインド・ケララ地方の住民調査（コホートは1990年代に開始）³⁸もその一つである。図1-2に示されるように、各国において、自然環境から日常的に受ける放射線量は異なり、その差の大部分は空気中のラドン濃度で規定されている。

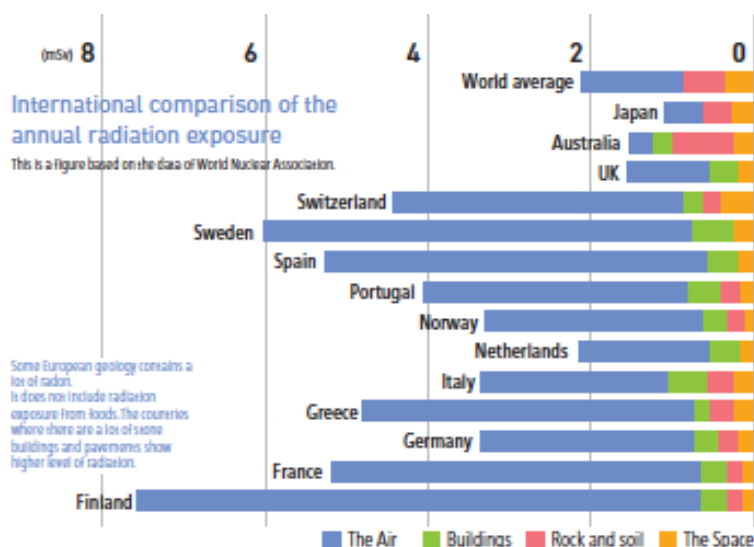


図 1-2 「環境放射線からの年間被ばく量国際比較」

出典：Radiation and Health Seminar by Dr. Tsubokura (2014) p.3

これらの結果からもおおよそ 100 mSv 以下の低線量被ばくのリスクに関して、LNT モデルを採用し、中高線量被ばくから得られたリスク係数を低線量被ばくにも援用するのが放射線防護の観点からも妥当であろうとするのが現状の低線量被ばくによる健康影響に対する考え方である。^{25,39} 2014 年現在、日本国政府は年間追加被ばく線量の長期的な目標を、1 mSv と設定しているが、これは世界共通に用いられる平時の公衆被ばく限度である年 1 mSv と同レベルである。注意すべきは、この値が健康影響のあるなしを規定するためのカットオフ値では無いことである。中高線量被ばくのリスクから LNT モデルを用い 1 mSv の被ばくリスクを計算するとゼロとはならないが、1 mSv という量はこれまでの研究から健康影響が証明された線量よりも十分に低い。

1.3. 内部被ばく線量についての考え方について

放射線被ばくは、その経路によって外部被ばくと内部被ばくに分けられる

(図 1-3 「内部被ばくと外部被ばくについて」)。

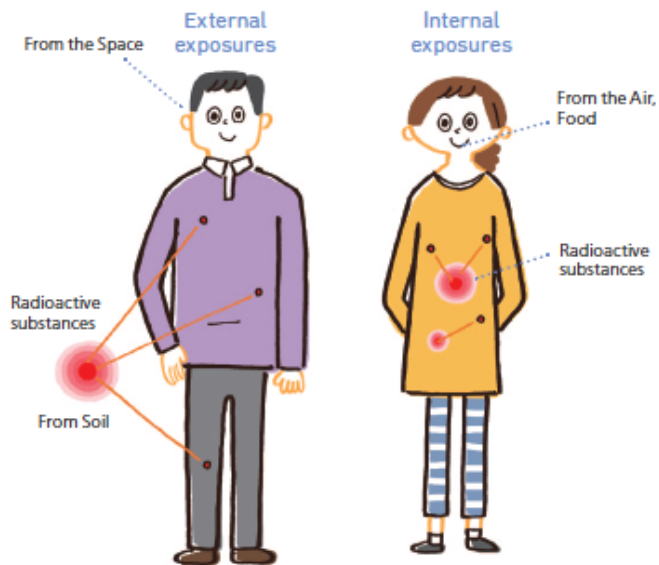


図 1-3 「内部被ばくと外部被ばくについて」

出典：出典：Radiation and Health Seminar by Dr. Tsubokura (2014) p.6

外部被ばくと内部被ばくによる組織のがんリスクを同等に評価するため、国際放射線防護委員会(International Commission on Radiological Protection: 以下 ICRP)では、人体内に取り込まれた放射性物質による被ばく線量を計算する際には線量換算係数が使用される(表 1-1)。⁴⁰ここでは放射性核種の物理学的半減期、粒子径・化学型および、生体内での分布や代謝をモデル化し、各組織に付与される吸収線量を求め、放射線加重係数をかけることで組織等価線量が計算される。

表 1-1 年齢別甲状腺等価線量換算係数および実効線量換算係数

	換算係数(Sv/Bq)	3ヶ月	1歳	5歳	10歳	15歳	成人
I-131*	甲状腺等価線量	3.7E-06	3.6E-06	2.1E-06	1.0E-06	6.8E-07	4.3E-07
	実効線量	1.8E-07	1.8E-07	1.0E-07	5.2E-08	3.4E-08	2.2E-08
Cs-134*	実効線量	2.6E-08	1.6E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08
Cs-137	実効線量	2.1E-08	1.2E-08	9.6E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08

出典：ICRP Publication 72 (1995) p.26-27

(注*) ヨウ素 (I) セシウム(Cs) 以下同様。Cs と記載する場合、特に断りない場合は放射性セシウムを指す。

この内部被ばくモデルが、外部被ばくと同等のリスクとして扱うことが出来るかについては、様々な疫学調査によって確認がなされている。主なものとして、I-131によるチェルノブイリ原発事故後の小児甲状腺がん調査、⁴¹⁻⁴³ 放射性ストロンチウム (Sr) によるウラル山脈テチャ川周辺住民におけるがんおよび白血病調査、⁴⁴⁻⁴⁷ スカンジナビア半島のサーミ人の疫学調査⁴⁸⁻⁵² などがあげられる。これらの結果から ICRP による内部被ばくモデルを用いることで、外部被ばくと内部被ばくを等価に評価することができると考えられる。

1.4. 福島第一原子力発電所事故について

2011年3月11日に起きた東日本大震災・東北地方太平洋沖地震とそれに引き続く津波により、福島第一原子力発電所は全交流電源喪失、原子炉冷却不能、炉心溶融および炉心貫通（メルトスルー）に陥った。崩壊熱による炉内温度上昇、水蒸気発生、ペレット被覆管溶融による水素が大量発生し、炉

心から大気中への排気（ベント）が緊急的に行われたものの、12日15時36分に1号機が、3月14日11時01分に3号機が水素爆発した。^{53,54}

福島第一原子力発電所事故は国際原子力事象評価尺度(INES)において最悪のレベル7（深刻な事故）に分類され、代表的な核種における1号機から3号機の放出量の合計はI-131で 160×10^{15} Bq、Cs-137で 16×10^{15} Bqと推定され、大気中、土壌、海水および地下水に放出され日本国内、国外に深刻な放射能汚染を引き起こした。⁵⁵⁻⁵⁹ チェルノブイリ原発事故での放出量の約6分の1から10分の1と計算される。福島県浜通り地方を中心に、推定年間積算放射線量が20 mSvを超過するかにより周辺一帯の避難指示、屋内退避指示が出された。⁶⁰ 事故直後より避難指示区域は徐々に拡大され、放射性プルームの多く飛散した福島第一原発から北西方向に位置する飯舘村や葛尾村は計画的避難区域と設定された。本論文で用いる内部被ばく検査が主に行われた南相馬市では、福島第一原発からの距離が20 km圏内の地域を警戒区域、20 km～30 kmを緊急時避難準備区域、西側山間部の一部を計画的避難区域および特定避難勧奨地点と設定した。2011年11月5日時点での土壌汚染マップを図1-4「福島第一原発周辺のCsによる土壌汚染」に示す。

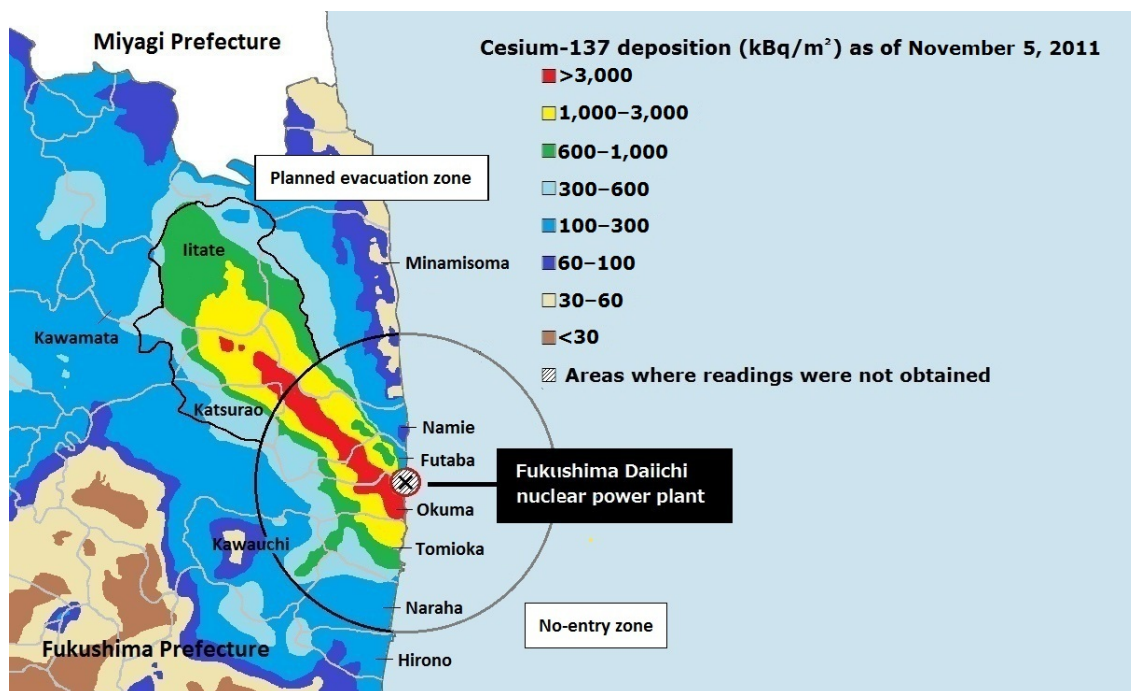


図 1-4 「福島第一原発周辺の Cs による土壌汚染」

出典：Tsubokura et al. Limited internal radiation exposure associated with resettlements to a radiation-contaminated homeland after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. *PLoS One*. (2013) による図表から一部修正

当初の避難指示は 2012 年から徐々に変更され、2014 年現在では「帰還困難区域」「居住制限区域」が設定されている。内部被ばく対策としては、2011 年 3 月 17 日、厚生労働省は表 1-2 に示すように食品衛生法上の暫定規制値を発表し、規制値を上回る食品が販売されないよう各自治体に対策・通知を行った。^{61,62} この規制値は 1 年間の積算で I-131 による甲状腺等価線量が 50 mSv、Cs による実効線量が 5 mSv 以下となることを目指したものである。2012 年 4 月以降は、内部被ばくから受ける年間の実効線量を 1 mSv 以下とすることを目指し、暫定基準値の見直しが行われた。その際の Cs の規制値は、飲

料水で 10 Bq/kg、牛乳 50 Bq/kg、一般食品 100 Bq/kg、乳児用食品 50 Bq/kg
と設定された（表 1-3）。

表 1-2 2012 年 3 月末まで運用された暫定基準値

放射性物質	食品衛生法に基づく食品中の放射性物質に関する暫定基準値 (Bq/kg)	
放射性ヨウ素 (I-131)	飲料水 牛乳・乳製品	300
	野菜類 魚介類	2000
放射性セシウム (Cs-134 および Cs-137)	飲料水 牛乳・乳製品	200
	野菜類 穀類	500
	肉・卵・魚・その他	

出典：厚生労働省 2011 年 3 月 17 日通知「放射能汚染された食品の取り扱いについて」

表 1-3 放射性セシウム(Cs)の新基準値

食品衛生法に基づく食品中の放射性物質に関する基準値 (Bq/kg)	
一般食品	100
飲料水	10
乳児用食品（粉ミルク、フォローアップミルク、ベビーフードなど）	50
牛乳	50

出典：厚生労働省資料「食品中の放射性物質の新たな基準値について」

1.5. 本論文の目的

福島第一原発事故後、周辺住民は放射能汚染および放射線被ばくを強いられることとなった。そのような管理されていない線源からの被ばくを受ける「現存被ばく状況」では、放射線被ばくとそれ以外の影響とのバランスを勘

案し、放射線被ばくを合理的なレベルで出来るだけ減らすことが重要であるとされている（ALARA: As Low As Reasonably Achievable の原則）。⁶³ しかしながら原発災害後、被ばく低減策としてどのような方法が有効かについては、十分な情報がない。

特に内部被ばくは汚染地域での食品汚染が長期間にわたるため、地域住民に影響を与えることが予想される。内部被ばくはチェルノブイリおよび周辺諸国では住民の被ばく全体の 40% であり、事故後の被ばくの多くの部分を占めた。⁶⁴ そのため、内部被ばくのコントロールは公衆衛生上も重要な課題である。

本論文では福島第一原発事故による地域住民の内部被ばくの程度を明らかにし、特に放射線災害後の地域住民の内部被ばくの時間的推移、内部被ばくにおけるハイリスク行為の同定をすることにより、今後の放射線災害時への適切な公衆衛生的な対応を明らかにすることを目的とする。

本論文は以下のように構成される。第 2 章では、福島第一原発事故後の地域住民の初期内部被ばくを、第 3 章では地域住民における初期から慢性期にかけての内部被ばくの推移を、第 4 章では慢性期内部被ばくにおけるハイリスク行為の同定を、第 5 章では、悉皆調査を行うことにより、小児における慢性期内部被ばくを、第 6 章では空気からの吸入被ばくの程度を調査した。第 2 章から第 6 章に述べられる内部被ばく検査は南相馬市内の南相馬市立総合病院、渡辺病院、平田村のひらた中央病院にて行われた。第 7 章では全体

の要約および放射線災害時における内部被ばく対策の今後の方向性について論じる。

1.6. 本研究で用いられる内部被ばく検査について

内部被ばくを計測する方法として、ホールボディーカウンター(以下 WBC)を用いる方法と、尿や血液などを計測するバイオアッセイ法が存在する。本研究では WBC を用いて被験者の内部被ばくを計測した。WBC は体内に存在する放射性物質から発せられるガンマ線を、器械が搭載する NaI シンチレーションディテクターによって検知し、得られるガンマ線のエネルギーから核種を同定した上で、その放射性物質の崩壊系列と半減期から逆算し被験者の体内放射性物質量を計測する器機である。古くは 1960 年代ごろから世界中で行われた核実験による fallout による内部被ばく計測や、ビキニ環礁での核実験による地域住民の被ばくを定量化するために使用されていた。^{65,66}

本研究では WBC を用い、Cs (Cs-134 および Cs-137) を主たる検査対象の核種と設定した。Cs-134 および Cs-137 の物理学的半減期はそれぞれ 2 年および 30 年であり、放出量からも福島第一原発事故を含めた放射線災害時に最も中長期的に住民への被ばく線量を規定する核種である。Cs の体内動態は天然に存在する K-40 (人体内に 50 ~ 55 Bq/kg 存在し、年間約 0.17 mSv の内部被ばくの原因となる) と似通い、主に筋肉などの軟部組織内で高い濃度として分布している。生体内からは尿および糞便から主に排泄され、生物学的

半減期は成人にて約 100 日とされる。⁶⁷ Sr およびプルトニウム (Pu) は Cs に比べ半減期が長いが、環境中の存在量が Cs に比べて非常に少なく (文部科学省が行った土壌中の放射能汚染検査では Sr は Cs の 1/100 ~ 1/1000、Pu は Sr の約 1/1000 の存在量であった)、Cs による内部被ばく線量が全ての核種からの被ばく線量の大部分を占めることが分かっている。^{68,69}

1.7. 本研究で用いる WBC 検査について

本研究では、南相馬市内の南相馬市立総合病院、渡辺病院および平田村のひらた中央病院における内部被ばく検査結果を用いた解析を行っている。福島第一原発事故後、多くの市町村は独自に線量計測を含む放射線被ばくの評価を開始したが、これらの病院は福島原発事故後、県内で日本政府または福島県から独立して検診としての内部被ばく検査を開始し運営してきた最初の病院に含まれる (図 1-5)。

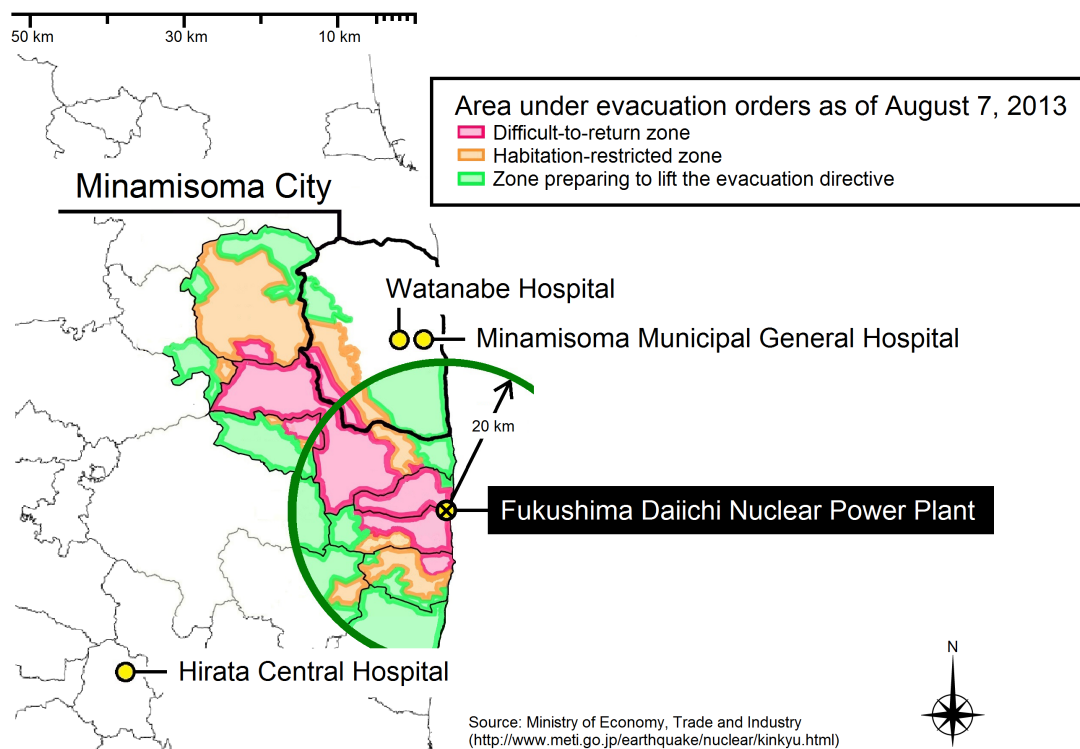


図 1-5 「福島第一原発と各病院の位置関係について」

出典：Tsubokura et al. Absence of internal radiation contamination by radioactive cesium among children affected by the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *Health Physics*. (2015) による図表から一部修正

南相馬市は福島第一原発から北に 14～38 km の場所に位置する自治体であり、最も放射能汚染を受けた地域の一つである。日本政府の指示により 2011 年 3 月 25 日、避難区域、緊急時避難準備区域、避難指示の無い区域の異なる 3 つの区域に分断された。^{70,71} 震災前、南相馬市の人口は 72000 人であったが、2011 年 4 月には約 10000 人まで減少し、2013 年 10 月には 46720 人まで回復している。南相馬市では内部被ばく検診を 2011 年 7 月から 6 歳以上の全ての南相馬市民を対象を開始した。検診案内は避難された方を含め、全ての家庭に送付され、また病院のホームページや市の広報誌にも掲載された。検査は

無料で行われ、参加は任意である。当病院での震災後の内部被ばく検査結果は既に過去の論文にて発表されている。⁷²⁻⁷⁵

平田村は福島第一原発から南西に 42 ～ 54 km の場所に位置する福島県内の自治体であり、放射能汚染を受けた地域の一つである。ひらた中央病院は福島第一原発から南西に 45 km の場所に位置し、2011 年 10 月から 4 歳以上を対象に検査を行っている。検査は主に福島県内の中通り地区の住民を対象としているが、他県の住民も検査を受けることが出来、茨城県牛久市などもその対象である。検査は無料で行われ参加は任意である。ひらた中央病院での検査結果も既に早野らがいくつかの論文で発表を行っている⁷⁶⁻⁸⁰

南相馬市立総合病院およびひらた中央病院には 3 x 5 x 16 インチの NaI シンチレーションディテクターをもつ立位型の WBC (Fastscan model 2251; Canberra Inc) が、渡辺病院には 3 x 5 x 16 インチの NaI シンチレーションディテクターをもつ椅子型の WBC (WBC-R43-22458; Hitachi Aloka Medical, Ltd., Mitaka, Tokyo, Japan) が導入されている。それぞれでの Cs-134, Cs-137 の検出限界値は、立位 2 分間の計測で、220 Bq/body と 250 Bq/body (南相馬市立総合病院および渡辺病院) および 300 Bq/body と 300 Bq/body (ひらた中央病院) であった。病院間での検出限界値の差はそれぞれの病院のバックグラウンドの環境放射線量の差である。南相馬市立総合病院および渡辺病院にて 6 歳以上、ひらた中央病院にて 4 歳以上を検査対象とした理由は、それ以下の年齢の場合体格が小さいため、十分に正確な計測が担保できないと判断

したためである。本論文中、第 2 章の福島第一原発事故後の周辺地域住民の内部被ばく調査、第 3 章の地域住民の初期から慢性期にかけての内部被ばく調査、および第 5 章の南相馬市の小中学生を対象とした悉皆的調査では、6 歳から 15 歳の学童を対象とした検査結果を含み、第 4 章の南相馬市立病院およびひらた中央病院での慢性期内部被ばく調査では、4 歳以上の幼児および 6 歳以上の学童を対象とした検査結果を含む。以下、本論文では、幼児および学童をまとめて小児と記載した。

1.8. 倫理的配慮について

本研究では、WBC の計測データを用いた解析を行っている。研究者は、被験者、小児の場合その保護者より同意書を取得している。本研究は東京大学医科学研究所の倫理委員会にて審議の上、承認された。承認番号 (23-11-0819, 23-46-0113, 23-52-0209, 25-40-1011)

2. 福島第一原発事故後の地域住民における初期内部被ばくに関する研究

2.1. 目的

福島第一原発事故によって汚染された地域に居住する住民は、各種の放射性物質の飛散により被ばくのリスクにさらされるが、そのような地域での内部被ばくがどの程度かについては十分な情報が無い。本章は、南相馬市の住民における原発事故後初期の内部被ばく評価を目的とする。

2.2. 方法

2.2.1. 対象と検査方法

WBC を用いた、Cs-134 および Cs-137 による内部被ばくを評価するスクリーニングプログラムが 2011 年 7 月に南相馬市に導入された。Cs-134 および Cs-137 による内部被ばくは、放出量が多く、中長期的にも残存する核種であることから、事故により放出された各種放射性物質からの被ばくのうちの大部分を占める。⁸¹

この検診は南相馬市民のうち 6 歳以上全員を対象としており、参加は任意であった。南相馬市民における福島第一原発事故後初期の内部被ばくを評価するため、2011 年 9 月 26 日から 2012 年 3 月 31 日までの期間に内部被ばく検診を受けた住民の年齢、および内部被ばく量を後方視的に調べた。内部被ばく検査は南相馬市立総合病院に設置されている立位型 WBC (Fastscan model 2251; Canberra Inc) を用いて計測を行った。2 分間立位の計測による検

出限界は、Cs-134 で 210 Bq/body、Cs-137 で 250 Bq/body であった。

2.2.2. 線量計算

検査日の Cs 内部被ばく量を用いて、成人については事故直後に急性吸入被ばくしたと仮定し、小児については事故直後より慢性的経口被ばくしたと仮定して預託実効線量を計算した。計算方法の違いは、小児は成人に比べ Cs の生物学的半減期が短いため、原発事故から半年後以降に計測が行われた本研究にて小児に認められた Cs が、全て事故直後の吸入摂取の減衰の結果であるとする仮定は実効線量の推定において過大評価となる可能性が高いと考えられたためである。預託実効線量の計算には Mondal 3 software（放射線医学総合研究所により開発された個人モニタリングの結果から放射性核種の摂取量および預託実効線量を計算・評価するソフトウェア）を用いた。⁸²

2.2.3. 統計解析

成人および小児での Cs 検出率の差異を調べるため、カイ二乗検定を行った。解析は Stata/MP version 11（StataCorp LP）を用いて行い、 $P < 0.05$ を統計学的に有意とした。

2.3. 結果

2011年9月26日から2012年3月31日の期間に合計で9,498人の南相馬

市民が内部被ばく検査を受けた。これは 2011 年 8 月 11 日時点での南相馬市民の 24 %であった。1,432 人の小児（女児 720 人：50 %）と 8,066 人の成人（女性 4512 人：56 %）が受診し、それぞれの年齢の中央値は 11 歳（範囲：6～15 歳）、44 歳（範囲：15 歳～97 歳）であった。

9,498 人中、3,286 人（35 %；95 % CI, 33.6 % ～ 35.6 %）から Cs が検出された。検出した値の分布図を以下に示す。(図 2-1)

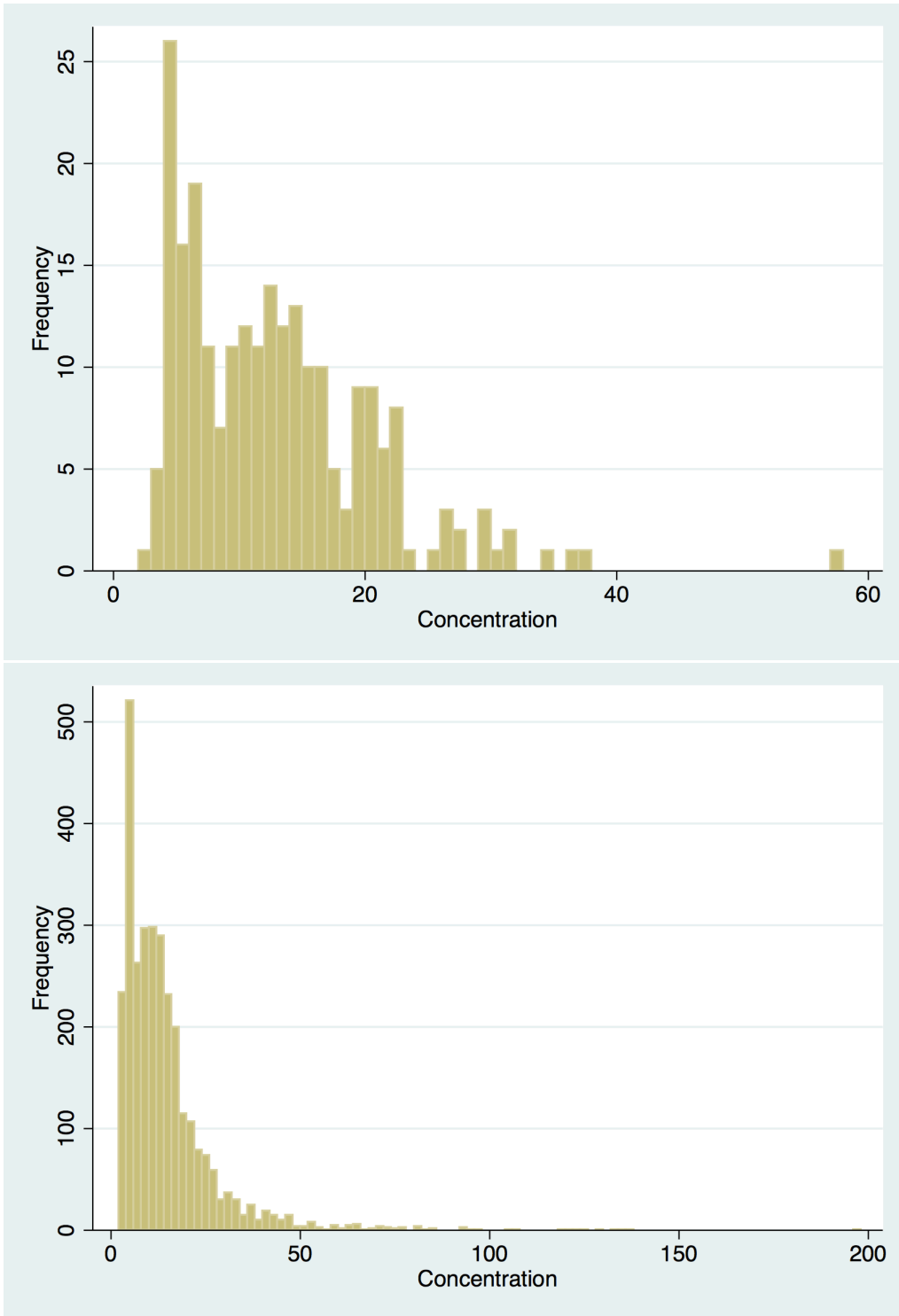


図 2-1 「小児・成人別放射性セシウム (Cs) 内部被ばく」

注) 上図 (小児) と下図 (成人) では横軸のスケールが異なることに注意
 横軸単位は Bq/kg

小児のうち 235 人 (16.4 % ; 95 % CI, 14.5 % ~ 18.3 %) から Cs が検出さ

れ、中央値 590 Bq/body (範囲 : 210 ~ 2,953 Bq/body)、または 11.9 Bq/kg (範囲 : 2.8 to 57.9 Bq/kg) であった。その一方、成人では、3,051 人 (37.8 % ; 95 % CI, 36.8 % ~ 38.9 %) から Cs が検出され、中央値 744 Bq/body (範囲 : 210 ~ 12,771 Bq/body)、または 11.4 Bq/kg (範囲 : 2.3 to 195.6 Bq/kg) であった。Cs が検出される汚染リスクは小児に比べて成人の方が統計学的に有意に高かった。(χ²=246.5, P<0.001)

I-131 は検出されなかったが、これは Cs に比べて短い物理学的半減期のためと考えられた。

一人の成人 (1.07 mSv) を除いた全員の預託実効線量は 1 mSv 以下であった。

2.4. 考察

本研究は福島第一原発事故後の地域住民における悉皆的な内部被ばくについての最初の報告である。福島第一原発事故、南相馬市における初期内部被ばくは大多数の成人、小児において低く、チェルノブイリ原発事故数年後に計測された値 (事故後 7~10 年の時点において 49 Bq/kg)⁸³ よりも低いことを示した。(49 Bq/kg は、年間の追加内部被ばく線量 0.1 ~ 0.2 mSv 程度と計算される。) 小児は成人に比べて内部被ばくが低かったが、これは年齢による Cs 代謝速度の差に起因する生物学的半減期の差、および成人に比べ小児の方がより食事や水の消費において注意を払われていると考えられること、

⁸⁴成人と小児での屋外活動時間の差が関係していると考えられた。⁷⁵

このスクリーニングプログラムは福島第一原発事故6ヶ月後から開始されたため、より早期に検査を行った場合、より高い汚染が検出された可能性があると考えられる。しかしながら、本研究で示された内部被ばくが、福島第一原発事故直後に摂取した放射性物質の低減か、または事故後から慢性的に摂取しているかもしれない放射性物質の蓄積なのかについては明らかではない。この点については、初期内部被ばく後の推移について別途調査を行い、本論文の第3章にまとめた。またこの検査への参加は任意であったため、住民の約35%を対象としたデータであるものの、結果は選択バイアスが含まれる。内部被ばくが高く不安に思った住民が優先的に検査を受けている可能性がある一方、内部被ばくが高い住民は（避難区域に居住していたため）避難しており、より被ばくの低い住民が受診している可能性もある。よって南相馬市および福島県全体の内部被ばくの代表値とはならない可能性がある。急性放射線障害は福島第一原発事故後報告されていない。しかし、発がんリスクなどの地域住民に対する健康影響について、長期間にわたる調査が必要であり、今後も被ばく量を含めたモニタリングを継続する必要がある。

2.5. 結論

福島第一原発事故後、南相馬市における内部被ばくは大多数の成人、小児において低く、チェルノブイリの事故後数年後に計測された値よりも十分に

低かった。しかしながら、本研究で示された内部被ばくが、福島第一原発事故直後に摂取した放射性物質の低減か、または事故後から慢性的に摂取しているかもしれない放射性物質の蓄積なのかについては明らかではなく、今後も被ばく量を含めたモニタリングを継続する必要がある。

3. 福島第一原発事故後の放射能汚染地域における初期および慢性期内部被ばくの比較に関する研究

3.1. 目的

前章で我々は福島第一原発事故後の初期内部被ばくは低いレベルであることを報告した。⁷⁷ しかしながら、その検出された内部被ばくが、福島第一原発事故直後に摂取した放射性物質の低減か、または事故後から慢性的に摂取した放射性物質の蓄積なのかについては明らかではない。本章は、南相馬市における初期内部被ばくと慢性期内部被ばくの推移を調べることにより、上記を明らかにすることを目的とする。

3.2. 方法

南相馬市では、6歳以上の全住民を対象として、2011年9月26日から参加任意の内部被ばく検診が開始されている。15歳以下で検査を受けた住民のうち、Csが陽性となった比率を後方視的に月別で調べ、2011年9月～2012年9月までの推移を調べた。Cs-134およびCs-137による内部被ばくは、各種放射性物質からの被ばくを代表する値である。内部被ばく検査は南相馬市立総合病院に設置されている立位型WBC（Fastscan model 2251; Canberra Inc）を用いて計測を行った。2分間立位の計測による検出限界値は、Cs-134で210 Bq/body、Cs-137で250 Bq/bodyであった。

3.3. 結果

対象期間中、合計 3,992 人の小児（女児 1975 人, 49.5 %）が本研究に参加した。これは 2010 年に南相馬市に在住していた小児の 66 %をしめた。うち 2,831 人（71 %）が内部被ばく検査時に南相馬市に在住していた。年齢の中央値は 11 歳（範囲：6-15 歳）であった。325 人（8.1 %）から Cs が検出されたが、他の核種は検出されなかった。月別の Cs 検出率を図 3-1 に示す。2011 年 9 月における Cs 検出率が 57.5 %であったのに対して、検出率は徐々に減少し 2012 年 7 月以降 0 %、9 月まで 0 %を維持していた。全員での預託実効線量は 1 mSv を下回っていた。

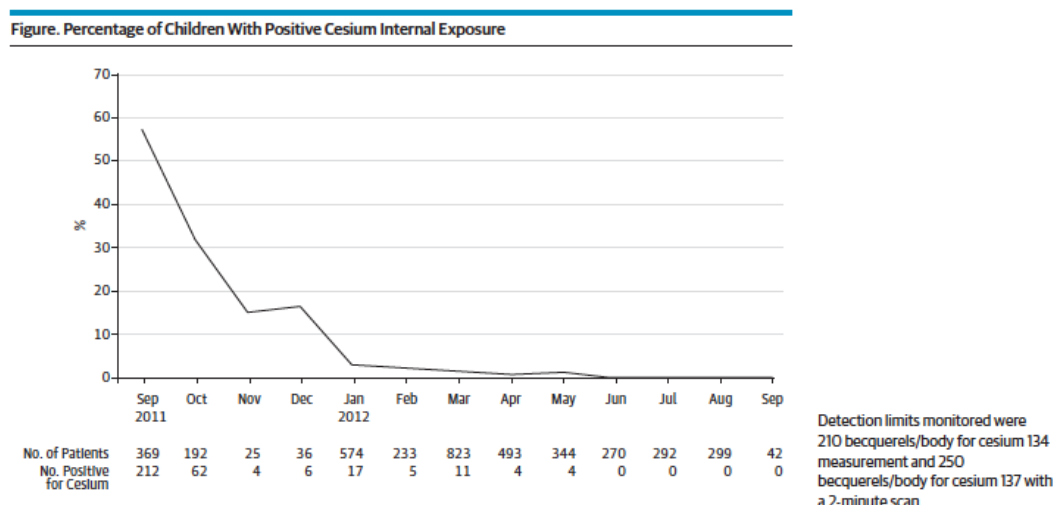


図 3-1 「小児における内部被ばく月別検出率推移」

出典：Tsubokura et al. Acute intake of radionuclides immediately after the incident as the main contributor of the internal radiation exposure after Fukushima Daiichi nuclear disaster. *JAMA Pediatr.* (2013)

3.4. 考察

本研究は、検出された Cs が、主に事故直後に摂取された放射性物質の低

減の結果であることを示している。原発災害直後の急性期の被ばくは、ある一定の時間経過後に起こりうる慢性被ばくより高くなる可能性があり、急性期の被ばく対策は公衆衛生的に重要である。

将来的な健康リスクを評価する際、特に若い世代の事故初期の内部被ばく量を計算することは重要である。しかしながら、我々の調査は事故半年後に開始されており、初期内部被ばく量を十分に実測することは出来なかった。現状の環境モニタリングデータや、ある程度時間が経過した後に計測された個人の実測値を用いれば、放射性物質の摂取に関するシナリオを仮定することで預託実効線量を計算することは可能である。しかしながら、特に I-131 による甲状腺内部被ばくがそうであるように、推定は仮定や計算方法によって値が異なる。⁸⁵ 本研究は、原発災害後出来るだけ早期に、個人の実測を行うことが、将来的な健康被害を予測するために非常に重要であることを示している。⁸⁶

また本研究は、福島第一原発事故から一年後の小児における内部被ばくが十分に低減したことを示している。早期に低減した理由として、日本政府が早期に汚染の確認された食品流通を制限したことが考えられる。震災から 10 日後の 2011 年 3 月 21 日、日本政府は福島県および近隣県産のホウレン草と牛乳の流通を禁止した。その後、地方自治体やボランティア団体、農家などが主体となり、あらゆる場所での食品出荷前の放射線検査を徹底した。また、子供の保護者は地産の食品の摂取を制限する傾向にあった。⁸⁴ このような対

策は現時点での内部被ばく低減に有効であると考えられるが、汚染食品の今後の再摂取を防ぐためにも、継続的な検査や、内部被ばくの高い個人に対する個別対応、住民への啓発を含めた長期的な対策が必要と考えられる。

内部被ばく検査は市の検診として行われ、本研究への参加は任意であった。また本研究は同一の個人について、継続的に内部被ばくを計測した結果では無い。最も内部被ばくが高く、不安に思った住民が最初に計測に来院した可能性もあり、本研究は経時的に Cs の検出率が低下していることを示すためには不十分なデザインである可能性がある。同一個人における繰り返しの内部被ばく検査結果は第 4 章にて記載する。

3.5. 結論

本研究は、検出された Cs が主に事故直後に摂取されたものであることを示している。福島第一原発事故から一年後の小児における内部被ばくが十分に低減したことを示しているが、汚染食品の今後の再摂取を防ぐためにも、継続的な検査や、内部被ばくの高い個人に対する個別対応や住民への啓発を含めた長期的な対策が必要と考えられる。

4. 慢性期内部被ばく高値症例検討および食事指導介入効果に関する研究

4.1. 目的

放射能汚染地域における空間線量は、短半減期の放射性核種の崩壊やウェザリングプロセスによって比較的早期に減弱する一方、⁸⁷ 内部被ばくは汚染地域での食品汚染が持続するため長期間に及び、トータルの被ばくに対して大きな割合を占める。⁶⁴ 慢性期内部被ばくを抑えることは、公衆衛生上重要な課題であり、出荷前の食品放射能の徹底管理や、一般教育、個別の線量計測を含めた対策が放射線災害後には長期間必須となる。^{88,89} しかしながら、それらの対策がどの程度個人の内部被ばくに対して低減効果を持つかについては十分な情報が無い。

福島第一原発事故直後に引き起こされた初期内部被ばくは、前章で示されるように汚染地域に住む住民のほとんどで非常に少なかった。我々が南相馬市で行った初期内部被ばく検査では、65 %の住民が WBC 検出限界値を下回った。⁷³ 福島県内全ての地域の住民を対象に検査を行っているひらた中央病院の結果からも同様のことが報告されている。⁷⁷ また、検出された Cs が主に事故直後に摂取されたものであり、南相馬市での慢性期内部被ばくは、福島原発事故から一年後にはほとんど認められないことが分かっている。⁷⁴

その一方で、放射能汚染地域において、高い Cs による内部被ばくを示す住人が一部に認められることが示されている。⁷⁷ そのような住民において Cs による内部汚染は時に 100 Bq/kg を越え、その値はチェルノブイリ原発事故

後に報告されている値とも同等である。⁹⁰ ICRP が示すように、そのような高い内部被ばくを示す住民に対して、対象をしばって個別対策を行うことは重要である。しかしながら、医療従事者にとって慢性期内部被ばくを低減するためにどのような個別対策が有効かについては十分な情報が無い。⁹¹

高い Cs による内部被ばくを低減するため、我々はそのような住民に対し、原因となる汚染食品を特定した上で注意深く食事指導を行い、定期的な経過観察を行った。本章では、このような高い内部被ばくを示す住民の頻度を明らかにし、どのような行為が慢性期内部被ばくのハイリスク行為なのかを明らかにすることを目的とする。それに加えて、食事指導による内部汚染の低減効果を明らかにすることにより、今後の放射線災害時における医療者の役割についても論ずる。

4.2. 方法

4.2.1. 対象と検査体制について

南相馬市立総合病院とひらた中央病院では震災後より検診としての住民対象の内部被ばく検査が行われている。東日本大震災 1～2 年後である 2012 年 3 月 11 日から 2013 年 3 月 10 日の間、南相馬市立総合病院およびひらた中央病院にそれぞれ 9,963 人、20,659 人、合計 30,622 人（男性 14,397 人、女性 16,225 人）が内部被ばく検査を受診していた。年齢の中央値は 14 歳（2 ～ 97 歳）である。福島県公表の内部被ばく検査結果より、検査数は同様の時期に

福島県内で行われた検査全体の約 20%を占めていた。

南相馬市立総合病院では 2011 年 7 月より 6 歳以上の全ての南相馬市民を対象に内部被ばく検査を行っている。検診参加の案内は避難された方を含め、全ての家庭に送付され、病院のホームページや市の広報誌にも掲載された。ひらた中央病院では 2011 年 10 月より 4 歳以上を対象に検査を行っている。検査は主に福島県内の中通り地区を対象としているが、他県の住民も対象としており、茨城県の牛久市なども含む。両病院共に検査は無料で行われた。

4.2.2. 高い内部被ばくを示す住民の抽出について

内部被ばく検査時に Cs-137 の計測値が 50 Bq/kg 以上の住民を抽出した。外来にて食事摂取状況を聞き取りの後、流通食品を主に消費すること、キノコや山菜、獣肉類など、出荷制限のかかる地元の食材について放射能検査を経ずに摂取することを控える旨のアドバイスを行った。

聞き取りと食事指導の 3 ヶ月後、フォローアップの内部被ばく検査および、食事摂取状況が再評価された。Cs-137 の生物学的半減期は約 100 日であり、対象となった住民の食事摂取状況が改善し、汚染食品の摂取が無くなれば、計測される Cs-137 値は前回計測値の約半分に減少すると考えられた。

4.2.3. 食事指導について

対象となった住民は、外来にて非構造化された問診を受けた。医師から日

常的に摂取している食品について、流通食品を使用しているか、または地元産の食品を使用しているかが聞き取りされた。流通食品を購入の際には産地を選んでいくか（福島県産を消費しているか否か）の聞き取りも行われた。2012年4月1日より日本国内で流通が許可される Cs 濃度は 100 Bq/kg 以下と定められており、本研究では流通食材は福島県産かどうかに関わらず、放射能汚染検査を受け 100 Bq/kg 以下を維持しているとは見なしている。水については飲用にミネラルウォーターを使用しているか、上水道、井戸水を用いているかについて聞き取りがされた。

また被験者は、放射能検査を経ない地元産の食品を頻回摂取していないかが聞き取りされた。もしそのような食品を摂取している場合、特に露地物のキノコや、山菜、鹿や猪などの東北地方で頻繁に食される獣肉類など、放射能汚染検査を受けていない汚染食品の摂取を控えるように指導された。

それらの食品汚染を確認するため、被験者から食品の提供を受けた上で、放射能汚染レベルが検査された。Cs の放射能汚染検査にはキャンベラ社のゲルマニウム検出器（Standard Electrode Coaxial Ge Detector, Model: GC2018, Canberra Inc.）が使用された。食品は標準的な方法で処理された。

4.2.4. 統計解析について

食事指導の有効性を吟味するため、我々は調査対象者の放射能減衰率の均一性を調べた。対象者間における減衰率のばらつきは、放射性物質に対する

代謝能の遺伝的違いなど、個体間の測定不能な未知要素が存在する、あるいは食事指導への遵守具合の差によって、食事指導効果が対象者間で一様ではなかった可能性を示す。そこで我々は減衰率を線形回帰し、参加者固有の未知要素による減衰率への影響を調べた。回帰残差の分散不均一性が検出された場合、減衰率は未知要素によって影響を受けているため、減衰率のみでは食品指導の自体の有効性を正しく評価できないことを意味する。回帰分析では一度目の検査とフォローアップ時の二回目の検査間の Cs-137 の減衰率を被説明変数とし、年齢、性別、検査病院、一回目と二回目の検査間の日数の自然対数を説明変数とした。そして White と Breusch-Pagan 検定によって、残差の分散不均一性を推定した。

4.2.5. 内部被ばく検査方法と線量計算について

南相馬市立総合病院とひらた中央病院に備わる WBC (Fastscan model 2251; Canberra Inc) によって検査が行われた。それぞれの病院での Cs-134 および Cs-137 の検出限界値は、立位 2 分間の計測で、220 Bq/body と 250 Bq/body (南相馬市立総合病院) および 300 Bq/body と 300 Bq/body (ひらた中央病院) であった。病院間の検出限界値の差はそれぞれの病院のバックグラウンドの環境放射線量の差によって起こっている。摂取した Cs-134 および Cs-137 からうける内部被ばくによる年間実効線量は、ICRP publication 67 を参照し、計測された値が一年間、体内で摂取と排泄の平衡状態にあると仮定して計算

された。実効線量係数はCs-134およびCs-137でそれぞれ、 1.9×10^{-5} 1.3×10^{-5} mSv/Bq を用いた。⁴⁰

4.3. 結果

Cs-137 は 30,622 人の被検者のうち、756 人（2.5 %）から検出された。612 人が南相馬市立総合病院（検査者の 6.1 %）、144 人がひらた中央病院（同 0.7 %）での検査であった。Cs-137 が 50 Bq/kg 以下であった住民における Cs-137 計測値の分布を図 4-1 に示す。

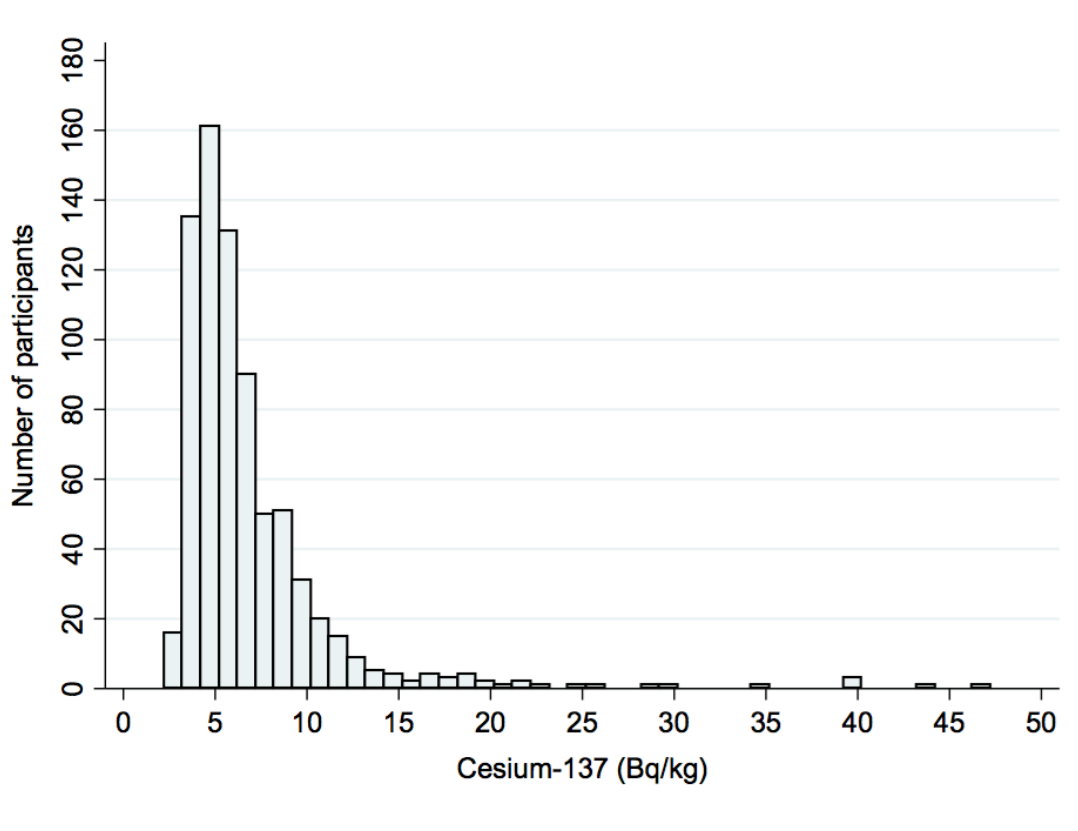


図 4-1 「Cs-137 50Bq/kg 以下における検出者分布」

Cs-137 が 50 Bq/kg を越えた住民は 9 人 (0.03 %) であった (図 4-1)。 50 Bq/kg というカットオフ値は、表 4-1 に示すように、この 9 人が他の受診者と比較し明らかに高い汚染を示していたことから臨床的に設定された。9 人のうち、高い放射能汚染地域での除染作業や清掃作業、原発内での収束作業にあっている者はいなかった。9 人中 3 人は女性、年齢の中央値は 70 歳 (範囲: 60~74 歳) だった。初回検査時の Cs-137 の中央値は 4,830 Bq/body (範囲: 2,130 – 15,918 Bq/body) または 69.6 Bq/kg (範囲: 50.7 – 216.3 Bq/kg) であった。Cs-134 および Cs-137 から計算される年間実効線量の中央値は 0.30 mSv/year (範囲: 0.14 – 0.97 mSv/year) であった。9 人の中に夫婦は 3 組含まれており、それらの家庭での夫と妻でそれぞれ、111.6 と 69.6, 183.7 と 69.4, 56.7 と 50.7 Bq/kg であった。全ての家庭で、男性が女性よりも高い内部汚染を示していた。

表 4-1 Cs-137 が 50 Bq/kg 以上であった被験者(9 名)における内部被ばく検査結果

Patient						1st measurement, date	Cs-134		Cs-137		2nd measurement, date	Cs-134		Cs-137		3rd measurement, date	Cs-134		Cs-137	
No	Age	Sex	Hospital	Resident of	Family		Bq/ body	Bq/ kg	Bq/ body	Bq/ kg		Bq/ body	Bq/ kg	Bq/ body	Bq/ kg		Bq/ body	Bq/ kg	Bq/ body	Bq/ kg
1	70	M	Hirata	Kawamata	Family 1	9 th July, 2012	4160	66.0	7032	111.6	8 th Nov, 2012	1313	20.9	2547	40.6	19 th Feb, 2013	631	10.0	1069	16.9
2	66	F	Hirata	Kawamata	Family 1	13 th July, 2012	2471	40.0	4300	69.6	8 th Nov, 2012	695	11.2	1485	23.9	19 th Feb, 2013	ND*	ND	585	9.4
3	71	M	Minamisoma	Minamisoma	-	11 th July, 2012	6713	88.3	10730	141.2	6 th Nov, 2012	3288	43.8	5556	74.1	23 rd Apr, 2013	1717	21.2	3445	42.5
4	64	M	Hirata	Tamura	-	6 th Sep, 2012	9114	123.8	15918	216.3	6 th Dec, 2012	4122	56.0	7670	104.2	-	-	-	-	-
5	74	M	Hirata	Nihonmatsu	Family 2	2 nd Aug, 2012	7237	108.3	12270	183.7	8 th Nov, 2012	3204	47.7	6177	91.9	14 th Feb, 2013	1679	25.0	3600	53.7
6	74	F	Hirata	Nihonmatsu	Family 2	2 nd Aug, 2012	2894	41.6	4830	69.4	11 th Nov, 2012	1133	16.0	2139	30.3	4 th Feb, 2013	418	5.8	919	12.8
7	60	M	Hirata	Koriyama	-	15 th Apr, 2012	2203	42.6	3190	61.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	73	M	Minamisoma	Minamisoma	Family 3	16 th May, 2012	2090	36.7	3230	56.7	14 th Aug, 2012	1043	18.3	1695	29.7	19 th Feb, 2013	ND	ND	582	10.2
9	69	F	Minamisoma	Minamisoma	Family 3	16 th May, 2012	1442	34.3	2130	50.7	14 th Aug, 2012	466	11.1	711	16.9	19 th Feb, 2013	ND	ND	ND	ND

* ND represents not detected.

Detection limits: 220 Bq for Cs-134 and 250 Bq for Cs-137 in Minamisoma Municipal General Hospital, and 300 Bq for both Cs-134 and Cs-137 in Hirata Central Hospital.

表 4-2 放射能汚染検査を経ない食品摂取状況について

Patient No	Rice	Meat	Fish	Vegetables	Fruits	Mushrooms	Milk	Water
1	-	-	-	○	○	○	-	Tap water
2	-	-	-	○	○	○	-	Tap water
3	-	-	-	○	-	○	-	Tap water
4	-	○	○	○	-	○	-	Well water
5	-	-	-	○	○	○	-	Tap water
6	-	-	-	○	○	○	-	Tap water
7	N/A*	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	Mineral water
8	-	-	-	○	○	○	-	Tap water
9	-	-	-	○	○	○	-	Tap water

* N/A represents not applicable.

** ○ indicates that the respondent consumed this food without radiation inspection

表 4-2 に、Cs-137 の計測値が 50 Bq/kg 以上であった 9 人それぞれの食習慣の詳細を示す。1 人からは回答を得られなかった。回答を得られた 8 人全員が、検査済みの米と牛乳を摂取していた。水の摂取については、7 人が上水道を使用し、1 人がミネラルウォーターを、1 人が検査済みの井戸水を使用していた。その一方で、8 人全員が放射能汚染検査を経ない露地の野菜を摂取し、また野生または原木から自宅で育てたキノコを頻回に摂取していた。

表 4-3 放射能汚染検査を経ない食品について（詳細）

Patient No	Vegetables	Mushrooms	Fruits	Meat	Fish
1, 2	Garlic, bamboo shoots, chinese chive	Shiitake mushrooms	Dried persimmon	-	-
3	Aralia sprouts	Shiitake mushrooms	-	-	-
4	Radish, bamboo shoot, soybean, butterbur, bracken, aralia sprout, pumpkin, japanese ginger	Matsutake, sarcodon, and shiitake mushrooms	-	Game	Mountain, rock, and rainbow trout
5, 6	Cucumber, tomato, chestnuts, bracken, torreyia nuts, watermelon, aralia sprout, butterbur	Shiitake mushrooms	Dried persimmon	-	-
7	N/A*	N/A	N/A	N/A	N/A
8, 9	Potatoes, green onions, japanese basil, ginkgo nuts, radishes	Shiitake mushrooms	Persimmon	-	-

* N/A represents not applicable.

表 4-3 は、放射能汚染検査を経ずに摂取していた食品のリストである。キノコは主に野生の椎茸であった。これらの食品の摂取に関して頻度と量については情報が無い。9 人のうち、Cs の計測値が最も高かった住民は、放射能汚染検査を受けないキノコや野菜に加えて、継続的に猪の肉、イワナやニジマスなどの川魚を摂取していた。

4.3.1. 食品放射能汚染検査結果について

継続的に摂取されていた食材の放射能汚染検査結果を、表 4-4 に示す。Cs は乾燥したキノコや猪の肉に非常に高いレベルで集中していることがわかった。(それぞれ最大で 142,134 Bq/kg および 1,246 Bq/kg)

表 4-4 汚染食品における放射能検査結果

	Date of inspection	Cs-134 (Bq/kg)	Cs-137 (Bq/kg)	Total Cs (Bq/kg)
Patients 1 and 2				
Shiitake mushroom	July, 2012	4,160	6,606	10,766
Chinese chive	Aug, 2012	59	94	153
Patient 4				
Game	Dec, 2012	453	793	1,246
Japanese ginger	Sep, 2012	ND (<5.2)*	ND (<6.6)	ND
Mountain trout	Sep, 2012	66	94	160
Rock trout	Sep, 2012	51	74	124
Rainbow trout	Sep, 2012	266	426	692
Patients 5 and 6				
Bracken	Aug, 2012	150	226	377
Dried persimmon	Aug, 2012	25	48	73
Dried shiitake mushroom	Aug, 2012	52,154	89,980	142,134
Chestnuts	Aug, 2012	302	489	791
Torreya nuts	Aug, 2012	388	613	1001
Shiitake mushroom	Feb, 2013	7,724	15,809	23,533

* ND represents 'not detected'. The detection limit is presented in brackets.

The data on mushrooms from patient 4 was unavailable, since he had already consumed them.

4.3.2. フォローアップ検査結果について

高い内部汚染を示した全ての住民に対して、食品放射能汚染検査を受けない地元の食品の摂取を控え、主に流通食品を摂取するよう指導を行った。約3ヶ月後に行った2度目の問診にて、8人中7人が、米、野菜、キノコ、果物を主に流通から購入し、地元の食材に関しては、食品放射能汚染検査後のみに摂取するよう行動変容があったことが分かった。しかしながら、1人は野生のキノコや獣肉、高い汚染を示した魚類の摂取は控えるようになったものの、露地の野菜の摂取は継続していた。全ての住民で、2回目の検査時、生物学的半減期にともなってCs-137の計測値は約半分に減少していた。(図4-2)

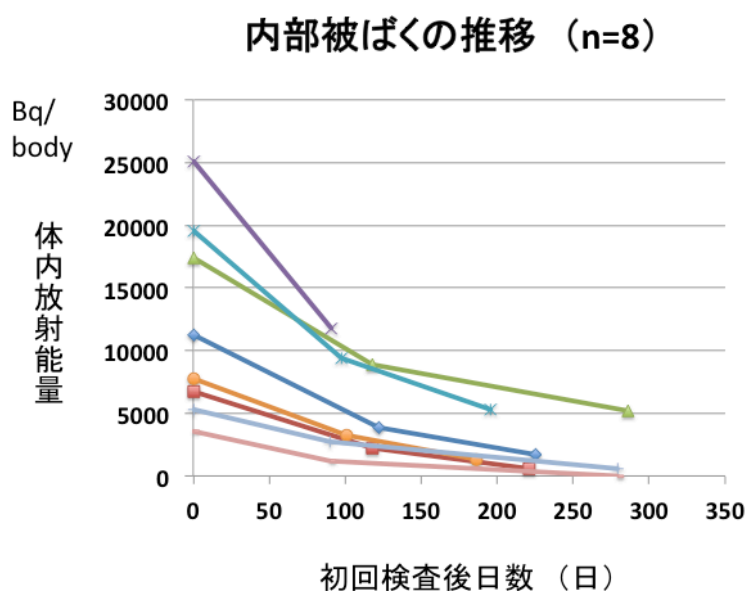


図 4-2 「食事指導を行った内部被ばく高値住民における内部汚染の推移」

調査対象者の Cs-137 減衰率の均一性に関して、回帰分析では、どの説明変数にも減衰率と有意な関係は見られなかった。また、White と Breusch-Pagan の検定では、どちらからも有意な結果は得られず（それぞれ $p = 0.3$ 、 $p = 0.8$ ）、したがって、我々の調査結果には回帰残差の不均一性に関する問題は生じず、食事摂取指導の効果は対象者間で一様に見られたと考えられた。

4.4. 考察

原発災害後、地域住民の慢性期内部被ばくを低いレベルに維持することは公衆衛生的に非常に重要である。なぜなら放射能汚染地域では、食品汚染が持続するため、慢性期内部被ばくが長期に及び、結果として被ばく全体の多くの部分を占めることになるからである。⁶⁴

特筆すべきはわずか 9 人（被験者の 0.03 %）のみが Cs-137 計測値が 50 Bq/kg を越えたことである。そしてこの 9 人の内部被ばくの原因は、汚染度の高い可能性のある種類の地元産の食品を、未検査で継続的に摂取したことであると考えられた。このことは、福島県内の放射能汚染地域において、ほとんどの住民の被ばく量が健康影響を及ぼすレベルには到達せず、十分に低く維持されていることを示している。この地域の大多数の住民が放射能汚染検査を経た地元の安全な食材または、汚染されていない地域からの食べ物を摂取しているためであると考えられた。

しかしながら本研究は、ごく一部の住民において他の住民と比較し高い内部

汚染が起こっていることを示している。9人の住民で Cs-137 の計測値が 50 Bq/kg を越えていた。地域全体としては内部汚染が非常に低いレベルでコントロールされている状況であっても、一部の住民では予期せず汚染度の高い食材を摂取し、内部被ばくを受けている可能性があることに注意せねばならない。日常生活のスタイルによって、どのような食材をどこから調達するかは異なり、結果として個人間で内部汚染の程度が異なることには注意が必要である。福島第一原発事故後の、福島県内の食品放射能汚染検査は十分に機能していると考えられるが、長期にわたって検査体制が維持される必要があると考える。

これまで慢性期に検出される高いレベルの内部汚染について、その原因が福島第一原発事故直後の急性期に大量の放射性物質の摂取したためか、慢性的な汚染食品の摂取のためか、いずれかについて明らかでなかった。しかしながら本研究は高いレベルの内部汚染を示す住民において、慢性的な汚染食品摂取がその原因であることを明らかにした。そのような住民では、椎茸や露地の食品、野生の動物や川魚などに代表される高い放射能汚染が起こりやすい食品を継続的に摂取するという食習慣が似通っていた。チェルノブイリ事故後における地域住民によるキノコの摂取やスカンジナビア半島のサーミ人におけるトナカイの摂取など、チェルノブイリ事故後の地域住民の内部汚染についても同様のことが報告されている。^{90,92}

しかしながら、食品汚染の程度は食品の種類によって幅があり、汚染地域で採取された食品が全て汚染されているわけではないことには注意が必要である。

地元で栽培された野菜は高い内部汚染を示した全ての住民が摂取していたが、一般的にじゃがいも、葉ものの野菜や根菜類は、土壌から野菜への放射性物質の移行が少なく、非常に低いレベルの汚染しか起こらない。^{61,62} 慢性期内部被ばくを防ぐために最も重要なことは、汚染された地域の食品を避けることではなく、汚染地域で採取される食品のうち、汚染が集中しやすい食品を認識し、それらの汚染レベルを継続的にモニターすることである。流通食品は出荷前検査と出荷制限によって汚染管理を行うことが出来るが、高い汚染を示す地元の食品の自家消費を制限するのは困難である。そのため、食品の検査体制の維持や知識の普及と言った啓発活動が今後も非常に重要となる。本研究は、高い内部汚染を示す住民にとって、一部の高い汚染を示す地元の食品の摂取を制限することが重要であることを示した。今後も食品の検査体制の維持と継続が重要である。それに加えて、WBC による長期的な住民のモニタリングも重要である。

加えて本研究は、高い内部汚染を示す住民に対して、医療者が食事摂取に関する指導を行うことで、住民の行動様式を変化させ、汚染食品を避ける結果、内部汚染を低減することが出来ることを示した。食事指導の際には、どのような食品が汚染されやすいか、その土地の特産品や農作物は主に何かに注意し、指導することが求められる。

本検査にはいくつかの限界が存在する。一つ目は、内部被ばく検査の参加は任意のため、選択バイアスが存在する可能性がある。内部被ばく検査は主には

自治体ごとに行われているが、器機や対象などの検査体制も異なる。二つ目は、自身の生活や被ばくに対して心配している住民が主に受診している可能性があり、高い内部汚染を示す住民数が本研究では9人（0.03%）であったが、真の値を過小評価している可能性がある。三つ目は、医療者からの食事指導を含めたアドバイスに従うのは、より自身の健康に気を遣う個人である傾向があり、本研究は食事指導の効果を過大評価している可能性がある。それに加えて、食事指導の効果について、対象となる住民数が少ないため、効果についての統計解析や、他の食習慣に関連すると思われる因子の調整は行っていない。四つ目は、本研究デザインは食事指導を行わないコントロール群が存在せず、観察された内部汚染の低減が食事指導介入によるものであることを十分に証明するものではない。内部被ばくの低減が、検査自体または他の一連の検査介入による効果である可能性は否定できない。

4.5. 結論

本研究は、地域全体としては内部汚染が非常に低いレベルでコントロールされている状況であっても、一部の住民では予期せず汚染度の高い食材を摂取し、内部被ばくを受けている可能性があることを示した。そのような住民では高い放射能汚染が起りやすい食品を継続的に摂取するという食習慣が似通っており、内部被ばく低減には医療者からの食事指導が有効である可能性がある。

5. 悉皆調査を用いた小児慢性期内部被ばくに関する研究

5.1. 目的

放射能汚染地域における慢性期内部被ばくは、地元産食品の放射能汚染が持続するため、長期的には被ばく全体の多くを占めることが分かっている。⁶⁴ そのため、慢性期内部被ばくを抑えることは公衆衛生的にも非常に重要である。慢性期被ばくを抑えるためには、持続的で長期の食品検査と、内部被ばく検査体制の維持が必須である。^{88,89}

第3章では福島第一原発事故後、直後の急性期に摂取された内部被ばくが内部被ばく全体の大部分を占めることを示した。⁷⁴ また第4章では放射能汚染地域における大多数の住民の慢性期内部被ばくは、健康被害を引き起こさないと推定される程度に低いことが示されるものの、ごく一部の住民においては出荷制限のかかる汚染度の高い地元の食品を継続的に摂取することにより、高い内部汚染を示すことを示した。⁸⁰ このような高い内部汚染を示す住民が一部に存在するものの、どの程度の頻度で存在しているかについて十分な情報がない。特にそのような高い内部汚染の小児が存在するかどうかを知ることは、将来的な被ばくによる健康被害を考える上において重要である。

これまで行政は、全ての内部被ばく検査への参加を任意で行ってきた。⁹³ このような検査体制は、検診バイアス、特に内部被ばくに気を払う個人が選択的に受診する可能性を否定できず、地域全体の真の内部被ばくを過小評価しているかもしれないという批判が存在した。実際に震災後、時間の経過と共に、定

期的な検診への参加や関心が薄れてきているのも事実である。⁹⁴

本章では、福島原発事故後の慢性期内部被ばくを調べ、高い内部汚染を示す小児が存在しないかを調べるため、南相馬市の小中学生を対象として WBC を用いた内部被ばく悉皆調査を行った。本章では内部被ばく検査の結果に加えて、学校検診としての内部被ばく検査の有用性について論ずる。

5.2. 方法

5.2.1. 調査対象

震災 26 ヶ月から 28 ヶ月後の 2013 年 5 月 ～ 2013 年 7 月にかけて、南相馬市内にある 22 全ての小中学校に通う生徒対象に WBC を用いた内部被ばく検査を行った。年齢、性別に加えて、Cs の体内量が調べられた。

内部被ばく検査は学校検診として行われた。生徒は 2 つの病院に学校からそれぞれバスで移送された。6 歳から 12 歳までの小学生は南相馬市立総合病院で、12 歳から 15 歳までの中学生は渡辺病院で検査を受けた。体表放射能汚染による検査エラーを防ぐため、全ての子供は検査前に衣服を着替えた。

同時に検査に参加した生徒の保護者に対して、アンケートを行った。アンケートは食品と水の摂取についてであり、流通している食品を購入の際に、産地を選んでいるか（福島県産を消費しているか否か）、または地元の食品を使用しているか、水の使用については飲用にミネラルウォーター、上水道、井戸水のいずれを用いているかが聞き取りされた。

5.2.2. 内部被ばく検査方法と線量計算について

対象者は南相馬市立総合病院または渡辺病院にて内部被ばく検査を受けた。南相馬市立総合病院は 3 x 5 x 16 インチの NaI シンチレーションディテクターをもつ立位型の WBC (Fastscan model 2251; Canberra Inc) であり、130 cm 以下の小児に対しては 30 cm の台が使用された。また渡辺病院の WBC は 3 x 5 x 16 インチの NaI シンチレーションディテクターをもつ椅子型の WBC (WBC-R43-22458; Hitachi Aloka Medical, Ltd., Mitaka, Tokyo, Japan) である。器械の検出限界は両方の器械において 2 分間の計測で Cs-134 が 220 Bq/body、Cs-137 が 250 Bq/body であった。

放射線医学総合研究所のチームが、Co-60, Cs-137, Ba-133 および水をそれぞれ含んだ BOMAB ファントムを用いて WBC の精度管理を行っており、全体の検出効率の誤差は 10 %以内におさまっていることが示されている。

Cs-134 および Cs-137 による内部被ばくによる年間実効線量は、ICRP Publication 67 に記載される実効線量係数を基として計算された。⁴⁰ 検出された Cs が、年間を通じて排泄と摂取の平衡状態にあると仮定して計算された。結果が検出限界値以下の場合は、検出限界値の Cs が体内に存在すると仮定して計算された。係数は年齢に応じて選択された。

5.3. 結果

南相馬市内に通学する 3,299 人の小中学生のうち、3,255 人（98 %）が 2013 年 5 月～2013 年 7 月にかけて学校検診に参加した。年齢の中央値は 11 歳（範囲 6-15 歳）で 1,587 人（48 %）が女児であった。Cs による内部汚染を検出した小児はおらず、全員が WBC の検出限界値以下であった。K-40 以外の核種を検出せず、急性の放射線障害を指摘しなかった。

Cs-134 および Cs-137 から受ける年間内部被ばく線量の最大値は、それぞれ、6 歳、10 歳、15 歳で、0.066、0.04、0.025 mSv であると計算された。これらの線量は一般大衆における年間被ばく上限である年間 1 mSv を大きく下回っていた。

日常の食習慣と食品選択についての調査結果を、表 5-1 に示す。およそ 70 % の住民が福島県産以外の食材を使用していた。その一方、地元産の食品を使用する頻度は、肉や魚に比べて、米や野菜に多いことが分かった(米：11 %、野菜：9 %、肉 2 %、魚 2 %)。

表 5-1 食品および水摂取状況

	Rice (N = 3170)	Meat (N = 3174)	Fish (N = 3177)	Vegetables & Fruits (N = 3178)	Mushrooms (N = 3169)	Milk (N = 3170)
Buy only non-Fukushima produced foodstuffs at grocery stores	2450 (77%)	2312 (73%)	2577 (81%)	2386 (75%)	2623 (83%)	2108 (66%)
Buy foodstuffs produced in unspecified area at grocery stores	364 (11%)	795 (25%)	533 (17%)	497 (16%)	436 (14%)	983 (31%)
Use locally produced foodstuffs, radiation dose estimated	335 (11%)	66 (2%)	65 (2%)	288 (9%)	109 (3%)	77 (2%)
Use locally produced foodstuffs, radiation dose unestimated	21 (1%)	1 (0%)	2 (0%)	7 (0%)	1 (0%)	2 (0%)
	Water (N=3201)					
Tap water	842 (26%)					
Well water	100 (3%)					
Bottled water	2259 (71%)					

5.4. 考察

本研究は、福島第一原発事故後周辺住民、特に小児において全員から Cs は検出されず、慢性期内部被ばくがあったとしても非常に低いレベルであることを示している。前章での研究からも同様の結論は示唆されるが、本研究は南相馬市における 98% の小児を対象としており、選択バイアスを考慮する必要が無いと考えられる。南相馬市での内部被ばくが十分に効果的に最小化されていることを示している。

第 4 章では、ごく一部の成人にて高い内部汚染を示す住民の存在が指摘されていたが、現状ではそのような高い内部汚染を示す小児は存在しなかった。小児における慢性期内部被ばくの最大値はどの年代であれ 0.1 mSv 以下と計算され、その程度は非常に少なくこれが生物学的な影響を持つことは考えづらい。福島県内で地方自治体やボランティア団体、農家によって行われている放射能汚染食品検査は、十分にその効果を示していると考えられる。しかしながら、今後も汚染可能性のある食品の検査を継続し、さらなる内部被ばくを防ぐことは重要である。

その一方で、多くの保護者が特に小児に対して、福島県内で生産された食品の選択には注意を払い、避けている実態が明らかとなった。本調査の結果、どの小児からも Cs を検出していないことから、福島県産の食品を摂取する住民で内部被ばくが高いという状況はあてはまらない。福島県内の流通食品の汚染

管理は十分に行き届いている一方で、⁹⁵ 70%の生徒の家庭では福島県産の食品を選択していないという結果であった。

慢性期内部被ばくを防ぐために必要なことは、地元産食品の消費を制限することでは無く、汚染レベルの高くなる傾向のある食品を認識し、それらの汚染を計測することである。合理的なレベルで放射線被ばくへの対策を続けることは、被ばく量低減には有用であるが、行き過ぎた忌避や対策は、日常生活を破壊させ、それによる健康被害をもたらす。今後は食品出荷前の徹底的な放射能汚染食品検査に加えて、情報公開や住民への啓発が重要となると思われる。

内部被ばくの主たる原因は汚染食品の摂取であるため、長期間における内部被ばく検査と食品検査が重要となる。しかしながら放射線災害後、効果的に住民への検査を行うにはどのようにすれば良いかについて十分な情報が無かった。本研究はWBCを用いた学校検診としての定期的な検査体制の維持が、継続的な検査体制の維持のためには効果的である可能性を示した。このような検査は、住民の内部被ばくにおける全体的な傾向を知る上で有用であると同時に、汚染度が高いかもしれない一部の小児を発見するためにも有用である。それに加えて、内部汚染している小児を発見することは、恐らく同じ食品を消費していると考えられる家族を発見することにも有用である。汚染された小児を発見することによって、その家族へも介入が可能となる。この点においても、学校検診としての内部被ばく検査は高い住民受診率を維持すると同時に、外れ値的に高い内部被ばくを発見し介入する点においても有用である。

5.5. 結論

本研究は、南相馬市内の小児において慢性期内部被ばくはあったとしても非常に低いレベルであることを示している。ごく一部の成人に、高い内部汚染を示す住民の存在が指摘されていたが、2013年時点ではその様な小児は存在しなかった。

6. 放射性物質吸入による慢性期内部被ばくに関する研究

6.1. 背景

前章までの議論において、福島第一原発事故後の慢性期内部被ばくは低いレベルに抑えられており、一部に高い内部汚染を示す住民が散見されるも、高度に放射能汚染された食品を、放射能汚染検査を経ずに継続的に消費することが原因であることが示された。しかしながら、放射性物質の吸入による内部被ばくがどの程度かについては十分な情報が無い。除染作業員は、放射性物質を除染作業中に吸入することによる内部被ばくリスクを負う。⁹⁶ 除染作業員の内部被ばくを評価することは、福島県内の居住する住民の吸入による内部被ばくを評価する上で重要な情報を与えると考えられる。

日本政府は、表土剥ぎ、草木の伐採、土壌の除去をすることによって、放射能汚染地域の除染を開始した。除染作業員は外部被ばくおよび内部被ばくの評価に加えて、定期的な健康チェックを受けることが義務づけられている。⁹⁷ 外部被ばくおよび空間線量は比較的容易に計測でき、線量計によって厳密にコントロールされうるが、内部被ばくの評価については、大規模な検査体制が必要となる。ひらた中央病院は、福島県内で除染作業員に対する健康診断と内部被ばく検査を行っている最も大きな施設の一つである。

本章の目的は、除染作業員のカルテをレビューし、除染作業員における内部汚染がどの程度か示すことで、福島県内での地域住民の内部被ばく量を明らか

にすることである。

6.2. 対象と検査方法

ひらた中央病院の内部被ばくデータベースを用いて、2012年3月～2012年8月にかけて内部被ばく検査を受けた除染作業員のCsによる内部汚染を後方視的に調べた。除染作業は、特定の期間、福島第一原発周辺の市町村で行われ、定期的な内部被ばくの計測が義務づけられている。震災直後の吸入や経口摂取による初期被ばくの影響を除外し、除染作業中の内部被ばくを評価するため、震災時に福島県内に居住していた除染作業員は集計から除外した。除染作業員の年齢、性別、体重、Cs計測値、および除染作業の日数、内容、最終従事日から検査までの日数を調べた。

ひらた中央病院は立位型のWBC（Fastscan model 2251; Canberra Inc）を所有しており、2分間の計測で検出限界値はCs134およびCs-137ともに300 Bq/bodyであった。

6.3. 結果

合計で83人の男性が対象となった。全ての除染作業員は、福島第一原発事故直後には福島県内には居住しておらず、Cs-137の土壤汚染レベルが100k Bq/m²以上の放射能汚染地域で、定期的に除染作業に従事していた。年齢の中央値は52歳（範囲：21-64歳）であった。

表 6-1 は除染作業の詳細を示す。作業時間と作業日数の中央値は 30 日と 8 時間だった。除染作業中の防護服に関するアンケートに答えた 78 人中 7 人 (9.0 %) が除染作業中にマスクを着用していなかった。その 7 人中 4 人は 40 歳以上だった。3 人の除染作業員は、マスク、手袋、防護スーツなどを含む、どの防護用品も使用していなかった。

表 6-1 除染作業員の基本特性および除染作業詳細

Characteristics		Total (n = 83)	
Age, y, median (range)		52	(21-64)
Sex	Male	83	(100)
	Female	0	(0)
Comorbidity	None	75	(90.4)
	Hypertension	3	(3.6)
	Diabetes	3	(3.6)
	Cancer	1	(1.2)
	Pulmonary disease	1	(1.2)
	Others	3	(3.6)
	Decontamination areas		
	Namie	20	(24.1)
	Iitate	19	(22.9)
	Okuma	11	(13.3)
	Minamisoma	7	(8.4)
	Kawamata	6	(7.2)
	Naraha	5	(6.0)
	Hirono	4	(4.8)
	Kawauchi	2	(2.4)
	Tomioka	2	(2.4)
	Soso District (not specified)	7	(8.4)
Decontamination equipments			
	Gloves	68	(88.3)
	Masks	71	(93.4)
	Protective suits	40	(54.1)
	Goggles	35	(47.3)
	Boots	60	(77.9)
Decontamination activities*			
	Total working period, d	31	(1-441)
	Average working time, h	8	(4-9)
	Duration between final working day and date of examination, d	1	(0-236)

The values in parentheses are percentages, unless otherwise noted.

* Median and range is presented.

検査を受けた全除染作業員の Cs 計測値は、検出限界未満だった。K-40 以外の放射性物質は検出されなかった。急性の放射線障害も認めなかった。外部被ばく量については、個人データが無く評価不可能だった。

震災後、持続的に放射性物質を摂取したと仮定した場合、検出限界が 300 Bq/body であることから、Cs-134 および Cs-137 による内部被ばくの預託実効線量は Mondal 3 により、最大でも 0.029 mSv 以下と計算された。⁸²

6.4. 考察

本研究は、福島第一原発周囲の市町村においての除染作業による内部被ばくが低いレベルであることを示した。我々の調査結果は、除染作業中の内部被ばくが、WBC の検出限界以下でも存在することを否定するわけではないが、除染作業中の放射性物質の再浮遊による吸入は非常に低いレベルの内部被ばくしか起こし得ないことを示している。この結果より、福島県内に居住する住民における吸入による内部被ばくは非常に低いレベルであることが示された。本結果は、福島県内で行われた粉塵検査とも矛盾が無い。⁹⁸

除染作業中の内部被ばくが低かった理由としていくつかのものがあげられる。一つ目は、除染作業員が内部汚染の可能性を恐れて、十分な注意と防護のもと作業を行った可能性である。しかしながら、3 人の除染作業員は作業中にマスクや防護服や手袋を着用していなかった。78 人中、7 人について除染作業中にマスクをつけていなかった理由は明らかでは無いが、そのような防護をとらな

かったのは除染自体が脱水や熱中症などを引き起こしかねない重労働であったことも理由の一つかもしれない。既に福島第一原発内での作業員の中で、熱中症や致命的な心筋梗塞を発症した症例が報告されている。⁹⁷ 除染作業中の内部被ばくは主に吸入によって引き起こされるが、そのような内部被ばくリスクと除染作業という重労働による生命に関わる熱中症などの疾患の発症リスクはバランスをとることが必要である。防護に関する教育や啓発は十分される必要があるが、除染作業中の最適な装備については、さらなる研究が必要である。

第二に、除染作業時間が体内に Cs が蓄積するために十分な長さでは無かったため、内部被ばく量が少なかった可能性が考えられる。この研究は中央値 30 日程度の除染作業が内部汚染の上昇に関与しないことを示しているが、より長期間の従事に対する内部汚染についてはさらなる研究が必要である。

第三に、除染作業中に行われるいくらかの対策が内部被ばく低減に対して効果があったのかもしれない。除染作業中の放水は、粉塵の飛散を防ぐ。また集塵装置も同様である。それらの対策が内部被ばく軽減にどの程度の効果を持つかについても、今後の検証が必要である。

本研究はいくつかの限界がある。一つ目は、本研究は Cs-137 の土壤汚染が 100 kBq/m^2 以上の地域での除染作業について評価しているものの、原発に更に近いより汚染された地域での除染作業注の内部被ばくリスクについては十分な評価が出来ていない。二つ目として、本研究の対象人数は少なく、選択バイアスが存在する可能性がある。

6.5. 結論

本研究は、福島第一原発周囲の市町村において、除染作業による内部被ばくがあったとしても検出限界値以下の低いレベルであることを示した。除染作業中の放射性物質の再浮遊による吸入は非常に低いレベルの内部被ばくしか起こし得ず、この結果より、福島県内に居住する住民における吸入による内部被ばくはよりさらに低いレベルであると考えられた。

7. 総合結論と考察

放射線被ばくはその線量によって、発がんを含めた健康リスクを伴う。原発事故により周辺地域は飛散した放射性物質によって長期間の汚染を受け、原発事故後の周辺地域における放射能汚染対策は、内部被ばくおよび外部被ばくあわせ住民のトータルの被ばく量を軽減するために行われる。本研究では福島第一原発事故をふまえ、地域住民の内部被ばくを明らかにすることで、公衆衛生上有効な放射線対策について論じてきた。

放射線被ばくには事故後1ヶ月以内におこる ①急性期内部被ばくと、飛散した放射性物質が地域に残存するため事故後数十年以上続く②慢性期内部被ばくがある。それぞれについて分けて以下に述べる。

7.1. 急性期内部被ばくについて

今回の福島第一原発事故後の住民のCsによる急性期内部被ばくは、第2章で示されたように、大多数の成人、小児において低く、チェルノブイリの事故後数年後に計測された値よりも十分に低いことが明らかになった。また第3章ではその事故初期の内部被ばくが全体の大部分を占めていたことが示された。内部被ばくによる預託実効線量は大多数の住民で1 mSvを下回っており、事故により地域住民に被ばくが起こったことは事実であるが、幸いにも地域住民にとって、急性期の内部被ばくは健康影響を及ぼすと考えられるレベルに到達し

ていないと考えられる。しかしながら今後の被ばく量低減のためにも、汚染食品の今後の再摂取を防ぎ、継続的な検査や、内部被ばくの高い個人に対する個別対応や住民への啓発を含めた長期的な対策が必要と考えられる。チェルノブイリに比べて被ばく量が少なかった原因としては、事故自体の規模、放射性物質の放出量の差、および早期の汚染食品の出荷制限、避難指示などがあげられる。事故初期の内部被ばくを軽減するための方策として、避難、食品規制、屋内退避など、どの方法が最も被ばく低減に資するかについては今後も研究が必要である。

放射線災害直後の急性期には、慢性期にも主たる問題となる Cs などの放射性物質に加えて、短い半減期をもつ多くの放射性核種からの被ばくを受けることには注意が必要である。特に問題とされるのは、I-131 による内部被ばくである。チェルノブイリ原発事故後には、I-131 による甲状腺内部被ばくのため、数千人を超える小児が甲状腺癌を発症したことが言われている。⁴³ チェルノブイリ原発事故では、I-131 による被ばくは主に、I-131 が付着した食餌をとった牛から搾取された牛乳の摂取によっておこったことが報告され、ベラルーシ、ロシア、ウクライナの避難住民では、人口平均の甲状腺等価線量はそれぞれ 1,100 mSv、440 mSv、330 mSv に達した。⁹⁹ そのため、事故発生後できるだけ早期に、汚染地域の牛乳の流通や摂取制限を行うことが非常に重要である。また、I-131 の半減期は 8 日と短いため、I-131 被ばくを受けたと考えられる住民のモニタリングを重点的に行うことが重要である。^{86,100} 福島第一原発事故後の甲状腺被ば

くは、検査数が十分ではないという指摘があるものの、2011/3/26～3/30 にかけて飯館村、川俣町、いわき市での 1,080 名の小児甲状腺検査が行われ、その 85 % が 5 mSv 以下、96 % が 10 mSv 以下であり、50 mSv 以上を計測した小児は存在しなかった。¹⁰¹ これは早期の食品規制や避難による効果であると考えられている。今回の事故後、ヨウ素剤の配布は系統的には行われなかった。ヨウ素剤は、I-131 の取り込みを阻害するために有効であることが報告されているが、周辺地域住民への配布や内服のタイミングについての指示を誰が行うかなど、今後の議論の余地があると考えられる。

急性期内部被ばくは避難によって軽減されうるものの、避難自体に生命リスクが伴うことには注意が必要である。放射線災害後の避難区域の設定は、ICRP の勧告に基づき、空間線量のモニタリング結果から、年間被ばく量が 100 mSv を越えると考えられる場所については避難が選択され、20 mSv～100 mSv の間と考えられる場所については、それぞれの国が決定する基準値に基づき、その基準を超える場合には避難が選択される。¹⁰² 基準値以下の場所については、長期的には被ばく量の減弱を目指すため、下記に述べる様な慢性期被ばくに対する対応がとられることとなる。被ばくを軽減するためには避難は最も有効な手段と考えられるが、現実的には短期間での大規模避難は実現不可能な場合がある。¹⁰³⁻¹⁰⁵ また特に高齢者では避難自体が生命のリスクを伴う。^{106,107} 福島第一原発事故後の周辺市町村では、老人ホーム入所者で避難した者のうち、施設間格差はあるものの最大で 25 % が 3 ヶ月以内に死亡したと報告されている。¹⁰⁸

南相馬市では小高地区の一部および山間部を除き、初期被ばく線量は 20 mSv には到達せず、結果論ではあるが、避難リスクが被ばくリスクを上回る結果となったと考えられる。事故直後には線量データは十分ではなく、今回の事故直後の判断の是非については様々な意見があるが、事故直後の早期の線量測定とリスク評価は重要であると考えられる。また初期の被ばく軽減には、食品の管理と屋内退避程度しか方策は取り得ないものの、被ばくによるリスクと、避難によるリスクを比較した場合、屋内退避が妥当な選択肢となる場合がありえることには注意が必要である。

7.2. 慢性期内部被ばくについて

内部被ばくはその経路として、食品や水の摂取による経口摂取と、粉塵が舞いそれを呼吸により肺に取り込む吸入の2つが存在するが、第6章で示されたように、原発災害時の慢性期内部被ばくは、主に汚染食品の経口摂取によって引き起こされる。除染作業や廃炉作業など、より高濃度放射性物質の取り扱いに従事する場合は別として、原発事故周辺地域での住民にとって内部被ばくの管理は放射能汚染食品の管理がその大部分を占める。

対策の対象となる核種は主に物理学的半減期2年のCs-134と、30年のCs-137である。特にCs-137は半減期が長いため、数十年にわたる対策が必要となる。SrやPuなどの他の放射性核種も存在するが、影響として最も大きいのはCsであり（土壌汚染検査ではSrの放射エネルギーはCsの1/100～1/1000、PuはSrの約

1/1000)、その対策が重要である。^{68,69}

ただしこれは原発事故の形態や爆発時の状況によって異なることに注意が必要である。Cs は爆発により広範囲に飛散しやすく、また半減期からも長期間の対策が必要であり、この点は福島第一原発事故およびチェルノブイリ原発事故において同様であった。しかしながら、Sr は爆発時の炉心温度を含めた事故形態の違いから、チェルノブイリ事故では福島第一原発事故よりも Sr は多く広範囲に飛散しており、Sr の内部被ばく線量への寄与は福島原発事故で、全体の 1% 以下と推定されるのに対して、チェルノブイリ事故では約 10% であったと報告されている。¹⁰⁹ Pu も飛散の可能性はあるものの、内部被ばく全体への寄与は、一般的に Sr のそれより更に数桁低くなると推定される。^{68,69} 以上のことから、福島第一原発事故における慢性期内部被ばくの低減に必要なことは、Cs による汚染食品のコントロールであると言い換えることができる。

コントロールを行う上で重要な知見は、Cs による食品汚染は全ての食品に平均的には存在せず、一部の食品に選択的、集中的に汚染がおこることである。チェルノブイリ事故後における周辺地域住民の慢性期内部被ばくは、その 80 ~ 90 %程度が放射能汚染されたキノコの摂取でおこったように、汚染度の高い食材を選択的に摂取することにより引き起こされる。⁸⁸ これは第 4 章で示したとおりである。一般的に土から生える植物の放射能汚染度は低い（移行係数が低い）のに対して、土壌から生えずに樹木に直接生える様なキノコ類や山菜類の汚染が高くなる事象が観察される。^{110,111} 福島第一原発事故後であってもそ

れは同様である。¹¹²放射能汚染食品検査の徹底が慢性期内部被ばく軽減に重要であるものの、キノコ類、山菜類、柑橘類、獣肉類など、汚染食品は特定されるため、それらに限った重点的な食品検査も現実的には行われるべきなのかもしれない。チェルノブイリ事故後のウクライナでも、汚染食品検査は、食品の種類によって必要とされる検査数が異なった。

その一方で、過度な汚染食品規制や基準値の設定は、放射線被ばくによる発がんリスクの減弱には効果を持つ一方、個人のレベルでは日常生活での食生活のスタイルの変化を強いることで別の健康リスクを生み、社会レベルではその地域の歴史や文化を破壊しかねないことには注意が必要である。主にスカンジナビア半島北部に在住するサーミ人はトナカイを主食とするが、チェルノブイリ事故によって汚染されたため、Cs-137の計測値が500 Bq/kgを越える高度の内部汚染を受けた。⁹²しかしながらノルウェー政府は、トナカイの放牧狩猟はサーミ人の文化の中心であるとの理由から、規制汚染レベルを6000 Bq/kgとし、今回の日本で行われたような厳格な規制は行わなかったことは示唆に富む。本研究から、慢性期内部被ばくは一部の住民において高値であり、その原因は出荷制限のかかる特定の汚染食品を未検査で継続的に摂取することであり、その様な食品の代表として、キノコ類や山菜、獣肉類があげられる。その一方でこれらの摂取を規制することは、多くの住民の食に対する楽しみや、日常の中で季節を味わう生活を奪ってしまった。現在の医学はそれを定量化し、発がんリスクとの比較を行うには十分な情報を持たない。サーミ人はトナカイの食品規

制が厳格ではなかったこともあり、1999年のCs-137による平均内部汚染は150 Bq/kgを越えていた。しかしながら、発がんリスクは非サーミ人に比べて低かったことが報告されている。⁴⁸ 無用な放射線被ばくは避けるべきであるが、規制による害悪も大きいことを認識する必要がある。これらの最適なバランスについては今後の研究課題である。

以上まとめると、慢性期内部被ばくは汚染のおこりやすい特定の食品の汚染管理を徹底することでコントロール可能であると言えることができる。2014年現在の福島県内での慢性期内部被ばくはチェルノブイリ事故後の周辺地域と比べて低く、食品管理は成功していると考えられる。この結果は、食品検査結果からも支持される。^{95,113,114} しかしながら、今後も継続的な食品検査や啓発活動が重要である。

7.3. 外部被ばくについて

本研究では、急性期の外部被ばくについては調査を行っていない。福島第一原発事故後4ヶ月間における急性期外部被ばくについては、福島県が行っている県民健康調査の一環として調査がなされている。生活を営んでいた場所に関する情報と、環境モニタリングの結果から被ばく量を推定するものである。2013年末の段階で、約206万人の福島県民のうち、25%にあたる515,212人が回答しており、66.3%が1 mSv以下、94.9%が2 mSv以下、99.6%が4 mSv以下、99.8%が5 mSv以下、15 mSv以上を計測したのが12名とされている。¹⁰¹ 調査

への参加数が十分ではなく、今後も継続的な啓発と調査が必要と考えられている。

慢性期外部被ばくは、主に周辺環境に残存する放射性物質（ほとんどの場合は Cs）によって引き起こされる。Cs-134 と Cs-137 では、外部被ばく線量への寄与はその物理学的な性質から、事故直後においては Cs-134 の方が大きいですが、Cs-134 の半減期は 2 年と短いため、次第に Cs-137 が主体となる。空間線量は物理学的半減期に加え、ウェザリング効果のため Cs の半減期よりも速い速度で減弱する。福島第一原発事故では、事故後 3 年で約 4 分の 1 まで減弱した。

しかしながら、ウェザリング効果は都市部と農村部ではその効果が異なる。一般的には都市部はコンクリートやアスファルトを含めた構造物が多いため、土壌の占める割合の多い農村部に比べて、より速く雨で放射性物質が流されてしまうからと考えられる。しかしながら、その一方で流れた放射性物質が、側溝や河口付近など、汚泥の溜まりやすい場所に蓄積もしやすく、継続的なモニタリングが重要となる。農村部では、土壌の多い地域や山間部では放射性物質低減におけるウェザリングによる効果は比較的小さく、空間線量を下げするためには除染をふくめた、放射性物質の除去を行わないと実現しない場合も多い。

115-117

またこのウェザリング効果は、事故後長期間は続かないことにも注意が必要である。チェルノブイリ事故の経験からも約 5 年程度を目安に環境中の Cs は平衡状態に達し、移動があまり起こらなくなると考えられる。そのため、それ

より先の空間線量の減弱の速度は物理学的半減期のそれに近い状態となると考えられる。慢性期の外部被ばくの管理において重要なことは、住民のトータルの外部被ばく量をより少なくするために、住民が長時間生活する場所の空間線量を下げることが最も効果的だと言うことである。⁸⁷ 小児における外部被ばくを低減するために有効なのは学校および就寝場所周辺の線量管理である。なぜなら小児は、生活時間の多くを学校および家庭で過ごすためである。除染は特に農村部や山間部など、広範囲に行うと費用が大きな問題となるが、場所を限り、生活時間の長い場所を選択的に行う限りはその効果があるであろうと筆者は考える。以上まとめると、慢性期外部被ばく管理には、農村部か都市部かといった違いに基づき、その土地にあわせた継続的な線量および汚染モニタリングを行い、住民が長時間生活する場所から重点的に線量管理を行うことが重要である。

7.4. 慢性疾患、精神疾患の悪化について

チェルノブイリ事故後でも指摘されたように、放射線災害は社会インフラを破壊し地域のつながりを断絶し、地域住民に対して大きな生活環境の変化を強いる。^{11,13} 例として避難生活や仮設住宅への移動、放射線被ばくを避けるための食事の変化や、野外活動時間の変化、それに伴うストレスなどがあげられる。

¹¹⁸ 本論文はそのような要因の健康影響評価に主眼を置いていないが、筆者らの研究でも放射能汚染地域では高血圧、高脂血症、糖尿病や抑鬱状態などの、慢

性疾患の悪化、精神疾患の悪化が指摘された。¹¹⁹⁻¹²⁴

糖尿病は発がんリスクを上昇させることがいわれており、糖尿病罹患によって発がんリスクは約 1.4 倍に高まると報告される。¹²⁵ この値は今回の福島第一原発事故に伴う被ばくによる発がんリスク（LNT モデルより、100 mSv の被ばくによる発がんリスクは 0.5% 上昇すると計算される）よりも十分に大きいと考えられる。喫煙率の上昇や、生活習慣病の悪化、薬物依存率の上昇なども懸念され、今後の研究が必要である。チェルノブイリ事故後に墮胎やアルコール中毒、心身症が増加したことが報告されている。¹³⁻¹⁷ 福島第一原発事故後、今後に必要な医療的介入は、放射線被ばくを防ぐことよりも上記の様な慢性疾患、精神疾患の悪化を防ぐことの方が優先されるべきかもしれない。

しかしながらその一方、今回の放射線災害が人為的に起こった以上、「放射線被ばく以外の健康被害が、放射線被ばくによる健康被害より大きいという理由から放射線被ばくは許容すべきである。」という主張は地域住民にとって簡単に受け入れられるものではないことには十分な注意を払う必要がある。例として、一家の中で高齢の男性を計測すれば家族全体の内部被ばくの状況を知ることが科学的には出来るが、高齢者では無く子供自身の内部被ばくを計測して欲しいという保護者からの要望は根強かった。乳幼児専用 WBC（通称 Babyscan）が開発され、それに対して検査を希望する保護者が多いことも同様の事象である。放射線被ばくとその健康影響に関する情報を住民に説明する上で、既存の被ばく量と発がんリスクの評価についての説明や論理的な説得のみでは不十分な場

合があることを科学者は認識する必要がある。¹²⁶放射線被ばくによる影響について啓発活動を行うことは重要であるが、地域住民の感情や考え方に寄り添った情報提供を続ける必要がある。

7.5. 今後に向けて

全ての結果が出た尽くした訳ではないが、幸い住民全員が大きな内部被ばくを受けた訳ではないことが明らかとなった。今後も継続的に食品や小児の放射能検査を継続し、体内放射エネルギーが上昇傾向に無いかを確認する必要があるものの、既に南相馬市の住民の体内放射エネルギーは1960年代の大気中核実験時における日本人の平均体内放射エネルギー（成人男性のCs-137で約500 Bq/body）よりも少ないと考えられる。¹²⁷

今回の原発災害がもたらした大きな被害は、放射線被ばく以外の影響、特に社会的に引き起こされた住民の「孤立」と「自信の喪失」にあると感じている。災害自体が、避難によって物理的に人を引き離した上に、放射線に対する考え方や感性、知識の差によって感情的に人々を大きく引き裂き、社会的、経済的、精神的、肉体的、物理的、「孤立」は人が生きていく力を奪ってしまった。そして、自分の故郷、自分自身の身体、健康を否定されてしまうことで自分自身の自我、尊厳を傷つけられてしまった。自分の身体、健康、将来に自信が持たなくなってしまうことが、住民の方々に与える影響は決して小さいものではない。リスクコミュニケーションや除染、帰還政策など、様々なことが議論されてい

るが、被ばく量という数値の議論にとどまるだけでは無く、どうすれば孤立を防ぎ、自信を持って生活を送ることができるかが今後も研究され議論されることが必要である。今後この問題に多くの方々に関心を持ち続けていただき、より多くの住民の健康が守られることを強く願う。

8. 謝辞

本論文を作成するにあたり、多くの方々にご指導・ご支援いただいた。この場を借りて御礼申し上げます。福島県内でのフィールドワークを続けるにあたり、いつも適切なアドバイスとフォローをしてくださった上昌広先生はじめ、研究室スタッフには心から感謝申し上げたい。また、現地で被災しながらも粘り強く医療を提供し、地元住民の健康を守り続けた南相馬市立総合病院の金澤幸夫院長、及川友好副院長、立谷秀清相馬市長、医師会長の故・高橋亨平先生はじめ医師会の先生、各病院のスタッフ達、相馬市、南相馬市、川内村、飯舘村の行政スタッフにも心から感謝申し上げます。

東京大学理学部物理学科の早野龍五先生には WBC データ解析、放射線に関する専門知識について何度もご指導いただいた。先生がいらっしゃらなければ、本論文で示すデータのほとんどは正確性を保つことは出来なかったであろう。渋谷健司先生には統計解析および地域医療といった広い視点を、加藤茂明先生には、論文をまとめる際の論理的な考え方をご教授いただいた。私自身、福島県内での活動および医療を続けるにあたり、多くの患者さん、地元の住民の方々、多くの関係者に接する中で、たくさんのことを教えられ育てていただいた。本論文が、被災し、今も困難の中にある多くの方々にとって有益なものとなることを願っている。

9. 参照論文

1. Moysich KB, Menezes RJ, Michalek AM. Chernobyl-related ionising radiation exposure and cancer risk: an epidemiological review. *The Lancet Oncology* 2002; **3**(5): 269-79.
2. Saenko V, Ivanov V, Tsyb A, et al. The Chernobyl accident and its consequences. *Clinical oncology* 2011; **23**(4): 234-43.
3. Fesenko SV, Aleksakhin RM, Sanzhrova NI, Lisianskii BG. [Analysis of the strategy for the use of protective measures in agriculture after the accident at the Chernobyl power plant]. *Radiatsionnaia biologiiia, radioecologiia / Rossiiskaia akademiia nauk* 1998; **38**(5): 721-36.
4. Beresford NA, Voigt G, Wright SM, et al. Self-help countermeasure strategies for populations living within contaminated areas of Belarus, Russia and Ukraine. *Journal of environmental radioactivity* 2001; **56**(1-2): 215-39.
5. Fesenko S, Jacob P, Alexakhin R, et al. Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long-term after the

Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity* 2001; **56**(1-2): 77-98.

6. Howard BJ, Beresford NA, Voigt G. Countermeasures for animal products: a review of effectiveness and potential usefulness after an accident. *Journal of environmental radioactivity* 2001; **56**(1-2): 115-37.

7. Cutter S, Barnes K. Evacuation behavior and Three Mile Island. *Disasters* 1982; **6**(2): 116-24.

8. Maxwell C. Hospital organizational response to the nuclear accident at Three Mile Island: implications for future-oriented disaster planning. *American journal of public health* 1982; **72**(3): 275-9.

9. Koch J, Tadmor J. Sheltering--a protective measure following an accidental atmospheric release from a nuclear power plant. *Health physics* 1988; **54**(6): 659-67.

10. Likhtarev IA, Chumack VV, Repin VS. Analysis of the effectiveness of emergency countermeasures in the 30-km zone during the early phase of the Chernobyl accident. *Health physics* 1994; **67**(5): 541-4.

11. Cwikel J, Abdelgani A, Goldsmith JR, Quastel M, Yevelson, II. Two-year follow up study of stress-related disorders among immigrants to Israel from the Chernobyl area. *Environmental health perspectives* 1997; **105 Suppl 6**: 1545-50.

12. Cwikel J, Rozovski U. Coping with the stress of immigration among new immigrants to Israel from Commonwealth of Independent States (CIS) who were exposed to Chernobyl: the effect of age. *International journal of aging & human development* 1998; **46**(4): 305-18.
13. Bromet EJ, Havenaar JM. Psychological and perceived health effects of the Chernobyl disaster: a 20-year review. *Health physics* 2007; **93**(5): 516-21.
14. Trichopoulos D, Zavitsanos X, Koutis C, Drogari P, Proukakis C, Petridou E. The victims of chernobyl in Greece: induced abortions after the accident. *British medical journal* 1987; **295**(6606): 1100.
15. Haeusler MC, Berghold A, Schoell W, Hofer P, Schaffer M. The influence of the post-Chernobyl fallout on birth defects and abortion rates in Austria. *American journal of obstetrics and gynecology* 1992; **167**(4 Pt 1): 1025-31.
16. Peterka M, Peterkova R, Likovsky Z. Chernobyl: relationship between the number of missing newborn boys and the level of radiation in the Czech regions. *Environmental health perspectives* 2007; **115**(12): 1801-6.
17. Loganovsky K, Havenaar JM, Tintle NL, Guey LT, Kotov R, Bromet EJ. The mental health of clean-up workers 18 years after the

Chernobyl accident. *Psychological medicine* 2008; **38**(4): 481-8.

18. Rahu M. Health effects of the Chernobyl accident: fears, rumours and the truth. *European journal of cancer* 2003; **39**(3): 295-9.

19. Shore RE. Radiation impacts on human health: certain, fuzzy, and unknown. *Health physics* 2014; **106**(2): 196-205.

20. Preston DL, Ron E, Tokuoka S, et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors: 1958-1998. *Radiation research* 2007; **168**(1): 1-64.

21. Ozasa K, Shimizu Y, Suyama A, et al. Studies of the mortality of atomic bomb survivors, Report 14, 1950-2003: an overview of cancer and noncancer diseases. *Radiation research* 2012; **177**(3): 229-43.

22. Preston DL, Cullings H, Suyama A, et al. Solid cancer incidence in atomic bomb survivors exposed in utero or as young children. *Journal of the National Cancer Institute* 2008; **100**(6): 428-36.

23. WHO. Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami. Geneva, 2012.

24. UNSCEAR. Annex A: Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami. UNSCEAR 2013 report: sources, effects and risks of ionizing radiation. New York: United Nations; 2014.

25. ICRP. ICRP Publication 60 : 1990 Recommendations of the

International Commission on Radiological Protection. New York: International Commission on Radiological Protection; 1991.

26. Boice JD, Jr., Preston D, Davis FG, Monson RR. Frequent chest X-ray fluoroscopy and breast cancer incidence among tuberculosis patients in Massachusetts. *Radiation research* 1991; **125**(2): 214-22.

27. Davis FG, Boice JD, Jr., Hrubec Z, Monson RR. Cancer mortality in a radiation-exposed cohort of Massachusetts tuberculosis patients. *Cancer research* 1989; **49**(21): 6130-6.

28. Howe GR. Lung cancer mortality between 1950 and 1987 after exposure to fractionated moderate-dose-rate ionizing radiation in the Canadian fluoroscopy cohort study and a comparison with lung cancer mortality in the Atomic Bomb survivors study. *Radiation research* 1995; **142**(3): 295-304.

29. Howe GR, McLaughlin J. Breast cancer mortality between 1950 and 1987 after exposure to fractionated moderate-dose-rate ionizing radiation in the Canadian fluoroscopy cohort study and a comparison with breast cancer mortality in the atomic bomb survivors study. *Radiation research* 1996; **145**(6): 694-707.

30. Darby SC, Ewertz M, McGale P, et al. Risk of ischemic heart disease in women after radiotherapy for breast cancer. *The New England*

journal of medicine 2013; **368**(11): 987-98.

31. Pearce MS, Salotti JA, Little MP, et al. Radiation exposure from CT scans in childhood and subsequent risk of leukaemia and brain tumours: a retrospective cohort study. *Lancet* 2012; **380**(9840): 499-505.

32. Mathews JD, Forsythe AV, Brady Z, et al. Cancer risk in 680,000 people exposed to computed tomography scans in childhood or adolescence: data linkage study of 11 million Australians. *Bmj* 2013; **346**: f2360.

33. Shilnikova NS, Preston DL, Ron E, et al. Cancer mortality risk among workers at the Mayak nuclear complex. *Radiation research* 2003; **159**(6): 787-98.

34. Muirhead CR, O'Hagan JA, Haylock RG, et al. Mortality and cancer incidence following occupational radiation exposure: third analysis of the National Registry for Radiation Workers. *British journal of cancer* 2009; **100**(1): 206-12.

35. Ivanov VK, Gorski AI, Tsyb AF, Ivanov SI, Naumenko RN, Ivanova LV. Solid cancer incidence among the Chernobyl emergency workers residing in Russia: estimation of radiation risks. *Radiation and environmental biophysics* 2004; **43**(1): 35-42.

36. Cardis E, Vrijheid M, Blettner M, et al. The 15-Country Collaborative Study of Cancer Risk among Radiation Workers in the

Nuclear Industry: estimates of radiation-related cancer risks. *Radiation research* 2007; **167**(4): 396-416.

37. Akiba S, Mizuno S. The third analysis of cancer mortality among Japanese nuclear workers, 1991-2002: estimation of excess relative risk per radiation dose. *Journal of radiological protection : official journal of the Society for Radiological Protection* 2012; **32**(1): 73-83.

38. Nair RR, Rajan B, Akiba S, et al. Background radiation and cancer incidence in Kerala, India-Karanagappally cohort study. *Health physics* 2009; **96**(1): 55-66.

39. Brenner DJ, Doll R, Goodhead DT, et al. Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: assessing what we really know. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2003; **100**(24): 13761-6.

40. ICRP. ICRP Publication 67 : Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides - Part 2 Ingestion Dose Coefficients. . New York: International Commission on Radiological Protection; 1992.

41. Shibata Y, Yamashita S, Masyakin VB, Panasyuk GD, Nagataki S. 15 years after Chernobyl: new evidence of thyroid cancer. *Lancet* 2001; **358**(9297): 1965-6.

42. Brenner AV, Tronko MD, Hatch M, et al. I-131 dose response for incident thyroid cancers in Ukraine related to the Chernobyl accident. *Environmental health perspectives* 2011; **119**(7): 933-9.
43. UNSCEAR. Annex D: Sources and effects of ionizing radiation. New York: United Nations; 2008.
44. Krestinina L, Preston DL, Davis FG, et al. Leukemia incidence among people exposed to chronic radiation from the contaminated Techa River, 1953-2005. *Radiation and environmental biophysics* 2010; **49**(2): 195-201.
45. Krestinina LY, Davis FG, Schonfeld S, et al. Leukaemia incidence in the Techa River Cohort: 1953-2007. *British journal of cancer* 2013; **109**(11): 2886-93.
46. Ostroumova E, Preston DL, Ron E, et al. Breast cancer incidence following low-dose rate environmental exposure: Techa River Cohort, 1956-2004. *British journal of cancer* 2008; **99**(11): 1940-5.
47. Schonfeld SJ, Krestinina LY, Epifanova S, Degteva MO, Akleyev AV, Preston DL. Solid cancer mortality in the techa river cohort (1950-2007). *Radiation research* 2013; **179**(2): 183-9.
48. Hassler S, Soininen L, Sjolander P, Eero P. Cancer among the Sami--a review on the Norwegian, Swedish and Finnish Sami populations.

International journal of circumpolar health 2008; **67**(5): 421-32.

49. Soininen L, Pukkola E. Mortality of the Sami in northern Finland 1979-2005. *International journal of circumpolar health* 2008; **67**(1): 43-55.

50. Tynes T, Haldorsen T. Mortality in the Sami population of North Norway, 1970-98. *Scandinavian journal of public health* 2007; **35**(3): 306-12.

51. Skuterud L, Gaare E, Eikermann IM, Hove K, Steinnes E. Chernobyl radioactivity persists in reindeer. *Journal of environmental radioactivity* 2005; **83**(2): 231-52.

52. Hassler S, Johansson R, Sjolander P, Gronberg H, Damber L. Causes of death in the Sami population of Sweden, 1961-2000. *International journal of epidemiology* 2005; **34**(3): 623-9.

53. Tanaka S. Accident at the Fukushima Dai-ichi nuclear power stations of TEPCO--outline & lessons learned. *Proceedings of the Japan Academy Series B, Physical and biological sciences* 2012; **88**(9): 471-84.

54. Thielen H. The Fukushima Daiichi nuclear accident--an overview. *Health physics* 2012; **103**(2): 169-74.

55. Yasunari TJ, Stohl A, Hayano RS, Burkhart JF, Eckhardt S, Yasunari T. Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences of the United States of America 2011; **108**(49): 19530-4.

56. Hirose K. 2011 Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results. *Journal of environmental radioactivity* 2012; **111**: 13-7.

57. Buessler KO, Jayne SR, Fisher NS, et al. Fukushima-derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2012; **109**(16): 5984-8.

58. Inoue M, Kofuji H, Hamajima Y, Nagao S, Yoshida K, Yamamoto M. ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs activities in coastal seawater along Northern Sanriku and Tsugaru Strait, northeastern Japan, after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of environmental radioactivity* 2012; **111**: 116-9.

59. Povinec PP, Gera M, Holy K, et al. Dispersion of Fukushima radionuclides in the global atmosphere and the ocean. *Applied radiation and isotopes : including data, instrumentation and methods for use in agriculture, industry and medicine* 2013; **81**: 383-92.

60. Nuclear_Emergency_Response_Headquarters. The basic concepts and agenda for reviewing restricted area and evacuation area following the completion of Step 2. 2011.

http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/pdf/111226_01a.pdf (accessed Nov. 24 2014).

61. Hamada N, Ogino H. Food safety regulations: what we learned from the Fukushima nuclear accident. *Journal of environmental radioactivity* 2012; **111**: 83-99.

62. Hamada N, Ogino H, Fujimichi Y. Safety regulations of food and water implemented in the first year following the Fukushima nuclear accident. *Journal of radiation research* 2012; **53**(5): 641-71.

63. ICRP. ICRP Publication 103 : The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. New York: International Commission on Radiological Protection; 2007.

64. Balonov MI, Anspaugh LR, Bouville A, Likhtarev IA. Contribution of internal exposures to the radiological consequences of the Chernobyl accident. *Radiation protection dosimetry* 2007; **127**(1-4): 491-6.

65. Morris AC, Jr., Ross DA, Travis JC. A High-Level Whole-Body Counter. *The International journal of applied radiation and isotopes* 1964; **15**: 391-6.

66. Ross DA, Morris AC, Jr. A stable, low-background whole-body counter designed for uniform detector geometry. *The International journal of applied radiation and isotopes* 1968; **19**(10): 731-9.

67. Delacroix D, Guerre JP, Leblanc P, Hickman C. Radionuclide and Radiation Protection Data Handbook 2002 (2nd ed.). Nuclear Technology Publishing; 2002.
68. MEXT. Results of the Nuclide Analysis of Plutonium and Strontium by MEXT. 2011.
http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5048/24/5600_110930_rev130701.pdf (accessed Nov, 26th 2014).
69. Steinhauser G, Schauer V, Shozugawa K. Concentration of strontium-90 at selected hot spots in Japan. *PloS one* 2013; **8**(3): e57760.
70. Ishikawa K, Kanazawa Y, Morimoto S, Takahashi T. Depopulation with rapid aging in Minamisoma City after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Journal of the American Geriatrics Society* 2012; **60**(12): 2357-8.
71. Zhang H, Yan W, Oba A, Zhang W. Radiation-driven migration: the case of Minamisoma City, Fukushima, Japan, after the Fukushima nuclear accident. *International journal of environmental research and public health* 2014; **11**(9): 9286-305.
72. Hayano RS, Watanabe YN, Nomura S, et al. Whole-body counter survey results 4 months after the Fukushima Dai-ichi NPP accident in Minamisoma City, Fukushima. *Journal of radiological protection : official*

journal of the Society for Radiological Protection 2014; **34**(4): 787-99.

73. Tsubokura M, Gilmour S, Takahashi K, Oikawa T, Kanazawa Y. Internal radiation exposure after the Fukushima nuclear power plant disaster. *JAMA : the journal of the American Medical Association* 2012; **308**(7): 669-70.

74. Tsubokura M, Shibuya K, Kato S, Oikawa T, Kanazawa Y. Acute intake of radionuclides immediately after the incident as the main contributor of the internal radiation exposure after fukushima daiichi nuclear disaster. *JAMA pediatrics* 2013; **167**(12): 1169-70.

75. Sugimoto A, Gilmour S, Tsubokura M, et al. Assessment of the Risk of Medium-Term Internal Contamination in Minamisoma City, Fukushima, Japan, after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Accident. *Environmental health perspectives* 2014; **122**(6): 587-93.

76. Hayano RS, Tsubokura M, Miyazaki M, et al. Comprehensive whole-body counter surveys of Miharu-town school children for three consecutive years after the Fukushima NPP accident. *Proceedings of the Japan Academy Series B, Physical and biological sciences* 2014; **90**(6): 211-3.

77. Hayano RS, Tsubokura M, Miyazaki M, 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. *Proceedings of the Japan Academy Series B, Physical and biological sciences* 2013; **89**(4): 157-63.

78. Tsubokura M, Kato S, Nihei M, et al. Limited internal radiation exposure associated with resettlements to a radiation-contaminated homeland after the Fukushima Daiichi nuclear disaster. *PloS one* 2013; **8**(12): e81909.

79. Tsubokura M, Nihei M, Sato K, et al. Measurement of Internal Radiation Exposure among Decontamination Workers in Villages near the Crippled Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Health physics* 2013; **105**(4): 379-81.

80. Tsubokura M, Kato S, Nomura S, et al. Reduction of High Levels of Internal Radio-Contamination by Dietary Intervention in Residents of Areas Affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Plant Disaster: A Case Series. *PloS one* 2014; **9**(6): e100302.

81. Takatsuji T, Sato H, Takada J, et al. Relationship between the ¹³⁷Cs whole-body counting results and soil and food contamination in farms near Chernobyl. *Health physics* 2000; **78**(1): 86-9.

82. Ishigure N, Matsumoto M, Nakano T, Enomoto H. Development of software for internal dose calculation from bioassay measurements.

Radiation protection dosimetry 2004; **109**(3): 235-42.

83. Hoshi M, Konstantinov YO, Evdeeva TY, et al. Radiocesium in children residing in the western districts of the Bryansk Oblast from 1991-1996. *Health physics* 2000; **79**(2): 182-6.

84. Tsubokura M, Kato S, Nomura S, et al. Absence of internal radiation contamination by radioactive cesium among children affected by the Fukushima Daiichi nuclear power plant disaster. *Health physics* 2015; **108**(1): 39-43.

85. Toohey RE. Scientific issues in radiation dose reconstruction. *Health physics* 2008; **95**(1): 26-35.

86. Tsubokura M, Nomura S, Ishii T, Kami M, Kato S. Detection of ¹³¹I in a Patient With Thyroid Cancer by Internal Radiation Exposure Screening Using a Whole-Body Counter in Fukushima. *Clinical nuclear medicine* 2014; **39**(3): 281-2.

87. Yasutaka T, Naito W, Nakanishi J. Cost and effectiveness of decontamination strategies in radiation contaminated areas in Fukushima in regard to external radiation dose. *PloS one* 2013; **8**(9): e75308.

88. Likhtarev IA, Kovgan LN, Vavilov SE, et al. Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by ¹³⁷Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General model: ingestion doses and countermeasure

effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine. *Health physics* 1996; **70**(3): 297-317.

89. Likhtarev IA, Kovgan LN, Vavilov SE, et al. Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by ¹³⁷Cs after the Chernobyl accident--report 2. Ingestion doses of the rural population of Ukraine up to 12 y after the accident (1986-1997). *Health physics* 2000; **79**(4): 341-57.

90. Ruhm W, Konig K, Bayer A. Long-term follow-up of the ¹³⁷Cs body burden of individuals after the Chernobyl accident--a means for the determination of biological half-lives. *Health physics* 1999; **77**(4): 373-82.

91. Yoshida K, Hashiguchi K, Taira Y, Matsuda N, Yamashita S, Takamura N. Importance of personal dose equivalent evaluation in Fukushima in overcoming social panic. *Radiation protection dosimetry* 2012; **151**(1): 144-6.

92. Skuterud L, Thorrying H. Averted doses to Norwegian Sami reindeer herders after the Chernobyl accident. *Health physics* 2012; **102**(2): 208-16.

93. Nagataki S, Takamura N, Kamiya K, Akashi M. Measurements of Individual Radiation Doses in Residents Living Around the Fukushima Nuclear Power Plant. *Radiation research* 2013.

94. Aoki M. As radiation fears dwindle, so do checkups. Doctor wants

more residents to get followup full-body scans. The Japan Times. 2013 Jan, 10.

95. Sato O, Nonaka S, Tada JI. Intake of radioactive materials as assessed by the duplicate diet method in Fukushima. *Journal of radiological protection : official journal of the Society for Radiological Protection* 2013; **33**(4): 823-38.

96. Pitkevitch VA, Ivanov VK, Tsyb AF, Maksyoutov MA, Matiash VA, Shchukina NV. Exposure levels for persons involved in recovery operations after the Chernobyl accident. Statistical analysis based on the data of the Russian National Medical and Dosimetric Registry (RNMDR). *Radiation and environmental biophysics* 1997; **36**(3): 149-60.

97. Shimura T, Yamaguchi I, Terada H, Kengo O, Svendsen ER, Kunugita N. Radiation occupational health interventions offered to radiation workers in response to the complex catastrophic disaster at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Journal of radiation research* 2014.

98. Harada KH, Niisoe T, Imanaka M, et al. Radiation dose rates now and in the future for residents neighboring restricted areas of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2014; **111**(10):

E914-23.

99. UNSCEAR. Annex A: Epidemiological studies of radiation and cancer. UNSCEAR 2006 report Vol I: EFFECTS OF IONIZING RADIATION. New York: United Nations; 2006.

100. Shibuya K, Gilmour S, Oshima A. Time to reconsider thyroid cancer screening in Fukushima. *Lancet* 2014; **383**(9932): 1883-4.

101. Nagataki S, Takamura N. A review of the Fukushima nuclear reactor accident: radiation effects on the thyroid and strategies for prevention. *Current opinion in endocrinology, diabetes, and obesity* 2014; **21**(5): 384-93.

102. ICRP. ICRP Publication 111 : Application of the Commission's Recommendations to the Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas after a Nuclear Accident or a Radiation Emergency. New York: International Commission on Radiological Protection; 2009.

103. Tanigawa K, Hosoi Y, Hirohashi N, Iwasaki Y, Kamiya K. Loss of life after evacuation: lessons learned from the Fukushima accident. *Lancet* 2012; **379**(9819): 889-91.

104. Tanigawa K, Hosoi Y, Hirohashi N, Iwasaki Y, Kamiya K. Evacuation from the restricted zone of the damaged Fukushima nuclear power plant: Facing with the reality. *Resuscitation* 2011; **82**(9): 1248.

105. Yanagawa Y, Miyawaki H, Shimada J, et al. Medical evacuation of patients to other hospitals due to the Fukushima I nuclear accidents. *Prehospital and disaster medicine* 2011; **26**(5): 391-3.
106. Yasumura S, Goto A, Yamazaki S, Reich MR. Excess mortality among relocated institutionalized elderly after the Fukushima nuclear disaster. *Public health* 2013; **127**(2): 186-8.
107. Yasumura S. Evacuation Effect on Excess Mortality among Institutionalized Elderly after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Fukushima journal of medical science* 2014.
108. Nomura S, Gilmour S, Tsubokura M, et al. Mortality Risk amongst Nursing Home Residents Evacuated after the Fukushima Nuclear Accident: A Retrospective Cohort Study. *PloS one* 2013; **8**(3): e60192.
109. UNSCEAR. Annex J: Exposures and effects of the Chernobyl accident. UNSCEAR 2000 report Vol II: sources and effects of ionizing radiation. New York: United Nations; 2000.
110. Nisbet AF, Woodman RF. Soil-to-plant transfer factors for radiocesium and radiostrontium in agricultural systems. *Health physics* 2000; **78**(3): 279-88.
111. Travnikova IG, Bruk GJ, Shutov VN, et al. Contribution of different foodstuffs to the internal exposure of rural inhabitants in Russia

after the Chernobyl accident. *Radiation protection dosimetry* 2001; **93**(4): 331-9.

112. Yamashita J, Enomoto T, Yamada M, et al. Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident. *Journal of plant research* 2014; **127**(1): 11-22.

113. Fisher NS, Beaugelin-Seiller K, Hinton TG, Baumann Z, Madigan DJ, Garnier-Laplace J. Evaluation of radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident to marine biota and human consumers of seafood. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2013; **110**(26): 10670-5.

114. Harada KH, Fujii Y, Adachi A, Tsukidate A, Asai F, Koizumi A. 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. *Environmental science & technology* 2013; **47**(6): 2520-6.

115. Jacob P, Fesenko S, Firsakova SK, et al. Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity* 2001; **56**(1-2): 51-76.

116. Jacob P, Fesenko S, Bogdevitch I, et al. Rural areas affected by the

Chernobyl accident: radiation exposure and remediation strategies. *The Science of the total environment* 2009; **408**(1): 14-25.

117. Fesenko S, Jacob P, Ulanovsky A, et al. Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident. *Journal of environmental radioactivity* 2013; **119**: 39-47.

118. Nishikawa Y, Tsubokura M, Kato S, Saito Y. Possible Anisakiasis Associated with Fishery Resumption. *Disaster medicine and public health preparedness* 2014: 1-2.

119. Tsubokura M, Hara K, Matsumura T, et al. The Immediate Physical and Mental Health Crisis in Residents Proximal to the Evacuation Zone After Japan's Nuclear Disaster: An Observational Pilot Study. *Disaster medicine and public health preparedness* 2014; **8**(1): 30-6.

120. Tsubokura M, Takita M, Matsumura T, et al. Changes in metabolic profiles after the Great East Japan Earthquake: a retrospective observational study. *BMC public health* 2013; **13**: 267.

121. Sugimoto A, Krull S, Nomura S, Morita T, Tsubokura M. The voice of the most vulnerable: lessons from the nuclear crisis in Fukushima, Japan. *Bulletin of the World Health Organization* 2012; **90**(8): 629-30.

122. Ishii T, Harasawa K, Tanimoto T. Drowning. *The New England journal of medicine* 2012; **367**(8): 777; author reply -8.

123. Ishii T, Ito K, Kato S, et al. A report from Fukushima: an assessment of bone health in an area affected by the Fukushima nuclear plant incident. *Journal of bone and mineral metabolism* 2013; **31**(6): 613-7.
124. Harasawa K, Tanimoto T, Kami M, Oikawa T, Kanazawa Y, Komatsu H. Health problems in the temporary housing in Fukushima. *Lancet* 2012; **379**(9833): 2240-1.
125. Kasuga M, Ueki K, Tajima N, et al. Report of the Japan Diabetes Society/Japanese Cancer Association Joint Committee on Diabetes and Cancer. *Cancer science* 2013; **104**(7): 965-76.
126. Hayano RS, Yamanaka S, Bronson FL, Oginni B, Muramatsu I. BABYSCAN: a whole body counter for small children in Fukushima. *Journal of radiological protection : official journal of the Society for Radiological Protection* 2014; **34**(3): 645-53.
127. Iinuma TA, Uchiyama M, Nagai T, Ishihara T, Saiki M, Yamagata N. Body burden of caesium-137 in Japan. *Nature* 1967; **214**(5084): 133-5.