

砂防えん堤に堆積した土砂の生産起源推定の試み

高知大学農学部

○長嶺真理子 平松晋也

1. はじめに

近年、砂防事業をはじめとする河川事業の進歩により、河床低下や漁獲量の減少が叫ばれるようになってきた。わが国最後の清流と呼ばれる「四万十川」もこの例外ではなく、「広がる河原砂漠」といったタイトルで、「砂防えん堤により保全力が低下したために河原が広がり、アユも捕れなくなってきた」という新聞報道もなされている。一方、近年では、木材生産活動の低迷にともない、流域内の荒廃地面積が減少し、逆に森林面積が急増しているといった興味深い事実も示されている。本研究では、このような公共事業や林業生産活動をとりまく社会環境変化を勘案し、土砂生産と森林との因果関係を明らかにするとともに、流域内より生産され堆積した土砂の起源推定を行った。

2. 対象流域の概要

研究対象流域は、四万十川水系上流の四万川流域上流部に位置する本モ谷川流域であり、流域の地質は大部分が砂岩泥岩互層である。本モ谷川流域の河道延長は約5,100mであり、平均河床勾配は1/22.5と急勾配をなしている。1999年現在、本モ谷川流域内には193箇所の崩壊地が存在し、崩壊面積率は0.3%(崩壊面積:4.05ha)程度である。また、本モ谷川流域内には、1999年までに計29基の砂防えん堤が設置されている。

3. 放射性同位体を用いた砂防えん堤堆積土砂の生産起源の推定

3.1 供試体の採取と計測

放射性同位体濃度の計測に使用した試料は、図-1に示す本モ谷川の支川である中の川流域内に位置する中の川②えん堤(上流側)と中の川④えん堤(下流側)の堆砂域内で採取した。計測項目はCs-137濃度、Pb-210ex.濃度、Bi-214濃度、Tl-208濃度である。

3.2 堆積土砂の生産場所の推定

Cs-137濃度とPb-210ex.濃度の深度分布状況を示す図-2、3より、②-1地点の深度0.625m、0.925m地点と②-2地点の深度0.625~1.950m地点では、Cs-137濃度とPb-210ex.濃度とともに低いことから、斜面深層部すなわち崩壊を起源とする土砂であり、逆に、②-1地点の深度0.025~0.325m地点では、Cs-137濃度、Pb-210ex.濃度とともに高く、斜面表層部すなわち表面侵食を起源とする土砂であると推測される。一方、④-1地点の深度0.025~0.625m地点では、Cs-137濃度、Pb-210ex.濃度とともに高く、斜面表層部すなわち表面侵食起源の土砂により構成されているものと推察される。また、④-1地点の深度1.025~1.350m地点でのCs-137濃度とPb-210ex.濃度は、崩壊を起源とする②-2地点の深度0.625~1.950m地点と、侵食を起源とする②-1地点及び④-1地点の深度0.025~0.625m地点の中間的な値を示しているため、崩壊を起源とする土砂に侵食を起源とする土砂が他の地点よりも多く混入(崩壊残土の流下土砂)しているものと推察される。

Cs-137濃度とPb-210ex.濃度との関係を図-4に示す。図中には、既往調査で得られた中の川流域内に位置する崩壊斜面、ガリ壁面

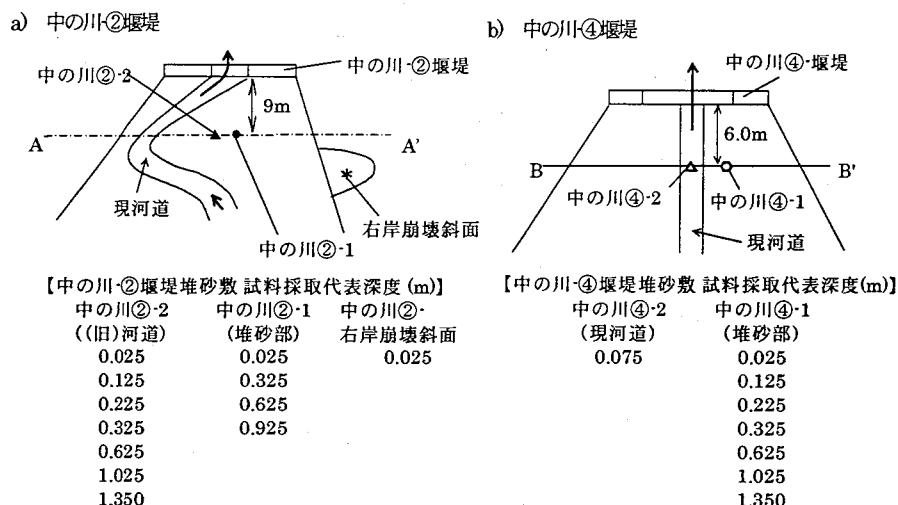


図-1 中の川②堰堤および中の川④堰堤堆砂敷周辺での試料採取地点

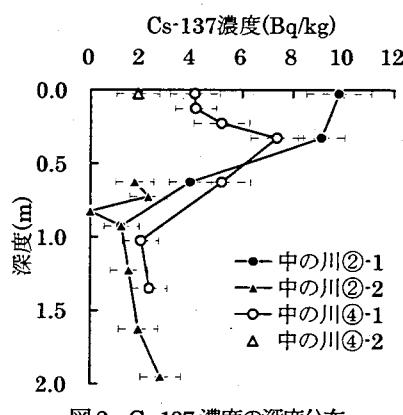


図-2 Cs-137濃度の深度分布

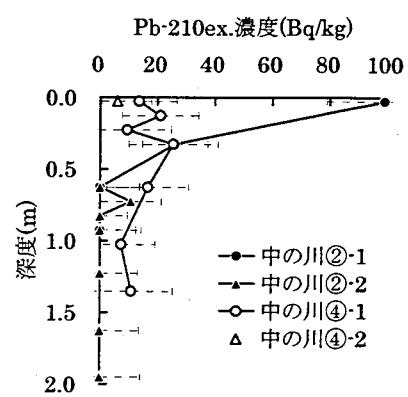


図-3 Pb-210ex.濃度の深度分布

および林道上堆積物の Cs-137 濃度と Pb-210ex.濃度の平均値をも併記した。図-4 では、②-2 地点の 0.625~1.950m 深度部と④-1 地点の 1.025~1.350m 深度部では、Cs-137 濃度、Pb-210ex.濃度ともに低い値を示しているのに対し、②-1 地点と④-1 地点の 0.025~0.625m 深度部では、Cs-137 濃度、Pb-210ex.濃度ともに高い値を示し、前者を崩壊起源、後者を浸食起源と明瞭に分離可能となる。

3.3 堆積土砂の生産時期の推定

流域内で過去に発生した崩壊の再現計算を実施し、この結果と前述の同位体分析結果とを基に堆積土砂の生産時期を推定した。崩壊の再現計算には、森林施業状態の変化が斜面の安定性に及ぼす影響を定量的に評価することを目的として構築された『植栽の有・無による斜面安定性変動予測モデル』(平松ら、2002)を採用した。伐採(植栽)後の経過年数(t 年)に対応した斜面の不安定化率 : Ls(t) と安定化率 : Fs(t) の経年変化は(1)式で求められる。さらに、森林施業状態(伐採・植栽)の変化に伴う土砂生産危険度(危険面積)の評価指標として、前述の斜面不安定化率 : Ls(t)、斜面安定化率 : Fs(t) と伐採面積 : AL(ha)、植栽面積 : AF(ha)、流域面積 : a(ha)とを用いて崩壊可能面積率指標(APr(t)(%)) ; (2)式)が求められる。素因として APr(t)(%) を、誘因として年最大日雨量 : Rd(mm/day)をそれぞれ抽出し、重回帰分析を行なうことにより得られた崩壊面積率(s/a)予測式を(3)式に示す。

$$\left. \begin{array}{l} t \leq T_{L(0)}; T_{F(0)}; Ls(t) = Fs(t) = 0 \\ t > T_{L(0)}; Ls(t) = \frac{100}{T_{L(100)} - T_{L(0)}} \cdot t - \frac{100 \times T_{L(0)}}{T_{L(100)} - T_{L(0)}} \\ t > T_{F(0)}; Fs(t) = \frac{100}{T_{F(100)} - T_{F(0)}} \cdot t - \frac{100 \times T_{F(0)}}{T_{F(100)} - T_{F(0)}} \end{array} \right\} \quad \dots \dots \quad (1)$$

$$APr(t) = \frac{AL \cdot Ls(t) - AF \cdot Fs(t)}{a} \times 100 \quad \dots \dots \quad (2)$$

$$s/a = 1.424 \times 10^{-6} (Rd - 245)^{3.247} \cdot APr(t)^{1.589} \quad \dots \dots \quad (3)$$

1960~1999 年の期間を対象として(3)式より得られた再現計算結果を示す図-6 より、崩壊面積率予測式 : (3)式の再現精度が高いことがわかる。また、実績値では空中写真の撮影年度の関係上、崩壊発生年度を 5 時期(1963, 1972, 1982, 1992, 1999 年)に限定せざるを得なかったのに対し、再現計算ではこの 5 時期以外にも崩壊が発生する結果となった。

本モダニティでは中の川②えん堤が建設された直後の 1963 年に崩壊面積率 0.1955%(計算値)の規模で表層崩壊が多発しているが、1964 年以降生じた表層崩壊による崩壊面積率は 0.0001~0.0265%(計算値)と 1963 年の 1/10 以下となっている。このことより、現在、中の川②えん堤に堆積している土砂の大部分(②-1 地点の 0.625m 深度部以深の堆積土砂)は 1963 年の崩壊土砂により構成されているものと推測される。一方、中の川④えん堤の堆積土砂は、前述のように侵食土砂が卓越しているが、その建設年度が 1964 年(崩壊が多発した 1963 年の翌年)であることを勘案すると、同えん堤の建設初期の堆積土砂(中の川④えん堤の深度 1.025m 以深)は、中の川②えん堤と中の川④えん堤間の河道内に残存していた 1963 年の崩壊残土が、その後の中・小出水により侵食土砂とともに徐々に流下し、堆積したものと推測される。

4.まとめ

放射性同位体分析と森林の施業状態の変遷解析とを併用することで、流域内に存在する土砂の起源推定(場所・時期)が可能となることが示唆された。しかしながら、今回示した放射性同位体分析結果には土粒子の粒径の影響が考慮されていないため、今後は、土粒子の粒径の影響や堆積期間による放射性同位体の存在量の減少を加味し、堆積土砂の起源推定をより詳細に行なう予定である。

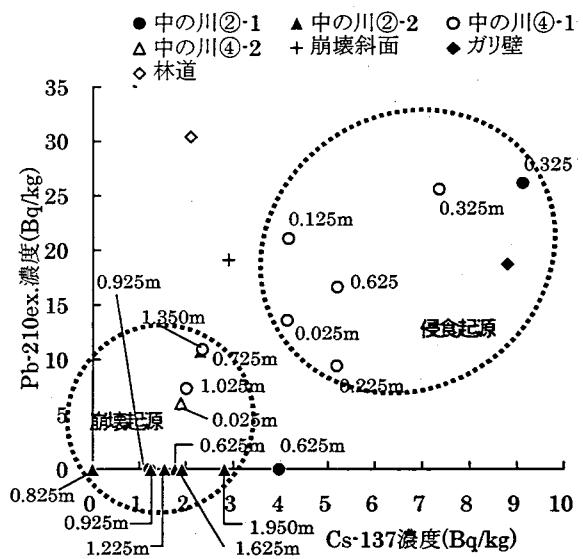


図-4 Cs-137 濃度と Pb-210ex.濃度の分布

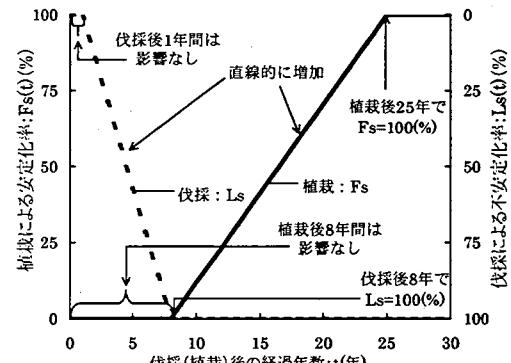


図-5 植栽の有・無による
斜面安定性変動予測モデルの概念

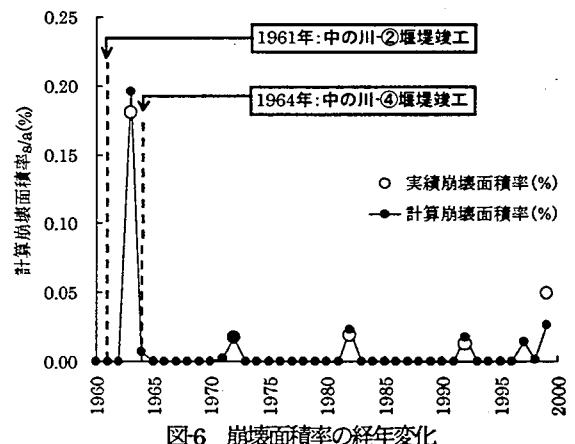


図-6 崩壊面積率の経年変化