

WHO 飲料水水質ガイドライン

Guidelines for drinking-water quality

第3版

(第1巻)



WORLD HEALTH ORGANIZATION
Geneva 2004

社団法人 日本水道協会

第9章 放射線学的観点

本章の目的は、放射性核種に関する飲料水の安全性を評価するための基準を設定することである。本ガイドラインでは、自然由来の放射性核種と人工的な放射性核種を区別していない。

本ガイドラインの初版で勧告された飲料水中の放射能のガイドライン値は、放射線の線源からの被ばくリスクおよび放射線に被ばくした場合の健康影響に基づいている。本ガイドラインの第2版では、1990年の国際放射線防護委員会勧告 (International Commission on Radiological Protection: ICRP) (ICRP, 1991) を取り入れている。この第3版では、長期被ばくおよび線量換算係数に関するICRPの報告を含めた最近の進展を取り入れている。

放射線による危害は、飲料水中の放射性物質 (化学物質) から放出される電離放射線によりもたらされる。飲料水によるこのような危害が公衆衛生上重大となることはまれであるが、飲料水による放射線被ばくは、他の線源による被ばくと並行して評価されなければならない。

放射線による危害を制御するための本ガイドラインで取り上げられるアプローチは、以下の2段階である。

- 放射能濃度 (Bq/Lの単位による) が、さらに対策を取る必要があるレベル以下であるかどうかを判断するための、全 α および全 β 放射能の初期スクリーニング
- これらのスクリーニングレベルを超過しているなら、個々の放射性核種の濃度の調査、および、各種放射性核種濃度のガイダンスレベルとの比較

地下水に由来する飲料水中のラドンによるリスクは、全吸入ラドンによるリスクに比べて一般に低い。溶存ガスの摂取と、放出されたラドンおよびその娘核種の吸入の双方により被ばくするので、そのリスクは明白である。最大の被ばくは、一般的な環境からの吸入と地殻に由来する線源からの吸入であり、ガスは特に地下室などの住居内にも侵入する。地下水に由来するラドンの全体に占める割合は通常小さいが、地下室へラドンを放射するその地域の堆積物の指標となるであろう。

スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルは、既存のまたは新規の飲料水供給における日常の (「正常な」) 運転条件に適用される。これらは、環境中に放射性核種が放出されているような、緊急時で汚染を受けている水供給に適用されるものではない。緊急時のガイダンスレベルと一般的な対策レベルについては、他の資料 (IAEA, 1996, 1997, 1999, 2002) に示されている。

本ガイドラインは、以下のことに基づいている。

- 1年間の飲料水摂取による (1年間の飲料水摂取を通してあり得る全放射能汚染による) 預託実効線量の勧告参照線量レベル (RDL) 0.1mSv。これは、長期被ばく、すなわち、一般

大衆が飲料水を長期にわたり摂取するような状況(ICRP, 2000)に関して、主要商品(例えば、食品および飲料水など)に対してICRPが勧告している介入免除レベルの10%に相当する。RDL 0.1mSvは、ICRP(1991)並びに国際基礎安全基準(International Basic Safety Standards: BSS)(IAEA, 1996)が勧告する一般住民の線量限界値の10%にも相当する。これらは、ほとんどのWHO加盟国、ヨーロッパ委員会、FAOおよびWHOにより受け入れられている。

— ICRPにより示されている成人の線量換算係数

飲料水からの放射性核種の摂取に関する年間線量0.1mSvの被ばくによる付加的健康リスクは、以下の理由により低いと考えられる。

- 全集団に対する致命的ながん、非致命的ながんおよび重度の遺伝的影響を含めた、放射線によるものとして推計される健康影響の正規確率係数は、 $7.3 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ (ICRP, 1991)である。これに、飲料水による年間被ばく量0.1mSvのRDLを掛けることにより、推計学的健康影響の推定生涯リスク 10^{-5} が得られ、この値は他の健康リスクに比べると低いと考えられる。このリスクレベルは、本ガイドラインの他の箇所で行われている参照リスクレベルと同程度である。
- バックグラウンド放射線被ばくは地球上の地域によって大きく変化するが、その平均は約2.4mSv/年で、明らかな健康影響はないものの最高地域レベルはこの10倍にも達する。したがって、0.1mSvは、バックグラウンドレベルに比べてごくわずかの増加にしか過ぎない。
- 低レベルの放射線被ばくによるリスクの判定には不確実性があるが、放射線によるリスクは、飲料水中の微生物やある種の化学物質によるものに比べておそらく十分に低い。

9.1 放射線被ばくの線源と健康影響

環境中の放射線は、多くの自然由来および人工の線源によるものである。放射性物質(例えば、ウラン、トリウム、カリウム-40など)は環境中のどこにでも自然に存在する。放射線によるヒトの被ばくのうち最も大きな部分は、自然線源からのもの—宇宙線および地殻放射を含めた外部線源によるもの、並びに、放射性物質の吸入または摂取によるもの—である(図9.1)。原子放射線の影響に関する国連科学委員会(United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR)(UNSCEAR, 2000)では、自然線源からのヒトの年間被ばく量の世界平均は2.4mSv/年であると推定している(表9.1)。一部の線源(例えば、ウランなど)は、鉱業およびその他の産業活動による抽出の過程で濃縮されることがある。

ヒトの放射線による被ばくは、海拔高度、土壌中の放射性核種の量と種類(地殻被ばく)、大気、食品および飲料水中の放射性核種の組成、並びに、吸入または摂取による体内への取り込み量

など、多くの要因により地域ごとに大きく変化する。世界には、インドのケララ州やブラジルの Pocos del Caldas 平原の一部など、バックグラウンド放射線レベルが比較的高い地域がある。これらの地域における一般集団の被ばくレベルは、表9.1に示した平均バックグラウンドレベル2.4mSvの10倍にも達することがある。この高い放射線被ばくによる健康への悪影響は検知されていない。

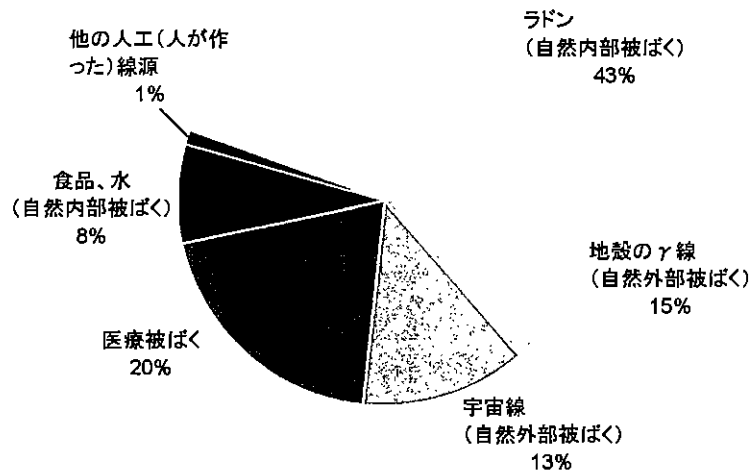


図 9-1 世界の人々への平均的な放射線被ばくの線源と分布

表 9-1 自然線源からの平均的な放射線量

線源	世界の平均年実効線量 (mSv)	代表的な範囲 (mSv)
外部被ばく		
宇宙線	0.4	0.3~1.0
地殻ガンマ線 ^a	0.5	0.3~0.6
内部被ばく		
吸入 (主にラドン)	1.2	0.2~10 ^b
摂取 (食物および飲料水)	0.3	0.2~0.8
総計	2.4	1~10

a 地殻による被ばくは、土壌および建材中の放射性核種による。

b ラドンの吸入線量が 10 mSv/年を超える居住地域がある。

出典：UNSCEAR (2000)

いくつかの放射性化合物が、人の活動に伴って人工的な線源から(例えば、放射線源の医療または産業用の利用などから)、環境中、ひいては飲料水供給に放出されることがある。2000年の世界の健康診断における1人当たり実効線量は、0.4mSv/年であった(ヘルスケアレベルにより異なるが、通常の範囲は0.04~1.0mSv/年である)。原子力発電や核兵器実験による世界的な寄与

は極めてわずかである。2000年の世界の核兵器実験による一人当たり年間実効線量は0.005mSv、これに対して、チェルノブイリ事故によるものは0.002mSv、原子力発電によるものは0.0002mSvと推定されている(UNSCEAR, 2000)。

9.1.1 飲料水を通しての放射線被ばく

飲料水中の放射性成分は以下に由来する。

- 自然由来の放射性核種(例えば、トリウムおよびウランの放射性核種は、飲料水源においてそれぞれの系列にしたがって崩壊する)。特に、ラジウム-226/228およびその他いくつかのもの。
- 自然由来の放射性物質に関わる技術上のプロセス(例えば、鉱砂の採掘および加工、または、リン肥料の製造など)
- 核燃料サイクル施設から排出された放射性核種
- 製造された放射性核種(非密封型で製造されて使用されるもの)。特に、放射性物質の不適切な医療または産業用利用および廃棄処分の場合など、定期的な排出の結果として飲料水供給に混入するもの。これらは、本ガイドラインで視野に入れていない緊急時とは異なる。
- 放射性核種の飲料水源を含めた環境中への過去の放出

全被ばく量に対する飲料水の寄与は、一般に非常に小さく、ウランおよびトリウム系列の自然起因放射性核種に大きく依存する。しかし、核燃料サイクル、並びに、医療およびその他の用途における放射性物質の利用からの放射性核種が、飲料水供給に混入することがある。これらの線源による寄与は、通常、線源または業務の規制により制限されており、これらの線源が飲料水の汚染による懸念の原因となるような事態に際して防除措置が取られるのは、まさにこのような規制の仕組みを通してである。

9.1.2 飲料水を通しての放射線被ばくによる健康影響

低いしは中線量の放射線被ばくが長期化するとがんの増加をもたらすことは、ヒトおよび動物による研究の証拠がある。特に動物実験では、放射線被ばくによる先天奇形発生率の増加が示唆されている。

放射性核種の濃度がガイダンスレベル以下(すなわち、預託実効線量0.1mSv/年以下)であれば、飲料水の摂取による放射線学的な健康への悪影響はあり得ないと考えられる。

血球数の減少や、非常に重篤な場合には死に至ることもあるような放射線の急性健康影響は、全身または身体の大部分が非常に高線量の被ばくを受けたときにもたらされる(IAEA, 1998)。飲料水供給で通常検出される放射性核種は低レベルであるため、飲料水供給において放射線によ

る急性の健康影響が重要な問題となることはない。

9.2 放射能と放射線量の単位

放射能のSI単位はベクレル(Bq)で、 $1\text{Bq}=1$ 崩壊/秒である。飲料水についてのガイダンスレベルは、1L中の放射性核種による放射能、すなわち放射能濃度(Bq/L)と呼ばれる、として与えられている。放射性核種の摂取によりもたらされる被ばく線量は、多くの化学的および生物学的要因により左右される。これらは、摂取された放射性核種のうち消化管、器官または組織まで運ばれてそれから吸収される部分の割合および放射性核種が排泄されるまで器官または組織内にとどまっている時間などである。崩壊に伴い放射される放射線の特性および放射線に対する器官または組織の感受性も考慮されなければならない。

吸収線量は、どれだけ多くのエネルギーが放射線により物質に投与されたかを表す。吸収線量のSI単位はグレイ(Gy)で、 $1\text{Gy}=1\text{J/kg}$ (ジュール/キログラム)である。

等価線量は、吸収線量と特別な種類の放射線に関する係数(電離能および密度に依存する)との積である。

ヒトが受ける放射線の実効線量は、簡単に言えば、「組織荷重係数」による荷重を掛けた、すべての組織または器官が受ける等価線量の和である。これらは、人体の異なる器官および組織の放射線に対する感受性の違いを反映している。等価線量および実効線量のSI単位はシーベルト(Sv)で、 $1\text{Sv}=1\text{J/kg}$ である。

一旦体内に取り込まれた放射性核種の残留性を反映させるため、ある放射性核種の摂取(内部被ばく)に伴い一生涯(70年)にわたって受ける全実効線量の尺度として、預託実効線量が用いられる。

「線量」という用語は、状況により、吸収線量(Gy)または実効線量(Sv)を意味する一般的な用語として使われる。監視の目的のため、与えられた物質の放射性核種の放射能濃度から線量が測定される。水の場合には、放射能濃度がBq/Lの単位で表される。この値は、線量換算係数(mSv/Bq)および水の年平均摂取量(L/年)を用いることにより、一年当たりの実効線量(mSv/年)と関連付けることができる。

特定の化学形態の放射性同位体の摂取による実効線量は、線量換算係数を用いて推定することができる。放射性核種の摂取に関する年齢と関連付けた線量換算係数のデータが、ICRPおよび国際原子力機関(International Atomic Energy Agency: IAEA)により公表されている。表9.2に、飲料水供給で検出される自然由来の放射性核種、または、人為活動に起因する放射性核種についての線量換算係数を示す(IAEA, 1996; ICRP, 1996)。

表 9-2 一般成人による放射性核種の摂取に関する線量換算係数

分類	放射性核種	線量換算係数(mSv/Bq)
天然ウラン系列	ウラン-238	4.5×10^{-5}
	ウラン-234	4.9×10^{-5}
	トリウム-230	2.1×10^{-4}
	ラジウム-226	2.8×10^{-4}
	鉛-210	6.9×10^{-4}
	ポロニウム-210	1.2×10^{-3}
天然トリウム系列	トリウム-232	2.3×10^{-4}
	ラジウム-228	6.9×10^{-4}
	トリウム-228	7.2×10^{-5}
核分裂生成物	セシウム-134	1.9×10^{-5}
	セシウム-137	1.3×10^{-5}
	ストロンチウム-90	2.8×10^{-5}
	ヨウ素-131	2.2×10^{-5}
他の放射性核種	トリチウム	1.8×10^{-8}
	炭素-14	5.8×10^{-7}
	プルトニウム-239	2.5×10^{-4}
	アメリシウム-241	2.0×10^{-4}

9.3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

天然線源に由来する放射性核種、または、現在もしくは過去における活動の結果として環境中に排出された放射性核種につき、飲料水中の放射性核種のガイダンスレベルを表9.3に示す。これらのレベルは、一年以上前の核事故で放出された放射性核種にも適用できる。表9.3の放射能濃度の値は、その年に摂取された飲料水中の濃度がこの値を超えなければ、各放射性核種につきRDL 0.1mSv/年に相当する。これによるリスクの推定値は本章の初めに記した。しかし、事故直後の1年間は、BSS (IAEA, 1996)並びにその他のWHOおよびIAEAの関連刊行物(WHO, 1988; IAEA, 1997, 1999)に記載されているように、食材に関しての一般的アクションレベルが適用される。

飲料水中の放射性核種のガイダンスレベルは、次式により計算された。

$$GL=IDC/(h_{ing} \cdot q)$$

ここに、

GL: 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル (Bq/L)

IDC: 個別線量基準、この計算では0.1mSv/年

h_{ing} : 成人による摂取の線量換算係数 (mSv/Bq)

q: 飲料水の年摂取量、730L/年と仮定

小児について計算された年齢依存線量換算係数がより高い(より高い摂取量もしくは代謝速度を意味する)が、幼児または小児により摂取される飲料水量が平均的により少ないために、線量が顕著により高くなるということはない。この結果、一年間の飲料水摂取による預託実効線量

0.1mSv/年の勧告RDLは、年齢に関係なく適用される。

表 9-3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

(1/2)

放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a
³ H	10,000	⁹³ Mo	100	¹⁴⁰ La	100
⁷ Be	10,000	⁹⁹ Mo	100	¹³⁹ Ce	1,000
¹⁴ C	100	⁹⁶ Tc	100	¹⁴¹ Ce	100
²² Na	100	⁹⁷ Tc	1,000	¹⁴³ Ce	100
³² P	100	^{97m} Tc	100	¹⁴⁴ Ce	10
³³ P	1,000	⁹⁹ Tc	100	¹⁴³ Pr	100
³⁵ S	100	⁹⁷ Ru	1,000	¹⁴⁷ Nd	100
³⁶ Cl	100	¹⁰³ Ru	100	¹⁴⁷ Pm	1,000
⁴⁵ Ca	100	¹⁰⁶ Ru	10	¹⁴⁹ Pm	100
⁴⁷ Ca	100	¹⁰⁵ Rh	1,000	¹⁵¹ Sm	1,000
⁴⁶ Sc	100	¹⁰³ Pd	1,000	¹⁵³ Sm	100
⁴⁷ Sc	100	¹⁰⁵ Ag	100	¹⁵² Eu	100
⁴⁸ Sc	100	^{110m} Ag	100	¹⁵⁴ Eu	100
⁴⁸ V	100	¹¹¹ Ag	100	¹⁵⁵ Eu	1,000
⁵¹ Cr	10,000	¹⁰⁹ Cd	100	¹⁵³ Gd	1,000
⁵² Mn	100	¹¹⁵ Cd	100	¹⁶⁰ Tb	100
⁵³ Mn	10,000	^{115m} Cd	100	¹⁶⁹ Er	1,000
⁵⁴ Mn	100	¹¹¹ In	1,000	¹⁷¹ Tm	1,000
⁵⁵ Fe	1,000	^{114m} In	100	¹⁷⁵ Yb	1,000
⁵⁹ Fe	100	¹¹³ Sn	100	¹⁸² Ta	100
⁵⁶ Co	100	¹²⁵ Sn	100	¹⁸¹ W	1,000
⁵⁷ Co	1,000	¹²² Sb	100	¹⁸³ W	1,000
⁵⁸ Co	100	¹²⁴ Sb	100	¹⁸⁶ Re	100
⁶⁰ Co	100	¹²⁵ Sb	100	¹⁸⁵ Os	100
⁵⁹ Ni	1,000	^{123m} Te	100	¹⁹¹ Os	100
⁶³ Ni	1,000	¹²⁷ Te	1,000	¹⁹³ Os	100
⁶⁵ Zn	100	^{127m} Te	100	¹⁹⁰ Ir	100
⁷¹ Ge	10,000	¹²⁹ Te	1,000	¹⁹² Ir	100
⁷³ As	1,000	^{129m} Te	100	¹⁹¹ Pt	1,000
⁷⁴ As	100	¹³¹ Te	1,000	^{193m} Pt	1,000
⁷⁶ As	100	^{131m} Te	100	¹⁹⁸ Au	100
⁷⁷ As	1,000	¹³² Te	100	¹⁹⁹ Au	1,000
⁷⁵ Se	100	¹²⁵ I	10	¹⁹⁷ Hg	1,000
⁸² Br	100	¹²⁶ I	10	²⁰³ Hg	100
⁸⁶ Rb	100	¹²⁹ I	1,000	²⁰⁶ Tl	1,000
⁸⁵ Sr	100	¹³¹ I	10	²⁰¹ Tl	1,000
⁸⁹ Sr	100	¹²⁹ Cs	1,000	²⁰² Tl	1,000
⁹⁰ Sr	10	¹³¹ Cs	1,000	²⁰⁴ Tl	100
⁹⁰ Y	100	¹³² Cs	100	²⁰³ Pb	1,000
⁹¹ Y	100	¹³⁴ Cs	10	²⁰⁶ Bi	100
⁹³ Zr	100	¹³⁵ Cs	100	²⁰⁷ Bi	100
⁹⁵ Zr	100	¹³⁶ Cs	100	²¹⁰ Bi ^b	100
^{93m} Nb	1,000	¹³⁷ Cs	10	²¹⁰ Pb ^b	0.1

表 9-3 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル

(2/2)

放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a	放射性核種	ガイダンス レベル(Bq/L) ^a
⁹⁴ Nb	100	¹³¹ Ba	1,000	²¹⁰ Po ^b	0.1
⁹⁵ Nb	100	¹⁴⁰ Ba	100	²²³ Ra ^b	1
²²⁴ Ra ^b	1	²³⁵ U ^b	1	²⁴² Cm	10
²²⁵ Ra	1	²³⁶ U ^b	1	²⁴³ Cm	1
²²⁶ Ra ^b	1	²³⁷ U	100	²⁴⁴ Cm	1
²²⁸ Ra ^b	0.1	²³⁸ U ^{b,c}	10	²⁴⁵ Cm	1
²²⁷ Th ^b	10	²³⁷ Np	1	²⁴⁶ Cm	1
²²⁸ Th ^b	1	²³⁹ Np	100	²⁴⁷ Cm	1
²²⁹ Th	0.1	²³⁶ Pu	1	²⁴⁸ Cm	0.1
²³⁰ Th ^b	1	²³⁷ Pu	1,000	²⁴⁹ Bk	100
²³¹ Th ^b	1,000	²³⁸ Pu	1	²⁴⁶ Cf	100
²³² Th ^b	1	²³⁹ Pu	1	²⁴⁸ Cf	10
²³⁴ Th ^b	100	²⁴⁰ Pu	1	²⁴⁹ Cf	1
²³⁰ Pa	100	²⁴¹ Pu	10	²⁵⁰ Cf	1
²³¹ Pa ^b	0.1	²⁴² Pu	1	²⁵¹ Cf	1
²³³ Pa	100	²⁴⁴ Pu	1	²⁵² Cf	1
²³⁶ U	1	²⁴¹ Am	1	²⁵³ Cf	100
²³¹ U	1,000	²⁴² Am	1,000	²⁵⁴ Cf	1
²³² U	1	^{242m} Am	1	²⁵³ Es	10
²³³ U	1	²⁴³ Am	1	²⁵⁴ Es	10
²³⁴ U ^b	10			^{254m} Es	100

a ガイダンスレベルは、対数の値の平均を丸めたものである（算定値が 3×10^0 以下および $3 \times 10^{+1}$ 以上であれば10nに）。

b 天然放射性核種

c 飲料水中のウランの暫定ガイドライン値は、腎臓に対する化学的な毒性に基づき15 μg/Lである。（8.5参照）。

9.4 溶存放射性核種の監視と評価

9.4.1 飲料水供給のスクリーニング

個々の放射性核種を同定し、その濃度を測定するプロセスでは、高度で高価な分析が求められるが、このような分析は、ほとんどの状況においては放射性核種の濃度が非常に低いので、通常は正当化されるものではない。より実地的なアプローチは、特定の放射性核種を同定することは考えないで、アルファ(α)およびベータ(β)放射線の形で存在する全放射能をまず測定する、スクリーニング手順を用いることである。

それ以下であればさらに対策を取る必要がない飲料水のスクリーニングレベルは、全α放射能0.5Bq/Lおよび全β放射能1Bq/Lである。全β放射能のスクリーニングレベルは、本ガイドラインの第2版で公表されたもので、最悪(ラジウム-222)の場合にはガイダンスRDL 0.1mSv/年に近い線量となる。全α放射能のスクリーニングレベルは0.5Bq/L(以前の0.1Bq/Lに代えて)で、これは、この放射能濃度が、放射性核種ごとのガイダンスRDLにより近い値を反映しているからである。

9.4.2 飲料水の評価方法

もし前記いずれかのスクリーニングレベルを超えるようなことがあれば、この放射能を発生させている放射性核種を同定して、それらの個々の放射能濃度を測定するべきである。これらのデータから、個々の放射性核種の預託実効線量を推定して、これらの線量の合計値を決定するべきである。次式が満たされれば、さらに対策を取る必要はない。

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

ここに、

C_i : 放射性核種*i*について測定された放射能濃度

GL_i : 1年間毎日2Lずつ摂取した場合の預託実効線量が0.1mSv/年となる放射性核種*i*のガイダンスレベル値(表9.3参照)

単一試料についてこの合計が1を超えており、これらと同じ測定濃度の被ばくが丸1年間続いていた場合に限って、RDL 0.1mSvを超過していたと見なされる。したがって、このような試料は、それ自体で、その水が飲用不適であることを意味するわけではないが、追加して試料採取を行うなど、さらに調査する必要があることを示すものと見なすべきである。全βおよび全α放射能のスクリーニングを最初に繰り返して行うべきであり、続けて測定したこれらの値が、ここで勧告する実務上のスクリーニング値(それぞれ、1Bq/Lおよび0.5Bq/L)を超える場合に限って、個々の放射性核種についての分析を行うべきである。

このような勧告法の適用について図9.2に示す。

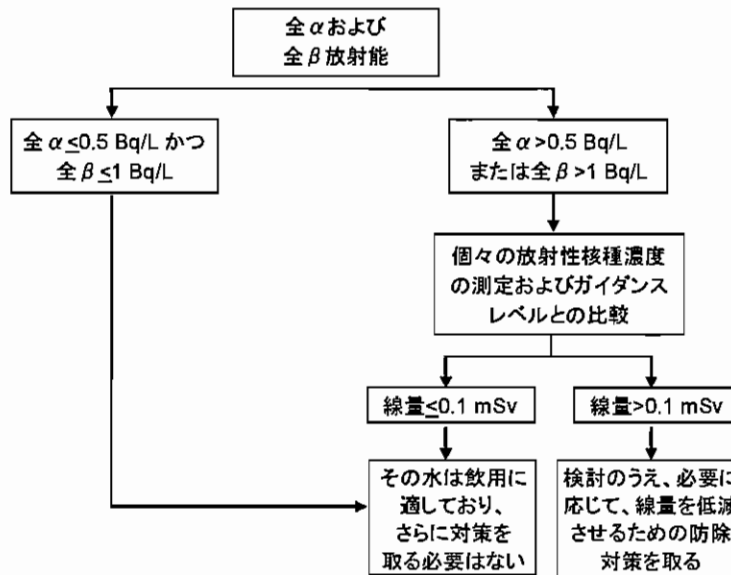


図9-2 飲料水中の放射性核種へのスクリーニングレベルおよびガイダンスレベルの適用

全 β の測定は、カリウムの安定同位体に対して一定比率で自然界に存在して β 線を放射する、カリウム-40による寄与を含む。カリウムはヒトの必須元素であり、主に食品として摂取して吸収される。カリウム-40は体内に蓄積されないが、摂取量とは関係なく一定のレベルが維持されている。したがって、カリウム-40の β 放射能に対する寄与は、全カリウムを別途測定したあとに差し引かれるべきである。カリウム-40の比放射能は30.7Bq/gカリウムである。しかし、カリウム-40からの放射能のすべてが β 放射能とは考えられない。カリウム-40の β 放射能は27.6Bq/g安定同位体カリウムであり、カリウム-40による β 放射能の計算には、この係数を用いるべきである。

9.4.3 防除手段

総計としてRDL 0.1mSv/年を超える場合には、線量を低減させるために担当官署に与えられた選択肢が試されるべきである。防除手段につき考慮する場合、それがどのような方法であっても、まずその正当性を確認(それが正味の便益をもたらすことという意味において)してから、ICRP勧告(1989, 1991)にしたがって正味の便益を最大にするための最適化を図るべきである。

9.5 ラドン

9.5.1 空気中および水中のラドン

自然放射線被ばくのうち最大のものは、ラドン、すなわち、ウラン系列放射性核種の一部として岩石や土壌に含まれる、ラジウムの崩壊による放射性ガス(表9.1および図9.1参照)によるものである。一般のラドンという用語は、多くの場合、ラドン-222を意味する。ラドンは、文字どおり地球上のどこにでも存在しているが、特に陸上の空気や建築物内の空気に存在する。

天然ウランを含む地中の岩石は、それと接触する地下水中に絶えずラドンを放出し続けている。ラドンは表流水からは容易に放出されるので、通常、地下水中のラドンの濃度は表流水中のそれよりもずっと高い。ラドンの平均濃度は、通常、表流水を原水とする飲料水供給では0.4Bq/L以下、地下水を原水とするものでは約20Bq/Lである。しかし、井戸によっては、平均値の400倍もの高濃度が測定されており、まれに10kBq/Lを超えるものもある。

ラドンの摂取による線量を評価するためには、摂取に先立つ浄水技術を考慮に入れることが重要である。さらに、地下水を一般の家事用途に使用する際には、空気中のラドンレベルが上昇し、その結果、吸入線量も増加する。この線量は、水の利用形態と住居の構造に顕著に左右される(NCRP, 1989)。水の摂取量とその形態、家庭でのその他の水利用および家屋構造は世界中で大いに異なる。

UNSCEAR(2000)では、US NAS報告(1999)を参照し、空気中のラドンおよびその崩壊生成物からの吸入線量1.1mSv/年に対して、「飲料水中のラドンからの平均線量は、吸入によるものが0.025mSv/年、摂取によるものが0.002mSv/年といずれも低い値」とであると算定している。

9.5.2 リスク

ある報告書では、アメリカ合衆国における肺がん死亡の12%は、室内空気中のラドン(ラドン-222およびその短寿命崩壊生成物)によるものであると推定している(US NAS, 1999)。これに従えば、主として喫煙による年間の全肺がん死亡者数約160,000人のうち約19,000人(15,000～22,000人の範囲)は、ラドンに起因している。

US NAS(1999)では、飲料水中のラドンによる被ばくのリスクは、上記の約100分の1(すなわち、年間死亡者数183人)であると報告している。室内空気中のラドンに起因する肺がん死亡者数19,000人に加えて、さらに160人が、家屋内で用いる水から放射されるラドンの吸入によるものと推定された。比較までに、年間肺がん死亡者数のうち約700人は、野外で自然レベルのラドンによる被ばくによるものとされている。

また、US NAS(1999)は、溶解性ラドンを含む飲料水に起因する胃がんのリスクは、アメリカ合衆国のその他の原因での胃がんによる年間死亡者数13,000人に比べて、推計値約20人と極めて小さく評価している。

9.5.3 飲料水供給におけるラドンについてのガイダンス

飲料水供給のラドン濃度が100Bq/Lを超える場合には制御するべきである。どのような新規の飲料水供給でも、供用開始前に試験を行うべきである。もしラドン濃度が100Bq/Lを超えていれば、ラドンレベルが100Bq/Lよりも十分に低くなるように浄水処理を行うべきである。水源の周辺にラドンを発生させる鉱物が大量に存在している場合には、例えば5年ごとなど、大規模飲料水供給であれば定期的にラドン濃度を検査することが適切であろう。

9.6 試料採取、分析および報告

9.6.1 全 α 、全 β 放射能濃度の測定

飲料水の全 α および全 β 放射能(ラドンを除く)を分析するための最も一般的なアプローチは、既知量の試料水を蒸発乾固させ、残渣の放射能を測定する方法である。 α 放射線は薄層の固体に吸収されやすいので、TDS含有量の高い試料では、この全 α 測定法の信頼性と感度が低下するおそれがある。

全 α および全 β 放射能濃度の測定には、可能な限り標準化された方法を用いるべきである。3つの分析法の手順を表9.4に示す。

蒸発法による全 β 放射能の測定では、カリウム-40の寄与が含まれる。したがって、全 β スクリーニング値が超過する場合には、全カリウムにつき追加分析が必要である。

共沈法(APHA, 1998)ではカリウム-40の寄与は排除されるので、全カリウムの測定は不要である。この方法は、セシウム-137など、特定の核分裂生成物を含む試料水の評価に用いることはで

きない。しかし、通常の状態のもとでは、飲料水供給における核分裂生成物の濃度は極めて低い。

表 9-4 飲料水中の全 α および全 β 放射能の分析法

方法、参照文献	技術	検出限界	適用
国際標準化機関 ISO-9695 (全 β) ISO-9696 (全 α) (ISO, 1991a, 1991b)	蒸発	0.02~0.1 Bq/L	TDS 0.1 g/L 以上の地下水
米国公衆衛生協会 (APHA, 1998)	共沈	0.02 Bq/L	表流水および地下水 (TDS は因子でない)

9.6.2 カリウム-40 の測定

試料水のカリウム-40濃度の測定には、ガンマ(γ)線分析の感度が低いこと、および水溶液から放射性核種を化学的に分離することが困難なことから、放射能測定法を用いることは実際的ではない。カリウム-40とその安定同位体の比率は一定なので、カリウムの化学分析が推奨される。カリウムの測定感度が1mg/Lであれば十分で、これを容易に達成し得る技術としては原子吸光度法と特定イオン分析がある。カリウム-40による β 放射能は、全カリウム1g当たり27.6Bqの係数を用いて計算することができる。

9.6.3 ラドンの測定

飲料水中のラドン-222による放射能濃度は、その取り扱いに際してラドンが水中から放出されやすいため、測定が困難である。攪拌や別の容器への水の移し換えにより、溶解性のラドンが遊離する。広く用いられているPylon法(Pylon, 1989, 2003)では、水脱気ユニットとLucasシンチレーション検出器を用いて、飲料水中のラドンを検出することができる。水を放置することによりラドンによる放射能が減少し、さらに、煮沸することによりラドンが完全に除去される。

9.6.4 試料採取

新規の飲料水源については、その設計および建設に先立って放射線学的水質特性を明らかにし、放射性核種濃度の季節変化を評価して、飲料水供給としての適正を判定するために、試料を採取(例えば、当初の12ヶ月間は3ヶ月ごとなど)するべきである。これには、ラドンおよびその娘核種の分析を含めるべきである。

飲料水供給として正常な範囲にあることが測定によって示されたあとは、試料採取頻度を例えば毎年または5年ごとなどにしても良い。しかし、放射性核種の汚染源(例えば、鉱山または原子炉など)が周辺に存在する場合には、試料採取をより頻繁に行うべきである。それほど重大でない表流水や地下水を水源とする場合には、試料採取頻度を低くして良い。

地下水を水源とする水供給でのラドンおよびその娘核種のレベルは、通常は長期間にわたり安定である。したがって、ラドンおよびその娘核種についての水の監視は、比較的低い頻度で良い。水源が高濃度のラドンおよびその娘核種を含んでいそうかどうかを判定するために、当該地域の地質情報を考慮すべきである。その他のリスク要因としては周辺における鉱山の存在が上げられ、このような場合には、より高い頻度の監視を行うことが適当であろう。

水質の評価、試料採取の方法と計画、並びに、試料の保存と取り扱いについての手引きは、オーストラリアおよびニュージーランド基準(Australian and New Zealand Standard) (AS, 1998)に記載されている。

9.6.5 結果の報告

各試料についての分析結果には、以下の情報が含まれるべきである。

- － 試料識別コードまたは情報
- － 報告結果の参照日時(例えば、試料採取日など)
- － 用いた標準分析法の特定、または、標準法でない場合にはその簡単な説明
- － 測定した放射性核種または放射能の種類および全放射能の特定
- － 各放射性核種につき適切なブランクを用いて計算した、測定に基づく濃度または放射能の値
- － 計数上の不確実性および予測される全不確実性の推定値
- － 放射性核種または分析パラメータごとの最小検出可能濃度

報告結果についての予測される全不確実性の推定値には、その分析法におけるすべてのパラメータによる寄与(すなわち、計数、並びに、その他のランダムおよび系統的な不確実性または誤差)を含めるべきである。