

第2章 陸域・河口域における土砂・栄養塩負荷量計測技術の開発

2-1 序論

閉鎖性水域の富栄養化防止にとって、河川を通じて流入するリンをはじめとする栄養塩負荷量の正確な算定は重要な課題である。栄養塩負荷は洪水時や、人為的な活動によって突発的に流出する。したがって年間の栄養塩流出負荷量の正確な算定のためには10分程度の短い間隔で栄養塩濃度データを自動的に取得できることが望ましいが、現状では年に数回、洪水時に河川水を採水し、流量(Q)と栄養塩負荷量(L)の関係を $L=CQ^n$ の形で整理した経験式(以下「 $L-Q$ 式」と略する)によって年間の栄養塩負荷量を算定する手法(例えば海老瀬, 1981)が広く用いられている。しかしながら $L-Q$ 式による栄養塩負荷量の算定は、河川流量に関係しない人為的な流出を計算に入れることが出来ないため、実際の流出負荷量に対して大きな誤差を生じるおそれがある。

現在、閉鎖性水域のCOD、全窒素、全リンに係る第5次総量規制に伴い、全窒素・全リンの現場設置型自動分析装置が各社から市販されている。この装置を用いれば、1時間に1回程度全窒素・全リンを現場で無人自動分析することは技術的に可能であり、河川からの栄養塩流出負荷量を把握するためには河岸に自動分析装置を設置し、河川水の栄養塩濃度データを常時取得させることが理想的である。しかし中小河川を含めあらゆる河川に自動分析装置を普及させることはコストが高く現実的とはいえず、また自動分析装置が河川に導入されたと仮定しても、例えば河道内の数地点で10分間程度の短い時間間隔で採水し、自動分析させることは試薬コスト・分析装置の能力の限界から現在は難しい。

ところで、栄養塩のうち懸濁態は懸濁物質に含有・付着するものであるから、濁度計により濃度を推定できる可能性がある。濁度計は懸濁粒子の濃度を直接測定しているため、突発的な懸濁態栄養塩の流出にも対応でき、従来よりも高い精度で流出負荷量を把握することが可能になることが期待できる。

現在、濁度計は河川水のSS(懸濁物質)濃度を自動測定する装置として広く普及している。濁度計はメモリー内蔵型でワイパーなどの光学センサーの清拭装置が付属していれば1ヶ月程度の無人自動観測が可能である。濁度はカオリン換算で20000mg/L程度まで測定可能なものが市販されており、データ取得間隔も任意に設定することが可能である。また、水深方向に濃度分布する河口域においては超音波流速計の音響強度を用いて懸濁物質濃度を推定可能である。

そこで本研究では従来の栄養塩流出負荷量の推定精度向上、および現場設置型栄養塩自動分析装置のサブシステムとしての濁度計および超音波流速計を用いた懸濁態栄養塩濃度・負荷算定について検討した。

2-2 研究方法

(1)対象流域

表-2-1に示す6観測地点にてのべ9洪水時系列について流量観測,採水作業を行った。このうち瀬沼川水系(図-2-1)は主に農耕地を流下する農地河川である。白川(図-2-2)は主たる集水域が阿蘇カルデラであり,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。

採水作業は洪水時に行い,採水には自動採水機(ISCO-6700),バケツおよび柄杓などを用いた。

表-2-1 対象流域と解析対象洪水時系列(2002年)

観測地点	河川	流域面積 (km ²)	土地利用	期間	降水量 (mm)
28.1KP	瀬沼川	190	水田	9月12日~13日	21
			畑地 畜産	9月30日~10月2日	80
片庭川-A	片庭川 (瀬沼川支川)	1.1	森林	7月10日~11日	105
				9月30日~10月2日	80
片庭川-B	片庭川 (瀬沼川支川)	3.4	森林	7月10日~11日	105
			採石場 碎石場 (粘板岩)	9月30日~10月2日	80
稲田沢川	稲田沢川 (瀬沼川支川)	4.5	水田 採石場 (花崗岩)	9月30日~10月2日	80
前川	瀬沼前川 (瀬沼川支川)	80	水田 畑地	9月30日~10月2日	80
代継橋	白川	480	森林 水田 畑地 市街地	6月24日~25日	127

(2) 分析方法

採取されたサンプルについては冷蔵して実験室に持ち帰った後、粒径分布、SS（懸濁物質）、TN（全窒素）、DN（溶存態全窒素）、 $\text{NO}_3\text{-N}$ （硝酸態窒素）、 $\text{NO}_2\text{-N}$ （亜硝酸態窒素）、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ （アンモニア態窒素）、TP（全リン）、DP（溶存態全リン）、DRP（溶存態反応リン）、TOC（全有機炭素）、DOC（溶存態全有機炭素）を分析した。懸濁成分については、PP（懸濁態リン）= TP - DP、PN（懸濁態窒素）= TN - DN、POC（懸濁態有機炭素）= TOC - DOCとして算出した。また粒度分布は島津製作所製 SALD-3000S によって測定した。

(3) 使用計測機器

濁度計はアレック電子製の赤外後方散乱方式の濁度計で、測定濃度範囲は 0～2000ppm（稲田沢川に設置の濁度計については 0～20000ppm）、赤外線の使用波長は 880nm である（写真-2-1）。

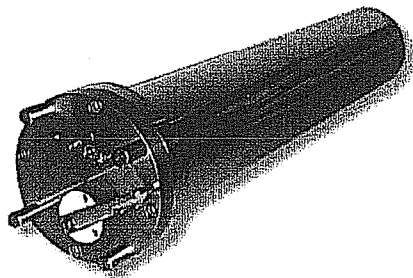


写真-2-1 左：濁度計（アレック電子製 ATU3-8M），右：濁度計設置状況（潤沼川）

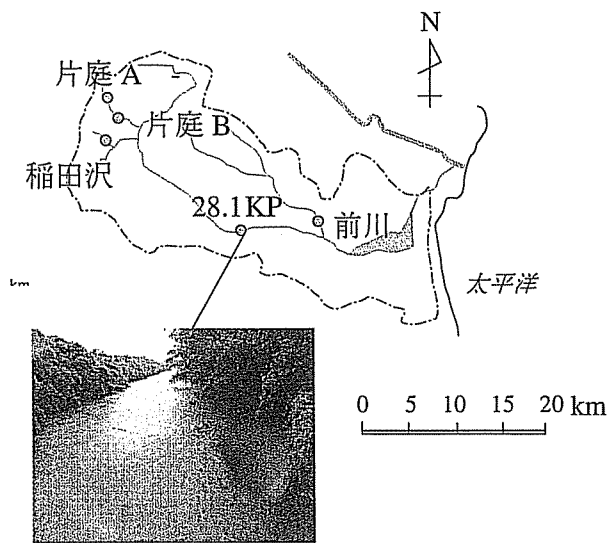


図-2-1 調査対象流域 (酒沼川)

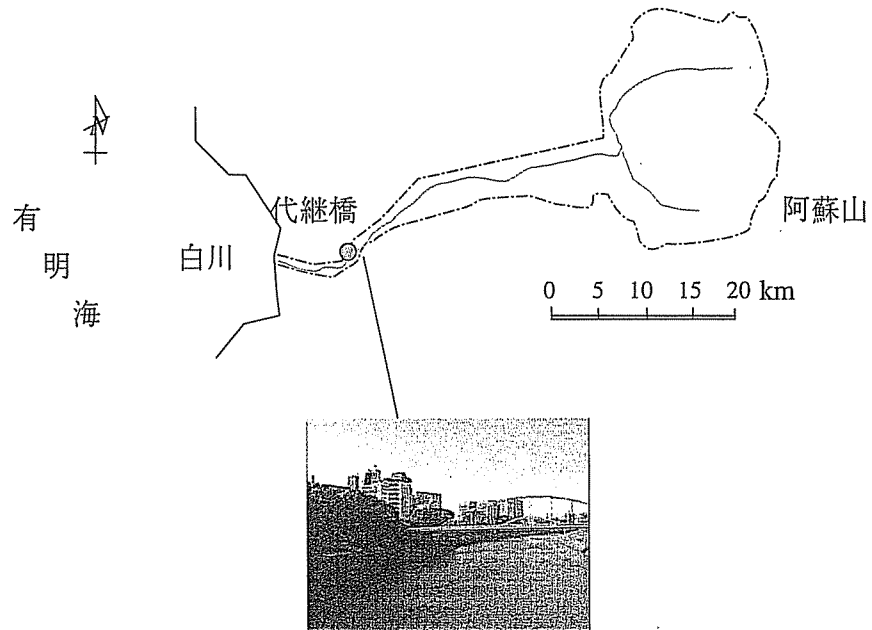


図-2-2 調査対象流域 (白川)

(4)水質負荷ヒステリシス係数

洪水時には流量の変動とともに水質負荷は変動する。水質負荷は主に流量に対応して増減するが、流量にかかわらず一定の負荷が流出する場合や、流量の累乗に比例する場合などがある。

図-2-3に水質負荷の流量依存特性の例を示す。PP負荷の変動特性(流量に対してPP負荷はループを描きながら推移)に代表されるように懸濁成分(SS, PP, PN, POC)負荷は流量に対してヒステリシス(履歴現象)を有していることが多く、流量の一価の関数に近似して負荷量を推定することは不可能では無いが負荷の推定精度が低下する。一方、NO₃⁻-N(硝酸態窒素)成分負荷は流量に対するヒステリシスが小さいので、負荷量を流量の一価関数とすることが可能である。濁度計による懸濁物質濃度推定の有効性を評価するためには水質負荷の変動特性を評価する必要があるが、ヒステリシスの大きさを定量的に評価する方法は現在まで存在しなかった。

そこで洪水時における水質負荷時系列の“ヒステリシスの大きさ”を定量化するため、下記(2.1)~(2.3)式で定義される「水質負荷ヒステリシス係数」を考案した(山本ら, 2003)。

まず、流量-負荷曲線が時計回りであるか、反時計回りであるかを判別する判別関数 D を導入する。すなわち

$$D = \sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k) \quad (2.1)$$

である。 $D \geq 0$ のとき、水質負荷は図-2-4において時計回りのループを描き、水質負荷ヒステリシス係数 H は

$$H = \frac{\sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)}{\sum_{k=1}^{M-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)} \quad (2.2)$$

であらわされる。また、 $D < 0$ のとき、水質負荷は図-2-4において反時計回りのループを描き、水質負荷ヒステリシス係数 H は

$$H = -\frac{\sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)}{\sum_{k=M}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)} \quad (2.3)$$

であらわされる。

ただし H : 水質負荷ヒステリシス係数, L_k : k 番目の試料採取時の水質負荷, Q_k : k 番目の試料採取時の流量, M : 水質時系列のうち試料採取時の流量が最大であるときの試料の順番, n : 試料数+1

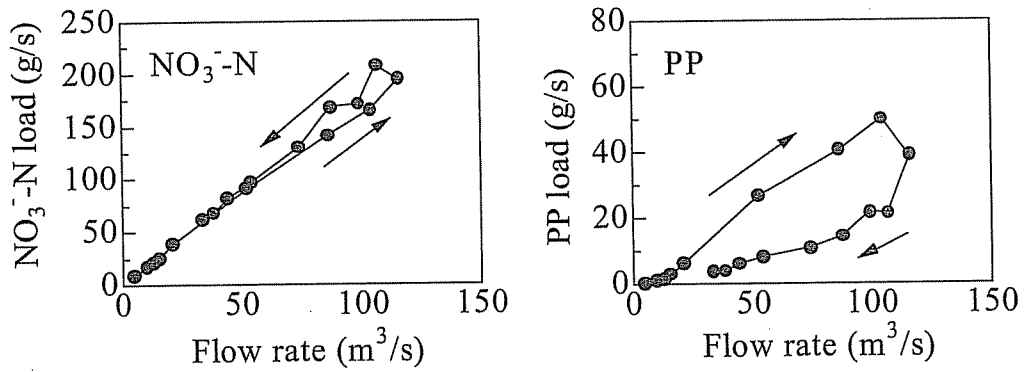


図-2-3 洪水時における流量と栄養塩負荷量の関係，
2002年10月1日～2日，涸沼川28.1KP，硝酸態窒素（左），
懸濁態リン（右）

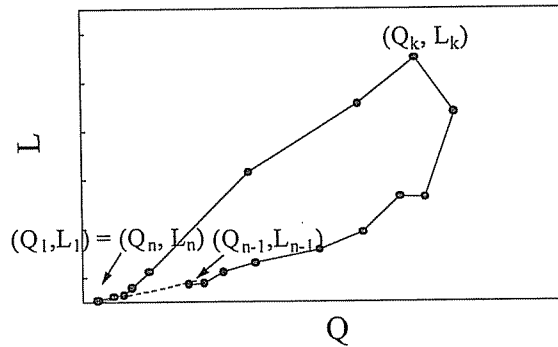


図-2-4 水質負荷ヒステリシス係数にかかわる流量
(Q) と負荷量 (L) の関係の概念図， Q_k : k 番目のサンプル
採取時の流量， L_k : k 番目のサンプル採取時の負荷量

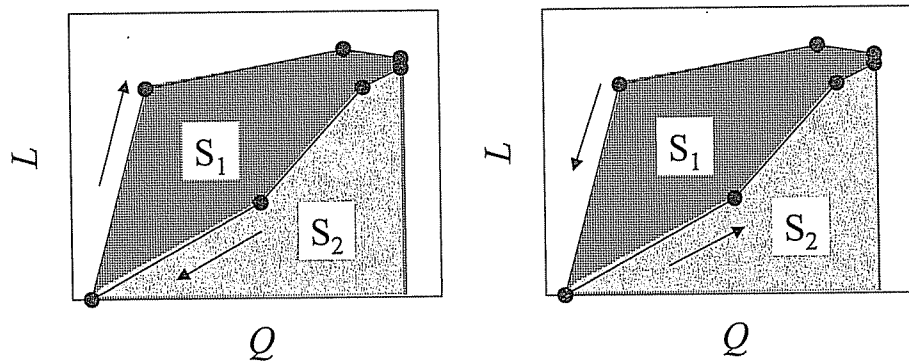


図-2-5 水質負荷ヒステリシス係数の意味， Q : 流量， L : 負荷量

水質負荷ヒステリシス係数 H は図-2-5において $\frac{S_1}{S_1 + S_2}$ を計算したものである。ヒ

ステリシスがない（負荷が流量に関して一価の関数であるか、変動がランダムで一定の履歴をたどらない）状態では $H = 0$ となり、ヒステリシスが大きいほど H の絶対値は 1 に近づく。 H が正の場合には図-2-4上で時計回りのループを、負の値の場合には反時計回りのループを描いていることになる。

なお、 H を計算するためには図-2-4において曲線が閉じている必要がある。このため洪水時の水質時系列の観測はピーク流量を経て初期河川流量に戻るまで採水を継続することが必要であるが、実際には困難であるので、河川水質は洪水発生後、いずれ初期状態に近くなると仮定して $L_n = L_1$, $Q_n = Q_1$ として計算することにする。

2-3 洪水時における栄養塩負荷の変動特性

(1) 洪水時における河川水の水質組成

表-2-2に各河川における洪水時の水質の流量加重平均濃度を示す。SS濃度は稲田沢川、片庭川地点Bで濃度が1000mg/L以上と高く、これは稲田沢川では流域の24.1%が、また片庭川地点Bでは26.5%が植生の存在しない裸地となっていることが原因である(二村ら, 2002)。流域によって差はあるものの、表-2-2のPOC, PP, PNデータから、洪水時にはTOCの88.4%, TPの96.7%, TNの33.6%が懸濁態であることがわかる。したがって全有機炭素、リンについては懸濁態負荷を正確に推定することによって洪水によるそれぞれの流出負荷量を把握することが可能であるといえる。

表-2-2 洪水時における河川水質(白川:1時系列, 湊沼川:9洪水時系列)

	期間	n	Turb.	SS	PN	DN	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	PP	DP	DRP	POC	DOC
Unit			mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	mg/L	mg/L
湊沼川 28.1KP	Sep.02	12	390	419	1.24	2.07	1.85	1	11	491	19	16	11.6	1.4
	Oct. 02	19	273	258	0.68	1.93	1.76	2	2	247	19	18	7.9	2.2
片庭-A	Jul. 02	8	359	392	1.11	1.17	0.90	1	1	179	1	1	33.3	1.6
	Oct. 02	16	98	90	0.47	1.17	1.08	1	1	52	1	1	6.6	1.8
片庭-B	Jul. 02	17	813	1498	1.05	0.92	0.81	1	1	479	1	1	19.5	0.6
	Oct. 02	15	640	1188	0.62	1.00	0.96	1	1	287	3	1	9.9	1.0
稲田沢	Oct. 02	12	1614	2444	1.18	0.54	0.43	3	3	311	2	1	26.5	2.0
前川	Oct. 02	15	299	377	1.43	4.69	4.28	5	5	549	43	39	16.1	6.7
白川代継橋	Jun. 02	27	156	202	0.74	1.43	1.27	2	2	444	45	37	7.2	0.7

(2) L-Q式, ヒステリシス係数による水質負荷流出特性解析

負荷量を流量の関数として統計モデル(L-Q式)を作成し、流量から負荷量を与える手法は歴史があり、計算が簡単なことから多数の研究例がある(例えば、海老瀬ら, 1981)。流量をQ, 水質負荷量をLとし、C, nを定数として、

$$L = CQ^n \quad (2.4)$$

に回帰させることにより指数n(定数)を求めた。このnとヒステリシス係数Hを併用することによって水質負荷流出特性を表-2-3のように分類した。

n は流量増加に伴う水質濃度変動特性を示し、 $n > 1.1$ であれば濃度増加型、 $0.9 \leq n \leq 1.1$ であれば濃度一定型、 $n < 0.9$ であれば濃度減少型と分類した。 H は水質負荷ループの回転方向とヒステリシスの強度を示しており、ここでは $|H| > 0.25$ であればヒステリシスが強く、 $0.1 < |H| \leq 0.25$ であればヒステリシスは中程度であり、 $0.0 \leq |H| \leq 0.1$ であればヒステリシスは弱いとした。 $H > 0$ の場合、水質負荷は図-2-4において時計回りのループを描き、 $H < 0$ の場合は反時計回りのループを描く傾向にあるといえる。いいかえれば、 $H > 0$ は初期濃度増加型、 $H < 0$ は初期濃度減少型となる。

表-2-3 $L-Q$ 式における指数 n とヒステリシス係数 H による水質負荷変動特性の分類

	$n < 0.9$	$0.9 \leq n \leq 1.1$	$1.1 < n$
$0.25 < H$	D^{++}	C^{++}	I^{++}
$0.1 < H \leq 0.25$	D^+	C^+	I^+
$-0.1 \leq H \leq 0.1$	D	C	I
$-0.25 < H \leq -0.1$	D^-	C^-	I^-
$H < -0.25$	D^{--}	C^{--}	I^{--}

表-2-4に表-2-2の9洪水水質時系列から求めた n , H , さらに表-2-3をもとに求めた分類を示す。濁度, SS, PN, PP, POC等の懸濁態成分はいずれも n , H が大きく、濃度増加型でかつ増水初期に高負荷となるヒステリシス特性を有し I^{++} に分類される。また、溶存物質においても DP, DRP は濃度減少型であるものの増水初期に高負荷となるヒステリシス特性を有し、 D^+ , D^{++} に分類された。 H が 0.1 より大であるこれらの成分は降雨時において表面流出などで流域から短期的に供給されやすい成分であると考えられる。一方 NO_3^- -N, DN は濃度一定型でかつ H の絶対値が小さく、すなわちヒステリシスは懸濁成分に比較して小さい。これらは基底流出時の河川水に豊富に含まれており、降雨時において表面流出により供給されにくい成分であるといえる。

以上より、懸濁成分負荷は流量に対して大きなヒステリシスを持っているため、流量の時系列から $L-Q$ 式を用いて負荷を精度良く算出することには限界があるといえる。一方溶存窒素成分の NO_3^- -N, DN の場合はヒステリシスが小さく、流量から負荷を比較的精度良く求めることが可能であるといえる。

表-2-4 水質負荷変動特性の分類結果 (澗沼川水系; 8洪水時系列, 白川; 1洪水時系列, 全試料数=139, $n: L = CQ^n$ 式における指数, H : 水質負荷ヒステリシス係数)

成分	n				H				分類
	最大	平均	最小	標準偏差	最大	平均	最小	標準偏差	
濁度	2.13	1.67	1.18	0.25	0.86	0.46	0.00	0.29	I ⁺⁺
SS	2.29	1.83	1.05	0.34	0.79	0.51	0.11	0.27	I ⁺⁺
NH ₄ ⁺ -N	1.33	1.05	1.00	0.10	0.61	-0.03	-0.38	0.28	C ⁻
NO ₂ ⁻ -N	1.61	1.16	1.00	0.22	0.27	-0.02	-0.66	0.28	I
NO ₃ ⁻ -N	1.37	1.04	0.88	0.21	0.13	-0.12	-0.30	0.15	C ⁻
DN	1.33	1.04	0.87	0.18	0.14	-0.10	-0.28	0.14	C ⁻
TN	1.40	1.20	1.06	0.11	0.31	0.17	0.02	0.10	I ⁺
PN	2.07	1.57	1.04	0.28	0.70	0.43	-0.01	0.27	I ⁺⁺
DRP	1.19	0.89	0.21	0.28	0.73	0.16	-0.05	0.25	D ⁺
DP	1.38	0.91	0.35	0.30	0.96	0.33	-0.16	0.38	C ⁺⁺
TP	1.91	1.51	0.91	0.26	0.77	0.51	0.07	0.26	I ⁺⁺
PP	1.94	1.59	0.92	0.30	0.77	0.50	-0.04	0.29	I ⁺⁺
TOC	2.04	1.62	1.04	0.29	0.81	0.34	-0.40	0.42	I ⁺⁺
DOC	1.67	1.14	0.95	0.21	0.66	-0.01	-0.80	0.54	I
POC	2.24	1.75	1.06	0.32	0.84	0.39	-0.40	0.44	I ⁺⁺

2-4 濁度計による懸濁態栄養塩濃度の推定

(1) 濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係

濁度とSS濃度の相関係数は一般的に高く、濁度をSS濃度に換算して年間の土砂フラックスを求めるために用いることが多い。これと同様に懸濁態栄養塩濃度との関係を整理することにより濁度から懸濁態栄養塩濃度を推定する方法を検討する。図-2-6に白川における6月24日の時系列データについてのSS濃度および濁度と懸濁成分(POC, PN, PP)濃度の関係を整理した。

PP 濃度はそれぞれ濁度の 0.812 乗 ($R^2=0.890$), 0.994 乗 ($R^2=0.946$) に比例し, それぞれ濁度と線形の関係に近くなった. 特に PP 濃度については濁度の一次関数として表現することが可能であるといえる. ただし PN, POC については濁度との相関係数は PP に比べて若干低い.

(2) 懸濁態栄養塩の粒径分布特性

懸濁態リンは生物の構成成分として存在するだけでなく, 鉄の水酸化物や鉱物粒子表面に吸着されるなど, 様々な形態で存在している (川辺ら, 1997). 懸濁物質は洪水時に多量に供給されるが, 懸濁態栄養塩も例外ではない. 洪水時に河川を流下する懸濁物質は多様な粒径の土砂の混合物として流下している. 一例として洪水時に河川を浮遊する SS の粒径分布を図-2-7 に示す.

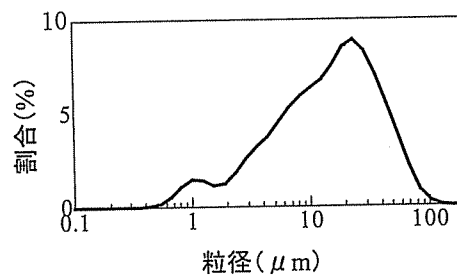


図-2-7 洪水時における河川の SS の粒度分布 (白川代継橋, 2002 年 6 月 25 日)

鉱物粒子表面に吸着された形態の場合, その吸着量は懸濁粒子の比表面積に依存すると考えられ, リンは鉄の水酸化物にも吸着されやすいことから, シルト・粘土成分に比較して細砂 ($75\mu\text{m}$ 以上) の粒径における PP/SS 比は小さくなると予想される. 吉田らが降雨時の河川水中の懸濁物質を粒径分画し, PRP (懸濁態反応リン) 濃度を測定した結果によれば, 粒径が $8\mu\text{m}\sim 44\mu\text{m}$ の PRP/SS 比はそれより粒径が大であるもの ($44\mu\text{m}$ 以上) に比較して高かった (吉田ら, 1995).

本研究では粒径別の PP 濃度の分析を行っていないが, 多変量解析により PP 濃度を支配する粒径集団をある程度把握することが可能である. そこでサンプルに粗砂程度の粒径も含まれる涸沼川の洪水時系列を検討対象として, 粒径別の SS 濃度, POC 濃度を説明変数として, また PP 濃度, PN 濃度を目的変数とし重回帰分析を行った.

涸沼川における 9 月, 10 月洪水時の懸濁態栄養塩濃度 (リン, 窒素) を各粒径の SS 濃度 ($0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$, $23\mu\text{m} < d < 54\mu\text{m}$, $54\mu\text{m} < d < 103\mu\text{m}$, $d > 103\mu\text{m}$) および POC 濃度の 5 変数を説明変数として重回帰分析を行い, 表-2-6 の結果を得た. $0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$ の画分の SS 濃度が 1% 有意にて PP 濃度と相関があり, 偏相関係数は 0.580 であった. よって, 細粒土砂成分の SS 濃度が懸濁態リンの挙動をほぼ支配することが確認できた.

一方, 懸濁態窒素 (PN) についてはほぼ全量が有機物の構成成分と考えられることから, 表-2-6 の通り, 細粒成分 ($0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$) と同様に POC 濃度の影響も大きいことがわかる.

表-2-6 懸濁態栄養塩濃度の重回帰分析結果

(説明変数：粒径別 SS 濃度および POC 濃度，目的変数：PP および PN 濃度，試料：酒沼川 2002 年 9 月：試料数 12，酒沼川 2002 年 10 月：試料数 17)

	説明変数	PN	PP
単相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	*0.935	**0.952
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.842	0.851
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	0.464	0.461
	SSC ($103 \mu\text{m} < d$)	0.195	0.187
	POC	*0.811	0.735
偏相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	0.418	**0.580
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.240	0.151
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	-0.297	-0.157
	SS ($103 \mu\text{m} < d$)	0.076	-0.029
	POC	*0.498	0.105
標準偏相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	*0.524	**0.795
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.370	0.225
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	-0.284	-0.157
	SS ($103 \mu\text{m} < d$)	0.033	-0.012
	POC	0.286	0.052
決定係数		0.891	0.887

** : 1%有意

* : 5%有意

(3) 濁度の粒径依存特性

濁度計の出力は土砂の粒径に依存し、濁度 $Turb$ と懸濁物質濃度 SS の間には

$$Turb = a \cdot SS^b \quad (2.7)$$

の関係があり混合粒径土砂の場合、濁度は SS のうち細粒分 (約 $20 \mu m$ 以下) の濃度に支配され、シルト、砂分の構成比には影響を受けず、細粒成分ほど同濃度の SS に対する濁度の値が高く、(2.7) 式の b が 1 に近づくことが示されている (横山, 2002a)。前節において懸濁態栄養塩 (特にリン) は SS のうち細粒分 (粒径 $23 \mu m$ 以下) に含有される率が高いことを述べたが、懸濁態栄養塩の細粒成分への集中と濁度計の粒径依存特性によって、濁度と懸濁態栄養塩濃度は線形の関係に近くなると考えられる。以上より、濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係式を求めることによって、濁度から懸濁態栄養塩濃度を推定することが可能であると言える。

2-5 L-Q-Turb 法 (L-Q 式および濁度による負荷推定法)

これまでの結果を利用し、栄養塩負荷を流量と濁度の時系列から求める方法を提案する。洪水時の栄養塩負荷を溶存態栄養塩と懸濁態栄養塩に分けてそれぞれ以下のように求める。

(1) 溶存態栄養塩負荷の算定

溶存態栄養塩負荷の流量への回帰式 (2.8), (2.9) を作成し, C_{DN} , n , C_{DP} , p を求める。

$$L_{DN} = C_{DN} Q^n \quad (2.8)$$

$$L_{DP} = C_{DP} Q^p \quad (2.9)$$

ただし L_{DN} : 溶存態窒素負荷, L_{DP} : 溶存態リン負荷

(2) 懸濁態栄養塩濃度の算定

懸濁態栄養塩濃度の、濁度への回帰式 (2.10), (2.11) を作成し, α_{PN} , β , α_{PP} , γ を求める。

$$C_{PN} = \alpha_{PN} Turb^\beta \quad (2.10)$$

$$C_{PP} = \alpha_{PP} Turb^\gamma \quad (2.11)$$

(3) 栄養塩負荷の算定

ある時刻 t での栄養塩負荷は溶存態栄養塩負荷と懸濁態栄養塩負荷の和として (2.12), (2.13) 式で求める.

$$L_{TN}(t) = C_{DN}Q(t)^n + \alpha_{PN}Turb(t)^\beta Q(t) \quad (2.12)$$

$$L_{TP}(t) = C_{DP}Q(t)^p + \alpha_{PP}Turb(t)^\gamma Q(t) \quad (2.13)$$

ここで L_{TN} : 全窒素負荷 (g/s), L_{DN} : 溶存態窒素負荷 (g/s), C_{DN} , n : 定数, L_{TP} : 全リン負荷 (g/s), L_{DP} : 溶存態リン負荷 (g/s), C_{DP} , p : 定数, Q : 流量 (m³/s), $Turb$: 濁度 (mg/L), C_{PN} : 懸濁態窒素濃度 (mg/L), α_{PN} , β : 定数, C_{PP} : 懸濁態リン濃度 (mg/L), α_{PP} , γ : 定数

(4) L - Q - $Turb$ 法の栄養塩流出負荷量推定精度

区間代表法 (実測値), L - Q 式, L - Q - $Turb$ 法により求めた負荷量計算値を対象 8 洪水について表-2-7 にまとめた. 計算の結果, TN 負荷量の推定では L - Q 式による実測値に対する推定誤差は L - Q - $Turb$ 法による推定誤差とほぼ同じで 5.5% であった. TN の負荷量の推定に際しては L - Q 式で十分であるといえる. 一方 TP 負荷量の推定では, L - Q 式による推定誤差は平均 27.5% であるのに対して, L - Q - $Turb$ 法では推定誤差が 18.2% と L - Q 式に比較して小さかった. TP 負荷量など, 細粒土砂の負荷ヒステリシスに大きく依存する成分については L - Q - $Turb$ 法が有効である.

表-2-7 栄養塩負荷量についての実測値とL-Q式およびL-Q-Turb法による推定値, 誤差は $\sqrt{(L_M - L_E)^2 / L_M^2}$ によって算出した. ただし L_M : 実測負荷量 (t), L_E : 推定負荷量 (t)

T-N (全窒素)

地点	期間	実測値 負荷量 (t)	L-Q 回帰式		L-Q-Turb 法	
			負荷量 (t)	誤差 (%)	負荷量 (t)	誤差 (%)
瀬沼川 28.1KP	12-13 Sep.02	2.39	2.12	11.2	2.28	4.7
	1-2 Oct.02	15.1	14.9	1.1	15.1	0.0
片庭-A	10-11 Jul.-02	0.126	0.105	16.9	0.134	5.9
	1-2 Oct.-02	0.166	0.179	8.0	0.158	4.7
片庭-B	10-11 Jul.-02	0.311	0.297	4.6	0.284	9.4
	1-2 Oct.-02	0.269	0.286	6.2	0.259	3.9
前川	1-2 Oct.-02	9.65	9.65	0.0	9.49	1.7
白川代継橋	24-25 Jun.-02	17.2	17.4	1.5	17.2	0.1
平均				6.2		3.8

T-P (全リン)

地点	期間	実測値 負荷量 (t)	L-Q 回帰式		L-Q-Turb 法	
			負荷量 (t)	誤差 (%)	負荷量 (t)	誤差 (%)
瀬沼川 28.1KP	12-13 Sep.02	375	154	58.9	330	13.9
	1-2 Oct.02	1580	1700	7.7	1710	7.7
片庭-A	10-11 Jul.-02	9.74	3.40	65.2	9.02	8.0
	1-2 Oct.-02	5.37	5.53	2.9	5.07	5.9
片庭-B	10-11 Jul.-02	69.8	35.8	48.7	64.0	9.1
	1-2 Oct.-02	46.2	33.6	27.2	57.7	19.9
前川	1-2 Oct.-02	845	792	6.3	760	11.2
白川代継橋	24-25 Jun.-02	3500	3400	2.8	3100	12.9
平均				27.5		11.1

2-6 河口域における土砂・栄養塩負荷量測定方法

密度流などで流動が鉛直2次元性の強いダム湖や河口域においてはSS濃度の分布も鉛直方向に一樣ではなく、濁度計によってSS負荷量を求めることには限界がある。これまでに、超音波流速計を用いて河口域のSS濃度の鉛直分布を求め、SS負荷量を算出する方法が開発されている(横山ら, 2002)が、本報告ではさらにSSの推定方法について改良を加え、この方法が懸濁態栄養塩にも応用可能であることを示し、濁度計と超音波流速計の長所・短所と懸濁態栄養塩の特性を考慮し、様々な懸濁態物質に関して負荷量を算出する方法を示す。

(1) ソナー方程式

超音波流速計は懸濁物質に一定周波数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、体積残響レベル(EL)は次式で表される。

$$EL = SL - 2TL + SV + 10 \log V_R \quad [\text{dB}] \quad (2.14)$$

ここで、 SL は発射音響強度(dB)、 TL :超音波流速計から散乱体までの伝搬損失(dB)、 SV は体積後方散乱強度(dB)、 V_R :散乱体積(m^3)である。

(2) 伝搬損失

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

$$TL = 20 \log r + \alpha_w r \quad [\text{dB}] \quad (2.15)$$

となる。ただし、 r :距離(m)、 α_w :減衰係数(dB/m)。

(2.15)式における右辺第一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。周波数1000kHz以上では真水の粘性吸収が卓越し、水による減衰係数を α_w : f を周波数(kHz)として

$$\alpha_w = 3.01 \times 10^{-7} f^2 \quad [\text{dB/m}] \quad (2.16)$$

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

(3) 体積後方散乱

(2.14)式におけ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,

$$SV = 10 \log \frac{\sigma_v}{4\pi} \text{ [dB]} \quad (2.17)$$

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

$$\frac{\sigma_v}{4\pi} = kC^a \quad (2.18)$$

と仮定する. ただし k , a は定数である. (2.14) 式の右辺第4項については, 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体角 (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

$$V_R = r^2 (vT/2)\psi \quad (2.19)$$

とあらわされるから, 結局

$$10 \log V_R = 20 \log r + 10 \log (\psi v T / 2) \quad (2.20)$$

となる.

(4) 反射音響強度による懸濁物質濃度の推定

以上より, 流速計の反射音響強度と懸濁物質濃度数の関係は (2.14) 式を変形して

$$\begin{aligned} EL &= SL - 2(20 \log r + \alpha r) + 10 \log k + 10a \log C + 20 \log r + 10 \log (\psi v T / 2) \\ &= SL - 20 \log r - 2\alpha r + 10 \log k + 10a \log C + 10 \log (\psi v T / 2) \end{aligned} \quad (2.21)$$

となる. ここで, 超音波流速計の発射音響強度 SL は実測が難しいため, (2.21) 式において A を定数として

$$A = SL + 10 \log k \quad (2.22)$$

とおくと,

$$EL = -20 \log r - 2\alpha r + 10a \log C + 10 \log (\psi v T / 2) + A \quad (2.23)$$

となる。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。模式図を図-2-8に示す。よって (2.23) 式は

$$EL = -20\log(D/\cos\theta) - 2\alpha(D/\cos\theta) + 10a\log C + 10\log(\psi\nu T/2) + A \quad (2.24)$$

となるが、ここであらためて、

$$EL^* = EL + 20\log(D/\cos\theta) + 2\alpha(D/\cos\theta) - 10\log(\psi\nu T/2) \quad (2.25)$$

とおくと、

$$EL^* = 10a\log C + A \quad (2.26)$$

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。

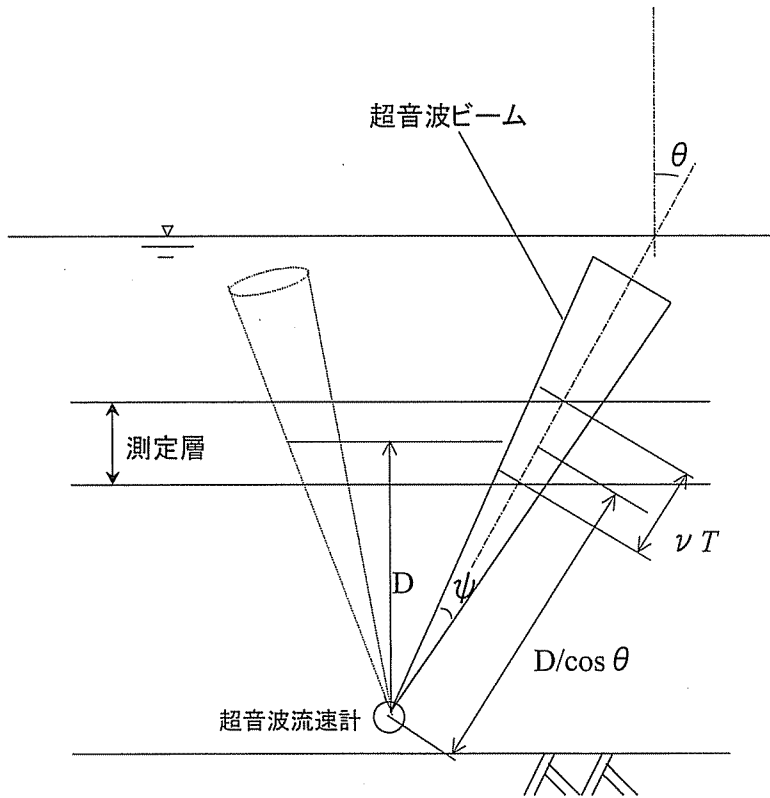


図-2-8 超音波流速計による反射音響強度に関わる模式図

(5) 懸濁物質による音波の減衰

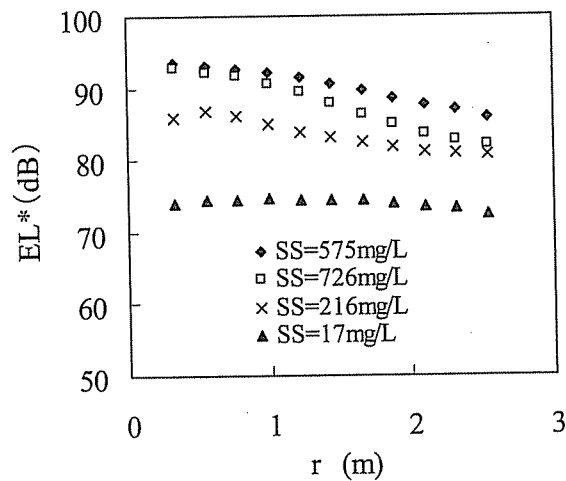
水中の懸濁物質濃度が高いと減衰が大きくなる。白川 3KP において、カオリン濁度で 200mg/L 以上に達する洪水時には鉛直方向の濁度分布はなく、ほぼ均一に分布している。ところが、超音波流速計の反射強度の解析結果によれば、水による減衰係数を考慮しただけでは SS 濃度は下層から上層にかけて鉛直分布することとなり (図-2-9), SS 濃度が高いほどその傾向は強くなる。浮遊砂の鉛直分布を捉えている可能性もないわけではないが、図-2-10 のように SS 濃度が高いほど減衰係数が大きくなる傾向にあるから、水中の懸濁物質による減衰と考えた。

懸濁物質による減衰係数を α_{SS} とすると、白川 3KP における洪水時における超音波流速計の音響強度の鉛直分布と SS 換算した濁度から、本研究で用いた超音波流速計 (Nortek 製 Aquadopp2MHz) については、

$$\alpha_{SS} = 6.8 \times 10^{-4} C \text{ [dB/m]} \quad (2.27)$$

ただし、 C : 懸濁物質濃度 (g/m^3)

が得られた。



$$EL^* = EL + 20 \log r + 2\alpha r - 10 \log(\psi v T / 2)$$

図-2-9 全層が高濁度であるときの音響強度の減衰 (白川 3KP, 2002 年 6 月 24 日)

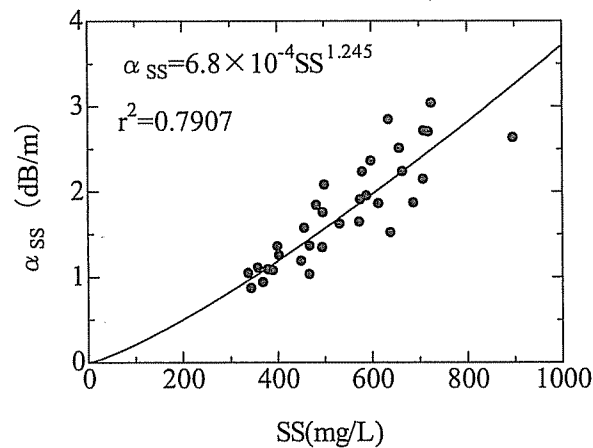


図-2-10 懸濁物質による音波の減衰 (Nortek 製 Aquadopp2MHz)

しかしながら、(2.27)式を(2.24)式に適用した場合、陽解法でSS濃度の解を得るのが困難になるうえ、実用的には全層高濁度になるようなケースでは懸濁物質濃度の推定は濁度計を用いれば十分である。したがって本研究では洪水時における高濁度時には濁度計を懸濁物質濃度の推定に用いることとし、 α_{SS} については考慮しなかった。

2-7 河口域における土砂・栄養塩濃度計測例

熊本県白川河口域の0KP, 3KPの河床に超音波流速計(Nortek製 Aquadopp 2 MHz)を設置した。測定層厚は20cm, 計測間隔は10分で、3次元流速, 反射音響強度を取得した。2003年2月17日~18日の間, 0KP, 3KPにて1時間以下の間隔にて連続採水し, 後日各態栄養塩濃度を分析した。分析によって得られた河口域の各懸濁成分と超音波流速計の補正後の音響強度 EL^* の関係を図-2-11~図-2-16に示す。

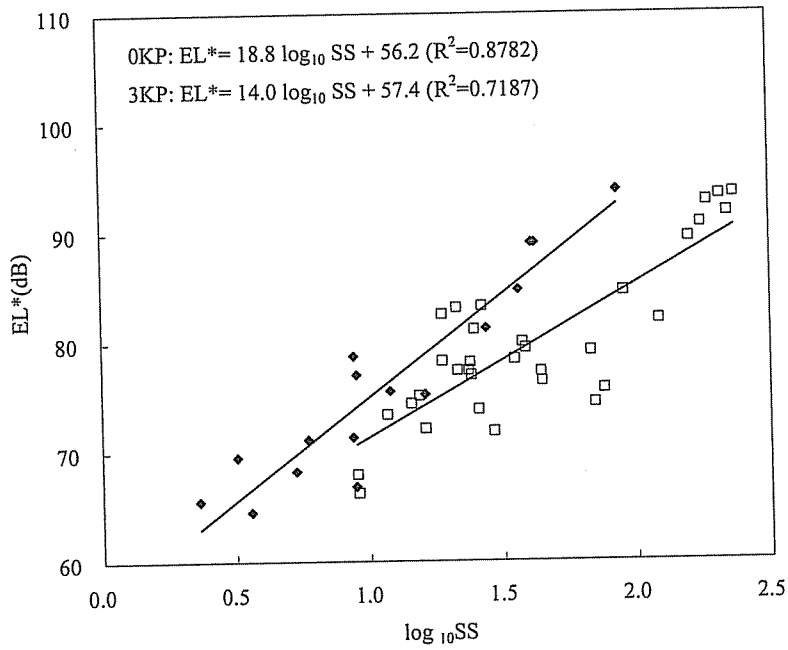


図-2-1-1 SS濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

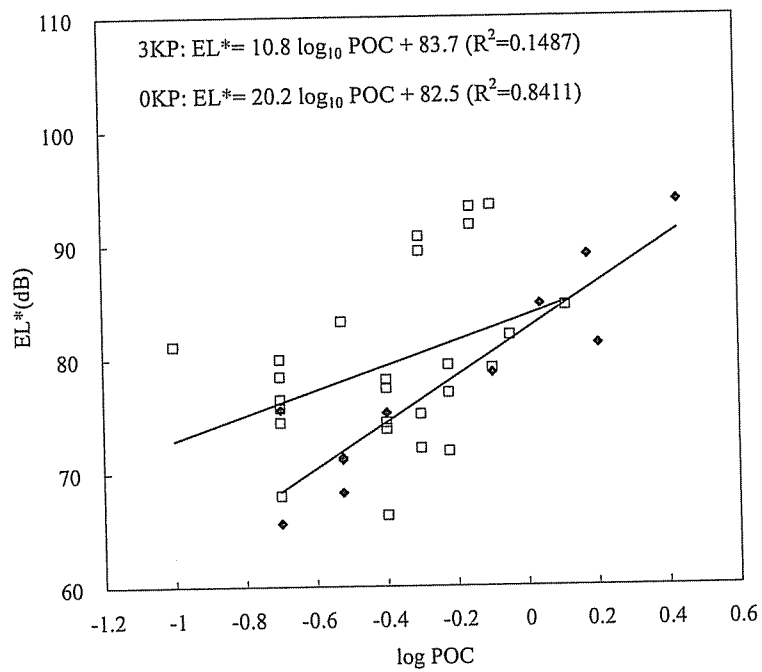


図-2-1-2 POC濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

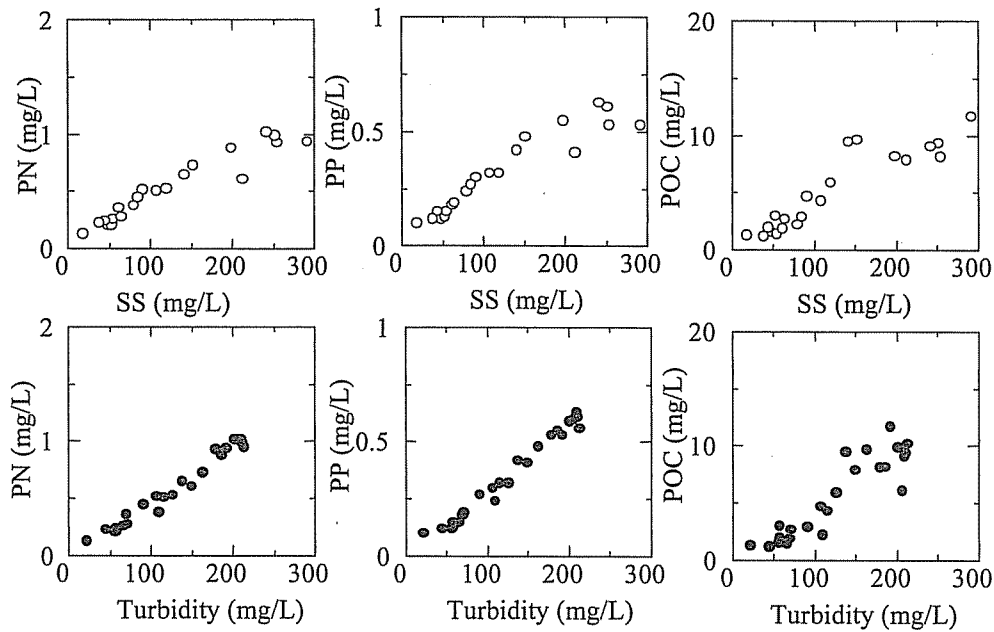


図-2-6 SS 濃度, 濁度 (Turbidity) と懸濁成分濃度 (白川, 2002 年 6 月 24 日-25 日)

さらに C を懸濁成分濃度, Turb : 濁度, SS : SS 濃度, m, n : 定数とし

$$C = \alpha \cdot \text{Turb}^m \quad (2.5)$$

$$C = \beta \cdot \text{SS}^n \quad (2.6)$$

として各曲線に回帰させたときの α , β , および相関係数について表-2-5 にまとめた.

表-2-5 (2.5) 式, (2.6) 式における m, n の平均値 (全 9 洪水, 試料数=137)

	Turb	SS	PN	PP	POC
α	1	0.776	0.0103	0.00121	0.103
β	6.958	1	0.0175	0.00285	0.0773
m	1	1.21	0.812	0.994	1.11
		($R^2=0.963$)	($R^2=0.890$)	($R^2=0.946$)	($R^2=0.906$)
n	0.798	1	0.689	0.867	0.911
	($R^2=0.963$)		($R^2=0.925$)	($R^2=0.966$)	($R^2=0.914$)

表-2-5 から PN, PP 濃度はそれぞれ SS 濃度の 0.689 乗 ($R^2=0.925$), 0.867 乗 ($R^2=0.966$) に比例し, SS が高濃度になるにつれ PN/SS, PP/SS は低下することがわかる. 一方, PN,

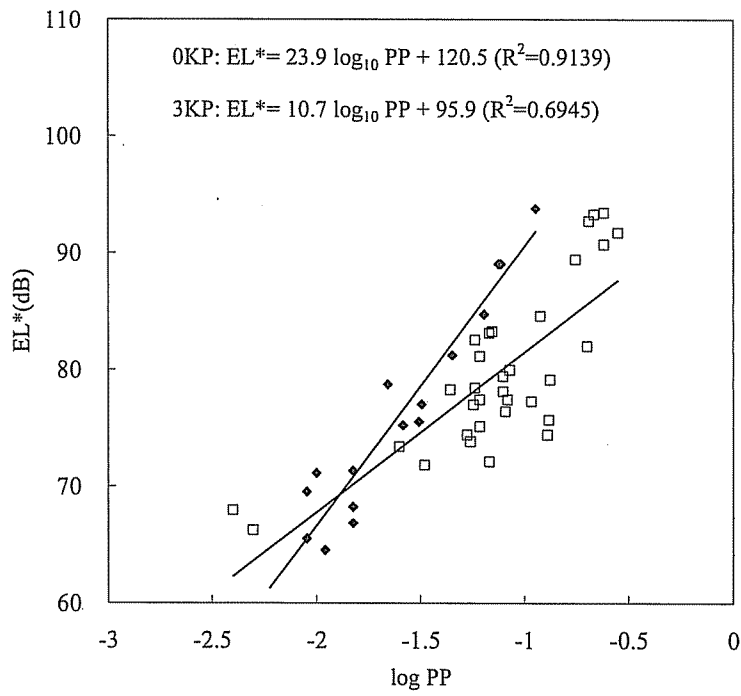


図-2-13 PP濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
(◆ : OKP, □ : 3KP)

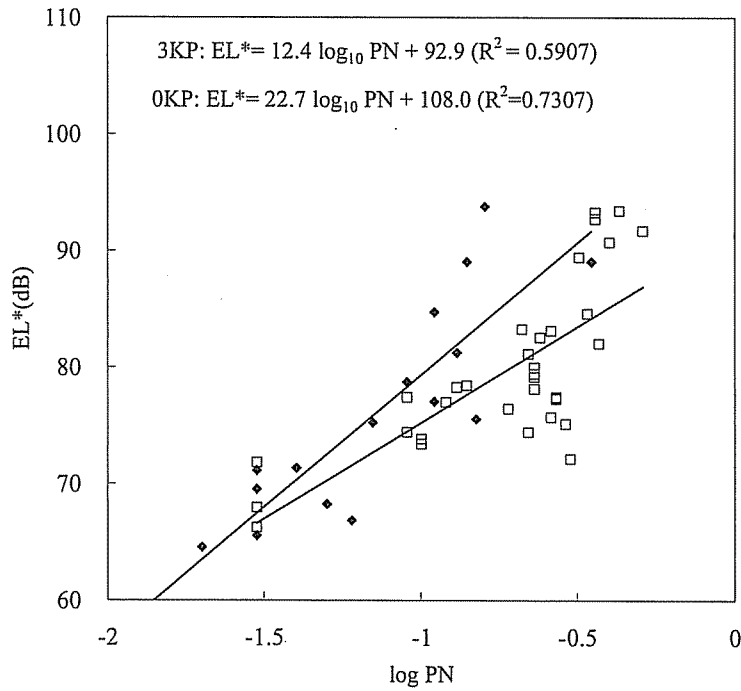


図-2-14 PN濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
(◆ : OKP, □ : 3KP)

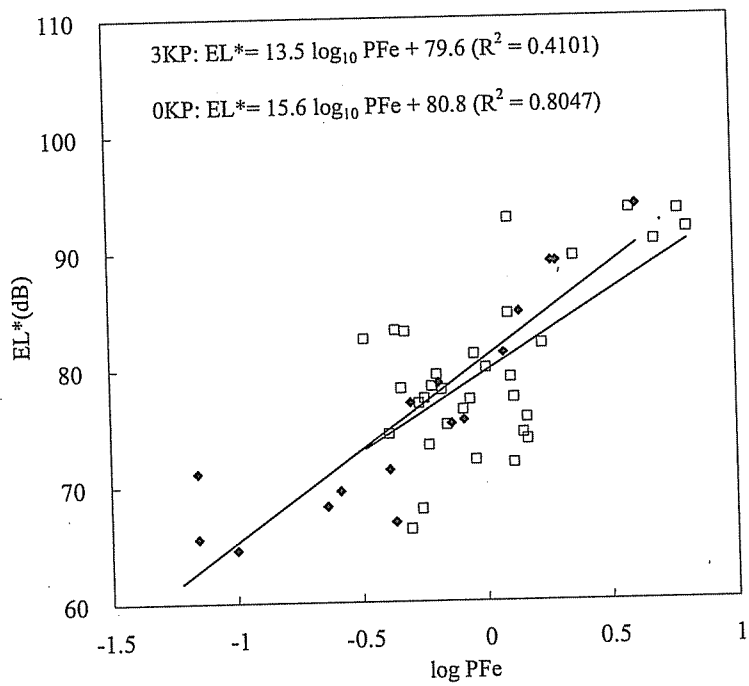


図-2-15 懸濁態鉄 (PFe) 濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

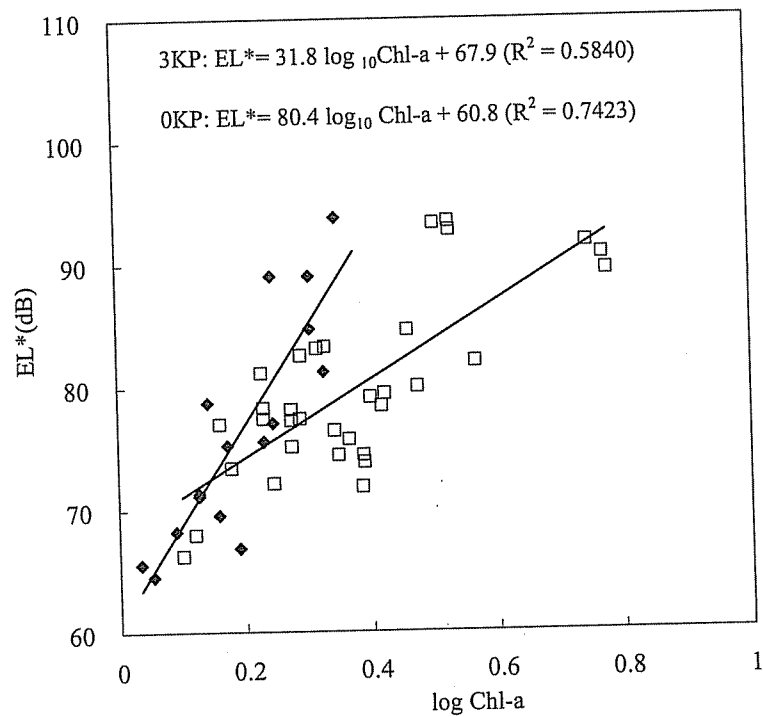


図-2-16 Chl-a 濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

また、図-2-11～図-2-16までの係数を表-2-8にまとめた。SS、懸濁態栄養塩などの相関係数は高く、適切なキャリブレーションによって超音波流速計の反射強度を用いて濃度を推定できる。白川3KP地点における懸濁態リン濃度の推定値を図-2-17に示す。

表-2-8 各項目に対する(2.17)式の係数 a 、 A および決定係数 R^2

項目	白川3KP			白川OKP		
	a	A (dB)	R^2	a	A (dB)	R^2
SS	1.40	57.4	0.719	1.88	56.2	0.878
POC	1.08	83.7	0.149	2.02	82.5	0.841
PP	1.07	95.9	0.695	2.39	121	0.914
PN	1.24	92.9	0.591	2.27	108	0.731
P-Fe	1.35	79.6	0.410	1.56	80.8	0.805
Chl-a	3.18	67.9	0.584	8.04	60.8	0.742

使用超音波流速計：NORTEK 製 Aquadopp 2MHz

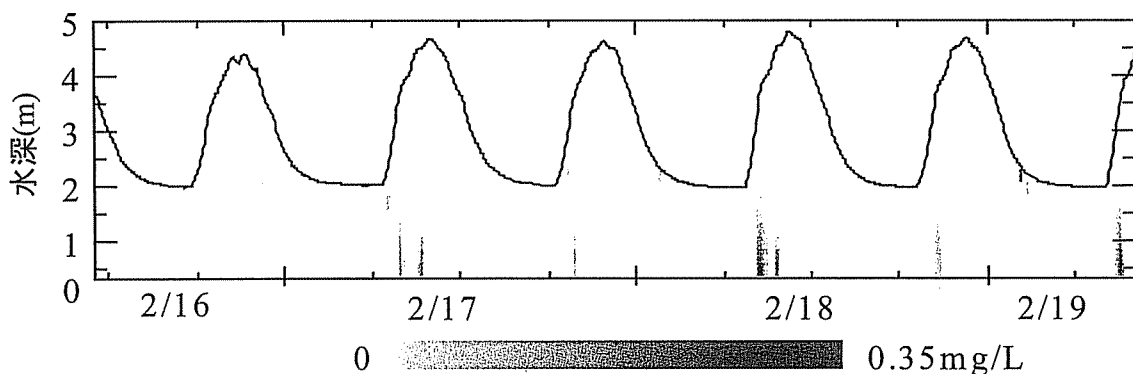


図-2-17 超音波流速計の反射強度により推定された懸濁態リン濃度の鉛直分布の変化(白川3KP, 2003年)

超音波流速計による懸濁態栄養塩濃度の推定可能範囲はSS濃度で400mg/L程度が上限であり、本研究で用いた機器・設定ではこの濃度以上になると反射強度が強すぎて計測が不可能になる。よって超音波流速計は平水時の感潮河道における懸濁態栄養塩濃度を推定するために用いることが適当である。推定された濃度に各層の流量を乗じることにより負荷が算定される。なお、超音波流速計を用いた感潮河道における流量の算出方法についてはこれは既報(横山ら, 2002b)に従い、以下のようにして求めた。

$$V_i = \beta v_i \quad (2.28)$$

$$Q = \beta \sum_{i=1}^n v_i S_i \quad (2.29)$$

ただし V_i 横断方向の平均流速 (m/s), v_i : 測定流速 (m/s), i : 河床からの断面数, β : 流速補正係数, Q : 流量 (m³/s), S_i : 測定層の横断面積 (m²)

実際に β を求める際には, 非感潮域末端の流量を基準として算出する必要がある. 本研究では白川を主研究フィールドとしたが, 代継橋 (河道 12.3km) と感潮域の河道 3km の間には農業用の取水堰が存在し, 灌漑期には河川水を取水するので河道 3km における河川流量は河道 13km よりも低くなる. このため, 非出水期を灌漑期, 非灌漑期に分けて平均流速の補正を行うこととした.

1) 灌漑期 (6月~9月) : 出水時において河道 12.3km における日平均流量と河道 3km における日平均流量が等しくなるように河道 3km 地点の β を調整する. その後積算流量が河道 3km と河口 0km で等しくなるように 0km 地点の β を調整する.

2) 非灌漑期 (3月~4月, 10月~翌2月) : 河道 12.3km における流量の月間の積算値と河道 3km, 河口 0km における月間の流量の積算値が等しくなるように両地点の β を調整する.

上記の方法で β を調整し, 平均流量の鉛直分布を算出して, SS 濃度の鉛直分布の積を求めることにより土砂フラックスを算出した.

2-8 まとめ

第2章では河川における栄養塩負荷量の推定精度向上を目的として, 濁度計を使用した懸濁態栄養塩濃度の推定法について検討し, 濁度計を用いた洪水時の栄養塩負荷流出量推定法を提案した. また, 超音波流速計を用いた懸濁物質流出負荷計測のための基礎的検討を行った. 濁度計は高濁度対応のものであれば 20000NTU まで対応可能なものも存在し, 非感潮河道, 感潮河道ともに洪水時の懸濁態栄養塩負荷量の計測に用いることができる. また, 懸濁物質の鉛直分布を考慮する必要がある感潮河道の平水時の挙動については, 超音波流速計によって濃度・負荷を推定することが可能であることがわかった. 本研究で得られた結論は次の通りである.

(1) 洪水時における水質成分負荷のヒステリシスを定量化する“水質負荷ヒステリシス係数”を考案し, 従来から用いられている経験式 $L=CQ^n$ 式の指数 n を併用して各水質項目の負荷変動パターンを 15 種類に分類し, 懸濁成分のヒステリシスが溶存成分に比較して大であることを示した.

(2) 懸濁態リン濃度は濁度の 1 次関数に近く、これは濁度の粒径依存特性と、懸濁態リンの細粒土砂成分 (23 μm 以下) への集中が主な理由であると考えられた。懸濁態窒素濃度は細粒土砂成分以外にも POC (懸濁態有機炭素) 濃度の影響を受ける。

(3) 濁度計を用いた栄養塩負荷量推定法 (*L-Q-Turb* 法) を提案した。これは、溶存態栄養塩負荷を *L-Q* 式で推定し、濁度によって推定した懸濁態栄養塩濃度と流量の積から懸濁態栄養塩負荷を求め、溶存態負荷の推定値と懸濁態負荷の推定値を合算するものである。この結果、洪水時の河川水について、*L-Q-Turb* 法による TN の推定誤差は *L-Q* 式とほぼ同じ 5.5%であったが、TP の推定誤差は *L-Q* 式で 27.5%であったのに対して *L-Q-Turb* 法では 11.1%と精度の向上が認められ、特に TP 負荷流出量の推定について有効であった。ただし河川によっては、例外的に誤差が 70%以上になる場合もあり、河川流域の負荷流出特性に応じて本法の採用の可否を判断すべきであろう。

(4) 超音波流速計が、SS だけでなく懸濁態栄養塩や懸濁態有機炭素など様々な懸濁態物質の濃度推定に適用することが可能であることを示した。

<参考文献>

- 海老瀬潜一 (1981) : 「5.流出負荷量の解析モデル」, 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (V) —霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価, 国立公害研究所研究報告, 21.
- 川辺英行・会田丘・橘治国・吉田邦伸 (1997) : 懸濁態リン化合物の組成と藻類増殖能力, 土木学会第 52 回年次学術講演会講演要旨集第 7 部門, pp172-173.
- 橘治国・清水達雄・中川佳久 (1996) : 石狩川の融雪期水質, 水文・水資源学会誌, Vol. 9, No. 5, pp444-456.
- 二村貴幸・諏訪義雄・谷口丞・末次忠司・平舘治 (2002) : 細粒土砂動態観測により明らかになった涸沼川流域の細粒土砂供給特性, 河川技術論文集, 第 8 巻, pp213-218.
- 山本浩一・二村貴幸・坂野章・日下部隆昭・末次忠司・横山勝英 (2003) : 濁度計による懸濁態栄養塩負荷推定に関する研究, 河川技術論文集, Vol.9, pp515-520.
- 横山勝英 (2002a) : 濁度計の粒径依存特性と現地使用方法に関する考察, 土木学会論文集 II, Vol. 698, No. 58, pp93-98.
- 横山勝英・宇野誠高・森下和志・河野史郎 (2002b) : 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, pp1486-1490
- 吉田邦伸・橘治国・川辺英行・岩竹貴則 (1996) : 懸濁態栄養塩の粒径別特性と藻類増殖能力, 土木学会第 51 回年次学術講演会講演要旨集第 7 部門, pp334-335.
- 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