内閣府食品安全委員会事務局
平成17年度食品安全確保総合調査報告書

放射性物質に汚染された食品の健康影響評価等に関する文献調査

報　告　書

平成18年3月

財団法人 原子力安全技術センター

放射性物質に汚染された食品の健康影響評価等に関する文献調査

目次

1. はじめに 1-1
1.1 背景 1-1
1.2 目的 1-4
1.3 調査項目 1-4
1.4 調査方法 1-5

2. 過去の事故における汚染実態等に関する文献 2-1
2.1 チェルノブイリ原子力発電所事故 2-1
2.1.1 事故の影響 2-1
2.1.2 食品への影響 2-3
2.2 東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故 2-6

3. 各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する文献 3-1
3.1 わが国の飲食物摂取制限 3-1
3.1.1 輸入食品の暫定限度 3-1
3.1.2 放射能暫定限度の設定方法 3-1
3.1.3 放射能暫定限度の見直し 3-2
3.1.4 放射能暫定限度を超えた輸入食品 3-3
3.1.5 暫定限度と防災指針指標 3-7
3.2 諸外国の飲食物摂取制限 3-8
3.2.1 チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制 3-8
3.2.2 チェルノブイリ事故に対する諸外国の飲食物摂取制限 3-10

4. 日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献 4-1
4.1 日本の基準 4-1
4.1.1 対象核種の選定理由 4-3
4.1.2 放射性核種の混合割合 4-3
4.1.3 単位経口摂取量あたりの預託線量当量 4-4
4.1.4 飲食物の分類と摂取量 4-6
4.1.5 誘導介入放射能濃度の計算 4-9
4.2 ICRP 等の基準 4-15
4.2.1 緊急時の被ばく限度 4-15
4.2.2 内部被ばくモデル全般 4-18
4.3 IAEA の基準 4-52
4.3.1 緊急時の介入限度 4-52

4.3.2 原子力及び放射線緊急時の介入基準 4-52
4.3.3 電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準 4-57
4.4 食品安全に関する国際機関の基準 4-58
4.4.1 事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン 4-58
4.4.2 放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン 4-61
4.5 諸外国の基準 4-65

5. 放射性降下物の環境中の挙動および人体への影響に関する文献 5-1
5.1 放射性物質の放出から人体の健康影響にいたる過程 5-1
5.2 放射性核種の環境中の移行 5-3
5.2.1 環境移行パラメータの整備 5-3
5.2.2 環境移行パラメータ 5-4
5.2.3 チェルノブイリデータによるモデル検証 5-19
5.2.4 日本における研究事例 5-23
5.3 食品に含まれる核種に関する文献 5-29
5.4 体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響 5-33
5.4.1 汚染された食品による人体への影響 5-33
5.4.2 放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばく 5-33
5.4.3 内部被ばくによる健康影響 5-36

6. 最近の疫学データに関する文献 6-1
6.1 低線量放射線の確率的影響の評価 6-1
6.2 緊急時における被ばく線量及びリスクの低減 6-2
6.3 アジア人の食事に対する ICRP データの適用性 6-3

7. まとめ 7-1
7.1 成果の概要 7-1
7.2 原子力発電所等の事故への対応 7-1
7.3 成果の活用について 7-2
7.4 今後の課題 7-2

附録

附録１　調査対象文献リスト

附録２　調査対象文献シート

附録３　本報告書に関連する主な放射性核種一覧表

附録４　放射能・放射線の単位

1．はじめに

1．1　背景

原子力発電所等で事故が発生して環境中に放射性物質が放出された場合、人が直接被ばくする可能性としては、大気中に浮遊する放射性物質からの放射線による外部被ばくと吸入による内部被ばくが考えられる。また、間接的な被ばくとしては、放射性物質が地下水や植物、動物を経由して飲料水や食品として人が摂取してしまうことが考えられる。吸入あるいは経口摂取された放射性物質は生体内に沈着して体内組織が長期に放射線を受けることとなり、いずれは様々な健康影響が生じる恐れがある。

放射線災害の特徴の一つにはその原因物質である放射能あるいは放射線の存在を人は五感で感知できないことがあげられる。生活用水としていた川が汚染していることを知らずに住民が被ばくした事例がある一方で、実際は汚染していないのに汚染しているのではないかとの不安が先行して農作物が売れなくなるケースもある。安全な食品を安心して食するためには、行政等による適切な情報提供が不可欠であり、かつその情報は科学的根拠等による信頼性の高いものである必要がある。

原子力発電所等の事故は、その影響について公衆が共通の理解が持てるように、国際原子力事象評価尺度（INES）によって、レベル0から7までの8段階に分類されている（表 1.1-1)。このうち、レベル4以上が原子力発電所等の施設外へのリスクをともなう事象とされており、環境に放出された放射性物質が食品を通して人の被ばく、健康影響にいたる可能性がある事案はレベル 4～7に該当することになる。過去に発生したレベル4以上とされる事故から、代表的な事例について事故の概要と食品等に関する被害の概要を表 1.1-2 に示す。

過去に発生した事故について記述した文献の多くは、健康影響及びその他生活に関する影響を最小限に抑えるためには、適切な情報を時期を失することなく一元的に住民へ提供することが重要であるとしている。

表 1.1-1　国際原子力事象評価尺度（INES）[1-1]

レベル	概　要	基　　準	例
事故 7	深刻な事故	・大規模な施設における放射性物質の大部分の外部への放出：短・長寿命核種を含む核分裂生成物の放出であり、広い範囲での急性あるいは晩発性の健康影響や長期にわたる環境影響をもたらす可能性のある場合	Chernobyl 発電所（1986）：旧ソ連(現ウクライナ)
6	大事故	・放射性物質の外部放出：重大な健康影響を抑制するために、緊急時計画の完全実施を必要とする可能性がある場合	Kyshtym 再処理施設（1957）：旧ソ連(現ロシア)
5	所外へのリスクを伴う事故	・放射性物質の外部放出：健康影響の可能性を最小限に抑えるために、緊急時計画の部分的実施を必要とする可能性がある場合 ・原子力施設の重大な損傷：発電炉の炉心の大規模損傷、重大な臨界事故、大量の放射性物質の施設内放出を伴う火災や爆発	Windscale 原子炉（1957）：英国 TMI-2 発電所（1979）：米国 JCO 臨界事故(1999)
4	所外への大きなリスクを伴わない事故	・所外での最大個人被ばく線量が数 mSv 程度となるような放射性物質の外部放出：周辺地域での食料摂取制限以外の所外防護活動を必要としない場合 ・原子力施設のかなりの損傷：発電炉における炉心の部分的損傷やこれに匹敵する原子炉以外の施設における事故で、所内の復旧に大きな問題が生じた場合・急性死亡の可能性が高い作業員の過大被ばく	Windscale 再処理施設(1973)：英国 Saint Laurent 発電所(1980)：仏国 Buenos Aires 臨界装置(1983)：アルゼンチン
事象 3	重大な異常事象	・所外での最大個人被ばく線量が 10 分の数 mSv 程度となり許容限界を超えるような放射性物質の外部放出：所外防護活動を必要としない場合 ・急性健康影響をもたらすような作業員被ばくや重大な汚染の拡大を伴う事例：例えば、数千テラベクレルの放射性物質が二次格納容器に放出されたが十分な貯蔵区域へ回収することが可能な場合 ・更なる機器故障が重畳して起これば事故に至るような事象、あるいは、ある種の起因事象が発生していれば安全系により事故への拡大を防止できなかったような状況	Vandellos 発電所（1989）：スペイン
2	異常事象	・安全設備に重大な故障があったものの、更なる機器故障に対処するための深層防護設備の健全性が維持された事象 ・法定年間線量限度を超える作業員被ばくを伴う事例、あるいは、設計で想定されていない施設内区画においてかなりの量の放射能が検出され対策が必要となった事例	美浜発電所 2 号機蒸気発生器伝熱管損傷事象（1991）：日本
1	逸脱	・認可された運転領域を超えた異常：設備の故障、人的過誤あるいは不適切な手順に起因（こうした異常は、運転制限条件を逸脱せず適切な手順によって管理されている状況、即ち、尺度以下となる事例、とは区別すべきである）	「もんじゅ」ナトリウム漏れ敦賀発電所 2 号機 1 次冷却材漏れ(1995)
0	尺度以下	安全上の重要性はない	

表 1.1-2　食品等に影響を与えた原子力発電所等の事故の例

事故	事故の概要と食品等の影響
テチャ川事故 （1949 年～1952 年） (1-2) (1-3) (1-4)	旧ソ連の軍用再処理施設から高レベル廃液がそのままテチャに放出され川から生活用水をとっていた周辺の住民が汚染、被ばくした。1952 年になって川の水の飲料水、産業用への使用が禁止され、川への放流が中止された。1994 年の国連の調査でこの地域住民は白血病の罹患率が高いことが確認された。
キシュテム事故 （1957 年） (1-2) (1-4)	旧ソ連南ウラルのキシュテムにあった再処理施設で爆発が起こり大量の放射性物質が環境中に放出された。事故後、汚染レベルの高い地域から住民が移転したが、移住しなかった住民は汚染された食物を摂取し続けた可能性があり、白血球減少症が約 20%認められた。
ウィンズケール （1957 年） (1-2) (1-3) (1-4)	イギリスのウィンズケール（1957 年）の軍用原子炉火災事故で、大量の放射性核種が周辺の環境中に放出され、周辺の酪農地帯の牧草を乳牛が食べミルクが汚染された。そのため、この地域での牛乳の飲用と販売、出荷を 25 日間にわたり禁止し、牛乳や家畜等を廃棄処分した。調査委員会によると住民に健康上の害が生じた可能性は皆無に近い。
TMI 事故 （1979 年） (1-4)	米国スリーマイル島の原子力発電所で炉心を融解する事故が発生し、希ガスと放射性ヨウ素等が放出された。放出された放射性核種は大気中に拡散し検出が難しいほどで住民の被ばく線量は最大でも 1mSv 以下とされた。しかし事故の社会的インパクトが大きく報道機関が活発に情報を提供したため、避難による道路渋滞や健康不安による病院への殺到など社会的な混乱が生じた。
チェルノブイリ事故 （1986 年） (1-2) (1-4)	旧ソ連ウクライナ共和国キエフ市北方約 30km の町チェルノブイリにある原子力発電所で原子炉が爆発、炎上する前代未聞かつ史上最悪の放射線事故が起こった。放射線防護対策として、近隣に住む住民は一時移転あるいは永久的な移転を強いられた。汚染された周辺の町の除染作業が大掛かりに行われるとともに食物や水の制限も行われ、多くの農作物やミルク等が廃棄処分され、多くの家畜も避難、移転させられた。ヨーロッパの周辺国において農産物等の汚染が見られた。汚染レベルの高い地域を中心に小児の甲状腺がんの発生増加が確認された。
JCO 事故 （1999 年） (1-4)	東海村のウラン加工施設で通常から逸脱した方法で作業をしたため臨界事故が発生した。事故に伴って微量の希ガスとヨウ素が漏れ出した。東海村は、事故を確認して 350m 圏内の避難、10km 圏内の屋内退避の対策を行ったが、翌日以降事故収束後に安全を確認して解除した。しかし、事故後も、健康や農作物に関する住民の不安を解消するために多大な努力と時間を要することとなった。

１．２　目的

食品安全委員会は、わが国の食品行政の要の機関として、食品の健康影響に関するリスクを科学的知見に基づいて評価し、そのリスク評価の内容等についてリスクコミュニケーションを実施することを役割としている。緊急時においては政府全体として危害の防止や再発防止に迅速かつ適切に対応するため、国の内外からの情報により、事態を早急に把握し、関係各省への迅速な対応の要請や国民に理解しやすい情報の提供を行うこととしている。

食品が放射性物質に汚染された場合においても、食品安全委員会は、科学的根拠に基づいてリスク評価を行い、リスクを管理する行政機関に対して基準を示すとともに、国民にわかりやすい情報を提供することが求められる。

本調査は、原子力発電所等の事故の際の食品安全委員会における適切な対応に資するため、放射性物質により汚染された食品の健康影響評価等に関する文献の収集、翻訳、整理を行うものである。

１．３　調査項目

セシウム(Cs)、ストロンチウム(Sr)、コバルト(Co)、マンガン(Mn)、プルトニウム(Pu)、ヨウ素(Ｉ)等、原子力発電所等の事故により大気中に放出され、食品を汚染する可能性のある核種を対象に、以下の文献を収集・整理する。

1）過去の事故（チェルノブイリ原子力発電所事故、東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故等）における汚染実態、汚染事例、放射能測定結果などのモニタリングデータ（事故発生後の追跡データを含む）に関する文献
2）各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
3）日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
4）放射性降下物の環境中の挙動（土壌から植物への移行、畜産物等への生物濃縮の機構等）および人体への影響に関する文献
5）放射性汚染物質により汚染された食品の健康影響に関する最近の疫学データに関する文献

これら調査項目は、原子力発電所等の事故により放射性物質が環境中に放出されてから食品摂取により健康影響にいたるまでの過程に対応するものである。

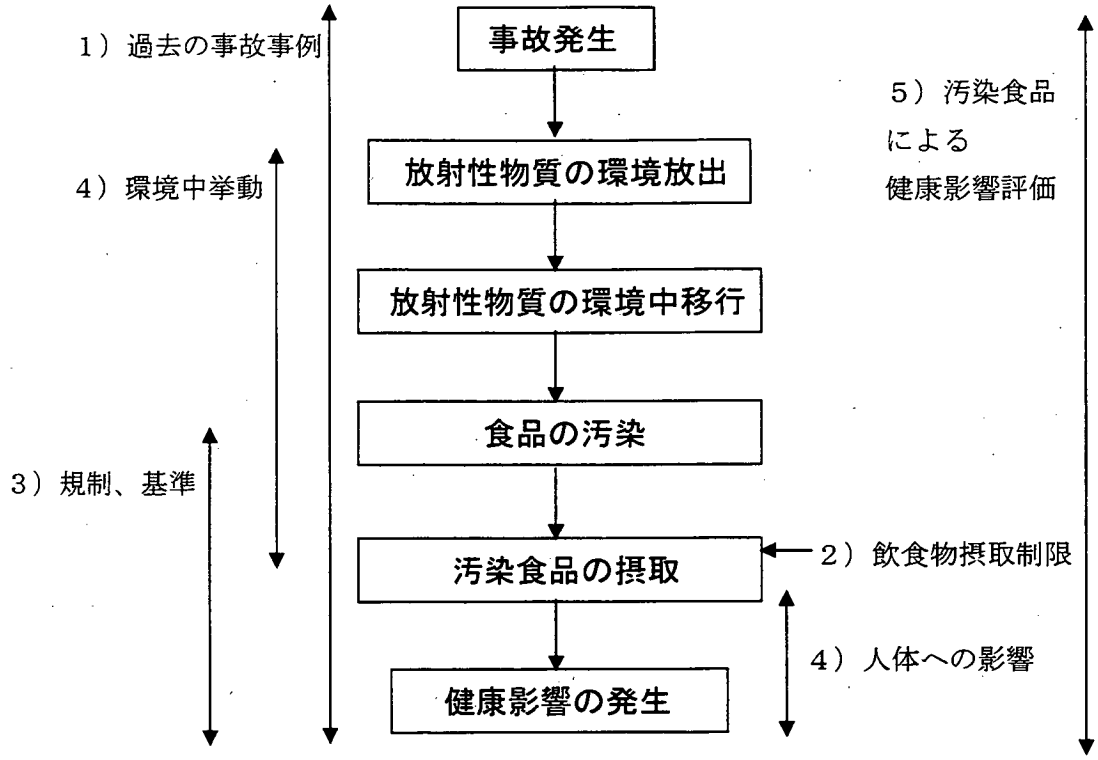


図 1.3-1　調査項目

1．4　調査方法

（1）調査の方針

収集・整理する文献は、食品安全委員会が行うリスク評価に活用されることを考慮し、科学的知見あるいは客観的評価として妥当性が確認されたデータ・情報を主とした。

（2）検討会の設置

表 1.4-1 に示す放射線防護の専門家で構成される「食品健康影響文献調査検討会」を設置し、調査の実施に関して助言・指導をいただいた。

表 1.4-1　「食品健康影響文献調査検討会」委員

氏名	所属
黒瀧　克己	財団法人　放射線影響協会
白石　久二雄	独立行政法人　放射線医学総合研究所
森内　茂	財団法人　原子力安全技術センター
南　賢太郎	財団法人　原子力安全技術センター

参考文献

(1-1) IAEA,"The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual",2001 Edition.

(1-2) 松岡　理,"放射性物質の人体摂取障害の記録　過ちの歴史に何を学ぶか",日刊工業新聞社,(1995)

(1-3) 大西　武、他,"原子力施設の事故〔調査報告〕",JAERI 4052,(1970).

(1-4) (財)原子力安全研究協会,"放射線事故の総論",緊急被ばく医療情報ネットワーク地域フォーラムテキスト(http://www.remnet.jp/lecture/forum/04_01.html),(1997).

2．過去の事故における汚染実態等に関する文献

2．1　チェルノブイリ原子力発電所事故

チェルノブイリ原子力発電所事故に関しては様々な報告等がなされてきたが、ここでは原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR[1]：United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation）による2000年(2-1)の報告書を参考にする。UNSCEARは、1955年に国連に設置された。当初は、大気圏内核実験による環境影響及び人体影響を調査することを目的としていたが、最近は放射線に係わる人類と環境への重要事項全てを調査対象とし、国連総会に報告を行うとともに、適宜詳細な報告書を刊行している。UNSCEARの報告書は国際放射線防護委員会（ICRP[2]：International Commission on Radiological Protection）による基準値等の検討のための科学的な基礎資料となっている。そのため、UNSCEARが引用した文献等は、複数の国際的な専門家によるレビューを経た、科学的にも信頼性の高い文献といえる。なお、2000年の報告書（以下、UNSCEAR2000）では、チェルノブイリ事故の被ばくと影響について最新の科学的データが報告されている。

2．1．1　事故の影響

1986年4月26日、チェルノブイリ原子力発電所で起きた事故では、数週間以内に原子力発電所の職員及び消防士30名が死亡するとともに、約22万人がベラルーシ、ロシア、ウクライナから避難することになった。この事故により、破壊された原子炉から放出された放射性核種により、広い地域の地表が汚染され、多くの一般公衆が被ばくする結果となった。この事故では、^{131}I は $1{,}760 \times 10^{15}$ (Bq)、^{137}Cs は 85×10^{15} (Bq)の放出が推定されている。事故後、約1年たった1987年からの汚染地域での被ばくは、主に地表に沈着した ^{134}Cs,^{137}Cs による外部被ばくと、^{134}Cs,^{137}Cs による食物汚染からの内部被ばくによるものとされている。これに加えて、長期間寄与するものとして、^{90}Sr により汚染された食物による内部被ばくの重要性も指摘されている。沈着した放射性核種の食品への影響に関する挙動を表2.1-1に示す。

事故により避難した人々のヨウ素による甲状腺被ばく線量についてはいくつかの報告がUNSCEAR2000で紹介されている(2-2, 2-3)。表2.1-2にウクライナで30km圏内の村から避難した人が受けた ^{131}I 摂取による甲状腺線量の推定値が示されている。この場合の ^{131}I の被ばくは、希ガスとしての吸入がほとんどである。

---

[1]原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR：United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)の略称。核実験による環境影響および人間への健康影響を世界的に調査するために、1955年国連に設置された。現在、UNSCEARは、放射線に係わる人類と環境への重要事項を調査し国連総会に報告を行っている。

[2]国際放射線防護委員会(ICRP：International Commission on Radiological Protection)の略称。専門家の立場から放射線防護に関する勧告を行う国際組織。

表 2.1-1　沈着した放射性核種による食品汚染

環境	核種	食品汚染の内容
陸圏	^{131}I のような短寿命核種	・葉菜の汚染 ・牧草上への沈着によるミルクの汚染
	^{137}Cs や ^{90}Sr のような長寿命核種	・沈降した土壌からの植物の根による吸収 ・無機土壌の場合には、^{137}Cs と ^{90}Sr の 90%までが 0-5cm の深さに存在 ・泥炭土壌の場合には、^{137}Cs と ^{90}Sr の 40～70%が 0-5cm の深さに存在 ・^{137}Cs の食物摂取の大部分は、牛乳、肉、芋の汚染（田舎の地域では、キノコ、イチゴが重要）
水圏	^{137}Cs, ^{90}Sr Pu, Am	・海水や海洋の沈着は大容量の水での希釈 ・^{137}Cs や ^{90}Sr の地上への沈着が高い 30km 圏では、^{137}Cs が粘土の鉱物に強く吸収されたため、表層水汚染は ^{90}Sr に起因 ・低レベルのプルトニウム同位体と ^{241}Am が 30km 圏の川で測定 ・^{137}Cs と ^{90}Sr の水圏経路の食物摂取への寄与は通常小さいが、水が長時間滞留する湖での捕食性の魚の筋肉中の ^{137}Cs 濃度はかなり高い

表 2.1-2　ウクライナでの 30km 圏内の村から避難した人が受けた ^{131}I 摂取による甲状腺線量の推定(2-1)

事故時の年齢（歳）	プリピアチ町			チェルノブイリ町 a			避難した村 a			合計
	人数	算術平均線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	人数	算術平均線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	人数	算術平均線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	集団線量 (人・Gy)
<1	340	2.18	741	219	1.5	329	369	3.9	1 439	2 509
1−3	2 030	1.28	2 698	653	1	653	1 115	3.6	4 014	7 265
4−7	2 710	0.54	1 463	894	0.48	429	1 428	1.7	2 428	4 320
8−11	2 710	0.23	623	841	0.15	126	1 360	0.62	843	1 592
12−15	2 710	0.12	325	846	0.11	93	1 448	0.46	666	1 084
16−18	2 120	0.066	140	650	0.09	59	941	0.39	367	566
>18	36 740	0.066	2425	9 488	0.16	1 518	21 794	0.40	8 718	12 661
合計	49 360		8 315	13 591		3 206	28 455		18 475	29 996

a.プリピアチと同じ年齢分布をもつ集団と仮定。

プリピアチの町は事故のあった原子炉から 3km のところにあり、事故翌日（1986 年 4 月 27 日）に住民の避難が開始された。原子炉から 30km 以内の範囲にある、チェルノブイリ町の避難は事故から約一週間後の 1986 年 5 月 3 日から 5 月 7 日にかけて行われた。一方、その他の避難については、1986 年の 9 月にかけて行われた。プリピアチ町やチェルノブイリ町は原子炉に隣接しているが、早くに避難が開始されたため、甲状腺線量が他の避難した村に比べて小さくなっている。表中のプリピアチ町のデータは参考文献(2-3)にもとづいている。

2．1．2　食品への影響

放射性核種による汚染された食品は、内部被ばくによる人体への影響を引き起こす。特に甲状腺は、^{131}I による被ばくの影響を受ける。事故直後の希ガスによる吸入を除くと、事故後の 1 年間での ^{131}I の主な被ばく経路は、牧草－牛－牛乳である。なお、^{131}I による甲状腺線量の精度良い推定には、土壌中のヨウ素濃度の測定が必要とされている(2-4)。また、^{134}Cs,^{137}Cs 及び ^{90}Sr により汚染された食品による内部被ばくも重要視されている。事故後、さまざまな内部被ばく線量の測定が行われてきた。例えば、約百万人についてセシウムの全身線量の測定なども報告されている(2-5)。

（1）ヨウ素（I）

ベラルーシの汚染区域における子供の甲状腺推定個人線量の分布を表 2.1-3 に示す。各年齢群で推定値にかなり広い幅があることが分かる。ベラルーシはチェルノブイリのあるウクライナに隣接しており、その中でも、ゴメリ地区とモギレフ地区はチェルノブイリ原子炉から 300km の範囲にある。また、ゴメリ地区とモギレフ地区の田舎及び都会における集団の平均及び甲状腺線量の推定値を表 2.1-4 に示す。都会よりも田舎の線量が 2 倍ほど高くなっていることが分かる。

表 2.1-3　ベラルーシの汚染区域における子供の甲状腺推定個人線量の分布(2-1)

甲状腺の吸収線量 (Gy)	各年齢群の子供の数[a]						
	1歳未満	1－3歳	4－7歳	8－11歳	12－15歳	16－18歳	子供全数
ゴメリ地区							
<0.05	134 (6.7)	198 (6.1)	452 (7.4)	518 (8.4)	540 (8.8)	596 (16)	2 438 (8.9)
0.05-0.1	58 (2.9)	107 (3.3)	362 (5.9)	399 (6.5)	485 (7.9)	354 (9.4)	1 765 (6.4)
0.1-0.3	224 (11)	449 (14)	1 089 (18)	1 385 (22)	1 613 (26)	1 086 (29)	5 846 (21)
0.3-1	587 (30)	963 (29)	2 023 (33)	2 365 (38)	2 364 (38)	1 119 (30)	9 421 (34)
1-2	318 (16)	590 (18)	1 075 (18)	868 (14)	695 (11)	383 (10)	3 929 (14)
>2	3 667 (34)	965 (29)	1 095 (18)	643 (10)	464 (7.5)	230 (6.1)	4 064 (15)
合計	1 988 (100)	3 272 (100)	6 096 (100)	6 178 (100)	6 161 (100)	3 768 (100)	27 463 (100)
モギレフ地区							
<0.05	33 (13)	43 (9.1)	210 (19)	273 (28)	326 (29)	227 (37)	1 112 (24)
0.05-0.1	31 (12)	93 (20)	215 (19)	157 (16)	207 (19)	103 (17)	806 (18)
0.1-0.3	65 (26)	170 (36)	351 (31)	324 (33)	372 (33)	169 (28)	1 451 (32)
0.3-1	74 (29)	127 (27)	275 (25)	190 (20)	195 (17)	99 (16)	960 (21)
1-2	36 (14)	28 (5.9)	55 (4.9)	24 (2.5)	15 (1.3)	14 (2.3)	172 (3.8)
>2	14 (5.5)	14 (3.0)	16 (1.4)	1 (0.1)	1 (0.09)	1 (0.2)	47 (1.0)
合計	253 (100)	475 (100)	1 122 (100)	969 (100)	1 116 (100)	613 (100)	4 548 (100)

a. 括弧内は全体に対するパーセント。

表 2.1-4　ベラルーシ汚染地区における 0-7 歳児と全人口の甲状腺線量(2-1)

地域	人数		平均吸収線量 (Gy)		集団線量（人・Gy）	
	子供	合計	子供	合計	子供	合計
ゴメリ						
田舎	23 900	238 600	1.1	0.4	25 000	98 000
都会	8 600	85 600	0.4	0.2	3 800	15 000
モギレフ						
田舎	9 300	93 700	0.4	0.2	4 100	17 000
都会	4 900	48 700	0.2	0.08	1 100	4 000
合計	46 700	466 600	0.7	0.3	34 000	134 000

（2）セシウム（Cs）

^{134}Cs,^{137}Cs による内部被ばくの線量は以下の 2 つの方法で推定されている。

①食物中の濃度測定と標準消費量の仮定による推定

②全身計測

UNSCEAR2000 においては、^{134}Cs,^{137}Cs による内部被ばくの実効線量[3]の大部分に寄与する食品は、

・牛乳（1 日あたり 0.8 リットル摂取を仮定）

・肉

・ポテト（1 日あたり 0.9kg 摂取を仮定）

・キノコ

と報告されている。表 2.1-5 にセシウムによる被ばく線量の推定値を示す。また、ロシアにおける推定値を表 2.1-6、表 2.1-7 に示す。

表 2.1-5　種々の土壌帯におけるウクライナの田舎の住民に対する内部被ばくを通しての放射性セシウムによる規格化された実効線量(2-1)

土壌帯	1991年における土壌から牛乳への移行係数（$kBqm^{-2}$当たり$Bq\ l^{-1}$）	規格化線量（$kBqm^{-2}$当たりμSv）		
		1986	*1987-1995*	*1986-1995*
I	<1	9	26	35
II	1-5	42	144	186
III	5-10	95	320	415
IV	>10	176	591	767

表中の I ～IV は土壌から牛乳への移行係数の違いで分類した土壌帯の種類を表す。

表 2.1-6　ロシアにおけるナトリウム含有ポトゾル砂とチェルノゼム土壌からの移行係数と規格化実行線量の値(2-1)

土壌の種類	移行係数（$kBqm^{-2}$当たり$Bq\ kg^{-1}$）				規格化実効線量（$kBqm^{-2}$当たりμSv）		
	牛乳		*Potatoes*				
	1987	*1993*	*1987*	*1993*	*1986*	*1987-1994*	*1995-2056*
ナトリウム含有ポトゾル砂	5	0.2	0.16	0.04	90	78	16
チェルノゼム	0.07	0.01	0.03	0.004	28	2	1

[3] ICRP による 1990 年勧告で導入された全身の被ばく線量。

表 2.1-7　ロシアの汚染地域住民に対する単位 ^{137}Cs 沈着密度当たりの内部被ばく実効線量のまるめた推定値(2-1)

地域	規格化実効線量（kBqm^{-2}当たりμSv）			
	1986	*1987-1995*	*1996-2056*	*1986-2056*
ブリヤンスク[a] ツーラ オレル	36 (10) 15 15	48 (13) 6 8	9 (9) 1.8 2.4	93 (32) 23 25

a. 括弧内の値は555kBqm^{-2}以上の^{137}Cs沈着密度の地域に相当。

内部被ばくからの線量の推定値は、食品へのセシウムの移行に起因しており、土地の土壌の条件や食事の内容及び事故の影響を受けていない輸入食品の利用割合などに大きく依存し不確実性が高い(2-6)と指摘されている。特に、森林の生産物（きのこ、ベリー、野獣）が、事故からの時間の経過とともに重要性が増していく。その理由は、牛乳、野菜、家畜の肉と比べて、これらの生産物中の ^{137}Cs 濃度の生態学的半減期がより長いこと、すなわち ^{137}Cs が蓄積されやすいことによる。

（3）ストロンチウム（Sr）

チェルノブイリ事故における ^{90}Sr の沈着は大部分が 30km 圏内であったため、事故後の避難により公衆[4]の内部被ばく線量は比較的少なかった。内部被ばくによる実効線量への寄与は 5～10%程度と推定されている。

（4）超ウラン元素

核燃料に含まれていた超ウラン元素で地上に沈着したものには以下のような放射性核種がある。

^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Am ： アルファ線放出核種

^{241}Pu ： ベータ線放出核種

これらの核種の内部被ばくの経路は、エアロゾルによる直接吸入が中心で主に肺の被ばくが問題となる。30km 圏内での農夫の肺に対する被ばく線量は生涯にわたる積分値でも 0.2mSv を超えないと推定された。

[4]放射線防護分野では、慣例として一般人のことを「公衆」と呼んでいる。

2．2　東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故

1999 年に発生した東海村 JCO ウラン加工工場の臨界事故による被ばくは、臨界反応で放出された中性子による外部被ばくが主なものであった。食品が放射能で直接汚染され、摂取が規制されることは無かった。しかしながら、この事故を契機として、ウランによる誘導介入放射能限度が、わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」(2-7)に取り入れられた。

ここでは、事故について報告された以下の文献についてまとめる。

①「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」（原子力安全委員会）(2-8)
②「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」（日本原子力学会）(2-9)
③「ＩＡＥＡ[5]のＪＣＯ事故暫定報告書（抜粋）」（放射線生物研究　解説記事）(2-10)

（1）ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告

原子力安全委員会は平成１１年１２月２４日に「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」を公表した。この報告書では。JCO 事故の直接的・間接的原因をさらに究明するとともに、将来に向けた原子力安全の確保のあり方にまで踏み込んで、再発防止のための基本的な考え方を打ち出していくことを目指してまとめられた報告書である。詳細な検討は、「技術・評価」、「企業・産業」、「社会・安全」の３つの検討チームにより実施され、事実や原因のより緻密な把握とともに、事実の背後にある構造的・倫理的な問題を含めて検討が行われている。なお、報告書中に食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。報告書の構成は以下の通りである。

Ⅰ．はじめに
Ⅱ．事故の全体像
Ⅲ．事故の原因とそれに関する状況
Ⅳ．事故に係る防災上の対応
Ⅴ．健康対策・事故現場の対応
Ⅵ．事故の背景についての考察
Ⅶ．今後の取り組みのあり方について
Ⅷ．事故調査委員会委員長所感（結言にかえて）

（2）JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告

日本原子力学会（原子力安全調査専門委員会）は、１９９９年１２月２７日に「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」を発表した。この報告書は、日本原子力学会「原子力安全」調査専門委員会が、ＪＣＯウラン加工工場における臨界事故について調査した結果をまとめた報告書である。

事故の放射線影響として、核分裂反応に伴って発生した希ガスとヨウ素の一部が環境に漏れたが、

---

[5]国際原子力機関（IAEA：International Atomic Energy Agency）国際原子力機関は、原子力の平和利用の推進のため加盟国間の支援により各種の安全基準の作成、情報交換、発展途上国への原子力技術援助などを行っている。

放射線影響という観点からは、転換試験棟から直接、外部に放射された中性子線とガンマ線が、環境への影響の大部分を占めたことに特徴があるとされている。なお、報告書中に食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。報告書の構成は以下の通りである。

第１章　はじめに
第２章　臨界安全と臨界事故
第３章　事故の経過と事実の解明
第４章　原因分析と問題点の摘出
第５章　改善提案
第６章　日本原子力学会のやるべきこと
第７章　原子力安全文化に関わる今後の取り組み
第８章　おわりに

（３）ＩＡＥＡのＪＣＯ事故暫定報告書

放射線生物研究（2000 年）に掲載された、「ＩＡＥＡのＪＣＯ事故暫定報告書」に関する解説資料である。ＩＡＥＡでは日本から事故の報告を受け，事故の２週間後に専門家を派遣し、暫定報告書を取りまとめ１１月に公表した。この報告書の目的は事故とその影響に関する情報を伝達し，確かな事実を詳述することである。これらの情報が事故とその影響を技術的に理解するのに有用であり，多くの人々にも知らせる必要があると考え，報告内容を抜粋，その概要が紹介された。報告（抜粋）は事故とその影響の低減，ＪＣＯ周辺の事故後の放射線線量率と環境モニタリングについて述べられている。また，講じられた緊急対応措置，事故による健康の影響と過剰被爆した人たちの医学的処置などについても述べられている。なお、解説資料中には、食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。

参考文献

(2-1) “放射線の線源と影響，原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書” UNSCEAR 2000 REPORT SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

(2-2) Likhtarev, IA.et al.,“Ukrainian thyroid doses after the Chernobyl accident”,Health phys64(6)pp.594-599(1993).

(2-3) Goulko, G.M. et al.,“Estimation of 131-I doses for the evacuees from Pripjat”,Radiat. Environ. Biophys. 35,pp.81-87(1996).

(2-4) Straume,T., et al.,“The feasibility of using 129I to reconstruct 131I deposition from the Chermobyl reactor accident”,Health Phys.71(5)pp.733-740(1996)

(2-5) Likhtarev, I.A., et al.,“Internal exposure from the ingestion of foods contaminates by 137Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General model: ingestion doses and countermeasure effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine.”,Health phys70(3)pp.297-317 (1996)

(2-6) Zvonova, I.A.,et al.,“^{134}Cs and ^{137}Cs whole-body measurements and internal dosimetry of the population living in areas contaminated by radioactivity after the Chernobyl accident”,Radiation and Environmental Biophysics,62,pp.213-221(1995)

(2-7) 原子力安全委員会，“原子力発電所等周辺の防災対策について”，昭和 55 年 6 月（平成 15 年 7 月一部改訂）

(2-8) 原子力安全委員会（ウラン加工工場臨界事故調査委員会），“ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告”，平成１１年１２月２４日

(2-9) 日本原子力学会（原子力安全調査専門委員会），“JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告”，１９９９年１２月２７日

(2-10) 岩崎民子，“ＩＡＥＡのＪＣＯ事故暫定報告書（抜粋）”，放射線生物研究, Vol.35(3), pp.193 - 215(2000)

3．各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する文献

3．1　わが国の飲食物摂取制限

わが国においては、チェルノブイリ原子力発電所事故の発生直後の 1986 年 5 月に厚生省（当時）が「食品中の放射能に関する検討会」を設置し、輸入食品中の放射能濃度の暫定限度が設定された。なお、この暫定限度はチェルノブイリ発電所事故に係わる輸入食品のみを対象としている。

3．1．1　輸入食品の暫定限度

チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質で汚染された食品が、国内に輸入されることを防ぐために、厚生省は輸入食品中の放射能を規制する暫定限度を以下のように設定した[3-1,3-2]。

輸入食品中の放射能濃度の暫定限度	
^{134}Cs と ^{137}Cs の合計	370(Bq/kg)

この限度は厚生省に設置された、「食品中の放射能に関する検討会」における専門家の検討結果をもとに 1986 年に定められた。暫定限度については、逐次見直しが検討されてきたが変更はされていない。この暫定限度を越える輸入食品は、積み戻され国内には流通しない。

3．1．2　放射能暫定限度の設定方法

（1）線量限度

1986 年当時は、公衆の被ばく線量限度が 5（mSv／年）とされていた[3-3]。これには、医療被ばくおよび通常のレベルの自然放射線被ばくは含まれていない。輸入食品の放射能暫定限度を設定するに当たっては、公衆の線量限度の１／３を特別な事態に対処するために配分することとして、輸入食品からの被ばく限度にあてることとした。

（2）対象核種

ヨーロッパの食品中の放射性核種の組成比については、十分な情報が得られていなかった。そのため国内での放射性降下物の検出データをもとに以下の仮定がおかれた。

輸入食品中の ^{134}Cs/^{137}Cs 比	0.49（国内データより仮定）
輸入食品中の ^{90}Sr/^{137}Cs 比	0.022（最大値，国内データより仮定）

上記の仮定をもとに、食品中の全放射性核種による被ばく線量に対する、核種別の被ばく線量への寄与割合が以下のように推定された。

^{134}Cs 及び ^{137}Cs	66%
^{90}Sr	33%
他の核種	1%

^{90}Sr は放射化分離[1]しなければ測定できないことから、食品中に ^{90}Sr が、^{137}Cs に対して 2.2%含まれると仮定して、ガンマ線放出核種であり測定が容易な ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能濃度が暫定限度の指標として選ばれた。

（3）放射能暫定限度

輸入食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs による被ばく線量が、公衆の線量限度の１／３の 66%を超えない濃度 A が次式により求められた。

$5.4\times10^{-7}(mSv/pCi)\times1.4(kg/日)\times35(\%)\times A(pCi/kg)\times365(日)\leqq5(mSv)\times1/3\times66(\%)$

$A\leqq11,389(pCi/kg)$

$A\leqq421(Bq/kg)$

ここで、

$5.4\times10^{-7}(mSv/pCi)$：　$^{134}Cs/^{137}Cs$ 比が 0.5 である（$^{134}Cs+^{137}Cs$）を 1pCi 経口摂取した場合の成人の全身の預託線量当量[3-4]

1(Ci)は 3.7×10^{10}(Bq)である。

1.4(kg/日)：　国民一人当たりの食品の摂取量（厚生省の調査にもとづく）

35(%)：　一日あたりの食品摂取量に占める輸入食品の割合（ヨーロッパ以外を含む）

である。なお、預託線量当量とは、放射性物質を体内に摂取した時点から個人が受ける線量の時間積分である。積分期間は成人で５０年とされている。この計算では、ICRP Publ.2 の内部被ばくモデルが用いられている[3-5]。

上記の計算から、公衆の線量限度の１／３を超えない、^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能は 421(Bq/kg)となったが、欧州及び米国の基準値を参考にして放射能濃度の暫定限度は、370(Bq/kg)とされた。

表 3.1-1　わが国の暫定限度の設定にあたり参考とされた諸外国の基準

欧州（EC）	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 乳幼児食品　370(Bq/kg) 一般食品　600(Bq/kg)
米国	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 10,000(pCi/kg)*＝370(Bq/kg)
日本	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 370(Bq/kg)

＊1(Ci)=3.7×10^{10}(Bq)

３．１．３　放射能暫定限度の見直し

暫定限度の施行から約１年後（1987 年 11 月）、検討会による再評価が行われた。その結果、ヨーロッパから輸入される食品が全て 370(Bq/kg)で汚染されていると仮定した場合、年間被ばく量は、0.04(mSv)と算出された。この値は、1987 年当時、公衆に対する線量限度として国内法令への取り

[1]化学的処理により放射性核種を分離する方法。

入れが予定されていた1(mSv/年)を大きく下回っていることが確認された(3-6)。

暫定限度の設定に際して仮定された食品中の放射性核種の存在割合は、当時のヨーロッパからの報告等から概ね妥当であると判断された(3-7)。^{90}Sr は ^{137}Cs に対して2.2%含まれると仮定されたが、参考文献（3-6）では以下の表に示す値が報告された。牛乳については、2.2%の仮定と概ね一致している。

表 3.1-2　ヨーロッパで測定された ^{90}Sr と ^{137}Cs の放射能の割合(3-7)

測定サンプル（測定場所）	放射能(Bq/kg or Bq/l)		$^{90}Sr/^{137}Cs$
	^{90}Sr	^{137}Cs	
牛乳(Ajdovscina)	1.4	76±1	1.8%
草(Ajdovscina)	46.2	340±3	13.6%
牛乳(Sanabor)	1.7	86±1	2.0%
草(Sanabor)	19.3	145±2	13.3%
川の水(Sava)	0.04	0.43	9.3%
川の水(Krka)	—	0.49	—

これらの検討より、暫定限度は十分安全を見込んだ妥当なものであるとされ、現在に至っている。なお、平成10年12月に厚生労働省より通知された検査対象は以下に示すとおりである(3-8)。

① ヨーロッパ地域（トルコ及び旧ソ連のウラル山脈以西（アルメニア、アゼルバイジャン、ベラルーシ、エストニア、グルジア、モルドバ、ラトビア、リトアニア、ウクライナ並びにカザフスタン及びロシアのウラル山脈以西をいう。）を含む。以下同じ。）から輸入される次の食品については、全ロット検査を実施する。

ア．　きのこ及びきのこ乾燥製品

イ．　トナカイ肉

② ヨーロッパ地域から輸入される次の食品については、食品ごとに輸入届出の１０％を目途として検疫所においてモニタリング検査を実施する。

ア．　ハーブ及びハーブ乾製品

イ．　ビーフエキス

3．1．4　放射能暫定限度を超えた輸入食品

厚生労働省がこれまでに発表した、放射能暫定限度を超える輸入食品の発見事例を表にまとめる。ハーブ類や月桂樹の葉及び茶の占める割合が多い。それに続いてきのこ類が多い。

なお、ハーブ等の香辛料は直接食べるものではなく、実際の摂取の際には希釈効果がある。一方、低濃度でも大量に摂取する場合には問題になる可能性もあることに注意が必要である。

表 3.1-3　放射能暫定限度を超えた輸入食品一覧

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) (^{134}Cs+^{137}Cs)
第１回	S.62.1.9	ヘーゼルナッツ	トルコ	30t	神戸/横浜	520/980
第２回	S.62.2.6	月桂樹葉	トルコ	52t	神戸/横浜	490/720
		セージ葉	トルコ	14.5t	横浜	1,000/2,000
		牛胃	フィンランド	1.26t	神戸	440
第３回	S.62.2.13	トナカイ	スウェーデン	0.2t	成田空港	389
第４回	S62.3.27	タイム	フランス	4.02kg	東京	1,715
		セージ葉	トルコ	4t	神戸	1,198
第５回	S.62.5.8	月桂樹葉	トルコ	28t	神戸/横浜	496/551
		セージ葉	ギリシャ	3.77t	横浜	1,758
		ヒースの花	フランス	8.5kg	大阪空港	1,425
第６回	S62.5.28	アーモンド	イタリア	37.5kg	東京	408
		ハーブ茶（カモミール）	スペイン	32.4kg	東京	8,780
第７回	S.62.6.12	ハーブ茶（ローズヒップ、リンデン）	ユーゴスラビア	18kg	大阪	673/955
		セージ葉	ユーゴスラビア	99.8kg	成田空港	497
		黒すぐりピューレ	フランス	1.5t	神戸	425
		セージ葉	アルバニア	9.21t	横浜	1,895
第８回	S62.7.24	ヘーゼルナッツ調整品	イタリア	110kg	成田空港	390
		ヘーゼルナッツペースト	トルコ	5kg	大阪空港	379
第９回	S.62.8.20	ドライハーブ	フランス	6kg	成田空港	1,072
第 10 回	S.62.9.11	月桂樹葉	トルコ	3.02t	横浜	1,042

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) ($^{134}Cs+^{137}Cs$)
第11回	S.62.10.21	ビーフ・エキストラクト	ブラジル・アイルランド・フランス	2.6t	横浜	622
第12回	S62.10.28	アイスクリームペースト	イタリア	576kg	東京	417
		ドライハーブ	ユーゴスラビア	19.5kg	成田空港	536
第13回	S62.12.22	ヘーゼルナッツペースト	トルコ	72kg	神戸	411
		セージ葉	アルバニア	4t	神戸	417
第14回	S63.1.20	きのこ（カノシタ）	フランス	17kg	成田空港	636
第15回	S63.2.15	ドライハーブ（西洋オトギリソウ）	ユーゴスラビア	98kg	神戸	385
		ハーブ茶（ローズヒップ）	ルーマニア	2.52t	大阪	467
		きのこ（くろらっぱたけ）	フランス	9kg	小樽	755
第16回	S63.6.2	ドライハーブ（ジュニパーベリー）	ユーゴスラビア	10kg	大阪	423
		ドライハーブ（スイカズラ）	フランス	5kg	大阪	776
第17回	S63.6.14	セージ葉	フランス	4kg	大阪空港	411
第18回	S63.7.4	ビーフ・エキストラクト	アイルランド	216kg	大阪	379
第19回	S63.9.5	セージ葉	ギリシャ	28kg	横浜	397
第20回	S63.9.25	きのこ（あんずたけ）	フランス	34kg	成田空港	707
		きのこ（あんずたけ）	フランス	5kg	成田空港	446

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) (^{134}Cs+^{137}Cs)
第21回	S63.10.5	ハーブ（エストラゴン）	フランス	60kg	東京	432
		きのこ（かのした）	フランス	3kg	成田空港	562
		きのこ（かのした）	フランス	3kg	成田空港	458
第22回	S63.12.2	ハーブ茶（ダンデリオン）	スイス	51kg	大阪空港	579
第23回	S63.12.28	月桂樹葉	スペイン	10kg	横浜	1,325
第24回	H1.1.11	きのこ（くろらっぱたけ）	フランス	10kg	大阪空港	650
第25回	H1.1.23	乾燥ぜんまい	ソビエト	180kg	新潟	655
第26回	H1.4.10	乾燥ぜんまい	ソビエト	158kg	横浜	379
第27回	H1.10.23	きのこ（あんずたけ）	フランス	3kg	成田空港	532
第28回	H2.2.28	ハーブ茶（ダンデリオン）	スイス	2kg	成田空港	1,167
第29回	H2.10.3	ハーブ茶（セイヨウノコギリ草）	アルバニア	9kg	成田空港	814
第30回	H3.2.14	乾燥きのこ（ヤマドリタケ）	ユーゴスラビア	25kg	成田空港	556
第31回	H3.3.13	ミックススパイス	フランス	8kg	神戸	1,028
第32回	H6.11.8	燻製トナカイ肉	フィンランド	42kg	関西空港	388
第33回	H10.1.21	乾燥ポルチーニ（ヤマドリダケ）	イタリア	21kg	成田空港	731
第34回	H13.11.8	乾燥ポルチーニ（ヤマドリダケ）	イタリア	36.1kg	成田空港	418

厚生労働省ホームページ（http://www.mhlw.go.jp/houdou/0111/h1108-2.html）より

３．１．５　暫定限度と防災指針指標

輸入食品中の放射能濃度の暫定限度はチェルノブイリ原子力発電所事故で汚染された輸入食品にのみ適用される。原子力発電所等の事故を想定して作成された「原子力発電所等周辺の防災対策について」（以下、防災指針）においては、放射性セシウムについて以下の放射能レベルを飲料物摂取制限の指標としている(3-9)。

表 3.1-4　防災指針における飲食物摂取制限の指標

対象	放射性セシウムの指標（Bq/kg）
飲料水，牛乳・乳製品	200(Bq/kg)
野菜類，穀類，肉・卵・魚・その他	500(Bq/kg)
輸入食品の暫定限度 （チェルノブイリ事故による汚染のみ）	370(Bq/kg)

今後、国内で原子力事故等による食品の放射能汚染が発生した場合には、防災指針の飲食物摂取制限の指標が目安となる。一方、国外で原子力事故等による食品の放射能汚染が発生した場合、当該地域からの輸入食品の汚染限度は、事故により放出された放射能の状況をもとにあらためて検討されることになる(3-8)。

３．２　諸外国の飲食物摂取制限

３．２．１　チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制[3-10]

チェルノブイリ事故の発生により、周辺国も放射性物質に汚染されることとなり、多大な影響を被った。それに対し、周辺国は各国それぞれ既存の緊急時対応計画等に則った活動を実施した。調査した範囲（米国、フランス、西独、スウェーデン、フィンランド）では、チェルノブイリ事故の発生を受けて、緊急時対策地域の範囲や防護措置の内容について特段の変更はなされていない。各国の緊急時対策地域の範囲及び防護措置の内容について、表 3.2-1 に示す。

スウェーデンの対応について例にとると、緊急時計画は英国ウィンズケールの原子炉事故後の 1960 年に Nuclear Accident Protection Act が起草されて、その後 Oskarsham 原子力発電所の稼動（1972 年）にともない、設定された。以後、スウェーデンの緊急時活動はこの方法に基づいて行われている。スウェーデンでは国立放射線防護研究所が緊急時における中心機関とされている。国外の原子力発電所に対応するための特別な定めはなく、チェルノブイリ事故に対しては国立放射線防護研究所が中心となり、汚染測定や酪農農民へコメント、一般公衆への勧告・コメント等がなされた。主な活動とその担当官庁は以下のとおりである。

- 国内の工業活動における安全確保に関する指示（工業安全連合庁）
- 国内産及び輸入食品中の放射能規制（食品管理庁）
- 輸入物品に関する規制等（税関）
- 野生鳥獣の捕獲の認可及び放射能測定のための特別捕獲（環境保護庁）
- 家畜の飼育、農業、園芸などについての指示（農業局）
- 安定ヨウ素剤の飲用に関する指示、国内医療施設に対する情報提供（社会福祉局）

表 3.2-1　緊急時対策地域の範囲と主な防護措置

項目	米国		フランス		西ドイツ			スウェーデン			フィンランド		備考
緊急時対応に関する法令、指針等	連邦放射線緊急時対応計画（FEREP）		国の ORSEC 計画の ORSECRAD 県の特別介入計画（PPI） 施設の緊急時内部計画		原子力施設周辺の防災対策に関する勧告			原子力災害防止法			原子力防災指針		
緊急時の組織と責任（国レベル）	NRC：サイト内支援、勧告 FEMA:サイト外総括 他に DOE,EPA 等事故の経過に伴う責任の移行は明確		SCSIN：全般 SCPRI：公衆の健康 IPSN:サイト内外の解析、助言		BMU：			SKI：サイト内解析助言 SSI：サイト外解析助言			内務省：サイト外 STUK：サイト内外解析、助言		各国ともサイト内は事業者、サイト外は地方自治体
緊急センター	NRC の EOC 他		県の TC IPSN の TC					国の緊急時活動センター 地域救護センター			STUK センター 地域の指令センター		
防護資機材	DOE が管轄 研究所等が保有		鉄道運搬の防護設備あり 放射線介入機動チーム（CMIR）		KHG						消防・民間防衛でほぼ完備		
緊急時計画地域名称	避難地域	食品制限地域	避難地域	室内退避地域	中央地域	中間地域	外周地域	緊急通報地域	緊急計画地域	モニタリング地域	EPZ-Ⅰ	EPZ-Ⅱ	
範囲	16km まで	80km まで	5km まで	10km まで	2km までの全域	10km まで(16 方位)	25km まで(16 方位)	5 ～ 12km まで	15km まで	50km まで	20km まで	100km まで	
対策	避難 屋内退避	モニタリング 食品流通制限	避難	シェルタリング	避難 KI 投与	同左	モニタリング	緊急通報 避難 KI	避難 KI 投与	モニタリング	シェルタリング	モニタリング	
介入レベル	1 ～ 5 rem 避難		避難の下限 0.5～5rem 上限 5～50rem 甲状腺は 10 倍					ICRP 勧告値			ICRP 勧告値		
計算機による情報処理	FEMA：IEMIS DOE：ARAC ほか		IPSN		KfK：MIS（サイト内サービス）			Studsvik：EMMA			STUK：		
チェルノブイリ事故調査報告	NRC		IPSN		GRS			国			STUK		

3．2．2　チェルノブイリ事故に対する諸外国の飲食物摂取制限

（1）概要[3-2]

チェルノブイリ事故の発生を受けて、各国は食品中の放射能に関する対策レベル（その値以上で実施した防護対策が介入を正当化するのに十分大きな線量を低減できるような値）を設定した。

各国が設定した対策レベルを表 3.2-2 に示す。これは 1986 年 12 月に国連食糧農業機関（FAO：Food and Agriculture Organization of the United Nations）がまとめた報告書に付された資料を中心に厚生省（当時）生活衛生局食品保健課が整理したものである。

（2）米国の例 [3-11]

チェルノブイリ事故の発生を受けて、米国では FDA(Food and Drug Administration)と FSIS(Food Safety and Inspection Service)が輸入食品を規制するために誘導介入レベルを設定した。FDA の誘導介入レベルは「関心レベル(Levels of Concern)」といい、FSIS のそれは「スクリーニング値(Screening Value)」と呼ばれた。汚染濃度が両方の基準を下回る食品のみ輸入が許された。

FDA の関心レベルは 1982 年に作られた PAG(Protective Action Guides)の予防の基準から以下の仮定に基づいて導かれた。

- 食品の全量が汚染されている。
- 事故から 60 日しかたっていない時点では線量の大部分は ^{131}I によるものである。
- 1 年を上限として ^{134}Cs 及び ^{137}Cs が線量の主体となる。

ヨウ素とセシウム以外の核種については考慮しなくともよいように安全側にマージンをとった。

FDA と FSIS の設定した誘導介入レベルを表 3.2-3 に示す。

FSIS の ^{131}I のスクリーニング値は FDA の小児のそれと当初から同じであったが、^{134}Cs 及び ^{137}Cs の値は、FSIS が肉類のみ汚染していると仮定したため異なっていた。これは、1986 年 11 月に FDA の値に統一された。

表 3.2-2　チェルノブイリ事故後の諸外国における食品中の放射能に関する対策レベル(基準)[3-2]

国名	核種	食品群	対策レベル (Bq/kg または Bq/ℓ)
アメリカ	^{131}I	乳児食品 その他の食品	55 300
	$^{134}Cs+^{137}Cs$	全食品	370
カナダ	^{131}I	ミルク 乳製品 その他の食品	10 40 70
	^{137}Cs	ミルク 乳製品 その他の食品 香辛料	50 100 300 3,000
スウェーデン	^{131}I	全食品	2,000
	^{137}Cs	全食品	300
タイ	^{137}Cs	ミルク 粉ミルクおよび乳児食品 穀類およびその他の食品	7 21 6
中国	^{131}I	ミルク 果実および野菜 穀類 飲料	1,300 270 340 130
	^{137}Cs	ミルク 果実および野菜 穀類 飲料	4,600 1,000 1,200 460
フィリピン	$^{134}Cs+^{137}Cs$	ミルク 粉ミルクおよび乳児用食品 チーズ 果物 野菜 穀類	15 22 33 8 22 6
フィンランド	^{131}I	ミルク	2,000
	^{137}Cs	ミルク 牛肉および豚肉	1,000 1,000
ブラジル	$^{134}Cs+^{137}Cs$	粉ミルク その他の食品	3,700 600
ポーランド	全β放射能	乳児および6歳までの小児用粉ミルク	1,320
ヨーロッパ共同体 (EC)	^{131}I	ミルク 野菜	500 350
	$^{134}Cs+^{137}Cs$	ミルクおよび乳幼児食品 その他の食品	370 600
日本	^{131}I	牛乳 野菜	220 7,400
	$^{134}Cs+^{137}Cs$	全食品	370

表 3.2-3　FDA と FSIS の設定した誘導介入レベル

核種	FDA		FSIS
	幼児食	その他の食品	肉類
^{131}I	55Bq/kg (1500pCi/kg)	300Bq/kg (8000pCi/kg)	55Bq/kg (1500pCi/kg)
$^{134}Cs+^{137}Cs$	370Bq/kg (10,000pCi/kg)	370Bq/kg (10,000pCi/kg)	370Bq/kg (10,000pCi/kg)

参考文献

(3-1)　岩島　清, 大久保　隆, "日本における輸入食品の放射能汚染の関する暫定限度", 保健物理, 23, 63－67, (1988).

(3-2)　岩島　清, 大久保　隆, "輸入食品中の放射能規制の考え方", 食品衛生研究, Vol.37, No.7, 7－21, (1987).

(3-3)　ICRP Publication 26,"Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted 1977) ", Pergamon press(1977).

(3-4)　科学技術庁, "環境放射線モニタリングに関する指針" , 44(1983).

(3-5)　ICRP Publication 2,"Recommendations of the International Commission □ on Permissible Dose for Internal Radiation" ,Pergamon Press, Oxford (1960).
日本語訳 : (社) 日本放射性同位元素協会、(財) 仁科記念財団:体内放射線の許容線量　ICRP シリーズ 2 (1959)

(3-6)　近藤　卓也, "輸入食品の放射能検査結果", Isotope News,No.4,pp.12-17,(1999)

(3-7)　K. Juznic and S.Fedina; "Distribution of ^{89}Sr and ^{90}Sr in Slovenia, Yugoslavia, after the Chernobyl Accident" ,J.Environ, Radioactivity,5,159(1987).

(3-8)　"旧ソ連原子力発電所事故に係る輸入食品の監視指導について", 平成１０年１２月２日衛検第２２３号

(3-9)　原子力安全委員会, "原子力発電所等周辺の防災対策について", 昭和 55 年 6 月 (平成 15 年 7 月一部改訂)

(3-10)　(財) 原子力安全技術センター, "チェルノブイル原子力発電所事故に対する各国の対応に関する調査", 昭和 61 年度科学技術庁調査資料作成委託, 昭和 62 年 3 月.

(3-11)　U.S.Department of Health and Human Services,"Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies", Food and Drug Administration, 1998

４．日本及び諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献

チェルノブイリ原子力発電所原子炉事故のような、大量の放射性物質の放出をともなう事故が発生し、一般公衆が、過度に被ばくをする可能性がある場合は、実行可能な限り、被ばく低減のための対策をとることが必要である。その判断の基礎となる線量を介入レベルという。介入レベルを超えないように環境汚染物質や汚染食品の摂取や流通を制限するため、二次的に設定される制限レベルを誘導介入レベルと呼ぶ。本章では、日本、ICRP、国際原子力機関（IAEA : International Atomic Energy Agency）の飲食物に対する誘導介入レベルと、食品安全に関する国際機関が定めている基準値についてまとめる。

４．１　日本の基準

わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」(4-1)（以下、防災指針と呼ぶ）は、成立当初から ^{131}I に対する飲料水、野菜及び牛乳中の濃度についての指標を設定していた。その後、チェルノブイル事故の経験を踏まえてセシウムを、再処理施設を考慮してプルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種[1]に関する指標を設定した。さらに、1999 年 9 月の JCO 臨界事故をふまえて、核燃料施設の防災対策からウランに対する指標を設定した(4-2)。この指標の改定は以下の考えに基づいている。

①指標は、飲食物中の放射性物質が健康に悪影響を及ぼすか否かを示す濃度基準ではない。指標は、緊急事態における介入のレベル（防護対策指標）であり、防護対策の１つとして飲食物摂取制限措置を導入する際の目安とする値である。そのため、基準値や制限値ではなく、指標という用語が用いられている。

②指標算出に当たっては、放射線防護指標設定の基本となる ICRP, IAEA, 世界保健機関（WHO : World Health Organization）等(4-3)の考え方にもとづき、回避線量（防護措置を実施することで免れる線量）がそれ以上ならば防護対策の導入を判断する線量として実効線量 5(mSv/年)（放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は 50(mSv/年)）をもとにするとともに、わが国の食生活等の実態も考慮された。

防災指針で定められた飲食物摂取制限の指標を表 4.1-1 に示す。

---

[1] アルファ線を放出する核種。

表 4.1-1　防災指針で定められた飲食物摂取制限に関する指標[4-2]

対　象	放射性ヨウ素 （混合核種の代表核種：^{131}I）
飲料水	3×10^{2}Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類 （根菜・芋類を除く。）	2×10^{3}Bq/kg 以上
対　象	放射性セシウム
飲料水	2×10^{2}Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	5×10^{2}Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	
対　象	ウラン
飲料水	20Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	1×10^{2}Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	
対　象	プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種 （^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm の放射能濃度の合計）
飲料水	1Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	10Bq/kg 以上
穀　類	
肉・卵・魚・その他	

（注）乳幼児食として市販される食品の摂取制限の指標としては、ウランについては、20Bq/kg を、プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種については 1Bq/kg を適用するものとする。ただし、この基準は、調理され食事に供される形に適用されるものとする。

4．1．1　対象核種の選定理由

指標の対象とされた核種の選定理由を表 4.1-2 にまとめる。

表 4.1-2　指標の対象とされた核種の選定理由

指標の対象とする核種	選定理由
放射性ヨウ素	・事故の早期段階で最も多量の放出が考えられる放射性核種は希ガスとヨウ素群の核種（^{131}I, ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I, ^{135}I）である。 ・希ガスは外部被ばくのみに寄与することから除外する。 ・ヨウ素群の核種については ^{131}I が指標核種とされた。 ・指定核種の意味は、ヨウ素群の核種の混合比率を仮定し、その中の ^{131}I の飲食物濃度を指標とすることである。
放射性セシウム	・チェルノブイリ事故をきっかけに検討が開始された。 ・放射性セシウム（^{134}Cs 及び ^{137}Cs）と放射性ストロンチウム（^{89}Sr 及び ^{90}Sr）の選定理由は次の通りである。 ・セシウムは葉面吸収されて植物に取り込まれやすいため。 ・ストロンチウムは葉面からは吸収されにくいが、土壌からの移行がセシウムと同程度か場合によっては１桁大きいため。 ・なお、ストロンチウムは直接の指標としては設定されなかった。
ウラン	・再処理施設の防災対策をより実効性のあるものにしていくため。 ・JCO 事故の経験から、核燃料施設の防災対策をより実効性のあるものとするため。
プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種（^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm の放射能濃度の合計）	・再処理施設の防災対策をより実効性のあるものにしていくため。

4．1．2　放射性核種の混合割合

原子炉等の事故で放出される放射性核種の混合割合は、できる限り代表性のあるものが仮定された。軽水炉における燃料の燃焼度が 30,000(MWd/ton)の場合の主な放射性核種の存在割合で、放射性ヨウ素、セシウム、ストロンチウムが放出されるものとした。また、食品汚染への寄与が、ほとんど無いと考えられる低半減期核種を除外するため、原子炉停止からの冷却時間を 0.5 日とした。

（1）放射性ヨウ素(I)とセシウム(Cs)

放射性ヨウ素とセシウムについては、前述の燃焼度での計算結果より得られた値が用いられた。

（2）ストロンチウム(Sr)

$^{90}Sr/^{137}Cs$ の放射能濃度比については、乳児の経口摂取における ^{90}Sr の線量係数が ^{137}Cs の線量係数より1桁大きいため安全側の数値として0.1が仮定された。0.1の根拠は以下の2つの理由による。

①1988年国連科学委員会報告書（付属書D）(4-4)より、チェルノブイリ原子力発電所事故の際、旧ソ連領内及びギリシャ等、事故発生地点に比較的近い距離では、地表空気中の $^{90}Sr/^{137}Cs$ 濃度比は、約0.1であった。一方、日本及びヨーロッパ等その他の地域では0.1より低かった。

②ウィンズケール事故（1957年）の場合、放出された $^{90}Sr/^{137}Cs$ の空気中濃度比は約0.005であった。

（3）ウラン(U)

原子力発電所用ウラン燃料を念頭において、天然系のウラン含有核種が ^{238}U, ^{235}U, ^{234}U のみと仮定された。また、経口摂取の線量係数の差はわずかだが、^{234}U、^{235}U、^{238}U の順になることから、^{234}U の含有量を多めに仮定して、食品中の誘導介入レベル[2]が安全側に算出された。その結果、88%の放射能が ^{234}U による可能性があることから、近似的に全ての放射能が ^{234}U によると仮定された。

（4）プルトニウム(Pu)及び超ウラン元素

前述の燃焼度での計算結果による混合割合が用いられた。

4．1．3　単位経口摂取量あたりの預託線量当量

放射性核種の経口摂取による単位摂取量あたりの預託実効線量（線量係数）は、ICRP Publication 67(4-5)及びIAEAのBSS（Safety Series No.115）(4-6)が示した数値が用いられた。なお、幼児及び乳児とICRP線量係数の年齢範囲は次のとおりとされた。

①　幼児は、ICRP Publication 56(4-7)の5歳児

②　幼児は、ICRP Publication 56の3ヶ月児、年齢範囲としては0から12ヶ月

放射性ヨウ素及び ^{132}Te に対しては、（預託）甲状腺等価線量[3]についての線量係数が用いられた。^{132}Te は、半減期3.2日のベータ崩壊で ^{132}I となる。なお、血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合は0.3とされた。また、ICRP及びIAEAの文献に記載されていない ^{133}I、^{134}I 及び ^{135}I の成人甲状腺（等価）線量の経口摂取線量係数は英国放射線防護庁（NRPB[4]：National Radiological Protection

---

[2]食品放射能汚染等で介入を行う必要があると考えられる場合、規制に関する判断を行う放射能濃度の下限値のこと。すなわち誘導介入レベル以下の食品の流通規制は流通妨害とみなされる。

[3]放射性核種を摂取してから50年にわたり集積される甲状腺の被ばく線量。

[4]英国放射線防護庁（NRPB：National Radiological Protection Board）の略称。放射線の基準に関する検討や、放射線疫学、吸入摂取に伴う線量評価などの調査研究を進めている。

Board）による値が利用された[4-8]。さらに、乳児及び幼児における甲状腺線量の成人甲状腺線量に対する比は、物理的半減期が比較的近い ^{132}I の乳児及び幼児における甲状腺線量の成人甲状腺線量に対する比に等しいと近似された。以上より得られた、線量係数を表 4.1-3 に示す。プルトニウム及び超ウラン元素の線量係数の年齢依存性は大きく、乳児の線量係数は幼児のそれの 10 倍を超えるものがほとんどである。他の核種の年齢依存性は、それほど大きくない。たとえば、乳児に対する放射性ストロンチウムの線量係数は、幼児に対するそれの約 5 倍以下となった。このようなプルトニウム及び超ウラン元素の線量係数の特徴に対して、乳児用食品に対する指標の調整がなされ、表 4.1-1 の脚注が設けられた。

表 4.1-3　放射性核種の経口摂取線量係数（単位：mSv/Bq）[4-2]

放射性核種	成　人	幼　児	乳　児
^{89}Sr　（実効線量）	2.6×10^{-6}	8.9×10^{-6}	3.6×10^{-5}
^{90}Sr　（　〃　）	2.8×10^{-5}	4.7×10^{-5}	2.3×10^{-4}
^{132}Te　（甲状腺等価線量）	2.9×10^{-5}	1.6×10^{-4}	6.2×10^{-4}
^{131}I　（　〃　）	4.3×10^{-4}	2.1×10^{-3}	3.7×10^{-3}
^{132}I　（　〃　）	3.4×10^{-6}	1.9×10^{-5}	4.0×10^{-5}
^{133}I　（　〃　）	8.3×10^{-5}	4.6×10^{-4}	9.8×10^{-4}
^{134}I　（　〃　）	5.5×10^{-7}	3.1×10^{-6}	6.5×10^{-6}
^{135}I　（　〃　）	1.6×10^{-5}	8.9×10^{-5}	1.9×10^{-4}
^{134}Cs　（実効線量）	1.9×10^{-5}	1.3×10^{-5}	2.6×10^{-5}
^{137}Cs　（　〃　）	1.4×10^{-5}	9.7×10^{-6}	2.1×10^{-5}
^{232}U　（　〃　）	3.3×10^{-4}	5.8×10^{-4}	2.5×10^{-3}
^{234}U　（　〃　）	4.9×10^{-5}	8.8×10^{-5}	3.7×10^{-4}
^{235}U　（　〃　）	4.7×10^{-5}	8.5×10^{-5}	3.5×10^{-4}
^{236}U　（　〃　）	4.7×10^{-5}	8.4×10^{-5}	3.5×10^{-4}
^{238}U　（　〃　）	4.5×10^{-5}	8.0×10^{-5}	3.4×10^{-4}
^{239}Np　（　〃　）	8.0×10^{-7}	2.9×10^{-6}	8.9×10^{-6}
^{239}Pu　（　〃　）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
^{240}Pu　（　〃　）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
^{241}Pu　（　〃　）	4.8×10^{-6}	5.5×10^{-6}	5.7×10^{-5}
^{242}Pu　（　〃　）	2.4×10^{-4}	3.2×10^{-4}	4.0×10^{-3}
^{241}Am　（　〃　）	2.1×10^{-4}	2.8×10^{-4}	3.7×10^{-3}
^{242}Cm　（　〃　）	1.2×10^{-5}	3.9×10^{-5}	5.9×10^{-4}
^{243}Cm　（　〃　）	1.5×10^{-4}	2.2×10^{-4}	3.2×10^{-3}
^{244}Cm　（　〃　）	1.2×10^{-4}	1.9×10^{-4}	2.9×10^{-3}

4．1．4　飲食物の分類と摂取量

日本人成人の飲食物の分類と摂取量は、「国民栄養調査」（1986年：国民栄養の現状）にもとづいて定められた。飲食物は以下の5カテゴリーに分類された。

①飲料水

②牛乳・乳製品

③野菜類

④穀　類

⑤肉・卵・魚・その他

カテゴリーごとの摂取量推定結果を表 4.1-4 に示す。この推定値は、放射性ヨウ素以外に適用された。

表 4.1-4　年齢層別1日当りの飲食物摂取量（放射性ヨウ素以外に適用）(4-2)

（単位：kgまたはリットル）

飲食物の種類	成 人	幼 児	乳 児
飲料水	1.65*1	1.0*2	0.71*3
牛乳・乳製品*4	0.2	0.5	0.6
野菜類*5*8	0.6	0.25	0.105
穀類*6*8	0.3	0.11	0.055
肉・卵・魚・その他*7*8	0.5	0.105	0.05
全食品（飲料水を除く。）	1.6*9	0.965	0.81*10

*1 ICRP　Publ. 23(4-9)による一日当り総摂水量3,000mlから、牛乳300ml, 植物中に含有される水700mlと、植物の酸化によって体内で生成する水350mlを除いた数字。結局、水道水　150mlとその他1,500mlの和である。

*2 幼児についての値は、“原子力発電所周辺の防災対策について”（昭和55年6月、平成元年3月改訂、原子力安全委員会）P.43の幼児の1日当たり飲料水摂取量によった。

*3 IAEA　Safety Series No. 81[5]の1年当たり260リットル（p.63のWater and beverages）を用いた。

*4 “発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針”（昭和51年9月28日原子力委員会決定、一部改訂平成元年3月27日）第5表によった。

*5 葉菜、果菜、花菜、きのこ、果実、根菜及び芋類。

*6 米、豆類等可食部が地上にあって殻で覆われている食品群として一括。

*7 牛乳を除く動物蛋白質食品、牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。

*8 表4.1-7のうち、飲料水、牛乳及び乳製品以外の食品群を、野菜類、穀類及び肉・卵・魚・その他の3飲食物カテゴリーにまとめた。

*9 厚生省国民栄養調査での、昭和59年と60年の平均は、1.35kgであった（参考値）。

*10 WHO “Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food”(4-10)（p.27）で乳幼児は、1年に275kgの牛乳と275kgの水を摂取するとしている。その牛乳の275kgを1日当りにすると0.75kgとなる。（摂

5 IAEA, Safety Series No.81, “Derived Intervention Levels for Application in Controlling Radiation Doses in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency-Principles, Procedures and Data,” STI/PUB/751,(1986).

取量を多めに見積もると誘導介入レベルとしては安全側の値になる。）

放射性ヨウ素について、空気中からの沈着で汚染しやすい飲食物は、飲料水、牛乳、葉菜及び果花菜などの野菜類であり、根菜と芋類は地中にあることで沈着による汚染が無い。そこで、放射性ヨウ素に関しては、根菜、芋類を除いた推定値が利用された。また、穀類と肉・卵・魚・その他については、放射性ヨウ素の半減期が短いことから、食品中への蓄積や人体への移行が小さいために除かれた。以上より、放射性ヨウ素については、表 4.1-5 の摂取量推定値が用いられた。

表 4.1-5　年齢層別 1 日当りの飲食物摂取量（放射性ヨウ素に適用）[4-2]

（単位：kg またはリットル）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児
飲料水	1.65	1.0	0.71
牛乳・乳製品	0.2	0.5	0.6
野菜類	0.6	0.25	0.105
穀類	0.3	0.11	0.055
肉、卵、魚介類、その他	0.5	0.105	0.05

上記の推定のもととなった、食品摂取量の詳しいデータを、表 4.1-6、表 4.1-7、表 4.1-8 に示す。

表 4.1-6　成人食品摂取量[4-2]

食　品　群	日摂取量（g/日/人）
	全国平均値
米　類	220
葉菜類	100
果花菜類	55
根菜類	100
芋　類	65
果実類	145
牛乳及び乳製品	125
牛　肉	20
豚　肉	30
鶏　肉	20
卵　類	40
魚介類	100
海藻類	25*1
上記分類以外	340

*1 生重量に換算

表 4.1-7　飲食物摂取制限の指標導出に用いられた食品摂取量[4-2]

食　品　群	日摂取量（g/日/人）	
	実態調査の数値	指標導出用の数値
1.　飲料水	−	1,650
2.　葉菜、果花菜、きのこ、果実、海草*1	335	400
3.　牛乳、乳製品	125	200
4.　米、豆類*2	285	300
5.　根菜、芋類*3	165	200
6.　肉、卵、魚介類*4	210	200
7.　その他	245	300
飲料水を除く合計	1,365	1,600

*1 可食部が地上部にあって直接汚染される食品群として一括。

*2 可食部が地上部にあって殻で覆われている食品として一括。

*3 可食部が地中にある野菜。

*4 牛乳を除く動物性蛋白質食品。牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。[4-2]

表 4.1-8　幼児食品摂取量（茨城県沿岸地域での調査結果からの推定値）[4-2]

食　品　群	日摂取量*（g/日/人）		
	5〜6 歳児	0.5〜1 歳児	茨城県漁業成人での調査結果*1)
米　類	110	55	320
葉菜類	50	20	140
果花菜類	30	15	120
根菜類	50	20	180
芋　類	30	15	50
果実類	75	30	−
牛乳及び乳製品	300	600	−
牛　肉	10	5	−
豚　肉	15	10	−
鶏　肉	10	5	−
卵　類	20	10	−
魚介類	50	20	390
海藻類	15	5	60

*幼児の食品摂取量は放医研が東海村周辺で幼児の葉菜、ミルク、海産物の消費実態調査を行った時のデータと付録第 2 表の成人摂取量全国平均値を比較して換算係数を求め、それを用いた推定値である。換算係数は、5〜6 歳児については 1/2、0.5〜1 歳児については 1/4〜1/5 が用いられた。

*1 地域特性の例

4．1．5　誘導介入放射能濃度の計算

放射性核種で汚染された飲食物への対策のための介入レベルは、飲食物中の放射性核種濃度で表わされる。そこで、ここでは介入レベルを誘導介入濃度と呼ぶ。誘導介入レベルの計算条件は以下のとおりである。

①誘導介入濃度の飲食物を 1 年間摂取し続けたときに，介入線量レベルの線量に被ばくするとする。ただし、飲食物中の放射性核種は物理学的半減期に従って減少するとする。

②放射性ヨウ素に対する介入線量レベルは，甲状腺等価線量(50 mSv)の 2 / 3 を表 4.1-5 に示した飲食物に適用し，3 カテゴリーの飲食物に等分に割り当てる。

③放射性セシウム及び放射性ストロンチウムに対する介入線量レベルは，実効線量 5 (mSv) で，5 カテゴリーの飲食物に 1(mSv) ずつ割り当てる。

④ウランについても同様とする。

⑤プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種に対する介入線量レベルは、実効線量 5(mSv)とする。(4.1.1) 式によって、公衆の被ばくがこの介入線量レベルを超えないような 5 カテゴリーの飲食物中放射性核種濃度を計算し、それら核種のアルファ放射能濃度の合計に注目する。年齢による被ばく線量の差及び様々な核種の混合状況を考慮しても、公衆の被ばくが介入線量レベルを超えないようなアルファ放射能濃度の合計を誘導介入濃度とする。1 つ以上のカテゴリーの飲食物が複数の放射性核種で汚染された場合、対応する誘導介入濃度を (4.1.1) 式で計算する[4-10]。

$$\sum_i \sum_k \frac{C(i,k)}{DIL(i,j,k)} \leq 1 \qquad (4.1.1)$$

ここで、

$C(i,k)$:　飲食物カテゴリー中の k 中の放射性核種 i の濃度

$DIL(i,j,k)$: カテゴリー k の中だけに核種 i だけがあるとして計算した年齢グループ j に対する誘導介入濃度

である。

DIL は次式で計算される。

$$DIL_{jk} \frac{IDL/G}{FW_{jk} \sum_i S_{ij} f_i \{1-\exp(-\lambda T)\}/\lambda_i} \qquad (4.1.2)$$

DIL_{jk} : 飲食物カテゴリー k に対する年齢グループ j の誘導介入濃度 (Bq / kg または Bq /l)。飲食物カテゴリー k 中の放射能濃度で表す。

ILD : 介入線量レベル

① ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、年間の甲状腺等価線量 50 × 2 / 3(mSv)

② セシウム及びストロンチウムの同位体、またウランに対して、それぞれ年間の実効線量 5 (mSv)

G : 飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して、介入線量レベルを割り当てたことによる DIL 低減倍数 (＝飲食物カテゴリーの数)

①ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、$G = 3$

② セシウム及びストロンチウム の同位体、及びウランに、$G=5$

F: （年平均濃度）/（ピーク濃度）の値、例えば、収穫・出荷制限地域で生産されるはずの食品のみを住民はとるのではなく、他地域から流通してきた食品もかなりとると考えられる。そのような希釈効果のため、実際に住民が摂取するかもしれない放射性核種の量は減少する。この希釈効果を考慮するための係数が F である。^{137}Cs のような長半減期核種に適用される。

① 短半減期の核種である放射性ヨウ素：$F=1$

② セシウム及びストロンチウム、及びウランの放射性同位体：$F=0.5$

S_{if}: 放射性核種 i を 1(Bq) 経口摂取した場合の年齢グループ j の預託線量（mSv / Bq）（表 4.1-3 参照）

① 放射性ヨウ素に対しては、甲状腺（預託等価）線量

② セシウム及びストロンチウムの放射性同位体及びウラン、プルトニウム、超ウラン元素に対しては、（預託）実効線量

W_{jk} ：年齢グループ j の飲食物カテゴリー k に対する 1 日当り摂取量（kg / d または l / d）、

T ：飲食物の摂取期間（365 日 と仮定）

λ_i ：核種 i の壊変定数（d^{-1}）

物理学的半減期は、ICRP Publication 38[4-11]の値が用いられた。

f_i ：代表核種に対する核種 i の放射能の混合割合

f_i の値は前述の燃焼計算の結果から得られた、原子炉内放射能存在割合から求められた。

（1）放射性ヨウ素(I)

(4.1.2)式で、$ILD/G=50 \times 2/3 \times 1/3=11.1$ (mSv)（甲状腺等価線量）として、放射性ヨウ素の誘導介入濃度が計算された。結果を表 4.1-9 に示す。最小値を安全側にまるめて指標が定められた。指標は、飲料水及び牛乳，乳製品について 300(Bq / kg)以上，野菜類（根菜・芋類を除く）について 2，000(Bq / kg)以上とされた（表 4.1-1 参照）。

表 4.1-9 代表核種 ^{131}I の濃度に着目した誘導介入濃度（単位：Bq／kg）[4-2]

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	1,270	424	322	322	300 以上
牛乳・乳製品	10,000	849	382	382	300 以上
野菜類（根菜・芋類を除く）	5,220	2,500	3,280	2,500	2,000 以上

放射性ヨウ素に関して、表 4.1-9 に示した 3 つのカテゴリー以外の、穀類及び肉・卵・魚・その他、が除かれている。これは、放射性ヨウ素の半減期が短いため、それらが食品中に蓄積する可能性が小さく、経口摂取されないと考えられたことによる。

（2）放射性セシウム(Cs)

(4.1.2)式の介入線量レベルは、放射能濃度の比 ^{90}Sr / ^{137}Cs = 0．1 とし、放射性セシウムだけでなく、放射性ストロンチウムの寄与も含めて 5(mSv)とされた。また、複数の飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して、$G=5$ とし、年間の平均濃度とピーク濃度の比 $F=0.5$ とされた。混合核種の代表核種は $^{134}Cs + ^{137}Cs$ とし、^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能比は燃焼度 30，000(MWd / ton) の原子炉内存在量比に基づき、0．545：0．455 と仮定された。計算された誘導介入濃度を指標と比較して表 4.1-10 に示す。

表 4.1-10　代表核種 $^{134+137}Cs$ の濃度に着目した誘導介入濃度（単位：Bq／kg）(4-2)

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	201	421	228	201	200 以上
牛乳・乳製品	1,660	843	270	270	200 以上
野菜類	554	1,686	1,540	554	500 以上
穀類	1,110	3,830	2,940	1,110	500 以上
肉・卵・魚・その他	664	4,010	3,234	664	500 以上

なお、原子炉内に生成する放射性核種 ^{89}Sr は、^{90}Sr に比較して早い速度で生成するため、燃焼度が進んだ通常の状態に比較して、運転開始後 2 年未満の発電用原子炉では ^{89}Sr の放射能が相対的に高くなる。このため、30,000 (MWd/ton)の燃焼度で核種の放射能存在割合を仮定して導いたこの指標は、燃焼度が低い 2 年未満の原子炉には適用できない。そのような場合には、放射性セシウムの測定とともに放射性ストロンチウム（^{89}Sr 及び ^{90}Sr）の測定も行う必要がある。

（3）ウラン(U)

全ての核種が ^{234}U であると近似して，安全側の DIL が評価された。なお、^{234}U の半減期は、2.45×10^5（年）と長いので、飲食物を摂取する 1 年間における放射能減衰は考えなくて良い。表 4.1-11 にウランの誘導介入濃度と定められた指標を示す。

表 4.1-11　ウラン濃度（^{234}U, ^{235}U, ^{236}U）に着目した誘導介入濃度（単位：Bq／kg）(4-2)

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	68	62	21	21	20 以上
牛乳・乳製品	559	125	25	25	20 以上
野菜類	186	249	141	141	100 以上
穀類	373	566	269	269	100 以上
肉・卵・魚・その他	224	593	296	224	100 以上

（4）プルトニウム(Pu)及び超ウラン元素

プルトニウム及び超ウラン元素については、燃焼度 50,000(MWd/ton)における誘導介入濃度が用いられた。

(i)単一核種で単一の飲食物が汚染される場合

WHO ガイドライン(4-10)の方法を用いて、単一の飲食物カテゴリー（k）が単一の放射性核種（i）で汚染され、年齢グループ j の年間被ばく量が、5 (mSv)の介入線量レベルに達する場合の誘導放射能濃度 DIL（i,j,k）が(4.1.3)式で計算された。

$$DIL[\mathrm{Bq/kg}] = \frac{5[\mathrm{mSv}]}{W_{jk}[\mathrm{kgd^{-1}}] \times S_{ij}[\mathrm{mSvBq^{-1}}] \times (1/\lambda_i)[\mathrm{d^{-1}}]\{1-\exp(-\lambda_i T)\}} \qquad (4.1.3)$$

ここで、

W_{jk}： 年齢グループ j による飲食物カテゴリー k の 1 日当り摂取量（kg/d または l/d）

S_{ij}： 放射性核種 i を 1(Bq)経口摂取した場合の年齢グループ j の預託実効線量(mSv/Bq)

λ_i： 核種 i の壊変定数（d^{-1}）

T： 飲食物の摂取時間（365d と仮定）

である。

計算された誘導介入濃度を表 4.1-12 に示す。表より、もっとも誘導介入濃度が小さくなるのは、乳児の場合の ^{239}Pu 等アルファ放出核種についてで、4(Bq / kg)程度である。

(ii) 単一核種で全ての飲食物が汚染される場合

介入線量レベルを年間 5(mSv)として、(4.1.4)式により誘導介入濃度が計算された。

$$DIL\ (\ i, j,\ \text{飲料水を含む全飲料物})\ [\mathrm{Bq/kg}] = \frac{5[\mathrm{mSv}]}{W_j[\mathrm{kgd^{-1}}] \times S_{ij}[\mathrm{mSvBq^{-1}}] \times (1/\lambda_i)[\mathrm{d}]\{1-\exp(-\lambda_i T)\}} \qquad (4.1.4)$$

ここで、$W_j(=\sum_k W_{jk})$ は、各年齢グループが摂取する 1 日当たりの（飲料水を含む）飲食物の総量（成人 3.25(kg)、幼児 1.965(kg)、乳児 1.52(kg)）である。表 4.1-13 に計算結果を示す。この結果によると、誘導介入濃度がもっとも小さい乳児の場合、アルファ放出核種で 2～3(Bq/kg)となる。成人の誘導介入濃度は、およそ 10～30(Bq/kg)となり、幼児と成人の値は近くなる。そこで、介入線量レベルを 5(mSv/y)とした乳児の誘導介入濃度にもとづいて飲食物摂取制限指標を設けることで、他の年齢グループではさらに低い被ばくに抑えることとした。

乳児の飲食物のうち“飲料水”及び“牛乳・乳製品”の合計重量 1. 31(kg)（全飲食物に対して、86％ ）について、指標が 1(Bq/ kg)と提案された。それ以外の飲食物の“野菜類”、“穀類”及び“肉・卵・魚・その他”合計重量 0.21kg（全飲食物に対して、14 ％）についての指標は 10(Bq/kg)と提案された。飲食物全体が 2 種類に分けられた理由以下の 2 つである。

① 乳児が多く摂取する飲食物の指標を低い放射能濃度して飲食物の種類をしぼり、できるだけ速やかに対策を取るため。

② IAEA の指針[4-3,4-6]及び FAO／WHO の国際交易ガイドライン[4-12] にできるだけ整合させるため。

表 4.1-12　プルトニウムと超ウラン元素による単一核種・単一飲食物についての 誘導介入濃度(4-2)

（単位：Bq／kg）

核種	年齢グループ	飲料水	牛乳・乳製品	野菜類	穀類	肉・卵・魚・その他
^{238}Pu	成人	36.2	299	99.7	199	119
	幼児	44.4	88.7	177	403	423
	乳児	4.84	5.73	32.7	62.5	68.8
^{239}Pu	成人	33.2	274	91.2	182	109
	幼児	41.4	82.9	166	377	395
	乳児	4.59	5.43	31.0	59.2	65.1
^{240}Pu	成人	33.2	274	91.3	183	110
	幼児	41.5	83.0	166	377	395
	乳児	4.59	5.44	31.1	59.3	65.2
^{241}Pu	成人	1,770	1.46×10^{4}	4,870	9,740	5,850
	幼児	2,550	5,100	1.02×10^{4}	2.32×10^{4}	2.43×10^{4}
	乳児	347	410	2,340	4,480	4,920
^{242}Pu	成人	33.4	276	91.9	184	110
	幼児	41.3	82.7	165	376	394
	乳児	4.66	5.51	31.5	60.1	66.1
^{241}Am	成人	39.6	326	109	218	131
	幼児	49.0	97.9	196	445	466
	乳児	5.22	6.18	35.3	67.4	74.1
^{239}Np	成人	1.11×10^{6}	9.20×10^{6}	3.07×10^{6}	6.13×10^{6}	3.68×10^{6}
	幼児	5.07×10^{5}	1.01×10^{6}	2.03×10^{6}	4.61×10^{6}	4.83×10^{6}
	乳児	2.33×10^{5}	2.76×10^{5}	1.57×10^{6}	3.01×10^{6}	3.31×10^{6}
^{242}Cm	成人	1,360	1.12×10^{4}	3,750	7,500	4,500
	幼児	692	1,380	2,770	6,290	6,590
	乳児	64.4	76.2	436	832	915
^{243}Cm	成人	56.0	462	154	308	185
	幼児	63.0	126	252	573	600
	乳児	6.10	7.22	41.3	78.8	86.7
^{244}Cm	成人	70.5	582	194	388	233
	幼児	73.5	147	294	668	700
	乳児	6.78	8.02	45.9	87.5	96.3

表 4.1-13　Pu 等超ウラン元素の単一核種で全食品が汚染された場合の誘導介入濃度[4-2]

（単位：Bq／kg）

核 種	成 人	幼 児	乳 児
^{238}Pu	1.8×10^{1}	2.3×10^{1}	2.3×10^{0}
^{239}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.1×10^{0}
^{240}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.2×10^{0}
^{241}Pu	9.0×10^{2}	1.3×10^{3}	1.6×10^{2}
^{242}Pu	1.7×10^{1}	2.1×10^{1}	2.2×10^{0}
^{241}Am	2.0×10^{1}	2.5×10^{1}	2.4×10^{0}
^{239}Np	5.7×10^{5}	2.6×10^{5}	1.1×10^{5}
^{242}Cm	6.9×10^{2}	3.5×10^{2}	3.0×10^{1}
^{243}Cm	2.8×10^{1}	3.2×10^{1}	2.9×10^{0}
^{244}Cm	3.6×10^{1}	3.7×10^{1}	3.2×10^{0}

4．2　ICRP 等の基準

4．2．1　緊急時の被ばく限度

(1)放射線防護に関する基本的枠組

ICRP では Publ.60[4-13]で、放射線防護の目標を以下の 3 項目としている。

①便益を伴う放射線被ばくを伴う行為を不当に制限することがなく人の安全を確保すること

②個人の確定的影響の発生を防止すること

③確率的影響の発生を減少させること

これらの目標を達成するためには、放射線防護の体系を遵守することが勧告されている。放射線防護の体系では被ばくの視点から人間活動を（新規あるいは継続した）行為（practice）と介入（intervention）に分類し、それぞれに対して表 4.2-1 の体系を勧告している。

表 4.2-1　放射線保護の体系

新規あるいは継続した行為	介入
①行為の正当化	①介入の導入は害よりも利益が大きいこと
②防護の最適化	②介入の種類、規模、期間は最適なものであること
③個人の線量限度	③線量限度は適用されない

(2)介入における放射線防護

介入が適用される状況として重要なものは以下の 2 つがあると考えられている。

①自然放射線源とくに屋内ラドン及び過去の活動に起因する有意な量の放射性物質の残存による公衆の被ばくする状況

②事故・緊急事態

ICRP では介入の必要性及び範囲を決めるに当たって、線量限度を適用することは適当でないとしている。その理由として、線量限度やその他のあらかじめ定められた一定の限度を設けることによって、必要な介入が妨げられ、得られるべき便益を失う可能性があり、正当性の判断に混乱を起こすかもしれないからであるとしている。

介入の正当性及び最適性を判断するときは、とくに一般公衆を対象としたときには、社会全体に対する影響も考慮するべきであるとしている。

(3)ICRP　Publ.63

ICRP　Publ.63[4-14]では、事故の場合に介入（防護措置）をとることによって免れる線量を回避線量と呼んでいる。介入レベルとは、そのレベルになったら特定の防護対策あるいは救済対策が講じられるようになる回避線量のレベルのことである。回避措置にともなう回避線量を模式的に図 4.2-1 に示す。

関連ある用語として、対策レベルがある。対策レベルとは、そのレベルを超えたら、提案された回避措置によって回避線量が介入レベルを超えることが予想されるため、救済措置あるいは防護対策が講じられる線量率あるいは放射能濃度のレベルとして表現される[4-15]。介入レベルについては、ICRP　Publ.40[4-16]で以下の図 4.2-2 のような考え方で設定される。

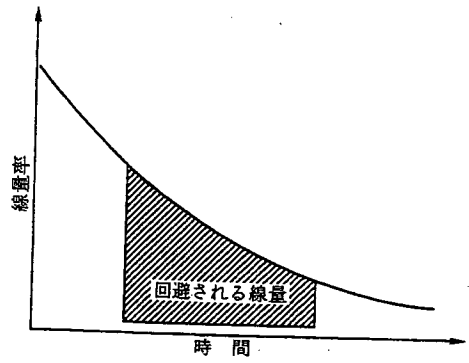
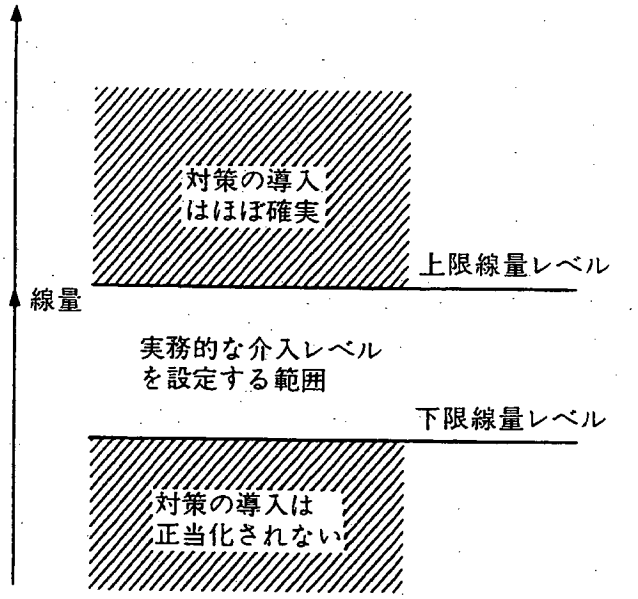


図 4.2-1　回避線量における介入の効果[4-13]



各々の対策が適用できる線量分類の模式図
(ICRP Publ. 40 より)

図 4.2-2　介入レベル[4-16,4-17]

ICRP　Publ.40 の付録 C によれば、事故中期の対策のための線量当量レベルとして、食品の管理については、最初の 1 年間の想定線量当量レベルとして、上限が 50mSv/年、下限が 5mSv/年という値を勧告している。Publ.40 では、対策をとらないと公衆の構成員の 1 年の想定線量が年線量限度（この場合は ICRP　Pub.26[4-18]にしたがって、公衆の線量限度 5mSv/年）を超えるようになるならば、生鮮食品の管理が適切になると述べ、下限線量レベルとして 5mSv/年としているが、事態によっては代替の食品が得られないことも考慮して、5mSv/年よりも高い線量レベルを許容する

ことも適切としている。

ICRP　Publ.63 ではより具体的な対策と数値が示されており、ICRP　Publ.63 では食品及び水に対して、任意の 1 種類の食品で、ほとんどいつでも正当化される介入レベル（図 4.2-2 の下限値）の線量、並びに放射能濃度の最適値の範囲として表 4.2-2 に示す値を勧告している。

表 4.2-2　ICRP　Publ.63 が勧告する回避線量の介入レベル

介入措置の種類	ほとんど常に正当化される値	最適値の範囲
1 種類の食品に対する制限	10mSv（1 年間で）	1000-10000Bq/kg（β/γ 放射体）
		10-100Bq/kg（α 放射体）

(4)防災指針における介入のレベル

防災指針では、防護対策を導入すべきかどうかを判断する線量として、回避線量が実効線量で 1 年間で 5mSv（放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は 1 年間で 50mSv）を用いている。

4．2．2　内部被ばくモデル全般

(1)　ICRP 等における内部被ばく線量評価の変遷

ICRP の専門委員会Ⅱは内部被ばく線量評価に関する報告を ICRP　Publ.2[4-19]として 1959 年に出した。しかしこの内容は、NCRP[4-20]が 1953 年に、ICRP[4-21]が 1955 年に公表した体内線量評価に関する報告書の改訂として位置付けられるものであった。Publ.2 では、まだ実効線量（以前は実効線量当量）という考え方に基づく放射線防護の線量評価体系がまだ確立しておらず、体内摂取の結果、ある臓器の被ばくによって生ずる障害が人体への影響がもっとも大きいと考えられる「決定臓器」という考え方が用いられていた。そして、この決定臓器の線量を許容線量（ICRP　Publ.60[4-13]以降の作業者[6]の「線量限度」に相当する）と比較することにより、内部被ばく管理を行っていた。摂取される化合物[7]は、体内に溶けて吸収されやすい「可溶性」と「難溶性または不溶性」の 2 種類に分類されている。摂取の経路については、経気道及び経口の 2 つが考慮されている。「難溶性または不溶性」化合部を摂取した場合は、肺または消化管の一部のみが決定臓器（Publ.2 の段階では決定器官と言わないで、決定臓器という訳を用いている。）となると考えられるため、それら以外の臓器の線量評価を行うためのモデルは示されていない。「可溶性」化合物を摂取した場合は、この化合物が肺から体内に取り込まれるか、または消化管から吸収されて体内に取り込まれ、決定臓器に達するという経路を辿るというモデルを使用している。なお、摂取された放射性物質の移行は一方通行であり、リサイクルの経路はない。決定臓器に取り込まれた放射性物質は物理的半減期と生物学的半減期を併せた実効半減期で減衰すると仮定されている。この段階では排泄経路はモデル化されていない。

この ICRP　Publ.2 の考え方をそのまま引継ぎ、バイオアッセイによる尿及び糞中への排泄率から初期摂取量の評価方法を加えたものが、Publ.10[4-22]である。

プルトニウム、アメリシウムを中心とするアクチノイドの呼吸器系モデル及び代謝モデルについて、専門委員会 2 のタスクグループによって ICRP　Publ.19[4-23]の報告書が示された。この報告書では、ICRP 肺動力学タスクグループ[4-24]が開発した呼吸器系へのエアロゾルの沈着とクリアランスのモデルを改訂したものが示されている。このモデルではエアロゾルの沈着部位は粒子径に依存するとし、化合物の化学形により、呼吸器からのクリアランスが異なるとしてクリアランスの速度により D,W,Y の 3 つのクラスに分類している。この D,W,Y のクラス分類が、「可溶性」と「難溶性または不溶性」の分類を発展させたものと考えられる。そして肺及び消化管から体内に吸収されたプルトニウム等のアクチノイド元素が肝臓、骨、腎臓などに移行して沈着するモデルが記述されている。Publ.19 に示されたモデルの考え方は後に ICRP Publ.30 で使用される作業者の内部被ばくのモデルのプロトタイプとなっている。

ICRP　Publ.20[4-25]ではカルシウム、ストロンチウム、バリウム、ラジウムなどの骨に集まりやすいアルカリ土類の体内動態を表すモデルが示された。

ICRP　Publ.26[4-18]で定義され、それに引き続くストックホルム声明で明確に用語の命名がされた「実効線量当量」の概念が放射線防護の線量として使用されるようになったため、体内摂

---

[6]放射線防護の分野では、職業として放射線作業に従事する者を作業者と呼ぶ。少数の例外を除けば、作業者は成人である。

[7]内部被ばくモデルでは、摂取した物質の化学形（例えば、酸化物、水酸化物、炭酸塩、ハロゲン化物など）により、体内での挙動が異なるため、通常、摂取した物質を化学形に着目した表現で「化合物」という用語を使用する。この用語は ICRP の日本語訳（文献 4-21 等)でも使用されている用語である。

取が生じた場合に、被ばくによる影響が有意となる可能性がある全ての器官・組織の線量を評価する必要性が生じた。ICRP Publ.30 には複数のコンパートメント間の移行を示す呼吸器系モデル、胃腸管モデル、代謝モデル（体内動態モデル）が接合されて使用され、約 90 の元素の酸化物、水酸化物、硫化物、硝酸化合物などの成人の体内での代謝挙動が統一的に示された。そして、線源となる器官（線源器官）中の核種の存在量と被ばくを受ける器官（標的器官）の被ばく線量を関連つける比実効エネルギー（SEE）という係数が使用されるようになった。Publ.30 に記載された対象核種は主に原子力施設で生じる放射化物、及び RI 化合物であり、加速器施設で生じる短寿命核種及び検査用放射性医薬品などは対象の範囲外とされたようである。プルトニウムは ICRP Publ.30 (part1) [4-26]に示されたが、その代謝パラメータは改訂された。改訂の議論の過程は ICRP Publ.48[4-27]に示され、その改訂の結果は ICRP Publ.30 (part4) [4-28]として出版された。Publ. 2 から Publ.30 までの内部被ばくに関する ICRP 出版物の概要を表 4.2-3 に示す。

その後、チェルノブイリ事故以降、作業者のように成人だけではなく、公衆の内部被ばくも対象になるにつれて、乳児、幼児、子供も含む代謝モデルが開発された。セシウム、ストロンチウム、ヨウ素、プルトニウム、アメリシウムなどの 12 元素に関する公衆の体内動態モデルは ICRP Publ.56[4-7]に初めて示され、それに基づいた経口摂取と吸入の線量係数が計算された。ここで使用されたモデルはコンパートメント間の移行の中に、ヨウ素のモデルを除けば、従来表現していなかったリサイクルの経路を含むものであった。

ICRP の基本勧告である Publ.26 の改訂として、ICRP Publ.60[4-13]が勧告され、「実効線量当量」という用語が「実効線量」に変わったが、概念はほぼ似たものであった。

一方、内部被ばく線量評価に大きな影響を与えたのは、ICRP Publ.66[4-29]の新呼吸器道モデルであった。新呼吸気道モデルは ICRP Publ.30 の呼吸器系モデルと全ての点で大幅に改訂、拡張されたものであった。Publ.30 のクリアランスクラス D,W,Y は呼吸器から血液への溶け込み易さという概念に変更され、クラス分類はタイプ F,M,S に変更された。

ICRP Publ.67[4-5]では、Publ.56 の元素に加え全部で 24 元素について公衆の体内動態モデルが作られ、経口摂取の線量係数が示された。特にプルトニウムに対しては、この ICRP Publ.56 のコンパートメントが改訂された詳細な体内動態モデルが ICRP Publ.67 に示された。ICRP Publ.67 の特徴はプルトニウムの尿中排泄経路にある器官であるの膀胱の追加とそれに伴う腎臓モデルの詳細化、及び軟組織等の代謝モデルの詳細化であった。これ以降に示されたプルトニウムの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、一部乳幼児のパラメータ[4-30]を除けば、Publ.78[4-31]までは、全て ICRP Publ.67 に示されたモデルにそのまま従っている。

ICRP Publ. 69[4-32]では、ウランを含む 4 元素について公衆の体内動態モデルが作られ、経口摂取の線量係数が示された。ウランに対しては、この ICRP Publ.69 に新呼吸器系モデルを用い、かつ一部のコンパートメントが改訂された代謝挙動モデルが示された。改訂された部分はプルトニウムと同様に排泄経路にある器官の膀胱の追加とそれに伴う腎臓の詳細化、及び軟組織等の代謝モデルの詳細化であった。これ以降に示されたウランの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、Publ.78 までは、全て ICRP Publ.69 に従っている。

その後、ICRP Publ. 71[4-30]では、Publ.67 と Publ.69 で対象とした元素を含む 31 元素について公衆の体内動態モデルを示し、吸入摂取の線量係数が示された。作業者の内部被ばく線量

係数及び個人モニタリングに関するデータはそれぞれ、ICRP　Publ.68 と Publ.78 に示されているが、どちらも Publ.67 と Publ.69 で用いた公衆モデルの成人の体内動態モデルを用いている。

NRPB ではチェルノブイリ事故に先立つ 1984 年に、公衆を対象とした体内動態モデル及び線量評価モデルの開発を実施し、NRPB-GS3[4-33]に示している。NRPB-GS3 では公衆を 1 歳児、10 歳児、成人の 3 年齢群に分類した。ICRP　Publ.30 は、作業場で働く作業者（成人作業者）の内部被ばくの線量評価モデルを示したが、この NRPB-GS3 は公衆（1 歳児、10 歳児、成人）の内部被ばく線量評価モデルに、作業環境と一般環境の物理化学形の相異を一部考慮に入れて ICRP　Publ.30 の考え方をほぼ拡張したと位置づけることができる。子供の線量評価には体の大きさ、臓器の大きさ並びに臓器間距離等を考慮している。しかし、子供の代謝データは、ヨウ素などの特別な代謝データがある場合を除いては、全て ICRP　Publ.30 で使用している成人のデータを用いている。なお、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム、ネプツニウムについては作業環境とは異なる一般環境での物理化学形を考慮して、消化管からの吸収率（f_1値）に ICRP　Publ.30 とは異なった値を与えている。

ICRP　Publ.60 での放射線荷重係数の設定及び、組織荷重係数の改訂を反映して 1991 年に NRPB-R245[4-34]出された。NRPB-R245 では年齢群を ICRP　Publ.56 と同様の 6 群に拡張し、Publ.56 で扱っている 12 元素のモデル及びパラメータについては ICRP　Publ.56 の値を用いている。

NRPB-R245 は水素、炭素、硫黄、コバルト、ニッケル、亜鉛、ストロンチウム、ジルコニウム、モリブデン、テクネチウム、ルテニウム、銀、テルル、ヨウ素、セシウム、バリウム、セリウム、鉛、ポロニウム、ラジウム、ウラン、ネプツニウム、プルトニウム、アメリシウムの 25 元素について扱っており、消化管からの吸収率を示す f_1 値は、NEA[8]専門家グループの勧告値[4-35]に従っている。

---

[8] NEA（Nuclear Energy Agency）原子力機関：OECD（Organisation for Economic Co-operation and Development 経済協力開発機構）の専門機関の一つ。（外務省ホームページ http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/atom/oecd_nea.html　参照）

表 4.2-3　ICRP　Publ.2 から 30 までの内部被ばくに関する ICRP 出版物
（ただし、Publ.56 も含む）

ICRP　Publ 番号	レポートで示した内部被ばくモデル	備考
2 (1960)	作業者を対象とした関連臓器(及び決定臓器)の線量評価のモデル	・ 体内動態モデルは「可溶性」と「難溶性」についての単純なコンパートメントモデルを使用 ・ 線量評価用には各臓器を半径の異なる水球モデルで近似し、放射線は放射性物質のある臓器のみが被ばくすると仮定
10 (1968)	Publ. 2 のバイオアッセイモニタリングのための排泄モデルとデータ	排泄モデルのみであり、体内動態モデルの記述はない。
19 (1972)	呼吸器系のクリアランスモデル及びプルトニウムとアクチノイド元素の体内動態モデル	ICRP　Publ.30 の呼吸器系モデルの原型
20 (1973)	アルカリ土類(Ca,Sr,Ba,Ra)の体内動態モデル	ICRP　Publ.30 のアルカリ土類の体内動態モデルの原型
30 (1978-1987)	作業者の実効線量当量と組織線量当量評価のモデル	・ 複数のコンパートメントを用いた体内動態モデル ・ 比実効エネルギー（線源器官→標的器官）(Sv/Bq)という考え方を用い、体を人体数学ファントムで表現して線量計算を行う。

(2)　ICRP　Publ.2

ICRP の第二専門委員会は内部被ばく線量評価に関する報告を ICRP　Publ.2[4-19]として 1959 年に出した。しかしこの内容は、NCRP[9] [4-20]が 1953 年に、ICRP[4-21]が 1955 年に公表した体内線量評価に関する報告書の改訂として位置付けられるものであった。Publ.2 では、まだ実効線量（以前は実効線量当量）という考え方に基づく放射線防護の線量評価体系が確立しておらず、体内摂取の結果、ある臓器の被ばくによって生ずる障害が人体への影響がもっとも大きいと考えられる「決定臓器」（Publ.2 の段階では決定器官と言わないで、決定臓器という訳を用いている。）という考え方が用いられていた。

決定臓器を決める判断基準としては、以下の因子が考慮される。

① 放射性物質を最も多く蓄積する。

② 全身の健康にとってその臓器が必要不可欠である。

③ 放射性核種が体内に入ることで障害をうける。

④ 臓器の放射線感受性が高い。

そして、この決定臓器の線量を許容線量（ICRP　Publ.60[4-13]以降の作業者の「線量限度」に相当する）と比較することにより、内部被ばく管理を行っていた。摂取の経路については、経気道及び経口の 2 つが考慮されている。

ICRP　Publ.2 では、経口摂取については、摂取される化合物は、体内に溶けて吸収されやすい「可溶性」と「難溶性または不溶性」の 2 種類に分類されておらず、関連臓器（organ　of reference：関連臓器という概念は、摂取した放射性核種が移行する臓器を意味していると考えられる。関連臓器は決定臓器の候補ということになる。）に達する割合は係数 f_w で表される。この係数は経口摂取された放射性核種が血液に達する割合 f_1 と血液中の放射性核種が関連臓器に達する割合 f_2 の積で表現される。

経気道による場合、呼吸器中での「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物についての分類はされており、「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物の滞留は表 4.2-4（ICRP Publ.2 の呼吸器系モデル）に示すとおりである。これはきわめて単純なモデルではあるが、呼吸器系の沈着とクリアランスを示すモデルと考えることができる。吸入により人体に摂取された化合物が関連臓器に達する割合 f_a は可溶性化合物の場合は、

$f_a=(0.25+0.5\,f_1)\,f_2$ ・・・・・・・・・・・・・・・・・(4.2.1)

$f_a=0.5$（消化器系の一部が決定臓器の場合）・・・・・(4.2.2)

であらわされる。

「難溶性または不溶性」化合物に対しては、

$f_a=0.12$（肺が決定臓器の場合）・・・・・・・・・(4.2.3)

$f_a=0.62$（消化器系の一部が決定臓器の場合）・・・(4.2.4)

---

[9] NCRP(米国放射線防護測定審議会)(National　Council　on　Radiation　Protection　and　Measurements)：放射線の防護と測定に関して、先導的な共通の科学的知見としての情報と、ガイダンスと勧告を明確にし、かつ広めることを目標としている。審議会は、NCRP 資料の開発と出版が公衆の利益に重要な貢献をできるよう常に、注意を払っている。また、審議会は、放射線防護と測定について科学的取組みと関連組織との協力を、責任をもって進めることを使命としている。

となっており、かつての 1955 年に出された ICRP 勧告[4-19]（1958 年勧告以前の論文）の表 C.VII には式(4.2.4)の値は、

f_a=0.62（1−f_1）（消化器系の一部が決定臓器の場合）・・・(4.2.4)

となっている点が、ICRP　Publ.2 と異なっている。1955 年に出された ICRP 勧告[4-19]の表 C.VII は、内部被ばくの線量評価をよくまとめた表であり、Publ.2 の原型になっていると考えられる。

「難溶性または不溶性」化合物を摂取した場合は、肺または消化管の一部のみが決定臓器となると考えられるため、それら以外の臓器の線量評価を行うためのモデルは示されていない。「難溶性または不溶性」のプルトニウム化合物の肺に滞留する生物学的半減期は 1 年（365 日）であり、表 4.2-4 に示された 120 日とは異なる。

ICRP　Publ.2 の表 12 には f_w と f_a の値が核種ごとに示されている。この表に注記はされていないが、f_a は全て「可溶性」化合物の値であると考えられる。

かつての 1955 年に出された ICRP 勧告[4-19]（1958 年勧告以前の論文）の表 C.VII（表 4.2-6 に示す。）には、化合物は「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物に分類され、経口と経気道（吸入）により、決定臓器への初期沈着割合を評価する合理的な式が示されていた。その評価式が Publ.2 でどのような位置づけになったのかは明記されていない。

「可溶性」化合物を摂取した場合は、この化合物が肺から体内に取り込まれるか、または消化管から吸収されて体内に取り込まれ、関連臓器に達するという経路を辿るというモデルを使用している。そのモデルを図 4.2-3 に示す。なお、摂取された放射性物質の移行は一方通行であり、リサイクルの経路はない。関連臓器に取り込まれた放射性物質は物理的半減期と生物学的半減期を併せた実効半減期で減衰する単一のコンパートメントモデルで表現される。関連臓器間の核種の移行はモデルに表現されていない。当然、排泄経路は Publ.2 の段階ではモデル化されていない。

決定臓器及び関連臓器の線量評価は表 4.2-5（ICRP　Publ.2 の成人の臓器の有効半径）の各臓器の有効半径を用いて計算される。考え方としては、各臓器を表 4.2-5 に示された有効半径を持つ球にモデル化し、その球の中心の放射性核種が、ICRP　Publ.2 の表 12 に示された実効半減期で存在すると仮定する。そしてその球の光電効果[10]のみによる吸収エネルギーを臓器質量で除したものを吸収線量(rad)としている。したがって、コンプトン散乱[11]で発生した電子のエネルギー沈着は考慮されていない。人体への影響を考慮した RBE 線量（後の線量当量または等価線量に相当）は、ICRP　Publ.2 に示された RBE（生物学的効果比）と分布の不均等さと放射性感受性を考慮に入れた障害係数 n の積で重み付けしたものである。

[10]物質に光があたって電子が飛び出す現象。
[11]ガンマ線やエックス線が電子と衝突して進行方向を変える散乱。

表 4.2-4　ICRP　Publ.2 の呼吸器系モデル[4-21]（日本語訳）

肺における粒子状の物質の滞留は，その粒子の大きさ，形および密度，またその物質の化学的な形態や，その人に口呼吸の習慣があるかどうかというような多くの因子に依存する．しかし特別のデータがかけている場合は，その分布は次のようであると仮定する．

分　　布	易溶性の化合物 (%)	その他の化合物 (%)
呼気とともに排出されるもの	25	25
呼吸器の上部にたまり，その後のみこまれて消化管に入るもの．	50	50
肺(呼吸器の下部)にたまるもの	25 (これは溶けて体内にとりこまれる)	25*

*　このうち，半分は 24 時間以内に肺から出されてのみこまれる．従ってのみこまれるものは合計 62½%となる．残りの12½% は 120 日の半減期で肺に滞留する．この場合，この部分は体液中にとりこまれると仮定する．

表 4.2-5　ICRP　Publ.2 の成人の臓器の有効半径[4-21]（日本語訳）

	質量，m(g)	全身*に対する %	有効半径，X(cm)
全　身*	70,000	100	30
筋　肉	30,000	43	30
皮膚および皮下組織†	6100	8.7	0.1
脂　肪	10,000	14	20
骨			
骨髄をのぞく	7000	10	5
赤色骨髄	1500	2.1	
黄色骨髄	1500	2.1	
血　液	5400	7.7	
消化管*	2000	2.9	30
消化管の内容物			
大腸下部	150		5
胃	250		10
小　腸	1100		30
大腸上部	135		5
肝　臓	1700	2.4	10
脳	1500	2.1	15
肺(2)	1000	1.4	10
リンパ組織	700	1.0	
腎　臓(2)	300	0.43	7
心　臓	300	0.43	7
脾　臓	150	0.21	7
膀　胱	150	0.21	
膵　臓	70	0.10	5
唾液腺(6)	50	0.071	
睾　丸(2)	40	0.057	3
脊　髄	30	0.043	1
眼　球(2)	30	0.043	0.25
甲状腺	20	0.029	3
歯	20	0.029	
前立腺	20	0.029	3
副腎(腎上体)(2)	20	0.029	3
胸　腺	10	0.014	
卵　巣(2)	8	0.011	3
脳下垂体	0.6	8.6×10^{-6}	0.5
松果体	0.2	2.9×10^{-6}	0.04
副甲状腺(4)	0.15	2.1×10^{-6}	0.06
そのほか(血管，軟骨，神経など)	390	0.56	

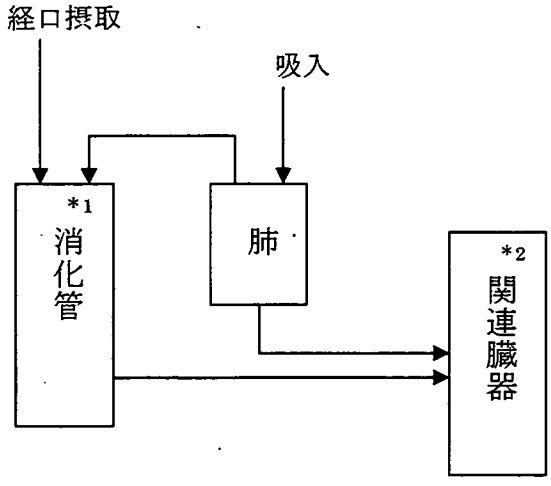
* 消化管の内容物をふくまない．

† 皮膚のみの質量は 2000 g としてある．

表 4.2-6　1955 年に出された ICRP 勧告[4-19]
（1958 年勧告以前の論文）の表 C.VII

A SUMMARY OF ASSUMPTIONS AND REFERENCES TO VALUES USED IN EQUATIONS IN OBTAINING THE MAXIMUM PERMISSIBLE VALUES LISTED IN TABLE C.VIII

Type of radioactive material	Type of exposure	Critical tissue	Fraction initially retained in critical organ	Weighted effective energy per disintegration $\Sigma E(RBE)N$	Mass of critical organ (g)	Half-life	Equation used for finding max. per. conc. (MPC)	Equation used for finding total body burden (q)
Soluble	Inhalation	Lungs	$f_s=0.25\ (1-f_1)$	*2nd* value in parenthesis in column 5 of Table C.V	1000	$T_b = 1$ day	Eq. C9	Eq. C7
		Organ listed in column 4 of Table C.V and column 3 of Table C.VIII	$f_s=(0.25+0.5f_1)f_2$ Value listed in columns 6, 12, and 19 of Table C.IV	Value not in parenthesis in column 5 of Table C.V	Column 3 of Table C.VIII	Value of T given in column 6 of Table C.V	Eq. C9	Eq. C6 or C7
	Ingestion	Organ listed in column 4 of Table C.V and column 3 of Table C.VIII	Values of f_s given in columns 5, 11, and 18 of Table C.IV	Value not in parenthesis in column 5 of Table C.V	Column 3 of Table C.VIII	Values of T given in column 6 of Table C.V	Eq. C10	Eq. C6 or C7
Insoluble and slightly soluble	Inhalation	Lungs	$f_s = 0.12$	*2nd* value in parenthesis in column 5 of Table C.V	1000	$T_b = 120$ days	Eq. C9	Eq. C7
		A portion of the GI tract	$f_s = 0.62(1-f_1)$	1st value in parenthesis in column 5 of Table C.V	Values listed in column 3 of Table C.VI	Values of H, h_2, and h_1 listed in columns 4, 5, and 6 of Table C.VI	Eq. C15	Ratio
	Ingestion	A portion of the GI tract	$f_s = (1-f_1)$	1st value in parenthesis in column 5 of Table C.V	Values listed in column 3 of Table C.VI	Values of H, h_2, and h_1 listed in columns 4, 5 and 6 of Table C.VI	Eq. C14	Ratio
Noble gas	External (submersion)	Total body		Column 5 of Table C.V	70,000	Values of T_r given in column 3 of Table C.V	Eq. C17	



＊1 消化管は胃、小腸、大腸上部、大腸下部の 4 つのコンパートメント。

＊2 関連臓器は複数の場合もある。

図 4.2-3　ICRP　Publ.2 の体内挙動モデル[4-21]（日本語訳）

（3） ICRP Publ.10

ICRPの第四専門委員会が1968年に出した報告書である。使用している体内挙動モデルとそのパラメータ、並びに線量評価の考え方はPubl.2と同じものを用いている。Publ.2と異なる点は、「可溶性」と「難溶性または不溶性」という用語を「可搬性」化合物と「非可搬性」という表現に変えている点と、プルトニウムなどのバイオアッセイが必要な核種に対しては、尿及び糞中の排泄率式が示されている点である。しかし、この排泄率式は血液に摂取された量と尿及び糞中の排泄率を関連つけるものに過ぎず、代謝挙動を示すモデルに関連付けられていない。

(4) ICRP Publ.19

プルトニウム、アメリシウムを中心とするアクチノイドの呼吸器系モデル及び代謝モデルについて、第2専門委員会のタスクグループによってICRP Pub.19の報告書が示された。この報告書では、ICRP肺動力学タスクグループが開発した呼吸器系へのエアロゾルの沈着とクリアランスのモデルを改訂したものが示されている。ICRP 肺動力学タスクグループのモデルを表4.2-7と図4.2-4に、ICRP Publ.19の呼吸器系クリアランスモデルを表4.2-8に示す。ICRP Publ.19のモデルはICRP肺動力学タスクグループのモデルとコンパートメント形状は同じであるが、クリアランスのパラメータが少し改訂されている。これらのモデルではエアロゾルの沈着部位は粒子径に依存するとし、化合物の化学形により、呼吸器からのクリアランスが異なるとしてクリアランスの速度によりD,W,Yの3つのクラスに分類している。このD,W,Yのクラス分類が、ICRP Publ.2の「可溶性」及び「難溶性または不溶性」の分類を発展させたものと考えられる。そして肺及び消化管から体内に吸収されたプルトニウムが肝臓、骨、腎臓に移行して沈着するモデルが記述されている。Pub.19に示されたモデルの考え方は後にICRP Publ.30で使用される作業者の内部被ばくのモデルのプロトタイプとして位置付けることができる。

表4.2-7 ICRP肺動力学タスクグループのモデルのパラメータ(4-24)

		Class (D)	Class (W)	Class (Y)
N-P	(a)	4 min/0.50	4 min/0.10	4 min/0.01
	(b)	4 min/0.50	4 min/0.90	4 min/0.99
T-B	(c)	10 min/0.50	10 min/0.10	10 min/0.01
	(d)	10 min/0.50	10 min/0.90	10 min/0.99
P	(e)	30 min/0.80	90 days/0.15	360 days/0.05
	(f)	n.a.	24 hr/0.40	24 hr/0.40
	(g)	n.a.	90 days/0.40	360 days/0.40
	(h)	30 min/0.20	90 days/0.05	360 days/0.15
Lymph	(i)	30 min/1.00	90 days/1.00	360 days/0.10

Note: The first value is the biological half-time; the second is the regional fraction. The lymphatic clearance for Class Y compounds indicates that a 10 per cent regional fraction follows a 360-day biological half-time. The remaining 90 per cent is presumed to be permanently retained in the nodes and is subject only to radioactive decay.

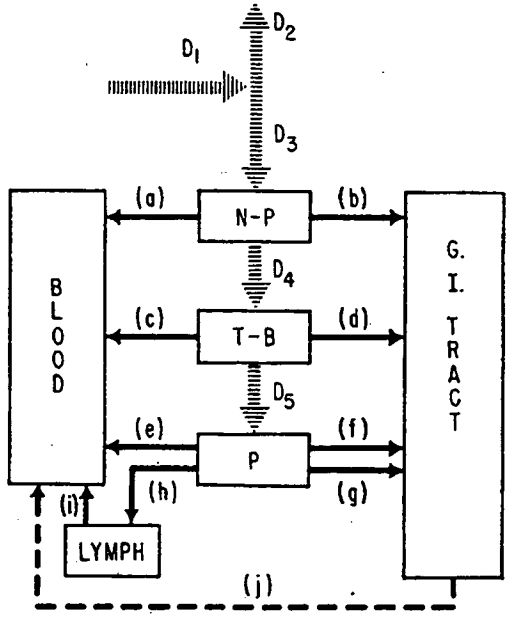


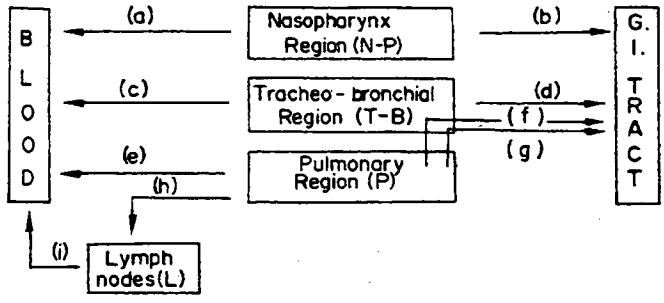
FIG. 15.

図 4.2-4　ICRP 肺動力学タスクグループのモデル(4-24)

表 4.2-8　ICRP 肺動力学タスクグループのモデルとパラメータ(4-23)

AMENDED CONSTANTS FOR USE WITH TGLM CLEARANCE MODEL†

Region	Pathway	Compound class (D)	Compound class (W)	Compound class (Y)
N–P	(a)	0.01 d/0.5	0.01 d/0.1	0.01 d/0.01
	(b)	0.01 d/0.5	0.4 d/0.9	0.4 d/0.99
T–B	(c)	0.01 d/0.95	0.01 d/0.5	0.01 d/0.01
	(d)	0.2 d/0.05	0.2 d/0.5	0.2 d/0.99
P	(e)	0.5 d/0.8	50 d/0.15	500 d/0.05
	(f)	—	1 d/0.4	1 d/0.4
	(g)	—	50 d/0.4	500 d/0.4
	(h)	0.5 d/0.2	50 d/0.05	500 d/0.15
L	(i)	0.5 d/1.0	50 d/1.0	1000 d/0.9



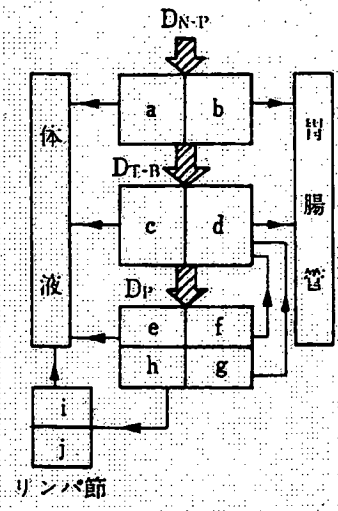
† The first value listed is the biological half-life; the second is the regional fraction.

（5） ICRP Publ.30

ICRP Publ.30 には複数のコンパートメント間の移行を示す呼吸器系モデル、胃腸管モデル、代謝モデルが接合されて使用され、約 90 の元素の酸化物、水酸化物、硫化物、硝酸化合物などの成人の全身での代謝挙動（体内動態）が統一的に示された。呼吸器系モデルは ICRP Publ.19 に示されたモデルが原型となっている。そのモデルを表 4.2-9 に示す。そして、線源となる器官（線源器官）中の核種の放射能量(Bq)と被ばくを受ける器官（標的器官）の被ばく線量(Sv)を関連つける比実効エネルギー（SEE）という係数が使用されるようになった。この係数は図 4.2-5 に示される人体数学ファントム[12]に基づいて計算される量である。Publ.30 に記載された対象核種は主に原子力施設で生じる放射化物及び RI 化合物であり、加速器施設で生じる短寿命核種及び検査用放射性医薬品などは対象の範囲外とされた。プルトニウムの代謝モデルは ICRP Publ.30（part1）に示された。このモデルでは並行に骨と肝臓、及び生殖腺に移行することを示すコンパートメントで表現されている。プルトニウムの f_1 のパラメータはその後一部改訂された。改訂の議論の過程は ICRP Publ.48 に示され、その改訂の結果は ICRP Publ.30(part4) として出版された。ウランもまた ICRP Publ.30（part1）に示された。このモデルでは並行に骨と腎臓に移行することを示すコンパートメントで表現されている。ICRP Publ.30 の段階、の代謝モデルは、骨や肝臓から直接に排泄されるモデルとなっており、腎臓や膀胱を通じて尿として排泄される経路は表現されていない。

[12]人体及び臓器を数学的な複数の幾何形状で模擬したもの。

表 4.2-9　ICRP　Publ.30 の呼吸器系モデルとパラメータ[4-26]（日本語訳版）



領　域	コンパートメント	クラス D T (d)	D F	W T (d)	W F	Y T (d)	Y F
N—P	a	0.01	0.5	0.01	0.1	0.01	0.01
(D_{N-P}=0.30)	b	0.01	0.5	0.40	0.9	0.40	0.99
T—B	c	0.01	0.95	0.01	0.5	0.01	0.01
(D_{T-B}=0.08)	d	0.2	0.05	0.2	0.5	0.2	0.99
	e	0.5	0.8	50	0.15	500	0.05
P	f	n.a.	n.a.	1.0	0.4	1.0	0.4
(D_P=0.25)	g	n.a.	n.a.	50	0.4	500	0.4
	h	0.5	0.2	50	0.05	500	0.15
L	i	0.5	1.0	50	1.0	1000	0.9
	j	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	∞	0.1

呼吸器系からのクリアランスを記述するために用いられる数学的モデル

除去の半減期 T_a から T_i の値と各領域内のコンパートメント間の割合 F_a から F_i の値は，残留している物質の 3 つのクラス別に，この図の表の部分に与えられている。D_{N-P}, D_{T-B} および D_P として与えられている値（最左欄）は，AMAD が 1 μm のエーロゾルの各領域への沈着割合である。上の模式図は，4 つの呼吸器領域 N—P, T—B, P およびLの中の a から i までのコンパートメントからのいろいろなクリアランス経路を表す。n.a. は適用されないという意味を表す。

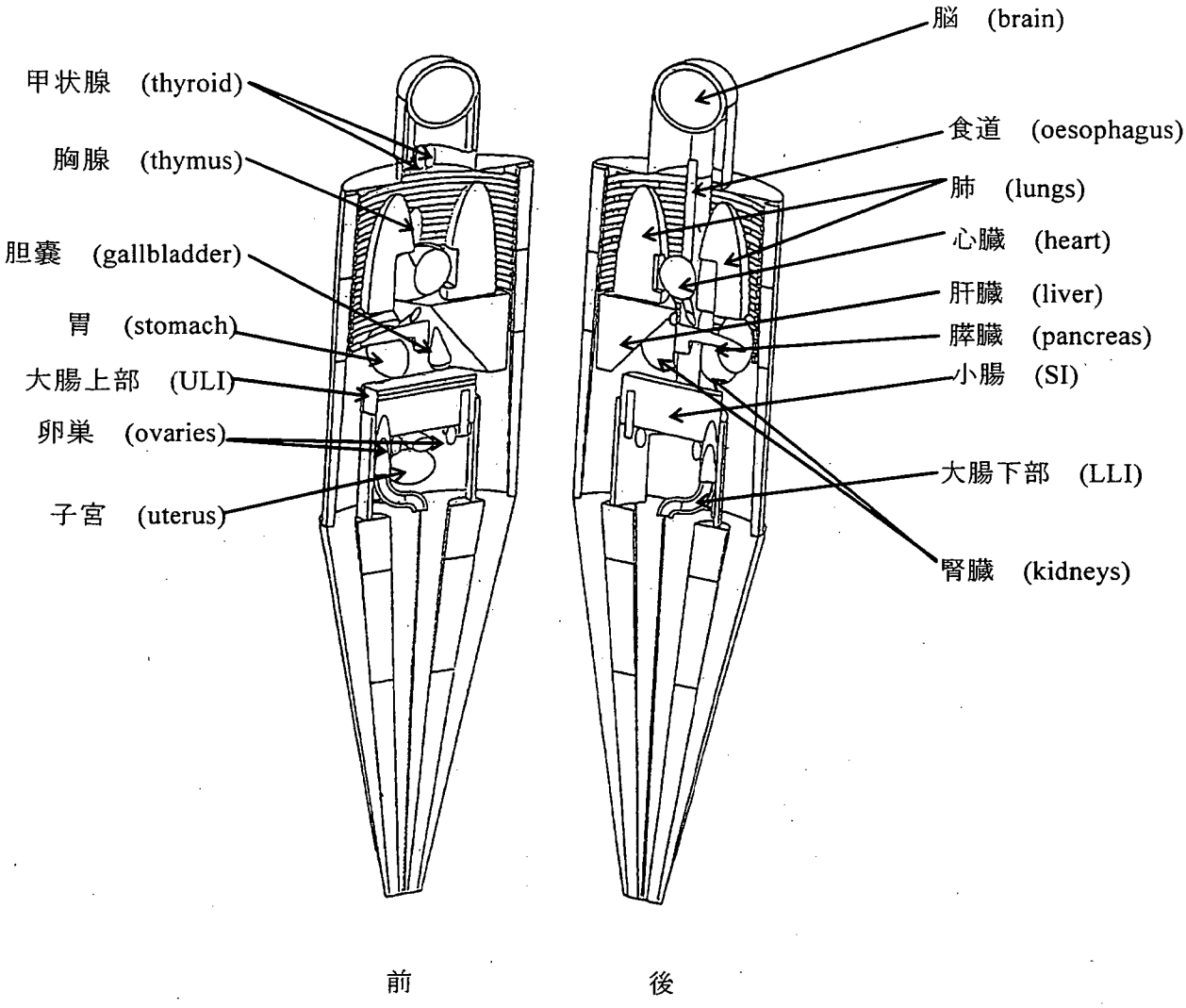


図 4.2-5 SEE（比実効エネルギー）を計算するための人体数学ファントム

（6） ICRP Publ.56、67、69、71、及び78

(a)Publ.30 以後の内部被ばくモデル

ICRP Publ.30 までは作業者、すなわち成人のモデルであった。しかしその後、作業者のように成人だけではなく、公衆の内部被ばくも対象になるにつれて、乳児、幼児、子供も含む代謝モデル（体内動態モデル）が開発された。年齢区分は以下の表 4.2-10 のとおりである。

表 4.2-10 線量評価のための公衆の年齢区分

年齢区分	適用年齢範囲
3ヶ月児(乳児)	0～12ヶ月
1歳児	1歳～2歳
5歳児	2歳～7歳
10歳児	7歳～12歳
15歳児	12歳～17歳
成人	18歳以上

公衆のプルトニウムに関するこの代謝モデルは ICRP Publ.56 に初めて示された。このモデルはコンパートメント間の移行の中に、従来表現していなかったリサイクルの経路を含むものであった。このモデルを図 4.2-6 に示し、パラメータを表 4.2-11 に示す。

ICRP の基本勧告である Publ.26 の改訂として、1990 年に ICRP Publ.60 が勧告され、「実効線量当量」という用語が「実効線量」に変わった。概念はほぼ似たものであったが、組織荷重係数 W_T の数値が更新されたため、Pub.60 以前に出た Pub.56 は内部被ばく実効線量への換算係数を変更する必要になった。なお、内部被ばく線量評価に大きな影響を与えたのは、ICRP Publ.66 に示された新呼吸器道モデルであった。新呼吸気道モデルは ICRP Publ.30 の呼吸器系モデルを全ての点で大幅に改訂、高度化したものであった。Publ.30 のクリアランスクラス D,W,Y は呼吸器から血液への溶け込み易さという概念に変更され、クラス分類はタイプ F,M,S に変更された。

ICRP Publ.60 以降に出された内部被ばくに関する出版物は表 4.2-12 に示すとおりである（ただし、Publ.56 も含む）。なお、防災指針における飲食物摂取制限と関連する放射性核種の体内動態モデルが記載されている ICRP 出版物を表 4.2-13 に示す。

表 4.2-12　ICRP　Publ.60 以降の内部被ばくに関する ICRP 出版物
（ただし、Publ.56 も含む）

ICRP　Publ 番号	レポートの目的	対象元素（下線は防災指針にあるもの）	年齢依存体内動態モデルの記述
56 (1989)	公衆の年齢依存の線量係数（経口及び吸入）	H,C,Sr,Zr,Nb, Ru,I,Cs,Ce,Pu, Am,Np	本文中に左記の元素の体内動態モデルと移行係数
67 (1993)	公衆の年齢依存の線量係数（経口のみ）	S,Co,Ni,Zn,Sr, Mo,Te,Ag,Te,Ba ,Pb,Po,Ra	付属書 A：アルカリ土類元素（Sr,Ra,Ca など）,Pb 体内動態モデルと移行係数 付属書 B：Pu,Am,Np 体内動態モデルと移行係数 付属書 C：H,C,Zr,Nb,Ru,I,Cs,Ce, Pu,Am,Np（ICRP56 に Pub.60 の組織荷重係数を適用した線量係数表改訂）
68 (1994)	作業者の放射性核種摂取の線量係数	H,Fe,Zn,Se,Nb, Sr,Zr,Mo,Ag,Sb, Te,I,Ba,Ce,Pb, Po,Ra,Th,U,Np 、Pu,Am	体内動態モデルとパラメータは Publ.69,67,56,30（新しいものを優先的に）使用
69 (1994)	公衆の年齢依存の線量係数（経口のみ）	Fe,Se,Sb,Th,U	本文中に左記の元素の体内動態モデルと移行係数
71 (1995)	公衆の年齢依存の線量係数（吸入のみ）	H,C,S,Ca,Fe,Co ,Ni,Zn,Se,Sr,Zr, Nb,Mo,Te,Ru, Ag,Sb,Te,I,Cs,B a,Ce,Pb,Po,Ra, Th,U,Np,Pu, Am,Cm	付属書 A：Ca の体内動態モデルとパラメータ 付属書 B：Cm の体内動態モデルとパラメータ 付属書 C：Pb,Ra,Te,Th,U の摂取に伴う子孫核種の体内動態モデルとパラメータ 付属書 D：吸収タイプ F,M,S への化合物の割振
78 (1997)	作業者の内部被ばくの個人モニタリング	H,Fe,Co,Sr,Ru,I ,Cs,Ra,Th,U,Np ,Pu,Am,Cm,Cf	2006 年現在内部被ばくに関する最新の報告書（ただし作業者のみ）

表 4.2-13　防災指針における飲食物摂取制限の対象と関連する放射性核種の体内動態モデルが記載されている ICRP 出版物

	ICRP30	ICRP56	ICRP67	ICRP68	ICRP69	ICRP71	ICRP78
対象	(作業者)	(公衆)	(公衆)	(作業者)	(公衆)	(公衆)	(作業者)
採択	1978-1987	1989	1993	1994	1994	1995	1997
Te	ICRP30 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	
I	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル (ICRP30 に少し改訂を加えたもの)	ICRP56 モデル	ICRP56 モデル		ICRP67 モデル (ICRP56 モデルと同じ)	ICRP67 モデル
Cs	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル (ICRP30 と同じモデル)	ICRP56 モデル	ICRP56 モデル		ICRP56 モデル	ICRP56 モデル
Sr	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
U	ICRP30 モデル			ICRP69 モデル	ICRP69 モデル	ICRP69 モデル	ICRP69 モデル
Pu	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
Am	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
Cm	ICRP30 モデル			ICRP68 モデル		ICRP68 モデル (ICRP68 モデル解説：Am と同じ)	ICRP68 モデル (71 モデルと記述されている。)

(注)ICRP　Publ.68 でウランについては、ICRP69 モデルを用いている。

(b)プルトニウム(Pu)のモデル

プルトニウムに対しては、この ICRP　Publ.56 の呼吸器系モデルを新呼吸器系モデルに置き換え、かつ一部のコンパートメントが改訂された代謝挙動モデルが ICRP　Publ.67 に示された。代謝モデルの改訂された部分は排泄経路にある器官の膀胱の追加とそれに伴う腎臓の詳細化、及び軟組織等の代謝モデルの詳細化及びリサイクル経路を含む表示であった。このモデルを図 4.2-7 に示し、パラメータを表 4.2-14 に示す。

これ以降に示されたプルトニウムの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、一部乳幼児の f_1 パラメータの改訂（ICRP　Publ.71）を除けば、少なくとも Publ.78 までは、全て ICRP Publ.67 に示されたモデルにそのまま従っている。

(c)ウラン(U)のモデル

ウランに対しては、この ICRP　Publ.69 に新呼吸器系モデルを用い、かつ一部のコンパートメントが改訂された代謝挙動モデルが示された。改訂された部分は ICRP　Publ.67 のプルトニウムのコンパートメントモデルに類似している。このモデルを図 4.2-8 に示し、パラメータを表 4.2-15 に示す。

これ以降に示されたウランの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、Publ.78 までは、全て ICRP　Publ.69 に従っている。

(d)テルル(Te)のモデル

テルルの体内動態モデルはICRP　Publ.67に示された。骨、甲状腺、腎臓、その他の組織に移行する一方向性のコンパートメントモデルであり、モデルを図 4.2-9 に、パラメータを表 4.2-16 に示す。これ以降、現在までモデルの変更はない。

(e)ヨウ素(I)のモデル

ヨウ素の体内動態モデルはICRP　Publ.30をベースにしたものがICRP　Publ.56に示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はないが、ICRP　Publ.67でも使用されているため、Publ.67モデルと書かれる場合もある。モデルを図4.2-10に、パラメータを表4.2-17に示す

(f)セシウム(Cs)のモデル

セシウムの体内動態モデルはICRP　Publ.30をベースにしたものがICRP　Publ.56に示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。モデルを図4.2-11に、パラメータを表4.2-18に示す

(g)ストロンチウム(Sr)のモデル

ストロンチウムの体内動態モデルはICRP　Publ.56に示されたが、その後ICRP　Publ.67でアルカリ土類全体のモデルの一部としてPubl.56を改訂したものが示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。モデルを図4.2-12に、パラメータを表4.2-19に示す。

(h)アメリシウム(Am)のモデル

アメリシウムの体内動態モデルはICRP　Publ.67に示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。モデルを図4.2-13に、パラメータを表4.2-20に示す。

(i)キュリウム(Cm)のモデル

キュリウムの体内動態モデルはICRP　Publ.68で新たなモデルが使用されたが、詳細はPubl.71で解説された。キュリウムの体内動態モデル及びパラメータはアメリシウムと同じものを用いている。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。

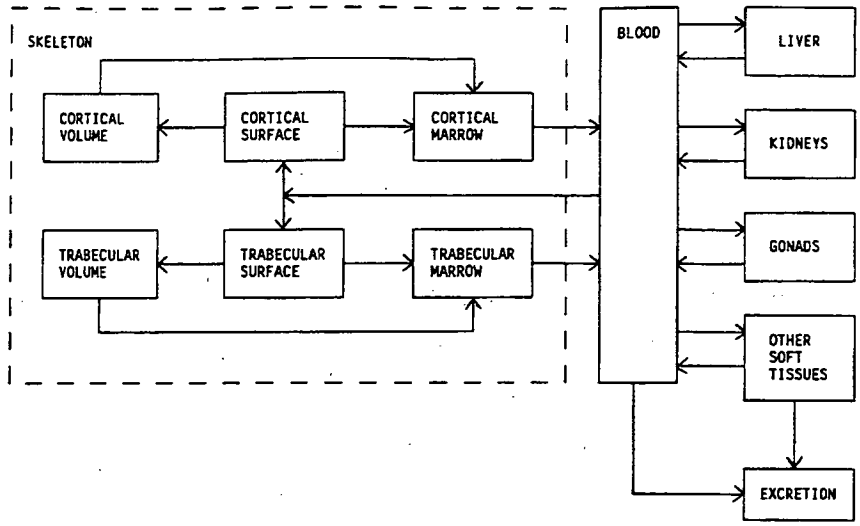


図 4.2-6　ICRP　Publ.56 のプルトニウムの体内動態モデル(4-7)

表 4.2-11　ICRP　Publ.56 のプルトニウムの体内動態モデルコンパートメントモデルのパラメータ(4-7)

	Age					
	3 Months	1 Year	5 Years	10 Years	15 Years	Adult
GI absorption fraction	0.100E-01	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02
Fraction of activity assumed to go directly from plasma to excretion	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01
Fraction of non-excreted activity in plasma going to compartment:[a]						
trab bone surf	0.350E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00
cort bone surf	0.350E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.200E+00
liver	0.100E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.300E+00
kidneys	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02
testes	0.207E-04	0.252E-04	0.340E-04	0.394E-04	0.323E-03	0.365E-03
ovaries	0.505E-05	0.744E-05	0.180E-04	0.326E-04	0.115E-03	0.115E-03
other tissues	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00
Non-zero removal rates from compartments (d^{-1}):						
trab bone surf to bone vol	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.246E-03
cort bone surf to bone vol	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.410E-04
trab bone vol to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.493E-03
cort bone vol to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.821E-04
trab bone surf to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.493E-03
cort bone surf to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.821E-04
trab marrow to blood	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02
cort marrow to blood	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02
liver to plasma	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03
kidneys to plasma	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02
other tissues to plasma	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03
other tissues to excretion	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03
blood, total outflow	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00

a) The fraction of absorbed activity in plasma going to compartments can be derived by multiplications of these values with 0.96.

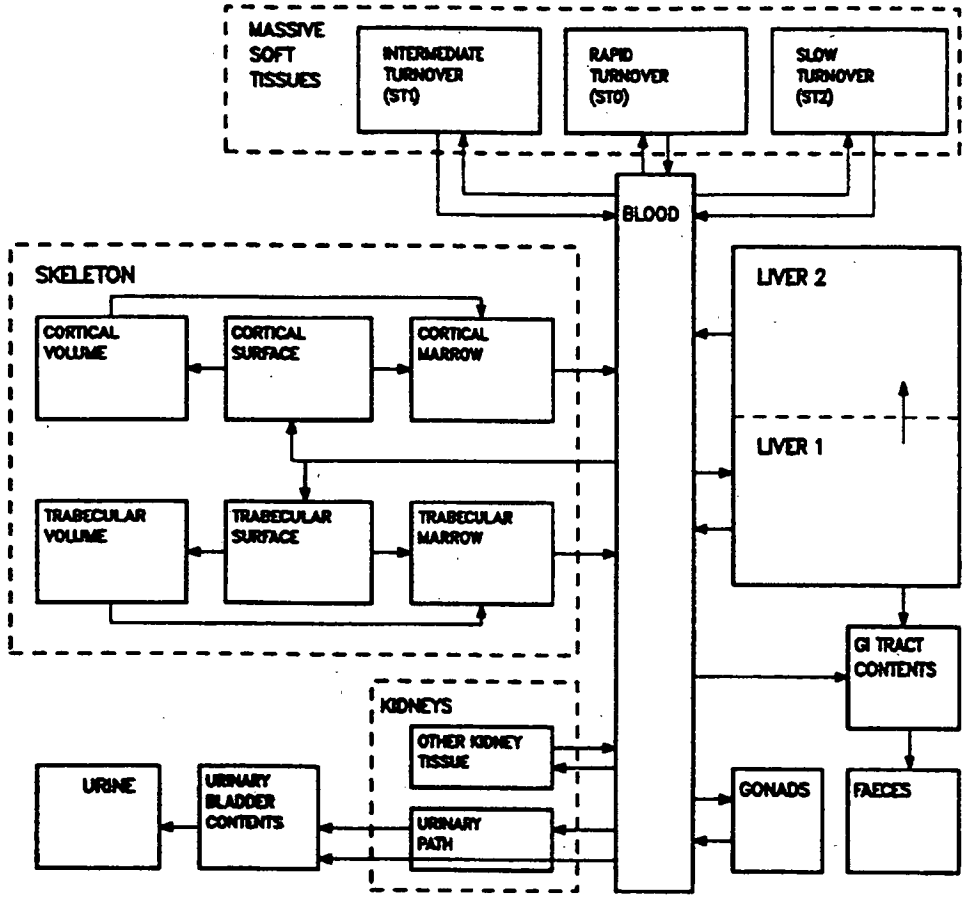


図 4.2-7　ICRP　Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデル(4-5)

表 4.2-14　ICRP　Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデルのパラメータ(4-5)

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for plutonium model.

	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
blood to Liver 1	0.0647	0.0647	0.1294	0.1294	0.1294	0.1941
blood to cortical surface	0.2264	0.2264	0.1941	0.1941	0.1941	0.1294
blood to trabecular surface	0.2264	0.2264	0.1941	0.1941	0.1941	0.1941
blood to urinary bladder content	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
blood to kidney (urinary path)	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647
blood to other kidney tissue	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323
blood to ULI contents	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
blood to testes	0.000013	0.000019	0.000022	0.000026	0.00021	0.00023
blood to ovaries	0.000008	0.000010	0.000026	0.000045	0.000078	0.000071
blood to ST0	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773
blood to ST1	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806
blood to ST2	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
ST0 to blood	0.693	0.693	0.693	0.693	0.693	0.693
kidneys (urinary path) to bladder	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386
other kidney tissue to blood	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139
ST1 to blood	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475
ST1 to urinary bladder contents	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475
ST2 to blood	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019
trabecular surface to volume	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000247
trabecular surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical surface to volume	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000411
cortical surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
trabecular volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
cort/trab bone marrow to blood	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076
Liver 1 to Liver 2	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177
Liver 1 to small intestine	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133
Liver 2 to blood	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211
gonads to blood	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019
f_1	0.005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005

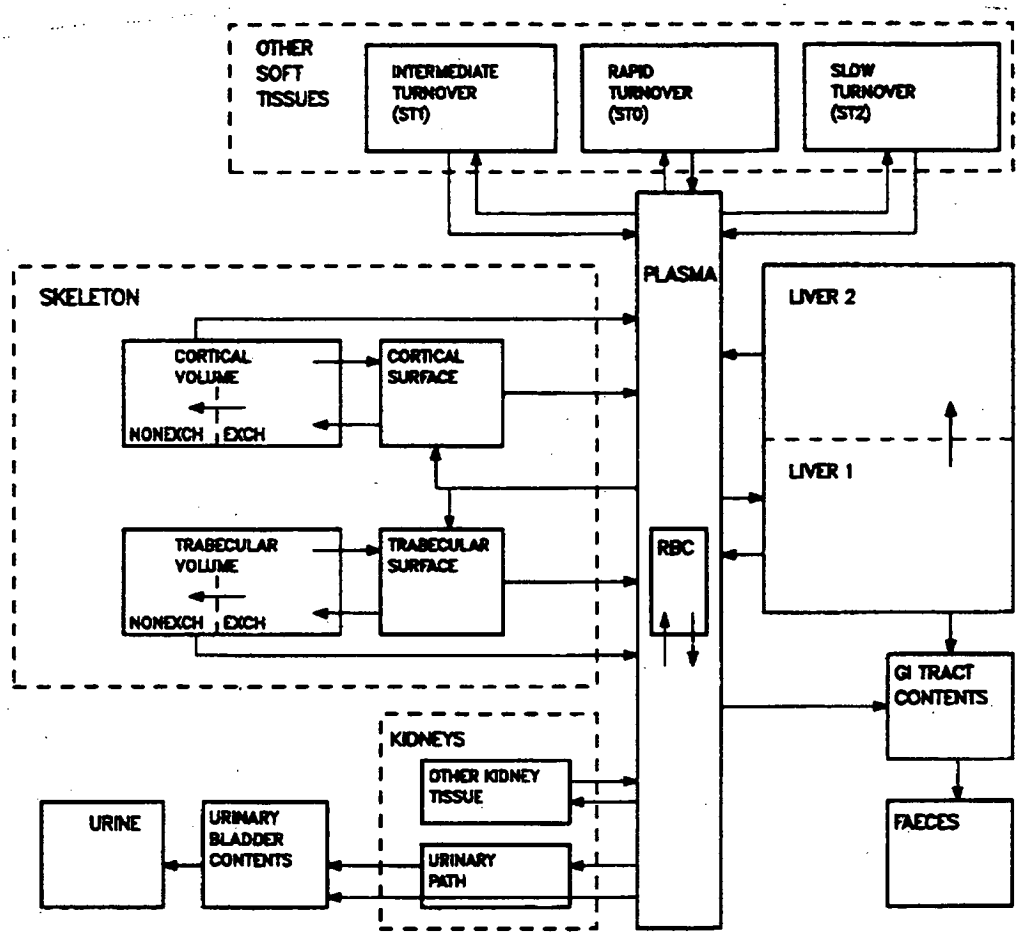


図 4.2-8　ICRP　Publ.69 のウランの体内動態モデル(4-32)

表 4.2-15　ICRP　Publ.69 のウランの体内動態モデルのパラメータ(4-32)

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for uranium model

	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
Plasma to ST0	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01
Plasma to RBC	1.590E-01	2.100E-01	2.190E-01	1.910E-01	1.600E-01	2.450E-01
Plasma to Urinary bladder	9.990E+00	1.326E+01	1.380E+01	1.206E+01	1.010E+01	1.543E+01
Plasma to Urinary path	1.900E+00	2.520E+00	2.630E+00	2.300E+00	1.920E+00	2.940E+00
Plasma to Other kidney tissue	7.900E-03	1.050E-02	1.100E-02	9.600E-03	8.000E-03	1.220E-02
Plasma to ULI contents	7.900E-02	1.050E-01	1.100E-01	9.600E-02	8.000E-02	1.220E-01
Plasma to Liver 1	2.380E-01	3.160E-01	3.290E-01	2.870E-01	2.400E-01	3.670E-01
Plasma to ST1	1.050E+00	1.400E+00	1.460E+00	1.270E+00	1.070E+00	1.630E+00
Plasma to ST2	4.760E-02	6.310E-02	6.570E-02	5.740E-02	4.810E-02	7.350E-02
Plasma to Trabecular surfaces	2.200E+00	1.320E+00	1.310E+00	2.070E+00	3.030E+00	2.040E+00
Plasma to Cortical surfaces	8.820E+00	5.290E+00	4.570E+00	6.160E+00	7.840E+00	1.630E+00
ST0 to Plasma	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00
RBC to Plasma	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01
Other kidney tissue to Plasma	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04
Liver 1 to Plasma	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02
Liver 2 to Plasma	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04
ST1 to Plasma	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02
ST2 to Plasma	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05
Bone surfaces to Plasma	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02
Nonexch trab. vol. to Plasma	8.220E-03	2.880E-03	1.810E-03	1.320E-03	9.590E-04	4.930E-04
Nonexch cort. vol. to Plasma	8.220E-03	2.880E-03	1.530E-03	9.040E-04	5.210E-04	8.210E-05
Urinary path to Urinary bladder	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02
Liver 1 to Liver 2	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03
Bone surfaces to Exch. volume	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02
Exch. bone vol. to Bone surfaces	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02
Exch. bone vol. to Nonexch vol.	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03
f_1	4.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02

Parameters are given to sufficient precision for calculational purposes. This may be more precise than the biological data would support.

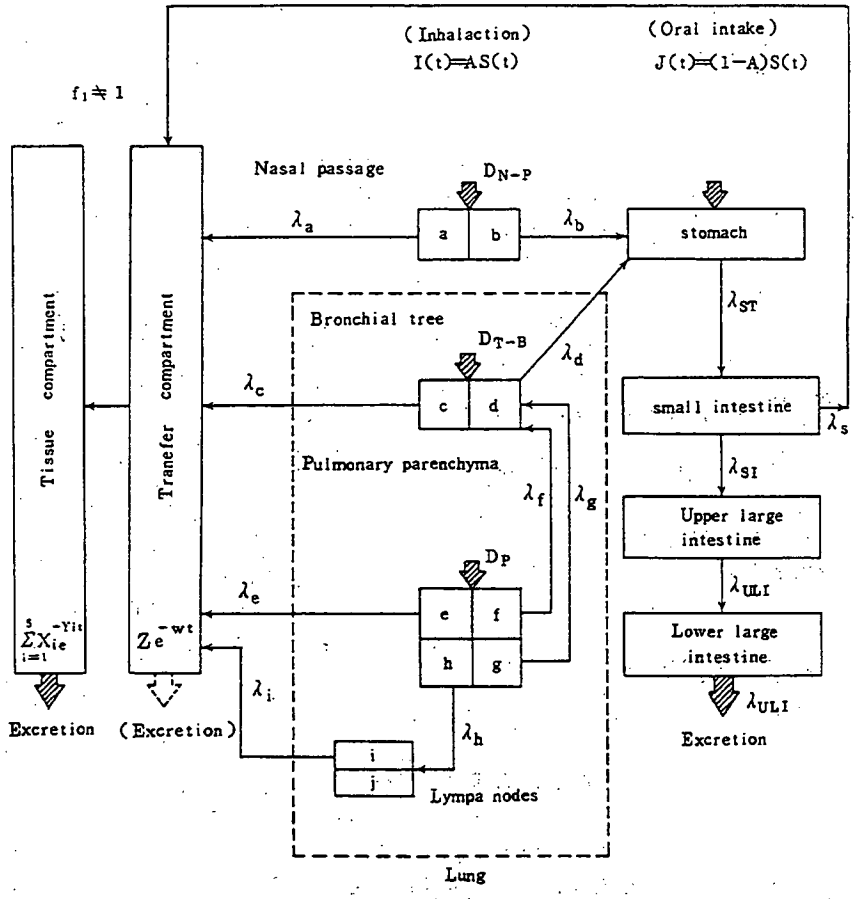


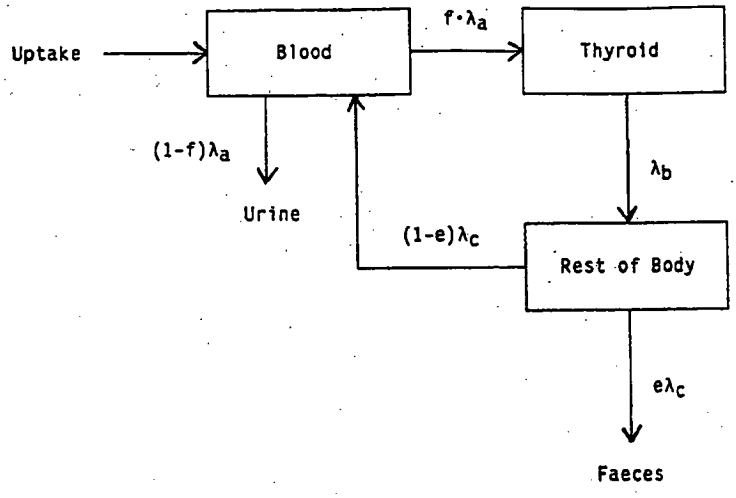
図 4.2-9　テルルの体内動態モデル

表 4.2-16　テルルの体内動態モデルのパラメータ(4-7)

Biokinetic data for tellurium

Age	Distribution (%)						Biological half-time (days)		
	f_1	Skeleton	Thyroid	Kidney	Other tissues	Prompt excretion	Skeleton	Tissues other than skeleton	Transfer comp.
3 months	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
1 year	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
5 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
10 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
15 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
Adult	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8

A urinary to faecal excretion ratio of 4:1 is assumed for tellurium that has entered the transfer compartment



$$\lambda_a = \frac{0.693}{T_a}\ d^{-1}$$

$$\lambda_b = \frac{0.693}{T_b}\ d^{-1}$$

$$\lambda_c = \frac{0.693}{T_c}\ d^{-1}$$

図 4.2-10　ヨウ素の体内動態モデル（呼吸器系、胃腸管を除く）(4-7)

表 4.2-17　ヨウ素の体内動態モデルのパラメータ(4-7)

Biokinetic data for iodine

				Biological half - time (d)			"Apparent half - time" (d)
		Uptake by thyroid	Faecal excretion	Blood	Thyroid	Rest of body	Thyroid*
Age	f_1	%	%	T_a	T_b	T_c	
3 months	1	30	20	0.25	11.2	1.12	15
1 year	1	30	20	0.25	15	1.5	20
5 years	1	30	20	0.25	23	2.3	30
10 years	1	30	20	0.25	58	5.8	70
15 years	1	30	20	0.25	67	6.7	80
Adult	1†	30†	20	0.25†	80†	12†	91

*Between 2 and 16 days after intake to the thyroid

†Value from *ICRP Publication 30* (ICRP, 1979).

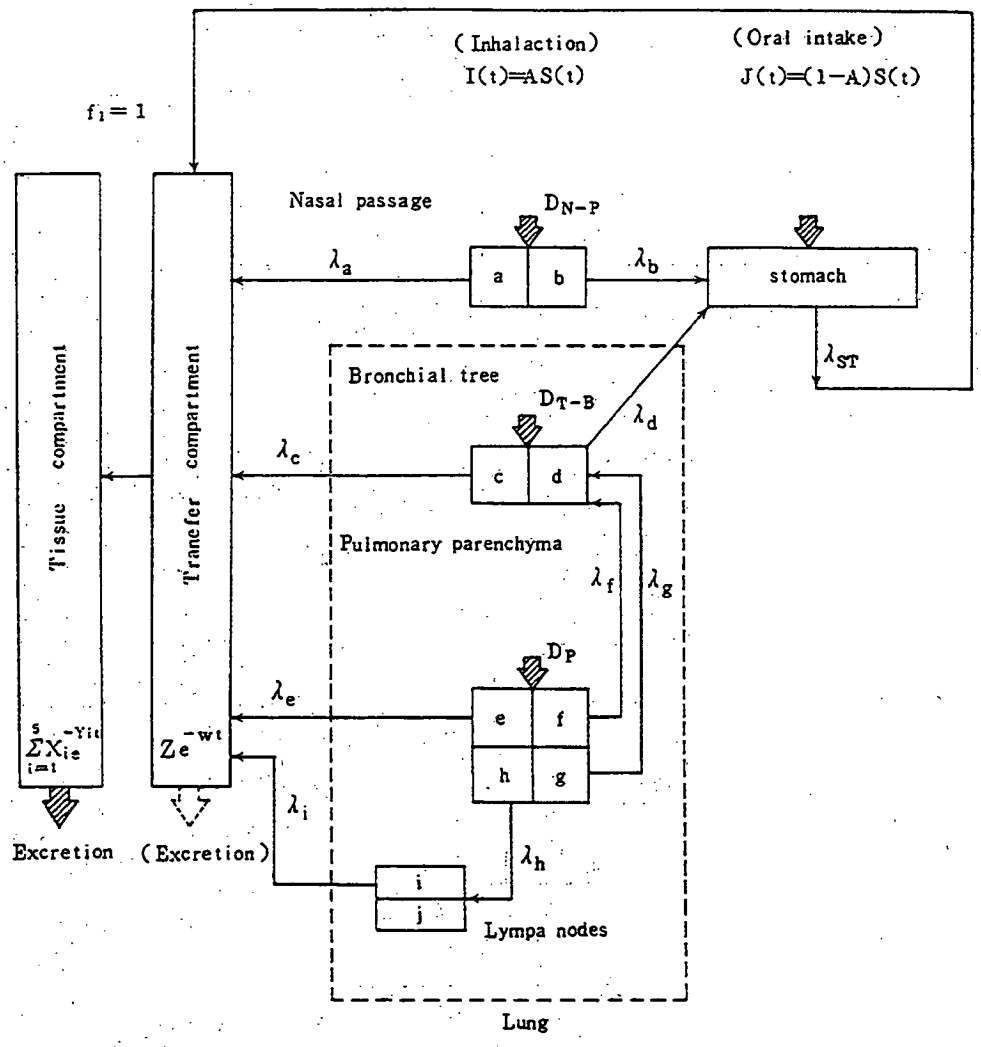


図 4.2-11　セシウムの体内動態モデル

表 4.2-18　セシウムの体内動態モデルのパラメータ(4-7)

Biokinetic data for caesium

		Distribution(%)		Biological half-time (d)	
		Total body		Total body	
Age	f_1	A	B	A	B
3 months	1	-	100	-	16
1 year	1	-	100	-	13
5 years	1	45	55	9.1	30
10 years	1	30	70	5.8	50
15 years	1	13	87	2.2	93
Adult	1*	10*	90*	2*	110*

*Value from *ICRP publication 30*(ICRP, 1979);appropriate for males; conservative if applied for calculating dose coefficients for females (see text).

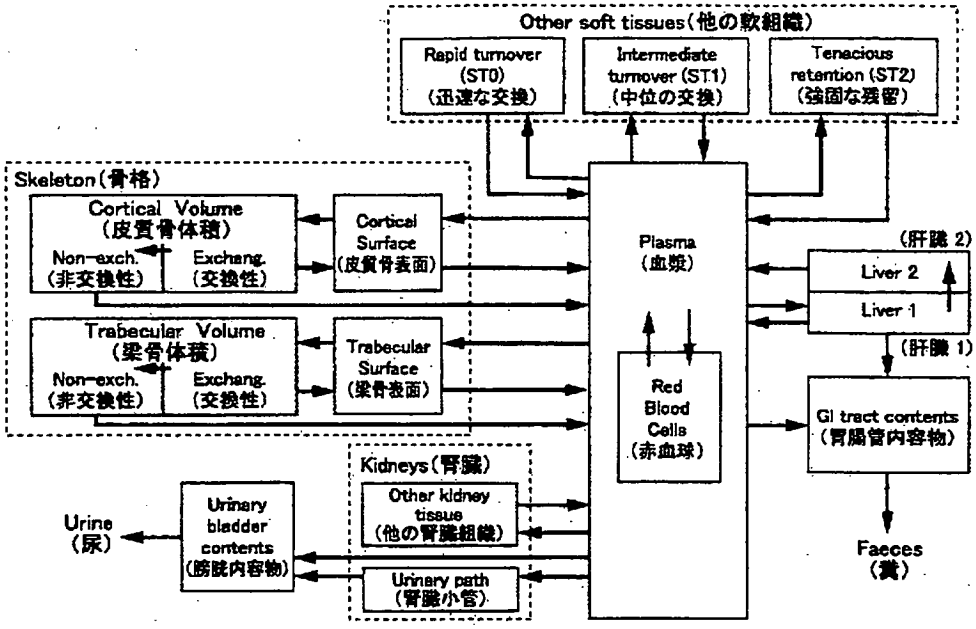


図 4.2-12　ストロンチウムの体内動態モデル(4-31)

表 4.2-19　ストロンチウムの体内動態モデルのパラメータ(4-5)

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for strontium model

	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
plasma to urinary bladder contents	0.577	1.27	1.38	1.02	0.600	1.73
plasma to ULI contents	0.175	0.385	0.42	0.308	0.182	0.525
plasma to trabecular bone surface	2.25	1.35	1.33	2.12	3.10	2.08
plasma to cortical bone surface	9.00	5.40	4.67	6.28	8.00	1.67
plasma to ST0	2.50	5.50	6.00	4.40	2.60	7.50
plasma to ST1	0.50	1.10	1.20	0.880	0.52	1.50
plasma to ST2	0.0010	0.0022	0.0024	0.0018	0.0010	0.0030
bone surface to plasma	0.601	0.601	0.601	0.601	0.601	0.578
bone surface to exch[a] bone volume	0.0924	0.0924	0.0924	0.0924	0.0924	0.116
exch bone volume to bone surface	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043
exch bone volume to nonexch[a] volume	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043
nonexch trabecular volume to plasma	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
nonexch cortical volume to plasme	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
ST0 to plasma	0.833	1.83	2.00	1.47	0.867	2.50
ST1 to plasma	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116
ST2 to plasma	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038
f_1	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3

[a]exch= exchangeable, nonexch = nonexchangeable

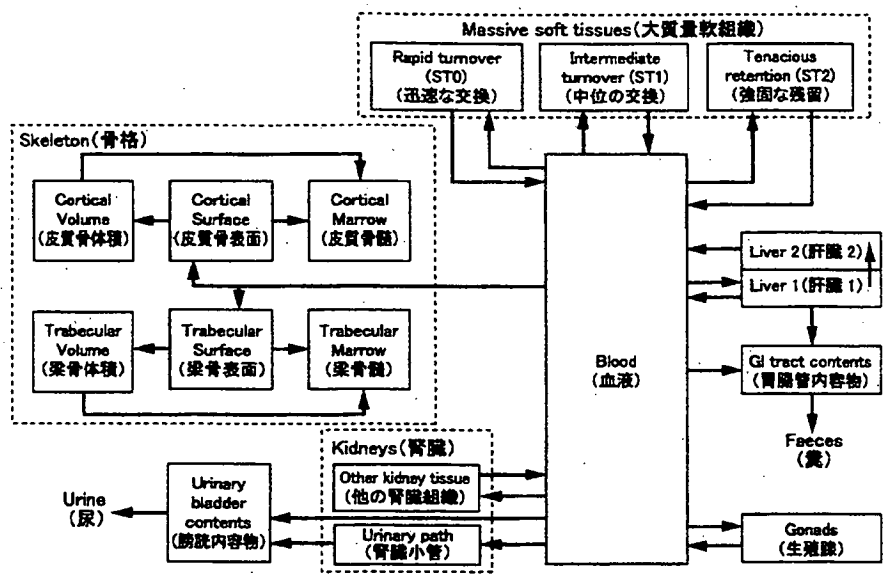


図 4.2-13　アメリシウムの体内動態モデル(4-31)

表 4.2-20　アメリシウムの体内動態モデルのパラメータ[4-5]

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for americium model.

	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	adult
blood to liver 1	2.33	2.33	6.98	6.98	6.98	11.6
blood to cortical surface	8.15	8.15	5.82	5.82	5.82	3.49
blood to trabecular surface	8.15	8.15	5.82	5.82	5.82	3.49
blood to urinary bladder content	1.63	1.63	1.63	1.63	1.63	1.63
blood to kidney (urinary path)	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466
blood to other kidney tissue	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116
blood to ULI contents	0.303	0.303	0.303	0.303	0.303	0.303
blood to testes	0.00047	0.00070	0.00079	0.00093	0.0075	0.0082
blood to ovaries	0.00028	0.00037	0.00093	0.0016	0.0028	0.0026
blood to ST0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0
blood to ST1	1.67	1.67	1.67	1.67	1.67	1.67
blood to ST2	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466
ST0 to blood	1.386	1.386	1.386	1.386	1.386	1.386
kidneys (urinary path) to bladder	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099
other kidney tissue to blood	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139
ST1 to blood	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139
ST2 to blood	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019
trabecular surface to volume	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000247
trabecular surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical surface to volume	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000411
cortical surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
trabecular volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
cort/trab bone marrow to blood	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076
liver 1 to blood	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185
liver 1 to small intestine	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049
gonads to blood	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019
f_1	0.005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005

（7） NRPB のモデル

NRPB ではチェルノブイリ事故に先立つ 1984 年に、公衆を対象とした体内動態モデル及び線量評価モデルの開発を実施し、NRPB-GS3[4-33]に示している。NRPB-GS3 では公衆を 1 歳児、10 歳児、成人の 3 年齢群に分類した。ICRP Publ.30 は、作業場で働く作業者（成人作業者）の内部被ばくの線量評価モデルを示したが、この NRPB-GS3 は公衆（1 歳児、10 歳児、成人）の内部被ばく線量評価モデルに ICRP Publ.30 の考え方を拡張したと位置づけることができる。公衆の線量評価モデルに用いている基本的な仮定は以下のとおりである。

① ICRP Publ.30 の呼吸器並びに消化管モデルを全年齢に用いる。
② 吸収率及び体内動態については特別なデータがない限り、ICRP Publ.30 のモデルと値を用いる。
③ 体格の成長（全身の質量）は 1 歳から 17 歳まで指数関数的に増加するという以下の仮定式を用いている。$M(t)=10\exp(0.122(t-1))$、ただし、M は全身質量(kg)、t は年齢（歳）である。
④ 線源器官放射能量と標的器官の被ばくの関係を示すパラメータである比実効エネルギー（SEE）は、以下の 2 つの仮定に従って求めている。
   (i) 全身に対する臓器の質量比は全年齢で一定
   (ii) 臓器の寸法と臓器間距離は全身質量の三乗根に比例する。

一般環境においては、作業場と異なり、有機形として植物や動物に蓄積され、食物連鎖として人体に入ることが想定される。ヨウ素については、子供の代謝を含めより現実的なデータがあるため、その値を用いる。なお、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム、ネプツニウムについては作業環境とは異なる一般環境での物理化学形を考慮して、消化管からの吸収率（f_1 値）に ICRP Publ.30 とは異なった値を与えている。

ICRP Publ.60 での放射線荷重係数の設定及び、組織荷重係数の改訂結果を反映して 1991 年に NRPB-R245 が出された。NRPB-R245[4-34]では年齢群を ICRP Publ.56 と同様の 6 群に拡張し、ICRP Publ.56 で扱っている 12 元素はモデル及びパラメータも ICRP Publ.56 に従っている。NRPB-R245 は水素、炭素、硫黄、コバルト、ニッケル、亜鉛、ストロンチウム、ジルコニウム、モリブデン、テクネチウム、ルテニウム、銀、テルル、ヨウ素、セシウム、バリウム、セリウム、鉛、ポロニウム、ラジウム、ウラン、ネプツニウム、プルトニウム、アメリシウムの 25 元素について扱っており。消化管からの吸収率を示す f_1 値は、NEA 専門家グループの勧告値[4-35]に従っている。

（8）各文書で引用された内部被ばくモデル

飲食物の摂取制限に関する指標作成の過程で用いられた内部被ばくモデルを表 4.2-21 に示す。

表 4.2-21 に関する指標作成の過程で用いられた内部被ばくモデル

文書	内部被ばくモデル	備考
環境放射線モニタリングに関する指針（原子力安全委員会）(1983)	ICRP Publ.2	ICRP Publ.2 は成人のデータのみであるため、放射性ヨウ素に対してのみ年齢補正（幼児：10、小児:5）を行っている。
防災指針（原子力発電所周辺の防災対策について）（原子力安全委員会）(1999)	ICRP Publ.67 及び NRPB-R245 (4-34)	
食品中の放射能濃度の暫定限度 （食品中の放射能に関する検討会：厚生省内）(1986)	ICRP Publ.2	環境放射線モニタリングに関する指針(原子力安全委員会)(1983)を引用
WHO: Derived Investigation Levels for Radioactive nuclides in foods(1988)	明確な引用記述なし。	CEC,IAEA,Institute for Radiation Hygiene, Federal Health Office, NRPB の係数を用いた記述されているが、出典は明記なし。
IAEA BSS（Safety Series No.115(4-6)	NRPB-R245	IAEA BSS (Safety Series No.115(4-6)は IAEA109(4-3)を引用し、IAEA109 は NRPB-R245 を引用している。

４．３　IAEA の基準

４．３．１　緊急時の介入限度

放射線防護に関する国際的な基準は、ICRP から勧告されている。ICRP による勧告は、放射線に関する様々な分野の専門家による国際的な議論をふまえたものであり、世界各国の放射線防護に関する規制の規範になっている。しかしながら、ICRP は非政府機関であり、その勧告は各国に対して拘束力をもつものではない。そこで、IAEA は、ICRP 勧告の内容にもとづいて、WHO などの他の国際機関と協議して、加盟国に対して放射線防護基準を提示してきた。

IAEA は、緊急時の介入限度についても、防護基準と同様に国際的な基準を提示している(4-6)。この中で、食品の誘導放射能濃度についての基準値も示されている。また、原子炉事故に限らず、放射線防護全般に対する、最新の国際基本安全基準においても、緊急時の食品の誘導放射能濃度が示されている(4-6)。

４．３．２　原子力及び放射線緊急時の介入基準

IAEA は、原子力及び放射線緊急時の介入基準を 1994 年に、Safety Series No.109 として発表した(4-6)。ここでは、IAEA による介入基準の設定方法についてまとめる。

（１）食品のカテゴリー

介入レベルの検討にあたり、表 4.3-1 に示す 2 つの食品カテゴリーが設定された。

表 4.3-1　食品カテゴリー

カテゴリー	内容	価格	年間摂取量
カテゴリー１	牛乳，野菜，穀物，果実	～1($/kg)	430(kg)
カテゴリー２	肉，乳製品	～10($/kg)	60(kg)

（２）介入レベルの計算式

最適化された介入レベルとしての食品中の放射能濃度は次式で計算される。

$$C_{ban} = \frac{b}{\alpha \times e(50)} \qquad (4.3.1)$$

ここで、

C_{ban}：食品中の放射能濃度(Bq/kg)

α：被ばく量による損失の価値（$/Sv）

b：重量当りの食品の価値($/kg)

$e(50)$：単位核種摂取当りの実効線量(Sv/Bq)

である。

なお、$e(50)$は、核種別に以下の 3 グループに分類された。

表 4.3-2　核種グループ

グループ	核種	単位核種摂取当りの実効線量 (Sv/Bq)
グループ 1	^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{89}Sr, ^{131}I	10^{-8}
グループ 2	^{90}Sr	10^{-7}
グループ 3	^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu	10^{-6}

グループ 1 の核種の、食品カテゴリー 1 に対する介入レベルは、被ばくによる損失の価値変換を、10,000～40,000(\$/Sv)として、以下のように求められる。

$$\frac{0.4 \sim 1\,(\$/\,\mathrm{kg})}{10{,}000 \sim 40{,}000\,(\$/\mathrm{Sv}) \times \sim 10^{-8}\,(\mathrm{Sv/Bq})} \approx 1{,}000 \sim 10{,}000\,(\mathrm{Bq/kg}) \qquad (4.3.2)$$

被ばくによる損失の価値は、10,000～40,000(\$/Sv)とされている。先進国での一人当りの国民総生産（GNP）20,000(\$)を、単位 Sv の被ばくによる人名損失の価値の参考とし、データの不確かさを 2 倍程度として、10,000～40,000(\$/Sv)が与えられている。なお、2003 年の日本における国民一人当り.の国内総生産（GDP）は 33,727(\$)[4-36]である。

なお、(4.3.1)式は、ICRP Publ63[4-14]で示された算出式と同じものである。このことからも、IAEA が、ICRP が示す方式に従って介入レベルを算出したことが分かる。

(4.3.1)式では、年間の被ばく線量限度をもとに介入レベルを算出するのではなく、食品の価値と被ばくによる損失の価値から介入レベルが計算されている。この点は、コーデックス委員会（Codex Alimentarius Commission:FAO/WHO 合同食品規格委員会）[4-12]や WHO[4-10]による基準の設定方法と異なっている。

（3）介入レベルの範囲

(4.3.1)式にもとづき求められた介入レベルの範囲を表 4.3-3 に示す。

表 4.3-3　食品の摂取制限及び代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種のグループ	食品カテゴリー 1 牛乳，野菜，穀物，果実 (Bq/kg)	食品カテゴリー 2 乳製品 (Bq/kg)
グループ 1 (10^{-8} Sv/Bq)	概ね 1,000～10,000	概ね 10,000～100,000
グループ 2 (10^{-7} Sv/Bq)	概ね 100～1,000	概ね 1,000～10,000
グループ 3 (10^{-6} Sv/Bq)	概ね 10～100	概ね 100～1,000

注:これらの値は代替の供給が容易に利用可能であるという前提にもとづく。この範囲は、単位核種摂取当りの被ばく量 10^{-8}，10^{-7}，10^{-6} (Sv/Bq)それぞれに対応している。

牛乳については、乳牛の飼料の価格に注目した計算が行われた。(4.3.1)式の b を飼料の価格（0.1～0.5($)）として一日当りの飼料 25(kg)の１／３が代替品で置き換え可能とされた。また、牛乳の生産量は 10(ℓ/日)とされた。グループ１の放射性核種については、(4.3.3)式に示すように介入レベルの範囲が求められた。

$$\frac{0.1\sim0.5(\$/\mathrm{kg})\times\frac{1}{3}\times25\,(\mathrm{kg/\,day})}{10{,}000\sim40{,}000\,(\$/\mathrm{Sv})\times10\,(\ell/\mathrm{day})\times\sim10^{-8}\,(\mathrm{Sv/Bq})} \qquad (4.3.3)$$

$$\approx 100\sim1{,}000(\mathrm{Bq/kg})$$

牛乳について求められた介入レベルの範囲を、表 4.3-4 に示す。

表 4.3-4　牛乳の代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種のグループ	介入レベル (Bq/kg)
グループ 1 (10^{-8} Sv/Bq)	概ね 100～1,000
グループ 2 (10^{-7} Sv/Bq)	概ね 10～100
グループ 3 (10^{-6} Sv/Bq)	概ね 1～10

飼料からの放射性核種の移行に時間がかかるために、肉については半減期を考慮した計算が行われた。セシウムについて半減期を 30 日として、一頭の牛から 300(kg)の肉が生産されるとした場合、介入レベル範囲は次式のように求められる。

$$\frac{0.1\sim0.5(\$/\mathrm{kg})\times25(\mathrm{kg/day})}{10{,}000\sim40{,}000\,(\$/\mathrm{Sv})\times300\mathrm{kg}\times\frac{\ln 2}{30(\mathrm{day})}\times\sim10^{-8}(\mathrm{Sv/Bq})} \qquad (4.3.4)$$

$$\approx 100\sim1{,}000(\mathrm{Bq/kg})$$

主な放射性核種に関する計算結果を表 4.3-5 に示す。

表 4.3-5　肉の代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種	介入レベル (Bq/kg)
^{137}Cs	概ね 100～1,000
^{131}I	100～1,000
^{90}Sr	数 10～数 1,000
^{239}Pu	概ね 100～1,000

単位核種当りの被ばく線量は成人のデータによる。

介入レベル範囲の検討においては、表 4.3-6 に示す年齢別の単位核種摂取当りの実効線量のデータが用いられた。これらのデータは、NRPB による内部被ばくモデルにもとづいている(4-34)。

表 4.3-6　年齢グループ別の、単位核種摂取当りの実効線量

放射性核種	臓器への移行係数(成人)	単位核種摂取当りの実効線量 (成人) (Sv/Bq)	単位核種摂取当りの実効線量 (1 歳児) (Sv/Bq)	臓器への移行係数 (乳児)	単位核種摂取当りの実効線量 (乳児) (Sv/Bq)
^{134}Cs	1	1.9×10^{-8}	1.3×10^{-8}	1	2.5×10^{-8}
^{137}Cs	1	1.3×10^{-8}	1.0×10^{-8}	1	2.1×10^{-8}
^{131}I	1	2.2×10^{-8}	1.8×10^{-7}	1	2.4×10^{-7}
^{103}Ru	0.05	1.1×10^{-9}	6.3×10^{-9}	0.1	1.2×10^{-8}
^{106}Ru	0.05	1.1×10^{-8}	7.3×10^{-8}	0.1	1.4×10^{-7}
^{89}Sr	0.3	3.4×10^{-9}	2.4×10^{-8}	0.6	3.7×10^{-8}
^{90}Sr	0.3	2.8×10^{-8}	1.2×10^{-7}	0.6	2.6×10^{-7}
^{238}Pu	5×10^{-4}	2.6×10^{-7}	6.1×10^{-7}	5×10^{-3}	6.2×10^{-6}
^{239}Pu	5×10^{-4}	2.8×10^{-7}	6.4×10^{-7}	5×10^{-3}	6.5×10^{-6}
^{241}Am	5×10^{-4}	2.9×10^{-7}	6.7×10^{-7}	5×10^{-3}	6.8×10^{-6}

（4）介入レベル

ICRP　Publ63 及びコーデックス委員会によるガイドラインとの整合性を考えて、表 4.3-7 の課介入レベル範囲が選択された。また、核種別には表 4.3-8 に示す介入レベルが設定された。

表 4.3-7　食品に対する最適化された介入レベル

放射性核種グループ	最適化された介入レベル(Bq/kg)				
	食品の回収		汚染されていない食品による代替		
(e(50))*	食品カテゴリー 1	食品カテゴリー 2	牛乳	肉	
グループ 1 (10^{-8}Sv/Bq)	1,000～10,000	10,000～100,000	100～1,000	^{137}Cs	数 100～数 1,000
				^{131}I	100～1,000
グループ 2 (10^{-7} Sv/Bq)	100～1,000	1,000～10,000	10～100	^{90}Sr	数 10～数 1,000
グループ 3 (10^{-6} Sv/Bq)	10～100	100～1,000	1～10	^{239}Pu	数 100～数 1,000

*単位核種摂取当りの実効線量

表 4.3-8　放射性核種別の食品中の誘導介入放射能濃度レベル

放射性核種	介入レベル(Bq/kg)	
	一般食品	牛乳、乳幼児食
^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{89}Sr ^{131}I	1,000	1,000
		100
^{90}Sr	100	
^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu	10	1

4．3．3　電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準

最新の、放射線防護に関する国際基本安全基準[13]（BSS 115：Basic Safety Standard, Safety Series No.115、以下、BSS-115と呼ぶ）は、ICRPの1990年勧告(4-13)の内容を反映したものである。

（1）公衆の被ばくに対する線量限度

BSS-115における、線量限度等の基本的な基準及び放射線防護の考え方は、ICRP1990年勧告と同じ内容である。しかしながら、一部にICRPの勧告と異なる部分もある。特に、原子力事故にともなう食品の放射能汚染を考える際に重要な、公衆の被ばく線量限度についても、BSS-115とICRPの1990年勧告で異なる部分がある。具体的には、BSS-115においては、特別な状況においては、5年間の平均線量が1mSvを超えないと場合に限り、年間の実効線量として5(mSv)という基準が設定されている。このような基準は、ICRPの1990年勧告にはない。5（mSv/年間)という基準値は、コーデックス委員会(4-12)やWHO(4-10)による放射能に汚染された飲食物摂取制限の誘導介入放射能濃度を算出する際に用いられた被ばく線量限度と同じ値である。

（2）誘導介入放射能濃度

BSS-115においては、表4.3-8に示すように、放射性緊急時の場合の基準と同じ値が示されている(4-5)。このことは、食品に関する放射能汚染の基準が、より一般的な国際基本安全基準にも取り入れられたことを示している。

表4.3-8　IAEAの国際安全基準で示された食品中の誘導介入放射能濃度レベル

放射性核種	介入レベル(kBq/kg)	
	一般食品	牛乳、乳幼児食
^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{89}Sr	1	1
^{131}I		0.1
^{90}Sr	0.1	
^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu	0.01	0.001

（3）最新の緊急時対応についての基準

IAEAが2002年に発表した、「原子力又は放射能による緊急事態のための対策及び対応」(4-13)においても、食品の摂取制限に関しては表4.3.1と同じ基準が用いられている。

---

[13] 国際原子力機関（IAEA）は、1996年に「電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準（International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources.）IAEA SAFETY SERIES No.115」（BSS）を刊行した。

４．４　食品安全に関する国際機関の基準

４．４．１　事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン

コーデックス委員会（FAO/WHO 合同食品規格委員会）は、消費者の健康の保護、食品の公正な貿易の確保等を目的として、1962 年に FAO 及び WHO により設置された国際的な政府間機関であり、国際食品規格（コーデックス規格）の作成等を行っている。我が国は 1966 年より参加している。

（１）コーデックスによるガイドラインレベル

第 18 回コーデックス委員会（1989 年ジュネーブ）では、「事故による放射能汚染後の食品中放射性核種のガイドラインレベル」が採択された[4-12]。このガイドラインレベルは、原子力事故後の一年間に適用される。ガイドラインの目的と各国に求められる対応は以下の通りである。

ガイドラインの目的	ガイドラインレベルは、国際貿易で移動する食品の規制に使用することが目的である。
各国の対応	国際貿易で移動する食品が、ガイドラインレベルを上回る場合、各国の政府はその食品をその国内あるいは管轄区域内で流通させるべきかどうか、どのような状況で流通させるべきかを決定しなければならない。

コーデックス委員会が定めたガイドラインレベルを表 4.4-1 に示す。

表 4.4-1　事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン

	単位因子（核種）摂取当たりの線量(Sv/Bq)	代表核種	レベル (Bq/kg)
一般消費用食品	10^{-6}	^{241}Am, ^{239}Pu	10
	10^{-7}	^{90}Sr	100
	10^{-8}	^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs	1000
牛乳及び乳児食品	10^{-6}	^{241}Am, ^{239}Pu	1
	10^{-7}	^{131}I, ^{90}Sr	100
	10^{-8}	^{134}Cs, ^{137}Cs	1000

この値は、事故の後、国際貿易で移動する食品を汚染している放射性核種だけに適用するよう設定されている。食品中に常に存在する天然起源の放射性核種は適用外である。また、このガイドラインレベルの適用期間は、原子力事故の後の一年間である。原子力事故とは、放射性核種の環境への放出に制御が効かなくなり、国際貿易に供される食品の汚染を招く状況を意味する。

なお、このガイドラインレベルは、著しく保守的な仮定にもとづいていることから、単位核種摂取当たりの線量グループの間での寄与を加える必要はなく、３グループはそれぞれ独立して取り扱うべきものとされている。しかしながら、事故により食品の汚染を起こしている放射性核種が、同一の線量グループで複数ある場合には、それぞれの放射能濃度を足し合わせてガイドラインレベルと照らし合わせなければならない。例えば、単位核種摂取当たり線量が 10^{-8} (Sv/Bq)のグループに

対する 1000(Bq/kg)という値は、その線量グループに割り当てられる全ての核種による汚染物質の合計である。

表 4.4-1 に示されたレベルは、消費用に調整された食品に適用することを目的としたものである。乾燥或いは濃縮食品を希釈或いは還元する前に適用するのであれば、必要以上に厳密にこれらのレベルを適用する必要はないとされている。

（2）ガイドラインレベルの算定方法

被ばく線量の参考値は、検討当時の公衆の年間線量限度 5(mSv) とされた。この他、

・平均的な年間の総食品消費量

・様々な放射性核種の単位摂取当たりの線量

・食品消費パターン

を仮定して、(4.4.1)式によりガイドラインレベルが算出された。

$$\text{レベル} = \frac{RLD}{m \times d} \qquad (4.4.1)$$

ここで、

RLD = 被ばく線量の参考値（Sv）

m = 食品消費量（kg）

d = 単位核種摂取当たりの線量（Sv/Bq）

である。

レベルを計算する際に以下の仮定がおかれた。

仮定①	参考値である、5(mSv)は、ほとんどの放射性核種について事故後の最初の一年間の摂取に起因する内部被ばくの預託線量当量である。極めて保守的な仮定がおこなわれているため、結果的に個人の被ばく線量はわずか 1 (mSv)程度で、それを超えることはほとんどありそうにない。
仮定②	550(kg)の食品が年間に消費され、その全てが汚染されている。
仮定③	対象となる放射性核種（^{131}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{90}Sr, ^{239}Pu）の単位摂取当たりの線量は便宜上、次の 3 つのクラスに分けられ、一般公衆に適用する。 10^{-6}Sv/Bq： ^{239}Pu 及び他のアクチニド[14]など。 10^{-7}Sv/Bq： ^{90}Sr 及び他のベータ核種[15]など。 10^{-8}Sv/Bq： ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{131}I など。 乳児用食品及び牛乳に関しては、単位摂取当たりの線量として 10^{-5}Sv/Bq が 10^{-6}Sv/Bq の代わりに使用され、^{131}I は 10^{-7}Sv/Bq クラスの放射性核種に入れられた。

[14]原子番号８９のアクチニウムから１０３のローレンシウムに至る１５の元素の総称。

[15]ベータ線を放出する核種。

これらの仮定を(4.4.1)式に適用すると、10^{-8}Sv/Bq グループの放射性核種の一般公衆に対するレベルは、以下の通りとなる。

$$\frac{5\times10^{-3}}{550\times10^{-8}}=909(Bq/kg)$$

この値は 1000(Bq/kg)にまとめられた。アクチニドについては単位核種摂取当たりの線量が 100 倍なので、この値は 10(Bq/kg)となり、10^{-7}(Sv/Bq)クラス(^{90}Sr 等)の放射性核種については 100(Bq/kg)とされた。

WHO は、「食品中の放射性核種の派生介入レベル」(4-10)において、乳児用に別のガイドラインを提案している。その値は、乳児の牛乳の消費量として 275(ℓ/年)、^{90}Sr, ^{131}I, ^{137}Cs の乳児に対する線量変換係数を、1.1×10^{-7}(Sv/Bq)、3.6×10^{-6}(Sv/Bq)、1.0×10^{-8}(Sv/Bq)と設定している（1 歳児に対して)。こうして得られた、乳幼児に対する WHO ガイドラインレベルは以下のとおりである。

^{90}Sr　160　(Bq/ℓ)
^{131}I　1600　(Bq/ℓ)
※甲状腺に対する線量の参考値を 50(mSv)、^{131}I の平均寿命を 11.5 日として算出
^{137}Cs　1800　(Bq/ℓ)

しかしアルファ線を放出するアクチニドを摂取する乳児の単位核種摂取当たりの線量は検討当時に、上向きに改正されており、慎重な措置として牛乳及び乳児食品を消費する乳児には、これらの放射性核種に対する単位核種摂取当たりの線量として 10^{-5}(Sv/Bq)が適用された。

また、乳児の感受性を反映させるため、^{131} I の単位核種摂取当たりの線量は 10^{-7}(Sv/Bq)が割り当てられ、^{90}Sr と同じクラスに置かれた。

4．4．2　放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン

チェルノブイリ事故発生後、WHO は各国の規制当局が自国から遠くはなれた地域で発生した原子力事故により食品の放射能汚染に対して、被ばくによる公衆のリスク低減を図るための意思決定（政策決定）の助けとなるガイドラインを作成することが有用であると判断した。参考文献(4-10)は、WHO によるガイドラインの作成を解説したものである。

誘導介入レベルは、(4.4.2)式で算出されている。

$$DIL = \frac{RLD}{m \times d} \qquad (4.4.2)$$

ここで、

DIL ＝ 誘導介入レベル

RLD ＝ 被ばく線量の参考値（Sv）

m ＝ 食品消費量（kg）

d ＝ 単位核種摂取当たりの線量（Sv/Bq）

である。

（1）介入の線量レベル

WHO は、ICRP が原子力事故発生地域の近隣の公衆に対する介入線量レベル 5(mSv/年)[4-4]を、事故発生地域から離れた国々の公衆にも適用可能であるとした。なお、ICRP が示した介入線量レベルは、事故発生から 1 年間を想定している。WHO は、この介入線量レベルにもとづいて、誘導介入レベルを算出した。なお、内部被ばく線量 5mSv は、甲状腺のみが被ばくしたとすると、甲状腺線量で 167mSv と過大な線量になるため、ヨウ素の介入線量レベルを検討する際には、甲状腺線量 50(mSv/年)が用いられた。

（2）食物摂取データ

140 の国と地域の食物摂取データが検討され、表 4.4-2 に示すように、7 種類の食品のカテゴリーと、8 種類の食習慣の異なるグループに分類された。

表 4.4-2　食習慣の異なるグループ別の食物摂取データ（単位：kg／年）

食習慣別の地域グループ	穀類	根菜	野菜	果物	肉	魚	牛乳
アフリカ	127.4	134.8	25.9	45.2	16.8	15.0	28.9
中央アメリカ	113.2	46.0	38.8	98.6	42.3	18.7	82.2
中国	171.7	85.8	85.2	5.5	15.0	8.9	1.9
東地中海	188.2	19.3	91.6	101.5	30.4	8.4	74.3
ヨーロッパ	121.1	72.7	86.7	81.4	75.3	20.2	154.9
極東	206.6	28.4	54.3	48.3	21.5	24.4	33.6
北米	161.9	20.0	63.4	63.9	24.0	7.3	77.2
南米	129.5	67.6	34.2	83.2	48.4	14.4	70.7

誘導介入レベルの算出に当たっては、個別の食習慣グループの食物摂取データではなく、標準化された単一のデータが用いられた。標準化に当たっては、表 4.4-2 の食習慣グループ別の最大の食品摂取量を規格化したデータが用いられた。規格化は、表 4.4-2 の各食品の最大値の合計 785(kg)を、FAO による年食品摂取量の 550(kg)すること、すなわち表 4.4-2 の食品別の最大値の 0.7 となる値をもとに行われた。表 4.4-3 に示すように、標準値は規格化された値の端数を切り捨てたものである。

表 4.4-3　食物摂取量の地域別最大値と標準化された値（単位：kg／年）

	穀類	根菜	野菜	果物	肉	魚	牛乳
最大値	205	135	90	100	75	25	155
標準値	140	100	60	70	50	15	105

なお、飲料水については、成人の場合 700(ℓ／年)が用いられた。

（2）対象核種

事故によって放出される核種の範囲は、施設のタイプと事故の性質と重大さに依存する。全ての核種について誘導介入レベルを設定することも可能だが、実際には最も潜在的影響の大きい核種について計算する。重要核種は、施設の安全解析や、いろいろな事故の状況における核種の組合せにより特定される。核種の範囲と量は施設のタイプで異なる。そのため施設と被ばく経路に対して決めておく必要がある。ここでは、事故によって放出されると考えられる核種であり、食物連鎖に取り入れられた場合に遠方の地域でも影響が出る長半減期の核種を対象とする。

以上の観点で検討した結果、表 4.4-4 に示した核種が、誘導介入レベル算定の対象とされた。検討においては、以下の文献のデータ等が参考とされている。

- Alpert, D.J. et al. “Relative Importance of Individual Elements to Reactor Accident Consequences Assuming Equal Release Fractions,” NUREG/CR-4467,(1986).
- Charles, D. et al. “Contributions of nuclides and exposure pathways to the radiological consequences of degraded core accidents postulated for the Sizewell PWR,” NRPB-M100,(1983).
- USNRC, “Reactor safety study: an assessment of accident risks in US commercial nuclear power plants,” WASH-1400, App.VI(NUREG-75/014),(1975).

表 4.4-4　原子力事故後の食品汚染で重要な核種

^{90}Sr
^{131}I
$^{134}Cs, ^{137}Cs$
^{239}Pu

（3）単位核種摂取当りの被ばく量

単位核種摂取当りの被ばく線量については、表 4.4-5 に示すデータが用いられた。

表 4.4-5　年齢に依存した単位核種摂取当りの被ばく量（Sv/Bq）

核種	1 歳年齢	10 歳年齢	成人
$^{90}Sr^{b}$	1.1×10^{-7}	4.0×10^{-8}	3.6×10^{-8}
$^{131}I^{c}$	3.6×10^{-6}	1.0×10^{-6}	4.4×10^{-7}
$^{134}Cs^{b}$	1.2×10^{-8}	1.2×10^{-8}	2.0×10^{-8}
$^{137}Cs^{b}$	1.0×10^{-8}	1.0×10^{-8}	1.3×10^{-8}
$^{239}Pu^{b}$	2.4×10^{-6}	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-6}

[a] ICRP が勧告するまでの暫定的な値.

[b] 実効線量当量への寄与

[c] 甲状腺の線量当量への寄与

上記の値は ICRP による勧告値とは異なり、様々な機関から発表されているデータを参考にしたものである[16]。なお、誘導介入レベルの算定に当たっては、上記のデータを丸めて、以下の 2 種類の単位核種当りの被ばく線量データが用いられた。

表 4.4-6　誘導介入レベルの計算に用いられた単位核種摂取当りの被ばく量（Sv/Bq）

分類	該当核種	単位核種摂取当りの被ばく量（Sv/Bq）
高い被ばく線量の核種	^{239}Pu	10^{-6}
低い被ばく線量の核種	^{90}Sr ^{131}I $^{134}Cs, ^{137}Cs$	10^{-8}

（4）誘導介入レベルのガイドライン

以下に示す前提で誘導介入レベルが求められた。

①最大年間預託線量当量を 5(mSv)とする。ただし、甲状腺の最大預託線量当量は 50(mSv)

[16]欧州共同体委員会(CEC:Commission of the Eulopean Communities), IAEA, Institute for Radiation Hygiene, Federal Health Office, Federal Public of Germany, National Radiological Protection Board　のデータを参照したと記述されているが参考文献は明示されていない。

②標準化された食物摂取データを用いる（表 4.4-3 参照）。

③単位核種摂取当りの被ばく量については、2 種類のクラスをもうける（表 4.4-6 参照）。

なお、乳児については放射線感受性が高いので、別途レベルが設定された。

7 つの食品カテゴリーと飲料水に対する誘導介入レベルのガイドラインを表 4.4-7 に示す。このレベルは、単一の核種で単一カテゴリーの食品が汚染された場合について適用される。

表 4.4-7　誘導介入レベルのガイドライン（単位：Bq/kg）

核種のクラス	穀類	根菜類	野菜	果物	肉	牛乳	魚	飲料水
I: 高線量率 (10^{-6}Sv/Bq)	35	50	80	70	10	45	350	7
II: 低線量率 (10^{-8}Sv/Bq)	3500	5000	8000	7000	10000	4500	35000	700

乳児については年間の食物摂取量として牛乳 275(kg)、飲料水 275(kg)を適用したガイドラインが別途、表 4.4-8 に示すように定められた。

表 4.4-8　乳児に対する誘導介入レベル（単位：Bq/ℓ）

核種	レベル
^{90}Sr	160
^{131}I	1600[a]
^{137}Cs	1800
^{239}Pu	7

[a] ^{131}I の半減期：11.5(day)，甲状腺線量：50(mSv)

複数のカテゴリーの飲食物が複数の放射性核種で汚染された場合、対応する誘導介入レベルは（4.4.3）式で計算する。

$$\sum_i \sum_f \frac{C(i,f)}{DIL(i,f)} \leq 1 \qquad (4.4.3)$$

ここで、

$C(i,f)$:　飲食物カテゴリー中の f 中の放射性核種 i の濃度

$DIL(i,f)$:　飲食物カテゴリー f の中だけに核種 i だけがあるとして計算した誘導介入レベル（表 4.4-7）

である。

4．5　諸外国の基準

（1）米国

米国の原子力緊急時の防護措置に係る介入レベルは、PAG(Ptotective Action Guides)として公的機関の防護対策や意思決定のために 1992 年にマニュアル化されている。[4-37] [4-38]飲食物については、FDA が 1982 年に策定した基準が盛り込まれている。事象を早期、中期、長期に分けて、被ばくの経路と防護対策を対応させている（図 4.5-1）。

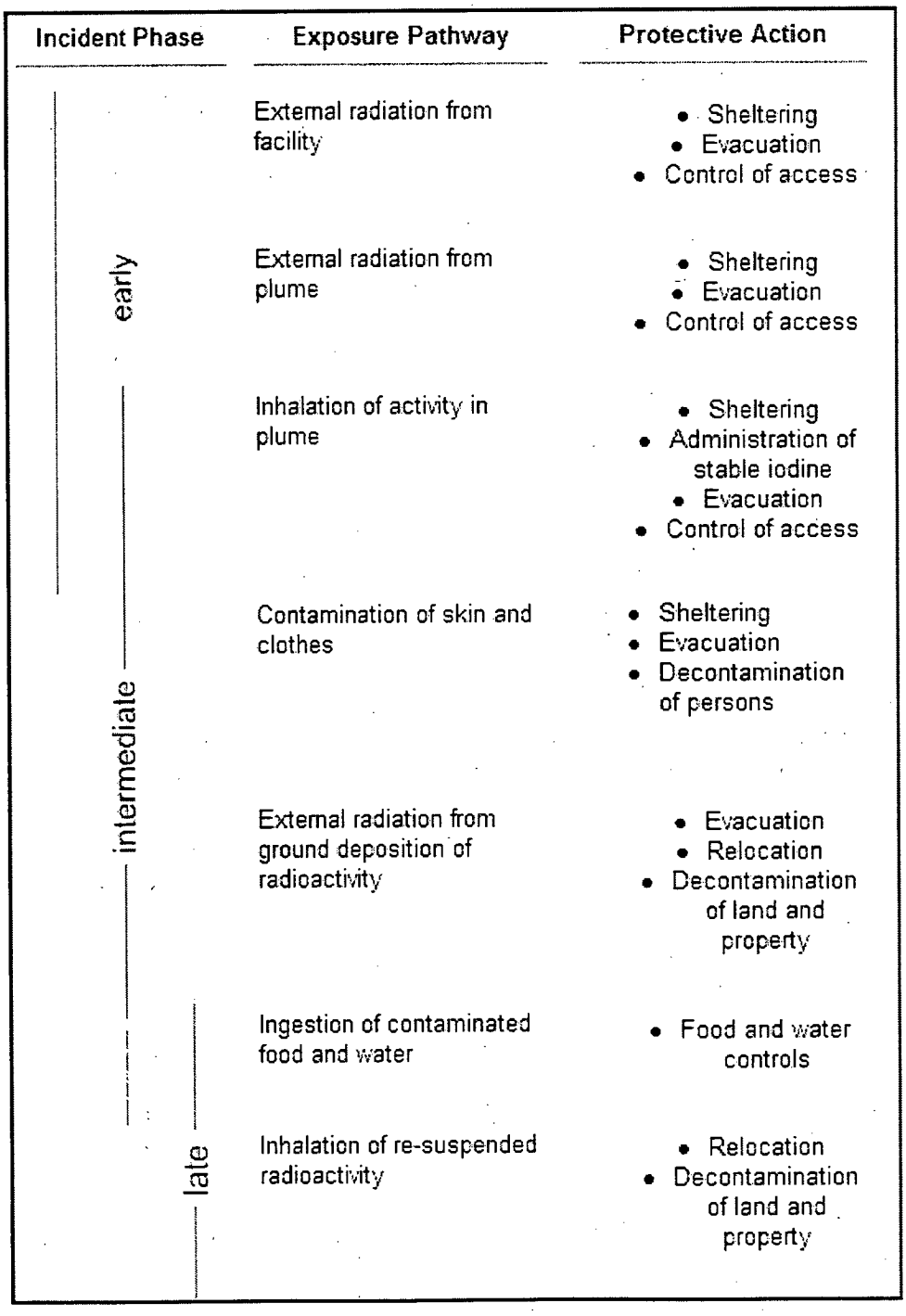


図 4.5-1　PAG における事象のフェーズと被ばく経路及び防護対策[4-37]

PAG には２種類あり、一つは食品や飼料の放射能汚染を予防あるいは低減して影響を最小限にする活動を行うための予防(preventive)PAG であり、甲状腺被ばくで 15mSv(1.5rem)、全身で被ばくで 5mSv(0.5rem)になる。もう一つは汚染された食品を市場から隔離したり、廃棄したりの判断をするための緊急 (emergency)PAG で、甲状腺被ばくで 50Sv(5rem)、全身で被ばくで 150Sv(15rem)に相当する。緊急時 PAG において健康災害が予測される場合は、影響を拡大する活動でも正当化される。(4-37)

対策レベルを次式で定義して、対策実施の基準としている。(4-37)

$$\text{対策レベル} = \frac{\text{総摂取量}[\mu Ci]^{※}}{\text{消費量}[kg]}$$

食品の消費量のデータは、U.S.Department of Agriculture Household Food Consumption Survey(1965～1966)から作られたもので、表 4.5-1 のとおりである。

表 4.5-1 PAG における食品消費量データ(4-37)

食品	一般公衆の平均消費量$[kg/day]$
ミルク、チーズ、クリーム、アイスクリーム	.570
脂肪、油	.055
小麦粉、シリアル	.091
ベーカリー製品	.150
牛肉	.220
鶏肉	.055
魚介	.023
タマゴ	.055
砂糖、シロップ、蜂蜜、糖蜜など	.073
イモ	.105
生野菜（イモを含む）	.145
缶詰、冷凍または乾燥野菜	.077
野菜ジュース	.009
果物（生）	.165
缶詰、冷凍または乾燥果物	.036
果物ジュース	.045
その他飲み物（ソフトドリンク、コーヒー、アルコール飲料）	.180
スープ及びグレービーソース（濃縮）	.036
ナッツ及びピーナッツバター	.009
合計	2.099

対策レベルは（ｉ)牧草への沈着（ii）食品や飼料の単位体積または単位質量中の量（iii）食事の総量中における特定の核種の放射能量によって求める。予防 PAG と緊急時 PAG に該当する対策レ

※ 1[Ci]=3.7×10[10][Bq], 米国では SI 単位の[Bq]ではなく、従来単位の[Ci]が使用されている。

ベルを食品量あたりの放射能量で表すと、表 4.5-1 及び表 4.5-2 のようになる。予防 PAG は 1 歳未満の幼児（胎児を含む）を評価基準として設定された。緊急時 PAG は幼児と成人に分けている。(4-37)

表 4.5-2　予防 PAG に対する対策レベル(4-37)

	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{89}Sr
初期の単位面積あたりの放射能沈着量 $[\mu Ci/m^2]$	0.13	2	3	0.5	8
食品（生の質量）中濃度 $[\mu Ci/kg]$	0.05	0.8	1.3	0.18	3
ミルク中のピーク濃度 $[\mu Ci/\ell]$	0.015	0.15	0.24	0.009	0.14
食事総量中の放射能 $[\mu Ci]$	0.09	4	7	0.2	2.6

（ 1[Ci]=3.7×10[10][Bq] ）

表 4.5-3　緊急時 PAG に対する対策レベル(4-37)

	^{131}I		^{134}Cs		^{137}Cs		^{90}Sr		^{89}Sr	
	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人
初期の単位面積あたりの放射能沈着量 $[\mu Ci/m^2]$	1.3	18	20	40	30	50	5	20	80	1600
食品（生の質量）中濃度 $[\mu Ci/kg]$	0.5	7	8	17	13	19	1.8	8	30	700
ミルク中のピーク濃度 $[\mu Ci/\ell]$	0.15	2	1.5	3	2.4	4	0.09	0.4	1.4	30
食事総量中の放射能 $[\mu Ci]$	0.9	10	40	70	70	80	2	7	26	400

（ 1[Ci]=3.7×10[10][Bq] ）

1982 年の FDA 基準は、放射線による癌発生確率が自然発生率に比例する相対リスクに関する FRC(Federal Radiation Council)のレポートにに基づいて作られた。ICRP の Publication26 による実効線量当量を取り入れている。(4-39)

（2）カナダ(4-40)

カナダでは、食品薬品法(Health Canada, 1981/1998)に基づいて、食品についての介入レベルを３つの食品グループについて、それぞれ年間 1mSv に設定している。３つの食品グループとは、①牛乳②その他の飲食物③公共水道水である。これは食事全体で年間 3mSv としていることによる。この介入レベルを被ばくが 1mSv にいたる誘導放射能量として対策レベルとしている。このレベルは Codex のガイドラインに適合している。

介入レベルの基準について、カナダ政府と州政府、他国及び国際機関と比較した表を表 4.5-4 に示す。

表 4.5-4 介入レベルの比較[4-40]

機関	防護対策				
	退避 (mSv)	避難 (mSv)	移転 (mSv)	安定ヨウ素剤 (mSv)	食品管理 (mSv)
カナダ政府	5（1日で）	50（7日で）	50（年間）	100	1(3)
Ontario 州政府	1-10	10-100	20（年間）	100-1000	5
Quebec 州政府	5 （発生初期）	10 （発生初期）	20 （1年目）	50	1年目： 2（食品毎） 2年目以降： 1（食品毎）
New Brunswick 州政府		50		100	5
米国(EPA)	5-50	10-50	50（生涯）	250	5
英国(NRPB)	3-30	30-300		30-300	3
IAEA(1994)	10（2日で）	50（7日で）	30（月間）	100	5
ICRP(1993)	5-50	50-500	5-15（月間）	50-500	10

（3） EU[4-41][4-42]

国際的な組織、ICRP、IAEA、WHO/FAO 及び EU はいずれも食品の回収／交換や農業対策の介入レベル（対策を講じた場合の回避線量のレベル）と対策レベル（介入を正当化できるだけの線量率や濃度の低下できるようなレベル）の基準を持っている。加えてコーデックス委員会は国際商取引における食品の移動に必要な品質を定めている。

EU 理事会では、ＥＵ加盟国に係る食品の流通や消費における不確実な要素を考慮した上で最大許容レベル(Maximum Permissible Level)を設定した。これは、将来事故が発生した場合には即発効できるように予め設定している基準であり、その後 3 ヶ月以内に事故及びその影響の実態を考慮した基準を再構築することとしている。加盟国は最大許容レベルの範囲内で介入レベルや対策レベルを設定する。

表 4.5-5 に EU 理事会が定めた最大許容レベルを示す。４つの放射性核種のグループに対して定めており、各グループの最大許容レベルは十分な余裕を持って設定してあるので他のグループと独立で使うことができる。

表 4.5-5　EU 理事会による基準に基づく最大許容レベル(4-41) (4-42)

核種グループ	乳児食 [Bq/kg]	日常食 [Bq/kg]	その他食品 [Bq/kg]	流動食 [Bq/kg]	飼　料 [Bq/kg]
ストロンチウム同位元素、特に ^{90}Sr	75	125	750	125	-
ヨウ素同位元素、特に ^{131}I	150	500	2,000	500	-
α線放出プルトニウム同位元素及び超プルトニウム元素、特に ^{239}Pu 及び ^{241}Am	1	20	80	20	-
半減期が 10 日以上の他の元素、特に ^{134}Cs 及び ^{137}Cs	400	1,000	1,250	1,000	豚：1,250 鶏：2,500 他：5,000

（4）英国(4-43) (4-44)

EU 理事会による汚染レベルに関する基準は、EU 全体で標準すべき基準として示されているものであり、市場中の食品の最大許容放射能濃度を定めるものである。この基準は EU 内で食品制限を導入した場合のメリットとデメリットの最適なバランスとして EU が判断したものである。英国では、この基準を食品及び環境保護法(the Food and Environment Protection Act)の下で実施している。

EU の基準には飲料水について介入レベルが与えられていないので、NRPB (National Radiological Protection Board)の推奨により、英国では飲料水に対する対策レベルとして EU 基準の流動食と同じものを推奨している。英国における飲料水に対する対策レベルを表 4.5-6 に示す。

表 4.5-6　英国における飲料水に対する対策レベル(4-43) (4-44)

核種グループ	対策レベル [Bq/kg]
ストロンチウム同位元素	125
ヨウ素同位元素	500
α線放出プルトニウム同位元素及び超プルトニウム元素	20
半減期が 10 日以上の他の元素（^{3}H、^{14}C 及び ^{40}K 除く）	1,000

1．チェルノブイリ事故影響による

核種	飲食物	基準
^{134}Cs ^{137}Cs	全ての輸入食	1，000（Bq/kg）
		1，000（Bq/kg）
		100（Bq/kg）
		100（Bq/kg）
		10（Bq/kg）
		1（Bq/kg）

2．防災指針における飲食物摂取制

核種	食	基準
放射性ヨウ素 （混合核種の代表核種：^{131}I）	食 牛 野	1，000（Bq/kg）
放射性セシウム	食 牛	1，000（Bq/kg）
	野 葉 根	1，000（Bq/kg）
		100（Bq/kg）
ウラン	食 牛	100（Bq/kg）
	野 葉 根	100（Bq/kg）
		10（Bq/kg）
	乳 （	1（Bq/kg）

誘導介入レベルガイドライン）

プルトニウム及び 超ウラン元素の アルファ核種 （^{238}Pu，^{239}Pu，^{240}Pu，^{242}Pu， ^{241}Am，^{242}Cm，^{243}Cm，^{244}Cm の放射能濃度の合計）	食 牛	基準
		35（Bq/kg）
	野 葉 根	50（Bq/kg）
		80（Bq/kg）
	乳 （	70（Bq/kg）
		100（Bq/kg）
		45（Bq/kg）
		350（Bq/kg）

3．ICRP63（放射線緊急時におけ

核種	飲食物	7（Bq/kg）
β/γ放出体	1種類の食品	3，500（Bq/kg）
α放出体	1種類の食品	5，000（Bq/kg）
		8，000（Bq/kg）
介入レベル　10（mSv/年）		7，000（Bq/kg）
		10，000（Bq/kg）

4．IAEA（Safety Series No. 115，19

核種	飲食物	4，500（Bq/kg）
^{134}Cs，^{137}Cs，^{103}Ru，^{106}Ru，^{89}Sr	食品一	35，000（Bq/kg）
	牛乳・	700（Bq/kg）
		1，800（Bq/ℓ）
^{131}I	牛乳・	1，600（Bq/ℓ）
^{90}Sr	食品一	160（Bq/ℓ）
^{241}Am，^{238}Pu，^{239}Pu	食品一	7（Bq/ℓ）
	牛乳・	

表 4.5-7　放射性物質により汚染された食品に関する主な基準

1．チェルノブイリ事故影響による日本における輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度

核種	飲食物	基準
^{134}Cs ^{137}Cs	全ての輸入食品	370(Bq/kg) ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計

2．防災指針における飲食物摂取制限に関する指標

核種	飲食物	指標
放射性ヨウ素 （混合核種の代表核種：^{131}I）	飲料水 牛乳・乳製品	3×10^{2}(Bq/kg)以上
	野菜類（根菜・芋類を除く）	2×10^{3}(Bq/kg)以上
放射性セシウム	飲料水 牛乳・乳製品	2×10^{2}(Bq/kg)以上
	野菜類 穀　類 肉・卵・魚・その他	5×10^{2}(Bq/kg)以上
ウラン	飲料水 牛乳・乳製品	20(Bq/kg)以上
	野菜類 穀　類 肉・卵・魚・その他	1×10^{2}(Bq/kg)以上
	乳幼児食として市販される食品 （調理され食事に供される形）	20(Bq/kg)以上
プルトニウム及び 超ウラン元素の アルファ核種 （^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{241}Am, ^{242}Cm, ^{243}Cm, ^{244}Cm の放射能濃度の合計）	飲料水 牛乳・乳製品	1(Bq/kg)以上
	野菜類 穀　類 肉・卵・魚・その他	10(Bq/kg)以上
	乳幼児食として市販される食品 （調理され食事に供される形）	1(Bq/kg)以上

3．ICRP63（放射線緊急時における公衆の防護のための介入に関する諸原則）

核種	飲食物	基準
β/γ放出体	1種類の食品に対して	1,000～10,000(Bq/kg)
α放出体	1種類の食品に対して	10～100(Bq/kg)

介入レベル　10(mSv/年)

4. IAEA(Safety Series No.115,1996)

核種	飲食物	基準
^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{89}Sr	食品一般	1,000(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食・飲料水	1,000(Bq/kg)
^{131}I	牛乳・乳幼児食・飲料水	100(Bq/kg)
^{90}Sr	食品一般	100(Bq/kg)
^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu	食品一般	10(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食・飲料水	1(Bq/kg)

5．IAEA(Safety Series No.109,1994)

核種	飲食物	基準
^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{89}Sr	食品一般	1,000(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食・飲料水	1,000(Bq/kg)
^{131}I	牛乳・乳幼児食・飲料水	100(Bq/kg)
^{90}Sr	食品一般	100(Bq/kg)
^{241}Am, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu	食品一般	10(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食・飲料水	1(Bq/kg)

6．CODEX(CAC/GL 5-1989)

核種	飲食物	基準
^{134}Cs, ^{137}Cs	食品一般	1,000(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食	1,000(Bq/kg)
^{131}I	食品一般	1,000(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食	100(Bq/kg)
^{90}Sr	食品一般	100(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食	100(Bq/kg)
^{241}Am, ^{238}Pu	食品一般	10(Bq/kg)
	牛乳・乳幼児食	1(Bq/kg)

7．WHO（放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン）

核種	飲食物	基準
Bqあたりの被ばく線量が高い核種 （10^{-6}Sv/Bq）	穀物	35(Bq/kg)
	根菜・芋類	50(Bq/kg)
	野菜類	80(Bq/kg)
	果物	70(Bq/kg)
	肉	100(Bq/kg)
	牛乳	45(Bq/kg)
	魚	350(Bq/kg)
	飲料水	7(Bq/kg)
Bqあたりの被ばく線量が低い核種 （10^{-8}Sv/Bq）	穀物	3,500(Bq/kg)
	根菜・芋類	5,000(Bq/kg)
	野菜類	8,000(Bq/kg)
	果物	7,000(Bq/kg)
	肉	10,000(Bq/kg)
	牛乳	4,500(Bq/kg)
	魚	35,000(Bq/kg)
	飲料水	700(Bq/kg)
^{137}Cs	乳幼児食	1,800(Bq/ℓ)
^{131}I	乳幼児食	1,600(Bq/ℓ)
^{90}Sr	乳幼児食	160(Bq/ℓ)
^{239}Pu	乳幼児食	7(Bq/ℓ)

参考文献

(4-1) 原子力安全委員会、"原子力発電所等周辺の防災対策について"、昭和 55 年 6 月 (平成 15 年 7 月一部改訂)

(4-2) 須賀 新一、市川 龍資 "防災指針における飲食物摂取制限指標の改定について"、保健物理、35(4)、pp.449-466(2000)

(4-3) "Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency," Safety Series No. 109, IAEA, Vienna, Safety Series No.109,(1994).

(4-4) "放射線の線源と影響：原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会への 1988 年報告書" (付属書 D) UNSCEAR 1988 REPORT SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

(4-5) ICRP Publication 67 (Annals of the ICRP 23, Nos.3-4), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 2: Ingestion Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1993).

(4-6) "International Basic Safety Standards For Protection Against Ionizing Radiation And For The Safety Of Radiation Sources," Safety Series No.115, IAEA VIENNA,(1996)

(4-7) ICRP Publication 56 (Annals of the ICRP 20, Nos.2), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 1", Pergamon Press, Oxford (1989).

(4-8) N.S.Jarvis, et al., "LUDEP 2.0:Personal Computer Program for Calculating Internal Doses Using the ICRP Publication 66 Respiratory Tract Model," NRPB-SR287,(1996).

(4-9) ICRP Publication 23, "Internal Commission on Radiological Protection, Task Group Report on Reference Man," Pergamon Press, Oxford (1975).

(4-10) "Derived Intervention Levels For Radionuclides In Food. Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident," WHO, Geneva, (1988).

(4-11) ICRP Publication 38 (Annals of the ICRP 11-13) Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions, Pergamon Press, Oxford (1983).

(4-12) " Guideline Levels For Radionuclides In Foods Following Accidental Nuclear Contamination For Use In International Trade," CAC/GL 5-1989.

(4-13) ICRP Publication 60 (Annals of the ICRP 21, Nos.1-3), "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", Pergamon Press, Oxford (1991).

(4-14) ICRP Publication 63 (Annals of the ICRP 22, No.4), "Principles for Protection of the Public in a Radiological Emergency", Pergamon Press, Oxford (1992).

(4-15) ICRP Publication 75(Annals of the ICRP 27, No.1), "General Principles for the Radiation Protection Workers", Pergamon Press, Oxford (1997)

(4-16) ICRP Publication 40 (Annals of the ICRP 14, No.2), "Protection of the Public in the Event of Major Ratioactive Accidents:Principle of Plannning" (1984).

(4-17) 草間朋子編：ICRP1990 年勧告 要点とその考え方, 日刊工業新聞社(1991).

(4-18) ICRP Publication 26(Annals of the ICRP 1, No.3), "Recommendation of International" commission on Radiological Protection", Pergamon Press, Oxford (1977).

(4-19) Report of National Committee on Radiation Protection, National Bureau of Standards Handbook 52, "Maximum Permissible Amounts of Radioisotopes in the Human Body and Maximum Permissible Concentrations in Air and Water", Superintendent of Documents, U.S. Government Printing Office, Washington D.C. (1953).

(4-20) "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", British Journal of Radiology, Supplement 6 (1955).

(4-21) ICRP Publication 2, "Recommendations of the International Commission II on Permissible Dose for Internal Radiation", Pergamon Press, Oxford (1960).
日本語訳：(社) 日本放射性同位元素協会、(財) 仁科記念財団:体内放射線の許容線量 ICRP シリーズ2 (1959)

(4-22) ICRP Publication 10, "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection Report on Committee IV on Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupation Exposure", Pergamon Press, Oxford (1968).

(4-23) ICRP Publication 19, "The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides", Pergamon Press, Oxford (1972).

(4-24) ICRP Task Group on Lung Dynamics, "Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract", Health Physics 19, 173-207, (1966).

(4-25)ICRP Publication 20 "Task Group Report on Alkaline Earth Metabolism in Adult Man , Pergamon Press, Oxford (1973).

(4-26) ICRP Publication 30, Supplement to Part 1. (Annals of the ICRP 3, Nos.1-4), "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers", Pergamon Press, Oxford (1979).
日本語訳：(社) 日本アイソトープ協会、(財) 仁科記念財団：作業者による放射性核種の摂取限度 Part1 ICRP Publication30 (1980)

(4-27) ICRP Publication 48 (Annals of the ICRP 16, Nos.2-3), "The Metabolism of Plutonium and Relates Elements", Pergamon Press, Oxford (1986).

(4-28) ICRP Publication 30 (Annals of the ICRP 19, Nos.4), "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers: An Addendum", Pergamon Press, Oxford (1988).

(4-29) ICRP Publication 66 (Annals of the ICRP 24, Nos.1-4), "Human Respiratory Tract Model for Radiological Pritection", Elsevier Science Ltd, Oxford (1994).

(4-30) ICRP Publication 71 (Annals of the ICRP 25, Nos.3-4), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 4: Inhalation Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1995).

(4-31) ICRP Publication 78 (Annals of the ICRP 27, Nos.3-4), "Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers", Pergamon Press, Oxford (1997).

(4-32) ICRP Publication 69 (Annals of the ICRP 25, No.1), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 3: Ingestion Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1995).

(4-33) "Metabolic and dosimetric models for application to members of the public" , National Radiological Protection Board, Chilton, NRPB-GS3 (1984)

(4-34) PHIPPS, A.W., KENDALL, G.M., STATHER, J,W, FELL, T.P., "Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides", National Radiological Protection Board,Chilton, Rep. NRPB-R245 (1991).

(4-35) "Gastro-intestinal absorption of selected radionuclides," A report by an NEA expert group. Paris, OECD/NEA (1988).

(4-36) 総務省統計局・統計研修所 (http://www.stat.go.jp/data/sekai/03.htm)

(4-37) United States Environmental Protection Agency, " Manual of Protective Action Guides And Protective Actions for Nuclear Incidents", EPA 402-R-92-001 (1992).

(4-38) United States Environmental Protection Agency, " Radiation Protection at EPA", EPA 402-B-00-001 (2000).

(4-39) U.S.Department of Health and Human Services, "Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies", Food and Drug Administration (1998).

(4-40) Ministry of Health(Canada), " Canadian Guidelines for Intervention During a Nuclear Emergency", Ministry of Health(Canada) (2003).

(4-41) Council of European Communities, " laying down maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs and feedingstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological emergency", Council Regulation(EURATOM) No. 3954/87 (1987).

(4-42) Belgian Nuclear Reserch Center, " A European Manual for 'Off-site Emergency Planning and Response to Nuclear Accidents'", Prepared for the European Commission Directorate-General Environment Contract SUBV/00/277065 (2002).

(4-43) Health Protection Agency(UK), " UK Recovery Handbook for Radiation Incidents : 2005", HPA-RPD-002, Health Protection Agency (2005).

(4-44) NHS Scotland, "Managing Incidents Presenting Actual or Potential Risks to the Public Health:", Guidance on the Roles and Responsibilities of Incident Control Team, Appendix 3 to J (2003).

５．放射性降下物の環境中の挙動および人体への影響に関する文献

５．１　放射性物質の放出から人体の健康影響にいたる過程

原子力発電所等の事故により放射性核種が環境中を移行して食品に取り込まれ、それを人間が摂取することにより体内に放射性核種が蓄積して放射線被ばく（内部被ばく）をもたらすおそれがある。そして、内部被ばくによって人体に様々な健康影響が生じるおそれがある。

原子力発電所等から放射性核種が放出されて人の健康影響にいたる経路を図 5.1-1 に示す。

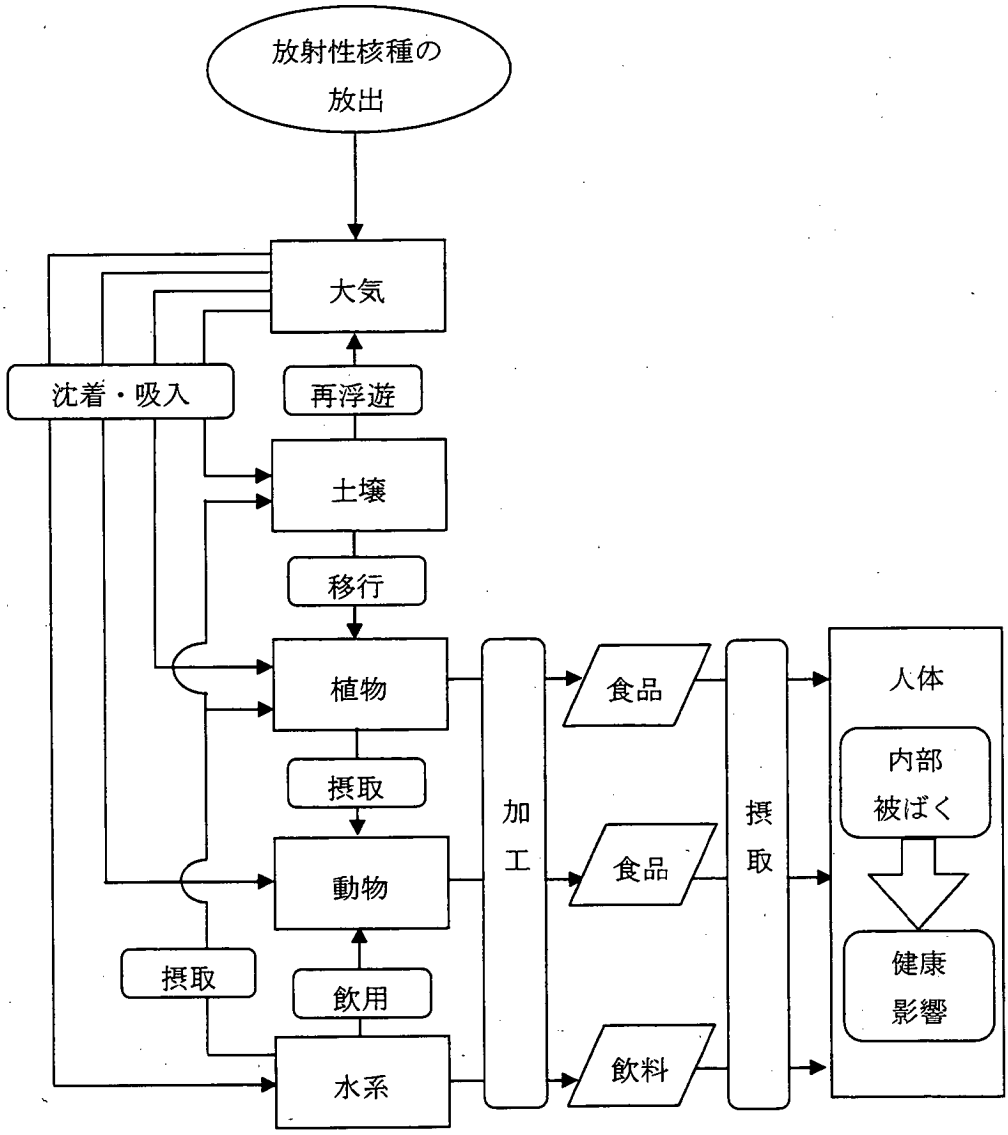


図 5.1-1　放射性核種が放出されてから人の健康影響にいたる経路

大気中に放出された放射性核種は、土壌、動植物あるいは海、湖沼、河川といった水系の上に沈着したり、動植物に吸入されたりする。土壌に沈着したものの一部は再浮遊して大気中に移り、また一部は植物の根から植物内に取り込まれる。植物は土壌内または水系から放射性核種を取り込む。動物は飲食によって植物や水系から取り込む。環境中の食材が食品になる場合は、洗浄されたり、不可食部を除いたり調理することにより放射性核種の一部が取り除かれる。食品として人体に取り込まれると代謝によって一部は排出されるが、一部は体内に残って内部被ばくをもたらし、健康影響にいたる。

本章では、図5.1-1の経路を放射線核種の移行の観点で分割して、それぞれについて参考となる文献を整理する。

５．２節では、放射性核種の環境中の移行を解明する取り組みとして、環境移行パラメータと環境移行モデルの例とモデルの検証事例及び国内での研究事例について述べる。

５．３節では、食品からの被ばくを評価する上で必要となる食品摂取のパターンについて述べる。

５．４節では、体内に取り込まれた放射性核種の人体への影響について述べる。

5．2　放射性核種の環境中の移行

5．2．1　環境移行パラメータの整備

核施設から放出される放射性核種による被ばくの影響を評価するための数学モデルでは、環境を幾つかのコンパートメント（区画）に分けて、その間を放射性核種が移行する割合をパラメータ化する方法が用いられる。IAEA では核施設からのルーチン放出において放射性核種が環境中を移行するパラメータを整備して、Sefety Series No.57 としてまとめた。Sefety Series No.57 のパラメータは、被ばく線量が限度を超える可能性を低くすることを意図して安全側に設定されていた。

IAEA では、実際的な評価に必要となる「ベストな推定値」としてのパラメータを IUR (the International Union of Radioecologists) [1]と協力して整備して、Technical Report Series No.364（以下、TRS364）(5-1)としてまとめた。TRS364 では、ハンドブック中のパラメータはあくまで一般的な条件での推定値であり、対象地域の特性的なデータがあればそれを使用すべきであると記されている。しかし実際のところ、TRS364 は膨大な移行パラメータが掲載されているので殆どの影響評価において引用されている。例えば、IAEA の Sefety Series No.57 の見直し版 IAEA Safety Report Series No.19(5-2)における国際的な手法研究においても活用されている。わが国特有の土壌、生態系、食習慣等を考慮したパラメータ研究においても、TRS 364 が参照されている。

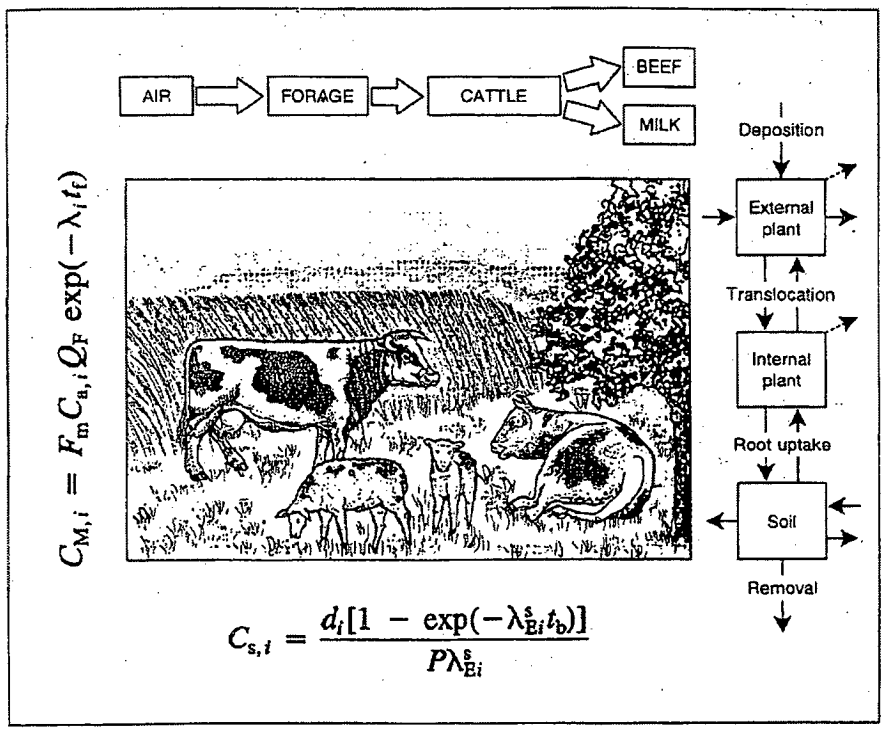


図 5.2-1　放射性核種の環境移行モデル図）（TRS364 の表紙より）

[1] IUR(International Union of Radioecologists) ：国際放射生態学者連合（International Union of Radioecology)。本部フランス。放射線生態学の専門家間の情報交換等を目的とした非政治的・非営利的な科学的組織。（ホームページ http://www.iur-uir.org/）

IAEA では、これまでに核燃料サイクルや核廃棄物処分に関連して放射性核種の環境中挙動を明らかにし、その性質を解析するために、一連の国際協同プロジェクトを実施し、環境影響評価の手法の改善に努めてきた。旧いものから順に挙げると、

VAMP （Varidation of emvironmental Model Prediction) (5-3) (5-4)

BIOMOVIS II（Biospheric Model Varidation Study)

BIOMASS (Biospheric Modeling and Assessment) (5-5)

EMRAS (Emvironmental Modeling for Radiation Safety)

である。EMRAS は現在進行中のプログラムであり、そのワーキンググループの１つでは、チェルノブイリ後の情報や新たな実験結果等をもとに TRS364 の見直しを行っている。特に重要な見直しのポイントは、TRS364 以降のチェルノブイリ後の情報や新たな実験結果をもとに、パラメータの数値の不確実性を特定することと、動的なパラメータを導入することである。見直し作業は 2007 年に終了する計画である。

５．２．２　環境移行パラメータ(5-1)

（１）農産物（植物）への移行

環境中から農産物への移行経路は様々である。大気からの乾燥沈着あるいは降雨沈着や、灌漑の水が汚染されている場合など、植物の表面が汚染する。さらに、風などで地表から再浮遊して汚染する場合もある。表面に付着した放射性核種の一部は植物内部に吸収される。他にも、植物の根を経由して土壌中の放射性核種を取り込んで汚染する場合がある。

植物中の放射能は、放射性核種自身が壊変して低減する他に、植物の成長に伴い希釈（植物の単位体積あたり放射能が低下する）されたり、放射性核種が水により洗い流されたり植物内から外部へ染み出したりする。また、動物によって食べられたり農作物として収穫されることにより、放射性核種が除去される場合がある。

植物に関する放射性核種の環境との移行の主要なパラメータは以下のとおりである。

①大気から植物への沈着

植物上に沈着した放射性核種はある割合で植物に捕捉される。

$$1-f=\exp(-\mu B)$$

ここで、f は最初に植物上に留められる物質の割合、B (kg/m^2)は単位面積あたりの植物の乾燥質量、μ (m^2/kg)は捕捉係数である。

TRS364 では、乾燥沈着に対してはμ、降雨沈着に対しては(f/B)がデータとして整理されている。(表 5.2-1)

表 5.2-1　降雨沈着による放射能に対する単位植物質量あたりの移行比率(f/B)[5-1]

植物 t	トレーサ r	雨量 tion (mm)	f/B (m^2/kg) Mean	SD[a]
牧草 e	Sr	0.08	3.3	0.56
ウシノケグサ	Sr, Cs, Fe	0.1	2.7	0.49
ウシノケグサ	Tc		1.1	0.05
芝生	I	1	4.3	
		2	1.6	
		4	1.1	
		8–12	0.6	
		16–22	0.3	
	Water	1	6.2	
		2	4.3	
		4	1.8	
		8–12	1.2	
		16–22	0.5	
	Sr	1	7.6	
		2	5.1	
		4	4.8	
		8–12	4.2	
		16–22	1.3	
クローバ r	I	1	8.7	
		2	4.1	
		4	2.5	
		8–12	1.0	
		16–22	0.4	
	Water	1	11.	
		2	5.9	
		4	4.0	
		8–12	2.2	
		16–22	0.9	
	Sr	1	8.2	
		2	8.0	
		4	8.2	
		8–12	8.6	
		16–22	4.3	
にんじん ots	Cs	1	3.6–4.4	
つるなしインゲン ıs	Cs	1	0.72–6.0[b]	
キャベツ ıge	Cs	1	0.45–1.1[b]	

a 平均値の標準偏差

b 成長期における減少

これらのデータはVAMPの第二レポート[5-3]のレビューを反映している。主なレビュー結果は次のとおりである。

1）捕捉係数fは質量捕捉係数f/Bよりも変動が大きい。

2）乾燥沈着の質量捕捉係数f/Bの変動は、小さい粒子に対して小さい。大きい粒子に対しては、濡れた植物の表面は乾燥した降下物の捕捉は乾燥した面に対して3倍以上である。

3）降雨沈着放射能の質量捕捉係数f/Bは、化学的条件に高く依存する。陽イオンの値は陰イオンよりも高い。

4）生物量に対する捕捉の割合の関係は牧草と他の葉の作物に関してデータが多いが、穀類、果物及び野菜など他の作物に対しては生長期間の半分、葉の面積に対する正規化が必要なため適用可能なデータは限られている。

5）多くのモデルでは捕捉割合または質量捕捉係数を沈着速度を用いて計算する乾燥沈着放射能に適用しているが、沈着速度は沈着の時間積分放射能に対する植物表面上の放射能の関係として決定されることが多い。

6）ルーチン放出の放射線学的影響の予測モデルにおいては、一般的で経験に基づく捕捉係数を乾燥沈着及び降雨沈着に対して整備しておくのがよい。状況別の寄与を考慮するためには個別にモデル化して検討すべきである。

②葉から植物内への移行

植物において葉から吸収されて各器官へ移行することは沈着とは別プロセスとして扱われ、移行係数は次のように定義されている。

$$\mathrm{TLF}=\frac{\text{収穫時に可食部の放射能濃度}\left(Bq/kg\right)}{\text{沈着時に葉}\ 1\mathrm{m}^2\ \text{あたりに留まった放射能量}\left(Bq/m^2\right)}$$

TRS364の移行係数を表5.2-2に示す。

③植物内の放射性核種の減少

植物の放射性核種が減少する理由として、放射能の減衰、降雨・灌漑等の外的要因、植物の成長に伴う内的な要因に基づくものを総合的に評価して汚染量の減少は次式で定義されている。

$$\mathrm{M/M_0}=\exp\left(-t/\tau\right)$$

ここで、$\mathrm{M_0}$及びMは、それぞれ最初に留まった量及び時間t後の質量、τは経験的に求められた時定数である。成長期にはτはおよそ15日である。

④土壌から植物への取り込み

土壌から植物への放射性物質の取り込みは、移行係数B_Vで記述される。B_Vは、植物と土壌の放射性核種の濃度比（濃度は乾燥質量あたりの放射能で表す）である。

TRS364では、ナトリウム、クロム、マンガン、鉄、コバルト、ニッケル、銅、亜鉛、ルビジウム、ストロンチウム、イットリウム、ジルコニウム、ニオブ、モリブデン、テクネチウム、ルテニウム、ロジウム、銀、アンチモン、テルル、ヨウ素、セシウム、バリウム、ランタン、セリウム、プラセオジム、ネオジム、タングステン、鉛、ポロニウム、ラドン、トリウム、ウラン、ネプツニウム、プルトニウム、アメリシウム、キュリウムの各核種について、作物ごと放射性核種の移行係数B_Vのデータの一部を表5.2-3に示す。

表 5.2-2　移行係数(m^2/kg)[5-1]

Nuclide	Crop	Time to harvest (d)					
		0	10	20	40	60	90
Be	Barley	—	—	6×10^{-2}	4×10^{-3}	4×10^{-4}	8×10^{-7}
Na	Barley	—	—	1×10^{-1}	5×10^{-2}	7×10^{-3}	3×10^{-4}
Cr	Barley	5×10^{-2}	—	—	3×10^{-2}	7×10^{-3}	2×10^{-4}
Mn	Cereals	3×10^{-2}	4×10^{-2}	9×10^{-2}	8×10^{-2}	4×10^{-2}	2×10^{-3}
Fe	Cereals	1×10^{-2}	2×10^{-2}	3×10^{-2}	5×10^{-2}	3×10^{-2}	1×10^{-2}
Co	Cereals	3×10^{-2}	3×10^{-2}	5×10^{-2}	1×10^{-2}	5×10^{-2}	7×10^{-3}
Zn	Barley	5×10^{-2}	—	—	2×10^{-1}	2×10^{-1}	6×10^{-2}
Sr	Cereals	2×10^{-2}	4×10^{-2}	6×10^{-2}	5×10^{-2}	7×10^{-3}	6×10^{-6}
Ru	Cereals	—	5×10^{-2}	4×10^{-2}	2×10^{-2}	2×10^{-3}	2×10^{-6}
Cd	Barley	—	—	—	5×10^{-2}	2×10^{-2}	6×10^{-5}
Sb	Cereals	—	8×10^{-2}	8×10^{-2}	7×10^{-2}	7×10^{-3}	5×10^{-5}
Cs	Wheat	—	5×10^{-2}	2×10^{-1}	2×10^{-1}	1×10^{-1}	2×10^{-2}
Cs	Barley	—	7×10^{-2}	9×10^{-2}	1×10^{-1}	9×10^{-2}	1×10^{-2}
Cs	Rye	7×10^{-2}	1×10^{-1}	2×10^{-1}	3×10^{-1}	3×10^{-1}	5×10^{-2}
Cs	Potato and carrot	1×10^{-2}	1×10^{-2}	1×10^{-2}	1×10^{-2}	1×10^{-2}	1×10^{-2}
Cs	Green beans	—	5×10^{-2}	6×10^{-2}	2×10^{-3}	—	—
Ba	Barley	—	—	5×10^{-2}	2×10^{-2}	3×10^{-3}	1×10^{-4}
Ce	Cereals	3×10^{-2}	3×10^{-2}	3×10^{-2}	2×10^{-2}	3×10^{-3}	3×10^{-4}
Hg	Barley	6×10^{-2}	—	—	3×10^{-2}	7×10^{-3}	2×10^{-4}
Pb	Barley	5×10^{-2}	—	—	3×10^{-2}	9×10^{-4}	8×10^{-7}

表 5.2-3　土壌から植物への移行係数（乾燥土壌と乾燥作物の単位質量あたりの濃度比 (5-1)

	Crop		N	Expected value	Uncertainty factor	95% Conf. range		Conditions
I	Grass		14	3.4E−03	10	3.4E−04	3.4E−02	none
	Not specified			2.0E−02				none
Cs	Cereals	Grain	220	1.0E−02	10	1.0E−03	1.0E−01	clay, loam pH=6
	Cereals	Grain	132	2.6E−02	10	2.6E−03	2.6E−01	sand, pH=5
	Cereals	Grain	14	8.3E−02	10	8.3E−03	8.3E−01	peat, pH=4
	Fodder		173	1.7E−02	10	1.7E−03	1.7E−01	clay, loam pH=6
	Fodder		22	2.9E−01	10	2.9E−02	2.9E+00	sand, pH=5
	Fodder		2	3.0E−01	10	3.0E−02	3.0E+00	peat, pH=4
	Grass		246	1.1E−01	10	1.1E−02	1.1E+00	clay, loam pH=6
	Grass		229	2.4E−01	10	2.4E−02	2.4E+00	sand, pH=5
	Grass		21	5.3E−01	10	5.3E−02	5.3E+00	peat, pH=4
	Pea, bean	Pod	124	1.7E−02	8	2.1E−03	1.4E−01	clay, loam pH=6
	Pea, bean	Pod	63	9.4E−02	8	1.2E−02	7.5E−01	sand, pH=5
	Root crops	Root	18	4.0E−02	10	4.0E−03	4.0E−01	clay, loam pH=6
	Root crops	Root	17	1.1E−02	10	1.1E−03	1.1E−01	sand, pH=5
	Tubers (potato)		67	7.0E−02	10	7.0E−03	7.0E−01	clay, loam pH=6
	Tubers (potato)		79	1.7E−01	10	1.7E−02	1.7E+00	sand, pH=5
	Tubers (potato)		3	2.7E−01	10	2.7E−02	2.7E+00	peat, pH=4
	Mixed green vegetables		165	1.8E−01	10	1.9E−02	1.7E+00	clay, loam pH=6
	Mixed green vegetables		90	4.6E−01	10	4.7E−02	4.5E+00	sand, pH=5
	Mixed green vegetables		2	2.6E−01	10	2.5E−02	2.7E+00	peat, pH=4
	Rice (irr.) soil-to-plant			5.0E−03				none
	Rice (irr.) water-to-plant			2.0E+01				none
	Tomato fruit		2	2.2E−01				none

⑤土壌粒子の再浮遊及び再付着

風によって地表から土壌粒子が空中に浮遊したり、雨などのしぶきといっしょに地表付近の放射性核種が植物に付着する場合を考慮する。

TRS364 の土の再付着の移行係数を表 5.2-4 のように整理している。

表 5.2-4　土壌の再付着する推定値(5-1)

条件	推定値（植物の乾燥質量〔kg〕に対する付着する土の乾燥質量〔g〕）
葉や草低めの推定値	
高さ　地表 40cm 以上	4
地表 40cm 以下	10
穀物の粒	<4
推定値の上限（通常の条件）	250
推定値の上限（嵐や動物の影響が大きい場合）	500

⑥土壌中の放射性核種の喪失(5-3)

植物上に放射性核種が沈着した後、放射能減衰とともに、環境影響による除去作用が働いて初期の汚染量から減少する。単一項の指数のメカニズムを仮定すれば、環境作用により除去される放射能量が半分になる時間は環境作用半減期(environmental half-time)T_wで決められる。このパラメータは環境作用喪失定数λ_wと次の関係がある。

$$\lambda_w = \frac{\ln 2}{T_w}$$

環境作用による喪失過程の放射能減衰を考慮すると、有効半減期T_{eff}または喪失定数λ_{eff}は以下のとおり計算できる。

$$T_{eff} = \frac{T_w \cdot T_r}{T_w + T_r}$$

ここで、T_rは放射線学上の半減期である。

環境作用による半減期への影響要因

環境作用による半減期は多くのプロセスの影響を受ける。特定のプロセスについて定量化することは困難である。それゆえT_wは植物における時間経過濃度から逆算して求められる。

【風による除去】

粒径の大きい放射能は風によって植物からゆすり落とされる。このプロセスは沈着後すぐに放射性物質の初期喪失になる。風の作用による表面磨耗や葉折れは塩粒子、ろう成分の突起、表皮及びその他表面の小部分を植物から除去する。

【水による除去】

降雨、霧、露、ミストは２つのプロセスで植物から放射性核種を除く可能性がある。洗い流しは植物表面から物質を除き、ろ過は植物内部に結合した物質を除く。直接的な風の除去のように洗い流しは沈着後すぐに最も効果的である。軽く続く霧雨のような降雨は短期間に大量の

雨が降るよりもろ過の効果が高い。ろ過は高い温度でも効果が増す。

【成長】

成熟するまで、葉植物の成長は級数的な過程と近似的にみなすことができる。結果として植物に関連するあらゆる物質の質量濃度は植物が成長するのとほぼ同じ速度で減少する。成長による希釈の影響は成長の各段階における農地管理及び成長期間中の天候条件に依存する。

集約的な農業システムでは植物の成長を模擬して収穫を最大にするために異なる種類の肥料がしばしば適用される。これは主に成長による希釈を増大させる。もう一つの重要なファクターは植物の水供給である。

土壌からの核種の喪失において最も重要なプロセスは地下水層におけるろ過であり、土壌中における放射性核種濃度と液層における濃度の比がパラメータ $K_D\left(\ell/kg\right)$ として整備されている。

$$K_D = \frac{\text{土壌中の放射能濃度}\left(Bq/kg\right)}{\text{溶解液中の放射能濃度}\left(Bq/\ell\right)}$$

TRS364 では、土壌から取り除かれる放射性核種の割合を表 5.2-5 のように整理している。

表 5.2-5　土壌における放射性核種の分配係数 K_D（ℓ/kg）(5-1)

Nuclide	Soil type							
	Sand		Loam		Clay		Organic	
	Expected	Range	Expected	Range	Expected	Range	Expected	Range
Ac	4.5×10^{2}		1.5×10^{3}		2.4×10^{3}		5.4×10^{3}	
Ag	9.0×10^{1}	2.5×10^{0} - 3.3×10^{3}	1.2×10^{2}	1.3×10^{1} - 1.1×10^{3}	1.8×10^{2}	8.1×10^{1} - 4.0×10^{2}	1.5×10^{4}	2.4×10^{3} - 8.9×10^{4}
Am	2.0×10^{3}	1.1×10^{1} - 2.6×10^{5}	9.9×10^{2}	6.0×10^{2} - 1.6×10^{5}	8.1×10^{3}	4.5×10^{1} - 1.5×10^{6}	1.1×10^{5}	3.6×10^{3} - 3.3×10^{6}
Be	2.4×10^{2}		8.1×10^{2}		1.3×10^{3}		3.0×10^{3}	
Bl	1.2×10^{2}		4.0×10^{2}		6.7×10^{2}		1.5×10^{3}	
Br	1.5×10^{1}		4.9×10^{1}		7.4×10^{1}		1.8×10^{2}	
Ca	9.0×10^{0}		3.0×10^{1}		4.9×10^{1}		1.1×10^{2}	
Cd	7.4×10^{1}	3.7×10^{0} - 1.5×10^{3}	4.0×10^{1}	1.6×10^{0} - 9.9×10^{2}	5.4×10^{2}	9.0×10^{1} - 3.3×10^{3}	8.1×10^{2}	8.2×10^{0} - 8.1×10^{4}
Ce	4.9×10^{2}	2.0×10^{1} - 1.2×10^{4}	8.1×10^{3}	4.0×10^{2} - 1.6×10^{5}	2.0×10^{4}	7.3×10^{3} - 5.4×10^{4}	3.0×10^{3}	
Cm	4.0×10^{3}		1.8×10^{4}	4.4×10^{3} - 7.3×10^{4}	5.4×10^{3}		1.2×10^{4}	
Co	6.0×10^{1}	2.2×10^{-1} - 1.6×10^{4}	1.3×10^{3}	9.9×10^{1} - 1.8×10^{4}	5.4×10^{2}	1.5×10^{1} - 2.0×10^{4}	9.9×10^{2}	4.9×10^{1} - 2.0×10^{4}
Cr	6.7×10^{1}	1.0×10^{0} - 4.4×10^{3}	3.0×10^{1}	9.1×10^{-2} - 9.9×10^{3}	1.5×10^{3}		2.7×10^{2}	1.2×10^{0} - 6.0×10^{4}
Cs	2.7×10^{2}	1.8×10^{0} - 4.0×10^{4}	4.4×10^{3}	3.3×10^{2} - 6.0×10^{4}	1.8×10^{3}	7.4×10^{1} - 4.4×10^{4}	2.7×10^{2}	2.0×10^{-1} - 3.6×10^{5}
Fe	2.2×10^{2}	1.2×10^{0} - 4.0×10^{4}	8.1×10^{2}	2.0×10^{2} - 3.3×10^{3}	1.6×10^{2}	6.7×10^{0} - 4.0×10^{3}	4.9×10^{3}	
Hf	4.5×10^{2}		1.5×10^{3}		2.4×10^{3}		5.4×10^{3}	
Ho	2.4×10^{2}		8.1×10^{2}		1.3×10^{3}		3.0×10^{3}	
I	1.0×10^{0}	1.3×10^{-2} - 8.5×10^{1}	4.5×10^{0}	8.2×10^{-2} - 2.4×10^{2}	1.8×10^{2}	8.2×10^{-2} - 3.3×10^{1}	2.7×10^{1}	5.0×10^{-1} - 1.5×10^{3}
Mn	4.9×10^{1}	3.0×10^{0} - 8.1×10^{2}	7.2×10^{2}	4.1×10^{0} - 1.3×10^{5}	1.8×10^{2}	3.3×10^{0} - 9.9×10^{3}	4.9×10^{2}	
Mo	7.4×10^{0}	8.2×10^{-1} - 6.7×10^{1}	1.3×10^{2}		9.0×10^{1}	8.2×10^{0} - 9.9×10^{2}	2.7×10^{1}	1.0×10^{1} - 7.4×10^{1}
Nb	1.6×10^{2}		5.4×10^{2}		9.0×10^{2}		2.0×10^{3}	
Ni	4.0×10^{2}	2.0×10^{1} - 8.1×10^{3}	3.0×10^{2}		6.7×10^{2}	1.6×10^{2} - 2.7×10^{3}	1.1×10^{3}	1.8×10^{2} - 6.6×10^{3}
Np	4.1×10^{0}	1.4×10^{-1} - 1.2×10^{2}	2.5×10^{1}	2.2×10^{0} - 2.7×10^{2}	5.5×10^{1}	2.7×10^{-2} - 1.1×10^{5}	1.2×10^{3}	5.4×10^{2} - 2.7×10^{3}

（2）　畜産物（牛乳、食肉及びタマゴ）への移行

動物食品における放射性核種濃度は、放射性核種の取り込み、動物の器官あるいは排泄物への代謝に依存する。動物あるいは動物食品の汚染は、呼吸や飲水によるものもあるが、大部分は汚染した餌を摂取することによる。

①動物の放射性核種の取り込み

動物の放射性核種の取り込みは動物の種類、大きさ、年齢、成長率、餌の消化率、ミルクの算出に依存する。

②餌から動物製品への移行

餌から動物製品への放射性核種の移行については、ミルクへ移行係数F_mとその他の動物製品への移行係数F_fに分けて整備されている。これらの移行係数は、動物製品1ℓ当たりまたは1kg当たりに、動物が一日に摂取する核種の量として定義されている。移行係数を利用する上では、平衡関係の確認と、新陳代謝、核種の化学的及び物理的形態及び食構成、年齢の影響を考慮する必要がある。

TRS364の飼料から牛のミルクへの移行係数F_mを表5.6に示す。TRS364には家畜の一日当たりの餌と水の量のデータも記載されている。

表5.2-6のデータのタイプは以下のとおりである。

a)一回の管理された線量、安定核種あるいはRIの餌。

b)繰り返し／継続的にRIの餌。

c)ミルクと餌の安定核種の濃度比較。

e)他のデータの付随データ。注意して使用のこと。

h)文献レビューに基づく。

i)利用可能なデータを調査して100日の推定モデル。

j)付属データによるレビューに基づく。

t)自己均衡的に制御されているため、使うべきでない。

表 5.2-6　飼料から牛のミルクへの核種の移行係数(d/ℓ) [5-1]

Element	Expected	Range	Type of data
^{3}H	1.5×10^{-2}		b
^{3}H(OBT)	note n		b,n
Na	1.6×10^{-2}	9.0×10^{-3}-2.5×10^{-1}	h,k,t
Mg	3.9×10^{-3}		c,t
P	1.6×10^{-2}		c,t
S	1.6×10^{-2}		c,t
Cl	1.7×10^{-2}	$1.5 \times 10^{-2} - 2.0 \times 10^{-2}$	h,t
K	7.2×10^{-3}		c,t
Tc	2.3×10^{-5}	$2.3 \times 10^{-5} - 1.1 \times 10^{-3}$	a,q,Tc-99m
			h,q,Tc-99m
	1.4×10^{-4}		a,q,Tc-95m
			a,q,Tc-95m
Mo	1.7×10^{-3}		a
Cr	1.0×10^{-5}		b
Mn	3.0×10^{-5}		a
Fe	3.0×10^{-5}		a
Te	4.5×10^{-4}		a,Te-123m
Co	note p	$6.0 \times 10^{-5} - 1.0 \times 10^{-2}$	
			a,h
			b,h
Ni	1.6×10^{-2}		h
Rb	1.2×10^{-2}		b
Sr	2.8×10^{-3}	1.0×10^{-3}-3.0×10^{-3}	i
Zr	5.5×10^{-7}		a
Nb	4.1×10^{-7}		a
Ca	3.0×10^{-3}		c,h
Ru	3.3×10^{-6}	$1.0 \times 10^{-7} - 2.0 \times 10^{-5}$	i,a,c
Ag	5.0×10^{-5}		h
Sb	2.5×10^{-5}		a
I	1.0×10^{-2}	$1.0 \times 10^{-3} - 3.5 \times 10^{-2}$	h
			b
			h
Cs	7.9×10^{-3}	$1.0 \times 10^{-3} - 2.7 \times 10^{-2}$	i
Ba	4.8×10^{-4}		a
Ce	3.0×10^{-5}		h
Hg	4.7×10^{-4}		a
Po	3.4×10^{-4}		a
Ra	1.3×10^{-3}	$1.0 \times 10^{-4} - 1.3 \times 10^{-3}$	g
U	4.0×10^{-4}	$7.3 \times 10^{-5} - 6.1 \times 10^{-4}$	h
Np	5.0×10^{-6}		h
Pu	1.1×10^{-6}	$3.0 \times 10^{-9} - 3.0 \times 10^{-6}$	i
Am	1.5×10^{-6}	$4.0 \times 10^{-7} - 2.0 \times 10^{-5}$	i

（３）　陸水生態系（魚類）への移行

水環境からの食品による被ばくとしては魚類及び軟体動物や甲殻類の無脊椎動物が考慮されている。被ばくに寄与するものとして沈殿物や浮遊物上の放射性核種と魚類の体内に蓄積される放射性核種が考慮されている。

①沈殿物及び浮遊物上の核種の取り込み

淡水中の粒子状物質への放射性核種の吸収は分布係数K_dとして表現される。固体粒子に吸収された放射性核種の量と溶解液中に残った放射性核種の量の比である。単位は(Bq/kg)または(Bq/ℓ)で表す。

②魚類への移行

放射性核種の水圏生物への混入は濃度係数B_pで表現される。B_pは生物臓器内の放射能濃度と水中の放射能濃度の比として定義されている。またB_pの設定に地域の特性を盛り込めるように、水中のカリウムやカルシウムの濃度、あるいは食魚性の魚類か否かなどをパラメータとする計算式を提唱する研究もある。

表 5.2-7 に、濃度係数B_pのデータを示す。

表 5.2-7　淡水魚の食べられる分量（ℓ/kg）に対する濃度比[5-1]

Element	Expected	Range
^{3}H	1	$6 \times 10^{-1} - 1$
He	1	
Be	1×10^{2}	
C	5×10^{4}	$5 \times 10^{3} - 5 \times 10^{4}$
N	2×10^{5}	
O	1	
Na	2×10^{1}	$2 \times 10^{1} - 1 \times 10^{2}$
P	5×10^{4}	$3 \times 10^{3} - 1 \times 10^{5}$
S	8×10^{2}	
Sc	1×10^{2}	$2 - 1 \times 10^{2}$
Cr	2×10^{2}	$4 \times 10^{1} - 2 \times 10^{3}$
Mn	4×10^{2}	$5 \times 10^{1} - 5 \times 10^{2}$
Fe	2×10^{2}	$5 \times 10^{1} - 2 \times 10^{3}$
Co	3×10^{2}	$10 - 3 \times 10^{2}$
Ni	1×10^{2}	
Cu	2×10^{2}	$5 \times 10^{1} - 2 \times 10^{2}$
Zn	1×10^{3}	$1 \times 10^{2} - 3 \times 10^{3}$
Br	4×10^{2}	
Rb	2×10^{3}	$2 \times 10^{2} - 9 \times 10^{3}$
Sr	6×10^{1}	$1 - 1 \times 10^{3}$
Y	3×10^{1}	
Zr	3×10^{2}	$3 - 3 \times 10^{2}$
Nb	3×10^{2}	$1 \times 10^{2} - 3 \times 10^{4}$
Mo	10	
Tc	2×10^{1}	$2 - 8 \times 10^{1}$
Ru	10	$10 - 2 \times 10^{2}$
Rh	10	
Ag	5	$2 \times 10^{-1} - 10$
Sn	3×10^{3}	
Sb	1×10^{2}	$1 - 2 \times 10^{2}$
Te	4×10^{2}	$4 \times 10^{2} - 1 \times 10^{3}$
I	4×10^{1}	$2 \times 10^{1} - 6 \times 10^{2}$
Cs	2×10^{3}	$3 \times 10^{1} - 3 \times 10^{3}$
Ba	4	$4 - 2 \times 10^{2}$
La	3×10^{1}	
Ce	3×10^{1}	$3 \times 10^{1} - 5 \times 10^{2}$
Pr	1×10^{2}	$3 \times 10^{1} - 1 \times 10^{2}$
Nd	1×10^{2}	$3 \times 10^{1} - 1 \times 10^{2}$
Pm	3×10^{1}	$10 - 2 \times 10^{2}$
Eu	5×10^{1}	$10 - 2 \times 10^{2}$
Ta	1×10^{2}	$1 \times 10^{2} - 3 \times 10^{4}$
W	10	$10 - 1 \times 10^{3}$
Hg	1×10^{3}	
Pb	3×10^{2}	$1 \times 10^{2} - 3 \times 10^{2}$
Bi	10	
Po	5×10^{1}	$10 - 5 \times 10^{2}$
Ra	5×10^{1}	$10 - 2 \times 10^{2}$
Th	1×10^{2}	$3 \times 10^{1} - 1 \times 10^{4}$
Pa	10	
U	10	$2 - 5 \times 10^{1}$
Np	3×10^{1}	$10 - 3 \times 10^{3}$
Pu	3×10^{1}	$4 - 3 \times 10^{2}$
Am	3×10^{1}	$3 \times 10^{1} - 3 \times 10^{2}$
Cm	3×10^{1}	$3 \times 10^{1} - 3 \times 10^{2}$

（4）　自然生態系中の食品への移行

自然生態系中の食品に関して TRS364 では、きのこ類、ベリー類、蜂蜜、狩猟動物、放牧動物などについて移行係数が整理されているが、VAMP Terrestrial Working Group の第 2 レポート[5-3]による報告に基づいている。

半自然生態系から取れる陸域から人への放射性核種の移行の潜在的な放射線学的重要性はチェルノブイリ事故以降明らかとなった。以前に開発されていた食物連鎖モデルはそのような移行は考慮されていなかった。これらの食品については汚染につながる過程が複雑であり、現時点で移行メカニズムの理解は完了していない。これらの理由により地表沈着と食品における汚染の経験的な関係を一括したパラメータによる方法を用いて表した。

自然生態系としては、原野、高地、湿地帯及びツンドラが含まれている。このような地域で取れる食材は一般公衆による消費は少ないが、狩猟者や、ベリーやきのこの採取者は比較的大きな量を消費する。

移行係数は単位面積あたりの地表降下物の放射能$\left(Bq/m^2\right)$に対する食材中の放射能濃度$\left(Bq/kg\right)$として整理されている。

表 5.2-8 に、半自然生態系で取れる食品への ^{137}Cs の移行係数を示す。

表 5.2-8　半自然生態系で取れる食品への ^{137}Cs の移行係数(m^2/kg)[5-1]

Food product	Expected value	Range
Fungi (dw)		
Cantharellus cibarius	3×10^{-1}	$1 \times 10^{-2} - 6 \times 10^{-1}$
Cantharellus tubaeformis	7×10^{-1}	$1 \times 10^{-1} - 1$
Lactarius trivialis	1.8	$2 \times 10^{-2} - 5$
Leccinum versipelle	1×10^{-1}	$5 \times 10^{-3} - 7 \times 10^{-1}$
Leccinum scabrum	3×10^{-2}	
Boletus edulis	7×10^{-2}	$3 \times 10^{-3} - 3$
Rozites caperata	1.9	$8 \times 10^{-1} - 3$
Xerocomus badius	1.5	$2 \times 10^{-1} - 7$
Xerocomus chrysenteron	1.0	$2 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-1}$
Berries (dw)		
Cloudberrry	1×10^{-1}	$2 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-1}$
Lingonberry	4×10^{-2}	$3 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-2}$
Bilberry	4×10^{-2}	$2 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-2}$
Honey (fw)	5×10^{-3}	$4 \times 10^{-5} - 1 \times 10^{-1}$
Game animals (fw)		
Moose meat	2×10^{-2}	$6 \times 10^{-3} - 3 \times 10^{-2}$
Roedeer meat	5×10^{-2}	$1 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-1}$
Red deer meat	3×10^{-2}	$2 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-2}$
Arctic hare	3×10^{-2}	$9 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-1}$
Brown hare	4×10^{-3}	$2 \times 10^{-3} - 5 \times 10^{-2}$
Domesticated animals (fw)		
Sheep meat	4×10^{-2}	$1 \times 10^{-2} - 7 \times 10^{-2}$
Goat milk	4×10^{-3}	$2 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-2}$
Cow milk	2×10^{-3}	$1 \times 10^{-3} - 2 \times 10^{-2}$
Beef	6×10^{-3}	
Reindeer (summer)	1×10^{-1}	$2 \times 10^{-2} - 1 \times 10^{-1}$
(winter)	8×10^{-1}	$6 \times 10^{-1} - 1$

（5） 食品加工における移行

食品中の放射性核種の濃度は工場や家庭における食品加工時の煮沸による抽出、不可食部分（ぬか、皮、骨、殻等）の除去、乾燥や希釈などによって変化する。これを考慮しないと被ばく量を過大に評価する可能性がある。

加工における放射性核種の移行パラメータとしては、元々の生の食材中の放射性核種の量に対する、加工後の放射性核種の量の比F_rとして整理されている。また併せて、食品が加工によって変化する質量の割合を加工効率P_eとして整理されている。

表 5.2-9 に食肉についての残留係数F_rと加工効率P_eのデータを示す。

表 5. 2-9 食肉の残留係数と加工効率(5-1)

Raw material	Method of processing	残留係数 F_r						加工効率 P_e
		Sr		Cs	I	Ru		P_e
Meat of mammals (cow, pig sheep, deer rabbit)	Boiling meat	*0.5*	0.4-0.9	*0.4*	0.2–0.7	0.6	0.3	0.7
	Boiling bone		0.99		0.2–0.3	0.98	0.7	1.0
	Frying, roasting or grilling meat		0.8		0.5–0.8			0.4–0.7
	Mincing meat				0.4			
	Microwave baking				0.4–0.5			0.4–0.7
	Pickling wet				0.1–0.7			0.9
	dry				0.8			
	Marinating				0.1–0.6			
	Sausage production				0.4–1.0			
Birds	Boiling meat		0.5					
	Baking meat				0.7–0.8			
Fish	Boiling meat		0.9	*0.7*	0.2–0.9			0.5–0.9
	Frying meat				0.8–0.9			0.7–0.8

5．2．3　チェルノブイリデータによるモデル検証

IAEA-BIOMASS は、環境中における放射性核種の移行を予測する機能を開発及び改善することを目的として、1996 年 10 月にウィーンで立ち上げられた。このプログラムのテーマは以下の３つであった。

テーマ１：放射能廃棄物処分

テーマ２：環境放出

テーマ３：生態系過程

テーマ２の下の線量再構築ワーキンググループでは、線量再構築の評価プロセスを検証するために、1986 年にチェルノブイリ原子力発電所から事故で放出された ^{137}Cs、ロシア連邦のブリャンスク地方のイプーチ集水地域における被ばくについて、シナリオを作成して複数のモデルの比較によるシナリオ演習を行った。

このプロジェクトには、ヨーロッパ、オーストラリア、米国、日本など世界の異なる地域から参加しており、多様な地理及び気候地域を代表している。モデルはいずれも国家が放射線学的状況に対する評価及び意思決定に用いる商業化されたあるいは公的なモデルや研究目的で開発されたものであった。参加したモデルの一覧を表 5.2-10 に示す。

計算は、幾つかのステージで行われ、最初の計算は参加者によるブラインドテストとして行われた。これらの初期の結果を解析によってモデラーは結果における誤った推定あるいは入力情報の誤った解釈を認識することができた。

シナリオ演習の最大の問題は、テストエリアの斑的汚染に対するデータの平均化、土中（根ゾーン）の ^{137}Cs の移入と生体内取り込みの模擬、対策の有効性のモデル化であった。全ての問題についてワーキンググループで議論をして、アイデアの交換することにより、モデルの改良が進められた。

図 5.2-3 にシナリオ演習における評価結果の例を示す。

表 5.2-10　BIOMASS シナリオ演習に参加したモデル

Model	Key participant(s)	Organization	Country	Previous experience with the model
LIETDOS (Lithuanian Dose assessment model) Computer codes: Visual Basic and FORTRAN	Tatiana Nedveckaite, Vitold Filistovic	Institute of Physics, Radiation Protection Department	Lithuania	Revision and updating of the release limitation system at Ignalina NPP, Lithuania. Assessment of radioecological consequences of the Chernobyl accident for Lithuania. Hanford scenario of the BIOMASS programme.
RadCon (Radiological Consequences model) Computer code: JAVA	Jagoda Crawford, Renate Domel	Australian Nuclear Science and Technology Organization	Australia	RadCon has been used in a study of the potential environmental impact on Australia following a hypothetical accidental release in the region.
TAMDYN-UV Computer code: PASCAL	Bela Kanyár	University of Veszprém	Hungary	CB and S scenarios of the VAMP programme. Hanford scenario of the BIOMASS programme.
CLRP (Concentration Levels Rapid Predictions) Computer code: EXCEL	Pawel Krajewski	Central Laboratory for Radiological Protection, Department of Radiation Hygiene	Poland	Assessment of radioecological consequences of the Chernobyl Accident for Poland. CB and S scenarios of the VAMP programme. Hanford scenario of the BIOMASS programme.
SPADE (Soil Plant Animal Dynamic Evaluation) Computer code: FORTRAN	Zitouni Ould-Dada	Food Standards Agency	UK	Model was used in the CB scenario of the VAMP programme and in an intercomparison of the UK terrestrial foodchain models (1995).
SENES Computer code: EXCEL	Iulian Apostoaei	SENES Oak Ridge, Inc.	USA	Developed for the present exercise.
OSCAAR (Off-Site Consequence Analysis Code for Atmospheric Releases in reactor accidents) Computer code: FORTRAN	Toshimitsu Homma	Japanese Atomic Energy Research Institute	Japan	Probabilistic safety assessment of nuclear reactors in Japan. Hanford scenario of the BIOMASS programme.
LINDOZ Computer code: FORTRAN	Dan Galeriu	Institute of Physics and Nuclear Engineering	Romania	CB and S scenarios of the VAMP programme. The 1994 version of the model was used with an early version of the scenario.
Authors calculations: ECOMOD (Ecological Model) Computer code: FORTRAN	Alexander Kryshev, Tatiana Sazykina	SPA "Typhoon", Obninsk	Russia	Assessment of radioecological situation in the area of the Leningrad NPP, Russia, before and after the Chernobyl accident. S scenario of the VAMP programme. Hanford scenario of the BIOMASS programme.

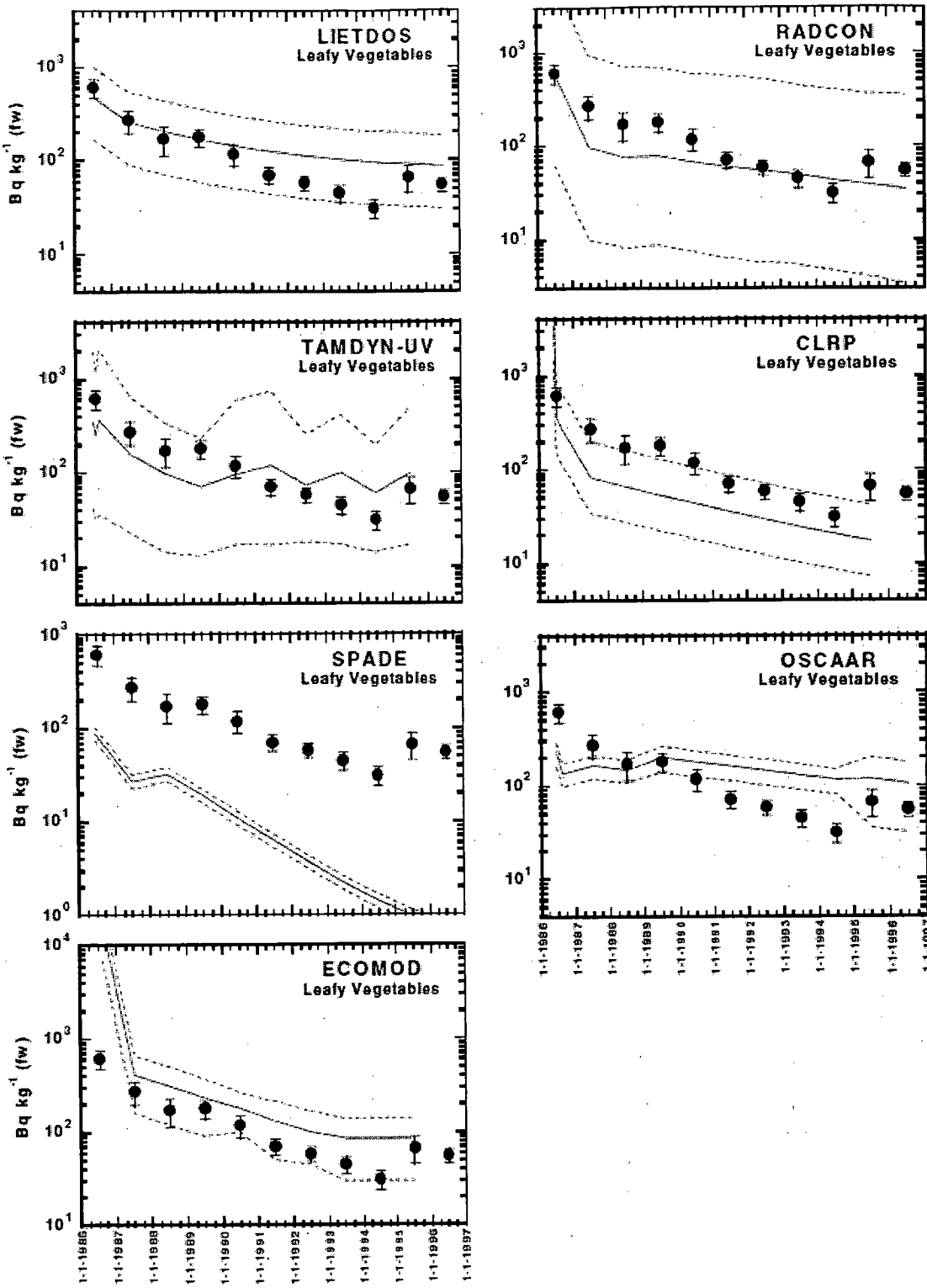


図 5.2-3　葉菜の ^{137}Cs 濃度（実線＝予測値、破線は 95%信頼幅、点は実測値、縦線は 95%信頼幅）

シナリオ演習による得られた知見は次のとおりであった。

1）概して、プロセスを詳細に記述した複雑なモデルは、多くのケースにおいて利用できないあるいは取得困難な、大量かつ高品質の入力情報を必要とする。放射線環境評価に用いるためのモデルの複雑性は、入力情報の利用可能性を踏まえるべきである。不十分な入力情報による複雑なモデルの使用は放射線環境学的な評価の目的に対して無益である。

2）幾つかの放射線環境学の計算コードは、一つの計算開始ポイントを持つ。例えば放射性核種の大気拡散と沈着である。そのような計算コードの固定的な構造は、選定した入力データが利用できなくて計算を他のポイント例えば土壌の汚染などから開始する必要がある場合、多くの困難を生じる。理想的には放射線環境学の評価に用いる商用コードは高度に柔軟であり、利用者に幾つかのサブプログラムのブロックを省略することを可能にしたり、もっとも適切な開始ポイントから計算を開始したりすることができるべきである。

3）イプーチシナリオ演習によりモデラーは農業対策（特に農薬による対策）が幾つかの重要なファクターにより特徴づけられる複雑な作用、植物と動物による放射性核種の生態系への取り込み、時間的な効果の継続、飽和効果、農耕地の肥沃化への間接的影響、となることを学んだ。

4）ここで扱われたモデルは放射性核種の大気拡散のモデル、植物表面の初期捕捉、放射能雲からの被ばく、牛における放射性核種の移行のモデルを含む。土壌への ^{137}Cs の移入モデルはまだ不完全である。異なるタイプの土壌に対するキーパラメータのデフォルト値はまばらである。

5）モデルの予測は、とりわけ線量再構築においてデータが不完全な状況に対して、パラメータ値の選択あるいは入力情報の解釈におけるモデラーの判断に強く依存しているおそれがある。

6）放射線環境学モデルにおける不確定性の解析は、専門家の個人的な判断から複雑なモンテカルロシミュレーション[2]まで、異なる仮定に基づいている。一般には、不確定性の評価のための標準的な手法を利用することは、モデラーの予測とテストデータを比較する上で非常な助けとなる。

7）ある特定の経路（例えば、果物、森林及び湖など）の詳細なモデルが開発されたので、多重の経路モデルに組み込むことができた。

---

[2]乱数を用いたシミュレーションを何度も行なうことにより近似解を求める計算手法。解析的に解くことができない問題でも、十分多くの回数シミュレーションを繰り返すことにより、近似的に解を求めることができる。但し、統計的な平均を求めるために膨大なデータを扱うので、結果を得るまでの時間が計算機の性能に大きく依存する。また、高い精度を得るにはデータ数を増やすのが最も簡単な方法であるが、そうすると計算回数が膨大になり、解析に時間がかかるという弱点もある。

５．２．４　日本における研究事例

IAEA では、環境中の放射性核種の挙動について移行パラメータを整備してハンドブック（IAEA Technical Report Series No. 364）[5-1]を出版した。しかし、同ハンドブックでも強調されているように、ハンドブックのパラメータはあくまでデータがない場合のデフォルト値であり、可能なかぎり実際にモデル化する地域の特性を考慮したパラメータを使うべきである。ハンドブックのデータが欧州のデータが中心であるのに対し、わが国は気象、土壌の条件が欧州と異なっており、何よりも食生活が異なることから農作物の態様も欧州とは全く異なっている。

このことから、環境中に放出された放射性物質がどのように環境中を移動してゆくのか、わが国特有の環境を考慮したパラメータの整理とモデルの検討が必要である。本節では、放射性核種の環境中の移行について、移行パラメータの研究[5-5]と移行モデルのシステム化研究の２例について述べる。

（１）放射性核種生物圏移行パラメータ調査[5-5]

資源エネルギー庁では、原子力発電及び核燃料サイクル事業に伴って発生する放射性廃棄物を埋設処分することに関し、長期の安全確保のために技術開発研究を実施している。地下の処分場から放射性核種が地下水により移動し、最終的に人間の生活環境に到達する場合についても、核種の移行プロセスと被ばく経路を適切に評価しなければならない。このため、放射性核種の生物圏移行パラメータ調査を平成 14 年度から実施している。

放射性核種の移行パラメータを考えた場合、気象条件、土壌の種類、作物種や農業形態が、わが国と欧米では異なっている。特に食品摂取のパターンが重要で、わが国の場合、他のアジア諸国と同様、穀類の摂取が多い点が欧米と大きく異なっている。また、わが国における主な土地利用の形態の一つである水田―水稲生態系は、湛水を行うことで水稲生育の環境を作りだしているが、同時に土壌の物理的・化学的特性を大きく変化させている。

この調査では、放射性核種の水田生態系の動的コンパートメントモデルを構築するとともに、放射性核種を対象として、モデル構築に必要なデータ整備を実施した。

１）対象とする農作物

わが国において摂取する農作物の種類は欧米に比較して非常に多いため、現実的な対応手段として、農作物を①水稲②水稲以外の穀類③イモ類④根菜類⑤葉菜類⑥果菜類⑦種実類の７つのグループに分けた。さらに、フォールアウト ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取に寄与する割合（図 5.2-4）を考慮し、米、野菜類、豆類を重要食品として移行係数を収集することとした。

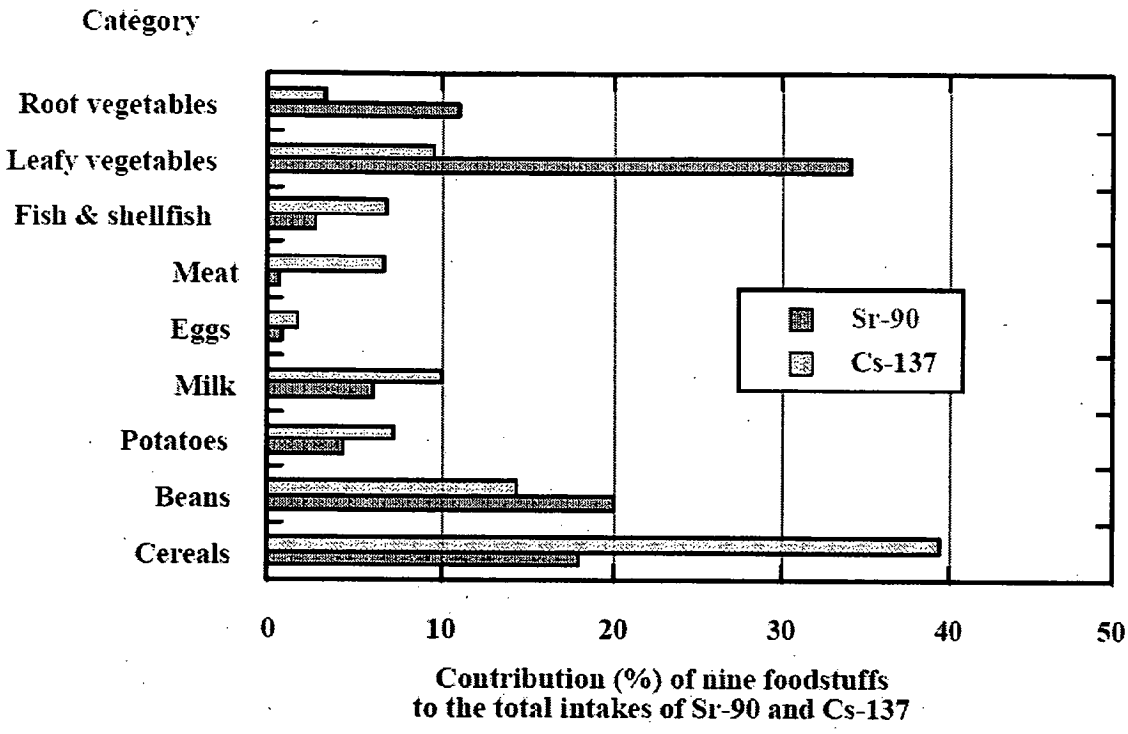


図 5.2-4　フォールアウト ^{137}Cs(Cs-137)及び ^{90}Sr(Sr-90)の各食品中に占める割合

2）水田生態系の動的コンパートメントモデル

水田生態系のコンパートメントモデルは、パラメータが多い放射性ヨウ素についてモデル構築を行った。放射性ヨウ素の場合、大気中及び土壌溶液中での存在形態が２つ以上あり、それぞれについて移行経路を検討しておく必要がある。水田生態系のコンパートメントモデルを 図 5.2-5 に示す。

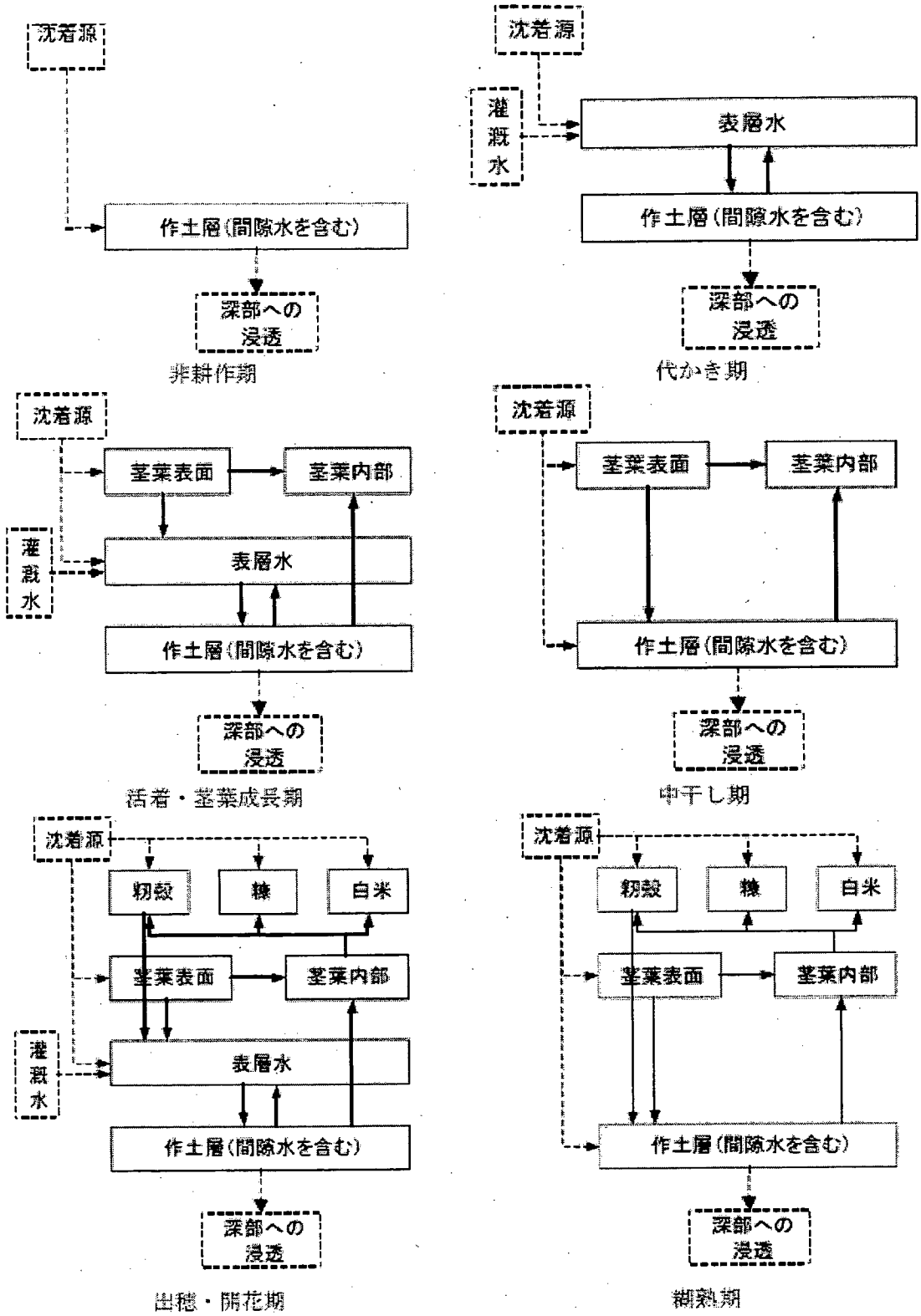


図 5.2-5　水田生態系の動的コンパートメントモデル

3）移行係数

全国の 22 地点から土壌及びそこに生育している農作物中の元素濃度分析を行い、そのデータから図 5.2-6 に示す移行係数が求められている。

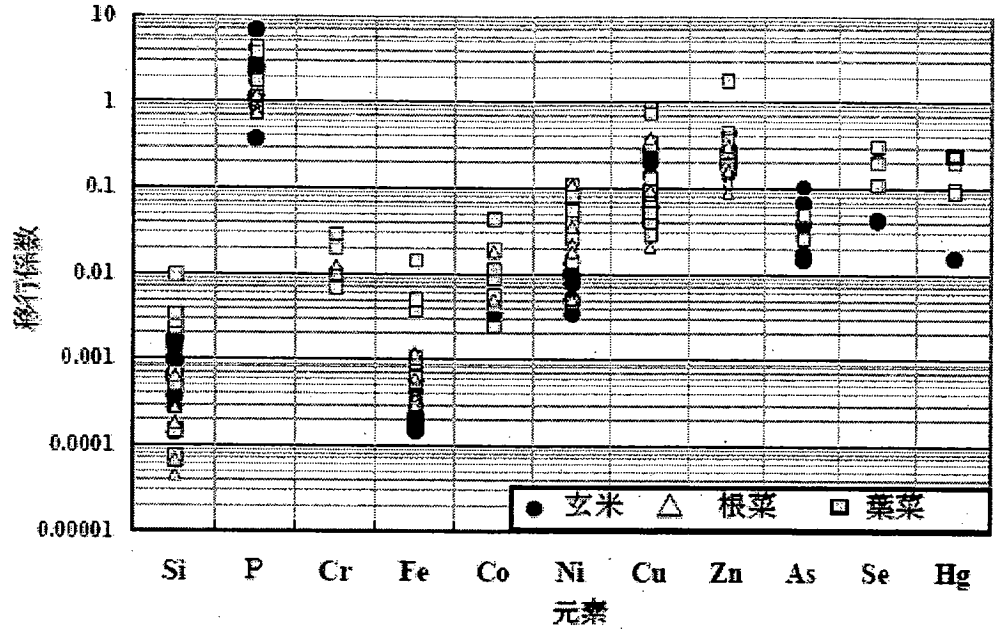


図 5.2-6　土壌―農作物移行係数

（2）環境負荷物質陸域移行予測コード（MOGRA）[5-7]

環境中に放出される放射性物質の大気中の広がりを評価し、大気中放射能濃度、放射能地表沈着量、外部被ばく、吸入摂取による内部被ばくを予測することは、日本原子力研究所が開発した SPEEDI システムが行っており、実際の防災対策に活用されている。

日本原子力研究所では、さらに沈着後の放射性物質の土壌、農作物、河川中での動きを解析予測する「環境負荷物質陸域移行予測コード（MOGRA：モグラ Migration Of GRound Additionals）」を開発した。MOGRA は、原子力委員会と文部科学省が進める原子力基盤クロスオーバー研究の一環として、京都大学原子炉実験所、放射線医学総合研究所の協力を得て開発した。以下にその概要を説明する。

計算コードの構成としては、動的コンパートメントモデル解析部を中核とし、計算条件の設定・結果の表示を行うためのグラフィカルユーザインターフェイス(GUI)やデータファイル等からなる。コンパートメントとは種々多様な自然環境を、性質が類似しているいくつかに区分けしたものである。本コードは、コンパートメントの作成・削除、コンパートメント間における負荷物質の移行の設定等がマウスによる簡単な操作で可能であるとともに、種々の核種への対応等の汎用性、拡張性に優れている。

評価を行う際には、まず評価対象となる陸域生態圏を土地利用形態等によって分割（モジュール化）し、各モジュールで図 5.2-7 のようなコンパートメントを設定する。モジュール間の物質の移行に関しても任意に設定できる。MOGRA の適用例として、図 5.2-8 に、大気中に ^{90}Sr が放出された場合の葉菜中濃度の経時変化予測を示す。

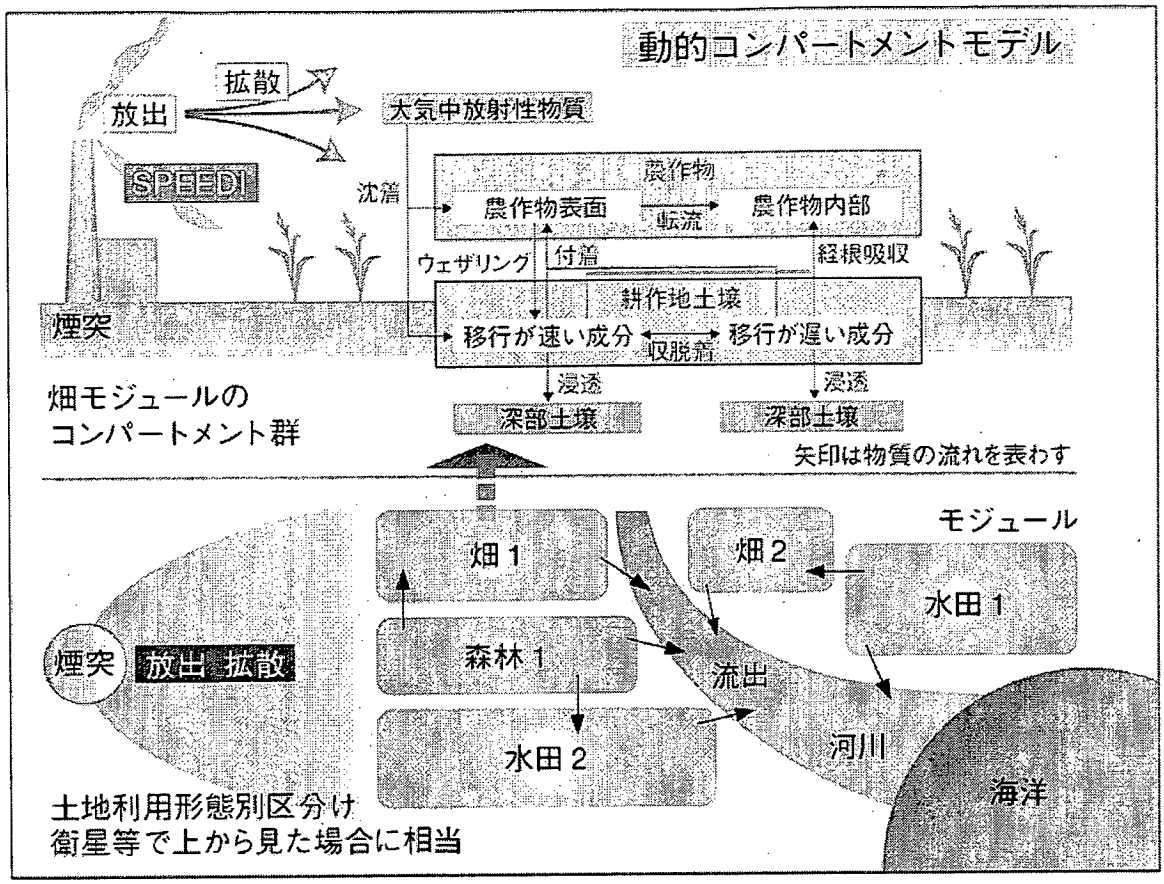


図 5.2-7　環境負荷物質陸域移行予測コード（MOGRA）におけるコンパートメント
（「たゆまざる探究の軌跡－研究活動と成果」2004 日本原子力研究所、より）

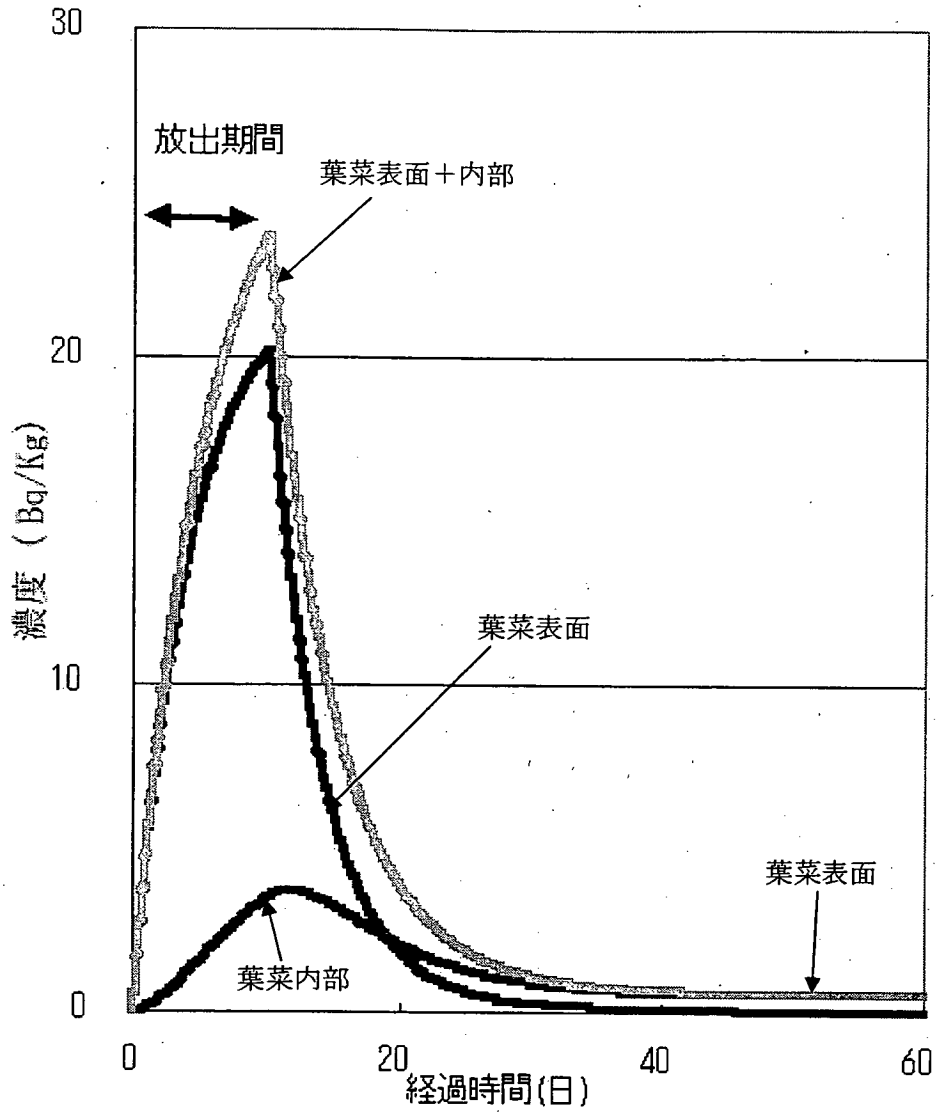


図 5.2-8　MOGRA の適用例　大気中に ^{90}Sr が放出された場合の葉菜中濃度の経時変化予測[5-7]

５．３　食品に含まれる核種に関する文献

（１）チェルノブイリ事故における食品中の放射性核種[5-8]

1986年4月26日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故により環境中に放出された放射性物質は、地表面の土壌、牧草や他の植物上に降下した後、牛乳や葉菜などの摂取によりヒトに移行した。なかでも放射性セシウム（^{137}Cs及び^{134}Cs）の占める割合が大きかった。このうち特に^{137}Csは半減期が比較的長いことから長期的に注目される核種である。また、放射性ヨウ素も放出されており、甲状腺被ばくを考慮すると半減期の短い^{131}Iなども注目される核種である。つまり、事故直後に影響が現れる牛乳や葉菜では^{131}Iが、収穫まである程度の時間を要する穀類や混載、そして肉などの食品では^{137}Csがより重要な核種となる。

①食品中の^{131}I

事故の２～３日後から汚染した牧草や飼料を食べた牛のミルクに現れた。事故地域周辺では牛乳1ℓあたり4万から40万Bqの濃度を示した。これは旧ソ連の許容濃度の数十倍から数百倍である。しかし、同時期牛舎にいた牛のミルクの汚染ははるかに少ないことが確認されている。^{131}Iは半減期が約8日と短いため短期間に減少し、1986年6月までに牛乳及び他の食品中の含有量は下降して問題とならなくなった。

②食品中の^{137}Cs

事故当初は放射性ヨウ素が重要核種であったが、これが減少してくると^{137}Csが主要核種となった。牛乳中の放射性セシウムは1986年に最大濃度11～18MBq/m^{3}を示した。市販されたものでも12～43kBq/ m^{3}の濃度が確認されている。これらの値は肉中の^{137}Csより2～4倍大きかった。また、汚染地域からのキノコやイチゴについては高い濃度が観測されている。

③食品中のその他の放射性物質

事故直後チェルノブイリやその周辺で^{144}Ce、^{95}Nbが検出されている。また若干の^{106}Ruも検出されている。^{90}Srも放射性セシウムの0.3～3%の範囲で検出されている。

（2）食品の摂取量[5-9]

厚生労働省が実施している国民栄養調査は、国民の健康増進や生活習慣改善に資するためのデータと位置づけられているが、放射性物質に汚染された食品による被ばくを評価する際にも、食品摂取量のデータが不可欠である。食品摂取量が既知あるいは推定できれば、これに食品中の放射能濃度を乗じることで、放射性核種の摂取量がわかる。

平成 15 年度国民栄養調査で取得された年齢別の食品群別摂取量を表 5.3-1 に示す。

表 5.3-1　年齢別の食品群別摂取量（単位：g）[5-9]

	総 数	1-6歳	7-14歳	15-19歳	20-29歳	30-39歳	40-49歳	50-59歳	60-69歳	70歳以上
調査人数(総数)	11,105	639	939	563	1,068	1,393	1,331	1,730	1,642	1,800
穀類	462.0	261.5	439.3	517.7	474.2	486.5	488.0	479.4	484.7	444.9
いも類	59.7	39.6	76.6	59.0	53.4	50.7	53.5	60.0	69.7	64.1
砂糖・甘味料類	7.2	4.3	6.2	5.9	6.3	6.3	6.4	8.1	9.0	8.5
豆類	58.1	28.3	50.7	40.2	45.7	46.7	53.6	67.6	78.8	69.6
種実類	2.1	1.1	2.1	1.7	1.4	1.8	1.9	2.6	3.0	2.3
野菜類	277.5	141.7	238.8	243.1	249.3	255.5	276.2	311.6	339.3	302.3
うち緑黄色野菜	94.2	51.8	74.6	79.5	79.1	86.3	87.9	102.2	123.9	109.2
果実類	115.1	124.1	118.3	101.3	73.7	63.2	88.0	128.2	153.8	151.5
きのこ類	15.0	8.2	10.4	13.0	12.9	13.4	16.7	16.5	20.5	15.3
海草類	13.2	7.8	11.5	9.2	9.8	11.4	12.9	14.1	19.3	14.3
魚介類	86.7	38.1	60.6	72.2	71.5	73.3	93.2	105.5	110.9	96.5
肉類	76.9	50.7	87.7	125.1	106.0	96.2	85.8	76.4	57.3	45.0
卵類	36.6	27.0	39.8	52.2	38.4	37.9	42.2	35.5	32.7	32.1
乳類	126.4	221.8	307.8	182.1	100.2	94.8	82.4	94.7	106.2	101.9
油脂類	10.4	8.1	11.8	14.7	12.9	12.5	11.5	10.5	8.6	6.8
菓子類	25.8	32.6	38.0	38.0	26.1	25.0	23.4	23.5	21.9	21.2
嗜好飲料類	592.8	170.1	242.5	427.3	535.4	680.7	745.9	752.4	706.9	572.6
調味料・香辛料類	93.2	38.6	57.0	84.7	98.4	99.6	105.5	109.4	105.6	90.1
補助栄養素・特定保健用食品	11.9	14.7	8.4	10.6	8.8	9.8	10.7	11.9	15.9	13.9

（3）小売食品中の放射能濃度調査(5-10)

1989年～1994年の間、日本全国における小売市場から購入した食品中の^{90}Sr及び^{137}Csの濃度の詳細調査を実施した。1986年のチェルノブイリ発電所事故の影響と見られる濃度が測定された。調査の結果、以下のことが判明した。

- 天然放射線源による内部被ばくの約0.08%（^{90}Sr）及び0.26%（^{137}Cs）にすぎないことがわかった。
- 食物を動物起源と植物起源に分けると、動物起源は^{90}Srが^{137}Csより高く、植物起源は^{90}Srが^{137}Csより低い。
- 年実効線量への寄与が大きい食品は、^{90}Srが豆、野菜、牛乳等、^{137}Csが米、チョコレート、豆、マッシュルーム、牛乳等であった。

また、本調査では、食品毎の濃度測定結果と国民栄養調査のデータに基づく摂取量から計算した^{90}Sr及び^{137}Csの摂取量と、実際的な1日間の総摂取食物からを分析した核種量の実測値の比較を行っており、^{90}Srについてはよく一致することが確認された。^{137}Csは計算値が4割程度大きくなった。これはアルカリ土類金属のストロンチウムに比べてアルカリ金属のセシウムが水に溶出しやすいため調理中に除去されるためと考えられる。

（4）食事における放射性核種と非放射性核種の比較(5-11)

食事によるセシウムの摂取について、安定セシウムと放射性セシウムの関係を、ガンマ線スペクトル測定とICP-MS（誘導結合プラズマイオン源質量分析装置）[3]による測定により調査した。食品は国民栄養調査と同じく18品目に分類している。ただし米は主食なので穀物から独立させた。

食品の18品目に対し、安定セシウムと放射性セシウムについてそれぞれ単位質量あたりの質量と放射能を求めた。日本人の食事における食品の種類と量を考慮して^{137}Csの摂取量を求めることが重要であるとし、きのこ類、魚介類、牛乳及び乳製品類、食肉類、イモ類、豆類及び種子類が^{137}Csの摂取に大きく寄与することがわかった。分析測定をさらに高感度化して安定核種の摂取経路を解析することにより放射性核種の摂取経路を明らかにすることができる。

（5）放射能汚染状況下での栄養摂取

放射能汚染状況下においても、人は栄養を摂取する必要がある。国際赤十字社ではチェルノブイリ発電所事故で放射能汚染された地域の住民に対し、最良の健康を維持する観点からどのように食事を摂ればよいかを説明するための小冊子「チェルノブイリ：放射能と栄養」(5-12)を作成して無料配布している。同小冊子の主な内容は次のとおりである。

- 放射線と人への影響に関する説明
- チェルノブイリ事故の影響で被ばくのおそれがある核種
- 食事中の基本成分と役割
- 起こりうる問題に対する対策と回答
- 食品の放射能濃度を減らす加工法
- 放射能汚染状況下での栄養摂取法
- 調剤等の特殊製品の製造

---

[3]アルゴンガスに高周波エネルギーを与えて発生したプラズマをイオン源として原子化・イオン化した試料を高真空で質量分析して定性・定量する装置

・ 予想される質問の回答

食品の放射能濃度を減らす加工法として、多量の温水で洗浄する、長時間水に浸す、熱処理する、マリネにする、乳製品であれば脂肪分とたんぱく質に分解するなどの方法について解説している。また、栄養摂取法として、食材の選択、前処理、調理方法について解説している。幾つかの料理についてレシピも紹介されている。

５．４　体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響

５．４．１　汚染された食品による人体への影響

放射性核種により汚染された飲料や食品を摂取すると、取り込んだ飲食物中に含まれる放射性核種は、体液に対する可溶性が非常に大きいものについては胃から直接吸収され、その他のものはそれぞれの体液に対する可溶性に応じて小腸から血液に吸収されたり、大腸を通過して体外に排出される。

体内へ取り込まれた放射性核種は、血液またはリンパ液とともに体内を移動する。体内の臓器や組織は、それぞれ特定の種類の放射性核種を沈着させやすい性質を持っているため、血液やリンパ液中の放射性核種のあるものは各々特定の臓器や組織に集まる。核種毎の各臓器への移行については、ICRP より内部被ばく線量評価の報告が行われる中で、体内の代謝挙動（体内動態）を示すモデルが開発され、現在まで改訂されてきている。それらの変遷については、４．２．２章において述べたとおりである。

放射性核種が沈着した臓器や組織から、それ自身あるいは周囲の臓器や組織が被ばくを受ける。内部被ばくは外部被ばくとは異なり、プルトニウムやアメリシウムなど電離効果の高いα線を放出する核種からの被ばくが問題となる。内部被ばくを確認するには、体内に摂取された放射性物質から放出されるγ線やＸ線を体外から直接測定する体外計測法や、生体組織や血液などの体液あるいは排泄物中への放射性核種の排泄量（率）を測定することによって放射性核種の残留量又は摂取量を推定するバイオアッセイ法がある。

５．４．２章では、放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばくについての研究成果に関する文献を紹介する。

そして、臓器や組織が被ばくによってその機能に影響を受けることにより、健康影響が発生する。放射線による被ばくの影響については、５．４．３章において、内部被ばくによる健康影響に関する文献を紹介する。

５．４．２　放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばく

放射性核種を含む食品を摂取することにより、体内へ放射性核種が取り込まれ、内部被ばくを受ける。白石ら[5-13]は 1996 年に、日本人成人男性の食物摂取による放射性核種の摂取量及びこれらの核種に起因する内部被ばく線量に関する研究を行い、その成果を発表している。以下、その研究の概要について述べる。

放射線による内部被ばく線量を推定する際には、放射性物質の摂取量を算定することが必要不可欠である。このため、日常食を分析することによる放射性核種の摂取量の算定や直接人体組織・臓器の核種分析が試みられてきた。

放射線から受ける日本人成人の年実効線量は、3.75mSv であると評価されている（1992 原安協）。この実効線量評価において用いるパラメータは、殆どが日本人のパラメータが使用されたが、ある核種については、日本人に対する身体負荷量のデータ不足から幾つかのパラメータは UNSCEAR(UNSCEAR1988)の値が使用された。日本人の被ばく線量に主として寄与するものは、医療被ばく（2.25mSv/y）と天然の放射線源からの被ばく（1.48mSv/y）である。これら２つの被ばく線量の合計値は年実効線量の 99.6%に相当する。天然の放射線源からの被ばくは、外部被ばく

（0.67mSv/y）と内部被ばく（0.81mSv/y）からなり、内部被ばく線量の約半分はラドンとその子孫核種に起因する。

食物摂取は、直接的には内部被ばく線量に関係しない天然放射性核種及び人工放射性核種を摂取する。日常の食物摂取による放射性核種の摂取量の評価ついては、表5.4-1のような調査方法がある。

表5.4-1　放射性核種の摂取量の評価方法

調査方法	具体的評価手法
個々の食物に対する選択的な調査	基本的な食物を収集し、被験者が消費する食物を化学分析することにより、日常の食物摂取による放射性核種の平均的な摂取量を評価する。
マーケットバスケット方式による調査	食料品店から得られる個々の食料品あるいはそれらのコンポジット試料を分析することにより放射性核種の摂取量を評価する。
モデルディッシュによる調査	食品の種類及びこれらの摂取率に基づく典型的な調理品を準備し、これらを分析することにより放射性核種の摂取量を調査する。
陰膳法による調査	ある個人が1日間に摂取した全ての食物を分析し放射性核種の摂取量を評価する。

上表のうち、マーケットバスケット方式による調査は、食料品の選択にあたって、平均的な人の食物摂取率が特に重要となる。陰膳法[4]による調査は、通常1人前多く食事をつくってもらい、それを収集する。実際に個人が摂取する食物を分析するため、他の方法と比較して最も現実性を帯びた調査方法である。

これらの調査方法にはそれぞれ長所と短所があり、放射性核種の代表的な摂取量を評価するために、一つあるいは複数の方法を選択しなければならない。

ここでは、日本人成人に対する食物摂取のみによる内部被ばく線量を取扱い摂取量から年実効線量への換算は線量換算係数（単位放射能あたりの線量当量、Sv/Bq）を用いている。また呼吸による内部被ばく線量は評価していない。

評価方法について、日本人男性について放射性核種の代表的な摂取量の文献調査を行っており、殆どのデータは陰膳法によるものを使用し、その他わずかではあるがマーケットバスケット方式による調査結果及びモデルディッシュによる調査結果を使用している。年実効線量は摂取された個々の核種及び国際放射線防護委員会（ICRP、1978、1994）から報告されているこれらの内部被ばく線量換算係数（Sv/Bq）を用い算出されている。それによると、一人当たりの年実効線量の計算式は以下のとおりである。

---

[4] 陰膳法（かげぜんほう）：実際に被験者が摂取した食事と同じものを採取し科学的分析を行い、調査物質の1日あたりの摂取量を推定するものである。他の栄養調査と比較してより正確な調査ができるが，調査費用が高くつく等の欠点がある。

年実効線量＝$\sum I_i \times 365 \times D_i$

I_i：放射性核種の1日間の摂取量(Bq/d)

D_i：経口摂取による内部被ばく換算係数(Sv/Bq)

検討に用いた放射性核種摂取量の文献値には、核種によっては1960年代の古いデータを用いざるを得なかったため、線量計算の前に日本人の食生活の変遷について検討後、食物摂取による主な放射性核種（天然放射性核種及び人工放射性核種）の摂取量について検討している。

日本人の食習慣について日本人の摂取率をFOOD BALANCE SEETS(FAO 1991)及び国民栄養調査(MHW 1994)で報告されている多種の食品消費率から、農作物、畜産物、海産物、その他食品の4つのカテゴリにグループ分けすることにより得た結果、表5.4-2のとおりであった。

表5.4-2　日本人の食習慣の一般的な特徴[5-14]

統計データ		農作物[c]	畜産物[d]	海産物[e]	その他[f]	合計
食物供給[a]	(g/d)	1099.9	307.3	199.6	246.6	1853.4
	(%)	59.3	16.6	10.8	13.3	100
栄養調査[b]	(g/d)	778.4	247.8	102.9	207.6	1337.7
	(%)	58.2	18.5	7.7	15.5	100

[a]1984-1986(FAO)の平均値，　[b]国民栄養調査報告書(1994)
[c]穀類，野菜，果物，豆類等，　[d]肉，卵，ミルク，乳製品
[e]魚類，貝類，海藻類，その他の海産物
[f]菓子，調味料，飲料，調理済食品，その他の食品

FAOによるものは食品の供給側、国民栄養調査によるものは食品の消費側から得られた統計値である。二つの報告書で得られた4群の食品の消費割合は両者でほぼ同じであるが、合計の消費量は、約40%の差異がある。日本人の食習慣には以下の特徴が認められた。

(1) 農作物と畜産物の消費量は、消費量の合計に対してそれぞれ約60%、20%を占める。

(2) 海産物の摂取量(10%)は、世界平均（1～4%）の摂取量より多い。

(3) 畜産物の摂取量は過去10年間で20%以上に増加し、ヨーロッパ諸国の消費パターンに近づいている。

(4) 日本人の食品摂取傾向は、過去20年間に、海藻類、肉類、調味料、飲料、脂肪及び調理済み食品など18の食品グループについて10～40%増加した(MHW 1994、SUMIYA 1989)。

数種類の食品について日本人の摂取量が10～40%変化していることが分かったが、各々の食品グループの分析データは豊富ではないので日本人の食習慣は全体として見ると従来と大差はないものとしている。

日本人成人男性の年実効線量について、日本人成人男性の年実効線量の推定値を血液への移行係数（f1）と経口摂取による内部被ばく線量換算係数(Sv/Bq)とともに下表に示されている。本表ではICRP 30及びICRP 68(ICRP 1978、1994)の2種類の経口摂取による内部被ばく線量換算係数を用いて年実効線量を評価しており、それぞれ0.42mSv及び0.32mSvとなっている。この差は、^{210}Pb及び^{210}PoにたいするICRP 30及びICRP 68の経口摂取による内部被ばく線量換算係数の違いに起因するとしている。

個々の核種の総線量に対する寄与もまとめられており、ICRP 68 の線量換算係数を用いた場合、総線量に対する寄与が大きい核種は、大きい順に ^{40}K(63%)、^{210}Pb (16%)、^{210}Po (16%) である。

また、人工起源の ^{90}Sr、^{137}Cs、^{239}Pu、^{240}Pu 及び ^{241}Am による実効線量は無視しうるほど小さい寄与でしかない。

核種の摂取量の推定値を用いて実効線量を評価する方法は、身体の負荷量を用いて評価する方法と比較すると精度が低いと考えられている (UNSCEAR 1993) が、ICRP 30 及び ICRP68 の経口摂取による内部被ばく線量換算係数を用いて評価された実効線量(0.42mSv 及び 0.32mSv)は、身体負荷量の測定により評価された値 0.41mSv(NSRA 1992) とよく一致しており、特に、緊急時においては食事試料や食品中の放射性核種を定量して内部被ばく線量を評価する方が、人体の組織や器官を分析して評価する方法より簡便、迅速で実用的であるとしている。

ただし、本文献では一般公衆に対する経口摂取による年齢依存内部被ばく線量換算係数 (ICRP 1991、1993) は考慮されていない。主な理由は、日本における食物摂取量の年齢依存性に関するデータが不足していることによるものとしている。さらに、年齢依存の線量換算係数 (ICRP 1991、1993) が報告されている核種が限られていることにもよる。表 5.4-3 に、日本人成人男性の経口摂取量及び内部被ばく線量の推定値についてまとめている。

表 5.4-3　日本人成人男性の経口摂取量及び内部被ばく線量の推定値[5-14]

核種	摂取量 (Bq/d/ 人)	線量換算係数(Sv/Bq)		年実効線量(mSv/y)			
		ICRP30 (1978)	ICRP68 (1994)	ICRP30	(%)	ICRP68	(%)
H-3	4.0	1.7×10^{-11}	1.8×10^{-11}	0.000025	0.0060	0.000026	0.0082
C-14	56	5.6×10^{-10}	5.8×10^{-10}	0.011	2.8	0.012	3.7
K-40	—	—	—	0.20 *	48	0.20 *	63
Rb-87	2.3	1.3×10^{-9}	1.5×10^{-9}	0.0011	0.26	0.0013	0.39
Pb-210	0.20	1.4×10^{-6}	6.8×10^{-7}	0.10	25	0.050	16
Po-210	0.60	4.4×10^{-7}	2.4×10^{-7}	0.096	23	0.053	16
Ra-226	0.025	3.1×10^{-7}	2.8×10^{-7}	0.0028	0.68	0.0026	0.80
Th-230	0.0017	1.5×10^{-7}	2.1×10^{-7}	0.000093	0.022	0.00013	0.041
Th-232	0.0017	7.4×10^{-7}	2.2×10^{-7}	0.00046	0.11	0.00041	0.043
U-234	0.0099	7.1×10^{-8}	4.9×10^{-8}	0.00026	0.062	0.00018	0.055
U-235	0.00041	6.8×10^{-8}	4.6×10^{-8}	0.000010	0.0024	0.000069	0.0022
U-238	0.0088	6.3×10^{-8}	4.4×10^{-8}	0.00020	0.049	0.00014	0.044
Sr-90	0.066	3.6×10^{-8}	2.8×10^{-8}	0.00087	0.21	0.00067	0.21
Cs-137	0.064	1.4×10^{-8}	1.3×10^{-8}	0.00033	0.079	0.00030	0.095
Pu-239,240	0.0002	1.2×10^{-7}	2.5×10^{-7}	0.000009	0.002	0.00002	0.006
Am-241	0.000037	5.9×10^{-7}	2.0×10^{-7}	0.0000080	0.0019	0.0000027	0.0009
実効線量合計				0.42		0.32	

* 全身計測法による推定値

本表から、日本人男性が天然及び人工起源の放射線源から受ける実効線量の評価結果は、それぞれ約 0.4mSv、約 0.002mSv となっている。

5．4．3　内部被ばくによる健康影響

内部被ばくによる健康影響について、松原[5-15]は、各種環境要因の人への健康リスク評価についての現状及びその問題点について取り上げる中で、内部被ばくによる健康影響に着目している。以下にその概要を述べる。

生体へのリスクを評価するには、（1）環境（外界）に存在するリスク要因を同定し、生体への曝露、摂取、吸収、蓄積の各段階で、量的推定を行い、それらの情報に基づいて健康影響を評価する場合と、（2）逆に影響をうけた人間集団の疫学調査により外的内的リスク要因を推定し、それらの影響度を非曝露集団の値と比較することにより、リスクの相対的評価をする場合とがある。それらの研究調査により得られるデータは、それぞれにディメンジョンや性質が異なるので、得られた推定値と、評価しようとする健康リスクとの関係を明らかにし、介在する問題についても検討するべきである。図5.4-1は、放射線内部被ばくのリスク推定例である。また、表5.4-4には輸入食品から摂取するする食品からの実効線量当量の計算例を、表5.4-5には低線量の放射線影響に関する疫学調査とその解析例を示している。

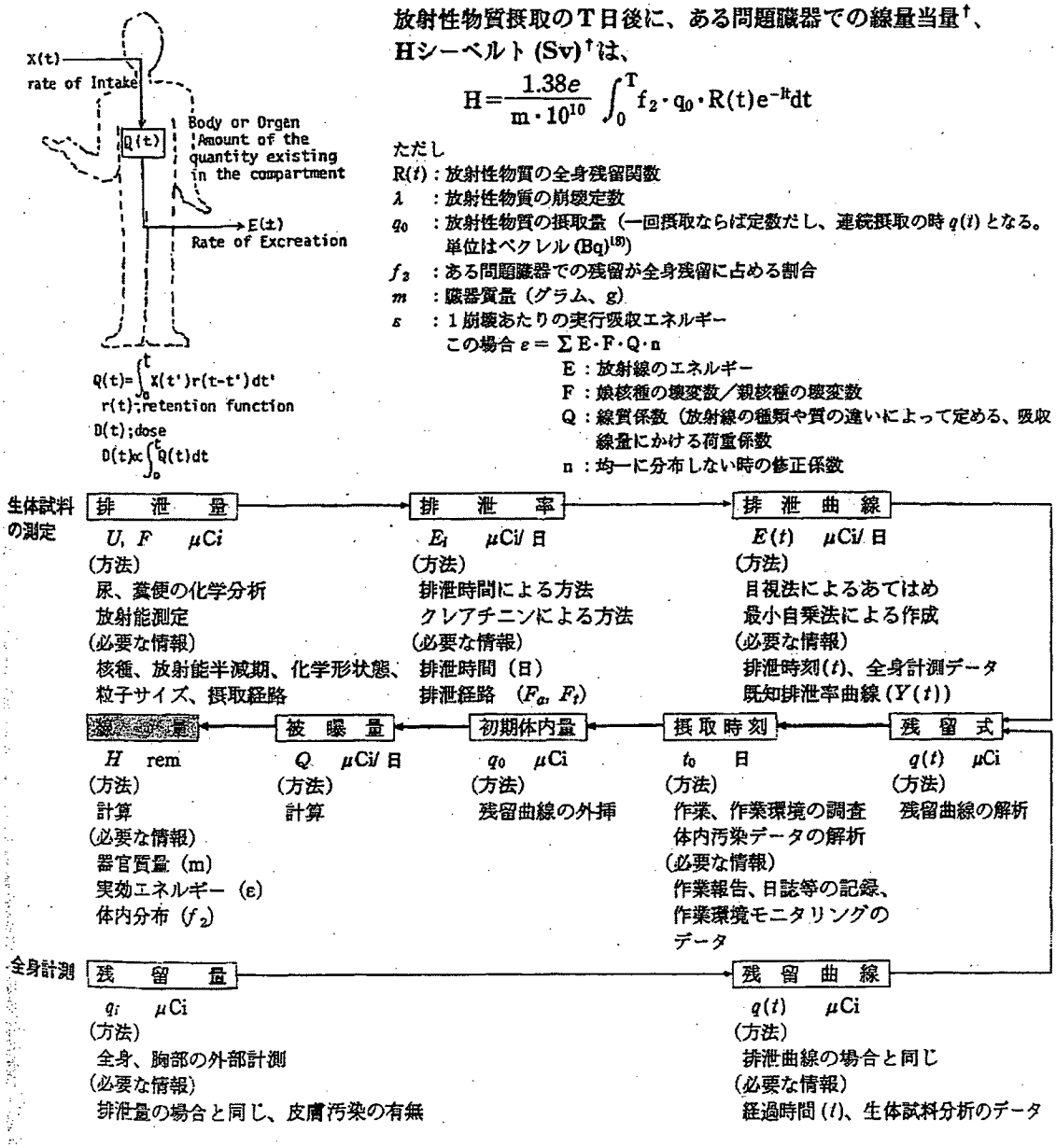


図5.4-1　内部被曝線量算出の手順[5-15]

表 5.4-4　輸入食品からの実効線量当量の計算例（1987.10）(5-15)

1日摂取量／人	輸入分／食品	食品欧州輸入量／輸入食品量	暫定限度	日数／年	セシウムについての線量換算計数	全線量に対するセシウムの寄与割合	欧州からの輸入食品がすべて370 Bq/kgのとき得られる線量値
kg/d/人	割合	割合	Bq/kg	d/y (input)	Bq/mSv		mSv/y (input)

$$1.4 \times 0.35 \times \frac{86}{2217} \times 370 \times 365 \times / (0.075 \times 10^{+6} \times 0.9) = 0.038 \fallingdotseq 0.04$$

1人1日あたりの摂取量のうち欧州からの量

欧州からの輸入食品がすべて370Bq/kgであったときのセシウム摂取量（放射能／日、人）

1人1年あたりの摂取セシウム放射能

全放射能による1mSv/y (input)を生ずるセシウム放射能（表1参照）

輸入食品がすべて370Bq/kgであったとするとmSv/y (input)線量＝0.98, ≒1

欧州からの輸入食品が平均10Bq/kg以下とすれば　線量＝0.001以下

表1．食品摂取による内部被曝寄与率（%）　1987.10

^{90}Sr	5.2	
^{106}Ru	4.3	
^{134}Cs	25.9	90.5≧90
^{137}Cs	64.6	

表 5.4-5　低線量の放射線影響に関する疫学調査とその解析例（松原、科学、61, 408, 1991）(5-15)

注：A　追跡調査　　B　症例対象研究　　C　断面調査

（1）高自然放射線地域

テーマ	文献	対象と方法	結果
ブラジル高BG地域住民のリンパ球の異色体異常	Barcinski ら '75	C 640mR/y 地域住民202名と対照地域147名のリンパ球の染色体異常を調べた。	染色体の breaks の数のみ、有意に高BG住民に関連づけられた。
USA コネティカット州のガン有病と自然放射線と人口密度との関係	Walter ら　'86	A 1935～1974にわたる169地域約310万人のガン発症データの解析。	ガン発生は人口密度と相関したが自然放射線とはむしろ逆相関した。
ケウラ高自然放用線地域におけるダウン症とその他の奇形について	Kochupillai ら '76	C 1500～3000 mrem/y の高地域住民12718人と隣接した100 mrem/y の地域住民5938人について奇形とダウン症の SMR と染色体変異率について発生率を比較した。	ダウン症の発生率と染色体異常の有病率が対照地域より増加していた。
USA 全州の自然放射線レベルと白血病発症との関係	Jacobson ら '76	C 全米50州の自然放射線レベルと白血病死亡分布の解析。	白血病発生と自然放射線レベルとの間に相関はみられなかった。
中国のグァンドン省の高BG地域住民のガン死亡と健康調査	呉 徳昌ら '89	C 高BG地域（約5.5mSv/y）住民と隣接対照地域住民約9万人の死亡解析。	高BG地域で染色体異常の増加はみられたが、ガンおよびその他の死亡は対照地域より低かった。

（2）高線量被曝者

USA 核実験参加者のガン死亡調査	Caldwell ら '83	A 参加者3072人を22年間追跡。観察値と生命表からの期待値との比較。	平均線量 10mSv で白血病死亡のみ有意差あり。
UK、オーストラリア核実験参加者のガン死亡	Darby ら　'88	A 曝露者22347人と対照者22326人について SMR を調べた。	SMR では両者に有意差がなかったが、RR は曝露者で白血病と、多発性骨髄腫が増大していた。
広島・長崎原爆被曝者追跡調査	Preston ら '87 ほか	A 爆心 10km 以内の被曝者91228名。リスクモデルを用いた生存解析を行い、高線量側から低線量の影響を外挿する。	白血病やガン死亡について100人・Sv あたりの過剰死亡の計算を試みた。

（3）原子力施設従業員

USA ハンフォード核施設従業員の死亡と放射線曝露	Mancuso ら '71 Hutchinson ら '79	A 従業員約25000人中の死亡3520人の28～30年の追跡。相対死亡率（数学モデルを仮定した t 検定）	RES 腫瘍、肺癌、多発性骨髄腫の増加を認めた。白血病は増加無し。（倍加線量計算値は後に否定された。）
UK 原子力従事者の死亡調査	Beral ら　'85	A 従業員39546人平均16年追跡。SMR（標準化死亡比）の比較。（線形性に関する χ^2 検定）	ほとんどの死亡で SMR は80以下と低かったが、白血病、精巣癌、甲状腺腫の SMR が120以上（しかし $p > 0.05$ で有意とは言えない。）
UK セラフィールド原発周辺住民と小児白血病との関連 UK の地域の原発と小児白血病	Gardner ら '90 Mckinney ら '91	B 25才以下の白血病及びリンパ腫患者97名出生日を合わせた対照1001名。RR（相対リスク）の比較。（條件附きロゾスティック回帰分析）	白血病および非ホジキンリンパ腫の発生は、母親の妊娠6ケ月前の父親の被曝線量と関連した。（父親の被曝だと 100mSv 以上だと、RR ＞6）ベンゼン・放射線などの父親の被曝と関連。
USA オークリジ研究所雇用者の死亡調査	Wing ら　'91	A '43～'72年に働いた雇用者8318人の生死について平均26年間追跡。SMR の比較。（数学モデルから 10mSv あたりのガン死亡増加率を計算）	ほとんどの死亡で SMR は100以下で全米平均より低かったが、白血病のみ163と高かった。（被曝20年後の全ガン死亡は、10mSv あたり約5%増加。）

これらのリスク評価においては、問題点として、以下のような事項がある。

1．環境要因と生体との相互作用の全貌がわかっておらず、個体レベルの反応の解釈は進みつつあるが、全体的理解に問題がある。（図 5.4-2、図 5.4-3）
2．生体事象を単純化して眺めている。
3．生体への毒性は蓄積量と比例することを仮定（前提と）している。
4．実験動物で得た結果を外挿している。
5．疫学調査は結果からの判断であって、生体条件は時と空間で異なり生態環境も違ってくる。
6．生体への慢性的影響、特にガンや循環器病などはライフスタイルの寄与が基本的に大きい部分を占め、特殊な環境条件の寄与すなわち attributable risk（起因性のリスク）は相対的に小さくなり、疫学的評価もしにくい。

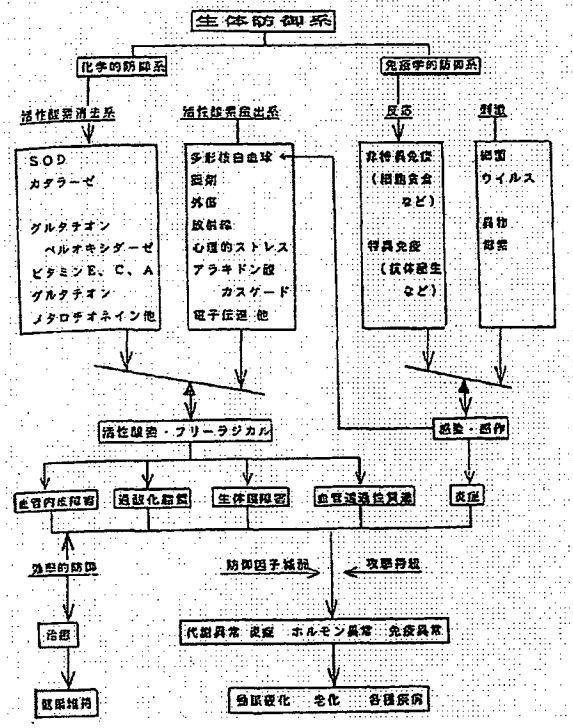


図 5.4-2　総合的生体防御系
（松原 1992）(5-15)

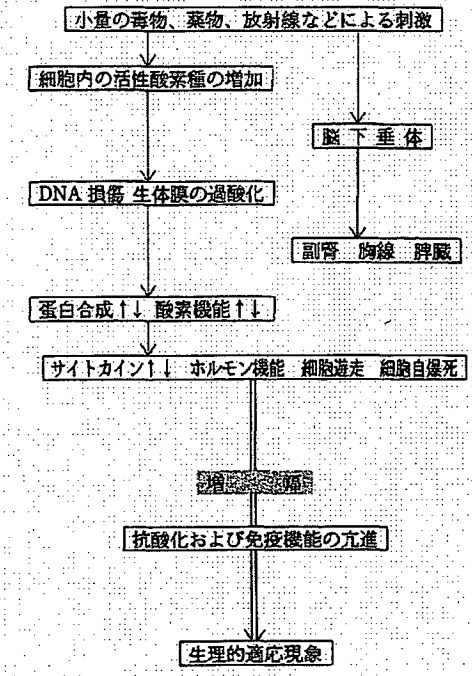


図 5.4-3　ホルミシスのメカニズム
（松原 1992）(5-15)

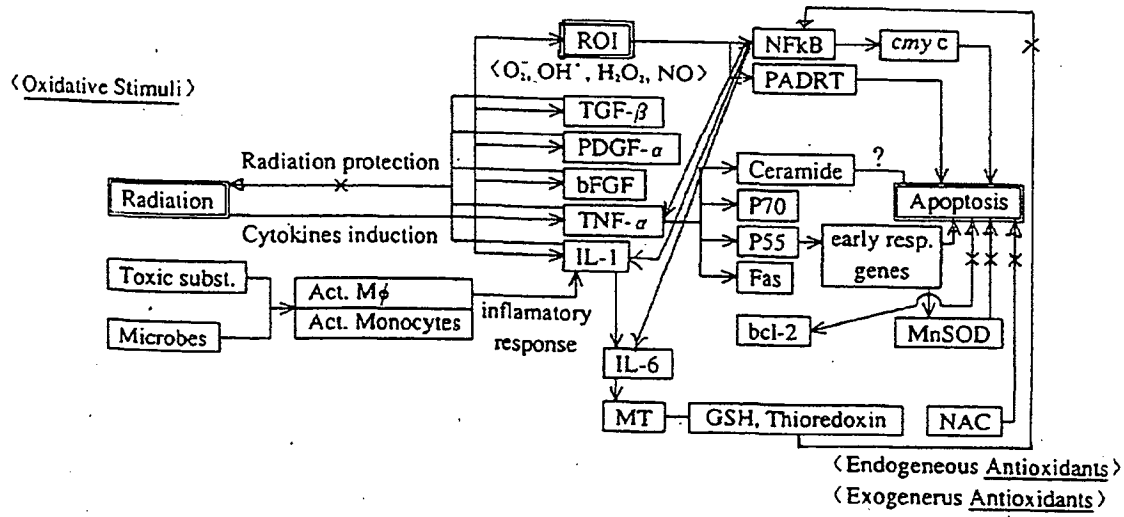


Fig. Releases of cytokines induced by oxidative stressers including radiation and coordinated radioprotective reactions. (cf. Weich sel baum et al. 1993, Balawin 1996, Matsubara 1995[5])

図 5. 4-4 放射線および放射線防護の統合反応を含む酸化性 stressers によって誘導されるサイトカインの放出(5-15)

放射線被ばくによる生体へのリスク評価では、図 5. 4-4 のように被ばく自体が生体にある種の防御力を与える（生体防御機構の活性化）という側面の取り入れが必要であり、社会的影響の観点からは市民のリスク観に配慮しつつ、専門家はこの事実を加味して被ばくの影響を語るべきである。

参考文献

(5-1) IAEA, " Generic Models and ParametersHandbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments", Technical Report Series No. 364, IAEA, Vienna(1994)

(5-2) IAEA, " Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharge of Radioactive Substances to the Environment", Safety Report Series No. 19, IAEA, Vienna(2001)

(5-3) IAEA, " Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing", First report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA, Vienna(1992)

(5-4) IAEA, " Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetationand transfer in semi-natural ecosystems ", 2nd report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA, Vienna(1996)

(5-5) IAEA, " Testing of environmental transfer models using Chernobyl fallout data from the Iput River catchment area, Bryansk Region, Russian Federation", Report of the Dose Reconstruction Working Group of BIOMASS Theme 2, IAEA, Vienna, (2003)

(5-6) 資源エネルギー庁, "放射性廃棄物共通技術調査　事業内容" ,放射性廃棄物共通事業調査技術検討委員会説明資料, 平成 15 年 12 月

(5-7) 天野　光, "環境負荷物質陸域移行予測コード「MOGRA」", 原子力 EYE, Vol.48, No.6, (2002 年 6 月)

(5-8) 科学技術庁, "Chernobyl チェルノブイル～環境・健康への影響", 科学技術庁原子力局, 平成 8 年度.

(5-9) 厚生労働省, "平成 15 年　国民健康・栄養調査結果の概要について", (http://www.mhlw.go.jp/houdou/2005/04/h0421-1.html) , 平成 17 年 4 月

(5-10) 園尾　好宏, "日本における小売食品中の Sr-90 及び Cs-137 放射能レベル調査" ,国民線量推定のための基礎調査（ＸＸⅡ）, (財) 放射線影響協会, 平成 11 年 3 月.

(5-11) Shiraishi et al., " Comparison of stable cesium and radiocesium on dietary intakes by Japanese subjects using 18 food categories", J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 242, No. 3, (1999) 687-692

(5-12) V.N.コルズン他、白石久二雄訳, "チェルノブイリ：放射能と栄養" , (株) 実業広報社、2000

(5-13) Kunio Shiraishi and Masayoshi Yamamoto "INTERNAL DOSE FROM INGESTION FOR JAPANESE ADULT MALES",Health Phys .71(5):700-704; 1996

(5-14) 白石　久二雄、山本　政儀, "食物摂取による放射性核種の摂取量及び内部被ばく線量", 国民線量推定のための基礎調査（ＸＸ）[Ⅳ] , (財) 放射線影響協会, 平成 9 年 3 月

(5-15) 松原　純子, "生体リスク評価の諸問題 (Estimation of Health Risks and About What we should Discuss Now)" ,第 24 回放医研環境セミナー特別講演(1996)

6．最近の疫学データに関する文献

放射性物質に汚染された食品の健康影響評価に参考となる最近の研究として、以下の３つの文献に注目した。

①低線量被ばくの影響の疫学評価に関する文献(6-1)
②緊急時における被ばく線量及びリスクの低減に関する文献(6-2)
③アジア人の食事に対するICRPデータの適用性に関する文献(6-3)

文献①は、ロシアのテチャ川コホートの疫学調査に関するものである。文献②は緊急時の被ばく線量とその低減に関する報告である。文献③は食品の摂取量に関する検討である。

6．1　低線量放射線の確率的影響の評価

大部分の放射線リスク推定は、日本の原爆被爆者の疫学調査にもとづいている。確率的影響は，より低線量の放射線ではきわめて小さいと推測されるが、ヒトでこの問題を調査する機会はほとんどなかった。1948年に運転を開始したロシアにおけるプルトニウムの生産・分離工場から、テチャ川に大量の廃棄物（廃水約 10～17Bq）が放出された。この川に沿った居住者は，外部放射線に被ばくするとともに、^{90}Srおよびその他の放射性核種で汚染された食品を摂取した。放射性物質に汚染された食品を摂取した疫学研究に関しては、このコホートは今後重要な役割を持つ可能性がある。

（1）研究の現状

1995年より米国とロシアによる共同研究が始まった。住民の被ばく線量の再構成は2000年の3月までに完了した。このコホートの特徴は、^{90}Sr のホールボディカウンターによる計測データが15,000件以上あることである。人体ファントムを用いた線量計測の較正も行われ、^{90}Srの長期間にわたる被ばくのデータが蓄積されている。

（2）今後の予定

コホートの被ばく線量が精度良く再構成されたことから、今後長期的な疫学調査が継続実施されれば、^{90}Srによる食品汚染の健康影響等に関する貴重なデータが入手できる可能性がある。

６．２　緊急時における被ばく線量及びリスクの低減

「緊急時におけるヒト集団の被ばく線量及びリスク低減化評価に関する研究」[6-2]では、疫学的観点を含めて，放射線事故後の緊急時の線量測定，線量低減化方策，大規模な過去の放射線事故および原子力防災計画の検討の結果が報告されている。さらに，放射能に汚染された食品による健康影響に関連が深い課題として、放射性核種の吸入・摂取による内部被爆線量の推定，乳児の内部被爆低減化方策，が報告されている

（１）原子炉等の事故発生時の健康影響評価での課題

原子力発電所等の事故により、汚染された食品を摂取することで一般公衆が健康を影響を受けるような場合には、大規模な集団に対する長期継続の疫学調査が必要である。放射線被ばくによる線量－反応関係をできる限り正確に評価するにあたっては、以下の点が重要であると指摘されている。

- 放射性核種の吸入・経口摂取による内部被ばく線量の評価
- 国別あるいは年齢別の人体の生理パラメーター
- 食生活等の環境の違い

（２）乳児の内部被ばくの低減化

原子力施設事故時には、経口摂取による幼児の内部被ばく線量の低減化が重要な課題となる。本研究では、大気圏核実験びチェルノブイリ事故に起因する放射性降下物(フォールアウト)中の ^{137}Cs による日本人乳児の内部被ばく線量が評価された。評価の結果から、大気圏核実験によるフォールアウトが顕著であった時期には、人工栄養の乳児の被ばく線量が、母乳児の約 5 倍と推定された。一方、チェルノブイリ事故後には、人工栄養の乳児と母乳児の間で、顕著な違いは無かった。

上記の検討データをもとに、日本の原子力施設の事故で放出された ^{137}Cs により国内が広域汚染されたケースが検討された。例として、50%あるいは 80%の割合で粉ミルクを海外から輸入した場合、低減される内部被ばく線量は、それぞれ 58%、34%まで低減される結果になった。通常の食品での低減レベルは、91%（50%輸入）、87%（80%輸入）であり、粉ミルク輸入の効果は大きい。同様の検討が ^{131}I についても行われた。^{131}I は、^{137}Cs よりも半減期が短いことから、母乳よりも粉ミルクの影響が大きいと評価された。なお、^{131}I の半減期 8.021(日)、^{137}Cs の半減期は 30.07(年)である。

6．3　アジア人の食事に対するICRPデータの適用性

IAEAの共同研究プロジェクトとして、アジアの９か国の成人住民による７種類の元素の毎日の食事からの取込量が調べられた。対象国は、バングラデシュ、中国、インド、インドネシア、日本、パキスタン、フィリピン、韓国及びベトナムである。対象元素はカルシウム,セシウム,ヨウ素,カリウム,ストロンチウム,トリウム及びウランである。これら 7 元素は、原子力発電にともない生成される核種と化学的、生物学的挙動が類似しており、被ばくの影響を考える際に重要な元素である。また、ICRP 等の国際基準で利用されているデータとアジア人のデータの違いを検討することは非常に重要である。

図 6.3-1 に全世界の異なるグループの割合を示す。ICRP のデータは主にコーカソイドのデータにもとづいているが、世界全体で見るとアジア人が約 2/3 をしめている。

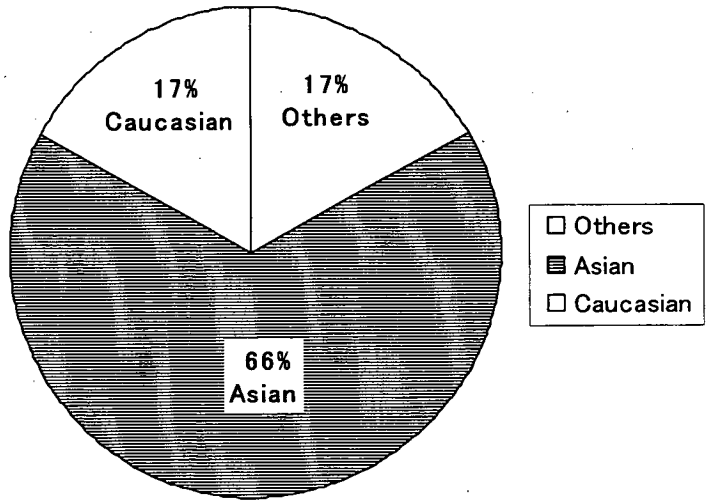


図 6.3-1　世界人口の構成グループ別の割合 (6-3)

調査の結果を表 6.3-1 に示す。表より、多くの元素の摂取量が ICRP 等の国際的なデータより少ないことが分かる。また、食品別の摂取量につついても、表 6.3-2 に示すようにコーカソイドとアジア人の間でデータに違いが認められている。

表6.3-1 アジア諸国における Ca, Cs, I, K, Sr, Th, U の日々の摂取の比較とICRP Reference Manと国際的な摂取量 [6-3]

Country	Ca(g)	Cs(μg)	I(μg)	K(g)	Sr(mg)	Th(μg)	U(μg)
バングラデシュ(9)	0.31	23.58	—	—	1.83	3.53	1.31
	0.25-0.35	11.01-40.75			1.02-2.56	1.33-16.99	0.51-8.18
中国 (48)	0.72	12.98	326.8	2.09	2.88	3.13	5.04
	0.62-0.91	10.33-15.51	175.2-631.9	1.69-2.56	1.99-3.67	1.14-14.07	1.56-15.36
インド (20)	0.36	4.35	85.0	1.57	1.50	0.64	0.54
	0.17-0.67	2.64-11.8	56.9-260	1.24-3.84	0.76-2.96	0.44-1.75	0.35-1.16
インドネシア (26)	0.30	15.4	—	1.1	2.20	—	—
	0.1-1.0	1.60-77.00	—	0.2-2.8	0.20-7.50		
日本 (27)	0.44	7.01	246.0	1.91	1.60	0.32	0.64
	0.12-1.29	3.51-19.51	38.0-8710	1.15-2.62	0.52-3.86	0.12-0.97	0.13-6.52
韓国 (5)	0.43	5.74	86.98	2.86	1.64	1.00	3.80
	0.38-0.75	2.45-6.82	53.60-527.3	1.63-4.07	0.96-4.24	0.78-1.47	0.36-10.37
パキスタン (31)	0.48	5.97	43.47	2.62	2.43	2.66	2.16
	0.22-0.71	2.60-12.90	15.40-139.2	1.70-4.30	0.91-5.70	0.92-7.15	1.35-6.70
フィリピン (31)	0.49	5.25	30.0	1.10	1.36	0.15	0.56
	0.22-0.69	2.56-28.13	21.5-519.4	0.55-1.81	0.69-5.15	0.02-1.69	0.11-4.82
ベトナム (18)	0.64	8.96	1449	1.28	1.29	1.04	0.74
	0.06-1.44	5.85-20.3	600-2400	0.4-2.72	0.13-7.15	0.39-5.73	0.09-2.33
アジア領域	0.30-0.72	4.35-23.58	30.0-1449	1.1-2.86	1.36-2.88	0.15-3.53	0.54-5.04
アジアにおける有効中央値	0.45	7.0	90.0	1.75	1.65	1.0	1.0
ICRP-(23)Reference Man	1.1	10.0	200	3.3	1.9	3.0	2.0
国際的摂取量*	0.75	9.4	190	2.64	1.41	—	—

各国の摂取のおいての有効中央値はそれぞれの母集団の典型的摂取のように考慮されている。
*国際的摂取量(Parrら 1992年)有効中央値。括弧中の数字は分析されたアジア各国のサンプル番号を意味する。

表6.3-2 コーカソイドとアジア人の主な食品素材の日々の摂取比較[a] (6-3)

食品群	U.K.[b]	CEE[c]	U.S.[d]	アジア地域
ミルク	382	287	508	9-147
チーズ	12	21	19	—[e]
生鮮食品	158	140	228	12-172
肉	137	118	206	9-98
魚、その他の海産食品	21	22	22	6-91
卵	34	21	47	2-46
油脂	44	63	49	6-33
砂糖	77	57	69	1-64
野菜	320	376	305	65-324
ジャガイモ	202	196	103	30-163
その他の野菜	118	180	202	10-232
果物	108	114	184	3-165
穀物	246	346	207	171-520
豆類	—	—	—	35-114

[a]情報の出典:ICRP Reference Man Data (ICRP 1975).Asian data from IAEA-TECDOC-1005(1998)

[b] Assumes 10% waste from those purchased.

[c] Central and Eastern Europe (CEE) actual consumption.

[d] Assumes 15% waste from those purchased.

[e] Hyphens denote data not available.

参考文献

(6-1) "Evaluation of the Stochastic Effects of Low-Dose Radiation: Dose Reconstruction for the Techa River Cohort in Russia," .DOE Rep(2005)

(6-2) 河村　日佐男　他, "緊急時におけるヒト集団の被ばく線量及びリスク低減化評価に関する研究」放射能調査研究報告書", NIRS - R - 45,pp.37 - 39(2001)

(6-3) Iyengar G V et al, "DIETARY INTAKES OF SEVEN ELEMENTS OF IMPORTANCE IN RADIOLOGICAL PROTECTION BY ASIAN POPULATION: COMPARISON WITH ICRP DATA," Health Phys VOL.86,NO.6 PAGE.557 - 564(2004)

7．まとめ

7．1　成果の概要

本調査は、原子力発電所等の事故等の際の食品安全委員会における適切な対応に資するため、放射性物質により汚染された食品の健康影響評価等に関する文献の収集と整理を実施したものである。

1章では、本調査の背景として食品安全と原子力発電所の事故等の関係について過去の事例等を参照して整理するとともに、調査の概要と実施方法について記述した。

2章では、原子力発電所等の事故による被ばくの実態の理解に資するため、チェルノブイリ発電所事故及び東海村JCOウラン加工工場臨界事故の事例に関する文献を整理した。

3章では、原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応の理解に資するため、日本及び諸外国の対応に関する文献を整理した。

4章では、飲食物摂取制限の根拠となる規制、基準値の理解に資するため、日本及び諸外国の規制、基準値とその設定根拠に関する文献を整理した。

5章では、放射性降下物の環境中の挙動及び人体への影響に関する理解に資するため、環境移行パラメータ、環境移行モデル、食品摂取、健康影響等に関する文献を整理した。

6章では、放射性物質に汚染された食品のリスク評価に資する資料として最近の疫学的な知見としての文献を整理した。

7．2　原子力発電所等の事故への対応

放射線による災害が発生する可能性があるとして国や自治体が行う防災訓練で想定されている事案としては、原子力発電所や核燃料サイクル施設における事故、原子力艦の事故、テロによる原子力施設の襲撃や等がある。海外の事例では、病院の解体工事中に放射線治療機械が盗み出されたことにより放射性物質が人の生活圏を拡散して多くの住民が汚染検査を受けた例(7-1)もある。また、チェルノブイリ発電所級の事故が近隣国で発生した場合には、国内にも放射性降下物が飛来する可能性がある。

チェルノブイリ発電所事故に対し、わが国では大きく分けて2つの対応がとられた。(7-2)一つは放射性降下物による国土の汚染状況の監視と評価である。これは国の関係機関や自治体が協力して全国で環境放射線モニタリングが実施され、最終的には影響が小さいとして安全が確認された。もう一つは3．1で述べた海外の汚染された地域からの汚染食品の輸入制限である。

東海村JCO臨界事故は、わが国において実際に住民が避難したり屋内退避を強いられた唯一の事態である。この事故においては2．2で述べたように、放射性物質の所外放出は微量であり、食品に関連した実害は発生していなかった。それにもかかわらず、住民の食品に対する不安は長期に及び農水産業や食品産業の被害も甚大であった。これに対し、茨城県や東海村では、住民の不安を取り除き産業を正常化するために様々な努力を長期にわたって実施する必要があった。農産物については、事故当日からサンプリングして放射能測定を実施して影響のないことを確認することを続けた。(7-3)しかしながら、住民の不安を払拭することは容易でなく、全国紙及び地方紙における広報、国内主要雑誌における広報、IAEA調査報告のリーフレットの新聞折込による首都圏各家庭向け配布、原子力専門家による電話相談窓口の設置、ホームページによる広報などの地道な対策を1年近く継続する必要があった。(7-4)(7-5)

このようにチェルノブイリ事故は、汚染食品に対する監視や摂取制限等の措置を取ることが最重

要なケースであり、JCO 事故は汚染していないということの国民の理解を得ることが最も大きな問題となったケースであった。いずれのケースについても、事故後の反省として、的確かつ迅速な情報をわかりやすく国民に伝えることの重要性と難しさが確認された。

7．3　成果の活用について

本調査では、原子力発電所等の事故による食品の影響について、全体像の理解の助けとなるべく関連する項目を順序立ててまとめるとともに、リスク評価を行う上で根拠となる科学的な基本データを整理できるように心がけて文献を選定した。

２章及び３章については、既に評価が固まった事実あるいは実際に行われた事実を整理したので確定的なデータと言える。４章については、現在適用されている基準を整理したが、今後も規準の見直しがあった場合は修正する必要がある。５章及び６章については、現時点でも調査や研究が進行中のものであるため、今後は最新の情報にも留意する必要がある。

各文献について関する報告書本文の説明は、それだけで内容の概略を把握できるように心がけた。本報告書の構成と整理した文献の対応が一覧できるように附録に整理表をつけた。また、直接文献を参照する際の一助になればと、各文献についてシート形式で整理してこれも附録につけた。そして参考として表 4.5-7 でまとめた放射性核種により汚染された食品に関する主な基準に基づき、本報告書で取り上げられた主な放射性核種の半減期、存在比、使用用途等について一覧表にまとめ附録につけた。

7．4　今後の課題

本調査の成果を出発点として、今後以下の項目について調査を進めるべきと考えられる。

①対象とする事態の整理

食品が放射能に汚染される事態としては、以下が考えられる。

- 原子力発電所、核燃料サイクル施設あるいは原子力艦の事故による汚染
- 工場、研究所あるいは病院等の RI 施設の事故による汚染
- テロ行為による任意の場所の汚染

これらについては、それぞれ対象となる放射性核種と食品の関係を整理し、具体的な対応を想定しておく必要がある。

②リスク評価の仕組みづくり

実際に食品が放射能に汚染される事態に備えて、リスク評価の仕組みを構築する。

- 対象とする事態に合わせたモデルの構築
- リスク評価のためのデータの整理

③最初情報の取り入れ

基準の見直し、最新の研究成果に基づく情報の更新

以上

参考文献

(7-1) IAEA, "The Radiological Accident in Goiania", IAEA,1988.

(7-2) 科学技術庁, "チェルノブイル～環境・健康への影響～", 平成 8 年度.

(7-3) (独) 農業環境技術研究所, "農業環境技術研究所案内 (9) : 環境放射能の調査", 情報 : 農業と環境, No.39, 2003 (http://ss.niaes.affrc.go.jp/magazine/mgzn039.html)

(7-4) (社) 茨城原子力協議会, " (株) ジェー・シー・オー事故特集", 原子力広報「あす」, No.101, 1999

(7-5) (社) 茨城原子力協議会ホームページ (http://www.ibagen.or.jp/)

附　　録

附録１　調査対象文献リスト
附録２　調査対象文献シート
附録３　本報告書に関連する主な放射性核種一覧表
附録４　放射能・放射線の単位

附録１　調査対象文献リスト

１．はじめに

目次	文献	備考
１．１　背景 １．２　目的 １．３　調査項目 １．４　調査方法	(1-1)　IAEA, "The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual, 2001 Edition.	
	(1-2)　松岡　理,「放射性物質の人体摂取障害の記録　過ちの歴史に何を学ぶか」, 日刊工業新聞社, (1995).	
	(1-3)　大西　他,「原子力施設の事故〔調査報告〕」, JAERI 4052, (1969).	
	(1-4)　(財) 原子力安全研究協会,「放射線事故の総論」, 緊急被ばく医療情報ネットワーク地域フォーラムテキスト, http://www.remnet.jp/lecture/forum/04_01.html (1997).	

2．過去の事故における汚染実態等に関する文献

目次	文献		備考
2．1　チェルノブイリ原子力発電所事故	(2-1)	UNSCEAR 2000 REPORT SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (和文)「放射線の線源と影響，原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書」	和訳書籍参照
	(2-2)	" Ukrainian thyroid doses after the Chernobyl accident " ,Likhtarev, IA.et al.Health phys64(6)pp.594-599(1993).	
	(2-3)	" Estimation of 131-I doses for the evacuees from Pripjat," Goulko, G.M. et al,Radiat. Environ. Biophys. 35,pp.81-87(1996).	
	(2-4)	" The feasibility of using 129I to reconstruct 131I deposition from the Chermobyl reactor accident ," Straume,T., et al. Health Phys.71(5)pp.733-740(1996)	
	(2-5)	" Internal exposure from the ingestion of foods contaminates by 137Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General model: ingestion doses and countermeasure effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine.," Likhtarev, I.A., et al. Health phys70(3)pp.297-317 (1996)	
	(2-6)	" 134Cs and 137Cs whole-body measurements and internal dosimetry of the population living in areas contaminated by radioactivity after the Chernobyl accident., " Zvonova, I.A.,et al. Radiation and Environmental Biophysics,62,pp.213-221(1995)	
2．2　東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故	(2-7)	原子力安全委員会、「原子力発電所等周辺の防災対策について」、昭和 55 年 6 月（平成 15 年 7 月一部改訂)")	
	(2-8)	「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」平成１１年１２月２４日，原子力安全委員会（ウラン加工工場臨界事故調査委員会)	
	(2-9)	「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」１９９９年１２月２７日，日本原子力学会（原子力安全調査専門委員会)	
	(2-10)	岩崎民子，「ＩＡＥＡのＪＣＯ事故暫定報告書（抜粋)」放射線生物研究 Vol.35(3),pp.193 - 215(2000)	

3．各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する文献

目次	文献	備考
3．1　わが国における飲食物摂取制限	(3-1)　岩島　清，大久保　隆，「日本における輸入食品の放射能汚染の関する暫定限度」，保健物理，23，63－67，(1988)．	
	(3-2)　岩島　他，「輸入食品中の放射能規制の考え方」，食品衛生研究，37(7)，p.7(1997)	
	(3-3)　ICRP Publication 26, "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted 1977) ,"Pergamon press(1977).	
	(3-4)　科学技術庁，「環境放射線モニタリングに関する指針」，44(1983).	
	(3-5)　ICRP Publication 2, "Recommendations of the International Commission Ⅱ on Permissible Dose for Internal Radiation", Pergamon Press, Oxford (1960). 日本語訳：(社) 日本放射性同位元素協会、(財) 仁科記念財団:体内放射線の許容線量　ICRP シリーズ2(1959)	
	(3-6)　近藤，「輸入食品の放射能検査結果」，Isotope News,No.4,pp.12-17,(1999)	
	(3-7)　K. Juznic and S.Fedina; "Distribution of 89Sr and 90Sr in Slovenia, Yugoslavia, after the Chernobyl Accident," J.Environ, Radioactivity,5,159(1987).	
	(3-8)　平成１０年１２月２日　衛検第２２３号，「旧ソ連原子力発電所事故に係る輸入食品の監視指導について」	
	(3-9)　原子力安全委員会，「原子力発電所等周辺の防災対策について」，昭和55年6月（平成15年7月一部改訂	
3．2　諸外国の対応	(3-10)　(財) 原子力安全技術センター，「チェルノブイリ原子力発電所事故に対する各国の対応に関する調査」，昭和61年度科学技術庁調査資料作成委託，昭和62年3月．	
	(3-11)　岩島　清，大久保　隆，「輸入食品中の放射能規制の考え方」，食品衛生研究，Vol.37, No.7，7－20，(1987)．	
	(3-12)　U.S.Department of Health and Human Services, "Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies", Food and Drug Administration, (1998)	

4．日本及び諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献

目次	文献		備考
4．1 日本の基準	(4-1)	原子力安全委員会、「原子力発電所等周辺の防災対策について」、昭和55年6月（平成15年7月一部改訂）	
	(4-2)	須賀　他、「防災指針における飲食物摂取制限指標の改訂について」、保健物理、35(4)、pp.449-466(2000)	
	(4-3)	"Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency," Safety Series No. 109, IAEA, Vienna, Safety Series No.109,(1994).	
	(4-4)	UNSCEAR 1988 REPORT SOURCES, EFFECTS AND RISK OF IONIZING RADIATION. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation （和文）「放射線の線源と影響：原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する1988年報告書」（付属書D）	
	(4-5)	ICRP Publication 67 (Annals of the ICRP 23, Nos.3-4), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 2: Ingestion Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1993).	
	(4-6)	"International Basic Safety Standards For Protection Against Ionizing Radiation And For The Safety Of Radiation Sources," Safety Series No.115, IAEA VIENNA, 1996.	
	(4-7)	ICRP Publication 56 (Annals of the ICRP 20, Nos.2), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 1", Pergamon Press, Oxford (1989).	
	(4-8)	N.S.Jarvis, et al.,"LUDEP 2.0:Personal Computer Program for Calculating Internal Doses Using the ICRP Publication 66 Respiratory Tract Model," NRPB-SR287,(1996).	
	(4-9)	ICRP Publication 23, "Internal Commission on Radiological Protection, Task Group Report on Reference Man," Pergamon Press, Oxford (1975).	
	(4-10)	" Derived Intervention Levels For Radionuclides In Food. Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident," WHO, Geneva, (1988).	
	(4-11)	ICRP Publication 38 (Annals of the ICRP 11-13) Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions, Pergamon Press, Oxford (1983).	
	(4-12)	" Guideline Levels For Radionuclides In Foods Following Accidental Nuclear Contamination For Use In International Trade," CAC/GL 5-1989.	

目次	文献	備考
4．2．1 緊急時の被ばく限度	(4-13) ICRP Publication 60 (Annals of the ICRP 21, Nos.1-3), "1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", Pergamon Press, Oxford (1991).	
	(4-14) ICRP Publication 63 (Annals of the ICRP 22, No.4), "Principles for Protection of the Public in a Radiological Emergency", Pergamon Press, Oxford (1992).	
	(4-15) ICRP Publication 75(Annals of the ICRP 27, No.1), "General Principles for the Radiation Protection Workers", Pergamon Press, Oxford (1997)	
	(4-16) ICRP Publication 40 (Annals of the ICRP 14, No.2), "Protection of the Public in the Event of Major Ratioactive Accidents:Principle of Plannning" (1984).	
	(4-17) 草間朋子編：ICRP1990 年勧告　要点とその考え方, 日刊工業新聞社 (1991).	
	(4-18) ICRP Publication 26(Annals of the ICRP 1, No.3), "Recommendation of International" commission on Radiological Protection", Pergamon Press, Oxford (1977).	
4．2．2 内部被ばくモデル全般	(4-19)Report of National Committee on Radiation Protection, National Bureau of Standards Handbook 52, "Maximum Permissible Amounts of Radioisotopes in the Human Body and Maximum Permissible Concentrations in Air and Water", Superintendent of Documents, U.S. Government Printing Office, Washington D.C. (1953)	
	(4-20) "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection", British Journal of Radiology, Supplement 6 (1955).	
	(4-21)ICRP Publication 2, "Recommendations of the International Commission Ⅱ on Permissible Dose for Internal Radiation", Pergamon Press, Oxford (1960). 日本語訳：(社) 日本放射性同位元素協会、(財) 仁科記念財団:体内放射線の許容線量　ICRP シリーズ２(1959)	
	(4-22) ICRP Publication 10, "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection Report on Committee Ⅳ on Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupation Exposure", Pergamon Press, Oxford (1968).	

目次	文献	備考
4．2．2 内部被ばくモデル全般	(4-23)ICRP Publication 19, "The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides", Pergamon Press, Oxford (1972).	
	(4-24)ICRP Task Group on Lung Dynamics, "Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract", Health Physics 19, 173-207, (1966).	
	(4-25)ICRP Publication 20 "Task Group Report on Alkaline Earth Metabolism in Adult Man , Pergamon Press, Oxford (1973).	
	(4-26) ICRP Publication 30, Supplement to Part 1. (Annals of the ICRP 3, Nos.1-4), "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers", Pergamon Press, Oxford (1979). 日本語訳：(社) 日本アイソトープ協会、(財) 仁科記念財団：作業者による放射性核種の摂取限度 Part1 ICRP Publication30(1980)	
	(4-27)ICRP Publication 48 (Annals of the ICRP 16, Nos.2-3), "The Metabolism of Plutonium and Relates Elements", Pergamon Press, Oxford (1986).	
	(4-28)ICRP Publication 30 (Annals of the ICRP 19, Nos.4), "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers: An Addendum", Pergamon Press, Oxford (1988).	
	(4-29)ICRP Publication 66 (Annals of the ICRP 24, Nos.1-4), "Human Respiratory Tract Model for Radiological Pritection", Elsevier Science Ltd, Oxford (1994).	
	(4-30)ICRP Publication 71 (Annals of the ICRP 25, Nos.3-4), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 4: Inhalation Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1995).	
	(4-31)ICRP Publication 78 (Annals of the ICRP 27, Nos.3-4), "Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers", Pergamon Press, Oxford (1997).	
	(4-32)ICRP Publication 69 (Annals of the ICRP 25, No.1), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 3: Ingestion Dose Coefficients", Pergamon Press, Oxford (1995).	
	(4-33) "Metabolic and dosimetric models for application to members of the public" ,National Radiological Protection Board, Chilton, NRPB-GS3 (1984)	

目次	文献	備考
4．2．2 内部被ばくモデル全般	(4-34)PHIPPS, A.W., KENDALL, G.M., STATHER, J,W, FELL, T.P., "Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides", National Radiological Protection Board,Chilton, Rep. NRPB-R245 (1991).	
	(4-35)"Gastro-intestinal absorption of selected radionuclides," A report by an NEA expert group. Paris, OECD/NEA (1988).	
4．3 ＩＡＥＡの基準	(4-36) 総務省統計局・統計研修所 (http://www.stat.go.jp/data/sekai/03.htm)	
4．5 諸外国の基準	(4-37) United States Environmental Protection Agency, " Manual of Protective Action Guides And Protective Actions for Nuclear Incidents", EPA 402-R-92-001 (1992).	
	(4-38) United States Environmental Protection Agency, " Radiation Protection at EPA", EPA 402-B-00-001 (2000).	
	(4-39) U.S.Department of Health and Human Services, "Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies", Food and Drug Administration (1998).	
	(4-40) Ministry of Health(Canada), " Canadian Guidelines for Intervention During a Nuclear Emergency", Ministry of Health(Canada) (2003).	
	(4-41) Council of European Communities, " laying down maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs and feedingstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological emergency", Council Regulation(EURATOM) No. 3954/87 (1987).	
	(4-42) Belgian Nuclear Reserch Center, " A European Manual for 'Off-site Emergency Planning and Response to Nuclear Accidents'", Prepared for the European Commission Directorate-General Environment Contract SUBV/00/277065 (2002).	
	(4-43) Health Protection Agency(UK), " UK Recovery Handbook for Radiation Incidents : 2005", HPA-RPD-002, Health Protection Agency (2005).	
	(4-44) NHS Scotland, "Managing Incidents Presenting Actual or Potential Risks to the Public Health:", Guidance on the Roles and Responsibilities of Incident Control Team, Appendix 3 to J (2003).	

5．放射性降下物の環境中の挙動および人体への影響に関する文献

目次	文献	備考
5．1　概要	—	
5．2　放射性核種の環境中の移行に関する文献)	(5-1) IAEA, " Generic Models and ParametersHandbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments", Technical Report Series No. 364, IAEA, Vienna(1994)	和訳付
	(5-2) IAEA, " Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharge of Radioactive Substances to the Environment", Safety Report Series No. 19, IEAE, Vienna(2001)	
	(5-3) IAEA, " Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing", First report of the VAMP Terrestrial Working Group, IEAE, Vienna(1992)	
	(5-4) IAEA, " Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetationand transfer in semi-natural ecosystems ", 2nd report of the VAMP Terrestrial Working Group, IEAE, Vienna(1996)	
	(5-5) IAEA, " Testing of environmentak transfer models using Chernobyl fallout data from the Iput River catchment area, Bryansk Region, Russian Federation", Report of the Dose Reconstruction Working Group of BIOMASS Theme 2, IEAE, Vienna, (2003)	
	(5-6) 資源エネルギー庁,「放射性廃棄物共通技術調査　事業内容」, 放射性廃棄物共通事業調査技術検討委員会説明資料, 平成 15 年 12 月	
	(5-7) 天野　光, "環境負荷物質陸域移行予測コード「MOGRA」", 原子力 EYE, Vol.48, No.6, (2002 年 6 月)	

目次	文献	備考
5．3食品に含まれる核種に関する文献	(5-8) 科学技術庁, Chernobyl チェルノブイル～環境・健康への影響, 科学技術庁原子力局, 平成8年度.	
	(5-9) 厚生労働省, 「平成15年 国民健康・栄養調査結果の概要について」, http://www.mhlw.go.jp/houdou/2005/04/h0421-1.html, 平成17年4月	
	(5-10) 園尾, 「日本における小売食品中のSr-90及びCs-137放射能レベル調査」, 国民線量推定のための基礎調査（ＸＸⅡ）, (財) 放射線影響協会, 平成11年3月.	
	(5-11) shiraishi et al., " Comparison of stable cecium and radiocecium on dietary intakes by Japanese subjects using 18 food categories", J. of Radioanalyrical and Nuclear Chemistry, Vol. 242, No. 3, (1999) 687-692	
	(5-12) V.N.コルズン他、白石久二雄訳, 「チェルノブイリ：放射能と栄養」, (株) 実業広報社 (2000)	
5.4 体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響	(5-13) Kunio Shiraishi and Masayoshi Yamamoto "INTERNAL DOSE FROM INGESTION FOR JAPANESE ADULT MALES" Health Phys .71(5):700-704; 1996	
	(5-14) 国民線量推定のための基礎調査（ＸＸ）[Ⅳ] 食物摂取による放射性核種の摂取量及び内部被ばく線量」 財）放射線影響協会 平成9年3月	
	(5-15) "生体リスク評価の諸問題（Estimation of Health Risks and About What we should Discuss Now 松原純子 第24回放医研環境セミナー特別講演)"	

6．放射性物質に汚染された食品の健康影響評価に参考となる研究

目次	文献	備考
6．1　低線量放射線の確率的影響の評価	(6-1)" Evaluation of the Stochastic Effects of Low-Dose Radiation: Dose Reconstruction for the Techa River Cohort in Russia," .DOE Rep(2005)	
6．2　緊急時における被ばく線量及びリスクの低減	(6-2)「緊急時におけるヒト集団の被ばく線量及びリスク低減化評価に関する研究」河村　他，放射能調査研究報告書，NIRS - R - 45,pp.37 - 39(2001)	
6．3　アジア人の食事に対するICRP データの適用性	(6-3)" DIETARY INTAKES OF SEVEN ELEMENTS OF IMPORTANCE IN RADIOLOGICAL PROTECTION BY ASIAN POPULATION: COMPARISON WITH ICRP DATA," Iyengar G V et al, Health Phys VOL.86,NO.6 PAGE.557 - 564(2004)	

7．まとめ

目次	文献	備考
7．1　成果の概要 7．2　原子力発電所等の事故への対応 7．3　成果の活用について 7．4　今後の課題	(7-1)　IAEA, "The Radiological Accident in Goiania", IAEA,1988.	
	(7-2)　科学技術庁, "チェルノブイル～環境・健康への影響～", 平成 8 年度.	
	(7-3)　農業と環境	
	(7-4)　(社) 茨城原子力協議会, " (株) ジェー・シー・オー事故特集", 原子力広報「あす」, No.101, 1999.	
	(7-5)　(社) 茨城原子力協議会	

附録２　調査対象文献シート

調査項目	はじめに
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual, 2001 Edition.
著者	IAEA, OECD/NEA
出典	IAEA　(2000)
概要	国際原子力事象尺度(INES)は、原子力施設において発生した事象の安全上の重要性を、迅速かつ理解しやすい形式で公衆に知らせるための手段である。本尺度は、事象を適切かつ大局的に表現することにより、原子力産業界とマスコミ及び一般公衆との間での共通理解を促進することができる。 本マニュアルは、INES 尺度を用いて事象の安全上の重要性を評価する任を負う人たちの作業を容易にすることを目的として、IAEA と OECD/NEA が共同作成したものである。本マニュアルは 2000 年版であり、1992 年版の適用によって得られた経験と「提起された問題点の明確化」と題された文書が組み込まれている。 〔構成〕 第Ⅰ部　概要 第Ⅱ部　事象の評価手順と IAEA への報告方法 第Ⅲ部　所外および所内への影響基準 第Ⅳ部　深層防護への影響 第Ⅴ部　深層防護に基づく評価の事例 第Ⅵ部　付録
収集目的	原子力発電所事故の影響評価に関する情報
参考文献番号	1-1

調査項目	はじめに
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	放射性物質の人体摂取障害の記録　過ちの歴史に何を学ぶか
著者	松岡　理
出典	日刊工業新聞社（1995）
概要	放射性核種ごとに典型的な事故を取り上げ、その特徴的な障害を解説するとともに、その事故から今後に備えて何を学ぶべきかを論じた書籍。 〔目次〕 序章１　放射線事故の中での内部被曝事故 序章２　内部被曝人体事故発生例の歴史年表 第１章　トリチウム、摂取内部被曝致死事例 第２章　^{32}P 投与真性多血症患者例 第３章　テチャ川事故（^{90}Sr） 第４章－①　マーシャル群島住民の甲状腺腫（^{131}I） 第４章－②　第五福竜丸乗組員の放射性降下物被曝 第５章－①　ゴイアニア事故（^{137}I 線源破壊） 第５章－②　テチャ川事故（^{137}Cs） 第６章　ウラン鉱夫の肺がん（^{222}Rn） 第７章　^{224}Rn 投与患者の骨肉腫発生例 第８章　ラジウム・ダイアルペインター事故（Ra-226, Ra-228） 第９章　トロトラスト投与患者の肝がん（Th-232） 第１０章－①　マンハッタン・プロジェクト被曝者集団（硝酸 Pu-239） 第１０章－②　Pu 投与末期患者集団（Pu-239, クエン酸塩） 第１０章－③　金属 Pu 片侵入創傷組織検査例（Pu-239） 第１０章－④　ロッキーフラット火災被曝者（Pu-239, 酸化物） 第１０章－⑤　中国核工業部プルトニウム過剰被曝例（Pu-239） 第１１章　ハンホード ^{241}Am 事故（^{241}Am） 第１２章　まだ影響が解明されていない大型人体被曝事故 あとがき
収集目的	放射線事故事例に関する情報収集
参考文献番号	1-2

調査項目	はじめに
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	原子力施設の事故〔調査報告〕
著者	大西武, 南賢太郎, 山岸英雄, 佐藤信之, 村田幹生
出典	JAERI 4052（1969）
	安全対策の資料とするために世界の原子力施設の事故例を調査、分析し、これらの事故の体験によって得られた教訓を有効に生かすために一般的な教訓をとりあげて解説を行なった。また事故の具体例285をここに収録した。事故の見方にはその原因に重点を置いた見方と結果に重点を置いた見方とあるが、ここでは主として後者の見方に立って事故の記述を行ない、事故後に出された勧告、学んだ教訓および取られた措置などについても記述した。（以上、本文要旨より） 〔目次〕 １．まえがき ２．集録事故一覧表 ３．臨界事故 ４．輸送中の事故 ５．爆発事故 ６．火災事故 ７．原子炉の事故 ８．施設内の汚染事故 ９．環境の汚染事故 １０．被曝事故 １１．その他の事故 １２．あとがき １３．原子力施設の事故一覧表 １４．参考文献
収集目的	原子力施設の事故事例に関する情報
参考文献番号	1-3

調査項目	はじめに
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	放射線事故の総論
著者	（財）原子力安全研究協会
出典	緊急被ばく医療情報ネットワーク 地域フォーラムテキスト http://www.remnet.jp/lecture/forum/04_01.html (1997)
	緊急被ばく医療情報ネットワーク REMnet は、緊急被ばく医療に即応するためには緊急被ばく医療に関する知識や技術を備えた医療関係者の理解と医療機関の協力が不可欠であり、かつ実効性を向上するためには様々な医療機関の人的ネットワークの構築が重要であるとして、(財) 原子力安全研究協会が運営しているホームページである。 〔主なコンテンツ〕 ○トップページ 緊急被ばく医療とは 緊急被ばく医療の実際を学ぶ 緊急被ばく医療への取組み 地域におけるネットワークの構築 放射線・原子力の基礎を学ぶ ○資料・ビデオ マニュアル等 ビデオ テキスト ○フォーラム・研修会 全国拡大フォーラム 地域フォーラム ○地域の情報
収集目的	原子力施設の事故事例に関する情報
参考文献番号	1-4

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	UNSCEAR 2000 REPORT SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION. 「放射線の線源と影響, 原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書」
著者	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
出典	United Nations 日本語訳：(独) 放射線医学総合研究所監訳, (株) 実業公報社(2002)
	原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR : United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) は、1955 年に国連に設置された。当初は、大気圏内核実験による環境影響及び人体影響を調査することを目的としていたが、最近は放射線に係わる人類と環境への重要事項すべてを調査対象とし、国連総会に報告を行うとともに、適宜詳細な報告書を刊行している。UNSCEAR の報告書は ICRP (国際放射線防護委員会) による基準値等の検討のための科学的な基礎資料となっている。そのため、UNSCEAR が引用した文献等は、複数の国際的な専門家によるレビューを経た、科学的にも信頼性の高い文献といえる。なお、2000 年の報告書 (以下、UNSCEAR2000) では、チェルノブイリ事故の被ばくと影響について最新の科学的データが報告されている。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-1

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	Ukrainian thyroid doses after the Chernobyl accident 「チェルノブイリ事故後のウクライナにおける甲状腺線量」
著者	Likhtarev, IA.et al.
出典	Health phys64(6)pp.594-599(1993)
	子供の甲状腺の集団線量の現実的な推定値は 64,000(人・Gy)で、300 人の甲状腺がんの発生が予測された。この中には、不治のもの 30 人を含む。大人に関しては、127,000（人・Gy）で、不治のもの 10 人を含む 100 人の甲状腺がんの発生が予測された。 1991 年から 2026 年の 35 年間で、1986 年にウクライナの高汚染地域にいた子供たちの甲状腺がん発生率は、自然発生率の 1.4 倍になると推定された。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-2

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	Estimation of 131-I doses for the evacuees from Pripjat 「プリピアチからの避難者の ^{131}I 線量の推定」
著者	Goulko, G.M. et al.
出典	Radiat. Environ. Biophys. 35,pp.81-87(1996)
	プリピアチからの避難者、49,360 人の甲状腺線量が再評価された。ほとんどの避難民は、避難中に高い汚染地域を通過した。大規模な公的調査では、約 50%のみが 5 日以内に高い汚染地域から去ったこと及び約 30%が 30 日間以上、そこに留まったことが分かった。事故後の、最初の 5 日間は ^{131}I による甲状腺の被ばくは吸入のみにより、その後は牛乳の摂取によるとするモデルを用いて、甲状腺線量が評価された。線量評価の結果、以前に推定された線量は過大評価の傾向があり、特に若い避難者で過大評価が大きいとされた。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-3

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	The feasibility of using 129I to reconstruct 131I deposition from the Chermobyl reactor accident 「チェルノブイリ原子炉事故からの ^{131}I 沈着再構成のための ^{129}I 利用の試み」
著者	Straume, T., et al.
出典	Health Phys.71(5)pp.733-740 (1996)
	ベラルーシの特定地域への ^{131}I 沈着密度の再構築をなすための土壌中長寿命 ^{129}I の現時点測定法の利用可能性について検討した。Ｏｓｔｒｏｖｓｋｉｅなど５地域８地点より土壌コア試料を採取し，土壌中ヨウ素などを抽出分離し，土壌中 ^{131}I は ^{129}I の測定により再構築可能である。 甲状腺がんの増加が問題となっている子供たちについて、^{131}I の半減期が短いことから、事故直後の ^{131}I による甲状腺の被ばく線量評価に十分なデータが無いことが指摘されている。本研究では、加速器質量分析法を用いて ^{129}I,^{137}Cs などが分析され、^{131}I による被ばく線量の再構築方法が検討された。その結果、^{137}Cs については異なる地区の土壌で ^{129}I との存在比に大きな違い（最大 20 倍程度）が認められたことから、^{131}I の適切な代替核種とはならないと指摘している。一方、^{129}I と ^{131}I の比は、概ね一定であり、代替核種として ^{129}I を利用することがより適切であるとの結論を導いている。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-4

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	Internal exposure from the ingestion of foods contaminates by 137Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General model: ingestion doses and countermeasure effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine. 「チェルノブイリ事故後に ^{137}Cs で汚染した食品の摂取による体内被曝 第1報　一般モデル　ウクライナの Rovno Oblast の成人の経口摂取線量及び対策の有効性」
著者	Likhtarev, I.A., et al.
出典	Health phys70(3)pp.297-317 (1996)
	ウクライナの Rovno Oblast の成人集団の ^{137}Cs による線量が検討された。この地域のフォールアウトは他の地域に比べて少なかったが、土壌から牛乳への ^{137}Cs の移行は大きかった（～20((Bq/ℓ)/(kBq/m^2)))。^{137}Cs の土壌中の濃度、牛乳中の濃度及び人体への負荷が測定され、内部被ばくの評価に用いられた。汚染地域生産食品と清浄地域食品の交換対策による体内被曝の減少については，無対策の場合の１／４～１／８との計算による線量評価結果が報告された。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-5

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	チェルノブイリ原子力発電所事故
サブテーマ	
文献名	^{134}Cs and ^{137}Cs whole-body measurements and internal dosimetry of the population living in areas contaminated by radioactivity after the Chernobyl accident. 「チェルノブイリ事故後の放射能により汚染した地域に居住する集団の^{134}Cs 及び ^{137}Cs の全身計数及び内部線量測定」
著者	Zvonova, I.A.,et al.
出典	Radiation and Environmental Biophysics,62,pp.213-221(1995)
	ブリヤンスク地域の６つの西部地区はチェルノブイリ事故のフォールアウトでの汚染がひどかった。1991 年から 1994 年の間の毎年、約 500 人の居住者について、$^{134+137}$Cs の全身計測が行われた。その結果、Cs の全身計測値と土壌濃度には相関が認められなかった。一方で、土壌の種類などの自然要因，森林生産品摂取などの食習慣と内部被曝低減化対策などの社会的要因には依存することが分かった。 1991 年から 1994 年の $^{134+137}$Cs の全身計測値は成人で３～60(kBq)であり、対応する実効線量は 0.1～0.4(mSv/y)であった。Cs の全身計測値は男女ともに成人になるにつれて増加した。また、男性は女性の概ね 1.2～2 倍であった。
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-6

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故
サブテーマ	
文献名	原子力発電所等周辺の防災対策について
著者	原子力安全委員会
出典	原子力安全委員会, 昭和 55 年 6 月（平成 15 年 7 月一部改訂）
	昭和 54 年 3 月に発生した米国スリーマイル島(TMI)原発の事故を契機に、原子力安全委員会において、原子力災害特有の事象に着目し、原子力発電所等の周辺における防災活動を円滑に実施できるよう技術的、専門的事項について検討して、決定された指針。 原子力防災対策における留意点、防災対策を重点的に充実すべき地域の範囲、愚弟的な原子力防災対策について定めている。 〔目次〕 第１章　序 第２章　防災対策一般 第３章　防災対策を重点的に充実すべき地域の範囲 第４章　緊急時環境放射線モニタリング 第５章　災害応急対策の実施のための指針 第６章　緊急被ばく医療 付属資料
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故に関する情報収集
参考文献番号	2-7 3-9 4-1

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故
サブテーマ	ウランに対する食品摂取制限に関する指標の設置
文献名	「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」 平成１１年１２月２４日
著者	原子力安全委員会（ウラン加工工場臨界事故調査委員会）
出典	原子力安全委員会 http://aec.jst.go.jp/jicst/NC/iinkai/teirei/siryo99/siryo78/siryo11.htm
	JCO 事故の直接的・間接的原因をさらに究明するとともに、将来に向けた原子力安全の確保のあり方にまで踏み込んで、再発防止のための基本的な考え方を打ち出していくことを目指してまとめられた報告書である。詳細な検討は、「技術・評価」、「企業・産業」、「社会・安全」の３つの検討チームにより実施され、事実や原因のより緻密な把握とともに、事実の背後にある構造的・倫理的な問題を含めて検討が行われている。 食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。 報告書目次 Ⅰ．はじめに Ⅱ．事故の全体像 Ⅲ．事故の原因とそれに関する状況 Ⅳ．事故に係る防災上の対応 Ⅴ．健康対策・事故現場の対応 Ⅵ．事故の背景についての考察 Ⅶ．今後の取り組みのあり方について Ⅷ．事故調査委員会委員長所感（結言にかえて）
収集目的	原子力安全委員会の JCO 事故に関する公式の記録として収集
参考文献番号	2-8

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故
サブテーマ	ウランに対する食品摂取制限に関する指標の設置
文献名	「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」 １９９９年１２月２７日
著者	日本原子力学会（原子力安全調査専門委員会）
出典	日本原子力学会 http://www.nr.titech.ac.jp/~hsekimot/AESJSafety/
	日本原子力学会「原子力安全」調査専門委員会が、ＪＣＯウラン加工工場における臨界事故について調査した結果をまとめた報告書である。 事故の放射線影響として、核分裂反応に伴って発生した希ガスとヨウ素の一部が環境に漏れたが、放射線影響という観点からは、転換試験棟から直接、外部に放射された中性子線とガンマ線が、環境への影響の大部分を占めたことに特徴があるとされている。 第１章　はじめに 第２章　臨界安全と臨界事故 第３章　事故の経過と事実の解明 第４章　原因分析と問題点の摘出 第５章　改善提案 第６章　日本原子力学会のやるべきこと 第７章　原子力安全文化に関わる今後の取り組み 第８章　おわりに
収集目的	日本原子力学会の JCO 事故に関する公式の記録として収集
参考文献番号	2-9

調査項目	過去の事故における汚染実態等に関する文献
調査テーマ	東海村ＪＣＯウラン加工工場臨界事故
サブテーマ	ウランに対する食品摂取制限に関する指標の設置
文献名	「ＩＡＥＡのＪＣＯ事故暫定報告書（抜粋）」
著者	岩崎民子
出典	放射線生物研究 ,Vol.35(3),pp.193 - 215(2000)
	日本の東海村にあるＪＣＯ核燃料加工施設で１９９９年９月３０日に事故が起きた。ＩＡＥＡでは日本から事故の報告を受け，事故の２週間後に専門家を派遣し、暫定報告書を取りまとめ１１月に公表した。この報告書の目的は事故とその影響に関する情報を伝達し，確かな事実を詳述することである。これらの情報が事故とその影響を技術的に理解するのに有用であり，多くの人々にも知らせる必要があると考え，報告内容を抜粋，その概要が紹介された。報告（抜粋）は事故とその影響の低減，ＪＣＯ周辺の事故後の放射線線量率と環境モニタリングについて述べられている。また，講じられた緊急対応措置，事故による健康の影響と過剰被爆した人たちの医学的処置などについても述べられている。
収集目的	IAEA による事故調査報告の解説資料
参考文献番号	2-10

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	わが国の飲食物摂取制限
サブテーマ	輸入食品の暫定限度
文献名	日本における輸入食品の放射能汚染の関する暫定限度
著者	岩島　清，大久保　隆
出典	保健物理，23，63－67（1988）
	チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質で汚染された食品が、国内に輸入されることを防ぐために、厚生省は輸入食品中の放射能を規制する暫定限度の設定根拠等を示した論文である。 輸入食品中の放射能濃度の暫定限度は以下のように定められた。 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計　　370(Bq/kg) この限度は厚生省に設置された、「食品中の放射能に関する検討会」における専門家の検討結果をもとに 1986 年に定められた。暫定限度については、逐次見直しが検討されてきたが変更はされていない。この暫定限度を越える輸入食品は、積み戻され国内には流通しない。
収集目的	輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度の設定根拠
参考文献番号	3-1

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	わが国の飲食物摂取制限
サブテーマ	輸入食品の暫定限度
文献名	輸入食品中の放射能規制の考え方
著者	岩島　清，大久保　隆
出典	食品衛生研究，Vol.37, No.7, p7－21（1987）
	1986年のチェルノブイリ事故に対し、厚生省は輸入食品中の放射能を規制する暫定限度を設定し、監視を行い、暫定限度を超える食品については積戻し措置を指示した。 本文献では暫定限度を検討するにいたる経緯、暫定限度の検討のための試算の内容、定められた暫定限度、検査の現状及び今後の課題について述べている。また、FAOがまとめた諸外国の基準も併せて示されている。 Ⅰ　暫定限度検討に至るまでの経緯 Ⅱ　暫定限度の検討のための試算 　　試算のための前提 Ⅲ　暫定限度について Ⅳ　検査の現状 　　1．検疫所における輸入食品の放射能検査 　　2．国立衛生試験所での測定 　　3．検査結果と措置 Ⅴ　今後の課題
収集目的	輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度の設定根拠
参考文献番号	3-2

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	わが国の飲食物摂取制限
サブテーマ	放射能暫定限度の設定方法
文献名	環境放射線モニタリングに関する指針
著者	科学技術庁
出典	科学技術庁(1983)
	原子力発電所等周辺においては、周辺住民等の健康と安全を守る観点に立ち、地方公共団体が中心となって実施する環境放射線モニタリングに関し、原子力安全委員会・環境放射線モニタリング中央評価専門部会が取りまとめたモニタリングの計画立案、実施及び線量の評価について基本的方法を示した指針。 〔目次〕 第１章　本指針の基本的考え方 第２章　モニタリング計画 第３章　モニタリング結果の評価等 解説 モニタリングの目標について 空間放射線の測定 気象要素の計測 テレメータシステム 指標生物 環境試料の保存 全ベータ放射能測定 測定目標値 操業前調査 測定結果の解析 核爆発実験による放射性降下物 線量の推定と評価方法
収集目的	輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度の設定根拠
参考文献番号	3-4

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	わが国の飲食物摂取制限
サブテーマ	放射能暫定限度の見直し
文献名	輸入食品の放射能検査結果
著者	近藤　卓也
出典	Isotope News,No.4,pp.12-17 (1999)
	輸入食品の放射能検査について、検査開始の経緯、暫定限度の設定と検査結果及び検査対象食品の見直しの経緯と今後の検査体制について解説した記事。 〔目次〕 1　はじめに 2　放射能検査を開始した経緯 3　輸入食品中の放射能暫定限度 4　輸入食品の放射能検査体制および検査結果 4－1　事故直後（1986年5月～） 4－2　放射能暫定限度設定後（1986年11月～） 4－3　暫定限度を超えた食品の発見後（1987年1月～） 4－4　検疫所におけるヨウ化ナトリウム検出器およびゲルマニウム半導体検出器整備直後（1988年5月～） 4－5　検疫所におけるモニタリング検査体制の導入後（1990年1月～） 4－6　検査対象食品の第1回見直し（1991年9月～） 4－7　検査対象食品の第2回見直し（1993年1月～） 4－8　検査対象食品の第3回見直し（1998年12月～） 5　今後の放射能検査体制
収集目的	輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度の見直しに関する情報収集
参考文献番号	3-6

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	わが国の飲食物摂取制限
サブテーマ	放射能暫定限度の見直し
文献名	Distribution of ^{89}Sr and ^{90}Sr in Slovenia, Yugoslavia, after the Chernobyl accident. 「チェルノブイリ事故後の，ユーゴスラビアのスロベニアでの^{89}Srおよび^{90}Srの分布」
著者	K.Juznic and S.Fedina
出典	J Environ Radioact Vol.5(2),pp.159 - 163(1987)
	ユーゴスラビア北部スロベニア共和国地区でのチェルノブイリ後の雨水,ﾐﾙｸ,植物など有機質,および土壌中の ^{89}Sr,^{90}Sr が測定された。これらの核種は試料を溶液化した後に放射化学分離して $^{89+90}Sr$ を,ついで ^{90}Y を生成･分離させて ^{90}Sr を分析することにより測定された。上記測定試料のいくつかについては ^{139}Cs,^{137}Cs も分析された。$^{89+90}Sr$ の雨水による全沈着量は 5,750Bq/m^3,^{90}Sr は 420Bq/m^3 で $^{89}Sr/^{90}Sr$ は 12 であった。事故後の 4 月 30 日~6 月 18 日の間の雨水中の Sr の経時変化分析では、最高値が 5 月 3~5 日で 384Bq/l であった。$^{137}Cs/^{134}Cs$ は 2,放射性 Cs と Sr の比は草で 1.3,ﾐﾙｸで 9 であった。植物中の放射能の大半は葉からの直接摂取によるものと推測された。
収集目的	輸入限度の見直しの際に参考とされたデータ
参考文献番号	3-7

<table>
<tr><td>調査項目</td><td>各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献</td></tr>
<tr><td>調査テーマ</td><td>わが国の飲食物摂取制限</td></tr>
<tr><td>サブテーマ</td><td>放射能暫定限度の見直し</td></tr>
<tr><td>文献名</td><td>旧ソ連原子力発電所事故に係る輸入食品の監視指導について</td></tr>
<tr><td>著者</td><td>厚生省</td></tr>
<tr><td>出典</td><td>衛検第２２３号, 平成１０年１２月２日
http://www.n-shokuei.jp/tsuchi/981202-223.html</td></tr>
<tr><td></td><td>平成 10 年 12 月、厚生省において検疫所業務管理室長から各検疫所長に出された通達。本通達により、検査体制が以下のように変更となった。
〔旧体制〕
<table>
<tr><th>国
食　品</th><th>ヨーロッパ地域</th></tr>
<tr><td>野草及び野草加工品（水煮等を除く。）
トナカイ肉</td><td>100%
検査</td></tr>
<tr><td>香辛料
ビーフエキス
はちみつ</td><td>10%
モニタリング検査</td></tr>
</table>
〔新体制〕
<table>
<tr><th>国
食　品</th><th>ヨーロッパ地域</th></tr>
<tr><td>きのこ及びきのこ乾製品
トナカイ肉</td><td>100%検査</td></tr>
<tr><td>ハーブ及びハーブ乾製品
ビーフエキス</td><td>10%
モニタリング検査</td></tr>
<tr><td>香辛料
はちみつ</td><td>モニタリング解除</td></tr>
</table></td></tr>
<tr><td>収集目的</td><td>放射能汚染食品の検査体制に関する情報収集</td></tr>
<tr><td>参考文献番号</td><td>3-8</td></tr>
</table>

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	諸外国の飲食物摂取制限
サブテーマ	チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制
文献名	チェルノブイル原子力発電所事故に対する各国の対応に関する調査
著者	（財）原子力安全技術センター
出典	昭和61年度科学技術庁調査資料作成委託，昭和62年3月．
概要	昭和61年4月のチェルノブイリ発電所事故の発生に対し、わが国においては原子力安全委員会ソ連原子力発電所事故調査特別委員会が設置されて、同事故に関してわが国の原子力安全確保上反映させるべき事項等の検討を行った。本資料はこの検討のための資料として、諸外国で従来から講じられている防災対策、格納容器ベンティング、同事故に対して諸外国において講じられた措置等をまとめたものである。 Ⅰ　海外調査 1．調査結果の概要 1．1　原子力防災対策 1．2　格納容器ベント 2．原子力防災対策 2．1　米国 2．2　フランス 2．3　西ドイツ 2．4　スウェーデン 2．5　フィンランド 3．格納容器 3．1　米国 3．2　フランス 3．3　西ドイツ 3．4　スウェーデン 3．5　フィンランド Ⅱ　文献調査
収集目的	チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制に関する情報収集
参考文献番号	3-10

調査項目	各国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する対応に関する文献
調査テーマ	諸外国の飲食物摂取制限
サブテーマ	チェルノブイリ事故に対する諸外国の飲食物摂取制限
文献名	Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies 「食品及び飼料の事故による放射能汚染：州及び地方当局に対する勧告」
著者	U.S.Department of Health and Human Services
出典	Food and Drug Administration (1998)
概要	事故による食品及び飼料の放射能汚染に対する 1982 年の FDA（米国食品医薬品局）勧告に対し、その後の緊急対策立案の進歩を受けて、更新された勧告である。この勧告では、新しい科学的な情報及び放射線防護の考え方が組み込まれており、1982 年以来の経験と国際機関によって開発されたガイダンスが取り入れられている。 この勧告は、原子力発電施設での事故及汚染した食品の消費の結果として重大な放射線線量を受けるような多くの種類の事故に適用できるガイダンスを提供している。 〔目次〕 イントロダクション 防御行為ガイド(PAG) 一般規定 誘導介入レベル 防御行為 付録A　用語解説 付録B　線量の介入レベルに対する国際的なコンセンサス 付録C　1986年4月のチェルノブイリ原子力発電所事故以降に食品中に検出された放射性核種 付録D　推奨される誘導介入レベルの導出 付録E　運転中原子炉の炉心のインベントリにおける他の放射性核種に対する誘導介入レベル 付録F　欧州共同体委員会及びコーデックス委員会が採用した国際商取引のための誘導介入レベル
収集目的	米国の飲食物摂取制限に関する情報収集
参考文献番号	3-11 4-39

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	日本の基準
サブテーマ	飲食物摂取制限の設定根拠
文献名	「防災指針における飲食物摂取制限指標の改訂について」
著者	須賀新一，市川龍資
出典	保健物理，35(4)，pp.449-466(2000)
概要	日本の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力施設等の防災対策について」の改定内容を解説した論文である。 わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」は、成立当初から ^{131}I に対する飲料水、発菜及び牛乳中の濃度についての指標がもうけられていた。その後、チェルノブイル事故の経験を踏まえてセシウムを、再処理施設を考慮してプルトニウムおよび超ウラン元素のアルファ核種に関する指標が設けられた。さらに、1999 年 9 月の JCO 臨界事故をふまえて、核燃料施設の防災対策からウランに対する指標が設けられた。この指標の改定は以下の考えにもとづいている。 ①指標は、飲食物中の放射性物質が健康に悪影響を及ぼすか否かを示す濃度基準ではない。指標は、緊急事態における介入のレベル（防護対策指標）であり、防護対策の１つとして飲食物摂取制限措置を導入する際の目安とする値である。そのため、基準値や制限値ではなく、指標という用語が用いられている。 ②指標算出に当たっては、放射線防護指標設定の基本となる ICRP，IAEA，WHO 等の考え方にもとづき、回避線量（防護措置を実施することで免れる線量）がそれ以上ならば防護対策の導入を判断する線量として実効線量 5(mSv/年)（放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は 50(mSv/年)）をもとにするとともに、わが国の食生活等の実態も考慮された。
収集目的	飲食物摂取制限の設定根拠
参考文献番号	4-2

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準（IAEA）
サブテーマ	緊急時における介入限度（IAEA）
文献名	Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency 「原子力及び放射線緊急時の介入基準」
著者	IAEA
出典	Safety Series No.109,IAEA (1994)
概要	IAEA は、ICRP 勧告の内容にもとづいて、WHO などの他の国際機関と協議して、加盟国に対して放射線防護基準を提示してきた。これは、放射線防護に関する国際的な基準とされる ICRP の勧告が、各国に対して拘束力をもつものではないことによる。 本資料は、IAEA が緊急時の介入限度について、防護基準と同様に国際的な基準を提示したものである。この中で、食品の誘導放射能濃度についての基準値も示されている。
収集目的	国際的な基準の確認
参考文献番号	4-3

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	日本の基準
サブテーマ	飲食物摂取制限の設定根拠
文献名	「放射線の線源、影響及びリスク，原子放射線の影響に関する国連科学委員会総会への 1988 年報告書 附属書付」 附属書D　チェルノブイリ事故からの被曝
著者	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
出典	United Nations 日本語訳：(独) 放射線医学総合研究所監訳，(株) 実業公報社(1990)
概要	原子放射線の影響に関する国連科学委員会（UNSCEAR：United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation）の 1988 年報告書のチェルノブイリ事故による被曝線量の算定に関する附属書。 〔目次〕 Ⅰ．事故 原子炉／放射性核種の放出と拡散／緊急時対策 Ⅱ．線量算定方法論 範囲と手法／第 1 年目線量の計算方法／予測線量の計算方法 Ⅲ．評価された入力データ 大気／降下量／食品／人体 Ⅳ．1 年目の線量推定 甲状腺線量当量／実効線量当量／経路の寄与／放射性核種の寄与／移行関係 Ⅴ．線量預託 変換関係／広域での平均線量当量預託／被曝経路及び放射性核種の寄与 Ⅵ．集団線量預託 チェルノブイリからの距離と ^{137}Cs 降下量／^{137}Cs 降下量に基づく全線量預託への変換係数／集団実効線量当量預託の推定／単位放出量当りの集団線量預託／その他の放射性核種からの集団線量預託 Ⅶ．要約
収集目的	チェルノブイリの原子力発電所事故の被曝に関する情報収集
参考文献番号	4-4

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	主勧告ならび内部被ばくモデル全般（1）
文献名	NCRP, ICRP(1955), ICRP2, ICRP10, ICRP19, ICRP23, ICRP26, ICRP30
著者	ICRP
出典	ICRP
概要	内部被ばくについては、1953年にNCRPが、1955年にICRP（レポート番号なし）がある程度のデータと考え方を公表していたが、1959年にICRP2が発表され、臓器の内部被ばく線量評価が可能となった。ICRP10では、排泄モデルが示され、尿糞中の放射能量から摂取量の評価が可能となった。ICRP19 ではプルトニウム、アメリシウム等アクチノイドの呼吸器系モデル、体内動態モデルが示された。その後ICRP 26で放射線防護量として実効線量当量の概念が確立されると、作業者（作業者）の年摂取限度を評価するため、ICRP23の標準人（reference man）に基づく精密な線量評価モデルと体内動態モデルが確立されて、ICRP30に示された。
収集目的	ICRP の内部被ばく線量評価モデル、ならびに放射性核種の体内動態モデル等の記述が述べられているため。
参考文献番号	NCRP：4-19 ICRP(1955)：4-20 ICRP2：3-5, 4-21 ICRP10：4-22 ICRP19：4-23 ICRP23：4-9,4-24 ICRP26：3-3, 4-18 ICRP30：4-26, 4-28

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	主勧告ならび内部被ばくモデル全般（2）
文献名	ICRP48, ICRP56, ICRP60, ICRP67, ICRP69, ICRP71, ICRP78, LUDEP2.0
著者	ICRP
出典	ICRP
概要	（前シートから続く） 一部の核種のパラメータへ変更による改訂が ICRP48 に示されたが、チェルノブイリ事故以降、内部被ばく線量評価対象は作業者から公衆に拡大され、ICRP56, 67, 69, 71 で乳児（3 ヶ月）、幼児（1 歳）、子供（5 歳、10 歳、15 歳）、および成人の内部被ばくおよび体内動態モデルが示された。　作業者（作業者）に対しても、ICRP60 の放射線荷重係数と組織荷重係数の改訂の反映、ICRP66 の新呼吸器系モデルの反映され、管理実務の一般原則が Publ.75 記述された。作業者のモデルも公衆の成人体内動態モデルとの整合を取るために大きな改訂が行われ、その改訂モデルに基づいて ICRP68 に単位摂取量に対する線量係数（Sv/Bq）が示され、ICRP78 には内部被ばく個人モニタリングの勧告が示された。2006 年現在、内部被ばくに関する最新の勧告は ICRP78 である。なお ICRP の考え方に基づく内部被ばく線量評価用の計算コード LUDEP2.0 などが開発されている。
収集目的	ICRP の内部被ばく線量評価モデル、ならびに放射性核種の体内動態モデル等の記述が述べられているため。
参考文献番号	ICPR48：4-27 ICPR56：4-7 ICPR60：4-13 ICPR67：4-5 ICPR69：4-32 ICPR71：4-30 ICRP75:4-15 ICPR78：4-31 LUDEP2.0：4-8

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準（IAEA）
サブテーマ	国際基本安全基準（IAEA）
文献名	International Basic Safety Standards For Protection Against Ionizing Radiation And For The Safety Of Radiation Sources 「原子力及び放射線緊急時の介入基準」
著者	IAEA
出典	Safety Series No.115, IAEA (1996)
概要	IAEA は、ICRP 勧告の内容にもとづいて、WHO などの他の国際機関と協議して、加盟国に対して放射線防護基準を提示してきた。これは、放射線防護に関する国際的な基準とされる ICRP の勧告が、各国に対して拘束力をもつものではないことによる。 BSS-115 における、線量限度等の基本的な基準及び放射線防護の考え方は、ICRP1990 年勧告と同じ内容である。しかしながら、一部に ICRP の勧告と異なる部分もある。特に、原子力事故にともなう食品の放射能汚染を考える際に重要な、公衆の被ばく線量限度についても、BSS-115 と ICRP の 1990 年勧告で異なる部分がある。具体的には、BSS-115 においては、特別な状況においては、5 年間の平均線量が 1mSv を超えないと場合に限り、年間の実効線量として 5(mSv)という基準が設定されている。このような基準は、ICRP の 1990 年勧告にはない。5 (mSv/年間)という基準値は、コーデックス委員会(4.3.5)や WHO(4.3.6)による放射能に汚染された飲食物摂取制限の誘導介入放射能濃度を算出する際に用いられた被ばく線量限度と同じ値である。
収集目的	国際的な基準の確認
参考文献番号	4-6

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準（CODEX）
サブテーマ	放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン
文献名	Derived Intervention Levels For Radionuclides In Food. Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident 「放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン」
著者	WHO
出典	WHO, Geneva (1988)
概要	チェルノブイリ事故発生後、WHO は各国の規制当局が自国から遠くはなれた地域で発生した原子力事故により食品の放射能汚染に対して、被ばくによる公衆のリスク低減を図るための意思決定（政策決定）の助けとなるガイドラインを作成することが有用であると判断した。本資料は、WHO によるガイドラインの作成を解説したものである。
収集目的	国際的な基準の確認
参考文献番号	4-10

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	放射線防護に使用する放射性核種の物理データ
文献名	ICRP Publication 38 Radionuclide Transformations: Energy and Intensity of Emissions,
著者	ICRP
出典	(Annals of the ICRP 11-13) Pergamon Press, Oxford (1983).
概要	ICRP38 は半減期 10 分以上の放射性核種を中心に、825 核種の放射線放出率、エネルギー、放射線の線質、物理的半減期が記載されている放射線防護のための放射性核種に関する物理データ集である。 当初、ICRP が内部被ばく線量評価の基準に関する報告書である Publ.30 に記載された SEE（比実効エネルギー）を計算するため整備されたものであるが、その後の ICRP 内部被ばく関連の報告書のみならず、外部被ばく線量計算にも使用されている。
収集目的	内部被ばく線量評価に使用する放射性核種の物理的半減期データ
参考文献番号	4-11

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準（CODEX）
サブテーマ	事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン
文献名	Guideline Levels For Radionuclides In Foods Following Accidental Nuclear Contamination For Use In International Trade
著者	CODEX
出典	CAC/GL 5-1989. （http://www.codexalimentarius.net/web/more_info.jsp?id_sta=19）
概要	コーデックス委員会（Codex Alimentarius Commission：FAO/WHO 合同食品規格委員会）は、消費者の健康の保護、食品の公正な貿易の確保等を目的として、1962 年に FAO（Food and Agriculture Organization of the United Nations：国際連合食糧農業機関）及び WHO（World Health Organization：世界保健機関）により設置された国際的な政府間機関であり、国際食品規格（コーデックス規格）の作成等を行っている。我が国は 1966 年より参加している。 第 18 回コーデックス委員会（1989 年ジュネーブ）では、「事故による放射能汚染後の食品中放射性核種のガイドラインレベル」が採択された(4.4.1)。このガイドドラインレベルは、原子力事故後の一年間に適用される。ガイドラインの目的と各国に求められる対応は以下の通りである。 【ガイドラインの目的】ガイドラインレベルは、国際貿易で移動する食品の規制に使用することが目的である。 【各国の対応】国際貿易で移動する食品が、ガイドラインレベルを上回る場合、各国の政府はその食品をその国内あるいは管轄区域内で流通させるべきかどうか、どのような状況で流通させるべきかを決定しなければならない。
収集目的	国際的な基準の確認
参考文献番号	4-12

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	緊急時の被ばく限度
文献名	ICRP Publication 63 Principles for Protection of the Public in a Radiological Emergency
著者	ICRP
出典	(Annals of the ICRP 22, No.4), Pergamon Press, Oxford (1992)
概要	ICRP は Publ.40 で事故後の短期間での介入の立案の一般原則を記述したが、この報告書（Publ.63）では Publ.40 をより具体化して、介入レベルについての定量的な指針について言及している。この指針は、短期間の防護措置の導入だけではなく、数年にわたる防護措置の導入とその定期的見直し、ならびに広域にわたる介入を網羅している。 食品等の放射能汚染に対する介入に関する記述は 5.8 節に記載されている。 報告書目次 1．緒言 2．介入のための概念、量および基本原則 3．基本原則の防護措置への適用 4．介入立案のための放射線緊急事態への分類 5．介入レベルの誘導 5.8　食物連鎖および飲料水に対する介入 6．緊急時対応計画 7．勧告する介入レベルの要約
収集目的	ICRP の食品および飲料水の放射能濃度の介入レベルに関する文書として収集
参考文献番号	4-14

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	緊急時の被ばく限度
文献名	ICRP1990 年勧告　要点とその考え方
著者	草間朋子編
出典	日刊工業新聞社(1991)
概要	ICRP　Publ.26 に変わるものとして 1990 年に国際放射線防護委員会主委員会から勧告された ICRP　Publ.60 勧告の概要の説明である。 食品等の放射能汚染に等に関係する介入に関する記述は第 7 章に記載されている。 報告書目次 １．放射線防護の基本概念 ２．放射線防護に用いる量の概念 ３．線量拘束値・リスク拘束値 ４．線量限度 ５．放射線影響に関する基礎的事項 ６．新規または継続する行為に対する防護の体系 ７．介入に関する放射線防護 ８．ICRP 勧告の放射線実務への適用 ９．規制除外と規制免除の考え方 １０．放射線障害によるがん発生（死亡）の評価 １１．放射線被ばくに伴う遺伝的影響 １２．確定的影響 １３．胎児の放射線影響と放射線防護
収集目的	ICRP の食品および飲料水の放射能濃度の介入レベルに関する文書として収集
参考文献番号	4-16

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	内部被ばくモデル全般
文献名	Metabolic and dosimetric models for application to members of the public
著者	NRPB
出典	Rep. NRPB-GS3,Chilton（1984）
概要	このレポートは一般公衆である1歳児、10歳児、成人の内部被ばく線量評価モデルについて記述したものである。ICRPはPubl.30で作業者（成人作業者）の内部被ばくの線量評価モデルを示した。このレポートは公衆（1歳児、10歳児、成人）の内部被ばく線量評価モデルにICRP Publ.30の考え方を拡張した。子供の線量評価には体の大きさ、臓器の大きさ等を考慮している。しかし、子供の代謝データは、ヨウ素などの特別なデータがある場合を除いては、すべて成人のデータを使用している。なお、作業環境とは異なる一般環境での物理化学形を考慮して、消化管からの吸収率にICRP Publ.30とは異なった値を与えている。 報告書目次 1．はじめに 2．線量モデル 2.1 子供と成人のヨウ素代謝挙動 2.2 環境中にあるPu,Am,Cmの消化管からの吸収率 2.3 Npの消化管からの吸収率 3．勧告
収集目的	NRPBの内部被ばく線量評価モデル、ならびに放射性核種の体内動態モデル等の記述が述べられているため。
参考文献番号	4-33

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	国際的な基準
サブテーマ	内部被ばくモデル全般
文献名	PHIPPS, A.W., KENDALL, G.M., STATHER, J,W, FELL, T.P., "Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides, National Radiological Protection Board, および "Gastro-intestinal absorption of selected radionuclides," A report by an NEA expert group. Paris, OECD/NEA (1988).
著者	NRPB、NEA
出典	Rep. NRPB-R245,Chilton, (1991)および OECD/NEA (1988).
概要	このレポートは 25 元素 359 核種の経口摂取と AMAD1μmのエアロゾル吸入したときの預託実効線量当量と最も線量が高くなる器官の線量当量が、乳児（3ヶ月）、子供（1歳、5歳、10歳、15歳）、成人について記載されている。この年齢区分は ICRP56 に整合をとるものである。(以前の NRPB レポートは 1 歳児、10 歳児、成人の 3 群であった。) このレポートが従来のレポートに対して大きく改訂されたのは、以下の 2 つのパラメータが大きく変更されたためである。 ① 組織荷重係数(ICRP26) ②NEA の f1 値（消化管からの吸収係数） 報告書目次 1．はじめに 2．新しい ICRP の組織荷重係数 3．乳児と公衆の他の年齢層の消化管吸収係数 4．その他のデータと方法論の変更 5．表の説明 6．新しい線量係数の適用性 7．まとめ
収集目的	NRPB の内部被ばく線量評価モデル、ならびに放射性核種の体内動態モデル等および NEA の内部被ばく関係データの記述が述べられているため。
参考文献番号	4-34：NRPB、4-35：NEA(1988)

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	外国の基準
サブテーマ	内部被ばくモデル全般
文献名	国民経済計算
著者	総務省統計局・統計研修所
出典	世界の統計　第３章　国民経済計算 （http://www.stat.go.jp/data/sekai/03.htm）
概要	「国民経済計算体系」又は「国民経済計算」は，System of National Accounts の訳であり，ＳＮＡと略される。 1968 年第 15 回国際連合統計委員会において採択された「国民経済計算体系」（以下，1968SNA という。）を各国は採用し，以後，これに沿ってＳＮＡを推計してきた。 その後，1993 年第 27 回国際連合統計委員会において，新たな国民経済計算の基準として「1993 年国民経済計算体系」（以下，1993SNA という。）が採択され，国連は加盟国にその採用を促してきた。 日本は，1978 年以降 1968SNA を採用してきたが，2000 年 10 月に 1993SNA に移行した。 〔内容〕 ・世界の国内総生産 ・国内総生産及びその実質成長率 ・支出項目別国内総生産 ・経済活動別国内総生産及びその実質成長率 ・国民総所得 ・国民所得 ・１人あたりの家計最終消費支出 ・総資本形成 ・購買力平価 ・購買力平価による１人あたり国内総生産
収集目的	被ばくによる損失計算の基礎データ
参考文献番号	4-36

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	米国の基準
文献名	Manual of Protective Action Guides And Protective Actions for Nuclear Incidents
著者	United States Environmental Protection Agency
出典	EPA 402-R-92-001 (1992)
概要	米国の原子力緊急時の防護措置に係る介入レベルは、PAG(Ptotective Action Guides)として公的機関の防護対策や意思決定のために1992年にマニュアル化したもの。飲食物については、FDAが1982年に策定した基準が盛り込まれている。事象を早期、中期、長期に分けて、被ばくの経路と防護対策を対応させている。 〔目次〕 1. Overview 2. Protective Action Guides for the Early Phase of an Atmospheric Release 3. Protective Action Guides for the Intermediate Phase(Food and Water) 4. Protective Action Guides for the Intermediate Phase(Deposited Radioactive Materials) 5. Implementing the Protective Action Guides for the Early Phase 6. Implementing the Protective Action Guides for the Intermediate Phase(Food and Water) 7. Implementing the Protective Action Guides for the Intermediate Phase(Exposure to Deposited Materials) 8. Radiation Protection Guidance for the Late Phase (Recovery) (reserved)
収集目的	米国の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-37

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	米国の基準
文献名	Radiation Protection at EPA
著者	United States Environmental Protection Agency
出典	EPA 402-B-00-001 (2000)
概要	米国環境保護庁(EPA: Environmental Protection Agency)の 30 年間にわたる主要な達成事項と活動プログラムについて記述。ポリシーを掘り下げたり科学的な議論ではなく、EPA を歴史的視点で概観する。 PAG(Protective Action Guides)については、その整備が EPA の最も重要な緊急時対策活動の一つであるとして、概要を説明している。 〔目次〕 Introduction Authorities and Responsibilities The Formation of EPA: Reorganization Plan No.3 New Radiation Protection Authorities Radiation Protection at Other Federal Agencies Summary Program Activities Federal Guide Nuclear Fuel Cycle Standards and Regulations Environmental Standards Emergency Response
収集目的	米国の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-38

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	カナダの基準
文献名	Canadian Guidelines for Intervention During a Nuclear Emergency
著者	Ministry of Health(Canada)
出典	Ministry of Health(Canada) (2003)
概要	原子力の緊急時がカナダで発生した場合、及びカナダ人に影響のある事故が発生した場合のカナダ健康省のガイドライン。 〔目次〕 Introduction and Scope Basic Definition An overview of Nuclear Emergency Planning in Canada Principles Followed in Deriving the Intervention Levels Recommended Intervention Levels Various Counter measures Sheltering Evacuation Relocation Stable Iodine Prophylaxis Food Control Comparisons with Recommendations from Other Agencies
収集目的	カナダの誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-40

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	EU の基準
文献名	laying down maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs and feedingstuffs following a nuclear accident or any other case of radiological emergency
著者	Council of European Communities
出典	Council Regulation(EURATOM) No. 3954/87, 1987
概要	EU 委員会で定めた原子力事故あるいは放射線事故の際の食品及び飼料の放射能汚染の最大許容レベルに関する条項。 第 1 条 第 2 条 第 3 条 第 4 条 第 5 条 第 6 条 第 7 条 第 8 条
収集目的	EU の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-41

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	EU の基準
文献名	A European Manual for 'Off-site Emergency Planning and Response to Nuclear Accidents
著者	Belgian Nuclear Reserch Center
出典	Prepared for the European Commission Directorate-General Environment Contract SUBV/00/277065, 2002
概要	EU 委員会総局の環境契約のための資料。 〔目次〕 Chapter 1 General Introduction to Emergency Preparedness Chapter 2 Accidents Chapter 3 Health Effects of Ionising Radiation on Men Chapter 4 Principles for Intervention Chapter 5 Interventions in the Early Phase Chapter 6 Interventions in the Late Phase Chapter 7 Interventions in tAgricultural Ecosystems Chapter 8 Role of Technical Advisors in Decision-Making Chapter 9 Features of Consequence Assessments Chapter 10 RODOS: A European Decision Support System Chapter 11 Environmental Monitoring Chapter 12 International Data and Information Exchange Chapter 13 Economic Impact Chapter 14 The Emergency Plan: Organisation and Requirements Chapter 15 Community Legislation Chapter 16 Socail and Psycological Aspects Chapter 17 Emergency Communication Practical Lessons Learnt from Exercises
収集目的	EU の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-42

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	英国の基準
文献名	UK Recovery Handbook for Radiation Incidents：2005
著者	Health Protection Agency(UK),
出典	HPA-RPD-002, Health Protection Agency , 2005
概要	英国における放射線事故の際の復旧ハンドブックの農作物生産に関する章。 〔目次〕 Introduction Radiation Protection Criteria for Agricultural Food Production Agricultural Food Production Systems Agricultural Countermeasures Waste Disposal Options Selection of Management Options Datasheets for Management Options
収集目的	英国の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-43

調査項目	日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
調査テーマ	諸外国の基準
サブテーマ	英国の基準
文献名	Managing incidents presenting actual or potential Risks to the Public Health
著者	NHS Scotland
出典	Guidance on the Roles and Responsibilities of Incident Control Team, Appendix 3 to Annex J (2003) http://www.scotland.gov.uk/Publications/2003/01/16243/17315
概要	スコットランド国家健康局の事象管理チームガイダンスの放射線事象編。 〔目次〕 1 Introduction 2 Plannning Background 3 Counter-Measures 4 Arrangements for Casualties 5 Monitoring and Decontamination Appendix 1 Arrangements for Particular Contingencies Appendix 2 Emergency Reference Levels/ Intervention Levels Appendix 3 Counter-Measures Appendix 4 Casualty Reception and Treatment Appendix 5 Radiation Monitoring for Members of the Public
収集目的	英国の誘導介入レベルに関する資料
参考文献番号	4-44

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種の環境中の移行
サブテーマ	環境移行パラメータの整備
文献名	Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Evaluation
著者	IAEA
出典	Technical Report Series No. 364, IAEA (1994)
概要	陸地及び淡水環境中への放射性物質の放出による影響評価のために、IAEA が IUR(the International Union of Radioligists)と協力して作成した放射性核種の移行パラメータのハンドブック。 移行パラメータは、放出点から人までの経路を栄養素の観点で区分けを行い、その区分けの間を放射性核種が移行する割合を表す。 ハンドブックのデータは 1950 から 1960 年代の核実験、核施設からの管理下での放出、1986 年のチェルノブイリ事故等における放射性降下物の影響研究に基づいてレビューされたものである。 第１章　はじめに 第２章　農産物系　－　植物 第３章　農産物系　－　牛乳、肉及び卵 第４章　陸水生態系　－　魚 第５章　自然生態系 第６章　食品加工移行パラメータ
収集目的	環境移行パラメータの整備に関する情報収集
参考文献番号	5-1

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種の環境中の移行
サブテーマ	環境移行パラメータの整備
文献名	Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharge of Radioactive Substances to the Environment
著者	IAEA
出典	Safety Report Series No. 19, IAEA, Vienna(2001)
概要	このレポートの主要な目的は、環境中への放射性物質の適切な放出量を評価することを目的とした線量計算の簡単な方法を提供することと関係規制当局が定めた関連する線量限度基準値と比較できるようにすることである。 このレポートのモデルは放射性物質の定期的放出の検査のために開発されてきた。このレポートでは最小限のサイト情報から迅速に占領を評価するのに必要な情報が提供されている。検査モデルは病院や研究所などの小規模施設からの放射性核種の放出に対して有効なものであるが、大規模な施設に対してはでは規制当局が設定した線量限度基準（線量拘束値等）に近いものとなる。放出された放射性核種と関連する環境コンポーネントの間で平衡状態があれば、このレポートのモデリングは継続的あるいは延長された放出に対しても適用できる。 1. Introduction 2. Procedures for Screening Radionuclide Discharge 3. Atmospheric Dispersion 4. Radionuclide Transport in Surface Waters 5. Transport of Radionuclides through Terrestrial and Aquatic Food Chain 6. Dosimetric, Habit and Other Data for Dose Estimation 7. Estimation of Collective Dose for Screening Purposes 8. Procedures to Follow When Estimated Doses Exceed the Specified Reference Level
収集目的	環境移行パラメータの整備に関する情報収集
参考文献番号	5-2

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種の環境中の移行
サブテーマ	環境移行パラメータの整備
文献名	Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing
著者	IAEA
出典	First report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA, Vienna(1992)
概要	IAEA の VAMP(Validation of Environmental Model Predictions) 陸域ワーキンググループの第 1 レポートである。同ワーキンググループは陸圏環境から人への放射性核種の移行モデルの最先端技術を検証ことを目的としている。 本レポートでは、以下の 3 項目についてレビューしている。 (ⅰ)再浮遊(resuspension) 粒状物質の地表沈着が風の乱れや人的活動などによって大気中に再飛散するプロセス (ⅱ)食品加工喪失(food processing losses) 食品加工及び調理準備の結果、人にいたる食物連鎖から放射性核種が除去されること (ⅲ)季節性 (seasonality) 汚染事象の発生する季節に対する食品穀物及びその他環境システムの放射能汚染の変動
収集目的	環境移行パラメータの整備に関する情報収集
参考文献番号	5-3

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種の環境中の移行
サブテーマ	環境移行パラメータの整備
文献名	Modelling of radionuclide interception and loss processes in vegetationand transfer in semi-natural ecosystems
著者	IAEA
出典	2nd report of the VAMP Terrestrial Working Group, IAEA, Vienna(1996)
概要	IAEA の VAMP(Validation of Environmental Model Predictions) 陸域ワーキンググループの第 2 レポートである。同ワーキンググループは陸圏環境から人への放射性核種の移行モデルの最先端技術を検証ことを目的としている。 本レポートでは、 (ⅰ)植物による放射性核種の捕捉及び保持と植物からの喪失過程 (ⅱ)半自然生態系から得られる食物への放射性核種の移行モデル の２点についてレビューしている。
収集目的	環境移行パラメータの整備に関する情報収集
参考文献番号	5-4

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種の環境中の移行
サブテーマ	チェルノブイリデータによるモデル検証
文献名	Testing of environmental transfer models using Chernobyl fallout data from the Iput River catchment area, Bryansk Region, Russian Federation
著者	IAEA
出典	Report of the Dose Reconstruction Working Group of BIOMASS Theme 2, IAEA, Vienna, (2003)
概要	IAEA-BIOMASS は、環境中における放射性核種の移行を予測する機能を開発及び改善することを目的として、1996 年 10 月にウィーンで立ち上げられた。このプログラムの環境放出のテーマの下で線量再構築ワーキンググループでは、線量再構築の評価プロセスを検証するために、1986 年にチェルノブイリ原子力発電所から事故で放出された ^{137}Cs、ロシア連邦のブリャンスク地方のイプーチ集水地域における被ばくについて、シナリオを作成して複数のモデルの比較によるシナリオ演習を行った。 このプロジェクトには、ヨーロッパ、オーストラリア、米国、日本など世界の異なる地域から参加しており、多様な地理及び気候地域を代表している。モデルはいずれも国家が放射線学的状況に対する評価及び意思決定に用いる商業化されたあるいは公的なモデルや研究目的で開発されたものであった。 計算は、幾つかのステージで行われ、最初の計算は参加者によるブラインドテストとして行われた。これらの初期の結果を解析によってモデラーは結果における誤った推定あるいは入力情報の誤った解釈を認識することができた。 シナリオ演習の最大の問題は、テストエリアの斑的汚染に対するデータの平均化、土中（根ゾーン）の ^{137}Cs の移入と生体内取り込みの模擬、対策の有効性のモデル化であった。全ての問題についてワーキンググループで議論をして、アイデアの交換することにより、モデルの改良が進められた。
収集目的	放射性核種の環境中の移行モデルの検証に関する情報収集
参考文献番号	5-5

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	日本における研究事例
サブテーマ	放射性核種生物圏移行パラメータ調査
文献名	放射性廃棄物共通技術調査　事業内容
著者	資源エネルギー庁
出典	放射性廃棄物共通事業調査技術検討委員会説明資料, 平成 15 年 12 月
概要	資源エネルギー庁では、原子力発電及び核燃料サイクル事業に伴って発生する放射性廃棄物を埋設処分することに関し、長期の安全確保のために技術開発研究を実施している。地下の処分場から放射性核種が地下水により移動し、最終的に人間の生活環境に到達する場合についても、核種の移行プロセスと被ばく経路を適切に評価しなければならない。このため、放射性核種の生物圏移行パラメータ調査を平成 14 年度から実施している。 この調査では、放射性核種の水田生態系の動的コンパートメントモデルを構築するとともに、放射性核種を対象として、モデル構築に必要なデータ整備を実施した。
収集目的	放射性核種生物圏移行パラメータ調査に関する情報収集
参考文献番号	5-6

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	日本における研究事例
サブテーマ	環境負荷物質陸域移行予測コード（MOGRA）
文献名	環境負荷物質陸域移行予測コード「MOGRA」
著者	天野　光、高橋　知之、内田　滋夫
出典	原子力 EYE, Vol.48, No.6, (2002 年 6 月)
概要	日本原子力研究所では、環境中に放出される放射性物質の地表沈着後の放射性物質の土壌、農作物、河川中での動きを解析予測する「環境負荷物質陸域移行予測コード（MOGRA：モグラ Migration Of GRound Additionals)」を開発した。MOGRA は、原子力委員会と文部科学省が進める原子力基盤クロスオーバー研究の一環として、京都大学原子炉実験所、放射線医学総合研究所の協力を得て開発した。 計算コードの構成としては、動的コンパートメントモデル解析部を中核とし、計算条件の設定・結果の表示を行うためのグラフィカルユーザインターフェイス(GUI)やデータファイル等からなる。コンパートメントとは種々多様な自然環境を、性質が類似しているいくつかに区分けしたものである。本コードは、コンパートメントの作成・削除、コンパートメント間における負荷物質の移行の設定等がマウスによる簡単な操作で可能であるとともに、種々の核種への対応等の汎用性、拡張性に優れている。
収集目的	環境負荷物質陸域移行予測コードに関する情報収集
参考文献番号	5-7

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	食品に含まれる核種に関する文献
サブテーマ	食品の摂取量
文献名	Chernobyl チェルノブイル～環境・健康への影響
著者	科学技術庁
出典	,科学技術庁原子力局, 平成 8 年度.
概要	1986 年 4 月 26 日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故による影響について、1996 年頃までの情報を科学的に評価し、わかりやすくまとめた冊子である。 1．はじめに 2．事故時に環境中に放出された放射性物質の量と範囲 2．1　放出された放射性物質の種類と量 2．2　放出パターン 2．3　放出された放射性物質の降下 3．自然環境・食品への影響 3．1　大気への影響 3．2　陸域への影響 3．3　水系への影響 3．4　食品への影響 4．被ばく線量評価と健康への影響 4．1　被ばく線量評価 4．2　健康への影響 5．環境・健康影響調査に関する国際協力 5．1　わが国による協力 5．2　諸国際機関による協力 6．まとめ
収集目的	チェルノブイリ事故の影響に関する情報収集
参考文献番号	5-8, 7-2

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	食品に含まれる核種に関する文献
サブテーマ	食品の摂取量
文献名	平成 15 年　国民健康・栄養調査結果の概要について
著者	厚生労働省
出典	http://www.mhlw.go.jp/houdou/2005/04/h0421-1.html, 平成 17 年 4 月
概要	厚生労働省が実施している国民栄養調査は、国民の健康増進や生活習慣改善に資するためのデータと位置づけられているが、放射性物質に汚染された食品による被ばくを評価する際にも、食品摂取量のデータが不可欠である。食品摂取量が既知あるいは推定できれば、これに食品中の放射能濃度を乗じることで、放射性核種の摂取量がわかる。
収集目的	食品の摂取量に関する情報収集
参考文献番号	5-9

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	食品に含まれる核種に関する文献
サブテーマ	小売食品中の放射能濃度調査
文献名	,日本における小売食品中の Sr-90 及び Cs-137 放射能レベル調査
著者	園尾 好宏
出典	国民線量推定のための基礎調査（ＸＸⅡ），（財）放射線影響協会，平成11年3月
概要	1989 年～1994 年の間、日本全国における小売市場から購入した食品中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の濃度の詳細調査を実施した。1986 年のチェルノブイリ発電所事故の影響と見られる濃度が測定された。調査の結果、以下のことが判明した。 ・天然放射線源による内部被ばくの約 0.08%（^{90}Sr）及び 0.26%（^{137}Cs）にすぎないことがわかった。 ・食物を動物起源と植物起源に分けると、動物起源は ^{90}Sr が ^{137}Cs より高く、植物起源は ^{90}Sr が ^{137}Cs より低い。 ・年実効線量への寄与が大きい食品は、^{90}Sr が豆、野菜、牛乳等、^{137}Cs が米、チョコレート、豆、マッシュルーム、牛乳等であった。 また、本調査では、食品毎の濃度測定結果と国民栄養調査のデータに基づく摂取量から計算した ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の摂取量と、実際的な 1 日間の総摂取食物からを分析した核種量の実測値の比較を行っており、^{90}Sr についてはよく一致することが確認された。^{137}Cs は計算値が 4 割程度大きくなった。これはアルカリ土類金属のストロンチウムに比べてアルカリ金属のセシウムが水に溶出しやすいため調理中に除去されるためと考えられる。
収集目的	小売食品中の放射能濃度に関する情報収集
参考文献番号	5-10

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	食品に含まれる核種に関する文献
サブテーマ	食事における放射性核種と非放射性核種の比較
文献名	Comparison of stable cecium and radiocecium on dietary intakes by Japanese subjects using 18 food categories
著者	Shiraishi et al
出典	J. of Radioanalyrical and Nuclear Chemistry, Vol. 242, No. 3, (1999) 687-692
概要	食事によるセシウムの摂取について、安定セシウムと放射性セシウムの関係を、ガンマ線スペクトル測定と ICP-MS（誘導結合プラズマイオン源質量分析装置:アルゴンガスに高周波エネルギーを与えて発生したプラズマをイオン源として原子化・イオン化した試料を高真空で質量分析して定性・定量する装置）による測定により調査した。食品は国民栄養調査と同じく 18 品目に分類している。ただし米は主食なので穀物から独立させた。 食品の 18 品目に対し、安定セシウムと放射性セシウムについてそれぞれ単位質量あたりの質量と放射能を求めた。日本人の食事における食品の種類と量を考慮して ^{137}Cs の摂取量を求めることが重要であるとし、きのこ類、魚介類、牛乳及び乳製品類、食肉類、イモ類、豆類及び種子類が ^{137}Cs の摂取に大きく寄与することがわかった。分析測定をさらに高感度化して安定核種の摂取経路を解析することにより放射性核種の摂取経路を明らかにすることができる。
収集目的	食事における放射性核種と非放射性核種の比較に関する情報収集
参考文献番号	5-11

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	食品に含まれる核種に関する文献
サブテーマ	放射能汚染状況下での栄養摂取
文献名	チェルノブイリ：放射能と栄養
著者	V.N.コルズン他、白石久二雄訳
出典	（株）実業広報社、2000
概要	この小冊子には放射性物質で汚染された領域内に住んでいる住民の健康維持に関する栄養知識について書かれています。身近で飛び交っている好ましくない情報に対して、人体の健康状態を高めるための食物の役割について、また、食材料を食物に加工、料理する人に対して、食品中の放射性核種の含有量を下げる簡単な方法を説明しています。放射性セシウムや放射性ストロンチウムのような放射性核種の吸収を妨げたり、人体自らの防御力を強めるための天然物や生物学的活性な化学物質（食品添加物）についても研究結果に基づいた助言をしています。(序文の前の注釈より) 〔目次〕 序文 放射線とは何か？ 生物と人への放射線作用 被ばく線量 チェルノブイリ事故の被ばく線量はどんな核種に困るのでしょうか？ 放射性汚染地域の住民の栄養状況 食事中の基本成分と栄養素としての役割 起こりうる問題に対する対策と回答 食品中の放射性核種濃度を減らす合理的加工法 放射能汚染状況下での栄養摂取法 調剤等の特殊製品の製造 予想される質問の回答 付録
収集目的	放射能汚染状況下での栄養摂取に関する情報収集
参考文献番号	5-12

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばく
サブテーマ	日本人の食物摂取による放射性核種の摂取量
文献名	" INTERNAL DOSE FROM INGESTION FOR JAPANESE ADULT MALES"
著者	Kunio Shiraishi and Masayoshi Yamamoto
出典	Health Phys .71(5):700-704; 1996
概要	日本人成人男性の食物摂取による放射性核種の摂取量及びこれらの核種に起因する内部被ばく線量について調査・研究した成果をまとめている。 日本人の食習慣について、(1)農作物、(2)畜産物、(3)海産物、(4)その他の食品の４つのカテゴリにグループ分けし、摂取率を得ている。得られた摂取量から、主要な放射性核種について摂取量を推定し、その結果から日本人成人男性の内部被ばく線量の推定値についてまとめたものである。 INTRODUCTION METHODS RESULTS AND DISCUSSION Eating habits in the Japanese population Daily intake and internal exposure of ^{40}K Daily intake and annual effective dose of ^{87}Rb Daily intakes of ^{210}Pb and ^{210}Po Daily intakes of ^{226}Ra,^{230}Th, ^{232}Th, ^{234}U, ^{235}U,and, ^{238}U Daily intakes of ^{14}C Daily intakes of ^{3}H Total annual effective dose of Japanese adult males CONCLUSION REFERENCES
収集目的	日本人の食物摂取による内部被ばくに関する文献として収集
参考文献番号	5-13

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばく
サブテーマ	日本人の食物摂取による放射性核種の摂取量
文献名	食物摂取による放射性核種の摂取量及び内部被ばく線量
著者	財）放射線影響協会
出典	国民線量推定のための基礎調査（ＸＸ）［Ⅳ］平成９年３月
概要	国民線量推定のための基礎調査の中の一テーマとして、日本人成人男性の食物摂取による放射性核種の摂取量及びこれらの核種に起因する内部被ばく線量について調査・研究した成果をまとめたもの。 参考文献 5.4.1（” INTERNAL DOSE FROM INGESTION FOR JAPANESE ADULT MALES”）の和文版である。 日本人の食習慣について、(1)農作物、(2)畜産物、(3)海産物、(4)その他の食品の４つのカテゴリにグループ分けし、摂取率を得ている。得られた摂取量から、主要な放射性核種について摂取量を推定し、その結果から日本人成人男性の内部被ばく線量の推定値についてまとめたものである。 まえがき 序 ［Ⅰ］東京都周辺の住宅内における空間γ線線量率の測定 ［Ⅱ］生活様式にあわせた環境中のラドン濃度調査 ［Ⅲ］病院地下におけるラドン濃度と換気量の関係に関する実測 ［Ⅳ］食物摂取による放射性核種の摂取量及び内部被ばく線量 ［Ⅴ］野菜の生産・流通・消費－千葉県の消費状況を含めて－ ［Ⅵ］医療被ばく－放射線治療の実態－
収集目的	日本人の食物摂取による内部被ばくに関する文献として収集
参考文献番号	5-14

調査項目	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響に関する文献
調査テーマ	内部被ばくによる健康影響
サブテーマ	
文献名	生体リスク評価の諸問題（Estimation of Health Risks and About What we should Discuss Now）
著者	松原純子
出典	第 24 回放医研環境セミナー特別講演
概要	科学技術の進歩に伴い、その応用は人類に大きな利便性を与えていると同時に、様々な新手のリスクをもたらしている。それら新手のリスクの中で、健康リスク関連の諸問題に着目し、環境要因の人への健康リスクの評価およびそれらの問題点について述べている。 その中で、放射性物質摂取による内部被ばくのリスクの評価、輸入食品からの実効線量当量の計算例や低線量の放射線影響に関する疫学調査についてまとめられている。 1．はじめに 2．健康リスク評価の現状と問題点 3．安全哲学と総合リスク評価
収集目的	放射性物質摂取による内部被ばくによる健康影響に関する文献の収集。
参考文献番号	5-15

調査項目	放射性汚染物質により汚染された食品の健康影響評価に関する文献
調査テーマ	最新の科学データ
サブテーマ	
文献名	"Evaluation of the Stochastic Effects of Low-Dose Radiation: Dose Reconstruction for the Techa River Cohort in Russia." 低線量放射線の確率的影響の評価：　ロシアＴｅｃｈａ川コホートのための用量再構成
著者	Degteva M O, ozheurov V P, Tolstyh E I, Vorobiova M I; (Oregon Graduate Inst. Sci. and Technol., Beaverton); (Battelle Pacific Northwest Labs., Richland, WA); (Res. Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk (Russia)); (Dep. Energy, Washington, DC)
出典	P0998A US DOE Rep DE-2005-15004488
概要	大部分の放射線リスク推定は、日本の原爆被爆者の疫学調査にもとづいている。1948年に運転を開始したロシアにおけるプルトニウムの生産・分離工場から、テチャ川に大量の廃棄物（廃水約 10～17Bq）が放出された。この川に沿った居住者は，外部放射線に被ばくするとともに、90Srおよびその他の放射性核種で汚染された食品を摂取した。放射性物質に汚染された食品を摂取した疫学研究に関しては、このコホートは今後重要な役割を持つ可能性がある。 1995年より米国とロシアによる共同研究が始まった。住民の被ばく線量の再構成は2000年の3月までに完了した。このコホートの特徴は、^{90}Srのホールボディカウンターによる計測データが 15,000 件以上あることである。人体ファントムを用いた線量計測の較正も行われ、^{90}Sr の長期間にわたる被ばくのデータが蓄積されている。 コホートの被ばく線量が精度良く再構成されたことから、今後長期的な疫学調査が継続実施されれば、^{90}Sr による食品汚染の健康影響等に関する貴重なデータが入手できる可能性がある。
収集目的	放射性物質により汚染された食品の健康影響評価に参考となる研究
参考文献番号	6-1

調査項目	放射性汚染物質により汚染された食品の健康影響評価に関する文献
調査テーマ	最新の科学データ
サブテーマ	
文献名	緊急時におけるヒト集団の被ばく線量及びリスク低減化評価に関する研究
著者	河村日佐男，吉本泰彦，米原英典，吉永信治，木村真三，本郷昭三，竹下洋（放医研）
出典	放射能調査研究報告書 NIRS - R - 45 pp.37 - 39 (2001)
概要	疫学的観点を含めて， ・放射線事故後の緊急時の線量測定 ・線量低減化方策 ・大規模な過去の放射線事故 ・原子力防災計画の検討の結果 が報告されている。 さらに，放射能に汚染された食品による健康影響に関連が深い課題として、 ・放射性核種の吸入・摂取による内部被爆線量の推定 ・乳児の内部被爆低減化方策 が報告されている
収集目的	放射性物質により汚染された食品の健康影響評価に参考となる研究
参考文献番号	6-2

調査項目	放射性汚染物質により汚染された食品の健康影響評価に関する文献
調査テーマ	最新の科学データ
サブテーマ	
文献名	"DIETARY INTAKES OF SEVEN ELEMENTS OF IMPORTANCE IN RADIOLOGICAL PROTECTION BY ASIAN POPULATION: COMPARISON WITH ICRP DATA," アジア住民による放射線防護上重要な７種類の元素の食事からの取込：ＩＣＲＰデータとの比較
著者	Iyengar G V (International Atomic Energy Agency, Vienna, AUT); KAWAMURA H (National Inst. Radiological Sci., Chiba, JPN); DANG H S (Bhabha Atomic Res. Centre, Bombay, IND); WANG J (Inst. Radiation Medicine, Chinese Acad. Medical Sci., Tianjin, CHN); AKHTER P (Pakistan Atomic Energy Commission, Islamabad, PAK); CHO S Y (Yonsei Univ., Kangwon - do, KOR); NATERA E (Philippine Nuclear Res. Inst., Manila, PHL); MIAH F K (Bangladesh Atomic Energy Commission, Dhaka, BGD); DOJOSUBROTO J (Nuclear Technique Res. Centre, Bandung, IDN)
出典	Health Phys VOL.86,NO.6 PAGE.557 - 564 (2004)
概要	IAEA の共同研究プロジェクトとして、アジアの９か国の成人住民による７種類の元素の毎日の食事からの取込量が調べられた。対象国は、バングラデシュ、中国、インド、インドネシア、日本、パキスタン、フィリピン、韓国及びベトナムである。対象元素は Ca,Cs,I,K,Sr,Th 及び U である。これら 7 元素は、原子力発電にともない生成される核種と化学的、生物学的挙動が類似しており、被ばくの影響を考える際に重要な元素である。また、ICRP 等の国際基準で利用されているデータとアジア人のデータの違いを検討することは非常に重要である。 調査の結果をより、多くの元素のアジア人の摂取量が ICRP 等の国際的なデータより少ないことが示された。また、食品別の摂取量につついても、コーカソイドとアジア人の間でデータに違いが認められた。
収集目的	放射性物質により汚染された食品の健康影響評価に参考となる研究
参考文献番号	6-3

調査項目	まとめ
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	The Radiological Accident in Goiania
著者	IAEA
出典	IAEA (1988)
概要	1987 年 9 月 13 日、ブラジルのゴイアニアにある廃止された病院の放射線治療機器に格納されていた高放射性セシウム 137 線源(50.9TBq)が持ち去られて破壊された。この結果、多くの人々が外部被ばく及び内部被ばくをし、4 名が死亡し、28 名が放射線やけどを負った。住居及び公共場所が汚染して 3500m3 の放射性廃棄物が回収された。 IAEA はブラジル当局と協力してレビュー結果を本報告書にまとめた。 〔目次〕 PART I . The Accident 1. Introduction 2. Background Information 3. Description of the Accident 4. Initial Actions upon Discovery of the Accident PART II . The Human Consequences: Dealing with the People Affected 5. Medical Response 6. Dosimetry PART III . The Environmental Contamination: Assessment and Remedial Actions 7. Introduction and Account of Actions Taken 8. Environmental Assessment 9. Decontamination 10. Waste Disposal PARTIV. Observations and Recommendations
収集目的	放射線事故の参考事例
参考文献番号	7-2

調査項目	まとめ
調査テーマ	
サブテーマ	
文献名	農業環境技術研究所案内（９）：環境放射能の調査
著者	（独）農業環境技術研究所
出典	農業と環境 No.39 (2003) http://ss.niaes.affrc.go.jp/magazine/mgzn039.html
概要	農業環境技術研究所の放射能汚染事故への対応について、その歴史と成果をまとめたもの。 〔目次〕 １．放射性同位体研究と農業環境技術研究所 ２．放射能調査研究と農業環境技術研究所 ３．チェルノブイリ事故 １）世界の汚染と波紋 ２）日本への影響 ３）当初の調査結果 ４）事故のフォロー調査 ４．東海村ウラン加工施設臨界事故と緊急放射能調査 おわりに
収集目的	放射線事故に関する関係機関の対応に関する参考情報
参考文献番号	7-3

附録-3　本報告書に関連する主な放射性核種一覧表

放射性核種		半減期※	存在比	主な使用用途または発生源		
				原子力エネルギー利用関連	線源利用	民生利用
セシウム	^{134}Cs	2.0652年	人工	再処理施設	－	非破壊検査（ラジオグラフィ）、放射線厚さ計、地下検層計、液面計、レベル計、放射線治療
	^{137}Cs	30.03年	人工		γ線源	
ヨウ素	^{129}I	1.57×10^{6}年	人工	再処理施設	－	年代測定、放射線治療（甲状腺）
	^{131}I	8.02070日	人工		－	
ウラン	^{234}U	2.455×10^{5}年	天然（0.0054%）	原子力発電所（核燃料など）	－	年代測定、染色試薬、しゃへい体
	^{235}U	7.04×10^{8}年	天然（0.720%）		α線源	
	^{238}U	4.468×10^{9}年	天然（99.2742%）		－	
プルトニウム	^{238}Pu	87.7年	人工	原子力発電所（核燃料など）	α線源	RI電池、トレーサー
	^{239}Pu	24,110年	天然（微量）		－	
	^{240}Pu	6561年	人工		－	
	^{242}Pu	3.75×10^{5}年	人工		－	
アメリシウム	^{241}Am	432.6年	人工	原子力発電所	α、γ線源，中性子源（Am-Be）	放射線厚さ計、中性子水分計（Am-Be）、煙探知器、蛍光X線源
キュリウム	^{242}Cm	162.8日	人工	原子力発電所	－	－　（主に研究用途に使用されるのみ）
	^{243}Cm	29.1年	人工		－	
	^{244}Cm	18.1年	人工		－	
ルテニウム	^{103}Ru	39.26日	人工	再処理施設	－	－　（放射性核種としての利用ではないが、触媒、酸化剤、抵抗器、万年筆のペン先などに使われている。）
	^{106}Ru	373.59日	人工		－	
ストロンチウム	^{89}Sr	50.57日	人工	原子力発電所	－	放射線厚さ計、トレーサー
	^{90}Sr	28.90年	人工		β線源	
水素（トリチウム）	^{3}H	12.32年	人工	－	－	トレーサー
炭素	^{14}C	5700年	天然（微量）	－	β線源	年代測定
カリウム	^{40}K	1.248×10^{9}年	天然（0.0117%）	－	－	年代測定
ルビジウム	^{87}Rb	4.97×10^{10}年	天然（27.83%）	－	－	年代測定
鉛	^{210}Pb	22.20年	天然（微量）	－	β線源	－
ポロニウム	^{210}Po	138.376日	天然（微量）	－	α線源	α線イオナイザー（静電気除去装置）
ラジウム	^{226}Ra	1600年	天然（少量）	－	－	－
トリウム	^{230}Th	7.538×10^{4}年	天然（微量）	－	－	ガス灯のマントル、アーク溶接の電極、触媒、年代測定
	^{232}Th	1.405×10^{10}年	天然（100%）	－	－	
コバルト	^{60}Co	1925.28日	人工	－	γ線源	非破壊検査（ラジオグラフィ）、液面計、レベル計、放射線治療、医療器具の滅菌、食品照射（ジャガイモ：γ線）

※半減期はNational Nuclear Data Center：Nuclear Wallet Cards 2005 7th Edition(http://www.nndc.bnl.gov/wallet/wc7.html)より

附録４　放射能・放射線の単位

量	SI 単位	従来単位
放射能	Bq（ベクレル） ・1 ベクレルは 1 秒間に 1 個の原子核が壊変する放射能の強さ	Ci（キュリー） $1Ci=3.7\times10^{10}Bq$
照射線量	C/kg（クーロン・パー・キログラム） ・質量 1kg の空気に 1C（クーロン）の電荷を生じさせる放射線の量	R（レントゲン） $1R=2.58\times10^{-4}C/kg$
吸収線量	Gy（グレイ） ・質量 1kg の物質に、放射線によって与えられる平均エネルギーが 1J（ジュール）となる放射線の量	Rad（ラド） 1Rad=0.01Gy
等価線量	Sv（シーベルト） ・放射線の種類やエネルギーを問わず、人体への影響を表す量 ・吸収線量に放射線荷重係数を乗じた値 放射線荷重係数： 光子、電子、μ粒子＝1 中性子＝5～20 陽子＝5 α粒子、核分裂片、重原子核＝20	rem（レム） 1rem=0.01Sv
実効線量	Sv（シーベルト） ・臓器または組織が放射線照射を受けたとき人体への影響を表す量 ・等価線量に組織荷重係数を乗じた値 組織荷重係数： 生殖腺=0.20 骨髄、結腸、肺、胃＝0.12 膀胱、乳房、肝、食道、甲状腺=0.05 皮膚、骨表面=0.01 残り組織＝0.05	rem（レム） 1rem=0.01Sv