

奥多摩水系(多摩川・秋川)における瀬と淵の水理および環境特性に関する研究

1 9 9 9 年

池 田 駿 介

東京工業大学工学部教授

目 次

第1章 はじめに	1
第2章 瀬と淵における水質および付着性藻類の 一次生産特性に関する現地観測	2
2.1 観測概要	2
(1) 観測地概要	2
(2) 観測方法	2
2.2 観測結果及び考察	4
(1) 測量結果及び瀬と淵の水理特性	4
(2) 栄養塩の日変化	5
(3) 日射及び溶存酸素量の日変化	6
(4) 付着藻類の増殖過程	8
(5) 付着藻類の酸素生産量	11
2.3 本章における結論	11
第2章の参考文献	12
第3章 礫床河川の物質循環シミュレーションモデルの構築	13
3.1 礫床河川の流れの概要	13
3.2 物質循環のシミュレーションモデル	15
(1) 生物活動の化学反応	15
(2) 物質循環の数値モデル	16
(3) 水理特性	23
3.3 計算方法および条件	28
3.4 計算結果	31
(1) 現地河川との比較	31
(2) 付着性生物	33
(3) 炭素循環	34
(4) 栄養塩循環	38
(5) 酸素循環	41
3.5 本章の結論	45
第3章の参考文献	45

第4章	洪水時の物質輸送と高水敷植生・土壌環境の変化に関する現地観測	48
4.1	観測概要	48
(1)	観測地の概況	48
(2)	観測期間および観測方法	48
4.2	観測結果	50
(1)	観測全期間の河川水の変動	50
(2)	洪水流に伴った物質の輸送	51
(3)	高水敷植生の変化と高水敷土壌の変化	53
4.3	結 論	56
	第4章の参考文献	56

第1章 はじめに

現地河川事業において、治水に隔たった河川改修が見直され、環境に配慮した川づくりが実施されるようになって久しい。河川工学の分野においても、河川のアメニティー機能や、生物の生息環境に関する研究が多数実施されるようになった。その中で、我が国に多く見られる礫床河川は、瀬と淵に代表されるように、河川生物の生活の場として、あるいは良好な景観を提供する場として注目が集まっている。とりわけ奥多摩水系の多摩川や秋川などは、多自然型川づくりが国あるいは東京都によって実施されている河川であり、今後これらの環境特性の解明をする事は、現地河川事業を行っていく上で重要である。

瀬と淵の生物環境に着目すると、魚類・昆虫類といった食物連鎖上位の生物の住処に関する研究が現地観測を中心として実施されており、それらのハビタットの構造特性が明らかになりつつある。しかしながら、食物連鎖上位の生物が生息するためには、それらの餌となる下位の生物の生息や、生活に適した水質の確保が必要となる。それらを明らかにするためには、生態系下位の生物の生息特性やそれによって引き起こされる河道内の物質循環特性を明らかにしなくてはならない。

このような背景から、本研究では以下の3つの研究を実施した。まず、多摩川上流部の礫床河川を対象として、平水時の瀬と淵の流れと、河床礫付着性藻類の一次生産特性の関係を現地観測により検討した(第2章)。次に、上記の観測結果に基づき、生物の生理活動とながれの特性を考慮した、平水時の礫床河川の物質循環モデルの構築を行った(第3章)。さらに、瀬と淵の生物環境にきわめて大きな影響を及ぼす洪水時の流れに関して、同じく多摩川上流部を対象にして、1998年台風4、5号時の物質輸送特性とそれによる高水敷植生および土壌環境の変化を現地観測によって調査した(第4章)。

第2章 瀬と淵における水質および付着性藻類の一次生産特性に関する現地観測

2.1 観測概要

(1) 観測地概要

観測は東京都青梅市に位置する多摩川上流域の下奥多摩橋付近の交互に続く七つ瀬と淵において観測を行った(図-2.1)。観測地は羽村取水堰の上流約3kmに位置している。また観測地の上流約20kmには小河内ダムがあり、観測期間中のほとんどにおいて流量は $12\text{m}^3/\text{sec}$ で一定に保たれていた。観測対象域に支川の合流といったようなきわだった横流入はなかったものの、河川際に住宅地が近接しており、多少の生活排水の流入が見られた。観測地では流速が早く、水深の浅い白波だった瀬と、水面が穏やかで流速が遅い淵が交互に構成されている。

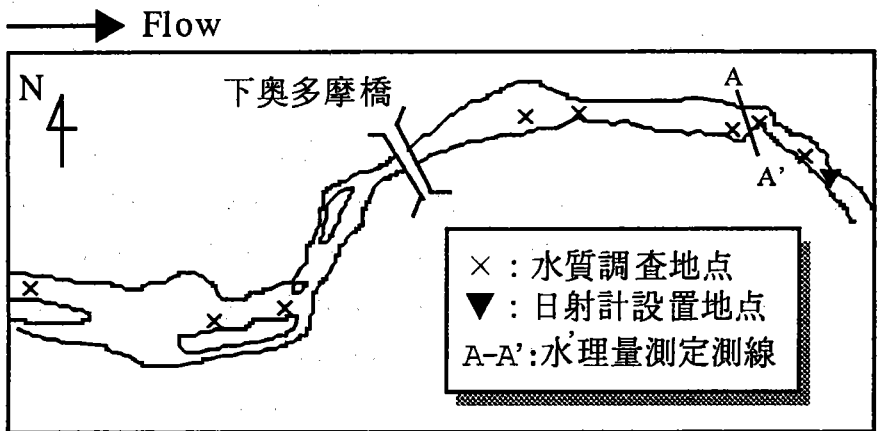


図-2.1 観測地地図

(2) 観測方法

1997年8月26、27日に地形測量、日射、水質、流速の計測を行った。まず、観測地の大局的な地形の構造をとらえるために約1.8km区間の連続する瀬と淵の河川形状、河床高、水面高の平板、水準測量を行った。測点は河川横断方向に45測線とり、計320点で計測を行った。

次に図-2.1中の測線A-A'において電磁流速計(株) KENEK製)を用いて水平流速成分の水深、横断方向分布を測定した。流量は測線A-A'間を5つに区切り、各区間の中央部において、1点法により求めた流速を用いて、断面分割法により算

定した。各測定点における流速データは20Hzで100秒間サンプリングを行っている。さらに付着藻類の一次生産にとって重要である日射量、水温の測定を行った。日射計（株英弘精機製）を鉛直上向き、下向きの両方向に図-2.1の▼地点に設置し、8月26日6時～8月27日6時にかけて10分間隔で計測を行った。水温の測定は熱伝対を用いて、日射計と同地点で同時に計測を行った。水質に関しては、8月26日6時～8月27日6時にかけて図-1中の×の地点で2時間間隔で採水を行った。採水されたサンプルを研究室に持ち帰り、吸光光度計（株セントラル科学）を用いて栄養塩類（T-P, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, T-N）の測定を行った。また同じ場所で、同時に溶存酸素量の変化を簡易多項目水質計（U-10、株堀場製作所製、溶存酸素量：±0.02mg/l）を用いて計測した。この溶存酸素量の計測には隔膜電極法が用いられている。

また観測地の瀬と淵の付着藻類の生産・増殖特性をとらえるため、1997年7月24日～9月11日にかけて以下の観測を行った。最初に瀬と淵に多数の模擬石を設置し、それらを一週間毎に三個づつ回収した。付着した藻類を歯ブラシではがしとり、藻類に含まれるクロロフィルa量を吸光光度計で測定した。模擬石は直径12cmの半球を押しつぶしたような形状であり、材料にはモルタルを使用している。藻類の付着した様子を写真-2.1に示す。実際の河床礫表面とモルタル表面の付着藻類付着量

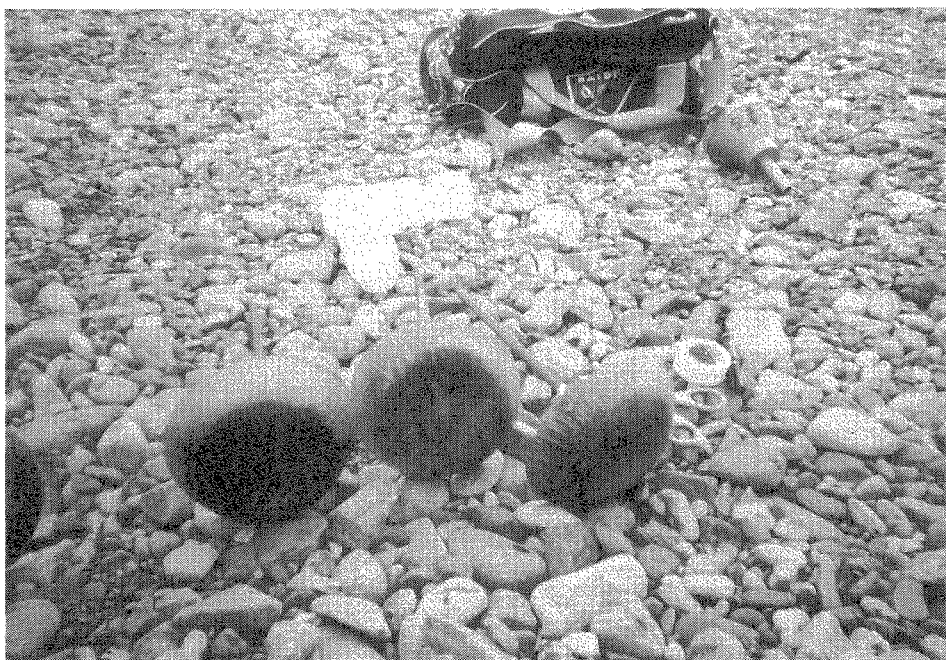


写真-2.1 模擬石に付着した藻類

を比較した結果、両者に優位な違いは認められなかったため、本研究で用いた模擬石は実際の河床礫を再現していると考えられる。さらに礫周りの藻類の付着分布を知るために瀬、淵それぞれにおいて長径15cm～20cmの河床礫を5個採取して、その流れに対して前面、上面、後面のそれぞれに付着するクロロフィルa量を測定した（採取面積：5cm×5cm）。また河床への光の到達率を知るために、模擬石設置ポイントの内もっとも水深が大きかった淵で鉛直方向に5点で採水し、吸光光度計により光の透過率を測定した。

2.2 観測結果及び考察

(1) 測量結果及び瀬と淵の水理特性

全長約1.8kmにわたる瀬と淵の水面コンターを図-2.2に示す。本観測では水面勾配が大きく水面が波立っているところを瀬として、それ以外の場所はすべて淵と判断した。図-2.2の流下方向の0m～200m、600m～700m、900m～1000mの地点は一般に言われる深掘れした淵ではなく川幅が広く、水深の小さい淵（トロ）が形成されている。

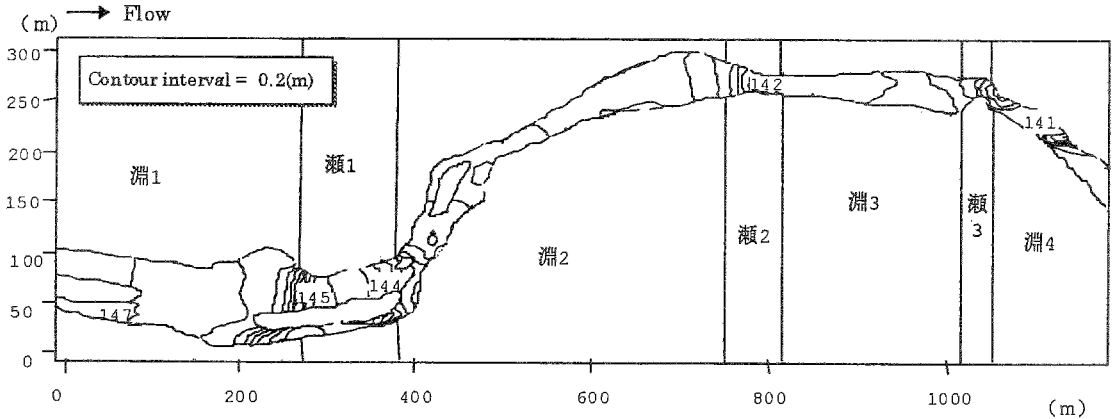


図-2.2 水位コンター図

また各瀬と淵の水理量（時間・空間平均流速、空間平均水深、時間・空間平均フルード数）を表-2.1に示す。瀬2は流速が早く測量が正確に行えなかったため各水理量を見積もることができなかつたため割愛する。瀬ではフルード数が大きく、特に瀬1ではフルード数が0.69と非常に大きい値を示している。そのため瀬の中に存在する大きな礫の上部では局所的に見たときフルード数が1を越える射流になっ

ており、観測対象の瀬では常流、射流の混在する流れが形成されていたものと思われる。

表-2.1 瀬と淵の水理量

	瀬		淵			
	瀬1	瀬3	淵1	淵2	淵3	淵4
平均水深(m)	0.27	0.36	0.31	0.40	0.59	0.76
平均流速(m/s)	1.22	0.96	0.71	0.44	0.55	0.44
フルード数	0.69	0.49	0.41	0.22	0.23	0.16
水面勾配($\times 10^{-3}$)	1.9	1.7	2.7	5.9	1.9	2.5

(2) 栄養塩の日変化

栄養塩(PO_4 -P, T-P, NH_4 -N, NO_3 -N, NO_2 -N, T-N)の全地点・日平均濃度を表-2.2に示す。本観測地では河川水中に酸素が十分含まれていたため、窒素はほとんどはもっとも酸化された状態である硝酸態窒素(NO_3 -N)として存在している。藻類の増殖に関しては、全窒素濃度で0.2(mg/l)程度以下、全リン濃度で0.05(mg/l)程度以下の時、栄養塩が藻類の増殖の制約要素になると報告されている。従って本観測地では全窒素、全リンともに藻類の増殖に十分な濃度で存在し、これらによる制約は受けてないものと判断される。

表-2.2 観測地の栄養塩濃度(mg/l)

T-P	NH_4 -N	NO_2 -N	NO_3 -N	T-N
8.8×10^{-2}	4.4×10^{-2}	4.3×10^{-2}	2.7	2.8

全窒素(T-N)、全リン(T-P)の全地点平均値の日変化を図-2.3に示す。全窒素の日変化は8月26日正午頃と8月26日22時以降に大きな値を示している。一般的に住宅地などからの生活排水の影響を受けた河川区間においては汚濁物負荷量のピークは9~11時頃と19~21時頃の一日に2回出現すると言われている。本観測で見られた全窒素の変動はそれらの報告より1~2時間程位相が遅れているものの、これらの変動は流域からの負荷変動に起因しているものと考えられる。これに対して全リンの日変化では特徴的な変動は見られなかった。このことから、流域からの負荷中のリン含有量が少ないこと、観測期間中の水理量の変化がほとんど見られなかったため、リンを吸着して運搬する濁度の濃度の変動もほとんどなかったことが推察される。

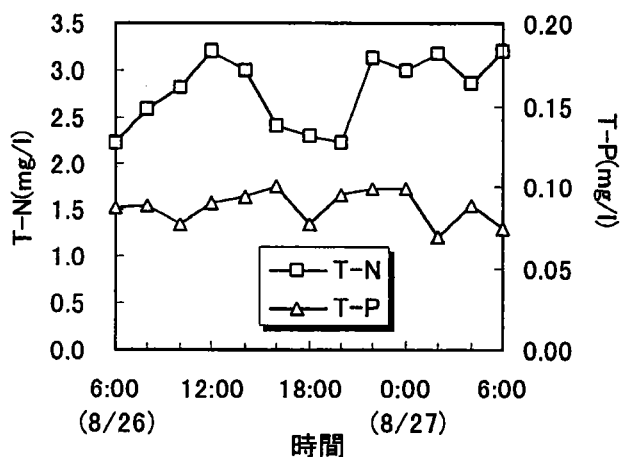


図-2.3 全窒素・全リンの日変化 (1997.8.26~27)

(3) 日射及び溶存酸素量の日変化

日射量の日変化を図-2.4に示す。日射量の4%程度が水で反射しており、ほとんどが水中に透過している。吸光光度計によって透過率を測定した結果、本観測地での河川水中への透過率は純水に近く、吸光係数は純水の0.28と等しいと見なせる。水中の日射の透過特性と水深の関係をあらわすLambert-Beerの光透過式は

$$E(\lambda) = E_0(\lambda) \exp\{-a(\lambda) \cdot D\} \quad (1)$$

で示される。ここに $E_0(\lambda)$: 水面直下の日射量(W/m^2)、 $E(\lambda)$: 深度 $D(m)$ の日射量(W/m^2)、 $a(\lambda)$: 吸光係数。式(1)から得られる各瀬と淵の模擬石設置地点での河床への光の到達率は、もっとも水深の大きい淵4でも日射の80%程度が河

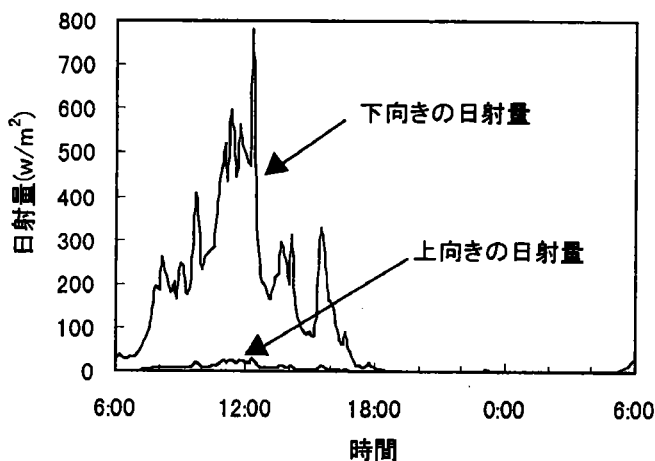


図-2.4 日射量 (1997.8.26~27)

床に到達しており、いずれの地点においても日射のほとんどが河床へ到達していることがわかった。植物の光合成活動は光量（照度）に依存するため、日射量と照度の関係を明らかにする必要がある。エネルギーの単位である日射量と光量である照度を完全に変換することは厳密には不可能であるが、両者の間に近似的に次式が成り立つことが知られている。

$$1\text{W/m}^2 = 103.4\text{lux} \quad (2)$$

本観測では上述のように日射のほとんどが河床へ到達しているので、水中を透過する際の波長毎の吸光特性の違いは無視できるものと考えられる。従って上記の近似的な関係は河床付近に拡張することが可能である。式（1）、（2）を用いて算定した河床の照度は日中40~60klux程度であった。観測対象地では珪藻が優先的に生息しており、その場合約20klux以上ではほぼ飽和光合成速度に達するため、日中は瀬、淵にかかわらず光合成を行うのに十分な光量が確保されていると考えられる。

水温及び溶存酸素量の瀬3の始まりと瀬の終わりの2点での日変化を図-2.5に示す。水温変化は水の熱容量のため日射のピーク（正午）から位相が遅れ、14時頃

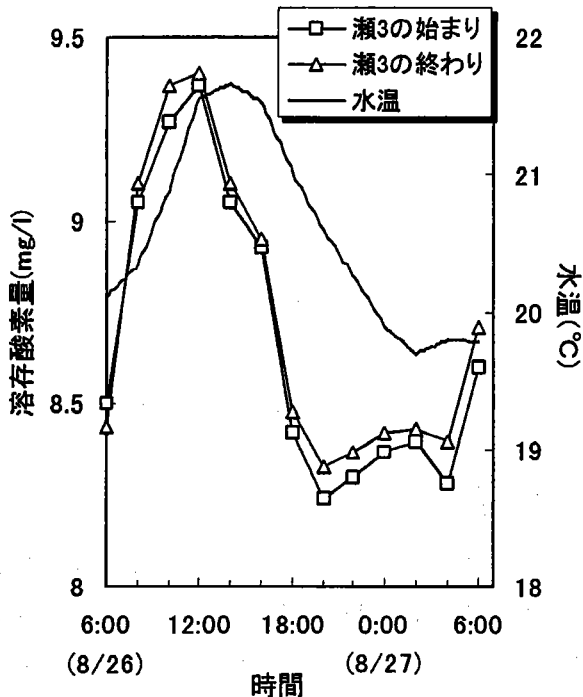


図-2.5 水温と溶存酸素量の日変化 (8/26, 27)

にピーク値を示している。水温の日変化を考慮して算定した溶存酸素量の飽和度の日変化を図-2.6に示す。夜間は付着藻類の光合成活動は行われないので、8月26日18時頃～8月27日6時頃間の流下に伴う溶存酸素量の増加は水面からの曝気によるものである。また8月26日8時頃～8月26日17時ごろにおける溶存酸素量は過飽和状態であるが、それにもかかわらず、午前中には水中の溶存酸素量が増加している。このような増加が起こるには、過飽和に逆らうほどの強制的な曝気や付着藻類による光合成によって酸素が供給されてなければならない。観測期間中の水量はほとんど変化していないため、このような溶存酸素量の変化は付着藻類の光合成によって生じているものと考えられる。

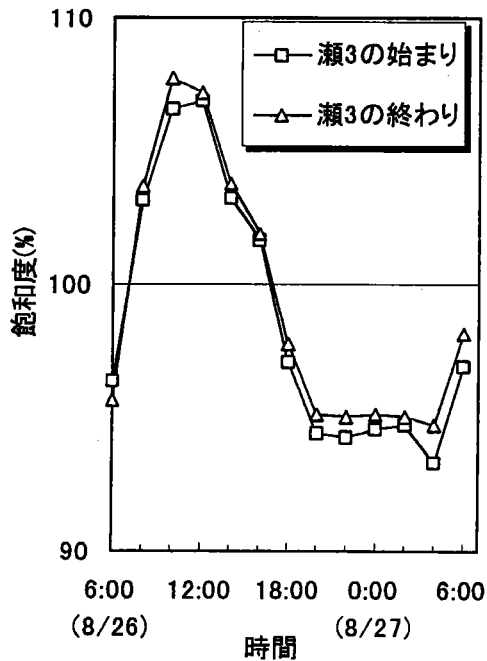
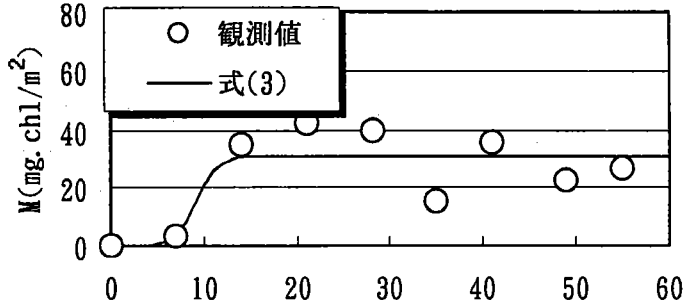


図-2.6 溶存酸素の飽和度の日変化 (8/26, 27)

(4) 付着藻類の増殖過程

瀬3と淵3それぞれの模擬石に付着した藻類の増殖過程を図-2.7に示す。一般に生物の増殖は最初、指数関数的に増加し、栄養分や環境条件の制約により、増殖が低下すると言われており、その様子が本観測でもとらえられている。瀬では、藻類は模擬石設置後7～14日の間に35 (mg. chl/m²) 程度まで増殖し、その後ほぼ一般的な付着量を示している。それに対して、淵では、藻類は時間をかけて徐々に増殖し

(瀬3)



(淵3)

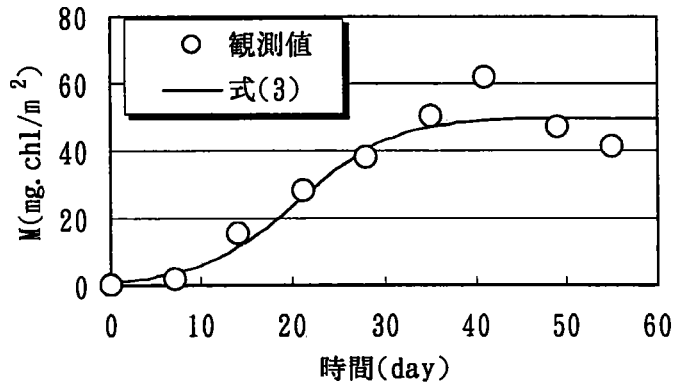


図-2.7 河床藻類の増殖過程 (瀬3)(淵3)

ており、両者で藻類の増殖過程が大きく異なっていることがわかる。このような増殖過程の違いを定量的に考察するため、非線形最小二乗法を用いて、観測値にロジスティック曲線をフィッティングし、増殖の特性量を算出した。図-2.7から瀬3の35日以降と淵3の40日以降には藻類量の減少が見られ、このような増殖過程に対して単純にロジスティック曲線を当てはめることに問題はある。しかし本研究では瀬と淵の増殖の大局的な特性をとらえることを目的としているため、その特性を表しうるもっとも単純なモデルとしてロジスティック曲線を用いることとする。そうすると時刻 t (day) における生物量 M (mg. chl/m²) は次式で表される。

$$M = \frac{M_0 \cdot K}{M_0 + (K - M_0) \cdot \exp(-\mu \cdot t)} \quad (3)$$

ここで μ は比増殖速度(day⁻¹)、 K は飽和増殖量(mg. chl/m²)、 M_0 は初期($t=0$)における生物量である。ここで比増殖速度 μ は付着藻類の増殖の活性度を表し、この値は既往の研究では光強度・水温・栄養塩によって強く支配されると考えられて

いる。飽和増殖量Kはある環境条件のもとで維持できる個体数の上限を与えている。このようにして求めた各瀬と淵での比増殖速度と飽和増殖量を表-2.4に示す。

表-2.4 河床藻類の比増殖速度と飽和増殖量

		比増殖速度 (day ⁻¹)	飽和増殖量 (mg. chl/m ²)
瀬	瀬1	0.72	45
	瀬3	0.87	31
淵	淵1	0.42	56
	淵2	0.21	31
	淵3	0.19	50
	淵4	0.37	30

表-2.4から付着藻類の比増殖速度は明らかに淵より瀬の方が大きい傾向にある。観測対象とした1.8km程度の区間では水温・栄養塩の有意な違いはみられなかった。また前述の通り、模擬石を設置した地点における河床への日射の到達率は高く、十分な光量が確保されている。したがって、このような比増殖速度の違いは流れの特性に起因するものと推察される。観測では、流速や摩擦速度が大きいほど比増殖速度が大きくなる傾向がみられたものの、そのような傾向が見られる要因は不明であり、今後の課題である。一方、飽和増殖量に関しては、瀬と淵で系統的な違いは見られなかった。実際の河床礫について礫を前面・上面・後面に分け、それぞれの場所に付着する藻類量を表-2.5に示す。淵の河床藻類は全面にほぼ一様に付着して

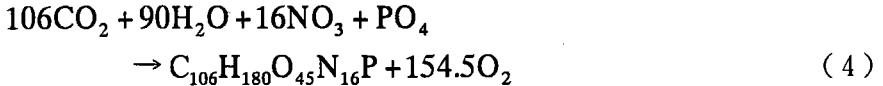
表-2.5 河床礫の藻類付着量 (mg. chl/m²) 分布

	前面	上面	後面
瀬	7.0	35.7	33.6
淵	20.3	19.9	19.1

いるのに対して、瀬では前面に比べて上面・後面に多く付着している。瀬の前面では流れが早く、藻類が付着しにくかったと考えられる。この様な分布の違いから、瀬では比増殖速度が高い藻類が礫の上面、後面に付着し、初期に著しい増殖をみせるものの、それらの付着できる面積が限定されており、飽和増殖量では系統的な違いが見られなかったと推察される。

(5) 付着藻類の酸素生産量

溶存酸素量の日変化を考えたとき、付着藻類の光合成による酸素の生産が日中の溶存酸素量に大きく影響している。この付着藻類の酸素生産速度を次のような方法で大まかに見積もることとする。付着藻類の光合成は次式の化学反応によって近似的に表される。



式(4)と付着藻類のクロロフィル a 含有率(chl-a/C₁₀₆H₁₈₀O₄₅N₁₆P=7.5×10⁻³~1.3×10⁻²)を使って、比増殖速度から、瀬と淵での酸素生産速度(mg・O₂/mg・chl/hr)が算出される。以上より算出した単位河床面・一日当たりの酸素生産量を表-2.6に示す。2.2(4)で述べた通り、瀬と淵の付着藻類の現存量には際

表-2.6 付着藻類の酸素生産量

		酸素生産速度 (mg・O ₂ /mg・chl/day)	酸素生産量 (g・O ₂ /m ² /day)
瀬	瀬1	110 ~ 190	5.2 ~ 8.7
	瀬3	150 ~ 260	4.8 ~ 8.0
淵	淵1	68 ~ 110	3.8 ~ 6.4
	淵2	34 ~ 58	1.0 ~ 1.8
	淵3	30 ~ 51	1.5 ~ 2.6
	淵4	59 ~ 100	1.8 ~ 3.0

だった差はないが、酸素生産量は瀬の方が淵より大きな値を示す。これは瀬の方が淵より光合成の活性度が高く、その結果、高い一次生産力を有していることを示している。他の水域の酸素生産量の例として諏訪湖：0.5~3.8(g・O₂/m²/day)、琵琶湖：0.2~1.7(g・O₂/m²/day)の値が報告されている。これらの値は単位面積当たりの水柱全体が持つ生産力であり、この値と比較して、観測対象とした瀬と淵では河床礫表面だけで、それらに匹敵する高い生産力を有しているといえる。

2.3 本章における結論

多摩川中の瀬と淵に関する現地観測を行った結果、本観測の範囲内では、以下の知見を得た。

- 1) 河川内では、日中、溶存酸素は過飽和状態にあり、日射量が最大となる正午付近にピークを持つ。この主たる原因は付着藻類の光合成による酸素の放出であると考えられる。
- 2) 付着藻類の比増殖速度は淵より瀬の方が大きい。その違いは瀬と淵の水理量の違いに起因しているものと考えられる。
- 3) 観測対象とした瀬と淵の河床礫表面は高い一次生産力を有する。また瀬の一次生産力は淵のそれより高い。

第2章の参考文献

- 土屋十圀、佐藤一夫、岩永勉ほか：生き物の生息環境を考慮した河川改修と生物相に関する調査、水工学論文集、第40巻、pp.175-180、1996.
- 山田正、池内正幸、堀江良徳：不規則底面を持つ開水路流れに関する研究、水工学論文集、第28巻、pp.149-155、1984.
- 京藤敏達、福島、雅紀：波状底面を持つ開水路流れの安定性と河川早瀬の波、土木学会論文集、No.539/II35、pp.69-78、1996.
- 川原田裕、岩崎英雄、谷口旭：海洋プランクトン、東海大学出版社、1975.
- 土木学会編：水理公式集、第1編11章、土木学会、1987.
- 川島博之、鈴木基之：河床付着藻類の増殖と剝離、化学工学論文集、第9巻、第3号、pp.324-329、1983.
- 津田松苗：水質汚濁の生態学、公害対策技術同友会、1972.
- Parsons, T. R., Stephens, K. and Strickland, J. D. H.: "On the chemical composition of eleven species of marine photoplankters", Jour. of Hydroscience and Hydraulic Engrg., JSCE, Vol.15, pp.49-58, 1961.
- 山本讓太郎、伊藤猛夫：水界動物生態学 I、共立出版、1973.

第3章 礫床河川の物質循環シミュレーションモデルの構築

3.1 礫床河川の流れの概要

図-3.1に礫床河川の流れの概要と記法の定義を示す。平均河床高さを鉛直方向座標の原点とする。平均河床高さから水面までを流水層と呼ぶ。河床表面近くの浸透層

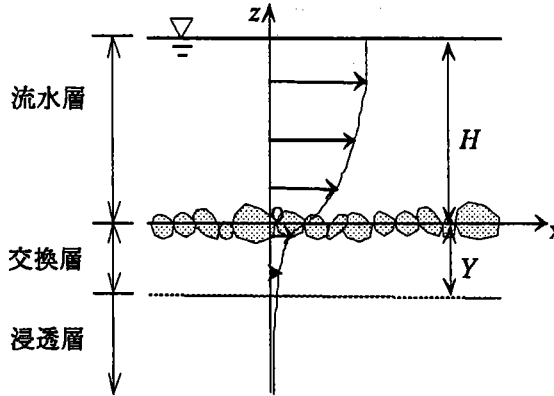


図-3.1 礫床河川の流れの概要

では、流水層からの運動量輸送を強く受ける領域が存在し、そこでは流水層との活発な物質交換が生じている。この層を交換層と呼ぶ。岩佐らによると、交換層以深の浸透層では流水層及び交換層との物質交換は少ないと報告されている。また、長岡・大垣の硝化菌を対象とした研究では、交換層に対応すると思われる河床表面近くの微生物と比較して、それ以深の浸透層における微生物は硝化活性が小さいことが報告されている。つまり、交換層以深の浸透層では、流水層との間の物理的な物質の交換量が少なく、生物の生理活動においてもその活性度が低いいため、河道内の物質循環に関しては流水層および交換層における物理・化学・生物学的な活動が支配的であるものと考えられる。従って、本研究では流水層・交換層を考慮した鉛直方向2層の流下方向1次元モデルの構築をおこなうこととする。

本モデルで考慮する炭素、酸素、栄養塩（窒素・リン）の循環概念図をそれぞれ図-3.2(a)、(b)、(c)に示す。一般的な礫床河川では、一次生産の大部分が河床に付着する藻類によって行われているので、本研究において浮遊性藻類は無視した。また平水時の物質循環を対象としているので、洪水時に大量に輸送される礫・砂・シルトなどの移動は考えず、懸濁態物質および堆積物として有機態物質のみを取り扱っている。

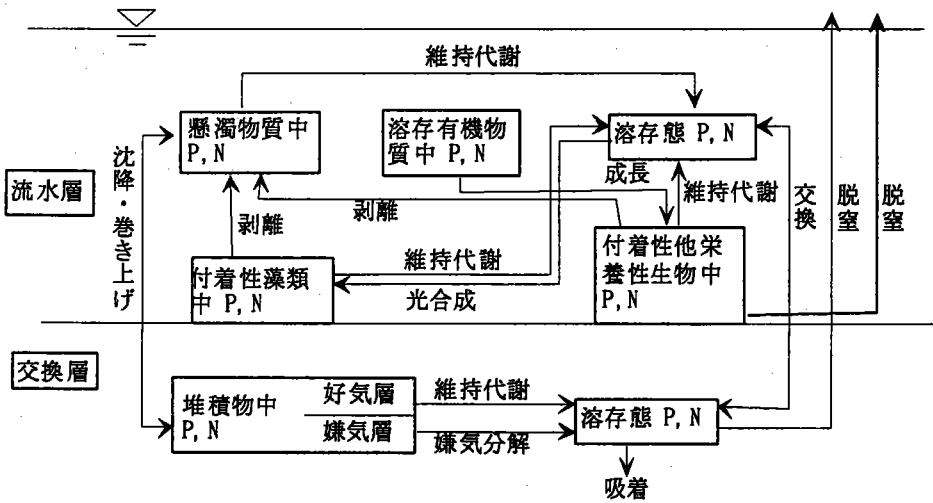
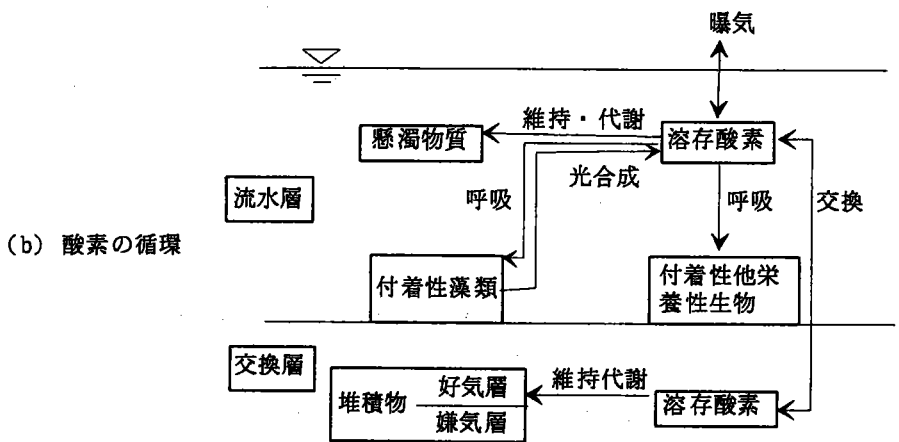
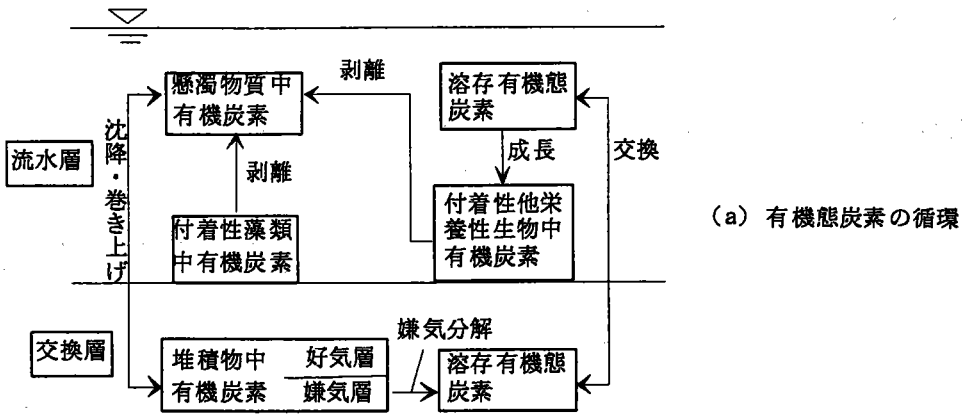


図-3.2 礫床河川の物質循環

生物の生理活動に関して、河床付着性の藻類や他栄養生物は生産活性が高いことから、その増殖過程を取り扱うこととするが、交換層内の堆積物中の微生物は分解や代謝をその生理活動の中心として生息していると考えられるので、増殖は考慮していない。

3.2 物質循環のシミュレーションモデル

(1) 生物活動の化学反応

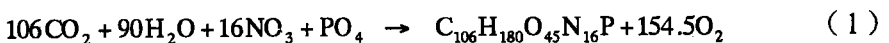
物質循環の健全なモデルを構築するには、生物中の炭素、酸素等の元素構成率を特定し、光合成・成長・代謝による化学反応を定式化する必要がある。既存の研究で報告されている生物の組成式の例を表-3.1に示す。これらの構成比は生物種や生息環境によって変化するが、個々の種類や環境における詳細な違いはここでは取り扱わず、本研究では一般的な生物を表すのに妥当と思われる組成式を用いることとする。付着藻類、他栄養生物、溶存有機物、懸濁態有機物にGloynaが提案する組成式を用いた。

表-3.1 水中微生物の組成式

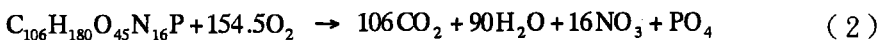
組成式提案者	組成式	対象生物
Gloyna ¹⁰⁾	$C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P$	藻類
Oswald ¹¹⁾	$C_{7.6}H_{8.1}O_{2.5}N_{1.0}$	
Eckenfelder ¹²⁾	$C_5H_7O_2N$	バクテリア
Helmer ¹²⁾	$C_{118}H_{170}O_{51}N_{17}P$	

次に、藻類の光合成、生物の成長・代謝・分解に関する化学反応を以下の化学式で表す。

• 藻類の光合成



• 生物の成長・代謝・分解



ここに、一般に礫床河川水中の溶存酸素量は豊富であることから、栄養塩類は最も酸化の進んだ形態のイオンで存在しているものと考え、硝酸態窒素とリン酸態リンのみを取り扱っている。以上の化学反応式を用いて、表-3.2の様に生物中の元素の構成比や生物活動に伴う物質の取り込み率を決定した。

表-3.2 生物の元素構成率と生理活動による元素使用率

バイオマス中 C含有量	$\alpha_c = \frac{106C}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.524$
バイオマス中 N含有量	$\alpha_N = \frac{16N}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.092$
バイオマス中 P含有量	$\alpha_P = \frac{P}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.013$
光合成による 酸素放出率	$\alpha_{oA} = \frac{154.5O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 2.038$
成長・代謝・分解 による酸素消費率	$\alpha_{oR} = \frac{154.5O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 2.038$

(2) 物質循環の数理モデル

図-3.2で示された各物質の輸送を定式化する。生物の生理活動に関しては、川島・鈴木に従ってモデル化を行っている。既往の研究を参考に取り入れた生物活動・化学反応を表すモデルでは、多くの係数に次元量が用いられているので、本研究では全ての変数に単位を付けて記してある。

a) 河床付着性生物・堆積物

・付着性藻類

付着性藻類現存量 A (g/m^2) の変化は次式によって表される。

$$\frac{dA}{dt} = G_A - h_A A - k_{ae} A \quad (3)$$

ここに、 h_A : 藻類の剥離速度 (s^{-1})、 k_{ae} : 代謝速度 (s^{-1}) である。左辺第1項は光合成による増殖、第2項は剥離による減少、第3項は代謝・分解に伴う減少を表している。

光合成による増殖については、次のように取り扱う。付着性藻類の現存量が一

定量以上に達すると付着性藻類の下層まで十分な光が届かなくなる。よって、十分に光の到達する層（有光層）にいる藻類のみが成長に寄与するものとして、以下の式で表す。

$$G_A = \begin{cases} \mu_A A & : A \leq A_s \\ \mu_A A_s & : A > A_s \end{cases} \quad (4)$$

ここに、 μ_A : 藻類の比増殖速度(s^{-1})、 A_s : 有光層内藻類量(g/m^2) である。

比増殖速度は日射量、栄養塩濃度による制約を受けるものとし、その制約は Monod型に従うとして、

$$\mu_A = \frac{L_b}{L_s + L_b} \frac{N}{N_s + N} \frac{P}{P_s + P} \mu_{A_{max}} 1.047^{(T-20)} \quad (5)$$

で表す。水温による活性の違いは指数型で表している。ここに、 L_b : 河床日射量(W/m^2)、 N : 表層水中硝酸態窒素濃度(g/m^3)、 P : 表層水中リン酸態リン濃度(g/m^3)、 L_s : 飽和日射量(W/m^2)、 N_s : 飽和硝酸態窒素濃度(g/m^3)、 P_s : 飽和リン酸態リン濃度(g/m^3)、 $\mu_{A_{max}}$: 藻類の最大比増殖速度(s^{-1})、 T : 水温($^{\circ}C$) である。実河川の付着性藻類の比増殖速度は、上記の栄養塩、日射以外にも河床近傍の流れの特性の影響を受けることが池田らより示されているが、その詳細は明らかで無いため、本研究ではその影響を考慮していない。今後の課題である。

河床日射量は懸濁態物質による散乱・吸光を考慮して

$$L_b = L \exp\{-(0.28 SS + 0.68)H\} \quad (6)$$

と表される。ここに、 SS : 懸濁態物質濃度(g/m^3)、 H : 水深 (m)、 L : 水中に透過する日射量(W/m^2) である。

代謝速度は溶存酸素量を制約因子とし、その制約は Monod型に従うものとして次式で表す。

$$k_{ae} = \frac{DO}{DO_s + DO} k_{ae_{max}} 1.047^{(T-20)} \quad (7)$$

ここに、 $k_{ae_{max}}$: 最大代謝速度、 DO : 表層水中溶存酸素濃度、 DO_s : 代謝に関する飽和溶存酸素濃度である。

• 付着性他栄養生物

付着性他栄養生物現存量 Het (g/m^2) の変化は次式によって表される。

$$\frac{d(Het)}{dt} = G_H - h_H Het - k_{ae} Het \quad (8)$$

ここに、 h_H : 付着性他栄養生物の剥離速度 (s^{-1}) である。右辺第1項は成長による増加、第2項は剥離による減少、第3項は代謝・分解による減少を示す。

成長による増加については、一定量以上成長すると下層に栄養分 (有機物) が供給されなくなるものとして、

$$G_H = \begin{cases} \mu_H Het & : Het \leq Het_s \\ \mu_H Het_s & : Het > Het_s \end{cases} \quad (9)$$

と表す。ここに、 μ_H : 付着性他栄養生物の比増殖速度 (s^{-1})、 Het_s : 有栄養層内他栄養生物量 (g/m^2) である。

比増殖速度は栄養分となる溶存有機態炭素濃度に制約されるとして

$$\mu_H = \frac{DOC}{DOC_s + DOC} \mu_{Hmax} 1.047^{(T-20)} \quad (10)$$

とする。ここに、 DOC : 表層内容存有機態炭素濃度 (g/m^3)、 DOC_s : 飽和溶存有機態炭素濃度 (g/m^3)、 μ_{Hmax} : 付着性他栄養生物の最大比増殖速度 (s^{-1}) である。

• 堆積物

堆積物量 Se (g/m^2) の変化は、次式で表されるものとする。

$$\frac{d(Se)}{dt} = Dep - Ero - r_{dec} \quad (11)$$

ここで、 Dep : 沈降水量 ($g/m^2/s$)、 Ero : 巻き上げ量 ($g/m^2/s$) である。右辺第1項は懸濁態物質の沈降による増加、第2項は堆積物の巻き上げによる減少、第3項は好気・嫌気分解による減少を表す。

沈降水量に関しては、懸濁物質濃度 SS の鉛直分布が無視出来るものとして、

$$Dep = v_s SS \quad (12)$$

と表す。ここで、 v_s : 懸濁物質の沈降速度 (m/s) であり、有機物の密度 ρ_{ss} (g/m^3) と有機物の代表径 d_{ss} (m) が与えられれば、Rubeyの式より求められる。

巻き上げ量は、泉・池田が提案した浮遊砂の巻き上げ量に、砂礫による巻き上げの遮蔽効果を考慮して、以下の式でモデル化した。

$$Ero = \theta_{se} \rho_w \frac{0.001 \tau_*^2}{v_{s*}^2} v_s \quad (13)$$

ここで、 θ_{se} : 礫による巻き上げの遮蔽率、 ρ_w : 河川水の密度 (g/m^3)、 v_{s*} : 無次元沈降速度で $v_{s*} = v_s / (R_s g d_{ss})^{1/2}$ 、 $R_s = \rho_{ss} / \rho_w$ 、 τ_* : 全Shieldsせん断応力で $\tau_* = \tau / (\rho_w R_s g d_{ss})$ である。礫による巻き上げの遮蔽率 θ_{se} は堆積物が存在しない場合 ($Se = 0$) の場合、 $\theta_{se} = 0$ であり、堆積が進み河床表面が堆積物で覆われた時に、 $\theta_{se} = 1$ となる関数である。 θ_{se} がどのような関数形となるかは現時点では明らかでないが、ここでは河床表面が堆積物で覆われた場合の堆積物量 Se_F を用いて、

$$\theta_{se} = \begin{cases} Se/Se_F & : Se \leq Se_F \\ 1 & : Se > Se_F \end{cases} \quad (14)$$

で表すこととする。 Se_F は交換層の間隙が堆積物で埋め尽くされた場合の堆積物量を用いるものとして、

$$Se_F = \rho_{se} \lambda Y \quad (15)$$

と表す。ここに、 ρ_{se} : 堆積物の湿潤密度 (g/m^3)、 λ : 交換層の間隙率、 Y : 交換層の厚さ (m) である。

好気・嫌気分解は

$$r_{dec} = \begin{cases} k_{ae} Se & : Se \leq Se_{As} \\ k_{ae} Se_{As} + k_{an} (Se - Se_{As}) & : Se > Se_{As} \end{cases} \quad (16)$$

と表される。ここに、 Se_{As} : 好気層堆積物限界量 (g/m^3)、 k_{an} : 嫌気分解速度 (s^{-1}) である。

b) 流水層中の物質

• 懸濁態物質

流水層中の懸濁態物質濃度SS(g/m³) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(SS)}{\partial t} + U_s \frac{\partial(SS)}{\partial x} = \frac{1}{H} (-Dep + Ero) - k_{ae} SS + \frac{h_A}{H} A + \frac{h_H}{H} Het + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial(SS)}{\partial x} \right\} \quad (17)$$

ここに、U_s : 流水層断面平均流速(m/s)、Dis : 流水層縦分散係数(m²/s)、H : 水深(m)である。右辺第1項は沈降・巻き上げによる増減、第2項は代謝・分解に伴う減少、第3、4項は付着性藻類および付着性他栄養生物の剥離による増加、第5項は分散を表す。

• 溶存有機態炭素

溶存有機態炭素濃度DOC(g/m³) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(DOC)}{\partial t} + U_s \frac{\partial(DOC)}{\partial x} = -\frac{\alpha_{CG}}{H} G_H + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial(DOC)}{\partial x} \right\} + \frac{\lambda_A}{H} J_{DOC} \quad (18)$$

ここに、λ_A : 河床有効交換面積率、J_{DOC} : 流水層と交換層間の溶存有機態炭素交換量(g/m²/s)である。右辺第1項は付着性他栄養生物の増殖による取り込み、第2項は分散、第3項は河床交換層との交換を表している。

• 硝酸態窒素

硝酸態窒素濃度N(g/m³) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial N}{\partial t} + U_s \frac{\partial N}{\partial x} = -\frac{\alpha_N}{H} G_A + \frac{\alpha_N}{H} k_{ae} (A + Het + SS H) - \frac{k_{dn}}{H} (Het - Het_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial N}{\partial x} \right) + \frac{\lambda_A}{H} J_N \quad (19)$$

ここに、k_{dn} : 脱窒速度(s⁻¹)、Het_A : 好気層付着性他栄養生物量(g/m²)、J_N : 硝酸態窒素の河床との交換量(g/m²/s)である。右辺第1項は付着性藻類の増殖による取り込み、第2項は代謝・分解による負荷、第3項は脱窒、第4項は分散、第5項は河床との交換を表す。

好気層付着性他栄養生物量は

$$Het_A = \begin{cases} Het & : Het \leq Het_{As} \\ Het_{As} & : Het > Het_{As} \end{cases} \quad (20)$$

と表す。ここに、 Het_{As} : 好気層他栄養生物限界量 (g/m^2) である。

• リン酸態リン

リン酸態リン濃度 P (g/m^3) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial P}{\partial t} + U_s \frac{\partial P}{\partial x} = -\frac{\alpha_P}{H} G_A + \frac{\alpha_P}{H} k_{ae} (A + Het + SSH) + \frac{\partial}{\partial x} \left(Dis \frac{\partial P}{\partial x} \right) + \frac{\lambda_A}{H} J_P \quad (21)$$

ここに、 J_P : 流水層と交換層間のリン酸態リン交換量 ($g/m^2/s$) である。右辺第1項は付着性藻類の増殖による取り込み、第2項は代謝・分解による負荷、第3項は分散、第4項は河床との交換を表す。

• 溶存酸素

溶存酸素濃度 DO (g/m^3) の変化は次式で表される。

$$\begin{aligned} \frac{\partial (DO)}{\partial t} + U_s \frac{\partial (DO)}{\partial x} = & \frac{K_L}{H} (DO^* - DO) + \frac{\alpha_{OA}}{H} G_A - \frac{\alpha_{OR}}{H} G_H - \frac{\alpha_{OR}}{H} k_{ae} (A + Het + SSH) \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial (DO)}{\partial x} \right\} + \frac{\lambda_A}{H} J_{DO} \end{aligned} \quad (22)$$

ここに、 K_L : 再曝気係数 (m/s)、 DO^* : 飽和溶存酸素量 (g/m^3)、 J_{DO} : 溶存酸素の河床との交換量 ($g/m^2/s$) である。右辺第1項は再曝気、第2項は光合成による生産、第3項は成長による取り込み、第4項は代謝・分解による取り込み、第5項は分散、第6項は河床との交換を表す。

再曝気係数は、広範な Fr 数 (0.1~1.0) で再曝気係数を測定した Krenkel の実験値をエネルギー勾配 I と水深 H (m) で回帰して得られる

$$K_L = 0.13I^{0.62} H^{0.74} \quad (23)$$

を用いる。

c) 交換層内物質濃度

• 溶存有機態炭素

交換層内における溶存有機炭素濃度 DOC_G (g/m^3) の変化は次式によって表される。

$$\frac{\partial(DOC_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(DOC_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_c}{\lambda Y} k_{an} (Se - Se_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(DOC_G)}{\partial x} \right\} + \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_{DOC} \quad (24)$$

ここに、 U_G : 交換層平均 (真の) 流速、 Dis_G : 交換層内縦分散係数 (m^2/s)、 Y : 交換層厚さ (m)、 λ : 間隙率、 Se_A : 好気層堆積物量 (g/m^2) である。右辺第 1 項は嫌気分解、第 2 項は分散、第 3 項は流水層との交換を表す。

好気層他栄養生物量は

$$Se_A = \begin{cases} Se & : Se \leq Se_{As} \\ Se_{As} & : Se > Se_{As} \end{cases} \quad (25)$$

と表す。

• 硝酸態窒素

交換層内における硝酸態窒素濃度 N_G (g/m^3) の変化は次式によって表される。

$$\frac{\partial(N_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(N_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_N}{\lambda Y} r_{dec} - \frac{k_{dn}}{\lambda Y} (Se - Se_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(N_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_N \quad (26)$$

ここに、 k_{dn} : 脱窒速度、である。右辺第 1 項は好気・嫌気分解による負荷、第 2 項は脱窒、第 3 項は分散、第 4 項は流水層との交換を表している。

• リン酸態リン

リン酸態リン濃度 P_G (g/m^3) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(P_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(P_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_P}{\lambda Y} r_{dec} - k_{ad} (P_G)^{0.345} + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(P_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_P \quad (27)$$

ここに、 k_{ad} : 吸着速度 (s^{-1}) である。右辺第 1 項は好気・嫌気分解、第 2 項

は吸着、第3項は分散、第4項は流水層との交換を表す。吸着に関しては、Freundlich型の吸着等温式を非平衡状態に拡張して用いている。

• 溶存酸素

溶存酸素濃度 DO_G (g/m^3) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(DO_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(DO_G)}{\partial x} = -\frac{\alpha_{OR}}{\lambda Y} k_{ae} S e_A + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(DO_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_{DO} \quad (28)$$

右辺第1項は好気性微生物の代謝・分解、第2項は分散、第3項は流水層との交換を表す。

(3) 水理特性

上記の物質循環モデルの中で水理特性に依存する流水層断面平均流速、交換層断面平均流速、分散係数、交換速度、交換層厚さの定式化を行う。

a) 流水層断面平均流速、交換層断面平均流速

山田・川端と同様に、流水層および交換層に置いてそれぞれ混合距離を仮定した。流水層内 ($z > 0$) では

$$l = l_0 + \kappa z \quad (29-1)$$

交換層内 ($z < 0$) では

$$l = l_0 \quad (29-2)$$

$$(l_0 = \kappa B)$$

ここに、 κ : Karman定数、 B : は空隙の代表スケールである。 B は山田・川端の提案に従い

$$B = \frac{2\lambda^2 d_G}{3(1-\lambda)} \quad (30)$$

とする。ここに、 d_G : 河床材料の代表粒径(m) である。

上記の混合距離を用と、それぞれの層における力の釣り合いより

$$\rho U_*^2 = \rho(l_0 + \kappa z)^2 \left(\frac{du_s}{dz} \right)^2 \quad (31-1)$$

$$\frac{1}{2} f \frac{u_G^2}{B} = \frac{d}{dz} \left(l_0^2 \frac{du_G}{dz} \frac{du_G}{dz} \right) \quad (31-2)$$

を得る。ここに、 U_* ：河床面付近の摩擦速度、 u_s ：流水層流速、 u_G ：浸透層（真の）流速、 f ：浸透層内の抵抗係数である。流水層の流速と浸透層の（見かけの）流速は境界部においてなめらかに接合しなくてはならないため、境界条件は

$$u_s = \lambda u_G \quad : z = 0 \quad (32-1)$$

$$\frac{du_s}{dz} = \lambda \frac{du_G}{dz} \quad : z = 0 \quad (32-2)$$

となる。これより流速分布として

$$u_s = \frac{U_*}{\kappa} \ln \frac{l_0 + \kappa z}{l_0} + \frac{U_*}{l_0 b} \quad (33-1)$$

$$u_G = \frac{U_*}{\lambda l_0 b} \exp(bz) \quad (33-2)$$

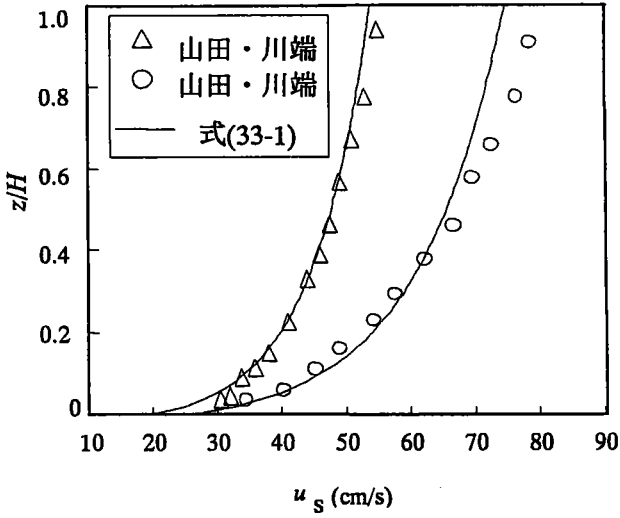
を得る。ここに、 $b = \{f / (4B l_0^2)\}^{1/3}$ である。式 (33-1)、(33-2) と山田・川端の実験結果との比較を図-3.3に示す。ここで、交換層内の抵抗係数 f の算定には山田・川端の提案式を用いている。流水層における流速分布は全般的に良好に再現されている。浸透層に関しては、流水層からの影響をほぼ受けない浸透層下層の流れは再現できていないものの、本研究で重要となる河床面近傍の交換層付近の流れは良好に再現できている。

式 (33-1)、(33-2) で表される流速分布を、河床面から水表面、交換層下端から河床面までそれぞれ積分することにより、流水層断面平均流速および交換層断面平均（真の）流速がそれぞれ

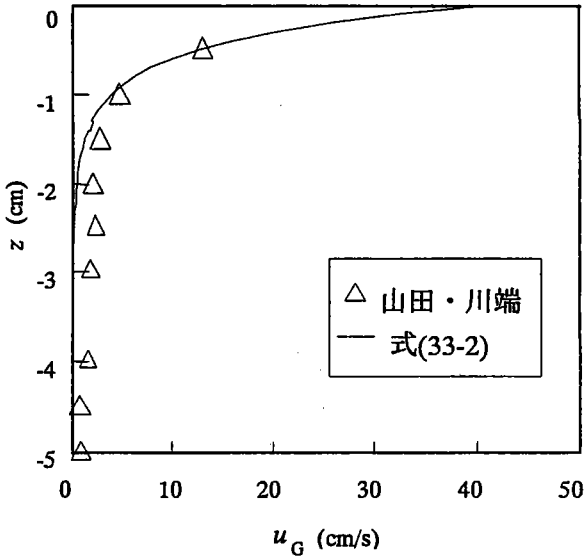
$$U_s = \frac{u_*}{\kappa} \left\{ \left(1 + \frac{l_0}{\kappa H} \right) \ln \frac{l_0 + \kappa H}{l_0} - 1 \right\} + \frac{U_*}{l_0 b} \quad (34-1)$$

$$U_G = \frac{U_*}{\lambda Y l_0 b^2} \{1 - \exp(-bY)\} \quad (34-2)$$

と表される。



(a) 流水層



(b) 浸透層

図-3.3 鉛直方向流速分布

b) 分散係数

流水層の分散係数として、実河川、室内実験に対してともに適合性の優れている Iwasa and Ayaによる次式

$$\frac{Dis}{U_* H} = 2.0 \left(\frac{W}{H} \right)^{1.5} \quad (35)$$

を用いた。ここでW：川幅(m)である。

また、河床交換層の分散係数は、岩佐らの実験の平均値として

$$\frac{Dis_G}{U_* H} = 6.8 \quad (36)$$

を用いた。

c) 交換速度

流水層と交換層間での物質の交換速度の定式化は以下のように行った。河床近傍における溶存態物質濃度の鉛直分布が図-3.4で表されるものとする。図中の δ_s 、 δ_G は、流水層および交換層における物質濃度の境界層の厚さ(m)である。また物質濃度は濃度境界層内で急変し、境界層外部の濃度変化は境界層内での濃度変化に比べて小さいものとする。

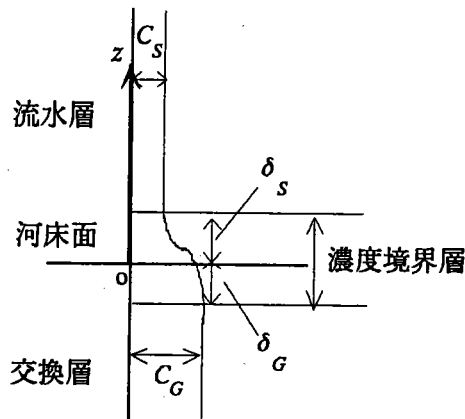


図-3.4 河床近傍における溶存態物質濃度分布

河床表面における鉛直方向の物質フラックスは次式で表される。

$$J = -K \frac{dC}{dz} \quad (37)$$

ここに、 K ：物質の拡散係数(m^2/s)である。

まず、流水層 ($z > 0$) の濃度境界層内について、物質の拡散係数が底面付近の摩擦速度と混合距離に比例すると仮定すると、

$$\begin{aligned} K &= alU, \\ &= a(l_0 + \kappa z)U. \end{aligned} \quad (38)$$

である。ここに、 a ：比例定数である。濃度境界層内での物質フラックスが一定であると仮定し、境界条件

$$C = C_0 \quad : \quad z = 0 \quad (39-1)$$

$$C = C_s \quad : \quad z = \delta_s \quad (39-2)$$

の下で式 (37) を積分することにより、物質フラックスが、流水層濃度境界層外縁の物質濃度 C_s と河床面における物質濃度 C_0 を用いて、次式で表される。

$$J = -\frac{a\kappa}{\ln\{(l_0 + \kappa\delta_s)/l_0\}} U_* (C_s - C_0) \quad (40)$$

次に交換層 ($z < 0$) でも同様に物質の拡散係数 K を渦動粘性係数

$$K = al_0 U_* \quad (41)$$

で表し、これを境界条件

$$C = C_0 \quad : \quad z = 0 \quad (42-1)$$

$$C = C_G \quad : \quad z = -\delta_G \quad (42-2)$$

のもとに積分すると

$$J = -\frac{al_0}{\delta_G} U_* (C_0 - C_G) \quad (43)$$

となる。式 (40) および式 (43) から河床表面濃度 C_0 を消去することにより、河

床流水層と交換層の間の物質フラックス J が流水層物質濃度と交換層物質濃度を用いて

$$J = -\beta U_s (C_s - C_G) \quad (44)$$

$$\left(\text{但し } \beta = \frac{a \kappa l_0}{\kappa \delta_G + l_0 \left[\ln \left\{ \frac{l_0 + \kappa \delta_s}{l_0} \right\} \right]} \right)$$

と表される。ここに、 β は濃度境界層厚さの関数であり、水理特性に大きく依存するものと考えられるが、その詳細は現在明らかでないので、岩佐らの実験と最も適応する値として、 $\beta = 2.4$ を用いた。

d) 交換層厚さ

交換層厚さ Y (m) に関しても、岩佐らの実験から得られた推定式を用いることとする。

$$Y = 2.35 d_G + 0.0053 \quad (45)$$

上式では、交換層厚さが河床材料の径のみで決定され、他の水理量への依存性などは考慮されていない。また、交換層厚さ測定時に誤差が入りうることが指摘されており、交換層の詳細な特性に関しては今後の課題である。

3.3 計算方法および条件

計算領域として流下方向に2 kmの区間を設定し、その間を100メッシュに刻んで解析を行った。礫床河川は流水層の移流速度が大きく、上流で生じる水質の変化は短時間で下流側まで伝わる。それに対して生物的な活動の時間変化は日スケールで生じるため、水質項目の変化に関して非定常項はオーダー的に小さいものと考えられる。従って、河川河床付着性藻類、河床付着性他栄養生物、堆積物以外の項目に関しては、各時刻において定常として解析を行った。分散項には2次精度の中央差分を用い、移流項には3次精度の風上差分(UTOPIA)を用いた。各時刻における収束計算にはSOR法を用いた。

水中に透過する日射量の日変化は、8月の平均日最高日射量 L_{\max} と水表面アルベド γ を用いて

$$L(t) = \begin{cases} 0 \\ L_{\max}(1-\gamma)\sin^2\left(\frac{t-5.0}{14.0}\pi\right) \end{cases} \quad (46)$$

で近似した(図-3.5)。また。水温変動は1997年8月26日～27日に東京都青梅市中の多摩川において測定した水温変動を近似した次式を用いた(図-3.6)。

$$T = 20.6 + 1.1 \sin\left(\frac{t' - 9.0}{12.0} \pi\right) \quad (47)$$

その他、計算に必要となる各係数、諸量を表-3に示す。

上流側の境界条件(流入条件)は水温変動と同時に多摩川で測定した物質濃度の日平均値を全時刻において与えた(SS=3.0g/m³、PS=PG=0.87g/m³、NS=NG=6.4g/m³、DOS=DOG=8.3g/m³)。但し、溶存有機態炭素濃度に関しては直接測定が行えなかったため、COD_{c,r}の現地観測値を用いて、矢部27)によって得られたDOC～CODの線形回帰式より算定した値(DOC_s=DOC_e=5.0g/m³)を用いている。本来河川への流入物質濃度

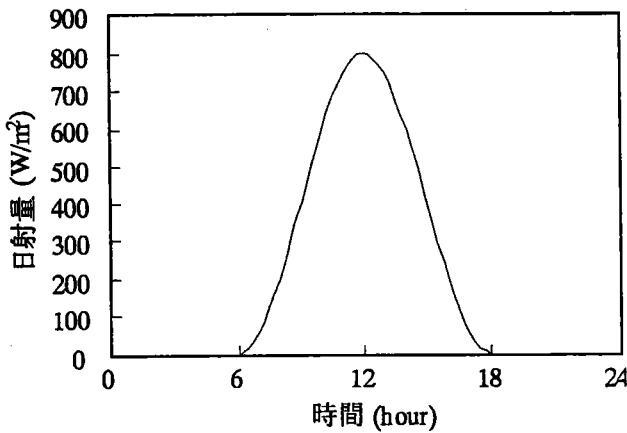


図-3.5 水中に透過する日射量

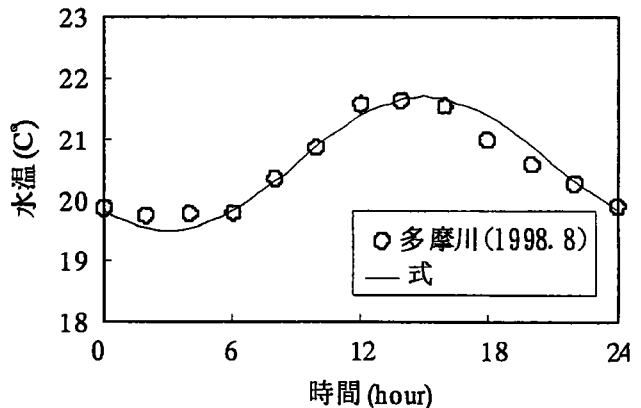


図-3.6 水温変動

表-3.3 計算に用いたパラメータ

係数	値	内容	文献
A_s	6.0 (g/m ³)	有光層内藻類量	22)
DO_s	5.0×10^{-1} (g/m ³)	成長に関する飽和溶存酸素濃度	14)
DOC_s	5.0 (g/m ³)	成長に関する飽和溶存有機態炭素濃度	14)
d_{ss}	5.0×10^{-5} (m)	懸濁態有機物の代表径	観測値
g	1.3×10^8 (m/hr ²)	重力加速度	
Het_{As}	6.0 (g/m ³)	好気層他栄養生物限界量	仮定
Het_s	6.0 (g/m ³)	有栄養層内付着性他栄養生物量	14)
h_A	2.4×10^{-2} (hr ⁻¹)	付着性藻類の剥離速度	23)
h_H	2.4×10^{-2} (hr ⁻¹)	付着性他栄養生物の剥離速度	23)
k_{ad}	2.7×10^{-1} (hr ⁻¹)	吸着速度	20)
k_{aemax}	6.1×10^{-3} (hr ⁻¹)	最大代謝速度	14)
k_{an}	2.0×10^{-3} (hr ⁻¹)	嫌気分解速度	14)
k_{dn}	6.0×10^{-4} (hr ⁻¹)	脱窒速度	16)
L_{max}	8.1×10^2 (W/m ²)	水中に透過する日射量の日最大量	24)
L_s	4.0×10^2 (W/m ²)	成長に関する飽和日射量	25)
N_s	2.5×10^{-2} (g/m ³)	成長に関する飽和窒素濃度	25)
P_s	5.0×10^{-3} (g/m ³)	成長に関する飽和リン濃度	25)
Se_{As}	1.0×10^1 (g/m ³)	好気層堆積物限界量	14)
β	2.4	交換速度に関する係数	7)
γ	0.05	水表面アルベド	観測値
κ	4.1×10^{-1}	Karman定数	
λ	4.3×10^{-1}	河床交換層の間隙率	仮定
λ_A	9.0×10^{-1}	河床有効交換面積率	7)
μ_{Amax}	2.5×10^{-1} (hr ⁻¹)	藻類に関する最大比増殖速度	14)
μ_{Hmax}	6.1×10^{-2} (hr ⁻¹)	他栄養生物に関する最大比増殖速度	14)
ρ_{se}	1.3×10^6 (g/m ³)	堆積物の湿潤密度	仮定
ρ_{ss}	1.5×10^6 (g/m ³)	懸濁態物質の密度	仮定
ρ_w	1.0×10^6 (g/m ³)	河川水の密度	

は流域負荷の時間変化に応じて大きく変化するが、本研究では礫床河床の河道内で生じる物質循環の基本的な特性を明らかにすることを目的としているため、流入量を全時刻において一定として与えた。付着性藻類量、付着性他栄養生物量、堆積物量の初期条件としては、出水後で生物、堆積物がほとんど流されてしまった状況を想定して $A=1.0\text{g/m}^3$ 、 $Het=1.0\text{g/m}^3$ 、 $Se=1.0\text{g/m}^3$ とした。下流側の境界条件（流出条件）は、濃度の空間勾配が零となるようにした。

計算対象とした河川の水利条件を表-3.4に示す。全ケースを通じて流量は $10\text{m}^3/\text{s}$ とし、川幅は 30m とした。本研究では、河床礫の大きさが物質循環に及ぼす影響を検

表-3.4 水利条件

	d_G (cm)	I	U_s (cm/s)	U_G (cm/s)	U_* (cm/s)	H (cm)	Y (cm)
Case 1	1.0	1/200	129.9	1.9	11.1	25.6	2.9
Case 2	5.0	1/200	104.8	2.5	12.3	31.5	12.3
Case 3	10.0	1/200	94.0	2.7	12.9	34.8	24.0
Case 4	5.0	1/181	106.9	2.6	12.6	30.9	12.3

討するため、河床礫の代表径の異なる3ケースの計算を行った(Case 1~3)。また計算結果と実測結果を比較するために、現地観測¹⁵⁾を実施した東京都青梅市(下奥多摩橋付近)の多摩川における水利条件として、その区間の平均河床勾配(=1/181)、平均川幅(=30m)、観測期間中の平均流量($10\text{m}^3/\text{s}$)を用いた計算を行った(Case 4)。河床礫の代表径に関しては、現地河川において正確に定義することが困難であるため、ここでは5cmとしている。この大きさの礫は、観測地の河床表面に多くみられ、河床流水層近くの礫の代表径として適当であると思われる。

3.4 計算結果

(1) 現地河川との比較

図-3.7に現地観測で得られた溶存酸素量の日変化と計算値の比較を示す。計算

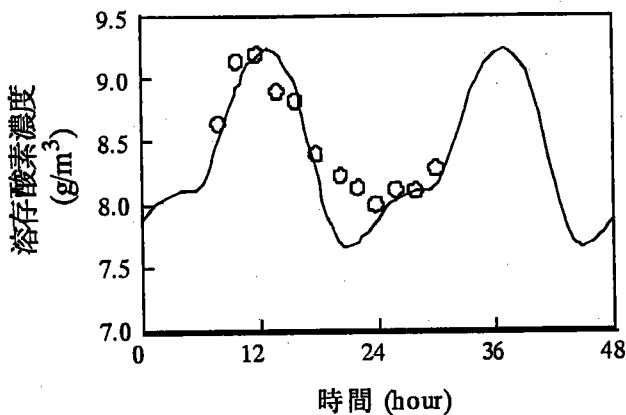


図-3.7 溶存酸素濃度の実測値と計算値の比較 (実測値(○): 多摩川15)、1997.8.26~8.27、(計算値(実線): 計算開始地点より1500m下流地点、計算開始より50日後)

値としては、藻類が十分に生長した計算開始から50日後の上流端から1500m下流地点におけるものを示している。全般的に計算値は実測の結果を再現している。観測値と比較して計算では光合成の行われない夜間における溶存酸素濃度の変動が大きい。このことは、生物による分解・代謝の活性や曝気量の水温に対する依存性が過剰に見積もられているものと思われる。

図-3.8に付着性生物量（付着性藻類量+付着性他栄養生物量）の時系列変化を示す。ここで、観測値として、1997年7月24日～9月11日の期間にモルタル製の模

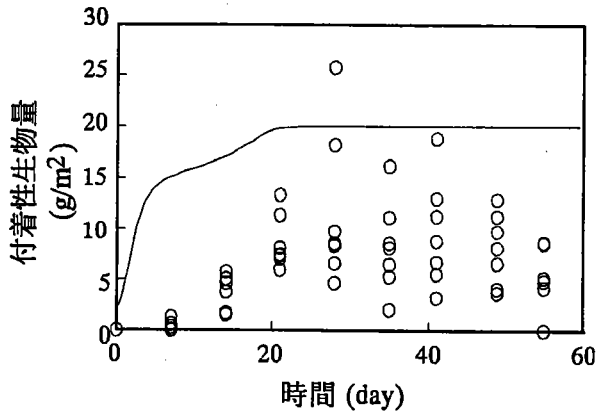


図-3.8 河床付着性生物量の測定値と計算値の比較（実測値（○）：多摩川15）、1997.7.24～9.11、（計算値（実線）：計算開始地点より1500m下流地点）

擬石を多摩川に設置し、それらに付着・増殖する生物の強熱減量を測定し、それをバイオマス中炭素含有率 α で除した値を用いている。計算開始から20日間程度の生物の増殖が活発な期間においては、計算値は初期条件の影響によって観測値より早い増殖を示している。計算開始後30日以降のほぼ平衡に達したときの生物量に関しては、計算値は観測値の1.5～2.0倍程度大きな値を示している。計算値が実測値より大きくなる理由としては、生態系上位生物の捕食による付着性生物の減少が考慮されていないこと、付着生物の剥離速度の実測値が少なく、且つ低流速に対する実測値しか無いので、計算で与えた剥離速度が小さいことが考えられる。このことにより、計算値は測定値のほぼ上限包絡線に近いものとなっている。今後、河川の低次生物量を定量化するためには、このような上位の生物を考慮したモデルの開発、及び水理特性と関連付けられた剥離速度のモデル化が必要である。

他の物質に関しては、現地観測値が流域からの負荷量の影響を強く受ける、もしくは定量的に測定することが困難であるため、現時点では解析結果と直接比較しう

るデータがない。

(2) 付着性生物

図-3.9 (a)、(b)に計算開始地点より1500m下流地点における付着性藻類量、付着性他栄養生物量の時間変化を示す。図では、生物活動の日周変化をのぞき、長期的

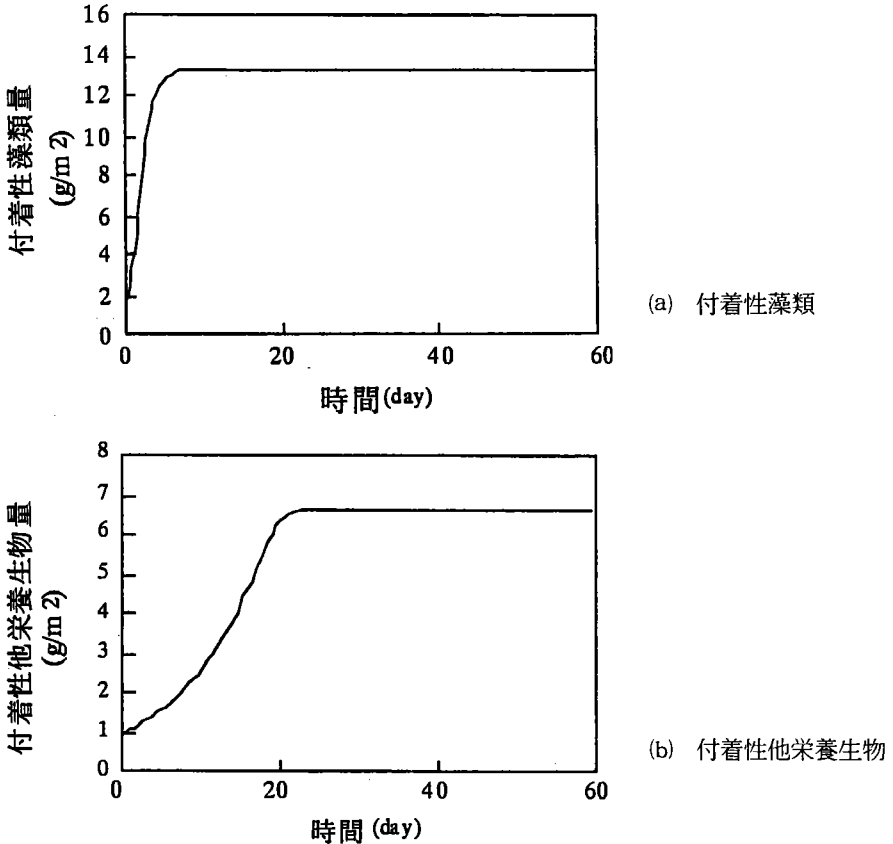


図-3.9 河床付着性生物量の時間変化
(計算開始地点より1500m下流地点)

な傾向を抽出するため、日平均値の時間変化を示している。図-3.9 (a)、(b)より平衡状態における生物量は、比増殖速度の違いによって、生産活性の高い付着性藻類量が付着性他栄養生物量の2倍程度の値を示している。増殖の初期過程においては藻類は5日程ではほぼ平衡量に達するのに対して、付着性他栄養生物に関しては20日程まで増殖が続きその後平衡状態に達していることが分かる。これらの増殖初期の特性に関しては、計算の初期値依存性が大きいいため詳細な議論は困難ではあるが、生物の活性の違いによる増殖過程の違いが定性的に表されているものと思われる。

(3) 炭素循環

図-3.10(a)、(b)、(c)に計算開始より50日後12:00(正午)の堆積物量、懸濁態物質濃度、溶存有機態炭素濃度の空間変化を示す。懸濁態物質濃度は流下に伴い濃度が上昇し、溶存有機態炭素濃度は流下に伴って濃度が減少している。

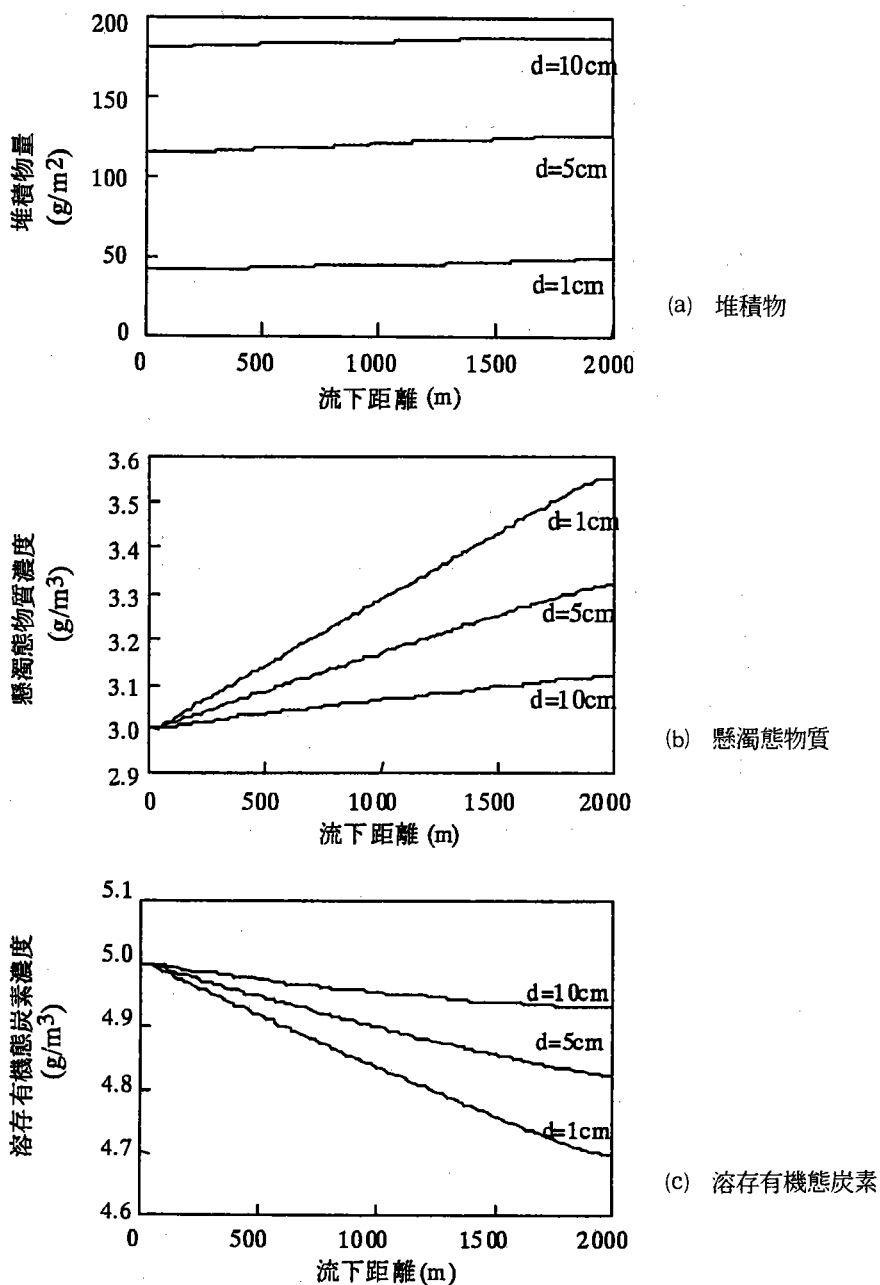


図-3.10 有機態物質の空間変化
(計算開始より50日後、12:00)

図-3.10(a)より河床礫の代表径が大きくなるほど堆積物量が大きくなることがわかる。図-3.10(b)から河床礫が大きいほど懸濁態物質濃度の流下方向への増加率が小さくなっている。これは、河床材料が大きくなることにより、流水層の流れの抵抗が増加し流速が小さくなり、懸濁態物質の沈降量が多くなるためである。次に流下に伴う懸濁態物質濃度の上昇は以下のとおり説明できる。懸濁態物質濃度を流下方向に増加させる要因として、堆積物の巻き上げおよび付着性生物の剥離が考えられる。この時刻において、堆積物量はほぼ平衡状態に達しており、平衡状態においては、式(11)から巻き上げ量は沈降量よりも小さな値を示す。従ってこの増加は付着性生物の剥離による増加である。この結果より、本研究で対象とするような比較的懸濁態物質濃度の小さな河川では、沈降、巻き上げといった物理的な過程に加えて、付着性生物の剥離量が懸濁態物質濃度に影響を与えることが示唆されている。

一方これとは逆に、溶存有機態炭素濃度に関しては、河床礫が大きくなるほど、流下に伴う減少率が小さくなっている(図-3.10(c))。溶存有機態炭素濃度は、他栄養生物の成長による取り込み量と堆積層下部からの嫌気分解による生産量のバランスによって支配されている。河床礫が大きくなるほど流水層の流速は小さくなり、他栄養生物による溶存有機態炭素の取り込みは十分に行われるようになる。しかし、流速が小さい場合は堆積物量が増加するため、その下層で生じる嫌気分解量が増加し、溶存有機態炭素の二次的な負荷量が大きくなる。この嫌気分解量の変化が強く現れた結果、前述のような礫径による減少率の違いが生じていると考えられる。

図-11(a)、(b)、(c)に上流端、下流端の境界条件の影響が小さいと思われる計算開始地点より1500m下流地点における、堆積物量、懸濁態物質濃度、溶存有機態炭素濃度の時間変化を示す。生物活動に対応した日週変動を取り除き、長期的な変化の傾向を抽出するため、日平均値の変化を示している。また、流水層と交換層における溶存有機態炭素濃度の違いは小さかったため、流水層における濃度のみを示す。

図-3.11(a)、(b)から懸濁態物質と堆積物量の時間変化は以下のとおり説明される。計算開始初期は堆積物が少ないことから、その巻き上げ量は小さく、その結果、上流端より流入した懸濁態物質は沈降によって除去される。従って、図-3.11に示した地点における初期の懸濁態物質濃度は小さい値を示す。それから10日ほどの間、堆積物が徐々に多くなり巻き上げ量が増加するため、懸濁態物質濃度は徐々に増加する。計算開始より10日目頃から沈降・巻き上げの釣り合った平衡状態に移行していく。最終的な堆積物量および懸濁態物質濃度は河床材料の径によって異なってお

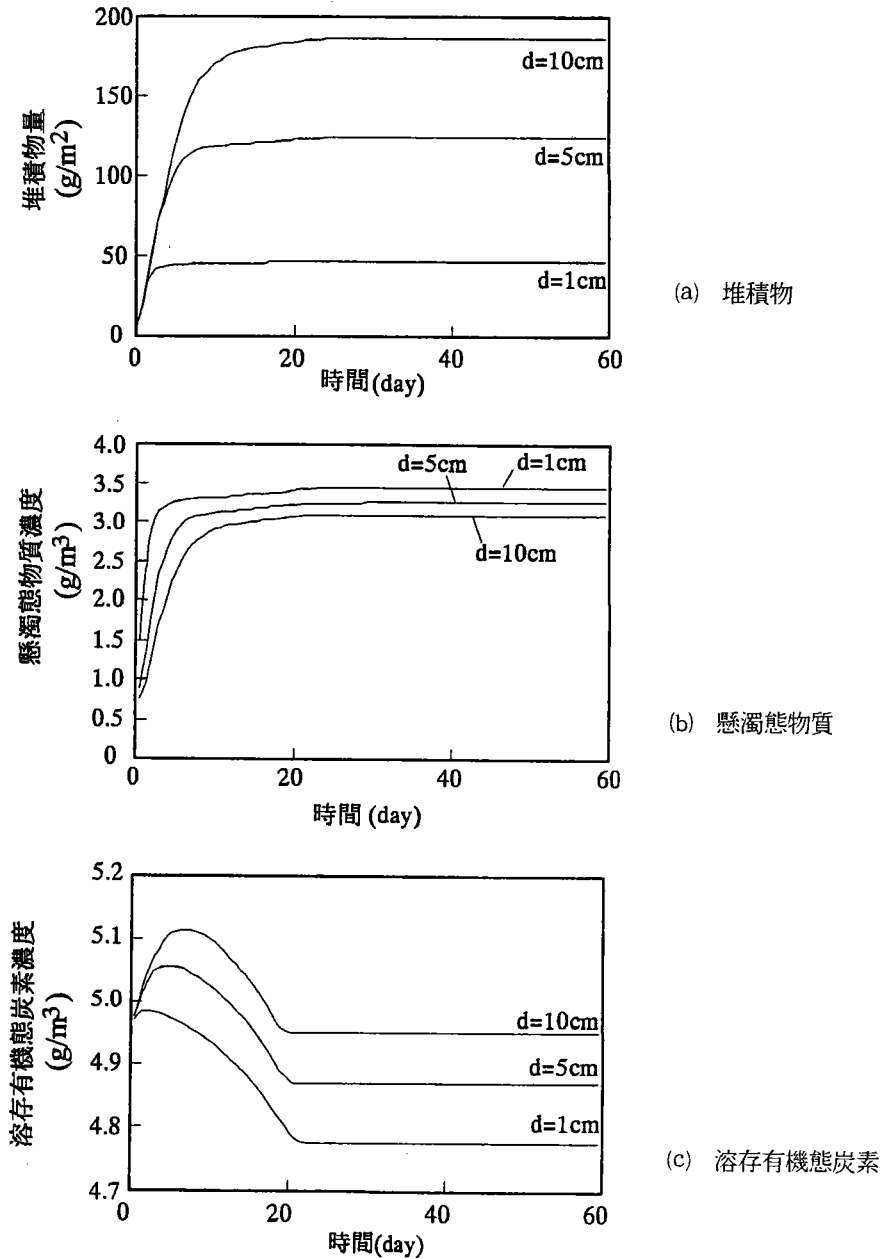


図-3.11 有機態物質の空間変化
(計算開始地点より1500m下流地点)

り、沈降が活発なケースほど、堆積物量が多くなる。以上のことから類推すると、出水によって堆積物が流し出された後の河川では、その後10日程度の間、高い懸濁態物質の除去能力を発揮することが期待される。

図-3.11(a)、(c)より溶存有機態炭素濃度の時間変化は以下のように説明される。

計算開始直後は、付着性他栄養生物量が少ないので、成長による取り込み量が小さく、さらに堆積物の下層に於ける嫌気分解が加わって溶存有機態炭素濃度は上昇する。その後、他栄養性生物の増殖に伴って、溶存有機態炭素は盛んに取り込まれるようになり、他栄養生物量がほぼ一定の値を示すようになる計算開始より20日後付近まで減少する。最終的な平衡状態に於ける濃度は、嫌気分解量の少ない場合、つまり河床材料の径の小さい場合に小さな値を示す。

図-3.12に計算開始より50日後の溶存有機態炭素濃度の日変化を示す。溶存有機態炭素の変動は計算で与えた水温変動(図-3.6)と逆位相で変動している。これは、水温変動による他栄養生物の成長の活性の違いにより生じており、水温が高い時刻(12:00~18:00)には成長が活発になり、より多くの溶存有機態炭素が取り込まれることにより、その濃度が低下するためである。河床礫の径による違いは、前述の通り、嫌気分解量の違いにより生じている。

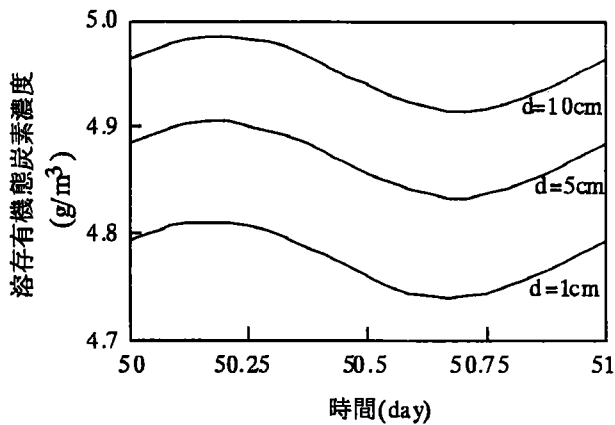
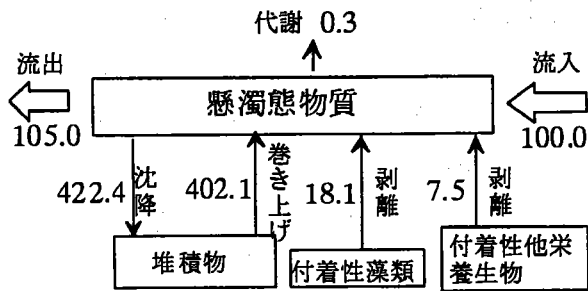


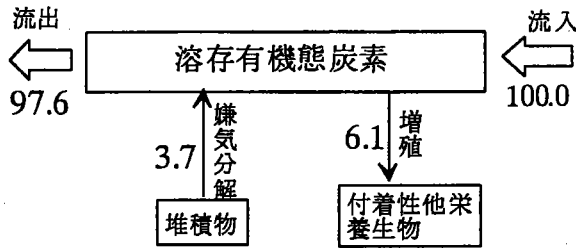
図-3.12 溶存有機態炭素濃度の日変化

(計算開始地点より1500m下流地点、計算開始より50日後)

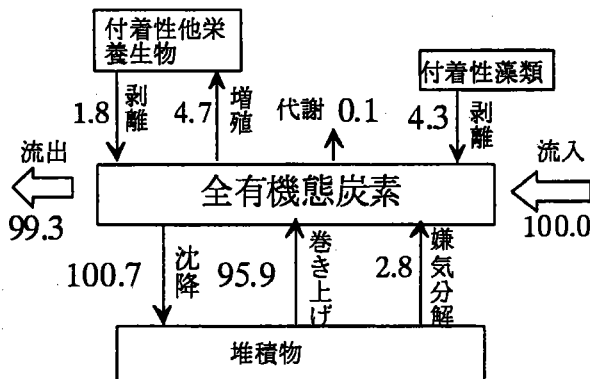
図-3.13(a)、(b)、(c)に以上をまとめて、計算全期間・全区間における懸濁態物質、溶存有機態物質、全有機態炭素の収支を示す。図では上流端からの流入量を100とした場合の区間内での分配を示している。懸濁態物質に関しては沈降・巻き上げの影響が非常に高いので、河川に流入してきた懸濁態の負荷がこれらの作用によって浄化されることが期待される。また、生物の剥離による変化も比較的大きく、清浄な河川の水質に生物の剥離が影響を及ぼすことが推察される。溶存有機態炭素濃度に関しては、生物的な活動が数%のオーダーで影響を及ぼすのみであり、河川水



(a) 懸濁態物質



(b) 溶存有機態炭素



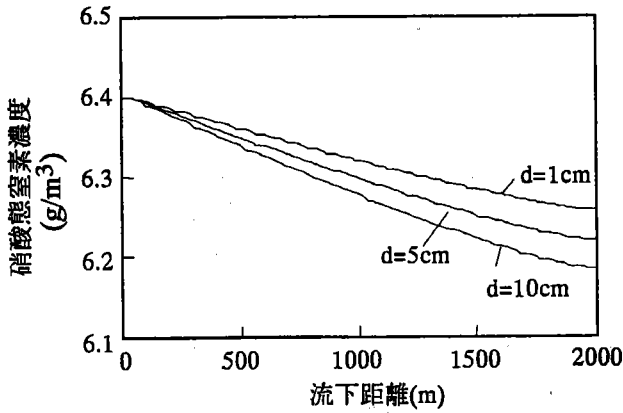
(c) 全有機態炭素

図-3.13 計算全期間・全区間における有機物の収支

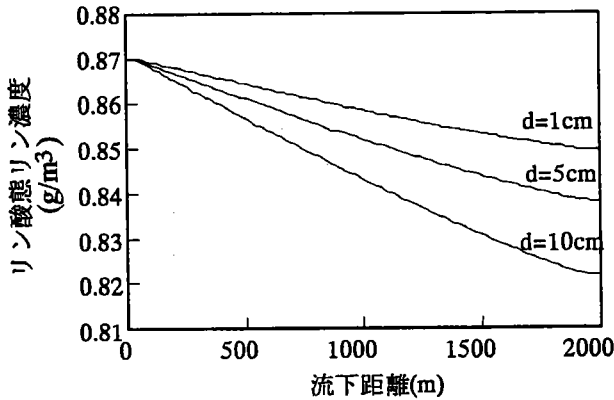
内の濃度はほぼ流入してきた物質濃度によって決定されるものと思われる。懸濁態・溶存態両方をあわせた全有機態炭素濃度に関しては、沈降・巻き上げによる変化が大きい。従って、礫床河川の炭素循環に関しては沈降・巻き上げの物理プロセスが直接的に重要な役割を果たしている。

(4) 栄養塩循環

図-3.14(a)、(b)に計算開始より50日後12:00における硝酸態窒素およびリン酸態リンの空間変化を示す。どちらも流水層と交換層の間の濃度の違いはほとんどみら



(a) 硝酸態窒素

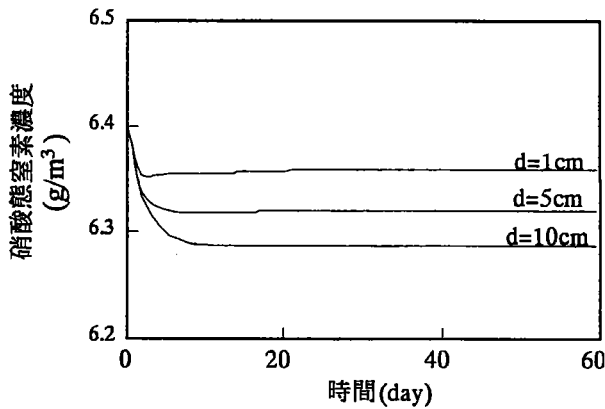


(b) リン酸態リン

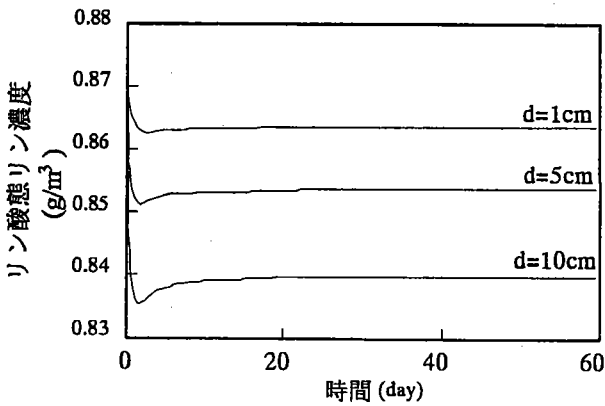
図-3.14 栄養塩濃度の空間変化
(計算開始より50日後、12:00)

れなかったため流水層の濃度のみを示す。硝酸態窒素、リン酸態リンともに流下に伴って濃度が減少していくことがわかる。これは付着性藻類の増殖による栄養塩摂取量と窒素に関しては脱窒量、リンに関しては吸着量の合計が生物の分解・代謝による二次的な負荷量より多いためである。また、河床礫の径が大きくなるほど濃度の減少率は大きくなっており、これは以下のように解釈できる。河床礫の径が大きくなるほど流水層の流速は小さくなり、また流水層と交換層間での物質交換量も多くなる。その結果、河床浸透層内での生物・化学的な作用を十分に受けるようになり、脱窒量や吸着量が大きくなる。同時に代謝・分解による二次的負荷量も増加するが、吸着や脱窒の効果が強く現れたため、このような違いが生じている。

図-3-15(a)、(b)に上流端より1500m下流側の地点における流水層の硝酸態窒素濃度、リン酸態リン濃度の日平均値の時間変化を示す。硝酸態窒素に関して、計算開始直後は付着性藻類量、他栄養生物、堆積物が少なく、光合成による減少、脱窒に



(a) 硝酸態窒素



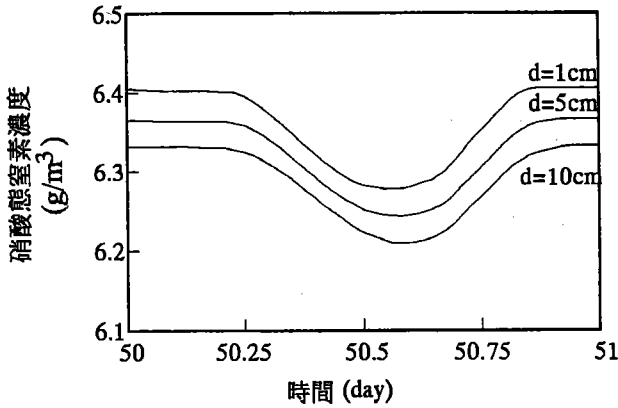
(b) リン酸態リン

図-3.15 栄養塩濃度の時間変化
(計算開始地点より1500m下流地点)

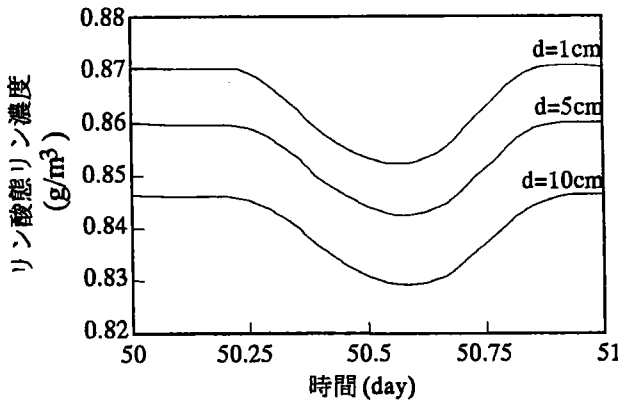
よる減少とともに少ないため、この地点においてほぼ流入した濃度がそのまま流下している。それより5日ほどの間、光合成や脱窒によって流下に伴う濃度の減少が大きくなっていく。その後、堆積物量が増加してくるのに伴って、分解量による二次的負荷量も増大し、平衡状態に達している。最終的な硝酸態窒素濃度は脱窒量や吸着量が大きい河床礫の大きなケースほど小さな値を示す。

図-3.16(a)、(b)に上流端より1500m下流地点における、計算開始より50日後の硝酸態窒素濃度及びリン酸態リン濃度の日変化を示す。硝酸態窒素、リン酸態リンともに日中藻類の光合成に対応して濃度が減少している。河床礫の違いによる濃度の違いは前段落で考察した通り、脱窒、吸着量の違いにより生じている。

図-3.17(a)、(b)に計算全期間・全区間における、硝酸態窒素およびリン酸態リンの収支を示す。炭素の収支と同様に、上流からの流入量を100としている。生物



(a) 硝酸態窒素



(b) リン酸態リン

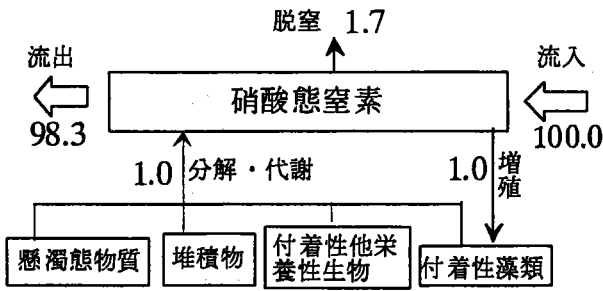
図-3.16 栄養塩濃度の日変化

(計算開始地点より1500m下流地点、計算開始より50日後)

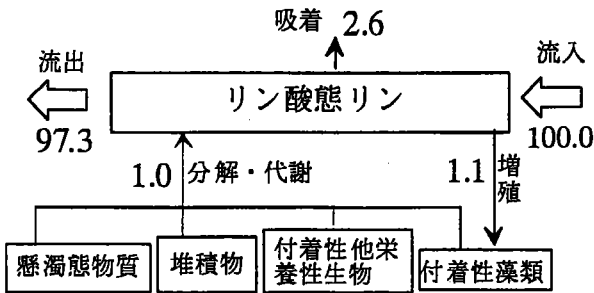
・化学的な作用は1.0%~2.6%程度の影響しか及ぼさず、河川水内の栄養塩濃度はほぼ流入してきた物質濃度によって決定されるといえる。リンに関しては、河床内に蓄積される量のなかで吸着量のしめる割合が高いことがわかる。これらのリンは河床内の土砂に吸着しており、洪水時の土砂輸送に伴って大量に輸送されることが知られている。今後、本モデルを平水時だけでなく洪水時の物質循環にも適用できるように拡張していくためには、リンの土砂への吸着特性及び土砂輸送過程を考慮する必要がある。今後の課題である。

(5) 酸素循環

図-3.18に計算開始より50日後12:00における流水層の溶存酸素濃度の空間変化を示す。流下に伴って溶存酸素濃度が増加していることがわかる。上流端より



(a) 硝酸態窒素



(b) リン酸態リン

図-3.17 計算全期間・全区間における栄養塩の収支

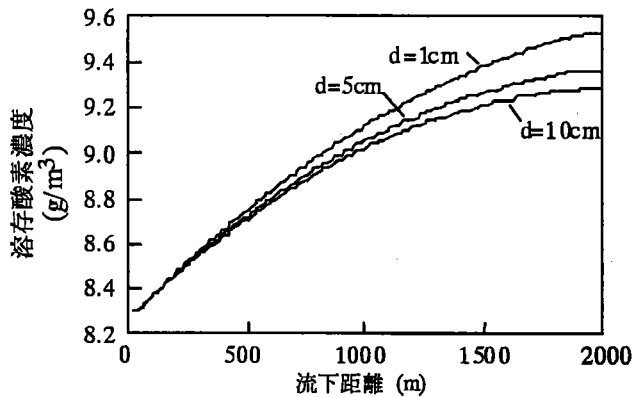


図-3.18 溶存酸素濃度の空間変化
(計算開始より50日後、12:00)

400m程度流下すると、溶存酸素濃度はこの時刻の飽和溶存酸素濃度(=8.7g/m³)に達しており、水表面からは溶出が生じている。それにも関わらず、溶存酸素量は増加しており、河床付着性藻類の光合成による酸素生産が活発に行われていることを示している。河床礫の違いによる溶存酸素量の違いは、以下のとおり説明できる。流水層の流速が小さいほど、藻類の光合成の影響を強く受け、酸素濃度は上昇するものの、堆積物量が増加するため、生物の代謝・分解に伴う酸素消費量も高くなる。この代謝・分解による酸素消費量の違いが強く現れた結果、河床礫の径が大きい場合のほど流下に伴う酸素上昇率が小さくなっている。

図-3.19に上流端より1500m下流地点における溶存酸素濃度の日平均値の時間変化を示す。計算開始初期においては、付着性藻類の増殖に伴って、光合成量が増加し、酸素濃度が上昇する。一定量以上に藻類量が増加すると有光層内の藻類によってのみ光合成が行われるようになるため、光合成による酸素生産量は一定量となる。一方、他栄養生物や堆積物量が増加し、好気性生物の維持代謝・分解による酸素吸収量が増加する。その結果、計算開始よりおよそ3日目以降から酸素濃度が減少している。計算開始より20日程度で付着性他栄養生物や堆積物量もほぼ平衡状態に達し、溶存酸素濃度の値も一次生産、消費、曝気の釣り合いによって定まる平衡状態へと移行する。

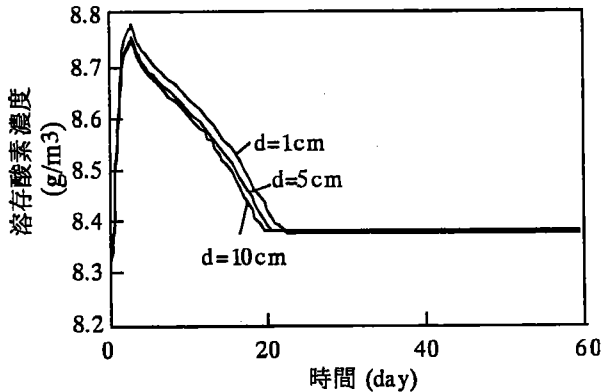


図-3.19 溶存酸素濃度の時間変化
(計算開始地点より1500m下流地点)

図-3.20に上流端から1500m下流地点における計算開始より50日後の溶存酸素濃度の日変化を示す。光合成に対応して日中の溶存酸素濃度が高くなっている。夜間

は、水温が比較的高く生物の代謝・分解の活性が高い19:00~20:00頃に、生物による溶存酸素の取り込みによって最も濃度が低くなる。河床材料の径が大きいほど他栄養生物、堆積物による酸素消費が増加し、日中の溶存酸素濃度の最高値は小さくなる。一方、夜間は生物の活性が低く、その結果、曝気係数が大きくなる、礫径が大きい場合ほど高い酸素濃度を示す。

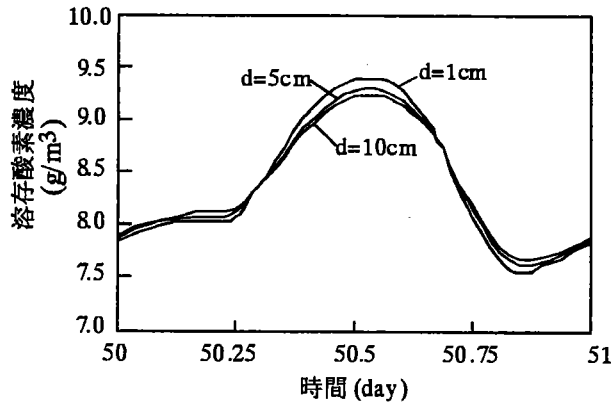


図-3.20 溶存酸素濃度の日変化
(計算開始地点より1500m下流地点、計算開始より50日後)

図-3.21に計算全期間・全区間における酸素収支を示す。有機物、栄養塩と同様流入してくる酸素量を100としている。光合成による生産、生物の代謝・分解・成長による取り込みはそれぞれ17.3%、15.3%と比較的高い値を示しており、溶存酸素濃度に関して河道内における生物学的なプロセスの影響は栄養塩と比較すると大きいといえる。

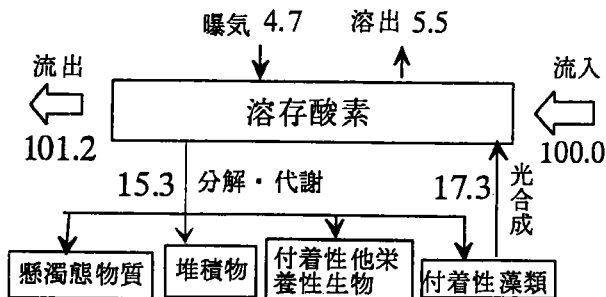


図-3.21 計算全期間・全区間における溶存酸素の収支

3.5 本章の結論

本研究では、礫床河川の物質循環シミュレーションモデルを提案し、既往の報告で得られている妥当な範囲での生物、化学的なパラメータを用いて計算を行い、礫床河川の物質循環の特徴について検討した。本計算の範囲内で以下の知見が得られた。

- 1) 本モデルによって、実河川における溶存酸素量の変化をおおむね再現することができた。
- 2) 河道内の炭素循環には、懸濁態物質の沈降、堆積物の巻き上げといった物理的なプロセスが支配的である。
- 3) 河川水の栄養塩濃度は、河道内での生物活動よる変化は小さく、おおむね流入する物質濃度によって決定される。
- 4) 河道内の酸素循環においては、栄養塩と比較して、付着性藻類による一次生産や他栄養生物の成長・代謝・分解の影響を強く受ける。

第3章の参考文献

- 例えば、土屋十圀、佐藤一夫、岩永勉、金子義明、清水孝之、久保好明：いきものの生息環境を考慮した河川改修と生物相に関する調査、水工学論文集、第40巻、pp. 175-180、1996.
- 例えば、浅野哲也、黒木幹男、板倉忠興：河川景観の定量的評価に関する研究、水工学論文集、第42巻、pp. 289-294、1998.
- 須藤達美、道上正規、檜谷治：扇状地河川における魚類の生息可能性評価に関するケーススタディ、河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集、Vol. 3、pp. 203-208、1997.
- 日野和弘、神田学、井上網雄：千代川における生息環境としての瀬と淵、河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集、Vol. 3、pp. 217-222、1997.
- 山田正、川端規之：浸透層上の流れの抵抗則に関する理論的研究、土木学会論文集、No. 325、pp. 69-80、1982.
- 山田正、川端規之：浸透層上の流れの抵抗則に関する実験的研究、土木学会論文集、No. 325、pp. 81-91、1982.
- 岩佐義朗、綾史郎、中井俊雄：浸透性路床上の流れにおける物質輸送、京都大学防災研究所年報、B-2、pp. 551-527、1986.

- 長岡裕、大垣眞一郎：礫で構成された河床における生物学的自浄作用、水質汚濁研究、第9巻、第8号、pp.520-527、1986.
- 日本化学学会編：陸水の化学、3-10、992.
- Gloyna, E. F. : Basis for waste stabilization pond designs, *Advances in water quality improvement*, Univ. of Texas, pp.397-408, 1998.
- Oswald, W. J. : Fundamental factors in stabilization pond, *Advances in biological waste treatment*, Oxford Press, pp.357-393, 1963.
- 合田健編：水質工学（応用編）、丸善、pp.84、1976.
- 山本讓太郎、伊藤猛夫：水界動物生態学、共立出版、第2章、1973.
- 川島博之、鈴木基之：浅い富栄養化河川水質シミュレーションモデル、化学工学論文集、第10巻、第4号、pp.475-482、1984.
- 池田駿介、戸田祐嗣、赤松良久：瀬と淵の水質及び生物一次生産に関する現地観測、水工学論文集、第43巻（投稿中）
- 川島博之、鈴木基之：負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル、水質汚濁研究、第9巻、第11号、pp.707-715、1986.
- Rubey, W. W. : Settling velocities of gravels, sand and silt particles, *Amer. J. Sci.*, Vol.25, pp.325-338, 1933.
- 泉典洋、池田駿介：直線砂床河川の安定横断河床形状、土木学会論文集、No. 429、pp.57-66、1991.
- Benett, J. P. and Rathbum, R. E. : Reaeration in open channel flow, U. S. Geological Survey, Professional paper 737, pp.75, 1972.
- Mansell, R. S., Selim, H. M., Kanchanasut, P., Davidson, J. M. and Fiskell, J. G. : Experimental and simulated transport of phosphorus through sandy soils, *Water Resources Research*, Vol.13, No.1, pp.189-194, 1977.
- Iwasa, Y. and Aya, S. : Predicting longitudinal dispersion coefficient in open-channel flows, *Proc. of Int. Symp. on environmental hydraulics*, pp.505-510, 1991.
- 川島博之、鈴木基之：河床付着性藻類の増殖と剝離、化学工学論文集、第9巻、第3号、pp.324-329、1983.
- 大橋晶良、原田秀樹、桃井清至：生物膜の成長過程と剝離に関する実験的研究、衛生工学論文集、第25巻、pp.209-220、1989.

- 国立天文台編：理科年表、気象、pp.260、1996.
- Thomas, V., Ditoro D. M. and Orlonner D. J. : Preliminary model of Potomac estuary phytoplankton, Jour. of Environmental Engineering, ASCE, EE3, pp.699-715, 1974.
- 矢部禎昭：水の常時監視と測定法、公害対策技術同友会、第2章、pp.226、1994.
- 梅田信、横山勝英、石川忠晴：七ヶ宿貯水池におけるウォッシュロードの流入・流動・堆積過程に関する観測と考察、水工学論文集、第41巻、pp.777-782、1997.

第4章 洪水時の物質輸送と高水敷植生・土壌環境の変化に関する現地観測

4.1 観測概要

(1) 観測地の概況

観測地は多摩川河口から59.0km地点（東京都青梅市）の200m程度の礫床河川区間である（図-4.1）。観測区間の平均的な河床勾配は約1/200、平水時の流量は夏期で10~12m³/s程度である。観測地には連続した瀬と淵が形成されており、水面幅は瀬と淵に対応して20m~50mの範囲で空間的に変化している。高水敷にはヨシ、オギ、ススキなどの草本類が繁茂し、その中にニセアカシア、イヌコリヤナギなどの樹木が点在していた。

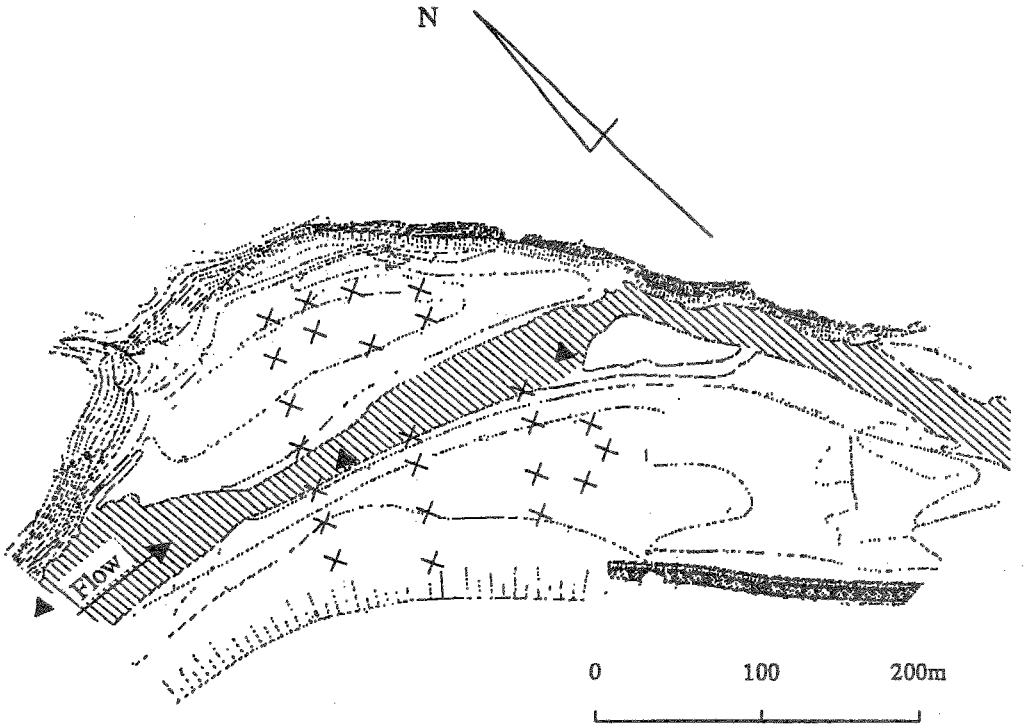


図-4.1 観測地地図

(2) 観測期間および観測方法

観測期間は平成10年7月21日より同年10月14日である。平成10年8月28日から8月30日には台風4号、同年9月15日から9月17日には台風5号の関東圏への接近に

よる大規模な出水が観測された。表-4.1に観測項目の一覧を記す。

表-4.1 観測項目

項目	場所	測定法、測定機材	測定日
地形	観測域全域	レベル、平板	7/22
水質 (栄養塩濃度、 SS濃度、 強熱減量)	図-1中×印	採水、分光光度計	7/21~7/22: 3時間間隔 8/28~8/30: 2時間間隔 9/15~9/17: 2時間間隔 他の期間: 1時間間隔
植生分布	観測対象高水敷全域	現地踏査	7/22(出水前)、10/14(出水後)
土壌 (強熱減量、 リン含有率)	図-1中×印	土壌採取後分析	7/22(出水前)、10/14(出水後)

7月21日、22日に地形測量を実施した。測量は光波測距儀（SOKIA製）、レベル、平板を用いて行った。また、平水時河川水質の変動特性を把握するため、7月21日6時~7月22日18時の間3時間間隔で河川水を採取し、分光光度計を用いて栄養塩濃度（ $PO_4\text{-P}$ 、 $T\text{-P}$ 、 $NO_3\text{-N}$ 、 $NO_2\text{-N}$ 、 $NH_4\text{-N}$ ）を計測した。栄養塩濃度は、分光光度計（セントラル科学）を用いた吸光度による測定方法⁴⁾で定量化した。

7月21日から10月14日の期間には、1週間間隔で定時（午前10時）に河川水を採水し、懸濁態物質濃度（以下、SS濃度）、SS中強熱減量、栄養塩濃度を計測した。ただし、強熱減量に関しては、台風接近による出水期以外は検出下限値程度の微量であり測定出来なかった。

また、出水前後の高水敷環境の変化を捉えるため、出水前（7月22日）および出水後（10月14日）に、高水敷上の植生分布および高水敷表層土中の強熱減量、リン含有量を調査した。植生分布の調査では、観測対象地を10m間隔の格子に区切り、格子内の優先植生種を調べ記録した。高水敷表層土のサンプリングは、左岸側高水敷に10地点、右岸側高水敷に14地点で行い、各地点で深さ方向10cm程度、面積：25cm×25cmの土壌の採取を行った。ただし、径が10cm以上の礫はサンプリングに伴う偶然誤差が測定結果に入り込みやすいことから、それらを除いて採取した。従って、本観測における表層土壌とは、10cm以上の礫の間隙に存在する小礫、砂、シルト分を意味している。

また出水期間中である、8月28日12:00~8月30日0:00および9月15日18:00~9月16日16:00の間、観測値より300m程上流に位置する下奥多摩橋より2時間間隔で

河川水の採水を行った。採水されたサンプル水を持ち帰り、SS濃度、栄養塩濃度、SS中強熱減量を測定した。

4.2 観測結果

(1) 観測全期間の河川水の変動

図-4.2 (a)~(d)に観測全期間における流量、SS濃度、リン (T-P, PO₄-P) 濃度、溶存無機態窒素 (NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N) 濃度の時間変化を示す。流量以外の項目に関しては観測期間中の変化が大きいため、対数軸で示してある。また、流量データに関しては、東京都多摩川第3発電所によって観測地より7km上流地点(御岳橋)で測定されたものである。

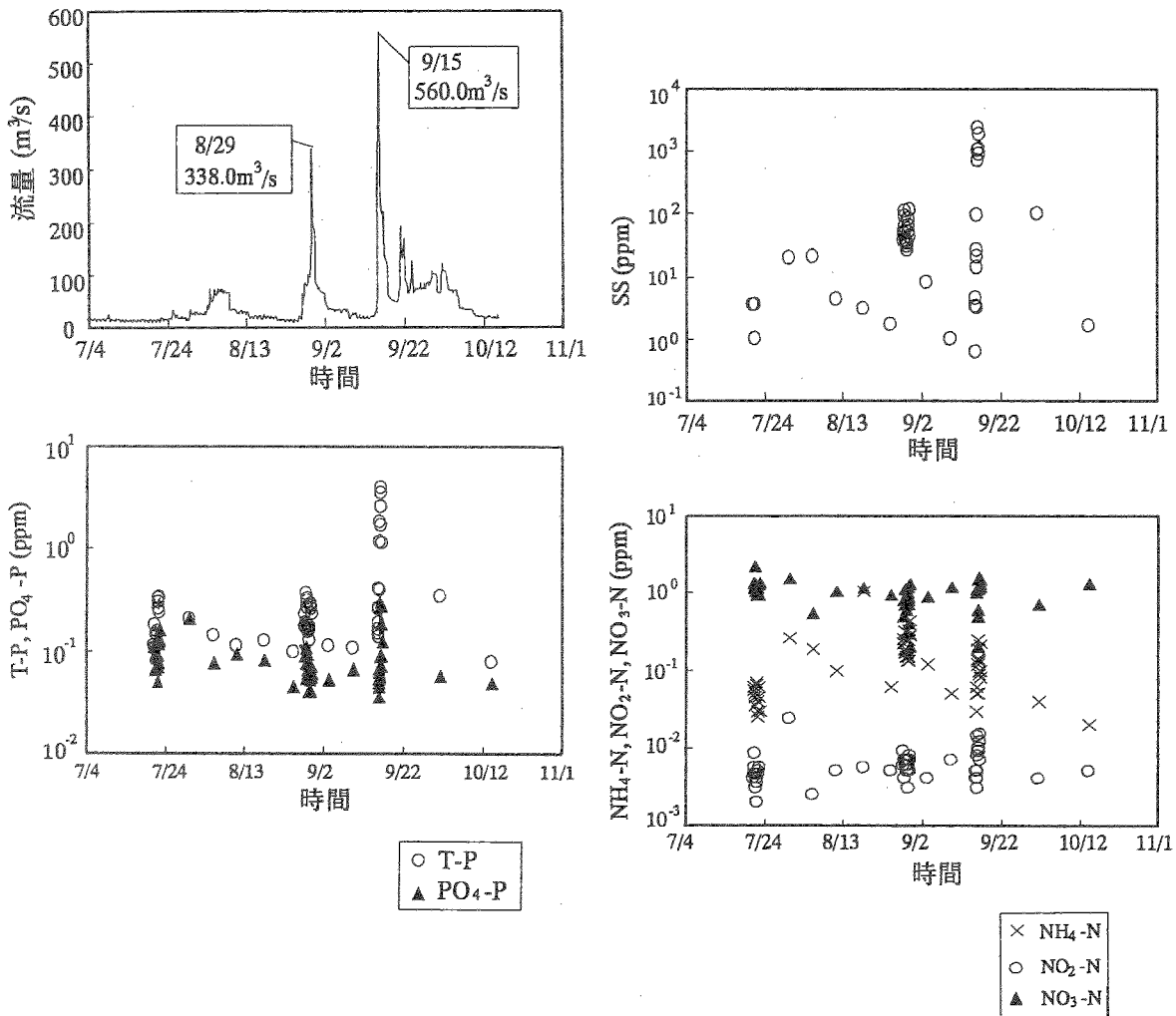


図-4.2 観測期間中の河川水の変動

流量の変化（図-4. 2 (a)）に関して、観測期間前半に当たるは7月25日頃から8月15日頃までは、奥多摩地域における夕立の影響のため河川水量（15～20m³/s）が比較的多く、また、8月28日～8月30日には台風4号、9月15日～9月17日には台風5号の関東圏への接近によって流量が増加している。台風5号時の最大流量は560.0m³/sであった。この流量は確率年では3年程度に相当するものであるが、1991年に800m³/sを記録して以来、ここ7年間では200m³/sを上回る流量は記録されておらず⁵⁾、近年では比較的大規模な出水であった。

図-4. 2 (b)に示すとおり、台風の接近期間中は、河川水中のSS濃度が平水時の10ppm程度から100～2100ppm程度まで上昇した。特に台風5号接近時には、観測地より20km上流にある小河内ダムで、メインゲートからの放流が行われたため、ダム湖に堆積していた土砂の放出により、台風4号による出水時と比較して、高いSS濃度（最大SS濃度：2139ppm）を記録した。

観測期間中のリン濃度の変化を図-4. 2 (c)に示す。SS濃度の低い期間では、リンの大部分がリン酸態リンで存在している。SS濃度の高い台風5号による出水時には、高い全リン濃度が見られるものの、PO₄-P濃度の変化は平水時の変化（7/21～7/22）と同程度の範囲で変動している。このことから、出水時には土砂に吸着したリンや有機物中に含有されたリンの輸送が顕著に生じることがわかる。

図-4. 2 (d)に無機態窒素濃度の変化を示す。窒素に関しては、観測全期間を通じて、無機態窒素の大部分が硝酸態窒素で存在している。NH₄-Nに関しては、流量や濁質濃度に対応した濃度変化が見られた。府中市で調査された雨水中の溶存無機態窒素（NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N）の構成比によると、本観測地における河川水中のそれと比較して、NH₄-Nの含有率が高いことが報告されており、今回の観測で見られたNH₄-Nの変動は、雨水の流入に対応した変動であるものと思われる。しかし、このような窒素の構成の微妙な変化は見られるものの、溶存無機態窒素の総量に関しては、河川流量やSS濃度に対応した大きな変化は見なかった。

(2) 洪水流に伴った物質の輸送

図-4. 3 (a)～(c)に台風4号、5号に伴った増水期間中のSS濃度とSS中強熱減量、懸濁態リン濃度（P-P）、溶存無機態窒素濃度の相関図を示す。P-P濃度は、T-P濃度からPO₄-P濃度を差し引くことによって求めた。また、溶存無機態窒素濃度はNH₄-N濃度、NO₂-N濃度およびNO₃-N濃度の合計値で表している。

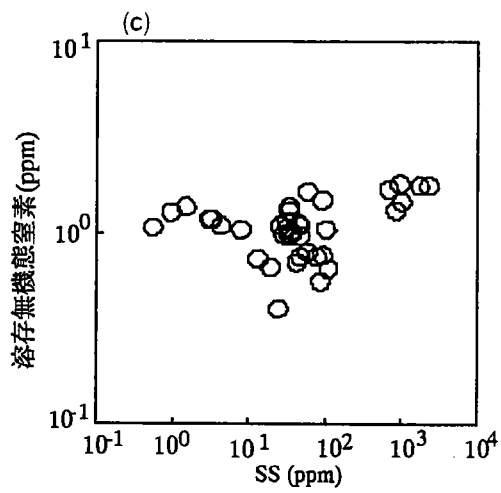
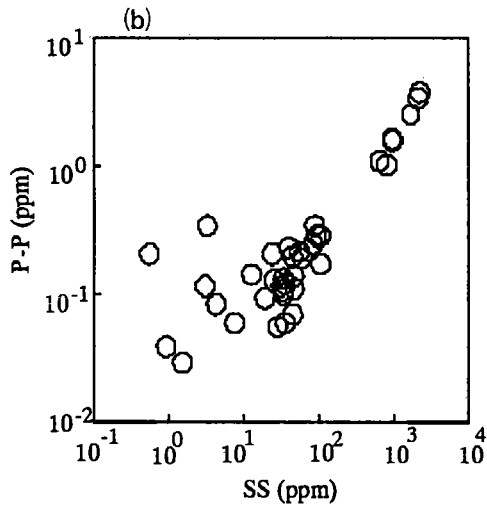
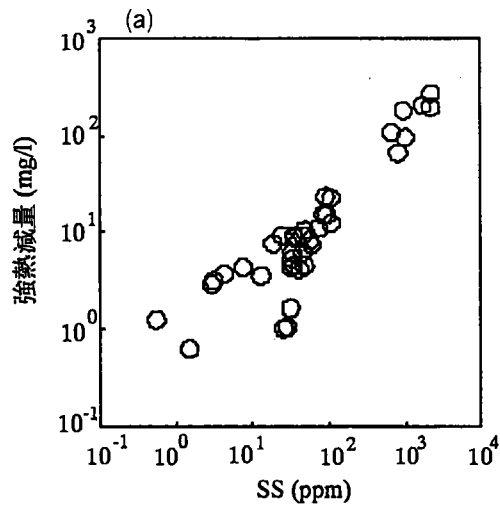


図-4.3 洪水流中の物質濃度

図-4.3(a)に示した通り、強熱減量はSS濃度との相関が高い。強熱減量はSS中の有機物の含有量を表す指標と考えられ、平水時に河川内の礫間隙に捕捉されていた有機物や高水敷で生産された有機物が、出水時に懸濁態物質とともに輸送されていることがわかる。また、出水の全期間を通じて、その相関関係が大きく変化することではなく、懸濁態物質の有機物含有率が出水期間を通じておおむね同様であったことがわかる。

図-4.3(b)よりSS濃度とP-P濃度の相関が高く、懸濁態物質とともにリンの輸送が生じていることが確認される。P-Pに関しても、有機物と同様に、出水期間中に相関関係が変化することではなく、懸濁態物質中のリン含有率が出水期間を通じておおむね同様であったことがわかる。

溶存無機態窒素(図-4.3(c))に関しては濁質濃度との相関は低く、おおむね一般的な濃度で流下している。ただし、本観測では総窒素に関する分析を行っていないため、有機物中に含有されて輸送される窒素量は検討していない。今後の課題である。

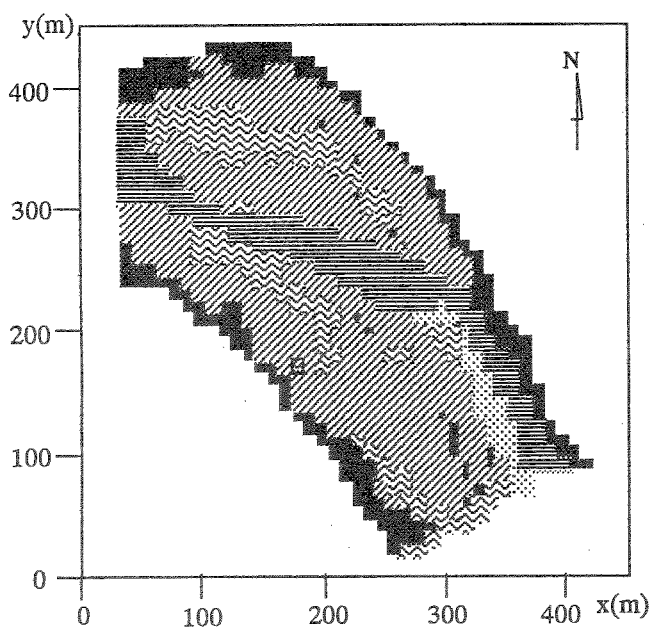
(3) 高水敷植生の変化と高水敷土壌の変化

図-4.4(a)、(b)に出水前後における高水敷上植生分布の変化を示す。

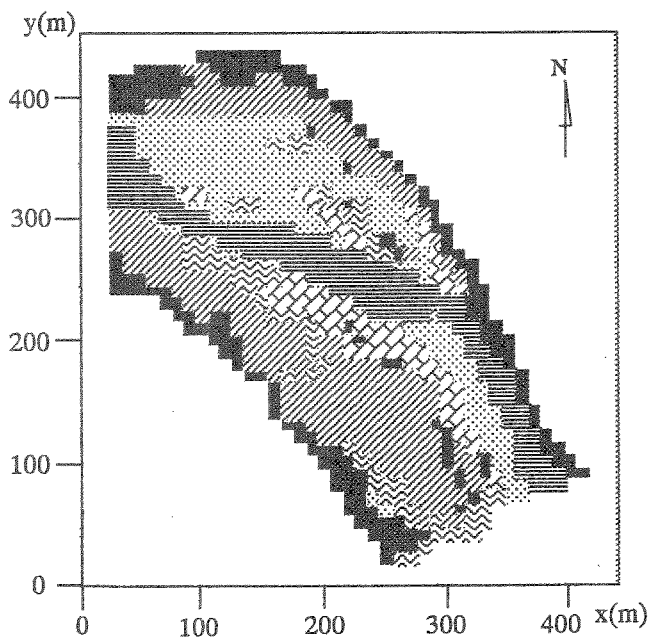
左岸側高水敷上の低草地、ヨシ、オギ、ススキの群落が出水により流出していることがわかる。本観測区間の河道は緩やかに湾曲しており、左岸側はその外岸側に位置している。そのため、洪水時においては、左岸側で大きな流速が生じ、河床洗掘とともに左岸高水敷の植生を流出させたものと思われる。しかし、左岸高水敷上に繁茂していたニセアカシアを流出させるにはいたらず、その影響でニセアカシアが繁茂していたごく近傍の地点においては植生の流出がおさえられている。

右岸側高水敷では(x、y) = (150m、220m) ~ (300m、100m) 付近のヨシ群落が洪水流の影響でなぎ倒され、地上部の葉茎が枯死している様子が観察された。出水後の現地踏査より、右岸側高水敷全域のおおむね半分程度は冠水したのと思われるが、前述のヨシ群落の倒壊、枯死しているところ以外に、植生分布の大きな変化は見られなかった。このことは、右岸側高水敷は湾曲の内岸側に位置しており、冠水時の高水敷上流速が小さく、水際に生息していた一部のヨシ群落以外は出水の影響をあまり受けなかったものと思われる。従って、出水が植生群落に与える影響を考えるためには、冠水頻度だけでなく、出水時の流れに起因した掃流力の空間的

な違いを考えることが必要であると思われる。



(a) 出水前
(平成10年7月22日)



(b) 出水後
(平成10年10月14日)

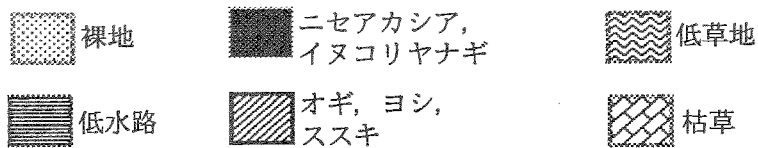


図-4.4 出水前後の植生分布の変化

図-4.5 (a)に出水前後の単位重量土壌中の強熱減量の変化を示す。洪水流の影響を強く受け、植生の流出が生じた左岸側では、全体的に強熱減量が低下している。

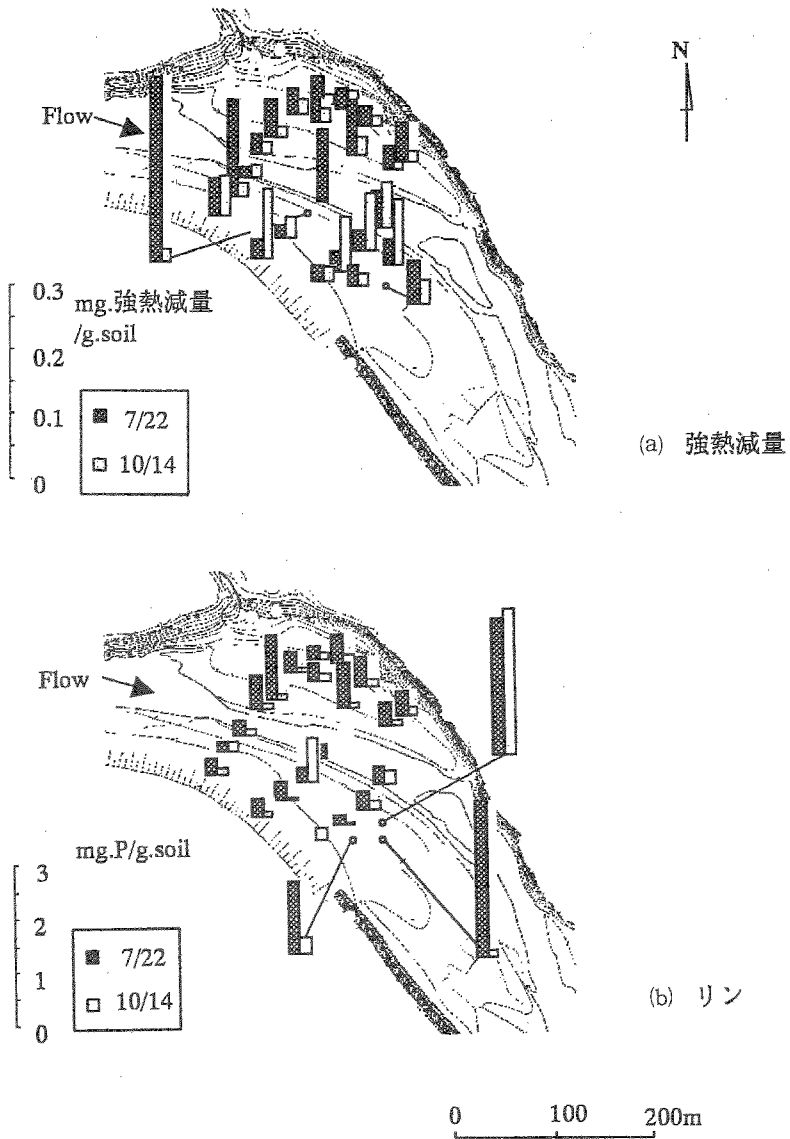


図-4.5 出水前後の高水敷土壌の変化

これは左岸高水敷上の植生によって作られた有機物含有率の高い土壌が植生とともに流出したものと思われる。右岸下流側の高水敷においてはおおむね強熱減量が増加している。この地点はヨシ群落の地上葉茎部が枯死していた地点であり、冠水の影響を比較的強く受けるものの流出するには至らなかった植生群落によって出水時

に河道内を流下する有機物が捕捉されたものと推測される。洪水前後の植生分布に大きな変化が見られなかった地点である右岸上流側においては地点間の変化に大きなばらつきが見られ、系統的な変化は見られなかった。

図-4.5(b)に出水前後の単位重量土壌中のリン含有率を示す。左岸側に関しては、植生群落が出た地点において、リン含有率が減少しており、平水時に植生群落によって形成されたリン含有率の高い土壌が植生とともに流出したと思われる。右岸側に関しては出水前後の変化の地点間格差が大きく、系統的な変化は観察されなかった。

4.3 結 論

本研究で得られた主たる知見は以下の通りである。

- 1) 出水時には懸濁物質とともに有機物やリンが大量に輸送される。
- 2) 出水により植生群落が出た地点では、植生によって作られた有機物、リンの含有率の高い土壌が植生とともに流出する。
- 3) 出水時に冠水の影響を受けるものの流出しない植物群落は、有機物を捕捉する傾向がある。

第4章の参考文献

- 李参熙、藤田光一、塚原隆夫、渡辺敏、山本晃一、望月達也：礫床河川の樹林化に果たす洪水と細流土砂輸送の役割、水工学論文集、第42巻、pp. 433-438、1998.
- 李参熙、藤田光一、山本晃一：礫床河川における安定植生域拡大のシナリオー多摩川上流部を対象にした事例分析よりー、水工学論文集、第43巻、pp. 977-982、1999.
- 清水義彦、小葉竹重機、新船隆行、岡田理志：礫床河川の河道内樹林化に関する一考察、水工学論文集、第43巻、pp. 971-976、1999.
- 半谷高之、小倉紀雄共著：水質調査法、丸善、1995.

おくたますいけい たまがわ あきがわ
「奥多摩水系（多摩川・秋川）における
せふち すいり かんきょうとくせい かん けんきゅう
瀬と淵の水理および環境特性に関する研究」

（研究助成・学術研究 VOL. 28—No.200）

著者 池田 駿介
発行日 2000年3月31日
発行 財団法人 とうきゅう環境浄化財団
〒150-0002
渋谷区渋谷1-16-14（渋谷地下鉄ビル内）
TEL (03)3400-9142
FAX (03)3400-9141
