

(B 63) 実効線量の使用により、種々の異なる状況（例えば、放射線の異なる種類による内部被ばくと外部被ばく）による被ばくを単一の数量として統合するのが可能になる。結果として、主な被ばく限度は、単一数量という観点で表現される。これは線量限度および記録の保持システムを推進する。

(B 64) 実効線量の評価に対して実践的なアプローチを提供するため、それを、例えば、外部被ばくあるいは内部被ばくの放射能摂取に対して、例えば、粒子フルエンスや空気カーマのような物理量にそれに関連づける係数は、明確に定義されたジオメトリで擬人化されたファントム中の標準条件（例えば、単一エネルギーの放射線、標準被ばくジオメトリ、放射性核種で標識され選択された化学化合物、体内での放射性核種の挙動に対するモデル）に対して計算される。これらのファントムは、身体のほとんどの臓器や組織を含み、特に組織荷重係数の表に掲載された臓器を含む（表B.2）。

(B 65) *Publication 26* (ICRP,1977) による委員会の刊行物において、外部放射線および体内に取り込まれた放射性核種からの実効線量（又は実効線量当量）の計算は、性の平均組織荷重係数により荷重された性別不変解剖学および体内動力学的モデルから導出される臓器または組織への等価線量に基づいている（ICRP,1994b）。計算の計画は、現在、男性および女性ファントムの開発により変更になった（B.5.2項）。

(B 66) 実効線量を空気カーマや粒子フルエンスのような放射線場の量（外部放射線被ばく状況に対する）に関連づける変換係数の計算では、男女別の解剖学的モデルが使用されたので、ICRPは*Publication 74* (ICRP,1996b) において、このアプローチから変更した。実効線量の計算に対し、臓器または組織において男女別の等価線量を有する以下の公式は、*Publication 74* に適用された：

$$E = w_{breast} H_{breast, female} + \sum_{T \neq breast} w_T \left[ \frac{H_{T, male} + H_{T, female}}{2} \right] \quad (B.3.8)$$

ここで、合計は、生殖腺（女性では卵巣、男性では前立腺）の線量を含む。しかし、手順（性別あるいは両性モデルを使用する）は異なるが、実効線量の数値はあまり変わらず、放射線防護において、適用に対し十分に正確な実効線量の数値を生じる。

(B 67) 委員会は、成人の男性および女性の計算ファントムを定義してきた（B.5.2項）。これらのモデルは、外部放射線被ばくに対する線量換算係数および内部放射線被ばくに対する線量係数の計算に対し使用されるであろう。性別計算モデルの使用は、男性および女性の臓器線量の計算が可能になり、そこから平均化された等価線量が計算され実効線量の算出に使用される。これは、他の臓器または組織と同じ方法で乳房および生殖腺への線量に対し実施可能である。

(B 68) 組織荷重係数を決定するために採用された手順は、最初に男性女性別々に放射線誘発による確率的影響のリスクを評価し、その後、性別の放射線損害を計算し、これらの値が

ら性平均化 $w_T$ の値を求める(付録A)。性平均化される臓器または組織線量と同様に、性平均された $w_T$ の値は、その後、実効線量の計算に使用される(図B.3)。これらの条件の下、実効線量の計算において、男性および女性線量の寄与を別々に取り扱うことは合理的でない。全ての組織は、方程式(B.3.9)に従って取り扱うことができる。

(B 69) 実効線量 $E$ は、以下の公式に従って、残りの組織(B.3.5項、パラグラフB132-B145及び方程式B.3.17)を含む標準男性 $H_T^M$ および標準女性 $H_T^F$ の臓器または組織 $T$ に対し評価された等価線量から計算される：

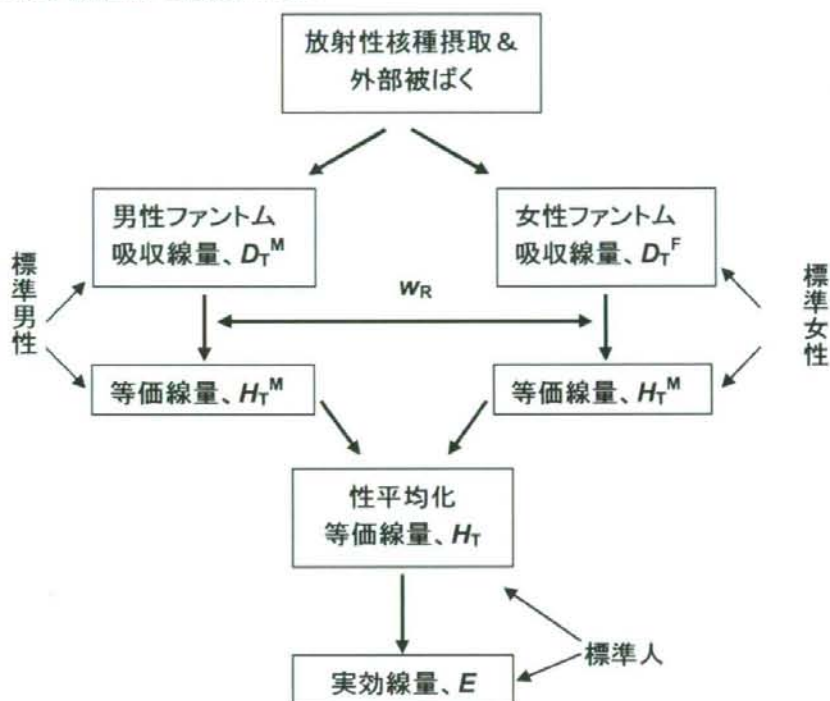


図 B.3. 実効線量 ( $E$ ) の計算において性-平均化する

$$E = \sum w_T \left[ \frac{H_T^M + H_T^F}{2} \right] \quad (\text{B.3.9})$$

新しい女性および男性の標準ファントム (B5.2項及び図B.2とB.3参照) と共にこの公式は、変換係数や線量係数の更なる計算に使用されるであろう。

(B 70) 実用的な使用では、臓器線量または外部被ばくの例における変換係数と内部被ばくの例における線量係数 (Sv/Bq、摂取あたりの線量) の計算は、個々の人からのデータに基づかないが、*Publication 89* (ICRP,2002) に与えられた人体に対する参照値に基づく。加えて、

食品の消費などのような年齢特異的なデータは、公衆に対する被ばく評価に対し考慮される必要があるかもしれない。実効線量の計算において、参照値の使用や両性の平均化は、参照線量係数が特定の個人に対し線量を提供することを目的としたものではなく、標準人に対して線量を提供することを目的とすると示唆する。様々な年齢の小児に対する参照計算ファントムも、公衆の線量係数の計算に使用するため開発されるであろう。

### B.3.5. 荷重係数

(B 71) 上述の通り、平均吸収線量は、電離放射線被ばくに起因した損害の評価において、そのままでは不十分である。放射線防護において適用される線量の数値と確率的影響（放射線誘発癌と遺伝性疾患）の間の相互関係を確立するため、2種類の荷重係数である放射線荷重係数 $w_R$ および組織荷重係数 $w_T$ が導入されている。

(B 72) 荷重係数は、異なる種類の放射線および身体の異なる臓器あるいは組織における確率的影響を考慮することを目的としている。従って、それらは広範囲の実験的データや疫学研究に基づいており、それらは年齢および性別には依存しない。*Publication 60* (ICRP,1991b)において、委員会は放射線防護の必要性に対し、適切であるべきと考慮されるこれらの荷重係数の一般的な設定を選択した(表1と3)。この手順は、2007年勧告に維持されている。

#### 放射線荷重係数

(B 73) 放射線防護量の定義において、放射線荷重の手法は、1960年代早期から採用されている。1991年以前、これは特定 $Q(L)$ 関数を使用する数量係数の概念を適用することにより達成された(ICRP,1977)。*Publication 60* (ICRP,1991b)において、放射線荷重は放射線防護量として、および外部被ばくに使用される実用量の数量として別に定義された。

(B 74) 放射線荷重は、確率的影響に関連する異なる放射線生物効果比(RBE)の評価に主に基づいている。RBEは、放射線の異なる生物学的効果の特徴付けるため放射線学において使用される。RBEの値は、同一の被ばく条件において、同様に特定された生物学的効果を生じる2種類の放射線吸収線量の比として与えられる(参照放射線の線量値を同一レベルの効果をもちと考慮される放射線の一致する線量値で割った値)。

(B 75) 特定の放射線に対するRBEの値は、調査による生物学的影響、関わる組織あるいは細胞の種類、線量と線量率、および分割照射を含む照射条件に依存する；従って、放射線の一定の種類とエネルギーでは、様々なRBEの値がある。RBEは、低線量および低線量率で最大値( $RBE_M$ )に到達する。従って、 $RBE_M$ は、放射線防護に使用する際に放射線荷重係数を定義するため特に重要である。荷重係数は、低線量域において線量と線量率とは無関係であると思われる。

(B 76) 線質係数と放射線荷重の概念は、荷電粒子の飛程に沿ってそれらエネルギー付与の特性の違いにおいてそれらを発生する多様な種類の放射線生物学的有効性の違いに基づいている。放射線防護における適用は、組織内における荷電粒子の飛程の複雑な構造は、単一パラメータ、無制限線エネルギー付与 $L_e$ (良く、線エネルギー付与は $LET$ または $L$ と表示される)のみによって特徴付けられ、線質係数 $Q$ は、ICRPとICRU (ICRP, 1963, 1977, 1991b, ICRU, 1970, 1986)の種々の刊行物に提示される $L$ の関数により定義される。—詳細はB.4.2項を参照。

(B 77) 低または高-LET粒子エネルギー付与の他の特徴は、B.3.2項ですでに言及され議論されているように、事象(ヒット)分布の違いである。この効果はそれらの生物学的有効性を左右する。



(B 78) 放射線荷重係数  $w_R$  は、*Publication 60*(ICRP,1991b)以降、防護量の定義において特定されてきた。それらは光子放射線に関連して異なる種類の放射線に起因する損害を説明するのに、あらゆる組織または臓器において平均吸収線量を倍加させる係数である。 $w_R$ の数値は人体上で発生する、または人体内に残存する放射性核種による放出されるかのどちらかの放射線の種類とエネルギーについて指定される。*Publication 60*(ICRP,1991b)に採用された  $w_R$ の値は、表B.3に与えられる。

(B 79) 放射線荷重係数  $w_R$ の同じ値は、実際の放射線場が一次放射線の減弱と低下および異なる線質の二次放射線の発生により変わるという事実に関係なく、あらゆる身体の組織または臓器に適用される。

(B 80)  $w_R$ の決定において示される平均化の手順は、特に二次光子(低LET放射線)が臓器または組織の線量に有意に寄与する外部の低エネルギー中性子放射線被ばくにおいては、ある種の懸念がある(DietzeとAlberts,2004)。従って、低エネルギー中性子により被ばくを受ける組織または臓器の平均の線質は、身体その位置に依存し、身体への入射方向により変わる。

(B 81) 特定される線質と吸収線量という2-位置 (bi-locality) のこの問題は、*Publication 92* (ICRP, 2003c)で詳述に議論される。その報告では、高LET粒子の改良された放射線荷重係数にどのように到達するかを提案し、関数が修正される。固定の関係は、放射線荷重係数と人体で平均化された平均線質係数の間で提案され、等方性の被ばくで算出される。しかし、最近の2007年勧告では、*Publication 92*で提案された手順に十分に従っていない。詳細は、B.3.5、パラグラフB100-B115に与えられる。

(B 82) 理想的に、 $w_R$ の値の決定は、確率的影響に関連するインビボ研究からの主なRBEデータに基づいているであろう。全身被ばく後、よく癌と白血病あるいは寿命の短縮が指摘されている。細胞によるインビトロ研究が、発癌作用に関連する基本メカニズムの理解について重要な寄与を提供する一方で、そのような研究で得られたRBEの値は人における発癌作用とあまり関連付けられないであろう。多くの例で、しかし、放射線防護において関心のある線質の範囲において、動物でのインビボ研究から利用できるデータは制限されている。しかしながら、主にインビトロ実験(NCRP,1990)からのデータに基づいているQ(L)関数は必要に応じ、人体における平均Q値の計算の基本として使用され、言い換えると、放射線荷重係数値の評価に対して使用される。これは、特に光子と重イオンおよび中性子に対するある範囲に対する事例である(ICRP,2003c)。

(B 83) 一般的に、広範囲のRBEの値は、放射線荷重係数の影響に対し直接関連を提示できない種々の生物学的効果の研究で得られてきた。実験的に決定されたRBEの値は、例えば、使用される少数の動物および多くのその他の影響因子などによる大きな不確実性とよく関連する。荷重係数は既知データの代表値を与えるため、および放射線防護において適用するため十分に正確であるよう選択される。 $w_R$ の値は、防護量の決定に用いるため、判断により選択される；そのようなものとして、それらは固定値を持ち、不確実性には関係しない(B.3.6項参照)。

(B 84) **参照放射線**。RBEの値は、実験的に選択した参照放射線に依存する。一般的に、低LET放射線が参照として扱われ、その多くは $^{60}\text{Co}$ -または $^{137}\text{Cs}$ - $\gamma$ 線あるいは200kVを超える高エネルギーエックス線が、実験研究に使用される。しかし、一般的な参照放射線として特定の光子種類あるいはエネルギー選択に関して国際的な合意は存在しない。従って、全てのRBEの関連研究には、用いられる参照放射線に関する情報が必要とされる。

(B 85) *Publication 60* (ICRP,1991b) において、委員会は全ての光子に対し、放射線荷重係数1を採用した(表B.3)。これは*Publication 92*(ICRP,2003c)にも提案され、参照として特定の光子エネルギーが固定されていなかったという事実と一致する。異なるエネルギーの光子に関連するRBEデータの平均は、放射線防護のため $w_R$ の値を設定することに対して最も適切であると判断される。しかし、このアプローチは異なる光子エネルギーの生物学的有効性に関して違いが存在しないことを示唆するものではない (B.3.5項、B86-B99)。

(B 86) **光子、電子およびミュー電子に対する放射線荷重係数**。光子、電子およびミュー電子は、10keV/ $\mu\text{m}$ より小さなLETの値を持つ低LET放射線である。低LET放射線は、常に1の放射線荷重を与えられている。1991年以前、これは、 $L$ が3.5keV/ $\mu\text{m}$ 未満のものに対して $Q(L)=1$ を設定することで達成された。*Publication 60*(ICRP,1991b)では、これらの放射線に対し、 $w_R=1$ 、および実用量として $L$ が10keV/ $\mu\text{m}$ 未満のものに対し $Q(L)=1$ と定義した(方程式B.4.2参照)。これは主に実用的な理由であるが、より詳細な記述で正当化されない放射線リスク係数の評価において大きな不確実性を考慮して決められてきた。

(B 87) 低LET放射線に対し刊行されたRBE値の詳細は、*Publication 92*(ICRP,2003c)に示され、異なる光子エネルギーの荷重に関する重要性が議論されている。他の刊行物もこの問題に取り組む(例、SSK,2005、Harderら,2004)。

(B 88) 人リンパ球による二動原体染色体収差のインビトロ研究およびFrankenbergら(2002)による人および人-ハムスターハイブリッド細胞のようなその他の細胞株における変異や転換で(Sasaki,1991,Schmidら,2002,Guerrero-Carbajalら,2003)は、低エネルギーエックス線が $^{60}\text{Co}$ ガンマ線より有意に大きいRBEを持つことがわかる。細胞実験において、20kVのエックス線は、従来の200kVエックス線と比較し影響が約2から3倍で、 $^{60}\text{Co}$ ガンマ線の影響と比較しその影響は約2倍である。動物実験では、疫学データは何らかの差異を見るには十分正確でない一方で、より低い率が観察される。

(B 89) インビトロの細胞影響で証明されるように、1から5MeVの光子はエックス線より影響が少ない一方で、高エネルギー加速器の付近、あるいは宇宙線の放射線場のような、かなり高い光子エネルギーでは状況が異なるであろう。そのような光子は、中性子や他の高LET粒子のような核相互作用で二次粒子を形成することができる。従って、これらの光子に対し、RBEの値は、約1から5MeVの光子のRBE値より高いということは除外されえない。



(B 90) 委員会は、*Publication 60(ICRP,1991b)*において、「単純さは、人において我々の正確な情報の欠如を反映し、放射線防護の実際面の評価に重要である。例えば、委員会は異なる光子エネルギーに対し、異なる線質係数の値を採用することが有用であると信じていない。」と述べた。より多くのデータは、現在、異なる光子エネルギーの線質において有意な差を示す細胞上の研究から利用できる。しかし、実効線量の計算においてあらゆる光子および電子に対し、単一 $w_R$ の値を維持することに対する追加の議論がある (DietzとAlberts,2004)。

(B 91) 30keVから5MeVまでのエネルギーを有する光子による外部被ばくの事例で、臓器へ運ばれた線量の比率は、平均エネルギーが有意に低い身体への入射光子ではコンプトン散乱光子に起因する (Harderら,2004)。従って、異なるエネルギーを有する外部光子放射線に対する人体で平均化される平均RBEの変動は、インビトロで薄い細胞層 (多くは1層) での研究において観察された一致する差異より小さいことが予測される。Chenら (2005) は、小さいまたは大きい受容体で、微量線量測定の数値、線量平均線エネルギー $y_0$ を計算し、上述の影響はHarderら (2004) により仮定されたものほど大きくないことが判る。

(B 92) さらに、外部低エネルギー光子放射線 (約30kV未満のエックス線) は、身体の表面に近い組織で急激に減弱され、実効線量への影響は一般的に小さい。この例外は、マンモグラフィのような放射線診断手順での低エネルギー光子の使用である。外部被ばくのこの事例で、実用量当量 $H'(10)$ および $H_p(10)$  (B.4.3とB.4.4項参照) は、放射線防護のモニタリングあるいは実効線量の評価に用いられる。10keVと40keV間のエネルギーを持つ光子および身体の前面照射 (AP) では、 $H'(10)$ は、Eより最大6倍まで高く、他の方向の放射線入射 (PA,LAT,ROT.ISO) に対し、この保守的な主義はなお一層大きい (ICRP,1996b)。

(B 93) 内部線量測定において、全ての光子と電子に対し単一 $w_R$ の値は、単純化したものであるが、このアプローチを支持する議論は外部被ばくに対するものと同様である。放射性核種がDNA又はそうでなければ細胞核に局在する場合、トリチウムやオージェ放射体からの短い飛程の放射体より影響力があるという特別な例は、B.3.3項で議論される。

(B 94) しかし、トリチウムからの低エネルギーベータ放出に対し $w_R=1$ の使用は、いまだ、科学的議論的である (CERRIE,2004)。StraumeとCarsten (1993) は、動物およびインビトロの細胞システムにおけるトリチウム水 (HTO) あるいはトリチウムの有機複合体からの被ばくによる発癌、遺伝的、発達または生殖影響に関する実験的データの徹底的な見直しを与えた。観察された影響の範囲は、エックス線またはガンマ線での全身外部被ばくの影響と区別できない。トリチウムの観察された影響は、電離放射線からの損害にかなり大きく起因しているが、トリチウムのヘリウムへの変換はDNA損傷をもたらす可能性がある。トリチウムの観察された影響は、そのような形質変換損傷から何らかの影響を含むであろう。トリチウム水 (HTO) 被ばくの全ての観察された影響を考慮すると、RBEの値は、1~3.5の範囲であった。ガンマ線との比較では、大半のエックス線が1~2の間で多くは1~1.5の値であるが、一方でガンマ線の多くは、1~3である。トリチウムのベータ被ばくは、これらの測定されたRBEは微量線量測定の考慮に基づく評価と一致する (Bigildeevら,1992、Morstinら,1993、Moiseenkoら,1997)。

(B 95) 長期間にわたる低線量でのリスク評価の目的に対し、発癌調査に最適である。これらは、ラットにおける乳がんの出現 (Gragtmansら,1984) およびマウスにおける急性骨髄性白血病の発生 (Johnsonら,1995) の加速化についての研究を含む。HTOによるおよびエックス線 (250kVp) による長期間の被ばくと比較したこれら両方の研究は、1~1.3までのRBEの値を与えた。10T1/2細胞における形質変換のインビトロ研究は、ガンマ線に比べ最大約2倍までのRBEの値を与えた。

(B 96) トリチウム水のトリチウムからのベータ放出体に対し与えられたRBEの値は、一般的に低LET放射線に対し観察された値の範囲内であり、従って、単一 $w_R$ の値、1を使用する単純化されたアプローチはトリチウムに適用できる。OBT (有機結合したトリチウム) の制限されたRBEデータは、多くの例(例えば、標識アミノ酸)でトリチウム水に対する同様の値を示すが、トリチウム標識されたDNA前駆体に対しは、より高い値を示す。例えば、上野ら (1989) は、インビトロにおいて培養されたマウス細胞において、細胞死と変異率を測定しながら、トリチウム水、 $^3\text{H}$ -チミジン ( $^3\text{HTdR}$ ) および $^3\text{H}$ -アミノ酸のRBEの値を比較した。線量は、細胞中の $^3\text{H}$ 含有量の測定を基準に、および、 $^3\text{HTdR}$ が核で濃縮され、それ故、トリチウム水と $^3\text{H}$ -アミノ酸は、均一に細胞に分布していたという仮定に基づいて評価された。 $^3\text{HTdR}$ では、トリチウム水および $^3\text{H}$ -アミノ酸に比べ2倍の影響がある。

(B 97) オージェ放出体の生物学的影響は、広範囲にわたって、多くのインビトロおよびインビボ実験システムにおいて研究されている (Binghanら,2000; Godduら,1996)。インビボで、げっ歯類の精子形成は、 $^{55}\text{Fe}$ 、 $^{99\text{m}}\text{Tc}$ 、 $^{111}\text{In}$ 、 $^{114\text{m}}\text{In}$ 、 $^{123}\text{I}$ 、 $^{125}\text{I}$ および $^{201}\text{Tl}$ を含む広範なオージェ放出体の細胞毒性を評価するモデルシステムとして利用されてきた。インビトロで、 $^{35}\text{S}$ 、 $^{75}\text{Se}$ 、 $^{51}\text{Cr}$ 、 $^{67}\text{Ga}$ 、 $^{77}\text{Br}$ 、および $^{123}\text{I}$ と $^{125}\text{I}$ で標識される広範な化合物の細胞毒性の影響は、多くの人やげっ歯類の細胞株またはモデル培養システムにより研究された。報告された種々の結果の代表は、核種が $^{125}\text{I}$ ヨードデオユリジン ( $^{125}\text{IUdR}$ ) として投与後、DNAに組み込まれた場合、 $^{125}\text{I}$ では生物学的影響の増加は7~9倍で、DNAに直接結合しないが核内に局在する $^{125}\text{I}$ では、RBEの値は約4、および $^{125}\text{I}$ が細胞質に局在する場合、RBEの値は約1である (Hoferら,1975; Howellら,1993; Kassisら,1989; Raoら,1990; Wartensら,1978)。

(B 98) これが既知のDNAと結合する放出体との比率に対し、20の $w_R$ を使用することを含み、オージェ放出体について種々の線量測定の計画が提案されてきた (Howellら,1993)。線量とリスクの評価は、関与する化学形に依存する組織および細胞内の放射性核種の分布に関する情報を必要とするであろうことは明らかである。核内にオージェ放出体が濃縮する場合のみ、平均組織線量基準に基づいたそれと比較し有意に増加した影響が予想されるだろう。委員会はこれらの不確実性を認め、オージェ放出体は事例ごとに解析される必要があると述べている。

(B 99) 要約すれば、一般的な放射線防護の目的に対し、全ての低LET放射線について $w_R$ の値1を継続して使用することに対し盛んな議論がある。しかし、この単純化が、線量の制限、評価および管理のような、実効線量の評価の意図された適用に対してのみ有用であることを指摘することは重要である。放射線被ばくから確率的影響の個人リスクのレトロスペクティブな



評価は意図されない。個人のレトロスペクティブな線量評価の例において、放射線場（低LET放射線の種類を含み）および適切なRBEの値に関するより詳細な情報は、それらが利用できるならば考慮される必要がある（B.5.8項参照）。トリチウムやオージェ放射体がDNAに組み込みに伴って生じる場合、細胞内の線量不均一性は更に特別な解析を求められるであろう。

(B 100) *中性子に対する放射線荷重係数*。人体に生じる中性子の生物学的影響は、エネルギーによって種々の二次放射線があるので中性子エネルギーに強く依存する。定量的に、以下の影響は重要である：

- ・ 中性子エネルギーの減少に伴い増加する組織内中性子吸収による二次光子の産生；
- ・ 中性子エネルギーの増加に伴う反跳光子エネルギーの増加；
- ・ より高い中性子エネルギーによる重荷電粒子の放出；
- ・ 超高い中性子エネルギーによる核分裂の過程。

(B 101) *Publication 60 (ICRP,1991b)* において、中性子の放射線荷重係数は、2つの方向、5,10,20,10および5、個々の $w_R$ 値を5段階の中性子エネルギーで定義する段階関数として、あるいは計算で用いる連続関数によって与えられてきた（表B.3、図B.4）。 $w_R$ の表に示した値は、一般的に実践では使用されない；通常、連続関数が適用される。幅広いエネルギースペクトルでの連続する中性子の放射線場において、かなりよくエネルギー依存変換係数を使用する計算は、線量を評価することにおいて実施される。*Publication 74 (ICRP, 1996b)* に与えられるそれらを含む、全ての国際的に推奨される変換係数は連続関数に基づいている。従って、連続関数は中性子に対し、定義する放射線荷重係数としてここに与えられる。しかし、連続関数の使用は実践的かつ計算上の考慮にのみ基づいており、より正確なデータの利用可能性を示唆しないことに注意すべきである。

(B 102) *Publication 60 (ICRP,1991b)* では、最大値20が $w_R$ に対し固定された。*Publication 92 (ICRP,2003c)* において、それは1MeV近くの中性子エネルギー領域において、約20の $w_R$ の最大値は、すでに受入可能な近似であると言及される。この判断は、特定の実験値に基づいていないが、むしろ発癌に対して動物実験データからの広範なRBEの値および原子炉からの分裂中性子を用いる調査から得られた寿命短縮を考慮する代表値を反映する。従って、20のこの値は、約1MeVでの中性子エネルギーに対しそのままとされる。

(B 103) 人体が1MeVより低い中性子エネルギーで被ばくした場合、吸収線量の有意な率は、主に $H(n, \gamma)$ 反応からの二次光子により付与され、それは生物効果比を減少させる。このエネルギー範囲において、RBEの影響は中性子産生の二次荷電粒子、主に陽子のLET分布における変化の影響よりもかなり大きい。

(B 104) 小動物による研究から得られた崩壊中性子あるいは低エネルギーの中性子に対するRBEは、人体被ばくに対する $w_R$ の値の評価を基準として使用される。人体における二次光子からの線量による影響は、マウスのような小動物においてより高いということは認められるべきである（DietzeとSiebert,1994）。光子は、主に、水素において劣化中性子の捕獲により産生

され、臓器における総等価線量のそれらの寄与は体格と体内における臓器の位置に強く依存する。*Publication 60* (ICRP,1991b)の時点で、擬人化ファントムによる中性子での計算からのデータは、利用できなかった、そして、ICRU球に対し計算されたデータが代わりに使用された。約1MeVより低い中性子に対し、擬人化ファントムによる二次光子の考慮は、*Publication 60*に与えられた値よりも $w_R$ のような平均線質係数ではかなり低い(ICRP,2003c, SSK,2005)。

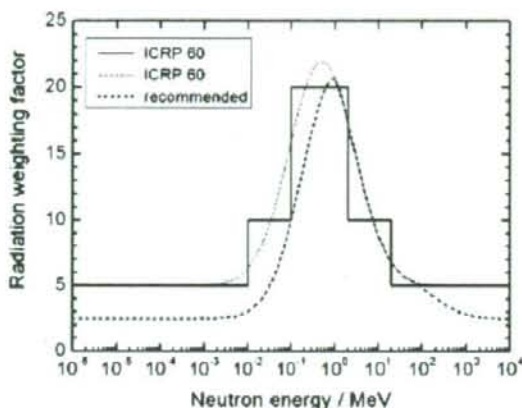


図 B.4. 中性子に対する放射線荷重係数 $w_R$ と中性子エネルギー。*Publication 60*(ICRP,1991b)に与えられた段階関数と連続関数および2007年勧告に採用された関数。

(B 105) *Publication 92* (ICRP,2003c)において、中性子エネルギーに関して放射線荷重係数の依存は、*Publication 60* (ICRP,1991b)で定義された $Q(L)$ 関数および人体で平均化された平均線質係数 $q_E$ の計算に基づいているべきであると提案される(方程式3.10参照)。 $q_E$ と放射線荷重係数 $w_R$ の関係は、以下の関数によりそれらを与えられる

$$w_R = 1.6(q_E - 1) + 1 \quad (\text{B.3.10})$$

この方程式は、1MeV近くの中性子エネルギーで、約20の $w_R$ の値を維持する。 $q_E$ の計算は、人体での線量分布を考慮して実施されており、異なる臓器または組織の組織荷重係数 $w_T$ を使用し、以下の公式による

$$q_E = \frac{\sum_T w_T Q_T D_T}{\sum_T w_T D_T} \quad (\text{B.3.11})$$

ここで、 $Q_T$ は、組織または臓器Tの平均線質係数であり、 $D_T$ は、平均吸収線量に一致する。人体における非対称の臓器または組織の異なる $w_T$ の値により、 $q_E$ の値は、人体上の放射線の方に依存する。熱中性子に対し、減少した $w_R$ は、種々の被ばく条件に対し2.5 (ISOとROT入射に対し) から3.2 (AP入射に対し) に変化するであろうし、選択されたモデルの性別に依存する違いもあることを計算は示している (Kellererら,2004)。一般的に、 $q_E$ の値は、例えば、計算がMILD型ファントムまたはボクセルファントムで実施されるならば、人体のモデルにも更に依存する (B.5.2項参照)。

(B 106) 原則として、方程式 (B.3.10) において与えられる粒子の全ての種類とエネルギーに対する  $w_R$  と平均線質係数間の一般的な関係を定義する提案は、実用量の定義において使用される放射線荷重係数と線質係数の概念の科学的根拠をより明確に指摘するので、魅力的である。しかし、実際面で、方程式 (B.3.10) は、かなり高いエネルギーを持つ中性子、高エネルギー陽子および重イオンのような強い透過性のある外部高LET放射線に適用されるだけである。1.6の係数は、1MeV中性子の算出  $w_R$ -値を実験値に適合させるため方程式 (B.3.10) に取り入れられている。この係数を異なる二次荷電粒子スペクトルの粒子とエネルギーに広げることが正当化されるかどうかは疑問がある。この一般的な関係を定義することのもう1つの欠点は、 $q_e$ が、選択されたファントム、 $w_T$ の値、選択された被ばく状況、使用されたコンピュータコードのような、多くのパラメータに依存するという事実である。 $w_R$ が不変であるべきである一方で、多くのパラメータは将来、変更されるかもしれない。従って、方程式 (B.3.10) は、中性子に対する  $w_R$ の値を設定する際のガイドとしてのみ使用される。

(B 107) 1MeV未満の中性子エネルギーでは、放射線荷重の同様なエネルギー依存はQと  $w_R$ 間の固定された関係を用いることなしに他の考慮 (SSK,2005、DietzeとHarder, 2004) によっても得られてきた。関係は、1MeVより低い中性子エネルギーでは人体に対する中性子荷重のエネルギー依存が主に二次光子の線量寄与に依存し、小組織プローブでは、中性子誘発高LETコンポーネントに対する平均RBEの値 (主に反跳光子、N (n,p) からの陽子、および重イオンにより決定されている  $RBE_{high-LET}$ ) は、おおよそ中性子エネルギーと無関係であるという仮定に基づいている (Edwards,1997、Sasaki,1991、Schmidら,2003)。

(B 108) 前-後からの放射線入射に対し、人体における二次光子  $f_{low-LET}$  (総線量と比較した低LETコンポーネント) からの平均吸収線量の寄与および二次荷電粒子 (高LETコンポーネント) からの寄与は、以下により計算される

$$f_{low-LET} = (\sum w_T D_T f_{low-LET,T}) / (\sum w_T D_T) \quad \text{及び} \quad (B.3.12)$$

$$f_{high-LET} = 1 - f_{low-LET} \quad (B.3.13)$$

ここで、 $f_{low-LET,T}$ は、二次低LET放射線から臓器または組織Tにおける相対吸収線量の寄与である。人体で平均化された生物効果比の計算において、以下の方程式が適用されてきた：

$$RBE_{av} = RBE_{high-LET} (1 - f_{low-LET}) + RBE_{low-LET} f_{low-LET} \quad (B.3.14)$$

ここで、 $RBE_{av}$ は、人体で適切に平均化されたRBEである。この「混合則」は、熱中性子から最大1MeVまでの中性子エネルギー範囲に適用される。光子の寄与に対し、 $RBE_{low-LET} = 1$ の値が用いられ、高LETコンポーネントでは、平均  $RBE_{high-LET} = 25$ の値が、細胞内に二動原体染色体収差の誘導に関する実験データ (Schmidら,2003) および腫瘍誘発と寿命短縮に対する動物データ (SSK,2005) に一致する選択肢である。これらの選択されたRBE-値は、上述の値に一致する1MeVの中性子に対する人体において結果的に約20となる。選択された被ばく条件により、 $RBE_{av}$ のエネルギー依存性は、熱中性子から1MeV中性子までのエネルギー範囲において方程式 (B.3.10) により計算された  $w_R$ のそれと同じである。



(B 109) これら全ての考慮の観点から、以下の関数は、1MeVより低いエネルギー範囲の放射線荷重係数の定義に対して与えられる：

$$w_R = 2.5 + 18.2 \exp[-(\ln E_n)^2 / 6] \quad E_n < 1 \text{ MeV の場合} \quad (\text{B.3.15})$$

(B 110) 図B.4は、1 MeVより低い中性子エネルギー範囲では、 $w_R$ の値が、*Publication 60* (ICRP,1991b) に与えられたそれらより低値を示す。関数は、十分に人体における二次光子の影響を反映し、*Publication 92* (ICRP,2003c) に与えられるものと平均線質係数 $q_E$ によく関連する。

(B 111) 1MeVを超えるエネルギー範囲では、別の考慮を必要とする。このエネルギー範囲において、新しい実験データは動物の研究から利用できるものはほとんどない。しかし、動物における、あるいは細胞における、どちらかの既存の実験データは、中性子エネルギーの増加によりRBEの明らかな減少を示す。これはQ(L)関数に基づく計算と一致する(ICRP,2003c)。しかし、方程式 (B.3.10) で定義されるように、 $q_E$ と $w_R$ 間の関係が適用されたならば、これは*Publication 60* (ICRP,1991b) で定義されたように連続関数のデータに関連して、5MeVと100MeV間のエネルギー範囲において結果的に中性子の $w_R$ は、約30%増加する。この差は、このエネルギー範囲におけるRBEの値の不確実性よりかなり小さい。従って、実際上の観点から、このエネルギー範囲における既存関数に対してわずかな変更を行わず、*Publication 60*に定義された値を維持することが、より適切と思われる。

(B 112) 約50MeVを超える中性子エネルギーに対する動物での発表された実験データはない。人のリンパ球に対する二動原体染色体の誘発に関するいくつかのRBEデータが最近発表された (Noiteら,2005)。Pelliccioni (1998,2004)、Yoshizawaら (1998) およびSatoら (2003) の計算と共にこれらのデータは、人体で平均化された平均線質係数が中性子エネルギーの増加にともない5未満の値まで減少し、1GeVを超える超高エネルギーでは光子の線質係数の数値近くに到達することを示している。このトピックは、将来より詳細な考慮が必要である一方で、中性子に対する連続荷重係数の関数は、約50MeV以上のエネルギーに対しても使用される。その値は、エネルギーの増加に伴い50MeVで約5.5から10GeVで約2.5まで減少する。この関数は、50MeVでより低い中性子エネルギーに対する関数に一致する。Pelliccioni (1998,2004)、Yoshizawaら (1998) およびSatoら (2003) により刊行されたデータの中性子エネルギー依存性は、より高エネルギーに対するガイドラインとして使用されてきた。

(B 113) 要約すると、以下の連続関数は、中性子に対する放射線荷重係数の計算に使用される：

$$w_R = \begin{cases} 2.5 + 18.2e^{-[\ln(E_n)]^2 / 6} & E_n < 1 \text{ MeV} \\ 5.0 + 17.0e^{-[\ln(2E_n)]^2 / 6} & 1 \text{ MeV} \leq E_n \leq 50 \text{ MeV} \\ 2.5 + 3.25e^{-[\ln(0.04E_n)]^2 / 6} & E_n > 50 \text{ MeV} \end{cases} \quad (\text{B.3.16})$$

明らかに、これらの関数は複雑である。それらは、中性子エネルギーの100年以上を超える中性子の荷重を表する実証的アプローチとして選択されている。しかし、詳細な関数は、中性子線量、中性子線量率および考慮される生物学的な最終目標に依存する幅広い範囲のRBEの値を示す、生物学的データを正確に反映すると誤解するべきではない。

(B 114) 中性子に対する  $w_R$  のエネルギー依存性の重要な事柄の先駆的に広範囲な議論は、以下のように要約されることができる：

- ・ 新しい勧告は、*Publication 92* (ICRP,2003c) で与えられるものに基づき中性子に対する  $w_R$  関数を採用するが、追加データを考慮する。

中性子に対する  $w_R$  の関数は、以下の基準を用いて導出される：

- ・ 連続  $w_R$  の関数は、実際的な理由から段階関数(ICRP,1991b)の代わりに選択される。しかし、この決定は利用できる放射線学的データがより正確である結果ではなく、実用的な考慮に基づく。
- ・ 約1MeVの中性子では、約20の最大  $w_R$  の値は、*Publication 60* (ICRP,1991b) および *Publication 92* (ICRP,2003c) に与えられるものとして維持される。
- ・ 約1MeVより低い中性子エネルギーでは、 $w_R$  のエネルギー依存性に対する曲線の形状は、一般的に方程式 (B.3.14) で表示される平均RBE<sub>av</sub>に関するものと同様に平均線質係数  $q_E$  に関連するそれに基づく。勧告された  $w_R$  の値は、*Publication 92* (ICRP,2003c) に要求されるそれらと同様である。
- ・ 50MeVを超えるエネルギーでは、物理的な理由から、 $w_R$  は光子のそれに近い値に漸近的に近づく(放射線学的データが在る)。Pelliccioni (1998,2004)、Yoshizawaら (1998) およびSatoら (2003) による計算に基づいて、1GeVを上回る中性子エネルギーで、2.5の漸近値が、選択される。

(B 115) 結果として関数(図B.4)は、既存の関連する物理的および生物学的知識と一致する。関数は、*Publication 92* (ICRP,2003c) で提案されるように全ての中性子エネルギーに対する平均線質係数と放射線荷重係数間の厳密な関係を確立しない。従って、上述の理由より防護と実用量に対し、十分に共通のアプローチはない。しかし、放射線防護量について、外部被ばくのモニタリングにおいて使用するための実用量の数量は、ほとんどの被ばく条件下、実効線量の適正な評価および保守的な評価を提供する。これは方程式 (B.3.16) で与えられるように、中性子の放射線荷重係数を適用する場合に達成される。

(B 116) **陽子とパイ中間子に対する放射線荷重係数。** 外部放射線被ばくのみ、実際の放射線防護において陽子による被ばくに対し考慮されなければならない。*Publication 60* (ICRP, 1991b) において、5の放射線荷重係数が、反跳陽子を除いて2MeVを上回るエネルギーを持つ全ての陽子に対し勧告された(表B.3)。

(B 117) 近年、陽子放射線は、航空機乗務員および宇宙船での宇宙飛行士の被ばくに対する線量評価の関心の高まりを受け、より注目を受けている。これらの例で、陽子放射線による

外部被ばくは、太陽あるいは宇宙放射線からである。一次放射線場で、高エネルギーの陽子は優勢で、数MeVのエネルギーを持つ陽子は低エネルギーで生物効果比が増加すると考慮しても、あまり重大でない。組織における低エネルギー陽子の飛程は、短く（組織における陽子の飛程：4MeV陽子：0.25mm；10MeV陽子：1.2mm）、それらはほとんど皮膚に吸収されるであろう。

(B 118) 従って、全てのエネルギーの陽子に対し単一 $w_R$ の値を採用することは、放射線防護における適用に対し、十分に正確であると判断される。これらは宇宙放射線場にほとんど関連するので、高エネルギー陽子に対するデータに依存することは適切である。

(B 119) 高エネルギーの陽子に対するRBEに関する情報を与える動物を使用する僅かな研究がある。多くの測定されたRBEの値は、1と2の間である。組織の電離密度に関して、高エネルギーの光子は、低LET放射線（10keV/ $\mu$ mよりかなり小さい平均LETで）とみなされ、Publication 60（ICRP,1991b）からQ(L)関数を適用し、組織内に止まる100MeV陽子の平均線質係数は1.2未満と計算される（ICRP, 2003c）。1GeV近辺の超高エネルギーの陽子で、核反応からの二次荷電粒子は、より重要になり平均線質係数は約1.8まで上昇する。

(B 120) 全ての考慮事項と利用できるデータを考慮しつつ、新しい勧告における陽子に対し採用された放射線荷重係数は、2である（表B.4）。

(B 121) パイ中間子は、高度な大気中の放射線場において遭遇するマイナスやプラスに帯電した粒子または中性子であり、大気中における核を有する一次宇宙線（多くは高エネルギーの陽子）の相互作用から生じる、これは航空機乗務員や乗客の被ばくの要因になる（おおよそ、 $H^*(10)$ の0.1%）。それらは高エネルギー粒子加速器において遮へい体の後ろの複雑な放射線場の一部としても考えられ、このように加速器の従事者に職業被ばくを与えるかもしれない（ $H^*(10)$ の4%まで）。パイ中間子の質量は、273電子質量と等しく、おおよそ陽子質量の1/7である。荷電したパイ中間子は、主にクーロン相互作用によりそれらのエネルギーを失う。マイナスのパイ中間子が静止する場合、それらは通常、核に捕獲されその後、様々な高LET粒子を放出しながら崩壊する（「星型断片化」）。

(B 122) Pelliccioni（1998）は、パイ中間子のエネルギー関数として、パイ中間子に対する人体で平均化される平均線質係数を評価するためモンテカルロ計算（方程式B.12参照）を実施している。結果は、50MeVを超えるプラスのパイ中間子やマイナスのパイ中間子に対し、平均線質係数の中程度エネルギー依存があることを示す（1と2の間の値）。このエネルギーより低いと、星型断片化はマイナスのパイ中間子 $q_E$ の上昇を導く。

(B 123) 実際の放射線場におけるパイ中間子のエネルギー分布がかなり幅広く、それらの複雑な高エネルギー放射線場における総被ばく線量への寄与が小さい点を考慮し、全ての荷電されたパイ中間子に対し、2の荷重係数を使用することが勧告されている。



(B 124) アルファ粒子に対する放射線荷重係数。アルファ粒子による人の被ばくは、ほとんど内部放出体からである。例えば、吸入されたラドン子孫核種から、あるいはプロトニウム、ポロニウム、ラジウム、トリウムおよびウランという同位元素のような摂取されたアルファ放出放射性核種からのものである。吸入された、あるいは静注されたアルファ放出体からのリスクに関する情報を提供する多くの疫学的調査がある。放射性核種の分布および、組織あるいは臓器における線量とその分布の評価は、かなり複雑であり使用されたモデルに依存する。線量分布は一般的にかなり不均一であり、従って、算出された線量は相当な不確実性を有する。この理由で、実験的な研究と同様に疫学的調査では、利用できるガイダンスを提供するが、アルファ放出体のRBEの評価では単に基準としてしか使用されない。組織におけるアルファ粒子に対する阻止能データを使用する計算や $Q(L)$ 関数から、組織においてゆっくり低下し6MeVアルファ粒子の平均線質係数は、約20であると評価される。

(B 125) アルファ放出放射性核種に対するRBEの利用できる人および動物データの再検討は、RBEを考慮の下、生物学的な最終目標に依存すると指摘する(UNSCEAR,2000,HarrisonとMuirhead,2003)。同じ最終目標に対するRBEの値を持つ放射性核種間の多様性は、主に組織内での放出体の位置の違いに起因する。アルファ粒子のRBE値の評価を可能にする制限された人のデータは、肺と肝臓癌に対し、約10-20の値を、および骨癌と白血病に対しては、より低い値を提案する。

(B 126) 動物とインビトロ研究から、癌に関連した影響に対し、外部低LET放射線と比較し、アルファ放出体のRBEの値は約10倍以上との適正な証拠がある。犬における骨癌誘発の研究は、例えば $^{239}\text{Pu}$ で高値またはRaで低値を伴い、異なる骨集積性アルファ放出放射性核種の最終目標に対して異なるRBEの値を提案する(UNSCEAR,2000)。しかし、これらの比較は平均骨線量に基づいており、差異は骨表面で濃縮される $^{239}\text{Pu}$ と関連するアクチニド系同位元素から骨表面の近くの標的組織への線量は、石灰化した骨基質を通してより不均一に分布される傾向にあるRa(化学的にCaと同様なアルカリ土類金属として)の同位元素と比較して、より大きく、骨における放射性核種の異なる部位に起因する可能性が高い(ICRP,1993c, HarrisonとMuirhead, 2003)。人および動物データにより、骨に集積するアルファ放出体から白血病のリスクに対するRBEは、20未満であることが示されている(WHO,2001, HarrisonとMuirhead, 2003)。アルファ粒子に対し $w_R$ の値に20を使用することは、このように活性(赤色)骨髄内の標的細胞へのリスクの過大評価を招く。

(B 127) 利用できるデータの判断およびアルファ粒子に対する $w_R$ の値の選択は、Publication 92(ICRP,2003c)に検討されている。最近のデータでは、アルファ粒子に対する放射線荷重係数の変更の必要性に対し強く支持するものがないので、20の $w_R$ の値は、以前の勧告のままである(表B.4参照)。

(B 128) 重イオンおよび核分裂片に対する放射線荷重係数。核分裂片からの線量は、内部線量測定において主に放射線防護にとって重要なものであり、放射線荷重係数に関連する状況がアルファ粒子に対するものと似ていると思われる。それらの短い飛程のため、臓器または組

織におけるアクチニドの生体動態や分布はかなり重要であり、それらの生物効果比への強い影響をもたらす。表B.3とB.4に与えられるように、放射線荷重係数20は、アルファ粒子に対する放射線荷重係数と等しいが、大まかな保守的な評価としてみなされるであろう。組織における核分裂片の短い飛程および、小さな体積組織へ高エネルギーが付与される結果、この点でかなり高い被ばく線量をもたらす、それらのRBEを減少させる。B.3.2項で議論されているように、そのような例で臓器または組織の平均線量の概念を適用する場合に、注意を払われなければならない、特定の考慮が必要である。

(B 129) 重イオンの外部被ばくは、高エネルギー加速器近辺の放射線場、航空機の高高度で、および宇宙空間で遭遇する。重イオンに対するRBEデータは、ほとんど入手不可能であり、多くはインビトロ実験からである。Publication 92(ICRP,2003c)では、放射線学的データに関して概説を提供し、そこからRBEの値が放射線荷重係数の数値を定義する関連性が導き出されてきた。

(B 130) 約30のRBE<sub>M</sub>の値が、<sup>40</sup>Arと<sup>56</sup>Feの重イオンおよび低LETの放射線ビームの低値によりマウスのハーダー腺腫瘍の誘発に対し、報告されてきた(Fryら,1985, Alpenら,1993)。RBEの値が約100-200keV/μmでピークに達し、より高いLETではこのレベルのままであることを示唆する。同じシステムにおける核分裂片に対するRBEの値は、重イオンに対する最大観測されたRBEの値に相当することがわかる。染色体異常のインビトロ研究で、細胞形質変換、および変異はLET増加に伴い、重イオンのRBEは最大約100-200keV/μmまで増加する証拠を提供するが、超高LETでは減少を示す。

(B 131) 平均線質係数は、Satoら(2004)により算出されてきた。粒子の線質は人体に入射し、体内で停止した重イオンでは飛程に沿って大きく変化する。平均値は、 $w_R$ を導出するため選択されるであろう。重イオンの全ての種類やエネルギーに対し、単一 $w_R$ の値として20が選択されることは、放射線防護に関する一般適用に対して適切であると判断される。宇宙での適用に対し、これらの粒子が人体の総線量に有意に影響を及ぼす場合、より現実的なアプローチをB.3.5項、パラグラフB100~B115で記述したように、人体における平均線質係数の計算に基づいて選択されるであろう。

#### 組織荷重係数

(B 132) 実効線量の定義は、確率的影響からの放射線損害に関し人体において種々の臓器または組織の異なる相対的な放射線感受性を考慮する。この目的は、荷重係数 $w_T$ が、6つの特定された組織あるいは組織の残りの集団(集約的に「残りの組織・臓器」として参照された)についてはPublication 26(ICRP,1977)で導入された。Publication 60(ICRP,1991b)では、組織荷重係数は12の臓器または組織および「残りの組織・臓器」に対し特定された(表B.1)。組織荷重係数は相対的な数値であり、全身の均一線量分布が身体各臓器または組織における等価線量と数値的に等しい実効線量を与えるので、それらの合計は1に等しい。



(B 133) これらの2007年勧告により決定された組織荷重係数は、確率的影響に対する損害調整名目リスク係数に基づいている(付録A)。調整されない名目リスク係数では、男性と女性同数の混成集団における癌発生に対する放射線-関連寿命リスクの評価を平均化することにより計算される。損害は、寿命損失、死亡率および生活の質に係る損失の関数としてモデル化される。少数の例外、リスクモデルにおけるパラメータは、日本の原爆生存者の調査研究から発癌データを用いて評価される。過剰相対リスクと過剰絶対リスクの両方でのモデルは、ほとんどの癌部位に対し作成される。

(B 134) 遺伝性疾患に対し、最初の2世代におけるリスクは付録Aで議論され、詳述されるように考慮される。放射線の相対損害は、*Publication 60*で与えられるものと異なり、これは結果的に $w_T$ の値の変更をもたらす。主な変更は、乳房(0.05から0.12)、生殖腺(0.20から0.08)および残りの臓器・組織(0.05から0.12)に対してである。加えて、0.01の特定の $w_T$ 値が、脳と唾液腺に対し現在与えられている。現在の勧告に対し委員会が提案した組織荷重係数は、表B.2に与えられる。

(B 135) 組織荷重係数 $w_T$ は性平均化され、小児を含む公衆と同様に作業者に対する実効線量の評価に対するものである。「これらの $w_T$ の値は、出生後の個人被ばくに対して作成されており、これらの値が示す放射線損害の流用は子宮内で受けた被ばく線量については適切でない」ことが認められた。最近、 $w_T$ の値は*Publication 88* (ICRP,2001)の発育中の胎児にも適用される。しかし、アプローチは子宮内被ばくからの臓器または組織への相対リスクに関し、広範なデータが欠如している中で採用された。出産前の放射線被ばくに対し、特定の $w_T$ の値を勧告するには、現在、データが不十分であることが、*Publication 90* (ICRP,2003a) およびStreffer (2005)により判明した。

(B 136) 女性の卵巣に対する癌発生に基づく相対的損害における性-特異的差異の例は(付録A, A4.6項)、生殖腺に割り当てられた0.08の性平均 $w_T$ は(癌+遺伝的影響)、女性の卵巣の組織荷重係数(0.036)プラス遺伝的影響(0.039)の合計とほぼ同じ値である。このように、女性の卵巣は十分に防護されていると判断される。

(B 137) 甲状腺の例で、女性(0.021)および男性(0.008)に対する癌発生に基づく相対損害の値は(付録A, A.4.6項)、約3倍の違いがある。しかし、甲状腺に割り当てられた $w_T$ の値は、幼児の高感受性を考慮して0.04が与えられるので、性別間の損害に対する差異は保守的な方法で考慮される。

(B 138) 実効線量の計算において特定事項とは、「残りの臓器・組織」に対する線量評価である。*Publication 26* (ICRP,1977)において、残りの組織には、0.30の荷重係数が与えられた。残りの組織に対する線量当量は、これら組織の個々に0.06の $w_T$ の値を割り当てることにより5つの最も被ばくした残りの組織を、算術平均になるようにした。5つの組織は外部または内部のどちらかの、異なる被ばく状況で変わるので、この手順は実効線量当量の追加の欠如をもたらす。



(B 139) *Publication 60*では、残りの組織に0.05の荷重係数が与えられた。しかし、*Publication 60*の表A-3の備考3に与えられる「分割規定」により大きさが減少したが、いまだに追加が欠如したままであった（下記参照）。残りの臓器や組織に対する当量線量は、10の特定の臓器や組織に対する平均値として与えられた（表B.1）。以前（ICRP,1991b）は、残りの臓器や組織に含まれていた上行大腸を大腸と定義するため、下行大腸と共に扱われた。*Publication 66*（ICRP,1994a）では、呼吸器系に対する線量と吸入された放射性核種の線量係数について触れていて、胸郭外気道を残りの組織の一部として考慮すべきと特定した。

(B 140) *Publication 60*(ICRP,1991b)に詳細がない一方で、残りの部分の処置は、*Publication 68*と72（ICRP,1994b、1996c）に記載された。残りの臓器や組織の線量は、残りの臓器や組織への等価線量の質量荷重平均により定義された(*Publication 60*における表A-3の備考2)。質量が大きく異なるため、残りの臓器や組織の線量に対する特定の組織や臓器の影響は、かなり異なる。筋肉は質量が大きいため、その放射線感受性が低いと判断され、正当化されない0.05に近い有効荷重係数を与えた。しかし、外部被ばくでは、種々の組織への線量は同様であり（筋肉とあまり変わらない）、従って、*Publication 74*（ICRP,1996b）において、更なる荷重なしで平均化する単純な算術線量が、近似として使用された（B 3.4参照）。

(B 141) *Publication 60*(ICRP,1991b)で推奨された実効線量の計算方法は、明確な荷重係数を持たない残りの臓器や組織が全ての組織において最大被ばく線量を受ける場合の事例に対する規定を含む。これらの例において、残りの臓器や組織（0.05）の $w_T$ は、残りの組織（すなわち、デフォルト残りの臓器や組織の線量、上記参照）と特定の組織の質量荷重平均線量間で等しく割り当てられた。これは、よく「分割規定」と呼ばれ、規定を適用する事例は、「分割された残りの臓器や組織」として知られている。

(B 142) この規定の意義は、Nelsonら（1997）が解説した。「分割規定」の意図するものは、特定の荷重係数を割り当てられてこなかった潜在的に高い被ばくを受ける組織（一定の放射性核種取込み後の胸郭外領域、 $ET_1$ または腎臓）に対し、実効線量やその関連限度を通して防護を提供することであった。しかし、このアプローチの欠点の1つは、実効線量の公式が骨の放射性核種に対し、あるいは異なる外部光子ビームエネルギーに対し異なるので、厳密に追加数量でないことである。

(B 143) 表B.2に与えられる残りの臓器や組織の特定の組織への等価線量は、更なる質量荷重なく加算することが、現在勧告される。これは残りの各組織に与えられた荷重係数は、名称を記載された組織に割り当てられる最低値より小さいことを意味する（0.01）。残りの組織は、 $w_T$ は0.12である。

(B 144) その計算において、委員会は両性の残りの組織に対して線量の算術平均を示す残りの臓器や組織に対する線量を割り当てる。他の臓器や組織に対するアプローチに類似している残りの臓器や組織の線量当量は、男性と女性別々に定義され、これらの値は方程式(B.3.9)内に含まれる。残りの組織に対する等価線量は、表B.2の脚注に、掲載された組織に対する等

価線量の算術平均として計算される。最近、残りの臓器や組織の形状は、両方の性に共通している12組織を、そして各性において1つの性特異組織（男性においては前立腺あるいは女性においては子宮/卵巣）として全部で13組織を指定する。残りの組織に対する等価線量は、それぞれ男性では線量 $H_{rem}^M$  および女性では $H_{rem}^F$  は、以下のように計算される：

$$H_{rem}^M = \frac{1}{13} \sum_T^{13} H_T^M \quad \text{および} \quad H_{rem}^F = \frac{1}{13} \sum_T^{13} H_T^F \quad (\text{B.3.17})$$

(B 145) 方程式(B.3.9)の合計は、男性および女性における残りの組織に対する等価線量を超える。

### B.3.6. B.3項の参考文献

- Alpen, E.L., Poweres-Risius, P., Curtis, S.B., et al., 1993. Tumorigenic potential of high-Z, high-LET charged-particle radiations. *Radiat. Res.* 136, 382–391.
- Bigildeev, E.A., Michalik, V., Wilhelmova, L., 1992. Theoretical estimation of quality factor for tritium. *Health Phys.* 63, 462–463.
- Bingham, D., Gardin, I., Hoyes, K.P., 2000. The problem of Auger emitters for radiological protection. In: *Proc. Workshop on Environmental Dosimetry, Avignon, September 1999.* *Radiat. Prot. Dosim.* 92, 219–228.
- CERRIE, 2004. Report of the Committee Examining Radiation Risks of Internal Emitters (CERRIE). [www.cerrie.org](http://www.cerrie.org), ISBN 0-85951-545-1.
- Charles, M.W., Mill, A.J., Darley, P.J., 2003. Carcinogenic risk of hot-particle exposures. *J. Radiol. Prot.* 23, 5–28.
- Chen, J., Roos, H., Kellerer, A.M., 2005. Radiation quality of photons in small and large receptors – a microdosimetric analysis. *Radiat. Prot. Dosim.* 118 (3), 238–242.
- Dietze, G., Harder, D., 2004. Proposal for a modified radiation weighting factor for neutrons. *Proceedings of the 11th International Congress of IRPA.* Available at [www.irpa.net](http://www.irpa.net).
- Dietze, G., Siebert, B.R.L., 1994. Photon and neutron dose contributions and mean quality factors in phantom of different size irradiated by monoenergetic neutrons. *Radiation Research* 140, 130–133.
- Dietze, G., Alberts, W.G., 2004. Why it is advisable to keep  $w_R = 1$  and  $Q = 1$  for photons and electrons. *Radiat. Prot. Dosim.* 109 (4), 297–302.
- Edwards, A.A., 1997. The use of chromosomal aberrations in human lymphocytes for biological dosimetry. *Radiat. Res.* 148 (suppl.), 39–44.
- Frankenberg, D., Frankenberg-Schwager, M., Garg, I., et al., 2002. Mutation induction and neoplastic transformation in human and human–hamster hybrid cells: dependence on photon energy and modulation in the low dose range. *J. Radiol. Prot.* 22, A17–A20.
- Fry, R.J.M., Powers-Risius, P., Alpen, E.L., et al., 1985. High-LET radiation carcinogenesis. *Radiat. Res.* 104, S188–S195.
- Goddu, S.M., Howell, R.W., Rao, D.V., 1996. Calculation of equivalent dose for Auger electron



- emitting radionuclides distributed in human organs. *Acta Oncol.* 35, 909–916.
- Goodhead, D.T., 1994. Initial events in the cellular effects of ionizing radiations: clustered damage in DNA. *Int. J. Rad. Biol.* 65, 7–17.
- Gragtmans, N.J., Myers, D.K., Johnson, J.R., et al., 1984. Occurrence of mammary tumours in rats after exposure to tritium beta rays and 200 kVp x rays. *Radiat. Res.* 99, 636–650.
- Guerrero-Carbajal, C., Edwards, A.A., Lloyd, D.C., 2003. Induction of chromosome aberration in human lymphocytes and its dependence on x-ray energy. *Radiat. Prot. Dosim.* 106 (2), 131–135.
- Harder, D., Petoussi-Hens, N., Regulla, D., et al., 2004. Spectra of scattered photons in large absorbers and their importance for the values of the radiation weighting factor  $w_R$ . *Radiat. Prot. Dosim.* 109 (4), 291–295.
- Harrison, J.D., Muirhead, C.R., 2003. Quantitative comparisons of cancer induction in humans by internally deposited radionuclides and external radiation. *Int. J. Radiat. Biol.* 79, 1–13.
- Hofer, K.G., Harris, C.R., Smith, J.M., 1975. Radiotoxicity of intracellular  $^{67}\text{Ga}$ ,  $^{125}\text{I}$  and  $^3\text{H}$ : nuclear versus cytoplasmic radiation effects in murine L1210 cells. *Int. J. Radiat. Biol.* 28, 225–241.
- Howell, R.W., Narra, V.R., Sastry, K.S.R., et al., 1993. On the equivalent dose for Auger electron emitters. *Radiat. Res.* 134, 71–78.
- ICRP/ICRU, 1963. Report of the RBE Committee of the International Commissions on Radiological Protection and on Radiation Units and Measurements. *Health Phys.* 9, 357.
- ICRP, 1966. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 9. Pergamon Press, Oxford, UK.
- ICRP, 1977. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. *Ann. ICRP* 1 (3).
- ICRP, 1979. Limits for the intake of radionuclides by workers. ICRP Publication 30, Part 1. *Ann. ICRP* 2 (3/4).
- ICRP, 1980. Biological effects of inhaled radionuclides. ICRP Publication 31. *Ann. ICRP* 4 (1/2).
- ICRP, 1991b. 1990 Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1–3).
- ICRP, 1993c. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2. Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 67. *Ann. ICRP* 23 (3/4).
- ICRP, 1994a. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66, *Ann. ICRP* 24 (1–3).
- ICRP, 1994b. Dose coefficients for intake of radionuclides by workers. ICRP Publication 68. *Ann. ICRP* 24 (4).
- ICRP, 1995a. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 3: Ingestion dose coefficients. ICRP Publication 69. *Ann. ICRP* 25 (1).
- ICRP, 1996b. Conversion coefficients for use in radiological protection against external