
第13回ジョイントシンポジウム

海域環境から見た陸域流出の問題とその構造

主 催

沿岸環境関連学会連絡協議会

<http://www.wv.mei.titech.ac.jp/coast-env/>

土木学会海岸工学委員会
日本水産学会水産環境保全委員会
日本海洋学会環境問題委員会
日本水産工学会物質循環研究会

日 時

平成1 年 月 23日 (土)

10:00-17:00

場 所

東京工業大学大岡山キャンパス
西 号館デジタル多目的ホール

プログラム

開会	総合司会：田中昌宏（鹿島）	10:00
開会挨拶・趣旨説明	青木伸一（豊橋技術科学大学）	10:05-10:15
第1部 陸域から海域への土砂流出	座長：田中昌宏（鹿島）	10:15-12:00
・ 海域環境からみた陸源負荷の問題	灘岡和夫（東京工業大学）	25分+討議 10分
・ 河川から海岸への土砂移動と河川生態系	辻本哲郎（名古屋大学）	25分+討議 10分
・ 有明海への土砂流出と海域環境	横山勝英（首都大学東京）	25分+討議 10分
— 昼食休憩（12:00-13:00） —		
第2部 陸域から水域への物質の流れ	座長：日比野忠史（広島大学）	13:00-15:20
・ 山林・農地からの栄養塩流出負荷	井上隆信（豊橋技術科学大学）	25分+討議 10分
・ 都市排水の影響を受けた東京湾の水環境	風間真理（東京都環境局）	25分+討議 10分
・ 微量有機汚染物質の流出	高田秀重（東京農工大）	25分+討議 10分
・ 陸域と水域を一体的に扱う水物質循環モデルを用いた施策検討の試み - 霞ヶ浦流域についてのケーススタディから -	藤田光一（国総研）	25分+討議 10分
— 休憩（15:20-15:30） —		
第3部 総合討論	座長：青木伸一（豊橋技術科学大学）	15:30-16:55
・ 関連学会からのコメント（水産学会，海洋学会，水産工学会，各10分）		
・ 自由討論		
閉会挨拶	日野明德（東大）	16:55-17:00
閉会		17:00

目 次

開催趣旨	1
青木伸一 豊橋技術科学大学建設工学系	
海域環境からみた陸源負荷の問題	2
灘岡和夫 東京工業大学大学院情報理工学研究科情報環境学専攻	
河川から海岸への土砂移動と河川生態系	6
辻本哲郎 名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻	
有明海への土砂流出と海域環境	14
横山勝英 首都大学東京大学院土木工学専攻	
五十嵐麻美 首都大学東京大学院土木工学専攻	
山林・農地からの栄養塩流出負荷	21
井上隆信 豊橋技術科学大学建設工学系	
都市排水の影響を受けた東京湾の水環境	27
風間真理 東京都環境局自然環境部水環境課	
微量有機汚染物質の流出	32
高田秀重 東京農工大学大学院共生科学技術研究部	
真名垣聡 東京農工大学大学院共生科学技術研究部	
陸域と水域を一体的に扱う水物質循環モデルを用いた施策検討の試み -霞ヶ浦流域についてのケーススタディから-	39
藤田光一 国土技術政策総合研究所環境研究部河川環境研究室	

開催主旨

豊橋技術科学大学建設工学系 青木伸一

沿岸域に生活圏が集中するわが国において 1960 年代ごろから特に顕著になっている沿岸域の環境劣化は、国土保全施設や都市施設の充実とは裏腹に、人間の生活環境の質および生態系の健全性の低下を引き起こしている。内湾域の水質の悪化や水産資源の劣化などは、これまでの多くの努力にもかかわらずあまり改善が見られず、むしろ慢性化している。陸域の影響を強く受ける内湾の環境劣化には、汚濁負荷量の増大や海岸の埋立て・人工化の進展などローカルで直接的な要因以外に、都市構造、人の生活様式、農業形態の変化など流域における広域かつゆるやかな質的環境変化がその背景にあると考えられる。また、ダム建設や河川改修など大規模に行ってきた治水・利水事業は、水だけでなく土砂や種々の物質の陸域から海域への流れにも大きな変化をもたらし、干潟や砂浜など海域の環境基盤に対して大きなインパクトを与えている。

このように、沿岸海域における環境問題は陸域の様々な作用に対する応答として生じている場合が多い。したがって、沿岸海域の問題を議論する際には、流域から内湾・沿岸域、さらには外洋域までを含めた系を1つの物質の流れ系としてとらえ、物理的・生物化学的な視点から環境問題に関わる複合的な要因を整理する必要がある。局所的に生じている種々の海域環境問題は、ともすれば直接的に帰着できる原因を探ることに関心が向けられることが多いが、複合要因による慢性的な環境問題については、空間的にも時間的にも一回り大きな視点で見ることが重要であろう。海域環境に深く関わるほど、陸域からの流出の問題については案外無頓着な場合があり、その実態を十分把握しないまま議論していることも多いと思われる。

本シンポジウムでは、従来ともすれば海域の陸側の境界条件として簡単に取り扱われがちであった陸域からの流出の問題について、その内部構造までより深く知ることにより、陸域流出の何が本質的な問題で海域環境とどのように関わっているのかを明らかにしようという点に目的を置いている。また逆に、海域の環境問題から見て陸域流出の何を明らかにしてほしいのかという要望をフィードバックすることも、もう一つのねらいである。対象とする流出物質としては、土砂、有機物、栄養塩、微量化学物質などを取り上げている。企画担当者としては、今回のシンポジウムでの議論が陸域までを含めた連携研究として拡がり、海域の環境改善に新たな展開があることを期待するものである。

最後に、多忙な時期にも関わらず快くご協力いただいた講師の方々をはじめ、シンポジウムの開催に関わっていただいた方々に感謝する次第である。なお、本シンポジウムの開催にあたっては、土木学会重点研究課題「沿岸域の防護・環境・利用の調和に向けての多分野連携に関する実践的研究」からの研究助成を受けている。記して感謝の意を表する。

海域環境からみた陸源負荷の問題

東京工業大学 大学院情報理工学研究科 情報環境学専攻 灘岡和夫

1. 統合的沿岸域管理における陸源負荷評価の重要性

沿岸生態系は開放性の強い系で、陸域・外洋域と接しているがゆえに、さまざまな環境ストレスを受けやすい構造を内包している。特に、陸域からは、さまざまな人為起源の負荷が沿岸域に流入している。沿岸生態環境を適切に保全し再生していく上で、個々のhabitatスケールでの保全・再生の努力に加えて、沿岸域全体としての生態環境システムの保全・再生という視点が、今後ますます重要になってくるものと思われる。それを実現していくには、背後流域からのさまざまな環境負荷の実態を具体的に把握するとともに、その低減レベル目標を海域環境の側から定量的に明示し、それを達成するための流域構造・管理のあり方を具体的に示す必要がある。その意味で、陸域と沿岸域をつなぐキーとなる陸源負荷の評価と将来予測は、統合的沿岸域管理における最重要課題の一つといってよい。本稿では、海域環境から見たときの陸源負荷の評価と予測の問題に関わるいくつかのポイントを概観する。

2. 強い非線形システムとしての沿岸生態系 - 非定常連続データとしての負荷入力的重要性

生態系は一般に超多自由度複雑系であり、系全体として強い非線形性を有している。沿岸生態系も例外ではない。例として赤潮の発生を考えてみよう。簡単のため、光条件等を一定と考えて、対象海域に負荷される栄養塩レベルが連続的に変化する場合を考えると、図1に模式的に示すように、栄養塩レベルがある閾値を超えると急激にプランクトンが増殖する、というグラフを描くことが出来る。このように、何らかの閾値を有したイベントの発生（いまの場合には赤潮の発生）という事象は、強い非線形系が示す振舞いの典型例と見ることができる。

一般に、あるシステム f への入力の時系列 $I(t)$ と出力の時系列 $O(t)$ の関係を考えるとき、そのシステムが線形の場合と非線形の場合とでは、もとの非定常時系列の入出力関係と平均値で見たときの入出力関係との関係が根本的に異なる。すなわち、線形システム f_L では、入力時系列の時間平均値をシステムに入力したときの出力は、もとの非定常入力の出力時系列の時間平均値と等しくなる。すなわち、 $\overline{O(t)} = \overline{f_L(I(t))} = f_L(\overline{I(t)})$ である（バーは時間平均）。しかし、非線形システム f_N の場合にはこの関係は保証されず、一般的には、 $\overline{O(t)} = \overline{f_N(I(t))} \neq f_N(\overline{I(t)})$ である。このことを、沿岸生態系に対して当てはめていえば、例えば、ある沿岸海域への河川からの負荷を、時々刻々変化する値で与えたときのシステム応答の期間平均値と、期間平均値で与えたときのシステム応答の値とは異なってくる、ということを意味している。より具体的にいうと、図2に模式的に示すように、河川からの海域への栄養塩負荷の時系列は、一般的にはかなり非定常性を強く有した変動パターンを示すが、この図に示すように、その時間平均値が上記の図1の閾値を下回れば「赤潮発生は起こらない」ということになるが、実際の時系列上では、図中に網掛けで示した期間は閾値を上回るので「赤潮発生は起こりえる」ということになる。すなわち、

実際の非定常負荷に対するシステム応答と、かりに時間平均値を与えたときのシステム応答とは、互いに全く異なる結果をもたらすことになる。(実際の赤潮発生のプロセスは、時間応答性など他のいろんな側面を考慮しなければいけないが、ここでは、システムが強い非線形性を有するときの入力情報の与え方についての問題を考察するために、議論を単純化している。)したがって、沿岸生態系のように強い非線形システムを対象とする場合には、例えば、数値シミュレーションによってその振舞いを定量的に評価する際、「季節平均値」とか「月平均値」といった期間平均値の形で河川流入負荷を設定する、といったことはできるだけ避ける必要がある。

以上のことから明らかなように、沿岸生態系の振舞いを定量的に評価するには、非定常連続データとしての負荷入力情報が不可欠であるが、実際にそれを得ることは簡単ではない。河川からの流入負荷に代表される陸源負荷の評価には、モニタリングとモデリングの両方が重要となるが、あとで見るように、ともに様々な問題を抱えている。

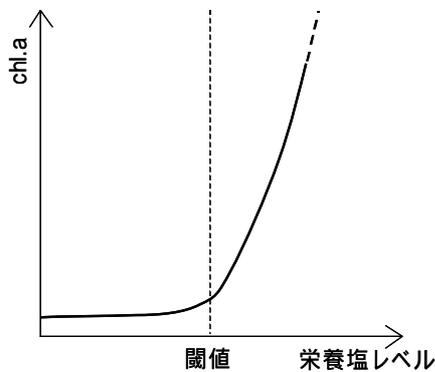


図1 強い非線形特性の模式図

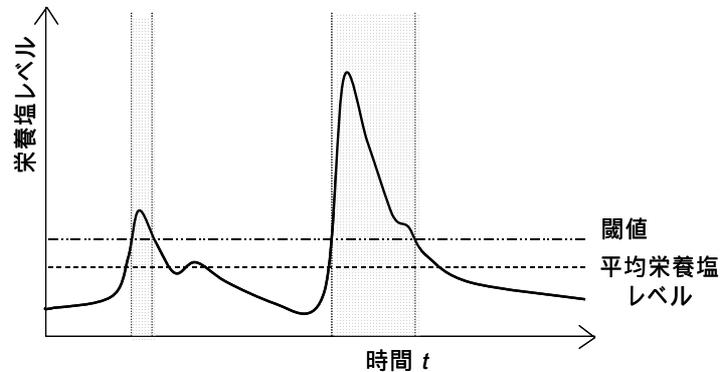


図2 平均栄養塩レベルと閾値の関係の模式図

3. 閾値の評価の問題

上記のような強い非線形性を有する生態系への負荷と応答の問題を論じるとき、閾値の定量的な評価も重要となるが、現状では必ずしも十分な知見が得られているとは言えない。例えば、最近、対象としている生態系への外部からの環境ストレスがある閾値を越えると、系の非線形的な応答によってhabitatの群集構成が急激に変化してしまうフェイズ・シフトと呼ばれる現象が生じることが注目されているが、その具体的な閾値が不明のため、結局この関係の定量的な評価はできていない。このことは、上記の「低減レベル目標を海域環境の側から定量的に明示する」という目標に関連して、取り組むべき重要な課題といえる。

4. 「土砂」概念のあいまいさ - 量と質の両面から見た土砂動態評価の重要性

本稿は、「陸域からの土砂流出」というセッションに含まれているが、この「土砂」という概念はそれほど明確な概念ではない。例えば、「流域一環の土砂管理」ということの重要性が叫ばれるようになって久しいが、この場合の「土砂」とは、当初は、端的にいえば河床構成材料を指すことばであった。逆にいうと、ウォッシュロードのような微細粒子は直接の対象ではなかったのである。しかし、海域環境の立場からいえば、この微細粒子が沿岸生態系にとってきわめて重

要になる。それが沿岸海域の濁度や底質環境の規定要因であるだけでなく、栄養塩（特にリン）などが吸着することによってその輸送媒体としての役目も果たすからである。したがって、一口に「陸域からの土砂流出」あるいは「流域一環の土砂管理」といっても、「土砂の量」だけを論じるのでは不十分で、「土砂の質」が同時に評価されなければいけないことは明らかである。このような問題意識は、海域環境を考える立場からいえば自明なことといえるが、河川生態系などの陸水生態系においてもこのことは認識されてきており、今後は、陸水生態系と沿岸生態系を包含したシステムとして、量と質の両面から見た「土砂」動態と生態系との相互作用の問題を明らかにしていく必要がある。

5. 陸源負荷に関するモデリングの諸問題

陸源負荷モデルには数多くのものがこれまで提案されているが、ここではそれらを網羅する余裕はないので、いくつかのポイントに絞って論じることにしたい。

モデルの形態としては、経験モデル ↔ 物理モデル、集中型モデル ↔ 分布型モデル、など、いろんな観点からの分類が可能である。河川流入負荷のモデルとしてよく使われる $L-Q$ カーブ（ L : 負荷量、 Q : 河川流量）は経験モデルの典型的なものであるが、この場合は、モデルの簡便さという利点はあるものの、現地データに依拠したものであることからデータの量と質に評価式の精度が全面的に規定されてしまうことや、出水時の増水期と減衰期の違い、すなわちヒステリシス効果を原理的に評価できないことなどのモデル構造上の問題が存在する。

沖縄の赤土問題のような表層土壌流出問題に対して頻繁に使われるUSLE式（Universal Soil Loss Equation）も典型的な経験モデルの一つである。このモデルも簡便さが最大の利点であり、数多くの使用実績がある。また、対象流域の土壌条件や斜面角度、斜面長、植生被覆条件といった流域特性を予測値に直接反映させることができるという利点もある。一方で、対象流域ごとにパラメータ・チューニングの必要がある上、土壌流出量の時間的な変化を表現するということが原理的にできないというモデル上の難点もある。

これらの経験モデルに共通する重要な問題として、流域特性の変化をモデルパラメータの変化に合理的に反映させることができない、という点をあげる必要がある。このことは、流域での土地利用や農業形態の改変などのさまざまなアクションによって、将来的にどの程度流域負荷を減らすことができるか、といった背後流域を含めた統合的沿岸管理の問題を考える上で、きわめて重要なポイントになる。

このようなことから、広域・統合的沿岸域管理といった、今後ますます重要になると考えられるニーズに適切に応えていくには、流域特性情報をモデル中に直接反映することができる物理モデルの枠組みでのモデル開発が必要になってくる。しかも、流域内の空間構造特性を表現できる分布型モデルがのぞましい。このような方向性のモデルとして、例えば、Paringit・灘岡（2001）、Paringit and Nadaoka（2003）は、雨水の土壌浸透・表面流出過程やそれに基づく土壌侵食・輸送過程に関する分布型物理モデルと、地表面過程評価で重要となる植被状態を示すいくつかの植生指標（葉面積指数LAIなど）を衛星リモートセンシング画像データから適切に評価する手法を組み合わせた方法を開発することにより表層土壌流出のモデリングを行っている。

同様な分布型物理モデルは、他にもいくつか提案されてきているが、その多くのものが、農地

や林地といった流域構造として比較的シンプルな流域を対象としている。一方、農地と並んで最も大きな流域負荷のソースエリアである都市域については、農地・林地に対する分布型物理モデルに対応する一般性のある合理的なモデルはまだ開発されていないといえる。さまざまな非点源負荷が存在し、複雑な排水システムを有する都市域を対象とした「都市モデル」の開発が今後の大きな課題の一つである。

6. モニタリングの諸問題

先述のように、陸源負荷モデルについては、これまで数多くのものが提案されてきている。一方、その基礎となるべき現地データについては、モデルの豊富さほどには十分に存在するわけではない。多くのものは、米国等の温帯域での試験農地や小流域を対象として現地データがとられ、モデル開発と関連するパラメータ・チューニングが行われている。したがって、例えば、熱帯・亜熱帯地域への適用可能性については別途検討が必要になる。さらに、現地データが、先に論じた非定常連続データの形で得られているケースはきわめて少ない。わが国では、例えば、国交省が河川流量や水質データを長期にわたって定期的にとっているが、流量データ以外は時間的に連続性のあるデータは得られていない。特に水質関係については出水時のデータが得られているケースはまれである。これは、栄養塩に関して現地連続計測が難しい、というモニタリング手法上の制約の問題が大きく、今後、新たなモニタリングシステムの開発が望まれるところである。

表層土壌流出の長期連続モニタリングに関して、著者らは、石垣島・轟川流域をサイトとして4年以上にわたる赤土流出の長期連続モニタリングを行っている。それにより、上記のモデルの妥当性を検証するとともに、同じ降雨レベルでも先行降雨影響の違いによって、赤土流出量が数倍も異なることなどを見いだしている（灘岡ら、2005）。

流出負荷量のモニタリングに加えて、発生源である流域の特性のモニタリングも重要である。具体的には、流域内の土地利用や植生被覆分布等のモニタリングが必要になるが、それには、リモートセンシングが有力なツールになる（Paringit・灘岡、2001; Paringit and Nadaoka, 2003）。理想的には、ある時点のスナップショット情報だけでなく、数十年にわたる経年的な変化を把握することが望ましい。

参考文献

- Enrico Paringit, 灘岡和夫 (2001): 衛星画像解析による植生指標と分布型物理モデルに基づいた表層土壌流出モデリング: 海岸工学論文集, 第 48 巻, No.1, pp.666 ~ 670 .
- Paringit, E.C. and K. Nadaoka (2003): Sediment yield modelling for small agricultural catchments: land-cover parameterization based on remote sensing data analysis, Hydrological Processes. Vol. 17, No. 9, pp.1845-1866.
- 灘岡和夫・山本高大・Enrico C. Paringit (2005): 長期観測連続データに基づく農地流域からサンゴ礁への赤土流出特性の解析, 海岸工学論文集, 第 52 巻, (投稿中)

河川から海岸への土砂移動と河川生態系

名古屋大学大学院 工学研究科社会基盤工学専攻 辻本哲郎

1. まえがき

流域は分水嶺で囲まれた領域で、そこに降った雨がその軸である河川水系を介し、海に流出、その過程で蒸発散によって水循環が成立している。変動はあるものの常に降水で供給される水が流域・河川を流れて海に至る素過程を持続させている。この水の流れは水そのものだけでなく、土砂、さまざまな物質の移動を駆動し、それらの分散・収斂(再配分)を掌っているといえる。その状況が流域で活動するさまざまなものに機能をもたらし、とくに人間活動の持続性(耐災性、資源、環境などの機能)とかかわっている。こうした認識は、またその内部構造の認識は、流域を単位に地球スケールの議論を支える。

水源山地から海に至る水の通路は、先述のように土砂やさまざまな物質の通路となり、その移動や移動過程におけるさまざまな現象の発現を支えているし、生物の通路(biopath)であったり、生物の生態系を構成する場所となる。その通路である河川・河道すら、水と土砂の移動の産物である。そして、このようなプロセスを経て海に至った水・土砂、生物をも含む物質が、沿岸地形や沿岸生態系の構成条件を支えていることにまで思いをはせることが大事だ。

こうしたプロセスをうまく活用しながら人間活動の持続性を支える機能を享受してこべきであったが、これまで人間活動は個別の機能のみを追及するさまざまなインパクトをこのプロセスに与え、それを変質させてきたことも近年認識してきたところで、それが「健全な水循環」、「健全な流砂系」、「健全な生態系」を追求する原点となっているが、その道はなかなか険しい。

2. 土砂生産と流砂系

長い時間スケールで見ると、地震や豪雨などで崩壊してばらばらになった土砂(土砂生産)が、さまざまな運動形式(土石流、土砂流、掃流砂、浮遊砂)で水流によって運搬され、海に至る。土砂といってもさまざまな質から構成される(鉱物成分などもそうだが、粒径が卓越した質)。流送特性によるその成分構成の変化(分級)も注目すべき性質である(土砂についてはこれが卓越するが、栄養塩などでは生化学反応、生物では生理現象による輸送過程上の質変化もある)。その途上では、侵食・堆積あるいは分散・収斂によってさまざまな地形(河道や氾濫原など、あるいはそれらの中に見られる微視形、こうした structure のみならず texture(表層粒度とその混合具合)、duration(持続性・変動性)も含めて)形成がある。これらは人間活動で利用されるほか、生物生息場の提供ともなり、生態系といっしょになった物質循環機能にもかかわっている。当然こうした移動・拡散、あるいは分散と収斂という現象は土砂に限らず流木(小さなスケールではリター)やさまざまな物質でも同じことだ(流木の生産、移動、堆積(漂着)、再流出など、あるいはその過程における粉砕は磨耗と対応)。

流域を山地から河口へ、そして沿岸域から海域まで水の運動によって運ばれる土砂の輸送過程を「流砂系」と呼んでいる。山地では山腹崩壊が土砂生産であり、河道に出ても河岸侵食など現象は土砂生産である。土砂生産や土石流など集合流動を防御する目的で砂防事業がされる。河道系への供給土砂量やその波形(時間変化)の抑制である。河道では主として、河床の土砂(河床材料、

bed material, substrate)が流砂成分と交換しながら，水流の掃流力にみあって，掃流(河床に沿って，滑動，転動または小跳躍の繰り返し(successive saltation)あるいは浮遊形式で運ばれる(bed material load)．崩壊で供給される土砂のうちの微細砂など河床と交換しないで流送される成分(不飽和で供給量を運搬)はウォッシュロード(wash load)と呼ばれる．

河道に建設されるさまざまな目的の貯水ダムの多くも，貯水池内の堆積(堆砂)によって，河道流砂に不連続をもたらししている．貯水池堆砂進行(有効貯水容量の侵害)は，ダムの機能を低下させかねない．砂防や貯水ダムなど，河道系への供給土砂の現象は，下流の流砂系を不活発化させている．下流に固定点を有する河道の上流給砂条件が変化すれば，過大給砂で河床上昇(aggradation, 天井川化，かつてはこれが洪水氾濫をもたらしてきたため，砂防は治水の原点でもあった)，過小給砂で河床低下(degradation)が生じ(緩勾配化した河道は)さらに下流(河口・沿岸域)への土砂供給を減少させている．河道での砂利採取・河道掘削による河床材料の河道からの持ち出しもこれを助長している．すなわち，ダム下流での流砂系の変貌が顕著化するとともに，人間活動(河川の治水・利水機能)や生態系が有意な影響を受けている．

こうした流砂系のひずみの認識から，砂防ではカタストロフィックな災害をもたらす土砂生産・流送の制御の視点を保持したまま「流す砂防」に政策転換してきたし，ダム貯水池ではその機能の持続性確保と，水系での流砂系不連続の最小限の是正を目的に，堆砂対策が議論されている．一方，海岸域では，上流生産源との連結を意識した取り組みが話題になっている．議論は土砂だけに限らない，水源山地と海の連結である．深刻な海岸侵食対策としての「流す砂防」や「ダム貯水池排砂」との連携である．とくにダムが排除したい土砂量と海岸が欲しい土砂量では利害が一致する．といって，ダム堆積土砂を海岸域へバイパスさせればよいという問題ではない．問題は「流砂系の連続」とそれによって保持されている「流域～水系～海域健全性」であろう．ダムで排砂したい漁と海岸侵食対策として必要な量が流れる(フラックス)「河川の健全性」についても総合的に議論されるべきだろう．本文の主題は，以降，ダムが排出したい砂，河道に必要な流砂フラックスから，海岸・沿岸域が欲しい砂がどのように生み出されるかという視点に絞ろう(辻本・藤田, 2004)．

3．ダム堆砂の進行とその対策

図1は佐久間ダム(発電ダム，1956年)のほぼ現在の堆砂形状で，現在7～8km ダム上流にある堆砂形状の「肩」が下流へ進行する形(相似形を保って)堆積が進んできた．この堆積形状も上流・中流・下流での河床材料を比較するとわかるように(図2)，「肩」下流には微細砂が堆積している．

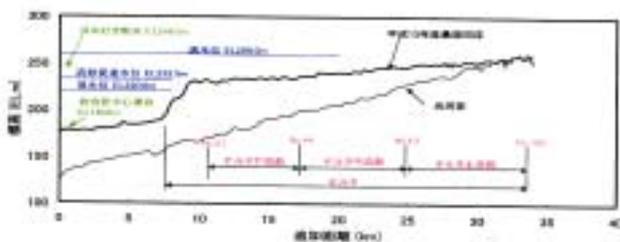


図1 佐久間ダム堆砂形状

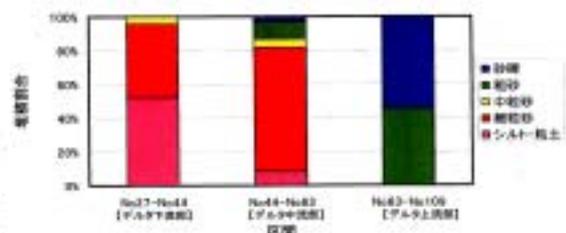


図2 堆砂の材料組成の場所的相違

発電ダムでは発電取水口が洪水時呑口より高くそこまで堆砂面が達しても概ね問題にならないものもあるが，ここでは堆砂形状の進行に伴い将来発電取水口(新豊根揚水発電取水口は4.5km 地

点)が埋没し機能なくなる恐れがあり、現在も浚渫というかたちで堆砂排除を行っている。

一方、図3は矢作ダムで、これは多目的ダム(1971年完成)である。多目的ダムでは容量を洪水調節容量、利水容量および計画堆砂容量に区分しているが、特徴的な堆砂形状(1979年に形状変化が起きたのは取水ゲート工事時の水位低下時の洪水による)のため、洪水調節容量、利水容量の順に侵害される。矢作ダムでは約20万m³/年程度で堆砂が進行しているが、2000年恵南豪雨時に大きく堆砂が進み(280万m³)有効貯水容量の13%程度が侵害されるにいたっている。洪水調節容量が侵害されることは河道治水計画の前提が犯されていることいえるほど深刻な課題である。こうしたことへの対策として、ダム貯水池上流端付近にしばしばせいぜい数m程度の貯砂ダムが設けられる(矢作ダムでは恵南豪雨でこれが埋没した)。上流末端貯砂ダムではドライであるため浚渫が容易であるが、浚渫土砂をどう始末するかあるいは「健全な流砂系」復元に利用するかが問題である。しかし、10年に一度程度の豪雨ではこれが満砂し、大量の土砂が貯水池に流入、有効容量内に堆積してしまう。低水位運用で洪水を迎えると堆砂形状を崩し、有効容量内から計画堆砂容量内へ導くことが不可能ではないが、いつまでも有効な手段ではない。

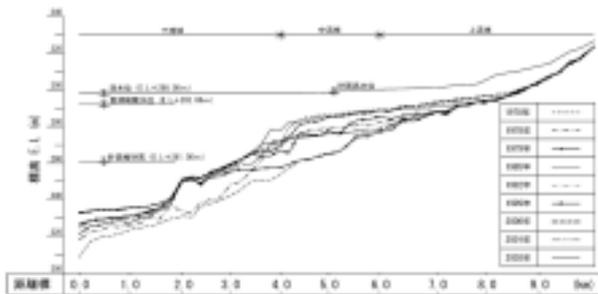


図-4 堆砂形状の経年変化

図3 矢作ダム堆砂形状の経年変化

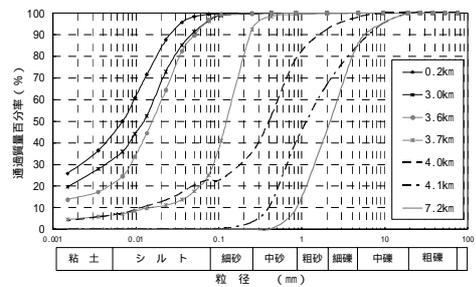


図4 矢作ダム堆砂材料粒度分布

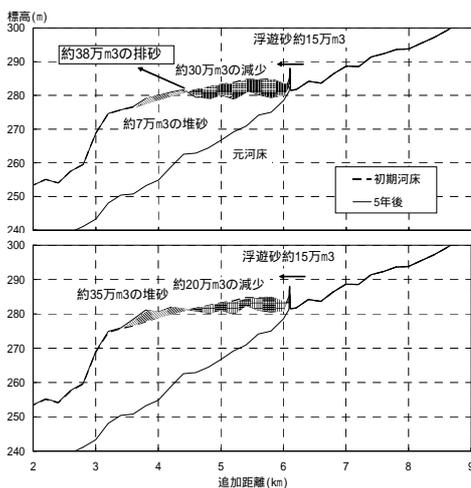


図4 バイパスによる排砂想定(矢作ダム)

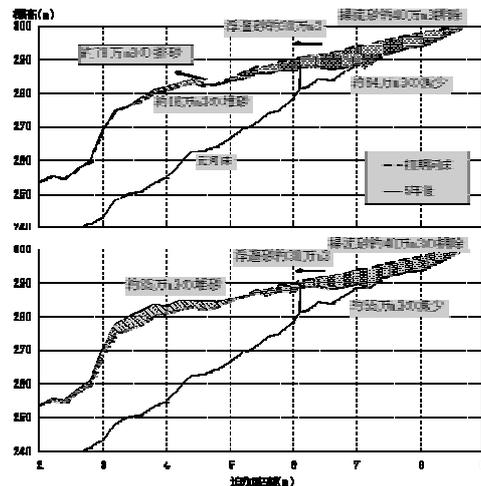


図5 バイパスによる通砂想定(矢作ダム)

こうしたことから、上流端貯砂ダムから洪水時に土砂をダム・貯水池下流へバイパスさせる排砂トンネルが事業化されている(天竜川水系では美和ダム、小浜ダム)。しかし、矢作ダムではすでに有効容量内堆砂も深刻化しており、その排除と異常豪雨時貯砂ダムを越えてくる土砂の通過も併せて機能する土砂バイパストンネルを構想している(これによって洪水調節機能強化や不足し

ている非常用洪水吐き容量の確保なども可能． 4.6km地点堆砂肩近傍でのバイパス水路による土砂吐によって，平均最大豪雨時での排砂効果(図5)，惠南豪雨規模で貯砂ダムを越えて流入してくる土砂の通砂の両方に効果があることが一次元河床変動解析で期待された(深谷ら，2005)．

4．ダム堆砂と海岸侵食対策

天竜川のように扇状地が海に流入しているところでは堆積によって今日の海岸線を形成してきたが，近年その後退が顕著である．この理由として，河口から約 76km 上流に位置する佐久間ダムでの河川流送土砂のかなりの量を補足していることが，河道砂利掘削とともにあげられる．先術のようにダムはダム堆砂排除という課題がある一方，海岸としては河口への土砂供給によって海岸侵食を防止するという課題がある(このままでは緊急性に差があるが，洪水調節施設が不足している天竜川下流において佐久間ダムでは排砂によって確保された容量の洪水調節への振替といったことも想定される)．ここではその feasibility を見てみる．

これまで，海岸の分野で，河口への吐出流砂量(河川からの供給土砂量)を想定して，海岸侵食過程が検討されてきたが，流量時系列に対応した河道流砂・河床変動によるその評価と一体化した検討が試みられた(海岸侵食対策と利水ダムの機能の維持・課衣服のための土砂管理対策検討委員会(委員長:辻本哲郎))．ポイントは，佐久間ダムに堆積している土砂のどの成分を何らかの方法(土砂バイパスなど)で河道へ流してやれば(下流にはなお，秋葉ダム，船明ダム(ともに満砂した利水ダムで洪水時はゲート開放で土砂もパッシングしていると見なせる)があるが，少なくとも秋葉ダム下流への供給)，海岸侵食対策としてどの程度効果があるかが検討された．

こうした検討のポイントは，粒径集団への着目である．貯水池堆積土砂は図 7 に示すようにシルト・粘土を含む微細砂～数 10mm の礫まで分布している一方，海岸で漂砂現象を介して海岸地形を形成しているのは 0.1～0.85mm 程度の砂成分といわれる．さらに河道構成材料は 0.1mm から数 100mm で分布する．セグメントの応じて河道骨格構造(structure)をうけもつ粒径集団とその上を通過したり河道の微地形や texture を受け持つ集団からなる．ダム堆砂域から河道を自律的に通過させて沿岸域まで到達しようとする粒度の問題の扱いが大きな課題であることが見える．言い換えれば，0.1mm 以下のウォッシュロード成分は残留域からの流入分を増しながら河口に到達し海域に分散，一方 10mm を越える粗礫成分は河道骨格構造を形成するがほとんど河口には到達しない．すなわち 0.1～0.85mm の砂成分が海岸形成・維持に貢献している．

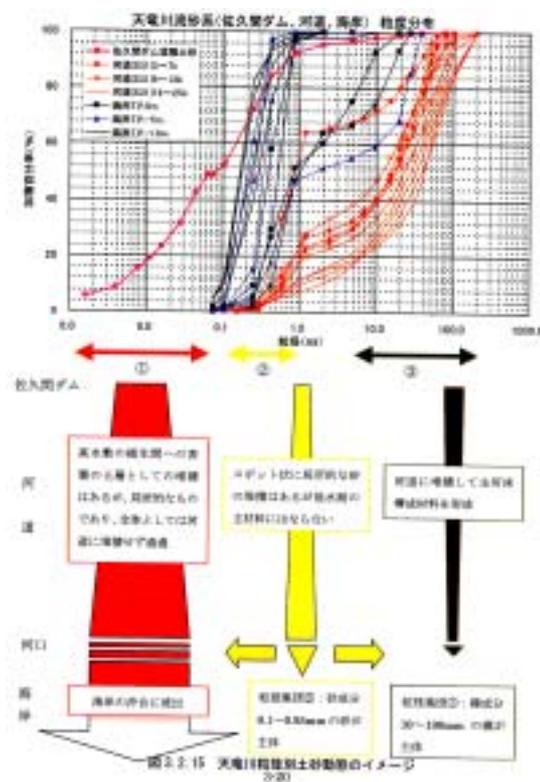


図 7 佐久間ダムからの土砂流出

先述の委員会では、適切に粒径集団をクラス分けした一次元河床変動解析によって、ダムの有無による河口到達流砂量を計算した。ダム無しでは年間 130 万 m³ 程度の土砂(0.1mm 以上)が河口に到達しており、ダム建設後はそれが年簡約 15 万 m³ 程度と激減していることがわかった。そのうち 0.1～0.85mm の砂成分について言えば、125 万 m³ から 11 万 m³ の減少の大部分で、海岸過程維持へのダメージの大きさがうかがえる。また、この成分は、ダムから供給されれば比較的速度やかに河口まで達して海岸過程に貢献する。この粒径集団の河口への供給の相違が遠州灘海岸の変遷していることは海岸変形モデルで検証された(佐藤ほか, 2004)。こうした河道・海岸過程の一連の解析によって、さまざまな排砂シナリオが検討される(天竜川総合土砂管理対策委員会, 委員長: 鈴木德行)。

5. 流砂の「通り路」としての河川

ダム機能の持続性の視点からダム堆砂の排出が、また海岸侵食過程の進行から河口まで到達する流砂の確保が要請されている。土砂輸送の視点(一次元河床変動解析)から、3 章では排砂など堆砂制御の可能性が、4 章では河道を通してどのような成分が河口に到達しなくなって海岸侵食過程が進行しているか検討し得るとした。これらの解析においては粒径集団に留意した検討が重要であること、河床変動時の流送土砂と河床表層土砂の交換過程を適切にモデル化する必要性が指摘されている(辻本・藤田, 2004)。

こうした解析では、河道が、出すほうとしてのダムと受けるほうとしての海岸の要求する量をうまく制御すべき通路としてしか考えられていない。河道にとってどのような給砂条件がいいのかという視点が重要である。ひとつは河床低下した構造の復元のための上流からの土砂供給。これには各セグメントの骨格構造を受け持つ粒径集団の供給が必要である。もうひとつは、河道内のさまざまな微環境にかかわっているその他の集団(より細かい粒径集団)の果たす役割。これに付いては、これまでの一次元河床変動解析では対応できない(河川敷や植生域への微細土砂の堆積や、それに伴う植生の繁茂・破壊などが的確に表現されねばならない(辻本, 2001))。海岸過程にあまり関係がないとされる微細土砂や、海岸過程にこうけんする砂成分のなかの細かいほうの成分は河道に繁茂してきた植生帯に相当補足され、海岸に到達する量を変化させているかもしれない。

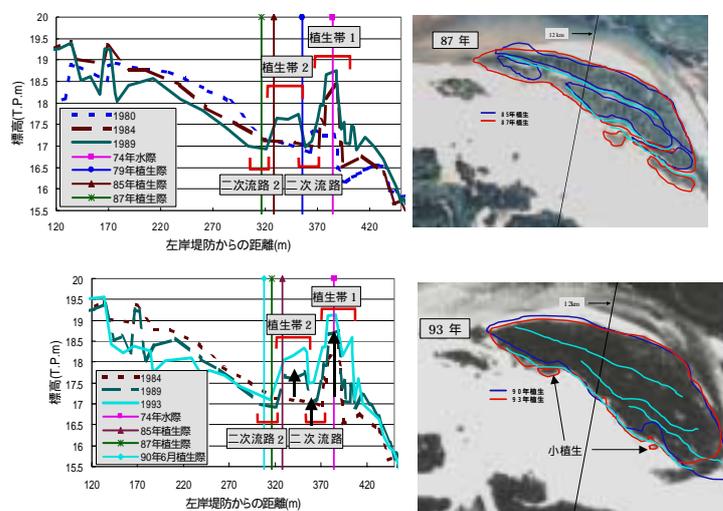


図8 植生繁茂が進む砂河川とそれに伴う河川敷比高の増加

6. 河川生態系

上流(砂防域やダム)から海へ直接土砂を運ばばそれでいい問題ではないことが、水系一貫土砂管理や流域総合土砂管理を議論するとき河川の視点からもっとも主張すべきことであろう。しかも単に「河道によって土砂を流す通り路」という視点だけではすまないことは、すでに前章で述べたとおりで、河道におけるさまざまな粒径集団が河道を通過するにしたがって、セグメントに固有な流送粒径集団がさまざまなリーチを骨格として構成し、それにより細かい粒径集団がその上にテクスチャを刻み、植生繁茂状況を規定しサブリーチスケールの景観を形成・維持し、そしてその上に生態系をはぐくんでいること、そしてこうした状況が、実際に土砂供給へのインパクトへの応答として変質してきていることも、今日「流砂系の健全性」が「健全な生態系」の条件として指摘されている背景でもある。

河川の構造が上流から主として勾配と河床材料によってセグメント(たとえば、山本,1994)として特徴づけられた固有性と連続性を持っている。一方これに対応して、生態学でも、河畔林の落葉・落枝が栄養供給でありそれらに破碎食者しかいない区間から、礫床で付着藻類が繁茂、それらの剥ぎ取り食者が卓越と区間となり、ダウンサイズされた粒状有機物(POM)を利用する生物棲息区間、そして浮遊藻類(水深が大きくなってはや付着藻類は生育できない)が一次生産者となる区間などというようにセグメントに対応するように部分生態系が形成されていくという「河川連続体仮説」(図9, Vannote *et al.*, 1980)。こうした「基本構造」が河川への人間活動のインパクトで大きな変化を受けていることも、これまで述べてきた話題に関連して指摘しておこう。



河川連続体仮説 (River Continuum Theory)
Vannote *et al.* (1980) の図を谷田が改変したもの

図9 河川連続体仮説

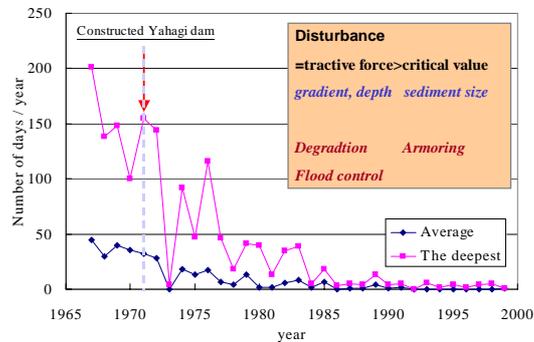


図10 河床材料の攪乱機会の減少(矢作川中流部)

ダムが出来れば、上流域に浮遊性藻類が一次生産者として加わる。ダム下流は礫床セグメントで付着藻類が卓越するが、ダム下流では浮遊、付着藻類の両者が一次生産を受け持つ。これらを網を張って摂餌する造網性底生動物(トビケラの幼虫)の餌が変化し(炭素の安定同位対比で峻別できる)、また種構成が変化するなど新しい報告がある。ダム下流ではアーマー化(選択輸送による粗粒化)、しかも洪水調節があれば出水機会も減り、礫が攪乱を受ける(移動状態に入る)機会が激減している(図10に矢作川中流部の例を示した。北村ら,2001)。このため、礫床の付着藻類は繁茂するばかりで更新されない。更新して質が劣化した付着藻類、あるいは糸状性に遷移した藻類はもはやアユの餌になりえないし、魚類棲息条件が変質してきている。さらに、アーマー化による造網性底生動物の生息適性が良くなるとこれらの住込みが河床材料を固結化し、攪乱機会はますます減少する(田代ら,2004)。付着藻類とくに糸状性藻類への遷移は気質である礫が安定化

している異常に、これらの剥離に役立っていた礫床上をパッシングしていた砂移動がなくなったことにもよっている。著者らは砂礫の投入がこれらの異常繁茂阻止に役立つ可能性を実験と理論解析で示した(北村ら, 2001)。

出水機会の減少は、すでに述べたように河道内植生の繁茂につながる。河道内植生は繁茂(領域拡大と成長)と出水による破壊のバランスでダム建設前には低い植被率(植生面積占有率)で推移していたのが、多目的ダムが建設されて洪水調整津が行われた後、急激に増加している例が多い。これらの植生帯は、洪水時に微細土砂を細くするほか、より大きな洪水には植物体の流失ともなる。またこれらの枯死したものが流失する(中流より下流での河川敷での陸上植物による一次生産が河川の生産源になる)。

また下流域では、取水のため河道内流量(instream flow)が激減している場合も多い。扇状地など礫床区間ではそのため表流水が覆没し(扇状地域への井戸水取水の活発な産業進出も原因となっている)、魚類等の生息環境、とくに遊泳魚の経路が確保されないことも指摘されている。砂河川では、本来に比べきわめて流量が少なく水深が浅くて河床まで日光が届くこと、砂であるにもかかわらず攪乱頻度が小さく、付着藻類の生育に好適となっていることがある(矢作川の明治用水頭首工下流など)。こうしたところでは、ちょっとした降雨時の小出水でも砂が動いて付着藻類は剥離するが、再度繁茂する。こうした繁茂と付着が頻りに繰り返されることによって高い生産を示す(戸田ら, 2005)。付着藻類が下流部に水質に大きな影響をもちながら、河口・沿岸域に至ることになり、海域にとっては敏感な影響がある事象かもしれない。現実には、矢作川河口の三河湾で海岸底質が有機物を含んだ層で覆われ、その生物活動で溶存酸素が低下するなどの環境変化をもたらしているとされる。この解決に、矢作ダム貯水池の浚渫土砂が陸路輸送され覆砂に使われる現地実験が始まっているが、ダム堆砂も問題と海岸侵食の問題にしてもそうだが、自然現象として本来ある河川で起きるさまざまな事象と独立したやり方では本質的な解決にならない。山～川～海がきちんと連結された「流砂系」、「物質循環系」、「生態系」をしっかりと把握することがこれまで以上に重要になってきている。

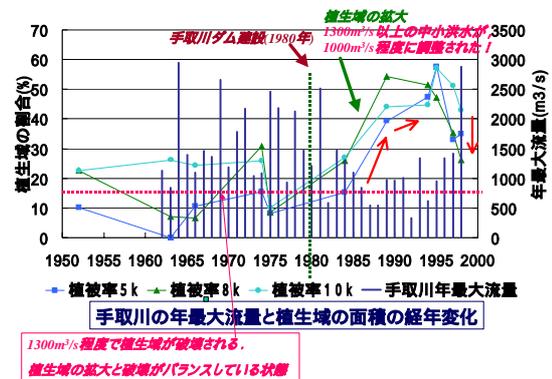


図 11 年最大洪水流量と河道内植生の繁茂 (辻本ら, 2001)

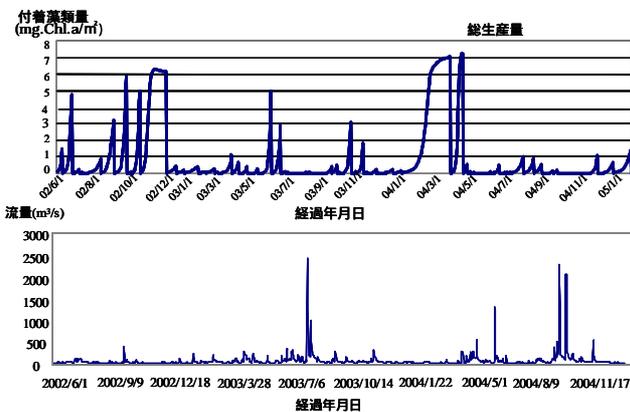


図 12 矢作川下流砂床リーチでの付着藻類繁茂状況

7. あとがき

本文では、河川水系にはさらにその下流に河口・沿岸域があることを意識して、土砂流送とそれに関連した生態系について、新しい知見を交えながら紹介した。流域のさまざまな活動が河川水系に具現し、それが沿岸域に影響を与えている。とくにダムでは、ダム機能の持続性確保、河川流砂の連続性の視点で土砂の排出法が課題になっている一方、海岸ではどれぐらいの土砂投入で海岸環境が護れるかが議論されている。ここで取引がされるのでなく、河道が本当の意味での通り路にならねばならない。運搬効率でなく、流砂現象が河道にもたらしている意義についてきちんと議論されねばならない。またここで生じていることを媒介に「河川環境」、「河川生態系」が「海岸環境」、「海岸生態系」とつながっているのである。そこに研究を集中させたい。

参考文献

- 深谷壽久, 九津身生哲, 辻本哲郎 (2005) 矢作ダム土砂管理の過大と対策案の検討, 河川技術論文集, 土木学会, Vol.11.
- 海岸侵食対策と利水ダムの機能の維持・回復のための土砂管理対策検討会 (2004) 河川と海岸が一体となった総合的な土砂管理対策のための基本的な検討手法～天竜川・遠州灘をモデルケースとして～, 国土技術研究センター.
- 北村忠紀・田代喬・辻本哲郎 (2001) 生息場評価指標としての河床攪乱頻度について, 河川技術論文集, Vol.7, 土木学会, 297-302.
- 佐藤慎司, 宇多高明, 岡安徹也, 芹沢真澄 (2004) 天竜川 - 遠州灘流砂系における土砂移動の変遷と土砂管理に関する検討, 海岸工学論文集, Vol.51, 土木学会, 571-575.
- 田代 喬, 渡邊慎多郎, 辻本哲郎 (2004) 造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化, 河川技術論文集, Vol.10, 土木学会, 489-494.
- 天竜川総合土砂管理対策委員会 (2005) 天竜川土砂管理に関する基本的な考え方, ダム水源地環境整備センター
- 戸田祐嗣, 辻本哲郎, 藤森憲臣 (2005) 取水量の大きな砂河川における河床付着藻類の繁茂について, 河川技術論文集, Vol.11, 土木学会.
- 辻本哲郎 (2000) 生態系保全機能評価に関わる水工学, 2000年度(第36回)水工学に関する夏期研修会講義集, 土木学会, A-6.
- 辻本哲郎 (2001) 河道植生と流路変遷, 2001年度(第37回)水工学に関する夏期研修会講義集, 土木学会, A-6.
- 辻本哲郎 (2004) 河川工学が生態学と連携して描く河川環境目標, 2004年度(第40回)水工学に関する夏期研修会講義集, 土木学会, A-8.
- 辻本哲郎, 藤田光一 (2004) 流砂系管理に向けての学術・技術の展開の方向, 河川技術論文集, Vol.10, 土木学会.
- 辻本哲郎, 村上陽子, 安井辰弥 (2001) 出水による破壊機会の減少による河道内樹林化, 水工学論文集, 第45巻, 土木学会, 1105-1110.
- 山本晃一 (1994) 沖積河川学, 山海堂, 470p.
- Tsujimoto, T. (1999) Fluvial processes in streams with vegetation, *Jour. Hydraul. Res.*, IAHR, Vol.37, No.6, 789-803.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummings, J.R. Sedell and C.E. Cushing (1980) The river continuum concept, *Canadian Jour. Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol.37, 130-137.

有明海への土砂流出と海域環境

首都大学東京大学院准教授 土木工学専攻 横山勝英
首都大学東京大学院 土木工学専攻 五十嵐麻美

1. はじめに

「陸域の流出問題」は対象とする海域環境によって捉えるべき物質や流出過程が異なるので、一般化して理解するのは現在の学問の進展状況ではかなり困難である。現状では定性的な諸説が入り乱れており、どれが鍵となるファクターが見極めるのはなかなか難しい。

このような前提に立ちつつ、私は土砂をキーワードにして有明海への流出問題について検討を行い、海域環境の改善に向けた展望を考察してみようと思う。

2. 沿岸環境における土砂の重要性

有明海や八代海、東京湾などは半閉鎖性の湾であり、湾奥には干潟が、陸地には広大な平野が広がっている。このような地形は河川の沖積作用によって形成されており、河川が輸送する土砂はほとんど全てが湾内のどこかに堆積する。

土砂は粒径によって果たす役割が異なり、砂以上の粒径は主に地形形成に寄与する。シルト粘土は地形形成に寄与するだけではなく、比表面積が大きいために大量の栄養塩や各種物質を吸着させている。地形は潮流や水深に影響を及ぼし、さらに透明度や水温の変化につながってゆく。また、微細土砂に吸着した各種物質は水中や堆積底泥から溶脱してバクテリアやプランクトン、底生生物に利用される。したがって、河川から内湾に供給される土砂は生態系のハビタットを形成する重要な物質であると考えられる。

土砂は河口から放出されると河口前面に堆積して河口テラスや干潟を形成する。東京湾ではアサリ、スピオ科、ゴカイ科の3種はシルト粘土分が10~30%以下の底質環境に高い頻度で出現することが報告されている(七都県市首脳会議, 1999)。また、清野(2005)は波浪や洪水流などが緩和された静穏な浅場が稚貝の定着を促すことを指摘している。このように、底質や地形は生態系の保全・創出を考える上で重要な要素である。

3. 内湾の沿岸で何が起きているか

「昭和20年代の多摩川も東京湾の羽田沖も水が本当にきれいで、魚はいくらでもいた。溢れかえるほど、ありとあらゆる魚貝類がいたのだ。(中略)朝出ても、昼出ても、夜出ても、海に行けば行くだけ、必ず獲れるのだ(中略)浅場にはハマグリ、アオヤギ、アサリも山ほど繁殖していた。(中略)アサリなど食べている暇なんてない。せいぜい味噌汁のダシにするか、佃煮を食べる程度だった。」と羽田で漁師をしていた伊東(2001)は回顧している。

おそらく全国的にこのような状況にあったものと想像されるが、いつしか沿岸漁業は衰退してゆく。有明海でみると、貝類漁獲高は年々減少しており壊滅的な状況といわれている(図-1)。その原因の一つとして、干潟自身が埋め立てによって減少したことが挙げられるが、干潟が残存している場所でも漁獲高は落ち込んでおり、後者の原因ははっきりと分かっていない。

有明海では採貝漁業不振への対策として県が覆砂事業を実施している(表-1)。これは干潟に沖合海域から採取してきた「新鮮」な砂を敷き詰めてアサリなどの貝類を養殖するものである。覆砂の効果については漁獲統計などで正確には把握されておらず、さらにはなぜ「新鮮な砂」を敷けば生産高が上がるのか、という点についても科学的に十分な説明はなされていない。

しかし、「新鮮な砂」を人為的に敷くことは干潟の生態系回復にとって効果がある、という現場の知見は沿岸環境を考える上で重要な鍵となるであろう。

4. 筑後川における流砂環境の長期的な変容

昔は魚貝類が豊富に獲れたのに今はダメ、という現状を考えるためには、過去と現在の比較、あるいは変遷を考える必要がある。そこで、本報告では筑後川について現在までに解析が進んだ部分について説明することとする。

(1) 有明海における筑後川の役割

有明海には緑川、白川、菊池川、矢部川、筑後川、嘉瀬川、六角川、本明川といった一級河川が流入しているが(図-2)、このうち筑後川が最大の河川であり、年間流入水量の約45%を占める(図-3)。また、洪水時の浮遊土砂量は流量の二乗に比例すると言われていたことから、単純に各河川の日流量を二乗して土砂輸送量の比率を算出すると、北部海域において筑後川の土砂量は76%にもなり、支配的である。

筑後川は九重連山と阿蘇外輪山に源を発し、日田盆地、筑紫平野を貫流して有明海北東部に注ぎ込んでいる。流域面積は2,860km²であり、このうち平野面積が780km²、山地面積が2,080km²となっている。幹川流路延長は143kmであり、このうち筑紫平野を流れる区間が65kmである。

筑後川の土砂供給によって筑紫平野と河口テラスが形成されている。平野は穀倉地帯として非常に重要であり、140km²にも及ぶ河口干潟は生態系にとって重要な環境であると言える。

(2) 土砂生産状況

流域の土砂生産状況を推定する方法として、ここでは平野の堆積土砂量とダム堆砂量を用いることとする。沖積平野は縄文海進期以降に河川が輸送した土砂の堆積によって形成されているため、平野の堆積量から6,000～8,000年間の平均的な土砂生産量が推定できる。ダム堆砂量も考え方としては同じであるが、筑後川の場合、昭和45年以降の検討となる。

筑紫平野の堆積状況は、地質ボーリング図を収集して解析した。ボーリング地点数は68箇所であり、粘土層、砂層、礫層、火山灰層に分類して、礫層と火山灰層を基盤層として、粘土層と砂層を沖積層とした。

作成した筑後川筋の地質縦断図(図-4)によれば、河口から17km付近までが砂と泥の互層になっており、海面の上昇と下降に伴う河口テラス形成の特徴を表している。地質構造図より筑紫平野の「砂」の堆積量を計算すると約42億m³となった。なお、ボーリングは平野に集中しており河口テラスの情報は1点しか得られていないため、この数値はまだ暫定値である。また、粘土層は圧密状態によって空隙率が著しく異なるため、現在のところ算定できていない。この堆積量を6,000年で割る

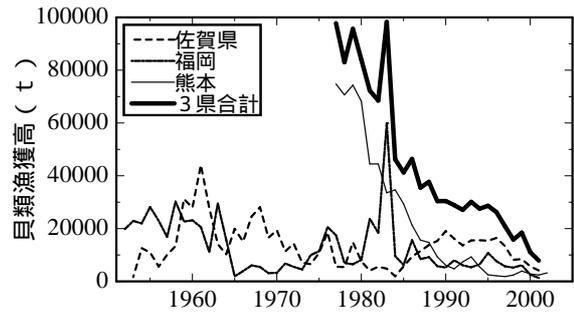


図-1 有明海の貝類漁獲高の推移

表-1 H15年度の覆砂実施状況(単位:千m³)

場所	砂量	面積
福岡県河口域	375	822
佐賀県河口域	12	40
合計	387	862



図-2 有明海への流入河川

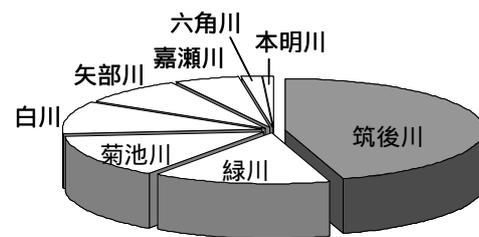


図-3 有明海の流入水量割合

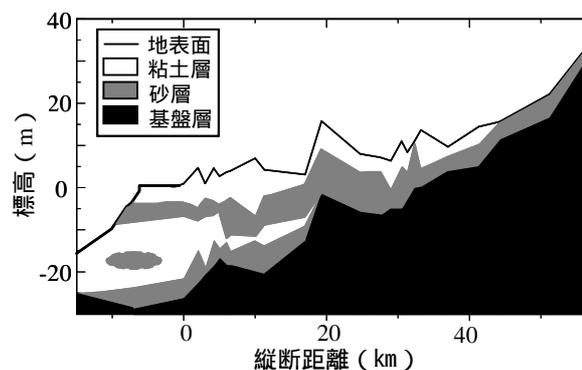


図-4 筑後川筋の地質縦断図

表-2 堆砂傾向判別表

	貯水容量 (千 m^3)	堆砂量 (千 m^3)	経過年	比堆砂量 ($m^3/km^2/年$)	捕捉率 (%)	流域地質	検討ダム
下笠	59,300	3,375	30	608	80	第三紀安山岩	
松原	54,600	3,501	29	395	80	第四紀溶結凝灰岩	
地藏原	1,858	422	78	平衡	89	第三紀安山岩, 第四紀溶結凝灰岩	×
松木	1,300	208	23	経過不明	75	第三紀安山岩, 第四紀溶結凝灰岩	×
高瀬川	273	30	26	34	32	第三紀安山岩	×
夜明	4,050	68	46	平衡	13	-	×
江川	25,300	394	27	486	94	変成岩	
寺内	18,000	461	22	411	91	変成岩	
山神	2,980	65	19	375	88	中生代 花崗岩	
合所	7,660	146	11	316	85	第三紀安山岩	
河内	1,196	40	29	平衡	87	中生代 花崗岩	×

と年平均堆積量は約70万 m^3 となり、これが流域における年平均「砂」生産量に相当すると考えられる。ここで6,000年間には平野を埋め尽くすような大洪水もあっただろうし、あるいは濁水により全く土砂が流れなかった年もあるだろうから、70万 m^3 というのはあくまでも平均値である。

次に、現在の土砂生産量をダム堆砂量を用いて算定する。筑後川流域には貯水ダムが11基設置されている(表-2)。これらのダムのうち堆砂量が経年的に変化していないものや減少するなど不安定なもの、また吉良式により計算される土砂の捕捉率が70%を下回るものは、ダム堆砂量が流域の土砂生産量を正確に反映していないと判断した。

その結果、6基のダムを検討に用いることとした。6ダムの昭和45年から平成11年までの30年間の合計堆砂量は794万 m^3 であった。

各ダムの堆砂量と流域の地質、勾配、雨量との相関を調べた結果、堆砂量と勾配は相関が高く、雨量とは弱いながらも相関が見られ、地質とは関係性が読み取れなかった。そこで、土砂生産量を勾配と雨量のベキ乗で表現する簡易モデルを作成した。計算では流域を4kmの正方格子で区切り、各メッシュの起伏量(最低標高と最高標高の差)と有効降雨量を入力して30年間の土砂生産時系列を算出した。その結果、図-5が得られ、比土砂生産量は流域内で200~1,000 $m^3/km^2/year$ の範囲に分布していた。これは全国的に見れば平均的な値であり、筑後川流域は特別に土砂生産量が多いわけではない。

さらに、得られた土砂生産量の粒径内訳を推定する。これらのダムのうち2つのダムでは堆砂

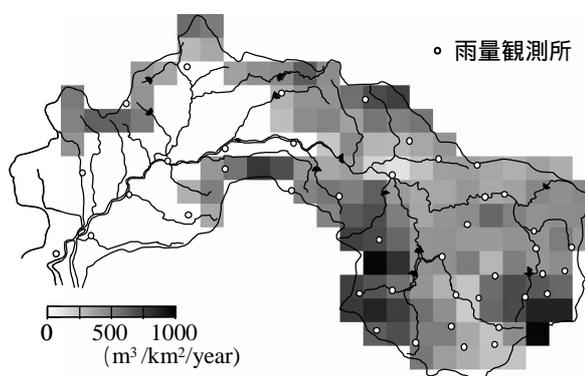


図-5 流域の比土砂生産量分布

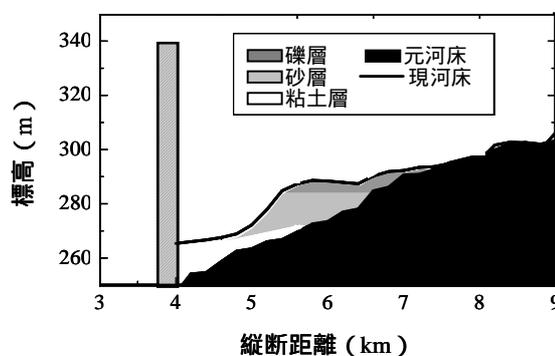


図-6 下笠ダム堆積構造図

ボーリングがそれぞれ4地点で実施されており、このデータをもとにして粒径別の堆積構造図を作成したところ図-6が得られ、貯水池の上流部には砂礫が、ダム付近にはシルト粘土が堆積していた。堆積量の比率はいずれのダムでも礫が5%、砂が24%、シルト粘土が71%であった。両ダム流域では比土砂生産量や地質、植生などがかなり異なっているが、それにも係わらず粒径内訳がほぼ同じであるのは興味深い。

そこで、筑後川流域では粒径内訳がほぼ等しい

と仮定すると、ダム流域と自然流域の砂とシルト粘土の生産量が表-3のようになった。これより、流域全体の年平均「砂」生産量は25万 m^3 であり、このうちダムに堰き止められる分が8万 m^3 、自然流下している分が17万 m^3 となった。

以上より、数千年の平均的な砂生産量が70万 m^3 であり、ここ30年間の平均値が25万 m^3 と求まった。それぞれの数値が持つ誤差を考えると、この数値をもって砂の生産量が減少していると断言するのは少々困難である。しかし、明治以降の流域森林面積の推移(図-7)によれば、過去100年間で筑後川流域の森林は植林によって約2.5倍にも増加しており、昭和35年から横ばいである。このような流域の安定化作用を考え合わせると、近年は砂の生産量が減少している可能性が高い。

(3) 河道の流送状況

沖積平野は河川の洪水氾濫によって形成されており、筑後川でも江戸時代の300年間に約180回の洪水被害が発生している。そのため、表-4に示すように明治20年から第一期改修工事が始まり、以後、各種の治水・利水事業が実施されてきた(建設省筑後川工事事務所, 1976)。

図-8に筑後川の平均河床縦断図を示す。戦前は河川改修が精力的に実施され、蛇行区間のショートカットや河床掘削、築堤などが行われた。昭和28年6月に既往最大洪水が発生したが、それまでの河川改修で河道から除去された土量は60年間で約1,000万 m^3 である。図-8によれば、大正8年・昭和25年と28年洪水の後の測量結果にはほとんど差が見られないことから、既往最大洪水によ

表-3 流域の年平均土砂生産量(単位:千 m^3)

	年平均生産土砂量			
	礫	砂	シルト	合計
ダム流域	17	80	237	334
自然流域	35	168	497	700
流域合計	52	248	734	1,034

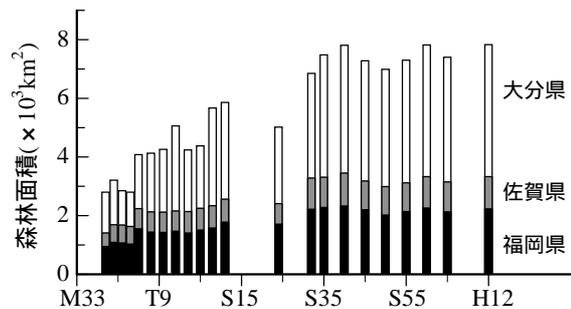


図-7 森林面積の経年変化

表-4 河川事業の歴史

年	西暦	内容
明治20年～	1887	低水工事
明治29年～	1896	高水防衛工事 河積拡張・護岸工事, 堤防強化 捷水路開削
昭和28年	1953	既往最大洪水
昭和30年～	1955	浚渫, 掘削工事による河積増大 浚渫, 掘削土により築堤 干拓用土砂採取
昭和30年代	1955	砂利採取活発期
昭和43年～	1968	砂利採取規制
昭和44年	1969	下笠ダム湛水開始
昭和45年	1970	松原ダム湛水開始
昭和58年	1983	筑後大堰完成

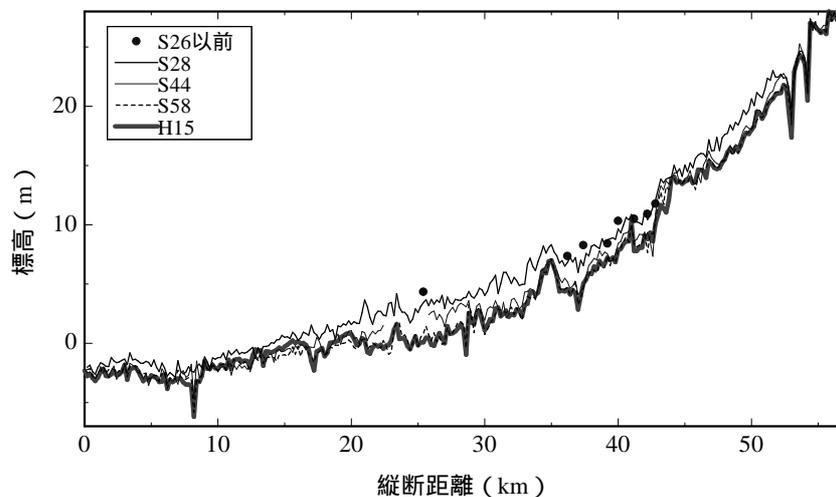


図-8 平均河床縦断図

て特異的に河床が上昇したことはないと考えられる。

昭和28年以降も掘削・築堤を主体とした改修が続くが、30年代に入ると都市基盤整備のための砂利骨材の需要が高まった。昭和34年頃に機械採取船が導入されると、砂利採取が民間業者によって活発に行われたが、過剰採取によって河床低下が著しくなり、取水障害や採取穴での子供の死亡事故などが起こった。そのため建設省は昭和41年から順次規制を強化し、昭和40年には52機稼働していた採取機を翌41年には24機に減じ、以後、徐々に採取機を減らしていった。昭和40年以前の砂利採取に関する数値資料は現存しないが、採取機の稼働数や規制に関する記述を参考にすると、最盛期には年間200～300万 m^3 が採取されていたと推測される。また、河口周辺に国営干拓地を造成するために、昭和34年から43年にかけて感潮河道において砂の採取が行われた。

昭和28年から44年にかけて河床は河口0kmから53kmまでの長い区間で大きく低下しており、低下量が最大で4mにもなった。

昭和40年代以降は治水・利水目的の大型ダムが順次竣工した。これらのダムにおける30年間の堆砂量は前節で述べたとおり約800万 m^3 であり、こ

のうち3割が砂、7割がシルト粘土である。後述するように、筑後川の中下流域ではもともとの河床材料は砂であるから、ダム堆砂量のうち河床変動（低下）に寄与するのは、砂の約220万 m^3 ということになる。

昭和58年には取水堰（筑後大堰）が23km地点に完成した。昭和44年から58年までの河床低下は22kmから28kmまでで顕著であるが、これは堰建設に伴って低水路を拡幅したことによる。これ以外の区間では低下量は1m程度となっている。

昭和58年以降はほとんど河床の変動は見られず、取水堰の湛水区間においても特に土砂の堆積は見受けられない。これは、洪水時にゲートを全開にしているためだと考えられる。

河道の変遷の結果、河床材料も大きく変化した（図-9）。昭和30年前半には砂が主要な材料であったが、河床が大きく変化した平成には取水堰（23km）よりも下流側でシルト粘土の堆積が卓越しており、上流側では礫が卓越するといったように、全区間で砂が抜け落ちている。

そこで、各種工事によって河道から除去された土砂がほとんど全て砂であると仮定し、またダム堆砂については砂のみを考慮して、筑後川における砂の消失量を累積した。図-10に累積除去量と

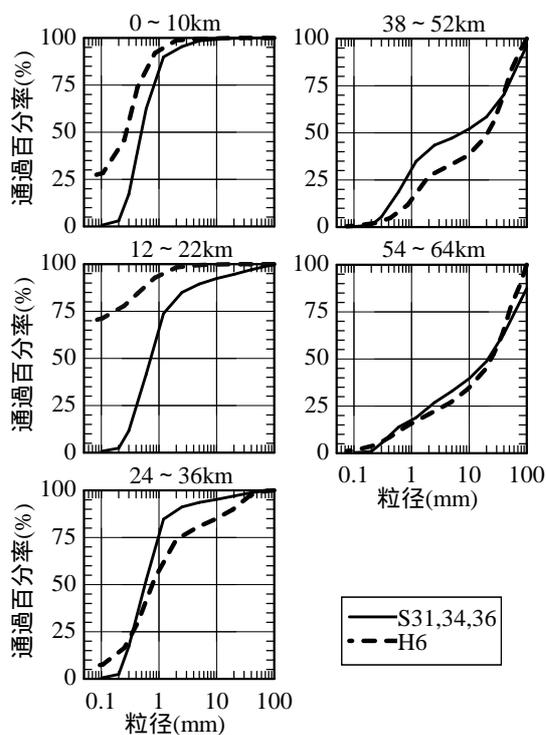


図-9 河床材料の変化

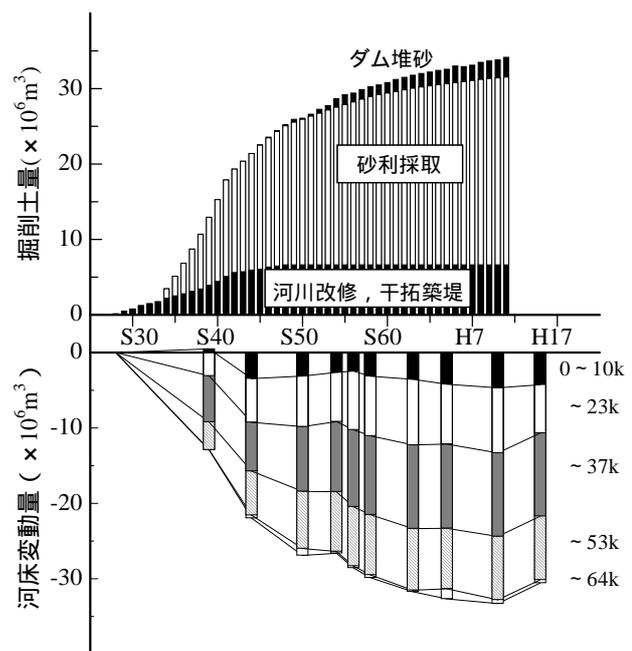


図-10 土砂に関する人為的作用と河床変動の経年変化

区間別の河床変動量の比較図を示す。人為的な砂の持ち出し量は50年間で3,400万 m^3 になり、このうち河川改修が14.7%、干拓用土砂採取が4.7%、砂利採取が72.9%、ダム堆砂が7.7%を占める。したがって、河床低下の主要な要因は砂利採取であると推定される。

(4) 河口域の地形・底質

感潮河道では河口0kmから6kmにかけては砂が多く、8～16km付近ではシルト粘土が堆積している(図-11)。筑後川の感潮域では図-9に示したようにかつては砂河床であったが、現在ではシルト粘土が卓越しており、底質環境は大きく変化した。その原因はおそらく昭和30年代の河床低下にあり、河積が増えたために掃流力が低下してシルト粘土の堆積が促されたと推測される。なお、この問題は河口取水堰の存在が原因として疑われることもあり、本研究で示した仮説を確かめるためにはさらなる検討が必要である。

筑後川の河口周辺には140 km^2 にも及ぶ干潟が広がっており、六角川・嘉瀬川の河口域へと繋がっている。有明海の湾奥部では「ガタ」と呼ばれるシルト粘土が堆積した干潟が有名であるが、湾奥部全域が泥質というわけではない。図-12は平成15年に実施された地形測量及び底質分析の結果であるが、筑後川河口の湾筋周辺には砂分が多く、六角川・嘉瀬川の河口前面には含水率が200%を超える浮泥状のシルト粘土が堆積している。

鎌田(1980)は有明海全域の底質分布状況を1950年代に調査しており、こうした資料との比較によって干潟の地形・底質が50年間でどのように変化したか検討する必要がある。

5. 陸域流出の問題の構造と改善方法

(1) まとめ

これまでの内容をまとめると、筑後川の流域では明治以降、森林整備や砂防工事の進展に伴って土砂生産量が減少しており、昭和35年以降は大きな変動がない可能性がある。昭和45年以降の流域における砂の年間生産量は25万 m^3 であり、このうち三分の一にあたる8万 m^3 がダムで堰き止められ、残りの17万 m^3 が河道に流出していると推定された。

一方河道では、戦後の50年間で各種河川事業によって河床が著しく低下した。河川事業による砂

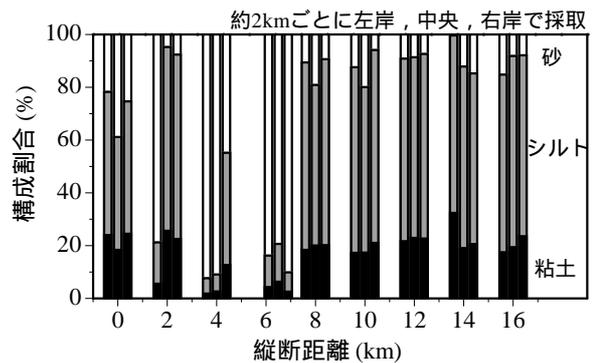


図-11 感潮河道の底質材料(2003年5月)

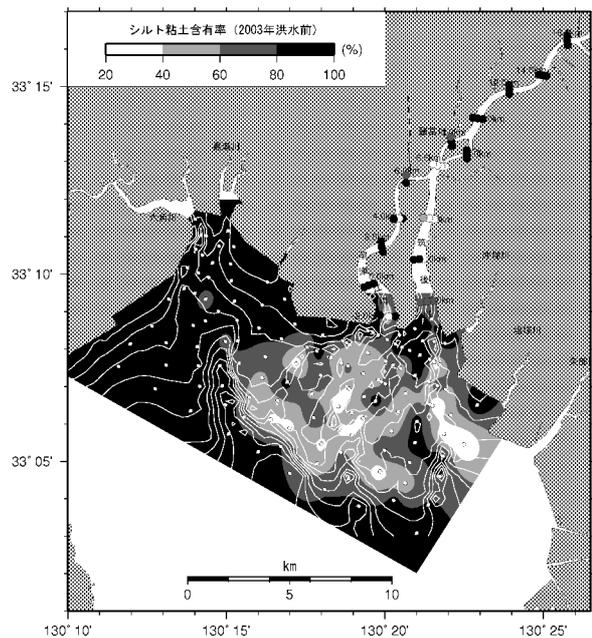


図-12 河口域の底質分布(2003年5月)

の持ち出し量は3,400万 m^3 であり、内訳としては砂利採取が約73%を占め、ダム堆砂は約8%であった。50年間に供給された砂の量は、先ほどの推定に基づけば約1,250万 m^3 であるから(ただし昭和35年以前は山が荒廃していたため、もう少し多くなると考えられる)、生産量を遙かに上回る量の砂が河道から系外に持ち出されたことになる。

供給量に比べて中間区域での除去量が倍以上であるから、河口に有意な量の砂が流出しているかどうか疑問である。さらに、中流域と海域の間に挟まれた感潮河道では、近年、シルト粘土が厚く堆積していることから、砂が感潮河道を通過しているかどうかも疑問であり、これらについて慎重に検討を進める必要がある。

そして、海域ではアサリの生産量が減少傾向にあり、その対策として経験的工法である「覆砂」が実施されている。覆砂の事業量は平成15年度では約39万m³であった。覆砂事業量は生態環境を維持するために必要な土量と言えるかどうか分からないが、本研究で推定した流域砂生産量(25万m³)とかなり近い値であった。すなわち、流域の砂が海域に供給されていないために覆砂が必要になっていると考えることができる。

(2) 今後の取り組み

そこで、毎年数十万m³の砂を海域に供給するための河川管理策を表-5に示す。画期的な施策は思いつかず、上流から海域まで連続して土砂が流れるように人為的かつ継続的に手当てすることが必要であるように思われる。半世紀をかけて変貌した環境を修復するには、地道なりハビリテーションが望ましいのではないだろうか。

かつて土砂が大量に海域に供給されていた時代があったが、それは裏返せば平野の住民が土砂災害や水害にさらされていたことを意味する。そのため、洪水防除のためには河道を直線化し、掘削土を用いて築堤し、ダムを造り、森林を整備することが必要と考えられてきた。また、砂利採取は国土の基盤整備において骨材を供給し、河道の断面積増大に寄与したことは事実である。

しかし、長年に渡るこうした取り組みが河川の流砂環境を変化させ、海域にも何らかの影響を及ぼしていることは想像に難くない。筑後川河口域

では海岸侵食が発生しておらず、干潟の地形底質の変化に関する資料も得られていないため、土砂に関して河川が海域に及ぼす影響を定量化することは現時点では困難である。そのため、シミュレーションを含めて様々な手法で検討を進める必要がある。

また、土砂が生態系に及ぼす影響についても、メカニズムの解明だけではなく実証的な現地試験も積極的に実施して、有効な対策を検討してゆく必要がある。特に覆砂は既に実施中であるため、生態系への影響に関する科学的な検証を早急に実施すべきである。

このようにして、生態環境の修復・維持に必要な土砂の量と質を解き明かし、それを流域・河川管理にフィードバックして、健全な流砂系を再構築してゆく長期的な取り組みが求められる。

参考文献

- 伊東嘉一郎(2001): 我が海, 我が町 - 羽田漁師の今昔 -, 心泉社
 鎌田泰彦(1980): 有明海の沿岸地質・海底地形と底質, 月刊海洋科学, Vol.12, No.2
 建設省筑後川工事事務所(1976): 筑後川五十年史
 清野聡子ほか(2005): 番匠川河口域における砂州地形と水温のアサリの生活史への影響, 水工学論文集 第49巻, pp.1357-1362
 七都府市首脳会議環境問題対策委員会水質改善専門部会(1999): 東京湾における底生生物の既存データの取りまとめ結果, 全国公害研究会誌, Vol.24 No.3 pp.149-161

表-5 流砂環境を復元するための施策

考え方	施策	実現性	砂量
流域の土砂生産量を増やす	山を切り崩す	困難	
ダムの堆砂を活用する	現在の堆砂の浚渫(貯水池上流部)	可能	220万m ³
	今後、流入する砂を貯砂ダムで捕捉、浚渫	可能	毎年10万m ³ 前後
河道で砂を流す	砂利の持出しを禁止する	実施中、ただし河床材料の粗粒化と緩勾配化により掃流力が低下している	毎年数万m ³ 程度
感潮河道で砂を流す	人工的な運搬	現状では流れにくいので、運搬船などを使用	

山林・農地からの栄養塩流出負荷

豊橋技術科学大学建設工学系 井上隆信

1. はじめに

栄養塩の排出源は、ポイントソース(Point Source, 点源)とノンポイントソース(Non-Point Source, 面源)に分けられる。山地や農地は、市街地とともに、ノンポイントソースに位置づけられている。このノンポイントソースから排出される汚濁をデیفューズポリューション(Difused Pollution)と表現するようになってきており、IWA(International Water Association, 国際水学会)の中に研究グループがある。ここ数年は毎年研究発表会を開催しており、2004年10月には日本で開催された。また、日本水環境学会の中にもノンポイント汚染研究委員会があり、シンポジウムやワークショップを開催している。この研究グループからは、『水環境学会誌』の特集「デیفューズポリューション」(1997年12月)、「流域水環境管理」(2003年3月)、『環境技術』の特集「流域のノンポイント汚染」(2004年5月)の報告がなされている。

ここでは、『河川と栄養塩類 管理に向けての提言』(2005)で、分担執筆した部分に一部加筆修正して、山地や農地からの栄養塩の流出負荷について概説する。

2. 大気からの栄養塩負荷

河川を通じて流出する水の源は降水である。降水として地上に到達し流出する水の流れとともに、栄養塩も河川を通して流出している。降水中でも栄養塩は含まれており、山地から流出する栄養塩の源の一つである。

大気から流域への窒素、リンの負荷は、粒子状物質が沈着した乾性降下物と降雨や降雪の湿性降下物に分けられる。乾性降下物として地表面に到達した窒素・リンは降雨時に洗い出されて河川に流入する。このため、降水による負荷や降水中の平均濃度を算出するには乾性降下物由来の栄養塩も考慮する必要がある。林学の分野において、試験地を設けた森林での生態系調査では、森林への流入となる大気から負荷についても調査がなされているが、栄養塩に関しては、硝酸態窒素とアンモニア態窒素のみの場合がほとんどである。降水中からの負荷に関して我が国で継続的に広範囲でのモニタリングには、環境省が実施している酸性雨対策調査があるが、これも硝酸態窒素とアンモニア態窒素のみである。

酸性雨対策調査は1983年から実施されており、第3次調査(1993~1997)では全国46地点で観測が行われ、データが公表されている(環境庁(1997))。表-1には、酸性雨対策調査における1993年から1997年の各観測所の平均値の最大、最小、平均値を湿性降下物と、湿性降下物と乾性降下物の和の全降下物について濃度に換算して示した。また、全窒素、全リンを観測している梅本ら(2001)、國松ら(1997a)の観測値についても示した。

酸性雨対策調査におけるアンモニア態窒素濃度の最大値は湿性が筑後小郡、全降下物が宇部、最小は湿性が沖縄国頭、全降下物が小笠原、硝酸態窒素の最大値は湿性、全降下物とも北九州、最小は同じく小笠原であった。アンモニア態窒素と硝酸態窒素を合わせると平均で0.6mg/lになり、降雨による窒素の負荷はかなり大きい。窒素酸化物の排出源は工場と自動車、

特にディーゼルであり、排出源に近い都市域や工業地帯で濃度が高く山地や離島等では低くなっており、梅本らの調査でも同様の傾向が得られている。國松らによる全大気降下物の観測では、全窒素の濃度は、アンモニア態窒素と硝酸態窒素の濃度の合計より高くなっている。また、梅本らの観測では乾性降下物の比率が窒素で約40%になっている。酸性雨対策調査の結果等とあわせて考えると、乾性降下物中の窒素は、アンモニア態や硝酸態窒素の無機イオン以外のおそらく有機態窒素と考えられる成分の比率が高いことが示唆される。

大気から負荷されるリン濃度については、梅本らで 0.007 ~ 0.008mg/l、國松らで 0.03 ~ 0.101mg/l であり、田淵ら(1985)がまとめたその他の観測例でも 0.2 ~ 0.12mg/l の範囲で、おおよそ 0.01 ~ 0.1mg/l の範囲にあると考えられる。

3. 山地からの栄養塩流出負荷

山地からの無機イオン成分の流出に関しては、林学の分野で試験地を設けて詳細な検討がなされている。しかし、窒素に関しては硝酸イオン、亜硝酸イオン、アンモニアイオンの無機イオンのみで全窒素の測定がほとんどなされていないこと、リンに関しては測定されている例が少ないこと等、必ずしも下流域の富栄養化に関する水質項目の観測は十分ではない。

森林からの流出水の水質濃度は、特に、降雨時において大きく変動するが、降雨時の詳細な観測例は少ない。降雨時の水質成分は流出特性から、流量増加に伴い濃度が大幅に上昇する「洗い出し型」、濃度が上昇する「安定流出型(貯留型)」、濃度がやや減少する「安定流出型(非貯留形)」、化学反応などが流出量に関与する「非安定流出型」に分類される(山田ら(1999))。懸濁態窒素、リンは「洗い出し型」に分類され、降雨時に濃度が大幅に上昇する。これらは、土壌が流出し懸濁物質濃度が上昇することに起因しているが、その流出量を一般化できるほど観測例は多くない。硝酸態窒素、溶存態リンは「安定流出型(貯留型)」に属し、降雨に伴う流量増加時に濃度が上昇する。土壌中においては微生物によって有機物が無機化、硝化され硝酸態窒素やリン酸態リンとして蓄えられていたものが、降雨に伴って流出するためであると考えられている。

表 3-2 には、今までの森林流出水に関する報告の一例(梅本ら(1999)、山田ら(1998)、國松ら(1997b)、渡部ら(1987))についてまとめた。なお、観測頻度、降雨時観測の有無、平均値の算

表 3-1 降水中の栄養塩の平均濃度

	降水量 (mm)	NH ₄ ⁺ -N (mg/l)		NO ₃ N (mg/l)		TN (mg/l)		TP (mg/l)	
		湿性	全降下物	湿性	全降下物	湿性	全降下物	湿性	全降下物
酸性雨対策調査									
最大		0.42	0.45	0.37	0.48				
最小		0.10	0.12	0.07	0.08				
平均	1534	0.25	0.29	0.26	0.33				
値									
神戸	1340					0.69	1.12	0.006	0.008
生野	1893					0.27	0.49	0.005	0.007
朝日岳 (N流域)	1932		0.20		0.21		0.66		0.030
朝日岳 (S流域)	1932		0.25		0.21		1.08		0.064
妙光寺	1123		0.51		0.50		1.18		0.101
朽木	2356		0.23		0.30		0.71		0.037

定方法等は各文献によって異なっている。窒素は、無機イオンの形態では硝酸態窒素がほとんどであり、溶存態の比率が高い。リンは、全リンの大部分が溶存態リンの観測結果が多いが、降雨時流出を考慮した平川では懸濁態リンの比率が高くなっている。

指定湖沼に適用される水質汚濁に係る環境基準では、自然環境の保全が利用目的の類型で窒素が 0.1mg/l 以下、リンが 0.005mg/l 以下、水道水源や水浴に利用可能な類型で窒素が 0.2mg/l 以下、リンが 0.01mg/l 以下、前処理等の高度の浄水処理を行えば水道水源として利用可能な類型で窒素が 0.4mg/l 以下、リンが 0.03mg/l 以下になっている。この値と表-2 の平均値と比較してみると、窒素、リンとも類型を満たしている河川はなく、類型を満たしている河川が窒素で4河川、リンで5河川であり、類型を満たしていない河川も窒素、リンとも2河川存在する。このことは、人為汚染のない森林からの流出水であっても濃度が低いとは一概に言えず、森林流出水のみを貯留しただけでも類型を満たすことは難しい河川が多数存在することを示している。降水中の窒素、リン濃度と比較するといずれも降水中よりは濃度は低くなっており、森林は、窒素、リンの流出を減少させる浄化型の場になっている。

我が国の森林からの流出水中の窒素濃度にはかなりのバラツキがあり、1mg/l 以上の硝酸態窒素濃度の地点も数多く見つかっている。一方、隣接する流域でありながら濃度の低い地点が存在することもあり、大気からの窒素負荷のみでは説明ができない。森林からの流出水の水質には、基盤岩石、土壌、樹種、樹齢、下草の状態、気温等が複雑に影響しており、樹木の年齢や、地質、土壌の性質等、いろいろな原因によって流出水の窒素濃度が決まっていると考えられる。しかし、まだ観測例が少ないことからはっきりしていないのが現状である。

4. 農耕地からの栄養塩流出負荷

農地からの流出負荷については、武田(1997)や國松(2000)によって詳しくまとめられている。ここでは、これらをもとにして流出機構と課題について概説する。

我が国の農耕地は 2000 年の世界農林業センサスの結果では、田 226 万 ha、畑 135 万 ha、樹

表 3-2 森林域からの栄養塩の流出濃度

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	DN	TN	PO ₄ -P	DP	TP
谷川	0.006	0.18		0.27	0.003	0.004	0.007
	0.000-0.023	0.05-0.63		0.12-0.82	0.001-0.007	0.001-0.008	0.002-0.112
漁川	0.004	0.08	0.12	0.13	0.005	0.003	0.007
	0.000-0.012	0.00-0.28	0.03-0.30	0.06-0.30	0.001-0.007	0.000-0.005	0.005-0.012
ヲルナイ川	0.007	0.06	0.12	0.19	0.008	0.007	0.012
	0.001-0.013	0.03-0.25	0.06-0.29	0.08-0.38	0.003-0.012	0.005-0.010	0.008-0.028
イヤンコッパ川	0.003	0.08	0.13	0.18	0.008	0.008	0.012
	0.000-0.007	0.04-0.23	0.05-0.24	0.08-0.29	0.004-0.013	0.004-0.013	0.008-0.018
モイヤン川	0.003	0.09	0.13	0.17	0.014	0.014	0.017
	0.000-0.011	0.05-0.26	0.03-0.28	0.09-0.28	0.010-0.017	0.010-0.017	0.012-0.023
朝日岳	0.020	0.27	0.32	0.35	0.002	0.004	0.007
三上山	0.023	0.15	0.22	0.23	0.003	0.004	0.009
管山寺	0.037	0.28	0.40	0.43	0.022	0.025	0.036
朝日の森	0.019	0.05	0.15	0.21	0.003	0.006	0.011
妙光寺 ¹¹⁾	0.022	0.19	0.29	0.37	0.004	0.007	0.010
平川 ^{12)*}		0.51	0.60	0.79		0.011	0.048

単位：mg/l，上段は平均値，下段は最小 - 最大，*日流出負荷量と日流出水量からの推定値

園地 27 万 ha で、総経営耕地面積は 388 万 ha になっている。日本の総面積が 3778 万 ha であるので、おおよそ 10 分の 1 が農耕地であり、その約 6 割が水田である。なお、田には過去 1 年間に稲以外だけを作っている 34 万 ha、作付けしなかった 21 万 ha も含んでいるので、これを差し引くと田の比率は低くなる。

稲作では、灌漑期と非灌漑期(非作付け期)で、その流出特性が大きく異なる。灌漑期には水管理によって排水されること、畦や排水口からの漏水があること、水がはられているため降雨時に流出しやすいことによって、流出量が多くなり、それに伴って栄養塩の流出負荷も多くなっている。

田では、まず、耕起を行い、その後窒素、リンを含む肥料が施用され、田に水を入れて代かきが行われた後に田植えが行われる。田植え前に、水深を浅くするために落水(水を排出する)が行われることから、濁水とともに窒素、リンの流出負荷も多くなっている。近藤ら(1993)によると、排出負荷から流入負荷の差の「差し引き排出負荷量」でみると、代かき田植え期の 15 日間で、灌漑期間の約 130 日間の窒素で 45%、リンで 22%が流出する結果になっており、排水中の窒素濃度は 5~7mg/l、リン濃度は 0.6~0.8mg/l にも達している。代かき時の濁水の流出は琵琶湖流域でも問題になっており、落水を行わない代かき方法の普及等の対策事業が行われている。

現在、二毛作が行われている田は 7 万 ha 程度と少なく、稲刈り後は放置されている。この非灌漑期には畑地と同様に降雨時に表面流出や地下浸透によって栄養塩は流出する。國松ら(1994)によると非作付け期間の約 240 日間の流出負荷量は、年間流出負荷量の窒素で 51%、リンで 68%に達するとしており、非灌漑期にも田からの栄養塩の流出量は多い。また、降水による流入負荷と比較しても窒素で 1.3 倍、リンで 7.1 倍になっている。

田が汚濁型であるか浄化型であるかは、流出負荷量から降水と用水による流入負荷量の差の「差し引き排出負荷量」が指標になる。過去の文献では浄化型になる場合もみられているが、代かき時や降雨時の高濃度排出時の調査回数を増やした場合や非作付け期の流出も考慮した場合等は流出負荷が増加することから、田は汚濁型と捉えて差し支えないと考えられる。

畑は農耕地面積で見ると田に匹敵するほどの面積になっているにもかかわらず、畑から栄養塩の流出に関する研究例は少ない。これは、田が稲の単一栽培に対して畑では栽培作物が多様でありそれによって施肥量も異なること、土壌の種類によって流出特性が異なること、表面流出は降雨時のみに生じることや浸透水の調査が難しいこと等によると考えられる。武田(1997)によると窒素の流出量は施肥量の増加とともに多くなり、概ね施肥量の 30%が流出するとしている。また、多量の窒素肥料が施用される茶畑では、硝酸イオンによる地下水汚染が問題になっており、伊井ら(1998)は茶畑内にあるため池では、硝酸態窒素の濃度が 4~20mg/l、全リン濃度が 0.1~2mg/l になっている例を報告しており、高濃度の水が流出している。

流域の栄養塩の発生源別発生量は、内湾での総量規制や湖沼水質保全計画で算定されている。例えば琵琶湖流域の農業系の比率は、滋賀県の計算では窒素が 22%、リンが 12%であるのに対して、國松の試算では窒素が 35%、リンが 53%になり、工業系や家庭系よりも大きくなり最大の発生源になるとしている。流域の土地利用形態によってもその影響度合いは異なるが、農耕地からの栄養塩の流出が、河川中流域での栄養塩濃度の増加の要因であることは間違いないと考えられる。

5. 栄養塩の河川流出特性

河川の水質を表すのに、最もよく用いられているのが平均濃度である。しかし、濃度が大きく変化する成分については、サンプル数や、降雨時を含めるか等のサンプルの取り方によって大きく異なる。表-3には、湖沼川の週に一度の調査結果の算術平均と流量加重平均濃度を示した。算術平均は $(\sum C_i)/n$ (C_i :濃度, n :データ個数)で、流量加重平均は $(\sum C_i \cdot Q_i) / \sum Q_i$ (Q_i :流量)で求めた値である。算術平均濃度は流量安定時の平均濃度に近い値になるのに対して、流量加重平均はサンプル数が少ない場合は一回の流量増大時の重みが増すためサンプル数やサンプルの取り方によって値が大きく異なるが、一定間隔の調査で調査期間が長くサンプル数が多い場合は下流域への流出する平均濃度を示している。流量増大時に濃度が上昇する懸濁態成分では、流量加重平均濃度は算術平均濃度よりも高い値になり、懸濁態窒素で2倍、懸濁態リン・炭素で約3倍になっている。一方、溶存態成分では両者がほぼ同じ値になっている。このため算術平均濃度と年間流量の積を年間流出負荷量とすると懸濁態成分については過小評価になる。河川の水質評価に当たっては、算術平均だけではなく流量加重平均濃度の考え方も必要になる。

年間流出負荷量の算定は、河原(1984)は毎日観測データを用いて、週1回の観測では、窒素とCODでは3割程度の誤差が含まれるとしており、リンでは3日に1回の観測を行わないと同程度の誤差に収まらないとしている。この推計誤差は、水質の変化幅や出現頻度にも大きく依存する。特に、降雨に伴う流量変化に依存する水質成分が多いため、降雨時の取り扱い方によって年間流出負荷量の値は大きく異なる。

流出負荷量の算定方法には、区間代表法、L-Q式、晴天時流出負荷量に降雨時調査による降雨時流出負荷量を加算する方法等が提案されている。しかし、まだ、個々の研究者で独自の方法を採用しているのが現状である。いずれにしても、月1回程度のデータから年間流出負荷量を算定することは慎む必要がある。

6. おわりに

昨年度の総務省の「湖沼の水環境の保全に関する政策評価」では、ノンポイント汚染源等各種発生源からの汚濁負荷の把握が必ずしも十分でなく、ノンポイント汚染源からの汚濁負荷の割合が大きいほどノンポイント汚染源対策を推進する必要があるとされている。ただ、河川においては水質の自動観測も進んでおらず、流量と同程度の精度での流出負荷量を把握することが難しい状況である。今後、調査方法や解析方法の体系化、統一化が必要と考えられるが、現象解明型の研究が中心であり、しかも研究者の数が少ないのが現状である。この分野の研究者が増えることを希望する。

表-3 算術平均濃度と流量加重平均濃度 (mg/L)

	算術平均濃度	流量加重平均濃度
T-N	1.6	1.7
D-N	1.4	1.4
P-N	0.16	0.32
T-P	0.078	0.19
D-P	0.017	0.018
P-P	0.060	0.17
TOC	2.8	5.8
DOC	1.3	1.3
POC	1.5	4.5

参考文献

- 伊井博行・平田建正・松尾宏・田瀬則雄・西川雅高(1998)茶畑周辺の池水中のpH変化と窒素、リン、硫黄、アルミニウムの挙動について、土木学会論文集, 594/ -7, 57-63
- 梅本諭・駒井幸雄・井上隆信(1999)山林域小水域における栄養塩類の濃度変動と流出特性、国立環境研究所研究報告「水環境における流出特性に関する研究」, R-144, 101-113
- 梅本諭・駒井幸雄・井上隆信(2001)都市域、山林域における湿性降水物及び全大気降水物による窒素、リンの負荷量、水環境学会誌, 24, 300-307
- 大垣眞一郎監修(2005)河川と栄養塩類 管理に向けての提言, 技報堂出版, 142-147
- 河原長美, 福寿真也, 北川知与司(1984)年間総流出汚濁負荷量の推定法に関する研究, 水道協会雑誌, 593, 38-44
- 環境庁・(財)日本環境衛生センター酸性雨研究センター(1999)第3次酸性雨対策調査データ集(大気系調査分冊)
- 國松孝男・Luo Rong・須戸幹・武田育郎(1994)非作付け期間の宝の水質汚濁物質の表面流出, 農業土木学会論文集, 170, 45-54
- 國松孝男・須戸幹(1997a)森林渓流水質と汚濁負荷流出の特徴, 琵琶湖研究所所報, 14, 6-15
- 國松孝男・須戸幹(1997b)林地からの汚濁負荷とその評価, 水環境学会誌, 20, 810-815 田淵俊雄・高村義親(1985)集水域からの窒素・リンの流出, 東京大学出版会
- 國松孝男(2000)農業地域と琵琶湖の環境保全, 宗宮功編著 琵琶湖 - その環境と水質形成 -, 技法堂出版, 39-45
- 近藤正・三沢真一・豊田勝(1993)代かき田植時期の N, P 成分の流出特性について, 農業土木学会論文集, 164, 147-155
- 武田育郎(1997)農地におけるノンポイント汚染源負荷, 水環境学会誌, 20, 816-820
- 山田俊郎・清水達雄・井上隆信・橋治国(1999)降雨時における森林集水域からの水質成分負荷流出特性, 環境工学研究論文集, 36, 217-224
- 山田俊郎・大江史恵・清水達雄・橋治国(1998)森林集水域からの栄養塩負荷流出とその特性に関する比較研究, 環境工学研究論文集, 35, 85-93
- 渡部春樹・伊井貞博・田中金春(1987)林地からの汚濁流出特性, 下水道協会誌, 24(273), 41-51

都市排水の影響を受けた東京湾の水環境

東京都環境局水環境課 風間真理

1. 東京湾の概要

水面積 1380 km² の東京湾。流域には日本の人口の 2 割を占める 2600 万人が生活する「首都の海」である。主な河川だけでも江戸川、中川、荒川、隅田川、多摩川、鶴見川など 34 河川が、最終的にはすべて東京湾に流入する。湾口部の水深は 50m 以上あり平均水深は 45m となっているが、内湾の平均水深は 15m と浅く閉鎖性が高い。流入した河川水は約 1.6 ヶ月滞留する¹⁾。

平成11年度夏季を対象にした環境省資料²⁾から積算した結果によると、内湾への河川水の流入量は約7,000万m³であり、その91%は江戸川、荒川、中川、隅田川、多摩川から湾奥部に流入している。湾奥部には都内に散在する下水処理場からの処理水510万m³（平成15年度 ただし市下水道含まず）が河川を通して、あるいは沿岸から流入している。

2 流入河川と下水処理場の水量・水質

東京都沿岸部に限定して、沿岸域に立地する下水処理場の放流量をみると、葛西、砂町、芝浦、森ヶ崎の各水再生センターは各々1日あたり31万m³、40万m³、61万m³、113万m³となっている（平成15年度実績：東京都下水道局ホームページ）。一方、河川水量は、荒川では秋ヶ瀬下流放流量が平水流量168万m³、低水流量105万m³、多摩川の調布取水堰下流流量が平水流量で188万m³、低水流量で127万m³と算出されている（15年度速報値からの算出）。比較すると、森ヶ崎水再生センターはまさに大河川並の水量規模であることがわかる。また、隅田川から東京湾への淡水流入水量の60%が下水処理水となっている。

COD水質（年度平均値）についてみると、河川水質は江戸川：浦安橋4.2mg/l、荒川：葛西橋4.3mg/l、隅田川：両国橋5.5mg/l、多摩川：大師橋4.2mg/lであり、処理場の処理水質は葛西：9mg/l、砂町：13mg/l、芝浦：12mg/l、森ヶ崎：西10mg/l、東12mg/l（平成15年度実績：東京都下水道局ホームページ）であった。

このように、下水道普及率が区部100%多摩部94%となった東京都域では、排水量で95%、COD排出負荷量で83%（いずれも14年度集計）を占める下水処理場排水の寄与が大きいものとなっている（東京都からの排水量、BOD排出負荷量の発生源別割合（平成14年度）図2参照³⁾）。経年的には各施策によってBOD負荷量は減少しているが、第5次総量規制で規制対象に導入された窒素・りん削減が遅れている⁴⁾。

3 東京湾の水質の現状

(1) 赤潮・青潮

東京都内湾では毎年、発生回数15~20日、発生件数100日前後と、夏期はほとんど毎日赤潮が発生している状況が続いている⁵⁾。赤潮は主に植物プランクトンの異常増殖によるもので、

著しく外観を損ねる他、その死骸が海底に堆積し、貧酸素水塊形成の大きな要因となっている。

プランクトンの異常増殖は、陸域からの負荷（窒素やりんなどの栄養塩を含む有機物）が夏季の強い太陽エネルギーを受けて、成層した環境で起きる。海底の貧酸素水塊が、風によって湧昇すると青潮が発生する。例年、千葉方面で数回、青潮が発生し、魚介類に被害をもたらしている。平成 16 年 8 月、東京の羽田沖で初めて青潮が発生した。

（ 2 ） COD、窒素、りん水質

陸域からの負荷流入による「一次汚濁」の他、赤潮の発生により海水中で生産された「二次汚濁」によって、夏季に水質が悪化する。東京都内湾は特に窒素・りんなどの栄養塩濃度が高く、富栄養化した状態にある。

湾全体の水質を東京湾岸自治体環境保全会議の報告書からみる（平成 14 年 6 月）⁶。湾中央の St.35 で COD：17mg/l、全窒素：5.2mg/l、全りん：0.52mg/l あり、他にも多くの地点で環境基準を大きく上回った。水平分布から各項目とも、東京都の沿岸から海水の流れに沿って横浜沖の方に高濃度域ができていた。

総量削減計画では、平成 11 年度実績で東京湾全体に対する東京都の負荷割合は COD で 30%、窒素で 40%、りんで 36%と積算されている。しかし、それは発生負荷量である。即ち、東京湾に流入するときは、遠くで発生した負荷は自浄作用を受けて湾に流入する時には減少するが、湾に直接に流入するものはそれがない。平成 2 年度におけるその比率は隅田川で 0.5、荒川で 0.6 と計算された。東京湾岸に立地し、直接流入分の多い東京都は実際には相対的にその寄与が大きいのである。

（ 3 ） 貧酸素水塊

前述したように、赤潮が発生すると、死んだプランクトンは海底に堆積し、酸素を消費して、生物が生きられない貧酸素状態を底層につくる。毎年、5 月から 10 月初めまで、その規模が増減しながらも成層が解消されるまでの間、ほとんどずっと東京湾中央から湾奥部に居座り続ける。貧酸素水塊ができると、底生動物が生息できなくなり、魚介類もいなくなり、生き物のいない海と化する。このため、東京湾再生計画では、年間を通して底生生物が生息できることを目標としている。

4 東京湾の生きものの現状

このように貧酸素水塊が夏場ずっと居座る東京湾は死んでしまっているのだろうか。

調査で東京湾に出ると、所々で魚の跳ねる姿をみかける。春には稚魚の群れに出会うこともある。水産統計によると、東京都内湾で平成 15 年 529 トンの水揚げがあった。視野を広げて、千葉県の東京湾の漁獲は平成 14 年 26,790 トンであった。アサリ、スズキ、カレイ、アナゴ、シャコなどの他、千葉では高級な海苔も乾ノリ生産枚数 5.1 億枚収獲されている。江戸前の寿司ネタは未だ存在するのである。

しかし、それらのエサとなる底生動物の状況を見る（図 8）と、例えば湾中央の St.35 では 2002 年 5 月にはかなり汚れた泥の中でも棲むシズクガイや多毛類で 9 種 19 個体出現したが、下層水が貧酸素となった 9 月には多毛類のヨツバナスピオが 1 個体だけしか採取されなかった。1990 年までは 9 月でもある程度の生物はいたが、近年は低迷を続けている。2001 年まで実施してい

た成魚のビームトロール調査でも、酸素の少ない時には漁獲が少なかった⁷⁾。即ち、「内湾」では、生きものはいるが、夏場は貧酸素水塊のため生きものが少なく「病んでいる」状況にある。

一方、「干潟」で1990年から続けている稚魚調査の結果をお台場を例にみると、個体数で2001年からマハゼを主とする春のピークが小さくなっていった⁵⁾。近くで行われた開発の影響が懸念される。2002年からは冬季の調査を中止したためはっきりとはいえないが、種類数はある程度保っているようにみえる。実際、本年度お台場では大量のアサリが採れたり、8月に小さいサイズから大きなサイズまでの計7個体のイシガレイが採取されたりして来園者を喜ばせた。「干潟」は生きものにとって重要なゆりかごなのである。国ではアサリの浮遊幼生がどこを遊泳していたかのシュミレーションを行ったが、三枚洲から羽田沖は東京湾におけるアサリの再生産に対して大きく寄与している可能性が示された⁸⁾。小さな場所でも着底できる場所があることが重要なのである。

鳥類調査では、平成15年度には57種が観測され、最も多かった12月には4箇所の調査地点で葛西人工渚のスズガモ7700羽を始めとして計15,000個体カウントされた。首都東京に、これほどの鳥の食を賄う生きものが存在しているのである。

5 最近の話題から

(1) 水温の上昇

地球温暖化が危惧されている。環境水の水温について、年間全データの変動では判別が困難であったが、冬場の水温に着目すると図9のような傾向が見られた。即ちここ1/4世紀の間に2月の水温が1~2 上昇している。この原因を探るため、St.5に影響の強い隅田川の水温を見ると平均水温で約1 上昇している。また、隅田川の河川水は約6割が下水処理水であるが、処理場流入水の水温が大きく上昇していることが報告されている(図10)⁹⁾。海水温の上昇は外洋水の流入によるとの見解もあるが、都市活動の結果による可能性も否定されない。

(2) プランクトン(*Mesodinium rubrum*)の異常発生など¹⁰⁾

平成15年5月23日、横浜の沿岸で青潮のような現象がみられ、異臭がして市役所に苦情が殺到した。横浜市役所は渦鞭毛藻類の一種の赤潮発生によるものと発表した。横浜で異臭騒ぎとなるような赤潮は近年無かった。実はこれより先5月7日、東京都内湾で同じ種の*Mesodinium rubrum*による赤潮が発生、それも比較的長期間にわたり、なおかつその濃度が近年にない高濃度であった。これらが流れていったとは断定されないが、先んじて発生しており、かなりの高濃度であったことは、横浜の騒ぎと無関係とはいえない。

また、6月の13日には、*Noctiluca scintillans*(夜光虫)が東京港内で発生し、オレンジ色の水面が中央防波堤付近にまで広まった。この種は必ずしも汚染の著しい水域で発生するとは限らないが、近年復活して現れてきている。これまでは比較的沖合いで発生しており、このような内陸部でみられたことは珍しい。

(3) 14年度冬期のCOD水質の上昇¹⁰⁾

平成14年度のCOD水質は例年と異なり、秋から冬にかけて低下しなかった。この傾向は環境基準8地点すべてが該当し、上層より下層でこの傾向は著しかった。

近年、閉鎖性水域である琵琶湖や霞ヶ浦で、難分解性有機物が増大して原因究明への取組がなされており、生態系への影響が懸念されている。東京都内湾でみられた今回の現象についても、

成分が何なのかも含め、生態系への影響などその動向を注意深くみていく必要がある。

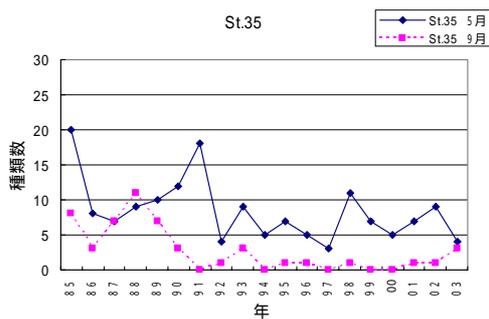


図8 底生生物の種類数の推移（湾央）

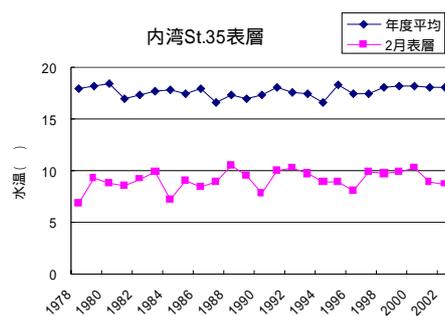


図9 水温の推移（湾央）

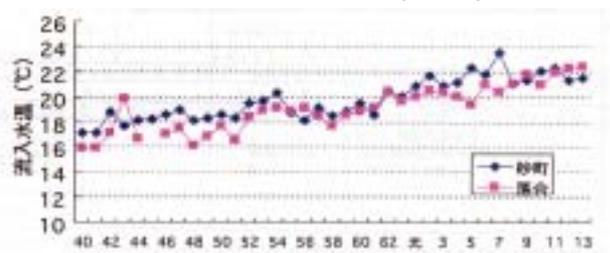


図10 下水処理場流入水の推移

6 おわりに

東京都内湾では、海と人との接点が少ないため、そこで起こっていることを都民が日常的に体験していない。見えない東京都内湾に、東京という都市排水の大きな負荷が掛かっているのである。流入負荷の削減にもかかわらず、水質が期待したほど改善されず、貧酸素水塊が長期にわたり居座っている東京湾である。それでも生きものは東京湾としてみると、予想以上にいろいろ見られた。流入負荷が削減され、生物の生息場がもう少し確保されれば、希望のもてる生きもの状況にある。調査に基づく正確な現状把握により「江戸前の魚を採って食べる」ということが日常的となるような対策に結び付けたい。

[出典]

- 1)平成15年度公共用水域の水質測定結果（総括編）、平成17年3月、東京都環境局
- 2)中央環境審議会水環境部会海域環境基準専門委員会資料（平成13年9月環境省）より作成
- 3)汚濁負荷量管理システムによる負荷量集計結果（抜粋）平成14年度：東京都環境局
- 4)化学的酸素要求量、窒素含有量及びりん含有量に係る総量削減基本方針、平成13年12月 環境省
- 5)東京湾岸自治体環境保全会議（2002）、平成13年度東京湾水質調査報告書
- 6)平成15年度東京湾調査報告書、水生生物調査結果：平成17年3月、東京都環境局
- 7)東京都環境局環境評価部（2002）；東京湾パンフレット、東京湾の水環境
- 8)干潟ネットワークの再生に向けて～東京湾の干潟等の生態系再生研究会、平成16年3月、国土交通省港湾局/環境省自然環境局
- 9)曾根啓一(2003):東京都「下水処理場における環境ホルモンの挙動」、東京湾の水質管理と環境ホルモン、第2回東京湾統合沿岸域管理研究シンポジウム、29 - 32
- 10)風間真理(2004)：東京都内湾の水環境における最近の異変：東京都環境行政交流会

微量有機汚染物質の流出

東京農工大学大学院 共生科学技術研究部 高田秀重・真名垣聡

1. はじめに

陸域から海域への微量有機汚染物質の流出を理解するためには、1) 陸域から河川への流出過程、2) 河川から河口域への輸送過程、3) 河口域における生物地球化学的プロセス、4) 沿岸域における輸送過程、5) 沿岸から外洋への輸送過程、を理解する必要がある。それぞれの過程における微量有機汚染物質の挙動は物質の放出特性と物理化学的性質に支配されて多様である。本稿では環境への放出過程と物理化学的性質の異なる複数の有機汚染物質(図-1)について、それぞれの過程についての研究例を紹介する。

2. 陸域から河川への流出過程

定常時(晴天時)の点源からの河川への流出過程に関してはかなり理解が進んでいる。それに対して、非定常時(雨天時)についての理解は極めて不足している。非定常時には定常時には水が通らない経路からの河川への物質輸送の寄与が大きい。例えば多環芳香族炭化水素類(PAHs)は降雨時に道路排水等の表面流出により、河川にもたらされる(図-2、図-3)。個別的な観測は行われているが、流域全体での積算的な物質輸送量を明らかにするような実測は限られている。

3. 河川から河口域への輸送過程

河川から河口域への輸送過程も粒子吸着態の汚染物質については非定常時(降雨増水時)の寄与が大きい。実測に基づく定量的な研究は少ない。多摩川の田園調布堰での1年間にわたる観測から以下の知見が得られた(図-4、図-5)。淡水は増水時に年間総流出量の57%が流出しているが、粒子の輸送量の場合は増水時の間欠的輸送の寄与が非常に大きく、年間輸送量の93%が増水時に輸送されると推定された。水溶性の汚染物質のLASの場合は平水時の輸送の寄与が大きく、増水時の輸送の寄与は38%と推定された。一方疎水性の汚染物質のLABsの場合には増水時の寄与が大きくなった(59%)。河床に堆積していたものの再懸濁による輸送の寄与が明らかである。さらにPAHsの場合には増水時の寄与は82%と大きくなった。PAHsの場合には前述の降雨時表面流出の寄与があるためと考えられる。

降雨時には河川だけでなく下水処理場からの直接の負荷も増大する場合がある。これが雨天時越流水である(図-6)。東京湾岸の港湾・運河地帯堆積物に雨天時越流水由来の粒子が堆積していることが、明らかになってきた。さらに雨天時越流水は様々な微量汚染物質を海域へもたらす。環境ホルモンの1種のノニルフェノールが雨天時越流により海域にもたらされていることが最近の研究から明らかになってきた(図-8、図-9)。同時に、これらのノニルフェノールの女性ホルモン活性への寄与が大きいことも明らかになってきた。定常時の観測だけに基くと物質輸送も過小評価してしまう上に、汚染物質のリスク評価も過小評価してしまう点に注意を払う必要がある。

4. 河口域における除去過程

河川から輸送された物質は河口域における諸過程を経た後に沿岸域にもたらされる。河口域における諸過程、特に物質の除去過程について定量的に理解する必要がある。多摩川河口（図-10）における観測では、疎水性の汚染物質は粒子への吸着と粒子の堆積により水中からの除去される（図-11）、微生物分解性のある物質の場合には微生物分解を受け、微生物分解の程度は季節変化する（図-12）、さらに光分解も河口域で進行する（図-13）ことなどが明らかになった。

5. 沿岸域における河川経由汚染物質の輸送過程

河川から供給された陸起源物質は、海水と淡水の混合等により沿岸域に広がっていく。逆に陸起源汚染物質の測定から、下水処理水や河川水の沿岸域における動態が理解できる。蛍光増白剤の観測から、東京湾海水中では下水処理水が 1/100 程度の希釈率で存在すると推定された (Managaki and Takada, submitted; 図-14)。また、増水時の河川水と雨天時越流下水による寄与も河口から 10 km 以上沖合の水域で観測される例があった (Managaki and Takada, submitted)。疎水性の汚染物質が河口から 5 km~10 km の海底に高濃度域を形成することも明らかにされた (Takada et al., 1992、図-15)。さらに、蛍光増白剤組成比を詳細に観測することから、沿岸 10km 程度までの海域の堆積物への汚染物質の輸送には河川堆積物が増水時に再懸濁して輸送されるものの寄与が大きいことが明らかにされた (Managaki and Takada, 2005、図-16)。

6. 沿岸から外洋への輸送過程

最近の研究から、河川経由で運ばれる汚染物質の一部が内湾域を抜けて、外洋に運ばれ水深 1000 m 以上の深海底に堆積していることが明らかになった (Managaki and Takada, in preparation、図-17)。しかし、その輸送過程についてはいまだ未知な点が多い。

参考文献

Satoshi Managaki, Hideshige Takada, Dong-Myung Kim, Toshihiro Horiguchi and Hiroaki Shiraishi “Three-dimensional Distributions of Sewage Markers in Tokyo Bay Water - Fluorescent Whitening Agents (FWAs) -”, *Marine Pollution Bulletin*. (submitted)

Satoshi Managaki and Hideshige Takada “Fluorescent Whitening Agents in Tokyo Bay sediments: molecular evidence of lateral transport of land-derived particulate matter.” *Marine Chemistry*, in press, 2005.

Yuko Hayashi, Satoshi Managaki, and Hideshige Takada “Fluorescent Whitening Agents (FWAs) in Tokyo Bay and adjacent rivers: their application as anthropogenic molecular markers in coastal environments. *Environ. Sci. Technol.*, vol.36, p.3556-3563, 2002.

高田 秀重 “陸域から沿岸海域への物質フラックス” *沿岸海洋研究*, vol.34, p.111-117, 1997.

Takada, H., R. Ishiwatari, and N. Ogura “Seasonal variations and modes of riverine input of organic pollutants to the coastal zone: I. Flux of detergent-derived pollutants to Tokyo Bay” *Environ. Sci. Technol.*, vol.26, p.2517-2523, 1992.

Takada, H. and N. Ogura “Removal of Linear Alkylbenzenesulfonates (LAS) in the Tamagawa Estuary” *Mar. Chem.*, vol.37, p.257-273, **1992**.

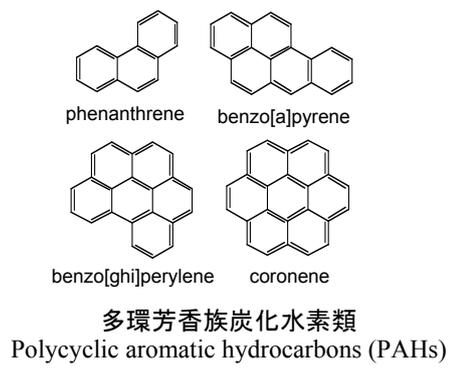
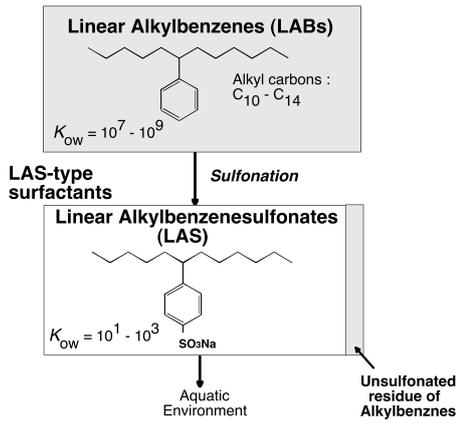
Takada, H., N. Ogura, and R. Ishiwatari “Distribution of Linear alkylbenzenes (LABs) and Linear alkylbenzenesulfonates (LAS) in Tokyo Bay sediments” *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, vol.35, p.141-156, **1992**.

Takada, H., T. Onda, and N. Ogura “Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban street dusts and their source materials by capillary gas chromatography” *Environ. Sci. Technol.*, vol.24, p.1179-1186, **1990**.

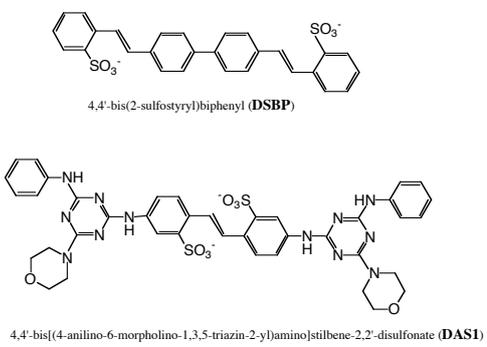
伊藤 正義、高田 秀重、小倉 紀雄 “増水時の河川における微量有機汚染物質の挙動” *地球化学*, vol. 24, p. 105-114, **1990**.

高田 秀重、石渡 良志 “多摩川（調布堰）河川水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩（ ）の挙動” *水質汚濁研究*, vol. 11, p. 569-576, **1988**.

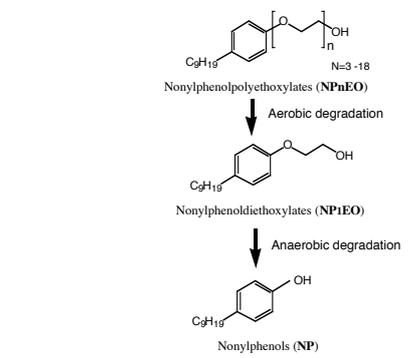
石渡 良志、高田 秀重、斉藤 裕政、尹 順子 “東京湾周辺環境における有機汚染物質の挙動：多環芳香族炭化水素およびアルキルベンゼン” *Res. Org. Geochem.*, vol.5, p.51-55, **1986**.



直鎖アルキルベンゼンと直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩
Linear alkylbenzenes (LABs) and linear alkylbenzenesulfonates (LAS)



蛍光増白剤
Fluorescent Whitening Agents (FWAs)



ノニルフェノールポリエトキシレート(NPEO)からノニルフェノール(NP)の生成

図1-対象化学物質の構造式

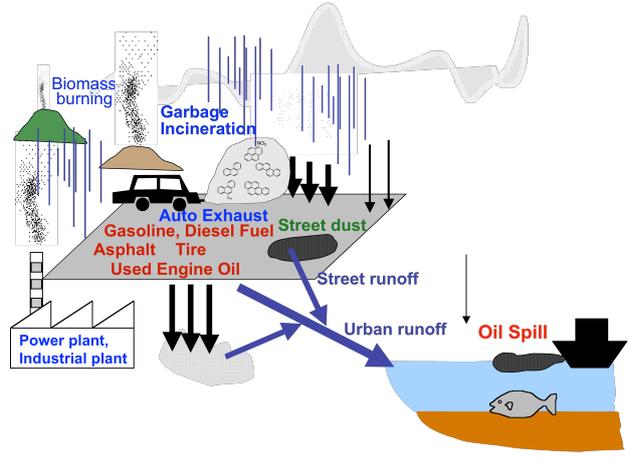


図2-PAHsの輸送経路

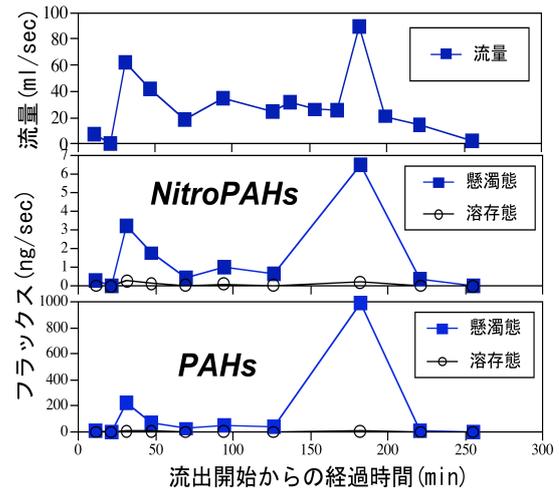


図3-道路排水によるPAHsの雨天時流出

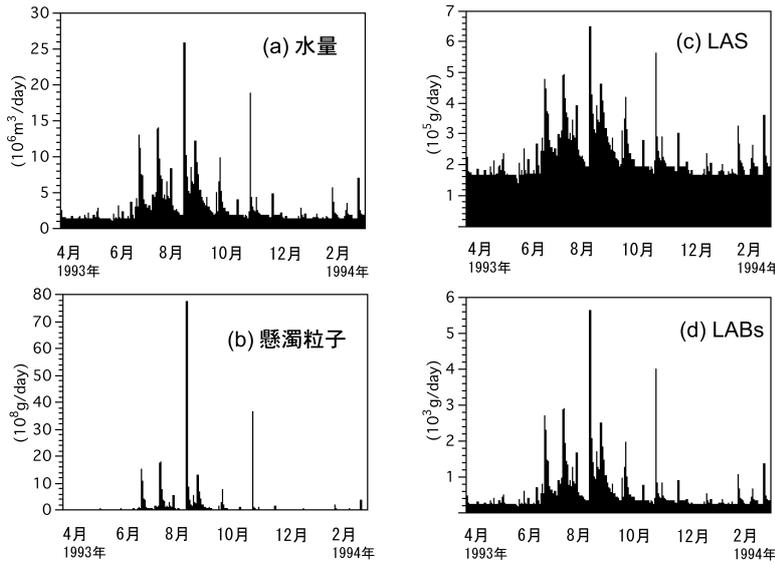


図 4-多摩川（田園調布堰）からの水、粒子および各種化学物質の通過量

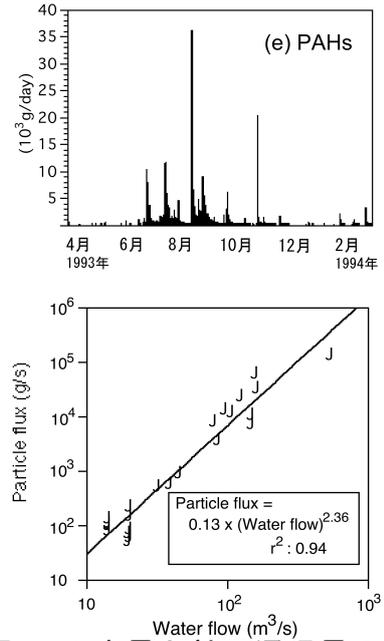


図 5-河川水量と粒子通過量の関係

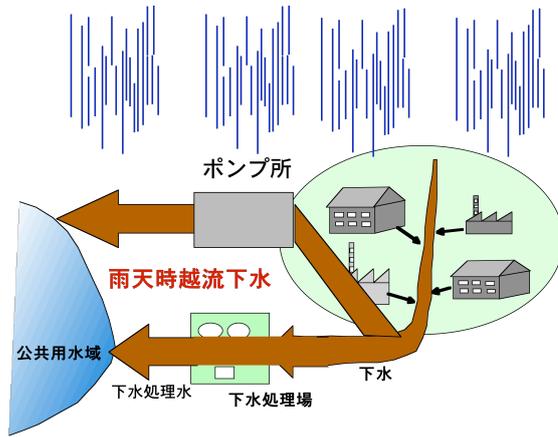


図 6-雨天時越流下水 (CSO)

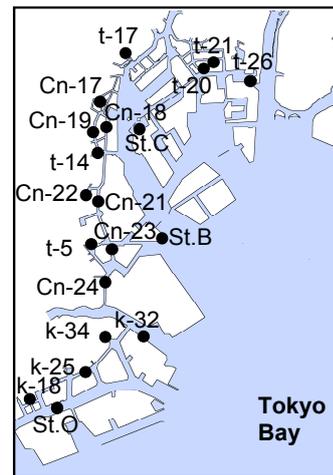


図 7-東京湾岸運河地帯における堆積物採取地点

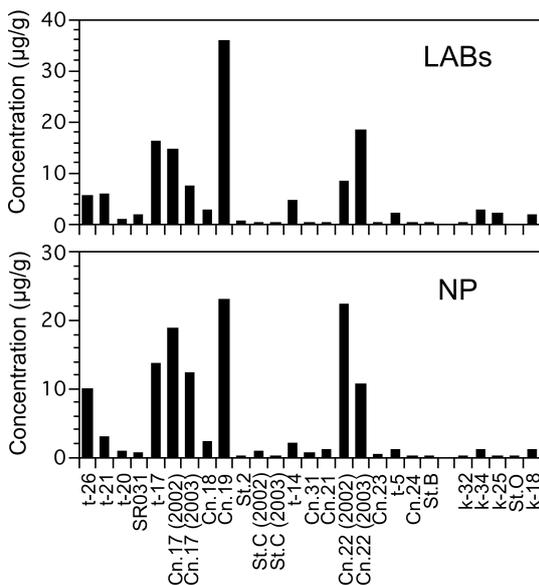


図 8-東京湾岸運河地帯堆積物中の LABs 濃度および NP 濃度

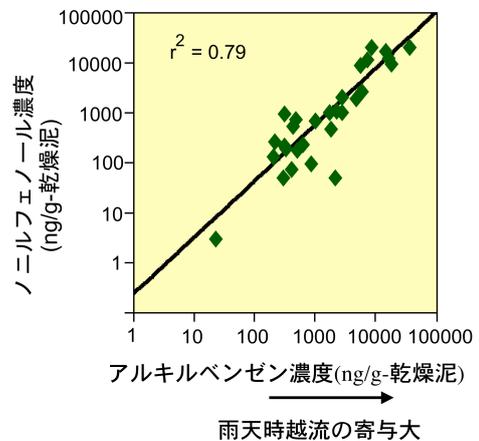


図 9-堆積物中の LABs 濃度と NP 濃度の相関

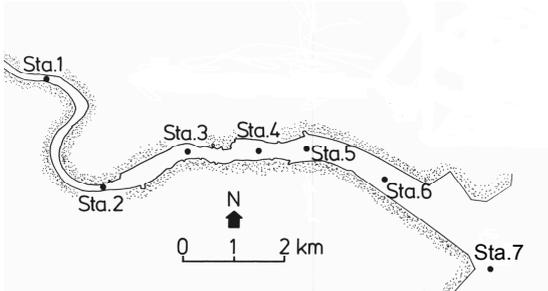


図 10-多摩川河口域における水試料採取地点

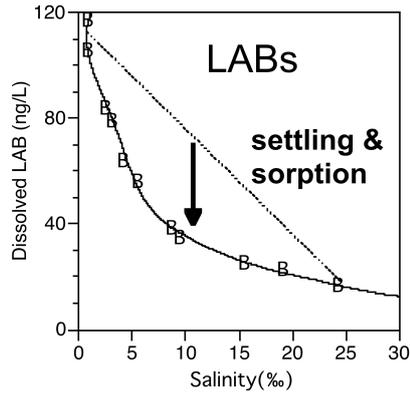


図 11-多摩川河口域における LABs-塩分ダイアグラム

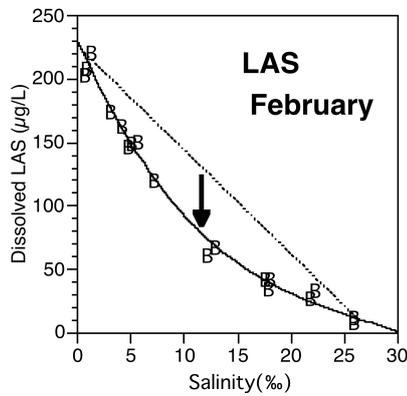
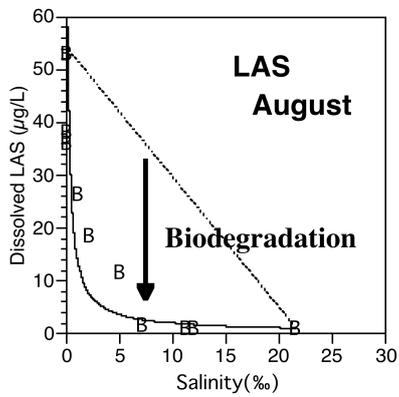


図 12-多摩川河口域における LAS-塩分ダイアグラム

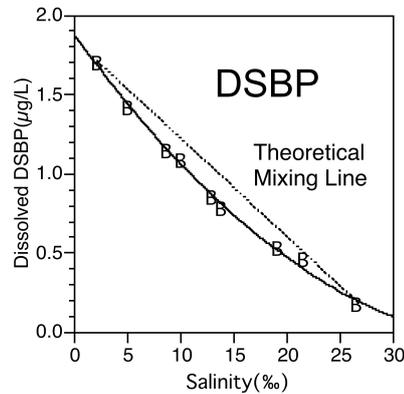
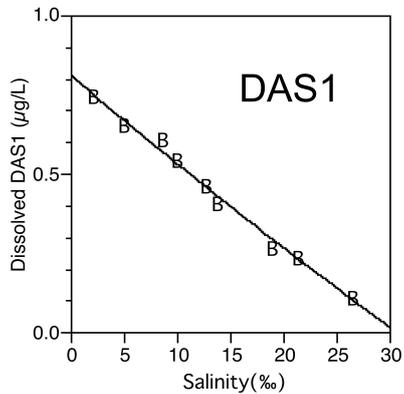
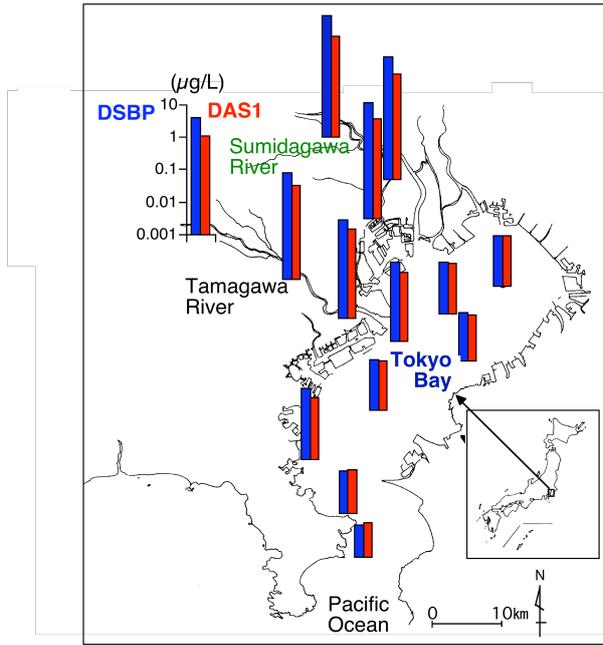


図 13-多摩川河口域における蛍光増白剤-塩分ダイアグラム



Concentrations of dissolved FWAs in Tokyo Bay (surface) and river water

図 14-東京湾海水中の蛍光増白剤の分布

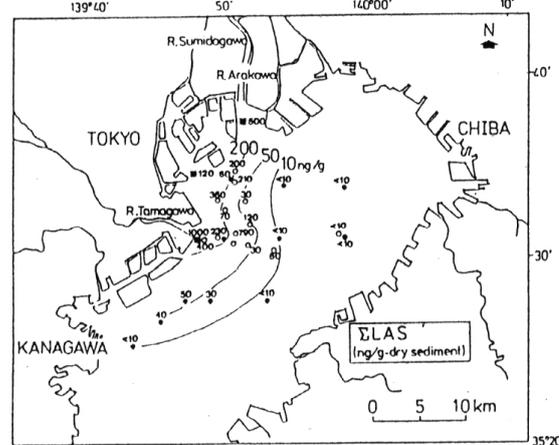
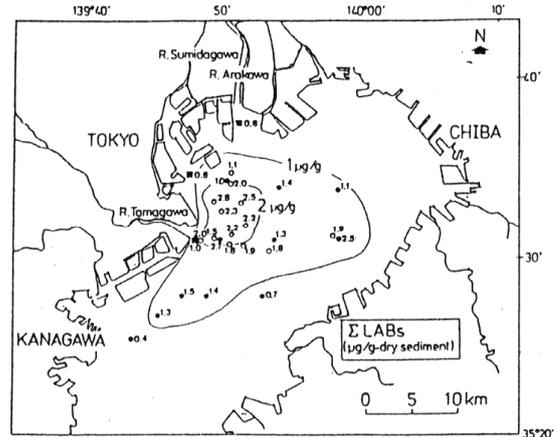


図 15-東京湾堆積物中のLABs およびLASの平面分布

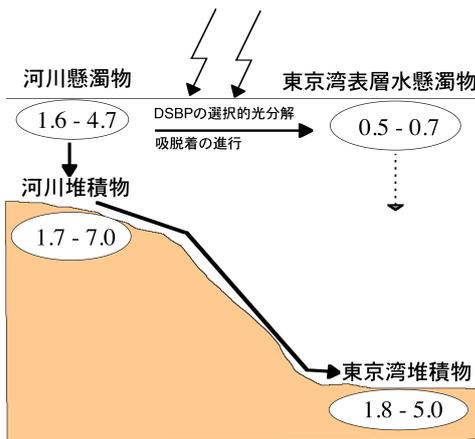
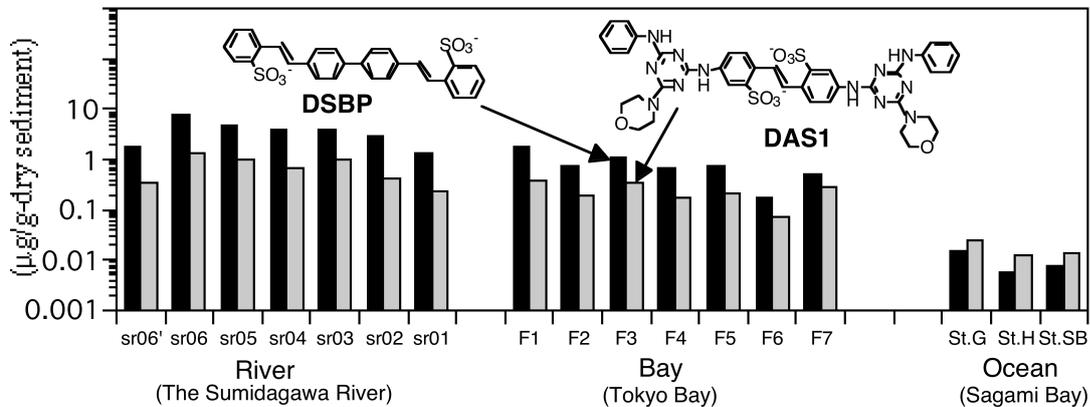


図 16-DSBP/DAS1 比から推定される東京湾堆積物への粒子の輸送過程



Closed bar: DSBO; Hatched bar: DAS1

図 17-河川、内湾、外洋堆積物中の蛍光増白剤濃度

陸域と水域を一体的に扱う水物質循環モデルを用いた施策検討の試み - 霞ヶ浦流域についてのケーススタディから -

国土技術政策総合研究所 環境研究部河川環境研究室 藤田光一

1. 検討の基本スタンス

(1) 課題認識 1

関係者全員が複雑な水物質循環現象の構造と問題の構図を理解した上で、行政による施策や事業、各主体による活動等の効果・影響を評価し、互いの利害関係を調整し、対策の全体的方向性を探り、総合的な取り組みにつなげていくための手法を見出すことは容易ではない。

(2) 課題認識 2

複雑な現象を構成する各パーツについての現象解明や研究開発がそれなりに進む中で、それらの成果を有機的に連携させ、課題解決に役立つよう再統合していく手法をいかに確立・定着させていくかも重要な課題である。

(3) 検討目標

水物質循環の変質がもたらす水環境問題の難しさが端的に現れる陸域～閉鎖性水域にわたる圏域を取り上げ、水物質循環モデルの適用が政策実行にどのように役立つかを、その課題とともに考えていく。

注) 実際の湖における種々の施策の効果に関する定量的記述は、モデル適用のあり方を議論するためのものであり、個々の施策の評価を意図するものではないこと、効果がモデルや用いるパラメータによって変わり得るものであることに留意されたい。

2. 用いた水物質循環モデルの特徴

(1) 水域モデルと陸域モデルの一体化

利用した流域水物質循環モデルは陸域モデルと湖沼モデルから構成されている。モデルの構成を表 - 1 に示す。陸域モデルと湖沼モデルが結合され、陸域と水域に関する施策を組み合わせられた検討ができる。本モデルで追跡対象とする主な物質は、陸域モデルでは COD, N, P, 湖沼モデルでは COD, N, P, Chl-a である。

(2) GIS との連動

表 - 1 流域水物質循環モデルの構成

		水循環モデル	物質循環モデル
陸 域 モ デ ル	蒸発散モデル	降雨は土地利用に応じて蒸発散・地下浸透・表面流出に分配させる。 蒸発散はThornthwaite式 ⁶⁾ 。	雨水に含まれる負荷は、地下浸透量、表面流出量に応じて、地下水モデル及び地表流モデルに与える。
	地下水モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 平面2次元多層浸透流。 地表への湧出(湧水量): 地下水位と地表面標高との水位差に透水係数を乗じる。	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 平面2次元移流拡散方程式(土壌への吸着を考慮)。
	地表流モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 平面2次元不定流(Dynamic-wave式)。 メッシュ内で発生する表面流出量、地下水湧出量、人工系発生活污水量が連続式の増分として与えられる。 水田の表面流出は降雨時には一時田面に貯留された後、水田の欠口部から流出(基礎式は水田に対する連続式)。	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 人工系排出負荷と自然系排出負荷、湧水負荷を入力条件としたメッシュ単位での収支式。 流域の浄化機能の基礎式: Streeter-Phelps式 自然系排出負荷は負荷量堆積を考慮した雨天時流出負荷量算定モデルを用い(降雨時のみ流出)。 ただし、農地については地下浸透も考慮(灌漑期の水田は非降雨時も浸透)。
	河道モデル	水の挙動(水位、流速)の基礎式: 1次元Kinematic-waveモデル	物質の挙動(移動、拡散)の基礎式: 1次元移流方程式 (河川の浄化機能はStreeter-Phelps式)
	人工系モデル	上水、工業用水、農業用水は、当該メッシュの地下水、河道、湖沼から取水。 排水(生活系、工業系)は、当該メッシュの地表流モデルに与える。 ただし、下水処理、し尿処理の排水は処理場から処理場から地表流又は湖沼モデルに与える。	生活系・畜産系・産業系の排出負荷量はメッシュごとにGISを用いて原単位法に り計算し地表流モデルの入力条件とする。 ただし、下水処理、し尿処理の排出負荷については処理場から地表流又は湖沼 モデルに与える。
湖沼モデル	水域分割: 7つのBoxに分割した1層モデル。 水収支: Box毎に流入流量、取排水量から容積変化を計算し、過不足分を下流Boxから調整する。	流入流出過程と移流拡散過程と当該物質の反応過程を表現する物質収支式	

図 - 1 に示すように、検討対象の流域が 500m のメッシュに分割され、必要な流域情報(地形, 土地利用, 人口, 家畜飼養頭数等)が GIS データとして格納されており、流域水物質循環モデルの入力データとして接続することにより、シミュレーションが実行される。流域が異なっても、同様の GIS データが整理されれば、流域情報のモデルへのインプットを行うことができる。また GIS をプラットフォームとしたユーザーインターフェースの整備により、シミュレーションの実行に必要な水環境改善に係る施策の選択と条件入力, モデルの実行, 結果の可視化などの一連の操作を 1 つのインターフェースの中で行うことができる。

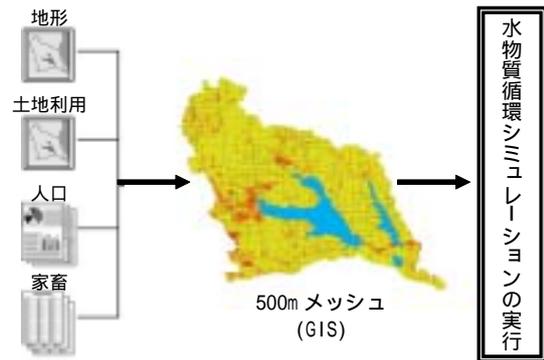


図 - 1 GIS と連動した計算

(3) 降雨に伴う陸域からの負荷の表現

表 - 1 に示すとおり、自然系排出負荷については、負荷量堆積を考慮した雨天時流出モデルを用いているので、降雨に伴う面源負荷がある程度再現できるようになっている。図 - 2 に、次章で述べる霞ヶ浦流域についての再現例を示す。

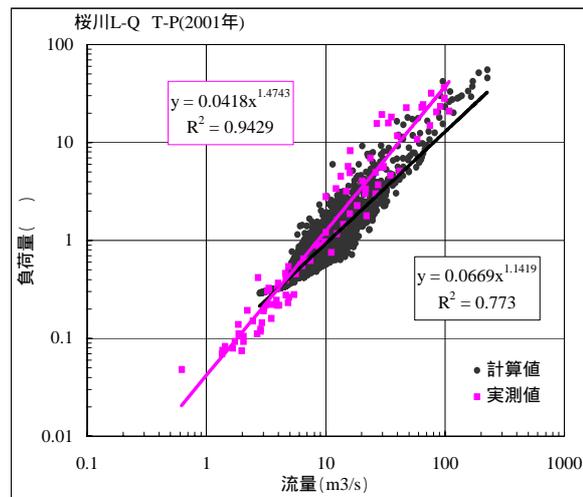


図 - 2 モデルによる陸域からの負荷の再現値 (桜川における T-P 負荷)

3. 霞ヶ浦を対象にした検討

(1) 水環境の変遷

霞ヶ浦では、昭和 30 年代始めまでは概ね良好な水環境が保たれていたが、昭和 40 年代に水質悪化が明確になり、昭和 50 年代半ばに湖心の COD が 10mg/L を超えた。昭和 60 年代以降、目立った水質改善は全体的には見られておらず、COD, T-N は横這いで、T-P は増加傾向にある(図-3 の「実測値」)。現在、第 4 期湖沼水質保全計画(平成 13~17 年度)に基づき、流域対策(下水道整備, 面源負荷対策等)、湖沼内対策(浚渫による底泥溶出負荷削減, 浄化用水の導入等)といった水質保全対策が行われている。

霞ヶ浦は、陸域(流域)~閉鎖性水域にわたる水物質循環の変質がもたらす問題の難しさをよく表しており、陸域モデルと湖沼モデルを一体化した本モデルの適用性を

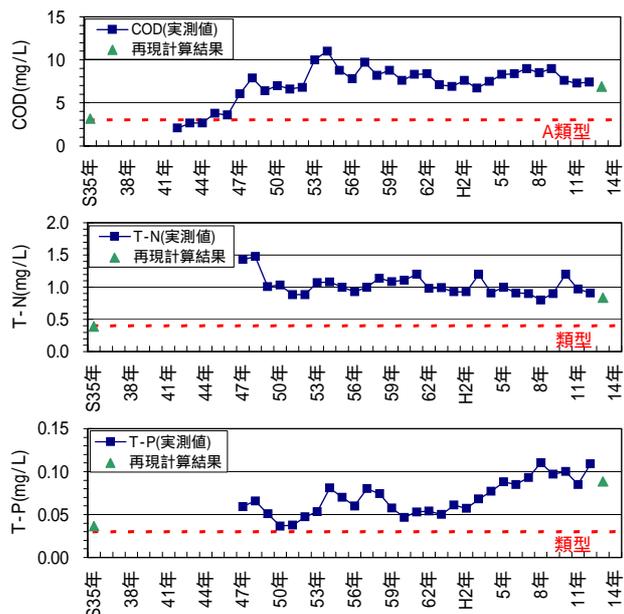


図 - 3 霞ヶ浦における水質の変遷(湖心)

検討するのに適したフィールドである。

(2) 現在と過去の水質再現の試み

現況の霞ヶ浦における水質レベルの再現性を調べた。現況の再現にあたっては、第4期湖沼水質保全計画に係る資料等をもとに流域条件、汚濁負荷原単位等を設定し、平成11～15年の5年間の気象条件(降雨量、気温等)を入力することでシミュレーションを実施した。河川流出量・流出負荷量、湖沼水質の再現結果を、降雨量が平均的であった平成13年(以後、「現況」)を中心に図-4、図-5に示す。これより、現況の霞ヶ浦における水質の年平均レベルでの再現性は得られたと考えられる。

次に、過去の霞ヶ浦における水質の再現を検討した。汚濁が進んでいなかった昭和35年(以後、「過去」と呼ぶ)を対象とし、現在知りうる当時の流域条件及び水域条件のもとで、第4期湖沼水質保全計画の汚濁負荷原単位を用いて計算を行った。なお、当時の知見がない条件については、水物質循環へ与える影響が大きいと考えられる項目については現況と同じ値を与える等の方法で設定した。また、底質条件(溶出速度)については、現況再現計算の溶出速度設定値に対し水温20で5割になるように設定した。陸域モデルは平成13年の1年間の気象条件で、それをうけた湖沼モデルは平成11～15年の5年間の気象条件で計算を行い、5年分の計算値を平均することで評価した。その結果、湖心の水質はCOD3.2mg/Lとなり(図-3中の)、霞ヶ浦の汚濁が進んでいなかった頃の水質を概ね反映する結果となった。なお、ここに示す再現の詳細は、藤田・伊藤ほか(2005)を参照されたい。

(3) 水環境改善の総合取り組みに向けた感度分析

a) 内部負荷と外部負荷削減が水質に与える影響の比較

内部負荷と外部負荷のそれぞれが水質に与える影響について考察するため、内部負荷量、外部負荷量、及び両者の組合せについて、現況の75%、50%、25%、0%としたケースのCOD計算結果を比較した(図-6)。ここでの外部負荷は湖への流入ベースの値で計算している。この図から、本モデルでは内部負荷の削減と外部負荷の削減には同程度の水質改善効果がでてくることになり、水域と陸域の対策の balan

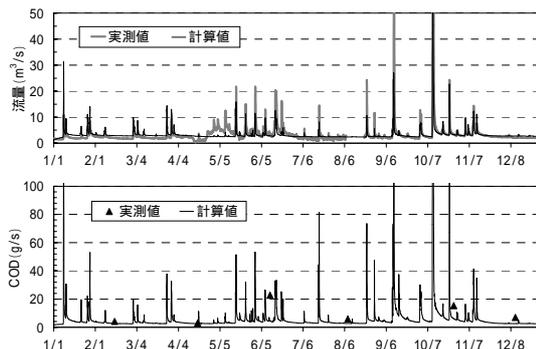


図-4 流量・負荷量の再現結果(恋瀬川:平成13年)

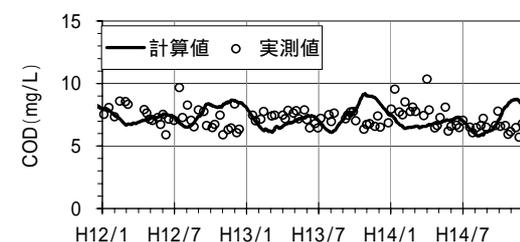


図-5 霞ヶ浦の水質再現結果(湖心:平成12～14年)

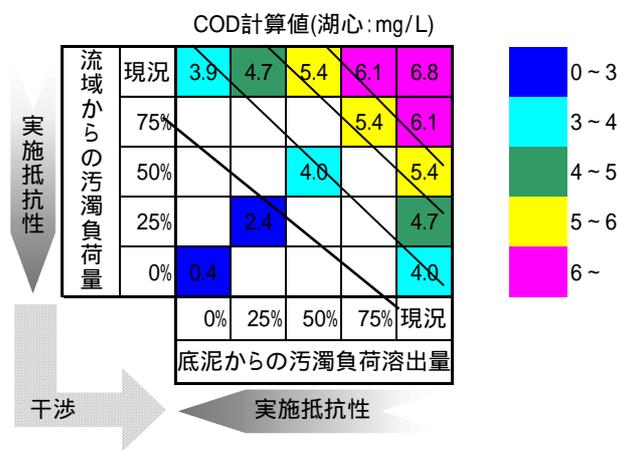


図-6 内部負荷削減と流域からの負荷削減が水質改善に与える効果の比較

スや組み合わせを考慮することの重要性が確認されたと言える。

b) 様々な施策をイメージした感度分析

表 - 2 が計算対象にした対策である(湖内対策と流域対策を区分)。ここで重点再生エリアとは、狭い囲い込み水域内に導水することで、その内側のみではあるが良好な水域が速やかに形成されることを期待して設定した。各対策についての条件やパラメータ設定に際しては、全てについて明確な根拠を持って与えることは現時点では難しく、割り切って設定しているものも多く含まれている(詳細は藤田・伊藤ら(2005))。その意味でここでは感度分析としている。

各施策を現況条件に対して個々に実施した場合の湖心水質(COD)の変化を図 - 7 に示す。図には施策の組み合わせ効果についても示している(組み合わせられる施策を包含する灰色の棒により表示)。組合せ1はインフラ整備が主体となるもの、組合せ2は、自然機能の回復を中心にするもの組合せ3は流域住民参加型とも呼べるものである。いずれについても、各施策単独よりも相当程度効果が増大すること、しかしそれでも、1つの組み合わせだけで劇的な水質改善が図られるわけではないことがわかる。このことは、複数の施策群をさらに融合させることの重要性を示している。

4. モデル適用の効果と課題

(1) 目標達成の観点からの各施策の位置づけを議論しやすくなる

陸域(流域)と水域を一体化した水物質循環モデルの効用として、全体状況が見やすくなることはやはり大きい。感度分析の段階とは言え、それぞれの施策やそれらの組み合わせの効果を横並びで検討できる。陸域と水域の役割分担の検討も行える。

(2) 多様な主体による総合的な

表 - 2 感度分析を行った施策の概要

水環境施策		対策
組合せ1	下水道の整備：流域内の下水道処理人口比率を46%から100%まで向上	流域
	高度処理型合併処理浄化槽の整備：下水道未整備の全人口に対して100%整備	流域
	透水性舗装：流域内の全道路に透水係数 1.0×10^{-2} cm/sの透水性舗装を整備することで表面流出を抑える設定とした	流域
	下水処理水の再利用：全下水処理水を生活用水として再利用することで生活用水取水量と下水処理場からの排水量を削減する設定とした	流域
	浄化用水の導入：那珂川(COD 2.0mg/L, T-N 1.44mg/L, T-P 0.038mg/L)からの浄化用水を土浦に15m ³ /s導水	湖内
組合せ2	溶出量削減：湖内全域にわたって、底質からの溶出速度を現況設定値からさらにCOD75%, T-N50%, T-P60%削減	湖内
	植生浄化：昭和35年時の植生面積14.932km ² を再生することで植生による浄化(COD 0.08g/m ² /日, T-N 0.07g/m ² /日, T-P 0.006g/m ² /日)の回復を図る	湖内
	シジミ浄化：昭和35年時の漁獲量3,000tを再生することで、シジミによる浄化(COD 1.97kg/シジミt/日, T-N 0.643kg/シジミt/日, T-P 0.005kg/シジミt/日)の回復を図る	湖内
	湿地浄化：主要10河川の河口部に1km ² の湿地を確保することで植生・土壌・生態系等の機能を活用した浄化を図る	流域
	各戸雨水貯留浸透の整備：全家庭の屋根全体に貯留高さ10mmの貯留浸透施設を設置することで表面流出を抑える設定とした	流域
組合せ3	環境保全型ライフスタイルへの転換：全住民が環境保全型ライフスタイルを実行することで排水量が36%削減されると設定した。また、生活雑排水未処理人口の生活雑排水からCOD 28%, T-N 30%, T-P 20%が削減されると設定した	流域
	環境保全型農業：環境保全型農業推進により田畑への施肥量を削減し、作物の生長に必要な分以外を100%削減する設定とした	流域
	家畜し尿の農地還元：全家庭し尿を農地に還元することで家畜由来の負荷量を100%削減する設定とした	流域
	水産負荷対策：コイ養殖からの水産負荷を0にする	湖内
	重点再生エリア：透過堤によって0.09km ² の範囲を囲い込み、那珂川から0.1m ³ /sを導水する	湖内

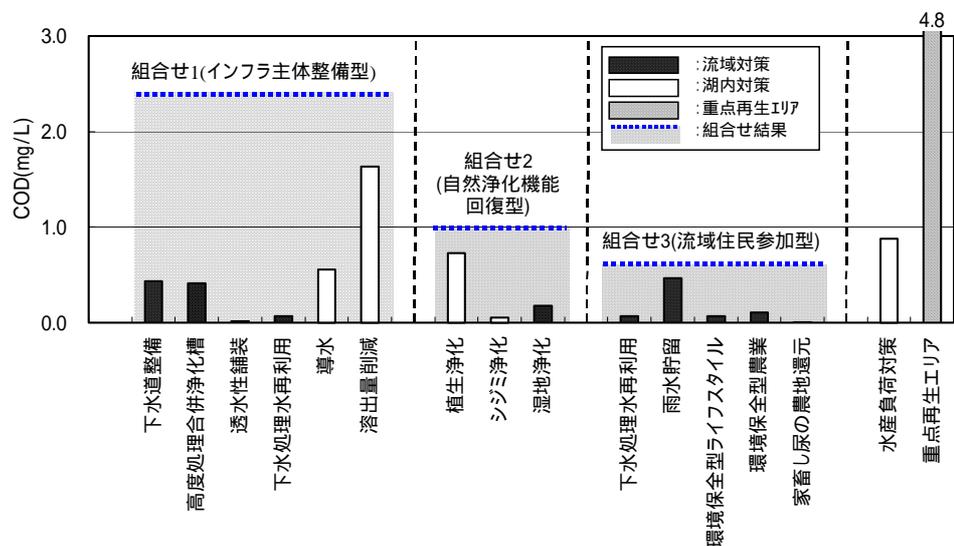


図 - 7 施策をイメージした感度分析の結果一覧

取り組みに向けた合意形成や結集を促す支援ツールとして有望

流域条件の変更や種々の施策の設定が比較的やりやすいという本モデルおよびソフトの特徴を活かすことで、様々な条件下での計算や表示、比較を機動的に行い、問題の構図や各施策の特長の理解増進に役立てるという使い方も可能である。

(3)多面的な施策評価を忘れてはならない

モデルの結果を評価に用いる際には、各組み合わせの効果やコスト（初期と維持管理段階）の比較とともに、数字だけでは表現できない質の違いにも留意すべきである。これには、施策実行面での確実性・信頼性・迅速性、地域住民への波及・浸透効果と好循環創出効果、自然とのふれ合い増進や教育の効果、地域づくりにかかわる効果など様々なものが考えられ、これらを含めた多面的な評価も施策やその組み合わせの選択において欠かすことができない。

(4)モデルの精度や信頼性に関する限界をどう扱うかが大きな課題として依然残る

湖沼の水質形成機構は大変複雑であり、霞ヶ浦についても、湖水の白濁化と水質の関係や底泥溶出メカニズムなど、新たな現象が注目されている(関・福島ほか(2005)、松重・今井ほか(2005))。現象解明に基づくモデル自体の精度向上を図ることの重要性は言うまでもないが、ここで扱っているような多くの過程と支配要因が入り組んだ環境問題特有の複雑な現象については、より適切な施策実行への支援という観点から、その時々で実用性のあるモデルを合理的に使いこなすというアプローチも同時に重視されるべきであろう。

たとえば、チューニングの際に優先的に設定するパラメータを変えて、さらには構造の異なるモデルを用いて施策効果を計算し比較しておくことが考えられる。これを、施策効果のとりうる幅を織り込んだ（大きなはずれのない）施策選択という現実的な戦略に役立てることがまず考えられる。また、施策効果の計算結果に大きな違いをもたらすパラメータや条件を見出すことで、目標達成戦略を立てる上で、特に重要な現象解明やモデル化、モニタリングのターゲットをある程度客観的に絞ることができる。

(5)モデルから算出される結果の意味を表現する部分が重要になっていく

本論のモデルで言えば、CODが評価に用いる代表的な出力であるが、水環境の改善や生物多様性の回復、流域水物質循環系の改善は、それだけで評価できるものではない。また、それは地域住民にとっても必ずしも理解しやすい指標とは言えない。モデル出力の持つ意味を翻訳する部分を付加し向上させていくことが重要と考えられる。

(6)長年にわたる環境変遷をモデルでどのように表現していくか

湖沼の水環境変化は、その“蓄積性”から、改善プロセスも含め長年にわたることが一般的である。大局的に大きな誤りのないよう施策群を方向付けしていくという観点からは、水環境の悪化以前から悪化した現在に至るまでの変化についての再現性を使用するモデルで得ておきたいところである。しかし、現状の水物質循環モデルは比較的短期の事象を対象にしておき、物質のストックについて十分表現できるものになっていない。また、水質-低次生態系モデルについても数十年前の現象が扱えるのかという議論がある。本論では便宜的なやり方で過去と現在を比較したが、その妥当性も含め、長期的な環境変化の分析・予測に対するモデル適用のあり方を検討することも大事と考えられる。

(7)陸域～沿岸海域間の現象はさらに複雑であろう

陸域と水域あるいは沿岸海域とのつながりを技術的にとらえて分析し、包括的施策にまでつな

げて行こうとする場合， 考慮すべき物質とその考えられる役割， それらが運ばれる形態（含；キャリアーとその移動形態）， 物質が水域あるいは海域において、生物にどのように使われるかの知見とそこから導かれる重要物質（へのフィードバック）， 海域のハビタット形成に寄与するもの，あるいはその悪化に寄与するものという視点からの重要物質（やはりへのフィードバック），に関する最低限の共通認識が必要となろう．ここで取り上げた事例においては，N，Pの過剰な供給が富栄養化をもたらすという（前述のように新しく解明すべき現象は出てきているが大局的には）定着した枠組みに乗る形で感度分析を行っている．一方，陸域～沿岸海域を扱う場合，上記～についての枠組みから種々の検討を始めなければならない段階にあるとも考えられる．ただし，定まった枠組みの下での陸域と水域の施策の総合検討という事例は，最終ゴールであるはずの総合的施策の体系化に向けたアプローチ法の全体イメージの明確化には，有用なアナロジーとなるのではないか．

参考文献

- 茨城県生活環境部霞ヶ浦対策課(2004)：第4期の霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画策定関係資料集．
関智弥，福島武彦，今井章雄，松重一夫(2005)：霞ヶ浦における濁度上昇要因，第39回日本水環境学会年会講演集．
- 千葉県(2004)：印旛沼流域水循環健全化緊急行動計画書、印旛沼再生～恵みの沼をふたたび～．
藤田光一，伊藤弘之，小路剛志，安間智之(2004)：GIS、流域水物質循環モデルを活用した水政策検討，土木技術資料，46-7，p20-25．
- 藤田光一，伊藤弘之，小路剛志，安間智之(2005)：水環境問題解決への水物質循環モデル適用の試みとその課題，土木学会水工学委員会河川部会，河川技術論文集，第11巻（投稿中）．
- 松重一夫，今井章雄，小松一弘(2005)：霞ヶ浦長期モニタリングにおける水質変動，第39回日本水環境学会年会講演集．
- 水資源開発公団霞ヶ浦開発事業建設部(1996)：霞ヶ浦開発事業誌．