

〔農工研技報 217〕
〔39 ~ 52, 2015〕

分布型物質移動モデルによるウォッシュロードと 放射性物質の移動予測

名和規夫* 吉田武郎* 堀川直紀** 工藤亮治* 皆川裕樹*

* 水理工学研究領域水文水利担当

** 国際農林水産業研究センター 農村開発領域

要 旨

国内においては、沖縄県における赤土流出など土地利用の変化に伴う土壌流出が報告されている。また、東京電力福島第一原子力発電所事故によって広域に拡散した放射性物質は、豪雨時に表土の粘土等に吸着して浮遊物質として流下するため、浮遊物質及びそれに吸着する放射性物質の移動を時空間的に明らかにすることが重要となっている。このため、浮遊物質の移動に関する既存の研究を概観し、浮遊物質の生産と運搬の基礎理論を整理し、分布型物質移動モデルの構築を行った。分布型物質移動モデルにより、浮遊物質の中で多くを占めるウォッシュロード（0.075mm未満）とそれに吸着して移動する放射性物質を連続的に移動予測することが可能となった。

キーワード：浮遊物質、ウォッシュロード、放射性物質、分布型物質移動モデル、放射性物質移動モデル

I 緒 言

国内においては、沖縄県における赤土流出などに代表される土地利用の変化に伴う土壌流出が報告されている。また、降雨による浸食で、強度の土壌劣化を受けた土地は全世界で約2.2億haに及んでおり、農業を継続するうえで大きな課題となっている（大倉，2010）。

東京電力福島第1原発事故によって広域に拡散した放射性物質は土壌表層3cm以内に約9割近くが留まっている（農林水産省，2013）。降雨による表土流出に伴い、表土の粘土等に付着した放射性物質が浮遊物質とともに移動し、上流から下流に輸送されることが予測される。さらに、浮遊物質は取水施設により農業用水として水田域に配水され、放射性物質も運搬・拡散される恐れがある。このため、ダム、頭首工等の取水・貯水管理にあたっては、降雨特性、流出特性を考慮した管理を行うとともに、浮遊物質の移動を考慮した管理とその対策が重要となっている。このように、東日本大震災以降の新たな社会的要請からも、浮遊物質の移動を時空間的に明らかにすることが重要な課題と言える。

土壌浸食に関する研究は、長澤ら（2000）、塩野ら（2004）、高木ら（2008）、中ら（2008）、大澤ら（2008）をはじめとして多くの研究者により畑地、草地などの農地圃場、農地を含めた小流域の土壌浸食を主対象として研究が行われている。一方で、農業用ダム、頭首工等の集水流域を対象として、降雨による表土浸食に起因する浮遊物質移動に関する研究はない。

また、代表的な土壌浸食予測手法としてUSLE、WEPP、SWATがあげられる。USLEはマクロ的な評価手法であり、土壌浸食の物理的な生産過程、運搬過程を表現できない。またWEPP、SWATは表面流出量、ピーク流出量等を算出し土壌浸食量を推定するもので、降雨によって刻々と変化する浮遊物質移動を時間単位で明らかにすることは難しい。

一方、清水（1995）、平林ら（2004）、舩屋ら（2006）により1次元移流方程式による浮遊土砂濃度連続式が提案され、雨水の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続・運動式と浮遊物質濃度連続式を連続して解き、河道内の土砂動態を予測する手法が提唱されている。また、市川ら（2003）により表面流の作用によって地表面の土が剥離するとし、斜面部の土砂生産過程を提唱している。さらに、流域内の空間分布情報を取扱い、任意の地点での流水の挙動を明らかにする分布型流出モデルの研究が進められ、佐山ら（2003）による分布型流出モデルに土砂の生産、堆積過程を組み込んだモデルの研究がされている。

土砂の移動と密接に関連する放射性物質の移動に関連づけた研究が田中ら（2013）によって報告されているが少なく、ダム、頭首工などの集水流域から表面流によって浮遊して流下する浮遊物質、それらに吸着して移動する放射性物質の移動予測の構築が緊急の課題となっている。

本報文では、ダム等の集水流域の表土浸食に起因する浮遊物質の移動に関する既存の研究を概観し、浮遊物質の生産と運搬の基礎理論を整理し、浮遊物質移動および

放射性物質移動を組み込んだ分布型水循環モデル（以下、分布型物質移動モデルと言う。）の構築を行う。またモデルに必要な表土等の物性値、放射性物質沈着量等の必要な情報の整備を行う。舂屋ら（2006）は、河道を流下する浮遊物質の中で、0.075mm未満のウォッシュロードが多くを占めると指摘している。さらに、例えば大貫ら（1983）は、放射性核種の吸着性は土壤粒度が影響を与え、微細粒子のシルト・粘土により多く吸着すると報告している。このため、分布型物質移動モデルによる検討は、ウォッシュロードの移動予測と、それに吸着して移動する放射性物質の移動予測を先行して試みることにする。

II 分布型物質移動モデル

2.1 全体構成

吉田ら（2012）による分布型水循環モデルは、土地利用、土壤特性、地形等の空間データベースを活用したモデルで、各メッシュで得られる河道流量、利用可能水量を再現するとともに、灌漑地区内における用水の取水、用水配分、河道への還元を再現できる。

本研究で構築を試みる分布型物質移動モデルは、前述の分布型水循環モデルによる各時間ステップ、各メッシュでの表面流量、河道流量を基に、斜面部のウォッシュロードの生産・堆積・運搬の過程、河道部の斜面部からの横流入を踏まえた運搬過程のモデル化を図り、流域におけるウォッシュロード移動の予測を試みるものである。分布型物質移動モデルに関する考察の流れを Fig.1 に示す。

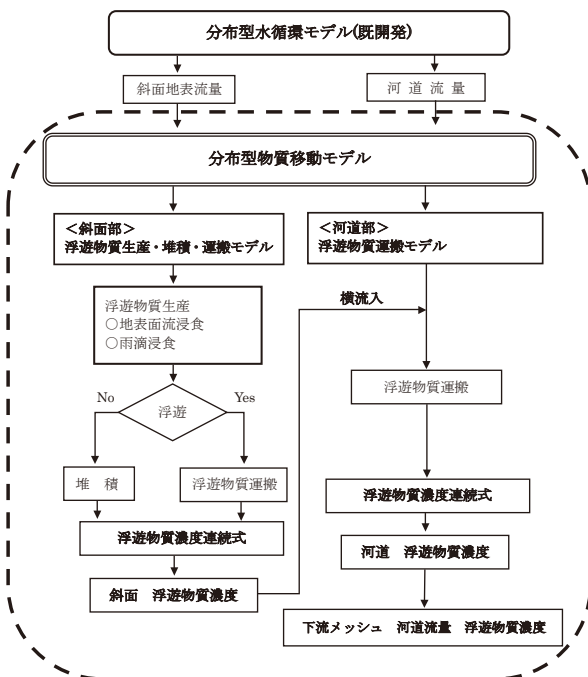


Fig.1 分布型物質移動モデル構築の概要図

Outline to build a distributed water circulation model incorporating suspended solid movement

2.2 斜面部のウォッシュロード生産・堆積・運搬

2.2.1 斜面表面流

斜面表面流は分布型水循環モデルによって解析を行い、追跡手法はキネマティックウェーブ法を用いている。

$$\frac{\partial h_s}{\partial t} + \frac{\partial q_s}{\partial x} = r_e \quad (1)$$

$$h_s = k \times q_s^p \quad (2)$$

$$k = (N/I_b^{1/2})^{3/5}, \quad p = 3/5 \quad (3)$$

ここで、 x ：斜面の下流方向距離[m]、 t ：時間[s]、 h_s 、 q_s ：表面流の水深[m]および単位幅流量[m²/s]、 r_e ：表面流出量[m/s]、 N ：等価粗度係数[sm^{-1/3}]、 I_b ：斜面勾配である。土地利用ごとの等価粗度係数 N は、角屋（1980）による標準値を参考に決定する。メッシュの等価粗度は、メッシュ内の土地利用率で重みを付け平均した値を用いる。

浮遊物質の生産過程を再現するためには短期的な降雨流出現象の再現が重要となる。このため、吉田ら（2014）は、表面流出量 r_e を土壤が飽和したメッシュへの降雨によって生じる表面流（飽和余剰表面流）と、降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる表面流（浸透余剰表面流）に分け連続的に表面流出量を算出するなど、分布型水循環モデルの改良を行った。前者は、土壤が飽和した時点で地表浸入量を飽和透水係数とし、浸透能以上の降雨を表面流出流とする。後者は、Chowら（1988）、黄ら（1996）による浸透能の時間変化を Green Ampt 式（Green and Ampt, 1911）により求め、浸透余剰表面流の発生時刻およびその量を算出する。

表面流の差分法は nonlinear scheme (Li et al., 1975) を用いている。また、2.3.1の河道流についても同様である。

2.2.2 斜面部の浮遊物質濃度連続式

清水（1995）は、河道内の浮遊物質の動態を移流拡散方程式により解析している。その後、平林ら（2004）、舂屋ら（2006）は、流下方向の拡散は無視できるとし、生成項を有する浮遊物質濃度連続式(4)を提案している。降雨による斜面部の浮遊物質生産は、斜面表面流の浸食作用に起因した浮遊物質生産、雨滴の地表面衝突による浸食作用に起因した浮遊物質生産、浮遊物質の堆積の3生成項としている。

浮遊物質の粒径を d とすると、浮遊物質濃度連続式は式(4)で表現できる。

$$\frac{\partial(C_s(d)h_s)}{\partial t} + \frac{\partial(C_s(d)q_s)}{\partial x} = R_{E1}(d) + R_{E2}(d) - C_s(d) \times w_f(d) \quad (4)$$

ここで、 $C_s(d)$ ：浮遊物濃度[kg/m³]、 $R_{E1}(d)$ ：単位

幅単位時間単位長さ当たりの表面流による表土浸食量 [kg/m²/s], $R_{E2}(d)$: 単位幅単位時間単位長さ当たりの雨滴による表土浸食量 [kg/m²/s], $w_f(d)$: 浮遊物質の沈降速度 [m/s] であり, 後述する Rubey 式により求める。

斜面表面流の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続式(1)と運動式(2)により h_s , q_s を, 後述する式(5), (9), (13)により $R_{E1}(d)$, $R_{E2}(d)$, $w_f(d)$ を求める。これらを浮遊物質濃度連続式(4)に代入すると未知数は $C_s(d)$ だけとなり $C_s(d)$ を解くことができる。これを繰り返すことによって浮遊物質濃度が追跡でき, 浮遊物質の移動が予測できる。

斜面部の浮遊物質濃度の差分法には, 斜面流と同様に nonlinear scheme (Li et al., 1975) を用いる。また, 2.3.2の河道部の浮遊物質濃度も同様である。

2.2.3 表面流浸食による浮遊物質生産

市川ら (2003) は, 流域を対象とした表面流による表土浸食は, 表面流水が表土の土壌をはぎ取る (せん断) ことによって発生するとして式 (5) および式 (6) を提案している。

$$R_{E1}(d) = \rho_s \times E \times (1-r) \times p_f(d) \times S \quad (5)$$

$$E = \alpha_I \times u_* \quad (6)$$

$$u_* = (gh_s(I_b^2/(1+I_b^2)))^{1/2} \quad (7)$$

ここで R_{E1} : 単位時間単位長さ当たりの表面流による粒径毎表土浸食量 [kg/m/s], E : 浸食速度 [m/s], ρ_s : 土粒子密度 [kg/m³], r : 間隙率, $p_f(d)$: 浮遊物質の構成率, S : 表面流の潤辺 [1m], α_I : 浸食速度係数, u_* : 摩擦速度 [m/s] である。

粒径が異なる土粒子は, 表面流によって浸食作用を受けても, その流況時に浮遊し運搬されるのかの判断が必要であり, ウォッシュロードの運搬の判断は式(8)により行う (荒井ら, 1988)。

$$\frac{u_*}{1.08} \geq w_f(d) \quad (8)$$

2.2.4 雨滴浸食による浮遊物質生産

平林ら (2004) は初期フラッシュにより浮遊砂のピークが流水のピークより早く発現する事例があり, 雨滴による土壌浸食の影響が大きいと指摘している。Wicksら (1996) は雨滴および樹冠落下滴の運動エネルギーに着目した雨滴による浮遊物質生産式を提唱しており, 雨滴の運動エネルギーによる浮遊物質生産は式(9)である。これをモデルに組み込む。雨滴の直径は Lawsら (1943) の式(12)を用いる。

$$R_{E2}(d) = k_r \times F_W \times (1-C_C) (1-C_G) \times M_R \times b \times p_f(d) \quad (9)$$

$$\left. \begin{aligned} F_W &= \exp(1-h_s/D_m) & h_s > D_m \\ F_W &= 1 & h_s \leq D_m \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

$$M_R = \alpha \times R^\beta \quad (11)$$

$$D_m = 0.00124 \times R^{0.182} \quad (12)$$

ここで, R_{E2} : 単位時間単位長さ当たりの雨滴による粒径毎浸食量 [kg/m/s], k_r : 雨滴による生産浮遊物質離脱係数 [J⁻¹], F_W : 表面流の水深補正係数, C_C : 樹冠の地表被覆率, C_G : 植物の地表被覆率, M_R : 単位時間単位面積当たりの雨滴の平方運動量 [(kg·m·s⁻¹)2m⁻²s⁻¹], b : 浸食幅 [1m], D_m : 雨滴の直径 [m], R : 降雨強度 [mm/hr], α , β : 係数である。

2.2.5 浮遊物質の堆積

式(4)右辺に堆積項が含まれている。今回対象とするウォッシュロードは, 微細粒であるためにほとんど沈降せず表流水と共に移動すると考えられるが, 表面流の流況によって浮遊, 堆積を判断することとし, ウォッシュロードの沈降速度 $w_f(d)$ の算定は Rubey 式(13) (荒木ら, 1962) を用いた。

$$w_f(d) = \left[\left(\frac{2}{3} + \frac{36v^2}{sgd^3} \right)^{1/2} - \left(\frac{36v^2}{sgd^3} \right)^{1/2} \right] \times (sgd)^{1/2} \quad (13)$$

ここで, $w_f(d)$: 沈降速度 [cm/s] (モデルでは m/s に換算), d : 浮遊物質の代表粒径 [cm], s : 浮遊物質の水中比重 [g/cm³], v : 動粘性係数 [cm²/s], g : 重力加速度である。また, 浮遊, 堆積の判断は式(8)により行う。

2.3 河道部の浮遊物質の運搬

2.3.1 河道流

河道流は, 上流端からの流入量 Q_R [m³/s], 単位幅当たりの横流入量 q_{side} [m²/s] をキネマティックウェーブ法で追跡する。

$$\frac{\partial A_R}{\partial t} + \frac{\partial Q_R}{\partial x} = q_{side} \quad (14)$$

$$A_R = k \times Q_R^p \quad (15)$$

ここで, A_R : 河道流下断面面積 [m²], k , p : 定数である。表面流のメッシュ間の移動を担う河道網は, メッシュ毎の平均標高を用いて周囲の最急勾配方向を流下方向とする方法を適用した。河道勾配は, 対象メッシュにおける平均標高値, 上流メッシュにおける平均標高値, 両メッシュ中心間の距離から, 対象メッシュにおける河道勾配 I_b を決定する。

2.3.2 河道部のウォッシュロード濃度連続式

河道部の浮遊物質は流況によって粒径毎に浮遊・堆積の他に河床からの巻上を考慮する必要があるなど、斜面部とは違いがある。

今回の検討は浮遊物質の多くを占める0.075mm未満のウォッシュロードを対象としており、粒径が小さいウォッシュロードは河道流水中に浮遊して流下するため、河道流水による河床からの巻上浮遊、河床への沈降堆積を考慮する必要がなく、ウォッシュロード濃度連続式は式(16)で表現できる。

$$\frac{\partial(C_R(d)A_R)}{\partial t} + \frac{\partial(C_R(d)Q_R)}{\partial x} = C_{side}(d) \times q_{side} \quad (16)$$

ここで、 $C_R(d)$ ：平均水深の浮遊物質濃度 $[\text{kg}/\text{m}^3]$ 、 $C_{side}(d)$ ：斜面末端の浮遊物質濃度 $[\text{kg}/\text{m}^3]$ である。

Ⅲ 対象流域の表土の物性値調査とメッシュ作成

3.1 対象流域の概要

本研究の対象流域はOダム流域とし、ダムに流入するウォッシュロードの移動予測を目的としている (Fig.2 参照)。Oダムは、昭和49年から昭和63年において、U川の上流に建設され、集水面積は110 km^2 である。本ダムは、福島県浜通りの1市、2町にまたがる3,525haの水田に農業用水を安定的に供給し、地域農業の持続的な発展の礎として重要な役割を担ってきている。

ダム集水域の土地利用は、国土数値情報の土地利用細分メッシュから大きく森林、水田、畑および水域に分類し、その概要を Table 1 に示す。畑には畑の他に裸地、農業用施設などが含まれる。

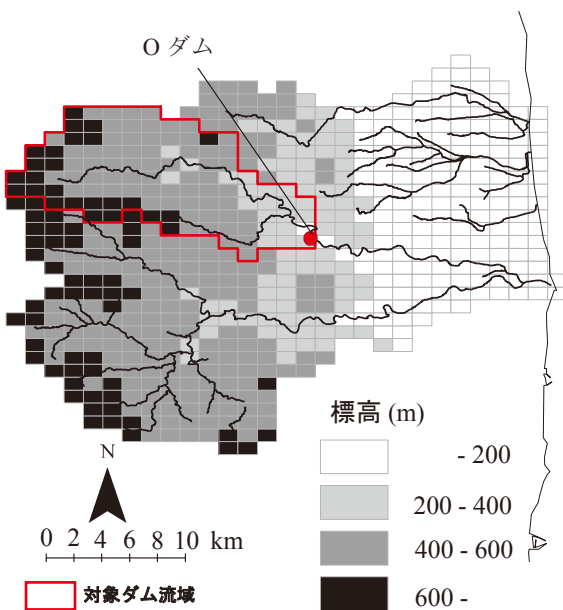


Fig.2 対象流域と灌漑地域のメッシュ分割
Mesh division of basin and irrigation area

3.2 斜面部表土の物理特性

ウォッシュロードを含む浮遊物質の生産は、流域規模、地形、勾配、表層地質、地被条件、水文・気象、水理特性、さらには人為的諸作用が支配要件としてあげられる。

このため、「20万分の1日本シームレス地質図データベース (産業技術総合研究所地質調査総合センター, 2007)」をもとに、ダム流域の地質を把握した。流域のほとんどで表層地質は花崗岩であり、表土は花崗岩を母体とした真砂土である。樽屋ら (1998) は農業用ダムにおける濁水問題を調査しており、ウォッシュロードの生産母体である表層地質によって濁水発生が大きく異なり、流域に堆積岩、花崗岩、破屑岩を含む地区での濁水問題の発生が高率となっていると指摘しており、対象流域は濁水問題を発生し易い表層地質と言える。

表土の物理特性を把握するために表土採取を行った (Fig. 3)。表土の物理特性を表面流による浸食量式 (5)、雨滴による浸食量式 (9) に反映させる。対象流域において、河川沿いに水田、畑が点在するが、多くが森林であり、森林 (針葉樹：杉) 3カ所、森林 (広葉樹：ブナ、ミズナラ) 3カ所、畑1カ所の表土を採取し、土質試験による粒度曲線の結果を Fig.4 に示す。

各地点での表土に大きな礫は含まれず、粒径は4.75mm以下である。流域において、針葉樹と広葉樹による粒度分布に大きな違いが見られず、表土の粒度分布は表層地質の影響を受けていると判断した。畑は粘土成分が森林と比較して少ないが、粒度分布に大きな違いが見られない。森林、畑の粒度分布結果を Table 2 に示す。

Table 1 ダム集水域の土地利用区分
Land use classification of the dam catchment

土地利用区分	森林	水田	畑	水域	計
面積 $[\text{km}^2]$	87.23	5.61	16.06	1.1	110.00
構成率 [%]	79.3	5.1	14.6	1.0	100

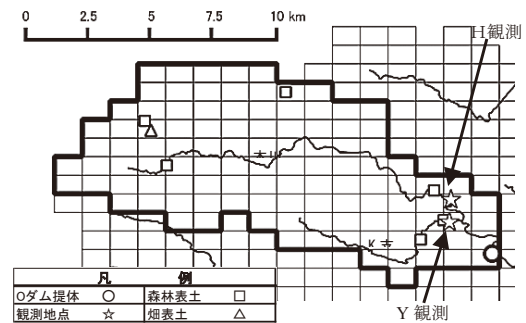


Fig.3 観測地点および表土採取位置図
Observation point and extraction point of surface soil

また、森林および畑表土の土性分類結果を Fig.5 に示す。森林は埴壤土 (Clay Loam) に、畑は壤土 (Loam) に分類される。

これらの結果を、後述するウォッシュロード及び放射性物質の移動予測の基礎資料として活用する。

3.3 モデルメッシュの作成

流域分割には国土数値情報標準地域メッシュ体系の3次メッシュを用いた。同メッシュの大きさは経度差45秒、緯度差30秒であり、日本の中央部においては約1 km 四方の領域に相当する。メッシュに、次に述べる多様な情報を内挿し、分布型物質移動モデルメッシュを作成する。

斜面勾配は数値標高モデル (DEM: Digital Elevation Model) から求める。斜面勾配は斜面表面流の流下現象に影響を与えると同時に、斜面表面流によるウォッシュロード生産・運搬過程に影響を及ぼすため、斜面勾配は重要な要素である。堀川ら (2013) は、平均斜面勾配の計算法として用いられてきた交点法をDEMによる計算法に拡張し、キネマティックウェーブ法の平均斜面勾配

を求めるのに用いられてきた谷線法の値と比較検討し、DEM情報を用いた斜面の平均勾配計測方法を提案している。この方法によりメッシュ毎に平均斜面勾配を計算する。

気象データのメッシュ化は次の手順で行った。降水量は気象庁アメダス、ダム地点の時間降雨量を収集し、メッシュ平年値2010 (気象庁観測部, 2012) の分布をベースとして、観測地点の値を距離により内挿する。また、蒸発散推定に必要な要素 (気温 (日平均, 最高, 最低), 日平均風速, 日照時間) を収集し、各メッシュに近傍3観測地点の値を距離により内挿した。

放射性セシウム沈着量のデータメッシュ化については、ウォッシュロードに吸着して移動する放射性物質の移動予測に活用するために、文部科学省が行った第1~6次航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量 (放射性セシウム137) を内挿した。解析する時期によって、適切な時期の観測情報を使用できるように整備した。

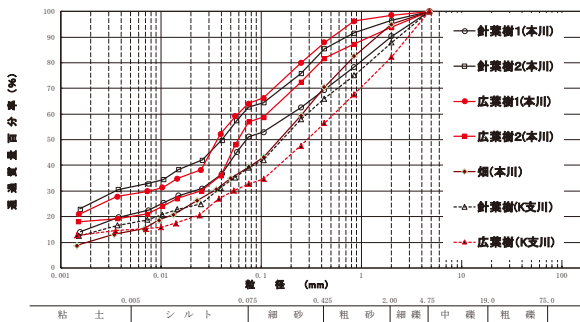


Fig.4 森林、畑表土の粒度曲線
Grading curve of forest and field surface soil

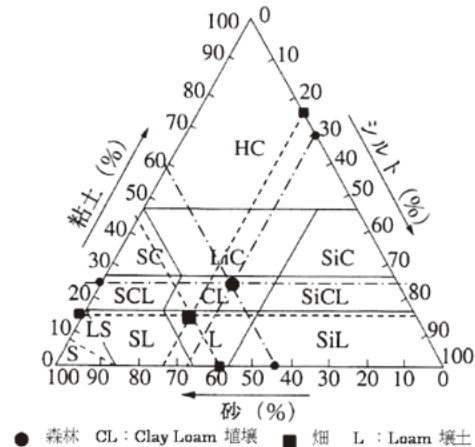


Fig.5 森林、畑の土性分類図
Soil texture of forest and upland field surface soil

Table 2 森林、畑表土の物理特性
Physical-properties values of forest and field surface soil

土地利用	採取流域	採取地点の土地利用	土粒子密度 ρ_s (g/cm ³)	間隙率 r (-)	粒径の構成率 $p_f(d)$ (%)	
					ウォッシュロード 0.075mm未満 d_w 0.038mm	浮遊砂 0.075~4.75mm $ds_1 \sim ds_6$ 6区分粒径
森林	本川流域	針葉樹1	2,406	0.706	57.6	42.4
		針葉樹2	2,393	0.705	48.0	52.0
		広葉樹1	2,496	0.714	45.1	54.9
		広葉樹2	2,472	0.712	59.1	40.9
	K支川流域	針葉樹	2,467	0.712	35.4	64.6
		広葉樹	2,570	0.720	30.1	69.9
		平均	2,467	0.744	45.9	54.1
畑	本川流域	畑	2,673	0.728	34.9	65.1

IV ウォッシュロードの移動予測

4.1 流出特性の解析

ダム地点においては、単位時間当たりのダム貯水変化量にダム放流量を加えてダム流入量を算出している。流出解析はダム地点で2005年1月から2013年10月まで時間単位の降雨量を与え連続計算を行う。検証はダム流入量により行い、検証期間はモデル初期の影響を受けない2007年から東日本大震災前日(2011.3.10)までとする。

流出特性解析はTable 1に示した4土地利用区分に基づき、分布型水循環モデルにより流出量の予測計算を行った。森林と畑が混在する斜面の等価粗度は、メッシュ内の土地利用面積で重み付け平均値とした。後で述べるウォッシュロードの生産は、この等価粗度により算出される表面流により浸食を計算している。

水田は耕作されていないため湛水を考慮せず、水田に降った雨は浸透して、地下水として河道に流出する計算とする。長谷川ら(2002)は、水田からの土壌流出は代かきと移植時に発生し、その量は全体の約90%を占めるとしている。後述するウォッシュロードの生産は、耕作されていないこと、平坦であることから、水田からの生産を考慮しない。水域については、雨のみ与えて計算を行っている。

ダム地点での流出解析は、吉田ら(2014)による他地域の解析を参考に、等価粗度係数は森林($1.5\text{sm}^{-1/3}$)、畑($0.4\text{sm}^{-1/3}$)としてメッシュ内の土地利用率で重みを付け平均した値とした。洪水ピークが明確な2007年7月の洪水ピーク量に合致するように試行錯誤してGreen Ampt式の飽和透水係数(2.9cm/h)、サクシオン水頭(11cm)を決定した。また、斜面流計算は時間間隔 $\Delta t = 600$ (s)、空間間隔 $\Delta x = 100$ (m)で、河道流は時間間隔 $\Delta t = 600$ (s)、空間間隔 $\Delta x = 200$ (m)で行った。

ダム地点の計算流量と観測流量をFig.6に示す。本解析では熱収支による積雪・融雪を考慮していないため、1月から6月の再現性が良いとは言えないが、7月から10月までの出水時ピーク流量について概ね再現ができています。これらの検討により流出に関する諸係数を確定させ、降雨データから東日本大震災以降の流出量を予測する。

4.2 解析対象降雨と流出予測

東日本大震災後に、東北農政局はダム上流の2地点(H, Y観測地点)に自動採水器(ウォーターサンプラー)を設置し、SS、濁度、流水中放射性セシウム濃度等の観測を行っている(Fig.3)。2013年SS観測データ(東北農政局(2014))によりウォッシュロード移動予測の検証を行う。SS観測データは $75\mu\text{m}$ 以下のウォッシュロードより大きい浮遊砂が含まれる。しかし、SS観測資料ではウォッシュロードは重量で約9割近くを占めることから、SS観測値はウォッシュロードとみなし

て検討を行っている。

2013年のダム地点の流出予測解析結果をFig.7に示す。比較的大きな降雨は3イベントである。この中で、SS、水中セシウム濃度を観測したのは2イベント(9/15, 10/16)である。このため、2イベントを重点的に、SS等の観測地点であるH観測(Fig.3)において、流出量予測とウォッシュロード移動予測を行い、SS観測データによって検証を行う。

9/15イベントは、ダム地点の一連降雨量が87.5mm、最大降雨強度が49.5mm/hと集中豪雨型である。10/16イベントは、一連降雨量が114.5mm、最大降雨強度が17.5mm/hと長期間降雨が継続した降雨である。

4.3 ウォッシュロード移動予測

ウォッシュロードの移動予測で重要となるのは、斜面部における表面流と雨滴の浸食作用に起因したウォッシュロードの生産である。2.2.1で述べた土壌が飽和状態の場合および降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる

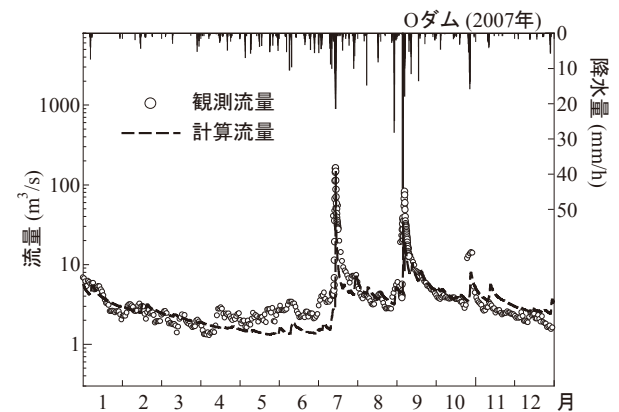


Fig.6 ダム地点の計算・実測流量の相互比較(2007)
Mutual comparison of calculation and survey flow of the dam point (2007)

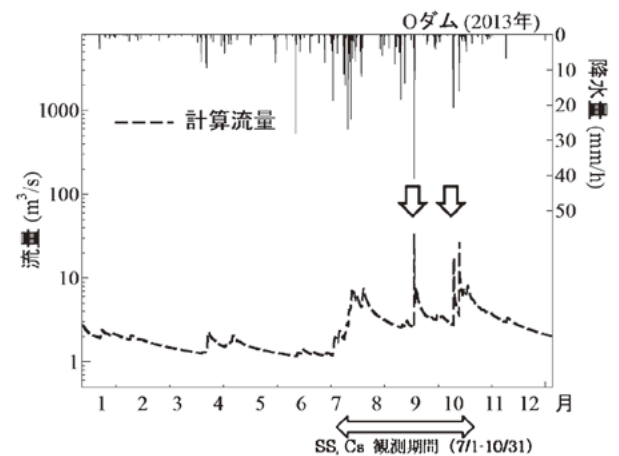


Fig.7 ダム地点の流出予測結果(2013年)
Runoff calculation result of the dam point

表面流，さらに2.2.4で述べた雨滴浸食によりウォッシュロードが生産される。

山口ら（1980）は，先行する出水があると，後の出水時の負荷量はそれがない場合に比較して少ないこと，逆に長期間大きな出水がなかった後の出水時には多くの負荷量が流出すると指摘している。9/15イベントの前にはピーク流出量が $10\text{m}^3/\text{s}$ 以下と大きな出水はなく，流路等への浮遊物質堆積が懸念される。一方，9/15イベントの後の10/16イベントは，その影響が少ないと考えられることから，10/16イベントの解析を先行して行うこととした。10/16イベントの検討結果により決定した諸係数を持ちいて，9/15イベントのウォッシュロード濃度の予測を行うこととした。

4.3.1 混合斜面モデル

4.1で述べたように，表面流変化の追跡は森林と畑が同一斜面に混在するモデルとなっている。このため，式(9)の雨滴浸食計算は，土地利用面積比率の大きい森林とする。森林の土性分類は埴壤土（Clay Loam）であるため，J. M. Wicks（1996）らによる埴壤土に対する K_r 値を参考とした。また，式(9)の C_C は森林水文学編集委員会（2007）による樹冠通過雨率（樹冠通過雨量／林外雨量）を参考とし， C_G は現地の森林下草に対応した係数とした。式(6)の浸食速度係数 α_f 値は流域のウォッシュロード生産特性を表現する係数であるため，SS観測データにより検証を行い，試行錯誤により α_f 値の決定を行った。

混合斜面モデルによるウォッシュロードの移動予測結果をFig.8に示す。ここで，ウォッシュロードの物理特性は， $p_f(d) = 0.459$ ， $\rho_s = 2467[\text{kg}/\text{m}^3]$ ， $r = 0.746$ であり，代表粒径は $d = 38[\mu\text{m}]$ とした。また，雨滴浸食はメッシュ内の多くの面積を占める森林とし， $k_r = 30$ ， $C_C =$

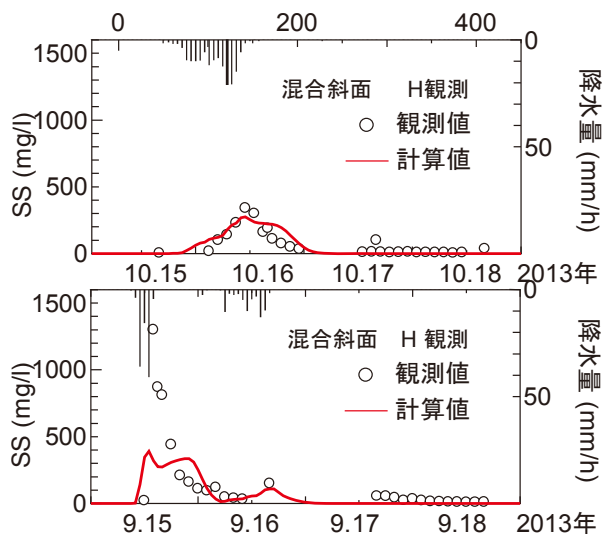


Fig.8 ウォッシュロード濃度予測結果（混合斜面モデル）
Wash load concentration calculation result (mixed slope model)

0.7， $C_G = 0.2$ ，表面流による浸食速度係数は $\alpha_f = 0.0035$ [m/s]で計算を行った。10/16の適合性は良いが，9/15の適合性が良いとは言い難い。

Fig.9に対象流域における森林利用分級図を示す。ダム堤体周辺はダム湖が存在するため森林面積が少ないメッシュもあるが，森林が主となっている。中流域には集落があり，その回りに水田，畑が存在して森林面積が低下している。比較的なだらかな阿武隈地域においては，標高が高い所にも平地が存在し営農が営まれており，このことは本流域の特徴とも言える。このため，土地利用形態に即したウォッシュロード生産・運搬を反映する斜面モデルの検討が必要と判断した。

4.3.2 複合斜面モデル

土地利用形態に即したウォッシュロード生産・運搬過程を反映するため，Fig.10に示す森林，畑，水田，水域の4土地利用を想定した複合斜面モデルとする。4.1で述べたように水田，水域でのウォッシュロードの生産は無いことから，複合斜面モデルは森林と畑を個々の斜面として，斜面毎に流量，ウォッシュロードの生産を算出する。式(14)の単位幅当たりの横流入量 q_{side} ，式(16)の単位幅当たりの横流入するウォッシュロード量（ $C_{side}(d) \times q_{side}$ ）は，森林と畑毎に計算した単位幅当たりの横流入量，ウォッシュロード濃度を基に，式(17)，(18)

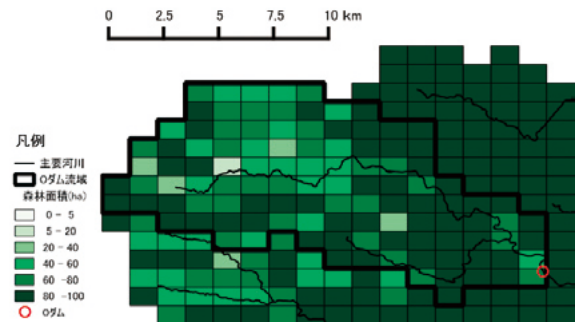


Fig.9 対象流域の森林面積率
Rate of forest area of the examination basin

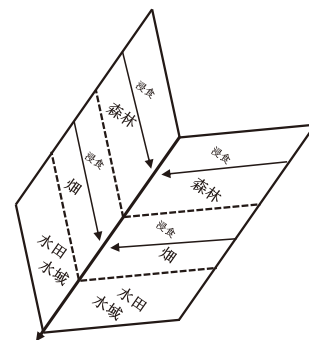


Fig.10 複合斜面モデル概要図
Concept figure of Multi slope model

により計算する。

$$q_{side} = q_{fside} \times pA_{fo} + q_{upside} \times pA_{up} \quad (17)$$

$$C_{side}(d) \times q_{side} = C_{fside}(d) \times q_{fside} \times pA_{fo} + C_{upside}(d) \times q_{upside} \times pA_{up} \quad (18)$$

ここで、 q_{fside} 、 q_{upside} ：複合斜面モデルにおける森林及び畑斜面からの単位幅横流入量[m²/s]、 $C_{fside}(d)$ 、 $C_{upside}(d)$ ：森林、畑斜面の斜面端ウォッシュロード濃度[kg/m³]、 pA_{fo} 、 pA_{up} ：森林、畑のメッシュ内面積構成比である。

複合斜面とすることによって、森林、畑の土地利用形態に即した表流水の発生と表流水による表土浸食、さらには雨滴による浸食に関する諸係数の設定が土地利用毎に可能となる。

森林及び畑斜面からの流出となるため、式(17)の複合斜面モデルの単位幅当たりの横流入量と式(14)の混合斜面モデルの単位幅当たりの横流入量が異なってくる。検証はSS濃度[mg/l]で行うため、観測地点での流量の再現性も重要となる。このため、4.1で行ったダム地点でのピーク流出量の検証を複合斜面モデルでも行った。畑からの流出が早くなるため、計算による洪水ピーク流量 (Fig.6, 7月) が観測値より大きくなったことから、流量に大きく影響を及ぼすGreen Ampt式の飽和透水係数を洪水ピーク流量に合致するよう試行錯誤のうえ決定した。ウォッシュロード濃度予測結果を Fig.11 に示す。ここで、斜面毎の等価粗度は森林 (1.5sm^{-1/3})、畑 (0.4sm^{-1/3}) とし、Green Ampt 式の飽和透水係数 (3.3cm/h)、サクシオン水頭 (11cm) とした。ウォッシュロードの物理特性は4.3.1と同様である。また、雨滴浸食に関しては、森林は4.3.1と同様であり、畑は土

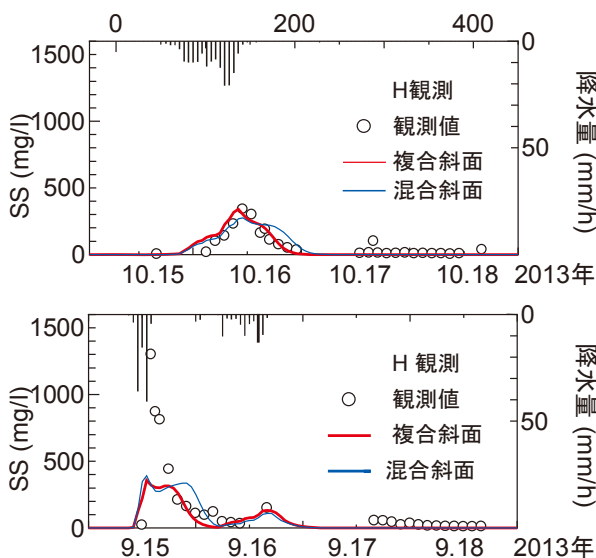


Fig.11 ウォッシュロード濃度予測結果 (複合斜面モデル, 混合斜面モデル)

Wash load concentration calculation result (double slope model, mixed slope model)

性分類の壤土 (Loam) に対する値 $k_r = 40$ 、樹冠がないため $C_c = 0.0$ 、畑植生から $C_G = 0.5$ 、表面流による浸食速度係数は $\alpha_l = 0.0035$ [m/s] で計算を行った。

10/16 イベントの再現性は比較的良好で、ウォッシュロードの表面流、雨滴による生産過程、流水による運搬過程が再現されていると判断した。一方、9/15 イベントは観測値が示すように、急激なSSが発生しており、降雨強度の大きい雨によって大きな雨滴浸食、表面流浸食が発生したと予測される。Fig.11中の青線は混合斜面モデルによるウォッシュロード濃度予測結果である。混合斜面モデルでは低減時の濃度変化が観測値より遅くなり、全体として複合斜面モデルの方がウォッシュロード濃度変化の再現性は良い。

ウォッシュロード移動予測はSS濃度で検証を行うため、観測地点での流量とウォッシュロード量の再現が重要となる。9/15 イベントは降雨強度が大きく短時間の降雨であることから、降雨強度が浸透能を超えた場合に生じる浸透余剰表面流の再現性が重要となる。このため、今後の観測データにより浸透余剰表面流の再現性について検証を行い、流出量の再現向上を図ることとする。

また、山口ら (1980) は、長期間出水がなかった後の出水時には多くの負荷量が流出するとしている。ピーク流出量が10m³/S以下と大きな出水が9/15 イベント前に無かったことから、流域内水路、河道に堆積したウォッシュロードが高水出水時に流出したことが、急激な上昇を再現できない要因の1つと考えられる。

これらを踏まえて、現地観測データによるモデルの検証、更に河道内の浮遊砂の浮遊・沈降を表現するモデルへの改良により、再現性の向上が可能と考えている。

高水時以外においてウォッシュロードの移動予測を行った結果を Fig.12 に示す。計算値と観測値の適合性が良いとは言えないが、ピーク時のウォッシュロード濃度を概ね再現している。今後の観測データにより高水時以外の再現性の向上を図ることとする。

また、SS観測結果により検証した諸係数を基に、H観測地点でのウォッシュロード流量[kg/s]を計算した結果を Fig.13 に示す。ウォッシュロードは高水時に短期間に発生しており、降雨によって発生するウォッシュロードの移動を時間単位で連続的に計算することができる。

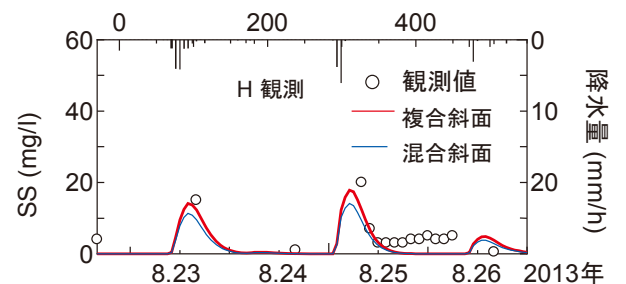


Fig.12 小降雨時のウォッシュロード濃度予測結果
Wash load concentration calculation result at the time of light rain

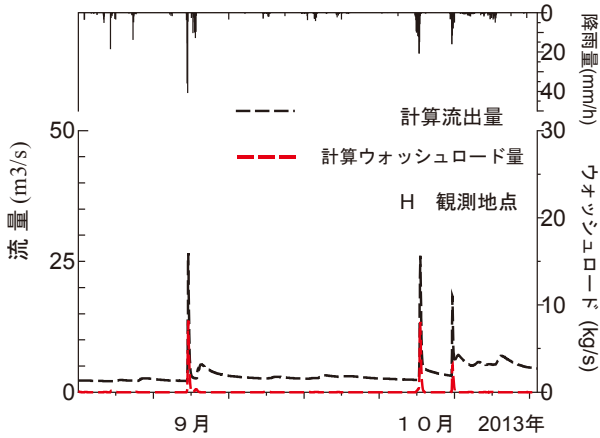


Fig.13 ウォッシュロード流下量の予測結果
Prediction result of the amount of wash loads runoff

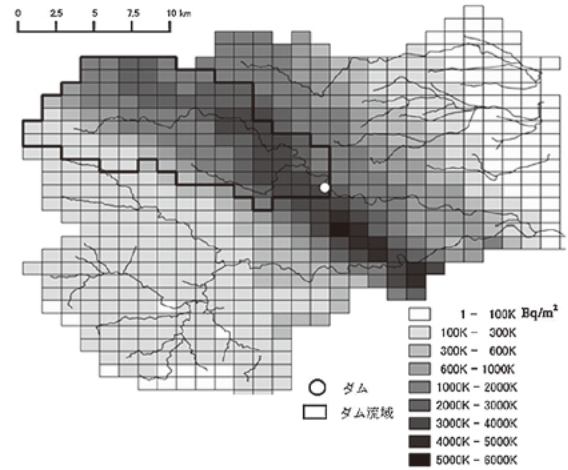


Fig.14 放射性物質沈着量メッシュデータ
注) 文部科学省 第6次航空機モニタリング (2012.11.16) 地表面へのセシウム137沈着量より作成
Mesh data of the deposition substance of radioactive cesium per unit area of ground surface

V 放射性物質移動モデルの組み込み

5.1 全体構成

本研究で構築を試みる分布型物質移動モデルは、斜面部の浮遊物質の生産・堆積・運搬過程、河道部の運搬過程のモデル化を図り、流域における浮遊物質の移動を時空間的に明らかにするとともに、浮遊物質に吸着して移動する放射性物質の移動を明らかにすることを目的としている。今回は前述のようにウォッシュロードを対象に検討を行う。

2011年3月11日の東北地方太平洋沖地震による津波により、東京電力福島第一原子力発電所事故が発生し、本地域を含めて広域に放射性物質が沈着した。

文部科学省(2013)が行った第6次航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量(放射性セシウム137)(以下、放射性物質沈着量と言う。)の測定結果に基づき、対象流域の放射性物質沈着量をメッシュデータ化したのがFig.14である。本データメッシュ(約1km×1km)は、航空機モニタリングによる放射性物質沈着量(25m×25mメッシュ)を単純平均したものである。図に示すように、対象流域には帯状に放射性物質が地表面に沈着している。

このため、空間的に不均一に存在する放射性物質の移動を予測することが大きな課題となっている。分布型物質移動モデルの放射性物質移動に関する考察の流れをFig.15に示す。

地表面土から表面流および雨滴の浸食作用によって生産されるウォッシュロードに放射性物質が吸着する。採取した濁水を濾過した水には放射性セシウムは検出限界未満(1Bq/l)(東北農政局(2014))であり、ウォッシュロードは生産場である地表面土の放射能濃度を保存したまま流水とともに移動すると仮定した。

このため、放射性物質沈着量[Bq/m²]から、ウォッ

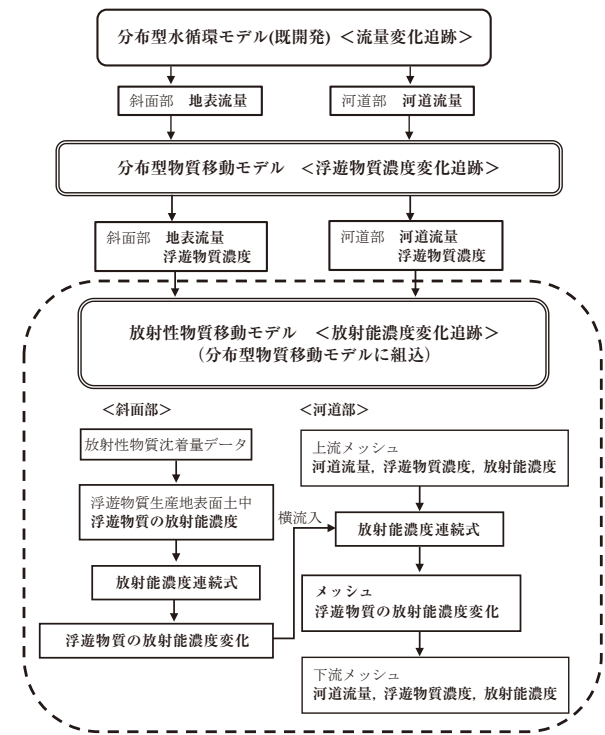


Fig.15 放射性物質移動予測モデル構築の概要図

Outline to build a radioactive substance movement prediction model

ッシュロードの基となる地表面土の土粒子の放射能濃度を推定することによって、放射性物質の移動を予測することができる。ここで、地表面土の土粒子の放射能濃度[Bq/kg]とは、放射性物質が吸着した土粒子の質量[kg]当たりの放射能[Bq]である。

降雨による流量変化、表面流水および雨滴によって生産・運搬されるウォッシュロード濃度の変化、空間的に不均一に存在してウォッシュロードに吸着して移動する放射性物質の放射能濃度の変化を連続的に追跡すること

によって、放射性物質の移動予測を試みるものである。

5.2 浮遊物質生産深度までの放射能の推定

斉藤ら (2011) の調査によると、不攪乱土壌中のセシウム濃度は深度方向で均等ではなく、指数関数に低減を示すとしており、深さと相対放射能濃度との関係を式(19)で表現している。

$$\frac{A(x)}{A_0} = \exp\left(-\frac{x}{\lambda}\right) \quad (19)$$

ここで、 x ：地表面からの深度[cm]、 $A(x)$ ：深度 x における放射能濃度[Bq/kg]、 A_0 ：地表面における放射能濃度[Bq/kg]、 λ ：緩衝深度（放射能濃度が地表面の1/e (= 1/2.7) となる深度）[cm]である。

緩衝深度 (λ) は、深度方向に対する放射能濃度の分布状況を表す係数で、大きいと深い深度まで比較的到低い放射能濃度で分布し、小さくなると浅い深度に比較的高い濃度で分布する。

農林水産省 (2013) が飯館村で行った水田における調査では、放射性セシウムは深度3 cmまでに90%が存在し、さらに深度5 cmまでに98%が存在する結果となっており、この条件を満たす緩衝深度 λ は1.0以下となる。また、斉藤ら (2011) による福島第一原発から80km圏内の緩衝深度 λ は0.5~2.0であり、対象流域内では3地点で調査しており、緩衝深度は0.8である。このことから、対象流域の緩衝深度は0.8とする。

降雨による斜面における浮遊物質は地表土層で生産され、その深度を浮遊物質生産深度 (tps) [cm]とする。式(19)を積分し、浮遊物質生産深度を代入すると、浮遊物質生産深度までの相対放射能が式(20)により計算できる。相対放射能とは、表土中に存在する放射能に対する浮遊物質生産深度までに存在する放射能の構成比である。

$$PCS(tps) = \int_0^{tps} \frac{A(x)}{A_0} dx = \int_0^{tps} \exp\left(-\frac{x}{\lambda}\right) dx = \lambda \left(1 - \exp\left(-\frac{tps}{\lambda}\right)\right) \quad (20)$$

ここで、 $PCS(tps)$ ：浮遊物質生産深度 tps までの相対放射能である。

一方、放射性物質は樹幹等への沈着もあるが、多くは地表面土に沈着している。文部科学省による放射性物質沈着量[Bq/m²]は、地表面土に沈着した放射性物質が放つ放射能と仮定すると、浮遊物質生産深度までの単位体積当たりの放射性物質の放射能は、文部科学省による放射性物質沈着量を基に作成した放射性物質沈着量メッシュデータ (Fig.14)、式(20)の浮遊物質生産深度までの相対放射能から、式(21)で算定できる。

$$CSV_{fall}(tps) = \frac{PCS(tps) \times CS_{fall}}{tps \times 10^{-2}} \quad (21)$$

ここで、 $CSV_{fall}(tps)$ ：浮遊物質生産深度 tps [cm]までの単位体積当たりの放射性物質の放射能[Bq/m³]、 CS_{fall} ：

放射性物質沈着量メッシュデータ値[Bq/m²]である。

5.3 地表面土中の放射能濃度の推定

5.3.1 粒径毎の放射能濃度

土壌への放射性物質の吸着能は細粒物ほど大きくなることが知られており、田中ら (1988) は、分配係数の粒度依存性は、粒径とともに変化する土壌の比表面積と粘土鉱物含有量により生じ、また75 μ m未満のシルト・粘土は大きな比表面積と多くの粘土鉱物を有するため、それらの存在率が土壌に対する放射性核種の吸着に重要な影響を与えるとしている。

斉藤ら (2011) は雲母粘土鉱物、カオリン鉱物など放射性物質が選択的に吸着する土粒子もあるとしている。対象流域の表層地質はほとんどが花崗岩であり、表土は花崗岩を母体とした真砂土である。花崗岩には雲母粘土鉱物、カオリン鉱物などが一般的に含まれる (亀井ら (2003))。斉藤ら (2011) の調査では対象流域の真砂土にはその量が微量から少量である。このため、地表面土の土粒子表面に放射性物質が均等に吸着していると仮定し、粒径毎の単位質量当たりの放射能、即ち粒径毎の放射能濃度[Bq/kg]を推定することを試みる。

地表面土の土粒子は全て球形と仮定すると、単位体積当たりの粒径毎の表面積は式(22)で得ることができる。ここで、土粒子表面に放射性物質が均等に吸着し、均等に放射能 Bq_{SS} [Bq/m²]を放つと仮定すると、粒径毎の放射能は式(23)により得られる。これを粒径毎の総質量で除すると、粒径毎の放射能濃度が式(24)により求めることができ、式(25)の比表面積に比例する。粒径が小さくなると比表面積がそれに反比例して大きくなり、比表面積と粒子径とは等価変換できる ((社)農業土木学会 (1989))。このことから、田中ら (1988) が指摘した放射能濃度の粒度依存性を説明ができる。

$$SN_{SS}(d) = \frac{S_{SS}(d) \times W(d)}{W_{SS}(d)} = \frac{6 \times (1-r) \times p_f(d)}{d} \quad (22)$$

$$BCS_{SN}(d) = Bq_{SS} \times SN_{SS}(d) = Bq_{SS} \times \frac{6 \times (1-r) \times p_f(d)}{d} \quad (23)$$

$$CS_{SN}(d) = \frac{BCS_{SN}(d)}{W(d)} = Bq_{SS} \times \frac{6}{d \times \rho_S} = Bq_{SS} \times S_m(d) \quad (24)$$

$$S_m(d) = \frac{6}{d \times \rho_S} \quad (25)$$

ここで、 $SN_{SS}(d)$ ：単位体積当の粒径 d の表面積[m²/m³]、 $S_{SS}(d)$ ：粒径 d の表面積[m²/個]、 $W(d)$ ：粒径 d の土粒子質量[kg/m³]、 $W_{SS}(d)$ ：粒径 d の単土粒子の質量[kg/個]、 $BCS_{SN}(d)$ ：粒径 d の放射能[Bq/m³]、 Bq_{SS} ：放射性物質が放つ放射能[Bq/m²]、 $CS_{SN}(d)$ ：質量当の粒径 d の放射能濃度[Bq/kg]、 $S_m(d)$ ：粒径毎の比表

面積[m²/kg]である。

5.3.2 粒度依存性を考慮した粒径毎の放射能濃度

地表面土の粒径構成比 $p_f(d)$ 等の物理特性が既知の場合、式(22)により単位体積当りの粒径毎の表面積が計算できるため、粒径毎の表面積構成比が式(26)で求めることができる。土粒子表面に均等に放射性物質が吸着すると仮定しているため、土壌中の放射能は粒径毎の表面積構成比により、粒径毎に放射能を配分することができる。これにより、式(21)で得た浮遊物質生産深度までの単位体積当たりの放射能に、式(26)の粒径毎の表面積構成比を乗じることにより、粒径毎の放射能を式(27)で計算することができる。

$$PSN(d) = SN_{SS}(d) \div \sum_{i=1}^n SN_{SS}(d_i) = \frac{Pr(d)}{d} \div \sum_{i=1}^n \frac{Pr(d_i)}{d_i} \quad (26)$$

$$BP_{SN}(d) = PSN(d) \times CSV_{fall}(t_{PS}) = PSN(d) \times \frac{PCS(t_{PS}) \times CS_{fall}}{t_{PS} \times 10^{-2}} \quad (27)$$

ここで、 $PSN(d)$ ：粒径 d の表面積構成比、 n ：代表粒径の個数、 SN_{all} ：全代表粒径の表面積[m²/m³]、 $BP_{SN}(d)$ ：粒径 d の放射能[Bq/m³]である。

全ての土粒子の表面に放射性物質が均等に吸着し、均等に放射能を発すると仮定しているため、式(23)と式(27)で求めた粒径 d の放射能は同じ($BCS_{SN}(d) = BP_{SN}(d)$)となる。これから吸着した放射性物質が放つ放射能 Bq_{SS} が式(28)で計算でき、これを式(24)に代入することにより、粒径 d の放射能濃度を式(29)により計算することができる。

$$Bq_{SS} = \frac{d}{6 \times (1-r) \times p_f(d)} \times PSN(d) \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \times CS_{fall} \quad (28)$$

$$CS_{SN}(d) = \frac{PSN(d)}{\rho_S \times (1-r) \times p_f(d)} \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \times CS_{fall} \quad (29)$$

$$= \beta_{CS}(d) \times CS_{fall}$$

$$\beta_{CS}(d) = \frac{PSN(d)}{\rho_S \times (1-r) \times p_f(d)} \times \frac{PCS(t_{PS})}{t_{PS} \times 10^{-2}} \quad (30)$$

ここで、 $\beta_{CS}(d)$ ：放射性物質沈着量から粒径毎の放射能濃度に換算する放射能濃度換算係数[m²/kg]である。

式(30)の放射能濃度換算係数は、表土物理特性調査、放射能濃度の深度分布調査、放射性物質沈着量メッシュデータにより既知であり、これによりメッシュ毎に粒径毎の放射能濃度[Bq/kg]の推定が可能となる。

なお、放射能濃度の推定には放射性壊変を考慮する必要がある。ここでは、最新の航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量(2012.11.16)を使用することとし、今回は放射性壊変を考慮していない。

5.4 放射能濃度連続式

5.4.1 斜面部の浮遊物質の放射能濃度

5.1で述べたように、空間的に不均一に放射性物質が地表面土に沈着しており、沈着した放射性物質は地表面の土粒子表面に吸着している。斜面部の地表面土から表面流および雨滴によって生産される浮遊物質は、放射性物質が表流水に溶出しないと仮定すると、地表面土粒子に吸着した放射能濃度のまま移動する。また、本モデルにおいては、放射性物質沈着量メッシュデータは同一メッシュ内では一定であると仮定しているため、斜面部では浮遊物質の放射能濃度は式(29)により算出した濃度値であり、その変化を追跡する必要はない。

5.4.2 河道部の放射能濃度連続式

放射性物質沈着量がメッシュ毎に異なることから、上流メッシュから流入する放射能濃度は変化し、かつ斜面部からはメッシュ固有の放射能濃度が流入することから、河道部の放射能濃度は変化する。

今回の検討は浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードを検討対象としており、河道でウォッシュロードは流水中に浮遊して流下するため、ウォッシュロードの放射能濃度連続式は式(31)で表現できる。

$$\frac{\partial(CS_R(d) \times C_R(d) \times A_R)}{\partial t} + \frac{\partial(CS_R(d) \times C_R(d) \times Q_R)}{\partial x} \quad (31)$$

$$= CS_{side}(d) \times C_{side}(d) \times q_{side}$$

ここで、 $CS_R(d)$ ：ウォッシュロードの放射能濃度[Bq/kg]、 $CS_{side}(d)$ ：斜面端におけるウォッシュロードの放射能濃度[Bq/kg]であり、メッシュ内では一定であるため、 $CS_{side}(d)$ と式(24)の $CS_{SN}(d)$ は同じとなる。

$CS_R(d) \times C_R(d) \times Q$ は流下する放射性物質の放射能[Bq/s]であり、 $CS_R(d) \times C_R(d)$ は水中放射能濃度[Bq/m³]となる。観測はSS濃度[mg/l]、水中セシウム濃度[Bq/l]を計測しており、放射性物質の移動予測の検証は水中セシウム137濃度[Bq/l]により行う。

5.5 放射性物質の移動予測

降雨によって変化する河道流量を追跡するキネマティックウェーブ法による連続式(15)と運動式(16)により A_R 、 Q_R は既知であり、浸食作用によって生産・運搬されるウォッシュロードの変化を追跡する浮遊物質濃度連続式(17)により $C_R(d)$ 、同一メッシュでは $CS_{side}(d) = CS_{SN}(d)$ で既知であり、未知数は $CS_R(d)$ だけとなり、これらの式を一連して連続的に解くことによって、放射性物質の移動予測が可能となる。

これまでの流量、ウォッシュロード量を基に、放射能濃度連続式により水中セシウム137濃度を計算した結果をFig.16に示す。

ここで、ウォッシュロードの物理特性は前述と同様であり、式(20)、式(26)、式(30)に関係する $\lambda = 0.8\text{cm}$,

$tps = 2.0\text{cm}$, $PCS(tps) = 0.934$, $PSN(d) = 0.904$ で計算を行った。

観測の水中セシウム濃度と比較して、ウォッシュロードの再現が良好であった10/16イベントの再現も概ね良好であった。航空機モニタリングによる地表面への放射性物質沈着量メッシュデータにより、空間的に不均一に存在するセシウムの移動予測が可能と判断した。

一方、9/15イベントは、ウォッシュロードと同様に再現性が良いとは言い難い。セシウムの移動は、水路、河道に堆積したウォッシュロードの移動を如何に再現できるかによって左右され、今後の課題と言える。

また、SS, 水中セシウム濃度の観測結果により検証した諸係数を基に、セシウム流下量[Bq/s]を計算した結果をFig.17に示す。

降雨によって生産・運搬されるウォッシュロードの移動とともに、空間的に不均一に存在するセシウム137の

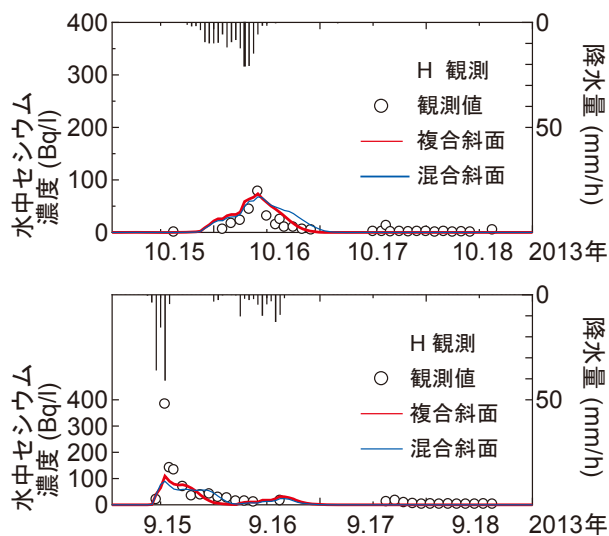


Fig.16 水中セシウム137濃度の予測結果
Prediction result of cesium137 concentration in water

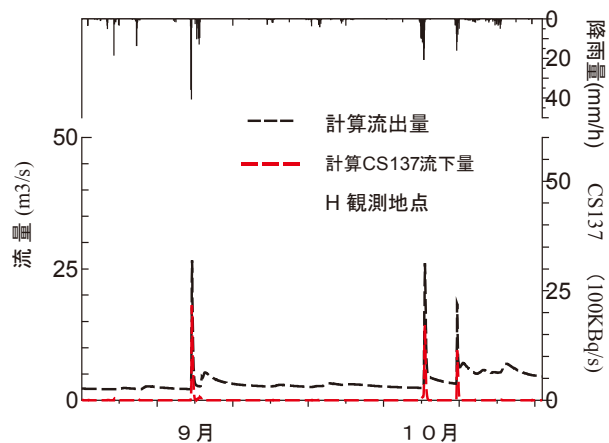


Fig.17 セシウム137流下量の予測結果
Prediction result of the amount of cesium137 runoff

移動を時空間的に表現することができた。

今後、浮遊物質移動モデルの改良により、放射性物質移動予測の再現性の向上が可能と考えている。

VI 結言

本研究の結果をまとめると以下のとおりである

- ① 斜面表面流、河道流の流出を表現するキネマティックウェーブ法による連続・運動式と浮遊物質濃度連続式を連続して解き、浮遊物質の移動を追跡する手法が近年に提唱されている。これらの浮遊物質移動の研究を概観し、分布型物質移動モデルの構築を行った。
 - ② 降雨による斜面部の浮遊物質生産は、斜面表面流の浸食作用、雨滴の浸食作用、浮遊物質の堆積作用の3生産過程とし、これまで実施された水路実験結果などを踏まえて各生産過程を表現するモデル化を行った。
 - ③ 河道内の浮遊物質移動については、河川管理の面から多くの研究が行われており、それらの成果を踏まえてウォッシュロードの運搬過程を表現するモデル化を行った。
 - ④ 地形、勾配、土地利用、植生、土壌特性、気象データ、放射性物質沈着量等の空間データベースを活用した分布型物質移動モデルメッシュの整備を行った。
 - ⑤ 解析実施に必要な表土の物性値調査を行い、対象流域の特性を反映した物性値としてモデルに反映させた。
 - ⑥ 浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードの移動予測を先行して行った。
 - ⑦ 混合斜面モデルは土地利用を反映した斜面モデルとは言えないため、土地利用によるウォッシュロードの生産・運搬を表現できる複合斜面モデルを構築し、ウォッシュロードの移動予測の向上を図った。前降雨の影響が小さいと推測される10/16イベントでは概ね良好な再現性を示した。
 - ⑧ ウォッシュロードを生産する斜面表土の物理特性調査結果を活用し、流域に不均一に沈着する放射性物質沈着量から、粒度依存性を考慮した土粒子粒径毎に放射能濃度を算定する方法を整備した。
 - ⑨ ウォッシュロードに吸着する放射性物質の移動を、流水の変化、ウォッシュロード濃度の変化、放射能濃度の変化を一体的に追跡することによって、セシウム137の移動予測が可能となった。⑦と同様に再現性が良かった10/16イベントは概ね良好な再現性が得られた。
- 以上のように、今回は浮遊物質の多くを占めるウォッシュロードおよびそれに吸着するセシウム137の移動予測を行った。今後、ウォッシュロード以外の浮遊砂およびそれに吸着する放射性物質も含めた浮遊物質の移動予測を分布型物質移動モデルで可能となるようモデルの改良を図る。またこの検討において、河床堆積物の移動予測を組み込むことによって、今回十分な再現ができなかった9/15イベントの再現性の向上を図る予定である。

参考文献

- 荒井信行・清水康行 (1988)：現場のための水理学(3) <http://river.ceri.go.jp/contents/tool/suirigaku.htm>
- 荒木正夫・椿東一郎 (1962)：水理学演習下巻，森北出版，203-204
- 芦田和男・田中健二 (1974)：粘土分を含有する砂れき床の浸食と砂流機構に関する研究，京都防災研究所年報，**17-B**，571-584
- Green, W. H. and Ampt, G. A. (1911): Studies on Soil Physics-Part1, The flow of air and water through soils, *Journal of Agric. Sci.*, **4**, 1-24
- 長谷川周一，波多野隆介，岡崎正規 (2002)：環境負荷を予測するーモニタリングからモデリングへー，博友社，502-511
- 平林桂・砂田憲吾・大石哲・宮沢直季 (2004)：片庭川流域における洪水時の浮遊砂・ウォッシュロード観測と流域土砂動態モデルの検討，土木学会論文集，**768/2-68**，33-43
- 堀川直紀・吉田武郎・工藤亮治・皆川裕樹・名和規夫 (2013)：数値標高モデルを用いた流出の場としての斜面の平均勾配計測方法の考察，農村工学研究所技報，**215**，57-67
- 市川温・藤原一樹・中川勝広・椎葉充実・池淵周 (2003)：沖繩地方における赤土流出モデルの開発，水工学論文集，**47**，751-756
- Ikeda, S., Izumi, N. and Ito, R., (1983): Effects of pile-dikes on flow retardation and sediment transport, *J. Hydraulic Eng.*, **117-11**, 1459-1478
- J. M. Wicks, J. C. Bathurst (1996): SHESED: a physically based, distributed erosion and sediment yield component for the SHE hydrological modelling system, *J. Hydrology*, **175**, 213-238
- 角屋 睦 (1980)：流出解析手法 (その6) — 雨水流法— 表面流出モデルによる洪水流出解析一，農土誌，**48(6)**，37-43
- Laws, J. O. and Parsons, D. A., (1943): The relation of raindrop size to intensity, *Trans. Am. Geophys., Union*, **24**, 452-460
- Li, Ruh-Ming, Simons, D.B. and Stevens, M.A. (1975): Nonlinear kinematic wave approximation for water routing, *Water Resour., Res.*, **11-2**, 245-252.
- 舩屋繁和・清水康行・ウオンサ サニット・村上泰啓 (2006)：流域規模での洪水流出および土砂流出特性について，水工学論文集，**50**，319-324
- 文部科学省 (2013)：①第6次航空機モニタリングの測定結果，および②福島第一原子力発電所から80km圏外の航空機モニタリングの測定結果について
- 中達雄・島崎昌彦・樽屋啓之：畑地圃場から流出する微細土砂の制御工法，農業農村工学会論文集，**255**，69-75
- 長澤徹明 (2000)：降雨時における浮流土砂流送挙動—農林地流域河川の浮流土砂流送に関する研究(I)—，農業土木学会論文集，**208**，1-6
- 西森研一郎・関根正人 (2009)：粘着粘土の浸食過程と侵食速度式に関する研究，土木学会論文集B，**65-2**，127-140
- 農林水産省 (2013)：農地除染対策の技術書，**2**
- (社) 農業土木学会 (1989)：農業土木ハンドブック改訂5版，農業土木学会，1008-1009
- 大澤和敏・池田駿介・久保田龍三郎・乃田啓吾・赤松良久 (2008)：石垣島名蔵川流域における土砂輸送に関する長期観測およびWEPPの検証，水工学論文集，**52**，577-582
- 大倉利明 (2010)：世界の土壌劣化，地球環境，**15-1**，3-7
- 齋藤公明，青木和弘，谷畑勇夫 (2011)：福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究—3 空間線量率マップ，土壌濃度マップの作成—，(独) 日本原子力研究開発機構福島技術本部，平成23年度放射能測定調査委託事業
- http://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyozanzen/mapping_report/2nd-japanese/2ndlist.html
- 佐山敬洋・寶馨 (2003)：斜面侵食を対象とする分布型土砂流出モデル，土木学会論文集，**726/2-62**，1-9
- 椎葉充晴，立川康人，市川温 (2013)：水文学・水工計画学，京都大学学術出版会，221-224
- 塩野隆弘・奥島修二，高木東・福本昌人 (2004)：黒ボク土畝立て圃場の土壌侵食に対するキャベツ栽培の影響，農業土木学会論文集，**230**，1-9
- 清水康行 (1995)：沖積河川の縦断形と河床材料分布形の形成について，土木学会論文集，**521/2-32**，69-78
- 森林水文学編集委員会 (責任編集 久米篤)：森林水文学，森北出版株式会社，14-23
- 樽屋啓之・中達雄・藤井秀人 (1998)：農業用ダムの濁水問題に関する全国調査の分析，農業土木学会誌，**66-11**，1103-1109
- 高木東・塩野隆弘・中野政詩 (2008)：リルリンクの特性値を用いたリル網からの土砂生産量の簡易予測手法，農業農村工学会論文集，**253**，11-20
- 田中智大，立川康人，椎葉充晴，萬和明，キム スンミン (2013)：福島県口太川流域における放射性物質の移行のモデル化と再現について，土木学会論文集B1，**69-4**，487-492
- 田中忠夫，山本忠利 (1988)：分配係数の土壌粒度依存性に及ぼす土壌物性の影響，日本原子力学会誌，**30-10**，933-941
- 東北農政局 (2014)：大柵ダムの放射性セシウム調査結果の概要 (～H25年度)
- http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai_taisaku/hukkou/140918_torimatome.html
- 吉田武郎・増本隆夫・工藤亮治・谷口智之・堀川直紀 (2012)：広域水田灌漑地区の用水配分・管理モデルの実装による流域水循環のモデル化，農業農村工学会論文集，**277**，9-19
- 吉田武郎，名和規夫，堀川直紀，工藤亮治，皆川裕樹 (2014)：分布型水循環モデルにおける表面流出計算過程の改良，農業農村工学会大会講演会講演要旨集，608-609
- 山口高志，吉川勝秀，興石洋 (1980)：河川の水質・負荷量に関する水文学的研究，土木学会論文報告集，**293**，48-63

Moving Projection Method of Suspended Solid and Radioactive Substance By a Distributed Water Circulation Model Incorporating a Suspended Solid and a Radioactive Substance Movement

NAWA Norio*, YOSHIDA Takeo*, HORIKAWA Naoki**, KUDO Ryoji* and MINAGAWA Hiroki*

*Hydraulic Engineering Research Division, Advanced Hydrology and Water Resources Management

**Japan Irrigation Research Center for Agricultural Sciences

Abstract

In Japan, it is reported that soil erosion such as red soil loss, etc. resulting from change of land use has occurred in Okinawa Prefecture. It is said that land where rainfall has caused strong soil degradation has reached about 220 million ha(s) worldwide. And, management considering the movement of a suspended solid and a radioactive substance became important after the accident at Tokyo Electric Power Fukushima 1st nuclear power plant.

For these reasons, the authors investigated the movement of a suspended solid and a radioactive substance caused by surface soil erosion in a catchment basin of dam or head works. We tried to build a distributed water circulation model incorporating suspended solid and radioactive substance movement, and to predict movement of the wash load produced and the cesium 137 carried by the saturated overland flow, and movement of the cesium 137 by this model.

Key words: suspended solid etc., wash load, radioactive substance, distributed water circulation model incorporating suspended solid, *radioactive substance* movement model