〈論 文〉

中小都市河川における有機汚濁物質の分解と蓄積

Decomposition and Accumulation of Organic Pollutants in a Urban Stream

川 島 博 之* 鈴 木 基 之*
Hiroyuki KAWASHIMA Motoyuki SUZUKI

Abstract

Organic carbon balance model was utilized to describe the variations of SS, DOC and sediment in urban polluted rivers. This model incorporates dispersion, convection, sedimentation, aerobic decomposition, anaerobic decomposition and growth of benthic biomass.

The calculation based on this model is compared with the observed values in the Nogawa River — one of the tributaries of the Tama River — a shallow and polluted river with approximate flow rate of 0.46 m³/sec at midreaches.

The model shows that considerable fraction of suspended solid is accumulated in sediment of the river. This is the reason why apparent high selfpurification constants are observed in midreaches. The sediment is flushed out during showers and heavy rains. Run off of organic carbon (3.3 ton) was observed during a shower on July 13, 1981. The estimated value from the model reasonably explains this result which assures the plausibility of the model proposed.

1. 結 言

日本各地に散在する中小河川は、家庭などより排出された汚濁物質を、大型河川や湖沼などへ運ぶ際のパイプ役を果たしている。このため、中小河川の自浄能力を知ることが、その下流水域への汚濁負荷を正確に知る上で重要である。従来、この問題は自浄係数や流達率といった概念を用いて議論されてきた。

自浄係数は、主に大型河川でのBOD（生物化学的酸素要求量）の減少を推定することを目的に、1944年にPhelpsによって提案されたものである¹⁾。これは、途中流入のない区間においては、上流地点のBOD濃度C₀と下流地点のBOD濃度C₁を測定することにより、次式を用いて算出される。

$$k = \frac{1}{\tau} \log \frac{C_0}{C_1} \quad (1)$$

ここで、 τ は区間の平均滞留時間である。

Phelpsは、Ohio川での測定において水温20℃のとき

$k = 0.1$ (1/day) という値を求めているが、日本の河川においてはPhelpsが得た値よりも大きな値(0.17～1.84 (1/day))が、報告されている¹⁾。これは、懸濁性BOD物質の沈殿によるであろうと推定されているが、沈殿物が河床でどの程度分解されるかについて考えると、自浄係数だけでは十分な議論ができない。

また、流達率は下水道や側溝を含めた流域全体の自浄能力を推定し、下流水域への汚濁負荷を算出することを目的に提案されたものである。これは、ある観測断面での1日の汚濁流出量を、その観測断面より上流域において1日に流入する汚濁量で除したものである。市川⁽¹⁹⁷⁸⁾²⁾は、多摩川支流の小河川、浅川、残堀川、野川にてこれを測定した結果、それぞれ、0.2, 0.43, 0.03という値を与えている。しかし、ここで得られた低い流達率を、“真の自浄”(有機汚濁物質の分解)と沈殿による見かけ上の減少とに分けて考えることは行われていない。

* 東京大学生産技術研究所 〒106 東京都港区六本木7-22-1, Institute of Industrial Science University of Tokyo (7-22-1, Ropongi Minato-ku Tokyo 106 Japan)

以上は、1950年代よりわが国においてなされてきた研究であるが、近年になって湖沼などの汚濁負荷量を推定する際、雨天増水時の流入量が平常流量時に比べ非常に大きいことが指摘され、河床蓄積物への関心が高まっている^{3), 4), 5), 6)}。しかし、降雨時に中小河川よりの汚濁物流出量を測定するには多大な労力を要し、また、路面上などよりの汚濁物の混入も同時に生じるため、降雨時の流出量より、河川の自浄能力と沈殿物の蓄積量を定量的に議論することは困難である。

本研究は以上のように、別々に行われてきた自浄と蓄積に関する研究を統一的に把握することを目的に、河川を流水部と河床部とに分け、河床部分の構成をも考慮した有機炭素収支モデルを作成したものである。このモデルは、有機炭素の分解速度と微生物による摂取速度より、流れ方向の水質の変化と、そのような水質の変化が起るとき、河床蓄積物の挙動を、記述している。

次にこれを用い、有機汚濁物質の河川内での挙動を正確に把握できるか否かについて、都市小河川の水質と対比することにより検討を行った。また、河床蓄積物の降雨時流出量についても検討を行った。

2. 有機汚濁物質の分解と蓄積モデル

従来、河川における有機汚濁物質の分解に関する研究はBODを用いて行われることが多かった。だが、汚濁物質の河床への沈殿や沈殿物の河床での分解を考えると、BOD収支では明瞭な議論がしにくい。そこで本研究では、有機汚濁物質量をBODに代り有機炭素で表わそうと試みた。ここで、河川の“真の自浄作用”（沈殿や拡散による減少を含まない）は、有機炭素の無機化と考えることができる。

2-1 河川における有機炭素の挙動のモデル化

Fig. 1 (a) Aerobic decomposition of POC

Fig. 1 (b) Growth and respiration of attached heterotrophic bacteria

Fig. 1 (c) Anaerobic decomposition of POC

本研究は、家庭より排出された有機汚濁物質の中小河川内における分解量を把握することを主目的として行ったものである。このような河川では家庭の浄化槽内などで生じたと考えられる懸濁物質が多く見られる。

懸濁物質は河川のよどみ部に沈殿し、このような箇所では沈積層の下層に嫌気部が見受けられる。また、強く汚染された河川では、河床の礫上に多くの付着性他栄養生物の繁殖が観察される。

以上を踏まえ、本モデルでは有機炭素の消長を支配する因子として次の3つを考えた。

- 1) 流水中の微生物の増殖と呼吸に伴う有機炭素の取り込み。これは好気的な反応と考え、よどみ部に沈殿した堆積物の表層においても同様の活動が行われていると考えた。(Fig. 1(a)参照)
- 2) 河床の礫表面に付着しているスフェロティウスなどの他栄養生物の呼吸と増殖。(Fig. 1(b)参照)
- 3) 河川よどみ部の堆積物下層における沈殿した懸濁態有機炭素の嫌気分解。(Fig. 1(c)参照)

ここで、1), 2) に示す作用は生物学的には本来同様のものと考えられるが、ここでは強度に汚濁された河川をモデル化する上での便宜上分けて考えることとした。

1) で述べた流水中や沈積好気層での微生物の活動とそれに伴う有機炭素の挙動は Fig. 1(a)のAに示すよ

うモデル化できる。流水中や沈積層に存在する懸濁態有機炭素は、微生物 (microbes) と微生物の遺骸や家庭下水に由来した懸濁物質など生命を持たないもの (detritus), とに分けて考えることができる。ここで、微生物の死体などは菌体外に分泌された酵素により分解されDOCになる。微生物はDOCを摂取し、一部は増殖に使用し一部は呼吸作用によりCO₂とし、また、一部は代謝物として菌体外に放出されると考えられる。

しかしながら、これらの各反応の反応速度を個別に求めることは困難である。実際には、河川流水中に存在する懸濁有機炭素を生命を持つものと持たないものとに分けることすら難しい。そこで、いたずらに複雑なモデルを作成し、混乱を招くことを避けるために以上の過程を

Fig. 1(a) の③に示すよう懸濁態有機炭素 (POC) の一次分解として一括して取り扱うこととした。ここで、微生物の好気的な活動に伴ないDOCが増減しないようにモデル化した理由は、強度に汚濁された水域より採取した試水を好気状態においた場合、POCの減少が顕著に観察されるのに比べDOCは見かけ上あまり増減しないことによる。

2) に述べた付着性他栄養生物の増殖は **Fig. 1(b)** の④に示すようにモデル化できると考えられる。ここで、実際には菌体のDOCの摂取と代謝物の放出を個別に考えることはできないため、**Fig. 1(b)** の⑤に示すように見かけの摂取速度 (真の uptake - 代謝物放出量) を用いたモデルとした。

3) に述べた嫌気分解反応は **Fig. 1(c)** の④に示すよ

Fig. 1(d) Scheme of carbon balance

うにモデル化できるものと考えられる。ここでも嫌気性菌と生命を持たないデトリタス (detritus) など分けて定量することは困難である。それゆえ、嫌気分解反応を **Fig. 1(c)** の③に示すよう POC の一次分解反応によるDOCの放出としてモデル化を試みた。

以上の3つの作用を総合し、汚濁河川中における有機炭素の挙動を **Fig. 1(d)** に示すようにモデル化した。

2-2 基礎式

流水中の POC, DOCと各要素間の関係を次のように定式化した。式を簡略化するために、河川の流速、水深、

幅を一定、また、深さ方向、河幅方向に濃度分布がないと仮定すると、河川中におけるPOCとDOCの挙動は次式のように記述できる。ここでDOCのなかには、フミン酸などの難分解性有機物 (DOC2) が存在するとし、これはすべての反応に関与しないとしている。

$$(DOC = DOC1 + DOC2)$$

$$\frac{\partial (POC)}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 (POC)}{\partial Z^2} - V \frac{\partial (POC)}{\partial Z} - k_{sed} \cdot POC - k_{ae} \cdot POC + \frac{1}{d} \cdot h(t) \cdot H_{et} + I_{poc} \quad (1)$$

$$\frac{\partial (DOC1)}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 (DOC1)}{\partial Z^2} - V \frac{\partial (DOC1)}{\partial Z} - \frac{1}{d} \cdot G_h + \frac{1}{d} \cdot k_{an} \cdot (Sed - Sed_s) + I_{DOC1} \quad (2)$$

ここで、

POC : 懸濁態有機炭素 (g/m³)

DOC1: 溶存態有機炭素 (易分解性) (g/m³)

D_z : 流れ方向混合拡散係数 (m²/s)

V : 流速 (m/s)

d : 水深 (m)

Z : 流れ方向路離 (m)

t : 時間 (s)

h(t): 剥離速度 (1/s)

k_{ae} : POCの好気的一次分解速度 (1/s)

k_{an} : POCの嫌気的一次分解速度 (1/s)

k_{sed} : POCの沈殿速度 (1/s)

G_h : 付着性他栄養生物によるDOCの取り込み速度 (g/m²/s)

Sed - Sed_s : 嫌気的沈殿物量 (g/m²)

I_{POC}, I_{DOC1} : POC, DOC1途中流入量 (g/m²/s)

ここで、(1)式、(2)式共に右辺第1項は拡散を、第2項は流れによる移動を表わす。(1)式第3項は流水中のPOCの沈殿による消失を、第4項はPOCの好気的分解による消失を、第5項は付着性他栄養生物の剥離による増加を、また第6項は途中よりのPOCの流入を表わす。

(2)式の右辺第3項は付着性他栄養生物の成長に伴うDOCの取り込みを、第4項は沈殿物の嫌気分解によるDOCの溶出を、また第5項は途中よりのDOC1の流入を表わす。

河床に存在する沈殿物の挙動は次のように記述される。

$$\frac{d(Sed)}{dt} = k_{sed} \cdot POC \cdot d - r_{dec} \quad (3)$$

$$r_{dec} = \begin{cases} k_{ae} \cdot Sed & Sed \leq Sed_s \\ k_{ae} \cdot Sed_s + k_{an} \cdot (Sed - Sed_s) & Sed > Sed_s \end{cases} \quad (4)$$

ここで、Sed : 河床に沈殿した有機炭素量 (g/m²)

Sed_s : 河床に沈殿した有機炭素が好氣的に存在できる
最大量 $[g/m^2]$

r_{dec} : 沈殿有機炭素分解速度 $[g/m^2/s]$

(3)式において右辺第1項は沈殿による増加を表わし、これは(1)式の右辺第3項に対応する。第2項は分解による減少を示す。分解による減少は(4)式に示すように、好気分解と嫌気分解に分けて考える。好気分解は表層で行われ、ある一定の厚さ以上になると下層は嫌氣的になると考えた。好気分解の場合は分解したPOCはすべてCO₂になり嫌氣的分解の場合はすべてDOCになり溶出するとした。

付着性他栄養生物の挙動は、付着性藻類の挙動⁸⁾とアノロジーが成立するとして、

$$\frac{d(Het)}{dt} = G_h - h(t) \cdot Het - k_{ae} \cdot Het \quad (5)$$

$$G_h = \begin{cases} \mu \cdot Het_s & Het \leq Het_s \\ \mu \cdot Het_s & Het > Het_s \end{cases} \quad (6)$$

ここで、

Het : 他栄養生物付着量 (有機炭素として) $[g/m^2]$

Het_s : 増殖に関与することができる最大存在量 $[g/m^2]$

μ : 比増殖速度 $[1/s]$

このモデルは、一定の増殖速度を仮定した場合、上層のある一定の厚さだけが増殖に関与しているとしたモデルである。これは付着性生物の場合ある厚さ以上に密生すると下層は栄養塩やDOCを摂取しにくくなるため、増殖に関与しなくなると考えたことによる。ここで G_h は(2)式の右辺第3項に、また(5)式の右辺第2項は剝離による付着量の減少を表し、これは(1)式の右辺第5項に対応している。

3. 対象河川とパラメーターの決定

3-1 野 川

有機汚濁物質の分解と蓄積を考える一例として、多摩

Fig. 2 Map of the study area

川の支流であり東京西南部を流下する野川 (Fig. 2 参照) を選び、2節で述べたモデルの有効性を検討した。

現在(1982)野川には、上流域において国分寺市の人口約7万人分の下水が流入しているが、その中流域(St.1~St.3)では流域下水道が完成しており、途中よりの汚濁物質の流入は、ほとんどない⁹⁾。このため、中流域は汚濁源と大型河川(多摩川)を結ぶ中小河川の役割を考察するには、好適な条件となっている。

なお、野川中流域は平常流量約0.46 m³/sec、河幅約7 m、水深は10~30 cm程度である。

3-2 パラメーターの決定

本モデル中のパラメーターの決定の概略と用いた値について述べる。

1) D_z (流れ方向混合拡散係数 $[m^2/s]$)

蛍光染料を野川に投入して行った、インパルス応答法による¹⁰⁾。 $D_z = 20 m^2/s$

2) V (平均流速 $[m/s]$)、 d (平均水深 $[m]$)

区間における実測値の平均。 $V = 0.4 m/s$,
 $d = 0.19 m$

3) k_{sed} (POC ($SS \cdot \alpha_c$) 沈降速度 $[1/s]$)

後述するように、St.1におけるSS(懸濁物質)の日周変動を入力条件とし、(1)式を用いSt.2のSS日周変動について、パラメーターフィッティングすることより求めた。

$$k_{sed} = 1.11 \times 10^{-4} [1/s]$$

4) k_{ae} (POCの好気分解速度) $[1/s]$

暗ビン法による酸素消費速度の測定より推定した¹¹⁾。
 $k_{ae} = 1.74 \times 10^{-6} [1/s]$ (20℃)、温度依存性はArrhenius型とし、活性化エネルギーは、 $[7.7 Kcal/mole]$ と推定した。

5) k_{an} (POCの嫌気分解速度) $[1/s]$

回分式嫌気分解実験より推定¹¹⁾。 $k_{an} = 5.56 \times 10^{-7} 1/s$ (20℃)、温度依存性はArrhenius型とした。活性化エネルギーは実測の結果 $6.2 Kcal/mole$ であった。

6) G_h (他栄養生物によるDOC取り込み速度 $[g/m^2/s]$)

河床にレンガを投入し、付着して来る生物量の変化より推定。 $G_h = 9.75 \times 10^{-5} [g/m^2/s]$ 、ここで、 Het_s (増殖に関与する最大量) は付着藻類の場合⁸⁾と同量であると仮定した。 $Het_s = 4.2 [g/m^2]$ 、これより、 $\mu = 2.31 \times 10^{-6} [1/s]$

7) $h(t)$ (付着性他栄養生物剝離速度 $[1/s]$)

付着性藻類の剝離速度⁸⁾と同様のものを使用した。降雨後7.5日まで $h(t) = 0.0 [1/s]$

降雨7.5日以後 $h(t) = 2.50 \times 10^{-6} \times (t_d - 7.5) 1/s$

(t_d は雨後日数)

- 8) Sed_s (沈殿物が好氣的に存在できる最大沈積量)
〔 g/m^2 〕

室内実験の結果より推定¹¹⁾。8.4〔 g/m^2 〕 (有機炭素として)

- 9) DOC 2 (難分解性 DOC 濃度〔 mg/l 〕)

ゲルクロマトグラフィーを用いての、野川水の分子
量分画より、分子量 6000 以上の画群量として推定
した。DOC 2=7.1 mg/l これは、野川中流域におい
て全体の約40%に相当する。

4. 水質の実測値との比較検討

本モデルにおいて上述のパラメーターを用いて計算さ
れた POC や DOC が、野川での POC や DOC の挙動をど
の程度説明しているかを明らかにするために、実測値と
の比較検討を行った。

4-1 測定法

試料水は、約 630 ml の褐色ガラスビンに入れて迅速に
研究室に持ち帰り分析を行った。なお、夏季は運搬中、
氷を用いて冷却した。

SS は、1 μm のグラスフィルター (Millipore Type
GFP) を用い、110 $^{\circ}C$ 、3 時間乾燥重量として求めた。

Fig. 3 (a) Diurnal change of the SS concentration at St. 1

Fig. 3 (b) Diurnal change of the SS concentration at St. 2
(Solid line is the case of $k_{sed} = 1.11 \times 10^{-4} (1/s)$)

DOC は、1 μm のフィルター透過液に対し、島津製作
所製 TOC-10 B を用いて測定した。SS 中の有機炭素
量は Yanaco MT-3 を用いて定量した。この結果 SS 中
の有機炭素量 (α_c) は 42.2% であった。

4-2 SS の挙動

St. 1 における SS の日周変動を Fig. 3 (a) に、同様
に St. 2 における SS の変動を Fig. 3 (b) に示す。St.
1 においては SS は人間の生活サイクルの影響を受け、
その濃度は大きく変動する。しかし、St. 2 にくると、
沈殿により SS 濃度は減少し、また日周変動も St. 1 ほ
ど顕著でなくなる。ここで、河川における沈降速度定数
は、河川各所に見られるよみ部への流入速度、河床付
着性藻類などへの引っかかり効果による減少速度、河床
の礫と礫の間への沈降速度などを総合した概念であると
考えられる。このため、室内実験などにより容易にこの
値を定めることは、できない。それゆえここでは、

Fig. 3 (a) 中の実線を入り側 SS 濃度とし、(1) 式を用
いてパラメーターフィッティングを行うことにより k_{sed}
を推定した。このパラメーターフィッティングを行う時に
用いた他のパラメーターの値は、 $k_{ae} = 1.74 \times 10^{-6} (1/s)$ 、 $h(t) = 0.0 (1/s)$ である。なお、 k_{ae} 、 $h'(t)$
の計算結果への寄与は小さく、想定できる範囲でこれら
の値を変化させても、 k_{sed} の決定には、ほとんど影響を
及ぼさなかった。 k_{sed} についてのパラメーターフィッテ
ングの結果を Fig. 3 (b) 中に実線で示す。この時の k_{sed}
の値は $1.11 \times 10^{-4} (1/s)$ である。

SS の計算値は、パラメーターフィッティングを行って
いるので、実測値と計算値の比較よりモデルの妥当性を
検討することはできない。しかし、河川における SS の
挙動は、 $-k_{sed} SS$ という項を用いることにより、現象
をよく説明できることが明らかとなった。なお、計算は
Crank-Nicolson 法を用いて行い、流下方向きざみは
500 m、時間きざみは 3 分間とした。ここで、POC は

Fig. 4 (a) Observed and simulated DOC concentration (summer)
solid line: one day after rain
broken line: 5 days after rain
dotted line: 10 days after rain

Fig. 4 (b) Observed and simulated DOC concentration (winter)

SSにSS中の有機炭素含有率 α をかけることにより求められる。

4-3 DOCの挙動

DOCについてのモデルを用いた計算値と実測値の比較を、Fig. 4 (a), Fig. 4 (b)に示す。ここで、夏は水温 25℃, 冬は 10℃として計算している。実測値は上流地点より順に採取したもので、サンプリング時刻は 11:00 から 15:00 の間である。また、計算値は 13:00 の値を示してある。

計算値において、降雨後 1 日, 5 日, 10 日の値を示してあるが、日数が経過するに従いDOC濃度が高くなる傾向が見られる。これは、本モデルでは降雨時に、河床沈殿物が全部洗い流され、その後、新たに沈殿が始まるとしていることによる。沈殿物が増加すれば、嫌氣的の部分も増えDOC溶出量も増加する。

ここで、実際には降雨の後は流域の湧水量が増加し、河川水が薄められる傾向が存在する。本モデルでは、計算を容易にするため、流量一定として解析を行っている。このため、Fig. 4 よりモデルの妥当性を検討することはできない。しかし、次の 2 点において計算値は実測値とよく一致していると考えられる。

- 1) この流域において、DOCを摂取すると考えられるスフェロティルスなど付着性他栄養生物が河床に多量に生育しているにもかかわらず、流下方向のDOC濃度の減少が、あまり見られないこと。
 - 2) 夏と冬では、付着生物のDOC摂取速度や嫌気分解速度に約 2 倍の違いがあるにもかかわらず、流下方向でのDOCにさほどの変化が見られないこと。
- このいずれも、嫌気分解による溶出量と他栄養生物による摂取量がほぼバランスしていることに起因している。

5. 有機汚濁物質の分解量 (真の自浄量) と沈殿量

5-1 モデルよりの計算結果

野川中流域における有機炭素の物質収支を Fig. 5 (a) 夏, Fig. 5 (b) 冬, に示す。これは、モデルより計算したものである。Fig. 5 (a), (b) において横軸は降雨よりの経過日数を示し、たて軸は有機炭素量を示す。この図

Fig. 5 (a) Organic carbon balance concept at the middle reaches of the Nogawa River (summer)

Fig. 5 (b) Organic carbon balance concept at the middle reaches of the Nogawa River (winter)

は野川の中流域 St. 1 から St. 3 に流入した有機炭素が、どのような挙動をとるかを示したものである。この区間に流入する有機炭素量を毎日一定と仮定すると、これは経過日数に対し直線的に増加する。この流入した有機炭素のうち一部は河床に蓄積する。これは、付着性他栄養生物に取り込まれた形で蓄積するもの (hetero.) と、懸濁性有機炭素の沈殿物として好氣的に河床に存在するもの (aerobic) と、嫌氣的に存在するもの (anaerobic) とに分れる。ここで、好氣的層はある一定量以上には増加せず、それ以上はすべて嫌氣的に存在している。また、この流域で CO_2 に変化してしまう有機炭素は図中のたて線の部分 (self-purified) に示す。

この区間は大きな自浄係数 (St. 1 と St. 2 の間で $0.98 \sim 3.44^{13}$) が観測されるところであるが、有機炭素の無機化として見るとき自浄量は少なく、これに比べ河床への蓄積量は、はるかに多い。この傾向は、夏冬共に変わらない。また、生物的に難分解性である DOC 2 を除

くと、野川中流域の約10Kmの区間に流入した有機炭素の大半が、沈殿、付着他栄養生物への摂取、または呼吸作用により消失し、平常流量時にはこの区間より流出しないことも解る。これが大きな自浄係数や低い流達率が、野川において報告されてきた理由である。

5-2 実測降雨時流出量との比較検討

河床に蓄積した有機汚濁物質は、降雨増水時に巻き上げられ洗い流されると考えられる。実際にこの様子を観測し、本モデルより算出した物質収支の結果を確認することを試みた。

St. 3 における、1981年7月13日の夕立ちの際の流出の様子をFig. 6(a), (b), (c)に示す。これ以前の降雨は、7月3日から4日にかけてのもので合計雨量38mm(気象庁小金井観測点)であった。SSの沈殿と他栄養生物の増殖は、これ以後に生じたと考えてよかろう。(蓄積期間9日間)7月13日の夕立ちは野川上流域にだけ局地的に降り、中流域では降らなかった。ゆえに路面などよりの汚濁物質の流入は、最小限度におさえられたと考えられ、河床沈殿物量を推定するには好適な条件となった。

この時観測されたSS(IL)*の有機炭素含有率が42.2

%とすると、流出した有機炭素量は約3.3 tonとなる。この量はFig. 5(a)における9日目の河床蓄積物の値とよい一致を見る。しかし、この時の観測値は

- 1) St. 1より上流の野川や側溝に沈殿していたものを含んでいると考えられること、
- 2) 台風などと違い夕立ち程度の雨(上流域で3mm~6mm程度の降雨と推定)で河床蓄積物の全量が洗い流されたと考えられるか、

という問題を含み、今後検討が必要である。しかし、Fig. 5(a)の9日目の値に近い値が観測されたことは、モデルの妥当性を示す一つの目安になると考えられる。

また、流出時河川は黒濁し悪臭を放ち、DO**の値はほぼゼロになった。(Fig. 6(c)参照)このことは、分解されやすい有機物が急激にまき上げられたためと考えられるが、河川が黒濁し悪臭を放ったことから、沈殿物の大部分が嫌氣的に蓄積しているという本モデルの結論を傍証しているものと考えられる。

6. 結 論

有機炭素収支概念を用い、河川における有機汚濁物質の分解と蓄積についてのモデルを作成した。

このモデルを用い、一例として、大きな自浄係数が観測される野川中流域について考察を行ったが、汚濁物質の分解量は蓄積量に比べれば小さく、大きな自浄係数が観測されることは、懸濁性BOD物質の沈殿に基因していることが明らかとなった。ここで、沈殿した汚濁物質は、表層のごく一部を除いて嫌氣的状態で蓄積しており、沈殿汚濁物質中の有機炭素の一部は嫌気分解により流水中に溶出していると考えられる。

また、本モデルより推定される河床における汚濁蓄積量が、確かに降雨時に流出することを確認した。

従来、自浄係数や流達率を用いて議論されてきた河川における汚濁物質の分解と河床への蓄積の問題、また蓄積に関連して降雨時流出の問題は、他の河川においても本研究の手法を用いれば、より統一的に理解できると考えられる。

使用記号

C_0, C_1 : BOD濃度 (g/m^3)

d : 水深 (m)

DOC: 溶存有機炭素濃度 (g/m^3)

DOC1: 易分解性溶存有機炭素濃度 (g/m^3)

DOC2: 難分解性溶存有機炭素濃度 (g/m^3)

Fig. 6 Change of the flow rate (a), SS concentration (b) and DO concentration (c) during shower (July 13, 1981 at St. 3)

* SS(IL)は110℃3時間の乾重量と500℃3時間処理後重量の差として求めた。

** DOはBeckman DCメーターにより現場で測定した。

D_z : 流下方向混合拡散係数 $[m^2/s]$
 G_h : 付着他栄養生物によるDOC取り込み速度
 $[g/m^2/s]$
 H_{et} : 他栄養生物付着量 $[g/m^2]$
 H_{et_s} : 増殖に関与できる最大付着他栄養生物量
 $[g/m^2]$
 $h(t)$: 剝離速度 $[1/s]$
 I_{DOC1} : 易分解性溶存有機炭素途中流入量 $[g/m^2/s]$
 I_{poc} : 懸濁態有機炭素途中流入量 $[g/m^2/s]$
 k : 自浄係数 $[1/s]$
 k_{ae} : POC好気分解速度 $[1/s]$
 k_{an} : POC嫌気分解速度 $[1/s]$
 k_{sed} : SS沈降速度 $[1/s]$
 POC : 懸濁性有機炭素 $[g/m^3]$
 Sed : 沈殿物 $[g/m^2]$
 Sed_s : 好氣的に存在できる沈殿物最大量 $[g/m^2]$
 SS : 懸濁物質濃度 $[g/m^3]$
 $SS(IL)$: 有機性懸濁物質濃度 $[g/m^3]$
 t : 時間 $[s]$
 V : 流速 $[m/s]$
 Z : 流下方向路離 $[m]$
 α_c : $SS(IL)$ 中の有機炭素含有割合 $[-]$
 μ : 付着他栄養生物比増殖速度 $[1/s]$
 τ : 自浄係数推出の場合の2点間平均滞留時間 $[s]$
 (原稿受理 昭和57年12月17日)

— 引 用 文 献 —

- 1) 手塚泰彦, (1972), 環境汚染と生物Ⅱ, P. 34, 共立出版
- 2) 市川新, (1978), 河川における流達率・浄化率に関する研究, 第15回下水道研究発表会講演集, 480 - 482
- 3) 高尾克樹, (1979), 降雨時に生ずる都市河川の汚濁流出, 公害研究 8 (3), 66 - 72
- 4) 海老瀬潜一, 宗宮功, 大楽尚史, (1979), 市街地河川における降雨時流出負荷量の変化特性, 水質汚濁研究, 2 (1), 33 - 44
- 5) 矢島久美子, 兼子万里枝, 原善彦, 狩野和男, 氏家淳雄, 渡良瀬川降雨時におけるリンの流出特性について, 日本陸水学会第46会講演要旨集, P. 45
- 6) 西本安範, 山田淳, (1982), 都市型河川の負荷流出特性と流出モデル, 第16回水質汚濁学会講演集, 160 - 161
- 7) 気象庁編, (1970), 海洋観測指針 P. 191
- 8) 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. 9 (3), 324 - 329 (1983)
- 9) 鈴木基之, 川島博之, (1981), 汚濁都市河川の現状とその改善法 水質汚濁研究, 4 (2), 73 - 79
- 10) 鈴木基之, 川島博之, 駒城基子, 矢部章彦, (1979) 河川における混合拡散の研究, 化学工学協会第13回秋季大会予稿集 550 - 551
- 11) 川島博之, 鈴木基之, 投稿準備中
- 12) 水野利行, (1982), 強度汚濁河川におけるDOCの挙動に関する研究, 神奈川大学応用化学科卒業論文
- 13) 鈴木基之, 川島博之, (1980), 汚濁都市河川の自浄作用, 化学工学協会第14回秋季大会予稿集Ⅰ, 81-82