

翻訳

# 放射性核種の土壌から植物への移行：長期に亘る 動的变化の測定に基づく解析

後藤 隆雄<sup>1)</sup> 田中正義<sup>2)</sup>

## Migration of radionuclides in soil-to-plant cover: Analysis based on long-term measurement of dynamics

Takao GOTO<sup>1)</sup> and Masayoshi TANAKA<sup>2)</sup>

原著論文題名、著者名及び著者所属

**АНАЛИЗ ФАКТОРОВ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ ДОЛГОВРЕМЕННУЮ ДИНАМИКУ  
МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ**

**Ю. А. Иванов**

*Международная радиоэкологическая лаборатория,  
ГНИО "Чернобыльский центр по проблемам ядерной безопасности, радиоактивным отходам  
и радиоэкологии", Славутич*

Yu. A. Иवानов

国際放射線生態学研究所、G N I O、スラブ地区での核安全、核廃棄物と  
放射線生態学問題チェルノブイリセンター

### この論文を翻訳するにあたって

2011年3月11日に発生した東日本大地震とそれに続く巨大津波は我が国に壊滅的な被害をもたらした。多くの人命が奪われ、長年かけて築き上げてきたものが全て破壊され流された。被害はそれだけに留まらず、福島第一原子力発電所稼働中の3基と点検中の1基の核燃料庫が事故に遭った。前者は冷却不能に陥り、核燃料メルトダウン(炉心溶融)を起し、水素爆発や水蒸気爆発によって核分裂生成物中のガスや低蒸気圧の放射性核種(ヨウ素131、セシウム134、137など)が一気に大気中に拡散し、東北のみでなく、関東や静岡までも汚染された。その放射線量はチェルノブイリ事故の5分の1、広島原爆の10倍と言われている。

一方プルトニウムや核分裂生成物を含む汚染水が地中等に漏洩され続けている。今回の事故で降り注いだ放射性物質(フォールアウト)としては、セシウム137やストロンチウム90といった半減期が30年の放射性核種

1) 元神戸大学工学部

2) 保健科学部医療検査学科

や、核燃料として使われているプルトニウム239のように半減期が2万4000年など長寿命のものなど多種存在している。その結果、我々は今後、何十年にも亘って（場所によっては何世紀にも亘って）、放射能汚染地域として立ち入ることができなくなる可能性がある。

我々にとって、植物を使った除染を含めたあらゆる方法を駆使した放射線の除染が急務と考える。しかし、土壌中の放射性核種の長期間に亘った動向は我が国では十分に研究し尽くされてきたわけではなく、極めて対処療法的な除染が各地で行われ始めたに過ぎない。

一方、1986年にウクライナのチェルノブイリで起こった悲惨な原子炉・メルトダウン事故後の、フォールアウトを20年以上にわたって物理学、化学、地質学、生物学、農学を駆使して追跡し、統一的な除染法を目指してきた東欧諸国の研究にはわが国でも学ぶべきことが多いと考える。

たまたま、筆者の一人は長年チェルノブイリ地区の土壌汚染を手掛けて来たウクライナ共和国の生命環境国立大学の放射線農学研究所・ユーリ・イワノフ所長の知遇を得て、彼の最新論文（ロシア語）を日本語に翻訳することを快く同意して頂いた。彼の論文はウクライナ政府のチェルノブイリ災害からの住民保護のための危機管理省発行のПроблеми чорнобильської зони видчуження 9（チェルノブイリ禁止区域の問題点：その9；一部ウクライナ語のアルファベットをキリル文字（ロシア語アルファベット）に替えた。）というウクライナ政府刊行物に2011年度掲載されたものである。

本論文はチェルノブイリ原発事故後20年間以上に亘る、フォールアウトの放射能の地中での変化を集大成し、理論化したものである。今後の日本の本格的な放射能汚染からの脱却を考える上で貴重な一石を投ずるものと信ずる。ただ、惜しむらくは、露文和訳は十分検討する時間がなかったので、必ずしも洗練された日本語になっていないし、訳者の理解度も高くない。しかし、内容の概観を知る上では貴重な報告書となるものと信ずる。

最後に、本論文で述べられているのはチェルノブイリ原発事故で発生したフォールアウトに関する研究であるが、福島原発事故とは決定的に異なる部分もあることに留意すべきである。チェルノブイリ事故では、核燃料棒を含む炉全体が爆発し、炉構成元素が全て熔融拡散したが、福島事故の場合は、核燃料棒の大部分は、現在も炉心部に収まっていると考えられ、ジルコニウムや鉄のような燃料棒容器構成元素やウラニウム、プルトニウム、トリウム等の核燃料棒構成元素の拡散は小さいと考えられる。従って、本論文の内容のうち、核燃料棒自体の拡散による影響は福島事故の場合、余り深刻なものにならないだろう。

## SUMMARY

Main factors that were predetermined for long-term dynamics of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  migration in soil-to plant cover of the territory of Chelnobyl exclusion zone and the zone of the required evacuation (the absolute resettlement) are analyzed. Processes of formation of the pool of radionuclides mobile forms in the soils on the various traces of fallout, dynamics of radionuclides vertical transfer in soil profile as well as dynamics of radionuclides transfer in soil-to-plant is considered. Quantitative estimations of the mentioned processes dynamics are calculated.

Keywords: radionuclide, fall-out, migration, long-term dynamics, Chernobyl exclusion zone.

## 要 旨

チェルノブイリの立ち入り禁止区域及び退避勧告区域（無条件再定住区域）で、 $^{90}\text{Sr}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の土壌から植物への長期に亘る移動が測定された。本論文では移動の主たる要因を解析した。放射性降下物質（フォールアウト：fall-out）の様々な痕跡に対する土壌中の移動形態、放射性核種の水系での形成過程、放射性核種の垂直方向移動のプロファイル、土壌から植物への放射性核種の移動等について計算した。更に、移動過程のメカニズムを定量的に計算した。

キーワード：放射性核種、放射性降下物、放射性核移動、長期間の移動メカニズム

チェルノブイリ立ち入り禁止区域

### 本論文のまとめ

- ① 本研究は、被災エリアの草原地域の土壌—植物に対する研究結果に基づいている。本研究では、チェルノブイリ爆発事故後のフォールアウト特性やその放射性核種の物理—化学的な性質、特徴的な地形—土壌の特性も研究対象としている。
- ② 土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  はその形状での移動過程中にも減衰し、同時にその移動の性質も化学反応の結果、本質的な変遷を遂げていることを示す。最初、水溶液の形で土壌中に注入された  $^{90}\text{Sr}$  の移動過程での減衰は  $^{137}\text{Cs}$  に比べて本質的に小さい。同時に、核燃料核分裂生成物のフォールアウト地域では、核燃料の放射能崩壊のため、 $^{90}\text{Sr}$  が却って増加した。
- ③ 土壌中の  $^{90}\text{Sr}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の移動形態で土壌中の無脊椎動物の役割が指摘されている。同時に、事故後、長時間経った後の局面で、水溶性モルファス状の有機土壌を形成する収用地の自然状態の草原のミネラルは、地下での  $^{90}\text{Sr}$  移動形態の本質的な移動要因となっている。
- ④ 土壌から植物への  $^{137}\text{Cs}$  の移動速度は、時間と共に減少する。このダイナミクスによって事故後の収用地での移動減衰は放射性核種の物理崩壊速度で決まる。
- ⑤ チェルノブイリ収用地の草原土壌中の地下移動のダイナミクスに関する多くの評価研究から、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{239, 240}\text{Pu}$  の移動パラメータ算

定が行われた。放射性核種が地表下 5 cm で得られる生態学上の半減期 ( $T_{\text{ecol}}$ ) で評価される。立ち入り禁止区域の草原土壌の放射性核種の移動速度は以下の系列で減少する。；  $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{239, 240}\text{Pu}$ 。軽い機能成分であるオートモルフィックなミネラル土壌上で形成されている草原に対して、 $^{137}\text{Cs}$  の  $T_{\text{ecol}}$  の平均値はフォールアウトの形成時期後、21年に対して180～320年となり、水溶性のモルファス状有機土壌上で形成した草原に対しては、事故後の6～9年の期間に対しては、精度の高い解析では、基本的に89～110年であった。

- ⑥  $^{137}\text{Cs}$  の  $T_{\text{eco}}$  の絶対値は、放射性核種の物理的崩壊の大きさよりも3～7倍も大きかった。即ち、事故後収用した土地のうち、土壌の露出部分に付着した  $^{137}\text{Cs}$  の強度変化は放射性核種の物理的崩壊の速度のみで決まる。このことは、絶対的に学ばなければならないことである。現在収用地に人が戻ってきて、チェルノブイリの収用地域の復権を計画する場合には、小さな移動速度の仮説値を使って、フォールアウトの減衰を考慮しなければならない。

### 1. はじめに

チェルノブイリ事故の後、地上に降り注いだフォールアウトの長時間に亘る動的変化は、物理学的、生物学的、地学的、化学的性質と関連して、

種々の要因で決まる<sup>1)</sup>。チェルノブイリの破局の結果生じた土壤汚染の第一の特徴は、放射性核種成分によって移動の違いが見られることであった<sup>2)</sup>。

またチェルノブイリの破局の結果、ウクライナの一部分2,600km<sup>2</sup>の土地が収用地（立ち入り禁止区域）になったが、そこでは住民不在になり、その結果、他地域では人口過密化を招いた。その後、生態系の自己回復機能が見られるようになり、土地を再利用する試みがなされるようになった<sup>3)</sup>。

一方、収用地の外側では、その境界を通して、放射能汚染が時間と共に拡散していった。この放射性核種の拡散による放射能の増大が、生物学的、地学的、化学的な汚染除去作用の最大の妨げになっている<sup>4)</sup>。

土壤—溶液中の放射性核種の動的変動は以下の3つの過程で起こる。

- ① 放射性核種の拡散、
- ② 土壤自身による放射性核種の固定化
- ③ 放射性核種の物理的な崩壊

最初の2つの過程は、フォールアウト生成の最初の物理—化学的な形態、土壤中での移動ダイナミクス、土壤表層での特性と関係している。本論文ではこれらの過程の重要性を議論する。

## 2. 土壤中の放射性核種の移動形態の機構

チェルノブイリ原子力発電所事故で排出されたフォールアウトのうち高濃度成分<sup>5)</sup>は、種々の物理化学的形態をとる。これらの成分による汚染地域では、土壤—溶液の表層部<sup>2,5)</sup>の放射性核種の特徴がよく現れている。

そこで見られる放射性同位元素は、基本的に、放射性Cs（セシウム）といくつかの放射性元素、例えば、Ru（ルテニウム）とSr（ストロンチウム）などである。この汚染地域では、高濃度の<sup>90</sup>Srや<sup>137</sup>Csは水溶液になり、地下吸収効果<sup>6)</sup>が大きく極めて移動性が高い。生物学的な影響は、ポーラス（多孔質）土壤中の放射性同位体Csに対して顕著である。この高濃度に汚染されたポーラス土壤は、モデル実験でポーラス土壤水溶液に放射性Csを投

入したものとは異なっていた。事故から12年後の1998年に、立ち入り禁止区域の土壤中の相対的生物学利用度は、0.90～1.00の値であった<sup>9)</sup>。ここで、相対的生物学利用度（RBA:Relative Biological Availability; ロシア語の略語では、“ОБД”）と言うのは、フォールアウト成分である放射性同位元素が、その物理的・化学的構造の分からない状態で土壤に付与された場合、全体として植物に吸収される割合のことを言う。

高濃度放射性核種の土壤中の挙動は、土壤中の2つの相（固相と液相）における吸着—離脱の機構、地質化学的な条件、酸性度、土壤の溶液成分、土壤のミネラル成分、及び、水の状態等（図1）に依存する<sup>8)</sup>。



図1 最初水溶性の形で土壤にふり注いだイオン交換性の<sup>137</sup>Csの経年変化

縦軸：全成分に対する割合%、横軸：土壤中に投入してから時間（年）、1—塩分の多い荒れ土壤の芝生（耕地）、2—塩分の多い瓦礫土壤の芝生（割合に高い生産を有する耕地）、3—塩分の多い色づいた瓦礫土壤の芝生（耕地）、4—塩分の多い瓦礫の腐葉土の土壤（多くの枯れ草のある草地）、5—塩分の多い瓦礫土壤の芝生（耕地）

原子炉に近いエリアでは、フォールアウトは2つの成分、即ち、超ウラン元素酸化物と燃料構成元素（ジルコニウム、鉄など）成分からなっている。

核分裂生成物と放射化生成物のフォールアウト成分は、<sup>134</sup>Cs、<sup>137</sup>Cs、<sup>90</sup>Sr、<sup>144</sup>Ce、<sup>106</sup>Ru、<sup>239,240</sup>Puなどの同位体と超プルトニウム元素などであるが<sup>9-10)</sup>、それらの量はフォールアウトが形成される時期によって異なる。これらの条件下での放射性核種の移動は、

各放射性核種のフォールアウトの形態に依存している。1988年、様々な場所での、全汚染量に対する<sup>137</sup>Csの生物学的捕獲の割合は0.3～0.6であるのに対して、その境界地帯では0.4～0.7であった<sup>7)</sup>。

一方、放射性核種の土壌への固定の場合には、核燃料母体の粒子が中心になり、土壌中の移動は、その粒子の破碎速度や、土壌の中の固相と液相中のアルカリ性放射性核種の化学的振る舞いで決まる。まず第一に、この過程の強さと指向性は、核燃料母体粒子（ウラン酸化物等）の物理化学的な変換の度合と、放射性核種の土壌の化学的条件から決まる<sup>2,8)</sup>。

種々のフォールアウト成分の土壌中での移動のデータを解析するには、土壌の2相（水相、固相）中での放射性核種汚染の過程と移動速度を注意深く考察する必要がある。

初期時期の傾向として、核分裂生成物<sup>137</sup>Csは原則的に気象の影響で高濃度から時間と共に減衰する。フォールアウトの土壌への投下と同時に、放射性核種のイオンの割合がその後、3～4年で変化した（図2）。希薄な放射性同位体を生物学、地質学、化学的な手法を用いて、土壌の物理—化学的な形状の改善に利用することができる<sup>2)</sup>。全体として、土壌中の放射性核種の形態は、土壌の2つの相成分（液相と固相）と関係し、種々のフォールアウトの最初（落下時）の物理—化学的形態と土壌自身の性質に依存する。

図2の実験データに基づいて、土壌中への放射性核種投入して5年間のウクライナ森林の代表的な塩分の多い瓦礫土壌での<sup>137</sup>Cs形状の成分の半減期が算定され、0.8～1.4年となった<sup>2)</sup>。

土壌中に存在する放射性核種成分は、以下のステップで減少する。最初に水溶液の形状で土壌中に投入された場合には、<sup>90</sup>Srは大変僅かしか減少しない。チェルノブイリ事故以前に得られた実験データ<sup>1,2)</sup>の解析から、水溶液状に放射性核種を投入後、塩分の多い瓦礫土壌中に対して<sup>90</sup>Srの水溶液交換イオン形状の成分の半減期を算定することができた（凡そ55年）。屋外モデル実験で得られた我々のデー

タは、黒灰色の重い砂質粘土質土壌に対して20～25年、軽質量組成の塩分の多い瓦礫土壌に対して50～55年を示している。核燃料母体の物理—化学的な半減期に依存して、土壌中の<sup>90</sup>Srは、3～7年から10～15年で特徴付けられる<sup>8)</sup>。

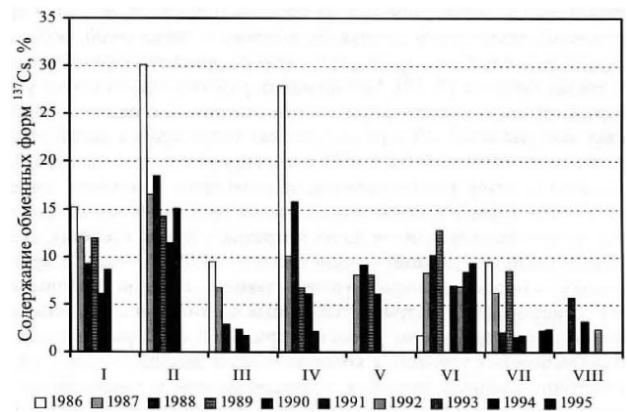


図2 種々の場所で土壌にふり注いだイオン交換性<sup>137</sup>Csの経年変化

縦軸：<sup>137</sup>Csのイオンの百分率、横軸；場所、この研究の参照論文14～19)、図中のI—水利形態論的な土壌、R\* = 2～15km、II—自動形態論的な土壌、R\* = 15～50km、III—水利形態論的な土壌、R\* = 2～15km、IV—水利形態論的な土壌、R\* = 15～50km、V—泥炭の泥炭地土壌、R\*\* = 15～504km、VI—塩分の多い瓦礫土壌、R\*\* = 3～4km、VII—泥炭の瓦礫土壌、R\*\* = 3～4km、VIII—塩分の多い瓦礫の砂土壌、R\*\* = 4～5km、ここで、Rはチェルノブイリ原発からの距離、\*：北方、\*\*：西方

全体として、チェルノブイリ事故後、最初の3～4年間は、核燃料粒子中に存在することが原因となって、土壌中の<sup>137</sup>Csと他の核燃料母体粒子とのイオン交換反応が起こり、特別な挙動を示す。即ち、フォールアウト形成直後が最大で次第に減少する。この挙動はフォールアウト形成後3～15年に亘って追跡調査された<sup>2)</sup>。

ここで起こっている現象を正しく評価するには、地中の放射性核種の移動形態を含む複雑な機構を考慮に入れる必要がある。事故後の最初の10～15年の経緯においては、以下の<sup>90</sup>Srの地中への基本的移動形態が重要である。即ち、土壌中の2つの相（液相と固相）の存在と事故時に散布された核燃料中の<sup>90</sup>Srの核分裂生成物である。我々の評価で明らかになったように、現在地下に層状に存在する<sup>90</sup>Srの移動形態は、最初の散布と、それに続くミネラル分を多く含む溶質が地下下方に広がっている（図3）。

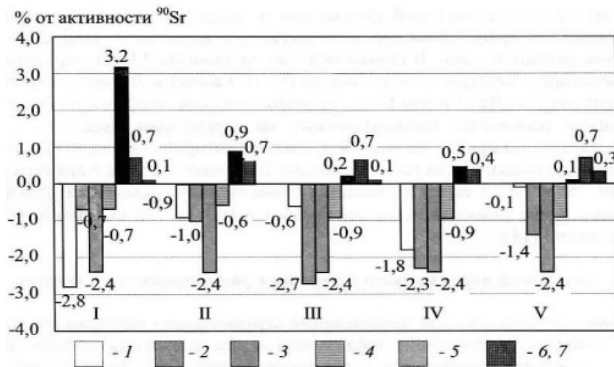


図3 事故後、牧草地上部5 cmの表層土壌値と比較した一年ごとの<sup>90</sup>Srの活動度の経年変化(%) :

1—泥炭の泥炭地土壌、II—泥炭の畑土壌、III—塩分の多い瓦礫土壌の芝生、IV—軽い砂状粘土性の芝生土壌、V—畑の芝生土壌、1—植物による土壌からの移動、2—垂直線方向の移動のための土壌からの移動、3—物理的な崩壊、4—土壌中での固定、5—植物の残骸のミネラル化による土壌への移動、6、7—他の場所にあるフォールアウト中の核燃料元素の崩壊によって当該の土壌への移動

縦軸：地表から5 cmの土壌の<sup>90</sup>Sr量を基準とした活動度の百分率

人間の手が加わらない自然の草原区域に対する1990年末から199x年にかけての状況は以下の通りであった。泥炭—泥炭地状土壌、泥炭—畑土壌、芝生—塩分の多い瓦礫土壌、そして芝生—畑土壌では、ミネラル化した溶質が土壌下部に広がり、土壌の地下層状部分から採集してきた<sup>90</sup>Srが、年一度、物理的崩壊数をカウンターを利用して計測・比較された。その結果は、土壌の地下下方の層状での放射能測定から求めた「活動度」(化学反応する分子、イオンの割合)を%で表示をすると、それぞれ、0.1~3.2、0.7~2.7、2.4と0.6~0.9であった(図3)。

一方、このプロセスの<sup>137</sup>Csに対しては、本質的に小さな値であり、0.03~1.2、1.3~3.4、2.3と0.3~0.7であった(図4)。

得られた数値は、土壌中を放射性核種として移動するとき、溶液部分の末端部でミネラル化のプロセスに関係するだけではなく、土壌断面での放射性核種の統計的な分離の解析を行うときの強度補正のためにも重要である。

土壌中の放射性核種変化の原因は、土壌中の無脊椎動物によるものとされる。この区域ではそのバイ

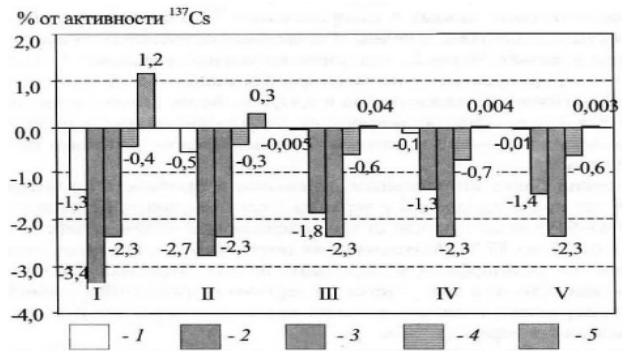


図4 事故後、長時間経過後、上部5 cmの表層土壌値と比較した一年ごとの<sup>137</sup>Csの活動度変化(%) :

1—泥炭の泥炭地土壌、II—泥炭の畑土壌、III—塩分の多い瓦礫土壌の芝生、IV—軽い砂状粘土性の芝生土壌、V—畑の芝生土壌、1—植物から土壌への移動、2—垂直線方向の移住のための土壌からの移動、3—物理的な崩壊、4—土壌中での固定、5—植物残骸のミネラル化による土壌への移動

縦軸：地表から5 cmの土壌の<sup>137</sup>Cs量を基準とした活動度の百分率

オマス(生物質量)は凡そ25,000トンとされる(この量はこのエリアの渡り鳥のバイオマスの4~5倍である)<sup>13)</sup>。無脊椎動物は、移動—固定した放射性物質やそのプロセスに影響する落葉樹の大部分とバイオマスの20~30%を摂取している。現在、チェルノブイリセンターの国立放射能生態学研究所(M.J. Giren)と英国王立リベルプルスキー大学(S.P. Gashak)で研究されており、<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csの遷移係数値は被災地領域での地下の無脊椎動物の有機物として  $\{K_n = n(10^{-1} \sim 10^{-2})\}$  (Bg/kg/kBg/m<sup>3</sup>)と見積もられている。ここで、Bgはベクレルである。このデータに基づいて著者らが行った現在の状況の予備的な評価では、地中の<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csの移動形態の経路を形成する土壌中の無脊椎動物の役割が本質的には大きくはなかったことを示した。即ち、放射性核種の移動形態における一年間で、地中の放射性核種の一般的な含有量から  $n=10^{-3} \sim 10^{-4}\%$  に対応している<sup>14)</sup>。

### 3. 土壌中の放射性核種の垂直移動の機構

チェルノブイリ原子力発電所から散布された放射性核種の垂直移動は、長年に亘って、研究室実験のモデリングや数学のモデリングで研究され、エリア(30、及び3b(0)0:これは地図上の特定の位置を

示すが地図は入手不可、訳者注)の放射能状況の形態挙動で確かめられている。更に、その特質を確かめる因子の値も決められている。

土壌断面での放射性核種の垂直分布は、1986～1987年に、このエリアに実験設備を設置して行い、自然と半人工の草原の末端部分の様子が瞬時に分かるようにした。同様に、軽い機能的な成分で、有機土壌の種々のグリーン度合を有するミネラル土壌を形成している休耕地に対しても行われた。このエリアの実験場所では種々のフォールアウト物質に対しても行われた<sup>15)</sup>。

土壌断面での<sup>137</sup>Csの分布についての実験データから、土壌中の僅かな放射性核種の統計的変動も解明されている。事故後の21年間を通して、草原の地平面下5cmレベルで、土壌中に大気ミネラルを形成し、断面中の放射性核種の放射能の90～97%を有している。地表に散布された放射性核種のより強い移動は、多水分の有機質の土壌で形成される。ここでは有限時間内に土壌の地表下5cmで放射性核種の89%が見出されている。

本質的に土壌中のより大きな移動は<sup>90</sup>Srによって特徴付けられる。すでに事故の5～6年後に草原土壌の地表下5cmで、放射性核種の65～91%をもっていた。9年で46～88%、そして21年間で32～87%であった。草原での移動で最大のものは、自然の生態系ミネラル土壌上で形成され、最小のものは、表面部分が芝生—塩分の多い砂質土壌部分で覆われた場合に見られる。一方、<sup>137</sup>Csに対してはそれより小さな移動であった。

プルトニウム(<sup>239,240</sup>Pu)の同位体は土壌中の最も小さい移動度で特徴付けられる。事故後4～6年通じて草原地下5cmまでにPuの91～99%が存在した。

チェルノブイリ原子力発電所からの排出フォールアウトの放射性核種の移動度の形態での本質的な役割は、土壌中でフォールアウトの物理—化学的な性質に基づいている。1986～1988年においては、種々の化学元素(セシウム、セレン、ストロンチウム、など)の放射性同位体の土壌断面の移動強度が核燃料や核分裂生成物の濃度にも無依存に近い状態であった。1989年に放射性核種の分散拡散は終了した<sup>16)</sup>。放射性核種の化学的性質の影響と土壌の物理—化学的特質の影響は大きかった。

初期の高濃度のフォールアウト成分と核燃料の関係で特徴付けられる<sup>90</sup>Sr、<sup>137</sup>Cs、<sup>239, 240</sup>Puの分布の解析から、核燃料粒子の小さな分散状態での<sup>90</sup>Srと<sup>239, 240</sup>Puの移動の可能性が示唆された<sup>16)</sup>。実験の結果<sup>17)</sup>を荒っぽくモデル化して、チェルノブイリ原子力発電所から排出された核燃料母体中の放射性核種の移動度に関する有効パラメータが評価できた(表1)。

フォールアウト成分のうち核燃料元素中の放射性核種に対する統計的移動の有効パラメータ(拡散係数)は、広範な境界に亘ってこのモデルに基づいて算定される( $D_{ef} = n \cdot 10^{-9} \sim 10^{-8} \text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )。これらのデータからは種々の大きさの核燃料粒子の土壌断面での統計的分布についての実験結果<sup>17)</sup>と合わせて、核燃料母体粒子が最下層への移動特性<sup>15)</sup>についての結論を得ることができた。

表1 初期の水溶液中の<sup>90</sup>Srマトリックス粒子を含む土壌中での<sup>137</sup>Cs、<sup>144</sup>Ce、<sup>106</sup>Ru核種の有効拡散係数( $\text{cm}^2/\text{s}$ )<sup>18)</sup>の評価

放射性核種	多塩分砂質土壌芝生	多塩分不純砂土芝生	泥炭—湿地
<sup>137</sup> Cs	$3.8 \cdot 10^{-11}$	$5.0 \cdot 10^{-10}$	$5.0 \cdot 10^{-10}$
<sup>144</sup> Ce	$5.2 \cdot 10^{-10}$	$4.2 \cdot 10^{-10}$	$7.0 \cdot 10^{-10}$
<sup>106</sup> Ru	$3.8 \cdot 10^{-10}$	$4.6 \cdot 10^{-10}$	$3.7 \cdot 10^{-10}$
平均±標準偏差	$(4.3 \pm 0.8) \cdot 10^{-10}$	$(4.6 \pm 0.4) \cdot 10^{-10}$	$(4.4 \pm 1.4) \cdot 10^{-10}$
<sup>90</sup> Sr	$2.2 \cdot 10^{-7}$	$1.4 \cdot 10^{-8}$	$6.1 \cdot 10^{-9}$

核燃料元素は崩壊しないという仮説をすると、ウクライナのミネラル分の多い有機質森林土壌で形成される草原地表面下5cmでの有効半減期は2050～2250年になる。草原の地下5cmでの実験的な半減期数値との比較では初期に1～2倍の増加が見られた。有効拡散係数が核燃料粒子の力学的拡散と、核燃料粒子の崩壊とそれに伴う核燃料放射性核種の生成とその移動過程に影響されていることが証明されている<sup>18)</sup>。

<sup>137</sup>Cs とプルトニウムの同位体に対する一成分系拡散モデルや、<sup>90</sup>Sr の移動での2成分濃度—拡散モデルによる放射性核種の分布についての実験データの解析から、放射性核種の移動のパラメータ数値が算定されている。

<sup>137</sup>Cs の移動パラメータの動的变化の解析から、土壌中の放射性核種の移動はすべての実験エリアで時間と共に減少していることが分かった(1.5～3倍の拡散係数では、数倍まで移動速度が減少している)。

まず初めに、フォールアウト生成後の6～9年の時期に進行する移動パラメータの評価に関しては、草原土壌の地表面下5cmでの半減期の数値が得られた(表2を見よ)。オートモルフィック状ミネラル土壌に対して明らかになった半減期の値は、60～150年で、水分の多い生態的な有機土壌では11～20年、有機質の乾燥土壌では17～80年であった<sup>15)</sup>。前者のオートモルファス状ミネラル土壌で形成される草原土壌に対しては、事故後21年で地下5cmで実験的に得られた半減期の数値の平均値は180～320年に達した。

他方、後者の水分の多い有機質土壌ではその生態

半減期は90～110年であった。この数値は、事故後の草原土壌での<sup>137</sup>Cs の統計的な移動を遅らせている過程が存在することは確かだ。この土壌の地表下5cmでの生態学的半減期の絶対値は、放射性核種の物理的な半減期の数値(30.17年)の3～7倍も大きくなっている。すなわち、事故後かなり時間が経過した後では、土壌中で<sup>137</sup>Cs の形で形成される初期入射の投入量の変化は放射性核種の物理的崩壊の速度のみで決まる。予めこのことが予想できる場合は、無条件に採用する必要がある。この場合は、隔離したエリアから立ち退いたため、人口付加が見積られる。

機動性のある成分のオートモルフィックで出来ているミネラル土壌で形成されている広い草原地帯の<sup>137</sup>Cs 移動度については、事故後長時間経った後の放射性核種の統計的な移動度の減少が、土壌の物理—化学的な性質が低下していることによるかどうかについては、有意には分からない。計算値では、<sup>137</sup>Cs や Pu の同位体に比べて<sup>90</sup>Sr は土壌断面で本質的により大きな移動度を持つ。(質量数が小さいので拡散係数が大きくなるということか? 記者注)

図5では、事故の10年後、このエリアの種々の地点での草原や休耕地のミネラル分の多い有機質土壌断面下で<sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs の有意な同位体関係が読み取れる。<sup>90</sup>Sr の含有量の存在は、ミネラル分の多い土壌に対して土壌地表下2～5cmから20～40cmで顕著であり、同様に有機質の多い土壌で深さ40cmまで顕著に観察された。この要因は、ミネラル土壌中の<sup>137</sup>Cs に比較して<sup>90</sup>Sr がより高い移動度を持っていることであることが証明された<sup>2)</sup>。

表2 <sup>90</sup>Sr と <sup>137</sup>Cs からの草原土壌地表下5cmでの実験的な半減期(期間1991～1997年)(単位は年)

土 壌	<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
軽い機能成分のオートモルフィック状ミネラル	11～19	60～150
重い機能成分のオートモルフィック状ミネラル	15～32	150～400
水溶性のモルファス有機質 土壌	100～160	11～20
有機性の砂質土壌		17～83
水溶性モルファス状ミネラル土壌		45
弱腐葉土状の砂質土壌	2.3～6	



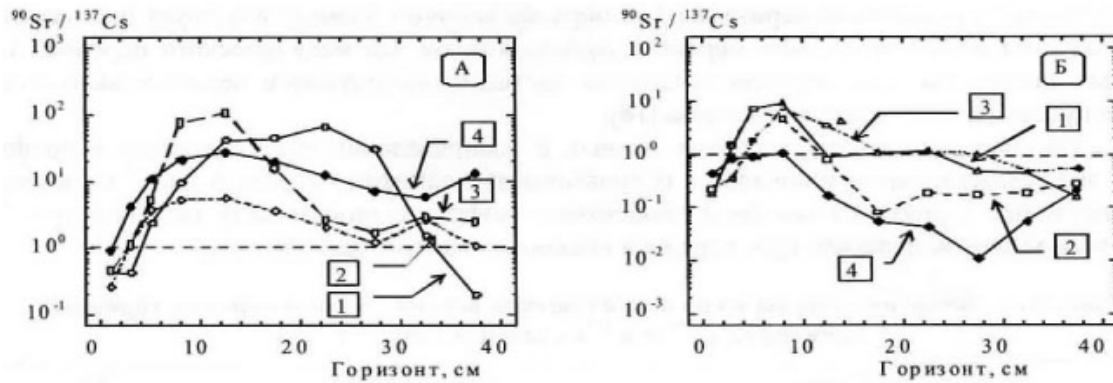


図5 種々の地中断面での<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csの相対含有量の関係の変化  
(k; 全体として、地中断面での<sup>90</sup>Sr/<sup>137</sup>Cs)

ミネラル土壌 (A) : 1 - 塩分の多い砂土壌—芝生上の自然草原 (k = 0.61)、2 - 塩分の多い不純砂着色土壌の古くから耕された耕地 (k = 0.51)、3 - 塩分の多い不純な砂土壌 (k = 0.37)、4 - 塩分の多い砂土壌—芝生上の自然草原 (k = 0.46)。

有機質土壌 (B) : 1 - 塩分の多い瓦礫土壌上の事故期間の適当な時期の草原 (k = 0.41)、2 - 泥炭瓦礫不純物砂の古くから耕された着色土壌 (k = 0.38)、3 - 泥炭瓦礫不純物砂の自然草原 (k = 0.56)、4 - 泥炭瓦礫土壌上の自然の草原 (k = 0.35)。

横軸：地表からの深さ (cm)。

このようにして、核燃料粒子からアルカリ土壌中への<sup>90</sup>Srや、初期の水溶性形状の<sup>90</sup>Srの移動強度は<sup>137</sup>Csのそれよりも顕著である。有機質の土壌成分では、その顕著さは本質的に鮮明である。

図6は、核燃料のフォールアウト後に種々の土壌断面（実験区域<赤い森>：具体的場所は不明（訳者注））における<sup>90</sup>Sr/<sup>154</sup>Eu、<sup>241</sup>Am/<sup>154</sup>Eu、<sup>239,240</sup>Pu/<sup>154</sup>Euと<sup>137</sup>Cs/<sup>90</sup>Srの同位体関係の重要性を示す。ここでは、<sup>137</sup>Cs、<sup>241</sup>Am、<sup>239,240</sup>Puが<sup>154</sup>Euと比較して、土壌断面でより大きな移動度を有することがわかる<sup>19)</sup>。

土壌中の<sup>90</sup>Srの移動パラメータは、すべての実験場所で<sup>137</sup>Csに対するそれよりも本質的に高い。フォールアウト中の<sup>90</sup>Srは、基本的に核燃料の母体中に観測されるということと関係して、種々の土壌の化学的な状態に対して粒子の破壊速度や放射性核種の溶解速度が異なった。これによって、事故後、<sup>90</sup>Srとは、土壌中で関係が変わることになる<sup>18)</sup>。これは、土壌中の放射性核種の移動値に対して2成分の濃度—拡散モデルが成立することの必要性を裏付けている。

<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Csの移動度を比較するために、(表2と表3に示された)、種々の放射線核種から草原土壌の地表下5cmで得られる半減期を利用した。<sup>90</sup>Srの

$T_{ecol}$ の影響は<sup>137</sup>Csのそれよりも2～40倍も短い。

事故後21年で、草原土壌地平面下5cmで得られた生態（環境）半減期 ( $T_{ecol}$ ) は、広範な境界上で7.5年から150年までであった。水分の多い有機質土壌上の草原に対しては、<sup>90</sup>Srの $T_{ecol}$ の値は11～18年になる。機能的な成分から構成されるオートモルフィックな（即ち土壌の形成過程が地下水の影響なしに行われる；訳者注）ミネラル土壌で形成されている草原では、<sup>90</sup>Srの $T_{ecol}$ の値は150、65、7.5と9年になる。 $T_{ecol}$ の最大数値（150年）は瓦礫の多い砂土壌芝生上の場所、それは苔で覆われた表面部分で存在している。そこでは、<sup>137</sup>Csの移動度も最小であることが指摘されている。

フォールアウト形成後の6～9年の半減期は、移動のパラメータ平均値については、草原土壌地平面下5cmでは半減期の値はより短くなる（表2参照）。すなわち、軽い成分から成るオートモルフィックなミネラル土壌での値は11～19年となり、水分の多い有機質土壌では100～160年となる<sup>15)</sup>。事故後6～9年と21年の放射性核種の移動パラメータを用いて算定した数値間の比較から、実験場所の凡そ半分が<sup>90</sup>Srの $T_{ecol}$ 数値の減少していた。放射性核種の移動は核燃料粒子の破壊の速度に依存している。この依存性から、<sup>90</sup>Srに対して、<sup>137</sup>Csや<sup>239,240</sup>Puなど

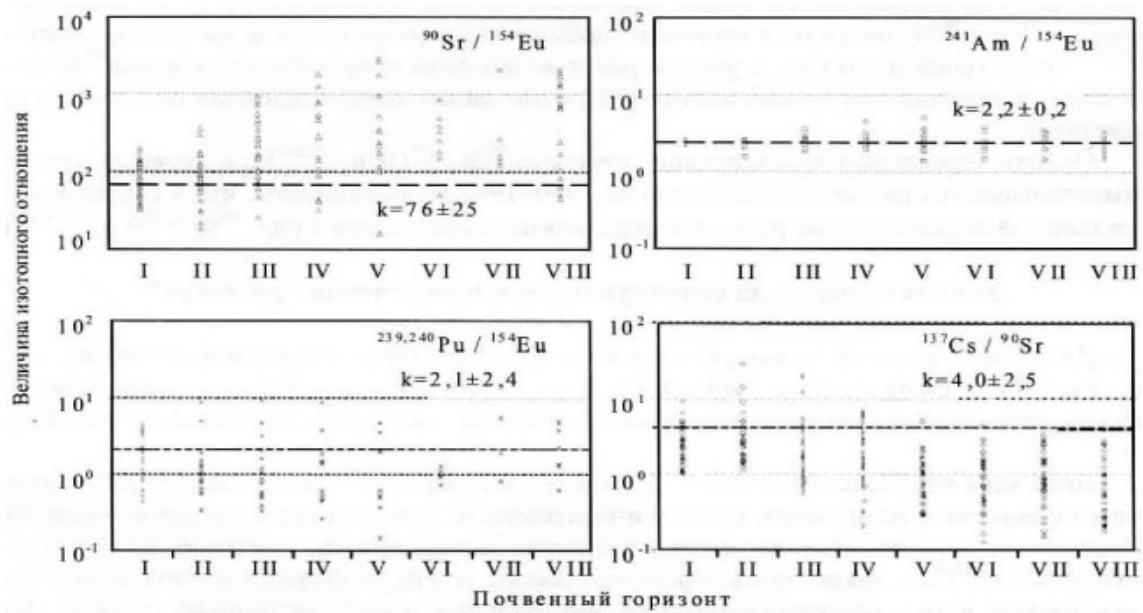


図6 フォールアウト形成後の核燃料での種々の土壌断面下の同位体関係の意義 (実験場所<赤い森>)

I—0～2cm、II—2～4cm、III—4～7cm、IV—7～10cm、V—10～15cm、VI—15～20cm、VII—20～25cm、VIII—25～30cm；k—断面での放射性核種の総放射能に対する比。ここでkは土壌の全活動度に対する異なった放射性核の活動度

縦軸：各場所での同位体濃度の比、横軸：断面の深さ

の同位体よりも如何に放射性核種の吸着力が強いか  
が分かる。即ち、核燃料粒子の破壊によって、土壌  
中の<sup>90</sup>Srの移動の道筋が成長し、より高い移動度と  
なることは矛盾していない。

1990～1992年で測定した土壌断面では、<sup>90</sup>Sr、  
<sup>137</sup>Cs、<sup>239,240</sup>Puの統計的な移動のパラメータ数値か  
ら、放射性核種の移動度が<sup>90</sup>Sr > <sup>137</sup>Cs > <sup>239,240</sup>Puで  
あることが明らかにされた。

#### 4. “土壌—溶液”連鎖の中で起こる放射 性核種の遷移機構

土壌中の放射性核種の植物への移行機構は、本質  
的に土壌の物理—化学的性質に依存している。それ  
らは種々の核分裂生成物のフォールアウト成分の具  
体的な化学元素に関係している。

フォールアウトのうち高濃度で落下した<sup>137</sup>Csの  
植物への移行は、このプロセスの強さが土壌の吸収  
特性に依存するものであることから、時間とともに  
減衰する特徴がある。土壌から草原の草への<sup>137</sup>Cs  
の移動係数 (KP：ロシア語原論文では、KП；そ  
の単位は (乾燥植物に対するBq/kg)/(土壌に対す

るBq/m<sup>3</sup>) の減衰度は、高ミネラルで一連のオー  
トモルフィック的な土壌上で形成される草原の植物  
よりも水性モルファス的な土壌上で形成される場合  
の方が大きい。フォールアウトの核燃料生成物で汚  
染された土壌から植物への<sup>137</sup>Cs機構の場合は、KP  
はより複雑な特徴を有している。つまり、高ミネラ  
ル土壌の場合には、フォールアウトの高濃度核分裂  
生成物の状態と比べると、変化は小さいものである  
が、後者の場合、植物中での放射性核種のKPの  
ピーク (最大) が観察される (図7)。

土壌の地下茎部分の<sup>137</sup>Csの含有機構は、3つの  
基本的な過程

- ①地下からの放射性核種の移動
- ②土壌の2つの相 (固相と液相) での放射性核種  
の固定化 (植物形態を破壊することによって減  
衰する)
- ③物理的な放射性核種の崩壊

である。

これに伴い、植物中の<sup>137</sup>Csは、全てのミネラル

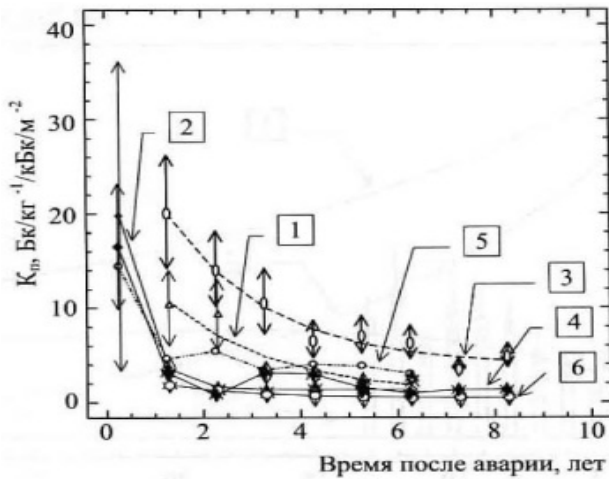


図7 オートモラファス的なミネラル土壤上で形成される自然草原の植物中での<sup>137</sup>Csの移動機構

1 - 塩分の多い瓦礫砂の芝生、2 - 塩分の多い瓦礫砂の芝生、3 - 塩分の多い瓦礫の不純物砂の芝生、4 - 塩分の多い瓦礫の砂状土壤芝生、5 - フォールアウトのうち核分裂物質を含むオートモルフィック的なミネラル土壤、6 - 黄土砂質粘土と粘土。(図中のБ (ロシア語)は微分値Δに置き換えて読む。訳者注)。横軸は時間 (年)。

縦軸はKPでその単位は (Bq/kg)/(kBq/m<sup>2</sup>)

成分同様、土壤の2相での放射性核種の吸収特性と関係している。また、同時に、核燃料の核分裂生成物の物理-化学的変換率、高濃度の核分裂生成物のフォールアウト特性、土壤の物理-化学的性質(pH、電気伝導度)等に依存している。これは、土壤中の核燃料の核分裂過程の大きさで確認でき、ま

た、土壤断面での核燃料母体中の放射性核種の強度や統計的な地下への移行速度からも確認できる。

植物形態を破壊する<sup>90</sup>Srは、植物の形状を破壊する<sup>137</sup>Csと区別すべきで、その多くが地下茎部分にある。このことは、地下からの放射性核種の移動と核種の物理的な崩壊で確認される。土壤の2相を<sup>90</sup>Srで固定する過程は本質的に僅かずつ進行する。フォールアウトの核燃料核分裂生成物のうち、土壤の地下茎中での植物形態を破壊する<sup>90</sup>Srの含有量は、核燃料核分裂生成物の放射線強度で確認される。また、土壤の化学的条件やその粒子の特性が関係している。核分裂生成物フォールアウト形成後、土壤から植物への<sup>90</sup>Srの移動過程は、半減期期間内で、放射性核種の移動の増加(KPの増加)として特徴付けられる。植物中の放射性核種の移動において最大となる期間は、土壤中の核分裂粒子の移動度とその垂直移動度に関係している。人の手が増えられていない自然の草原(地図上の位置(8):地図は入手不可、訳者注)の層状の深さ10cmの所での<sup>90</sup>Srの種々の移動形態の分布ダイナミックにおける数値の例と、この草原の植物内での<sup>90</sup>SrのKP機構に関する実験データは図8で示される。

最初、水溶液の土壤中に放射線核種があり、地下

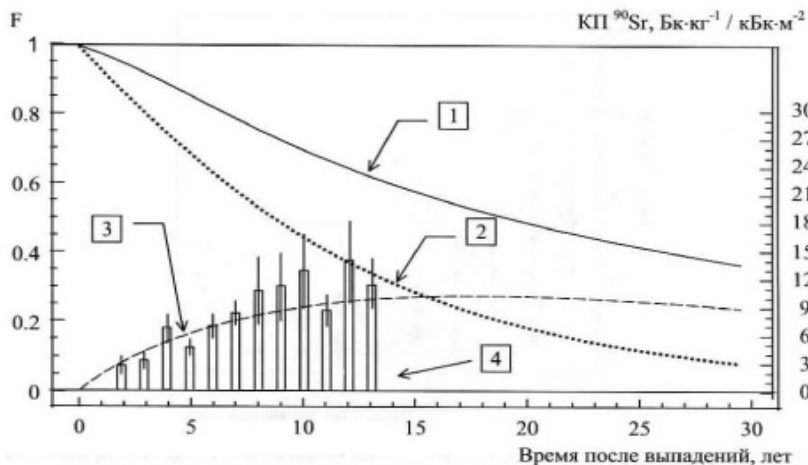


図8 事故後のフォールアウト生成による塩分の多い瓦礫砂質土壤で形成される自然草原の地表下10cmでの<sup>90</sup>Srの移動による種々の再分配機構の算定と、この草原での植物による<sup>90</sup>Srの移動機構

(図中のКП:本文KP)についてのデータ; F - 土壤断面での割合、1 - 土壤の地平下での<sup>90</sup>Srの総含有量、2 - 核分裂生成物中の<sup>90</sup>Srの含有量、3 - イオン形状の<sup>90</sup>Srの含有量、4 - 草原植物中の<sup>90</sup>SrのKP数値(実験データ、A. N. アピノバ)

横軸は時間(年)、縦軸の右スケールはKPでその単位は (Bq/kg)/(kBq/m<sup>2</sup>)、左スケールはフォールアウト時点に対する割合

茎部分からその吸収が起こる。土壌から植物への $^{90}\text{Sr}$ の挙動のダイナミクスは時間と共に大変僅かな減衰で特徴づけられる。それ故に、 $^{90}\text{Sr}$ の土壌から植物への挙動は、水溶液中の土壌の放射性核種の含有量とそれと交換するカリウムの含有量で確認される。それらの $^{90}\text{Sr}$ のKPは水溶液の土壌中での含有量と放射性核種の交換形状での含有量と線形的に関係している。従って、土壌から植物への $^{90}\text{Sr}$ の変化のダイナミクスは、土壌の水溶液含有量ダイナミクスと放射性核種の交換形状ダイナミクスで特徴付けられる。このように、 $^{90}\text{Sr}$ は、〈土壌中の放射性核種の移動形態のダイナミクス〉で求められた水溶液の土壌から移動した後に、塩分の多い瓦礫不純物の砂土壌から植物へ移行する。 $^{90}\text{Sr}$ のKP機構の半減期は約55年である。

植物中での放射性核種の移行減衰機構は、プロセスの強度で区別される2つの時間局面で特徴付けられる。初期時間の局面で植物中での放射性核種のKP半減期数値( $T_1$ )の比較は、農業では、植物中の放射性核種の移動の減衰強度が自然の草原よりも1.6～2.6倍も大きいことを示している(表3)。チェルノブイリ区域の汚染土壌から植物への $^{137}\text{Cs}$ の移行の減少は、軽い機能成分をもつ塩分の多い瓦礫土壌よりも、大きな速度で起こっている。これは土壌の2相での放射性核種の強度や吸着に強く関係しており、それはイオン交換のより高い数値や粘土質ミネラル分の含有量でも特徴付けられる。

自然状態の草原での植物中の $^{137}\text{Cs}$ と農業耕作地での植物中の $^{137}\text{Cs}$ の第一期のKP半減期と第二期のKP半減期の間には本質的に僅かの差異(5.5～13倍と24～49倍に対応)がある。それは、放射能汚染後のそれぞれの時間局面で放射性核種の分布過程に差ができることを示唆している。即ち、農耕地では農業化学的な処置の具体的な適応、植物バイオマスの年一度の刈り取り、土壌水特性と土壌因子、農業土壌のメカニカルな耕作は、エリアの放射能汚染後の初期時間局面で起こっている。そして自然状態の草原の植物と比べて、農業栽培植物の地下茎道

での放射性核種の移行過程は適当である。最初の時間局面での僅かな時間で起こったプロセスは、土壌の2相中の放射性同位体セシウムを固定する流入過程よりも本質的に小さい。そして、それは自然状態の草原の草と比べて、農業における $^{137}\text{Cs}$ の移行度のより大きな減少へとつながってゆく。

計算による予測値は、生物学的 $^{90}\text{Sr}$ の移動速度の増加を示唆している。放射性核種の移動度が増加する傾向や核燃料の核分裂生成物の変換機構は、土壌の化学的状態やフォールアウト中の核燃料の核分裂生成物の物理—化学的な度合に関係している。このエリアの種々の汚染シナリオに対して計算値との対比から、原則的に草原のフォールアウト成分のうち核分裂生成物が土壌の中の地下茎の中で発生する $^{90}\text{Sr}$ と $^{137}\text{Cs}$ の交換によって濃度が決まることを示唆している。

被災地では核燃料物質の崩壊に関わりなく汚染されている。 $^{90}\text{Sr}$ と $^{137}\text{Cs}$ のイオン交換による影響は、最初に水溶性フォールアウトの場合には、その放射性核種に特徴的な数値に到達する。それは原子炉爆発後の25～30年の経過よりも早くはない。

生態系(エコシステム)の自浄作用過程の方向性やその強度を評価する時に、事故以後の放射性核種の分布ダイナミクスのパラメータを適用する。植物中の放射性核種の移動のダイナミクスは、いくつかの時間局面で特徴付けられる。この問題を解決するために、実験モデルのうち2及び3成分系を用いる。そこでは、各々の成分は対応する時間局面で特徴付けられる。それぞれのプロセスのダイナミクスの定性的な評価として、放射性核種移動の半減期の値を利用することができる<sup>21)</sup>。最初は水溶液の形でスタートし、時間とともに2相で振舞うような放射性核種が地下茎に存在する場合には、以下の式の記述で表される。

$$A_t = A_0 [ae^{(-0.693t/T_1)} + (1-a)e^{(-0.693t/T_2)}], \quad (1)$$

ここで、 $T_1$ と $T_2$ は、時間関係が1及び2に対応する植物中の比放射能から得られた半減期である。それぞれの時間局面で、固定され、物理的な崩壊が起

表3 自然生息植物と農業栽培植物に対する<土壌-植物>土壌下での<sup>137</sup>CsのKP半減期  
(期間 1991 ~ 1997 年)

土 壤	KPの半減期、年	n	平均値	範囲
自然草原で生きている植物からの算定				
多塩分瓦礫砂質芝生	T1	6	1.1	0.51 ~ 1.6
	T2		14.0	7.2 ~ 18.2
泥炭-泥土	T1	4	1.0	0.65 ~ 1.5
	T2		5.5	4.1 ~ 1.3
農業栽培からの農産物				
多塩分瓦礫砂質芝生	T1	20	0.63	0.29 ~ 0.82
	T2		14.9	3.9 ~ 25.7
硫黄系砂質粘土	T1	9	0.69	0.32 ~ 0.89
	T2		22.1	3.1 ~ 25.7
チェルノブイリ区域	T1	3	0.42	0.39 ~ 0.58
	T2		20.4	13.2 ~ 24.8

ここで、nは調査した土地の土壌の数 (訳者注)

こる土壌中の地下茎から放射性核種の移動過程を通して、植物の地下茎に至る汚染機構は、次の関係で与えられる。

$$A_t(rast.) = KP\sigma_0 e^{(-0.693t/T_{BM})} \times e^{(-0.693t/T_{chmmob})} \times e^{-\lambda t}, \quad (2)$$

ここで、 $A_t(rast.)$  一期間1での植物中の比放射能； $T_{BM}$ —地下茎に対する土壌の地下層吸収の半減期； $T_{chmmob}$ —放射性核種の適当な形の含有物での半減期； $\lambda$ —放射性核種の崩壊常数。各時間での相に対する  $T_{rast}$  数値を利用することで、植物中の放射性核種の長時間に亘る<sup>137</sup>Csの挙動に対して基本的

な重要性を評価することができる (表4)。

$$\frac{1}{T_{rast}} = \frac{1}{T_{BM}} + \frac{1}{T_{chmmob}} + \frac{1}{T_{FR}} \quad (3)$$

ここで、 $T_{rast}$ —具体的な時間の局面に対する植物の汚染半減期、 $T_{FR}$ —放射性核種の半減期である。

このようにして、極めて多数の要因によって、地上の生態系 (エコシステム) から放射線生態系へと移行して行く。フォールアウトの中で<sup>137</sup>Csが占める割合は<sup>90</sup>Srの割合と比べて10~100倍も高い。それは植物の外皮や連鎖過程の中で起こる移動による

表4 植物中の放射性核種の移動の長期間ダイナミクス形成における土壌中の<sup>137</sup>Cs挙動の基本的過程での比率

土壌タイプ	1987 ~ 1988年			1991 ~ 1997年		
	地下茎からの移動	物理的な崩壊	固 定	地下茎からの移動	物理的な崩壊	固 定
自 然 の 草 原						
多塩分瓦礫砂質芝生	0.02	0.03	0.95	0.09	0.042	0.51
硫黄系砂質粘土	0.01	0.04	0.95	0.02	0.30	0.68
泥炭-泥土	0.10	0.03	0.87	0.42	0.27	0.31
農 場						
多塩分瓦礫砂質芝生	0.02	0.02	0.96	0.33	0.49	0.18
硫黄系砂質粘土	0.01	0.02	0.97	0.22	0.73	0.05
チェルノブイリ区域	0.01	0.02	0.97	0.14	0.67	0.19

$^{137}\text{Cs}$  の高い含有量で確認される。 $^{90}\text{Sr}$  や $^{137}\text{Cs}$  が濃度の核分裂生成物が散布されたエリアでは、原子炉爆発後の最初の年の生態系の $^{90}\text{Sr}$  の移動度は、核燃料母体中の放射性核種で見出されることと関係して十分に小さかった。その後の核燃料母体の放射能崩壊により放射性核種の高濃度化によって、移動連鎖

中の $^{90}\text{Sr}$  は増大した。

現在は、この生態系エリアでは、放射線生態学実験の評価と計算精度が向上した。この生態系の中では、 $^{137}\text{Cs}$  の移動は植物中で安定したので本質的に放射性核種の物理的崩壊の速度で決まっている。

## 引用文献

1. *Иванов Ю. А., Алексахин Р. М., Жигарева Т. Л. и др.* Почвенная химия радионуклидов // Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. – М.: Экология, 1991. – С. 12–54
2. *Иванов Ю. А.* Радиоэкологическое обоснование долгосрочного прогнозирования радиационной обстановки на сельскохозяйственных угодьях в случае крупных ядерных аварий (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Обнинск, 1997. – 50 с.
3. *Шестопалов В. М., Францевич Л. И., Балашов Л. С. та ін.* Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження / Від. ред. Ю. О. Іванов, В. В. Долін. – К., 2001. – 253 с.
4. *Холоша В. И., Иванов Ю. А., Шестопалов В. М. та ін.* Барьеры безопасности Чернобыльской зоны отчуждения // Сб. докл. Междунар. конф. «15 лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления». – К.: Чернобыльинтеринформ, 2001.
5. *Кашпаров В. А.* Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС): Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Обнинск, 2000. – 48 с.
6. *Круглов С. В., Архипов Н. П.* Особенности поведения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  чернобыльских выпадений в почвах ближней и дальней зоны аварии // Тез. Пятой Междунар. науч.-техн. конф. “Чернобыль-96”: Итоги 10 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. – Зеленый Мыс, 1996. – С. 230–
7. *Бондарь П. Ф., Иванов Ю. А., Озорнов А. Г.* Оценка относительной биологической доступности цезия-137 в выпадениях и общей биологической его доступности в почвах на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Агрехимия. – 1992. – № 2. – С. 102–110.
8. *Ivanov Yu. A., Kashparov V. A.* Long-term dynamics of the radiological situation in terrestrial ecosystems of the Chernobyl Exclusion Zone // Sci. and Pollut. Res. – 2003. – Special Issue № 1. – P. 13–20.
9. *Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др.* Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС (Краткий справочник). – Москва, 1990 – 21 с. – (Препр. / ИАЭ им. И. В. Курчатова; 5268/3).
10. *Kuriny V. D., Ivanov Yu. A., Kashparov V. A. et al.* Particle-associated Chernobyl fall-out in the local and intermediate zones // Annals of Nucl. Energy. – 1993. – Vol. 20, № 6. – P. 415–420
11. *Юдинцева Е. В., Жигарева Т. Л., Павленко Л. И.* Формы  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в дерново-подзолистой почве при известковании и применении удобрений // Почвоведение. – 1983. – № 9.
12. *Юдинцева Е. В., Попова Г. И., Жигарева Т. Л. и др.* Закономерности поведения искусственных радионуклидов в почве и системе «почва – растения» при длительном взаимодействии их с почвой: (Отчет) / ВНИИСХР 0287.0 040715, задание ОСХ.106. – Обнинск, 1985. – 83 с.
13. *Холоша В. И., Проскура Н. И., Иванов Ю. А. и др.* Радиационная опасность объектов зоны отчуждения // Проблемы Чернобыля. – 1999. – Вып. 5. – С. 23–34.
14. *Иванов Ю.А., Бондарьков М.Д.* Нерешенные радиоэкологические проблемы Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС на поздней фазе аварии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 3. – С. 302–310.
15. *Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е. и др.* Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 1. Долговременная динамика перераспределения радионуклидов в профиле почв in situ // Радиохимия. – 1996. – Т. 38 (3). – С. 264–271.
16. *Лоцилов Н. А., Иванов Ю. А., Кашпаров В. А. и др.* Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. – К., 1991. – С. 36 – 41.
17. *Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Левчук С. Е. и др.* Вертикальный перенос радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах. 2. Экспериментальное моделирование вертикального переноса радионуклидов в профиле почвы // Радиохимия. – 1996. – Т. 38, вып. 3. – С. 272 – 277.
18. *Ivanov Yu.* Migration of fuel particles of CHNPP fallout and leached radionuclides in soils and soil-to-plant system // Radioactive Particles in the Environment / D. H. Oughton and V. Kashparov (eds.). – Springer Science +Business Media B.V., 2009. – P. 123–137.

19. *Bondarkov M. D., Gaschak S. P., Ivanov Yu. A. et al.* Parameters of radiation situation on the territory of the Red Forest site in the Chernobyl exclusion zone as impact factors for wild non-human species // Contributed Papers of International Conference on the Protection of the Environment from the Effects of Ionizing Radiation. 6–10 Oct. 2003, Stockholm, Sweden. IAEA-CN-109/100. – 2003. – P. 196–199.
20. *Іванов Ю. О.* Динаміка перерозподілу радіонуклідів у ґрунтах і рослинності // Чорнобиль. Зона відчуження: Зб. наук. праць. – К.: Наук. думка, 2001. – С. 47–76.
21. *Іванов Ю. А.* Автореабилитационные процессы в экосистемах на отчужденных территориях и их учет при планировании реабилитационных мероприятий // Тез. докл. Междунар. науч. семинара "Радиоэкология Чернобыльской зоны", 27–29 сентября 2006, г. Славутич. – Славутич, 2006. –