

地球規模放射性フォールアウトによる
食品汚染と健康リスクの評価

1996年

島田洋子

目次

第1章 序論	1
1.1 はじめに	1
1.2 本研究の目的および構成	2
第2章 従来の研究	8
2.1 地球規模の環境放射能モニタリング	8
2.1.1 EMLの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク	8
2.1.2 AEREの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク	8
2.1.3 IAEAの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク	8
2.2 局所規模の環境放射能モニタリング	8
2.2.1 日本国内におけるモニタリングネットワーク	8
2.2.2 世界各国国内におけるモニタリング	12
2.2.2.1 オーストラリア	12
2.2.2.2 ニュージーランド	12
2.2.2.3 南アフリカ共和国	12
2.3 放射性物質の環境中動態評価研究	12
2.3.1 ^3H の地球環境中循環モデル (IAEAの研究)	12
2.3.2 放射性核種の局所規模の環境汚染評価モデル (大西の研究)	13
2.3.3 食品摂取経路による公衆の内部被曝評価モデル	15
2.3.3.1 白米を介した ^{90}Sr の人体への移行評価 (井上らの研究)	15
2.3.3.2 食品を介した ^{90}Sr の人体への移行評価 (森澤らの研究)	15
2.3.3.3 PATHWAYモデル	15
2.4 非放射性核種の地球規模動態研究	17
第3章 放射性フォールアウト ^{137}Cs の地球規模降下特性 を評価するモデルの構築	18
3.1 はじめに	18
3.2 放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下特性	18
3.3 ^{137}Cs の降下量を評価するモデル	19
3.3.1 評価対象領域の区分	19
3.3.2 コンパートメントモデル	23
3.3.3 数値シミュレーション	25
3.3.3.1 数学モデルの数値解法	25

3.3.3.2 関連パラメータの設定	25
(1) 核実験	
(2) 大気圏	
(3) 陸圏	
(4) 海洋	
3.4 考察	31
3.4.1 モデルの検証	31
3.4.2 パラメータ感度解析	31
3.4.3 大気圏内循環の季節変動	33
3.4.4 ⁹⁰ Sr への適用	37
3.5 結論	39
第4章 ¹³⁷Cs の地球環境における分配と蓄積の解析	40
4.1 はじめに	40
4.2 ¹³⁷ Cs の地球環境への放出	41
4.3 ¹³⁷ Cs の大気圏・陸圏・水圏への分配と蓄積の解析	41
4.3.1 ¹³⁷ Cs の大気圏・陸圏・水圏への分配と蓄積を評価するモデル	41
4.3.2 数値シミュレーション	43
4.4 考察	44
4.4.1 地球環境全体の ¹³⁷ Cs の分配と蓄積	44
4.4.2 大気圏での ¹³⁷ Cs の分配と蓄積	44
4.4.3 陸圏での ¹³⁷ Cs の分配と蓄積	46
4.4.4 水圏での ¹³⁷ Cs の分配と蓄積	48
4.4.5 ⁹⁰ Sr への適用	48
4.5 結論	50
第5章 わが国における放射性フォールアウトの土壌・ 農産物への移行と蓄積の解析	51
5.1 日本のモニタリングデータによる土壌・農産物への移行パラメータの決定	51
5.1.1 はじめに	51
5.1.2 土壌・農産物への移行パラメータ	51
5.1.3 土壌-農産物経路における ⁹⁰ Sr、 ¹³⁷ Cs の分布	52
5.1.4 環境パラメータの決定	54
5.1.4.1 数学モデル	54
(1) 放射性核種の土壌への移行	
(2) 放射性核種の農産物への移行	
5.1.4.2 パラメータ感度解析	59

5.1.4.3 分配係数の決定	61
5.1.4.4 直接沈着係数、経根移行係数の決定	63
5.1.5 考察	63
5.1.5.1 分配係数	63
5.1.5.2 直接沈着係数、経根移行係数	65
5.2 放射性フォールアウトの土壌への移行と蓄積の解析	65
5.2.1 はじめに	65
5.2.2 土壌中の ¹³⁷ Cs 濃度の測定	66
5.2.3 ¹³⁷ Cs の分配係数の決定	66
5.2.3.1 土壌通気層内 ¹³⁷ Cs 濃度分布評価モデル	66
(1) 数学モデルの構成	66
(A) 土壌水分移動モデル	
(B) ¹³⁷ Cs の移動モデル	
(C) ¹³⁷ Cs の土壌との反応モデル	
(2) 数値シミュレーション	71
(3) 環境パラメータの設定	72
5.2.3.2 ¹³⁷ Cs の分配係数の決定	72
5.2.4 考察	73
5.3 結論	73

第6章 食品摂取経路による放射性フォールアウトの 日本人への移行の解析

74	
6.1 はじめに	74
6.2 農・畜・水産物への移行と蓄積を評価するモデル	74
6.2.1 フォールアウト ¹³⁷ Cs の農産物への移行と蓄積	74
6.2.1.1 フォールアウト ¹³⁷ Cs の農耕土壌への移行と蓄積	74
6.2.1.2 農産物への移行と蓄積の特性	76
6.2.1.3 農産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成	76
6.2.2 フォールアウト ¹³⁷ Cs の畜産物への移行と蓄積	77
6.2.2.1 畜産物への移行と蓄積の特性	77
6.2.2.2 畜産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成	78
6.2.3 フォールアウト ¹³⁷ Cs の水産物への移行と蓄積	80
6.2.3.1 水産物への移行と蓄積の特性	80
6.2.3.2 水産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成	81
6.3 食糧・飼料穀物の貿易に伴う人為的移動を評価するモデル	82
6.3.1 日本の食糧・飼料穀物の世界規模の輸入	82
6.3.1.1 世界の農産物の生産と輸入による移動	82

6.3.1.2	世界の飼料穀物の生産と輸入による移動	85
6.3.1.3	世界の畜産物の生産と輸入による移動	85
6.3.1.4	世界の水産物の漁獲と輸入による移動	88
6.3.2	食糧・飼料穀物の貿易に伴う人為的移動を評価するモデルの構成	88
(A)	農産物、飼料の輸入	88
(B)	畜産物の輸入	89
(C)	水産物の輸入	90
6.4	食品の調理・加工による ¹³⁷ Csの除去効果	90
6.5	食品摂取による日本人の ¹³⁷ Cs経口摂取量を評価するモデル	91
6.5.1	日本人の食品摂取	91
6.5.2	日本人の ¹³⁷ Cs経口摂取量を評価するモデルの構成	93
6.6	食品を介したフォールアウト ¹³⁷ Csの日本人への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構築	93
6.6.1	数値シミュレーション	93
6.6.2	環境パラメータの設定	93
6.6.2.1	耕作土壌中 ¹³⁷ Cs濃度評価モデル	93
6.6.2.2	農産物・飼料中 ¹³⁷ Cs濃度評価モデル	94
6.6.2.3	畜産物中 ¹³⁷ Cs濃度評価モデル	97
6.6.2.4	水産物中 ¹³⁷ Cs濃度評価モデル	97
6.6.2.5	食糧の人為的移動評価モデル	99
6.6.2.6	日本人の ¹³⁷ Cs経口摂取量評価モデル	99
6.7	考察	99
6.7.1	評価モデルの検証	99
6.7.2	日本人が食品から経口摂取する ¹³⁷ Cs量	102
(1)	農・畜・水産物の占める割合	102
(2)	農産物の種類毎の占める割合	102
(3)	畜産物の種類毎の占める割合	104
(4)	水産物の種類毎の占める割合	104
(5)	国産食品と輸入食品の占める割合	104
(6)	おもな輸入国の占める割合	105
6.7.3	⁹⁰ Srへの適用	105
6.8	結論	108

第7章 日本人の健康リスクの評価 109

7.1	はじめに	109
7.2	経口摂取による ¹³⁷ Csの人体への蓄積	109
7.2.1	¹³⁷ Csの人体への蓄積を評価するモデル	109

7.2.2	¹³⁷ Csの人体への蓄積	110
7.2.3	乳児の ¹³⁷ Cs体内量の評価	111
(1)	母乳中の ¹³⁷ Cs濃度	111
(2)	乳児の ¹³⁷ Cs体内量	112
7.2.4	¹³⁷ Cs体内濃度の年齢差	113
7.2	日本人の健康リスクの評価	114
7.2.1	健康リスク評価モデルの構成	114
7.2.2	標準日本人の健康リスク	116
7.2.3	年齢別健康リスク	118
7.3	決定経路分析	118
7.4	チェルノブイリ事故への影響評価法の適用	120
7.5	⁹⁰ Srの経口摂取による健康リスク評価への適用	121
7.6	結論	122

第8章 リスク評価モデルの信頼性評価 123

8.1	はじめに	123
8.2	パラメータ感度解析	125
8.3	モデルによる予測値の信頼性評価	128
8.3.1	確率統計理論による予測値あいまいさの評価	128
8.3.1.1	変動解析	128
8.3.1.2	堅固度解析	128
8.3.2	ファジィ理論による予測値あいまいさの評価	129
8.3.3	評価方法の比較	131
8.4	予測値のあいまいさに対するパラメータ感度解析	131
8.4.1	堅固度感度解析	132
8.4.2	ファジィ感度解析	132
8.5	モデルの信頼性向上のための課題	134

第9章 結論 138

9.1	本研究の成果の要約	138
9.2	今後の課題	142

付録	土壌水分移動モデルの詳細	144
----	--------------	-----

記号表	149
-----	-----

参考文献	156
------	-----

謝辞	164
----	-----

図一覽

- Fig. 1 Nuclear detonation test sites.
- Fig. 2 Flow chart of this study.
- Fig. 3 Fallout monitoring network of EML & AERE.
- Fig. 4 Monitoring network of IAEA.
- Fig. 5 Environmental radioactivity monitoring network in Japan.
- Fig. 6 Seven-compartment model of world hydrological cycle.
- Fig. 7 Compartment model of environment by Onishi.
- Fig. 8 Structural features of the PATHWAY model.
- Fig. 9 Wind and pressure system of the Earth surface.
- Fig. 10 Observed deposition of fallout ^{137}Cs in four different latitude zones.
- Fig. 11 Zone separation of the atmosphere used in this study.
- Fig. 12 Compartment model for evaluating dynamic performance of the ^{137}Cs in global atmospheric environment and its deposition on land and ocean surfaces.
- Fig. 13 Ocean compartment model used in this study.
- Fig. 14 Fraction of radionuclide released to the troposphere.
- Fig. 15 Stommel's model of the abyssal circulation of the world ocean.
- Fig. 16 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs deposition in different latitude zones.
- Fig. 17 Comparison between the calculated (in North Pacific Ocean) and observed (in North Pacific Ocean near Japan) ^{137}Cs concentration.
- Fig. 18 Sensitivity analysis of transfer coefficients for the N40-50 zone.
- Fig. 19 Sensitivity analysis of fraction of ^{137}Cs remained in the troposphere for the total ^{137}Cs deposition in each Hemisphere.
- Fig. 20 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs deposition. The seasonal variation was incorporated into the transfer coefficients from the stratosphere to the troposphere.
- Fig. 21 Comparison between the calculated and observed ^{90}Sr deposition in different latitude zones.
- Fig. 22 Comparison between the calculated (in North Pacific Ocean) and observed (in North Pacific Ocean near Japan) ^{90}Sr concentration.
- Fig. 23 ^{137}Cs released to the atmosphere.
- Fig. 24 Global environmental system.
- Fig. 25 ^{137}Cs inventory in each compartment of the global environment.
- Fig. 26 Distribution of ^{137}Cs in the Global environment.
- Fig. 27 Total ^{90}Sr inventory in the global environment.
- Fig. 28 Distribution of ^{90}Sr in the global environment.
- Fig. 29 Distribution of cumulative fallout radionuclide (1963-1991).
- Fig. 30 Distribution of radionuclide concentration in soil in summer of 1990.
- Fig. 31 The observed ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in each crop in Japan.
- Fig. 32 Distribution of ^{90}Sr concentration in crop in autumn of 1990.
- Fig. 33 Distribution of ^{137}Cs concentration in crop in autumn of 1990.
- Fig. 34 Sensitivity analysis of transfer coefficient.
- Fig. 35 Comparison between the calculated and observed concentration in soil in Fukui prefecture.
- Fig. 36 Distribution of calculated k_d .
- Fig. 37 Comparison between the observed and calculated ^{90}Sr concentration in crop.
- Fig. 38 Observed vertical distribution of ^{137}Cs in soil at the Kyoto Univ. in Kyoto.
- Fig. 39 Stratum model used in this study.
- Fig. 40 Schematic illustration of stratum divided into *dend* horizontal element strata.
- Fig. 41 Schematic illustration of d-th element stratum and soil moisture variation.
- Fig. 42 Comparison between the calculated and observed distribution of ^{137}Cs concentration in soil at Kyoto Univ.
- Fig. 43 Pathways of fallout ^{137}Cs to Japanese through dietary intake.
- Fig. 44 Social supply pathways of fallout ^{137}Cs to Japanese through food import to Japan.
- Fig. 45 The countries where Japan imports farm products.
- Fig. 46 The countries where Japan imports feed products.
- Fig. 47 The countries where Japan imports animal products.
- Fig. 48 The countries where Japan imports marine products.
- Fig. 49 Japanese fishing ground.
- Fig. 50 Daily intake of foods by Japanese.
- Fig. 51 Percentage of daily intake of each kind of foods by Japanese.
- Fig. 52 Comparison between the calculated and observed dietary intake of ^{137}Cs by Japanese.
- Fig. 53 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs concentration in each farm product in N40-30 zone.

- Fig. 54 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs concentration in milk in N40-30 zone.
- Fig. 55 Percentage of dietary intake of ^{137}Cs through each kind of foods.
- Fig. 56 Dietary intake of ^{137}Cs through domestic and imported foods.
- Fig. 57 Percentage of dietary intake of ^{137}Cs in farm products through each countries.
- Fig. 58 Comparison between the calculated and observed Japanese dietary intake of ^{90}Sr .
- Fig. 59 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs body burden of the reference Japanese.
- Fig. 60 Comparison between ^{137}Cs burden in the infant body fed by the powdered milk and by the mother's milk.
- Fig. 61 ^{137}Cs concentration in Japanese body of each age group.
- Fig. 62 Annual excess fatal rate by each radiation-induced cancer.
- Fig. 63 Analysis for determination of the main pathway of Japanese dietary intake of ^{137}Cs .
- Fig. 64 Sensitivity analysis for important parameters of the model.
- Fig. 65 Percentile estimate of dietary ^{137}Cs intake by Japanese.
- Fig. 66 Robustness index of calculated dietary ^{137}Cs intake by Japanese.
- Fig. 67 Fuzzy estimates of dietary ^{137}Cs intake by Japanese.
- Fig. 68 Sensitivity analysis of Robustness Index.
- Fig. 69 Fuzzy parameter sensitivity analysis.
- Fig. 70 Fuzzy parameter sensitivity analysis of dietary intake of ^{137}Cs through marine products.

表一覽

- Table 1 Brief summary of atmospheric nuclear detonation tests.
- Table 2 Deviation between the observed deposition data of radioactive fallout.
- Table 3 Parameter values of transfer coefficients in the atmosphere, deposition rate on land or ocean surface and runoff rate from surface land to ocean.
- Table 4 Parameter values of transfer coefficients in surface and deep ocean.
- Table 5 Parameter values of sedimentation rate coefficients.
- Table 6 Annual water balance in each latitude zone.
- Table 7 The average residual sum of squares (ARSS) between the measured data and the predicted value from model for each latitude zone.
- Table 8 Parameter values of ^{137}Cs percolation through soil.
- Table 9 Relative inventory of ^{137}Cs in the atmosphere.
- Table 10 Relative inventory of ^{137}Cs in the land.
- Table 11 Relative inventory of ^{137}Cs in the ocean.
- Table 12 Values of transfer coefficient to food estimated in this study.
- Table 13 Classification of farm products.
- Table 14 Classification of concentrated feeds for domestic animal.
- Table 15 Classification of marine products.
- Table 16 Imports of farm products from each country.
- Table 17 Imports of feed products from each country.
- Table 18 Imports of animal products from each country.
- Table 19 Imports of marine products from each country.
- Table 20 Depth of cultivated soil for each farm product.
- Table 21 Depth of cultivated soil for each feed.
- Table 22 Precipitation to cultivate each farm product in each latitude zone used in this study with reported value variation in parenthesis.
- Table 23 Precipitation to cultivate each feed in each latitude zone used in this study with reported value variation in parenthesis.
- Table 24 Root uptake transfer factor (TF) and direct foliar absorption factor (K) used in this study.
- Table 25 Ripening period of edible portion for each farm product.
- Table 26 Parameters for domestic animals.
- Table 27 Metabolism parameters of marine life used in this study.

- Table 28 Parameter values for ^{137}Cs retention function of marine life used in this study.
- Table 29 Growing period of marine life.
- Table 30 ^{137}Cs residual rate by food processing and cooking.
- Table 31 Parameter values for ^{90}Sr .
- Table 32 Age groups defined by ICRP.
- Table 33 Biokinetic data for Cesium.
- Table 34 The composition of the infant nutrition types in Japan.
- Table 35 Average weight of each age group.
- Table 36 Composed dose equivalent (Bq/Sv) in target organs or tissues per unit intake of ^{137}Cs by ICRP.
- Table 37 Age-dependent committed dose coefficients (Sv/Bq) in target organs or tissues per unit intake of ^{137}Cs by ICRP.
- Table 38 Risk coefficient of radiation-induced cancer by ICRP.
- Table 39 Risk of inducing cancer to the reference Japanese.
- Table 40 Annual excess fatal rate of the cancer induced by the internal dose of ^{137}Cs for 100 million Japanese of different age cohorts.
- Table 41 Effect on the Japanese health risk by the Chernobyl Accident.
- Table 42 Risk of inducing cancer by ^{90}Sr intake to the reference Japanese.
- Table 43 Summary of information about parameters used in this study.

第1章 序論

1.1 はじめに

20世紀は科学技術の光と影の交錯する世紀であった。18世紀の産業革命から始まった近代科学技術は、人類のより快適で便利な生活への欲求に支えられ急速に発展してきた。前世紀まで、科学技術は人類の輝かしい未来を約束してくれる人類の英知の結晶であると誰もが信じていた。ところが、20世紀に入って1939年に勃発した第2次世界大戦において、近代科学の最先端であった原子物理学が生み出した原子爆弾が広島、長崎に投下され、一瞬の内に何万人もの人を死に至らしめた時に、人類ははじめて科学技術の持つ影の部分に気がついたのである。その後半世紀、科学技術はますます高度化する一方、様々な問題を引き起こしてきた。その中でも、環境中に放出される多種の化学物質によって引き起こされる環境汚染の問題は、人間の産業活動が発展するに従ってより深刻かつ広域化し続けている。その顕著な例が酸性雨と放射能汚染の問題である。工場から排出される化学物質や自動車の排ガスは大気に放出され、やがて酸性の雨となって森林を枯らし湖水を汚染する。ヨーロッパでは、ドイツの工業地帯から排出された化学物質に由来する酸性雨が国境を越えて周辺諸国に降り注ぎ、国際問題となっている。また1986年4月26日に起こった旧ソ連のチェルノブイリ原発事故による放射能汚染は北半球のほぼ全域に広がり、原子力発電所の事故による放射能汚染の危険性を我々に知らしめることとなった。その後も、1993年に旧ソ連やロシアによる放射性廃棄物の日本海への投棄の実態が明らかにされ、1995年9月にフランスが南太平洋で地下核実験を世界の非難の嵐の中強行したことによって環境の放射能汚染とその人体への影響の問題に関心が高まっている。

今日、環境汚染は、日本での三大公害事件に代表されるような局所的で激しい汚染をもたらす型の汚染から、低濃度で長く続く型の汚染に移行しつつある。地球規模での環境汚染の多くがこの型に属している。人間の産業活動によって放出される NO_x 、 SO_x 、重金属類、農薬、核実験によって放出された人工放射性物質などが、地球環境を微量ではあるが徐々に汚染していることは、世界各地で観測されたデータにより明らかになっている。これらの物質は、環境に放出された後、様々な経路を経て地球規模に拡散され、最終的には人体へ至る。このような汚染物質の放出から人体に至るまでの全過程を量的に評価し、人体へのリスク評価モデルを構築して環境のリスク・アセスメントを行うことは、地球環境問題の重要性を定量的に把握し、解決策を発見し、その効果を評価するための有力な手段となる。

汚染物質の放出から人体に至る経路の内、低レベル長期曝露の影響を評価する視点から特に重要な経路は、食品を介して人体へ至る経路である。現在、食糧を完全に自給自足している国は皆無に等しく、生産された食物は、世界の食品流通ルートを通じて世界各国へ運ばれる。環境汚染が局所的なものにとどまったとしても、汚染地で生産された食物が人の手を介して広範囲に運ばれ、汚染の影響はより広範囲に人為的に及ぶ可能性がある。特に、わが国のように、飼料を含めた穀物自給率が30%以下(1992年時点で29%⁽¹⁾)の国においては、この問題に対して無関心ではいられない。1986年に起こったチェルノブイリ原発事故では、放出された放射性物質が大気圏中に拡散し、わが国にも放射性降下物(フォールアウト)として降下して汚染が確認されたが、わが国でのフォールアウトが減少した後も、ヨーロッパなどで強く汚染された食品が輸入され、それらを摂取することの危険性が社会的不安を投げかけ、地球規模の食糧汚染問題の重大さが改めて認識された。

このような地球規模の環境汚染は、汚染物質の自然環境内の移動・蓄積のメカニズムを個々の段階毎に解析していくだけでは評価できず、人間の経済社会活動との相互関係をも考慮に入れなければならない、問題はきわめて多元的である。環境汚染によるリスクを評価する際、人間活動との相互関係を考慮しなければ、そのアセスメントは現実性を失うことになる。地球環境とは、自然(大気圏、陸圏、水圏、生物圏)と人間とで構成される1つのシステムであり、地球規模の環境汚染を、このシステムの各要素の相互関係を組み込んだ1つのトータルシステムとして評価して環境のリスク・アセスメントを行うことが極めて重要である。

1.2 本研究の目的および構成

本研究では、広域微量汚染を引き起こす汚染物質の内、大気圏内核実験由来の放射性物質に注目する。ここで、数ある広域微量汚染物質の中で放射性物質を取り上げる理由を以下に示す。

- (1) 放射性物質放出の原因となる大気圏内核実験は、1945年7月の米国による原爆実験が最初であり、それ以前は全く行われていないので、汚染物質放出の初期条件がはっきりしている。
- (2) 核実験は規模、実験場所、日時等が全て記録されていて、汚染物質の地球環境へのインプット(境界条件)がはっきりしている。
- (3) 世界各地で放射性物質の測定が行われており観測データが豊富である。
- (4) 放射性物質の放出源(核実験場)は世界各地に位置し(Fig.1参照)、汚染が地球規模である。

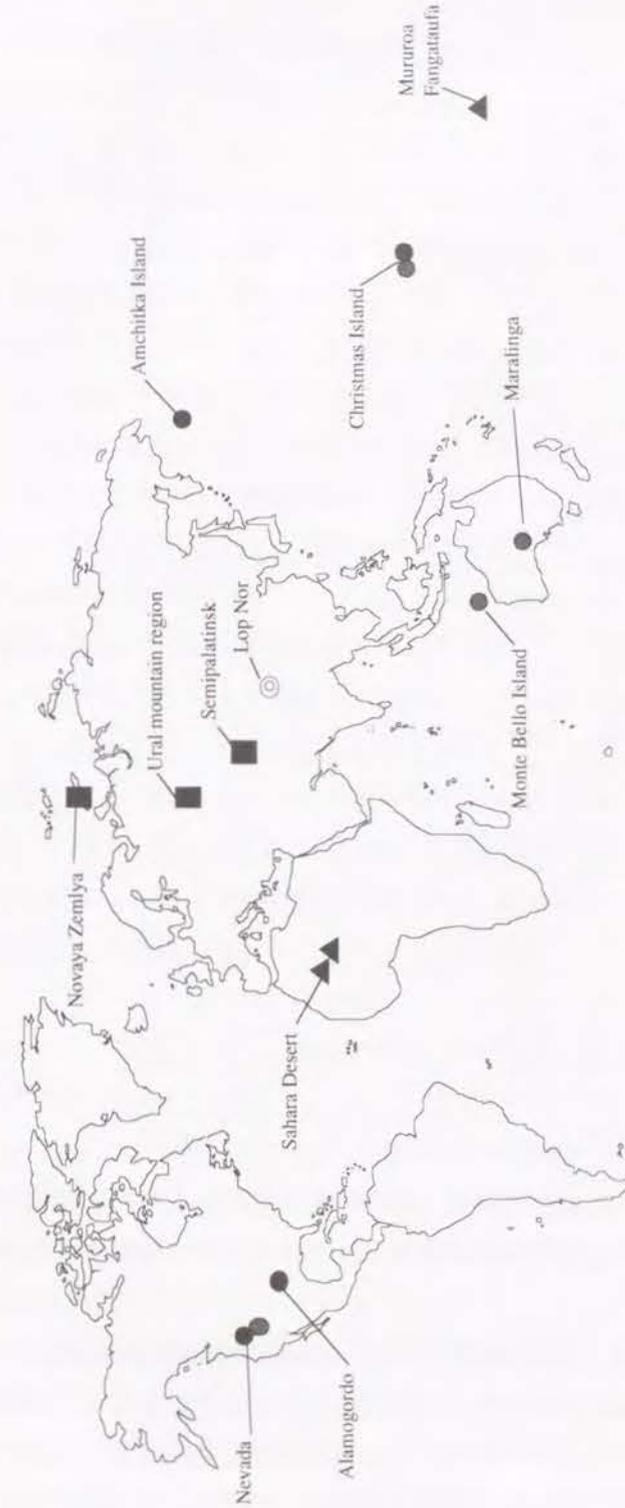


Fig. 1 Nuclear detonation test sites
(● : USA, ● : UK, ■ : USSR, ▲ : France, ⊙ : China)

Table 1 Brief summary of atmospheric nuclear detonation tests⁽³⁾

Year	Nation	No. of Test	Estimated yield (Mt)	
			Fission	Total
1945	USA	3	0.05	0.05
1946	USA	2	0.04	0.04
1948	USA	3	0.1	0.1
1949	USSR	1	0.02	0.02
1951	USA, USSR	17	0.54	0.54
1952	USA, UK	11	6.62	12.62
1953	USA, UK	13	0.29	0.29
1954	USA, USSR	7	30.1	47.6
1955	USA, USSR	17	1.67	3.17
1956	USA, USSR, UK	27	12.3	27.6
1957	USA, USSR, UK	45	10.89	20.89
1958	USA, USSR, UK	83	28.94	60.04
1960	France	3	0.11	0.11
1961	USSR, France	51	25.42	122.32
1962	USSR, USA	77	76.55	217.4
1964	China	1	0.02	0.02
1965	China	1	0.04	0.04
1966	France, China	8	1.3	1.3
1967	France, China	5	1.92	3.22
1968	France, China	6	5.3	7.9
1969	China	1	2.0	3.0
1970	France, China	9	4.55	5.75
1971	France, China	6	1.97	1.97
1972	France, China	5	0.24	0.24
1973	France, China	6	1.65	2.55
1974	France, China	8	1.55	1.7
1976	China	3	2.37	4.12
1977	China	1	0.02	0.02
1978	China	2	0.04	0.04
1980	China	1	0.45	0.6
Total		423	217.2	545.4

このような理由から、放射性物質について汚染物質の発生源から環境生態系、食品を経て人体に至るリスクを定量的に評価するトータルモデルの構築が可能であると思われる。

原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR) の報告⁽²⁾によると、これまでに行われた全ての大気圏核実験 (Table 1) からの世界各地に対して算定された線量預託に寄与する最も重要な放射性核種は、重要度の高い順序に¹⁴C, ¹³⁷Cs, ⁹⁵Zr, ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce, ³Hである。この内、物理的半減期の長い¹⁴C (5730年), ¹³⁷Cs (30年), ⁹⁰Sr (28.8年), ³H (12.3年) の残留放射能

が今後も長期にわたって人体へ影響を及ぼすことになる。特に¹³⁷Csと⁹⁰Srは、大気中に放出された後、放射性降下物 (フォールアウト) として地球表面に降下し、土壌や海洋から食品へ移行して人間に経口摂取される。また¹³⁷Csと⁹⁰Srは、多少の相違点はあるものの環境中の挙動はほぼおなじであると考えられる。よって本研究では、まず¹³⁷Csについてその放出から食品を介して日本人に経口摂取されるに至るまでの地球規模の動態を評価するモデルを、食品の輸入にともなう人為的移行も考慮に入れて構築し、日本人の健康リスクを評価し、ついで同モデルの⁹⁰Srへの適用を検討することを目的とする。以下に本研究で設定する研究目的を示す。

1. 放射性核種の放出から人体に至るまでの経路を次のような4つの段階に分けて、各々の段階における放射性核種の動態を評価するサブモデルを構築する。
 - (1) 地球規模の降下と各環境要素への分配・蓄積
 - (2) 農・畜・水産物への移行と蓄積
 - (3) 食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行
 - (4) 人体への移行と蓄積
2. 放射性核種の農産物への移行と蓄積を評価するサブモデルを構成するパラメータの値を、日本での実測データを用いて定める。
3. 放射性フォールアウトの土壌内鉛直分布を実測し、モデルに鉛直方向の土壌への移行と蓄積を考慮する場合について分配係数を定める。
4. 1.で構築したサブモデルを用いて、放射性核種の放出から食品を介して日本人に経口摂取されるに至るまでの地球規模の動態を評価するトータルモデルを構築し、日本人による放射性核種の経口摂取量を予測し、実測データに照らしてモデルを検証する。
5. 4.で構築したモデルを用いて、放射性核種の経口摂取による人の健康リスクのレベルとその経時的変化を分析する。
6. 構築したモデルによる経口摂取量予測値の信頼性の幅を吟味する。
7. 人の健康リスクに支配的要因を及ぼす環境因子 (パラメータ) を明らかにする。

以上の目的が達成されるように実施した研究内容および本論文の構成内容は以下の通りである。Fig.2に本論文の構成をフローチャートで示す。

第2章では、環境放射能の地球規模および局所規模のモニタリングネットワークと、放射性物質の環境中の動態に関する従来の研究についてまとめる。

第3章では、放射性フォールアウトの実測データを用いて緯度や経度による降下特性の違いを分析し、その結果をふまえて地球表面を領域に分割し、さらに成層圏、対流圏、陸圏、水圏に分割したコンパートメントモデルを構築し放射性核種の地球規模の動態を評

価する。構築したモデルを用いて、地表面への放射性核種の降下量を推定し、実測データによるモデルの検証を試みる。

第4章では、放射性核種の地球環境の各要素への分配と蓄積を予測し、その経時的变化を解析する。

第5章では、わが国において蓄積されている、 ^{137}Cs と ^{90}Sr の降下量、土壌中濃度、農産物中濃度の実測データを用いて、わが国における ^{137}Cs と ^{90}Sr の土壌への分配係数、農産物への直接沈着係数・経根移行係数を定めることを試みる。さらに土壌中の放射性核種濃度を実測し、モデルに土壌鉛直方向への移行を考慮する場合の土壌への分配係数値を定める。

第6章では、地球規模に分配蓄積された放射性核種の農・畜・水産物への移行を評価するサブモデル、食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行を評価するサブモデルを構築し、これらのサブモデルを統合させて、食品を通して日本人に経口摂取される放射性核種の地球規模の移行と蓄積の特性を評価するトータルモデルの構築を試みる。食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行を評価するサブモデルでは、日本人が摂取する農・畜・水産物について世界規模での輸入ルート进行调查分析して、日本以外の地域の農・畜・水産物に蓄積されている放射性核種が、輸入に伴って人為的に日本にどれだけ移行するかを評価する。構築したモデルを用いて、日本人の放射性核種の経口摂取量を推定し実測データに照らしてモデルを検証する。

第7章では、経口摂取による放射性核種の人体への蓄積を、年齢階層別、乳児の栄養摂取形態別に評価し、また放射性核種を経口摂取することに起因する各ガンによる致死率(健康リスク)のレベルを予測し、その経時的变化を分析する。農・畜・水産物の各食品摂取経路の健康リスクに及ぼす影響についても分析し、健康リスクの決定経路を明らかにする。さらに、構築したリスク評価モデルを用いてチェルノブイリ原発事故に起因する日本人の健康リスクを評価することを試みる。

第8章では、構築したモデルの信頼性を、モデルを構成するパラメータの感度解析、確率統計理論による変動解析および堅固度解析、またファジィ理論によるモデルの予測値のあいまいさ評価によって評価する。さらに、各パラメータ値の持つ変動幅(あいまいさ)が予測値に与える影響を、確率統計理論およびファジィ理論によって解析し、健康リスクに支配的な影響を及ぼす環境因子を明らかにすることを試みる。

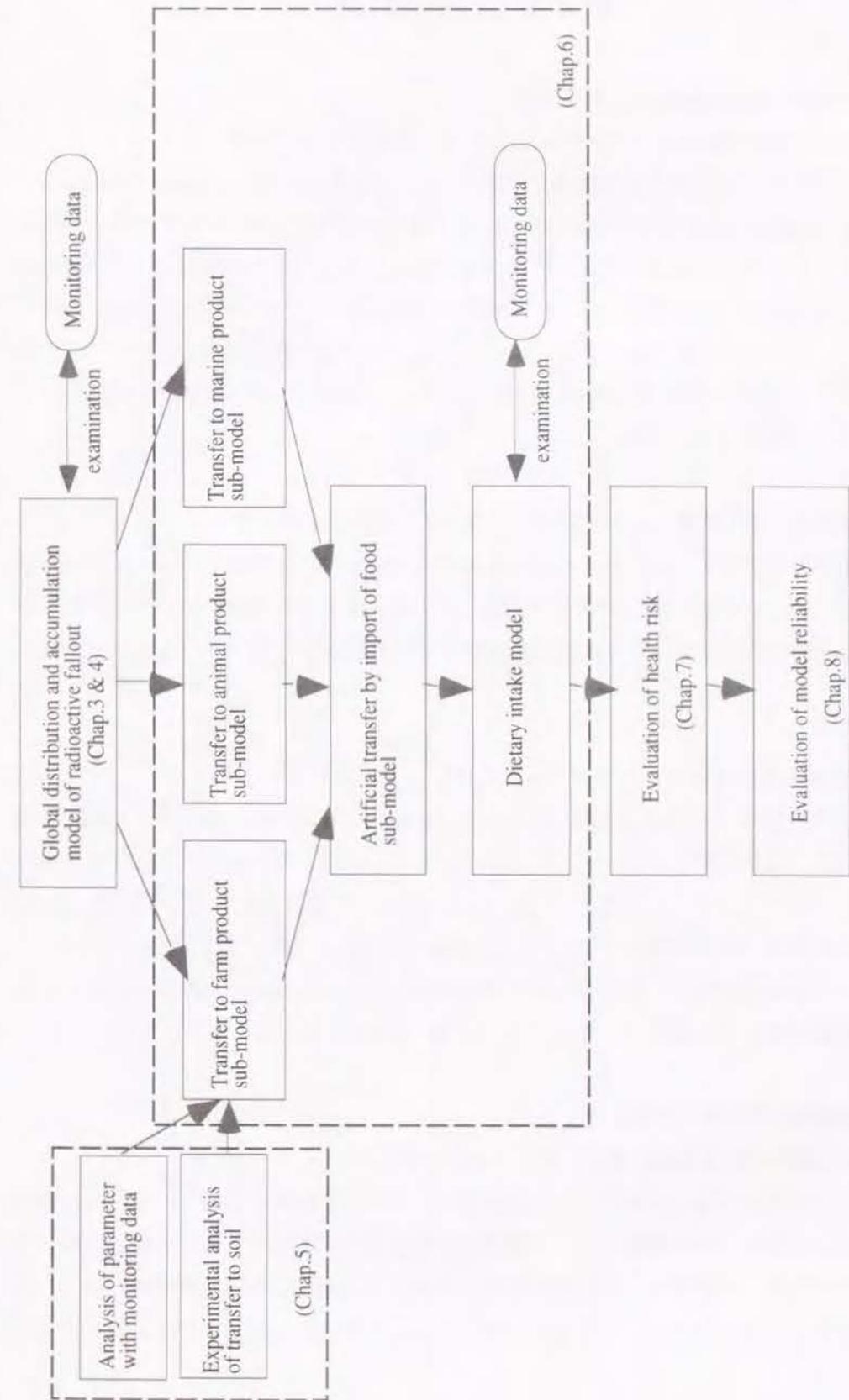


Fig.2 Flow chart of this study (arrows in the figure show the flow of information).

第2章 従来の研究

2.1 地球規模の環境放射能モニタリング

2.1.1 EMLの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク⁽⁴⁾

米国エネルギー省に属する環境測定研究所 (Environmental Measurement Laboratory; EML) は、核実験に起因する⁹⁰Sr降下物を収集するために、1957年から世界規模のモニタリングネットワークを維持してきた。1964年におけるモニタリング基地は合計142ヶ所で、その内99ヶ所が北半球に、43ヶ所が南半球に配置された。1964~76年の間にモニタリングネットワークは漸次縮小され、1985年時点で合計65ヶ所の基地 (Fig.3) で測定が続けられている。これらの基地では、採取された3ヵ月分の混合試料中の⁹⁰Srが放射化学分析によって測定されている。

2.1.2 AEREの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク⁽⁵⁾

英国原子力研究機関 (Atomic Energy Research Establishment; AERE) は、1958年から世界各地で3ヵ月毎に⁹⁰Sr、¹³⁷Cs降下量を測定している。測定地点の数は年によって若干増減し、測定開始から1988年まで連続して測定データが蓄積されているのは25地点 (Fig.3) である。

2.1.3 IAEAの地球規模フォールアウトモニタリングネットワーク⁽⁶⁾

国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency; IAEA) は、地球の水環境中への放射性核種の放出に関するデータ、即ち降水、河川、海洋、その他の自然水中に含まれる³H (トリチウム)、²H (重水素)、¹⁸O (酸素-18) の測定を1961年から続けている。IAEAは世界気象機関 (World Meteorological Organization; WMO) と共同で、世界89ヶ国の420ヶ所以上の気象観測基地からなるIAEA/WMO Isotopes-in-Precipitation Network (Fig.4) を形成し、毎月降水試料を採取し、降水中の³H、²H、¹⁸Oを分析している。

2.2 局所規模の環境放射能モニタリング

2.2.1 日本国内におけるモニタリングネットワーク^{(7) (8)}

日本国内においては、1954年から放射性フォールアウトに関する調査が本格的に開始され、1963年からは科学技術庁による環境放射能調査が始まった。毎月各都道府県の衛生研究所が採集した試料が、放射線医学総合研究所 (放医研) と専門分析機関に送られ放射化学分析されるネットワーク (Fig.5) が整えられ、収集されたデータが放医研によって

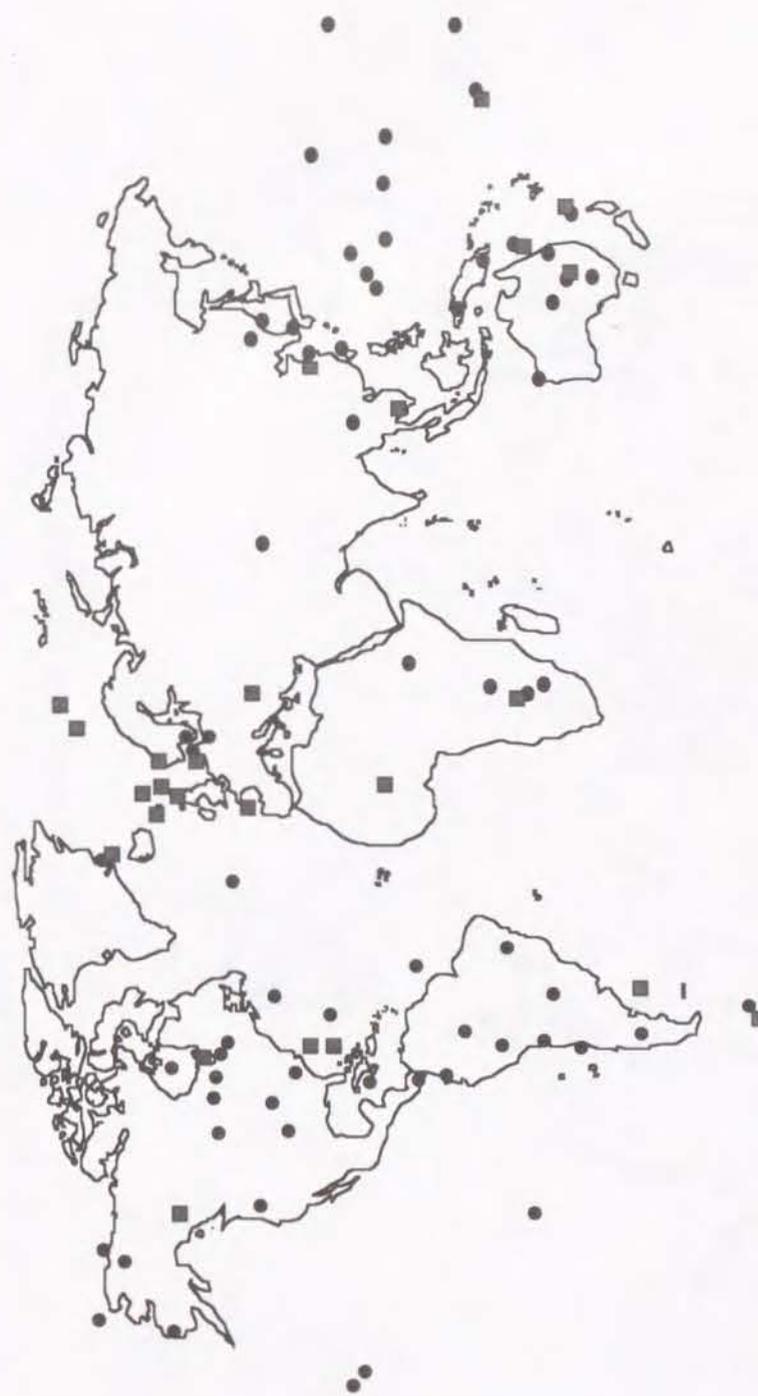


Fig. 3 Fallout monitoring network of EML & AERE
(●: EML, ■: AERE)



Fig. 4 Monitoring network of IAEA

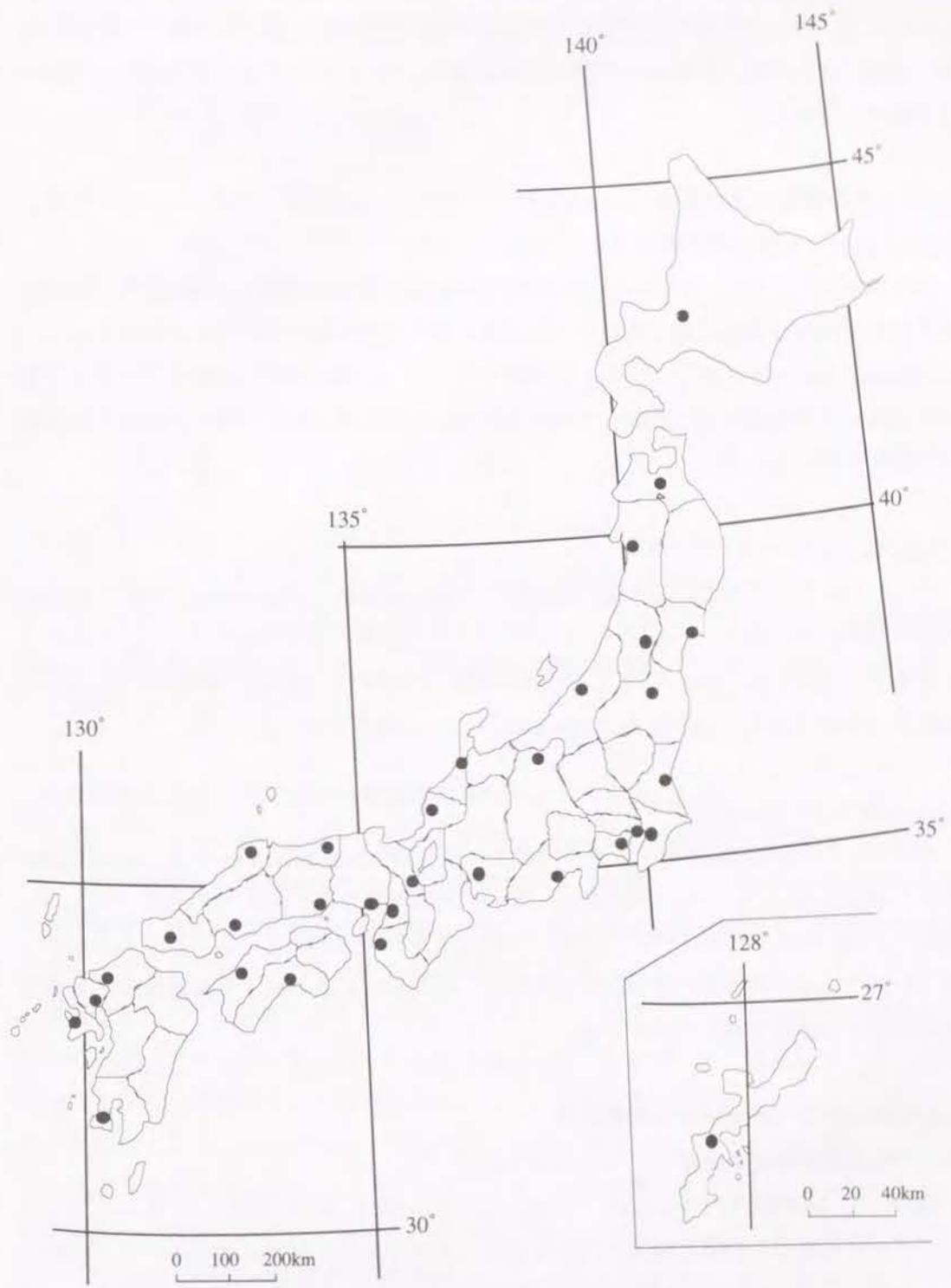


Fig. 5 Environmental radioactivity monitoring network in Japan

まとめられて1963年から「Radioactivity Survey Data in Japan」という英文報告書が出版されている。1963年から現在に至るまで、各都道府県の⁹⁰Srと¹³⁷Cs降下量、土壌、海水、米、野菜、茶、牛乳、魚介類中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度、⁹⁰Srと¹³⁷Csの経口摂取量データが毎月収集されている。

2.2.2 世界各国国内におけるモニタリング

2.2.2.1 オーストラリア⁽⁹⁾

オーストラリアでは、1953～63年の間に英国が南部の Maralinga と Emu で行った核実験による局所的な環境汚染の影響を、オーストラリア放射能研究所 (Australian Radiation Laboratory; ARL) が分析している。汚染源を中心としたモニタリング地点において大気中や土壌中の放射性物質の濃度について実験後から現在まで測定し続け、人体への影響等の解析を行っている。

2.2.2.2 ニュージーランド⁽¹⁰⁾

ニュージーランドでは、国立放射能研究所 (National Radiation Laboratory; NRL) が1959年から国内にモニタリングネットワークを設けて、⁹⁰Sr降下量を測定している。モニタリングネットワークは、1966～85年までは太平洋諸国も含めて12基地で構成されていたが、1985年以降は3基地 (Kaitaia, Hokitika, Rarotonga) に縮小された。

2.2.2.3 南アフリカ共和国⁽¹¹⁾

南アフリカ共和国では、国立原子力研究センター (National Radioactivity Research Center) のある Pelindaba において、1965年から⁹⁰Srと¹³⁷Csの降下量、土壌中の⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、⁴⁰K濃度、また、牛乳中の⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、⁴⁰K、¹³¹I濃度等を毎月測定している。このモニタリングプログラムは、核実験由来の放射性物質と、Pelindabaにある原子力発電施設からの汚染を測定する目的で続けられている。

2.3 放射性物質の環境中動態評価研究

2.3.1 ³Hの地球環境中循環モデル (IAEAの研究⁽¹²⁾)

IAEAは、IAEA/WMO Isotopes-in-Precipitation Networkによって収集した³Hのモニタリングデータに基づいた地球環境中に放出された³Hの挙動を評価するモデルについて報告している。このモデルは、米国放射線防護委員会 (NCRP) が環境中の³Hの挙動について報告した際に用いたもので、³Hの輸送媒体がおもに水であることから、地球の水循環をモデル化したものである (Fig.6参照)。モデルは、大気圏と6個の水圏領域領域の合計7

個のコンパートメントからなり、その内のあるコンパートメント*i*に放出された³Hの存在量は、次式に示す常微分方程式で記述される。

$$\frac{dA_i}{dt} = \sum_{j=1}^{i=N} k_{ji} A_j - k_{ij} A_i - \lambda_{phys} A_i \quad (1)$$

ここで、 A_i : 時刻*t*でのコンパートメント*i*における³Hの存在量 [Bq]

k_{ij} : コンパートメント*i*から*j*への³Hの移行係数 [year⁻¹]

λ_{phys} : ³Hの物理的崩壊定数 [year⁻¹]

N : コンパートメントの数 [-]

移行係数 k_{ij} は、次式で与えられる。

$$k_{ij} = \frac{R_{ij}}{V_i} \quad (2)$$

ここで、 V_i : コンパートメント*i*における水の存在量 [m³]

R_{ij} : コンパートメント*i*から*j*への水の交換量 [m³/year]

V_i と R_{ij} の値はFig.6に与えられている。IAEAは、このモデルを用いて³Hの各環境構成要素への配分と時間変動を解析し、人間の環境中の飲用水利用割合を考慮して³Hの水からの摂取による被曝を推定した。

2.3.2 放射性核種の局所規模の環境汚染評価モデル (大西の研究⁽¹³⁾)

大西は、システムダイナミクス的手法を採用して、大気、地表または海洋中へ放出された放射性核種の地球環境中での大規模循環モデルを構築した。このモデルは、環境汚染を評価する対象地域である考慮領域を設定し、地球環境を考慮領域とそれ以外の外部領域とに区分しており、局所規模の汚染の評価に有効である。

汚染物質としては長寿命放射性核種を対象とし、循環モデルで考慮する物理現象はほぼ年のオーダーまたはそれ以上の地球規模現象のみを考慮し、生物圏は水・陸・海洋圏からなる地球環境に囲まれているものとした。大規模循環モデルとして構築されたモデルをFig.7に示す。モデルは12の拡散媒体からなる考慮領域と、5の拡散媒体からなる外部領域で構成されている。Fig.7では媒体間での核種の流れを→で示し、→に付した S_i は汚染源から媒体コンパートメント*i*への核種の流入率を示している。コンパートメント*i*における注目核種*N*の物理量 X_i^N の時間変動は、次式で示すネットワーク方程式で記述される。

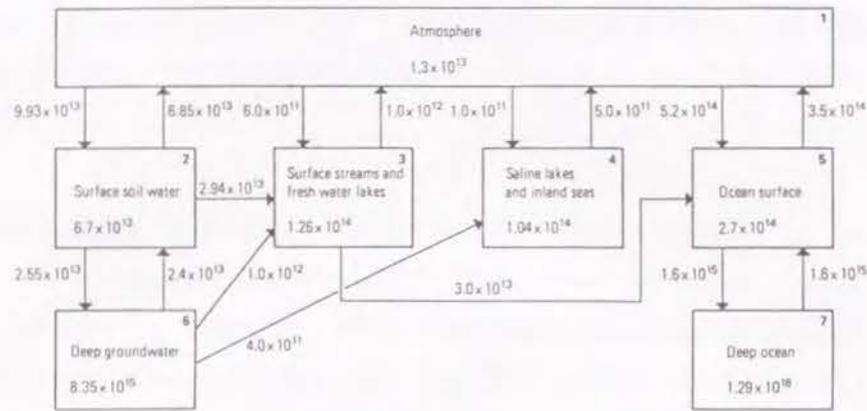


Fig.6 Seven-compartment model of world hydrological cycle⁽¹²⁾
(compartment volumes are in m³ and flux values in m³/y)

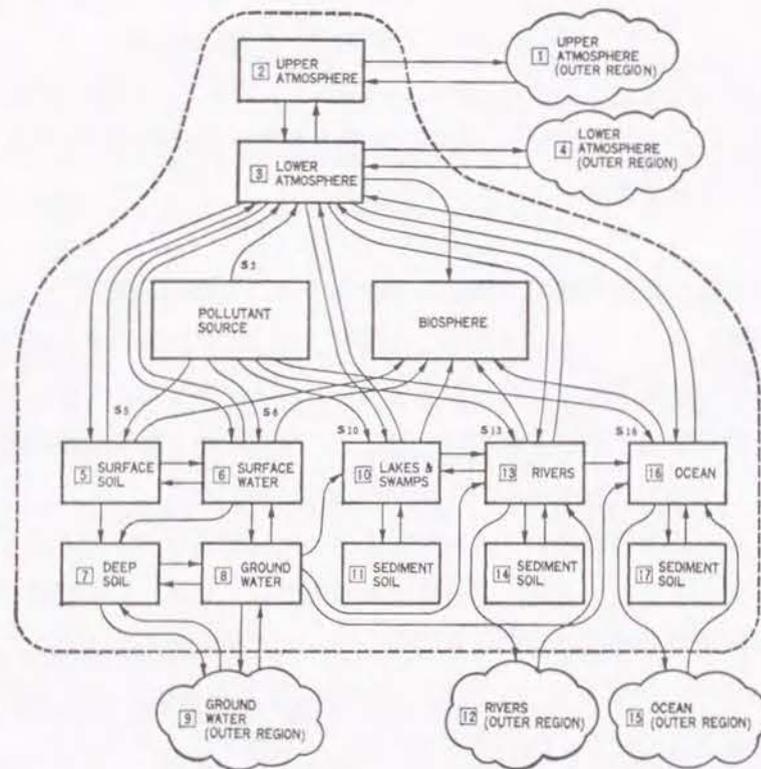


Fig.7 Compartment model of environment by Onishi⁽¹³⁾
(the region considered is surrounded by a dashed curve and the arrows indicate the flowing direction of nuclides)

$$\frac{dX_i^N}{dt} = \sum_j k_{ji} X_j^N(t) - (\sum_j k_{ij} + \lambda_{phys}^N) X_i^N(t) + \lambda_{phys}^P X_i^P(t) + S_i^N(t) \quad (3)$$

ここで、 k_{ij} : コンパートメント*i*から*j*への核種移流の速度定数 [year⁻¹]

λ_{phys}^N : 核種*N*の物理的崩壊定数 [year⁻¹]

P : 核種*N*の親核種 [-]

S_i^N : コンパートメント*i*におけるソースターム [Ci]

大西はこのモデルを用いて、考慮領域を日本及び日本と同一表面積を持つ周辺海洋域として、この領域内での核種滞留量の時間変動を追跡した。

2.3.3 食品摂取経路による公衆の内部被曝評価モデル

2.3.3.1 白米を介した⁹⁰Srの人体への移行評価 (井上らの研究⁽¹⁴⁾)

井上らは、システムダイナミクス的手法を用いて、米への移行及び米の流通過程を経てフォールアウト⁹⁰Srが人体へ移行する諸過程を、⁹⁰Srの移行フラックスと蓄積量を直接の評価対象としてモデル化し、その検証を試みた。その結果、同モデルはフォールアウト⁹⁰Srの人の生活環境内での長時間にわたる動態を把握する手法として有効であることが確かめられた。構成したモデル及び設定したパラメータを用いて数値シミュレーションを行った結果、環境内でのフォールアウト⁹⁰Srの移行経路の内、量的に最も重要な経路は地下水経路であること、フォールアウト⁹⁰Srは主として裏日本地域から表日本地域への生産米の流通と共に移動すること、生産米中⁹⁰Sr濃度に対する環境パラメータの感度は、フォールアウトが多い期間には直接沈着経路に関連するパラメータが、フォールアウトが少ない期間には経根吸収経路に関連するパラメータが大きいこと等が明らかになった。

2.3.3.2 食品を介した⁹⁰Srの人体への移行評価 (森澤らの研究⁽¹⁵⁾)

森澤らは、地球を8つの緯度帯に分割して、フォールアウト⁹⁰Srの地球規模の降下特性を評価するモデルを構築し、さらに地球表面に降下した⁹⁰Srの日本人による経口摂取量の経年変動を把握するための数学モデルを構築して、地球規模モニタリングデータに照らしてモデルの妥当性を検証した。その結果、日本人による⁹⁰Sr経口摂取量は主として農産物の摂取に支配され、フォールアウトが多い期間には野菜類の摂取が、フォールアウトが少ない期間には小麦類の摂取による寄与が大きいことが明らかになった。

2.3.3.3 PATHWAYモデル⁽¹⁶⁾ ⁽¹⁷⁾

"PATHWAY food-chain model" は、1951~62年に米国ネバダ核実験場で行われた核実験

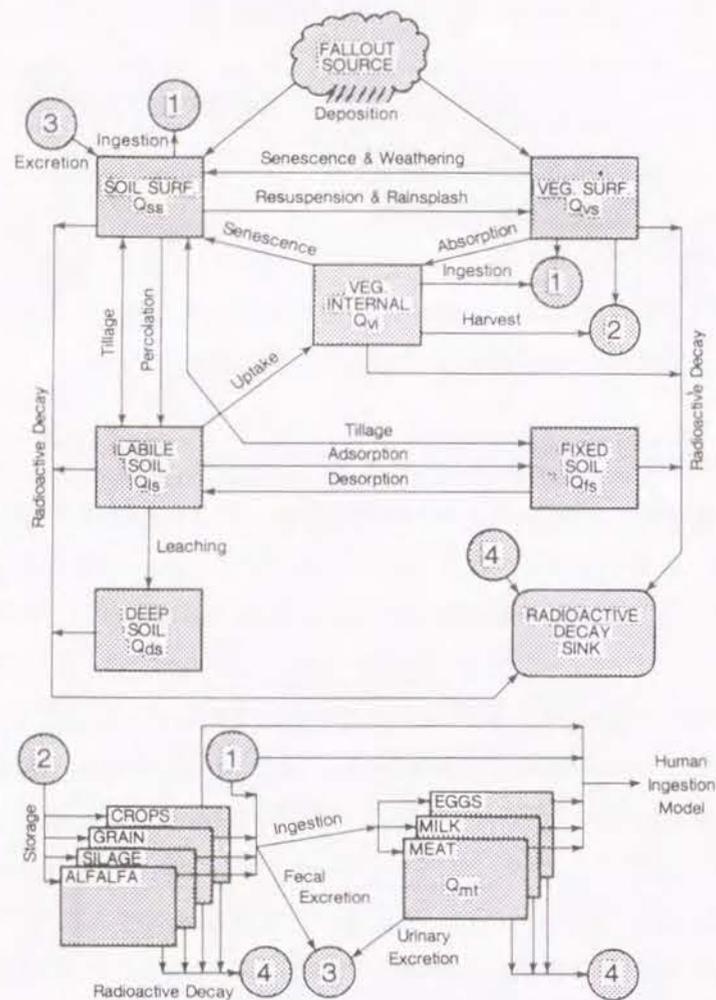


Fig.8 Structural features of the PATHWAY model⁽¹⁶⁾
 (boxes represent compartments or state variables; arrows represent transfers resulting from indicated processes; circles connect process arrows between the upper and lower diagrams)

による放射性フォールアウトに伴う西部9州の住民の放射性核種摂取量を評価することを目的に Whicher と Kirchner によって構築されたものである。このモデルは、21 種類のフォールアウト核種 ($^{131,133,135}\text{I}$, $^{136,137}\text{Cs}$, $^{89,90,91}\text{Sr}$, $^{103,106}\text{Ru}$, $^{143,144}\text{Ce}$, ^{97}Zr , ^{99}Mo , ^{140}Ba , ^{132}Te , ^{105}Rh , ^{147}Nd , ^{239}Np , ^{93}Y , ^{239}Pu) の農業生態環境を介した人間への移行を評価するもので、Fig.8 に示すようなコンパートメントで構成されている。評価対象の食品は、果物・野菜・穀物・飼料作物・肉 (牛肉、羊肉、鶏肉)・牛乳・乳製品 (チーズ、アイスクリーム)・卵で、モデルに必要なパラメータ値は、1950 年代の米国南西部の農業状況を把握できるように選ばれた。各コンパートメントにおける核種の存在量に関して微分方程式が立てられ、それらを連立させて日単位で Runge・Kutta 法により解くことによって、人間の摂取する食品中の毎日の核種濃度が計算され、放射性核種の経口摂取量が評価される。この際、放射性核種の経口摂取量は、摂取する人間の性別・年齢・食習慣、食品の生産場所、時間、核種の種類を考慮して評価される。

2.4 非放射性核種の地球規模動態研究⁽¹⁸⁾

国連環境計画 (UNEP)、国連食糧農業機関 (FAO) 及び世界保健機関 (WHO) は、共同で、1976 年に、食品汚染モニタリングプログラム (UNEP/FAO/WHO Food Contamination Monitoring Programme: GEMS/Food) を開始させた。プログラム開始当時は参加国は 13ヶ国であったが、1988 年までに 35ヶ国に増えた。このプログラムの主な目的は、工業、農業活動、食品加工等から排出される化学物質による食品の汚染のモニタリングデータを世界各国から集め、地球規模の汚染を評価しようとするものである。プログラムの開始以来、モニタリングデータは定期的にまとめて出版され、データの解析・評価が行われている。報告されている化学物質は、PCBs、鉛、カドミウム、水銀、アフラトキシン、農薬等で、これらの汚染物質の食品中濃度のモニタリングデータから、人間による経口摂取量が評価されている。

第3章 放射性フォールアウト¹³⁷Csの地球規模降下特性を評価するモデルの構築

3.1 はじめに

本章では、環境汚染が生態学的長期にわたって人の健康に及ぼす影響(リスク)を定量的に評価するモデルを構築するための第一段階として、核実験によって放出されたフォールアウト¹³⁷Csの降下特性を分析し評価する。まず¹³⁷Cs降下量の地球規模のモニタリングデータを統計的に解析し、その結果をふまえて、フォールアウト¹³⁷Csが、大気圏に拡散し、陸圏や水圏表層に降下するまでの地球規模の動態を評価する数学モデルを構築する。本研究の目的は、大気圏での¹³⁷Csの詳細な輸送モデルを構築することではなく、研究の最終目的である健康リスクを評価するための手段としての数学モデルを構築することであり、構築するモデルは、放射性物質の地球環境の各構成要素への量的な分配と蓄積を評価するものである。最後に、構築したモデルを用いて推定した¹³⁷Csの降下率と海水中濃度を実測値に照らしてモデルの妥当性を検証する。

3.2 放射性フォールアウト¹³⁷Csの降下特性

大気圏内核実験によって大気中に放出された放射性物質の一部は、核爆発による上昇気流に乗って対流圏、さらに成層圏にまで運ばれ、大気大循環にともない地球規模に拡散し、長期にわたって地表に降下する⁽²⁾⁽¹⁹⁾。特に、成層圏は対流圏に比べて大気の安定性が非常に高い⁽²⁰⁾ので、放射性物質はより長く留まることになる。

大気圏内の放射性核種の輸送媒体は風(気流)であると推定できる。大気圏における大気の循環は、主な気圧帯と風帯によって特徴づけられている。気圧帯と風帯は、緯度方向に大気圏の南北各半球を、寒帯東風帯(N90-70、S90-60)、偏西風帯(N70-40、S60-40)、亜熱帯高圧帯(40-30)、貿易風帯(30-10)、赤道低圧帯(10-0)に区分する(Fig.9参照)。この気圧帯・風帯区

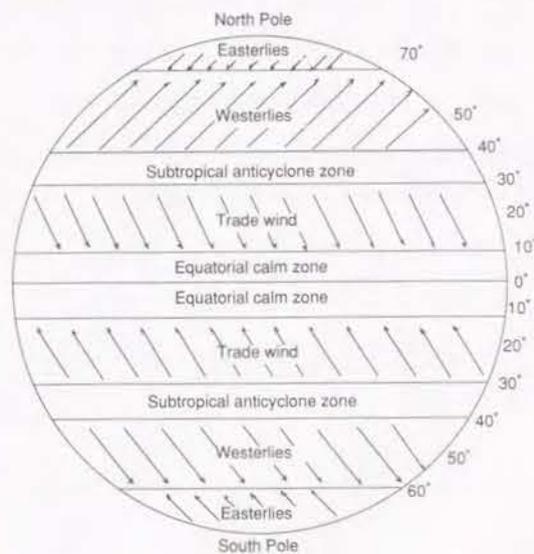


Fig. 9 Wind and pressure system of the Earth surface

分の最小幅は、緯度10度に相当する⁽²¹⁾ので、地球表面を緯度方向に10度毎に分割してフォールアウト¹³⁷Csの降下量データを統計的に解析し、その降下特性を分析することにした。

本研究では、英国AERE (Atomic Energy Research Establishment) が蓄積している地球規模フォールアウトデータ⁽²²⁾を利用する。AEREは1958年以來3ヶ月毎に世界各地の25地点で¹³⁷Csの降下量を測定している。このデータを用いて、10度毎の緯度帯での¹³⁷Csの降下量を統計的に解析し、以下の結論を得た⁽²³⁾。

- (1) ¹³⁷Csの降下量や降下パターンは緯度により変化する。
- (2) ¹³⁷Csの降下量は核実験の実施場所(緯度)に依存している。
- (3) ¹³⁷Csの降下量がピーク値を取る時間には緯度帯によって有意な差が認められる。

Fig.10に、1960~70年の4つの緯度帯での¹³⁷Csの降下量の経年変化を示す。同図は上記(1)~(3)の特色をよく表している。

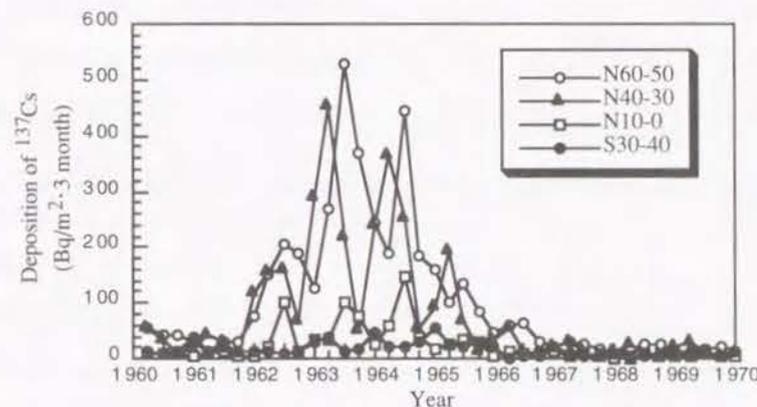


Fig. 10 Observed deposition of fallout ¹³⁷Cs in four different latitude zones (data source: AERE)

3.3 ¹³⁷Csの降下量を評価するモデル

3.3.1 評価対象領域の区分

上述のように、¹³⁷Csの降下特性には緯度による変化がみられる。また、⁹⁰Srや³Hのモニタリングデータによる降下特性についても同様の結果が報告されている⁽²⁴⁾⁽²⁵⁾。そこで、まず地球表面を緯度幅10度で分割し、以下に定義する統計的な指標(以下 Partitioning index: PIと呼ぶことにする)を用いて、隣り合う緯度帯間の¹³⁷Cs、⁹⁰Srおよび³H降下量の偏差を調べ、緯度帯を統合する可能性について検討する。¹³⁷Csだけでなく⁹⁰Srや³Hの降下量データを用いるのは、¹³⁷Csだけではデータの無い緯度帯が存在し全ての偏差が算出できなくなるからである。第2章で述べたように、⁹⁰Srについては米国EMLのモニタリングデータ⁽⁴⁾⁽¹⁹⁾⁽²⁶⁾⁽²⁷⁾を、³HについてはIAEAのモニタリングデータ⁽⁶⁾を用いる。

隣り合う2つの緯度帯 a、b において実測された放射性核種の降下量データ間の偏差を次式 (4) で定義する。

$$PI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\sqrt{(a_i - b_i)^2}}{a_i + b_i} \quad (4)$$

ここに、 a_i : 緯度帯 a において時刻 i に測定された放射性核種の降下量 [Bq/m² · 3 month]

b_i : 緯度帯 b において時刻 i に測定された放射性核種の降下量 [Bq/m² · 3 month]

n : 測定時点数

$a_i = b_i$ 、即ち、両緯度帯における降下量が等しければ PI=0 となる。従って、PI が大きくなればそれだけ両緯度帯を区分して取り扱う必要が大きくなることになる。本研究では、PI が 0.4 より小さければ隣合う緯度帯を統合することにした。Table 2 に各放射性核種について PI の計算値を示す。その結果、南北各半球の偏西風帯を緯度 50 度でさらに2つに、貿易風帯を緯度 20 度でさらに2つに細分する必要がある。尚、分割指標値として PI=0.4 を採用することによって、¹³⁷Cs 降下量のモデルによる評価結果にどの程度の影響が生じるかについては別途検討する必要がある。

Table 2 Deviation between the observed deposition data of radioactive fallout

Latitude zone	Partitioning index: PI		
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	³ H
N90-80	-	-	-
N80-70	-	-	-
N70-60	-	-	0.267
N60-50	0.167	0.284	0.291
N50-40	0.241	0.247	0.407
N40-30	0.393	0.259	0.248
N30-20	0.489	0.235	0.461
N20-10	0.400	0.339	0.303
N10-0	-	0.209	0.350
S 0-10	-	0.317	0.476
S10-20	-	0.362	0.292
S10-20	0.515	0.342	0.262
S20-30	0.284	0.239	0.198
S30-40	0.307	0.182	0.169
S40-50	0.320	0.370	0.162
S50-60	-	-	0.375
S60-70	-	-	-
S70-80	-	-	-
S80-90	-	-	-

地球を取り巻く大気は、経度方向の流れが卓越し、大気中に放出された放射性物質は比較的短時間で緯度帯内部での分布は一様になる。大気が経度方向に地球を一循環する時間は、対流圏では数週間、成層圏では数ヶ月⁽²⁸⁾で、本研究で用いるデータのサンプリング期間である3ヶ月以内である。また、中国が実施した大気圏内核実験に由来する放射性物質がほぼ14日で地球を一周し、わが国における放射性降下物の量が約14日毎にピークを示すという観測結果が報告されている⁽²⁹⁾。これらの観測結果は、放射性核種が AERE のサンプリング期間3ヶ月に比べて緯度帯内部における物質輸送が十分に速いという証拠を示している。さらに、同じ緯度帯に属して経度が大きく違うモニタリング地点でのデータそれぞれの間の偏差を式 (4) を用いて解析すると、PI の値はすべて 0.4 より小さくなった。以上より、¹³⁷Cs の降下は本研究においては経度ではなく緯度のみに依存するとみなせるとの結論を得た。従って、本研究では評価対象領域を緯度によって Fig.11 に示すように 14 分割した。

大気圏と同様の方法で、陸圏表面もまた 14 分割した。しかし、海洋においては、緯度方向 (東西方向) の循環のみならず海流による経度方向 (南北方向) の循環も支配的であり、海洋へ移行した放射性核種はこれらの循環によって海洋中を輸送されると考えられる。すなわち海洋を前記の方法で分割することは不適切である。よって、本研究では6つの領域、北極海、北大西洋、南大西洋、インド洋、北太平洋、南太平洋に分割した。それぞれの領域はさらに鉛直方向に、海洋表層と海洋深層とに分割した。

フォールアウト ¹³⁷Cs の降下特性は同じ緯度帯においては陸圏表層と海洋表層において相違はないとみなせるので、ある緯度帯に降下するフォールアウト ¹³⁷Cs は陸圏表面と海洋表面にその面積に応じて分配されるものとする。

以上より、本研究では、成層圏、対流圏、陸圏をそれぞれ 14 個のコンパートメントに、海洋表層と海洋深層をそれぞれ 6 個のコンパートメントに分割し、地球を合計 54 個のコンパートメントに分割することにした (Fig.12、Fig.13 参照)。

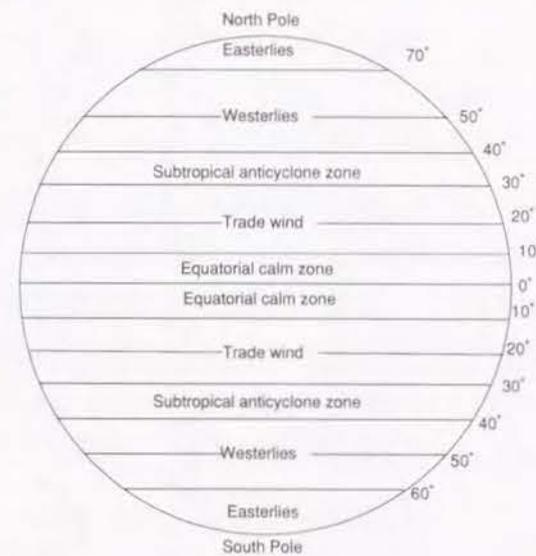


Fig. 11 Zone separation of the atmosphere used in this reserch.

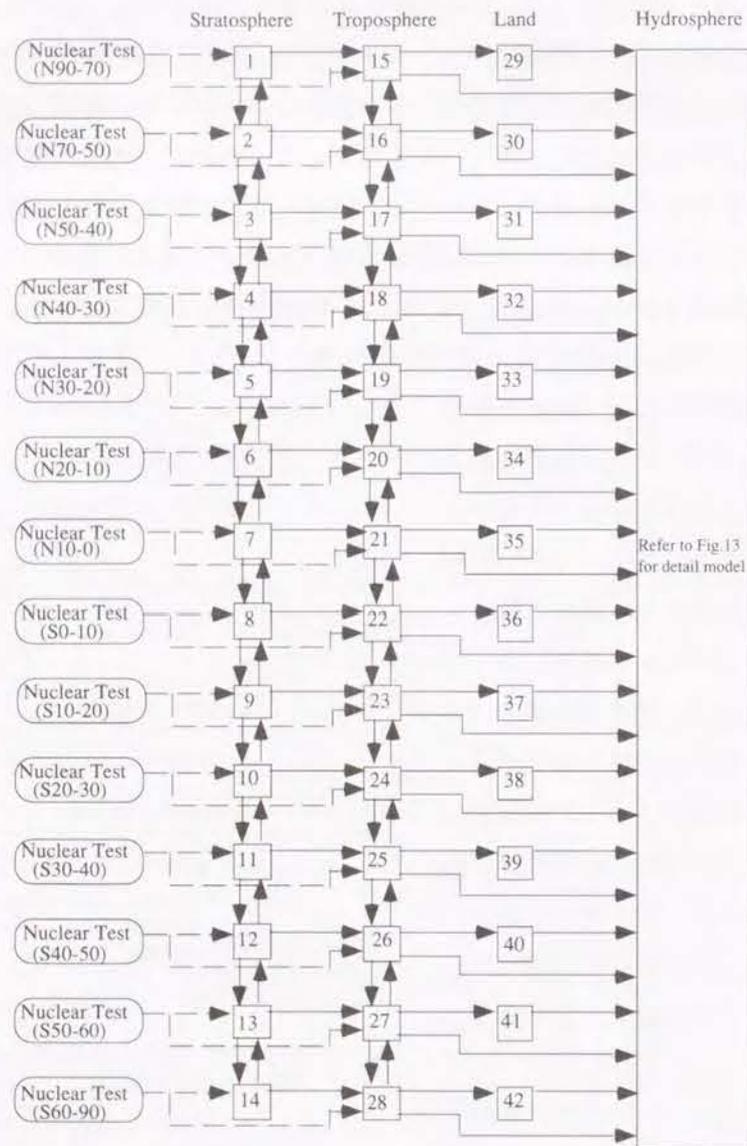


Fig. 12 Compartment model for evaluating dynamic performance of the ^{137}Cs in global atmospheric environment and its deposition on land and ocean surfaces (numbered boxes represent compartment).

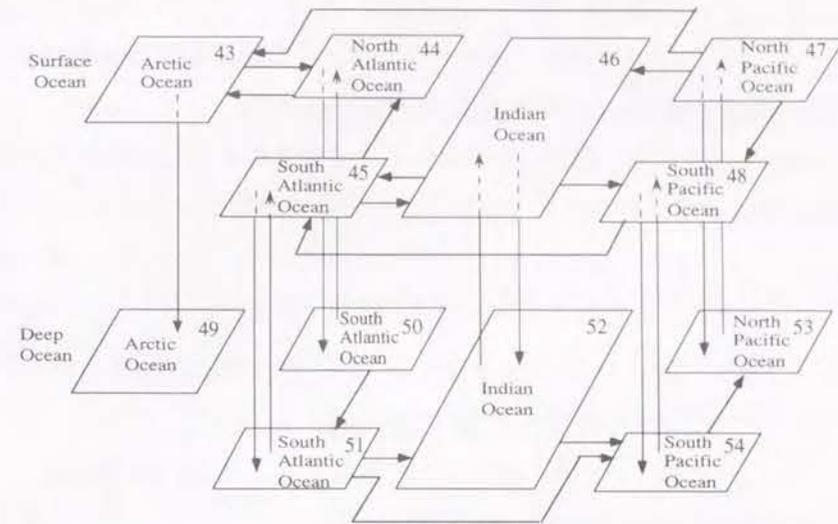


Fig. 13 Ocean compartment model used in this study (numbered boxes represent compartments).

3.3.2 コンパートメントモデル

3.3.1で述べたように本研究で構築するモデルはコンパートメント間の ^{137}Cs の物質交換を考慮して、Fig.12、Fig.13に示すような合計54個のコンパートメントで構成される。このコンパートメントモデルにおいて、核実験時の上昇流による成層圏への ^{137}Cs の吹き上げ以外の、対流圏から成層圏への ^{137}Cs の移行は無視する。また、放出された ^{137}Cs は、核実験の行われた場所に属する緯度帯の対流圏、成層圏に核爆発の規模によって定まる割合⁽³⁰⁾で供給されるものとする。成層圏の各コンパートメントに供給された ^{137}Cs は、同じ成層圏の隣り合う緯度帯のコンパートメント、同じ緯度帯の対流圏のコンパートメントへと輸送され、対流圏のコンパートメントへ輸送された ^{137}Cs は、供給された ^{137}Cs と共に同じ対流圏の隣り合う緯度帯のコンパートメント、同じ緯度帯の陸圏のコンパートメント、その緯度帯の属する水圏表層のコンパートメントへと輸送されるものとする。モデルには、海洋での ^{137}Cs の大規模な物質交換も考慮し、本研究ではStommelによる海洋大循環モデル⁽³¹⁾⁽³²⁾を取り入れる。

モデルは各コンパートメント毎に ^{137}Cs の存在量を従属変数にした常微分方程式群で記述される。成層圏の第*i*コンパートメントに対する支配方程式は、次式で表される。

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j k_{j,i} M_j - \sum_j k_{i,j} M_i - \lambda_{\text{phys}} M_i + I_{\text{ss},i} \quad (i \neq j) \quad (5)$$

式(5)において、 M_i : 第*i*コンパートメントにおける ^{137}Cs の存在量 [Bq]

$k_{i,j}$: 第*i*コンパートメントから隣り合う第*j*コンパートメントコンパートメントへの ^{137}Cs の移行速度係数 [month⁻¹]

- $k_{j,i}$: 第jコンパートメントから隣り合う第iコンパートメントコンパートメントへの ^{137}Cs の移行速度係数 [month $^{-1}$]
 λ_{phys} : ^{137}Cs の物理的崩壊定数 [month $^{-1}$]
 $I_{\text{ss},i}$: 第iコンパートメントに供給される ^{137}Cs [Bq/month]

同様に、対流圏のコンパートメントに対する支配方程式は次式で表される。

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j k_{j,i} M_j - \sum_j (k_{i,j} + d_{i,j}) M_i - \lambda_{\text{phys}} M_i + I_{\text{ss},i} \quad (i \neq j) \quad (6)$$

式(6)において、 $d_{i,j}$: 第iコンパートメントから同じ緯度帯の陸圏の第jコンパートメントへの ^{137}Cs の降下速度係数 [month $^{-1}$]

$I_{\text{ts},i}$: 第iコンパートメントに供給される ^{137}Cs [Bq/month]

$I_{\text{ss},i}$ 、 $I_{\text{ts},i}$ は、核実験が行われた時は次式で定義される。

$$I_{\text{ss},i} = M_{\text{nt}} Y_{\text{cs}} F_{\text{ss},i} \quad (7)$$

$$I_{\text{ts},i} = M_{\text{nt}} Y_{\text{cs}} F_{\text{ts},i} P_{\text{res}} \quad (8)$$

核実験が行われていない期間は $I_{\text{ss},i}$ 、 $I_{\text{ts},i}$ はゼロとする。 M_{nt} は核爆発の規模 [Mt]、 Y_{cs} は単位核爆発当たり ^{137}Cs 生成量 [Bq/Mt]、 P_{res} は対流圏に投入された ^{137}Cs の残留率 [-]である。また、 $F_{\text{ss},i}$ 、 $F_{\text{ts},i}$ は、それぞれ ^{137}Cs の成層圏、対流圏の第iコンパートメントへの供給割合 [-]である。陸圏、海洋表層、海洋深層のコンパートメントに対する支配方程式は、それぞれ次式(9)、(10)、(11)で表される。

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j d_{j,i} M_j - \sum_j r_{i,j} M_i - \lambda_{\text{phys}} M_i \quad (i \neq j) \quad (9)$$

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j (d_{j,i} + w_{j,i}) M_j - \sum_j (w_{i,j} + s_{i,j}) M_i - \lambda_{\text{phys}} M_i \quad (i \neq j) \quad (10)$$

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j (w_{j,i} + s_{j,i}) M_j - \sum_j (w_{i,j} + s_{i,\text{sink}}) M_i - \lambda_{\text{phys}} M_i \quad (i \neq j) \quad (11)$$

式(9)～(11)において、

$r_{i,j}$: 陸圏の第iコンパートメントから同じ緯度帯を含む海洋表層の第jコンパートメントへの流出率 [month $^{-1}$]

$w_{i,j}$: 海洋表層および深層の第iコンパートメントから第jコンパートメントへの移行係数 [month $^{-1}$]

$s_{i,j}$: 海洋表層の第iコンパートメントから同じ海洋の深層の第jコンパートメントへの沈降率 [month $^{-1}$]

$s_{i,\text{sink}}$: 海洋深層の第iコンパートメントから海底堆積物への沈降率 [month $^{-1}$]

3.3.3 数値シミュレーション

3.3.3.1 数学モデルの数値解法

3.3.2で示した数学モデル(常微分方程式群)を離散化し、Lunge・Kutta・Gill法⁽³³⁾により解くことによって数値シミュレーションを行う。環境中への ^{137}Cs の供給(境界条件)は、核実験データ(年月日、場所、規模)⁽³⁾⁽¹⁰⁾⁽²⁹⁾⁽³⁴⁾に基づいて設定した。1980年以降、大気圏内核実験は停止されているが、1986年4月26日に起こったチェルノブイリ原子力発電所の事故によって放射性核種が一時的に対流圏へ放出された⁽³⁵⁾ので、本研究ではこれを考慮する。数値シミュレーションは1945～1990年まで1ヵ月単位に実行し、初期条件としては、1945年7月以前において、全環境要素中の ^{137}Cs の存在量をゼロとする。

3.3.3.2 関連パラメータの設定

数値シミュレーションに必要なパラメータの内、大気圏、陸圏、水圏それぞれにおける移行係数の設定に関しては、地球科学における既存の研究結果等を参照してまずそのオーダー値を設定し、最終的に ^{137}Cs の降下量の実測値に最も合うように許容される変動範囲内でフィッティングにより設定した。移行係数の最終的な設定値を既報告値の変動範囲とともにTable 3、Table 4、Table 5に示す。以下、個々のパラメータ値の設定について説明する。

(1) 核実験

M_{nt} は核実験データ⁽³⁾⁽¹⁰⁾⁽²⁹⁾⁽³⁴⁾とチェルノブイリ原発事故のデータ⁽³⁵⁾を基に1ヵ月毎に14の緯度帯毎に与えた。また、 $Y_{\text{cs}}=5.9$ [PBq/Mt]である⁽²⁸⁾。 F_{ss} と F_{ts} は核爆発の場所(緯度)と爆発規模に依存している。爆発規模と放射性物質の対流圏への放出割合との関係⁽³⁰⁾(Fig.14参照)を基に、核実験の行われた地点の緯度帯毎に F_{ss} と F_{ts} の値を設定した。

(2) 大気圏

$k_{i,j}$ の値の設定に関しては、地球科学における既存の研究結果等を参照してまずそのオーダー値を設定し、最終的に ^{137}Cs の降下量の実測値に最も合うように許容される変動範囲内でフィッティングにより設定した。成層圏間の $k_{i,j}$ の値は、成層圏大気の輸送と循環に関する既存の研究結果^{(20)(36)～(40)}を基に推定した。

成層圏における大気の大規模循環モデルは、BrewerとDobsonが提案したモデル(Brewer-Dobson循環モデル⁽³⁶⁾⁽³⁷⁾)があり、また、放射性核種のトレーサーやオゾンの観測によって成層圏において赤道から極方向へ向かうラグランジュ的大循環の存在が確認されている^{(38)～(40)}。 ^{185}W の成層圏での輸送速度が約20cm/secであるという研究報告⁽³⁸⁾から放射性粒子が赤道から極へ輸送されるのに要する時間を概算すると、約1.5年か

Table 3 Parameter values of transfer coefficients in the atmosphere, deposition rate on land or ocean surface and runoff rate from surface land to ocean [month⁻¹]

Parameter	Value of best-fitted coefficient in this study							Reported
Transfer coefficient in stratosphere	k _{1,2}	k _{2,3}	k _{3,4}	k _{4,5}	k _{5,6}	k _{6,7}	k _{7,8}	0.042 - 0.25 ⁽³⁷⁾⁽³⁹⁾
	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	
	k _{8,9}	k _{9,10}	k _{10,11}	k _{11,12}	k _{12,13}	k _{13,14}		
	0.125	0.125	0.125	0.125	0.125	0.125		
	k _{2,1}	k _{3,2}	k _{4,3}	k _{5,4}	k _{6,5}	k _{7,6}		
	0.125	0.125	0.125	0.125	0.125	0.125		
	k _{8,7}	k _{9,8}	k _{10,9}	k _{11,10}	k _{12,11}	k _{13,12}	k _{14,13}	
	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	0.083	
Transfer coefficient from stratosphere down to troposphere	k _{1,15}	k _{2,16}	k _{3,17}	k _{4,18}	k _{5,19}	k _{6,20}	k _{7,21}	0.021 - 0.167 ⁽²⁰⁾⁽²⁷⁾⁽³⁹⁾⁽⁴⁴⁾
	0.042	0.042	0.083	0.083	0.042	0.042	0.042	
	k _{8,22}	k _{9,23}	k _{10,24}	k _{11,25}	k _{12,26}	k _{13,27}	k _{14,28}	
	0.042	0.042	0.042	0.083	0.083	0.042	0.042	
Transfer coefficient in troposphere	k _{15,16}	k _{16,17}	k _{17,18}	k _{18,19}	k _{19,20}	k _{20,21}	k _{21,22}	0.833 - 8.33 ⁽³⁹⁾⁽⁴⁰⁾⁽⁴²⁾
	3.75	3.00	3.75	3.75	6.00	3.75	3.33	
	k _{22,23}	k _{23,24}	k _{24,25}	k _{25,26}	k _{26,27}	k _{27,28}		
	4.17	5.00	4.17	4.17	6.67	2.50		
	k _{16,15}	k _{17,16}	k _{18,17}	k _{19,18}	k _{20,19}	k _{21,20}		
	2.25	4.50	3.75	3.75	4.50	3.75		
	k _{22,21}	k _{23,22}	k _{24,23}	k _{25,24}	k _{26,25}	k _{27,26}	k _{28,27}	
	3.33	4.17	6.67	4.17	4.17	5.00	4.17	
Deposition rate on surface land	d _{15,29}	d _{16,30}	d _{17,31}	d _{18,32}	d _{19,33}	d _{20,34}	d _{21,35}	0.01 - 2.00 ⁽²⁹⁾⁽⁴⁷⁾⁽⁴⁴⁾
	0.10	0.50	0.53	1.02	1.20	0.19	0.48	
	d _{22,36}	d _{23,37}	d _{24,38}	d _{25,39}	d _{26,40}	d _{27,41}	d _{28,42}	
	0.61	0.21	0.27	0.37	0.18	0.017	0.20	
Deposition rate on surface ocean (SO)	d _{15,SO}	d _{16,SO}	d _{17,SO}	d _{18,SO}	d _{19,SO}	d _{20,SO}	d _{21,SO}	0.0 - 2.00 ⁽²⁹⁾⁽⁴⁷⁾⁽⁴⁴⁾
	0.09	0.56	1.1	0.0	0.0	0.0	1.6	
	d _{22,SO}	d _{23,SO}	d _{24,SO}	d _{25,SO}	d _{26,SO}	d _{27,SO}	d _{28,SO}	
	0.0	0.92	0.0	0.0	1.6	1.5	0.61	
Runoff rate from surface land to Deep Ocean (DO)	r _{29,SO}	r _{30,SO}	r _{31,SO}	r _{32,SO}	r _{33,SO}	r _{34,SO}	r _{35,SO}	0.1 - 5.0 ⁽⁴³⁾⁽⁴⁴⁾
	0.39	0.76	0.48	0.38	0.77	0.69	2.0	
	r _{36,SO}	r _{37,SO}	r _{38,SO}	r _{39,SO}	r _{40,SO}	r _{41,SO}	r _{42,SO}	
	2.5	0.92	0.28	0.52	2.9	1.9	0.46	

Table 4 Parameter values of transfer coefficients in surface and deep ocean [10⁻³ month⁻¹]

Parameter	Value of best-fitted coefficient in this study					Reported
	W _{43,44}	W _{44,43}	W _{45,44}	W _{45,46}	W _{46,45}	
transfer coefficient in surface ocean	3.7	11.3	4.65	3.1	2.8	0.008 - 8.3 ⁽¹¹⁾⁽⁶⁶⁾
	W _{46,48}	W _{47,46}	W _{47,43}	W _{47,48}	W _{48,45}	
	1.8	1.5	0.092	0.44	3.24	
transfer coefficient from surface down to deep ocean	W _{44,50}	W _{45,51}				
	6.86	6.22				
transfer coefficient in deep ocean	W _{50,51}	W _{51,52}	W _{51,54}	W _{52,54}	W _{54,53}	0.0008 - 0.83 ⁽¹¹⁾⁽⁶⁶⁾
	0.283	0.23	0.27	0.042	0.067	
transfer coefficient from deep up to surface ocean	W _{50,44}	W _{51,45}	W _{52,46}	W _{53,47}	W _{54,48}	
	0.067	0.1	0.092	0.092	0.067	

Table 5 Parameter values of sedimentation rate coefficients [month⁻¹]

Ocean block	Value used in this study	Reported ⁽⁷⁾
Arctic Ocean	0.166	0.083 ~ 0.332
North Atlantic Ocean	0.051	0.025 ~ 0.102
South Atlantic Ocean	0.051	0.025 ~ 0.102
Indian Ocean	0.051	0.025 ~ 0.101
North Pacific Ocean	0.047	0.023 ~ 0.093
South Pacific Ocean	0.047	0.023 ~ 0.093

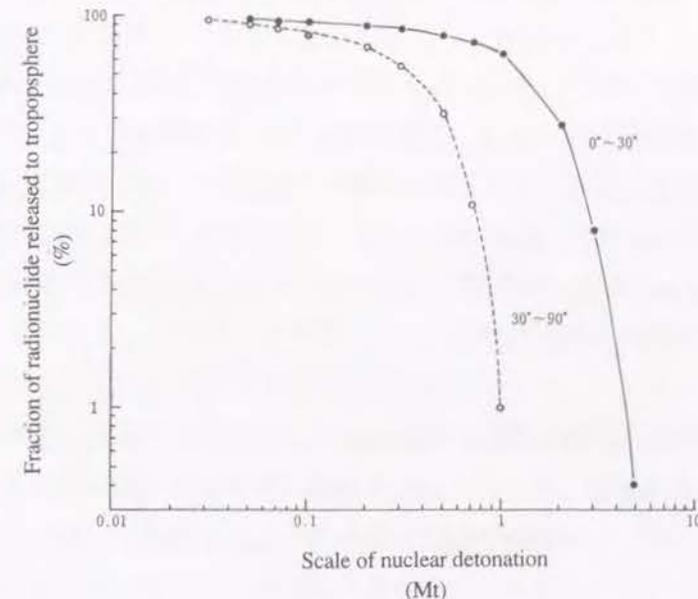


Fig.14 Fraction of radionuclide released to the troposphere⁽³⁰⁾

かることになる。以上をふまえて、本研究では成層圏での k_{ij} の値を約1.0 [month⁻¹]とし、極方向の k_{ij} の値は赤道方向より大きい値に設定した。

成層圏から対流圏への移行速度係数については、成層圏と対流圏の間の物質交換や成層圏での物質の滞留時間に関する研究成果を基にして推定する。成層圏と対流圏の境界は圏界面 (Tropopause) と呼ばれ、赤道地帯より極地帯の方がその高度が高く、そのために中緯度付近に不連続面が生じる。この不連続面の存在が成層圏から対流圏への物質の移行を引き起こすと考えられる⁽⁴¹⁾⁽⁴²⁾。また、成層圏での物質の滞留時間は1~2年と報告されている⁽⁴⁰⁾⁽⁴¹⁾。以上より、本研究では成層圏から対流圏への k_{ij} の値を0.5~1 [month⁻¹]の範囲とし、中緯度帯での値を他の緯度帯よりも大きく設定した。

対流圏中での移行速度係数は、成層圏中での空気とトレーサー物質の輸送に関する研究結果を基にして推定する。対流圏における子午線方向の輸送は、低緯度地域ではハドレー循環 (Hadley-cell circulation) によって、中緯度地域では卓越風によって引き起こされる⁽⁴¹⁾。また、南北各半球の対流圏中で物質が混合するのに要する時間のスケールは1カ月のオーダー⁽⁴⁰⁾で、南北半球間の物質交換に要する時間スケールは1~2年のオーダー⁽⁴³⁾と報告されている。以上より、本研究では南北各半球の対流圏間の k_{ij} の値を12 [month⁻¹]、南北各半球の対流圏間では1 [month⁻¹]と設定した。

対流圏への配分率 F_{is} によって対流圏に投入された¹³⁷Csの内、粒径の大きい巨大粒子 (Giant particle) は核実験後短時間の内に実験場に近しい地表面に降下すると考えられる。本研究では、核実験によって対流圏に放出された¹³⁷Csの内、 $(1-P_{res})$ の割合の¹³⁷Csが短時間で地表に降下し、大気の大循環によって地球規模の挙動を行うのは P_{res} の割合の¹³⁷Csであるとした。 P_{res} の値は、核実験による¹³⁷Csの総生成量と地球環境中の全存在量とのマスバランスを考慮して0.01とした。しかし、1986年4月に起こったチェルノブイリ原発事故の場合は、核実験の場合と比べて巨大粒子の生成は極めて少なく、生成された¹³⁷Cs粒子のほとんどは対流圏へ放出されたと考えられる。炉心での¹³⁷Cs生成量の13%が放出され、そのうち3%が周辺地域へ降下したという報告⁽²⁾があり、この報告値から事故によって放出された¹³⁷Csの約20%が巨大粒子として局所的に降下したものと考えられるので、この場合のみ $P_{res}=0.8$ とした。

(3) 陸圏

放射性核種は主に雨滴に捕捉される (wash-out) ことによって地表に降下する。よって本研究では、緯度幅10度毎に与えられた地球全体の年平均降水量と流出量データ⁽⁴⁴⁾を用いて d_{ij} の値を設定し、14の緯度帯毎に年降水量 (Table 6 参照) を各緯度帯の対流圏中の水蒸気量で除することによって、 r_{ij} の値を、緯度帯毎の年流出量 (Table 6 参照) を各緯度帯の陸圏表層での水の存在量で除することによって設定する。この際、ある緯度帯

Table 6 Annual water balance in each latitude zone⁽⁴⁴⁾(unit: 10¹² m³/year)

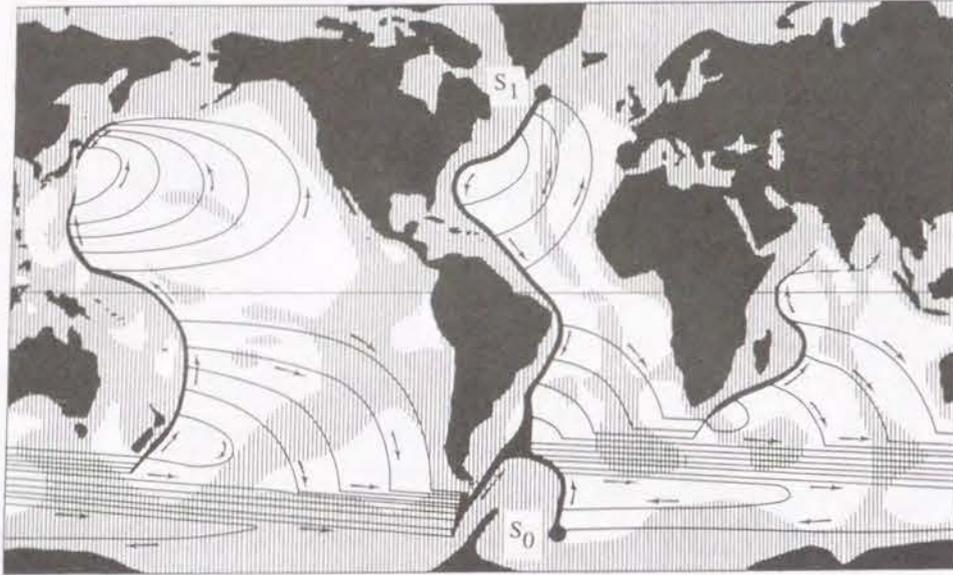
Latitude zone	Land			Ocean	
	Precipitation	Evaporation	Runoff	Precipitation	Evaporation
N90-70	0.775	0.299	0.476	1.726	1.302
N70-50	14.167	7.344	6.823	17.025	9.341
N50-40	8.811	6.258	2.553	18.917	13.834
N40-30	8.305	6.408	1.897	19.417	28.948
N30-20	9.214	5.520	3.694	17.962	39.113
N20-10	9.512	7.016	2.496	38.201	48.201
N10- 0	17.418	10.911	6.507	66.011	44.268
S 0-10	20.340	12.125	8.215	42.880	48.269
S10-20	11.150	8.381	2.769	36.371	56.192
S20-30	5.255	4.435	0.820	25.987	48.080
S30-40	2.761	2.071	0.690	29.197	41.056
S40-50	1.264	0.377	0.887	34.318	26.777
S50-60	0.209	0.081	0.128	25.424	14.096
S60-90	2.511	0.431	2.080	10.925	4.532
Total	111.692	71.657	40.035	384.362	424.009

において蒸発量が降水量より大きい場合は d_{ij} の値をゼロとする。UNESCOによると、大気圏中の水の存在量は13,000 km³、地表での水の存在量 (河川水) は1,200 km³である⁽⁴⁵⁾。本研究では、大気圏中の水蒸気および陸圏表層の水は均一に分布していると仮定し、その量は各コンパートメントの体積に比例して分割する。

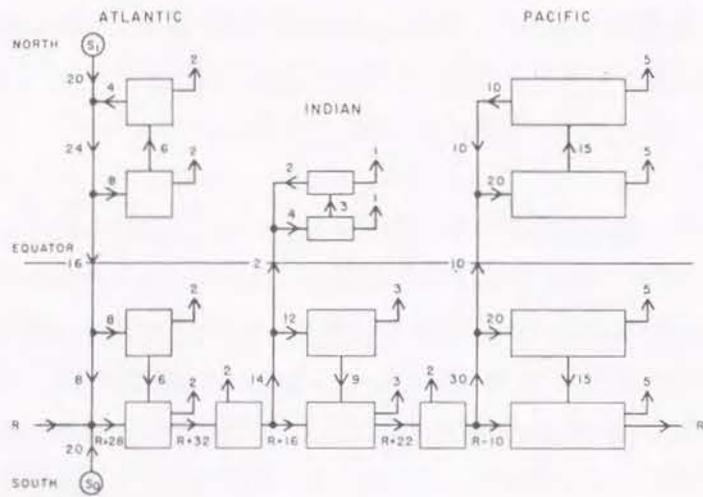
(4) 海洋

本研究において、海洋表層の海水の循環速度のオーダー⁽³²⁾を考慮し、海洋表層間での w_{ij} の値のオーダーを約 1×10^7 m³/secと設定した。また海洋表層から深層方向、海洋深層間での w_{ij} の値は、Stommelの海洋大循環モデル⁽³¹⁾⁽³²⁾ (Fig.15 (a) (b) 参照) で用いられた海水の流速設定値⁽³²⁾を基に設定した。Stommelのモデルによれば、海水は北大西洋の北部と、南極大陸の縁 (ウェデル海とロス海) で深層へ沈み込み、そこからアフリカ大陸の南側をまわって、一部はインド洋へ入って表層へ湧昇し、残りはさらに東に進んで太平洋へ入って表層へ湧昇して最終的には南極環海に戻ってくる。

海水中に放出された放射性核種は、海水中の堆積物粒子に収着されて沈降する。¹³⁷Csは海水中の粒子への収着性が弱いがある種の粘土鉱物格子に収着される⁽⁴⁶⁾。従って本研究では、海洋へ移行した¹³⁷Csの内30%が粒子に取り込まれて沈降するものとした。 s_{ij} の値は、粒子状放射性希土類元素の沈降速度の調査結果⁽⁴⁷⁾を基に設定した。 s_{ij} の設定値を報告値の変動幅とともにTable 5に示す。



(a) Pattern of the abyssal circulation⁽³¹⁾ (S_0 is the source of Antarctic Bottom Water, S_1 source of North Atlantic Deep Water)



(b) Schematic budget of transports in various portions of the world ocean⁽³²⁾ (numbers represent transports in units of $10^6 \text{ m}^3/\text{sec}$).

Fig.15 Stommel's model of the abyssal circulation of the world ocean.

3.4 考察

3.4.1 モデルの検証

3.3で構築したモデルにより、各陸圏コンパートメントへの ^{137}Cs の降下率を計算し、その実測値⁽²²⁾との比較を試みた。計算の結果を実測値の存在する緯度帯についてFig.16(a)~(j)に示す。また、北太平洋表層での ^{137}Cs 濃度も計算し、日本近海の太平洋での実測値⁽⁴⁸⁾とともにFig.17に示す。計算値は実測値と比較的よく一致しているが、北半球の各緯度帯での ^{137}Cs の降下率については、その計算値のピークが実測値よりも約1年早く現れる。そこで、計算値と実測値の偏差を解析することにした。各緯度帯毎の計算値と実測値の残差2乗和を比較するために、次式に示すような、平均残差2乗和(本研究ではARSSと呼ぶ)を用いる。

$$\text{ARSS} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - Y_i)^2 \quad (12)$$

ここで、 y_i : ある緯度帯において時刻*i*に測定された ^{137}Cs 降下率 [$\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{month}$]

Y_i : ある緯度帯において時刻*i*での ^{137}Cs 降下率計算値 [$\text{Bq}/\text{m}^2 \cdot \text{month}$]

n : ある緯度帯における ^{137}Cs 降下率の測定時点数

実測値の数は、緯度帯ごとに違うので、 n の値は緯度帯によって異なる。Table 7に各緯度帯毎のARSSの値を示す。Table 7から、本研究で構築したモデルによる ^{137}Cs 降下率の相対的な推定精度は、北半球の緯度帯より南半球の緯度帯の方が高いことがわかる。

計算値と測定値のこれらの偏差の原因を明かにするためには、数値シミュレーションで用いたパラメータについて検証する必要があるので、次にパラメータの感度解析を行う。

Table 7 The average residual sum of squares (ARSS) between the measured data and the predicted value from model for each latitude zone.

	N70-90	N50-70	N40-50	N30-40	N20-30	N10-20	N0-10	S0-10	S10-20	S20-30	S30-40	S40-50	S50-60	S60-90
ARSS	-	2100	160	210	100	-	24	-	42	11	6	7	6	-

3.4.2 パラメータ感度解析

本研究で構築したモデルを構成するパラメータの内、 ^{137}Cs の降下率の推定に大きな影響を及ぼすと考えられる、大気圏での移行速度係数 k_{ij} 、対流圏から陸圏・海洋表層への降下率 d_{ij} 、 ^{137}Cs の対流圏残留率 P_{res} について感度解析を行う。これらのパラメータの感度を、以下に述べるようにパラメータ値を3種類に変化させることによって評価する。つ

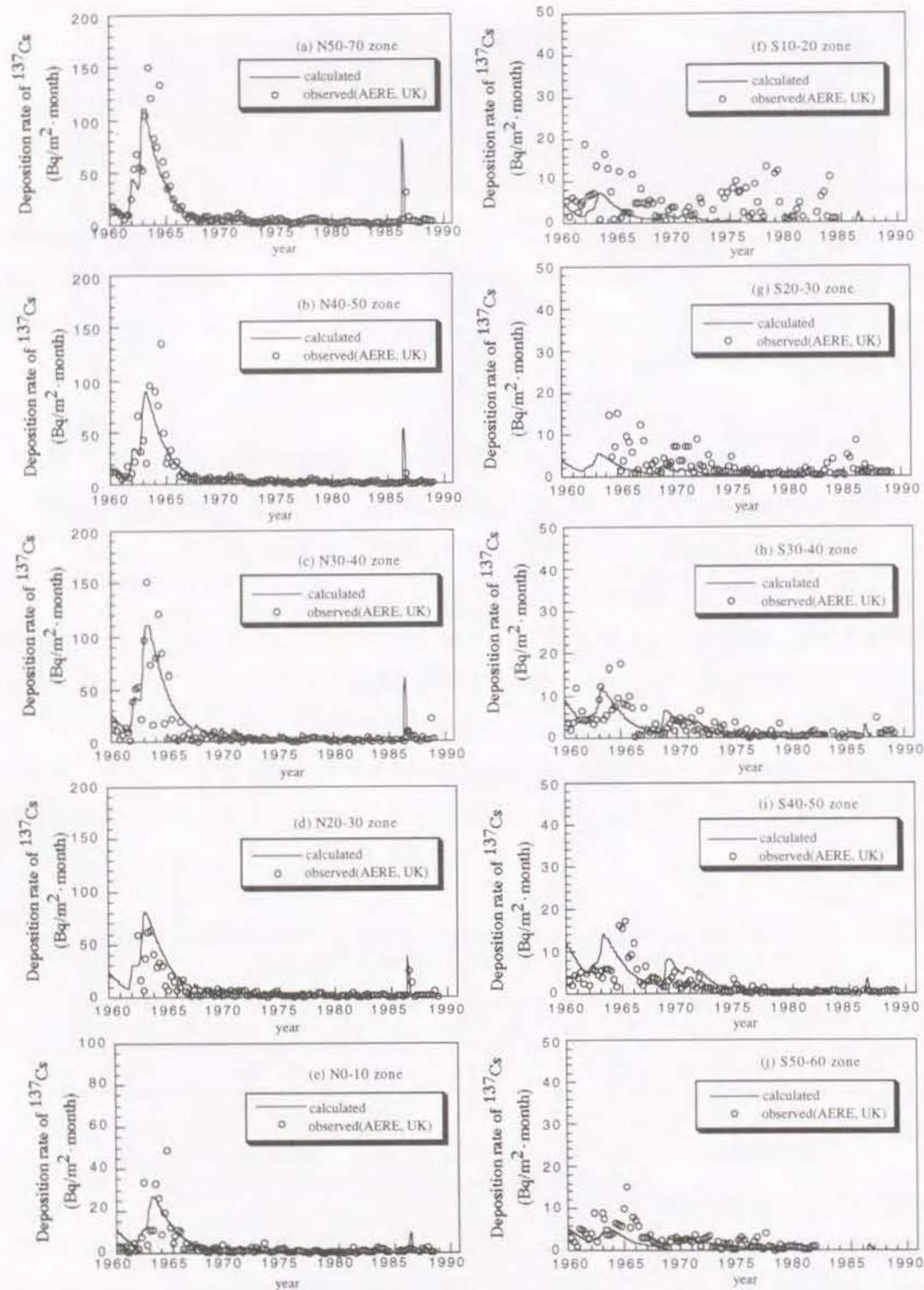


Fig.16 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs deposition in different latitude zones.

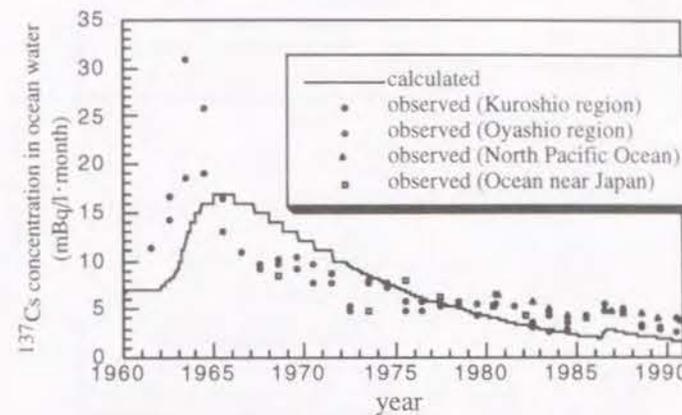


Fig. 17 Comparison between the calculated (in North Pacific Ocean) and observed (in North Pacific Ocean near Japan) ^{137}Cs concentrations.

まり、 k_{ij} と d_{ij} については、Table 3 で設定した値、設定値の 2 倍、設定値の 0.5 倍の値に変化させて、 P_{res} については、3.3 (2) で設定した値、設定値の 10 倍、設定値の 0.1 倍に変化させて感度解析を行った。Fig.18 (a) ~ (e)、Fig.19 (a) (b) にその結果の一部を示す。感度解析の結果、 k_{ij} の内、成層圏から対流圏への移行速度係数と対流圏から陸圏・海洋表層への降下率が、 ^{137}Cs の降下量に大きな影響を及ぼすことがわかった。しかし、これらのパラメータは、時間や季節に依存しないと仮定して設定しているため、感度解析に用いた 3 種類のパラメータ値は ^{137}Cs の降下率のピーク時には影響を及ぼさなかった。 ^{137}Cs の対流圏残留率 P_{res} は、 ^{137}Cs の降下量にほとんど影響を及ぼさなかったが、これは核爆発によって ^{137}Cs の大部分が成層圏へ放出され、地表に降下する ^{137}Cs のほとんどが成層圏からゆっくり移行してきたものであることを示している。

3.4.3 大気圏内循環の季節変動

大気の大循環には季節による変動がある。中緯度地帯の圏界面の高度は冬から春にかけて上がるので、それによって ^{137}Cs の成層圏から対流圏の移行量が増大する可能性がある⁽⁴²⁾。また、ハドレー循環と呼ばれる対流圏での循環も季節によってその循環パターンを変え、夏や秋では赤道をはさんで 2 つのハドレー循環が存在し、その境界によって南北半球間の ^{137}Cs の移行はあまり盛んではないが、冬から春にかけてハドレー循環は赤道をまたがった 1 つの循環となり南北半球間の ^{137}Cs の移行が増大する⁽⁴¹⁾。しかし本研究では、成層圏、対流圏での移行係数にこれらの季節変動を考慮していない。よって 3.4.1 で述べた ^{137}Cs の降下率の計算値と実測値のピーク時間の不一致は、この季節変動が原因である可能性がある。そこで、中緯度帯での成層圏から対流圏への移行速度係数に上記の

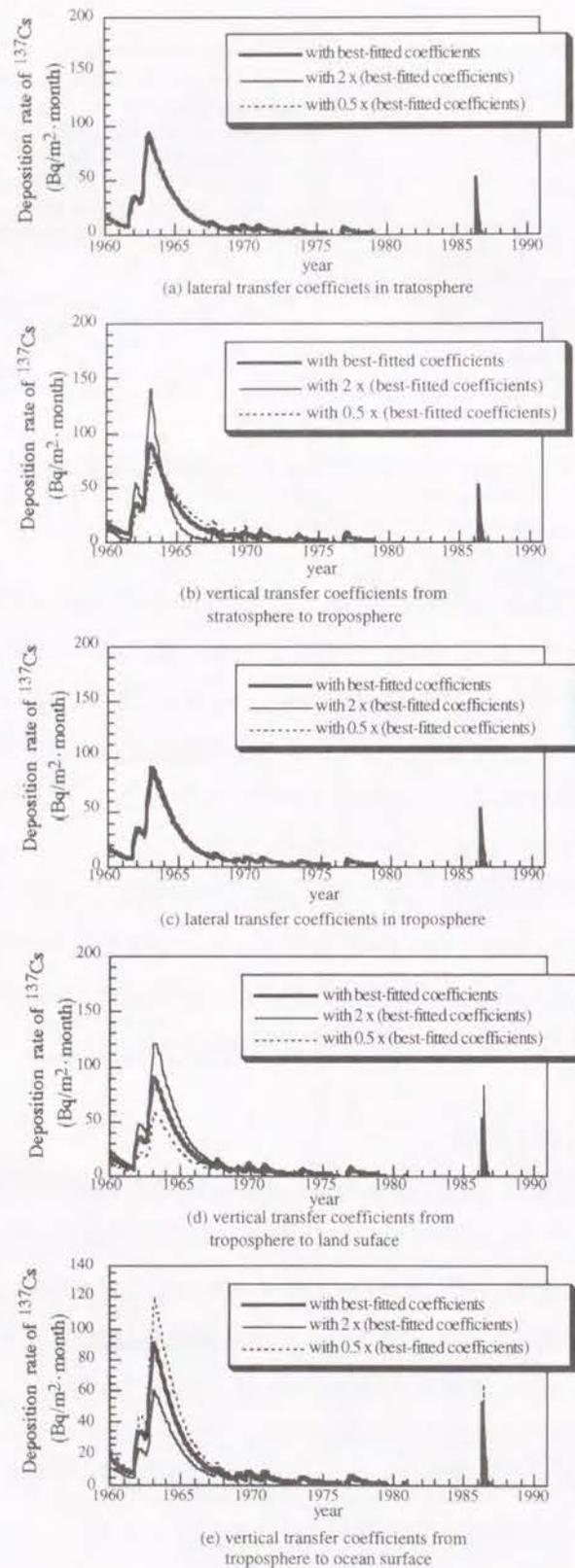


Fig. 18 Sensitivity analysis of transfer coefficients for the N40-50 zone

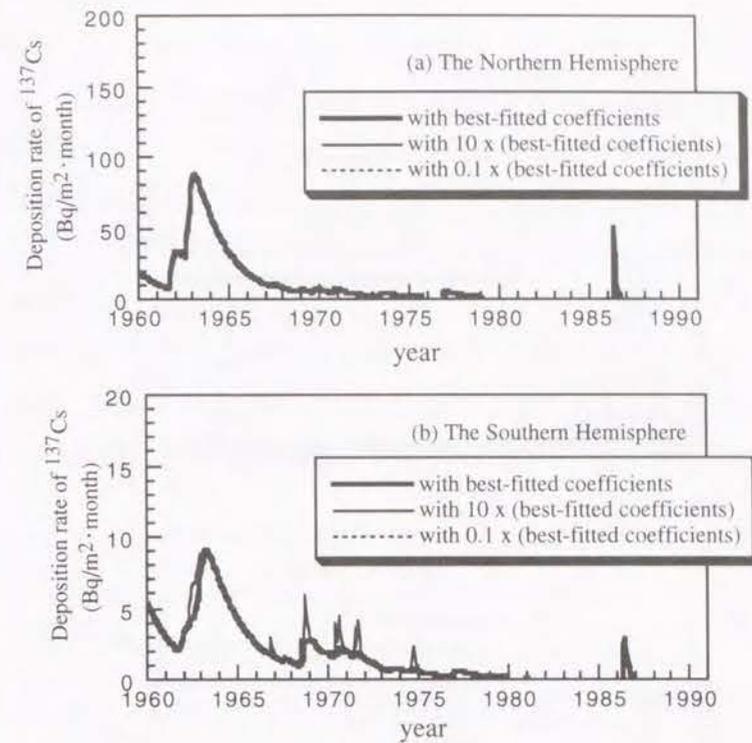


Fig. 19 Sensitivity analysis of fraction of ^{137}Cs remained in the troposphere for the total ^{137}Cs deposition in each Hemisphere

季節変動を取り入れて次式のように変化させ、数値シミュレーションを行った。

$$k_{i,j} = k_{i,j}^* \left[1 + \sin \left\{ \frac{2\pi(t+1)}{12} \right\} \right] \quad (13)$$

式 (13) において、 $k_{i,j}^*$ [month⁻¹] は構築したモデルで設定したパラメータ値 (Table 3 参照) で、 t は時間 [month] である。数値シミュレーションの結果の一部を Fig.20 (a) ~ (c) に示す。Fig.20をみればわかるように、移行パラメータに季節変動を取り入れてもピーク時の不一致に対して改善はみられない。対流圏での赤道をはさむ移行速度係数に対して季節変動を取り入れて数値シミュレーションを行っても同様の結果が得られた。本研究で用いる ^{137}Cs の実測降下量データのサンプリング頻度は3カ月に1回⁽²²⁾なので、各季節に実測データが1個しかない。よってたとえモデルに大気循環における季節変動を取り入れたとしても、その計算値を実測値と比較することは困難である。従って、本研究で構築するモデルに季節変動を考慮する必要はないものと思われる。

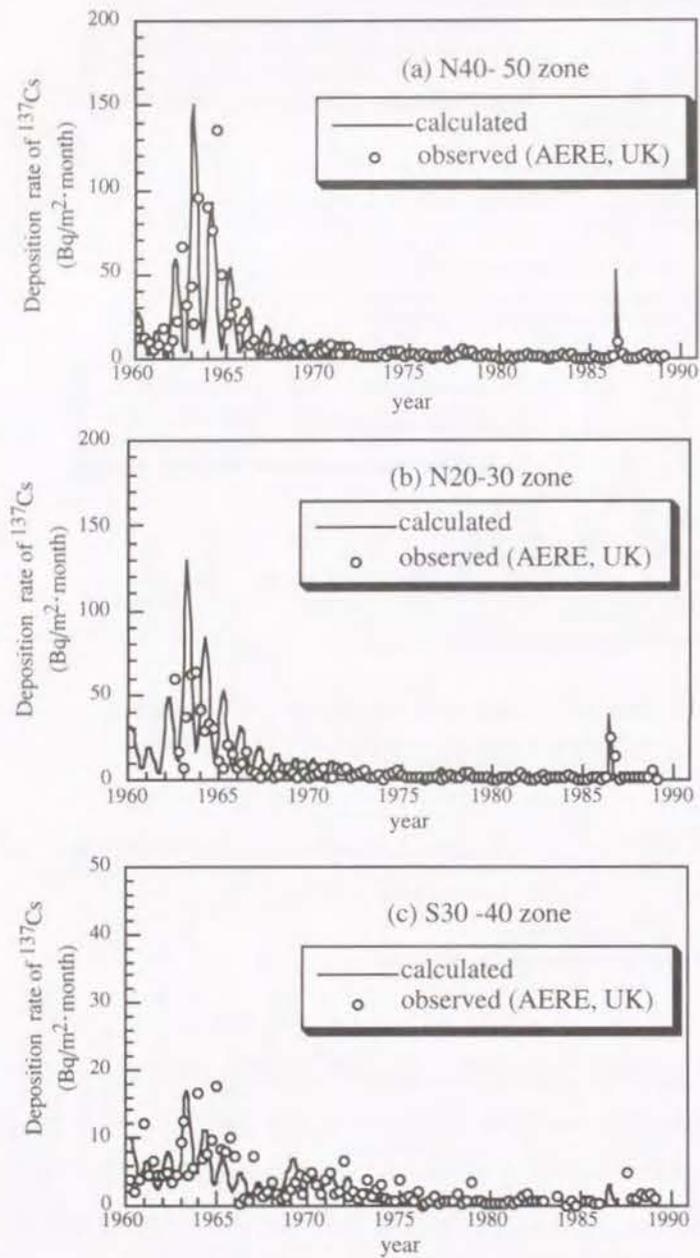


Fig.20 Comparison between the calculated and observed ¹³⁷Cs deposition. The seasonal variation was incorporated into the transfer coefficients from the stratosphere to the troposphere.

3.4.4 ⁹⁰Srへの適用

本研究で構築したモデルを⁹⁰Srに適用して数値シミュレーションを行い⁹⁰Srの降下率の算出を試みた。その際、単位核爆発規模当たりの⁹⁰Srの生成量を3.9 [PBq/Mt]⁽²⁸⁾とする以外はモデルのパラメータの設定値は変更しない。各緯度帯毎に⁹⁰Srの降下率を算出し、米国の環境測定研究所 (Environmental Measurement Laboratory: EML) によって測定されたモニタリングデータ^{(4) (19) (26) (27)}と比較した。その結果を実測値の存在する緯度帯についてFig.21 (a) ~ (l) に示す。また、北太平洋表層での⁹⁰Sr濃度も算出し、日本近海の太平洋での実測値⁽⁴⁸⁾と比較した (Fig.22 参照)。⁹⁰Srに適用した場合でも、その数値シミュレーション結果は¹³⁷Csの場合と同様に実測値とよく一致し、本研究で構築したモデルは、大気圏での⁹⁰Srの地球規模の動態やその降下の評価にも適用できるといえる。

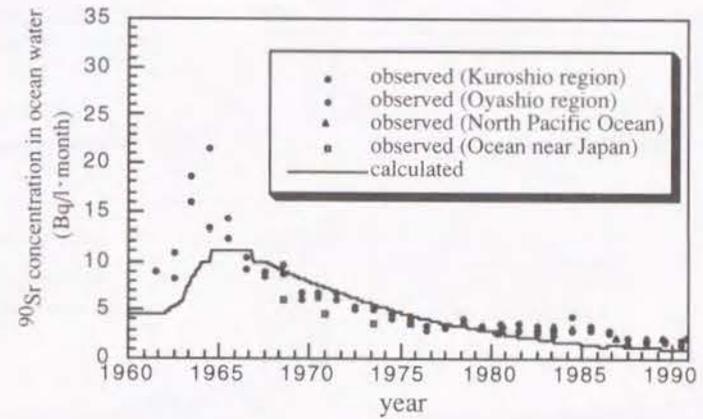


Fig. 22 Comparison between the calculated (in North Pacific Ocean) and observed (in North Pacific Ocean near Japan) ⁹⁰Sr concentration

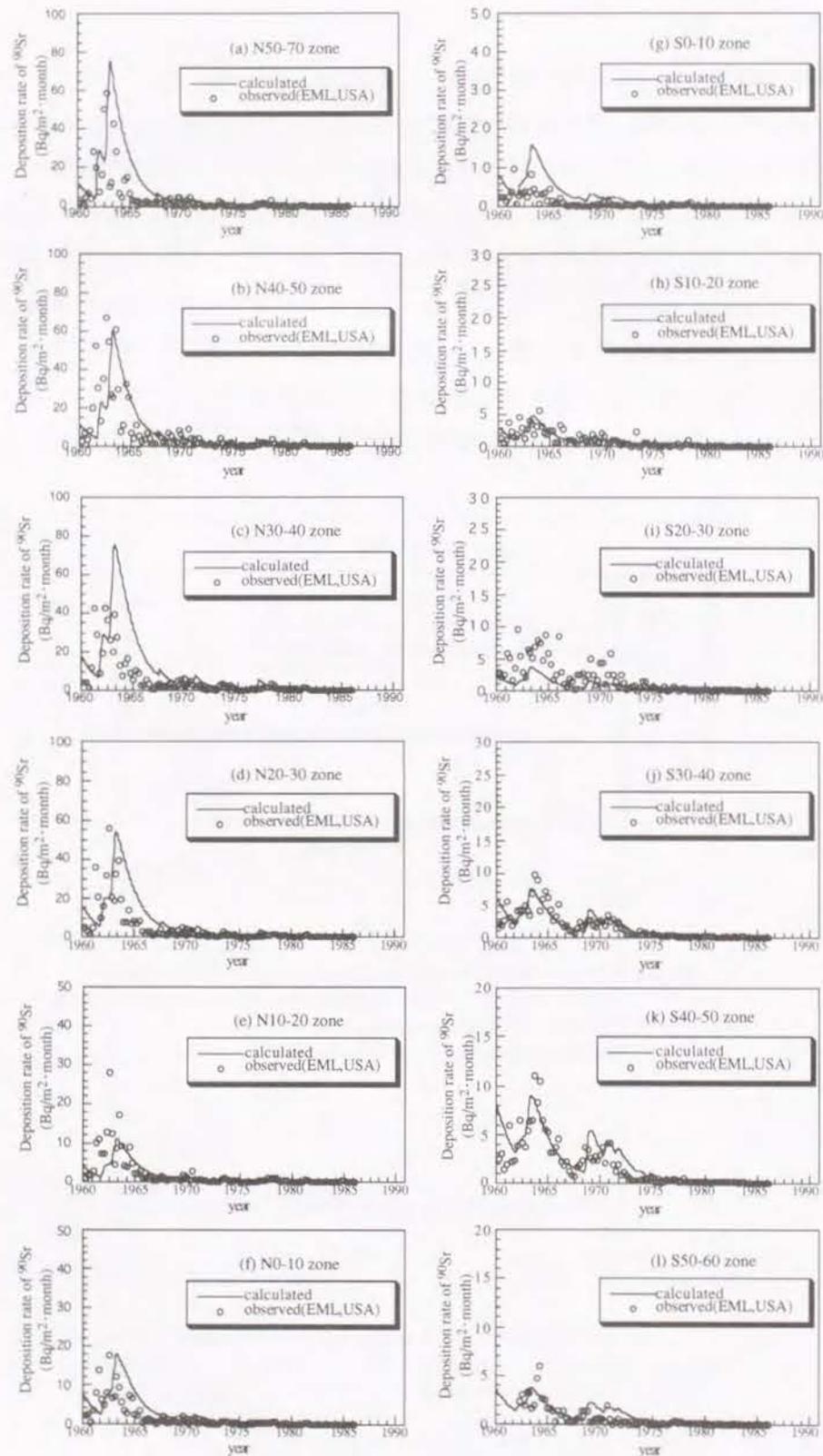


Fig.21 Comparison between the calculated and observed ^{90}Sr deposition in different latitude zones.

3.5 結論

本章では、核実験によって放出された ^{137}Cs が大気圏に拡散し、陸圏や水圏に降下するまでの地球規模の動態を評価するモデルを構築した。本章の研究で得られた主要な結論を以下に要約する。

- (1) ^{137}Cs の降下パターンは緯度に依存し、経度方向の変化は相対的に小さい。
- (2) ^{137}Cs の降下量は主に核実験の行われた緯度に依存する。
- (3) ^{137}Cs の降下量がピーク値をとる時間には緯度帯によって有意な差が認められる。
- (4) 本研究で構築した数学モデルは核実験によって放出された ^{137}Cs の大気中での地球規模の動態とその降下特性の大略を把握するために使用することができる。
- (5) 構築したモデルに含まれるパラメータの内、成層圏から対流圏への移行速度係数と対流圏から地表・海洋表層への移行速度係数が ^{137}Cs の地表への降下に支配的な影響を及ぼす。
- (6) 大気圏での ^{137}Cs の移行に季節変動を取り入れても、 ^{137}Cs の地表への降下にはほとんど影響を及ぼさなかった。
- (7) 本研究で構築した数学モデルは、核実験によって放出された ^{90}Sr の地球規模の挙動を把握する際にも適用できる。

第4章 ^{137}Cs の地球環境における分配と蓄積の解析

4.1 はじめに

大気圏内核実験は、1945年7月の開始から1980年まで世界各地の核実験場で行われ、その回数は合計423回、総核分裂規模は約220Mtにも及ぶ⁽³⁾ (Table 1 参照)。第3章で示したように、これらの核実験によって大気圏に放出された放射性核種は、地球規模に輸送され、陸圏や水圏へと移行し蓄積されてきた。本章では、第3章で構築した地球規模の放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下量を評価するモデルを用いて、 ^{137}Cs が地球環境の各要素、即ち成層圏、対流圏、陸圏、水圏にどのように分配・蓄積されてきたかを分析する。

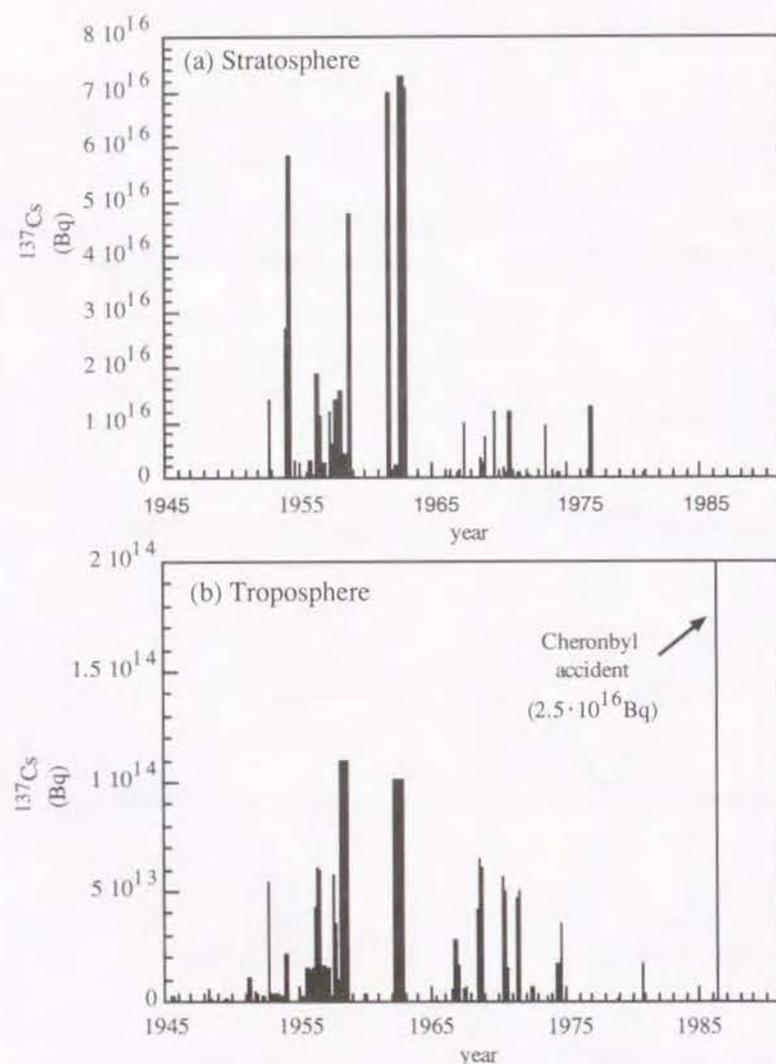


Fig. 23 ^{137}Cs released to the atmosphere

4.2 ^{137}Cs の地球環境への放出

核実験によって生成される核分裂生成物の内、 ^{137}Cs は単位核爆発あたり 5.9 PBq/Mt 生成される⁽²⁸⁾。生成された ^{137}Cs の内、粒径の大きなもの (Giant particle) は、重力降下により短時間の内に爆発地点の近くの地表に降下するが、微細な粒子は大気圏へと放出され、核爆発の規模や緯度によって決まった割合⁽³⁰⁾ で成層圏と対流圏へ分配される。核爆発の規模が大きいと爆発によって生じる火球の大きさが大きくなり、成層圏まで届く割合が大きくなる。本研究で用いる放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下量を評価するモデルにおいて、核爆発によって放出される ^{137}Cs 量は、核爆発量 [Mt] に単位核爆発当たりの ^{137}Cs 生成量 (5.9 PBq/Mt) を乗じて計算され。放出された ^{137}Cs は、核実験の行われた場所に属する緯度帯の対流圏、成層圏に核実験毎の爆発規模によって定まる割合で供給される (Fig.14 参照)。ここで、対流圏へ投入された ^{137}Cs の内、粒径の大きいものが核実験後、短時間の内に地表に降下するので、実際に対流圏へ放出される量は投入量の1%であるとした。また、1986年4月に起こったチェルノブイリ原発事故では、放出された ^{137}Cs はすべて対流圏へ投入され、その20%が巨大粒子として直ちに地表に降下し、80%が対流圏に放出されたもの⁽²⁾ とする (第3章 3.3.3.2 参照)。Fig.23 (a) (b) に、成層圏、対流圏に放出された ^{137}Cs の推定量の経年変化を示す。成層圏に放出された ^{137}Cs 量は対流圏に比べて100倍以上大きく、地球環境中へ放出された ^{137}Cs はそのほとんどが成層圏へインプットされるとみなせる。放出量は1963年までに行われた核実験によるものが大きく、特に1954年、1960年、1961~62年での放出量が著しく大きく、これは Table 1 からわかるように、それぞれの年に行われた大規模な核実験によるものである。

4.3 ^{137}Cs の大気圏・陸圏・水圏への分配と蓄積の解析

4.3.1 ^{137}Cs の大気圏・陸圏・水圏への分配と蓄積を評価するモデル

地球環境システムは、Fig.24に示すように7つの構成要素から成っている。本研究では、第3章で構築した地球規模の放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下量を評価するモデルを用いる。このモデルは、Fig.12、13に示すように、地球大気と地表面を14の緯度帯領域に、海洋を6つの領域 (北極海、北大西洋、南大西洋、インド洋、北太平洋、南太平洋) に分割したコンパートメントモデルである。このモデルで設定した環境要素にさらに、14の緯度帯領域の陸圏深層と6つの海洋底 (堆積物) のコンパートメントを加え、合計74個のコンパートメントとし、 ^{137}Cs の各環境構成要素への量的な配分と蓄積を評価する。

モデルは各コンパートメント毎に ^{137}Cs の存在量を従属変数にした常微分方程式群で記述される。成層圏、対流圏、海洋表層、海洋深層のコンパートメントに対する支配方程式は、それぞれ第3章 3.3.2における式 (5)、(6)、(10)、(11) で表される。陸圏表層、陸圏

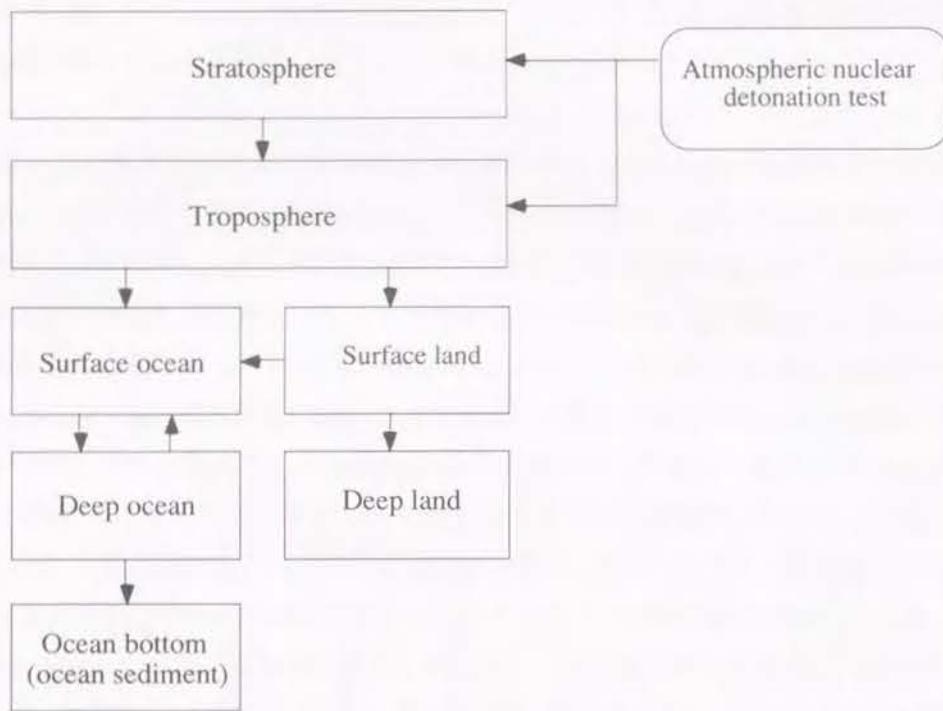


Fig.24 Global environmental system (arrows in the figure show the flow of ^{137}Cs)

深層のコンパートメントに対する支配方程式はそれぞれ次式 (14)、(15) で表される。

$$\frac{dM_i}{dt} = \sum_j d_{j,i} M_j - \sum_j r_{i,j} M_i - (\lambda_{\text{phys}} + \lambda_{\text{env}}) M_i \quad (i \neq j) \quad (14)$$

$$\frac{dM_i}{dt} = \lambda_{\text{env}} M_j - \lambda_{\text{phys}} M_i \quad (i \neq j) \quad (15)$$

式 (14)、(15) において、 λ_{env} は環境減衰速度係数 [month^{-1}] で、地表に降下した ^{137}Cs が雨水等によって土壌の深部へと運び去られる速度を表す。 λ_{env} は分配係数を用いて次の様に決定する。放射性核種の鉛直方向の浸透速度は、

$$v = v_w / \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\} \quad (16)$$

と書ける⁽⁴⁹⁾。

ここに、 v_w : 土壌水の浸透速度 [cm/month]

k_d : 分配係数 [ml/g]

θ : 土壌水分量 [ml/cm^3]

ρ_a : 土壌粒子のみかけの密度 [g/cm^3]

よって、地表面に降下したフォールアウトが厚さ L [cm] の表層土壌中に滞留する平均時

間 T_{soil} は、

$$T_{\text{soil}} = L / [v_w / \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\}] \quad (17)$$

となる。耕耘により耕作土壌が完全混合されるとみなすと、環境減衰速度係数 λ_{env} は、平均滞留時間 T の逆数として次のように与えられる。 λ_{env} は、雨水等により深部土壌へ運び去られることによる放射性核種の耕作土壌からの減少効果を表す。

$$\lambda_{\text{env}} = v_w / L \{1 + (\rho_a k_d / \theta)\} \quad (18)$$

v_w は、浸透が平均的に進むと仮定すると、月平均降雨量を R [cm/month]、蒸発散率を e [-] として、

$$v_w = \beta_{\text{sat}} (1-e) R / \theta \quad (19)$$

と表すことができる。ここに β_{sat} [-] は、有効降雨 $(1-e) R$ [cm/month] の内、地下浸透する割合を表す係数である。

また、海洋底のコンパートメントに対する支配方程式は次式で表される。

$$\frac{dM_i}{dt} = s_{i,\text{sink}} M_j - \lambda_{\text{phys}} M_i \quad (i \neq j) \quad (20)$$

ここで、 $s_{i,\text{sink}}$ は、第 i コンパートメントから海洋底 (海洋堆積物) への沈降率 [month^{-1}] である。

4.3.2 数値シミュレーション

構築した ^{137}Cs の地球環境への分配と蓄積を評価する数学モデルにより数値シミュレーションを行う。評価対象期間を 1945~90 年の 46 年間とし、数値シミュレーションは 1 ヶ月単位に実行した。初期条件として、1945 年以前において、全環境構成要素中の ^{137}Cs 存在量をゼロとした。数値シミュレーションに必要なパラメータは、第 3 章で設定した値を用いるが (Table 3~5 参照)、環境減衰速度係数と海洋底への沈降速度係数については次のように設定した。環境減衰速度係数は、月毎に各緯度帯毎に定め、 R には各緯度帯における陸圏への降水量データ⁽⁴⁴⁾を用い、降水の 50% が蒸発散すると仮定し $e=0.5$ とした。また $\beta=0.7$ 、 $\rho_a=1.3$ [g/cm^3]、 $\theta=0.5$ [ml/cm^3] と仮定した (Table 8 参照)。海洋底への沈降速度係数については、海洋表層、海洋深層での沈降速度係数と同じ値に設定した (Table 5 参照)。

Table 8 Parameter values of ^{137}Cs percolation through soil

Parameter	Value used in this study	Reported	
k_d	[ml/g]	6000	200 ~ 17000 ⁽⁵⁷⁾
ρ_a	[g/cm ³]	1.3	0.7 ~ 1.8 ⁽⁵¹⁾⁽⁷⁵⁾
θ	[ml/cm ³]	0.5	0.2 ~ 0.8 ⁽⁵¹⁾
e	[-]	0.5	0.2 ~ 0.9 ⁽⁵¹⁾
β_{sat}	[-]	0.7	0.6 ~ 0.9 ⁽⁷⁰⁾⁽⁷¹⁾

4.4 考察

4.4.1 地球環境全体の ^{137}Cs の分配と蓄積

構築したモデルによって算出した地球全体の ^{137}Cs の存在量と、Fig.24で示した7つの環境構成要素中の ^{137}Cs の存在量の経年変化を、それぞれFig.25 (a) ~ (h) に示す。

Fig.25 (a) からわかるように、 ^{137}Cs の地球全体での存在量は、1952年後半から急激に増大し、1962年12月にピークに達し、その後 ^{137}Cs の物理的崩壊効果によりゆるやかに減少している。この減少速度より速い存在量の減少は、当該領域から ^{137}Cs が運び出されていることを、より遅い減少はその領域へ ^{137}Cs が運び込まれていることを意味する。1990年12月の時点で地球環境中に、約530 [PBq] の ^{137}Cs が存在し、その90%以上が海洋の堆積物中に蓄積されていると推定された。Fig.26 (a) ~ (f) に ^{137}Cs の各環境要素への分配比を示す。Fig.26から ^{137}Cs が年を追うごとに海洋の堆積物へ蓄積されていくのがわかる。また、陸圏深層へ移行する ^{137}Cs の量は他の領域への移行量と比べて小さく、その分配比は全体に対してはほとんどゼロに近い。

Fig.25 (b) ~ (h) から、各環境構成要素中の ^{137}Cs の存在量は、それぞれピーク時を持っていることがわかる。ピークに達するのは、成層圏が最も早く、次いで対流圏、陸圏表層、海洋表層、海洋深層、陸圏深層、海洋底の順でピークが現れる。成層圏で ^{137}Cs の存在量がピークに達してから、陸圏深層において ^{137}Cs の存在量がピークに達するまでに約5年、海洋底での ^{137}Cs の存在量がピークに達するまでに約17年の遅れがある。

また、陸圏深層と海洋底に移行する ^{137}Cs の存在量がピークに達してからの減少はゆるやかで、 ^{137}Cs が陸圏や水圏中に今後も長く留まる可能性を示している。

成層圏でのピーク時の ^{137}Cs 存在量は対流圏のピーク時の量より約10倍大きいのが、これはTable 1からわかるように1961~62年に行われた核実験の規模が大きく成層圏に放出される割合が大きかったためと考えられる。

4.4.2 大気圏での ^{137}Cs の分配と蓄積

成層圏、対流圏での ^{137}Cs の各緯度帯への分配比をTable 9に示す。成層圏では、 ^{137}Cs 存在量の約90%が北半球に蓄積され、高緯度帯ほどその分配比が大きい。特に、N90-70、N70-50、N50-40、N40-30ゾーンでの蓄積量が1965年以降、成層圏全体の80%以上を占めている。対流圏においても、北半球に70%以上が蓄積されているが、北半球において最も分配比が大きいのはN70-50ゾーンとなっている。Table 1からわかるように、 ^{137}Cs の環境への放出量のほとんどは、1954~62年の核実験によるものであるが、これらの実験はほとんどが北半球の核実験場で行われている⁽³⁴⁾ことから、 ^{137}Cs の大気圏での分配が北半球に多くなっている。また、成層圏に比べて対流圏の方が、北半球高緯度地帯以

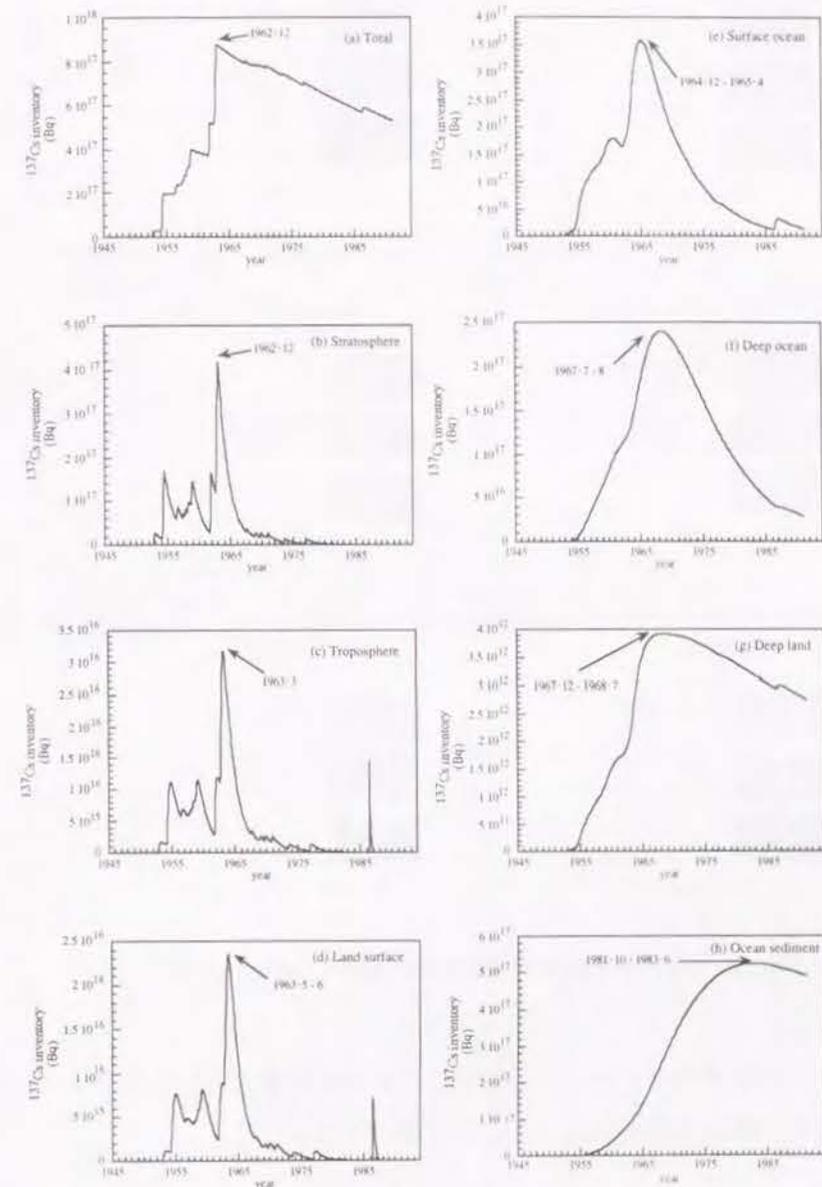


Fig.25 ^{137}Cs inventory in each compartment of the global environment.

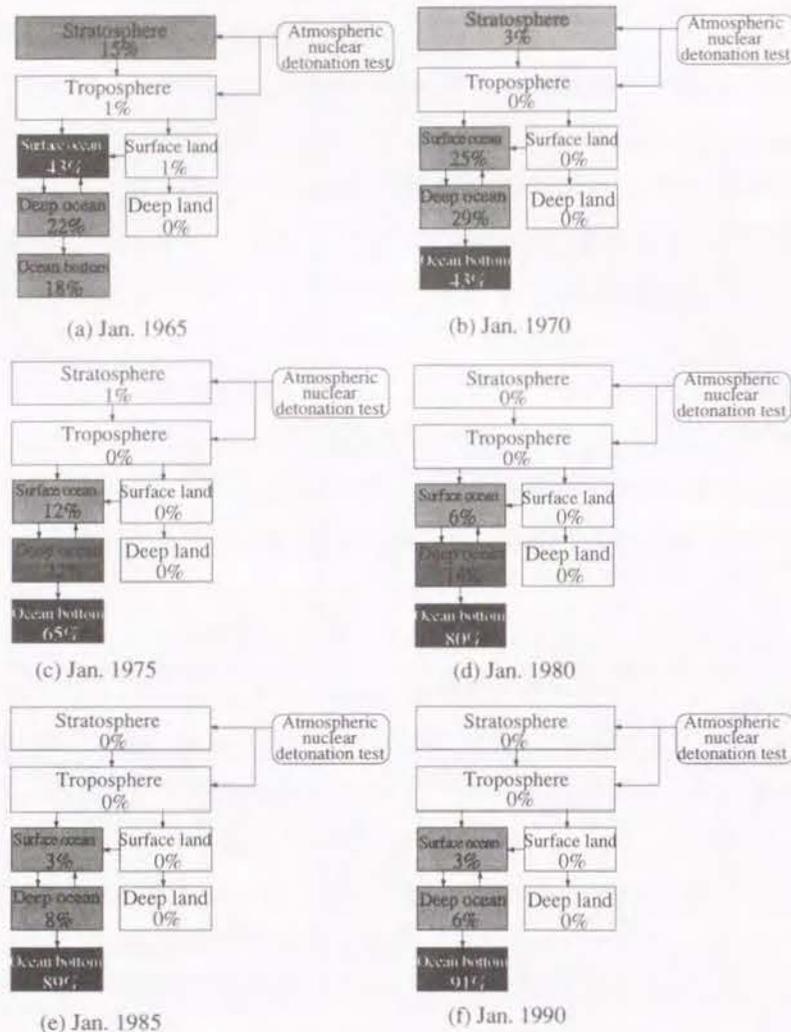


Fig. 26 Distribution of ^{137}Cs in the Global environment

外の緯度帯への分配が大きくなっているが、これは成層圏より対流圏の方が大気の流れが激しく、物質の輸送速度が大きいことが原因である。

4.4.3 陸圏での ^{137}Cs の分配と蓄積

陸圏表層と深層での ^{137}Cs の各緯度帯への分配比を Table 10 に示す。陸圏表層、深層ともに ^{137}Cs 存在量の約 80% 以上が北半球に蓄積されている。陸圏表層では、N40-30 ゾーンでの分配比が最も大きく、次いで N70-50、N50-40、N30-20 ゾーンで大きい。陸圏深層でも表層とはほぼ同様に北半球高・中緯度帯での分配が大きくなっている。赤道地帯で

Table 9 Relative inventory of ^{137}Cs in the atmosphere

	Jan.1965		Jan.1970		Jan.1975		Jan.1980		Jan.1985		Jan.1990	
	SS	TS	SS	TS	SS	TS	SS	TS	SS	TS	SS	TS
N90-70	48	21	22	14	30	15	40	18	41	18	40	17
N70-50	28	26	23	21	23	20	25	24	25	23	24	22
N50-40	12	14	26	13	15	12	13	13	12	13	12	12
N40-30	6	9	10	9	9	9	7	9	6	9	6	9
N30-20	3	6	4	6	6	6	6	6	5	6	5	6
N20-10	2	6	2	7	3	7	4	7	3	7	3	7
N10-0	1	4	1	5	1	5	2	5	2	5	2	5
S0-10	0	3	1	5	1	5	1	4	1	4	1	4
S10-20	0	3	2	5	2	5	1	4	1	4	1	4
S20-30	0	2	3	3	4	4	0	2	1	3	1	3
S30-40	0	2	2	3	2	3	0	2	1	3	1	3
S40-50	0	1	2	3	1	3	0	2	0	2	1	3
S50-60	0	2	1	4	1	4	0	2	1	3	1	3
S60-90	0	1	1	2	2	2	1	2	1	2	2	2
Total (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
(PBq)	121	122	21.1	2.53	5.54	0.63	1.68	0.17	0.13	0.13	0.0057	0.0006

(SS: Stratosphere, TS: Troposphere)

Table 10 Relative inventory of ^{137}Cs in the land

	Jan.1965		Jan.1970		Jan.1975		Jan.1980		Jan.1985		Jan.1990	
	SL	DL	SL	DL	SL	DL	SL	DL	SL	DL	SL	DL
N90-70	7	4	4	4	5	4	6	4	6	4	6	4
N70-50	21	24	18	24	17	24	19	24	19	24	19	25
N50-40	19	14	19	14	18	14	18	14	18	14	18	14
N40-30	32	19	31	19	32	19	33	19	32	19	31	19
N30-20	11	17	13	17	12	17	12	17	12	17	12	16
N20-10	2	3	2	3	3	3	2	3	2	3	2	3
N10-0	1	6	2	6	2	6	2	6	2	6	1	6
S0-10	1	6	1	6	1	6	1	6	1	6	1	6
S10-20	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
S20-30	3	1	5	1	5	1	3	1	4	1	5	1
S30-40	1	2	3	2	3	2	2	2	2	2	3	2
S40-50	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1
S50-60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S60-90	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Total (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
(PBq)	10.7	0.0036	1.99	0.0039	0.53	0.0037	0.15	0.0034	0.011	0.003	0.0005	0.0028

(SL: Surface land, DL: Deep land)

は、陸圏表層で1%しか分配されていないのに対して、深層においては6%の分配となっている。これは、 ^{137}Cs の陸圏表層から深層への移行を雨水による浸透モデル(式(16)~(19)参照)を用いて計算しているため、赤道地帯の降水量の多さが深層への分配を大きくしたからである。

4.4.4 水圏での ^{137}Cs の分配と蓄積

海洋表層、深層、海洋底(堆積物)での ^{137}Cs の各緯度帯への分配比をTable 11に示す。海洋においては表層、深層、海洋底ともに、北太平洋への分配が最も大きく、次いで北大西洋、インド洋、南太平洋、南大西洋、北極海の順で大きい。大気圏、陸圏と同様に北半球の海洋に大部分が分配されている。食料としての水産資源のほとんどが生産される海洋表層において、1990年1月の時点で海洋表層中の ^{137}Cs 存在量の54%が北太平洋に、19%が北大西洋に、15%がインド洋に分配されている。

Table 11 Relative inventory of ^{137}Cs in the ocean

Ocean	Jan.1965			Jan.1970			Jan.1975			Jan.1980			Jan.1985			Jan.1990		
	SO	DO	SD															
Arctic	3	4	9	1	2	9	1	1	7	1	0	6	1	0	6	1	1	6
North Atlantic	24	29	26	19	29	28	16	25	28	15	23	27	12	21	27	19	23	26
South Atlantic	3	5	6	4	4	5	5	5	5	5	5	5	6	6	5	4	5	5
Indian	14	15	19	15	14	16	18	15	16	19	16	16	20	16	16	15	15	16
North Pacific	51	40	33	52	45	36	51	47	38	51	48	40	51	49	40	54	49	41
South Pacific	5	7	7	7	6	6	9	7	6	9	8	6	10	8	6	7	7	6
Total (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
(PBq)	357	187	147	192	230	333	89	161	464	41	94	518	16	49	520	17	32	496

(SO: Surface Ocean, DO: Deep Ocean, SD: Sediment)

4.4.5 ^{90}Sr への適用

第3章で構築した地球規模の放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下量を評価するモデルが ^{90}Sr にも適用できることは3.4.6で既に述べた。本章でも同様に、 ^{137}Cs の地球環境における分配と蓄積を評価するモデルを ^{90}Sr に適用して数値シ

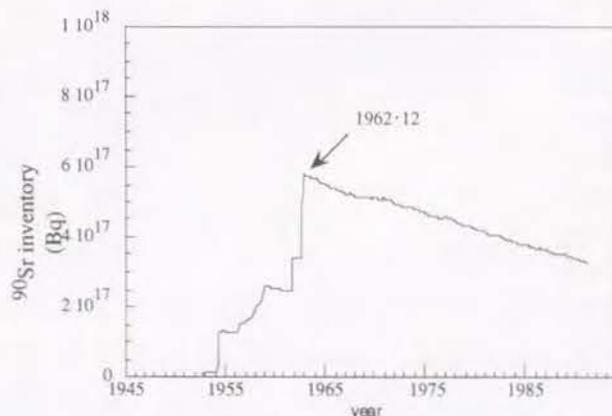


Fig.27 Total ^{90}Sr inventory in the global environment

ミュレーションを行い、 ^{90}Sr の分配と蓄積の解析を試みた。その際、単位核爆発当たりの ^{90}Sr の生成量を3.9 [PBq/Mt]⁽²⁸⁾、 ^{90}Sr の土壌への分配係数 k_d を30 [ml/g]とする以外はモデルのパラメータ値は変更しない。数値シミュレーションの結果、各構成要素中の ^{90}Sr の存在量の経年変化は ^{137}Cs とほぼ同様の変化パターンを示し、それぞれのピーク時も同じであった。各構成要素でのコンパートメント毎の分配比も ^{137}Cs とほぼ同様であった。Fig.27に地球全体の ^{90}Sr の存在量の経年変化を、Fig.28 (a)~(f)に ^{90}Sr の各環境要素への分配比を示す。

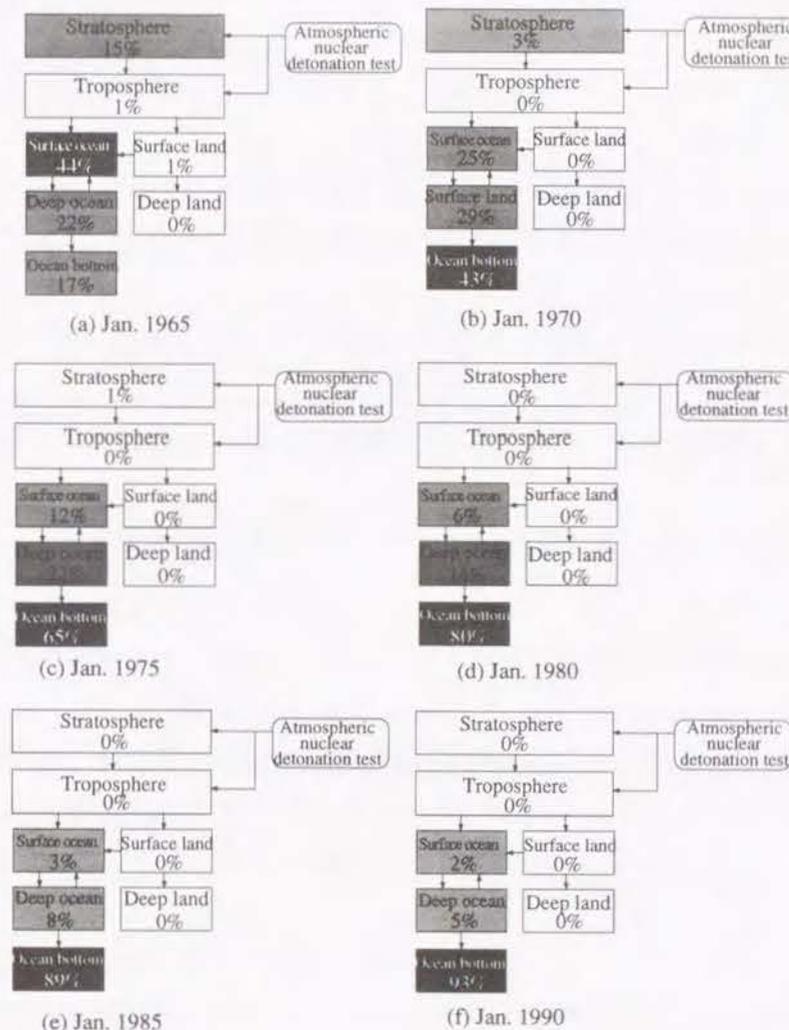


Fig. 28 Distribution of ^{90}Sr in the Global environment

4.5 結論

本章では、地球規模の放射性フォールアウト¹³⁷Csの降下量を評価するモデルを用いて、¹³⁷Csが地球環境中の大気圏、陸圏、水圏にどのように分配・蓄積されてきたかを分析した。本章で得られた結論を以下に要約する。

- (1) ¹³⁷Csの地球全体での存在量は、1952年後半から急激に増大し、1962年12月に最大となり、その後ゆるやかに減少している。
- (2) 地球環境中の成層圏での¹³⁷Cs存在量がピークに達してから陸圏深層に移行した¹³⁷Csの存在量がピークに達するまでに約5年、海底(堆積物)に移行した¹³⁷Cs存在量がピークに達するまでに約17年の遅れがある。
- (3) 1990年12月の時点での¹³⁷Csの蓄積量は、地球全体で約530 [PBq]で、その90%以上が海洋の堆積物中に蓄積されると推定される。
- (4) 大気圏、陸圏において、¹³⁷Csは北半球での蓄積量が80%以上を占め、特に北半球中・高緯度帯における蓄積量が大部分を占めている。水圏においては、北太平洋、北大西洋、インド洋への分配が大きい。
- (5) 陸圏深層や海洋堆積物に蓄積する¹³⁷Csの量は近年においてもその減少はゆるやかで、今後も環境中に長く留まると推定される。
- (6) 核実験により供給された¹³⁷Csの地球上での最終的な移行先は陸圏深層と海洋底である。
- (7) ⁹⁰Srの地球上での量的分配と蓄積についても¹³⁷Csとほぼ同じ動態を示すと推定される。

第5章 わが国における放射性フォールアウトの土壌・農産物への移行と蓄積の解析

5.1 日本のモニタリングデータによる土壌・農産物への移行パラメータの決定

5.1.1 はじめに

大気圏内に放出された放射性核種による環境の広域微量汚染が長期にわたって人々の健康にどのような影響を及ぼすかを評価するためには、人につながる経路上を輸送される放射性核種量を評価する上で重要なパラメータの値を蓄積しておく必要がある。放射性核種による公衆の内部被曝線量を評価する方法には、フォールアウトから食品を経て人間に至る経路上の全てのパラメータを1つのパラメータに統合して評価する方法と、放射性核種の移行を種々の経路に沿って順次モデル化する方法とがある。前者においては、評価に必要なパラメータとして、例えば降下量-食品摂取量換算係数が用いられる⁽⁵²⁾。後者においては、評価に必要なパラメータは多数になり、前者に比べてモデルも複雑になる。しかし、環境の広域微量汚染が人に及ぼす影響の構造を理解し、影響を低減する方法等について検討するためには、後者の方法が必要である。

食品摂取経路による内部被曝線量を評価する上で特に重要な経路は、農産物を介する移行経路である。秋田市(1983~85年)における¹³⁷Cs経口摂取量の食品別割合の報告⁽⁵³⁾から、農産物経由の¹³⁷Cs経口摂取量は全経口摂取量の50%以上を占めていることが概算される。農産物を介する経路には、(フォールアウト)→(土壌)→(農産物)→(人間)の経路すなわち農産物経根吸収経路と、(フォールアウト)→(農産物)→(人間)の経路すなわち農産物直接沈着経路とがある。前者は放射性核種の降下量が少ない期間で、また後者は降下量が多い期間で特に重要であることが報告されている⁽¹⁵⁾⁽²⁹⁾⁽⁵⁴⁾。本章では、放射線医学総合研究所が"Radioactivity Survey Data in Japan"⁽⁸⁾として報告し続けている環境放射能モニタリングデータ等に基づいて、⁹⁰Srおよび¹³⁷Csの土壌・農産物への移行経路に関連するパラメータのわが国における値を定めることを目的にしている。

5.1.2 土壌・農産物への移行パラメータ

農産物経根吸収経路に関連するパラメータでは、土壌水(地下水)から土壌への放射性核種の収着の強さを表す分配係数と、放射性核種の土壌から植物(農産物)への移行の容易さを表す経根移行係数とが特に重要である⁽¹⁵⁾⁽⁵⁴⁾⁽⁵⁵⁾。経根移行係数は、海水中に含まれる放射性核種が海産物に移行する程度を表す、いわゆる濃縮係数に相当し、海水を構成する化学種や濃度組成が比較的安定しているのに対して、土壌や土壌水では環境要因

によって大きく変動することから、その値が大きく変動し得ることが知られている。分配係数値も同様に、その測定方法(カラム法とバッチ法)や土壌の種類によって変わること(56)(57)、経根移行係数値が植物の種類によって変わること(58)、その変動特性を解明したり(56)~(59)、パラメータ値の変動範囲を把握したりする(57)(58)(60)等の研究例は多い。海産物に対する放射性核種の濃縮係数が、野外調査から得られた値と、実験室内で得られた値との間で一致しないことがあるとの研究成果(55)(61)はよく知られている。しかし、分配係数や経根移行係数ではそのような知見は十分に整理されておらず、とりわけ分配係数については実験室において測定されたものが圧倒的に多い。生態学的な時間スケールで人の健康リスクを評価しようとする場合には、分配係数や経根移行係数についても、長期の野外モニタリングデータに基づいて、その数値を把握することが望ましい。

農産物直接沈着経路に関連するパラメータでは、葉面遮断によってフォールアウトが植物に捕捉される割合を表す係数と葉面に沈着した放射性核種の農産物の可食部への転流率とが重要である(50)(62)が、これらのパラメータに関しては、室内実験、野外調査ともに研究例(63)~(66)が少なく、とりわけ個々の農産物については研究例(66)に限られている。また ^{90}Sr に比べて、 ^{137}Cs は土壤に降下するとその約85%が土壤に強く固定され(50)、農産物に経根吸収される割合が小さく、農産物への移行は直接沈着経路が重要となる。よって、直接沈着に関連するパラメータ(直接沈着係数)についても、モニタリングデータ等に基づいて農産物についての数値を把握する必要がある。

本研究では、以上にあげた3つのパラメータ、分配係数、直接沈着係数、経根移行係数に注目する。

5.1.3 土壤-農産物経路における ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分布

"Radioactivity Survey Data in Japan"に報告されている ^{90}Sr 、 ^{137}Cs のモニタリングデータを用いて、農産物経路上にある環境構成要素中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分布特性を解析した。毎月の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs フォールアウトデータ(8)を都道府県別に、1963年から1991年まで積分して得た累積 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 降下量をFig.29(a)(b)に示す。累積降下量の分布は ^{90}Sr 、 ^{137}Cs ともに大太平洋側に比べて日本海側の方が多いことが既に報告されている(67)が、本研究でも同様の結果が得られた。1990年夏(6~8月)の土壤中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の平均実測値の分布をそれぞれFig.30(a)(b)に示す。土壤中濃度はモニタリングが開始された1963年から現在に至るまで ^{137}Cs 濃度の方が ^{90}Sr より大きくなっている。1990年夏の時点での深さ5cmまでの表層土壤中濃度の分布(Fig.30参照)は ^{90}Sr 、 ^{137}Cs ともに北海道、日本海側、茨城で比較的大きく、フォールアウト累積量分布(Fig.29参照)と類似している。

都道府県毎に測定された農産物の可食部中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度から全国平均値を算出し、ダ

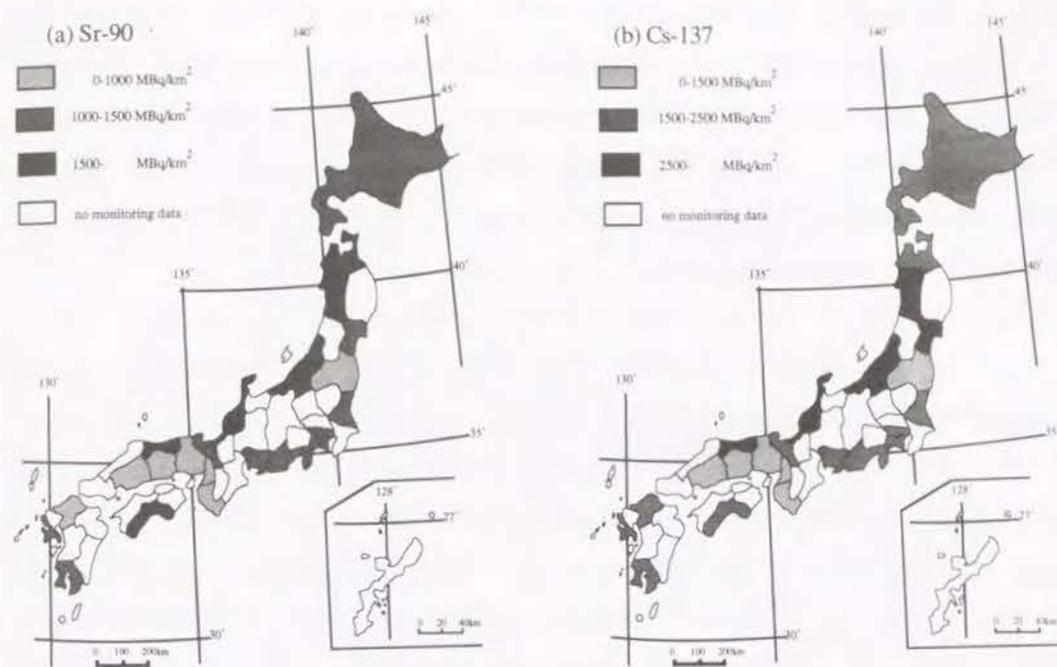


Fig.29 Distribution of cumulative fallout radionuclide (1963 - 1991)

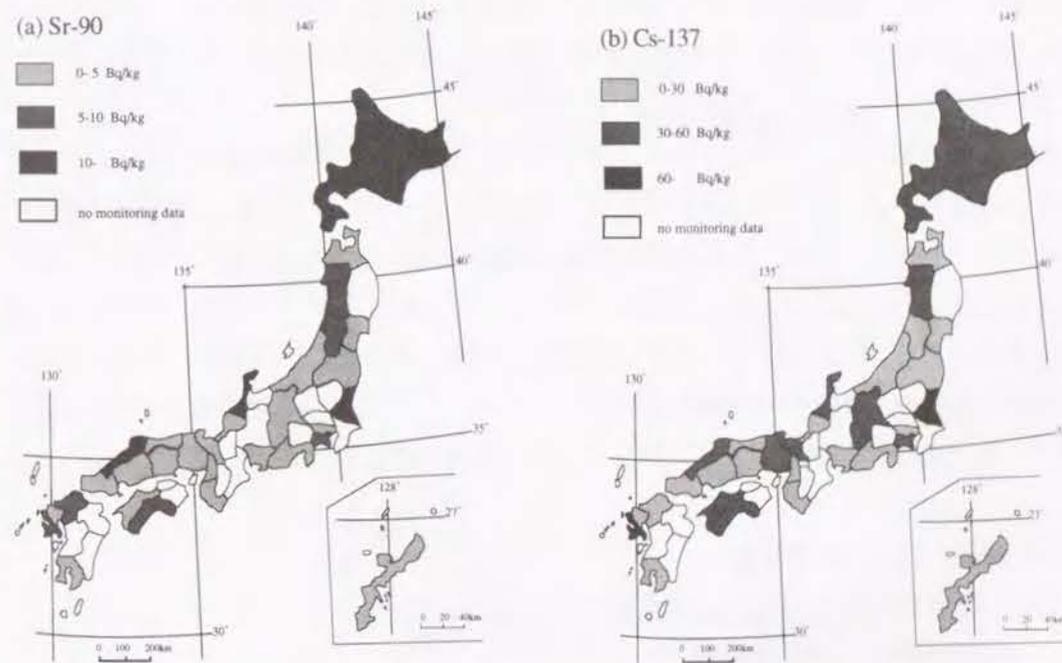


Fig.30 Distribution of radionuclide concentration in soil in summer of 1990

ダイコン、ホウレンソウ、白米中濃度の経年変化を Fig.31 (a) (b) (c) に示す。ダイコン (根菜) 中濃度は、全期間を通じて ^{90}Sr の方が ^{137}Cs より大きい (Fig.31 (a) 参照)。畑作地では ^{137}Cs はほとんどが土壤に吸着・固定された形態で存在し⁽⁶⁸⁾、経根吸収は ^{90}Sr に比べて小さい^{(54) (68)} ことが知られている。根菜の地表 (葉) 部に直接沈着した ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の可食部 (根部) への転流率は小さく (甜菜で約1%以下)⁽⁶⁴⁾ 無視できるので、根菜中の核種濃度は経根吸収される核種量を反映していると考えられる。

ホウレンソウ (葉菜) 中濃度はフォールアウトの大きい期間は ^{90}Sr と ^{137}Cs はほぼ同じで、フォールアウトが小さくなる1970年代以降は ^{90}Sr の方が大きい (Fig.31 (b) 参照)。葉菜は葉部が可食部であるのでフォールアウトが大きい期間は直接沈着による影響も大きいと考えられる。 ^{137}Cs は、 ^{90}Sr に比べて経根吸収が小さいのに加えて、経根吸収分の10%程度しか転流しない⁽⁵⁰⁾。一方、 ^{90}Sr は経根吸収分の50~90%が葉や茎に転流する⁽⁵⁰⁾ ことから、フォールアウトが少ない期間には、葉菜中では ^{90}Sr 濃度の方が ^{137}Cs 濃度より大きくなると思われる。白米 (穀物) 中濃度は全期間を通じて ^{137}Cs の方が大きい (Fig.31 (c) 参照)。水田では、 NH_4^+ の存在下で ^{137}Cs は土壤水中に遊離するものが増える⁽⁶⁸⁾ ため、 ^{137}Cs の経根吸収の効果が大きくなる。経根吸収された ^{90}Sr は穀粒 (白米) へは2%程度しか転流しない⁽⁵⁰⁾ のに対して、 ^{137}Cs は約10%が転流する⁽⁵⁰⁾ こと、さらに穂部に直接沈着した ^{90}Sr の穀粒 (白米) への転流率が1%以下である⁽⁶⁹⁾ のに対して、 ^{137}Cs では約10%が転流する⁽⁶⁹⁾。これらの効果により ^{137}Cs の白米中濃度が ^{90}Sr より大きくなっているものと考えられる。

農産物中濃度のモニタリング地点は少なく、各作物中濃度の地域分布を詳細に分析することは難しいので、ここでは大まかな分布特性を述べるにとどめる。1990年秋時点のダイコン、ホウレンソウ、白米中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の都道府県分布をそれぞれ Fig.32 (a) (b) (c)、Fig.33 (a) (b) (c) に示す。ダイコン中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs はともに北海道、太平洋側に比較的多く分布している。ホウレンソウ中濃度は、 ^{90}Sr では分布に偏りは見られず、 ^{137}Cs では四国と九州の太平洋側 (高知、宮崎) で大きくなっている。白米中濃度は、 ^{90}Sr は北海道、中部、北陸、九州で大きく、 ^{137}Cs は岩手と鹿児島が比較的大きくなっている。

5.1.4 環境パラメータの決定

5.1.4.1 数学モデル

(1) 放射性核種の土壌への移行

大気圏内核実験によって大気中に放出された放射性核種の一部は、核爆発による上昇気流に乗って対流圏、さらには成層圏にまで運ばれ、大気移動にともない地球規模に分散し長時間にわたって地表に降下する。地表に降下した放射性核種は、雨水の浸透等

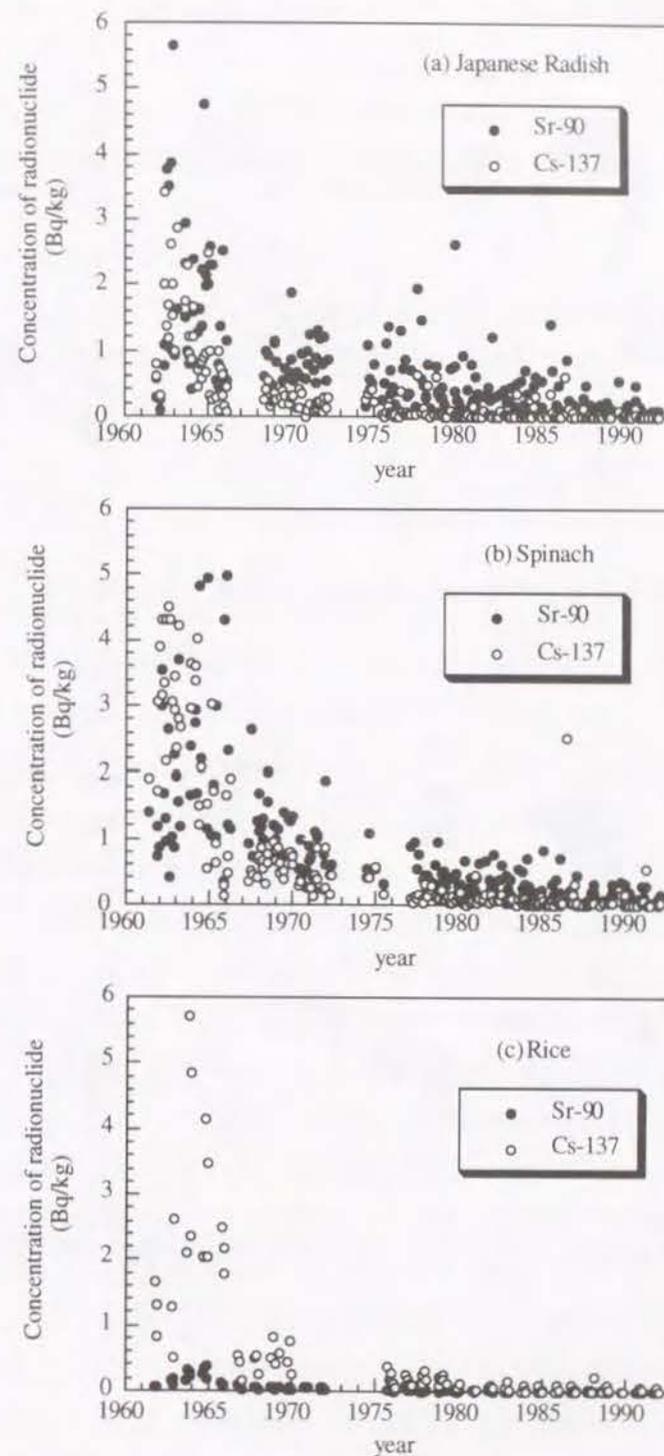


Fig. 31 The observed ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in each crop in Japan

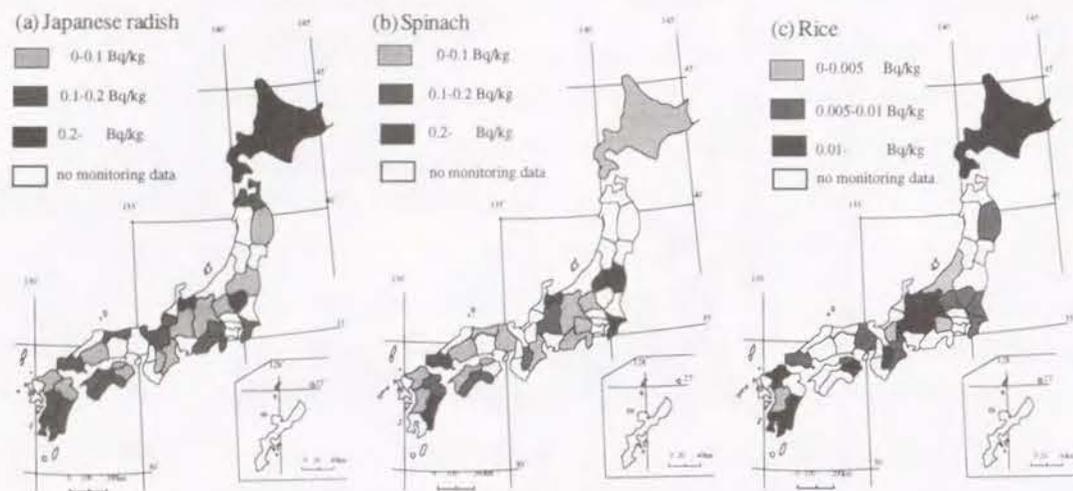


Fig.32 Distribution of ^{90}Sr concentration in crop in autumn of 1990

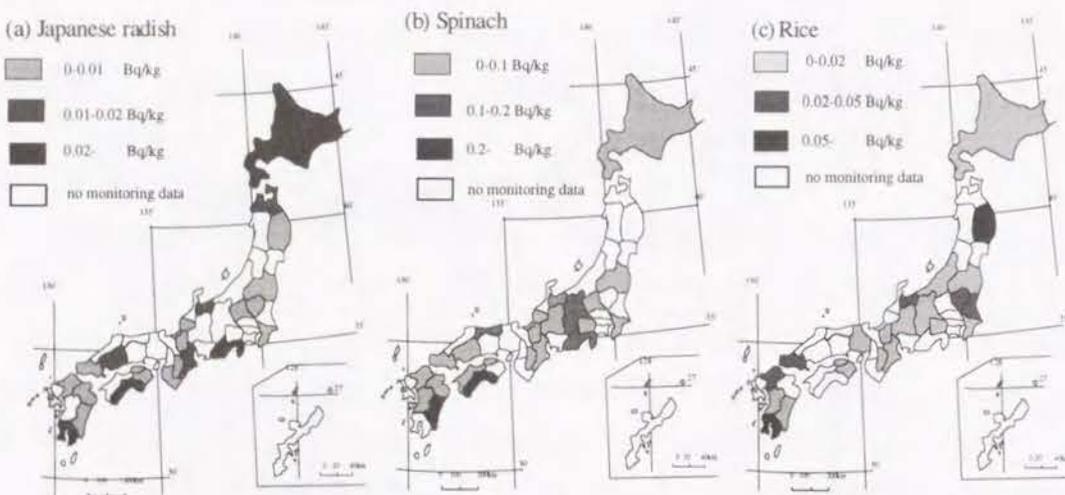


Fig.33 Distribution of ^{137}Cs concentration in crop in autumn of 1990

により深層土壌へ運ばれる。 ^{90}Sr や ^{137}Cs 等の放射性核種は土壌水により運ばれる間に、土壌の表面に収着されて土壌水から除去される。よって、土壌においては次の物質収支式が成立する。

$$d(C \rho_a L) / dt = F - (\lambda_{\text{env}} + \lambda_{\text{phys}}) C \rho_a L \quad (21)$$

ここに、 C : 土壌中の放射性核種濃度 [Bq/g-drysoil]

L : 土壌の深さ [cm]

ρ_a : 土壌粒子のみかけの密度 [g/cm^3]

F : 表層土壌へのフォールアウト降下量 [$\text{Bq}/\text{cm}^2 \cdot \text{month}$]

λ_{env} : 放射性核種の環境減衰速度係数 [month^{-1}]

λ_{phys} : 放射性核種の物理的崩壊係数 [month^{-1}]

環境減衰速度係数 λ_{phys} は、第4章4.3の式(18)で表される。式(21)より、放射性核種濃度 C の変化を記述する方程式として次式を得ることが出来る。

$$dC/dt = F / \rho_a L - (\lambda_{\text{env}} + \lambda_{\text{phys}}) C \quad (22)$$

境界条件として F に毎月の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の実測降下量(8)を、初期条件として C にモニタリング開始時の土壌中濃度の実測値(8)を与え、かつ式(18)で λ_{env} の値を定め、式(22)を数値的に解くことにより、土壌中放射性核種濃度の経時変化を算出できる。

式(22)を離散化し1ヶ月単位に数値シミュレーションを行い、算出される土壌中放射性核種濃度を非耕作土壌中の実測値(8)にフィッティングすることにより分配係数 k_d の値を決定する。 λ_{env} を定める際、式(19)で R にはフォールアウト測定時に同時に測定された各都道府県毎の月別降水量データ(8)を用いる。降水が地表から表面流出する割合は、開墾された土地では30~35%(70)、一般的な農耕土壌で10~40%(71)という報告があるので、本研究では、 $\beta_{\text{satu}}=0.7$ とする。また、降水の50%が蒸発散すると仮定し、 $e=0.5$ とする。また、 $L=5$ [cm]、 $\rho_a=1.3$ [g/cm^3]、 $\theta=0.5$ [ml/cm^3]と設定する。 λ_{phys} は ^{90}Sr では 2.0×10^{-3} [month^{-1}]、 ^{137}Cs では 1.9×10^{-3} [month^{-1}]である。

本研究ではフィッティングによって分配係数 k_d を定めたが、この k_d には他の要素(例えば式(18)中 θ や式(19)中の β_{satu})が影響を与えるおそれがある。特に θ や β_{satu} の値は灌漑条件等の影響をうけて大きく変わる。そこで、これらのパラメータが分配係数 k_d に与える影響を調べるため、 β_{satu} および θ の値を、大きくした場合($\beta_{\text{satu}}=0.9$ 、 $\theta=0.9$)、小さくした場合($\beta_{\text{satu}}=0.6$ 、 $\theta=0.4$)について、土壌中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の実測値にフィッティングして k_d の値を決定した。その結果 k_d 値はほとんど変化せず、 k_d は β_{satu} および θ に対して独立であるとみなせる。

農産物経口摂取経路による被曝線量評価では、水田や畑などの耕作土壌に対する k_d が必要となる。しかし、本研究で用いた土壌中核種濃度のモニタリングデータは、非耕作

土壌について得られた表層 5cm の平均値である。モニタリングデータは、土壌試料採取時にのみ表層 5cm で完全混合されるが、モデルでは表層 5cm において常に耕耘による完全混合を想定している。耕耘によって人為的に土壌中の核種濃度を平均化することの効果は、地表面において最高濃度を有し、深部に向かって減少する濃度分布を示すケースでは、地中への浸透を促進し (k_d を小さくし)、最近のように最高濃度が地表面より深い位置に形成されるケースでは、地中への浸透を抑制する (k_d を大きくする) 側に現われるものと推定される。ここでは、過去 30 年に渡る土壌中濃度の実測値にモデルをフィッティングすることにより、これらの効果を平均化していることになる。すなわち、本研究で推定した k_d は、表層 5cm の土壌中濃度が均一であるとみなした場合の土壌 (非耕作土壌あるいは耕作土壌) に対する値であると言える。

(2) 放射性核種の農産物への移行

放射性核種の農産物への移行経路には、前述したように、経根吸収経路と直接沈着経路があり、農産物中の放射性核種濃度 P は、次式で与えられる。

$$P = P_{\text{root}} + P_{\text{leaf}} \quad (23)$$

ここに、 P_{root} : 経根吸収により農産物に取り込まれた放射性核種濃度 [Bq/g]

P_{leaf} : 直接沈着により農産物に取り込まれた放射性核種濃度 [Bq/g]

土壌中の放射性核種の経根吸収による農産物への移行に関する数学モデルを構築する場合、移行係数を用いる方法と、分配係数、選択吸収係数、蒸散係数などのパラメータを用いる方法とがある⁽⁵⁵⁾。本研究では環境安全評価で広く採用されている移行係数を用いてモデル化する。移行係数 TF [-] は、農産物の種類毎に、生の農産物可食部中の放射性核種濃度の乾燥土壌中の放射性核種濃度に対する比で定義される。すなわち、経根吸収によりある農産物中に取り込まれた放射性核種濃度 P_{root} [Bq/g] は、式 (22) により計算した土壌中濃度 C [Bq/g] を用いて、

$$P_{\text{root}} = TF \cdot C \quad (24)$$

と表せる。

移行係数の報告値⁽⁵⁸⁾には大きな幅がある。移行係数値の変動要因としては、土壌中の放射性核種の存在形態、植物種、土壌の性質 (pH、有機物含有量、イオン交換容量、共存元素量等)、気象条件、栽培条件などが挙げられる^{(55) (58)}。本研究では、式 (24) による計算値を農産物中濃度実測値にフィッティングさせることにより移行係数を決定する。

直接沈着経路に関するパラメータには、沈着速度、農産物葉面による遮断率および環境半減期が挙げられる⁽⁵⁵⁾。本研究では、これらのパラメータを個々には設定せず、経根

吸収による移行係数に相当する直接沈着係数 K を定義する。直接沈着係数 K は、ある月における農産物可食部の単位乾重量あたりに含まれる核種濃度 [Bq/g] のフォールアウト量 [Bq/cm² · month] に対する比で定義される。すなわち、直接沈着係数 K には、可食部が葉部ではない作物における、葉部から可食部 (根や穀粒) への転流の効果も含まれている。放射性核種の農産物可食部中濃度 P_{leaf} [Bq/g] は、月毎のフォールアウト実測値⁽⁸⁾ F [Bq/cm² · month] を用いて、

$$P_{\text{leaf}} = K \cdot F \quad (25)$$

と表せる。ダイコンの可食部 (根部) の肥大期間やホウレンソウの栽培期間は 1ヶ月程度^{(72) (73)} であり、またコメの種実の成熟期間も約 1ヶ月⁽⁷⁵⁾ であることから、ここでは、 P_{leaf} を収穫月の核種降下量と関連づけてモデル化している。本研究では、各農産物の収穫月を全国一律にダイコンは 12 月、ホウレンソウは 11 月、コメは 10 月とした。

式 (23) ~ (25) より、農産物中の放射性核種濃度 P [Bq/g] は、

$$\begin{aligned} P &= P_{\text{root}} + P_{\text{leaf}} \\ &= TF \cdot C + K \cdot F \end{aligned} \quad (26)$$

となる。本研究では、各都道府県毎に測定されたダイコン (根菜)、ホウレンソウ (葉菜)、コメ (穀類) 中の核種濃度実測値⁽⁸⁾ に注目し、これらの作物毎に放射性核種濃度を算出する。式 (22) により農産物毎に土壌中濃度 C を計算する際、初期濃度として計算開始時点の前年の実測値を取り、土壌の深さ L を各農産物の根圏深度を考慮して、ダイコンは $L=40$ [cm]⁽⁷²⁾、ホウレンソウは $L=60$ [cm]⁽⁷³⁾、コメは $L=23$ [cm]⁽⁷⁴⁾ とした。また、ホウレンソウでは、水洗後の実測値で与えられているので、計算値に際しては直接沈着した核種の 30% が水洗によって除去される⁽⁶⁶⁾ ものとした。

5.1.4.2 パラメータ感度解析

農産物中の放射性核種濃度を算定するために定めるべきパラメータは、環境減衰速度係数 λ_{env} (より正確には分配係数 k_d : 式 (18) 参照)、経根移行係数 TF および直接沈着係数 K の 3 つである。そこで、この 3 つのパラメータの農産物中濃度に対する感度を解析した。3 つのパラメータにそれぞれ初期値を設定し、分配係数は既報告値^{(56) (57)} のばらつきが大きいので、初期設定値の 10 倍、1/10 倍に変化させ、また経根移行係数と直接沈着係数については初期設定値の 2 倍、1/2 倍に、それぞれ変化させて解析を行った。感度解析の結果の一部を、ダイコン中の ⁹⁰Sr 濃度について Fig.34 (a) (b) (c) に示す。分配係数と経根移行係数の感度は、¹³⁷Cs については小さく、⁹⁰Sr ではフォールアウトの多い 1960 年代では小さいが、フォールアウトの少なくなる 1970 年代以降で大きくなっている。直接沈着係数の感度は、⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 共に、1960 年代に大きく、以降は小さくなっている。以

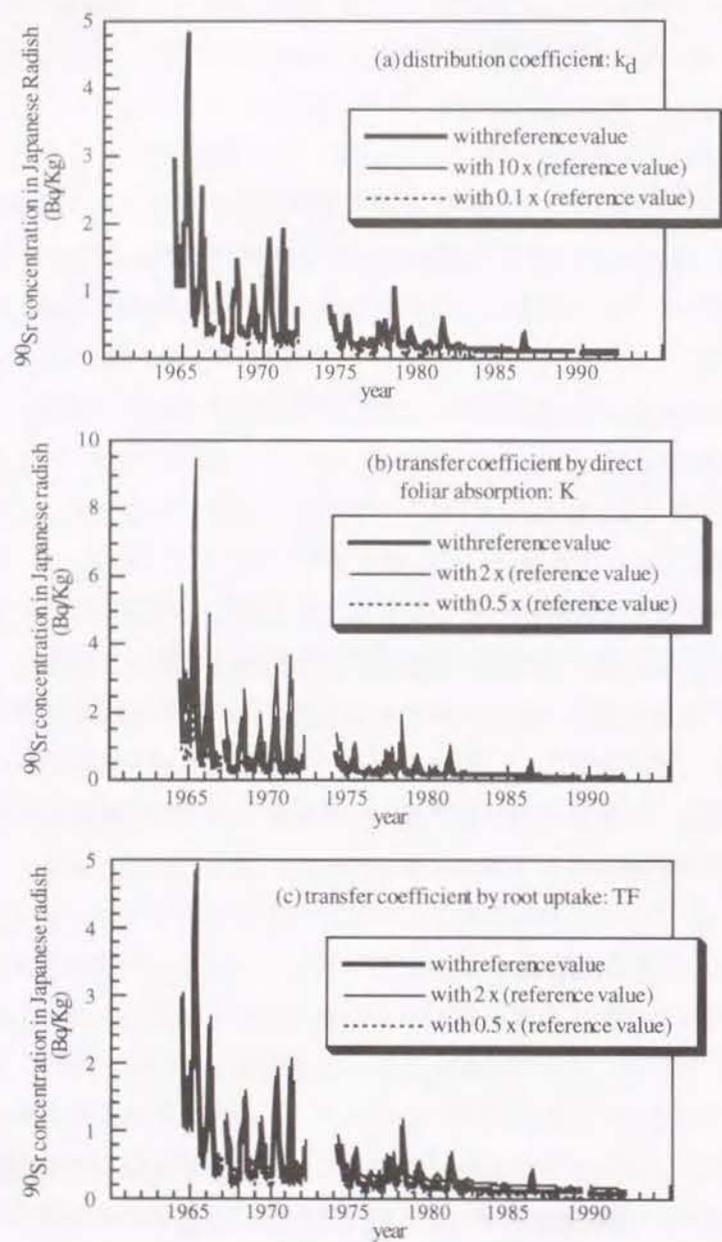


Fig.34 Sensitivity analysis of transfer coefficient

上より放射性核種の農産物への移行は、フォールアウト量が多い1960年代には直接沈着経路が支配的であり、1970年代移行は経根吸収経路が支配的であることがわかる。

5.1.4.3 分配係数の決定

分配係数值を変化させて式(22)により算出する各都道府県毎の土壤中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度の変動の範囲に実測データの90%以上が含まれるように分配係数值の上下限值を決定する。上述したように、式(22)によって土壤中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度を算出する場合、その初期条件としてモニタリング開始時の土壤中濃度の実測値⁽⁸⁾を与えているが、モニタリング開始時のデータにはばらつきがある。よって初期条件には実測値の変動幅を与え、土壤中濃度の変動幅を算出する。 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分配係数を決定するためのシミュレーション結果を、福井県についてFig.35 (a) (b)に示す。また得られた分配係数の分布をFig.36 (a) (b)に示す。得られた分配係数值は、日本全体で ^{90}Sr については10~300 [ml/g]で、 ^{137}Cs では10~2000 [ml/g]であった。

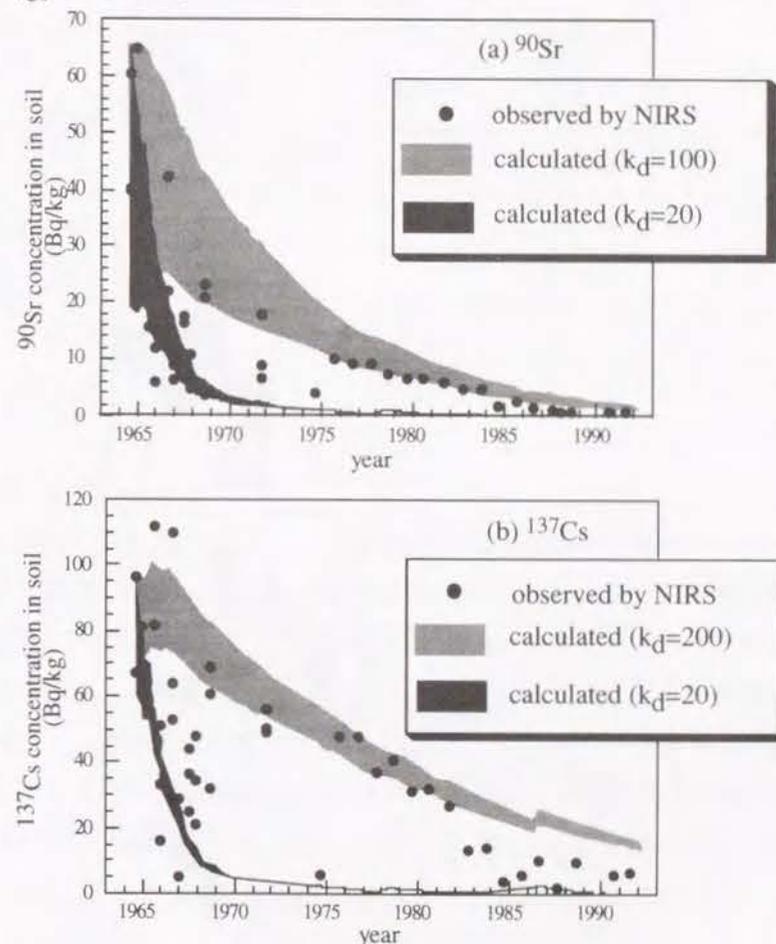


Fig.35 Comparison between the calculated and observed concentration in soil in Fukui prefecture.

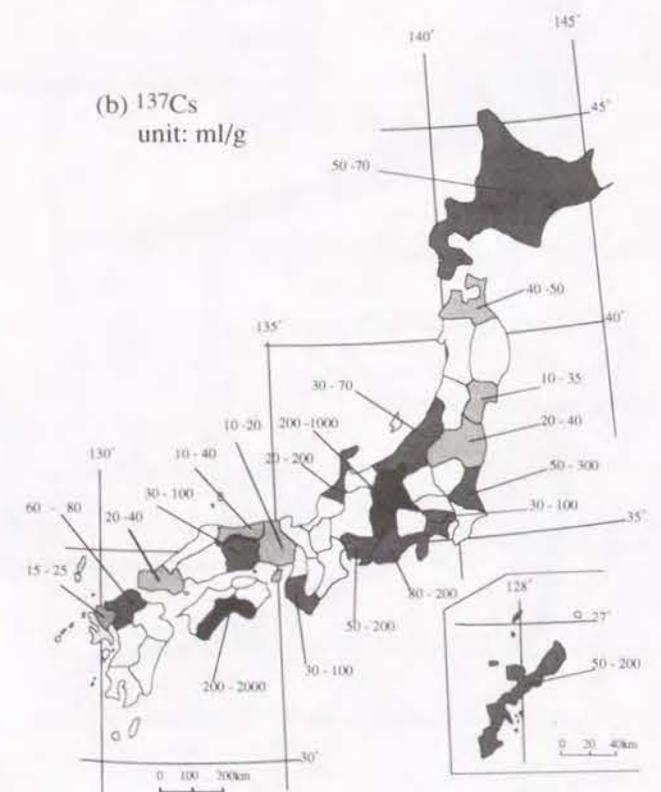
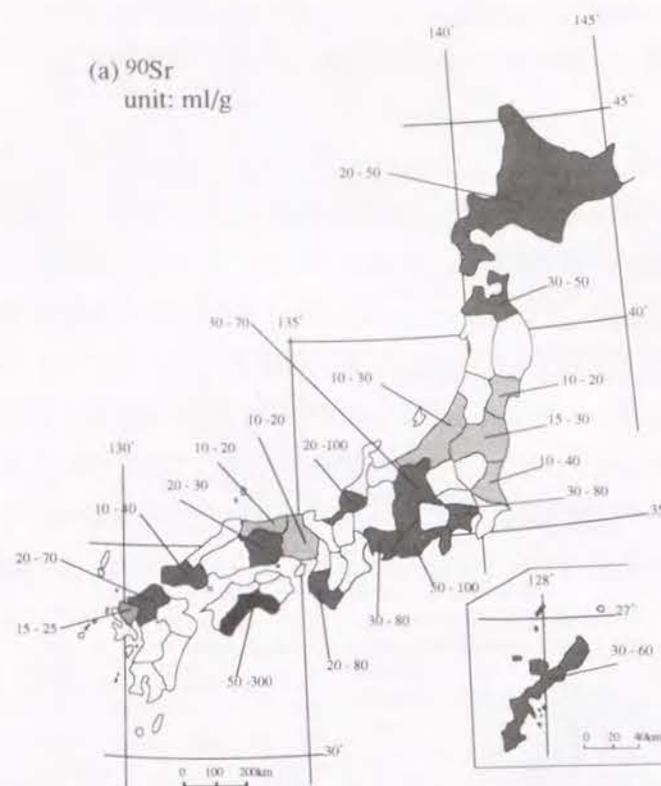


Fig.36 Distribution of calculated k_d

5.1.4.4 直接沈着係数、経根移行係数の決定

式 (26) により算出した農産物中 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度と実測値との残差の2乗和を最小にする代表値を選ぶことにより、各都道府県毎に直接沈着係数値と経根移行係数を決定した。その際、感度解析により、直接沈着係数の感度は降下量の大きい1960年代に特に大きいことが分かったので、まず1960年代の実測値と計算値の残差2乗和を最小にするような直接沈着係数を選び、次いで1970年代以降の実測値と計算値の残差2乗和を最小にするように経根移行係数を定めた。直接沈着係数、経根移行係数を決定するためのシミュレーション結果を、Fig.37 (a) (b) (c) に示す。また都道府県毎に決定した各パラメータ値の日本全体での変動範囲をTable 12 に示す。経根移行係数については既報告値⁽⁵⁸⁾と共に示す。

Table 12 Values of transfer coefficient to food estimated in this study

Parameter	Food		Sr-90	Cs-137
Transfer coefficient by direct foliar absorption : $K [\text{cm}^2 \cdot \text{month}/\text{g}]$	Japanese radish	Estimated	0.32 - 1.28	0.368 - 1.84
	Spinach	Estimated	0.192 - 0.96	1.294
	Rice	Estimated	0.025 - 0.1	0.833 - 1.25
Transfer coefficient by root uptake : TF [-]	Japanese radish	Estimated	0.005 - 0.06	0.0005 - 0.001
		Reported ⁽⁵⁸⁾	0.06	0.005 - 0.1
	Spinach	Estimated	0.005 - 0.03	0.0005 - 0.001
		Reported ⁽⁵⁸⁾	0.04 - 0.3	0.001 - 0.8
	Rice	Estimated	0.0001 - 0.02	0.0001 - 0.0005
		Reported ⁽⁵⁸⁾	0.005 - 0.03	0.04 - 0.6

5.1.5 考察

5.1.5.1 分配係数

日本の ^{90}Sr の分配係数既報告値は3~400 [ml/g]⁽⁵⁷⁾、 ^{137}Cs 既報告値は5~3000 [ml/g]⁽⁵⁷⁾であり、その変動範囲は非常に大きい。既報告値は主として現場において採取した土壌を実験室に持帰り、実験室で決定した値である。本研究で決定した ^{90}Sr の分配係数値は日本全体で10~300 [ml/g]、 ^{137}Cs では10~2000 [ml/g]の範囲となり、その変動幅が ^{90}Sr で約3/4、 ^{137}Cs で約2/3になった。都道府県毎に決定した分配係数値 (Fig.36参照) を個々にみると、本研究で決定した値の変動幅は、 ^{90}Sr では日本全体の既報告値の変動幅の約1/3 (高知) から1/40 (兵庫、岡山、鳥取、佐賀) に、 ^{137}Cs では約1/2 (高知) から1/300 (青森、兵庫、佐賀) に減少しており、分配係数値の推定精度を向上することができた。分配係数値は ^{90}Sr 、 ^{137}Cs ともに中部、北陸地方と高知県で他地域より大きくなっている。また、他のパラメータに比べて地域によるばらつきが大きい。

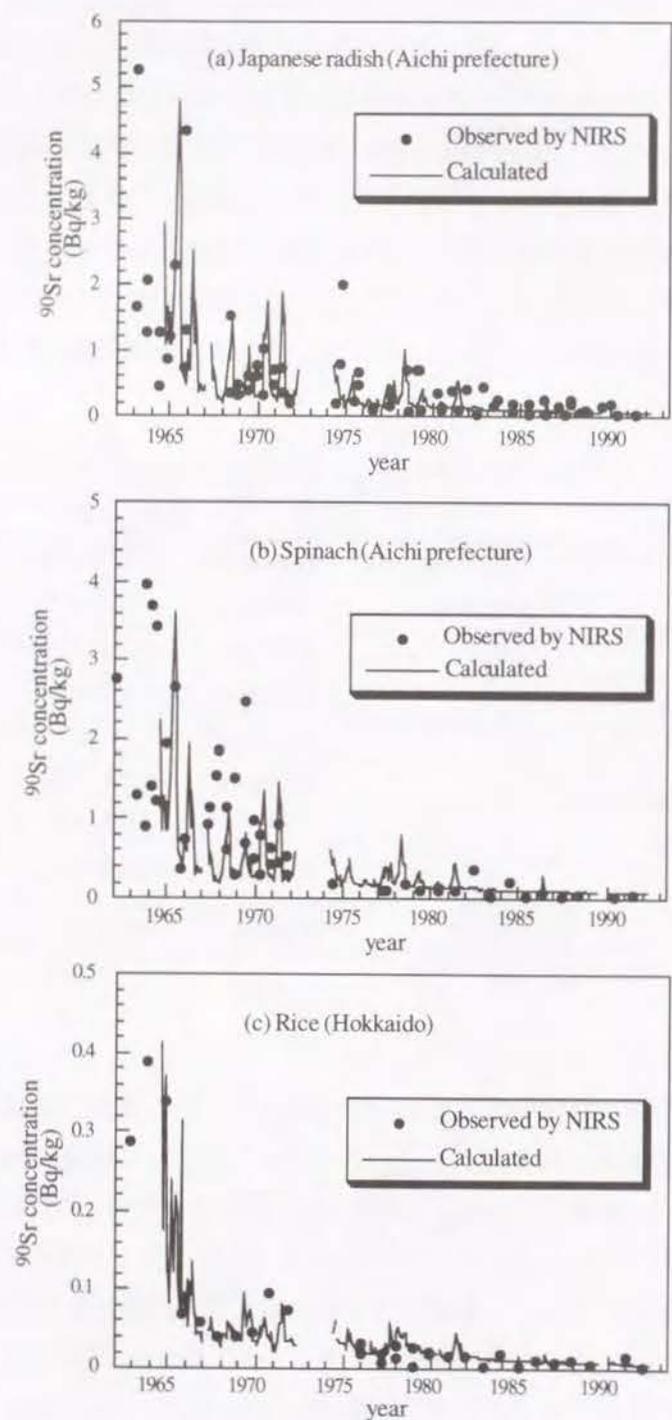


Fig. 37 Comparison between the observed and calculated ^{90}Sr concentration in each crop.

5.1.5.2 直接沈着係数、経根移行係数

直接沈着係数 K は、農産物可食部の単位乾重量あたりに含まれる核種濃度 $[\text{Bq/g-drysoil}]$ のフォールアウト量 $[\text{Bq/cm}^2 \cdot \text{month}]$ に対する比で定義したが、さらに詳細には、農産物の葉面に捕捉される核種量と葉面から可食部への転流率との積で定義される。前者は Chamberlain⁽⁶²⁾ が提案した N.S.A. $[\text{m}^2 \cdot \text{day/g}]$ という指標に相当すると考えられ、直接沈着係数 K は、転流率を $TL [-]$ とするとつぎのようになる。

$$K = TL \cdot \text{N.S.A.}/30 \quad [\text{m}^2 \cdot \text{month/g}] \quad (27)$$

ここで 30 は、時間の単位を日から月へ変換する係数である。N.S.A. の報告値⁽⁶²⁾ は核種による違いはほとんどないが、転流率 TL の報告値⁽⁶⁴⁾⁽⁶⁶⁾ は核種による相違が著しく、 ^{137}Cs の方が ^{90}Sr よりもはるかに大きい。これは本研究で推定した ^{137}Cs 直接沈着係数値が ^{90}Sr よりも大きいという結果に対応している。また、本研究で決定した直接沈着係数値は、 ^{137}Cs については農産物の種類による相違は小さいが、 ^{90}Sr については白米の値が根菜、葉菜よりはるかに小さくなっている。農産物の種類による転流率の相違については、根菜や野菜⁽⁶⁴⁾、白米⁽⁶⁹⁾について報告されているが、N.S.A.については報告されていない。従って本研究で得られた直接沈着係数値の農産物による相違が、転流率、葉面遮断率のいずれに起因するのかを論じることはできない。

本研究で推定した経根移行係数値は、 ^{90}Sr の方が ^{137}Cs よりも大きく、 ^{90}Sr のコメに対する経根移行係数が他の作物より小さくなっている。これは、経根移行係数の既報告値⁽⁵⁸⁾も ^{90}Sr の方が ^{137}Cs よりも大きいこと、 ^{90}Sr では経根吸収分の約 2% しかコメの可食部(穀粒)へ転流しない⁽⁵⁰⁾のに対し ^{137}Cs は約 10% が転流する⁽⁵⁰⁾ことを反映していると考えられる。経根移行係数の既報告値⁽⁵⁸⁾(Table 12 参照)と比較すると、本研究で推定した値はかなり小さいことがわかる。これらの係数の報告値は、ポット実験や気象チャンバーを用いて決定されたものが多く、フィールド調査の結果から定められたものは少ない。本研究の検討範囲内では、フィールドデータから定められたパラメータ値は実験室で定められたパラメータ値より小さい傾向があるといえる。パラメータ値の地域的な分布に関しては、各農産物ともモニタリング地点が少ないために全ての府県について直接沈着係数、経根移行係数を特定することは難しい。

5.2 放射性フォールアウトの土壌への移行と蓄積の解析

5.2.1 はじめに

前節では、地表に降下した放射性核種が耕作土壌へ移行するモデルによる表層土壌中濃度の予測値を、モニタリングデータにフィッティングさせることにより分配係数 k_d を決定した。前節で用いたモデルは、耕耘により完全混合された表層土壌を対象にしたも

のである。しかし、実際には表層土壤中に保持されていた放射性フォールアウト⁹⁰Srや¹³⁷Csは地層中を下方に向かって移動しつつあり⁽⁷⁶⁾、これらの放射性核種は深層土壌や帯水層にも分布している。そこで本節では、阿部によって構築された⁹⁰Srの通気層内移動を評価するモデル⁽⁷⁷⁾を¹³⁷Csに適用することにより¹³⁷Csの土壤中鉛直分布を予測し、測定値にフィッティングさせて分配係数 k_d を決定する。

5.2.2 土壌中の¹³⁷Cs濃度の測定

1995年10月に京都大学本部構内(京都市左京区吉田本町)の1地点で、地表面から1cmごとに深さ方向に40cmまで土壌を採取した。採取した1cmごとの土壌試料を乾燥器内に入れて強制乾燥した後、Ge(Li)半導体検出器により測定した。

土壌中の¹³⁷Cs濃度の測定結果をFig.38に示す。Fig.38に示すように、土壌中の¹³⁷Cs濃度は地表面から深さ10cm付近が最大であるが、深さ30cm付近にもピークがあり¹³⁷Csの地層下方への移行が進んでいることを示している。

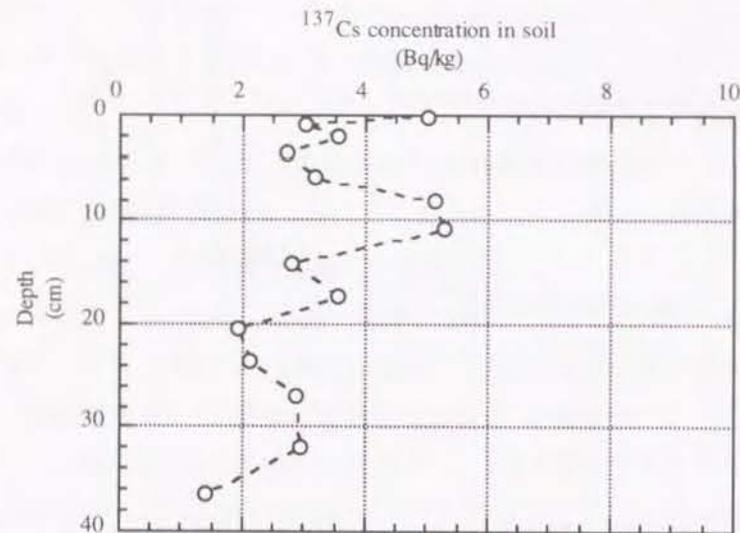


Fig. 38 Observed vertical distribution of ¹³⁷Cs in soil at the Kyoto Univ. in Kyoto

5.2.3 ¹³⁷Csの分配係数の決定

5.2.3.1 土壌通気層内Cs濃度分布評価モデル

(1) 数学モデルの構成

本研究では、阿部の構築した⁹⁰Srの通気層内移動を評価するモデル⁽⁷⁷⁾を¹³⁷Csに適用する。阿部は、不飽和状態における保水機構に関する理論に基づき、土壌水を不動水(immobil water)、緩流水(mobil water)、急流水(rapid water)の3成分に分け、土壌粒子と

土壌空気とで地層を5つの構成領域(Fig.39参照)に分けた土壌水分および⁹⁰Srの移動モデルを構築した。また、フォールアウト⁹⁰Srの移動機構として、(a) 移流・分散、(b) 不動水と緩流水との間の濃度勾配による分散、(c) 土壌水と土壌との間の収脱着平衡、(d) 急流水と他成分の水分との界面で起こる水理学的混合、の4つの機構を組み込んだ。以下に、¹³⁷Csに適用した阿部のモデルの概略を示す。

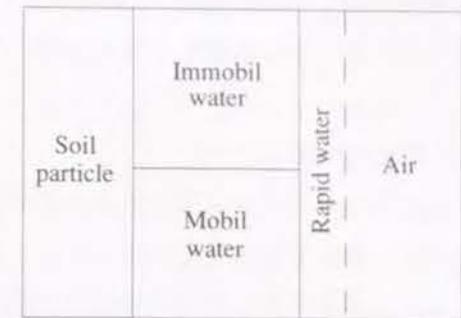


Fig. 39 Stratum model used in this study

フォールアウト¹³⁷Csの通気層内での動態を記述する数学モデルは、通気層内での¹³⁷Csの輸送媒体を土壌水分として、(A) 土壌水分の移動モデル、(B) ¹³⁷Csの移動モデル、および(C) ¹³⁷Csの土壌との反応モデルによって構成されている。ここでは、フォールアウトデータが1ヵ月毎に整理されているので時間スケールとして1ヵ月を、また本研究では土壌試料の採取を1cm毎に鉛直40cmの深さまで行ったことから鉛直方向の空間スケールとして1cmを採用し、フォールアウト¹³⁷Csの移動現象をこれらのスケールでの平均量として取り扱う数学モデルを構成する。

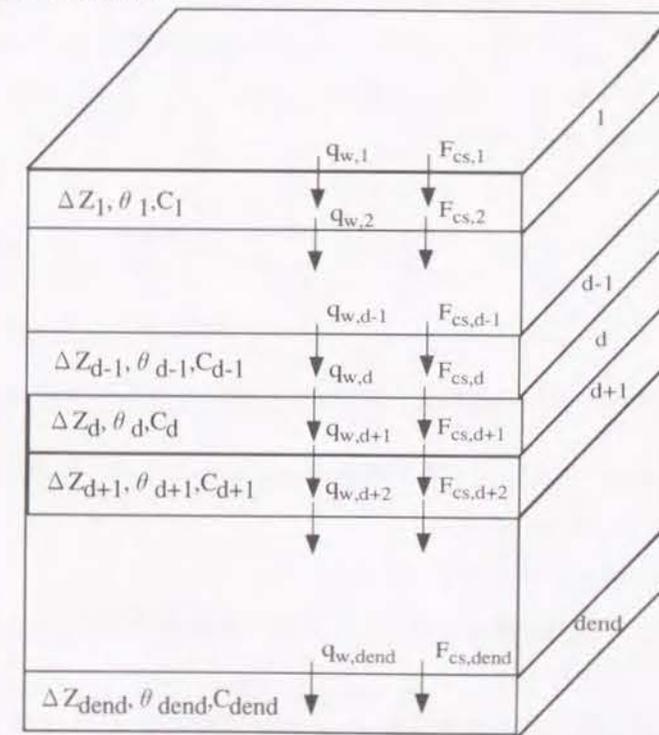


Fig. 40 Schematic illustration of stratum divided into $d+1$ horizontal element strata (The first boundary represents ground surface and the last ($d+end$ -the) one represents groundwater table).

モデルの構成に際しては、フォールアウト¹³⁷Csの移動現象を鉛直(z)方向に1次元であるとみなし、対象地層をFig.40に示すようにdend個の水平地層要素に区切る。Fig.40において、第1層は地表層、第dend層は地下水層である。

(A) 土壌水分移動モデル

土壌水分移動モデルを構成する上での基本的な前提条件を以下に示す。また、Fig.41に地層内での土壌水分量の変動域を示す。

- (1) 土壌水分量 θ は空気乾燥状態にある土壌の水分量 θ_{air} 以下には減少しない。
- (2) 重力排水が停止または生起する限界水分量 θ_{fc} を越える土壌水分量 θ の増加は一時的にしかありえない。
- (3) 降水の地表面流出は起こらない。
- (4) 降水にともなう浸透水による各成分の土壌水への水分の補充は、不動水領域への補充が最優先され、以後、緩流水、急流水の順に補充される。
- (5) 急流水の移動速度は緩流水のそれに比較して速い。
- (6) 全ての地層パラメータは時間により変動しない。

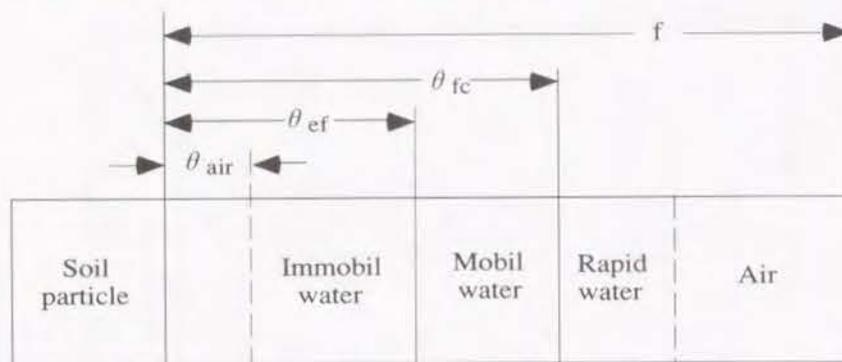


Fig. 41 Schematic illustration of d-th element stratum and soil moisture variation

また、土壌水分移動の3成分モデルを構成するにあたっての不動水、緩流水、急流水についての基本的仮定を以下に示す。

- (1) 各成分の土壌水分の存在について、
 - ・ 不動水：空気乾燥水分量 θ_{air} と最大不動水水分量 θ_{ef} との範囲で変動する。流動しない。
 - ・ 緩流水：最大不動水水分量 θ_{ef} と水分保持容量 θ_{fc} との範囲で変動する。不動水領域が水で満たされている場合に限り存在し得る。
 - ・ 急流水：水分保持容量 θ_{fc} を越える水分領域に存在する。緩流水領域が水で満たされている場合に限り存在し得る。

(2) 各成分の水分移動について、

- ・ 不動水が最優先で補充される。
- ・ 緩流水が次に優先して補充される。
- ・ 急流水が下層へ浸透する時、不動水と緩流水のそれぞれの間で水理学的混合が起こる。

以上に述べた仮定に基づいて土壌水分移動モデルが構成される。土壌水分移動は大きく分けて浸潤時、蒸発時に二分され、更に急流水流量、不動水・緩流水領域の体積含水率によって分類される。従って土壌水の保水状態は、自層での不動水の有無および下層での不動水の有無、自層での緩流水の有無および下層での不動水の有無、自層での緩流水の有無および下層での不動水の有無、自層での緩流水の有無および下層での緩流水の有無によって合計20のケースに分類される。詳細は巻末の付録に一括して示す。

(B) ¹³⁷Csの移動モデル

¹³⁷Csの移動モデルは、¹³⁷Csは土壌水分の移流、分散(同成分間および他成分間)および水理学的混合によって地層中を土壌水分と共に移動し、また第1層およびそれ以下の地層中の植物根による¹³⁷Csの吸収は無視するとして構成されている。この仮定の下に、分散、移流、水理学的混合および土壌と接触する各成分の液状水と土壌との間で¹³⁷Csの吸脱着反応により物質が移動する。不動水、緩流水、急流水の全てが存在する時の¹³⁷Csの移動を記述する方程式は以下の次式(28)~(30)で与えられる。

不動水領域

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \{ \theta^{im} C^{im} + (1 - f_{soil}) \rho^{im} \eta^{im} S^{im} \} \\ & = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \theta^{im} D^{im} \frac{\partial C^{im}}{\partial z} \right\} + \alpha (C^m - C^{im}) + \gamma (C^r - C^{im}) + Q_{w,im}^m C^m + Q_{w,im}^r C^r \\ & \quad - \lambda_{phys} \{ \theta^{im} C^{im} + (1 - f_{soil}) \rho^{im} \eta^{im} S^{im} \} \end{aligned} \quad (28)$$

緩流水領域

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \{ \theta^m C^m + (1 - f_{soil}) \rho^m \eta^m S^m \} \\ & = \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \theta^m D^m \frac{\partial C^m}{\partial z} \right\} - \frac{\partial}{\partial z} (q_{w,m}^m C^m) - \alpha (C^m - C^{im}) + \beta (C^r - C^m) \\ & \quad + Q_{w,m}^r C^r - Q_{w,im}^m C^m - \lambda_{phys} \{ \theta^m C^m + (1 - f_{soil}) \rho^m \eta^m S^m \} \end{aligned} \quad (29)$$

急流水領域

$$\frac{\partial}{\partial t} \{ \theta^r C^r + (1 - f_{soil}) \rho^r \eta^r S^r \} = - \frac{\partial}{\partial z} (q_{w,r}^r C^r) - \beta (C^r - C^m) - Q_{w,m}^r C^r - Q_{w,im}^r C^r - \lambda_{phys} \{ \theta^r C^r + (1 - f_{soil}) \rho^r \eta^r S^r \} \quad (30)$$

- ここで、 θ_{im} : 不動水 (im) 領域における体積土壌水分量 [ml/cm³]
 θ_m : 緩流水 (m) 領域における体積土壌水分量 [ml/cm³]
 θ_r : 急流水 (r) 領域における体積土壌水分量 [ml/cm³]
 $q_{w,b}^a$: 領域 a から領域 b への土壌水分のフラックス [ml/cm² · month]
 $Q_{w,b}^a$: 領域 a から領域 b への土壌水分の移行率 [ml/cm² · month]
 C_a : 領域 a での土壌水分中の ¹³⁷Cs 濃度 [Bq/cm³]
 S_a : 領域 a での土壌中の ¹³⁷Cs 濃度 [Bq/g]
 f_{soil} : 土壌の空隙率 [-]
 ρ_a : 領域 a での土壌の真密度 [g/cm³]
 η_a : 領域 a での全土壌水に対する緩流水の割合 [-]
 D_a : 領域 a での物質の分散係数 [cm²/month]
 λ_{phys} : ¹³⁷Cs の物理的崩壊定数 [month⁻¹]
 α : 不動水領域と緩流水領域間の物質移動係数 [month⁻¹]
 β : 緩流水領域と急流水領域間の物質移動係数 [month⁻¹]

領域 a での分子分散係数 D_a は、次式によって与えられる。

$$D_a = D_m \left| \frac{q_a^a}{\theta_a} \right| + D_d \quad (31)$$

ここで、 D_m : 物質の分散能 [cm]

D_d : 物質の分子拡散係数 [cm²/month]

気象条件等によって緩流水、急流水が存在しないことがあるので、上式中の各項は水分移動モデルの項で述べた 20 のケースにより個々に吟味されることになる。

また、急流水については特殊な性質があるので、数学モデルの数値計算に際しては以下のような仮定を設ける。

- (1) 全地層について圃場容量まで水分がある時、地表面において新たに急流水が生じるとその急流水中に含まれる物質は瞬時に流動水と水理学的混合を行う。

- (2) 不動水域や流動水域へ急流水により運ばれた運ばれた物質は、その層内の不動水および流動水により瞬時に完全混合される。

- (3) 上述した (1)、(2) の物質交換は他の物質交換に先だてて行われる。

(C) ¹³⁷Cs の土壌との反応モデル

土壌水分中の ¹³⁷Cs 濃度 C と土壌中 ¹³⁷Cs 濃度 S との間には常に次式で記述される平衡関係が成立すると仮定されている。

$$S = k_d C \quad (32)$$

ここで、 k_d は土壌の分配係数である。

(2) 数値シミュレーション

前述した数学モデルを、以下に述べる初期・境界条件の下で、Crank-Nicolson 法により差分近似し、モデルを構成する環境パラメータを与えて数値的に解くことにより、¹³⁷Cs の土壌通気層内鉛直分布を評価することができる。本研究では、評価対象期間を 1945～1995 年までの 51 年間、時間ステップ幅 Δt を 1 ヶ月とし、設定した環境パラメータを与えて算出した ¹³⁷Cs の土壌通気層内鉛直分布を、5.2.2 で示した実測値にフィッティングさせることにより分配係数 k_d の値を決定する。

-境界条件-

第 1 層の境界条件は次式で与えられる。

$$F_{cs,1} = F \quad (33)$$

ここで、 F は表層土壌への ¹³⁷Cs の降下量 [Bq/cm² · month] である。 F の不動水、緩流水および急流水領域への分配は、浸潤時には降水が不動水、緩流水および急流水になる比率に応じて、蒸発時には不動水および緩流水の存在割合に応じて行う。また、第 $dend$ 層の境界条件は次式で与えられる。

$$F_{dend} = q_{dend} C_{dend} \quad (34)$$

-初期条件-

初期条件としては、水分量は全地層において、

$$\theta_d^0 = \theta_{fc,d} \quad (35)$$

とする。また、¹³⁷Cs 濃度は全地層においてゼロ、すなわち

$$C^{im} = C^m = C^r = 0, \quad S^{im} = S^m = 0 \quad (36)$$

とする。

(3) 環境パラメータの設定

本研究では、京都大学構内の1地点の地表から40cmを1cm毎の水平層に分割したものを解析対象とし、各層毎に環境パラメータを設定する。モデルを構成する各パラメータの内、降水量と ^{137}Cs の降下量については京都市における実測値⁽⁸⁾⁽⁷⁸⁾を用いる。ただし、 ^{137}Cs 降下量は1963年6月以前は測定されていないので、1945~63年6月の期間については第3章で構築した地球規模の ^{137}Cs 降下量評価モデルを用いて計算した京都市が含まれる緯度帯の ^{137}Cs 降下量を用いた。また、蒸発量は、降水量の3分の1であるという仮定に基づいて降水量データから設定した。空隙率 f 、水分保持容量 θ_{fc} 、最大不動水水分量 θ_{ef} および空気乾燥水分量 θ_{air} については、阿部が設定した値を用い、 $f=0.4$ [-]、 $\theta_{fc}=0.2$ [-]、 $\theta_{ef}=0.02$ [-]、 $\theta_{air}=0.01$ [-] とした。真密度 ρ については採取した土壌試料の実測値を用い、分散能 D_m は 1.0 [cm]、物質の分子拡散係数 D_d は 2.592 [cm²/month]⁽⁷⁹⁾とし、物質移動係数については $\alpha=0.076$ [cm/month]、 $\beta=0.0001\alpha$ [cm/month] とした。

5.2.3.2 ^{137}Cs の分配係数の決定

上述した数学モデルにより算出される ^{137}Cs の土壌通気層内鉛直分布を、分配係数 ^{137}Cs の値を変化させて、5.2.2で示した実測値にフィッティングさせることにより分配係数 k_d の値を決定する。本研究では、放射性フォールアウトの食品汚染の評価を目標としているので、表層の耕作土壌についての k_d の値を決定することが特に重要である。表層10cm

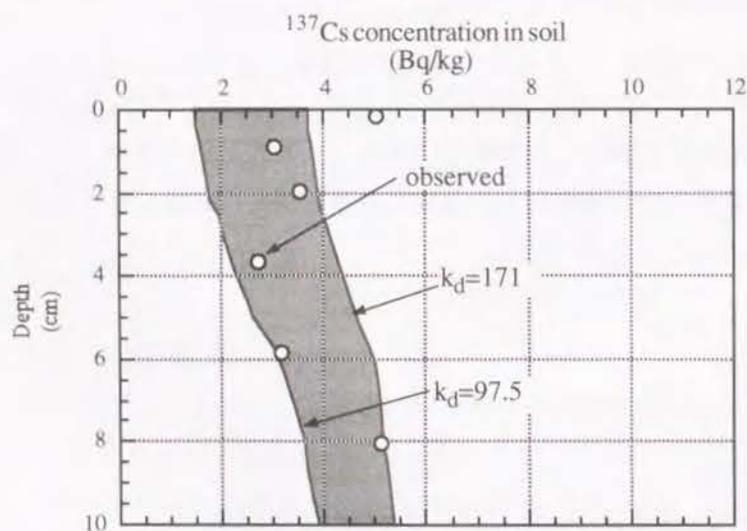


Fig. 42 Comparison between the calculated and observed distribution of ^{137}Cs concentration in soil at Kyoto Univ.

の土壌についての分配係数を決定するためのシミュレーション結果をFig. 42に示す。得られた分配係数値は $k_d=97.5\sim 171$ [ml/g]であった。

5.2.4 考察

5.1において表層耕作土壌への ^{137}Cs の移行モデルを用いて決定した分配係数値は、日本全体で $10\sim 2000$ であった。本節では ^{137}Cs の土壌通気層内鉛直分布を評価するモデルを用いて地表10cmまでの土壌について分配係数値を決定し、 $k_d=97.5\sim 171$ [ml/g]となり、5.1で決定した値の範囲内に収まっている。この結果は、フォールアウトの土壌-農産物経路の移行を評価する場合、5.1で用いたモデルのように ^{137}Cs の土壌中の鉛直方向の分布を考慮しないモデルを用いてモニタリングデータから土壌への移行パラメータ k_d を決定することの妥当性を示している。

5.3 結論

本章で得られた主な結論を以下に要約する。

- (1) ダイコン (根菜) 中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 濃度は、1960~90年の期間で ^{90}Sr の方が大きく、白米 (穀類) 中濃度は ^{137}Cs の方が大きい。ハウレンソウ (葉菜) 中濃度は、フォールアウトの多い1960年代ではほぼ同じで、フォールアウトが少なくなる1970年代以降は ^{90}Sr の方が大きい。
- (2) 構築した放射性物質の土壌・農産物への移行モデルによって推定した土壌・農産物中の濃度を実測値にフィッティングさせることによって ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の分配係数、直接沈着係数、経根移行係数を都道府県別に定めた。推定した分配係数値は、日本全体で ^{90}Sr については $10\sim 300$ [ml/g]、 ^{137}Cs では $10\sim 2000$ [ml/g]となり、ともに日本の既報告値の変動幅より小さくなって推定精度を向上することができた。また、直接沈着係数値は農産物の種類による相違は顕著ではなく、日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約 $0.03\sim 1$ [cm²·month/g]、 ^{137}Cs では約 $0.4\sim 1$ [cm²·month/g]で ^{137}Cs の方が大きい。経根移行係数も農産物の種類による相違は顕著ではなく、日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約 $0.001\sim 0.06$ [-]、 ^{137}Cs では約 $0.0005\sim 0.001$ [-]で ^{90}Sr の方が大きい。
- (3) 土壌通気層内鉛直分布を評価するモデルを用いて推定した ^{137}Cs の土壌中鉛直分布を実測値にフィッティングさせることによって、京都市の1地点の地表10cmまでの土壌について分配係数値を決定した。推定した分配係数は $97.5\sim 171$ [ml/g]となり、 ^{137}Cs の土壌中の鉛直方向の分布を考慮しないモデルを用いて決定した分配係数値の範囲内に収まっており、土壌-農産物経路の放射性核種の移行を考える場合には、放射性核種の土壌中の鉛直方向の分布を考慮しないことの妥当性を示している。

第6章 食品摂取経路による放射性フォールアウトの日本人への移行の解析

6.1 はじめに

大気圏内核実験などによって環境中に放出された放射性核種は、地球規模に拡散し、様々な経路を経て最終的に人体へ至るが、生態学的長期にわたる人体への健康リスクを評価する観点から特に重要な経路は、食物を介して人体へ至る経路 (Fig.43参照) である。食物を介する放射性核種による公衆の内部被曝線量を評価する方法には、フォールアウトから食品を経て人間に至る種々の移行をマクロな一つの仮想の経路で代表させて評価する方法と、放射性核種の移行経路の各々を順次モデル化する方法とがある。前者においては、評価に必要なパラメータとして、降水量-摂取量換算係数が用いられる⁽²⁾ (52)。後者においては、評価に必要なパラメータは多数になり、前者に比べてモデルも複雑になる。しかし、環境の広域微量汚染が人に及ぼす影響の構造を理解し、影響を低減する方法について検討するためには、後者の方法を採用する必要がある。後者の方法を用いた研究としては、例えば第2章で述べた Whicker と Kirchner によって構築された PATHWAY モデル⁽¹⁶⁾ がある。

本章では、第3章で構築した¹³⁷Csの地球規模降下特性を評価するモデルを基礎にして、地球の各環境要素へのフォールアウトの分配量を推定し、地表に降下した¹³⁷Csが食品を通して日本人に摂取され蓄積されるまでの諸特性を評価する数学モデルを構築し、日本人による¹³⁷Csの経口摂取量を推定し、実測データに照らして検証する。日本人への食物を介しての¹³⁷Cs摂取を評価する際、日本が食品の大輸入国であることを考慮して、世界各地に降下した¹³⁷Csが農・水・畜産物の輸入に伴って人為的に輸送される人為的移行経路 (Fig.44参照) も評価する。

6.2 農・畜・水産物への移行と蓄積を評価するモデル

6.2.1 フォールアウト¹³⁷Csの農産物への移行と蓄積

6.2.1.1 フォールアウト¹³⁷Csの農耕土壌への移行と蓄積

地表に降下した¹³⁷Csが農耕土壌中へ移行する場合、第*i*緯度ゾーンの農産物*m*の耕作土壌中の¹³⁷Cs濃度 $C_{m,i}$ [Bq/g] は、第5章5.1.4.1 (1) と同様に、次の方程式群を連立して数値的に解くことによって算出される。

$$\frac{dC_{m,i}}{dt} = \frac{F_i(t)}{\rho_a L_m} - (\lambda_{env} + \lambda_{phys}) C_{m,i} \quad (37)$$

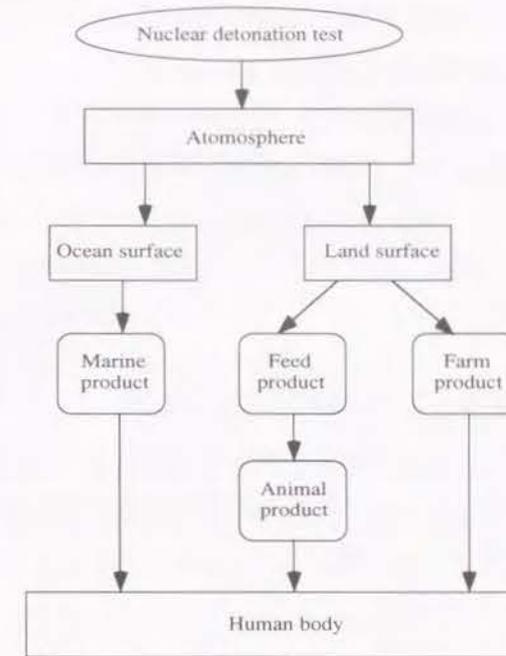


Fig.43 Pathways of fallout ¹³⁷Cs to Japanese through dietary intake

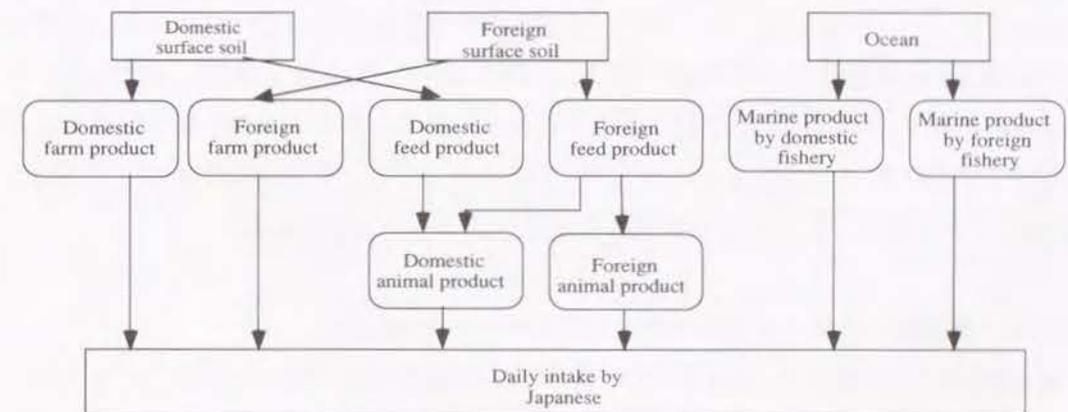


Fig.44 Social supply pathways of fallout ¹³⁷Cs to Japanese through food import to Japan

ここで、 $F_i(t)$: ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンへの ^{137}Cs 降下率 [$\text{Bq}/\text{cm}^2 \cdot \text{month}$]

ρ_a : 土壌のみかけの密度 [g/cm^3]

L_m : 農産物 m の耕作土壌の根入れ深さ [cm]

λ_{env} : ^{137}Cs の環境減衰速度係数 [month^{-1}]

λ_{phys} : ^{137}Cs の物理的崩壊係数 [month^{-1}]

λ_{env} は、耕作土壌が耕耘により完全混合されるとみなして、緯度ゾーンと農産物の種類 m 毎に以下の式で算定する。(第4章4.3.1参照)

$$\lambda_{\text{env}} = \frac{\beta_{\text{sat}}(1 - e_{m,i})R_{m,i}}{L_m(\theta + \rho_a k_d)} \quad (38)$$

ここで、 $R_{m,i}$: 第 i 緯度ゾーンの農産物 m の耕作土壌における平均降雨量 [cm/month]

e : 第 i 緯度ゾーンの農産物 m の耕作土壌における蒸発散率 [-]

β_{sat} : 有効降雨 $(1 - e)r$ の内地下浸透する割合を表す係数 [-]

θ : 土壌水分量 [ml/cm^3]

k_d : 分配係数 [ml/g]

6.2.1.2 農産物への移行と蓄積の特性

農産物を介する ^{137}Cs の移行経路には、第5章で述べたように経根吸収経路と、直接沈着経路とがある。経根吸収によって根部に、直接沈着によって葉部に吸収された ^{137}Cs は、転流 (translocation) によって農産物可食部へと移行する。実際には、直接沈着する ^{137}Cs の一部は、風や雨によって葉部から除去されるが、本研究ではこれらを考慮した直接沈着係数を用いる。直接沈着、経口摂取は農産物の生育期間を通して行われるが、種実などの可食部の成熟前に他の部分 (葉・茎等) に蓄積されていた炭水化物が可食部の成熟に当たって転流する割合は、可食部に蓄積する炭水化物の全量のほんの一部を占めるに過ぎない (コメの場合約10%) という報告⁽⁸⁰⁾があるので、本研究では、農産物の可食部への ^{137}Cs の移行量は、可食部の成熟期間に蓄積されたものと仮定する。

6.2.1.3 農産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成

農産物中の ^{137}Cs 濃度は、第3章で示した ^{137}Cs の地球規模降下特性を評価するモデルによって算出される14の緯度帯に分割された地球表面ごとの ^{137}Cs 降下率と、土壌中濃度を用いて、次式により算定する。

$$P_{m,i}(t) = \int_{t-T_{m,i}}^{T_m} [TF_m C_{m,i}(\tau) + K_m F_i(\tau)] e^{-\lambda_{\text{phys}}(t-\tau)} d\tau \quad (39)$$

となる。ここに、

$P_{m,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで収穫される第 m 農産物中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/g]

$C_{m,i}(t)$: ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンの農産物 m の耕作土壌中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/g]

$F_i(t)$: ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンへの ^{137}Cs 降下率 [$\text{Bq}/\text{cm}^2 \cdot \text{month}$]

TF_m : 土壌中 ^{137}Cs 濃度に対して農産物の種類 m 毎に定義される ^{137}Cs の経根移行係数 [-]

K_m : ^{137}Cs の降下率に対して農産物の種類 m 毎に定義される ^{137}Cs の直接沈着係数 [$\text{cm}^2/\text{month} \cdot \text{g}$]

T_m : 第 m 農産物の可食部の成熟期間 [month]

本研究では、日本人が摂取する農産物を、米、小麦、大麦類、いも類、豆類、果実類、野菜類 (葉菜、根菜、果菜)、植物性油脂の計10種類の食品に分類 (Table 13参照) して、 ^{137}Cs 濃度を算出する。ただし、植物性油脂中の ^{137}Cs 濃度に関しては、まずその原料である大豆やなたね中の ^{137}Cs 濃度を算出し、さらに油脂の抽出率を乗じて算出する。大豆の油脂抽出率は0.2⁽¹⁰⁰⁾、なたねは0.4⁽¹⁰⁰⁾である。

Table 13 Classification of farm products

Item	Main contents	
Rice	Polished rice	
Wheat		
Barley et al.	Barley, Rye, Malt	
Potatoes et al.	Potato, Sweet Potato	
Bean	Soybean, Adzuki bean, Brad bean, Kidney bean, Pea	
Fruits	Citrus fruits, Banana, Apple, Grape, Cherry	
Vegetables	Leaf vegetables	Spinach, Cabbage, Asparagus
	Root vegetables	Onion, Radish, Pumpkin, Carrot
	Fruits vegetables	Tomato, Green pepper, Cucumber
Vegetable oil	Soybean oil, Rape seed oil	

6.2.2 フォールアウト ^{137}Cs の畜産物への移行と蓄積

6.2.2.1 畜産物への移行と蓄積の特性

農産物と同様、経根吸収と直接沈着によって飼料作物へ移行した ^{137}Cs は、家畜による飼料の摂取によって家畜の体内に蓄積される。

家畜の飼育には、家畜の種類毎に配合された飼料が用いられる。飼料には、粗飼料(牧草や青刈作物)と濃厚飼料(穀物類)があり、その配合割合は家畜の種類毎にほぼ決められている⁽⁸¹⁾。また、濃厚飼料にはTable 14に示すように主に10種類があるが、これらの配合割合も家畜毎に決められ、さらにこの割合は経年的に変化している⁽⁸²⁾⁽⁸³⁾。日本人の摂取する主な畜産物の生産に必要な家畜としては、肉牛、乳牛、豚、ブロイラー、採卵鶏、肉用羊がある。

Table 14 Classification of concentrated feeds for domestic animal

Item
Corn
Kaolian
Wheat
Naked barely
Other wheats
Wheat bran
Beet pulp
Alfalfa meal and pellet
Soybean oil cake and meal
Other vegetable oil cake and meal

家畜によって飼料から摂取され畜産物へ移行する¹³⁷Cs量を評価する数学モデルを構築する場合、飼料から肉、卵、乳への移行係数を用いる方法と、家畜による¹³⁷Csの代謝すなわち摂取、保持、排泄の時間変化をモデル化する方法とがある⁽⁵⁰⁾。前者は、放射性核種が環境へ一定で長期にわたって放出される場合の評価に有効であり、各畜産物の移行係数について多数報告されている⁽⁸⁴⁾。後者は、家畜体内の放射性核種の代謝を残留関数(Retention function)を用いて評価する。本研究のように、核実験によって放出された放射性核種を対象にしている場合は、その放出は一定ではなく、後者の方法による評価が有効であると考えられる。よって本研究では、残留関数を用いて畜産物中の¹³⁷Cs濃度を評価する。

家畜体内中の¹³⁷Csの残留関数は、次式で定義される⁽⁵⁰⁾。

$$R(t) = 0.1e^{-0.693t} + 0.9e^{-0.693t/T_{0.5}} \quad (40)$$

ここで、 $T_{0.5}$ は生物学的半減期[month]で、次式によって算出される⁽⁵⁰⁾。

$$T_{0.5} = 5.18 m^{0.3/30} \quad (\text{牛、豚、羊}) \quad (41)$$

$$T_{0.5} = 22.3 m^{0.325/30} \quad (\text{鶏}) \quad (42)$$

ここで、 m は家畜の体重[kg]である。

6.2.2.2 畜産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成

ある時刻 t における第 i 緯度ゾーンで生産される家畜 n の体内の¹³⁷Cs量 $q_{n,i}(t)$ [Bq]は、前述の残留関数 R を用いて、

$$q_{n,i}(t) = \int_{t-T_{n,i}}^t f_n w_n(\tau) P_{n,i}(\tau) R(t-\tau) e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau \quad (43)$$

と表される。

ここで、 f_n : 家畜 n による¹³⁷Csの腸からの吸収率 [-]

w_n : 家畜 n の飼料摂取率 [g/month]

$P_{n,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される家畜 n の摂取する全飼料中¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

λ_{phys} : ¹³⁷Csの物理的半減期 [month⁻¹]

T_n : 家畜 n の生育期間 [month]

また、 $P_{n,i}(t)$ は、前述のように家畜毎に決められた割合で配合された飼料中の¹³⁷Csを積和したものであり、次式で算出される。

$$P_{n,i}(t) = \sum_l p_{n,i,l}(t) \cdot I_{n,l} \quad (44)$$

ここで、 $p_{n,i,l}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される家畜 n の飼料 l 中¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

$I_{n,l}$: 飼料の種類 l 毎に定義される家畜 n の飼料配合割合 [-]

どの時点においても家畜体内の¹³⁷Csの70%が骨格筋へ分布することがわかっている⁽⁵⁰⁾ので、ある時刻 t の第 i 緯度ゾーンで生産される畜産物 n (家畜 n の肉)中の¹³⁷Cs濃度 $Q_{n,i}(t)$ [Bq/g]は、次式によって算出される。

$$Q_{n,i}(t) = q_{n,i}(t) \cdot 0.7 / p_{edible,n} m_n \quad (45)$$

ここで、 $p_{edible,n}$: 家畜 n の可食肉の重量割合 [-]

m_n : 家畜 n の体重 [g]

牛乳中の¹³⁷Cs濃度の評価については、乳牛の¹³⁷Cs残留や飼料から牛乳への移行モデル等から導出された、以下に示すような牛乳中¹³⁷Cs濃度の評価式⁽⁵⁰⁾を用いる。

$$U(t) = 4 \times 10^{-3} e^{-0.693t} + 3.6 \times 10^{-4} e^{-0.693t/T_{0.5}} \quad [l^{-1}] \quad (46)$$

よって、ある時刻 t の第 i 緯度ゾーンで生産される牛乳中の¹³⁷Cs濃度 $Q_{milk,i}(t)$ [Bq/l]は、次式によって算出される。

$$Q_{milk,i}(t) = \int_{t-T_{cow,i}}^t f_{cow} w_{cow}(\tau) P_{cow,i}(\tau) U(t-\tau) e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau \quad (47)$$

ここで、 f_{cow} : 乳牛による¹³⁷Csの胃腸吸収率 [-]

w_{cow} : 乳牛の飼料摂取率 [g/month]

$P_{cow,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される乳牛の摂取する全飼料中¹³⁷Cs濃度 [Bq/g]

λ_{phys} : ¹³⁷Csの物理的半減期 [month⁻¹]

T_{cow} : 乳牛の生育期間 [month]

$P_{cow,i}$ は式 (44) と同様に算出する。

また、鶏卵への移行については、大島らの研究⁽⁸⁵⁾によると、 ^{134}Cs (^{137}Cs) の卵黄への移行は投与4日後で最大となり、2週間以内に移行量の99%が移行することが報告されているので、鶏の摂取後1カ月以内に平衡に達するとみなせる。よって鶏卵中の ^{137}Cs 濃度の評価に関しては、飼料から鶏卵への移行係数を用いて、次式によって算出する。

$$Q_{egg,i}(t) = F_{egg} \cdot P_{chicken,i}(t) \quad (48)$$

ここで、 $Q_{egg,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される鶏卵中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/g]

F_{egg} : 鶏の摂取する飼料から鶏卵 (卵黄) への移行係数 [day/g]

$P_{chicken,i}(t)$: ある時刻 t に第 i 緯度ゾーンで生産される鶏の摂取する全飼料中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/g]

本研究では、日本人が摂取する畜産物を、牛肉、豚肉、鶏肉、羊肉、鶏卵、牛乳、乳製品の計7種類に、必要な飼料を濃厚飼料10種類 (Table 14 参照) と粗飼料の計11種類に分類し、各食品毎に ^{137}Cs 濃度を算出する。

6.2.3 フォールアウト ^{137}Cs の水産物への移行と蓄積

6.2.3.1 水産物への移行と蓄積の特性

海洋中の ^{137}Cs が水産物へ移行する経路には、(海水) → (水産物) の経路と (海水) → (海底堆積物) → (水産物) 等の食物連鎖を経る経路とがある。海水から水生生物への生物濃縮に及ぼす堆積物と海水の影響を比較した研究⁽⁶¹⁾から、 ^{137}Cs の場合、堆積物に比べて海水の影響が大きいことがわかっているので、本研究では堆積物を經由する経路は考慮しない。また、(海水) → (水産物) の経路は、海洋での食物連鎖によって、(海水) → (生産生物) → (消費生物) という経路で人間の摂取する水産物へと至る。即ち、海水から水産物へ濃縮される ^{137}Cs 量を推定する場合、その水産物の餌からの寄与を考慮する必要がある。しかし、水産物中の ^{137}Cs の蓄積について海水からの直接の取り込みの寄与率と餌からの取り込みの寄与率を実験により比較した研究⁽⁸⁶⁾から、 ^{137}Cs では海水からの寄与が大きな割合を占め、餌からの取り込みはほとんど影響を与えないという結果が得られているので、本研究では、食物連鎖の影響は考慮しない。

^{137}Cs は海洋生物の筋肉や内蔵などの軟組織によく蓄積する⁽⁵⁰⁾⁽⁸⁷⁾ので、魚類の骨や貝類の殻などに蓄積されやすい ^{90}Sr と比べて、人間の経口摂取に及ぼす影響が大きい。

海洋生物に取り込まれた ^{137}Cs 量を評価する場合、放射性核種の海洋生物への生物濃縮率を表すパラメータである濃縮係数 (concentration factor; CF) を用いて評価する方法と、海洋生物の取込み、蓄積、排泄の過程をモデル化し動的推定を行う方法がある。前者の方法で用いられる濃縮係数は、水産物中の放射性核種濃度の海水中の放射性核種濃度に

対する比で定義され、環境と生物との平衡関係を前提としている。しかしこの方法は、放射性核種濃度が一定の水域においては有効であるが、核実験や原発事故のような一過性の汚染のように水中濃度が時間的に変動する場合には不適當である⁽⁵⁵⁾。そこで、本研究では、後者の方法で水産物中の ^{137}Cs 濃度を評価する。

水生生物の体内における ^{137}Cs の残留量を評価するためには、家畜の場合と同様に残留関数が用いられる。水生生物の場合、その筋肉部 (軟体動物の場合は軟体部) における残留関数は以下のようになる。

$$R(t) = a_1 e^{-0.693t/T_{1,0.5}} + a_2 e^{-0.693t/T_{2,0.5}} \quad (49)$$

ここで、 a_1 : 短期排出成分構成割合 [-]

a_2 : 長期排出成分構成割合 [-]

$T_{1,0.5}$: 短期排出の生物学的半減期 [month⁻¹]

$T_{2,0.5}$: 長期排出の生物学的半減期 [month⁻¹]

これらのパラメータ値については、各生物についてのRIトレーサー実験の結果得られた値が多数報告されている^{(55)(86)(88)~(90)}。

6.2.3.2 水産物への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構成

水産物中の ^{137}Cs 濃度を次式により算出する。海水中 ^{137}Cs 濃度は、地球規模 ^{137}Cs 降下特性評価モデルにより6つの海洋領域 (北極海、北大西洋、南大西洋、インド洋、北太平洋、南太平洋) 毎に算出したものを用いる。ある時刻 t において第 k 海洋領域で漁獲される海産物 j 中の ^{137}Cs 濃度 $S_{j,k}(t)$ [Bq/g] は、残留関数 R (式 49) を用いて次式で表される。

$$S_{j,k}(t) = \int_{t-T_j+1}^{t-1} v_j a_j W_k(\tau) R(t-\tau) e^{-\lambda_{137}(t-\tau)} d\tau \quad (50)$$

ここに、 $W_k(t)$: ある時刻 t における第 k 海洋領域中の海水中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/l]

v_j : 海産物 j の鰓による海水取込み率 [l/g · month]

T_j : 海産物 j の生育期間 [month]

a_j : 筋肉部 (軟体部) の ^{137}Cs 吸収率 [-]

海草類は水生植物であるので、海水中の ^{137}Cs の海草への移行と蓄積は、農産物の移行係数に相当する海草への濃縮係数を用いて評価する。従ってある時刻 t において第 k 海洋

Table 15 Classification of marine products

Item
Salmon, Trout
Tuna
Sea bream, Flatfish
Horse mackerel, Sardine
Other fish
Cuttlefish, Octopus, Crab, Shrimp
Shellfish
Processed fish
Seaweeds

洋領域で収穫される海草中の¹³⁷Cs濃度 $S_{sw,n}(t)$ [Bq/g] は、次式で算出される。

$$S_{sw,k}(t) = \int_{t-T_{sw}+1}^{T_{sw}} CF_{sw} W_k(\tau) e^{-\lambda_{137}(t-\tau)} d\tau \quad (51)$$

ここで、 CF_{sw} : 海水から海草への濃縮係数 [l/g]

T_{sw} : 海草の生育期間 [month]

本研究では、日本人が摂取する水産物を、生魚5種類といか・たこ・かに・えび、貝類、海草類、魚介加工品の計9種類に分類 (Table 15 参照) し、各食品毎に¹³⁷Cs濃度を算出する。

6.3 食糧・飼料穀物の貿易に伴う人為的移動を評価するモデル

6.3.1 日本の食糧・飼料穀物の世界規模の輸入

第二次大戦後、日本の食糧輸入量は年々増大してきた。日本の食糧の自給率(カロリーベース)は、1960年には79%であったのが1992年には46%にまで減少し⁽¹⁾、また家畜の飼料穀物の自給率も年々減少し1960年には82%であったのが1992年には27%になり⁽¹⁾、日本は今や世界有数の食糧・飼料穀物輸入大国となっている。牛肉・オレンジの自由化にみられるように、貿易摩擦による日本に対する国際市場の圧力により市場開放が進み、また円高の影響もあって、今後さらに輸入が増大すると予想される。日本の食糧・飼料穀物の輸入相手先は世界各国のあらゆる地域に及び (Fig.45~48 参照)、それにともなって日本人は海外の土壌や海洋に降下した¹³⁷Csを輸入食品を通して経口摂取していると考えられ、日本人による¹³⁷Csの経口摂取量を評価する際、このような¹³⁷Csの人為的移動経路も考慮する必要がある。

6.3.1.1 世界の農産物の生産と輸入による移動

日本の農産物の自給率は、米・いも類・野菜・果実は高く、麦類・豆類は低い。自給率の高いものでも、米、野菜および果実については輸入量の増大によって近年自給率が低下する傾向がある。自給率の低い麦類・豆類の主な輸入国をあげると、米国、カナダ、オーストラリア、中国、ブラジルの6ヶ国であるが、これらの国は国土が広大で、生産地は複数の緯度帯にまたがっている。果実の輸入は、フィリピンなどからのバナナやパイナップルなどの熱帯果実の輸入が大半であったが、近年オレンジの自由化等により米国からの輸入が増大している。1945年から1990年までの日本の農産物の輸入相手国の内、個々の農産物についての主な輸入国をあげると、農産物全体で29ヶ国にのぼる^{(91)・(93)} (Fig.45 参照)。Table 16 に各輸入国の5年毎の農産物輸入量^{(91)・(93)}を示す。



Fig. 45 The countries where Japan imports farm products



Fig. 46 The countries where Japan imports feed products

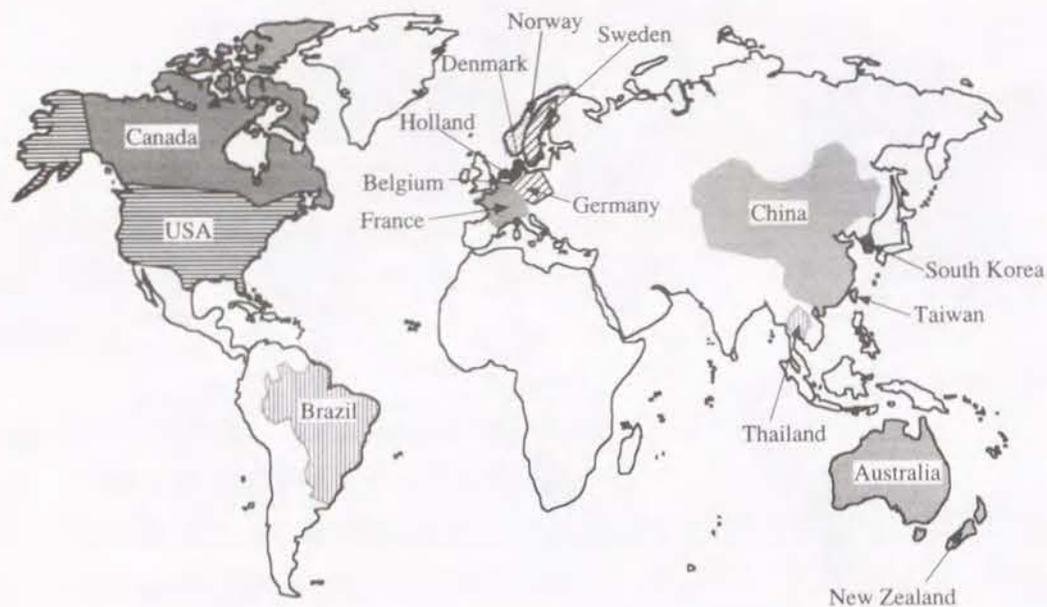


Fig. 47 The countries where Japan imports animal products



Fig. 48 The countries where Japan imports marine products

Table 16 Imports of farm products from each country

(unit: 1000t/y)

Country	Year	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Japan		30380	36840	43468	55926	44069	43242	41101	44354	41656
Canada		166	910	1825	1495	1582	2372	2817	1790	3182
U.S.A.		1123	2377	2352	4526	6165	6523	8875	9183	7746
China		353	258	189	913	227	295	217	450	487
Holland		0	0	0	27	0	0	0	0	54
U.K.		0	0	0	0	0	40	50	241	297
Germany		0	0	0	0	0	0	0	145	189
Ex-U.S.S.R.		0	0	42	0	0	0	0	0	0
Ex-Czechoslovakia		0	0	0	0	0	0	0	97	135
France		0	0	0	0	0	23	0	121	135
Belgium		100	0	0	0	0	0	0	0	0
Turkey		0	0	0	0	0	0	0	0	115
Taiwan		6	253	173	574	350	187	252	210	85
South Korea		95	0	0	0	0	0	0	0	0
Thailand		285	343	0	262	73	115	67	45	45
Myanmar		0	0	0	0	59	830	582	780	771
Philippines		87	0	0	0	0	0	0	0	0
Pakistan		150	0	0	0	0	0	0	0	0
Iraq		40	0	0	0	0	0	0	0	0
Morocco		40	0	0	0	0	0	0	0	0
Algeria		20	0	0	0	0	0	0	0	0
Tunisia		0	5	0	27	0	0	0	0	0
Ethiopia		0	0	0	36	540	36	0	20	117
Ecuador		0	40	26	0	159	51	66	300	984
Brazil		244	75	0	0	0	0	0	19	0
Argentina		0	0	0	0	0	0	0	0	45
Rep. South Africa		273	432	704	122	255	2324	1494	1342	996
Australia		0	0	0	0	0	0	0	45	186
New Zealand		190	370	63	271	119	40	50	56	0
Other countries		0	0	0	10	24	30	101	78	181
Total		33551	41903	48841	51302	53622	56108	55583	59276	57406

6.3.1.2 世界の飼料穀物の生産と輸入による移動

家畜の飼養に必要な飼料についても、日本の自給率は1960年には63%であったのが1992年で39%となり⁽¹⁾⁽⁸²⁾、輸入の占める割合が近年増大している。主な輸入国は、米国、カナダ、中国、アルゼンチン、オーストラリアである。1945年から1990年までの日本の飼料の主な輸入相手国は、飼料全体で23ヶ国にのぼる⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾(Fig.46参照)。Table 17に各輸入国の5年毎の飼料穀物輸入量⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾を示す。

6.3.1.3 世界の畜産物の生産と輸入による移動

日本の畜産物の自給率は比較的高いが、近年徐々に低下する傾向にある。特に牛肉の

Table 17 Imports of feed products from each countries (unit: 1000t/y)

Country \ Year	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Japan	5135	5623	7862	8147	10418	9069	9841	11170	11347
Canada	32	58	167	266	848	1094	1033	10277	1623
U.S.A.	131	206	1051	3762	5827	7592	15273	2952	14258
China	25	0	0	234	19	101	18	2114	2167
Holland	0	0	0	0	0	0	15	27	0
Austria	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Ex-Yugoslavia	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Spain	0	0	0	0	0	4	8	9	0
Iraq	0	0	0	0	3	3	0	0	0
Thailand	2	40	59	561	643	958	0	0	0
India	8	39	0	0	0	30	0	0	28
Indonesia	0	21	0	0	40	0	184	181	203
Myanmar	0	15	0	0	0	0	0	0	0
Philippine	0	0	13	66	104	0	0	0	0
Pakistan	0	0	0	0	26	0	0	0	0
Uganda	0	12	0	0	0	0	0	0	0
Brazil	0	0	0	0	121	90	105	121	0
Argentina	0	8	833	883	1809	699	0	1829	719
Chile	0	0	0	0	0	9	15	62	62
Uruguay	0	0	0	0	0	7	0	9	9
Rep.South Africa	0	69	425	50	75	0	0	0	0
Australia	0	158	78	260	696	1232	1008	1576	563
New Zealand	0	0	0	0	5	45	16	0	0
Other countries	0	0	70	270	207	263	71	171	28
Total	5333	5249	10558	14499	20841	21200	27587	30498	31007

Table 18 Imports of animal products from each countries (unit: 1000t/y)

Country \ Year	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Japan	1239	1682	2982	5628	7816	9241	11249	12904	14714
Canada	0	0	2	0	0	25	33	18	41
U.S.A.	28	6	0	9	13	65	173	169	329
China	0	4	0	0	0	8	13	1	35
Sweden	0	0	0	0	25	12	0	0	0
Norway	4	27	10	0	50	25	133	258	451
Denmark	0	16	50	18	76	0	100	125	219
Holland	0	0	0	0	25	0	0	0	0
Belgium	0	6	0	0	0	0	67	166	164
Germany	0	0	0	0	0	0	0	42	0
France	0	0	0	0	0	12	0	0	0
South Korea	0	0	0	0	8	0	16	73	164
Taiwan	0	0	0	0	0	0	12	30	101
Thailand	0	0	0	0	0	0	0	15	34
Brazil	0	35	33	109	336	499	579	461	795
Australia	0	6	98	146	222	420	453	549	811
New Zealand	0	0	0	0	151	0	67	0	0
Other countries	0	0	0	0	0	10	23	39	100
Total	1271	1780	3175	5910	8722	10317	12918	14850	17958

Table 19 Import of marine products from each country (unit: 1000t/y)

Country \ Year	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Japan	3553	5021	6023	6946	10317	11979	14751	13976	15815
Canada	0	0	0	0	0	11	44	62	98
U.S.A.	0	0	0	0	24	32	289	605	396
Norway	0	0	0	0	0	0	0	62	104
Sweden	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Greenland	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Iceland	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Ex-U.S.S.R	0	0	0	5	0	0	12	0	32
Poland	0	0	0	0	0	0	0	19	11
China	0	0	0	7	8	24	20	19	111
North Korea	0	0	0	0	0	0	0	0	9
South Korea	0	0	0	0	16	63	69	92	92
Taiwan	0	0	0	0	2	7	16	32	51
Bulgaria	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Spain	0	0	0	10	33	54	41	38	0
Indonesia	0	0	0	0	0	18	31	19	68
Thailand	0	0	0	0	8	18	20	19	56
India	0	0	0	0	8	27	31	38	33
Philippine	0	0	0	0	0	0	0	10	22
Vietnam	0	0	0	0	0	0	0	10	22
Bangladesh	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Malaysia	0	0	0	0	0	0	10	0	0
Morocco	0	0	0	0	0	0	10	31	49
Canary islands	0	0	0	0	17	0	0	0	22
Mauritania	0	0	0	0	0	0	0	29	25
Gambia	0	0	0	0	0	0	0	0	13
Honduras	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Panama	0	0	0	0	0	2	2	8	4
Mexico	0	0	0	7	8	9	0	0	0
Chile	0	0	0	0	0	0	0	0	45
Argentina	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Australia	0	0	0	0	0	9	14	10	11
New Zealand	0	0	0	0	0	4	3	6	4
Other countries	0	0	0	0	15	68	77	156	200
Total	3553	5021	6023	6975	10456	12325	15443	15251	17339

自給率の低下が著しく、1992年には重量ベースで49%であった⁽¹⁾。肉類の主な輸入国は、米国、オーストラリア、ニュージーランド、台湾、デンマークで、乳製品はヨーロッパの酪農国からの輸入が多い。1945年から1990年までの、主な輸入相手国は畜産物全体で17ヶ国である⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾ (Fig. 47 参照)。Table 18 に各輸入国の5年毎の畜産物輸入量⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾を示す。

6.3.1.4 世界の水産物の漁獲と輸入による移動

わが国は世界最大の漁業生産国であり、水産物の自給率は1980年代まではほぼ100%であった。水産物の輸入は、高度成長期の1960年代に入ってから増加し始め、その輸入量は1965年には約67万トンであったのが1992年には約478万トンとなり28年間に約7倍になった⁽¹⁾。輸入相手国も多く、現在までに主な国で33ヶ国にもものぼっている⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾(Fig.48 参照)。Table 19 に各輸入国の水産物輸入量⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾を示す。

日本の漁業は、戦後海外へ拡大され、1970年代には遠洋漁業生産が国内生産量の30%を占めるようになった⁽⁹⁴⁾。しかし、日本の遠洋漁業は1977年の200海里体制化を皮切りに、国際経済の変動の影響を受けてその漁場や生産高を変動させてきた。日本人が摂取する水産物の¹³⁷Cs経口摂取を考える場合、輸入のみならず、国内漁業の漁場の変動をも考慮する必要がある。Fig.49 に現在の日本の主な漁場を示す。

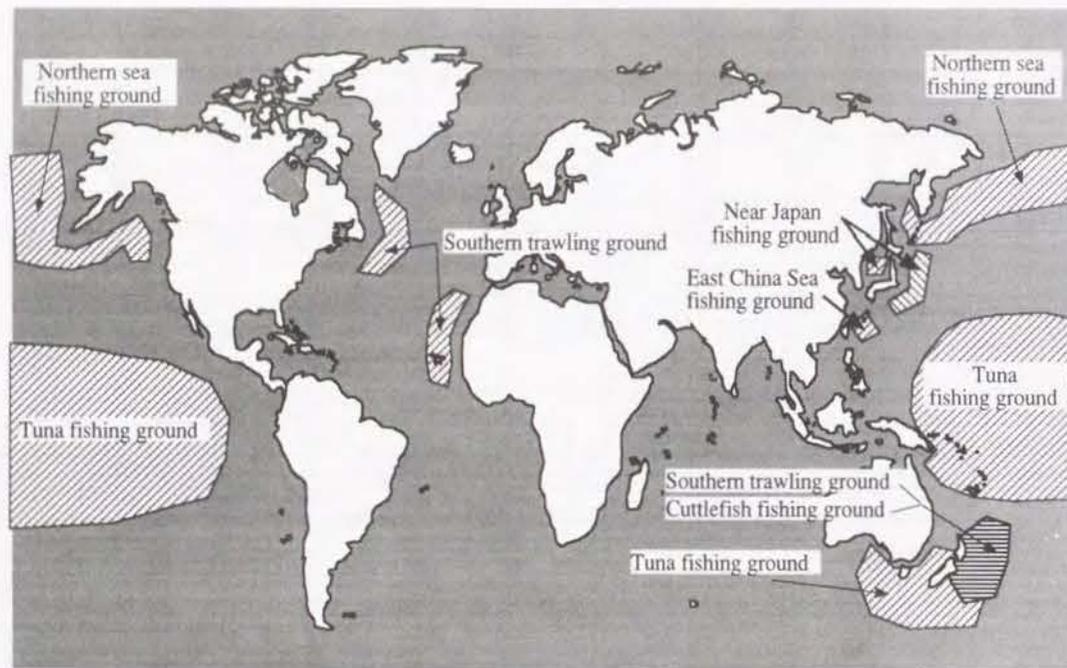


Fig. 49 Japanese fishing ground

6.3.2 食糧・飼料穀物の貿易に伴う人為的移動を評価するモデルの構成

農・畜・水産物ごとに、貿易統計から輸入相手国を設定し、食糧の輸入に付随する¹³⁷Csの日本への輸入(人為的移行)をモデル化する。

(A) 農産物、飼料の輸入

農産物の輸入相手国を29ヶ国(Fig.45 参照)、飼料の輸入相手国を23ヶ国(Fig.46 参照)

抽出し、各輸入相手国毎に農産物・飼料中¹³⁷Cs濃度をそれぞれ次式(52)、(53)により算定する。ここで、日本国内での生産量は、便宜上日本から日本への輸入とみなしている。

$$A_{p,m} = \sum_i PF_{p,m,i} \cdot P_{m,i} \quad (52)$$

$$A_{p,l} = \sum_i PF_{p,l,i} \cdot P_{l,i} \quad (53)$$

ここに、 $A_{p,m}$: 輸入相手国pで生産される農産物m中の¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

$A_{p,l}$: 輸入相手国pで生産される飼料l中の¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

$PF_{p,m,i}$: 輸入相手国pにおける農産物mの第i緯度ゾーンにおける生産割合 [-]

$PF_{p,l,i}$: 輸入相手国pにおける飼料lの第i緯度ゾーンにおける生産割合 [-]

$P_{m,i}$: 第i緯度ゾーンで収穫される農産物m中の¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

$P_{l,i}$: 第i緯度ゾーンで収穫される飼料l中の¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

$PF_{p,m,i}$ 、 $PF_{p,l,i}$ は特に複数の緯度ゾーンにまたがる大国においては、実際には経年的に多少の変動があるが、本研究では一国内の農産物・飼料の地域毎の生産割合は変動しないものと仮定した。さらに、各国から日本へ輸入される農産物、飼料中¹³⁷Cs濃度は、農産物・飼料の種類毎(Table 13, 14 参照)にそれぞれ次式(54)、(55)により算定する。

$$H_m = \sum_p PI_{p,m} \cdot A_{p,m} \quad (54)$$

$$H_l = \sum_p PI_{p,l} \cdot A_{p,l} \quad (55)$$

ここに、 H_m : 輸入農産物m中¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

H_l : 輸入飼料l中¹³⁷Cs濃度 [Bq/kg]

$PI_{p,m}$: 日本の農産物mの輸入及び生産全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合は生産量)の割合 [-]

$PI_{p,l}$: 日本の飼料lの輸入及び生産全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合は生産量)の割合 [-]

$PI_{p,m}$ および $PI_{p,l}$ は、経済の変動により経年的に変動する。そこで本研究では1945年から5年毎に $PI_{p,m}$ 、 $PI_{p,l}$ の値を変化させる。また、輸入農産物中の¹³⁷Cs濃度 U_m を算出する際、果実に関しては国内生産に対する輸入の割合の大きい柑橘類とバナナを分けて、それら以外の果実とで3種類に分類し、合計12種類の農産物について計算した。

(B) 畜産物の輸入

畜産物の輸入相手国を17ヶ国(Fig.47 参照)とし、各輸入畜産物中の¹³⁷Cs濃度を次式により算定する。ただし、日本以外の国では畜産物の生産に必要な飼料はその国で自給しているとみなし、日本では国産飼料と輸入飼料とが市場において完全混合され、畜産物の生産割合にしたがって供給されるものとする。

$$A_{p,n} = \sum_i PF_{p,n,i} \cdot Q_{n,i} \quad (56)$$

ここに、 $A_{p,n}$: 輸入相手国 p で生産される畜産物 n 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$PF_{p,n,i}$: 輸入相手国 p における畜産物 n の第 i 緯度ゾーンにおける生産割合 [-]

$Q_{n,i}$: 第 i 緯度ゾーンで生産される畜産物 n 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

農産物と同様に、 $PF_{n,i}$ も一定であると仮定する。さらに、各国から日本へ輸入される畜産物中 ^{137}Cs 濃度は、畜産物の種類毎に次式により算定する。

$$H_n = \sum_p PI_{p,n} \cdot A_{p,n} \quad (57)$$

ここに、 H_n : 輸入畜産物 n 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$PI_{p,n}$: 日本の畜産物 n の輸入及び生産全量に占める p 国からの輸入量 (日本の場合生産量) の割合 [-]

農産物と同様に $PI_{p,n}$ は貿易統計を参照して 5 年毎に変化させる。

(C) 水産物の輸入

水産物の輸入相手国を 33ヶ国 (Fig.48 参照) とし、各輸入水産物中の ^{137}Cs 濃度を次式により算定する。

$$A_{p,j} = \sum_k PF_{p,j,k} \cdot S_{k,n} \quad (58)$$

ここに、 $A_{p,j}$: 輸入相手国 p が漁獲した水産物 j 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$PF_{p,j,k}$: 輸入相手国 p における水産物 j の第 k 海洋領域における漁獲割合 [-]

$S_{k,n}$: 第 k 海洋領域で漁獲される水産物 j 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$PF_{p,j,k}$ は、日本以外の国では一定とし、日本では、遠洋漁業で漁獲される割合の比較的大きいマグロ類のみ、国内外の経済変動による漁場の変動が大きいことを考慮して、統計資料等のデータ (95)・(97) を参考に経年的に変化させる。さらに、各国から日本へ輸入される水産物中 ^{137}Cs 濃度は、水産物の種類毎に次式により算定する。

$$U_j = \sum_p PI_{p,j} \cdot T_{p,j} \quad (59)$$

ここに、 U_j : 輸入水産物 n 中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$PI_{p,j}$: 日本の水産物 j の輸入及び漁獲全量に占める p 国からの輸入量 (日本の場合は漁獲量) の割合 [-]

$PI_{p,j}$ も 5 年毎に変化させる。

6.4 食品の調理・加工による ^{137}Cs の除去効果

生産された農・畜・水産物は、加工されたり、家庭での洗浄、煮沸などの調理後に食膳に上り人間に摂取される。食品の原材料中に蓄積されている放射性核種は、加工や調理に伴って除去されることがわかっている (98)。農産物では、穀物は精米、洗浄 (米とぎ)、

製粉、野菜類は洗浄、皮むき、煮沸 (あく抜き)、加熱等、果物は洗浄、皮むき、果汁加工等によって主に除去される。畜産物では、肉類は加熱、乳製品は牛乳の加工によって主に除去される。水産物では、生魚は内臓の除去、貝類や軟体・甲殻類は洗浄、煮沸処理、海草は洗浄によって主に除去される。よって、 ^{137}Cs の経口摂取量を算定する場合、食品原材料の放射性核種の加工・調理による除去効果を考慮する必要がある。除去効果は、食品の種類によって違うので、本研究で対象とする全食品毎に除去率を考慮する。

6.5 食品摂取による日本人の ^{137}Cs 経口摂取量を評価するモデル

6.5.1 日本人の食品摂取

厚生省による国民栄養調査報告 (99) によると、日本人の食品摂取量は Fig.50 に示すように経年変化している。Fig.50 から分かるように、畜産物摂取量が 1960 年以降増大し、逆に農産物の摂取量が徐々に減っている。水産物の摂取量はほぼ一定である。全摂取量に対する各食品の占める割合の変化を Fig.51 (a) (b) (c) (d) に示す。農産物では、全年代を通してコメと野菜が 50% 以上を占めているが、コメの占める割合が減少し、果物の占める割合が増加している。畜産物では、全年代を通して牛乳と乳製品が約 50% を占めている。肉類の占める割合が増大し、逆に卵の占める割合が減少している。水産物については、個々の食品の占める割合は全年代を通して一定で、生魚と魚介加工品の占める割合が大きく全体の約 70% を占めている。

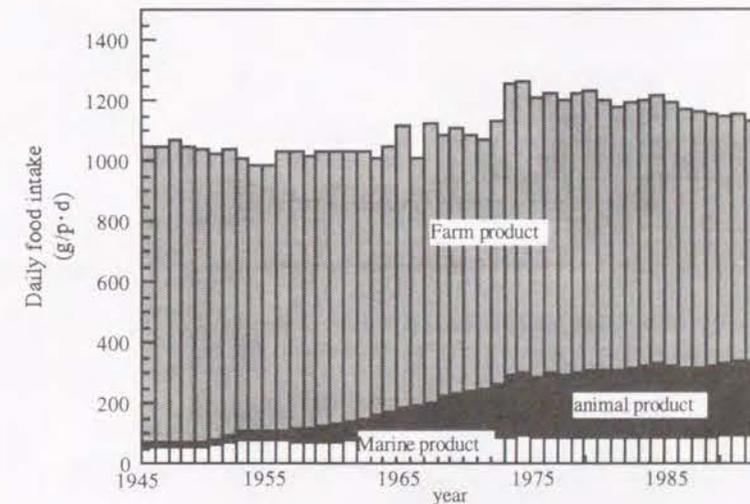


Fig. 50 Daily intake of foods by Japanese

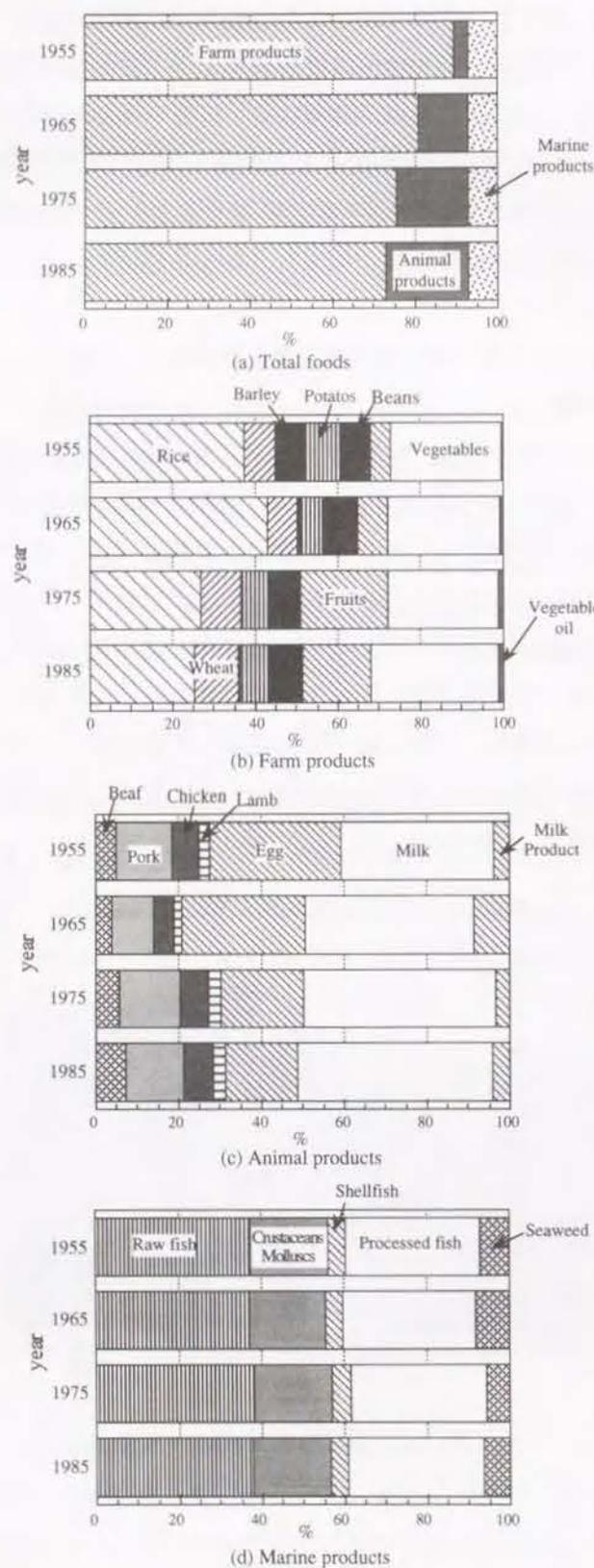


Fig.51 Percentage of daily intake of each kind of foods by Japanese

6.5.2 日本人の¹³⁷Cs経口摂取量を評価するモデルの構成

日本人が経口摂取する¹³⁷Cs量Eは、毎年調査される日本人の1人1日あたりの食品別摂取量と、6.3で定めた輸入及び国産農・畜・水産物中¹³⁷Cs濃度との積和として次式のよ

$$E = \sum_m PR_m \cdot H_m \cdot FF_m + \sum_n PR_n \cdot H_n \cdot FA_n + \sum_j PR_j \cdot H_j \cdot FM_j \quad (60)$$

ここで、 FF_m ：日本人による農産物mの摂取量 [g/p・d]

FA_n ：日本人による畜産物nの摂取量 [g/p・d]

FM_j ：日本人による水産物jの摂取量 [g/p・d]

PR_m ：農産物mの調理・加工による除去効果による¹³⁷Csの残留率 [-]

PR_n ：畜産物nの調理・加工による除去効果による¹³⁷Csの残留率 [-]

PR_j ：水産物jの調理・加工による除去効果による¹³⁷Csの残留率 [-]

日本人の食品摂取量は、農・畜・水産物の¹³⁷Cs濃度評価モデルにおける分類毎に厚生省の国民栄養調査によるデータ⁽⁹⁹⁾によって定める。

6.6 食品を介したフォールアウト¹³⁷Csの日本人への移行と蓄積の特性を評価するモデルの構築

6.6.1 数値シミュレーション

構築した日本人の¹³⁷Cs経口摂取量を評価する数学モデルにより数値シミュレーションを行う。評価対象期間を1945～90年の46年間とし、数値シミュレーションは1ヶ月単位に実行した。初期条件として、1945年以前において全環境構成要素中の¹³⁷Cs濃度をゼロとした。

6.6.2 環境パラメータの設定

6.6.2.1 耕作土壤中¹³⁷Cs濃度評価モデル

耕作土壤中の¹³⁷Cs濃度を評価するモデルに必要なパラメータの内、土壌密度 ρ_a 、土壌水分含量 θ については、緯度ゾーンや農産物・飼料の種類に関係なく一定であると仮定して、 $\rho_a = 1.3$ [g/cm³]、 $\theta = 0.5$ [ml/cm³]と設定する。農産物・飼料の耕作土壌の深さは、農産物の根圏の深さに関するデータ⁽⁷³⁾⁽¹⁰⁰⁾⁽¹⁰¹⁾を参考に設定し、各農産物毎にTable 20、Table 21にまとめた。また、降雨量については、農業気象に関する文献等⁽¹⁰⁰⁾⁽¹⁰²⁾から、各農産物・飼料に必要な降雨量の範囲を抽出し、各緯度ゾーンにおける各農産物・飼料の代表生産国の降雨量を考慮して、緯度ゾーン毎の農産物・飼料別降雨量を決定し、Table 22、Table 23に示した。第4章と同様、 $\beta_{\text{sat}} = 0.7$ 、 $e = 0.5$ とする。¹³⁷Csの λ_{phys} は

1.9×10^{-3} [month⁻¹]である。農耕土の分配係数 k_d の既報告値は200~17000 [ml/g]⁽⁵⁷⁾で、ばらつきが大きい。よって本研究では、¹³⁷Cs経口摂取量の実測値に計算値が一致するようフィッティングすることにより $k_d=6000$ [ml/g]とした。

Table 20 Depth of cultivated soil for each farm product

Item	Depth of soil (cm)
Rice	25
Wheat	30
Barley et al.	100
Potatoes et al.	90
Bean	50
Fruit (Citrus)	50
Fruit (Banana)	400
Fruit (other)	60
Vegetable (Leaf)	60
Vegetable (Root)	40
Vegetable (Fruit)	70
Vegetable oil	50

Table 21 Depth of cultivated soil for each feed

Item	Depth of soil (cm)
Corn	70
Kaolian	200
Wheat	30
Naked barely	100
Other wheats	100
Wheat bran	30
Beet pulp	40
Alfalfa meal and pellet	200
Soybean oil cake and meal	50
Other oil cake and meal	50
Roughage (pasture)	200

6.6.2.2 農産物・飼料中¹³⁷Cs濃度評価モデル

農産物・飼料中の¹³⁷Cs濃度を評価するモデルに必要なパラメータのうち、経根移行係数 TF_m については、既報告値が多数ある⁽⁵⁸⁾⁽⁸⁴⁾が、これらは、農産物の種類、測定方法等によって変動することが知られている⁽⁵⁵⁾⁽⁵⁸⁾。本研究では、これらの報告値の変動範囲内で¹³⁷Cs経口摂取量実測値によくフィッティングする値をパラメータの設定値とした。また、農産物への直接沈着係数 K_m に関しては、牧草に関する研究例⁽⁶²⁾があるのみで、各農産物についての報告値はないので、放射線医学総合研究所による実測値(白米中¹³⁷Cs濃度、ホウレンソウ中¹³⁷Cs濃度、ダイコン中¹³⁷Cs濃度)⁽⁸⁾を、本研究において設定したコメ、葉菜、根菜中濃度のN40-30ゾーンにおける実測値としてフィッティングすることにより決定し、他の農産物に対しても適用した。これらの農産物は、日本の自給率が100%であるので、日本での測定データをN40-30ゾーンの実測値として代表させた。Table 24に TF_m と K_m の設定値を示す。また、Table 25に各農産物の可食部の成熟期間 T_m の設定値を示す。

Table 22 Precipitation to cultivate each farm product in each latitude zone used in this study with reported value variation in parenthesis. [mm/year] (blank means no cultivation)

Item Zone	Rice	Wheat	Barley	Potato	Bean	Fruit	Vegetable	Vegetable oil
N90-70								
N70-50		500 (400-600)	500 (400-600)	550 (500-600)		550 (500-600)	750 (700-800)	
N50-40	800 (600-1000)	650 (400-900)	650 (400-900)	550 (500-600)	750 (500-1000)	900 (500-1300)	750 (500-1000)	750 (500-1000)
N40-30	1000 (500-1500)	650 (600-700)	650 (600-700)	800 (600-1000)	1250 (1000-1500)	1500 (1000-2000)	1500 (1000-2000)	1250 (1000-1500)
N30-20	1250 (1000-1500)	650 (500-800)	700 (500-800)	900 (800-1000)	650 (500-800)	1250 (1000-1500)	650 (500-800)	650 (500-800)
N20-10	1750 (1600-1900)			1500 (1200-1800)	1000 (500-1500)	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)	1000 (500-1500)
N10-0	1800 (1600-2000)			1800 (1600-2000)	1500 (1200-1800)	1800 (1600-2000)	1800 (1600-2000)	1500 (1200-1800)
S 0-10	1800 (1600-2000)			1800 (2000-2500)	1500 (1200-1800)	1800 (1600-2000)	1800 (1600-2000)	1500 (1200-1800)
S10-20	1400 (1300-1500)			1250 (1000-1500)	750 (500-1000)	1500 (1200-1800)	1250 (1000-1500)	750 (500-1000)
S20-30	1000 (900-1100)			1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)
S30-40	1000 (900-1100)	600 (500-700)	600 (500-700)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)
S40-50		500 (400-600)	500 (400-600)	650 (500-800)		750 (500-1000)	500 (400-600)	
S50-60								
S60-90								

Table 23 Precipitation to cultivate each feed in each latitude zone used in this study with reported value variation in parenthesis. [mm/year] (blank means no cultivation)

Item Zone	Corn	Kaolin	Wheat	Barely	Wheat bran	Beet pulp	Vegetable oil	Roughage (pasture)
N90-70								
N70-50	550 (500-600)	550 (500-600)	500 (400-600)	500 (400-600)	500 (400-600)	750 (700-800)		
N50-40	900 (800-1000)	900 (800-1000)	650 (400-900)	650 (400-900)	650 (400-900)	750 (500-1000)	750 (500-1000)	750 (500-1000)
N40-30	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)	650 (600-700)	650 (600-700)	650 (600-700)	1500 (1200-1800)	1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)
N30-20	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)
N20-10	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)				1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)
N10-0	1800 (1700-1900)	1800 (1700-1900)				1800 (1700-1900)	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)
S 0-10	1800 (1700-1900)	1800 (1700-1900)				1800 (1700-1900)	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)
S10-20	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)				1250 (1000-1500)	750 (500-1000)	750 (500-1000)
S20-30	1500 (1200-1800)	1500 (1200-1800)				1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)	1250 (1000-1500)
S30-40	750 (500-1000)	750 (500-1000)	600 (500-700)	600 (500-700)	600 (500-700)	650 (500-800)	650 (500-800)	650 (500-800)
S40-50			500 (400-600)	500 (400-600)	500 (400-600)	450 (400-500)		
S50-60								
S60-90								

Table 24 Root uptake transfer factor (TF) and direct foliar absorption factor (K) used in this study

Parameter		TF (-)		K
		Estimated	Reported ⁽⁵⁸⁾	(cm ² /month·g)
Farm product	Rice	0.6	0.04-0.6	0.13
	Wheat	0.06	0.0003-0.06	0.033
	Barley	0.06	0.0003-0.06	0.033
	Potato	0.02	0.002-0.02	0.029
	Bean	0.1	0.005-0.1	0.043
	Fruit	0.02	0.01-0.02	0.065
	Vegetable (Leaf)	0.8	0.001-0.8	0.078
	Vegetable (Root)	0.1	0.008-0.1	0.029
	Vegetable (Fruit)	0.02	0.01-0.02	0.043
Feed	Corn	0.03	0.0003-0.06	0.033
	Kaolian	0.03	0.0003-0.06	0.02
	Wheat	0.03	0.0003-0.06	0.033
	Barley	0.03	0.0003-0.06	0.033
	Other wheats	0.03	0.0003-0.06	0.02
	Beet pulp	0.05	0.008-0.1	0.029
	Alfalfa	0.008	0.0003-0.06	0.02
	Soybean (oil cake)	0.008	0.0003-0.06	0.046
	Other bean (oil cake)	0.008	0.0003-0.06	0.02
	Roughage (pasture)	0.008	0.0003-0.06	0.026

Table 25 Ripening period of edible portion for each farm product

Farm product	Edible portion	Ripening period (month)	Ref.
Rice	Grain	1	(100)
Wheat	Grain	2	(100)
Barley	Grain	1	(100)
Potato	Tuber	3	(73)
Bean	Seed	1	(73)
Fruit	Citrus	Fruit	2 (101)
	Banana	Fruit	3 (101)
	Other	Fruit	3 (101)
Vegetable	Leaf	Leaves	1 (73)
	Root	Roots	1 (73)
	Fruit	Fruit	2 (73)

6.6.2.3 畜産物中¹³⁷Cs濃度評価モデル

畜産物中の¹³⁷Cs濃度を評価するモデルに必要なパラメータのうち、各家畜の体重、生育期間、正肉歩留り率、飼料から卵黄への移行係数を Table 26 に示す。各家畜の飼養標準において、生育期に応じて飼料の供給量が設定されている⁽¹⁰³⁾⁽¹⁰⁵⁾ ので、飼料摂取率は日本の飼養標準⁽¹⁰⁵⁾ を用いて家畜の生育期間中月毎に変化させた。家畜の¹³⁷Csの腸からの吸収率は、安定Csの腸吸収率が反芻動物では0.6、非反芻動物では1.0であるという報告⁽⁵⁰⁾ があるので、肉牛・乳牛と肉用羊は0.6、豚と鶏は1.0とした。鶏卵への移行を評価する際に必要な、飼料から卵黄への移行係数は、Ngらによれば0.34~0.53 [day/g]⁽⁸⁴⁾ と報告されているので、本研究ではその平均値を設定値としている (Table 26 参照)。

Table 26 Parameters for domestic animals

Parameter	Weight ⁽⁸¹⁾⁽¹⁰³⁾ (kg)	Growing period ⁽⁸¹⁾⁽¹⁰³⁾ (month)	Edible meat yield ⁽¹⁰⁴⁾ (%)	Transfer factor from feed to egg contents ⁽⁸⁴⁾ (day/kg)
Item				
Beef cattle	550	17	41	
Daily cattle	650	38	40	
Pig	90	6.5	45	
Chicken breed	2.8	2.5	42	
Fowl	2.3	6		0.43 (0.34 - 0.53)
Mutton breed	100	8	36	

6.6.2.4 水産物中¹³⁷Cs濃度評価モデル

水産物中の¹³⁷Cs濃度を評価するモデルに必要なパラメータのうち、鰹からの海水取込み率は、魚類の場合200~590 (ml/min·kg) という報告⁽¹⁰⁶⁾ がある。イカ・タコ類と貝類については報告値がないので、これらの生物の酸素消費率を海水の溶存酸素量で除すことにより計算した。酸素消費率は、貝類では4~70 (μ l O₂/g·hr)⁽¹⁰⁷⁾、頭足類 (イカ・タコ) では28~309 (μ l O₂/g·hr)⁽¹⁰⁷⁾ という報告がある。また海水の溶存酸素量は150 μ mol/kg である。本研究では、鰹からの海水取込み率を、報告値の平均値をとることにより魚類では17 (l/g·month)、イカ・タコ類では36 (l/g·month)、貝類では8 (l/g·month) と設定した。水産物の筋肉 (軟体部) の¹³⁷Cs吸収率については報告値がないので、放射線医学総合研究所による実測値 (北太平洋における貝中の¹³⁷Cs濃度)⁽⁸⁾ にフィッティングすることにより変動範囲を設定した。魚類イカ・タコ類については実測値がないので、最終的に¹³⁷C経口摂取量の実測値の農・畜・水産物の割合 (第5章5.1.1参照) に合うようにフィッティングした。海藻の濃縮係数は、既報告値は1~2400⁽⁵⁰⁾ で、変動幅が

大きいので、放射線医学総合研究所による実測値⁽⁸⁾ (北太平洋における海草中の¹³⁷Cs濃度) にフィッティングすることにより決定した。設定した鰓からの海水取込み率、筋肉(軟体部)の¹³⁷Cs吸収率および海草の濃縮係数の値をTable 27に示す。水生生物の筋肉部(軟体部)における¹³⁷Csの残留関数に関するパラメータについては、魚類は他の海洋生物に比べて¹³⁷Csの筋肉への滞留時間は長く、 $T_{1,0.5}$ は約35日、 $T_{2,0.5}$ は約100日という報告⁽⁸⁹⁾がある。貝類の場合は、 $T_{1,0.5}$ は約1日、 $T_{2,0.5}$ は20~50日⁽⁵⁵⁾⁽⁸⁶⁾、イカやタコなどは $T_{2,0.5}$ が約10日⁽⁸⁶⁾と報告されている。また魚類では $a_1=0.35$ 、 $a_2=0.65$ ⁽⁸⁹⁾、貝類では $a_1=0.71$ 、 $a_2=0.21$ ⁽⁵⁵⁾という報告があり、本研究ではイカやタコなども貝類と同じであるとした(Table 28参照)。また、各水産物の生育期間 [month] の設定値をTable 29に示す。

Table 27 Metabolism parameters of marine life used in this study

	Gill respiration rate: v [l/g·month]		¹³⁷ Cs absorption rate by muscle: a [-]	¹³⁷ Cs concentration factor: CF_{sw} [l/g]	
	Estimated	Reported ⁽¹⁰⁶⁾⁽¹⁰⁷⁾		Estimated	Reported ⁽⁵⁰⁾
Fish	17000	8640 - 25488	5.0×10^{-6}		
Crustaceans & Cephalopod	36000	5976 - 66240	5.0×10^{-6}		
Shell	8000	864 - 15120	5.0×10^{-3}		
Seaweed				10	1 - 2400

Table 28 Parameter values for ¹³⁷Cs retention function of marine life used in this study

	short-term component		long-term component		Ref.
	a_1 [-]	$T_{1,0.5}$ [day]	a_2 [-]	$T_{2,0.5}$ [day]	
Fish	0.35	35 (1 - 35)	0.65	100 (17 - 200)	(89)
Crustaceans & Cephalopod	0.71	1 (1 - 8)	0.21	10 (4 - 140)	(86)
Shell	0.71	1 (0.7 - 1)	0.21	29 (23 - 50)	(55),(86)

Table 29 Growing period of marine life

	Growing period (month)	Ref.
Fish	48	(108)
Crustaceans & Cephalopod	12	(109)
Shell	36	(109)
Seaweed	3	(110)

6.6.2.5 食糧の人為的移動評価モデル

農・畜・水産物と飼料の各輸入割合は評価対象期間の日本の輸入実績統計⁽⁹¹⁾⁻⁽⁹³⁾と日本国内生産統計⁽¹⁾⁽⁸²⁾⁽⁸³⁾⁽⁹⁴⁾⁽¹¹¹⁾を用いて算出した。農・畜産物、飼料の各輸入国の各領域別生産割合は、1つの緯度帯に位置している国については、その緯度帯での生産割合を1とし、複数の緯度帯にまたがっている国(米国、カナダ、中国、インド、パキスタン、トルコ、エクアドル、ブラジル、チリ、アルゼンチン、オーストラリア、ニュージーランド、南アフリカ)については、生産各国の農業統計等⁽¹¹²⁾⁻⁽¹²⁰⁾によって設定した。日本については、北海道と青森県がN40-50ゾーンに入るので、その他の府県とで生産割合を農業統計⁽¹²¹⁾によって設定した。水産物の各輸入国の各海洋別漁獲割合も、世界の漁業についての資料等⁽¹²²⁾により設定した。尚、日本のマグロの海洋別割合のみ5.3(c)で述べたように経年的に設定した。輸入された農・畜・水産物と国内産農・畜・水産物は市場において均質に混合するものとした。輸入農・畜・水産物の輸送や貯蔵期間中の放射性崩壊による¹³⁷Csの減衰は無視した。

6.6.2.6 日本人の¹³⁷Cs経口摂取量評価モデル

日本人の1人1日あたりの食品別摂取量は、厚生省が実施している国民栄養調査の結果⁽⁹⁹⁾(全国平均の生重量)を用いた。日本人が摂取する食品中に占める輸入品と国産品との比率は、各食品別の輸入量と国内生産量との比率に等しいと仮定する。また、食品の調理・加工にともなう除去による¹³⁷Csの残留率の設定値をTable 30に示す。

6.7 考察

6.7.1 評価モデルの検証

日本人の¹³⁷Cs経口摂取量のシミュレーション結果を放射線医学総合研究所(N.I.R.S)による実測値⁽⁸⁾とともにFig.52に示す。また、日本の自給率がほぼ100%である食品である白米、葉菜(ホウレンソウ)、根菜(ダイコン)、牛乳について、¹³⁷Csの濃度の計算値を実測値とともに、それぞれFig.53(a)~(c)、Fig.54に示す。実測値と計算値とは比較的良好に一致しており、本研究において構築したモデルによって、環境中に放出された¹³⁷Csが食品を介して日本人に経口摂取されるまでの移行を大略的に評価できたといえる。また、第3章3.4.1で示した平均残差2乗和(ARSS)を用いて計算値と実測値の偏差を解析する。

$$ARSS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - Y_i)^2 \quad (61)$$

Table 30 ^{137}Cs residual rate by food processing and cooking

		Cooking & Processing	Set value [-]	Reported ⁽⁹⁹⁾
Farm Product	Rice	rice milling, washing	0.175	0.15 - 0.25
	Wheat	flour milling	0.25	0.2 - 0.3
	Barley	flour milling	0.05	0.03 - 0.3
	Potato	peeling, heating	0.7	0.6 - 0.9
	Bean	peeling, heating	0.49	0.29 - 0.55
	Fruit	washing, peeling	0.33	0.03 - 0.8
	Vegetable (Leaf)	washing, removing the harshness	0.2	0.72 - 0.35
	Vegetable (Root)	peeling, heating	0.69	0.01 - 0.88
	Vegetable (Fruit)	washing, peeling	0.5	0.07 - 0.7
Animal Product	Meat	heating	0.5	0.5 - 0.78
	Milk product	processing	0.05	0.01 - 0.07
Marine Product	Raw fish	cooking	0.6	0.48 - 0.8
	Crustaceans & Cephalopod	cooking	0.3	0.29 - 0.53
	Shell	cooking	0.24	0.21 - 0.27
	Processed fish	processing	0.05	0.01 - 0.1
	Seaweed	washing	0.5	0.4 - 0.6

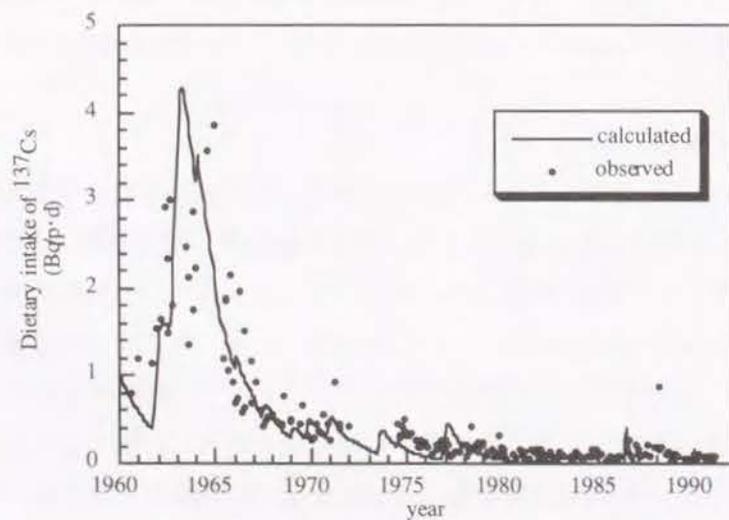


Fig. 52 Comparison between the calculated and observed dietary intake of ^{137}Cs by Japanese

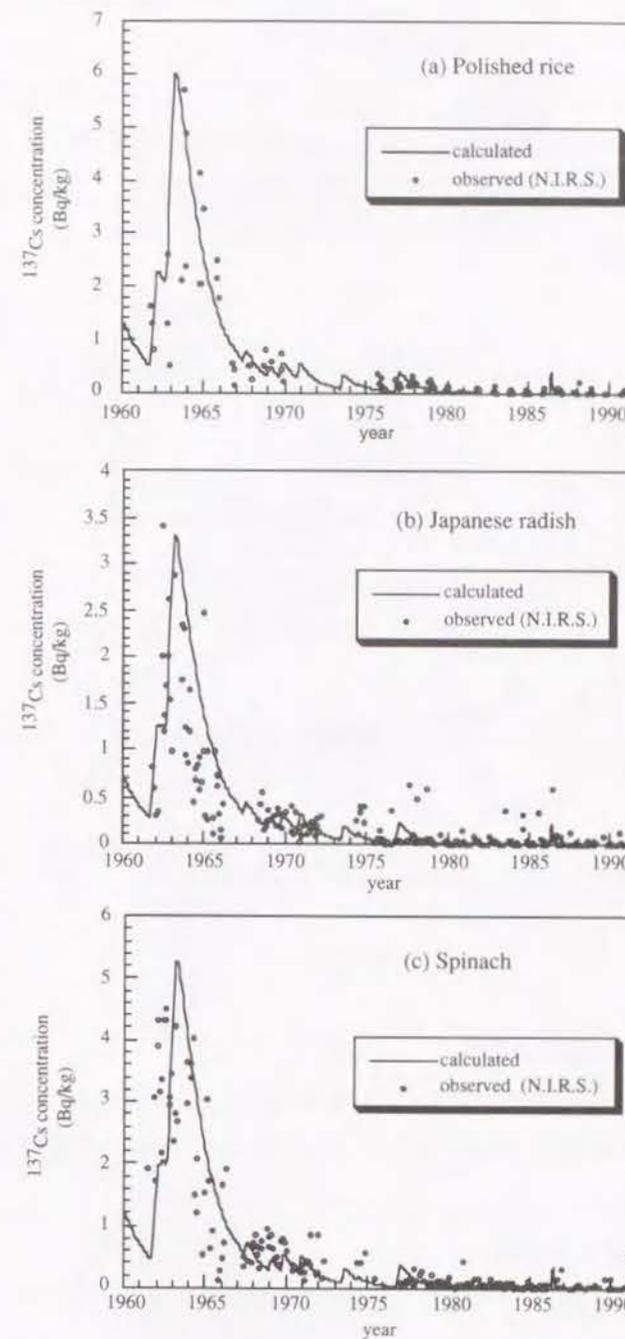


Fig. 53 Comparison between the calculated and the observed ^{137}Cs concentration in each farm product in N40-30 zone.

ここで、 y_i : 時刻 i に測定された日本人の ^{137}Cs 経口摂取量 [Bq/p · d]

Y_i : 時刻 i での日本人の ^{137}Cs 経口摂取量計算値 [Bq/p · d]

n : 日本人の ^{137}Cs 経口摂取量の測定時点数

計算の結果 ARSS は約 0.17 であった。この値は第 3 章で評価した各緯度帯毎の ^{137}Cs 降下率の計算値と実測値の ARSS の中の最小値 (ARSS=6) の約 35 倍の精度であり、 ^{137}Cs の降下量評価モデルと比べて本章で構築した ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルの方が相対的に精度が高いことを示している。

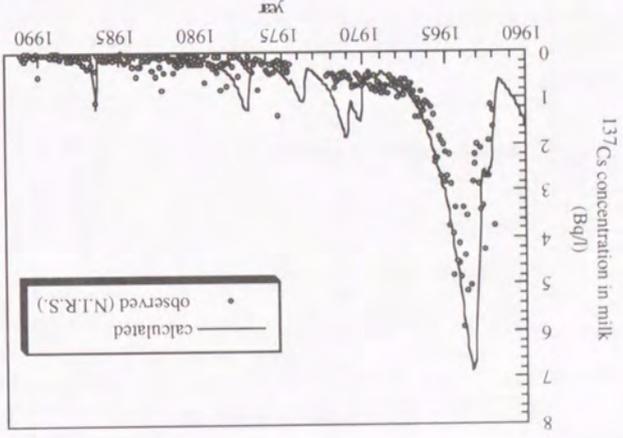


Fig. 54 Comparison between the calculated and the observed ^{137}Cs concentration in milk in N40-30 zone.

6.7.2 日本人が食品から経口摂取する ^{137}Cs 量

構築したモデルによって算出した日本人の ^{137}Cs 経口摂取量の各食品の割合の変化を Fig.55 (a) ~ (d) に、国産食品と輸入食品による ^{137}Cs 経口摂取経年変化を Fig.56 に示す。

以下、食品毎に考察する。

(1) 農・畜・水産物の占める割合

日本人の食品摂取と同様に、 ^{137}Cs 経口摂取は農産物が大部分を占めるが、その割合は徐々に減少し畜産物の占める割合が増加している。水産物からの ^{137}Cs 経口摂取は 1980 年代以降徐々に増加している傾向がある。これは、第 4 章 4.4 で述べたように 1980 年代以降 ^{137}Cs 量の海洋への分配割合が増大していることによるものと推定される。

(2) 農産物の種類毎の占める割合

^{137}Cs 経口摂取の各農産物の占める割合は、食品摂取の割合と同様に、玉米の占める割

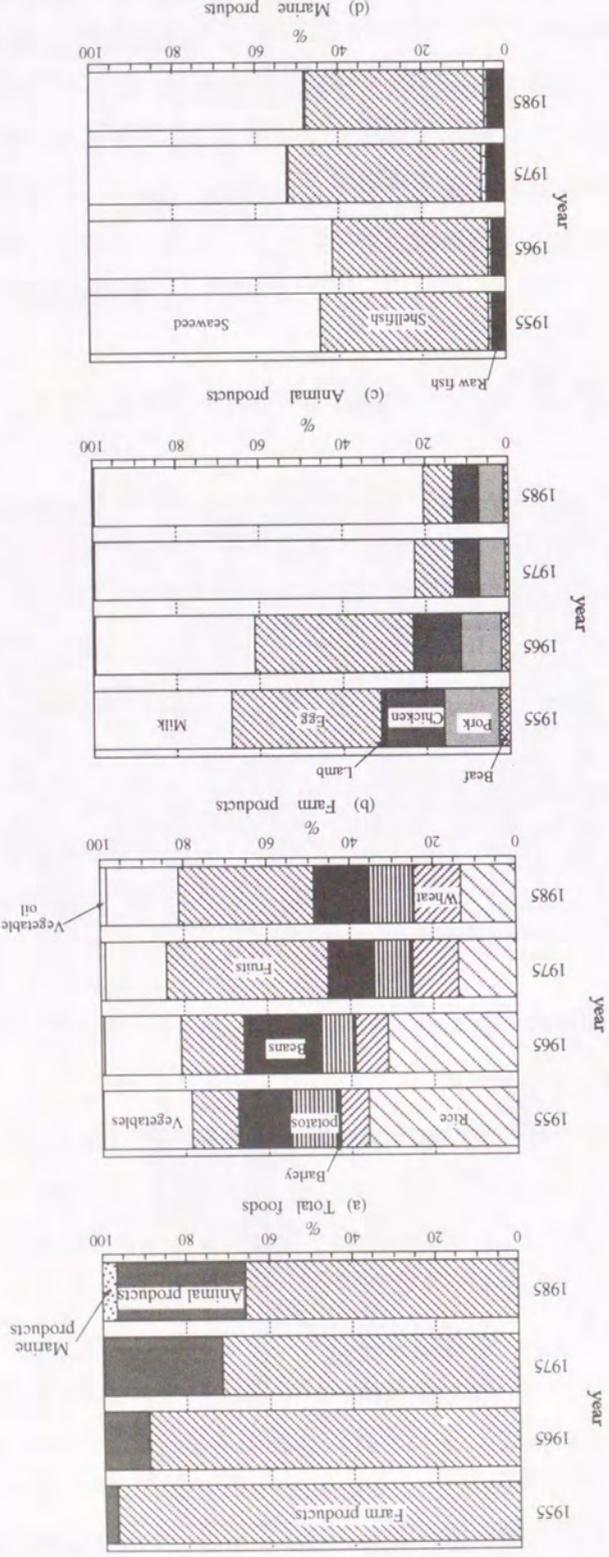


Fig. 55 Percentage of dietary intake of ^{137}Cs through each kind of foods

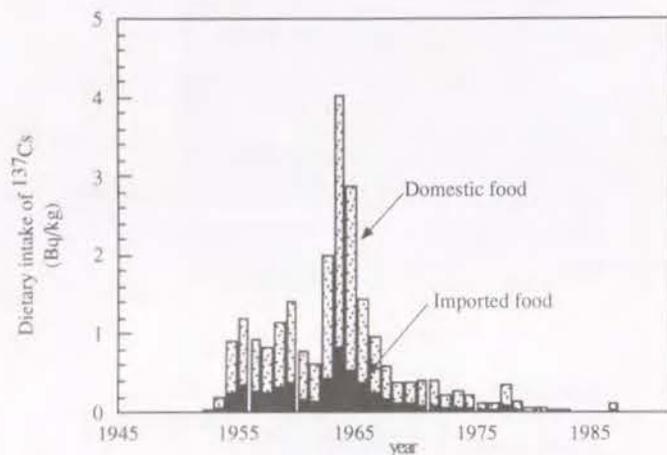


Fig. 56 Dietary intake of ^{137}Cs through domestic and imported foods.

合が減少している。食品摂取は野菜と果物が増加しているが、 ^{137}Cs 経口摂取は果物の寄与は増加しているものの野菜の寄与は徐々に減少している。これは、野菜の場合、フォールアウトによる直接沈着が大きく寄与しているため、フォールアウト量の減少によってその移行量も減少していること、また、果物に比べて野菜の栽培期間が短いことが原因であると考えられる。

(3) 畜産物の種類毎の占める割合

畜産物の食品摂取は、日本人の場合牛乳と卵が50%以上を占め、 ^{137}Cs 経口摂取も同様に牛乳と卵による寄与が大きい。特に、1970年代以降、牛乳による寄与が増大し70%以上を占めるようになってきている。これは、乳牛の飼料の8割以上を牧草が占めているのに対し、採卵鶏の飼料はすべて濃厚飼料で、濃厚飼料の場合その精製時に飼料作物に移行した ^{137}Cs がかなりの割合で除去される（ふすまでは50%以上⁽⁹⁸⁾）ことから、フォールアウト量が少ない時は、牧草による寄与が大きく影響を与えることが原因であると推定される。

(4) 水産物の種類毎の占める割合

日本人の水産物の食品摂取は、生魚とその加工品が50%以上を占めているが、 ^{137}Cs 経口摂取では、貝類と海藻の寄与が評価対象期間を通じて90%以上を占めるという計算結果となった。この原因としては、魚やイカ・タコ・エビの場合は経口摂取される際、調理や加工によって除去される割合が貝類や海藻と比べて高い⁽⁹⁸⁾ ことが考えられる。

(5) 国産食品と輸入食品の占める割合

日本の自給率の減少に伴って、 ^{137}Cs 経口摂取の輸入食品の寄与も徐々に増大している。畜産物、水産物を介した ^{137}Cs の経口摂取量は、国産品の占める割合が90%以上を占めて

いるのに比べて、農産物は輸入品の占める割合が大きい。輸入農産物の寄与は1950年代では約25%だったのが、1980年代では約35%となっている。しかし1980年代までは、 ^{137}Cs 経口摂取の輸入食品の寄与率は年毎に変動が大きい。これは、1980年まで大気圏内核実験が行われていたため、核実験が行われた緯度帯で生産された輸入食品による影響から、輸入食品の寄与率が一時的に変動したものと考えられる。

(6) おもな輸入国の占める割合

輸入農産物からの ^{137}Cs の経口摂取の各輸入国の占める割合は経年的に変化しているが、特に、アメリカ、カナダ、中国、フィリピン、ブラジル、オーストラリア、ニュージーランドの寄与が大きい。Fig.57に、1950年から5年毎の ^{137}Cs の農産物経口摂取量の主な輸入国の寄与率の変化を示す。

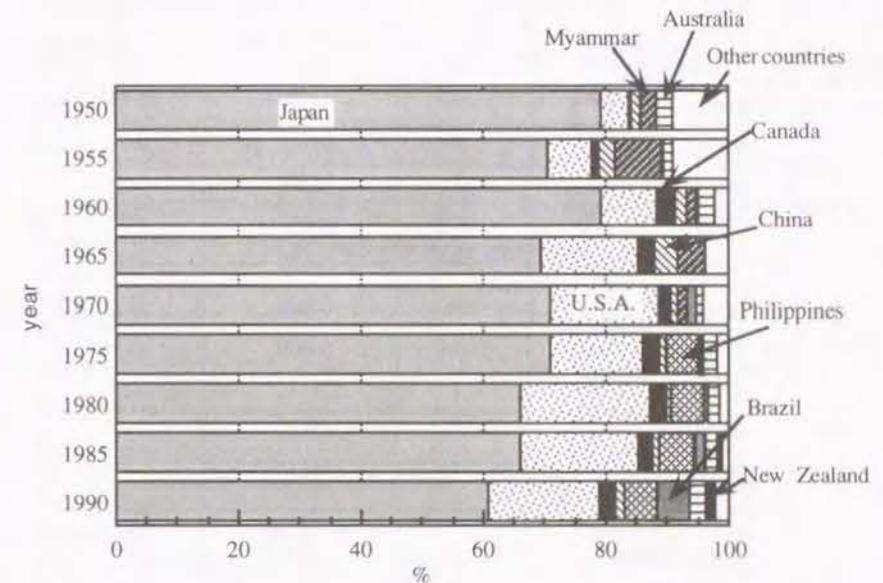


Fig. 57 Percentage of dietary intake of ^{137}Cs in farm products through each countries

6.7.3 ^{90}Sr への適用

本研究で構築したモデルを ^{90}Sr に適用して数値シミュレーションを行い、日本人の ^{90}Sr 経口摂取量の評価を試みた。 ^{90}Sr に適用するためには、物理学的半減期、農・畜・水産物への移行に関するパラメータ、家畜・水産物の残留関数、食品の調理・加工に伴う除去による ^{90}Sr 残留率を変更する必要がある。 ^{90}Sr に適用するために変更が必要な農・畜・水産物への移行に関するパラメータと食品の調理・加工に伴う除去による ^{90}Sr 残留率の一覧をTable 31にまとめる。設定値は、全て既報告値の変動範囲の平均値とした。農産物・

飼料への直接沈着係数については、 ^{137}Cs の場合と同様に報告値がないが、葉に直接沈着した ^{90}Sr の可食部への転流が ^{137}Cs と比べて著しく小さいという報告⁽⁵⁰⁾⁽¹²³⁾を踏まえて実測値⁽⁸⁾(^{90}Sr 経口摂取量)にパラメータフィッティングすることにより設定した。家畜の筋肉における ^{90}Sr の残留関数は、全ての家畜に対して次式で定義される⁽⁵⁰⁾。

$$R(t) = 0.37e^{-1.42t} + 0.46e^{-1.39t} + 0.045e^{-0.035t} + 0.055e^{-0.001t} \quad (62)$$

また、家畜の腸による ^{90}Sr の吸収率は全ての家畜に対して0.2⁽⁵⁰⁾である。牛乳中の ^{90}Sr 濃度の評価式は次式によって定義される⁽⁵⁰⁾。

Table 31 Parameter values for ^{90}Sr

Item	Parameter	TF (-)	K (cm ² /month·g)	PR (-)
Farm product	Rice	0.02	0.026	0.17
	Wheat	0.8	0.007	0.35
	Barley	0.8	0.007	0.05
	Potato	0.01	0.001	0.53
	Bean	0.1	0.009	0.6
	Fruit	0.004	0.013	0.5
	Vegetable (Leaf)	0.2	0.021	0.6
	Vegetable (Root)	0.06	0.006	0.7
	Vegetable (Fruit)	0.004	0.009	0.5
Feed	Corn	0.8	0.1	
	Kaolian	0.8	0.1	
	Wheat	0.8	0.1	
	Barley	0.8	0.1	
	Other wheats	0.8	0.1	
	Beet pulp	0.06	0.006	
	Alfalfa	0.004	0.075	
	Soybean (oil cake)	0.004	0.098	
	Other bean (oil cake)	0.004	0.075	
	Roughage (pasture)	0.004	0.02	
Animal product	Meat			0.5
	Milk product			0.25
Marine product	Raw fish			0.05
	Crustaceans & Cephalopod			0.7
	Shell			0.8
	Processed fish			0.05
	Seaweed			0.5

$$U(t) = 7.5 \times 10^{-3} e^{-1.5t} + 5.0 \times 10^{-4} e^{-0.23t} + 3.0 \times 10^{-5} e^{-0.043t} + 5.0 \times 10^{-6} e^{-0.0022t} \quad (63)$$

^{90}Sr の飼料から鶏卵への移行係数は0.22⁽⁸⁴⁾とした。水産生物の体内における ^{90}Sr の残留関数は ^{137}Cs と同様に式(49)で定義される。生物学的半減期は、魚では $T_{1,0.5}$ は約6日、 $T_{2,0.5}$ は約100日⁽⁸⁹⁾、貝類の場合は、 $T_{1,0.5}$ は約8日、 $T_{2,0.5}$ は約72日⁽⁵⁵⁾⁽⁸⁶⁾、イカやタコなどは $T_{1,0.5}$ は約1日、 $T_{2,0.5}$ が約23日⁽⁸⁶⁾と報告があり、また魚類では $a_1=0.89$ 、 $a_2=0.11$ ⁽⁸⁹⁾という報告があるので、これらの値を設定し、報告のないものに関しては ^{137}Cs と同じとした。

以上の他のパラメータは変更せずに、構築したモデルを用いて日本人の ^{90}Sr 経口摂取量を算出した。その結果を放射線医学総合研究所(N.I.R.S.)による実測値⁽⁸⁾とともにFig.58に示す。 ^{90}Sr に適用した場合、ピークは計算値の方が実測値より大きく、ピーク以降は実測値の方が大きくなる。これは、水産生物の筋肉による ^{90}Sr の吸収率などの、 ^{137}Cs の場合と同様に既報告値のないパラメータについては直接沈着係数以外は、 ^{137}Cs と同様としていること、直接沈着係数に関しても ^{137}Cs の場合のように個々の農産物の実測値にフィッティングするのではなく経口摂取量にフィッティングしていることに起因すると考えられる。しかし全体としては実測値と計算値は比較的よく合っており、本研究で構築したモデルは日本人による ^{90}Sr の経口摂取の概略を把握する場合には ^{137}Cs より精度は小さいが適用できるといえる。

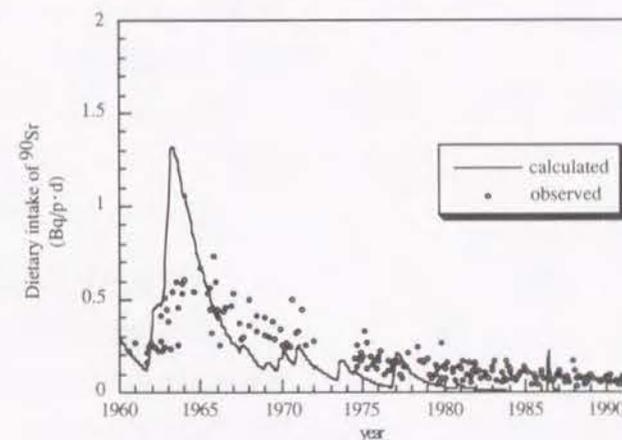


Fig. 58 Comparison between the calculated and the observed Japanese dietary intake of ^{90}Sr

6.8 結論

本章では、環境中に放出されたフォールアウト¹³⁷Csの食物経路による日本人への移行のモデル化を試みた。本章で得られた結論を以下に要約する。

- (1) 本研究で構築したモデルは、日本人による食品を介した¹³⁷Csの経口摂取の概要を把握するために使用することができるといえる。
- (2) 日本人による¹³⁷Cs経口摂取は、農産物の摂取経路が支配的である。畜産物の寄与は、その食品摂取量の増大とともに徐々に増大し、また水産物は¹³⁷Cs降下率が小さくなる1980年代以降になって寄与率がわずかではあるが増大している。
- (3) 日本人による¹³⁷Cs経口摂取は、農産物ではコメ、果物、野菜、畜産物では牛乳、水産物では貝類と海草の寄与が大きい。
- (4) 日本人が経口摂取する¹³⁷Csは、食品の輸入に付随して外国から輸入される割合が経年的に増大しつつある。
- (5) 本研究で構築したモデルは、日本人による食品を介した⁹⁰Srの経口摂取の概要を把握する際にも適用できるが、その評価精度は¹³⁷Csより小さい。

第7章 日本人の健康リスクの評価

7.1 はじめに

食品を介して人間に経口摂取された¹³⁷Csは腸管から吸収され、血流によって各組織・臓器へと運ばる。各組織・臓器へ運ばれた¹³⁷Csは、放射性崩壊により安定な¹³⁷Baとなり、その過程で放出されるβ線とγ線によって内部被曝を引き起こす。ICRPは、人体各組織毎に¹³⁷Csの経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数⁽¹²⁴⁾を設定している。

¹³⁷Csは骨よりも筋肉に多く分布することが報告されている⁽⁵⁰⁾⁽¹²⁵⁾が、⁹⁰Srほど特異的な体内分布はみられず、巨視的には全身に均一であるとみなされる。しかし、人間の¹³⁷Csの生物学的半減期は、体重に依存する⁽⁵⁰⁾⁽¹²⁵⁾ので、¹³⁷Csの体内量には年齢や性差が生じる。また、¹³⁷Csの経口摂取量は、食品摂取の量や種類により変化することから食習慣の違いも¹³⁷Csの体内量に反映するといえる。特に乳児の食品摂取は牛乳の占める割合がきわめて高く、その¹³⁷Cs経口摂取量や体内量は、成人とは相違すると考えられる。また、乳児が人工栄養(粉ミルク)を摂取するか母乳を摂取するかも¹³⁷Csの経口摂取量や体内量は違ってくる。

本章では、まず、食品を介して経口摂取された¹³⁷Csの人体内への蓄積を、年齢階層別、乳児の栄養摂取形態別に評価する。さらに、¹³⁷Csを経口摂取することに起因する各ガンによる致死率(健康リスク)のレベルを予測し、その経時的变化を分析する。

7.2 経口摂取による¹³⁷Csの人体への蓄積

7.2.1 ¹³⁷Csの人体への蓄積を評価するモデル

上述したように、¹³⁷Csは人体内で均一に分布するとみなせる。人体内の¹³⁷Csの残留関数がICRPによって、次式のように報告されている⁽¹²⁶⁾。

$$R(t) = a_1 e^{-0.693t/T_{1,0.5}} + a_2 e^{-0.693t/T_{2,0.5}} \quad (64)$$

ここで、 a_1 : 短期排出成分構成割合 [-]

a_2 : 長期排出成分構成割合 [-]

$T_{1,0.5}$: 短期排出の生物学的半減期 [month⁻¹]

$T_{2,0.5}$: 長期排出の生物学的半減期 [month⁻¹]

ICRPは¹³⁷Csの経口摂取量による内部被曝の年齢依存を規定する際に年齢階層⁽¹²⁶⁾(Table 32参照)を設定しており、 a_1 、 a_2 、 $T_{1,0.5}$ 、 $T_{2,0.5}$ 等の代謝パラメータはこの年齢階層毎に設定されている⁽¹²⁶⁾。Table 33にこれらの値を示す。ある時刻 t における年齢階層 y [month]に対する人体中¹³⁷Cs量 $B_y(t)$ [Bq]は、年齢階層 y の人体の残留関数 $R_y(t)$ を用いて次式によって算出される。

Table 32 Age groups defined by ICRP⁽¹²⁶⁾

Age groups	Age ranges
3 months	infants from 0 to 12 months of age
1 year	from 1 year to 2 years
5 years	more than 2 years to 7 years
10 years	more than 7 years to 12 years
15 years	more than 12 years to 17 years
Adults	more than 17 years

Table 33 Biokinetic data for Cesium⁽¹²⁶⁾

Age	short-term component		long-term component	
	a_1 [-]	$T_{1,0.5}$ [day]	a_2 [-]	$T_{2,0.5}$ [day]
3 months	-	-	1.00	16
1 year	-	-	1.00	13
5 years	0.45	9.1	0.55	30
10 years	0.30	5.8	0.70	50
15 years	0.13	2.2	0.87	93
Adults	0.10	2.0	0.90	110

$$B_y(t) = \int_{t-y+1}^t f_h \cdot I_y(\tau) \cdot R_y(t-\tau) \cdot e^{-\lambda_{phys}(t-\tau)} d\tau \quad (65)$$

ここで、 f_h : ^{137}Cs の腸管吸収率 [-]

$E_y(t)$: 時刻 t における年齢階層 y の人の ^{137}Cs の経口摂取量 [Bq/month]

λ_{phys} : ^{137}Cs の物理的崩壊定数 [month⁻¹]

f_h は年齢に関係なく人間の場合 1.0 である⁽⁵⁰⁾⁽¹²⁶⁾。

7.2.2 ^{137}Cs の人体への蓄積

第6章で構築したモデルによって推定した日本人の ^{137}Cs 経口摂取量を用いて、式 (65) から、標準日本人の人体中 ^{137}Cs 量を算出した。ここでは標準日本人を、年齢を 25 歳の成人男性と設定した。算出した人体中 ^{137}Cs 量を放射線医学総合研究所 (N.I.R.S.) による実測値⁽⁸⁾ とともに Fig.59 に示す。人体中 ^{137}Cs 量は 1964~71 年までしか報告されていないが、この期間中において実測値と計算値とは比較的よく一致しており、第6章で構築したモデルを用いて、環境中に放出された ^{137}Cs が食品を介して経口摂取され、体内に蓄積さ

れるまでの移行を大略的に評価することができるといえる。

乳児を除いた年齢階層別の ^{137}Cs 体内量について食品摂取量を各年齢階層の所要熱量に比例するものとして日本人の平均食品摂取量データ⁽⁹⁹⁾ から推算し、第6章で構築したモデルから求めたそれぞれの ^{137}Cs 経口摂取量から式 (65) によって求めることができる。乳児については、その食品摂取形態が特異であることから、次節で詳しく検討する。

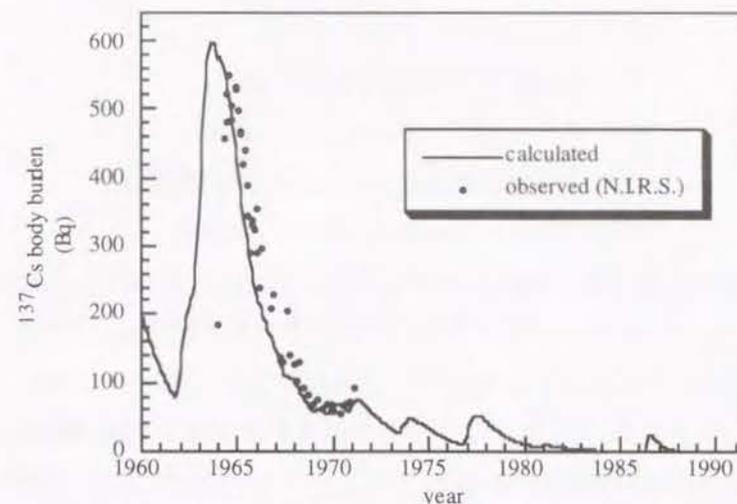


Fig. 59 Comparison between the calculated and observed ^{137}Cs body burden of the reference Japanese.

7.2.3 乳児の ^{137}Cs 体内量の評価

第6章で構築した日本人の ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルを用いて、日本人の乳児の ^{137}Cs の経口摂取量を算出する。乳児は、他の年齢階層と違ってその食品摂取は主にミルク (粉ミルク、母乳) であり、 ^{137}Cs 経口摂取はミルク中濃度に依存している。本研究では、乳児 (3ヵ月) は、粉ミルク (調整粉乳) または母乳のみを摂取するものとする。

(1) 母乳中の ^{137}Cs 濃度

人体内の体液と乳が常に平衡であるとする、ある時刻 t の母乳中の ^{137}Cs 濃度 $B_{milk}(t)$ と体液中の ^{137}Cs 濃度 $B_{fluid}(t)$ の関係は次式のようなになる⁽⁵⁰⁾。

$$B_{milk}(t) = \phi \cdot B_{fluid}(t) \quad (66)$$

ここで、 ϕ は乳と体液の差別因子 (無次元) で、人間の場合 $\phi = 0.2$ という報告⁽⁵⁰⁾ がある。体液中の ^{137}Cs 濃度 $B_{fluid}(t)$ [Bq/kg] は、式 (65) によって算出される母体中 ^{137}Cs 濃度 $B_{mother}(t)$ を用いて、

$$B_{fluid}(t) = p_{fluid} \cdot B_{mother}(t) / W_{fluid} \quad (67)$$

と表せる。ここで、 p_{fluid} は人体の体液の占める割合で $p_{fluid} = 0.54$ [-]、 W_{fluid} は体液量で

$W_{fluid}=28$ [kg] である。式 (66)、(67) から母乳中の ^{137}Cs 濃度 $B_{milk}(t)$ を算出することができる。

(2) 乳児の ^{137}Cs 体内量

乳児の ^{137}Cs 経口摂取量 $E_{infant}(t)$ [Bq/p·d] は、次式で算出できる。

$$E_{infant}(t) = p_{powder} \cdot FM_{powder}(t) \cdot Q_{powder}(t) + p_{mother} \cdot FM_{mother}(t) \cdot B_{milk}(t) \quad (68)$$

ここで、 $FM_{powder}(t)$: 乳児の粉ミルク摂取量 [kg/p·d]

$FM_{mother}(t)$: 乳児の母乳摂取量 [kg/p·d]

$Q_{powder}(t)$: 粉ミルク中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

$B_{milk}(t)$: 母乳中 ^{137}Cs 濃度 [Bq/kg]

p_{powder} : 粉ミルクを摂取している乳児の人口割合 [-]

p_{mother} : 母乳を摂取している乳児の人口割合 [-]

1日当たりの摂取量は、粉ミルクについては、乳児の栄養価計算に関する資料⁽¹²⁷⁾ から $FM_{powder}=900$ [g/p·d]、母乳については乳児の1日の所要熱量が体重6kgの乳児で約660kcal⁽¹²⁸⁾ で、母乳100g当たりの熱量が65kcal⁽¹⁰⁴⁾ であることから概算して $FM_{mother}=1000$ [g/p·d] とした。粉ミルク中の ^{137}Cs 濃度は日本人の摂取する牛乳中 ^{137}Cs 濃度と同じであるとし、第6章の式 (47) から算出する。 p_{powder} 、 p_{mother} については、乳児の栄養型 (母乳栄養、人工栄養、混合栄養) による人口構成比データ⁽¹²⁸⁾ によって設定する。乳児の栄養型人口構成比は10年毎に変化させて計算した (Table 34 参照)。なお、本研究において混合栄養型は、粉ミルク:母乳を1:1であると仮定している。

式 (68) で算出した乳児の ^{137}Cs 経口摂取量 $E_{infant}(t)$ [Bq/p·d] を用いて、式 (65) から、乳児の ^{137}Cs 体内量を算出することができる。

year	Percentage of infant nutrition types	
	Artificial nutrition (powdered milk)	Mother's milk
1945 - 1954	15	85
1955 - 1964	39	61
1965 - 1974	55	45
1975 - 1984	53	47
1985 - 1990	48	52

乳児の栄養型の違いが ^{137}Cs 体内量にどう影響するのかを調べるために、乳児が粉ミルクのみを摂取した ($p_{powder}=1.0$) 場合と母乳のみを摂取した場合 ($p_{mother}=1.0$) の場合についてそれぞれ乳児の ^{137}Cs 体内量を計算し、その結果を Fig.60 に示す。人工栄養児の ^{137}Cs 体内量の方が母乳栄養児より大きいことが既に報告⁽¹²⁵⁾ されているが、本研究でも同様の結果が得られた。特に、フォールアウト量の大きい1960年代以降、その差が顕著になっている。

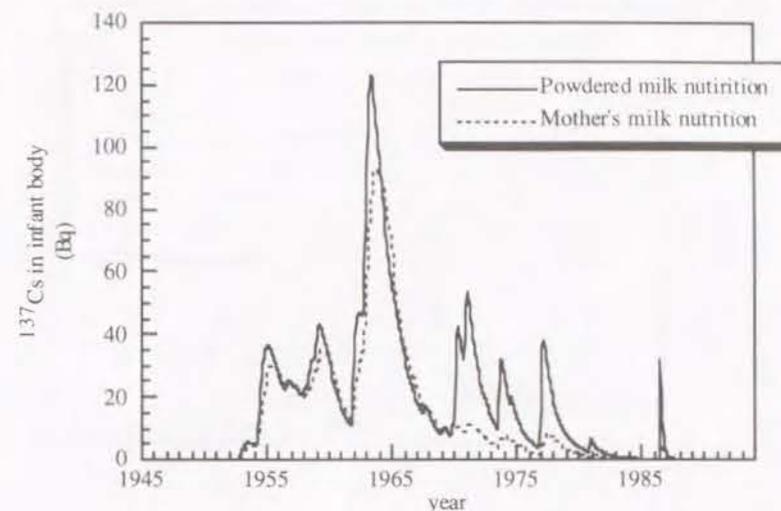


Fig. 60 Comparison between ^{137}Cs burden in the infant body fed by the powdered milk and by the mother's milk.

7.2.4 ^{137}Cs 体内濃度の年齢差

式 (65) と (68) を用いて、ICPR の設定している年齢階層毎の ^{137}Cs 体内量 [Bq] を求め、各年齢階層の平均体重 (Table 35 参照) で除すことによって、 ^{137}Cs 体内濃度 [Bq/kg] を算出する。Fig.61 に計算結果を示す。Fig.61 に示すように、乳児以外の年齢階層では、年齢に比例して ^{137}Cs 体内濃度も大きくなるがその差は顕著ではないのに対して、乳児の ^{137}Cs 体内濃度は成人の濃度よりはるかに大きくなっている。これは、体内量から推定した内部被曝線量が、北海道での人工栄養乳児の場合成人男子の9倍⁽¹²⁹⁾、千葉市の乳児では40~240%であるとの報告⁽¹²⁵⁾ により裏付けられている。

Table 35 Average weight of each age group⁽¹²⁶⁾

Age group	Weight[kg]
3 months	6
1 year	12
5 years	18
10 years	32
15 years	51
Adults	60

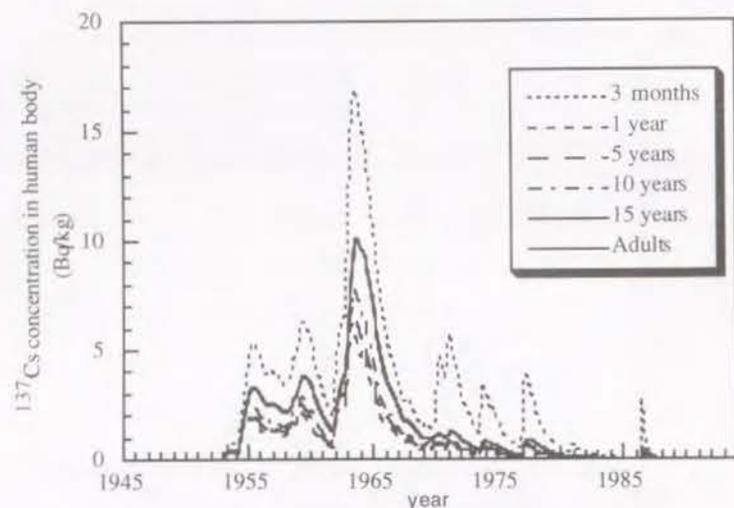


Fig.61 ¹³⁷Cs concentration in Japanese body of each age group.

7.2 日本人の健康リスクの評価

7.2.1 健康リスク評価モデルの構成

¹³⁷Csの経口摂取による内部被曝線量は、標準日本人については、標準人の各組織毎にICRPによって規定されている¹³⁷Csの経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数⁽¹²⁴⁾(Table 36 参照)を、年齢階層毎には同じくICRPによって規定されている年齢別内部被曝線量換算係数⁽¹²⁶⁾(Table 37 参照)を用いて、次式によって算出する。

$$ID_{y,o} = D_{eqy,o} \cdot E_y \quad (69)$$

ここで、 $ID_{y,o}$: 年齢階層 y の人の組織 o での内部被曝線量 [Sv/month]

$D_{eqy,o}$: 年齢階層 y の人の¹³⁷Cs経口摂取量1Bq当たりの組織 o での内部被曝線量換算係数 [Sv/Bq]

E_y : 年齢階層 y の人の¹³⁷Cs経口摂取量 [Bq/month]

式(69)によって算出した毎月の内部被曝線量から年毎の内部被曝線量を求め、ICRPによって定められた各組織毎の発ガンリスク係数⁽¹²⁴⁾(Table 38 参照)から、各組織の発ガンによる年死亡率を、次式によって算出する。

$$D_{c,y} = R_{c,o} \cdot \sum_{year} ID_{y,o} \quad (70)$$

ここで、 $D_{c,y}$: 年齢階層 y の人のガン c による年死亡率 [-]

$R_{c,o}$: 組織 o におけるガン c の発ガンリスク係数 [Sv⁻¹]

$\sum_{year} ID_{y,o}$: 年齢階層 y の人の年毎の組織 o での内部被曝線量 [Sv/year]

厳密には、ICRPの定めている標準人と本研究で設定している標準日本人とは相違がある。つまり、ICRPの標準人⁽¹³⁰⁾は、体重70kg、身長170cmの白人成人男性を設定して

Table 36 Committed dose equivalent (Bq/Sv) in target organs or tissues per unit intake of ¹³⁷Cs by ICRP⁽¹²⁴⁾

Organs or tissues	Dose equivalent (Sv/Bq)
Gonads	1.4×10^{-8}
Breast	1.2×10^{-8}
Red marrow	1.3×10^{-8}
Lungs	1.3×10^{-8}
Thyroid	1.3×10^{-8}
Bone surface	1.3×10^{-8}
SI wall	1.4×10^{-8}
ULI wall	1.4×10^{-8}
LLI wal	1.4×10^{-8}
Remainder	1.4×10^{-8}

Table 37 Age-dependent committed dose coefficients (Sv/Bq) in target organs or tissues per unit intake of ¹³⁷Cs by ICRP⁽¹²⁹⁾

Organs or Tissues	Age at intake					
	3 months	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
Gonads	-	-	-	-	-	1.4×10^{-8}
Breast	1.6×10^{-8}	9.1×10^{-9}	7.3×10^{-9}	8.0×10^{-9}	1.1×10^{-8}	1.1×10^{-8}
Red marrow	2.7×10^{-8}	1.3×10^{-8}	9.5×10^{-9}	1.1×10^{-8}	1.5×10^{-8}	1.4×10^{-8}
Lungs	1.8×10^{-8}	1.0×10^{-8}	8.2×10^{-9}	9.2×10^{-9}	1.3×10^{-8}	1.2×10^{-8}
Thyroid	1.9×10^{-8}	1.1×10^{-8}	8.9×10^{-9}	9.7×10^{-9}	1.3×10^{-8}	1.3×10^{-8}
Bone surface	2.1×10^{-8}	1.2×10^{-8}	9.5×10^{-9}	1.1×10^{-8}	1.5×10^{-8}	1.5×10^{-8}
SI wall	1.9×10^{-8}	1.1×10^{-8}	9.4×10^{-9}	1.0×10^{-8}	1.4×10^{-8}	1.4×10^{-8}
ULI wall	1.9×10^{-8}	1.1×10^{-8}	9.1×10^{-9}	1.0×10^{-8}	1.4×10^{-8}	1.4×10^{-8}
LLI wall	1.8×10^{-8}	1.0×10^{-8}	9.0×10^{-9}	9.9×10^{-9}	1.3×10^{-8}	1.4×10^{-8}

Table 38 Risk coefficient of radiation-induced cancer by ICRP⁽¹²⁴⁾

Organs	Risk coefficient (Sv ⁻¹)
Gonads	4.0×10^{-3}
Breast	2.5×10^{-3}
Red marrow	2.0×10^{-3}
Lungs	2.0×10^{-3}
Thyroid	5.0×10^{-4}
Bone surface	5.0×10^{-4}
Remainder	5.0×10^{-3}

いるが、標準日本人⁽¹³¹⁾には平均体重60kg、平均身長165cmの日本人成人男性を設定している。また、人体各臓器の重量も、日本人と白人では相違がある。よってICRPの規定している¹³⁷Csの経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数をそのまま日本人に適用すると、正確な健康リスクの評価が行えない可能性がある。しかし、本研究ではICRPの標準人と日本の標準人との間の相違は小さいとして、考慮しないことにする。

7.2.2 標準日本人の健康リスク

式(70)を用いて、¹³⁷Csの経口摂取による標準日本人の健康リスクを算出した。遺伝的影響および各ガンによる過剰年致死率の変化をFig.62(a)～(f)に示す。また、比較のためにTable 39に5年毎の年致死率を、人口動態統計による先天異常およびガンの年次死亡率⁽¹³²⁾とともに示す。日本人の食品経由の内部被曝に伴う放射線誘発ガンによる致死リスクは、1950年代後半から1960年代にかけて大きくなり、1963年には年間1億人に約8人が遺伝的影響、約4人が乳ガン、白血病および肺ガン、約1人が甲状腺や骨ガンで死亡すると推定された。各ガンの年間死亡率と比べると、1965年の乳ガンによる死亡者の約0.08%が¹³⁷Csの経口摂取による内部被曝で死亡していることになる。フォールアウト量の減少してくる1980年代以降、健康リスクは減少し、1990年時点では1兆人に最高1人が¹³⁷Csの経口摂取による内部被曝で死亡すると推定された。

Table 39 Risk of inducing cancer to the reference Japanese

Cancer	Annual excess fatal rate of each cancer induced by ¹³⁷ Cs internal exposure for 100 million people (Annual fatal rate data according to the vital statistics of Japan ⁽¹³²⁾)								
	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Hereditary	8×10 ⁻⁵ (8000)	2.4 (5200)	1.5 (4500)	2.9 (5300)	0.83 (5700)	0.22 (5400)	0.093 (4200)	0.0051 (3300)	0.0002 (2900)
Breast cancer	0.0004 (1700)	1.3 (1800)	0.80 (2000)	1.5 (2000)	0.44 (2400)	0.12 (3000)	0.050 (3600)	0.0027 (4100)	0.0001 (4800)
Leukemia	3×10 ⁻⁵ (1500)	1.1 (2300)	0.72 (2800)	1.3 (3200)	0.38 (3500)	0.10 (3700)	0.043 (3900)	0.0024 (4300)	0.0001 (4600)
Lung cancer	3×10 ⁻⁵ (3300)	1.1 (4700)	0.72 (7400)	1.3 (9900)	0.38 (12800)	0.10 (15600)	0.043 (20200)	0.0024 (25500)	0.0001 (31500)
Thyroid cancer	9×10 ⁻⁶ (2400)	0.28 (3600)	0.18 (4400)	0.33 (5300)	0.096 (6100)	0.026 (7200)	0.011 (8100)	0.0006 (9300)	3×10 ⁻⁵ (10600)
Bone cancer	9×10 ⁻⁶ (500)	0.28 (900)	0.18 (1100)	0.33 (1100)	0.096 (900)	0.026 (600)	0.011 (400)	0.0006 (400)	3×10 ⁻⁵ (400)

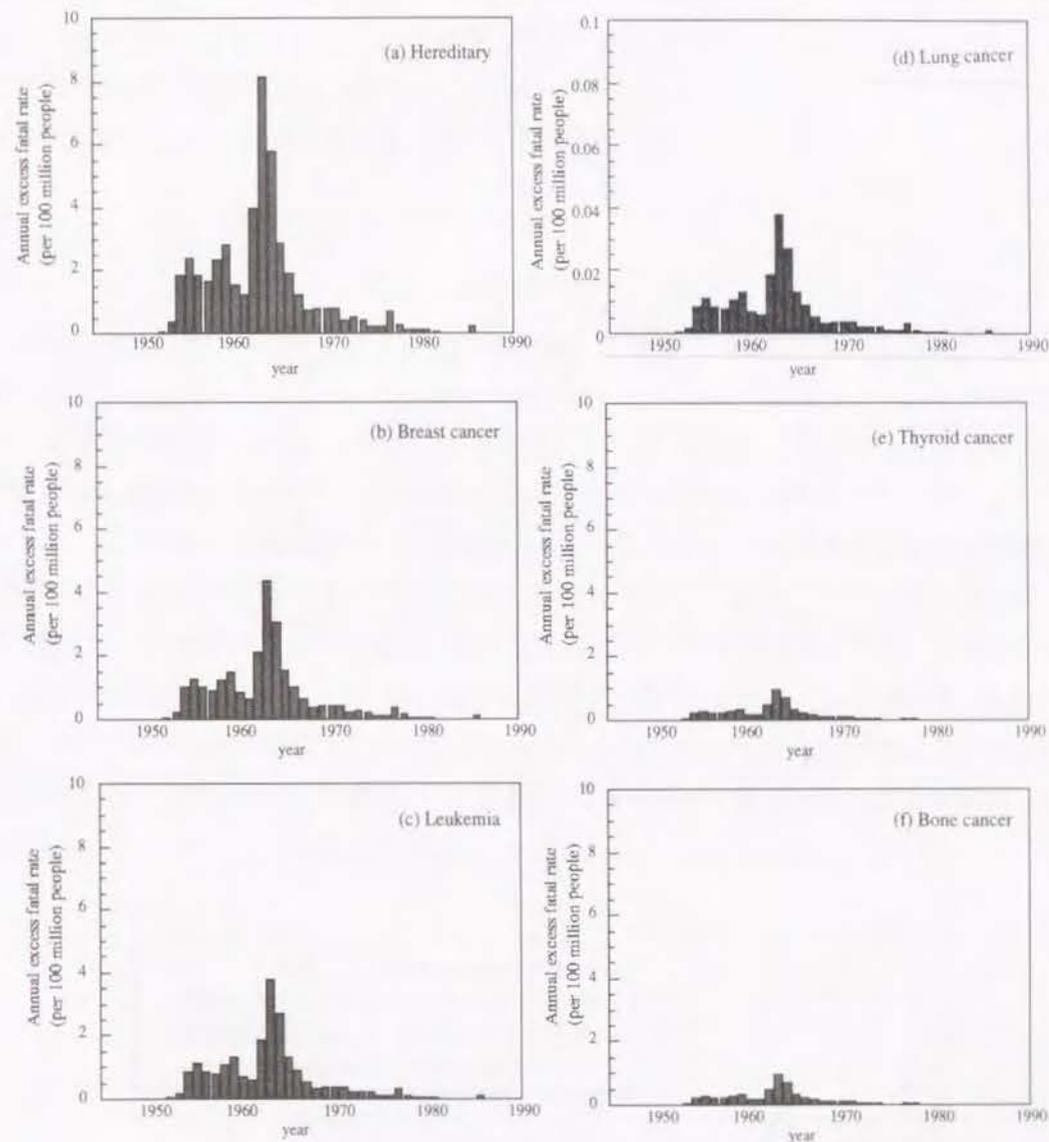


Fig. 62 Annual excess fatal rate by each radiation-induced

7.2.3 年齢別健康リスク

^{137}Cs の経口摂取による標準日本人の健康リスクを年齢階層別に算出し、白血病、肺ガン、甲状腺ガン、骨ガンについての結果をそれぞれTable 40 (a) ~ (d) に示す。どのガンについても、乳児のリスクが最大で、次いで15歳年齢層 (12~17歳)、成人、1歳、5歳、10歳年齢層の順にリスクが大きい。特に、1970~1980年代にかけて乳児の健康リスクは15歳や成人年齢層の約2倍と推定される。児童 (1歳、15歳年齢層) のリスクは最小であるが、成人のリスクとの差は顕著ではない。これらは、年齢階層別の ^{137}Cs 年間被曝線量の推定に関する既報告⁽¹²⁵⁾と同様の結果であり、本研究で構築した、日本人の健康リスクを評価するモデルの妥当性が評価できた。

7.3 決定経路分析

第6章で示したように、 ^{137}Cs は日本人の摂取する農・畜・水産物の食品経路を通して経口摂取される。これらの経路が、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクにどのように影響を及ぼすかを分析する。式 (69)、(70) に示すように、健康リスクは ^{137}Cs 経口摂取量に比例する。そこで、農・畜・水産物の食品摂取量を変化させて ^{137}Cs 経口摂取量がどのように影響を受けるかを分析することによって、健康リスクへの影響を分析する。

第6章で構築した ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルを用いて、農・畜・水産物の食品摂取量をそれぞれ2倍にした場合の ^{137}Cs 経口摂取量の変化を推定した。その結果、 ^{137}Cs 経口摂取量は、農産物の食品摂取量を2倍にした場合に最も増大し、畜産物と水産物の摂取を2倍にしてもほとんど変化がないと推定された (Fig.63 参照)。特に、1960年代では、 ^{137}Cs 経口摂取量は農産物摂取量を2倍にすると2倍となり、畜産物と水産物については変化が

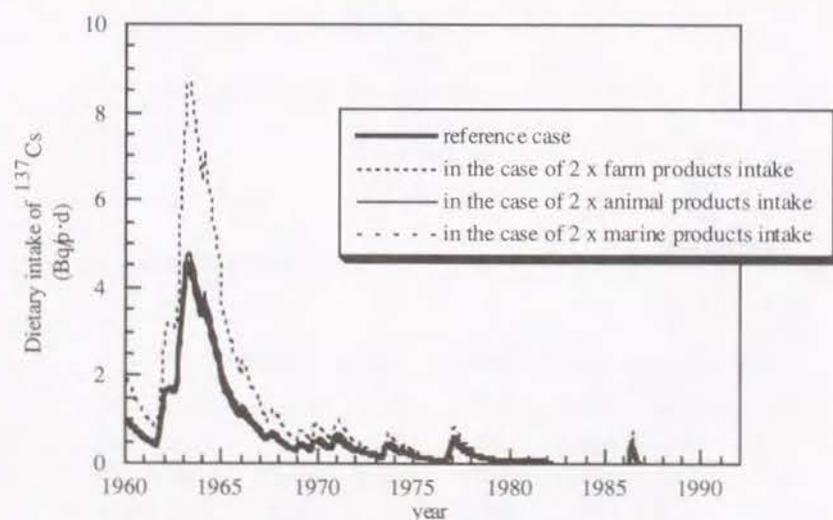


Fig.63 Analysis for determination of the main pathway of Japanese dietary intake of ^{137}Cs .

Table 40 Annual excess fatal rate of the cancer induced by the internal dose of ^{137}Cs for 100 million Japanese of different age cohorts.

(a) Leukemia						
year	Age group					
	3 month	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
1950	0.00015	0.00002	0.00002	0.00003	0.00004	0.00004
1955	1.5	0.5	0.49	0.8	1.3	1.2
1960	1.1	0.32	0.31	0.51	0.73	0.77
1965	2.2	0.59	0.58	0.94	1.53	1.4
1970	1.3	0.17	0.17	0.27	0.44	0.41
1975	0.31	0.0046	0.045	0.074	0.12	0.11
1980	0.13	0.0019	0.0019	0.031	0.05	0.047
1985	0.0069	0.001	0.001	0.0017	0.0027	0.0025
1990	0.00017	0.00005	0.00005	0.00008	0.00014	0.00013

(b) Lung cancer						
year	Age group					
	3 month	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
1950	1×10^{-7}	1×10^{-8}	1×10^{-8}	2×10^{-8}	4×10^{-8}	4×10^{-8}
1955	0.001	0.0004	0.0004	0.00007	0.001	0.001
1960	0.0008	0.0002	0.0003	0.00004	0.0007	0.0007
1965	0.002	0.0005	0.0005	0.00008	0.001	0.001
1970	0.0009	0.0001	0.0002	0.00002	0.0004	0.0004
1975	0.0002	0.00004	0.00004	0.00006	0.0001	0.0001
1980	0.00009	0.00002	0.00002	0.00003	0.00004	0.00004
1985	0.000005	8×10^{-7}	9×10^{-7}	0.000001	0.000002	0.000002
1990	1×10^{-7}	4×10^{-8}	4×10^{-8}	7×10^{-8}	1×10^{-7}	1×10^{-7}

(c) Thyroid cancer						
year	Age group					
	3 month	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
1950	0.00003	0.000006	0.000004	0.000006	0.00001	0.00001
1955	0.26	0.11	0.12	0.18	0.28	0.28
1960	0.2	0.067	0.074	0.11	0.18	0.18
1965	0.38	0.12	0.14	0.21	0.33	0.33
1970	0.23	0.036	0.039	0.006	0.1	0.1
1975	0.055	0.01	0.011	0.016	0.026	0.026
1980	0.022	0.004	0.0044	0.0068	0.011	0.011
1985	0.0012	0.00022	0.00024	0.00037	0.00059	0.00059
1990	0.00003	0.00001	0.00001	0.00002	0.00003	0.00003

(d) Bone cancer						
year	Age group					
	3 month	1 year	5 years	10 years	15 years	Adults
1950	0.00003	0.000004	0.000004	0.000007	0.00001	0.00001
1955	0.28	0.11	0.12	0.2	0.32	0.32
1960	0.22	0.073	0.079	0.13	0.21	0.21
1965	0.42	0.14	0.15	0.24	0.38	0.38
1970	0.25	0.039	0.042	0.068	0.11	0.11
1975	0.06	0.011	0.011	0.018	0.03	0.03
1980	0.025	0.0044	0.0047	0.0077	0.013	0.013
1985	0.0013	0.00024	0.00026	0.00042	0.00068	0.00068
1990	0.00003	0.00001	0.00001	0.00002	0.00003	0.00003

なかった。1970年代以降は、農産物摂取量を2倍にすると、1.6~1.7倍に、畜産物摂取量を2倍にすると1.3倍となったが、水産物摂取量の増加が¹³⁷Cs経口摂取量に影響を及ぼすのは1980年代後半になってからで、水産物摂取量を2倍にすると、1.3倍となった。以上より、農産物の摂取経路が日本人の¹³⁷Cs経口摂取に大きな影響を及ぼし、健康リスクを決定するといえる。農産物の¹³⁷Cs経口摂取では、特にコメ、野菜、果物の占める割合が大きい(6.7.3参照)ので、農産物経路の内、コメ、野菜、果物の経路が健康リスクに大きな影響を及ぼしているといえる。

7.4 チェルノブイリ事故への影響評価法の適用

1986年4月に起こったチェルノブイリ原子力発電所の事故によって放出された¹³⁷Csが、環境中に拡散し日本人に経口摂取されることによって引き起こされる健康リスクを、本研究で構築した健康リスク評価モデルを用いて評価することを試みた。

チェルノブイリ事故の影響による健康リスクを評価する際、事故の起こる以前から環境中に存在する¹³⁷Csによる健康リスクを除かなければならない。そこで、本研究で構築したモデルを用いて、チェルノブイリ事故が起こらなかった場合についてシミュレーションを行い、その結果得られた1986年以降の日本人の健康リスクと、7.2で推定した実際の日本人の健康リスクとを比較することにより、チェルノブイリの影響を評価することにした。結果の一部をTable 41に示す。チェルノブイリ事故の起こった1986年における健康リスクは、事故が起こらなかったと仮定した場合の約100倍になり、1986年の白血病による致死率は、成人の場合、事故が起こらないと仮定した場合には1兆人に約1人であるのに対して、1兆人に約120人であると推定された。事故の影響は翌年の1987年に約2倍の健康リスクとなって急激に減少し、1988年以降はその影響はほとんどみられなくなる。乳児への影響は、他の年齢層より長く続き、1987年に11倍、1988年に3倍の健康リスクが推定され、1989年以降に影響がみられなくなった。

Table 41 Effect on the Japanese health risk by the Chernobyl Accident

year	Annual excess fatal rate of Leukemia for a trillion Japanese			
	after the Chernobyl Accident		in the case of no accident	
	3 months old	Adults	3 months old	Adults
1986	296	119	4	1
1987	21	1	2	0.7
1988	3	0.4	1	0.4
1989	0.8	0.2	0.6	0.2
1990	0.2	0.1	0.2	0.1

7.5 ⁹⁰Srの経口摂取による健康リスク評価への適用

⁹⁰Srは経口摂取されて人体内へ移行すると、Caに極めてよく似た行動をとるので骨への分布が著しく、その内部被曝の特性は体内分布が均一であるとみなせる¹³⁷Csとは相違している。人体中での⁹⁰Srの代謝モデルは複雑で、⁹⁰Srの体内量を評価するためには人体各器官からなるコンパートメントモデルを構築しなければならない。しかし、経口摂取による内部被曝線量を評価する場合には¹³⁷Csの場合と同様に、ICRPによって規定されている⁹⁰Srの経口摂取量1Bq当たりの内部被曝線量換算係数⁽¹²⁴⁾を用いて算出することができる。そこで、本研究で構築した¹³⁷Csの経口摂取による健康リスク評価モデルを⁹⁰Srに適用し、経口摂取された⁹⁰Srによる内部被曝に起因する発ガンリスクを評価した。式(69)において、⁹⁰Srの経口摂取量は、第6章で¹³⁷Cs経口摂取量評価モデルを⁹⁰Srへ適用して算出した計算値を用いる。Table 42に、標準日本人の白血病と骨ガンによる5年毎の年死亡率の推定結果を示す。ICRPは⁹⁰Srの内部被曝線量換算係数を、標準人に対しては赤色骨髄と表面のみ規定していて、赤色骨髄では 1.9×10^{-7} [Sv/Bq]、骨表面では 4.2×10^{-7} [Sv/Bq]である⁽¹²⁴⁾。⁹⁰Sr健康リスクは、フォールアウト量の増大する1950年代後半から1960年代にかけて大きくこの期間で年間1億人に最高約7人が白血病で、約4人が骨ガンで死亡し、フォールアウト量の少ない1980年代以降はリスクは減少し、1990年時点では、1兆人に約92人が白血病で、約51人が骨ガンで死亡すると推定された。第6章6.7.3で示したように、⁹⁰Srの経口摂取量予測値は、フォールアウトの大きい期間では実測値より大きく、フォールアウトの小さい期間では実測値より小さくなっているため、この予測値に基づいて評価した発ガン致死率は、フォールアウトの大きい期間では過大に、フォールアウトの小さい期間では過小に評価していることになる。以上を踏まえて¹³⁷Csによるリスク(Table 39参照)と比較すると、白血病と骨ガンに関しては1980年代以降において⁹⁰Srによるリスクが1オーダー以上大きいことがわかる。

Table 42 Risk of inducing cancer by ⁹⁰Sr intake to the reference Japanese

Cancer	Annual excess fatal rate of each cancer induced by for 100 million people (Annual fatal rate data of each cancer according to the vital statistics of Japan ⁽¹²²⁾)									
	1950	1955	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990	
	Leukemia	0.0041 (1500)	4.1 (2300)	3.1 (2800)	7.2 (3200)	2.6 (3500)	0.77 (3700)	0.36 (3900)	0.032 (4300)	0.0092 (4600)
Bone cancer	0.0022 (500)	2.2 (900)	1.7 (1100)	4.0 (1100)	1.4 (900)	0.42 (600)	0.20 (400)	0.018 (400)	0.0051 (400)	

7.6 結論

本章では、前章で構築した放射性フォールアウト¹³⁷Csの地球規模動態を評価するモデルを用いて食品経路からの¹³⁷Cs経口摂取による日本人の健康リスクの評価を試みた。本研究で得られた結論を以下に要約する。

- (1) 本章で構築した¹³⁷Csの人体蓄積モデルは、¹³⁷Csが経口摂取されてから人体内へ蓄積するまでの移行の大略を把握するために使用することができるといえる。
- (2) 乳児の¹³⁷Cs体内量は、粉ミルクによる人工栄養児の方が母乳栄養児より大きい。
- (3) 日本人の¹³⁷Cs体内濃度は、乳児の濃度が他の年齢層に比べてはるかに大きく、乳児以外では成人の濃度が最も大きい。
- (4) ¹³⁷Csの経口摂取による内部被曝によって引き起こされる日本人の健康リスクは、成人の標準日本人の場合1950年代後半から1960年代にかけて大きくなり、年間1億人に最高約8人が発ガンによって死亡し、1980年代以降、健康リスクは減少し1990年代では1兆人に最高1人が死亡すると推定された。
- (5) ¹³⁷Csの経口摂取による健康リスクには年齢差があり、乳児のリスクが最大で、次いで15歳年齢層、成人、1歳、5歳、10歳年齢層の順にリスクが大きい。
- (6) ¹³⁷Csの経口摂取による健康リスクは、主に農産物による¹³⁷Csの移行経路によって決定される。
- (7) 本研究で行った健康リスク評価をチェルノブイリ事故へ適用した結果、チェルノブイリ事故が起こった1986年の日本人の健康リスクは、事故が起こらなかったと仮定した場合の約100倍と推定された。
- (8) 本研究で行った健康リスク評価を⁹⁰Srへ適用した結果、1980年代以降の健康リスクは、骨における内部被曝に関わるガン(白血病と骨ガン)については⁹⁰Srのリスクは¹³⁷Csより約10倍以上大きいと推定された。

第8章 リスク評価モデルの信頼性評価

8.1 はじめに

本研究で構築した¹³⁷Csの経口摂取による健康リスク評価モデルを構成するパラメータは、関連する情報の質と量に応じて、

- (1) 既報告値があるもの
- (2) 既報告値はないがそのオーダーに関しては情報があるもの
- (3) 情報が全くないもの

に区分することができる。(2)や(3)に区分されるパラメータの値は、基本的には¹³⁷Cs経口摂取量等の実測値とが一致するようにパラメータフィッティングすることによって設定している。(1)の場合でも、報告値には変動幅があり、幅の大きいものに関しては、その変動範囲内でパラメータフィッティングする必要があるケースがある。放射性核種の経口摂取量評価モデルを構築するのに必要なパラメータに関する情報は極めて少なく、また報告値の変動幅が大きいので、モデルを構成するパラメータ値は大部分をパラメータフィッティングによって設定した。従って、構築したモデルによる¹³⁷Cs経口摂取量や健康リスクの予測値には、各パラメータ値のあいまいさに起因するあいまいさが含まれることになり、その信頼性を評価する必要がある。本章では、モデルを構成するパラメータの感度解析、パラメータの変動による予測値の変動解析・堅固度解析、ファジィ理論を採用することによるファジィパラメータ解析によって、モデルによる予測結果の信頼性を評価する。健康リスクではなく¹³⁷Cs経口摂取量の予測値のあいまいさを評価するのは、第7章の式(69)(70)に示したように健康リスクは¹³⁷Cs経口摂取量に比例し、¹³⁷Cs経口摂取量から健康リスクを評価するサブモデルを構成するパラメータは全てICRPによって定められたものを採用しており、これらの値の信頼度は高いので、健康リスク評価モデルの信頼性は¹³⁷Cs経口摂取量の予測値のあいまいさに依存していると考えられるためである。

Table 43にモデルに含まれるパラメータの設定方法に関する情報をまとめ、さらに、各パラメータに関してその情報の有無や設定方法から、パラメータの信頼度(不確実性)をA、B、Cの3ランクに分類した。Aは最も不確実性が高いもの(least reliable)、Bは不確実性を持つもの(reliable)、Cは不確実性が小さいもの(most reliable)としている。

Table 43 Summary of information about parameters used in this study

Parameter	Method of value determination	Reliability	Reference
$k_{i,j}$	parameter fitting (based on the results of the meteorological study)	B	Table 3
$d_{i,j}$		B	
$r_{i,j}$		B	
$w_{i,j}$	parameter fitting(based on the Stommel's model)	B	Table 4
$s_{i,j}$ $s_{i,sink}$	reported value	C	Table 5
P_{res}	considering the mass balance of the model	C	Chap.3
k_d	reported value	C	Table 8
ρ_a	reported value	C	
θ	reported value	C	
β	reported value	C	
e	reported value	C	
R	reported value	C	Table 22,23
TF	reported value	C	Table 24
K	parameter fitting	A	
F_{egg}	reported value	C	Table 26
$T_{0.5}$	reported value	C	Chap.6 Table 28
CF_{sw}	reported value	C	Table 27
v	parameter fitting(based on the reported value)	B	
a	parameter fitting	A	
PR	reported value	C	Table 30

8.2 パラメータ感度解析

^{137}Cs 経口摂取量を評価するモデルを構成するパラメータのうち、大気圏における ^{137}Cs の移行速度係数 $k_{i,j}$ 、大気間から陸圏表層および海洋表層への ^{137}Cs の降下速度係数 $d_{i,j}$ 、陸圏表層から海洋表層への流出率 $r_{i,j}$ 、海洋での ^{137}Cs の沈降率 $s_{i,j}$ 、 ^{137}Cs の土壌と水の間の分配係数 k_d 、農産物や飼料への ^{137}Cs の経根移行係数 TF_m 、直接沈着係数 K_m 、家畜や水産生物の生物学的半減期 $T_{0.5}$ 、および水産生物の筋肉(軟体)部の ^{137}Cs 吸収率 a_j について感度解析を実施した。これらのパラメータの内、分配係数 k_d については、既報告値⁽⁵⁷⁾の変動幅が大きい(200~17000 [ml/g])ことから値を設定値の5倍、1/5倍に変化させ、その他のパラメータについては設定値の2倍、1/2倍に変化させて解析した。感度解析の結果をFig.64 (a)~(l)に示す。解析の結果、成層圏から対流圏への移行速度係数と農産物や飼料への ^{137}Cs の直接沈着係数が ^{137}Cs の経口摂取量に大きな影響を及ぼすことがわかった。特に、成層圏から対流圏への移行速度係数値を大きくすると、ピーク時の ^{137}Cs 経口摂取量の予測値が大きく、かつその後の減少が急激になり、逆に小さくするとピーク時の値は小さくなるがその後の減少がゆるやかになる。これは、成層圏から対流圏への放射性核種の移行の速さが、遅ければ遅いほど ^{137}Cs の経口摂取による人体への曝露期間が長くなるということを示している。成層圏から対流圏への移行速度係数は、1960年代前半では ^{137}Cs の経口摂取量に対して正の感度を持ち、1960年代以降では逆に負の感度を持つといえる。感度は小さいものの、成層圏内と対流圏内での速度移行係数にも感度に時間変化がみられ、成層圏内では1965年後半から1970年では負の感度を持ち、対流圏内では1960年代前半で正の感度を持ち、それ以外の期間では感度は逆になっている。さらに、 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値の1963年のピーク時以降に数回みられる小ピーク時においては、成層圏内での速度移行係数は負の感度を、成層圏から対流圏への速度移行係数は正の感度を持つことがわかった。これらの小ピーク時は1960年代後半以降に行われた中国とフランスによる核実験実施時(Table 1参照)に対応している。よって成層圏内での移行速度が遅ければ遅いほど、成層圏から対流圏への移行速度が速ければ速いほど、核実験によって大気圏に放出された放射性核種の経口摂取量に対する影響が大きいといえる。また、対流圏から海洋表層への降下速度係数と海洋における沈降率は、感度は小さいが負の感度を持つことがわかった。

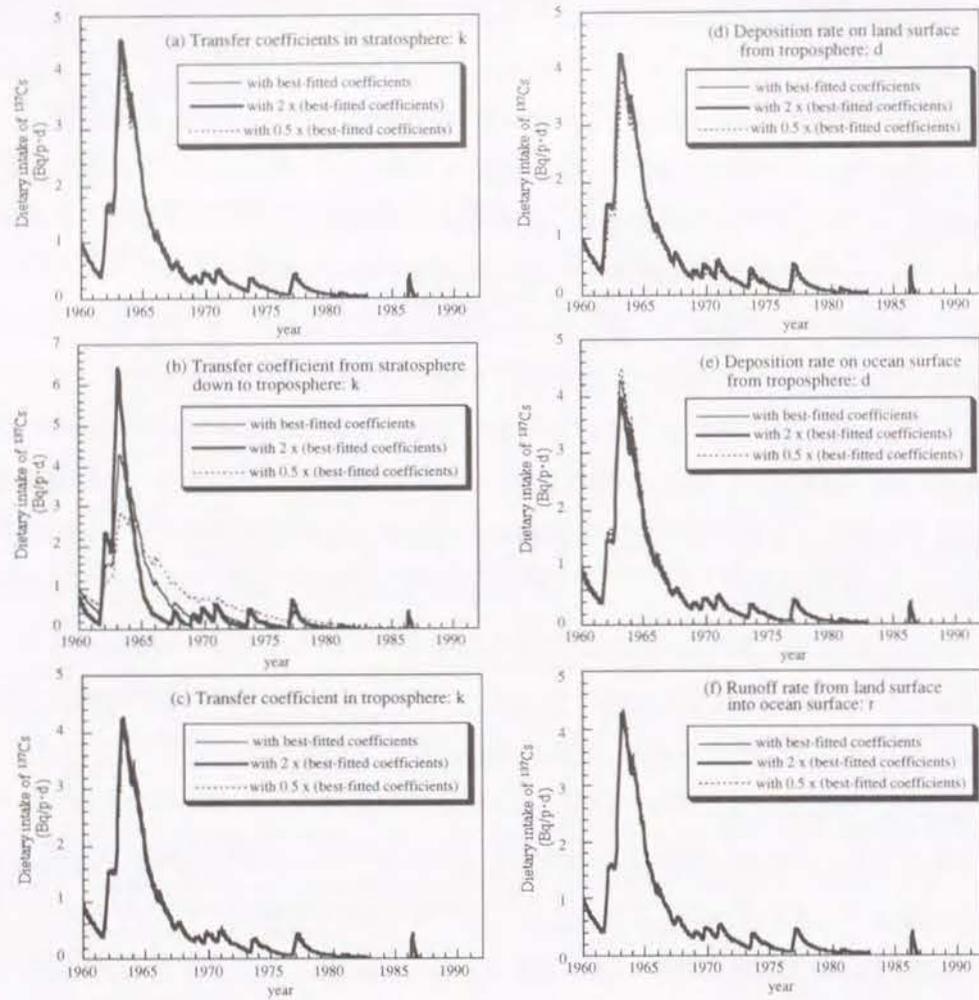


Fig. 64 Sensitivity analysis for important parameters of the model

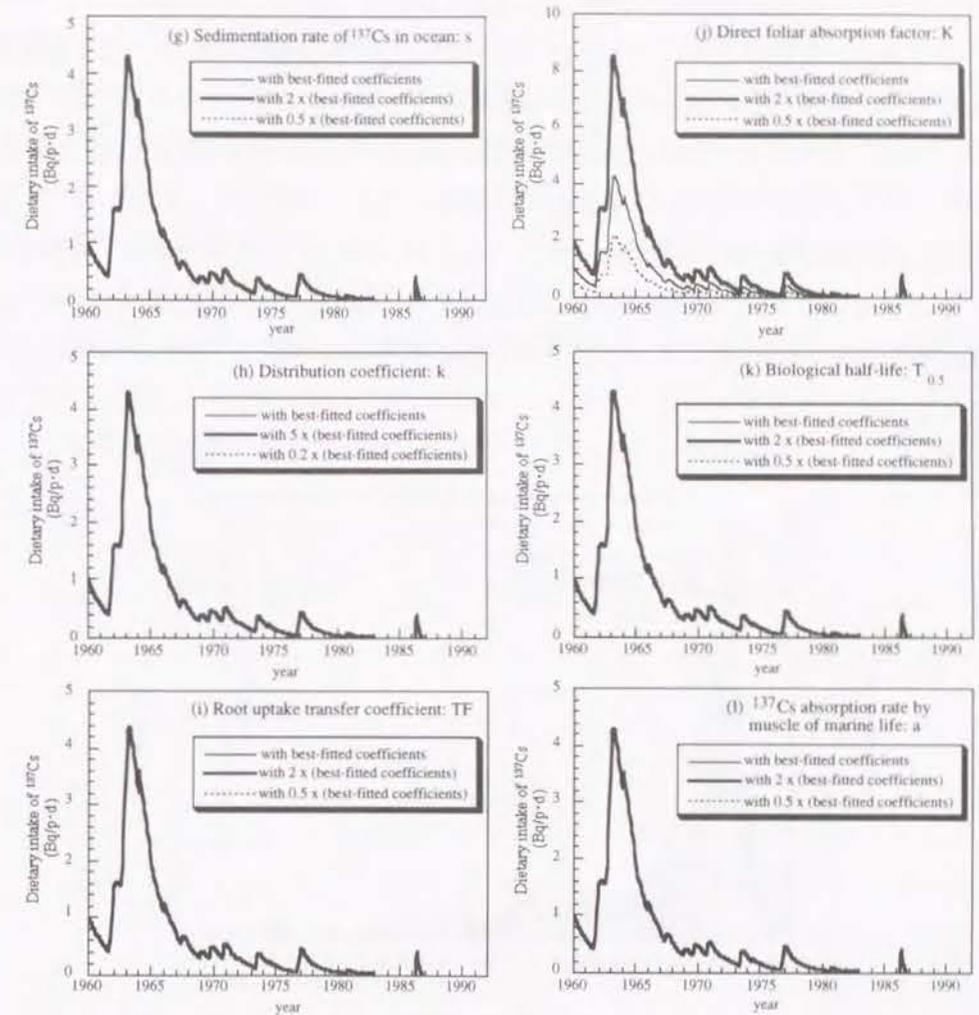


Fig. 64 (Continued)

8.3 モデルによる予測値の信頼性評価

8.3.1 確率統計理論による予測値あいまいさの評価

8.3.1.1 変動解析

Table 43 に掲げる 20 種類の環境パラメータが、それぞれの変動範囲でそれぞれ独立に変動するとき、Fig.52 に示した ^{137}Cs 経口摂取量の予測値がどの程度変化しうるかを解析する。各パラメータは変動範囲内 (Table 3, 4, 5, 8, 22, 23, 24, 26, 27, 28, 30 参照) に一様に分布し、各々独立に変動するものとした。計算に際しては、計算機により一様乱数を発生させて各環境パラメータの実現値の組を得、そのパラメータの組について ^{137}Cs 経口摂取量を算出した。この試行を 100 回繰返し、各月の ^{137}Cs 経口摂取量の頻度分布を得て、そのパーセンタイル値を算出した。計算結果を実測値とともに Fig.65 に示す。モデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値の変動は、特に 1960 年代で著しいことがわかる。実測値は 5 および 95 パーセンタイル予測値の範囲にほぼ収まっており、このことはパラメータ変動幅の設定条件下において数学モデルによる予測値が実測値と著しく食い違う可能性は 10% 以下であることを示している。

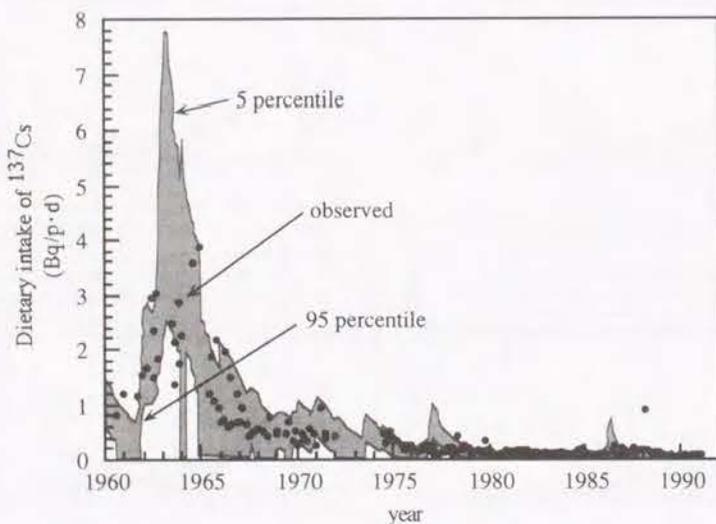


Fig. 65 Percentile estimates of dietary ^{137}Cs intake by Japanese

8.3.1.2 堅固度解析

構成した数学モデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値が、モデルに含まれるパラメータの変動に応じてどの程度変動するか、すなわちパラメータ変動に対する予測結果の"堅固さ"の程度を示すのに堅固度指数 (Robustness Index) が用いられる⁽¹³³⁾。堅固度指数 $R(\mathbf{p})$ は次式で定義される。

$$R(\mathbf{p}) = \text{Min} \{D_{\text{std}}, R(\mathbf{p})\} / \text{Max} \{D_{\text{std}}, R(\mathbf{p})\} \quad (71)$$

ここで、 \mathbf{p} : モデルを構成する環境パラメータの組

D_{std} : \mathbf{p} が本研究で設定した値をとる場合の ^{137}Cs 経口摂取量予測値 (Fig.34 参照)

$R(\mathbf{p})$: パラメータの組 \mathbf{p} が任意の値をとる場合の ^{137}Cs 経口摂取量予測値

$R(\mathbf{p})$ は式 (71) より、0~1 の範囲にわたる値をとり、パラメータの変動による予測値の変動が小さい、すなわち予測値が"堅固である"ほど 1 に近い値をとることになる。

100 回の試行により得た ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、堅固度指数を式 (71) より各月毎に計算し、その結果を Fig.66 に示す。Fig.66 より、1945~50 年と 1980 年以降の予測値が他の期間に比べて"堅固でない"ことがわかる。1950~80 年の期間での堅固度指数の 10 パーセンタイル値は 0.2 より小さくないので、この期間のパラメータ変動に起因する ^{137}Cs 経口摂取量予測値の変動範囲はほぼファクター 5 以下であり、ファクター 5 以上の変動が生じる可能性は 10% 以下であると推定される。同様に 1945~50 年の期間では、ファクター 50 以上の変動が生じる可能性は 10% 以下であり、また 1980 年以降ではファクター 20 以上の変動が生じる可能性は 10% 以下であると推定される。

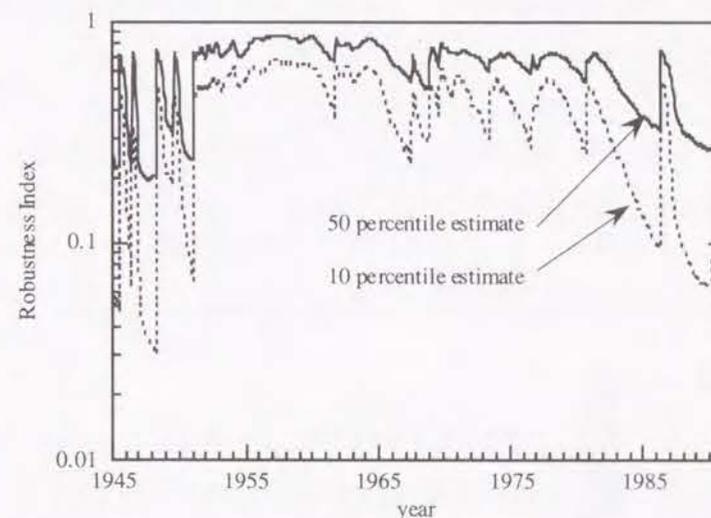


Fig.66 Robustness index of calculated dietary ^{137}Cs intake by Japanese

8.3.2 ファジィ理論による予測値あいまいさの評価

^{137}Cs の経口摂取量評価モデルに含まれる各環境パラメータの変動幅は、パラメータの持つ"あいまいさ"であるといえる。そこで各パラメータをファジィ理論で使われる"ファジィ数"とみなし、 ^{137}Cs 経口摂取量評価モデルをファジィパラメータモデルとし、

^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさを評価する。ファジィ理論において、ある情報やデータのあいまいさは、メンバーシップ関数で定量的に表現される。ここでは、モデルを構成する環境パラメータが、非対称三角型ファジィ数で与えられる場合について検討する。非対称三角型ファジィ数を定義するメンバーシップ関数として以下の式を用いる。

$$\begin{aligned} \mu(p) &= 1.0 - |p - p_{\text{std}}| / (p_{\text{std}} - p_l) \quad (p_l \leq p \leq p_{\text{std}}) \\ &= 1.0 - |p - p_{\text{std}}| / (p_{\text{std}} - p_u) \quad (p_{\text{std}} \leq p \leq p_u) \end{aligned} \quad (72)$$

ここで、 p : モデルを構成するパラメータ

p_{std} : 本研究で設定したパラメータ

p_u : パラメータの上限値

p_l : パラメータの下限値

パラメータの上限値 p_u は、8.1で行った感度解析において負の感度を持つことがわかったパラメータについてはその下限値、それ以外のパラメータ(正の感度を持つ)についてはその上限値 p_u で与えられ、パラメータの下限値 p_l は負の感度を持つパラメータの上限値と正の感度を持つパラメータの下限値で与えられる。8.1で述べたように、大気圏内の速度移行係数は、その感度の正負に時間変化がみられるが、成層圏内と対流圏内の速度移行係数の感度は小さい(Fig.64参照)ので、全体的に各々正および負の感度を持つとし、感度が大きい成層圏から対流圏への速度移行係数に関しては上限値 p_u として1960年代前半は上限値をそれ以降は下限値を与えた。式(72)で定義される各環境パラメータによって構成されるモデルによって ^{137}Cs 経口摂取量を予測し、その予測値の持つあいまいさを評価した。その結果をFig.67に示す。 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさの幅はかな

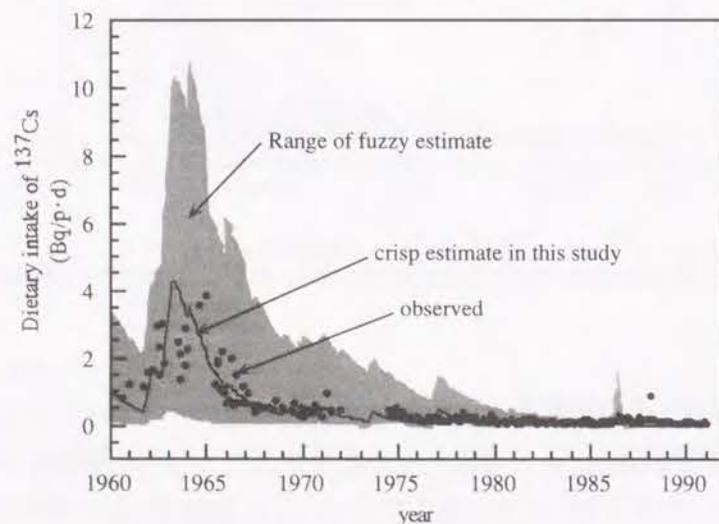


Fig.67 Fuzzy estimates of dietary ^{137}Cs intake by Japanese

り大きくなっており、これは ^{137}Cs の経口摂取量評価モデルを構成する個々のパラメータの変動幅が大きく、そのあいまいさが積和されて予測値のあいまいさが評価されていることによると考えられる。

8.3.3 評価方法の比較

以上のようにモデルによる予測値のあいまいさを堅固度解析とファジィパラメータ解析の2つの方法で評価した。ここで、各々の方法によって評価される予測値のあいまいさを比較する。

堅固度解析では、モデルに含まれるパラメータ値の変動に起因する予測値の変動が"堅固度指数"として評価される。この方法では、予測値の変動幅のファクターと時間変化が得られるので、予測値の信頼性が低い期間(1945~50年、1980年以降)がわかり、その期間での予測値のあいまいさの減少を検討することによりモデルの信頼性を向上させることができると考えられる。しかし、この解析には計算に時間がかかり、本研究で利用した大型計算機(FACOM M1800)では1回の解析(100回のモンテカルロシミュレーション)にCPU時間で約120分を要した。

ファジィパラメータ解析では、パラメータ値の変動に起因する予測値の最大変動幅を、モデル予測値の持つ"あいまいさの幅"としてとらえることができる。この"あいまいさの幅"を減少させることがモデルの信頼性の向上につながると考えられる。堅固度解析と違って、この解析に要する計算時間は短く、先に述べたCPU時間は数分である。

ファジィパラメータ解析では、"あいまいさの幅"が特に大きい1960~80年の期間は、堅固度解析において比較的"堅固な"期間となっており、評価方法によって予測値のあいまいさの評価が異なっている。これはモデルの信頼性を多面的に評価し、その向上を検討する必要があることを示している。

8.4 予測値のあいまいさに対するパラメータ感度解析

8.3.1.1で行った変動解析によれば ^{137}Cs 経口摂取量の予測値が実測値と著しく食い違う可能性は10%以下であり、本研究で構築したモデルの信頼性は低くないと考えられる。しかし8.2.2で行った堅固度解析から、1945~50年と1980年以降の期間の堅固度が他の期間より低く、また8.3で行ったファジィパラメータによるあいまいさ評価による予測値のあいまいさの幅はかなり大きい。 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクを評価するモデルの信頼性を向上させるためには、モデルに含まれる各環境パラメータが予測値のあいまいさにどのように影響を及ぼしているかを分析する必要がある。環境パラメータの内、Table 43で不確実性がAおよびBであるとしたパラメータについては情報の絶対量が不

足しており追加調査・研究によりその変動幅は減少させることができ、また、これらのパラメータはモデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値のあいまいさに大きく影響を及ぼしていると考えられる。そこでここでは、これらのパラメータの変動幅(あいまいさの幅)がモデルによる予測値の信頼性に及ぼす影響を堅固度解析とファジィパラメータモデル解析の2つの方法で評価する。

8.4.1 堅固度感度解析

^{137}Cs の経口摂取量評価モデルを構成する各環境パラメータの変動幅が、式(71)で定義される堅固度指数(Robustness Index)にどのような影響(感度)を及ぼすかを解析し、パラメータ変動に対する予測分布の"堅固さ"を向上させる可能性を検討する。ここでは、 ^{137}Cs 経口摂取量の予測値に対して感度の大きい成層圏から対流圏への移行速度係数 k_{ij} と直接沈着係数 K_m (Fig.64参照)、および予測値に対して感度は小さいがTable 43で不確実性がAランクである水産生物の筋肉(軟体)部の ^{137}Cs 吸収率 a_j の変動幅を各々独立に1/2にする場合について、100回の試行により得た ^{137}Cs 経口摂取量予測値を用いて、各月毎の堅固度指数を計算し、その結果をFig.68(a)~(c)に示す。Fig.68より、成層圏から対流圏への移行速度係数 k_{ij} と直接沈着係数 K_m の堅固度が增大していることがわかる。特に成層圏から対流圏への移行速度係数 k_{ij} は、その変動幅を1/2にすると1965年以降の堅固度指数が約1.5倍に増大し、1950~80年の期間での予測値のパラメータ変動に起因する変動範囲はほぼファクター3程度となり、ファクターが約2減少したことになる。従って、成層圏から対流圏への移行速度係数の変動を小さくすることにより、1950年以降のパラメータ変動に対する予測分布の"堅固さ"を向上させることができることがわかる。1945~50年の期間ではパラメータの変動幅の減少による"堅固さ"の向上はみられなかった。3つのパラメータの内、変動幅が最も大きいのは水産生物の筋肉(軟体)部の ^{137}Cs 吸収率 a_j であるが、このパラメータの変動幅を減少させても"堅固さ"の向上はみられなかったが、これは a_j が ^{137}Cs の水産物による経口摂取量を評価するサブモデルに含まれるパラメータであり、Fig.55(a)に示したように ^{137}Cs の経口摂取の水産物による寄与が小さいことによるものと考えられる。つまり堅固度解析において、パラメータの変動幅が大きくても予測値に対する感度が小さい場合は、その変動幅を減少させても予測値の"堅固さ"の向上はみられないことがわかる。

8.4.2 ファジィ感度解析

予測値のあいまいさを減少させるためには、モデルを構成する個々の環境パラメータのあいまいさを減少させなければならない。個々の環境パラメータの変動幅を小さくす

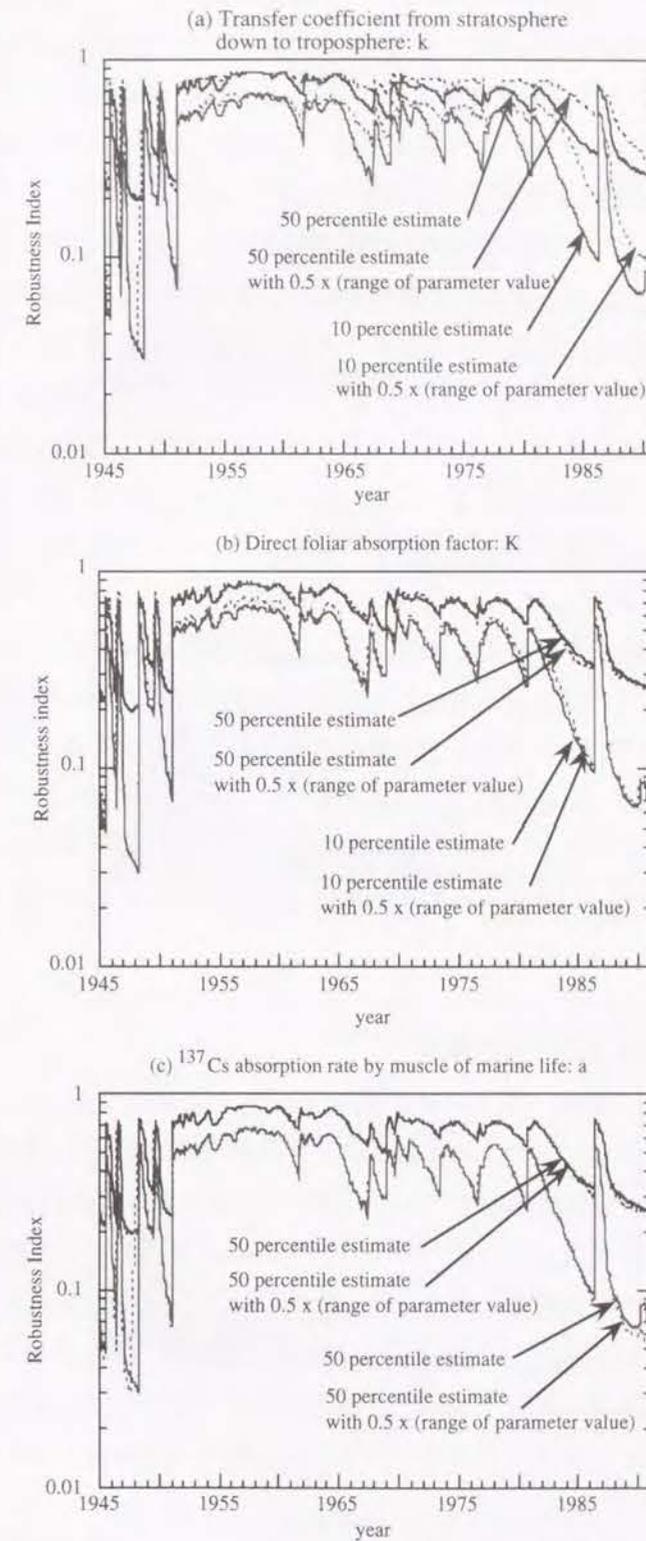


Fig. 68 Sensitivity analysis of Robustness Index.

る即ちあいまいさ減少させることによって、予測値のあいまいさの軽減を試みた。モデルを構成する環境パラメータの内、Table 43において不確実性がAおよびBランクであるとしたパラメータ、つまり、大気圏における ^{137}Cs の移行速度係数 k_{ij} 、大気圏から陸圏表層および海洋表層への ^{137}Cs の降下速度係数 d_{ij} 、陸圏表層から海洋表層への流出率 r_{ij} 、海洋での ^{137}Cs の移行速度係数 w_{ij} 、直接沈着係数 K_m 、水産生物の鰓による海水取込み率 v_j および水産生物の筋肉(軟体)部の ^{137}Cs 吸収率 a_j についてその変動幅を1/2に減少させて感度解析を実施した。その結果、成層圏から対流圏への移行速度係数、対流圏から海洋表層への降下率、直接沈着係数の感度が大きく、変動幅の減少により予測値のあいまいさが減少することがわかった。それ以外のパラメータについては変動幅を減少させても予測値のあいまいさはほとんど変化しなかった。Fig.69 (a) ~ (c)に感度の大きい3つのパラメータについての結果を示す。Fig.69 (a) からわかるように、特に直接沈着係数の感度が大きく、その変動幅を1/2にすると、予測値のあいまいさが大きく減少し、上限値のピーク値は約2/3に減少した。従って、直接沈着係数の変動幅を小さくすることにより、予測のあいまいさを減少させることができることがわかる。成層圏から対流圏への移行速度係数も感度が大きいですが、ピーク値のあいまいさが逆に増大し、パラメータ感度解析の結果 (Fig.64 (b) 参照) と同様に、予測値のあいまいさに対する感度が時間変化することがわかる。対流圏から海洋表層への降下率は、その予測値に対する感度は小さい (Fig.64 (e) 参照) が、ファジィパラメータモデルにおける予測値のあいまいさに対する感度は比較的大きく、このパラメータの変動幅の減少も予測値のあいまいさの軽減に寄与することがわかる。

8.5 モデルの信頼性向上のための課題

モデルに含まれる各環境パラメータの内、Table 43で不確実性がAおよびBランクであるとしたパラメータについて、これらのパラメータの変動幅(あいまいさ)がモデルの信頼性に及ぼす影響を堅固度解析とファジィパラメータモデル解析の2つの方法で評価したが、予測値に対する感度の大きいパラメータである成層圏から対流圏への移行速度係数 k_{ij} 、農産物や飼料への直接沈着係数 K の変動幅(あいまいさ)を減少させることで予測値の"堅固さ"やあいまいさが減少することがわかった。すなわちこの2つのパラメータはモデルの信頼性に大きく影響を及ぼすと考えられることから、 k_{ij} および K のあいまいさを減少させること、つまりこれらのパラメータに関する情報量を増やすことが最優先課題である。

先に述べたように、予測値の堅固度は1945~50年と1980年以降の期間において他の期間より低い。これらの期間はフォールアウトが少ない期間である。特に1980年以降は、

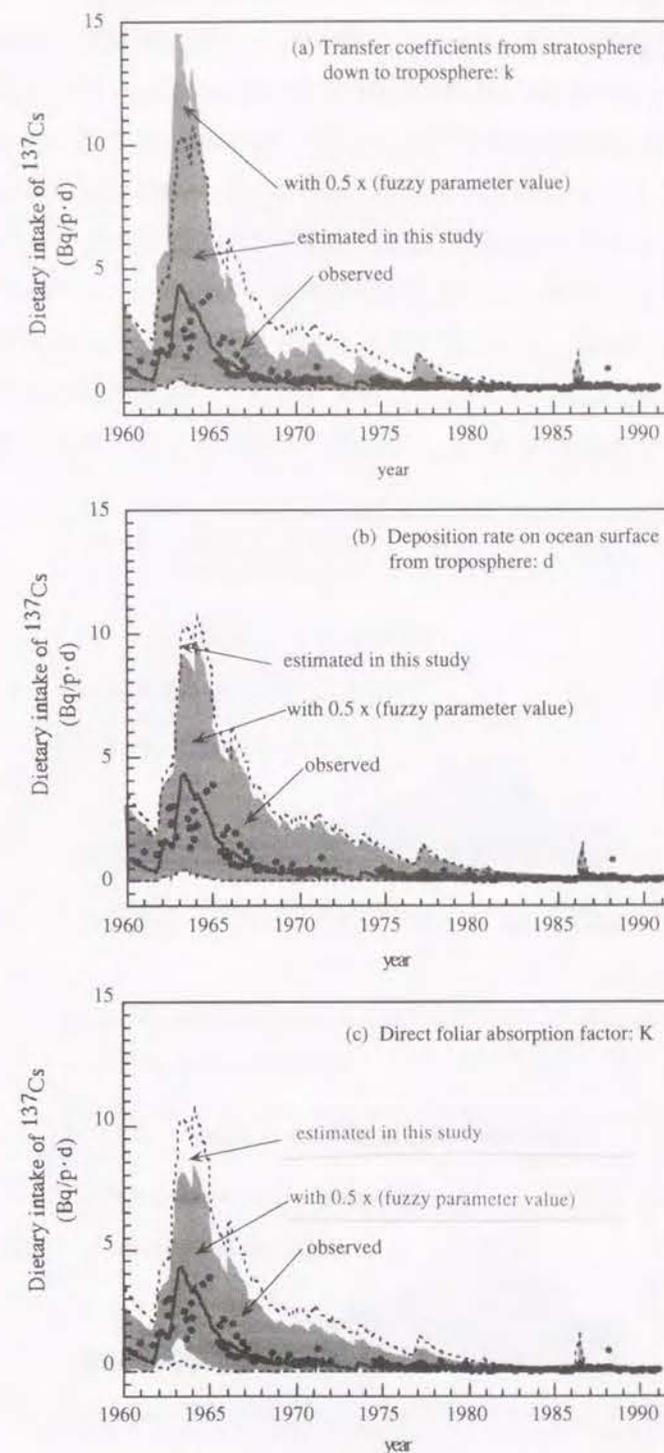


Fig. 69 Fuzzy parameter sensitivity analysis

環境の長期微量汚染による人の健康リスクを評価する上で重要であり、この期間の経口摂取量の予測の信頼性を向上させることが、将来のリスク評価の精度を高めることになる。第4章の検討から1980年以降は ^{137}Cs のほとんどは海洋に分配・蓄積されていることが明らかになり、第6章で水産物からの ^{137}Cs の経口摂取が1980年代以降徐々に増加しているという予測結果を得た (Fig.55 (a) 参照) ことから、この期間においては海洋から水産生物への移行に関するパラメータが予測値に大きく影響を及ぼすと考えられる。特に、水産生物の鰹からの ^{137}Cs の筋肉による吸収率 a_j は不確実性がAランクであり情報が全く無い状態で、海水取込み率 v_j はBランクであるが変動幅が非常に大きくあいまいさが大きい。しかし ^{137}Cs 経口摂取量に対する a_j の感度は小さく、堅固度解析やファジィパラメータ解析によってその変動幅の減少による予測値のあいまいさの減少効果はほとんど

みられなかった。これは、 ^{137}Cs 経口摂取量に占める水産物の寄与が農・畜産物に比べて小さい(約3%)ことによると考えられるので、 ^{137}Cs の水産物経口摂取量に対してファジィパラメータ解析を行い、 a_j および v_j の変動幅を1/2にして感度解析を実施してみた。その結果を Fig.70 (a) (b) に示す。Fig.70から、 a_j および v_j の変動幅を1/2にすると ^{137}Cs の水産物経口摂取量予測値のあいまいさが減少することがわかる。すなわちこの2つのパラメータは1980年以降の予測値の信頼性に大きく影響を及ぼすと考えられることから、 a_j および v_j のあいまいさを減少させるためにこれらのパラメータに関するさらなる情報の入手が必要である。

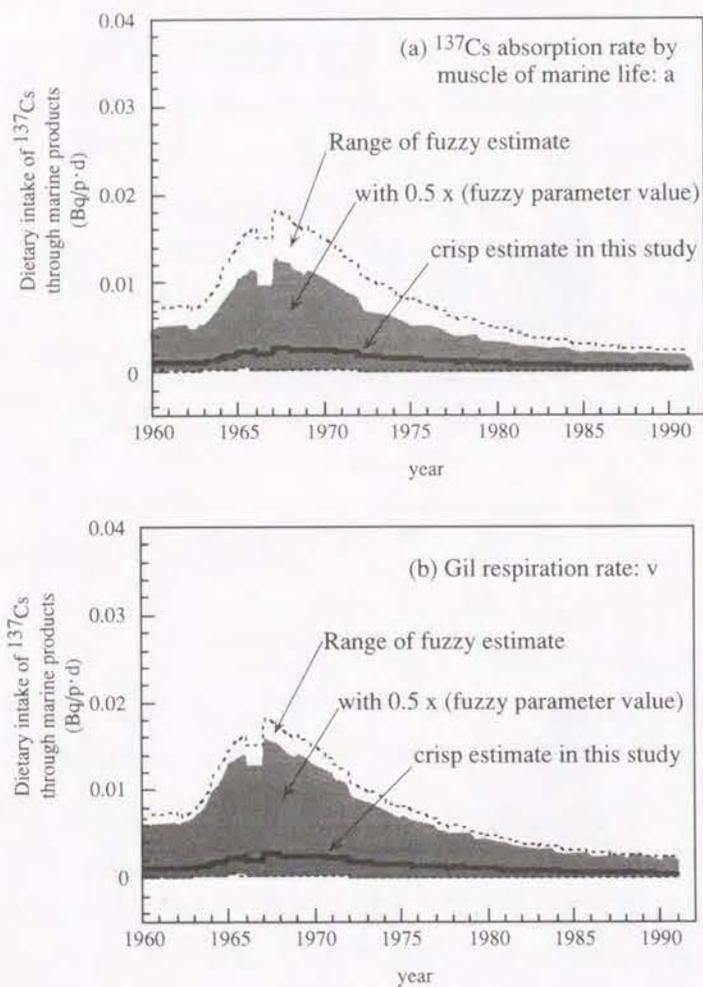


Fig. 70 Fuzzy parameter sensitivity analysis of dietary intake of ^{137}Cs through marine products

第9章 結論

9.1 本研究の成果の要約

本研究は、広域微量汚染を引き起こす汚染物質の内、大気圏内核実験由来の放射性物質に注目し、その発生源から環境生態系、食品を経て人体に至るリスクを定量的に評価するトータルモデルを構築することを最終的な目標としている。そのために、放射性物質の内、物理的半減期が長く長期にわたって人体に影響を及ぼすと考えられる ^{137}Cs と ^{90}Sr について、その放出から食品を介して日本人に経口摂取されるに至るまでの地球規模の動態を評価するモデルを、食品の輸入にともなう人為的移行も考慮に入れて構築し、日本人の健康リスクを評価した。モデルの構築に際しては、放射性核種の放出から人体に至るまでの経路を、(1) 地球規模の降下と各環境要素への分配・蓄積、(2) 農・畜・水産物への移行と蓄積、(3) 食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行、(4) 人体への移行と蓄積、の4つの段階に分けて、各々の段階における放射性核種の動態を評価するサブモデルを構築した。放射性核種の土壌・農産物への移行と蓄積に関しては、土壌中の分布について実験的に解析し、その評価モデルを構成するパラメータ値を、わが国のモニタリングデータを用いて定めることを試みた。構築したサブモデルを用いて、放射性核種の放出から食品を介して日本人に経口摂取されるに至るまでの地球規模の動態を評価するトータルモデルを構築し、日本人による放射性核種の経口摂取量を予測し、実測データに照らしてモデルを検証し、このモデルを用いて、放射性核種の経口摂取による人の健康リスクのレベルとその経時的变化を分析した。さらに、構築したモデルによる経口摂取量予測値の信頼性の幅を吟味し、人の健康リスクに支配的要因を及ぼす環境因子(パラメータ)を明らかにすることを試みた。

各章において得られた結果と主な結論を以下にまとめる。

第2章では、環境放射能の地球規模および局所規模のモニタリングネットワークと、放射性物質の環境中の動態に関する従来の研究についてまとめた。

第3章では、まず放射性フォールアウト ^{137}Cs の実測データを用いて緯度や経度による降下特性の違いを分析し、 ^{137}Cs の降下パターンは緯度に依存し、経度方向の変化は相対的に小さいこと、 ^{137}Cs の降下量はおもに核実験の行われた緯度に依存すること、 ^{137}Cs の降下量がピーク値をとる時間には緯度帯によって有意な差が認められることが明らかになった。この結果をふまえて地球表面を14の領域に分割し、さらに成層圏、対流圏、陸圏、水圏に分割し、地球を合計54個に分割したコンパートメントにモデルを構築し、地表面への放射性核種の降下量を推定し、実測データによるモデルの検証を試みた。その

結果、構築した数学モデルは核実験によって放出された ^{137}Cs の大気中での地球規模の動態とその降下特性の概略を把握するために使用することができるとの結論を得た。また、このモデルは核実験によって放出された ^{90}Sr の地球規模の挙動を把握する際にも適用できることがわかった。

第4章では、第3章で構築した地球規模の放射性フォールアウト ^{137}Cs の降下量を評価するモデルを用いて、 ^{137}Cs が地球環境の各要素、即ち成層圏、対流圏、陸圏、水圏にどのように分配・蓄積されてきたかを分析した。その結果、 ^{137}Cs の地球全体での存在量は、1952年後半から急激に増大し、1962年12月に最大となり、その後ゆるやかに減少していること、現在はその90%以上が海洋の堆積物中に蓄積されていること、陸圏深層や海洋堆積物に蓄積する ^{137}Cs の量は近年においてもその減少はゆるやかで、今後も環境中に長く留まると推定され、核実験により供給された ^{137}Cs の地球上での最終的な移行先は陸圏深層と海洋底であることが推定された。また、地球環境中の成層圏での ^{137}Cs 存在量がピークに達してから陸圏深層に移行した ^{137}Cs の存在量がピークに達するまでに約5年、海底(堆積物)に移行した ^{137}Cs 存在量がピークに達するまでに約17年の遅れがあることが明らかになった。地球環境の各要素への分配については、大気圏、陸圏において、 ^{137}Cs は北半球での蓄積量が80%以上を占め、特に北半球中・高緯度帯における蓄積量が大部分を占めていること、水圏においては、北太平洋、北大西洋、インド洋への分配が大きいことが推定された。また、 ^{90}Sr の地球上での量的分配と蓄積についても ^{137}Cs とはほぼ同じ動態を示すと推定された。

第5章第1節では、 ^{137}Cs と ^{90}Sr の降下量、土壌中濃度、農産物中濃度のわが国において蓄積されているモニタリングデータを用いて、 ^{137}Cs および ^{90}Sr の土壌・農産物への移行経路に関連するパラメータ、すなわち ^{137}Cs と ^{90}Sr の土壌への分配係数、農産物への直接沈着係数・経根移行係数のわが国における値を定めることを試みた。大気圏から降下した放射性核種の土壌・農産物への移行を評価するモデルにより推定した農産物(ダイコン、ホウレンソウ、白米)中の ^{137}Cs および ^{90}Sr 濃度を実測値にフィッティングさせることにより上記のパラメータ値を定めた。その結果、推定した分配係数値は、日本全体で ^{90}Sr については10~300 [ml/g]、 ^{137}Cs では10~2000 [ml/g]となり、共に日本の既報告値の変動幅より小さくなり推定精度を向上することができた。また、直接沈着係数値は農産物の種類による相違は顕著ではなく、日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約0.03~1 [$\text{cm}^2 \cdot \text{month/g}$]、 ^{137}Cs では約0.4~1 [$\text{cm}^2 \cdot \text{month/g}$]で ^{137}Cs の方が大きい。経根移行係数も農産物の種類による相違は顕著ではなく、日本全体での変動範囲は ^{90}Sr では約0.001~0.06 [-]、 ^{137}Cs では約0.0005~0.001 [-]で ^{90}Sr の方が大きくなった。

第5章第2節では、土壌通気層内鉛直分布を評価するモデルを用いて推定した ^{137}Cs の

土壤中鉛直分布を実測値にフィッティングさせることによって、京都市の1地点の地表10cmまでの土壌について分配係数値を決定した。推定した分配係数は97.5~171 [ml/g]となり、 ^{137}Cs の土壌中の鉛直方向の分布を考慮しないモデルを用いて決定した分配係数値の範囲内に収まっており、土壌-農産物経路の放射性核種の移行を考える場合には、放射性核種の土壌中の鉛直方向の分布を考慮しないことの妥当性が示された。

第6章では、第3章で構築した ^{137}Cs の地球規模降下特性を評価するモデルを基礎にして、地球の各環境要素へのフォールアウトの分配量を推定し、地表に降下した ^{137}Cs の農・畜・水産物への移行を評価するサブモデル、食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行を評価するサブモデルを構築し、これらのサブモデルを統合させて、食品を通して日本人に経口摂取される放射性核種の地球規模の移行と蓄積の特性を評価するトータルモデルを構築した。食糧・飼料穀物の輸入による人為的移行を評価するサブモデルでは、日本人が摂取する農・畜・水産物について世界規模での輸入ルートを調査分析して、日本以外の地域の農・畜・水産物に蓄積されている放射性核種が、輸入に伴って人為的に日本にどれだけ移行するかを評価した。構築したモデルを用いて、日本人の放射性核種の経口摂取量を推定し実測データに照らしてモデルを検証した。その結果、構築したモデルは、日本人による食品を介した ^{137}Cs の経口摂取の概要を把握するために使用することができるとの結論を得た。このモデルを用いて日本人による ^{137}Cs 経口摂取を推定した結果、日本人による ^{137}Cs 経口摂取は、農産物の摂取経路が支配的であること、畜産物の寄与は、その食品摂取量の増大とともに徐々に増大し、また水産物は ^{137}Cs 降下率が小さくなる1980年代以降になって寄与率がわずかではあるが増大していること、日本人による ^{137}Cs 経口摂取は、農産物ではコメ、果物、野菜、畜産物では牛乳、水産物では貝類と海藻の寄与が大きいこと、日本人が経口摂取する ^{137}Cs は、食品の輸入に付随して外国から輸入される割合が経年的に増大しつつあることが明らかになった。また、本研究で構築したモデルは、日本人による食品を介した ^{90}Sr の経口摂取の概要を把握する際にも適用できるが、その評価精度は ^{137}Cs より小さいことがわかった。

第7章では、第6章で構築した放射性フォールアウト ^{137}Cs の地球規模動態を評価するモデルを基礎にして、 ^{137}Cs の経口摂取による放射性核種の人体への蓄積を評価するモデルを構築し、実測データに照らして検証した。その結果、構築した ^{137}Cs の人体蓄積モデルは、 ^{137}Cs が経口摂取されてから体内へ蓄積するまでの移行の大略を把握するために使用することができるとの結論を得た。このモデルを用いて、人体中の ^{137}Cs 量を年齢階層別、乳児の栄養摂取形態別に評価した結果、乳児の ^{137}Cs 体内量は、粉ミルクによる人工栄養児の方が母乳栄養児より大きいこと、日本人の ^{137}Cs 体内濃度は、乳児の濃度が他の年齢層に比べてはるかに大きく、乳児以外では成人の濃度が最も大きいことが明らか

になった。また、第6章で推定した日本人の ^{137}Cs の経口摂取量から、 ^{137}Cs の経口摂取による内部被曝によって引き起こされる各ガンによる致死率(健康リスク)を評価するモデルを構築し、健康リスクのレベルを予測して、その経時的変化を分析した。その結果、日本人の健康リスクは、成人の標準日本人の場合1950年代後半から1960年代にかけて大きくなり、年間1億人に最高約8人が発ガンによって死亡し、1980年代以降、健康リスクは減少し1990年では1兆人に最高1人が死亡すると推定された。また、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクには年齢差があり、乳児のリスクが最大で、次いで15歳年齢層、成人、1歳、5歳、10歳年齢層の順にリスクが大きいことが明らかになった。さらに、農・畜・水産物の各食品摂取経路の健康リスクに及ぼす影響についても分析し、 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクは、主に農産物による ^{137}Cs の移行経路によって決定されるとの結論を得た。構築したリスク評価モデルを用いてチェルノブイリ原発事故に起因する日本人の健康リスクを評価した結果、チェルノブイリ事故が起こった1986年の日本人の健康リスクは、事故が起こらなかったと仮定した場合の約100倍と推定された。本研究で行った健康リスク評価を ^{90}Sr へ適用した結果、1980年代以降の健康リスクは、骨における内部被曝に関わるガン(白血病と骨ガン)については ^{90}Sr のリスクは ^{137}Cs より約10倍以上大きいと推定された。

第8章では、本研究で構築したモデルの信頼性を、モデルを構成するパラメータの感度解析、確率統計理論による変動解析および堅固度解析、またファジィ理論によるモデルの予測値のあいまいさ評価によって評価した。パラメータの感度解析の結果、成層圏から対流圏への移行速度係数と農産物や飼料へ ^{137}Cs の直接沈着係数が ^{137}Cs の経口摂取量に大きな影響を及ぼすことがわかった。変動解析の結果、モデルによる ^{137}Cs 経口摂取量の予測値の変動は特に1960年代で著しいが、実測値は5および95パーセントイル予測値の範囲にほぼ収まっており、これはパラメータ変動幅の設定条件下において数学モデルによる予測値が実測値と著しく食い違う可能性は10%以下であることを示している。堅固度解析の結果、予測値は、1945~50年と1980年以降の予測値が他の期間に比べて"堅固でない"こと、1950~80年の期間でパラメータ変動に起因する ^{137}Cs 経口摂取量予測値の変動がファクター5以上になる可能性は10%以下であること等が推定された。ファジィ理論による予測値のあいまいさの評価では、モデルに含まれるパラメータをファジィパラメータとして、その変動に起因する予測値の最大変動幅をモデル予測値の持つ"あいまいさの幅"としてとらえた。 ^{137}Cs の経口摂取による健康リスクを評価するモデルの信頼性を向上させるためには、モデルに含まれる各環境パラメータが予測値のあいまいさなどのように影響を及ぼしているかを分析する必要がある、各パラメータ値の持つ変動幅(あいまいさ)が予測値に与える影響を、堅固度解析およびファジィパラメータモデル解

析によって評価した。その結果、 ^{137}Cs の経口摂取量予測値に対する感度の大きいパラメータである成層圏から対流圏への移行速度係数と農産物や飼料への直接沈着係数の変動幅を減少させることにより、予測値の"堅固さ"やあいまいさが減少することが明らかになり、よってこの2つのパラメータはモデルの信頼性に大きく影響を及ぼすと考えられた。

9.2 今後の課題

本研究で構築したモデルは、大気圏内核実験によって地球環境中に放出された放射性物質による地球規模の環境汚染の持つ意味を、環境生態系と人間活動との相互関係を組み込んで評価するトータルモデルであり、地球規模の長期にわたる食品汚染によって引き起こされる人の健康リスクを定量的に評価することができる。しかし、第8章に示したように、モデルによる予測値には、モデルに含まれる環境パラメータ値の不確実性に起因するあいまいさがあり、リスク評価の精度を高めるために、このあいまいさを減少させモデルの信頼性を向上させる必要がある。そのためには、例えば第8章で示した堅固度を改善する効果の大きい情報から優先して、モデルに含まれる各環境パラメータに関する情報量を増やすことが今後の課題である。また、本研究では、第3章で構築した地球規模フォールアウトの降下特性の評価モデルの検証に地球規模のモニタリングデータを、また第6章で構築した日本人の放射性核種の経口摂取評価モデルと第7章で構築した日本人の放射性核種体内量評価モデルの検証に日本の実測データを用いた。しかし第6章で構築した地表に降下した放射性核種の各食品への移行を評価するサブモデルに関しては、日本以外の国においてはその検証を行っていない。モデルの信頼性を向上させるためには、このサブモデルに関しても各国別に実測データによる検証が必要である。そのために、世界各国で生産される農・畜・水産物の環境放射能モニタリングデータを入手し分析する必要がある。

本研究では、大気圏内核実験由来の放射性物質による地球規模の汚染が食品摂取を通して人体に及ぼす健康リスクを予測した。リスク自体は他の原因によるリスクと比べて低いと見られるが、第7章7.4に示したように、本研究における健康リスク評価をチェルノブイリ事故に適用した場合、健康リスクは事故の起こった年には事故が起らなかったと仮定した場合の約100倍と推定され、今後類似の事故が起こり大規模な放射能汚染が引き起こされた場合を想定してそのリスク評価を行うこと、さらにリスクの低減による問題の解決策を検討することは、地球規模の微量環境汚染が、長い時間スケールで人類に及ぼすリスクを評価するだけでなく、リスクの視点から環境汚染の意味を問うことになると思われる。よって、本研究で構築した健康リスク評価のトータルモデルを用いて、より幅

広く地球規模の放射能汚染のリスク・アセスメントを行うことが今後の課題となってくる。その際には、人の健康だけでなく経済的な側面におけるリスクも併せて評価しなければリスク・アセスメントは現実的なものとはなりえない。つまり、環境汚染が人間の経済社会活動に及ぼす経済リスクを評価するモデルの構築が必要となる。

さらに、本研究において構築した、汚染物質の発生源から環境生態系、食品を経て人体へ至るまでの移行モデルを、非放射性の広域微量汚染物質によるリスクの評価に適用することを試みることも今後の課題である。第2章2.4に示したように、非放射性の有害汚染物質のモニタリングプログラム (GEMS/Food)⁽¹⁸⁾等が1976年にスタートし、地球規模のモニタリングデータが蓄積されつつあるので、非放射性の広域微量汚染物質の地球規模動態モデルを構築した場合も、これらのデータを用いてモデルの検証が可能となる。将来的に、地球規模の有害微量汚染物質全てのリスク・アセスメントモデルとして発展させ、地球規模環境汚染の予測を行うことが最終的な課題である。

付録 土壤水分移動モデルの詳細⁽⁷⁷⁾

5.2節で構成した、通気層内での土壤水分の移動を記述する3成分モデルの詳細を以下に示す。このモデルを構成する上での基本的前提条件、不動水、緩流水、急流水についての基本的仮定は、本文68～69ページに示した通りである。本付録では、時刻tにおける第d層(または表層)の水分フラックス、不動水、緩流水および急流水の水分量の違いによって、時刻t+1における第d層(または表層)の水分フラックス、不動水、緩流水および急流水の水分量がどのように分類、表現されるかを具体的に数式によって記述する。各記号の意味は本文と同じであり、上付き添え字t、t+1は時刻、下付き添え字dは表層から深さ番目の層であることを示す。 $q_{w,d}$ は第d-1層から第d層に流入する水分フラックスを表す。

【浸潤時】

I. $\theta_{air} \leq \theta_d^t < \theta_{ef,d}$ (自層の不動水領域が満たされていない)

A. $q_{w,d}^{t+1} \Delta t < (\theta_{er,d} - \theta_d^t) \Delta z_d$ (浸透水は自層の不動水領域を十分に満たせない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_d^t + \frac{\Delta t}{\Delta z_d} q_{w,d}^{t+1}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = 0$$

B. $(\theta_{er,d} - \theta_d^t) \Delta z_d \leq q_{w,d}^{t+1} \Delta t$ (浸透水は自層の不動水領域を満たせる)

B-1. $\theta_{air,d+1} \leq \theta_{d+1}^t < \theta_{ef,d+1}$ (下層の不動水領域が満たされていない)

B-1-1. $q_{w,d+1}^{t+1} \Delta t < (\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t) \Delta z_{d+1}$

(浸透水は下層の不動水領域を十分に満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{ef,d}^t$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = q_{w,d+1}^t - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d} - \theta_d^t)$$

B-1-2. $(\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t) \Delta z_{d+1} \leq q_{w,d+1}^{t+1} \Delta t$

(浸透水は下層の不動水領域を十分に満たすのに十分である)

B-1-2-1. $q_{w,d+1}^{t+1} \Delta t - (\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t) \Delta z_{d+1} \leq (\theta_{fc,d} - \theta_d^t) \Delta z_d$

(浸透水は下層の不動水領域を満たした後、自層の緩流水領域を満たすほどに十分ではない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{ef,d}^t$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = (q_{w,d}^t - q_{w,d+1}^{t+1}) \Delta t - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d} - \theta_d^t)$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t)$$

B-1-2-2. $(\theta_{fc,d} - \theta_d^t) \Delta z_d < q_{w,d+1}^{t+1} \Delta t - (\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t) \Delta z_{d+1}$

(浸透水は下層の不動水領域を満たした後、自層の緩流水領域を十分に満たせる)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{ef,d}^t$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = \theta_{fc,d} - \theta_{ef,d}^t$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d} - \theta_d^t)$$

B-2. $\theta_{ef,d+1} \leq \theta_{d+1}^t < \theta_{fc,d+1}$ (下層の不動水領域が満たされている)

B-2-1. $q_{w,d}^t \Delta t < (\theta_{fc,d} - \theta_d^t) \Delta z_d$

(浸透水は自層の緩流水領域を満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{fc,d}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = \theta_d^t + \frac{\Delta t}{\Delta z_d} q_{w,d}^t$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = 0$$

B-2-2. $(\theta_{fc,d} - \theta_d^t) \Delta z_d \leq q_{w,d}^t \Delta t$ (浸透水は自層の緩流水領域を満たせる)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{ef,d}^t$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = \theta_{fc,d} - \theta_{ef,d}^t$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = q_{w,d}^t - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d} - \theta_d^t)$$

II. $\theta_d^t = \theta_{ef,d}$ (自層の不動水領域がちょうど満杯である)

C. $\theta_{d+1}^t < \theta_{ef,d+1}$ (下層の不動水領域が満たされていない)

C-1. $q_{w,d}^t \Delta t - (\theta_{ef,d} - \theta_d^t) \Delta z_d < (\theta_{ef,d+1} - \theta_{d+1}^t) \Delta z_{d+1}$

(浸透水は下層の不動水領域を満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^i - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d}^i - \theta_d^i)$$

C-2. $(\theta_{ef,d+1}^i - \theta_{d+1}^i) \Delta z_{d+1} \leq q_{w,d}^i \Delta t - (\theta_{ef,d}^i - \theta_d^i) \Delta z_d$
(浸透水は下層の不動水領域を十分に満たせる)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = \theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^i - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d}^i - \theta_d^i)$$

C-2-1. $q_{w,d}^i \Delta t - (\theta_{ef,d+1}^i - \theta_{d+1}^i) \Delta z_{d+1} < (\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i) \Delta z_d$
(浸透水は下層の不動水領域を満たした後、自層の緩流水領域を満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = q_{w,d}^i \frac{\Delta t}{\Delta z_d} - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d+1}^i - \theta_{d+1}^i)$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d}^i - \theta_d^i)$$

C-2-2. $(\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i) \Delta z_d \leq q_{w,d}^i \Delta t - (\theta_{ef,d+1}^i - \theta_{d+1}^i) \Delta z_{d+1}$
(浸透水は下層の不動水領域を満たした後、自層の緩流水領域を満たすのに十分である)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = \theta_{fc,d+1}^i - \theta_{ef,d}^i$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^i - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i) - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{ef,d+1}^i - \theta_{d+1}^i)$$

D. $\theta_{ef,d+1}^i < \theta_{d+1}^i < \theta_{fc,d+1}^i$ (下層の不動水領域が満たされている)

D-1. $q_{w,d}^i \Delta t < (\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i) \Delta z_d$ (浸透水は自層の緩流水を満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = q_{w,d}^i \frac{\Delta t}{\Delta z_d}$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = 0$$

D-2. $(\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i) \Delta z_d \leq q_{w,d}^i \Delta t$ (浸透水は自層の緩流水を満たすのに十分である)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = \theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^i - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i)$$

III. $\theta_{ef,d}^i < \theta_d^i$ (自層の不動水領域が満たされている)

E. $q_{w,d}^i \Delta t < (\theta_{fc,d}^i - \theta_d^i) \Delta z_d$ (浸透水は自層の緩流水領域を満たすほど十分でない)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = \theta_d^i + q_{w,d}^i \frac{\Delta t}{\Delta z_d}$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = 0$$

F. $(\theta_{fc,d}^i - \theta_d^i) \Delta z_d \leq q_{w,d}^i \Delta t$ (浸透水は自層の緩流水領域を満たすのに十分である)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_{ef,d}^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = \theta_{fc,d}^i - \theta_{ef,d}^i$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^i - \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_{fc,d}^i - \theta_d^i)$$

【蒸発時】

I. $\theta_d^i = \theta_{air,d}$ (自層は風乾状態である)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_d^i$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = q_{w,d}^n$$

II. $\theta_d^i < \theta_{ef,d}^i$ (自層の不動水領域は満たされていない)

A. $|q_{w,d}^{i+1}| \Delta t < (\theta_d^i - \theta_{air,d}) \Delta z_d$ (蒸発量は自層の不動水のみでまかなえる)

$$\theta_{im,d}^{i+1} = \theta_d^i + q_{w,d}^{i+1} \frac{\Delta t}{\Delta z_d}$$

$$\theta_{m,d}^{i+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{i+1} = 0$$

B. $(\theta_d^i - \theta_{air,d}) \Delta z_d \leq |q_{w,d}^{i+1}| \Delta t$ (蒸発量は自層の不動水のみでまかなえない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{air,d}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = q_{w,d}^t + \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_d^t - \theta_{air,d})$$

III. $\theta_{ef,d} < \theta_d^t$ (自層の不動水領域は満たされている)

C. $|q_{w,d}^{t+1}| \Delta t < (\theta_d^t - \theta_{ef,d}) \Delta z_d$ (蒸発量は自層の緩流水でまかなえる)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{ef,d}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = \theta_d^t + q_{w,d}^{t+1} \frac{\Delta t}{\Delta z_d}$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = 0$$

D. $(\theta_d^t - \theta_{ef,d}) \Delta z_d \leq |q_{w,d}^{t+1}| \Delta t < (\theta_d^t - \theta_{air,d}) \Delta z_d$ (蒸発量は自層の緩流水と不動水でまかなえる)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_d^t + q_{w,d}^{t+1} \frac{\Delta t}{\Delta z_d}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = 0$$

E. $(\theta_d^t - \theta_{air,d}) \Delta z_d \leq |q_{w,d}^{t+1}| \Delta t$ (蒸発量は自層の緩流水と不動水だけではまかなえない)

$$\theta_{im,d}^{t+1} = \theta_{air,d}$$

$$\theta_{m,d}^{t+1} = 0$$

$$q_{w,d+1}^{t+1} = q_{w,d}^{t+1} + \frac{\Delta z_d}{\Delta t} (\theta_d^t - \theta_{air,d})$$

記号表

ARSS	: モデルによる計算値と実測値の平均残差2乗和
A_j	: 輸入相手国で生産される水産物j中の放射性核種濃度[Bq/kg]
A_l	: 輸入相手国で生産される飼料l中の放射性核種濃度[Bq/kg]
A_m	: 輸入相手国で生産される農産物m中の放射性核種濃度[Bq/kg]
A_n	: 輸入相手国で生産される畜産物n中の放射性核種濃度[Bq/kg]
a	: 海産生物の筋肉部(軟体部)の放射性核種吸収率[-]
a_1	: 生物の放射性核種の残留関数における短期排出成分構成割合[-]
a_2	: 生物の放射性核種の残留関数における長期排出成分構成割合[-]
B	: 人体中の放射性核種濃度 [Bq/g]
B_{fluid}	: 人間の体液中の放射性核種濃度 [Bq/g]
B_{milk}	: 母乳中の放射性核種濃度 [Bq/g]
$B_{monther}$: 母体中の放射性核種濃度 [Bq/g]
C	: 土壌水中の放射性核種濃度 [Bq/g]
CF_{sw}	: 放射性核種の海水から海草への濃縮係数 [l/g]
D^a	: 領域aでの分散係数 [cm ² /month]
D_m	: 物質の分散能 [cm]
D_d	: 物質の分子拡散係数 [cm ² /month]
$D_{c,y}$: 年齢階層yの人のがんcによる年死亡率[-]
$D_{eq,y,o}$: 年齢階層yの人の ¹³⁷ Cs経口摂取量1Bq当たりの組織oでの内部被曝線量換算係数 [Sv/Bq]
D_{std}	: 本研究で構築したモデルによる ¹³⁷ Cs経口摂取量予測値 [Bq/p·d]

$d_{i,j}$: 対流圏の第iコンパートメントから同じ緯度帯の陸圏の第jコンパートメントへの ^{137}Cs の降下速度係数 [month⁻¹]
 E : 日本人が経口摂取する放射性核種量 [Bq/p·d]
 E_{infant} : 乳児が経口摂取する放射性核種量 [Bq/p·d]
 e : 降水に対する蒸発散率 [-]
 F : 表層土壌へのフォールアウト降下量 [Bq/cm²·month]
 F : 土壌中 ^{137}Cs フラックス [Bq/cm²·month]
 F_{egg} : 鶏の摂取する飼料から鶏卵(卵黄)への移行係数 [day/g]
 $F_{\text{ss},i}$: 放射性核種の成層圏の第iコンパートメントへの供給割合 [-]
 $F_{\text{ts},i}$: 放射性核種の対流圏の第iコンパートメントへの供給割合 [-] ($F_{\text{ss},i} + F_{\text{ts},i} = 1$)
 FF_m : 日本人による農産物mの摂取量 [g/p·d]
 FA_n : 日本人による畜産物nの摂取量 [g/p·d]
 FM_j : 日本人による水産物jの摂取量 [g/p·d]
 FM_{powder} : 乳児の粉ミルク摂取量 [kg/p·d]
 FM_{mother} : 乳児の母乳摂取量 [kg/p·d]
 f : 家畜による放射性核種の腸からの吸収率 [-]
 f_{cow} : 乳牛による放射性核種の腸からの吸収率 [-]
 f_h : 人間による放射性核種の腸からの吸収率 [-]
 f_{soil} : 土壌の空隙率 [-]
 H_l : 輸入飼料l中の放射性核種濃度 [Bq/kg]
 H_m : 輸入農産物m中の放射性核種濃度 [Bq/kg]
 I : 飼料の種類毎に定義される家畜の飼料配合割合 [-]

$I_{\text{ss},i}$: 成層圏の第iコンパートメントに供給される放射性核種量 [Bq/month]
 $I_{\text{ts},i}$: 対流圏の第iコンパートメントに供給される放射性核種量 [Bq/month]
 ID_o : 人体の組織oでの内部被曝線量 [Sv/month]
 K : 直接沈着係数 [cm²·month/g]
 k_d : 分配係数 [ml/g]
 $k_{i,j}$: 成層圏と対流圏における第jコンパートメントから隣り合う第iコンパートメントへの放射性核種の移行速度係数 [month⁻¹]
 L : 土壌の根圏の深さ [cm]
 M_i : 第iコンパートメントにおける放射性核種の存在量 [Bq]
 M_{nt} : 核爆発の規模 [Mt]
 m : 家畜の体重 [kg]
 m_{fluid} : 人体の体液量 [kg]
 PI : 隣り合う2つの緯度帯において実測された放射性核種降下量データ間の偏差を表す統計的指標 [-]
 P : 農産物中の放射性核種濃度 [Bq/g]
 P_{chicken} : 採卵鶏の摂取する全飼料中の放射性核種濃度 [Bq/g]
 P_n : 家畜nの摂取する全飼料中の放射性核種濃度 [Bq/g]
 P_{leaf} : 直接沈着により農産物に取り込まれた放射性核種濃度 [Bq/g]
 P_{root} : 経根吸収により農産物に取り込まれた放射性核種濃度 [Bq/g]
 P_{res} : 放射性核種の対流圏での残留率 [-]
 $PF_{p,j}$: 輸入相手国pにおける水産物jの緯度ゾーン毎の生産割合 [-]
 $PF_{p,m}$: 輸入相手国pにおける農産物mの緯度ゾーン毎の生産割合 [-]
 $PF_{p,n}$: 輸入相手国pにおける畜産物nの緯度ゾーン毎の生産割合 [-]

$PF_{p,l}$: 輸入相手国pにおける飼料lの緯度ゾーン毎の生産割合[-]
$PI_{p,j}$: 日本の水産物jの輸入及び漁獲全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合漁獲量)の割合 [-]
$PI_{p,l}$: 日本の飼料lの輸入及び生産全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合生産量)の割合 [-]
$PI_{p,m}$: 日本の農産物mの輸入及び生産全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合生産量)の割合 [-]
$PI_{p,n}$: 日本の畜産物nの輸入及び生産全量に占めるp国からの輸入量(日本の場合生産量)の割合 [-]
PR_m	: 農産物mの調理・加工による除去効果による ^{137}Cs の残留率[-]
PR_n	: 農産物mの調理・加工による除去効果による ^{137}Cs の残留率[-]
PR_j	: 農産物mの調理・加工による除去効果による ^{137}Cs の残留率[-]
p	: 飼料中の放射性核種濃度 [Bq/g]
P_{edible}	: 生物の可食部の重量割合[-]
P_{fluid}	: 人体の体液の占める割合 [-]
P_{powder}	: 粉ミルクを摂取している乳児の人口割合[-]
P_{mother}	: 母乳を摂取している乳児の人口割合[-]
Q	: 畜産物中の放射性核種濃度 [Bq/g]
$Q_{w,b}^a$: 領域aからbへの土壌水分の移行率 [ml/cm ² ·month]
Q_{milk}	: 牛乳中の放射性核種濃度 [Bq/l]
Q_{egg}	: 鶏卵中の放射性核種濃度 [Bq/g]
Q_{powder}	: 粉ミルク中の放射性核種濃度 [Bq/g]
q	: 家畜体内の放射性核種量 [Bq]
$q_{w,b}^a$: 領域aからbへの土壌水分フラックス [ml/cm ² ·month]

R	: 月平均降雨量 [cm/month]
$R_{c,o}$: 組織oにけるガンcの発ガンリスク係数 [Sv ⁻¹]
$R(\mathbf{p})$: 任意のパラメータの組 \mathbf{p} に対する ^{137}Cs 経口摂取量予測値
$R(t)$: 生物体内の放射性核種の残留関数
$r_{i,j}$: 陸圏の第iコンパートメントから同じ緯度帯を含む海洋表層の第jコンパートメントへの放射性核種の流出率 [month ⁻¹]
S	: 海産生物中の放射性核種濃度 [Bq/g]
S^a	: 領域aでの土壌中の ^{137}Cs 濃度 [Bq/g]
S_{sw}	: 海草中の放射性核種濃度 [Bq/g]
$s_{i,j}$: 海洋表層の第iコンパートメントから同じ海洋の深層の第jコンパートメントへの放射性核種の沈降率 [month ⁻¹]
$s_{i,\text{sink}}$: 海洋深層の第iコンパートメントから海底堆積物への放射性核種の沈降率 [month ⁻¹]
T_m	: 農産物mの可食部の成熟期間 [month]
T_n	: 家畜nの生育期間 [month]
T_{cow}	: 乳牛の生育期間 [month]
T_j	: 海洋生物jの生育期間 [month]
T_{sw}	: 海草の生育期間 [month]
TF	: 経根移行係数 [-]
TL	: 放射性核種の植物葉面から可食部への転流率 [-]
T_{soil}	: 地表面に降下したフォールアウトが表層土壌中に滞留する平均時間 [month]
$T_{0.5}$: 放射性核種の生物学的半減期 [month]
$T_{1,0.5}$: 短期排出の生物学的半減期[month ⁻¹]
$T_{2,0.5}$: 長期排出の生物学的半減期[month ⁻¹]

$U(t)$: 牛乳中の単位 ^{137}Cs 濃度評価関数 [l^{-1}]
v	: 海洋生物の鰹による海水取込み率 [$\text{l}/\text{month} \cdot \text{g}$]
v_w	: 土壌水の浸透速度 [cm/month]
W	: 海水中の放射性核種濃度 [Bq/l]
w_n	: 家畜の飼料摂取率 [g/month]
w_{cow}	: 乳牛の飼料摂取率 [g/month]
$w_{i,j}$: 海洋表層および深層の第 i コンパートメントから第 j コンパートメントへの放射性核種の移行速度係数 [month^{-1}]
Y_{cs}	: 単位核爆発量当たりの ^{137}Cs 生成量 [Bq/Mt]
α	: 不動水領域と緩流水領域間の物質移動係数 [month^{-1}]
β	: 緩流水領域と急流水領域間の物質移動係数 [month^{-1}]
β_{sat}	: 有効降雨 ($r-e$) [cm/month] の内、地下浸透する割合を表す係数 [-]
Δt	: 時間ステップ
Δz	: 空間ステップ
θ	: 土壌水分量 [ml/cm^3]
θ_{air}	: 空気乾燥水分量 [ml/cm^3]
θ_{ef}	: 最大不動水水分量 [ml/cm^3]
θ_{fc}	: 水分保持容量 [ml/cm^3]
λ_{env}	: 放射性核種の環境減衰速度係数 [month^{-1}]
λ_{phys}	: 放射性核種の物理的崩壊定数 [month^{-1}]
$\mu(p)$: ファジィパラメータ p の帰属関数 [-]
ρ_b	: 領域 b での土壌の真密度 [g/cm^3]
ρ_a	: 土壌粒子のみかけの密度 [g/cm^3]

ϕ : 乳と体液の差別因子 [-]

添え字

c	: ガンの種類
i	: 緯度帯
j	: 水産物の種類
k	: 海洋領域
l	: 飼料の種類
m	: 農産物の種類
n	: 畜産物の種類
o	: 人体の組織
p	: 輸入相手国
t	: 時刻
y	: 年齢階層

参考文献

- (1) 農林水産省大臣官房調査課：食料需給表、平成4年度版、(1992)
- (2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Sources, effects and risks of ionizing radiation, UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations Publication, New York (1988).
- (3) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Ionizing Radiation: Source and Biological Effects, UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly, United Nations Publication, New York (1982).
- (4) Juzdan, Z. R. : Worldwide Deposition of ^{90}Sr through 1985, EML-515. Environmental Measurements Laboratory, USA, (1988).
- (5) Cambray, R.S.; Playford, K.; Lewis, G.N.J.; Carpenter, R.C. : Radioactive fallout in air and rain. Results to the end of 1988. Harwell Laboratory, Atomic Energy Research Establishment, (1989).
- (6) International Atomic Energy Agency (IAEA) : Environmental Isotope Data No.1 ~ 10: World Survey of Isotope Concentration in Precipitation. Technical Reports Series No.96, 117, 129, 147, 165, 192, 226, 264, 311, 371, Vienna, IAEA, (1969~94).
- (7) 佐伯誠道：環境放射能研究のあゆみ、(環境放射能、佐伯誠道編)、ソフトサイエンス社、pp.2-11, (1984).
- (8) National Institute of Radiological Science : Radioactivity Survey Data in Japan, No.1 ~ No.97, (1963~92).
- (9) Lokan, K.H. : Residual Radioactive Contamination at Maralinga and Emu, 1985. ARL/TR070, Australian Radiation Laboratory, (1985).
- (10) Matthews, K.M. : Radioactive Fallout in the South Pacific: A History Part 1. Deposition in New Zealand. Report NRL 1989/2, National Radiation Laboratory, (1989).
- (11) Bain, C.A.R.; Annandale, J.; Moolman, E.W. : Environmental Radioactivity at the National Nuclear Research Center, Pelindaba. Report for the year 1986. PER-162. Pretoria, Atomic Energy Corporation of South Africa Limited, (1987).
- (12) International Atomic Energy Agency (IAEA) : The Radiological Impact of Radionuclides Dispersed on a Regional and Global Scale: Methods for Assessment and their Application. Technical Reports Series No.250, Vienna, IAEA, (1985).
- (13) 大西輝明：自然界における放射性核種の大循環モデル, (I) 日本原子力学会誌、Vol.30, No.12, pp.1127-1143 (1988).
- (14) 森澤眞輔、田崎芳郎、白井真、井上頼輝：フォールアウト ^{90}Sr の米の生産・流通・消費過程における動態と人骨中への蓄積との関連、システムダイナミクスによる予備的検討、日本原子力学会誌、Vol.27, No.7, pp.643-657, (1985).
- (15) 森澤眞輔、山並憲正、井上頼輝：地球規模フォールアウト ^{90}Sr と食品による日本人への移行、日本原子力学会誌、Vol.36, No.7, pp.676-686, (1994).
- (16) Whicker, F.W.; Kirchner, T.B. : PATHWAY: A dynamic food-chain model to predict radionuclide ingestion after fallout deposition, Health Physics, Vol.52, pp.712-737, (1987).
- (17) Whicker, F.W.; Kirchner, T.B.; Breshears, D.D.; Otis, M.D. : Estimation of Radionuclide Ingestion : The "PATHWAY" Food-Chain Model, Health Physics, Vol.59, No.5, pp.645-657, (1990).
- (18) UNEP; FAO; WHO : Assessment of Chemical Contaminants in Food. Report on the results of the UNEP/FAO/WHO programme on health-related environmental monitoring, (1988).
- (19) Larson, R.J. : Graphic Presentation of Quarterly ^{90}Sr Fallout Data (1954-1982). EML-424, New York, Environmental Measurement Laboratory, (1984).
- (20) 木田秀次、松野太郎：大気汚染物質の動態(大気環境の科学2、磯野謙治編)、東京大学出版会、pp.173-210, (1979).
- (21) 能沢源右衛門：新しい海洋科学、成山堂書店、pp. 51-60, (1990).
- (22) Cambray, R.S., Playford, G.N., Lewis, G.N.J., Carpenter, R.C. : Radioactive Fallout in Air and Rain. Results to the Middle of 1960 - 85., United Kingdom Atomic Energy Auth. Research Group Report, (1960 - 85).
- (23) 島田洋子、森澤眞輔、井上頼輝：セシウム-137の地球規模降下特性の評価、第2回地球環境シンポジウム講演集、pp.108-113, (1994).
- (24) 森澤眞輔、井上頼輝、島田洋子：地球規模フォールアウト ^{90}Sr の緯度別降下特性の解析、土木学会第45回年次学術講演会講演概要集 II-408、pp.898-869, (1990).
- (25) 俣野良造、森澤眞輔、井上頼輝：トリチウムの地球規模降下特性とその評価、衛生工学研究、Vol.8, No.3, pp.219-224, (1994).
- (26) Larson, R.J. : Worldwide Deposition of ^{90}Sr through 1982. EML-430, New York, Environmental Measurement Laboratory, (1984).
- (27) Larson, R.J.; Juzdan, Z.R. : Worldwide Deposition of ^{90}Sr through 1984. EML-457, New York, Environmental Measurement Laboratory, (1986).
- (28) 渡部輝久：核爆発実験に由来する粒子状放射性物質の挙動(環境放射能、佐伯誠道編)、ソフトサイエンス社、pp.83-94, (1984).
- (29) 市川龍資：環境における人工放射性物質I(放射性降下物)(環境放射能、佐伯誠道編)、ソフトサイエンス社、pp.28-37, (1984).

- (30) 葛城幸雄：死の灰のゆくえ、新草出版、pp.84-88、(1986).
- (31) Stommel, H. : The Abyssal Circulation. Deep-Sea Research, Vol.5, pp.80-82, (1958).
- (32) Stommel, H.; Arons, A. B. : On the abyssal circulation of the world ocean - II. An idealized model of the circulation pattern and amplitude in oceanic basins. Deep-Sea research, Vol.6, pp.217-233, (1960).
- (33) Romanelli, M.J. : Runge-Kutta Methods for Solution of Ordinary differential Equations. In: Mathematical Methods for Digital Computer, Vol.2. New York, John Wiley & Sons, pp.110-120, (1967).
- (34) 日本原子力産業会議編：原子力年表、(1985)
- (35) Organization For Economic Co-operation and Development (OECD) : The Radiological Impact of the Chernobyl Accident in OECD Countries. Paris, OECD, pp.15-22, (1987).
- (36) Brewer, A.W. : Evidence for a world circulation provided by the measurements of helium and water vapour distribution in the stratosphere. Quart. J. Roy. Meteorol. Soc., Vol.75, pp.351-363, (1949).
- (37) Dobson, G.M.B. : Origin and distribution of the polyatomic molecules in the atmosphere. Proc. Roy. Soc. London, A236, pp.157-193, (1956).
- (38) Newell, R.E. : Transfer through the Tropopause and within the Stratosphere. Quart. J. R. Met. Soc., Vol.89, No.380, pp.160-204, (1963).
- (39) List, R.J.; Telegadas, K. : Using Radioactive Tracers to Develop a Model of the Circulation of the Stratosphere, Journal of the Atmospheric Science, Vol.26, pp.1128-1136, (1969).
- (40) Kida, H. : A Numerical Investigation of the Atmospheric General Circulation and Stratospheric-Tropospheric Mass Exchange: II. Lagrangian Motion of the Atmosphere. Journal of the Meteorological Society of Japan, Vol.55, No.1, pp.77-88, (1977).
- (41) Newell, R.E. : The Global Circulation of Atmospheric Pollutants. Sci. American, Vol.224, pp.32-42, (1971).
- (42) Eisenbud, M. : Mechanisms of Transport in the Atmosphere. In: Environmental Radioactivity. N.Y. & London, Academic Press, pp.115-117, (1973).
- (43) Pannetier, R. : Original Use of the Radioactive Tracer Gas Krypton-85 to Study the Meridian Atmospheric Flow. Journal of Geophysical Research, Vol.75, No.15, pp.2985-2989, (1970).
- (44) Baumgartner, A.; Reichel, E. : The World Water Balance. Munich, Elsevier Scientific Pub., pp.112-113, (1975).
- (45) Shiclomanov, I.A. : The world water resources, How much do we really know about them ?, The IHD/IHP 25th memorial symposium, (1990).
- (46) Duursma, E.K.; Gross, M.G. : Marine Sediment and Radioactivity. In: Radioactivity om the Marine Environment. Washington, DC, National Academy of Science, pp.147-151, (1971).
- (47) 長屋裕：海洋における放射性物質の鉛直分布(環境放射能、佐伯誠道編)、ソフトサイエンス社、pp.231-237, (1984).
- (48) 科学技術庁：環境放射能調査研究成果論文抄録集、第11回～第28回、(1969 - 85).
- (49) 井上頼輝、赤木文行：地下通気層における放射性核種の挙動について、土木学会第26回年次学術講演会講演集、II-228, pp.633-634, (1971).
- (50) Coughtrey, P.J., Thorne, M.C. : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems, A Critical Review of Data, Vol.1, A.A.Balkema Pub, (1983)、.
- (51) 久馬一剛, 佐久間敏雄, 庄子貞雄, 鈴木皓, 服部勉, 三土正則, 和田光史 編：土壌の事典、朝倉書店 (1993).
- (52) 渡辺輝久：環境中の¹³⁷Csに起因する公衆の線量当量預託評価に係わる降下量-摂取量換算係数について(I), 保健物理, 第28巻, pp.325~341, (1993).
- (53) Hisamatsu, S., Takizawa, Y. : Ingestion of Chernobyl ¹³⁷Cs in Akita City, Japan, J. Environm. Radioactivity, Vol.11, pp.267~278, (1990).
- (54) 小林宏信：放射性物質の植物による吸収, 放医研環境セミナー報文集 No.6, pp.136-153 (1978).
- (55) 佐伯誠道, 他：公衆の線量評価に用いる環境パラメータ, 原子力誌, 第34巻、第5号、pp. 382-407, (1992).
- (56) 井上頼輝, 森澤真輔：放射性核種の土壌と水との間の分配係数値, 原子力誌, 第18巻、第8号、pp.524-534, (1976).
- (57) 原子力環境整備センター：土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数(環境パラメータシリーズ2), (1990).
- (58) 原子力環境整備センター：土壌から農産物への放射性物質の移行係数(環境パラメータシリーズ1), (1988).
- (59) Schuller, P., et al. : Dependence of the ¹³⁷Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters, Health Physics, Vol.55, No.3, pp.575-577, (1988).
- (60) 保田浩志, 内田滋夫：移行係数(土壌-農産物)の不確実性低減に関する考察, 分類情報に基づくセシウム移行係数値の統計解析, 保健物理, 第28巻, pp.413~419, (1993).
- (61) 上田泰司, 中村良一：海洋生物への放射性物質の濃縮に関する機構(食物連鎖, 堆積物など)、(佐伯誠道編：環境放射能)、ソフトサイエンス社、pp.254-264, (1984).
- (62) Chamberlain, A.C. : Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation, Atmos. Environ., Vol.4, pp.57~78, (1970).

- (63) Middleton, L.J. : Absorption and translocation of strontium and caesium by plants from foliar sprays, *Nature*, Vol.181, pp.1300~1303, (1958).
- (64) Middleton, L.J., Squire, H. M. : Further studies of radioactive strontium and caesium in agricultural crops after direct contamination, *Int. J. Rad. Biol.*, Vol.6, No.6, pp.549-558, (1963).
- (65) Miller, C.W. : An analysis of measured values for the fraction of a radioactive aerosol intercepted by vegetation, *Health Physics*, Vol.38, pp.705~712, (1980).
- (66) Oestling, O., et al. : Foliar uptake of cesium, iodine and strontium and their transfer to the edible parts of beans, Potatoes and radishes, *J. Radiat. Appl. Instrum., Part C*, Vol.33, No.6, pp.551-554, (1989).
- (67) 池田長生：放射性降下物の地域的、時間的变化に関する研究, 昭和41年度文部省研究報告集録—放射能影響編, pp.53~60, (1967).
- (68) 小林宏信：放射性物質の植物による吸収、(佐伯誠道編：環境放射能)、ソフトサイエンス社、pp.189-199, (1984).
- (69) 日本原子力学会：環境被曝線量評価, (1975).
- (70) 気象学ハンドブック編集委員会編：気象学ハンドブック, 技報堂, (1959).
- (71) 川畑幸夫編著：水文気象学, 地人書館, (1961).
- (72) 農耕と園芸編集部編：根菜栽培技術マニュアル, 誠文堂新光社, (1991).
- (73) 農文協編：野菜全書—基礎生理と応用技術—, (社)農山漁村文化協会, (1976).
- (74) 戸苅義次, 菅六郎：“食用作物”, 養賢堂, (1959).
- (75) 野口弥吉, 川田信一郎監修：農学大事典, 養賢堂, (1987).
- (76) 森澤真輔：通気層と帯水層における放射性核種の移動、(佐伯誠道編：環境放射能)、ソフトサイエンス社、pp.152-169, (1984).
- (77) 阿部達也：通気層におけるフォールアウト⁹⁰Sr移動の3成分モデルによる解析、京都大学工学部衛生工学科卒業論文 (1988).
- (78) 気象庁：気象庁年報, 月報 (1945-92)
- (79) 地下水ハンドブック編集委員会編：地下水ハンドブック、建設産業調査会, (1979).
- (80) 戸苅義次, 山田登, 林武編：作物生理講座2 栄養生理編、朝倉書店, (1960).
- (81) 内藤元男 監修：畜産大事典, 養賢堂, (1989)
- (82) 農林省畜産局：濃厚飼料統計年報、昭和30,38-39,44-45年度版.
- (83) 農林水産省流通飼料課：飼料便覧、1976,81,86,91年度版
- (84) Ng, Y.C. : A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products., *Nuclear Safety*, Vol.23, No.1, pp.57-71, (1982).
- (85) 大島正尚、野崎博：鶏卵中への⁸⁹Sr、¹³⁴Cs、¹³¹Iの移行と蓄積、農業技術研究所報告G第20号、pp.225-236, (1961).
- (86) 中原元和：海洋生物中の放射性元素濃縮と食物連鎖、放医研環境セミナーシリーズ No.20、pp.13-22, (1993).
- (87) 江上信雄編：放射能と魚類[汚染・障害・有効利用]、恒星社厚生閣版, (1973).
- (88) Koyanagi, T. et al. : Concentration and excretion of Cs-137, Zr-95, Nb-95 and Fe-59 by marine fishes. *NIRS-R-5*, pp.6-8, (1976).
- (89) Pentreath, R.J. : Radionuclides in marinefish. In : *Oceanography and marine biology - an annual review* edited by Barnes, H. Aberdeen : Aberdeen University Press, (1977).
- (90) Nakamura, R. and Nakahara, M. : Combining of radionuclides with constituent materials of marine algae. *Nippon Suisan Gakkaishi*, Vol.45, pp.757-762, (1979).
- (91) 大蔵省：日本外国貿易年表、昭和19-35年度版, (1946 - 1960).
- (92) 大蔵省：日本外国貿易貿易月表、昭和40-50年度版, (1965 - 1975).
- (93) 日本貿易振興会：農林水産物の貿易、1971-91年度版, (1971 -1991).
- (94) 農林水産省統計情報部：水産業累年統計 第2巻(生産統計・流通統計)、農林統計研究会, (1979)
- (95) 水産庁調査研究部：まぐろはえなわ漁業 漁場別統計調査結果報告 昭和46年度版、(1973).
- (96) 水産庁監修：世界水産総覧、(有)農林経済研究所、(1965)
- (97) 東京水産大学第7回公開講座編集委員会編：マグローその生産から消費まで一、成山堂書店、(1984).
- (98) 原子力環境整備センター：食品の調理・加工による放射性核種の除去率（環境パラメータシリーズ4）、(財)原子力環境整備センター、(1994).
- (99) 厚生省公衆衛生局栄養課：国民栄養の現状、昭和21-平成2年度版 (1946-1990)
- (100) 野口弥吉、川田慎一郎監修：農学大事典、養賢堂、(1987)
- (101) 農文協編：果樹全書—基礎生理と応用技術—, (社)農山漁村文化協会、(1976)
- (102) 坪井八十二編：農業気象ハンドブック、養賢堂、(1974)

- (103) 農文協編：畜産全書、(社)農山漁村文化協会、(1983)
- (104) 科学技術庁資源調査会編：四訂日本食品標準成分表、(1985)
- (105) 森本宏：飼科学、養賢堂、(1979)
- (106) 日本水産学会編：魚の呼吸と循環（水産学シリーズ24）、恒星社厚生閣、(1978)
- (107) K.M.Wilbur; C.M.Yonge (Edited)：Physiology of Mollusca Vol.II., Academic Press, (1966).
- (108) 松原喜代松, 落合明, 岩井保：魚類学(上)(下)、水産全集9、恒星社厚生閣、(1965)
- (109) 谷田専治：水産動物学、水産学全集8、恒星社厚生閣、(1965)
- (110) 三浦昭雄編：食用藻類の栽培、水産学シリーズ88、恒星社厚生閣、(1992)
- (111) 農林水産省統計情報部：漁業・養殖業生産統計年報 平成2年度版 (1990)
- (112) US Dept. of Agriculture：Agricultural Statistics 1986, (1986)
- (113) Communications Divsion, Canada：Canada Handbook, (1986).
- (114) States Statistical Bureau, China：Statistical Yearbook of China, (1986).
- (115) Dept. of Statistics, India：Statistical Abstract 1989, (1989).
- (116) Australian Bureau of Statistics：Yearbook Australia 1988, (1988).
- (117) Dept. of Foreign Affairs, Republic of South Africa：Official Yearbook of the Republic of South Africa 1987/1988, (1988).
- (118) 織田武雄編：世界地理4 南アジア、朝倉書店、(1978)
- (119) 福井栄一郎編：世界地理11 オセアニア、朝倉書店、(1972)
- (120) 福井栄一郎編：世界地理15 ラテンアメリカII、朝倉書店、(1978)
- (121) 加用信文監修：都道府県農業基礎統計、(財)農林統計協会、(1983)
- (122) 能勢幸雄：漁業学、東京大学出版会、(1980)
- (123) Oestling, O.; Kopp, P.; Burkart, W.：Foliar Uptake of Cesium, Iodine and Strontium and their Transfer to the Edible Parts of Beans, Potatoes and Radishes. J. Radiat. Phys. Chem., Vol.33, No.6, 551-554 (1989).
- (124) ICRP：Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, ICRP Pub.30 Suppl. to Part 1, (1979), Pergamon Press.
- (125) 内山正史：人体中のセシウム-137、(環境放射能、佐伯誠道編), ソフトサイエンス社, pp.285-295, (1984).

- (126) ICRP：Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides：Part 1, ICRP Pub.56, Pergamon Press, (1989).
- (127) 主婦の友社編：赤ちゃん百科、主婦の友社、(1966).
- (128) 総務庁青少年対策本部：青少年白書平成5年度版、(1994)
- (129) Iinuma, T.A.et al.：Estimation of internal dose in human fetus and newborn infants due to fallout cesium-137. In: Radiation biology of the fetal and juvenile mammal, edited by Sikov, M.R. and Mahlum, D.D., USAEC, pp.105, (1969).
- (130) ICRP：Recommendations of the ICRP, ICRP Pub. 23, Annals of the ICRP 1(3), (1977).
- (131) 田中義一郎：標準日本人、(環境放射能、佐伯誠道編), ソフトサイエンス社, pp.336-344, (1984).
- (132) 厚生省大臣官房統計情報部編：平成4年人口動態統計上巻、(財)厚生統計協会、(1992).
- (133) ICRP：放射性核種の環境への放出: 人に対する線量の算定、ICRP Publication 29、(社)日本アイソトープ協会、(財)仁科記念財団 (1983).

謝 辞

本論文は、筆者が京都大学工学部衛生工学科特別研究に着手以来、現在の京都大学大学院工学研究科環境地球工学専攻博士後期課程までに行ってきた放射性フォールアウトの地球規模の動態とリスクの評価に関する研究を取りまとめたものです。

本研究の遂行ならびに本論文作成にあたり、終始熱心にご指導、ご鞭撻、ご助言を賜りました京都大学工学部教授 井上頼輝博士に深く感謝いたします。井上先生には、筆者が京都大学工学部衛生工学科で放射線衛生工学研究室に講座配属以来、終始一貫してご指導していただきました。途中、一旦就職したものの、博士後期課程で再び研究をしたいと再入学した筆者を暖かく迎え入れて下さった先生には感謝の意に耐えません。

京都大学工学部教授 森澤眞輔博士には筆者が京都大学工学部衛生工学科で放射線衛生工学研究室に講座配属以来、直接ご指導を賜りましたことを深く感謝いたします。森澤先生には、研究の方向付けや進め方から論文のまとめ方にいたるまで、的確なご助言を賜わり、研究のペースの遅い筆者をいつも暖かく見守り、忍耐強く熱心にご指導して頂きました。また本論文の草稿に対する大変きめ細やかなご示唆を賜りました。ここに、厚く感謝の意を表します。

京都大学工学部教授 松井三郎博士には本論文をとりまとめる上で適切なご助言、励ましを頂きましたこと、深く感謝いたします。

京都大学工学部助手 堀内将人博士には研究の遂行から本論文の作成にいたるまで多大なご助言と励ましを賜りました。特に、先生には放射性フォールアウトの土壌への移行を評価する際に貴重なご助言を頂き、また大型計算機やパソコンの使用において直面した数々の問題に対していつも親身になって相談にのって頂きました。ここに、厚く感謝の意を表します。

京都大学工学部助手 米田稔博士には研究の遂行から本論文の作成にいたるまで貴重なご助言を多数賜りました。先生には非常にご多忙な中、数値シミュレーションを行う際に直面した様々な問題に対していつも親身になって相談にのって頂き、たちどころに解決して下さいました。ここに、厚く感謝の意を表します。

本研究の遂行から本論文の作成にいたるまで、放射線衛生工学研究室の諸先輩、卒業生ならびに現学生に多くのご協力を得ました。特に、高橋知之氏（第3章：現・日本原子力研究所）、保田浩志博士（第6章：現・放射線医学総合研究所）、山並憲正氏（第6章：現・(株)日立造船）、木下浩氏（現・京大4回生）、加田平賢史氏（現・京大4回生）の各氏には多くのご助力を得ました。これら多くの皆様に感謝の意を表します。

以上のように本論文は井上先生をはじめ多くの方々のご協力、ご指導のもとに完成したものです。ここに、本論文を完成するにあたってご指導、ご助言、ご協力を賜りました全ての方々に、改めて深謝の意を表します。