

放射性物質による内部被ばくについて

ICRP（国際放射線防護委員会）国内メンバー

丹羽太貫(MC)、中村典(C1)、石樽信人(C2)、遠藤章(C2)

米倉義晴(C3)、甲斐倫明(C4)、本間俊充(C4)、酒井一夫(C5)

1. はじめに

国際放射線防護委員会（ICRP）は、1928年に第2回国際放射線医学会総会で国際X線ラジウム防護委員会(ICXRP)として設立された委員会で、1950年に現在の名称になった非政府組織である(Taylor 2002)。当初、医学の放射線利用における患者と医療従事者の放射線障害の防護を勧告することが目的であったが、その後、放射線及び放射性物質の様々な分野への利用の拡大に伴い、1954年の勧告から一般公衆までに防護対象が広がった。放射線防護の対象の拡大と科学的な進展を反映するために、勧告を改訂し刊行物として発刊し続けてきた。基本となる勧告は2007年に刊行された Publication 103が最新のものである(ICRP 2007)。

現在の放射線防護の基本的な考え方は、低線量での確率的影響の線量反応関係を LNTモデルと仮定して組立てられている。それを基礎にした放射線防護を目的として、線量評価およびリスク評価が ICRP 勧告として定義され利用されてきた。その中で、内部被ばくは外部被ばくと異なった特徴があるため、その線量評価法は複雑な体系になっていることもあり誤解や理解不足になりがちである。

東日本大震災で発生した福島第一原子力発電所の事故は未曾有の放射線災害となり、放射線被ばくは社会的に大きな関心事である。とくに、内部被ばくはその情報が限られていることや、線量評価の仕組みや健康影響との関係が理解しにくいことも関係して、社会的な注目度が高い。本稿は、内部被ばくに

関する線量評価法と健康影響に限定して解説し、専門家も含めた多くの関係者に利用されることを期待する。

2. 福島事故に見られる内部被ばくの経路と放射性核種

原子力発電所のシビアアクシデントにより環境中に放出される放射性物質が直接又は間接的に人に対して放射線被ばくをもたらす主な経路は、次の6つである。

- a) 放射性雲中の放射性物質の吸入による内部被ばく
- b) 放射性雲中の放射性物質からの外部被ばく（クラウドシャイン）
- c) 地表面に沈着した放射性物質物からの外部被ばく（グラウンドシャイン）
- d) 汚染した食物や飲料水中の放射性物質の経口摂取による内部被ばく
- e) 地表面から再浮遊した放射性物質の吸入による内部被ばく
- f) 体表面に沈着した放射性物質からの外部被ばく

このうち内部被ばくをもたらすものは、a)と e)の吸入による放射性物質の体内への取り込み、及び d)の食物や飲料水の摂取による放射性物質の体内への取り込みである。

福島第一原子力発電所の事故では、放射性物質が大気中だけでなく海水中にも放出されたため、飲料水、ハウレンソウ、原木しいたけ、たけのこなどの野菜類、及び牛乳や牛肉など、農畜産物の他、魚介類や海藻などの水産物に放射性物質が検出された。シビアア

クシデントで燃料の溶融により放出された放射性物質うち、環境中ではダストサンプリングや土壌、環境試料のモニタリングデータから、ヨウ素(I-131, I-132, I-133)、セシウム(Cs-134, Cs-136, Cs-137)、テルル(Te-129, Te-129m, Te-132)、テクネチウム(Tc-99m)、バリウム(Ba-140)、ランタン(La-140)が高い濃度で見出されている。また、ストロンチウム(Sr-89, Sr-90)、ニオブ(Nb-95)、モリブデン(Mo-99)、銀(Ag-110m)なども検出されている。

空気中及び土壌中で検出された各放射性核種の濃度データから、吸入による内部被ばくとして重要と考えられるのは、I-131, I-133, Cs-134, Cs-137, Te-129m, Te-132である。また、事故の比較的初期段階にI-131, Cs-134, Cs-137が飲料水、農畜産物や水産生物に検出され、出荷制限や摂取制限の措置がとられた。その後、食品からの放射性ヨウ素の検出レベルが低下する一方、一部の食品から暫定規制値を超える放射性セシウムが検出されている。暫定規制値を超える場合には、出荷制限等の措置がとられる。規制値以下のレベルで含まれる食品の摂取による内部被ばくの線量は、I-131, Cs-134, Cs-137を考慮する必要がある。

3. 内部被ばくの線量評価法

内部被ばく線量は、放射性物質が呼吸や飲食などの摂取によって体内に取り込まれ、尿などによって体外に排泄されるまでの一連の体内動態を表現するための動態モデルと、人体の組成および構造に関する標準コンピュータファントムを用いた計算によって求められる。ICRPは、これらのモデルを用い、760余核種の経口及び吸入摂取についての線量係数(単位摂取ベクレルあたりの線量)を公衆の各構成員及び作業員のそれぞれについて計算している。これらの値は、ICRP

の放射線防護体系そのものとともに、日本を含め国際的に広く受け入れられ、それぞれの地域の線量規制のシステムや放射線防護の実施に生かされている。

内部被ばくの放射線防護に用いる種々の“線量”の定義と、それらの“線量”の使用が放射線防護の目的に照らし適切であることの理由をICRPの考え方に沿って以下に述べる。

1) 吸収線量

物質が放射線に照射されるとき、放射線源が物質の内部にあるか外部にあるかを問わず、物質の中の特定の場所での放射線による照射“量”として、その場所周囲の適切に選ばれた領域へ放射線により与えられる平均エネルギーを、その領域の質量で割った商が歴史的に用いられてきた。この商は吸収線量と呼ばれ、そのSI(International System of Units、国際単位系)単位は $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$ であり、特別な単位名称としてグレイ(Gy)が与えられている。吸収線量は、気相、液相、固相を問わず、あらゆる物質に対して規定することのできる物理量である。放射線生物学、放射線医学及び放射線防護学においても、放射線による基本的な照射“量”としてこの吸収線量が用いられている。

しかし、放射線防護への実際の適用においては、特に断らない限り、吸収線量とは特定の1つの臓器・組織全体に亘り平均化された値を意味している。これまでの経験に照らし、多くの場合において、放射線防護の目的のために十分な正確さで、この平均化された吸収線量をその臓器・組織の確率的影響によるリスクと関連付けることができると考えられているからである。

確率的影響を考慮すべき重要な臓器・組織の

中には、放射線高感受性と考えられている種類の細胞群がその臓器・組織内部で特異的な部位に偏って配されている構造の臓器・組織がある。このような臓器・組織の中に放射性物質があるとき、そこから放出される放射線が、アルファ粒子、低エネルギーベータ粒子、オージェ電子、低エネルギーX線のように飛程が短いかあるいは物質透過性が極めて低い場合には、1つの臓器・組織全体に亘り平均化された吸収線量は、確率的影響の発生確率の推定のための適切な量を代表しているとは考えられない。ICRPは、このような臓器・組織である呼吸器系、消化管、及び骨格について、放射性物質の沈着位置分布と高感受性細胞群の配されている部位とを考慮した線量評価モデルを特別に開発し、リスクを考慮すべき標的と考えられる組織領域の線量を平均吸収線量として扱うこととしている。

臓器・組織全体に亘る吸収線量の平均化が適切ではない可能性のあるもう1つの状況は、難溶性の比放射能の高い粒子が、臓器・組織の一部のみを照射するときに出現する。しばしば、この粒子は“ホットパーティクル”と呼ばれる。このような被ばくの特徴は、放射性粒子の周囲のごく小さい限られた領域で、吸収線量が臓器・組織の平均吸収線量よりも著しく高くなることである。このような場合、放射性粒子の周囲の線量が細胞死を誘発する線量を何倍も超える高い値となる可能性があり、却ってがん化のリスクが低下する。また、その放射性粒子と同じベクレルの放射性物質が均一に分布している臓器・組織よりもリスクを考慮すべき放射線を受けた細胞の数が少なくなることから、ICRPは、“ホットパーティクル”によるがんの発生確率は、平均吸収線量からの推定と同じかそれよりも低いと考えている。これまでに行われた動物個体を用いた実験的研究や人体の事

故被ばく事例に関する研究もこのような理論的考察に基づく見解を支持している。ICRPは、このような被ばくの状況に対しても、平均吸収線量の使用は、放射線防護の目的に照らし適切であるとしている。

2) 等価線量

放射線による種々の生物効果は放射線の線質に依存することが知られている。アルファ粒子、あるいは身体に照射された中性子が臓器・組織内部で二次的に生成する陽子等の荷電粒子は、その飛跡に沿った電離の密度が、ベータ粒子、あるいはX線やガンマ線が臓器・組織内部で二次的に生成する電子よりも著しく高く、誤り無く修復されることが困難なDNA損傷をより高率で引き起こすと考えられている。こうした理由から放射線の平均吸収線量それ自体では放射線被ばくに起因する損害を評価するために不十分であり、中性子、アルファ粒子などの高LET (Linear Energy Transfer、線エネルギー付与) 放射線の高い生物効果を反映させるため、平均吸収線量を修正する係数として放射線加重係数が導入された。

放射線による平均吸収線量にその放射線の放射線加重係数を乗じた上で、その臓器・組織の吸収線量に寄与する全てのタイプの放射線について加算した値を等価線量と名付けている。放射線加重係数は無次元数なので等価線量の単位は $\text{J}\cdot\text{kg}^{-1}$ のままであるが、吸収線量とは異なる特別な単位の名称シーベルト (Sv) が与えられている。

放射線加重係数の値は、確率的影響に関連する疫学的研究、あるいは動物個体を用いた実験的研究より得られるRBE (Relative Biological Effectiveness: 生物学的効果比) に基づいて選定されることが望ましい。多くの場合、これらのデータは限られており、必

要な場合には、染色体異常などを指標とした細胞の実験的研究から得られた RBE に基づくことにより、あるいはこれら実験的に得られた RBE と、放射線の物理的なエネルギー沈着の理論的な計算に関する関係式とを組み合わせることにより、放射線防護の目的に照らし適切と考えられる値が選定された。放射線加重係数の例としては、光子、電子及びミュー粒子には 1 が、アルファ粒子、重イオン及び核分裂片には 20 という値が選定されている。例えば、放射性ヨウ素(I-131)、放射性セシウム (Cs-134, Cs-137) が放出する放射線は γ 線と β 線であり、いずれも放射線加重係数は 1 である。放射性ストロンチウム (Sr-90) は β 線のみを放出するので、放射線加重係数は 1 となる。

3) 実効線量

ICRP は、確率的影響の制限に用いる単一の量として実効線量を定義した。実効線量は、ICRP が指定する全ての臓器・組織における等価線量に、損害全体に対する各臓器・組織の相対的寄与を表す組織加重係数を乗じ、加算した値である。この組織加重係数は、身体の様々な臓器・組織における、確率的影響のリスクの相対的放射線感受性（相対損害）を反映するように選定されている。

各臓器・組織の相対損害は、原爆被爆者の寿命調査を中心としたがん罹患率のデータを土台に、それぞれのがんの致死率、寿命損失年数及び QOL (Quality of life) の損害に関する調整を行うことにより算出された。組織加重係数は、このような相対損害の算出値に基づいて選定された値ではあるが、相対損害の算出過程に用いられたデータに付随する不確かさの程度を考慮し、また線量制限の体系や放射線防護の実施が過度に複雑となることを避けるため、4つのカテゴリーにグ

ループ化された。組織加重係数の例としては、肺には 0.12 が、生殖腺には 0.08 が、甲状腺には 0.04 が、骨表面には 0.01 という値が割り当てられている。

ICRP が挙げている実効線量の主な用途は、防護の計画と最適化のための将来を見越した予測的線量評価、及び線量限度の遵守の確認や線量拘束値、参考レベル等との比較を行うための遡及的線量評価、の 2 種類である。なお、実効線量の単位は $J \cdot kg^{-1}$ であり、等価線量と同じ特別な単位の名称としてシーベルト (Sv) を持っている。実効線量の評価に使用される放射線加重係数と組織加重係数の量の性格や、平均吸収線量が、標準的な人体特性に基づくモデルにより算定される量であるので、特定個人のリスクの具体的な詳細な評価に用いるというような、実効線量が導入された本来の意図から外れた目的に使用することは不適切であり推奨することはできない。

4) 預託線量

ある放射性物質が体内に取り込まれた場合には、放出される放射線の被ばくを人為的に遮断することは原理的に不可能か困難であるので、内部被ばくによる放射線の防護は、ある適切な将来の期間内に亘り、取り込まれた放射性物質の放射線により受けると予測される総線量を制限する（実際には摂取量を制限）ことにより実施することとなる。このような総線量を預託線量と名付けている。実効線量を用いた預託線量は預託実効線量と呼ばれる。

個人被ばく管理や作業環境管理の実施などのような、放射線作業員の線量の規制を行う目的で選ばれた預託期間は 50 年である。つまり、50 年間に受ける線量を計算して制限の対象とする。放射性物質のある割合は、

体内に残留する実効的な期間によって摂取が起きた年の次の年、あるいはさらにその先の年においてもなお体内に残留しているかもしれないので、通常、管理を不必要に複雑にしないため、預託線量はそのすべてが摂取の起きた年に割り当てられ、その同じ年の1年間の外部被ばく線量に加算される。内部被ばくの多くの場合のように低線量率での長期間に亘る放射線照射による確率的影響の生涯発生確率は、その総線量と同じ線量を短期間で一度に受ける場合と同じかそれよりも低いことが分かっている。この理由によりICRPは、預託線量を摂取の起きた年に割り当てて線量管理をすることは、放射線防護の目的に照らし適切であるとしている。このように内部被ばくによる線量と外部被ばくによる線量とを加算することが可能なのは、LNTモデルと、外部被ばくと内部被ばくは線量が同じであれば同じリスクであるという前提に基づくからである。

放射線施設からの排気中放射能濃度の管理や食品中放射能濃度の基準値の策定などのような、公衆の構成員に対する特定の線源からの防護の計画を行うための預託期間として、幼児と小児に対しては70歳まで、成人に対しては一律に50年間が選ばれた。幼児期あるいは小児期に取り込まれた放射性物質は、多くの場合、70歳になるまでにその大部分が排泄されるかまたは放射性壊変により減衰しており、あるいはその両方の理由により、ごく小さい割合しか体内に残留しておらず、70歳以降の預託線量は、70歳までの預託線量にリスク管理の観点から意味のある線量の追加をもたらすことはない。放射性ヨウ素（I-131）や放射性セシウム（Cs-134, Cs-137）の場合、体内での残留期間が比較的短いことなどから、I-131が1ヶ月程度、Cs-134/Cs-137が1年以内で内部被ばくの線量として寄与しなくなる。

5) 内部被ばく線量

以上述べてきたように、内部被ばくの預託線量は本質的に予測線量であり、その近似値を含めて測定器を用いて直接測定される量ではない。人が呼吸する空気中の放射能濃度、経口的に摂取する可能性のある飲食物中の放射能濃度などの環境試料に関する測定値、あるいは体内の残留放射能、尿中へ排泄される放射能などの放射性物質を取り込んだ個人に関連する測定値が内部被ばく線量の評価に利用される。

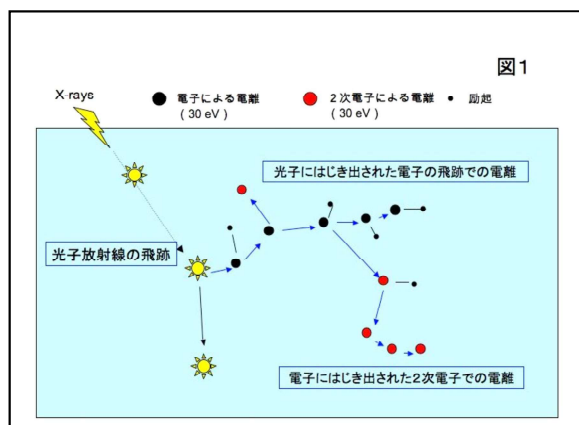
これらの測定値の解釈、すなわち吸入摂取か経口摂取かの別、摂取された時期、摂取されたものの性状などについての推定は時間が経つにつれて不確さが増し、信頼性の高い線量の評価が困難となる。内部被ばく線量への寄与が相対的に大きいと推察される飲食物中の放射能濃度の測定や放射性物質を摂取した可能性が相対的に高いと推察される集団の個人モニタリングは、可能な限り早い時期に開始されるべきである。

なお、種々の測定値を、摂取量、あるいは預託線量と結び付けるために用いる体内動態モデルや標準コンピュータファントムの概要をAppendixに示した。これらのモデルは、ICRPが、関連する学術情報を広く集めそれらを慎重に吟味した上で開発したものである。

4. 内部被ばくの健康影響

1) 理論的考察

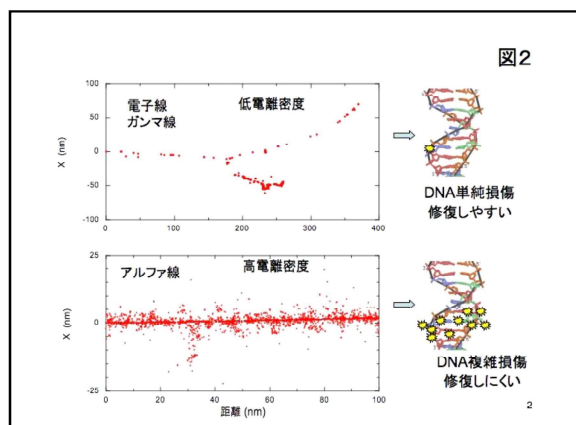
内部被ばくは、体内に取り込まれた放射性核種によるが、この放射性核種は、ガンマ線、ベータ線、そしてアルファ線を放出する。ベータ線は、放射性同位元素の壊変に際して放出される電子線であるが、これが生体分子と衝突をしてそれらを電離し、さらにその過程



で生れた2次電子も分子を電離する。そして標的がDNAの場合、DNA損傷が作られる。ガンマ線は、波長の短い電磁波で、生体組織を通過する際に、水などの分子からコンプトン効果などで電子を弾き飛ばす。こうして生じた電子線は、ベータ線と同様の機構で分子を電離する(図1)。そのため、ガンマ線による外部被ばくは、機構的にベータ線による内部被ばくと同等で、線量が同じなら、効果も同じといえる。

アルファ線はヘリウムの原子核で、質量が大きいため透過力がきわめて弱く、外部被ばくでは表皮の角質をも通過することができないため、健康影響については、内部被ばくのみが問題である。ただアルファ線は、ベータ線とは比較にならないほど電離の密度が高い飛跡を持ち、複数の損傷が集積したDNA損傷が形成される(図2)。この複雑DNA損傷は修復が困難で、アルファ線は、ガンマ線やベータ線に比べて、生物効果はるかに高い。そのため、アルファ線の線量は、放射線加重係数2.0で補正した等価線量(単位はSv)で表示する(3-2参照)。

内部被ばくでは放射線の種類の違い以外に、放射性核種が組織で均等に分布して存在するか、微粒子状で存在するかによって、効果はすこし異なる。均等分布の場合、内部被ばくの効果は同じ線量の外部被ばくとおおむね同様と考えられるが、内部被ばくでは外部被ばくの場合と異なり、線量率が低いため、



その効果も外部被ばくよりも低くなる傾向にある。放射線防護では、防護計画を策定するためのリスク評価には、線量・線量率効果係数を2として、低線量率での生物効果を補正することが行われている。微粒子状の放射性核種では、まず微粒子内での自己吸収のために、線量自体が低くなる上、微粒子近傍では線量が高すぎて細胞死が先行するため、効果が低くなる傾向にある。

以上から、さまざまな条件において、内部被ばくは、外部被ばくよりも健康影響が少ない傾向にあると言って良いであろう。本章では、内部被ばくについて、放出核種がベータ線あるいはアルファ線の場合、組織分布が均等あるいは微粒子状の場合の4つに分けて議論する。

2) ベータ線放出核種：均等分布の例：I-131による内部被ばく

I-131による内部被ばくについての古典的な研究は、NCRP報告にまとめられている(NCRP 1985)。そして実験動物での発癌実験と、ヒトでの投与のいずれについても、I-131投与による内部被ばくは、X線による外部被ばくと比べて、甲状腺発癌の効率において劣ると結論されている。これは、外部被ばくが急性照射であるのに対して、内部被ばくでは線量率が低いため、修復の効果によって効率が低いと理解されている。しかしラットを用いた大規模の実験で、甲状腺に対する

吸収線量が3~4 Gyになると、I-131による内部被ばくは、X線による急性外部被ばくとほぼ等しいリスクと報告されている (Lee et al. 1982)。これは、高線量になるとI-131の投与といえども線量率も高くなるためと理解できる。

思春期までの子供が放射線による甲状腺癌誘発に高い感受性を持っていることは、イスラエルにおいて子供の白癬を治療した例など、医療被ばくの疫学研究からも明らかにされていた (Ron et al. 1995)。一方チェルノブイル原発事故後により大量のI-131が放出され、周辺地域において小児甲状腺癌が多発したことは、小児の甲状腺癌に対する高い感受性をさらに明白に示したといえる。その後チェルノブイル事故による内部被ばくの線量推定がなされ、これにより外部被ばくとの比較が可能になった (Ron 2007)。

その結果、外部被ばくと内部被ばく双方の線量あたりのリスクはほぼ同等、あるいは内部被ばくのほうが少し低いようにも見える。線量率を考えれば、内部被ばくでリスクが少し低くなるのは、十分ありうることと思われる。

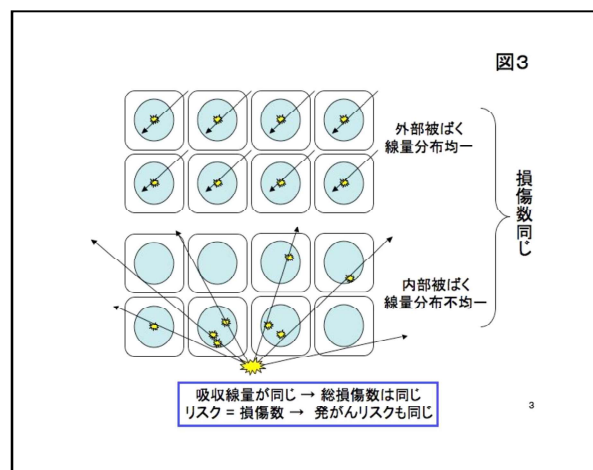
3) Cs-137 による内部被ばく

Cs-137 は、福島原発事故で線量への寄与が最も大きい放射性核種である。Cs-137 はカリウムと挙動が同じで、体内では主に筋肉などに分布する。ビーグル犬を用いた実験では、累積線量が10Gy程度となる高線量であるが、発癌リスクは外部被ばくに比較しても同程度がそれ以下であると推定されている (Nikula 2005,2006)。チェルノブイル事故後のCs-137内部被ばくによる発癌では、Romanenkoらによる一連の論文が発表されている (Romanenko et al. 2003)。この論文では、ウクライナのCs-137高度汚染地域の前立腺肥大患者で70%を越える高い頻度の膀胱癌を観察し、それを尿1Lあたりに排泄されて

いる6 BqのCs-137による放射線のためとしている (注:筆者らの計算では、日々の摂取で平衡状態にあると仮定すると、一日あたりの摂取放射能は12Bqと推定、これに対して放射性カリウムは100Bq/日)。しかしこのように高い膀胱癌の頻度は疫学的にありえず、国連科学委員会報告でも放射線との関係を認めるような記載はない (UNSCEAR 2008)。さらに本論文では、1Lの尿中の50 Bq程度の放射性カリウム (K-40)の寄与を無視しており、さまざまな疑義がある。それゆえ、現段階では、ビーグル犬での高線量での知見以外に、Cs-137の内部被ばくによる発癌を示した知見はない。

4) ベータ線放出核種：微粒子被ばくの例

ベータ線放出核種が吸着した微粒子からの放射線は、粒子近傍において線量が高い。そのため、これをホットパーティクルと呼び、非常に高いリスクをもたらすと主張する学者がいる。図3は、ある数の細胞に一樣に放射線が当たる場合と、微粒子を中心に放射線が当たる場合を示すもので、確かに近傍で線量はきわめて高くなる可能性がある。その一方で、遠距離では放射線が当たらない細胞もある。しかしながら、現行の直線閾値無し仮説では、発癌リスクは、線量・損傷の数的一次関数であるところから、微粒子状の内部被ばくのリスクは、同じ組織線量を与える外部



被ばくと同様であると評価しうる。さらに極めて高い線量をうける微粒子近傍の細胞は、癌化よりも細胞死の経路をたどるため、全体のリスクは低くなると考えるのが順当であろう。

厳密な査読制度をもつ科学雑誌において、ホットパーティクル仮説が論文として発表された例はない。それは一重にこの仮説が厳密な検証に耐え得ないためである。

5) α 線放出核種：均等分布の例：各種放射性核種を用いた実験動物とヒトにおける例

アルファ放出核種による発癌は、歴史的にもっとも古くから知られているものの1つで、ラジウムダイアルペインターに発症した骨癌は有名である。1900年代の初めからアメリカで主として夜光塗料にアルファ線放出核種である Ra-226 と Ra-228 用いられており、これを使って夜光時計に文字を書いていたラジウムダイアルペインターに骨癌が多発した。この骨癌は 10 Gy 以上で急激に増加する (Rowland 1978)。

1970年代には、ビーグル犬にさまざまなアルファ放出核種を塩の形で静脈注射して、骨癌の発症をみた大規模な実験が米国でなされている (Mays et al. 1978)。用いられた核種のうち、Pu-239、Am-241、Th-228 は、Ra-226 より骨癌誘発効率が一桁高く、線量効果関係も直線であった。この効率の違いは、標的細胞が多い骨表面に対するそれぞれの核種の分布の程度が関連すると考えられている。Ra-226 の線量効果関係は、ヒトのダイアルペインター同様に、シグモイド形であった。これらのアルファ放出核種の発癌効率は、アルファ線の放射線荷重係数が 20であることを考えると、かならずしも高いものとは言えない。そのため、内部被ばくでは LNT モデルに従わず、アルファ線を放出する核種では 0.5Gy(10Sv)程度、ベータ線を放出する核種で 5Gy(5Sv)程度の累積線量 (肺全体、

骨表面) が実質的なしきい線量となることを強調する実験研究者もいる (Raabe, 2010)。

6) α 線放出核種：微粒子被ばくの例：ヒトにおけるトロトラスト肝癌

放射性核種を微粒子の形で投与した例として、X線写真の造影剤として開発されたトロトラストがある。トロトラストは、二酸化トリウムの粒子径平均 55 オングストロームのコロイド状水溶液で、気管支、肝臓、ひ臓、血管などの造影に 1930 年ころから使われ、投与を受けた患者の数は数万に達する。

血液内に注入されたトロトラストは最終的にマクロファージなどに取り込まれ、肝臓、脾臓、骨髄に蓄積され、肝癌や白血病が誘発される (Travis et al. 2003)。肝癌など固形癌の誘発については、アルファ線の放射線荷重係数を 20、線量・線量率効果係数を 2 として計算する限りにおいて、トロトラストでの内部被ばくは、外部被ばくを受けた原爆被爆者でのリスクと同等と見積もられている。ただ、白血病の誘発では、放射線荷重係数を 20 ではなく 2 にして計算したほうが良く合致するので、アルファ線は、固形腫瘍と比較して、白血病の誘発の効率は低いものと考えられる。

5. おわりに

これまで見てきたほぼ全てのケースにおいて、内部被ばくの健康影響は、外部被ばくと比較して、同等かあるいは低いことが示されており、内部被ばくをより危険とする根拠はない。ただ今でも内部被ばくのリスク (発癌の確率) を非常に高いとする意見があり、その論拠の一つは、セラフィールドで見られた極めて高い小児白血病の発症がある。英国政府は 2001 年に、内部被ばく危険派の委員も入れた CERRIE 委員会を立ち上げ、セラフィールドでの小児白血病についての原因究明を行った。その後 3 年をかけて検討を行

い、報告書にまとめたが、内部被ばく危険派の2名の委員は、これを不服として、別に報告をまとめている。委員会での検討過程について、委員の一人が興味深い回顧・印象記を残している (Wakeford 2004)。筆者はそのなかで、内部被ばくを危険とする委員との間では、科学的な議論が不可能であったことを述べている。放射線のリスクは、社会での価値判断と密接に結びついているため、科学としての議論がきわめて困難であることを、この印象記は教えてくれる。

文献

- Cardis E, et al. 2005. Risk of thyroid cancer after exposure to ^{131}I in childhood. *J Natl Cancer Inst*, 97,724-732.
- ICRP 1993. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2 Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 67.
- ICRP 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66.
- ICRP 2006. Human alimentary tract model for radiological protection. ICRP Publication 100.
- ICRP 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103.
- ICRP 2009. Adult reference computational phantoms. ICRP Publication 110.
- Lee W, et al. 1982. Thyroid tumors following ^{131}I or localized X irradiation to the thyroid and pituitary glands in rats. *Radiat Res*, 92, 307-319.
- Likhtarov I, et al. 2006. Post-Chernobyl thyroid cancers in Ukraine. Report 2: Risk analysis. *Radiat Res*, 166,375-386.
- Mays CW et al. 1987. Cancer incidence and lifespan vs. alpha-particle dose in beagles. *Health Phys*. 52, 617-624.
- NCRP 1985. Induction of Thyroid Cancer by Ionizing Radiation. NCRP Report No. 80.
- Nikula KJ et al. 1996. Biological effects of $^{137}\text{CsCl}$ injected in beagle dogs of different ages. *Radiat Res*, 146: 536-547.
- Nikula KJ et al. 1995. Biological effects of $^{137}\text{CsCl}$ injected in 18 beagle dogs. *Radiat Res*, 142: 347-361.
- Ron E, et al. 1995. Thyroid cancer after exposure to external radiation: a pooled analysis of seven studies. *Radiat Res*; 141, 259 – 277.
- Ron E. 2007. Thyroid cancer incidence among people living in areas contaminated by radiation from the Chernobyl accident. *Health Phys*, 93, 502-511.
- Raabe OG. 2010. Concerning the health effects of internally deposited radionuclides. *Health Phys*, 98, 515-536.
- Romanenko A et al. 2003. Urinary bladder lesions induced by persistent chronic low-dose ionizing radiation. *Cancer Sci*. 94, 328-333.
- Rowland RE et al. 1978. Current Status of the Study of Ra-224 and Ra-226 in Humans at the Center for Human Radiobiology. *Health Phys* 35, 159-166.
- Taylor LS, 2002. History of the International Commission on Radiological Protection(ICRP). *Health Phys*. 82, 789-794.
- Travis LB et al. 2003. Site-specific cancer incidence and mortality after cerebral angiography with radioactive thorostrast. *Radiat Res*, 160, 691-706.
- Tronko MD, et al. 2006. A cohort study of thyroid cancer and other thyroid disease after the Chernobyl accident: Thyroid cancer in Ukraine detected during first screening. . *J Natl Cancer Inst*, 98,897-903.
- UNSCEAR, 2008. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident. 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annex. United Nations, New York.
- Wakeford R, 2004. Reflections on CERRIE. *J Radiol Prot*. 24, 337-340.

Appendix

放射性物質の吸入による取り込みは、放射性気体あるいは放射性粒子を含む空気が呼吸に伴い呼吸気道内を往復する過程においてそれらのある割合が気道壁のいろいろな部位や肺胞上皮に接触することにより始まる。放射性気体の場合にはその気体の溶解性などに依存する割合で血中吸収が起こる。放射性粒子の場合には、気道壁に接触し沈着した後、その一部は気道表面の漿液に溶解し気道上皮から吸収され、毛細血管を透過して血中に入り、血流に乗って体内の種々の臓器・組織へと運ばれる。沈着粒子の他の一部は、気道上皮の粘液纖毛運動によって喉頭の方へ運ばれ、食道から消化管へと飲み込まれる。肺胞上皮に沈着した物質は、血中への吸収に加え、肺胞マクロファージの関与を含む複合的な機構により、その一部分は気管支・気管を經由して消化管へ、他の一部分は間質組織を經由して極めてゆっくりとリンパ組織へと排除される。放射性粒子の呼吸気道への沈着割合とその沈着部位の分布は、粒子サイズなどの粒子の特性、および呼吸パターン、気管・気管支のサイズなどの人体の特性に依存して変化する。呼吸気道から血中へ吸収される速度は、吸入された物質の化合物の種類により広い範囲で変化する。このような吸入摂取を扱うための呼吸気道に関する極めて精密な数理モデルが ICRP によって開発され、吸入被ばくの評価に用いられている (ICRP 1994)。

消化管へは、放射性物質を含む飲料あるいは食物の経口摂取により直接到達するか、あるいは呼吸気道に沈着した放射性物質が喉頭の方へ運ばれ、消化管へと飲み込まれることにより到達する。放射性物質が飲食物に混じって食道から直腸まで運ばれるときの消化管の各部位を通過する時間、主として小腸

を通過する間に血中へ吸収される割合、あるいは物質の中には消化管壁の組織へ取り込まれて一時的にそこに留まると考えられているものもあるがそのような物質の消化管壁組織内部での残留特性、などに関する詳細な数理モデルが ICRP により開発され、内部被ばく線量の評価に用いられている。呼吸気道モデルにも消化管モデルにも、リスクを考慮すべき標的と考えられる組織領域の特異的な配置に関する幾何学モデルが組み込まれている (ICRP 2006)。

血中に吸収された放射性物質の全身での挙動を記述する古典的な方法は、全身を幾つかの臓器・組織の、コンパートメントと呼ばれる区画に分割し、血中の放射性物質のうちそれぞれのコンパートメントへ移行する割合とそのコンパートメントにおける生物学的半減期を指定することである。古典的な方法によれば臓器・組織の中の放射性物質の量は血中吸収が起こった瞬間を起点とする経過時間の指数関数で表されるので、臓器・組織内での所定の期間における放射性壊変の数の計算は容易であると考えられるかもしれない。しかしながら、放射性物質の呼吸気道や消化管から血中への移行割合は時間に複雑に依存して変化する場合が多いので、古典的なモデルの扱いの簡便さがメリットとなるのは、摂取後すぐに血中へ吸収される放射性物質について評価する場合に限られる。

血液が動脈から臓器・組織を経て静脈へと流れる過程において、一般的に、血液中の放射性物質の一部は物質の種類と血液が流入する臓器・組織の種類とに依存した特異的な割合でその臓器・組織に抽出され、一方、そのときまでに既にその臓器・組織に取り込まれていた放射性物質の一部が血液中に遊離される。腎臓に流入した血液の場合には、その中の放射性物質の一部が尿へ移行し膀胱へ

排出されるという現象が伴う。一日当たり千数百回回転する血液循環の過程において、このような生理学的現象が継続して起こり、臓器・組織の中の放射性物質の量の時間に依存した増減が生じることとなる。

近年 ICRP は放射性物質の全身での挙動を記述するモデルとして、人体や他の動物種における観察データと物質代謝を司る生理機能に関する一般的な知識とを編みこんだいわゆる生理学的物質動態モデルあるいは生理学的薬物動態モデルとも呼ばれるモデルを検討してきた。これまでに、古典的なコンパートメントモデルに替わり、ストロンチウム、ウラン、プルトニウムなどの幾つかの元素について詳細な生理学的物質動態モデルが開発されている(ICRP 1993 等)。これらのモデルには、成人以外にも、3ヶ月児、1歳児、5歳児、10歳児、及び15歳児に対するパラメータ値がそれぞれ与えられているので、種々年齢の公衆構成員についても内部被ばく線量の評価に用いることができる。また、排泄率についても古典的なコンパートメントモデルによるよりも現実により近い予測値を生理学的物質動態モデルによって計算することができると考えられており、尿の放射能測定により摂取量や体内残留量を推定する際の信頼性が向上してきている。ICRP では、生理学的物質動態モデルの開発を促進し、さらに多くの元素について古典的なコンパートメントモデルを置き換えていくことを計画している。

放射性物質が沈着している臓器・組織から放出される放射線がガンマ線のように物質透過性の大きい放射線の場合には、その放射性物質が沈着している臓器・組織のみならず隣接するあるいはもっと離れた他の臓器・組織もその放射線に照射される可能性がある。放出された放射線のエネルギーのうち全身の

臓器・組織のそれぞれに吸収される割合を求める方法としてはモンテカルロ法による計算シミュレーションが用いられている。この方法は、放射線が物質中を進む過程で主に物質中の原子との相互作用により放射線自身はエネルギーの一部を失いつつ通過する物質にはエネルギーを与えていく過程を、相互作用の結果として二次的に生成される放射線も含めて計算により追跡する方法である。こうした計算には、コンピュータファントムと呼ばれるコンピュータ上で表現される様々なタイプの人体構造モデルが用いられている。ICRP は長年の間ファントムを公式に特定することなく、しかし実際には、臓器の形を円筒、回転楕円体などで数式表現したいわゆる MIRD (Medical Internal Radiation Dose Committee) タイプと呼ばれるファントムを使用してきた。現在では、各辺がミリメートルオーダーのボクセル(直方体)の集合として人体を表現したボクセルファントムと呼ばれるコンピュータファントムを男性用女性用それぞれについて開発し、外部被ばくの線量換算係数や内部被ばくの線量係数の計算に用いている(ICRP 2009)。