

干潟域の物質循環と水質浄化機能

鈴木 輝明

(愛知県水産試験場)

摘 要

三河湾では、1970年代に入ってから急激に赤潮および貧酸素化が拡大した。それまでの陸域負荷の増大に加え、同時期の埋め立てによる干潟・浅場の喪失が、湾全体の物質循環を大きく変化させ、貧酸素化による水質悪化のスパイラルに嵌り込んだことが原因と推測されている。本稿では、干潟域とその沖合域との特徴的な物質収支やその時空間的変化の要因について、水質浄化機能という視点からボックスモデル法、生態系モデル法、チャンバー法により定量化した研究結果について述べ、その機能の経済的評価や湾全体の物質循環に果たす役割の大きさについても考察する。

キーワード： アマモ、水質浄化機能、干潟、貧酸素化、物質循環

1. 干潟域の浄化機能とは

近年、干潟の水質浄化機能という言葉が頻繁に使われるようになってきているが、干潟生態系の物質循環のどの過程を浄化機能と称するかという点では、混乱があるように思われるので整理してみたい。一般に浄化機能という言葉は、ある環境悪化現象が発生した時、その要因を取り除く働きという意味で使用される。したがって、浄化機能は対象とする海域の環境状況によって、その定義が異なることもあるかもしれない。日本の主要な内湾における最も深刻な環境問題は、夏季の貧酸素水塊

の発生であり、図1に三河湾の例を示す。

貧酸素化の原因は、湾の構造上物理的に制約されている溶存酸素供給を上回る酸素消費であり、それは、陸域からの有機物供給に加え、陸域やエスチュアリー循環^{注1)}によって、湾底層から表層に供給された無機栄養塩類が光合成により懸濁化した後、湾内底層に過剰に沈降・分解することによって¹⁾。したがって、浄化の対象とする汚濁物質は直接的には水中の懸濁態有機物、間接的には窒素(N)、燐(P)等の親生物元素であり、これら物質を水中から除去する機能を水質浄化機能と定義するのが一般的である。陸域における下水処理

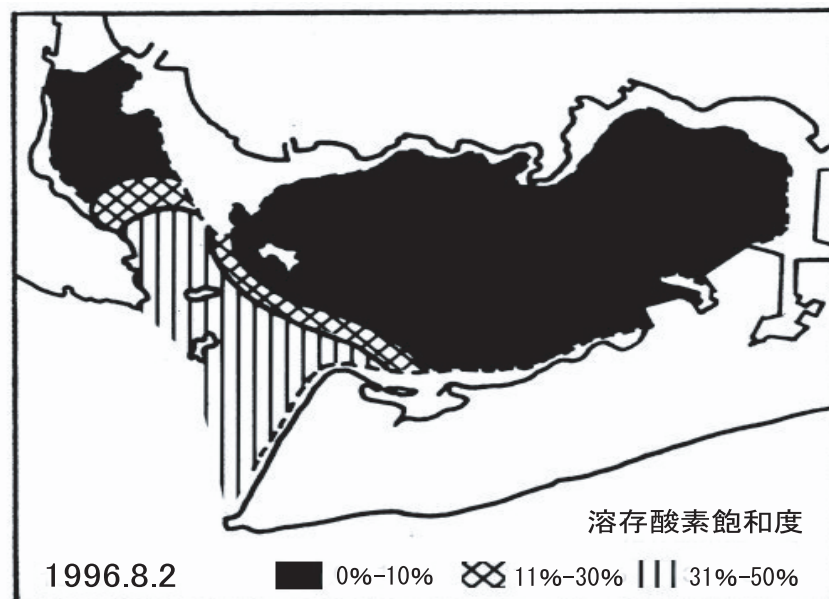


図1 三河湾底層における貧酸素水塊の分布例。(1996年8月2日)

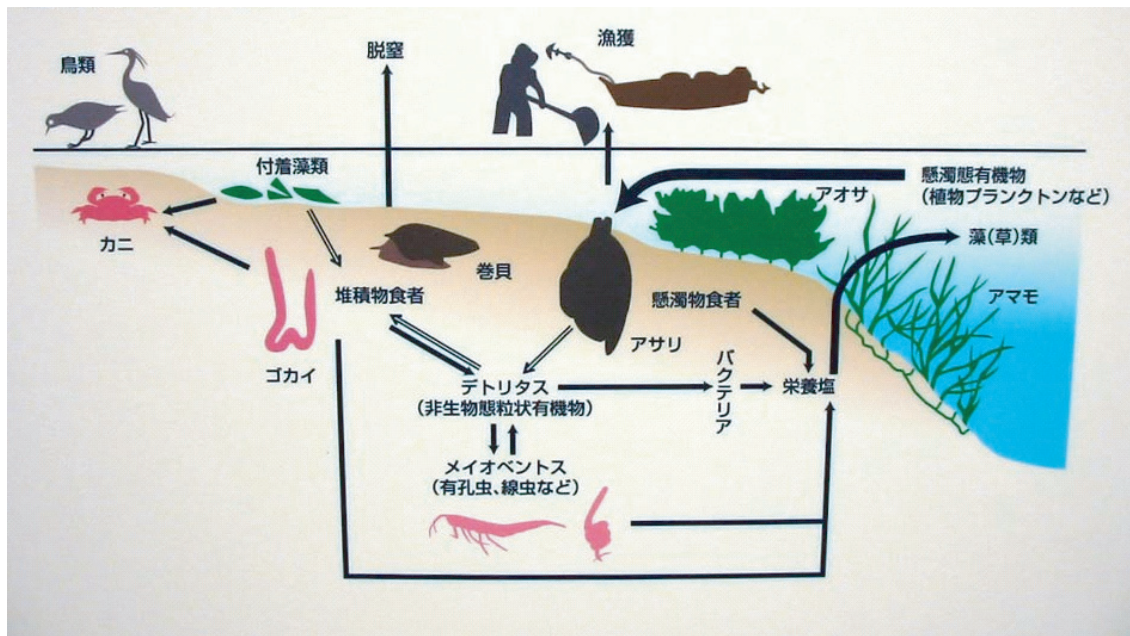


図2 干潟域生態系の模式図。(矢印の方向は親生物元素の流れを示している)

も、水中有機物の除去・分解に中心を置くものと、それら処理水からの N、P の除去も含むものとに大きく 2 つに分けられて、前者は二次処理、後者は三次処理や高度処理と称されている。干潟やその周辺の浅場はこのような貧酸素化原因物質を除去する水質浄化機能を有しているが、陸上の水処理のように大きく 2 つに区分される。

図 2 は干潟域生態系の模式図であるが、二次処理的機能に相当する物質循環過程は、①ろ過食性マクロベントス(懸濁物食者)による海水中の懸濁態有機物の直接除去、②堆積物食性マクロベントス、メイオベントス、バクテリアの摂食・分解による沈降有機物の堆積や海水への再懸濁の防止、といった過程である。三次処理的機能に相当する過程は、③脱窒、④漁獲による取り上げ、⑤鳥等による搬出、⑥深泥への埋没といった過程である。⑦大型藻(草)類や付着藻類による栄養塩取込と干潟上への一時的貯留や湾外への流出もこれに含まれる。ここで、干潟ではなく「干潟域」としたのは、水質浄化機能が発現されるのは大潮干潮時に干出するいわゆる地理学的な干潟だけでなく、その周辺部の底生生物や藻(草)類が豊富な浅場も含めた海域全体であるからである。

2. 水質浄化機能の評価手法

水質浄化機能の 2 つの区分について N を対象元素として測定面から表現すると、二次処理的機能は干潟域に流入もしくは干潟上で生産された

PON(懸濁態有機窒素)が干潟域でどの程度消失するかを測定することであり、三次処理的機能は PON に DTN(溶存態総窒素)を加えた TN(総窒素)が干潟上で消失する速度を測定することであると言える。これは P を対象元素としても同様である。

このような干潟域とその沖合域との窒素収支から、干潟域における消失速度を定量的に評価する手法としては、数時間から数日周期で繰り返し行われる分布観測に基づいたボックスモデルによる計算手法²⁾⁻⁴⁾が挙げられる。

ただし、ボックスモデルは観測時の干潟域とその周辺域との窒素収支を求めることはできるが、収支を帰結する干潟内部の詳細な窒素循環の機構や観測時以外の収支を知ることはできない。干潟域生態系を構成するどの要素がどの程度の役割を担っているか、それら現存量が変化した時にどのような循環・収支になるのかを知ることが干潟域の保全や修復には必須であるが、そのためには干潟生態系モデルによる推算^{5), 6)}が有効である。また、二次処理的機能についてはチャンバーを干潟上に設置し、その内部の水質変化から求める方法⁷⁾や、平均的なレベルで海域ごとの比較を簡易に行うためにマクロベントス現存量から推算する方法^{8), 9)}もある。これら手法の特徴は、今尾ほか¹⁰⁾に整理されているが、それぞれ一長一短があり、これらを複合して総合的に干潟を評価することが望ましい。

3. 水質浄化機能の測定例と海域による相違

干潟の水質浄化機能は、ある特定の大きさを持っている原単位のように表現されるときがあるが、これは誤りである。この点について、測定方法も含めて二つの干潟での測定結果を紹介する。

ボックスモデルにより水質浄化機能の定量化を試みた海域は、三河湾の一色(イッシキ)干潟³⁾、伊勢湾の小鈴谷(コスガヤ)干潟⁴⁾である(図3)。

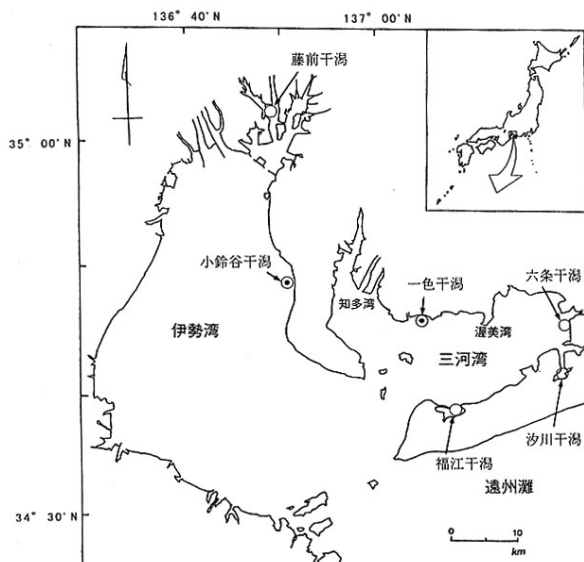


図3 伊勢・三河湾の主な干潟.

三河湾北部に位置する一色干潟は、一級河川である矢作川の河口に発達した干潟であり、周辺浅場も含め約 10 km² の広さを有する三河湾最大の干潟域である。一方、小鈴谷干潟は伊勢湾東部に位置する伊勢湾最大の干潟であるが、潮間帯面積は一色干潟よりは小さく、大河川の直接流入はないものの木曾三川の影響範囲にある。これら干潟域の水質は図4に例示するような共通した特徴的分布を示す。

図4の各図では、上が陸域で下が沖合境界を示すが、一見してクロロフィル a、フェオフィチン、PON、DTN とも、沖合と干潟域では顕著な濃度差が生じていることがわかる。この観測時では、植物プランクトン量の指標であるクロロフィル a は干潟沖合部で 14 μg L⁻¹ 以上と高く、干潟上では 2 μg L⁻¹ 以下と低いが、クロロフィル a が生物的代謝を経て変化したフェオフィチンの濃度は逆に干潟上で高く、干潟沖合部で低い。PON では干潟沖合部で 140 μg L⁻¹ 以上と高く、干潟上では 60 μg L⁻¹ 以下と低いが、DTN は逆に干潟上で 600 μg L⁻¹ 以上と高く、干潟沖合部で 350 μg L⁻¹ 以下と低い。これは潮が満ちる過程で、沖合から流入する植物プランクトン等の有機懸濁物がマクロベントス等による摂食活動により干潟上で急激に減少し、生物代謝により溶存態に転化し、溶出した結果である。

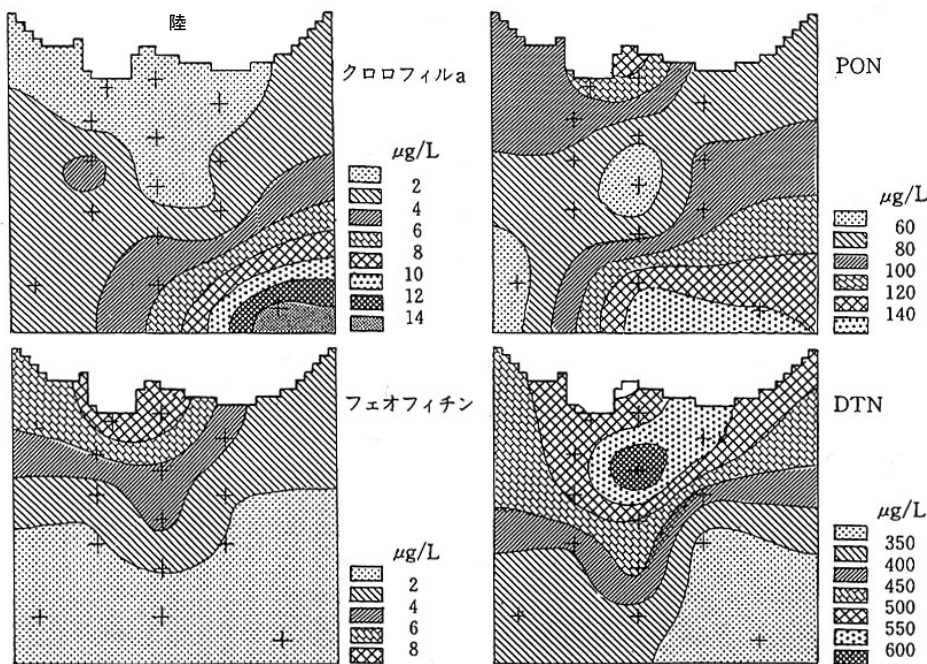


図4 干潟域におけるクロロフィル a、フェオフィチン、PON、DTN の水平分布例。
各図の上部白抜き部分は陸域を、下部は干潟の沖側を示している。
(三河湾一色干潟1994年6月22日満潮時、青山ほか³⁾より引用)

ボックスモデルとはこのような分布観測を連続して行ない、得られた濃度分布の変化から、例えば下記(1)の収支式により時間変化項、移流項、拡散項、負荷項といった物理的な諸変化量を水質の分布観測、潮流計による連続観測、負荷量調査などから求めた上で、間接的に干潟域での生物変化項(Bc)を推算するという手法である。水平拡散係数は水温・塩分の連続観測や漂流クラゲ観測等により推測される。この Bc がマイナスになればボックス内で生物的過程によって物質が消失したことを、プラスになれば逆に生成したことを示す。

$$\Delta(V \cdot C_v) = Q \cdot C_a + A_o \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L + I + B_c \dots (1)$$

- $\Delta(V \cdot C_v)$: 干潮と満潮の間の現存量の変化量(時間変化項)
- V : 干潟海域の容積
- C_v : 干潟海域内の容積平均濃度
- $V \cdot C_v$: 干潟海域内の現存量
- $Q \cdot C_a$: 容積変化に伴う物質の干潟海域と沖合間の出入り量(移流項)
- Q : 干潮と満潮の間の容積変化量
- C_a : 干潟域と沖合域との境界面の平均断面濃度
- $A_o \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$: 断面境界を通じての拡散による物質の出入り(拡散項)
- A_o : 干潟と沖合域の境界断面積
- K : 広義の水平拡散係数
- T : 干潮と満潮間の時間
- $\Delta C / \Delta L$: 干潟海域と沖合域との間の物質の濃度変化率
- I : 陸域からの負荷(負荷項)
- Bc : 干潟海域内での生物作用による現存量の変化量(生物変化項)

計算原理は簡単だが、断面や体積の平均濃度等を求めるための平均操作や拡散係数の見積もりなどには大きな誤差が入り込みがちなので、時空間的にかなり密な観測が必要となる。観測回数が多いほど精度が良いが、6時間間隔で連続5回程程度の観測を行ない、1日あたりの物質収支を得るのが限界である。収支を計算する物質は塩分、PON、DTNである。塩分は保存物質なので Bc は原理的にゼロになるが、そうならなければ計算過程を見直す必要がある。

収支計算で得られる PON および DTN の Bc は、それぞれマクロベントス等による PON の除去(摂食)および DTN の溶出(排泄)に加え、干潟域内部での光合成による PON の生産および DTN の

取り込みをそれぞれ含んだ見かけの値であるため、赤潮が発生しているような時には実質的な干潟域内における PON や DTN の生物作用(マクロベントス等による摂食、代謝)による生成・消失速度(Bp)を求めるためには、観測域内で新たに生産される有機物量である純生産速度(PP)を別に明ビン・暗ビン法等で観測期間ごとに測定し、下記(2)式により補正することが望ましい。

$$B_p = B_c - PP \dots (2)$$

- Bp : 干潟域における生物作用による PON、DTN の実質的な生成・消失速度
- Bc : 干潟域における生物作用による PON、DTN の変化量(みかけの生物変化速度)
- PP : 干潟域内部での植物プランクトン純生産速度

図5に三河湾一色干潟域(1.65 km²)における1994年6月の1日当たりの収支³⁾を示す。窒素収支でみると、PONは負荷を含めた総流入量と殆ど同量が干潟上で消失し、単位面積・時間当たりのBc値は-4.2 mg m⁻² hour⁻¹)となっていた。一方、DTNは逆に干潟上で生成し、Bcは3.3 mg m⁻² hour⁻¹となり、沖合へ流出していた。合計したTNでは-0.9 mg m⁻² hour⁻¹で消失する結果になった。これら生物変化項にボックス内部での純生産分(PP)2.1 mg m⁻² hour⁻¹を考慮すると、PONの実質的な生成消失速度(Bp)は-6.3 mg m⁻² hour⁻¹、DTNの場合のBpは5.4 mg m⁻² hour⁻¹となり、TNは-0.9 mg m⁻² hour⁻¹で変わらない。

伊勢湾小鈴谷干潟における1996年6月の収支⁴⁾(図6左図)をみると、PONは総流入量以上の量が干潟上で消失し、純生産速度を考慮した生成・消失速度Bp(-9.9 mgN m⁻² hour⁻¹)は、一色干潟のそれ(-6.3 mgN m⁻² hour⁻¹)よりも1.6倍高い値であった。一方、DTNは逆に干潟上で生成し、沖合へ流出しており、Bp(11.2 mgN m⁻² hour⁻¹)は一色干潟の値(5.4 mgN m⁻² hour⁻¹)より2倍程度高く、PON収支におけるBpを上回っていた。したがって、TN収支では一色干潟とは逆に1.3 mgN m⁻² hour⁻¹の生成となった。

三河湾一色干潟と伊勢湾小鈴谷干潟の共通点と相違点を整理してみると、共通点は懸濁態では水中からの除去が起こっており、溶存態では逆に底泥から水中への溶出が起こっていたことである。相違点は、一色干潟ではPONの消失速度がDTN

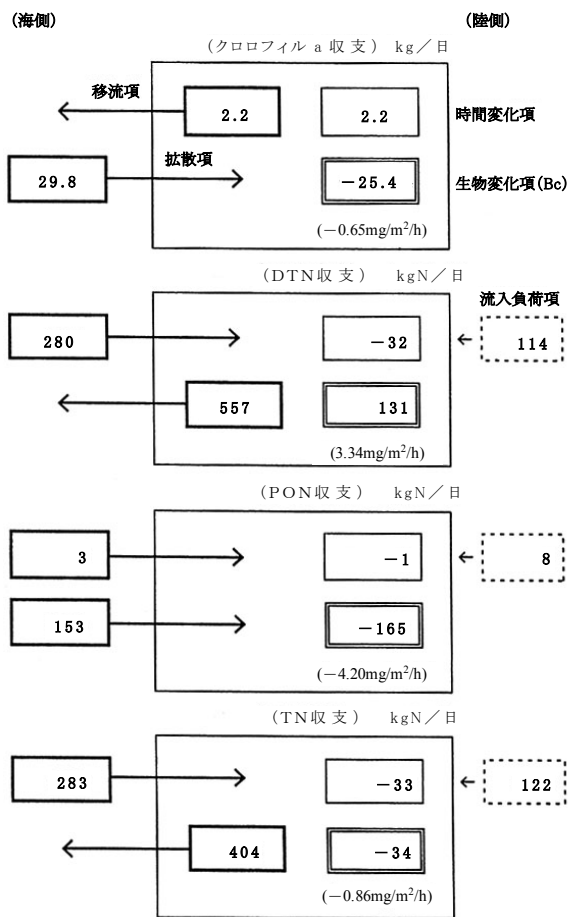


図5 三河湾一色干潟対象水域(1.65km²)の夏季1日(1994年6月22日~23日)当たりのクロロフィルa, DTN, PON, TN収支. 括弧内の数値は単位面積, 単位時間当たりの生成消失速度(Bc). (青山ほか³⁾より引用)

の生成速度を上回りTNベースでも除去(sink)となり、二次処理的機能と三次処理的機能を併せ持っていたが、小鈴谷干潟ではDTNの溶出速度がPONの消失速度を上回ったことにより、逆にTNベースで溶出(source)となり、二次処理的機能は一色干潟よりも高かったが三次処理的機能がなかった点である。小鈴谷干潟のPON収支におけるBp(-9.9 mgN m⁻² hour⁻¹)が一色干潟の1.6倍高い値であったのは、マクロベントス現存量が一色干潟の34%と低かったにもかかわらず、干潟への流入水の平均PON濃度が1.5倍高かったことと、干潟域内での内部生産が2.7倍高かったことによる。一方、DTN収支でのBpが一色干潟の2倍高い値だったのは、PON摂取に伴うDTN溶出が高かったことと、栄養塩を吸収する大型草(藻)類が少なかったためと思われる。この例のように水質浄化機能は、干潟が位置する海域によって、流入水質や底生生物群集が相違することによってかなり変化することが普通である。

4. 底生生態系の構造変化に伴う水質浄化機能の変化

4.1 ボックスモデルによる解析例

同じ海域でもその時々底生生態系の構造によって、水質浄化機能が大きく変化する例を見てみよう。一色干潟域において、1984年と10年後の1994年の初夏にボックスモデルによる水質浄化機

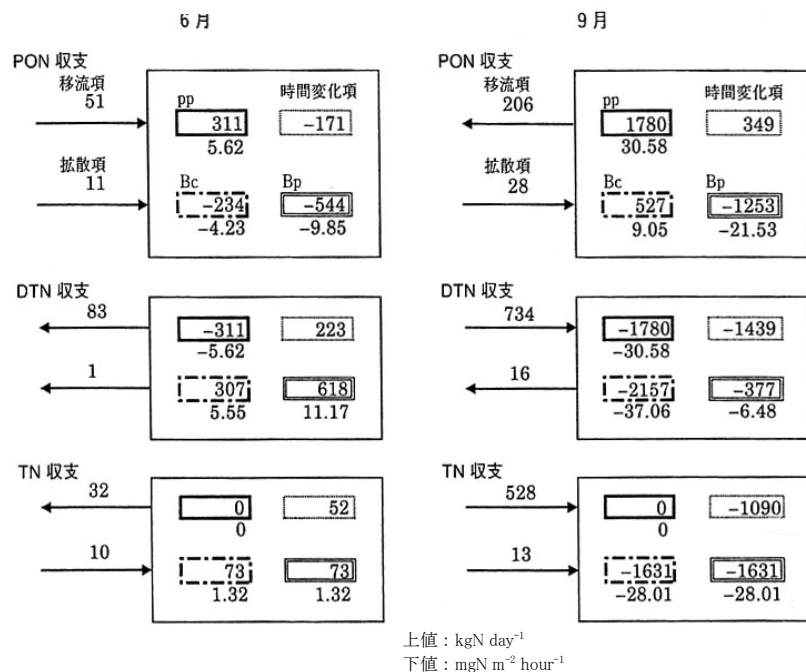


図6 伊勢湾小鈴谷干潟対象水域(2.34km²)の夏季(1996年6月3日~4日)および秋季(1996年9月25日~26日)の1日当たりのPON, DTN, TN収支. (青山ほか⁴⁾より引用)

能の定量化に関する研究が、東海区水産研究所²⁾、愛知県水産試験場³⁾によりそれぞれ行われた。

図7に両観測時における干潟域での窒素の存在状態別の収支計算の結果、得られた生物変化項(比較のためBcの値)を示す。

1984年のPON収支では $-1.4 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の干潟上での消失が計算され、DTN収支ではその約4倍の $-6.0 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の消失であった。その結果、TN収支では合計 $-7.4 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の大きな消失と報告されていた。一方、1994年ではPON収支が $-4.2 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の消失に対し、DTN収支は $3.3 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の生成で、TN収支では $-0.9 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の小さな消失となった。簡潔に言えば、1984年に比べ1994年では二次処理的機能であるPON除去能力は3倍向上($-1.4 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1} \rightarrow -4.2 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$)したものの、三次処理的機能であるTN除去能力は大きく12%に低下($-7.4 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1} \rightarrow -0.9 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$)しており、これはDTN収支におけるBcが $-6.0 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ から逆に $+3.3 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ の生成に転向したことによっている。

1994年6月とその10年前の1984年7月では流入水質に大きな差はなく、主な相違点としては、①マクロベントス現存量が1.6倍に増加し、特にアサリは4倍になっている。ちなみに干潟を利用する漁業協同組合の貝類漁獲量も1.6倍程度に上昇している。②大型海草(アマモ)・藻類(アオサ)がそれぞれ9%、3%程度に減少している。③付着微小藻類が大幅に増加している。といった3点が挙げられる(表1)。これらの比較から、二次処理的機能

が高まった理由としては上述①の要因が考えられ、三次処理的機能が低下した理由としては②の要因が考えられた。1984年当時の大型海草・藻類の生産速度は佐々木²⁾によって報告されているが、これをDTN吸収速度と等しいと仮定すると、1994年のDTN収支は $3.2 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ 減少し、TN収支は $-0.9 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ から $-4.1 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ となり、1984年の結果に近づく。③の付着微小藻類は底泥および水中から栄養塩類を摂取するため三次処理的機能を向上させると考えられるが、この結果ではそうになっていない。これは4.2で示す生態系モデルの解析により、付着藻類が巻き上げによってろ過食性マクロベントスの餌料となることでその現存量を増加させ、間接的に二次処理的機能を高める効果がより強かったためと推測される。

この図7に示したPON、DTN、TN生成消失速度と表1の生物現存量の比較は、干潟の水質浄化機能が定常的なものではなく、二次処理的機能は主としてろ過食性マクロベントスによって、三次処理的機能は大型海草・藻類の繁茂の程度によって大きく変化することを示している。次に同様の比較について生態系モデルで解析した例⁶⁾を紹介する。

4.2 干潟生態系モデルによる解析例

日本の干潟生態系モデルの多くは、オランダ、エムス干潟の物質循環を扱った Baretta and Ruardji¹¹⁾のモデルを参考としている。このモデルでは干潟生態系を構成する生物要素(ろ過食性マクロベントス、堆積物食性マクロベントス、メイオベントス、バクテリア、付着微小藻類、大型海藻(草)類、デトリタス、植物プランクトン、動物プランクトン)や、化学要素(間隙水中および水中の栄養塩

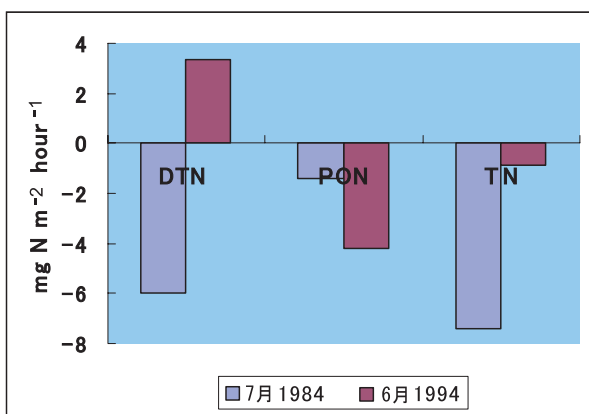


図7 三河湾一色干潟における1984年7月と1994年6月における各態窒素収支における生物変化項(Bc)の比較。(DTN: 溶存態総窒素 PON: 懸濁態有機窒素 TN: 総窒素)

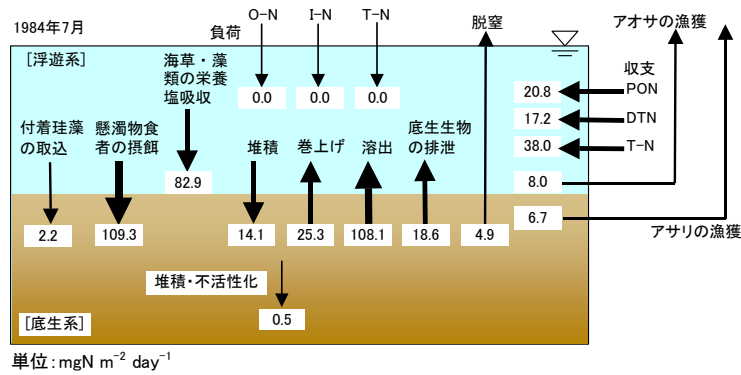
表1 1984年7月と1994年6月における三河湾一色干潟域の底生生物および大型海草・藻類現存量。(単位: gN m⁻²)

生物項目	1984年7月	1994年6月
バクテリア	0.096	0.021
付着微小藻類	0.183	↑ 3.386
メイオベントス	0.076	0.013
マクロベントス	4.010	↑ 6.465
ろ過食性者	3.334	↑ 5.080
(アサリ)	0.750	2.997
表層堆積物食者	0.131	0.628
下層堆積物食者	0.015	0.304
肉食者、腐食者	0.530	0.455
底生生物合計	4.365	9.885
大型藻(草)類	1.680	↓ 0.124
アオサ類	0.580	0.023
アマモ、コアマモ	1.100	↓ 0.101

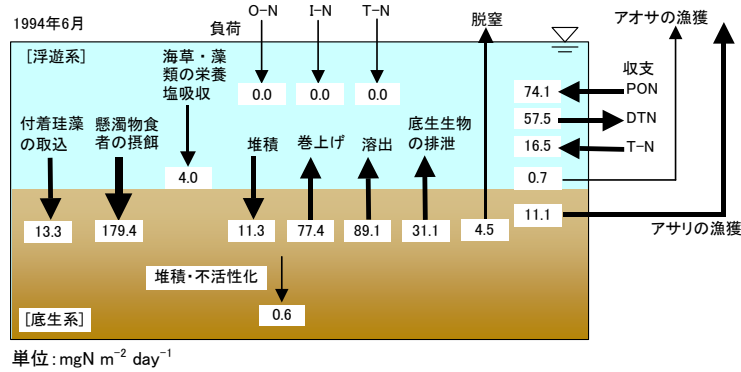
類、溶存酸素)をめぐる物質循環構造や加入・成長・死亡・摂食・呼吸・排泄・分解等の個別代謝過程、沈降・巻き上げ・吸脱着・拡散等の物理・化学的特性についてそれぞれ定式化し、その上で、個々の要素ごとに収支方程式をたてて、それらを連立させて解いている。

図8(a), (b)は観測された生物・化学要素現存量をもとに、干潟生態系モデルにより1984年と1994年の窒素循環・収支を計算した結果である。正確には文献⁶⁾の結果ではなく、そのモデルをもと

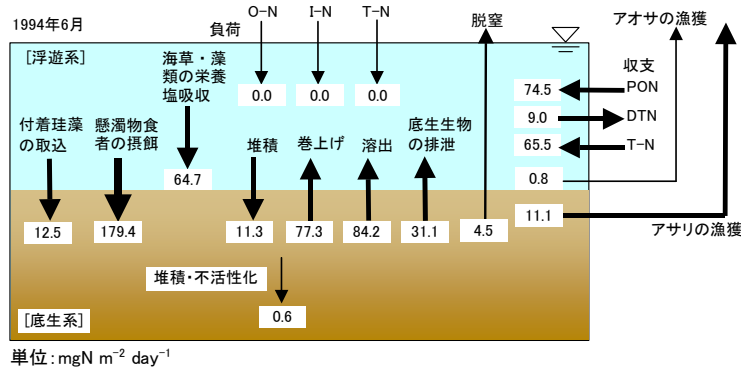
に、2002年度に愛知県水産試験場にある干潟メソコスム(図9)で得られた観測結果による再現性の検証によって、パラメーターの一部を変更して再計算した結果である。ボックスモデルによる生物変化項の値(図7)との比較は、各図右側に「収支」と表現してある各フラックス値で行える。単位を $\text{mgN m}^{-2} \text{day}^{-1}$ から $\text{mgN m}^{-2} \text{hour}^{-1}$ にそろえて比較すると、全体として生態系モデルによる値が低めではあるが、1984年のDTN収支を除いては、値や傾向も良く一致している。1994年は1984年に



(a) 1984年7月の窒素循環・収支



(b) 1994年6月の窒素循環・収支



(c) 1994年6月の海草・藻類現存量のみを1984年7月の値に置き換えた時の窒素循環・収支

図8 三河湾一色干潟域での異なる時期,異なる生物現存量下での干潟生態系モデルによる窒素循環および収支の推定.

比べ、PON 除去能力が 3.6 倍 ($21 \rightarrow 74 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) 高くなっているが、DTN 除去能力は $17 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ の消失から逆に $58 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ の生成になり、TN 除去能力も $38 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ から 43% の $17 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ に低下している。干潟域内部の物質循環フラックスを見てみると、このように収支が変化した理由は、流入水質は同じと仮定しているため、主としてろ過食性マクロベントス（懸濁物食者）による摂食量の増大 ($109 \rightarrow 179 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) と、大型海草・藻類の栄養塩摂取の低下 ($83 \rightarrow 4 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) によっており、ろ過食性マクロベントスによる摂食量の増大には、間接的に付着藻類の巻上げ量の増加 ($25 \rightarrow 77 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) も関与していることがわかる。

モデルの最大の利点は様々な思考実験が可能という点にある。1994年6月のマクロベントスの存在と、1984年7月の大型海草・藻類の存在が競合しないという仮定に基づき、1994年6月の海草(藻)現存量だけを1984年7月の現存量に置き変えた数値実験(図8(c))では、やはり大型海草・藻類の存在によって、TN 収支で表される三次処理機能が大幅に向上 ($17 \rightarrow 66 \text{ mgN m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) することが予測された。三河湾のアマモ場面積は1959年の 8,648 ha から1989年には 4.9% の 422 ha に急減しており、2002年にはさらに 197 ha に半減している。図10は、現在三河湾奥部に残存するアマモ場の様子である。したがって、1984年時点はすでにアマモ場が大きく減少していた時期¹²⁾にあたるため、それ以前では湾全体の栄養塩循環や収支にもかなり大きく関与していたと推定される。

本題からは逸れるが、干潟域の物質循環を評価するために干潟生態系モデルを使用するには、十分な底生系・浮遊系の観測データと生態系モデル以外の計算手法による収支結果比較による再現

性の検証が必須である。多くの不確定パラメータを持つモデルでは、四季に一回程度の少ない干潟観測データによる現存量比較だけでモデルの再現性が検証できるとは言えない。その点干潟メソコスムは、時系列的に詳細な観測や収支計算を行うことができるので、再現性の検証を行うためには有効なツールである。

4.3 干潟域におけるアマモ場の最適バランス

アサリも増え、アマモも増えることが、干潟域の水質浄化機能の発現にとって理想的である。しかし、4.1で紹介した例では、二次処理的機能と三次処理的機能とは同一の海域では競合する可能性を示唆している。1984年から10年経過した1994年に大型海草・藻類が大きく減少した理由は不明であるが、1994年のろ過食性マクロベントス現存量の水準向上は、大型海草・藻類の減少が干潟表面への光量を増加させ付着藻類生産を高め、それらが再懸濁するとともに、吸収されなくなった無機栄養塩類が植物プランクトンの生産に振り向けられることによって、餌料環境が向上したためと思われる。二枚貝漁場の面積を人為的に増加させたため、アマモ場が消失した可能性もある。現在の重要課題である貧酸素水塊の抑制にとって干潟域の水質浄化機能の向上は不可欠であるが、二次処理的機能と三次処理的機能のバランスについては、陸域からの負荷量水準の変化も考慮しながら望ましい姿を模索する必要がある。その際、浮遊系と底生系を結合した湾全体の水質シミュレーション(例えば、相馬ら¹³⁾)が評価手法として有効になるだろう。水質浄化機能だけでなく生物生産機能や生物多様性の面からみると、どちらかに偏るのは妥当ではないだろう。アマモ場が魚類幼稚子の生育場としての重要な機能^{14), 15)}も有することを考慮すると、1994年以降のアマモ場が衰



図9 干潟生態系モデルの再現性の検証に用いた愛知県水産試験場の干潟メソコスム。(室内干潟環境再現施設)



図10 三河湾奥海域に残存するアマモ場。(過去はこのような場が沿岸域の至るところに見られた。)

退した干潟域の状況が良いとはいえない。また逆に、人の手が全く入らなくなるとアマモ場は拡大し、流動の停滞により底質が還元的になってかえって生物生産や水質浄化機能も落ちてしまうケースも見受けられる(鈴木, 未発表)。玉置ら¹⁶⁾は、アマモ場における肥料採取等による適度な人為的攪乱がアマモ群落の空間構造を多様化させ、より生産性の高い豊かな海にしているという「里海」としての可能性を示唆している。

今のところ推測の域を出ないが、干潟域の水質浄化機能や生物生産機能が最大に維持されていたのは、宍道湖等で見受けられたようなモク採り¹⁷⁾のようにアマモを間引き、肥料として陸域に戻していた頃の状態ではないかと考えられる。

5. 赤潮発生時の干潟域の浄化機能

三河湾や伊勢湾では頻繁に赤潮が発生し、赤潮の終焉とともに底層の貧酸素化が進行するが、このような異常時にも干潟は浄化機能を発現するのだろうか。この疑問に対する回答は、観測時が偶然赤潮発生時にあつた伊勢湾小鈴谷干潟の1996年9月のボックスモデル解析結果に見ることができる(図6右図)。この時は *Skeletonema costatum* および *Thalassiosira* spp.の濃密な珪藻赤潮が発生しており、純生産速度はかなり高い。(30.6 mgN m⁻² hour⁻¹ ≒ 4.4 gC m⁻² day⁻¹)

この時の小鈴谷干潟の1日当たりの収支をみると、PON収支におけるBpの値は-21.5 mgN m⁻² hour⁻¹という大きな消失で、平常であった1996年6月の観測時(図6左図)や一色干潟での値(図5)よりも2.2~3.4倍高い値であった。TN収支をみると、1996年6月時はPON消失速度(Bp)に見合うDTN生成速度(Bp)がほぼバランスし、TN収支では僅かな生成(1.3 mgN m⁻² hour⁻¹)であったが、9月は-28.0 mgN m⁻² hour⁻¹と大きな消失速度を示した。これは珪藻の高い光合成によるDTNの取込みが大きかったこと、ろ過食性マクロベントスによるPONの摂取が純生産に良く追従して大きくなったこと、またすぐにそれが溶存態として水中に回帰していないことなどによっている。このような働きにより、降雨等により栄養塩類が海域に供給され、赤潮のような広範囲かつ急激な懸濁有機物負荷が発生しても干潟域はそれをすみやかに除去し、沖合への流出を抑制するとともに、海水中への急激な栄養塩の回帰を抑制する緩衝作用によって、沖合部の急激な貧酸素化を防いでいると思われる。

6. 水質浄化機能の大きさ比較

6.1 二次処理的機能の経済評価

浄化機能をmgN m⁻² hour⁻¹とかkgN day⁻¹という単位で示しても、それらが一体どの位のものなのかは理解しづらい。そこで、上述の一色干潟についての懸濁物除去能力を経済的側面から評価した例を紹介する。青山ら¹⁸⁾は一色干潟全体(10 km²)での懸濁物除去能力(約988 kgN day⁻¹)と、標準活性汚泥法による下水道処理施設との比較を試みた。これによると、浄化能力は日最大処理水量75.8千t、計画処理人口10万人、処理対象面積25.3 km²程度 of 下水処理施設に相当し、最終処理施設の建設費が122.1億円、同維持管理費5.7億円と試算された。さらに、下水道施設としては、用地費、管きよ費、ポンプ施設、同維持管理費が必要になり、埋立地に建設し、管きよ延長を200 kmと仮定すると、総額878.2億円と試算されている。ちなみに、この下水道施設との比較計算は佐々木¹⁹⁾や今尾ら²⁰⁾に詳しい。換算の根拠とした懸濁物除去能力は3. で述べたBcであり、純生産分を考慮したBpではより大きな金額となり、さらに赤潮発生時には上述したように、この数倍の機能を持つため、この数字は極めて控えめな値である。また、この比較で注意すべきことは、下水道処理施設は化石エネルギーを使用した高濃度少量排水の集約的処理を前提としている点である。干潟域の水質浄化機能は人為的エネルギーを使用せず、潮汐エネルギーで大量かつ低濃度の海水を短時間で処理しているため、上記の費用で同様な機能を実現できるものではない。

6.2 生物ろ過速度と物理的海水交換速度

湾内からの懸濁物の除去能力という視点で、一色干潟域のマクロベントスによる生物的な海水ろ過速度を三河湾口における物理的な海水交換速度と対比してみた例もある。

三河湾の成層期は密度流循環が卓越し、松川²¹⁾は塩分収支から湾口下層から流入した海水は約22日で湾外へ流出すると計算しており、この値は2,630 m³ sec⁻¹に相当する。宇野木²²⁾もほぼ同様な手法で、海水交換速度として1,169 m³ sec⁻¹という値を得ている。ちなみに、マルチレベルモデルによる数値模擬実験¹⁾では、三河湾口における恒流は風向により1,600 m³ sec⁻¹~2,600 m³ sec⁻¹の上出入と計算されており、これらは比較的良く一致している。一方、チャンパー実験⁷⁾により、一色干潟単位面積当たりの海水ろ過速度は、3.4 m³ m⁻² day⁻¹と求められた。ちなみに、佐々木²⁾

はこれより高い $5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ という値を報告している。ろ過食性マクロベントス現存量の高い干潟および、その周辺の潮下帯を含む一色干潟域を約 10 km^2 とすると、松川が求めた成層期の海水交換速度の15%~22%に、宇野木が求めた値では34%~50%に相当する。三河湾全体面積の1.7%に過ぎない一色干潟だけでも、その生物学的ろ過は物理的海水交換に匹敵する値となる。面積と機能は単純な比例関係にはなく、干潟域は狭くても湾全体の物質循環に大きな役割を果たしている。

三河湾東部では、1970年代の10年間に約 $1,200 \text{ ha}$ の干潟・浅場の埋め立てが行われたが、三河湾の赤潮発生と貧酸素水塊の規模はそれと時期を同じくして拡大した。消失海面 $1,200 \text{ ha}$ は三河湾全体の2%にしか相当しないが、そこに生息していた二枚貝類等による生物学的海水ろ過速度は、現在の一色干潟での単位面積当たりのろ過速度で計算すると、夏季の三河湾湾口における物理的海水交換速度の19%~43%、過去の埋め立て海面における漁獲量から現存量を補正したろ過速度では65%~145%に相当すると推定²³⁾される。このろ過食性マクロベントスによるろ過機能の喪失により、流入負荷や内部生産による水中懸濁物質の増加が生物学的に制御できなくなり、三河湾の酸素環境を激変させた可能性が高い^{23), 24)}。底生生物群集がその摂食活動により内湾水中のプランクトン群集や栄養塩濃度を変化させ、湾全体の物質循環にも大きな影響を与えているという報告例²⁵⁾⁻²⁹⁾があるが、三河湾は皮肉にも環境悪化の面からそのことを実証した例と言える。

7. 三河湾における今後の課題

三河湾においては、1970年代の干潟域の埋め立ては単にその場の水質浄化機能を喪失させただけでなく、そこから湾全域に供給される二枚貝類浮遊幼生供給量を低下させ、湾全体の水質浄化能力を低下させた可能性がある³⁰⁾。また近年、過去の浚渫による埋め立て土砂採取跡が無酸素化し、周辺の健全な干潟域生態系に大きなダメージを与えている事例も報告されている³¹⁾。

貧酸素化の抑制にとって陸域負荷のさらなる削減が効果的なのか、干潟・浅場・藻場造成や浚渫窪地修復による海域の水質浄化能力の回復が効果的なのか、といった議論がなされているが³²⁾、今のところいずれも定性的論議に終始している。しかし、赤潮発生と貧酸素水塊が干潟・浅場の埋め立てと時期を同じくして拡大した歴史的経過、総量

規制等の効果により、三河湾の現在の流入負荷レベルはすでに1970年代の水準にまで低下しているという試算や、排水処理過程でのN、Pバランスの歪みによる海域浮遊生態系の変化の危惧もあり、海域の水質浄化能力の回復に、より重点を置くことがより経済的かつ合理的な環境改善手法ではないかと考えられている。今後の三河湾の環境管理上の重要な課題であろう。

謝辞

本稿に記した研究を行うにあたり、共同研究者の諸兄はじめ、干潟域のボックスモデル解析については元中央水産研究所海洋生産部佐々木克之・松川康夫両博士に、干潟生態系モデル解析については東海大学海洋学部中田喜三郎博士に多くの助言を頂いた。また、図表の一部は(株)日本海洋生物研究所今尾和正博士、(株)いであ畑 恭子博士にご提供頂いた。ここに記して感謝する次第である。

注1: 河川水が流入する内湾ではこれに伴う海水密度の差が生じ、上層では湾奥から湾口に向かい、下層では逆に湾口から湾奥に向かう流れが発達する。このことをエスチュアリー循環と称する。エスチュアリーは日本語では河口域とよぶ場合もあるが、普通思い浮かべる河口域よりも意味が広く、東京湾、伊勢湾、有明海などの湾も含まれる。

引用文献

- 1) 鈴木輝明(1998)貧酸素化. 沿岸の環境圏, 平野敏行(編), フジテクノシステム, 475-479.
- 2) 佐々木克之(1989)干潟域の物質循環. 沿岸海洋研究ノート, 26, 172-190.
- 3) 青山裕晃・鈴木輝明(1996)干潟の水質浄化機能の定量的評価. 愛知県水産試験場研究報告, 3, 17-28.
- 4) 青山裕晃・甲斐正信・鈴木輝明(2000)伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能. 水産海洋研究, 64, 1-9.
- 5) 中田喜三郎・畑 恭子(1994)沿岸干潟における浄化機能の評価. 水環境学会誌, 17, 158-166.
- 6) 鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子(1997)干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化—三河湾一色干潟における事例—. 海洋理工学会誌, 2, 63-80.
- 7) 青山裕晃・鈴木輝明(1997)干潟上におけるマク

- ロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定. 水産海洋研究, 61, 265-274.
- 8) 木村賢史・三好康彦・嶋津暉之・赤沢 豊(1991)人工海浜の浄化能力について(2). 東京都環境科学研究所年報1991, 141-150.
- 9) 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正(2000)マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海部における事例研究—. 水産海洋研究, 64, 85-93.
- 10) 今尾和正・鈴木輝明(2004)貧酸素化海域の浅場の造成法. 水産工学, 40, 185-190.
- 11) Baretta, J. W. and P. Ruardij (1988) Tidal Flat Estuaries. Simulation and Analysis of the Ems Estuary. *Ecological studies*, 71. Springer & shy; Verlag. (日本語訳 中田喜三郎 監訳:干潟の生態系モデル, 生物研究社, 1995)
- 12) 武田和也(2005)三河湾の漁場環境の推移—干潟・浅場及び藻場を中心に—. 愛知大学総合郷土研究所 紀要, 50, 231-238.
- 13) 相馬明郎・関口泰之・垣尾忠秀(2005)貧酸素海域の生態系評価を目的とした内湾複合生態系モデル“ZAPPAI(雑排)”の開発と適用—干潟創生、浚渫・覆砂、流入負荷削減施策に対する東京湾生態系の自律的応答と赤潮に対する耐性—. 海洋理工学会誌, 21-52.
- 14) 小松輝久(1998)沿岸漁場環境. 沿岸の環境圏, フジテクノシステム, 407-419.
- 15) 鈴木輝明・家田喜一(2003)三河湾奥に存在するアマモ場内・外の魚類群集の相違. 愛知県水産試験場研究報告, 10, 21-24.
- 16) 玉置 仁・新井章吾(2004)生物の蝸集効果に及ぼすアマモ場の群落構造の影響. アマモ場造成と生物多様性の保全, 海洋と生物, 153, 316-321.
- 17) 平塚純一・山室真澄・石飛 裕(2006)里海モク採り物語—五十年前の水面下の世界—. 生物研究社.
- 18) 青山裕晃・今尾和正・鈴木輝明(1996)干潟域の水質浄化機能. 月刊海洋, 28, 178-188.
- 19) 佐々木克之(1998)内湾および干潟における物質循環と生物生産(26), 干潟・浅場の浄化機能の経済的評価. 海洋と生物, 115, 132-137.
- 20) 今尾和正・鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・伊東永徳・渡辺 淳(2001)貧酸素化海域における水質浄化機能回復のための浅場造成手法に関する研究. 水産工学, 38, 25-34.
- 21) 松川康夫(1989)内湾域における物質輸送機構と窒素, 隣りの収支と循環に関する研究. 中央水産研究所研究報告, 1, 1-74.
- 22) 宇野木早苗(1998)内湾の鉛直循環流量と河川流量との関係. 海の研究, 7, 283-292.
- 23) 鈴木輝明・武田和也・本田是人・石田基雄(2003)三河湾における環境修復事業の現状と課題. 海洋と生物, 146, 187-199.
- 24) Suzuki, T (2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. *J. Environmental Quality*, 30, 291-302.
- 25) Cloern, J. E. (1982) Does the benthos control the phytoplankton in South San Francisco Bay? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9, 191-202.
- 26) Officer, C.B., T. Smayda and R. Mann (1982) Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9, 203-210.
- 27) Cohen, R. R., P. V. Dresler, E. J. P. Phillips and R. L. Cory (1984) The effect of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* on phytoplankton of the Potomac River, Maryland. *Limnol. Oceanogr.*, 29, 170-180.
- 28) Carlson, D. J., D. W. Townsend, A. L. Hilyard, and J. F. Eaton (1984) Effect of an intertidal mudflat on plankton of the overlying water column. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41, 1523-1528.
- 29) Alpine, A. E. and J. E. Cloern (1992) Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 37, 946-955.
- 30) 鈴木輝明・市川哲也・桃井幹夫(2002)リセプターモードモデルを利用した干潟域に加入する二枚貝類浮遊幼生の供給源予測に関する試み—三河湾における事例研究—. 水産海洋研究, 66, 88-101.
- 31) 武田和也・石田基雄(2003)土砂採取に伴う浚渫窪地における顕著な貧酸素化現象について. 愛知県水試研究報告, 10, 7-14.
- 32) 環境省水・大気環境局水環境課閉鎖性海域対策室(2006)海域における水質浄化技術等実証可能性検討調査.

(受付2006年7月20日, 受理2006年9月26日)