PNC TJ 1533 93-001

分置

社内資料

本資料は 01年 10月 4日付けで登録区分、
変更する。
[技術情報室]

環境安全総合評価に関する調査研究(III)

(動力炉・核燃料開発事業団　委託研究成果報告書)

1993年3月

財団法人　原子力安全研究協会

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184　茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部　技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

この資料は，動燃事業団社内における検討を目的とする社内資料です。ついては，複製，転載，引用等を行わないよう，また第三者への開示又は内容漏洩がないよう管理して下さい。また今回の開示目的以外のことには使用しないよう注意して下さい。

本資料についての問い合せは下記に願います。

〒 107　東京都港区赤坂 1 － 9 －13

動力炉・核燃料開発事業団

技術協力部　技術管理室

登録区分
2001.10.04
変更表示

社内資料

PNC TJ 1533 93-001

1993年 3月

環境安全総合評価に関する調査研究（Ⅲ）

松 本 史 朗※

要 旨

本調査研究の目的は，環境面から見た核燃料サイクルに係る安全研究の体系化を図り，現在の研究の動向を整理評価することによって，今後進めるべき研究の方向を明確にすることである。

このため，本年度は上記目的達成のため以下の調査を実施した。

(1) 国内外における研究の動向調査

大気中での放射性核種の移行，地表水中での放射性核種の移行，内部被ばく線量評価等について検討を行い，最近の研究動向についてとりまとめるとともに，今後の課題を整理した。

(2) 環境安全研究の体系化等に関する検討

環境安全研究の体系化について検討するとともに，国内外における研究動向調査の結果より指摘された今後の課題と併せ整理を行い，今後の研究に関する重要度の分類を行った。

本報告書は，(財)原子力安全研究協会が動力炉・核燃料開発事業団の委託により実施した研究の成果である。
契約番号 ０４０Ｄ０１２１
事業団担当者 浅野 智宏（本社 安全部安全管理課主査）
飛田 和則（東海事業所 安全管理部環境安全課長代理）
森田 重光（東海事業所 安全管理部環境安全課）

※環境安全総合評価専門委員会委員長（埼玉大学教授）

登録区分
2001.10.04
変更表示

OFFICIAL USE ONLY
PNC TJ 1533 93-001
March 1993

Study on Evaluation Method of Overall Risk in Environment Around Nuclear Fuel Cycle Facilities (Ⅲ)

Shiro Matsumoto ※

Abstract

It is still important to improve the methodologies and their data base for the radiological safety assessment, even though it has been developed.

The object of this study is focused to make some items clear to be developed farther for the environmental safety assesment relating to fuel cycle facilities in the future. The following items have been studied in this year.

(1) To summarize the present status of the studies relating to environmental safety assesment for nuclear fuel cycle facilities.

(2) To systematize them as the environmental safety assesment and to classify them into the important items.

Work perfomed by Nuclear Safety Research Association under constracts with Power Reactor and Nuclear Development Corporation.

PNC Liaison : Tomohiro Asano, Safety Division, Head Office.
Kazunori Tobita, Health and Safety Division, Tokai Works.
Shigemitsu Morita, Health and Safety Division, Tokai Works.

※Chairman of Expert Committee on Approaches of Environmental Safety Evaluation for Radioactive Effluents.

環境安全総合評価専門委員会

委員構成

平成５年３月現在

（敬称略，五十音順）

委員長	松本　史朗	埼玉大学工学部教授
委　員	市川　陽一	(財)電力中央研究所狛江研究所発電プラント部 環境研究室主任研究員
〃	大貫　敏彦	日本原子力研究所東海研究所安全性試験研究センター 環境安全研究部深地処分研究室研究員
〃	大橋　弘士	北海道大学工学部教授
〃	大原　利眞	(財)計量計画研究所環境資源研究室副主任研究員
〃	小野　哲也	東北大学医学部教授
〃	甲斐　倫明	東京大学医学部助手
〃	片桐　裕実	(財)環境科学技術研究所第二研究部課長代理
〃	熊谷　幹郎	(財)産業創造研究所原子力化学工学センター化学工学部長
〃	小佐古敏荘	東京大学原子力研究総合センター助教授
〃	鈴木　正昭	東京工業大学原子炉工学研究所助教授
〃	田中　　知	東京大学工学部附属原子力工学研究施設助教授
〃	福井　正美	京都大学原子炉実験所助手
〃	本間　俊充	日本原子力研究所東海研究所安全性試験研究センター 環境安全研究部環境影響解析研究室
〃	村松　康行	放射線医学総合研究所那珂湊支所 環境放射生態学研究部第二研究室長
顧　問	浜田　達二	(社)日本アイソトープ協会常務理事

目　　次

まえがき …… 1
第1章　国内外における研究動向 …… 2
1.1　はじめに …… 2
1.2　核燃料施設における放射性物質のソースターム …… 3
1.3　大気中での放射性物質の移動 …… 4
1.4　表層水中の放射性物質の輸送 …… 5
1.5　地下水中における放射性核種の移行 …… 6
1.6　陸圏における食物連鎖経路 …… 8
1.7　内部被ばく線量評価 …… 10
1.8　外部被ばく線量評価 …… 11
1.9　被ばく集団の健康影響評価 …… 12
1.10　特定核種の広域移行評価モデル …… 13
1.11　放射線影響評価モデルの不確かさ評価 …… 14
1.12　放射線影響評価のための計算コードの開発 …… 16
1.13　事故放出の評価 …… 17
1.14　放射性物質の影響放出に関する規制基準 …… 18
第2章　環境安全研究の体系化に関する検討 …… 21
2.1　環境安全研究の体系化 …… 21
2.2　重要度分類 …… 27
あとがき …… 30
付属資料 …… 33

まえがき

核燃料サイクル諸施設から放出される放射性物質の環境へ与える影響に関する研究については，原子力安全委員会において取りまとめられている環境放射能安全研究年次計画に示されるように，環境・線量研究，生物影響研究，内部被ばく研究，安全評価研究等の各分野ごとに各研究機関が独立する形で実施され，それぞれの分野において研究の成果が蓄積されている。しかし，これらの研究は，基本的には放射線の人体影響を中心に捉えた研究がほとんどであり，生態系にまで考慮した研究にはいたっていない。また，研究の成果に関しても必ずしも全体としては体系的に整理されていない状況にあると考えられる。

一方，ソ連チェルノブイリ原子力発電所事故以来，原子力およびその環境に対する問題について関心が高くなってきていると同時に，地球温暖化現象等の生態系も含めた地球規模での環境問題が世界的に議論されるようになってきている。

これらの背景を考慮し，環境面から見た核燃料サイクルに係る安全研究の体系化を図り，現在の研究動向を整理評価することによって，将来にわたって必要な研究を明確にしていくことは意義あることである。

このような観点からここでは以下の項目について検討を行った。

① 環境安全研究の体系化

② 国内外における研究の動向調査

③ 重要度および緊急度に関する検討

第１章では，過去にまとめられた環境安全研究に関する資料のうち比較的総合的かつ体系的にまとめられていると思われるNUREG/CR-3332を基礎とし，このNUREG/CR-3332資料以降の関連研究の進捗状況について検討するとともに今後の検討課題についても整理を行った。

第２章では，第１章の検討結果に基づき環境安全研究の体系化について検討を行い各項目において重要と思われる内容（キーワード）およびそれらのよりどころとなる文献リスト整理を行った。

また，今後の検討課題について整理を行い重要度分類を行った。

第１章　国内外における研究動向

1.1　はじめに

核燃料サイクル諸施設から放出される放射性物質の環境へ与える影響に関する研究としては，大気，土壌または水中での拡散・移行や種々の動植物中での濃縮・移行から人の被ばく線量の評価まで広範囲な内容が含まれる。この広範な研究について総合的に検討するためには，過去において比較的総合的かつ体系的にまとめられた資料をもとにそれ以後の進展状況を整理・検討することが効率的かつ有効であると考えられた。

このため，本調査ではこの基礎となる資料としてNUREG/CR-3332(Radiological Assessment: A Textbook on Environmental Dose Analysis, 1983.9)を選択しこれをもとに検討した。

なお，検討の過程においてNUREG/CR-3332では14の項目に分類されているものを以下の13の分類に整理した。

1．核燃料施設における放射性物質のソースターム
2．大気中での放射性物質の移動
3．表層水中の放射性物質の輸送
4．地下水中における放射性核種の移行
5．陸圏における食物連鎖経路
6．内部被ばく線量評価
7．外部被ばく線量評価
8．被ばく集団の健康影響評価
9．特定核種の広域移行評価モデル
10．放射線影響評価モデルの不確かさ評価
11．放射線影響評価のための計算コードの開発
12．事故放出の評価
13．放射性物質の環境放出に関する規制基準

1.2節以降において，この13分類にしたがいNUREG/CR-3332以降の研究の進展状況および可能なものについては今後の課題について示した。また，これまでの検討において全体をまとめた資料を巻末に付属資料として示した。

1.2　核燃料施設における放射性物質のソースターム

核燃料施設の代表例として，再処理施設を取り上げ，その施設の環境影響評価を行う上での出発点である放出放射能のソースタームを検討する際の重要な因子の一つである除染係数について，公開文献を中心に検討した。

一般に除染係数は対象となる物質の化学的および熱力学的性質とプロセス機器およびその操作条件に依存する。現状のPurexプロセスにおける核種の除染係数は必ずしも充分な資料が得られていないため，現時点では除染係数の不確かさは否めない（数桁の巾を持つものも存在する）。また核種ごとの除染係数は安全側に設定されている。したがって，施設から放出される放出放射能に関する情報の精度は必ずしも高いとはいえない。

Purexプロセスでは，製品であるウラン，プルトニウムの核分裂生成物（ＦＰ）に対する除染係数はかなり大きく設定され，実際の製品の純度は設定値以上のものが得られているようである。今後はPurexプロセスにおけるアクチノイドを含む放射性廃棄物の管理に視点が置かれていくと思われるので，廃棄物管理上重要と思われる核種の各プロセスでの挙動の把握が重要となると考えられる。核種のプロセス内での挙動はその化学形態に大きく依存することが知られており，プロセス機器の操作環境と密接な関係があるといえる。施設設計側での高度化研究の進展にともない，重要と思われる核種の各プロセスでの挙動の把握が明らかにされ，プロセス機器およびその操作条件から核種の分離特性が明らかにされれば，最終的に施設から放出される核種の化学形態を含めてソースタームとしての精度は高められるものと期待される。

一方，化学プロセスフローシートは装置とそれらを結ぶフローから構成される。Purexプロセスはまさに化学プロセスフローシートそのものである。プロセスの収支計算は各装置へのフローとしての流量，各成分の濃度から機器の特性を考えた各種単位操作の計算アルゴリズムで計算可能である。プロセス機器の特性および核種のプロセス内での挙動が明らかにされれば，ケミカルフローシーティング手法によってケミカルフローシートを精度よく予測することが可能となる。現在，そのための解析システムの開発も進められている。

以上のことより，環境影響評価上重要と思われる核種のPurexプロセス内の化学形態およびその挙動に基づき，プロセス機器とその操作条件からケミカルフローシートを精度よく予測できるプロセスフローシート解析システムを構築していくことが今後の課題としてあげられる。

一般に，除染係数は対象となる物質の化学的および熱力学性質とプロセス機器およびその操作条件に依存する。現状のPurexプロセスにおける各種の除染係数は，ウラン，プルトニウム

のＦＰの除染係数が中心であり，その他は安全解析等上の設定値であることから，安全側に評価されていると思われる。したがって，実際のソースタームの評価値より低いことが予想され，放出放射能に関する情報の精度は必ずしも高いとはいえないと考えられる。

今後Purexプロセスの高度化研究は経済性のみならず，放射性廃棄物管理の視点からプロセスの検討が進められると思われることから，廃棄物管理上重要と思われる核種の各プロセスでの挙動の把握が重要となる。核種のプロセス内の挙動はその化学形態に大きく依存しており，プロセス機器の操作環境と密接な関係があることから，核種の化学形態を考えたうえでの除染性能が明らかにされる必要があるといえる。また，Purexプロセスを廃棄物管理の視点に立った再処理プロセスシステムとして考えたときのソースタームの評価を行えるケミカルプロセスフローシート解析システムの構築が必要と思われる。

1.3　大気中での放射性物質の移動

(1)　NUREG/CR-3332以降の研究の進展状況

①　大気拡散モデル

大気拡散モデルとしては，ガウス型プルームモデルに代表される解析解型モデルに替わって数多くの数値解型モデルが開発され，その一部は実用化されている。また，近年，地域スケールから地球スケールへと予測対象領域の拡大が図られている。一方，ガウス型プルームモデルについても，改良・修正が図られている。

②　気象・気流モデル

大気拡散計算に際しては適切な気象場・気流場を与える必要がある。このために，力学方程式モデルのような数値モデル，さらには，乱流モデルを組み込んだ精緻なモデルが開発され，また，それらを実用化するための検討が行われている。

③　大気境界層構造

物質の拡散場として重要な役割を果たしている大気境界層（地表面から上空2,000m程度までの領域）の構造が，理論・実験・観測に基づいて一定程度明らかにされている。

④　沈着モデル

湿性・乾性沈着モデルについては，酸性雨モデルを始めとする大気汚染予測モデルにおいて，その改良がなされている。

(2) 今後の課題

① 通常時影響予測用モデルの改良

通常時影響予測用モデルとしては，現在，ガウス型プルームモデルがもっぱら使用されているようであるが，予測精度の向上のためには，比較的簡略タイプの数値型拡散モデルの導入も検討する必要がある。また，それに応じて，気流モデルや沈着モデルの改良も検討を要する。

② 緊急時影響予測用モデルの改良

緊急時影響予測用モデルは，現在，精力的に改良が図られている。今後の課題としては，気流モデルへの乱流モデルの組み込み，沈着モデルの改良（雲・降水モデルの導入や乾性沈着モデルの改良），実測値による予測結果の逐次修正法の検討等があげられる。また，対象領域をリージョナルスケール，グローバルスケールへと拡大を図っていくことも大きな課題である。

③ ガウス型プルームモデルに対する検討

ガウス型プルームモデルは古いモデルであり多くの問題点も指摘されてはいるが，計算が容易であるため，現在でも実用モデルとして最も使用頻度が高く，実績も豊富である。しかし，このモデルは，本来的には多くの条件のもとで成立するモデルであり，そのため，適用範囲・適用限界を明示しておくことやモデルの適用が困難な場合の代替モデルを提示しておくこと等が重要である。また，最近の各種の知見を取り入れて改良することや他のモデルと併用して予測の信頼性を高めていくことが今後の課題である。

④ モデルの予測精度・適用性についての検討

モデルの予測精度，適用範囲や適用事例等を明らかにしておくことが，モデルの誤用を防いだり計算結果の解釈を正しくするためには肝要である。

1.4 表層水中の放射性核種の輸送

水中の核種の輸送や拡散を計算する目的は，定常的または一時的な放射性核種の環境放出にともなう，河川水や海水中の濃度分布や底質への沈降を予測するためである。これにより，人による核種の直接的または間接的な取り込み量を計算し，被ばく量を予測することが可能となる。

水域へ放出された排水の混合状態は，排水と水域の水との密度差に大きく影響される。この

効果を表すパラメータとして内部フルード数が使われる。また，水域の水深や流速によっても希釈混合のパターンは変わる。水域が相対的に浅いときは，放出の引き起こす周囲水の流れの影響が重要となる。

放出口から離れた遠隔域では流出水の流速が小さくなり，周囲水の乱れが希釈混合を支配するようになる。例えば内湾では潮汐による混合，潮汐残渣に起因する恒流，季節風による吹送流等が物質の分布に大きく影響する。またここでは混合は遅く，放射性核種の壊変や底質への吸着による濃度変化が重要となる。

遠隔域の希釈は，垂直方向および水平方向の乱流拡散によって規定されており，それらの拡散係数の値の推定が問題となる。河川など比較的均一な流れの構造をもったところではその値をある程度予測することができる。大きな湖や海洋では流速分布が不明であることが多いので，拡散係数と流速分布を同時に推定するために，ボックスモデルが使われることが多い。この推定には，観測値の蓄積の多い塩分や水温の分布が使われる。

河川や河口，沿岸水域では，既に述べたように底質への核種の吸着が重要な役割を果たす。この推定の基礎として，核種ごとの分配係数（Ｋｄ値）を蓄積することが重要である。また，底質自身の移動，底質の巻き上げ，沈降時の脱着により，水中濃度が逆に影響を受ける。これらを考慮にいれたボックスモデルの開発も行われている。水深の深い水域では，底質からの溶出は問題にならない。

今後の課題としては，核種ごとの水中における化学的，物理的な変化を正しく把握し，水中，底質間の移行の予測精度を高めること，問題とする水域の流れの分布を予測する手法の開発が特に重要となろう。

1.5　地下水中における放射性核種の移行

地下水中での放射性物質の移動予測では，一般に多孔質均質媒体中における移動として扱われている。低レベル放射性廃棄物処分の安全性評価などでは，放射性物質は地下水中を移流および拡散により移動し，その際放射性物質の一部が土壌等へ吸着されると仮定したモデルが用いられた。吸着としては分配平衡を仮定したモデルが使われた。このモデルによる予測では，サイトの不均質性をパラメータへどのように反映させるかが，研究の対象となっている。1980年代から国内外において確率的評価法を用いて透水係数等を予測する研究が行われているが，十分安全評価に適用できる段階ではないようである。また，核種の移動予測において重要な分

配係数へのサイトの不均質性の影響を取り扱っている研究は，ほとんどない。

一方，高レベル廃棄物処分の安全評価に目を向けると，移動を予測する媒体が安定岩盤層から，風化岩盤層まで対象となり，構成鉱物も多岐にわたる。また，岩盤層も均質であるとは限らず，放射性物質が岩盤の亀裂中を移動する，亀裂媒体中移動が重要となってくる。亀裂媒体中における核種移行評価は1980年代に国内外において相当な取組みがなされてきた。

長期間にわたる安全評価を行う必要がある場合には，まず壊変系列を考慮する必要があり，多くの研究がなされている。また，移動媒体が化学的作用により変質する現象も考慮する必要があると考えられる。このような条件下では岩石に一度吸着した核種が，変質にともない変質鉱物に取り込まれるか，地下水中に溶出されるか不明である。岩石の変質中における核種の再分配機構に関する研究は始まったばかりである。

一方，処分場付近における放射性物質移動に関しては，緩衝材中の熱－水－応力連成問題について，今でも十分な解析結果を得ていない。また，金属性のオーバーパックや，緩衝材中粘土鉱物と水との相互作用も考慮する必要があると感じる。これらについては，研究段階のものが多く安全評価への適応という点では十分確立されていない。

このように開発されたモデルの確証については，各研究機関独自に行うものと，ＯＥＣＤ／ＮＥＡのような公的機関が中心となって現在進められている国際プロジェクトＩＮＴＲＡＶＡＬがある。また，核種の移動に関して過去の現象を検証し，将来予測に役立てようとするナチュラルアナログ研究が行われており，モデルの確証の検証データとして用いられると考えられる。

移動予測に必要なパラメータとしては，分散係数は空隙率，透水係数とともに水理学，水文学の分野で測定法が検討されてきた。一方，廃棄物処分の分野においても独自に計測技術を開発し，さまざまなサイトにおいて測定されている。また，核種吸着に関しても米国以外においても，ＯＥＣＤ／ＮＥＡ等データベース化が進んでいる。

地下水中での物質の移動を研究する上での課題としては，モデル上での対象サイトの物理的，化学的因子の表現と，放射性物質と岩石等の反応機構の不確かさがある。

まず，対象サイトの物理的，化学的因子としては，亀裂形状および分布を非接触で正確に探査する方法が確立されておらず，確率的手法に頼らざるを得ないのが現状であろう。このため，確率的手法による結果の正当性を確証する研究を進める必要がある。また，長期間における評価を考える場合，岩盤中の亀裂分布，さらには亀裂表面に存在する鉱物の種類，量も変化する

可能性がある。このような変化は，実験室において対象となる現象に比べゆっくりとした反応である。まだ，研究手法も確立されていない。したがって，時間軸に関して媒体が変化する現象は廃棄物処分の分野での研究として今後必要になるであろう。

次に，放射性物質と岩石等の反応機構については，現在はいわゆる分配係数を用いた可逆平衡モデルが一般的である。このモデルの問題点は数多くあるが，さまざまな現象を包括的に表すことのできるモデルであり，簡便性とも相まって使用されている。実際，環境データによる実証例も多い。しかし，実際的なモデルの開発を目指す場合，反応機構の解明は最も重要な課題となる。そのためには，放射性物質の化学形の解明，溶解度等のパラメータも必要となってくる。したがって，これらを加味して反応機構解明を見据えた研究が今後必要となるであろう。

このような，研究を行う上で実験室内における研究だけでなく，東濃ウラン鉱床におけるアナログ研究，ポソスデカルダスにおけるアナログ研究，アリゲータリバーズアナログ研究など，いわゆるナチュラルアナログ研究は重要となる。また，物質の移動を反応を含めて，地球化学的手法により予測するコードの開発も進んでおり，データベースの整備とともに，今後重要となるであろう。

1.6　陸圏における食物連鎖経路

環境中に放出された放射性物質は，陸上生態系，淡水生態系，海洋生態系での様々な食物連鎖経路を経て人に移行する。その中でも，陸上生態系は，人々の生活圏であり，食料の多くをそこから得ていることから特に重要と考えられている。ここでは農作物の汚染を推定するための評価モデルとそれに用いるパラメータを中心に述べることとする。

陸上生態系での放射性物質の移行予測に用いられるモデルは，研究機関等により異なっている。しかし，その骨組みは，大気やかんがい水に汚染が生じた場合の，植物（農作物）や動物（肉，ミルク）などへの放射性物質の移行経路を設定し，移行量を種々のパラメータ値を用いて推定するものである。

農作物への汚染経路は大きく分けて，①大気からの沈着と②土壌からの経根吸収の２つである。沈着経路には，乾性沈着（大気中にガスや浮遊じんとして存在する放射性物質の植物表面への付着）と湿性沈着（雨水や雪などに溶けた放射性物質の植物表面への付着）が挙げられる。前者の乾性沈着に関係する重要なパラメータは，沈着速度（Deposition Velocity）であり，大気中の核種が単位面積当たりに生育する植物に付着する速さをV_g(cm/s)で表す。また，単

位重量当たりの植物への沈着を表すパラメータとしてV_D($cm^3/g \cdot s$)も用いられる。重要な核種の中で沈着速度が大きいものとしてヨウ素が挙げられる。例えば分子状ヨウ素（I_2）のホウレン草へのV_g値は約0.15cm/sである。しかし，同じヨウ素でも有機ヨウ素（CH_3I）のV_g値はその100分の1程度と低く，同一核種でも化学形態により沈着速度は大きく異なる。湿性沈着については，大気中の放射性物質の雨水への移行量を表すWashout係数，植物表面に取り込まれる割合，降雨量，Washoffによる植物からの減少定数などのパラメータを用いて評価する。

土壌汚染は，大気からの沈着，雨などを通じての降下，枯れた植物の土への混入，かんがい水の混入などにより生ずる。土壌中の放射性物質の経根吸収経路に関する最も重要なパラメータは，土壌－植物移行係数（ＴＦ，ＣＲあるいはＢｉｖ）である。これは，収穫時の植物中の放射性核種の濃度を土壌中の濃度で割った値で表す。主要核種の平均的なＴＦ値は次の通りである。Ｃｓ：0.03，Ｓｒ：0.3，Ｉ：0.02，Ｃｏ：0.03，Ｚｎ：0.4，Ｐｕ：0.0005，Ｕ：0.002（ＩＡＥＡがまとめた値）。しかし，これらの値はあくまでも一般的なものであり，a.核種の物理・化学形，b.植物の種類や内部での転流，c.土壌の特性，d.安定元素濃度，e.肥料やキレート剤，f.土壌中での核種の分布などにより影響される。

移行係数を用いず，植物中の放射性物質の濃度を推定する方法がとられる場合もある。これは，土壌－土壌溶液間の放射性核種の分配係数（Ｋｄ），植物による核種の選択係数（Ｓ），植物の蒸散係数（ＴＣ）などの複数のパラメータを用いて植物への核種の移行量を推定する方法である。この方法は，土壌が異なった場合でも対応できるという利点もあるが，整備すべきパラメータの数が多くなるという欠点もある。

沈着や経根吸収などにより，植物へ取り込まれた放射性核種の濃度は，時間経過や環境条件により変化する。それらを表すパラメータとしては，ウェザーリングによる減損率定数，生物学的半減期，転流率などが挙げられる。また，食用に供する場合は，調理・加工による除染係数を考慮する必要がある。

次に，動物（肉，ミルク）への移行を考える。これは，汚染されたエサ（牧草など）や水を動物が摂取することにより，放射性物質が血液に入り，各臓器へ移行し，また，一部は排出される。これをコンパートメントモデルで表し，各種パラメータを用いて移行量を求める。使用するパラメータとしては，エサや水の摂取量，体内での吸収率，目的臓器への移行率，排せつ率などが挙げられる。

放射性物質の食物連鎖経路での移行を予測する場合の今後の問題点としては次のものが挙げ

られる。

① 生態系をモデル化する場合色々なファクターがからみ困難な点が多い。こまかな組み合わせをふやすだけでは複雑になるだけで実用的ではない。精度良くなおかつ単純なモデルが望まれる。

② 重要なパラメータの一つに沈着速度がある。陸圏における食物連鎖経路では植物葉面への付着ということに重点がおかれている。大気中での放射性物質の移動のところでも沈着速度が述べられているが，マクロな視点から地表面への沈着として取り扱われている。総括的なモデルを考える場合，一つのパラメータは各々の移行経路においても同様な取り扱いをする必要があろう。

③ 土壌から植物への核種の取り込みを表すパラメータである移行係数の場合は，植物や土壌の種類により大きな違いがある場合も少なくない。そこで，各々の農作物や土壌についてのパラメータを設定することが望まれるが，その値を調べるだけでも大変であるし，実際の計算もかなり複雑なものになってしまう。農作物の分類は現在のところは主として栄養学的な面から行われており，必ずしも汚染の経路や度合いと関連しない。そこで，汚染経路等を考慮した上で，農作物や土壌を分類しグループ化することにより，それぞれのグループでの代表的な移行係数を設定することができるであろう。

④ また，国や地域の風土に合わせたモデルやパラメータを整備し，評価の精度を向上することも大切であろう。例えば，我が国の場合は，水田における放射性物質の移行に関するモデルとパラメータを整備する必要があろう。

⑤ 環境中での放射性核種の移行に及ぼす要因には不明な点もまだ多い。それらについての基礎研究を行うことは大切である。例えば，土壌微生物が放射性物質の移行に及ぼす影響については今後一層の研究を行う必要があろう。

⑥ また，チェルノブイリ事故により周辺の森林に大きな影響が見られたことからも，森林生態系での放射性物質の分布や挙動について詳しい知見を得ることも望まれる。

1.7 内部被ばく線量評価

(1) NUREG/CR-3332以降の研究の進展状況

核医学診断にともなう線量評価を目的として発展したＭＩＲＤ法は，人体臓器の幾何学的構造をモデル化して，放射線のエネルギー吸収率をコンピュータ上で計算するモンテカルロ

法を確立してきた。人体臓器の幾何学的構造モデルの基礎となっている標準人（reference man）データは，放射線防護以外の分野までに利用されるデータベースになってきている。人種による違いも考慮した標準人データの作成が進められている。

内部被ばく線量評価にもっとも影響を及ぼす体内動態モデルは，数種の核種を除けば，動物実験データに大きく依存している。一般公衆の線量評価の目的から，年齢依存性の評価がＩＣＲＰのタスクグループで進められており，基礎となるデータの制限から，今後は評価値の不確かさの検討に焦点があたる状況にある。

呼吸器モデルは，現在，大きな改訂作業がＩＣＲＰのタスクグループで行われており，1993年中には刊行される予定である。キャスクモデルを用いた沈着実験から得られた沈着モデル，クリアランスモデル，標的細胞の幾何構造をモデル化して計算されるドシメトリモデルなどから構成される。粒子状物質に加えてガス状物質も対象としていて，従来のように防護基準との比較に限定した使用から，リスク評価までの幅広い適用が検討されるようになってきている。

(2) 今後の課題

体内被ばく線量評価では，標準人データの確立，体内動態モデルの検討を中心とした従来の検討課題に加えて，発がんの標的細胞の同定とその線量評価が検討対象となることで，生物学的に意味のある線量評価がますます要求され，臓器平均吸収線量にかわるより生物学的に意味のあるドシメトリの確立が求められている。また，線量評価値の不確かさの検討が今後進められることによって，疫学研究などの線量評価法として幅広い適用が可能になると考えられる。

1.8 外部被ばく線量評価

(1) NUREG/CR-3332以降の研究の進展状況

主としてＴＭＩ（スリーマイルアイランド）原子炉事故時を想定して作られたNUREG/CR-3332の簡易表示式は，その後の時代の変化とともに新しいフェーズでの適用を求められている。環境における外部被ばくが直接問題となるのは主として事故時であるが，チェルノブイリの原子力発電所事故等では広域の土壌汚染が問題となりそこでの外部被ばく線量評価が求められている。また，広島と長崎における原子爆弾の生存被ばく者の疫学データ解析に用いられる線量評価においても詳細な検討が行われているが，この場合には原子爆弾の１次放射

線（β，γ，n）のみならず放射性プリューム（きのこ雲の形をして時間とともに成長する）からのβ，γ線や空気中を透過してくる中性子の空気や壁や人体からの捕獲γ線なども評価されている。また，建屋遮蔽も詳細に評価されている。この種の作業が可能となったのは1970年代以降，大型計算機のスピードが速くなっていることが関係しており，詳細な評価はモンテカルロ放射線輸送計算コードで解析されている。

(2) 今後の課題

解決すべき今後の課題としては，より詳細な人体形状で線量評価を行うことが第1にあげられる。人体内各臓器の正しい計算枠内での記述，人種，性，あるいは年齢別のモデルの採用などがそれである。第2には約源条件の正しい記述である。NUREG/CR-3332で述べられている均一約源の場合は現実にはほとんど考えられず，不均一汚染状況の正しい取扱いが重要である。また，現実には人々は建屋遮蔽のある状態で被ばくするわけでこれを計算に取り込む必要がある。

さらに土壌中の放射能のウオッシュアウトや大気の汚染予測モデル等ともカップリングした時間経過を追った形のきめ細かい評価も必要であろう。

1.9 被ばく集団の健康影響評価

(1) NUREG/CR-3332以降の研究の進展状況

低線量放射線の影響は，ヒトの疫学調査データに基づいている。がん死亡率の生涯確率は，原爆データを中心として評価されている。従来の評価と比べて，1986年に報告された原爆線量再評価ＤＳ86が利用されたこと，また，1975年までの追跡データに1985年までのデータが追加されたことで評価のための基礎データが変更されたことである。1988年の国連科学委員会報告，1990年の米国ＢＥＩＲ－Ⅴ報告，1990年のＩＣＲＰ1990年勧告などの国際機関では従来の生涯確率の評価値が再検討された。

がん死亡率の生涯確率の評価に，基礎データに加えて重要な影響を及ぼしているのがモデルである。原爆被爆者の調査対象集団約90,000人のうち，1985年時点で約60%が生存しており，原爆の放射線被ばくにともなう生涯がん確率を評価するには，調査集団の追跡が終了する必要がある。したがって，現時点での生涯確率の評価にはモデルによる推定が行われている。このためのモデルはリスク予測モデルと呼ばれ，被ばくからの時間経過によるがん死亡率の年齢発現分布のモデル化である。自然発がん死亡率との差で表現した放射線による平均

過剰がん死亡率（絶対リスク）が時間に一定として外挿する相加リスクモデルと，自然発がん死亡率との比で表現した平均過剰がん死亡率（相対リスク）が時間に一定とする相乗リスクモデルとが提案されており，1988年国連科学委員会報告および1990年ＩＣＲＰ勧告では相乗リスクモデルを用いた生涯がん死亡確率の評価を行っている。ＢＥＩＲ－Ｖ報告では，時間反応関係として相乗リスク型の対数線形モデルを使用し，線量時間反応モデルをデータ適合によってモデルを選択する方法を用いた。

(2) 今後の課題

放射線の健康影響の評価では，その発生の仕組に基づいたモデルによる議論が少なかったが，今後は，biological-based dose response modelをどのように組み立てていくかが焦点となるであろう。それによって，動物実験データから得られる知見を健康影響評価に定量的に利用していく手法が発展するものと考えられる。また，不確かさ分析も進められ，低線量・低線量率の放射線リスク評価がもつ不確かさの構造が定量的に明らかにされることが期待される。

1.10 特定核種の広域移行評価モデル

^{85}Ｋｒ，^{3}Ｈ，^{14}Ｃおよび^{129}Ｉなどの特定核種は，①物理的半減期が長い，②化学的な活性が低い，③放出するβ線エネルギーが低い，などいずれかの理由により，環境中における挙動を局地的な視点でなく長期にわたるグローバルな観点からの評価が必要と考えられている。ここではこれらの放射性核種を対象にし，その賦存量，移行モデルおよび集団実効線量当量に限定した内容を略述した。それによれば核実験による集団実効線量当量預託が最も多く，その支配核種は^{14}Ｃであり，原子力施設からの単年放出分（^{14}Ｃおよび^{129}Ｉは公表資料が不十分であるため，公表資料の10倍と推定した）でも^{14}Ｃの寄与が最大であることおよび核実験による集団実効線量当量預託は約5,500(年)の原子炉施設稼働分に相当することなどが判明した。これらの評価は，地球上での水圏，気圏など複数コンパートメントへの移行を考慮しているが，核種の混合が１つのコンパートメント内では瞬時にかつ均一に行われると想定し，また現状の環境条件を無限の将来にまで外挿した観点から行われたものである。したがって，特定核種のうちでも^{14}Ｃや^{129}Ｉのように，放出源近傍での濃度の局在性を考慮してコンパートメント間の移行率など物質循環に関するパラメータをより詳しく検討することが今後の精密な線量評価を行うためには不可欠であると考えられる。このようなローカルおよびリージョナルな領域で

の分布・挙動研究では特定核種だけではなく，長半減期のＴＲＵ核種も評価の対象となることは明らかである。この場合，ソースタームから環境を経由して人体にいたる汚染物質としての放射性核種の移行を定量的に評価することがその基本となることには疑義はなく，このことは他の非放射性毒性物質（特定有害物質，有機塩素系化学物質，農薬など）についても共通である。また放出源から人体影響までを総合的に考えた場合，人体にいたるまでの汚染物質の定量的評価が極めて困難であり，評価上の不確定要素が多いことから，影響評価はこの環境移行研究の評価精度に支配されることになる。したがって，最終的な目標である危険の程度を定量的に評価し，その結果をソースタームにフィードバックして効果的な放出低減を実行する方針を遂行するためには，気圏，地圏，生物圏のどの領域を，空間的にはローカル，リージョナル，グローバルのどの程度の広がりを評価の対象にするにしても，それらの環境における物質の動態機構の解明とその検証と確認を含めた精度の高いモデル化が不可欠であり，ここに環境安全総合評価研究の目的と意義とが存在するものと考えられる。このためには目的核種を放射性物質に限定することなく，例えば地球の気候変動予測の観点から計画されているＩＧＢＰ(International Geosphere-Biosphere Programme）に関連するグローバルな視点からの物質循環究明などに関する情報も今後活用すべきであろう。

1.11　放射線影響評価モデルの不確かさ評価

(1)　NUREG/CR-3332以降の進展状況

核燃料サイクル施設の安全評価に関連して，環境中における放射性核種の移行評価，線量評価および人への影響評価，各々の部分でモデルのパラメータ不確かさ解析だけでなく，広い意味でのモデルの信頼性評価に関する研究が広く行われている。一つは懸案の高レベル廃棄物処分の安全評価の分野にそれが見られる。これは，処分の安全評価が数学モデルによって導かれた予測値をベースに行わざるを得ないこと，そしてその予測値には処分の特質である長期性からくる不確かさが付随することによる。処分システムの評価に用いられるモデルおよび計算コードの妥当性(validation)の検証に関する国際プロジェクトが上記の理由からＯＥＣＤ／ＮＥＡあるいはスウェーデンを中心として数多く進められた。地下水中の核種の移行を解析する計算コードの比較プロジェクトＩＮＴＲＡＣＯＩＮでは，いわゆるモデル相互の核種の移行を解析する計算コードのverificationが行われた。それに続く地下水流コードの比較のプロジェクトＨＹＤＲＯＣＯＩＮおよび現在も進行中のＩＮＴＲＡＶＡＬプロジ

ェクトは，核種移行モデルの妥当性検証を目的としているが，結局のところ，そこで行われたことはモデルの妥当性検証ではなく，測定データをモデルがうまくシミュレートするように入力パラメータを調整するいわゆるcalibrationであると認識されている。

一方，環境中における放射性核種あるいは微量元素の移行および生物濃縮についてのモデルを検証するＢＩＯMOＶＳ計画では，モデル予測値をそれとは独立の測定データと比較する検証方法とモデル予測の相互比較の二つの方法がとられた。モデルの相互比較では予測値のほかに常にその信頼巾の提出が求められた。参加者は必ずしもパラメータの不確かさ伝播解析を行ったわけではなく，専門家による主観的判断あるいはいわゆる感度解析もとられた。ここで問題となったのは不確かさ解析の手法よりむしろパラメータの不確かさの範囲および分布をいかに定めるかということであった。チェルノブイル事故に起因するさまざまな環境媒体中の核種濃度の測定データが，移行モデルの妥当性検証の機会を提供し，この計画の中でいくつか行われた。不確かさをともなうモデル予測値と，一方で誤差範囲をもつ測定データをいかに比較して，モデルの妥当性を判断するのかのシステマティクな手法の必要性が認識され，それは現在ＢＩOMOＶＳ　ＰｈａｓｅⅡの計画の中で取り上げられている。

ＯＥＣＤ／ＮＥＡの主催で行われた高レベル廃棄物処分システムの確率論的システム評価コードに関するプロジェクト（ＰＳＡＣ）は，まさにここで取り上げたパラメータ不確かさ解析を行う汎用的計算コードの作成が初期の目的であった。モデル予測値を確率分布として表現することのできるモンテカルロ手法による不確かさ解析の方法がこの計画の中でいろいろな角度から検討された。また同時に，最終的なモデル予測値の不確かさに重要な影響を及ぼす入力パラメータの順位づけの感度解析手法についても検討が行われた。

(2)　今後の課題

解放的手法は，モデルが複雑になると取扱いが複雑すぎ，応答曲面法はモデルの近似度に依存してしまう欠点があるのに対し，モンテカルロ手法をベースにした方法は，モデルを直接扱え計算費用の欠点を除くと，さまざまな感度解析手法も用いることができ，非常に強力な手法である。計算費用の点ではＬＨＳ手法あるいはサボー法等少ない数のシミュレーションで安定なモデル予測値の確率分布が得られる方法も用いられているが，検討の余地はある。一方，感度解析手法では，さまざまなパラメトリック，ノンパラメトリック統計が応用され，モデルの非線形性あるいは非単調性にも有効な新しい手法も提案されている。パラメータ間の相関を考慮した場合でも有効な方法の開発が望まれる。

1.12 放射線影響評価のための計算コードの開発

(1) NUREG/CR-3332以降の計算環境の変化

1982年以降，計算機環境が大きな進歩をとげそれとともに計算コードを始めとするソフトウエア環境も大きな進歩を遂げている。主な点を以下に示す。

① 演算速度，記憶容量など科学技術用高速計算機環境が大幅に進歩した。

② ソフトウエア技術が進歩し，大規模計算コード，大規模データベースの構築が可能となった。

(2) 計算機環境の放射線影響評価コードへの影響

原子力施設からの放出物質による放射線影響評価コードの開発にあたり，計算機環境の進歩がもたらす利点を列挙する。

① 複雑な経路，複雑な過程を表現する様々なモデルの組合せが可能となる。

② 発生源，移行過程，摂取，影響評価を全て含むことも可能となる。

③ 大量データが取り扱い可能となる。すなわち大量の摂取，影響評価データ，大量の気象データが格納できる。

④ 演算速度の高速化により数値計算モデル（数値流体力学的方法）が導入できる。

(3) 既存のコードの状況と評価

ＯＥＣＤ／ＮＥＡのデータバンクを中心に，ある程度の評価を得ているコードの概要を調べた。コードの構成，種類が多岐にわたり簡単には評価できないが，まとめると以下のようになろう。

① 大気移行関連，表層水移行関連，地下水移行関連，食物連鎖関連，総合的評価など多くのコードが存在する。

② データバンクのデータの不備，記述が一貫していないことから概要把握が難しい。

③ 汎用コードが少ない。多くが計算機依存のコード，モデルは同じで過程の組合せが異なる目的志向型コードである。

④ 多くのコードが徐々に多くのデータ，モデルを吸収しつつ改善されてきたものである。現在の計算機環境を考慮したコード設計をしているか疑問である。

⑤ 海洋中の移行を考慮したコードがあまり見当らない。

(4) 放射線影響評価のための計算コード開発の今後の課題

① 既存のコードの状況をより正確に把握するために，コードの比較，適用判断，信頼性

の評価が的確に行えるデータバンクを整備する必要がある。

② 汎用性のあるコード開発が必要である。または，各コード間のデータの授受が可能な一貫したコード開発が必要である。

③ 現在の計算機環境を考慮したコード設計を行う必要がある。

④ 日本の地理的条件を十分に考慮できる移行モデルを含むコードの開発をする必要がある。

1.13 事故放出の評価

1979年3月には米国ペンシルバニア州のスリーマイル島，1986年4月にはウクライナ共和国でそれぞれＴＭＩ－２およびチェルノブイリ４号炉の事故が発生したことはまだ記憶に新しい。前者については10年以上を経過した現在，ようやく事故の全容が解明され，事故後の施設内環境修復にめどがついてきたところである。後者については事故時における放出放射能の評価でさえファクター２～３程度の変動が認められる。また，２つの事故の大きな相違は，前者の場合，主な放出放射性核種は希ガス，ヨウ素およびトリチウムであり，施設外の公衆に直接的な放射線影響が及ぼされることはなかったが，後者の場合は公衆にも大きな被害が及ぼされた。1983年に発行されたNUREG/CR-3332ではその序論でリアルタイムでの評価を含む事故後の解析には人口，農作物，気象，地（水）象など地域特性を考慮することが必要になることを指摘している。しかしながら環境が地球規模でしかも局地的には深刻な程度にまで汚染されたチェルノブイリ４号炉事故に際しても，汚染評価モデルの開発に関する報告は多いが，モデルの妥当性が局地および広域とも実測の汚染濃度分布により実証された例や事故時における住民の避難情報として有効に用いられた報告はない。したがって環境の汚染が容易に測定できるような事故時においては放射線や気象に関するモニタリングの重要度が相対的には高いと考えられる。汚染評価モデルはモニタリングに際して通常の汎用器では測定不可能な場合もしくは信頼できる測定値の頻度が少ない場合の内・外挿手法として有効である。平常時と事故時では，汚染源の形態や放出履歴を除けば環境中での移行過程は同じであり，このためには平常時においてトレーサー実験または事故時のトレーサビリティを利用してモデルに関する不確かさを少なくしておくことが今後の研究課題である。さらに環境影響の評価以前に過去の重大な事故例において，予想されなかった事象や教訓を検討しておくことも今後，実際的な対策をとるうえで有意義と考えられる。チェルノブイリ事故では環境汚染が顕著であり，すでに７年近く経過してい

るがその汚染の程度から公衆の健康への影響をはじめとして今後の調査・研究に残された課題は多く，ＬＷＲ発電にとっても得られた教訓は貴重なものである。環境問題に限定しても，①局地から広域までのモデルの構築とその比較・検証，②沈着モデルおよび粒子状物質の輸送モデルの確立とモデルパラメーターの決定，③森林や都市部における除染機構の解明，④土壌汚染とその浄化機能の解明，などin-situ研究の重要性が指摘でき，これらの情報は汚染の追跡が長期間にわたって可能なＥＣ諸国から報告されつつある。

1.14　放射性物質の環境放出に関する規制基準

(1)　歴史的な経緯

放射線の人体に対する影響が問題になったのは，1895年のＸ線の発見および1896年のウランから発生する放射線の発見に端を発している。Ｘ線やラジウムは，発見直後から医学的利用や工業的利用の道を開いたが，一方では早速，放射線障害をもたらした。

放射線の利用の初期には，放射線による障害は特にＸ線取扱者の間で多く発生したので，まずＸ線取扱者のための法的処置が検討され，1905年にはドイツのＸ線学会がＸ線装置取扱者のための免許制度を実施し，1913年にＸ線取扱についての規制を行った。その後，種々変遷があったが，現在では各国ともＩＣＲＰの勧告に基づいて法令を整備し規制を行っている。ＩＣＲＰの最終勧告は1990年になされたが，日本の法令は1977年勧告に基づいて制定されている。その概要は，職業人に対する確率的影響についての線量当量限度が50mSv／年，非確率的影響については目の水晶体を除く器官に対して0.5Sv／年，目の水晶体に対しては0.3Sv／年である。一般公衆に対しては確率的影響が１mSv／年となっており，放射性物質の環境放出基準はこれに基づいて定められている。

(2)　日本の法令における規制基準

放射線障害を防止するための現在の日本の法規制は，主として，「放射性同位元素等による障害の防止に関する法律」，「核原料物質，核燃料物質および原子炉の規制に関する法律」およびそれらの施行令，施行規則，告示等により行われている。

放射性物質の環境への放出については，工場または事業所の境界における実効線量当量限度が250μSv／３月（１mSv／年）と定められており，これに対応して排気設備あるいは排水設備から事業所境界の外部への排気あるいは排水の中の核種の濃度限度が定められている。これらの値はこれらの限度以下であれば，放射線による障害が，発生するとしてもその可能

性が極めて小さく社会的に容認し得る程度のものであると考えられている。

放射性物質の環境放出については，法令による規制の他，指針およびめやす線量によってより厳しい数値が定められている。「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針について」は，平常運転時における環境への放射性物質の放出にともなう周辺公衆の受ける線量当量を低く保つための努力目標として，施設周辺の公衆の受ける線量当量についての目標値を実効線量当量で50μSv／年としている。また，「原子炉立地審査指針」および「プルトニウムを燃料とする原子炉の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について」によって該当の原子炉の立地の判断基準が示されている。

(3) 米国における環境放出の規制基準

米国においては，公衆のための放射線防護基準の運用は，原子力規制委員会（ＮＲＣ）およびエネルギー省（ＤＯＥ）が担当して来た。これらの基準は，主として国際放射線防護委員会（ＩＣＲＰ）および米国放射線防護測定審議会（ＮＣＲＰ）の勧告に基づいている。以下に放射線防護基準とウラン燃料サイクルの運転操作および飲料水中放射能濃度に関わる環境放射線基準について述べる。

放射線防護基準としてはＮＲＣの現行基準，ＮＣＲＰの現行勧告，ＤＯＥの運用基準，改定ＮＲＣ基準，放射線防護連邦指針がある。

ＮＲＣの現行放射線防護基準では，許可使用者の取扱いと線源による全身均等被ばくについては年預託線量当量が５mSv，管理区域外の空気中および水中における放射性核種の最大許容濃度が全身または生殖腺に対する年間預託線量当量として５mSv，骨，甲状腺および皮膚では30mSv，その他の組織では15mSvである。ＮＣＲＰの現行勧告では，連続被ばくまたは被ばくが頻繁である場合には年間実効線量限度を１mSvとし，頻繁でない場合には５mSvとしている。ＤＯＥの放射線防護運用基準では年実効線量当量を１mSvと規定している。改定ＮＲＣ基準では特に管理区域外の空気中および水中の放射性核種年平均濃度限度を成人に対する年実効線量当量0.5mSvを基準として濃度限度を定めている。

特定の行為または線源に対する環境放射線基準は，主としてＥＰＡの責任下にあり，ＮＲＣまたはＤＯＥが作成した基準がＥＰＡの基準に比べて制限が厳しい場合またはＥＰＡが述べていない要件をも包含している場合にはこれらの基準の方が適用される。ＥＰＡは，ウラン燃料サイクルの平常時の運転操作基準として，米国連邦規制基準40ＣＦＲ190において，ラドンとその娘核種を除く全放射性核種による年線量当量限度を全身：0.25mSv，甲状腺：

0.75mSv，その他の器官:0.25mSvとしている。ＮＲＣの原子炉設計目標値としては，液体放出物に関して年線量当量限度または預託線量当量を全身で0.03mSv，他の器官で0.1mSv，気体状放出物に関して年線量当量限度を全身で0.05mSv，皮膚で0.15mSv，ヨウ素と微粒子に関してすべての被ばく経路からの各器官に対する年線量当量限度または預託線量当量を0.15mSvとしている。

飲料水中の放射能濃度に対するＥＰＡの基準は，^{226}Ｒａと^{228}Ｒａを合わせて５pCi／ℓの濃度限度，^{226}Ｒａを含みラドンとウランを含まない全α線放出核種に対して15pCi／ℓの濃度限度，β／γ放出人工放射性核種について全身またはその他の器官に対して0.04mSvの年線量当量限度を定めている。

また放射線防護に関するＤＯＥの暫定的規則の中で，ＤＯＥ運用でかつＤＯＥ用の飲料水供給系による年実効線量当量は0.04mSvを超えないこととされている。

(4) 欧州共同体における規制基準

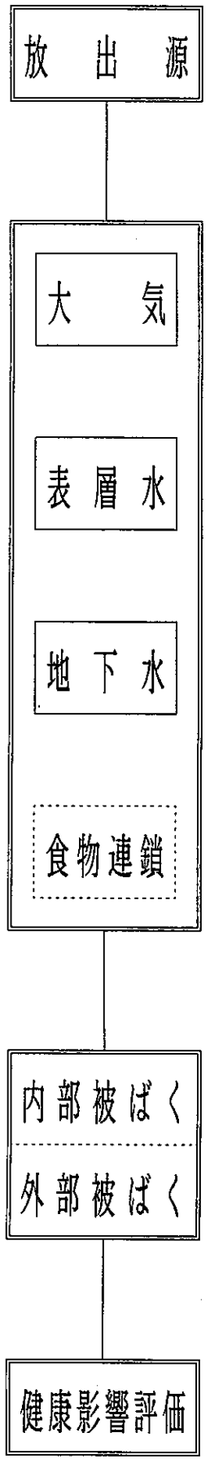
ベルギー，デンマーク，フランス，旧西ドイツ，ギリシア，アイルランド，イタリア，ルクセンブルク，オランダ，ポルトガル，スペインおよび英国の各国について原子力施設に対する放出限度を定めるために用いられる線量限度および原子力施設に対する放出限度を調査した。ポルトガルは原子力発電所に関して線量限度を決定しておらず，放出限度も制定していない。ギリシアはまだ放出限度を採用しておらず，アイルランドも放出限度は適用できないとしている。英国のみ液体放出物と気体放出物を分けずに線量限度を全身で１mSv としている。その他の諸国では液体放出物と気体放出物に分けている場合が多く，全身に対しては最小値の30μSv／年と最大値の0.3mSv／年の間の線量限度を定めており，これらの数値に基づいて放出放射能濃度限度を定めている。

第２章　環境安全研究の体系化に関する検討

2.1　環境安全研究の体系化

第１章にも示した通り，核燃料サイクル諸施設から放出される放射性物質に関する環境安全研究には，大気，土壌または水中での拡散・移行や種々の動植物中での濃縮・移行から人の被ばく線量評価にいたるまで広範な内容が含まれる。この広範な研究の体系化に関する検討を実施する際の基礎として，平成２年度には過去にまとめられた関連する資料について調査した。この結果，体系化の検討の参考となる資料は総じて1980年代前半にまとめれたものであったが，環境安全研究の体系化について検討するにあたってはこれらの資料をベースにすることが有効であると判断された。このため，平成３年度からは平成２年度の調査を通じこれらの資料のうち比較的体系的にまとめられていると考えられるNUREG/CR-3332 を中心に検討を開始した。

平成４年度においては，このNUREG/CR-3332 をもとにした放出源から健康影響にいたるまでの各項目および関連する項目についての国内外の研究動向の調査・検討を踏まえ環境安全研究の体系化について検討し，それぞれの項目において重要と思われる内容（キーワード）およびそれらのよりどころとなる文献リストの整理を行った。以下にその内容を示す。



	キーワード	参考文献（論文）
1．核燃料施設における放射性物質のソースターム	・除染係数 ・プロセスフローシーティング ・ケミカルフローシート	・Forder, G. J. and Hutchison, H, P. Chem. Eng. Sci. 24 771(1969)
2．大気中での放射性物質の移動	・数値型大気拡散モデル ・乱流モデル ・気象・気流モデル ・大気境界層構造 ・メソスケールモデル ・グローバルスケールモデル	・財団法人　原子力安全研究協会：環境安全総合評価に関する研究(Ⅱ) 2.1 大気拡散モデルについて，1992年３月 ・OECD/(Nuclear Energy Agency)NEA:Proceedings of the Specialists' Meeting on Advanced Modeling and Computer Codes for Calculating Local Scale and Meso-Scale Atmospheric Dispersion of Radinuclides and their Applications (1991) ・日本原子力研究所東海研究所環境放射能研究委員会緊急時モニタリング・予測専門部会：緊急時モニタリングと予測計算のための手法並びにシステムの開発，JAERI-M86-111，1986年８月
3．表層水中の放射性物質の輸送	・対　　流 ・拡　　散 ・密度成層 ・底　　泥 ・分配係数 ・ボックスモデル	
4．地下水中における放射性核種の移行	・亀　　裂 ・吸　　着 ・地球化学モデル ・壊変系列 ・ナチュラルアナログ研究 ・熱力学的データベース	・Higashi K. and Pigford T.H., J. Nucl. Sci. Tech., 17,700(1980). ・Ahn J.:MassTransfer and Transport of Radionuclides in Fracture Porous,pHD Disserstation, University of California,Berkeley(1988). ・McKinley I. G. and Hadermann J.:Radionuclides Sorption Database for Swiss Safety Assessment, Nagra NTB84-40(1985). ・村上　隆：ナチュラルアナログ研究：鉱物の変質とウランの移行，日本原子力研究所研究報告JABRI-M93-023(1993).
5．陸圏における食物連鎖経路	・環境移行モデル ・移行パラメータ ・沈着経路 ・経根吸収経路 ・食物連鎖	・ＩＡＥＡ　Ｓａｆｅｔｙ　Ｓｅｒｉｅｓ　Ｎｏ．５７（１９８２） ・環境放射能（ソフトサイエンス社，佐伯誠道編，１９８４） ・Y.Muramatsu et al. Water, Air and Soil Pollution, 49, 125-138(1990) ・（財）原子力環境整備センター編　環境パラメータ・シリーズ１，２(1988,1990)
6．内部被ばく線量評価	・ＩＣＲＰ標準人 ・ＭＩＲＤファントム ・肺モデル ・胃腸管モデル ・骨モデル	・ＩＣＲＰ　Ｐｕｂ．３０（１９７９） ・ＩＣＲＰ　Ｐｕｂ．５６（１９８９） ・ＯＲＮＬ／ＴＭ－８３８１（１９８７）
7．外部被ばく線量評価	・放射性プリューム ・放射能汚染土壌 ・吸収線量 ・空気中生体カーマ ・線量率換算係数	・ＮＵＲＥＧ／ＣＲ－０４９４（１９７９） ・ＯＲＮＬ／ＮＵＲＥＧ／ＴＭ－２８３（１９７９） ・ＮＵＲＥＧ／ＣＲ－１９１８（１９８１） ・ＯＲＮＬ／ＮＵＲＥＧ－７９（１９８１）
8．被ばく集団の健康影響評価	・原爆被爆者寿命調査（ＬＳＳ） ・線量・線量率効果係数（ＤＤＲＥＦ） ・相乗リスクモデル ・低線量・低線量率の疫学調査研究	・ＲＥＲＦ　ＴＲ５－８８（１９８８） ・ＩＣＲＰ　Ｐｕｂ．６０（１９９１） ・ＵＮＳＣＥＡＲ１９８８年報告

	キーワード	参考文献（論文）
9．特定核種の移行モデル	・コンパートメントモデル ・移　行　率 ・Global, Regional ・Atmosphere, Geosphere, Biosphere ・^{85}Kr, ^{3}H, ^{14}C, ^{129}I	・ＵＮＳＣＥＡＲ１９８２年報告 ・ＵＮＳＣＥＡＲ１９８８年報告 ・Bard, E, Arnold, M., Maurice, P., Duplessy and J.C.:Measurement of bomb radiocarbon in the ocean by means of accelerator mass spectrometry: Technical aspect. Nucl. Instr and Methods in Physics res. B29 297-301, 1987. ・Worshofen, H. and Aumann, D.C.:Iodine-129 in the environment of a nuclear fuel reprocessing plant: Comparison of measured 129I concentrations in the atmosphere with those predicated by a radiological assessment code. J.Environ. Radioactivity 13, 93-101 1991.
10. 放射線影響評価モデルの不確かさ評価	・Uncertainty analysis ・Senitivity analysis ・Model validation ・Code verification ・Monte Carlo analysis ・Nonparametric statistics	・Iman, R.L. and J.C.Helton(1988) Investigation of uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models, Risk Analysis, 8(1) 71-90. ・Ed:Ronen, Y(1988) Uncertainty analysis. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida.
11. 放射線影響評価のための計算コードの開発	・信　頼　性 ・汎　用　化 ・大型コード	
12. 事故放出の評価	・ＴＭＩ－２ ・チェルノブイリ４号炉 ・放射性雲 ・土壌沈着 ・地上放出モデル ・高所放出モデル ・緊急時対策 ・緊急時情報 ・放出放射能 ・防護対策 ・モニタリング ・防護対策レベル ・ＥＣＣＳ ・黒　　鉛	・Holton, W.C., Negin, C.A. and Lambert, R.B.:IAEA-SM-316/22, 525-540 1990. ・Goldman, M., Catlin, R.J. and Anspangh, L.:DOE/ER-03632 1987. ・Khan, S.A.:Nuc. Saf., 31, 353-375 1990. ・Dickerson, M.H. and Sullivan, T.J.:UCID-20834, 1986. ・Richmond et al.:ORNL-6466, 1988. ・Dennis, A.Wheeler:Atmos. Environ. 22, 853-863 1988.

2.2 重要度分類

環境安全研究の体系化および国内外における研究動向の調査結果としてのソースタームから健康影響評価にいたるまでの関連する各項目の今後の課題より，環境安全研究の体系化を推進する上で重要と考えられる内容を摘出し，重要度が高いと思われるものについて◎および○の記号を付すことによって以下に示すように重要度分類を行った。

項　　目	重要度
(1) 核燃料施設における放射性物質のソースターム ・核種の各プロセスでの挙動の把握 ・核種の化学形態を考えた上での除染性能の解明 ・ソースタームの評価を行えるケミカルプロセスフローシート解析システムの構築	 ○ ◎
(2) 大気中での放射性物質の移動 ①通常時影響予測用モデルの改良 ・数値型拡散モデルの導入 ・気流モデルや沈着モデルの改良	 ◎ ○
②緊急時影響予測用モデルの改良 ・気流モデルへの乱流モデルの組み込み ・沈着モデルの改良（雲・降水モデルの導入や乾性沈着モデルの改良） ・実測値による予測結果の逐次修正法の検討 ・対象領域の拡大（リージョナルスケール，グローバルスケールへ）	 ○ ○ ◎
③ガウス型プルームモデルに対する検討 ・適用範囲・適用限界の明示 ・モデルの適用が困難な場合の代替モデルの提示 ・予測の信頼性の向上	 ○
④モデルの予測精度・適用性についての検討	◎
(3) 表層水中の放射性核種の輸送 ・核種ごとの水中における化学的，物理的な変化の把握 ・水中，底質間の移行の予測精度の向上 ・対象水域の流れの分布を予測する手法の開発	 ○ ◎
(4) 地下水中での放射性物質の移動 ①対象サイトの物理的，化学的因子 ・確率論的評価手法の開発 ・経時変化をともなうサイト特性評価研究 ・モデルによる予測結果の妥当性確証研究 ・パラメータデータベースの整備	 ◎ ○

項　　目	重要度
②放射性物質と岩石等の反応機構 ・深地下水中における放射性物質の化学 ・吸着，固定機構の解明研究 ・ナチュラルアナログ研究 ・地球化学的手法による予測コードの開発 ・熱力学的データベースの整備	 ○ ◎ ○
(5)　陸圏における食物連鎖経路 ・生態系での移行モデルの精度向上 （複雑な現象をどのように単純化しモデルを作るか） ・移行パラメータの精度向上 （例えば，農作物のグループごとの土壌－植物移行係数の設定） ・総括的なモデルを考えた場合のパラメータの統一や取扱い （例えば，沈着速度） ・国や地域の風土に合わせたモデルやパラメータの整備 （例えば，我が国の場合は水田での移行） ・核種の環境移行に及ぼす変動要因についての研究 （例えば，土壌微生物の影響等についてはあまりわかっていない） ・森林生態系での放射性物質の分布や挙動の解明 （我が国の国土の７割近くが森林で占められているが，そこでの核種の移行データは少ない）	 ○ ◎ ○ ◎ ○ ○
(6)　内部被ばく線量評価 ・より生物学的に意味のあるドシメトリの確立 ・線量評価値の不確かさの検討	 ◎ ○
(7)　外部被ばく線量評価 ・よりこまかい生体モデルでの線量評価 ・年齢別での生体モデルでの線量評価 ・不均一汚染下での線量評価 ・建屋遮蔽の入った線量評価 ・汚染予測モデルと組合わさった線量評価	 ○ ○ ○
(8)　被ばく集団の健康影響評価 ・動物実験データから得られる知見を健康影響評価に定量的に利用していく手法の発展 ・低線量・低線量率の放射線リスク評価がもつ不確かさの構造の定量的明示	 ◎ ○
(9)　特定核種の広域移行モデル ・Environmental Processesの解明とそのVerificationとValidationを含めた精度の高いモデル化 ・Globalな視点からの物質循環究明などに関する情報の活用	 ○

項　　目	重要度
⑽　放射線影響評価モデルの不確かさ評価 ・モデル妥当性検証における定量的数学手法の発展 ・パラメータ不確かさ解析手法の発展 ・モデルの非線形性，非単調性あるいはパラメータ間の相関を考慮しても有効な感度解析手法の開発	○ ◎
⑾　放射線影響評価のための計算コードの開発 ・コードの比較，適用判断，信頼性の評価が的確に行えるデータベースの整備 ・汎用性のあるコード開発 ・各コード間のデータの授受が可能な一貫したコード開発 ・現在の計算機環境を考慮したコード設計 ・日本の地理的条件を十分に考慮できる移行モデルを含むコードの開発	○ ◎
⑿　事故放出の評価 ・局地から広域までのモデルの構築とその比較・検証 ・沈着モデルおよび粒子状物質の輸送モデルの確立とモデルパラメーターの決定 ・森林や都市部における除染機構の解明 ・土壌汚染とその浄化機能の解明	○

あとがき

原子力開発において，使用済燃料の再処理，廃棄物の処理・処分を必要とする核燃料サイクルに関する研究開発が相対的に重要な位置付けとなってきている。しかしながら，ＴＭＩ事故，特にチェルノブイル事故を契機に，原子炉事故の地球規模的な影響に関心がもたれたのみならず，原子力エネルギー利用にともなう放射線によるリスク，さらに放射性廃棄物の処理・処分による環境影響評価に関心が向けられてきた。

一方，原子力以外の分野でも，化石燃料等の使用にともなう酸性雨による森林被害，炭酸ガス，メタン等による地球温暖化問題や，フロン等によるオゾン層破壊の地球規模の環境問題に非常な関心がもたれている。

このような最近の環境問題に関する話題は，人類の活動にともなって発生する環境問題が以前からのＮＯｘ，ＳＯｘ等の局所的な環境問題のみならず，地球規模までのグローバルな問題として捉えなければならないことを提示したと受け止める必要がある。したがって，核燃料サイクル施設に係る環境安全評価においても今後，廃棄物処理・処分による環境影響評価が重要な位置付けとなってくると思われることから，グローバルな視点を含めて長寿命核種の長期的かつ総合的な環境影響評価が重要である。

以上のような状況を踏まえ，核燃料サイクル施設に係る環境安全研究の体系化を図り，将来にかけて必要な研究を抽出するための検討を平成２年度より開始した。平成２年度においては原子力ならびに一般環境問題における最近の話題についていくつか検討するとともに関連する文献の調査，および体系化についての基礎的な検討を実施し，この中で，今後の検討を進めていく上での基本的な視点として次の点が上げられた。

① 環境評価手法の現状把握

② 科学技術の発展によって評価手法およびそのパラメータの精度の向上が期待されるもの

③ 情報科学の発展によって進歩が期待されるもの

④ 廃棄物との関連から今後考えて行かなければならないもの

⑤ 長期的視点で検討しなければならないもの

⑥ リスク評価をどのように取り込むか

⑦ コンピュータによる総合評価システムの構築をどのように考えて行くか

平成３年度からは，作業のアプローチとして環境影響評価に関し過去にまとめられた資料を基

礎としてその内容を検討するとともに新しい知見を整理し，最近の関連研究の動向の調査ならびに今後の研究課題抽出のための検討を進めることとした。このための基礎資料としては，米国のNUREG/CR-3332(Radiological Assessment: A Textbook on Environmental Dose Analysis)をとりあげた。

本年度においても，このNUREG/CR-3332に基づく検討を継続し関連研究の進捗状況および今後の課題について検討するとともに，これらの検討結果に基づき環境安全研究の体系化について検討し，各項目において重要と思われる内容およびそれらのよりどころとなる文献リストの整理を行った。また，各項目についての重要度分類も試みた。

今後はこれらの活動を通じ指摘された課題も含め関係各方面において環境安全に係る研究が勢力的に実施されることが望まれる。

付 属 資 料

第１章　核燃料施設における放射性物質のソースターム
第２章　大気中での放射性物質の移動
第３章　表層水中の放射性核種の輸送
第４章　地下水中における放射性核種の移行
第５章　陸圏における食物連鎖経路
第６章　内部被ばく線量評価
第７章　外部被ばく線量評価
第８章　被ばく集団の健康影響評価
第９章　特定核種の広域移行評価モデル
第10章　放射線影響評価モデルにおける不確かさの評価
第11章　放射線影響評価のための計算コードの開発
第12章　事故放出の評価
第13章　放射性物質の環境放出に関する規制基準

第１章　核燃料施設における放射性物質のソースターム

核燃料施設の代表例として，再処理施設を取り上げ，環境影響評価を考える上での放出放射性物質のソースタームを概説することにする。

1.1　再処理施設の概要

軽水炉使用済の燃料の再処理の方法および再処理施設の例として動力炉・核燃料開発事業団の再処理工場の概要を示す。

Purex 法再処理のプロセスフローシートの例として動燃再処理工場のプロセスフローを図1.1に示す。

① 輸送用キャスクから取り出された使用済燃料は，貯蔵プールで一時貯蔵され，冷却後前処理工程に送られる。

② 前処理工程では，使用済燃料は剪断機で被覆管ごと数cmの長さに機械的に剪断され，溶解工程に送られる。

③ 剪断された使用済燃料は溶解槽で硝酸によって溶解される。溶解時に発生するガス状物質はオフガス処理系で処理される。また，被覆管の小片（ハル）がここで除去される。

④ 燃料の溶解液は清澄工程に送られ，溶解液に含まれる不溶性の残渣が濾過等の方法で除去される。

⑤ 清澄された溶解液は抽出工程の共除染工程に送られる。U，Ｐｕは有機溶媒に抽出され，核分裂生成物（ＦＰ）が水相に残ることによってU，ＰｕとＦＰが分離される。

⑥ 抽出されたU，Ｐｕはその後の抽出工程である分配工程でUとＰｕが分離され，それぞれ精製工程を経て，Uは脱硝工程を経て酸化物として回収され，ＰｕはUと混合され，Ｐｕ・U混合酸化物として回収される。なお，最初の抽出工程からはＦＰを含む硝酸水溶液が出てくるが，硝酸は蒸発缶，精留塔で回収され再利用される。濃縮された高レベル廃液はガラス固化される。

以上のような工程で使用済燃料が再処理されるが，概略的に図1.2に示すようなところから気体，液体，固体廃棄物が発生する。

溶解槽等から発生する放射性気体廃棄物はオフガス処理系のＮＯｘ吸収塔，ヨウ素フィルタ，ルテニウムの吸着塔，高性能粒子フィルタ等によって処理され，放射性物質の濃度を基

準値以下にして排気塔から放出されることになる。

液体廃棄物のうち各工程から発生する低レベル廃液は蒸発缶等により処理され，処理水は放射性物質の量および濃度が基準値レベル以下であることが確認されてから放出されることになる。

1.2 再処理施設からの放出放射能の推定

再処理施設からの放出放射能の推定に際しては，図1.3に示すように，対象使用済燃料，処理能力，製品仕様，最終固体廃棄物の仕様ならびにプロセス設計から推定される各機器の仕様およびプロセス条件に基づき，①使用済燃料中の核種組成の推定②各プロセス内での核種の移行率あるいは除染係数を設定し，再処理工程の物質収支を計算し放出放射能を推定することになる。

1) 使用済燃料中の核種組成

使用済燃料中の核種組成は対象核燃料の仕様，燃焼度，比出力，冷却期間に対してＯＲＩＧＥＮコードより計算できる。表1.1に代表的な計算結果の一例を示す。

2) 再処理プロセス内の核種の移行率および主要工程機器の除染係数

プロセス内での核種の移行率あるいは除染係数は文献等で示されているもの以外は何らかの方法で推定せざるを得ない。推定方法の一つとして，公開されているプロセスフローシート，物質収支および放射能収支に基づいて，移行率および除染係数を推定することが可能である。ここでは，米国Barnwell再処理工場のプロセスフローシートでの値を用いて推定した結果と文献値との比較を示す。

除染係数の推定に使用したBarnwell再処理工場のプロセスフローシート，物資収支および放射能収支をそれぞれ図1.4，表1.2，表1.3に示す。これらのデータから推定できるのは溶解工程，共除染工程，分配工程，ウラン精製工程およびプルトニウム精製工程を構成する主要機器の除染係数である。オフガス処理工程，廃液処理工程は別途考える必要がある。

推定した除染係数を表1.4に示す。Barnwell再処理工場設計においては，Ｒｕ／ＲｈおよびＺｒ／Ｎｂが他のＦＰと異なる挙動をする核種として考慮されている。共除染工程での除染係数はＲｕ／Ｒｈに対して400，Ｚｒ／Ｎｂに対して200，全ＦＰに対して610である。最終製品である回収ウランに対する除染係数はＲｕ／ＲｈおよびＺｒ／Ｎｂで3.4×10^{7}，全ＦＰで6.2×10^{7}，回収プルトニウムについてはＲｕ／Ｒｈで2.6×10^{7}，Ｚｒ／Ｎｂで1.3 ×

10^7および全ＦＰで3.9×10^7である。

動燃事業団の東海再処理工場の設計にあたって，フランスのＣＥＡがCyranoセルで動燃再処理工場の確証試験を行っており，その時得られた除染係数のデータが公表されている。UおよびＰｕの損失量のデータを表1.5，表1.6に示す。第1サイクルの除染係数の設計値および実験値はＲｕ／Ｒｈで700と5,000，Ｚｒ／Ｎｂで400と150および全放射能で700と900である。

以上の結果と米国における標準値を含めての比較を表1.7に示す。Barnwell再処理工場と動燃再処理工場の設計にあたっての確証試験では，抽出サイクルおよび抽出器が異なるため直接比較はできないが，両者の除染係数は概ね一致していると見られる。

一方，文献より代表的な核種の再処理プロセス内での移行率をまとめた結果を表1.8，表1.9，表1.10に示す。

表1.1　PWRの使用済ウラン燃料中に含まれる元素と放射エネルギー
（燃焼度45,000MWD/t,　4年冷却後）

元　素	g / t	Ci / t	W / t
アクチノイド			
Cm	4.57×10^{1}	3.62×10^{3}	1.27×10^{2}
Am	4.75×10^{2}	1.16×10^{3}	3.87×10
Np	6.80×10^{2}	4.79×10^{-1}	8.4×10^{-2}
Pu	1.05×10^{4}	α 5.13×10^{3} β 1.36×10^{5}	1.72×10^{2}
U	9.42×10^{5}		
その他のAc	1.11		
小　計	9.5×10^{5}	α 9.91×10^{3} β 1.36×10^{5}	3.38×10^{2}
核分裂生成物			
Cs	3.49×10^{3}	1.93×10^{5}	7.98×10^{2}
Y	6.31×10^{2}	9.09×10^{4}	5.04×10^{2}
Ba	2.20×10^{3}	1.21×10^{5}	4.77×10^{2}
Rh	5.71×10^{2}	4.24×10^{4}	4.07×10^{2}
Pr	1.53×10^{3}	3.88×10^{4}	2.28×10^{2}
Sr	1.15×10^{3}	9.09×10^{4}	1.06×10^{2}
Ce	3.24×10^{3}	3.83×10^{4}	2.54×10
Kr	5.01×10^{2}	9.80×10^{3}	1.59×10
Ru	3.01×10^{3}	4.24×10^{4}	2.52
T	6.05×10^{-2}	5.84×10^{2}	1.97×10^{-2}
Tc	1.01×10^{3}	1.72×10	8.61×10^{-3}
I	3.10×10^{2}	4.21×10^{-2}	2.77×10^{-5}
Pd	1.89×10^{3}	1.49×10^{-1}	8.82×10^{-6}
Xe	7.19×10^{3}		
Zr	4.89×10^{3}		
Nb	3.56×10^{-3}		
Mo	4.60×10^{3}	0	0
その他のFP	1.02×10^{4}		
小　計	4.65×10^{4}	7.45×10^{5}	2.76×10^{3}
合　計	1.00×10^{6}	8.81×10^{5}	3.10×10^{3}

表1.2　Barnwell（AGNS）再処理工場の主な液の流量と濃度

液流番号（図1.4）	AGNS記号	相	温度（℃）	流量（l/h）	硝酸ウラニル濃度（mol/l）	プルトニウム濃度（g/l）	硝酸濃度（mol/l）	他の物質の濃度
					208 kgU/h	2.08 kgPu/h		
1	燃料	固体	—	—			—	
2	HAF 供給	A		723	1.21	(2.877)	2.44	(13.7 gFP/l)；5.6 gGd/l
3A	HAF 製品	A	29	723	1.21	(2.877)	2.44	(13.7 gFP/l)；5.6 gGd/l
3B	HSR	A	60	369	0.08	1.2	3.7	
3	HAF	A		1065	0.85	2.36	3.0	(9.3 gFP/l)；4 gGd/l
4	HAX	O	31	1837	0	0	0	
5	HAW	A	39	994	0.002	0.02	2.5	10 gFP/l；4 gGd/l
6	HAP	O	40	2625	0.35	0.97	0.28	
7	HSS	A	35	350	0	0	3.0	
8	HSP	O	52	2632	0.34	0.80	0.15	
9	POR	O		257	0.065	(0.23)	0.04	
10	1 BX	A	35	419	0	0	2.9	0.2 M N_2H_4
11	1 BU	O	34	2864	0.31	0.0037	0.18	
12	1 CX	A	60	3085	0	0	0.07	
13	1 CW	O	60	2806	[0]	[0]	[0]	
14	1 CU	A	47	3195	0.28	(0.0033)	0.17	
15	1 CU 凝縮液	A		2540	[0]	[0]	[0]	
16	1 UC	A		626	1.43	(0.017)	0.86	
17	2 D 補給	A		107	0	0	12	
18	2 DX	O	35	2206	0	0	0	
19	2 DS	A	41	340	0	0	0.01	0.005 M HAN；0.03 M N_2H_4
20	2 DW	A	39	1000	0.02	(0.01)	1.8	0.002 M HAN；0.01 M N_2H_4
21	2 DU	O	41	2305	0.38	[0]		
22	2 EX	A	60	2225	0	0	0.01	
23	2 EW	O	60	2275	[0]	[0]	[0]	
24	2 E 製品	A		2330	0.38	[0]	0.01	
25	2 UD	A		1708	0	0	0.002	
26	2 UC	A		580	1.51	[0]	0.04	
27	U 製品	A		557	1.57	$3.7E-6$	0.04	10^{-6} gPu/gU
28	1 BP	A	30	433	0.04	4.8	2.6	0.19 M N_2H_4
29	N_2O_4	V		—	—	—	—	N_2O_4
(30欠番)								
31	2 AF	A	35	437	0.04	4.78	3.1	
32	2 AX	O	31	146	0	0	0	
33	2 AS	A	38	61	0	0	1.0	
34	2 AW	A	34	498	[0]	0.04	2.85	
35	2 AP	O	34	152	0.12	14	0.13	
36	2 BX	A	35	132	0	0	0.35	
37	2 BW	O	35	151	(0.059)	(0.44)	(0.05)	
38	2 BP	A	35	133	0.07	15.55	0.44	
39	3 S 補給	A		46	0	0	12	
40	3 AX	O	31	83	0	0	0	
41	3 AS	A	30	36	0	0	1	
42	3 AW	A	34	213	[0]	0.08	2.95	
43	3 AP	O	34	85	0.11	24	0.12	
44	3 PSW	S		1.06	[0]	[0]	[0]	
45	3 BW	O	35	105	0.09	[0]	0.054	
46	3 BX	O	35	21.3	0	0	0	
47	3 BP	A	35	35	<0.0058	58.5	0.58	0.56 M HAN；0.29 M N_2H_4
48	3 BX	A		34	0	0	0.2	0.7 M HAN；0.3 M N_2H_4
49	3 B 酸	A		17	0	0	1.0	
50	3 B 還元	A		17	0	0	0	1.4 M HAN；0.6 M N_2H_4
51	3 PS 洗浄	S	1.06	0		0		
52		A		2	0	0	15	
53	3 PSP	A		37	<0.0055	55.4	1.38	0.53 M HAN；0.28 M N_2H_4
54	3 PD	A		29	[0]	[0]	0.33	14.5 g-mol/h NO_x
55	3 PC	A		8.4	<0.024	244	2.93	U/Pu<1 E-4
56	3 PC	A		8.4	<0.024	244	2.93	U/Pu<1 E-4
57	1 SF	A	38	1743	0.01	0.02	2.2	
58	1 SX	O	31	620	0	0	0	
59	1 SW	A	37	1730	[0]	[0]	2.2	
60	1 SP	O	38	622	0.03	0.06	0.1	
61	N_2O_4	V		—	—	—	—	N_2O_4

※ ウラン初期濃縮度 5 w/o ^{235}U；比出力 50 MW/MT；燃焼度 40,000 MWd/MT；Aは水相；Oはドデカン中 30 v/o TBP の有機相；Sはドデカン；Vは蒸気；HAN は硝酸ヒドロキシルアミン；FP は核分裂生成物；[0] は濃度の記載はないが小さいことが分かっているのでゼロと仮定；（　）は物質収支から計算．

表1.3　Barnwell再処理工場の液中核分裂生成物含有量（設計推定値）

液流番号（図1.4）	AGNS記号	ルテニウム-ロジウム	ジルコニウム-ニオブ	全核分裂生成物
		供給ウラン 1 kg 当り Ci※		
3A	HAF 製品	1650	1150	5980
3B	HSR	12.2	9.6	24.6
3	HAF	1660	1160	6010
5	HAW	1650	1150	5980
6	HAP	16.4	15.4	34.6
8	HSP	4.16	5.82	10.0
9	POR	0.0128	0.0175	0.0303
11	1BU	1.61	2.32	4.00
13	1CW	0.805	1.16	2.00
14	1CU	0.805	1.16	2.00
24	2E製品	1.93E-4	1.06E-3	1.26E-3
27	U製品	4.80E-5	3.37E-5	9.68E-5
34	2AW	2.53	3.47	6.00
35	2AP	0.0252	0.0348	0.0602
37	2BW	0.0127	0.0174	0.0301
38	2BP	0.0127	0.0174	0.0301
42	3AW	0.0126	0.0173	0.0299
43	3AP	1.26E-4	1.74E-4	3.01E-4
45	3BW	6.30E-5	8.70E-5	1.50E-4
47, 55	3BP, 3PC	6.30E-5	8.70E-5	1.50E-4
		製品ウラン 1g 当り μCi		
27	U製品	0.048	0.034	0.097
		プルトニウム 1g 当り μCi		
35	2AP	2460	3400	5880
38	2BP	1280	1750	3030
43	3AP	12.8	17.7	30.7
47, 55	3BP, 3PC	6.4	8.8	15.2

※　時間当りの量に換算するには供給ウラン量 208 kg/h を乗ずればよい.

表1.4　Barnwell再処理工場における除染係数およびU，Puの回収率
(Benedict "Nuclear Chemical Engineering" より計算)

				除染係数			回収率		計算方法*
				Ru/Rh	Zr/Nb	全FP	U	Pu	
主分離	共除染	HA遠心抽出機		100	77	180	1.02**	1.01**	(③A − ③B) /⑥**
		HSカラム		3.8	2.6	3.4	0.97	0.83	⑥/⑧
		Total		400	200	610	1.02**	1.01**	③A/⑧
	分配	1B電解パルスカラムおよび1Bカラム	U	2.5	2.5	2.5	0.98	5×10^{-3}	(⑧+⑨)/⑪
			Pu	1.6	1.6	1.6	0.02	0.99	(⑧+⑨)/㉘
	Pu Total			660	340	1000	0.02	1.03	③A/㉘
	第1ウランサイクル	1Cカラム		2	2	2	1.0	1.0	⑪/⑭
	U Total			2100	1000	3100	1.02	5×10^{-3}	③A/⑭
ウラン精製	第2ウランサイクル	2D/2E カラム		4100	1100	1600	0.98	2×10^{-4}	⑭/㉔***
	ウラン精製	シリカゲル		4.0	31	13	1.0	1.0	㉔/㉗***
プルトニウム精製	第2プルトニウムサイクル	2Aカラム		100	99	99	1.0	0.99	㉛/㉟
		2Bカラム		2	2	2	0.51	0.97	㉟/㊳
		Total		190	190	190	0.51	0.96	㉛/㊳
	第3プルトニウムサイクル	3Aカラム		100	99	99	1.0	0.99	㊳/㊸
		3Bカラム		2	2	2	0.02>	1.0	㊸/㊼
		Total		200	200	200	0.02>	0.99	㊳/㊼
製品	ウラン			3.4×10^{7}	3.4×10^{7}	6.2×10^{7}	0.998	1×10^{-3}	③A/㉗
	プルトニウム			2.6×10^{7}	1.3×10^{7}	3.9×10^{7}	2×10^{-1}	0.985	③A/㉟

* ○内の数字は，図1.4のプロセスフローシートのストリーム番号を示す。

$$\text{除染係数}=\frac{\text{処理前の放射能濃度}}{\text{処理後の放射能濃度}} \qquad \text{回収率}=\frac{\text{処理前の濃度}}{\text{処理後の濃度}}$$

** ウラン精製サイクル，プルトニウム精製サイクル等の廃液からUとPuを回収した溶媒が，リサイクルされているため回収率が1より大きい値になっている。

*** 濃縮缶では，除染されないとした。

表1.5　"Cyrano" 試験－損失（動力炉・核燃料開発事業団・再処理工場）

	予想損失量				実測損失量			
	U		Pu		U		Pu	
	%	濃度	%	濃度	%	濃度	%	濃度
第1サイクル：								
Extraction I 廃液PC1	0.020	20mg.l^{-1}	0.045	0.68mg.l^{-1}	0.01	5a10mg.l^{-1}	0.02	0.3mg.l^{-1}
Extraction II の使用済溶媒SD1	0.04	40mg.l^{-1}	0.04	0.42mg.l^{-1}	0.01	10mg.l^{-1} au pot 12	0.02	0.2mg.l^{-1}
第2サイクル：								
Extraction III 廃液PC2	0.034	20mg.l^{-1}	0.13	0.66mg.l^{-1}	0.01	3a10mg.l^{-1}	0.43	2.5mg.l^{-1}
Extraction IV の使用済溶媒	—	—	—				—	0.1mg.l^{-1}
Extraction V の使用済溶媒	0.04	24mg.l^{-1}			0.01	3mg.l^{-1} au pot 10		
U第3サイクル：								
Extraction VI 廃液	0.03	13mg.l^{-1}	—	0.59μg.l^{-1}				
Extraction VII の使用済溶媒	0.03	21mg.l^{-1}						
Pu第3サイクル：								
Extraction VIII 廃液	0.001	1.5mg.l^{-1}	0.035	0.6mg.l^{-1}		2mg.l^{-1}	0.001	0.13mg.l^{-1}
Extraction IX から出る硝酸Pu	0.005	75mg.l^{-1}				1a2mg.l^{-1}		
合計	0.2%		0.25%		0.1%		0.5%	

表1.6　"Cyrano" 試験－平均の除染係数
（動力炉・核燃料開発事業団・再処理工場）

予想値				平均結果（±20%）				
	Zr +Nb	Ru	全放射能	Zr +Nb	Ru +Rh	Ce +Pr	Cs	γ放射体の全放射能
第1サイクル	400	700	700	U-Pu150	5000	30000	9000	900
第2サイクル	400	120	500	U 2000	40	60	50	600
				Pu 140	30	25	40	100
第1および第2サイクル	160000	84000	350000	U300000	230000	1600000	400000	600000
				Pu 20000	150000	700000	400000	100000
U第3サイクル	75	10	20	試験せず，低酸濃度を考えるとDF＝10を仮定				
Pu第3サイクル	150	10	50	1200	100	1000	1000	1000
U	1.2 10^7	10^8	5 10^4	3 10^4	2.5 10^4	1.5 10^7	4 10^4	6 10^4
Pu	2.4 10^7	10^4	1.5 10^7	2.5 10^7	1.5 10^7	7 10^3	4 10^3	10^3

表1.7　除染係数の比較

		推定値 (Barnwell 再処理工場)			"Cyrano" 試験 (動力炉・核燃料開発事業団・再処理工場)			米国における標準値
		Zr/Nb	Ru/Rh	全FP	Zr/Nb	Ru/Rh	γ放射体の全放射能	全FP
Uサイクル	第1	1000	2100	3100	150	5000	900	10^4
	第2	1100	4100	1600	2000	40	600	10^2
	第3	31	4	13	10	10	10	10
	製品	3.4×10^7	3.4×10^7	6.2×10^7	3×10^6	2.5×10^6	6×10^6	10^7
Puサイクル	第1	340	660	1000	150	5000	900	10^4
	第2	190	190	190	140	30	100	10^2
	第3	200	200	200	1200	100	1000	10
	製品	2.6×10^7	1.3×10^7	3.9×10^7	2.5×10^7	1.5×10^7	1×10^8	10^7

注）除染係数を比較するため次のように工程を対応させた。

動力炉・核燃料開発事業団・再処理工場	Barnwell再処理工場
第1ウランサイクル	共除染，分配および第1ウランサイクル
第2ウランサイクル	第2ウランサイクル
第3ウランサイクル	ウラン精製
第1プルトニウムサイクル	共除染，分配
第2プルトニウムサイクル	第2プルトニウムサイクル
第3プルトニウムサイクル	第3プルトニウムサイクル

表1.8　U，Puの主要な移行率の設定値

		U	Pu
ハル・エンドピースへの同伴率		10^{-4}	
清澄スラッジへの同伴率		10^{-4}	
抽出工程	抽出廃液への移行率	5×10^{-4} 2×10^{-4}	
	溶媒再生廃液への移行率	10^{-4}	10^{-4}~1.5×10^{-4}
	Puストリームへの移行率	3×10^{-2}	—
	Uストリームへの移行率	—	15×10^{-4}
廃液蒸発工程における凝縮液への移行率		10^{-3} ~ 10^{-8} （蒸発缶の段数による）	
化学処理工程における処理済液への移行率		10^{-1}	

表1.9　Am，Cm，Npの主要な移行率または除染係数の設定値

			Am，Cm	Np
ハル・エンドピースへの同伴率			10^{-4}	
清澄スラッジへの同伴率			10^{-4}	
抽出工程	共除染工程での除染係数	Uストリーム	10^{-4}	1.7
		Puストリーム	5×10^{3}	3.3
	U精製工程全体での除染係数		10^{3}	2×10^{2}
	Pu精製工程全体での除染係数		10^{3}	4
	溶媒再生廃液への移行率		10^{-2} ~ 3×10^{-5}	10^{-2} ~ 10^{-4}
廃液蒸発工程における凝縮液への移行率			10^{-3} ~ 10^{-8} （蒸発缶の段数による）	
化学処理工程における処理済液への移行率			10^{-1}	

表1.10　Kr, ^{3}H, Ｉの主要な移行率または除染係数の設定値

			Kr	^{3}H	I
ハル・エンドピースへの移行率			0	0.5	0
清澄スラッジへの同伴率			1	5×10^{-5}	5×10^{-5}
オフガス系	溶解オフガスへの移行率		1	0.05	0.99
	オフガス処理工程での除染係数		1	2	10^{3}
溶解液への移行率			0	0.45	0.01
抽出工程	抽出率		—	0.1	0.01
	共除染工程での除染係数	U ストリーム	—	3.3×10^{3}	5×10^{2}
		Pu ストリーム	—	1.7×10^{3}	2.5×10^{2}
	逆抽出後の溶媒への残存率		—	10^{-4}	5×10^{-3}
	溶媒再生廃液への移行率		—	2×10^{-6}	10^{-4}
蒸発濃縮	HAW・酸回収工程での除染係数		—	1	2
	アルカリ廃液濃縮工程での除染係数		—	1	10
化学処理工程における処理済液への移行率			—	1	1

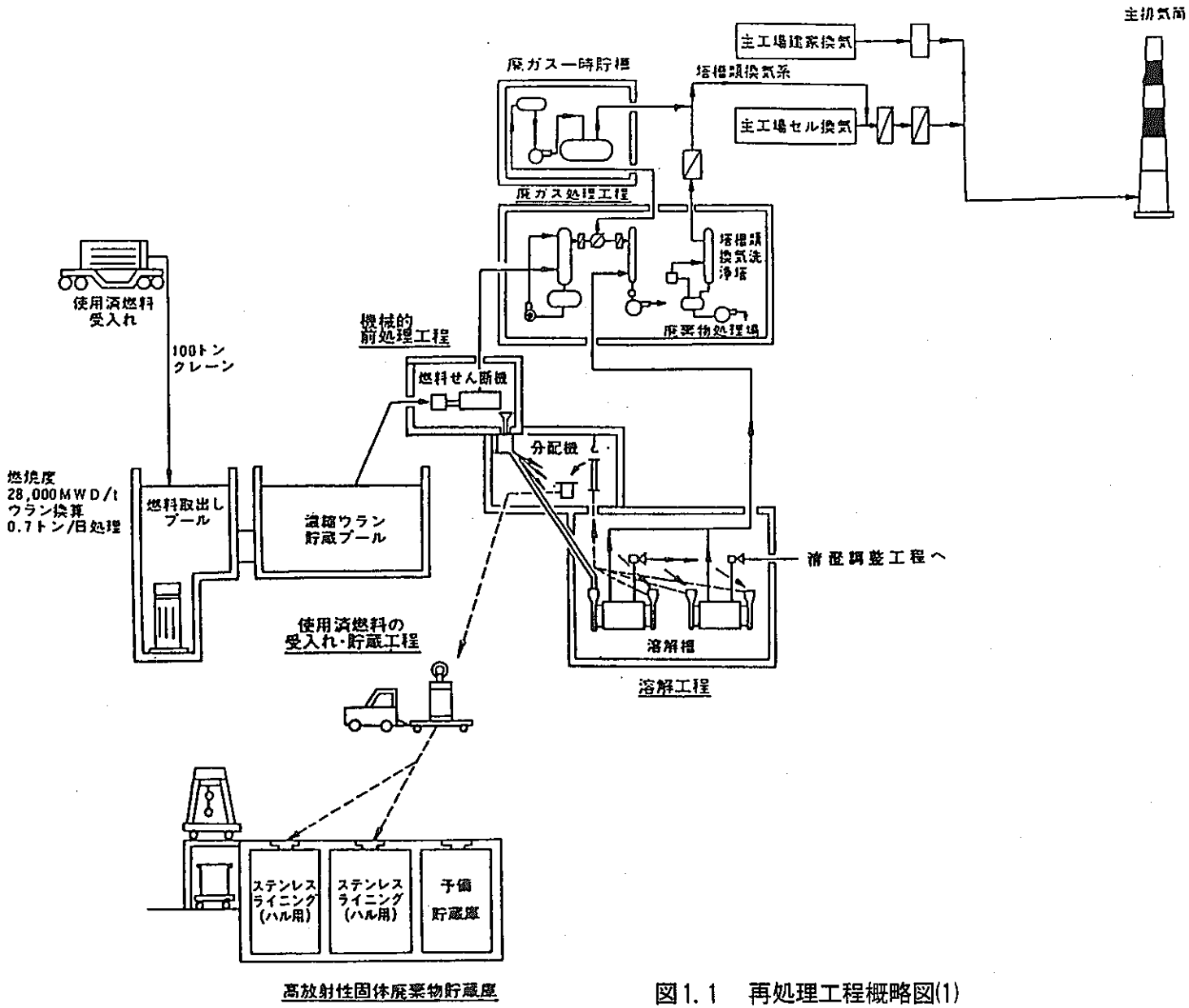


図1.1　再処理工程概略図(1)

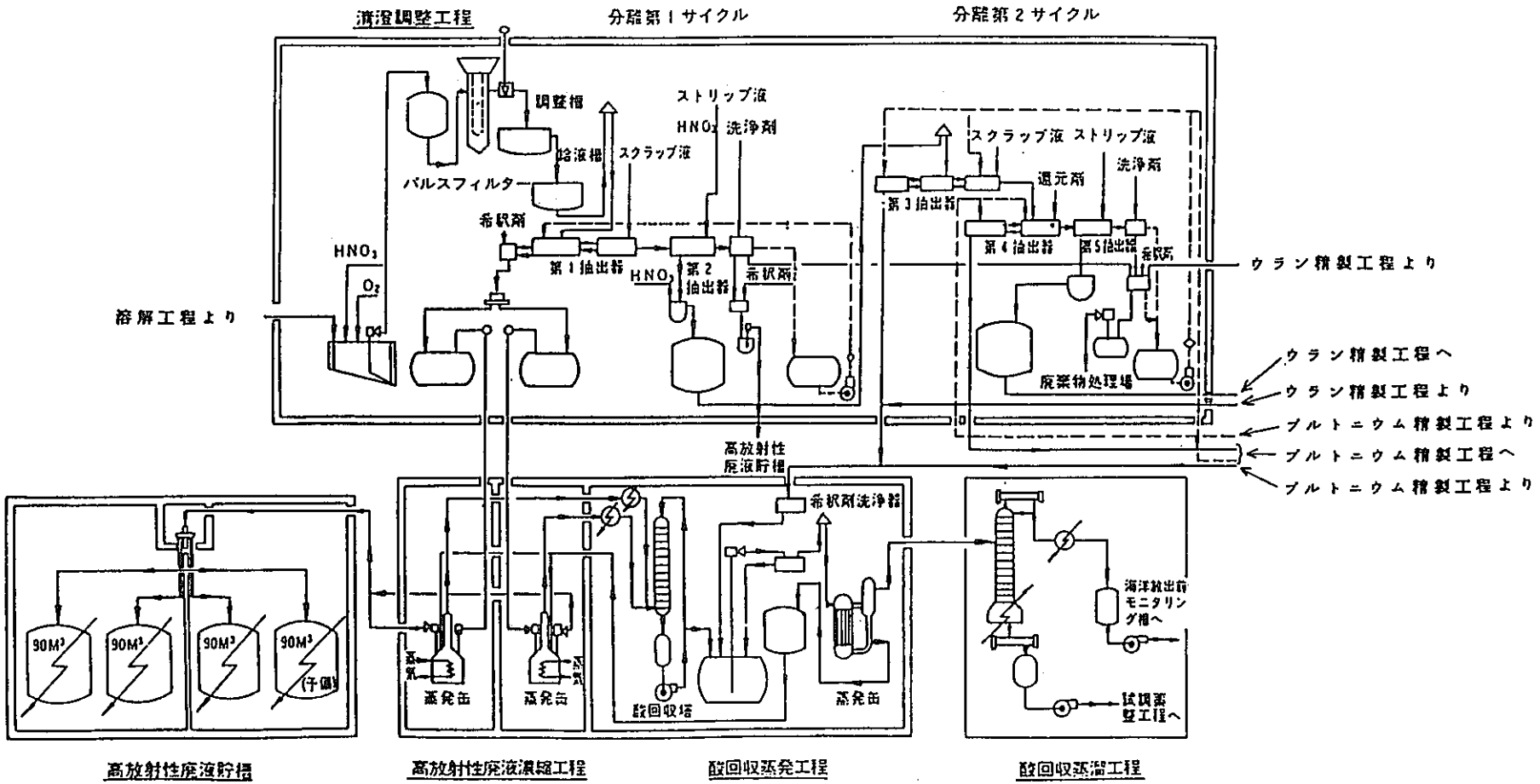


図1.1　再処理工程概略図(2)

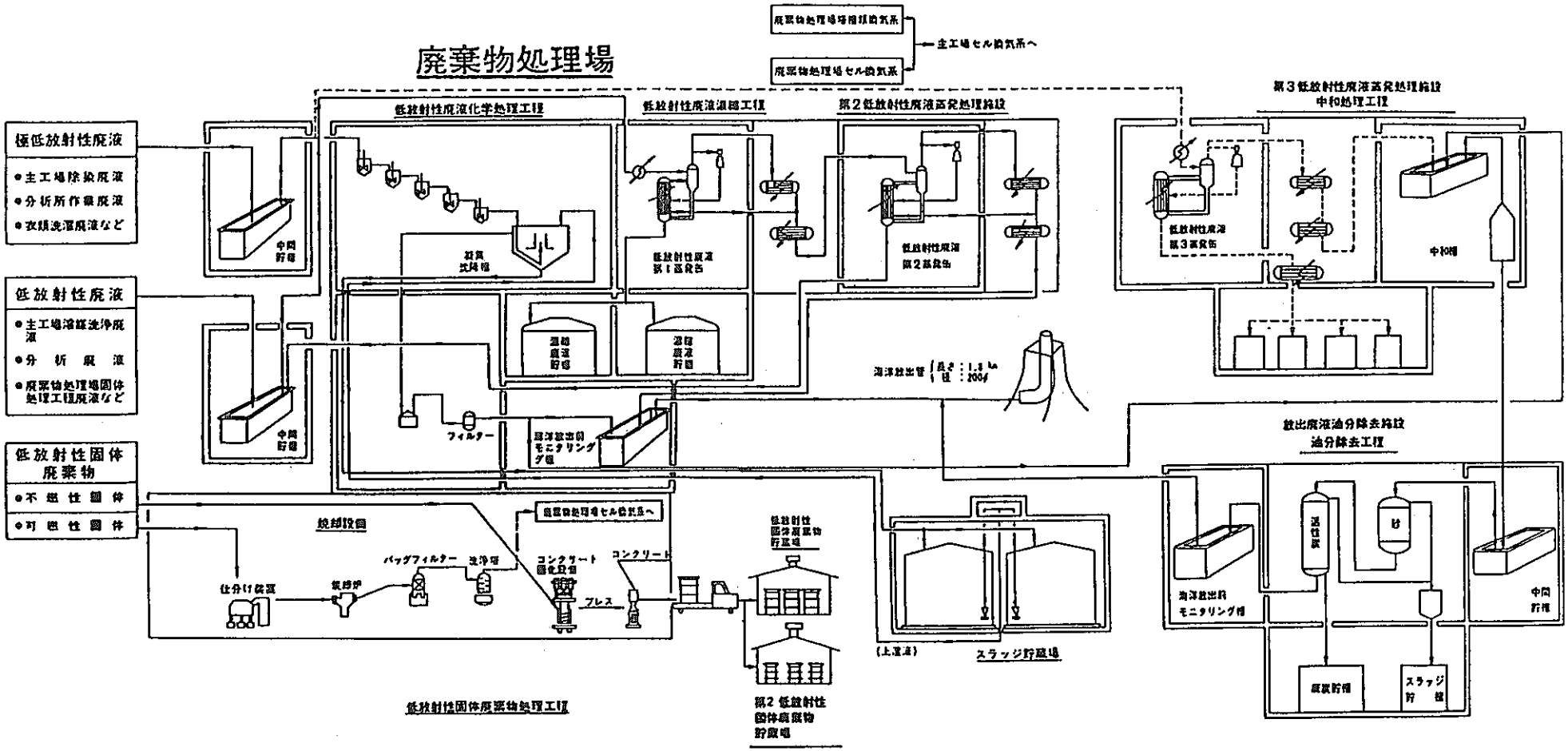


図1.1　再処理工程概略図(3)

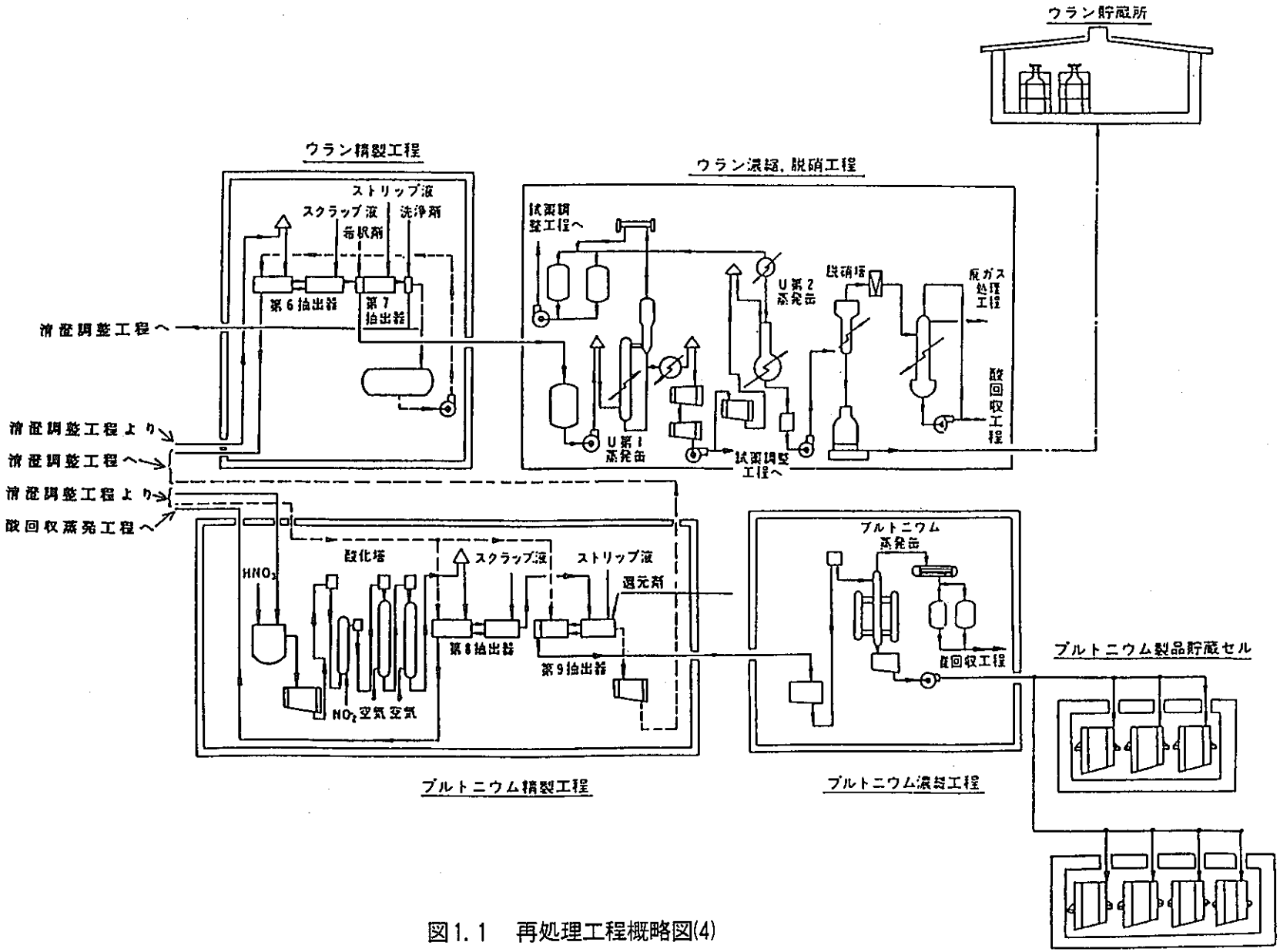


図1.1　再処理工程概略図(4)

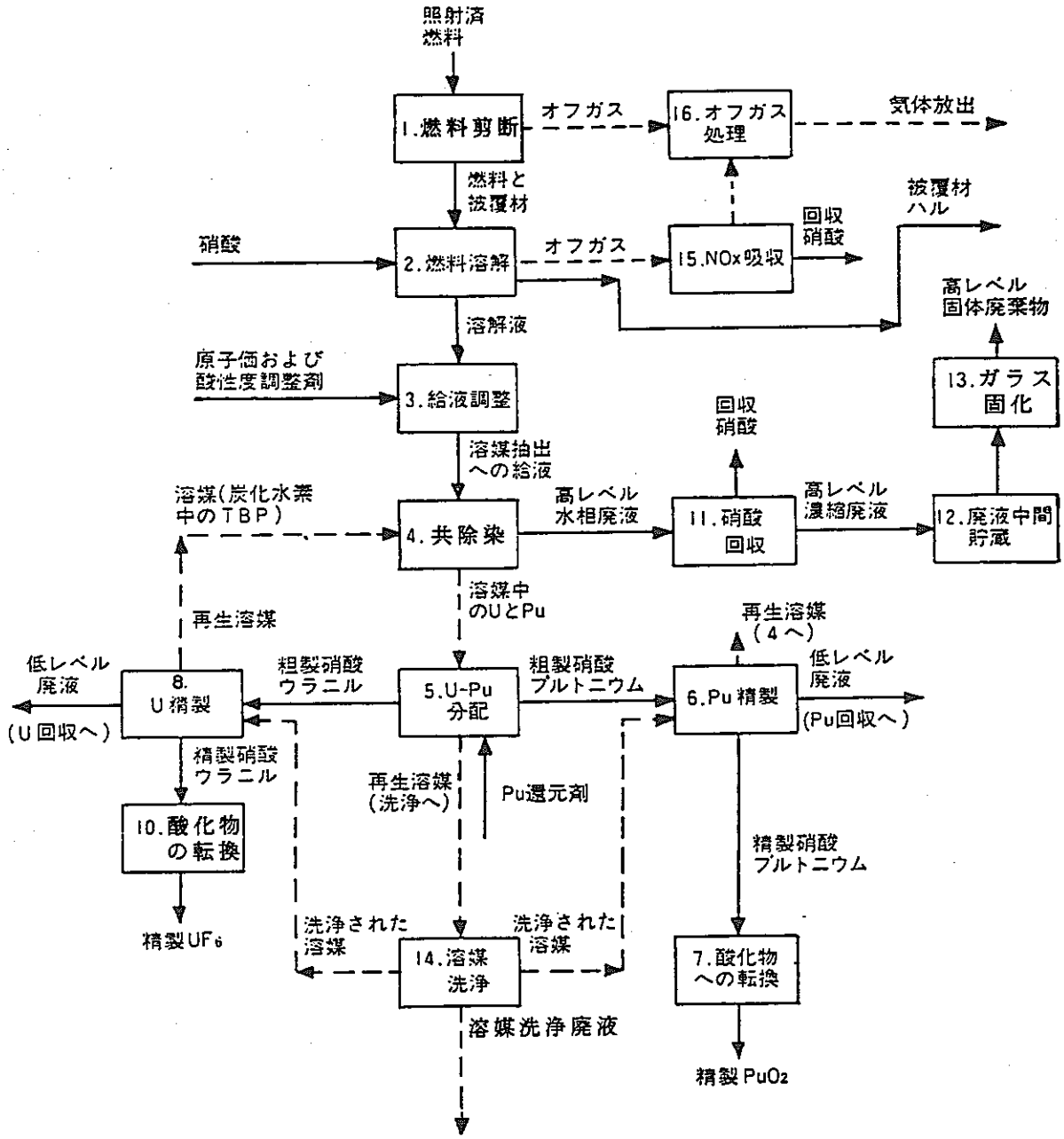


図1.2　ピュレックス法の主要工程

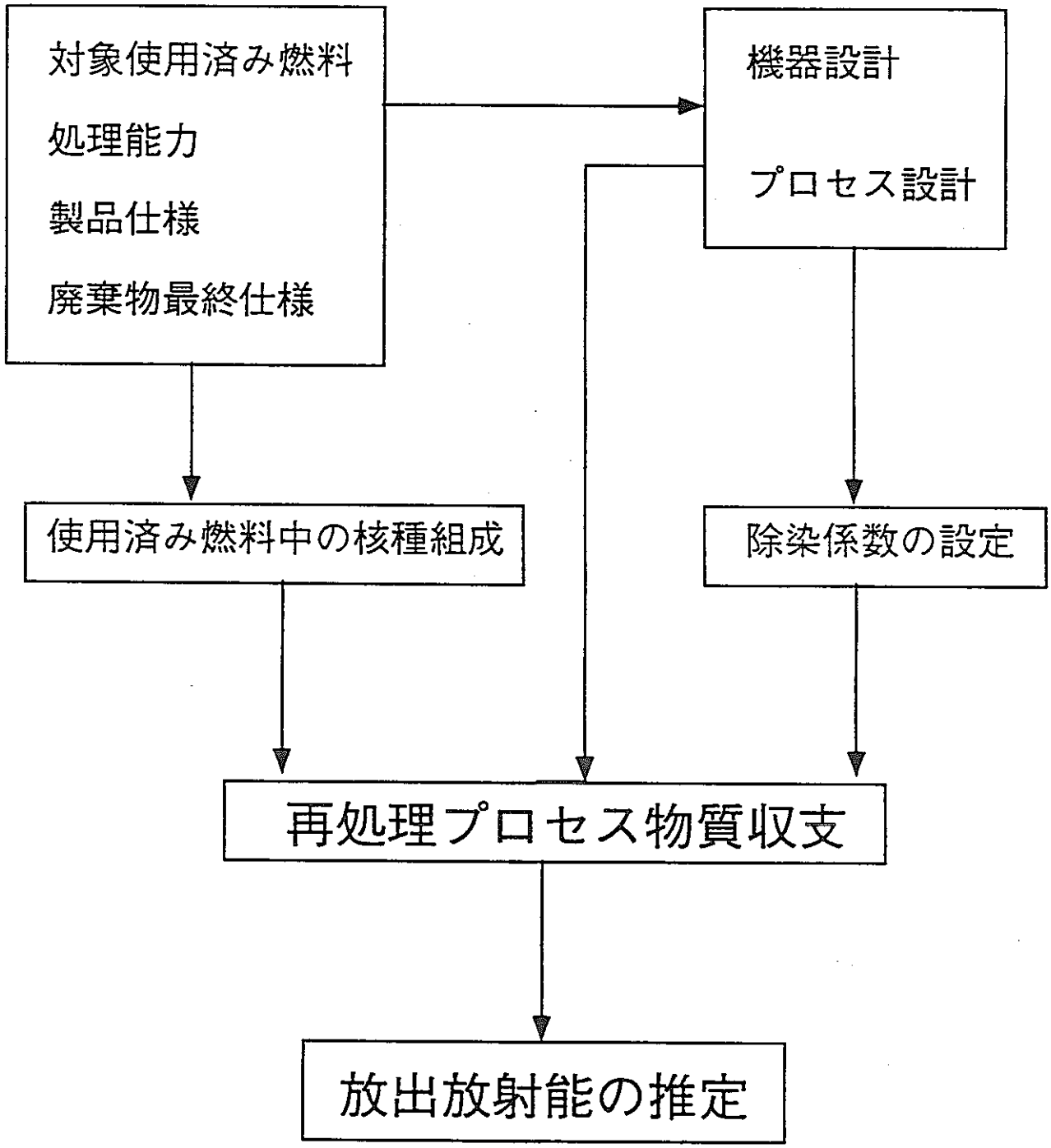


図1.3　放出放射能推定フロー

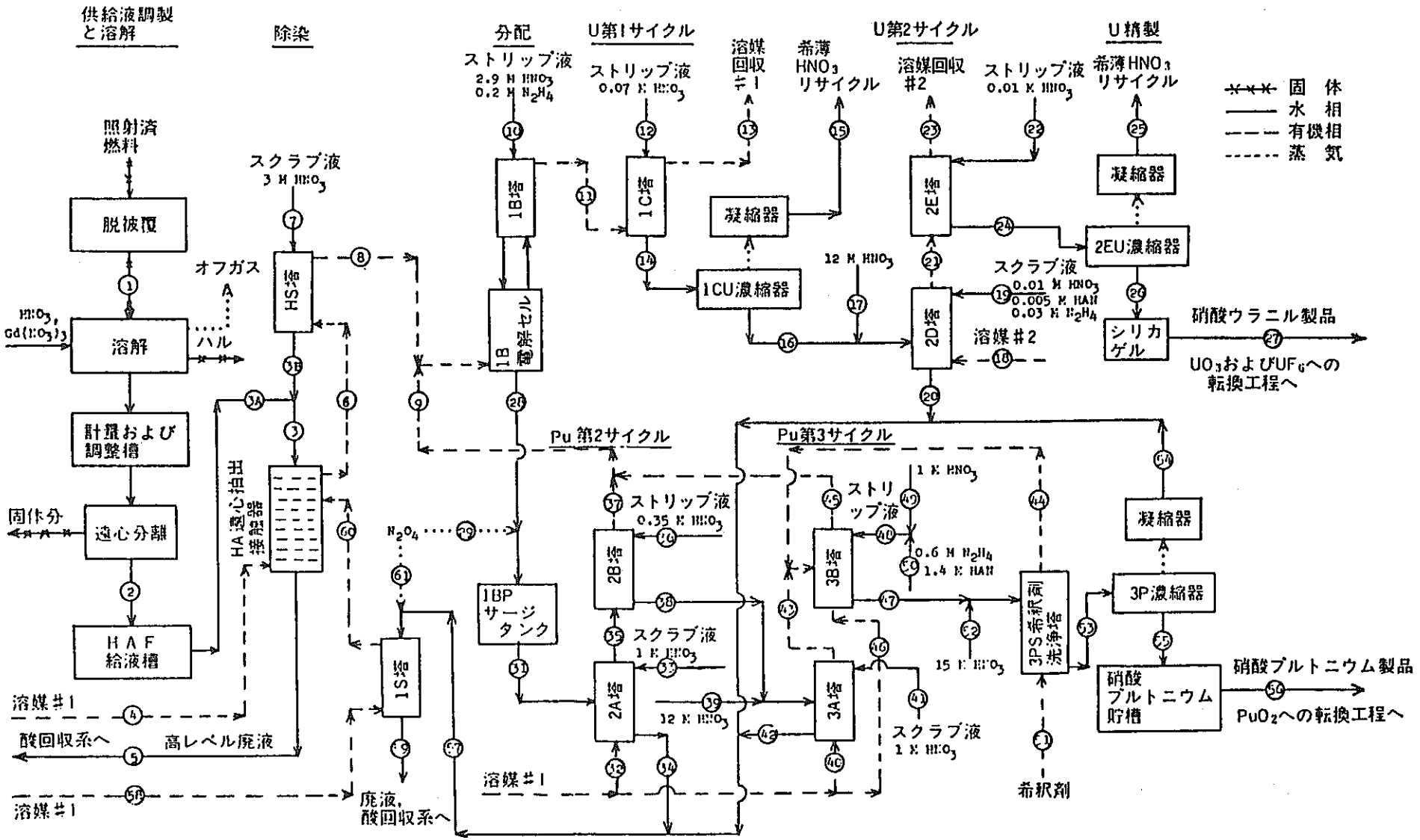


図1.4　Barnwell再処理工場の溶媒抽出部フローシート

第２章　大気中での放射性物質の移動

2.1　はじめに

様々な原子力利用施設から放出された放射性物質は，多様な経路で被ばくをもたらすことが考えられる。

① 放射性プルームや地表面に沈着した放射性核種からの直接放射による外部被ばく

② 放射性物質の吸入や食物摂取による内部被ばく

これらの被ばくの程度は大気中の拡散および沈着過程に依存する。

図2.1は，大気中に放出された物質の挙動を模式的に示したものである。大気中に放出された物質は，風により風下方向に運ばれながら（移流），乱流渦によって拡散していく。一般的には，この移流と拡散とをあわせて拡散（広義の意味で）ないしは移動（輸送）と称する。物質は拡散しながら，同時に除去される。例えば，ある条件下では，ガス・粒子状物質は雲中に疑結核として取りこまれ，降水とともに除去される（レインアウト）。また，雲底下にあるガス・粒子状物質は降水時に降水に取りこまれて除去される（ウォッシュアウト）。さらに，大気中の物質は重力沈降や様々な性状の地表面との接触によっても除去される（乾性沈着）。一方，放射性物質は大気中を移流・拡散する過程において減衰し，また，ある物質は化学的に変質する。

さて，このような物質の大気中での拡散過程が，広く研究されるようになったのは比較的最近のことである。第二次世界大戦中，化学兵器などに関連して，ガス・粒子状物質の移動過程の研究が世界の各国で盛んに行われた。しかし，その移動距離はせいぜい数kmであり，航空工学の分野で発展した乱流研究の応用問題として扱われていた。戦後になって，原子力利用施設の安全性研究の一環として，放射性物質の移動の問題が重要となり，この方面の研究で大きな進展がみられた（たとえば Slade（編），1968：Meteorology and Atomic Energy）。この場合の移動距離は数十km，ときには数百km以上にも及ぶ。一方，近年，人間活動が飛躍的に発展するにともなって，世界各地でいろいろな大気汚染を引き起こし大きな社会問題となった。初期の大気汚染の問題は硫黄酸化物やばい煙であったが，最近では複雑な変質・沈着過程をともなう窒素酸化物，光化学スモッグ，酸性雨等にその重点が移っている。これにともない汚染の範囲も，はじめは汚染源のごく近傍だけの局地的なものから，都市や地域，大陸へと広がっている。さらに最近では，地球温暖化や成層圏オゾンの破壊等に代表される地球規模の問題が

クローズ・アップされている。このような，様々な物質・スケールを対象とした大気中での移動の研究は現在，旺盛に進められているところである。

本章では，大気中に放出された放射性物質の移動メカニズムおよびそれらの予測計算モデルについて紹介する。各節の概要は次のとおりである。

2.2節……大気中の移動現象のメカニズムおよび基礎式について説明する。

2.3節……大気拡散モデルとして，従来からよく使われているガウス型プルームモデルと最近発達がめざましい数値解型モデルを紹介する。

2.4節……大気拡散モデル用の入力データを計算したり，あるいは，そのモデルに直接組みこまれるサブモデルを紹介する。

2.5節……原子力分野における大気拡散モデルの実際の適用例を紹介する。

2.2 大気中の移動現象

2.2.1 現象のスケール

大気中に放出された放射性物質の挙動は，物質の種類や対象物質の影響が問題となるスケールによって大きく異なる。

一般的に，対象とするスケールが小さければ移動（輸送）過程が変質過程や除去過程よりも重要となるが，大きなスケールの現象では変質過程や除去過程が相対的に重要となる。すなわち，移動（輸送），変質，除去の各過程の相対的重要性がスケールによって異なる。これらの一般的関係を大気汚染現象について表2.1に示すが，大気中の移動過程を考える場合にはこの点に充分留意する必要がある。

2.2.2 基礎方程式

大気の状態およびその中での物質の移動現象は次のような方程式系で記述できる。

連続の式

$$\frac{\partial \bar{U}_i}{\partial x_i}=0, \tag{2.1}$$

運動方程式

$$\frac{D\bar{U}_i}{Dt}=\frac{1}{\rho_0}\frac{\partial \tau_{ij}}{\partial x_j}-\frac{1}{\rho_0}\frac{\rho \bar{P}}{\partial x_i}+g\beta(\bar{\theta}-\theta_0)\delta_{i3}-2\Omega\varepsilon_{ijk}\eta_j\bar{U}_k, \tag{2.2}$$

エネルギー式

$$\frac{D\bar{\theta}}{Dt}=\frac{1}{\rho_0 c_{p0}}\frac{\partial q_j}{\partial x_j}+\frac{R_j}{\rho_0 c_{p0}}, \tag{2.3}$$

拡散方程式

$$\frac{D\bar{C}}{Dt}=\frac{\partial N_j}{\partial x_j}+R. \qquad (2.4)$$

ただし，$D/Dt=\partial/\partial t+U_i/\partial x_i$ である。式（2.2），（2.3），（2.4）は，運動量，熱および物質に対する収支式であり，これらの式中の左辺は移流項，右辺第1項は拡散項，他の項はいわゆる発生項（source term）である。運動方程式（2.2）中の右辺第2項は圧力勾配，第3項は浮力，第4項は地球の自転によって生じるコリオリ力である。ここでΩは地球自転の角速度であり，ε_{ijk} は交換テンソル，η_i は回転方向を表す単位ベクトルで，緯度ϕにおける局所座標系（i＝1；東西方向，i＝2；南北方向，i＝3；鉛直方向）では（0，$\cos\phi$，$\sin\phi$）で表される。ここで，Boussinesqの乱流拡散係数の概念を導入すると，拡散項はそれぞれ次のように表せる。

$$\tau_{ij}=\rho_0\nu\left(\frac{\partial\bar{U}_i}{\partial x_j}+\frac{\partial\bar{U}_j}{\partial x_i}\right)-\rho_0\overline{u_iu_j}$$
$$=\rho_0(\nu+K_{Mij})\left(\frac{\partial\bar{U}_i}{\partial x_j}+\frac{\partial\bar{U}_j}{\partial x_i}\right), \qquad (2.5)$$

$$q_j=\rho_0c_{p0}\left(\kappa\frac{\partial\bar{\theta}}{\partial x_j}-\overline{\theta u_j}\right)=\rho_0c_{p0}(\kappa+K_{Hj})\frac{\partial\bar{\theta}}{\partial x_j}, \qquad (2.6)$$

$$N_j=D\frac{\partial\bar{C}}{\partial x_j}-\overline{u_jc}=(D+K_{Dj})\frac{\partial\bar{C}}{\partial x_j}. \qquad (2.7)$$

上式でK_{Mij}，K_{Hj}，K_{Dj}はそれぞれ運動量，熱および物質移動に対する乱流拡散係数であり，ν，κ，Dはそれぞれに対応する分子拡散係数である。熱と物質は同じスカラー量であるから，K_{Hj}，K_{Dj}とは等しくなるが，ベクトル量である運動量については，その乱流拡散係数K_{Mij}がK_{Hj}，K_{Dj}と等しくなるとは限らない。また，これらは風速や位置の関数であるばかりでなく，密度成層の影響を著しく受ける。しかし，これらの挙動が明らかになれば，式（2.1）～（2.7）を連結させて解くことにより大気の構造と，大気中での乱流拡散の予測が可能となる。

2.2.3 移動場

1) 気流場

放射性物質が移動する大気の流れの状態をスケール別に概説すると次のとおりである。

(1) グローバル・スケール

地球的規模の物質の移動をみるためには，大気大循環の平均的様相に注目することが

必要である。

図2.2は平均東西流（帯状循環）の子午面断面図である。図中の数字(m/s)は，風速の東西成分を一定の緯度・高度について平均した値で，正は西風，負は東風を表す。実際の風は，この平均値に偏差が重なったもので，その偏差部分が擾乱つまり高低気圧に対応する。亜熱帯の高度12km付近の強い西風はジェット気流とよばれる。

地球をとりまく大気は図2.2にみるような緯度に沿う流れが卓越し，大気中に放出された物質は，比較的短時間で東西方向に拡がり一様になる。対流圏では，高緯度地帯で1週間程度，赤道地帯で1～2ヵ月程度で大気は地球を循環する。成層圏においても，鉛直方向，あるいは子午線方向の移動に比べ，大気の緯度方向の移動は早く，核実験により放出された物質は，数ヵ月程度で東西方向に一様な分布を示すようになるといわれている。

図2.3は平均子午面循環を示す。質量移動の流線関数として示してあり，単位は10^{10} kg/sである。対流圏の低緯度にみられる一対の循環セル（南北で非対称なのは季節が夏・冬になっていることによる）はハドレー・セルまた中緯度のそれはフェレル・セルとよばれている。

ところで図2.3の緯度平均値としての大気大循環の構造は，物質の循環を必ずしも表していないことに十分注意せねばならない。低緯度のハドレー・セルでは，赤道側の部分で擾乱が非常に弱いので，大まかにはこの循環がそのまま物質の動きにつながっていると考えてよい。しかし，中高緯度では擾乱（高低気圧）の存在のため，個々の空気塊は南北に激しくゆり動かされており，その速度は平均的循環の10倍以上である。したがって物質の移動は，平均的循環でなく擾乱に支配される。

(2) リージョナル・スケール

リージョナル・スケールの気流としては，季節風など，高気圧，低気圧にともなって生じる風（気圧傾度風）によるものが考えられる。北欧や北米の多国間に及ぶ物質の長距離輸送は主にこの気圧傾度風によるものである。3～5月，我が国を襲う黄砂現象も長距離輸送の典型的なものである。タクラマカン，ゴビ砂漠や黄河流域で巻き上げられた黄砂は上空の偏西風で朝鮮半島，日本列島上空に襲来する（図2.4）。黄砂は，主に寒冷前線直後の強風によって巻き上げられ，巻き上げられた高度からほぼ等温位面上を東に運ばれて，ハワイ，米国西海岸にまで達する場合もある。また，グアム，ミクロネ

シア諸島に向かったり，北極に達して煙霧の原因物質になったりする。このような黄砂は，主に2,000～数千mの大気中を運ばれる。

(3) メソ・スケール

メソスケールの気流としては，海陸風や山谷風，台地－平地風等の局地風系が重要となる。これらの局地風は地表面の温度差が原因で作られるものであり，水平スケールで10～100km程度である。

また，種々の局地風が合体して形成される大規模風によって，物質が長距離輸送されることもある。この種の長距離輸送は，日本を含めて局地風が日常的な気象である中緯度，低緯度地域で最も重要な輸送メカニズムである。関東甲信越地方でも，これが暖候期の最も典型的な輸送パターンであり，列島を横断する規模の長距離輸送が発生する。

物質はこのような大規模風の中を長距離輸送される（図2.5）。東京湾沿岸の大規模発生源地域で排出された汚染物質は，夜間陸風時，東京湾や相模湾上に蓄積されて汚染気塊を形成し，これが翌朝海風とともに侵入し，再び湾岸地域の大規模発生源地域上空を通過した後，日中，関東平野を北上する。関東平野の北部に達すると経路を西に変え，夕刻関東山地を越えて中部山岳地域内部に侵入して，熱的低気圧の中心に向かって吹き込む。この汚染気塊は夜半山岳地域内部に滞留した後，一部は翌朝にかけての山風によって谷筋に沿って流下して日本海側に達する。この経路はほぼＪＲ信越線に沿ったものであり，輸送距離は300kmに及ぶ。この種の大気汚染長距離輸送では，局地風の合体によって形成される大規模風自体が地形に固有のものであることから，汚染物質の輸送経路も地理的にほぼ一定する。

(4) 局所スケール

局所スケールにおける流れの代表例として，建物周辺における気流がある。一般的に建物の風下部には後流渦が形成され，そこには物質が閉じこめられやすい。この様子を風洞実験をもとにした模式図として図2.6に示す。

2) 大気境界層

地球の表面を被う大気層は乱流境界層を形成している。この気層は，大気境界層あるいはプラネタリー境界層と呼ばれており，その厚さは地球表面から2,000m内外にまで及んでいる。そのなかでも表面から数mあるいは数10mまでの気層は，乱流流束(turbulent flux)が一定のいわゆる壁面領域(wall region)に相当し，接地層と呼ばれている。また，接地

層より上の大気境界層はエクマン層(Ekman layer)または外部境界層(outer layer)と呼ばれている。さらに，大気境界層より上の気層は自由大気(free atmosphere)と呼ばれており，そこでは水平方向の気圧傾度とコリオリ力の釣り合いによって定まる一定の風（地衡風 geostrophic wind)が吹いている。

大気境界層の中の気流は，種々の粗度を有する地球表面からの摩擦や機械的攪乱を受ける。また，地面温度の日（周期）変化によって温度（密度）成層を形成して熱的な攪乱を受けている。その結果，大気境界層内部での乱流輸送は，風のシャー（剪断）と密度成層にともなう浮力の両方の影響を受ける。

例えば，日中，大気が高温の地面によって加熱されると，浮力による不安定から流体塊の上下運動が活発になり，上下混合が促進される。逆に，夜間，地面の放射冷却により大気が安定成層を形成すると乱流変動は浮力により減衰させられる。このように，大気境界層の中の流れは密度成層状態にある乱流境界層流れであり，その中での乱流輸送は密度成層によって著しく変化する。この問題についての研究は，1950年代にソ連の気象学者Monin とObukhov によって口火が切られ，乱流輸送理論・乱流測定技術の発展と相まって華々しい展開をみせている。

さて，大気の成層状態（大気安定度）の相違により拡散状態は大きく変化する。この変化の状況を風洞実験による結果として図2.7に示す。この図で示されるように安定度の影響は極めて大きい。一方，力学的・熱的特性が異なる地表面上を風が吹く場合に，その地表面境界から乱流状態の異なる境界層（内部境界層）が発達する。例えば，海岸地域では，海風時に海面で冷やされて形成された安定層が熱的対流により下層から崩されて，内部境界層が発達する。高煙突から排出された煙流は内部境界層と交差すると，対流の盛んな下層内に煙流が急速に広がり地上に高濃度をもたらす，いわゆるいぶし現象（fumigation）が現れる。図2.7(e)はその時の煙の状態を表わしている。同様な現象は，風が都市郊外から都心部へと吹く場合にも見られる。これらのケースにおける拡散の様子を図2.8に示す。

2.3 大気拡散モデル

2.3.1 大気拡散モデルの種類

表2.2は，主要な大気拡散モデルを示す。このうち，現在，使用頻度が最も高い大気拡散モデルは，ガウス分布型のプルームモデルである。しかし，このモデルは，本来的には様々な仮定のもとで成立するモデルであり，例えば，複雑な気流場には適用できない。このため，

最近では，複雑な条件のもとでも使用可能な数値解型モデルが数多く開発されている。これらのモデル例を表2.3に示す。

表2.2に示した大気拡散モデルのうち，拡散計算によるモデルについて簡単に説明すると以下のとおりである。なお，図2.9には各モデルを模式的に示す。

1) プルームモデル

点源から連続的に大気中に放出される物質の煙流（つまりプルーム）を扱うモデルである。これまで，世界の各地で野外の拡散実験が行われてきたが，その実験資料は大部分プルームモデルで整理されている。したがって，このモデルの中で使用されるパラメータについての知見も多く，モデルの適用範囲や精度なども他のモデルと比較すると明らかとなっている。

実用的に広く用いられているプルームモデルは定常で輸送場が水平方向に一様な場合であって，プルームの濃度は煙軸まわりに正規分布をしていると仮定される。

2) パフモデル

点源から瞬間的に大気中に放出された物質の塊（すなわち，パフ）に着目し，これが時間とともに移流拡散していく過程を扱うモデルである。どんな発生源からの拡散も，パフの拡散の合成と考えられるので，その意味でパフモデルは基本的なモデルと言える。しかし，パフモデルのパラメータと気象条件との関係は，まだ明確になっていない。一般的には風速の非常に弱い場合等に，プルームモデルを補完する形で利用されることが多い。

3) ボックスモデル

対象とする地域をあまり多くない数の空間（ボックス）に分割し，それぞれのボックスについて対象物質の収支を計算する。このとき各ボックスのなかでは濃度が一様であると考える。質量保存という明快な原理を直接に使用していること，計算が比較的簡単であり，非定常な輸送現象でもとり扱えることなどの理由から，大まかな濃度推定にはしばしば利用される。このモデルで詳細な濃度分布を得ようとすると，ボックスの数を非常に多くしなければならず，そうすると後述の渦拡散モデルと同じこととなり，ボックスモデルとしての利点が失われる。

4) ガウス型流跡モデル

煙軸が風の流れ（流跡）にしたがって変化し，濃度分布は煙軸まわりに正規分布すると仮定する。すなわち，煙軸を直線で表すことができないような気流場に対応したガウス型

プルームモデルといえる。風の場は風の観測データを内挿，外挿する客観解析法やポテンシャル流理論に基づいて求める場合が多い。なお，このモデルでは，プルーム中心軸（煙軸）と煙の拡がり幅（σ_y，σ_z）の評価が重要である。

5) 渦拡散モデル

乱流フラックスを渦拡散係数で表した拡散方程式（式（2.4）と式（2.7））を差分法などで解いて濃度分布を求める。複雑な反応過程や除去過程をモデル化しやすいため，光化学スモッグや酸性雨等を対象とした大気汚染物質予測モデルとして良く使用される。

6) ラグランジュ型粒子モデル

物質を模擬した粒子を平均風と大気の乱れにより移動させて濃度分布を求めるモデルであり，ランダムウォークモデル，モンテカルロモデル，確率微分方程式モデル，マルコフ連鎖モデルなどとも呼ばれる。このモデルは，地面が熱せられた状態での拡散現象（地表近くから出た煙が上昇するというボトムアップ現象等）を予測できるなど適用範囲が広く，また，モデル化や数値解法に問題が少ない等の長所をもつ。

7) セル内粒子モデル

物質を模擬した粒子を平均風と勾配拡散により移動させて濃度分布を求める。風の場の計算には客観解析法が用いられることが多い。セル内粒子モデルとラグランジュ型粒子モデルは共に計算に粒子を用いるが，拡散による粒子の動き方が異なる。すなわち，セル内粒子モデルでは，格子間の濃度勾配で粒子が動くため，拡散による移動距離は同一格子内の粒子すべてについて同じである。一方，ラグランジュ型粒子モデルでは個々の粒子は全く別々に動く。

8) 2次のクロージャーモデル

渦拡散モデルが平均濃度に関する方程式に基づくのに対し，本モデルは濃度変動の分散や濃度変動と速度変動の相関についても方程式をたてる。このモデルは，平均濃度だけでなく濃度変動まで予測できるため，毒ガスや可燃性ガス，臭気などの問題に特に有用である。

2.3.2 ガウス型プルームモデル

本項では，最も一般的に使用されている大気拡散モデルであるガウス型プルームモデルについて述べる。

1) 基礎式

いま，気流場が空間的に一様で定常状態にある（乱流拡散係数も一定で，分子拡散が無視できるほどに小さい）と仮定する。x方向に速度Uの一様な流れがあり，座標原点に強さq_sの排出源がある場合には，式（2.4），（2.7）より

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t}+U\frac{\partial \bar{C}}{\partial x}=K_x\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial x^2}+K_y\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2}+K_s\frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial z^2}+q_s\delta(x,y,z) \qquad (2.8)$$

となる。座標原点から，時刻t_0に瞬間的に排出された物質$q_s(t_0)dt_0$の時刻tにおける濃度は座標を一様流によって移動されて考えれば

$$\bar{C}(x,y,z,\tau)=\frac{q_s dt_0}{8(\pi^3\tau^3K_xK_yK_z)^{1/2}}\times\exp\left[-\frac{(x-U\tau)^2}{4K_x\tau}-\frac{y^2}{4K_y\tau}-\frac{z^2}{4K_z\tau}\right] \qquad (2.9)$$

となる。ここで$\tau=t-t_0$である。式（2.9）で濃度はガウス分布にしたがっており，これの標準偏差は

$$(\sigma_x^2,\sigma_y^2,\sigma_z^2)=2\tau(K_x,K_y,K_z) \qquad (2.10)$$

となり，パフの拡散幅と呼ばれている。もしもq_sが時間的に連続な排出源であれば，

$$\bar{C}(x,y,z,\tau)=\int_0^\tau\frac{q_s dt}{(2\pi)^{3/2}\sigma_x\sigma_y\sigma_z}\times\exp\left[-\frac{(x-U\tau)^2}{2\sigma_x^2}-\frac{y^2}{2\sigma y^2}-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right] \qquad (2.11)$$

となる。これがガウス型パフモデルの基礎式であり，各時刻に排出された煙塊（パフ）を重ね合わせて濃度分布を求めるものであり，場が非定常の場合や静穏，微風時の拡散計算に用いられている。

煙源での排出強度が一定で場が定常であれば，$\tau\to\infty$とおいて式（2.11）は次のようになる。

$$\bar{C}(x,y,z)=\frac{q_s}{2\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}-\frac{z^2}{2\sigma_z^2}\right]. \qquad (2.12)$$

いま，座標系を変更してzを地面からの距離とし，煙源が$z=H_e$の高度にあるとする。地面での濃度こう配がゼロの場合，鏡像の原理を用いて解を重ね合わせると次式が得られ

る。

$$\bar{C}(x,y,z)=\frac{q_1}{2\pi U\sigma_y\sigma_z}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y{}^2}\right)\times\left\{\exp\left[-\frac{(H_e-z)^2}{2\sigma_z{}^2}\right]+\exp\left[-\frac{(H_e+z)^2}{2\sigma_z{}^2}\right]\right\}\cdot \quad (2.13)$$

これがガウス型プルームモデルであり，σ_y，σ_z はプルームの拡散幅である。

プルームモデルはフィックの拡散方程式を流れ場，拡散場の一様性を仮定して解いた最も単純な場合の解であり，現実の大気中の拡散を忠実に定式化しているとは言い難い。

主要な仮定を整理すると次のとおりである。

① 乱れの均質性

乱れが空間的に変化しないことを示すが，実際的には乱れは大きく変化しており，平坦地においても大気境界層内における鉛直変化は大きい。

② 場の定常性

拡散場および放出状態が時間的に変化しないことを示すが，一般的には両者ともに多少なりとも変化するのが通常である。ただし，平均化時間のとり方により近似的に定常性を仮定することもできる。

③ 平均化時間が充分に長いこと

煙型がプルーム状になるためには，平均化時間を充分長くとる必要がある。

④ 気流の空間的一様性

乱れの均質性の仮定が実際には成立しにくいのと同様に，気流も空間的に変化する場合がほとんどである。

⑤ 有風であること

式（2.13）ではx方向の拡散項が無視されているが，風速が極めて弱い場合にはこの項を考慮する必要がある。

⑥ 物質の保存性

物質の保存性は，式（2.13）を導く際の仮定となっているが実際には変質・除去過程により物質は保存されない。しかし，これらの効果は，後述するように，実際的には仮想的な放出量の変化としてモデル化できる。

2) 拡散パラメータ

大気拡散には大気乱流の特性が直接反映する。実用的な立場から拡散パラメータを推定するために，大気乱流の状態を比較的測定の容易な気象要素から把握する方法が利用され

てきた。表2.4は拡散パラメータとして良く使用されるPasquill-Gifford線図における安定度階級を推計する方法を示したものである。これらの方法によりルーチン的な気象測定によって得られる気象要素から拡散パラメータを推計することが可能である。

煙の拡散パラメータをトレーサーあるいは煙中の成分濃度によって推定した事例はかなりある。拡散実験の事例，その結果を根拠に作成された拡散幅の線図例を表2.5に示す。表2.5では煙源高度が地表付近，50～150mおよび150～500mの三つのケースに分類し，線図名あるいは実測を行った研究機関名，大気安定度の分類方法それに実験条件等が示されている。なお，平坦地における拡散パラメータの検討は1970年代でほぼ終了している。

3) 実際の適用

ガウス型プルームモデルを用いて実際にシミュレーション計算を行う場合の留意点と便宜的な修正方法について説明する。

(1) 放出高度の修正

放出物質は，放出速度と高温による浮力効果で大気中を上昇し地上H_eの高さを中心に拡散する。この高さH_eは有効煙突高度で煙突実高H_0と上昇高さΔHの和として表現される。ΔHの予測式は表2.6で示されるように多数あるが，それぞれの式が特徴，適用限界をもっており，煙突規模，種類，高度等により適宜，選択する必要がある。なお，放出速度が風速の2倍以下になると，放出物質が放出口下流側に発生する渦に巻きこまれて下降し，高濃度をもたらす（ダウンウオッシュ）ことがあるが，この場合にはΔHを適当に修正することもある。

(2) 弱風時の対応

ガウス型プルームモデルは弱風時には使用できない。このため，そのような場合にはパフモデルを利用することが多い。パフモデルは式（2.11）にて表されるが簡略化して適用することが多い。

(3) 建物影響

放出口が建物の約2.5倍以下になると，放出物質は建物下流に生じる渦に巻きこまれ，いわゆるダウンドラフト現象が生じる。このような場合の濃度補正法としては，希釈係数を用いる方法と発生源を体積源として置換する方法が提案されている。

(4) 複雑地形上での適用

複雑地形が移流・拡散に与える影響としては，気流の変化にともなう移流効果と地形

により作られる乱れによる拡散効果がある。このような影響を考慮したモデルがガウス型流跡モデルである。このモデルでは気流場をポテンシャル流モデルのような比較的計算の容易な気流モデルで予測し，拡散幅は地形効果を考慮して平坦地よりも大きく設定するような工夫がなされる。

(5) 混合層高度の考慮

昼間，熱的乱れにより形成される混合層の上端には強い温度逆転層（リッド）があり，これより下層で放出された物質はリッド上への上昇や拡散が抑制される。この効果は，通常のモデル式にリッドによる反射項を付加することにより表現されることが多い。なお，リッド高度は全天日射量等から推計できる。

(6) 変質・除去過程

落下する粒子の拡散ではその落下速度をv_gとすれば，式（2.13）において有効煙突高度H_eを$H_e - v_g U / x$に置換することにより中心軸の降下として表現できる。

粒子や吸着性ガスは地表面への乾性沈着により大気中から失われる。沈着速度をv_d(m/s)，標準高さにおける濃度をC_0とすると沈着量F_dは $F_d = v_d C_0$ となる。この時，濃度Cは風下xまでの沈着量を差しひくことによって修正されるが，これは排出強度を見かけ上，風下距離の関数 q（x）とすることで表現できる。

$$\frac{dq(x)}{dx} = -v_d \int_{-\infty}^{\infty} C_0 dy$$

この時，

$$q(x)=q(0)\exp\left\{-\sqrt{\frac{2}{\pi}}\ \frac{v_d}{U}\int_0^x \frac{1}{\sigma_z}\exp\left(-\frac{H_e}{2\sigma_z^2}\right)dx\right\} \qquad (2.14)$$

となり，排出強度が風下距離に対して指数減衰することを示す。

降水による湿性沈着も一般に排出強度の減衰式で表すことができる。

$$q(x) = q(0)\exp(-\Lambda x / U) \qquad (2.15)$$

ここでΛは洗浄係数 Scavenging Rate(s^{-1})(ウォッシュアウト係数とレインアウト係数の和）であり，降水強度やガスの性質あるいは粒子の大きさ等によって変化する。降水による地表面への沈着率Wは，

$$W=\int_0^{\infty} \Lambda C \quad dz \tag{2.16}$$

で表される。なお，降水強度が強い場合には，沈着によるプルームの歪みを考慮する必要がある。変質過程も式（2.15）と同様な形で表される。

2.3.3 その他の代表的な大気拡散モデル

ここでは，2.3.2項で説明したガウス型プルームモデル以外の代表的な3種類の数値解型大気拡散モデルについて紹介する。

1) ラグランジュ型粒子モデル

物質を多数の粒子により表現し，個々の粒子をラグランジュ的に動かして濃度分布を計算する手法をラグランジュ型粒子モデルと呼ぶ。粒子は乱流統計量（乱れの強さやスケール）と乱数により各々独立に動かす。このモデルは複雑な地形上・広範な熱的条件下・非定常条件下での拡散をシミュレートするのに適したモデルである。

放出された粒子の位置は，式（2.17）で時間ステップごとに与えられる。xは粒子の位置，uは流れ計算より与えられる流れの平均速度，u'は粒子が有する移動速度の乱れ成分，dtは時間ステップである。式（2.17）の左辺は時間t＋dtでの粒子位置，右辺第1項は時刻tにおける粒子位置を示す。u'は式（2.18）で与えられる。Rはラグランジュ自己相関関数，u"は乱数，w_d は drift velocity である。式（2.18）の右辺は順に，前の時間ステップからの寄与，ランダムな作用，乱流強度の補正を示す。

$$x_i(t+dt) = x_i(t) + (u_i(t) + u_i'(t))dt \qquad i = 1, 2, 3, \tag{2.17}$$

$$u_i'(t) = u_i'(t-dt)R_i(dt) + u_i'' + \delta_{i3}(1 - R_i(dt))w_d \qquad i = 1, 2, 3, \tag{2.18}$$

本モデルの長所・短所は次のとおりである。

＜長所＞

① 拡散を支配する乱流統計量を直接モデルに組み込むことができる。渦拡散理論や

統計理論で経験的に評価せざるを得ない拡散係数や煙の拡散幅を用いる必要がない。

② 渦拡散理論，統計理論では予測できない拡散場にも適用できる。例えば，時間スケールの大きい対流境界層のボトムアップやボトムダウン現象の解析も可能である。

③ 擬似拡散，質量保存，解の安定性などに関する数値解法上の問題がほとんどない。

＜短所＞

① 計算の入力として，通常の気流モデルや気象観測では得ることが難しい乱れのデータを必要とする。このため，かなり複雑な気流モデル（例えば，２方程式モデルや代数応力方程式モデル等；2.4節参照）を動かすか，乱流データを実測する必要がある。

② 合理的な結果を得るには，非常に多くの粒子を追跡する必要があり計算時間がかかる。

2) 渦拡散モデル

渦拡散モデルは，物質の保存式における乱流フラックスを渦拡散係数と濃度勾配の積により表現したモデルであり，式（2.4），（2.7）の拡散方程式を基礎式とする。本モデルはラグランジュ型粒子モデルと異なり，拡散現象をオイラー的に計算する。拡散方程式を数値的に解く方法には差分法，有限要素法，疑似スペクトル法等がある。渦拡散係数を計算する方法は種々と提案されており，Taylorの拡散理論に基づく方法，相似理論を用いる方法，大気境界層理論を適用する方法等がある。また，気流モデルの計算結果を使用する場合もある。

本モデルの長所・短所は次のとおりである。

＜長所＞

① 気流および乱流状態の時空間的変化の影響を反映することができる。

② 変質や除去過程の計算を直接，組みこめる。

＜短所＞

① 擬似拡散，質量保存，解の安定性などに関する数値解法上の問題がある。

② 風と渦拡散係数のデータを必要とする。

③ 渦拡散理論の適用が難しいケースがある。

④ sub-gridスケールの現象が表現できない。

3)　2次クロージャーモデル

渦拡散モデルが物質保存式における乱流フラックスを平均濃度（勾配）にて表現した（1次クロージャー）のに対して，2次クロージャーモデルは，フラックス等の2次モーメント項を未知数とする方程式をたて，その式の中の3次モーメント項を2次モーメント以下の諸量にて表現したモデルである。したがって，渦拡散モデルよりも構造が複雑で，一般に連立偏微分方程式系を解く必要がある。また，方程式中に風と温度の2次モーメント項が含まれるため，それらを計算できる気流モデル（例えば，2次クロージャーモデルやＬＥＳ等；2.4節参照）が必要となる。本モデルは渦拡散モデルと比較して濃度変動が計算可能であることや渦拡散係数を用いる必要がないこと等の長所をもつが，計算が煩雑であることやパラメータを多く含むこと等のため，いまだ研究段階にあると考えられる。なお，計算例としてはYamada, Enger, Sun等がある。

2.4　大気拡散サブモデル

本節では，大気拡散モデルと連動して用いる気流予測モデルと沈着モデルについて紹介する。

2.4.1　気流予測モデル

2.2.3節で示したように，気流場はスケール別に固有の特徴をもつ。このため，気流を予測するモデルも，対象とするスケールによりその構造が大きく変化する。以下，原子力分野で問題となることが多い，グローバル・リージョナルスケールとメソスケールの気流予測モデルを概説する。

1)　グローバル・リージョナルスケールモデル

地球的規模で見た大気の運動系は大気大循環と呼ばれ，モデルは大気大循環モデルと呼ばれる。近年，地球規模の気象変動問題が注目され，この分野のモデル研究は活発に行われている。ここでは，リージョナルスケールのモデルとあわせて，気象庁で現在ルーチン気象予報用に使われている数値モデルについて紹介する。

気象庁の数値予報モデルは，対象領域の異なる3種類のモデル（全球予報モデル：ＧＳＭ，アジア域予報モデル：ＡＳＭ，日本域予報モデル：ＪＳＭ）により構成されており，その性能は世界の最高水準に達していると言われる。表2.7はモデルの概要，図2.10は計算領域を示す。

数値予報結果のうち表2.8のデータは保存され，また，かなりのデータが一般公開されているため，グローバル・リージョナルスケールの気象データ（気流も含む）として有用である。なお，表2.8で示されている解析値とは多数点の実測データから格子点のデータを推計（客観解析）した結果であり，このデータも過去の気象データとして活用できる。

2) メソスケールモデル

メソスケールにおける気流予測モデルを大別すると次のとおりである。

① ポテンシャルフローを用いる方法，およびその変形。

② 連続の式等を束縛条件として，観測値と修正値の差の2乗が最小となるように変分法を用いて風の流れを予測する方法（客観解析）。

③ 力学方程式をもとにメソスケールの気象を予測する方法（乱流モデルを含む）。

(1) ポテンシャルフローモデル

ポテンシャルフローモデルとは，速度場（U，V，W）があるポテンシャル関数ϕの勾配ベクトルとして与えられると仮定し，これを連続の式

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{\partial \phi}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{\partial \phi}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{\partial \phi}{\partial z}\right)=0 \qquad (2.19)$$

に導入して解くもので，中立に近い大気を簡単に表現できるという利点がある。しかしながら，自然の風を表現するという意味ではあまりに簡単すぎていろいろ不都合を生じ，これを避けるためにいろいろな工夫がこらされている。例えば，擬似的抵抗係数を導入することにより，山をまわる気流が表現できることも報告されている。

(2) 客観解析モデル

ランダムに配置されている風測定局の実測風をもとに，対象領域の気流場を推計するモデルである。拡散モデルがオイラー型である場合には，推計風は非発散条件を満足する必要がある。

最も単純な手法は，評価点周辺の測定データから内挿計算するもので，その際，実測風は評価点と測定点間距離rの逆数のべき乗r^{-n}（一般に，n＝1～2）で荷重される。また，このようにして推計された気流場を変分法をもとに連続の式を束縛条件として修正する方法（MATHEWモデル）がある。

(3) 力学方程式モデル

メソスケール現象の中で，局地風が卓越する場合や複雑地形上では，主として地上における限定された実測風から3次元気流場を推定するのは困難となる。このような場合には式（2.1）～（2.3）の方程式系を数値的に解く方法が有効である。

この種のタイプのモデルは，1970年代から数多くの種類が提案されてきた。それらは海陸風に代表される局地風のシミュレーションを主目的としており，次のような物理過程が組み込まれる。

① 接地層における乱流輸送

② 大気乱流と乱流拡散

③ 地表面の熱収支

④ 放射による大気の加熱冷却

また，現在，我が国で良く使用されているモデルとしては次のものがある。

① Pielkeのモデル

② Yamadaのモデル

③ 資環研モデル（近藤）

④ 気象研モデル（木村，高橋ら）

一方，1980年代以降，複雑地形上でのモデル研究も盛んに行われており，例えば米国のＡＳＣＯＴ（Atmospheric Studies in Complex Terrain）計画の報告書には表2.9のようなモデル（この表には拡散モデルも含まれている）が紹介されている。

さらに最近では，数値計算手法の進歩や計算機の性能向上にともない，乱流モデルを使用した数値計算モデルが実用化され始めている。乱流モデルの種類を図2.11に示す。乱流モデルに基づく比較的実用的なメソスケール気流モデルとしてはYamadaのクロージャーモデル等がある。

力学方程式モデルの最近の進歩は著しく，その構造は複雑化してきているが，いずれにしてもその実際的適用のためには実測データによる充分な検証が必要であり，また，適用する目的やケースにより的確にモデルを選択することが重要である。

2.4.2 沈着モデル

大気中の放射性物質は，地表面へ沈降・沈着したり，雲や降水に捕捉されて大気中から除

去される。ここでは乾性沈着と湿性沈着のメカニズムとそのモデル化について概説する。

1) 乾性沈着モデル

1 μm以下のサブミクロン粒子やガスの乾性沈着は，衝突や乱流拡散，ブラウン運動，静電気，沈着面との化学反応，植物の呼吸等の作用によって引き起こされる。

一般に，沈着は下向きのフラックスF（沈着量／m^2・s)で表現される。ある特定の高さで濃度Cを測定し，Fも同時にわかるとすれば，沈着のしやすさは，速度の次元

$$v_d = \frac{F}{C} \qquad (m/s)$$

で表される。v_d を沈着速度と呼んでいる。v_d に関与する要因としては表2.10のように，対象成分の特性，地表面特性等の多くが指摘されており，完全な理論はまだない。そのため，種々の条件下でのv_d の測定の蓄積によって半経験的な推定がされている。

ガスの場合，フラックスを妨げる抵抗r（＝1／v_d）は

① 空気力学的抵抗r_a …… 濃度を測っている高度から地表面粗度高さまでの乱流拡散による輸送における抵抗

② 表面抵抗r_s …… 粗度高さから表面までの薄層における抵抗

③ 残差抵抗r_c …… 地物，水，植物側の移動抵抗

の和と考えられている。つまり，

$$v_d = \frac{1}{r_a + r_s + r_c}$$

上記のうち①と②はある程度理論づけられているが，③は，成分，地物の種類によって異なると考えられ，現在はv_d の測定値とr_a，r_s の理論値から推測されている段階にある。大気汚染物質SO_2 に対する設定例を表2.11に示す。

粒子状物質の場合は，通常1 μm以下の粒径であればr_a はガスと同様であるが，r_s，r_c は慣性衝突，ブラウン運動，電気力等が関与する。特定の地表面性状（雪面，平板，草原など）のモデルは提示されているが，実用上からは，$r_s + r_c$を未知の抵抗として経験的に推測する段階にある。沈着速度の設定例を表2.12に示す。

図2.12は，2次元海陸風循環が形成されている（風速が日変化している）場合に，モデル計算された陸上と海上におけるSO_2沈着速度の日変化例を示す。この図より，沈着速度が大気の乱流状態に依存して日変化すること，海上ではr_aのみ考えれば充分であるこ

と（ただし，物質の水に対する溶解性による）等の特徴が認められる。

2) 湿性沈着モデル

大気中の物質が降水によって大気中から除去される湿性沈着過程は，雲中での除去（レインアウト）と雲底下の除去（ウォッシュアウト）に分けて考えられることが多い。しかし，両者はともに複雑な物理過程によって構成されており，しかも，極めて複雑な雲物理過程と相互に影響しあうため，そのモデル化は難しい。図2.13は酸性雨モデルで考えられている物理化学過程を示すが，これらの過程を全て取りこんだモデルはほとんどない。

このため，湿性沈着モデルには，その目的や対象により種々なタイプのものが提案されている。

(1) 除去過程

エアロゾルおよびガスの主な除去過程は次のとおりである。

① エアロゾル

〈レインアウト〉

・核化

水蒸気の凝結による雲粒形成過程で吸湿性エアロゾルがその核として作用して雲粒にとりこまれる。

・凝集

主としてブラウン運動により雲粒に凝集する。ブラウン運動以外には拡散泳動力，熱泳動力，電気力等も作用する。

〈ウォッシュアウト〉

落下中の雨滴による慣性捕捉およびそれへの付着（ブラウン運動，熱泳動，拡散泳動等による）によりとりこまれる。

② ガス

気相と液相との気液交換過程により，気相から除去される。

なお，物質の除去に影響する物理過程として，水分の相移動にともなう物質移動やエアロゾル同士の凝集による大粒子化，大粒子の重力沈降も重要である。

表2.13はエアロゾルの粒径別除去過程を示す。この表で示されているように，粒径により支配的な除去過程は異なる。

(2) 沈着モデル

上述した多くの物理過程を考慮すると，雲の条件（雲水量，雲粒の粒度分布，上昇気流など）が与えられれば単純な条件の下ではエアロゾルの除去を計算することができる。しかし複雑な雲について系としてエアロゾルの除去を知ることは困難である。

そこで雲を1つのコンパートメントと見なして平均的に取り扱う便宜的取り扱いがなされることが多い。その最も単純なモデルはレインアウトとウォッシュアウトの影響を共に考慮したScavenging Rate Λに基づくものである（式2.15参照）。粒子に対するΛは実験的に求められたり，理論的に推定されたりしているが，両者のウォッシュアウト係数は粒径によっては1オーダー以上異なることが報告されている。なお，Λはウォッシュアウト係数と呼ばれることもある。一方，ガスに対するΛは，気液交換過程がガスの種類，溶液側の状態（落下速度や粒径等）に依存するため複雑であるが，非可逆的な溶解性ガスに対しては比較的簡単に計算できる。

(3) 酸性雨モデルにおける手法例

上述したように，湿性沈着量は簡単な係数で表現されることが多いが，最近の酸性雨モデルでは雲物理過程をかなり詳細に扱っているモデルが開発されてきている。ここでは，分野は異なるが今後の参考のためにそのようなモデル例を紹介する。

比較的詳細型の酸性雨モデルは，1次元的構造で見た場合，次のようなタイプに分類できる（図2.14参照）。

① 単一ボックスモデル …… 雲層を流出入をともなう単一のボックスと想定するタイプ。

② 雲層一次元モデル …… 雲がおおう範囲の鉛直気柱の1次元的流れ，物質の相間移動等をシミュレートするタイプ。

③ 雲領域と周辺大気を含むモデル … 水平面内において，雲がある領域と無い領域を意識するモデル。両領域の各々に鉛直気柱を考え，両気柱間の物質移動を許す。

なお，上記のようなモデルを使用する場合には，各相の水分量とその変化速度を与える必要がある。汚染質の相間の移動は，液間では水分移動とともに行われ，気液間ではヘンリー則にしたがう吸収によると考えられる。水分の相変化の経路は模式的に図2.13

に示される。雲物理の分野では，１～３次元の数値モデルが開発されているが，酸性雨の分野では，それらの定常解や半経験的な解析式が用いられている。その代表的なものとしてＰＬＵＶＩＵＳモデル（Easter & Hales,1984），Rutledge & Hobbs（1983），Walcek & Taylor（1986）等がある。

2.5　原子力分野における大気拡散モデル例

本節では，主として原子炉事故等の緊急時に放射性物質の拡散状態を予測するために開発された大気拡散モデルについて述べる。1991年３月，ＯＥＣＤ／ＮＥＡの主催で世界各国における同種のモデルの開発現状について話し合う以下の名称のmeetingが開かれた。

"Meeting on advanced modelling and computer codes for calculating local scale and meso-scale atmospheric dispersion of radionuclides and their applications "

このmeetingのproceedingsの中から，対象スケールの異なる３種類のモデルについて紹介する。

なお，このmeetingでは，大気拡散モデルの現段階における大きな問題・課題として次の３点をあげている。

- メソスケール・ローカルスケールのモデルにおけるリージョナルスケール気象数値予報結果の利用方法
- 実時間モデルにおける気象情報の最も良い利用方法および実時間モデルと予測モデルとの結合方法
- モデルの総合的な誤差の評価方法およびreal-time decision support system におけるこの誤差による影響の組みこみ方

2.5.1　The Canadian Nuclear Emergency Responce Model （ＣＡＮＥＲＭ）

本モデルは，放射性物質や有毒物質の事故放出時の環境影響評価を行うために，チェルノブイリ事故を契機にAtmospheric Environment Service of Canada が開発したモデルである。モデルの評価スケールはリージョナルからグローバルである。本モデルの基本方程式系は拡散方程式以外は，カナダ気象センターの６日間気象予報用モデルを用いている。図2.15は計算メッシュ設定例を示す。水平メッシュは150km正方でメッシュ数は180×180，鉛直メッシュ数は11である。図2.16および図2.17はチェルノブイリ事故時のシミュレーション結果であ

り，表2.14は^{131}Iの地表面における放射能を対象とした実測値との相関係数（ρ_{log}は対数値の相関係数）を示す。実測値との相関性はかなり高い。今後の課題としてはメソスケール現象のシミュレーションがあげられ，特に，改良を要する点として降水モデルおよび物質の化学変化・湿性沈着のパラメタリゼーションが指摘されている。

2.5.2 IMK Karlsruhe Model

本モデルは，放出された放射性物質によるメソスケールにおける影響を予測・解析するために，ドイツカールスルーエにあるThe Institute of Meteorology and Climatorogy（IMK）において開発されたモデルである。モデルは，メソスケール気象モデルKAMMと拡散モデルTRAVELINGからなる（図2.18）。KAMMは非静力学平衡のプリミティブ方程式系を基礎とする数値モデルであり，気象予報用数値モデルの計算結果がより大きなスケールの気象データとして入力されている。

一方，TRAVELINGはマルコフ連鎖を仮定したラグランジュ型粒子モデルであり，計算に必要な平均風および乱流統計量はKAMMから提供される。

複雑地形上における拡散実験を対象としたシミュレーション結果を図2.19に示す。計算値と実測値は煙源からの距離が異なる3本のアーク上で比較されており，両者は比較的良く合っている。

2.5.3 JAERI Model（SPEEDI）

日本原子力研究所（JAERI）では，原子炉事故等により放射性物質が大気中に異常放出された場合に，大気中濃度および被ばく線量を計算する目的で緊急時環境線量情報予測システムSPEEDIを作成している。SPEEDIには，1980～1985年に作成されたSPEEDI－Iと，その改良版として1986～1991年に作成されたSPEEDI－IIがある。図2.20はSPEEDIの計算手順を示す。最初に気象データをもとに3次元風速場が計算され，そのデータを用いて放射性物質の拡散計算を次にする。最後に，濃度計算結果より地上での線量を計算する。図2.21は，SPEEDI－IIにおいて検討が進められているデータ交換ネットワークを示す。また，表2.15はシステムを構成しているサブシステムとモデルを示す。SPEEDI－Iはローカルスケール（20km程度）の拡散状態を実時間で計算する。これに対して，SPEEDI－IIでは次の3点が改良された。

・ 局地気象予測モデルの開発 … 力学モデル PHYSIC

・ 対象スケールの拡大 …… W−SPEEDI

・ 小型計算機への導入 …… EXPRESS

以下，各モデルについて概説する。

(1) 気流モデル

① WIND04，LSWIND04，EXPRESS−I … 客観解析法（MATHEW）

観測された風データを用いて格子点の風速成分を内外挿し，それを質量保存則を満たすようにMATHEW法により修正。EXPRESS−IはEWS対応用改良版。

② PHYSIC …… 力学方程式モデル

Boussinesq近似，静力学平衡でのプリミティブ方程式系を数値的に求解。乱流統計量の計算は2次のオーダーの乱流クロージャーモデル(Yamadaによるq^2-q^2lモデル(2.5レベル））を使用。地表面熱収支式により地表面温度を計算。より大スケール場における計算結果とネスティング。

(2) 拡散モデル

① PRWDA …… ラグランジュ型粒子モデル＋PIC

鉛直拡散はPIC法（Particle-In-Cell model），水平拡散は渦拡散係数を考慮したランダムウォーク法（Ahlstromによる）。気流モデル①を使用した時の拡散係数はPasquillのσ_y，σ_z線図を使用。沈着は見かけ上，排出強度を指数減衰させることによりモデル化。

② GEAR …… ラグランジュ型粒子モデル（ランダムウォーク）

PRWDAにおいて，鉛直拡散をランダムウォーク法（Diehlによる）に変更。粒子数から濃度を推計する方法として，従来のボックス型荷重平均法に変え，Kernel Density Estimation を導入。

③ EXPRESS−II …… ラグランジュ型粒子モデル（ランダムウォーク）

②をEWS対応用に改良。

これらのモデルはフィールド実験や風洞実験による検証が良くなされており，気流モデルPHYSIC，拡散モデルGEARを用いた場合の計算結果例を図2.22に示す。この例では，冷却された空気が山を迂回するように流れ，この流れにより物質も輸送されている

様子が計算で良く再現されている。しかし，ＰＨＹＳＩＣを用いると客観解析法に較べて不自然な計算結果を示す場合があること，計算時間がかかること，構造が複雑であること等の理由から，緊急システム用のモデルとしてはまだ運用検討段階にあるとされている。

参考文献（第２章）

1) ㈶原子力安全研究協会：環境安全総合評価に関する調査研究（Ⅱ）
2.1　大気拡散モデルについて，1992年３月

2) OECD/Nuclear Energy Agency(NEA):Proceeding of the Specialists'Meeting on Advanced Modelling and Computer Codes for Calculating Local Scale and Meso-Scale Atmospheric Dispersion of Radionuclides and their Applications,6-8 March 1991.

3) 日本原子力研究所東海研究所環境放射能研究委員会緊急時モニタリング・予測専門部会：緊急時モニタリングと予測計算のための手法並びにシステムの開発，JAERI-M 86-111，1986年８月.

4) Edited by F.T.M.Nieuwstadt and H.van Dop:Atmospheric Turbulence and Air Pollution Modelling,D.Reidel Publishing Company,1984.

5) J.H.Seinfeld:Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution，John Wiley & Sons，1986.

6) ㈶原子力安全研究協会　環境放射線モニタリングテキスト編集委員会：環境放射線モニタリング，昭和62年７月.

7) 磯野謙治編：大気汚染物質の動態，大気環境の科学２，東京大学出版会，1979年７月.

8) 植田洋匡：講座〔地球環境〕第一巻　地球規模の環境問題〈Ⅰ〉
第４章　酸性雨　（大来佐武郎監修），1991年１月.

9) 日本気象学会：酸性雨，気象研究ノート第158号，1987年９月.

表2.1　大気汚染現象のスケールと気象との関係（川村）

スケール	汚染現象	観測所（数）*	大気汚染の影響	汚染物質に対する気象の影響		
				輸送拡散	変形変質	沈着除去
グローバル 10^3～10^4 km	バックグラウンド汚染	基準観測所（地球全体で10～20）	気候変化(CO_2，大気混濁度の変化) 成層圏オゾン層の破壊，海洋への汚染質の輸送	△	○	◎
リージョナル 10^2～10^3km	汚染物質の長距離輸送	地域観測所（地球全体で150～200）	酸性雨（北欧・北米） 菌胞子の長距離輸送 広域汚染	○ シノプティックスケールの気象（流跡線）	◎ 雲物理・湿度気温	○ 降水（wash-out, rain-snowout） 重力落下
広域（メソ） 10^1～10^2 km	汚染物質の中距離輸送		広域高濃度大気汚染（光化学オキシダント） 高煙突からの汚染	◎ 局地風系大気安定度	◎ 光化学反応	○
局地（都市）（インパクト） 10^{-1}～10^1km	高濃度大気汚染	大気汚染監視局（1都市当たり3地点）	高濃度汚染 都市気候（気温，降水，雲などの変化） 人体影響，植物被害	◎ ローカルスケールの風，大気安定度	○ （オキシダント）	△ 重力落下
局所 10^1～10^2m	道路ぎわ煙突の排出口の周辺の大気汚染	（自動車観測所） 特別観測	交叉点や道路ぎわの人体，動植物その他の被害	◎ 周辺の地物，建物などの影響（微気象）	△	

（注）* SCOPE（1973）の勧告，◎ 影響度大，○ 影響度中，△ 影響度比較的小．

表2.2　大気拡散モデルの種類

方法		モデル	主な特徴
拡散計算	解析解	プルーム	拡散状態を煙流で表現する。計算は非常に簡単であるが、本来的には数多くの仮定のもとでのみ成立する。複雑地形場に対応したモデルとしてガウス型流跡モデルがある。
		パフ	拡散状態を煙塊で表現する。プルームモデルとは異なり、非定常場や静穏時にもある程度適用できる。
	数値解	ラグランジュ型粒子	大気中の物質を模擬した粒子を平均風と乱れにより移動させて濃度分布を計算する。
		セル内粒子	大気中の物質を模擬した粒子を平均風と勾配拡散により移動させて濃度分布を計算する。
		渦拡散	勾配拡散（1次のクロージャ）の方程式を差分法等により数値的に解く。なお、このモデルを簡略化したモデルとして、拡散方程式を空間平均しボックス内の物質収支を計算するボックスモデルがある。
		2次クロージャー	渦拡散モデルと異なり、勾配拡散関係を仮定せずに濃度の2次モーメント量まで計算対象とするモデルで、構造はかなり複雑となる。
模型実験	風洞、水路		地形の複雑な場合や建物影響が大きな場合に適する。

表2.3　大気拡散モデルの開発状況

開　発　者	風の場モデル	大気拡散モデル
日　野(1968)	上層---ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙ流	拡散方程式
	下層---Navier-Stokes式	
	(境界層近似,1次ｸﾛｰｼﾞｬｰ,0方程式)	
Lantz et al(1972)	ポテンシャル流	拡散方程式
ﾛｰﾚﾝｽ･ﾘﾊﾞﾓｱ	客観解析(変分法)	粒子モデル(セル内粒子)
国立研究所(1978)	MATHEW	ADPIC
サバンナリバー	Navier-Stokes式	
研究所(1984)	(静力学平衡,鉛直方向に	粒子モデル(モンテカルロ法)
	積分,Smagorinskyﾓﾃﾞﾙ)	
ロスアラモス	Navier-Stokes式	
国立研究所	(静力学平衡,2次ｸﾛｰｼﾞｬｰ,2方程式,	粒子モデル(マルコフ連鎖)
(1988)	代数応力方程式ﾓﾃﾞﾙ)	RAPTAD
	HOTMAC	
英国気象局	Navier-Stokes式	粒子モデル(ﾗﾝﾀﾞﾑｳｫｰｸ)
(1986)	(Mason-Kingのﾓﾃﾞﾙ,	
	2次元,Smagorinskyﾀｲﾌﾟ)	
米国環境保護庁	上層---Navier-Stokes式(線形理論)	プルーム
(1987)	下層---ポテンシャル流	CTDM
コロラド州立大	ラージ･エディ･シミュレーション	粒子モデル(ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｭ型)
(1987)		
仏電力公社	客観解析法　MINERVE	拡散方程式
(1989)	Navier-Stokes式	粒子モデル(ﾗｸﾞﾗﾝｼﾞｭ型)
	(静力学平衡,O'Brienの方法,	
	Therry-Lacarereﾓﾃﾞﾙ)HERMES	
	(k-εﾓﾃﾞﾙ)MERCURE	

表2.4　Pasquill-Gifford線図用安定度階級の推計法

	安定度階級	使用する気象要素
Pasquill (1962)	6（A～F）	風速、日射量、雲量
McElroy et al. (1968, 1969)	4（B, C, D, E）	σ_θ 、リチャードソン数
Vogt (1970)	6（A～F）	風速、日射量（or 気温鉛直差 or 太陽高度と雲量）
NRC (1972)	7（A～F, G）	気温鉛直差 or σ_θ
原安協 (1973)	7（A～F, G）	風速、日射量、放射収支量
ShirとShieh (1974)	A～Fに対応する連続数	風速、日射量、雲量
Gifford (1976)	6（A～F）	リチャードソン数 or モーニン・オブコフ長さ
千秋 (1977)	8（A～F, G, H）	風速、放射収支量
Sprit sigma approach		〈水平方向〉σ_θ〈鉛直方向〉気温鉛直差

σ_θ ：水平風向変動標準偏差

表2.5　煙の拡散幅の実測と線図の例

煙源高度（トレーサー放出点又は有効煙突高さ）	線図又は測定機関（参照文献）	安定度分類方法	備考
Low level	Pasquill-Gifford (Pasquill, 1974)	unstable(A, B, C) neutral (D) stable (E, F)	主にPrairie Grassの実験データが根拠．実験場の地表面は滑か。（$z_0 \simeq 0.01$ m）　評価時間約10 min
	St. Louis (McElloy Pooler, 1968)	unstable(Ⅰ, Ⅱ, Ⅲ) neutral (Ⅳ) stable (Ⅴ)	都市，比較的平坦な地形。　評価時間1 hr
	Vandenberg(Mt Iron) (Hinds, 1970)	Various Stabilites included	山岳地帯。　評価時間15～30 min
50 ～ 150m	Brookhaven (Smith, 1966)	unstable(A, B_2, B_1) neutral (C) stable (D)	高度108 mからトレーサー散布，地表濃度を測定。部分的に森林あり。　評価時間30～90 min
	JNRC ＊1 (Vogt, 1977)	Pasquill-Gifford と同じ分類	Towerの高度50 mおよび100 mからトレーサー散布，地表濃度を測定。（$z_0 \simeq 1.8$ m）　評価時間1 hr
	KNRC ＊2 (Nester, 1977)	Pasquill-Gifford と同じ分類	Towerの高度60 mおよび100 mからトレーサー散布，地表濃度を測定。（$z_0 \simeq 1.5$ m）　評価時間20～30 min
150m 以上	TVA ＊3 (Carpenter他, 1970)	neutral (a) stable (b～f)	火力発電所からのプルーム中のSO_2濃度を航空機搭載の計器で測定，数分平均値に相当。　評価時間数 min
	公害資源研究所（北林, 1977）	Pasquill-Gifford と同じ分類	実排煙，カイツーン又はヘリコプターからトレーサー散布，地表濃度を測定。自中のデータ。　評価時間1 hr
	電力中央研究所	Pasquill-Gifford と同じ分類	火力発電所煙道中にトレーサーを注入し，地表濃度を測定，煙の上昇高さはBosanquetⅡ電研修正式にて計算，煙突出口高度の風速で整理。自中のデータ。　評価時間1 hr

＊1：Julich Nuclear Research Center　＊2 Karlsruhe Nuclear Research Center　＊3 Tennessee Valley Authority

表2.6　煙上昇高さ計算式と適用範囲

	計　算　式	発表年	上昇限界高度 ΔH の計算式 Q_H(kcal/sec), U(m/sec), H_s(m), ΔT(K) T_a(K), V(m/sec), Q_v(m³/sec), $\Delta\theta/\Delta z$(K/100m)	関数形の導入法	温位勾配又は安定度に対する適用性	式の導入に用いた実測データ対象範囲			
						Q_H (kW)	H_s (m)	U (m/sec)	V (m/sec)
ⓐ	Bosanquet I式	1950	$\Delta H=\Delta H_m+\Delta H_b$ $\Delta H_m=4.77/(1+0.43U/V)-\sqrt{Q_v V}/U$ $\Delta H_b=6.37\,g\frac{Q_v\cdot\Delta T}{U^3 T_a}(\ln f^2+\frac{2}{f}-2)$ $f=\frac{U^2}{\sqrt{Q_v V}}(0.43\sqrt{\frac{T_a}{g\Delta\theta/\Delta z}}-0.28\frac{V}{g}\frac{T_a}{\Delta T})+1$	理論式 (Bosanquet)	不安定～中立では， $\Delta\theta/\Delta z=0.003$	300～6000	—	3.1～8.1	8～10.8
ⓑ	Bosanquet II式及び電研修正式	1957及び1965	Bosanquet II式(1957) $\Delta H=AU(f_I(a)+f_{II}(a_0)-\{0.615\,a_0^{1/2}/(\langle U/V\rangle^3+0.57)^{1/2}\})$ $A=gQ_v\Delta T/2\pi C^2 T_a U^4$ $a=(t+t_0)/A-(t/A)+a_0$ $a_0=t_0/A$, $t=x/U$, $t_0=4VT_a/3g\Delta T$ $t+t_0=200$ sec, $C=0.13$ $f_I(a)$, $f_{II}(a_0)$：計算図表で与えられている。 Bosanquet II式での広がり係数 $C=0.13$ を $C=0.26U^{-1/3}$ に置き換えたものが電研修正式	理論式	不安定～中立では， $t+t_0=200$秒 安定では， $t+t_0=1.527\times(\frac{2T_a}{g(\Delta\theta/\Delta z)})^{\frac{1}{2}}$	20000～70000	80～200	1～15	13.2～35
ⓒ	CERL式 (Lucas II式)	1967	$\Delta H=(73+0.12H_s)Q_H^{1/4}/U$	理論式 (Priestley)	特に考慮せず	3000～70000	76～150	3～17	2～20
ⓓ	Moses & Carson式	1968	$\Delta H=(C_1 VD+C_2 Q_H^{1/3})/U$ $C_1=0.35$, $C_2=2.65$　（中立時の係数）	回帰分析	不安定又は安定時は C_1, C_2 の値が異なる	10～100000	34～183	1～11.7	2.2～24.5
ⓔ	CONCAWE式	1968	$\Delta H=2.71Q_H^{1/3}U^{-1/3}$	回帰分析	特に考慮せず	300～20000	61～128	1.6～12	2.1～18.3
ⓕ	Briggs式	1969	$\Delta H=1.6F^{1/3}U^{-1}\cdot(3.5x^*)^{2/3}$ ただし，$x^*=33F^{1/3}$ ($F>55$ m⁴/sec³) $Q_H\fallingdotseq 108F$ $\Delta H=2.27Q_H^{0.6}/U$ ($Q_H>6000$ kW)　F：m⁴/sec³	次元解析 (Briggs)	不安定～中立で適用，安定時は別式	4000～100000	61～183	1.8～16.5	5.5～28.9
ⓖ	TVA式	1971	$\Delta H=\frac{173F^{1/3}}{U\exp(0.64\Delta\theta/\Delta z)}$　$\Delta\theta/\Delta z$：(K/100m) $\Delta\theta/\Delta z=0$ で $\Delta H=36Q_H^{1/3}/U$	回帰分析	中立～安定	30000～100000	76～244	0.8～16.8	7.8～24.5
ⓗ	岡本・岡西・塩沢式	1979	$\Delta H=2.7Q_H^{1/3}U^{-1/3}$	回帰分析	特に考慮せず	10000～200000	80～366	1～17	3～39
ⓘ	電　研　式	1980	$\Delta H=3.5Q_H^{1/3}U^{-1/3}$	回帰分析	中　立	20000～100000	80～200	2～15	11～35

表2.7　気象庁数値予報モデルの構成

全球予報モデル（GSM）の仕様

予報領域	全球
計算法	スペクトル法
水平解像度	三角形切断 T106 （格子間隔～110 km）
鉛直解像度	21層
鉛直のレベルの気圧*	995, 980, 955, 920, 875, 820, 756, 685, 607, 526, 444, 365, 292, 228, 174, 130, 97, 71, 50, 29, 10
初期化	全物理過程を含む 鉛直全モード（21モード）
物理過程	
降水過程	大規模凝結
積雲対流	Kuo 方式，浅い積雲対流
境界層	クロージャ・モデル（L2）
短波放射	分子・雲水・地面の多重散乱，オゾン，水蒸気，雲水の吸収
長波放射	バンド・モデル 吸収物質（オゾン，水蒸気，ダイマー，二酸化炭素）
雲量	相対湿度の2次関数
陸面温度	植生モデル（Sib）
接地境界	Louis のスキーム
重力波抵抗	山岳波の造波抵抗
予報期間	3日（毎日，00Z） 8日（毎日，12Z） 15日（毎月3回）

* 地上気圧を 1000 mb とする．

日本域予報モデル（JSM）の仕様

計算法	スペクトル法（2重フーリエ級数）
格子間隔	40 km の変換格子 （ポーラーステレオ 60°N）
格子の数と波	変換格子 97＊97 最大波数 62＊62
鉛直の層数	19
鉛直の層	990, 975, 960, 935, 900, 855, 800, 735, 660, 580, 500, 420, 345, 275, 210, 150, 90, 30
時間差分	セミ・インプリシット
初期化	非線型ノーマル・モード （インクレメント法）
初期値	極東解析 80 km
境界値	ASM の予報値

アジア域予報モデル（ASM）の仕様

計算法	スペクトル法 （2重フーリエ級数）
格子間隔	75 km の変換格子 （ポーラーステレオ 60°N）
格子の数と波	変換格子 129＊109 最大波数 83＊70
鉛直の層数	16
鉛直の層	995, 980, 950, 900, 830, 750, 670, 590, 510, 430, 350, 270, 195, 130, 75, 25
時間差分	セミ・インプリシット
初期化	非線型ノーマル・モード インクレメント法
初期値	アジア太平洋解析 150 km
境界値	GSM の予報値
物理過程	
放射	GSM に同じ
重力波抵抗	GSM に同じ
降水過程	大規模凝結 湿潤対流調節 雨滴の蒸発
雲量	GSM に同じ
海面水温	毎日の解析値
海氷分布	月ごとの気候値
地表面温度	地中の3レベルの地温を予想
境界層	クロージャ・モデル（L2） Louis のスキーム

表2.8　気象庁数値予報モデル計算結果の保存データ

保存データの種類（＊：一般公開のデータ）

＊全球解析値（対流圏，成層圏）
＊アジア解析値（対流圏，成層圏は全球に同じ）
＊日本域解析値（対流圏，成層圏は全球に同じ）
＊海面水温解析値（2・5度毎，1・0度毎）
全球解析第一推定値
全球モデル・リスタートデータ
＊全球予報値（P面格子，シグマ面スペクトル，3日予報，8日予報，15日予報）
＊アジア予報値（2日予報）
＊日本域予報値（1日予報）
台風予報値（60時間予報）
＊物理モニター（全球，アジア，日本）
＊ソートデータ
＊レーダーデータ
＊アメダスデータ
＊雨量合成値
データ品質管理情報（全球，アジア，日本）
衛星降水強度指数
予報精度検証結果
＊過去の客観解析値（1960—）
＊過去のソートデータ（1975—）

表2.9　複雑地形上のモデル例

モデル	製作機関	モデルの特徴	入力データ	出力データ	備考
汚染物質の移流，拡散モデル	ロスアラモス国立研究所	三次元格子モデル	気象データ，K_A，K_z	(x, y, z, t)の濃度	研究用（M）
	ローレンス・リバモア国立研究所	三次元PICモデル（ADPIC）	気象データ	(x, y, z, t)の濃度	研究用（M）
	Pacific Northwest 研究所	二次元トラジェクトリパフ	気象データ，K_A，K_z	(x, y, t)の濃度	実用（F）
	Savannah River 研究所	二次元モンテカルロ法	気象データ，h，K_A	(x, y, t)の濃度	実用（M）
風及び乱流のモデル	NOAA 大気乱流拡散研究所	一次元流体力学モデル（乱流エネルギーバランス式）	一様な斜面，地表面熱フラックス	U，T	実用（F）
		二次元流体力学モデル	〃	(x, z, t)のU，V，T，q^2	研究用（M）
		二次元解析モデル	〃	(x)でのU，h	研究用（F）
	ロスアラモス国立研究所	三次元マスコンシステント風・重力流モデル	観測のU，V，$T(z)$	(x, y, z)又は(x, y, σ)でのU，V，W，K_A，K_z	実用（M）
		一，二，三次元流体力学モデル［二次モーメント，水蒸気と内部エネルギー保存，高次によるキャノピー（HOTMAC）を考慮］	地衡風と境界値	(x, y, σ, t)におけるU，V，W，T，q^2	研究用（F）
		二次元一層モデル（鉛直方向に積分した運動方程式）	変化する斜面，地表面熱フラックス	(x)におけるU，T，h	研究用（F）
	ローレンス・リバモア国立研究所	マスコンシステント風モデル（MATHEW）	観測によるU，V，$T(z)$	(x, y, z)系のU，V，W	実用（M）
		二，三次元の非静水圧平衡有限要素モデル	地衡風，初期値，境界値	(x, y, z, t)のU，V，W，T，P	研究用（M）
	Pacific Northwest 研究所	三次元マスコンシステント風・重力流モデル	観測によるU，V，$T(z)$	(x, y, σ)のU，V，W	実用（M）
		二次元流体力学モデル（二次モーメント $K \sim E^{1/2}$）	一様斜面，地表面熱フラックス	(x, z, t)のU，V，T	実用及び研究用(M)
		二次元一層モデル（エントレイメントを含む鉛直方向に積分された方程式）	〃	(x, z, t)のU，T，h	研究用（F）
	Savannah River 研究所	一次元流体力学モデル（斜面平均された水力流のモデル）	地衡風	(z, t)でのU，V，T，q^2	研究用（F）
		二次元流体力学モデル一層モデル	〃	(x, y, t)でのU，V，h	実用（M）
	ユタ大学	二(三)次元統計モデル	〃	U，V，(W)，T	実用（F）
	コロラド州立大	三次元流体力学モデル K-theoryメソスケールモデル	地衡風，初期値及び境界値	(x, y, σ, t)のU，V，W，K_A	研究用（M）

（注）　M：中程度の計算速度，F：速い計算速度

ASCOT：Atmospheric Studies in COmplex Terrain

表2.10　乾性沈着除去速度に影響する因子（Sehmel, 1980）

Micrometerology variables	Depositing material		Surface variables
	Particles	Gases	
Aerodynamic roughness:	Agglomeration	Chemical activity	Accommodation:
—Mass transfer	Diameter	Diffusion:	—Exudates
(a) Particles	Density	—Brownian	—Trichomes
(b) Gases	Diffusion:	—Eddy	—Pubescence
—Heat	—Brownian	Partial pressure in equilibrium	—Wax
—Momentum	—Eddy equal to	with surface	Biotic surfaces
Atmospheric stability	(a) Particle	Solubility	Canopy growth:
Diffusion, effect of:	(b) Momentum		—Dormant
—Canopy	(c) Heat		—Expanding
—Diurnal variation	—Effect of canopy on		Senescent
—Fetch	Diffusiophoresis		Canopy structure:
Flow separation:	Electrostatic effects:		—Areal density
—Above canopy	—Attraction		—Bark
—Below canopy	—Repulsion		—Bole
Friction velocity	Gravitational settling		—Leaves
Inversion layer	Hygroscopicity		—Porosity
Pollutant concentration	Impaction		—Reproductive structure
Relative humidity	Interception		—Soils
Seasonal variation	Momentum		—Stem
Solar radiation	Physical properties		—Type
Surface heating	Resuspension		Electrostatic properties
Temperature	Shape		Leaf-vegetation:
Terrain:	Size		—Boundary layer
—Uniform	Solubility		—Change at high winds
—Nonuniform	Thermophoresis		—Flutter
Turbulence			—Stomatal resistance
Wind velocity			Non-biotic surfaces
Zero-plane displacement:			pH effects on:
—Mass transfers:			—Reaction
(a) Particles			—Slubility
(b) Gases			Pollutant penetration and distribution in canopy
—Heat			Prior deposition loading
—Momentum			Water

表2.11　土地利用型と粗度z_0および夏期のSO_2吸収表面抵抗の関係

土地利用型	z_0 (cm)	r_c (s/cm)			
		A,B,C	D	E	F
0. 耕作地，牧草地	20	1.0	3.0	10.0	0.0
1. 耕作地，林地，放牧地	30	1.0	3.0	10.0	0.0
2. 灌漑耕作地	5	1.0	3.0	10.0	0.0
3. 放牧林地，林地	90	1.0	3.0	10.0	0.0
4. 森林，林地	100	1.0	3.0	10.0	0.0
5. 半湿潤草地，半乾燥放牧地	10	1.0	3.0	10.0	0.0
6. 開放型放牧林地	20	1.0	3.0	10.0	0.0
7. 砂漠，かん木地	30	2.0	5.0	10.0	10.0
A. 沼沢地	20	0.5	0.75	1.0	0.0
B. 湿地	50	0.75	3.0	10.0	0.0
C. 大都市	100	10.0	10.0	10.0	0.0
F. 湖，海洋	~0.01	0.0	0.0	0.0	0.0

表2.12　サブミクロン粒子の沈着速度

表　面	粒径 (μm)	沈着速度 (cm/s)	備　考
雪　面		0.16	安定大気，弱風，鉛粒子
水　面	0.2—1.0	0.2—1.0	
草　地	MMD* 0.7	0.2	
		0.2	Rn 娘元素
	0.002—0.04	0.04	
	0.03	0.9	
	0.05—0.1	0.8	
	0.15—0.3	0.1—0.7	ライ麦，小麦，弱風，不安定
		0.7	SO_4 粒子 昼間
		0.2	SO_4 粒子 長時間平均
		0.5	SO_4 粒子 昼間，密な草
		0.2	安定大気 短かい乾草
穀物用植物		1以下	トウモロコシ　金属粒子
	0.05—0.1	0.1	トウモロコシ
樹　木		0.7	SO_4 粒子　松

* MMD: Mass Median Diameter

表2.13　大気中でのエアロゾルの除去機構

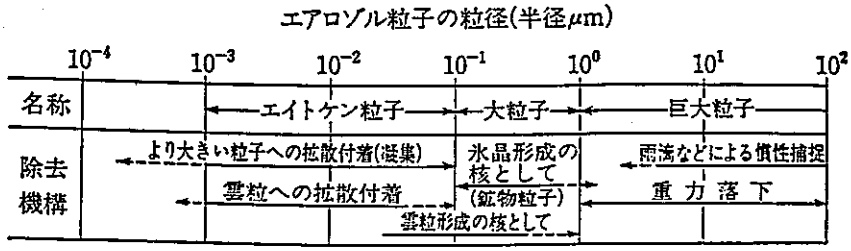


表2.14 Correlation coefficients for receptor points located within Northem Hemisphere.

station	ρ_{log}	ρ
Helsinki	0.73	0.70
Stockholm	0.80	0.78
Paris	0.73	0.24
Chiba	0.96	0.85
Rexburg	0.93	0.52
Moosonee	0.95	0.80
Fredericton	0.84	0.76
Greenwood	0.94	0.81
Winnipeg	0.91	0.65
Vancouver	0.90	0.63
Beaverton	0.91	0.47
Barrow	0.84	0.38
Windsor	0.86	0.72
Ottawa	0.88	0.77
Chester	0.95	0.94
Calgary	0.89	0.80
Regina	0.87	0.78

表2.15 Numerical models used in SPEEDI.

	SPEEDI-I	SPEEDI-II		
		Forecasting	W-SPEEDI	EXPRESS
Purpose	Real-time (Local)	Forecasting (Local)	Real-time (Synoptic)	Real-time (local)
Model (Wind)	WIND04 (Mass-con.)	PHYSIC (Hydrostatic)	LSWIND04 (Mass-con.)	EXPRESS-I (Mass-con.)
(Disper-sion)	PRWDA (PIC)	—	GEAR (Random W.)	EXPRESS-II (Random W.)

Mass-con.: Mass-consistent model
PIC: Particle-In-Cell model
Random W.: Random Walk model

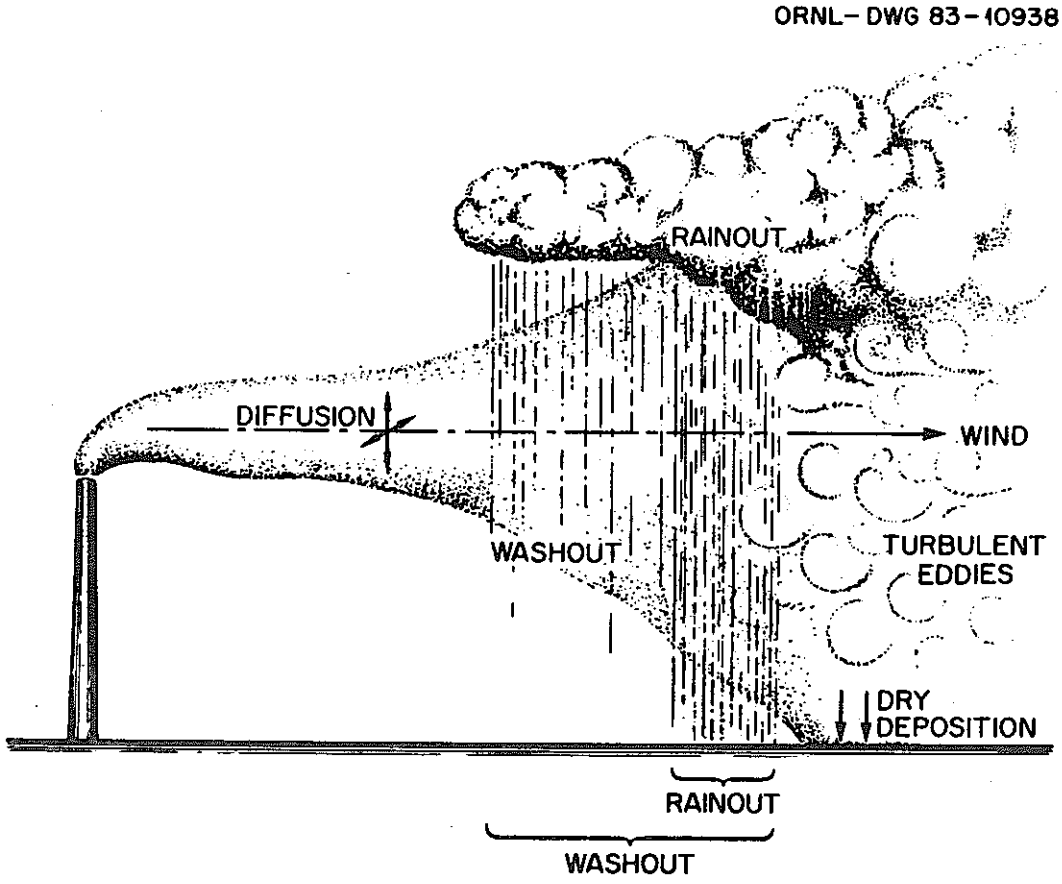


図2.1　Atmospheric dispersion and removal processes

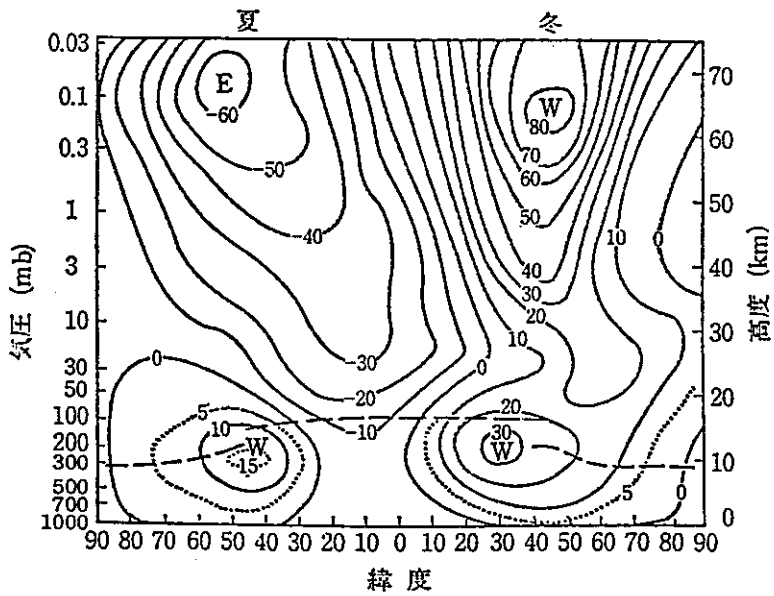


図2.2　地表から高度75kmまでの平均東西流の緯度・高度分布（Murgatroyd, 1969）
夏（左）と冬（右）の状態を対にして表現してある。単位はms^{-1}で正は西風，負は東風を表す。破線は圏界面（対流圏と成層圏の境界）を示す。

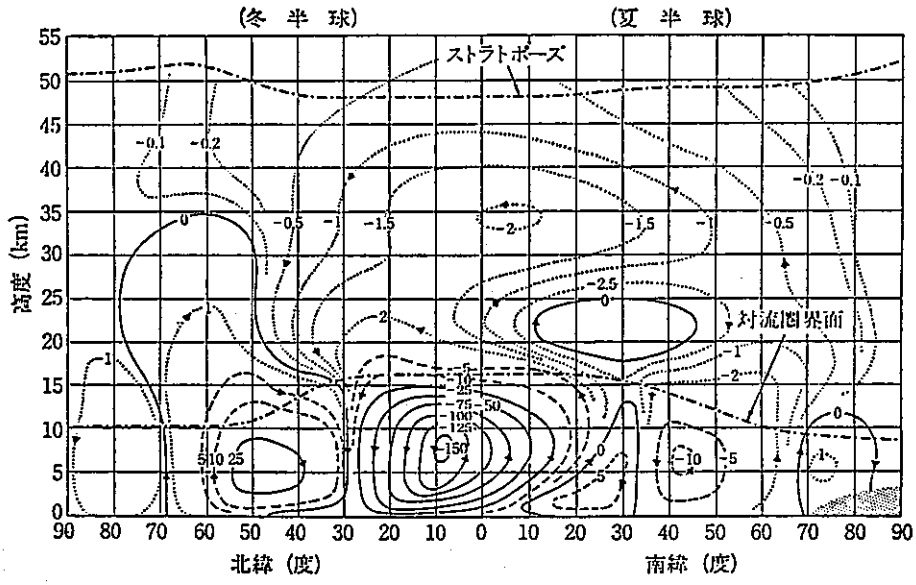
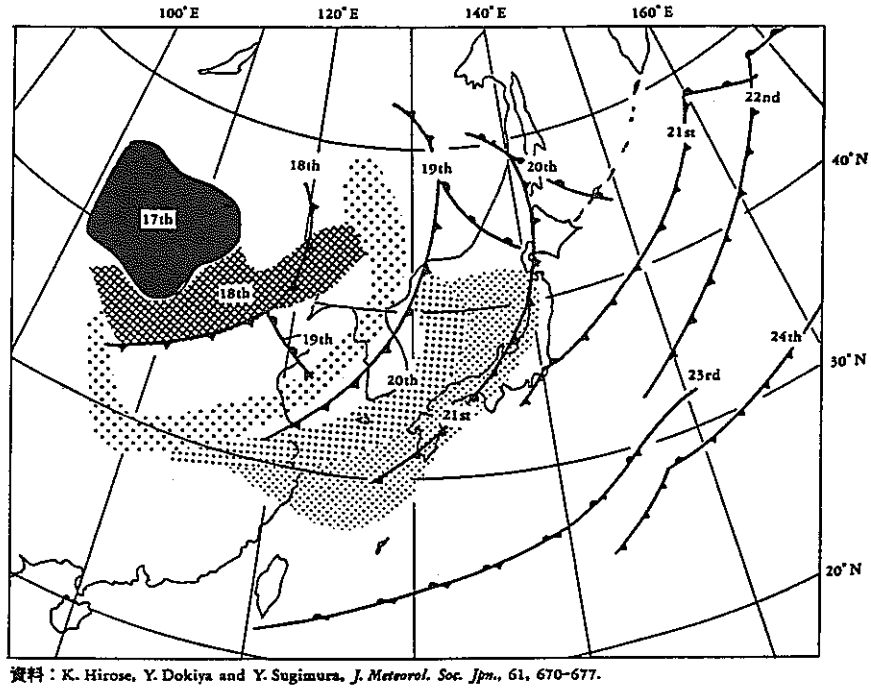


図2.3　12月～2月の平均の子午面循環
質量輸送の流線関数として示してある。単位は$10^{10}kgs^{-1}$。Newellら(1970)の解析結果(30km以下）に各種の推算により上部成層圏の分を付け加えたもの。Louis(1975)による。



資料：K. Hirose, Y. Dokiya and Y. Sugimura, *J. Meteorol. Soc. Jpn.*, 61, 670-677.

図2.4　黄砂の輸送と寒冷前線の移動

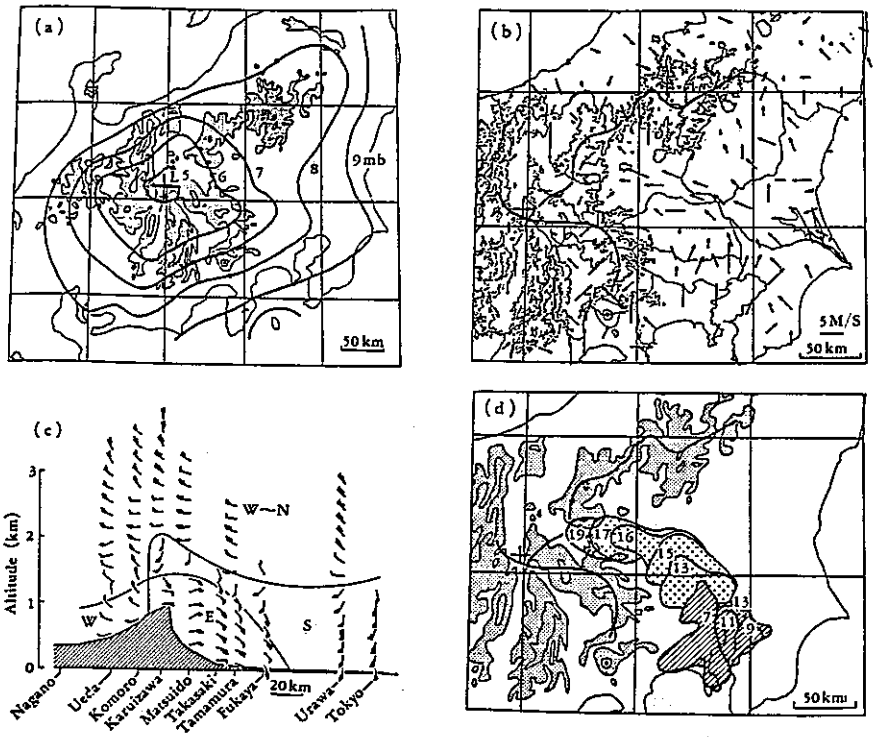


図2.5　本州中央部の(a)海面気圧の分布と(b)局地風，15時，(c)流跡線沿いの風向，風速の距離－高度分布，14時30分～15時，(d)O_xとNO_xの高濃度域（▨: O_x＞100ppb, ▨: NO_x＞40ppb）の移動状況
図中の数字は時刻を示す（1983年7月29日）

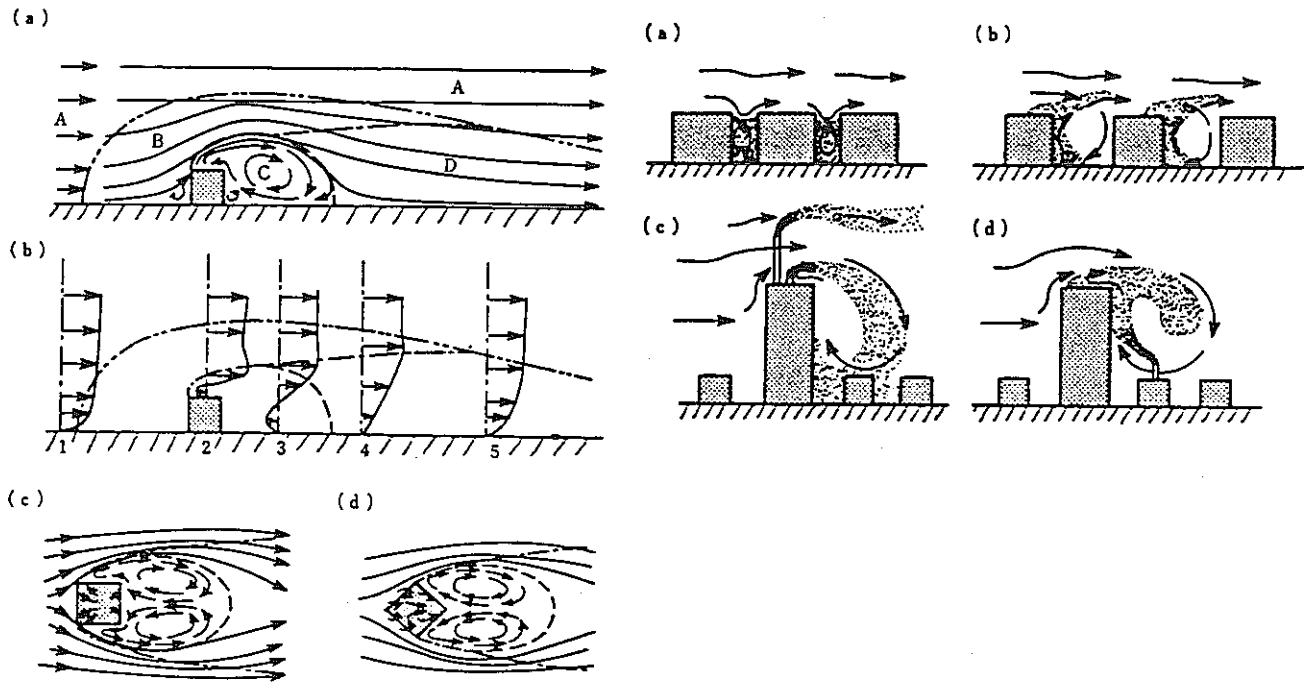
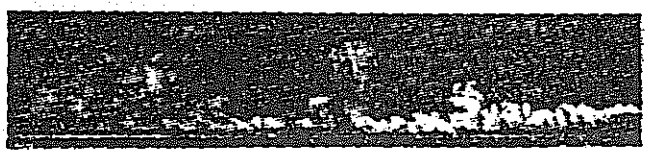


図2.6　建物周辺の気流と濃度分布の模式図

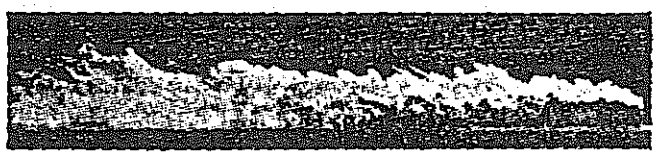
(a) Neutral

(b) Unstable

(c) Stable

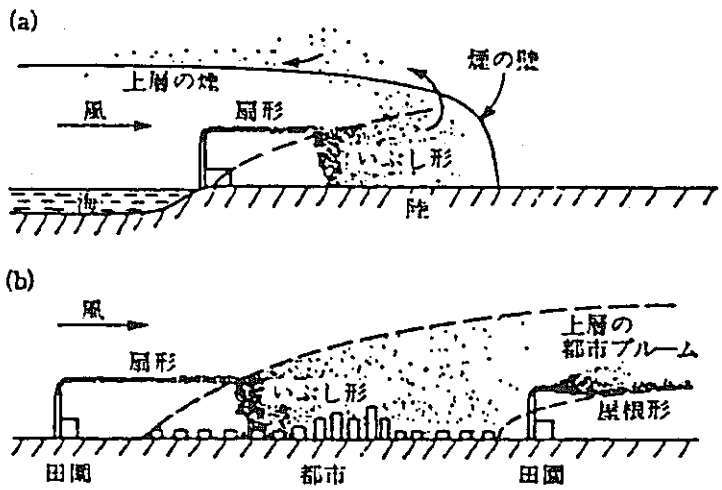


(d) Land breeze



(e) Sea breeze

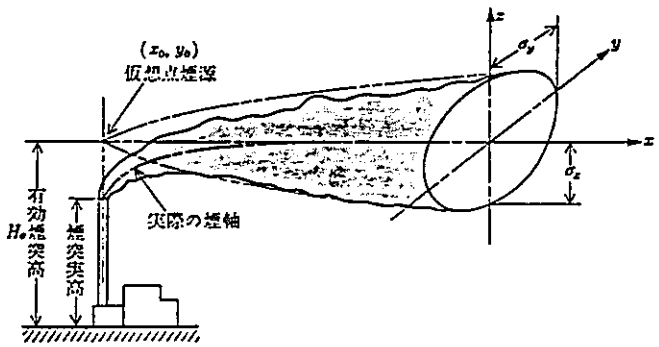
図2.8　特殊な場合における煙の拡散（Oke, 1973）
(a)海風によるいぶし現象。破線は内部境界層。実線は海風前線。
(b)都心でおこるいぶし現象。破線は同様に内部境界層



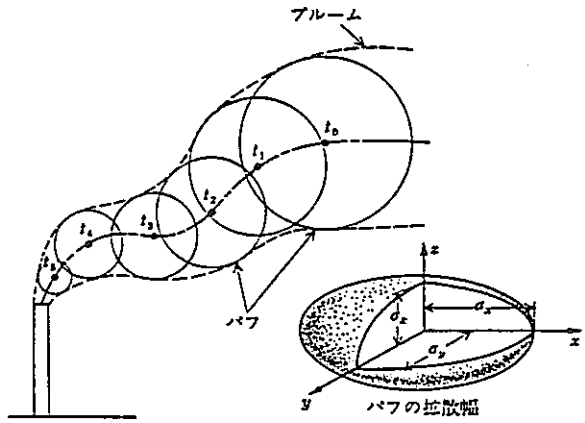
特殊な場合における煙の拡散(Oke, 1978)
(a)海風によるいぶし現象．破線は内部境界層．実線は海風前線．
(b)都心でおこるいぶし現象．破線は同様に内部境界層．

図2.7　種々の成層状態における煙の挙動

プルームモデル



パフモデル



ボックスモデル

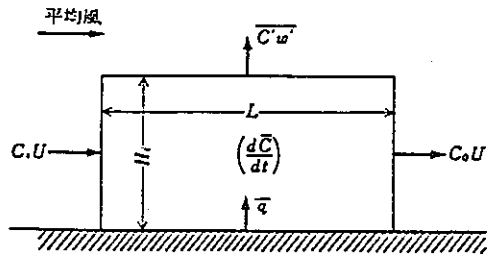
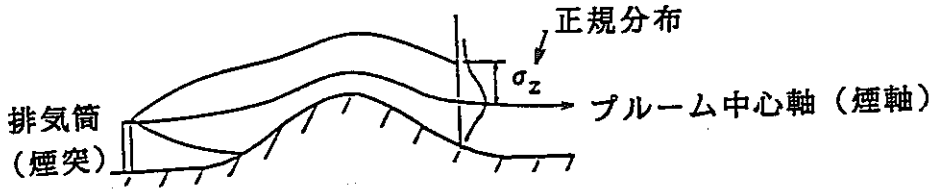
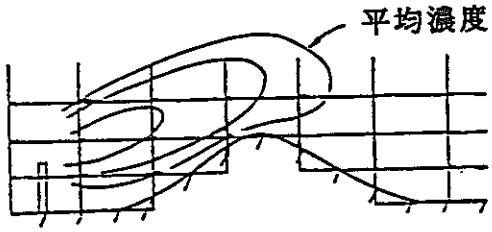


図2.9(a)　大気拡散モデルの分類

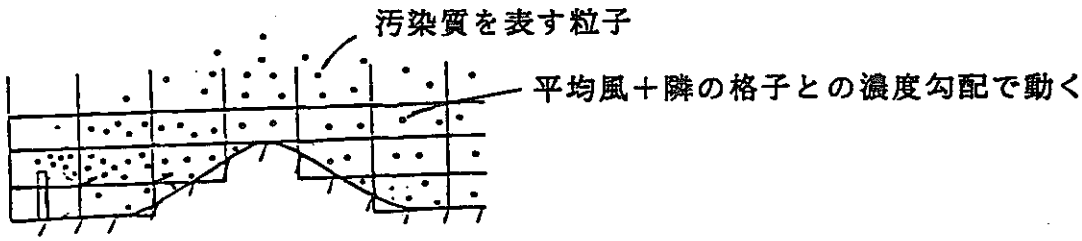
ガウス型流跡モデル



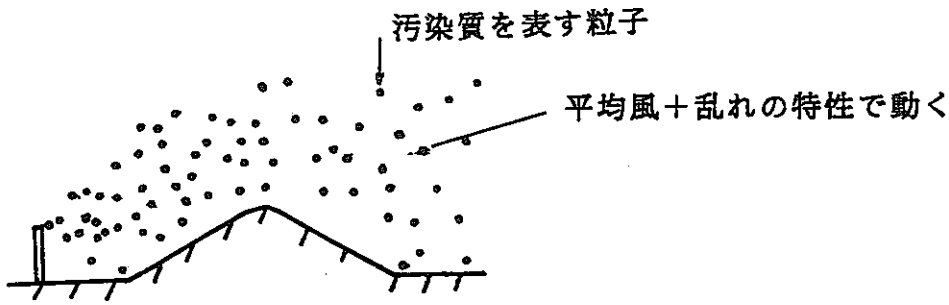
渦拡散モデル（K理論，１次のクロージャーモデル）



セル内粒子モデル



ラグランジュ型粒子モデル



２次のクロージャーモデル

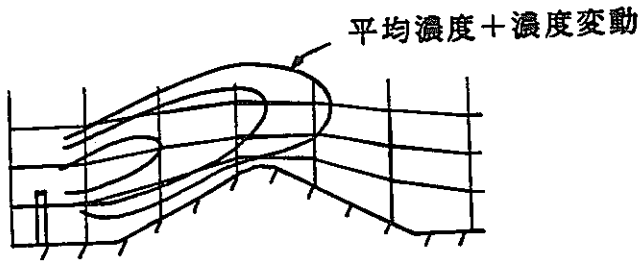
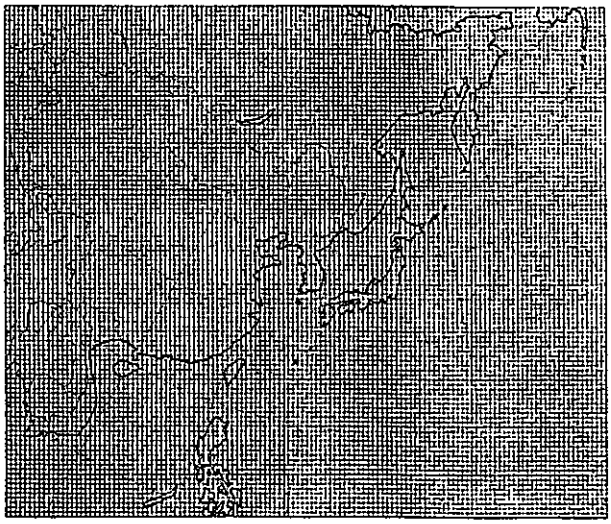
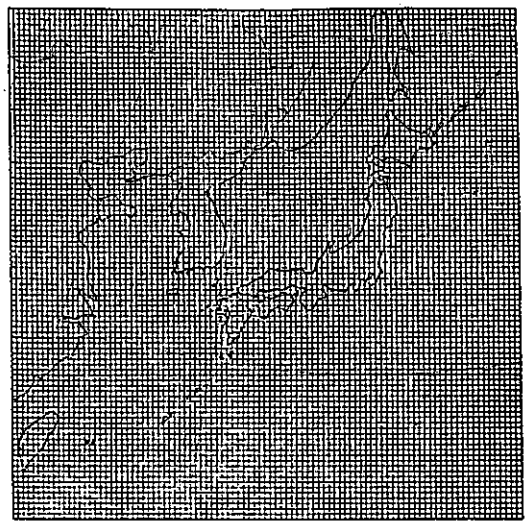


図2.9(b)　大気拡散モデルの分類



アジア域予報モデル（ASM）の範囲と水平格子網.



日本域予報モデル（JSM）の範囲と水平格子網.

図2.10　気象庁数値予報モデルの領域

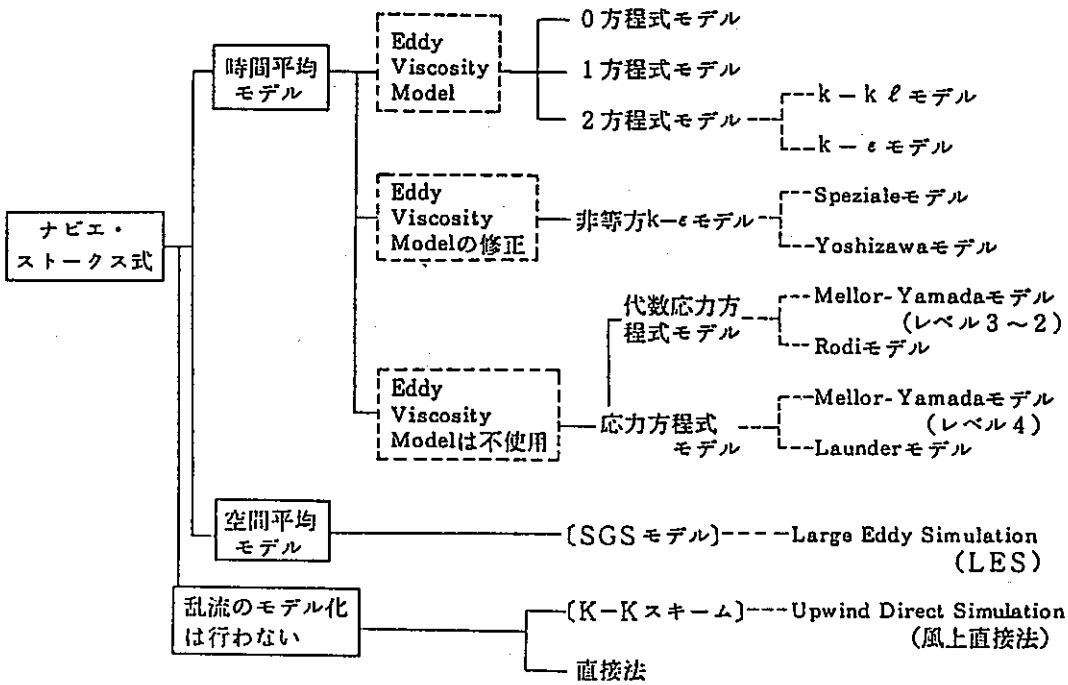


図2.11　乱流モデルの分類

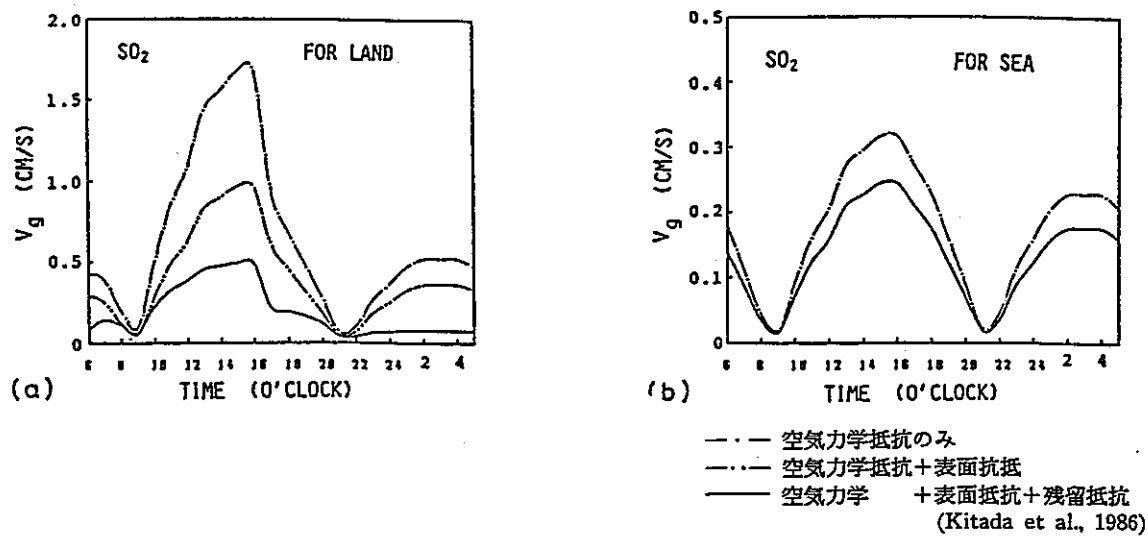


図2.12 SO_2沈着速度の日変化計算例

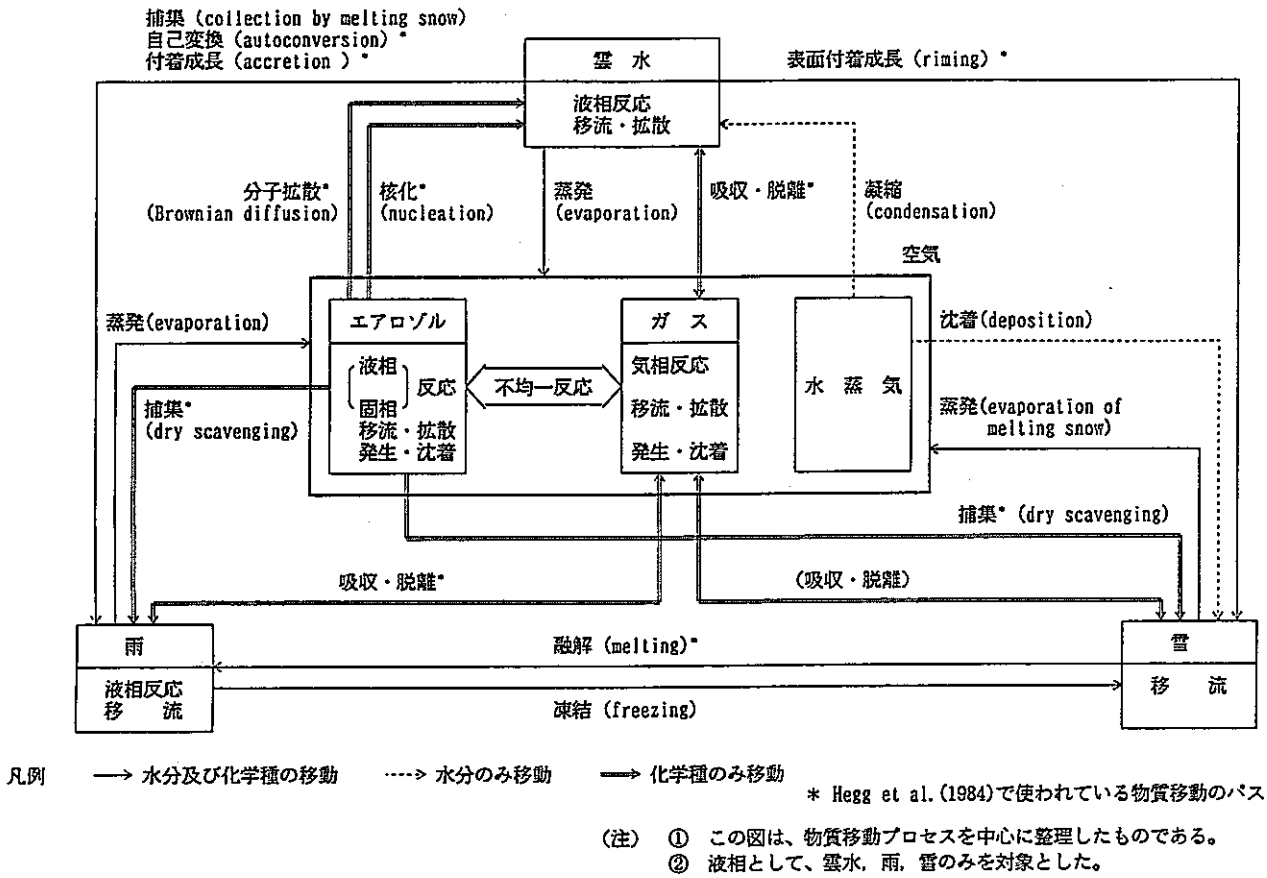
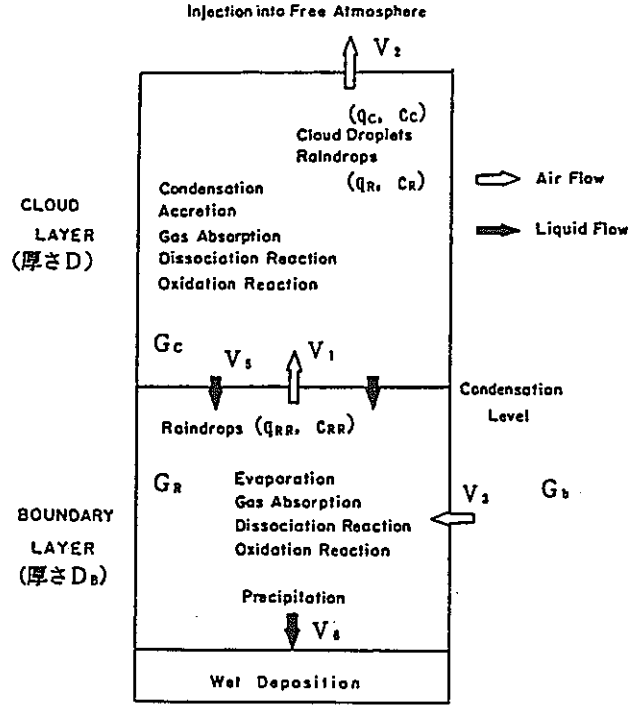
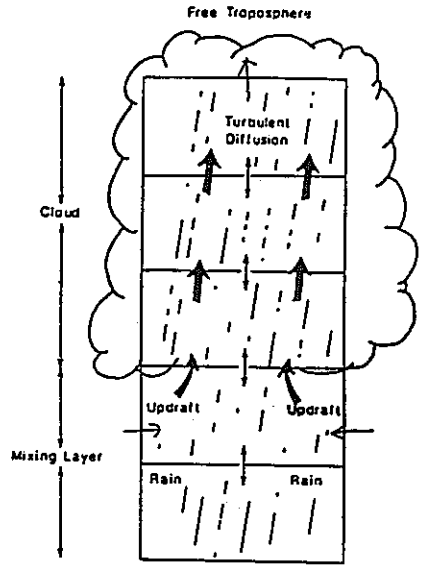


図2.13 酸性雨モデルにおける物理化学過程の概要

①単一ボックス型



②雲層一次元モデル



③雲領域と周辺大気を含むモデル

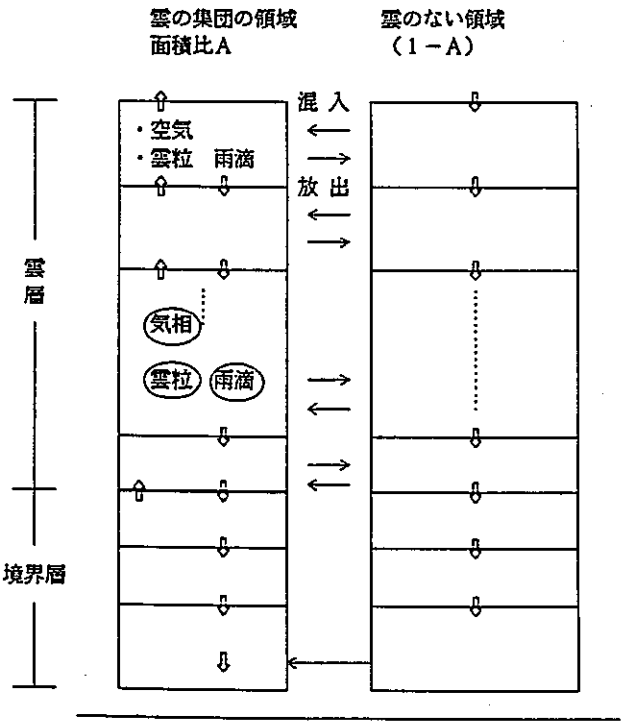


図2.14　酸性雨モデルの概念図

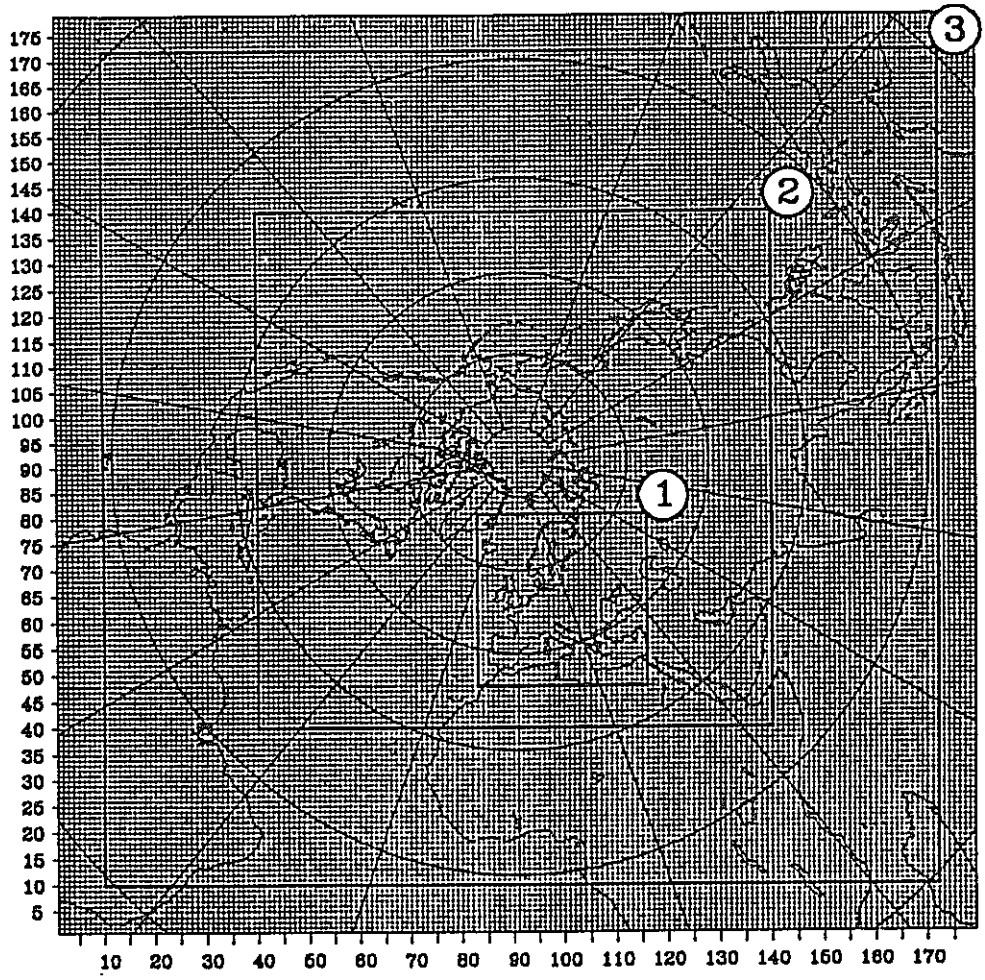


図2.15 The horizontal mesh over which the Hemispheric Tracer Model is integrated. The window marked 1 is used for regional scale simulations.

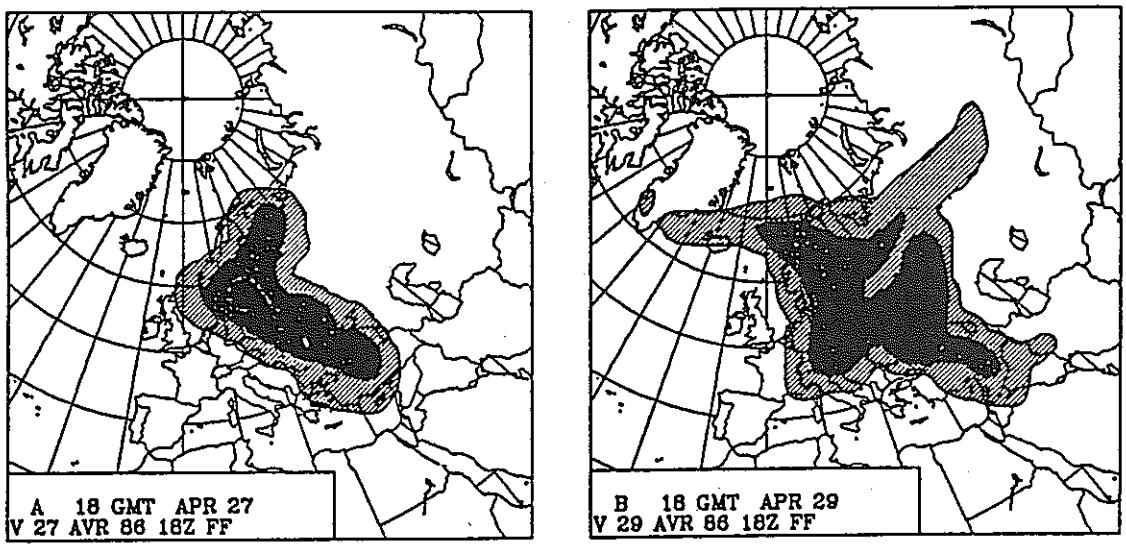


図2.16 The Chemobyl Cloud at the surface on:a)April 27, b)April 29 The activity on the figures is represented by the density of the black marker particles. The maps depicted in the figure were generated by a 3-Dimensional atmospheric tracer model.

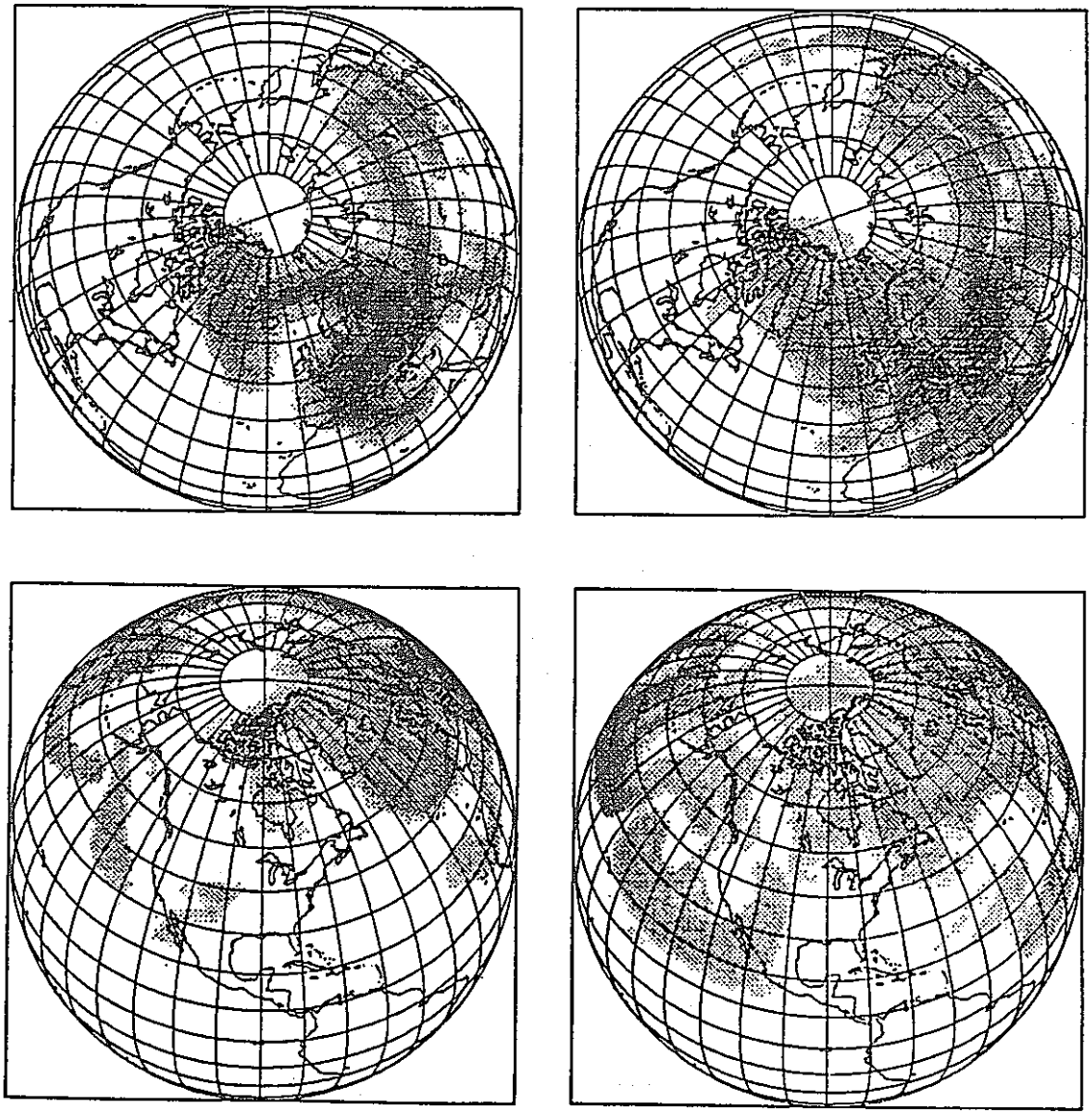


図2.17 The Chemobyl Cloud at the surface on:a)May 1, b)May 3, c)May 5, d)May 7.

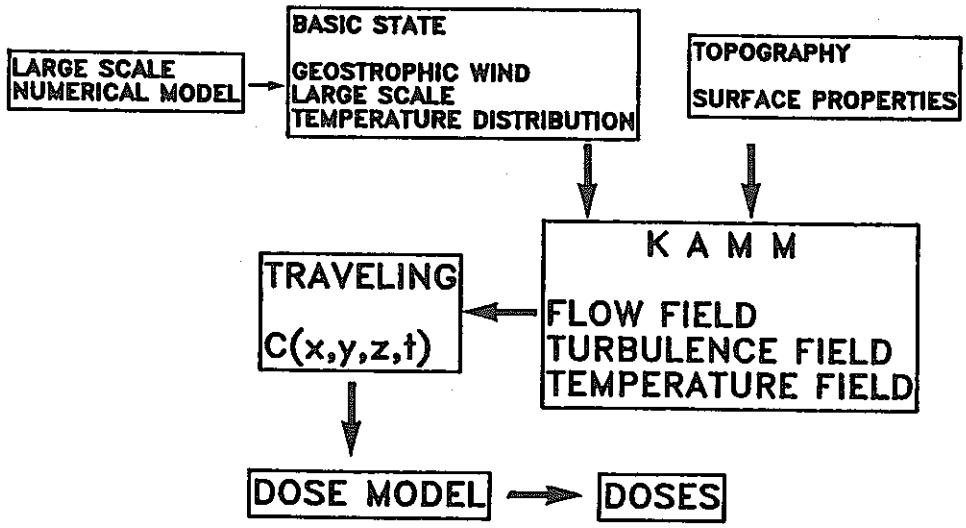


図2.18 Mustration of complete model chain

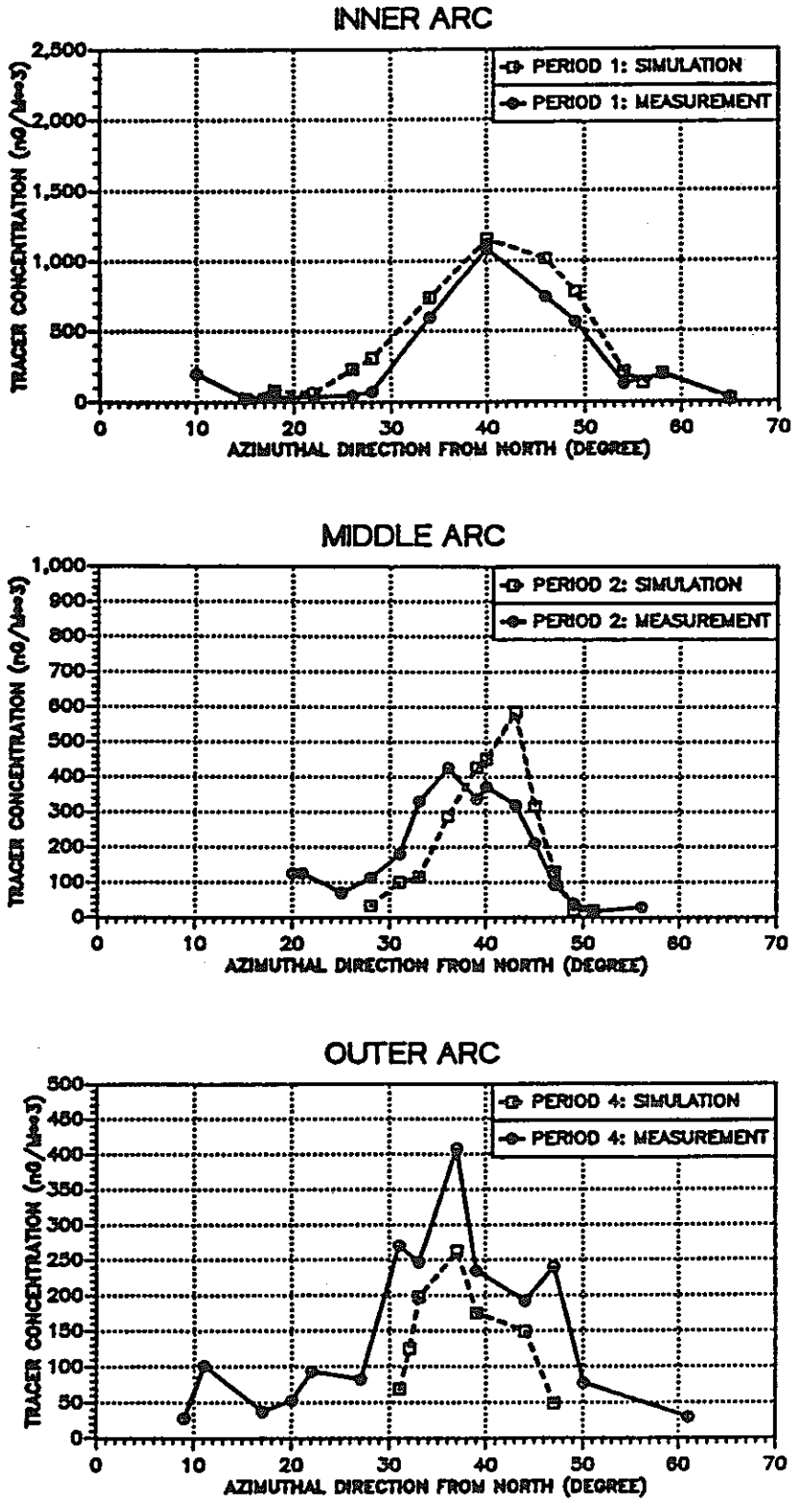


図2.19 Comparison between simulated and observed concentrations

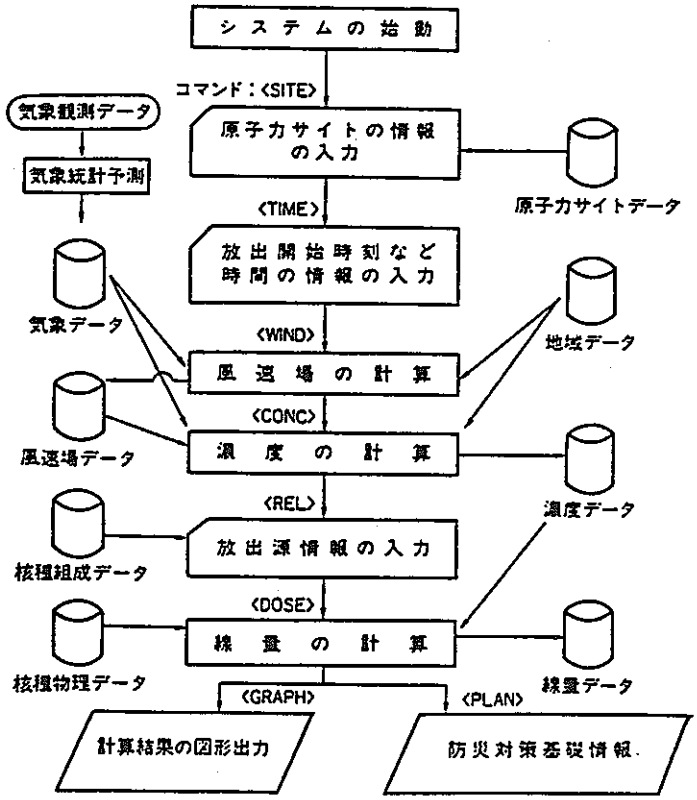


図2.20　ＳＰＥＥＤＩの計算概要

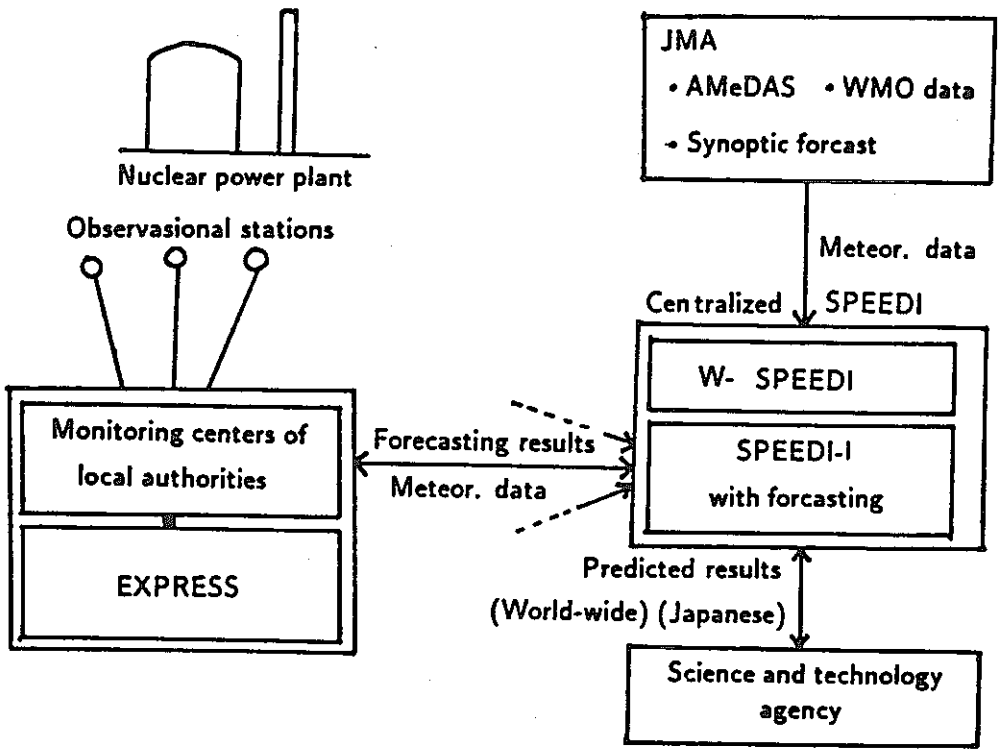


図2.21　Data communication network which is expected for SPEEDI－II.

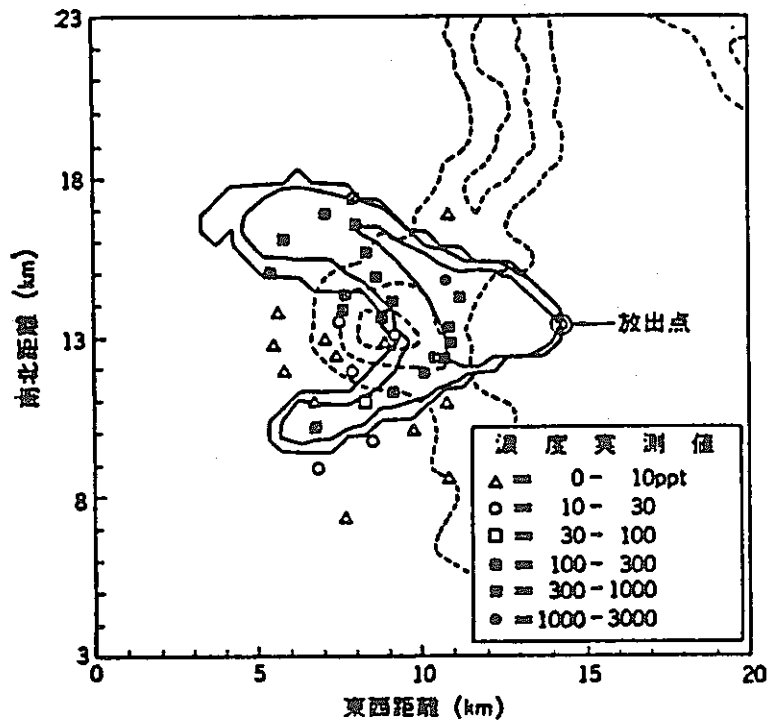


図2.22　局地気象予測計算コードを用いた筑波山周辺の拡散計算結果
（昭和60年に実施した野外拡散実験との比較結果。等値線で示したのが計算値で，外側から10ppt，100ppt，1000pptに対応する。図中の記号は濃度実測値である。また図中の破線は地形を示す。）

第３章　表層水中の放射性核種の輸送

3.1　序論

水中における放射性核種の輸送や拡散を計算する目的は，定常的または一時的な放射性核種の環境放出にともなう河川水や海水中の濃度分布や底質への沈降を予測するためである。これにより，人による核種の直接的または間接的な取り込み量を計算し，被ばく量を予測することが可能となる。この目的のために，種々の数学モデルが提案されているが，本章ではできるだけ単純なモデルを使うことに力点が置かれている。被ばくの推定では，積算的な効果が重要で，時間的空間的に詳細な分布を知ることの重要性は低く，また，“保守的”な推定が好ましいとされるためである。

表3.1に表層水中の放射性核種の移動と分布に影響する主な機構を示した。本章ではこのうち放出口近傍のニアフィールド域の混合，その先のファーフィールド域の混合，および底質の役割を中心に議論を進めている。これら３つが核種の評価シナリオにおいて最も重要となるからである。他のプロセスを評価に取り込むことは，容易である。

3.2　初期混合

放出口近傍における混合は，放出のモーメンタムと放出水の浮力によって引き起こされる乱流の作用による。この混合はかなり速く，放出口の大きさの10～100倍程度の距離で，10～100倍くらいの希釈度に達し得る。ここに，希釈度Ｓは，放出水中の濃度C_0と環境水中の濃度Ｃにより，

$$S = C_0 / C$$

で定義されている。

海域等への放出の場合は，排水の密度は海水よりも小さく，密度差および流速が混合特性に大きく影響する。これを表すパラメータとして内部フルード数F_0が使われる。

$$F_0 = \frac{U_0}{\sqrt{(\Delta\rho/\rho_0) g \ell_0}}$$

ここに，U_0は放出口での流速，$\Delta\rho$は密度差，ρ_0は周囲水の密度，gは重力加速度，l_0は放出口のサイズである。F_0の値が小さいほど浮力の効果が大きいことを意味している。

放出口近傍の混合拡散は，放出水の密度，放出口の位置，水域の特性（水深，流速）等に応じて，以下の場合に分けて扱われている。

3.2.1 表層放出

(1) 静止水域への放出

水域の水深が深い場合に対し，Stolzenbach &Harleman(1971)，Prych(1972)，Shirazi & Davis(1974)等のモデルが提出されている。

Stolzenbach and Harlemanの結果を図3.1に示す。ただし，放射性核種の計算の場合は，このような詳細な計算は必要ではなく，排水の流れが勢いを失って安定成層域に遷移する距離x_tにおける希釈度S_sを知れば，これを遠隔域の濃度計算の初期値とすることができるので，それで十分である。次式をこの目的に使うことができる。

$$S_s = 1.4 F_0$$

$$x_t = 15 l_0 F_0$$

(2) 速い流れへの放出

この場合は，流れの下流方向へのプルームの曲がりが問題となる。しかし，この場合の希釈度を正しく推定できる式は知られていない。曲がりの内側では希釈が起こらず，外側でのみ起こると仮定できれば，

$$S_s = 0.7 F_0$$

が使える。

(3) 密度差がない場合

この場合は古典的乱流ジェットの理論が適用可能で，希釈度は

$$S(x) = 0.32 x / D$$

で推定できる。ここにｘは放出点からの距離，Ｄはｘ＝０におけるジェットの半径である。

3.2.2　中底層への放出

水域の相対的な大きさによっては，放出の引き起こす周囲水の流れの影響が重要である（図3.2）。この判定は，

$$H/D > 0.22F_0$$

であたえられ，この式を満たすときは，十分に深いと見なすことができる。

(1)　静止水域への放出

垂直上向きに放出された場合のプルームの中心部の希釈度は，規格化された垂直高さｚ／Ｄを用いて，

$$S_c = 0.11(z/D)^{5/3} F_0^{-2/3}$$

で求めることが出来る。水平に放出された場合の希釈度は，図3.3に与えられている。

(2)　速い流れへの放出

風がある場合の大気拡散のモデルと類似の取り扱いが可能であるが，水域の場合の簡単な式は報告されていない。数値計算のモデルが利用可能である（Fan and Brooks 1969, Hirst 1971, Shirazi and Davis 1971）。

3.3　遠隔域の混合

放出水の流速が減速してくると，その希釈が周囲水の乱れに支配される領域になるが，ここを遠隔域（far field)と呼んでいる。ここでは混合が遅く問題となるタイムスケールが長いので，核種の壊変や底質への吸着などを考慮に入れる必要がある。また水域自体の流れや混合特性が重要となる。例えば内湾では潮汐による混合，潮汐残差に起因する恒流，季節風による吹送流等が物質の分布に大きく影響する。

遠隔域の混合では乱流拡散係数の推定が重要であるが，その値の推定は容易ではない。水平方向の乱流拡散係数に関しては古くから研究が行われており，現象のスケール，流速分布（剪

断効果）等に依存することが明らかにされている。

深さ方向の乱流拡散係数は，密度成層の安定性に強く依存する。したがって深さによって大きく変わる。また近年の研究で，塩分と熱の分子拡散係数の違いに起因する二重拡散現象がマクロな物質分布に影響することが指摘されている。

乱流拡散係数の値としてどういう値を使うべきかは，まだ十分には整理されていない。しかしデータの蓄積はあるので，対象の特性に応じて，経験的にもっともらしいとされている値を使っているのが現状である。

3.3.1　河川

流れ方向および横方向の速度分布による分散効果によって，希釈が行われる。これらの希釈効果は分散係数で表され，

横方向分散係数　：$K_y = 0.6 u_* H$　　（u_*：摩擦速度，H：水深）

流れ方向分散係数：$K_L = 0.011 U^2 W^2 / (H u_*)$　　（U：流速，W：幅）

等の半理論式が良く知られている。通常は後者が前者より２～３オーダー大きい。

3.3.2　内湾・湖沼

内湾では，河川水の流入による密度成層と潮汐による流動のために鉛直循環流が発生し，分散の様子は河川よりも複雑である。風があればその影響を受ける。したがって，分散を予測するにはトレーサーによる拡散調査を含む徹底したフィールド調査が必要である。これに基づき数値シミュレーションにより予測を行う。このモデルとしては，１次元または２次元のモデルが使われることが多いが（Leendertsee and Liu 1972），密度成層の効果を考慮に入れるにはこれでは不十分で，３次元のモデルによる必要がある（熊谷 1980）。

湖沼では，吹送流の効果が大きく，この効果をシミュレーションするために２次元または３次元のモデルが使われる。細かい分布を問題にしないときはボックスモデルによる取り扱いも可能である。

近年は，有限要素法により，複雑な形状の水域における潮汐残渣流や吹送流を求める試みも報告されている（保原ら「数値流体力学」1992）。

3.3.3 大きな湖・海洋

放射性物質を一時的に放出したときは，流れに乗って移動しながら次第に乱流拡散により希釈される。この乱流拡散係数としては大久保によるものがよく知られている（図3.4）：

$$\sigma r = 0.011\, t^{2.34}$$

ここに，σrはトレーサーの拡がり(cm)，tは放出後の時間(sec)である。

放出された放射能の分布を予測するには，流速分布と拡散による希釈の双方を知ることが必要である。このために，水理模型を用いて拡散実験を行うか，もしくは数値シミュレーションによらなければならないが，ともに簡単にできるというものではない。

この困難を避けるためにボックスモデルによる物質分布推定の試みが報告されている。流れを求めるための流体力学計算を行わないでも流れと物質分布を同時に推定できるという特徴がある。この方法では，海洋を大きなボックスに分け，ボックス間の交換係数およびボックスを貫流する流れを何らかの方法で求め，これを用いて放射能分布を計算する。交換係数等のパラメータの値の妥当性は，それを用いて塩分や温度分布を計算し，実測されている塩分分布や温度分布と比較してチェックされる。

我が国の再処理工場からの平常運転時の放射能放出による集団線量評価をボックスモデルで行った例が報告されている。日本近海および太平洋を水平に分割するとともに，鉛直方向には等密度面に沿って複数に分割している。図3.5にボックス分割の一例を示す。

3.4 底質の効果

底質への吸着は，放射性核種の水域からの消失の原因になると同時に，底質に吸着した汚染物質が逆にソースになることもあるので，それに注意を払う必要がある。

放射性物質の挙動に大きく影響した例として，以下の2つがよく知られている。

① Oak Ridge National Laboratory 近くのClinch riverの1960年代の環境調査によれば，放出された^{137}Csの90%は，放出口から10マイル以内の懸濁物質に吸着されていた。

② Windscale の再処理プラント周辺の Irish Seaでの調査により，プラントから放出されたPuの95%，Csの20%は，底質に吸着されたと推定されている。この底質の巻き上げ，再拡散により，懸濁物質に吸着されたPu，Csの外海への拡散が続くことになる。

3.4.1　吸脱着の機構

核種の底質への吸着量を表すのに，次式で定義される平衡分配係数K_dが使われる。

K_d＝（底質への吸着量）／（溶液中濃度）

K_d値の例を表3.2に示す。ここに示されているように，値の幅が非常に広く，条件によって値が大きく変わるので，実際に使う場合には，注意が必要である。

3.4.2　河川・エスチュアリー

底質の移動，底質の巻き上げ・沈降のモデル化，塩分濃度の吸脱着への影響のモデル化等が問題となる。Fletcher and Dotson Model(1971)，Mixing-Tank model(Onishi et al.,1981)，ＮＲＣ Estuaries Model with Sedimentation (USNRC, 1978)等が知られている。

図3.6にＮＲＣ estuarine modelを示す。このモデルでは底質を２つに分けて，表層の移動する底質を考慮に入れている点が特徴である。

図中の記号を使うと水中の核種濃度Ｃは，以下の方程式で記述される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U' \frac{\partial C}{\partial x} = E_L' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \lambda' C$$

$$U' = \frac{fU + (1-f)U_b K_d}{f + (1-f)K_d},$$

$$E_L' = \frac{fD_{dx} + (1-f)D_{xb} K_d}{f + (1-f)K_d},$$

$$f = \frac{d_1}{d_1 + d_2}, \quad (1-f) = \frac{d_2}{d_1 + d_2}$$

3.4.3　沿岸海域・海洋・湖

河川やエスチュアリーに比べて濃度が低くなるので，普通は底質の役割は小さい。２次元ないし３次元のコンピューターモデルが使われる。

湖では流れが遅いので底質の移動は問題にならない。ＮＲＣ Lake Model (USNRC, 1978) が知られている（図3.7）。このモデルでは底質の巻き上げは考慮されていない。

3.5 まとめ

河川，湖，内湾および海洋における放射性核種の分布の予測法について，初期混合域，遠隔域および底質に分けて解説した。

この中では，海洋スケールの分布が今後問題とされる機会が増えると思われるが，その取り扱いについては研究に着手されたばかりであり，今後の進展が期待される分野であろう。基本的な海洋学的データの蓄積と数値シミュレーションモデル，ボックスモデルの開発が必要である。

また沿岸域の放射能分布に影響を与える底質の役割については，その重要性はよく認識されているといえる。しかし分配係数のデータにばらつきが多く，予測の精度を落とす原因になっている。さらに多くの研究の蓄積が求められている。核種の吸脱着機構に踏み込んだ研究が必要と思われる。

参考文献（第３章）

1) 大久保明　1970. “海洋物理（I）”，東海大学出版会

2) 熊谷幹郎　1980. “環境における流体力学－内湾における恒流と密度成層”，化学工学，44，476.

3) 保原充，大宮司久明編　1992. “数値流体力学”，東京大学出版会

4) Fan, L. N. and Brooks, N. H. 1969. Numerical solution of turbulent buoyant jet problems, KH-R-18, W. M. Keck Lab. Hydraulics and Water Resources, CIT, Pasadena.

5) Flecher, J. F. and Dodson, W. L., eds. 1971 Hermes-A digital computer code for estimating regional radiological effects from the nuclear power industry, HEDL-TME -71-1968, USAEC.

6) Hirst, E. 1971. Buoyant jets discharged to quiescent stratified ambients, J. Geophys. Res. 76(30).

7) Leendertse, J. J. and Liu, S. K. 1975. A three dimensional model for estuaries and coastal seas:Vol. II, Aspects of computation, R-1764-OWRT, RAND Corp., Santa Monica, Calif.

8) Onishi, Y. 1981 “Sediment and contaminant transport model.”J. Hydr. Div., Am. Soc. Civ. Eng., 107(HY9), 1089-1107.

9) Prynch, E. A. 1972. “A warm water effluent analyzed as a buoyant surface jet,” Svoriges Meteorologista Och Hydrologista Institute, Serie Hydrologi 21, Stockholm, Sweden.

10) Shirazi, M. A. and Davis, L. R. 1974. Workbook of thermal plume prediction-Vol. 2 -Surface dischjarges, EPA-R2-72-0056, Environmental Protection Technology Series, USEPA, Corvallis, Oreg.

11) Stolzenbach, K. D., and Harleman, D. R. F. 1971. An analytical and experimental in vestigation of surface discharges of heated water, Technical Report 135, MIT, R. M. Parsons Lab. Water Resources and Hydrodynamics, Department Civil Engineering, Cambridge.

12) U. S. Nuclear Regulatory Commission 1978 Liquid pathway generic study. Impact of

accidental radioactivity releases to the hydrosphere from floating and land-based nuclear power plant, NUREG-0040.

表3.1　表層水中の放射性核種の移動と分布に影響する主な機構

輸送および変換機構	輸送
	水の運動
	放出が引き起こす対流と拡散
	環境中の対流と拡散
	低質の運動
	媒質間の移動
	吸着と脱着
	沈着と溶解
	揮散
	分解と壊変
	放射性核種の壊変
	変換
	娘核種の生成
ソースとシンク	直接の放出：定常的，事故時
	大気からの乾性または湿性沈着
	地表からの流出，土壌侵食
	地下水への／からの漏洩

表3.2　酸化条件下のグロス分配係数Kd(mℓ/g)

Elements	Freshwater		Saline water	
	Range	Median	Range	Median
Am	85–40,000	5×10^3	97–650,000	10^4
Ce	7,800–140,000	10^4	9,700–10^7	5×10^4
Cr[a]	0–10^3	Low	0–10^3	Low
Cs	50–8×10^4	10^3	17–10^4	3×10^2
Co	1,000–71,000	5×10^3	7,000–300,000	10^4
Cm	100–70,000	5×10^3		
Eu	200–800	5×10^2	5,000–130,000	10^4
Fe[a]	10^3–10^4	5×10^3	20,000–450,000	5×10^4
I	0–75	10	0–100	10
Mn[a]	10^2–10^4	10^3	10^2–10^4	10^3
Np[a]	0.2–127			
P[a]		High		High
Pu	10^2–10^7	10^5	10^2–10^5	5×10^4
Pm	10^3–10^4	5×10^3	10^3–10^5	10^4
Ra	10^2–10^3	5×10^2	10^1–10^3	10^2
Ru	Complicated chemistry (multiple species)	Variable	Complicated chemistry (multiple species)	Variable
Sr	8–4,000	1,000	6–400	50
Tc[a]	0–10^2	5	0	0
Th	10^3–10^6	10^4	10^4–10^5	5×10^4
^{3}H	0	0	0	0
U[a]	16			
Zn	10^2–10^3	5×10^2	10^3–10^4	5×10^3
Zr	10^3–10^4	10^3	10^3–10^5	10^4

[a]Highly dependent on oxidation-reduction conditions.

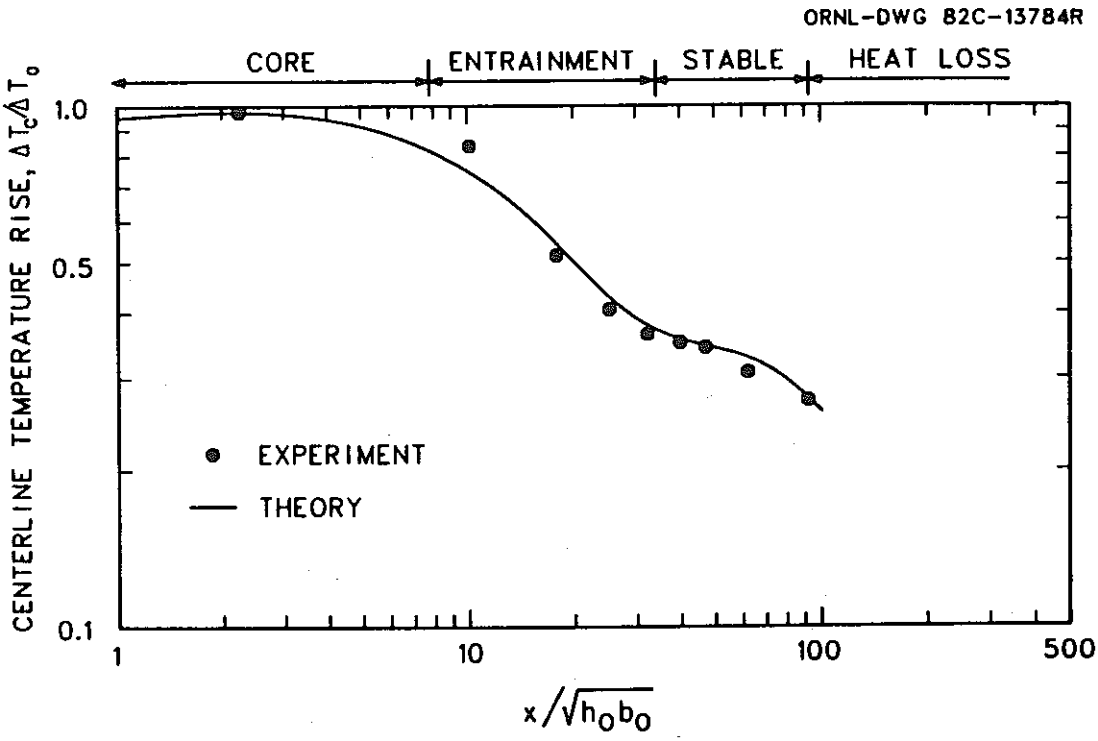
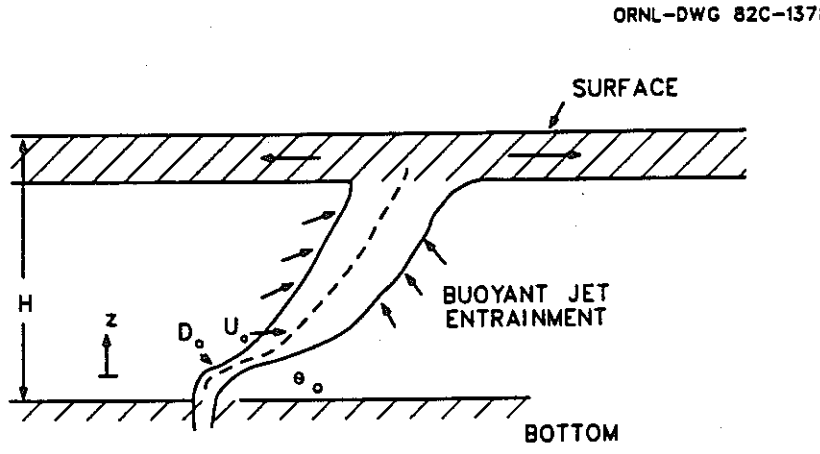
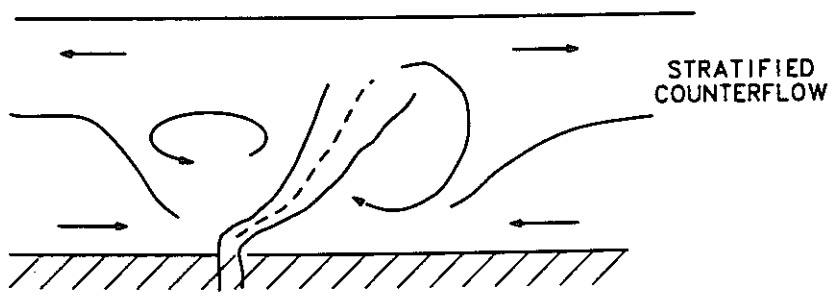


図3.1　表層プルームの中心線上における濃度の理論値と実験値の比較
(Stolzenbach and Har leman 1971)



a)　Deep discharge with distinct buoyant jet.



b)　Shallow discharge with unstable recirculation zone.

図3.2　底層から放出されたプルームと周囲水の相互作用

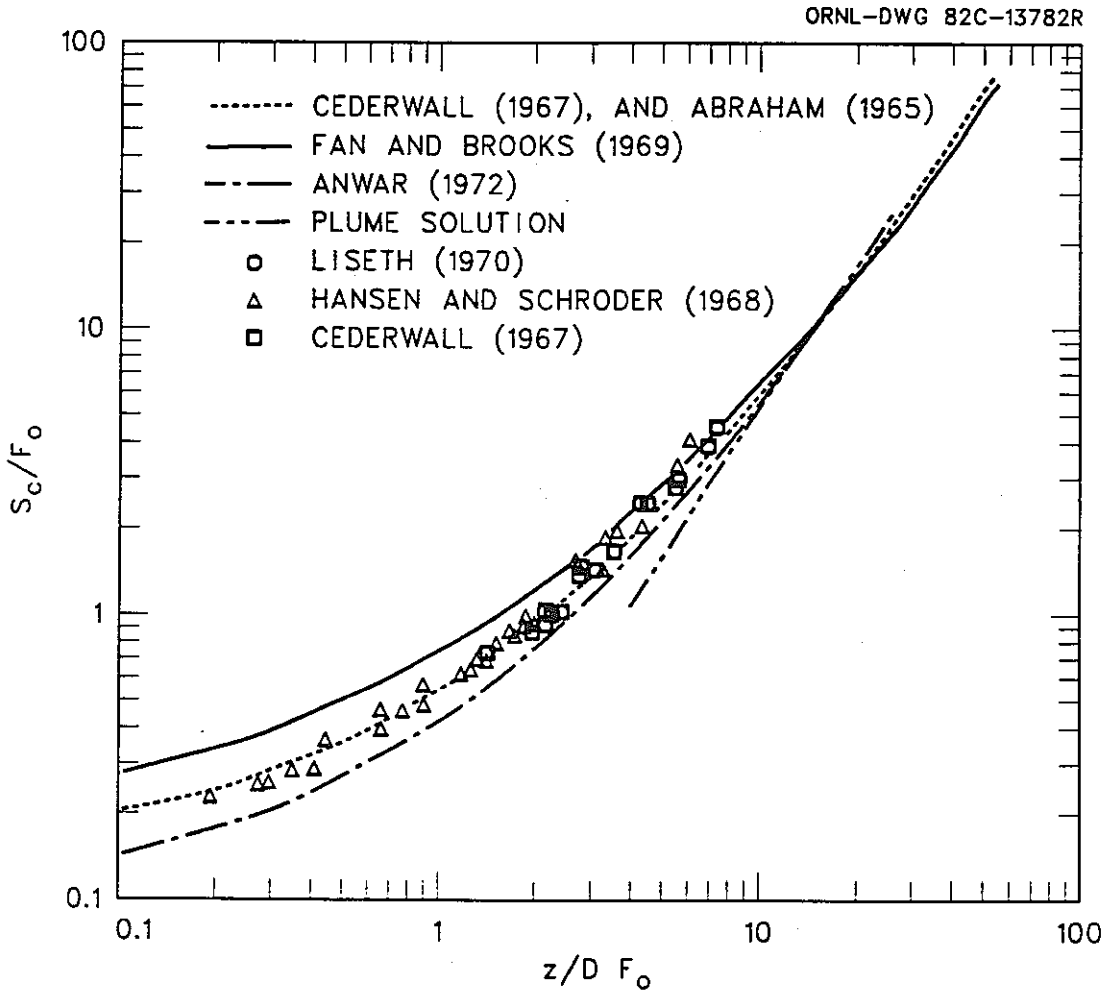


図3.3　静止水域の底層に放出された浮力ジェットの中心線状における濃度変化
(March, P. J. W. 1977. Dispersion of buoyant waste water discharged from outfall diffuses of finite length, KH-R-35, W. M. Keck Lab., CIT, Pasad ena)

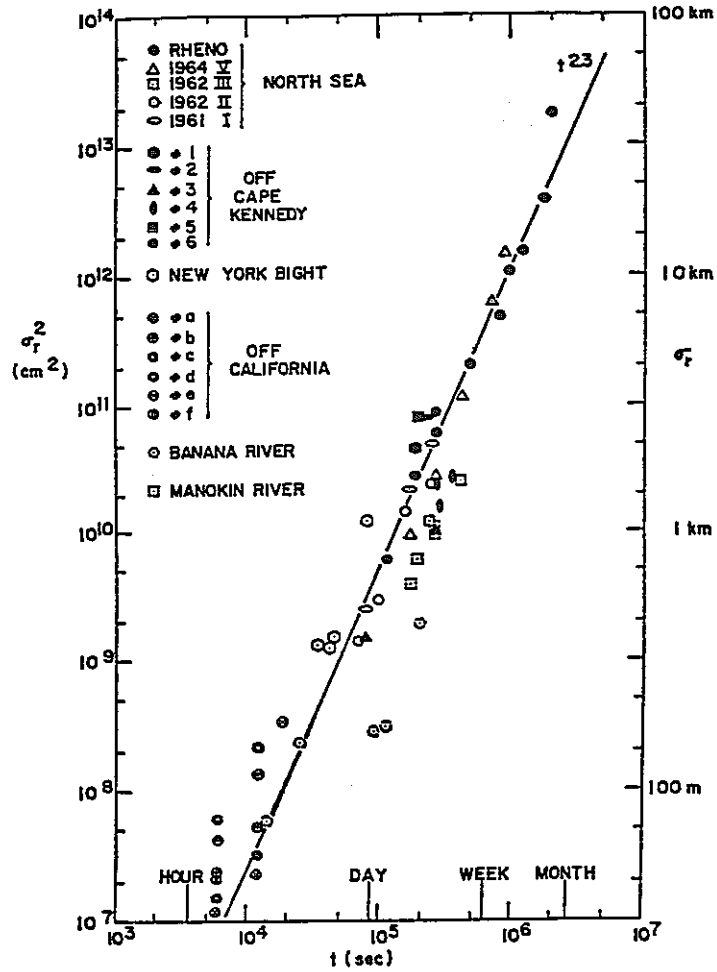


図3.4　海洋表面に放出された染料パッチの水平分散の経時変化（大久保　1970）

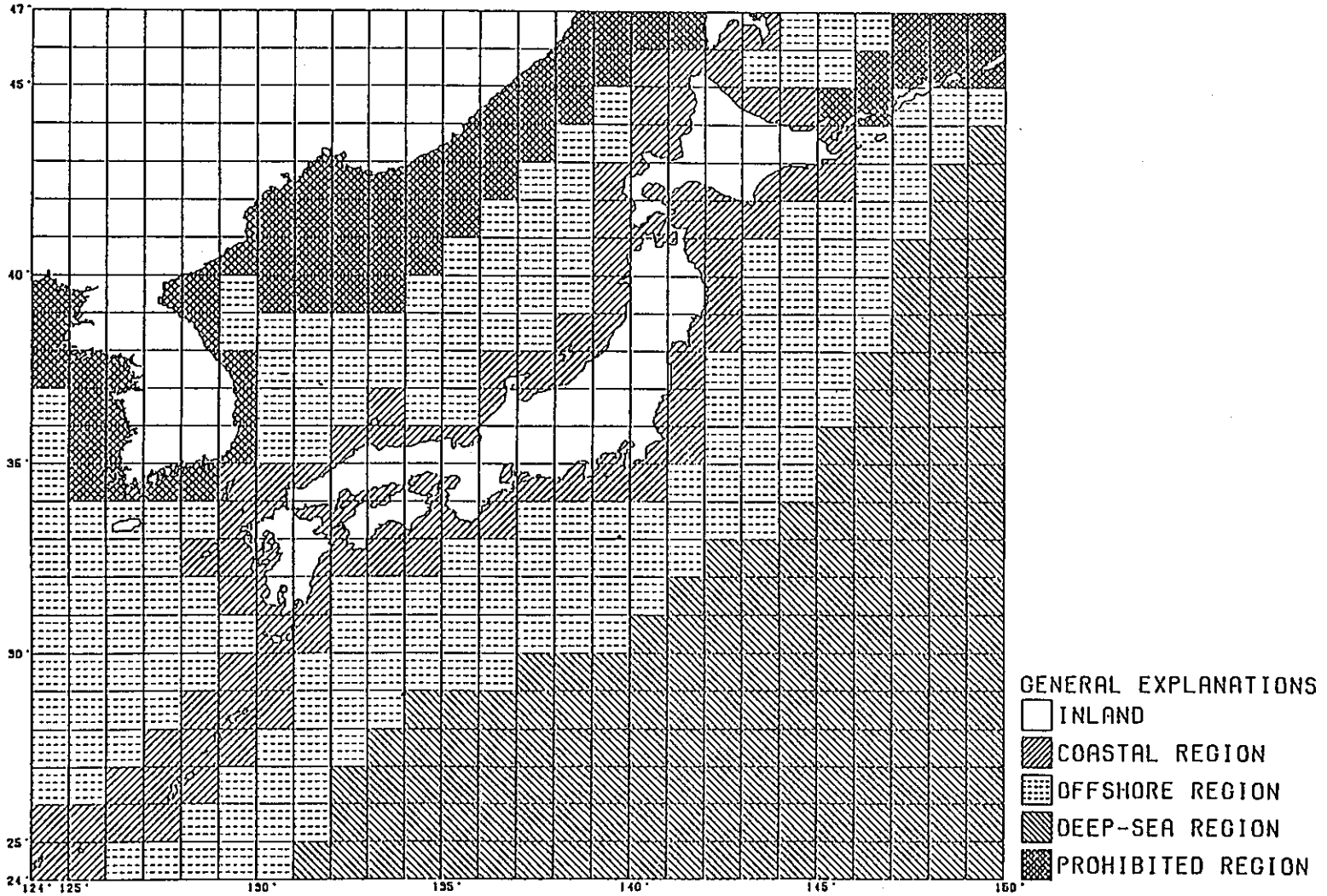


図3.5　ボックスモデルに使われた日本周辺海域の分割例

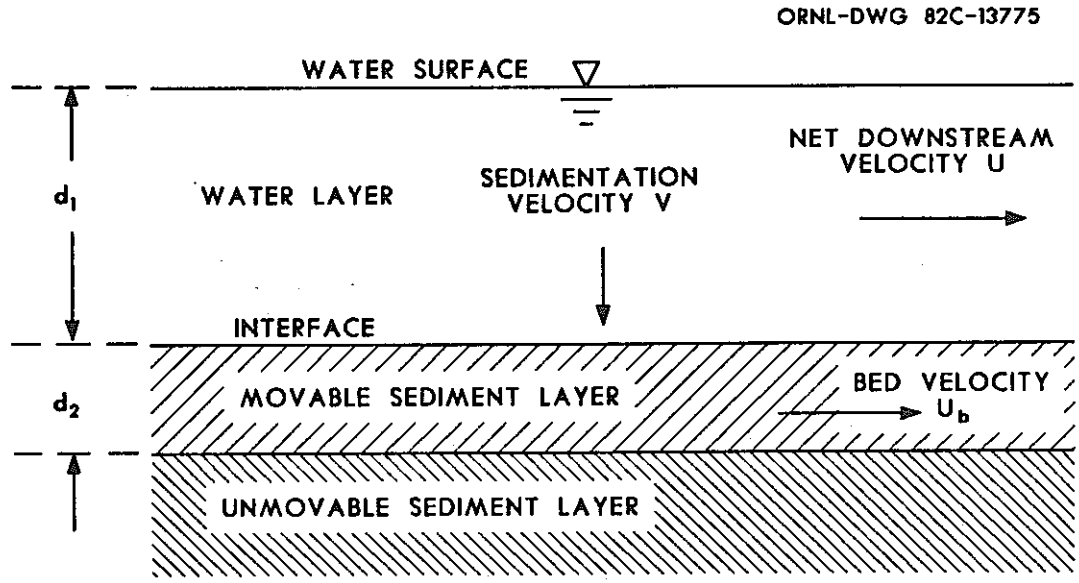


図3.6 NRC Estuarine Model

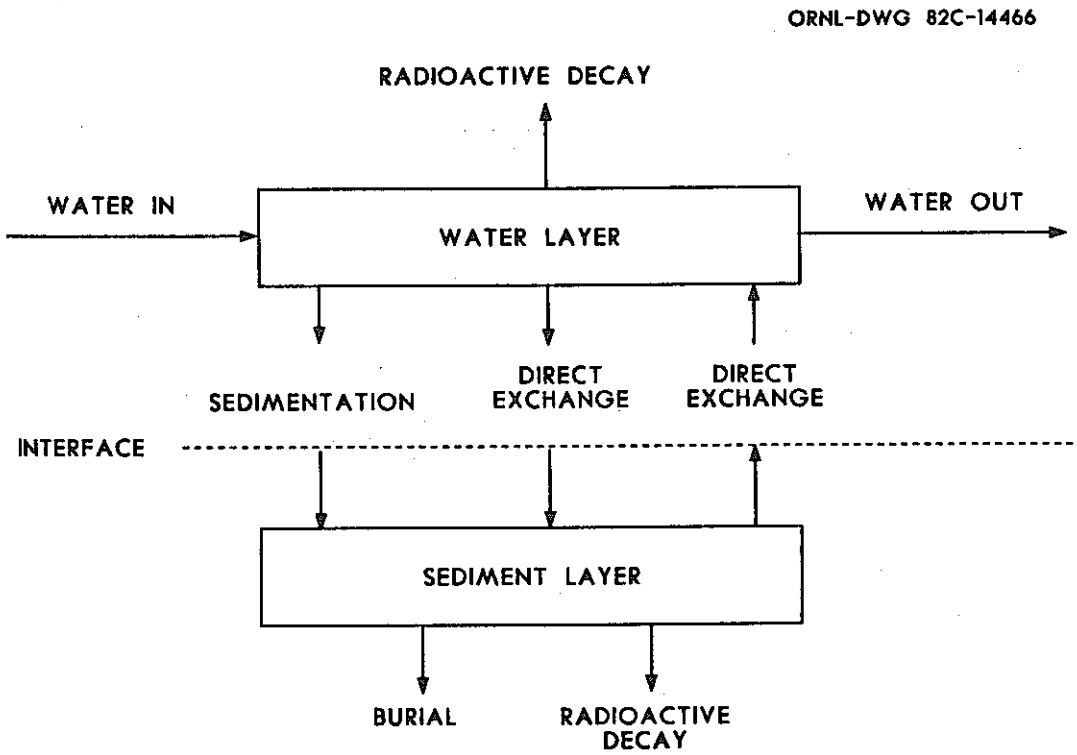


図3.7 NRC Lake Model

第４章　地下水中における放射性核種の移行

4.1　序

地下に埋設された放射性廃棄物が地下水と接触し，地下水中に溶け出した放射性核種は地下を移動していずれ生態圏へとたどり着く可能性がある。放射性廃棄物の地層処分による人間への放射線影響評価を行うためには，地下水の動きおよび地下水による物質移行を数学モデルによって予測することが重要である。

原子力の分野において，地下水による物質移行解析が必要とされるのは廃棄物処分の安全性評価だけではない。原子力発電所や再処理施設などその他の原子力施設の事故の際には，環境へ放出された放射性物質による地下水汚染の評価にもこのような解析が必要となる。また，原子力に限らず，農薬や除草剤，あるいは半導体工場からの排水などによる地下水汚染についても，地下水流動と有害物質の移行に対する解析が重要である。

物質移行モデルの役割は，いつ，どの地点に，どの程度の濃度の放射性核種が現れるかを予測することであり，モデルの開発が廃棄物処分の安全性評価を行うための中心的な課題である。したがって，1970年代から始まった地層処分の研究の中で，さまざまなモデルが開発され，多くの水文学的データが蓄積されてきた。それでもなお，フィールド実験の結果をモデルによって十分に再現できた例は数少ないのが現実である。

次節で説明するように，放射性廃棄物の地層処分の安全性評価に必要な地下水流動および物質移行のモデルは，処分場の近辺（ニアフィールド）か，処分場から離れたところ（ファーフィールド）か，地中の深いところか浅いところか，によってそのアプローチが異なる。本章ではおもにファーフィールドを対象とし，放射性物質の移行を記述する最も基礎的，一般的な微分方程式と，それに必要なパラメータについて議論する。また現在進行中の研究課題についても簡単に触れることにする。

4.2　放射性廃棄物地層処分のためのモデル

4.2.1　深地層処分

深地層処分の対象となるのは高レベル廃棄物，および日本の場合の超ウラン元素廃棄物である。さらにいくつかの国では中・低レベル廃棄物も深地層に処分される。

高レベル廃棄物処分においては，放射性核種の地中移行評価において考慮すべき現象が処

分場からの距離によって異なる。すなわち，ニアフィールド（廃棄物および処分場の性質が影響する範囲）における現象とファーフィールド（処分場より離れ，廃棄物や処分場の性質や処分場の建設の影響を受けず，天然事象が支配する範囲）における現象である。これら二つの領域が明確な境界によって区分できるわけではない。しかし，廃棄物からの熱と放射線の影響はニアフィールドに限られるので，分けて考えることが便利であり，したがってこれら二つの領域に対して異なったアプローチが採られる。

ニアフィールドの解析には熱，放射線，処分場の設計や建設，および廃棄体の特性に起因する影響などを含む複合効果を考慮せねばならない。中・低レベル廃棄物の場合には熱と放射線の影響を無視できるので，処分場の設計や建設がニアフィールドにおける地下水の動きを支配する因子になる。ファーフィールドでは撹乱されていない媒体（岩体あるいは土壌）中での物質移行の解析に専念することができるが，媒体そのものをいかに数学的に記述するかが解析結果に大きく影響するため，必ずしも容易ではない。

高レベル廃棄物処分のニアフィールドに対する性能評価モデルでは，廃棄物からの熱および放射線に起因する現象だけでなく，金属製のオーバーパックや緩衝材としての粘土物質と地下水との相互作用をも取りこまなければいけない。この化学的相互作用によって，ニアフィールドの地下水はもとの地下水とは異なる化学的性質をもち，その結果放射性核種の挙動にも影響を与えるからである。化学反応に関しては，昨今地球化学モデルを用いた予測が試みられている。

熱勾配は地下水の流れの推進力になるために，ニアフィールドにおいて熱の移動を考慮することは重要である。高温では水－水蒸気の二相流が発生する可能性もあり，物質移行解析はきわめて複雑になるであろう。

4.2.2　浅地層処分

日本の六ヶ所村をはじめ，低レベル放射性廃棄物は浅地層に処分されることが多い。浅地層処分に対する放射性核種移行解析にも基本的には深地層処分と同様な手法を適用できる。浅地層処分における地下水流動解析に特徴的なことは，処分場が地下水面より上方にあるために，不飽和流（空隙が地下水で飽和していない）を解析しなければいけないこと，および降水によって地下水流動が季節変動を受ける場合があることである。

浅地層処分に対する物質移行解析手法は，放射性廃棄物だけでなく埋設された産業廃棄物

にも適用できる。また，必ずしも埋設されてはいないが，ウラン鉱滓(mill tailings waste)や石炭灰などからの有害物質の移行にもまた同様な手法を使うことができる。ただし，ウラン鉱滓や石炭灰の場合には，一般に有害物質濃度が高いことと，そのために沈殿を生ずるなど化学的挙動が複雑であること，また吸着に線形性が成り立たないなどの面があることに注意すべきである。

4.3 地下水流動と放射性核種移行の方程式

放射性核種の地中移行解析は当初土壌など多孔質媒体に対して進展した。その理由は，いわゆる地下水学において多孔質媒体中における地下水流動解析に関する理論が十分に発達していたこと，および石油探査や1950年代に環境汚染をもたらした農薬の表層中移行に関する研究によって，地下水中の移行物質と土壌との相互作用についてのモデルが実証されていたためであろう。

一方，放射性廃棄物の地層処分の研究開発の中で際立って進展を見つつある分野の一つは，亀裂媒体の調査法やその中における地下水流動モデル開発への取りくみである。深地層処分場を花崗岩のような結晶質岩体内に建設しようとしている国では，亀裂媒体モデルが必要であり早くから研究が開始された。一般的に多孔質媒体に比べて亀裂の方が透水係数が大きく，安全評価上問題となる可能性があるからである。現在，廃棄物処分の分野では従来の多孔質媒体中の物質移行解析とともに，亀裂媒体に対する解析が潮流となっている。本節では4.3.1項で多孔質媒体中の放射性核種移行解析を，4.3.2項では亀裂媒体に対する解析を説明する。

多孔質媒体中における地下水流動に関する理論は十分に発達しているので，詳細は成書を見ていただくとして，ここでは最も基本的なことがらと解析例を挙げるにとどめる。一方，亀裂媒体中の地下水流解析はまだ緒に着いたばかりで，統一的な理論は形成されていない。そこで亀裂媒体モデルの概念と，きわめて簡単化した解析例を紹介することにする。

4.3.1 多孔質媒体中の放射性核種の移行

(1) 地下水流動

浅地層処分場の多くは地下水面より上に建設される。地下水面より上では空隙は地下水で満たされていない。そのような不飽和帯での地下水の動きは，厳密には気体成分と液体成分とに対する連成式を解くことによって得られる。もし，地下水が単一成分（液体）で

のみ移動し，また気体成分の滞留がなければ不飽和地下水流は次式で表される。

$$\left(\frac{\theta}{n'}\alpha'+\theta\beta'+\frac{d\theta}{dh}\right)\frac{\partial h}{\partial t} = \nabla\cdot\left(k(h)\cdot(\nabla h+\nabla z)\right), \qquad (4.1)$$

ここに，θは水分率(-)，n'は全空隙率(-)，α'は媒体の体積圧縮係数(1/cm)，β'は水の体積圧縮係数(1/cm)，hは圧力水頭(cm)，tは時間(s)，kは透水係数(水理伝導率ともいう）テンソル(cm/s)，およびzは高さ(cm)である。式（4.1）は透水係数と水分率とがともに圧力水頭の関数になっているため非線形である。この式が不飽和浸透流を記述する最も一般的な式であり，状況に応じて簡単化がなされる。

式（4.1）を一般に3次元で解くのは不可能であるが，地下水の流れは一方向のみが卓越していること多く，不飽和帯では鉛直下向き，飽和帯（地下水面より下）では水平と考えてよい。透水係数は方向性（非等方性）を表すテンソル量で，もしその主成分だけを考えればよく，さらに媒体が均質で対称的であると仮定できれば透水係数はスカラー量となる。このとき式（4.1）は

$$\nabla^2 H = \frac{S_s}{K}\frac{\partial H}{\partial t}, \qquad (4.2)$$

と簡単に書ける。ここに，Kは透水係数(cm/s)，H＝h＋zは全圧力水頭(cm)，$S_s=\rho g(\alpha+n'\beta)$は比貯留係数(1/cm)，$\rho$は水の密度（g/cm^3），gは重力加速度(cm/s^2)，αは媒体の圧縮係数（cm・s^2/g），βは水の圧縮係数（cm・s^2/g)である。この式は被圧帯水層にある限り飽和流に対しても有効である。飽和流の場合は，簡単に言えば$K=K_0$（飽和透水係数，一定値），$\theta=n'$とする。

帯水層中の地下水が自由水面をもっている場合，すなわち不圧水では，媒体と水の圧縮性はほとんど問題にならない。連続の式は式（4.2）とは異なり，次式で表される。

$$\nabla^2 H^2 = \frac{2S_y}{K}\frac{\partial H}{\partial t}, \qquad (4.3)$$

ここに，S_yは帯水層の比産出率と呼ばれる無次元量である。

日本のように降水量の多い地域では，地表面からの降水の流入量が季節によって変動する可能性がある。こういう場合には上式（4.2），（4.3）のような非定常方程式を解か

なければならない。一方，流れが定常と見なせる場合には式（4.2），（4.3）はそれぞれ，

$$\nabla^2 H = 0 \qquad (4.4)$$

$$\nabla^2 H^2 = 0. \qquad (4.5)$$

である。条件が簡単な場合に対してはCarslaw and Jaegar(1959)[1]がいろいろな例について詳細な解析解を与えている。

単位断面積あたりの地下水体積流量（フラックス）V_xは近似的にDarcyの法則，式（4.6）で与えられる。

$$V_x = -K\frac{dH}{dx} \sim -K\frac{\Delta H}{\Delta x}, \qquad (4.6)$$

$\Delta H/\Delta x$は流れ方向の動水勾配である。この近似はかなり粗いのだが，透水係数Kの空間変動を正確に測定することが実際上困難なために，実用上問題はない。この関係が使えるのは，勾配が一定の場合，すなわち媒体が均質等方であると仮定できる場合である。実際に非吸着性のトレーサーを使って移行速度を測定してみると，式（4.6）で算出されるフラックスよりも大きい値が得られるが，これは地下水が空隙内だけを移動するからである。実流速(pore velocity, seepage velocity) Uは近似的にフラックスを有効空隙率n_eで割った値となる。

$$U = V_x/n_e. \qquad (4.7)$$

もちろんDarcyの法則は不飽和帯における地下水流にも成り立つが，飽和帯と違って水分率と透水係数が圧力水頭の関数であるので，解析は複雑になる。

(2) 放射性核種の移行

深地層の多孔質媒体中における放射性核種の移行に対しては，次の式がよく用いられる。

$$n\frac{\partial C}{\partial t}=\nabla\left[nD\cdot\nabla C\right]-\nabla\left[nUC\right]-\lambda nC-r_f \qquad (4.8)$$

$$(1-n)\frac{\partial \rho_b S}{\partial t}=-\lambda(1-n)\rho_b S+r_f \qquad (4.9)$$

式（4.8）において，Cは放射性核種の地下水中濃度(g-radionuclide/cm^3-water)，Dは拡散－分散テンソル(cm^2/s)，Uは地下水の実流速(cm/s)，ρ_bは媒体の密度(g/cm^3)，λは放射性崩壊定数(1/s)，r_fは地下水中の放射性核種が固相と反応することによって地下水中から除去される速度(g-radionuclide/cm^3・s)，tは時間(s)である。左辺は，放射性核種濃度の時間変化，右辺第1項は拡散－分散項で，もし地下水流速が0であれば分散効果は消え拡散（分子拡散）だけが起こる。第2項は地下水流による移行を表し，Darcy 則にしたがうとした。第3項は放射性核種の崩壊による減衰を表す。安定同位体の移行に対してはλ＝0である。崩壊連鎖は考えていない。

式(4.9)は固相中(岩石，土壌)における放射性核種の濃度S(g-radionuclide/g-solid)の変化を表す。地下水中に溶存している放射性核種と固相との相互作用のうち，最も重要な現象は吸着である。希薄溶液では，吸着量Sは地下水中の放射性核種濃度Cに比例するとしてよい。そのときの比例定数を分配係数といいK$_d$で表す。単位は[L^3/M] でmL/gやm^3/kgが使われる。この関係S＝K$_d$を上式（4.8）に代入し，さらに一次元（x方向）のみを考えると，式（4.10）を得る。

$$R_d\frac{\partial C}{\partial t}=D\frac{\partial^2 C}{\partial X^2}-U\frac{\partial C}{\partial X}-R_d\lambda C,\quad X>0,\quad t>0 \qquad (4.10)$$

ここでR$_d$は遅延係数(-)で，

$$R_d=1+\frac{1-n}{n}P_bK_d \qquad (4.11)$$

nは空隙率（有効空隙率n$_e$を近似，無次元）である。遅延係数は物質が地下水に比べて

何分の1で移行するかを示す値であり，吸着力の大きい物質ほどR_dは大きい。R_dの定義を見ればわかるように，媒体に吸着しない物質のK_dは0であるから，このときR_dは1，すなわち物質は地下水と同じ速度で移行する。式（4.10）は多孔質媒体中の放射性核種移行を評価するために最もよく用いられる式である。

地下深くの地下水や物質の動きに関する研究には石油探査に関する研究からの寄与が大きい。このため米国が地中移行解析においても先行し，モデル開発が進んだ。日本では井上らが，1970年代から80年代にかけて不飽和多孔質媒体に対する広範な研究*を行った[2]。一方，崩壊系列を作るアクチニド元素の移行解析をはじめて試みたのはBurkholderら(1976)[3]である。ほぼ同時にカリフォルニア大学のPigford[4]らが地層処分の安全性評価手法の研究に取りくみ，さまざまな放射性核種移行解析を行ってその後の評価手法に大きな影響を与えた。Pigford の下で最初にこの解析を行った東が日本における研究[5]に着手した。

4.3.2 亀裂媒体中の放射性核種の移行

深地層処分場が建設される地下数百mは空隙率が数%と低く，地下水の速度も非常に遅いことが期待されている。しかし，花崗岩のような結晶質岩では大抵の場合亀裂が存在し，この亀裂が岩盤の不透水性を著しく損うことが考えられる。このような媒体中では亀裂が処分場から放出した放射性核種の主たる移行経路となろう。

亀裂は，岩体の形成以降に受けた応力によって生起され，破砕帯のように大規模なものからマイクロクラックのように微細なものまでその大きさ，方向はさまざまである。亀裂媒体中の地下水流動および物質移行解析の難しさは，亀裂そのものの数学的記述の難しさに起因する。

亀裂帯に対する最も簡単な仮定は，亀裂を一定の厚さをもち2次元的に無限に広がる平行平板とみなすことである。平行平板中の物質移行は，4.5.3項で紹介するように，適当な条件下では3次元の解析解が得られるほど容易である。しかし，深地層処分における放射性核種移行解析では，対象とするタイムスパンが数万年から数百万年と長く，このような場合には平板内への拡散を無視できない。その概念を模式的に示したのが図4.1である。処分場に

＊ただし，この解析の目的はアクチニド元素の群分離によって地層処分の安全性が高まるかどうかを議論するためであった。

交差する卓越した平行平板型の亀裂があり，処分場から放出された放射性核種がこの亀裂内をｚ方向に移流拡散によって移行する。この移行の間に，放射性核種は岩体内の鉱物の粒界を通ってｙ方向へも拡散する。これをマトリクス拡散という。この考えがNeretnieks[6]によって提出されその重要性が認識されて以来，fractured media あるいは fractured porous media 内における物質移行解析のための研究開発は飛躍的に加速された。

(1) 亀裂媒体の考え方

畑中・吉田[7]は物質移行の観点から，地質媒体を空隙の構造によって３種類に分類した。第１は粘土や泥岩層のように密で，空隙がミクロンオーダーのサイズをもち，かつその分布が一様な構造である（図4.2）。第２はある程度の空隙を有する多孔質媒体であり（図4.3），基質部分にあまり粘土物質や微粒子介在物を含まない礫質岩相に見られる。これら２種類の媒体に対しては，前節で議論した多孔質媒体に対する解析手法を適用できる。ただし，第１の媒体は非常に密なために地下水流動は無視できるほど小さく，物質移行は分子拡散が支配的になる。したがって，前節で示した物質移行方程式において地下水流速Ｕを０とし，拡散係数Ｄは分子拡散係数である。第２の媒体では空隙が大きいためにその中に動水勾配が存在し，地下水流動が生ずるため，移流項を無視することはできない。

ここで対象とするのは，岩体中に割れ目が存在し，ここに地下水の移流が生じて物質移行が支配される場合である（図4.4）。基質部分（マトリクス部分）は上記の第１と同等の媒体とみなすことができ，分子拡散が支配する。また，一般に割れ目の中には粘土鉱物を主体とする充填物が存在することが知られている。

さて実際の岩体を観察すると，その亀裂構造は非常に複雑で，単純に上の第３の場合であるとみなせないことが多い。そこで，モデルにおいては極端な簡単化がなされる。それを示したのが図4.5[8]である。

亀裂が十分多数存在し，しかもそれぞれの亀裂がほぼ同じ大きさ（長さ，開口幅）を持つときは，媒体全体を平均化し，等価な多孔質媒体とみなす。すなわち上記の第２の場合に帰着させる。一方，卓越した亀裂が認められる場合には，その１本の亀裂を平行平板状と仮定し，他の細い亀裂は平行平板亀裂周囲の多孔質媒体に含まれる*と考える[9]。この仮定がどれだけ妥当かを示すことが物質移行解析上の課題の一つである。

＊大きな亀裂が複数存在する場合，それらがすべての同一の大きさをもって平行に走っていると仮定して解析を行った結果，１本の亀裂の場合の方が保守的な値を与えることが証明されている。

(2) 物質移行

亀裂を平行平板とみなした場合の亀裂内の放射性核種移行を表す方程式は，座標を図4.5のように採ると次のように書ける。

$$R_f \frac{\partial C}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U\frac{\partial C}{\partial z} - R_f \lambda C \quad \frac{q}{b}, \quad z>0, \quad t>0 \qquad (4.12)$$

この式は多孔質媒体に対して導いた式(4.10)にマトリクス拡散項を加えたものである。q(Z，t)が亀裂内の地下水から岩体マトリクスに向けての拡散フラックス(g-radionuclide/cm²・s)，bが亀裂開口半値幅(cm)を表す。亀裂内を放射性核種が移行するとき，吸着媒体としては，亀裂内に充填している粘土など介在物と亀裂の露出面とがある。充填物への吸着が大きい場合は，式（4.12）内のR_f体積基準のK_dから求められる式（4.1）である。

このときの空隙率は介在物の空隙率であり，密度は介在物の密度である。一方，介在物が存在しなかったり，亀裂露出面への吸着が介在物への吸着に比べて大きい場合には，式（4.13）に示すように，比表面積基準の分配係数K_a（cm³-water/cm²-solid）から求められる遅延係数を用いる。しかし，実際にはそれぞれの分配係数値を得るのがむずかしく，また介在物の空隙率や密度も必ずしも正確に求められない。解析では分配係数値を介さずに，遅延係数値を直接与える場合が多い。

$$R_f = 1 + \frac{K_a}{b} \qquad (4.13)$$

マトリクス内への拡散フラックスqは，

$$q(z, t) = -\varepsilon D_p \left.\frac{\partial M}{\partial y}\right|_{y=b}, \quad z>0, \quad t>0 \qquad (4.14)$$

で与えられ，ここにeは岩体マトリクスの空隙率(-)，D_p岩石マトリクスの空隙水中拡散係数(cm²/s)，M(y，z，t)は岩石マトリクスの空隙水中放射性核種濃度(g-radionuclide/cm³)，yが岩石マトリクス中の移行方向の距離(cm)である。岩石マトリクス中の放射移

行は次の拡散方程式によって記述されるとする。

$$R_P \frac{\partial M}{\partial t} = D_P \frac{\partial^2 M}{\partial y^2} - R_P \lambda M, \quad y > b, \quad z > 0, \ t > 0, \qquad (4.15)$$

ここにR_p岩石マトリクス中の移行に対する遅延係数(-)である。

4.4 物質移行解析のためのパラメータ

4.4.1 分散・拡散

これまで分散と言ってきたものは実際には分子拡散と機械的分散との和である。後述するように，分散は流速に比例するから，流速をきわめて遅くすれば分子拡散だけを観察することができる。

(1) 分子拡散(molecular diffusion)

分子拡散は分子の不規則な動き（ブラウン運動）に起因し，温度勾配や濃度勾配以外に温度，濃度，粘性など流体の性質に依存する。移流のない系では拡散による輸送はFickの法則にしたがい，1次元で表すと，

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} D' \frac{\partial c}{\partial x}, \qquad (4.16)$$

のように書ける。ここにD'は多孔質媒体中の有効拡散係数であり，その値は10^{-5}から$10^{-8}cm^2/s$の間にある。多孔質媒体の中では物質の動きが阻害されるため，D'は自由水中の分子拡散係数D_vより小さく，次式で表される。

$$D' = \varepsilon \frac{\delta}{\tau^2} D_v \qquad (4.17)$$

ここで，εは空隙率，δは収れん度，τはtortuosityと呼ばれ，空隙による通路の曲がり具合を示す値である。

(2) 分散(Dispersion)

多孔質媒体中では流体は粒子の周りをめぐる複雑な経路をとって流れ，このためにその流体の中の成分は機械的に混合される。このために経路の長さや移流速度の平均からのずれが，成分の流れ方向およびそれに垂直な方向への広がりを起こす。これを表すのが分散である。

等方的な媒体中での分散係数D_{ij}は次式のように表すことができることが実験的に確かめられている。

$$\theta D_{ij} = \alpha_T V \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) V_i V_j / V , \qquad (4.18)$$

ここで，δ_{ij}はクロネッカーのデルタ関数で，i＝jのときδ_{ij}＝1，i≠jのときδ_{ij}＝0，θは体積水分率(-)，α_Tは横方向の分散長(cm/s)，α_Lは縦（流れ）方向の分散長(cm/s)，Vはフラックスの大きさ(cm/s)，V_i，V_jはフラックスの成分(cm/s)である。式（4.18）からわかるように流れ方向の分散は流速に比例する。

(3) マクロ分散

カラムを用いた実験室実験から分散長を求めると，ミリメートルからセンチメートルという大きさの値が得られる。これはほぼ媒体を構成する粒子の直径と同じオーダーである。ところがその実験値を実際の帯水層に対する移行モデルで使うと，分散がかなり過小評価される。すなわちフィールドで観察される分散は実験室実験から予想されるよりも大きい。これは，実際の帯水層では亀裂や層構造などが存在し，透水係数など水文学的特性が必ずしも均質ではないことに起因する。フィールドにおいては，こういった非均質性をはじめ，サンプリングの誤差やモデルにおける近似などが，実験室規模の実験における分散より顕著に現われてくることがある。

分散現象は，分子拡散と違って必ずしもFickの法則にしたがわず，また分散長のような簡単なパラメータでだけ表されるものでもない。実際，分散長は対象とするフィールド内で必ずしも一定ではなく，実験対象とする距離が大きいほど大きくなる[10]。もし，非均質性がランダムではなかったり，帯水層より大きな規模におよぶ場合，あるいは透水係数の小さな変化によって移行プロセスが大きく影響を受ける媒体や透水係数の変化が大きく急激で，際立った経路を作っている媒体に対しては，均質性を仮定することはできない。

こうした非均質性の最も顕著な例はチャネリング(channeling)である。チャネリングに対してはFickの法則は成り立たず，地下水流動モデルは非常にむずかしい。

(4) 分散の測定

あるサイトにおける分散係数は，人工あるいは天然のトレーサーの挙動を追跡することによって測定できる。トレーサー注入法による孔井揚水試験は比較的狭い範囲で短期間に行うことができる簡便な方法であるが，欠点もある。すなわち，①通常地下水の移流速度はかなり遅く，トレーサーの移行に長時間を要するため，短期間では対象とする試験区域のほんの一部しか観察できず，必ずしも領域全体を代表しないことがあり得ること，また，②地質がもともと非均質であることに加え，試験そのものが移流場を乱すことになるので，代表値を得るまでには非常に多くの観測をしなければいけないことである。

これまでにトレーサー試験から得られた分散長の値を表4.1に，地下水成分の移行をモデル化して得られた分散値の計算値を表4.2に示す。これらの数値はサイトに特有の値であり，別のサイトに適用するときには充分検討する必要がある。さらに，表4.2に示された値には，モデルが地下での実際の現象を必ずしもすべて表してはいないことから生ずる誤差が含まれていることに注意すべきである。

表4.1からわかるように，特に結晶質岩に対する移行距離の長い場合の分散長はほとんど得られていない。放射性廃棄物処分の研究において，大規模のフィールドにおける分散長が測定されはじめた。その例を図4.6に示す。

4.4.2 空隙率

空隙率は固体全体に占める隙間の体積割合である。堆積岩の空隙率は構成粒子の形状や配列，かかっている圧力，粒子の集合の度合，水による鉱物の溶解，あるいは節理をともなう割れ目の生成などに影響されて変化する。粒子の形が不規則になると空隙率は増加し，粒子の大きさがばらばらだと，小さな粒子が大きな粒子間の隙間を埋めるために空隙率は小さくなる。表4.3に代表的な値をまとめた。

有効空隙率は媒体中で地下水の移動に供される空隙の割合である。空隙中にあるすべての水が移動できるわけではない。一部は分子間力によって粒子表面に保持されたり，デッドエンドポア（行き止まりの空隙）内にトラップされて動けない。したがって，有効空隙率は空隙率より必ず小さいか等しい。表4.4にいくつかの値をまとめた。

4.4.3　透水係数

透水係数Kはある与えられた動水勾配下での水の速度を決定する因子で，速度と同じくcm/sの単位をもつ。Kは流体と媒体双方の性質に依存し，多孔質媒体に対しては次式のように表される。

$$K = k\,g\,\rho/\mu \qquad (4.19)$$

ここに，kは固有透水係数と呼ばれ，面積の単位をもち，通常darcy(1darcy $=9.87\times10^{-9}$ cm^2)単位で表現する。gは重力加速度，ρは流体の密度，μは流体の粘性である。つまり，固有透水係数kだけが媒体に関係する。表4.5に固有透水係数の代表的な値をあげる。

4.4.5　吸着

溶質が溶液と固相とに分配される現象は非常に複雑である。物理吸着，化学吸着，吸着した溶質が鉱物の一部となって固定される鉱物化，いったん吸着した溶質の岩石内部への拡散などの機構によって溶質は溶液中から除去される。これらの機構に，溶液内における酸化還元反応や錯体生成反応が関与し，さらに吸着媒である鉱物自体も相変化や風化によって変質する。

放射性廃棄物の地層処分の安全評価においては，沈殿を除いて，溶質が除去される機構によらず，溶質が分配するすべての現象を「吸着」という用語で表現している。吸着反応の速度が速く，可逆的で，かつ溶質濃度に依存しない場合，吸着の大きさは一般に分配係数K_dという平衡定数で定量化され，

$$K_d = \frac{\text{固相中の溶質濃度}}{\text{液相中の溶質濃度}} \qquad (4.20)$$

で与えられる。K_dを実験室で測定するにはバッチ法およびカラム法が使われる。バッチ法とは，少量の放射性核種を添加した地下水を岩石試料と接触させる方法である。溶液中に残った溶質量または固相に吸着した量，あるいはその双方を測定してK_dを算出する。カラム法とは岩石試料を充填したカラムに放射性核種を添加した地下水を流下させ，得られた遅延

係数からK_dを算出する方法である。また，natural analog（熱水鉱床，貫入マグマ，ウラン鉱床，トリウム鉱床，天然原子炉，地下核実験）からもK_dを得ることができる。

これまでにいろいろな岩石と放射性核種に対してK_dが測定され，それらはＯＥＣＤ／ＮＥＡおよび各国においてデータベース化されている[11]。表4.6と表4.7に安全評価に使われているK_dの例をあげる。表4.6はスウェーデンの花崗岩に対する数値[12]である。表4.7はスイスの数値[13]で，処分場の候補母岩である花崗岩と堆積岩のほか，人工バリア内の緩衝材として使われるベントナイトに対するK_dなども示す。

前述したように，吸着にはさまざまな地球化学的反応が関与し，それらは地下水の成分と岩石の性質によって異なる。したがって，K_dもまた当然これらの因子に依存する。すなわちK_dはサイトに特有な値であるので，他のサイトの放射性核種移行評価に用いるときは充分な注意が必要である。

K_dは吸着反応の平衡状態に対する値であるが，その測定値が，たとえば数千年という評価時間にわたって有効である，すなわち変化しないということは実際には保証できない。なぜならば，それだけの長期間のうちには系自体が変質するからである。真に平衡状態にあるK_dを予測するには，先に述べた地球化学反応のメカニズムを理解し，モデル化しなければならない。そのための地球化学反応コードの開発が急がれている。

4.5　地下水流動と物質移行の解法

4.5.1　序

最近の10数年間で地下水流動および物質移行に関する数多くの数学モデルが，特に廃棄物処分の分野において開発されてきた。何百というそれらのモデルをここで紹介するわけにはいかない。個々のモデルやコンピュータコードについては文献や専門家に照会されたい。

地下水流動・物質移行モデルは大きく数値解法モデルと解析解法モデルとに分けられる。数値解法は有限差分法や有限要素法などに代表されるように，微分方程式を直接解く方法である。数値解法の結果の信頼性は入力データの質と量に左右されることが多く，一般に大容量のコンピュータと多量のデータと，そして経験のあるモデラーとが必要である。一方，解析的なモデルは単純化あるいは簡単化した微分方程式しか扱えないという意味で，その解は常に近似的と言える。しかし，結果の見通しをつけやすいため，問題の所在を探ったり，より複雑な数値解法モデルの妥当性を調べるためのベンチマークとしてきわめて重要な役割を

もっている。以下4.5.2項ではいくつかの数値解法手法の概念を，4.5.3項では解析解の例を紹介する。

4.5.2　数値解法

(1)　有限差分法

偏導関数を差分で近似する方法である。対象とする解析領域を長方形の格子に分け，各格子点（結節点）に対して順に動水係数など未知の値を求めていく。すべての格子点に対して差分方程式を立てたあと，各格子点，各時刻について変数を求めるための代数方程式を解くことになる。

(2)　有限要素法

領域を要素と呼ぶ小領域に分け，解は，各要素における解の和で近似する方法である。まず最初に，重み関数を使うかあるいは変分法によって，与えられた偏微分方程式の積分表示を導き，次に試行関数と呼ばれる内挿関数を用いて変数（水頭や濃度）を近似する。上記の積分表示はすべての格子点座標の関数としてそれぞれの要素に対して表されなければいけない。それぞれの要素に対して積分値を計算し，すべての要素について加えたあと，境界条件によって1次の線形微分方程式へと帰着させる。

(3)　Method of Characteristics

拡散／分散に比べ対流が支配的な場合，有限差分解や有限要素解が数値発散したり，あるいは振動して解が得られないことがある。この方法はそのような場合に対して有効である。輸送方程式を解くのではなく，それを参照点としての流体粒子に対する常微分方程式に書き換えてから解く。有限差分の一つのグリッド中に移動点（参照粒子）を導入し，速度と経過時間に比例した距離だけそれらの点を移動させる。濃度は粒子の広がりすなわち対流の関数であるから，それらの移動粒子が対流による輸送を模擬しているわけである。いったん対流の効果を知ることができれば，輸送方程式の残りの部分は有限差分法で近似すればよい。

(4)　ランダムウォーク法

Method of Characteristics とよく似た方法である。各時間ステップの終りに粒子をランダムな方向にランダムな距離だけ分散させる。その結果あるセル内に存在している粒子の数をカウントし，初期条件と比較して濃度を算出する。拡散に関するFickの法則の解が

確率の正規分布であるということに基づいた解法であり，その精度は粒子の数に制約されるだけである。とは言え，多数の粒子を追跡することは容易ではなく，コストがかかる。これが，本方法およびMethod of characteristics の欠点である。

(5) フローネットワークモデル

地下水流動や物質移行を2次元あるいは3次元で解くにはコストがかかりすぎる。フローネットワークモデルはこれを解消できる方法である。フローネットワークモデルでは1次元流で表されるセグメントをネットワークのようにつなぎ合わせることで2，3次元の媒体を記述し，流体の流量や速度はセグメントの接点における質量保存則によって与える。物質の移行は実際の経路長と等しい単一の経路に沿って起こると仮定する。ネットワークモデルはより複雑な，2，3次元のモデルとともに用いると威力を発揮する。すなわち，ネットワークモデルをいったんより複雑なモデルの結果に一致させておけば，その後，その一致させたネットワークモデルは小さな規模で感度解析のためなどの繰り返し計算に使える。

(6) 対流モデル

物質移行のモデルにおいて分散がほとんど重要ではない場合がある。たとえば，汚染物質が帯水層から河川へ移行する場合には，地下水が広い範囲にわたって流れ込むため分散の効果が打ち消され，河川に入り込むフラックスは分散にあまり影響されない。同様な理由で，放出源が低レベル放射性廃棄物埋設地のような大面積の場合には，分散の効果は無視してもよい。すなわち流れだけをモデルの対象にできる。流れだけのモデルを用いてまず源からシンクへの速度ポテンシャル場と流線を発生させ，それから到達時間分布が求まる。この時間分布を使ってある場所における物質の濃度を計算する。

4.5.3 解析的なモデル

地下で起きている現象を忠実にモデル化しようとすると，ほとんどの場合解析的には解けず数値解法を用いることになる。しかし，インプットデータの精度があまり期待できないとき，あるいは全く存在しないときは，数値解法モデルは実際の現象に忠実で精緻ではあるがかえって実用的ではない。一方，解析的なモデルでは，実際の現象を極端に単純化しているけれども，インプットデータとして保守的な値を採用することによって，最大値あるいは最小値を与える，いわゆる bounding model として実用的である。そこで，規制や基準を定め

るための安全性評価などには，解析的なモデルが使われることが多い。以下では，実際に米国原子力規制委員会（ＮＲＣ:National Regulatory Commission)で使われている解析的モデル[14]をいくつか紹介する。

等方的な飽和帯水層中の単一放射性核種に対し，移流を１次元で分散を３次元で考える。

$$\frac{\partial c}{\partial t}+\frac{U}{R_d}\frac{\partial c}{\partial x}=\frac{D_x}{R_d}\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}+\frac{D_y}{R_d}\frac{\partial^2 c}{\partial y^2}+\frac{D_z}{R_d}\frac{\partial^2 c}{\partial z^2}-\lambda c\ , \qquad (4.21)$$

ここに，Ｃは地下水中の放射性核種濃度(Ci/cm^3)，D_x，D_y，D_zはそれぞれｘ，ｙ，ｚ方向の分散係数(cm^2/s)，λは崩壊定数(1/s)，Ｕはｘ方向の地下水の実流速(cm/s)，R_dは遅延係数(-)である。分散係数は式（4.18)を使って近似する。このケースでは$V_2=V_3=0$，$V_1=V$であり，飽和流なのでθは有効空隙率n_eにほぼ等しい。したがって，$U=V/n_e$であり，

$$D_x = \alpha_L U \qquad (4.21a)$$

$$D_y = \alpha_T U \qquad (4.21b)$$

$$D_z = \alpha_T U \qquad (4.21c)$$

と書ける。ここで，α_L，α_Tはそれぞれ流れ方向およびそれに垂直な方向に対する分散長である。

(1) 点源モデル

最初の例は，放出地点から下流側にある帯水層中のある地点（たとえば井戸）での濃度を計算するためのモデルである。式（4.21）をグリーン関数を使って解く。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X(x,t)Y(y,t)Z(z,t)\ , \qquad (4.22)$$

C_iは単位の放射能を瞬時に放出した場合の，任意の地点における濃度，X，Y，Zはそれぞれ X，Y，Z方向のグリーン関数である。式（4.22）は以下のようないろいろな境界条件に対して解かれている。

①厚さがbで水平（x，y）方向に無限に伸びた帯水層中にある点源(0，0，z_s)に対する解（図4.7）。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_1 Z_1, \tag{4.23}$$

ここで，X_1，Y_1，Z_1はそれぞれ次の式で与えられる。

$$X_1 = \frac{1}{\sqrt{4\pi D_x t/R_d}} \exp\left[-\frac{(x-Ut/R_d)^2}{4D_x t/R_d} - \lambda t \right], \tag{4.24}$$

$$Y_1 = \frac{1}{\sqrt{4\pi D_y t/R_d}} \exp\left(-\frac{y^2}{4D_y t/R_d} \right), \tag{4.25}$$

$$Z_1 = \frac{1}{b}\left\{ 1 + 2\sum_{m=1}^{\infty} \exp\left(-\frac{m^2\pi^2 D_z t}{b^2 R_d} \right) \cos m\pi \frac{z_s}{b} \cos m\pi \frac{z}{b} \right\}; \tag{4.26}$$

②上のケース①で鉛直方向に一様に分布している場合（すなわち長さbの鉛直線源）。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_1 Z_2, \tag{4.27}$$

$$Z_2 = 1/b \tag{4.28}$$

③点(0，0，z_s)を中心とする長さwの線源（図4.8）。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_2 Z_1, \tag{4.29}$$

$$Y_2 = \frac{1}{2w}\left\{ \mathrm{erf}\frac{(w/2+y)}{\sqrt{4D_y t/R_d}} + \mathrm{erf}\frac{(w/2-y)}{\sqrt{4D_y t/R_d}} \right\} \tag{4.30}$$

erf は誤差関数である。

④上のケース③で鉛直方向に一様に分布している場合(すなわち幅w，長さｂの面線源）。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_2 Z_2; \tag{4.31}$$

⑤無限平板，無限厚さの帯水層中の（0，0，z_s）にある点源。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_1 Z_3, \tag{4.32}$$

$$Z_3 = \frac{1}{\sqrt{4\pi D_z t/R_d}} \left\{ \exp\left[-\frac{(z-z_s)^2}{4D_z t/R_d} \right] + \exp\left[-\frac{(z+z_s)^2}{4D_z t/R_d} \right] \right\}; \tag{4.33}$$

⑥無限平板，無限厚さの帯水層中で点（0，0，z_s）を中心とする幅wの水平方向の線源。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_1 Y_2 Z_3; \tag{4.34}$$

⑦一定深さｂの帯水層中で点（0，0，0）を中心とする長さ1，幅wの水平面源（図4.9）。

$$c_i = \frac{1}{n_e R_d} X_2 Y_2 Z_2, \tag{4.35}$$

$$X_2 = \frac{1}{2\ell} \left\{ \operatorname{erf} \frac{\left[x+\frac{\ell}{2} \right] - \frac{ut}{R_d}}{\sqrt{4D_x t/R_d}} - \operatorname{erf} \frac{\left[x-\frac{\ell}{2} \right] - \frac{ut}{R_d}}{\sqrt{4D_x t/R_d}} \right\} \exp(-\lambda t). \tag{4.36}$$

例として次のようなケースを考えてみる。半減期30年の放射性物質1Ciが，地表の1辺50mの正方形部分（面源）から帯水層へ速やかに浸潤したとする。井戸トレーサー試験をして，地下水流速U＝1.5m/d，流れ方向とそれに垂直な方向への分散長α_L，α_Tがそれぞれ20mから10mであることがわかった。帯水層の厚さｂは50mで，有効空隙率n_eを0.2とし，遅延係数R_dは20と測定されたとする。このとき，面源中心から下流側にある次の位置での放射能濃度を計算せよ。ただし，井戸は帯水層の全深さから水をくみ上げるとする。

(a)　x＝200m，　y＝0m

(b)　x＝400m，　y＝50m

源が面であること，および井戸が帯水層の全深さから水をくみ上げるため濃度が垂直方向に平均されると考えられることから，上記のケース⑦が適用できる。すなわち，式（4.35）にグリーン関数X_2，Y_2，Z_2を代入する。分散係数は式(4.21ａ)と(4.21ｂ)を使えば，

$D_x = \alpha_L U = 20 \times 1.5 = 30 m^2$

$D_y = \alpha_T U = 10 \times 1.5 = 15 m^2$

と求まる。図4.10に井戸(a)，(b)における濃度の時間変化を示す。

(2)　フラックスモデル

図4.11に示すように，帯水層の中に表面水系が存在し，その表面水系への物質の流入量を計算したいときにはフラックスモデルを用いる。帯水層中に入った物質の全量が表面水系に流入すると仮定する。ただし，放射性物質の崩壊によるロスは考える。前項で紹介した点源モデルに対する解析がここでも有効である。

物質はある空間的な広がりをもちつつ移行するが，フラックスモデルではその広がりについては何ら情報を与えない。源からｘだけ離れた表面水系への流入速度を与えるだけである。いま１次元の移流場を考えると，ｘ軸に垂直な面積dA＝dy dzを通過する物質のフラックスF(Ci/s) は

$$\frac{dF}{dA} = \left(Uc - D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) n_e , \qquad (4.37)$$

であり，全フラックスはこれを面積について積分して

$$F = n_e \int_0^b \int_{-\infty}^{\infty} \left(Uc - D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) dy\, dz . \qquad (4.38)$$

となる。

①ｘ＝０における垂直面源

ｘ＝０，　ｔ＝０において１Ciの放射性物質が瞬時に放出されたとき，濃度は式（4.23）で表され，距離ｘにおけるフラックスは次式で与えられる。

$$F_i = \frac{\left(x+\frac{Ut}{R_d}\right)}{4\sqrt{D_x\pi t^3/R_d}} \exp\left[\frac{\left(x-\frac{Ut}{R_d}\right)^2}{4D_x t/R_d} - \lambda t\right] \qquad (4.39)$$

②水平面源

Z度は式（4.35）で表され，対応するフラックスは次式で与えられる。

$$F = \frac{1}{2\ell\sqrt{\pi D_x t/R_d}}\left[\frac{u}{R_d}\sqrt{\pi D_x t/R_d}\left[\mathrm{erf}(z_1)-\mathrm{erf}(z_2)\right] - \frac{D_x}{R_d}\left[\exp(-z_1^2)-\exp(-z_2^2)\right]\right]\cdot\exp(-\lambda t), \qquad (4.40)$$

ここで

$$z_1 = \frac{x-\frac{u}{R_d}t+\frac{\ell}{2}}{\sqrt{4D_x t/R_d}}, \text{ and } z_2 = \frac{x-\frac{u}{R_d}t-\frac{\ell}{2}}{\sqrt{4D_x t/R_d}}.$$

である。(1)で示した例と同じ条件下で，面源から2,000mの距離にある河川へ流れ込むフラックスは，式（4.40）を使って計算すると図4.12のようになる。

(3) 瞬時放出モデルからの一般化

これまで源からの瞬時放出を扱ってきたが，たたみこみ積分（4.41）を用いることよって任意の放出モードへと拡張できる。

$$\theta = \int_0^t f(\tau)\theta_i(t-\tau)d\tau, \qquad (4.41)$$

ここで，θは任意放出に対する時刻ｔの解，θ_i（ｔ－τ）はｔ＝τでの瞬時放出に対する時刻ｔ＝τの解，ｆ（ｔ）は時刻ｔにおける放出率(Ci/s)である。放出率を表す関数が簡単な場合は式（4.41）が解析的に表示できる。たとえばWilsonは井戸型関数に対して求めた[15]。しかし，多くの場合は数値的に求めるしかない。

連続放出源を表すもう一つの方法は，その連続放出を瞬時放出の連続として表示することである。その結果得られた解析解を線形に足し合わせる。複雑な形状をした面源もまた，点源に対する解を合わせるという方法で解くことができる。

(4) 崩壊連鎖を含む場合[16]

多孔質媒体中での放射性物質移行解析の最後の例として，アクチニド元素のように崩壊系列を成す放射性核種に対する計算例をあげる。崩壊連鎖Ａ（ｉ＝１）→Ｂ（ｉ＝２）→Ｃ（ｉ＝３）→・・・のｉ番目の核種に対する微分方程式は

$$R_i \frac{\partial C_i}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C_i}{\partial Z^2} - V \frac{\partial C_i}{\partial Z^2} - \lambda_i R_i C_i + \lambda_{i-1} R_{i-1} C_{i-1} \qquad (4.42)$$

である。C_i(g-radionuclide/cm³)，λ_i(1/s)，R_i(-) はそれぞれ放射性核種 i の地下水中濃度，崩壊定数，および遅延係数を表す。この方程式に対する初期条件を

$$C_i(z,0) = 0, \qquad (4.43)$$

境界条件を，$z = 0$ において，

$$C_i(0,t) = \frac{\kappa_i M_0^0}{Q} \sum_{j=1}^{i} B'_{i,j} \exp(-\Lambda_j t), \qquad (4.44)$$

無限遠において，

$$C_i(\infty, t) = 0 \qquad (4.45)$$

とする。式（4.44）に示す境界条件はpreferential-release mode[17]と呼ばれ，各放射性核種は廃棄体内に残存している量に比例して廃棄体から放出される。その比例定数Λ_i(1/s)が各核種によって異なり，

$$\Lambda_i = \lambda_i + k_i \qquad (4.46)$$

で表される。k_iは廃棄体の性能を示す放出率係数(1/s)と呼ばれる値で，この値が小さいほど廃棄体の保持能力が高い，すなわち性能がよいことを表す。Qは地下水流量率（cm³/s），B'_{ij}は崩壊を考慮した係数で

$$B'_{ij} = \sum_{m=1}^{j} \frac{(M_m^0/M_j^0)\prod_{l=m}^{i}(\lambda_l/\lambda_i)}{\prod_{\substack{l=m \\ l\neq j}}^{i}(\Lambda_l - \Lambda_j)}, \quad B'_{1,1} = 1, \qquad (4.47)$$

で表される，ここでM_m^0は廃棄体からの放出開始時（$t = 0$）における核種mの存在量である。条件（4.43）～（4.45）のもとに微分方程式（4.42）を解いて得られた解は，条件

によっては数値積分に頼らなければならない半解析解である。その解は親核種から順番に任意の娘核種について求めることができるが，中山が求めたのは4核種までである。解は非常に長いのでここでは省略する。

結果の1例を図4.13に示す。これは，廃棄物処分場から1,000m離れた位置における放射性核種濃度の時間分布を示している。縦軸の数値は経口摂取毒性指標(Ingestion Hazard Index)と呼ばれ，放射能に起因する人間への相対的な毒性を表す一つの指標である。ここでは各放射性核種の危険性を表す基準として年間摂取限度（ＡＬＩ）を用いた。ＩＨＩの高い放射性核種ほど毒性は高い。廃棄物量を1,000GWe・yrの発電量に相当する高レベル廃棄物からの発生量とし，遅延係数はスウェーデンの花崗岩に対する値を用いた[18]。この計算では，^{241}Ａｍ－^{237}Ｎｐ－^{233}Ｕ－^{229}Ｔｈ(ネプツニウム系列)，^{238}Ｐｕ－^{234}Ｕ－^{230}Ｔｈ－^{226}Ｒａ（ウラン系列），^{243}Ａｍ－^{239}Ｎｐ－ ^{239}Ｐｕ（アクチニウム系列）の崩壊連鎖を考えた。^{90}Ｓｒ（半減期28.8年）や^{137}Ｃｓ（半減期30.2年)はすでに崩壊して図には現われていない。^{237}Ｎｐの毒性が，放出開始後10万年から1,000万年にかけて他の核種に比べきわめて大きく，安全評価上重要な核種の一つであることが予想される。

(5) 亀裂媒体の場合

亀裂媒体中の放射性核種の移行では，何らかの簡単化を行わない限り，多孔質媒体に対して得られたような崩壊連鎖を含む解析解は現在のところ得られていない。そこで，ここでは式（4.12),(4.14）を用いた解析例を紹介する[19]。

初期条件，境界条件はつぎのように考える。ｔ＝0では亀裂内にも岩体マトリクス内にも当該放射性核種は存在しないとし，

$$C(z,\ 0) = 0,\quad z > 0, \tag{4.48}$$

$$C_m(y,\ z,\ 0) = 0,\quad y > b,\quad z > 0, \tag{4.49}$$

亀裂入り口における濃度の時間変化を$\Psi(t)$で表すと，亀裂内濃度に対する初期条件は

$$C(0,\ t) = \Psi(t),\ t > 0 \tag{4.50}$$

である。関数Ψ(t) は当然廃棄体からの放射性核種の放出モードに依存する。岩体マトリクス内の濃度に対する初期条件は，亀裂表面（y＝b）における濃度が亀裂内の濃度と等しいと考え，

$$C_m(b,\ z,\ 0) = C(z,\ t),\ z>0,\ t>0 \qquad (4.51)$$

とする。源から十分離れた位置では濃度は無限小であるから次のように書ける。

$$C(\infty,\ t) = 0,\ t>0 \qquad (4.52)$$

$$C_m(\infty,\ z,\ t) = 0,\ z>0,\ t>0 \qquad (4.53)$$

関数Ψ(t)としては式（4.54）で表されるようなdecaying-band releaseを想定した。C_0は廃棄物の溶解地点（z＝0）における初期濃度，h（t)はステップ関数である。この放出モードはt＝Tにおいて廃棄体が溶解しつくすことを考慮した。

$$\Psi(t) = C_0 e^{-\lambda t}[h(t)-h(t-T)] \qquad (4.54)$$

図4.14，図4.15にそれぞれ亀裂内および岩体マトリクス内での^{237}Np濃度の距離分布を示す。放出開始後1万年後と5万年後に対する計算結果である。^{237} Npの半減期は200万年と長いので放射性崩壊による減衰は現われていない。放出は3万年（＝T）にわたって続くとしている。すなわち3万年以後はNpは放出してこない。それにもかかわらず，5万年に対する分布が廃棄体に近い部分に向かってテールを引いているのは，いわゆるback diffusionと呼ばれる効果のためである。3万年以降亀裂にはNpを含まない地下水が流入する。ところが，マトリクス拡散によってすでに岩体内にNpが“貯蔵”されており，岩体内のNp濃度の方が亀裂内の濃度よりも高くなるために，岩体内のNpが拡散によって亀裂内にもどるという現象である。したがって，マトリクス拡散がある場合には，廃棄体から直接放出された放射性核種が移行し去っても，しばらくの間は亀裂内の濃度は低くならない可能性がある。

Chambré[20]らは岩体マトリクス内での崩壊を無視すれば，任意の長さの崩壊連鎖に対して解析解が得られることを示した。また，Sudicky and Frind[21]は放出モードとして瞬時放出を使い，２核種からなる連鎖に対して解析解を得た。

4.6　モデルの確証

4.6.1　モデルの確証－ＯＥＣＤ／ＮＥＡプロジェクト

地下水流動および物質移行モデルは，解析的なモデルか数値解法モデルかに関係なく，実際の現象を再現できなければいけない。解析結果が観察データを再現しないときは，入力データや境界条件を変えて再度解析を行い，観察結果と比較を行う。あるいはモデルそのものを改良することもある。これを繰り返して解析結果を観察データに近付けてゆく。この作業をvalidation（確証）という。もちろん，変更された入力データ値や境界条件は水文学的に妥当なものでなくてはならない。

スウェーデン原子力監察局（ＳＫＩ）が中心となり，ＯＥＣＤ／ＮＥＡ（経済協力開発機構／原子力局)が後援をするＩＮＴＲＡＶＡＬプロジェクト[22]は，放射性物質の地中移行モデルに関する国際的なvalidation作業である。1990年現在12のＯＥＣＤ加盟国から22機関が参加している。第１フェーズ（1987～1990）では，各国で行われているいろいろな規模の実験・試験から17をテストケースとして選び，主に事象の同定に主眼がおかれた。選ばれたテストケースは次のようにさまざまな規模，さまざまな種類の岩質にわたっている。

1a. 粘土中の放射性核種移行（実験室実験，Harwell，イギリス）
1b. 花崗岩コアサンプル内のウランの移行（実験室実験，PSI，スイス）
2. 天然の単一亀裂を有する花崗岩内の放射性核種移行（実験室実験，KTH，スウェーデン）
3. 深部玄武岩に対する揚水トレーサー試験（フィールド試験，Hanford，米国）
4. 結晶質岩体内の地下水流動・トレーサー実験（フィールド試験，Stripa，スウェーデン）
5. 破砕帯内のトレーサー実験（フィールド試験，Finnsjon，スウェーデン）
6. 人工の単一亀裂内移行試験（フィールド試験，Grimsel，スイス）
7a. ウラン鉱におけるレドックスフロントと放射性核種移行（ナチュラルアナログ，Poços de Caldas，ブラジル）

7b. コロイドの移行（ナチュラルアナログ，Poços de Caldas，ブラジル）

8. ウラン鉱におけるウランおよびその他の元素の浸出と移行（ナチュラルアナログ，Koongarra，オーストラリア）

9. 結晶質岩ブロック内での放射性核種移行（実験室実験，AECL，カナダ）

10. 表層砂漠土壌中における湿分移動と不飽和多孔質媒体内での地下水流動・物質移行実験（フィールド試験，New Mexico，アメリカ）

11. 不飽和亀裂媒体内での地下水流動・物質移行実験（実験室実験・フィールド試験，Arizona，アメリカ）

12. 凝灰岩内ニアフィールドの撹乱部分における地下水移行（フィールド試験，Nevada，アメリカ）

13. 多孔質媒体内での塩水の移行（実験室実験，RIVM，オランダ）

14a. 高塩水の揚水試験（フィールド試験，Gorleben Salt Dome，ドイツ）

14b. 岩塩ドームを横切るチャンネル内の地下水移行（フィールド試験，Gorleben Salt Dome，ドイツ）

モデラーは実験結果を再現するよう各自のモデルや入力条件を改良して，事象をより正確に表現できるモデルを開発する。一方，この作業から今後探究すべき現象や重要な実験課題を示唆した。たとえば，亀裂内の分散現象とマトリクス拡散とを明確に区別するためには，いろいろな規模の実験を行い，さらに水の流量率やトレーサー濃度を広い範囲で変化させてみる必要がある。また，統計学的解析が事象を解明するための有力な手法であることも示された。忘れてはならないのは，いかなるサイトでも成り立つようなモデルはないということである。ＩＮＴＲＡＶＡＬプロジェクトもそれを目指しているわけではない。確証は地質・地球化学・水文学的条件が明確にされた特定のサイトに対して行われる。

移行に係わる物理的・化学的事象について知見が得られたこと，モデルの開発が進んだこと，今後の実験手法に大きな示唆を与えたこと，などの点においてこのプロジェクトは大きな成功を収めた。とともに，実験者とモデラーが強くリンクして研究を進めることの重要性を示したこともこのプロジェクトの成果である。

スウェーデンのStripaプロジェクトでは，廃棄物処分場を模擬した地下空洞を使って亀裂帯内の地下水流動・物質移行に関する研究，特に統計的手法による非均質媒体中での地下水流動のモデル化が活発に進行中である。一方，多孔質媒体中の物質移行に関しては，カナダ

のTwin Lakeにおいて1982年，1983年にフィールド試験が行われ，現在そのモデル化が系統的に進められている。

4.6.2　モデルの誤用

モデルを使った解析でよく起こる間違いは主に３つある：過剰な解析(overkill)，条件の間違い，結果の盲信である。

過剰な解析とは，利用できるデータの質や，要求されるレベルにそぐわない精緻なモデルを用いることである。できる限り精緻なモデルを使いたいという誘惑には，たしかに抗しがたい。どのようなときに，１次元や２次元ではなく，３次元モデルを使うべきかという疑問にはよく出くわすが，地下水流動解析において鉛直方向を考えるのは帯水層が厚い場合か，深さによって透水係数が大きく変化する場合に限られる。浅地層処分サイトの地下水流動はこれに当たる。当然ながら，３次元の解析では１次元，２次元に比べて必要なデータ数は増えるのだが，データがそろうようなことはめったになく，現実には１次元の解析で精一杯である。

精緻なモデルを使っているのをみると時期尚早であることが多い。最も簡単なモデルから使い始め，達成されたレベルに応じて段階的に複雑なモデルへと向かうべきである。特に，物質移行解析においては，事前に解析対象のサイトの水文学的特性をよく調査し，地下水流動モデルの適用性を充分に検討してから，物質移行解析に進まなければならない。

解釈の間違いとは，そのサイトの水文学的な履歴を読み間違えることで，たとえば境界条件が不適当になる。解析をしてみれば，結果が現実の水文学的特性を再現しないのですぐに間違いとわかる。この場合は，入力データや境界条件を変えて再度解析を行い，観察結果と比較を行う。あるいはモデルそのものを改良することもある。これを繰り返して解析結果を観察データに近付けてゆく。これを国際的に行っている作業が前記のＩＮＴＲＡＶＡＬである。

モデルを使った解析で最も救いがたいのは計算結果を盲信することである。水文学的な常識と明らかに異なる解析結果が出ることがあるが，これはデータの入力ミスか，プログラムのコーディングミスか，あるいは使ったモデル自体が問題にふさわしくないか，といった基本的なミスのためである。そうでなければ，上記の解釈の間違いである。いずれにせよ，解析結果がサイトの調査データを再現できるまで徹底的に原因を追及しなければならない。

解析に必要なデータが完全にはそろわないとき，理論曲線を実験結果にフィットして残りのデータを求めることがある。この作業は，厳密には，未知の数値を推定するための作業であるが，フィッティングの結果得られた数値を使って以降の解析を行うことがある。このデータフィッティングで起きやすい間違いは，複数の変数をフィットするときに起こるミスフィットである。フィットする未知数の数が多いと自由度がありすぎて，何らかの数値の組み合わせで偶然うまくフィットできたように見えることがある。これが本当に事象を反映しているかどうかは，フィットの結果得られた数値の妥当性をよく検討して判断すべきである。基本的にはモデリングはデータフィッティングではない。

廃棄物処分における放射性核種移行解析のように，非常に長いタイムスパンにわたって評価を行うときには，その結果の実証は不可能である。したがって，得られた予測結果が水文学的，物理的，あるいは化学的に充分説明できることが肝要であって，解釈不可能な結果が得られた場合は注意が必要である。

参考文献（第４章）

1) Carslaw, H. and Jaeger, J. :Conduction of Heat in Solids, Oxford Univ. Press, London(1959).

2) Inoue, Y, and Kaufman, W. J. :Health Physics, 9, 705(1963);森澤ほか, 日本原子力学会誌, 17, 376(1975);同誌, 18, 600(1976);同誌, 20, 133(1978)

3) Burkholder, H. C., Cloninger, M. O., Baker, D. A. and Jansen, G. :Nucl. Technol., 31, 202(1976).

4) Harada, M., Chambré. P. L., Foglia, M., Higashi, K., Iwamoto, F., Leung, D., Pigford, T. H. and Ting, D:LBL-10500, Lawrence Berkeley Laboratory(1980);Pigford, T. H., Chambré, P. L., Albert, M., Foglia, M., Harada, M., Iwamoto, F., Kanki, D., Leung, S., Masuda, S., Muraoka, S. and Ting, D. :LBL-11616, Lawrence Berkeley Laboratory (1980);Lung, H. -C., Chambré, P. L., Pigford, T. H. and Lee, W. W. -L. :LBL-23987 Lawrence Berkeley Laboratory (1987)

5) Higashi, K. and Pigford, T. H. :J. Nucl. Sci. Technol., 17, 700(1980);Nakayama, S. :Fundamental Study on Radionuclide Migration in Geologic Media, PhD Dissertation, Kyoto University(1987)

6) Neretnieks, I. :J. Geophy. Res., 85, B8, 4379(1980)

7) 畑中, 吉田：性能評価研究情報交換会報告書, PNC TN 1410 91-079, p311, 動力炉核燃料開発事業団(1991)

8) 安：同上, p595.

9) Ahn, J. :Mass Transfer and Transport of Radionuclides in Fractured Porous Rock, PhD Dissertation, University of California, Berkeley(1988)

10) Gelhar, L. W. :Application of Stochastic Models to Solute Transport in Fractured Rocks, SKB-TR 87-05, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co. (1987)

11) McKinley, I. G. and Hadermann, J. :Radionuclide Sorption Database for Swiss Safety Assessment, Nagra NTB84-40(1985);Vandergraaf, T. T. :A Compilation of Sorption Coefficients for Radionuclides on Granites and Granitic Rocks, AECL TR-120(1982);PAGIS : Performance Assessment of Geological Isolation Systems for Radioactive Waste:Summary, EUR 11775EN, CEC(1988)など。

12) KBS:Final Storage of Spent Nuclear Fuel KBS-3, SKBF/KBS(1983)

13) McKinley, I. G. and Grogan, H. A. :Radiochim. Acta, 52/53, 415(1989)

14) Codell, R. B. and Schreiber, D. L. :NRC Models for Evaluating the Transport of Radionuclides in Groundwater, in Management of Low-Level Radioactive Waste, ed. M. W. Carter, A. A. Moghissi and B. Khan, Pergamon, New York

15) Wilson, J. L. and Miller, P. J. :J. Hydraulics Division, ASCE, 104(HY4), 503(1978)

16) Nakayama, S. :Fundamental Study on Radionuclide Migration in Geologic Media, PhD dissertation, Kyoto University(1987)

17) Higashi, K and, Pigford T. H. :J. Nucl. Sci. Technol. 17, 700(1980)

18) Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High Level Reprocessing Waste, KBS-1, Karnbranslesakerhet, Stockholm(1978)

19) Ahn, J. :Mass Transfer and Transport of Radionuclides in Fractured Porous Media, PhD dissertation, University of California, Berkeley(1988)

20) Chambré, P. L., Pigford, T. H., Fujita, A., Kanki, T., Kobayashi, A., Lung, H., Ting, D., Sato, Y. and Zavoshy, S. J. :LBL-14842, Lawrence Berkeley Laboratory(1982)

21) Sudicky, S. J. and Frind, E. O. :Water Resources Res., 20, 2021(1984)

22) SKI and OECD/NEA, The International INTRAVAL Project-Background and Results, Swedish Nuclear Inspectorate (SKI) and Organization for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency (1990)

表4. 1　地下水成分移行の破過曲線測定から直接得られた分散長α_Lおよびα_Tの値

Setting	α_L (m)	α_T (m)	Δx^a (m)	$\bar{U}^b$ (m/d)	Method
Chalk River, Ontario alluvial aquifer	0.034				Single-well tracer test
Chalk River, strata of high velocity	0.034–0.1				Single-well
Alluvial aquifer	0.5				Two-well
Alluvial, strata of high velocity	0.1				Two-well
Lyons, France alluvial aquifer	0.1–0.5				Single-well
Lyons (full aquifer)	5				Single-well
Lyons (full aquifer)	12.0	3.1–14		7.2	Single-well test with resistivity
Lyons (full aquifer)	8	0.015–1		9.6	Single-well test with resistivity
Lyons (full aquifer)	5	0.145–14.5		13	Single-well test with resistivity
Lyons (full aquifer)	7	0.009–1		9	Single-well test with resistivity
Alsace, France alluvial sediments	12	4			Environmental tracer
Carlsbad, N. Mex. fractured dolomite	38.1		38.1	0.15	Two-well tracer
Savannah River, S.C. fractured schistgneiss	134.1		538	0.4	Two-well
Barstow, Calif. alluvial sediments	15.2		6.4		Two-well
Dorset, England					
chalk (fractured)	3.1		8		Two-well
(intact)	1.0		8		Two-well
Berkeley, Calif. sand/gravel	2–3		8	311–1382	Multiwell trace test
Mississippi limestone	11.6				Single-well
NTS, carbonate aquifer	15				Two-well tracer
Pensacola, Fla. limestone	10		312	0.6	Two-well

[a] Δx = distance between wells in two-well test.

[b] $\bar{U}$ = groundwater seepage velocity.

Source: Evenson, D. E., and Dettinger, M. D. 1980. *Dispersive Processes in Models of Regional Radionuclide Migration,* University of California, Lawrence Livermore Laboratory, Livermore.

表4. 2　地下水成分の移行にモデルを適用して得られた分散長α_Lおよびα_Tの値

Setting	α_L (m)	α_T (m)	Δx^a (m)	$\bar{U}^b$ (m/d)	Method[c]
Rocky Mtn. Arsenal alluvial sediments	30.5	30.5	305		Areal (moc)
Arkansas River Valley coalluvial sediments	30.5	9.1	660×1320		Areal (moc)
California alluvial sediments	30.5	9.1	305		Areal
Long Island glacial deposits	21.3	4.3	Variable (50–300)	0.4	Areal (fe)
Brunswick, Ga. limestone	61	20	Variable		Areal (moc)
Snake River, Idaho fractured basalt	91	136.5	640		Areal
Idaho, fractured basalt	91	91	640		Areal (fe)
Hanford site, Wash. fractured basalt	30.5	18			Areal (rw)
Barstow, Calif. alluvial deposits	61	18	305		Areal (fe)
Roswell Basin, N. Mex. limestone	21.3				Areal
Idaho Falls, lava flows and sediments	91	137	Variable		Areal
Barstow, Calif. alluvial sediments	61	0.18	3×152		Profile (fe)
Alsace, France alluvial sediments	15	1			Profile
Florida (SE) limestone	6.7	0.7	Variable		Profile
Sutter Basin, Calif. alluvial sediments	80-200	8-20	(2-20 km)		3-D (fe)

[a] Δx = grid size in program.
[b] $\bar{U}$ = groundwater seepage velocity.
[c] (fe) indicates use of a finite-element model; (moc) indicates method of characteristics; and (rw) indicates a random-walk model.

Source: Evenson, D. E., and Dettinger, M. D. 1980. *Dispersive Processes in Models of Regional Radionuclide Migration,* University of California, Lawrence Livermore Laboratory, Livermore.

表4. 3　帯水層の空隙率の代表的な値

Aquifer material	Number of analyses	Range	Arithmetic mean
Igneous Rocks			
Weathered granite	8	0.34–0.57	0.45
Weathered gabbro	4	0.42–0.45	0.43
Basalt	94	0.03–0.35	0.17
Sedimentary Materials			
Sandstone	65	0.14–0.49	0.34
Siltstone	7	0.21–0.41	0.35
Sand (fine)	245	0.25–0.53	0.43
Sand (coarse)	26	0.31–0.46	0.39
Gravel (fine)	38	0.25–0.38	0.34
Gravel (coarse)	15	0.24–0.36	0.28
Silt	281	0.34–0.51	0.45
Clay	74	0.34–0.57	0.42
Limestone	74	0.07–0.56	0.30
Metamorphic Rocks			
Schist	18	0.04–0.49	0.38

Source: McWhorter, D. B., and Sunada, D. K. 1977. *Ground-Water Hydrology and Hydraulics*, Water Resources Publications, Fort Collins, Colo. Reprinted with permission.

表4. 4　帯水層の有効空隙率の代表的な値

Aquifer material	Number of analyses	Range	Arithmetic mean
Sedimentary Materials			
Sandstone (fine)	47	0.02–0.40	0.21
Sandstone (medium)	10	0.12–0.41	0.27
Siltstone	13	0.01–0.33	0.12
Sand (fine)	287	0.01–0.46	0.33
Sand (medium)	297	0.16–0.46	0.32
Sand (coarse)	143	0.18–0.43	0.30
Gravel (fine)	33	0.13–0.40	0.28
Gravel (medium)	13	0.17–0.44	0.24
Gravel (coarse)	9	0.13–0.25	0.21
Silt	299	0.01–0.39	0.20
Clay	27	0.01–0.18	0.06
Limestone	32	—0–0.36	0.14
Wind-Laid Materials			
Loess	5	0.14–0.22	0.18
Eolian Sand	14	0.32–0.47	0.38
Tuff	90	0.02–0.47	0.21
Metamorphic Rock			
Schist	11	0.22–0.33	0.26

Source: McWhorter, D. B., and Sunada, D. K. 1977. *Ground-Water Hydrology and Hydraulics*, Water Resources Publications, Fort Collins, Colo. Reprinted with permission.

表4. 5　多孔質物質の透水係数の代表的な値

Material	Number of analyses	Range (cm/s)	Arithmetic mean (cm/s)
Igneous rocks			
Weathered granite	7	$(3.3–52) \times 10^{-4}$	1.65×10^{-3}
Weathered gabbro	4	$(0.5–3.8) \times 10^{-4}$	1.89×10^{-4}
Basalt	93	$(0.2–4250) \times 10^{-8}$	9.45×10^{-6}
Sedimentary materials			
Sandstone (fine)	20	$(0.5–2270) \times 10^{-6}$	3.31×10^{-4}
Siltstone	8	$(0.1–142) \times 10^{-8}$	1.9×10^{-7}
Sand (fine)	159	$(0.2–189) \times 10^{-4}$	2.88×10^{-3}
Sand (medium)	255	$(0.9–567) \times 10^{-4}$	1.42×10^{-2}
Sand (coarse)	158	$(0.3–6610) \times 10^{-4}$	5.20×10^{-2}
Gravel	40	$(0.3–31.2) \times 10^{-1}$	4.03×10^{-1}
Silt	39	$(0.09–7090) \times 10^{-7}$	2.83×10^{-5}
Clay	19	$(0.1–47) \times 10^{-8}$	9×10^{-8}
Metamorphic rocks			
Schist	17	$(0.002–1130) \times 10^{-6}$	1.9×10^{-4}

Source: McWhorter, D. B., and Sunada, D. K. 1977. *Ground-Water Hydrology and Hydraulics*, Water Resources Publications, Fort Collins, Colo. Reprinted with permission.

表4.6　花崗岩－地下水系における放射性核種の分配係数（低塩分，還元性）

（酸化還元を起こしやすい元素に対しては，酸化性雰囲気中における値をかっこ内に示す。）

Element	Distribution coefficient, m^3/kg Values used	Best estimate
Co	0.2	
Ni	0.2	
Sr	0.004[a]	
Zr	4	
Nb	4	
Tc	0.05 (0.0002)	
I	0	
Cs	0.05[a]	
Lanthanides	5	
Ra	0.1[a]	
Th	5	13[b]
Pa	5	23
U	5 (0.01)	>13[b] (0.06)[c]
Np	5 (0.01)	>13[b] (0.03)
Pu	5 (3)	6 (4.3)
Am	5	6

a　Considerably higher values can be obtained for high-capacity minerals, and even lower values for some low-capacity minerals, e.g. quartz. The distribution coefficient can be assumed to decline in proportion to the concentration of competing positive ions in the water, which can give lower values in waters with high salt content (higher than 1 000 mg/l).

b　Pertains to tetravalent uranium and neptunium; the value for thorium has been postulated as the minimum value.

c　Pertains to hexavalent uranium: At very low uranium contents (below 10^{-10} M), values up to one order of magnitude higher can be obtained.

表4.7　スイスの安全評価に用いられる分配係数値（m^3/kg）

（データは還元性雰囲気に対するもので，現実的／保守的のように示す。

かっこ内は酸化性雰囲気に対する値）

Bentonite[a]	Cement (1)[b]	Cement (2)[c]	Granite[a]	Sediment (1)[a]	Sediment (2)[d]	Marl (1)[c]	Marl (2)[c]	Surface (1)[a]	Surface (2)[f]	Surface (3)[c]
1) Actinides + daughters										
Ac 5/1			5/.25	5/.25	10/1			5/.25	.1	
Am 5/1	5	.1	5/.5	5/.5	10/1	5/.5	5/.5	5/.5	.1	.1/10
Cm 5/1		.1	5/.5	5/.5	10/1	5/.5	5/.5	5/.5	.1	.1/10
Np 1/.1	5(2)	.1	1/.1	1/.1	5/.1	1/.1	1/.1	1/.001	.01	.01/1
Pa 1/.1		.1	1/.01	1/.01	5/.1		1/.01	.1/0	.1	.1/10
Pb 1/.001			1/0	1/0	1/.1			1/0	.1	
Pu 5/1	5	.1	5/.5	5/.5	5/.1	5/.5	5/.5	1/.1	1.	1/10
Ra .2/.02		.1	1/.05	1/.05	5/.05	.1/.01	.1/.01	1/.05	.1	.1
Rn 0			0	0	0			0		
Th 1/.1	5	.1	1/.01	1/.01	10/1	1/.1	1/.1	1/.01	10	10
U 1/.1	5(.02)	.1	1/.05	1/.05	5/.1	1/.01	1/.01	.02/.002	.1	.1/1
2) Fission/activation products										
Ag .5/.01										
Be .01/0										
C(i) .005/0	5	.1	.005/0	.05/0	.05/0	0	0	.05/0	.001	.001
C(o)			0	0				0		
Ca .2/.02									.1	
Cl		0					0			0
Cs .2/.02	.002	0	.25/.05	1/.1	5/.5	.02/.005	.02/.05	2/.2	.1	.1/1
Ho 2.5/.25										
I .005/.001	.03	0	.001/0	.001/0	.005/0	0	0	.001/0	.01	.01
Mo .005/.001			.005/0	.005/0	.01/.001			.005/0	.001	
Nb 2.5/.02	1					.5/.1				
Ni 1/.05	1	0	.2/.005	.2/.005	.5/.05	.2/.02	.2/.02	.2/.005	.01	.01/10
Pd .005/.001	.2	0	.01/0	.01/0	.5/.005	.01/0	.01/0	.01/0	.01	.01/10
Se .005/.001		0	.005/0	.005/0	.005/0	.01/0	.01/.001	.005/0	.001	.001/.005
Sm 2.5/.25			2.5/.25	2.5/.25	2.5/.25			2.5/.25		
Sn .05/.001	.2	0	.05/0	.05/0	.5/.005	.1/0	.1/.01	.05/0	.1	.1/10
Sr .2/.002	.002	0				.005/.001	.005/.001		.1	.1
Tc .25/.01	(.001)	.1	.25/.005	.25/.005	.25/.025	.05/.005	.05/.005	.005/0	.001	.001/.05
Zr 5/.25	1	.1	5/.1	5/.1	5/.1	5/.1	5/.1	5/.1	.01	.01/10

[a] [7]　[b] [8]　[c] [1, Vol. 7]　[d] [10]　[e] [9]　[f] [11]　C(i) inorganic carbon as carbonate　C(o) undefined organic carbon.

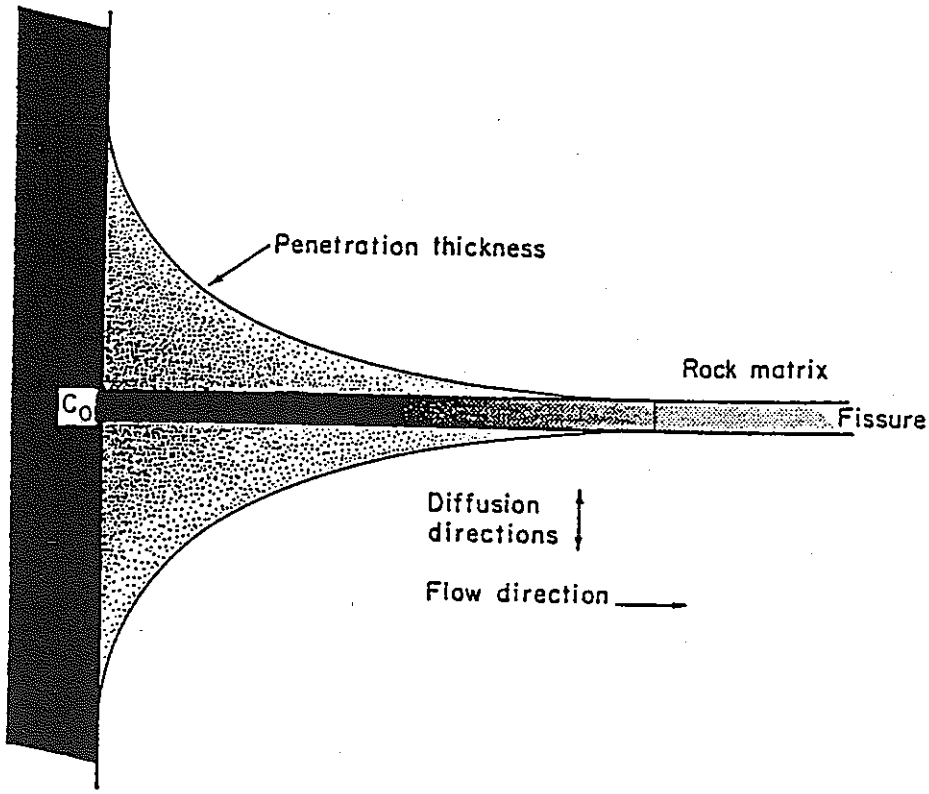


図4.1　亀裂状媒体中における地下水流と岩体内への物質の拡散（マトリクス拡散）

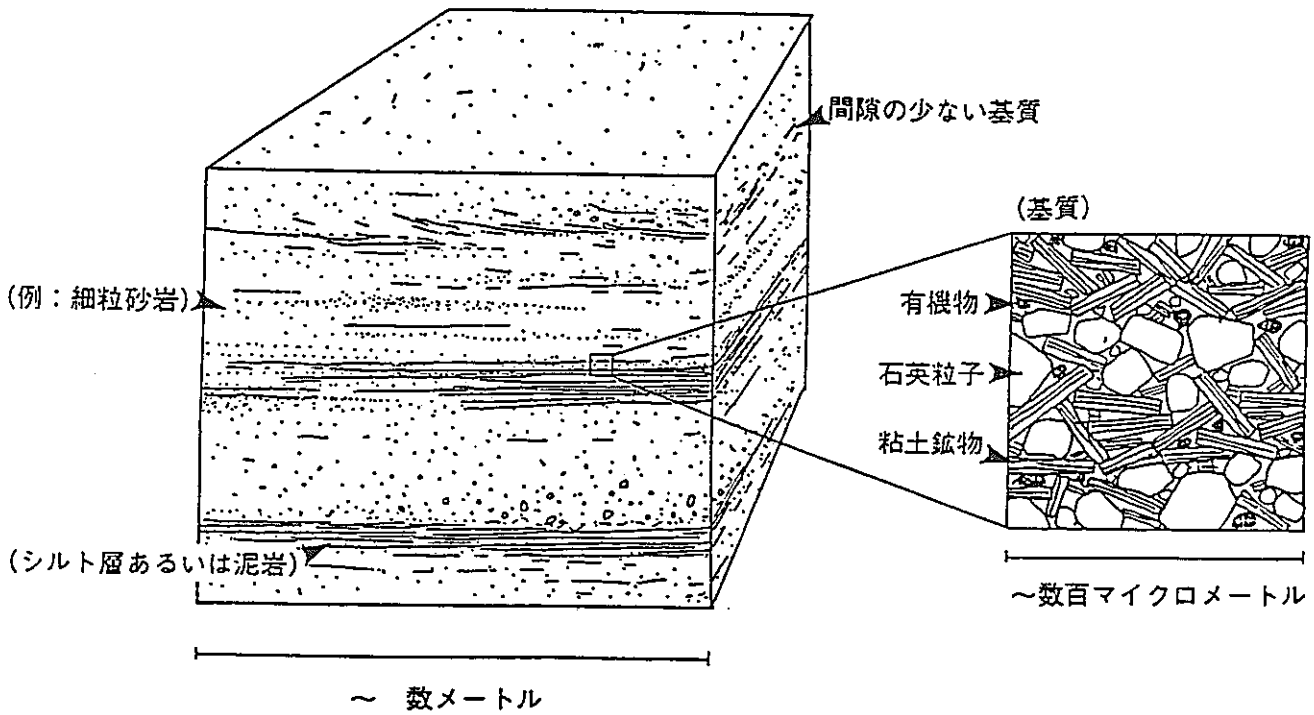


図4.2　一様に分子拡散現象が支配的な地質構造

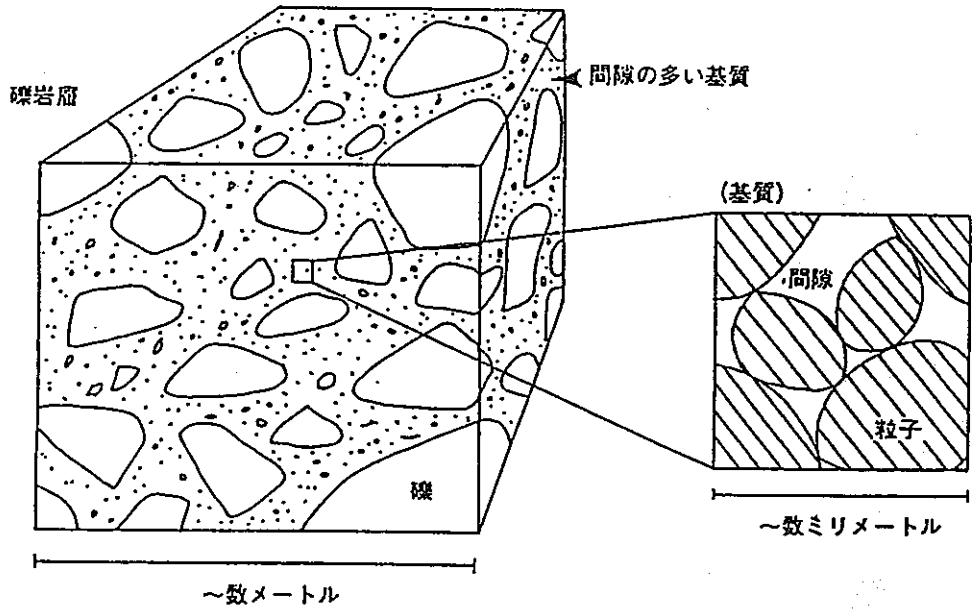


図4.3　移流分散現象あるいは分子拡散現象が階層的に支配的している地質構造1
（等価多孔質媒体）

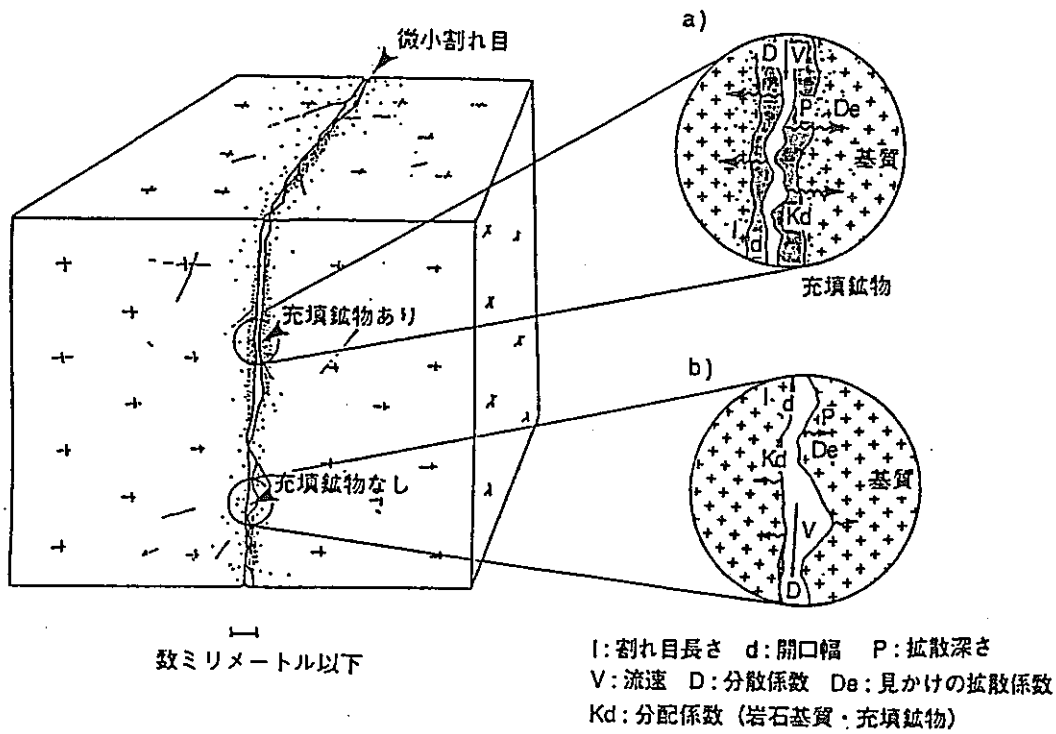


図4.4　移流分散現象あるいは分子拡散現象が階層的に支配的している地質構造2
（亀裂状媒体）

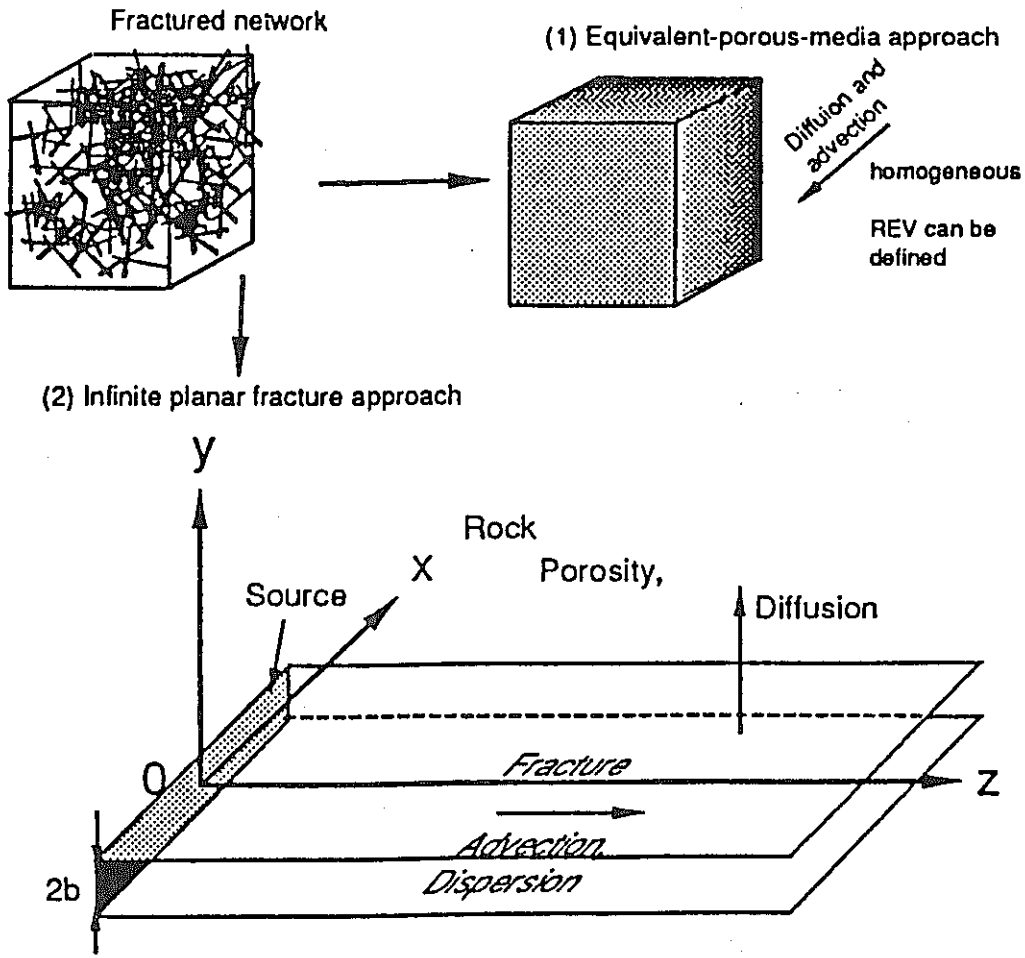


図4.5　亀裂媒体中の放射性核種移行に対するアプローチ

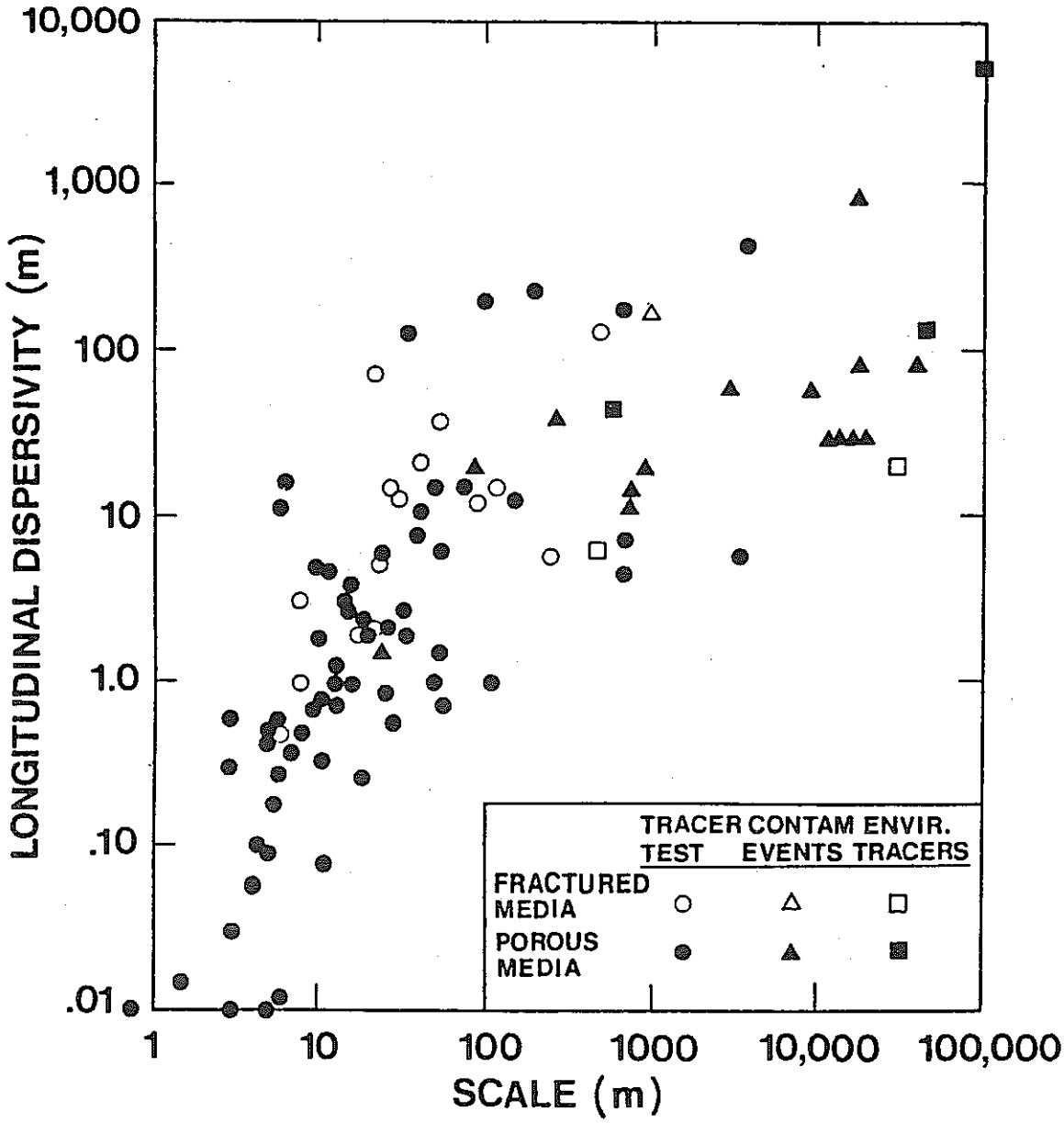


図4.6　多孔質および亀裂状媒体におけるフィールド規模での流れ方向の分散長

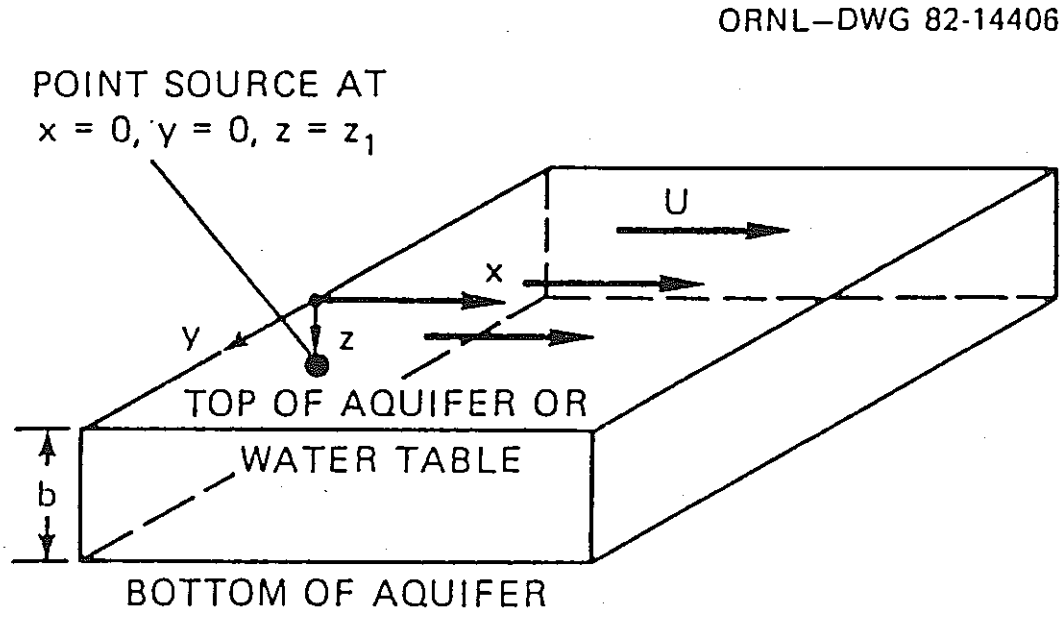


図4.7　点濃度モデルに対する理想化された地下水系と点源

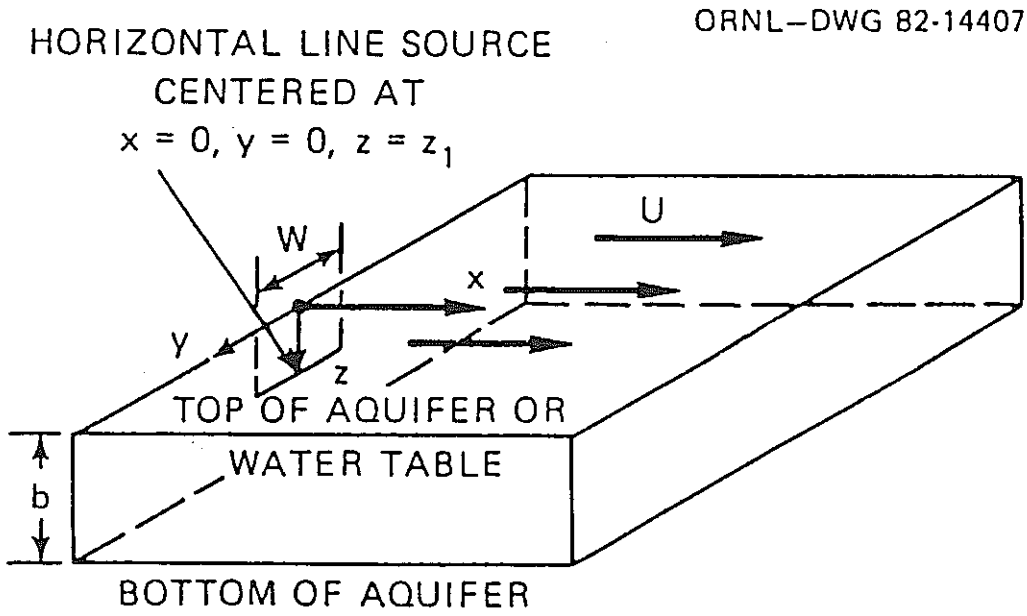


図4.8　点濃度モデルに対する理想化された地下水系と水平線源

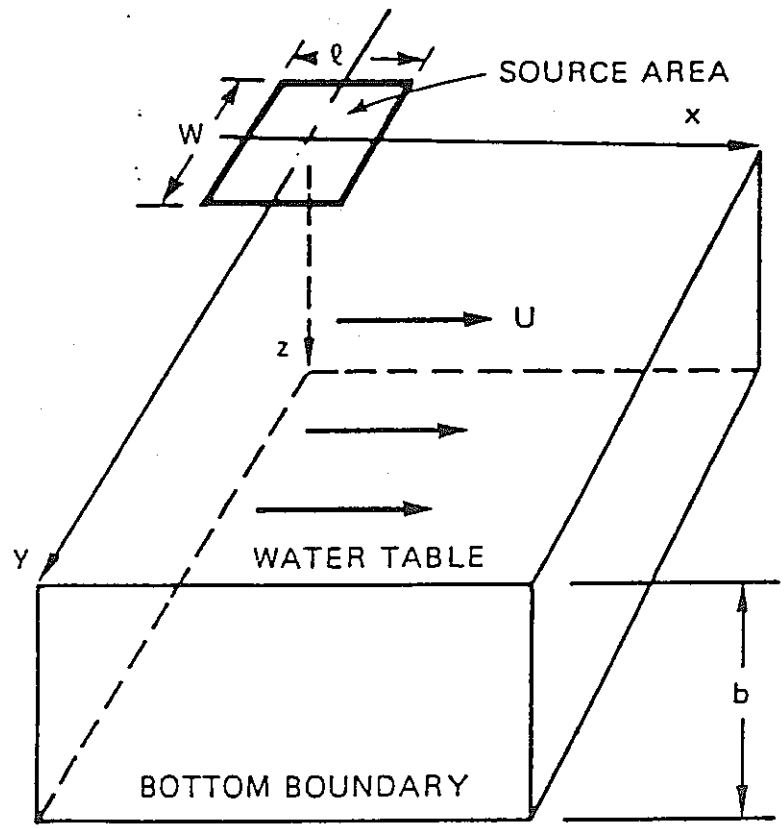


図4.9　鉛直方向に平均化された地下水の分散モデル

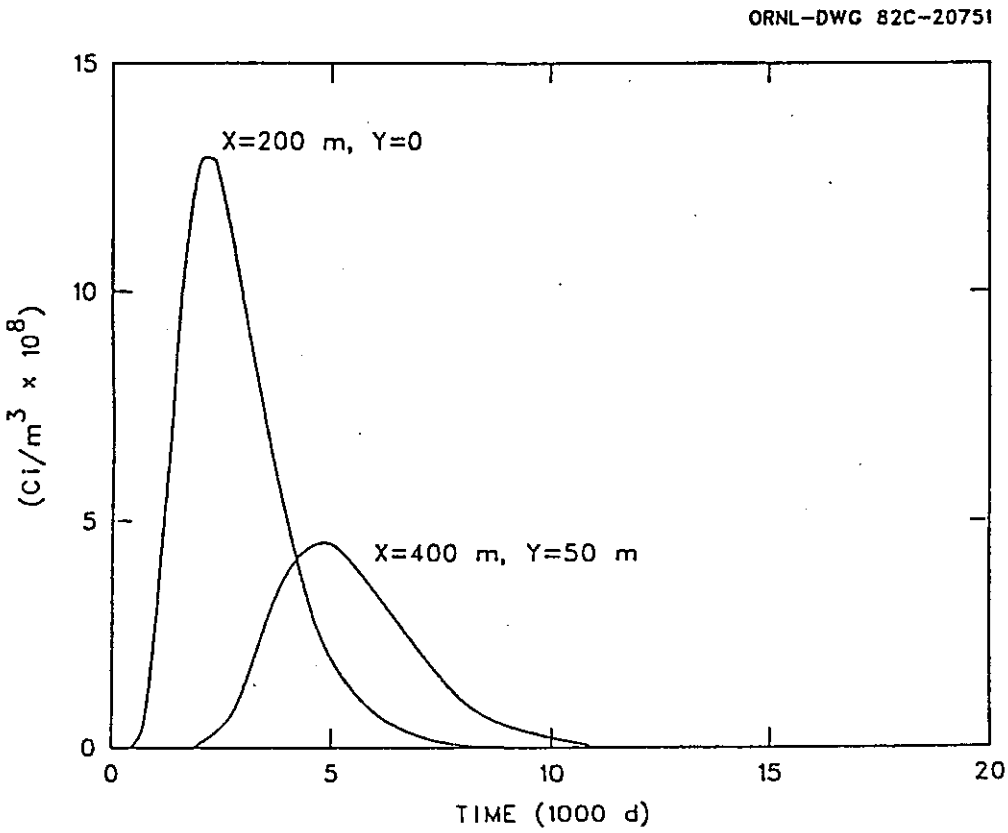


図4.10　汚染点より下流側の井戸内における放射性物質濃度の経時変化（文中例題の解）

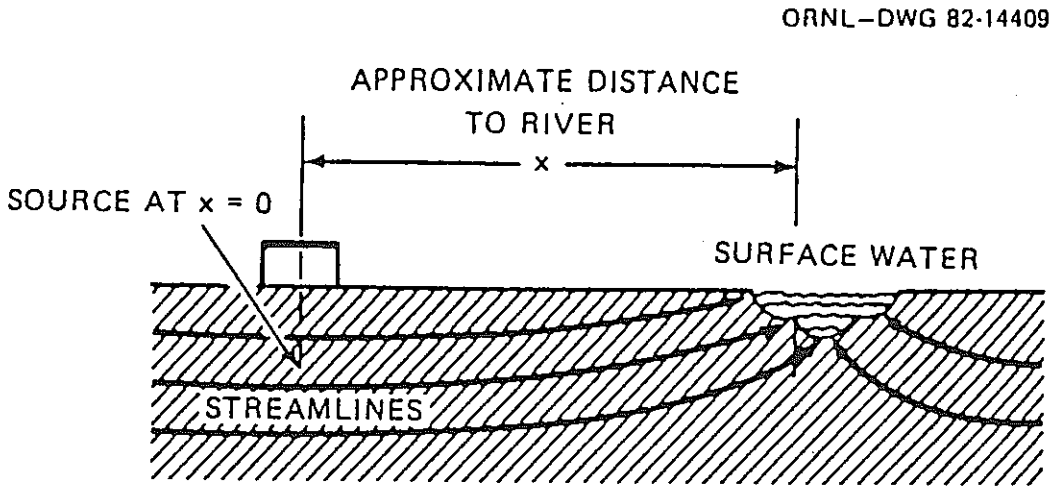


図4.11　地下水が表面水系に流入する場合

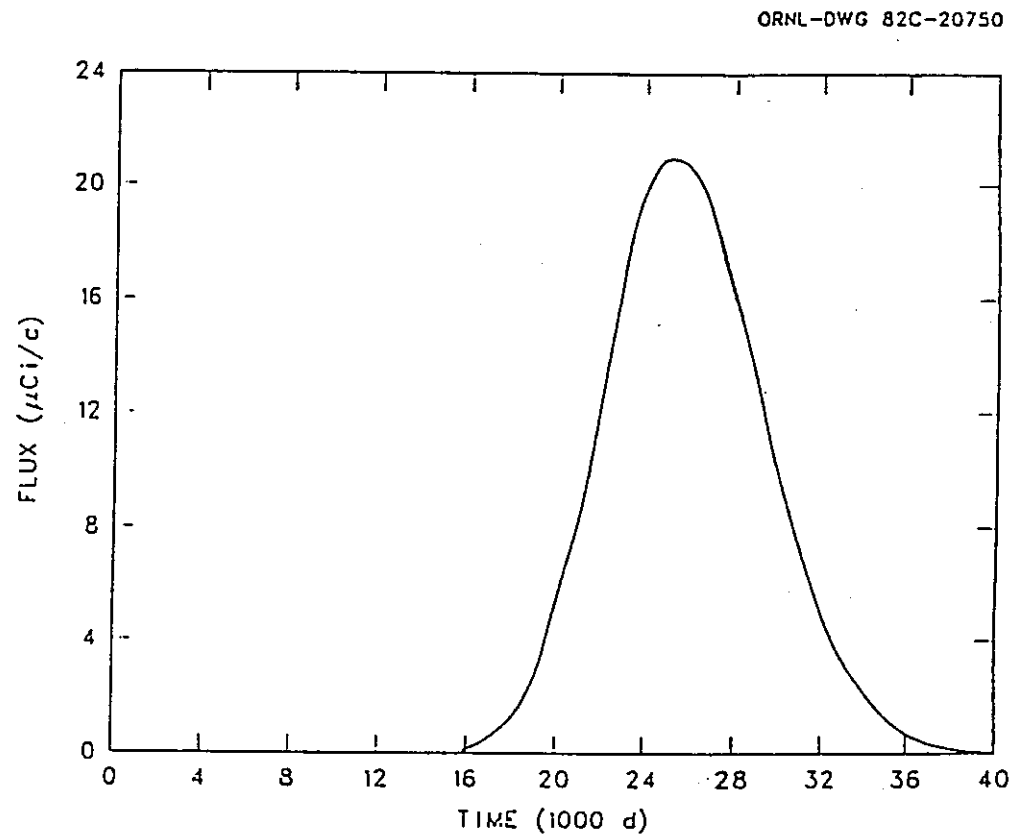


図4.12　汚染点より下流側の2,000m離れた河川に流入する放射性物質フラックスの経時変化
（文中例題の解）

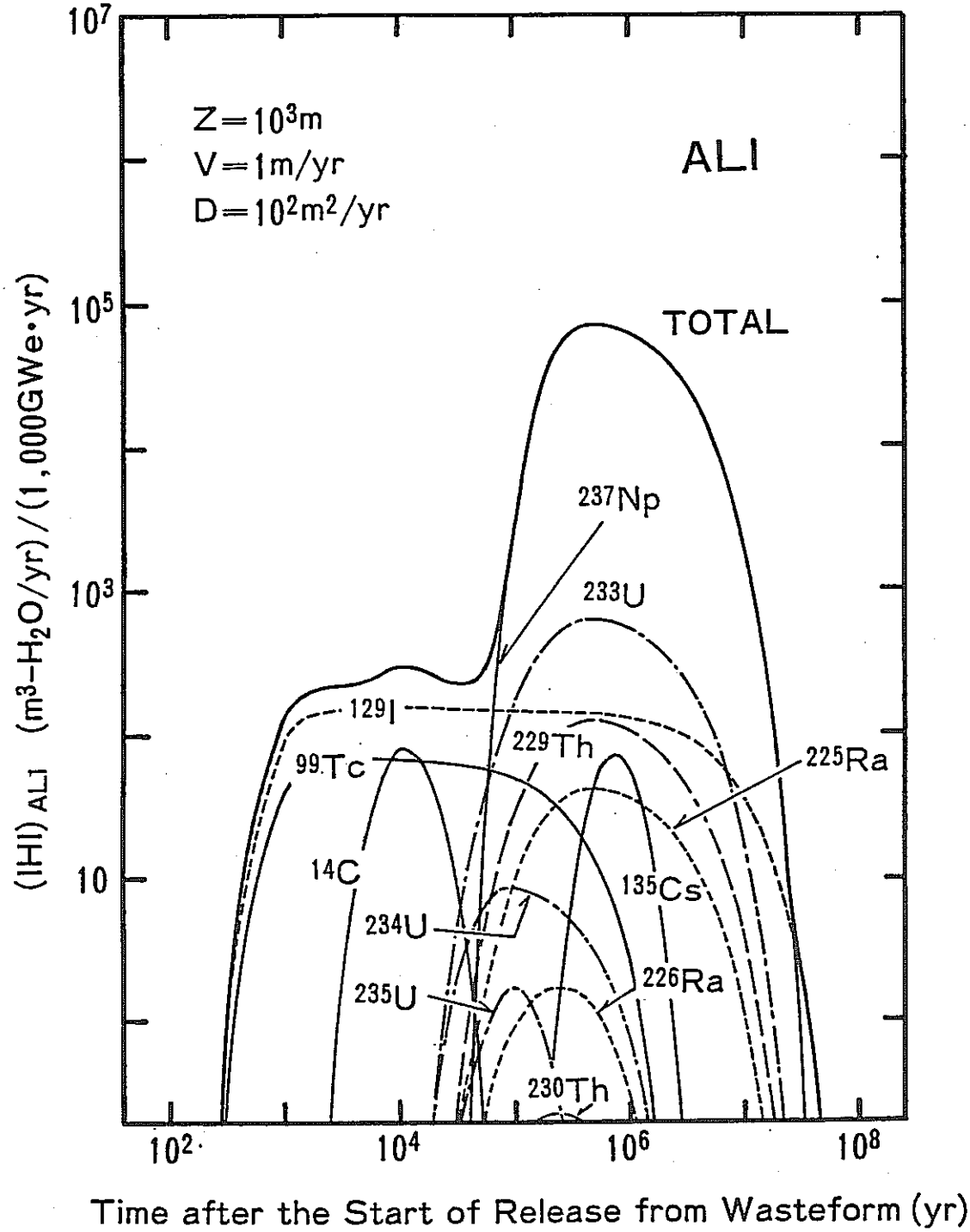


図4.13　花崗岩内にある廃棄体から1,000m離れた地点における放射性核種摂取毒性の経時変化
（ここではマトリクス拡散は考えていない）

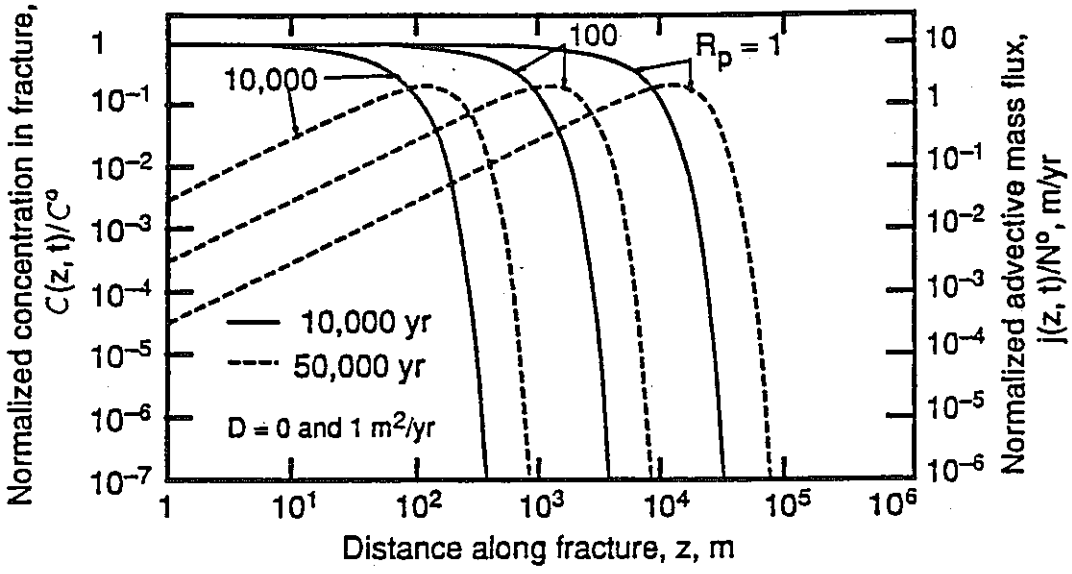


図4.14　亀裂状媒体中の放射性核種移行（^{237}Np）

（廃棄体からの放出開始後10,000年と50,000年後の濃度およびフラックスの距離分布。地下水実流速＝10m/yr，亀裂幅＝0.005m，空隙率＝0.01，遅延係数＝1，マトリクス内の拡散係数＝0.01m^2/yr，廃棄体からの放射性核種放出時間＝30,000年。亀裂内の拡散係数Dが0の場合と1m^2/yrの場合とでは差が小さく曲線の区別がつかない。）

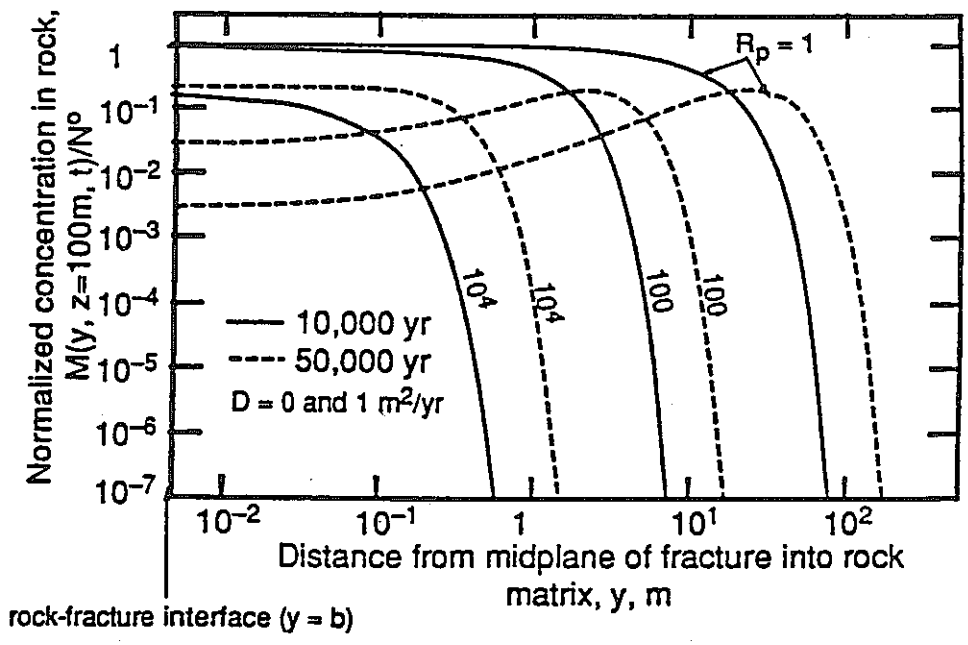


図4.15　亀裂状媒体中の放射性核種移行（^{237}Np）

（廃棄体から100mの地点における，岩石マトリクス内の濃度。亀裂からマトリクス内への距離の関数として表してある。パラメータ値は図4.13と同じ。）

第５章　陸圏における食物連鎖経路

5.1　はじめに

環境中に放出された放射性核種は種々な経路で人へ被ばくをもたらす。単純な経路としてはガス状の放射性物質の吸入経路が挙げられるが，他の多くの経路の場合は大変複雑でバラエティーに富んでいる。例えば，大気中の放射性物質は牧草に沈着し，牛がそれを食べることでミルクに入り，最終的には人が摂取することで人体に移行し，被ばくをもたらす。環境中に放出された放射性物質により我々が受けるであろう被ばく線量を推定するには，各々の核種の環境中（食物連鎖を含む）での移行を明らかにすることが必要である。放射性物質の濃度は，移行経路の中で物理的，化学的および生物的作用を受け変化する。生物濃縮により濃度が高くなることも知られている。

この章では，NUREG/CR-3332 の第５章（Terrestrial and Aquatic Food Chain Pathway）を参考にして，その内容を紹介し，必要に応じて新しいデータを加え，また，日本の環境も考慮しまとめることとする，ただし，陸圏を中心にし，水圏については今回は触れない。NUREG/CR-3332 のこの章の中には数式が多く出てくるが，ここでは重要なものを中心に示し，省いた式もある。

5.1.1　生態系

生態系は，無生物の物理化学的環境と生物とから成り立っている。図5.1に示したように，陸上生態系，淡水生態系，海洋生態系の３つに大きく分けることができる。また，第４番目として河口の生態系を加えることもある。しかし，この枠に簡単に分類できない場合もでてくる。上に述べたように，ここでは陸上生態系を中心に記す。

5.1.2　被ばく経路

生態系は，種々な要素が複雑に絡み合い，バランスが保たれている。そこでの放射性核種の移行を予測し，人への被ばく線量を推定することは大変難しい。

まずはじめに，重要な移行経路を明らかにし，そこでの移行量を算定するための数学モデルを作成することが大切である。次に，そのモデルに必要なパラメータ値を求めることが必要である。パラメータ値は，実フィールドでデータを取るか，あるいは，実験により求める

ことになる。

例えば，放射性ヨウ素が大気中に放出された場合の人体に与える被ばく線量を推定するには，主要なものだけでも次に述べる経路とパラメータ（カッコ内）が必要となる。

1. 大気→農作物および牧草　（沈着速度）
2. 大気→土壌　（沈着速度）
3. 大気→雨→土壌　（Wash-out係数，降雨量）
4. 土壌→農作物および牧草　（移行係数）
5. 牧草→牛乳や肉　（移行率）
6. 農作物やミルク等→人　（摂取量）

つまり，それぞれの系における濃度の変化を，パラメータを用いて推定し，各々の食品中の目的放射性核種の濃度を求め，それらの摂取量から体内に移行した放射性核種の量を推定し，被ばく線量が算定できる。

被ばく経路における放射性核種の濃度を数学的に取り扱う場合，被ばく経路のタイプを以下の3つに分けることができる。

(1) Transitory exposure pathway（一時的被ばく経路）

(2) Integrating exposure pathway （積分被ばく経路）

(3) Cumulative-integrating exposure pathway（累積積分被ばく経路）

Transitory被ばく経路での放射性核種の濃度は，環境中に放出された放射能濃度に比例しており，次の式で表すことができる。

$$C_i(t) = W_i(t, \tau)\, Q_i(t-\tau) \qquad (5.1)$$

ここでは，$C_i(t)$：放射性核種 i の時間 t における環境中での濃度

$Q_i(t-\tau)$：放射性核種 i の時間 $t-\tau$ における放出率

$W_i(t, \tau)$：濃度と放出率との関係を表す分散関数(dispersion function)

この経路では環境中の濃度は放射性核種の放出が続く場合のみ存続し，放出が止まれば被ばくは生じない。例えば，短寿命のガス状放射性核種による外部被ばくが挙げられる。

Integrating 被ばく線量経路における放射性核種の濃度は，環境への継続した放出にともない増加し，また，放出が止まった後にも存続する。放射性核種 i の濃度は放出率と分散・蓄積のプロセスの関数の積分で表される。

$$C(t) = \int_0^1 a\,u\,(s,\ z)\ W\,(s_i,\ z)\ Q\,(s-z)\ d\,s \qquad (5.2)$$

ここで，u（s，z）は濃縮プロセスを表す移行関数である。

この経路の単純な例としては，放射性核種が小さな湖や沼へ蓄積するケースが挙げられる（この場合，分散関数は湖の体積に反比例する）。図5.2に放射性核種の蓄積の様子を示す。

Cumulative integrating被ばく線量経路は，integrating 経路を含むものである。そのため，この経路での放射性核種の濃度は，前の経路の濃度値に由来する。第2番目の環境（媒体）での放射性核種の濃度は次の式で表すことができる。

$$C_{i2}\,(T_2) = \int_{T_1}^{T_2} V\,(t)\ C_{i1}\,(t)\ d\,t \qquad (5.3)$$

ここで，V：buildup function

この経路の例として，前のintegrating 経路の時に述べた池に生息する魚をあげることができる。この場合の魚における放射性核種の濃度は以下の式で表される。

$$\frac{d\,C_{Fi}\,(t)}{d\,t} = I_i C_{wi}\,(t) - (\lambda_i + \gamma)\ C_F\,(t) \qquad (5.4)$$

ここで，C_{wi}（t）：水中の放射性核種濃度

C_{Fi}（t）：魚の放射性核種濃度（時間tにおける）

I_i：取り込み率

τ_i：壊変定数

γ：生物学的排出定数

図5.3に，γ＝300，I＝1とした場合の放射性核種の取り込み例を示す。

5.2 陸上生態系

5.2.1 はじめに

陸上生態系は前に分類した4つ生態系の中で一番重要とみなされている。これは，人は陸上で生活をし，食料の多くもそこから得ているからである。放射性核種は，大気からの沈着，潅漑水や地下水から土壌への汚染など種々の経路を通じて陸上生態系に入る。

いくつかの被ばく経路は生物濃縮機構を含まない。これらは一時的な被ばくであり，吸入による内部被ばくと大気や建物からの外部被ばくなどがその例である。これらについては，この章では触れない。陸上での被ばく経路の基本的なものは，生物濃縮のプロセスを含み，integrating またはcumulative integrating被ばく経路である。これらの例としては，放射性核種の土壌や植物への沈着，土壌から植物への移行，肉・ミルク・鶏卵などの畜産物への混入等が上げられる。

5.2.2 放射性物質の大気から地表面への移行

(1) 放射性物質の沈着

ある地点（x，y）における沈着物質の蓄積率は，ある高さでの濃度X（x，y，z，t）と沈着速度（deposition velocity，V_g）との積で表すことができる。

$$\frac{dC_A\ (x,\ y,\ z)}{dt} = V_g X\ (x,\ y,\ z,\ t) \qquad (5.5)$$

ここで，C_A（x，y，t）は面積当たりの放射能濃度である。

土壌や植物へ沈着した放射性物質は雨により洗い流されたり植物を収穫することにより減少する。この減少のプロセスは除去率定数（removal rate constant，γ）により表される。また，放射化学的な壊変定数（λ）も減少を表す上で加える必要がある。これらを考慮した放射性物質の蓄積率は以下の式で与えられる。

$$\frac{dC_A\ (x,\ y,\ t)}{dt} = V_g X\ (x,\ y,\ z,\ t) - (\gamma+\lambda)\ C_A\ (x,\ y,\ z) \qquad (5.6)$$

長半減期核種では，沈着してからの放射能濃度は除去率定数（γ）に左右され，また，

短半減期核種では，放射化学的な壊変定数（λ）に左右される。

(2) 沈着速度の測定とその利用

沈着速度は放射性核種の沈着しやすさを表すパラメータである。これは，核種の種類や化学形，また，植物や土壌の種類によって異なる。欧米において，フィールド実験で求めた値が良く利用される（短時間の実験で求めたものも多く除去のプロセスや放射能壊変は無視されている）。この場合，以下の式で表すことができる。

$$C_A(x, y, z) = V_g \int_0^T x(x, y, z, t)\, dt \qquad (5.7)$$

または，

$$V_g = \frac{dC_A(x, y, t)/dt}{x(x, y, z, t)} \qquad (5.8)$$

つまり，沈着速度は，単位面積当たりの一定時間内の核種沈着量を測定し，大気中の核種濃度で割った値である。大気の濃度は通常高さ1mを用い，エァーサンプラーで測定する。沈着量は，サーベーメータを用いて地上で測定するか，または，植物を切り取り測定する方法がとられる。サーベーメータを用いた場合，土壌表面に沈着した分も含まれるので，植物中に溜まっている割合を示すRetention factor(f_R) を調べる必要がある。このようなフィールドでのＲＩ実験は日本では不可能であるため，大桃らのグループは，実験室内の密閉系でヨウ素曝射装置を用い，農作物へのガス状ヨウ素の沈着速度を求めている。

放射性ガス状ヨウ素の農作物への沈着速度を表5.1および表5.2（欧米の例）と表5.3（日本の例）に示す。これらの表からもわかるように，沈着速度V_DやV_s（後述する）は，ヨウ素の化学形に大きく影響される。つまり，分子状ヨウ素(I_2）のほうがヨウ化メチル（CH_3I）に比べ2桁程大きな値である。

また，その他の核種（粒子状）の沈着係数を表5.4に示す。

(3) 沈着に影響するファクター

沈着速度を単位体積の空気当たりのフラックスとして次の式で表すことができる。

$$V_g = -\frac{N}{C} = (\varepsilon + D)\frac{d\ln c}{dz} + V_{term} \qquad (5.9)$$

ここで，　N：フラックス（重量／面積・時間）

C：大気中の濃度（重量／体積）

V_{term}：terminal setting速度（距離／時間）

D：Brownian拡散定数

ε：eddy拡散定数

沈着速度は，放射性物質の粒子のサイズ，その密度，大気の速度，大気の密度により左右される。また，葉面の状態，湿度等にも影響される。

(4) 湿性沈着

放射性物質は，乾性沈着に加え，大気から雨や雪などにより湿性降下物となり地表に沈着する。乾性および湿性沈着の総量は次の式で表される。

$$\frac{dC_A}{dt} = (V_g + bRW_v) \times (t) - (\lambda_e + kR) C_A \qquad (5.10)$$

ここで，b：湿性沈着のうち植物に取り込まれた割合

R：降雨率（m/sec）

λ_e：Washoff 以外のプロセスにおける植物からの減少率定数（1/sec）

K：Washoff による植物からの減少定数（1/m）

W_v：Washout 係数で「雨水中の activity」を「大気中の activity」で割った値として定義

Washout 係数の報告例を表5.5に示す。

(5) 面積当たりの濃度から重量当たりの濃度への変換

放射性核種の沈着量を，面積あたりの値（areal concentration，C_A）から，土壌や植物の重量当たりの値（mass concentration，C_M)に変換する必要がある。一般的な土壌の密度は，1.6～2.6/cm^3である。根の深さは0.15～0.2m位なので，面積当たりの土壌の重さは240～520kg/m^2となる。

植物の場合は，栽培密度（Y_D，kg/m^2）で割った値を用いる。植物中の水分量の変化が大きいので，乾物重の方がばらつきが少ない。重量当たりの沈着速度は（$V_D m^3$/kg･sec）として表す。また，米などの場合は，モミ内での分布も考慮するため，粒当たりの沈着速度（V_s）を用いると便利である。これらの値は，前述の表5.3に示した。

(6) 沈着物質の再浮遊

地表面に沈着した放射性物質は風などにより再び大気浮遊物となる。このことをresuspension（再浮遊）と言う。沈着量の再浮遊による変化は次に式で表すことができる。

$$\frac{dC_A}{dt} = V_g X(t) - S C_A \qquad (5.11)$$

ここで，C_A：面積当たりの濃度

V_g：沈着速度（m/s）

$X(t)$：大気中の濃度

S：再浮遊率

再浮遊に影響を与えるファクターとして重要なものは，風速，粒子のサイズ，核種の土壌の下方向への移動が挙げられる。

(7) 植物に沈着した物質の保持

植物に沈着した放射性物質は風，雨，揮散，植物の生長，壊変などの種々なプロセスを通して減少する。植物からの放射性物質の減損率定数(loss-rate constant)は次の式で表される。

$$\lambda_{eff} = \lambda + \gamma_p = \lambda + \lambda_g + \lambda_w + \lambda_p \qquad (5.12)$$

ここで，λ：放射壊変定数

λ_g：植物の生長率定数

λ_w：ウェザーリングによる減損率定数

λ_p：“plant factor”減損率

5.2.3 放射性核種の土壌への蓄積

放射性核種の土壌への蓄積は長半減期核種の農作物への汚染を推定する上で重要である。また，作物の根の深さも大切であり，通常1mまで達しているが植物により大きな差がある。放射性物質は地表面への沈着や潅漑水により土壌中にもたらされるが，浸透や放射壊変により根圏域の放射能濃度は減少する。土壌への蓄積の割合は次の式で表される。

$$\frac{dC_s}{dC} = I_v - \lambda C_s - L_i C_s \qquad (5.13)$$

ここで，　I_v：放射性核種の土壌への流入率

λ：放射壊変定数

C_s：土壌中の核種濃度

L_i：浸透による減少

土壌への流入の主な経路は，大気からの乾性および湿性沈着ならびに潅漑水を通してである。土壌への乾性沈着速度（V_g）は，単位面積当たりで見ると植物へのV_g値と同程度と見なされる。また，湿性沈着の割合は，単位面積当たりでは植物へは1～5割であるが，土壌へ沈着する放射性核種の割合は5～9割程度である。雨水や潅漑水により流入した放射性物質の地表面からの流出は，土壌の浸透力やその土地の傾斜度に左右される。浸透力より傾斜度のほうが放射性核種の土壌への保持に大きく関係している場合が多い。

5.2.4　農作物および飼料作物の放射能汚染

(1)　放射性物質による植物の汚染メカニズム

農作物の放射性核種による汚染は，人への被ばく経路のうちで基本的な構成要素として重要である。図5.4に種々の経路から植物への汚染プロセスを示す。外部汚染経路としては，大気からの沈着および表面吸着が挙げられる。また，内部汚染経路としては，根や茎などからの吸収がある。

外部汚染：これについてはすでに述べたが大気中の核種の植物表面への湿性および乾性沈着といった，主として物理的プロセスが関係している。短半減期核種による葉菜や牧草の汚染をもたらす経路として特に重要である。

また，根菜（ニンジンや大根など）の土壌中における表面汚染などはイオン交換反応によると考えられる。

内部汚染：植物の内部汚染は，土壌からの経根吸収が主な経路である。また，茎，葉，花，果実からの吸収経路も考えられる。内部汚染経路では，植物により調節されたメカニズムが働いている。

(2)　植物／土壌濃度比（経根吸収）

土壌中の放射性核種の植物への移行量を表す，植物／土壌濃度比（CR，Concentration

Ratio)は次のように定義される。

$$CR = \frac{\text{単位重量の植物に含まれる放射性核種の量}}{\text{単位重量の土壌に含まれる放射性核種の量}}$$

ＣＲ値としては，土壌および植物中の乾燥重量値を用いている。しかし，植物中濃度については生重量で示すことも多く，その場合はＢｉｖ値として表す方法が用いられている。また，Ｂｉｖは，土壌－植物移行係数であるＴＦ（Transfer factor)と同じ意味と考えて良い。

レタスやトマトなどでは水分が90～95%あるのでＣＲはＢｉｖより１桁大きい値となる。そのようなことから，植物に関する文献値を使用する場合，乾燥か生重量かをチェックする必要がある。

表5.５に人工放射性核種の可食部におけるＣＲ値（ＣＦ値）を，また，表5.６に天然放射性核種（アクチナイトを含む）のＣＲ値を示す。

ＩＡＥＡがまとめた多くの元素の関する土壌－植物への移行係数（農作物可食部および牧草）の値を表5.７および表5.８に示す。これからわかるように，高い値をとるものとしては，Ｔｃ（５）とＰ（１）で，また低い値をとるものとしては，Ｐｏ（0.0002），Ｐｕならびに Ｔｈ（0.0005）である。Ｃｓについては0.03，Ｓｒについては0.3という値が示されている。

また，㈶原子力環境整備センターでは，土壌から農作物への放射性物質の移行係数を広く文献から集め，環境パラメータシリーズ１としてまとめているので参考になる。

我が国の場合は食料に占める米の割合が大きいが，水田土壌から米への移行に関する移行係数値は今のところ少ない。Muramatsuら（1989）は，長半減期核種である^{129}Ｉの玄米への移行係数を実験的に調べ，0.006という値を出している。また，玄米を精白する過程でヨウ素の３分の２が除かれるため，白米への移行係数は 0.002であった。この値はＩＡＥＡが推奨するヨウ素の農作物可食部への移行係数0.02に比べ１桁小さい。ＩＡＥＡの一般的な値を使うと米の場合は過大評価しすぎてしまう。このようなことからも，類似した農作物をいくつかのグループ分けして，それぞれに適した移行係数を設定していくことが今後必要となっていくであろう。

土壌から植物への移行係数や濃度比を用いず，土壌－溶液間の分配係数（K_d)および植

物への核種の選択係数等を用いて，植物への移行量を求める方法がとられることもある。K_d 値は土壌の種類により大きく異なる。㈶原子力環境整備センターがまとめたパラメータシリーズ2にK_dについて詳しいデータが集められている。

(3) 土壌から植物への放射性核種の吸収に影響を及ぼすファクター

植物への経根吸収に影響を与える要素は数多いが，以下のものが特に重要である。

a．放射性核種の物理・化学形

b．植物の種類や植物内部での転流

c．土壌の特性

d．安定元素濃度

e．肥料や農業用化学薬品

f．キレート剤

g．土壌中での放射性核種の分布

a．放射性核種の物理・化学形

放射性核種の植物への取り込みは，核種の物理・化学形によって影響される。土壌への吸着を表す分配率係数（K_D）は核種の種類や酸化状態により異なることが知られている。アクチナイドの植物への移行しやすさは次の順である。

Np（V）＞Pu（Ⅵ）＞U（Ⅵ）≒Cm（Ⅲ）＝Am（Ⅲ）＞Th（Ⅳ）＞Pu（Ⅳ）

また，Muramatsuら（1983）は，化学形の異なるヨウ素（I^-，IO_3^-）を用いて，水耕栽培でコマツナへの移行を調べたところ，I^-のほうがIO_3^-に比べ移行量がはるかに大きかった。

b．植物の種類や植物内部での転流

チッ素固定菌と共生しているマメ科植物は，他の植物に比べて放射性核種の吸収量が大きい。根菜や穀類では高いCR値を示すことがあるが，これは表面汚染が原因していると考えられ，表面（根菜では皮，穀類ではカラやヌカ）を除けば濃度は低くなる。

植物内の転流による核種の移動は，可溶性の核種で大きい。牧草地上部に沈着した^{137}Csは，8日後にその20%が根に転流したとの報告がある。I_2など解けがたい元素の場合転流する割合は小さい。動きやすい元素としてはCsの他に，K，Na，Rb，Mg，Ca，Sr，Ra，P，S，Clなどがあり，一方，動きがたい元素としてはI_2の他にPb，Po，Pu，Th，Bなどが挙げられる。

c．土壌の特性

土壌の種類により核種に対する保持力が大きく異なる。砂質土壌は粒径が大きいため，粘土質の土に比べ保持力は小さい。

土壌のｐＨは核種の植物への移行量に大きく影響する。高いｐＨでは，不溶性の沈殿が生成し，植物への移行量が低下する。酸性状態では，水素イオンが他の陽イオンと置き換わり，土壌溶液中の核種濃度が上がることから，植物への移行量は大きくなる。土壌のｐＨと放射性核種の植物への吸収との関係を図5.5に示す。

d．安定元素濃度

安定元素は，それと化学的に類似する放射性核種の植物への移行に影響を与える。例えば，放射性Ｃｓは土壌中のＫの濃度が高い場合植物へ移行する割合は減少し，また放射性ＳｒはＣａの影響を受ける。そこで，^{137}Ｃｓ／Ｋ，^{90}Ｓｒ／Ｃａなどの比を用い，土壌や植物など媒体間におけるそれらの比を比較することにより，放射性核種の分布や分配に関する知見を得ることができる。

^{90}Ｓｒ／Ｃａ比をストロンチューム・ユニットと呼ぶことがある。

e．肥料や農業用化学薬品

肥料や化学薬品の土壌への添加は，土壌中の安定元素の量およびｐＨなどに影響を与える。一般的な例として，石灰や硝酸アンモニウムの土壌への添加が挙げられる。添加することにより，土壌中のｐＨが上がり，また，安定元素の濃度も増加し，そのため放射性ＳｒやＣｓなどの植物への移行量が減少する。また，有機物（ピート，コケなど）の添加は，土壌のイオン交換力，ｐＨ安定元素量を増し，その結果，放射性物質の植物への移行を減少させる傾向にある。特に，ヨウ素やテクネチウムに対し有機物の添加は効果的である。

f．キレート剤

キレート剤は，金属元素と安定な錯体を生成することから，金属イオンの土壌への吸着を減少させる。そのため，多くの核種は土壌中で動きやすい形になり，その結果，植物への移行量が増える。ＥＤＴＡやＤＴＰＡなどは低いｐＨでも錯体を作ることができる。Ｙ，Ｒｕ，Ｃｅ，Ｐｍの植物への吸収に対するキレート剤の影響を調べた例を見ると，Ｒｕを除いて，これらの元素の植物への移行量は，キレート剤を用いた場合のほうがはるかに大きい。Ｒｕは陰イオンとして存在していたため，錯体を作らなかったと考

えられる。また，Ｃｓも錯体を形成しないためキレート剤の効果が期待できない。

ｇ．土壌中での放射性核種の分布

植物の根の多くは土壌の表層近くに存在している。そのため，水分の吸収は下層部よりも上層部の土壌からのほうが多い。放射性核種についても，表層土壌から吸収される割合が高い。この傾向は，放射性ＳｒとＣｓを比べるとＣｓの方が大きい。これは，Ｓｒのほうが土との吸着が弱く，移動しやすいからと考えられる。上記の傾向は，土壌中に放射性核種が均一に分布していると考えた場合である。実際のフィールドでは，核種濃度は表層で高く，深度が増すにつれて低下するので，植物に吸収される核種の多くの割合が上層からの寄与によるとみなされる。放射性Ｓｒの例では，植物への吸収量の85％が根の深さの25％の部分からであったという報告がある。

(4) 潅漑による植物の放射能汚染

潅漑水に放射性物質が含まれた場合，土壌および植物の両方が汚染される。潅漑水中の放射性物質のうちどれだけの割合が植物に移行するかは，潅漑の方法（あぜ，地下の導管，スプリンクラー等）により異なる。

スプリンクラーによる直接汚染：潅漑水がスプレーにより直接植物の地上部に湿性沈着する汚染である。表面汚染の総量だけでなく，可食部への移行係数も考慮に入れる必要がある。

潅漑水による間接汚染：地表の溝や地下の導管などにより導かれた潅漑水は，農作物へ入る前に土壌と接触し，一部が吸着される。

Barbier のモデルにしたがうと，潅漑水から植物への寄与は次の式で表すことができる。

$$\gamma = \frac{Cirr \quad V}{\lambda + \Psi} \qquad (5.14)$$

ここで，γ：放射性核種の植物中の濃度と潅漑水中の濃度の比

（pCi／kg plant／pCi／L）

Cirr：放射性核種の植物中の濃度と潅漑水により汚染された土壌単位面積当たりの放射能との比　（pCi／kg plant／pCi／m^2）

V：年間の潅漑水の割合　（L／m^2／yr）

λ：放射壊変定数　（yr^{-1}）

Ψ：年間の浸透による放射性核種の減少　（yr^{-1}）

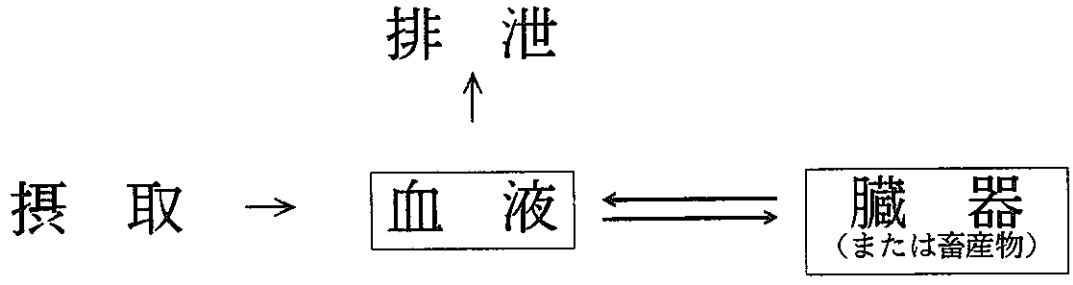
Cirrやγ等のパラメータは，土壌や植物の種類によるでけでなく，潅漑の方法にも関係す。地表の溝による潅漑は，地下の導管やスプリンクラーを用いた方法に比べ植物への移行量は半分程度と少ない。これは，地表面を流れていく間に放射性核種が土壌に吸収されるため，植物の根圏域に達するまでに濃度が低下することに関係する。また，スプリンクラーによる方法のほうが地下の導管による方法よりわずかながら低いが，これは，土壌表面に吸着され根圏域に達する割合は小さいためであろう。

水田のように，土壌が完全に湛水される場合は，根だけでなく茎からの吸収の寄与が考えられる。田面水では土壌への吸着の効果が少ないため，Ｃｓなどはこの経路からの寄与も無視できないであろう。

5.2.5　放射性核種の畜産物への移行

(1)　動物による放射性核種の摂取と保持

エサから動物への移行は次に示すように２コンパートメントモデルで示される。



また，３～４コンパートメントモデルを用いることの多い。

パラメータとしては，実験値やフィールドで得られた値を用いる。実験では放射性核種の１回投与でパラメータ値を出している場合も多く，継続的な摂取からの値と区別するなど，パラメータ値の選定を行う上で注意する必要がある。

牛へミルクへの移行係数を表5.9，肉やタマゴへの移行係数を表5.10に示す。また，ミルクから乳製品を作った場合の移行率を表5.11に示す。

表5.1 Reported radioiodine deposition parameters from field experiments

Form[a]	Vegetation	Atmospheric conditions	D	Deposition velocity v_g(m/sec)	Normalized deposition velocity ($v_g/\bar{u}$)	Transfer factors: $v_{D_c} = v_g/D$ (m^3/kg-sec)	Transfer factors: $v_D(u^2/\bar{u})$ (m^2/kg)	Transfer factors: $v_D/\bar{u}$ [m^2/kg (dry)]	References
I_2	wheat grass or pasture grass	unstable	8	(1.37±0.69)E−02	(2.25±1.0)E−03	0.12±0.04	1.92±0.55	(2.0±0.96)E−02	[HAW-66, BU-68]
	wheat grass or pasture grass	stable	5	(0.31±0.2)E−02	(3.3±2.6)E−03	(4.6±3.0)E−02	0.80±0.36	(4.4±3.5)E−02	[BU-68]
	dry grass		18	(1.03±0.75)E−02		(7.9±5.7)E−02			[HEI-80a]
	pasture grass	stable[b]	2	(2.6±1.3)E−02	(3.9±2.8)E−02	0.33±0.15	4.0±3.6	0.48±0.34	[BU-68]
	Pasture grass	night	2	(1.1±0.37)E−03	(7.0±2.5)E−04	(1.9±1.5)E−02	0.14±0.02	(9.6±2.0)E−03	[BU-68]
	moist grass		5	(2.7±2.2)E−02		0.144±0.071			[HEI-80a]
	pasture grass	neutral	1	8E−03	1.6E−03	0.115	1.41	0.023	[BU-68]
	rye grass		12	(8.6±6.8)E−03	(3.0±2.9)E−03	(5.7±3.2)E−02	1.79±1.51	(3.9±4.3)E−02	[HEI-74, HEI-76]
	grass		4	v_f = (2.0±0.4)E−04					[CHA-60b]
	clover		5	(2.0±1.3)E−02		0.164±0.045			[HEI-80a]
	clover		3	(1.2±0.2E−02		0.14±0.03			[HEI-74]
	clover	stable	1	3.0E−03	9.0E−04	0.071	3.52	0.021	[CHA-60b]
	dandelion	unstable	2	(1.1±0.3)E−02	2.9E−04	0.36±0.20	7.0±3.6	(9.0±3.2)E−02	[CHA-60b]
		stable	1	5E−03	3.6E−03	0.12	7.3	8.9E−02	[CHA-60b]
CH_3I	pasture grass	unstable[b]	1	~1E−04	~6E−05	~1E−03	~1E−02	~6E−04	[BU-68]
	pasture grass	unstable	1	1E−06	~2E−07	~1E−05	~2E−04	~2E−04	[BU-68]
		stable	1	~1E−06	~3E−07	~1E−05	~8E−05	~3E−06	[BU-68]
	pasture grass	stable		1E−05	4.2E−06				[ATK-67]
				(0.14-2.4)E−05	(0.58-10)E−06				

[a] Expected form.
[b] Very high surface roughness (z_0) ~0.4 m calculated from wind velocity profile.

表5.2 Results of small-scale radioiodine deposition experiments[a]

Form	Vegetation type	Deposition velocity: v_g (m/sec)	Deposition velocity: Normalized (v_g/u)	Transfer factors: V_D (m^3/kg-sec)	Transfer factors: V_D/u [m^2/kg (dry)]	Reference
I_2[b]	pasture grass	(1.4±0.9)E−03	(1.2±0.79)E−03	(1.8±1.6)E−02	(1.6±1.4)E−02	[BU-68]
		1.8E−02	1.6E−02	0.25	0.23	[BU-68]
	rye grass			(2.2±1.9)E−02		[HEI-74]
	spinach leaves	1.6E−03	7.9E−03	1.2E−02	5.9E−02	[NAK-80b]
50% inorganic, 50% organic (HIO_4, HIO_3)	spinach leaves	(2.6±0.8)E−04	(1.3±0.4)E−04	(2.2±0.7)E−03	(1.1±0.35)E−03	[MIY-73]
	chinese cabbage	(1.4±0.6)E−04	(0.7±0.3)E−04	(5.2±2.2)E−04	(2.6±1.1)E−04	[MIY-73]
(85% CH_3I, 15% C_2H_5I)	beet leaves	(2.4±0.5)E−04	(1.2±0.25)E−04	(1.5±0.8)E−03	(7.4±4.3)E−03	[MIY-73]
CH_3I	grass	8.6E−05	8.6E−05			[ATK-67]
	clover	9.0E−05	9.0E−05			[ATK-67]
	rye grass			(1.6±0.3)E−04		[HEI-74]
	grass	1E−04				[HEI-80a]
	spinach leaves[c]	2.3E−05	1.1E−04	1.7E−04	8.4E−04	[NAK-80a]

[a] Some of these values appear lower than comparable field data and should be used with caution.
[b] Expected form.
[c] Assumed density 1.7 kg/m^2 wet, 92.1% water.

表5.3　沈着速度（Deposition Velocity）

1.ホウレン草

	I_2	CH_3I
$V_D(cm^3g^{-1}s^{-1})$	0.93	0.01
$V_s(cms^{-1})$	0.15	0.001

2.　水稲（モミ100粒当たり）

$V_s(cm^3(\ 100粒)^{-1}s^{-1})$

	I_2	CH_3I
出穂期	0.62	0.00067
乳熟期から糊熟期（前期）	0.22	0.0011
糊熟期（後期）	0.44	0.001

表5.4　Dry deposition velocities for selected elments in cm s^{-1}

Element	Form	Range	Value Typically Used
Cobalt	Particle	0.3–1.9[a]	0.1[c]
Strontium	Particle	0.002–0.01[a]	0.1[c,d]
Ruthenium	Particle	0.02–2.3[a]	0.1[c]
Iodine	Gas	0.02–26[a]	1[c]
Cesium	Particle	0.04–0.6[a]	0.1[c]
Plutonium	Particle	0.0026–0.018[b]	0.1[c]
Uranium	Particle	[e]	0.1[c]
Radium	Particle	[e]	0.1[c]

[a] Sehmel (1980)
[b] Craig *et al.* (1976)
[c] Soldat *et al.* (1974)
[d] Note that although the high value of the range for strontium is only 0.01 cm s^{-1}, the generic value for particle deposition velocity of 0.1 cm s^{-1} is generally used in assessments
[e] Range not available

NCRP Report 76より

表5.5 Some representative plant to soil concentration ratios for fission and activation products

$$CR = \frac{\text{pCi/kg dry edible part}^a}{\text{pCi/kg dry soil}}$$

Radionuclide/ conditions	Forage		Grains (kernels)		Leafy	Root		Legumes	Fruits	References for data
	Legumes: Alfalfa, Clover, Sorghum	Grasses	Wheat, Oat, Barley	Corn, Rice (dry)	Cabbage Lettuce, Spinach	Radish, Carrot Turnip, Beet	Potato, Sweet Potato	Bean, Pea, Soybean (bean)	Tomatoes, Cucumbers, Apples, etc.	
Sodium-22					72.5(6)					[DEL-73]
Chromium-51										[PER-60]
aerial[b]		0.18(1)			0.031(2)	0.026(1)			0.022(3)	
Manganese-54		0.53(2)	0.35(2)		0.72(1)	0.08(4)	0.14(1)	0.24(1)	0.046(4)	[DEL-72], [DEL-73],
pH < 5.5 (root pH > 7.0)		9.2(2)	3.4(2)		0.48(1)	0.20(1)				[STE-80a]
Cobalt-60		0.04(8)	0.029(3)	0.01(1)	0.08(6)	0.045(3)	0.046(3)			[MYT-69], [GRU-77],
aerial[b]		0.26(2)	0.20(1)							[DSO-79], [STE-80b]
pH < 5.5		0.06(4)	0.044(4)	8.0E-03(1)		0.21(4)	0.10(4)	0.62(4)	0.07(1)	
pH < 5.5, histosol		1.0(1)	0.38(1)			1.3(1)				
Zinc-65					0.68(6)					[PER-60], [DSO-79]
aerial[b]	1.5(1)	0.70(1)		0.38(1)					0.055(49)	
Strontium-90	3.1(15)	1.25(4)	0.22(25)	0.027(7)	2.2(12)	1.8(17)	0.47(5)	1.8(6)	0.24(7)	[ROM-54], [ROM-57], [ROM-60]
Low Ca < 1 g/kg	17.3(6)	3.2(10)	0.24(6)	0.042(2)	7.6(3)	3.5(5)	0.53(3)	4.8(2)	0.44(4)	[BAR-61], [EV-62], [SAR-66]
Low Ca + pH < 5.5	4.1(2)	1.5(8)				83.6(1)[c]	3.0(1)[c]	17.5(1)[c]		[SAR-68], [BOU-69], [DEL-71]
Florida soils	14.9(1)[c]	8.7(7)[c]			24(1)[c]	2.5(1)			1.3(1)	[GAR-71], [STE-80b]
Zirconium-Niobium-95	0.13(2)	0.058(2)			7.2E-03(2)	0.018(5)		1.4E-04(2)	5.4E-04(2)	[SAR-66]
Ruthenium-106	0.27(2)	0.26(11)	0.01(3)	9.8E-04(2)	0.056(4)	0.058(7)	0.015(2)	0.038(7)	0.012(4)	[ROM-54], [ROM-57],
pH < 5.5		0.45(2)	0.16(1)			0.11(2)		0.08(2)		[SAR-66], [SAR-68]
Iodine-129	1.84(1)	0.25(1)				0.03(4)	0.03(1)			[RIC-74], [CLI-76],
aerial[b]					0.07(2)	0.14(2)			0.08(2)	[KIE-76]
Cesium-137	0.093(9)	0.048(24)	0.019(11)	7.8E-03(3)	0.022(14)	0.037(11)	0.032(3)	0.061(7)	0.026(4)	[ROM-57], [FRE-58],
K < 80 mg/kg	0.39(7)	0.20(15)	0.054(4)	0.027(1)	0.32(2)	0.18(5)	0.12(2)	0.26(2)	0.11(2)	[BAR-61], [SAR-66],
Florida soils	42.6(1)[c]	29.1(8)[c]			17.5(1)	4.5(1)			1.5(1)	[SAR-68], [GAR-71], [DEL-73], [STE-80b], [HEI-80b]
Cerium-144 + (rare earths)	0.072(3)	0.023(13)	1.06E-3(5)	8.1E-04(3)	0.036(6)	0.044(7)	6.7E-03(3)	0.033(5)	2.8E-03(6)	[ROM-54], [ROM-57],
pH < 5.5		0.22(1)				0.16(1)		0.14(1)		[SAR-66], [SAR-68]

[a] Values generally represent the 84th percentile bound on the mean $(\bar{x} + s/\sqrt{n})$ when more than one observation was made. This means that the probability $\bar{x} \leq$ value = 0.84. Numbers in parentheses indicate number of distinct crop-soil pairs used.

[b] Aerial values represent gross plant-to-soil concentrations ratios and include external contamination from deposited and resuspended material. These values should be used when deposition and resuspension are not assessed separately.

[c] Small scale experiment results which may not be typical of field conditions.

表5.6 Plant-to-soil concentration ratios for naturally-occurring radionuclides and actinides

$$CR = \frac{\text{pCi/kg dry edible part}}{\text{pCi/kg dry soil}^a}$$

Radionuclide conditions	Forage		Grains (kernels)		Leafy	Root		Legumes	Fruits	References for data
	Legumes: alfalfa, clover, sorghum	Grasses	Wheat oat, barley	Corn, rice (dry)	Cabbage, lettuce, spinach	Radish, carrot, turnip, bett	Potato, sweet potato	Bean, pea, soybean (bean)	Tomatoes, cucumbers, apples, etc.	
Lead-210 aerial[b]		0.10(9)	0.012(2)	0.016(1)	0.046(5)	0.13(7)	0.021(1)	0.078(1)	0.038(1)	[MCD-79], [DED-70], [MIL80b]
Polonium-210 aerial[b]	0.21(1)	6.8E-03(7) 0.026(2)	1.9E-04(2) 0.049(1)	1.9E-05(1) 0.016(1)	7.3E-03(3) 0.22(1)	6.4E-03(5) 0.29(2)	1.5E-04(1) 0.044(1)	3.5E-05(1) 0.058(2)	[FRA-68], [HAN-70], 0.06(2)	[MIL-80b]
Radium-226 aerial[b]	0.10(24) 0.49(6)	0.040(9) 0.30(24)	0.058(4) 1.3(3)		0.44(2) 0.75(1)	0.17(2) 0.29(1)	 0.024(1)		3.5E-03(1)	[KIR-68], [MCD-79], [MIL-80b]
Thorium-232 aerial-external[b]	4.6E-03(1)	2E-03(1)	2E-03(1)			3.0E-04(1)	1.2E-04(1) 2.0E-03(1)	3E-04(2)	[BON-80]	
Uranium-238, U^{232} aerial-external[b]	3.9E-04(1) 0.017	5.0E-03(11) 0.017(1)	1.6E-04(2) 1.0E-03(1)			3E-04(1)	9.0E-04(1) 9.9E-03(1)	1.0E-03(2)	1.7E-03(3)	[AD-75], [SCH-80a], [BON-80] [MIL-80b]
Neptunium-237 aerial[b] pH > 7	0.19(2)	0.026(14) 0.092(1) 4.8E-03(5)	5.1E-04(11) 0.015(1) 1.2E-04(4)					4.6E-03(11) 0.013(1) 0.4E-04(4)		[WAL-80], [SCH-80b]
Plutonium-239 aerial[b] microspheres	2.3E-04(24) 0.066(7)	9.2E-05(35) 0.014(9) 3.9E-09(2)	1.5E-06(20) 0.011(8)	0.011(4)	1.75E-04(3) 1E-03(1) 2.9E-08(1)	3.7E-04(5) 4.6E-03(1)	1.4E-03(1) 1E-03(5)	8.1E-06(19) 1.0E-03(5)	1.0E-04(2)	[AD-75], [GAR-74], [AU-77], [BRO-78], [CAT-76], [BON-80], [ADR-80a], [WAL-80], [SCH-80b], [SMI-80], [SMI-81]
Americium-241 aerial[b]	1.7E-03(13) 0.019(3)	2.1E-03(33) 0.042(7)	2.8E-05(21) 7.4E-03(1)		0.05(1)	0.024(1)		6.4E-05(17)		[AD-75], [SCH-76], [AU-77], [BRO-78], [ARD-80a], [WAL-80], [SCH-80b]
Curium-244 aerial[b] pH > 0.7	2.3E-03(10) 0.037(3) 3.5E-04(2)	3.2E-04(10) 0.016(4) 3.0E-05(2)	6.2E-06(10) 3.5E-03(1) 3.1E-06(2)	9.4E-03(4)				8.4E-05(12) 5.6E-03(1) 8.0E-06(4)		[SMI-80], [SCH-80b], [WAL-80], [SMI-81]

Notes:

[a] Values represent the 84th percentile bound on the mean ($\bar{x} + s\sqrt{n}$). This means that the probability $\bar{x}$ < value is 0.84. Numbers in parentheses indicate number of distinct crop soil pairs used for this calculation.

[b] Aerial values represent gross plant-to-soil concentration ratios and include external contamination from deposited and resuspended materials. These values should be used when deposition onto vegetation and resuspension are not separately evaluated.

表5.7 DEFAULT VALUES OF B_{v2} * CONCENTRATION FACTOR IN FOOD CROPS[a]

Element	B_{v2} *	Element	B_{v2} *	Element	B_{v2} *
Na	5×10^{-2} (b)	Tc	5×10^{0} (c, g)	Pb	1×10^{-2} (i)
P	1×10^{0} (b)	R	8×10^{-3} (d)	Bi	1×10^{-1} (c, j)
S	6×10^{-1} (b)	Ag	2×10^{-1} (b)	Po	2×10^{-4} (d)
Cr	8×10^{-4} (c)	Sb	1×10^{-2} (c)	Ra	4×10^{-2} (e, k)
Mn	5×10^{-1} (d)	Te	6×10^{-1} (d, h)	Ac	1×10^{-3} (l)
Fe	7×10^{-4} (b)	I	2×10^{-2} (d)	Th	5×10^{-4} (d, m)
Co	3×10^{-2} (d)	Cs	3×10^{-2} (e)	Pa	4×10^{-2} (n)
Ni	2×10^{-2} (b)	Ba	5×10^{-3} (c)	U	2×10^{-3} (d, m)
Zn	4×10^{-1} (b)	La	2×10^{-3} (f)	Np	4×10^{-2} (m)
Sr	3×10^{-1} (e)	Ce	2×10^{-3} (d)	Pu	5×10^{-4} (d, m)
Y	2×10^{-3} (f)	Pm	2×10^{-3} (f)	Am	1×10^{-3} (d, m)
Zr	5×10^{-3} (c)	Sm	2×10^{-3} (f)	Cm	1×10^{-3} (l, m)
Nb	1×10^{-2} (c)	Eu	2×10^{-3} (f)		

表5.8 DEFAULT VALUES OF B_{v1} * CONCENTRATION FACTOR IN FORAGE PLANTS[a]

Element	B_{v1} *	Element	B_{v1} *	Element	B_{v1} *
Na	2×10^{-1} (b)	Tc	2×10^{1} (f, g)	Pb	9×10^{-2} (c, j)
P	3×10^{0} (b)	Ru	9×10^{-2} (c)	Bi	5×10^{-1} (b, k)
S	2×10^{0} (b)	Ag	1×10^{0} (b)	Po	4×10^{-3} (c)
Cr	3×10^{-3} (b)	Sb	4×10^{-2} (b)	Ra	2×10^{-1} (c, j)
Mn	3×10^{-1} (c, d)	Te	2×10^{0} (c, h)	Ac	4×10^{-3} (l)
Fe	3×10^{-3} (b)	I	9×10^{-1} (c)	Th	1×10^{-3} (m, n)
Co	4×10^{-1} (c)	Cs	1×10^{-1} (c, d)	Pa	1×10^{-1} (p)
Ni	4×10^{-2} (b)	Ba	2×10^{-2} (b)	U	1×10^{-2} (c, n)
Zn	5×10^{-1} (b)	La	4×10^{-2} (i)	Np	1×10^{-1} (n)
Sr	2×10^{0} (c, d)	Ce	4×10^{-2} (c)	Pu	1×10^{-3} (m, n)
Y	1×10^{-2} (c, e)	Pm	4×10^{-2} (i)	Am	4×10^{-3} (c, n)
Zr	2×10^{-2} (c)	Sm	4×10^{-2} (i)	Cm	4×10^{-3} (l, n)
Nb	4×10^{-2} (b)	Eu	4×10^{-2} (i)		

表5.9 Radionuclide transfer factors from intate to cows' milk[a]

Element	Transfer factor from intake to cows' milk f_m (d/L)	Element	Transfer factor from intake to cows' milk f_m (d/L)
H (tritium)	1.4E−02	Sb ($SbCl_3$)	2.0E−05
C	1.5E−02	Te	2.0E−04
Na	3.5E−02	I	9.9E−03
P	1.6E−02	Cs	7.1E−03
K	7.2E−03	Rare earths ($CeCl_3$)	2.0E−05
Ca	1.1E−02	Ta (oxalate)	2.8E−06
Cr	2.0E−03	W (sodium tungstate)	2.9E−04
Mn	8.4E−05	Re (sodium perrhenate)	1.3E−03
Fe	5.9E−05	Rare metals (Os, Pt, Ir, Au)	(5.0E−06)[b]
Co	2.0E−03	Hg, $HgCl_2$	9.7E−06
Ni	1.0E−02	Tl, $Tl(NO_3)_2$	1.3E−03
Cu	1.7E−03	Pb	2.6E−04
Zn	1.0E−02	Bi	5.0E−04
Br	2.0E−02	Po	1.4E−02
Kr	2.0E−02	Rn	3.0E−02
Rb	1.2E−02	Ra	4.5E−04
Sr	1.4E−03	Ac	(2.0E−05)[c]
Y	2.0E−05	Th	5.0E−06
Zr	8.0E−02	Pa	5.0E−06
Nb	2.0E−02	U	6.1E−04
Mo	1.4E−03	Np	5.0E−06
Tc	9.9E−03	Pu (PuO_2)	(2.7E−09)[d]
Ru ($RuCl_2$ or RuNO)	6.1E−07	Transuranics	(2.0E−05)[c]

[a]Data primarily from the compilation by [NG-77].
[b]Based upon iridium and gold experimental values rather than derived default values given in [NG-77].
[c]Based on value for rare earths (lanthanides).
[d]This chemical form of plutonium is more likely to be released from nuclear facilities than most other forms of plutonium. However, the f_m value of some complexed forms of plutonium can be higher; for example, a value of 1.0E−07 is given by [NG-77] for plutonium citrate.

表5.10 Transfer factors for transfer to meat to meat and eggs[a]

Element	f_m (d/kg)				
	Beef	Pork	Lamb	Chicken	Eggs
Na	8.3E−03				
P	4.9E−02				
K	1.8E−02				1.1
Ca	1.6E−03			4.4E−02	0.44
Cr	9.2E−03				
Mn	5.0E−04	3.6E−03	5.9E−03	6.1E−02	0.065
Fe	2.1E−02	2.6E−02	7.3E−02	1.5	1.3
Co	1.2E−02				
Ni	(2.0E−03)				
Cu	(1.3E−02)				
Rb	1.1E−02				
Sr	8.1E−04	3.9E−02	2.2E−03	3.5E−02	0.3
Y	1.0E−03			1.0E−02	2E−03
Zr	(2.1E−02)				
Nb	2.0E−03[b]			2E−03	3E−03
Mo	6.8E−03			5E−03	0.5
Tc	(8.7E−03)				
Ru	2.0E−03			7E−03	6E−03
Sb	(1.2E−03)				
Te	(1.5E−02)				
I	(7.2E−03)				
Cs	2.0E−03			1E−02	5E−03
Rare earths	(2.9E−04)				
W	3.7E−02				
Hg				2.7E−02	
Pb	4E−04				
Po	4.5E−03				
Ra	5.1E−04[c]				
Th	2.0E−04[c]				
U	3.4E−04[c]				
Pu	(1.0E−06)				
Transuranics	(3.6E−06 Am)				

[a]Beef values in parentheses are from [Ng-79]; the remaining values in the table are from [NG-82].
[b]A value of 0.25 is given in [Ng-79]. This appears to be out of line with the chicken values.
[c]Low [NG-82b].

表5.11 Transfer of radionuclides from milk to milk products[a]

Product	Radionuclide concentration in milk products ÷ radionuclide concentration in milk		
	^{134}Cs	^{85}Sr	^{131}I
Fresh cheese			
(Whole) rennet	1.3	3.9	3.0
Acid fermented	0.75	0.66	2.2
(Skin) rennet	1.5	3.8	2.8
Acid fermented	1.4	0.97	2.7
Fermented cheese			
Cottage cheese	0.86	4.7	2.3
Hard cheese	0.57	6.6	2.3
Pressed cheese	0.90	6.3	1.7
Buttermilk	1.0	0.92	0.99
Cream (24%)	0.87	0.60	0.73
Butter	0.11	0.09	0.36
Casein			
Rennet	2.6	20.	4.0
Acid	1.2	10.0	3.6

[a]Based upon French agricultural practice.
Source: [KIR-66].

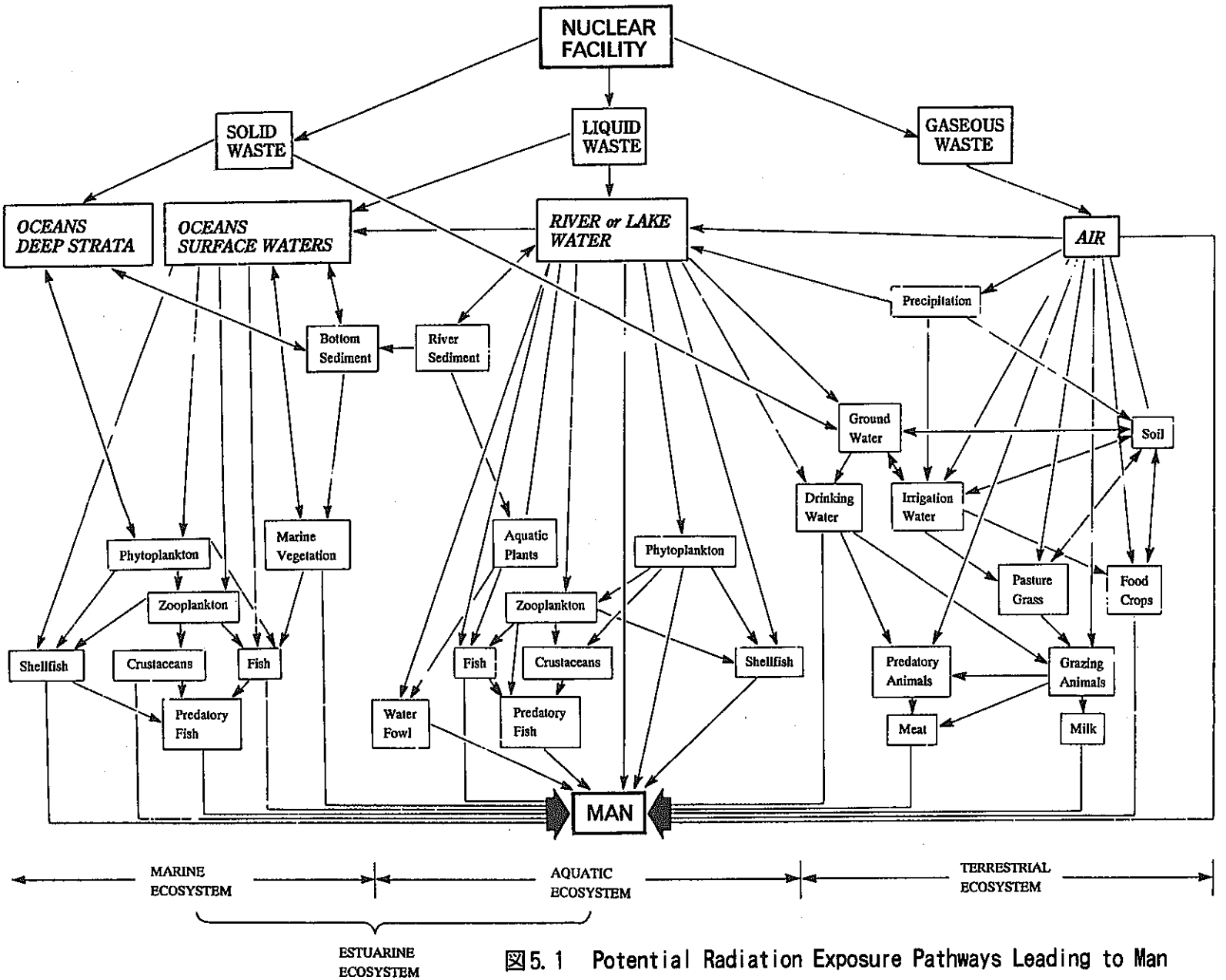


図5.1 Potential Radiation Exposure Pathways Leading to Man

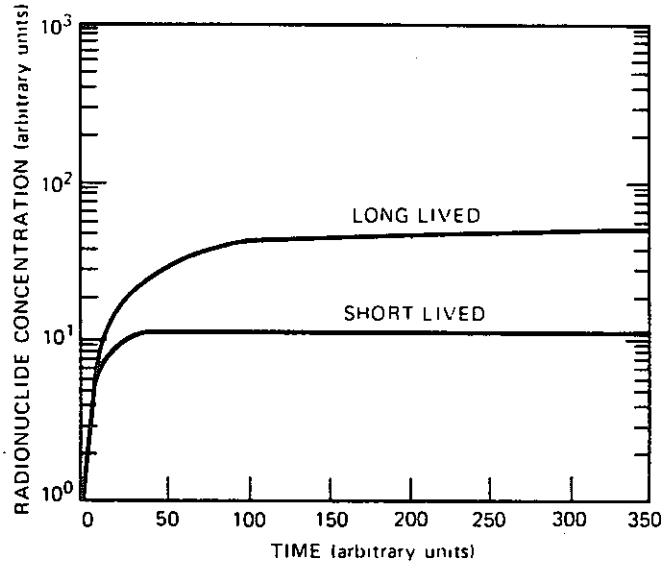


図5.2 Accumulation of a short-lived and a long-lived radionuclide in an integrating exposure pathway

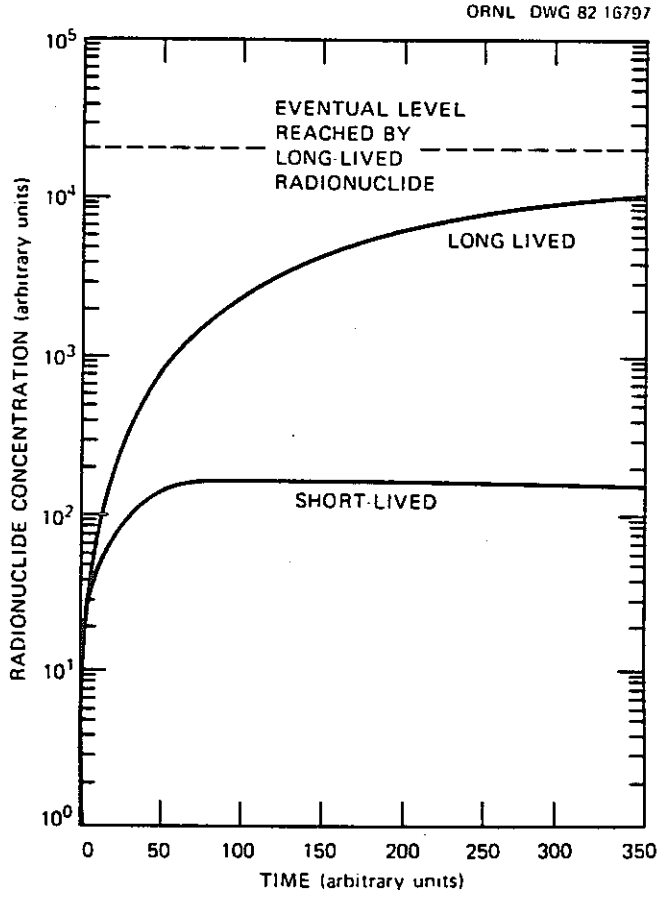


図5.3 Uptake of a short-lived and a long-lived radionuclide in a cumulative integrating pathway

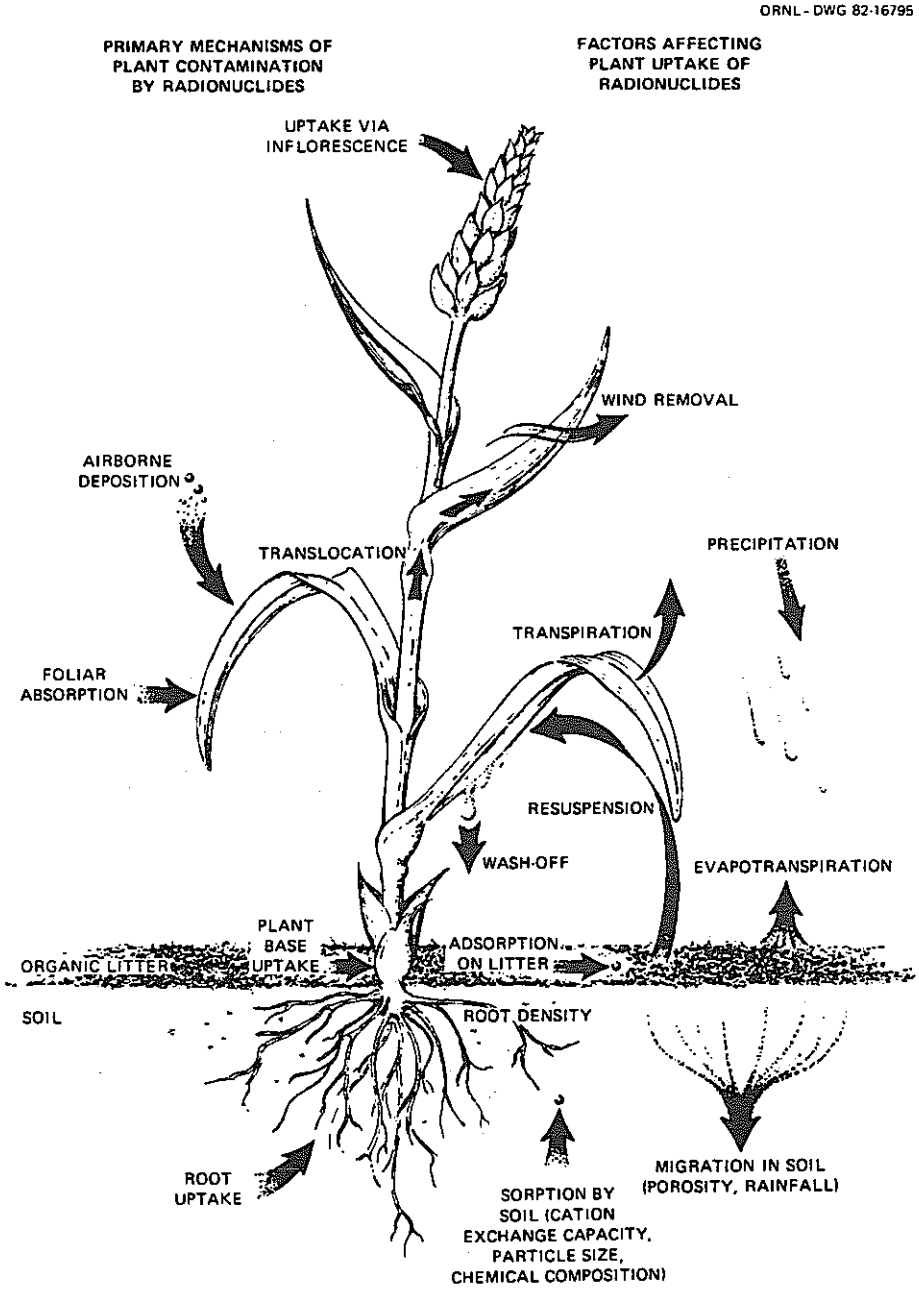


図5.4 Potential pathways for contamination of vegetation

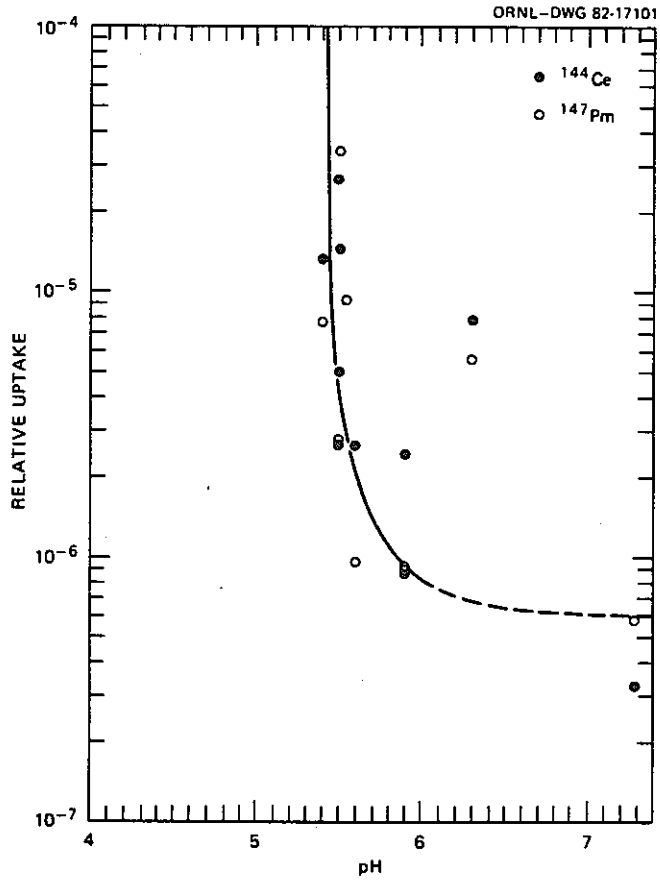


図5.5 Effect of soil pH on radionuclide uptake [CUM-71]

第６章　内部被ばく線量評価

6.1　基本的な量と概念

6.1.1　預託線量当量（Committed Dose Equivalent）

内部被ばく線量評価に用いられる線量は，ＩＣＲＰによって導入された預託線量当量と呼ばれる積分線量であり，次の式によって定義される。

$$H_T = \int \dot{H}_T(t)\,dt$$

$\dot{H}_T(t)$ は，放射性物質の摂取にともなう時刻ｔにおける臓器Ｔの線量当量率である。積分期間は，職業人に対しては50年，一般公衆の子供に対しては70年が利用される。

6.1.2　内部被ばく線量計算の基本式

現在の線量評価は，米国核医学会に設けられたＭＩＲＤ(Medical Internal Dose Committee)委員会が最初に行った線源器官と標的器官を用いて線量計算を行う方式のものである。線源器官に一様に分布すると仮定して，そこから放出される光子はモンテカルロ輸送計算にしたがって標的器官に吸収されるエネルギー割合，すなわち吸収割合（Absorbed fraction）が計算される。吸収割合を標的器官の質量で割ったものに，放出光子のエネルギーと放出率を乗じて１壊変あたりの値に変換した比実効エネルギーを基本にエネルギー吸収の計算が行われる。線源器官の積分放射能は体内動態モデルを用いて求められる。

$$H_{50,T}(Sv) = 1.6\times10^{-10}\sum_{s}\left[\int R_s(t)\,dt\,(\Sigma SEE(T\leftarrow S)i)\right]$$

$H_{50,T}$　：標的器官Ｔの預託線量当量(Sv)

$R_s(t)$　：放射性核種を摂取した後の線源器官Ｓにおける放射能残留率

SEE(T←S)：比実効エネルギー

線源器官Ｓでの核種の変換によって放出される放射線が標的器官Ｔで単位質量あたりに吸収されるエネルギーで放射線の線質係数で修正したもの（MeV/g/dis.）

比実効エネルギーの評価については，6.3節に，残留率を評価するための体内動態モデル

については6.4節にそれぞれ述べる。

6.2　ＩＣＲＰ標準人

ＩＣＲＰのタスクグループは1975年に標準人に関する報告書をまとめた。標準人の概念は，内部被ばく線量あるいは誘導限度などを計算するために必要な人体に関するデータを規定したもので，体重70kg，身長174cmとして欧米人をモデル化したものである。体内臓器の元素組成，臓器の質量，あるいは，摂取量などを規定したものであった。1975年のタスクグループの報告書では，人体臓器の解剖学的数値，元素組成，生理学的データなどを網羅したものとして発展して，人体に関する基礎データが作成されている。内部被ばく線量計算に使用される標準人データは，臓器の質量，呼吸率である。表6.1に標準人の臓器質量をまとめた。

6.3　線源臓器から標的臓器への線量計算（比実効エネルギーの算定）

6.3.1　線源器官と標的器官

体内に摂取された放射性物質は，その化学的な性質によって特定の臓器に移行し，そこで残留する。γ線のように透過性の放射線の場合，放射性物質が残留している臓器以外の他の臓器にエネルギーを与える。このとき，放射性物質が存在する臓器を線源器官と呼び，そこからの放出される放射線によってエネルギー吸収を受ける臓器を標的器官という。α線のように臓器の大きさに比べてきわめて飛程の短い放射線では，線源器官と標的器官が一般には一致する。

6.3.2　吸収割合と比吸収割合

放射線の種類をｉとして，線源器官をｓ，標的器官をｔとするときのエネルギーの吸収割合$\phi_i(t \leftarrow s)$は，次のように定義される。

$$\phi_i(t \leftarrow s) = \frac{\text{標的器官に吸収された放射線エネルギー}}{\text{線源器官から放出される放射線エネルギー}} \qquad (6.1)$$

ただし，静止質量エネルギーは除く。吸収割合は，線源および標的器官の幾何学的形状と両者の位置関係だけでなく，両器官を含めた人体内における放射線の透過力に依存する。

比吸収割合$\Phi_i(t \leftarrow s)$は，標的器官の質量をm_tとするとき，

$$\Phi_i(t \leftarrow s) = \frac{\phi i(t \leftarrow s)}{m_t} \qquad (6.2)$$

と定義される。比吸収割合は，標的器官が点の場合にも適用することができる。線源器官および標的器官が，放射線の飛程に比べて充分大きな均質な媒質中に存在し，放射性物質が線源器官内に均一に分布している場合は，均一等方モデル（uniform isotropic model)と呼ばれる。標的器官を点とする点等方比吸収割合は，線源器官からの距離xのみの関数として，$\Phi_i(x)$で記述される。点等方吸収割合は定義上，均質媒質の密度をρとすると，

$$4\pi\rho\int x^2\Phi_i(x)dx=1 \qquad (6.3)$$

の式を満たさなけらばならない。線源器官あるいは標的器官を点とするとき，その比吸収割合は，点等方比吸収割合の平均値に等しい。

$$\Phi_i(r \longleftrightarrow P) = \overline{\Phi}_i(x) \qquad (6.4)$$

したがって，線源および標的器官を任意の領域に拡張するとき，比吸収割合は，両方の領域に存在するすべての点同士の点等方比吸収割合の平均値に等しい。

$$\Phi_i(r_1 \longleftrightarrow r_2) = \overline{\Phi_i(x)} \qquad (6.5)$$

ここで，xはランダムに選ばれた2点間の距離である。通常，幾何学的形状は複雑なので，式（6.5）の計算には，モンテカルロ法が用いられる。

点等方比吸収割合は，距離だけの関数なので，次の基本的な性質（相互定理と呼ばれる）をもつ。

$$\Phi_i(r_2 \leftarrow r_1) = \Phi_i(r_1 \leftarrow r_2) \equiv \Phi_i(r_2 \longleftrightarrow r_1) \qquad (6.6)$$

$$\frac{\phi_i(r_2 \leftarrow r_1)}{m_2} = \frac{\phi_i(r_1 \leftarrow r_2)}{m_1} \qquad (6.7)$$

6.3.3. S-factorと比実効エネルギー（ＳＥＥ）

線源器官における放射能，すなわち，核壊変率をA_sとし，放射線の種類ｉの平均放出エネルギーをΔ_iとするとき，標的器官Ｔにおける単位質量あたりの平均吸収線量率は，

$$\overline{D}_i(T \leftarrow S) = A_s \Delta_i \Phi_i(T \leftarrow S) \qquad (6.8)$$

によって表される。ある特定の放射性核種から放出される放射線についてすべて加算することによって，単一の放射性核種からの平均吸収線量率は，次の式で表現される。

$$\overline{D}_i(T \leftarrow S) = A_s \sum_i \Delta_i \Phi_i(T \leftarrow S) \qquad (6.9)$$

ここで，

$$S(T \leftarrow S) = \sum_i \Delta_i \Phi_i(T \leftarrow S) \qquad (6.10)$$

は，Ｓ－ファクター(S-factor)と呼ばれ，放射線の物理データと人体内での放射線輸送と器官の幾何学的形状および位置を反映した係数である。

ある標的器官の平均吸収線量率は，関係するすべての線源器官からの寄与を考慮して，

$$\overline{D}(T) = \sum_s A_s S(T \leftarrow S) \qquad (6.11)$$

と表される。ここで，Ｓは，積分放射能あたりの平均吸収線量率として定義される。

6.3.4 比吸収割合の計算法

線源器官から標的器官への比吸収割合の計算は，人体が複雑な形状しているため，上述したような方法で計算できる場合はまれで，実際にはモンテカルロ法が用いられる。放射能輸送計算にモンテカルロ法を適用するのは，近年計算機の性能の向上とともに発達してきた手法であり，従来の解析的手法に比べて複雑な形状あるいは不均一組成を考慮した計算ができ

るのが特長である。モンテカルロ法は，計算機上で疑似乱数（ξ）を発生して，その値によって光子のエネルギーおよび方向，あるいは反応の種類を決定しながら，カットオフエネルギーまで追跡することを計算機上で繰り返して，必要な情報を統計的な平均値として出力する手法である。

発生した光子が最初に相互作用するまでの距離(l)は，線減衰係数μを用いて

$$l = -\ln(\xi)/\mu$$

と計算される。このときξは，(0.1）の一様乱数である。相互作用の種類は，光電効果，コンプトン効果，電子対生成の線減衰係数の割合にしたがって，確率的に乱数を用いて選択される。光電効果であれば，光子エネルギーは光電子に渡され，その近傍ですべてエネルギーは吸収される。コンプトン効果が生じるとすると，クライン仁科の式にしたがって，散乱角が乱数によって確率的にサンプリングされる。1.02MeV のエネルギーをもった光子は電子対生成を起こすと，0.51MeV のγ線を２本，互いに反対方向にランダムに放出される。このγ線も同様な方法によって追跡される。このように，発生された光子があらかじめ任意に定めたカットオフエネルギーまで減少するまで追跡し，その間に標的器官に沈着させたエネルギーの合計値から比吸収割合が計算される。モンテカルロ法は優れた手法であるが，得られた結果は統計的な標本値の平均値（あるいは積分値）であり，とくに，少ない標本数での平均値に対してはランダム誤差についての検討が必要である。

6.3.5　骨に対するエネルギー沈着（骨モデル）

人体の臓器の中でも，骨は，ミネラル５kg，黄色骨髄1.5kg，赤色骨髄1.5kg，結合組織２kgからなる複雑な構造をしている。骨に対するエネルギー沈着を計算する場合，簡単な幾何学的形状で表現することができない。骨における線源器官は梁骨と皮質骨であり，標的器官は背赤色骨髄(1,500g)と骨表面(120g)である。光子については骨全体（骨格）に与えられる比吸収割合が骨表面の細胞での線量評価に用いられている。α線については，骨の表面は実質的に無限かつ平坦と考え，平均エネルギーが0.20MeV 以下のβ線はα線と同じと考えて，ＩＣＲＰ Publ.30では表6.2の吸収割合を勧告している。

6.4　放射性核種の体内動態モデル

6.4.1　体内動態モデル

体内動態を表現するための一般的なモデルは，複数のコンパートメントを組合わせて表現され，それぞれのコンパートメントからの消失の速度がコンパートメント内の放射能に比例すると仮定したものである。数学的には，定数係数の線形連立微分方程式で記述できる。

各コンパートメントの放射能は微分方程式の線型性から次の式で求められる。

$$q_n(t) = \sum_{c} F_c \cdot \prod_{p=1}^{n-1} k_{p,\,p+1} \sum_{j=1}^{n} \frac{\exp(-k_j t)}{\prod_{p=1,\,p\neq j}^{n} (k_p - k_j)}$$

$q_n(t)$ ：時刻 tのコンパートメント nの放射能（Bq）

c　：評価対象のコンパートメントを含む連鎖の１つ

Fc　：連鎖 cの最初のコンパートメントに沈着する割合

$k_{p,p+1}$ ：p 番目から (p+1)番目のコンパートメントへの速度定数（day^{-1}）

k_j　：j 番目のコンパートメントから喪失する速度定数（day^{-1}）

吸入摂取

体内動態モデルの生物学的半減期などのパラメータは，ヒトのデータが得られている核種についてはヒトの値を，ヒトのデータがないものは動物実験データを参考にした値としてＩＣＲＰ Publ.30で勧告されている。

6.4.2　胃腸管モデルと呼吸器モデル

すべての核種に共通する体内動態モデルとして，胃腸管モデルと呼吸器モデルとがある。胃腸管モデルは，胃，小腸，大腸上部，大腸下部の４つのコンパートメントからなり，体液への移行を除いてそれぞれのコンパートメントからの消失速度は核種に関係なく一定として扱われる。体液を意味する通過コンパートメントには小腸からのみ吸収するとして仮定されている。重要なパラメータとなる消化管吸収率（ＧＩ factor)の実験データから，核種ごとのそれぞれの化合物について小腸からの吸収速度が決定される。

呼吸器モデルは，10個のコンパートメントから構成される。呼吸を通して摂取された粒子状の放射性物質はその物理的な大きさを示す空気力学的放射能中央径（ＡＭＡＤ）に応じて，

鼻道領域（N－P），気管および気管支領域（T－B），肺胞領域（P）の3つにそれぞれ一定の割合で沈着する。そのとき，3つの領域を構成するコンパートメントに分配される割合は，化学形に依存して決められており，呼吸器領域からの消失速度を分類したクラス（D，W，Y）によって異なる。呼吸器からの消失された放射能は通過コンパートメントおよび胃腸管コンパートメントに移行する。

胃腸管モデルと呼吸器モデルを含めて表現した体内動態モデルの例を図4.1に示す。呼吸器モデルについては，ＩＣＲＰのタスクグループで改訂作業が進められており，1992年末には最終ドラフトがまとまり，1993年中には刊行されることになっている。この新しいモデルでは，従来のモデルが作成されたときから得られた新しい知見を反映して，より生物学的に意味のある線量を目指したモデルとして注目される。

6.4.3　線量換算係数

ＩＣＲＰ Publ.30のモデルと線量計算上の仮定を用いて計算された単位摂取量あたりの預託線量当量の値（Sv/Bq)は，核種の化合物ごとにＩＣＲＰ Publ.30で与えられている。さらに，年齢ごとの線量換算係数をまとめたレポートがＮＲＰＢから出版されており利用可能である。

表6. 1　標準人の臓器質量

	Mass, (g)	Percent of total body[a]	Effective radius, (cm)
Total body[a]	70,000	100	30
Muscle	30,000	43	30
Skin and Subcutaneous tissue[b]	6,100	8.7	0.1
Fat	10,000	14	20
Skeleton			
Without bone marrow	7,000	10	5
Red marrow	1,500	2.1	
Yellow marrow	1,500	2.1	
Blood	5,400	7.7	
Gastrointestinal tract[a]	2,000	2.9	30
Contents of GI tract			
Lower large intestine	150		5
Stomach	250		10
Small intestine	1,100		30
Upper large intestine	135		5
Liver	1,700	2.4	10
Brain	1,500	2.1	15
Lungs (2)	1,000	1.4	10
Lymphoid tissue	700	1.0	
Kidneys (2)	300	0.43	7
Heart	300	0.43	7
Spleen	150	0.21	7
Urinary bladder	150	0.21	
Pancreas	70	0.10	5
Salivary glands (6)	50	0.071	
Testes (2)	40	0.057	3
Spinal cord	30	0.043	1
Eyes (2)	30	0.043	0.25
Thyroid gland	20	0.029	3
Teeth	20	0.029	
Prostate gland	20	0.029	3
Adrenal glands or suprarenal (2)	20	0.029	3
Thymus	10	0.014	
Ovaries (2)	8	0.011	3
Hypophysis (pituitary)	0.6	8.6×10^{-6}	0.5
Pineal gland	0.2	2.9×10^{-6}	0.04
Parathyroids (4)	0.15	2.1×10^{-6}	0.06
Miscellaneous (blood vessels, cartilage, nerves, etc.)	390	0.56	

[a]Does not include contents of the gastrointestinal tract.
[b]The mass of the skin is taken to be 2000 g.

Source: International Commission on Radiological Protection 1959. *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation,* ICRP Publication 2, Pergamon, Oxford.

表6.2　骨線量に用いる吸収割合

		α線源		β線源		
					骨表面線源	
線源器官	標的器官	体積線源	骨表面線源	体積線源	E＞0.20MeV	E＜0.20MeV
梁　　骨	骨表面	0.025	0.25	0.025	0.025	0.25
皮質骨	骨表面	0.01	0.25	0.015	0.015	0.25
梁　　骨	赤色骨髄	0.05	0.5	0.35	0.5	0.5
皮質骨	赤色骨髄	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

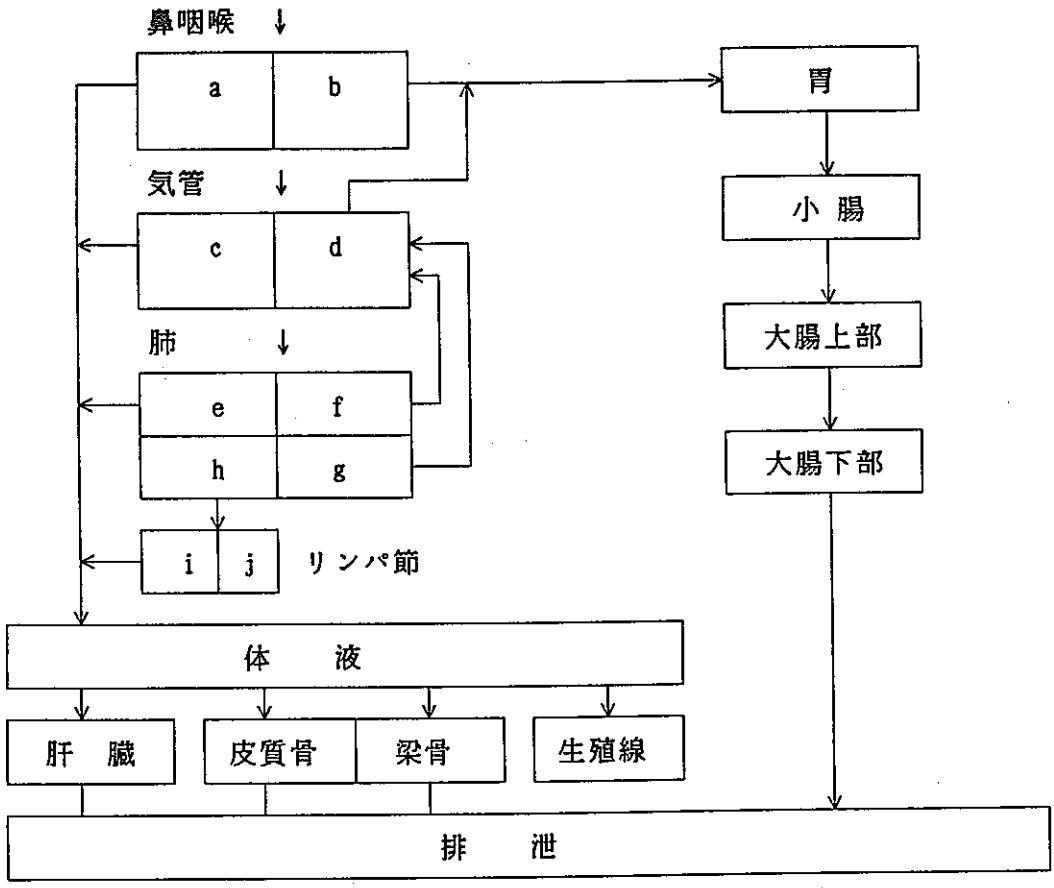


図6.1　プルトニウム吸入の体内動態モデル

第７章　外部被ばく線量評価

7.1　外部被ばく線量評価の基本的考え方

環境における外部被ばく線量評価の手順については，通常，次の６つのステップを取ることになる。まず，第一には，被ばくの形態を決める必要がある。つまり，放射性のプリューム等におおわれているか，放射性物質により汚染された土壌の上に人がいるか等である。次には，放射線の種類を決めなければならない。通常，中性子の評価が必要な場合はあまりなく，γ線，あるいはβ線の被ばくを評価することとなる。３番目には，物質中の吸収線量の評価が必要である。通常考えるべき物質は空気である。次には，この媒質中におかれた生体小片の吸収線量を考える。これはいわゆる空気中生体カーマ（tissue kerma in air)と呼ばれる量である。第５番目には人体表面における線量を考える。β線の場合にはこの評価は重要である。最終的には人体組織中の線量を評価することとなる。

外部被ばく線量評価のための基礎方程式は次のようになる。

吸収線量率＝線源強度×エネルギー×吸収割合

$$\dot{D}(r,\ E,\ t) = k \cdot A(t) \cdot E \cdot \Phi(r,\ E)$$

[Gy/s]　　1.6×10^{-10}　[Bq] [MeV] [g^{-1}]

この基礎方程式を光子（γ線など）について展開したものが次式である。

$$\dot{D}_\gamma(t) = k\sum_i f_{i\gamma} E_{i\gamma} \int_\sigma \chi(\vec{r},t)\,\Phi_\gamma(r,E_{i\gamma})\,d\sigma .$$

ここにχ(r, t)は放射能濃度を示している。

電子（β線など）については不連続な放射線成分と連続な放射線成分についての和の形で示される。

$$\dot{D}_e(t) = k\left[\sum_l f_{le} E_{le} \int_\sigma \chi(\vec{r},t)\,\Phi_e(r,E_{le})\,d\sigma + \sum_j f_{j\beta} \int_0^{E_{j\beta}^{max}} N_{j\beta}(E) E \int_\sigma \chi(\vec{r},t)\,\Phi_e(r,E)\,dE\,d\sigma\right].$$

7.2　理想的（簡単）な場合の計算

環境における外部被ばく線量評価が理想的（簡単）にできる場合は次の２つのケースが考えられる。１つは汚染された空気中に人が没入している場合であり，他の１つは汚染された大地表面からの被ばくの場合である。この各々については，D.C.Kocherにより各核種ごと，各臓器ごとに，線量換算係数が与えられている。いずれの場合も基本的な手順は，求めたい線量率は線源項と線量率係数の積で与えられるわけで

$$\dot{D}(t) = \chi(t) \times DRF(\text{Dose Rate Factor})$$

の形に定式化できる。

7.21　汚染された空気中に没入している場合の外部被ばく

これは評価対象の人が放射性クラウドに取り込まれた場合の評価で，前述の基本的考え方に示した手順で，①空気中での線量率係数，②空気中におかれた生体組織に体する線量率係数，人体表面での線量率係数，④人体組織における線量率係数，のように評価していく。基礎式としては光子（γ線など），電子（β線）について簡便評価式を求めておく。これを各核種ごとに積分していき係数を求める。以上の評価をKocherがまとめたものが表7.1であり空気放射能［Bq/cm³］当りの人の線量率［Sv/y］が示されている。

7.22　汚染された大地表面からの外部被ばく

核戦争，あるいは大規模な原子炉事故等により広域の土壌が汚染された場合も，空気の汚染の場合と同じように外部被ばく線量を評価できる。この場合は評価空間が半球である点がポイントで，それに着目しつつ，光子（γ線など）と電子（β線）について，①空気中の線量率係数，②空気中の生体組織の線量率係数，③人体表面の線量率係数，④人体組織の線量係数を各々求め，これを各核種ごと，各臓器ごと求めていく。表7.2にはKocherによるまとめが土壌の汚染[Bq/cm²]毎の人の被ばく線量率係数［Sv/y］の形で示されている。

7.3　現実の（難しい）場合の計算

7.3.1　線源項が有限な場合の扱い方

線源項が有限な場合は，数値計算法にてこれを扱う場合が多い。例えば，空気中の光子線量の場合はＲＳＡＣコード（1977年，Hoffman ら）などである。また，人体内の光子線量に

ついてもモンテカルロコードなどが適用されているが，米国ＮＲＣにより（1977年）体内５cm位置のものについては簡便式も与えられている。

7.3.2　線量率係数の補正係数

(1)　この補正係数について建屋の遮蔽効果として次の２例が考えられる。

ｉ）汚染空気の中に入った場合

この場合は，例えば，米国ＮＲＣは補正係数として 0.5をとることをすすめていて，これはファクター２以内で合うとしている。

ii）汚染土壌の場合

核戦争の場合等が想定されるが，米国民間防衛庁の評価では車内で 0.7，シェルター内で0.005と見積っている。

また，通常建屋中央部では周辺部の 2/3倍，都市部では建屋相互の遮蔽効果があることが知られている。

(2)　地形，地面の透過効果についても，その詳細な評価は難しいが，例えば，ウェザリングについては次の経験式が米国 NRCにより知られている。

$$f_w(t) = 0.63\ \exp(-1.13t) + 0.37\ \exp(-0.0075t)$$

ここに tは年を表す。

表7.1 Dose-rale factors for immersion in contaminated air

(Values are in Sv/y per Bq/cm^3)

Nuclide	Skin (electrons)	Breast (photons)	Lungs (photons)	Red marrow (photons)	Ovaries (photons)	Skeleton (photons)	Testes (photons)	Total body (photons)
^{3}H	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{14}C	5.9E-3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{85}Kr	4.1E-1	3.3E-3	2.6E-3	2.7E-3	2.4E-3	3.1E-3	3.5E-3	2.8E-3
^{85m}Kr	4.2E-1	2.7E-1	1.8E-1	1.8E-1	1.5E-1	2.7E-1	2.5E-1	2.0E-1
^{88}Kr	6.6E-1	3.3E0	2.7E0	2.8E0	2.4E0	2.9E0	3.6E0	2.9E0
^{88}Rb	4.6E0	1.0E0	8.6E-1	8.8E-1	7.6E-1	9.1E-1	1.1E0	9.1E-1
^{90}Sr	2.9E-1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{90}Y	2.0E0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{95}Zr	1.1E-1	1.1E0	9.1E-1	9.2E-1	8.3E-1	1.0E0	1.2E0	9.7E-1
^{95}Nb	6.9E-3	1.1E0	9.5E-1	9.6E-1	8.6E-1	1.1E0	1.3E0	1.0E0
^{99}Tc	5.4E-2	9.8E-7	5.7E-7	4.1E-7	4.3E-7	9.9E-7	8.3E-7	6.3E-7
^{106}Ru	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{106}Rh	3.1E0	3.1E-1	2.5E-1	2.5E-1	2.2E-1	2.9E-1	3.3E-1	2.7E-1
^{129}I	3.5E-3	2.4E-2	5.6E-3	2.1E-3	4.0E-3	9.8E-3	1.6E-2	1.0E-2
^{131}I	2.6E-1	5.8E-1	4.4E-1	4.6E-1	3.9E-1	5.5E-1	6.0E-1	4.8E-1
^{133}I	7.6E-1	8.9E-1	7.3E-1	7.4E-1	6.5E-1	8.3E-1	9.7E-1	7.8E-1
^{131m}Xe	1.1E-1	2.1E-2	7.1E-3	4.8E-3	5.4E-3	1.1E-2	1.5E-2	1.1E-2
^{133}Xe	8.2E-2	7.1E-2	3.5E-2	2.3E-2	2.6E-2	6.2E-2	5.7E-2	4.2E-2
^{133m}Xe	2.5E-1	5.5E-2	3.1E-2	2.9E-2	2.5E-2	4.4E-2	4.8E-2	3.7E-2
^{135}Xe	5.4E-1	4.0E-1	2.8E-1	2.9E-1	2.4E-1	3.8E-1	3.9E-1	3.1E-1
^{134}Cs	2.3E-1	2.3E0	1.9E0	1.9E0	1.7E0	2.1E0	2.5E0	2.0E0
^{137}Cs	2.3E-1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{137m}Ba	1.3E-1	8.8E-1	7.3E-1	7.4E-1	6.6E-1	8.2E-1	9.7E-1	7.8E-1
^{154}Eu	3.7E-1	1.9E0	1.6E0	1.6E0	1.4E0	1.7E0	2.1E0	1.7E0
^{210}Pb	0.0	3.3E-3	1.1E-3	5.2E-4	8.3E-4	2.1E-3	2.3E-3	1.6E-3
^{214}Pb	4.2E-1	3.9E-1	2.9E-1	2.9E-1	2.4E-1	3.7E-1	3.9E-1	3.1E-1
^{210}Bi	7.1E-1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{214}Bi	1.3E0	2.3E0	2.0E0	2.0E0	1.7E0	2.1E0	2.6E0	2.1E0
^{210}Po	0.0	1.3E-5	1.1E-5	1.1E-5	9.6E-6	1.2E-6	1.4E-5	1.1E-5
^{222}Rn	0.0	5.7E-4	4.6E-4	4.7E-4	4.1E-4	5.4E-4	6.2E-4	4.9E-4
^{226}Ra	3.2E-7	1.2E-2	7.6E-3	7.3E-3	6.1E-3	1.1E-2	1.1E-2	8.3E-3
^{230}Th	0.0	9.1E-4	3.8E-4	2.8E-4	2.9E-4	6.5E-4	6.0E-4	4.7E-4
^{231}Th	4.6E-2	2.5E-2	1.2E-2	8.3E-3	8.8E-3	2.0E-2	1.8E-2	1.4E-2
^{234}Th	7.9E-3	1.5E-2	8.1E-3	5.7E-3	6.1E-2	1.4E-2	1.2E-2	9.3E-3
^{234m}Pa	1.7E0	1.7E-2	1.4E-2	1.4E-2	1.3E-2	1.6E-2	1.9E-2	1.5E-2
^{234}U	3.4E-5	5.5E-4	1.1E-4	7.5E-5	8.2E-5	1.9E-4	2.2E-4	1.8E-4
^{235}U	5.0E-3	2.6E-1	1.7E-1	1.6E-1	1.4E-1	2.5E-1	2.4E-1	1.9E-1
^{236}U	1.9E-5	4.8E-4	8.1E-5	4.7E-5	5.8E-5	1.5E-4	1.7E-4	1.4E-4
^{238}U	1.3E-5	4.2E-4	6.8E-5	3.8E-5	4.9E-5	1.2E-4	1.5E-4	1.2E-4
^{238}Pu	0.0	4.9E-4	3.2E-5	1.4E-5	2.1E-5	5.7E-5	1.1E-4	1.1E-4
^{240}Pu	0.0	4.7E-4	3.3E-5	1.5E-5	2.2E-5	5.8E-5	1.1E-4	1.1E-4
^{241}Pu	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{241}Am	1.5E-5	4.0E-2	1.9E-2	1.0E-2	1.4E-2	3.4E-2	3.1E-2	2.3E-2

表7.2 Dose-rale factors for ground-surface exposure

(Values are in Sv/y per Bq/cm^2)

Nuclide	Skin (electrons)	Breast (photons)	Lungs (photons)	Red marrow (photons)	Ovaries (photons)	Skeleton (photons)	Testes (photons)	Total body (photons)
^{3}H	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{14}C	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{85}Kr	2.6E-4	6.7E-7	5.4E-7	5.6E-7	4.9E-7	6.3E-7	7.3E-7	5.8E-7
^{85m}Kr	3.6E-4	6.0E-5	4.0E-5	3.8E-5	3.2E-5	5.9E-5	5.5E-5	4.4E-5
^{88}Kr	7.7E-4	5.1E-4	4.3E-4	4.3E-4	3.7E-4	4.5E-4	5.5E-4	4.5E-4
^{88}Rb	5.1E-3	1.6E-4	1.4E-4	1.4E-4	1.2E-4	1.5E-4	1.8E-4	1.5E-4
^{90}Sr	4.4E-5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{90}Y	3.4E-3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{95}Zr	6.9E-6	2.1E-4	1.8E-4	1.8E-4	1.6E-4	2.0E-4	2.4E-4	1.9E-4
^{95}Nb	4.7E-6	2.2E-4	1.9E-4	1.9E-4	1.7E-4	2.1E-4	2.5E-4	2.0E-4
^{99}Tc	0.0	2.3E-10	1.3E-10	9.8E-11	1.0E-10	2.3E-10	2.0E-10	1.5E-10
^{106}Ru	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{106}Rh	4.4E-3	6.1E-5	5.0E-5	5.1E-5	4.5E-5	5.7E-5	6.6E-5	5.3E-5
^{129}I	0.0	1.3E-5	2.9E-6	1.1E-6	2.1E-6	5.1E-6	8.4E-6	5.5E-6
^{131}I	5.8E-5	1.2E-4	9.4E-5	9.6E-5	8.2E-5	1.2E-4	1.3E-4	1.0E-4
^{133}I	1.2E-3	1.8E-4	1.5E-4	1.5E-4	1.3E-4	1.7E-4	2.0E-4	1.6E-4
^{131m}Xe	0.0	1.0E-5	2.7E-6	1.5E-6	2.0E-6	4.5E-6	6.7E-6	4.5E-6
^{133}Xe	0.0	2.2E-5	9.6E-6	6.0E-6	7.2E-6	1.7E-5	1.7E-5	1.2E-5
^{133m}Xe	0.0	1.8E-5	7.9E-6	6.8E-6	6.3E-6	1.2E-5	1.4E-5	1.0E-5
^{135}Xe	5.6E-4	8.6E-5	6.1E-5	6.3E-5	5.1E-5	8.2E-5	8.4E-5	6.6E-5
^{134}Cs	1.0E-4	4.5E-4	3.8E-4	3.8E-4	3.4E-4	4.2E-4	5.0E-4	4.0E-4
^{137}Cs	7.4E-5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{137m}Ba	2.9E-4	1.8E-4	1.5E-4	1.5E-4	1.3E-4	1.6E-4	1.9E-4	1.6E-4
^{154}Eu	4.0E-4	3.5E-4	2.9E-4	2.9E-4	2.6E-4	3.2E-4	3.8E-4	3.1E-4
^{210}Pb	0.0	2.3E-6	3.9E-7	1.7E-7	2.8E-7	7.1E-7	8.6E-7	6.9E-7
^{214}Pb	1.9E-4	8.4E-5	6.1E-5	6.2E-5	5.2E-5	8.0E-5	8.4E-5	6.6E-5
^{210}Bi	1.1E-3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{214}Bi	2.1E-3	4.0E-4	3.4E-4	3.4E-4	3.0E-4	3.6E-4	4.4E-4	3.6E-4
^{210}Po	0.0	2.5E-9	2.1E-9	2.1E-9	1.9E-9	2.3E-9	2.7E-9	2.2E-9
^{222}Rn	0.0	1.2E-7	9.5E-8	9.7E-8	8.5E-8	1.1E-7	1.3E-7	1.0E-7
^{226}Ra	0.0	2.6E-6	1.7E-6	1.6E-6	1.3E-6	2.5E-6	2.3E-6	1.8E-6
^{230}Th	0.0	8.2E-7	1.0E-7	7.0E-8	7.6E-8	1.8E-7	2.3E-7	2.1E-7
^{231}Th	0.0	1.2E-5	3.0E-6	2.1E-6	2.2E-6	5.2E-6	5.7E-6	4.6E-6
^{234}Th	0.0	4.4E-6	2.0E-6	1.4E-6	1.5E-6	3.5E-6	3.1E-6	2.4E-6
^{234m}Pa	3.0E-3	3.3E-6	2.7E-6	2.7E-6	2.4E-6	3.0E-6	3.6E-6	2.9E-6
^{234}U	0.0	9.7E-7	4.7E-8	2.5E-8	3.1E-8	8.0E-8	1.9E-7	1.9E-7
^{235}U	0.0	5.9E-5	3.8E-5	3.6E-5	3.0E-5	5.6E-5	5.2E-5	4.1E-5
^{236}U	0.0	9.1E-7	3.8E-8	1.8E-8	2.4E-8	6.5E-8	1.7E-7	1.7E-7
^{238}U	0.0	8.0E-7	3.3E-8	1.5E-8	2.1E-8	5.7E-8	1.5E-7	1.5E-7
^{238}Pu	0.0	1.1E-6	3.3E-8	1.2E-8	1.9E-8	5.5E-8	2.0E-7	2.1E-7
^{240}Pu	0.0	1.1E-6	3.2E-8	1.2E-8	1.9E-8	5.4E-8	2.0E-7	2.0E-7
^{241}Pu	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
^{241}Am	0.0	1.5E-5	5.4E-6	2.9E-6	4.0E-6	1.0E-5	9.6E-6	7.2E-6

第８章　被ばく集団の健康影響評価

8.1　現在の放射線リスク評価の考え方

放射線は，他の環境有害要因に比べて情報が豊富であり，発がんに関してはヒトの疫学データの存在する数少ない有害要因である。しかし，低線量・低線量率の放射線がどの程度の健康影響を与えるかは確実な結論は出されていない。これは，低線量・低線量率では，放射線に特異的な障害が起こるのでなく，放射線とは関係なく発生している自然発がんや遺伝性影響を増加させるだけであり，その結果，放射線被ばくによる増加分を検出することが困難であるからである。したがって，放射線のリスク評価は，高線量・高線量率のデータに基づいて行われてきた。現在，低線量・低線量率放射線のリスク評価を独自に評価するために，高バックグラウンド地域住民や原子力施設の放射線従事者におけるヒトの疫学調査研究が中心に進められている。しかし，現在までのところ，リスク評価に使用できるだけ充分なデータは得られていない。

リスク評価は，放射線防護基準の作成に際して重要な役目を果たすことから，国際機関（国連科学委員会，国際放射線防護委員会など）あるいは米国のＢＥＩＲ委員会では，高線量・高線量率のヒトの疫学データを中心に解析してリスクの推定値を得ている。国連科学委員会報告（ＵＮＳＣＥＡＲ 1988），国際放射線防護委員会（ＩＣＲＰ　1990年勧告）および，米国ＢＥＩＲ報告（ＢＥＩＲ-Ｖ 1990）で行われている発がんと遺伝性影響のリスク評価について以下に解説する。

8.2　発がん

8.2.1　リスク評価のプロセスの概略

現在のリスク評価は，ヒトの疫学データの解析から得られる情報を基本として行われていて，評価プロセスは一般に，①疫学データの選択・解析，②モデル適合，③生涯リスク計算，④その他の修飾因子の考慮，が順に行われる。

8.2.2　リスク評価に用いられている疫学データ

リスク評価のベースになる疫学データは，コホート研究（前向き，後向き）が中心であり，標本数の大きさ，線量測定の精度，追跡期間の長さなどから選択される。現在のリスク評価のベースになっている疫学データは，全部位の発がんについては，①広島長崎原爆被爆者，

②英国強直性脊椎炎患者，であり，乳がん，甲状腺がんについては放射線治療あるいは診断にともなう医療被ばくの疫学データが使用されている。

疫学データの統計解析にあたっては，変数の種類，変数の層化が解析の目的，標本数などを考慮してモデルが選定される。最近のリスク評価にいたるまでにはいくつかの変遷が認められる。表8.1にＢＥＩＲ－Ｖレポートで，リスク評価に利用されている疫学データベースを示す。

8.2.3　データの統計解析

原爆被爆者の疫学データの解析では，線量や被爆年齢などの種々の変数の影響を解析するために，変数の取扱を次のように行っている。

①変数の層化

線量，被爆時年齢（ＡＴＢ），死亡時年齢，被爆からの経過時間，

がんの部位，都市（広島，長崎），性別を分類する。

②データの確率分布

死亡数は，コントロールのハザード率と追跡人年との積を期待値とするポアソン分布にしたがう確率変数として扱う。

例えば，放射線影響研究所のレポート（ＲＥＲＦ　ＴＲ５-88 ）によると，次に示すような操作で種々の変数を処理している。

$$M_{ij} = M_{i0} \cdot RR_{ij}$$

$$RR_{ij} = 1 + b \cdot D_{ij} \cdot \exp(aX)$$

ここで，

i　：都市，性，ＡＴＢ，追跡期間の交差分類における層

h　：被爆線量区分

M_{ij}：i，j層におけるがん死亡率

RR_{ij}：都市，性，ＡＴＢ，追跡期間について自然がん死亡率を訂正した被ばく群0に対する被ばく群jの層iにおける相対リスク

b　：相対リスク係数

D_{ij}：ij番目の区分における平均総線量（γ線，中性子線の合計）

X　：都市，性，ＡＴＢ，追跡期間などの修飾因子

8.2.4　リスクモデル

発がん率を量的に解析するために数理モデルを用いることが必要になる。これは，疫学調査対象集団から得られる情報を他の異なった状況の集団に適用するためには不可欠なことである。数理モデルとして利用されているのは，発がんの線量反応関係と時間的発現分布である。線量反応関係については，直線モデル，直線２次モデル，２次モデルが用いられてきた。時間発現分布については，ＢＥＩＲ－Ｖ以前までは，生涯がん確率を推定することを重点にしていることもあって，線量反応関係の議論が中心で，時間発現分布について簡単な時間的な外挿を行っていた。その代表が，絶対リスク（過剰発がん率を対照群との差で表現したもの）を将来にわたって一定とする相加リスク予測モデル（ＢＥＩＲ－Ⅲまでは絶対リスク予測モデルと呼ばれていた）と，相対リスク（過剰発がん率を対照群との比で表現したもの）を将来にわたって一定とする相対リスク予測モデル（1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では，相乗リスク予測モデルと呼んでいる）である。ＢＥＩＲ－Ｖでは，これまでの時間発現分布をモデルに組み込み，時間の変数をもつ一般型のモデルによって時間発現分布をよりデータにそった取扱をしている。ＢＥＩＲ－Ｖ報告で作成した，相対リスクを一定としない時間依存の相対リスクモデル（General Relative Risk Model)を一般形として参考にまとめると，現在のリスクモデルは，従来のモデルも含んだ形式で，一般に，以下のような数式で記述することができる。

線量－時間－反応モデル

相乗モデル：　$\lambda(t, d) = \lambda_0(t)(1 + f(d) \cdot g(t))$

相加モデル：　$\lambda(t, d) = \lambda_0(t) + f(d) \cdot g(t)$

$\lambda(t)$：放射線被ばくのハザード関数

$\lambda_0(t)$：自然発がんのハザード関数

$f(d)$：線量反応関係

$g(t)$：時間反応関係

今までのリスク評価で行われてきたモデル適合をまとめると次のようになる。

①線量反応関係（ＢＥＩＲ－Ⅲ）

年齢補正死亡数を反応として，これが性や被ばく時年齢に依存しないという仮定で被ばく時年齢ごとに直線回帰あるいは直線２次回帰をとる。

②線量反応関係（ＵＮＳＣＥＡＲ1988，ＲＥＲＦ　ＴＲ　5-88 ）

一定相対リスクモデル（constant RR models）に最尤法で適合させる。

③被ばく－時間－反応モデル（ＢＥＩＲ－Ｖ）

発現時間分布については，被ばく年齢と死亡時年齢の対数線型モデルを用い，直線２次の線量反応モデルとの積で表した線量－時間－反応モデルに最尤法を用いて適合している。

8.2 5　生涯リスクの評価法

生涯リスク計算では，被ばくによって生涯の間に生じる年齢ごとの発がん確率（年齢特定死亡率，ハザード率などと呼ばれる）を求め，生命表を用いて他の死因との競合を考慮して死亡数（あるいは発生数）の計算が行われる。ハザード率は，ＢＥＩＲ－Ⅲおよび1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では，一定相加リスク予測モデルあるいは一定相対リスク予測モデルを用いて，生涯追跡が済んでいない期間のリスクを時間外挿することで，推定していた。ＢＥＩＲ－Ｖでは，モデル適合の段階で時間外挿のモデル化をしている。

生命表法は，通常，birth cohortを考慮せず，人口静態統計に基づいて計算される。独立の死因の競合を仮定して死亡数の計算を行う。

一回被ばくのとき，将来，がんになって死亡する確率（生涯リスク）は，死因による競合を独立と考えて連続量で記述するとき，次の式によって求められる。

$$F(T) = \int \lambda_r(t) \exp\left(-\int (\lambda_r(\tau)+\lambda(\tau))\,d\tau\right) dt$$

ここで，

Ｆ（Ｔ）　：Ｔ歳で被ばくしたときのがん死亡確率

$\lambda_r(t)$：放射線誘発がん死亡のハザード率

$\lambda(t)$　：放射線誘発がん以外の死因のハザード率

ＵＮＳＣＥＡＲ／ＩＣＲＰのリスクモデルとＢＥＩＲ－Ｖのリスクモデルとの違いを過剰相対リスクおよびハザード関数を肺がんの例でそれぞれ，図8.1および図8.2に示す。ＢＥＩＲ－Ｖが時間依存の相対リスクモデルを使用していることから，被ばく時年齢が10歳の例で，高年齢で著しくハザード関数に差が生じる。ＢＥＩＲ－Ｖの方が原爆データのデータ適合から得られたモデルであることから，より現実のデータに近いと考えられる。

国際機関が評価したリスク推定値を表8.2に示す。

8.2.6　その他の修飾要因の考慮

上記の生涯リスク計算までに考慮されている因子は，性別，被ばく時年齢，発現年齢である。疫学データを基礎にしてリスク評価のプロセスで，喫煙あるいは生活様式などの様々な交絡因子を含めて解析することは限界がある。したがって，生涯リスクの計算結果あるいは，生涯リスク計算のプロセスで補正することで考慮する方法が用いられることになろう。

上記までの生涯リスク計算に考慮されていないその他の修飾因子として重要なものについて簡単にまとめる。

① ＤＲＥＦ(Dose Rate Effectiveness Factor)

線量率の減少は一般に生物学的な影響を低下させることが知られているが，その量的な値については明確ではない。疫学データでは，線量率効果を調べるだけのデータが存在しないので，生涯リスクの推定値に補正する方法がとられている。線量率効果は，動物実験データを基礎にして求めることが必要になる。ＤＲＥＦは，高線量・高線量率域での単位線量当りの発現確率と，低線量・低線量率域での発現確率との比として定義される。

Leukemiaについては２次項に含まれると考え，ＤＲＥＦは１とする。non-leukemiaについては低線量率でのヒトのデータがないが，ＢＥＩＲ－Ｖでは２あるいはそれ以上の値としている。1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では，２～10とされている。

② ＲＢＥ (Relative Biological Effectiveness)

原爆被爆者データの解析では20と仮定したが，この仮定は中性子の線量が小さいのでリスク評価結果に影響しない。

低ＬＥＴ放射線に比較して，中性子などの high ＬＥＴの放射線についてのヒトのデータがないものは，動物実験データが参考にされる。

③ 共同効果(combined effects)

放射線と環境有害要因が相加的に働くのではなく，相乗的あるいは拮抗的に働く場合には，リスク評価に大きく影響することになる。疫学データを用いて放射線と他の環境有害要因との共同効果が調べられているのは喫煙である。その多くはウラン鉱山でのラドンおよびその娘核種の吸入による被ばくである。放射線と喫煙との共同効果についてはＢＥＩＲ－Ⅳで詳細に検討されている。結論としては，不確実性がかなり大きいが，放射線と喫煙との共同効果は相加的というより相乗的であるとしている。低ＬＥＴ放射線である原爆被爆者のデータについては相加的，相乗的のどちらでもないとしている。しかし，放射線と喫煙とが相乗効果があることを示唆する証拠があるが，ウラン鉱山での疫学データに限られているので他の疫学データあるいは動物実験データなどの検討が必要である。また，共同効果を表現する用語の定義や解析法が統一されていないので今後検討が必要である。

8.2.7　リスク評価の不確かさ

生涯の間に生じるがんの発生確率を推定するためには，多くの不確実要因が存在する。ここでは，不確実要因の内容，その評価方法，および不確実性の大きさについて簡単にまとめる。

不確実要因には，

① データの統計変動にともなう評価モデルのパラメータの誤差

② 評価モデルの適合度

③ 生涯リスク計算に用いるデータの偏り

④ その他

などがある。

不確実さの大きさは，最終の評価値である生涯リスクの推定値の誤差で表現できれば，わかりやすい。しかし，生涯リスクは多くの因子の複雑な関数であり，また，それぞれの因子の分布に歪みがあるため，ＢＥＩＲ－Ⅴレポートではモンテカルロ法によって不確実性を見積っている。すなわち，モデル適合によって得られたパラメータの共分散マトリックスで決定されるパラメータの誤差分布をもとにして，リスク計算に必要なパラメータセットをランダムに 1,000セット選択し，生涯リスクを計算する操作を繰り返して，生涯リスクの頻度分布を得る。

評価モデルの選択による不確実性は統計的手法によっては得られない。選択可能なモデル

によるリスク評価値の変動によって不確実性の大きさを推定することが通常行われる。従来，線量反応関係およびリスク予測モデル（相加リスク予測モデル，相対リスク予測モデル）による違いで表現されていた不確実性は，ＢＥＩＲ－Ｖでは，選択されたモデルと構造は同じで，変数の数を変えたモデルで比較し，データへの適合性を示すdevianceを考慮して選択されたモデルの不確実性を推定している。ＢＥＩＲ－Ｖで評価されいる不確実性を幾何標準偏差で示したのが表8.3である。幾何標準偏差を生涯リスク評価値に直接掛けることでリスク評価値の上限を，割ることで下限を求めることができる。

また，ＵＮＳＣＥＡＲ，ＢＥＩＲ－Ⅲまでに採用されていた一定相加リスク予測モデルと一定相対リスク予測モデルとの差は，若年齢被ばくでファクター４～５であったが，ＢＥＩＲ－Ｖのtime-dependent additive/relative risk modelsを用いることで両者の差は，10%以内であり，また，必ずしも相対リスクモデルが大きいリスクを予測するとは限らないことが明らかになってきた。

ＢＥＩＲ－Ｖでは，constant additive risk modelはもはや許容できないし，その評価結果は過小評価であったと判断した。

8.3　遺伝性影響

8.3.1　遺伝性影響の疫学調査

ヒトの放射線被ばくにともなう遺伝性影響の疫学調査には，表8.4に示すものが現在までに行われている。しかし，ヒトに関するデータは限られていて，放射線被ばくによって統計的に有意な数の遺伝性影響が発生しているという証拠はない。

8.3.2　遺伝性影響の評価法

遺伝性影響を評価すためのヒトの充分なデータが存在しないために，遺伝性影響の評価には，実験データから得られるものを用いて，ある仮定のもとにヒト集団における遺伝性影響の発生確率を推定している。評価法は，倍加線量法（間接法とも呼ばれる）と直接法に大別される。直接法は，第一世代の優性突然変異を評価するもので，倍加線量法に比べて多くの仮定が必要であることなどから，1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告，ＩＣＲＰ 1990年勧告およびＢＥＩＲ－Ｖ　報告では，遺伝性影響の評価に倍加線量法を採用している。

8.3.3　倍加線量法

倍加線量法では，次の式によって評価される。

放射線によって誘発される障害確率　＝自然発生率×（倍加線量）$^{-1}$
×突然変異の寄与割合×線量

倍加線量とは，放射線被ばくとは関係なく発生している自然発生突然変異と同じ頻度の突然変異を起こす線量のことである。この評価の考え方は，発がんリスク評価における相対リスクモデルに類似している。

集団における遺伝性疾患の自然発生率として，1986年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では，表8.5に示す数値が示されている。

倍加線量は，ＵＮＳＣＥＡＲ報告では，1972年の報告以後，マウスのデータを用いて得られた１Gy をリスク評価に採用している。ＢＥＩＲ－Ｖ報告においては，広島・長崎の原爆被爆者集団を対象にした疫学調査から倍加線量を推定し，その下側95％信頼限界値から1Gyと評価している。

倍加線量法を用いて得られた重篤な遺伝性影響の発生確率を表8.6にまとめた。

ＩＣＲＰ1990年勧告では，1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告にある平衡時の重篤な遺伝性疾患の発生率である1.2×10^{-2} Sv^{-1}をリスク評価に採用し，職業人集団および一般人集団に対する発生率をそれぞれ，0.6×10^{-2} Sv^{-1}，1.0×10^{-2} Sv^{-1}と評価している。

8.4　今後の課題

放射線の健康影響評価をより正確なものにするための今後の主な課題としては以下のものがあげらる。

8.4.1　低線量・低線量率被ばくの影響

前述したようにこの課題に関するデータは非常に限られている。今後さらに低線量・低線量率被ばく者や高バックグラウンド地域住民疫学調査を続ける必要がある。また，疫学調査の対象となり得る人間には限りがあるのでこの線量領域での放射線の生命体への作用のメカニズムを理解することからリスクを推測していくというアプローチも不可欠である。特に，

発がんに関しては最近の生命科学の急速な進歩によって癌遺伝子や癌抑制遺伝子，染色体の構造異常，遺伝子発現の制御の異常などが重要であることが明らかにされているので，放射線がこれらの異常を誘発するかどうかを把握することが重要であろう。もし放射線作用のメカニズムが理解されれば，それを阻止する方策も考えられるし，また例えば，癌が治療可能な病気となれば発がん自体が重要なリスクとは考えられなくなることもあり得る。事実，放射線による急性障害である骨髄死や腸死に対しては，被ばく後の適切な処置により，骨髄細胞や小腸クリプト細胞の回復を活性化させ，障害を軽減させ得ることが示されている。また，近年，低線量放射線の影響は高線量放射線の影響からは外挿しきれない質的に異なる影響を与える可能性が示唆され始めているので，その実体がどのようなものであるかを理解することはリスク評価の観点からも重要である。

8.4.2　放射線影響評価指標の拡大

現在までの放射線影響は発がんと遺伝性影響が主なものであるが，最近さらに別の影響も重要ではないかと考えられている。その主なものは以下のようなものであり，これらに対する影響評価についても情報を集める必要がある。

- 癌以外の疾患，特に循環器および免疫系の長期的障害
- 胎児期の脳の被ばくによる機能障害
- 遺伝性影響として最も深刻であるにもかかわらず今までほとんど省みられなかった，癌，心疾患などにつながる多因子性遺伝への影響
- 放射線以外の因子との重複による影響
- 心理学的な影響とその健康影響への寄与

表8.1　疫学データベース

調査集団	がんの種類		cases	person years	dose(Gy)
原爆被爆者	全がん	死亡率	5,936	2,185,335	0 - 2
	乳がん	発生率	376	940,000	
強直性脊椎炎患者	白血病	死亡率	36	104,000	3.83(BM)
	その他	死亡率	563	104,000	1.92(WB)
	(結腸を除く)				
カナダ透視患者	乳がん	死亡率	482	867,541	
集団透視検査	乳がん	死亡率	74	30,932	
ﾆｭｰﾖｰｸ乳腺炎患者	乳がん	発生率	115	45,000	
ｲｽﾗｴﾙ頭部白癬炎	甲状腺がん	発生率	55	712,000	
ロチェスター胸腺	甲状腺がん	発生率	28	138,000	

(BEIR V 1990)

表8.2　放射線被ばくともなう過剰がん死亡確率の推定値（単位：10^{-2}・Sv^{-1}）

(1 Gy の低LET放射線による一般人の1回全身被ばくをもとにして推定された)

	相加リスクモデル	相乗リスクモデル
UNSCEAR 1988年報告	4.0 ～ 5.0	7.0 ～ 11.0
BEIR V	−	8.85[1)]
ICRP 1990年勧告	−	5.0[2)]

1)白血病だけは，低線量率に適用されるために係数2が考慮されている。
時間依存の相対リスク予測モデルを用いているのが他の報告と異なる。

2)低線量・低線量率に適用するために，係数2が考慮されている。

表8.3　リスク評価の不確実性のまとめ

	白血病		その他のがん	
	男性	女性	男性	女性
統計誤差[1)]	3.61	3.17	1.63	1.37
モデル	1.28	1.13	1.28	1.13
線量評価	1.10		1.10	

1) 1 mSv/y 生涯被ばくのときのリスク評価に関する不確実性

過剰生涯がん死亡確率の評価値をその90%信頼限界値との比（上側と下側の平均値）で示した。

2)統計誤差以外は，ＧＳＤを90% credible intervalを得るための値に変換した値である。

表8.4　遺伝性影響に関する疫学調査

疫学集団	着目している影響	集団の大きさ
原爆被爆者の子孫	先天性障害，死産および早期新生児死亡など	70,082人
	出生児の生存率	50,689人
	性比（1948～1953年の対象者）	70,082人
	性比（1954～1962年の対象者）	72,902人
	染色体異常	10,820人
	蛋白の表現型	—
高バックグラウンド地域住民		
インド・ケララ	ダウン症，遺伝性重症精神異常	18,856人
ブラジル	性比，先天奇形，死産率など	44,000人
放射線科医の子供		
アメリカ	性比	7,768人
ドイツ	性比	1,908人

表8.5　遺伝性疾患の自然発生率（出生児100万人あたりの推定値）

疾病の分類	発生率
常染色体優性とX染色体連鎖疾患	10,000
常染色体劣性疾患	2,500
構造異常による染色体疾患	400
数的異常による染色体疾患	3,400
先天異常	60,000
他の多因子性疾患	600,000

表8.6　倍加線量法による重篤な遺伝性影響の発生確率

	倍加線量 (Gy)	自然発生率 (10^{-2})	増加率 (10^{-2} Gy^{-1}) 第1世代	第2世代	全世代
UNSCEAR 1977	1	10.51	0.63	−	1.85
UNSCEAR 1982	1	10.63	0.22	−	約1.50
UNSCEAR 1986[1]	1	1.63	0.18	−	1.04
UNSCEAR 1988[2]	1	約1.30	約0.18	0.14	約1.20
BEIR 1980	0.5〜2.5	10.70	0.15〜0.75	−	0.60〜1.10
BEIR 1990[3]	1	3.6〜4.6	0.15〜0.75	−	0.60〜1.10

1)多因子性疾患を除く
2)多因子性疾患および染色体の数的異常を除く
3)先天異常を含み，多因子性疾患を除く

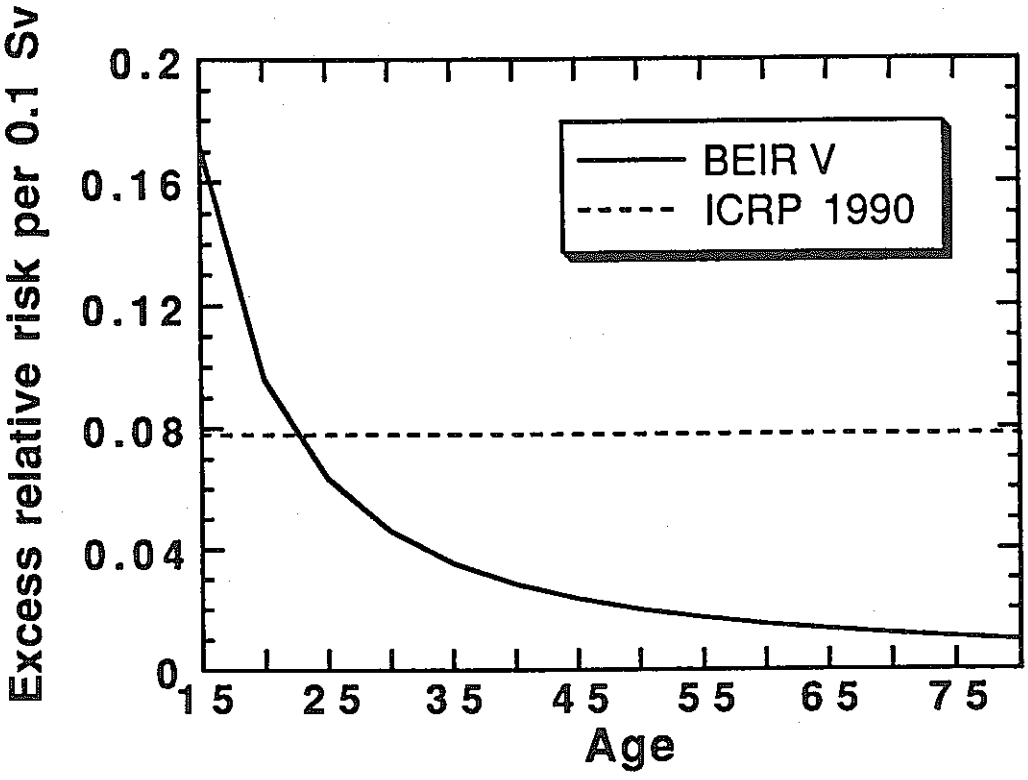


図8.1　被ばく時年齢5歳に対する肺ガンの
過剰相対リスクの時間変化

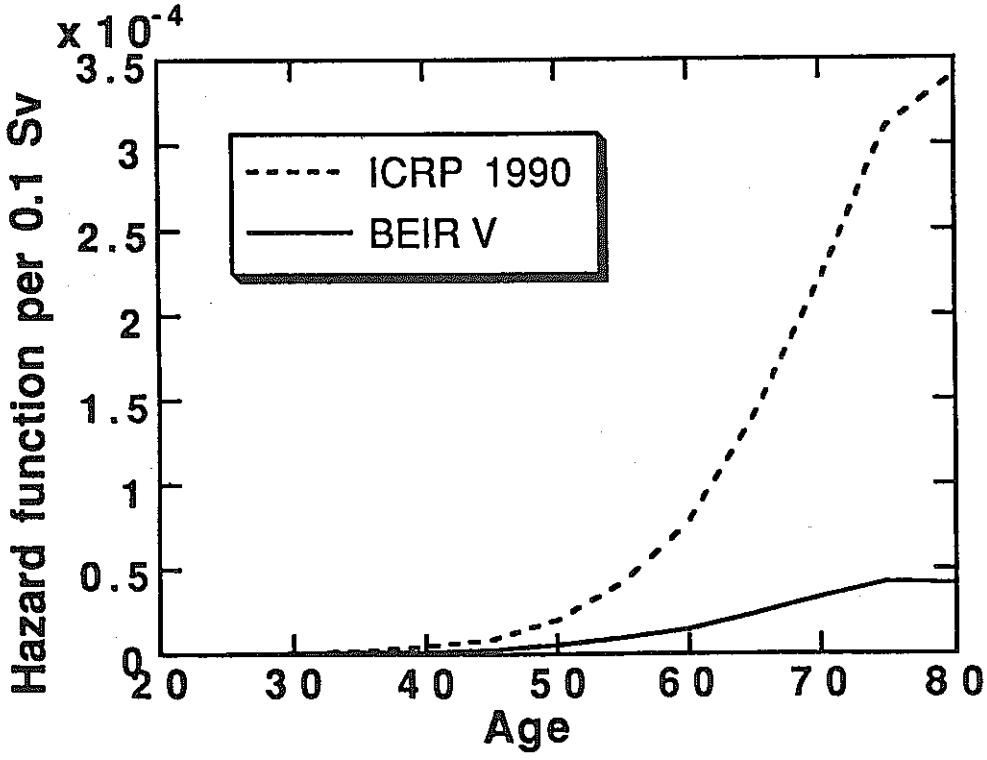


図8.2　被ばく時年齢10歳に対する肺ガンの
ハザード率の時間変化

第９章　特定核種の広域移行評価モデル

9.1　はじめに

^{85}Ｋｒ，^{3}Ｈ，^{14}Ｃおよび^{129}Ｉなどの核種は，①物理的半減期が長い（^{85}Ｋｒ：10.7年，^{3}Ｈ：12.3 年，^{14}Ｃ：5.7×10^{3}年，^{129}Ｉ：1.6×10^{7}年），②化学的な活性が低い，③放出するβ線エネルギーが低い，などのいずれかの理由により環境中における挙動を局地的な視点でなくかつ長期にわたるグローバルな観点からの評価が必要と考えられている。そのためNUREG/CR-3332[1]ではこれらを特定核種として他のものと区別している。そこでここではこれらの核種の発生源，性状，線量当量および環境中濃度を評価する手法について概観する。

一般的に上述した特定核種についても，空間スケールが数十km未満の局地的な領域内における空気中および水中濃度の分布や時間変化は，別の節で述べられる移流，拡散および随伴する物理・化学現象（沈着，吸着・濃縮，その他）を含む数理モデルを用いれば推定可能である。しかしながら，これらの核種の化学的活性が低く，かつ環境中における混合がそれぞれの物理的半減期と比べれば比較的速く達成されることから，地球規模的な環境媒体（大気圏，水圏，地圏）中の濃度予測評価にはコンパートメントモデルがよく用いられている。この場合，上述した核種に関して，それぞれの拡散度（移行率）が異なるため，対象とする媒体のコンパートメント数も必然的に変化する。そこで，以下の9.2節では発生源や性状について略述し，9.3節において特定核種ごとのグローバル移行のモデルについて言及する。

9.2　特定核種の発生源と量および集団実効線量当量

9.2.1　^{85}Ｋｒ

^{85}Ｋｒの発生源は①核実験②原子力発電および③核燃料再処理である。核実験は1945年以後行われ，1980年以後は大気圏内において実施されていない。この期間の生成量は^{90}Ｓｒとの核分裂収率比率が0.07であることを基準にして約1.6×10^{5}TBq であり[2]，この発生量に対する大気圏における濃度時間積分値は0.62Bq a m^{-3}と評価されている。^{85}Ｋｒの皮膚に対する単位濃度時間積分値に対する線量預託が0.41μGy/(Bq a m^{-3}）であることから，個人の受ける線量預託は0.25μGy，その実効線量当量預託は 0.005μSvさらに地球上の集団線量当量預託は人口を4×10^{9}人として20 man Svと評価されている[3]。この線量寄与は他の特定核種に比べて低い。

原子力発電による^{85}Ｋｒの総放出量を算定したデータは見当たらない。図9.1には1982年および1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告に基づいて，希ガスとして報告されてる年間の発電量により規格化した放出量（TBq/GWa)を示す。また，1979年および1982年における米国の発電炉（ＰＷＲｓ，ＢＷＲｓ）から大気中に放出された放射性核種（希ガス16核種：Ａｒ-41，Ｋｒ-83m，-85m,-85,-87,-88,-89,-90，Ｘｅ-131m,-133m,-133,-135m,-135,-137,-138,-139）の規格放出量中の^{85}Ｋｒの比率を計算すれば以下のようになる。

	1979年	1982年
ＰＷＲｓ	4.57×10^{-2}	7.87×10^{-3}
ＢＷＲｓ	1.28×10^{-1}	1.31×10^{-2}

これによれば，ＰＷＲよりもＢＷＲにおいて希ガス16核種に占める^{85}Ｋｒの放出比率は大きくまた1979年よりも1982年において小さくなっている。図9.1中にはＨＷＲｓからの希ガスの規格放出量も掲げたが，この放出量中に占める^{85}Ｋｒの組成比率はＵＮＳＣＥＡＲ報告には示されていない。そこで，図9.2にはこれら3タイプの炉から希ガスとして放出される年間量の変化を掲げた。図9.2によればＢＷＲからの希ガスの規格放出率の減少傾向が顕著に認められ，したがって年間放出量の減少傾向も図9.2に現れている。上述した比率から^{85}Ｋｒの放出量のオーダーを推定することは可能である。

再処理にともなう^{85}Ｋｒの年間放出量変化も希ガスと同じ図9.2に併せて掲げるが，ここではSellafield（英），La Hague（仏）およびMarcoule（仏）3施設（またはその一部）から放出される量の合計である。これらの施設における^{85}Ｋｒの規格放出量は 11.5（ＬＷＲ）～14PBq/GWa(ＧＣＲ）であり，上述した希ガスに対する存在比率を考慮すれば再処理施設からの^{85}Ｋｒの年間放出量は原子力発電からのものに比べてはるかに大きい。近年，使用済燃料の年間処理量は原子力発電量にして約8GWaであり，これは1987年の世界の総発電量(189GWa)の約5％[4]にすぎない。

以上のことから，グローバルな観点（空気層10km,1.9×10^{18}kg）からの^{85}Ｋｒの集団実効線量当量預託は再処理施設からの放出量を考慮すればよい。1982年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では単位放出量に対する集団実効線量当量預託は1.7×10^{-4}man Sv/TBqとされているが，人口が40億から46億人に増加したため，これは2.0×10^{-4}man Sv/TBqとなる（個人単位では43fSv/TBq)。単位発電量あたりの放出量は前述したように炉型により異なるため，ＬＷＲおよび

ＧＣＲの燃料再処理による単位発電量あたりの集団実効線量当量預託はそれぞれ 2.3および2.8man Sv/GWa となるが，再処理された燃料は前述したように約５％であるため，このファクターを考慮して実際に再処理された燃料による発電量あたりの集団実効線量当量預託は0.12man Sv/GWaと推定されている。図9.２に示すように，再処理施設からの年間^{85}Ｋｒ放出量を高々１×10^{5}TBq/aとすれば，2.0×10^{-4}man Sv/TBq×１×10^{5}TBq/a ＝20man Sv/aとなり，これは前述した全核実験の^{85}Ｋｒによる集団実効線量当量預託に匹敵する。

9.2.2　トリチウム

トリチウムの主な発生源は①宇宙線との核反応②核実験③原子力発電および④核燃料再処理である。大気中で①の反応により窒素および酸素から生成されるトリチウムは99％がＨＴＯや有機物との結合状態となり，その賦存量は1.3×10^{6}TBq（生成率：3.7×10^{4}TBq/a）である。また，地球上での分布量比率（％）は6.8(成層圏)，0.4(対流圏)，27（陸上生態圏），35（海洋混合層），30（海洋深層）とされている[3]。

核実験開始以前の濃度は陸水で200～900 Bq/m^{3}，海洋水で100Bq/m^{3}程度であり[5]，人体組織中の ^{3}Hの比放射能が陸水の代表値400Bq/m^{3}に等しいとすれば，すべての組織の年間吸収線量は10^{-2}μGyオーダであると評価されている。

全核実験による^{3}H生成量は2.4×10^{8}TBq[6](Fission:5.7 ×10^{3}TBq, Fusion:2.4×10^{8}TBq)，その分布量比率は80％（北半球）と20％（南半球）と推定されており，それによる実効線量当量預託はそれぞれ51（北半球，Inhalation:4, Ingestion:47）および14（南半球，Inhalation:1, Ingestion:13）μSvと評価されている。また，これらを人口による重みづけした地球全体の平均値は47（Inhalation：３，Ingestion:44)μSvとなり，地球人口を４×10^{9}人とした集団実効線量当量預託は1.9×10^{5}man Svとなる。1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では，単位放出量当たりの規格集団実効線量当量預託は1982年と同じモデルを用い，人口増のみを考慮して2.8×10^{-5}man Sv/TBqから3.2×10^{-5}man Sv/TBqと再評価している。

３つの炉型の原子力発電により大気および水中へ放出される年平均の規格放出率（TBq/GWa)を図9.３に掲げる。これによれば，大気中および水中とも単位発電量あたりのトリチウム放出率はＨＷＲ型が大きい。また，この規格放出率はＰＷＲ型において減少している傾向が認められるが，他の炉型で特にその傾向はない。これらのデータに年間の発電量を乗じて放出量を算定した結果を図9.４に掲げる。また，この図には^{85}Ｋｒの場合と同様に，前述した

3つの再処理施設からの放出量の年間合計を明らかにされているデータのみに基づいて併記した。これによれば，大気および水中ともHWR型からの放出寄与が大きく，BWR型の寄与が最も小さい。また，PWR型および再処理施設では大気よりも水中への放出が1桁程度大きい。1985年における年間総放出量は大気中へ約3×10^3TBq，水中へ7×10^3TBq，合計約1×10^4TBqであり，①の宇宙線による生成率（3.7×10^4TBq/a)の1／3程度にまでおよんでいる。

原子力発電と再処理による発電量で規格化した放出量（TBq/GWa）はそれぞれ86および30であり，これによる全集団実効線量当量は0.004man Sv/GWaと評価されている[4]。

9.2.3 ^{14}C

^{14}Cの発生源も9.2.2項に述べたトリチウムと同じである。宇宙線の^{14}N（n，p）^{14}C反応により約1×10^4TBq/aの^{14}Cが発生し，19世紀に成長した樹木の^{14}C比放射能は 2.3×10^2Bq/kgとされている。また1977年のUNSCEAR報告では全地球の賦存量は 8.5×10^6 TBq と報告されている。^{14}Cの比放射能濃度は人類が使用する化石燃料の増加によって減少する[7]（Suess効果）が，前述した比放射能濃度とICRPによる標準人組織中の安定炭素濃度から評価した年間の組織吸収線量は5～24μGy，年間実効線量当量は12μSvと評価されている[3]

1980年までの全核実験による^{14}C生成量は1977年のUNSCEAR報告では2.2×10^5TBqと推定されており，これが均一に分布すると仮定して前述した宇宙線による年間組織吸収線量に基づき評価された各組織の線量預託は 1.1～5.3mGy，その実効線量当量預託は2.6mSvと算定されている。

原子力発電により発生する^{14}Cは，主として酸化物燃料および冷却材中の^{17}O（n，α）^{14}C反応および前述した^{14}Nとの（n，p）反応により生成される。またガス冷却黒鉛減速炉で^{13}C（n，γ）^{14}C反応が，さらにHWRでは重水中の^{17}Oや^{14}Nの不純物による前述したような反応が主な放出源となる。したがって，これらの不純物混在量の推定値が放出率に大きな変動要因となり，また，規格放出量についても種々報告されている。1988年のUNSCEAR報告では各炉型および再処理施設(Sellafield)からの規格放出量は0.3TBq/GWa（LWR），1.1TBq/GWa（GCR），7.3TBq/GWa（HWR）および3.5TBq/GWa（再処理施設）と報告されている。各炉型ごとの^{14}Cの年間放出量データは少ないが，1980年の全世界の発

電炉および再処理施設からの放出量（TBq）は8（PWR），7（BWR），2（GCR），40（HWR），8（再処理施設）と推定されている。ちなみに1978年から1985年までのSellafieldからの積算放出量は64TBq（年間で3.5～18.6TBq）である（図9.5）。前述した炉型ごとの規格発電量に対応する規格集団実効線量当量預託(man Sv/GWa)はそれぞれ 17(LWR)，7.7(GCR＋LWGR)，32（HWR）および6（再処理施設）と報告されており，全体で63man Sv/GWaと算定されている。これらの値は各炉型による全発電量に対する比率および前述した燃料再処理率（5％）により重みづけされたものである。1977年のUNSCEAR報告で提案された複雑な環境モデル（9.3節参照）により評価された原子力発電および再処理による単位放出量あたりの規格集団実効線量当量預託は人口を10^{10}人と仮定して67 man Sv/TBq[4] と算定されている。

9.2.4 ^{129}I

天然に存在するヨウ素の安定同位元素は^{127}Iのみであり，^{129}Iはアクチニドの核分裂，Teとの核反応およびXeの破砕反応により生じ，その生成率のデータは見当たらないが，このような反応により生成した^{129}Iの水圏，気圏，生態圏における^{127}Iに対する原子数比は定常状態では3×10^{-14}と推定されている。

大気圏内の全核実験（288Mt）により生成される^{129}Iは，核分裂収率を1％と仮定して約0.56TBq と算定されている。この2／3が海水に均一に混合されると仮定すれば，海水中の^{129}I/^{127}I原子数比は7×10^{-13}となり，有史以前の原子数比の約25倍になると見積もられている。核実験が頻繁に行われた1950年代初めに，米国の生態圏における ^{129}I/^{127}I原子数比は10^{-6}にまで増加したが1960年代初めの米国住民甲状腺では 10^{-10}～10^{-8}へと減少していることが報告されている。

原子力発電により発生する^{129}Iは，半減期が短い放射性ヨウ素（I－131～135)の生成量に比べて7～8桁小さいので，局地的環境影響評価の観点からはUNSCEAR報告では対象とされていないが，グローバルな観点からは照射後200日以上経過すれば^{131}Iの燃料内濃度は^{129}Iよりも低くなるので^{129}Iが広域評価の対象とされている。図9.5に掲げた再処理施設からの年間 ^{129}I放出量は，1979年まではSellafieldのみ，それ以後はLa Hagueからの放出量を加えた合計である。軍事用再処理施設からの放出量は明らかにされていないが，Hanford周辺住民の甲状腺では前述した^{129}I/^{127}I原子数比が10^{-5}～10^{-3}と高い結果も報告

されている。1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では ^{129}Ｉの単位放出量による規格集団実効線量当量預託は，1982年報告と同じく，人口を10^{10}人と仮定して 1.4×10^{4} man Sv/TBqと算定している。^{129}Ｉの半減期が長いため，この95％は10^{6}年以後に賦課される。したがって，10^{6}年までの部分規格集団実効線量当量預託は700man Sv/TBq とされている。これを再度，再処理率で重みづけした単位発電量あたりの部分規格集団実効線量当量預託は 1.5man Sv/GWaとなる。

9.3　特定核種の広域線量評価モデル

9.3.1　コンパートメントモデル

物質移動を忠実な物理現象として表す数理モデルの代わりに，多くの複雑なプロセスが複合される場における移動は従来，時間の関数として均一な濃度を示す媒体の複合体（コンパートメントもしくはリザーバー）とするモデルが多くの分野で用いられてきた。その基本式は以下のように表される。

$$dM_i/dt = -\left(\lambda + \sum_{j=1}^{N} k_{ij}\right) M_i + \sum_{j=1}^{N} k_{ij} M_j + Q_i/S_i \qquad (i \neq j)$$

ここで　M_i ：コンパートメントｉにおける目的核種の比放射能

N ：コンパートメント数

k_{ij}：コンパートメントｉからコンパートメントｊへの移行率

λ ：核種の減衰定数

Q_i ：コンパートメントｉでの単位時間あたり放射能のsink(Q<0) または source(Q>0) 量

S_i ：コンパートメントｉでの安定同位体の賦存量

$M_{i,j}$ を単なるコンパートメント内の放射能濃度や賦存量ではなく比放射能として上式を誘導した根拠は，化学的に極めて微量な放射能の挙動がその安定同位体の分布や挙動に支配されるためであり，限られた条件（例えば安定同位体元素濃度が同一の気・水圏内での挙動）では$M_{i,j}$ を放射能濃度と見なすことが可能である。上式はコンパートメントの数Nについて得られ，Ｎ個の連立常微分方程式を各コンパートメントの初期量を代入することによりコンパートメント内のMを算定することが可能である。またコンパートメント間の放射

能の移動は，異なる相間でもそのコンパートメント内の比放射能が等しくなった場合($dM_i/t=0$)に達成されることは明らかである。上式において，移行率kの逆数はそのコンパートメント内における核種の平均滞留時間と称されている。この環境中における核種濃度から人体への摂取量（濃度）を算定し，その濃度時間積分値に各組織の線量換算係数を乗じることにより，組織線量を評価することが可能となる。各コンパートメント内の空気や水あるいは食物など複合した経路から核種が摂取される場合は，安定元素の分布を参考にして，それに対する放射性核種濃度の比率が一定であると仮定する比放射能法を用いて経路ごとの濃度（摂取量）を評価することが可能である。また，この比放射能法は人体組織内の安定元素濃度に対する放射性核種濃度が一定であるとして線量評価に用いられることもある。この手順に示すように，人体組織中の放射能濃度が測定可能であり，かつその濃度がほぼ定常である場合に現時点で線量評価を行う場合は，このような多くの不確定因子を含んだコンパートメントモデルの適用は無意味である。換言すれば人体中の濃度が測定不可能な場合や長期の将来にわたる線量を予測する必要がある場合，さらに実測値とモデルによる評価値を比較・検討する目的に用いるならば，このようなコンパートメントモデル手法は有効であると考えられる。

以下には前述した4つの特定核種について，用いられているコンパートメント構成およびパラメータなどを概観する。

9.3.2 ^{85}Kr

Krは不活性ガスであり，水への溶解度も小さい。したがって海水混合層（100m）までのKr量は大気中賦存量（1.68×10^{15}g)の0.04%であり，海洋全体でも3%にすぎない。地中へ拡散する総量も大気中の0.05%（8×10^{12}g)であると推定されている。また，降水や空気中浮遊粒子と共に沈着する除去率も無視されることが報告されている[8]。したがって，大気中に放出された^{85}Krも大部分は大気中（4×10^{23}cm^3)に分布すると考えられ，北および南半球の対流圏におけるKrの移行率は1／2(y^{-1}）とされている。^{85}Krの広域評価モデルは，現在このような2コンパートメントモデル（図9.6[9]）で表されている。1つのコンパートメント内での混合が瞬時に達成され，コンパートメント内での^{85}Krの主な減衰は放射性崩壊によるプロセスのみが考慮されている。これに基づいて単位放出率（1Bq/s）で1年間放出された場合の北半球対流圏における濃度および濃度時間積分値[3]を放出終了後の経過時間の関数として図9.7に掲げる。これを見れば，半減期が10年程度の核種の濃度時間積分

値は放出の数十年後にはほぼ一定となることがわかる。1988年のＵＮＳＣＥＡＲ報告での広域評価もこれと同じモデルが用いられており，放出量あたりの規格集団実効線量当量預託はこの間の人口増加を考慮して，1.7×10^{-4}man Sv/TBqから2.0×10^{-4}man Sv/TBqへと修正されたことは前述した。

9.3.3　トリチウム

地球上のトリチウム挙動には水循環に関するデータが不可欠であるが，U.S.Geological Survey(1970)は表9.1に示すような地球上の水量と移行率に関するパラメータ値を報告している。従来，トリチウムの濃度評価にはコンパートメントを１～４および７領域に分割したモデル[10),11),12)]が提案されている。最も単純なモデルは，放出されたトリチウムが主として表層海水にのみ均一に希釈混合されると仮定したものである。図9.8にはコンパートメントを陸水，表層海水および大気の３領域に簡略化したモデル，図9.9には南北半球ごとに表層の循環水と深層海水の４領域に分割したモデルさらに図9.10には細く７領域に分割したモデルを掲げる。トリチウム１MCi を大気，河川，表層海水に放出した場合の組織吸収線量（μrad/MCi)が前述した収支式を用いて算定されている。コンパートメントの領域を全世界，北半球および北緯30～50°に限定した３ケースについて３および７コンパートメントモデルを用いた結果の比較を表9.2に示す。この表に示すように，コンパートメントを細く分割しても，得られる結果はファクター２～３程度の差異であり，地球環境中における循環が速やかに行われる化学的活性が低い核種について，コンパートメント数をむやみに多くする必要のないことがわかる。また，対象とするコンパートメントの容積が狭くなるほど希釈効果が少なくなることから単位放出量あたりの組織線量が大きくなることも妥当な結果である。ちなみに単一コンパートメント内に希釈混合されるとしたモデルにより表層海水放流の条件（１MCi)で算定した組織線量は，全世界，北半球，北緯30～50°の各領域に対してそれぞれ0.06，0.14および0.62となる。したがって，北緯30～50°の場合に対してのみ組織線量は５～６倍となり，深海への拡散を無視した結果，過大な評価値が算定される。

1982年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では図9.9に示した深海への移行を考慮した４コンパートメントモデルを用い，１Bq/sで１年間放出した場合の北半球における濃度および濃度時間積分値の経時変化を図9.11のように計算し，これから水の摂取量（930kg/a)および線量換算係数（1.7×10^{-11}Gy/Bq）を用いて放出量規格の集団実効線量当量預託を算定した。1988年のＵＮ

ＳＣＥＡＲ報告では，この間の人口増加を考慮して 3.2×10^{-5}man Sv/TBqと評価したことは前述した。

9.3.4 ^{14}C

地球上における^{14}Cの食物連鎖はまだ十分に究明されていないが，天然あるいは人工起源ともその多くは初めに大気中に放出され，主に$^{14}CO_2$の化学形で移行する。また，その半減期に比べれば環境各圏への移行はすみやかに行われ，安定同位元素^{12}Cの分配[13]に支配されると考えられている。そこで表9.3には各圏における^{12}Cの賦存量を掲げる。

1982年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では①地上の大気と陸地における炭素循環の早い環境，②炭素循環の遅い腐植質環境，③表層海洋および④深層海洋の4つのコンパートメントを南北半球について分割した，合計8コンパートメント（図9.12[9]）の移行モデルを用いている。図9.13[9]には，これに基づき1Bq/sを1年間，北半球の上述した①もしくは③の環境に放出した場合の①の環境における経時濃度変化および濃度時間積分値を掲げる。これによれば，放出する環境圏（南北半球）の違いは濃度および濃度時間積分のどちらの結果についても時間が経過すると共に小さくなり，10^4年以後にはほぼ同一になる。

^{14}Cの移行モデルには上述したもの以外に，表9.4に示すような2～28のコンパートメントを想定したものが提案されている[13-17]。図9.15にはこれらのモデルのうち，南北30°の緯度および赤道で4つの緯度帯ごとに図9.14に示す7コンパートメントに分割したBergmanらによるモデルを用いて，北緯30～90°に1Ciの^{14}Cを放出した場合の各コンパートメントへの移行経時変化を算定した結果を掲げる。これによれば，人体の被ばくに関連した短寿命サイクルの陸圏における生体への移行量の最大は，放出の数年後になる。また，巨大樹木のように寿命が100年を超えるような長寿命サイクルの陸圏生体中における^{14}Cの移行は放出の100年後まで，さらに深海への移行は1000年程度まで増加することがわかる。このような最大値を示す経時変化は，単純化した2コンパートメントの移行モデルで表現できないことは明らかである。

9.3.5 ^{129}I

ヨウ素の気圏における平均滞留時間は2週間程度と短く，短期的にみれば局地的な移行を考慮する必要がある。しかしながら，半減期が特に長いため，長期的には環境中の各コンパ

ートメントに分布する安定ヨウ素と類似した挙動をとると考えることも可能である。

1982年のＵＮＳＣＥＡＲ報告では9.3.4節に述べた^{14}Ｃと同様のコンパートメントを用い，同じ条件（１Bq/s，１年間）で北半球の大気中へ^{129}Ｉを放出した場合の北半球混合海水圏中における比放射能の経時変化およびその濃度時間積分値が示されている。その結果を図9.16に示す。この図から明らかなように集団実効線量当量預託に比例する濃度時間積分値は10^8年程度まで増加傾向が続く。その規格集団実効線量当量預託は1.4×10^4man Sv/TBqであることは9.3.4項で述べたが，地球上に賦存する安定ヨウ素の90％程度が海洋堆積物中に分布しているにもかかわらず，これを独立したコンパートメントとして考慮していないこのモデルでは集団線量当量預託が安全側に算定されている。 Kocher[18]は図9.17に示すように，海洋堆積物を独立させた海洋での４コンパートメントおよび生体を含む陸圏での５コンパートメントの合計９コンパートメントのモデルを提案し，甲状腺に対する規格集団線量当量預託(man rem/Ci)を2.8×10^5と算定した。これから規格集団実効線量当量預託（man Sv/ TBq)は2.3×10^3となり，これは海洋堆積物への移行を考慮しない1982年のＵＮＳＣＥＡＲ報告のモデルの結果（1.4×10^4man Sv/TB）に比べて１／６程度小さくなる。

9.4　まとめ

本章では主としてＵＮＳＣＥＡＲの報告を参考にして，半減期が長く，化学的活性が低いことから地球上に比較的早く分布する放射性核種（特定核種）を対象にし，その賦存量，移行モデルおよび集団実効線量当量預託に限定した内容を述べた。表9.5にはその概要をまとめて掲げる。これによれば特定核種合計では核実験による集団実効線量当量預託が最も多く，その支配核種は^{14}Ｃである。また，施設からの単年放出分(^{14}Ｃおよび^{129}Ｉは公表資料が不十分であるため，公表資料図9.5の10倍と推定した）でも^{14}Ｃの寄与が最大であり，これらの結果から核実験による集団実効線量当量預託は約5,500(年）の施設稼働分に相当することがわかる。これらの結果は，地球上での複数コンパートメントへの移行を考慮しているが，核種の混合が１つのコンパートメント内では瞬時にかつ均一に行われると想定し，また現状の環境条件を無限の将来にまで外挿した観点からの評価である。したがって，特定核種のうちでも^{14}Ｃや^{129}Iのように，その半減期に比べて時間スケールが短い場合の評価では，空間的にも放出源近傍での濃度の局在性[19),20)]およびコンパートメント間の移行率など物質循環に関するパラメータをより詳しく検討することが精密な線量評価に貢献する。このような localおよびregionalな領域での分布・挙動研究では特

定核種だけではなく，長半減期のＴＲＵ核種も評価の対象となることは明らかである。これらのことから環境安全総合評価研究には目的，用いる評価手法，評価期間および対象などが異なることから，以下のようなカテゴリに類別して実施するのが容易である。

① 超長半減期，低活性の放射性核種（特定核種など）を対象としたGlobalモデルの構築と超長期におよぶ集団線量評価

② 超長半減期，活性の高い放射性核種を対象とした LocalおよびRegionalモデルの構築と個人および地域集団線量評価（ＴＲＵ核種など）

③ 中長半減期，活性の高い放射性核種（ＦＰ，ＣＰ核種など）を対象としたLocal およびRegionalモデルの構築と個人および局地集団線量評価

しかしながら，上記の３ケースともソースタームから環境を経由して人体にいたる汚染物質としての放射性核種の移行を定量的に評価することがその基本になることには疑義はなく，その格子を図9.18[21]に掲げる。このことは他の非放射性毒性物質(特定有害物質，有機塩素系化学物質，農薬など）についても共通である。したがって，最終的な目標はhazardの程度を定量的に評価し，その結果をソースタームにfeed backして効果的な放出低減を実行することにあるが，Atmosphere，Geosphere，Biosphereのどの領域を，空間的には Local，Regional，Globalのどの程度の広がりを評価の対象にするにしても，それらのEnvironmental Processes の解明とのVerificationとValidationを含めたモデル化が精度の高い評価を生み出す結果になり，ここに環境安全総合評価研究の目的と意義とが存在するものと考えられる。このためには目的核種を放射性物質に限定することなく，例えば地球の気候変動予測の観点から計画されているＩＧＢＰ(International Geosphere-Biosphere Programme)に関連するGlobalな視点からの物質循環究明などに関する情報も今後活用すべきであろう。

参考文献（9章）

1) NUREG/CR-3332 : Radiological Assessment, ORNL-5968, 1983.

2) UNSCEAR : United Nations publication, New York, 1977.

3) UNSCEAR : 同上, 1982.

4) UNSCEAR : 同上, 1988.

5) Kaufman, S and Libby, W.F. : The natural distribution of tritium. Phys. Rev. 93: 1337-1344 1954.

6) Miskel, J.A. : Production of tritium by nuclear weapons. p.79-85 in : Tritium (A. Moghissi and M.Carter, eds.), 1973.

7) Suess, H.E. : Secular variations of the cosmic-ray produced carbon-14 in the atmosphere and their interpretations. J. Geophys. Res. 70: 5937-5952 1965.

8) 佐伯誠道（編） : 環境放射能, p.76, ソフトサイエンス社 1984.

9) Commission of the European Communities : Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operation. CEC document V/3865/79, 1979.

10) USEPA : EPA-520/9-73-003-D, Washington, D.C. 1973.

11) NCRP No.62 : Tritium in the Environment. Washington, D.C. 1979.

12) Easterly, C.E. and Jacobs, D.G. : Tritium release strategy for a global system. in : Proc. of an International Conference on Radiation Effects and Tritium Technology for Fusion Reactors. Vol. III, J.S. Watson and F.W. Wiffen (eds.), CONF-750989, 1975

13) Bolin, B., Degens, E.T., Duvigneaud, P., Kempe, S. and Ketner, P.: in : The Global Biochemical Carbon Cycle. p.1-53, John Wiley & Sons, New York, 1979.

14) Arnold, J.R. and Anderson, E.C. : The distribution of Carbon-14 in Nature, Tellus IX, (1), 28, 1957.

15) Craig, H. : The natural distribution of radiocarbon and the exchange time of carbon dioxide between atmosphere and sea. 同上, 1, 1957.

16) Plesset, M.S. and Latter, A.L. : Transient effects in the distribution of

Carbon-14 in nature, Proc. Nat. Acad. Sci. 46 (2), 232, 1960.

17) Bergman, R. and McEwan, C. : Dose and dose commitment due to Carbon-14 from the nuclear industry. Commissioned by the Swedish Board, Dsf/P59, S-548, 1977.

18) Kocher, D.C. : A Dynamic Model of the Global Iodine Cycle and Estimation of Dose to the World Population from Releases of Iodine-129 to the Environment. Environ. Int. 5, 15-31 1981.

19) Bard, E., Arnold, M., Maurice, P., Duplessy and J.C. : Measurements of bomb radiocarbon in the ocean by means of accelerator mass spectrometry: Technical aspect. Nucl. Instr. and Methods in Physics res. B29 297-301 1987.

20) Wershofen, H. and Aumann, D.C. : Iodine-129 in the enviroment of a nuclear fuel reprocessing plant: Ⅷ. Comparison of measured 129I concentrations in the atmosphere with those predicted by a radiological assessment code. J. Environ. Radioactivity 13, 93-101 1991.

21) Fukui, M. : Ph.D. Dissertation, Kyoto University, p.3, Jan. 1992.

表9.1　地球上の水賦存量

	体　積　（10^{14} m^3）
大気水蒸気	0.13
地表土壌水	0.67
河　川　水	0.0125
淡　水　湖	1.25
塩水湖および内陸海	1.04
深層地下水	83.5
表面海水（混合層）	270
深　海　水	12900
極地，高山の氷雪と氷河	292
年間蒸発量（10^{14} m^3／y）；	
海洋から	3.5
大陸から	0.7
年間降水量（10^{14} m^3／y）；	
海洋へ	3.2
大陸へ	1.0

U.S. Geological Survey(1970)による。

表9.2　3および7コンパートメントモデルにより評価されたトリチウムによる組織線量

対象領域	全世界		北半球		北緯30～50°	
コンパートメント数	3	7	3	7	3	7
大気放出	0.29	0.21	0.44	0.35	1.1	1.1
河川放出	0.73	0.83	0.96	1.1	1.7	1.9
表層海水放出	0.05	0.02	0.08	0.04	0.08	0.12

表9.3　地球上の各コンパートメントにおける安定炭素（^{12}C）の賦存量

（$\times 10^{18}$g）

大気	成層圏	0.09	
	対流圏	0.6	（290ppm，1850年）
		0.69	（329ppm，1970年）
陸上	生物	0.8	
	腐植土	～2	
海洋	混合層(約110mまで)	0.7	（6.2mg／ℓ）
	深海	35	
	溶存有機物	～1	
	粒子状有機物	0.003	
	生物プランクトン	0.0008	
	海底土	～0.3	
堆積物（石炭岩等）	全体	＞10,000	
	海洋での可溶分	4.9	
化石燃料	（石炭，石油）	＞5	

表9.4　種々の^{14}C広域評価モデルにおけるコンパートメントの種類

コンパートメント数	コンパートメントの種類	提案者
2	(1) 大気、(2) 海洋	Arnordら[14]
2	(1) 大気と混合海水、(2) 深海水	UNSCEAR(1962)
5	(1) 大気、(2)生物圏、(3) 腐植土 (4) 混合海水、(5) 深海水	Craig[15]
6	(1) 成層圏、(2) 対流圏、(3) 生物圏 (4) 腐植土 (5) 混合海水、(6) 深海水	Plesset ら[16]
17	大気、生体(2層）、土壌(2層）の他、海洋を12と細かく分割	Bjorkstrom[13]
28（4緯度帯×7コンパートメント）	(1) 成層圏、(2) 対流圏、(3) 混合海水 (4) 深海水、(5) 海洋生物圏、(6) 長寿命陸圏、(7) 短寿命陸圏	Bergman ら[17]

表9.5　特定核種の賦存量および集団実効線量当量

特定核種	^{85}Kr	^{3}H	^{14}C	^{129}I
天然（宇宙線起源）賦存量 (TBq)	――	1.3×10^{6}	8.5×10^{6}	――
核実験による全生成量 (TBq)	1.6×10^{5}	2.4×10^{8}	2.2×10^{5}	5.6×10^{-1}
核実験による集団実効線量当量預託 (man Sv)	2.0×10^{1}	1.9×10^{5}	2.6×10^{7}	7.8×10^{3}
放出量規格集団実効線量当量預託 (man Sv/TBq)	2.0×10^{-4}	3.2×10^{-5}	6.7×10^{1}	1.4×10^{4}
年間施設放出率 (TBq/a)	1×10^{5}	1×10^{4}	7×10^{1}	3×10^{-1}
年間放出量による集団実効線量当量預託 (man Sv/a)	2.0×10^{1}	3.2×10^{-1}	4.7×10^{3}	4.2×10^{3}
年間放出量に対する核実験寄与の集団実効線量当量預託比 (a)	1	5.9×10^{5}	5.5×10^{3}	1.9

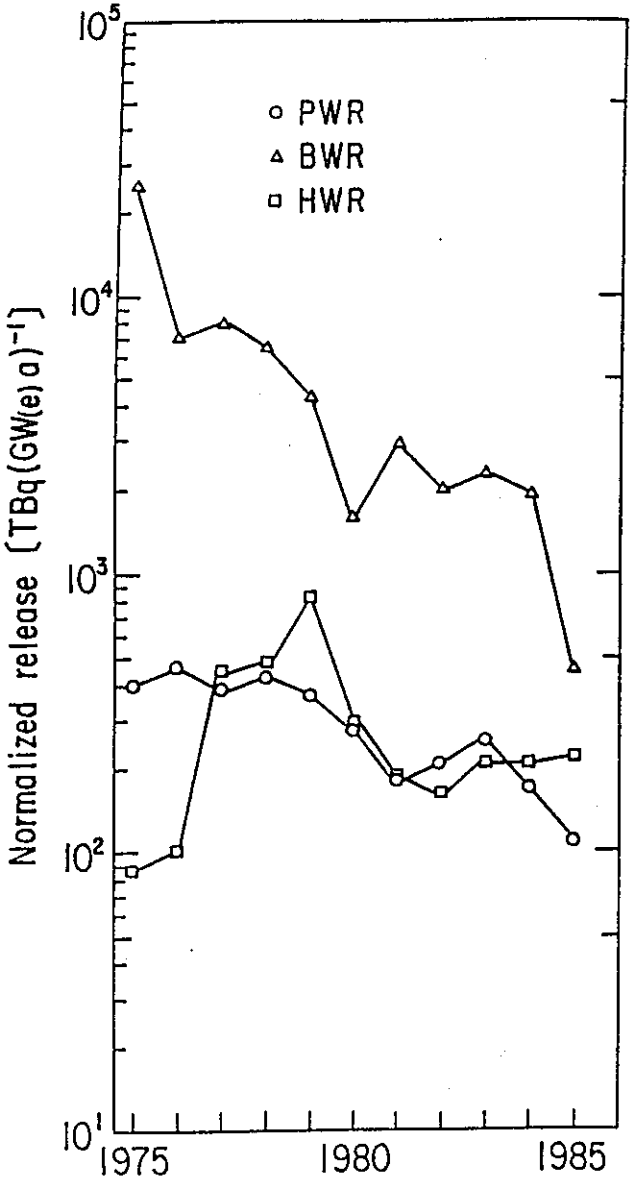


図9.1　原子力発電による希ガスの出力規格放出量

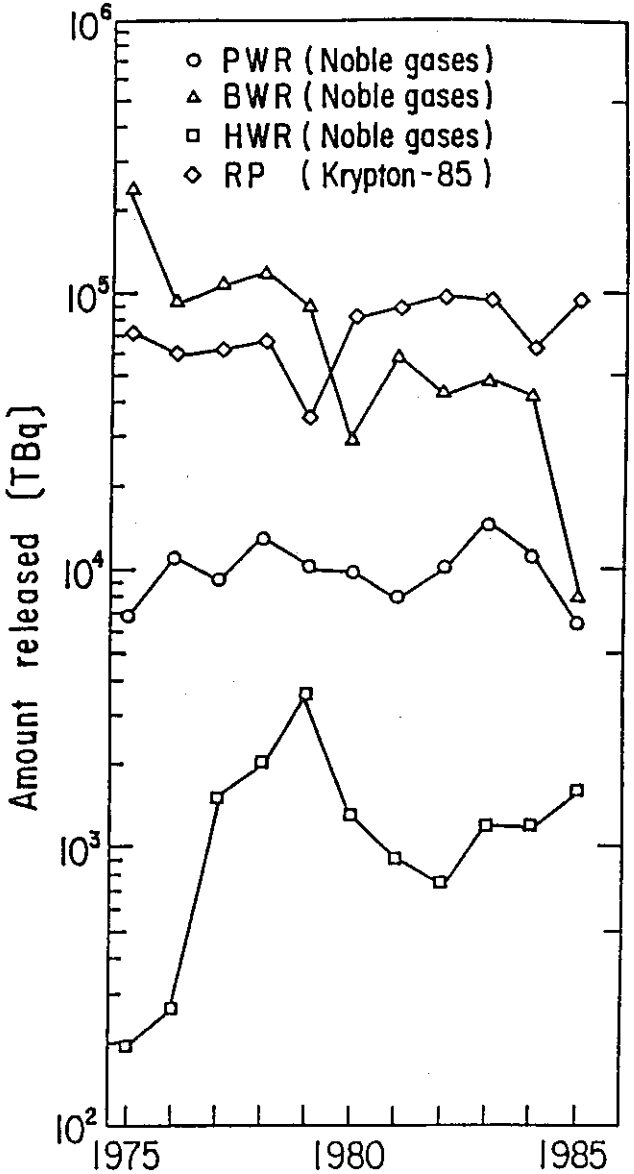


図9.2　原子力発電（および再処理）による希ガス（および^{85}Kr）の年放出量

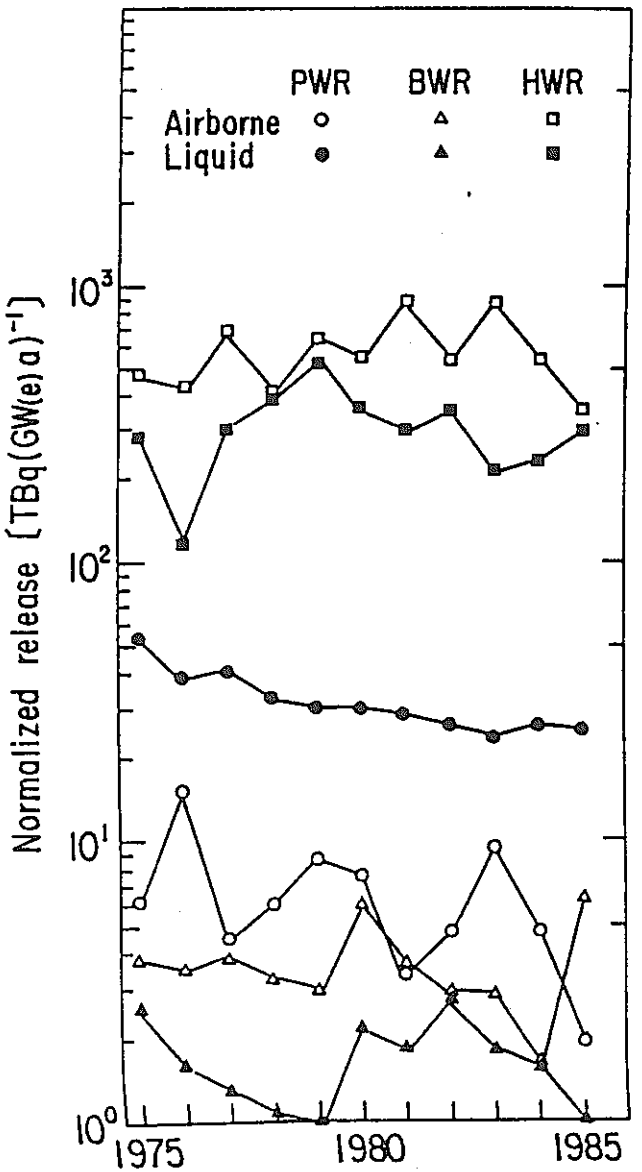


図9.3　原子力発電による気体および
液体状トリチウムの出力規格放出量

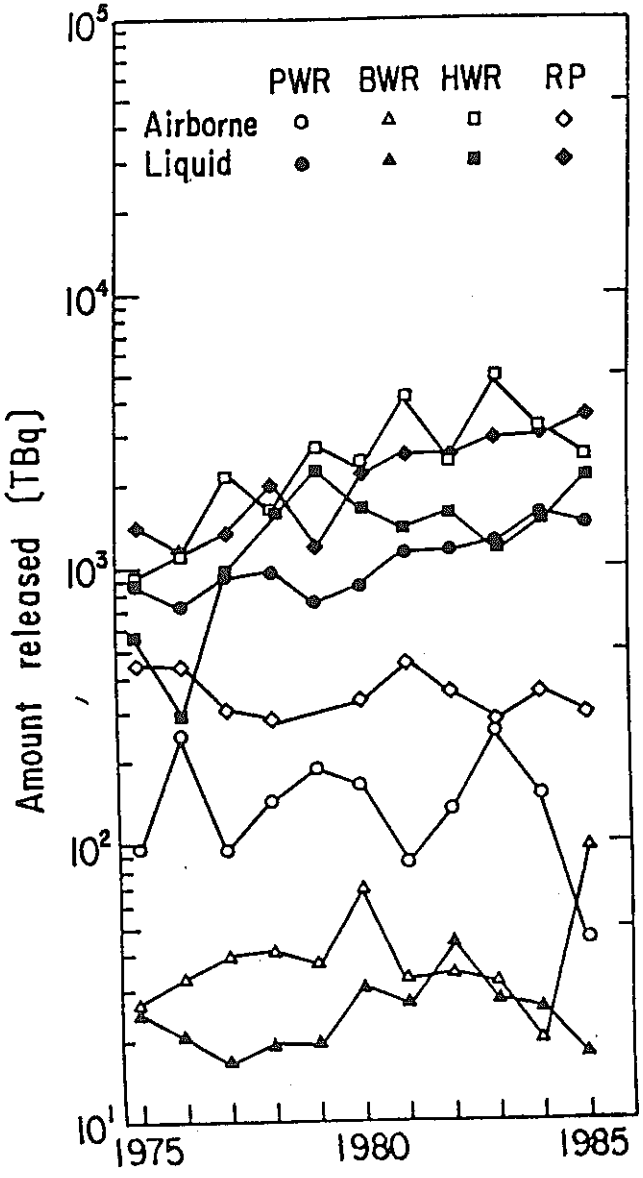


図9.4　原子力発電および再処理による
気体および液体状トリチウムの年放出量

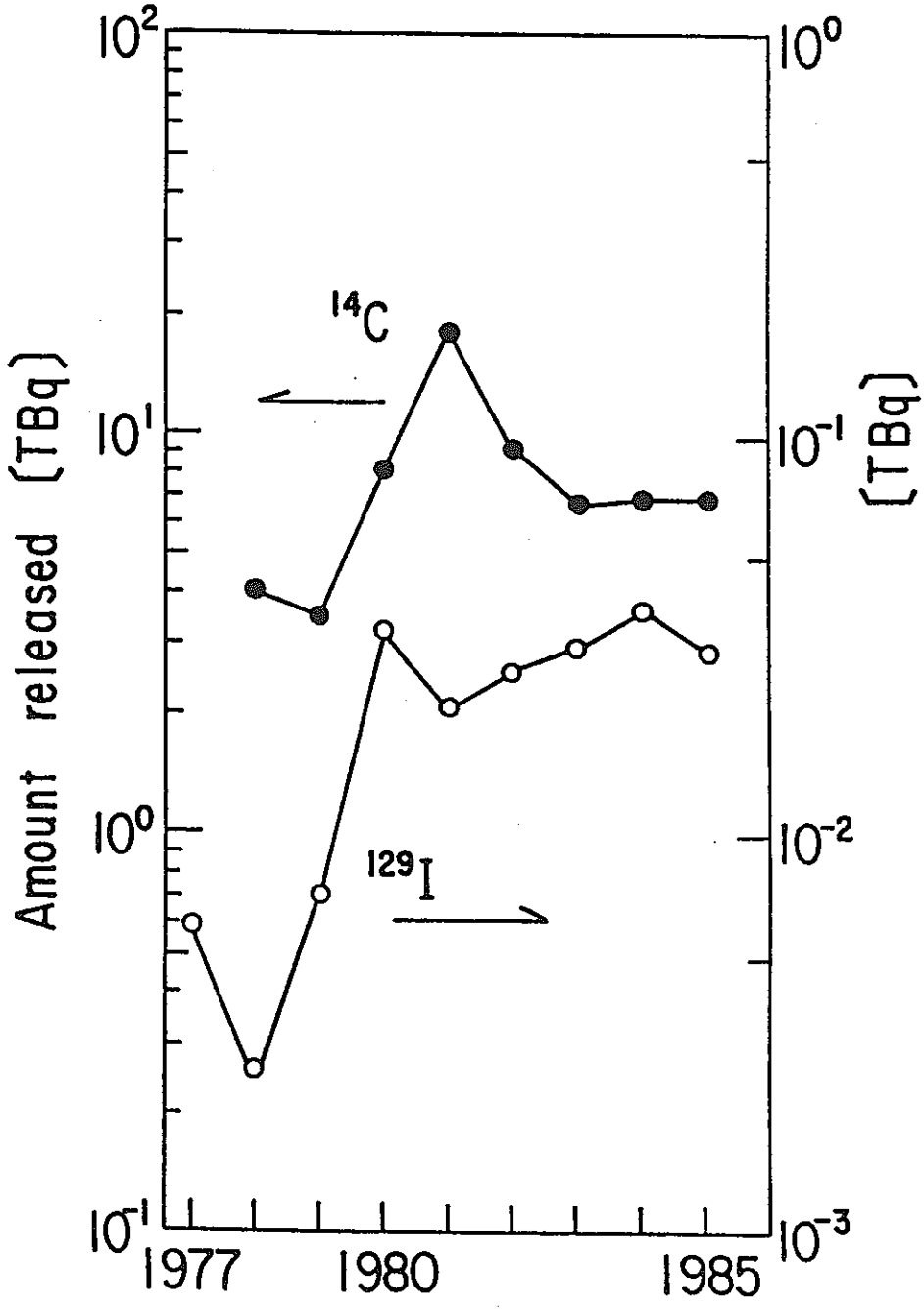


図9.5　再処理による気体状^{14}Cおよび^{129}Iの年放出量

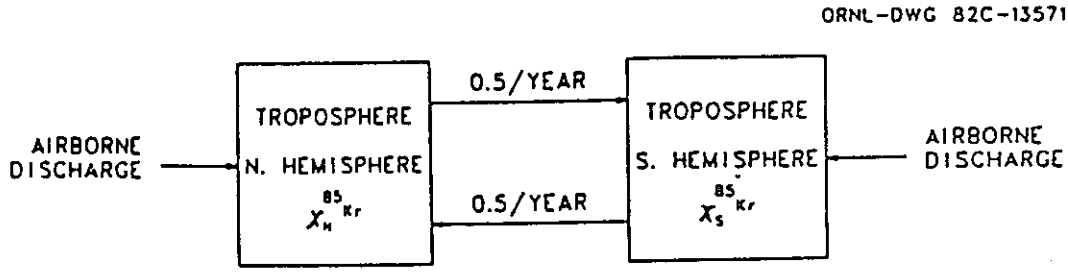


図9.6　^{85}Krの広域評価2コンパートメントモデル

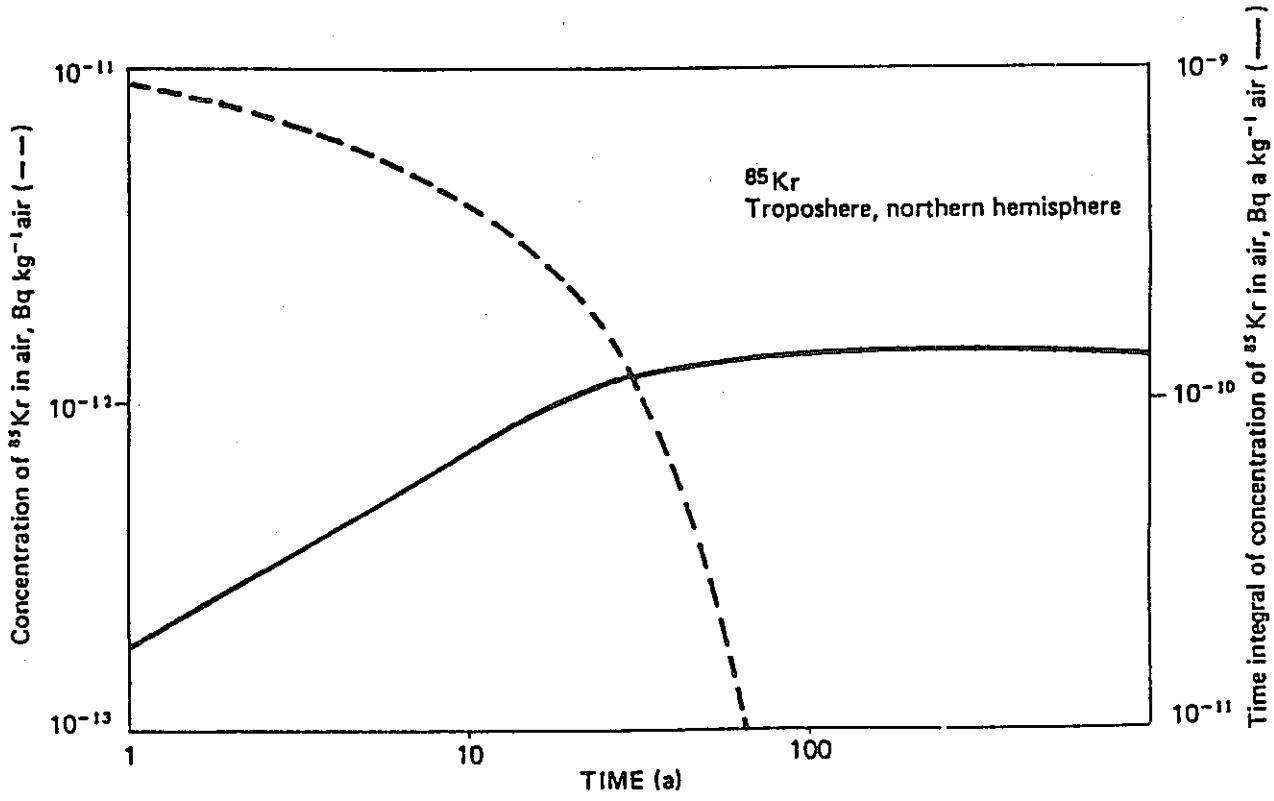


図9.7　北半球に放出された（1 Bq/s, 1年間）^{85}Krの2コンパートメントモデルにより評価された北半球での濃度変化および濃度時間積分値

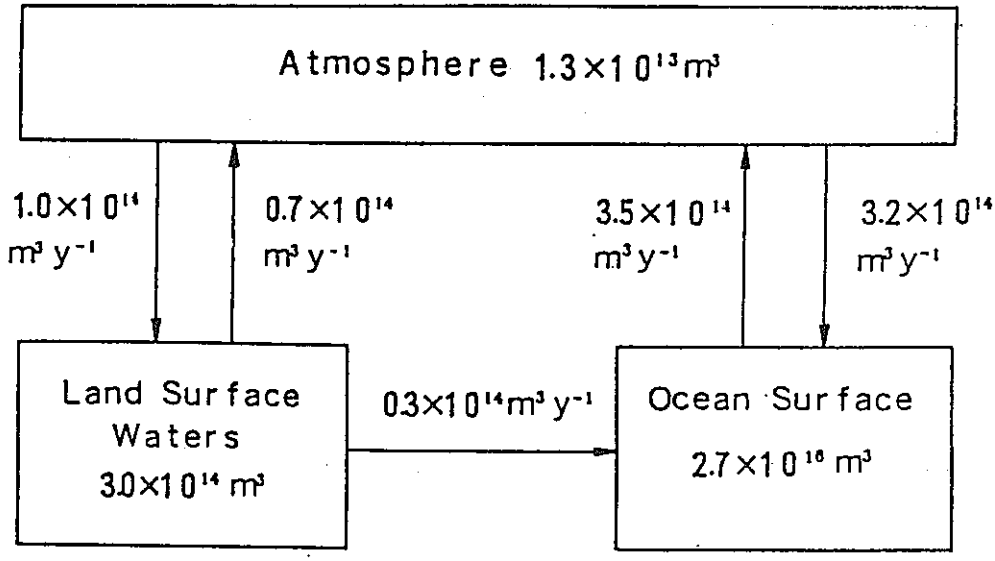


図9.8　トリチウムの広域評価3コンパートメントモデル

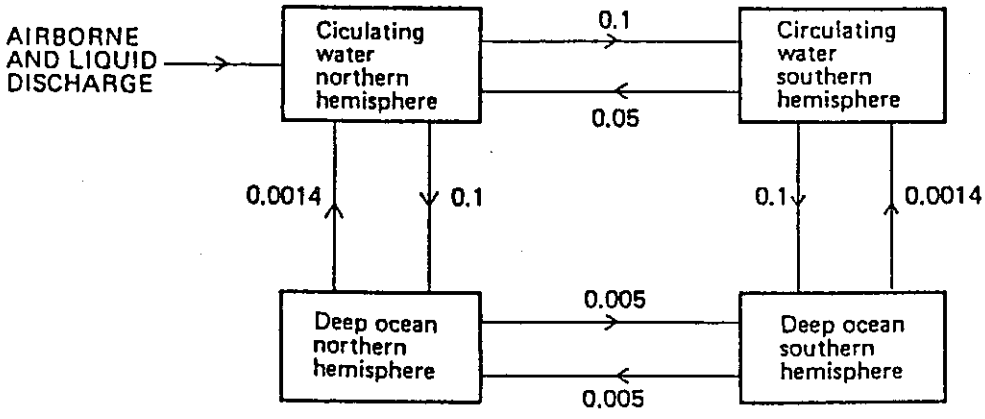


図9.9　トリチウムの広域評価4コンパートメントモデルと移行率（1／yr）

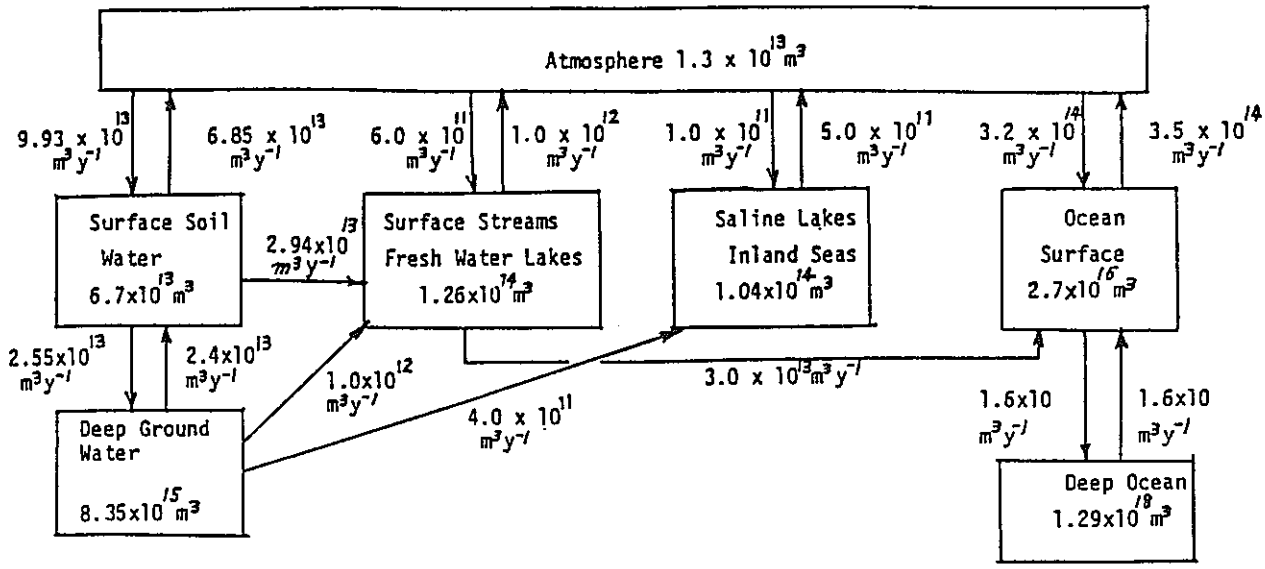


図9.10　トリチウムの広域評価7コンパートメントモデル

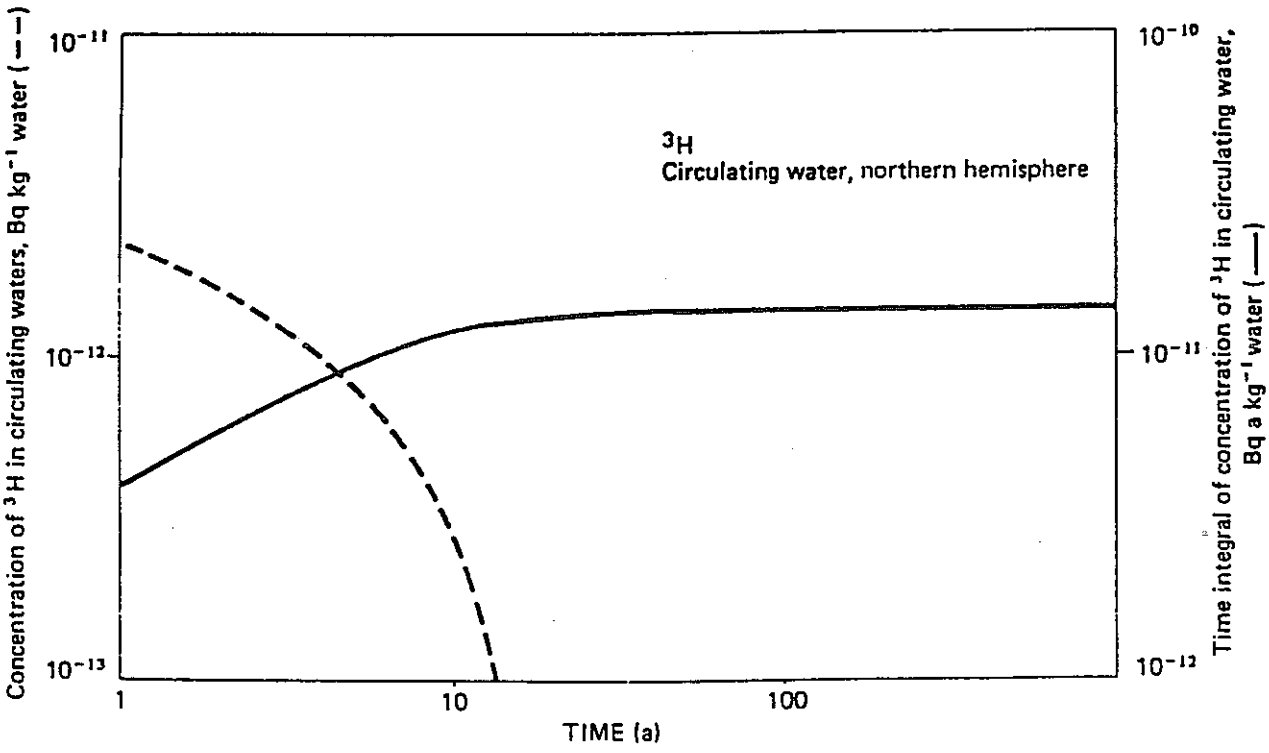


図9.11　北半球に放出された（1Bq/s，1年間）トリチウムの4コンパートメントモデルにより評価された北半球での濃度変化および濃度時間積分値

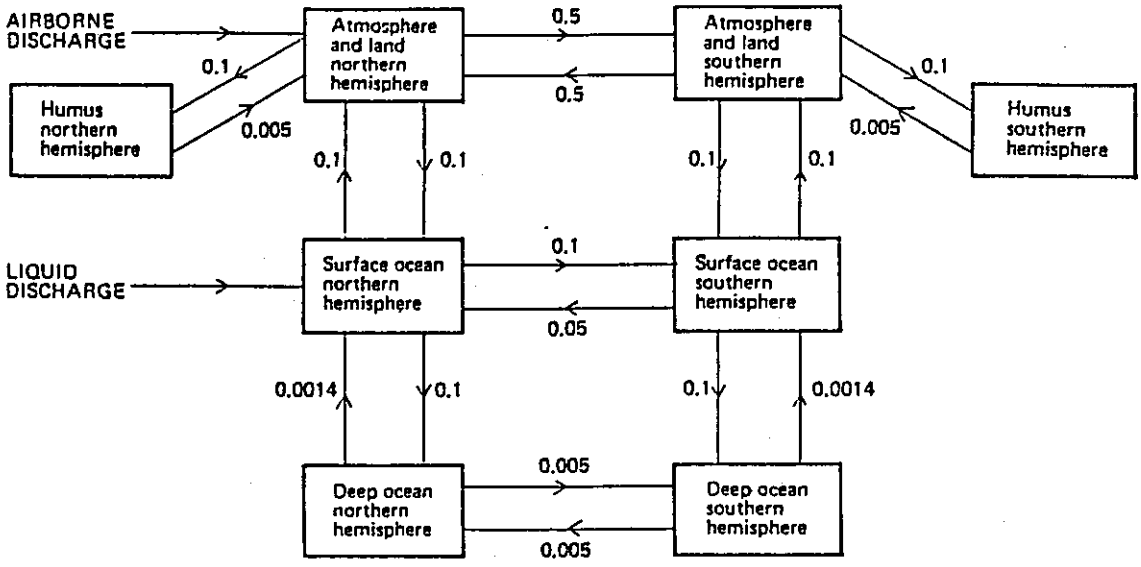


図9.12　^{14}Cの広域評価8コンパートメントモデル

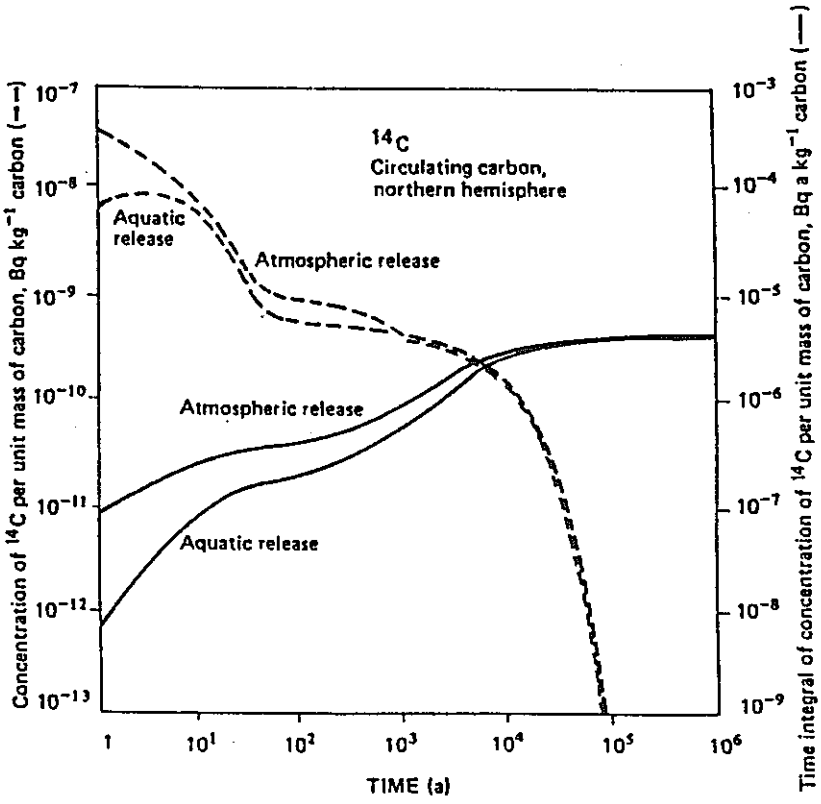


図9.13　北半球の陸圏および表層海水中に放出された（1Bq/s，1年間）場合の8コンパートメントモデルにより評価された北半球陸圏での^{14}Cの濃度変化および濃度時間積分値

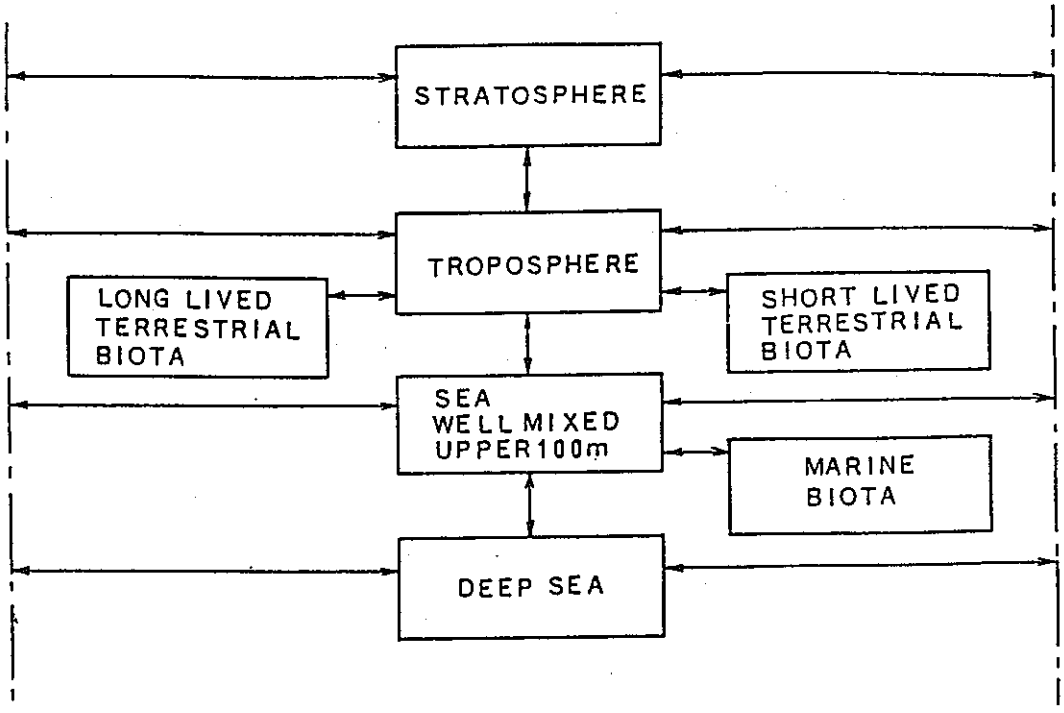


図9.14　地球を緯度（0°，30°，90°）で4分割した場合の1つの緯度帯における^{14}Cの7コンパートメントモデル

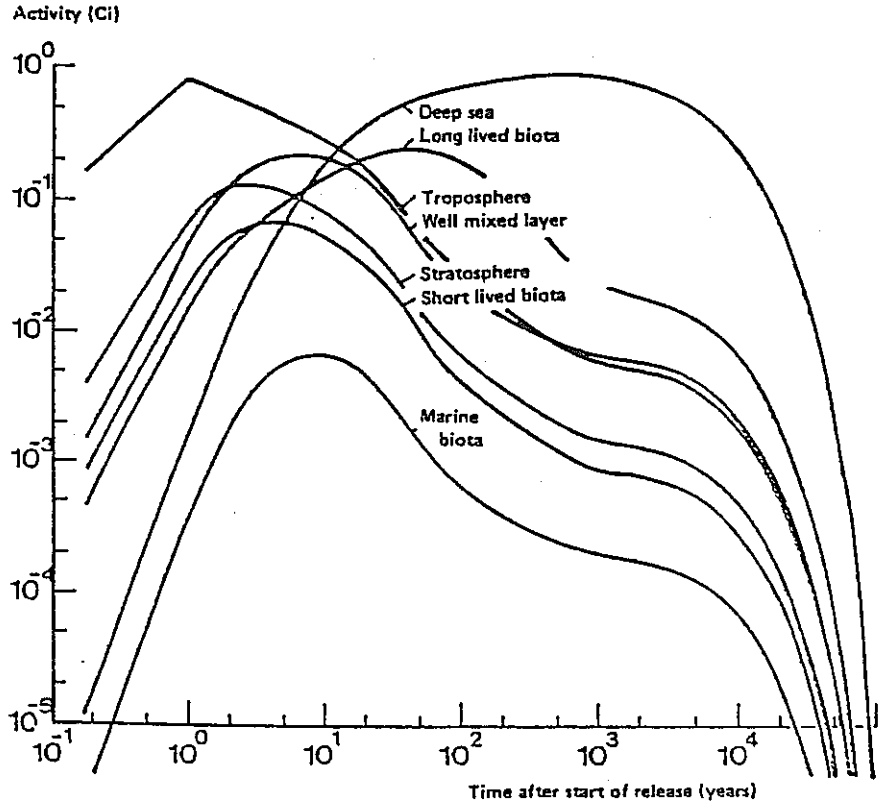


図9.15　地球を緯度（0°，30°，90°）で4分割した場合の1つの緯度帯（30° N～90° N）に1Ciを放出した場合の各コンパートメントにおける移行量変化

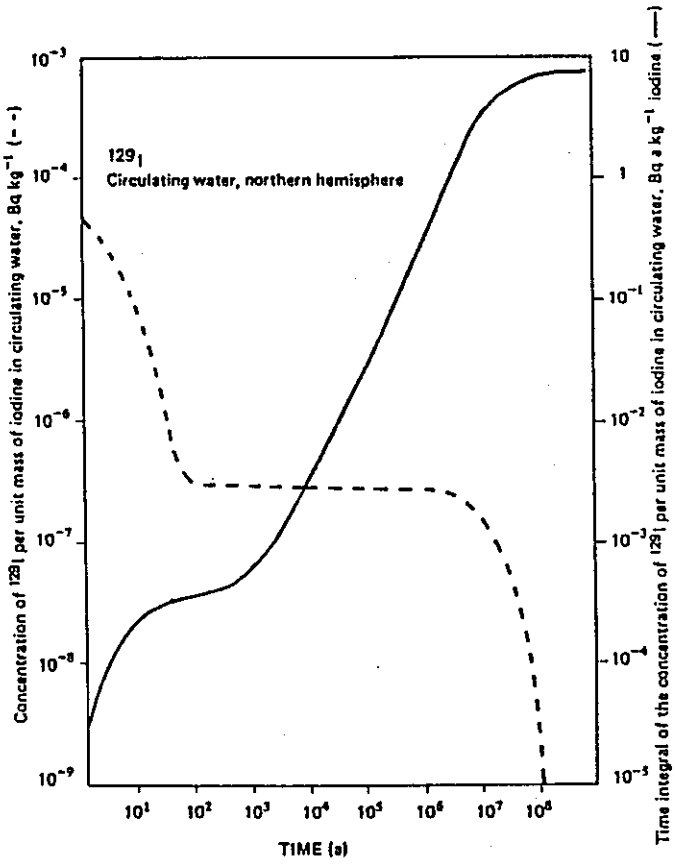


図9.16　北半球の陸圏および表層海水中に放出された（1 Bq/s, 1年間）場合の8コンパートメントモデルにより評価された北半球陸圏での^{129}Iの濃度変化および濃度時間積分値

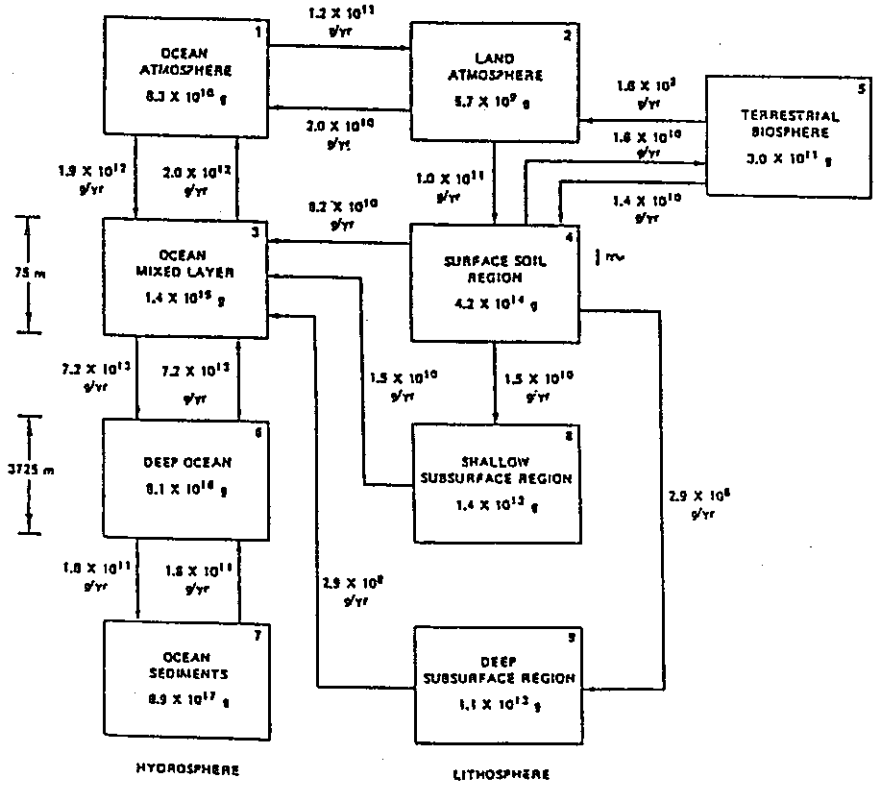
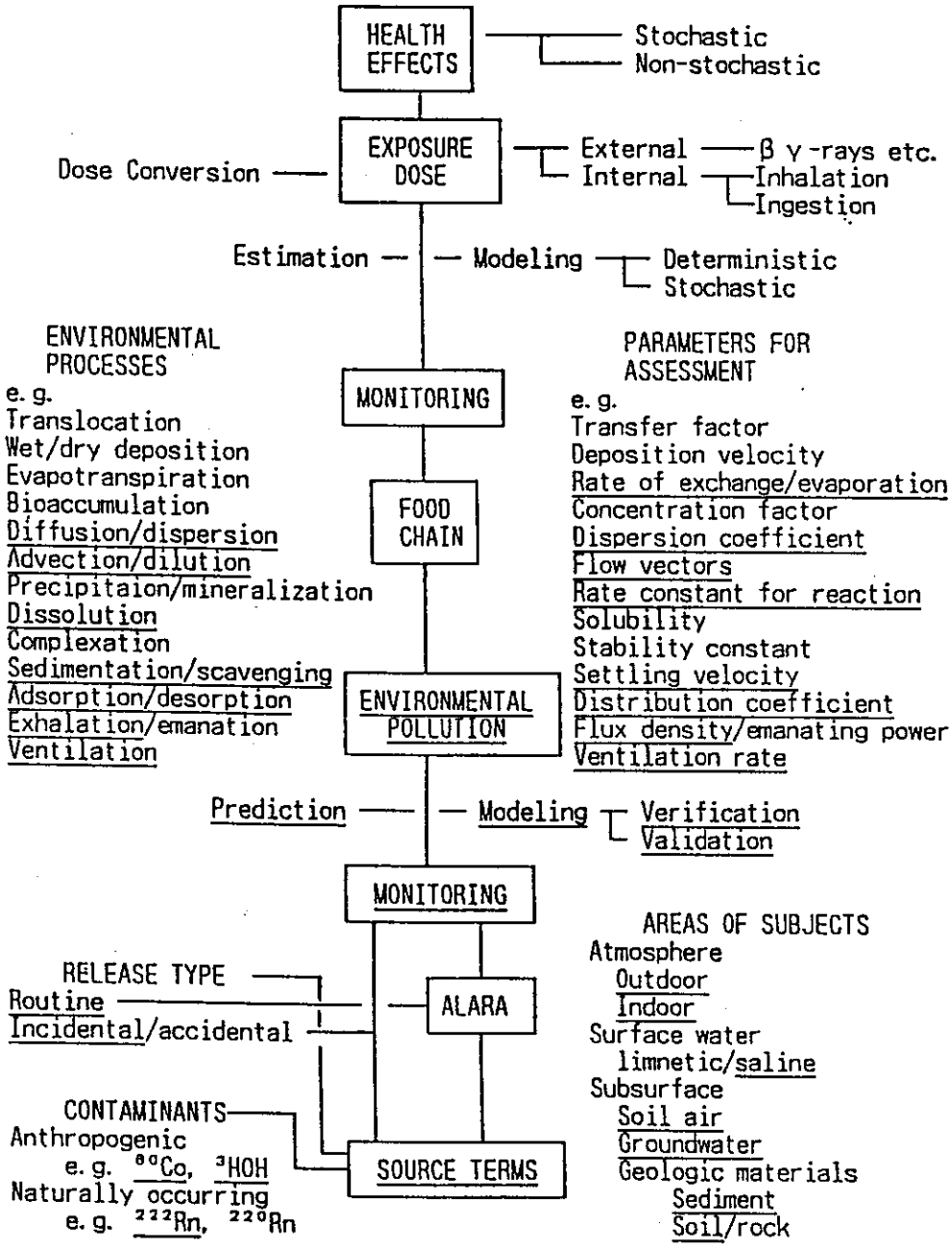


図9.17　地球上における安定ヨウ素の9コンパートメントモデルにおける賦存量と移行率



Major steps in evaluating the effects of radionuclides in the environment and other factors needed for the assessment.

図9.18　放出源－環境－人体に至る環境安全総合評価のたそのスキームとEnvironmental Processes 例

第１０章　放射線影響評価モデルにおける不確かさの評価

10.1 序

環境への放射性核種の放出による影響評価では，放出源から環境媒体中への放射性核種の移行，人への線量評価および放射線影響評価まで様々な数学モデルが用いられる。これらのモデルの開発およびその適用の進展にしたがい，放射性核種の環境中濃度あるいは人への被ばく線量を唯一つの推定値で表示するだけでは十分ではないと認識されるようになった。モデルは現実の環境システムの近似に過ぎず，したがってその予測値には必ずある程度の不確かさが存在する。付随する不確かさの推定をともなわないモデル予測値は，意思決定に際して利用価値が小さい。

モデル予測値の確かさあるいは不確かさ，すなわちその信頼性を表す方法として，“予測値は過大評価である(conservative)”あるいは“現実的である(realistic)”という定性的表現が用いられたり，“モデル予測値はファクター２で正確である”あるいは“１オーダ以上過小評価している”という定量的表現が用いられる。意思決定に際しては，定性的評価より定量的評価の方が，よりはっきりした基礎情報を提供するので有用である。たとえば，定量的評価によるモデル予測値の正確さの範囲が，線量上限値あるいは誘導限度のような，対象としているある確定されたレベルに近づいた場合，モデルそれ自体あるいはモデルに含まれるパラメータの値を再評価する必要に迫られる。一方定性的評価では，どの程度限度に近づいているかの情報がないので，モデルの再評価は予測値が確定された限度を超えたときのみ行われる可能性がある。

モデル予測値の不確かさの評価では，ある種の主観的判断の要素が含まれる。すなわち，評価を行う人間の専門的知識の程度が反映されることになる。したがって，モデル予測に基づく意思決定は，その不確かさの評価に依存することになる。ここで取り上げるモデル予測の不確かさの評価は，実際には，

－　モデル予測値に付随する不確かさはどの程度であるか。

－　推定された不確かさは意思決定に受け入れられる程度のものであるか。

という質問に答えることに対応する。それらはケースバイケースで考察する必要がある。質問の答は，評価の目的，モデル自体がもたらす個々の問題点および意思決定を行う際の基準に依存することになるであろう[1]。

モデルの不確かさの評価の分野は，十分に確立されているとは言いがたい。特に，不確かさ評価のため広く受け入れられた厳密な数学的基礎が確立されているわけではない。統計理論に基づいて不確かさを取り扱うためにいくつかの方法が提案されているが，一般には，不確かさ評価に必要なすべての条件を満たしてはいない。以下では，放射線影響評価モデルにおける不確かさの評価のための三つの方法，モデルの妥当性検証，モデルの相互比較およびモデルパラメータの不確かさ解析を概観するが，特にパラメータの不確かさ解析における統計手法について詳しく取り上げる。

10.2 不確かさの定義

不確かさという語は，あるパラメータあるいは測定量のランダムな変動を表す場合と，モデル，モデルパラメータあるいはモデル予測値についての知識の不正確さを表す場合に用いられる。この二つの概念の本質的な違いは，後者がその基礎となるデータベースを充実させることにより正確さを改善させることができるのに比べ，基本的なランダムな変動はその影響を受けないということにある。この二つの概念を区別することは，一方が改善可能であり他方が影響されないので，意思決定においては重要であるが簡単ではない。

後者の不確かさは，対象とするシステムの不十分な知識からもたらされるモデル化の概念的な不確かさおよび数学的な不確かさと，パラメータ値の推定の際に利用できるデータベースが不完全なために生じるパラメータの不確かさ（偏り）に大別できる。ここでは，後者の概念，特にパラメータの不確かさについて取り上げるが，普通パラメータの不確かさ解析といった場合，パラメータ値に付随するランダムな変動と不確かさの両方がどのようにモデルを伝播するか解析する。

10.3 範囲の限定

不確かさ解析を行う前に解析の対象範囲を限定しておくことは，本質的なことではないが，有益なことである。範囲の限定は，評価の目的を明確にし，評価指標となる線量あるいはリスクの計算に重要な寄与を及ぼす放射性核種，被ばく経路，モデルパラメータを明らかにすることによって達成できる。それによって，評価モデルのそれ程意味のない部分に費やす資源の節約ができる。この目的のために，以下でスクリーニング法と感度解析法の 2 つの方法を紹介する。

10.3.1 スクリーニング法

スクリーニング法では，実際の濃度および被ばく線量を過大評価するように，モデル化の仮定およびモデルパラメータ値を選択する[2)]。これは，考察している特定の課題あるいはシナリオにとって，対象としている核種，モデルの要素および被ばく経路が重要であるか重要でないかを決定するのに便利である。もしスクリーニングモデルを用いて，特定の核種や被ばく経路が対象としているレベルより十分に低い被ばく線量しかもたらさないならば，それ以後の解析からそれらは取り除くことができる。ある場合には，このスクリーニングの過程において，全放出によってもたらされる線量が十分低く，それ以後の解析が必要でなくなる場合もでてくる。しかし，スクリーニング法は十分注意して用いなければならない。その中にすべての重要なプロセスが含まれており，モデルの設計およびパラメータ値の選択に用いた仮定が，考えられるあらゆる範囲の条件を考慮していることが確実でなければならないからである。

10.3.2 感度解析法

与えられた評価課題に対して，重要である核種および被ばくモデルを決定するのにスクリーニング法が用いられたら，次に感度解析法によってさらに解析の対象範囲を限定することができる。感度解析法は，予測値の不確かさに重要な寄与をもたらすモデルの構成要素を見いだすのに役立つ。

感度解析ではモデルの各パラメータを別々に一定量動かし，予測値への影響を見ることが普通行われる（1時1点(one-at-a-time) 感度解析）。実際には，詳細なプロセスレベルのパラメータを，主要なグループあるいはモデル要素を表す1つのパラメータ（lumped parameter)に集合することにより，モデルの構造をまず簡略化することが有効である。評価モデルの主要な要素を表す集合化されたパラメータの例としては，放出率，拡散，沈着および堆積，生物圏移行，被ばくおよび線量算定に関連するものがある。このように集合，簡略化されたモデルに対して感度解析を行うことによって，予測値の不確かさにどのモデル要素が大きな影響をもち，何がほとんど影響を及ぼさないかを見いだすことができる。

このようにして，主要なモデル要素を見いだすことにより，解析の範囲がかなり限定できる。モデルの妥当性検証のための実験では，重要なモデル要素だけを検証するようにデザインすればよいし，パラメータの不確かさ解析では，主要なモデル要素のパラメータに対して

だけ不確かさを推定すればよいことになる。効果的に範囲の限定ができれば，さして重要でないモデル要素に属する他のパラメータは，一定値か簡単な不確かさの推定にとどめることが可能になる。

集合化したパラメータによるモデルの簡略化について，触れておかなければならないことがある。非常に多くのパラメータからなる詳細な評価モデルの感度解析には，たいへんな計算コストが必要となり，10.6.3項で述べるパラメータの不確かさ解析におけるパラメータの重要度解析に費やすコストよりはるかに大きくなる可能性があることである。さらに，1時1点感度解析では，他のパラメータに対して代表値以外の値を選択したとき，対象とするパラメータが重要であるかどうか決定することができない。このため，全評価モデルあるいは集合化されたモデル要素からなる簡略化モデルについても，むしろパラメータの不確かさ・感度解析を行った方が得策である。これによって得られたパラメータの重要度の順位付けは，1時1点感度解析より少ない計算コストで感度に関するもっと質の高い情報を提供する。この順位は，不確かなパラメータのどれがモデル予測の不確かさに最も寄与するかを示す。これについては，10.6.3項で詳しく述べる。

10.4 モデルの妥当性検証

モデルの信頼性評価において，しばしば，“モデルの妥当性(model validation)”という言葉が使われる。何をもってモデルが妥当であるとするか，はっきりした定義および方法が確立されているわけではない。実際，複雑な現実のシステムを真に記述できるモデルというものはほとんど不可能である。しかし，モデルの十分な検証が行われ，モデルがある受け入れられる正確さのレベルを満たしたとき，そのモデルは妥当であると考えることができる。受け入れることができるとする正確さのレベルは，主観的な判断であり，ケースバイケースで変わり得る。以下この節では，“モデルの妥当性”という語は，モデルが作られるときに用いられたデータとは独立のデータに対して，モデル予測が検証される過程をいう。これに対して，次節で述べる‘確認(verification)’とは，モデルおよびそれを実行する計算コードが意図した通りに働いているかを確認する過程をいう。また，測定データをモデルがうまくシミュレートできるように，モデルのパラメータあるいはモデルの構造を調節する作業に“calibration”という語が用いられるが，モデルの信頼性評価ではこれらを明確に区別する必要がある。

10.4.1 妥当性検証の手順

モデルの妥当性検証では，測定データの収集およびそれに付随する不確かさの定量が必要となる。収集される測定データは，もちろん検証されるモデルと独立でなければならないし，その時間的空間的スケールは，モデルが検証される条件に関連していなければならない。測定データに付随する不確かさは，統計解析あるいは専門家の判断に基づく信頼巾によって定量的に示される必要がある。特に，測定誤差を含むデータの質が十分でない場合，あるいはデータの得られた実験計画が不十分な場合，専門家の判断が必要となってくる。専門家の判断にかなり依存しなければならない場合は，不確かさについて主観的な信頼限度を示すことしかできない。検証データの不確かさが定量されたら，次に“calibration”されていないモデル予測値との比較が行われる。比較の方法には，測定値と予測値の比の統計的解析あるいは相関解析を応用するもの等があるが，ここでは触れない。むしろ，予測失敗の原因の追求の際に注意すべき点に触れる。

妥当性検証においては，モデル予測値と観測値の違いに影響を与えるすべてのモデル構成要素を含む同時データを収集する必要がある。そのようなデータが，モデル予測値と観測値の類似点および相違点の理由を明らかにする際に必要となるからである。予測失敗の原因がパラメータ推定にあるのか，モデルの概念構造あるいは数学的構造の不完全さにあるのか決める際に，それらのデータは不可欠である。個々のモデル構成要素の検証に失敗すると，最終的なモデル予測値と観測値との間の類似あるいは相違の原因について，解釈を誤ることがよくある。最初の仮定，モデル構造およびパラメータ推定における誤りの埋め合わせ(compensating error)の結果として，モデル予測値が観測値に類似する場合がある。モデルの構成要素についても同時に検証のできるデータを収集することによって，誤りの埋め合わせが起こったかどうかを確認できる。ある条件で正確であると仮定できるモデルが，別の新しい条件における観測値に対してはよい結果を得ることができない場合，この誤りの埋め合わせが起こっている可能性がある。

10.4.2 妥当性検証の限界

モデルの妥当性検証には相当の費用が必要となる。これまで行われたほとんどの妥当性検証に関する研究は，放射線影響評価モデルのある部分要素に限られている。検証は，通常ある限られた条件のもとで，比較的短い期間について行われている。実際，放射線影響評価を

考えた場合，環境媒体における放射性核種の濃度や線量レベルが極めて低いため，あるいは高レベル廃棄物処分の評価のように，極めて長期間の評価が対象となるため，妥当性検証は非常に困難である。

放射性核種の環境における移行モデルの妥当性検証に用いることのできるデータが，チェルノブイリ事故によってもたらされた。しかしながら，事故の際のモニタリング計画から得られたデータは，モデル予測値との比較を十分に行えるだけの情報が含まれ信頼度が高いケースは多くないので，報告されたデータの十分な吟味が必要となる。モデルの妥当性検証に必要な時間と費用を考えると，適用されるであろうあらゆる条件にわたってモデルの検証を行うのは，事実上不可能である。

10.5 モデルの相互比較

モデルの妥当性検証を行うのが現実的でない状況においては，モデルの相互比較がモデル予測を評価する一つの方法となる。この方法は，モデル間の相違あるいは類似点についての貴重な情報を提供する。それぞれのモデルが，次節で説明するパラメータの不確かさ解析をあらかじめ行っている場合には，特に有効な方法となる。しかし，放射線影響評価に用いられるモデルの場合，モデルの数学形式の導出，モデルおよびパラメータの開発に用いられるデータの出所が類似していることが多いので，モデル相互比較の結果を解析する際には十分な注意が必要である[3]。モデルの相互比較を行っても，前節で示したモデルの‘妥当性を検証する(validate)’ことにはならないが，以下に示す‘確認(verification)’に役立てることができる。

10.5.1 モデルの構造と数学的な正確さの検証(verification)

モデル相互比較は，モデルの構造の相違がどのように予測値に影響するかに関する情報を提供する。また，モデルに異なるパラメータを導入する必要性があるかを評価し，その相対的な重要度についての情報も得られる。放射線影響評価モデルを使用する際には，モデルの数学的な特性，推定されたパラメータ値の正確さおよびその限界についての十分な知識が必要である。モデルおよびそれを実行する計算コードが意図した通りに働いているかの検証(model verification，あるいはcode verification)は，計算コードの相互比較，あるいは数値解を解析解と比較することによって達成できる。

10.5.2 相互比較の手順

ある特定の評価課題に対して，様々なモデルから得られた最良推定値とそれに付随した不確かさの推定が，モデルの相互比較の対象となる。この不確かさの推定は，パラメータの不確かさ解析，他の関連する条件に対して得られた経験的な解析結果からの外挿，あるいは単なる主観的な判断のいずれかに基づいたものである。

モデルの相互比較のテストシナリオを作成する場合，普通はある特定のサイトをもとに推定された入力パラメータを，標準のデータセットとして提供する必要がある。モデルの相互比較から得られた結果を評価するためには，以下の情報が一般に必要となる。

－モデルに関する記述（および解のアルゴリズム）

－考慮されたメカニズム

－パラメータ値を得るために使うデータ

－計算結果，最良推定値と不確かさ解析および，不確かさ解析の方法の記述

－モデル予測値の不確かさに最も寄与するパラメータ

結果の相違は，第一にモデル構造，解のアルゴリズム，数値解の離散化の方法，用いた標準のデータベースおよび不確かさの推定方法の違いが反映される。また，プログラミングおよび入力データの誤り，境界条件の与え方，入力データの解釈の違い，打ち切り誤差等にも依存する。極端な場合には，計算コードの設計の違いが原因する場合もあるが，通常は，パラメータ値の違い，考慮されたメカニズムの違い，主観的な判断の違いが原因となる。

モデルの相互比較から得られる情報は，重要なプロセスやパラメータをさらによく理解するのに役立てることができる。結果に非常に敏感な入力データおよび測定の優先度を決定する際にも用いることができる。もし，独立なデータが検証に含まれていれば，モデル予測値の正確さの評価も可能になる。

10.6 パラメータの不確かさ解析

モデルが妥当性検証の過程を経たかどうかに係わらず，モデル予測値には不確かさが付随している。結局のところ，モデルがいわゆる過大評価を目的としたものではなく現実的な評価を目的とした場合には特に，不確かさ解析が必要となる。モデルの妥当性検証に必要となる情報が容易に入手可能でなく，モデル構造に大きな偏りがないと考えられるときには，パラメータの不確かさ解析がモデル予測の不確かさ評価の有効な手法となる。パラメータの不確かさ解析

では，各モデルパラメータに対して推定された確率分布を用いて，モデル予測値の確率分布を推定する（図10.1）。推定された確率分布は，決定論的に推定されたモデル予測値の偏りを推定するため，あるいは確立されたある限度を超える確率を推定するために，それらの値と比較することができる（図10.2）。

また，モデル予測値に付随する不確かさに寄与するパラメータの不確かさの重要度を決定する際にも有効である。この情報は，パラメータの推定値を改善し，不確かさを減少させるための将来の研究の優先度を決定するのに役立つ。

10.6.1 不確かさ解析の手順

パラメータの不確かさ解析は，主に次のような順に行われる。

(1) 最終的なモデル予測値の不確かさに重要な寄与を及ぼす可能性のあるパラメータのリストを作成する。

(2) それぞれのパラメータに対して，取り得る可能な値の範囲を設定する。

(3) その範囲における各パラメータ値の確率分布を定める。

(4) パラメータ間の相互依存性を考慮して，依存関係の適当な条件を設定する。

(5) 対象とする全パラメータの結合された確率分布関数(ｐｄｆ:probability distribution function）のモデル内の伝播を解析し，予測値の確率分布を決定する。

(6) パラメータの不確かさがモデル予測値に及ぼす影響を定量化する

(7) モデル予測値の不確かさに寄与するパラメータの順位を決める（感度解析）。

(8) 解析結果の表示および解釈を行う。

10.6.2 不確かさ・感度解析手法

環境における核種の移行評価および線量評価に用いられるモデルは，比較的単純なモデル構造をしている場合が多く，不確かさ解析に解析的方法を用いることができる。簡単な代数式で表現できる加算モデルあるいは乗算モデルには，分散伝播法が適用できる。例えば加算モデルでは，モデル予測値の分散は各パラメータの分散と各々パラメータ間の共分散の和で表すことができる。乗算モデルでは，パラメータとモデル予測値それぞれ対数変換を行うことによって，加算モデルにおける分散伝播と同様の形式が得られる。両モデルにおいては，モデル予測値の不確かさ（分散）には，パラメータ間の相関の向きと大きさが大きな影響を

及ぼす。分散伝播法では不確かさの分布形については何の情報も提供しないので，パラメータの不確かさの影響の判定には，モデル予測値の平均値と分散のみが利用できる。

一方，数値的方法としては，微分解析法，アジョイント法，グリーン関数法，モンテカルロ法，応答局面法[4]，フーリエ振幅感度テスト等，様々な手法が試みられている[5]。次節では原モデルをそのまま扱え，最も適用が直接的で有効なモンテカルロ法について説明する。

10.6.3 モンテカルロ法による不確かさ・感度解析

1）不確かさ解析

モデルの入力パラメータが確率分布をもつランダム変数であると考えると，その変動が伝播し，モデル出力もある確率分布をもつランダム変数となる。この節の不確かさ解析では，モデル入力の不確かさに起因するモデル出力の不確かさを解析する方法を示す。次節で述べる感度解析はこの節の不確かさ解析に密接に関係しており，そこではモデル出力の不確かさの原因となっている個々の入力パラメータの不確かさの寄与度の順位付け（重要度）の方法を説明する。

モンテカルロ法では，入力パラメータの結合されたｐｄｆのモデル内伝播を計算するため，N組の入力データセットをサンプリングする必要がある。個々の入力パラメータのｐｄｆを反映させたデータセットを作成する方法には種々あるが，ここではよく用いられるＳＲＳ(simple random sampling)法およびＬＨＳ(Latin Hypercube sampling)法を取り上げる[6]。

(1) ＳＲＳ法

ある変数x_iの値を，その確率密度関数$f(x_i)$から無作為にサンプルするには，以下の積分方程式を解けばよい：

$$r=\int_{-\infty}^{x} f(u)\,du \qquad (10.1)$$

ここで，f(u)は対象とする変数の確率密度関数，ｒは０と１の間からランダムに選ばれた実数である。これをN回繰り返すことによって，変数x_iのN組のランダムなサンプルが得られる。同様の手順をＫ個の入力パラメータについて適用すれば，入力パラメータのサンプル行列（ＮｘＫ）が得られる。

$$X=\begin{pmatrix} x_{1,1}\, x_{1,2} \cdots\ x_{1,K} \\ x_{2,1}\, x_{2,2} \cdots\ x_{2,K} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ x_{N,1}\, x_{N,2} \cdots\ x_{N,K} \end{pmatrix} \tag{10.2}$$

対象とするモデルの計算に比較的費用を要しないならば，モデル予測の必要とする統計量（平均値，分散等）の偏りのない値を与えるので最もよい方法である。

(2) ＬＨＳ法

ＬＨＳ法は，モデル予測をしなければならない回数Ｎを減らすために考えられた方法である[7)・8)]。ＬＨＳ法を用いれば，少ない数のモデル計算で偏りのない平均値を推定できる。以下に，ＬＨＳ法の手順を概略する：

各パラメータの変動範囲をモデル計算を行う数Ｎで等確率になるように分割する。実際には，変動範囲x^a_j，x^b_jをもつ変数x_jは

$$\frac{1}{N}=\int_{x_j^n}^{x_j^{n+1}} f(x)\,dx \approx f(x_j^n)\times\left(x_j^{n+1}-x_j^n\right) \tag{10.3}$$

のように，各区間に入る確率が１/Ｎになるように分割される。このような分割をＫ個のパラメータについて行うと，サンプル空間はN^kのセルに分割され，入力パラメータのベクトルＸがあるセルに入る確率は$(1/N)^k$となる。

ＬＨＳ法では，このサンプル空間から唯Ｎ個のセルを選択する。これは，整数からなる次のようなＮｘＫの行列を生成することによって実現される：

$$N=\begin{pmatrix} n_{1,1}\, n_{1,2} \cdots\ n_{1,K} \\ n_{2,1}\, n_{2,2} \cdots\ n_{2,K} \\ \cdot \\ \cdot \\ \cdot \\ n_{N,1}\, n_{N,2} \cdots\ n_{N,K} \end{pmatrix} \tag{10.4}$$

ここで，各列は１からＮのランダムな順列からなる。各行は入力パラメータのベクトルＸに対応しており，最初のモデル計算で用いる各パラメータの値$x_{1,j}$は変数x_jの$n_{1,j}$番目の区間から選択される。

この方法によると，各パラメータは変動範囲全体から値をサンプルできるが，一つの欠

点は標本分散については偏りのある推定しかできない点である。さらに，選択される入力パラメータ間の相関を考慮したり，あるいは独立に選択するための統計的方法もある[9]。

(3) 信頼区間の解析

不確かさ解析の課題は，モデル出力の確率分布を特徴づけることである。モンテカルロ計算では，モデル出力を直接計算するので累積分布関数(complementary distribution function) も直接得られる。また，分布を特徴づける統計量として，平均値（期待値）あるいは分散も得られる。しかし，ここで重要なことは，推定された平均値の信頼区間を決めることである。線量分布あるいはリスク分布は，しばしば極端な歪み(skewness)をもつ場合がある。この場合，大きな標本の平均値は正規分布をするというような通常の仮定はできない。

もし，モデル出力が正規分布をしているなら，母集団平均の信頼区間を計算するために，tテストのようなパラメトリック(parametric)手法を用いることができる。しかしながら，母集団の分布関数がわからない場合には，いわゆるチェビシェフの定理(Tchebycheff's Theorem)が利用できる。分布形がわからないある確率変数xが与えられたとき，チェビシェフの定理によると，ある指定された数αに対して

$$P(|x-\mu| \leq \alpha\sigma) > 1 - 1/\alpha 2 \qquad (10.5)$$

が満足される。ここで，μおよびσはそれぞれ母集団の平均値と標準偏差である。確率変数xとして標本平均$\overline{x}$をとると，標本平均の標準偏差$\sigma\overline{x}$は$\sigma\overline{x}2 = \sigma 2/N$なので，次の不等式が得られる。

$$P(|\overline{x}-\mu| \leq \alpha\sigma/\sqrt{N}) > 1 - 1/\alpha 2 \qquad (10.6)$$

この式から，μに対する95%の信頼区間はP=0.95として，

$$\overline{x} \pm 4.472\sigma/\sqrt{N} \qquad (10.7)$$

として得られる。もちろん，母集団の標準偏差は前もってわかっていないので，σの代わ

りに標本集団の標準偏差sを用いるとμに対する95%の信頼区間は,

$$\overline{x} \pm 4.472 s / \sqrt{N} \tag{10.8}$$

となる。標本数が少ない場合，平均値に寄与する大きな値を数え落としているかもしれないので，平均値だけでなく標準偏差も過小評価している危険がある。したがって，この関係式は注意して用いる必要がある。

2）感度解析法

感度解析の目的は，入力変数x_jがモデル予測に寄与する度合いを決めることにある。これは，(10.2)式の入力パラメータのサンプル行列とそれに対応するモデル予測のベクトル,

$$Y = (y_1, y_2, \cdots, y_N) \tag{10.9}$$

に適当な統計量を適用することによって達成できる。

スピアマン(Spearman)テストのような統計量は，$(y_i, x_{i,j})$，$i = 1, 2, \cdots, N$の2変量サンプルを解析し，他の残りの変数値（x_m，$m \neq j$）の情報には無関係にy_iとx_jの間の相関を推定する。ベクトルYと変数x_jの間の関係を推定するために(10.2)式の行列全体を考慮する手法もある。例えば，偏相関係数では他の残りの変数（x_m，$m \neq j$）の影響を除いて，Yとx_jの真の相関の度合いを推定する。このような手法では，実際（$x_{i,1}$, $x_{i,2}$, $x_{i,K}$, y_i），$i = 1, 2, \cdots, N$から成る多変量サンプルを取り扱う。

計算されたモデル予測Yの値によって行列Xを分割して統計量を推定する場合もある。例えば，y_iの値がYの累積分布F（Y)の90パーセント値以下である行列Xの全ての行ベクトルとy_iの値が90パーセント値以上である行ベクトルに分割するのも一つの方法である。この統計量は異なる標本数N_1およびN_2の二つの単変量サンプルを取扱い，他の残りの変数値（x_m，$m \neq j$）は考慮せず二つのサンプル間に相違があるかどうかを推定する。もし，相違が認められれば，そのパラメータはモデル予測に影響を与えているとみなされる。スミルノフ(Smirnov)テストはこのような統計量の一つの例である。

感度解析手法として用いることのできる種々のパラメトリックおよびノンパラメトリック統計量としては,

－ピアソン(Pearson)の相関係数

－スピアマン(Speaman)の相関係数

－偏相関係数(Partial Correlation Coefficients)

－偏ランク相関係数(Partial Rank Correlation Coefficients)

－標準回帰係数(Standarized Regression Coefficients)

－標準ランク回帰係数(Standarized Rank Regression Coefficients)

－スミルノフテスト(Smirnov test)

－Cramer-Von Misesテスト

－Mann-Whitneyテスト

－ｔテスト

等がある[10]。これらの統計量および新しく提案された手法が廃棄物処分の評価に関連したモデルに適用され，その特性が議論されている[11, 12, 13]。

10.7　モデル予測値の信頼性の改善

モデルによる予測値の信頼性は，これまで見てきた妥当性検証がどの程度うまく達成でき，モデルパラメータに付随した不確かさをどの程度減少させることができたかに依存するであろう。予測値と測定値の相違が明らかになり，それが減少するにつれて，モデルの妥当性が増し，モデル予測値の信頼性も改善されるであろう。パラメータの不確かさを減少させる最善の方法は，気候，土壌ｐＨ，水中の浮遊堆積物量，動植物分類群などの，通常はモデル構造には形式的に含まれない容易に測定可能な環境変数と，モデルパラメータの相関を定量化することである。パラメータと測定可能な物理，化学あるいは生態学的変数の相関をとることによって，そのパラメータの値を得るための高価なサイト固有の実験をしなくとも，対象とするサイトの条件によりよく合わせることができる。現在のところ，このような相関は若干の放射性核種と環境媒体に対して見いだされているにすぎない。この重要な研究分野には，多くの課題が残されている。

参考文献（第１０章）

1) International Atomic Energy Agency, "Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models", Saftey Series No. 100, Vienna (1989).

2) National Council on Radiation and Measurements, "Screening techniques for determining compliance with environmental standards", NCRP Commentary No. 3 (1986).

3) Hoffman, F.O., Gardner, R.H., Bartell, S.M., "The Significance of environmental exposure pathways for technetium", Technetium in the Environment, Elsevier, Amsterdam and New York (1986).

4) Downing, D.J., Gardner, R.H., Hoffman, F.O., "An examination of response surface methodologies for uncertainty analysis in assessment models", Technometrics 27 (1985) 151-163.

5) Iman, R.L., Helton, J.C., "A comparison on uncertainty and sensitivity analysis techniques for computer models", NUREG/CR-3904 (1985).

6) Homma, T., Saltelli, A., "LISA package user guide Part I PREP, Preparation of input sample for Monte Carlo simulations", EUR 13922 (1992).

7) Mckay, M.D., Beckman, R.J., Conover, W.J., "A comparison of three methods for selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code, Technometrics 21 2 (1979) 239-245.

8) Iman, R.L., Shortencarier, M.J., "A FORTRAN 77 program and user's guide for the generation of Latin Hypercube and random samples for use with computer models", NUREG/CR-3624 (1984).

9) Iman, R.L., Conover, W.J., "A distribution-free approach to inducing rank correlation among input variables", Commun. Stat., Part B 11 3 (1982) 311-334.

10) Saltelli, A., Homma, T., "LISA package user guide Part III SPOP, Uncertainty and sensitivity analysis for model output", EUR 13924 (1992).

11) Saltelli, A., Marivoet, J., "Nonparametric statistic in sensitivity analysis for model output; A comparison of selected techniques", Reliability Engineering and System Safety 28 (1990) 229-253.

12) Saltelli, A., Homma, T., "Sensitivity analysis for model output, Performance of black box techniques on three international benchmark exercises", Computational Statistics & Data Analysis 13 (1) (1992) 73-94.

13) Saltelli, A., Andres, T.H., Homma, T., "Sensitivity analysis of model output, An investigation of new techniques", Computational Statistics & Data Analysis 15 (1993) 211-238.

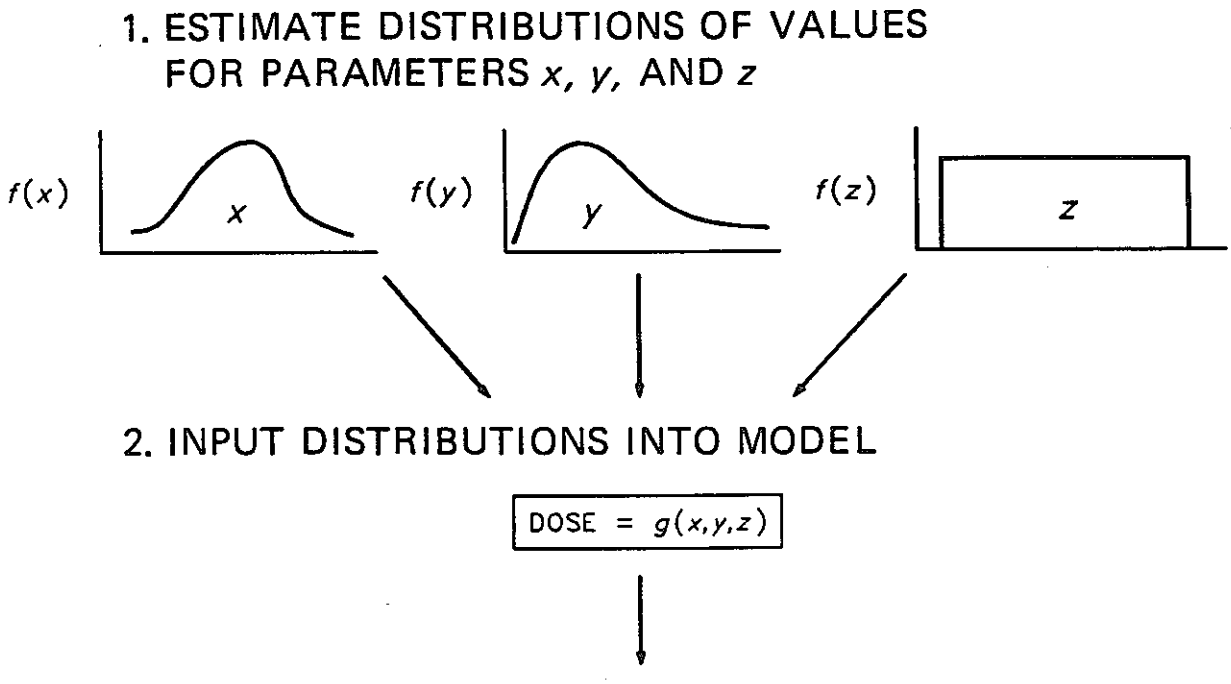
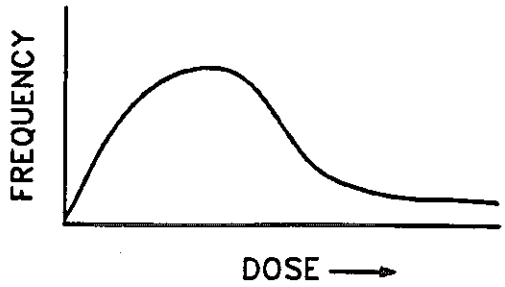
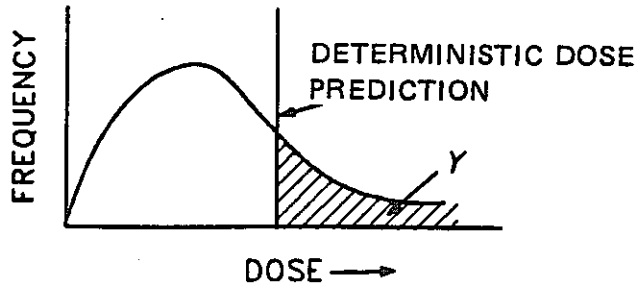


図10.1 The concept of parameter uncertainty analysis: Distributions of parameter values are used as model input to produce output in the form of a distribution of predicted values

1. PRODUCE A DISTRIBUTION OF MODEL PREDICTIONS.

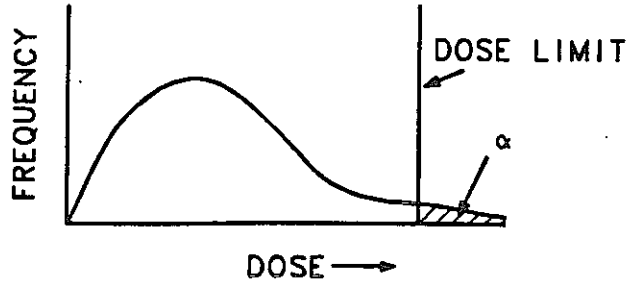


2. COMPARE WITH ASSESSMENT PREDICTION.



Y = PROBABILITY OF DETERMINISTIC DOSE PREDICTION BEING EXCEEDED

3. COMPARE WITH DOSE LIMITS.



α = PROBABILITY OF DOSE LIMIT BEING EXCEEDED

4. PRIORITIZE IMPORTANT PATHWAYS AND PARAMETERS.

図10.2 Objectives of parameter uncertainty analysis

第１１章　放射線影響評価のための計算コードの開発

11.1　序論

モデル化を行って解析を進めるという方法は，あらゆる分野の科学あるいは工学において応用されてきている。例えば航空工学の技術者は翼や機体の構造のモデルを使って新しい飛行機の設計に応用している。すでに明らかなように，この本では原子力産業の規制によって放射性物質の環境への移行とそれに付随する人体への摂取量を評価するためにモデルを使う機会が多くなってきたことを示してきた。

与えられたモデルの枠組みの中で行われる手計算に照し合せて，沢山のモデルが計算機言語に翻訳されてきた。こうすることによって沢山のモデル計算が短時間にしかも誤りなしに行われるようになった。計算機が大変広く使われるようになったので「モデル」という単語が時として「計算コード」と同義に使われるほどになってきた。

前章では原子力施設から放出される物質とその量について議論し，これらの物質が大気中，地表面，地下水中を移行し，さらに生物の食物連鎖を通して人間に移行する量を評価するために使われる方法について詳述してきた。内部，外部の放射線量を計算するモデルとこれらの核種からの被ばくによる人間へのリスクについても議論してきた。この章は，これらの移行挙動，線量とリスクを記述するモデルを十分に活用するよう設計された計算プログラムの重要な性質を取り扱う。

環境影響評価コードの中で予知可能な問題のうち，計算機の進歩にともなって今後の発展が期待できる問題は環境中の移行挙動の予知の問題である。これについては，計算機環境の現状，他の計算コードの現状を解説し，環境影響評価計算コードの将来展望について述べる。

この章では沢山の現存するコードを説明しようとするのではなく環境影響評価の目的のために計算コードを開発するためのマニュアルを提供しようとしているわけでもない。目的は環境影響評価に使われるコードの重要な特徴を記述することと，環境影響評価計算コードの将来展望と開発にあたっての課題について述べることにある。

11.2　モデルと計算コード[1)]

モデルは現実の再現として定義され得る。それゆえ，物理的あるいは数学的である必要がある。前章で考えたトピックスは数学的モデルを含んでいる。

モデルを使った計算を時間と努力を節約して何度も繰返して行いたい時に，計算機とモデルが組み合わされるようになってきた。こうすることによって計算機モデル，もっと正確には計算機言語で書かれた数学モデルの再現を行うことになる。したがって，計算機モデルは単にモデルではなく，単純には現存する数学的モデル，すなわち方程式あるいは方程式群が計算機言語に翻訳されたものである。例えば，図11.1においてＤＩＳＰＥＲＳＥとＢＲＥＡＴＨＥという２つのプログラムはともにガウス型プルームモデルをコーディングしたものである。２つのコードは異なる結果を出力するし，その言語も使用機種も操作モードも異なっている。与えられたモデルの数学的表現は同じ結果を達成するために様々な方法でプログラムされるのでモデルの数よりも沢山のコードが存在することになる。これがその場合である。

すべての計算コードがモデルと組合わさっていると考えるべきではない。あるプログラムは単純な記録（すなわち，効率的なデータの格納や沢山のデータの出し入れ）として使われる。この章では混乱を避けるために，以下の定義をする。すなわち，モデルとは興味ある過程を表現する方程式群を示し，計算コードあるいはプログラムとはモデルを計算機言語に翻訳したもの，そして計算機モデルとは計算ソフトパッケージ中にコーディングされたモデルと同義とする。

11.3　検証と妥当性[1)]

モデル化において検証と妥当性といった言葉がしばし問題となる。両者においてさほどの定義上の差は無いように見えるが，両者は大変重要であるという点で一致している。それらの関係は図11.2から明らかになるだろう。

通常，我々はモデルから始める。モデルは興味の対象となる現象を予知するために使われる。もしモデルが理にかなっており，適切な情報を持っているならモデルの予知は適切に実現象をシミュレートするだろう。モデルによる予知と実現象を比較するプロセスがしばしばモデルの検証と考えられている。あるモデルから理にかなった結果が計算されることが示されてきた時には，妥当性が得られたといってよい。不運にも，何が理にかなった結果かを決めるのに人によってあるいはその状況によって大きく異なる。

モデルは様々な応用があるために，妥当性は実際に環境移行モデルと連続したプロセスである。例えば，ガウス型プルームモデルの結果が，比較的単純な気候条件の下での平坦地のフィールド調査と比較されてきた。これらの比較はモデル計算がしばしば正しい空中濃度をファク

ター２以内で予知できることを示している。多くの予知に対しては，そのような結果はガウス型プルームモデルが妥当化されたことを意味している。しかしながら他の場合には，モデルは使用に耐えない，あるいは妥当化されていないと考えられるであろう。

妥当化はキャリブレーション（これはまたモデルのチューニングとして知られる）と混同されてはいけない。モデルをキャリブレーションする時，研究者は予知計算を行いそれらとフィールドデータとを比較し，それからモデルを修正し，そして再度フィールドデータとつきあわせることになる。このプロセスは同じサイト，同じ状況において繰返し使われるモデルに対しては有益であるが，最初のモデルの計算を越えて，キャリブレーションが他のサイト，他の状況に対して有益な情報を提供できるわけではない。

しかし，どのように妥当化が検証と関係しているのであろうか。前出の図11.2にもどって考えるとモデルは計算コード中に翻訳されていることがわかる。得られるコードは，それが実行されるときにはモデル予知と同様の予知を提供するはずである。コードはモデルへの同一の入力を与えて同一の予知がなされるかどうかが検証される。そのとき，検証ということは単純には，コードが模擬しているか否か，を示すが，実世界への比較をもってしていることは何もない。それゆえ，検証と妥当化は必ずしも関係があるわけではない。もし，コードが検証されそしてそれの基礎をなすモデルが妥当化されるならば，コードは実現象の理にかなった予知をするに違いない。検証も妥当化も欠いてしまえばコードはなんの意味も無いものになってしまう。

確率的あるいは数値的なモデルを扱うときには，コードがモデルを再現するということを検証するプロセスはさらに難しい。確率的コードは，したがう道筋を選択したり，通常の分布のような統計的な分布の中でのランダムな選択を基礎として計算された結果を得るコードである。図11.3は，ｚ＝ｘ＋ｙという単純なモデルにしたがって，決定論的コードと確率論的コードの操作を比較している。

決定論的コードを使うとき，ｘとｙの値を単純に選択しており，コードはｚの値を単一の出力として計算する。一方，確率論的コードにおいてはユーザーは各々の値の分布（例えば，平均値あるいは偏差）を特定する制御パラメータを選択する。そしてコードは（ｘとｙの）分布をｎ回抽出してｚの分布を得る。電卓を使うとユーザーは決定論的コード操作は簡単に正しく検証できるが，電卓は確率論的コードが行う選択を再現するのは難しい。それゆえ，そのようなコードはいくつかの部分にわけて，電卓によって再現可能な分析的な部分の検証をもって検証されることになる。コードの確率論的局面は検証されたものと仮定される。これは理にかな

った仮定であって，もし確率論的なサブルーチンやアルゴリズムが評価の高いプログラムライブラリーからとられているならなおさらである。

コードが分析的アルゴリズムと反対に数値的であるものを含む場合には，検証は確率論的コードに対して行った方法でする必要がある。コードにはしばしばいくつかの特別な目的の，例えば積分を求めるような数値的な部分がある。コードの各々の部分の検証は，原著者によって検証されたあるいはテスト後に検証されたと仮定された数値的部分とともに個別に行われる。

このように，検証作業は時間を使い飽き飽きとするほどのものであるが，さらに妥当化以上に達成されなければいけない。というのも妥当化はモデルに関連したものであり検証はコードに関連したものであるからである。コードはその予知する結果を，モデルによって行われた予知と比較することによってなされ，モデルはその予知する結果が実現象と比較することによって妥当化される。これは，予知する量を評価するために実験を計画して行うか，あるいは以前に行われた実験の結果を用いる必要があることを意味している。そのような実験データはほとんど無く，特に環境移行に関するものはほとんど無い。もしそのような適切な実験データが存在し，モデルの出力と比較したとしても，モデルが他の応用に対しても妥当化されないということは注意しておくべきである。様々な状況で繰返し妥当化された後においてのみ，モデルは妥当なものとして完結するべきである。

11.4　環境影響評価計算コードの構成と現状

環境影響評価計算コードは多種多様なものがありコードの数も膨大なものである。ここではコードの構成，それらが表現する経路・過程を既存のコードを中心にして述べる，

11.4.1　環境影響評価計算コードの構成

通常の影響評価モデルは図11.4に示すように，放出源モデル，移行モデル，摂取モデル，影響評価モデルの組合せで構成される。その各々の過程の詳細については前章で既に述べたのでそちらを参照されたい。放出源モデル，摂取モデル，影響評価モデルの計算にあたっては，計算量よりもむしろ大量のデータベースを必要とする点に特徴がある。一方，移行モデルにおいては，モデルに応じて計算量をそれほど必要としない簡単なモデルから，流れを表現する非線形微分方程式を解く莫大な計算量を必要とするモデルまで様々なモデルがあるが，一般に計算時間，計算量が多く高い計算機性能を必要とするプロセスである。以下において

は，コード上でモデル化された経路，過程とそれらを組合せたコード例について説明する。

11.4.2 コード上でモデル化された経路，過程

通常用いられる環境影響評価計算コードには大別して4つのタイプ，すなわち，大気移行コード，表層水移行コード，地下水移行コード，食物連鎖コードがある。現存するプログラム中にはこれら4つのコードを組合せた多くのコードがある。加えて，すべての人への移行経路を含んだコードもある。以下の4つの項では，各々のタイプのコードで見られる様々な経路について調べる。また，読者に興味を与えられるように，各々のタイプの例を挙げそのプログラムについて考察を加える。ここで取り上げたものは決して全てを網羅したものでなく，また取り上げたコードを保証しているものではなく，単に様々なコードの例とそこで組合された経路を提示しているにすぎない。

11.4.3 大気移行関連コード[1)]

大気移行の計算を行うコードは通常，3つのタイプの拡散モデル，すなわち，ガウス型プルームモデル，流跡（Trajectory）モデル，セル中粒子モデルの一つを用いている。これらのうちガウス型プルームモデルがその単純さ，簡便さ，入力データ量が少ないなどの理由から用いられる場合が多い。表に示されたコードの中には，3つのタイプを各々使ったコードが必ず1つは提示されている。

ソースから人へ空気中を物質が移行していくのを評価するためにモデルが使われるにもかかわらず，プログラムが適用される状況において重要となる拡散以外に様々なプロセスがある。もし粒子状の物質が流出した物質（ソースターム）中に含まれるなら，沈着効果が考慮される必要がある。沈着は，重力その他の効果によって懸濁物質が沈着表面に加速的に集積することにより，しばしば，沈着速度や部分速度を用いることによって考慮される。沈着には，湿性沈着と乾性沈着があり，各々のタイプに対して異なる計算スキームが用いられる。

物質が地面のような沈着表面に沈着すると，乱気流によって再び浮遊しさらに風下に再沈着する。これは，移行の重要なモードの一つであり特に乾燥気候中での土壌粒子に付着する物質の重要なモードであるけれども，ほとんどの大気移行コードにこの再浮遊計算が含まれていない。しかし，これは，この過程が極度にサイトに依存するものであり，既存の再浮遊モデルの大部分が経験的なものであることを考えれば驚くほどのことではない[2), 3), 4)]。

大気移行のプログラムにおいて考慮する性質が他に2つあるが，これらは格子のタイプと風下の領域である。前者においては，直交座標あるいは極座標が大気拡散コードで用いられる。両者とも可能であるが，どちらを選ぶべきかはユーザーに委ねられる。風下の距離については，適用される状況に応じて考慮される必要がある。距離はユーザーによって変えられるべきものであるが，多くのコードは 100km以内の距離での利用を前提としている。ガウス型プルームモデルのコードは恐らくこのカテゴリーに入る。

他のモデル，例えば長期間の流跡（Trajectory）モデル，セル中粒子モデルなどを使ったコードの方がより広い応用には適しているものもある。

いくつかの大気移行コードは汚染空気中への侵入あるいは汚染表面にさらされることからの外部被ばく線量の計算を含んでいる。β線に対する空気の照射に対しては，事実上全てのコードが無限あるいは半無限な汚染雲を考慮し，多くのコードが光子線量に対して有限な雲を仮定している。地表からの線量計算を含むコードは普通汚染面は無限に広がる平面であると仮定している。

いくつかの大気移行コードは植物表面への直接沈着，あるいは土壌への沈着後の根への吸収に続いて起こる地球上の食物連鎖を通しての核種移行計算を含んでいる。これらのいくつかは食物連鎖を通して受ける核種からの内部被ばく線量を計算するために，人の飲食物とか行動因子についての情報を含んでいる場合もある。人の器官による汚染プルームの吸入からの内部被ばく線量は，大気移行コードで計算される。既存のコードでは一般に吸入・摂取による線量当量因子を用いるが，これらはＩＣＲＰ勧告によるデータを用いる[5)-8)]。

11.4.4 表層水移行関連コード[1)]

流れの中の核種の濃度や放出点からある程度の距離のある川の下流での濃度を計算する方法には，単純な希釈係数を用いて求める方法から対流拡散方程式の解を得る方法まで多岐にわたることは前章で述べた。後者では1，2，3次元に対して有効である。2次元移行モデルは応用に応じて水平方向あるいは垂直方向のモデルがある。テーブルにはたくさんの表層水移行コードのうちのいくつかについてその特徴と共に示した。

現存の表層水移行コードの中には沈殿物の移行を含む微粒子移行の計算，微粒子の汚染移行計算，汚染沈殿物の移行計算を含むものがある。これらの現象は溶解移行すなわち溶解性の物質が水の流れに乗って移動する過程よりも複雑である。大部分のコードにおいては溶質

は保存する（反応しない）ものとされている。しかし，いくつかのコードは物質が下流に流れて行くにつれて物質と水の間で起こる化学反応を計算可能なものもある。

表層水移行コードを適用する際の問題は，その複雑な多くのことを考慮できるコードの中での主要な決定因子を選択することである。多くのことを考慮すればより多くのデータが必要となる。粒子移行は粒子サイズとか必ずしも溶けて移行するものだけではない性質に対する特性が必要である。大気移行コードで述べたのと同様に表層水コードも人の食物連鎖を経由しての放射線量の計算を含むものがある。これは，人が食べる魚の放射性核種の体内蓄積を含んでいたり，人が摂取するあるいは地球上の食物連鎖に入り込む汚染した潅漑用水の計算を含んでいたりする。人への外部被ばく，これは汚染水中での水泳とかそのような水で汚染された浜辺にいることによるもので，表層水コードに含まれる場合もある。

より複雑な表層水コード（例えば，２次元移行シミュレーションのような）の場合には，もはや対流・拡散を記述する偏微分方程式の単純な解析解は存在しない。そのような場合には，解は，コード中で数値的に近似計算されねばならない。表層水移行問題を解く数値的方法は通常２つあり，１つは有限差分法（ＦＤ）であり，もう１つは有限要素法（ＦＥ）である。有限差分法は空間格子が直交しており比較的容易であり，これらのコードは通常短くて済む。有限要素法は流れ場を表す空間が数種の不規則な形状の格子からなることからより難しい。コードの使用者に対して重要なことは，ＦＤは入力，計算が効率的であるが移行問題に対しさほど正確でない。ＦＤと比較した時，ＦＥはより柔軟な境界条件が可能であるという付加的な利点がある。しかし，両者とも多くの応用に対しては有効な手段となっている。

11.4.5　地下水移行関連コード[1)]

地下水を通しての水の流れと汚染の移行を模擬する方法は単純な方法から極めて複雑なものまで多岐にわたる。最も簡単な地下水移行のアプローチは，(1)　物質が放出地点から水中へ移行する際に拡散は起こらない，(2)　移行速度は既知あるいは一定，という２つの仮定を採用する方法である。より複雑なアプローチは拡散は３次元的に起こり，対流は一方向だけと仮定する。さらに複雑な方法では，拡散，移行速度が，空間的，時間的に変化することを考慮する。多くの既存の地下水コードは水系を計算する目的のためにのみ設計されている。ほんのいくつかのコードのみがソースから離れた地点での汚染物質の移行を予知するために作られたものであり，それらの大部分が汚染物質は反応しないものと仮定している。テーブ

ルの上の段落では，考慮する移行媒体が水で飽和されている。しかし飽和条件は適用（例えば，深い水脈がある乾燥した場所での低レベル廃棄物の浅地処分）に際して非現実的であろう。この理由のために，いくつかのコードが流れとそれに付随して起こる湿り気が変化する土壌を通しての移行をモデル化するために開発されてきた。このような領域の水挙動のモデル化には大変に難しい数学的問題があり，このために計算機の記憶容量，計算時間の制限によって小さなスケールの物理規模のアプローチに限定されてしまう。

より単純な地下水流コードだけが方程式の解析解を使っている。大部分の２次元対流移行システムは解析解には適さず，数値的に解を求めなくてはならない。地下水流コードの大部分の通常の数値解法はＦＥあるいはＦＤを用いている。

決った応用（例えば，放射性物質の埋設）において，地下水流コードは放射性物質が潅漑用水や井戸からの飲料水を経由して食物連鎖に流入する計算が用意されている。若干の変更をともなったそのような定式化は廃棄物の埋設所や化学品の捨場所周辺の評価には有効であろう。

必要となる入力データはコードの複雑さにつれて増加する。より単純なコードでは重要な流れのパラメータが水の流速である。この一定の値は一度入力され，埋設核種が飲料に適した井戸になるまでにかかる時間を計算する経路の長さと結合して使われる。逆により複雑なコードの水脈のパラメータは水力的伝導度，水脈の深さ，蓄積係数，ＦＤ，ＦＥ格子の各々の点に対する特殊な性質を含んでいる。大型コードを取得する前にユーザーは文書を読み，問題としている特殊な応用に対して要求するデータが得られるかどうかを判断しなくてはならない。

11.4.6　食物連鎖関連コード[1)]

大部分の既存の食物連鎖コードは移行経路（大気，表層水など）のコードと結合してプログラムされている。すなわち，食物連鎖そのものだけのコードはほとんどない。大部分の地球上の食物連鎖コードは大気移行コードと結合してプログラムされている。歴史的にこれは核施設からの大気中へ放出が核種の食物連鎖への侵入の大部分であると考えられていたことによる。それゆえ多くの大気拡散コードが，風下の食物中の核種濃度の計算を用意している。同様に，水中拡散移行に食物連鎖をともなった水中移行コードも存在する。いくつかの既存のコードは汚染水をともなった潅漑用水による食物連鎖を計算できる。

沢山の既存の地球上の食物連鎖コードは土壌から植物へといったいくつかの部分間の移行が時間に依存しないと仮定されている。時として，これらは定常モデルあるいは平衡モデルとして知られ，事故時ではない定期的な放出を意図として作られている。そのようなモデルはＮＲＣ規制指針 1.109[9] に提示されている。最近，定常的な摂取の食物連鎖よりもより動的なコードがいくつか開発されてきた[10) 11)]。これらのコードは一定ではなくむしろ時間依存の移行係数を含んでいる。この違いはもし適切な沈着パルスが可能なら，急激な放出や事故時のシナリオに使えることを意味している。

11.4.7 代表的コード

放射線影響評価計算コードは多種多様なものがありコードの数も膨大なものである。ここでは上で述べた経路のコードをとりあげ，コードの構成，それらが表現する経路・過程を既存のコードを中心にして述べる。その全てをここでとりあげるのは困難なので，最も入手しやすくしかもある程度の水準のコードが集積されているという観点から，ＯＥＣＤ／ＮＥＡのデータバンク[12)・13)] をとりあげ，また内容についてはＯＥＣＤ／ＮＥＡのデータバンクに集録されているもののうちある程度の評価を得ているコードに限って紹介する（アペンディックス参照）。また，緊急時の対応という観点からのまとめは文献を参照されたい[14)]。

これらコードにおいては，コードの構成，種類が多岐にわたり簡単には評価できないが，全体をまとめると以下の様になろう。

(1) 大気移行関連，表層水移行関連，地下水移行関連，食物連鎖関連，総合的評価など多くのコードが存在する。

(2) データバンクのデータの不備，記述が一貫していないことから概要把握が難しい。

(3) 汎用コードが少ない。多くが計算機依存のコード，モデルは同じで過程の組合せが異なる目的志向型コードである。

(4) 多くのコードが徐々に多くのデータ，モデルを吸収しつつ改善されてきたものである。現在の計算機環境を考慮したコード設計をしているか疑問である。

(5) 海洋中の移行を考慮したコードがあまり見当らない。

11.5 環境影響評価計算コードの将来展望

前述したように，計算機環境の進歩には目をみはるものがある。しかし，適切にその性能を引出すためには計算機の進歩に応じたソフトウェア（コード）の開発が必要である。例えば，ベクトル処理によって演算速度の向上を図ったスーパーコンピュータにおいてはプログラムは適切なベクトル化が行われなければその性能は発揮されない。原子力分野においても，他の分野においても，計算機の発達とソフトウェアの発達には通常数年のずれがある。以下には，環境影響評価計算コードの中で最も計算機性能を必要とする移行挙動モデルに影響を与える計算流体力学を例としてとりあげ，環境影響評価計算コードの将来展望について述べる。

11.5.1 計算機環境の進歩と現状

科学技術用高速計算機の発展の歴史を表11.1に，また計算速度の向上を図11.5[15]に示す。表，および図に示した計算機種はその時代の代表的なものであり，その時代のスーパーコンピュータである。ＣＲＡＹ－１の出現がいわゆるスーパーコンピュータ時代の幕開けであり，ベクトル処理機能の導入により計算時間の短縮を図ったものである。また演算速度ばかりでなく記憶容量の向上も目覚ましく，大規模計算と共に大規模データベースの構築も可能となってきた。もちろん計算機自体の価格は上昇してきたが演算速度の進歩に比較すればそれほどでなく，単位計算あたりのコストは低廉になりさまざまな計算に応用されることが可能となった。図11.6には，同じ計算を実行するために必要なコンピュータコストの変化を示す[15),16)]。

11.5.2 計算流体力学の発展とソフトウェア

ここでは，計算時間，計算量が多く高い計算機性能を必要とする移行解析プロセスを取り上げ，どこまで進歩しているかについて，流体解析プログラムと対比させつつ概観する。

図11.7に，コンピュータと計算流体力学の発展の様子を示す[17)]。1950年から1970年の20年間に計算流体力学の基本技術はほとんど完成している。この間の流体の数値計算法はローチェによって集大成されている。

1970年代は計算流体力学の産業技術への本格的な応用が始った時期である。原子力工学，航空宇宙工学などのハイテク分野を中心に１次元２次元解析が実用化されている。この時代にはアメリカを中心に多数のソフトウェア開発が実施された。これらのソフトウェアの多く

は1970年代後半から1980年代初頭にかけて完成している。1976年にはスーパーコンピュータの代名詞ともなったＣＲＡＹ－１が出現している。しかし，1970年代に開発に着手したソフトウェアは，いくつかの例外を別として，スーパーコンピュータ（ベクトル計算機）用には設計されていない。

1980年代から現在までは，スーパーコンピュータが本格的に普及した時代であり，スーパーコンピュータの能力を活用した計算の高精度化や３次元解析技術が確立された時代である。しかしながら，スーパーコンピュータの目覚ましい普及にもかかわらず，計算流体力学におけるスーパーコンピュータの活用は，まだ，一部の先進的研究機関に限定されている。現在，大部分のユーザーが，スーパーコンピュータの最も重要な利点であるベクトル化による計算速度向上が考慮されていない1970年代に開発された流体解析ソフトウェアを，スーパーコンピュータに移植して使用している。また，入力データの作成，計算結果の表示などのマン・マシン・インターフェースの能力が，数値計算技術の進歩に対応できていない。３次元解析をはじめとした複雑で大規模な解析を実用化するためには，流体解析ソフトウエアのマン・マシン・インターフェース機能を充実させることが不可欠である。ワークステーションの発達はマン・マシン・インターフェースの飛躍的進歩を可能としつつあるが，数年前まではこれらのハードウェアを活用した流体解析ソフトの開発が遅れていた。しかし，この点を考慮した国産の汎用三次元流体解析システムα－ＦＬＯＷも開発され，計算流体解析の分野では新しい局面を迎えている（表11.2）[17),18)]。

放射線影響評価コードに関連した数値流体力学の分野では，気流を支配する流体の運動方程式を物理的に忠実に解く必要が生じる。ここでは乱流を正確に記述するモデルを用いる必要があり，モデルが物理的に忠実であればあるほど，大容量かつ高速度のコンピュータを要求することになる。このように計算機の発達にともない，計算流体力学の分野では乱流モデルと乱流の数値解析法に著しい進歩が見られている[17)]。特に従来は取り扱いが不可能であったＬＥＳのような大規模計算を必要とするモデルの実用化が可能になりつつある点は特筆に値する。

11.5.4　将来展望

環境影響評価計算コードの開発においては，そもそも発電所立地に関係した公衆への被ばく評価，サイト周辺の住民の安全問題，すなわち局地スケールの拡散の研究が主体に行われ

てきた。しかしチェルノブイリの事故を契機に広域にわたっての拡散問題が重要となり，広域拡散に視点が移ってきている[19]。

大気拡散のモデル化に関する研究は化石燃料による大気汚染問題がきっかけとなって始った。1960年代後半までは，大気における拡散係数の関数形を決定し拡散方程式を適当な境界条件の下で解くことにより煙の分布の計算式を求める研究が行われてきた。この中で煙の分布をガウス分布で表現する「ガウス型プルームモデル」が使われるようになった。このモデルは，拡散方程式を解く際に地形は平坦，風速場は一様の仮定が必要となるため，非定常性や地形の影響に対応することができない。

これに対し，複雑環境の影響評価に対応可能な「数値計算モデル」は，1970年代から計算機，計算技術の発達にともなって進展してきた。一般に「数値計算モデル」では，地形の変化による気流の変化と非定常性を考慮するためあらかじめ気流の計算を行いこれを入力として拡散方程式を数値的に解く。気流計算のモデルは，気象観測データを計算に取入れ現況を解析するモデルもあるが，観測地を初期条件として，気流を支配する流体の運動方程式を物理的に忠実に解く数値流体力学的方法がある。この方法が今後の計算機環境の進歩とあいまって進歩するであろうことは確実であると言えよう。

以上述べたように，計算流体力学の分野ではすでに現在の計算機性能を最大限に引出せるソフトウェアの開発に主眼が置かれるようになってきた。環境影響評価コードについても数値計算法が主流となっていけば当然この考えは採用されるべきであり，計算機の進歩と共に大きな進歩が期待できる分野である。（図11.8）[20]

11.6 まとめ

以上放射線影響評価のための計算コードについて，その基礎的な特徴，構成と現状，計算機環境の進歩と開発の将来展望について調べた。その結果をまとめると以下の様になろう。

(1) 既存のコードの状況をより正確に把握するために，コードの比較，適用判断，信頼性の評価が的確に行えるデータバンクを整備する必要がある。

(2) 汎用性のあるコード開発が必要である。または，各コード間のデータの授受が可能な一貫したコード開発が必要である。

(3) 現在の計算機環境を考慮したコード設計を行う必要がある。

(4) 日本の地理的条件を十分に考慮できる移行モデルを含むコードの開発をする必要がある。

参考文献（第１１章）

1) U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Nuclear Reactor Regulation : Radiological Assessment, A Textbook on Environmental Dose Analysis, ed. E. T. Till and H. R. Meyer, NUREG/CR-3332, ORNL-5968 (1983)

2) Anspaugh, L. H. et al. : Resuspension and Redistribution of Plutomium in Soils, He alth Phys. 29, 571-582(1975)

3) Healy, J. W. : Review of Resuspension Models, pp.209-235 in Tranuranic Elements in the Environment, ed. W. C. Hanson, Tech. Inf. Cent., U.S.DOE, Oak Ridge, Tenn., DOE/TIC-22800, (1980)

4) Healy, J. W. : An Overview of Resuspension Models : Application to Low-Level Waste Management, pp.273-282 in Modeling and Low-Level Waste Management : An Interagency Workshop, ORO-821, (1981) comp. C. A. Little and L. E. Stratton, Natl. Teck. Inf. Serv., Springfield, Md.

5) International Commission on Radiological Protection (ICRP) : Report on Committtee 2 on Permissible Dose for Internal Radiation, ICRP Publication 2, Pergamon, London (1959)

6) International Commission on Radiological Protection (ICRP) : Report on Committtee 4 on Evaluation of Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure for Internal Radiation, ICRP Publication 10, Pergamon, London (1968)

7) International Commission on Radiological Protection (ICRP) : Report on Committtee 4 on the Assesment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes, ICRP Publication 10A, Pergamon, London (1971)

8) International Commission on Radiological Protection (ICRP) , Task Group of Committee II : Task Group on Lung Dynamics for Committee II of the ICRP. Health Phys., 12, 173(1966)

9) U.S. Nuclear Regulatory Commission, Office of Standard and Development : Calculation of Annual Dose to Man from Routing Releases of Reactor

Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix Guide 1,109 (1977)

10) Simmonds, J. R. et al. : A General Model for the Transfer of Radioactive Materials in Terrestrial Food Chains, NRPBR89, Natl. Radiological Protection Board, Harwell, Didcot, United Kingdom (1979)

11) Pleasant, J. C. et al. : RAGTIME, A Fortran IV Implementation of a Time-Dependent Model for Radionuclides in Agricultural Systems, ORNL/NUREG/TM-371, Union Carbide Corp., Nuclear Div., Oak Lidge Natl. Lab. (1980)

12) OECD/NEA : Computer Program Abstracts, Radioactive Waste Management & Related Computer Codes, Nuclear Energy Agency Data Bank, (1989)

13) OECD/NEA : Computer Program Abstracts, Studies in the Environmental Impact of Nuclear and Industrial Activities, Nuclear Energy Agency Data Bank, (1989)

14) 石神努, 他：各国における緊急時対応に係わる計算機利用システムの開発・整備の現状, 日本原子力学会誌, 32, 4, 328(1990)

15) 有馬朗人, 他 ：アドバンスト・コンピューティング, ２１世紀の科学技術基盤, 培風館 (1992)

16) V. L. Peterson NASA Conference Publication 2032, 5(1978)

17) 鈴木正昭, 他 ：汎用３次元流体解析システム" α－ＦＬＯＷ" の開発, 化学工学, 55, 4, 297-302(1991)

18) Akiyama, M. : Proceedings of the First International Conference on Supercomputing in Nuclear Applications., 74(1990)

19) 茅野政道：原子力と大気拡散研究, 日本原子力学会誌、32, 11, 38(1990)

20) Office of Science and Technology: Grang Challenges, High Performance Computing and Communications, Office of Science and Technology Policy (1991)

表11.1　科学技術用高速コンピュータの発展の歴史

コンピュータ	年	演算速度 (メガフロップス)	主記憶容量
ENIAC	1946	3.3×10^{-4}	20 W
IBM 701	1953	2.2×10^{-3}	4 kW
IBM 7094	1961	0.2	32 kW
CDC 6600	1964	1	32 kW
HITAC 5020E	1964	0.7	64 kW
CDC 7600	1968	4	65 kW
ILLIAC IV	1972	20	128 kW
CRAY-1	1976	160	8 MB
HITAC S-810	1983	630	256 MB
FACOM VP200	1983	500	256 MB
CRAY X-MP4	1984	800	128 MB
NEC SX-2	1985	1300	256 MB
CRAY-2	1985	1950	4096 MB
HITAC S-820	1987	2000	512 MB
CRAY Y-MP8	1989	4000	1024 MB
FACOM VP2600	1990	5000	2048 MB
NEC SX-3	1990	22000	2048 MB

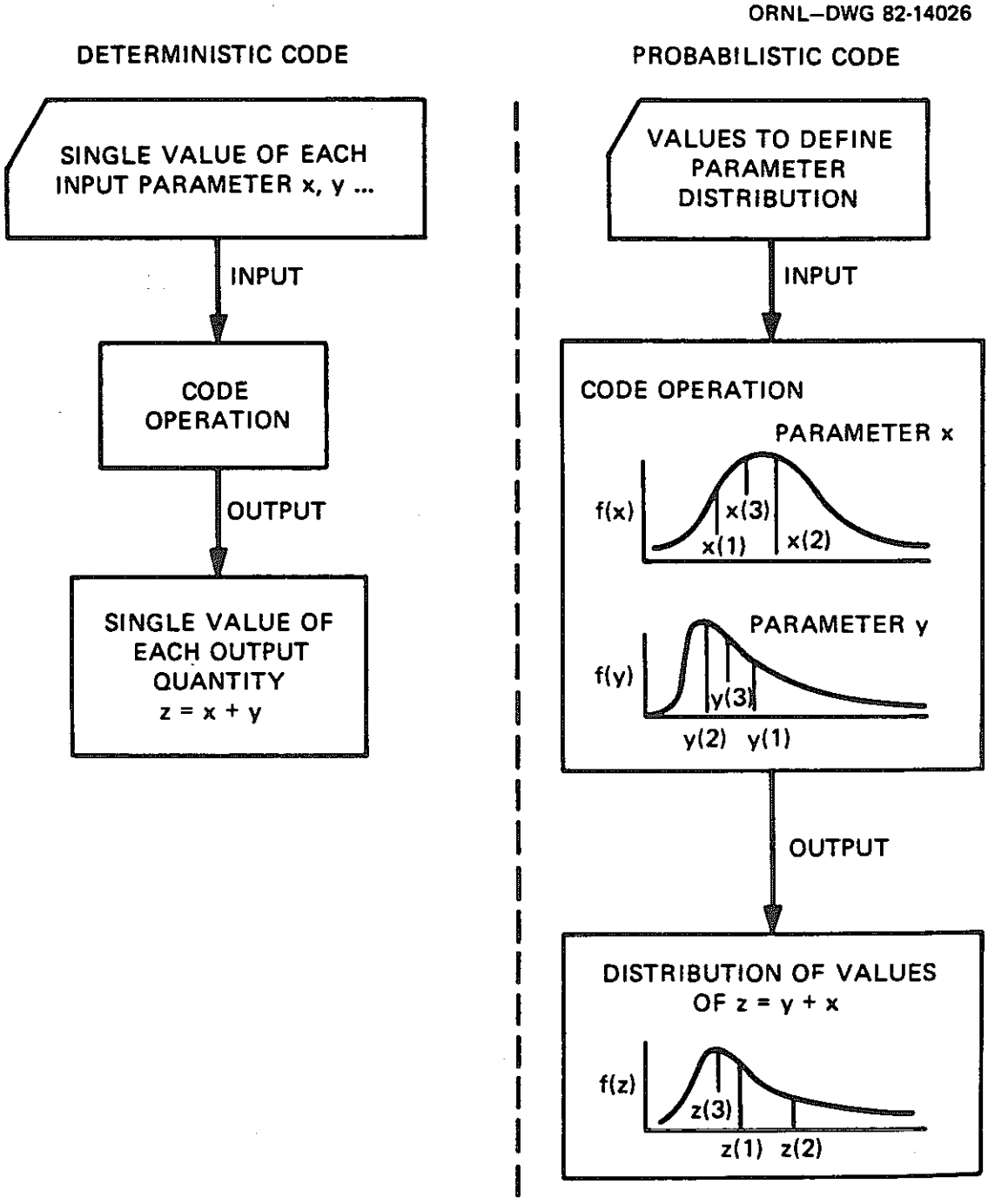


図11.1　2つのコードとガウス型プルーム方程式の関係

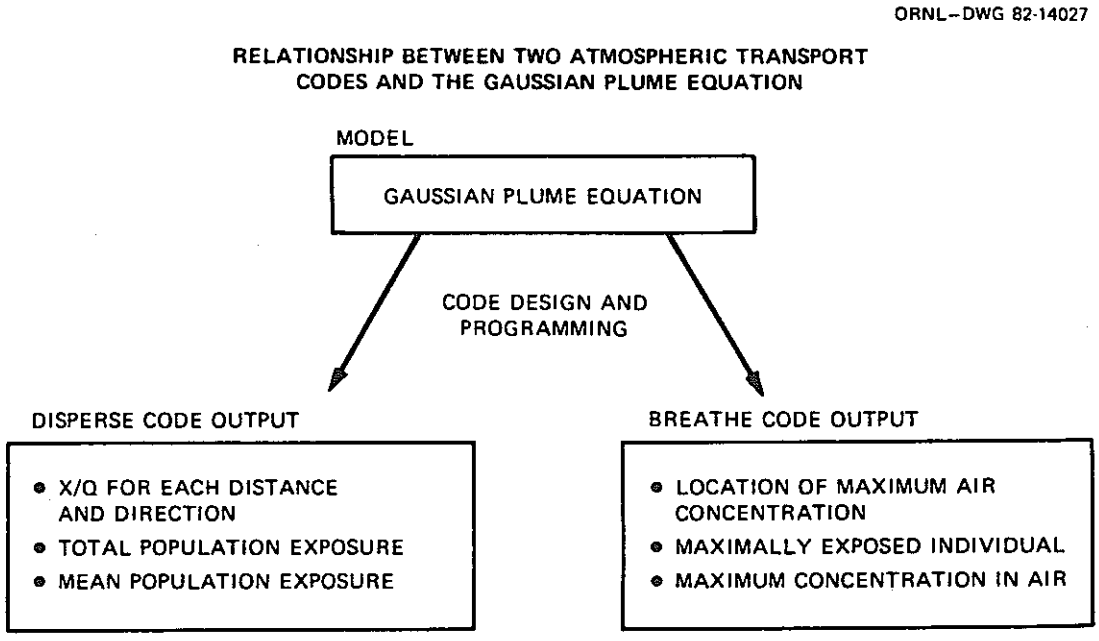


図11.2 検証と妥当化の関係

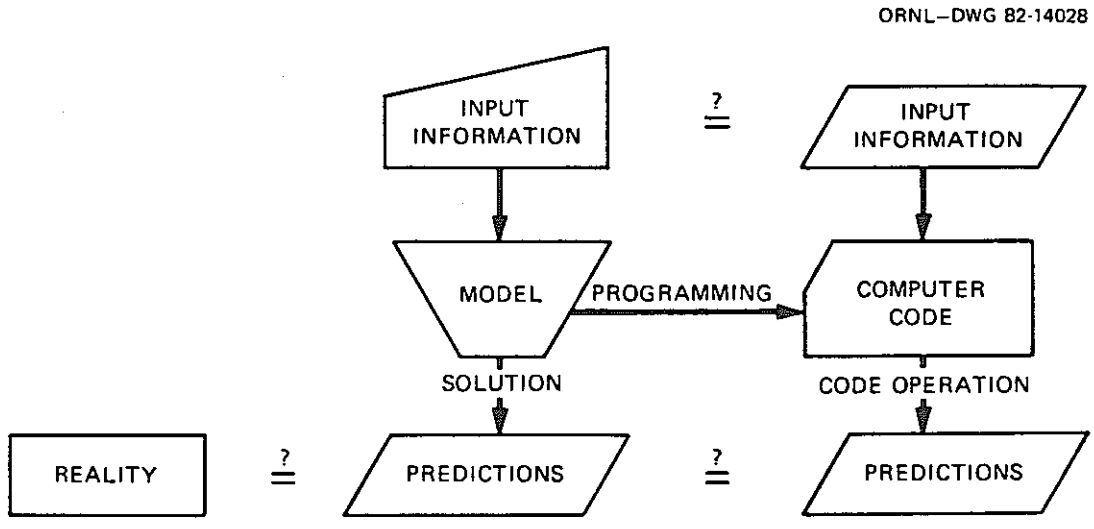


図11.3 決定論的コードと確率論的コードの比較

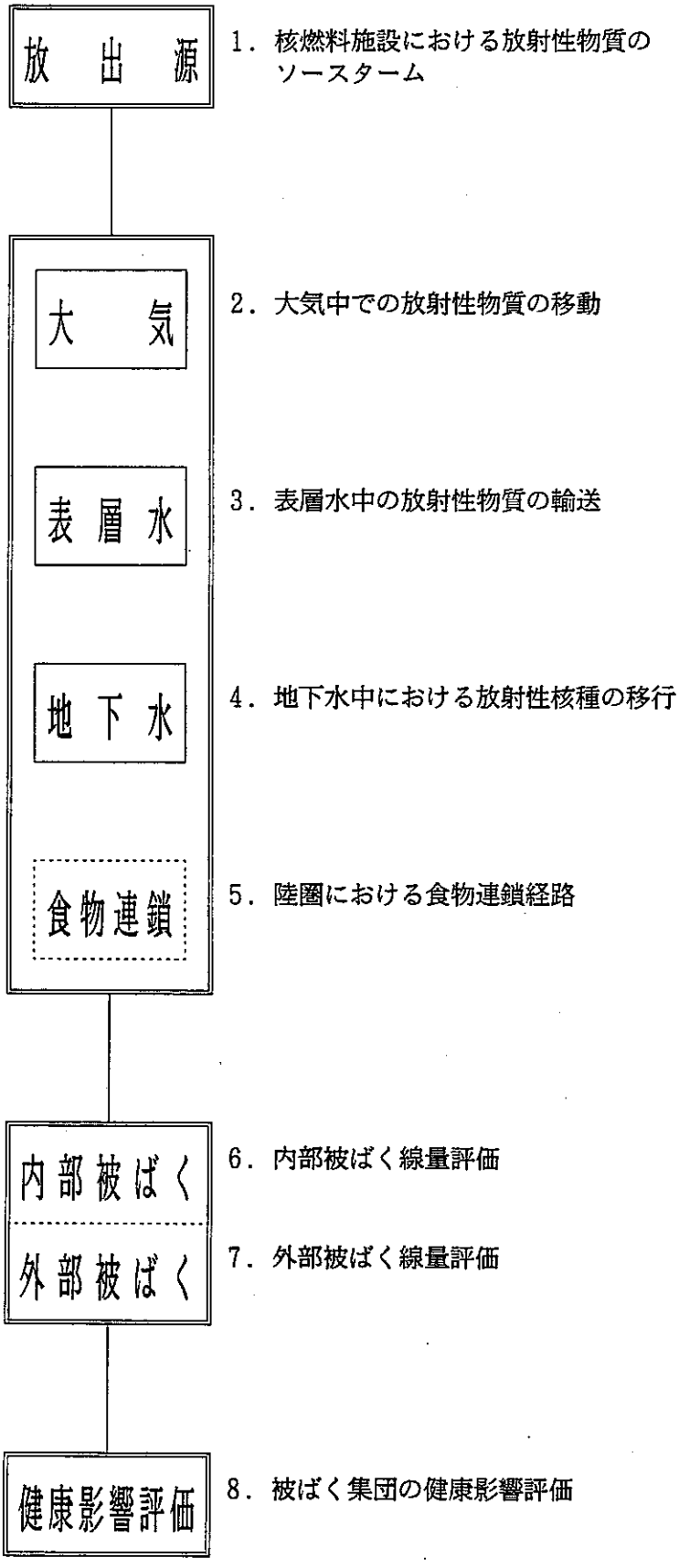


図11.4　環境影響評価コードの構成

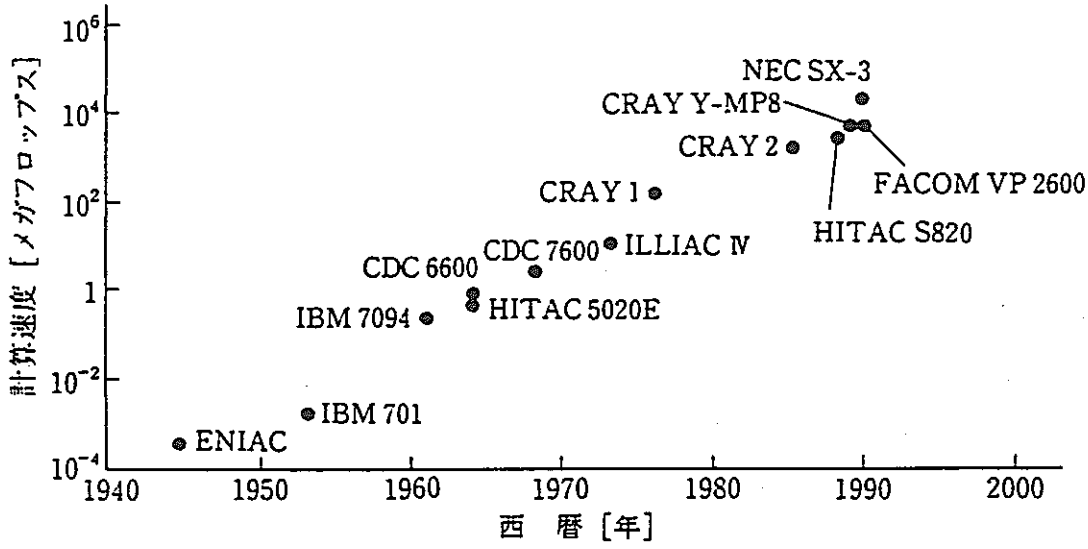


図11.5　科学技術用高速コンピュータの計算速度の向上

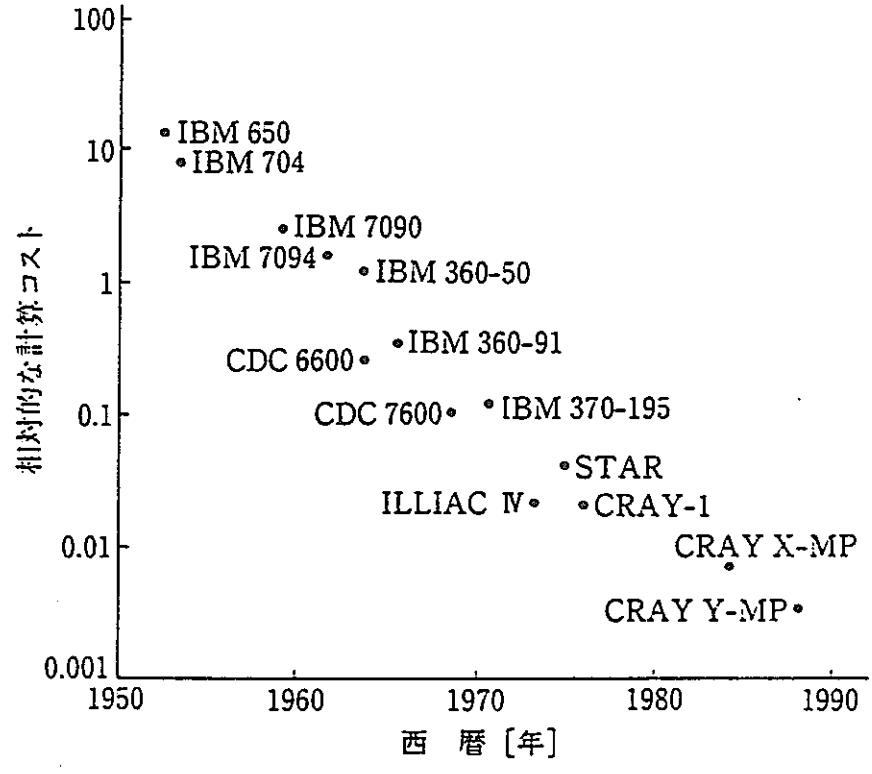


図11.6　コンピュータの計算コストの変化

年代	特　徴	プログラム	解　法	コンピュータ
一九七〇年以前	●計算流体力学の基本技術の確立	HEMP		IBM7090 CDC6600 CDC7600
一九七〇年代	●先端分野への1次元, 2次元流体解析の応用	RELAP4 SOLAシリーズ TRAC	数値風洞計画(NASA) Beam-Warming法 一般化座標の普及	CRAY-1
一九八〇年代	●高精度化と3次元解析技術の確立	PHOENICS KIVA	PCG法の普及 高精度差分法の普及 数値風洞の完成(NASA)	HITAC S810 FACOM VP100 EWSの普及 NEC SX-2 CRAY-2 HITAC S820 グラフィック・スーパー
一九九〇年代	●3次元流体シミュレーションの普及	α-FLOW		FACOM VP2600 NEC SX-3

図11.7　計算流体力学の発展

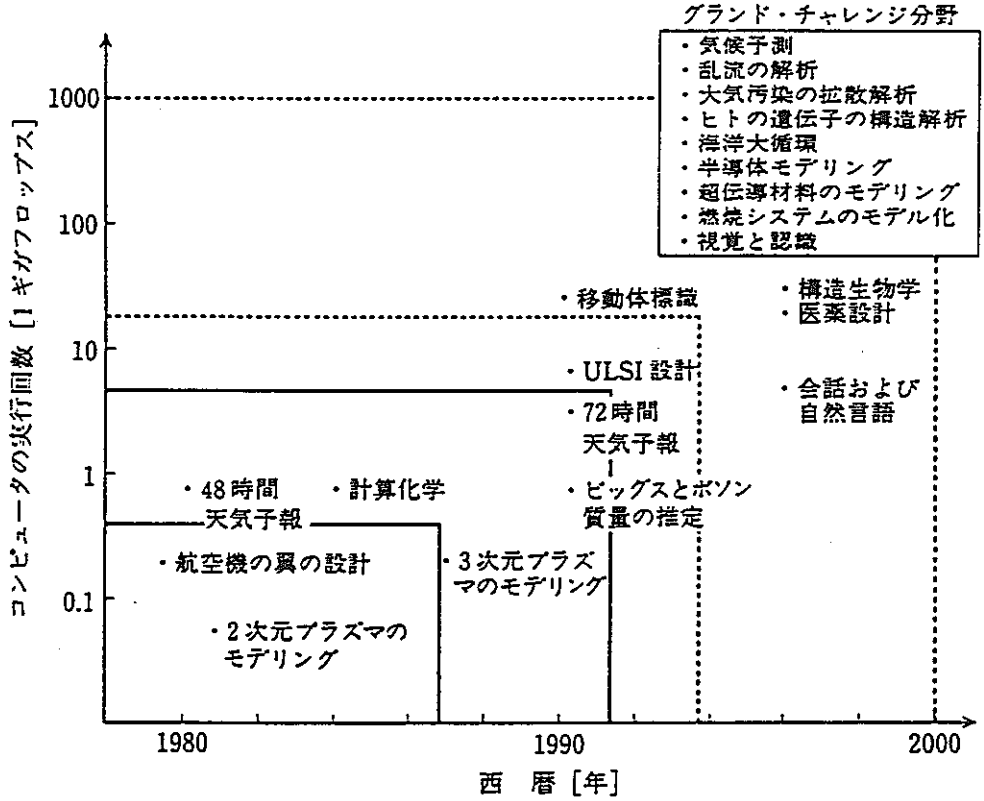


図11.8　米国の「高度コンピューティング計画」における，グランド・チャレンジ問題と必要なコンピュータの演算速度
（出典：OSTP[Office of Science and Technology Policy]報告書）

アペンディックス：代表的コードの概要

1．大気移行関連コード

コード名：ＡＤＰＩＣ

概要：過渡的流れ場の汚染物質分布の３次元解析

流動モデル：３次元時間平均流速場を入力

拡散モデル：セル内粒子モデル

その他：沈着モデル，粒子径変化モデル，ウオッシュアウトモデル

ソース：複数

出力：空中濃度，沈着量の経時変化，平均量

空中濃度沈着量の瞬時分布，時間積分分布

計算機：ＣＤＣ／Ｃｙｂｅｒ

ＯＳ：－

開発年：－１９８４

開発機関：R. Lange and L. Lawson

Lawrence Livermore National Laboratory

文献：ADPIC PICIN Input file Description and Sample Input Forms

NESC Note 84-51

コード名：ＭＥＳＯＩ２

概要：流出パフの大気移行計算

流動モデル：３次元時間平均流速場を入力

拡散モデル：ラグランジェ型パフモデル

その他：乾性沈着モデル，ウオッシュアウトモデル，核種崩壊モデル

ソース：複数，主要核種

出力：

計算機：ＤＥＣ／ＶＡＸ

ＯＳ：ＶＭＳ

開発年：１９８３

開発機関：J. V. Ramsdell, G. F. Athey and C. S. Glantz

Pacific Northwest Laboratory

その他：主要核種，娘核種の崩壊

文献：J. V. Ramsdell, G. F. Athey and C. S. Glantz :

An Interactive Mesoscale Lagrangian Puff Dispersion Model with Deposition and Decay, NUREG/CR-3344 PNL-4753 (November 1983)

コード名：ＳＰＥＥＤＩ

概要：事故時の放出による照射線量計算

流動モデル：客観解析法（ＭＡＴＨＥＷ法），力学方程式モデル（ＷＩＮＤ４）

拡散モデル：セル内粒子モデル，ランダムウォーク（ＰＲＷＤＡ）

その他：Cell-interationによる外部，内部被ばく評価（ＣＩＤＥ）

ソース：希ガス，ヨウ素

出力：

計算機：ＦＡＣＯＭ／Ｍ－３８０

ＯＳ：ＯＳＩＶ／Ｆ４，ＭＳＰ，Ｅ２０

開発年：１９８５（ＳＰＥＥＤＩ），．．．．（ＳＰＥＥＤＩ－Ⅱ）

開発機関：M. Chino, H. Ishikawa and M. Kai

Japan Atomic Energy Reserach Institute

文献：K. Imai, M. Chino, H. Ishikawa and et al.,

SPEEDI : A Computer Code System for the Real-Time Prediction of Radiation Dose to the Public due to an Accidental Release, JAERI-1297

コード名：ＯＲＩＯＮ－２

概要：再処理施設からの大気移行による環境への濃度と線量の評価

拡散モデル：ガウス型プルームモデル

その他：沈着モデル，食物連鎖モデル，内部被ばくモデル，外部被ばくモデル

ソース：３０核種，１０箇所

出力：濃度，被ばく線量

計算機：ＩＢＭ系

ＯＳ：ＩＢＭ　ＯＳ

開発年：１９８７

開発機関：T. Asano, K. Shinohara and O. Narita;
Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

文献：PNC TN8410 87-17-Tr, ORION2 : A computer code to estimate environmental concentration and dose to airborne release of radioactive material.

コード名：ＰＬＵＤＯＳ

概要：高所放出による地表でのγ線線量評価

移行モデル：ガウス型プルームモデル

その他：核種崩壊モデル

ソース：

出力：

計算機：ＩＢＭ　３７０

開発年：１９７７

開発機関：J. Allen and F. Abbey
Thepretical & Computing Section, S.R.D. Culcheth

その他：

文献：

2．地下水流核種移行関連コード

コード名：ＣＯＬＵＭＮ２

概要：種々の物理化学過程の１次元移行計算

移行モデル：１次元有限差分

考慮されるモデル：分散，吸着，イオン交換，１次，２次均一反応

ソース：

出力：

計算機：ＢＵＲＲＯＵＧＨＳ７８００

開発年：１９８５

開発機関：Risoe National Laboratory (Denmark)

その他：

文献：O. J. Nielsen :

COLUMN2 : A Computer Program for Simulating Migration

RISOE-R-514 (October 1985)

コード名：ＦＥＭＷＡＳＴＥ／ＦＥＭＷＡＴＥＲ

概要：有限要素法によるポーラスメディア中の移行計算

移行モデル：２次元ポーラスメディア（ＦＥＭＷＡＳＴＥ）

ダルシー速度の計算（ＦＥＭＷＡＴＥＲ）

考慮されるモデル：対流，流体的分散，化学吸着，１次崩壊

ソース：

出力：

計算機：ＣＤＣ７６００

開発年：１９８２

開発機関：Nuclear Regulatory Commission

Oak Ridge National Laboratories

その他：

文献：G. T. Yeh and D. S. Ward :

FEMWASTE : A Finite-Element Model of Waste Transport Through Porous Saturated-Unsaturated Media. ORNL-5601 (April 1981)

コード名：ＳＷＩＦＴ

概要：地中の流体，熱，物質移行の３次元計算

移行モデル：１，２，３次元流体方程式（差分）

考慮されるモデル：対流，熱移動，塩濾過，核種濾過

ソース：

出力：

計算機：ＣＤＣ７６００

開発年：１９８１

開発機関：R. M. Cranwell

Sandia National Laboratories

その他：

文献：M. Reeves and R. M. Cranwell :

User's Mannual for the Sandia Waste-Isolation Flow and Transport Model (SWIFT),

NUREG/CR-2324 SAND81-2516 (November 1981)

コード名：ＡＴ１２３Ｄ

概要：地下水中の１，２，３次元移行計算

移行モデル：グリーン関数モデル

その他：

ソース：

出力：

計算機：ＩＢＭ　３７０／１６８

開発年：１９８０

開発機関：Oak Ridge National Laboratory

その他：

文献：G. T. Yeh：

AT123D：Analytical Tranceport 1-, 2-, 3-Dimensional Simulation of Waste Transport in the Aquifer System, ORNL-5602 (1981)

3．表層水移行関連コード

コード名：ＤＩＳＰＥＲＳ

概要：地下水，表層中への核種放出

移行モデル：定係数拡散モデル

その他：川の２次元拡散モデル，３次元地下水モデル

ソース：

出力：

計算機：ＣＤＣ　６６００

開発年：１９８４

開発機関：R.B.Codel; Nuclear Regulatory Commission

K. T. Key and G. Whelan ; Pacific Northwest Laboratory

その他：

文献：R.B.Codel, K. T. Key and G. Whelan :

A collection of Mathmatical Models for Dispersion in Surface Water and Groundwater, NUREG-0868 (June 1982)

コード名：ＬＡＤＴＡＰ－２

概要：通常時の水圏から人，生物への被ばく線量評価

移行モデル：プラグフローモデル，完全混合モデル，準混合モデル

その他：岸辺の外部被ばく評価モデル，食物連鎖による内部被ばく評価モデル

ソース：２００核種

出力：

計算機：ＤＥＣ　ＶＡＸ　１１／７８０

開発年：１９８６

開発機関：D. L. Strenge, R. A. Peloquin and G. Whelan

Pacific Northwest Laboratory

その他：

文献：D. L. Strenge, R. A. Peloquin and G. Whelan

LADTAP2 - Technical Reference and User Guide,
NUREG/CR-4013 PNL-5270 (April 1986)

コード名：ＭＡＲＩＮＲＡＤ

概要：海洋放出による健康影響評価

移行モデル：コンパートメントモデル（ＭＡＲＲＡＤ）

その他：定常状態食物連鎖モデル，内部外部被ばく評価モデル（ＭＡＲＯＵＴ）

ソース：

出力：

計算機：ＣＤＣ　Ｃｙｂｅｒ８５５

開発年：１９８４

開発機関：Sandia National Laboratories

その他：

文献：C. M. Koplik, M.F. Kaplan et al. : User's Guide to MARINRAD : Model for Assessing the Consequences of Release of Radio active Material into the Oceans. SAND-83-7104 (September 1984)

4．食物連鎖関連コード

コード名：ＡＲＲＲＧ／ＦＯＯＤ

概要：放出から食物連鎖を通しての線量評価

ＡＲＲＲＧ：水圏からの外部被ばく，水圏の食物連鎖による内部被ばく線量評価

ＦＯＯＤ：大気からの外部被ばく，沈着による農作物からの食物連鎖による被ばく線量評価

移行モデル：無し，大気，土壌，水圏中の放射性核種濃度

外部被ばくモデル：無限平板ソース

内部被ばくモデル：ＩＣＲＰ，ＭＰＣ

ソース：１００核種

出力：

計算機：ＵＮＩＶＡＣ１１００

開発年：１９８２

開発機関：Pacfic Nothwest Laboratoryies, Battelle

その他：

文献：ARRRG, FOOD NESC No. 925. 1100,

ARRRG, FOOD Tape description and Erratum to PNL-3180,

National Energy Software Center Note 81-73, April 3, 1981

5．総合評価コード

コード名：ＣＲＡＣ２

概要：原子炉事故時の総合的リスク評価

モデル：核種クラウドの拡散モデル，健康影響評価モデル，
事故による公衆への経済的影響評価モデル

計算機：ＣＤＣ７６００

開発年：１９８４

開発機関：Sandia National Lab.
U.S.Nuclear Regulatory Commission

その他：

文献：L. T. Ritchie and et. al., CRAC2 Model Description,
NUREG/CR-2552 (SAND82-0342), March 1984

コード名：ＰＲＥＳＴＯ－Ⅱ

概要：浅地地層処分廃棄物の総合的影響評価

モデル：地下水移行モデル，表層水希釈モデル，大気移行モデル，沈着モデル
外部被ばくモデル，食物連鎖による摂取・内部被ばくモデル，健康影響評価
モデル，

出力：解像度１年

計算機：ＩＢＭ３６０

開発年：１９８６

開発機関：Oak Ridge National Lab.

その他：

文献：PREST-II: A Low-level Waste Environmental Transport and Risk
Assesment Code, ORNL-5981, July 1986

コード名：ＳＹＶＡＣ

概要：地下貯蔵処理廃棄物の総合的影響評価

モデル：地球移行モデル，生物圏モデルの全て

（実験データ，野外調査データを含む）

計算機：ＤＥＣ　ＶＡＸ１１／７８０

開発年：１９８５（ＳＹＶＡＣ－２）ＳＹＶＡＣ－３作成中

開発機関：Atomic Energy of Canada Limited Research Comapanies

その他：

文献：G. R. Sherman and et.al., SYVAC2 - A System Variability Analysis Code for Assesment of Nuclear Fuel Waste Disposal Concept, TR-317 (1986)

コード名：ＸＯＱＤＯＱ

概要：原子炉からの大気放出物質の気象学的評価

拡散モデル：ガウス型プルームモデル

ソース：原子炉からの連続，間欠的放出

出力：短期，長期の平均量

計算機：ＤＥＣ　ＶＡＸ

開発年：１９８２

開発機関：National Oceanic and Atmospheric Administration

その他：

文献：XOQDOQ: NESC No.964.MPL3, XOQDOQ Tape Description and Implementation Information, National Energy Soft ware Center Note 87-109, September 30, 1987

コード名：ＰＡＢＬＭ

概要：大気，土壌，表層水からの外部被ばく評価，食物連鎖による内部被ばく評価

考慮されるモデル：大気，土壌，表層水からの外部被ばく評価モデル

食物連鎖による内部被ばく評価モデル

ソース：

出力：

計算機：ＵＮＩＶＡＣ　１１００

開発年：１９８０

開発機関：B. A. Napier, W. E. Kennedy Jr and J. K. Soldat :

Pacific Northwest Laboratories

その他：

文献：B. A. Napier, W. E. Kennedy Jr and J. K. Soldat :

PABLM - A Computer Program to Calculate Accumulated Radiation Doses from Radionuclides in the Environment.

PNL-3209 UC-70 (March 1980)

第１２章　事故放出の評価

12.1　はじめに

1979年３月には米国ペンシルバニア州のスリーマイル島，1986年４月にはウクライナ共和国でそれぞれＴＭＩ－２およびチェルノブイリ４号炉の事故が発生したことはまだ記憶に新しい。前者については10年以上を経過した現在，ようやく事故の全容が解明され，事故後の施設内環境修復にめどがついてきたところである。後者については事故時における放出放射能の評価でさえファクター２～３程度の変動が認められる。また２つの事故の大きな相違は，前者の場合，主な放出放射性核種は希ガス，ヨウ素およびトリチウムであり，敷地外の公衆に直接的な放射線影響が及ぼされることは無かったが，後者の場合は後述するように従事者だけでなく公衆に大きな被害を及ぼした。1983年に発行されたNUREG/CR-3332[1)]ではその序論でリアルタイムでの評価を含む事故後の解析には人口，農作物，気象，地（水）象など地域特性を考慮することが必要になることを指摘している。しかしながら環境が地球規模でしかも局地的には深刻な程度にまで汚染されたチェルノブイリ４号炉事故に際しても，汚染評価モデルの開発に関する報告は多いが，モデルの妥当性が局地および広域とも実測の汚染濃度分布により実証された例や事故時における住民の避難情報として有効に用いられた報告は無い。したがって環境の汚染が容易に測定できるような緊急時においては放射線や気象に関するモニタリングの重要度が相対的には高いと考えられる。汚染評価モデルはモニタリングに際して通常の汎用器では測定不可能な場合もしくは信頼できる測定値の頻度が少ない場合の内・外挿手法として有効である。このためには平常時において局地的な特性を組み込んだモデルを開発するとともにトレーサー実験などによりその実証性を検討しておくことが不可欠であり，モデルに関する不確かさを少なくしておくことが肝要である。評価モデルにはこのような地域特性の他に事故の程度にともなうモデル構築の問題もあり，これら全てをこの章で記述することが困難であることから，ここでは以下の12.2節および12.3節においてNUREG/CR-3332に紹介されている事故時の第一次近似として用いられる基本的な大気・陸圏の評価モデルおよび緊急時におけるモニタリングなどを略述する。次いで環境影響の評価以前に過去の重大な事故において，予想されなかった事象や教訓を検討しておくことは有意義であると考えられるので，上述した２件の事故に関して12.4節においてその事故概要や事故後の経過と問題点を保健物理学的観点から略述する。

12.2 大気・陸圏の摂取経路移行[1)]

大気・陸圏の摂取経路移行モデルの目的は，①地上での放出放射能による空気中濃度および②敷地外での土壌汚染，を評価することであり，これにより以下のような効果が期待される。

1) 放射性雲による全身外部被ばく線量の評価

2) 土壌に沈着した放射性核種による全身外部被ばく線量の評価

3) 放射性雲の吸入による内部被ばく線量

4) 汚染した農作物の摂取による内部被ばく線量

12.2.1 大気拡散モデルによる地上の空気濃度評価

(1) 地上放出モデル

NUREG/CR-3332では放出口が拡散に影響する建家の2.5倍以下の場合を地上放出，それ以上の場合を高所放出として区別したガウスプルームモデルを用いている。それによれば地上放出の場合，風下主軸方向の空気中濃度は次式で表される。

$$\chi / Q = 1 / (\pi U \sigma_y \sigma_z) \qquad (12.1)$$

ここで χ：風下での地上空気濃度（unit/m^3），

Q：放出率(unit/s)，

U：平均風速(m/s)，

σ_y：横方向の分散度(m)，大気安定度と距離の関数であり，図12.1に掲げる[2)]，

σ_z：縦方向の分散度(m)，大気安定度と距離の関数であり，図12.2に掲げる[2)]。

式(12.1)は建家による気流の乱れや大気安定度による蛇行の影響により，以下のような補正式が提案されている。

$$\chi / Q = 1 / U_{10} (\pi \sigma_y \sigma_z + A / 2) \qquad (12.2)$$

$$\chi / Q = 1 / U_{10} (3 \pi \sigma_y \sigma_z) \qquad (12.3)$$

$$\chi / Q = 1 / U_{10} (\pi \Sigma_y \sigma_z) \qquad (12.4)$$

ここで　U_{10}：建家地盤面から10mでの平均風速(m/s)，

A　：炉建家断面積(m^2)，

Σ_y　：建家による気流の乱れや蛇行による横方向の分散度(m)であり，大気安定度，U_{10}および距離の関数である。800m以下では$\Sigma_y = M\sigma_y$，M値は図12.3[3]に掲げられている。800m以上の場合は，$\Sigma_y = (M-1)\sigma_{y800m} + \sigma_y$と近似される。

NUREG1.145[3]では中立から安定な大気状態では式12.2から式12.4のうち高い値をχ/Qとして用い，不安定な条件では式12.2および式12.3のうち低い値を用いることを勧告している。

図12.4[4]は式12.4を用いてランチョセコ原子力発電所で行った拡散実験の結果を比較したものであるが，この補正式は式12.1のパスキル・ギフォードの分散度を用いた予測結果よりも過大評価の程度がはるかに少ないことが判明している。

(2)　高所放出モデル

高所放出の場合の風下地上濃度の基礎式は次式で表される。

$$\chi/Q = (\pi U \sigma_y \sigma_z)^{-1} \exp(-h^2/\sigma_z^2) \qquad (12.5)$$

ここでh：放出高さ(m)

逆転層が無く，地形が平坦ではない場合の風下地上濃度は次式で表される。

$$\chi/Q = (\pi U \sigma_y \sigma_z)^{-1} \exp(-h^2/2\sigma_z^2) \qquad (12.6)$$

ここでU_h：放出高での風速 (m/s)

h_e：有効放出高さ(m) ：$h_e = h_s - h_1$

h_s：煙突高さ(m)

h_1：評価地点の地高(m)：$h_s > h_1$

逆転層などにより fumigation 現象が生じて鉛直方向の拡散が抑制される場合の地上濃度は次式で表される。

$$\chi / Q = (2\pi)^{-1/2} (U_h \sigma_y h_e)^{-1} \qquad (12.7)$$

以上のモデルでは事故時における排気の吹き上げ高さは考慮されていない。これには排気の温度，熱量，風速，大気安定度に関連する浮揚力および出口速度，煙突径，大気安定度の関数である運動量が関連する。放出された核種の地上への沈着や再浮遊過程のモデルも組み込まれていない。前者は乾性沈着と湿性沈着に分類され，乾性沈着の地表での沈着速度（V_d）は拡散フラックス／濃度で表される[5]。Scheme1[6]によれば過去の実験データに基づきガス状物質に対して4桁以上，粒子状物質では3桁以上の変動がV_d値に認められている。湿性沈着は雲中と降雨による過程に分類され，後者の沈着では放出濃度は$\exp[-\Lambda(\tau - \tau_0)]$の割合で減少する[7]とされている。ここで$\tau - \tau_0$は降雨後の経過時間(s)であり，$\Lambda$は洗浄係数($s^{-1}$)である。$\Lambda$は大気が安定状態であれば$10^{-4}$，不安定状態であれば$10^{-3}$とされている。

12.2.2 食物中核種摂取モデル

ここでは農作物の摂取による核種の取り込みを評価するモデルを取り扱うが，事故の発生が植物の収穫前であり，かつ成長期であれば植物可食部への直接的な沈着による摂取経路が重要になる。ある沈着現象による植物可食部の濃度は次式で表される。

$$C(0) = RGT / Y \qquad (12.8)$$

ここで　C（0）：　植物可食部の濃度(unit/kg)，

R　：　植物への沈着残存率，

G　：　沈着による地表面濃度(unit/m^2)，

T　：　植物の沈着部位から可食部への転流率，

Y　：　可食部の収穫量(kg/m^2)。

収穫までは放射性壊変とウエザリングにより可食部中濃度は減少する。これは次式として表される。

$$C(T_h) = C(0) \exp(-\lambda_e T_h) \tag{12.9}$$

ここで　$C(T_h)$ ：　収穫時の可食部濃度(unit/kg),

λ_e ：　有効減衰定数(s^{-1})：$\lambda_e = \lambda_r + \lambda_w$

T_h ：　沈着から収穫間での経過時間(s)

λ_r ：　放射性減衰定数(s^{-1})

λ_w ：　ウエザリングによる減衰定数(s^{-1})

λ_wは通常14日と推定されている。

食物の収穫後から摂取までにも時間遅れがあり，放射性崩壊による濃度減少が期待される。これは次式により評価される。

$$C(T_c) = C(T_h) \exp(-\lambda_r T_p) \tag{12.10}$$

ここで　$C(T_c)$ ：　摂取時の可食部濃度(unit/kg),

T_c ：　沈着から摂取までの経過時間(s)

T_p ：　収穫から摂取までの経過時間(s)

食物によっては消費期間が長く継続する場合があり，その期間内における摂取量は次式で表される。

$$I(T_f) = \int C(T_c)\, M \exp(-\lambda_r t)\, dt \tag{12.11}$$

積分域はT_cから$T_c + T_f$までである。これを実行すれば(12.12)式となる。

$$I(T_f) = MC(T_c)\ \{1 - \exp(-\lambda_r T_f)\} / \lambda_r \tag{12.12}$$

ここで　$I(T_f)$ ：　摂取期間における全摂取量(unit),

T_f ：　摂取期間(s)

M ：　食物摂取率(kg/s)

式12.12から線量換算係数を用いることにより被ばく線量が推定可能となる。式12.10を動物に適用した場合は同様にして次式により摂取される動物の摂取時点での濃度が推定される。

$$C_a(T_c) = BFC(T_h)\ \exp(-\lambda_r T_a) \qquad (12.13)$$

ここで$C_a(T_c)$： 摂取時の動物可食部濃度(unit/kg),

T_a ： 収穫から摂取までの経過時間(s)

B ： 汚染物を動物が摂取することによる濃縮係数(s/kg)

F ： 動物の食物摂取率(kg/s)

式12.13は植物に対して式12.12を誘導した同じ方法により動物の摂取による被ばく線量を推定する基礎式として用いることができるが，牛乳や卵と異なり，食肉に対する濃縮係数は一定値になるのに要する経過時間が長いので線量評価には注意が必要である。

食物への放射性核種の移行が平衡状態になっていない場合は，平衡値を用いた結果は過大評価になる。例えば大豆が成長する前に沈着があり，その成長と共に経根吸収される場合，収穫時の大豆中核種濃度は平衡値と考えられるが，成長後に沈着が生じた場合に平衡値を用いて被ばく線量評価を行えば過大評価となる。

このような平衡状態を仮定しないコンパートメントモデルは沈着過程を含めて計算コードとして構築されている（TERMOD[8]，RAGTIME[9]）。

12.3 緊急時における対策

12.3.1 緊急時の情報

緊急時に対応するためには対応する機関の責任，義務，行動などの役割を予め明確にし，それを各機関が事前に認識するような計画の作成と検討が必要である。事故に際しては炉の運転機関側は始めにそれを検知し，その程度と重要性を判断して関連する監督機関に報告する義務がある。この場合に必要な情報には以下のような項目が考えられる。

1) 事故の概要と放出放射能の状況

2) 装置や安全系統の状況

3) 防護対策が実行されるまでの時間と計画被ばく線量

4) 気象データ

5)　実施中の緊急時対策と今後の有効な防護対策の勧告

事故後の２～３時間以内にはモニタリングや炉の安全解析などによる概要を把握することが肝要であり，これは後の防護対策や避難決定などを下す基本的な情報になる。

12.3.2　モニタリング

緊急時対策や防護対策レベルの決定および最大被ばく線量の評価などに際しては放出量の評価が必要であり，このためには環境モニタリングの実測データ収集が不可欠である。それらのデータは放射能放出が生じたことの確認，影響範囲を推定するためのモデルinput data さらに公衆の被ばく線量評価などに用いられる。モニタリングには①地球物理的モニタリング，②放射線管理的モニタリング，③施設モニタリング，④環境モニタリング，⑤個人モニタリングの５種類に分類される。

放出評価に必要な地球物理的パラメータは気象条件（風向，風速，分散度，安定度など）に関するものである。原子力施設はこの測定施設を備えて，過去や現在の局地風のデータを有しておくべきである。また煙を用いたトレーサー実験や地方の気象台による天気予報の利用などにも心掛けておく必要がある。モニタリングにより必要とされる他のパラメータは放出の契機となったりその事象を複雑にする現象であり，地震，地滑り，火災，爆発などに関する項目が考えられる。

放射線管理用機器はスタックなど放出評価用の施設モニタリング機器とは異なるが，サーベイメータやその他の固定もしくは移動用測定機器による記録は被ばく経路推定や事故の検出に役立つ。排気や排水の施設モニタリングは外部放射線の影響を遮蔽したり，高温，高湿度に耐えるしかも測定レンジとして７桁程度をカバーする機能が必要である。

環境モニタリングは事故の程度にもよるが事故の初期段階の緊急時に行う短期のモニタリングと放出が終了してから影響を詳細に評価するための長期のモニタリングに分類される。前者は緊急時に組織された職員による対策チームが行い空気中の線量率，粒子状放射能，ヨウ素などの測定を行う必要がある。また事故の程度によってはヘリコプターや水密性プローブを搭載したボートによるモニタリングも有効である。長期モニタリングは放出の形態により対象が異なるが，一般的には被ばく経路に沿った環境試料（土壌，植物），牛乳，食物，飲料水などのモニタリングが必要であり，これについてはバックグラウンドについての知識がある職員により実施されるのが望ましい。

緊急時対策職員に対するモニタリングは外部被ばく線量，核種の摂取量と預託線量の評価などが必要であり，これには従来ＴＬＤやフィルムバッジなどの個人線量計の他に，Whole-body countingやバイオアッセイなどが使用される。調査のための防護具としては靴カバー，防護服，フィルター付き呼吸マスクさらに必要に応じてヨード剤が役立つ。

12.4 主な事故の概要と教訓

12.4.1 ＴＭＩ－２[10,11]

ＴＭＩ－２は1978年３月に臨界に達した新しいＰＷＲ型（95.9万kW）の炉であったが，１年後に１次冷却ポンプ系統の停止に端を発した事故が発生した。放射性物質は冷却系統ポンプの運転員による手動停止という操作を含めて冷却機能低下にともなう燃料要素の破損が生じ，さらに１次系につながるＥＣＣＳの高圧注入水が加圧器逃し弁から炉建家内に漏洩した。この漏洩水は建家内圧力が4psi以下であったために自動的にサンプポンプが作動し，隣接する補助建家に移送された。このことにより建家外の環境において漏洩線量率が検知されるとともに，補助建家（ガス減衰タンク）からの排気（主に希ガス）により放射能が放出された。補助建家に移送された水量は1,500m^3(1.5Bq/m^3:^{137}Ｃｓ,^{134}Ｃｓ,^{3}H）であった。漏洩線量率は13時間後に発電所から１マイルで１mR/h，ヘリコプターによる排気プルーム中での測定では約200mの上空で1,200mR/h であり，運転責任者であるメトロポリタン・エジソン社の職員８名が事故時の対応により１～1.5remの被ばくを受けたとされている。

以上のような状況において，６×10^7 Ciの内蔵放射能のうち，環境へ放出されたのは希ガス43,000Ci（主に^{85}Kr）と ^{131}Ｉの20Ciであり，周辺住民の被ばく線量は平均で80μSvと放射能による直接的な障害はほとんどなかった。しかしながら損傷した炉の除染や原状修復には多額の費用と時間を必要とした。その概要を以下に述べる。

事故後，最初の炉内への立入は1980年の中頃に２人の志願者により実施されようとした。しかしながら立入のためのエアロックが開かず，数か月延長された。調査員は自己呼吸できる深海潜水服のような防護具と46種の線量計や多くのモニタリング機器を装着し，その重量は35kgにおよんだ。調査時間は20分間であり，その間に炉建家内上部の線量率は４～５mSv/h,炉建家の地下に2,500m^3 の炉水が2.6mの水深で溜まっていることさらに^{90}Ｓｒ－^{90}Ｙによる強いβ線場のあることなどが明らかにされた。1982～1983年にかけてcleanup のための調査が行われ，小型カメラにより，炉容器上部が破損されていることが判明した。1985年

に2度目のビデオカメラ調査が行われ，20トン程度の溶融物が炉心プレナム下部に溜まっており，燃料の損傷の程度が大きかったことがわかった（後に70%が破損，35～45%が溶融，18トンの燃料が炉心下部に流出，図12.5[12] 参照）。またこのような破損燃料回収目的で行った炉心内の水中カメラ調査では，それが使用できないほど温水中に微生物が発生していたが，過酸化水素水と凝集沈殿・ろ過処理により除去できたこと，ＴＬＤ測定により地下の漏洩水から壁面に核種が吸着されて線量率の高くなっていることなども判明した。2,500m^{3}の炉内の廃水(5.9MBq/ml)は，その90%が^{137}Ｃｓであったため，移送前に無機ゼオライトにより吸着処理されたが，処理後の廃水も住民の反対で河川には放流されず1989年11月から2年間で蒸発処理されることになった。これによる公衆個人の被ばくは1 μSvと評価されている。この処理剤である約 300ℓのゼオライトは濃度が高すぎるため，ＮＲＣ管轄の低レベル放射性廃棄物処分場には廃棄できず，ＤＯＥに移管された。

以上のような，排気・排水の処理の他に労力を必要としたのは炉建家内部の除染と破損燃料の回収作業であった。これらの作業にはカーネギーメロン大学で開発されたロボットが活用され，作業員の被ばく線量が大きく低減された。この装置（6輪車）にはカメラや放射線測定器のほか，コアーボーリング，高圧スプレ，沈殿物吸引などの可能な設備が装備された。しかしながら開発コスト，機能性，安定性の面でまだ改良されるべき点があるとされている。炉壁の除染作業では作業員は防護服を着用するため，高放射線場よりむしろ高温により作業時間が規制される状態にあり，氷を入れたベストやバッテリーにより濾過した外気を送気する方式の呼吸器の着用により2～3倍の作業時間が得られた。炉壁の除染は後の水処理を考慮して化学溶剤を使用せず，主に高圧スプレー(200～900kg/cm^2，22～68ℓ/min）が用いられた。4～5mSv/h 程度の表面汚染が0.3mSv/hに低減され，0.1mSv/h程度にまで下げることが目標とされている。

1985年から開始された燃料の除去は最も困難な作業であった。そのうちでも燃料を回収するために多くの支柱や構造物を解体・撤去するため1年間で数百ケ所に及ぶプラズマ放電による切断作業が終了したのは1987年であった。その後，1ｍほどの炉心下部に堆積した固溶物の撤去が開始され，遠隔操作により回収したものを特製のキャニスターに収納し終えた(研究のためにＤＯＥに移管)のは1989年5月であり，事故後10年が経過している。表12.1[10]に示すように，この間の総被ばく線量は60man-Sv余りであり，1980年にＮＲＣが予想した130 ～460man-Sv よりも大きく低減できた。そしてこの燃料除去作業にともなう被ばくは

14man-Svと作業全体の23%に押さえられた。

ＴＭＩ－２の解体はＴＭＩ－１と同時期と考えられているが，この事故によりこれまでに要した費用は1.88×10^8ドル，将来を見込んだ総予算は1×10^9ドルと見積られている。

12.4.2 チェルノブイリー４号炉事故

チェルノブイリー４号炉(100万kw) は1983年12月に臨界に達した比較的新しい黒鉛減速・軽水冷却・チャンネル式・沸騰水（ＲＢＭＫ）型原子炉であった。この炉は運転停止にともなうタービンの慣性回転を利用した非常電源によるＥＣＣＳの作動実験を行う目的で低出力運転状態を維持する操作中に，炉心流量の低下・蒸気発生が増加したことから，1986年４月26日午前１時23分に運転員が制御棒の一斉挿入（ＡＺ－５）ボタンを押したことがきっかけとなって暴走し，炉容器内圧力の上昇にともなって暴発した。この事故により急性放射線障害で同年８月までに死亡した運転員・消防士・事故処理員は28名（火傷その他の理由で３名死亡）とされている。施設内の線量率は測定用モニタリング機器（事故時用：１万R/h）が破損され，その他の線量率計（max 3.6R/h）はメーターが振り切れたので推定は困難であるが，調査員による携帯用機器では250R/hを超える場所や飛散した黒鉛表面では2,000R/h程度の指示値が報告されている[13]。

施設外の環境中における空間の放射線量率は，発電所の北側３kmに位置するプリチャピ市で14～140mR/h(26日午前９時)から，４万５千人が避難した27日午後５時には290～1，400mR/hに増加した[14]。発電所の南方100kmのキエフ市（人口250万人)では４月30日から線量率が増加し始め，その日のうちに最大の２mR/hに上昇した後，５月末には0.2mR/h に低下している[14]。また，風下西方60kmに位置するナロージチ地区では3,000mR/h（４月27日16時），1,700mR/h(４月27日18時），600mR/h(４月28日９時），22mR/h(4月28日13時），16mR/h（４月28日18時），0.75mR/h（５月８日），0.6mR/h（５月14日）との報告がある[15]。５月10日に作成された線量率分布では３～５mR/hが8,000km^2，５～20mR/hが3,000km^2，20mR/h以上が1,100km^{2}とされている[16]。

放出放射能による環境汚染は事故当時の気象条件に大きく依存するが，事故後の施設周辺の風向は２日間は西方，その後数日は北方，そして南方へと変化しており[17]，図12.6[18]に示す作成された土壌汚染地図にもその傾向が現われている。1991年４月26日のプラウダ紙によれば表12.2に示すように，１～５，５～15，15～40および40Ci/km^{2}以上を示す ^{137}Ｃｓ汚

染地区の面積はそれぞれ10.32，1.76，0.71，0.31万km²と報告されている。すなわち，わが国の原子力施設に関連させて言えば，表面汚染の可能性があるために管理区域として設定する基準（α核種を含む場合，約1Ci/km²）を超える面積が13万km²程度になったことを報じており，これは日本の国土の約1/3に相当する。

被ばく線量に関しては正確な測定結果がない場合，汚染食品摂取に関連した食習慣や野外での作業時間およびその種類などに大きく左右されるため，ここでは言及しない。ただし，事故後にＩＡＥＡが発足させた国際諮問委員会（ＩＡＣ：1990年４月）に開始された調査（住民 8,000人を対象に２カ月間のフィルムバッジによる測定）では，90%が検出限界以下であることを報告している[16]。

以上に述べた客観的な事故概要において，それらを検証するための重要なパラメーターは放射能の放出量であるが，これを推定するために必要なパラメーター値（装荷ウラン量，濃縮度，燃焼度，冷却時間，正確な環境試料濃度など）が明らかにされていない。したがって諸外国では事故時における炉内の内蔵量さえＬＷＲのコード（Origen2[19]など）を用いて計算されており，ＲＢＭＫ炉との相違が問題になっている[20]。表12.3[21]にはソ連と欧米諸国による事故時の内蔵量評価の結果を掲げる。ソ連の放出量データは国内での沈着量の実測値に基づいて評価されているため，国外へ拡散した量が過少評価されている核種も散見されるが，この各国による比較結果も表12.4[21]に示す。これら多くの報告では^{137}Ｃｓと^{131}Ｉの内蔵量は４～８MCiおよび62～85MCiであり，ほぼ10日間の放出量は１～2.5MCi(^{137}Ｃｓ）および７MCi以上(^{131}Ｉ）とされている。また図12.7[21]に掲げるように，各国の機関により評価された放出量は核種により異なり，^{137}Ｃｓのように２倍程度と少ないものから，^{106}Ｒｕのように10倍以上と大きく異なるものもある。いずれにしてもチェルノブイリ－４号炉からの放出が，表12.5[21]に掲げるように他の放出事象に比べて極めて大きいことは明らかである。

放出量の評価を実測値に基づいて行う場合の問題点は，測定値の代表性の問題，測定が予め計画されたものでなく緊急時に行われたためにその信頼性に関する問題，前述したような測定領域の問題などが挙げられる。また，一部に実測値を用い，これに相当する放出量をシミュレーションにより評価する方法では，モデルの簡素化，用いるパラメーターの代表性などにより結果は大きく影響される。チェルノブイリ事故に際して米国，英国，ドイツ，カナダ，オランダなどで用いられたモデルにはTrajectories[22]，２ＢＰＵＦＦ[23]，ＭＡＴＨＥ

W／ADPIC[24, 25]，PATRIC[26]，FISPIN[27]，MESOS[28]，SASCHA[29]，PEAR[30]，GRID[31] などがあり，これらモデルの使用により例えば図12.6に示されるような汚染分布が予測されるわけではないが，その概略を把握する目的にはこれらの報告を参照されたい。

以上述べたように，TMI－2事故のように公衆に影響を及ぼすような環境汚染がほとんど認められなかった場合でも，その事故の全容を解明して施設内の環境修復の目処がつくのに10年を要した。チェルノブイリ事故では環境汚染が顕著であり，すでに7年近く経過しているがその汚染の程度から公衆の健康への影響をはじめとして今後の調査・研究に残された課題は多く，LWR発電にとっても得られた教訓は貴重なものである。環境問題に限定しても①局地から広域までのモデルの構築とその比較・検証，②沈着モデルおよび粒子状物質の輸送モデルの確立とモデルパラメーターの決定，③森林や都市部における除染機構の解明，④土壌汚染とその浄化機能の解明，などin-situ研究の重要性が指摘できる。

参考文献（第１２章）

1) Till, J.E. and Meyer, H.R.(eds.): Radiological Assessment, NUREG-CR-3332, ORNL-5968 1983.

2) Gifford, F.A., Jr : Chapter 3 in Meteorology and Atomic Energy (Slade, D. ;ed.), TID-24190 1968.

3) U. S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) : Atmospheric Dispersion Models for Potential Accident Consequence Assessments at Nuclear Power Plants. 1979.

4) Miller, C.W. : Trans. Am. Nucl. Soc., 39, 125-26 1981.

5) Van der Hoven : in Meteorology and Atomic Energy (Slade, D. ;ed.), 202-8 1968.

6) Sehmel, G.A. : Atmos. Environ., 14, 983-1011 1980.

7) U. S. Nuclear Regulatory Commission (USNRC) : Reactor Safety Study, Appendix VI, WASH-1400 1975.

8) Booth, R.S., Kaye, S.V. and Rohwer, E.S. : in Proc. of the Third Symp. on Radioechology, AEC-CONF-71050 USAEC 1971.

9) Pleasant, J.C., McDowell-Boyer, L.M. and Killough, G.G. : RAGTIME, NUREG/CR-1196 1980.

10) Hildebrand, J.E. : IAEA-SM-316/23, 65-77 1990.

11) McGoff, D.J., Klug, N.P., Franz, W.A. and Owen, D.E. : IAEA-SM-316/1, 479-493 1990.

12) Holton, W.C., Negin, C.A. and Lambert, R.B. : IAEA-SM-316/22, 525-540 1990.

13) 今中哲二: 技術と人間, 5月号, 115-127 1992.

14) Los, I.P. et. al.: All-Union Scientific Center for Radiation Medicine USSR Academy of Medical Sciences. 1991.

15) Chernousennko, V.M. : Chernobyl; Inside from the inside, Springer, Verlag, Ber; in 1991.

16) IAC/IAEA : The Intern. Chernobyl Proj.; Proc. of an Intern. Conference, IAEA 1991.

17) 藤田祐幸: 自然科学 No.11, 慶応大学日吉紀要, 3月, 1992年.

18) 今中哲二, 他:京都大学原子炉実験所第27回学術講演会報文集, 183-190 1993

19) Goldman, M., Catlin, R.J. and Anspangh, L. : DOE/ER-03632 1987.

20) Powers, D.A., Kress, T.S. and Jankoeski, M.W. : Nuc. Saf., 28, 10-28 1987.

21) Khan, S.A. : Nuc. Saf., 31, 353-375 1990.

22) Dickerson, M.H. and Sullivan, T.J. : UCID-20834, 1986.

23) Richmond et al. : ORNL-6466, 1988.

24) Sherman, C.A. : UCRL-76171 (CONF-750533-6), 1975.

25) Lange, R. : UCRL-76170 (CONF-750533-4), 1975.

26) Lange, R. : UCID-17701, 1978.

27) USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy (Comp.) : The Accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant and its Consequences, Part 1 and 2, Presented at Experts Meeting, Vienna, Aug. 25-29, 1986.

28) MacDonald, H.F., Apsimon, H.M. and Wilson, J.J.N. : CEGB-TPRD/B-0823/R86, Central Electricity Generation Board, 1986.

29) Dennis, A. Wheeler : Atmos. Environ. 22, 853-863 1988.

30) Mourad, R. : presented at the Simulation Symp. on the Reactor Dynamics and Plant Control, St. Jhon, New Brunswick, Canada, Apr. 9-10 1984.

31) van Egmond, N.D. and Kesseboom, U. : Atmos. Environ. 17, 257-265 1983.

表12.1　ＴＭＩ－２の施設環境修復作業にともなう被ばく線量

Year	Total worker dose (man-sievert)	Maximum worker dose (mSv)
1979[a]	4.2	45
1980	1.9	21
1981	1.4	20
1982	3.8	30
1983	3.7	27
1984	5.1	37
1985	7.2	35
1986	9.0	34
1987	9.7	35
1988	9.2	36
1989[b]	4.7	29
1979–1989[b]	59.9	

[a] = 28 March 1979 to 31 December 1979.
[b] = Up to 31 August 1989.

表12.2　汚染度別の土壌表面積

単位：平方km

	汚染の程度（キュリー／平方km）				
	1～5	5～15	15～40	40以上	1以上合計
ロシア共和国	3万9280	5450	2130	310	4万7170
ベラルーシ共和国	2万9920	1万170	4210	2150	4万6450
ウクライナ共和国	3万4000	1990	820	640	3万7450
3共和国合計	10万3200	1万7610	7160	3100	13万1070

1991年4月26日のプラウダ紙

表12.3　チェルノブィリ４号炉事故時の核種内蔵量評価比較

	MCi								
	U.S.S.R. report	French report	FRG report	Swedish report	U.K. report		U.S. report		
Nuclide	*a*	*b*	*c*	*d*	*e*	*f*	*g*	*h*	*i*
Kr-85	0.89	0.29				9.18	0.567		0.67
Sr-89	62	86.4	93.32		89.1	96.4	94.5		81
Sr-90	5.4	2.187	6.221		0.329	5.13	3.78		4.6
Zr-95	135	129.6	155.5		137.4	157.4	151.2		138
Nb-95	(133)				137.4				137
Mo-99	1980				132.3	149.3	159.3		140
Ru-103	133	97.2	129.6	37.8	103.7	117.9		110.7	140
Ru-106	54	12.96	34.21		117.93	25.11	25.11		32
I-131	85	62.1	67.39	27	72.09	80.46	83.7	81	82
Te-132	90	67.5	57.02	37.8	106.7	110.7	118.8		111
Xe-133	196	140.4				178.2	170.1		168
Cs-134	5	1.593	4.251		2.128	2.9	7.56		5.3
Cs-136	(1.4)		2.23		2.781				2.6
Cs-137	7.8	2.511	8.294	1.404	3.89	6.48	4.59	5.94	6.2
Ba-140	142	118.8	134.8		140.7	155.3	159.3		146
Ce-141	152	129.6		48.6	133.11	150.1	151.2		138
Ce-144	86	59.4	114.05		76.7	104.8	83.7		93
La-140	(138.8)		155.5		140.7				155
Np-239	98	567	570.24	513	1372	1276.3	1647		1800
Pu-238	0.027	0.017	0.0223			0.0205	0.0567		0.044
Pu-239	0.023	1.7×10^{-3}	0.0244			0.0252	0.021		0.260
Pu-240	0.0324	0.011	0.0503		0.0413	0.0329	0.021		0.043
Pu-241	4	2.97	5.7			2.73	3.51		4.8
Cm-242	0.7								

表12.4　チェルノブィリ4号炉事故による放出量評価比較

Nuclide	$T_{1/2}$, s	MCi					
		U.S.S.R. report	French report	U.K. report	U.S. report		
		a	*b*	*c*	*d*	*e*	*f*
Kr-85	3.280×10^8	0.89		0.513		>0.5	0.67
Sr-89	4.354×10^6	2.16		2.187		0.61	2.8
Sr-90	8.830×10^8	0.216		0.216		0.034	0.18
Zr-95	5.616×10^6	3.8		3.78	0.2403	0.23	4
Mo-90	2.376×10^5	2.98		2.97		0.45	0.26
Ru-103	3.456×10^6	3.21	1.647	3.24	0.81	0.72	3
Ru-106	3.154×10^7	1.57	0.837	1.593	0.1404	0.17	0.91
I-131	6.955×10^5	7.02 (13.0)[g]		7.29	45.9	36.01	7
Te-132	2.808×10^5	1.29	0.621	1.296	9.99	5.3	2
Xe-133	4.553×10^5	45.9		45.09	175.5	>120	45
Cs-134	6.906×10^7	0.513	0.999	0.513	1.296	1.3	0.52
Cs-137	9.461×10^8	1.02 (2.0)[g]	1.539	0.999	2.403	2.4	0.81
Ba-140	1.106×10^6	4.38		4.32	1.188	1.0	4.7
Ce-141	2.808×10^6	2.73	0.0029	2.7	0.2403	0.23	2.6
Ce-141	2.462×10^7	2.42	0.021	2.403	0.1404	0.14	2.5
Np-239	2.030×10^5	0.113		1.188			3

表12.5　主な放射能放出事象における放出量比較

Isotopes	MCi			
	Chernobyl	TMI	Windscale	20-kt nuclear test
Noble gases	100–200	10	0.3–0.4	5.0
I-131	10–50	0.00002	0.02	2.0
Cs-137	1–6	Not detected	0.0001	0.004
Sr-90	0.001–0.07	Not detected	0.000004	0.004

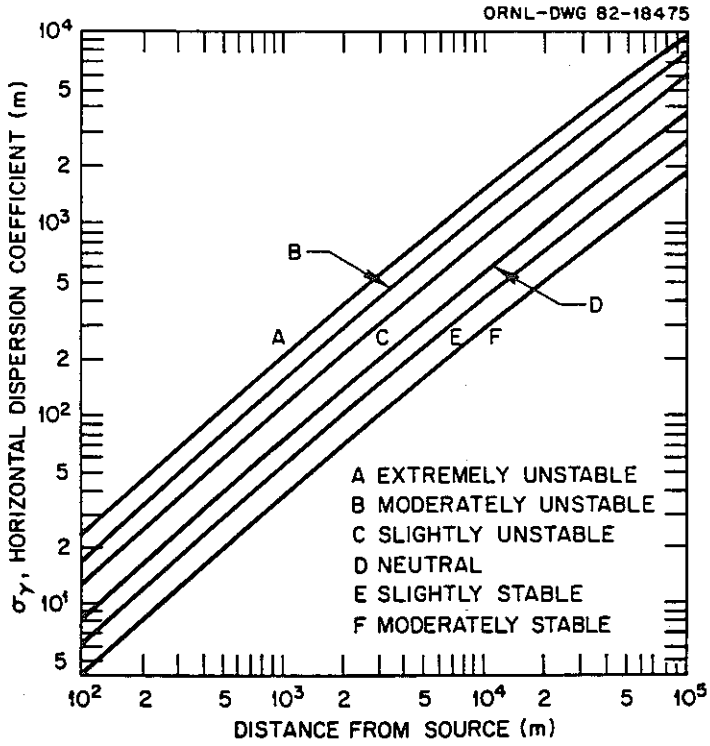


図12.1　横方向の分散度 σ_y と風下距離および大気安定度の関係

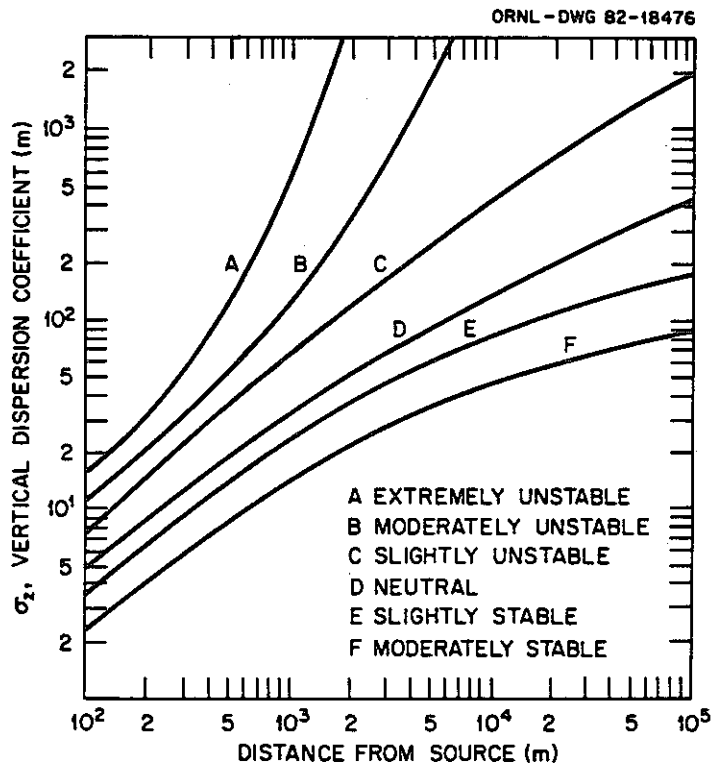


図12.2　鉛直方向の分散度 σ_z と風下距離および大気安定度の関係

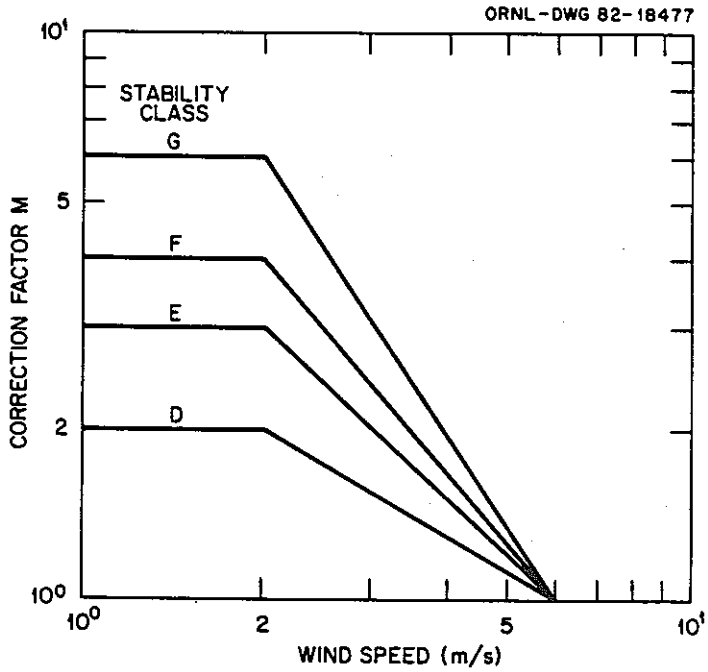


図12.3　σ_yに対する補正係数

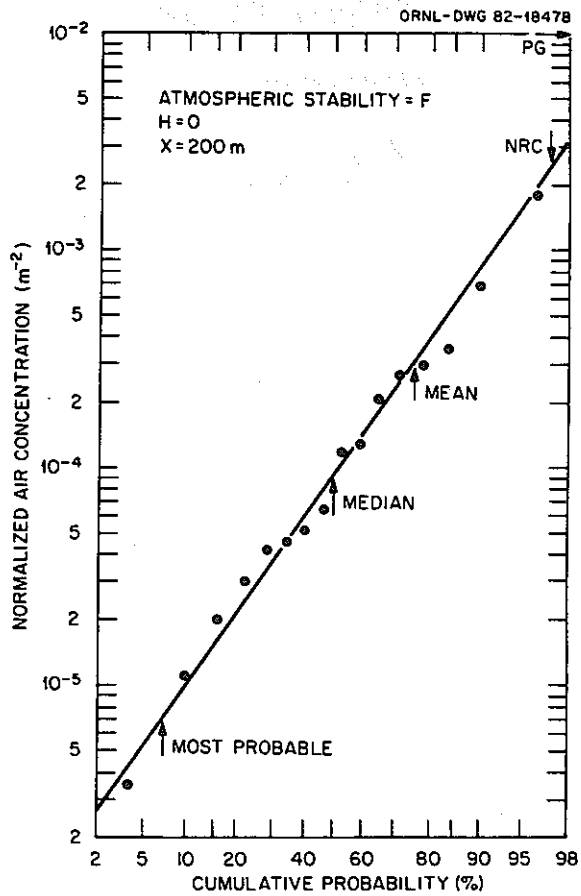


図12.4　ランチョセコ原子力発電所での拡散実験に対する予測および実測濃度

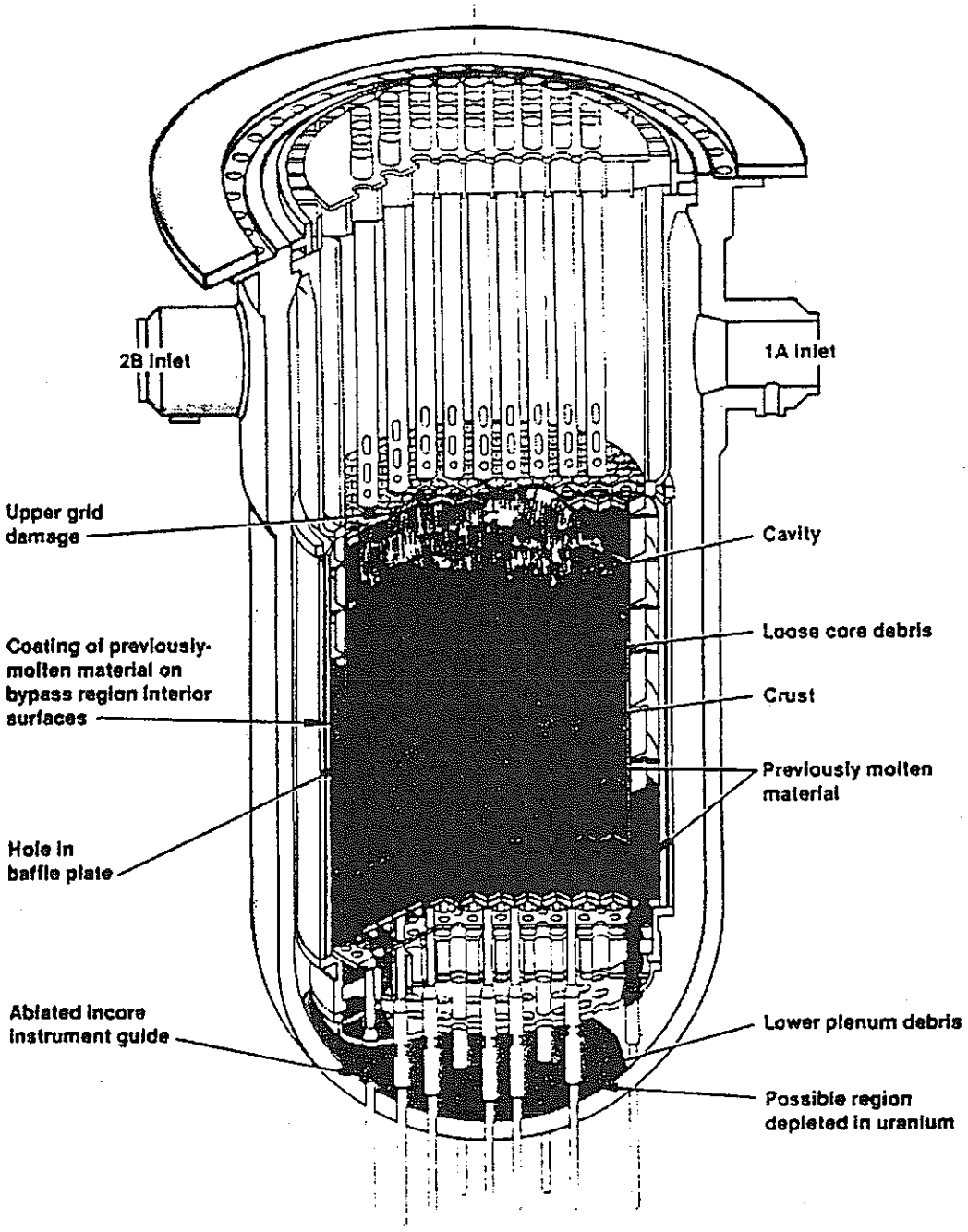

2B Inlet
1A Inlet
Upper grid damage
Cavity
Loose core debris
Coating of previously-molten material on bypass region interior surfaces
Crust
Previously molten material
Hole in baffle plate
Ablated incore instrument guide
Lower plenum debris
Possible region depleted in uranium

図12.5　ＴＭＩ－２炉心

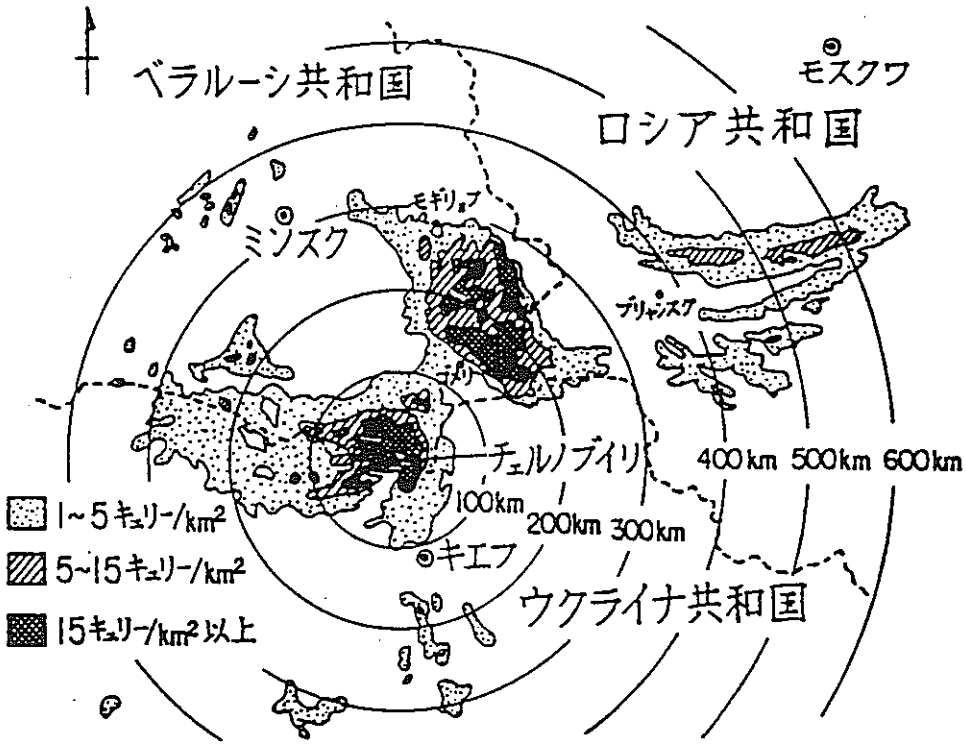


図12.6 ^{137}Csの汚染分布

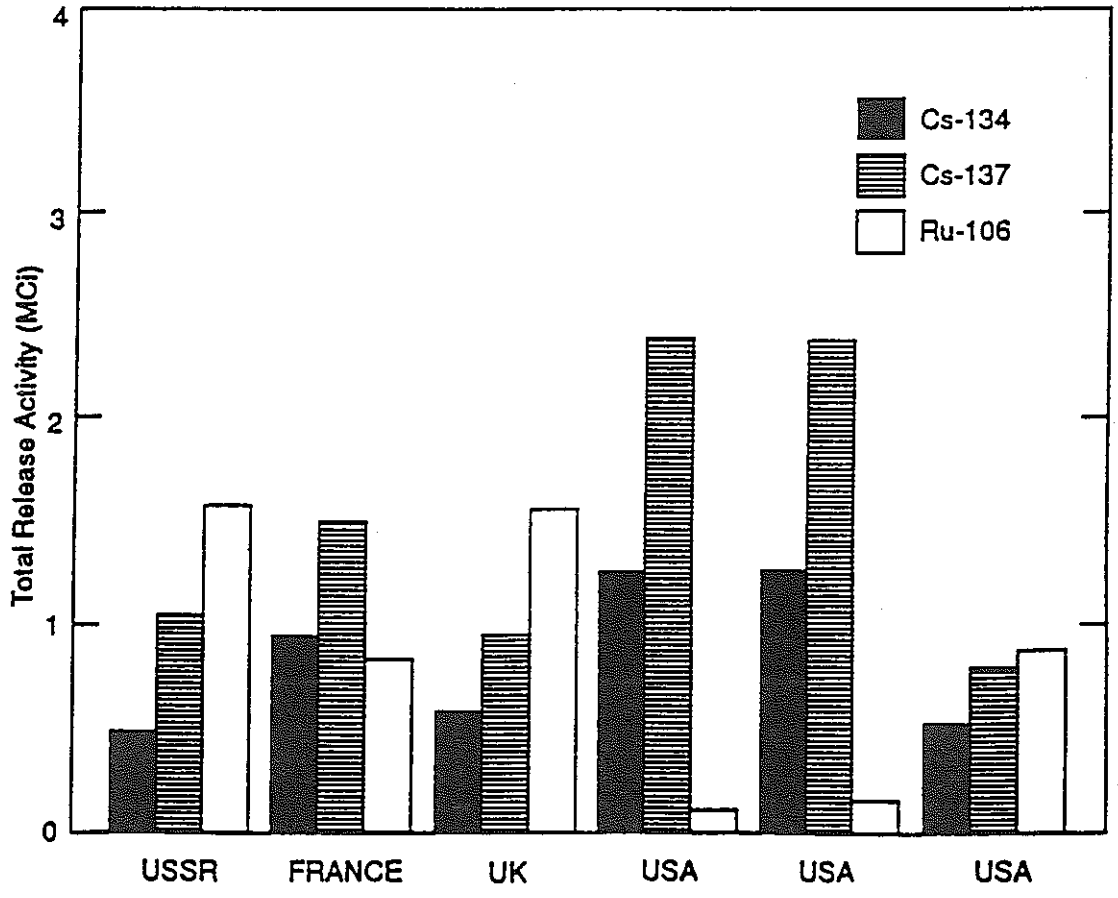


図12.7 CsおよびRuの放出量評価値の比較

第１３章　放射性物質の環境放出に関する規制基準

13.1　はじめに

日本では現在，原子力をはじめとする産業，医療および研究の分野における放射性物質の使用の規制は，法律に定められている。国の諸機関は，施行令（政令），施行規則（総理府令），告示，指針等によって法律を運用している。日本の法律は，国際放射線防護委員会（ＩＣＲＰ:International Commission on Radiological Protection）の勧告および国の放射線審議会の答申を取り入れて制定されている。本章では，放射性物質の環境放出に対する規制基準が定められるに至った歴史的経緯，日本および諸外国の規制基準について一般的に述べることにする。

13.2　歴史的な経緯

13.2.1　Ｘ線および他の放射線の発見

電離放射線の初期の利用は，原理的に，世紀の転換期における二つの壮観な科学上の発見に基づいている。1895年10月にレントゲン(W.C.Rontgen)は陰極線の研究中にＸ線を発見し，1896年１月に発表した。同年11月にベクレル(A.H.Becquerel)がウランから発生する放射線の発見を発表した。

13.2.2　Ｘ線による障害

これら二つの新現象に対する広範な関心によって，これらの新しく発見された放射線の性質についての多くの研究が行われ，Ｘ線の吸収差によって組織と器官の画像を作成するというＸ線診断の可能性が発見された。また1896年の末までに，多数の医学研究者がガン患者の放射線治療に成功したと報告している。あいにく，同じ1896年の末までに，高放射線被ばくの結果として，手と皮膚に対して予期しない障害が発生した。レントゲンがＸ線を発見して３カ月後にＸ線管を製作し，Ｘ線の実験を行っていたグルッベ(Grubbe)は手に皮膚炎を発見し，指の一部を切断している。レントゲン自身，左手の甲に激しい痛みを伴う障害を受けた。1896年３月，エジソン(Edison)はＸ線の透視実験を行っていて眼病を訴えている。レントゲンがＸ線を発見してから５年目の1900年にドイツのクラウセン(Clausen)がＸ線皮膚ガンで死亡している。Ｘ線取扱者の皮膚ガンによる死亡例としては，さらに英国の医師ブラッケン(Blacken，1902年)，米国のＸ線管製作者ダリー(Dally,1904年)などが報告されている。

これら初期の障害は高い放射線レベルで短期間の被ばくによってもたらされ，このような線量が重い，急性の障害を起こし得るという十分な証拠を与えた。次の数十年にわたって，長期の影響，主として白血病とガンが高い放射線レベルで発生し得るが，それは被ばく後20年以上も経たないと現れないことを示すデータが集まり始めた。この現象の劇的な例は，腕時計の文字盤にラジウムの発光塗料で文字を書くために雇われた女性の場合であった。これらの女性は舌で筆先をそろえるのが普通であり，そのために，彼女らの多くは，後日，骨に蓄積したラジウムによってガンにかかった。

13.2.3 放射線管理に関する学会活動

科学界においては，これらの問題についての懸念から，放射線の有益な面と有害な面の両方について関心をもつ組織が設立されることとなった。特に，放射線による障害はX線取扱者の間で多く発生したので，X線取扱者のための法的処置が検討されるようになった。ドイツのX線学会では1905年にX線装置取扱者の免許制度を実施し，1913年にX線の取り扱いについての規制を行っている。1915年英国のX線学会では「X線技術者の防護に関する勧告」を発表している。1921年英国において，放射線障害防止の対策を考える英国X線ラジウム防護委員会(British X-ray and Radium Protection Committee)が誕生した。1922年米国において，米国X線学会(American Roentgen X-ray Society)，フランスにおいてはラジウム委員会（Commision du Radium)の中で放射線管理に関する委員会が活動を開始した。

これらの学会は他の国内の団体と一緒になって，1925年にロンドンで第1回国際放射線医学会議を開催した。第2回国際会議は1928年にストックホルムで開催された。第2回の会議で，国際X線ラジウム防護委員会が設立され，それからすぐ後，放射線防護の勧告を行うこととなった。多数の組織と名称の変更の後，この委員会は1950年に現在の国際放射線防護委員会（ＩＣＲＰ）となった。

ＩＣＲＰの勧告は法の効力を有しないけれども，世界中のほとんどの国々において放射線防護基準の基礎となっている。

13.2.4 被ばく線量の制限とＩＣＲＰの勧告

放射線障害の増大に伴い，1896年2月に米国医師会の機関誌，Journal of the American Medical Association が医師に対してX線治療に手を出すのを差し控えるように要望した時

期もあったが，魅力ある放射線の利用をやめることもできず，放射線障害の現れない利用方法が考えられ始めた。これが放射線管理のはじまりである。

実際に線量制限についての提案がされたのは1902年が最初である（表13.1）。1902年ロリンズ(Rollins）は写真乾板を７分間露出してもかぶらない程度のＸ線量は人間に害がないとみなした。これを現在の放射線の単位になおすと約10R／日に相当する。

1925年米国のMutschllerは放射線障害を受けていないＸ線取り扱い者のデータをもとにして，１カ月間の被ばく線量が皮膚紅斑線量の１/100以下ならば全く安全であると結論した。この線量は0.2R／日に相当する。これは，重大な放射線障害を受けずに長期間耐え得る線量という意味で耐容線量と名付けられた。1931年の英国Ｘ線ラジウム防護委員会，1934年の国際Ｘ線ラジウム防護委員会も同じ結論を発表している。

1936年には，これらの研究に基づいて，米国放射線防護審議会（ＮＣＲＰ:National Committee for Radiation Protection）は0.1R／日という職業人の耐容線量を採用した。この時，放射線に関わっていた個人の多くはこれらのレベルでは全く障害が起きないであろうと信じた。

1950年代になると，勧告諸機関は，それ以下では全く放射線障害が起きないしきい値はおそらくないであろうという保守的な立場をとった。彼らは放射線防護基準を制定する目的で，いかなる放射線量にもある程度放射線リスクが伴い，また，このリスクは線量の低下とともに低下すると仮定すべきであると結論した。より低い線量は，いかなる線量レベルであれ，より低いリスクをもたらすと仮定することによって，政策上，個人および集団の被ばくは「実行可能な限り低く」すべきであると結論された。これはその後「合理的に達成可能な限り低く」と変えられた。

この時代には，これらの勧告機関は，「最大許容線量（ＭＰＤ:Maximum Permissible Dose）」の概念を提案した。1950年には放射線作業従事者に対するＭＰＤを0.3R／週に引き下げた。1954年にＩＣＲＰはＭＰＤを“現在の知識に照らして，生涯のいずれの時期にも感知されうる程度の身体的または遺伝的障害を起こさないと思われる電離放射線の量”としており，個人の身体的障害のみしか考えられていなかった。遺伝的影響を考慮するようになったのは1958年の勧告からである。集積線量（造血臓器，生殖腺および眼の水晶体に対しては５（Ｎ－18）rem，Ｎは年齢），被ばく線量（３rem／13週)および一般人の許容限度(0.5rem／年）などが勧告された。この勧告も1959年に修正され，1962年に改定された。しかし基本

的な考え方については大きな変更はなかった。

1965年における勧告は，「放射線防護の目的は放射線の急性効果を防止し，かつ晩発性効果の危険を容認できるレベルにまで制限することにある」とし，この基本原則をもとにＭＰＤ(容認できる線量）を５rem／年，一般人の被ばくに対しては0.5rem／年とし，線量限度という用語を用いることになった。

ＩＣＲＰ Publication 26(ＩＣＲＰ 1977)の勧告は多数の器官の線量に関わるリスクを評価する新しい方法を示している。従来の勧告（ＩＣＲＰ 1959b）は，大体，全身および決定器官に対する線量について論じている。新しいＩＣＲＰの勧告は年間の全身に対して0.5rem（５mSv／年）という基準を保持している。しかしながら，ＩＣＲＰ Publ.26では，“決定器官”という考え方は，リスクを受けるあらゆる器官に対する内部被ばく線量に関わるリスクの評価と総和を考慮に入れた新しい考え方に置き換えられた。体内器官には荷重係数が指定された（表13.2）。被ばくした個人が受ける全リスクは，表13.2に示すような，各被ばく器官に荷重を掛けて得られた線量と関係するリスクの和を求めることによって決定される。この結果は，“リスク等価線量”である。

もしも唯一の器官が（ありそうもないことではあるが）被ばくするならば，ＩＣＲＰ Pub 1.26は，年間の全身線量基準（0.5rem）を表13.2の適当な係数で割ることによって，個々の器官の被ばく線量が得られると述べている。つまり，肺の平均線量基準は0.5/0.12すなわち4.2remとなろう。ＩＣＲＰ Publ.26は非確率論的すなわち“急性の”影響に対する防護手段として，いかなる器官に対しても限度が0.5remであるとしている。

1977年の勧告では，基本原則は「非確率的な有害な影響を防止し，また確率的影響の確率を容認できると思われるレベルにまで制限することで，また放射線被ばくを伴う行為が確実に正当とされるようにすべきである」とし，非確率的影響については0.5Sv/年（50rem/年，眼の水晶体については0.3Sv/年（30rem/年）），確率的影響については50mSv/年（５rem/年，ただし組織ごとの評価が必要）となった。最大許容線量という用語は線量当量限度に改められた。水晶体については1980年に0.15Sv／年に改定された。

1950年代末期に，ＩＣＲＰとＮＣＲＰは身体に蓄積した放射性物質による身体器官に対する許容線量の勧告を含めた，放射線防護と制限区域に居住する公衆に対する被ばくの制限に関して修正と追加を行った。

その後，1990年にＩＣＲＰの新しい勧告が出されたが，それについては後述する。

13.2.5 “可能な限り低く”に関する考え方の変遷

これまでＩＣＲＰの勧告は1954，1958，1965，1977年と４回改正されてきた。また被ばく線量に対する考え方も少しずつ変わってきた（表13.3）。1954年には「可能な最低レベルまで引き下げる」となっていたが，1958年には「実行可能な限り低く」となり，少し現実的となった。それが1965年には「線量の低減が容易に達成できるかどうかを決定するのは，低減によってもたらす社会的利益と低減を達成するための社会的費用の両方を考察する必要がある」となり，1977年には「合理的に達成可能な限り低く」となった。1958年の「実行可能な限り低く(As Low As Practicable)」の頭文字からＡＬＡＰ，1965年と1977年の「合理的に達成可能な限り低く(As Low As Reasonably Achievable)」の頭文字からＡＬＡＲＡの精神と言われている。

13.3 日本の法令における規制基準

原子炉による原子力エネルギーの利用，放射性同位元素および放射線発生装置による放射線の利用は人類に多大の利益をもたらす反面，扱い方いかんによっては，放射線を利用する個人はもとより一般公衆に対しても放射線障害を発生するリスクを伴うものである。そのためこれらには十分な知識と慎重な取り扱いが要求されている。

我が国の行政レベルでも放射線障害が発生しないように，原子炉および放射線の利用に対して法による規制が加えられている。

放射線障害を防止するために多数の法律が制定され施行されているが，それらの中で最も基本になる法律は「原子力基本法」である。

13.3.1 原子力基本法の目的と基本方針

原子力基本法は昭和30年法律第 186号として制定されたものである。この法律は，第１条に述べられているように，原子力の研究，開発および利用を推進することによって，将来におけるエネルギー資源を確保し学術の進歩と産業の振興を図り，もって人類社会の福祉と国民生活の水準向上とに寄与することを目的としている。その基本方針（第２条）は，原子力の研究，開発および利用は，平和の目的に限り，安全の確保を旨として，①民主的な運営の下に，②自主的にこれを行うものとし，③その成果を公開し，進んで国際協力に資するものとする，と述べられている。これを原子力の研究開発および利用に関する民主，自主，公開

の3原則という。

13.3.2 規制体系と規制組織

放射性物質の環境への放出についての現在の日本の法規制は，主として，「放射性同位元素等による障害の防止に関する法律」（昭和32年法律第167号，以下「障害防止法」という），「核原料物質，核燃料物質および原子炉の規制に関する法律」（昭和32年法律第166号，以下「原子炉等規制法」という）に基づいて行われている。これらの法律は，「原子力基本法」（昭和30年法律第186号）の規定に基づいて制定されている。放射線障害防止の技術的基準の斉一は「放射線障害防止の技術的基準に関する法律」（昭和33年法律第162号）によって放射線審議会を総理府に設置することにより図られている。

放射線審議会は，関係行政機関の長から諮問を受けた時，これを審議し，答申するとともに，必要に応じ，関係行政機関の長に意見を述べるために設置されている。その調査審議事項は，①放射線障害の防止に関する技術的基準に関すること，②自然に賦存する放射性物質から発生する放射線，核爆発に伴う放射性生成物から発生する放射線等の線量およびこれらを発生する物の放射性物質量の測定方法に関することである。

さらに，原子力の研究，開発および利用に関する行政の民主的な運営を図るため，総理府に原子力委員会および原子力安全委員会を設置している。原子力安全委員会の任務は，①原子力利用に関する政策のうち，安全の確保のための規制に関する政策に関すること，②核燃料物質および原子炉に関する規制のうち，安全の確保のための規制に関すること，③原子力利用に伴う障害防止の基本に関すること，④放射性降下物による障害の防止に関する対策の基本に関すること，⑤その他，原子力利用に関する重要事項のうち，安全の確保のための規制に係わるものに関すること，について企画し，審議し，決定することである。これらの委員会の決定する「指針」および「めやす」は，法令のような拘束力はもたないが，事実上は放射線安全の確保に大きな力になっている。

13.3.3 法令における環境放出規制基準

放射性物質の放出にかかわる主要な法律は図13.1に示すようなものである。

また，表13.4に示すように，一つの施設はいくつかの法令によって幾重にも規制されている。

これらの法令は法律，同施行令（政令），同施行規則（省令），告示等により体系的に構成されている。法律は，国会によって制定され，最も強い効力をもっている。政令は内閣により，また省令は各省庁の大臣によって制定されるものである。上位の法令は下位の法令に優先する，また法令の内容は上位のものが基本的事項を規定するのに対し，下位のものになるにつれて詳細な細目規定となっている。

法令には，放射線業務従事者の実効線量当量限度および実効組織線量当量限度が定められている。

放射線を放出する同位元素の数量等を定める件（昭和63年５月18日科学技術庁告示第15号）には「一般公衆」に対する実効線量当量限度の規定はないが，工場または事業所の境界における実効線量当量限度が250μSv／３月（１mSv／年）となっているので，これをもって「一般公衆」の実効線量当量限度と考えることができる。また，実用発電用原子炉の設置，運転等に関する規則の規定に基づき線量当量限度等を定める件（平成元年３月27日通商産業省告示第 131号）では，周辺監視区域外の線量当量限度を実効線量当量については１年間につき１mSv，皮膚または目の水晶体の組織線量当量については，それぞれ１年間につき50mSvと規定している。

放射線による障害については，高線量の被ばくに関しては因果関係が明らかにされているが，低線量の被ばくに関しては障害の発生がないか，または，その発生頻度が小さいため，因果関係が明らかにされていない。しかし，放射線防護上は，高線量の被ばくの場合にみられる障害の発生頻度と線量当量との間に直線関係が，障害の発生の可能性の少ない低線量の被ばくについてもあるものと仮定して対策をとるべきであるという厳しい考え方がとられている。

上述の二つの告示に定められている周辺監視区域外における線量当量限度は，このような厳しい考え方に立ったＩＣＲＰの勧告値がもとになっているのであって，この限度以下であれば，放射線による障害は，発生するとしてもその可能性は極めて小さく社会的に容認し得る程度のものと考えられている。科学技術庁の告示は，通産省の告示に比べてややきびしく，実効線量当量限度のみを示している。

これに対応して，排気設備から事業所境界の外部への排気については，３月についての平均濃度が，排気口で排気中または空気中の濃度限度（告示別表第１第６欄）以下とする。また排水設備から事業所境界の外部への排水については，３月についての平均濃度が，排水口

で排液中または排水中の濃度限度（告示別表第１第７欄）以下とすることとなっている。告示別表第１には，核種，化学形，吸入の区分に応じて摂取係数 f_1 ，吸入摂取した場合の年摂取限度，経口摂取した場合の年摂取限度，空気中濃度限度および排気中または空気中の濃度限度および排液中または排水中の濃度限度が定められている。

13.3.3 指針および目安線量による環境放出の規制基準

(1) 平常運転時

原子炉の平常運転時の環境放出の目標値に関しては，「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針について」がある。これは，昭和50年５月13日に原子力委員会が決定し，平成元年３月27日に原子力安全委員会が一部改訂したものである。

この指針では，第１に「線量目標値」が定められている。

発電用軽水型原子炉施設の通常運転時における環境への放射性物質の放出に伴う周辺公衆の受ける線量当量を低く保つための努力目標として，施設周辺の公衆の受ける線量当量についての目標値（以下「線量目標値」という。）を実効線量当量で年間50μSvとしている。ただし，線量当量の評価においては，気体廃棄物については放射性希ガスからのガンマ線による外部被ばくおよび放射性ヨウ素の体内摂取による内部被ばくを，また，液体廃棄物中の放射性物質については，海産物を摂取することによる内部被ばくを実効線量当量で評価するものとしている。なお，線量当量の評価は，施設周辺の集落における食生活の態様等が標準的である人を対象として現実的と考えられる計算方法およびパラメータにより行うものとしている。

ここで設定した線量目標値は，周辺監視区域外の線量当量限度および周辺監視区域外における放射性物質の濃度限度の規制値に代わるものではなく，いわゆるＡＬＡＲＡの考え方に立って周辺公衆の受ける線量当量を低く保つための努力目標値であるこの線量目標値が達成できないことをもって，運転停止，出力制限等の措置を必要とするような安全上の支障があると解すべきものではない。

第２に，「線量目標値の適用」について述べている。すなわち，

① 発電用軽水炉施設の設計に当たっては，施設周辺における将来の集落の形成を考慮して線量当量を評価した結果が線量目標値を達成するよう努めること。

② 発電用軽水炉施設の通常運転時における放射性物質の放出の管理に当たっては，①と

同様な方法で線量当量を評価した場合において，線量目標値の達成を可能とする範囲内の年間の放出量または平均放出率を放出管理の目標値（以下「管理目標値」という。）として定め，この放出管理目標値を超えることのないように努めること。

万一，管理目標値を超えた放出がなされた場合にあっては次の措置をとること。

a．その期間内における気象条件，人の居住状況，環境モニタリング試料の測定結果等，実際の状況を必要に応じて加味した現実的と考えられる計算方法およびパラメータを使用して，施設周辺に実在する集落における食生活の態様等が標準的である人についての線量当量を評価すること。

b．上記a．の評価の結果，標準的な年における気象条件のもとでも線量目標値を超える場合であって，かつ，その後においても繰り返し線量目標値を超えるおそれがある場合にあっては，線量目標値を達成するよう放射性物質の放出方法の改善，設備の改善等に努めること。

「線量目標値」は，発電用軽水炉を設置し運転するものに，環境への放射性物質の放出をできるだけ少なくする努力を進めさせるための定量的な目標である。現代社会においては医療を初めとして，各種の放射線を被ばくする機会が多いことなどを考えれば，個々の原子力利用施設において法的規制値以下であることをもって足りるとせず低減が行えるところでは積極的に低減の努力が払われるべきである。この低減の努力については，抽象的な考え方を示すだけではなく，定量的な目標を示すことによって，その実行を一段と推進することとした。

この指針では，実効線量当量で線量目標値を設定し，甲状腺組織線量当量の目標値を設定していない。これは，実効線量当量が人体の各組織の受けた線量当量を組織の放射線に対する感受性を考慮して加算したものであり，実効線量当量により線量目標値を定めれば，甲状腺に対する線量目標値は特に定める必要はないので，線量目標値を実効線量当量で年間50μSvとしている。これにともない，放出管理目標値を大きくするようなことがあっては，ＡＬＡＲＡの精神に反することになる。放射性物質の放出量は，少なければ少ないほど望ましいことであるから，積極的に低減の努力が払われるべきである。

「線量目標値」として示された「線量当量」は，放射線障害の可能性の点から定められたものではなく，その実現の難易度を評価し努力目標値としての妥当性を判断して定められたものである。したがって，「線量目標値」が達成されない状態であれば改善の余地は

あるものとみなして放出方法や設備の改善が要請されるが，直ちに運転を止めなければならないという性質のものではない。また，この線量目標値は，発電用軽水炉施設に関するものであって，他の原子炉施設について適用するものではない。各々について線量目標値を設定する必要が出てくれば，別途に実現可能性の難易度をもとに設定されるべきものである。

(2) 事故時

事故時の対応については，原子炉安全専門審査会が，陸上に設置する原子炉の設置に先立って行う安全審査の際，万一の事故に関連して，その立地条件の適否を判断するための指針が「原子炉立地審査指針」として公表されている。この指針は，熱出力1万kW以上の原子炉の立地審査に適用するものとし，1万kW未満の場合においては，この指針を参考として立地審査を行うものとする。

基本的考え方として，原則的立地条件および基本的目標が述べられている。

「原則的立地条件」の論述によると，

原子炉は，どこに設置されるにしても，事故を起こさないように設計，建設，運転および保守を行わなければならないことは当然のことであるが，なお万一の事故に備え，公衆の安全を確保するためには，原則的に次のような立地条件が必要である。

① 大きな事故の誘因となるような事象が過去においてなかったことはもちろんであるが，将来においてもあるとは考えられないこと。また，災害を拡大するような事象も少ないこと。

② 原子炉は，その安全防護施設との関連において十分に公衆から離れていること。

③ 原子炉の敷地は，その周辺も含め，必要に応じ公衆に対して適切な措置を講じ得る環境にあること。

また，「基本的目標」としては，以下のことが述べられている。

万一の事故時にも，公衆の安全を確保し，かつ原子力開発の健全な発展をはかることを方針として，この指針によって達成しようとする基本的目標は三つである。

a．敷地周辺の事象，原子炉の特性，安全防護施設等を考慮し技術的見地からみて，最悪の場合には起こるかもしれないと考えられる重大な事故（「重大事故」）の発生を仮定しても周辺の公衆に放射線障害を与えないこと。

b．さらに，重大事故を超えるような技術的見地からは起こるとは考えられない事故

（「仮想事故」）（例えば，重大事故を想定する際には効果を期待した安全防護施設のうちのいくつかが動作しないと仮想し，それに相当する放射性物質の放散を仮想するもの）の発生を仮想しても，周辺の公衆に著しい放射線災害を与えないこと。

c．なお，仮想事故の場合には，集団線量に対する影響が十分に小さいこと。

立地条件の適否を判断する際には，上記の基本的目標を達成するため，少なくとも次の三条件が満たされていることを確認しなければならない。これが「立地審査の指針」である。

① 原子炉の周囲は，原子炉からある距離の範囲内は非居住区域であること。

ここにいう「ある距離の範囲」としては，重大事故の場合，もし，その距離だけ離れた地点に人が居つづけるならば，その人に放射線障害を与えるかもしれないと判断される距離までの範囲をとるものとし，「非居住区域」とは，公衆が原則として居住しない区域をいうものとする。

② 原子炉からある距離の範囲内であって，非居住区域の外側の地帯は，低人口地帯であること。

ここにいう「ある距離の範囲」としては，仮想事故の場合，何らかの措置を講じなければ，範囲内にいる公衆に著しい放射線災害を与えるかもしれないと判断される範囲をとるものとし，「低人口地帯」とは，著しい放射線災害を与えないために，適切な措置を講じ得る環境にある地帯（例えば，人口密度の低い地帯）をいうものとする。

③ 原子炉敷地は，人口密集地帯からある距離だけ離れていること。

ここにいう「ある距離」としては，仮想事故の場合，全身線量の積算値が，集団線量の見地から十分受入れられる程度に小さい値になるような距離をとるものとする。

「立地審査の指針」における「ある距離の範囲」は，「原子炉立地審査指針を適用する際に必要な暫定的な判断のめやす」に示されている。

この判断のめやすは，原子炉安全専門審査会が陸上に定置する原子炉の安全審査を行うに当たり，指針を適用する際に使用するためのものである。すなわち，

指針①にいう「ある距離の範囲」を判断するためのめやすとしては，甲状腺（小児）に対して1.5Sv，全身に対して0.25Svを用いることとしている。指針②にいう「ある距離の範囲」を判断するためのおよそのめやすとしては，甲状腺（成人）に対して3 Sv，全身に対して0.25Svを考えることとしている。また，指針③にいう「ある距離だけ離れていること」

を判断するためのめやすとしては，外国の例（例えば２万人Sv）を参考にすることとしている。

また，「発電用軽水型原子炉施設の安全評価に関する審査指針」が発電用軽水型原子炉の設置許可（変更許可を含む）に際し，原子炉の安全評価を行うための審査上の指針として作成されている。原子炉の立地条件の適否の審査が「原子炉立地審査指針」により行われるのに対して，この「発電用軽水型原子炉施設の安全評価に関する審査指針」では原子炉の安全設計の基本方針の妥当性が審査される。

原子炉施設の設計の基本方針の妥当性を確認するための安全評価を行うに当たっては，原子炉施設の「通常運転」の状態を超えた事象，すなわち，「運転時の異常な過渡変化」について評価を行い，ついでこの運転時の異常な過渡変化の範囲を超える事象，すなわち「事故」について評価を行わなければならない。ここで事故とは，発生頻度は小さいが，発生した場合には原子炉施設から放射能の放出の可能性があり，原子炉施設の安全性を評価する観点から想定する必要のある事象のことである。

想定した事故事象によって外乱が原子炉施設に加わっても，事象に応じて炉心の溶融の恐れがないことおよび放射線による敷地周辺への影響が大きくならないよう核分裂生成物放散に対する障壁の設計が妥当であることを確認しなければならない。このことを判断する基準の一つは，周辺の公衆に対し著しい放射線被ばくのリスクを与えないことである。これは，「著しい放射線被ばくのリスク」を，事故による線量当量と事故の発生頻度との兼ね合いを考慮して判断するとしたものである。

ＩＣＲＰによれば，公衆に対する年間の実効線量当量の主たる限度として１mSvを勧告しているが，生涯にわたる平均の年実効線量当量が１mSvを超えない限り，年間５mSvという補助的線量限度を数年間にわたって用いることが許されるとしている。したがって，これを発生頻度の小さい事故の評価にも適用することとしたが，周辺公衆の実効線量当量の評価値は，発生事故当たり５mSvを超えなければリスクは小さいと判断する。また，１次冷却材喪失事故のようにその発生頻度が極めて小さい事故に対しては，実効線量当量の評価値が上記の値をある程度越えてもそのリスクは小さいと判断できる。

「プルトニウムを燃料とする原子炉の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について」は，昭和56年７月20日に原子力安全委員会が決定し，昭和58年５月26日および平成元年３月27日に原子力安全委員会が一部改訂している。

このめやす線量は，最初は，昭和44年11月13日の原子力委員会の指針であり，ＩＣＲＰ1977勧告の法令への取り入れ，ＩＣＲＰ Publ.48でのアクチニド核種の代謝データの改訂を反映し，指針の一部を再度見直したものである。

ここでいう「めやす線量」は，プルトニウムを燃料とする原子炉の立地審査に際して，プルトニウムにかかわる「ある適当な距離」を判断する際のめやすとするものである。この数値を，プルトニウムを燃料としない原子炉および原子炉以外の施設の立地審査に適用すべきではない。また，事故時においてとられる措置に関する基準として用いることも避けるべきである。

「めやす線量」は，公衆の構成員がその線量を被ばくしても，健康に対する有意な損失をもたらさないものであることが必要であり，公衆の構成員の線量当量をもって表し，また，身体内におけるプルトニウムの分布および各組織の放射線感受性の観点から，①骨，②肺および③肝の組織線量当量で表すこととしている。すなわち，骨の「めやす線量」は，骨表面近くの細胞の線量として2.4Sv,肺の「めやす線量」は３Sv，肝の「めやす線量」は５Svと定められている。

「核燃料施設の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について」は，プルトニウムを燃料とする原子炉の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量と全く同じである。

13.4 米国における環境放出の規制基準

米国においては，一般的に適用される公衆のための放射線防護基準の運用は原子力規制委員会（ＮＲＣ:National Regulatory Commission）およびエネルギー省（ＤＯＥ:Department of Energy)が担当してきた。これらの基準は，主としてＩＣＲＰおよび米国放射線防護測定審議会（ＮＣＲＰ）の勧告に基づいている。ここでは，放射線防護基準とウラン燃料サイクルの運転操作および飲料水中放射能濃度に関わる環境放射線基準について述べる。

13.4.1 放射線防護基準

(1) ＮＲＣの現行基準

公衆のためのＮＲＣ現行放射線防護基準は米国連邦規則（10ＣＦＲ20），放射線防護基準，に記載されており，以下の事項について規定している。

ＮＲＣ許可使用者の取扱いとその他の線源による全身均等被ばくについては年預託線量当量を５mSvとする。

ＮＲＣ許可使用者の管理区域外の空気中および水中における放射性核種の最大許容濃度は，全身または生殖腺に対する年間預託線量当量限度が５mSv，骨，甲状腺および皮膚では30mSv，その他の組織で15mSvであることに基づいている。

(2) ＮＣＲＰの現行勧告

米国放射線防護測定審議会（ＮＣＲＰ）の勧告では，連続被ばくまたは被ばくが頻繁である場合には年実効線量当量限度を１mSvとし，頻繁でない場合には５mSvとしている。

人工放射性核種により自然放射線レベルが上昇し連続被ばくによる年間実効線量当量が１mSvを超えた場合，公衆に対し救済措置をとるレベルを勧告している。ＮＣＲＰでは下記の場合に救済措置を講じるよう勧告している。

① 外部被ばくによる平均年実効線量当量が連続的に５mSv を超える場合。ただし，この外部被ばくには医療行為によるものは除外し，自然由来の線源によるものは含める。

② ラドンおよびその崩壊生成物による個人年平均被ばくが0.007Jh／m^3（２ＷＬＭ）を超える場合。ここで，ＷＬＭ（作業レベル月）は１作業月(170時間）における１作業レベル（ＷＬ）の被ばくに等価の集積被ばくであり，１ＷＬは１m^3空気あたり2.08×10^{-5}Ｊのα粒子エネルギー(短寿命のラドン娘核種の組み合わせによるα粒子)(1.3×10^{-5}MeV／L）である。

(3) ＤＯＥの運用基準

最近改訂されたＤＯＥの放射線防護基準では，年実効線量当量を１mSvと規定している。異常事態において高線量を回避することが実際に不可能である場合，１年間の実効線量当量が５mSvを超えないこととされているが，上記のような一時的線量限度の増加には実質的かつ正当な理由が必要であり，このような増加はたとえその頻度が低いものであっても日常的に容認されるものではない。

(4) 改訂ＮＲＣ基準

ＮＲＣは10ＣＦＲ20中の放射線防護基準を大幅に改訂することを提言した。公衆に対する基準については，許可使用者および非許可使用者の両者による作業および全線源からの年実効線量当量限度を５mSv と定めている。ただし，下水設備に放出される放射性物質の許容レベルについては除外されている。ＮＲＣ許可使用者の管理下にある線源からの年実

効線量限度を参考レベル１mSvとできる場合，許可使用者はこの限度に適合していることになる。

提言された基準には，また，管理区域外の空気中および水中の放射性核種年平均濃度限度も含まれている。成人に対する年実効線量当量0.5mSvを基準としたこれらの濃度限度は，ＮＲＣ許可使用者の参考レベルに適合していることを証明するために用いられる。成人に対する年線量よりも若年層に対する年線量が有意に高いことを考慮し，参考レベルの１／２に線量を低減することによって長期にわたる生涯被ばくによるリスクを容認できるものとしている。

(5) 放射線防護連邦指針

米国環境保護庁（ＥＰＡ:Environmenatal Protection Agency)の指示により連邦省間委員会が設立され，連邦放射線委員会の旧指針にとって代わるべく公衆の放射線防護に関する新連邦指針を作成している。この委員会の作業で本質的に重要な面は，公衆の構成員は多種の線源から有意な被ばくを受ける可能性があるという事実を骨子とした放射線防護基準を検討していることである。

13.4.2 環境放射線基準

特定の行為または線源に対する環境放射線基準は，主としてＥＰＡの責任下にあり，ＮＲＣまたはＤＯＥが作成した基準がＥＰＡの基準に比べて制限が厳しい場合，または，ＥＰＡが述べていない要件をも包含している場合には，これらの基準の方が適用される。ウラン核燃料施設の操業，飲料水中放射能濃度，ウランとトリウムの尾鉱と残留放射性物質，放射性廃棄物処分および浮遊粒子状放射性核種について基準が確立されている。

(1) ウラン燃料サイクルの運転操作

ｉ）米国

米国連邦規制基準40ＣＦＲ190(環境保護）において，ＥＰＡはウラン燃料サイクル工程（採鉱，転換，燃料の加工，原子力発電所における電力生産および使用済み燃料の再処理）の正常運転操作基準を示した。ラドンとその娘核種を除く全放射性核種による年線量当量限度を全身：0.25mSv，甲状腺：0.75mSv，その他の器官：0.25mSvとしている。

この基準ではさらに^{85}Ｋｒと ^{129}Ｉ，α線放出超ウラン元素の放出限度を生産電力GW年当たりで規定している。

ii）ＮＲＣの原子炉設計目標値

10ＣＦＲ50附則Ｉにおいて，ＮＲＣは軽水炉の設計目標値に関し下記の指針を示している。

液体放出物に関しては，年線量当量限度または預託線量当量を全身で0.03mSv，他の器官で0.1mSvとすること。

気体状放出物に関しては，年線量当量限度を全身で0.05mSv，皮膚で0.15mSvとすること。

ヨウ素と微粒子に関しては，すべての被ばく経路からの各器官に対する年線量限度または預託線量限度を0.15mSvとする。

上記設計目標値を用いてＮＲＣは設計許可申請を審査する。しかし，ＮＲＣはこの限度を超えた場合にのみ問題にするのであるから，この線量限度は原子炉運転のための事実上の基準として認識すべきである。

(2) 飲料水中の放射能濃度

i）ＥＰＡの基準

40ＣＦＲ141で，ＥＰＡは地域的飲料水系における放射能濃度について下記の暫定的基準を設定した。

① ^{226}Ｒａと^{228}Ｒａを組み合わせたものに対し５pCi／ℓの濃度限度。

② ^{226}Ｒａを含みラドンとウランが含まれていない全α線放出核種に対し，15pCi／ℓの濃度限度。

③ β／γ放出人工放射性核種について，全身またはその他の器官に対する年線量当量限度を0.04mSvとする。

これらの基準は，本質的に，最大被ばく個人線量というよりもむしろ公衆の線量限度を示している。

ＥＰＡは飲料水基準の改訂を実施中である。放射能濃度に関する低減基準は未だ公表されていないが，ＥＰＡは二つの別の基準を検討中である。第一に，現行基準を修正し，^{226}Ｒａと^{228}Ｒａに対し別個の濃度限度を設定することおよびウランとラドンに対し新濃度限度を設けることであり，全α線放出核種に対する濃度限度は，モニタリングの必要性から単にスクリーニング手段として用いられることになる。第二に，現在の濃度限度および線量限度は，全放射性核種に対し年実効線量当量限度として単一の限度に置き

換えられるであろう。

ii）ＤＯＥの基準

放射線防護に関するＤＯＥの暫定的規則の中に，天然放射性核種は除外し，ＤＯＥ運用でかつＤＯＥ用の飲用水供給系による年実効線量当量は0.04mSvを超えないこととする要件が含まれている。さらに，ＤＯＥの活動による液体放出物は，施設放出口下流にある私設または公共の飲料水系に対し40ＣＦＲ141のＥＰＡ飲料水基準を超えないこととされている。

13.5 欧州共同体における放射線防護

欧州共同体の構成国における放射線防護基準として，以下には，まず線量限度について述べ，それから導かれる原子力施設に対する放出限度については，次回の報告で述べる。線量限度とそれから導かれた原子力施設に対する放出限度を表13.5と表13.6に示す。

13.5.1 ベルギー

(1) 個人線量限度

ベルギー内のすべての原子力施設は1963年２月の勅定法(Royal Decree)，すなわち“電離放射線の危険性に対する公衆および労働者の保護に関する一般規則”によって規制されている。この法において公衆の構成員に対する線量限度は，全身に対して５mSv/年，特定の器官に対して30mSv/年である。

原子炉の設計目標値としては，米国の10ＣＦＲ50附則Ｉを適用している。これによると１発電所あたり，

① 液体放出物に対し，全身線量限度：30μSv／年，すべての器官の線量限度:100μSv／年である。これらの目標値は考えられるあらゆるカテゴリーの決定的個人に対して考慮されなければならない。

② 気体放出物（希ガス）に対し，空気中のγ線量：100μSv／年，空気中のβ線量：200μSv／年，全身線量：50μSv／年，皮膚線量：150μSv／年である。

③ ヨウ化物とエーロゾルに対し，設計目標値はいかなる器官に対しても線量が各年齢層の決定的個人に対する150μSv／年を超えてはならない。

警報レベルは前述の目標値の１／２である。警報レベルを超過する場合には設計レベル

の実施方法を決定する対策がとられる。

最近，ベルギーの規制は1987年１月17日勅定法の1980年および1984年Council Directivesに適合するように修正された。

(2) 集団線量限度

(1)において言及された勅定法は集団全体に対する平均年個人線量が30年間にわたって５mSv/年を超えてはならないと決めている。この線量限度は，10ＣＦＲ50附則Ｉに定められた設計目標値を尊重するならば，満足される。さらに，この附則は，一般的集団に対する目標値を定めているが，これは費用便益解析に基づいて，放射性放出物の処理系の満足すべき特性を正当化する。この解析は平均80km以内に住む集団に対する集積線量をman-Svあるいはman-甲状腺-Sv あたり10万ドルの節約以下に減らすことが不可能なことを示すはずである。この目標値はベルギーの原子力発電所に対しても採用されている。

13.5.2 デンマーク

デンマークには原子力発電所がなく，また，近い将来に建設する計画もない。しかし，小型の研究炉（Ｒｉｓφ）およびスウェーデンの原子力発電所からの放出物を規制する特別の規定をもっている。公衆の電離放射線被ばくに関する一般的なデンマークの法律は1986年12月に改訂された。

13.5.3 フランス

フランスには原子力発電所と照射済み燃料再処理工場とがある。1991年６月30日現在で，発電所は55基，再処理工場は二つ（Cap la HagueとMarcoule）ある。これらの施設はすべて保健省によって与えられる見解と調和した公式の認可を受けることになる。

(1) 個人線量限度

放出限度についてのフランスの方法は，線源に関連した放射能限度を誘導している他の構成諸国で採用されている方法とは全く異なる。フランスの規制による放出限度はＥＣの代理者との関連で直接決定され，その誘導限度は小部分に過ぎない。すなわち，極めて大きな安全裕度でもって，事実上，個人線量限度を保証する。つまり，法による認可によってカバーされたたとえば液体放出物が特定原子力施設から放出される河川の１日あたりの年間放射能限度および体積濃度限度を定めている適切な規則がある。これらの限度は全体

として上限となっており，実際の放出は常にＡＬＡＲＡの原則に則り，可能な限り低くしなければならず，すべての被ばくは合理的に達成可能な限り低くしなければならない。フランスの規則にはさらに放出が自然放射線に起因する環境放射能レベルあるいは集団の被ばくレベルを変えてはならないと明記している。

(2) 集団線量限度

フランスでは集団線量限度は使われない。フランスでは集団線量の概念は，生物学的に無意味な経済指標であり，誤用により誤った結論を導くと考えている。

13.5.4 旧西ドイツ

旧西ドイツでは，1991年6月30日現在，22基の原子力発電所が運転中であり，6基が建設中である。

包括的な放射線防護法（Radiation Protection Ordinance）が1977年に施行された。これはすべての原子力施設からの放射性放出物を“できる限り低く”保つことを要求している他に，公衆の個々の構成員に対して線量限度を定めている。この限度は通常運転時の最悪の被ばく条件に適用される。

(1) 個人線量限度

気体状放出物に対して，全身：0.3mSv／年，肺と肝：0.9mSv／年，骨：1.8mSv／年という個人線量限度が定められている。

液体状放出物の場合にも，同様の個人線量限度が定められている。甲状腺に対する線量限度は0.9mSv／年である。気体状のものと液体状のものを合わせた場合に対しては“ブロック”値である。

(2) 集団線量限度

連邦または州では集団線量限度を定めていない。

13.5.5 ギリシア

ギリシアの原子力はまだ計画の段階であり，重要な放射性物質の放出をもたらす程の大規模な原子炉あるいは原子力施設は一つもない。

13.5.6 アイルランド

アイルランドには原子力施設は一つもなく，また，建設される予定もない。しかしながら，アイルランドは他の国の原子力施設からの放出物の影響を受けることを非常に懸念しており，そのため，線量限度，放出の許可および放出限度に関して他の構成諸国によって採用されている実施状況に重大な関心を払っている。

1971年に“原子力法（Nuclear Energy Act）”という法律が制定された。この法律により原子力委員会（Nuclear Energy Board）が設置された。その役割は政府に原子力および関連事項ならびに政府が指定するその他の事項について助言することである。

13.5.7 イタリア

イタリアのすべての種類の原子力施設からの放出物放出に対する許可申請において使われる限度体系は，これらのサイトがケースバイケースで考慮されることとしている。

(1) 個人線量限度

イタリアで現在適用されている個人線量限度には三つのカテゴリーがある。第一は，5mSv/年という個人線量限度で，これは1964年の大統領令において公布されたもので，当時のＩＣＲＰ勧告に基づいている。第二は，米国ＥＰＡの勧告に基づく0.25mSv/年である。これは放射線作業従事者以外の原子力産業における管理および秘書のスタッフに適用される。第三のものは，最も厳しく，0.1mSv／年（各器官に対して0.3mSv／年）という個人線量限度である。これは，最近，ＰＷＲに対するイタリアの規制ガイドに組み込まれたものである。

(2) 集団線量限度

イタリアでは，現在のところ，集団線量限度は存在しない。

13.5.8 ルクセンブルク

ルクセンブルクには原子力発電所は一つもない。しかし，その国境近くに多数の原子力施設があるので，個人被ばく線量限度を含め幾つかの規則がある。

(1) 個人線量限度

空気中への放出の場合には，個人線量限度は公衆の構成員に対する個人線量限度は全身に対して0.3mSv／年，また，甲状腺に対して0.9mSv／年と定められている。液体状放出物

に対しては，個人線量限度は0.3mSv／年である。

(2) 集団線量限度

大公国において適用されている集団線量限度はない。

13.5.9 オランダ

BorsseleのＰＷＲ発電所が運転開始した1973年以来，オランダでは新しい原子力施設は建設されていない。現在の放出限度は線量制限の政策，技術の進展およびチェルノブイリ事故の影響によって始められた研究の結果によって再検討されるかもしれない。もしもそうであれば，この再検討は次の５年間に行われる。

(1) 個人線量限度

最大許容個人線量は，いずれの器官に対しても0.3mSv／年である。

(2) 集団線量限度

集団線量限度は適用されていない。

13.5.10 ポルトガル

ポルトガルには原子力発電所は一つもなく，その計画もない。したがって，線量限度は，今のところ，原子力発電所に関しては定められていない。しかしながら，ウラン鉱の採鉱と製錬工業における放射線防護をカバーするポルトガルの法律は，放出限度がＩＣＲＰ 1977年勧告の線量限度に応じて制定されるはずである。

13.5.11 スペイン

現在，スペインでは９基の原子力発電所が運転されている。一つはガス炉で，その他はＰＷＲかＢＷＲである。Consejo de Seguridad Nuclear（ＣＳＮ）が原子力安全と放射線防護に関するすべての事項に責任能力をもつ国の規制当局である。特に各発電所は米国ＮＲＣの10ＣＦＲ50附則Ｉに定められた規則にしたがわなければならない。

(1) 個人線量限度

液体放出物の場合，個人線量限度は全身に対して30μSv／年および特定器官に対して100μSv／年と定められている。気体放出物に対しては，線量限度は全身に対し50μSv／年および皮膚に対して150μSv／年である。また，放射性ヨウ素と微粒子に対しては150μ

Sv／年である。

(2) 集団線量限度

現在のところ，集団線量限度はない。しかし，研究は行われている。

13.5.12 英国

他の諸国の場合と同様に英国でも，線量限度は，原子力施設が受ける規制全体の一部分をなすにすぎない。線量限度の上限の他，ＡＬＡＲＡの原則が厳密に適用されており，多くの場合，個々の放射性核種についての限度とともに放出についての限度がある。実際には施設が運転されているレベルは規制の上限の範囲内に十分収まっている。

(1) 個人線量限度

個人線量限度に関しては二つの基本的な原則がある。第一のものは，本質的にＩＣＲＰの原則であり，決定的集団の代表的構成員に対する実効線量当量が，全線量が生涯にわたり70mSvを超えなければ数年間にわたり５mSv／年までの実効線量当量は許されるけれども，１mSv／年を超えてはならないというものである。

さらに，英国当局は，決定的集団に対する預託線量当量が0.5mSv／年を超えてはならないとしている。この補助的かつさらに強制的な規定の目的は，線量評価方法の変更，他の被ばくをもたらす将来の開発および決定的集団の構成員が被ばくするかもしれない他の線源についての不確実性を考慮するためである。この0.5mSv／年という補助限度は非公式の上限とみなすことができよう。

(2) 集団線量限度

英国では集団線量限度にはほとんど重きが置かれていない。

参考文献（第１３章）

1) 放射線を放出する同位元素の数量等を定める件（昭和63年５月18日科学技術庁告示第15号）

2) 実用発電用原子炉の設置，運転等に関する規則の規定に基づき，線量当量限度等を定める件（平成元年３月27日通商産業省告示第131号）

3) 原子炉立地審査指針及びその適用に関する判断のめやすについて：昭和39年５月27日　原子力委員会，一部改訂　平成元年３月27日　原子力安全委員会

4) プルトニウムを燃料とする原子炉の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について：昭和56年７月20日　原子力安全委員会決定，一部改訂　昭和58年５月26日，平成元年３月27日　原子力安全委員会

5) 発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針について：昭和50年５月13日　原子力委員会，一部改訂　平成元年３月27日　原子力委員会

6) 核燃料施設の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について：昭和58年５月26日　原子力安全委員会決定，一部改訂　平成元年３月27日　原子力安全委員会

7) 発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針について：昭和50年５月13日　原子力委員会，一部改訂　平成元年３月27日　原子力安全委員会

8) プルトニウムを燃料とする原子炉の立地評価上必要なプルトニウムに関するめやす線量について：昭和56年７月20日　原子力安全委員会決定，一部改訂　昭和58年５月26日および平成元年３月27日　原子力安全委員会

9) 発電用軽水型原子炉施設の安全評価に関する審査指針：昭和53年９月29日　原子力委員会決定，一部改訂　平成元年３月27日　原子力安全委員会

10) D.C.Kocher：放射線防護および公衆に対する環境放射線基準のレビュー，Nuclear Safety, 29(4),(1988)

11) Radiation Protection No.42, Method Used for Fixing Discharge Limits for Radioactive Effluents from Nuclear Installations in the Member States, A Review and Analysis, CEC(1988).

12) J.E.Till and H.R.Meyer ed.:Radiological Assessment A Textbook on Environmental Dose Analysis, Chap.12. NUREG/CR-3332,ORNL-5968(1983).

13) 辻本　忠，草間　朋子：放射線防護の基礎，日刊工業新聞社(1989).

表13.1 線量制限の推移

年代	発表者	数　値	名　称	換算値
1902	Rollins	写真乾板7分間露出してもかぶらない線量	人間に害のない線量	0.1Sv/日
1925	Mutsschller	皮膚紅斑線量の1/100	耐容線量	2mSv/日
1931	英国X線ラジウム防護委員会	0.2R/日	〃	2mSv/日
1934	国際X線ラジウム防護委員会	0.2R/日	〃	2mSv/日
1936	米国X線ラジウム防護委員会	0.1R/日(高圧X線装置普及、造血臓器に対する影響重視)	〃	1mSv/日
1950	国際放射線防護委員会	0.3R/週(造血臓器を問題とする)	最大許容線量	0.5mSv/日
1954	〃	0.3rem/週(15rem/年) (造血臓器のほかに水晶体、生殖腺についても考慮する)	〃	0.5mSv/日
1958 修正 1959 改訂 1962	〃	5(N-18)rem, N:年齢 (放射線作業従事者) 3rem/週 (放射線作業従事者) 0.5rem/年(一般人)	最大許容 集積線量 最大許容線量 許容限度	0.5mSv/日 (0.014mSv/日)
1965	〃	5rem/年 0.5rem/年(一般人)	最大許容線量 線量限度	0.17mSv/日 (0.014mSv/日)
1977	〃	50mSv/年(非確率的、水晶体除) 15mSv/年(　〃　、水晶体) $\Sigma_T W_T H_T \leq H_{Evl}$(確率的50mSv/年) W_T:荷重係数 H_T:組織(T)の年線量当量) H_{Evl}:実効線量当量 1mSv/年(一般人)	線量当量限度 〃 〃	0.17mSv/日 0.05mSv/日 0.17mSv/日 (0.003mSv/日)

表13.2　ＩＣＲＰ Publication26の荷重係数

器官	荷重係数
生殖腺	０．２５
乳房	０．１５
赤色骨髄	０．１２
肺	０．１２
甲状腺	０．０３
骨表面	０．０３
残りの組織	０．３０
全身	１．０

表13.3　ＡＬＡＲＡに関する考え方の変遷

年代	考　え　方	説　明
1954	to the lowest possible level （可能な最低レベルまで）	電離放射線に対する被曝を可能な最低レベルまで引き下げるあらゆる努力を払うべきである．
1958	as low as practicable （実行可能な限り低く）	最大許容線量は最大の値で，あらゆる被曝総量を実行可能な限り低く保ち，不必要な被曝はすべて避けるようにする．
1965	as low as readily achievable （容易に達成できる限り低く）	経済的および社会的な考慮を計算に入れたうえで，すべての被曝線量を容易に達成できる限り低く保つべきである．
1977	as low as reasonably achievable （合理的に達成し得る限り低く）	被曝線量は，経済的および社会的な考慮を計算に入れたうえで，合理的に達成し得る限り低く保つこと．

表13.4　放射線源の種類別，事業所別規制の状況

事業所の種類 ＼ 放射線源の種類		核燃料物質 核原料物質	放射性医薬品	放射性同位元素（左記2欄のものを除く）	放射線発生装置（エックス線，電子線については1メガ電子ボルト以上）	エックス線発生装置（左記のものを除く）
国立事業所（4現業の事業所を除く）	医療施設	原子炉等規制法 医療法施行規則 人事院規則	医療法施行規則 人事院規則	障害防止法 医療法施行規則 人事院規則	障害防止法 医療法施行規則 人事院規則	医療法施行規則 人事院規則
	一般施設	原子炉等規制法 人事院規則		障害防止法 人事院規則	障害防止法 人事院規則	人事院規則
民間事業所，公立事業所（国の4現業の事業所を含む）	医療施設	原子炉等規制法 医療法施行規則 電離則	医療法施行規則 電離則	障害防止法 医療法施行規則 電離則	障害防止法 医療法施行規則 電離則	医療法施行規則 電離則
	一般施設（医療品等製造所を除く）	原子炉等規制法 電離則		障害防止法 電離則	障害防止法 電離則	電離則

表13.5　欧州共同体諸国における原子力施設に対する放出限度

国	放射能限度	法の現状	適用			備考
			場所	関与する燃料サイクル段階	放出モード	
ベルギー	気体全体年間 Doelサイト Tihangeサイト －希ガス 2,960 TBq 740 TBq －I-131 14.8 GBq 3.7 GBq －エーロゾル 148 GBq 37 GBq －トリチウム88.8 TBq 18.5 TBq	法律	－	原子力発電所	サイト全体(Doel) 各原子炉(Tihange)	警告レベルと瞬間的限度は法的に適切
	液体全体年間 Doelサイト －全同位体(トリチウムと希ガスを除く) 1.48 TBq －トリチウム 104 TBq Tihangeサイト －全β/γ 888 GBq －トリチウム 148 TBq －α 2.2 GBq	法律	－	原子力発電所	全体、サイト	警告レベルと瞬間的限度は法的に適切
デンマーク	Risøの小型研究炉の管理運営は特別条項による		－	研究炉	サイト	
フランス	ケースバイケースで決められる限度は下記の値を超えてはならない: 空気全体年間: －ハロゲンとエーロゾル180 GBq －希ガス 3,000 TBq 空気日平均① －全γ 740 Bq/m³ －全β 7.4 mBq/m³ 液体全体年間② －トリチウム以外 1.5 TBq －トリチウム 74.0 TBq 液体日平均② 河川③④⑤ －トリチウム以外 740 mBq/ℓ －トリチウム 74 Bq/ℓ 海洋⑤ －トリチウム以外 7.4 Bq/ℓ －トリチウム 740 Bq/ℓ	法律 法律	－ －	全民間施設 全民間施設	3,000MWthの1原子炉 3,000MWthの1原子炉	①スタックから＞1,000m分散後地上に接近 ②K-40とラジウムを除く ③30日までに対しては年間放出限度に基づく平均濃度の10倍を限度とする ④同一河川流域への放出は四半期平均：トリチウム:1480Bq/ℓ ⑤希釈後 ⑥Ra-226とRa-228の放出は不許可
旧西ドイツ	放出限度はケースバイケースで決められている 空気年間平均② －トリチウムを含む気体 1,000-2,000 TBq －エーロゾル（$T_{1/2}$＞8日） 37-185 GBq －I-131 ～0.3 GBq 液体年平均② －トリチウム以外 37-185 GBq －トリチウム 37-74 TBq	D	－	全原子力施設	1,000MWeの1原子炉	①出力に比例 ②短期放出限度も適用
ギリシア	放出限度はまだ採用されていない	－	－	－	－	
アイルランド	適用できない	－	－	－	－	
イタリア	各研究所ごとにケースバイケースで放出限度を決めている	D		原子力発電所	1原子炉	①限度は放出物と局地的生態圏に存在する核種毎の年間放出最大放射能を与える放出公式により表現
ルクセンブルク	液体年平均① －全体 110 GBq	法律	－	原子力発電所	1,300MWeの1原子炉	①限度を求める方法は旧西ドイツの実施方法に基づく
オランダ	気体年間①② －希ガス 741 TBq －I-131 19 GBq －他のハロゲン 74 GBq －エーロゾル 7 GBq －トリチウム③ 1,850 GBq 液体年間①② －トリチウム以外 185 GBq －トリチウム③ 28 GBq	勧告 勧告	－	原子力発電所 原子力発電所	1,000MWeの1原子炉 1,000MWeの1原子炉	①出力に比例 ②短期の限度も勧告 ③Borssele LWR 450 MWeのみ
ポルトガル	放出限度はまだ制定されていない	－	－	－	－	
スペイン	放出限度はケースバイケースで決められている①② 液体全体年間： －全体 185 GBq	法律	－	原子力発電所	1,000MWeの1施設	①年間および短期 ②ある場合には濃度限度も定められる
英国	液体放出物: 年間および短期の限度がケースバイケースで決められている 気体放出物①: 年間および短期の限度がケースバイケースで決められている		－	全原子力施設	サイト	①Sizewellの例外では、マグノックス炉に気体放出物の限度が決められていない

D：Directive

表13.6　欧州共同体諸国における原子力施設に対する放出限度を定めるために用いられる線量限度

国	線量限度		法律上の現状	適用				備考
	個人	集団		対象	場所	関係する燃料サイクル段階	放出モード	
ベルギー	液体放出物 －全身：30μSv/年 －全器官：100μSv/年 気体放出物 －全身：50μSv/年 －皮膚：150μSv/年	1.5.5.1参照	法律	決定集団	－	原子力発電所	1施設	米国NRC CFR50が適用される
デンマーク	1980・1984年CDによる	なし	法律	決定集団	－	原子力発電所	サイト	
フランス	放射能濃度限度（河川に放出される最大日平均放射能：740mBq/ℓ）	なし	法律	決定集団	－	全民間施設	被曝に寄与する全施設	
旧西ドイツ	液体・気体個別放出物 －全身：0.3mSv/年 －肺と肝：0.9mSv/年 －骨：1.8mSv/年 液体・気体合併放出物 －甲状腺：0.9mSv/年	なし	法律	決定集団	－	全施設	被曝に寄与する国内の全施設	他の構成諸国の施設は考慮しない
ギリシア	1980・1984年CDによる	なし	法律	一般人および作業者	－	－	－	JMO
アイルランド	1980・1984年CDによる	なし	規則	一般人および作業者	－	－	－	
イタリア	1964年以来一般限度： 5mSv/年 放射線作業従事者以外の原子炉施設における職業人：0.25mSv/年 全身：0.1mSv/年 全器官：0.3mSv/年	なし	法律・CP	決定集団	－	原子力発電所	サイト 1000MWe2基	現在3種の個人線量限度を適用
ルクセンブルク	液体放出物 －全身：0.3mSv/年 気体放出物 －全身：0.3mSv/年 －甲状腺：0.9mSv/年	なし	法律	最大被曝個人	－	全施設	被曝に寄与する全施設	旧西ドイツの放射線限度体系を適用
オランダ	0.3mSv/年－全器官 液体 0.05mSv/年－全器官 気体 0.05mSv/年－全身 －生殖腺 －造血器官 0.15mSv/年－他の器官	なし なし	勧告① 勧告②	最大被曝個人	サイト付近	全施設	サイト	①保健審議会勧告 ②原子炉安全委員会勧告
ポルトガル	原子力発電所に関して線量限度は決定されていない	なし	－	－	－	－	－	
スペイン	液体放出物 －全身：30μSv/年 －全器官:100μSv/年 気体放出物 －全身:50μSv/年 －皮膚:150μSv/年 －ヨウ素と微粒子: 150μSv/年	なし	法律	最大被曝個人	－	全施設	サイト	現行の法律は改訂中
英国	全身：1mSv/年、ただし、個々の認可目標値としては0.5mSv/年	なし	政府が公式に関与	決定集団	－	全民間施設	被曝に寄与する全施設	線量限度は公式には定められていない

CD：Council Directives
CP：Code of Practice
JMO：Joint Ministerial Order No.A2/1593 of 1985

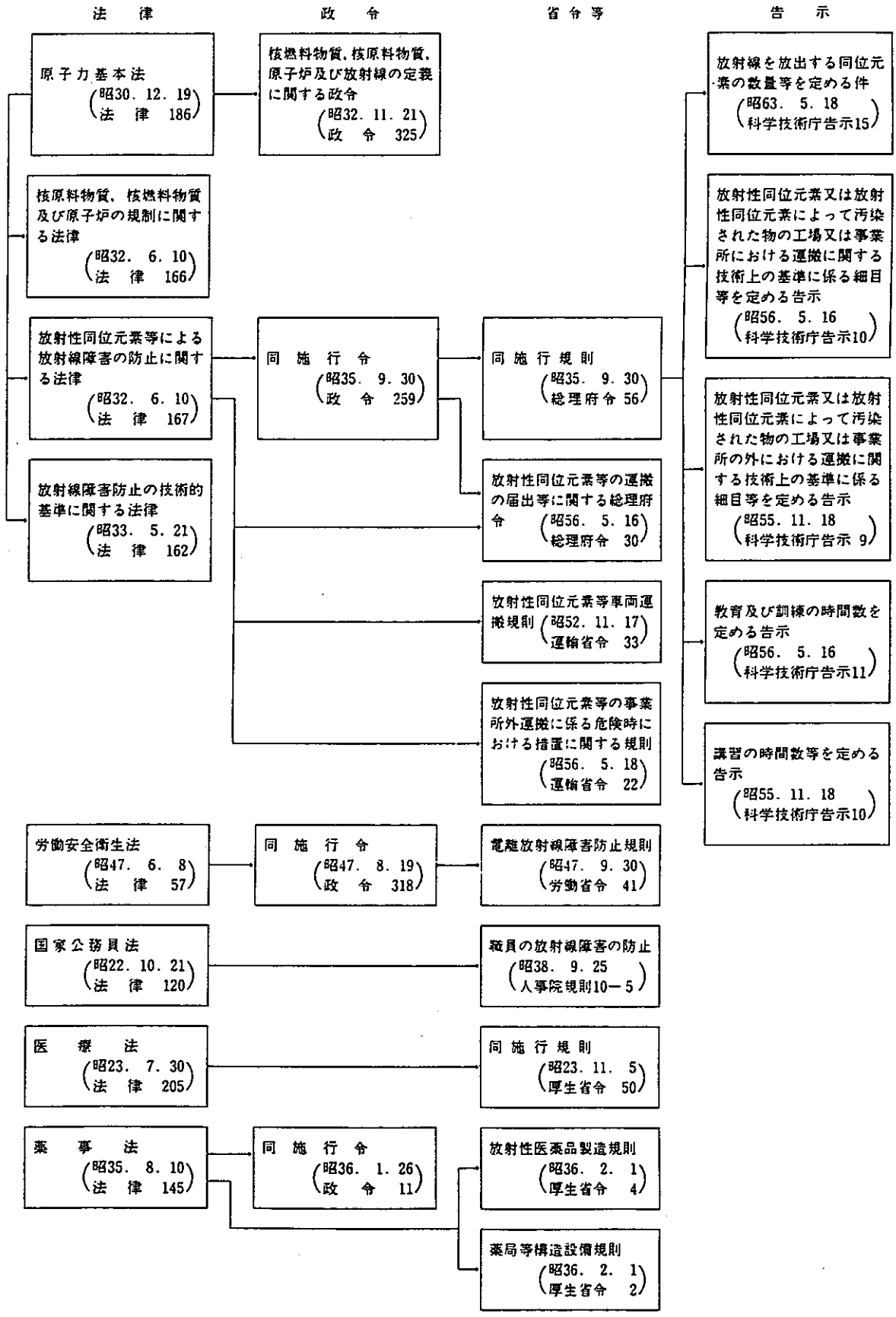


図13.1　日本における主な放射線防護関係法令