

飲食物摂取制限に関する指標について

平成10年3月6日

原子力安全委員会
原子力発電所等周辺防災対策専門部会
環境ワーキンググループ

目次

1. はじめに	1
2. 介入線量レベルの考え方	1
3. 誘導介入レベル計算の基礎	3
3.1 対象核種の選定	3
3.2 核種組成の考え方	3
3.3 単位経口摂取量当たりの預託線量	4
3.4 飲食物の分類と摂取量	6
(1) 放射性ヨウ素対策の場合の飲食物の分類と摂取量	6
(2) 放射性ヨウ素以外の核種に対する対策の場合の飲食物の分類	6
3.5 食品群にわたる汚染の考慮	7
(1) 放射性ヨウ素	7
(2) 放射性セシウムと放射性ストロンチウム	7
(3) プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種	7
4. 誘導介入濃度の計算	8
4.1 放射性ヨウ素群、放射性セシウム及び放射性ストロンチウム	8
4.1.1 計算式	8
4.1.2 放射性ヨウ素群（混合核種の代表核種を ^{131}I として）	9
4.1.3 放射性セシウムと放射性ストロンチウム（混合核種の代表核種を ^{134}Cs 、 ^{137}Cs として）	10
4.2 プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種	11
4.2.1 一つの放射性核種が一つの食品を汚染させる場合	11
4.2.2 一つの放射性核種がすべての食品を汚染させる場合	13
4.2.3 複数の核種が複数の食品を汚染させる場合	15
(1) すべての食品が燃焼度50,000Mwd/tonのときの核種の存在割合で共通に汚染された場合	15
(2) 飲料水が燃焼度50,000Mwd/tonのとき存在割合のプルトニウム同位体で汚染された場合	17
4.2.4 プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種に対する結論	18
5. 飲食物摂取制限指標案	18
参考文献	20
付録1 放射性物質生成量の計算	22
付録2 セシウムとストロンチウムの複合汚染に対する核種組成	23
付録3 飲食物の分類と摂取量	25
付録4 年平均濃度とピーク濃度（最高濃度）との比	29
参考表	30
原子力発電所等周辺防災対策専門部会環境ワーキンググループ委員	32
原子力発電所等周辺防災対策専門部会環境ワーキンググループ開催経過	33

1. はじめに

原子力防災計画において考慮すべき重要な核種は、希ガス及びヨウ素であるという観点から、わが国では「原子力発電所等周辺の防災対策について」（原子力安全委員会）において、放射性ヨウ素の甲状腺への影響に着目して飲食物摂取制限に関する指標が提示されている。この指標は、 ^{131}I に対して、飲料水、葉菜及び牛乳中の濃度で示されている。それらは、甲状腺の線量当量15ミリシーベルトに基づき、3食品の複合摂取を考慮して、乳児に対する飲食物中濃度で与えられている⁽¹⁾。

その後、1986(昭和61)年4月に発生したチェルノブイル原子力発電所の事故では、放射性ヨウ素のほか、半減期の長い放射性セシウム及びストロンチウム等による飲食物汚染が生じたことに鑑み、これらの核種に関しても飲食物摂取制限の指標導入の必要性が認識された。

さらにその後IAEAは、1996(平成8)年にICRP Publication 60(1990年勧告)に準拠した「電離放射線に対する防護及び放射線源の安全に関する国際基本安全基準(BSS)⁽²⁾」において、食糧に対する一般対策レベルとして放射性ヨウ素、セシウム、ストロンチウム、プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種等を含む放射性核種毎に飲食物摂取制限の指標を導入した。

なお、ICRPは1990年勧告をうけて、1992(平成4)年に緊急時の介入に関する追加指針であるICRP Publication 63「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⁽³⁾」を採択し、事故後短期間の、おおむね事故現場近くにおける介入を計画するための一般原則を記していたICRP Publication 40「大規模放射線事故の際の公衆の防護：計画のための原則(1984年)」を更新・拡張して、時間的により長期にわたり、地域的により広範囲に及ぶ防護措置の導入、継続及び解除をも扱う一般原則を示した。

以上を背景に、本環境ワーキンググループは、飲食物摂取制限に関する指標について検討を重ね、今回以下のとおり結論をとりまとめたので報告する。

2. 介入線量レベルの考え方

公衆の放射線防護のため対策をとるべきレベル(介入線量レベル)についてICRPは、Publication 40で、対策に関する上限値と下限値の考え方を提案していた。上限値は、対策が常に必要とされる線量レベルであり、下限値は、これより低いレベルでは対策が正当とはされない線量レベルであった。事故の後に対策が実際にとられる線量レベルは、状況に応じてこれら二つの値の間に設定されることとされた。

飲食物摂取の制限に関する介入線量レベルとしては、以下の値が勧告されていた。

飲食物摂取の制限に関する介入線量レベル

	最初の1年間で与えられる予測預託線量当量 (mSv)	
	全身線量または 実効線量当量	選択的に照射される 個々の臓器
上限線量レベル	50	500
下限線量レベル	5	50

また、ICRP Publication 63 で最適値があるとするとする β/γ 放出体の放射能濃度の範囲 $1-10\text{kBq kg}^{-1}$ は、たとえばWHO指針中⁽²⁾の年間食品総摂取量550kg（飲料水を除いた世界平均値）、単位摂取量(1Bq)あたりの実効線量 10^{-8} Sv/Bq（経口摂取の場合、 β または γ 核種に用いられる線量換算係数の概略値）をとれば、下限値の 1Bq kg^{-1} が年間約5.5 mSvに相当する。また、 α 放出体の最適値存在範囲 $10-100\text{Bq kg}^{-1}$ では、単位摂取量(1Bq)あたりの実効線量 10^{-6} Sv/Bq（ ^{239}Pu などアクチニドに対する経口摂取についての線量換算係数の概略値）をとれば、やはり約5.5mSvに相当する。これを勘案して、介入線量レベルとして年間5mSv（実効線量）を基にして飲食物摂取制限に関する指標を試算することとした。

さらに、ICRP Publication 63 では放射性ヨウ素の経口摂取からの甲状腺線量を減少させるためには飲食物制限によることを勧告している。ICRP Publication 40 の介入についての下限線量レベルが50mSvであったことから、及び放射ヨウ素の吸入摂取による被ばく経路についてはICRPの勧告（Publication 63の77項）において、ヨウ素剤による予防法は0.5Svが回避できればいつでも正当化でき、最適化されるレベルはこれより低いであろうが、その1/10を下回ることはないであろうとしていることから、指標の誘導の基礎として、放射性ヨウ素による甲状腺等価線量については年間50 mSvとすることとした。

- ① 本指標は、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く、緊急事態における介入のレベル（防護対策指標）、言い換えれば、防護対策の一つとしての飲食物摂取制限措置を導入する際の判断の目安とする値である。
- ② 本指標算出にあたっては、防護対策指標設定の基本となるICRP等の考え方に基づき、回避線量（防護措置を実施することによって免れる線量）がそれ以上なら防護対策を導入すべきかどうかを判断する線量として実効線量5ミリシーベルト/年（放射性ヨウ素による甲状腺（等価）線量の場合は50ミリシーベルト/年）を基にするとともに、我が国の食生活等の実態も考慮することとした。
- ③ 現行の指針は、飲食物摂取制限に関する主要な核種として放射性ヨウ素を選定し、甲状腺への影響に着目して、牛乳、飲料水及び葉菜の三つの食品カテゴリーについて決められている。

今回の改訂にあたっては、i)これまでの放射性ヨウ素に加え、ii)旧ソ連チェルノブイル原子力発電所事故の経験を踏まえた放射性セシウム、及び、iii)再処理施設を考慮したアルファ核種についてそれぞれ摂取制限指標を検討した。

3. 誘導介入レベル計算の基礎

3.1 対象核種の選定

原子力施設の事故の際に放出されるおそれのあるすべての核種に対し、それぞれ誘導介入レベル⁽⁴⁾を定めることは実用的でない。そこで、原子力発電所等の事故時に放出される主要核種、飲食物への移行並びに人間に対する影響等を考慮して核種を選定した。

事故の早期段階において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である。このうち希ガスは外部被ばくのみならず寄与するので除外し、ヨウ素群($^{131}\text{I} \sim ^{136}\text{I}$)を選定し、 ^{131}I を指標核種とした。なお、 ^{132}Te は ^{132}I の親核種としてヨウ素群に含めた。

チェルノブイル原子力発電所事故では、放射性セシウム(^{134}Cs 及び ^{137}Cs)と放射性ストロンチウム(^{90}Sr 及び ^{90}Sr)が飲食物に対する長期の汚染核種として注目された。

放射性ストロンチウム(^{90}Sr 及び ^{90}Sr)は、セシウムと比べて大気中に放出されにくいとされているが、ウインズケール事故、チェルノブイル事故では実例として検出されている。そこで、緊急時には迅速な測定が肝要であるので、指標としては ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能を合計した値を選ぶこととした。そして、放射性ストロンチウムは放射性セシウムと混合しているとし、チェルノブイル事故の際の日本及びヨーロッパの放射性降下物の測定結果から、 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の割合は、安全側に0.1とした。なお、セシウムは葉面吸収もされ易い⁽⁷⁾ため、またストロンチウムは葉面からは吸収されにくい⁽¹⁴⁾、土壌からの移行はセシウムと同程度か場合によっては1桁大きい⁽⁸⁾ため飲食物摂取からの被ばく経路に関して重要な核種である。

さらに、飲食物摂取制限指標に関しては、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に α 放出核種の ^{239}Pu 及び ^{241}Am 等を取りあげた。

(注) ここにいう誘導介入レベル(DIL)とは、飲食物中の放射性核種濃度についての指標となるレベルであって、この濃度の飲食物を日常的に摂取しつづけると、受ける線量当量が介入線量レベルに達するものをいう。

3.2 核種組成の考え方

ヨウ素、セシウム及びストロンチウムその他 β (γ)放出核種の原子炉内における同位体割合は、軽水炉における燃料の燃焼度が30,000 MWd/tの場合の代表的な生成量

の割合に等しいとし、ヨウ素群 (^{132}Te を含む。)の核種などのうち、食品汚染への寄与がほとんど考えられない短半減期核種を除外するため、0.5日減衰後の上記炉内の同位体割合とした。使用した放射性核種の割合のためのデータを付録1に示す。

環境中へ放出されるヨウ素群 (^{132}Te を含む。)の同位体割合は、 ^{131}I を1とする相対値で表した。(いいかえれば、 ^{131}I を指標核種とした。)

環境中に放出されるセシウム (^{137}Cs と ^{134}Cs)及びストロンチウム (^{90}Sr と ^{89}Sr)の割合は、まず、 $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比を0.1と仮定し、さらに ^{137}Cs と ^{134}Cs の割合、及び ^{90}Sr と ^{89}Sr の割合がおのおの上記の炉内同位体割合に従うとした。そうした上で、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の放射能の和を1(すなわち、 $^{134}+^{137}\text{Cs}$ を指標核種)とし、ストロンチウムの寄与を含めた汚染に対する指標を示すこととした。

1988年国連科学委員会報告書(付属書D)によれば⁽¹⁾、チェルノブイル原子力発電所事故の際の地表空气中濃度の $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比は、ソ連領内及びギリシャ等比較的近い距離で約0.1であった。ウィンズケール事故(1957年)⁽¹⁰⁾の際には、空气中に放出された $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比が約0.005であった。0.1という $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比は、これらから見て極端に大きな値であると考えられるけれども、安全側に $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比を0.1にした。

プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種 (^{239}Pu 及び ^{241}Am 等)については、特定の混合比率を仮定せず、単一の核種による食品汚染の場合について誘導介入レベルを算出し、混合核種の場合には汚染核種の混合パターンに対応した対策レベルを試算し、その α 放出核種の放射能合計値の最小値を求めて、指標の提案値とした。ここでは、原子炉内のプルトニウム及び超ウラン元素の α 核種の混合比のまま全食品が汚染された場合で、燃焼度50,000Mwd/tonのときの例等をあげた。

3.3 単位経口摂取量当りの預託線量

放射性核種の経口摂取による単位摂取量(1Bq)あたりの預託線量(ここでは、線量係数とよぶ)は、基本的にICRP Publication 67⁽¹²⁾の数値、及びIAEAのBSS (Safety Series No.115)⁽⁶⁾が示した数値を用いた。

幼児及び乳児とICRP Publication 56⁽¹¹⁾、67及びIAEA BSSの年齢範囲とは、次のとおり対応するとした。

①本報告の幼児は、Publication 56の5歳児

②同じく乳児は、Publication 56の3月児、年齢範囲としては、0から12か月
ヨウ素およびテルルの同位体に対する成人についての線量係数は、日本人が安定ヨウ素の摂取量の多い食生活をしていることから、血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合を0.2として前回計算したが、今回は上記のICRP及びBSSの数値で試算したので、甲状腺移行割合は0.3になっている。なお、放射性ヨウ素による被ばくは、 ^{131}I の物

理的半減期(8.04 d)が1年に比べて短いのでその期間必ずしも食物からの安定ヨウ素摂取量が多くない場合もあるため、緊急時には安全側の0.3をとるという考え方もありうる。

幼児及び乳児についての線量係数は、ICRP Publication 56“放射性核種の摂取による公衆の構成員に対する年齢依存の線量” Part 1⁽¹¹⁾及び Publication 67 Part 2⁽¹²⁾に従った。これら2つのICRP刊行物に載っていない核種は、¹³³I、¹³⁴I、¹³⁶Iであるが、成人についての値はBSS (Safety Series No. 115)の実効線量とNRPBの発行したLUDEP 2.0プログラム⁽¹³⁾による実効線量の計算結果がかなりよく合っているので、このLUDEPによって得られる甲状腺(等価)線量を用いた。年齢依存の甲状腺線量については、¹³²Iの年齢依存の甲状腺線量の比率と同じとして近似的に求めた。表1は、このようにして得た成人の線量係数と幼児及び乳児に対する線量係数である。

表1 単位経口摂取量当りの線量 (mSv/Bq)
(下線 _____ の数値は ¹³²I での比から近似)

	成人	幼児(5歳)	乳児
⁹⁰ 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 ⁻⁶	4.0×10 ⁻⁶
¹³³ I (")	8.3×10 ⁻⁵	<u>4.6×10⁻⁴</u>	<u>9.8×10⁻⁴</u>
¹³⁴ I (")	5.5×10 ⁻⁷	<u>3.1×10⁻⁶</u>	<u>6.5×10⁻⁶</u>
¹³⁶ I (")	1.6×10 ⁻⁵	<u>8.9×10⁻⁵</u>	<u>1.9×10⁻⁴</u>
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
²³⁸ Pu (")	2.3×10 ⁻⁴	3.1×10 ⁻⁴	4.0×10 ⁻³
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
²⁴¹ Am (")	2.1×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻⁴	3.7×10 ⁻³

3. 4 飲食物の分類と摂取量

日本人成人について、食品摂取に関する全国規模調査である「国民栄養調査」（厚生省）の食品ごとの摂取量を基として、放射性核種の人への移行し易さの上から飲食物の種類への分類（まとめ）を行った。

幼児と乳児の飲食物の種類ごとの摂取量は、成人についての食品の分類に従い、放射線医学総合研究所が茨城県沿岸地域で実施した調査の結果⁽¹⁴⁾～⁽²⁰⁾を基礎にまとめた。

飲食物の分類と摂取量を決めた際に参照した資料を付録3に示す。

(1) 放射性ヨウ素対策の場合の飲食物の分類と摂取量

放射性ヨウ素の空気中からの沈着によって汚染が起きやすい飲食物は、飲料水、牛乳及び葉菜、果花菜などの野菜類（付録3参照）であるが、この野菜類のうち根菜と芋類は直接の沈着による汚染でなく、放射性ヨウ素がいったん植物に吸収されてからの移行であるため汚染の程度が比較的小さくなるので、この場合の野菜類から除いた。これらの3群以外の食品はそれ以上分類しなかった。放射性ヨウ素対策の場合の飲食物の分類及び年齢（成人、幼児、乳児）別の1日当り摂取量を表2に示す。

表2 放射性ヨウ素の経口摂取に関連した飲食物の分類 [kg/d または l/d]

飲食物の種類	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（根菜、芋類を除く。）	0.4	0.17	0.07

(2) 放射性ヨウ素以外の核種に対する対策の場合の飲食物の分類

放射性セシウム、放射性ストロンチウムをはじめ放射性ヨウ素以外の核種に対する飲食物の分類は、人への移行のし易さからの観点に加えて、すべての食品を含めること、及び、実用的には食品群の数は少ない方がよいこと、などを考慮して5群とした。すなわち、飲料水、牛乳・乳製品、野菜（根菜・芋類を含む。）、穀類、及び、肉、卵、魚介類その他、である。表3は、このようにして作成された飲食物の分類及び年齢（成人、幼児、乳児）別の1日当り摂取量を示す。この野菜類には根菜・芋類が含まれている。

表3 飲食物の摂取量（年齢層別1日当り摂取量 [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	1.0	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
全食品（飲料水を除く）	1.6	0.965	0.81

3. 5 食品群にわたる汚染の考慮

(1) 放射性ヨウ素

先に述べたとおり、放射性ヨウ素の場合、汚染が起きるおそれのある飲食物は、主として、飲料水、牛乳と野菜類（根菜、芋類を除く。）である。これら3群の飲食物に、介入線量レベルの甲状腺等価線量 50 mSv のうち 2/3をあて、残りの1/3 は保留する。汚染が3群の飲食物にわたることを考慮して、各食品群に $50 \text{ mSv} \times 2/3 \times 1/3$ ずつをそれぞれ割り当てる。

(2) 放射性セシウムと放射性ストロンチウム

放射性セシウムと放射性ストロンチウムに対しては、全食品について実効線量 5 mSv 全部をあてる。各食品群に汚染がまたがることを考慮して、おのおのの食品群に対して 5 mSv の 1/5ずつを割り当てる。

(3) プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種

プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種については、まず、ひとつの放射性核種が1種類の食品を汚染して線量介入レベル 5 mSv に達する場合に対して計算する。次に、1種類以上の食品群が影響を受け、また数種類の放射性核種があった場合、修正された誘導介入濃度を次の加算規則で計算する⁽²⁾。

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

ここに、 $C(i, k)$ は、食品 k 中の核種 i の放射能濃度であり、 $DIL(i, j, k)$ は、食品 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。加算規則を用いる目的は個人の放射線量を線量介入レベル（実効線量で 5mSv）を超えないように選ぶためである。

4. 誘導介入濃度の計算

4.1 放射性ヨウ素群、放射性セシウム及び放射性ストロンチウム

4.1.1 計算式

計算式と使用する記号は次のとおりである：

$$DIL_{kj} = \frac{ILD/G}{F \cdot W_{kj} \cdot \sum_i S_{ij} \cdot f_i \cdot \{1 - \exp(-\lambda_i t_0)\} / \lambda_i} \quad (2)$$

ここに、

DIL_{kj} ：飲食物の種類（食品グループ） 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）。食品群 k 中の放射能濃度で表す。

ILD ：介入線量レベル

(i) Cs及びSrの同位体に対して、1年について実効線量 5 mSv

(ii) ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、甲状腺等価線量 $50\text{mSv} \times 2/3$ （残り $1/3$ は保留分）の年間線量

G ：食品群に汚染がまたがる場合の DIL 低減比

(i) Cs または Sr の同位体に対して、 $G=5$

(ii) ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対するものは、 $G=3$

F ：年平均濃度とピーク濃度との比、付録4参照。

(i) Cs、Sr（すなわちヨウ素以外）の同位体に対して、 $F=0.5$ をとる。

(ii) ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、 $F=1$ をとる。

S_{ij} ：放射性核種 i を1 Bq 摂取した場合の年齢グループ j の預託線量（mSv/Bq）、ただし、（表1参照）

(i) Cs、Sr（すなわちヨウ素以外）の同位体に対しては（預託）実効当量

(ii) ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対しては、甲状腺（預託等価）線量

W_{kj} ：年齢グループ j による食品群 k の1日当り摂取量（ kg d^{-1} ）、表2（ヨウ素群）または表3（ヨウ素群以外）参照

t_0 ：食品の摂取期間（365 d）

λ_i ：核種 i の崩壊定数（ d^{-1} ）

f_i ：代表核種または核種群に対する核種 i の初期存在比率

使用した λ_i 及び f_i の値を、ヨウ素群について表4に、CsとSrについて、表5に示す。放射性半減期は、ICRP Publication 38による値をとった。

放射性核種の存在量は、原子炉内の主な核分裂生成物の存在量の計算値を基にして選んだ（付録1参照）。

表4 ヨウ素群について仮定した放射性核種組成 (付録1の付表1. 1参照)

	半減期	崩壊定数 λ_i (d^{-1})	標準的放射能存在量 (MWd/t 当りCi/t)	代表核種に対する 存在比率 f_i
^{132}Te	78.2 h	2.127×10^{-1}	6.2×10^5	1.3191
^{131}I	8.04 d	8.621×10^{-2}	4.7×10^5	1.0000
^{132}I	2.3 h	7.232	6.4×10^5	1.3617
^{133}I	20.8 h	7.998×10^{-1}	6.7×10^5	1.4255
^{134}I	52.6 m	1.897×10^1	2.9×10^2	0.0006
^{135}I	6.61 h	2.517	2.6×10^5	0.5532

表5 放射性セシウムとストロンチウムの複合汚染
($^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs}$ の比を0.1と仮定、付録2参照)

	半減期	崩壊定数 λ_i (d^{-1})	標準的放射能 存在量 (MWd/t 当りCi/t)	代表核種に対する 存在比率 f_i
^{90}Sr	50.5 d	1.373×10^{-2}	4.1×10^5	0.28732
^{90}Sr	29.12 y	6.521×10^{-6}	6.5×10^4	0.04555
^{134}Cs	2.062 y	9.210×10^{-4}	1.1×10^5	0.54455
^{137}Cs	30.0 y	6.330×10^{-6}	9.2×10^4	0.45545

この表の f_i は、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を指標核種として、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の両者の f_i を加えれば1になるように値をとっている。なお、体内被ばくへの寄与率は ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計が約63%、 ^{90}Sr と ^{90}Sr の合計が約37%となっている。(半減期は、ICRP Publication 38による値である。)

4. 1. 2 放射性ヨウ素群 (混合核種の代表核種を ^{131}I として)

先に放射性ヨウ素に関連して分類した3食品群に甲状腺線量当量 50 mSv の 2/3を割り当て、残りの 1/3は分類に入らなかった食品のために保留する。そして、これらの3食品群のおのおのに対し、 $50\text{mSv} \times 2/3 \times 1/3$ ずつを割り当てる。すなわち、

$$DIL_{kj} = \frac{ILD/G}{F \cdot W_{kj} \cdot \sum_i S_{ij} \cdot f_i \cdot \{1 - \exp(-\lambda_i \cdot t_0)\} / \lambda_i}$$

において、 $ILD/G = 50 \times 2/3 \times 1/3 = 11.1 \text{ mSv}$ (甲状腺等価線量) とする。放射性ヨウ素による汚染に対しては、 $F = 1$ とし、ピーク濃度と年間平均濃度との比は用

いない。誘導介入濃度の計算結果は表6のとおりである。

表6 誘導介入濃度 (Bq/kg) : 代表核種 ^{131}I

	成人	幼児	乳児	最小値
飲料水	1270	424	322	322
牛乳、乳製品	1.05×10^4	849	382	382
野菜類(根菜、芋類を除く。)	5220	2500	3280	2500

日本人は、主として海草のこんぶからのヨウ素摂取量が日常的に多く、そのため欧米人に比べて、飲食物から摂取した放射性ヨウ素が甲状腺に移行する割合が少なく、血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合が0.2とされていて、ICRP Publication 30の0.3より小さい。また、生物学的半減期も欧米人より短いということが定説になっている。しかし、平常時の被ばくと異なって、緊急時の放射性ヨウ素吸入のときに海草特にこんぶを摂取していたかどうかの問題であるともいわれており、また、19歳以下及び20~39歳の比較的若い人々の海草摂取量が全年齢平均よりかなり少ないことが国民栄養調査の結果⁽²¹⁾に見られたことなどもあるので、今回の試算では、血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合として0.3をとっているICRPの線量係数⁽¹¹⁾、⁽¹²⁾を用いた。

4. 1. 3 放射性セシウムと放射性ストロンチウム (混合核種の代表核種を $^{134+137}\text{Cs}$ として)

(2)式における介入線量レベル(ILD)は、チェルノブイルの際の例(付録2参照)から $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比を0.1とし、ストロンチウムの寄与も含めて5 mSvとする。また、先に4.1節で述べたとおり食品群に汚染がまたがる場合の割当分数 $G=5$ とし、年間の平均濃度とピーク濃度との比 $F=0.5$ とする。混合核種の代表核種は、 $^{134+137}\text{Cs}$ とする。 ^{134}Cs と ^{137}Cs の比は、燃焼度30,000Mwd/tonの場合の比に基づき、加算すれば1となるように0.545:0.455にとっている。

誘導介入濃度の計算結果は表7のとおりである。

表7 誘導介入濃度 (Bq/kg) : 代表核種 $^{134+137}\text{Cs}$

	成人	幼児	乳児	最小値
飲料水	201	421	228	201
牛乳、乳製品	1660	843	270	270
野菜類	554	1686	1540	554
穀類	1110	3830	2940	1110
肉、卵、魚介類、その他	664	4010	3234	664

4. 2 プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種

原子炉中での生成量が大きく、そのため放射線防護上も測定及び環境線量評価の上で重要となりそうなプルトニウム及び超ウラン元素放射性核種（付録1の付表1. 1参照）の単位経口摂取量あたりの実効線量（Pu、Am、Npについては、ICRP Publication 67、ただし、 ^{242}Pu はIAEAのBSS、Safety Series No.115より、Cmについては同じくBSSより）を表8に示した。

表8 Pu及び超ウラン元素の単位経口摂取量あたりの実効線量(mSv/Bq)

	成人	幼児(5歳)	乳児
^{238}Pu	2.3×10^{-4}	3.1×10^{-4}	4.0×10^{-3}
^{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^{-3}	5.5×10^{-3}	5.7×10^{-3}
^{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}
^{239}Np	8.0×10^{-7}	2.9×10^{-6}	8.9×10^{-6}
^{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. 2. 1 一つの放射性核種が一つの食品を汚染させる場合

WHOのガイドライン⁽²⁾の方法を用いて、まず1つの食品群(k)が1つの放射性核種(i)によって汚染され、年齢グループjが年間5 mSvの参考線量レベルに達する場合の各食品群の放射能濃度DIL(i, j, k)を次式に従って計算すれば、表9を得る。

$$DIL(i, j, k) [\text{Bq/kg}] = \frac{5 [\text{mSv}]}{W_{jk} [\text{kg d}^{-1}] \times S_{ij} [\text{mSv Bq}^{-1}] \times (1/\lambda_i) \{1 - \exp(-\lambda_i t_0)\} [\text{d}]} \quad \dots (3)$$

右辺の記号の意味は7頁のものと同じである。

この計算に使用したプルトニウム及び超ウラン元素の半減期（ICRP Publication 38の値）からの崩壊定数(d⁻¹)及び軽水炉での燃焼度 50,000 MWd/ton のときの放射性核種存在割合(燃料の冷却時間 0.5d の場合の Ci/ton)を表10に示した。

表9 参考線量レベル 5 mSv/y に達する1核種1食品についての濃度(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、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	1770	1.46E4	4870	9740	5850
	幼児	2550	5100	1.02E4	2.32E4	2.43E4
	乳児	347	410	2340	4480	4920
^{242}Pu	成人	33.4	276	91.9	184	110
	幼児	41.3	82.7	165	376	394
	乳児	4.86	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	35.8	67.4	74.1
^{239}Np	成人	1.11E6	9.20E6	3.07E6	6.13E6	3.68E6
	幼児	5.07E5	1.01E6	2.03E6	4.61E6	4.83E6
	乳児	2.33E5	2.76E5	1.57E6	3.01E6	3.31E6
^{242}Cm	成人	1360	1.12E4	3750	7500	4500
	幼児	692	1380	2770	6290	6590
	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

本表の数値の精度は実際は2桁しかない。ただし、後の計算に利用するので、早すぎるまるめによって誤差が重なることを防ぐ意味で3桁の有効数字の形を仮にとっている。

表10 プルトニウム及び超ウラン元素の半減期、崩壊定数及び核種存在割合

	半減期	崩壊定数(d ⁻¹)	核種の存在割合(Ci/ton)
²³⁸ Pu	87.74 y	2.164 × 10 ⁻⁵	6.8 × 10 ³
²³⁹ Pu	24065 y	7.891 × 10 ⁻⁸	3.7 × 10 ²
²⁴⁰ Pu	6537 y	2.905 × 10 ⁻⁷	6.5 × 10 ²
²⁴¹ Pu	14.4 y	1.319 × 10 ⁻⁴	1.9 × 10 ⁵
²⁴² Pu	3.763 × 10 ⁶ y	5.046 × 10 ⁻⁹	4.7 × 10 ⁰
²⁴¹ Am	432.2 y	4.394 × 10 ⁻⁶	4.2 × 10 ²
²³⁵ Np	2.355 d	2.943 × 10 ⁻¹	1.1 × 10 ⁷
²⁴³ Cm	162.8 d	4.257 × 10 ⁻³	1.1 × 10 ⁶
²⁴³ Cm	28.5 y	6.663 × 10 ⁻⁵	8.7 × 10 ¹
²⁴⁴ Cm	18.11 y	1.049 × 10 ⁻⁴	1.4 × 10 ⁴

(3)式で計算した結果の表9の参考濃度は、乳児の場合の飲料水及び牛乳・乳製品できびしい値をとり、²³⁹Puなどのα核種で数 Bq/kgの値が現れている。

4.2.2 一つの放射性核種がすべての食品を汚染させる場合

原子炉または再処理施設からの重大な汚染状況として、線量係数が大きな核種（例えば、²³⁹Pu）が、単一核種で、飲料水を含むすべての飲食物を等しい濃度で汚染した場合を想定する。参考線量レベルを年当たり 5 mSvとした場合の計算式は、

$$DIL(i, j, \text{飲料水を含む全食品}) \quad [Bq/kg]$$

$$= \frac{5 \text{ [mSv]}}{W_j \text{ [kg d}^{-1}] \times S_{ij} \text{ [mSv Bq}^{-1}] \times (1/\lambda_i) \{1 - \exp(-\lambda_i t_0)\} \text{ [d]}}$$

ここで、W_jは全食品（表3適用）の重量に飲料水の重量を含めたもので、成人(j=1)で 3.25 kg/d、幼児(j=2)で 1.965 kg/d、乳児(j=3)では 1.52 kg/d を採る。

プルトニウム及び超ウラン元素の単一核種で全食品が汚染された場合、参考線量レベルを 5 mSv/y としての誘導濃度の計算結果は、表11のとおりである。もっとも値が小さい（きびしい）乳児の場合、α核種で 2~3 Bq/kgの値となる。それに対して成人では、およそ10数~30 Bq/kgとなる。また、幼児の誘導濃度は、成人の値に近くなる。

表 1 1 プルトニウム等の単一核種で飲料水を含む全食品が汚染された場合、
介入線量レベルを 5 mSv/y と仮定したときの誘導濃度 (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	1.8×10^3	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

乳児の食品摂取量は、表 3 から '飲料水' 及び '牛乳、乳製品' が合計 1.31 kg、
'野菜類'、'穀類' 及び '肉、卵、魚介類、その他' が合計で 0.21 kg である。そこ
で、'飲料水' 及び '牛乳、乳製品' の参考濃度を 1 Bq/kg とし、'野菜類'、'穀類'
' 及び '肉、卵、魚介類、その他' の参考濃度を 10 Bq/kg とすれば、乳児にとっての
全食品の α 核種での平均濃度は、

$$\frac{1 \times 1.31 + 10 \times 0.21}{1.31 + 0.21} = 2.2 \text{ Bq/kg}$$

となって、2~3 Bq/kg の範囲に入り、仮定した介入線量レベル (年当り 5 mSv) を満たす
ことになる。

また逆に、線量係数が大きな核種 (例えば、 ^{239}Pu) によって、'飲料水' 及び '牛
乳、乳製品' が参考濃度 1 Bq/kg まで汚染され、それ以外の食品が参考濃度 10 Bq/kg
まで汚染されたと仮定すれば、乳児の 1 年間の線量は、 ^{239}Pu の乳児に対する線量係数
 4.2×10^{-9} mSv/Bq を用いて、

$$4.2 \times 10^{-9} [\text{mSv/Bq}] \times 365 [\text{d}] \times (1.31 [\text{kg/d}] \times 1 [\text{Bq/kg}] + 0.21 [\text{kg/d}] \times 10 [\text{Bq/kg}]) \\ = 5.2 \text{ mSv}$$

である。これは仮定した介入線量 (年当り 5 mSv) のレベルになる。

ここでいう全食品のうち、飲料水の重量と飲料水以外の食品の重量とは、ほぼ 1 : 1
である。したがって、これらのいずれか一方の食品が汚染されるという、より現実的な
仮定をした場合の誘導濃度は、表 1 1 の値のほぼ 2 倍になる。

在割合(Ci/ton)"の比に等しいとおくことができる。)

DRL(i, j): 飲料水を含む全食品が燃焼度 50,000 MWd/ton (冷却時間 0.5日) の原子炉燃料内のプルトニウム及び超ウラン元素の核種の存在割合 (表 10) で共通に汚染された場合、年当り 5mSv を介入線量レベルとしたときの参考濃度[Bq/kg]

表 12 プルトニウム及び超ウラン元素の複数核種 (軽水炉燃料、燃焼度50,000MW・d/ton、冷却時間 0.5d 中の核種の組合せ) で飲料水を含む全食品が汚染された場合、介入線量レベルを年間 5 mSv と仮定したときの参考濃度 (単位: Bq/kg)

核種	成人	幼児	乳児
^{238}Pu	5.5×10^0	5.5×10^0	5.2×10^{-1}
^{239}Pu	3.0×10^{-1}	3.0×10^{-1}	2.8×10^{-2}
^{240}Pu	5.8×10^{-1}	5.2×10^{-1}	5.0×10^{-2}
^{241}Pu	1.5×10^2	1.5×10^2	1.5×10^1
^{242}Pu	3.8×10^{-3}	3.8×10^{-3}	3.6×10^{-4}
^{241}Am	3.4×10^{-1}	3.4×10^{-1}	3.2×10^{-2}
^{239}Np	8.9×10^3	8.8×10^3	8.4×10^2
^{242}Cm	8.9×10^1	8.8×10^1	8.4×10^0
^{243}Cm	7.0×10^{-2}	7.0×10^{-2}	6.6×10^{-3}
^{244}Cm	1.1×10^1	1.1×10^1	1.1×10^0

ここで、各核種が介入線量レベルにどれくらいの割合で寄与するか、次式で見てみることにする。各項は、表 12 の核種に順に対応しており、分子は表 12 の乳児についての参考濃度、分母は単一核種が全食品 (飲料水を含む。) を汚染した場合に対する乳児についての誘導濃度 (表 11 参照) である。

$$\begin{aligned}
 & \frac{0.52}{2.3} + \frac{0.028}{2.1} + \frac{0.050}{2.2} + \frac{15}{160} + \frac{0.00036}{2.2} \\
 & + \frac{0.032}{2.4} + \frac{840}{110000} + \frac{8.4}{30} + \frac{0.0067}{2.9} + \frac{1.1}{3.2} \\
 & = 0.23 + 0.013 + 0.023 + 0.094 + 0.00016 \\
 & + 0.013 + 0.0076 + 0.28 + 0.0023 + 0.34 = 1.00
 \end{aligned}$$

4.2.3 複数の核種が複数の食品を汚染させる場合

ある与えられた状況のもとで、ある定められた参考線量レベルに適合する誘導食品放射能濃度（ここでは、DRLという。）の組合せは一通りには限られない。そこで、数種類の食品における種々の放射性核種濃度の組合せに対してDRLを計算し、Pu及び超ウラン元素の α 核種について合計した放射能濃度に着目して、指標を設定することが適切であることを示す。WHOのガイドライン⁽²⁾では、このような状況適合型の誘導濃度を計算するために、不等式(1)を次のとおり変形している。与えられた組合せに対して、食品k中の核種iの結果としての誘導濃度DRL*(i, j, k)は、

$$DRL^*(i, j, k) = \frac{g(i, k)}{\sum_k \frac{g(i, k)}{DIL(i, j, k)}} \quad (4)$$

で与えられる。

ここに $g(i, k)$ は特定の組合せを表す関数である。 $g(i, k)$ が式(4)の分子にも分母にもあらわれるので、これは単に相対的な項、すなわち異なった食品中にあらわれる放射能濃度の比、あるいは種々の放射性核種の濃度の比で表してよい。

(1) すべての食品が燃焼度 50,000 MWd/ton のときの核種の存在割合で共通に汚染された場合

すべての食品が燃焼度 50,000 MWd/ton (冷却時間 0.5日) のときのプルトニウム及び超ウラン元素の核種の存在割合(表10)で共通に汚染された場合を仮定する。単一核種(i)に対する誘導濃度(表11)を用いて、状況適合型の参考濃度を、年齢グループ(j)ごとに次式で計算すれば、表12のとおりになる。

$$DRL(i, j) = \frac{g(i, \text{飲料水を含む全食品})}{\sum_i \frac{g(i, \text{飲料水を含む全食品})}{DIL(i, j, \text{飲料水を含む全食品})}} \quad (4)$$

ここに、

DIL(i, j, 飲料水を含む全食品)：単一核種で年間 5mSv の介入線量レベルを仮定したとき飲料水を含む全食品が等しい濃度で汚染された場合の誘導濃度 [Bq/kg]
(表11参照)

$g(i, \text{飲料水を含む全食品})$ ：汚染核種の存在割合(すなわち、表10中の“核種の存

線量に占める割合が高い核種は、 ^{238}Pu の23%（第1項）、 ^{242}Cm の28%（第8項）及び ^{241}Cm の34%（第10項）であり、放射能濃度は高くとも β 核種の ^{241}Pu （第4項）及び ^{239}Np （第7項）の線量に占める割合は低い。

(2) 飲料水が燃焼度 50,000 MWd/ton のときの存在割合のプルトニウム同位体で汚染された場合

プルトニウム同位体の複数核種（軽水炉燃料、燃焼度50,000MW・d/ton、冷却時間0.5d中の核種の組合せ）で飲料水が汚染された場合、介入線量レベルを年間5mSvと仮定したときの参考濃度の計算結果を表13に示す。この場合の計算式は、前項と同様である。ただし、分母にあらわれる単一核種の誘導濃度としては、飲料水に対する値（表9参照）を用いた。乳児に対する参考濃度のうち、もっとも大きな数値をもつ α 核種は ^{238}Pu で3.1Bq/kgである。

表13 プルトニウム同位体の複数核種（軽水炉燃料、燃焼度50,000MW・d/ton、冷却時間0.5d中の核種の組合せ）で飲料水が汚染された場合、介入線量レベルを年間5mSvと仮定したときの参考濃度
(単位: Bq/kg)

核種	成人	幼児	乳児	乳児線量に対する割合
^{238}Pu	2.0×10^1	2.7×10^1	3.1×10^0	0.64
^{239}Pu	1.1×10^0	1.5×10^0	1.7×10^{-1}	0.037
^{240}Pu	2.0×10^0	2.6×10^0	3.0×10^{-1}	0.065
^{241}Pu	5.8×10^2	7.5×10^2	8.7×10^1	0.25
^{242}Pu	1.4×10^{-2}	1.9×10^{-2}	2.2×10^{-0}	0.00046

計 1.0

乳児に対する参考濃度に他の α 核種の分を含めると約3.6Bq/kgである。乳児に対する線量にもっとも寄与する核種も ^{238}Pu であり、その割合は約64.4%となっている。

さきに(1)の例としてとりあげた“すべての飲食物が50,000MWd/tonのときの混合核種で汚染されている場合”の乳児に対する参考濃度（表12参照）では、（ β 核種の ^{241}Pu 及び ^{239}Np を除いた） α 核種の放射能濃度の合計が約10Bq/kg（ただし、その内約8Bq/kgは生成量が大きく半減期が短い ^{242}Cm の放射能）となっている。

プルトニウム及び超ウラン元素に対する飲食物摂取制限の指標は、これら核種の α 放射能の合計に関して設けるべきであると考えられる。

4. 2. 4 プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種に対する結論

以上検討した各例から、プルトニウム及び超ウラン元素に対する指標として、これらの核種の α 放射能の合計に着目して、'飲料水'及び'牛乳、乳製品'の放射能濃度を1 Bq/kgとし、'野菜類'、'穀類'及び'肉、卵、魚介類、その他'の放射能濃度を10 Bq/kgとすれば、 ^{239}Pu 単一核種による汚染の場合から原子力施設からの種々の核種が混合した場合の汚染まで、年当たり5 mSvの線量レベルに対して、安全側の指標として適当であると考えられる。

'飲料水'及び'牛乳、乳製品'の放射能濃度の1 Bq/kgを指標とするもっとも重要な理由は乳児による1日当たり摂取量が多いということである。乳児用として市販される食品も乳児の食事に大きな割合を占めるであろうから'飲料水'及び'牛乳、乳製品'と同等に扱う必要がある。ただし、調理され食事に供される形に適用されるものとする。

飲食物中の誘導放射能濃度は、複数核種による汚染の場合、それら α 放射能の合計に対して、指標を設けるべきであると考えられる。

5. 飲食物摂取制限指標案

以上の検討結果に基づいて、表14の指標を提案することができる。

放射性セシウムに関する'野菜類'、'穀類'及び'肉・卵・魚その他'の3食品群に対する指標は、対策実行の複雑さを避ける観点から、これら食品群ごとに個々の指標を設けることはせず、誘導介入濃度が低くなる野菜類についての値に統一した。

また、放射性ストロンチウムについての濃度レベルを特別に設けず、混合割合を仮定して放射性セシウムの濃度レベルで代表させたことである。そのために、放射性セシウムの濃度レベル(200Bq/kg)がIAEA一般対策レベルでの放射性セシウム等の1,000 Bq/kgより小さく算出されている。

プルトニウム及び超ウラン元素における乳児用食品の指標を飲料水及び牛乳・乳製品と同様1 Bq/kgと提案することは、表の下の備考に記した。

表14 飲食物摂取制限指標案

(1) 放射性ヨウ素 (混合核種の代表核種: ^{131}I)

甲状腺等価線量 50 mSv/年の割当		<ul style="list-style-type: none"> ・ 3食品に 50 mSv の 2/3をあて、残り 1/3 は保留する。 ・ 3食品の各々に 50 mSv × 2/3 の 1/3 ずつを割り当てる。
(Bq/kg)	飲料水	300
	牛乳・乳製品	
	野菜類 (根菜、芋類を除く。)	2000

(2) 放射性セシウム

実効線量 5 mSv/年の割当		<ul style="list-style-type: none"> ・ ^{90}Sr / ^{137}Cs 比が 0.1の場合のストロンチウムの寄与も含めて 5 mSvとする。 ・ 5食品の各々に 5 mSvの1/5ずつを割り当てる。年間平均濃度とピーク濃度の比0.5を用いる。
(Bq/kg)	飲料水	200
	牛乳・乳製品	
	野菜類	500
	穀類	
	肉・卵・魚その他	

備考: ^{90}Sr / ^{137}Cs 比が 0.1を超える場合、及びその他の核種の複合汚染の場合は、これらの寄与を考慮して指標を低減して運用する。

(3) プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種

実効線量 5 mSv/年の割当		<ul style="list-style-type: none"> ・ ^{241}Am、^{238}Pu、^{239}Pu、^{240}Pu、^{242}Pu 等 α核種の放射能濃度の合計に適用する。
(Bq/kg)	飲料水	1
	牛乳・乳製品	
	野菜類	10
	穀類	
	肉・卵・魚その他	

備考: 乳児用市販食品には、1 Bq/kg を適用する。ただし、この食品は調理され食事に供される形に適用されるものとする。

参 考 文 献

- (1) 原子力安全委員会：“原子力発電所周辺の防災対策について”、昭和55年6月、P.41 (1980).
- (2) WHO: "Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food - Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident." WHO, Geneva, 1988.
- (3) ICRP: "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", ICRP Publication 63, 1992(邦訳版: 日本アイソトープ協会、丸善、1994).
- (4) Joint FAO/WHO Food Standard Programme: "Codex Alimentarius, General Requirements, Section 6.1, Guideline Levels for Radionuclides in Foods Following Accidental nuclear Contamination." 1991.
- (5) IAEA: "International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources." Jointly sponsored by FAO, IAEA, ILO, OECD/NEA, PAHO, WHO; IAEA, Vienna, 1996.
- (6) IAEA: "Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency." Safety Series No. 109, IAEA, Vienna, 1994.
- (7) 大桃洋一郎、田中義一郎：“放射性物質の農作物への移行”、放医研環境セミナーシリーズ No.13、NIRS-M-65、放医研、千葉、1987.
- (8) 原子力環境整備センター：“土壌から農作物への放射性物質の移行係数”、環境パラメータシリーズ 1、RWMC-88-P-11、(財)原子力環境整備センター、東京、1988.
- (9) UNSCEAR: "Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation - 1988 Report to the General Assembly, with Annexes." pp. 323-326, p. 350, UN, New York, 1988.
- (10) Dunster, H. J.: "Windscale Revisited - Condensed from the Report of the National Radiological Protection board, NCRP-R135, 'An Assessment of the Windscale Reactor Fire, October 1957.' in 'Environmental Radioactivity', Proceedings of the Nineteenth annual Meeting of the NCRP, Proceedings No. 5, NCRP, Bethesda, 1983.
- (11) ICRP: "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 1." ICRP Publication 56, Annals of the ICRP, vol. 20, No. 2, Pergamon Press, 1989.
- (12) ICRP: "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients." ICRP Publication 67, Annals of the ICRP, vol. 23, No. 3/4, Pergamon, 1993.

- (13) N. S. Jarvis, A. Birchall, A. C. James, M. R. Bailey and M-D. Dorrian:
 "NRPB-SR287 Software LUDEP 2.0: Personal Computer Program for
 Calculating Internal Doses Using the ICRP Publication 66 Respiratory
 Tract Model." , 1996.
- (14) Ohmomo, Y., Sumiya, M., Hirano, K., Nakayama, M., Sumiya, F., Kohara, K. :
 "Factors Used for the Estimation of Radioactive Nuclide Intake through
 Foodstuffs by inhabitants in Coastal Area of Ibaraki Prefecture (I)
 Leaf Vegetable Consumption in Kuji and Tokai Village and Measurement of
 Dimensions of the Leaves" , 保健物理, 9, pp.99-107, 1974.
- (15) " : " " (II) Consumption of Fruit Vegetables, Flower
 Vegetables and Mushrooms in Kuji Town and Tokai Village." 保健物理, 9,
 pp.109 -115 (1974).
- (16) Sumiya, M., Ohmomo, Y. : " " (III) Root Vegetable Consumption in
 Kuji Town and Tokai Village." 保健物理, 10, pp.215-219, 1975.
- (17) Sumiya, M., Ohmomo, Y. : " " (IV) Consumption of Marine Foods in
 Kuji Town and Tokai Village." 保健物理, 11, pp.57-64, 1976.
- (18) Sumiya, M., Ohmomo, Y. : " " (V) Consumption of Marine Foods in
 Nakaminato City." 保健物理, 11, pp.115 -122, 1976.
- (19) Sumiya, M., Nemoto, Y., Ohmomo, Y. : " " (VI) - Consumption of
 Marine Foods in Oarai Town." 保健物理, 12, pp.265-272, 1977.
- (20) Sumiya, M., Nemoto, Y., Ohmomo, Y. : " " (VII)- The Consumption of
 Leaf Vegetables and Milk by Infants in Tokai Village-." 保健物理, 14,
 pp.111 -113, 1979.
- (21) 厚生省保健医療局健康増進栄養課監修: "平成8年度国民栄養の現状 - 平成6年
 度国民栄養調査成績." 第一出版、東京、1996.

付録 1 放射性物質生成量の計算

いくつかの燃焼度及び炉停止後時間の場合について、初期濃縮度 3.0%、比出力 18.0 MW/t の燃料を PWR で燃焼した場合の主な核分裂生成物の生成量を、ORIGEN2 コードにより試算した。

各燃焼度の燃料に対する放射性物質生成量の炉停止 0.5 日後の計算値を付表 1. 1 に示す。

参考文献：

A.G.Croff : "ORIGEN2-A Revised and Updated Version of the Oak-Ridge Isotope Generation and Depletion Code : ORNL-5621. July 1980.

付表 1. 1 核分裂生成物質の生成量の計算

核種	燃 焼 度 (MWD/t)				
	5,000	10,000	20,000	30,000	50,000
⁸⁹ Sr	6.2×10^6	5.7×10^6	4.8×10^6	4.1×10^6	3.1×10^6
⁹⁰ Sr	1.2×10^4	2.6×10^4	4.7×10^4	6.5×10^4	8.8×10^4
⁹⁵ Zr	8.7×10^6	8.8×10^6	8.3×10^6	7.8×10^6	7.2×10^6
⁹⁶ Nb	8.3×10^5	8.9×10^5	8.4×10^5	7.9×10^5	7.2×10^5
¹⁰³ Ru	5.7×10^5	6.4×10^5	7.2×10^5	7.8×10^5	8.8×10^5
¹⁰⁰ Ru	5.9×10^4	1.3×10^5	2.5×10^5	3.6×10^5	5.2×10^5
¹³¹ I	4.4×10^5	4.5×10^5	4.7×10^5	4.7×10^5	4.9×10^5
¹³² I	6.2×10^5	6.3×10^5	6.3×10^5	6.4×10^5	6.5×10^5
¹³³ I	6.9×10^5	6.9×10^5	6.9×10^5	6.7×10^5	6.6×10^5
¹³⁴ I	3.3×10^2	3.2×10^2	3.0×10^2	2.9×10^2	2.8×10^2
¹³⁶ I	2.7×10^5	2.6×10^5	2.6×10^5	2.6×10^5	2.6×10^5
¹³² Te	6.0×10^5	6.1×10^5	6.2×10^5	6.2×10^5	6.3×10^5
¹³⁴ Cs	4.5×10^4	1.7×10^4	5.7×10^4	1.1×10^5	2.5×10^5
¹³⁷ Cs	1.6×10^4	3.2×10^4	6.3×10^4	9.2×10^4	1.5×10^5
¹⁴⁰ Ba	8.8×10^5	8.6×10^5	8.3×10^5	8.1×10^5	7.8×10^5
¹⁴⁰ La	9.3×10^5	8.9×10^5	8.7×10^5	8.5×10^5	8.4×10^5
¹⁴¹ Ce	8.5×10^5	8.4×10^5	8.1×10^5	7.9×10^5	7.6×10^5
¹⁴⁴ Ce	3.8×10^5	5.6×10^5	6.6×10^5	6.6×10^5	6.1×10^5
²³⁸ Pu	2.4×10^1	1.2×10^2	7.4×10^2	2.1×10^3	6.8×10^3
²³⁹ Pu	1.4×10^2	2.1×10^2	2.8×10^2	3.1×10^2	3.7×10^2
²⁴⁰ Pu	5.3×10^1	1.4×10^2	3.4×10^2	5.0×10^2	6.5×10^2
²⁴¹ Pu	4.9×10^3	2.5×10^4	7.5×10^4	1.2×10^5	1.9×10^5
²⁴² Pu	6.9×10^{-4}	7.7×10^{-2}	6.5×10^{-1}	1.8×10^0	4.7×10^0
²⁴¹ Am	1.5×10^0	1.5×10^1	8.9×10^1	1.8×10^2	4.2×10^2
²³⁹ Np	7.5×10^5	7.7×10^5	8.4×10^5	9.3×10^5	1.1×10^7
²⁴² Cm	8.6×10^1	1.6×10^3	1.6×10^4	4.5×10^4	1.1×10^5
²⁴³ Cm	4.5×10^{-3}	1.7×10^{-1}	4.2×10^0	1.9×10^1	8.7×10^1
²⁴⁴ Cm	1.0×10^{-1}	5.1×10^0	2.0×10^2	1.5×10^3	1.4×10^4

単位 : Ci/t

付録2 セシウムとストロンチウムの複合汚染に対する核種組成

環境汚染における放射性セシウムと放射性ストロンチウムの混合割合として次の3つの場合を検討し、本文3.2に述べた理由から、 $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比が下記の②の0.1の場合を採用した。また、②及び③のとき、燃焼度30,000 MWD/tの場合の炉心内放射能の比率をとって、放射性セシウムの混合割合は、 $^{134}\text{Cs} : ^{137}\text{Cs} = 1.1 \times 10^5 : 9.2 \times 10^4$ とし、放射性ストロンチウムの混合割合は、 $^{89}\text{Sr}, ^{90}\text{Sr} = 4.1 \times 10^5 : 6.5 \times 10^4$ としている。したがって、

$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}, ^{89}\text{Sr}, ^{90}\text{Sr}$ の比は、0.545 : 0.455 : 0.287 : 0.0455となっていて、線量はこの4核種の合計の線量を計算している。

- ① チェルノブイル事故の際の放出割合で各核種の放出が起き、その放出された核種比率で食品も汚染されるとした場合【注1】
- ② $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比が0.1の場合【注2】
- ③ $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比が0.01の場合【注3】

各核種の存在比 f_i は次のとおりである。ただし、 ^{134}Cs と ^{137}Cs 両者の f_i を加えれば1になるように値をとっている。

付表2.1 セシウムとストロンチウムの複合汚染核種組成

	f_i の値			燃焼度30,000 MWD/t の場合の 軽水炉放射能存在最 大値 (Ci/t)
	① チェルノ ブイル事故の 実際の放出割合	② $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比が0.1の場合	③ $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比が0.01の場合	
^{89}Sr	0.714	0.287	0.0287	4.1×10^5
^{90}Sr	0.113	0.046	0.0046	6.5×10^4
^{134}Cs	0.479	0.545	0.545	1.1×10^5
^{137}Cs	0.521	0.455	0.455	9.2×10^4

この表では、 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs を指標核種として、 ^{134}Cs と ^{137}Cs 両者の f_i を加えれば1になるように値をとっている。

【注1】チェルノブイル事故の場合の放出割合は、事故炉心内の放射能存在量に対して ^{134}Cs 10%、 ^{137}Cs 13%、 ^{89}Sr 4%及び ^{90}Sr 4%であった (IAEA SS No. 75-INSAG-1, p. 34)。また、同じ文献によると事故炉心内の放射能存在量は、 ^{90}Sr 2.0×10^{17} Bq、 ^{137}Cs 2.9×10^{17} Bqであり、炉心内の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$

の比は、0.69である。この比は、上表の軽水炉の標準的放射能存在量における $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比0.71と良く合っている。炉心内存在量と前記の放出割合とから放出された ^{90}Sr と ^{137}Cs の比を計算すると約0.2となる。

[注2] 国連科学委員会 1988年報告書の付属書Dの108項(p.350)に関するTable 9(p.350)に示された空气中時間積分の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の比は、ソ連領内及びギリシャなど比較近い距離で約0.1であった。

[注3] 国連科学委員会 1988年報告書の付属書Dの108項では、西独ミュンヘンで $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の空气中濃度比は約0.01であった。日本の原子力安全委員会事故特委による「ソ連原子力発電所事故調査報告書」(昭62)の降下量(p.80)から見ると、降下物中の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比は0.01程度であった。ただし、食品中に有意な ^{90}Sr は認められなかったとされている。

付表3. 2 食品摂取量（成人全国平均値） “厚生省国民栄養の現状” による

食 品 群	日摂取量* (g/日/人)
米 類	220
米 葉 菜 類	100
米 果 菜 類	55
米 根 菜 類	100
米 芋 類	65
米 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 草 類	25 **
そ の 他	340

*国民栄養調査のデータに汚染経路を加味して分類し直し、消費量としては概数（市販されている状態での生重量）を示したものである。

**生重量に換算

付表3. 3 茨城県沿岸漁業世帯成人の食品摂取量及び幼児の食品摂取量推定値

食 品 群	日摂取量* (g/日/人)		
	茨城県漁業成人	0.5歳～1歳児	5～6歳児
米 類	320	55	110
米 葉 菜 類	140	20	50
米 果 菜 類	120	15	30
米 根 菜 類	180	20	50
米 芋 類	50	15	30
米 果 実 類	—	30	75
牛乳及び乳製品	—	600	300
牛 肉	—	5	10
豚 肉	—	10	15
鶏 肉	—	5	10
卵 類	—	10	20
魚 介 類	390	20	50
海 草 類	60	5	15

*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表3. 2の成人摂取量から換算係数を求め、それを用いた推定値である。

付録3 飲食物の分類と摂取量

使用した飲食物の分類と年齢層別1日当り摂取量を付表3. 1に示す。

成人の食品摂取量は“厚生省国民栄養の現状”に基づいて定めた(付表3. 2)。

幼児及び乳児の食品摂取量は、放医研による東海村周辺の食品実態調査からの推定値(付表3. 3)を参考として決めた。

使用した飲食物分類の基となった表を付表3. 4に示す。

食品群ごとの注目すべき核種群については、付表3. 5を参考とした。

付表3. 1 年齢層別1日当りの飲食物摂取量

飲食物の種類	(kgまたはリットル)		
	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), 6)}	0.6	0.25	0.105
穀類 ^{7), 8)}	0.3	0.11	0.055
肉、卵、魚介類、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による、一日当り総水摂取量 3000 mlから、牛乳 300 ml 食物中に含有される水 700 ml、食物の酸化によって体内で生成する水 350 ml を除いた数字。結局、水道水 150 ml とその他 1500 ml 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日当り飲料水摂取量によった。
- 3) IAEA SS 81の1年当り 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”(原子力安全委員会) 第5表によった。
- 5) 葉菜、果花菜、きのこ、果実、海藻、及び、根菜、芋類。
- 6) 米、豆類等、可食部が地上部にあつ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) 付表3. 2及び付表3. 3によった。
- 9) 厚生省「国民栄養調査」昭和59年と60年の平均は、1.35 kg である(参考値)。
- 10) WHO、“Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food”(1988)で乳児は、1年に 275 kg の牛乳と 275 kg の水を摂取するとしている。その牛乳の 275 kg を1日当りにすると 0.75 kg となる。

付表3. 4 誘導介入レベル(DIL)導出に用いる食品摂取量(成人)

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

注1) 2,200 という数値は、食品中の水分も含んでいる。

2) 可食部が地上部にあつて直接汚染される食品群として一括。

3) 可食部が地上部にあつて殻で覆われている食品として一括。

4) 可食部が地中にある野菜。

5) 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。

* 摂取量が多いほどDIL値はきびしくなる。

付表3. 5 食品群ごとの注目すべき核種群

食品群	核種群	ヨウ素	セシウム	ストロンチウム	アクチニド核種
1. 飲料水		○	○	○	×
2. 葉菜、果花菜、きのこ、果実、海藻		○	○	△	△
3. 牛乳、乳製品		○	○	○	×
4. 米、豆類		×	○	○	×
5. 根菜、芋類		×	△	△	×
6. 肉、卵、魚介類		×	○	×	△
7. その他		—	—	—	—

注1. 一般には、ヨウ素群のみが注目すべき核種であるが、当表ではチェルノブイル事故のような大規模事故までも含めて注目すべき核種を示したものである。

2. 放出条件としては、スタックから大気中への放出を考えたものである。放射性廃液が沿岸放出された場合には、魚介類について注目すべきである。

3. その他の食品は、地域特産物などを考慮するため、ここでは注目すべき核種を示すことはできない。

(付録3の参考文献)

- (1) 大桃洋一郎, 田中義一郎: 放医研環境セミナーシリーズ No.13, 1987.
- (2) USNRC: NRC Regulatory Guide, 1.109, 1977.
- (3) E.M. Romney, A. Wallace, R.K. Shulz, Jean Kinnrear and R.A. Wood:
Soil Sci., 40-59, 1981.
- (4) IAEA: IAEA Safety Series No.81, 1986.
- (5) たとえば、食品需給表, (財)農林統計協会, 1986.
- (6) たとえば、国民栄養の現状, 厚生省公衆衛生局栄養課編, 1986.
- (7) Ohmomo Y., et al. : 保健物理, 9, 99-107, 1974.
- (8) Ohmomo Y., et al. : 保健物理, 9, 109-115, 1974.
- (9) Sumiya M., et al. : 保健物理, 10, 215-219, 1975.
- (10) Sumiya M., et al. : 保健物理, 11, 57-64, 1976.
- (11) Sumiya M., et al. : 保健物理, 11, 115-122, 1976.
- (12) Sumiya M., et al. : 保健物理, 12, 265-272, 1977.
- (13) Sumiya M., et al. : 保健物理, 14, 111-113, 1979.
- (14) 住谷みさ子: 第7回放医研環境セミナー報文集, 234-242, 1979.
- (15) 原子力委員会: 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について, 昭和51年9月28日.

参考表 飲食物摂取制限指標案と他の指針との比較

(1) 放射性ヨウ素

(混合核種の代表核種： ^{131}I)		^{131}I (単一核種)	
甲状腺線量レベルを 50mSv/年とし、ヨウ素が血液から甲状腺に移行する割合を今回 0.3、現行 0.2として試算		今回試算	現行防災指針
単 位 (Bq/kg)	飲料水	300	飲料水 100
	牛乳・乳製品	300	牛乳・乳製品 200
	野菜類 (根菜・芋類を除く。)	2000	葉菜 6000

(2) 放射性セシウム

実効線量レベルを5mSv/年とし、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 合計の放射能濃度に適用		今回試算 (備考1)
(Bq/kg)	飲料水	200
	牛乳・乳製品	
	野菜類	500
	穀類	
	肉・卵・魚その他	

備考1： $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比が 0.1を超える場合等、その状況に応じ、指標を低減して運用。

(3) プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種

実効線量(当量)レベルを5mSv/年とし、 ^{241}Am 及び ^{239}Pu 等合計の放射能濃度に適用		今回試算 (備考2)
(Bq/kg)	飲料水	1
	牛乳・乳製品	
	野菜類	10
	穀類	
	肉・卵・魚その他	

備考2：乳児用市販食品には、1 Bq/kg を適用する。ただし、この食品は調理され食事に供される形に適用される。

付録 4 年平均濃度とピーク濃度（最高濃度）との比

飲食物の指標を定めるに当っては、放射性核種の物理的減衰を考慮することとした。ヨウ素群の核種は短半減期であり、長くない日数の汚染飲食物の摂取によって比較的高い線量を受けるため物理的半減期による減衰以外は考慮しない。

これに対して、放射性セシウムあるいは放射性ストロンチウムは半減期が長いため、1年程度ではあまり汚染が減少しない。しかしながら、汚染の程度は地域的にばらつく一方では、人の摂取する様々な飲食物の生産地も多様になるであろう。こうした時間的・空間的な希釈効果を考えて、欧州共同体では、年平均濃度はピーク濃度の1/10以下にしかならないとして、飲食物の最大許容レベルを導いている。また、この1/10の仮定は、欧州共同体におけるチェルノブイル原子炉事故による飲食物汚染の実情から見ても安全側であったと評価している。

しかしながら、ここでは仮定をよりきびしくする明らかな理由はないが、安全側をとって、年平均濃度はピーク濃度の1/2という仮定をした。なお、年平均濃度がピーク濃度より低くなる理由としては、次のようなこと等が考えられる。

(1) 飲料水については、原子力発電所が海岸立地であるため、大型の湖沼（例えば、水の平均滞留日数は、諏訪湖で47日、琵琶湖で2000日といわれている。）や広い水源地域との距離があり、これらを汚染するおそれは、少ないと考えられる。

原子力発電所に近く、汚染の可能性のある周辺の河川の水の入替りは一般に早いと考えられる。

(2) 食品は他地域との流通があり、限られた汚染地域からの食品だけを飲食するとは考えられない。（例えば、食品の35%程度が輸入品である。）

(3) 野菜、果実などは品目が多いため、一時季にだけ成育または収穫されるのではない。また、露地野菜のほか、ハウス栽培のものも相当に生産されている。

(4) 飼料穀物の多くは輸入品である。

IAEA BSS………食糧に対する一般対策レベル

放射性核種	一般用食品 (Bq/kg)	牛乳、乳児用食品、飲料水 (Bq/kg)
$^{134, 137}\text{Cs}$, $^{103, 106}\text{Ru}$, ^{90}Sr	1,000	1,000
^{131}I		100
^{90}Sr	100	
^{241}Am , $^{238, 239}\text{Pu}$	10	1

各放射性核種グループの基準は、各グループの放射性核種の放射能の合計に対して個別に適用しなければならない。

欧州共同体規則の食品および家畜飼料中放射能の最大許容レベルと ICRP Pub. 63 勧告
(Bq/kg)

放射性核種 (代表的核種)	乳児用 食品	乳製品	副次食品	他の食品	液状食品	ICRP Pub. 63 勧告 (比較)
Sr 同位体 (Sr-90)	75	125	7,500	750	125	100-1000
I 同位体 (I-131)	150	500	20,000	2,000	500	1,000-10,000
Pu 及び超 Pu 元素の α 放射性同位元素	1	20	800	80	20	10-100
半減期が10日を超 える他の全ての放 射性核種 [a] (Cs-134, 137)	400	1,000	12,500	1,250	1,000	1,000-10,000

[a] このカテゴリーは、Ru-103 及び Ru-106 を含む。C-14、H-3 及び K-40 はこのグループに含まれない。

動物用飼料	最大許容レベル (Bq/kg) [b]
ブタ	1,250
家禽類、子羊と子牛	2,500
その他	5,000

[b] 最大許容レベルは Cs-134 及び Cs-137 についてのみ。

(参考文献)

- (1)CEC(1986):Official Journal of the European Communities. No L 146, 31, 5, 1986, P. 88.
- (2)CEC(1993):ibid. No L 150, 22, 6, 1993, P. 30.
- (3)CEC(1987):ibid. No L 371, 22, 12, 1987, P. 11.
- (4)ICRP: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, ICRP Pub. 63, 1992

原子力発電所等周辺防災対策専門部会
環境ワーキンググループ委員

(平成10年1月現在)

〔委員〕

- 市川 龍 資 元放射線医学総合研究所科学研究官 (主査)
赤沼 篤 夫 元放射線医学総合研究所放射線障害医療部長
(平成9年11月まで)
岩島 清 (株)環境管理センター取締役・技術本部長
草間 朋子 東京大学医学部助教授
備後 一 義 (財)放射線計測協会専務理事

〔部外協力者〕

- 小林 健 介 日本原子力研究所東海研究所原子炉安全工学部
緊急時システム研究室長
須賀 新一 日本原子力研究所国際原子力総合技術センター東海研修センター
成田 脩 動力炉・核燃料開発事業団品質保証推進室次長
福田 俊 放射線医学総合研究所宇宙環境生物医学及び粒子線生物学第3ゲ
ループサブグループリーダー
村松 康 行 放射線医学総合研究所那珂浜放射生態学研究センター第4研究ゲ
ループサブグループリーダー

原子力発電所等周辺防災対策専門部会 環境ワーキンググループの審議経過

- | | | |
|------|------|-----------|
| 第26回 | 平成8年 | 6月25日(火) |
| 第27回 | 平成8年 | 7月24日(水) |
| 第28回 | 平成8年 | 9月11日(水) |
| 第29回 | 平成8年 | 10月21日(月) |
| 第30回 | 平成8年 | 11月28日(木) |
| 第31回 | 平成9年 | 1月22日(水) |
| 第32回 | 平成9年 | 8月8日(金) |

飲食物摂取制限に関する最適介入 レベルについて

原子力発電所等周辺防災対策専門部会
環境ワーキンググループ

事故時の介入線量レベルについては、放射線健康影響のリスクの観点から対策が常に必要とされる線量レベル、いわゆる上限線量レベルと、対策の費用がその対策によって得られる便益を超えるために、これより低いレベルでは対策が正当とはされない線量レベル、すなわち下限線量レベルがあるとされていた。そして、ICRP Publication 40 (1984)「大規模放射線事故の際の公衆の防護：計画のための原則」では、飲食物摂取制限に関する介入線量レベルについて表1が勧告された。

表1 飲食物摂取の制限に関する介入線量レベル

	最初の1年間で与えられる予測預託線量当量 (mSv)	
	全身線量または 実効線量当量	選択的に照射される 個々の臓器
上限線量レベル	50	500
下限線量レベル	5	50

ICRP Publication 63 (1992)では、任意の1種類の食料品に対して、ほとんどいつでも正当化される介入レベルは、1年のうちに回避される実効線量で10mSvとしている。そして、この勧告では、ほとんどつねに正当化される介入レベル、及び最適化される介入レベルが存在すると予想される範囲を示していて、その部分は表2のとおりである。

表2 飲食物摂取の制限に関して勧告された介入レベル

	回避線量についての介入レベル (mSv)	
	ほとんどつねに 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	10(1年間に)	1,000-10,000 Bq kg ⁻¹ (β/γ放出体) 10-100 Bq kg ⁻¹ (α放出体)

そこで、具体的な対策に対して最適化された介入レベルについて、IAEA安全シリーズNo.109 (1994) "Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency" の推定法を参考に我が国における最適化介入レベルを試算推定する。それらは、(1)食料

品の回収及び交換のための最適化濃度レベル、及び(2)食料品を回収するために農業対策を考慮して最適化された介入レベルの変更として、(2a)汚染されていない飼料との交換に基づく牛乳に関して最適化された介入レベルの範囲、及び(2b)汚染されていない飼料との交換に基づく食肉に関する最適化されたレベルの範囲である。

(1) 食料品の回収及び交換のための最適化レベル

最適化された濃度 C_{ban} [Bq/kg] は次式で与えられる。

$$C_{ban} = b / (a \cdot e(50)) \quad (1)$$

ここに、 b : 1kg当たりの食料品の価格

a : 1人 Sv の回避集団線量に値付けされる費用

$e(50)$: 1Bq の摂取からもたらされる預託実効線量

(パラメータの設定)

・ b (1kg当たりの食料品の価格) :

カテゴリー1 : ミルク、野菜、穀物、果実 約600円/kgまで(140~600円/kg*1を想定)
(SS-109では、0.4~1\$/kgを想定)

カテゴリー2 : 肉、乳製品 約6,000円/kgまで(1,000~6,000円/kg*1を想定)
(SS-109では、約10\$/kgを想定)

・ a (1人 Sv の回避集団線量に値付けされる費用) :

$a = (1人 Sv の集団線量が期待寿命の短縮に与える影響 (約1年))$

× (国の健康管理レベル ; 純粹に経済的な観点で、統計的な生命喪失年に関連づけられる最小値は、1人当たりの年間GNPとしている。我が国の1994年度1人当たりのGNPは、3,860,000円**である。)

従って、 a は

$$\begin{aligned} a &= 1 [年/Sv] \times 3,860,000 [円/(年 \cdot 人)] \\ &= 3,860,000 \text{ 円}/(人 \cdot Sv) \end{aligned}$$

この値は、放射線影響のリスク係数に関連する不確定性のために、ファクター2程度以内としている。

ゆえに、 a の範囲は2,000,000~8,000,000円/(人・Sv) (SS-109では、10,000~40,000\$/ (人・Sv)) となる。

・ $e(50)$ (1Bqの摂取からもたらされる預託実効線量) :

ここでは、 $e(50)$ 値が 10^{-4} 、 10^{-7} 及び 10^{-9} Sv/Bqの3つのグループを考える。

*1 小売物価統計調査報告No.528、総務庁統計局を参考

*2 経済要覧・平成8年版・経済企画庁調査局

(試算)

カテゴリ-1の食料品と 10^{-8} Sv/Bqグループの介入レベルは、おおよそ次のとおり、

$$140 \sim 600 [\text{円/kg}]$$

$$\approx 2,000 \sim 30,000 \text{ Bq/kg}$$

$$(2 \times 10^6 \sim 8 \times 10^8) [\text{円}/(\text{人 Sv})] \times 10^{-8} [\text{Sv/Bq}]$$

同様にして、他の放射性核種グループと他の食料品カテゴリ-1についても計算すると表3のとおりとなる。

表3 食料品の回収及び交換のための最適化されたレベルの範囲

放射性核種グループ	食料品カテゴリ-1 のレベル (Bq/kg)	食料品カテゴリ-2 のレベル (Bq/kg)
グループ1 (10^{-8} Sv/Bq)	約2,000 ~ 30,000 (約1,000~10,000)	約10,000 ~ 300,000 (約10,000~100,000)
グループ2 (10^{-7} Sv/Bq)	約200 ~ 3,000 (約100~1,000)	約1,000 ~ 30,000 (約1,000~10,000)
グループ3 (10^{-6} Sv/Bq)	約20 ~ 300 (約10~100)	約100 ~ 3,000 (約100~1,000)

()内はSS-109の値

(2) 食料品を回収するために農業対策を考慮して最適化された介入レベルの変更

(2a) 汚染されていない飼料との交換に基づく牛乳に関して最適化された介入レベル
牛乳中の最適な放射能濃度は、次式のとおり表されている。

$$C_{opt} = (b r i_r) / (\alpha V e(50)) \quad (2)$$

ここに、 $b r$ (汚染されていない飼料の費用) : 38.8円/kg^{*3}(工場出荷価格)

(SS-109では、0.1~0.5\$/kgを想定)

i_r (1日当たり動物が消費する飼料の量) : 約25kg/日(1/3が交換可能)

α : 2,000,000~8,000,000円/(人 Sv)

V (1日当たりのミルク生産量) : 10リットル/日

$e(50)$: 10^{-8} 、 10^{-7} 及び 10^{-6} Sv/Bqの3つのグループ

この結果は、表4のとおりである。

*3 農水省 飼料月報 (1996年5月)

表6 最適化された介入レベルの範囲に基づく食品品に関する一般対策レベル

放射核種	一般的食料 (Bq/kg)	牛乳、乳児食 (Bq/kg)
Cs-134, 137, Ru-103, 106, Sr-89	3,000 (1,000)	3,000 (1,000)
I-131		300 (100)
Sr-90	300 (100)	3 (1)
Am-241, Pu-238, 239, 240, 242	30 (10)	3 (1)

() 内はSS-109の値

表6の一般対策レベルで、I-131及び α 核種(Am-241、Pu-238, 239等)は一般対策レベルが“牛乳、乳児食”では、一般的食料の値より1桁小さくなっている。この理由は、I-131の乳児のe(50)[Sv/Bq]が 10^{-6} より1桁高い 10^{-7} であり、また α 核種の乳児のe(50)[Sv/Bq]が 10^{-6} よりもむしろ1桁高い 10^{-5} となっているためである。

表4 汚染されていない飼料との交換に基づく牛乳に関する最適化されたレベルの範囲

放射性核種グループ	最適化された介入レベル (Bq/kg)
グループ1 (10^{-8} Sv/Bq)	約 400 ~ 1,600 (約 100~1,000)
グループ2 (10^{-7} Sv/Bq)	約 40 ~ 160 (約 10 ~ 100)
グループ3 (10^{-6} Sv/Bq)	約 4 ~ 16 (約 1 ~ 10)

()内はSS-109の値

(2b) 汚染されていない飼料との交換に基づく食肉に関して最適化された介入レベル食肉中の最適な放射能濃度は、次式のとおり表されている。

$$C_{opt} = (b r i_r) / (\alpha M \lambda_b e(50)) \quad (3)$$

ここに、

- b_r (汚染されていない飼料の費用) : 38.8円/kg^{*3}(工場出荷価格)
(SS-109では、0.1~0.5\$/kgを想定)
- i_r (1日当たり動物が消費する飼料の量) : 約25kg/日
(この場合、全部交換可能とする。)
- α : 2,000,000~8,000,000円/(人 Sv)
- M (動物個体当たりの食肉の質量) : 300kg
- λ_b (生物学的クリアランス率[1/日]) :
(Cs-137の場合 : $\ln 2/30$ [1/日])
- $e(50)$: 10^{-8} 、 10^{-7} 及び 10^{-6} Sv/Bqの3つのグループ

なお、本計算の λ_b はSS-109の入力条件と同一にした。これにより計算すると、表5のとおりとなる。

表5 汚染されていない飼料との交換に基づく食肉
に関する最適化されたレベルの範囲

放射性核種	最適化された介入レベル (Bq/kg)
Cs-137	約 1,800 ~ 約 7,000 (数 100 ~ 数 1,000)
I-131	約 180 ~ 約 7,000 (約 10 ~ 約 1,000)
Sr-90	約 180 ~ 約 7,000 (数 10 ~ 数 1,000)
Pu-239	約 1,800 ~ 約 7,000 (数 100 ~ 数 1,000)

()内はSS-109の値

参考として、以下の文献*4により推定した λ_b (生物学的(実効)クリアランス率[1/日])
により、計算した例を示す。

推定値 I-131: $\ln 2/3$ [1/日]、Sr-90: $\ln 2/57$ [1/日]、Pu-239: $\ln 2/1,000$ [1/日]

I-131: 約180 ~ 約 700 Bq/kg

Sr-90: 約300 ~ 約1,000 Bq/kg

Pu-239: 約500 ~ 約2,000 Bq/kg

長期間動物の体内に残留する核種 (たとえば、Pu-239) ほど最適化放射能濃度が高い。そのため、この対策による線量低減のための費用と努力は大きくなり、他にそれほど費用や努力が掛からずにより良く線量低減を達成できる対策があるならば、その対策を選んだ方が効率的である。

これまで検討した対策のうち、食料品の回収及び交換の最適化レベル (表3) を基礎にして、最適化の観点から我が国における飲食物摂取制限の一般対策レベルを推定するとおおよそ表6のとおりである。

*4 P. J. Coughtrey, D. Jackson, M. C. Thorne: 'Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystem. A Critical Review of Data' Vol. 1(1983), Vol. 3(1983), Vol. 4(1984): Prepared for the Directorate-General Employment, Social Affairs and Education. Health and Safety Directorate. CEC: A. A. Balke/Rotterdam. の文献より推定