

白川河口域における土砂・栄養塩収支

SEDIMENT AND NUTRIENT BUDGET IN ESTUARY OF THE SHIRA RIVER, JAPAN

山本浩一¹・横山勝英²・森下和志³・高島創太郎⁴・河野史郎⁵・末次忠司⁶

Koichi YAMAMOTO, Katsuhide YOKOYAMA, Kazushi MORISHITA,
Sotaro TAKASHIMA, Shiro KAWANO and Tadashi SUETSUGI

¹正会員 博(工) 佐賀大学有明海総合研究プロジェクト 講師 (〒840-8502 佐賀市本庄町1番地)

²正会員 工博 首都大学東京 都市環境学部 講師 (〒192-0397 東京都八王子市南大沢1-1)

³正会員 国土環境株式会社 環境情報研究所 (〒224-0025 神奈川県横浜市都筑区早渕2-2-2)

⁴正会員 国土環境株式会社 九州支店 (〒812-0055 福岡県福岡市東区東浜1-5-12)

⁵正会員 理修 国土環境株式会社 環境情報研究所 (〒224-0025 神奈川県横浜市都筑区早渕2-2-2)

⁶正会員 工博 国土交通省国土技術政策総合研究所 河川研究室長 (〒305-0804 茨城県つくば市旭1番地)

To clarify how much sediment and nutrients are supplied from the river basin to estuary, we studied the sediment and nutrient budget in the estuary of the Shira River, Japan. Acoustic Doppler Profilers, turbidity meters and salinity meters were installed in the estuary to measure the sediment flux in the studied estuary. It was revealed from the study that over 90% of the annual discharged loads of the suspended solids and particulate nutrients were supplied from the nonpoint sources. On the other hand, over 30% of the annual discharged loads of the dissolved nutrients were supplied from the sewage works. In the estuary of the Shira River, about 12800 tons of fine sediments are transported and accumulated in the tidal river by tide.

Key Words : Estuary, nutrient budget, tide, sediment transport, ADCP, turbidity

1. はじめに

閉鎖性海域の水質保全や河口域における生態系を取り巻く環境の評価のためには、土砂・栄養塩類の河川流域からの供給量や、河口域での流動量を正確に把握する必要がある。

河川流域から流出する土砂・栄養塩は多くの場合感潮域を経て海域へ供給されるが、感潮域においては懸濁物質やフミン質は海水との接触により凝集・沈殿して底泥となり、潮汐によってひきおこされる流動にともなって再移動する。よって、河川から海域へ流出する正味の土砂・栄養塩負荷量を求めるためには感潮域における日々の懸濁物質の流動を考慮に入れる必要がある。特に有明海や瀬戸内海に代表される潮位差の大きな沿岸の河川感潮域においては、潮汐に伴う懸濁物質の逆流量は大きくなり、横山らは白川において感潮域で中規模の洪水に匹敵する土砂が流動する報告している¹⁾。河川感潮域は海水と淡水が出会うことによって水と懸濁物質の鉛直2次元的な流動が生じるために、非感潮区間における土砂モニタリング方法をそのまま適用できない。そこで本研究では、すでに横山らが開発したモニタリング手法²⁾を基本としてこれをさらに発展させ、熊本県白川河口域における通年の土砂・栄養塩動態について明らかにした。

2. 研究方法

(1) 調査対象水域

研究対象の白川は、熊本県の阿蘇カルデラに源を発する流域面積480 km²、流路延長74 kmの一级河川である(図-1)。流域の8割を阿蘇カルデラが占める。年間の降水量はカルデラ北部盆地の阿蘇乙姫地点で2833 mm(1979年~2002年平均)、阿蘇山で3252 mm(1961年~2002年平均)である。降水の大部分は梅雨によってもたらされ、5月~7月の3ヶ月間の降水量は年間降水量の約40%~50%である(2001年~2003年)。上流域は山地が70%を越えるが、そのうち60%は崩壊地および牧草地である。河口から4.4 km地点(4.4 KP)には農業用の取水堰があり、感潮区間はこれより下流となる。有明海に面する白川河口域は潮位差が最大4 m程度(TP:-2 m~2 m)と大きいので、上げ潮時には海水が強混合状態で河道内へと侵入する。干潮時には沖合 2.5 km程度まで幅4 km程度の砂質~砂泥質の干潟が出現する。調査地点は感潮域に3地点(St. 1~St. 3)、非感潮域に1地点(St. 4)の、合計4点とした。St. 1は河口から250 m沖合、St. 2は0 KP、St. 3は3 KP、St. 4は15.8 KP地点である。感潮域に流入する河川流量は河川管理者が代継橋(12.3 KP)観測所で測定した流量を用いた。調査日程については表-1に示す。

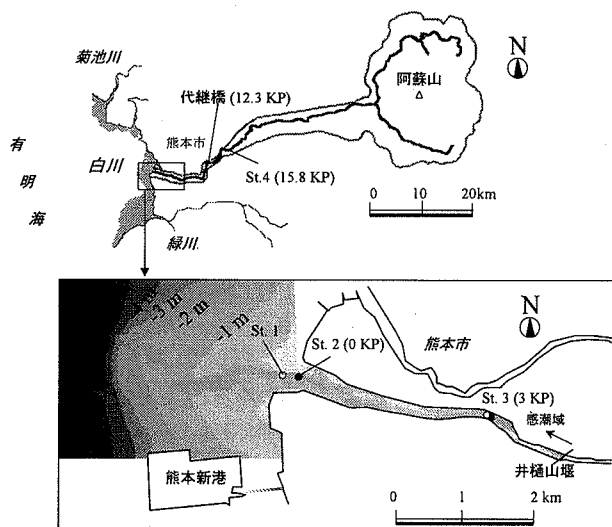


図-1 調査対象水域（白川）

表-1 調査日程

内容	2001											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
自記計測												
洪水時連続観測												
内容	2002											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
自記計測												
洪水時連続観測												
内容	2003											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
自記計測												
洪水時連続観測												

(2) 自記計測

濁度を連続的に計測するために自記式濁度計（アレック電子製 ATU 5-8 M）を St. 2, St. 3, St. 4 の河床から 20 cm の地点に設置した。さらに、感潮域の St. 2, St. 3 には超音波流速計（Nortek 製 Aquadopp 2 MHz）を設置し、鉛直多層の水平方向の流速、および後方散乱音響強度を取得した。また St. 2, St. 3 については鉛直多層に水温・塩分計（アレック電子製 MDS-CT）を配置した。St. 4 の濁度計（20 時間隔）を除く全ての計測機器の計測時間間隔は 10 分とし、通年のデータを取得した。計測位置を図-1 に示した。

(3) 洪水時連続観測

河川の出水時の濁度と土砂・栄養塩濃度の関係を明らかにするために代継橋（12.3 KP）および St. 4 において出水時に連続採水を行った。現場では河川水の表層水をバケツで採取し、濁度検定用の艶消し黒塗装の容器に入れて直接濁度を測定した。なお、サンプルはポリエチレン瓶に入れて冷蔵し、後日分析に供した。洪水時の連続採水は 2002 年 6 月 24 日～25 日（代継橋）、および 2003 年 6 月 28 日～29 日（St. 4）、7 月 12 日（代継橋）の 3 回行った。

(4) 水質分析

懸濁物質（SS）、全窒素（TN）、全リン（TP）、溶存態窒

素（DN）、溶存態リン（DP）、懸濁態窒素（PN）、懸濁態リン（PP）、硝酸態窒素（ NO_3^- -N）、亜硝酸態窒素（ NO_2^- -N）、アンモニア態窒素（ NH_4^+ -N）、溶存態反応リン（DRP）、懸濁態反応リン（PRP）、溶存態有機リン（DOP）、懸濁態有機リン（POP）、全有機炭素（TOC）、溶存態全有機炭素（DOC）を分析した。SS については 0.45 μm メンブレンフィルターを用いた重量法、TN, DN, TP, DP についてはペルオキシ2硫酸カリウム分解後 BRAN+LUEBBE 社 TRAACS による分析を行った。 NO_3^- -N, NO_2^- -N, NH_4^+ -N, DRP についても TRAACS で測定した。TOC, DOC については島津 TOC-5000A により測定した。懸濁物質（SS）、次項に示す各態有機炭素、栄養塩を分析した。ただし栄養塩の分画は次式に従った。

有機炭素

$$\text{TOC} = \text{POC} + \text{DOC} \quad (1)$$

窒素

$$\text{TN} = \text{PN} + \text{DN} \quad (2)$$

$$= \text{PN} + \text{DON} + \text{DIN} \quad (3)$$

$$= \text{PN} + \text{DON} + \text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N} \quad (4)$$

リン

$$\text{TP} = \text{PP} + \text{DP} \quad (5)$$

$$= \text{POP} + \text{DOP} + \text{TRP} \quad (6)$$

$$= \text{POP} + \text{PRP} + \text{DOP} + \text{DRP} \quad (7)$$

3. 研究結果

(1) 濁度による懸濁成分濃度の推定

洪水時の実測データから求めた懸濁物質（SS）、懸濁態窒素濃度（PN）、懸濁態リン濃度（PP）、懸濁態有機炭素濃度（POC）は濁度（Turb）に対して、

$$\text{SS} = 2.19 \times 10^{-1} \text{Turb}^{1.35} \quad (\text{R}^2 = 0.979) \quad (8)$$

$$\text{POC} = 1.44 \times 10^{-2} \text{Turb}^{1.27} \quad (\text{R}^2 = 0.878) \quad (9)$$

$$\text{PN} = 3.67 \times 10^{-3} \text{Turb}^{1.09} \quad (\text{R}^2 = 0.954) \quad (10)$$

$$\text{PP} = 2.80 \times 10^{-3} \text{Turb}^{0.991} \quad (\text{R}^2 = 0.968) \quad (11)$$

の関係があった（図-2～図-4）。上記（8）式～

（11）式より、濁度の連続観測結果から懸濁成分の濃度に換算した。また、St. 3（12.3 KP）地点で連続的に測定された流量を用いて負荷を計算した。

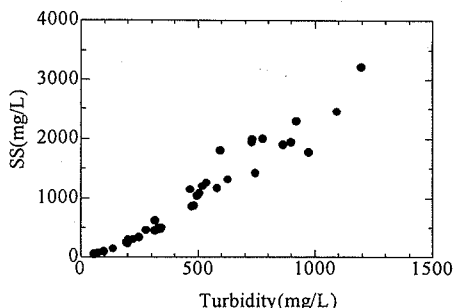


図-2 SS 濃度と濁度の関係（白川 St. 4）

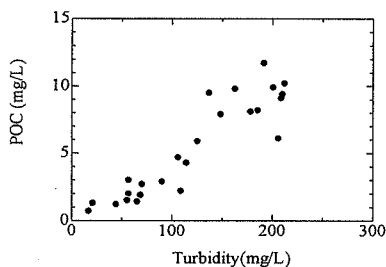


図-3 POC 濃度と濁度の関係 (白川 St. 4)

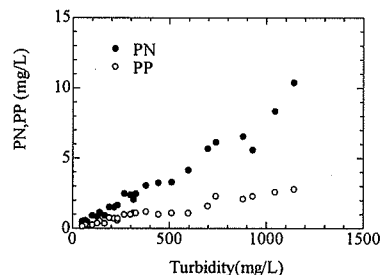


図-4 PNおよびPP濃度と濁度の関係 (白川 St. 4)

(2) 溶存成分負荷の推定

溶存物質の負荷については河川流量との関係調べ、モデル化する。図-5～図-7に負荷と流量の関係を示した。

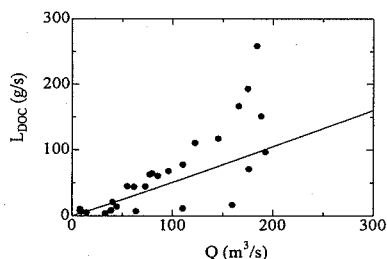


図-5 DOC 負荷 (L_{DOC}) と流量 (Q) の関係

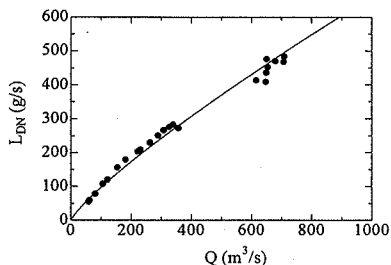


図-6 DN 負荷 (L_{DN}) と流量 (Q) の関係

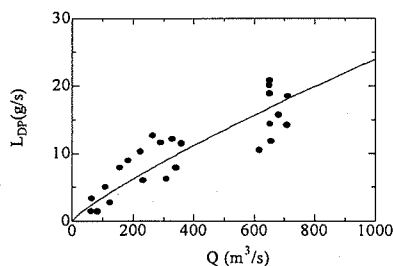


図-7 DP 負荷 (L_{DP}) と流量 (Q) の関係

流量と負荷量の関係を検討した結果、下記 (12) ～ (14) が得られた。溶存態有機炭素負荷 (L_{DOC})、溶存態窒素負荷 (L_{DN})、溶存態リン負荷 (L_{DP}) はそれぞれ (12) ～ (14) 式で算出した。

$$L_{DOC} = 0.250 Q^{1.15} \quad (R^2 = 0.613) \quad (12)$$

$$L_{DN} = 2.00 Q^{0.841} \quad (R^2 = 0.988) \quad (13)$$

$$L_{DP} = 0.0847 Q^{0.814} \quad (R^2 = 0.789) \quad (14)$$

(3) 後方散乱強度によるSS濃度の算定

超音波流速計は懸濁物質に一定周波の音波を発射してその反射波のドップラー効果によって鉛直各層の流速を算出するものである。

水中音響工学では、音波を発射したときの懸濁粒子や気泡からの反響を体積残響といい、(15) 式で表す。

$$EL = SL - 2TL + SV + 10 \log V_R \quad [\text{dB}] \quad (15)$$

ここで、 EL ：体積残響レベル (dB) SL ：発射音響強度 (dB)， TL ：超音波流速計から散乱体までの伝搬損失 (dB)， SV ：体積後方散乱強度 (dB)， V_R ：散乱体積 (m^3)， r は距離 (m) である。

伝搬損失 TL については、発散損失と吸収損失の和で表される。すなわち

$$TL = 20 \log r + \alpha_w r \quad [\text{dB}] \quad (16)$$

となる。ただし α_w ：減衰係数 (dB/m)。

(16) 式における右辺第1項は音波が球面状に拡散するときの損失であり、第2項は音響エネルギーが媒質の熱エネルギーに変化することによる損失である。第2項については低周波数では海水中のホウ素による吸収を考慮する必要があるが、本研究で用いた周波数 1 MHz 以上の領域では水の粘性吸収が卓越するため、水による減衰係数を α_w とすると f を周波数 (kHz) として

$$\alpha_w = 3.01 \times 10^{-7} f^2 \quad [\text{dB/m}] \quad (17)$$

で表される³⁾ から、本研究で用いた周波数 2 MHz の超音波流速計については $\alpha_w = 1.2$ (dB/m) となる。

体積後方散乱強度 SV は、単位体積あたりの懸濁物質による散乱断面積を σ_v (m^{-1}) とすると、

$$SV = 10 \log \frac{\sigma_v}{4\pi} \quad [\text{dB}] \quad (18)$$

で表される。しかし、散乱断面積の実測は困難なため、懸濁物質の濃度 C (g/m^3) の関数として

$$\frac{\sigma_v}{4\pi} = kC^a \quad (19)$$

とおく。ただし k ， a は定数である。(15) 式の右辺第4項は、大きさ V_R の散乱体積に空間的な長さの音波が入射したときに、散乱体積のすべての部分で散乱が起こると考える。 v を音速 (m/s)， T を送信パルス長 (sec)， ψ を送受波総合の音響等価ビーム幅立角 (sr) とすると、超音波流速計から r (m) 離れた散乱体積 V_R は

$$V_R = r^2 (vT/2) \psi \quad (20)$$

とあらわされるから、結局

$$10\log V_r = 20\log r + 10\log(\psi vT/2) \quad (21)$$

となる。

以上より、流速計の反射音響強度と懸濁物質濃度の関係は(15)式を変形して

$$EL = SL - 20\log r - 2\alpha r + 10\log k + 10a\log C + 10\log(\psi vT/2) \quad (22)$$

とおくことができる。ここで、超音波流速計の発射音響強度 SL は実測が困難であるため、さらに A を定数として

$$A = SL + 10\log k \quad (23)$$

とおけば、

$$EL = -20\log r - 2\alpha r + 10a\log C + 10\log(\psi vT/2) + A \quad (24)$$

と簡略化できる。超音波流速計の場合、流れに対して斜めに入射させて流速を計測するから、例えば測定層までの距離が D の場合、実際の距離は音波の傾斜角を θ として、 $D/\cos\theta$ である。よって(24)式は

$$EL = -20\log(D/\cos\theta) - 2\alpha(D/\cos\theta) + 10a\log C + 10\log(\psi vT/2) + A \quad (25)$$

となるが、ここであらためて、

$$EL^* = EL + 20\log(D/\cos\theta) + 2\alpha(D/\cos\theta) - 10\log(\psi vT/2) \quad (26)$$

とおくと、

$$EL^* = 10a\log C + A \quad (27)$$

となるから、 EL^* と $\log C$ の関係から a および A を求めることが可能である。

以上より、超音波流速計の反射音響データを(28)式でSS濃度に換算することが可能である。

$$EL = -20\log(D/\cos\theta) - 2\alpha(D/\cos\theta) + 10\log_{10}(\psi vT/2) + 10a\log_{10} C + A \quad (28)$$

St. 2およびSt. 3における EL^* とSS濃度の関係を図-8に示す。図-8から、St. 2について $A=56.2$ 、 $a=1.88$ 、St. 3について $A=57.4$ 、 $a=1.40$ が得られた。この結果から、同濃度のSSに対してSt. 3よりもSt. 2の方が、反射強度が強くなることがわかったが、これはシルト・粘土成分の凝集状態が関係しているものと考えられる。

(4) 上流域から一年間に河口域へ供給される土砂・栄養塩負荷量

調査期間中の通年の濁度と流量を図-9に示した。2001年5月10日から翌2002年5月10日までの1年間(期間A)に16KPよりも上流から流出する面源由来の負荷量はSS: 133,000 t, POC: 3300 t, PN: 480 t, DN: 820 t, PP: 155 t, DP: 35 tと求められた。また、年度ごとに比較するため、2002年3月1日から2003年2月28日(期間B)について計算すると、1年間ではSS: 48,000 t, POC: 1,600 t, PN: 240 t, DN: 660 t, PP: 80 t, DP: 26 tであった。

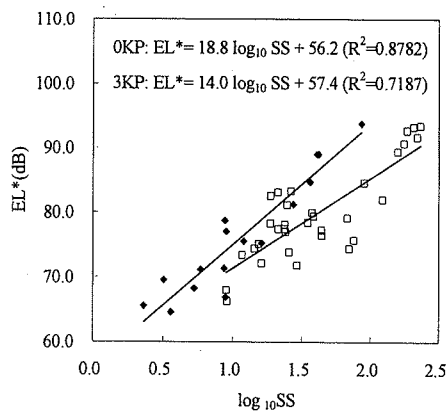


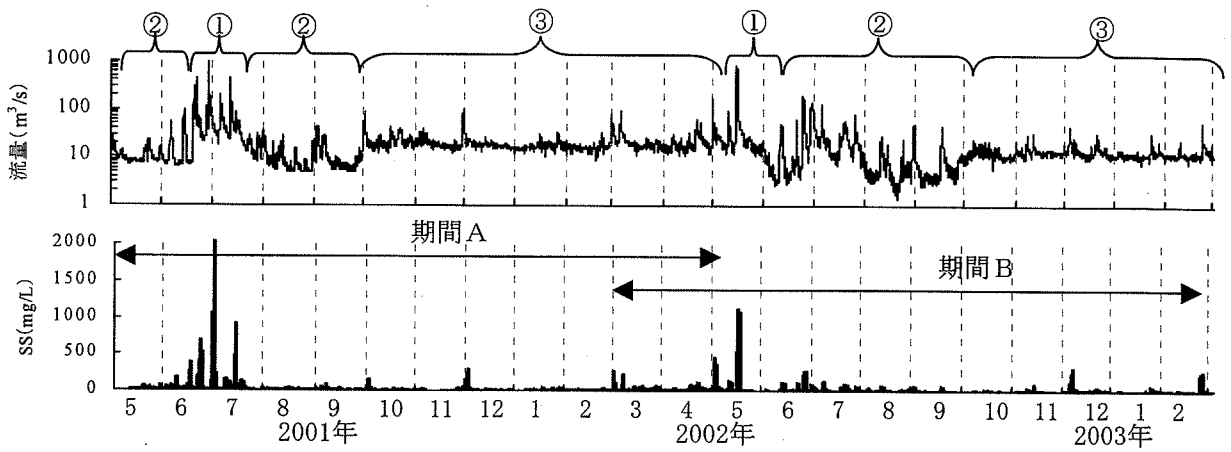
図-8 St. 2 (◆) およびSt. 3 (□) において実測された EL^* とSS濃度の関係 (2003年2月17~18日)

期間Aと期間Bではそれぞれ梅雨期の流出負荷が考慮されているが、期間Bに対して期間AのSSおよび懸濁態栄養塩の流出負荷量は2倍程度となった。この原因は降水量の違いにあると考えられる。流域平均の年降水量(阿蘇山・高森・阿蘇乙姫AMeDASデータ)は期間Aで2305 mm, 期間Bで1902 mmであり、期間Aの方が多く、短期間について比較しても期間Aの降水量が多く、2001年6月・7月の2ヶ月間で流域平均1241 mmの降雨があったのに対して期間Bでは2002年4月~7月の4ヶ月間で1382 mmであった。

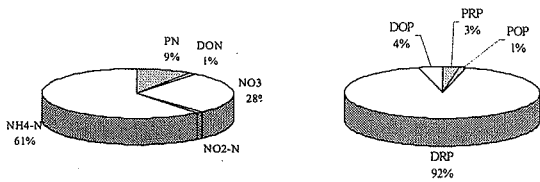
期間Aにおいては2001年6月28日に時間最大降水量が81 mm(阿蘇乙姫地点)を記録し、代継橋におけるピーク流量は1100 m³/sに達した。一方、2002年は最も規模の大きな5月15日の出水でもピーク流量は842 m³/sであった。

(5) 都市域からの土砂・栄養塩流出負荷量

熊本市街より下流において白川には2カ所の下水処理場の排水が流入する。下水処理場からの負荷量は晴天時、雨天時ともに高級処理水質(活性汚泥法による2次処理水)で放流されるとして計算した。その場合2カ所の下水処理場からは合計で2002年度では年間にSS: 93 t, T-N: 440 t, T-P: 44 tが放流されたことになる。なお、このうちSS: 32 t, T-N: 119 t, T-P: 19.4 tは農業用水として水田に供給されているが、水田における水質変換については現場の実測値がないため、下水処理場の排水を水田で利用したことによる質的变化は無視した。下水処理場の公表データには懸濁態栄養塩の濃度は掲載されていなかったため、処理場の了解を得て処理水を分析した。分析結果の一例を図-10に示す。窒素(10.8mg/L)の90%以上は無機の溶存態窒素であり、リン(2.1mg/L)については90%以上が無機の溶存態であった。なお、懸濁態窒素およびリンはSS濃度と相関が高く、SSの4.2%がPN, SSの0.89%がPPであると考えてよく、年間の負荷収支を計算する際にはSS負荷量を基準にPN, PPの負荷量を計算した。



図一9 白川12.3km地点における流量と16km地点におけるSS濃度，2001年5月～2003年2月；①：出水期，②：灌漑期，③：非灌漑期



図一10 熊本市における下水処理場放流水の栄養塩組成の一例（左：窒素成分，右：リン成分）

(6) 出水時の河口域における土砂・栄養塩収支

河川感潮域の河岸に堆積したシルト・粘土は流れが強くなると侵食され，流れが弱まると再び堆積すると考えられる．2002年5月15日の出水では代継橋におけるピーク流量が842 m³/sを記録し，期間Bでは規模が最大であった．このときの感潮域におけるSSの収支を時系列で把握し，(29)～(34)式によって侵食量および堆積量を算出した．

出水時にはSS濃度が500 mg/L以上となり，超音波流速計の音波の減衰の影響により，十分なデータが取得できないので濁度で解析した．3 KPでの洪水時における濁度の鉛直分布については全層一様な濃度であることを確認している．解析期間は底層水が淡水の期間とした．すなわち，St. 2の河床上25 cmの塩分が初めて0.5 psuを下回ってから再び塩水が遡上し始めて0.5 psuを上回る期間とした．St. 3とSt. 4はハイドログラフの波形を一致させるために必要な80分の時間差を考慮して収支を計算した．St. 2においては出水期間中に超音波流速計が土砂により埋没し計測不能となったので，St. 2における河川流量は出水期間中に限り，時間遅れ20分でSt. 3の流量と等しくすると仮定した．

各区間におけるSSの収支については， $L_{SSi}(t)$ をSt. i における，時刻 t のSS負荷量 (t/s) とし，St. i (下流)～St. $i+1$ (上流)の区間において， $L_{SSi}(t) > L_{SSi+1}(t)$ のときは上記区間で侵食が起こっているとして，これを満たす k 番目の時間についての侵食量を $\Delta ME_{SSi,k}$ (t) として，

$$\Delta ME_{SSi,k} = \int [L_{SSi+1}(t) - L_{SSi}(t)] dt \quad (29)$$

として求めた．累積侵食量はこれを $ME_{SSi}(t)$ として，

$$ME_{SSi} = \sum_k \Delta ME_{SSi,k} \quad (30)$$

として算出した．

一方， $L_{SSi}(t) < L_{SSi+1}(t)$ のときは上記区間で堆積が起こっていると考え，これを満たす l 番目の時間について堆積量を $\Delta MD_{SSi,l}$ (t) として，

$$\Delta MD_{SSi,l} = - \int [L_{SSi+1}(t) - L_{SSi}(t)] dt \quad (31)$$

で算出し，累積堆積量 $MD_{SSi}(t)$ についても同様に

$$MD_{SSi} = \sum_l \Delta MD_{SSi,l} \quad (32)$$

として算出した．

上記の区間におけるPOC，PN，PPについては，成分 A の累積侵食量を $ME_{Ai}(t)$ ，累積堆積量 $MD_{Ai}(t)$ として，

$$ME_{Ai} = \alpha_{A, sed} ME_{SSi} \quad (33)$$

$$MD_{Ai} = \alpha_{A, SS} MD_{SSi} \quad (34)$$

として計算した．ここで $\alpha_{A, sed}$ ：底質中の成分 A の含有濃度 (g/g) $\alpha_{A, SS}$ ：洪水時懸濁物質中の成分 A の含有濃度 (g/g) である．すなわち侵食時は底泥が侵食され，堆積時は上流から供給される懸濁物質が堆積すると仮定している．ここで表一2に $\alpha_{A, sed}$ ， $\alpha_{A, SS}$ の一覧表を示した．

表一2 白川 St. 4 における洪水時の懸濁物質（2002～2003年 6月・7月）および感潮域における底質（2003年 2月）の平均成分含量 (g/g)

A	$\alpha_{A, sed}$	$\alpha_{A, SS}$
POC	0.012	0.033
PN	0.0018	0.005
PP	0.00096	0.0017

洪水時における土砂・栄養塩収支の算出の結果を図一11に示す．St. 2～St. 3の区間では侵食された以上の土砂が堆積して，差し引き870 tのSS，71 tのPOC，11 tのPN，2.6 tのPPが当区間に堆積すると算出され

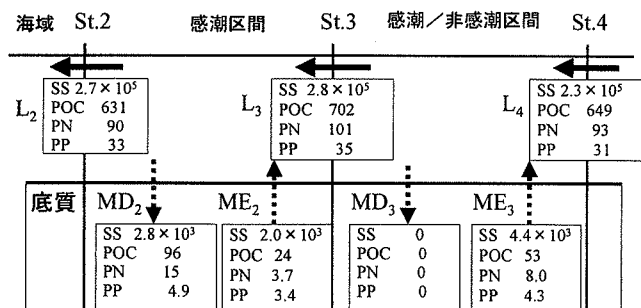


図-11 2002年5月15日～16日の出水時における24時間分の白川河口域の土砂・栄養塩収支 (単位: t)

た. ところで, 表-2からも明かなように, 出水により供給される懸濁物質中の有機炭素含有量および窒素含有量は冬季における感潮域底泥の含有量よりも高く, 洪水時に感潮域に供給された土砂の有機物や栄養塩は底質中の生物等により利用されているとみられる. 出水は栄養塩濃度が低下した感潮域底泥の表面を更新し, 新たに有機物や栄養塩に富んだ細粒土砂を供給して感潮域の低次生態系を維持していると考えられる.

(7) 通年の河口域の土砂・栄養塩収支

洪水時・平水時を含めた河口域における土砂収支を濁度計、超音波流速計によって求めた (表-3) また, 累積土砂流出量を図-12に示した. 土砂は主に洪水時に供給されており, 2002年で年間4.76 万tであるが, 感潮域では平水時でも土砂の流動が活発であり, St. 2から逆流した土砂がSt. 2～St. 3の区間で土砂が堆積する傾向にある. 長期欠測となつ2002年5月を除外して計算すると, この区間における年間の土砂堆積量は11ヶ月で1.28 万tとなった. すなわち洪水により河口域に供給された流出したシルト・粘土の26.8%が潮汐のはたらきにより河川感潮域に堆積することがわかった. 同様に面源から流出したPOC, PN, PPの26.8%も感潮域に堆積したと推定された. SSの収支を基準とすると, 感潮域に堆積した窒素の65%は溶出・脱窒, リンの48%は河口域で溶出したとみられる. これは, 底質の有機炭素, 窒素およびリン含量が面源から流出した懸濁土砂に比較して低い (表-2) ためである.

SS負荷は非点源からの流出によるものが98～99%を占めるが, 栄養塩負荷量については全窒素負荷量の25～34%, 全リン負荷量の19～30%が下水処理の寄与である. 熊本市の下水道普及率は80%超であるが, 標準活性汚泥法であり, 溶存態栄養塩を除去することは困難である. 下水処理によって窒素はその77%が無機態で排出され, リンについてはほとんどが溶存態であった.

4. まとめ

白川河口域に供給される土砂の9割以上の土砂, 6割以上の栄養塩負荷が流域からの寄与であったが,

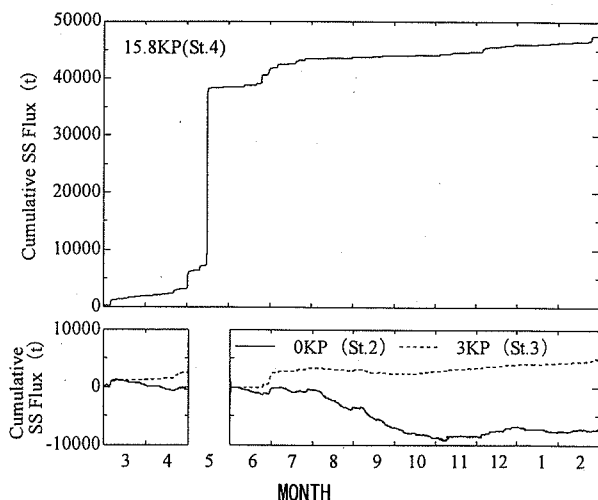


図-12 累積流出土砂量と感潮域における累積土砂流動量 (2002～2003年, 白川)

表-3 面源および下水処理場からの土砂・栄養塩負荷流出量および感潮域における流動量 (単位: 100t)

	SS	POC	PN	DN	PP	DP
(面源からの流出負荷量)						
期間 A	1024	33	4.8	8.2	1.55	0.35
期間 B	476	16	2.4	6.6	0.80	0.26
(下流域の下水処理場からの流出負荷量)						
期間 B	9.3	1.4	0.4	4.0	0.04	0.40
(感潮域への堆積)						
期間B (2002年5月を除く11ヶ月)	128	1.6	0.23		0.11	
(感潮域底質からの溶出)						
期間 B				0.42		0.10

期間A: 2001年5月10日～2002年5月9日

期間B: 2002年3月1日～2003年2月28日

溶存態栄養塩については都市排水による寄与は大きく全体の30%～53%に達した. 洪水時の懸濁物質には高濃度の有機炭素や栄養塩が含まれていることから, 河川の出水は感潮域の底泥を更新し栄養塩含有量を上昇させ, 河口域の低次生態系を支える機能があると考えられた.

謝辞 本研究を遂行するにあたり, 熊本河川国道事務所, から河川流量データ, 水質データを貸与していただいた. この場を借りて感謝いたします.

参考文献

- 1) 宇野誠高, 横山勝英, 森下和志, 高島創太郎, 大角武志 (2002) : 熊本県白川河口域における土砂動態, 海岸工学論文集, 第49巻, pp. 561-565.
- 2) 横山勝英, 宇野誠高, 森下和志, 河野史郎 (2002) : 超音波流速計による浮遊土砂移動量の推定方法, 海岸工学論文集, 第49巻, pp. 1486-1490.
- 3) 海洋音響学会編 (2004) : 海洋音響の基礎と応用, 成山堂書店, pp. 26-113.

(2005. 4. 7 受付)