1．基本情報

区分	モデル	担当者名	和田桂子、古米弘明、尾崎則篤
タイトル（英文）	INFLUENCE OF THE PARAMETERS OF MODELS USED TO CALCULATE SOIL EROSION BASED ON Cs-137 TRACER		
タイトル（和文）	セシウム 137 に基づいた土壌侵食の計算に用いられるモデルのパラメータの影響		
キーワード	^{137}Cs, soil erosion, mathematical models, proportional model, mass balance model, simplified mass balance model, refined mass balance model		
著者	Poreba, GJ; Bluszcz, A		
文献	GEOCHRONOMETRIA, 32, 21-27 (2008)		

（1）対象地域

ポーランド南部 Ujazd の 60 年以上農地として使われている黄土耕地。海抜 220m で、坂の傾斜は 4 度から 10 度である。平均年間降水量は 675mm で、最大年間降水量は 1981 年の 933mm、最小年間降水量は 1953 年の 277mm である。最大日降水量は 1997 年の 7 月に記録された 257.8mm である。対象地域はチェルノブイリ原発事故によるセシウムによって汚染されており、全セシウム堆積量の 70%がチェルノブイリ原発事故由来である。また黄土による被覆は 10m であり、黄土堆積物は粒径平均 32.9μm で均一であった。

（2）重要な図表

この論文では、Cs のインベントリデータを用いた土壌侵食モデルとして、Proportional Model (PM), Mass Balance Model (MBM), Refined Mass Balance Model (RMBM), SimplifiedMass Balance Model (SMBM)の 4 つのモデルが使われている。以下にそれぞれのモデルの式を示す。

$$R = \frac{BdX}{100T} \qquad (2.1)$$

where: $X = \frac{A_{ref} - A}{A_{ref}} 100$ and

R – mean soil erosion rate (kg m^{-2} yr^{-1}), B – bulk density of the soil (kg m^{-3}), d – depth of plough layer (m), X – percentage reduction of ^{137}Cs inventory, A_{ref} – local ^{137}Cs reference inventory (Bq m^{-2}), A – ^{137}Cs inventory at the sampling point (Bq m^{-2}), T – time elapsed since beginning of ^{137}Cs accumulation (yr).

式(2.1)は PM であるが、堆積した ^{137}Cs が耕地層内で完全に混合していることを前提としており、浸食による土の損失はセシウムインベントリの減少に直接比例するとしている。

ただし、PM は非常に簡便であるものの、堆積直後は表層が底層よりも多くの Cs を含んでおり Cs が土壌内で均等に分布しているという前提が成立しない、また、土壌侵食では ^{137}Cs が吸着しやすい微細土

壌粒子が選択的に除去されることによる過大評価、などのモデルの使用には限界がある。PM の限界を克服すべく、MBM(2.2)が提案された。

$$\frac{dA(t)}{dt} = I(t) - \left(\lambda + \frac{R}{d_m}\right)A(t) \qquad (2.2)$$

where:
$A(t)$ – cumulative ^{137}Cs activity per unit area (Bq m^{-2}) at time t, R – soil erosion rate (kg m^{-2} yr^{-1}), d_m – the average plough mass depth (kg m^{-2}; $d_m = d \cdot B$), λ – the radioactive decay constant for ^{137}Cs (yr^{-1}), $I(t)$ – annual ^{137}Cs deposition flux (Bq m^{-2} yr^{-1}).

MBM は、耕うんによる土壌中の ^{137}Cs の希釈効果と大気からの ^{137}Cs の降下を考慮に入れている。しかし、MBM は土壌浸食が 0.5～10 kg/m²/yr の範囲において有効であるとされ、この範囲以外では相対誤差が大きくなるとされている。その理由として土壌侵食が粒径に依存すること、土壌が層内に耕うんされる前に新しく堆積した最表面 Cs が浸食によって除去されることがあげられる。これらの欠点を克服するために、MBM は RMBM(2.3)(2.4)に改良された。

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1-\Gamma)I(t) - \left(\lambda + P\frac{R}{d_m}\right)A(t) \qquad (2.3)$$

where:
Γ – fraction of freshly deposited ^{137}Cs removed by erosion before mixing into the plough layer, P – particle size correction factor.

$$\Gamma = P\gamma\left(1 - e^{-R/H}\right) \qquad (2.4)$$

where:
γ - proportion of annual ^{137}Cs input susceptible to removal by erosion depending on local agricultural and rainfall conditions; H – the relaxation mass depth of the initial exponential distribution of ^{137}Cs in the soil profile

RMBM は MBM やこの後に登場する SMBM(2.5)に比べてより現実を表しているといえる。

$$Y = \frac{dB}{P}\left[1 - \left(1 - \frac{X}{100}\right)^{1/(t-1963)}\right] \qquad (2.5)$$

where:
Y is the mean annual soil loss (kg m^{-2}), t is the calendar year when X was measured and other parameters are defined as in PM and RMBM models.

SMBM では、全 ^{137}Cs の降下は 1963 年に発生したと仮定している。SMBM は 1963 年以外の年、チェルノブイリによる Cs の沈着がない地域で適用可能である。

土壌侵食の計算は、異なる追加パラメータ値：*d, B, H, γ, P*、異なる全体の Cs 沈着量に対するチェルノブイリ由来の Cs 沈着量の割合を用いてそれぞれ行われた。使用されたパラメータ値が Table1 に示されている。また Fig.1 に、同じパラメータ値を用いて 4 つのモデルを適用して行われた土壌侵食の計算結果が示されている。

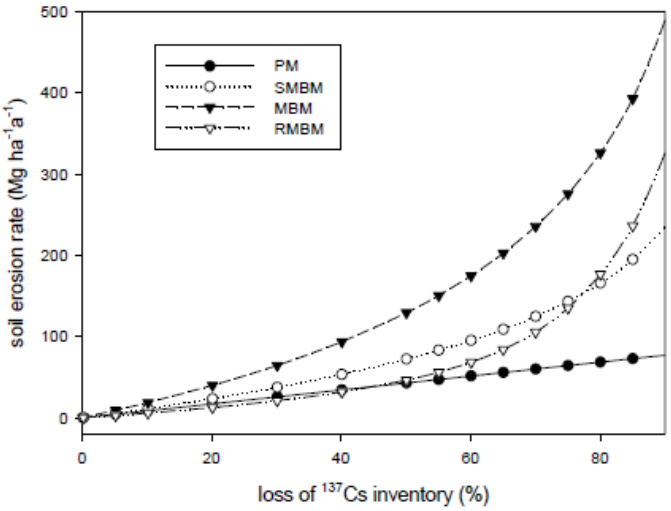

Fig. 1. *Results of soil erosion calculations based on ^{137}Cs inventory data. Calculations performed for four models: PM, MBM, SMBM and RMBM (description of the models in the text).*

Fig.1 から、Cs の損失率が 50%以下の場合、PM, RMBM, SMBM によって得られた土壌侵食量の結果は同様であったが、MBM によって得られた結果では土壌侵食量が高かったことが分かった。Table2 は、3 つの異なる ^{137}Cs の損失におけるパラメータ *H, γ, P, Ch* に対する RMBM の感度の結果を表している。

Table 2. *The obtained values of sensitivities of the RMBM to the parameters P, γ and H.*

	The loss of ^{137}Cs inventory (X), (%)		
	20	40	60
Parameter		Sensitivity	
H	0.56	0.50	0.37
γ	-0.71	-0.74	-0.77
P	-0.88	-0.95	-1.14
Ch	0.14	0.16	0.19

パラメータ *P* は *H, γ* に比べて感度が高く、また RMBM は *Ch* に対する感度が低いということが分かる。なお、*Ch* については以下のように定義される。

$$Ch = \frac{A_{Ch}}{A_{tot}} 100 \qquad (4.2)$$

where:
A_{Ch} and A_{tot} are post-Chernobyl and total ^{137}Cs inventories respectively.

2. 提言につながる情報

（1）モニタリングへの活用

本文中に以下の記述がみられることから、原発事故の影響を見たいときは、^{134}Cs の挙動をモニタリングすることが有効かもしれない。また、Poręba and Bluszcz (2007)によって地球規模の Cs 沈着と地域的な降雨の記録との関係を用いることが別の方法として提案されている。

The accident in Chernobyl nuclear power plant in 1986 presents another problem for the soil erosion determination by a 137Cs method because a large part of Europe was contaminated by the caesium released during this event. In case of SMBM or PM, this additional deposition cannot be accounted for and makes the calculation of soil erosion rates incorrect. MBM and RMBM require annual values of 137Cs deposition and correct values of post-Chernobyl caesium fallout are essential for them. In the short period directly after the Chernobyl accident, it was possible to calculate the share of the Chernobylcaesium in the total caesium by measuring another caesium isotope– 134Cs. This isotope has a short half-life time (about 2 years) and had been once used as a tracer of the post-Chernobyl deposition. But now, about 20 years later, this possibility is no longer available. Another solution of this problem is to use the local rainfall record and its correlation with the global Cs fallout (Poręba and Bluszcz, 2007).

（2）流出挙動・経路

大気降下物を介したインプット，および鋤込みに伴う土壌流亡ならびに放射性崩壊によるアウトプット。

（3）除染の際の留意点

土壌流亡量を定量的に予測するために Cs を使用しているが，逆に流亡量が多いほど除染されることを意味していると考えられる。鋤込み，大気降下物に注目した Cs の物質収支式から予測される土壌流亡量は、鋤込み深さ，土壌密度に依存しないことが示されている。

（4）担当者のコメント

本論文で紹介されているモデルは物理的に明解であるものが多いが、一部のモデル（特に SMBM）で若干前提や仮定が不明瞭な部分があった。

しかし，このような土壌流亡モデルは効率のよい除染を確立する上で非常に重要である。今後、土壌流亡に関する論文を検索することも非常に意義深いと考えられる。