

1. 基本情報

区分	森林	担当者名	熊谷博史
タイトル (英文)	A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests II. Cs-137 behavior in forest soils		
タイトル (和文)	森林の放射性核種の挙動を予測する三次元確率論的モデルⅡ、セシウム 137 の森林土壌内の挙動		
キーワード	Forest ecosystems; Radioactivity; Soil ecosystem; Water dynamics		
著者	Mitchell T. Berg, Larry J. Shuman		
文献	Ecological Modelling 83 (1995) 373-386		

(1) 対象地域

特定の調査研究対象地域は無く、仮想の実験地と条件でシミュレーションをしている。

(2) 重要な図表

Part I で開発された森林の放射性核種の三次元の確率論的モデルを用いて、森林土壌内の Cs-137 の長期の挙動を調査した。土壌内の Cs-137 挙動は、土壌溶液の浸透による移流と拡散、そして土壌マトリックスへの吸着によって引き起こされる。土壌を通じた Cs137 輸送は、植生の吸収と放出によって影響を受けるので、森林植生の放射性セシウムのモデルについては本論文の PartIII で述べる。

2. 水文サイクルのモデル化

森林の水文サイクルモデルは、不飽和根域を通じた浸透と、蒸発散の二つから構成されるとした。土壌中の水の浸透については、簡略化された押し出し流れモデルを採用した。基本的なアイデアは、流体が連続したセグメントを流れるような、土壌中の鉛直浸透である (Fig. 1)。厚さ Δz のそれぞれのセグメントは、土壌特性が均一で完全混合されていると仮定した。

3. Cs-137 のランダムウォークモデル

Cs-137 の遷移プロセスは、移流、分散、吸着、放射性崩壊である。

3.1 移動

放射性セシウム粒子の移動は、土壌水から土壌水への場所の動きによって起こる。これを次式で表す。

$$S_i^t (X, \text{soil solution}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X + \Delta X, \text{soil solution}) \quad (7)$$

土壌中の放射性セシウム粒子の移動は、移流と拡散で起こり、その原因となるのが水の流れである。森林土壌中の水の浸透をモデル化することは、深さと時間の関数として水の速度を評価することである。水の速度とランダムウォークモデルを用いて、移流と拡散により溶液の動きをモデル化する方法を採用した。次式が移流拡散を考慮した Chapman-Kolmogorov の微分方程式であり、 $A(Z,t)$ がドリフトベクトル、 $B(Z,t)$ が拡散マトリックスである。これらを選ぶことで Eq.8 は輸送方程式と等しくなる。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} P(Z, t | Y, t) \\ &= - \sum_i \frac{\partial}{\partial Z_i} [A_i(Z, t) P(Z, t | Y, t)] \end{aligned} \quad (8)$$

$$+ \sum_i \frac{1}{2} \frac{\partial^2}{\partial Z_i \partial Z_j} [B_{ij}(Z, t) P(Z, t | Y, t)]$$

$$A(Z, t) = V(Z, t) + \nabla D + \frac{1}{\theta} D \nabla \theta \quad (9)$$

$$BB^T = 2D \quad (10)$$

さらに近似解法を用いれば次式に帰結する。

$$X(t + \Delta t) = X(t) + A(X(t), t)\Delta t + B \cdot Z \sqrt{\Delta t}$$

3.2. 吸着

土壌溶液と土壌マトリックスの間の吸着反応は平衡等温線概念 (Fig. 2) を用いて、速度論的にモデル化した。一方で、土壌マトリックスから土壌への固定プロセスは不可逆一次反応としてモデル化した。最終的に以下に示すような Cs-137 粒子の移動確率を採用して近似解を求めた。

$$\begin{aligned} \text{Prob} [S_i^t (X, \text{soil solution}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{sorbed})] &= r_2 \left[\frac{C - F^{-1}(S_{\text{soil}})}{C} \right] \\ &C - F^{-1}(S_{\text{soil}}) > 0 \end{aligned} \quad (12a)$$

$$\begin{aligned} \text{Prob} [S_i^t (X, \text{soil solution}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{sorbed})] &= 0 \\ &C - F^{-1}(S_{\text{soil}}) \leq 0 \end{aligned} \quad (12b)$$

$$\begin{aligned} \text{Prob} [S_i^t (X, \text{sorbed}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{soil solution})] &= r_2 \left[\frac{S_{\text{soil}} - f(C)}{S_{\text{soil}}} \right] \\ &f(C) - S_{\text{soil}} < 0 \end{aligned} \quad (13a)$$

$$\begin{aligned} \text{Prob} [S_i^t (X, \text{sorbed}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{soil solution})] &= 0 \\ &f(C) - S_{\text{soil}} \geq 0 \end{aligned} \quad (13b)$$

$$\text{Prob} [S_i^t (X, \text{sorbed}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{fixed})] = r_1 \Delta t \quad (14)$$

$$\text{Prob} [S_i^t (X, \text{fixed}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{fixed})] = 1 \quad (15)$$

3.3. 放射性崩壊

放射性核種の娘核種への崩壊は、典型的な一次反応式でモデル化した。最終的に粒子の放射性崩壊の確率は次式で与えられる。

$$\text{Prob} [S_i^t (X, \text{active}) \rightarrow S_i^{t+\Delta t} (X, \text{inactive})] = \lambda_{\text{decay}} \Delta t \quad (18)$$

4. ベースラインシナリオ用データ

ベースラインシナリオは Part I で作成したもので Cs-137 は針葉樹林生態系に沈着するとしている。現時点で、森林植生によって Cs-137 の提案モデルをキャリブレート・ヴァリデートするための総合的なデータセットは利用できない。そのためデータとパラメータは文献で報告された値を直接用いた。

4.1. 土壌データ

Table 1 には、各層位の放射性セシウムの分配係数 (K_d) と交換態 K のパラメータが示された。Table 2 には土壌に対する放射性セシウムの吸着の動的モデル化に必要なデータが示されている。

4.2 水文サイクルデータ

降雨生成・蒸発散・浸透についてのモデルパラメータが Table 3~5 に示されている。

5. 結果

Fig. 3 には、31 年間について予測した放射性セシウム活性成分の割合が示されている。時間の経過とともに、放射性セシウムの活性（つまり不安定）成分の割合が減少することがわかっている。

放射性セシウムは、事故時の初期沈着とその後の植生からの放出によって、土壌の腐葉土層に侵入してくる。Fig. 4 には 31 年間予測した土壌中の放射性セシウム活性成分の割合が示されている。予測によれば土壌中の放射性セシウム活性成分は、初期沈着から 22 カ月以内に約 85%まで急激に増加し定常状態に達する。22 カ月の土壌への主要なインプットは林冠からの粒子の洗脱作用によるものである。土壌中の交換可能放射性セシウム（土壌溶液内にあるか土壌マトリックスに吸着しているもの）の割合の予測結果が Fig. 5 に示されている。この結果によると 12 年で平衡に達することから、交換可能性セシウムが平衡状態になるにはより時間がかかることを示している。この違いは不活性成分の寄与によるものである。

初期の沈着から 31 年間について予測した Cs-137 の移動鉛直プロファイルが Figs. 6-10 である。この結果は、放射性セシウムの移動は早いものの、下方へ移動はそれよりも遅いことを示しており、粒子の 15-16cm 以深の実質的に移動はない。つまり土壌が深くなると吸着特性が高いこと（つまり分配係数が大きいこと）を示している。

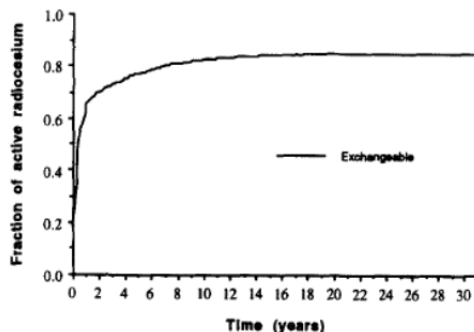


Fig. 5. Predicated fraction of active Cs-137 in an exchangeable form in the forest soil over a 31-year period.

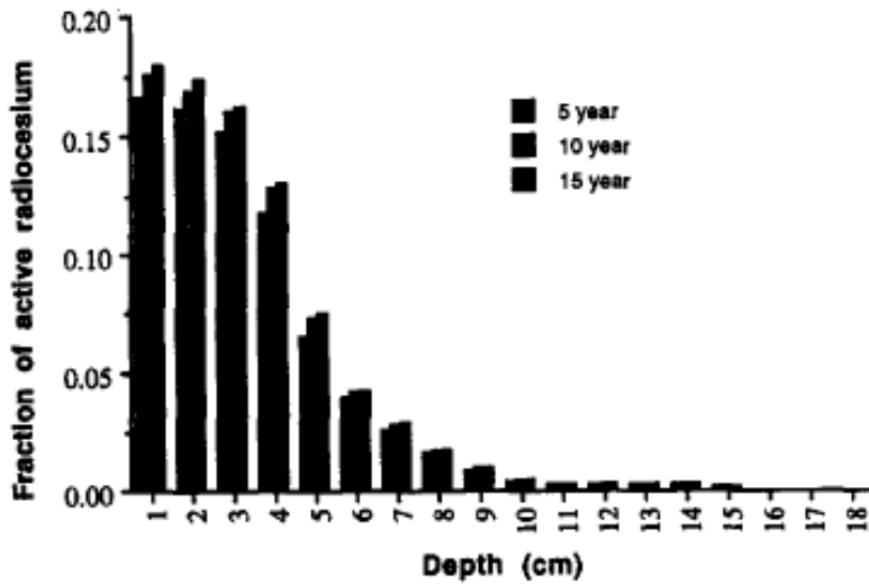


Fig. 8. Predicted fraction of active Cs-137 in soil as a function of depth at the end of years 5, 10, and 15.

Fig. 11 では土壌マトリックス内に固定された活性放射性セシウムの割合の 31 年間の経時変化を示している。固定される放射性セシウムの割合は、9 ヶ月後に最大値である約 0.7%に達する。

以上を要約すると、モデル予測によれば降り注いだ放射性物質は、約 2 年の短い初期遷移期間の後、大部分が森林土壌に存在することを示している。

結論

針葉樹林内に Cs137 が沈降したとするシナリオに対しての計算結果によれば、定常状態において活性放射性セシウムの 85%が土壌中に存在する。さらに土壌中の Cs137 の移動は、土壌断面の上部 10cm において幾分遅い速度で進むことが予測された。

2. 提言につながる情報

(1) モニタリングへの活用

計算結果により以下のことが解明。

- ・モデル予測によれば降り注いだ放射性物質は、約 2 年の短い初期遷移期間の後、大部分が森林土壌に存在する。
- ・定常状態において活性放射性セシウムの 85%が土壌中に存在する。
- ・15cm 以深には放射性セシウムは移動しないが、これは土壌が深くなると吸着特性が高いこと（=分配係数大）が原因である。

(2) 流出挙動・経路

(3) 除染の際の留意点

(4) 担当者のコメント

公開されていないモデルなので実用性には問題があるが、モデルに用いられたパラメータの出典は有用であると考えられる。