

放射性核種の環境への放出：
人に対する線量の算定

社団法人 日本アイソトープ協会

財団法人 仁科記念財団

放射性核種の環境への放出：
人に対する線量の算定

ICRP Publication 29

国際放射線防護委員会
専門委員会4の報告書

1978年10月に委員会によって採択されたもの

社団法人 日本アイソトープ協会

財団法人 仁科記念財団

本書は ICRP 専門委員会 4 の報告書、

Radionuclide Release into the Environment: Assessment of
Doses to Man, ICRP Publication 29 (Annals of the ICRP,
Vol. 2, No. 2, 1978 に発表)

を、ICRP の了解のもとに翻訳したものである。

「要約と結論」に記されているように、本書は、Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials, ICRP Publication 7, 1965 を補足するもので、Publication 7 が操業中の環境モニタリングを扱っているのに対して、放射性物質の環境への放出をもたらすような原子力施設の、操業開始に先だつ環境放射能影響のアセスメントの方法論を述べたものである。

とくに注意しておきたいことの一つは、使われている多数の数値についてである。すべての図と表に「例示にすぎない」(Specimen values only) と注記してあることから明らかなように、ICRP は、これら多くの数値は単に計算を行う際の例示値であって、決して代表値あるいは平均値として与えたものではない、と考えている。したがって、この方法論を実際に適用するに当たってはこれらの数値をそのまま使うことなく、それぞれの場合について適切と認められるパラメータの数値をみずから選択して、使用することが必要である。

この翻訳は次の日本原子力研究所の方々の手によって、まず原訳が行われた。

天野 光、飯嶋敏哲、加藤正平、本間俊充、三好慶典、
柳瀬信之、山口勇吉

そして他の ICRP 刊行物の場合と同様に、飯嶋氏と編者によってそれぞれ訳文の再検討、他の刊行物との調整が行われた。したがって、この翻訳の責任はすべて編者にある。また、原文の明らかな誤りは ICRP にことわりなく編者の責任で訂正した。

多大の労力を必要とする原訳を引受けて下さった上記諸氏に対し、心から感謝の意を表したい。

編 者

Nishina | Japan
Memorial | Radioisotope
Foundation | Association

Japanese Translation Series of ICRP Publications
Publication 29

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

Hikaru AMANO, Toshinori IJIMA, Shohei KATO,
Toshimitsu HOMMA, Yoshinori MIYOSHI,
Nobuyuki YANASE, Yukichi YAMAGUCHI

Editorial Board

The Committee for Japanese Translation of ICRP Publications,
Japan Radioisotope Association

Fumio YAMAZAKI (Chair) Hidehiko TAMAKI (Vice-chair)
Masami IZAWA * Tatsuji HAMADA Eizo TAJIMA

Presumed the founding committee members.

* Former ICRP member.

目 次

	頁
序	1
要約と結論	3
A. 緒 論	7
放出の型	9
被曝経路	10
放出の作業前評価	11
B. 放出の結果の評価に用いられる諸量	14
他の生物体に対する線量	18
C. 計画放出および非計画放出の影響の評価方法	18
モデル化の目的を規定すること	20
ブロックダイアグラムを作成すること	20
移動パラメータを同定し決定すること	24
系の応答を予測すること	27
濃縮係数 (CF) 法	27
システム解析 (SA) 法	29
モデルの応答を解析すること	34
パラメータ感度	34
線量予測の堅固度	34
D. 意志決定における線量予測の使用	35
計画放出の場合	35
計画的短期放出の制限	38
非計画的短期放出の扱い	39

(ii)

原子力施設の立地の放射線防護的面	39
E. 用語の説明	40
文献	43
付録1. 線量予測モデルの例示	45
A. 緒言	45
B. 濃縮係数法	47
事例1.1: 特定の仮想陸圏環境への ¹³¹ Iの 連続大気放出を仮定した例	47
事例1.2: 特定の仮想陸圏環境への ¹³¹ Iの 短期大気放出を仮定した例	56
事例1.3: 特定の仮想水圏環境への ¹³⁷ Csの 連続放出を仮定した例	58
C. システム解析法	61
事例1.4: 特定の仮想陸圏環境への ¹³¹ Iの 連続大気放出を仮定した例	61
事例1.5: 特定の仮想陸圏環境への ¹³¹ Iの 短期大気放出を仮定した例	71
事例1.6: 特定の仮想陸圏環境への ¹³⁷ Csの 短期大気放出を仮定した例	74
D. 数学的概括	77
付録2. 集団線量予測モデルの例示	82
A. 緒言	82
B. 濃縮係数法	85
事例2.1: 特定の仮想陸圏環境への ¹³¹ Iの 連続大気放出を仮定した例	85
C. システム解析法	96

事例 2.2: 特定の仮想陸圏環境への ^{131}I の 短期大気放出を仮定した例	99
記号一覧	109
付録に対する文献	114

(iii)

○ P¹¹ ○へ英露國幣紙及○紙幣 : S.S. 兩事

90 兩事の了實爲出對英大銀圓

100 實一第號

111 兩文の七枚の紙幣

序

国際放射線防護委員会（ICRP）の「委員会報告の適用」に関する専門委員会4は1971年に、専門委員会の委員のうちの2名（H. J. Dunster および E. G. Struxness）で構成される作業班を作った。この作業班は、「放射性物質の取扱いに関連する環境モニタリングの諸原則」（ICRP Publication 7）を補足する報告書の材料となるであろうと専門委員会が考えている、「放射性物質の環境中への計画放出および非計画放出に係わる放射線防護上の評価」に関する予稿を作るためのものである。この予稿は、N. A. Adams, R. S. Booth および S. V. Kaye の助力のもとにこの作業班により作成され、1973年会合のさい専門委員会4に提出された。専門委員会は、この作業はさらに発展させる価値のあること、および、次のような付託事項と委員構成の課題グループにより報告書を作成すべきであることを決めた：

放射性物質の環境中への計画放出および非計画放出に係わる放射線防護上の評価に用いるための原則と方法に関する報告書を作成すること。

この報告書は、放射線防護上の評価に関連して用いられるシステム解析の方法論の展開、および、この方法論が実際上いかに応用できるかを示す計算例を含むものであること。

委員構成

—ICRP 専門委員会4

E. G. Struxness (委員長)

D. J. Beninson

H. J. Dunster

A. A. Moiseev

(2)

一委員外の専門家

F. Breuer

G. Hampe

J. W. Hopkins

G. Lacourly

M. Reeves

専門委員会4のこの報告書はこの課題グループの作業の成果である。専門委員会は、報告書に対する寄与、とくに、付録の作成と付録に示されている計算に関し、M. Reeves, J. W. Hopkins および G. Lacourly の各博士に、また最終原稿の作成に関し Lee M. Keller, Mary L. Ballou, Betty Jo Williams および Ginger G. Turpin の皆さんに、感謝の意を表すものである。

F. G. Strunnes (委員長)

D. J. Beninson

H. J. Dunsen

A. A. Moissev

要約と結論

国および地域当局は環境中への放射性物質の意図的な放出に関する限度を設定し、事故放出の後の介入措置を計画しなければならない。この報告書は、いかにすればこれらの任務を委員会勧告に沿ったやり方で実行することができるかを示している。この報告書はさらに、放射性物質を環境に放出し、あるいは放出を計画している施設の運転者に対し、彼らの計画に由来する予測放射線量* あるいは予測線量預託を算定するため、および、規制当局が法令作成にあたって採用した方式と矛盾しないであろうと思われる形で当局に説明するために用いることのできる数学的方法論を与えている。

この報告書は、平常時または事故時の放出に起因する線量あるいは線量預託の予測が、環境中の放射性物質のもつ意味を評価するための最良の基礎となることを強調している。さらに報告書は、意志決定にあたりそのような予測結果をいかに解釈し利用すべきかを説明している。

計画放出についてのいろいろな決定に至るさいに、個人に対する線量の予測あるいは該当する集団に対する集団線量および集団線量預託の予測が、プラントの設計に用いるためおよびその後プラントの運転を管理するための放出限度値を逆算する論理的な方法を提供する。少量の非計画短期放出をもたらす小さな故障は、通常は計画放出として扱うことができる。大量の非計画短期放出の場合には、あらかじめ準備された何らかの形の緊急措置が必要で、これには、緊急時モニタリングプログラムおよび必要とされそうなどんな対策も含ま

* この報告書では便宜的に線量 (dose) という言葉を用いているが、とくにことわらない限り線量当量を意味する。集団線量、線量預託のような関連する用語は「用語の説明」[77 項] で定義されており、一般的に放射線の量 (dose quantities) とよぶ。

(4)

れる。これらの対策を計画するさい、対策を選択したりその適用の限界を規定するのに役立つような線量あるいは環境汚染レベルの形の指針を設けることが望まれる。線量予測はそのような緊急時計画および指針を確立するための基盤を提供する。

多くの経済的、工学的、経営的、環境的および社会的考察が、原子力施設の設置場所の選択に影響を及ぼす。平常運転時および事故時に予想される放射線の影響はこれらの考察のうちの1つであり、公衆はこれを非常に重要なものであると感じている。この点でも、ここに述べる数学的な方法論による線量予測は、ある与えられた設置場所がこの放射線の影響の観点からみていかなる固有の長所と短所をもつかを明らかにするはずである。

この報告書は委員会の以前の報告書、*ICRP Publication 7*を補足するものである。すなわち、この報告書は、放射性物質の放出をひき起こす操業の開始前に、放出と適切な放射線の量との関係を予測することに主として係わるものであり、一方 *Publication 7* は、そのような放出の期間中および放出後の環境モニタリングに主として係わるものであった。

環境中への放射性物質の放出と、放出の結果生ずるであろう適切な放射線の量との関係を予測するのに有用な2つの数学的方法（濃縮係数（CF）法とシステム解析（SA）法）が記述されている。

報告書は計算例を含み、陸圏環境と水圏環境への放射性物質の短期放出あるいは長期放出の放出率の関数としていろいろな放射線の量を推定するための、CF法とSA法の評価を行っている。両方法とも、環境カイネティックス、食物連鎖カイネティックスおよび生理学的カイネティックスの単純化された数学的表現（モデル）に基づいて、人に対する線量が推定される。

必要な濃縮係数（定常状態におけるコンパートメント間の濃度比）が知られているときには、CF法によって年線量が簡単かつ容易に推定される。それで、CF法はSA法の特殊な極限事例とみることができよう。しかしながら、

^{131}I と ^{137}Cs にあてはまるパラメータを用いたこの報告書の計算例は、温帯地域におけるように放射性核種の移動パターンがかなり季節変化をすることを考へに入れると、長期連続放出に適用できる諸係数は短期放出には適用できないことがあることを明らかにしており、注意する必要性を示している。

SA 法では、時間的に変化する速度係数をもった連立微分方程式の系でコンパートメントカイネティックスが規定される。これらの方程式の時間積分は、CF 法から得ることのできるすべての情報を与える。加えて、SA 法は過渡状態での環境濃度と線量率との推定値を時間の連続関数として与える。これら過渡状態について知ることは、放射性核種の移動パターンのダイナミックスをより深く知るのに役立つであろう。さらにそれは、短期事故放出から生ずるであろう特定の短期間の危険性に注意を向けさせることになる。

CF 法でも SA 法でも、推定される線量あるいは線量預託は、それらの計算に使うことのできる因子または係数が詳しくは知られていないために不正確なことがある。それゆえ、不確かさの主原因とそれに由来する線量推定値における不確かさの程度を感度解析と堅固度解析によって定量的に評価し、その結果を、このような推定値に必ずつけるべきである。感度解析においては、モデルの各パラメータにおけるある定まった割合の変動が推定線量に及ぼす影響をパラメータごとに計算する。こうすることにより、比較的大きな影響を及ぼすパラメータが確認されて、カイネティックスの研究あるいは環境モニタリングにおいてどんな実験を優先させるべきかが示唆されよう。一方、堅固度解析は、数式中のすべてのパラメータを同時にそして独立に、各パラメータの報告値の範囲にわたって無作為に変動させることによる推定線量の一連の計算を含む。これは、問題とするモデルの内的なすなわち本来的な数値的安定性の評価を可能にする。感度解析と堅固度解析の両方について、および、それらから導かれる推論についての詳細な方法論の例を付録 1 に与えてある。

データが限られているために、利用しうるモデルは必然的に事実を非常に簡

(6)

単化した近似的なものである。これらのモデルから推定される線量あるいは線量予測はしたがって、パラメータの不正確さからくる内的な誤差をもつばかりでなく、たとえば、重要な移行経路の欠落、実際には別個である環境コンパートメントあるいは生理学的コンパートメントの一括化、あるいは一次のカイネティックスという保証のない仮定などのような概念的欠陥のために、外的な誤差をもつであろう。特定の場合においては、この種の誤差は、用いられた簡単化されたモデル中のパラメータの不正確さにより生ずる誤差に比べて二次的であると推測されるかもしれない。そのような推測はしかし、モデルに組み込まれるであろう問題とする改善点の合理的な数式化が、計算線量と堅固度解析に及ぼす影響を数値的に吟味することにより、客観的に正当化されるべきものである。堅固度の適切な評価とあいまって、モデルから得られる線量推定値は、不完全なデータからであっても、放射性物質の環境への長期放出の合理的な規制、あるいは事故放出後の介入措置のための有効な緊急時計画の作成を可能とするはずである。

A. 緒 論

(1) 人類の環境には、自然の過程および人による技術開発の両方の結果として、放射性物質が存在する。開発によって新たに加わる放射性物質を制限し管理して、人類とその環境を守ることは、人類の未来にとって重要である。

(2) 通常、環境中の人々と生物は、地球および地球外の両方に由来する自然の源からの放射線と放射性核種にさらされている。原子力施設から人工の放射性物質が環境中に放出されることにより、放射線量がいくらかつげ加わり、ある場合には1年に数 10mrem に及ぶことがある。このような状況におけるほとんどの場合に、線量には広い幅があり、また、低い線量を受ける人々の数は、より高い線量を受ける人々の数に比較してずっと多いであろう。線量のレベルおよびそれを受ける人々の数のどちらも、放出の性質および放出が行われる環境の性質に依存するであろう。国際放射線防護委員会勧告はこのような状況に適用できる線量制限体系を含んでおり、これには公衆の個々の構成員に関する線量限度、および、すべての被曝を経済的、社会的な事柄を考慮に入れて、合理的に達成できる限り低く保つという一般的要件が含まれている¹⁾。

(3) 公衆の個々の構成員に関する線量限度は被曝する個人の人数がどんなに多くても適用されるが、線量を合理的に達成できる限り低く保つという要件は、被曝する人々の人数およびその中での線量分布についての考察を必然的に含む。国および地域当局は、環境への放射性物質の意図的放出に関する限度を決めるという任務と事故放出後の介入措置を計画するという任務とをもっている。この報告書は、これらの任務を委員会の勧告に沿うように行うにはいかにするべきかを示すことを目的としている。加えてこの報告書は、放射性物質を環境へ放出しているか、あるいは放出を計画している施設の運転者に、彼らの計

(8)

画に由来する放射線量あるいは線量預託を予測するためおよび規制当局が法令作成時に採用したやり方に沿うと思われる形で、当局に申し立てるために用いることのできる数学的手法を与えることによって、彼らを助けることを意図している。

(4) この報告書は、要約すると、環境中への放射性物質の放出とそれ由来する放射線の量との関係を予測するのに役立つ2つの数学的方法（濃縮係数(CF)法とシステム解析(SA)法)を記述し、例示し、解析している。そして、これらの量の大きさのもつ社会的、政治的な意味合いを評価する責任は規制当局にまかしている。この予測の過程は通常、逐次近似の形をとり、各々の近似は、より正確であるかまたはより包括的なカイネティックデータの導入により改善されていく。そして、少なくとも認めうるほどの線量をもたらす放出においては、環境モニタリングプログラムの結果がそれまでの段階での予測モデルを修正するのに用いられて、最終的な査定に到達する。この点に関し、この報告書は、委員会の以前の報告書、*ICRP Publication 7*²⁾を補足するものである。

(5) *Publication 7*では、決定核種、決定被曝経路および決定集団グループという概念を導入し、それがいかに環境モニタリングプログラムの立案に適用でき、環境モニタリングのデータを解釈するのに用いることができるかを説明した。この概念は、公衆の構成員に関する委員会の線量限度が守られているかどうかを確かめる確実かつ実験的な手段を与え、また環境モニタリングを行ううえでの節約をもたらす。

(6) これら2つの報告書の基本的な相違は、この報告書が放射性物質の放出をもたらすような運転の開始前に、日常的あるいは事故的な放出と放射線量あるいは線量預託との関係を評価することに主として係わるものであるのに対し、*Publication 7*は、そのような放出が行われている間、もしくは放出後の環境モニタリングに主として係わるものであったことである。環境モニタリン

プログラムを立案し、解釈するために必要な原則と知識の多くは、原子力施設の立地、設計および建設の初期段階で行われる放射線防護上の評価にとっても大切である。したがって、この報告書において勧告された論理的根拠と一般形式とは、*Publication 7* で定義された決定核種、決定経路および決定集団グループを同定するために用いることができる。さらに、運転が開始され、環境モニタリングの結果が集積すると、予測モデルへの入力改善され、より現実に近いものになるであろうし、同様にモニタリングプログラムの焦点と適切さも改善されるであろう。

放出の型

(7) 環境中への放射性物質のいかなる放出も4種類のどれか1つに分類すると論理を進めるうえで便利である。第一に、放出は計画放出と非計画放出とに分けうる。計画放出は、線量もしくは線量預託があらかじめ決められた適切な基準値に従うように制限を受ける。非計画放出は、工学的な安全装置と緊急時計画によっていくらかは制御されるであろうが、いつもこのような基準値よりも低い線量を与えるとは限らない。それゆえ、非計画放出は、計画放出に対する決定とは異なった種類の決定に従うことになるであろう。

(8) 第二に、計画放出も非計画放出もその放出継続期間に関連してさらに2つに分類されうる。放出が長期的、すなわち、たとえ日変化、年変化はあるにしても本質的には連続であるか、または、短期的で、1回の事象もしくは短期間内に起こる数回の事象に伴う短期放出の形態をとるかである。たとえば、原子力プラントからの放射性的液体排出物あるいは気体排出物の放出の大部分は計画的で長期的な型であるが、核爆発のある種の平和的な利用は計画的かつ短期的なものである(たとえば、核爆発による掘削の間およびその後の環境中への放出)。原子力プラントの重大な事故あるいは輸送事故に起因する放射性物質の放出は、非計画的かつ短期的なものであろう。多湿環境における放射性

(10)

廃棄物の土中埋没地あるいは廃液貯留池からの放射性核種の漏出は非計画的かつ長期的であろう。しかしながら、線量評価の観点にたつと、実用上重要な区別は、連続すなわち長期的な放出と単一すなわち短期的な放出との区別である。

被曝経路

(9) わずかな例外はあるが、環境へ放出された放射性物質は、複雑な系列をなす物理的、化学的および生物学的過程の中に組み込まれることになる。これらの過程のいくつかは希釈を進行させ、他のものは物理的または生物的な再濃縮をひき起こし、それに続いてさまざまな、ときには相互に関連をもった経路を経て人に達する。これらの経路のいくつかについての簡単化された表現を図1および2に示す。これは ICRP Publication 7 から再録されたものである。

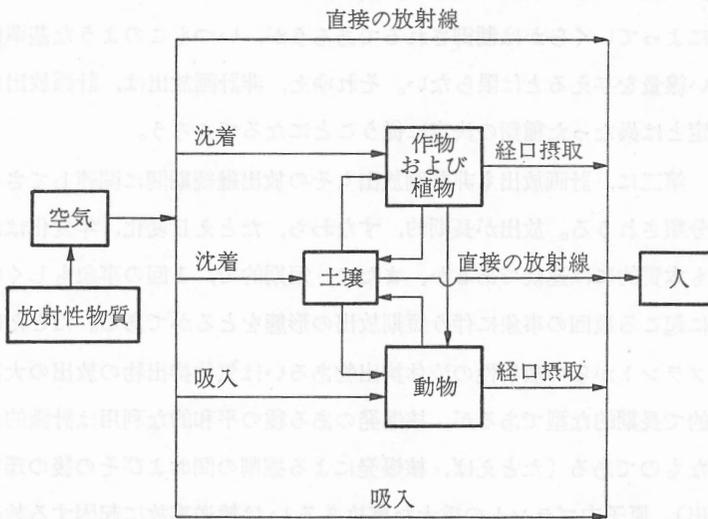


図1 大氣中に放出された放射性物質と人との間の簡単化された経路

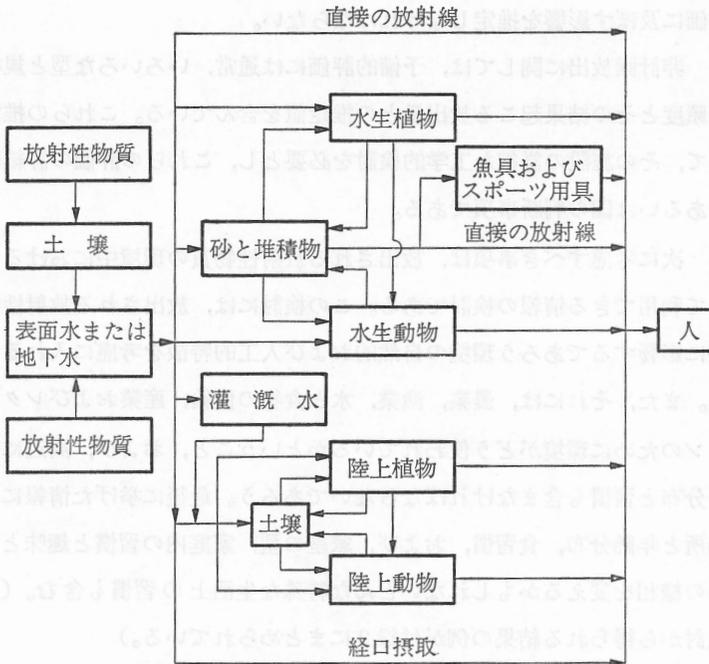


図2 地中または表面水（海洋を含む）に放出された放射性物質と人との間の簡単化された経路

放出の操業前評価

(10) 計画されたり、予想されたり、あるいは懸念されている放射性物質の放出の予備的評価は、考慮すべき3つの事柄を含んでいる。これら3つのうちの第一は、問題としている放出の諸特性を検討することである。これらの特性には、放出される放射性物質の種類と量および物理形と化学形、それらが最初に入る媒質（空気または水）、それらを放出する場所、およびその放出の多くの一般的特性、たとえば温度、密度、および固形物や他の非放射性物質が存在するかどうか、などが含まれる。評価の時点では、これらの特性のいくつかには、少なくとも部分的には線量予測を行った結果から決定されるべき選択の余地がなお残っているであろう。そこで、条件の範囲を仮定し、次にこの範囲が

(12)

線量評価に及ぼす影響を推定しなければならない。

(11) 非計画放出に関しては、予備の評価には通常、いろいろな型と規模の事故の頻度とその結果起こる放出量との推定値を含んでいる。これらの推定値はすべて、その施設の詳細な工学的検討を必要とし、これらの評価の詳細は地方の、あるいは国の判断事項である。

(12) 次に考慮すべき事項は、放出される放射性物質の環境中における挙動について利用できる情報の検討である。この検討には、放出される放射性物質の挙動に影響するであろう環境の自然のおよび人工的特徴を考慮に入れるべきである。また、それには、農業、漁業、水と食物の供給、産業およびレクリエーションのために環境がどう使われているかということ、および、周辺に住む人々の分布と習慣も含まなければならないであろう。最後に挙げた情報には、居住場所と年齢分布、食習慣、および、家屋の型、家庭内の習慣と趣味といった被曝の様相を変えるかもしれないどんな特殊な生活上の習慣も含む。(この種の検討から得られる結果の例が付録2にまとめられている。)

(13) このような検討は、非常に複雑で時間を要する作業となる可能性はあるが、段階的に進められるならば普通それは扱いやすい形に簡単化することができる。第一段階の目的は、放射性物質がとりそうな挙動を準定量的なやり方で大まかに理解し、それにより決定核種、決定経路および決定グループを同定することである。次に、仮定された放出に伴う放射線量の近似的な評価を行うためにある限られた量の情報が必要となる。次の段階は、決定グループの被曝レベルよりもずっと低いレベルであっても、大きな集団グループが被曝することがあるかどうかをチェックすることである。もし、大きなグループの被曝が事実あるならば、それらの集団線量の予測も行うべきである。

(14) 予備の評価の最後に考慮すべき事項は、予測される線量、線量率および/または集団線量についての情報と、放射性物質の環境への放出に関し特定の場合場合について決定を行うさいあるいは一般的適用のための放出基準を

選定するさいに考慮に加えなければならない多くのその他の要因とを結びつけることである。これら他の要因には、放出を避けたり低減したりすることの容易さ、環境中に余分の放射能が存在することによって影響されるかもしれない将来の計画、および、簡単で矛盾がなくかつ広く適用可能な基準の必要性とこれらの基準に合うかどうかの点検の便利な方法の必要性といった事項が含まれる。これらの要因を考察するやり方は本質的に地方あるいは国の決定事項である。

(15) 環境中に放射性物質が意図的に放出されることになる状況のほとんど大部分の場合に、これらの予備的評価は、計画された放出に由来する予測線量が ICRP の勧告する線量限度と比較して非常に小さいことを示すであろう。その場合、この予備的評価を改善する必要はほとんどあるいはまったくない。この予備的評価は、すでに意志決定にとってすでに十分な情報を与えたことになる。このようなことがいえないわずかな場合には、予備的評価を改善し、主となる不確かさを除くために、さらに環境調査が必要となろう。

(16) 予備的評価の初期の段階には、利用できるデータに何らかの欠落があり、線量推定値には不確かさがあるであろう。そして、ひかえ目な仮定、すなわち線量をほとんど確実に過大評価する結果となるような仮定を置くことにより、これらの欠落を埋めるというのが通常のやり方となっている。推定する線量を該当する線量限度と比較することにその目的がある場合には、このやり方は満足すべきものである。しかし、正当化と最適化(23項参照)のためには、ひかえ目なモデルを使うと放射線による被曝の重要性の過大評価をきたし、そのため不適切な決定に導かれることがあるから、モデルは可能な限り現実的なものにするのが重要である。それゆえ、これら予備的推定値には、感度解析と堅固度解析によって、不確かさの主要な源とそれに由来する線量推定値の不確かさの程度の定量的な査定を添えるべきである。(付録1「線量予測モデルの例示」および付録2「集団線量予測モデルの例示」参照。)

B. 放出の結果の評価に用いられる諸量

(17) 環境中における放射性物質の重要性の程度を評価するためには、放射性物質の放出前であれ放出後であれ、放射性物質の複雑な分布を、起こりうる結果の尺度として用いることができる諸量によって表すことが必要である。委員会は、被曝する公衆の個々の構成員に対する損害の現在最も有効な尺度として線量当量という量を用い、公衆の決定グループおよび個々の構成員に適用される線量当量限度を含む、1つの線量制限体系を採用した³⁾。これらの限度は、1年間の行為に由来する線量に適用される。(以下、当量という修飾語は線量という単一の用語に暗に含まれるものとする。)問題とする線量は全身線量であることも、いろいろの器官と組織に対する線量に重みを付けて加え合わせた値、あるいは、目的によっては、器官あるいは組織の線量自体であることもある。この報告書において記述される方法は、これらの量のいずれにも等しくよく適用することができる。

(18) 環境放射能によってひき起こされる複雑な被曝の様相を取り扱うためには、個人が受けることになる線量を1年よりずっと長いかもしれない期間にわたって評価しなければならず、また決定グループあるいは全集団が受けることになる線量も評価しなければならないことがある。これらの問題を扱ううえで、線量のほか次の3つの尺度が一般に用いられてきた。線量に加わる3つとは、線量預託、集団線量および集団線量預託である⁴⁾。

(19) 線量預託と線量とを区別することは有用である。どちらも線量率の時間積分であるが、線量は、その個人が放射性物質を含む環境にさらされるのが終了したときあるいはその少し後に線量の蓄積が終わるという状況に用いられる。線量預託は、ある持続する期間にわたり付与される線量率の時間積分に用

いられる。18項の集団についての2つの用語は、決定グループあるいは集団中で分布をもつ線量あるいは線量預託を、その決定グループあるいは集団にわたって積分したものである。

(20) 線量預託という用語は、「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」(UNSCEAR)によって1つの事象、決定、あるいはある期間の行為による、1人当たりの線量率の無限時間積分と定義されている³⁾。1人当たりの線量率は、ある時刻における集団線量率を人口の大ききで割った値である。この報告書では、この用語は、吸収線量あるいは線量当量のいずれにも関連づけて使われる。

(21) 線量と集団線量についてのこれらのさまざまな尺度は、予備的評価および環境中への長期放出の規制において、それぞれ異なった機能をもっている。

(22) 環境への放射性物質の長期にわたる平常時放出に関連した平衡状態においては、1年間に個人が受ける線量、および、あるグループあるいは集団のそれに対応する集団線量が、その状況を便利かつ十分に表す尺度である。したがって、個人線量については、その適切な限度は、委員会の勧告する線量限度である。単一の事象としてあるいはある決められた一連の事象として起こる放出については、意図的であれ事故的であれ、個人に対する生涯線量およびあるグループあるいは集団に対する線量預託を予測する方が、より適切である。その場合、各1年の行為の影響を、個人に対する線量のすべてが当該年に与えられたとしたときにその影響が制限されるのと少なくとも同じ効果があるように制限することに目標を置くべきである。こうして、少なくとも線量が線量率とは無関係に個人の損害の指標となるかぎりにおいて、連続的な正常時放出、かなり不均一な放出、および単一放出を共通の基盤で取り扱うことができる。

(23) 委員会の線量限度は個人の防護に関するものであり、線量限度は被曝する個人の数によって影響されない。しかしながら、委員会の線量制限体系は線量限度に限定されるものではなく、制限体系全体は次のことが保証されるこ

(16)

とをめぐしている：⁶⁾

(a) いかなる行為も、その導入が正味でプラスの利益を生むのでなければ採用してはならない。

(b) すべての被曝は、経済的、社会的要因を考慮に入れて、合理的に達成しうるかぎり低く保たなければならない。

および、

(c) 個人に対する線量当量は委員会がそれぞれの状況について勧告する限度を超えてはならない。

これらの勧告を適用するにあたって認識しなければならないことは、現在の数数の行為は、将来において受けることになる線量当量のもとになるということである。これら線量当量預託を考慮に入れて、現在あるいは将来の行為の必要な展開により公衆のいかなる構成員にも不当な被曝をもたらすことのないようにすべきである。

(24) 以上のことから、線量限度は被曝する個人の数には影響されないが、任意の行為に関して必要とされる正当化の度合、および被曝が合理的に達成しうるかぎり低いということが出来る点は、被曝する者の数、あるいはより正確には、被曝者グループの中の線量分布に依存することになる。これらの面を評価するうえで、集団線量と集団線量預託とは役に立つ概念である。

(25) 実際には、これらの概念は、定量的に評価するのが非常に困難であるので、いくらかの条件付で適用されるべきである。個人に対する線量率が年齢とか習慣のような個人の特性にわずかしか依存しない状況においては、集団線量と集団線量預託とは時間および場所の関数としての放射性物質の環境中における分布に関する知識から評価することができる。⁸⁵Kr, ¹⁴C, および、それほど確言はできないがトリチウム水のかたちのトリチウムの広範囲の分布は、このようにして取り扱うことができる。その他の放射性物質の広範囲な分布、たとえば ⁹⁰Sr および ¹³⁷Cs の分布は、環境の放射性物質の濃度と個人に対する

線量率とを結びつける年齢依存の関数が十分には知られていないので精度は低くなるが、もし住民の年齢分布がわかっていてそれが場所にほとんど無関係ならば、同様にして評価することができる。しかしながら、これらの物質が局所的に分布すると、食習慣が年齢および場所の関数であろうから、評価することははるかにむずかしい。

(26) 相当数の人数のグループが、各1年の線量は明らかに非常に低いが、集団線量あるいは集団線量預託への寄与がかなりの量に達するような環境に住んでいることがあろう。一般的にはこのようなグループを特徴づけることはできず、集団線量あるいは集団線量預託へのそれらグループの寄与を算定するためには、どんなにそのような算定が望まれても、大まかな近似をしなければならぬ。委員会は、そのような算定が環境中への放射性物質の放出の影響の妥当な査定となることが多いと理解している。しかしながら、委員会は、これらの算定の困難さを過少評価するあまり、集団線量と集団線量預託の大まかな算定に不相応な意味づけをすることにならないようにすることが重要であると信ずる。

(27) 委員会は、被曝する個人の損害をはかるうえで、現時点では線量が最良の利用可能な尺度であると信ずるので、個人に対する線量とグループおよび集団に対する集団線量が、環境にある放射性物質のもつ意味を評価するための最良の基盤を与えるということを強調する。しかしながら、この結論は、線量と影響との間に直接関係があるという仮定に大きく依存している。委員会が以前に指摘したように、この仮定は放射線の被曝に伴うリスクを過大に評価するかもしれない、それゆえに、放射線のリスクと他のリスクとの比較に基づいて結論を出すならば、この仮定は誤った結論を導くかもしれない。

(28) しかしながら、規制およびモニタリングという実質的な目的に合うよう線量を直接に決めることのできる場合はまれであり、他の量を用いなければならないであろう。もし個人に対する線量が環境中の放射性物質によるもので

(18)

あれば、適切なモデル化によって線量、環境の諸量および放出量との関係を確立することが通常有用である。こうして、これらの環境の諸量と放出量について誘導限度および認定限度を作ることができる。IAEAの「環境中への放射性物質の放出に関する限度を決定するための原則」*を参照されたい。

(29) 誘導限度と線量限度との関係は使われた諸仮定の正確さ(すなわち、使用した環境モデルと代謝モデルの妥当性)に依存するから、委員会は、誘導限度は委員会が勧告する線量限度に対して補助的なものであり、それゆえ線量限度が委員会の基本的な防護の限度であることに変わらないことを強調する。

他の生物体に対する線量

(30) ほとんどすべての状況において、人に対する線量を低いレベルに制限すれば、他の生物体への線量が生態系の変化をひき起こすほど大きくはないであろうことは確実である。それにもかかわらず、計画される放出あるいは予想される放出の操業前評価において、その可能性をいつも検討すべきである。

C. 計画放出および非計画放出の影響の評価方法

(31) 環境へ放射能を放出する場合にはどんな場合でも、それに由来する人に対する線量の予測は適切な事前評価にとって必須である。これを達成するためには、標準的には、1組の実験データから数学モデルを数式化し、データが不足している場合には、放出されるべき放射性物質、輸送媒体、被曝経路と食物連鎖、および、そこに含まれる放射性核種の人による摂取と代謝を特徴づける、現実に則してひかえ目な仮定から数式化する。このようなモデルを適切

* Principles for Establishing Limits for the Release of Radioactive Material into the Environment: International Atomic Energy Agency, Safety Series No. 45, Vienna, IAEA (1978).

に用いることにより、2つの結果を得ることができる：(1) 予測される放射線の量の値、および(2) パラメータの不確かさに対するこれらの予測の弱さすなわち堅固度の推定値。裏付けとなるデータに関する実験根拠が変わりうるのとまったく同じように、数学的方法論の複雑さもある程度まで変わりうる。評価の初期の段階では、最も簡単な数学モデルを用いることがもちろん望ましい。その結果の予測された線量が、そこに含まれるカイネティックパラメータをさらに改善することを必要とするほどに十分大きい（あるいは十分に不確実である）ならば、数学モデルをそれに伴って改善することもまた必要であろう。

(32) モデルは、陸圏と水圏の両方における放射性核種の生物地球化学的循環と地球物理学的な伝播とを説明するものでなければならない。次にこのモデルは、呼吸および経口による人の直接の摂取もさまざまな食物連鎖と被曝経路を通じ相互につながった移行を経た後の摂取も説明するものでなければならない。任意の特定のモデルを明白なかたちで数式化するのに必要とされる方法論は、したがって、いくつもの科学分野の学問にたよらなければならない。放出率を運転の手順とやり方の関数として表すためには、計画された原子力施設の工学的評価が必要であろう。大気への放出の場合には、地形と風向分布パターンその地域の気質に及ぼす影響を適切に説明できる気象学的な輸送モデルを選ばなければならない。同様に、水圏への放出の場合には、媒体が地下水、表面水、河川、小川、湖、河口、あるいは海洋のいずれであるかによって、輸送媒体中での放射性核種の挙動をそれぞれ説明する適切なモデルを選ばなければならない。

(33) いくつもの線量予測モデルに対しても、放出とそれに続く放射性核種の伝播機構がその入力となる生態学的移行機構の特徴づけが必須であることはもちろんである。このようなモデルは、生態系のさまざまな栄養段階の間すなわち食物連鎖の間の連結と、最終的に人による消費に至る食料品の分布パターンを含むであろう。次には、人の組織と器官に線量または線量預託を与えること

になる人体内の放射性物質の分布を記述するため、生理学的モデルが必要となる。その食物連鎖モデルまたは呼吸経路モデルは任意の特定の入力に対して一般的に適用可能であるので、この章と2つの付録ではこれらのモデルに焦点をしばって議論し、付録ではいくつかの仮想的な例を用いてこの方法論を例示する。しかしながら後述する1.11項と1.23項に例示されるように、空气中あるいは水中における放射性核種の伝播のカイネティックスを適切に数式化することがもちろん第一に重要であるということは、強調してしすぎることはありえない。

(34) 食物連鎖モデルまたは呼吸経路モデルの作成は次の5つの主要なステップから成る：(1) モデル化の目的を規定すること、(2) 系のブロックダイアグラムを作成すること、(3) 系の移動パラメータを同定し決定すること、(4) 系の応答を予測するために、濃縮係数(CF)法あるいはシステム解析(SA)法のいずれかを用いること、および、(5) 決定核種と決定経路についてのこの応答と、パラメータの不確かさの影響とを解析すること。

モデル化の目的を規定すること

(35) 最初のステップは、モデル化の目的をはっきり規定することである。たとえば、このような特定の目的の例として、空气中に放出される放射性物質からの長期間にわたる人への線量を、(1) 汚染した空気と土壌からの直接の放射線、(2) 汚染した空気の吸入、および(3) 汚染した作物、植物、および動物の経口摂取、という3つの経路を考慮して予測することを挙げることでよい。

ブロックダイアグラムを作成すること

(36) 系についての適切なブロックダイアグラムを作ることが、予測の案を実行するうえでの2番目の主要なステップである。この適切なブロックダイア

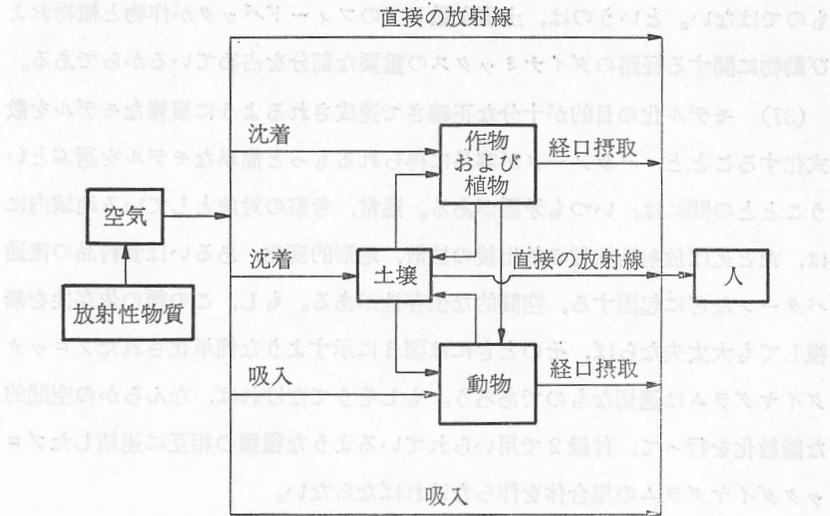


図3 大気中に放出された放射性物質と人との間の簡単化された経路

グラムは、モデル化の目的について先に行った特定の規定の中に暗に含まれるカイネティックシステムの図3に示すような図的表現で示すことができる。このようなダイヤグラムでは、概念化されたカイネティックコンパートメントは名前を記した四角形で表され、移行経路はこれらの四角形をつなぐ、向きをもった矢印で表される。このとき、モデルの従属変数は、ブロックダイヤグラムの名前をつけたコンパートメントの中の放射能濃度である。このモデルに含まれるこれらのコンパートメントは、特定されたモデル化の目的を達成するのに必要なものと、さらに、モデルのダイナミクスに対する解が現実的なものとなるために必要なものがあれば、その両方からなる。たとえば、空気、土壌、作物、植物、動物、人はモデル化の目的の中に含まれていれば、それらがモデルの従属変数となる。目的に挙げられているコンパートメントだけが、モデルに包含されたものである。しかしながら、土壌からの直接照射による線量の子測が重要でないとは仮定しよう。この線量計算を省略するということは、このモ

(22)

デルからこの土壤のコンパートメントを取り除いてよいということの意味するものではない。というのは、土壤を通じてのフィードバックが作物と植物および動物に関する経路のダイナミックスの重要な部分を占めているからである。

(37) モデル化の目的が十分な正確さで達成されるように複雑なモデルを数式化することと、パラメータが容易に得られるもっと簡単なモデルを選ぶということとの間には、いつも矛盾がある。通常、考察の対象としている地域内には、たとえば放射性核種の放出後の拡散、地形的変化、あるいは食料品の流通パターンなどに起因する、空間的な依存性がある。もし、この種の依存性を無視しても大丈夫ならば、そのときには図3に示すような単純化されたブロックダイアグラムは適切なものであろう。もしそうでなければ、なんらかの空間的な離散化を行って、付録2で用いられているような種類の相互に連結したブロックダイアグラムの集合体を作らなければならない。

(38) あるコンパートメントが最終結果に対して重要でないとか、これらのコンパートメントを通じての移行がモデルの時間的尺度にくらべて非常に速いという理由で、モデルからいくつかのコンパートメントを取り除いてよいことがある。たとえば、動物経路の現実的なモデルでは、胃腸管コンパートメントを通過して次に血液コンパートメントに移り、最終的に人とつながりをもつ肉と牛乳のコンパートメントに移るといふ、作物と植物からの取り込みの像を描くことができよう。しかしながら、胃腸管、血液および牛乳のコンパートメントは、牧草へのパルス的な入力があった後、数日で牧草と過渡的な平衡に達しうる。このシミュレーションが年という時間的尺度で測られるならば、これら比較的速い応答をもつコンパートメントを明白なかたちで含めても、より緩慢である肉経路のダイナミックスに影響を及ぼすことはないであろう。事実、牛乳の飲用による放射性核種の摂取を食物と作物から人への移行（牛を通じての）に加えて動物コンパートメントを肉コンパートメントに置き換えることは、モデル化の目的と合致するであろう。

(39) この最後の例は、ブロックダイアグラムと関連する重要な点、すなわち、すべてのコンパートメント変数とコンパートメント間のすべての矢印（濃縮係数または移行係数のどちらかを表す）に、それぞれ明白で簡潔な定義を与えなければならないということを指摘している。たとえば、牛乳を飲むことによる放射性物質の摂取を作物・植物コンパートメントに含めても動物コンパートメントに含めてもよいが、それを動物コンパートメントに含める方がより混乱が少ないであろう。

(40) さらに、コンパートメント間を結ぶ矢印は系を通じての物質の輸送を現実的に表すものでなければならない。これらの相互の結びつきは、物理的に可能で、重要な、そして明確に規定された移行機構と関連づけられるものでなければならない。すべてのコンパートメントをすべての他のコンパートメントに結合すれば、モデルは非常に柔軟性に富んだものになりうることは明らかである。しかしながら、これは現実的なモデル化の試みから単なる数学的演習にもどることになるであろう。——たとえ楽観的に、各々の移行に対して数値を見出すことが可能であるとしても、である。さらに、そのモデルは物理学および化学の諸法則と合致するものでなければならない。一般的に、このことは、質量、エネルギーおよび放射能（崩壊につき補正して）が保存されなければならないことを意味する。任意の時刻に、系に含まれるある核種の放射能 $X(t)$ は、 $X(t) = X(0)\exp(-\lambda_R t)$ という形で与えられなければならない。ここで、 λ_R はその放射性核種の崩壊定数である。これらの保存則によって、モデルにおけるパラメータの数値に事実上制限が加わることとなる。

(41) このように、ブロックダイアグラムの作成においては、モデル化の目的、空間依存性および着目する時間的尺度についての考察を含まなければならない。ダイアグラムの各々のパラメータと変数を明確に規定することに注意を払うべきであるし、相互の結びつきは、記述された移行機構に現実的に対応するものでなければならない。

移動パラメータを同定し決定すること

(42) 利用できる定量的な生態および環境のデータが不足しているために、以下に議論する考察とも合わせて、必要とする輸送と移行のパラメータが実際に決定できるかどうか为主要な関心事となることがきわめて多い。文献調査によれば、同一のパラメータについての値は相当の幅をもつことが多く、そのためなんらかの妥協をしなければならない。特定の場合には、新たにパラメータ値を決めることが必要と判定されるかもしれない。その場合、実験室または野外での実験から予備的な値を得ることになるが、これらは実際の系における測定または観測によって改善されるべきである。あるモデルの移行パラメータを効果的に決定するには、創意、モデル化する系についての知識、およびシステム方程式の数学的性質についての知識を必要とする。とくに、系のパラメータの測定は、解析法としてCF法を用いるかSA法を用いるかにある程度依存する。前者については、濃縮係数と呼ばれるこれらの量は、単に結ばれたコンパートメントにおける定常状態の濃度の比である。しかし、後者のSA法では、該当するパラメータは移行係数または移行関数と呼ばれ、それぞれのコンパートメントについての減少率と、結ばれたコンパートメント間の移行速度である。付録1の事例1.1と事例1.2で行われているように、ある系の濃縮係数は移行係数から計算することができる（しかしながら、逆の計算はできない）という意味で、SA法のパラメータの方が一般的なものである。

(43) モデル化すべき系は、少なくとも定性的に理解されていると仮定する。なぜなら、このことが現実的なシステムダイアグラムを設計するうえで最低の必要条件であるからである。これは、少なくともオーダー程度のパラメータの推定値が利用できるということの意味する。ここで、問題を明らかにするために、モデルについてのいくつかの一般的解説が必要である。第一に、濃縮係数あるいは移行係数どちらであってもすべての移行パラメータは、すでに言及したように負であってはならず、システム方程式の解はコンパートメントに

負の量または負の濃度をもたらしてはならない。第二に、放射性核種の移行は、通常生物地球化学的循環によって決定され、それは、化学形と物理形と同じときには、ある元素の安定同位体でも放射性同位体でも同じことがある。複雑な化学的、あるいは代謝的な挙動をする元素については、自然界において安定化合物と放射性化合物の間に平衡関係がないことがあり、そのため生物地球化学的な循環は異なったものとなることがある。移行はしばしば化学的過程（たとえば土壌への元素の固定）、物質移行（たとえば牛が牧草を食べること）、生物代謝（たとえば日に2回の牛からの搾乳）、外力（たとえば放射性降下物の大気から地表への沈着）、あるいはある環境媒体内での輸送（たとえば上流のある地点で添加された後の下流への放射能の動き）によって支配される。

(44) さらに、コンパートメント中の平衡濃度とコンパートメント間の平衡状態における移行速度は、移行係数と全減少率の非線型結合によって決定される。このことは、パラメータの複数の組が系を同等によく記述できることを意味する。最後に、また、2つあるいは3つのコンパートメントの系でさえ、非常に変化にとむ動的な挙動と平衡濃度とを表すように作ることができる。たとえば、3つのコンパートメントがあって（外部入力はどこでは考えない）、その任意の1つは他のいずれのコンパートメントとも結合しており（6個の移行係数）、各コンパートメントからの全減少率は可変（3個の全減少率）な系では、合計9つのパラメータが非線型な形で結合して系の応答を決定する。したがって、パラメータの値を見出すのに、コンパートメントとその相互接続を勝手に組み合わせ、パラメータの数値になんの制限も加えることもせず、得られているデータにそのモデルを単に適合させるようなことはすべきではない。このようなことは一般に簡単な仕事で、カーブ・フィッティング以上のなものでもない。そうではなくて、モデル化の対象となる系の挙動を補外あるいは予測するために用いることができるようなモデルを作ることを目的とすべきである。このようなモデルは、意味があり、モデル化されている系の知識に基づ

(26)

く拘束を受けるようなコンパートメント間の接続とパラメータ値をもつ。このようなモデルを用いることによってのみ、重要な経路を規定し、特定のパラメータに対するモデルの感度を決め、いっそうの実験を必要とする領域を決めることがはじめて可能となる。

(45) パラメータの決定は静的または動的な手法のどちらかを用いて行うことができる。大部分の静的なパラメータ・フィッティングにおいては、コンパートメント中の諸量の時間微分をゼロと置く、すなわち、各々のコンパートメントは平衡状態にあると規定する。この静的な解はコンパートメント中の各元素の安定同位体の測定された平衡濃度と比較され、それにより、パラメータ同士を関連づける非線型代数方程式が生まれる。生物系においては、平衡状態というのは、いくつかのコンパートメントから定常的に取り込み、他のコンパートメントへ定常的に移行する（牛による取り込みと排泄の平衡のように）ことを意味する。ここでもまた、一定の流量率の測定値をモデルによって予測された値と比較することにより、パラメータ間の関係が見出される。コンパートメントの質量が一定の率で増加する（屠殺前の牛の体重増加）という条件もまた、コンパートメントの質量の時間微分を正の定数とすることによってモデル化できる。

(46) 動的な手法には、濃度が適度のレベルに達するまで、あるコンパートメントへの入力続けるような実験を含めることができる。その後入力を取り除くと、そのコンパートメントからの全減少率で定まる速度定数でその濃度は指数関数的に減少する。動的パラメータのもう1つの決定手法は、瞬間的なパルスに対するこの系の応答とモデル方程式のそれとを比較することである。ここでは、動的な応答の観測結果と計算結果との比較は、アナログ計算機、ハイブリッド計算機、もしくはデジタル計算機を用いて十分に達成できる。なぜなら、パラメータの変化がひき起こすモデルの応答の変化を、モデル作成者が即時に知ることができるからである。

系の応答を予測すること

(47) 濃縮係数 (CF) 法 移動パラメータが決められた後、さまざまな条件に対するモデルの応答を予測するために解析的手法が用いられる。濃縮係数法は長期放出を伴う多くの状況に適切な方法である。なぜなら、そういう状況では、少数の支配的な核種だけが少数の支配的な被曝経路を通じて人に達することがしばしばあるからである。この計算方法によって、決定的なあるいは潜在的に決定的な核種と経路を同定することが少なくともできるはずである。長期放出に関する操業前評価においては、通常、放出率と環境中の放射性物質の定常状態の濃度との間には平衡関係があると仮定する。委員会が勧告する線量限度は、1年という期間に適用されるので、通常は長期間にわたる平均的狀態を考慮すれば十分である。しかしながら、放出率が大きく変動する場合には、過渡的に高い放出率と好ましくない環境状況との複合効果を考慮することが、ときには重要となるであろう。この問題については後に議論する。

(48) 事実、平衡を仮定してよいならば、系の応答は、付録1の1.31項から1.33項で証明されるように、簡単な代数方程式によって表される。この数学的方式を適用するために、ブロックダイアグラムの各コンパートメントを濃度と対応づけ、各矢印を濃縮係数と対応づける。次に、各供給側コンパートメントの濃度を該当する濃縮係数とかけ合わせ、対象としている受容側コンパートメントに寄与するすべての供給側コンパートメントについて和をとることによって、各々の濃度が計算されよう。まず、計画された放出率を用いて、環境の主要な媒体、通常は空気あるいは水の中の放射性物質の定常状態の濃度を推定する。沈着または堆積によるその媒体中での希釈または除去を含む過程が、この段階で考察される。次の段階では、人が摂取しまたは利用する空気、水および/または食物のその媒体に対する濃縮係数を推定する。その媒体を人が直接に消費したり、媒体から直接に被曝したりするような場合に適用される濃縮係数の値は1となる。得られた濃度は、公衆の構成員によるこの物質の摂

(28)

取率および公衆がこの媒体または物質にさらされる期間と結びつけることができ、放射性物質の年摂取量および放射性物質にさらされることによって受ける年線量の推定値が得られる。これらの値は、委員会の勧告する該当する線量限度と比較することができる。

(49) この手法は、決定的となりうるどんな経路にも適用可能である。決定経路にはなりそうにない他の経路は、ときには、否定的な論証により取り除くことができる。すなわち、同じ基本的計算が適用されるが、それは二次的な経路がその重要性において決定経路と同等となるにはどのくらいの年摂取量あるいは被曝期間を要するかを決めるために用いられる。必要とされる摂取量あるいは被曝期間がほとんど非現実的なほど大きければ、その経路はそれ以上考察しなくてよい。

(50) 簡単な算術を用いたこの段階的なやり方は、提案された放出から起こると思われる線量を推定するにはしばしば十分であろう。それは、数多くの分野の専門家の密接な協力とかなりの判断とを必要とするが、とくに複雑な評価法ではない。CF法は、その適用を示すために、1.5項から1.17項における3つの仮想的な計算例を含めて、付録1にもっと詳しく記述されている。

(51) 放出率が一樣でない場合の問題 付録1のCF法の仮想的な例のうちの2つにおいて示された計算方法は、一樣な放出率とそれに由来する公衆の個々の構成員に対する長期的平均線量とを関連づけている。しかしながら、放射性物質の放出は運転の関係で一樣ではないこともあり、この場合、一樣な放出率に基づく計算を無効とすることなく、一樣でない放出率を平均することができる期間を決めることが必要になる。このような場合、期間の選択は、放出のやり方と環境の特性とに依存したものとなるであろう。(ただし、1.25項を参照)。

(52) 短期放出に関する線量予測 放射性物質の短期放出によって生ずる線量の予測は、線量預託のみが必要とされる特殊な場合における長期放出につ

いての線量予測と似ている。一般に、もし Φ という年間放出に対して平衡状態での年摂取量または年線量 D がわかっているならば、平均的な環境条件における1回放出 Φ は、 D に等しい全摂取量または線量預託を与えることになる。付録1の1.15項と1.16項では、この点について数値例を用いて説明している。

(53) ある短期放出から期待される線量を予測するうえで、実際の放出時に存在する異なった(すなわち、平均的でない)拡散と再濃縮係数との値の幅を用いて、平均的な状態にあてはまる関係を修正することが適切であろう。こうして求められた予測値の幅は、計画放出のタイミングを選択する指針を与えるであろう。非計画放出については、この幅は起こりうる影響の幅についての目安を与え、またもしこれらの諸条件のいろいろな組合せの確率が推定できるならば、いろいろな結果の起こりやすさの目安も与えることになる。概念化された系の応答の堅固度解析(以下に記述する)は、この手法の承認しうる形式的拡張であり、計画放出にも非計画放出にも適用することができる。

(54) 数少ない状況(たとえば、線量が潜在的可能性として高く、その対策が考慮されているとき)においては、全摂取量または全線量預託だけでは、意志決定にとって不十分であり、時間の関数としての摂取率または線量率に関する情報がさらに必要である。この情報は、環境の諸過程が進行する速さに関するデータが存在する場合にしか得ることができない。

(55) システム解析(SA)法 線量予測のシステム解析法は、特定の環境における放射性核種の動的挙動を、互いに連結した1組のコンパートメントでモデル化して、これらコンパートメント間の放射性物質の時間的な移動を微分方程式で記述することである。厳密に言えば、このSA解析は実際の系のカイネティックスを概念的に近似したものである。この制限の範囲で、SA法は、すべての種類の放出(単一、間欠、連続、あるいはこれらの任意の組合せ)について、平衡状態にない環境状況でのいろいろな値を時間の関数として与え

るものである。3つの仮想的な状況が付録1の1.18項から1.30項までで考察され、SA法が環境への放出の評価にいかん適用されるかを説明している。

(56) 計算上の取り扱いやすさのため、環境放射能の輸送の記述に適用されているシステム解析の手法は、ほとんど線型系と制御工学の数学から採用されてきた。しかしながら、55項で記述したように、線型モデルは現実の系のカイネティックスの抽象化された概念的近似にすぎない。現実には、たとえこれらが事実一次のカイネティックスであったとしても、これらカイネティックスは気象条件の短期的および季節的変動と、生物の生長と消滅に伴って、時間とともに連続的に変動するであろうし、同様に、放出点からの距離と方位による変動もありうる。それゆえ、もっとも現実的な数学的モデルは、時間と位置の両方の関数として変動する係数をもった偏微分方程式の系として数式化されるものであろう。

(57) しかしながら、実際には、時間的、空間的な離散化を行うことによって、線型近似を使えるようにすることが可能であろう。すなわち、空間的には考察している全地域を、放射能の源との関連で、その内部では一様な移行カイネティックスをそれぞれがもつとみなせるようないくつかの部分領域に分割できよう。また時間的には、ある期間の中で連続的に変動する入力および移行率をその期間内の平均で合理的に置きかえうるような、1週間とか1月間といった期間を特定することができよう。いろいろな部分領域は、たとえば川の流れとか牛乳、肉および食用作物の出荷によって、放射性物質が1つの経路から他の経路に移行するのに従って互いに結合するであろう。次に、このような時間間隔の任意のものについての第一次近似として、モデル全体のカイネティックスは、定数の係数をもつ線型一次常微分方程式で表される部分領域の結合した系として形式化されよう。最後に、カイネティックスがその中では不変とみなせるような時間間隔の一連についての数式化は、それらを順々に結合することによって季節変動を記述することが可能であろう。空間と時間の離散化は、付

録2の2つの仮想例で数学的に論じられ、数値的に説明されている。この、より一般化した枠組の中では、付録1のそれぞれの説明は、これを単一の孤立した部分領域に関連するものとみることができよう。

(58) 最も簡単な一次のカイネティックスの表現では、流入または流出の各項は、速度定数と供給側コンパートメント中の物質の量または濃度との積として表される。これに対応する一連の線型一次微分方程式の解析解は、速度定数行列の固有値と固有ベクトルを含む指数級数という形で得られる。しかし、速度定数が時間依存あるいは濃度依存の関数で置き換えられる場合のように、個々の移行についての表現がより現実的になると、一般には解析解は存在しない。そのため、時間的な挙動を模擬するために数値解法が必要となる。これらの方法は膨大な計算を必要とするので、モデルの最も有用な形式は、計算機コードで書かれた算法となる。

(59) システム方程式の記述 SA法を適用するうえで主要なステップは、システム方程式を書きくだすことである。ひとたびブロックダイアグラムが完成すれば、形式的にはこれはほとんど自動的にすすめることができる。各コンパートメント中の放射性核種の含有量の変化率は、(付録1の1.21項の式1.10から式1.21のように)式1.10の $\Delta_i v X_i$ のような強制項によって規定される瞬間的な、外部からの入力プラス他のコンパートメントからの入力移行と、放射性崩壊および他のコンパートメントおよび系外への流出移行の両方に起因する損失との差に形式的に等しいとされる。

(60) 最も一般的には、放射性崩壊と系外への排出による減少ばかりでなく m 個の全コンパートメント相互間の放射性核種の移行を伴うシステムは、それぞれが1つの強制項と m 個の移行の速度係数からなる m 個の連立微分方程式の系によって規定されるであろう。これら m^2 個の移行係数の集合は、種類のコンパートメントに関する減少率を対角成分とする $m \times m$ の行列の形に配列されよう。少なくとも放射性崩壊率だけは、それぞれのコンパートメント

(32)

について規定されなければならないので、この行列のすべての対角要素は負でなければならない。逆に、非対角要素は、増加に対応したものである（すなわち、行列の i 番目の行と j 番目の列 ($i \neq j$) の要素が、コンパートメント j からコンパートメント i への流入率を表す）、これらは負であってはならない。もちろん、先の 40 項で注意したように、実際には移行経路が各々のコンパートメントと他のすべてのコンパートメントの間に物理的に存在するとはかぎらず、ブロックダイアグラムに明らかに示されている移行に対応した係数のみがゼロでない値となる。このようにして、付録 1 の式 1.10 から式 1.21 の 12 コンパートメントモデルにおいて、ゼロでない移行係数は 144 でなく、わずか 32 である。一方、このような記号で書かれた一般形式を数値化していくとき、いくつかの注意をしなければならない。これらは、すでに 38 項で加えた考察があてはまるいろいろの速度係数の確定の可能性だけでなく、それらの次元と時間不変性とも関連したものである。

(61) 58 項において注意したように、基本的な一次のカイネティックスのパラメータは、それぞれの供給側コンパートメントにその時点で存在する全量のうちの無次元の割合（速度定数）として表された放射性核種量の移行率を規定している。一方、線量の子測と比較を行うには、コンパートメントの面積、質量または体積の単位あたりの放射性核種の濃度を必要とする。崩壊あるいは移動による割合で表した減少率は、放射性核種の量で表しても、あるいは濃度で表しても明らかに同じである。しかしながら、受容側コンパートメント (i) の濃度の増加を、その時点での供給側コンパートメント (j) の濃度を用いて表すためには、対応するシステム方程式の移行係数 τ_{ij} は、コンパートメントの大きさの比を（逆数として）反映するよう適当に尺度の調整をしなければならない。これは、たとえば牧草の $\mu\text{Ci}/\text{m}^2$ からミルクの $\mu\text{Ci}/\text{l}$ への変換の場合のように、尺度調整された τ_{ij} は、一般的にはもはや単位時間あたりの無次元の割合ではなくなり、負でない任意の値をとることができる。しかし、減少

率はいつでも 0 から -1 の範囲の分数によって表される。

(62) 57 項において、移行係数が時間に依存する可能性と、このような状況のもとでは各時間間隔の中では、容認しがたいほどの不正確さを伴うことなく時間的に一定なカイネティックスが仮定できるような間隔を連続させて時間を離散化することにより、線型システム方程式のもつ有利な使いやすさを維持できることを述べた。その最も簡単な形での離散化の例は、毎年の農作物の生育期と非生育期の間の区別である。(以下の付録 1, 1.22 項および付録 2 に例示されている。) 特定の移行過程の季節的な加速、減速あるいは不活性化があるため、時間に依存する移行係数が必要とされるであろう。これらはまた、上述の尺度調整における係数の修正を通じて、たとえば湖の水量の変化とか作物のバイオマスの増減などによる、異なるカイネティックコンパートメントの大きさの比の変化の結果であることもあろう。ただし、ある種の牧草地の場合には、牧草の成長と草を食むことによる減少がちょうどつり合うため、バイオマスは一定と仮定してよいであろう。

(63) モデルの現実性が増すと、基本的な線型の記述も修正されて、個々の移行は非線型関係として表され、速度定数は温度および降雨のような環境パラメータに依存する変数となる。モデルを現実の世界により近づけるために設定される時間的遅れ、ランダム変数およびその他の要素は、基本的なやり方への単純な追加である。こうすれば、解析と改善の最終産物である計算機コードは、複雑な被曝経路と食物連鎖とを経て人に至る放射性核種の動きを十分に近似することができる。基本的数式化には柔軟性があるので、事故時(短期的)および平常時(長期的)の両方の放出について模擬することができる。その地域における他の原子力施設あるいは、他の汚染の影響を模擬する項も必要に応じて開発して付加することができる。

モデルの応答を解析すること

(64) **パラメータ感度** CF法を用いてもSA法を用いても、パラメータ値の不確かさについてある考察をしなければならない。モデルの数式化を改善する各段階で、付録1の1.10項から1.14項、1.23項、1.24項、および付録2の2.35項に示したものに対応した感度解析および堅固度解析を行うべきである。最初に、はじめに選ばれた経路に関する予備的なデータに感度解析手法を適用した結果として、さまざまな被曝経路の相対的重要性を推測する（そして決定経路または重要な経路を同定する）ことができる。こうして、現実の系中のどの特定経路につき実験的研究を行うべきかの合理的な優先順位を決めうるであろう。環境の移行係数または移行関数を決定するために必要な正確さも、感度解析手法からの結果に暗に含まれる。ある種のパラメータの数値は通常、系の応答にほとんど影響しないことを、感度解析で示すことができるのに対し、他のパラメータは、たとえそれらがわずかしか変動しなくてもその状況に劇的な効果を与える。これら後者のパラメータはよりよい正確さと精密さ——それらが決定被曝経路の支配的因子であるために、感度解析の結果とつり合いのとれた正確さと精密さ——で測定されなければならないであろう。

(65) **線量予測の堅固度** 先に述べた感度解析は、線量予測において個々のパラメータ値がそれぞれどのくらい決定的かということに関心があるのに対し、付録1の1.12項から1.14項に示すように堅固度解析は、すべてのパラメータをひっくるめて懸念される不精密さから線量予測が受ける影響の受けやすさの程度を定量化しようとするものである。定量的な指標として指標R(1.12項で定義)を採用すると、 ^{131}I の場合について、ひかえ目に計算された平均値 $\langle R \rangle$ は0.5程度(表1.19に示すように)となり、線量予測上の固有の不確かさの幅は $1/\langle R \rangle$ 、この例では2倍程度と予想されると推論できよう。それから、この程度の不確かさを適切に考慮に加えたとしても、予測された線量が規定された限度の明らかに上であるか下であるかを判定できるかもしれない。あるいは

はまた、こうして導かれた予測線量の予想範囲が規定された限度を含むかもしれない。この場合には、予測線量がそれに対して非常に敏感であるとわかったカイネティックパラメータをもっと正確に決定するまでは、結論を保留する必要性が指摘される。これらの考察は、以下に記述する線量予測に基づく意志決定過程への論理的な基盤を与える。パラメータがよりよく決められるにつれて、堅固度の計算における予測される不確かさの幅はもちろん次第に減り、それに対応して予測線量の堅固度は増す。付録1において、慎重な最初のやり方として用いたパラメータ値のひかえ目な一様分布の代わりに、単一モードのガウス型分布を用いることが正当化されるようになると、このことはなおいっそうそうなるであろう。

D. 意志決定における線量予測の使用

計画放出の場合

(66) 操業前評価の目的のうちの1つは、計画を変更することがまだ可能な計画の初期の段階に、委員会の線量制限体系に合致するようにすることに役立つことである。この体系の一部をなす公衆の構成員に関する線量限度は、自然バックグラウンドおよび医療被曝を除くすべての放射線の源に適用される。したがって、前節および付録で示唆した方法を用い、問題とする提案された放出以外の放射線の源も考慮に加えて決定グループが受ける可能性のある被曝を確定すべきである。もし、この提案された放出による予測年線量または予測線量預託が線量限度の大きい割合、たとえば約10%を超えそうであれば、各国当局または地域当局は、将来の予定を無意識に先取りすることを避けるために、線量限度を種々の被曝源に割当てることを考慮することが必要であろう。もし、提案された放出による決定グループの予測年線量または予測線量預託が線量限

(36)

度の1%程度を超えないならば、この寄与は小さいとみなしてよく、そのときは決定グループという概念の重要性は減ることになる。各国当局は、これら小さい線量の全体としての寄与を検討しておくべきであり、また、決定グループ以外のグループは数が多いであろうから、これらグループの線量にも留意すべきである。これら決定グループあるいは非決定グループの大きさは、公衆の個々の構成員にあてはまる基本線量限度に影響を及ぼすことはないが、すべての被曝を「経済的および社会的な考慮を加えながら、合理的に達成できるかぎり低く」保つという要請に合致するように線量の低減を達成するための努力には影響を及ぼすであろう。

(67) 放射性物質の環境への放出に関する意志決定にさいして重要な1組の基本的量がある。この1組とは、放射性物質の環境への放出率、環境媒体（生物媒体および無生物媒体）中における放射性物質の濃度、それに由来する個人の放射性物質の摂取量、およびこれによってこれら個人が受ける線量、である。この報告書の諸方法（C節および付録1,2）を用いて、委員会が勧告する線量限度をこれらの諸量の各々に関係づけ、これらすべてについて制限値を与えることが可能である。しかし、地方当局あるいは各国当局は、さらに厳しい限度を設定することを望むことがある。このことは、線量限度に対し、したがってこれら関連する諸量に対しても、任意の低減係数を適用することにより、もっと適切には最適化の体系によって、実施できよう。

(68) 最適化の過程では、損害というもう1つの量に関する考察が要求され、その過程は *ICRP Publication 22*⁸⁾ および *26*⁹⁾ である程度詳しく議論されている。原則的には、まず初めに、放出をもたらす行為が社会に与える利益を評価することが必要である。そして、正味の利益がプラスの場合にのみその行為を許すことは正当とされる。いったんこのことが確立されれば、次に、放出に起因する損害の可能な低減とこの低減に要する費用との間のバランスを考察することが必要である⁸⁾。このことを効果的に行うためには、損害とこれ

を低減するための費用とを比較可能な量で表現する必要があり、両者とも経済的不利益ばかりでなく、社会的不利益も含むべきである。次に、それ以上の低減を達成するための費用が、それと同じ単位で表現された損害の低減よりも大きくなるように、放出のレベルを調整することを意図すべきである。そうすれば、それ以上のいかなる放出低減も社会への利益の正味の減少をもたらすことを意味することになり、バランスするこの点は、線量を「経済的および社会的考慮を加えながら、合理的に達成できるかぎり低く」保つという委員会の勧告に合致する点ということができる。実際には、この過程においては、ある程度の近似と非定量的な諸因子に経済的な意味を任意的に割当てることが必要となる。

(69) 最適化のこの過程は放射性物質を環境へ放出するに先立って適用される。そして、ひとたび操業が開始されれば、放出が認定放出限度を満足していることを確認するためのモニタリングプログラムを実施することが必要である。またときには、線量予測を改善するための環境モニタリングプログラムを実施することも必要であろう⁹⁾。

(70) 上に記述した諸関係は、委員会の勧告する限度に直結する環境への年間放出の誘導限度という概念に導く。環境の同一部分へ複数の放出があるようないくつかの場合には、その部分への年間放出の全量についての誘導限度を定義すると多分好都合であろう。この概念は、数か国を通して流れる河川に関してはとくに重要であろう。線量低減の過程および最適化の過程からは、それに対応する諸量、すなわち認定放出限度と環境の1つの部分への全量についての認定放出限度が導かれるであろう。種々の要因（主として社会的、経済的および政治的な）が認定限度の選定に及ぼす影響の判断は国により異なるが、しかしほとんどすべての実際例においては、環境の1つの部分への認定された放出の合計を、その部分への全放出率の制限値を十分下回るように維持することが可能であるというのが、大かたの合意である。認定された放出の合計が制限値

の数%を超えることはきわめてまれである。

(71) 年間放出量が、年間放出の誘導限度に比較して小さい(数%)場合には、認定放出限度を決める詳細な方法にはたいした重要性はない。年間放出限度から誘導される値に任意の安全係数を乗じて決める方法がときにとられる。別の状況のもとでは、規制当局と工場管理者または運転管理者との間で話し合い、施設ごとまたは運転ごとに異なる値を協定する方がいっそう好ましい方法であろう。もし、計画された放出率が年間放出の誘導限度に近いならば、この後者のやり方は不可欠なものとなる。放出限度の最終的な選択に至るさいに、国と地域による差が、経済的、社会的、政治的要因に対する重点の置き方に大きく影響すると思われる。それにもかかわらず、C章で議論され付録1および2で例示されている種類のモデルに基づく線量予測は、放射性物質の環境への放出に関する決定を行うさいの重要な部分であると、委員会は勧告する。

(72) どちらのやり方においても、次の2つの段階で研究が行われることがたいへん望ましい。第一の段階では、放出と環境中におけるその挙動および環境の利用のされ方に関する科学的な研究を扱うべきである。そのような研究から、年間放出の誘導限度の推定値を出すことが可能となる。次に第二の段階では、経済的、社会的および政治的要因に関する考察が含まれるが、その必要の程度は必然的に判断の問題であろう。

計画的短期放出の制限

(73) 計画的短期放出に対しては、正当化と最適化の過程が適切である。さらに、そして最低の必要条件として、ある計画された短期放出から決定グループが受ける線量預託を、1年間の行為に由来する線量預託が委員会の勧告する年線量限度を超えないように制限することが必要である。各国当局は、この要請を修正することが適切であることを見出すことがあろう。

非計画的短期放出の扱い

(74) 著しい量の放射性物質の非計画的短期放出はまれである。少量の放出をもたらすような小さいがしかし頻度のもっと高い異常は、通常は計画放出のプログラムの一部として処理することができる。委員会が勧告する線量限度を超える線量または線量預託をもたらすほどの大きな非計画的放出の可能性があれば、何らかの形のあらかじめ計画された緊急時対策が必要である。これらには、*ICRP Publication 7*⁹⁾ で議論されている緊急時モニタリングプログラムの立案、以下の図 1.6—1.13 および図 2.4 で例示するような食物連鎖中の濃度と線量との予測時間経過の優先計算処理に関する事前準備、および必要になりそうないかなる対策も実施可能な組織上の準備を含めるべきである。これらの対策の立案にあたっては、対策の選択および対策の適用限界の明確化に役立てるために、線量または環境汚染レベルの形での介入レベルを確立することがたいへん望ましい。どんな対策をとるかの選択は、予測された線量または線量預託に対応するリスクと、対策に伴って生じるリスクおよび恐慌とのバランスに依存するであろうから、1組の値を用意するだけでは足りない。しかし、指針としてある値を準備しなければ、緊急時対策実施者に委員会の勧告する線量限度内で作業を実施するという大きな負担をかけることになる。これら線量限度は、毎年繰り返される被曝に対して適切と考えられるが、緊急時に直接に適用するには多分あまりにも厳しいであろう。それにもかかわらず、リスクをほとんど伴わない簡単な対策によって勧告された線量限度以内に線量を十分保ちうる場合には、もし実施可能ならばこれらの線量限度を適用すべきである。

原子力施設の立地の放射線防護的側面

(75) 放射性物質の環境への放出に先立つ原子力施設の立地および初期の計画段階において、放出率および放出量と公衆の構成員に対する線量率および線量との関係を予測するために、情報が収集され、環境モデルが数式化される。

(40)

これらの関係は施設の環境に依存し、ある環境では、単位量の放出当たりの個人線量あるいは集団線量は他の環境におけるものよりずっと小さいであろう。その場合、このような敷地の固有の有利性を、施設の敷地選定に影響する多くの他の工学的、管理的および社会的面の中に含まなければならないであろう。

(76) 放射性廃棄物処理の工学の現状から放射性物質の計画放出が敷地選定に決定的な影響をもつのは少数の場合だけであるといえる。決定的な影響がある場合でも、その原因は、公衆の構成員に対する予測線量の放射線学的意味にあるよりも、むしろ対公衆関係の意味にある方が多い。重大な核的事故における大量の放射性物質の事故放出の可能性は、動力炉、さらには再処理施設および高放射能再処理廃棄物貯蔵施設の敷地の最終的選定において、現在なお重要な要因となっている。しかしこのような場合においても、もっとも重要なものは通常、施設から数 10 km の範囲内の環境汚染レベルと人口分布である。

E. 用語の説明

(77) この報告書で使用されている用語のほとんどは一般的な意味で用いられている。しかし、意味を明確にするために以下に若干の説明をする。

短期放出 (Acute Release)

1 回の事象または短期間の一連の事象に関連する、放射性物質の環境中への短期 (1 年に比べて短い期間) の放出。

認定放出限度 (Authorized Release Limit)

責任当局あるいは事業所の管理者により設定され、限定された状況にのみ適用される放出限度。

基本限度 (Basic Limits)

委員会の勧告する線量限度、および年摂取限度のような補助限度。

長期放出 (Chronic Release)

基本的には連続ではあるが、しかし日ごとあるいは年ごとの変動はあるかもしれない放射性物質の環境中への放出。

集団線量 (Collective Dose)

決定グループあるいは決定集団内の個人線量の分布のそのグループあるいは集団にわたる積分。

集団線量預託 (Collective Dose Commitment)

特定の集団の大きさと、着目する器官または組織の線量率のその集団における平均値との積の無限時間積分。

コンパートメント化 (Compartmentalization)

考察する実際の生態系あるいは生物系を、仮想的な均質かつ別個の部分系すなわちコンパートメントの集合で模擬する、系の簡単化。

濃縮係数法 (Concentration Factor Method)

人まで続いており、最終的に人の器官または組織中に放射性核種の蓄積をもたらす、被曝経路を通じての時間に依存しない放射性核種の動きを予測するための数学的手法。

概念化 (Conceptualization)

実際の生態系あるいは生物系を1つの数学的モデルにより表現する合理的な過程。

誘導限度 (Derived Limits)

基本限度が設定されている量以外の量と関連し、その状況のある決められたモデルによって基本限度と関連づけられている実用上の限度。誘導限度は、たとえば環境への放出率、環境物質または食品の汚染のような諸量について設定されうる。誘導限度と基本限度の関連づけの精度は誘導に使用されたモデルの現実性に依存する。

離散化 (Discretization)

(42)

考察している変数を空間および／または時間の小さい範囲にわたって一定とみなして扱う数学的近似。

線量当量 (Dose Equivalent)

Publication 26⁵⁾ に与えられている修正係数 Q および N により荷重された吸収線量。線量当量は吸収線量よりも放射線被曝のいっそう重要な有害効果とよりよく関連づけるよう意図されたものである。

線量預託 (Dose Commitment)

着目する器官または組織の線量率の特定の集団における平均値の無限時間積分。被曝集団の人数は必ずしも一定でなくてよい。

線量限度 (Dose Limits)

委員会の線量当量の限度。

正当化 (Justification)

いかなる行為も、その行為の導入がプラスの正味の利益を生じないかぎり採用してはならないということを確実にするために用いられる手法。

モデル (Model)

生態系あるいは生物系の数学的抽象化。ときにはその系のカイネティックパラメータの特定の数値を含む。

最適化 (Optimization)

放射性物質の環境への放出に先立って適用され、被曝を経済的および社会的な要因を考慮に加えて、合理的に達成できるかぎり低く保つことを目的として、微分費用-利益解析に基づいて放射線防護を最適化する過程。

計画放出 (Planned Release)

認定放出限度に従った放射性物質の環境への意図的な放出 (たとえば気体・液体の放出)。

堅固度 (Robustness)

個人または集団の予測線量あるいは予測線量預託が、生態系モデルあるい

は生物系モデルのすべてのパラメータの不確かさが組み合わさることにより影響される程度。

感度 (Sensitivity)

個人または集団の予測線量あるいは予測線量預託が、生態系モデルあるいは生物系モデルの個々のパラメータの不確かさにより影響される程度。

システム解析法 (Systems Analysis Method)

人にまで続いており、最終的に人の器官または組織に放射性核種の蓄積をもたらす、被曝経路を通じての時間に依存する放射性核種の動きを予測するための数学的手法。

移行 (Transfer)

1つの環境媒体から他の環境媒体への（たとえば空気から草への）放射性核種の動き。

移動 (Translocation)

移行機構あるいは輸送機構による、また人の産業活動あるいは農業活動による、放射性核種の動きを表す包括的な用語。

輸送 (Transport)

単一の環境媒体内における放射性核種の動き、たとえば大気拡散。

非計画放出 (Unplanned Release)

放射性物質の環境への事故的放出。

文 献

- 1) *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26 (1977), Section B, Paragraph (12).*
- 2) *Report of Committee 4 on Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials, ICRP Publication 7 (1965), Sec-*

- tion A, Paragraphs (1)-(8), pp.1-2.
- 3) *ICRP Publication 26*, Section E, Paragraphs (119)-(120).
 - 4) Report of Committee 4 on *Implications of Commission Recommendations that Doses be kept as Low as Readily Achievable*, *ICRP Publication 22* (1973), Section D, Paragraph (21), p.8.
 - 5) Report of the United Nations Scientific Committee on *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, *UNSCEAR*, Report to the 1977 General Assembly with Annexes, p.29, United Nations Publication No. E.77. X.1 (1977).
 - 6) *ICRP Publication 26*, Section E, Paragraph (68), p.14.
 - 7) *ICRP Publication 26*, Section E, Paragraph (147), p.28.
 - 8) *ICRP Publication 22*, Appendix II, pp.13-15.
 - 9) *ICRP Publication 7*, Section D, Paragraphs (35)-(45), pp.8-9.

精 文

- 1) Recommendation of the International Commission on Radiological Protection, *ICRP Publication 26* (1977), Section B, Paragraph (12).
- 2) Report of Committee 4 on Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials, *ICRP Publication 7* (1958), Sec-

付 録 1

線量予測モデルの例示

A. 緒 言

(1.1) 輸送媒体(空気あるいは水)から環境系を経由して人の体内器官に達する放射性核種の動きを数学的にモデル化するためには、その環境系は概念化されなければならない。ごく一般的には、領域 A 内に含まれる問題とする環境系は、生態学的にはっきり異なった部分領域 A^β を占める部分系 β に分割できる。次に、任意のこのような部分系の中の食物連鎖が、人にいたる既知の経路と矛盾しないようなやり方でコンパートメント化される。各々の A^β の中に居住している集団は標準人の型および規準の食習慣により分類され、それぞれの標準人の型も概念的にコンパートメント化される。各々の A^β 内では、食物連鎖に関するものであれ、人に関するものであれ、放射能の入力および移動パラメータの変動は無視される。これら地域および集団の離散化はまったく任意的であるというわけではなく、環境の考察(気象学上および水文学上の考察を含む)によって導かれるであろう。付録2には、部分系のモデルがどう組み合わせられて1つの環境系全体のモデルとなりうるかが示されている。この付録1では部分系モデルそのものに焦点をしぼる。

(1.2) もっと明確にいうと、ここでの目的は部分系モデルを使って対応する線量を計算するための2つの方法、すなわち、濃縮係数(CF)法およびシステム解析(SA)法の利用を示すことである。これらの数式化は必然的に非常に簡略化された概念的抽象であるから、内的小および外的小の不正確さをもった線量

予測しかもたらさないものとみなさなければならない。ここで内的不正確さとは、使われるシステムパラメータの中にある不確かさにより生ずるものであり、外的不正確さとは、モデルの数式化それ自身における過度の単純化による欠陥により生ずるものである。前者については決めた通りの定量的評価がたやすくできる。それゆえ、移動パラメータの変動に対する線量予測の感度と堅固度についてのある種の数値的な吟味は、これら各方法の欠くことのできない部分と考えるべきである。感度解析は決定的なパラメータを選びだし、それによって不確かさを最も注意深く精査すべき個所が示唆される。堅固度解析は、すべてのパラメータを一緒にひっくるめた不正確さから懸念される予測線量の不確かさを算定する手段を提供する。

(1.3) 2つの標準人部分モデルが各々の例において食物連鎖部分モデルと組み合わされている。一つは0歳から4歳までの幼児のモデルであり、もう一つは25歳から34歳までの成人のモデルである。1組の食餌消費率が各々につき規定され、これらを使って個人の線量が計算される。集団線量はここでは計算されない。集団線量を計算するためには、食餌消費分布と標準人分布に関しての加算が入ってくる。この過程は付録2に示される。

(1.4) 最後に、ここに示す仮想事例は例示のためだけを意図したものであることを強調しておくべきである。ここで使われたパラメータの値と範囲が約40の文献^{1,2-45)}を調べた後得られたものであるという意味では、これらの事例は桁の点では現実的であるが、これらの報告値は、気候条件、土壌の種類、食用作物、牧草、および魚と動物の種類などが大きく異なった地域に関係しており、かつ、食習慣は国によって顕著に変わる。それゆえ、ここに示されている結果は決して特定サイトの値ではない。それらは、あるサイトに関する意志決定に同様のモデルを適用したときに得られると合理的に期待してよい情報の種類を示すことだけを意図している。ここで述べる諸例は、単一の組織(甲状腺)あるいは全身(軟組織)に対する線量が支配的であるような状況のみを取り扱

っている。もし中間的な線量分布となるならば、その結果の最終的適用は、*ICRP Publication 26*⁵⁰⁾ で展開されている諸原則に基づかなければならないであろう。

B. 濃縮係数法

(1.5) 算術的には濃縮係数 (CF) 法は、必要なパラメータが与えられれば簡単な乗算と加算よりも複雑なものは何も含まないので、非常に魅力的である。そのような簡単さはすべての時間依存性を無視することにより得られるものである。連続放出に関しては時間平均濃度だけが、短期放出に関しては時間積分濃度だけが、計算可能である。これらは、この付録の D 節に示されているように、より一般的なシステム解析 (SA) 法の特殊な場合である。この節では、 ^{131}I および ^{137}Cs の連続放出および短期放出のさいの、陸圏生態系および水圏生態系両方への移動についての数式化を含む 3 つの説明例を示す。

事例 1.1: 特定の仮想陸圏環境への ^{131}I の連続大気放出を仮定した例

注意: この事例におけるモデルと数値は説明の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(1.6) 多目的農業の部分領域は図 1.1 のブロックダイアグラムにより概念化される。この部分領域内で人の消費用として栽培される果実、野菜および穀類は、可食部が土壌表面の上にあるか下にあるかによって 2 つのコンパートメントにまとめられる。牛のえさとして栽培される飼料は「牧草」と書かれたコンパートメントに一括される。牛自体は、人の消費のための牛肉用であるか牛乳生産用であるかによって 2 つのコンパートメントに分けられる。豚または家畜といった他のすべての動物タンパク源は牛肉のコンパートメントに包含され

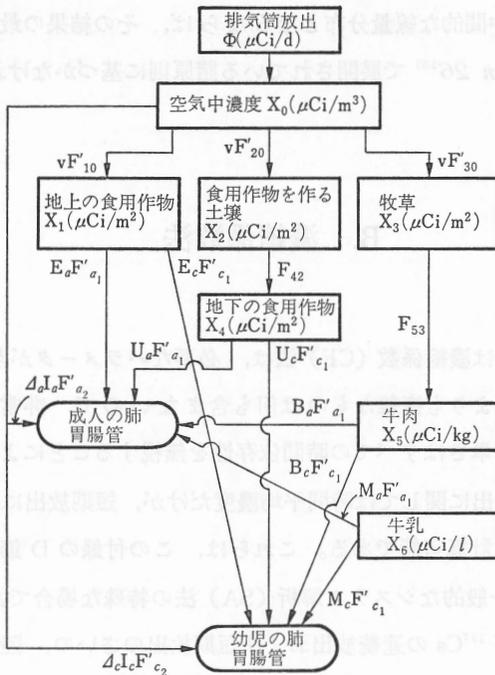


図 1.1 CF 法における陸圏の概念的なコンパートメント化。
 例示にすぎない [1.4 項参照]。

る。外的制限は、汚染された大気が放射能の唯一の源であるという仮定である。それゆえ、たとえば汚染された地下水の根からの取り込みは考慮されていない。2つの標準人部分モデルは図 1.2⁽⁶⁾ に示される構造をもつ。移動のパターンは矢印と濃縮係数の指定との両方で規定される。ここで用いた ^{131}I の食物連鎖に関する濃縮パラメータの推定値が表 1.1 に、標準の成人と標準の幼児に関する推定値が表 1.2 に、また年齢に依存する消費率が表 1.3 に示されている。

(1.7) 図 1.1 と 1.2 で導入された記号は付録 1 と 2 を通じて使われ、付録 2 では部分領域を示す上つき添字が加わるだけである。コンパートメントは番号を付けられ、その内容は記号 X_i により示される。人体コンパートメントの

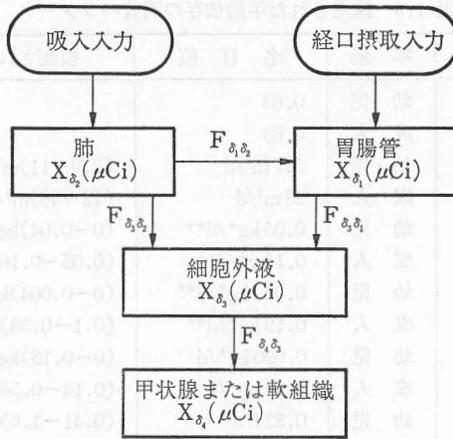


図 1.2 CF 法における人体の概念的なコンパートメント化。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.1 ^{131}I について一般的に適用される陸圏の濃縮パラメータ†

パラメータ	名目値	観測値の範囲
v	1.0 cm/s*	(0.1-5) cm/s
F'_{10}	1.4 d	(0.11-1.9) d
F'_{20}	9.9 d	(4-55) d
F_{42}	1.5×10^{-8}	$(1.2-2.1) \times 10^{-8}$
F'_{30}	1.3 d	(0.11-3.0) d
F_{53}	0.10 m ² /kg	(0.034-0.21) m ² /kg
F_{63}	0.38 m ² /l	(0.12-2.1) m ² /l

† 例示にすぎない [1.4 項参照]。

* v と F'_{10} , F'_{20} および F'_{30} の単位は、1 cm/s = 864 m/d の関係で結ばれている。

表 1.2 標準成人と標準幼児について採用された ^{131}I の濃縮パラメータ*

パラメータ	名目値
F'_{a_1}, F'_{c_1}	0.058 d
F'_{a_2}, F'_{c_2}	0.35 d
$F_{a_1 a_2}, F_{c_1 c_2}$	0.051
$F_{a_2 a_1}, F_{c_2 c_1}$	14
$F_{a_3 a_2}, F_{c_3 c_2}$	1.6
$F_{a_4 a_2}, F_{c_4 c_2}$	11

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.3 採用された年齢依存の消費パラメータ

パラメータ	年 齢	名 目 値	観測された範囲
A_c	幼 児	0.63	
A_a	成 人	0.63	
I_c	幼 児	$5.7 \text{ m}^3/\text{d}$	$(2.9-11) \text{ m}^3/\text{d}$
I_a	成 人	$23 \text{ m}^3/\text{d}$	$(12-46) \text{ m}^3/\text{d}$
E_c	幼 児	$0.03 \text{ kg}^+/\text{d}^{++}$	$(0-0.04) \text{ kg}^+/\text{d}^{++}$
E_a	成 人	$0.1 \text{ kg}^+/\text{d}^{++}$	$(0.05-0.16) \text{ kg}^+/\text{d}^{++}$
U_c	幼 児	$0.032 \text{ kg}^*/\text{d}^{**}$	$(0-0.064) \text{ kg}^*/\text{d}^{**}$
U_a	成 人	$0.19 \text{ kg}^*/\text{d}^{**}$	$(0.1-0.38) \text{ kg}^*/\text{d}^{**}$
B_c	幼 児	$0.090 \text{ kg}^+/\text{d}$	$(0-0.18) \text{ kg}^+/\text{d}$
B_a	成 人	$0.28 \text{ kg}^+/\text{d}$	$(0.14-0.56) \text{ kg}^+/\text{d}$
M_c	幼 児	$0.82 \text{ l}/\text{d}$	$(0.41-1.6) \text{ l}/\text{d}$
M_a	成 人	$0.36 \text{ l}/\text{d}$	$(0.18-0.72) \text{ l}/\text{d}$
P_c	幼 児	$0.0060 \text{ kg}^+/\text{d}$	$(0-0.018) \text{ kg}^+/\text{d}$
P_a	成 人	$0.025 \text{ kg}^+/\text{d}$	$(0-0.075) \text{ kg}^+/\text{d}$
L_c	幼 児	$0.75 \text{ l}/\text{d}$	$(0.4-1.5) \text{ l}/\text{d}$
L_a	成 人	$1.0 \text{ l}/\text{d}$	$(0.5-2.0) \text{ l}/\text{d}$

+ 湿重量

++ m^2/d に換算するには 0.7 倍し, 乾燥重量に換算するには 0.07 倍する。

* 乾燥重量

** m^2/d に換算するには 10 倍する。

注: この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

番号付けはさらに表示 δ により整理され, ここで $\delta=a$ は成人, $\delta=c$ は幼児である。このようなやり方によって標準人部分モデルをある食物連鎖から他に移しかえることができる。2 個の数字からなる下つき添字は右から左への移行を示す。たとえば F_{63} は牧草 (3) から牛乳 (6) への移行を示す。下つき添字が 1 個のときには, たとえば X_1 のようにあるコンパートメントを示すか, あるいは E_a, E_c におけるように標準人部分モデルを示す。加えて, 大気から人へ, 大気から食物連鎖へ, および食物連鎖から人への移行については, 従来認められてきた量を因子として用いているので, 沈着速度 v , 経口摂取率 E, U, B および M , 吸入率 I , および肺残留割合 A_δ ははっきりそれとわかる。

(1.8) $\Phi=1\text{ Ci/y}$ の大きさの ^{131}I の地上放出(排気筒の高さ $h=0$)があり、名目距離 $x=1,000\text{ m}$ のところに位置している部分領域 A^{θ} の方向へ卓越風に沿ってこれが移動すると仮定する。北半球温帯の“偏西風”地域の平均の気象条件を規定するために、典型的なデータ⁵⁴⁾(頻度分布 Ω_{pr})を用いる。この説明例およびこれに対応するシステム解析の説明例 1.4 の 1.19 項から 1.25 項では、空気中濃度 X_0 は、地形が許せば次式のセクター内平均ガウス型プルーム式によって満足な近似で計算される値が仮定される⁴⁷⁾：

$$X_0 = \sum_{p=1}^{n_p} \sum_{r=1}^{n_r} \left(\frac{8\sqrt{2}}{\pi^{3/2}} \right) \frac{\Omega_{pr}\Phi}{\sigma_{zp}u_r x} \exp\left(-\frac{h^2}{2\sigma_{zp}^2}\right) \quad (1.1)$$

これは、表 1.4 に示されるとおり、 $X_0=0.27\text{ pCi/m}^3$ を与える。理論的にはきわめて簡単ではあるが、このガウス型プルーム式は、垂直拡散パラメータ σ_{zp} (乱流指数 p) と風速 u_r (風速階級指数 r) との両方を規定することにより実用上かなりの適応性をもつことができる。しかし、任意の特定のサイトについては、物理的な状況を十分検討してその妥当性を評価すべきである。こうすることによって、たとえばもっと手のこんだストークス-ナビエ方程式によるべきことが示されることもあろう⁴⁸⁾。

表 1.4 ^{131}I の連続陸圏放出 (1Ci/y) を仮定：被曝経路のいろいろなコンパートメント中の予測濃度*

コンパートメント	予測濃度, X_i
空気 ($i=0$)	0.27 pCi/m^3
地上の食用作物 ($i=1$)	320 pCi/m^2
食用作物の下の表土 ($i=2$)	2300 pCi/m^2
地下の食用作物 ($i=4$)	$3.5 \times 10^{-5}\text{ pCi/m}^2$
牧草 ($i=3$)	310 pCi/m^2
牛肉 ($i=5$)	31 pCi/kg
牛乳 ($i=6$)	120 pCi/l

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

(1.9) 表 1.4 には、濃縮係数により計算された、対応する食物連鎖中の予測平均濃度も示されている。たとえば、牛乳中の濃度は次式で簡単に予測される：

(52)

$$X_6 = F_{63}(vF'_{30})X_0 = (0.38 \text{ m}^2/l)(864 \text{ m/d} \times 1.3 \text{ d})(0.27 \text{ pCi/m}^3) \\ = 120 \text{ pCi/l}$$

他の食物連鎖および人に関する値もまったく類似のやり方で得られ、たとえば成人の甲状腺における予測される絶対放射能は次のように与えられる：

$$X_{a,4} = F_{\delta_3\delta_1}\{F_{\delta_3\delta_1}F'_{a,1}[E_aF'_{10} + U_aF_{42}F'_{20} + (B_aF_{53} + M_aF_{63})F'_{30}] \\ + (F_{\delta_3\delta_1}F_{\delta_1\delta_2} + F_{\delta_3\delta_2})F'_{a,2}I_a\}X_0 \quad (1.2)$$

人に関する変数、濃度でなくてむしろ絶対放射能とそれらの年間積分値がもちろん基本的に大切なものである。なぜなら、さまざまな人体組織に与えられる線量率と線量に比例するのはこれらの量だからである。それらは表 1.5 に示されている。

表 1.5 ¹³¹I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定：人体内の予測放射能*

コンパートメント	成人		幼児	
	$X_{a,n}$ (pCi)の 予測値	$\int_0^{1y} X_{a,n} dt$ ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$)の 予測値	$X_{c,n}$ (pCi)の 予測値	$\int_0^{1y} X_{c,n} dt$ ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$)の 予測値
胃腸管 ($n=1$)	4.4	1.6×10^{-3}	6.3	2.3×10^{-3}
肺 ($n=2$)	1.4	4.9×10^{-4}	0.34	1.2×10^{-4}
細胞外液 ($n=3$)	63	0.023	88	0.032
甲状腺 ($n=4$)	700	0.25	970	0.36

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

(1.10) 感度は次のように定量化される：

$$S_{\delta_n}(F_{ij}) = \frac{F_{ij}}{D_{\delta_n}} \frac{\partial D_{\delta_n}}{\partial F_{ij}} \quad (1.3)$$

記号 $S_{\delta_n}(F_{ij})$ は、コンパートメント j から i への移行 F_{ij} が 1% 変化した結果生ずる、標準人 δ の身体器官 n に対する線量 D_{δ_n} の % 変化と解釈されよう。式 (1.3) は次式を意味する。

$$S_{\delta_n}(F_{ij}) = \frac{\sum_k D_{\delta_n}(k)}{D_{\delta_n}} \quad (1.4)$$

ここで、和は濃縮係数 F_{ij} を含むすべての経路 k についてとる。移行 F_{ij} に対する器官線量 $D_{\delta n}$ の感度は $S_{\delta n}(F_{ij})$ で定量化され、式 (1.4) によればこの感度は、簡単に、 F_{ij} を経由するすべての移行に由来する線量の全線量に占める割合であるということを示している。それゆえ、 $S_{\delta n}(F_{ij})$ がとりうる最大値はこの場合 1 である。〔式 (1.4)、したがってそれから導かれるすべての推論は、システム解析法についてはあてはまらない。〕

(1.11) 1 例として、パラメータ F'_{10} を通じての移行に対する成人の甲状腺線量の感度を考えてみる。線量はここでは放射能に比例し、 F'_{10} を含む経路は 1 つしか存在しないので

$$S_{a_4}(F'_{10}) = F_{a_4 a_3} F_{a_3 a_1} (E_a F'_{a_1}) (v F'_{10}) X_0 / X_{a_4} \quad (1.5)$$

となる。表 1.1, 1.2, 1.3, および 1.5 の値を使うと、感度は次の値となる。

$$\begin{aligned} S_{a_4}(F'_{10}) &= (11)(14)(0.7 \times 0.1 \text{ m}^2/\text{d} \times 0.058 \text{ d}) \\ &\quad \times (864 \text{ m/d} \times 1.4 \text{ d})(0.27 \text{ pCi/m}^3) / 700 \text{ pCi} \\ &= 0.29 \text{ (無次元)} \end{aligned} \quad (1.6)$$

同様にして決定された他のパラメータに対する甲状腺線量の感度が表 1.6 に示されている。沈着速度に対する感度がすべての例において実質上最大である。

表 1.6 陸圏の ^{131}I パラメータの変動に対する
予測甲状腺線量の感度*

パラメータ	感 度	
	成人 S_{a_4}	幼児 S_{c_4}
I_{δ}	0.0049	0.0087
v	0.95	0.99
F'_{10}, E_{δ}	0.29	0.063
$F'_{20}, F_{42}, U_{\delta}$	8.6×10^{-7}	1.0×10^{-7}
F'_{30}	0.66	0.93
F_{53}, B_{δ}	0.11	0.026
F_{63}, M_{δ}	0.55	0.90

* この結果は短期放出と連続放出の両事例について得られたものである。例示にすぎない [1.4 項参照]。

これは、図 1.1 および式 (1.2) に示されるように、パラメータ v がすべての経口摂取経路に共通であるだけでなく、これらの例においては、ある与えられた空气中濃度についてここでは非常に小さな重要性しかない吸入を除いて、パラメータ v が系への全入力を規定するからである。この結果は、33 項で示したように食物連鎖および人体のカイネティックコンパートメントへの入力を適切に決めることの基本的な重要性を定量的に示すものである。

(1.12) この感度の概念は、個々に考察されるモデルパラメータそのものに焦点を合わせたものである。これにより決定的なパラメータが同定され、対応する研究またはモニタリングの優先度が決められうる。他方、堅固度は、すべてのモデルパラメータの不正確さが重なって生ずる器官線量の不正確さを強調する。統計数学において堅固度という用語は、ある特定の方法からの推論が、その方法の基礎となっている正規性の仮定に対してもつ“弱さ”を示すのにしばしば使われる（たとえば Scheffe⁴⁹⁾ 参照）。この報告書においては、この用語はこれと関連した意味で、移動パラメータのそれら名目値からのずれ全体に対する予測線量の“弱さ”の程度を示すのに使われる。問題にしている数式化のパラメータ全体についての摂動の任意の特定の組 k に対する堅固度指数 $R_{\delta_n}(k)$ は、次のように定量化しうる。

$$R_{\delta_n}(k) = \min(D_{\delta_n}, D_{\delta_n}(k)) / \max(D_{\delta_n}, D_{\delta_n}(k)) \quad (1.7)$$

$R_{\delta_n}(k)$ はこのように定義されるので 0 から 1 の範囲にわたる値をとり、予測線量 $D_{\delta_n}(k)$ がパラメータの名目値あるいは平均値から求まる予測線量 D_{δ_n} に近づくにつれて増加する。

(1.13) 任意に規定された数式化の固有の内的堅固度を数値的に求める計算上のやり方は、各々の k に関して各々の構成パラメータ F_{ij} および v (システム解析法では τ_{ij} , A_i , v) の数値を独立でランダムに選択することにより一連の $D_{\delta_n}(k)$ とそれに対応する $R_{\delta_n}(k)$ を計算し、ついで $R_{\delta_n}(k)$ の集合をそれらの算術平均と 1 つ以上の選択された百分位数によってまとめることにある。

算術平均は $R_{ij}(k)$ の数学的期待の有限な統計的な推定値であり、それゆえ、この数式化された系に特有な固有の安定性の程度を測るものとみなされよう。百分位数は、少数の個々の例において懸念される、前述の予想堅固度からのものと極端なずれを示唆するであろう。このやり方を採用するにさいして、 F_{ij} のとりうる値は、各 F_{ij} の報告値の幅にわたって様に分布するという仮定を設けることが、2つの考察から示唆された。第一に、実験に基づく指針がないときには、この仮定は、名目値を選んでそれを中心とした正規分布のような単一モード分布を仮定するよりもひかえ目な計算を行う根拠を与える。第二に、実験のみに由来する不確かさがある場合に起こることであるが、報告された範囲が、単一モード分布では適切に描写できないかもしれない本当の変動とかサイト特有の相違を少なくとも部分的に反映している可能性を、この仮定は考慮に入れている。もちろん可能な場合にはいつでも、現実的な分布関数の方がひかえ目なものよりも望ましい。予測線量があらかじめ定められた限度のかなりな割合になる場合にはこのことはとくにそうである。もう1つの考慮すべきことはパラメータの独立性である。ここではすべてのモデルパラメータが独立であるとみなされる。しかしながら一般的には、最初に独立な量を同定し、分布関数をそれらに帰することが必要である。

(1.14) 表 1.19 にまとめられた結果* は次のことを示している。すなわち、このひかえ目な評価によってさえ、標準の幼児および標準の成人の両方についての予測器官線量は、使われたモデルの数式化に内在的な陸圏パラメータの不確かさに対してファクター 3 以内の堅固度であることが予期されるかもしれない。また、この表から、ファクター 10 を超える線量のくい違いを懸念しても無理のないのは、著しいパラメータの誤判断があるような少数 (25% 未満) の個々の事例においてのみであろうという示唆が得られる。表 1.5 で予測された

* 体内移行の変動は本書の検討対象外と考える。したがって、それらの量についての感度と堅固度とは、CF 法、SA 法のどちらの結果にも含まれていない。

(56)

0.36 ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$)/y の放射能に表 2.10 からの 0—4 歳児の変換係数 $D/Q=5.4$ rem/($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$) を適用して得られる $5.4\times 0.36=1.9$ rem/y という幼児の予測年間甲状腺線量に、このファクター 3 というここで得られた不確かさを適用するならば、モデルパラメータ中における固有の不正確さによる予測される不確かさの期待される範囲は 0.6—6 rem/y となる。次に、単位放出率とそれ由来する甲状腺に対する年線量との間のこの関係は、放出率の誘導限度を得るため国家当局により用いられることができる。この報告書の本文において論じたように、認定限度の設定には他の要素が入り込む。

事例 1.2: 特定の仮想陸圏環境への ^{131}I の短期大気放出を仮定した例

注意: この事例におけるモデルと数値は説明の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(1.15) ここでは、1 Ci の ^{131}I の短期地上放出が起こったと仮定する。大気中の輸送は、やや安定な大気状態を仮定したガウス型プルーム式によって決まる:

$$X_0 = \frac{\Phi}{\pi u \sigma_y \sigma_z} \quad (1.8)$$

前と同様、受容側部分領域 A^{β} は放出点から 1,000 m の距離に位置し、問題とする農業部分系を含んでいる。

(1.16) この環境系は事例 1.1 と同じく図 1.1 と 1.2 によって概念化される。もし、表 1.1, 1.2 および 1.3 に規定される諸パラメータを再び用いるならば、連続放出と短期放出の場合のただ 1 つの違いは、計算上後者では量それ自体ではなく積分量を用いるということだけである。たとえば、牛乳中の ^{131}I を考えると:

$$\begin{aligned} \int_0^{\infty} X_0 dt &= F_{63}(vF'_{30}) \int_0^{\infty} X_0 dt \\ &= (0.38 \text{ m}^2/\text{l})(864 \text{ m/d})(1.3 \text{ d})(3.0 \times 10^{-3} (\mu\text{Ci}\cdot\text{d})/\text{m}^3) \end{aligned}$$

$$=1.3(\mu\text{Ci}\cdot\text{d})/l \quad (1.9)$$

ここで、 $\int_0^{\infty} X_0 dt$ の値は短期放出の継続時間にわたって式 (1.8) を積分することにより得られる。他の積分量も同様の方法で決められる。このような方法で計算された食物連鎖に関する予測積分濃度が表 1.7 に、人体部分モデルに関する予測積分放射能が表 1.8 に示されている。式 (1.3) と (1.7) は定義

表 1.7 ^{131}I の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 被曝経路の
いろいろなコンパートメント中の予測濃度*

コンパートメント	$\int_0^{\infty} X_0 dt$ の予測値
空気 ($i=0$)	$3.0 \times 10^{-3} \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{m}^3$
地上の食用作物 ($i=1$)	$3.6 \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{m}^2$
食用作物の下の表土 ($i=2$)	$26 \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{m}^2$
地下の食用作物 ($i=4$)	$4.0 \times 10^{-7} \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{m}^2$
牧草 ($i=3$)	$3.4 \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{m}^2$
牛肉 ($i=5$)	$0.34 \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/\text{kg}$
牛乳 ($i=6$)	$1.3 \mu\text{Ci}\cdot\text{d}/l$

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.8 ^{131}I の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定:
人体内の予測積分放射能*

コンパートメント	$\int_0^{\infty} X_0 dt$ の予測値	
	成人 ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$)	幼児 ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$)
胃腸管 ($n=1$)	0.048	0.068
肺 ($n=2$)	0.015	0.0038
細胞外液 ($n=3$)	0.70	0.96
甲状腺 ($n=4$)	7.7	11

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

により線量の比を含み、また、濃縮係数は連続放出の場合のそれと同じであるから、感度と堅固度は事例 1.1 の場合の値と同じである。後にでてくる表 2.10 の D/Q 係数を積分甲状腺放射能に適用すると、次の予測線量が得られる: 幼児 (0—4 歳) では 60 rem, 成人 (25—34 歳) では 5 rem。単位量放出と甲状

腺線量の間のこの関係は、いろいろな大きさの放出が起こるであろう可能性の評価と合わせて、そのような放出を扱うための計画をプラント管理者と国家当局が作るさいの役に立つであろう。

事例 1.3: 特定の仮想水圏環境への ^{137}Cs の連続放出を仮定した例

注意: この事例におけるモデルと数値は説明の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(1.17) 前の 2 つの事例ではガウス型プルームモデルが大気中の輸送を例示するために用いられたが、ここでは対照的に、比較しうるような水文学的機構は何も示されない。汚染源は、単に一定の ^{137}Cs 汚染レベル (1 pCi/l) の水源 (図 1.3) として示される。これは、適切な水力学的モデル、沈積モデルおよ

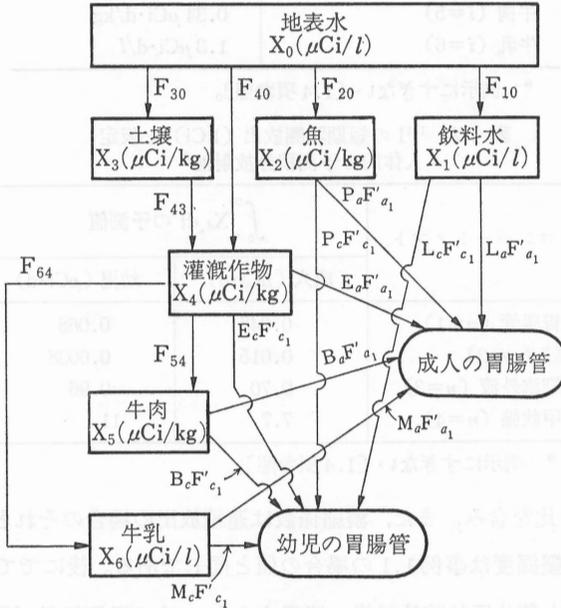


図 1.3 CF 法における水圏の概念的なコンパートメント化。例示にすぎない [1.4 項参照]。

び水質モデルによって特徴づけられる、河川、湖あるいは貯水池であってよい。図 1.3 で規定される以外の水系は、地下水、河口水および沿岸水の中の放射性核種の輸送に関する対応する数学的記述を必要とするかもしれない。しかしながら、先に 33 項で述べたように、ここでの目的は、すべてのそのような入力に共通な環境中の移行機構を示すことである。図 1.3 の汚染した水源は、放射性セシウムを前もって除くための処理をしないで灌漑、魚の生産、および人による直接の消費に使われると仮定する。人の代謝モデルは先の事例で用いたものと同じで、図 1.2 に示されたものである。また、先の 2 つの事例のよう

表 1.9 一般的に適用される ^{137}Cs についての水圏の濃縮パラメータ

パラメータ	名 目 値	観測された範囲
F_{10}	1	(0.1-1)
F_{20}	3000 l/kg ⁺	(120-22000)l/kg ⁺
F_{40}	1 l/kg*	(0.1-10)l/kg*
F_{30}	50 l/kg	(5-500)l/kg
F_{43}	3×10^{-2} kg/kg*	$(6 \times 10^{-4} - 4 \times 10^{-2})$ kg/kg*
F_{64}	0.08 kg*/l	(0.02-0.15)kg*/l
F_{54}	0.2 kg*/kg ⁺	(0.1-5)kg*/kg ⁺

+ 湿重量

* 乾燥重量

注：この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.10 標準成人と標準幼児について採用された ^{137}Cs の濃縮パラメータ*

パラメータ	名目値
F'_{a_1}, F'_{c_1}	0.058 d
F'_{a_2}, F'_{c_2}	0.36 d
$F_{a_1 a_2}, F_{c_1 c_2}$	0.051
$F_{a_3 a_1}, F_{c_3 c_1}$	5.0
$F_{a_3 a_2}, F_{c_3 c_2}$	0.55
$F_{c_4 c_3}$	90
$F_{a_4 a_3}$	490

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.11 ^{137}Cs の連続水圏放出 (1 pCi/l) を仮定: 被曝経路のいろいろなコンパートメント中の予測濃度

コンパートメント	予測濃度, X_i
表面水 ($i=0$)	1.0 pCi/l
飲料水 ($i=1$)	1.0 pCi/l
魚 ($i=2$)	3000 pCi/kg ⁺
土壌 ($i=3$)	50 pCi/kg
植生 ($i=4$)	2.5 pCi/kg [*]
牛肉 ($i=5$)	0.50 pCi/kg ⁺
牛乳 ($i=6$)	0.20 pCi/l

⁺ 湿重量

^{*} 乾燥重量

注: この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.12 ^{137}Cs の連続水圏放出 (1 pCi/l) を仮定: 人体の予測放射能*

コンパートメント	成人		幼児	
	X_{a_n} (pCi) の予測値	$\int_0^{1y} X_{a_n} dt$ ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$) の予測値	X_{c_n} (pCi) の予測値	$\int_0^{1y} X_{c_n} dt$ ($\mu\text{Ci}\cdot\text{d}$) の予測値
胃腸管 ($n=1$)	4.4	1.6×10^{-3}	1.1	4.0×10^{-4}
肺 ($n=2$)	0.0	0.0	0.0	0.0
細胞外液 ($n=3$)	22	8.1×10^{-3}	5.5	2.0×10^{-3}
軟組織 ($n=4$)	1.1×10^4	4.0	490	0.18

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.13 ^{137}Cs の水圏パラメータの変動に対する予測軟組織線量の感度*

パラメータ	感 度	
	成人, S_{a_i}	幼児, S_{c_i}
F_{30}, F_{43}	0.0001	0.0002
F_{40}	0.0001	0.0001
F_{δ}	0.0002	0.0003
F_{54}, B_{δ}	0.0020	0.0024
F_{64}, M_{δ}	0.0009	0.0086
F_{20}, P_{δ}	0.9836	0.9489
F_{10}, L_{δ}	0.0131	0.0395

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

に、部分領域 A^{β} に居住する人々のみを考え、他の部分領域 $A^{\beta*}$ からの食物の移行は考えない。(しかし、付録2の方法を用いてそのような移行も含ませることができるであろう。) 採用した濃縮パラメータとその報告値の幅が、表1.3, 1.9および1.10に示されている。推定上の食物連鎖濃度(表1.11)、感度(表1.13)および堅固度が、先に述べたようにして決められる。感度解析によって、幼児と成人の両方とも、魚の経路(F_{20} , P_9)が圧倒的に重要であることが指摘できる。適切なD/Q値(表2.10)と積分放射能(表1.12)から計算される予測年間軟組織線量は、幼児について0.3mrem/y, 成人について2mrem/yである。水中濃度と軟組織線量(実質的には全身線量)との関係は、誘導限度と認定限度を設定するさいに国家当局によって利用できる。

C. システム解析法

(1.18) CF法の主な長所の原因はまたその主な短所の原因でもある。時間に依存する挙動を無視することにより、計算上簡単な形式をとるが、時間的に変化する線量率が考察対象となる場合には、このことがこの方法を不適切なものとする原因ともなる。逆に、SA法^{52,53)}は時間に依存する挙動を予測するが、その代わり数学的にはやや複雑である。系のダイナミックスを特徴づける連立一次微分方程式を解かなくてはならず、一般的にはこれは計算機を用いて行わなければならない。この節の目的は、3つの例を用いてSA法の適用、すなわち入力パラメータ、微分方程式、および、内的感度と堅固度とを含めた結果を示すことである。用いた数学的解法の概括はD節に与えられる。

事例1.4: 特定の仮想陸圏環境への¹³¹Iの連続大気放出を仮定した例

注意: この事例に用いられたモデルと数値は、説明の目的にのみ用いられる

(62)

[1.4項参照]。

(1.19) この事例は、CF法の事例1.1に対応するSA法の事例である。年当たり1Ciの ^{131}I が一定の率で放出されたと仮定する。この放出物の一部はその後1.8項で述べたようにして、領域 A^{β} に輸送される。汚染した大気からの乾燥沈着は図1.4の食物連鎖をひき起こす。この食物連鎖は図1.5に示すような2つの標準人部分モデルと結合している。図1.4は、記号の違い以外に、主として土壤中の移行についてより多くの定義を含む点で図1.1とは異なっている。図1.5は、人からの排泄による移行に関して、CF法の該当する図(図1.2)よりも明確に示している。

(1.20) ここで用いた移行パラメータの名目値と、それらの報告値に幅があ

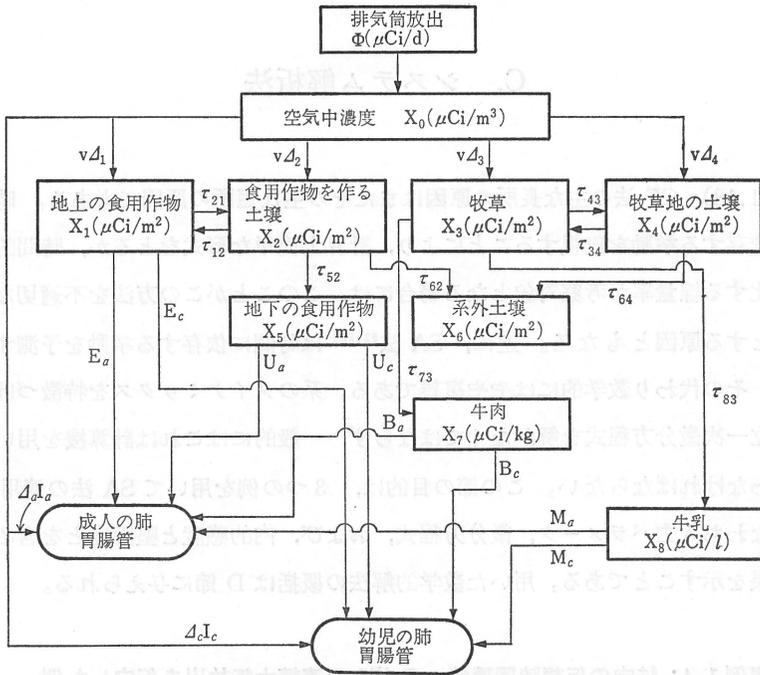


図 1.4 SA法における陸圏の概念的なコンパートメント化。

例示にすぎない [1.4項参照]。

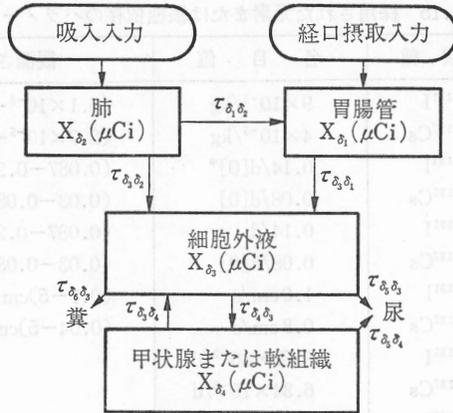


図 1.5 SA 法による概念的な人体のコンパートメント化。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.14 一般的に適用される移行パラメータ*

パラメータ	名 目 値	観測された範囲
τ_{12}	$6 \times 10^{-9}/d[0]^*$	$(8 \times 10^{-11} - 5 \times 10^{-7})/d$
τ_{52}	$6 \times 10^{-9}/d[0]$	$(8 \times 10^{-11} - 5 \times 10^{-7})/d$
τ_{62}	$10^{-4}/d$	$(0 - 10^{-4})/d$
V_h/D_c	$1.25 m^2/d$	$(0.15 - 4) m^2/d$
V_c/D_g	$100 m^2/d$	$(50 - 160) m^2/d$
f_L/L	$0.8 \times 10^{-2}/l$	$(0.4 \times 10^{-2} - 2.2 \times 10^{-2})/l$
τ_{34}	$8 \times 10^{-5}/d[0]$	$(2 \times 10^{-5} - 8 \times 10^{-1})/d$
τ_{64}	$10^{-4}/d$	$(0 - 10^{-4})/d$
Δ_1	$0.90[0]$	$(0.1 - 1)$
Δ_2	$0.10[1]$	$(0 - 0.9)$
Δ_3	$0.90[0]$	$(0.1 - 1)$
Δ_4	$0.10[1]$	$(0 - 0.9)$
A_c	$10^3 m^2$	
A_g	$10^4 m^2$	
τ_0	$0.00381/d$	
τ_m	$2.0/d$	
$\tau_{\delta_1 \delta_2}$	$17/d$	
$\tau_{\delta_1 \delta_3}$	$0.88/d$	
$\tau_{\delta_2 \delta_3}$	$1.9/d$	

+ 例示にすぎない [1.4 項参照]。

* []は休止期の値を示す。

表 1.15 採用された元素または核種依存のパラメータ*

パラメータ	核種	名目値	観測された範囲
f_b/M_b	^{131}I	$9 \times 10^{-5}/\text{kg}$	$(6.1 \times 10^{-5} - 12 \times 10^{-5})/\text{kg}$
f_b/M_b	^{137}Cs	$4 \times 10^{-5}/\text{kg}$	$(2.7 \times 10^{-5} - 5.3 \times 10^{-5})/\text{kg}$
τ_{21}	^{131}I	$0.14/\text{d}[0]^*$	$(0.087 - 0.23)/\text{d}$
τ_{21}	^{137}Cs	$0.08/\text{d}[0]$	$(0.03 - 0.08)/\text{d}$
τ_{43}	^{131}I	$0.14/\text{d}$	$(0.087 - 0.23)/\text{d}$
τ_{43}	^{137}Cs	$0.08/\text{d}[0]$	$(0.03 - 0.08)/\text{d}$
v	^{131}I	1.0 cm/s	$(0.1 - 5) \text{ cm/s}$
v	^{137}Cs	0.8 cm/s	$(0.04 - 5) \text{ cm/s}$
λ_R	^{131}I	$8.57 \times 10^{-2}/\text{d}$	
λ_R	^{137}Cs	$6.34 \times 10^{-5}/\text{d}$	
$\tau_{\delta_1 \delta_3}$	^{131}I	$1.0/\text{d}$	
$\tau_{\delta_1 \delta_3}$	^{137}Cs	$3.1/\text{d}$	
$\tau_{\delta_2 \delta_3}$	^{131}I	$0.060/\text{d}$	
$\tau_{\delta_2 \delta_3}$	^{137}Cs	0	
$\tau_{\delta_3 \delta_3}$	^{131}I	$0.13/\text{d}$	
$\tau_{\delta_3 \delta_3}$	^{137}Cs	$0.33/\text{d}$	
$\tau_{\delta_3 \delta_4}$	^{131}I	$6.7 \times 10^{-3}/\text{d}$	
$\tau_{\delta_3 \delta_4}$	^{137}Cs	0	
$\tau_{\delta_4 \delta_4}$	^{131}I	0	
$\tau_{c_3 c_4}$	^{137}Cs	$3.5 \times 10^{-2}/\text{d}$	
$\tau_{a_2 a_4}$	^{137}Cs	$6.3 \times 10^{-3}/\text{d}$	

* 例示にすぎない [1.4項参照]。

* [] は休止期の値を示す。

るものはそれを、表 1.3, 1.14 および 1.15 に示す。作物の生育期は 120 日と仮定する。1年の残りの期間にはコンパートメント 1 と 3 は貯蔵用にのみ用いられると仮定する。したがって、移行 τ_{21} , τ_{12} , τ_{52} , τ_{43} および τ_{34} は非生育期ではゼロとし、すべてのフォールアウトは直接にコンパートメント 2 と 4 に行く。

(1.21) この概念的な食物連鎖-人の系のダイナミックな挙動を規定する微分方程式は次のとおりである：

$$\frac{dX_1}{dt} = \Delta_1 v X_0 + \tau_{12} X_2 - \left(\lambda_R + \tau_{21} + \frac{V_h}{A_e D_e} \right) X_1 \quad (1.10)$$

$$\frac{dX_2}{dt} = \Delta_2 V X_0 + \tau_{21} X_1 - (\lambda_R + \tau_{12} + \tau_{52} + \tau_{62}) X_2 \quad (1.11)$$

$$\frac{dX_3}{dt} = \Delta_3 V X_0 + \tau_{34} X_4 - \left(\lambda_R + \tau_{43} + \frac{V_c}{A_g D_g} \right) X_3 \quad (1.12)$$

$$\frac{dX_4}{dt} = \Delta_4 V X_0 + \tau_{43} X_3 - (\lambda_R + \tau_{34} + \tau_{64}) X_4 \quad (1.13)$$

$$\frac{dX_5}{dt} = \tau_{52} X_2 - \left(\lambda_R + \frac{V_h}{A_e D_e} \right) X_5 \quad (1.14)$$

$$\frac{dX_6}{dt} = \tau_{62} X_2 + \tau_{64} X_4 - \lambda_R X_6 \quad (1.15)$$

$$\frac{dX_7}{dt} = \tau_{73} X_3 - (\lambda_R + \tau_b) X_7, \quad \tau_{73} = (f_b / M_b) (V_c / D_g) \quad (1.16)$$

$$\frac{dX_8}{dt} = \tau_{83} X_3 - (\lambda_R + \tau_m) X_8, \quad \tau_{83} = (f_L / L) (V_c / D_g) \quad (1.17)$$

$$\frac{dX_{\delta_1}}{dt} = E_\delta X_1 + U_\delta X_5 + B_\delta X_7 + M_\delta X_8 + \tau_{\delta_1 \delta_2} X_{\delta_2} - (\tau_{\delta_1 \delta_1} + \lambda_R) X_{\delta_1} \quad (1.18)$$

$$\frac{dX_{\delta_2}}{dt} = \Delta_\delta I_\delta X_0 - (\lambda_R + \tau_{\delta_1 \delta_2} + \tau_{\delta_3 \delta_2}) X_{\delta_2} \quad (1.19)$$

$$\frac{dX_{\delta_3}}{dt} = \tau_{\delta_2 \delta_1} X_{\delta_1} + \tau_{\delta_2 \delta_2} X_{\delta_2} + \tau_{\delta_3 \delta_4} X_{\delta_4} - (\lambda_R + \tau_{\delta_4 \delta_3} + \tau_{\delta_5 \delta_3} + \tau_{\delta_6 \delta_3}) X_{\delta_3} \quad (1.20)$$

$$\frac{dX_{\delta_4}}{dt} = \tau_{\delta_3 \delta_2} X_{\delta_2} - (\lambda_R + \tau_{\delta_3 \delta_4} + \tau_{\delta_5 \delta_4}) X_{\delta_4} \quad (1.21)$$

$\delta = a$ および $\delta = c$ とおくことで、式 (1.18)–(1.21) から 2 組の方程式が導かれる。したがって、 $m = 16$ 個のコンパートメントが存在する。

(1.22) 式(1.10)–(1.21)を積分すると、予測される食物連鎖の濃度* (図 1.6 に、最初の 1 年間について示す)、標準成人の放射能 (図 1.7) および標準幼児の放射能 (図 1.8) が得られる。2 つの標準人の型に関する積分放射能

* 地下の食用作物中の ^{131}I の予測濃度は、値が低すぎて図 1.6 にはプロットできない。

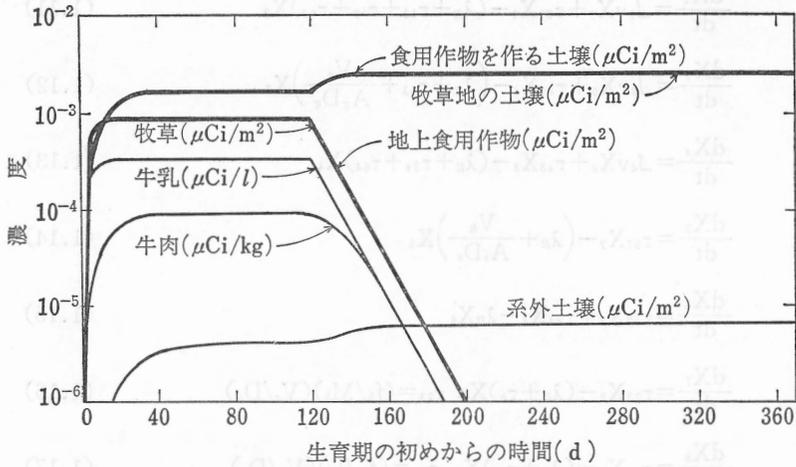


図 1.6 ^{131}I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定: 食物連鎖の予測濃度。例示にすぎない [1.4 項参照]。

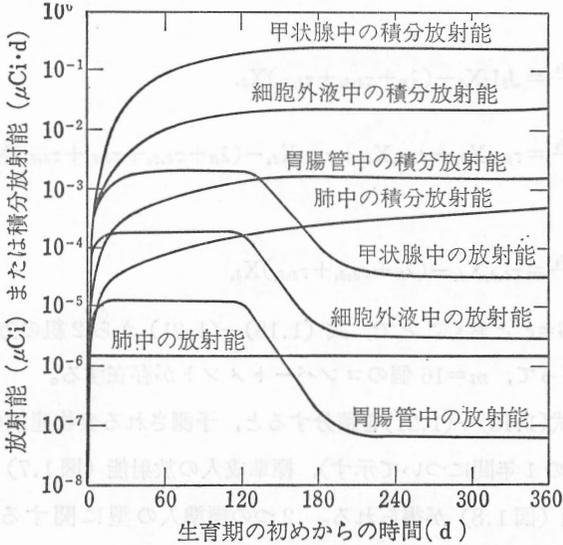


図 1.7 ^{131}I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定: 標準成人の子測放射能。例示にすぎない [1.4 項参照]。

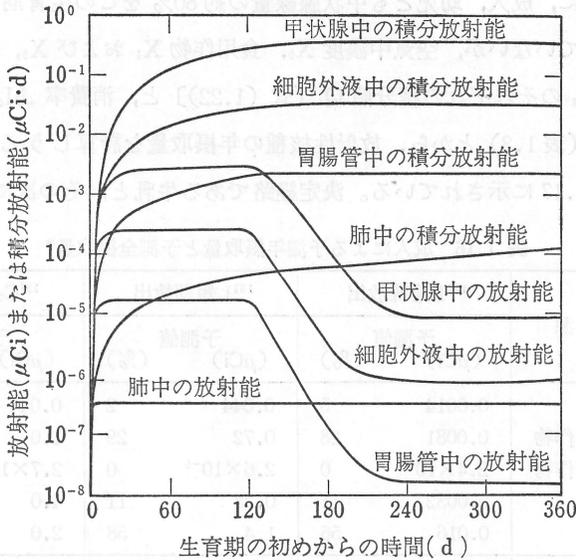


図 1.8 ^{131}I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定: 標準幼児の予測放射能。例示にすぎない [1.4 項参照]。

$$Q_{\beta, i} = \int_0^t X_{\beta, i} dt \quad (1.22)$$

も図 1.7 と図 1.8 に示されている。 $t=365$ 日におけるこれらの量の値は、表 1.5 における CF 法の対応値とほとんど等しくなるが、これは偶然ではない。CF 法で用いられた陸圏のデータ (表 1.1) は、これら SA 法で計算した Q 値の商として得られたものである。同様に、標準人の濃縮パラメータ値 (表 1.2) は、図 1.5 の過渡モデルの定常解から得られたものである。ここで注意すべき点は、もしそうならば、同一のデータに適用されれば両方法とも同一の年線量を与えるということである。そこで、結果における唯一の 2 方法間の違いは、SA 法により与えられる時間に依存した蓄積のパターンである。たとえば、模擬する 1 年の初めにおかれた 120 日という生育期と ^{131}I の 8 日という半減期の目だった効果がこれら全部のグラフに現れている。積分放射能曲線から推論

(68)

されるように、成人、幼児とも甲状腺線量の約80%をこの生育期に受ける。図には示されていないが、空気中濃度 X_0 、食用作物 X_1 および X_5 、牛肉 X_7 、および牛乳 X_8 のそれぞれの積分値 Q_i 、[式 (1.22)] と、消費率 $A_i I_i$ 、 E_i 、 U_i 、 B_i および M_i (表 1.3) とから、放射性核種の年摂取量を計算しうる。それらは表 1.16 と 1.17 に示されている。決定経路である牛乳と、その次に決定的な経

表 1.16 成人による予測年摂取量と予測全摂取量*

線 源	^{131}I 連続放出		^{131}I 短期放出		^{137}Cs 短期放出	
	予測値 (μCi)	(%)	予測値 (μCi)	(%)	予測値 (μCi)	(%)
吸入	0.0014	5	0.044	2	0.044	1
地上の食用作物	0.0081	28	0.72	29	1.0	14
地下の食用作物	2.4×10^{-8}	0	2.6×10^{-6}	0	2.7×10^{-3}	0
牛肉	0.0032	11	0.28	11	4.0	57
牛乳	0.016	56	1.4	58	2.0	28
計	0.029	100	2.4	100	7.0	100

* 例示にすぎない [1.4項参照]。

表 1.17 幼児による予測年摂取量および予測全摂取量*

線 源	^{131}I 連続放出		^{131}I 短期放出		^{137}Cs 短期放出	
	予測値 (μCi)	(%)	予測値 (μCi)	(%)	予測値 (μCi)	(%)
吸入	0.00035	1	0.011	0	0.011	0
地上の食用作物	0.0024	6	0.22	6	0.31	5
地下の食用作物	4.1×10^{-9}	0	4.4×10^{-7}	0	4.5×10^{-4}	0
牛肉	0.0010	3	0.090	3	1.3	21
牛乳	0.035	90	3.1	91	4.7	74
計	0.039	100	3.4	100	6.3	100

* 例示にすぎない [1.4項参照]。

路である地上の野菜の相対的重要さは、決定グループの食習慣と野菜を通じての経路のモデル特性とに決定的に依存する。

(1.23) ここで、CF法について行ったのとまったく同様に感度を定義す

る。すなわち,

$$S_{\delta_n}(\tau_{ij}) = \left[\frac{\tau_{ij}}{D_{\delta_n}} \frac{\partial D_{\delta_n}}{\partial \tau_{ij}} \right]_{t=T} \quad (1.23)$$

ここで $T=1$ 年である。しかしながら、CF 法での定義 [式 (1.3)] と違って、時刻を指定しなければならず、適切なパラメータは F_{ij} ではなくて τ_{ij} である。表 1.18 に食物連鎖パラメータについての感度を示す。ここでもまた、牛乳の経路が成人、幼児両方の予測甲状腺線量を支配することが明白である。

表 1.18 陸圏パラメータの変動に対する予測器官*線量の感度*

パラメータ	^{131}I 連続放出		^{131}I 短期放出		^{137}Cs 短期放出	
	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児
V_h/D_c	-0.0015	-3.3×10^{-4}	-0.0016	-3.5×10^{-4}	-0.0030	-8.4×10^{-4}
E_{δ}	0.29	0.063	0.30	0.063	0.20	0.055
τ_{21}	-0.17	-0.037	-0.18	-0.039	-0.19	-0.054
τ_{12}	1.2×10^{-8}	2.8×10^{-9}	1.5×10^{-8}	3.2×10^{-9}	2.8×10^{-7}	1.1×10^{-7}
τ_{52}	8.6×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.1×10^{-6}	1.3×10^{-7}	5.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}
τ_{62}	-9.1×10^{-10}	-1.1×10^{-10}	-1.3×10^{-9}	-1.5×10^{-10}	-2.7×10^{-7}	-6.3×10^{-8}
U_{δ}	8.6×10^{-7}	1.0×10^{-7}	1.1×10^{-6}	1.3×10^{-7}	5.2×10^{-5}	1.2×10^{-5}
V_c/D_c	0.64	0.89	0.65	0.89	0.71	0.84
f_{δ}/M_{δ}	0.11	0.026	0.12	0.026	0.42	0.16
F_L/L	0.55	0.90	0.57	0.91	0.37	0.79
τ_{43}	-0.38	-0.53	-0.40	-0.55	-0.68	-0.83
τ_{34}	3.8×10^{-4}	5.4×10^{-4}	4.5×10^{-4}	6.1×10^{-4}	0.011	0.021
τ_{64}	-4.0×10^{-7}	-5.6×10^{-7}	-5.2×10^{-7}	-7.1×10^{-7}	-8.3×10^{-5}	-1.7×10^{-4}
B_{δ}	0.11	0.026	0.12	0.026	0.42	0.16
M_{δ}	0.55	0.90	0.57	0.91	0.37	0.79
v	0.95	0.992	0.98	0.997	0.991	0.998
Δ_1	0.29	0.063	0.30	0.063	0.20	0.055
Δ_2	1.4×10^{-7}	1.7×10^{-8}	1.7×10^{-7}	2.0×10^{-8}	6.0×10^{-6}	1.4×10^{-6}
Δ_3	0.66	0.93	0.68	0.93	0.79	0.94
Δ_4	6.3×10^{-5}	8.8×10^{-5}	7.1×10^{-5}	9.7×10^{-5}	0.0013	0.0024
I_{δ}	0.047	0.0083	0.018	0.0031	0.0085	0.0019

* 器官は ^{131}I については甲状腺、 ^{137}Cs については全身である。

+ 例示にすぎない [1.4 項参照]。

(1.24) SA 法における堅固度は、式 (1.7) に単に時刻の指定を追加することによって定量化される。すなわち、

$$R_{\delta_n}(k) = [\min(D_{\delta_n}, D_{\delta_n}(k)) / \max(D_{\delta_n}, D_{\delta_n}(k))]_{t=T} \quad (1.24)$$

ここで $T=1$ 年である。すでに 1.14 項において指摘し、表 (1.19) に記した結果はこうして得られたものである。これらの結果は CF 法と SA 法とで別

表 1.19 陸圏パラメータの不確かさに対する予測器官*線量の堅固度

統計的指標	^{131}I 連続放出**		^{131}I 短期放出†		^{137}Cs 短期放出†	
	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児
平均 $\langle R_{\delta_n} \rangle$	0.32	0.29	0.29	0.26	0.053	0.051
四分値 $R_{\delta_n}^{(.25)}$	0.13	0.096	0.11	0.086	0.014	0.012

* 器官は、 ^{131}I については甲状腺、 ^{137}Cs については全身である。

** 堅固度指標の値は 250 回の無作為抽出に基づく。

† 堅固度指標の値は 1,000 回の無作為抽出に基づく。

注：この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

な手段で評価することもできるものであるが、事例 1.1 で用いられた CF 法のパラメータはすでに述べたように実際には SA 法の計算から導かれたものなので、これらの結果は事例 1.1 にもあてはまる。

(1.25) 連続的な大気放出に由来する線量予測の不確かさにもう 1 つの因子、すなわち気象学的な輸送の変動性が入る。数学的には、このことは、輸送方程式の中のいくつかの項がはっきりとした時間依存性をもつことを意味する。すなわち、地上放出に関しては、

$$X_0(t) = \frac{8\sqrt{2}}{\pi^{3/2}} \frac{\Phi(t)}{\sigma_z(t)u(t)x} \quad (1.25)$$

となる。そこで、地表空气中濃度 $X_0(t)$ は、時間については大きく変動する関数である。一つの特定の例でこの影響を調べるため、1971 年の 1 時間ごとの風速、風向のデータ⁵⁴⁾ が用いられた。9 時から 16 時の間では、Pasquill の安定度 C を仮定し、そのほかは Pasquill の安定度 E が用いられた。x=1,000 m でのこれら 2 つの安定度に関する σ_z の値は Slade⁴⁷⁾ から得られた。北東方向への風の場合にのみ空气中濃度はゼロとならず、次にその値はこの気象データによって決められた。放出率としては $\Phi=1 \text{ Ci/y}$ の一定の放出率が用い

られた。その結果得られた身体組織中の予測放射能は大きく変動した。しかしながら5日間隔でみると、対応する積分体内放射能は時間について非常になめらかな関数となった。これらの値は、時間平均値 X_0 を用いた同様な計算値とは30%以上異なることはなかった。このことは、ここで用いたような線量予測モデルに入り込む他の不確かさと比較して、気象の変動の影響は明らかに二次的なものであることを示唆している。

事例 1.5: 特定の仮想陸圏環境への ^{131}I の短期大気放出を仮定した例

注意: この事例に用いられたモデルと数値は、説明の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(1.26) ここでも事例 1.2 と同様、1 Ci の ^{131}I の短期地上放出が起こったと仮定する。しかし、そこでなされた CF 法の解析の代わりに、ここでは SA 法をとる。他の点では2つの事例は同一である [1.15 項参照]。ブロックダイヤグラム (図 1.4 および 1.5) と移動パラメータ (表 1.3, 1.6 および 1.15) および方程式 [式 (1.10)–(1.21)] は、前の SA の事例とちょうど同じようにあてはまる。

(1.27) これらの方程式の解は、予測される食物連鎖の濃度 (図 1.9)、成人中の放射能 (図 1.10) および幼児中の放射能 (図 1.11) を与える。図 1.10 と 1.11 には、予測積分放射能も示されている。表 2.10 に記された該当する D/Q 係数を積分甲状腺放射能の漸近値に適用して得られる予測線量預託は、幼児 (0–4 歳) について 170 rem, 成人 (25–34 歳) について 15 rem である。堅固度解析の結果 (表 1.19) によって示唆されるように、これらの量にはファクター 4 の不確かさがあることにしるべき注意を払うと、対策をとらなければならないであろうことは明白である。もう一点は、ここでの予測線量預託は、一致の非常によい肺の場合を除いて、表 1.8 の CF 法の対応部分のおよそ 3 倍であることである。この差は、食物連鎖の濃縮係数を得る方法によるものであ

(72)

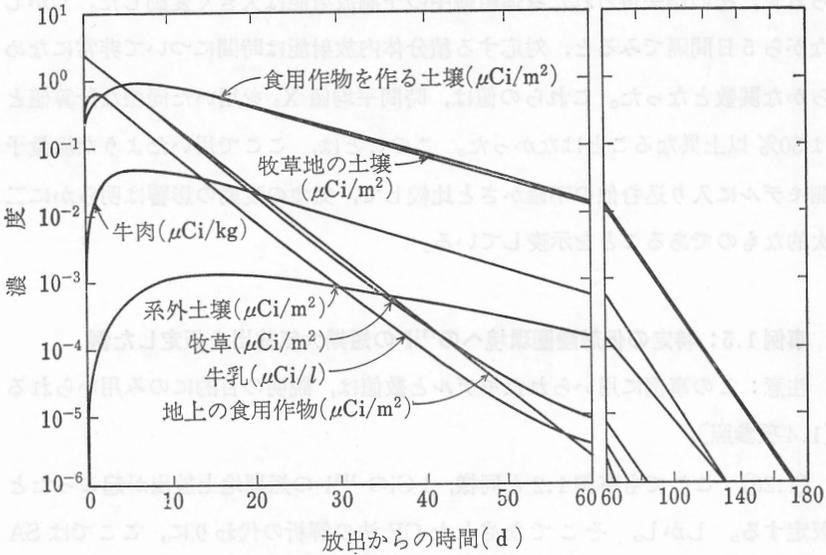


図 1.9 ^{131}I の短期陸圏放出(1 Ci)を仮定: 食物連鎖の予測濃度。
例示にすぎない [1.4項参照]。

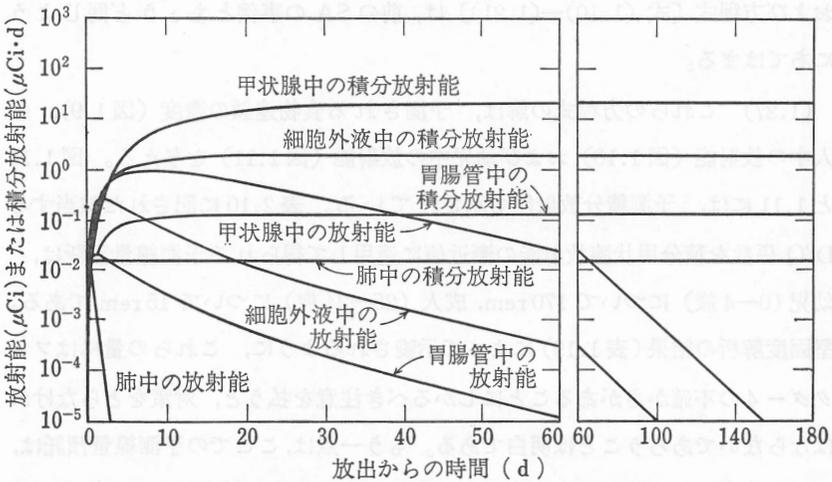


図 1.10 ^{131}I の短期陸圏放出(1 Ci)を仮定: 標準成人の予測放射能。
例示にすぎない [1.4項参照]。

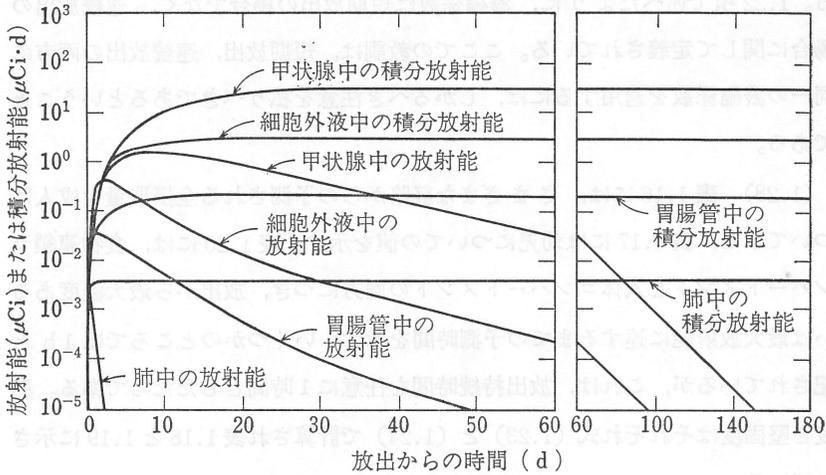


図 1.11 ^{131}I の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定：標準幼児の予測放射能。
 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 1.20 最大濃度または最大放射能の予測出現時間*

コンパートメント	短期 ^{131}I 放出予測時間	短期 ^{137}Cs 放出予測時間
地上食用作物	1.0 h	1.0 h
食用作物をつくる土壌	5.0 d	85 d
牧草	1.0 h	1.0 h
牧草地の土壌	5.0 d	70 d
地下の食用作物	15 d	>3 y
系外土壌	15 d	>3 y
牛肉	5 d	35 d
牛乳	28 h	40 h
成人の胃腸管	6.0 h	8.0 h
成人の肺	1.0 h	1.0 h
成人の細胞外液	42 h	28 h
成人の甲状腺 (^{131}I), または軟組織 (^{137}Cs)	10 d	35 d
幼児の胃腸管	8.0 h	10 h
幼児の肺	1.0 h	1.0 h
幼児の細胞外液	42 h	30 h
幼児の甲状腺 (^{131}I), または軟組織 (^{137}Cs)	10 d	20 d

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

(74)

る。1.22 項で述べたように、濃縮係数は短期放出の場合でなく、連続放出の場合に関して定義されている。ここでの教訓は、短期放出、連続放出の両方に同一の濃縮係数を適用するには、しかるべき注意を払うべきであるということである。

(1.28) 表 1.16 には、さまざまな経路からの予測される全摂取量を成人について示し、表 1.17 には幼児についての値を示す。表 1.20 には、食物連鎖コンパートメントと人体コンパートメントの両方につき、放出から最大濃度あるいは最大放射能に達するまでの予測時間を示す。いくつかのところでは 1 h と記されているが、これは、放出持続時間を任意に 1 時間としたためである。感度と堅固度はそれぞれ式 (1.23) と (1.24) で計算され表 1.18 と 1.19 に示されている。

事例 1.6: 特定の仮想陸環境への ^{137}Cs の短期大気放出を仮定した例

注意: この事例のモデルと数値は説明の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(1.29) ここでの概念化は基本的に事例 1.5 と同じである。1 Ci の短期地上放出が起こったと仮定する。やや安定な大気がこの放出の一部を式 (1.8) に従って部分領域 A^β に輸送する。部分領域 A^β は放出地点から約 1,000 m の距離のプルームの中心軸もしくは軸近傍に位置する。ブロックダイアグラム (図 1.4 および 1.5) とシステム方程式 [式 (1.10)–(1.21)] は ^{131}I の短期放出に対するものと同じである。異なっているのは ^{137}Cs についてのいくつかの移行率で、表 1.15 に示すように ^{131}I について採用したものとはかなり異なる。

(1.30) 主要な結果は環境中に ^{137}Cs が持続して存在すると計算される点にあり、これは、 ^{137}Cs の 30 年という比較的長い半減期に起因している。このことは、食物連鎖についての予測濃度 (図 1.12)、標準の成人 (図 1.13) と標準

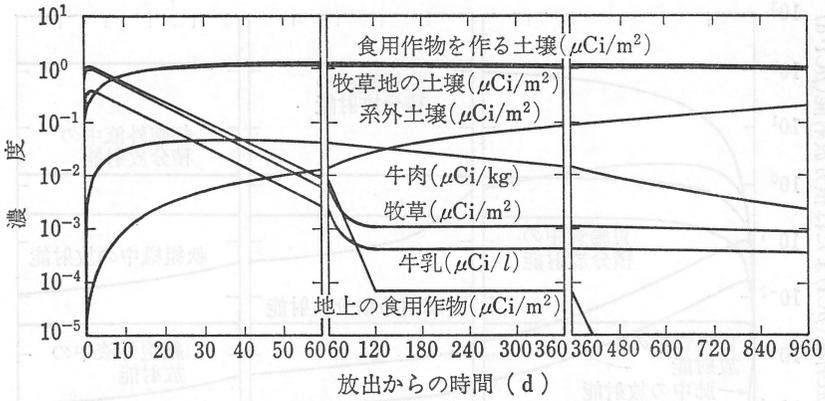


図 1.12 ^{137}Cs の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 食物連鎖の予測濃度。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

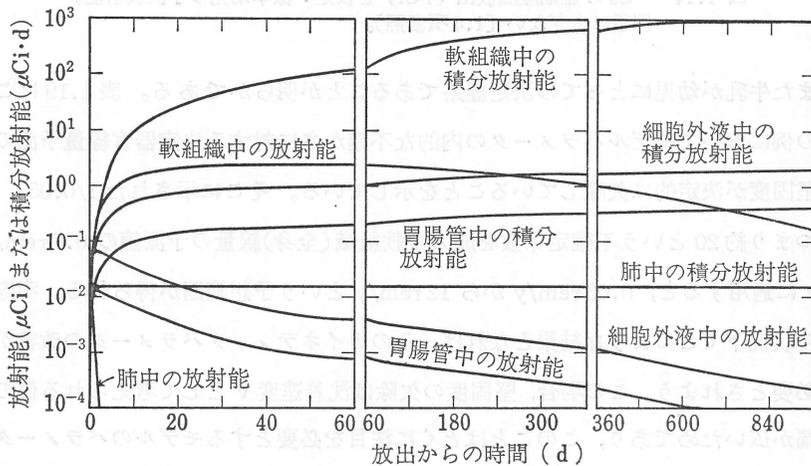


図 1.13 ^{137}Cs の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 標準成人の予測放射能。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

の幼児 (図 1.14) についての予測放射能, および, 最大値となるまでの推定時間 (表 1.20) に明らかにみられる。表 1.16 および 1.17 から, ここで仮定した条件のもとでは, 牛肉を介しての摂取が成人にとっての決定経路であり,

(76)

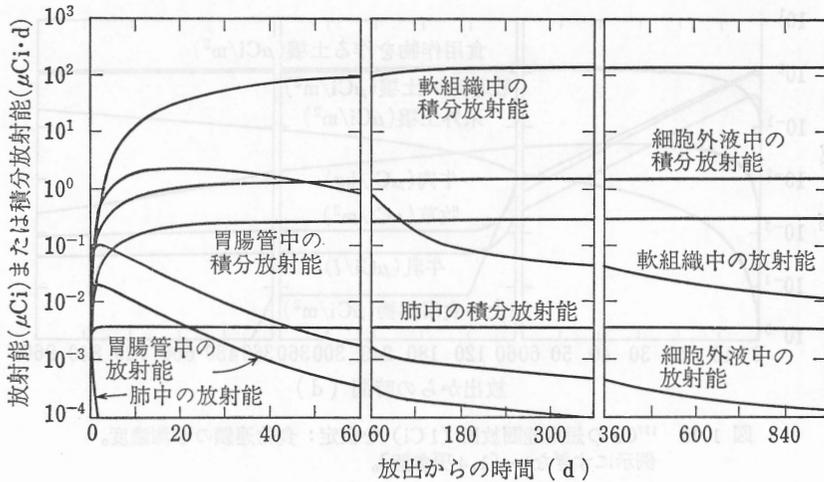


図 1.14 ^{137}Cs の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 標準幼児の予測放射能。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

また牛乳が幼児にとっての決定経路であることが明らかである。表 1.19 はこの例においてモデルパラメータの内的な不確かさに対する決定器官線量予測の堅固度が決定的に欠除していることを示している。そこに示された $1/0.053$, つまり約 20 という不確定係数を成人の軟組織(全身)線量の予測値の 0.6 rem/y に適用すると, 0.03 rem/y から 12 rem/y という予想範囲が得られる。実際の状況下でこのような結果となれば, そのカイネティックパラメータの改善が必要とされよう。この場合, 堅固度の欠除は沈着速度 v として考えられる値の幅が広いためであり, このことはとくに注目を必要とするモデルのパラメータを同定するのに感度解析および堅固度解析が重要であることを改めて強調するものである。一方, 多分汚染されているであろう地下水を無視することによる外的な不確かさは, 1 つのテスト計算の結果によればもっとずっと許容しうるものと思われる。すなわち, 土壌コンパートメント 2 と 4 (図 1.4) への地下水からの仮想入力を, その系への全大気フォールアウトと同じ大きさとした場

合、軟組織に対する予測線量預託はわずか2%しか増加しなかった。

D. 数学的概括

(1.31) 行列表示を使うと、式 (1.10)–(1.21) は、

$$\frac{d}{dt}[X(t)] = [W(t)][X(t)] + \{G(t)\} \quad (1.26)$$

となる。ここで、ベクトル

$$\{X(t)\} = \begin{Bmatrix} X_1(t) \\ X_2(t) \\ \vdots \end{Bmatrix} \text{ および } G(t) = \begin{Bmatrix} A_1(t)v \\ A_2(t)v \\ \vdots \end{Bmatrix} X_0 \quad (1.27)$$

は次数 $m=16$ の列行列であり、また量

$$[W(t)] = \begin{bmatrix} -(\lambda_R + \tau_{21}(t) + V_h/A_0 D_0) & \tau_{12}(t) & \dots \\ \tau_{21}(t) & -(\lambda_R + \tau_{12}(t) + \tau_{52} + \tau_{62}) & \\ \vdots & & \ddots \end{bmatrix} \quad (1.28)$$

は 16×16 の正方行列である。ここで、列行列は中かっこ $\{ \}$ で囲み、正方行列は大かっこ $[\]$ で囲んである。前節で概念化したように、移動行列 $[W(t)]$ と強制関数 $\{G(t)\}$ は次に示すように時間に関して単純な階段関数である。すなわち：

$$[W(t)] = \begin{cases} [W]_0, & t_0 \leq t < t_1 \\ [W]_0 + [W]_1, & t_1 \leq t < t_2 \end{cases} \quad (1.29)$$

および

$$\{G(t)\} = \begin{cases} \{G\}_0, & t_0 \leq t \leq t_1 \\ \{G\}_0 + \{G\}_1, & t_1 \leq t \leq t_2 \end{cases} \quad (1.30)$$

時刻 t_0 は作物の生育期の開始時を示し、 $t_1 = t_0 + 120 \text{ d}$ 、および $t_2 = t_0 + 365 \text{ d}$

(78)

である。式 (1.26) の時間に依存する一般解法はシステム解析 (SA) 法であり、その適用が C 節の主題であった。式 (1.26) の時間に依存しない特殊解法は濃縮係数 (CF) 法であり、その適用が B 節の主題であった。SA 法によって CF 法を検証することは、CF 法の限界のいくつかを明らかにするので、有用な作業である。

(1.32) 式 (1.27)–(1.30) で規定されている $\{W(t)\}$ と $\{G(t)\}$ には季節的の時間依存性があるため、濃度変数 $\{X(t)\}$ は決して定常状態に達しない。しかし、その系への放射能の連続的な入力がある場合、年平均

$$\{\bar{X}\} = \frac{1}{T} \int_{t_0}^{t_2} dt \{X(t)\} \quad (1.31)$$

は一般的に、もし t_0 を十分大きくとるならば、定常状態になるであろう。

$\{\bar{X}\}$ を用いて表すと式 (1.26) と (1.29) はしたがって、

$$[W]_0 \{\bar{X}\} + [W]_1 \{\bar{D}\} + \{\bar{G}\} = 0 \quad (1.32)$$

となる。ここで、

$$\{\bar{D}\} = \frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} dt \{X(t)\} \quad (1.33)$$

である。量 $\{\bar{G}\}$ は、式 (1.31) と同様にやはり $T = t_2 - t_0 = 365$ 日を用いて定義される。式 (1.32) は解釈にもっと適した形に変形しうる：

$$\{\bar{X}\} = -[\bar{W}]^{-1} \{\bar{G}\} \quad (1.34)$$

ここで、

$$[\bar{W}]^{-1} = [W]_0^{-1} (1 + [W]_1 \{\bar{D}\})^{-1} \quad (1.35)$$

である。行ベクトル $\{\bar{G}\}^{-1}$ は、列ベクトル $\{\bar{G}\}$ の左側逆行列であり、すなわち $\{\bar{G}\}^{-1} \{\bar{G}\} = 1$ である。 $[\bar{W}]^{-1}$ の各要素は濃縮係数ときわめて簡単に関係づけられる。たとえば、もし強制関数が唯一のゼロでない要素 \bar{G}_1 をもつならば、式 (1.34) は、いかなる濃度 \bar{X}_j も \bar{G}_1 の倍数であることを示している：

$$\bar{X}_j = -\bar{W}_{j1}^{-1} \bar{G}_1 \quad (1.36)$$

ここで、 \bar{W}_{j1}^{-1} は $[\bar{W}]^{-1}$ の j 番目の行ベクトルの要素 1 に対応する。この

場合にも、より低位の栄養段階 i に関して、

$$\bar{X}_j = F_{ji} \bar{X}_i \quad (1.37)$$

であり、ここで、

$$F_{ji} = \bar{W}_{ji}^{-1} / \bar{W}_i^{-1} \quad (1.38)$$

である。より複雑な場合についての濃縮係数は、類似の方法で同定される。しかし1つ注意すべきことがある。つまり、式 (1.35) の最後の項は放射能入力ベクトル $\{\bar{G}\}$ に依存することである。したがって、異なったレベルの入力は異なった濃縮係数 F_{ij} を必要とする。この事情があるのはまったく休止期のためである。しかし、 $\{\bar{D}\} \approx 0$ といった短寿命の物質については、この効果は最小にとどまるはずである。

(1.33) 短期放出については、無限時間について積分することによって濃縮係数法となる。この場合、式 (1.26) と (1.29) から、

$$[W]_0 \{\hat{X}\} + [W]_1 \{\hat{D}\} + \{\hat{G}\} = 0 \quad (1.39)$$

となる。ここで、

$$\{\hat{X}\} = \int_0^{\infty} dt \{X(t)\} \quad (1.40)$$

$$\{\hat{G}\} = \int_0^{\infty} dt \{G(t)\} \quad (1.41)$$

および

$$\{\hat{D}\} = \sum_{a=0}^{\infty} \int_{t_1+aT}^{t_2+aT} dt \{X(t)\} \quad (1.42)$$

で、短期放出は時刻 $t=0$ で起こるものとする。積分放射能について式 (1.39) を解くと、

$$\{\hat{X}\} = -[\hat{W}]^{-1} \{\hat{G}\} \quad (1.43)$$

となり、ここで、

$$[\hat{W}]^{-1} = [W]_0^{-1} (1 + [W]_1 \{\hat{D}\} \{\hat{G}\}^{-1}) \quad (1.44)$$

である。ここで行ベクトル $\{\hat{G}\}^{-1}$ は列ベクトル $\{\hat{G}\}$ の左側逆行列である。こ

れら2つの式は形において式(1.34)および(1.35)と同一であり、また $[\hat{W}]^{-1}$ の要素は、1.32項と同様、濃縮係数であることが確かめられよう。もし式(1.35)と(1.44)において休止期の効果が無視してよいならば、 $[\hat{W}]^{-1}=[\bar{W}]^{-1}=[W]_0^{-1}$ となり、同じ濃縮係数の組が得られる。もしこのような効果が無視できないならば、濃縮係数は短期放出の場合と連続放出の場合とでは異なる。たとえ短期の放出量が年間放出量と等しくても、 $\{\hat{D}\}$ と $\{\bar{D}\}$ が異なり、 $\{\hat{G}\}$ と $\{\bar{G}\}$ も異なるから、 $[\bar{W}]^{-1}$ と等しくない $[\hat{W}]^{-1}$ を得る。この考察は、1.27項で指摘したが、事例1.2と1.5の結果の差を説明している。

(1.34) 式(1.26)の解は線型解析⁵⁵⁾でよく知られている手法によって得られる。生育期 t_1-t_0 、あるいは休止期 t_2-t_1 のどちらかの期間において、式(1.26)の一般解は、

$$\{X(t)\} = \sum_{i=1}^m \theta_i(t) \{Y_i\} e^{\lambda_i(t-t_0)} \quad (1.45)$$

と記述でき、ここで、 m 個の固有ベクトル $\{Y_i\}$ と固有値 λ_i は、式

$$[W] \{Y_i\} = \lambda_i \{Y_i\} \quad (1.46)$$

の解である。ここで $[W]$ は $[W]_0$ または $[W]_0+[W]_1$ のどちらかを示し、 m はコンパートメントの数である。展開係数 $\theta_i(t)$ は各々2つの項よりなる：

$$\theta_i(t) = \mu_i + \nu_i(t) \quad (1.47)$$

最初の項 μ_i は初期条件 $\{X(t_0)\}$ (または $\{X(t_1)\}$)から得られる：

$$[Z] \{\mu\} = \{X(t_0)\} \quad (1.48)$$

ここで $[Z]$ は固有ベクトル行列：

$$[Z] = [\{Y_1\} \{Y_2\} \cdots \{Y_m\}] \quad (1.49)$$

である。

式(1.47)の第2項 $\nu_i(t)$ は、強制関数から得られる：

$$\nu_i(t) = \sum_{j=1}^m Z_{ij}^{-1} \omega_{ij}(t) \quad (1.50)$$

ここで Z_{ij}^{-1} は $[Z]^{-1}$ の ij 要素であり、また、

$$\omega_{ij}(t) = \int_{t_0}^t dt e^{-\lambda_i t} G_j(t) \quad (1.51)$$

である。行列 [W] の性質が実数で対角要素が支配的であるため、実数 λ_i は $(\lambda_i) < 0$ という関係がすべての固有値について成り立つ。しかし、それらのうちのいくつかは、その年の休止の間では崩壊定数 λ_n に等しくなるであろう。したがって、用いられる計算処理ルーチンは、等しい固有値に対応する線型独立の固有ベクトルを与えることができるものでなければならない。EISPACKルーチン⁵⁶⁾はこの目的に理想的に適しており、C 節において用いられた。

(1.35) SA 法に関する感度と堅固度は 1.34 項の手法を反復適用して評価しうる。式 (1.23) に対する有限差分近似、

$$S_{\delta_n}(\tau_{ij}) \approx \left[\frac{\tau_{ij}}{D_{\delta_n}} \frac{\Delta D_{\delta_n}}{\Delta \tau_{ij}} \right]_{t=T} \quad (1.52)$$

はきわめて満足なものである。いろいろな移行パラメータの相対的重要性を決めるためには、有効数字 1 個で十分である。ある量 τ_{ij} のたとえば 1% の変化をとりあげ、対応する $\Delta D_{\delta_n, ij}$ を決定するため線量計算を繰り返す。同様に、移行パラメータを選ばれた堅固度計算法によって指定されるように変化させ、1.34 項の線量計算を反復して、堅固度を式 (1.24) に従って評価する。

付 録 2

集団線量予測モデルの例示

A. 緒 言

(2.1) 空間と時間の両方にわたって変動するであろう実際の環境系のカINETICXを扱いやすい数学的抽象に置き換える手段としての前述の概念化が、付録1とこの付録の両方における取り扱いの基本である。変動の大きさは、放射性核種の伝播のパターン、食物の生産と加工、および人口分布のような事柄を考慮すると、きわめて大きいことがあろう。このような変動に対処するためにしばしば用いられる簡単化の方策は、離散化の方策である。

(2.2) 問題とする任意の環境領域 A は、図 2.1 で $n=12$ として例示したように、部分領域 A^β ($\beta=1, 2, \dots, n$) に分割できよう。各 A^β 内においては、空間的に変動する移動率はその空間平均で置き換えられよう。このようにして、環境領域 A にわたる空間変動は、各部分領域 A^β の境界において不連続な変化が生ずると仮定して近似される。同様にして、季節変動は、たとえば、その間隔内では変動する率を時間平均で置き換えてよいような、季節ごとあるいは他の適当な間隔での移行率の不連続な変化が生ずるとして近似できよう。

(2.3) 空間的-時間的分割に加えて、対象とする人口集団をカテゴリーに分けることが計算上望ましい。標準人の型および規準化した食習慣が確認できよう。そして、任意の部分領域 A^β に名目上居住する集団は、空間、時間以外のこの2つの変数について分類できよう。記号では、この細分割は N_δ^β ($\delta=1, \dots, n_\delta$) で表され、 N_δ^β は A^β に住む人のカテゴリー δ の人口で、このよう

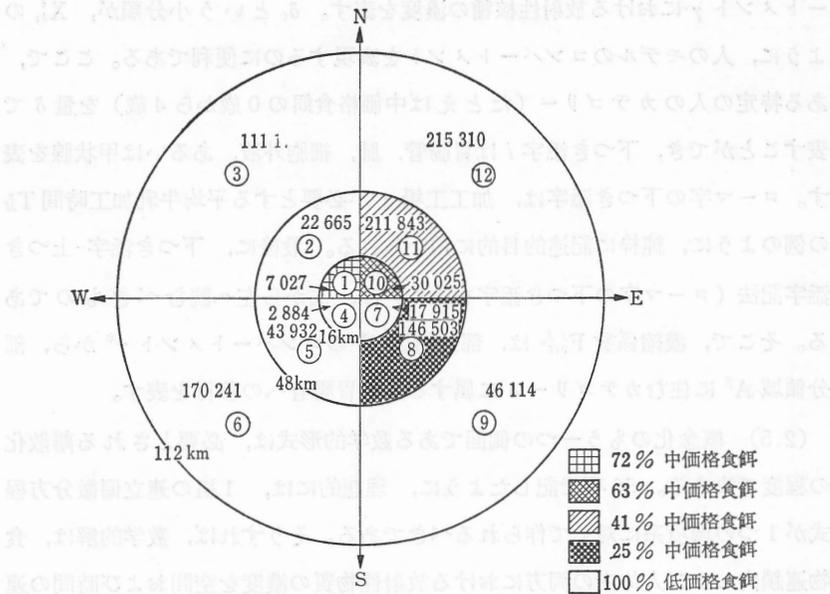


図 2.1 すべての年齢カテゴリーにわたり合計したここで用いた人口分布

なカテゴリーが n_s 個あるとする。以下に示す2つの例では、標準人の型は年齢だけに基づいて分けられ、また食習慣については価格に基づく2つだけが含まれる。より現実に即した適用には、性別および、たとえば妊婦のような特殊なカテゴリーを用いての、集団のより細かい定義が含まれるであろう。

(2.4) 適切で便利な数学的記法は概念化過程の重要な一部分であり、環境領域のような複雑な系についてはとくにそうである。それは、モデルによって模擬される系の諸様相を扱うのに十分なほど一般的でなければならず、なおかつ理解しやすいものでなければならない。この付録での記法は、この2つの相反する制約を満たすための一つの試みである。ギリシャ文字の上つき添字は、部分領域の記号表示 A^β で例示されるように、部分領域と食品加工工場とを示すために用いられる。ギリシャ文字の下つき添字は、カイネティックコンパートメントを示すために用いられる。たとえば、 X_i^β は、部分領域 A^β のコンパ

(84)

ートメント γ における放射性核種の濃度を表す。 δ_i という小分類が、 $X_{\delta_i}^{\beta}$ のように、人のモデルのコンパートメントを表現するのに便利である。ここで、ある特定の人のカテゴリー（たとえば中価格食餌の0歳から4歳）を量 δ で表すことができ、下つき添字 i は胃腸管、肺、細胞外液、あるいは甲状腺を表す。ローマ字の下つき添字は、加工工場 π が必要とする平均牛乳加工時間 T_{π}^{δ} の例のように、純粹に記述的目的に用いられる。最後に、下つき添字-上つき添字記法（ローマ字の下つき添字を除く）は、右から左へ読むべきものである。そこで、濃縮係数 $F_{\delta_i, \beta}^{\beta^*}$ は、部分領域 β^* のコンパートメント γ^* から、部分領域 A^{β} に住むカテゴリー δ に属する人の胃腸管への移行を表す。

(2.5) 概念化のもう一つの側面である数学的形式は、必要とされる離散化の程度で決まる。56項で記したように、理想的には、1組の連立偏微分方程式が1つの環境系に対して作られるべきである。そうすれば、数学的解は、食物連鎖内および人体内の両方における放射性物質の濃度を空間および時間の連続関数として与えるであろう。しかし、そのような1組の方程式を現在の計算機で解くことは、非常に特殊な場合を除いて、必要な入力データがたとえ決定できたとしても不可能であろう。しかしながら、季節による離散化だけを伴った空間分割はしばしば、取り扱いやすい1組の連立常微分方程式を与える——システム解析(SA)法。一方、極端な時間的離散化——年平均あるいはおそらく無限時間平均——を伴った空間分割(1.32項および1.33項参照)は、1組の簡単な代数方程式を与える——濃縮係数(CF)法。

(2.6) この方法論の2つの例示がこの付録のB節とC節に示されている。どちらの事例も同じ人口分布と食餌消費とを含み、また同じ放射性核種 ^{131}I に関するものである。しかしながら、第一の例では、連続大気放出が仮定され、CF法によって個人線量および集団線量が計算される。一方、第二の例では、短期大気放出が仮定され、SA法によってこれらの線量が計算される。堅固度解析が第二の事例について例示されている。

B. 濃縮係数法

事例 2.1: 特定の仮想陸圏環境への ^{131}I の連続大気放出を仮定した例

注意: この事例に用いられたモデルと数値は, 例示の目的にのみ用いられる [1.4 項参照]。

(2.7) 仮想した環境系は図 2.1 に示されている。この環境系は半径 112 km の円形領域 A の中に住む約百万の人を含む。上の 2.1 項から 2.5 項までに示されたところに沿ってモデル化を容易にするために, この領域は, 図に示す人口をもつ 12 の部分領域 A^β に分割される。中価格および低価格の食餌という 2 つの食習慣カテゴリーを採用し, これら 2 つのカテゴリーにまたがる仮想分布は図 2.1 中に斜線等によって示されている。この集団はさらに, 表 2.1 と表

表 2.1 ここで用いた人口分布, 中価格食餌*

部分領域 年齢 (年)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	合計
0—4	393	0	0	0	0	0	0	2566	0	1466	6172	0	10597
5—9	500	0	0	0	0	0	0	2980	0	1865	7167	0	12512
10—14	550	0	0	0	0	0	0	3161	0	2054	7603	0	13368
15—19	469	0	0	0	0	0	0	3395	0	1751	8166	0	13781
20—24	327	0	0	0	0	0	0	3271	0	1218	7869	0	12685
25—34	615	0	0	0	0	0	0	6634	0	2297	15956	0	25502
35—44	627	0	0	0	0	0	0	3906	0	2342	9396	0	16271
45—54	690	0	0	0	0	0	0	3919	0	2576	9427	0	16612
55—64	491	0	0	0	0	0	0	3185	0	1831	7661	0	13168
65—74	242	0	0	0	0	0	0	2125	0	902	5112	0	8381
≥75	128	0	0	0	0	0	0	1201	0	478	2890	0	4697
合計	5032	0	0	0	0	0	0	36343	0	18780	87419	0	147574

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 2.2 ここで用いた人口分布, 低価格食餌*

部分領域 年齢(年)	1	2	3	4	5	6	7
0-4	160	1842	9701	231	3528	14477	1337
5-9	199	2273	11193	277	4157	16377	1513
10-14	222	2560	11960	308	4660	17160	1679
15-19	194	2239	10717	270	4153	16263	1640
20-24	139	1682	7650	186	3059	12937	1448
25-34	239	2718	13160	342	5226	21673	2669
35-44	230	2419	11496	363	5254	18460	2070
45-54	232	2487	11858	362	5310	18563	2092
55-64	188	2185	11092	274	4260	16356	1715
65-74	126	1471	7729	179	2816	11467	1132
≥75	66	789	4620	92	1509	6508	620
合計	1995	22665	111176	2884	43932	170241	17915

部分領域 年齢(年)	8	9	10	11	12	合計
0-4	8007	3789	866	9135	18501	71574
5-9	9611	4400	1091	10787	20310	82188
10-14	10123	4525	1195	11560	21219	87171
15-19	10254	4288	1049	11634	20363	83064
20-24	9234	3605	768	10255	16642	67605
25-34	16118	6490	1467	20342	28441	118885
35-44	12212	5255	1376	13765	23021	95921
45-54	13112	5023	1497	14261	22926	97723
55-64	10714	4323	1081	11398	21135	84721
65-74	6787	2849	556	7256	14782	57150
≥75	3988	1567	299	4031	7970	32059
合計	110160	46114	11245	124424	215310	878061

* 例示にすぎない [1.4項参照]。

2.2に示す11の標準人分類に分けられる。

(2.8) ^{131}I の1Ci/yの連続大気放出が、円形領域(図2.1)の中心に位置する、高さの無視できる排気筒から起こったと仮定する。典型的な大気状態に

表 2.3 ^{131}I の連続放出(1Ci/y)を仮定:
ここで用いた地表空気中濃度*

部分領域	濃 度 (10^6 pCi/ m^3)	部分領域	濃 度 (10^6 pCi/ m^3)
1	450	7	430
2	32	8	35
3	4.6	9	5.8
4	840	10	1200
5	69	11	91
6	11	12	14

* 例示にすぎない[1.4項参照]。

ついてセクター内で平均したガウス型プルームモデル[式(1.1)]を用いると、年平均の地表空気中濃度は表2.3の値となる。そして、これらの濃度は食物連鎖モデルおよび人体モデルへの入力となり、その方法論がこの付録と前の付録の焦点である。

(2.9) 各環境部分領域 A^β は、 n^β 個の結合したコンパートメント A_i^β ($i=1, \dots, n^\beta$) から成るものとする。この例では、各部分領域の食物連鎖は図1.1のブロックダイアグラムの中の6つのコンパートメントによって概念化され、濃縮係数は表1.1の値をとる。(一般に、ブロックダイアグラムも食物連鎖の濃縮係数も部分領域に依存するであろう。)一方、人の部分系は、図1.1で与えられた2カテゴリー(幼児と成人)から上に述べた異なる22カテゴリーに増やされる。このようなカテゴリーの各々は図1.2で示されているものと同じ4コンパートメントモデルで記述され、濃縮係数は表1.2の値をとる。(一般に、ブロックダイアグラムも人体の濃縮係数も標準人の型に依存するであろう。)したがって、部分領域当たりのコンパートメントの総数は、この事例では部分領域 β とは無関係に $n^\beta=94$ である。

(2.10) 任意の部分領域 A^{β} の概念化された食料品から他の部分領域 A^{β^*} の食料品への放射性核種の移行が起こりうるというもう1つのパターンも考えるべきであり、したがって部分領域内の移行 ($\beta^* = \beta$) と部分領域間の移行 ($\beta^* \neq \beta$) の両方がありうる。実際に後者の場合、約束上、対象とする領域の外の源からの移行を $\beta^* = x$ で表すことができる。これら放射性核種の移動は、たとえば、領域 A に製品を供給する缶詰工場、酪農場、飼料・製粉工場および肉包装工場の位置と製品の流通パターンによって生ずるのである。

(2.11) 最も簡単なパターンはもちろん、付録1の例にあるように、消費者が特定の種類の食物をすべて自分の住む部分領域から得るパターンである。このような場合、消費率は単に E_{β} , U_{β} , B_{β} あるいは M_{β} である。Albritton⁵⁷⁾ に基づくこれらの変数の値を表2.4と表2.5に示す。これに次いで複雑なのは、消費者 δ が地上野菜のうち $C_{\beta\delta}^{\beta}$ という割合を自分の住む部分領域 β から得、残りを汚染していない外部の供給源から得る場合である。平均貯蔵時間 T_{β}^{δ}

表 2.4 ここで用いた年齢依存の消費パラメータ, 中価格食餌

年齢(年)	吸入率 (m^3/d)	地上の食用作物 (kg/d) [*]	地下の食用作物 (kg/d) [†]	肉 (kg/d)	液状の牛乳 (l/d)
0—4	5.7	0.02 [‡]	0.032 [‡]	0.090 [‡]	0.82
5—9	12	0.04	0.11	0.19	0.54
10—14	17	0.05	0.15	0.24	0.58
15—19	21	0.07	0.28	0.32	0.55
20—24	23	0.09	0.19	0.28	0.36
25—34	23	0.09	0.19	0.28	0.36
35—44	23	0.09	0.19	0.28	0.36
45—54	23	0.09	0.19	0.28	0.36
55—64	23	0.09	0.17	0.25	0.46
65—74	23	0.06	0.17	0.25	0.46
≥75	23	0.06	0.17	0.25	0.46

* この重量は湿重量である。 m^3/d に換算するには0.7倍する。

† この重量は乾燥重量である。 m^3/d に換算するには10倍する。

‡ これらには0—200%の範囲が考えられる。他のすべての消費率には50—200%の範囲を考える。

注: この表は例示にすぎない [1.4項参照]。

表 2.5 ここで用いた年齢依存の消費パラメータ, 低価格食餌

年齢(年)	吸入率 (m ³ /d)	地上の食用作物 (kg/d)*	地下の食用作物 (kg/d)†	肉 (kg/d)	液状牛乳 (l/d)
0—4	5.7	0.04‡	0.065‡	0.071‡	0.81
5—9	12	0.05	0.16	0.16	0.44
10—14	17	0.06	0.20	0.20	0.44
15—19	21	0.07	0.30	0.24	0.49
20—24	23	0.10	0.23	0.20	0.36
25—34	23	0.10	0.23	0.20	0.36
35—44	23	0.10	0.23	0.20	0.36
45—54	23	0.10	0.23	0.20	0.36
55—64	23	0.10	0.20	0.18	0.37
65—74	23	0.06	0.20	0.18	0.37
≥75	23	0.06	0.20	0.18	0.37

* この重量は湿重量である。m³/d に換算するには 0.7 倍する。

† この重量は乾燥重量である。m³/d に換算するには 10 倍する。

‡ これらの値には 0—200% の範囲が考えられる。他のすべての消費率には 50—200% の範囲を考える。

注: この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

を考慮すれば, この型の汚染野菜の消費率は,

$$W_{i_1, \gamma}^{\beta\beta} = C_{i_1, \beta}^{\beta\beta} e^{-\lambda_{R,T} \beta} E_{\delta} \quad (2.1)$$

である。ここで $\gamma=1$ と δ_1 は人のカテゴリー δ の胃腸管を表す。この例示を不当に複雑にしないために, 野菜(地上野菜, 地下野菜の両方)と肉は, 式(2.1)に合うように選ばれていると仮定する。さらに, 割合 C は, 人のカテ

表 2.6 ここで用いた野菜* 消費の割合

消費者の住む部分領域	供給源の地域†	名目値(%)	考えられる範囲
1, 8, 10, 11	i	20	0—50
	x	80	50—100
2, 3, 4, 5 6, 7, 9, 12	i	80	50—100
	x	20	0—50

* 地上および地下で育つ野菜の両方に適用する。

† 記号 i は与えられた部分領域内部での移行を表し, 記号 x は汚染領域の外の地域からの移行を表す。

注: この表は例示にすぎない [1.4 項参照]。

ゴリー δ に依存せず、部分領域 β にだけ依存するものとする。野菜と肉に関するこれらの量の値は、表 2.6 と表 2.7 に与えられている。ここでの濃縮係数は次の形の式で与えられる：

表 2.7 ここで用いた牛肉消費の割合*

消費者の住む部分領域	供給源の地域†	名目値 (%)	考えられる範囲
1, 8, 10, 11	i	5	0—25
	x	95	75—100
2, 3, 4, 5 6, 7, 9, 12	i	75	50—100
	x	25	0—50

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

† 記号 i は与えられた部分領域内部での移行を表し、記号 x は汚染領域の外の地域からの移行を表す。

$$F_{\delta, \gamma}^{\beta} = F_{\delta}^{\beta} W_{\delta, \gamma}^{\beta} \quad (2.2)$$

肉の消費については $\gamma=5$ 、根菜の消費については $\gamma=4$ である (図 1.1 参照)。

(2.12) 一般的な食料品の移動パターンは、集中化された加工と流通、およびある消費者に対して供給源となる部分領域が単一でないことの両方によって複雑になる。このようなパターンがこの例では牛乳の流通により示されている。部分領域 β^* のコンパートメント γ^* から加工工場 π が得る原乳の割合を表すために、加工工場への供給割合 $P_{M\pi}^{\beta^*}$ を導入する。この例では、すべての牛乳コンパートメントについて $\gamma^*=6$ と指定する。量 P は消費者への供給割合すなわち、牛乳加工工場 π からくる牛乳のうち、部分領域 A^{β} 内に住むカテゴリー δ の人が消費する牛乳の割合 $C_{\delta M}^{\beta}$ により補足される。平均加工時間 T_M^{β} を考慮すれば、部分領域 A^{β^*} から加工工場 π を通って部分領域 A^{β} の消費者 δ にくる牛乳の割合は、

$$C_{\delta M}^{\beta} e^{-\lambda_{\pi} T_M^{\beta}} P_{M\pi}^{\beta^*} \quad (2.3)$$

である。もし n_M 個の加工工場が A^{β^*} で牛乳を集荷し、 A^{β} に出荷するとすれば、上に述べた関数について和をとらなければならない。したがって、

(91)

$$\sum_{\pi=1}^{n_M} C_{\delta M}^{\beta} e^{-\lambda_{\pi} T_M^{\beta}} P_{M T}^{\beta} \quad (2.4)$$

が、 A_{T}^{β} で生産された牛乳のうち $A_{\delta_1}^{\beta}$ に至る牛乳の全割合である。そこで、汚染牛乳の消費率は、

$$W_{\delta_1 T}^{\beta} = \left\{ \sum_{\pi=1}^{n_M} C_{\delta M}^{\beta} e^{-\lambda_{\pi} T_M^{\beta}} P_{M T}^{\beta} + \delta_{\beta} C_{\delta T}^{\beta} e^{-\lambda_{\pi} T_M^{\beta}} \right\} M_{\delta} \quad (2.5)$$

である。ここでクロネッカデルタ δ_{β} は、現地で生産された ($\beta = \beta^*$) 生の汚染原乳の消費を考慮に入れるための数学的方策である。対応する濃縮係数は、

$$F_{\delta_1 T}^{\beta} = F_{\delta}^{\beta} W_{\delta_1 T}^{\beta} \quad (2.6)$$

である。

(2.13) この例で採用された牛乳の移動パターンは図2.2に示されている。この図は、矢印で示されているように、問題とする領域に供給する4つの加工工場を示している。対応する加工工場への供給割合 P と消費者への供給割合 C はそれぞれ、表2.8と表2.9に示されている。この例の目的には、これら消費者

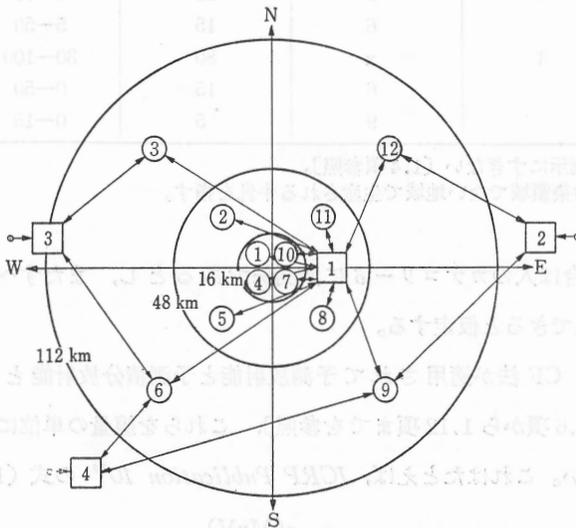


図 2.2 ここで用いた牛乳の移動パターン

表 2.8 ここで用いた牛乳加工工場への供給割合*

加工工場	供給源の領域	名目値(%)	考えられる範囲
1	1	1	0—5
	2	8	0—15
	3	8	0—15
	4	2	0—10
	5	8	0—15
	6	1	0—5
	7	3	0—10
	8	13	5—50
	9	20	5—50
	10	3	0—10
	11	13	5—50
	12	20	5—50
2	x†	70	25—100
	9	10	0—25
3	12	20	5—50
	x	60	20—100
	3	25	5—75
4	6	15	5—50
	x	80	30—100
	6	15	0—50
	9	5	0—15

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

† 汚染領域でない地域で生産される牛乳を指す。

への供給割合は人のカテゴリー δ に無関係であるとし、またすべての加工時間 T は無視できると仮定する。

(2.14) CF 法が適用されて予測放射能と予測積分放射能とが求まると [付録 1 の 1.6 項から 1.12 項までを参照], これらを線量の単位に変換することが望ましい。これはたとえば, ICRP Publication 10⁵⁸⁾ の式 (1):

$$D_{51}^{\delta}(\text{rem}) = 5.12 Q_{51}^{\delta}(\mu\text{Ci}\cdot\text{d}) \frac{\epsilon(\text{MeV})}{m_{51}(\text{g})} \quad (2.7)$$

表 2.9 ここで用いた牛乳消費者への供給割合*

消費者の住 む部分領域	加工工場	名目値(%)	考えられる範囲
1	i†	2	0-10
	1	98	90-100
2	i	2	0-10
	1	98	90-100
3	i	2	0-10
	1	30	0-75
	3	68	25-100
4	i	2	0-10
	1	98	90-100
5	i	2	0-10
	1	98	90-100
6	i	2	0-10
	1	10	0-25
7	3	30	0-75
	4	58	25-75
	i	2	0-10
8	1	98	90-100
	i	2	0-10
9	1	98	90-100
	i	2	0-10
	1	68	25-100
10	2	25	0-50
	4	5	0-20
	i	2	0-10
11	1	98	90-100
	i	2	0-10
12	1	98	90-100
	i	2	0-10
	1	68	25-100
	2	30	0-75

* 例示にすぎない [1.4項参照]。

† 1つの部分領域で生産され、そこで消費される未加工牛乳。

表 2.10 ここで用いた器官* 線量への変換パラメータ†

年齢(年)	¹³¹ I			¹³⁷ Cs		
	ε (MeV)	m (g)	D/Q (rem/μCi·d)	(MeV)	(kg)	D/Q (rem/Ci·d×10 ⁻³)
0-4	0.21	2.0	5.4	0.52	15	1.8
5-9	0.21	4.8	2.2	0.54	25	1.1
10-14	0.22	10.0	1.1	0.55	41	0.69
15-19	0.22	13.0	0.87	0.57	65	0.45
20-24	0.23	15.0	0.79	0.59	70	0.43
25-34	0.23	17.0	0.69	0.59	70	0.43
35-44	0.23	17.0	0.69	0.59	70	0.43
45-54	0.23	17.0	0.69	0.59	70	0.43
55-64	0.23	17.0	0.69	0.59	70	0.43
65-74	0.23	16.0	0.74	0.59	70	0.43
≥75	0.23	15.0	0.79	0.59	70	0.43

* 器官は、¹³¹I については甲状腺、¹³⁷Cs については軟組織(全身)である。

† 例示にすぎない[1.4項参照]。

表 2.11 ¹³¹I の連続陸圏放出(1 Ci/y)を仮定: 甲状腺に対する
予測個人年線量*中価格食餌†

部分領域 年齢(年)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0-4	0.74	0.64	0.20	1.09	0.66	0.08	0.86	0.63	0.44	0.93	0.64	0.44
5-9	0.23	0.18	0.06	0.50	0.19	0.02	0.34	0.17	0.12	0.34	0.18	0.12
10-14	0.13	0.10	0.03	0.30	0.11	0.01	0.20	0.09	0.06	0.20	0.10	0.06
15-19	0.11	0.08	0.02	0.29	0.09	0.01	0.18	0.07	0.05	0.17	0.08	0.05
20-24	0.08	0.05	0.01	0.26	0.06	0.08	0.15	0.04	0.03	0.14	0.05	0.03
25-34	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
35-44	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
45-54	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
55-64	0.08	0.05	0.02	0.23	0.06	0.01	0.14	0.05	0.03	0.14	0.05	0.03
65-74	0.08	0.05	0.02	0.21	0.06	0.01	0.13	0.05	0.03	0.13	0.05	0.04
≥75	0.09	0.06	0.02	0.22	0.07	0.01	0.14	0.05	0.04	0.14	0.06	0.04

* 単位は mrem。

† 例示にすぎない[1.4項参照]。

を用いて実行できる。ここで、 Q は対応する放射能 X の時間積分、 ϵ は壊変当たりの実効吸収エネルギー、 m は器官の質量である。 ^{131}I に対して適切な $\epsilon^{59,60,61}$ と甲状腺質量 m^{62} との採用された値は表 2.10 に示されている。その表には、積分放射能 Q を線量 D に、または放射能 X を線量率 H に変換するために用いられる変換係数 D/Q も与えられている。

表 2.12 ^{131}I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定：甲状腺に対する
予測個人年線量*低価格食餌†

部分領域 年齢(年)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0-4	0.75	0.64	0.20	1.26	0.66	0.08	0.94	0.62	0.43	0.99	0.64	0.44
5-9	0.20	0.15	0.05	0.49	0.16	0.02	0.32	0.14	0.10	0.31	0.15	0.10
10-14	0.11	0.08	0.02	0.28	0.09	0.01	0.18	0.07	0.05	0.18	0.08	0.05
15-19	0.10	0.07	0.02	0.26	0.08	0.01	0.16	0.06	0.04	0.16	0.07	0.05
20-24	0.08	0.05	0.01	0.26	0.06	0.01	0.15	0.04	0.03	0.14	0.05	0.03
25-34	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
35-44	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
45-54	0.07	0.04	0.01	0.23	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
55-64	0.07	0.04	0.01	0.22	0.05	0.01	0.13	0.04	0.03	0.13	0.04	0.03
65-74	0.07	0.04	0.01	0.19	0.05	0.01	0.11	0.04	0.03	0.12	0.04	0.03
≥75	0.07	0.05	0.01	0.20	0.05	0.01	0.12	0.04	0.03	0.13	0.05	0.03

* 単位は mrem。

† 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 2.13 ^{131}I の連続陸圏放出 (1 Ci/y) を仮定：甲状腺に
対する予測集団年線量*

部分領域	集団線量 (man-rem)	部分領域	集団線量 (man-rem)
1	1.0	8	14.2
2	2.5	9	3.3
3	3.9	10	6.7
4	1.0	11	21.9
5	5.2	12	16.1
6	2.6		
7	3.8	合計	82.2

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

(2.15) CF 法による計算結果は表 2.11, 2.12 および 2.13 に示されている。最初の 2 つの表は、部分領域、年齢および食餌によって分類された個人の甲状腺線量を与えている。部分領域 A' に住み、年齢が 0—4 歳で低価格食餌をとる幼児がここでの決定グループを構成する。2 種類の食餌で消費率がほとんど同じである牛乳を通じての寄与が大きいことから、食餌による変動は小さい。表 2.11 と表 2.12 からは容易にはわからないが、牛乳の加工と流通、とくに工場 1 (図 2.2) のそれは、 ^{131}I の濃度の高い牛乳と低い濃度の牛乳が混合され、中間レベルの濃度となるという平滑効果をもっている。

(2.16) 表 2.13 は、表 2.11 と表 2.12 の個人線量の各々に、与えられた部分領域内の対応する人口 (表 2.1 および表 2.2) を乗じ、次いですべての人のカテゴリーにわたり和をとることによって得られる:

$$D^\beta = \sum_{\beta=1}^{n_\beta} N_\beta^\beta D_\beta^\beta \quad (2.8)$$

次に、全集団線量は、すべての部分領域にわたる和により与えられる:

$$D = \sum_{\beta=1}^{m_\beta} D^\beta \quad (2.9)$$

このように、表 2.13 の値は空気中濃度と食品流通のパターンだけでなく人口分布 (図 2.1) にも強く影響される。

C. システム解析法

(2.17) 前述のように、CF 法は、空間的な変動性、人の摂取と人による利用、および食料品の地域的な流通パターンを説明するには十分に有効である。その主たる限界は、前にも指摘したように、環境系に必ず存在する時間的変動を含ませることができないことである。この種の限界は SA 法を用いることによって取り除かれるであろう。しかしながら、SA 法の数学的な構造は CF 法

にくらべずと複雑であり、特別な考察に値する。

(2.18) ここにおける拡大された状況においても、1.21項の微分方程式は部分領域内の移行に関してはなお適切である。一次のカイネティックスに基づくこれらの方程式は、1.31項で用いたもっと便利な行列表示にすると、方程式

$$\frac{d}{dt}\{X(t)\}=[W(t)]\{X(t)\}+[G(t)] \quad (2.10)$$

となる。多重の相互に結合した部分領域の場合にも、式(2.10)はなお適切である。けれども、行列 $\{X\}$ 、 $[W]$ および $\{G\}$ は、単一の、結合のない部分領域の場合には存在しないブロック構造をもつ。

(2.19) 任意のコンパートメント A_i^{β} について、時間に依存する放射能あるいは放射能濃度を $X_i^{\beta}(t)$ で示す。同様に、放出源からのフォールアウトまたは水輸送による、および A の外の場所からの物質の搬入による、 $X_i^{\beta}(t)$ の瞬間的増加率を $G_i^{\beta}(t)$ で示す。 A^{β} 内の n^{β} 個のコンパートメントすべてに関する G_i^{β} の値は、次の表示法を導入すると $n^{\beta} \times 1$ 行列の要素として都合よく考えうるであろう：

$$\{G^{\beta}(t)\} = \begin{Bmatrix} G_1^{\beta}(t) \\ G_2^{\beta}(t) \\ \vdots \\ G_{n^{\beta}}^{\beta}(t) \end{Bmatrix} \quad (2.11)$$

それから、これら n 個のブロック行列 $\{G^{\beta}\}$ が集まって式(2.10)の発生源の項を定める：

$$\{G(t)\} = \begin{Bmatrix} \{G^1(t)\} \\ \{G^2(t)\} \\ \vdots \\ \{G^n(t)\} \end{Bmatrix} \quad (2.12)$$

式(2.11)および式(2.12)のものと同一のブロック構造は、式(2.10)の濃

度 $\{X(t)\}$ にもあてはまる。こうして、 $\{X\}$ と $\{G\}$ の両方とも $n_r \times 1$ 次の行列となる。ここで $n_r = \sum n^\beta$ で、和はすべての β についてとる。

(2.20) 同じように、移行係数行列は次の構造をもつ：

$$[W(t)] = \begin{bmatrix} [W^{11}(t)], [W^{12}(t)], \dots, [W^{1n}(t)] \\ [W^{21}(t)], [W^{22}(t)], \dots, [W^{2n}(t)] \\ \dots\dots\dots \\ \dots\dots\dots \\ [W^{n1}(t)], [W^{n2}(t)], \dots, [W^{nn}(t)] \end{bmatrix} \quad (2.13)$$

しかしながら、上に表したように、 $[W]$ は各々 $n^\beta \times n^\beta$ の次元をもった n^2 個のブロック部分行列から成る $n_r \times n_r$ 次の正方行列である。 $[W(t)]$ のこの数式化において n 個の部分行列 $[W^{\beta\beta}(t)]$ はブロック対角を構成する。行列の負でない非対角要素 $W_{i^*j}^{\beta\beta}$ は、付録1で指摘したように、同じ部分領域 A^β のコンパートメント $A_{i^*}^\beta$ からコンパートメント A_j^β への放射能の移動率を規定する。しかし、負の要素 $W_{i^*j}^{\beta\beta}$ は、ここでは、以前のような放射性崩壊と A^β のうちの A_i^β 以外の任意のコンパートメント $A_{i^*}^\beta$ への放射性核種の移行による損失のみならず、 A^β のコンパートメント A_i^β から他の部分領域 $A^{\beta*}$ のコンパートメントへの放射性核種の移行の全体を定量化している。非対角ブロック部分行列 $[W^{\beta\beta*}]$ は、領域 A の異なる部分領域 A^β と $A^{\beta*}$ との間の放射性核種の移動率を規定する。これら $[W^{\beta\beta*}]$ は負ではないが、先に述べた飼料および食品の加工工場の位置と製品の流通のパターンおよび人口移動の局在化に依存して、普通まばらで実際そのどれもがゼロでありうる。部分行列 $[W^{\beta\beta*}]$ のゼロでない対角要素 $W_{i^*i}^{\beta\beta*}$ は、たとえば徐々に消費するために蓄えられた食品または飼料の出荷とか、人口の再配置に由来する、部分領域 A^β と $A^{\beta*}$ との対応するコンパートメント A_i^β と $A_{i^*}^{\beta*}$ との間の放射性核種の移行を規定する。ゼロでない非対角要素 $W_{i^*j}^{\beta\beta*}$ は、たとえば A^β の中で人がすぐに消費するために $A^{\beta*}$ から毎日配達される牛乳による移行のような、 $A^{\beta*}$ のコンパートメント

A_{i*}^{β} から A^{β} のこれと同様でないコンパートメント A_j^{β} への放射性核種の移行の効果を規定する。

事例 2.2: 特定の仮想陸環境への ^{131}I の短期大気放出を仮定した例

注意: この事例におけるモデルと数値は、例示の目的にのみ用いられる[1.4 項参照]。

(2.21) 前 3 項における SA 法の数学的表現を例示するために、ここで事例 2.1 で調べたのと同じ仮想的状況、すなわち、図 2.1 の半径 112km の円形領域 A をここでも 12 の部分領域 A^{β} に図のように分割し、約 100 万人の人口集団を空間的に分布させ、表 2.1 と 2.2 に示したような 22 のカテゴリーに組み分けした状況に対して、SA 法を適用する。採用された消費率は表 2.4 と 2.5 に与えられ、食物流通パターンは表 2.6 から 2.9 と図 2.2 で決められている。甲状腺線量変換パラメータは表 2.10 にある。

(2.22) しかしながら、SA 法に適切な図 1.4 の食物連鎖のコンパートメント化と、これに対応する表 1.14 と 1.15 の移行パラメータをここでは採用する。後者(表 1.15)に引用された観測値の幅は、ここでは堅固度解析に用い

表 2.14 ^{131}I の短期放出(1時間に 1Ci)を仮定:
ここで用いた地表空气中濃度*

部分領域	濃度 (pCi/m ³)	部分領域	濃度 (pCi/m ³)
1,2,3,4,5, 6,7,8,9	0	11	22
10	150	12	6.7

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

るが、部分領域間の変動を含むものと仮定する。さらに、この例示では、人体カイネティックスを表現するために図 1.5 を用い、対応する移行パラメータにはこの場合も表 1.14 と 1.15 に与えられたものを用いる。最後に、この事例では 1Ci の ^{131}I の短期放出が 120 日の生育期の初めに起こったと仮定する*。再

* 以下の解析に用いられるような計算機モデルを使うためには、(次ページに続く)

び式 (1.8) のガウス型プルームモデルが適用できると想定し、やや安定な大気状態を仮定すると、その結果表 2.14 の濃度が得られる。

(2.23) これらの空气中濃度 X_0^β から、各部分領域 A^β に対する 4 つの食物連鎖入力 (図 1.4 参照) と人の肺への入力が以下のように定められよう:

$$G_r^\beta(t) = A_r(t) v X_0^\beta, \quad r=1, 2, 3, 4 \quad (2.14 \text{ a})$$

$$G_\delta^\beta(t) = A_\delta I_\delta X_0^\beta, \quad \delta=1, 2, \dots, n_\delta \quad (2.14 \text{ b})$$

式 (2.14 a) の量 A_r は、沈着速度 v から決まるフォールアウトを、地上食用作物と土壌表面、あるいは牧草と土壌にふりわけると。その値 (表 1.14) は、他のいくつかの移行パラメータの値と同様に、年間における生育期と休止期との違いを考慮に入れるために時間に関して階段関数の依存性を有している。人の肺に対する発生源の項は、肺の残留割合 A_δ (表 1.3) と吸入率 I_δ (表 2.4 と 2.5) とによって空气中濃度 X_0^β (表 2.14) と関係づけられる。一般にその値は人のカテゴリー δ に依存する。式 (2.14) に規定された入力以外のコンパートメントへの入力はゼロなので、部分領域 A^β に関する入力ベクトル $\{G^\beta\}$ が作られるであろう。このようにして、量 $\{G^\beta\}$ のすべてによって式 (2.12) のシステム発生源ベクトル $\{G\}$ が成り立つ。

(2.24) 係数行列 $[W(t)]$ の作成は、個々の要素から部分領域へ、そして系全体へと進むという、同様なパターンに従う。まず $[W^{\beta\beta}]$ が典型的な部分領域 A^β に対して (消費移行を除いて) 作られる。食物連鎖について、この部分領域行列のゼロでない要素は式 (1.10)–(1.17) から得られる:

$$W_{1,2}^{\beta\beta} = \tau_{12}, \quad W_{1,1}^{\beta\beta} = -\left(\lambda_R + \tau_{21} + \frac{V_h}{A_\delta D_e}\right) \quad (2.15 \text{ a})$$

$$W_{2,1}^{\beta\beta} = \tau_{21}, \quad W_{2,2}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_{12} + \tau_{52} + \tau_{62}) \quad (2.15 \text{ b})$$

$$W_{3,4}^{\beta\beta} = \tau_{34}, \quad W_{3,3}^{\beta\beta} = -\left(\lambda_R + \tau_{43} + \frac{V_c}{A_\delta D_\theta}\right) \quad (2.15 \text{ c})$$

(前ページより) ゼロでない放出時間を仮定する必要がある。ここではその時間を 1 時間とする。しかしながら、この放出時間よりもずっと大きなシミュレーション時間では、予測線量はこの量に左右されない。

$$W_{4,3}^{\beta\beta} = \tau_{43}, \quad W_{4,4}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_{34} + \tau_{64}) \quad (2.15 \text{ d})$$

$$W_{5,3}^{\beta\beta} = \tau_{52}, \quad W_{5,5}^{\beta\beta} = -\left(\lambda_R + \frac{V_h}{A_e D_e}\right) \quad (2.15 \text{ e})$$

$$W_{6,3}^{\beta\beta} = \tau_{62}, \quad W_{6,4}^{\beta\beta} = \tau_{64}, \quad W_{6,6}^{\beta\beta} = -\lambda_R \quad (2.15 \text{ f})$$

$$W_{7,3}^{\beta\beta} = \tau_{73}, \quad W_{7,7}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_d) \quad (2.15 \text{ g})$$

$$W_{8,3}^{\beta\beta} = \tau_{83}, \quad W_{8,8}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_m) \quad (2.15 \text{ h})$$

人体部分モデルについては、 $[W^{\beta\beta}]$ のゼロでない要素は式 (1.18)–(1.21) から、以下ようになる。

$$W_{\delta_1\delta_2}^{\beta\beta} = \tau_{\delta_1\delta_2}, \quad W_{\delta_1\delta_1}^{\beta\beta} = -(\tau_{\delta_2\delta_1} + \lambda_R) \quad (2.16 \text{ a})$$

$$W_{\delta_2\delta_2}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_{\delta_1\delta_2} + \tau_{\delta_3\delta_2}) \quad (2.16 \text{ b})$$

$$W_{\delta_3\delta_1}^{\beta\beta} = \tau_{\delta_3\delta_1}, \quad W_{\delta_3\delta_2}^{\beta\beta} = \tau_{\delta_3\delta_2}, \quad W_{\delta_3\delta_4}^{\beta\beta} = \tau_{\delta_3\delta_4} \quad (2.16 \text{ c})$$

$$W_{\delta_3\delta_3}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_{\delta_4\delta_3} + \tau_{\delta_5\delta_3} + \tau_{\delta_6\delta_3}) \quad (2.16 \text{ d})$$

$$W_{\delta_4\delta_3}^{\beta\beta} = \tau_{\delta_4\delta_3}, \quad W_{\delta_4\delta_4}^{\beta\beta} = -(\lambda_R + \tau_{\delta_3\delta_4} + \tau_{\delta_5\delta_4}) \quad (2.16 \text{ e})$$

(2.25) この事例は、すべての部分領域の食物連鎖とすべての人のカテゴリーが式 (2.15) と (2.16) によって定量化される同一のブロックダイアグラム (図 1.4 と 1.5) をもつという点で、いくらか単純化されすぎている。もっと一般的な適用にさいしては、式 (2.15) と (2.16) に対応はするが形式的には異なる式の組合せをもった、別のコンパートメント化が存在するかもしれない。ここではさらに単純化して、すべての移行パラメータには、部分領域には無関係に、表 1.14 と 1.15 に示した値が与えられている。

(2.26) 係数行列を組み立てる次の段階は、部分領域内と部分領域間との両方における消費移行を決めることである。この点では、この解析は CF 法について 2.10–2.13 項で与えたものとまったく同じである。 A^β 内で消費される肉と野菜は、 A^β で生育したものかあるいは A^β 外の汚染されていない供給源から搬入されたかどちらかと仮定される。対応する行列要素は表 2.4–2.7 に与えられた適当なパラメータ値をもつ式 (2.1) の形をとる。

(102)

(2.27) 他方、牛乳は、はるかに一般的な流通パターンをもつと仮定される。図 2.2 にえがいたように、4つの加工工場がこの領域を受け持っている。表 2.8 に与えられた加工工場への供給割合で示されるようにして、原乳は A の内部と外部の両方の供給源から供給される。与えられた部分領域内の典型的な消費者は、いくつかの異なる加工工場と現地生産の原乳の源から牛乳を得るのであろう (表 2.9)。一般的な行列要素は式 (2.5) で与えられ、それは部分領域内および部分領域間の両方の移行に適切である。

(2.28) 消費移行を規定した後のこの例における最後の段階は、前 4 項で議論した構成要素から行列 [W] を組み立てることである。より一般的な適用にさいしては、上の牛乳の場合のように、家畜飼料のパターン、穀物貯蔵、缶詰や冷凍による人の食料品の貯蔵等々の詳細な検討が含まれるであろう。

(2.29) {G} と [W] の両方が作られると、系の微分方程式 (2.10) は完全に規定される。次に積分して、すべての部分領域の各コンパートメント内の、時間に依存する放射能濃度あるいは放射能 {X(t)} が得られる。ここで用いられる数学的な解を得る過程は 1.32 項で論じたものと同じである。簡単に言えば、解ベクトル {X(t)} は (生育期についても休止期についても) 時間変数 t に指数関数的に依存する展開係数をもった、[W] の固有ベクトル {Y_i} についての展開として決定される。

(2.30) ここで述べられているような SA 法による集団線量の計算は計算機によって行わなければならない。計算機を使ってもなお、克服しなければならない大きなハードウェア上の制限がある。根本的な困難は行列 [W] の次数である。4つのコンパートメントの各々に同時に 22のすべての人のカテゴリーを考え、さらに 8つの食物連鎖と 12の部分領域を考えると、次数は

$$n_T = 12[(4)(22) + 8] = 1152 \quad (2.17)$$

となる。したがって、すべてではないにしてもほとんどの今日の計算機の主記

憶領域に全行列 [W] それ自体すら入れることはできない。この問題は、個々の人のカテゴリーを別々に考えることによってここでは解決された。このやり方は、人のカテゴリー間に結合がないという事実を利用している。こうして、食物連鎖と結合した個人の各型について1回ずつ、22の別々の操作が行われる。したがって、行列 [W] は 144×144 の次数をもつ。この次数も大きい扱うことはできる。しかしながら、このような計算を実行する前に、とくに [W] のまばらな部分を利用する点に関して、ソフトウェアの最適化が製作ペースで強く推奨される。

(2.31) 個人と集団の両方に対する線量率および線量の予測は、前述の解析を用いて得られるであろう。個人の線量率 H は、表 2.10 に載せた変換係数 D/Q を適用することによって人体放射能から直接に得られる：

$$H_{i,t}^{\beta}(t) = [D/Q]_{i,t}^{\beta} X_{i,t}^{\beta}(t) \quad (2.18)$$

個人の線量 D は、同じ変換係数を人体放射能の時間積分に適用することによって得られる：

$$D_{i,t}^{\beta}(t) = [D/Q]_{i,t}^{\beta} Q_{i,t}^{\beta}(t) \quad (2.19)$$

ここで、

$$Q_{i,t}^{\beta}(t) = \int_0^t X_{i,t}^{\beta}(\tau) d\tau \quad (2.20)$$

である。集団線量率は各カテゴリー中のすべての個人について和をとることによって得られる (表 2.1 と 2.2 参照)：

$$H^{\beta}(t) = \sum_{i=1}^{n_{\beta}} N_{i,t}^{\beta} H_{i,t}^{\beta}(t) \quad (2.21)$$

および

$$H(t) = \sum_{\beta=1}^n H^{\beta}(t) \quad (2.22)$$

同様の表現は集団線量 $\bar{D}^{\beta}(t)$ と $\bar{D}(t)$ についても当てはまる。

(2.32) この例では無視しているが、人間の移住パターンは連続放出につい

でも比較的長い半減期の汚染源物質の短期放出についても重要でありうる。これらを含めると、上述の解析において2つの点の変更が必要となる。第一に、ほとんど自明なことであるが、人口分布は集団線量率の方程式 (2.21) および対応する集団線量の方程式において時間の関数 $N_i^\beta(t)$ となるであろう。第二に、人のカテゴリー間にいくらかの結合が必要となるであろう。行列要素 W_{β, β^*}^β ($\beta^* \neq \beta$) は、 A^{β^*} からの移住による A^β 中の集団の放射能の増加率の割合を規定し、発生源項 G_{β, β^*}^β は A の外の領域から A^β への移住によるコンパートメント A^β 内の放射能の変化率に等しいであろう。対角な行列要素 $W_{\beta, \beta}^\beta$ は、 A^β から外への移住による放射能の全損失率の割合を規定するであろう。

(2.33) 今考えている事例についての個人線量の計算結果の例のいくつかを図 2.3 に記す。部分領域 A^{11} 中の6つの異なる個人についての予測線量が示

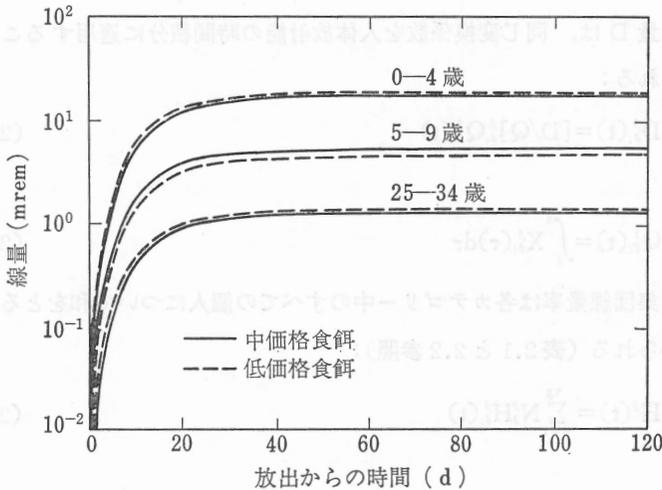


図 2.3 ^{131}I の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 部分領域 A^{11} における予測個人線量。例示にすぎない [1.4 項参照]。

されている。各々の場合に仮定された ^{131}I の短期放出に続く最初の 25 日間に、最終的な線量預託の 80% が蓄積する。食餌による違いはここでも小さい。

表 2.15 ^{131}I の短期陸圏放出 (1時間に 1Ci) を仮定: 甲状腺に
対する予測個人生涯線量*中価格食餌†

部分領域 年齢(年)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0-4	18	18	5.5	18	18	1.8	18	18	13	29	20	14
5-9	4.8	4.8	1.5	4.8	4.8	0.49	4.8	4.8	3.5	10	5.6	4.4
10-14	2.6	2.6	0.79	2.6	2.6	0.26	2.6	2.6	1.9	5.8	3.1	2.4
15-19	1.9	1.9	0.59	1.9	1.9	0.20	1.9	1.9	1.4	5.1	2.4	2.0
20-24	1.2	1.2	0.35	1.2	1.2	0.12	1.2	1.2	0.84	4.3	1.6	1.4
25-34	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.7	1.4	1.2
35-44	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.7	1.4	1.2
45-54	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.7	1.4	1.2
55-64	1.3	1.3	0.39	1.3	1.3	0.13	1.3	1.3	0.94	4.1	1.7	1.4
65-74	1.4	1.4	0.42	1.4	1.4	0.14	1.4	1.4	1.0	3.8	1.7	1.4
≥75	1.5	1.5	0.45	1.5	1.5	0.15	1.5	1.5	1.1	4.1	1.9	1.5

* 単位は mrem。

† 例示にすぎない [1.4項参照]。

表 2.16 ^{131}I の短期陸圏放出 (1時間に 1Ci) を仮定: 甲状腺に
対する予測個人生涯線量*低価格食餌†

部分領域 年齢(年)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0-4	18	18	5.4	18	18	1.8	18	18	13	31	20	15
5-9	3.9	3.9	1.2	3.9	3.9	0.40	3.9	3.9	2.9	9.5	4.8	3.7
10-14	2.0	2.0	0.60	2.0	2.0	0.20	2.0	2.0	1.4	5.3	2.5	2.0
15-19	1.7	1.7	0.53	1.7	1.7	0.18	1.7	1.7	1.3	4.8	2.2	1.8
20-24	1.2	1.2	0.35	1.2	1.2	0.12	0.12	0.12	0.84	4.4	1.6	1.4
25-34	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.9	1.4	1.2
35-44	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.9	1.4	1.2
45-54	1.0	1.0	0.31	1.0	1.0	0.10	1.0	1.0	0.74	3.9	1.4	1.2
55-64	1.0	1.0	0.32	1.0	1.0	0.11	1.0	1.0	0.76	3.9	1.5	1.2
65-74	1.1	1.0	0.34	1.1	1.1	0.11	1.1	1.1	0.81	3.4	1.4	1.2
≥75	1.2	1.2	0.36	1.2	1.2	0.12	1.2	1.2	0.87	3.6	1.5	1.2

* 単位は mrem。

† 例示にすぎない [1.4項参照]。

部分領域 A^{10} が際立っているのは、仮定された放出時刻における風向と、この部分領域が放出点に近接しているという事実の結果である。部分領域 A^{11} と A^{12} は人口が多いので、それらの集団線量への寄与は部分領域 A^{10} の寄与と同じレベルとなっている。すべての人のカテゴリーとすべての部分領域についての個人線量預託は表 2.15 と 2.16 に示されている。

(2.34) 集団線量率 $H^{\beta}(t)$ と集団線量 $D^{\beta}(t)$ の例のいくつかとその各々の総計 $H(t)$ と $\bar{D}(t)$ とを図 2.4 に記す。時間依存性は線量率曲線の間でも線量

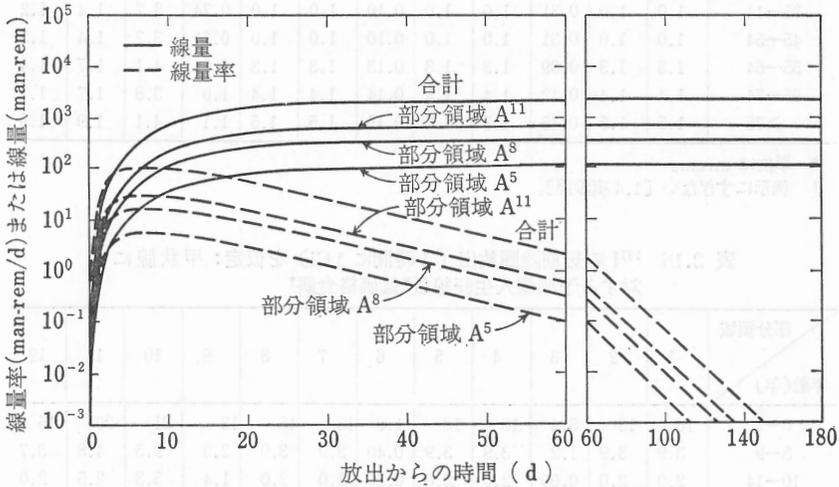


図 2.4 ^{131}I の短期陸圏放出 (1 Ci) を仮定: 予測集団線量。
例示にすぎない [1.4 項参照]。

曲線の間でもきわめて似ていて、80% の線量蓄積はこの場合も放出の 25 日以内に生じている。これらの類似性は各部分領域に対して同じ食物連鎖移行パラメータ (表 1.14 と 1.15) を使用しているためであることは明白で、すでに注意したように、このことは現実には一般的には適切でないかもしれない。ここに示された値も線量預託 (表 2.17) の値もその大きさは部分領域により非常に違っている。このことは、部分的には部分領域 A^{10} , A^{11} および A^{12} のみ

が汚染雲に直接にさらされ、他のすべての部分領域における線量はおそらく牛乳の流通パターンの結果であることのためである。それにもかかわらず、部分領域 A⁸ は、比較的大きな人口 (図 2.1) をもつためにかかなり大きな線量を受けている。

(2.35) 最後に、堅固度解析の結果を表 2.18 に報告してある。堅固度の概念は、与えられたモデルの内的不確かさの影響を 0 から 1 までの値で定量化す

表 2.17 ¹³¹I の短期陸圏放出 (1 時間に 1 Ci) を仮定:
甲状腺に対する予測集団線量*

部分領域	集団線量 (man-rem)	部分領域	集団線量 (man-rem)
1	21	9	96
2	65	10	200
3	100	11	700
4	8	12	590
5	120		
6	50		
7	48		
8	390	合計	2400

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

表 2.18 陸圏パラメータの不確かさに対する
予測甲状腺集団線量の堅固度*

統計指標	堅固度指標†
平均 $\langle R_{\delta_i} \rangle$	0.15
四分値 $R_{\delta_i}^{(0.25)}$	0.08

* 例示にすぎない [1.4 項参照]。

† 堅固度指標値は 80 個の無作為抽出に基づく。

る方法として、1.12 項で導入された。(モデルの外の欠落はもちろん、このような定量評価では立ち入ることはできない。) ここで、集団線量預託に関する堅固度指標を次のように定義する:

$$R_{\delta_i}(k) = \min(\bar{D}_{\delta_i}, \bar{D}_{\delta_i}(k)) / \max(\bar{D}_{\delta_i}, \bar{D}_{\delta_i}(k)) \quad (2.23)$$

ここで、時間の引数は、 $t=\infty$ を仮定しているので削除されてしまった。パラメータ値の範囲は食物連鎖の移動パラメータについては文献から定められ（表 1.14 と 1.15）、人の消費（表 2.4 と 2.5）と食料品の流通（表 2.6—2.9）については仮定をする。（沈着速度以外の気象に関するパラメータの範囲と、人の代謝に関するパラメータの範囲とは、この報告書の対象外である。）したがって、式 (2.23) の指標 k は、表に与えられた範囲内に一様に分布するとしたこれらの量の、独立な無作為の選択を表す。表 2.18 に記した結果は、この例に関しては、予測集団線量がファクター 7 の不正確さであると予期されることを示している。ファクター 13 を超える不正確さは、わずか 25% の発生確率であろう。

0.01	0	10	1
0.02	10	20	2
0.05	11	100	3
0.2	12	8	4
		120	5
		30	6
		18	7
0.04	13	300	8

表 2.18 予測集団線量 (Bq/kg) の不正確さの発生確率

表 2.18 予測集団線量 (Bq/kg) の不正確さの発生確率

不正確さの範囲	発生確率 (%)
0.01 < R_0 < 0.02	25
0.02 < R_0 < 0.05	25
0.05 < R_0 < 0.2	25
0.2 < R_0 < 0.4	25

表 2.18 予測集団線量 (Bq/kg) の不正確さの発生確率

表 2.18 予測集団線量 (Bq/kg) の不正確さの発生確率

この結果は、予測集団線量がファクター 7 の不正確さであると予期されることを示している。ファクター 13 を超える不正確さは、わずか 25% の発生確率であろう。

$$R_0(k) = \min(D_{10}, D_0(k)) \setminus \max(D_{10}, D_0(k))$$

記号一覧

- A 環境系の全領域 (m^2)。
- A^β A の部分領域 (m^2)。
- A_e 1人が消費する果物と野菜の生産に必要な平均面積 (m^2)。
- A_g 牛1頭の給餌に必要な平均面積 (m^2)。
- a 標準成人 (25—34歳) を表す下つき添字 (無次元)。
- B_δ 人のカテゴリー δ による牛肉の消費率 (kg/d)。
- $C_{\delta E}^{\beta}$ カテゴリー δ の平均的な人が消費する野菜のうち、その人の居住する部分領域 β から来るものの割合を規定する消費者への供給パラメータ (無次元)。
- $C_{\delta M}^{\beta}$ 部分領域 β に居住するカテゴリー δ の平均的な人が消費する牛乳のうち、牛乳加工工場 π から来るものの割合を規定する消費者への供給のパラメータ, 式 (2.3)–(2.5) (無次元)。
- c 標準幼児 (0—4歳) を表す下つき添字。
- D_e 人の食用とする作物の密度 (kg/m^2)。
- D_g 牧草の密度 (kg/m^2)。
- $D_{\delta n}, D_{\delta n}^\beta$ 代表的パラメータ値あるいは平均的パラメータ値から予測される線量 (人のカテゴリー δ , コンパートメント n および部分領域 β), 式 (2.7) (rem)。
- $D_{\delta n}(k)$ 無作為に選んだパラメータの組 k から予測される線量, 式 (1.7) および (1.24) (rem)。
- \bar{D}^β 部分領域 β に対する集団線量, 式 (2.8) (man-rem)。
- \bar{D} 領域 A に対する集団線量, 式 (2.9) (man-rem)。

(110)

E_{δ} 人のカテゴリー δ による地上の食用作物の消費率 (m^2/d あるいは kg/d)。

$F_{ij}, F_{ij}^{\beta\beta}$ 部分領域 β 内におけるコンパートメント j からコンパートメント i への移行に関する濃縮係数, 式 (2.2) (可変次元)。

F'_{ij} j から i への移行に関する修正濃縮係数 (d)。

f_b/M_b 肉牛の元素の取り込み量のうち肉 1kg 当たりに移行する割合, 式 (1.16) (kg^{-1})。

f_L/L 乳牛の元素の取り込み量のうち牛乳 L 当たりに移行する割合, 式 (1.17) (l^{-1})。

G_i, G_i^{β} 大気あるいは水の輸送に起因する, 部分領域 β のコンパートメント i における濃度増加率 (可変次元)。

$\{G^{\beta}\}$ 部分領域 β への外部からの入力すべてを含む列部分行列, 式 (2.11) (可変次元)。

$\{G\}$ すべての G を含む列ベクトル, 式 (1.26), (2.10) および (2.12) (可変次元)。

$\{G\}_0$ 生育期間中の放射能の入力, 式 (1.30) (可変次元)。

$\{G\}_1$ 休止期による G の変化, 式 (1.30) (可変次元)。

H_{in}^{δ} 人のカテゴリー δ , コンパートメント n および部分領域 β に対する線量率, 式 (2.18) (rem/d)。

H^{β} 部分領域 β に対する集団線量率, 式 (2.21) ($\text{man-rem}/\text{d}$)。

H 領域 A に対する集団線量率, 式 (2.22) ($\text{man-rem}/\text{d}$)。

h 排気筒の高さ, 式 (1.1) (m)。

I_{δ} 人のカテゴリー δ の呼吸率 (m^3/d)。

L_{δ} 人のカテゴリー δ の水の摂取率 (l/d)。

M_{δ} 人のカテゴリー δ の牛乳の消費率 (l/d)。

$m_{\delta i}$ 人のカテゴリー δ の器官 i の質量, 式 (2.7) (g)。

- N_{β}^{δ} 部分領域 β に居住する人のカテゴリ δ の人口 (無次元)。
- n 全領域 A 内にある部分領域 A^{β} の数 (無次元)。
- n^{β} 部分領域 β 内にあるコンパートメント γ の数 (無次元)。
- n_r 環境領域 A におけるコンパートメントの全数 (無次元)。
- n_b 標準人分類および食餌分類の両方を考慮した人のカテゴリの全数 (無次元)。
- P_{δ} 人のカテゴリ δ による魚の消費率 (kg/d)。
- $P_{M}^{\beta*}$ 加工工場 π が入手する原乳のうち、部分領域 β^* のコンパートメント γ^* から得る割合を規定する加工工場への供給パラメータ, 式 (2.3)–(2.5) (無次元)。
- Q_i, Q_i^{β} 部分領域 β のコンパートメント i の放射能あるいは濃度の時間積分, 式 (1.22), (2.7) および (2.20) (可変次元)。
- $R_{\delta_n}(k)$ 人のカテゴリ δ の器官 n に関する堅固度指標, 式 (1.7) および (1.24) (無次元)。
- $S_{\delta_n}(F_{ij})$ パラメータ F_{ij} の変化に対する δ_n の線量の感度, 式 (1.3) および (1.23) (無次元)。
- T 線量の予測を行うべき時間 (d)。
- T_M^{π} 加工工場 π が牛乳の加工に要する平均時間, 式 (2.5) (d)。
- T_E^{β} 部分領域 β 内で生育し、消費される野菜の平均貯蔵時間, 式 (2.1) (d)。
- t 時間 (d)。
- t_0 生育期の開始日 (d)。
- t_1 生育期の終了日 (d)。
- t_2 $t_0 + T$ (d)。
- U_{δ} 人のカテゴリ δ による根菜の消費 (率) (m^2/d あるいは kg/d)。
- u_r, u 風速 (階級指標 r), 式 (1.1), (1.8) および (1.25) (m/s)。

(112)

V₀ 肉牛と乳牛のすべてによる牧草の平均消費(率)(kg/d)。

V_n すべての人のカテゴリーにわたり平均した, 果物と野菜との消費率(kg/d)。

v 沈着速度(cm/s)。

$W_{\gamma\gamma^*}^{\beta\beta^*}$ 部分領域 β^* のコンパートメント γ^* から部分領域 β のコンパートメント γ への物質の移行に関する移行係数(1/d)。

$[W^{\beta\beta^*}]$ 部分領域 β^* から部分領域 β への放射性核種の移動の速度すべてを規定するブロック部分行列, (2.13) (1/d)。

$[W]$ 領域 A に関する移動行列, 式(1.28) および (2.13) (1/d)。

$[W]$ 生育期に該当する行列 $[W]$, 式(1.29) (1/d)。

$[W]$ 休止期による $[W]$ の変化, 式(1.29) (1/d)。

X_i, X_i^β 部分領域 β のコンパートメント i 内の濃度(または放射能)(可変次元)。

$\{X^\beta\}$ 部分領域 β 内のすべての濃度および放射能を含む列部分行列(可変次元)。

$\{X\}$ 領域 A の濃度または放射能の列ベクトル(可変次元)。

x 排気筒から部分領域 β までの代表距離(m)。

$\{Y_i\}$ 移動行列 $[W]$ の固有ベクトル, 式(1.46)(無次元)。

$[Z]$ 固有ベクトルの行列, 式(1.49)(無次元)。

β, β^* 部分領域を表す上つき添字(無次元)。

γ, γ^* コンパートメントを表す下つき添字(無次元)。

δ_n 人のカテゴリー δ , コンパートメント n に関する下つき添字(無次元)。

d_s 肺残留割合, 式(1.19) および (2.14)(無次元)。

d_r フォールアウトの分布割合, 式(1.10)–(1.13) および (2.14)(無次元)。

- ϵ 1壊変当たりの実効吸収エネルギー，式(2.7) (MeV)。
- θ_i $\{X(t)\}$ に関する級数解の展開係数，式(1.47) (可変次元)。
- λ_i 行列 $[W]$ の固有値，式(1.46) (1/d)。
- λ_R 放射性崩壊定数 (1/d)。
- μ_i θ_i のうち，初期条件から定まる部分 (可変次元)。
- $\{\mu\}$ すべての μ_i を含む列ベクトル，式(1.48) (可変次元)。
- ν_i θ_i のうち，強制関数から定まる部分，式(1.50) (可変次元)。
- σ_y 風向と直角な方向への水平拡散 (m)。
- σ_{zp} 安定度 p のさいの垂直拡散，式(1.1) (m)。
- τ_{ij} コンパートメント j からコンパートメント i への流れに対する移行係数 (1/d)。
- Φ 排気筒からの放出率 ($\mu\text{Ci/d}$)。
- ω_{ij} 強制関数崩壊積分，式(1.51) (可変次元)。

付録に対する文献

- 1) ANGELETTI, L. (1972) *La contamination des paturages par l'iode 131-1e partie: vitesse de depot de l'iode 131*. EUR-4872. f, 26 pages. Fontenay-aux-Roses, France, European Atomic Energy Agency and Commissariat a l'Energie Atomique.
- 2) BAYER, A. (1972) *Die altersabhängigen Ingestions-Dosis faktoren g_a und g_a von Jod-131*. KFK-1582, pp.17-18. Karlsruhe, Kernforschungszentrum.
- 3) BEATTIE, J. R. and Bryant, P. M. (1970) *Assessment of environmental hazards from reactor fission Product releases*. AHSB (S) R-135, pp.9-12, 33-37. Risley (England), United Kingdom Atomic Energy Authority.
- 4) BOOTH, R. S., Kaye, S. V. and Rohwer, P. S. (1971) A systems analysis methodology for predicting dose to man from a radioactively contaminated terrestrial environment. In: Nelson, D. J. (ed.) *Proceedings of the third national symposium on radioecology*, May 10-12, 1971, Oak Ridge, Tennessee, pp. 877-893. Oak Ridge National Laboratory.
- 5) CHAMBERLAIN, A. C. (1960) Deposition measurements at Harwell. Results reported in Slade (1968) pp.206-207.
- 6) CRESTA, M., Ledermann, S., Garnier, A., Lombardo, E. and Lacourly, G. (1969) *Etude des consommations alimentaires des populations de onze regions de la Communaute Europeenne en vue de la determination des niveaux de contamination radioactive*. EUR-4218. f,590 pages. Fontenay-aux-Roses, France, European Atomic Energy Agency and Commissariat a l'Energie Atomique.
- 7) DELMAS, J., Disdier, R., Grauby, A., Bovard, P. (1969) Radiocontamination experimentale de quelques especes cultivees soumises a l'irrigation par asper-sion. In: *Symposium International de Radioecologie*, Cadarache, France, 8-12 septembre 1969. Vol. II, pp.707-729. Fontenay-aux-Roses, France, Commissariat a l'Energie Atomique.
- 8) EUROPEAN ATOMIC ENERGY AGENCY AND COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE (1971) *Niveaux de pollution du milieu ambiant et de la chaine alimentaire*. Rapport Annuel 1970, EUR-4700. f,56 pages. Fontenay-aux-Roses, France, European Atomic Energy Agency and Commissariat a l'Energie Atomique.

at a l'Energie Atomique.

- 9) FISHER, H. L. (1966) *Deposition velocities of aerosols and vapours on pasture grass*. UCRL-14702, TID-4500, UC-48, 20 pages. University of California, Lawrence Radiation Laboratory.
- 10) FREDRIKSSON, L. and Eriksson, A. (1968) *Expected content of ^{90}Sr and ^{137}Cs in Swedish crops and milk at a total deposition in the plowlayer of 1 Ci ^{90}Sr and 1 Ci ^{137}Cs per km²*. FOA 4, C 4354-28, 18 pages. Stockholm, Research Institute of National Defense.
- 11) FULTYN, R. V. (1970) A probabilistic scheme for predicting and evaluating hazards resulting from radioactive emissions to the atmosphere. In: W.C. Reining (ed.) *Proceedings of symposium on environmental surveillance in the vicinity of nuclear facilities, Augusta, January 24-26, 1968*, pp.359-367, Springfield, Illinois, C.C. Thomas, publisher.
- 12) GARDER, K. and Skulberg, O. (1964) Sorption phenomena of radionuclides to clay particles in river water. *Intern. J. Air Water Poll.*, 8, 229-241.
- 13) GARNER, R. J. (1960) An assessment of the quantities of fission products likely to be found in milk in the event of aerial contamination of agricultural land. *Nature*, 186, 1063-1064.
- 14) INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE AND COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE (1961) *Absorption de radioelements du sol par divers legumes cultives dans les conditions de la pratique*. CEA-1860, 28 pages. Paris.
- 15) INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE AND COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE (1962) *Compte rendu d'experiences de plusieurs annees sur l'absorption du strontium et du cesium radioactifs par des plantes cultivees*. CEA-2159, 20 pages. Paris.
- 16) INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE AND COMMISSARIAT A L'ENERGIE ATOMIQUE (1964) *Etude experimentale de la contamination radioactive par l'eau d'irrigation de certaines plantes cultivees*. CEA-2625, 21 pages. Paris.
- 17) JINKS, S.M. and Eisenbud, M. (1972) Concentration factors in the aquatic environments. *Radiation Data and Reports*, 13 (4), 243-247.
- 18) JOHNSON, J. B., Tipton, R., Tyler and Ward, G. M. (1969) Transfer of fallout cesium from feed to meat of cattle. *J. Anim. Sci.*, 29, 696.
- 19) LACOURLY, G., Savy, C., Lehr, J. and Kirchmann, R. (1971) Relations entre la contamination de la viande de bovin et celle du lait par le radiocesium.

Health Physics, 21, 793-802.

- 20) LEISTNER, L. (1965) *Recherches sur la contamination radioactive des aliments d'origine animale*. CEA-R 2738, EUR-2226. f, p.14. Fontenay-aux-Roses, France, European Atomic Energy Agency and Commissariat a l'Energie Atomique.
- 21) LETTINGA, G. (1972) *Radioactivity and water supplies*. EUR-4866. e, 198 pages. Delft, Netherlands, European Atomic Energy Agency.
- 22) LENGENANN, F. W., Wentworth, R. and Hiltz, F.L. (1968) Predictions of the caesium 137 intake from milk of a human population after a single short-term deposition of the radionuclide. *Health Physics*, 14, 101-109.
- 23) LEQUINIO, R. (1970) Evaluation de la diffusion d'effluents gazeux en atmosphere libre: a partir d'une source ponctuelle continue abaqués et commentaires. CEA-R 3945, 23 pages. Saclay, Centre d'Etudes Nucleaires.
- 24) MAGNAVAL, R. (1973) *Pollution des vegetaux par le sol: le cas du caesium 137*. EUR-5000.f, 24 pages. Fontenay-aux-Roses, France, European Atomic Energy Agency and Gommisariat a l'Energie Atomique.
- 25) MARCKWORDT, U. and Lehr, J. (1972) Factors of transfer of ¹³⁷Cs from soil to crops. La radioecologie appliquee a la protection de l'homme et ce son environnement. EUR-4800 dfie, pp.1057-1067.
- 26) MIDDLETON, L. J. (1958) Absorption and translocation of strontium and caesium by plants from foliar sprays. *Nature*, 181, 1300-1303.
- 27) MIDDLETON, L. J. and Squire, H. M. (1963) Further studies of radioactive strontium and caesium in agricultural crops after direct contamination. *Intern. J. Radiation Biology*, (5), 549-558.
- 28) MOISEEV, A. A. and Ramzaev, P. V. (1975) *Cesium-137 in biosphere*. Moscow, Atomizdat. (in Russian)
- 29) MYTTENAERE, C., Bourdeau, Ph. and Bittelle, R. (1969) Importance relative de l'eau et du sol dans la contamination indirects en radiocesium et radiocobalt des rizieres irriguees. In: *Proceedings of seminar on agricultural and public health aspects of environmental contamination by radioactive materials*, CONF-690317, pp.175-182. Vienne, International Atomic Energy Agency.
- 30) NEEL, J. W., Olafson, J. H., Steen, A. J., Gillooly, B. E., Nishita, H. and Larson, K. H. (1953) *Soil-plant interrelationships with respect to the uptake of fission products*. USAEC Report UCLA-247. Los Angeles, University of California.

- 31) PELLETIER, C. A. and Zimbrick, J. D. (1970) Kinetics of environmental radioiodine transport through the milk food-chain. In: Reinig, W. C. (ed.) *Proceedings of a symposium on environmental surveillance in the vicinity of nuclear facilities, Augusta, January 24-26, 1968*, pp. 257-267. Springfield, Illinois, C. C. Thomas, publisher.
- 32) PENDLETON, R. and Ulher, R. (1960) Accumulation of caesium 137 by plants grown in simulated pond, wet meadow and irrigated field environment. *Nature* 185, 707-708.
- 33) PETERSON, H. T. and Smith, J. M. (1970) Guides for predicting thyroid dose from environmental measurements following radionuclide releases. In: Reinig, W. C. (ed.) *Environmental surveillance in the vicinity of nuclear facilities, Augusta, January 24-26, 1968*, pp. 172-188. Springfield, Illinois, C. C. Thomas, publisher.
- 34) PICAT, P. and Grauby, A. (1970) Evolution de la contamination des canaux d'irrigation alimentes par le Rhone. In: *Symposium International de Radioecologie, Cadarache, 8-12 Septembre 1969*, Vol. I, pp. 33-81. Fontenay-aux-Roses, France, Commissariat a l'Energie Atomique.
- 35) POLIKARPOV, G. G. (1966) *Radioecology of aquatic organisms*. English translation edited by V. Schultz and A. W. Klement, Jr. Amsterdam, North Holland Publishing Company.
- 36) PURUSHOTHAMAN, K. and Floyna, E. F. (1968) *Transport of ⁸⁵Sr and ¹³⁷Cs under induced clay suspensions*. USAEC Report ORO-490-13, 142 pages. Austin, University of Texas.
- 37) ROMNEY, E. M., Neel, J. W., Nishita, H., Olafson, J. H., and Larson, K. H. (1957) Plant uptake of ⁹⁰Sr, ⁹¹Y, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs and ¹⁴⁴Ce from soils. *Soil Sci.* 83 (5), 369-376.
- 38) SPECTOR, W. S. (1956) *Handbook of biological data*, 584 pages. Philadelphia, Pennsylvania, W. B. Saunders Co., publisher.
- 39) U. S. ATOMIC ENERGY COMMISSION (1973) *The potential radiological implications of nuclear facilities in the Upper Mississippi River Basin in the year 2000-The Year 2000 Study*, WASH-1209. Washington, D. C., U. S. Government Printing Office.
- 40) U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE (1971) *Agricultural statistics*. Washington, D. C., U. S. Government Printing Office.
- 41) VOGT, K. J. et ANGELETTI, L., Essais en cours, resultats non publies.
- 42) VOISIN, A. (ed.) (1957) *Productivite de l'herbe*. Premiere partie, chapitres

- II a IV, Deuxieme partie, chapitres II et III. Flammarion, publisher.
- 43) WARD, G.M., Johnson, J.E. and Sasser, J.L. (1967) Transfer coefficients of fallout caesium 137 to milk of dairy cattle fed pasture, greencut alfalfa, or stored feed. *J. Dairy Sci.* 50, 1092-1096.
 - 44) WILSON, D.W., Ward, G.M. and Johnson, J.E. (1969) A quantitative model of the transport of ^{137}Cs from fallout to milk. In: *Proceedings of seminar on agricultural and public health aspects of environmental contamination by radioactive materials*, CONF-690317, pp. 125-137. Vienna, International Atomic Energy Agency.
 - 45) ZIMBRICK, J. D. and Voilleque, P. G. (eds.) (1969) *Controlled environmental radionuclide tests at the National Reactor Testing Station: 1967 CERT progress report*. IDO-12065, 78 pages. Idaho Falls, USAEC Idaho Operations Office.
 - 46) ADAMS, N. A. (1974) private communication. National Radiological Protection Board, Harwell Didcot, Oxfordshire.
 - 47) SLADE, D. H. (ed.) (1968) *Meteorology and atomic energy 1968*. USAEC Report TID-24190, Oak Ridge, Tennessee, Division of Technical Information.
 - 48) SUTTON, O. G. (1953) *Micrometeorology: a study of physical processes in the lowest layers of the earth's atmosphere*. New York and London, McGraw-Hill.
 - 49) SCHEFFE, H. (1959) *The analysis of variance*, p. 360. New York, John Wiley and Sons.
 - 50) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1977) *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26*. Oxford, New York, Frankfurt, Pergamon Press.
 - 51) BEAR, J. (1972) *Dynamics of fluids in porous media*. New York, American Elsevier Co.
 - 52) KUO, B. C. (1967) *Linear networks and systems*. New York and London, McGraw-Hill.
 - 53) PATTEN, B. C. (ed.) (1972) *Systems analysis and simulation in ecology*. New York and London, Academic Press.
 - 54) CULKOWSKI, W. M. (1974) private communication. Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.
 - 55) WILKINSON, J. H. (1965) *The algebraic eigenvalue problem*, pp. 30-32. Oxford, Clarendon Press.

- 56) SMITH, B. T., Boyle, J. M., Garbow, B. S., Ikehe, Y., Klema, V. C. and Moler, C. B. (1974) *Matrix eigensystem routines-EISPACK guide*. Berlin, Heidelberg, and New York, Springer-Verlag.
- 57) ALBRITTON, E. C. (1954) *Standard values in nutrition and metabolism*. Philadelphia and London, W. B. Saunders Co.
- 58) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1968) *Report of Committee IV on evaluation of radiation doses to body tissues from internal contamination due to occupational exposure, ICRP Publication 10*. Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto, Sydney, Paris and Braunschweig, Pergamon Press.
- 59) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1959) *Report of Committee II on permissible dose for internal radiation, ICRP Publication 2*. Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto, Sydney, Paris, and Braunschweig, Pergamon Press.
- 60) KAYE, S. V. and Rohwer, P. S. (1969) Methods of estimating population exposures from plowshare applications. In: *Proceedings for the symposium on public health aspects of peaceful uses of nuclear explosives, April 7 through 11, 1969*. Las Vegas, Nevada, Bureau of Radiological Health.
- 61) ROHWER, P. S. and Kaye, S. V. (1968) *Age-dependent models for estimating internal dose in feasibility evaluations of plowshare events*, ORNL-TM-2229. Oak Ridge, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory.
- 62) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1975) *Report of the task group on reference man, ICRP Publication 23*. Oxford, New York, Toronto, Sydney and Braunschweig, Pergamon Press.

- 56) SMITH, B.T., Bogle, J.M., Garbow, B.S., Ikebe, Y., Kiema, V.C. and Moler, C.B. (1974) *Maniric eigensystem fontiner-EISFACK gairde*. Berlin, Heidelberg, and New York, Springer-Verlag.
- 57) ALBRITTON, E.C. (1954) *Standard values in nutrition and metabolism*. Philadelphia and London, W.B. Saunders Co.
- 58) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1963) *Report of Committee IV on evaluation of radiation dose to body tissues from internal contamination due to occupational exposure*. ICRP Publication 16. Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto, Sydney, Paris and Brunschweig, Pergamon Press.
- 59) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1953) *Report of Committee II on permissible dose for internal radiation*. ICRP Publication 2. Oxford, London, Edinburgh, New York, Toronto, Sydney, Paris and Brunschweig, Pergamon Press.
- 60) KAYE, S.V. and ROBERT, F.S. (1969) *Methods of estimating population exposure from glowplate applications. Int. Procedures for the estimation on public health aspects of potential uses of nuclear explosives, Part 7 through 11*. 1969. Las Vegas, Nevada, Bureau of Radiological Health.
- 61) KOHNER, P.S. and KAYE, S.V. (1968) *Age-dependent models for estimating internal dose in feasibility evaluation of plutonium events*. ORNL-TM-2229. Oak Ridge, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory.
- 62) INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (1973) *Report of the task group on reference man*. ICRP Publication 23. Oxford, New York, Toronto, Sydney and Brunschweig, Pergamon Press.

放射性核種の環境への放出：
人に対する線量の算定

定価 1,500 円

昭和57年7月20日 初版第1刷発行

編集 社団法人 日本アイソトープ協会
および 財団法人 仁科記念財団
発行 財団法人 仁科記念財団

113 東京都文京区本駒込二丁目28番45号
電話 (03) 946-7111
振替 東京 8-143345

発売所 丸善株式会社

印刷・製本 中央印刷株式会社