

非特定汚染源対策に係る手法について
—伊勢湾の富栄養化の防止に向けて—

関口 秀夫

三重大学生物資源学部
三重大学大学院生物資源学研究科

平成18年3月

三 重 県

(伊勢湾学セミナー設置運営懇談会・調査研究事業)

目 次	ページ
1. はじめに	-5
2. 非特定汚染源負荷の発生および排出	-8
2-1 汚濁物質の定義	
2-2 汚濁発生源の定義	
2-3 非特定汚染源負荷の分類と特徴	
2-4 非特定汚染源負荷の算定（汚濁原単位）	
2-5 汚濁物質の流達率とその評価	
3. 各種の非特定汚染源からの汚濁負荷	-20
3-1 降雨（雨水）	
3-2 山林・ゴルフ場	
3-3 水田	
3-4 畑地・茶畑	
3-5 樹園地	
3-6 牧草地・小規模畜舎	
3-7 市街地域	
3-8 流量、水質濃度、汚濁負荷量の関係	
4. 三重県の非特定汚染源負荷の対策	-31
4-1 伊勢湾の富栄養化の現状	
4-2 伊勢湾と他の海域の富栄養化の比較	
4-3 伊勢湾の富栄養化の問題点	
4-4 伊勢湾の富栄養化を決定している要因	
陸域からの汚濁負荷量	
流域下水処理場	
河川からの汚濁負荷量	
降雨による汚濁負荷量	
底泥からの栄養塩の回帰	
脱窒による窒素負荷の除去	
外洋起源の栄養塩	
平均滞留時間	

4-5 環境基準と達成率の問題点

4-6 非特定汚染源負荷の対策

農業地域

自然地域（山林等）

流入河川

海域（ノリ養殖漁業、その他漁業）

市街地域

4-7 汚濁原単位と統計データの問題点

5. むすびー課題と提言ー -79

課題1：富栄養化を阻止する施策

課題2：汚濁物質の流入負荷量削減に対する水質の応答

提言1：非特定汚染源負荷の削減計画-1

提言2：非特定汚染源負荷の削減計画-2

謝辞 -84

資料編（図表） -85

1. はじめに

1960-1970年代の高度成長期にかけて、また1985-1995年代のバブル経済期にかけて、半・閉鎖的水域の富栄養化が進行し、それに伴って貧酸素水塊や赤潮が頻発した。このような富栄養化の進行を阻止するために、各水域において水質総量規制が実施されるとともに、環境基準が設定された。各水域は利用目的を勘案してCODに係わる環境基準では3類型(A、B、C)に、窒素やリンに係わる環境基準では4類型(I、II、III、IV)に分類された。環境基準を達成するための基本的な対策は、陸域からの汚濁負荷量の削減であろう。半・閉鎖的水域の富栄養化の進行を阻止するために、指定水域においてはこれまで次のような一連の水質総量規制が第5次まで実施されてきた。現在、環境省では2006年開始予定の第6次水質総量規制を策定中である。

COD 総量規制、リン削減指導

第1次：1979年（昭和54年）開始

第2次：1985年（昭和60年）開始

第3次：1991年（平成3年）開始

COD 総量規制、窒素・リン削減指導

第4次：1996年（平成8年）開始

COD 総量規制、窒素・リン総量規制

第5次：2000年（平成12年）開始

環境省指定の10の湖沼・海域（東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の半閉鎖的水域、琵琶湖、霞ヶ浦など）においては、上記のように、1979年以来、水質総量規制が実施されており、現在まで継続して流域の発生・排出汚濁負荷量の制御と削減が求められている。流域からの汚濁負荷量は、特定汚染源負荷（工場や事業場など）と非特定汚染源負荷（山林や農地など）に分けられている。特定汚染源負荷量については届出られた汚濁負荷量から推計することができるが、種々の理由があって、非特定汚染源負荷量の推計は現在でも問題点が多く、汚濁負荷量の推計にも困難な点が少なくない。

種々の規制（技術的、行政的、政策的）により、例えば水質総量規制、排水基準の設定、下水道施設整備などにより、特定汚染源負荷量は減少していく傾向にある。一方、非特定汚染源負荷量はその発生が面的であり、発生源の種類、発生場所、発生段階がさまざまであるために、規制による削減効果が乏しく、またその制御や規制にも困難が伴う。非特定汚染源からの汚濁負荷量は、生活水準の向上、開発・利用による土地改変、都市化の進行などに伴って増加し、公共用水域へ排出される全汚濁負荷量の中で非特定汚染源負荷量の割合が高くなる傾向にある。流域からの汚濁負荷量の制御や削減のためには、汚濁負荷の発生・流出・排出の各段階における汚濁負荷量の正確な把握を含めた非特定汚染源対

策が重要になってきている。

非特定汚染源の発生・排出負荷量の推計に有効な方法として、主に行政において汚濁原単位方式が広く用いられているが、その問題点が理解されているとは言いがたい。例えば、なぜ汚濁原単位を用いるのか、汚濁原単位はどのようにして求められているのか、汚濁原単位の精度はどの程度なのか、汚濁原単位方式はどのような場合に有効で、どのような場合に有効でないのか。汚濁の発生・排出負荷量の推定には汚濁原単位と統計データ（人口や面積など）を用いるので、これらの統計データの精度も重要であるが、汚濁原単位の精度はそのまま直接に汚濁の発生・排出負荷量の精度に大きな影響をおよぼす。

公共用水域の環境基準を達成するためには、非特定汚染源の汚濁負荷量の削減が必要であり、そのためには、非特定汚染源負荷の発生過程や流出過程の解明とその定量化が求められている。また、半・閉鎖的水域では流入汚濁負荷量の増加によって富栄養化の進行とそれに付随した底層での貧酸素塊の発達を観測されているが、これらを阻止するには、個々の汚濁発生源における発生・排出負荷量の削減と同時に、下水道施設の整備・拡充などによる排水処理施設の拡大と充実が望まれる。この点からも、非特定汚染源の汚濁負荷の発生機構および流出・排出機構の解明、汚濁負荷量の制御と削減の技術・システムの開発が望まれている。

しかし、一方において、陸域からの汚濁負荷量（COD、窒素、リンなど）は削減対策によって明らかに減少しているにも拘わらず、後に詳しく言及するが、水域の窒素やリンの濃度はこれに対応した低下を示していない。水域、とくに半閉鎖的海域の海水は陸域と接すると同時に、外海・外洋とも接しており、海水交換などを介して外海に影響を与え、また外海から影響を受けている。これまで暗黙のうちに、半閉鎖的海域に存在する窒素やリンなどの栄養塩類はすべて陸域起源であると考えられてきたが、はたしてそうであろうか。陸域からの栄養塩類の供給がなくともこれらの半閉鎖的海域には他の起源から供給されている栄養塩類が存在するとすれば、事実そのとおりであるが、これまでの水質総量規制による汚濁負荷量の削減対策では期待どおりに海域の汚濁物質の濃度の減少を実現することは困難になるであろう。つまり、富栄養化の進行を阻止するには、陸域からの汚濁負荷量の削減とともに、海域における内部生産を含めて、海域における窒素やリンの循環過程を解明し、各過程の定量化が重大な問題となってくる。

伊勢湾の再生をめぐるっては、環境保全の視点、社会経済的視点、開発利用あるいは防災の視点などから、さまざまなイメージがあり、これらのイメージは相互に重なる部分もあるが相反する部分もあって、これらのイメージが統合されて焦点を結ぶことは困難な状況にある。しかし、伊勢湾を含めて、本邦の沿岸水域の環境保全の目標として「富栄養化の防止、貧酸素の解消された海」を掲げることには、いずれの視点から伊勢湾の再生イメージを形成するのであれ、一致した賛同が得られるであろう。伊勢湾の富栄養化の防止はあくまでも伊勢湾の再生、よりよい環境保全と地域住民の共生が目的である。

以上に言及したような背景の下に、本報告書「非特定汚染源対策に係る手法について一

伊勢湾の富栄養化の防止に向けて一」は、先ず最初に、「2. 非特定汚染源負荷の発生および排出」について述べ、次に「3. 各種の汚染・汚濁源からの汚濁負荷」、これらの記述を踏まえて、「4. 三重県の非特定汚染源負荷の対策」に言及し、最後に「5. むすび一課題と提言一」をまとめる。

2. 非特定汚染源負荷の発生および排出

2-1 汚濁物質の定義

汚濁物質あるいは環境汚染物質は大きく分けて、2つに分類される。ひとつは、TBTなどの有機スズ化合物、DDTやPCBなどの有機塩素化合物のような、もともと自然界には存在していなかった人工合成化合物である。もちろん、放射性核種、プラスチック廃棄物、農薬、地盤強化剤、内分泌攪乱（環境ホルモン）様物質も、これに含まれる。他は、自然界にもともと存在していたが、人類の種々の活動によって自然界での量や循環が影響を受け、環境にさまざまな歪みを生じさせている物質である。これらの物質による汚濁・汚染として、重金属汚染、重油汚染、水質汚濁などがあり、富栄養化の元凶となっている窒素やリン、重金属を含む産業廃棄物の多くがこの範疇の物質にあてはまる。

(1)もともと自然界に存在していた物質

- a. 重金属汚染
- b. 油汚染：タンカー座礁、オイル漏れ等
- c. 水質汚濁：栄養塩類、有機物過剰、富栄養化、養殖による自家汚染や薬剤汚染、温排水、塩素殺菌等

(2)もともと自然界に存在していなかった物質

- a. 人工合成化合物（有機塩素系物質、内分泌攪様物質）
- b. 放射性核種
- c. 農薬、除草剤、殺虫剤、合成肥料、地盤強化剤等

言うまでもなく、水質汚濁の主な原因は富栄養化である。富栄養化は単に排水による水質汚濁ではなく、排水として窒素やリンが湖沼、河川、沿岸水域に多量に流入するために生じた植物プランクトンの異常増殖によるものである。湖沼、河川、沿岸水域に流入する排水には、生活系排水、産業系排水、畜産系排水などがあり、これらの排水による水質汚濁は、高度経済成長によって増加した。水質汚濁は水中の懸濁物（粒子状有機物）による水質汚濁であり、CODやBODの増大もしくは透明度の低下として測定される。水質汚濁の原因は次のようにほぼ5つに分けることができるが、いずれも、これらの原因によって増加した水中の粒子状有機物は最終的には湖・川底や海底に沈積し、細菌を含めた微生物がこれらが無機物に分解する際に大量に溶存酸素を消費するので、底もしくはその直上水の溶存酸素が枯渇するので、しばしば貧酸素水塊が発達する。

- (1)未処理の有機物を含む排水（生活系、産業系、畜産系など）：紙パルプ工場からの排水のように、多量に有機物を含む排水が河川や沿岸水域に流入し、水中の有機物が増加し、結果として水質が悪化する。

- (2)公共下水道で処理された排水：排水中に含まれている無機態の窒素やリンが、多量に有機物を含む排水が湖沼、河川、沿岸水域に流入し、植物プランクトンが異常増殖し、水中の粒子状有機物が増加し、水質が悪化する。
- (3)埋立・干拓による干潟や藻場の消失：自然界の浄化場である干潟や藻場の消失は、浅海域の浄化力（有機物の無機化）を低下させ、結果として水質を悪化させる。
- (4)流域における砂防・防災・護岸等の事業：流域全体としての、森や陸地—河川—沿岸水域の連関に組み込まれていた水・物質収支を悪化させ、結果として水質を悪化させ、沿岸水域において深刻な環境破壊を促進している。
- (5)降雨を通じての自動車や工場の排気ガスに由来する窒素等の添加

東京湾や瀬戸内海（大阪湾を含む）においても同様であるが、伊勢湾に持ち込まれている汚濁負荷のほとんどは産業系排水と生活系排水である。いずれの海域も 1979 年の水質総量規制以降、陸域からの汚濁負荷量は減少しているが、東京湾や瀬戸内海に比べて伊勢湾の減少はそれほど明瞭ではない。しかし、以前と異なって今日では、生活系排水による負荷量が産業系排水のそれを上回っている（図 1）。これにはいくつかの原因と理由があるが、種々の規制（技術的、行政的、政策的）を通して汚濁負荷量の削減対策が取りやすい産業系排水に対して、生活系排水には、産業系排水と同じ特定汚染源負荷に分類されるとはいえ、その種の規制措置が実効を伴わないにくいことに主たる原因がある。伊勢湾に持ち込まれている汚濁負荷量は、平成 11 年実績では、1 日あたり 229 トン(COD)である。その中で三重県の排出分は 45 トン(COD)であり、伊勢湾への汚濁負荷量の大部分は愛知県からのものである。三重県の場合は、公共下水道整備率が 10%前後ときわめて低く（平成 9 年現在）、全国でも下から数えたほうが早いような状況なので論外であるが、近年の環境問題に対する意識の高まりもあって、下水道施設の整備が徐々に進み、処理済みの排水は伊勢湾に排出されているが、全体の排水量に比べれば依然として低いのが現状である。

2-2 汚濁負荷発生源（特定汚染源および非特定汚染源）の定義

汚濁負荷は、その発生源にもとづいて、特定汚染源と非特定汚染源に由来する負荷に区分される。インターネット上の EIC ネット「環境用語集」によれば(<http://www.eic.or.jp/ecoterm>)、特定汚染源負荷と非特定汚染源（面源、非点源、ノンポイント汚染源とも呼ばれている）負荷は次のように定義されており、恐らくは現在最も普及している定義がこれである。これまでの関係資料の中には、非特定発生源と同じ意味で「自然汚濁」という用語を使用している例もあって、用語の使用が錯綜している。

「汚濁物質の発生源は、工場などからの排水・排煙、家庭からの生活系排水など排出源を特定しやすい特定汚染源と、山林・農地や道路・市街地等からの流出水といった排出源を特定しにくい非特定汚染源とに分類される。非特定汚染源は面汚濁源（面源）とも呼ばれ、

これまで対策が遅れていた。具体的には、道路の交通に起因する騒音等、屋根・道路・グラウンド等に堆積した汚濁、農地・山林・市街地などにおける落ち葉・肥料・農薬などを含み、汚濁源が面的に分布し、風雨などによって拡散・流出して負荷の原因となる場合もある。下水道における雨水幹線の整備や農業用水の循環利用といった個々の対策が推進されつつあるが、面源といった特性から、汚濁発生源が広範囲でしかも負荷流出のメカニズムが極めて複雑なため、面源負荷量の定量化が難しい。面源負荷に関する既往の調査・研究資料の整理、負荷流出特性調査およびリモートセンシング等を利用した土地利用・面源負荷分布の把握を行うとともに、これらのデータに基づいて面源負荷量の解析ならびに面源負荷削減対策の検討・評価が必要である。」

つまり、環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイド」にも明記されているように、非特定汚染源負荷は「汚濁物質の排出地点を特定しにくく、面的な広がりをもつ市街地、農地、山林などの地域を発生源とする負荷や、降雨などの際に大気から降下してくる負荷」と定義できる。したがって、非特定汚染源負荷の主な特徴として、以下の9項目を上げることができる(和田安彦(1990):「ノンポイント汚染源のモデル解析」、技報堂)。

- (1)非特定汚染源負荷は、天候により、間欠的にかつ面的に広がった状態で発生し、地表流水系に流入する。
- (2)非特定汚染源負荷は土地利用が高度化しているところで発生し、地表流水系に流入する前に地面の上を流れる。
- (3)非特定汚染源は発生源でチェックできるが、その地点を特定することはできない。
- (4)非特定汚染源の汚濁発生負荷量の制御は特別な地点で行わなければならない。
- (5)一般的には、非特定汚染源の汚濁に対してもっとも効果的にかつ経済的な制御方法は、郊外・農村部では土地の開発・利用の規制である。
- (6)非特定汚染源に対する効果的なモニタリングは、流出過程で行うよりも発生過程に対して行うことである。
- (7)非特定汚染源の流出汚濁負荷量を排水規制で制限することはできない。
- (8)非特定汚染源の汚濁負荷量は、多かれ少なかれ気象条件により決まるので、汚濁負荷の性状は場所や時期により変動する。
- (9)非特定汚染源の汚濁負荷は土地の大規模な開発・利用に起因して継続的に起こり、小規模な工業用地から間欠的に発生する汚濁とはその性状が異なる。

2-3 非特定汚染源負荷の分類と特徴

非特定汚染源負荷は、発生源あるいは発生機構に基づいてさまざまに分類できるが、大まかに10項目の負荷(自然系負荷、土壌系負荷、大気系負荷、降雨系負荷、農業系負荷、

廃棄物負荷、都市系負荷、都市排水系負荷、都市河川系負荷、開発系負荷)に分類できる。これらの非特定汚染源負荷は、環境庁水質保全局水質管理課(1990)の「非特定汚染源負荷調査マニュアル」や和田安彦(1990)の「ノンポイント汚染源のモデル解析」(技報堂)によれば、次のように3項目の汚染負荷(自然系の汚濁源負荷、非都市部での汚染源負荷、都市部での汚染源負荷)に再分類できる。

1. 自然系の汚濁源負荷

- a. 自然系負荷：森林等の動植物、土壌などからの流出負荷であり、河川の自然負荷(バックグラウンド)とも呼ばれ、非特定汚染源負荷としては除かれる場合が多いが、流量の大きい河川では無視できない汚濁負荷である
- b. 土壌系負荷：降雨や河川流出による土壌の侵食で発生する汚濁負荷である

2. 非都市部での汚染源負荷

- a. 放牧地：家畜の踏圧による土壌の水浸透能の低下、家畜の糞等に由来する有機物の地表面からの流出による汚濁負荷である
- b. 水田：大量に散布される化学肥料の栄養塩類等の地表・土壌浸透排水の水系への流出による汚濁負荷である
- c. 畑地：大量に散布される化学肥料の栄養塩類等の地表・土壌浸透排水の水系への流出による汚濁負荷である
- d. その他：多種・大量に肥料や農薬を散布するゴルフ場等での地表・土壌浸透排水の水系への流出による汚濁負荷である

3. 都市部での汚染源負荷

- a. 大気系負荷：工場や事業所などから排出される煤塵、粉塵、有害ガス等に由来する大気中の浮遊物や降下物などの汚濁負荷である
- b. 降雨系負荷：工場や事業所などから排出される煤塵、粉塵、有害ガス等が降雨に溶解して降下してくる汚濁負荷である
- c. 廃棄物負荷：処理・未処理の廃棄物に起因する汚濁負荷である
- d. 都市系負荷：交通等に起因する排気ガス、粉塵による汚濁負荷である
- e. 都市河川系負荷：河川に排出された生活系・産業系排水による汚濁負荷である
- f. 開発系負荷：各種の土木・建築の現場で発生する汚濁負荷である

4. 下水道での汚染源負荷

- a. 合流式下水道：高降雨時に、合流式の雨水吐きなどからの越流に起因する汚濁負荷である
- b. 分流式下水道：高降雨時に、雨水管からの越流に起因する汚濁負荷である

また、以上に言及した非特定汚染源負荷は、汚濁源の場所、汚濁負荷の存在形態、排出源をもとに、次のように分類できる（環境庁水質保全局水質管理課(1990)：「非特定汚染源負荷調査マニュアル」）。

1. 存在場所

1-1 直接流出する汚濁源の場所

2. 汚濁負荷の存在形態

2-1 水そのものに含まれるもの

(3)排出源：降雨（雨水）、地下水（湧水）、温泉水

2-2 地表面の堆積物とその流出物に含まれるもの

3. 排出源：道路、屋根、グラウンド、庭、駐車場、農地（水田、畑、樹園地）、牧草地、山林、裸地（原野、荒地、埋立地）、ゴルフ場、建設現場、採掘現場

1-2 流出した汚濁物質の堆積する場所

2. 汚濁負荷の存在形態

2-3 水路および管路の堆積物とその流出物

3. 排出源：河川、排水路（雨水、農業）、下水管（合流管、雨水管）

以上に言及した非特定汚染源の分類を念頭におき、これらの汚濁源負荷の発生過程、水系への流出過程とその相互の関連を示したものが図2である。非特定汚染源としての産地、農地、市街地、降雨、地下水から、特定汚染源としての過程、畜産、工業・商業、処理場までの汚濁負荷が、河川を經由して、一部は直接に海域に流入する。山林地域や農業地域からの汚濁負荷の流出は、地表流出と地下流出（土壌浸透）に区分され、それぞれに固有の流出機構を介して水系へ流出している。地表流出は、高降雨時あるいはその直後に、土壌の表面から汚濁物質が水系へ流出する現象を指している。一方、地下流出（土壌浸透）は、土壌に浸透して汚濁物質が水系へ流出する現象を指し、土壌の性状、天候や地形、さらには農業形態などによって水系へ流出する汚濁負荷量は大きく変動する。都市部での汚濁発生源には、基点としての排出（発生）源と汚濁物質が流出過程で堆積したものが排出源となっているものがある。汚濁物質の流出過程での排出源には、先にも言及したが、都市排水路への流入点である道路側溝、雨水枡、都市下水路、合流式・分流式下水道管きよ、都市内河川などがある。

結局、非特定汚染源負荷は、発生が面的な広がりをもたらし、発生原因が多岐わたること、降雨・雨水を介しての排出が多く、降雨パターンや雨水の水系への流出特性の影響を受け、湖沼、河川、沿岸水域などへの流出後は、他のさまざまな非特定汚染源負荷や特定汚染源負荷と混合する。つまり、降雨時には水系への各種の雨水流出系を介して、湖沼、河川ま

たは沿岸水域にすべての特定汚染源および非特定汚染源の負荷が集中してくる。

2-4 非特定汚染源負荷の算定（汚濁原単位）

インターネット上の EIC ネット「環境用語集」によれば(<http://www.eic.or.jp/ecoterm>)、汚濁原単位は次のように定義されている。

「汚濁物質の発生量を把握するときの手法として、発生に関与する活動あるいはものの存在に係数を掛ける方法が用いられる。これは、限られた条件のもとではあるが係数を実測しておけば、後は既存の統計資料を活用して汚濁物質の発生量を推計できるので、各種計画策定、環境アセスメントなどで広く採用されている。このときの係数を汚濁原単位、排出係数などと呼ぶ。例えば、1人1日通常的生活をしたときに排出する有機汚濁物質(COD・BOD)・窒素・リン、水田1haの面積から流出する窒素・リン、自動車が1km走行したときに排出する窒素酸化物・炭化水素類、あるいは電力を1KWh発電するときに排出する二酸化炭素などである。」

非特定汚染源は流域内に広く分布しており、種々の発生要因と流出・排出機構を介して汚濁負荷を排出しているため、汚濁原単位は地域特性や発生源に基づいて分類されている。非特定汚染源負荷量を算出するための汚濁原単位方式には、都市地域、農業地域、自然地域それぞれにおいて土地利用特性に基づいて分類したモデル地域（例えば、住居地域や水田地域など）から排出される非特定汚染源負荷を総括的に捉える方法「モデル地域排出負荷原単位法」と、負荷排出源の種類別の個別発生源の特性（例えば、道路、屋根、作物など）に基づいて捉える方法「個別負荷原単位法」がある。環境庁水質保全局水質管理課(1990)の「非特定汚染源負荷調査マニュアル」によれば、汚濁原単位は次のように分類されている。そこでは、それぞれの地域から排出される汚濁負荷量を算出するために、環境庁（省）の指導のもとに、「モデル地域排出負荷原単位法」と「個別負荷原単位法」を使用している。

湖沼等に流達する負荷

1. 特定汚染源負荷（省略）

2. 非特定汚染源負荷

2-1 流域から排出される負荷

2-1-1 都市地域排出負荷

2-1-1-1 モデル地域排出負荷

- a. 住居地域排出負荷原単位
- b. 商業地域排出負荷原単位
- c. 工業地域排出負荷原単位

2-1-1-2 個別負荷

- a. 道路排出負荷原単位
- b. 屋根排出負荷原単位
- c. その他排出負荷原単位

2-1-2 農業地域排出負荷

2-1-2-1 モデル地域排出負荷

- a. 水田地域排出原単位
- b. 畑作地域排出原単位
- c. 樹園地域排出原単位
- d. その他地域排出原単位

2-1-2-2 個別負荷

- a. 作物別排出原単位

2-1-3 自然地域排出負荷

2-1-3-1 モデル地域排出負荷

- a. 山林地域排出負荷原単位
- b. 草原原野地域排出負荷原単位
- c. その他地域排出原単位負荷

2-1-3-2 個別負荷

- a. 植生別排出負荷原単位
- b. 開発等による排出負荷原単位

2-2 直接に流入する負荷

2-2-1 降水負荷

2-2-2 大気からの降下物負荷

2-2-3 地下水流入負荷

2-2-4 その他内部負荷（水域内生物生産、底泥からの溶出等）

もちろん、汚濁原単位方式は汚濁物質の発生量ではなく負荷量を推定する方式なので、実際の汚濁負荷量を求めるには、発生量に加えて、流達率（流出率と流下率を掛ける）を考慮して汚濁原単位を求めなければならない。汚濁負荷量解析の流れを模式的に示したものが図 3 である。非特定汚染源の汚濁負荷量の汚濁原単位はいずれも kg/ha/年として表記され、これに統計データとしての面積(ha)を掛ければ年間の排出負荷量が算出される。これに対して、特定汚染源の汚濁負荷の原単位は、例えば家庭では g/人/日、工場では g/百万円/年、商業では g/従業員/年、処理場では浄化率%といった表記が行われ、これらにそれぞれ統計データとして人口（人）、年間の製造品出荷額（万円）などを掛ければ年間の排出負荷量が算出される。

ここで、汚濁負荷に関係したいくつかの重要な用語（発生負荷、排出負荷、流達負荷、

流達率、流出負荷)の定義をしておこう。河川経由の汚濁負荷として、これらの発生負荷、排出負荷、流達負荷、流出負荷の関係を模式的に示したものが図3である。この図で自然汚濁(面源)とされているものが、非特定汚染源からの汚濁負荷を指している。言うまでもなく、河川を経由せずに、直接に湖沼または沿岸水域に流出する汚濁負荷(降水負荷、大気降下物負荷、地下水流入負荷など)もある。

- (1)発生負荷量：汚濁発生源において発生する汚濁負荷量
- (2)排出負荷量：汚濁発生源の地域境界または地域境界から公共用水域に排出される汚濁負荷量である。したがって、排出負荷量は発生量に処理施設による汚染・汚濁物質の $(1 - \text{浄化率})$ を掛けたものである。
- (3)流達(流入)負荷量：汚濁解析の対象水域である河川または沿岸水域の境界に到達する汚濁負荷量である。したがって、流達負荷量は排出負荷量の合計に流達率を掛けたものであり、流達率は流達負荷量を排出負荷量の合計で割ったものである。流達率は流出率と流下率に分けて考えることもある。この場合、排出負荷量に対する流達(流入)負荷量の比が流出率であり、流達(流入)負荷量に対する流出負荷量の比が流下率である。したがって、排出負荷量と流達(流入)負荷量の差は河川または沿岸水域の境界に達するまでの浄化を、流達(流入)負荷量と流出負荷量の差は河川内あるいは沿岸水域内の浄化を意味している。
- (4)流出負荷量：河川の水質基点を通過する汚濁負荷量である。流出負荷量は排出負荷量の合計に流出率を掛けたものであり、これは流達負荷量に $(1 - \text{河川内浄化率})$ を掛けることを意味する。したがって、河川の水質は、流出負荷量が河川流量の影響を受けて拡散した結果として実現された水質である。

一般に非特定汚染源の汚濁負荷量の算出には、排出負荷原単位を用い、発生負荷原単位を用いることは少ない。これは、非特定汚染源負荷の発生段階(例えば、農地の土壌や散布された肥料、路面に堆積した粉塵等が負荷に変化する段階)の地点の特定が困難であり、その発生負荷量に関する定量的知見が乏しいためである。また、仮に発生負荷の汚濁原単位を確定できた場合でも、汚濁負荷の発生から排出に移行するまでの各段階の定量的把握は困難である。これらを踏まえて、非特定汚染源負荷量の算出には、河川、道路などに流出する汚濁負荷量を実測して得られた排出負荷の汚濁原単位を用いている場合がほとんどである(環境庁水質保全局水質管理課(2000)：湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン)。

汚濁原単位方式は主に行政において用いられており、個々の汚濁原単位や推計方法の詳細は一般には入手しにくく、県や流域単位で個別に行われていて、まとまった資料が少ない。環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷

対策ガイドライン」に参考資料として添付されている汚濁原単位表をもとに、各流域（実際には各県）の非特定汚染源の発生源別の汚濁単位の変動幅を整理したものが、次の表である。

各流域の発生源別の汚濁原単位 (kg/ha/year)

	山林	水田	畑地	市街地	雨水
COD 負荷量	6.13-66	20.7-352	3.99-49.6	18.8-378	18.8-86.38
全窒素負荷量	0.31-14	4.6-37.3	2.73-238	5.0-39.6	4.45-30.61
全リン負荷量	0.1-0.51	0.15-5.05	0.1-2.43	0.58-6.5	0.07-2.62

これらのデータに明らかであるが、非特定汚染源の1つの発生源に対して汚濁原単位はひとつではなく、各流域の値には10倍以上の違いがあり、特に水田や畑地では他の土地利用に比べてその変動幅が大きい。また、雨水の汚濁原単位の値が予想外に大きく、汚濁汚染源として無視できないことを示している。各汚濁発生源の汚濁原単位の値にこのような大きな変動幅があること、このような非特定汚染源の汚濁原単位の現状は、井上(2003)の「非特定汚染源の原単位の現状と課題」（日本水環境学会誌、26: 131-134）も示唆しているように、地域特性によって各汚濁発生源の汚濁原単位に違いが生じることを考慮してもなお、汚濁原単位の求め方、汚濁原単位の対象について、さらには汚濁原単位の精度などに問題があることを示している。言うまでもなく、非特定汚染源の汚濁負荷量は、降雨時とその直後に大きくなることがわかっており（大田・中津川(2002)：「出水時を含む水質成分負荷量と流域土地利用との関係について」、水工学論文集、46: 1-7）、汚濁原単位の算出において重要なのは、降雨時を考慮したデータなのか、また年間何回の実測データに基づいているのかなどである。ここに言及したすべては、当然、汚濁原単位の精度と結びついている。

現状の非特定汚染源の各種の汚濁原単位に10倍、ときには100倍以上の違いがあることを考慮すれば、汚濁原単位にどの値を用いるかによって、発生源別の汚濁負荷量が大きく変わることが予想できる。これは井上(2003)の「非特定汚染源の原単位の現状と課題」（日本水環境学会誌、26:131-134）に引用されている滋賀県の事例であるが、1991年の「滋賀の環境」に掲載されている水田の汚濁原単位を用いた場合と、他の発生源の汚濁原単位は同じと考えて、最近の水田の実測データに基づいた汚濁原単位を用いた場合を比較すると、前者の場合と異なって、後者の場合では農業系の汚濁負荷量が家庭系や自然系の汚濁負荷量を凌駕している。このことから明らかのように、現在用いられている非特定汚染源の汚濁原単位はこの程度の精度であり、このような汚濁原単位を用いた各種の汚濁負荷量の推計には見逃しがたい弱点が潜んでいる。したがって、将来の汚濁負荷量の予測や削減対策を決定する際には、その基礎となる発生源別の汚濁負荷量の推計値が正しくないと、誤った施策を行うことになる。

汚濁原単位の対象についても、問題は少なくない。通常は、非特定汚染源の汚濁原単位は山林、水田、畑地、市街地などに分類されている場合がほとんどであるが、畑地や山林についての汚濁原単位には問題が多い。畑地では多様な作物が栽培され、作物ごとに施肥量は大きく異なっている。例えば、硝酸態窒素の地下水汚染が問題になっている茶畑では、他の畑地に比較して明らかに窒素の施肥量が多く、発生汚濁負荷量も大きいと考えられている。流域に畑地の占める割合が高いときは、各種の畑地での汚濁原単位の実測も重要になってくる。また、ゴルフ場の扱いは流域によって異なっており、ゴルフ場に山林と同じ汚濁原単位を用いている流域と、畑地と同じ汚濁原単位を用いている流域がある。ゴルフ場と山林に、またはゴルフ場と畑地に同じ汚濁原単位を用いている場合、山林あるいは畑地がゴルフ場が変わっても発生汚濁負荷量は変わらないことになる。ゴルフ場の芝の維持には化学肥料が散布されているので、ゴルフ場を山林あるいは畑地と同じ汚濁原単位を用いることには疑問がある。したがって、流域にゴルフ場が占める割合が高いときには、この点を十分に認識しておく必要がある。

各流域で比較可能な、より精度のよい汚濁原単位を求めるには、測定手法を少なくとも各流域で統一する必要がある。幸いにも、環境庁水質保全局水質管理課(1990)の「非特定汚染源負荷調査マニュアル」には、山林、水田、畑地などの排出汚濁負荷の汚濁原単位についても調査方法が詳しく説明されているので、この調査方法に基づいた汚濁原単位の实測データが増えることが望まれる。言うまでもなく、非特定汚染源の汚濁負荷量の削減を効率的に進めるためには、汚濁負荷の発生機構および発生から排出までの諸過程を明らかにする必要があり、これと併行して汚濁負荷量および汚濁原単位の精度に関する実測調査に基づいた新たなデータの蓄積を図っていくことが重要である。汚濁原単位の精度は直接に汚濁負荷量の推計精度に大きく影響するので、国松・村岡(1990)の「河川汚濁のモデル解析」(技報堂)や環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」も指摘しているように、以下の点を常に念頭において汚濁原単位の設定を行うべきである。

- (1)汚濁原単位は、もともと特定の調査・研究で得られた実測データに基づいており、その精度は個々の調査・研究の目的に依存しているので、これらの実測データは必ずしも汚濁原単位として普遍的に適用できるものばかりではないことに留意すべきである。
- (2)非特定汚染源負荷に関する汚濁原単位は、土壌・植生条件、地理的・気候的・季節的条件、人為的管理条件などにより大きく影響をうけるので、必要に応じて実測調査を実施し、地域の諸条件を十分に反映した汚濁原単位を設定することが必要である。言うまでもなく、汚濁原単位は、季節変動を考慮して、年間を通じて実測されたデータに基づいたものが望ましい。
- (3)降雨時の流出負荷量は、これ以外の時期の数百倍以上に増加する場合があるの

で、汚濁原単位も降雨流出を考慮したものを設定すべきである。

(4)産業分野の技術革新、生活水準や習慣の変化などを汚濁原単位に反映すべきである。

(5)汚濁物質の化学的・物理学的形態によって汚濁成分の挙動が異なるので、これらも汚濁原単位の設定において考慮すべきである。

2-5 汚濁物質の流達率とその評価

先に用語の意味を整理したように、流達（流入）負荷量は汚濁解析の対象水域である河川または沿岸水域の境界に到達する汚濁負荷量と定義される。したがって、流達負荷量は排出負荷量の合計に流達率を掛けたものであり、流達率は流達負荷量を排出負荷量の合計で割ったものである。流達率は流出率と流下率に分けて考えることもあるが、両者の積が流達率である。この場合、排出負荷量に対する流達（流入）負荷量の比が流出率であり、河川に流れ出るまでの流出過程の浄化能の指標となる。一方、流達（流入）負荷量に対する流出負荷量の比が流下率であり、河川内を流れ下る流下過程の浄化能の指標である。したがって、排出負荷量と流達（流入）負荷量の差は河川または沿岸水域の境界に達するまでの浄化を、流達（流入）負荷量と流出負荷量の差は河川内あるいは沿岸水域内の浄化を意味している。つまり、途中過程の浄化能が高ければ流達率は低くなり、逆であれば流達率は高くなる。国松・村岡(1990)の「河川汚濁のモデル解析」（技報堂）は、流達率を決める場合の留意点を次のようにまとめている。

- (1) 一般に流域が広くなると、流達時間や流程距離が長くなるので、流達率が小さくなる傾向がある。
- (2) 晴天時に測定された流達率なのか、降雨時に測定された流達率なのか、降雨時も含めた通年の流達率なのか、測定時の状況を明確にしておく。
- (3) 自然負荷も人為負荷も同列に扱った流達率を用いることが多いが、できれば人為負荷に対する正味の流達率を用いたほうがその後の解析には都合がよい。

晴天時の流達率は 0.6 から 1.0 程度の値が報告されている。また、河川流量と流達率、河川勾配と流達率の間には正の相関が報告されているので、晴天時の流達率の測定においても比流量を明らかにしておくべきであろう。一方、降雨時の流達率は、一部の特殊例を除けば、0.6 から 1.0 程度の値が報告されている。また、ある程度以上の規模の河川での降雨水量（河川流量）と汚濁負荷量の間を見ると、水質は流量のいかんにかかわらず、流域内の人為的活動を反映したレベルでは比較的安定する傾向があるので、この関係を利用して河川流量あるいは降雨水量に応じた流達率を設定するのも一法であろう。次の表に国松・村岡(1990)の「河川汚濁のモデル解析」（技報堂）から引用した晴天時と降雨時の流達率の測定例を示す。

晴天時の流達率の実測例

降雨時の流達率の実測例

河川	流域面積 Km ²	人口密度 人/ha	流達率(%)			河川	流域面積 Km ²	流達率(%)		
			BOD	全窒素	全リン			COD	全窒素	全リン
埼玉不老川	56	31	48	55	33	琵琶湖流出水	3120	28	44	41
神崎川	54.2	9.2	20*	9	9	琵琶湖流入全河川	3120	64	83	110
京都山科川	53.8	9.3	19	-	-	加古川	1639	88	73	69
志染川	28.2	12.2	51	70	-	損保川	809	74	78	80
桑納川	26.0	38.3	70*	106	156	厚東川ダム	324	110	65	54
長尾川	14.6	1.5	9	7	-	恋瀬川	209	66	88	56
下松平川	6.8	12.8	13	36	16	山王川	12.5	70	66	77
川崎有馬川	5.1	86	64	94	94	園部川	7.8	57	86	87
塩田川	5.08	50	-	46	31					
武雄富岡川	1.0	87	67	-	-					
大坂市街地	0.37	137	-	33	25					
神戸市街地	0.37	148	-	78	78					

*はCODの値である。

3. 各種の非特定汚染源からの汚濁負荷

3-1 降雨（雨水）

大気から流域への汚濁物質（COD、窒素、リン）の負荷は、粒子状の乾性降下物と、降雨や降雪のような湿性降下物に分けられる。降雨中の汚濁物質は大気中の乾性降下物（エアロゾルやダスト）に由来し、その成分は種々の自然的・人為的な影響を受けるために、降雨の水質は地域によって異なっている。乾性降下物として地表面に達した汚濁物質は雨水に洗い流されて河川に入るので、降雨による汚濁負荷量や降雨中の汚濁物質の濃度を測定する場合には、このような乾性降下物も考慮する必要がある。この問題は、とくに工場群が立地しているコンビナート地域およびその周辺地域のように、酸性雨問題が介入する場合には、重要になってくる。大気の汚れた都市近辺では、自動車や工場などから排出される排気ガスは多量の窒素化合物とともに粉塵を含み、これらは空気中に拡散し漂い、雨水に溶けた物質、エアロゾル化したものも含めて、降雨によって一気に地上に降下し、これが降雨による汚濁負荷となる。降雨を含めて、大気降下物中の窒素やリンは、次のような存在形態で汚濁負荷となる。もちろん、それぞれの汚濁物質はその存在形態に応じて化学的な性質も変化してくるので、当然、それぞれの汚濁経路も異なってくる。

- | | | | |
|-------|------------------|-----------|------------|
| 窒素・リン | (1)粒子状—
(懸濁態) | (1-1)可溶性— | a. 無機窒素・リン |
| | | | b. 有機窒素・リン |
| | | (1-2)不溶性— | a. 無機窒素・リン |
| | | | b. 有機窒素・リン |
| | (2)溶存態— | | a. 無機窒素・リン |
| | | | b. 有機窒素・リン |

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に添付されている汚濁原単位についての参考資料によれば、各流域の降雨の汚濁原単位は、COD (ton/ha/year)では 18.83 と 86.38 の間で、全窒素(ton/ha/year)では 4.64 と 30.61 の間で、全リン(ton/ha/year)では 0.06 と 2.62 の間で変動している (図 4)。図 4 は国内各地の降雨中の種々の存在態（全窒素、無機態窒素、硝酸態窒素、アンモニア態窒素）の平均窒素濃度の頻度分布を示したものであるが、実際の窒素濃度の変動幅はもっと顕著である。つまり、降雨中に含まれている汚濁物質の負荷量は予想外に大きく、その濃度は湖沼や沿岸水域の水質濃度を上回るほどである。このような降雨が直接に山林、水田、畑地などに、間接的には種々の経路を介して水系に達した後に、用水として水田や畑地などに流入し、その排出水中の汚濁物質が環境に負荷を与えている。

降雨の汚濁源単位が大きく変動するのは、降雨中の汚濁物質の濃度が主に市街地の工場や自動車などの排気ガスの影響を受け、また汚濁負荷量が降雨水量と連動して変動するた

めである。一般に降雨中の全窒素濃度は山林において低く、明らかに市街地とくに大都会近辺では高くなる傾向がある。すでに言及した資料や次の表（田淵・高村(1985)：「集水域からの窒素・リンの流出」、東京大学出版会）によれば、降雨中の全リン濃度は全体的に全窒素濃度に比べて著しく低いが、全窒素の場合と同様に、全リン濃度は山林においては低く、明らかに市街地とくに大都会近辺では高くなる傾向がある。

各県の降雨中の汚濁物質の濃度(mg/L)

	秋田	茨城	東京	長野	滋賀	大阪	佐賀
全窒素		0.88-1.85		1.28	0.72-1.15		0.58-0.79
硝酸態窒素	0.05	0.17-0.77	0.52-0.75	0.11-0.43	0.07-0.39	0.25	
全リン		0.02-0.04		0.04-0.12	0.02-0.06		

一般的な傾向であるが、降雨量が大きいときにはその中の汚濁物質の濃度は低くなるが、両者の間に統計的に有意な関係が認めがたい例が多い。このように、期待された有意な関係が検出できない原因のひとつは、降雨中の汚濁物質の算術平均濃度に総降雨量を掛けて算出した全窒素負荷量が、実際の負荷量（加重平均負荷量）より 20%程度も過大な値を与えることにある（田淵・高村(1985)：「集水域からの窒素・リンの流出」、東京大学出版会）。

3-2 山林・ゴルフ場

山林の水収支を扱った西村(1973)の「山地小流域における養分物質の動き」（日本林学会誌、55: 323-333）を例にとれば、降水量の 67%が流出し、33%が樹木を通して蒸発する。したがって、山林の流出水量の変動は降雨量の変動と密接に対応しており、また降雨水量と対応して時期的に大きく変動する。山林の汚濁物質(COD、窒素、リン)の収支についても、興味深い事実が報告されている。降雨、流出水および山林内雨水における各汚濁物質の濃度を見れば、いずれも降雨中の濃度よりも山林内の雨水中の濃度が高くなり、流出水中の濃度は降雨あるいは山林内雨水よりも低くなっている。しかし、汚濁物質の成分によって挙動が異なっており、全リンや COD の汚濁負荷量の時期的な変動は大きく、これらの変動は降雨水量および流出水量の変動と対応しているが、一方、無機態窒素（硝酸態やアンモニア態の窒素）の負荷量は全体に低く、また時期的な変動も大きくない。先に引用した西村(1973)に準じて、山林における流入・流出汚濁負荷量を次の表に示す。

山林の流入・排出汚濁負荷の濃度(mg/L)				山林の流入・排出汚濁負荷量(ton/ha/year)					
	降雨	山林内雨水	樹幹流水	流出水	降雨	流出	残留分	流出排出(%)	
COD	1.15	4.21	17.57	1.18	COD	22.2	15.2	7.0	68
全窒素	0.28	0.31	0.44	0.11	全窒素	5.4	1.5	3.9	28
	(無機態窒素)					(無機態窒素)			

全リン 0.032 0.074 0.064 0.040 全リン 0.63 0.51 0.12 81

これらのデータに明らかなように、山林からの流出水は各汚濁物質の濃度が低いばかりでなく、負荷量においても降雨よりも小さくなっており、このことは山林が降雨を介して流入してくる汚濁物質の吸収・浄化機能を持っていることを示している。

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に添付されている汚濁原単位についての参考資料によれば、各流域の山林の汚濁原単位は、COD (ton/ha/year)では 3.9 と 48.4 の間で、全窒素(ton/ha/year)では 0.36 と 9.25 の間で、全リン(ton/ha/year)では 0.01 と 1.27 の間で変動している。汚濁源単位が大きく変動するのは、降雨水量と連動して流出水量が変動することに主な原因がある。山林からの流出水量の変動は大きく、それに伴って汚濁物質の排出負荷量の変動も大きくなる。場合によっては、年間の総排出負荷量の大半が、全窒素量で 60 - 90%、全リン量で 80 - 95%が洪水時に排出されるという報告もあるので、山林の汚濁原単位の扱いは難しくなってくる。このように、山林は自然状態では汚濁発生源とはならないが、大規模伐採やその他の開発・利用などによる改変に伴って汚濁発生源となり、その排出汚濁負荷量は数倍以上になる(国松・駒井(2004)：「農林地の水質化学研究の新展開」、環境技術、33:38-44)。

高度経済成長期、とくに 1980 年末から 1990 初頭にかけてのバブル経済期には、本邦のいたるところで開発・土地造成ラッシュになり、ゴルフ場造成もまたたくまに広まっていた。1990 年 3 月時点で、全国にゴルフ場は 1,706 ケ所あり、造成中のものも 325 ケ所あるという。これを合わせると、ゴルフ場造成のために、琵琶湖の約 3 倍、東京都の面積に匹敵する山林や農地が失われている。次の表は 1990 年(国松(1990)：「ゴルフ場の環境問題」、<http://www.lbri.go.jp/omia/32/32-3.htm>) と 2005 年(環境省(2005)、http://www.env.go.jp/chemi/prtr/archive/past_hiten.html)の各県のゴルフ場の面積をまとめたものである。

各県のゴルフ場の面積率

	千葉	神奈川	大阪	兵庫	栃木	埼玉	茨城	静岡	三重	愛知
面積率(%) 1990年	2.03	1.96	1.71	1.53	1.43	1.39	1.28	1.16	0.92	0.88
2005年	2.10	1.42	1.26	0.92	1.41	1.54	1.47	0.68	0.92	0.52

ゴルフ場造成の際に生じる問題としては、自然破壊、自然災害の発生、濁水の発生などがある。また、ゴルフ場の維持管理の際に生じる問題としては、河川水の水質汚染、飲料水の汚染、大気汚染、保水力の低下などがある。これらの問題はいずれも、ゴルフ場が水質汚濁の汚染発生源となっていることを示している。次の表に示されているように(環境庁水質保全局水質管理課(2000)：「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガ

イドライン」)、ゴルフ場は山林に比較して数倍から数 10 倍程度の汚濁負荷をもつ。

ゴルフ場の汚濁負荷量(ton/ha/year)

	A ゴルフ場	B ゴルフ場	C ゴルフ場	山林 平均 (範囲)
全窒素	13.0	4.88	3.53	4.19 (0.31 - 12.7)
全リン	3.74	0.40	0.77	0.25 (0.06 - 0.51)

また、国松(1990)の「ゴルフ場の環境問題」(<http://www.lbri.go.jp/omia/32/32-3.htm>)によれば、以下のような実測データが報告されている。

ゴルフ場と山林の流出水の水質(mg/L) ゴルフ場、山林、水田の汚濁負荷量(ton/ha/year)

	ゴルフ場と山林の流出水の水質(mg/L)		ゴルフ場、山林、水田の汚濁負荷量(ton/ha/year)			
	ゴルフ場	山林	ゴルフ場	山林	水田	
COD	5.2	1.3	COD	109	26.9	111
全窒素	0.680	0.333	全窒素	18.3	7.92	10 - 40
全リン	0.116	0.0081	全リン	4.12	0.20	0.5 - 5.0

つまり、上記の表中の汚濁物質の濃度の比較から明らかなように、山林がゴルフ場に変わると、COD では4倍、全窒素では2倍、全リンでは14倍も河川が汚濁される。汚濁負荷量では、ゴルフ場は山林よりCODで4.1倍、全窒素で2.3倍、全リンで20倍も大きくなっている。しかし、上記の表の数値は主に非降雨時に測定されたデータであり、降雨時とその直後であれば、地表排出および土壌浸透の急激な増大によって、排出汚濁負荷量はずっと大きくなるであろう。

3-3 水田

本邦では稲作が中心であり、水田が大半を占めていると考えがちであるが、実態は必ずしもそうではない。2000年の世界農林業センサスによれば、田(水田を含む)226万ha、畑地135万ha、樹園地27万haと田の面積が一番広がっている。しかし、田には過去1年間に稲以外を作っていた34万haと作付けしなかった21万haも含んでいるので、これを差し引くと、稲作田が171万ha、稲以外が196万haになり、稲以外を作っている農地のほうが広がる(井上(2004):「ノンポイントからの汚染物質の河川流出・流達機構」、環境技術、33:55-59)。

水田がCOD、窒素やリンの汚濁負荷の排出に果たしている役割を考えると、重要な点は、水田が灌漑用水として多量の水を自然の水系から取り入れ、水田を経由した後に排水として汚濁物質を自然の水系に排出するという、極端に言えば、河川の一部になっていることである。この点に加えて、水田が畑地や草地などとは本質的に違うのは、水田は還元

状態になりやすい湛水土壤系であるという点である。したがって、水田の場合は、排水のみでなく取水の面も考慮し、取水（用水）が水田を通過する際に、その中に含まれているCOD、窒素やリンが増大するのか、それとも減少するのかという観点から流域の汚濁負荷を考えなければならない。例えば、水田の窒素収支を考えたとき、水田への流入負荷は肥料、灌漑用水、雨水、土壤中の窒素固定の4つであり、水田からの排出負荷は収穫物、地表流出、土壤浸透、土壤中の脱窒の4つであり、流入と排出の差が土壤残存分であり、水田の排出汚濁負荷は地表排出と土壤浸透による排出負荷となる。しかし、近代農業は水田に窒素やリンの化学肥料を大量に散布し、人為的に多量の栄養塩を水系に供給している。用水と排水の分離や農業の機械化の促進によって水田の水管理は容易になったが、水田への、あるいは水田からの汚濁負荷に関与する各項目の役割を大きく変えることによって、近代農業は用水の反復利用システムを壊し、自浄機能を阻害し、湖沼、河川、沿岸水域の富栄養化の一因となっている。

水田のCOD、窒素やリンの流出汚濁負荷に関する機能を考えるとき、水田を「湿田」と「乾田」と分けて考える必要がある。水田は灌漑期には冠水しているが、収穫期とそれ以降には落水し、水田を冠水しない。しかし、湿田では、水田土壤が粘土質であり、雨水などの排水が不良で水田土壤は湿ったまま秋から翌年の春まで経過するので、土壤中への水の浸透が少ない。一方、乾田では、灌漑を終えた後の水田からは水がなくなり、雨水も速やかに土壤中へ浸透して除去される。このように、湿田と乾田では、非灌漑期における土壤中への浸透能力に大きな相違があり、このことは水田のCOD、窒素やリンの収支に大きく影響している。

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に添付されている汚濁原単位についての参考資料によれば、各流域の水田の汚濁原単位は、COD (ton/ha/year)では18.9と352の間で、全窒素(ton/ha/year)では2.7と40.0の間で、全リン(ton/ha/year)では0.15と5.05の間で変動している。1つの発生源にもかかわらず、各流域の水田の汚濁原単位がこのように大きく変動するのは、なぜであろうか。先に言及したように、水田への流入は肥料、灌漑用水、雨水、土壤中の窒素固定の4つであり、水田からの排出は収穫物、地表流出、土壤浸透、土壤中の脱窒の4つであるが、各項目の値が流域によって大きく変動することに、この汚濁源単位が大きく変動する原因がある。また、現在使用されている水田汚濁原単位は、窒素施肥量が最高水準にあった頃に設定されたものであり、当然、見直されてもよいはずであるが、実測調査の事例が少ないために見直しが進んでいない。

水田では、まず最初に土壤を掘り起こし、その後に化学肥料が散布され、水を入れて代かきが行われる。田植え前には、水田の水深を浅くするために落水が行われることが多く、その際に落水とともに汚濁物質が流出する。代かき田植え期の2週間の間に、灌漑期間2ヶ月半の排出汚濁負荷量の全窒素で45%（施肥量に対して）、全リンの22%が流出し、非作付け期間の8ヶ月間の流出汚濁負荷量は年間負荷量の全窒素の51%、全リンで68%との

報告もある（井上(2004)：「ノンポイントからの汚染物質の河川流出・流達機構」、環境技術、33:55-59）。つまり、水田では代かき田植え期の短い期間に集中的に大きな汚濁負荷が発生しており、また非作付け期間のほうが作付け期間よりも総排出汚濁負荷量は大きい。

水田の汚濁物質の収支に深く関与している灌漑用水は、蒸発発散と土壌中への浸透を別にすれば、地表排水となり、これは落水（田植時、中干、刈取）と溢流（定常時の掛け流し、一時的な大雨）となって排水される。水田中の窒素やリンの濃度は施肥の量、時期、散布方法によって大きく変化し、またそれに応じて、水田からの地表排出の汚濁負荷は定期的に大きく変動する。元肥期である4・5月には用水中の窒素やリンの濃度が他の季節に比べて4－5倍以上も高くなることが知られており、これは、多量の化学肥料が水田に投入されること、用水路の上流側にある水田から流出した肥料が用水に入り込むことに、起因している。また、灌漑用水を取水する自然の水系そのものが、例えば霞ヶ浦や琵琶湖南湖のように富栄養化の進んだ状態にある場合には、それを自然系のバックグラウンドとして考えるわけにはいかない。したがって、排水のみでなく取水の面も考慮し、取水（用水）が水田を通過する際に、その中に含まれている窒素やリンが増大するのか、それとも減少するのかという観点から水田の汚濁負荷を考えなければならない。このような観点から見ると、田淵・高村(1985)の「集水域からの窒素・リンの流出」（東京大学出版会）が指摘しているように、汚濁物質の収支から判断して、多くの水田は汚濁負荷の発生源となっているが、一方で、灌漑用水として取水（用水）する水系の水が汚れていて、水田への流入汚濁負荷が大きいため、水田からの排出汚濁負荷が小さくなり、水田が汚濁物質の吸収源となり、汚濁負荷の発生源とはなっていない場合も少なからずある。後者の場合は、水田は浄化機能を発揮していることになる。

一方、水田そのものの汚濁負荷量に比べて、転作は著しく全窒素の負荷量を増大することが知られている。現在、水田の37%は休耕田であり、その6割（約59万ha）は転作（野菜22%、飼料19%、大豆17%、麦16%）である。畑作では、水田に施肥される量の3－5倍の化学肥料が散布されている(<http://www.jie.or.jp/biomass/bmsg/main/009Bsyohyou/009B-0407c.htm>)。

3-4 畑地・茶畑

同じ農耕地であっても、畑地は水田とは本質的に異なった土壌系である。水田は灌漑用水によって多量の用水を自然の水系から取り入れ、排水を再び自然の水系に排出するという、極端に言えば、河川の一部になっており、還元状態になりやすい湛水土壌系である。一方、畑地は酸化的な非湛水土壌系であり、化学肥料として畑地に施肥されたアンモニウム態窒素は硝化細菌によって硝酸態窒素に変化するが、この硝酸態窒素はその化学的な性質からして土壌に吸着されることなく、土壌浸透水とともに流出しやすい。この点がリンと大きく異なる点である。先に言及したように、本邦の畑地や樹園地の面積は稲作田より広

いが、畑地で栽培される作物は多種多様であり、それぞれで施肥や水管理が異なっているために、それぞれの汚濁物質の流出・排出機構も異なっている。畑地では多種多彩の作物が栽培され、栽培作物によっては畑地に施肥する化学肥料の量は大きく変動するが、一般に畑地に施肥される化学肥料は水田の数倍もの量になる。したがって、畑地からの流出・排出汚濁負荷としてとくに問題になるのは、多肥料の畑地からの硝酸態窒素の流出である。

例えば、窒素では、畑地に流入する負荷は肥料、雨水、灌漑水、土壌による窒素固定の4つであり、畑地から流出・排出する負荷は作物収穫、地表排出、土壌浸透、土壌による脱窒の4つであり、流入と排出の差が土壌残存分であり、畑地からの排出汚濁負荷量は土壌浸透量と地表流出量となる。したがって、畑地からの排出負荷は土壌中への浸透と地表流出の2つの経路で生じる。リンはその化学的な性質からして土壌に吸着されやすいので、リンの排出負荷の場合は地表流出が重要になり、窒素の排出負荷の場合は、それに加えて、硝酸態窒素が土壌に吸収されにくいので、土壌浸透も重要になってくる。いずれにしても、畑地からの窒素の流出・排出は硝酸態窒素の土壌浸透の経路からの排出が主体となる（田淵・高村(1985)：「集水域からの窒素・リンの流出」、東京大学出版会；和田安彦(1990)：「ノンポイント汚染源のモデル解析」、技報堂）。降雨時には雨水の土壌中への浸透に伴って汚濁物質の浸透が増し、降雨水量が大きくなると汚濁物質の土壌浸透のほかに地表流出も大きくなっていく。このような降雨水量との対応は硝酸態窒素においてとくに顕著である。土壌浸透水中の硝酸態窒素の濃度にはあまり大きな変動はないが、土壌浸透による硝酸態窒素の排出負荷量は季節によって大きく変動し、大きな排出負荷量はいずれも土壌浸透水量の大きい時期と対応しており、降雨量の多寡と密接に関係している。

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に添付されている汚濁原単位についての参考資料によれば、各流域の畑地の汚濁原単位は、COD (ton/ha/year)では 3.99 と 49.63 の間で、全窒素(ton/ha/year)では 2.37 と 238 の間で、全リン(ton/ha/year)では 0.1 と 2.43 の間で変動している。水田の汚濁原単位場合も同様であったが、1つの発生源にもかかわらず、各流域の畑地の汚濁原単位がこのように大きく変動するのは、なぜであろうか。先に言及したように、畑地への流入は肥料、雨水、灌漑水、土壌による窒素固定の4つであり、畑地からの排出は作物収穫、地表排出、土壌浸透、土壌による脱窒の4つであるが、各項目の値が流域によって大きく変動することに、この汚濁原単位が大きく変動する原因がある。しかし、畑地から流出する汚濁物質では、溶存・無機態の硝酸態窒素が全窒素の排出負荷量の大半を占め、一方、リンでは懸濁態（粒子状）のリンが全リンの排出負荷量の大半を占めている。

水田と畑地の排出汚濁負荷の汚濁原単位を比較したものが次の表である。この表によれば、COD と全リンの排出負荷量は水田が畑地よりも著しく大きく、逆に全窒素（主体は硝酸態窒素）の排出負荷量は畑地が水田を大きく凌駕している。いずれにしても、農耕地からの汚濁物質の流出が河川中流域の汚濁物質濃度の増加の要因であることは間違いない。

各流域の水田と畑地の汚濁原単位(ton/ha/year)

	水田	畑地
COD	18.9 - 352	3.99 - 49.63
全窒素	2.7 - 40.0	2.37 - 238
全リン	2.7 - 40.0	0.1 - 2.43

この場合に問題なのは、この「畑地」の汚濁原単位の算出に「茶畑」も含まれていることである。よく知られているように、他の多くの畑地に比べて茶畑は大量の窒素肥料を投入しており、それに起因して茶畑近くの水系（地下水も含めて）の硝酸態窒素による環境基準を超える地下水汚染が問題となっている。例えば、茶畑内のため池では、硝酸態窒素の濃度が 4 - 20 mg/L、全リン濃度が 0.1 - 2.0 mg/L といった高濃度になるとの報告もある（井伊ら(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、594:57-63.）。

3-5 樹園地

本邦の果樹園や茶畑などは、地域によっては比較的広い範囲に単一的に分布することが多い。また、概して傾斜地での栽培が多く、栽培地からの汚濁負荷は主に降雨時の表面流出水および土壌浸透水とともに排出される。田淵・高村(1985)の「集水域からの窒素・リンの流出」（東京大学出版会）に引用されているデータによれば、それは柑橘類の果樹園での半年間にわたる実測データであるが、次の表のような結果である。実測調査の事例があまりにも少ないので、この結果を一般化するのは危険であるが、排出汚濁負荷量はおどろくほど小さく、排出汚濁発生源としての意義は水田や畑地に比べて低い。

	施肥量	総降雨量	地表流出	土壌浸透	残存・吸収	溶脱率
水		974 mm(100%)	4.2%	11.6%	84.2%	
全窒素	190 kg/ha		2.1 kg/ha	8.7 kg/ha	84.3%	5.7%

茶畑は水田や畑作に比べて大量の窒素肥料を散布するので、硝酸態窒素の表面流出水だけでなく土壌浸透水を介しての環境汚染が問題となっている。これについては、畑作あるいは山林の汚濁原単位のところで言及している。

3-6 牧草地・小規模畜舎

放牧などを行っている牧草地の排出汚濁負荷は、おもに牧草の維持管理のための施肥と牛や馬の糞尿に由来するが、放牧地の土壌成分によっても大きな影響を受ける。放牧地は草地の上に家畜が放されるので、土壌は家畜の踏圧によって浸透能力が減少し、また家畜の糞尿は地表に分布するので、汚濁物質の地表面流出が浸透排出によるよりも大きくなると予想される。しかし、数少ない実測データに基づけば、地表排出負荷量よりも明らかに土

壤浸透による排出量が著しく高い。ただし、放牧地の汚濁排出量は対照とした牧草地の2－8倍になるとの報告もある（和田(1990)：「ノンポイント汚染源の解析」、技報堂）。次の表のデータはその1例であるが（田淵・高村(1985)の「集水域からの窒素・リンの流出」、東京大学出版会）、降雨が少ない時期のデータであり、実測データはあまりにも少ないので、この結果を一般化するのは危険であろう。

牧草地からの排出汚濁負荷(kg/ha)

	施肥量	地表流出	浸透排出	牧草地残留・吸収分
糞尿	371	0.66(0.08%)	255.34	115(22%)
糞尿	741	0.70(0.05%)	515.3	225(26%)
化学肥料	260	1.24(0.33%)	81.76	177(55%)
無肥料	0	0.37		34

牧草地からの排出汚濁負荷(kg/ha)

	花崗岩	洪積層	腐植質火山灰
施肥量	226.9	226.9	226.9
地表排出量	0.5	1.0	0.6
浸透排出量	56.6	37.0	33.3
総排出量	57.1(25%)	38.0(17%)	34.0(15%)

指定湖沼流域における畜産対策については、従来より湖沼水質保全特別措置法に基づき指定施設（豚房 40－50 m²、牛房 100－200 m²、馬房 400－500 m²の事業場）および準用指定施設（豚房 50 m²以上、牛房 200 m²以上、馬房 500 m²以上の事業場で排水量 50 m³未満の事業場）が定められ、畜房、汚物だめなどの構造や糞尿の管理方法などについて指導が図られている。しかし、小規模畜舎などにおいては、家畜糞尿の野積みや素掘り、放棄水田などでの浸透処理が行われている事例がある。これへの対策として、「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」により、一定規模以上の畜産施設に対しては、排泄物処理・保管の施設整備を推進し、良質な堆きゅう肥供給体制を構築し、合わせて野積みの解消に向けた取り組みが進められることとなった。

酪農地域の水質環境の悪化を防ぎ、なおかつ改善する方法については、すでいくつかの提案がなされている。基本的には、ひとつは水系への流入汚濁負荷の抑制であり、それには特定汚染源としての糞尿を漏らさないように管理すること、非特定汚染源として周辺地域に緩衝帯を設けることであり、二つ目は、水系内での浄化であり、それには人工湿地や浄化型排水路の設置である。これらの問題については、Web上に公開されている中村和正の講演記録「酪農流域の水質環境とその改善方法」や農林水産省生産局家畜部の第8回畜産企画部試料「環境と調和のとれた家畜生産活動を確保するための規範の策定について」

(平成 16 年) に詳しい。

3-7 市街地域

市街地域は人口が集中した地域であり、工場、事業所、住宅などの特定汚染源（点源）が集中し、特定汚染源負荷の集中地帯と見なすことができる。下水道施設が整備されていれば、当然、ほとんどの汚濁負荷は下水道施設に集中し、そこで処理された後に河川に排出される。ある意味では、これらの特定汚染源の汚濁負荷量の推計は、下水道施設の整備が著しく低い場合には種々の問題があるが、下水道施設の整備が進んでいる東京都や大阪府のような大都会においては、個々の発生源の汚濁負荷量の申告に基づいて推計するので、推計にはそれほど問題はなく、汚濁負荷量の把握と削減対策は効果をあげている。

ここで問題にしているのは、市街地域の非特定汚染源の汚濁負荷である。先に言及した「非特定汚染源から排出される負荷原単位概念の分類」にあるように（環境庁水質保全局水質管理課(1990)：「非特定汚染源負荷調査マニュアル」）、市街（都市）地域排出負荷はモデル地域排出負荷と個別負荷に分けられ、前者は「住居地域」、「商業地域」、「工業地域」の排出負荷原単位を含み、後者は「道路」、「屋根」、「その他」の排出負荷原単位を含んでいる。市街地域の汚濁排出源には、建設現場や廃棄物処理場、工場や自動車などの排気ガスや各種の粉塵があり、これらが道路や屋根に堆積したものが汚濁負荷となる。一方、市街地域の流出過程での汚濁排出源には、都市排水路への流入点である道路側溝と雨水枡、都市下水路、合流式下水道管きょ、分流式下水道雨水管きょ、都市内河川がある。市街地域では、道路や屋根などに堆積した汚濁負荷は、道路にアスファルトなどの人工被覆面が増加したことで、ほとんどの汚濁負荷が降雨時に雨水とともに道路側溝、都市排水路、雨水排水管などを通じて公共用水域に流出するようになった。いずれにしても、降雨時には、各種の雨水流出系を介して湖沼、河川、沿岸水域にこれらすべての非特定汚染源負荷が集中してくる。

少数の事例ではあるが、市街地域の「道路」、「屋根」、「道路側溝」、「雨水枡」、「都市下水路」、「合流式下水道管きょ」、「分流式下水道雨水管きょ」といった排出負荷原単位についての実測データがあり、これらのデータとその問題点が和田(1990)の「ノンポイント汚染源の解析」（技報堂）にまとめられている。残念ながら、市街地域のこれら個々の排出原単位についての実測データは著しく不足しており、これら実測調査を踏まえて、汚濁原単位を設定し、汚濁負荷量を推計するといった段階には達していない。環境庁水質保全局水質管理課(1990)の「非特定汚染源負荷調査マニュアル」には、個々の実測調査手法が詳しく説明されているので、これを踏まえた実測データの蓄積を図ることが望まれる。

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に添付されている汚濁原単位についての参考資料によれば、市街地域の汚濁原単位は、COD (ton/ha/year)では 18.83 と 222 の間で、全窒素(ton/ha/year)では 4.5

と 39.6 の間で、全リン(ton/ha/year)では 0.56 と 6.5 の間で変動している。この算出根拠は、排水面積、年間降雨量、流出率、人口密度、平均水質濃度である。当然、予想されるように、東京都や大阪府のような大都会と小規模の地方都市とでは、非特定汚染源としての市街地地域の汚濁原単位には違いがある。

3-8 流量、水質濃度、汚濁負荷量の関係

汚濁物質の汚濁原単位を考える場合には、降雨、山林、水田、畑地などの汚濁発生源の汚濁原単位の設定において、これらの汚濁原単位に強く影響している降雨水量あるいは流量との関係を把握しておく必要がある。降雨水量（流量）、水質濃度、汚濁負荷量の関係を模式的に示したものが図 5 である。降雨時の流出特性から、流出水の水質濃度が降雨水量（流量）増加に伴ない大幅に増加する「洗い出し型」、水質濃度が上昇する「安定流出型（貯留）」、濃度がやや減少する「安定流出型（非貯留）」、化学反応などが汚濁物質の水質濃度や流出量に影響を与える「非安定流出型」の 4 タイプに分類できる（図 5）。

降雨水量（流量）、水質濃度、負荷量の関係は次の式によって表現できる。

$$L = a \cdot Q^n$$

L は流量、Q は負荷量、a と n は係数である。この数式に準拠すれば、図 5 に明らかなように、n が 1 の場合、水質濃度は一定になり、流量の増加とともに汚濁負荷量は直線的に増加するが、n が 1 以上になると流量の増加に伴ない水質濃度と負荷量は増加し、n が 1-2 の範囲では「安定流出型（貯留）」になり、水質濃度は流量の増加に伴なって増加するが増加率は低くなる。一方、n が 2 以上になると「洗い出し型」になり、水質濃度は流量の増加に伴なって直線的に増加し、汚濁負荷量は流量の増加に伴ない一気に増加する（井上 (2004)：「ノンポイントからの汚染物質の河川流出・流達機構」、環境技術、33:55-59）。肝要なことは、降雨、山林、水田、畑地などのモデル地域汚濁原単位において、全窒素および全リンとその成分が上記のいずれの「流出型」に属するかを把握することである。例えば、降雨中の水質濃度は降雨水量の増大に伴なって減少し、同じく水田では用水量や地表流出・土壌浸透水量の増大に伴なって水質濃度は減少する傾向にある。したがって、汚濁負荷量は流量の増加に伴なって増加するがその増加率は低くなる「安定流出型（貯留）」に分類される。山地の汚濁負荷においては、懸濁態の窒素やリンは「洗い出し型」に、溶解態の硝酸態窒素やリンは「安定流出型（貯留）」に分類される。

4. 三重県の非特定汚染源負荷の対策

4-1 伊勢湾の富栄養化の現状

環境庁（省）が愛知・三重の両県に委託して実施している伊勢湾の水質調査結果（環境省環境管理局水環境部(2004)：「広域総合水質調査データ集（東京湾、伊勢湾、瀬戸内海）、1981年度—2002年」）には、伊勢湾の表層水中のCOD濃度、クロロフィルa濃度、窒素濃度、リン濃度、一般に海水の濁りの程度を表し、植物プランクトン量を反映した富栄養化の総合的な指標になると考えられている透明度の推移が示されている（図6）。COD濃度は表層、底層ともに1998年に一旦減少するがその後はほぼ横ばいである。クロロフィルa濃度は1984年に高濃度になっているが、その後は高濃度と低濃度の年が3・4年ごとに繰り返す様子が見てとれ、明瞭な減少あるいは増加の傾向は認められない。窒素濃度やリン濃度は、過去に高濃度が観測された定点があり、そこでは減少傾向が認められるが、他の定点ではおおむね横ばいであり、また透明度についても目立った経年変化は観測されていない。

中央環境審議会水質部会の総量規制専門委員会の「第五次水質総量規制のあり方について」によれば、それは3県（愛知県、三重県、岐阜県）の汚濁原単位の積み上げ方式による集計資料を整理したものであるが、これら3県の伊勢湾への汚濁負荷量とその内訳および経年変化は次の表のようになっている。伊勢湾との比較のために、東京湾と瀬戸内海のデータも併記してある。

東京湾、伊勢湾および瀬戸内海のCOD負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
東京湾	477	413	355	288
伊勢湾	307	286	272	246
瀬戸内海	1,010	899	837	746

伊勢湾に流入するCOD負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
生活系排水	151	150	141	134
産業系排水	119	101	97	83
その他排水	37	35	34	29
計	307	286	272	246

東京湾、伊勢湾および瀬戸内海の窒素負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
東京湾	365	334	320	281

伊勢湾	198	194	182	174
瀬戸内海	709	682	700	737

伊勢湾に流入する窒素負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
生活系排水	69	73	64	65
産業系排水	57	53	53	47
その他排水	71	68	65	62
計	198	194	182	174

東京湾、伊勢湾および瀬戸内海のリン負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
東京湾	41.4	30.4	26.0	23.0
伊勢湾	26.0	21.7	20.7	18.5
瀬戸内海	66.9	49.1	44.1	42.6

伊勢湾に流入するリン負荷量(ton/day)

	1979	1984	1989	1994
生活系排水	9.8	6.7	6.3	6.4
産業系排水	8.0	7.3	6.8	5.5
その他排水	8.2	7.7	7.6	6.6
計	26.0	21.7	20.7	18.5

これらのデータからも明らかなように、伊勢湾に持ち込まれている汚濁負荷量の大部分は、生活水準の向上や大量消費時代を反映して、いまや家庭からの生活排水である。名古屋市を別にして、3県（愛知県、三重県、岐阜県）の下水整備率あるいは生活排水処理率は全国平均よりもはるかに低く、下から数えたほうが早いような状況である。近年の環境問題に対する意識の高まりもあって、とくに三重県では大規模な流域下水道の整備が2010年を目標年度に進んでいる。

もともと沿岸水域において、とくに伊勢湾のような半閉鎖的の水域において、植物プランクトンの第1次生物生産が外海・沖合水域に比べて大きいのは、河川を通じた陸域からの栄養塩類の供給と、水深が浅いことの2つの要因による。富栄養化した伊勢湾のようなどころでは、夏の貧酸素水塊の発達期には窒素やリンの栄養塩類が海底から水中に溶出する。これには化学的な根拠があるが、この過程が伊勢湾の植物プランクトンの生産に効いてくる。また、伊勢湾での植物プランクトンの生産を考えた場合、伊勢湾の水深が浅いことも考慮しなければならない。季節によっては、伊勢湾では海底の深度が臨界深度よりも、さ

らには補償深度よりも浅くなる。海底直上の水中の豊富な栄養塩類を利用できるので、光量がそこそこ得られれば、表面から海底までの水柱全体で植物プランクトンの増殖が著しく加速される。もちろん、これに水温条件が満たされれば、その結果は言うまでもない。

水中の光量を測定した例は、伊勢湾ではほとんどない。ましてや、いろいろな季節の水中の光量のデータは。しかし、透明度のデータがこれの代わりに使える。大まかに言って、透明度の3倍が補償深度に相当する。透明度を測定する作業の手間がかからないので、伊勢湾でも水産試験場の調査の折りに、透明度は周年にわたって測定されている。伊勢湾の海底地形と1950年代以降の透明度の変遷(図6)を参照すれば、伊勢湾では補償深度は冬に6・16m、夏に4・10mである。つまり、この水深より浅い海底では、水柱全体で植物プランクトンは増殖できる。とくに水温条件が満たされる春から秋にかけては、伊勢湾の浅海域ではつねに植物プランクトンが増殖できる。これがすべてではないが、伊勢湾の植物プランクトンの生産が大きい理由、また夏に赤潮が発生する理由は、これによる。

植物プランクトンの細胞は条件がよければ1日に何回も分裂を繰り返して増えるが、伊勢湾の主要な動物プランクトンであるカイアシ類の寿命は、水温の高い夏でさえ1週間を超える。動物プランクトンの寿命が植物プランクトンに比べてあまりにも長く、結果として、植物プランクトンと動物プランクトンの増殖に時間差が生じる。このために、植物プランクトンによって生産された莫大な有機物の大部分は、動物プランクトンに利用されることなく、むなしく伊勢湾の海底に沈積する。つまり、伊勢湾における植物プランクトンの生産速度があまりにも速いために、植物プランクトンへの動物プランクトンの摂餌圧力が相対的に弱くなる。伊勢湾の水深が数百メートル以上あれば、海底に沈積する前に、有機物の幾分かは海水中で分解され、海底に沈積する有機物量も少なくなるであろうが。これは何も伊勢湾だけの問題ではなく、日本の他の沿岸水域でも似たような状況である。伊勢湾の底土の有機物含量が高いのは、この理由による。このようにして伊勢湾の海底に沈積した有機物の存在が、貧酸素水塊の発達、赤潮や青潮の発生等、次々と深刻な問題を産み出しているのである。この問題のもとをたどれば、伊勢湾にあまりにも多くの汚濁負荷が持ち込まれていることに起因している。

このような第1次生物生産機構の構造的な特徴の上に、半閉鎖的水域で富栄養化は進行し、貧酸素水塊は発達するが、整理すれば、それは次のような一連の経過を辿る。(1)陸域からの有機物あるいは栄養塩類の負荷が増大してきことによって第1次生物生産が異常に大きくなり、(2)未分解の粒子状有機物が海底に沈積し、(3)その分解に大量の溶存酸素が消費されるが、(4)表面近くに発達した水温躍層が密度躍層となって海水の鉛直混合を妨げるので、(5)これによって表層にある、植物プランクトンの光合成活動によって生産された過剰な酸素が海底およびその直上水にまで運ばれないので、結果として、(6)海底およびその直上水中の酸素が枯渇し、貧酸素水塊が発達する。

東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海等を含めて、本邦の半閉鎖的水域において、毎年、夏季に見られる大規模な貧酸素域の発達は、言うまでもなく、当該水域の富栄養化と密接

に結びついている。上記のような半閉鎖的水域における富栄養化は、次のような種々の要因による一連の過程によって加速されている。

(1)未処理の生活系・産業系排水

パルプ排水（溶存・粒子状有機物）、透明度の低下、細菌による有機物分解

(2)公共下水道で処理された生活系・産業系排水

下水処理場の排水、栄養塩類、植物プランクトン、赤潮、粒子状有機物、透明度の低下、底土への粒子状有機物の沈積、細菌による有機物分解、底層の溶存酸素の消費

(3)降雨を通じての空中からの窒素やリンの添加

(4)流域における砂防・防災・護岸事業

水や土砂等の物質循環への影響

(5)内湾・沿岸水域の埋立・干拓、干潟・藻場の消失

開発・利用と安全。防災の促進、自然災害の発生、自然界の浄化場の消失

上記の(1)・(3)は沿岸水域への有機物あるいは栄養塩類等の汚濁負荷の増大であり、他は干潟や藻場あるいは自然海岸における水質浄化能力の低下をもたらす。さらに、貧酸素水塊の発達には、底泥から海水中への栄養塩類の溶出をもたらす。一方、半閉鎖的水域の富栄養化の進行を妨げる過程としては、半閉鎖的水域の海水と外海沿岸水との交換、陸域からの有機物あるいは栄養塩類などの汚濁負荷の削減、干潟や藻場あるいは自然海岸の維持あるいは回復がある。肝要なことは、半閉鎖的水域での過剰な、あるいは異常に大きな第1次生物生産を妨げるような過程を増やすことである。

以上に述べてきた、富栄養化の進行と密接に絡んでいる貧酸素水塊の消長を表現したものが図7であるが、この図によれば、貧酸素水塊は主として夏季を中心に発達しており、ときには伊勢湾全域に及ぶ貧酸素水塊の発達が認められ、また貧酸素水塊の発達強度やその範囲にも年変動が著しい。このような富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達の機構は、伊勢湾のみならず、いずれの半閉鎖的水域（東京湾、大阪湾、瀬戸内海等）にも共通した機構である。したがって、伊勢湾の富栄養化の進行を食い止め、貧酸素水塊の発達を妨げるには、このような機構を組み込み、伊勢湾の富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達を再現できるような生態系モデルを構築しなければならない。この生態系モデルを駆使することによって、各種の要因がどの程度、伊勢湾の富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達に関与しているかを科学的に把握できる。

1970年代の高度経済成長期以降、本邦の自然環境の破壊と汚濁物質の流失が顕著になった。しかし、罰則規定を盛り込んだ水質汚濁防止法の制定や、公害防止技術の発展、公害に対する住民運動の高まり等があり、直接生命を脅かすような水質汚染は解消された。一方、近年、生活水準の上昇、大量消費時代の到来、都市化の進展等に、下水道などの社会基盤

整備が追いつかず、生活系・産業系排水に起因する水質汚濁問題が注目されてきた。また、工業だけでなく農水産業からの排水による水質汚濁問題も顕著になり、水質汚濁は広がっている。従来型の公害は減少したが、新たな水環境問題が発生してくるようになった。須藤(2002)の「湖沼環境の現状と課題」(海洋と生物 140:183-189)によれば、現在、私たちが直面している水環境問題は、次の8つである。下記の(2)の「有害化学物質の汚染の多様化・広域化」を除けば、いずれも富栄養化と結びついている。つまり、深刻な水環境問題のひとつが沿岸水域、とくに閉鎖性水域の富栄養化である。

- (1)閉鎖性水域の富栄養化
- (2)有害化学物質の汚染の多様化・広域化
- (3)地下水汚染の進行
- (4)中小河川の有機汚濁
- (5)非特定発生源による汚濁
- (6)水生生物の減少・単純化
- (7)水辺環境の喪失
- (8)水循環の遮断、水量の減少

水域の栄養塩類の窒素およびリンの濃度と水質指標（クロロフィル a 濃度、COD 濃度、透明度、夏季の底層の溶存酸素濃度）との間には、一定の強い相関関係が認められている。国によって設定された窒素やリンの濃度の環境基準は、このような相関関係を用いて、水域の利用目的を満足するとされた濃度である。環境庁(1994)の「海域に係わる窒素・リン等水質目標検討調査結果報告書」によれば、環境基準を設定する手順は、次のようである。

- (1)水域の水利用の目的を定める
- (2)水利用を満足する水質レベルを明らかにする
- (3)必要な水質レベルと窒素、リンの濃度の関係を求める
- (4)水利用を満足する窒素、リンの濃度、ならびに制約条件を考慮して環境基準を定める。

2002年に始まった第5次水質総量規制は、それまでの第1次から第4次までの水質総量規制とは異なって、CODに加えて窒素やリンも規制対象とした画期的なものである。海域の環境基準にはCODでは3類型(A、B、C)が、窒素やリンでは4類型(I、II、III、IV、V)が定められ、各海域はこのタイプのどれかに指定されている。しかし、これまでに入手可能な知見を考慮すれば、東京湾、伊勢湾あるいは大阪湾のように富栄養化が顕著であり、その抑制が緊急の課題となっているような半閉鎖的の海域に関しては、窒素とリンの環境基準にはいくつかの無視できない疑問あるいは問題点がある。ひとつは、これまでの水質総量規制は表層水で測定された観測値をもとにおこなわれていることである。東京湾、伊勢湾、

大阪湾のような水深の浅い半閉鎖的の海域においては、陸域からの負荷である排水中の窒素やリンを使った植物プランクトンによる有機物生産が生じ、この有機物の分解と栄養塩の再生の場所は主として海底とその直上の水中なので、つねにそこに環境基準を超える高濃度の窒素やリンが存在している。二つ目は、最近、京都大学の藤原建紀博士らの研究グループが大阪湾や伊勢湾において次々と明らかにしているが、外海沿岸水域の表層下の海水が湾口の中層もしくは底層を通して湾内に進入し、この海水が人為的に汚染された海水ではないにもかかわらず、環境基準を超える濃度の窒素やリンを含んでいることである。もちろん、この事実は海域の生産構造が陸域と異なっていることに起因している。この事実は沿岸水域の水質総量規制を困難にするであろうが、環境基準を設定している沿岸水域の水質総量規制を成功させようとする企てにとっては、無視できない問題点である。

4-2 伊勢湾と他の海域（東京湾、大阪湾、瀬戸内海、有明海）の富栄養化の比較

言うまでもなく、伊勢湾は東京湾や大阪湾と同程度かもしくはそれよりも富栄養化が進んだ半閉鎖的水域であり、そこでは赤潮の発生や貧酸素水塊の発達、これらと結びついた青潮の発生が頻繁に報告されている。伊勢湾の現況を他の沿岸水域と比較することによって、伊勢湾の特徴がよりよく浮き彫りにされるであろう。先ず最初に、伊勢湾と類似の規模の半閉鎖的水域である東京湾、大阪湾、有明海と比較しながら、伊勢湾の富栄養化の現状に関連するデータを調べてみよう。

東京湾、伊勢湾、大阪湾および有明海の環境の比較

海湾	面積 km ²	水深 m	潮位差 m	容積 km ³	流域面積 km ²	流域人口 万人	COD 負荷量 ton/day	淡水流入量 m ³ /s
東京湾	960	18	2.03	17.9	7540	3500	286(16.0)	186
伊勢湾	1730	19	2.47	39.4	17675	800	351(9.0)	617
大阪湾	1450	29	2.33	41.8	5737	1934	352(8.4)	305
有明海	1690	20	4.95	33.8	2860	320	47(1.4)	275

*COD負荷量の欄のカッコ内の数字はton/km³/dayを表す。淡水流入量は一級河川の流量の合計である。表中のデータは関口・石井(2003)の「有明海の環境異変—有明海のアサリ漁獲量激減の原因について—」（海の研究、12: 21-6）より引用している。

東京湾、伊勢湾、大阪湾および有明海の環境の比較

海湾	面積 km ²	浅海 %	干潟 km ³	消滅干潟 km ²	藻場 km ²	COD mg/L	T-N mg/L	T-P mg/L
東京湾	960	18.6	16.40	87.13	2.29	3.3	2.46	0.182
伊勢湾	1730	4.2	13.95	20.34	2.07	3.0	0.46	0.040

大阪湾	1450	0.9	0.15	1.80	0.12	3.2	0.82	0.053
有明海	1690	20.0	207.13	57.83	3.12	1.5	0.46	0.069

*浅海(%)は水深5m未満の面積の割合、COD、T-N(全窒素量)、T-P(全リン量)は湾中央部表層水中の平成7年度平均値、藻場はアマモ(海草)藻場である。消滅干潟の面積は1945年以前から1993年までに埋立、干拓、浚渫等により消滅した面積である。表中のデータは関口・石井(2003)の「有明海の環境異変—有明海のアサリ漁獲量激減の原因について—」(海の研究、12:21-6)より引用している。

以上のデータに明らかなように、いくつかの興味深い事実が浮かび上がってくる。東京湾において流域人口が他の海湾に比べて圧倒的に大きいにもかかわらず、排水中の有機物の指標であるCOD負荷量は伊勢湾や大阪湾よりも小さい。しかし、海域内の全窒素濃度や全リン濃度は東京湾のほうが圧倒的に高い。これは、東京湾において排水の二次下水道処理が伊勢湾や大阪湾よりも効率的に行われているものの、三次下水道処理が普及していないことの反映であろう。このような観点から見れば、有明海のCOD負荷量が他の海域に比べて著しく小さいにも拘わらず、海水中の全窒素濃度や全リン濃度が伊勢湾や大阪湾とほぼ同じレベルなのは解せない。有明海への窒素やリンの流入はCOD負荷量で指標されている排水中の有機物由来ではなく、他の汚濁源の関与、例えば水田や田畑由来の化学肥料などの関与が疑われる。

東京湾、伊勢湾、大阪湾がわが国の代表的な富栄養化した半閉鎖的の海域であるのは言うまでもないが、これらの海域の富栄養化の機構がどのように似ていて、どのように異なっているのかは十分に明らかにされてはいない。この問題を解明するには、各海域に共通の、また各海域に固有の物質輸送過程を明らかにしなければならないが、それには各海域の物質収支を明らかにし、比較しなければならない。これらの点を明らかにすることは、複雑な生態系シミュレーションを組み立て駆動させるまでもなく、簡単なボックスモデルを使って可能であろう。ここでは、柳(1997)の「東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水・塩分・DIN・DIP収支」(沿岸海洋研究、35:93-97)に依拠して、東京湾や大阪湾と比較した伊勢湾の物質収支の特徴を述べる。先ず最初に、東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水と塩分の収支を次の表に示す。

東京湾、伊勢湾および大阪湾の淡水と塩分の収支

湾	淡水供給量	降水量	蒸発量	淡水流出量	淡水存在量	平均滞留時間	海水交換量	平均塩分
	km ³ /month			km ³	km ³	month	km ³ /month	psu
東京湾	0.67	0.12	0.11	0.68	0.7	1.0	15.7	32.4
伊勢湾	3.00	0.25	0.15	3.10	2.7	0.9	35.3	30.7
大阪湾	0.77	0.16	0.20	0.73	1.4	1.9	21.5	32.4

伊勢湾は流域面積が 17,675 km²であり、東京湾や大阪湾の流域面積の 2 倍から 3 倍も大きいこともあって、河川からの淡水供給量 3.0km³/month も、湾口から流出する淡水流出量 3.10km³/month も、伊勢湾が東京湾や大阪湾に比べて明らかに大きい。したがって、各海域の淡水平均滞留時間は、伊勢湾が 0.9 ケ月ともっとも短い。このことは、伊勢湾では、大きな淡水供給量によって湾内に強い鉛直循環流が発達し、主に湾奥の河川から流入した淡水は表層を湾外に向かって流れ、速やかに湾外へ輸送されていることを意味している。東京湾や大阪湾に比べて伊勢湾の平均塩分は低いが、湾口を通じた海水交換量は伊勢湾がもっとも大きい。これは先に述べたように、伊勢湾においては、大きな淡水供給量に付随して発達する鉛直循環流のために、湾口で大きな海水交換量が生じているためである。海水中の溶存・無機態の窒素とリンの収支をまとめたものを次の表に示す。

東京湾、伊勢湾および大阪湾の窒素の収支

湾	流入量		流出量			湾内沈降	平均濃度	平均滞留時間
	河川	降雨	淡水	海水交換	脱窒			
	10 ⁶ μ Mol/month							
東京湾	489	5	26	298	78	92	38.0	1.2
伊勢湾	296	10	45	236	15	10	14.4	1.4
大阪湾	269	7	10	188	54	24	13.7	1.9

東京湾、伊勢湾および大阪湾のリンの収支

湾	流入量		流出量			湾内沈降	平均濃度	平均滞留時間
	河川	降雨	淡水	海水交換				
	10 ⁶ μ Mol/month							
東京湾	17.3	0	1.0	7.98	8.4	1.50	1.3	
伊勢湾	14.5	0	2.6	11.0	0.9	0.831	1.5	
大阪湾	11.9	0	0.6	9.1	2.2	0.803	2.2	

上記のデータから、伊勢湾の溶存・無機態の窒素とリンの収支に関するいくつかの重要な特徴が明らかになる。海域で溶存・無機態の窒素濃度がもっとも高いのは東京湾の 38.0 μ Molであり、伊勢湾と大阪湾は 13-14 μ Molとほぼ同じレベルである。注目すべき点は、降雨によって直接に湾内に持ち込まれる溶存・無機態の窒素負荷量の影響が無視できないほど大きく、伊勢湾の 10 x 10⁶ μ Mol/month が最も高く、東京湾の 5 x 10⁶ μ Mol/month がもっとも低い。一方、これとは逆に、脱窒量は東京湾が 78 x 10⁶ μ Mol/month ともっとも大きく、伊勢湾が 15 x 10⁶ μ Mol/month ともっとも小さい。溶存・無機態の窒素の場合と同様に、海域で溶存・無機態のリン濃度がもっとも高いのは東京湾の 1.50 μ Molであり、伊勢湾と大阪湾は 0.8 μ Molとほぼ同じレベルである。これは、東京湾の容積が伊勢湾や大

阪湾に比べて小さいにもかかわらず、陸からの汚濁負荷量が大きく、一方湾からの流出量が小さいためである。溶存・無機態の窒素とリンの湾内への流入量と湾外への流出量の差は、これらが溶存・有機態あるいは懸濁・有機態の窒素とリンに変換され、海底に沈積した量であると見なせる。窒素では、この量は東京湾で $92 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ ともっとも大きく、次いで大阪湾の $24 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ であり、もっとも小さいのは伊勢湾の $10 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ である。リンについてもこの傾向は同じであり、この量は東京湾が $8.4 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ ともっとも大きく、次が大阪湾の $2.2 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ であり、もっとも小さいのは伊勢湾の $0.9 \times 10^6 \mu \text{Mol/month}$ である。

東京湾と大阪湾では淡水と溶存・無機態の窒素とリンの平滞留時間がほぼ等しいのに対して、伊勢湾では溶存・無機態の窒素とリンの平均滞留時間が淡水のそれよりも長い。これは次のように解釈されている。すなわち、伊勢湾では鉛直循環流がよく発達して、表層で湾口に運ばれながら溶存・無機態の窒素とリンが懸濁・有機化され、下層に沈降して湾奥に運ばれながら、溶存・無機化して再び表層に湧昇して有機化されるという輸送機構（エスチュアリー循環）が東京湾や大阪湾より効果的に働いているためである。一方、各海域共通に溶存・無機態の窒素とリンの元素比(N/P)はレッドフィールド比の16を超えるので、年平均で考えれば、植物プランクトンの光合成活動の制限栄養塩類は窒素ではなくリンであると言える。

以上は、柳(1997)の「東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水・塩分・DIN・DIP収支」（沿岸海洋研究、35:93-97）に依拠して、東京湾や大阪湾と比較した伊勢湾の物質収支の特徴をまとめた結果である。かなり大胆な前提条件を設定した上での解析結果であるので、解釈にはいくつかの留保条件をつけるべきであろうが、それでも伊勢湾の物質収支に関していくつかの大きな特徴が浮き彫りにされたと考えられる。

4-3 伊勢湾の富栄養化の問題点

2000年に第5次水質総量規制が導入され、伊勢湾においてもCODに加えて窒素・リンの総量規制が始まった。また、三重県(1997)の「生活排水処理施設整備計画」、伊勢湾浄化下水道計画連絡協議会の「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 基本計画書」も、伊勢湾浄化の主たる対策として下水道整備を推進しようとしている。これらの動きに応じて、愛知県と三重県はそれぞれ2001年に「化学的酸素要求量、窒素含有量およびリン含有量に係わる総量削減基本方針」を、2002年に「化学的酸素要求量、窒素含有量およびリン含有量に係わる総量削減計画」を公表している。その対策の主なもの、いずれにしても下水道整備による陸域からの汚濁負荷量の削減である。

さて、窒素とリンの総量規制によって伊勢湾に設定されたCOD、窒素、リンの環境基準を満たすように、さらには伊勢湾の富栄養化の進行と貧酸素水塊の発達を阻止するには、陸域から伊勢湾に流入する汚濁負荷量をどの程度削減すればよいのであろうか。もちろん、物質収支の解明なしにはこの問題は解決しない。

「貧酸素」の定義は研究者によって異なっており、3 ppm (2.1 ml/L)未満とするものから2 ppm (1.4 ml/L)未満とするものまでさまざまである。一般には、魚介類を致死させる溶存酸素量として1.0-2.0 ml/L未満が、魚介類の生理生態に何らかの負の影響を与える溶存酸素量として2.0-3.0 ml/L未満が設定されている。したがって、溶存酸素量として3.0 ml/L以上あれば、海洋生物には何等の障害も与えないとされている。ここでは3 ppm (2.1 ml/L)未満の溶存酸素量を弱「貧酸素」、2 ppm (1.4 ml/L)未満の溶存酸素量を強「貧酸素」として定義しておく。

三重県水産技術センター（現：三重県科学技術振興センター水産研究部）は、月1回、伊勢湾全域において海洋観測「浅海定線観測」をおこなっている。1993年から2001年までの間の、伊勢湾の海底直上1mの底層の溶存酸素量の分布の季節および年の変動を図7に示す。この図中には貧酸素水域の規模も表現されているが、もちろん、貧酸素水塊の発達規模には季節と年による変動が著しい。言うまでもなく、伊勢湾に限らず、本邦の半閉鎖的海域の底層の貧酸素水塊は毎年、夏季に発達し、秋季から冬季にかけて解消される。これらの機構については、すでに関口(2003)の「伊勢湾の環境保全のための総合調査マニュアル—伊勢湾の環境保全と開発・利用のあり方—」（三重県総合企画局）において詳細に述べてある。貧酸素水塊の発達規模に年変動が著しいのは、毎年、夏季の貧酸素水塊の発達を促す要因（湾内水の成層の発達、酷暑等）あるいは阻害する要因（強風、台風等による鉛直混合、冷夏、外海水との海水交換の強化等）の作用する強弱に年変動があるからである。いずれにしろ、このような貧酸素水塊の発達は、とくにシャコ、エビ・カニ類、底魚のようなベントス（海底生物）の大量斃死をもたらしているが、伊勢湾の海底上で起こっている現象なので、操業している漁業者を別にすれば人目につかない。伊勢湾の貧酸素水塊の発達が生物群集の変動に及ぼす影響には、驚くべきものがあり、三重大学生物資源学部の関口博士を中心とした研究グループによって研究され、その成果は以下に示した代表的なものを含めて多くの研究論文として公表されている。

伊勢湾の貧酸素水塊の消長が底生動物群集に及ぼす影響を扱った論文

Hosain, M. and H. Sekiguchi(1996): Influences of oxygen-poor water on megabenthos communities in Ise Bay, central Japan. Bulletin of Japanese Society of Fisheries Oceanography, 60, 237-243.

Hossain, M. et al.(1996): Density, biomass and community structure of megabenthos in Ise Bay, central Japan. Fisheries Science, 62, 350-360.

成田・関口(2002): 伊勢湾におけるカニ類の食性. 日本ベントス学会誌 57, 1-12.

Ganmanee, M. et al.(2003): Some aspects of population dynamics of the asteroid *Luicida quinaria* in Ise Bay, central Japan. Benthos Research, 58, 31-42.

Narita, T. et al.(2003): Seasonal and interannual variations in biomass and abundance of megabenthos in Ise Bay, central Japan. Benthos Research, 58, 75-85.

Ganmanee, M. et al.(2003): Feeding habits of asteroids, *Luicida quinaria* and *Astropecten scoparius*, in Ise

Bay, central Japan. *Fisheries Science*, 69, 1121-1134.

Ganmanee, M. et al.(2004): Long-term investigation of spatio-temporal variations in faunal composition and species richness of megabenthos in Ise Bay, central Japan. *Journal of Oceanography*, 60, 1071-1083.

上記に引用した研究論文の成果を要約すれば、伊勢湾の生物群集、とくに海底生物群集は貧酸素水塊の発達によって深刻な影響を受けており、毎年、これらの海底生物各種の個体群動態および群集全体の動態も貧酸素水塊の発達による大量斃死によって瀕死の危機に晒されている。幸いにも、冬のモンスーンの到来や海表面の冷却による海水混合によって、伊勢湾の底層の貧酸素水塊が解消され、生息環境が改善されることによって、かろうじてこれらの海底生物群集は生存し維持されている。伊勢湾では貧酸素水塊が広い範囲にわたって発達するとはいえ、伊勢湾の湾南部域や湾口部では幸いにも貧酸素水塊が発達することはない。したがって、松阪と野間の間線よりも北側の海域（中部国際空港が位置する常滑周辺域は貧酸素水塊の発達する海域ではなかった）に生息する海底生物、とくに遊泳力の乏しいグループは、貧酸素水塊の発達によって大量斃死となり、一方、湾南部および湾口部の海底動物は貧酸素水塊の影響を受けることなく多彩な動物がそこでは周年観察されている。伊勢湾の湾奥域にある名古屋港周辺、それに隣接している新川・庄内川河口域、藤前干潟周辺、四日市港周辺、信じがたいのであるが木曾三川の河口域といった、河川が流入している海域においても、毎年、夏季には貧酸素水塊の影響を受けて多種多量の海底生物が死んでいる。致命的なのは、これらの海底生物の産卵期と貧酸素水塊の発達時期がおおおうにして一致することであり、そのことによって多くの海底生物は次世代の新規の加入個体数を増やすことができないという悪循環に陥っている。

海域の底層の貧酸素水塊の形成は富栄養化と密接に係わっており、底層の溶存酸素量を予測することは、当該の海域の窒素やリンの物質循環の機構を解明することに他ならない。海域に流入した溶存・無機態の窒素とリンは植物プランクトンにより摂取され懸濁・有機態の窒素とリンに変換される。懸濁・有機態の窒素とリンはいくつかの過程を経て最終的には溶存・無機態の窒素とリンに分解され、この分解過程において溶存酸素が消費されていく。懸濁・有機態の窒素とリンは底泥へと沈降していき、底泥上・中で分解され溶存・無機態の窒素とリンとなり、このとき溶存酸素が消費されていく。また、貧酸素条件下では、底泥に捕捉していた無機態の窒素とリンが底層に溶出する。これらの溶存・無機態の窒素とリンは光条件が満足されるときには、再び植物プランクトンに摂取される。このような一連の過程を定量化モデルに組み込み、種々の初期条件を与えて計算機シミュレーションを繰り返し、実際の観測結果を使ってモデルの予測の正しさを検証することができる。

現段階では、いずれの生態系モデルも非常に簡略化された定量化モデルであるが、それでもこのモデルによる予測結果に依拠して、いくつかの重要な指摘ができる。そのようなモデルの予測が、蔵本・中田(1992)の「物質循環モデル」（漁場環境容量、p.85-103、恒星社厚生閣）に述べられている。それを整理したものが次のデータである。

伊勢湾と他の内湾（東京湾、大阪湾、三河湾）のCOD 負荷削減率の比較

	容積(A) m ³	現況負荷量(B) ton/day			B/A x 10 ⁴ ton/day/10 ⁶ m ³			負荷削減率 %	
		COD	全窒素	全リン	COD	全窒素	全リン	DO2.0 ml/L	DO3.0 ml/L
東京湾	42.2 x 10 ⁹	439	256	27.3	104	60.5	6.46	50	68
大阪湾	61.2 x 10 ⁹	487	241	32.3	80	39.3	5.28	0	29
伊勢湾	40.0 x 10 ⁹	168	56	5.4	42	13.9	1.35	74	-
三河湾	5.38 x 10 ⁹	53	20	2.9	99	36.9	5.43	39	80

これらのデータによれば、伊勢湾の底層の溶存酸素量 2.0 ml/L を達成するためには、伊勢湾に陸域から流入する汚濁負荷量を 74%削減する必要があるが、底層の溶存酸素量 3.0 ml/L を達成することは、流入する汚濁負荷量をたとえゼロにしても困難である。これは伊勢湾奥域に堆積した底泥からの溶出負荷および底泥の酸素消費速度が大きいためである。したがって、伊勢湾に流入する汚濁負荷量をたとえゼロにしても、少なくとも数年間は伊勢湾の底層では貧酸素域の形成が認められるであろう。参考のために東京湾や大阪湾の事例と比較すれば、次のようになる。底層の溶存酸素量 2.0 ml/L を達成するためには、陸域から流入する汚濁負荷量を東京湾では 50%削減する必要があるが、大阪湾では削減する必要がない。また、底層の溶存酸素量 3.0 ml/L を達成するには、流入する汚濁負荷量を東京湾では 68%、大阪湾では 29%削減する必要がある。つまり、伊勢湾へ流入する陸域からの汚濁負荷量と容積当たりの負荷量は、東京湾や大阪湾に比べてはるかに小さいにもかかわらず、伊勢湾の底層の貧酸素域の形成を阻止するために必要な削減量の割合は、他の2つの湾より高い。ここに、伊勢湾の物質循環過程の特徴が現れている。

上記の生態系モデルは非常に簡略化された定量化モデルであるが、東海大学海洋学部の中田博士のグループはさらに改良を加えた生態系モデルを駆使しており、中田(2002)の「駿河湾の生態系モデル構築にあたって」（日本プランクトン学会報、49:97-104）によれば、かなりの精度で伊勢湾の低次生産、水質、溶存酸素量の季節変化の再現に成功している。したがって、このモデルに入力する伊勢湾の環境条件や汚濁負荷量の推定値の精度をあげることによって、陸域からの汚濁負荷量、河川からの負荷量、底泥からの溶出負荷量、干潟および浅海域の浄化量、降雨からの負荷量、外海から流入する負荷量等々が、どの程度に貧酸素域の発達に寄与しているのかを科学的に把握することが可能になり、このモデルは貧酸素域の発達を阻止する種々の選択肢を合理的に選択する政策手段として利用できる。

4-4 伊勢湾の栄養塩濃度を決定している要因

本邦の太平洋側の半閉鎖的海域（東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海）は、いずれもそれぞれの海域の奥域に汚濁排出源である大都市をもつ。半閉鎖的海域という地理的特性のために、各海域の海水と外海・外洋との海水交換が悪く、したがって、これらの海域に流入した汚濁物質は各海域内に滞留しやすく、外海・外洋に流出・拡散されにくい、とされている。しかし、一方において、広義のエスチュアリー循環を介して各海域の表層水は外海・外洋に流出しやすく、中・底層に外海・外洋の海水が流入し、これが各海域の物質循環と緊密な関係にあることが知られている。

伊勢湾の富栄養化の進行を阻止するためには、富栄養化の機構を、具体的には伊勢湾の内部生産を規定している汚濁物質（COD、窒素、リン）の濃度が、もっと根本的には栄養塩（窒素やリン）濃度が決定される機構を理解してはじめて、富栄養化の進行を阻止する対策が立てられる。

汚濁物質は種々の経路を介して伊勢湾へ流入する。ひとつは陸域からの汚濁負荷であり、この汚濁負荷は、特定汚染源であろうと非特定汚染源であろうと、多くは河川を經由して流入する。二つ目は降雨、特に都市近郊では酸性雨を介しての汚濁物質の流入である。三つ目は、海水交換を介しての外海・外洋起源の栄養塩類の流入である。四つ目は、底泥から水中への栄養塩類の溶出である。また、このような汚濁物質は種々の経路を介して海水中から除去されていく。ひとつは、伊勢湾に流入する前の段階での汚濁排水の下水道処理である。二つ目は、内部生産を介しての溶存・無機態の栄養塩類の粒子状有機物への変換とそれに伴う海底への沈降である。三つ目は、嫌気状況での脱窒作用を介しての溶存・無機態窒素の大気への流出である。これら一つ一つの過程について以下に検討し、それぞれが伊勢湾の富栄養化に占める役割とその問題点を明らかにする。

陸域からの汚濁負荷量

半・閉鎖的水域の富栄養化の進行を阻止するために、指定水域においてはこれまで次のような一連の水質総量規制が第5次まで実施されてきた。現在、環境省では2006年開始予定の第6次水質総量規制を策定中である

COD 総量規制、リン削減指導

第1次：1979年（昭和54年）開始

第2次：1985年（昭和60年）開始

第3次：1991年（平成3年）開始

COD 総量規制、窒素・リン削減指導

第4次：1996年（平成8年）開始

COD 総量規制、窒素・リン総量規制

第5次：2000年（平成12年）開始

つまり、1979年以來、東京湾、伊勢湾、瀬戸内海（大阪湾を含む）の富栄養化の進行を阻むために、5年ごとに海域に持ち込まれる汚濁負荷量（COD、全窒素量、全リン量）の目標削減量を設定し、環境基準の達成率をチェックするという削減対策が取られてきた。この汚濁負荷量の目標削減量を達成するためにとられた施策は主に3つであり、具体的には、生活排水の処理施設の整備と充実、事業所の産業排水（1日あたり50m³以上）の排出総量規制、規制のかかっていない小規模の事業所もしくは畜産場についてのガイドラインの設定である。水質総量規制が導入された1979年の汚濁負荷量と第5次総量規制の目標年度である2006年に期待されている汚濁負荷量（COD、全窒素、全リン）の差、すなわち期待されている負荷削減量は、次の表のような結果になる。

水質総量規制の開始年度と目標年度のCOD負荷量(ton/day)

	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
1979年（開始年度）	477	307	1,012
2006年（目標年度）	228	203	630
削減率（%）	52	34	38

水質総量規制の開始年度と目標年度の全窒素負荷量(ton/day)

	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
1979年（開始年度）	364	188	666
2006年（目標年度）	116.5	50.8	99.9
削減率（%）	32	27	15

水質総量規制の開始年度と目標年度の全リン負荷量(ton/day)

	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
1979年（開始年度）	41.2	24.4	62.91
2006年（目標年度）	21.8	10.5	24.53
削減率（%）	53	43	39

大阪湾の例も含めて、COD負荷量(ton/day/km²)の削減とそれに対応した各海湾の表層水中のCOD濃度(mg/L)の相関関係をまとめたものが図8である。この図から非常に興味深い事実が読み取れる。東京湾と大阪湾については、それぞれの湾に陸域から持ち込まれるCOD負荷量の削減に応じて、表層水中のCOD濃度も減少しており、明らかに陸域からのCOD負荷量の削減が海域のさらなる富栄養化の進行を阻止し、負荷量の削減対策が一定の効果을あげている。一方、伊勢湾については、陸域からの負荷量の削減にもかかわらず、この削減に対応した表層水中のCOD濃度の減少は観測されておらず、その濃度はほぼ横ばいである。全窒素負荷量と全リン負荷量それぞれについてまとめたものが図9と図10である。東

京湾と大阪湾については、それぞれの湾に陸域から持ち込まれる全窒素負荷量と全リン負荷量の削減に応じて、表層水中のそれぞれの濃度も減少しており、明らかに陸域からの全窒素負荷量と全リン負荷量の削減が海域のさらなる富栄養化の進行を阻止している。COD負荷量の削減に比べれば全窒素負荷量と全リン負荷量の削減効果は乏しいが、これは、現行の下水処理施設が受け入れた排水中の有機物の除去には有効であるが、溶存・無機態の窒素やリンの除去には効果的ではないことを示唆している。

一方、伊勢湾については、陸域からの負荷量の削減にもかかわらず、この削減に対応した表層水中の全窒素濃度と全リン濃度の減少は観測されておらず、その濃度はほぼ横ばいであり、削減効果が認められていない。これは、東京湾、大阪湾、瀬戸内海と比べて、伊勢湾の環境基準の達成率がとくに低いことにも如実に示されており、伊勢湾の達成率は41%と65%の間を推移しており、最近はとくに達成率が低い(図11)。

このような状況は、一部は明らかに、伊勢湾に持ち込まれている全汚濁負荷量の推計に、また全汚濁負荷量の中で非特定発生源の汚濁負荷量の割合が高くなっていることを考慮すれば、これらの非特定発生源の汚濁負荷量の推計に含まれている誤差が大きいことに起因している。この点をもっと具体的に検討してみよう。伊勢湾の発生源別の汚濁負荷量とその内訳を次の表に示す。いずれもデータは、環境庁の「環境白書 平成11年度版」と環境庁水環境研究会(編、1996)の「内湾・内海の水環境」(ぎょうせい)のデータを整理したものである。伊勢湾との比較のために、東京湾と瀬戸内海のデータも併記してある。

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の発生源別のCOD負荷量(ton/day)とその内訳の経年変化

	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
1979年 計	477	307	1,010
生活系排水	324	151	486
産業系排水	115	119	429
その他排水	38(8.0%)	37(12.1%)	95(9.4%)
1984年 計	413	286	899
生活系排水	290	150	443
産業系排水	83	101	367
その他排水	40(9.7%)	35(12.2%)	89(9.9%)
1989年 計	355	272	837
生活系排水	243	141	399
産業系排水	76	97	358
その他排水	36(10.1%)	34(12.5%)	82(9.4%)
1994年 計	286	246	746
生活系排水	197	134	365
産業系排水	59	83	309

その他排水	30(10.5%)	29(11.8%)	72(9.7%)
1999年 計	263	229	717
生活系排水	179	119	334
産業系排水	52	82	305
その他排水	32(12.2%)	28(12.2%)	78(10.9%)

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の発生源別の全窒素負荷量(ton/day)とその内訳の経年変化

	生活系排水	産業系排水	その他排水	計
1979年				
東京湾	201	96	68(18.6%)	365
伊勢湾	69	57	71(36.0%)	197
瀬戸内海	194	249	266(37.5%)	709
1994年				
東京湾	175	50	56(19.9%)	281
伊勢湾	65	47	62(35.6%)	174
瀬戸内海	207	258	271(36.9%)	736

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の発生源別の全リン負荷量(ton/day)とその内訳の経年変化

	生活系排水	産業系排水	その他排水	計
1979年				
東京湾	24.9	9.5	7.0(16.9%)	41.4
伊勢湾	9.8	8.0	8.2(31.5%)	26.0
瀬戸内海	30.2	21.8	26.6(40.3%)	66.0
1994年				
東京湾	14.2	4.2	4.6(20.0%)	23.0
伊勢湾	6.4	5.5	7.0(37.0%)	18.9
瀬戸内海	16.6	13.9	12.1(28.4%)	42.6

東京湾や瀬戸内海と同様に、伊勢湾においても、そこに流入する全汚濁負荷量（COD、全窒素、全リン）はいずれも削減されている様子が伺えるが、その中で、産業系排水を凌駕して生活系排水が過半を占めている。全汚濁負荷量の中で、非特定汚染源が大部分を占めている「その他排水」の割合が高くなる傾向をみせており、その割合は無視することができないほどになっている。伊勢湾では、「その他排水」はCOD負荷量の11.8 - 12.5%を占めるが、この割合は全窒素負荷量あるいは全リン負荷量ではもっと高くなっており、全窒素負荷量では35.6 - 36.0%を占め、全リン負荷量では31.5 - 37.0%を占めている。伊勢湾の流入汚濁負荷量、特に非特定発生源の汚濁負荷量の推計に含まれる誤差が大きいことを

考慮しても、流入汚濁負荷量の中で非特定発生源の汚濁負荷量の割合が高くなっていることは疑えない。伊勢湾の富栄養化の進行を阻止するために、流入汚濁負荷量の過半を占める生活系排水の汚濁負荷量の削減対策はもちろん重要であるが、非特定発生源の汚濁負荷量の削減対策がますます重要に成ってくるであろう。

先にも言及したように、伊勢湾については、陸域からの汚濁負荷量の削減にもかかわらず、この削減に対応した表層水中の COD 濃度、全窒素濃度、全リン濃度の減少は観測されておらず、その濃度はほぼ横ばいであり、削減効果が認められていない。もちろん、陸域からの汚濁負荷量の半分以上を占めている生活系排水に起因した汚濁負荷量の定量化が不十分なこと、規制対象外由来の汚濁負荷が大きいこと、下水道施設の整備率の低迷、これらの汚濁原単位の精度が悪いことも、このような状況に関与しているであろう。とくに問題が大きいのは、規制対象外に起因する汚濁負荷量の占める割合が高く、これに対する何らかの実効性のある規制が望まれる。その状況を、環境庁水環境研究会編(1996)の「内湾・内海の水環境」(ぎょうせい)のデータを整理した次の表に示す。特定発生源の生活系排水の汚濁負荷においても「規制対象外」に起因する汚濁負荷量の割合は高いが、その他排水では「規制対象外」由来の汚濁負荷量が「規制対象」の汚濁負荷量を圧倒している。

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の汚濁負荷量(ton/day)の内訳 (1989 年実績)

	全窒素			全リン		
	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海	東京湾	伊勢湾	瀬戸内海
生活系排水						
規制対象	39.7	15.2	15.6	34.6	11.2	14.7
規制対象外	17.4	19.8	13.5	23.4	20.0	22.9
産業系排水						
規制対象	20.4	25.0	29.2	12.3	22.4	18.5
規制対象外	1.9	4.4	2.6	7.6	11.2	14.2
その他排水						
規制対象	11.8	3.7	4.5	10.0	2.9	4.7
規制対象外	8.5	31.7	34.4	11.9	32.2	24.7

流域下水処理場

伊勢湾も東京湾や瀬戸内海と同じく、COD だけでなく窒素とリンについても、2001 年度より 2004 年度を目標年度として総量規制がはじまった。汚濁負荷量の削減目標量を達成するための三県(愛知、岐阜、三重)の対策は主として、(1)生活排水処理施設の整備、(2)その他の汚濁発生源に係わる対策、(3)汚濁負荷量の総量の削減に関する対策、の3つである。生活排水処理施設の整備としては、流域下水道を含めた生活排水処理施設の整備であり、合併浄化槽の普及、農業集落排水処理施設や尿尿処理施設の整備が考えられている。

三重県の下水道普及率は1999年度現在で22.9%（生活排水処理率49.3%）であり、全国平均の60.0%（生活排水処理率69%）に比べてはるかに低い。また、2004年度現在で三重県の下水道普及率は35.7%であり、全国平均は68.1%である。下水道普及率が全体的に低いことも問題であるが、それよりも三重県にとってもっと大きな問題は、あまりにも県内の地域格差が著しいことである。例えば、各地域の下水道普及率は98.8%から1.6%にわたり、北勢区域で高く、中南勢区域で低い傾向が認められている。他県と比較して三重県の下水道普及率がとくに低いこと、また普及率に地域格差がとくに著しいことの理由として、三重県の関係部署の担当者は、事業着手時期の遅れ、人口密集地での整備の遅れ、農山漁村部における人口の分散、傾斜の多い地形のもとでの整備の困難といった要因を挙げている。

三重県が1997年に公表している「生活排水処理施設整備計画（生活排水処理アクションプログラム）」によれば、基準年度を1995年度、中間目標年度を2000年度、目標年度を2010年度とした、次のような生活排水処理施設の中長期整備総合計画が策定されている。

生活排水処理施設整備計画（生活排水処理アクションプログラム）

年度	生活排水処理人口	生活排水処理率	下水道普及率
1995年(基準年度)	544,897	29.6%	13.8%(54%)
2000年(中間目標年度)	917,400	49.3%	22.9%(60%)
2010年(目標年度)	1350,900	69.7%	

*カッコ内の数字は全国平均

三重県の1999年度の生活排水処理率は49.3%であり、目標年度である2010年の生活排水処理率は69.7%に設定されている。その内訳は、公共下水道施設が50.5%、農業集落排水施設が7.2%、漁業集落排水施設が0.8%、コミュニティ・プラントが0.3%、集合処理施設全体では58.8%を占めており、個別処理施設は特定地域生活排水処理施設0.5%と合併処理浄化槽10.4%の合計の10.9%となっている。従業員50人以上の規模の産業系施設の排水処理には規制がかかっており、最近ではこれらの施設で使用される工業用水の再循環処理技術が進み、何回も循環再利用された後に、施設内で独自に公共下水処理場の処理水とほぼレベルの水質に処理された後に、直接に河川または海に放流されている。従業員50人未満の産業系施設では、その排水に法的規制がかかっていないので、その排水は厄介な問題となっている。

三重県では、県全体を5水域に区分し、順次、流域別下水道整備総合計画の策定を進めている。それによれば、北から南へ、四日市・鈴鹿水域流総計画、淀川水系木津川上流水域流総計画、中南勢水域流総計画、阿児湾水域流総計画、東紀州水域流総計画が策定されている。とくに四日市・鈴鹿水域流総計画と中南勢水域流総計画においては、流域下水道整備が中核にあり、現在、次の6つの流域下水道が供用あるいは整備中である。北勢沿岸流

域下水道（北部処理区）、北勢沿岸流域下水道（南部処理区）、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）、中勢沿岸流域下水道（雲出川左岸処理区）、中勢沿岸流域下水道（松阪処理区）、中勢沿岸流域下水道（宮川処理区）。

伊勢湾流域の3県（愛知、三重、岐阜）が関与している伊勢湾浄化下水道計画連絡協議会が1997年に公表した「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 基本計画書」と「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」は、流域下水道整備が伊勢湾の水質環境基準を達成する上でいかに貢献するかを主張している。2000年に三重県県土整備部下水道課が公表した「みえの下水道パンフレット」から引用する以下の資料は、これら流域別下水道整備総合計画の概要である。

流域別下水道整備総合計画

流域下水道	排水処理区域 面積（人口） (ha)(千人)	最大排水 処理量 (1000 m ³ /day)	関連市町村	備考
北勢流域下水道 （北部区）	13,342 (405.6)	281.0	桑名市、四日市市北部 等の11市町	昭51年着手 昭63年供用
北勢流域下水道 （南部区）	7,424 (232.7)	160.6	鈴鹿市、四日市市南部 等の5市町	昭62年着手 平8年供用
中勢流域下水道 （志登茂川区）	2,969 (97.5)	83.5	津市北部、河芸町、 安濃町	平9年着手 ?年供用
中勢流域下水道 （雲出川左岸区）	3,557 (130.2)	98.0	津市南部、久居市、 香良洲町	昭56年着手 平5年供用
中勢流域下水道 （松阪区）	6,380 (194.6)	132.5	松阪市等の6市町	平1年着手 平10年供用
中勢流域下水道 （宮川区）	4,143 (167.6)	117.0	伊勢市等の6市町村	平10年着手 ?年供用
計	37,815 (1228.2)	872.6		

上記の流域下水道の中で、未だに供用がなされていないのは、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）と中勢沿岸流域下水道（宮川処理区、2006年6月に共用開始）である。三重県の場合には、いずれの流域下水道施設も、標準活性汚泥法、A20（嫌気—無気—好氣的活性汚泥法）、急速濾過法を組み合わせた高度下水処理であり、目標年次である2010年には、年平均でCODは10 mg/L、全窒素は9 mg/L、全リンは0.5 mg/Lを水質目標としている。この処理水の水質レベルを見ると、高度下水（三次）処理とは言っているが、実態は第二次処理に相当しており、除去されずに排水中に残存する大量の無機態の窒素や

磷が放流されることになる。また、奇妙なことに、これらの処理水の水質は現況の伊勢湾表層水の水質レベルや目標年度に期待されている水質レベルよりも1桁高い値である。これは、その根拠が不明であるが、放流先の水域で処理水が10倍に希釈されると想定しているからである。目標年度2010年にこれらの流域下水道から排出される処理水の全COD、全窒素量、全磷量は、この水質目標を基に計算すれば、以下のようになる。

流域下水道	最大排水処理量		COD (ton/day)	全窒素量 (ton/day)	全磷量 (ton/day)
	(m ³ /day)	(L/人/day)			
北勢流域下水道(北部)	281,000	692.8	28.1	25.3	1.41
北勢流域下水道(南部)	160,600	690.2	16.1	14.5	0.81
中勢流域下水道(志登茂)	83,500	856.4	8.4	7.6	0.42
中勢流域下水道(雲出川)	98,000	752.7	9.8	8.8	0.49
中勢流域下水道(松阪)	132,500	680.9	13.3	12.0	0.66
中勢流域下水道(宮川)	117,000	698.1	11.7	10.5	0.59
計	872,600	4371.1	87.4	78.7	4.38

河川からの汚濁負荷

伊勢湾に流入する1級河川の流況を、建設省河川局(1992)の「流量年表」をもとに整理したものが、次の表である。伊勢湾に流入する総河川水量は年間21.6km³あり、これは伊勢湾の容積の約64%にも達する。したがって、上記の伊勢湾に流入する主要河川の総河川水量は年間で19.52km³(618.93m³/s)であるので、伊勢湾に供給される総河川水量の約90%に相当し、その約90%が湾奥に流入している。

河川	観測地点	流域面積 km ²	流量 (m ³ /s)				
			豊水	平水	低水	渇水	平均
庄内川	枇杷島	705.0	25.19	15.56	10.83	6.37	26.31
木曾川	起	4956.0	295.58	172.22	120.32	81.42	282.61
揖斐川	万石	1195.8	97.15	51.03	31.71	12.28	85.91
長良川	角俣	1914.0	130.57	73.81	48.23	33.25	129.51
鈴鹿川	高岡	262.6	10.44	5.17	2.45	0.36	11.62
雲出川	大仰	304.2	13.27	7.45	4.91	3.04	15.21
櫛田川	両郡	388.9	18.53	10.04	6.29	3.65	21.59
宮川	岩出	780.0	35.99	16.36	9.27	4.70	46.17
計		10506.5	626.72	351.64	234.01	145.07	618.93

先に言及したように、陸域から伊勢湾への汚濁負荷量（COD、全窒素、全リン）の推計は次のような手順でおこなわれる。一般に研究者に常用されている手法は、国土交通省が公表している1級河川の流量と水質の資料をもとに、集計をおこなうやり方である。伊勢湾に流入する河川水量のほとんどは1級河川によるものであり、2級河川の寄与は低い。もっとも、2級河川については、流量も水質も測定データがないのが普通なので、その負荷量は流域面積と比流量（もっとも近い1級河川の値を使う）から推定する。一方、主として行政でとられている手法は、先ず地図上で流域を囲み、この流域内の土地利用図、産業統計分類にもとづく生産量や売り上げ実績などの情報、下水処理をしている否か（汲み取りか否か、浄化槽を利用している否か）などの情報、畜産系排水に関する情報をもとに、流域内で「生活系排水」、「産業系排水」、「畜産系排水」、「その他の排水」といった各フレーム（項目）ごとに汚濁原単位計算をもとに流量や汚濁負荷量のデータを積み上げる。次に、これらの数値に流達率を掛けて、流入流量や流入負荷量を計算する。したがって、このようにして求められた汚濁負荷量にはかなりの推定誤差が入る余地があるので、精度が粗いといえる。このようにして積み上げられた汚濁負荷量のデータが各県ごとにまとめられ、環境省に報告され、海域ごとに集計されている。問題は直接に河口域や海に放流されている汚濁負荷量や2級河川からの汚濁負荷量である。伊勢湾の場合には、汚濁負荷量の多くは1級河川からの負荷であるが、2級河川や直接に海に流入する汚濁負荷量は、積み上げ方式で集計しても、せいぜい年平均値としてしかデータを出せないのが普通である。したがって、この分の汚濁負荷量については推定誤差が大きくなる。2級河川からの汚濁負荷量は直接に研究者らが実測するほかないが、その他のデータの収集とその精度はすべて行政側に頼らざるをえない。

伊勢湾に流入する年間総河川水量は年間21.6 km³であり、これらの河川水（1級河川）による伊勢湾への総汚濁負荷量は、COD 34,417.662 ton/year = (94.295 ton/day)、全窒素 15,054.833 ton/year = (41.246 ton/day)、全リン 545.752 ton/year = (1.495 ton/day)である。なお、これらの数値の計算の根拠は以下のデータに基づいている。

河川	流域面積 平均流量		水質 (mg/L)		
	km ²	m ³ /s	COD	全窒素	全リン
庄内川	705.0	26.31	?	?	?
木曾川	4956.0	282.61	2.1(1.3-2.6)	0.52(0.44-0.62)	0.028(0.019-0.054)
長良川	1914.0	129.51	1.7(1.3-2.3)	1.01(0.79-1.24)	0.039(0.027-0.051)
揖斐川	1195.8	85.28	1.2(0.8-1.6)	0.55(0.49-0.62)	0.018(0.009-0.024)
鈴鹿川	262.6	11.62	2.2(1.8-3.4)	5.03(3.77-7.07)	0.061(0.034-0.081)
雲出川	304.2	15.21	2.6(2.0-4.7)	1.27(1.06-1.86)	0.032(0.016-0.047)
櫛田川	388.9	21.59	1.8(1.1-3.7)	1.17(0.86-2.41)	0.017(0.009-0.021)
宮川	780.0	46.17	1.0(0.6-1.4)	0.78(0.56-0.93)	0.011(0.006-0.012)

計 10506.5 618.93 12.6 10.33 0.206

(19.52 km³/year)

*水質データは1998年のデータであり、日本河川協会（編、2001年）の「日本水質年鑑」による。流域面積と平均流量の資料は国土交通省河川局（編、1992年）の「流量年表」による。また、カッコ内の数値は変動幅である。

	平均流量	平均負荷量 (ton/year)		
	m ³ /s	COD	全窒素	全リン
庄内川	26.31	1,742.400	431.450	23.229
木曾川	282.61	17,769.936	4,634.442	249.544
長良川	129.51	6,943.186	4,125.069	159.282
揖斐川	85.28	3,227.268	1,475.165	48.407
鈴鹿川	11.62	806.186	1,843.235	22.352
雲出川	15.21	1,247.123	609.171	15.349
櫛田川	21.59	1,225.552	796.6089	11.574
宮川	46.17	1,456.017	1,135.693	16.014
計	10506.5	34,417.662	15,054.833	545.752

*庄内川の負荷量は木曾川の水質データをもとに筆者が計算した。

次に、人為的排水（生活系、産業系、畜産系、その他）の伊勢湾への年間総汚濁負荷量は、1991年のデータでは、COD 114,658.91 ton/year = (314.134 ton/day)、全窒素 51,714.30 ton/year = (141.683 ton/day)、全リン 4,758.14 ton/year = (13.036 ton/day)である。また、1999年のデータでは、COD 74095 ton/year = (203 ton/day)、全窒素 48545 ton/year = (133 ton/day)、全リン 4891 ton/year = (13.4 ton/day)ある。その内訳は1991年のデータでは以下のようなものであるが、他の年度においてもその内訳はほぼ同じである。

	生活系汚濁	産業系汚濁	畜産系汚濁	面源汚濁	計
	(ton/day)	(ton/day)	(ton/day)	(ton/day)	(ton/day)
COD	119.151	101.255	6.762	86.966	314.134
全窒素	56.259	54.657	4.395	26.372	141.683
全リン	5.201	4.919	1.783	1.133	13.036

表層水の水質データ(1995年度)にもとづく伊勢湾の全海水中の現存量は、COD 118,200 ton = (3.00 mg/L x 39.4 km³)、全窒素 16,124 ton = (0.46 mg/L x 39.4 km³)、全リン 1,576 ton = (0.04 mg/L x 39.4 km³)である。とくに貧酸素水塊の発達が見られる夏季—秋季の底層には、表層に比べてはるかに高い濃度の栄養塩類が観測され、これらの濃度は明らかに

環境基準を越えている。したがって、表層水のデータをもとに算出された伊勢湾のCOD、全窒素、全リンの現存量の推定値は過小の見積もりとなっている。上記にあげた種々の水質データを直接比較し、検討するために作成したものが、以下のデータである。

	河川 (1998年)	人為的汚濁 (ton/day)		伊勢湾 (1995年)
	(ton/day)	1991	1999	(ton)
COD	94.295	314.13	203	118,200
全窒素	41.246	141.68	133	16,124
全リン	1.495	13.04	13.4	1,576

行政に直接関与していない筆者には種々の理由の困難があり、これらの汚濁負荷量のデータの年度と出典は統一されていない。しかし、そのような欠陥をもつが、これらのデータからいくつかの重要な情報を得ることができる。ひとつは、河川の流量と水質から見積もられた汚濁負荷量と行政側が汚濁原単位の積み上げ方式で推計している汚濁負荷量の推定値があまりにも相違していることである。先にも言及したが、汚濁原単位方式の汚濁負荷量の推定には大きな誤差が付きまとうのであるが、それにしても、この相違はあまりにも大きく、両推定値には3倍から10倍の開きがある。もちろん、河口域あるいは海に直接に放流されている汚濁負荷量と、2級河川の寄与分が河川からの汚濁負荷量の推定値に含まれていないので、河川からの汚濁負荷量が低めに見積もられているとしても、この相違はあまりにも大きい。二つ目は、1995年と1999年の人為的汚濁負荷量(生活系、産業系、畜産系、その他)を比較すると明らかであるが、二次処理の普及に伴って、COD負荷量の削減は著しく進んでいるが、全窒素や全リン負荷量の削減にほとんど進展がないことである。このことは、下水処理場において高度処理が普及していないことを意味している。

伊勢湾に流入する1級河川の流量は毎日測定されているが、公表されているのは観測点の流量である。河川流量としては、正確には河口流量を扱うべきであるが、通常は、河口流量は観測点の流量に「全流域面積を観測点の流域面積で割ったもの」を掛けて算出する。あるいは観測された流量データがない場合は、流域面積、流域面積内の降雨水量、流出率を掛けて河口流量を求める。当然、上記に算出した河川経由の汚濁負荷量は観測点の流量をそのまま用いているので、河口流量を用いた場合に比べて過小評価になっている。次に、流域下水処理場からの処理排水は流量や水質項目の観測点よりも下流で排出されているので、河川(河口)からの汚濁負荷量は上記の値に流域下水処理場からの汚濁負荷を加算したものになるはずである。流域下水処理場からの処理排水の汚濁負荷量は、総計でCODが87.4 ton/day、全窒素が78.7 ton/day、全リンが4.38 ton/dayである。しかし、中勢流域下水処理場(志登茂処理区)と中勢流域下水処理場(宮川処理区)はまだ共用されていないので、これらの分を差し引けば、CODで67.3 ton/day、全窒素で60.6 ton/day、全リンで3.37 ton/dayとなる。先に示した河川からの汚濁負荷量にこれらの推計値を加えても、先

の結論に変化はなく、汚濁原単位方式の汚濁負荷量の推定値と修正した河川からの汚濁負荷量の推定値には依然として3倍から10倍の開きがある。

では、伊勢湾への汚濁負荷量の正確な推定値を出すには、どうすればよいのであろうか。これには、博多湾の事例が参考になる。柳・鬼塚(1999)の「博多湾の低次生態系に関する数値モデル」(海の研究、8: 245-251)によれば、福岡市港湾局は1993年度に湾内の数点において毎月、3層(表層、中層、底層)の水温、塩分、溶存・無機態のリンおよび溶存・有機態のリン、懸濁・有機態のリンそれぞれの濃度の測定をおこない、同時に博多湾内に流入するすべての河川と排水処理場からの排水の流量と溶存・無機態のリンおよび溶存態・有機態のリン、懸濁・有機態のリンそれぞれの濃度の測定をもとに、各成分の負荷量の算定をおこなっている。さらに、博多湾の各点で採取した底泥を使った室内溶出実験の結果をもとに、底泥から水中への溶存・無機態のリンおよび溶存・有機態のリンそれぞれの溶出量を推定し、毎月の降雨水量とその中の溶存・無機態のリン濃度をもとに、降雨による溶存・無機態のリン負荷量を推定した。これらのデータを駆使して、上記の柳・鬼塚(1999)は博多湾の低次生態系のモデルを構築し、計算機シミュレーションによって博多湾の物質収支、すなわち富栄養化の機構の解明に挑戦している。ここでリンの収支のみを扱っているのは、博多湾を含めて本邦の沿岸水域の植物プランクトンの生産の制限因子が窒素ではなくリンであることがわかっているためである。欲を言えば、これらのデータに加えて、砂浜海岸や干潟での浄化量に関するデータが欲しいところであるが。

降雨による汚濁負荷量

環境への非特定汚染源の汚濁負荷として降雨の水質項目(COD、窒素、リンなど)を測定している事例と、それに基づいた汚濁原単位は、環境庁水質保全局水質管理課の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」の参考付表に公表されている。しかし、そこには三重県のデータは記載されていない。降雨の水質項目は、従来から、各都市の酸性雨の問題と絡めて測定されている。酸性雨は「一般にpHの値が5.6以下で、普通の雨に比べて酸性が10倍以上も強い降雨であり、石炭・石油などの化石燃料の燃焼によって生じるイオウ酸化物・窒素酸化物が原因となって生じ、陸水の酸性化、土壌の変質、森林の枯死をもたらす、生態系に影響を与える」と言われている。結局、酸性雨には硝酸態窒素 NO_3^- と硫酸態イオウ SO_4^{2-} の含有濃度が大きく関与しているので、窒素としては硝酸態とアンモニア態の窒素が測定されることが多く、リンの測定はほとんど行われていない。

三重県では、1985年以来、県内の5・6箇所(四日市市、旧上野市、松阪市、旧磯部町、旧飯南町、尾鷲市)において酸性雨の調査が四季にわたって行われている。これらの測定結果は、高桑ら(1999)の「県内の酸性雨の現状について」(三重保環研年報、20:71-90)と川上・佐来(2002)の「三重県の酸性雨の状況について」(三重保環研年報、47:129-139)にまとめられている。また、四日市市で周年にわたる酸性雨の測定結果が西山ら(2005)の「四日市地域における酸性雨の状況について(平成14-16年度調査結果)」(三重保環研

年報、50:69-79) にまとめられている。高桑ら(1999)と川上・佐来(2002)の記述には理解に苦しむような矛盾点がある。2001年度までのデータを整理した川上・佐来(2002)によれば、降雨中の無機態窒素の濃度は産業活動の盛んな地域、自動車交通量の多い地域において高く、四日市>松阪>旧上野>旧飯南>旧磯部>尾鷲の順であり、季節別では冬>春>秋>梅雨の順であった。アンモニア態窒素についても類似の結果であったが、四日市>松阪>旧上野>旧磯部>旧飯南>尾鷲の順であり、季節別では冬>春>梅雨>秋の順であった。一方、1994-1998年のデータを整理した高桑ら(1999)のデータを次の表に示すが、その様相はずいぶん違っている。冬に濃度が高くなる原因としては、降雨水量が他の季節に比べて少ないこと、冬季に多い接地逆転層の発生による大気拡散の程度が低いなどが考えられている。いずれにしろ、降雨中の無機態窒素としては、アンモニア態窒素も硝酸態窒素に劣らず高濃度である。興味深い事実としては、最高値はいずれも旧飯南町で観測されており、旧飯南町は三重県内有数の茶畑面積をもち、茶畑は他の畑地に比較すれば大量の窒素肥料を投入している。

降水の硝酸態窒素の濃度(mg/L) (旧市町名表示)

	1994-1998年平均					最高	最小
	春	夏	秋	冬	平均		
四日市	1.07	0.53	0.54	0.70	0.71	1.07	0.53
上野	0.76	0.45	0.50	0.56	0.57	0.76	0.45
松阪	0.64	0.45	0.53	1.75	0.78	1.75	0.45
飯南	0.47	0.35	1.68	0.86	0.86	1.68	0.35
磯部	0.36	0.31	0.40	1.29	0.55	1.29	0.31
尾鷲	0.20	0.29	0.47	0.55	0.34	0.55	0.20

降水のアンモニア態窒素の濃度(mg/L) (旧市町名表示)

	1995年平均					最高	最小
	春	夏	秋	冬	平均		
四日市	0.71	0.70	0.70	0.99	0.78	0.99	0.70
上野	0.51	0.64	0.68	0.73	0.64	0.73	0.51
松阪	0.62	0.57	0.58	1.28	0.76	1.28	0.57
飯南	0.63	0.39	0.30	2.23	0.89	2.23	0.39
磯部	0.35	0.27	0.56	0.40	0.40	0.56	0.27
尾鷲	0.56	0.27	0.63	0.54	0.50	0.63	0.27

これまで各県から報告されている降雨中の汚濁物質の濃度を示したものが次の表である(田淵・高村(1985):「集水域からの窒素・リンの流出」、東京大学出版会)。また、武

田(2001)の「水と水質環境の基礎知識」(オーム社)は本邦各地で測定された降雨中の全リン濃度をまとめているが、それによればもっとも高い値は0.046 mg/Lであるとしている。

各県の降雨中の汚濁物質の濃度(mg/L)

	秋田	茨城	東京	長野	滋賀	大阪	佐賀
全窒素		0.88-1.85		1.28	0.72-1.15		0.58-0.79
硝酸態窒素	0.05	0.17-0.77	0.52-0.75	0.11-0.43	0.07-0.39	0.25	
全リン		0.02-0.04		0.04-0.12	0.02-0.06		

比較すべきデータは硝酸態窒素に限定されるが、他県の降雨に比べれば、三重県の降雨中の濃度はいずれも高濃度である。また、全窒素・全リンに係わる環境基準では、名古屋港がIV類型(全窒素1.0 mg/L以下、全リン0.09 mg/L以下)に、名古屋港を除く湾奥域(三重県鈴鹿市と愛知県東海市を結ぶ線の北側)がIII類型(全窒素0.6 mg/L以下、全リン0.05 mg/L以下)に、その他の海区がII類型(全窒素0.3 mg/L以下、全リン0.03 mg/L以下)に指定されている。これらの環境基準値を三重県の降雨中の無機態窒素濃度と比べれば、明らかに環境基準値よりも高濃度の窒素を含む降雨が、非特定汚染源負荷として大気から地上に降下していることがわかる。

すでに言及したが、柳(1997)の「東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水・塩分・DIN・DIP収支」(沿岸海洋研究、35: 93-97)の生態系シミュレーションの結果によれば、それは東京湾や大阪湾と比較した伊勢湾の物質収支の特徴をまとめた結果であるが、注目すべき点は、降雨によって直接に湾内に持ち込まれる溶存・無機態の窒素の負荷量の影響が無視できないほど大きいことである。瀬戸内海の燧灘においても、降雨に由来する汚濁負荷の影響が無視できないほど大きいことが、多田(1998)の「降水中の窒素・リン濃度と内湾への栄養塩負荷」(海と空、73: 125-130)に報告されている。一方、東京湾では陸域からの窒素やリンの負荷量があまりにも大きいために、降雨を経由して海域に降下する負荷量は陸域からの窒素やリンの負荷量の1%であり、無視できるほど小さいとされている(松村・石丸(2004):「東京湾への淡水流入量と窒素・リンの流入負荷量」、海の研究、13: 25-36)。

底泥からの栄養塩の回帰

実際の観測データを用いて東京湾の毎月の窒素とリンの収支を見積もった研究によれば(松村ら(2002):「東京湾における窒素とリンの収支」、海の研究、11: 613-630)、上層(密度躍層の発達する7.5m以浅)の溶存・無機態の窒素とリンの消費は暖期の成層期に大きく寒期の混合期に小さいこと、下層の溶存・無機態のリンの再生は成層期に大きく混合期に小さいが、溶存・無機態の窒素の再生はこれとは逆の傾向を示すことを明らかにしている。溶存・無機態の窒素とリンの挙動のこのような相違は、成層期に海底土から溶存・無機態のリンが水中に溶出することに主に起因している。

陸域からの汚濁負荷においては、そして本邦の半閉鎖的領域においても、一般に窒素とリンの元素比(N/P)であるレッドフィールド比が 16 よりも大きいので、植物プランクトンの増殖は主としてリンによって律速されていると考えられる。成層期には底層に貧酸素水塊が発達するが、その折に海底土に吸着されていたリンが溶出するために、リンの濃度は高くなり、窒素とリンの元素比は 16 に近づき、リンは植物プランクトンの増殖を制限しなくなる。東京湾での詳しい解析によれば(松村ら(2002):「東京湾における窒素とリンの収支」、海の研究、11: 613-630; 石丸・松村(2006):「東京湾に存在する太平洋起源のリン・窒素」、沿岸海洋研究、43: 113-117)、夏季における底泥からのリンの溶出量は同時期に陸域から流入するリンの負荷量を超えるほどになるので、赤潮などの植物プランクトンの大増殖を引き起こし、粒子状有機物の底層への沈降を増加させ、領域における内部生産の増加と循環構造を強化している。

上記に言及したような現象は、東京湾だけでなく、大阪湾や伊勢湾においても同様であるとされるが、残念ながら、このような現象を扱った研究例と測定されたデータも少ないのが現状である。

脱窒による窒素負荷の除去

脱窒とは、嫌気性の従属栄養細菌によって有機物が分解され、アミノ酸、アンモニアや硝酸などの窒素酸化物が一酸化窒素や窒素ガスにまで還元される現象を指す。沿岸水域の窒素循環と水質浄化において脱窒は重要な位置を占め、過剰な流入負荷の中の窒素成分が脱窒によって除去される。沿岸水域において脱窒量を測定した事例は多くはない。

Seitzinger(1988)の「Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance」(Limnol.Oceanogr., 33: 702-724)は、それまでの世界各地の内湾や河口域の調査結果をまとめ、流入する窒素の 20-50%が脱窒されるとしている。小池(1993)は実測で東京湾における脱窒速度を 10 ton/day(0.2 ton/month/km²)としている。三重県が大学と共同で実施した調査研究の報告書「伊勢湾の生態系回復に関する研究」(平成 14 年)によれば、限られた数の測定例であるが、伊勢湾全域の底泥での脱窒速度ポテンシャルは 0 - 14 mg/day/m²程度であるが、河口域のヨシ原での脱窒速度は年平均で 0.09 - 0.52 g/day/m²と著しく高い。一方、柳(1997)の生態系モデルによる解析によれば、脱窒は東京湾では 78 x 10⁶ μMol/month (2.3 mol/day/m²、1.1 ton/month/km²)、伊勢湾では 15 x 10⁶ μMol/month (0.23 mol/day/m²)、大阪湾では 54 x 10⁶ μMol/month(1.1 mol/day/m²)である。東京湾の例を見ても、脱窒の実測値とモデルでの推計値の乖離が著しい。

外洋起源の栄養塩

陸域からの汚濁負荷量(COD、窒素、リンなど)は明らかに減少しているにも拘わらず、先に詳しく言及したように、半閉鎖的領域の COD、窒素、リンそれぞれの濃度はこれに対

応した低下を示していない。沿岸水域、とくに半閉鎖的領域の海水は陸域と接すると同時に、外海・外洋とも接しており、海水交換などを介して外海に影響を与え、また外海から影響を受けている。これまで暗黙のうちに、半閉鎖的領域に存在する窒素やリンなどの栄養塩類はすべて陸域起源であると考えられてきたが、はたしてそうであろうか。陸域からの栄養塩類の供給がなくともこれらの半閉鎖的領域には外洋起源の栄養塩類が存在するとすれば、後に詳しく言及するように事実そのとおりであるが、これまでの水質総量規制による汚濁負荷量の削減対策は期待どおりに領域の汚濁物質の濃度の減少を実現することは困難になるであろう。また、このことは、外洋から栄養塩類を供給している機構が気候変動などによって変動すれば、半閉鎖的領域の栄養塩類の量や濃度も変動する可能性があることを示唆している。

まず最初に、外洋起源の栄養塩類、とくに窒素やリンの定義と推定法を確認しておこう。これについての慎重な配慮なしに数値のみが一人歩きすることは、今後の半閉鎖的領域の水質総量規制といった水質管理にとって多くの障害をもたらすであろう。

河川流量はそのまま、河川からの窒素やリンの負荷量をゼロにしても、半閉鎖的領域に存在すると考えられる窒素やリンの濃度をバックグラウンド濃度と定義する。通常は、この概念に基づいて外洋起源の窒素やリンの濃度を推定する。外洋起源の窒素やリンの濃度を推定する方法には、「境界濃度法」と「応答法」の2つの手法がある(武岡(2006):「沿岸域における外洋起源栄養物質の見積もり法とその問題点」、沿岸海洋研究 43: 105-112)。以下に、武岡(2006)に準拠してこれらの方法とその問題点を整理してみよう。

「境界濃度法」では(図 12)、バックグラウンド濃度は半閉鎖的領域と外洋の境界域の濃度 C_0 にほぼ等しいと考え、これをもとに半閉鎖的領域における外洋起源の窒素やリンの濃度を推定した。図 12(a)は外洋の窒素やリンの濃度がゼロで、河川からの窒素やリンの供給がある場合を想定している。図 12(b)は河川からの淡水の供給はあるが、窒素やリンの供給がゼロ、外洋の窒素やリンの濃度が C_0 である場合を想定している。図 12(c)は図 12(a)と図 12(b)の合併した状況であり、実際の現場はこの状況に近いであろう。「バックグラウンド濃度は半閉鎖的領域と外洋の境界域の濃度にほぼ等しい」という前提条件が満たされているならば、当然のことであるが、外洋起源の窒素やリンの量や濃度はバックグラウンド濃度の決め方に大きく依存している。半閉鎖的領域の「境界濃度法」でのバックグラウンド濃度が半閉鎖的領域と外洋の境界域の濃度に等しくなるのは、厳密には次の4つの前提条件が満たされるときに、あるいは満たされていないとしても、その影響は大きくないと考えられるときに、限られる。(1)河川水の流量も窒素やリンの負荷量もゼロである、(2)栄養塩類としての窒素やリンは保存的に振る舞い、水と一緒に動く、(3)河川と外洋以外に窒素やリンの供給源あるいは除去はない、(4)境界域の、つまり外洋の窒素やリンの濃度は時間的にも空間的にも変化しない。しかし、実際には、現実の半閉鎖的領域では前記の前提条件が満たされておらず、例えば、河川水による希釈効果がある、河川や外洋以外の供給や除去(領域における内部生産に伴う除去、脱窒による除去、降雨からの負荷、夏季に底泥から水

中への栄養塩類の溶出など)、境界域の濃度に変動が顕著である、といった現象が確認されている。

一方、「応答法」では、外洋起源の窒素やリンの量の見積もり精度がバックグラウンド濃度の決め方に大きく依存しているという「境界濃度法」の弱点を避けるために、陸域からの窒素やリンの流入負荷量の変動と海域の窒素やリンの存在量の変動の応答関係から河川(陸域)起源と外洋起源の窒素やリンを識別しそれぞれの濃度や量を求める方法である。それは次式によって表現できる。

$$C = C_0 + a(R/R_m)L(\tau/V)$$

Cは半閉鎖的海域の窒素やリンの濃度、C₀は半閉鎖的海域における窒素やリンのバックグラウンド濃度そのもの、aは海域までも窒素やリンの流達率、Rは河川流量、R_mは考えている期間中の平均流量、Lは流域における窒素やリンの発生負荷量、τは半閉鎖的海域における窒素やリンの平均滞留時間、Vは半閉鎖的海域の容積である。「応答法」では、この式のC₀とτの項のみが未知の定数とし、観測データから他の項の値を求めれば、複数年の各年ごとに上記の式から最小二乗法によってはC₀とτを求めることができる。したがって、「応答法」適用の前提条件は、(1)バックグラウンド濃度であるC₀が一定であるか、仮に変動があったとしても、右辺第2項の変動に比べて無視できる程度である、(2)Lの見積もり誤差が小さい、(3)aが河川流量の変動に伴なって変動しない、である。つまり、C₀に大きな変動がある場合には、いくつかのデータによれば事実そうであるが、何らかのデータ処理を施さなければ、この応答法はそのままでは適用できない。

上記の「境界濃度法」と「応答法」の両手法が適用されている瀬戸内海の事例では、瀬戸内海における外洋起源の窒素とリンの量は各海域の全窒素量や全リン量に対して次のような割合を占めている。

文献	境界濃度法		文献	応答法	
	窒素	リン		窒素	リン
柳(1997)	80%	56%	Yanagi & Ishii(2004)	81%	72%
武岡ら(2002)	88	74			
速水ら(2004)	64	62			

*1)柳(1997): 瀬戸内海の淡水・窒素・リン収支. 海の研究, 6: 157-161.

*2)武岡ら(2002): 瀬戸内海における外洋起源の栄養物質. 月刊海洋, 34: 406-411.

*3)速水ら(2004): 瀬戸内海における窒素・リンの存在量とその長期変動. 海と空, 80: 75-78.

*4)Yanagi & Ishii(2004): Open ocean originated phosphorus and nitrogen in the Seto Inland Sea. J. Oceanogr.,60: 1001-1005

上記に言及したように、「境界濃度法」にも「応答法」にも克服すべき多くの問題点があり、その外洋起源の窒素やリンの量や濃度はいずれも、半閉鎖的領域における河川や外洋以外の除去や供給源（例えば、脱窒、底土への粒子状有機物の沈降、底泥からの栄養塩類の回帰、降雨を介した負荷など）を考慮していない推定値である（武岡(2006)：「沿岸領域における外洋起源栄養物質量の見積もり法とその問題点」、沿岸海洋研究 43:105-112）。

「応答法」には上記に言及したような問題点が指摘されているが、バックグラウンド濃度を一定として求めたこの濃度が、実際に観測されている外洋の全窒素や全リンの濃度とほぼ同じであったことを根拠に、Yanagi & Ishii(2004)はかれらの結論の妥当性を主張している。種々の状況から考えて、瀬戸内海の外洋起源の窒素やリンに関しては、速水ら(2004)の推定値（窒素で 64%、リンで 62%）がもっとも妥当な値らしいとされている。

瀬戸内海において Yanagi & Ishii(2004)が「応答法」によって求めた外洋の全窒素濃度 0.20 mg/L と全リン濃度 0.018 mg/L を東京湾、伊勢湾、大阪湾にも適用できるとして求めた個々の半閉鎖的領域の河川（陸域）起源と外洋起源の窒素とリンの割合は次の表のようになる（柳(2006)：「シンポジウム「沿岸領域に存在する外洋起源のリン・窒素」のまとめ」、沿岸海洋研究、43:101-103）。

半閉鎖的領域の外洋起源の全窒素の割合

	東京湾	伊勢湾	大阪湾	瀬戸内海（大阪湾を含む）
外洋の濃度(mg/L)	0.20	0.20	0.20	0.20
各領域の濃度(mg/L)	1.05	0.36	0.51	0.27
河川起源(%)	81	43	60	28
外洋起源(%)	19	57	40	72

半閉鎖的領域の外洋起源の全リンの割合

	東京湾	伊勢湾	大阪湾	瀬戸内海（大阪湾を含む）
外洋の濃度(mg/L)	0.018	0.018	0.018	0.018
各領域の濃度(mg/L)	0.084	0.038	0.048	0.027
河川起源(%)	78	54	63	33
外洋起源(%)	22	46	37	68

*各領域の濃度は 1999 年の上・下層の平均濃度である（環境省環境管理局水環境部：

「広域総合水質調査」、平成 15 年度）

*伊勢湾は三河湾を含む広義の伊勢湾である

これらの数値はじつに衝撃的なデータである。東京湾を別にすれば、半閉鎖的領域においては外洋起源の窒素やリンが陸域起源の窒素やリンに匹敵あるいは凌駕するような量と

なっている。窒素とリンのいずれにおいても外洋起源の割合が各海域において予想外に高いが、なかでも東京湾と瀬戸内海は対照的な海域である。外洋起源の窒素やリンの割合が東京湾で低く瀬戸内海で高いのは、**図 9** と **図 10** を参照すれば明らかであるが、その理由の一部は、陸域からの単位面積当たりの流入負荷量 (ton/km²) が東京湾で大きく、逆に瀬戸内海で小さいからである。

これまで暗黙のうちに、半閉鎖的の海域に存在する窒素やリンなどの栄養塩類はすべて陸域起源であると考えられてきた。陸域からの栄養塩類の供給がなくともこれらの半閉鎖的の海域には外洋起源の栄養塩類が存在するとすれば、これまでの水質総量規制による汚濁負荷量の削減対策によって期待どおりに海域の汚濁物質の濃度の減少を実現すること（環境基準の達成）は困難になるであろう。これまで、環境基準の達成のためのもっとも基本的な対策は、陸域からの汚濁負荷量の削減であった。しかし、半閉鎖的の海域において外洋起源の窒素やリンの占める割合が予想外に高いとすれば、富栄養化の進行の阻止の対策としての陸域からの汚濁負荷量の削減は限られた効果しかもたないことになる。

平均滞留時間

「海域内の汚濁物質の存在量 M 」を「陸域からの単位時間あたりの汚濁物質の供給量 F 」で割れば、海域内での汚濁物質の平均滞留時間 (M/F) が求まる。したがって、平均滞留時間 (M/F) に「陸域からの単位時間あたりの汚濁物質の供給量 F 」を掛ければ存在量 (M) が、存在量 (M) を海域の容積で割れば平均濃度が求まる。海域での各汚濁物質の濃度を決定する機構は、この平均滞留時間に集約されている。以下に、窒素やリンの平均滞留時間に焦点をあてて、陸域からの流入負荷量の削減により各海域の窒素とリンの濃度がどのように変化するかを検討してみよう。

陸域からの窒素やリンの流入負荷は主として河川を経由する。窒素やリンが常に溶存・無機態で河川起源の淡水と同じ挙動をするならば、淡水、窒素、リンの平均滞留時間は同じになるはずである。柳(1997)の「東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水・塩分・DIN・DIP 収支」（沿岸海洋研究、33: 93-97）にモデル計算によって求められた淡水、窒素、リンの平均滞留時間のデータがあるので、関連したデータとともに次の表に示す。

東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水、窒素、リンの平均滞留時間

	面積	水深	流域人口	淡水供給量	淡水	窒素	リン
	km ²	m	万人	km ³ /month		month	
東京湾	960	18	3500	0.67	1.0	1.2	1.3
伊勢湾	1730	19	800	3.00	0.9*	1.4*	1.5*
大阪湾	1450	29	1934	0.77	1.9	1.9	2.2

* 三河湾も含めた広義の伊勢湾のデータ

海域内の淡水存在量は各海域の容積に $(S_0 - S_i)/S_0$ を掛けたものであり、それぞれ S_0 と S_i は外海と海域内の平均塩分を示している。したがって、淡水の平均滞留時間はこの淡水存在量を淡水供給量で割ったものである。上記の表のデータから明らかなように、伊勢湾も含めて、各海域の窒素とリンの平均滞留時間は淡水よりも明らかに長い。つまり、窒素やリンの平均滞留時間を長くする機構が存在することになる。その機構のひとつは **nutrient trap** であり、二つ目はバックグランド濃度であり、三つ目は底泥からの栄養塩類の溶出である。

多くの沿岸海域においては、海水が表層で外海に流出し底層で外海から流入するエスチュアリー循環が存在する。海域の表層に流入した河川水とこれと一緒に動く溶存態の物質は、平均滞留時間が淡水と同じになる。一方、溶存・無機態で河川水と一緒に流入してきた窒素やリンは、植物プランクトンに摂取され粒子状有機物になり、次に動物プランクトンに取り込まれて死骸や糞粒となって底層に沈降するが、底層では海域の奥向きの流れによって運ばれながら分解され、溶存・無機態になって湧昇によって再び表層へ回帰する。このような **nutrient trap** と呼ばれる機構によって、溶存態のままの物質に比べて、したがって淡水よりも、窒素やリンの平均滞留時間は長くなる。

バックグランド濃度については上記の「外洋起源の栄養塩」のところで詳しく説明したので、定義のその他についてはここでは言及しない。いずれにしろ、バックグランド濃度、すなわち外洋起源の栄養塩が各海域の濃度のかなりの部分を占めるとすれば、各海域での陸域起源の窒素やリンの平均滞留時間は実際よりも見かけ上長くなる。つまり、陸域起源の窒素やリンの正味の平均滞留時間はもっと短くなる。各海域のバックグランド濃度を除くことによって陸域起源の窒素とリンの平均滞留時間を計算した場合、淡水のそれに近くなるとの報告（武岡・村尾(1997)：「窒素、燐の流入負荷量の削減に対する水質の応答」、沿岸海洋研究、34: 183-190）もあるが、そうであれば、上記に言及した機構(**nutrient trap**)は窒素やリンの平均滞留時間の決定に大きな役割を果たしていないということになる。

底泥からの栄養塩の溶出については上記の「底泥からの栄養塩の溶出」のところで詳しく説明したので、定義のその他についてはここでは言及しない。底泥からの栄養塩の溶出が海域の水質への大きな供給源となっているとすれば、窒素やリンの平均滞留時間は見かけ上長くなる。しかし、粒子状有機物の底泥への沈降も考慮した差し引きで考えれば、通常は沈降が溶出を上回るので、底泥からの栄養塩の溶出が窒素やリンの平均滞留時間を見かけ上長くする効果は少ない。一方、このように沈降したものが底泥に埋没するならば、これそのものは、窒素やリンの平均滞留時間を短くする効果がある。

4-5 環境基準と達成率をめぐる問題点

東京湾と大阪湾については、それぞれの海域に陸域から持ち込まれる COD 負荷量、全窒素負荷量と全リン負荷量の削減に応じて、表層水中のそれぞれの濃度も減少しており、明らかに陸域からの COD 負荷量、窒素負荷量とリン負荷量の削減が各海域のさらなる富栄養

養化の進行を阻止している（図 8、図 9、図 10）。一方、伊勢湾については、陸域からの汚濁負荷量の削減にもかかわらず、この削減に対応した表層水中の COD 濃度、全窒素濃度と全リン濃度の減少は観測されておらず、その濃度はほぼ横ばいであり、削減効果が認められていない。これは、東京湾、大阪湾、瀬戸内海と比べて、伊勢湾の環境基準の達成率がとくに低いことにも如実に示されており、伊勢湾の達成率は 41%と 65%の間を推移しており、最近はとくに達成率が低い（図 11）。

閉鎖性が強く、流域に大都市があり産業活動が盛んな海域（東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海）では、図 11 に見るように、環境基準の達成率が必ずしも高くない。これの主な原因は、(1)流入汚濁負荷量がきわめて大きく、各海域の内部に蓄積しやすいこと、(2)富栄養化の進行により植物プランクトンによる内部生産が増加し、各海域内部でも有機物が生産されること、にあると一般には考えられている。このような状況に対処するために、1979 年以来、水質総量規制が各海域に導入され、COD の流入汚濁負荷量の削減が図られてきた。しかし、COD の環境基準の達成を困難にしている原因は富栄養化の進行に伴う内部生産にあり、富栄養化の進行を阻止するためには各海域の窒素やリンについても環境基準を設定することが望ましいので、1993 以来、窒素やリンについても水質総量規制が導入されたが、伊勢湾において実際に導入されたのは 2001 年度に開始され 2004 年度を目標年度とした第 5 次水質総量規制においてである。

ここで、窒素とリンの環境基準の設定の根拠とその問題点を検討してみよう。先ず最初に、水質総量規制に伴う環境基準の設定の根拠を見てみる。各海域の窒素とリンの濃度と水質指標（クロロフィル a 濃度、COD 濃度、透明度、夏季における底層の溶存酸素濃度）の間には統計的に一定の有意な相関関係が認められるので、このような相関関係を利用して各海域の窒素とリンの環境基準は設定されている（岡田(2000)：「海域の窒素、リンに関する環境基準について」、沿岸海洋研究、37:53-58）。海水中の窒素とリンの元素比（N/P 比、レッドフィールド比）が植物プランクトンの増殖に好適な窒素とリンの比より小さければ、窒素が増殖の制限因子となっており、その逆の場合は、リンが増殖の制限因子となっている。岡田(2000)によれば、本邦の沿岸水域においては一般に窒素が制限因子となっているが、陸水では逆にリンが制限因子になっている場合が多いといわれている。しかし、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海などのデータを実際に調べてみると、各海域の溶存態・無機態の窒素とリンの元素比はレッドフィールド比の 16 を超えるので、年平均で考えれば、植物プランクトンの光合成活動を制限している栄養塩類は窒素ではなくリンであると言える。しかし、沿岸水域においても海水中の窒素とリンの元素比には季節変化も著しく、大体において 5-20 の範囲で変動しているのも、また植物プランクトンの窒素とリンの比も 2-30 の範囲で変動しているのも、窒素のみの環境基準では不十分であり、窒素とリンの両方の環境基準の設定が行われている。海域の窒素とリンの環境基準は、海域の利用目的に応じて次の表のように設定されている（岡田(2000)：「海域の窒素、リンに関する環境基準について」、沿岸海洋研究、37:53-58）。

海域の窒素とリンの環境基準

類型	利用目的の適応性	基準値（年平均、mg/L）	
		全窒素	全リン
I	自然環境保全及びII以下の欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く)	0.2以下	0.02以下
II	水産I種、水浴及びIII以下の欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く)	0.3以下	0.03以下
III	水産2種及びIVの欄に掲げるもの (水産2種及び3種を除く)	0.6以下	0.05以下
IV	水産3種、工業用水及び生物生息環境保全	1.0以下	0.09以下

注 自然環境：自然探勝等の環境保全

水産1種：底生魚介類を含めたような水産生物がバランスよくかつ安定して漁獲される

水産2種：底生魚介類を除き、魚介類を基礎とした水産生物が多獲される

水産3種：汚濁に強い特定の水産生物が主に漁獲される

生物生息環境保全：年間を通じて底生生物が生息できる限度

上記のように、海域の環境基準にはいくつかの類型が定められ、各海域はこの類型のどれかに指定されている。海域は、CODに係わる環境基準では3類型(A、B、C)に、全窒素と全リンに係わる環境基準では4類型(I、II、III、IV)に分類されている。CODに係わる環境基準では、名古屋港と四日市港がC類型(8.0 mg/L以下)に、松阪港、常滑地先、四日市・鈴鹿地先がB類型(3.0 mg/L以下)に、その他の海区がA類型(2.0mg/L以下)に指定されている。一方、全窒素・全リンに係わる環境基準では、名古屋港がIV類型(全窒素 1.0 mg/L以下、全リン 0.09 mg/L以下)に、名古屋港を除く湾奥域(三重県鈴鹿市と愛知県東海市を結ぶ線の北側)がIII類型(全窒素 0.6 mg/L以下、全リン 0.05 mg/L以下)に、その他の海区がII類型(全窒素 0.3 mg/L以下、全リン 0.03 mg/L以下)に指定されている。言うまでもなく、これらの環境基準は各海域の表層水中の濃度である。

水質総量規制において設定された環境基準とそれに基づく流入汚濁負荷量の削減対策のために、毎年、環境省環境管理局水環境部は各県に委託して年4回(各季節)、数箇所の定点において表層水の水質調査を実施している。また、これらのデータの信頼性を確認するために、環境省環境管理局水環境部(2004)は「広域総合水質調査(東京湾、伊勢湾、瀬戸内海)」も実施している。いずれにしろ、基本的な考えは、先に述べたように、各海域の窒素とリンの濃度と水質指標(クロロフィルa濃度、COD濃度、透明度、夏季における底層の溶存酸素濃度)の間には、統計的に一定の有意な相関関係が認められるので、このような相関関係を利用して各海域の窒素とリンの環境基準を設定することである。環境省環境管理局水環境部(2004)の「広域総合水質調査(東京湾、伊勢湾、瀬戸内海)」によれ

ば、伊勢湾における窒素とリンの他の水質項目との相関関係は次の表のようになっている。この表に明らかなように、ほとんど統計的に有意な相関が見出せず、有意な相関が検出された場合においても、その相関の程度は低い。

項目	伊勢湾表層の相関係数			伊勢湾底層の相関係数		
	全窒素	全リン	クロロフィル a	全窒素	全リン	クロロフィル a
COD	0.624(*)	0.150	0.550	0.165	0.099	0.537(*)
全リン	0.174		0.024	0.160		0.392
クロロ a	0.349			0.014		

注 * : 統計的に有意な相関がある。

窒素やリンと他の水質項目の間に、何らかの統計的に有意な相関関係が存在することには異存はないが、このような考えには多くの問題点が含まれている。富栄養化の進行の著しい半閉鎖的領域（東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海）においては、主として夏季に底層に貧酸素水塊が発達すると同時に、底泥から窒素とリンが、とくに大量の無機・有機態リンが水中に回帰しており、底層のリン濃度は表層に比べて数倍以上の、環境基準をはるかに超えた濃度となっている。つまり、表層と底層の窒素とリンの濃度には年間を通してみれば統計的に有意な関係が検出されたとしても、その有意水準は低く、表層と底層の濃度をどちらか一方の濃度で推定することには、必然的に大きな誤差が伴う。さらには、先にも言及したように、伊勢湾のみならず他の半閉鎖的領域においても、中・底層の窒素とリンの濃度は外海から進入してくる海水の影響を受けており、この海水は環境基準よりもはるかに高い濃度をもっているため、底層の窒素やリンの濃度が表層のこれらの濃度のみ依存して決定されているわけではない。すでにこれまでの研究成果によって明らかにされているように、各海域の表層水中の窒素やリン濃度は主として河川を通じた淡水の拡散の程度と植物プランクトンの増殖によるこれらの元素の消費によって決定されている。

溶存・無機態の窒素やリンは非保存性の成分であって、表層水中のこれらの栄養塩類は淡水の流入とその拡散によって、また植物プランクトンの消費によって減少し、一方、有機物の分解による再生によって、あるいは底層水の湧昇によって高くなる。したがって、窒素やリンといった栄養塩類は 100%非保存性の成分ではなく、必ずや保存性つまり淡水の拡散（淡水と海水の混合）によって説明できる部分を含む。三重県科学技術振興センター水産研究部が毎月、伊勢湾の全域において実施している浅海海洋観測のデータによれば、表層水中の溶存・無機態の窒素やリンは見かけ上は保存性成分のような挙動を示し、これらの濃度は統計的には明らかに環境中の塩分の高低、つまり供給源である河川水の海水との混合の程度（拡散）と植物プランクトンの増殖によるこれらの元素の消費によって決定されている。このことは次のことを意味している。表層水中の溶存・無機態の窒素やリンの濃度が各海域に流入する河川水流量の影響を大きく受け、したがってこれらの濃度の時間空間的な変動が著しく、これらの濃度の平均値の推定には著しい誤差を伴わざるをえ

ない。したがって、これらの、年数回の限られた定点での表層のデータをもとに、環境基準の達成率を評価するのは問題が多いと言わざるをえない。

各季節ごとに、また周年を通じて、表層水中の塩分（横軸）と溶存・無機態の窒素濃度（縦軸）とリン濃度（縦軸）それぞれについて散布図を作成し、これを基に回帰直線を推定すれば、この直線は窒素とリンそれぞれの保存性部分の濃度を表し、実測データのこの回帰直線からの変動分は生物活動の影響を受けた非保存性の部分を表す。また、縦軸の切片の濃度は供給源の淡水中の濃度をあらわす。現行の水質総量規制のもとでの窒素濃度とリン濃度の環境基準は、それぞれについて保存性と非保存性の変動部分の混合である。したがって、陸域からの汚濁負荷量の削減効果をみるのは保存性の部分（濃度）についてみるべきであり、非保全性の部分は内部生産と結びついた変動である。

先にも言及したが、水質総量規制において設定された環境基準とそれに基づく流入汚濁負荷量の削減の対策のために、毎年、環境省環境管理局水環境部は各県に委託して年4回（各季節）、数箇所の定点において表層水の水質調査を実施している。これらのデータを基に、各海域のCOD濃度、全窒素濃度、全リン濃度の環境基準の達成率が求められている。しかし、そもそも年4回、数箇所の定点の表層において観測されたデータの信頼性が問題にされるべきであるが、その信頼性の程度はどの程度なのであろうか。幸いにも、各海域においては水産庁の委託事業として浅海定線観測が実施されており、毎月、10数か所の定点、各定点の3層（表層、中層、底層）で水質項目が観測され、それらのデータは公表されている。これらのデータを使って、水質総量規制の基礎となっている「年4回、数箇所の定点の表層において観測されたこれまでのデータ」の信頼性を検討すべきであろう。

4-6 非特定汚染源負荷の対策

農業地域

農業地域の汚濁負荷対策としては、以下のようないくつかの施策と、それぞれについての具体的な対策が考えられる（環境庁水質保全局水質管理課(2000)：「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」）。

- (1) 施肥技術の改善
- (2) 栽培方法の工夫
- (3) 水田の用排水の適正管理
- (4) 土壌粒子の流出防止
- (5) 農業生態系の機能の利用
- (6) 農業用排水路対策

先にも言及したが、農業地域からの非特定汚染源負荷は、地表流出としては排水とともに肥料の一部、土壌粒子、作物残渣などが流出するもの、地下流出（土壌浸透）としては

浸透水とともに肥料の一部が流出するものである。施肥技術の改善、つまり農地からの肥料の流出抑制対策として、多肥料の畑地や樹園地における施肥量の適正化、側条施肥などの施肥方法の改善、緩効性肥料などの肥効調節型肥料への転換といった対策がある。栽培方法の工夫した対策としては、畑地において栽培作物の輪作を行い、余剰養分を有効に利用することで負荷の流出を防止する対策や、水田において田面を耕地せず苗を移植する栽培（不耕起移植栽培）により、汚濁負荷の流出を抑制する対策がある。水田の用排水の適正管理を介した対策としては、田植行程の改善、畦からの濾水防止、循環かんがい導入、水管理の改善などにより、肥料などの汚濁物質を多く含む田面水や濁水の水域への流出を軽減する対策がある。

土壌粒子の流出防止の対策としては、被覆資材や草生栽培などによる降雨に伴う土壌浸食の防止、防風林・防風垣・防風ネットなどによる土壌粒子の飛散防止策がある。農業生態系の機能を利用した対策としては、水田は脱窒機能とリンの吸着機能を、畑地は主にリンの吸着機能を有するので、これらの機能を活用して、水田・畑地の排水の浄化を行う対策がある。また、農業用ため池は有効な対策であり、水生植物による水田・畑地の排水の浄化や、土壌粒子の沈降・除去の効果もある。水田や畑地などから汚濁負荷が流れ込む農業用排水路においては、堆積した底泥の浚渫、自浄作用による汚濁負荷の浄化・除去などにより、水域への汚濁負荷の流出を抑制する対策が有効である。さらに、環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」には、上記に言及した対策の概要、期待される効果、対策を実施する際の留意点などについて、詳しく説明されている。

1999年に「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律」が制定され、2000年には地下水の硝酸性・亜硝酸性窒素の水質環境基準が設定された。さらに、環境基本計画では「環境保全上健全な水循環の確保」が重点的な戦略プログラムとして打ち出されている。しかし、5月上旬の新聞報道によれば、鈴鹿市と大台ヶ原の茶畑近くの地下水の硝酸態窒素の濃度はそれぞれ10.2 mg/Lと10.5 mg/Lとなっており、明らかに地下水の環境基準である10 mg/Lを超えている。上記に言及した種々の施策も、農業地域の非特定汚染源負荷の軽減に向けた種々の措置と連携しなければ形骸化するであろう。

環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」による勧告などを受けて、三重県においても「主要作物の施肥基準」（平成17年3月）を公表している。そこには、作物別に施肥基準の一覧表を設け、水稻を含めて主要作物の施肥基準の詳細と実施方法について記述し、また関係法令についても言及されている。過剰な施肥量を防ぐためにも、例えば、水田については水稻、畑地については野菜（キャベツ）、茶畑の施肥基準は次のようになっている。これらの措置を介して、農業地域における過剰な施肥を避け、適正な施肥基準の農民への浸透を図ろうとしている。

三重県の主要作物の施肥基準

	植栽様式	目標収量 (kg)	施肥量(kg)					計
			要素	基肥	追肥 (回)			
					1	2	3	
水田 (水稲)	条植 70cm 70 株/3.3.m ²	480	N	5	2	2		9
			P ₂ O ₅	6	0	0	0	6
			K ₂ O	5	2	2		9
畑地 (キャベツ)	4200 本/ha	5000	N	20	10			30
			P ₂ O ₅	25	0			25
			K ₂ O	20	8			28
茶畑	1 条植 1800 本/10a	1600	N	15	5	10	25	55
			P ₂ O ₅	8	8			16
			K ₂ O	6	2	10		24

ちなみに、平成 11 年—15 年の三重県内の茶畑の作付延べ面積は、他の作物の作付延べ面積と比較すれば、以下のようになっている(三重県統計書)。

三重県の農作物の作付延べ面積(ha)

作付延べ面積	稲	麦	果樹類	野菜類	茶
56,100-59,900	32,100-35,400	3,110-5,840	3,420-3,640	4,880-5,740	3,380-3,410(5.7-6.0%)

しかし、もっと根本的な問題がある。そもそも、なぜ日本の沿岸水域で富栄養化が問題になるかと言えば、その原因のひとつは、世界各国から窒素やリンを食糧や肥料の輸入という形で過剰に取り込み、それを消費して環境中に排出しているからである。Ukita & Nakanishi (1999)の「Pollutant load analysis for the environmental management of enclosed sea in Japan」(Proceedings of MEDCOST 99 and EMECS 99 Joint Conference, p.1227-1238)によれば、1990 年時点の日本は、年間 1,047 トンの窒素、270.1 トンのリンを食糧として、147.6 トンのリンを肥料として輸入している。一方、肥料として輸出されている窒素は 212 トン、リンは 13 トンなので、単純には 1 年間に窒素 835 トン、リン 404.7 トンが日本に蓄積されていることになる。言うまでもなく、窒素やリンは社会、経済活動を支える基礎的な資源であり、これらは肥料、工業製品等の原料として、あるいは食料品や飼料として大量に輸入され、関連する産業活動に伴う排水として環境中に排出されている。また、食糧の生産や供給における循環の過程で、土地系や畜産系などの汚濁負荷として、さらには食物の消費の結果等の生活系の排水として、環境中に排出されている。水質総量規制の実効を高めるためには、汚濁負荷量の削減のみならず、汚濁負荷の原因となる

産業活動や国民生活全般をも視野に入れた対策が、環境にやさしい資源利用の在り方、窒素やリンの循環の確保、窒素やリンの回収を念頭に置いた国民経済全体としての取り組み、窒素やリンの再利用の促進に繋がるような施策等々が、求められている。

当然、三重県についても上記と同様な視点から言及できるはずである。残念ながら、筆者の手元には三重県全体の肥料収支に関する詳しいデータがないので、ここでは上記に言及したものとおなじ問題点が三重県にも存在することを指摘するに留める。とくに化学肥料のタイプとそれぞれの量の県内流通状況、水田、畑地など土地利用に応じた総施肥量を把握したデータベースの構築は緊急の課題であろう。

水田や畑地での施肥量の削減対策として、滋賀県が面白い取り組みをしている。これは琵琶湖の富栄養化の進行を阻止するための対策の一環として工夫された制度であり、「環境直接支払い」制度と呼ばれているが、農薬や化学肥料の使用量を農家が一般的に使用している量の半分に減らした農家に、助成金を支払う制度である。年間の助成額は、水稲・野菜・果樹などの作物や面積別に、10a 当たり 5,000 円から 3 万円の助成金が支払われる。三重県も含めて、一考に値する対策となるであろう。

自然地域（山林等）

山林などの自然地域の汚濁負荷対策としては、以下のようないくつかの施策と、それぞれについての具体的な対策が考えられる（環境庁水質保全局水質管理課(2000)：「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」）。

- (1) 山林の適正管理
- (2) 砂防対策
- (3) 水土保持対策

先にも言及したが、山林などの自然地域からの汚濁負荷への対策は、具体的には以下のようなになる。山林の適正管理としては、大規模伐採や尾根周辺や急斜面地などの伐採を避けるとともに、汚濁物質が流出しにくいような伐採方式を採用するなどの対策が考えられる。また、伐採や山火事などにより出現した裸地への植林、汚濁物質が流出しにくい植生の選択や山林管理なども挙げられる。とくにゴルフ場やスキー場の造成は山林に対して数倍から数十倍の汚濁負荷をもつので、山林などの開発に歯止めを掛けることも重要な対策になる。

従来、砂防対策は砂防ダムなどの建設や斜面崩壊・崩落などを防止する治山事業として進められていたが、土砂などの流出は水質保全の観点から避けるべきであり、自然地域（山林など）における汚濁負荷の削減対策のひとつとして見直すべきであろう。水土保持対策の一環として、山林などへの降雨を土壤中に浸透させることは、地下水や水源の涵養という点から重要な対策であり、汚濁物質の流出を防止・抑制する上でも非常に大切な役割を

果たしている。さらに、環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」には、上記に言及した対策の概要、期待される効果、対策を実施する際の留意点などについて、詳しく説明されている。

1998年に「森林法」と「国有林野の管理経営に関する法律(国有林野法)」が改正された。新森林法は「地域森林計画」、「市町村森林整備計画」、「国有林の地域別の森林計画」について、新林野法は「管理経営基本計画」、「地域管理経営計画」、「施業実施計画」について、計画の立案手続きに関する十分な情報を住民に提供すること、また計画立案への住民参加を定めた。これらの新法の趣旨は、国有林を名実ともに国民に開かれた、国民の共通財産とすること、林業との協調、上流と下流の住民の利害の調整の必要性を強調すること等である。これらの新法の目的のひとつでもある森林環境の保全は、ともすれば森林域の環境保全となり、森林がもたらす中流や下流域への影響については無関心である。しかし、森林の環境保全の問題の多くは森林域内あるいは森林管理の範囲内では解決が困難であり、これらの問題は森林域内から生じたものではなく、森林域外の要因によって生じている。森林、河川、農地、都市などの異なった土地利用形態が相互に影響しあって構成されている流域環境および流域生態系の保全は、したがって流域全体としての一貫した管理は、森林法、国有林野法、河川法といった個別の法体系の下では困難である。

農林水産省は森林の環境保全と木材の生産・利用の調和を図るために、3つの森林区分(水土保持林、人との共生林、資源循環利用林)を行っている。この区分に従えば、三重県の保安林は県内の総森林面積の29.3%にあたる109,564haを占め、その中で水源涵養のための保安林が62.9%を、土砂流出防止のための保安林が34.8%を占めている。さらにこれに加えて、三重県は木材生産と環境保全を明確に分ける「生産林」と「環境林」の考えを導入して県独自の森林区分を採用し、持続的利用型である「生産林(持続的利用型)」と環境保全のための「環境林」とを区分し、後者においてはさらに「ほとんど人手を加えない天然林の保存型」、[間伐を繰り返し針葉樹と広葉樹が混交する天然林を目指す保全型]、[サクラやカエデなど季節を彩る落葉広葉樹も加えた人との共生型]の3区に森林を区分している。新聞報道によれば、三重県は将来的には天然林の面積を増やし、生産林を15万ha、環境林を20万haにすることを目標にしている。三重県の県面積の65%が森林であり、その森林面積の62%が人工林であり、人工林の割合は全国で見ても5番目に高い。次に、平成7年—14年の三重県内の森林面積に関するデータを示す(三重県統計書)。

三重県内の森林面積に関するデータ(ha)

森林面積	森林率	人工林率	国有林面積
374,390.78-376,476.03	0.65	0.62	23,573.84-24,029.68

三重県は、これまでも「森林環境創生事業」を通して県内の森林の適切な管理の実現に努力をしてきたが、さらに2006年に成立した「三重の森林づくり条例」のもとに、これか

らの森林づくりを種々の施策を通して実施しようとしている。実現については賛否両論があつて、種々の論議がかわされているが、森林保全を目的とした「森林づくり県民税」構想もそのひとつである。東海地方においてすでに導入している3県（奈良県、滋賀県、静岡県）を含めて、18県がすでに導入を決めたかもしくは現在導入を計画している。また、すでに行政上の施策として、森林は木材生産を目的とした「生産林」と水源林や放置林などの「環境林」に分けられ、それぞれの目的に応じて種々の行政上の施策が講じられようとしている。これは、それまでの森林行政に対する、特にゴルフ場造成に対する施策への反省から来ている。その状況は、三重県がホームページに開設している「県史Q & A」(http://www.pref.mie.jp/BUNKA/TANBO/Q_A/74A.htm)に詳しい。それによれば、三重県においてはじめてゴルフ場ができたのは志摩郡阿児町であるが、当時(昭和30年)の三重県の森林面積は175,000 ha（この面積は三重県統計書の「54. 総面積及び地目別民有地面積」の中の山林面積であつて、一般には森林面積は「53. 林野面積」を指す）、ゴルフ場は1ヶ所でその面積は50 haであつた。しかし、バブル経済の大波に浚われたために1992年にはその状況は一変しており、森林面積は164,000 ha、ゴルフ場は54ヶ所でその面積は6,700 haであつた。つまり、森林面積は約6%減少し、ゴルフ場の面積は約130倍も増加した。バブル経済の開始とともに、リゾート開発のブームとなり、ゴルフ場造成も過熱していった。またこれと並行して、ゴルフ場造成に伴う自然破壊やそこで使用されている農薬などによる水源汚染などの問題も顕著になってきた。現在、「指導要領」を通じて、原則として、特定地域を除いて「当分の間三重県下のゴルフ場の開発行爲の事前協議は受け付けない」とし、また「水源地に影響をおよぼさないこと」が強調されている。

流入河川

河川水の栄養塩濃度は河川ごとに大きく異なっており、これは流域の土壌組成、植生、人為的な土地利用形態などを反映している。河川から海域に負荷される栄養塩の中では、窒素は溶存態での負荷が大きく、一般に増水時にも濃度変化は小さい。一方、増水時に土壌物質が大量に流入するために、化学的性質のために土壌に吸着・捕捉されているリンが大量に河川水中に流入し、海域へのリン負荷が大きくなる。また、窒素とは対照的に、リンは種々の形態の無機態リンが有機態リンとともに大部分を占める。田中ら(2003)の「土壌流出によるリン負荷の沿岸環境への影響」（沿岸海洋研究、40: 131-139）によれば、窒素では河川水からの流入負荷の84%が溶存態窒素であるのに対して、リンでは懸濁態リン（この場合は懸濁物に吸着されているリン）がリンの流入負荷の90%を越える。

河川からの汚濁負荷対策としては、これまで以下のようないくつかの施策と、それぞれについての具体的な対策が提案されている（環境庁水質保全局水質管理課(2000)：「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」）。

(1) 河川浄化対策

- (2) 植生浄化施設の設置
- (3) 遊水地などの設置
- (4) 河道の浚渫

流入河川からの汚濁負荷への対策は、具体的には以下のようなになる。河川は自浄作用をもっており、河川浄化対策としては、この自浄作用を高めるために浄化施設などの設置がある。例えば、爆気などによる浄化施設を河川水路内に設置する対策、あるいは河川敷などに河川水を引き込みそこに浄化装置を設置する対策などがある。植生浄化とは、水生植物による栄養塩の取り込み機能を利用した水質浄化であり、河川水路内に植栽された水生植物、あるいは河岸や河川敷に河川水を引き込み、そこに植栽したヨシなどの水生植物によって浄化する対策などが挙げられる。遊水地などの設置は、従来は主に洪水対策として講じられたものであるが、汚濁負荷が大きくなる洪水時において、汚濁物質を沈殿・分離することで湖沼などへの汚濁負荷を抑制する対策であると見なせる。河道に堆積した底泥には、汚濁物質が多く含まれるので、これらを浚渫・除去することも重要な対策となる。これらの対策によって、洪水時の急激な増水による底泥の湖沼などへの流入や、底層の嫌気化に伴う底泥からの栄養塩の溶出を防ぐことができる。

1964年に改正された河川法では、治水に加えて利水が目的として挙げられ、水系一貫管理制度が導入され、利水関係規定の整備が進められた。さらに、1997年にも河川法の改正がおこなわれ、治水と利水に加えて河川環境の整備と保全も主目的に挙げられ、地域住民の意見を反映した河川整備の計画制度が導入された。新河川法では、管理者、この場合は国土交通省の担当部局に、この新河川法に則った新たな「河川整備基本方針」と、「河川整備計画」の早急な策定を求めており、この策定のために流域懇談会が全国各地で立ち上げられている。

河川法第16条は、「河川管理者は、その管理する河川について、計画高水量その他概要河川の河川工事および河川の維持についての基本となるべき方針に関する事項を定めておかなければならない。」と規定している。この条文を踏まえた「河川整備基本方針」は、「河川の総合的な保全と利用に関する基本方針」と「河川の整備の基本となるべき事項」とから構成されている。河川の総合的な保全と利用に関する基本方針においては、流域および河川の概要をまとめ、河川の総合的な保全と利用に関する基本方針をたてる。河川の整備の基本となるべき事項においては、(1)基本高水並びに河道および洪水調節施設への配分、(2)主要な地点における計画高水流量、(3)主要な地点における計画高水位および計画横断面に係わる川幅、(4)主要な地点における流水の正常な機能を維持するために必要な流量、に関する事項を定める。「河川整備基本方針」を受けて、今後20-30年間の具体的な河川整備について立案されるのが「河川整備計画」である。「河川整備計画」は、「河川整備計画の目標に関する事項」と「河川の整備の実施に関する事項」とから構成されている。河川整備計画の目標に関する事項においては、河川整備計画の対象区間と対象期間を定め、

(1)洪水、高潮等による災害の発生の防止又は軽減、(2)河川の適正な利用および流水の正常な機能の維持、(3)河川環境の整備と保全、に関する目標をたてる。河川整備計画の目標に関する事項においては、河川工事の目的、種類および施行の場所並びに当該工事の施行により設置される河川管理施設の機能の概要をまとめ、河川の維持の目的、種類および施行の場所を定める。各地の流域委員会は「河川整備基本方針」には関与せず、行政当局が立案した「河川整備計画」原案に対して意見を述べる立場にある。次に、作成された「河川整備計画」案は、地方公共団体の長の意見を勧告して、「河川整備計画」となる。「河川整備基本方針」と「河川整備計画」は流域の総合的管理のために導入された総合的計画制度であり、その実施の主目的とされた治水、利水および河川環境の整備と保全は、「第五次全国総合開発計画」の中の「流域圏に着目した国土の保全と管理」において明確に指摘された流域および流域圏の構想の下に展開されなければならない。

新河川法で定められている「河川整備基本方針」と「河川整備計画」の策定を含め、河川に関する施策は国土交通省の河川局の管轄下にある。一方、流域内の森林、また上流域の砂防ダム等の治水・治山等の施策は農林水産省の管轄下であり、農林水産省は森林整備と治山に係わる公共事業の長期計画を独自に展開している。縦割り行政の弊害として従来から指摘されていることであるが、農林水産省と国土交通省のそれぞれの管轄下にある事業との調整はおこなわれていない。これは環境省と間の施策の調整についても当てはまる。流域の総合的な利用と保全の施策を展開するには、各省庁や地方公共団体の関係機関の連携が必要であり、この縦割り行政の弊害を是非とも排除しなければならない。もっとも、各省庁や地方公共団体の関係機関の連携を具体的に模索する動きも一部にはあり、政府の総合科学技術会議は 2002 年度から「自然共生型流域圏・都市再生技術研究イニシアティブ」を始めており、関係省庁の担当者らによる情報共有化システム構築の検討、モデル流域圏の設定などを通して関係省庁の連携を模索している。

このような新河川法を受けて、三重県の 1 級河川である宮川や櫛田川においても「河川整備基本方針」がまとめられ、これを踏まえて「河川整備基本計画」が設定され、これらそれぞれの河川に「流域委員会」が立ち上げられ、流域の利用と環境保全の調和が図られつつある。

都市地域

都市地域においては、道路、駐車場、屋根などに堆積した汚濁負荷は、アスファルトなどの人工被覆面が増加したことで、ほとんどが降雨時に雨水とともに道路側溝、都市排水路、雨水排水管などを通じて、公共用水域に流出していくようになった。そのために、都市地域の汚濁負荷対策としては、以下のようないくつかの施策と、それぞれについての具体的な対策が考えられる（環境庁水質保全局水質管理課(2000)：「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」）。

- (1) 堆積負荷の除去
- (2) 雨水流出量の制御
- (3) 流出雨水の処理
- (4) 都市排水路対策

降雨で流出する汚濁負荷を降雨前に掃除などで除去する対策に加えて、都市地域からの汚濁負荷を含んだ雨水を排水処理施設で処理し、公共用水域への汚濁負荷を軽減する対策もある。都市地域の汚濁負荷は降雨時に大量の雨水とともに排出されるので、雨水の流出量を制御する対策も重要である。その具体的な対策として、雨水浸透枡、浸透トレンチ、透水性舗装などの整備により雨水の地下への浸透を促進する雨水流出量の制御対策や都市排水路の整備対策が挙げられる。環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」には、上記に言及した対策の概要、期待される効果、対策を実施する際の留意点などについて、詳しく説明されている。

海域（ノリ養殖漁業、その他の漁業）

伊勢湾全体のノリ養殖漁業の生産量は愛知県と三重県の2県の生産量に区分されているが、手元に用意された適当な資料がないので、ここでは三重県のノリ養殖漁業の生産量のみ言及する。三重県の海域は、行政上は伊勢湾海区、志摩度会海区、熊野灘海区の3海区に区分されている。主に志摩度会海区で展開されている、いわゆるアオノリ養殖漁業を別にすれば、ノリ養殖漁業は伊勢湾内で展開されている。手元にある「平成4年度 三重県農林漁業の動き 三重県農林漁業動向報告書」（三重県）によれば、伊勢湾海区の海面養殖漁業のほぼすべてはノリ養殖漁業であり、年間1万6千トンが生産されているが、これはほぼ60億円前後の生産額、4億数千枚の板ノリの生産量に相当している。「三重県の漁業生産統計」によれば、1988年以降の三重県のノリ養殖漁業の生産量は次の表のようになっているが、これによれば、経営体数も養殖施設数も徐々に減少しており、それに伴ってノリ生産量も徐々に減少している。類似の傾向は愛知県のノリ養殖漁業のノリ生産量についても認められている。愛知県では三河湾がノリ養殖漁業の主たる海域であるが、三重県に比べて明らかにノリ生産量は大きい。

三重県のノリ養殖漁業の生産量

	1988年	1993年	1994年	1995年	1996年	1997年	1998年
板ノリ (万枚)	78,149	46,977	62,413	46,338	40,847	47,260	37,846
施設数 (100 柵)	3,020	2,287	2,088	2,052	1,836	2,057	1,914
経営体数	2,213	1,489	1,386	1,366	1,247	1,103	1,028

これらの養殖ノリは生存と成長のために、植物プランクトンの珪藻類と同様に、溶存・無機態の栄養塩類（窒素やリンなど）を要求する。したがって、ノリは養殖時期である冬季には栄養塩類をめぐって珪藻類と競合し、栄養塩類である窒素やリンを富栄養化した海水中から回収するという環境保全の上ではプラスの側面をもつ。

利用目的を考慮した海域の窒素およびリンに係わる環境基準は I-IV 類型があり、すでに何度か言及したが、再度掲載すれば、それぞれの環境基準は次のようになっている。

海域の窒素とリンの環境基準

類型	利用目的の適応性	基準値（年平均、mg/L）	
		全窒素	全リン
I	自然環境保全及び II 以下の欄に掲げるもの （水産 2 種及び 3 種を除く）	0.2 以下	0.02 以下
II	水産 I 種、水浴及び III 以下の欄に掲げるもの （水産 2 種及び 3 種を除く）	0.3 以下	0.03 以下
III	水産 2 種及び IV の欄に掲げるもの （水産 2 種及び 3 種を除く）	0.6 以下	0.05 以下
IV	水産 3 種、工業用水及び生物生息環境保全	1.0 以下	0.09 以下

注 自然環境：自然探勝等の環境保全

水産 1 種：底生魚介類を含めたような水産生物がバランスよくかつ安定して漁獲される

水産 2 種：底生魚介類を除き、魚介類を基礎とした水産生物が多獲される

水産 3 種：汚濁に強い特定の水産生物が主に漁獲される

生物生息環境保全：年間を通じて底生生物が生息できる限度

一方、環境省の「有明海・八代海総合調査評価委員会—中間とりまとめ—」（平成 18 年 2 月）によれば、養殖ノリの成長に必要な栄養塩類は、平均流速 10 – 30 cm/sec の範囲では、少なくとも溶存・無機態の窒素で 0.07-0.09 mg/L、溶存・無機態のリンで 0.007-0.0143 mg/L とされている。これを下回る濃度では、「色落ち」によってノリの生育が妨げられ、商品化は難しいとされている。これらの濃度を上記の各類型の窒素やリンの環境基準と比べてみると、これらの環境基準の値は窒素もリンも溶存・無機態から懸濁・有機態までのすべての窒素とリンを含んだ全窒素であり全リンであることを考えれば、海域の富栄養化の進行を阻止するための汚濁負荷量の削減対策は、夏季の赤潮の発生、貧酸素水塊の発達、青潮の発生を妨げる効果があればあるほど、冬季のノリ養殖にとっては好ましくないとい

った「富栄養化のジレンマ」が生じる可能性がある。

伊勢湾の環境保全にとって、上記に言及したプラスの側面とは逆に、ノリ養殖漁業めぐるマイナスの側面も無視できない。1960年代のノリ冷凍網の導入に伴うノリ養殖漁業の安定化と大規模化、それに伴う酸処理が、伊勢湾の環境保全にとって大きな問題となりうる。

酸処理とは、養殖中のノリ葉体を酸性にした処理液に浸すことにより、葉体や網に付着する雑藻（アオノリ、珪藻類）や微生物（細菌、カビ類）を駆除し、ノリ葉体の成長を助ける技術である。現行の酸処理剤は基本的には有機酸、栄養塩類、アミノ酸などの成分を含み、実際には栄養添加剤としての機能ももっている。1980年代以来、ノリ養殖漁業において使用されている酸処理剤は、ある商品を取れば、次のような成分をもつ。クエン酸、乳酸、塩化アンモニウム、リン酸ナトリウム、アミノ酸類を含む、全リン量4.8%、全窒素量3.0%、この他に、有機酸としてリンゴ酸あるいは酢酸を添加したもの、さらには防腐剤や殺菌剤を組み合わせたものもある。この処理液はpHを2ないし3まで下げることによって雑藻を駆除する効果をもつが、これまで処理廃液はほとんど海中に投棄されていた。現在、この処理液の海中投棄禁止と回収が行政指導されているが、現実には、海中投棄されているのが実態である。また、中和後の廃棄が行政指導されているが、含有された窒素やリンを含んだままの処理廃液の排水は問題であろう。1960年代の以来のノリ養殖漁業の大規模化を念頭におけば、そこで使用されている酸処理廃液が膨大な量になるであろうことは、想像に難くない。

酸処理剤については、投棄されている有機酸に加えて、栄養添加剤としての問題点も無視できないであろう。次に述べる事例は、現在、環境問題で騒がれている有明海の例であるが、これと類似のことは伊勢湾についても当てはまるであろう。例えば、第10回農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会の議事録 ([http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/10gijiroku\(zan\).htm](http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/10gijiroku(zan).htm))に添付された資料によれば、1999年の販売実績では、全国で販売された5900トンの中2900トンが有明海で使用されている。先の成分表をもとにすれば、これは139トンの燐と87トンの窒素を有明海に投入していることを意味している。また、同じ議事録によれば、佐賀県は毎年、窒素量300トン前後に相当する硫酸や硝酸を施肥として冬季に有明海奥部に投入している。有明海・八代海総合調査評価委員会議事録 (<http://www.env.go.jp/council/20ari-yatsu/y200-06a.html>)によれば、陸域から有明海への負荷は窒素で28624トン、リンで3841トンであり、これに比較すれば、酸処理剤に起因する負荷は窒素0.49%で、燐で2.27%あり、小さいように見える。しかし、酸処理剤は毎年11月から翌年の2月までの間に集中的に投入され、そしてノリ養殖場はアサリ漁場を重複していることを考慮すれば、これらの数値が示唆する以上の影響を環境やそこに生息する生物に及ぼしている可能性がある。また、ノリ養殖が豊作であった2001/2002年を例にとれば、この年にノリ養殖によって有明海から回収された窒素は937トン、燐は103トンであった。このことは、2002年に酸処理剤の影響を検討するために水産庁に設置された

「ノリ養殖技術評価検討委員会」の結論 ([http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/10gijiroku\(zan\).htm](http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/10gijiroku(zan).htm)、[http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/negai/final%20report\(ariakenori\).htm](http://www.jfa.maff.go.jp/ariakenori/negai/final%20report(ariakenori).htm))の主張とは反対に、ノリ養殖による海域からの栄養塩類の回収といったプラスの面に加えて、このようなマイナス面についても注目する必要があることを示している。

三重県が大学と共同で実施した調査研究の報告書「伊勢湾の生態系の回復に関する研究」(平成14年)によれば、ノリ養殖漁業も含めて、伊勢湾全体の海面漁業による生産量を窒素とリンに換算すれば、窒素で1,000-3,000 ton/year、リンで100-300 ton/yearの範囲である。生産量の中ではプランクトン食性魚であるイワシ類とイカナゴの漁獲量の占める割合が高い。一方、「4-1 伊勢湾の富栄養化の現状」で言及したように、伊勢湾への陸域からの流入汚濁負荷量は、窒素で174 ton/day(63,875 ton/year)、リンで18.5 ton/day(6,753 ton/year)である。つまり、漁業活動を通して、窒素で1.57-4.70%、リンで1.48-4.44%に相当する陸域からの流入汚濁負荷量が、伊勢湾から回収されている。

4-7 汚濁原単位と統計データの問題点 (三重県)

「三重県統計書」によれば、土地の区分とそれぞれの面積の変遷は次の表のようになっている。これらのデータからも明らかのように、ゴルフ場の面積が急増し、それに伴って山林の面積が減少している。もちろん、山林の面積の減少がすべてゴルフ場の造成によるものではないが、このような1例にも、土地の開発・利用にともなって各区分の土地利用の面積の増減が生じている。言うまでもなく、高度成長期の前後、またバブル経済期の前後においては、土地開発・造成ブームのために土地利用の形態が著しく変化しており、当然、これらの統計データの変化に応じて汚濁原単位と汚濁負荷量の推計に変化が生じているはずである。

三重県の土地利用形態とその面積

年	田	畑	湖沼	山林	原野	ゴルフ場	
1965	674.9	304.3	5.7	1753.0	45.5	2.1	(x 10 ³ 反)
1975	626.9	276.9	6.0	172.3	473.2	11.8	(x 10 ³ ha)
1985	591.3	258.8	5.7	1669.5	43.9	21.9	(x 10 ⁶ m ²)
1992	564.3	245.6	5.1	1636.1	41.5	42.5	(x 10 ⁶ m ²)
2005	521.8	224.5	4.4	1539.9	39.0	57.9	(x 10 ⁶ m ²)

三重県に限らず、どの流域においても、実態を反映した各種の土地利用形態の面積の把握は、基本となる土地台帳の整理など多くの労力と時間を要する情報収集活動であって、その精度にも問題は少なくない。恐らくは、これらのデータベースの構築には人工衛星データとGISを使ったデータ収集・整理がもっと迅速で精度のよいものであろう。すでに三重県においては「森林GIS」が運用を開始している。三重県は山林を「環境林」と「生産

林」に区分し、それぞれの目的に応じて効果的・効率的に山林管理を進めようとしている。また、三重県の「森林ゾーニング」は国のゾーニングを基本にしているが、もっときめ細かくゾーニングをしているので、こうしたゾーニングを実施するためにも、森林に関する多様な情報を収集・整理して住民に提供する必要がある、そのためには人工衛星データと GIS が有効な手段となりうる。この「森林 GIS」によって、山林や環境に関する情報が収集・整理され、データベース化している。ここでは次のような情報が収録されている。

山林情報：治山、林道、保安林、林地開発、造林間伐、県行政林

環境情報：植生図、水道水源施設、鳥獣保護区域、アメダス観測点、河川水質調査、野生獣害確認位置、温泉泉源位置、自然環境保全区域、環境アセスメント実施箇所、土地利用基本計画、酸性雨モニタリング、森林資源モニタリング、廃棄物処理場位置

三重県は現在でも県面積の 65%が山林で占められており、自然豊かな土地である。しかし、先にも言及したが、最近では急速な土地開発が進み、とくにゴルフ場や工業用地の造成は三重県においても顕著であり、土地利用形態に急激な変化が認められている。このような現況を把握するために、ランドサットなどの高解像度人工衛星データと土地利用形態分類を用いた GIS システムを結合させているが、それを踏まえた解析は、行政の各種の施策を効果的・効率的に立案し実行する際に有効な手法である。ここでは、山林を針葉樹林、混合林、落葉林へと細分が可能であり、人工利用地についても田畑、宅地、工業用地、ゴルフ場へと分類が可能である。この方面の GIS の利用と将来の展望は、「三重大学研究会」が毎年実施している研究発表会やその講演集に詳しい（例えば、サンガ・福山(2003、編)：「Proceedings of 2003 Annual Conference of The Mie University GIS Society」, vol.3）。

5. むすびー課題と提言ー

課題 1:富栄養化を阻止する施策

窒素やリンの削減は、水域の COD の環境基準の達成にも不可欠な対応であり、COD の総量規制の実効を確保するためにも、総量規制制度の下で窒素とリンの削減を計画的に図ることが望ましいことは言うまでもない。また、窒素やリンの発生源は多岐にわたるので、汚濁負荷の実態に応じた削減努力が必要である。中央環境審議会水質部会の総量規制専門員会(2000)の「第 5 次水質総量規制のあり方について」によれば、第 5 次水質総量規制においては、各種の排水に関する対策として、次のような施策をとることを薦めている。いずれも、もっともな提言であり、これについてはまったく異論はない。しかし、問題はむしろ、これらの施策をいかに実効あるものにしていくかであろう。

生活系排水対策

- (1)水質汚濁防止法に基づく重点地域の指定等による生活排水対策の推進
- (2)下水道等の生活排水処理施設の整備の促進及び処理の高度化
- (3)生活系の指定地域内事業場に係る総量規制基準の適切な設定・強化
- (4)単独処理浄化槽の合併処理浄化槽への転換の促進
- (5)窒素・リンの除去効率の高い合併処理浄化槽の普及促進
- (6)浄化槽の適正な維持管理の一層の推進
- (7)過程からの汚濁負荷の削減のための普及啓蒙

産業系排水対策

- (1)産業系の指定区域内事業場に係る総量規制基準の適切な設定・強化
- (2)下水道の整備の促進及び処理の高度化の推進
- (3)窒素・リンの排水対策を含めた技術マニュアルの整備等による小規模・未規制事業場対策の推進

その他の対策

- (1)農地、山林からの汚濁負荷の特性を踏まえた負荷削減対策の推進
- (2)環境保全型農業の展開や家畜糞尿の適正管理の推進
- (3)養殖漁場における改善対策の推進
- (4)合流式下水道の改善等による都市地域の非特定汚染源対策の推進
- (5)底泥の除去、覆砂事業等の底質の改善対策の推進
- (6)河川等の直接浄化対策の推進
- (7)干潟等の沿岸生態系の保全・回復の促進

課題 2 : 汚濁物質の流入負荷量削減に対する水質の応答

1979 年以来、水質総量規制を実施し、それに基づく環境基準の設定をおこない、さらに

は利用目的に応じて海域を COD では3類型(A、B、C)に、窒素とリンについては4類型(I、II、III、IV)に分け、それぞれの海域について COD、窒素およびリンの環境基準を設定した。言うまでもなく、このような環境基準の達成のための基本的な対策は、陸域からの汚濁物質の流入負荷量の削減であるが、そのためにはどの程度汚濁物質の流入負荷量を削減すれば環境基準が達成できるかを明らかにしなければならない。

これまでの水質総量規制による陸域からの汚濁物質の流入負荷量の削減対策にも拘わらず、各海域の環境基準の達成率は一向に向上していない。陸域からの流入負荷量の削減に応じて、それに見合うだけの各海域における汚濁物質の濃度の低下が認められるならば問題はない。しかし、実際は、汚濁物質の流入負荷量の削減に見合うだけの各海域での汚濁物質の濃度の低下は認められていない。なぜであろうか。いくつか理由が考えられるが、ひとつは陸域からの汚濁物質の流入負荷量の推計に誤差が大きく、汚濁負荷の削減量が正確に把握されていないこと、二つ目は達成率の判断基準にかかわる曖昧さである（「7-6 この問題は「環境基準と達成率の問題点」において扱った）、三つ目は、海域の物質循環や生産構造のために、必ずしも汚濁物質の流入負荷の削減量に応じてそれに見合うだけの各海域での汚濁物質の濃度の低下が生じない機構が存在することである。後に言及するので、ひとまず前者を別にすれば、後者、つまり陸域からの流入負荷量の削減により各海域の汚濁物質の濃度がどのように変化するかは、環境基準を達成しようとする場合には大きな問題である。

陸域からの汚濁物質の流入負荷量と海域の水質の関係には、基本的には3つのタイプ(図 13)があると想定される(武岡・村尾(1997)：「窒素、リンの流入負荷量の削減に対する水質の応答」、沿岸海洋研究、34: 183-190)。流入負荷量(単位時間当たり)と水質項目の海域内の存在量の間関係が図 13(a)のように線形であれば、海域に陸起源の窒素やリンの他に外洋起源の窒素やリンがあり、これがバックグラウンド濃度として存在しているので、海域の窒素やリンの存在量の削減率は流入負荷量(単位時間あたり)の削減率より小さくなる。図中の直線の傾きは存在量を流入負荷量(単位時間あたり)で割ったものであるから、この傾きは平均滞留時間であり、この傾きが大きいほど平均滞留時間は長くなる。この場合では、平均滞留時間は流入負荷量の如何を問わず一定であると想定している。窒素やリンの場合は、生物過程を介して溶存・無機態から懸濁・有機態まで種々の存在形態を変遷するので、流入負荷量と水質項目の海域内の存在量の間関係が図 13(b)のように上凸あるいは下凸の非線形となる可能性がある。この場合も、バックグラウンド濃度は存在しているので、海域の窒素やリンの存在量の削減率は流入負荷量(単位時間あたり)の削減率より小さくなる。図中の曲線の傾きは平均滞留時間であるが、この場合では、平均滞留時間が流入負荷量の削減(増大)に応じて変化すると想定している。

図 13(a)も図 13(b)も、縦軸の窒素やリンの存在量は横軸の流入負荷が長く続いた定常状態での存在量を仮定している。しかし、陸域からの流入負荷量をゼロにしても、底泥からの栄養塩の溶出は数年間にわたって継続するのであるから、またたとえ底泥の影響を除外

して考えたとしても、陸域起源の窒素やリンの存在量は直ちにゼロになるわけではなく、ゼロになるにはそれ相当の応答時間が必要である。底泥の影響を除外して考えることができるとすれば、この応答時間はバックグラウンド濃度を差し引いた平均滞留時間にほぼ等しいであろう。この場合の流入負荷量（単位時間当たり）と水質項目の海域内の存在量の間関係は、仮に線形を想定すれば、図 13(c)のようになる。流入負荷量を F1 から F2 に削減したとすれば、またこれに要する時間 Δt が応答時間より短いとすれば、 Δt 後に窒素やリンの存在量は M2'になり、さらに時間を経過してこれらの存在量 M2 に達するということが起こるのである。

上記に言及したような「流入負荷量と水質の関係」に加えて、すでに何度も言及したが、外洋起源の栄養塩、すなわちバックグラウンド濃度が予想外に高いこと、さらには底泥からの栄養塩の溶出などが、陸域からの汚濁物質の流入負荷量の削減率に見合うだけの海域での存在量の削減率の実現を阻んでいる。

提言 1：非特定汚染源負荷の削減計画-1

(1)非特定汚染源負荷対策の基本的な考え方

非特定汚染源負荷対策の必要性については、本報告書においてもこれまで種々検討してきたので、ここで改めて言及するまでもないであろう。非特定汚染源負荷への対策は、これまでの湖沼等（海域を含む）の水質保全計画でも取り上げられている。しかし、その概要は総括的あるいは定性的な指摘にとどまっていることが多い。非特定汚染源負荷はその発生源が多岐にわたり、また面的な広がりをもち、降雨などの自然的要素も加わって、特定汚染源負荷の対策とは同列に論じられない複雑な点が多い。非特定汚染源による汚濁負荷の削減対策としては、可能な限り定量的な削減目標を掲げて、つねにその効果を検証する作業が必要である。

したがって、非特定汚染源負荷の削減対策としては、(1)人為的に増加した汚濁負荷をいかに自然のバックグラウンド濃度のレベル近くまで削減するか、(2)流域内の土地利用の内容が森林、水田、畑地、茶畑などさまざまであり、それに応じて降雨流出の特性もまたさまざまであるので、現地の実態に則した適切で効果的な対策をいかにして選定するか、(3)いずれの汚濁削減対策にも利害が相反する多数の関係当事者がいるので、これら関係者の理解と協力をいかにして確保するか、さらには(4)汚濁削減対策を効果的にするためには、関連した種々の行政施策といかにして連携するか、といった一連の検討が求められている。

(2)非特定汚染源負荷の削減計画の位置づけ

非特定汚染源負荷はその発生源がさまざまであり、また面的な広がりをもつので、発生段階から流達段階までの多様な対策が求められる。したがって、流域（集水域）全体を視野に入れた、包括的・総合的な汚濁負荷の削減対策が立てられなければならない。対策を立てるにあたっては、将来の地域動向や非特定汚染源負荷の削減技術の発展などを視野に

入れ、長期的な観点から削減対策を検討する必要がある。結局、非特定汚染源負荷の削減対策計画は、環境庁水質保全局水質管理課(2000)の「湖沼等の水質汚濁に関する非特定汚染源負荷対策ガイドライン」に示されているような位置付けになるであろう。非特定汚染源負荷の削減対策の計画に当たっては、どの流域の対策を優先的に進めるべきか、当該の流域において現地実態に則した対策をいかに選定するか、といった一連の検討が必要とされる。

提言 2：非特定汚染源負荷の削減計画-2

以下に非特定汚染源負荷量を削減するための具体的な提言を列挙する。これらの提言を裏切るものにするためには、実態調査の充実が必須であり、これらの調査に係わる大学や試験機関との連携を行政が積極的・主導的に推進することが望まれる。列挙すれば数限りなく上げられるが、以下に列挙された各項目はあくまでも削減計画の骨格となる提言である。

(1)汚濁原単位の見直し

伊勢湾に関係した流域の非特定汚染源からの汚濁負荷の算定精度を向上させるために、各種の非特定汚染源の汚濁原単位を見直す。三重県においては、2001年に環境省が実施した「発生負荷量等算定調査」の中の三重県に関する部分を抽出した「発生負荷量等算定調査報告書 各論」(平成15年)がまとめられている。しかし、そこに掲載されている汚濁原単位はいずれも特定汚染源負荷に関するものであり、非特定汚染源負荷の汚濁原単位については「その他系」としての言及があるだけであり、ほとんど有効なデータは記載されていない。また、問題が大きいのは、規制対象外に起因する汚濁負荷量の占める割合が高く、これに対する何らかの実効性のある規制が望まれる。

とくに汚濁物質の降雨時と非降雨時の汚濁物質の水質濃度のデータの比較ができるようなデータはなく、このようなデータを把握するための調査の実施が望まれている。また、三重県が実施している「酸性雨調査」に関する水質データとして、リン濃度の測定も実施することが望ましい。

畑地は各種の作物が栽培され、これらの作物に応じて施肥量も大きく異なるので、三重県全体として作物ごとに原単位を求めることは非現実的であるにしても、畑地からの汚濁負荷量の算出精度を向上させる何らかの措置が望まれる。例えば、作物をその施肥量に応じていくつかのグループにわけ、それぞれの面積を把握する措置も一考の余地がある。とくに化学肥料のタイプとそれぞれの量の県内流通状況、水田、畑地など土地利用に応じた総施肥量を把握したデータベースの構築は、滋賀県の事例に見るように、緊急の課題であろう。

滋賀県においても、汚濁原単位方式と「負荷量—流量関係」を下に算出された汚濁負荷量が大きく異なる事例が過去に報告されているので、実地調査を綿密に実施してこの問題

を検討することが望ましい。

(2)汚濁負荷量の算定の精度向上

三重県の流域の土地利用の変化が激しいので、数年ごとに土地利用形態を人工衛星データを利用した GIS も含めて頻度の高い実地調査を実施し、土地利用形態を定量的に把握する。これによって、汚濁原単位に基づく非特定汚染源負荷量を定量的に算出できる。

過剰な化学肥料や家畜糞尿などに由来する汚濁負荷量を削減するためにも、また実際の施策を立案する際の根拠を確立するためにも、作物生産量、化学肥料の使用量、家畜糞尿などの発生量を推定し、農業地域での養分（窒素、リン、カリ）収支を三重県単位あるいは市町村単位別に算出するためのデータベースの構築が望ましい。このシステムは、地域名を入力すれば、インプット量（化学肥料、家畜糞尿、雨水、灌漑水、窒素固定など）とアウトプット量（作物生産量、副産物持ち出し量、脱窒量など）を算出し、農業地域の養分収支を表示する。ここで示される過剰な養分は潜在的な環境汚濁負荷であると見なせる。三重県単位あるいは市町村単位の統計情報は農林水産研究計算センターの基礎数値情報に登録されているデータを利用できる。例えば、三重県単位あるいは市町村単位での耕地面積、70種の作物の作付け面積と生産量、5種の家畜の飼育個体数、のデータである。これらの統計情報を養分量に換算する係数として、各種作物の養分の含有率、各作物への化学肥料の施肥量、家畜の糞尿排出量などを、各種文献と農林水産省統計情報部のアンケート調査の結果や統計資料から求める。

汚濁負荷量の大きな地域を指定し、汚濁負荷量削減のための施策を立案し、汚濁負荷量の把握のためのモニタリングを実施し、汚濁負荷量の定量化とともに削減対策の効果の検証を図る。

(3)伊勢湾の内部生産過程の解明と生態系モデルの構築

伊勢湾における内部生産をめぐって、特に窒素とリンの収支をめぐって、多くの調査の実施が望まれる。次に列挙するデータに関しては、東京湾、大阪湾や瀬戸内海においては少なからぬ数の調査や実験があり、これらのデータはそれぞれの海域の汚濁負荷の削減計画において有効な対策の立案に生かされている。

伊勢湾の場合においても同様に、伊勢湾の海水交換、伊勢湾の淡水、窒素とリンの平均滞留時間、伊勢湾に流入する河川からの COD、窒素、リンの負荷量、伊勢湾における外洋起源の窒素とリンの存在量、伊勢湾の底泥からの窒素とリンの溶出量、伊勢湾の脱窒量、伊勢湾内の干潟（河口干潟、前浜干潟など）と藻場やヨシ原における浄化量、伊勢湾への降雨による汚濁負荷量などのデータの把握が強く望まれている。これらのデータを踏まえて、生態系モデルを構築し、この種のモデルはより有効な対策を立案するための必須の手段となっている。

伊勢湾の生態系モデルを構築し、汚濁負荷の削減対策の有効な手段とする。言うまでもなく、生態系モデルの構築には、上記に言及したような伊勢湾の富栄養化に関係した種々の素過程に関する一連のデータが必須である。

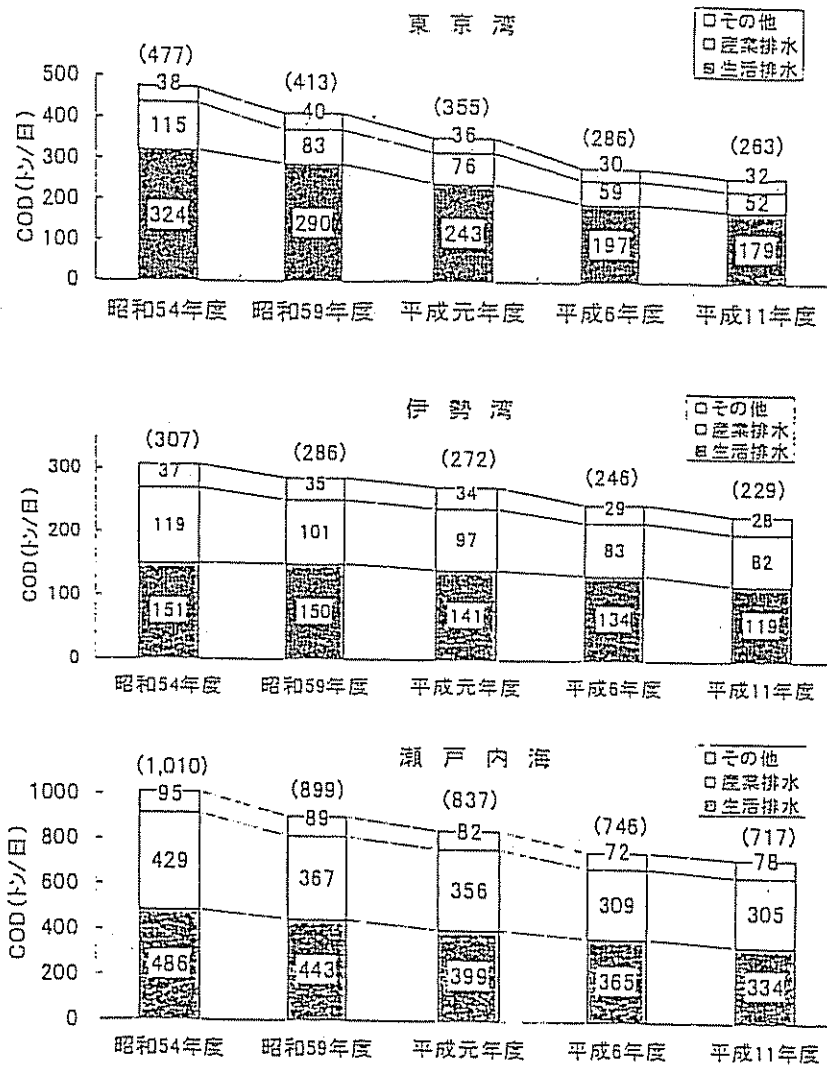
(4)下水道整備率・排水処理率の向上

三重県の下水道整備率を少なくとも全国平均にまで向上させる。現在、流域下水道の整備が終了する 2020 年には全国平均に達するとされているが、それまでの過渡期的な污水处理のための対策も求められる。とくに産業系・生活系排水の中の規制外排水、さらにはその他系排水を含めて、また小規模し尿処理施設に対しても、排水規制を設けそれが適切に守られるように、内容の周知を図っていくことが必要である。下水処理場には第三次処理能力を持つ施設を整備し、溶存・無機態の窒素やリンも除去できるようにする。また、これらの流域下水道施設がどの程度に伊勢湾の富栄養化の進行阻止に貢献しているかを、生態系モデルを構築して定量的に把握し、将来の汚濁負荷削減計画の立案とその検証に利用する。

謝辞

三重県の「伊勢湾学セミナー設置運営委員会」の委員諸氏には、本報告書をまとめる上でお世話になりました。また、三重大学生物資源学部の海洋生態学研究室の木村妙子助教授および学生・大学院生、三重県森林環境部の諸氏には、資料および関係文献の探索と入手についてお世話になりました。ここに厚くお礼申し上げます。

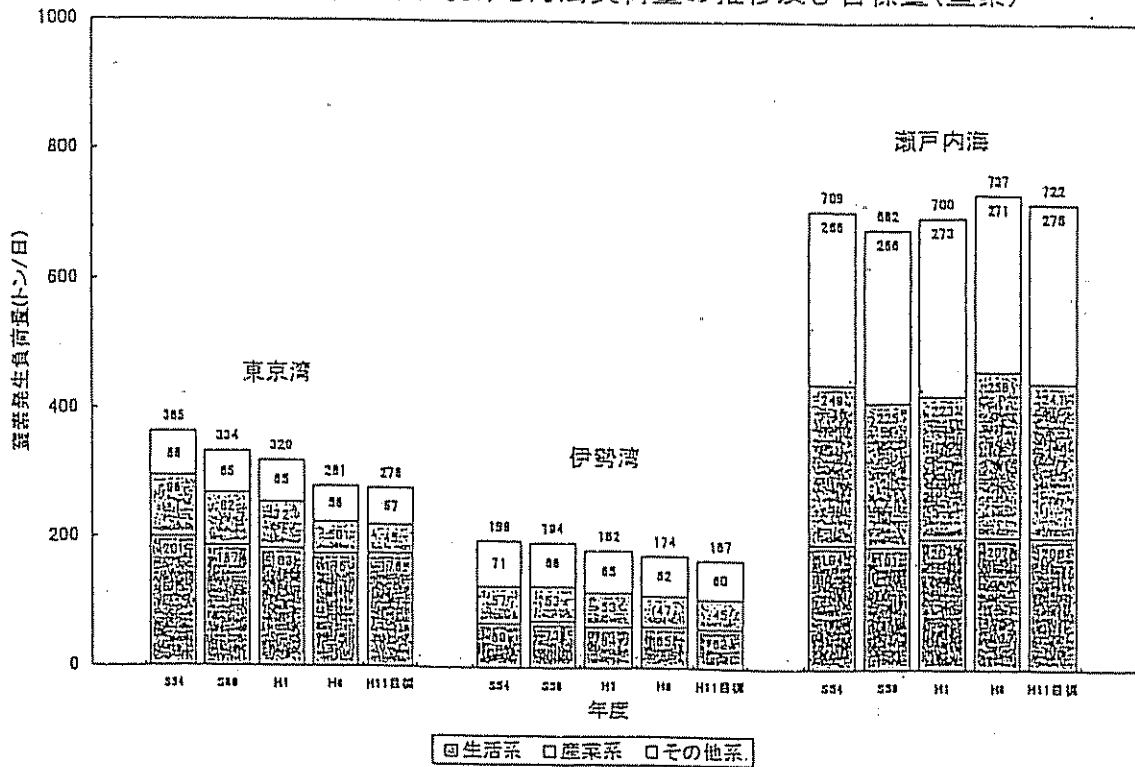
なお、本報告書の執筆は、三重県環境森林部の「伊勢湾学セミナー設置運営懇談会」調査研究事業の一環として行われたものです。



備考:昭和54年～平成6年度は実測値、平成11年度は削減目標値。
平成6年度については洪水の影響を受けている。

図1 東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の発生源別の汚濁発生負荷量 (COD)
(環境白書 平成11年度版)

総量規制地域における汚濁負荷量の推移及び目標量(窒素)



総量規制地域における汚濁負荷量の推移及び目標量(燐)

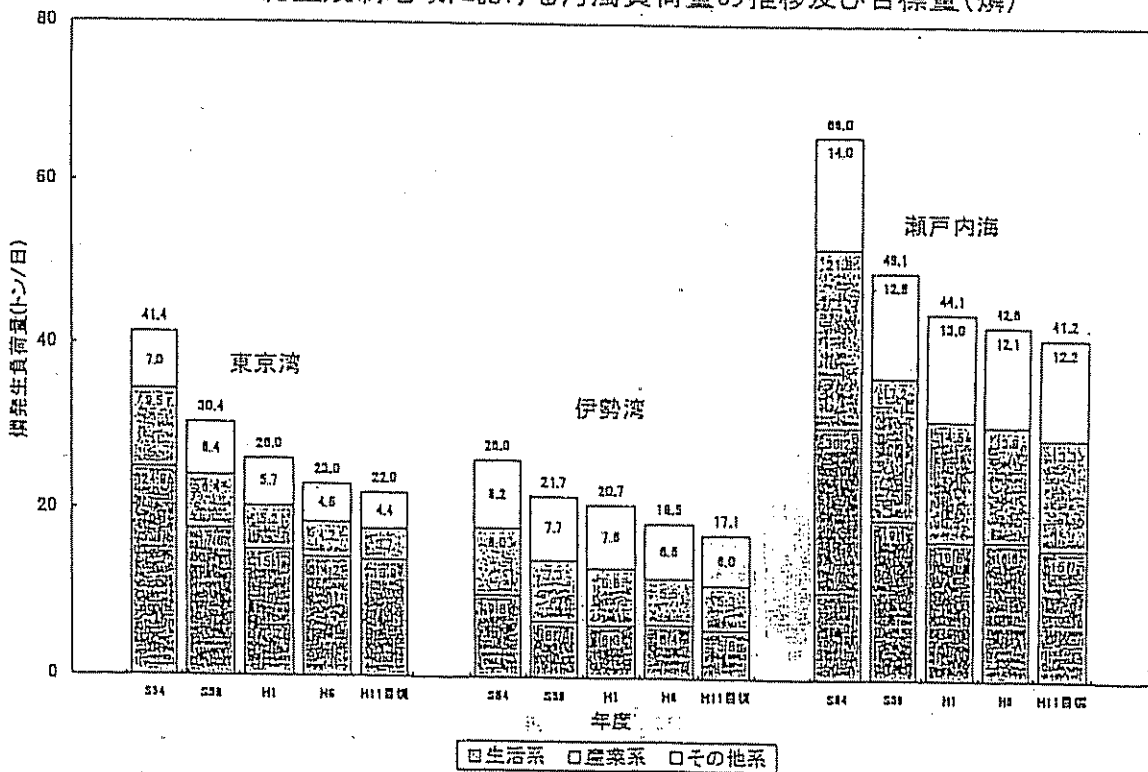


図1 東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の発生源別の汚濁発生負荷量（窒素、燐）
（環境白書 平成11年度版）

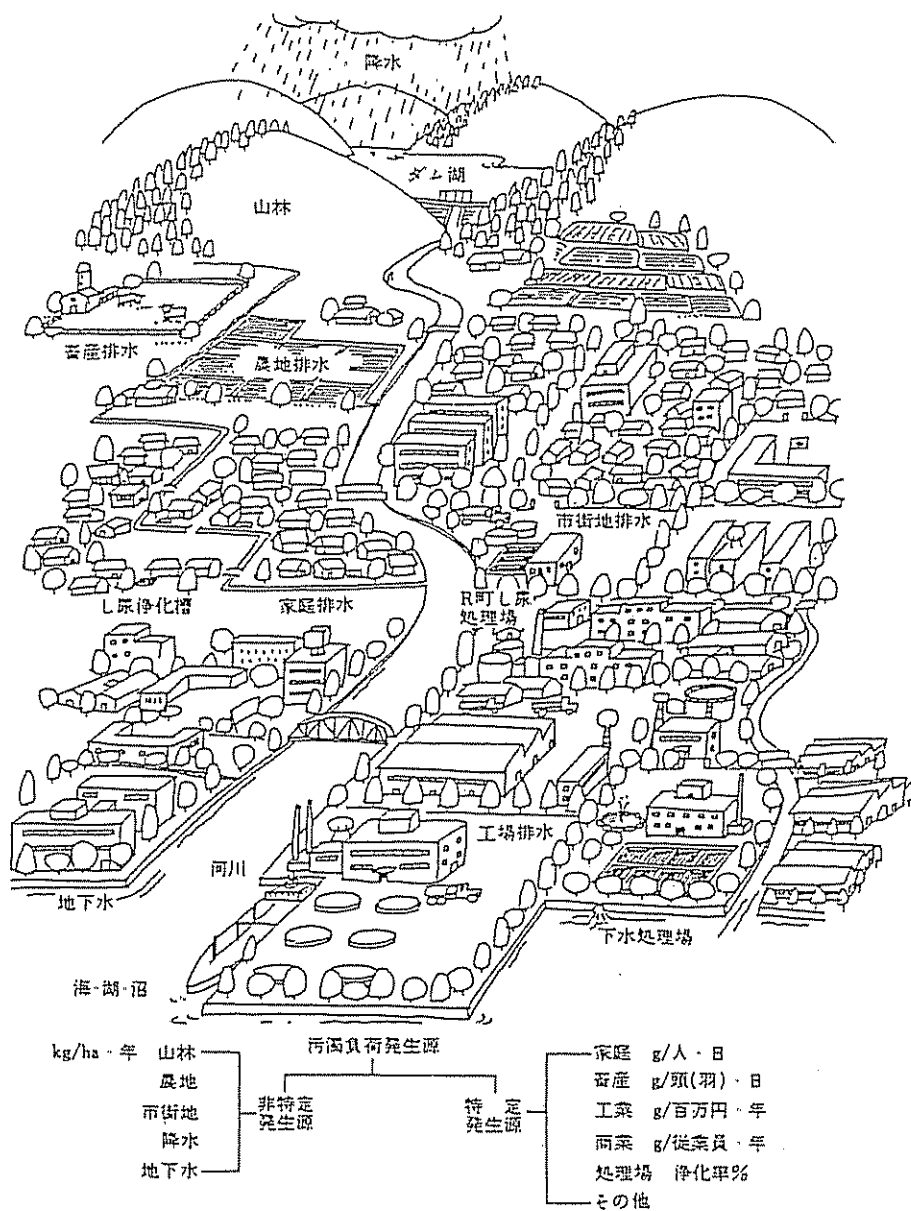
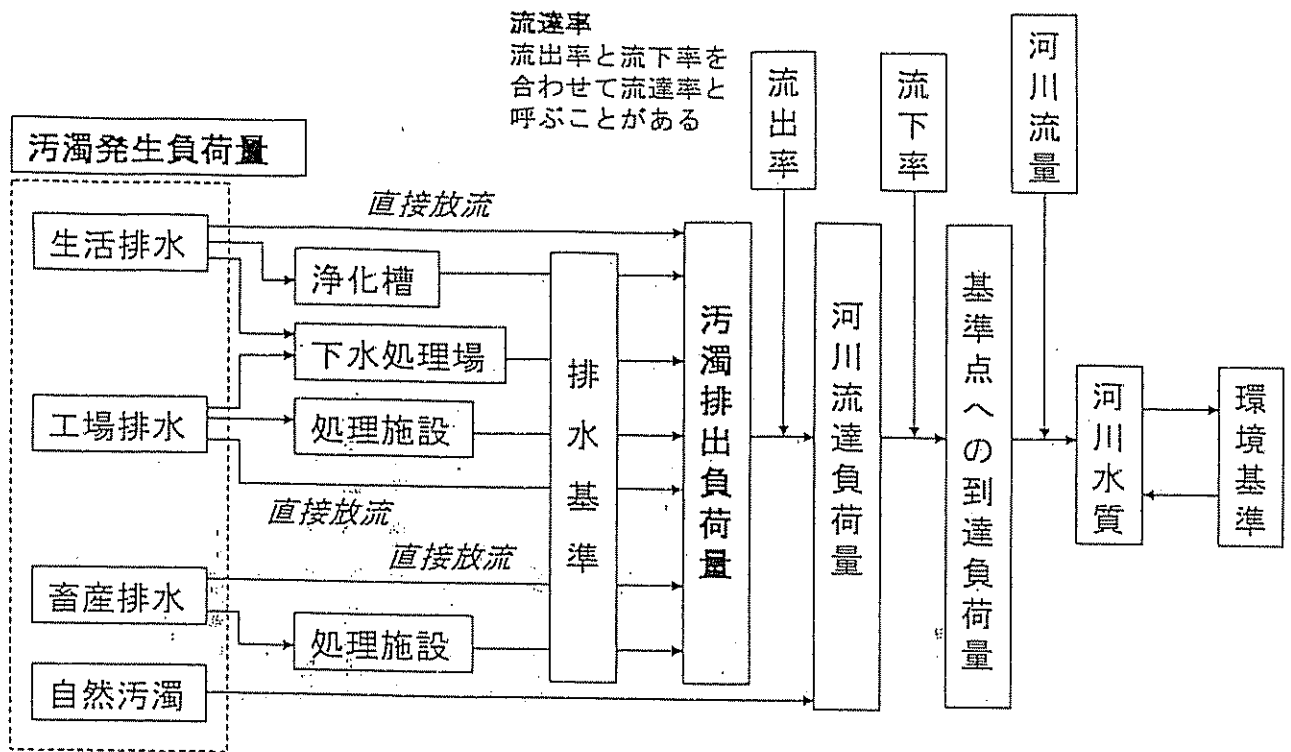


図2 汚濁負荷発生源の分類と単位

(国松・村岡(1990) : 河川汚濁のモデル解析、技報堂)



浄化槽：合併処理浄化槽または単独処理浄化槽
 自然汚濁（面源）：森林、水田、畑、果樹園、市街地などの面源

図3 汚濁負荷量解析の流れ

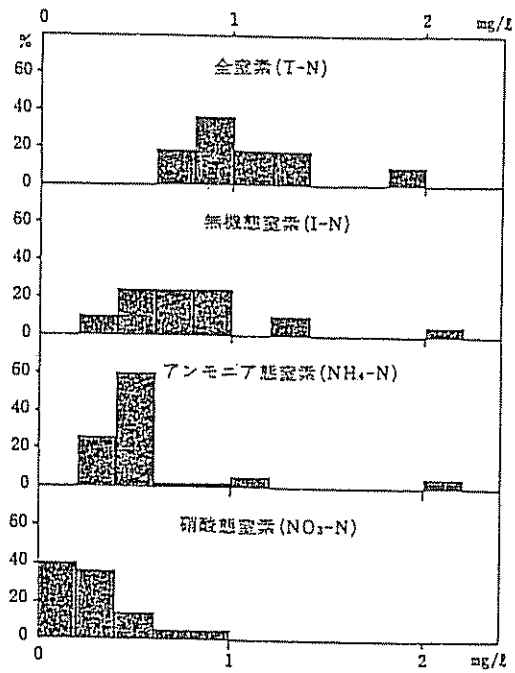


図4 降雨中の窒素濃度の頻度分布 (国内各地の平均値)
 (田淵・高村(1985) : 集水域からの窒素・リンの流出、東京大学出版会)

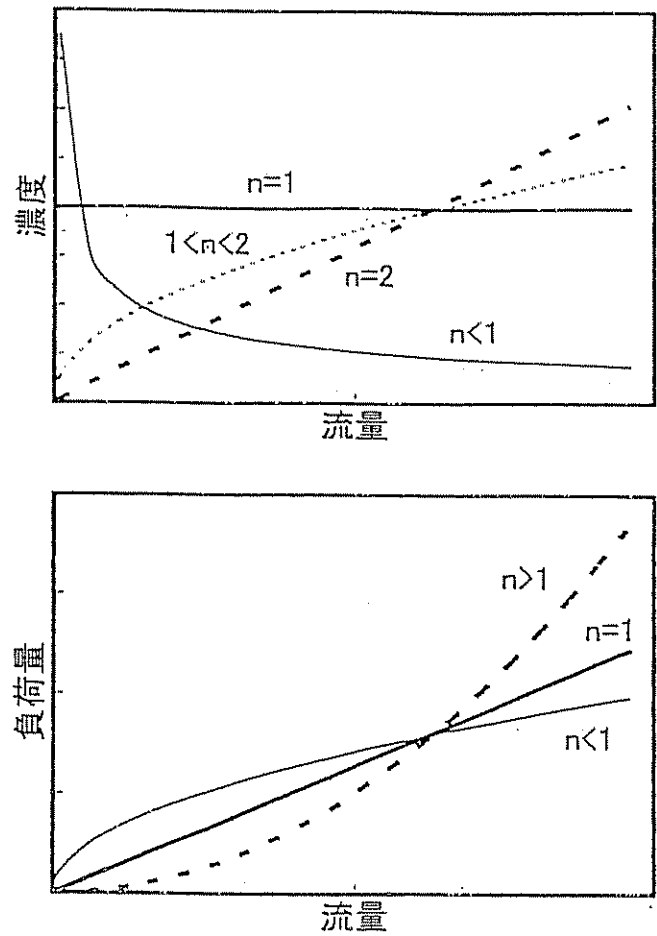


図5 流量、水質濃度、汚濁負荷量の関係

(井上(2004): ポイントからの汚染物質の河川流出・流達機構、環境技術
33: 381-385)

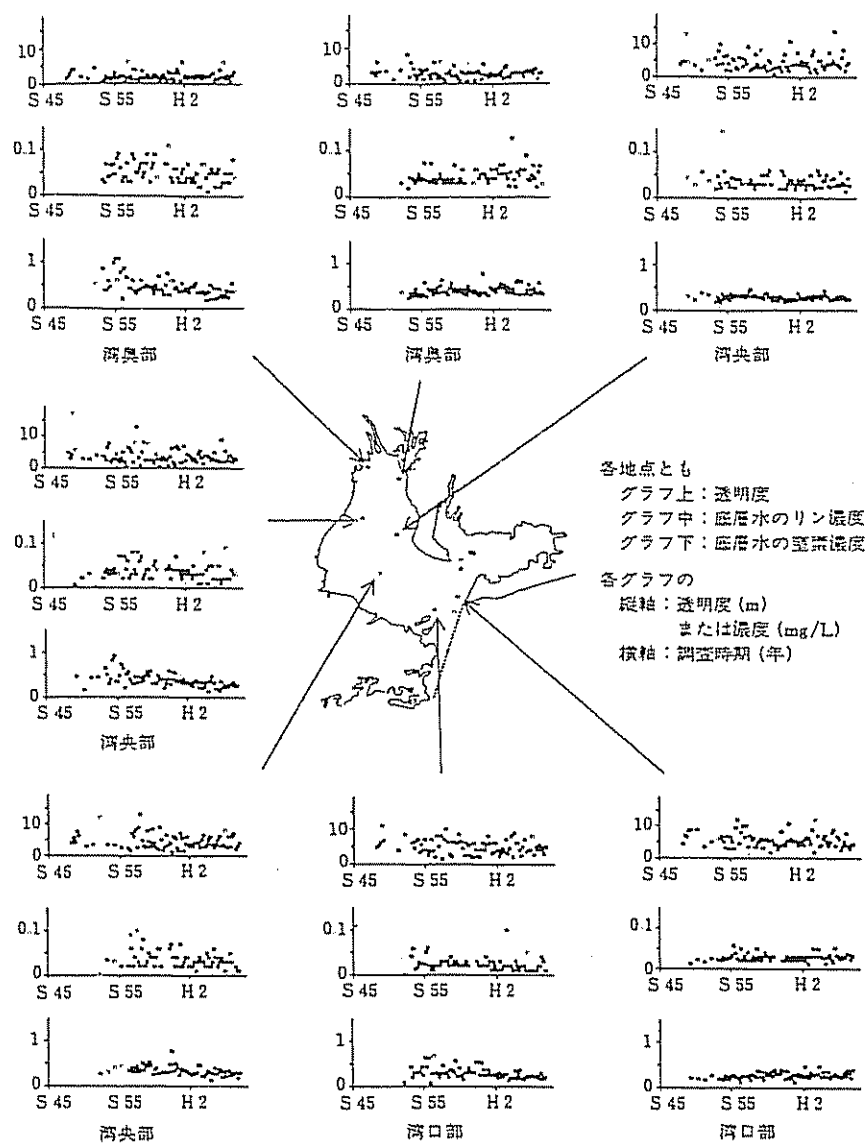


図6 伊勢湾の透明度、全窒素濃度、全リン濃度の経年変化
 (日本水環境学会(1999、編): 日本の水環境 4. 東海北陸編、技報堂)

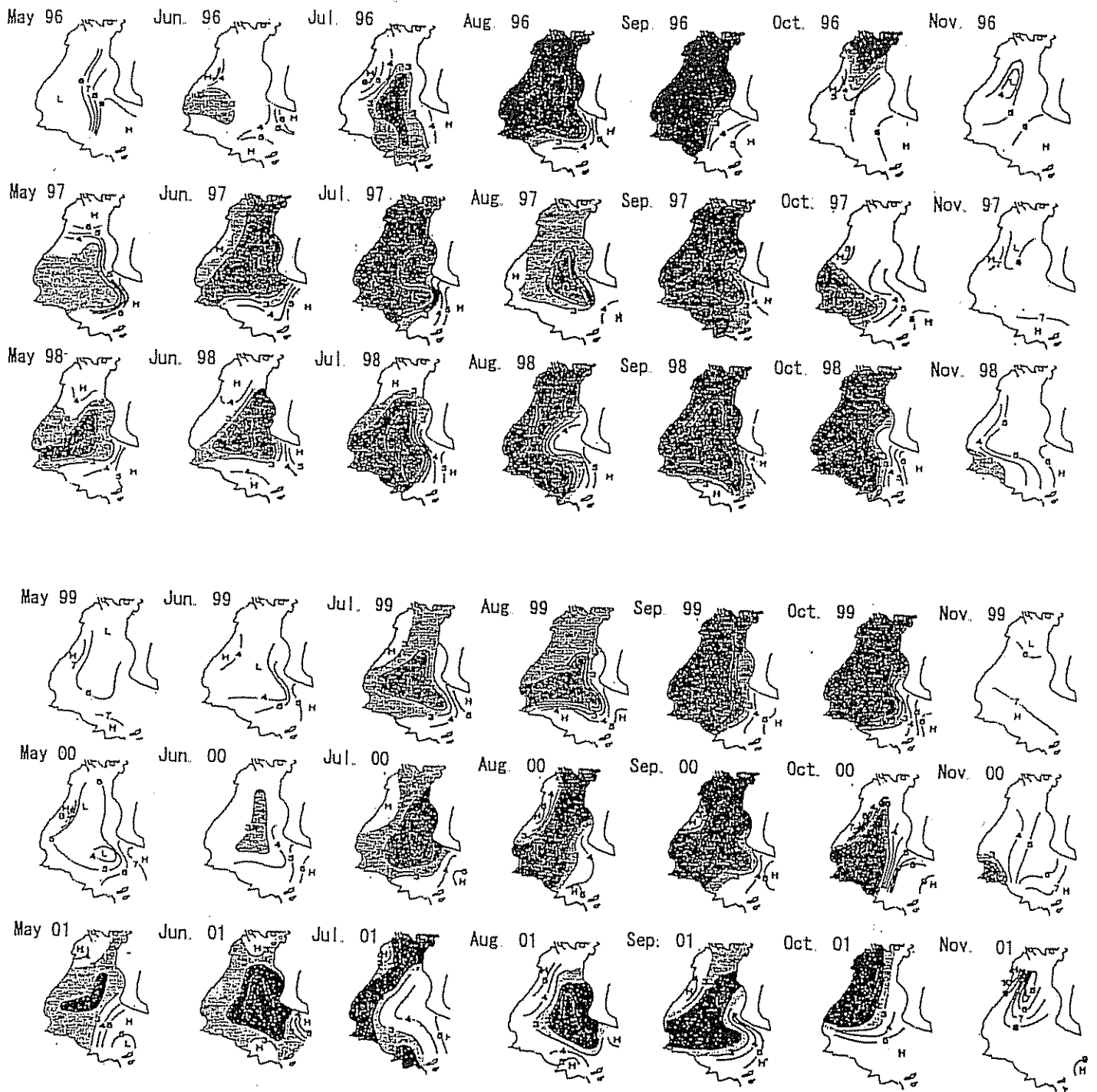


図7 伊勢湾底層の貧酸素水塊の消長

(関口：伊勢湾の環境保全のための総合調査マニュアルー伊勢湾の環境保全と開発・利用のあり方一、三重県)、数字は ppm であり、灰色の部分は貧酸素水塊が発達した海域である。

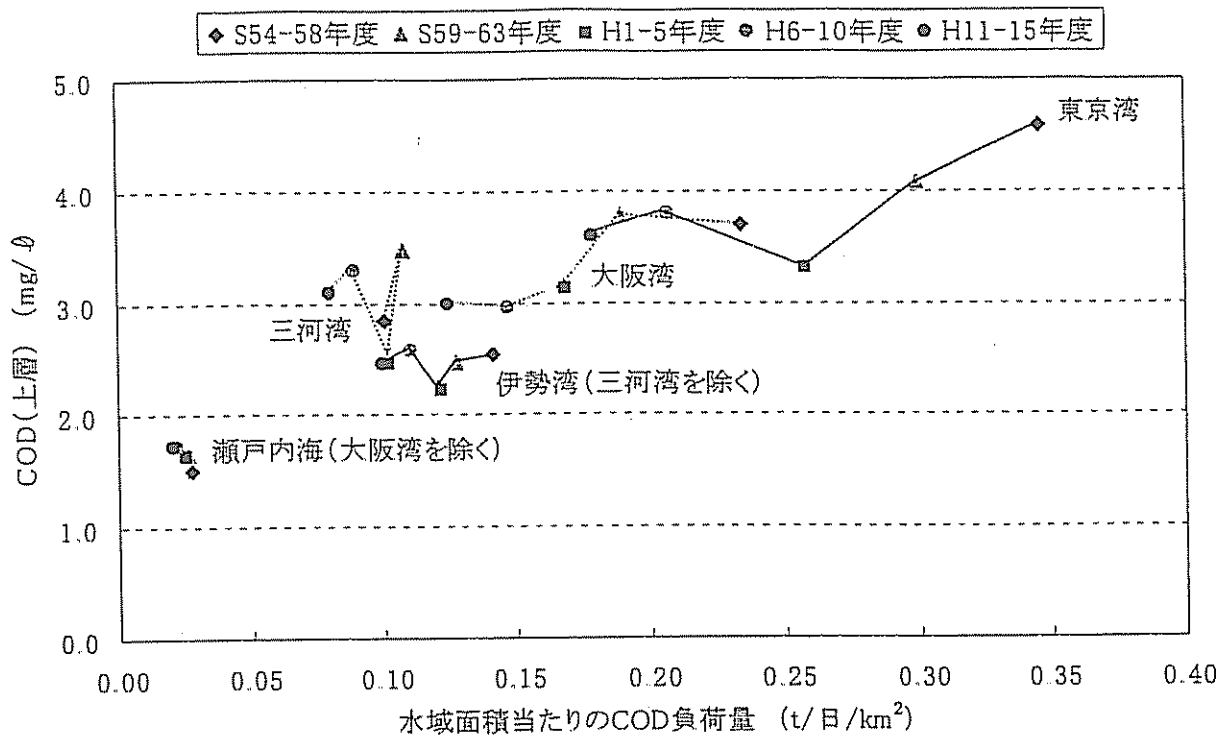


図8 水質総量規制下での各海域の流入 COD 負荷量と表層水中の濃度
(環境省環境管理局水環境部：広域総合水質調査)

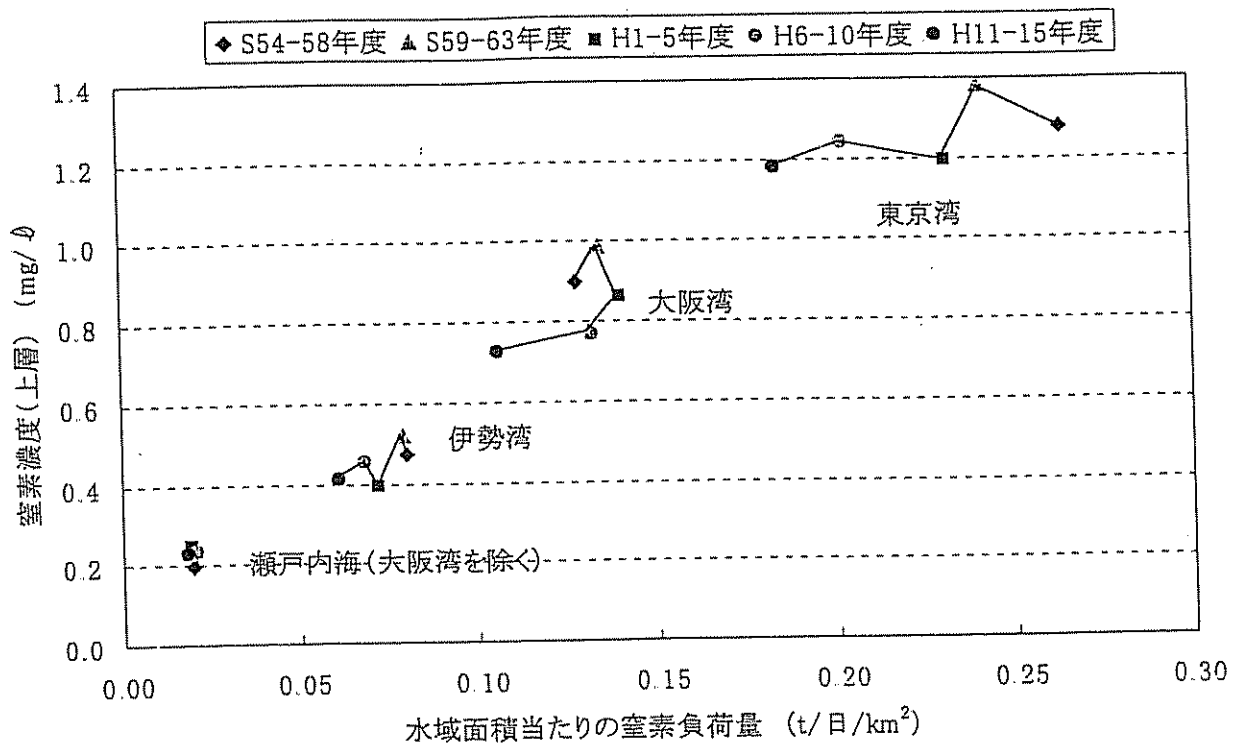


図9 水質総量規制下での各海域の流入窒素負荷量と表層水中の濃度
(環境省環境管理局水環境部：広域総合水質調査)

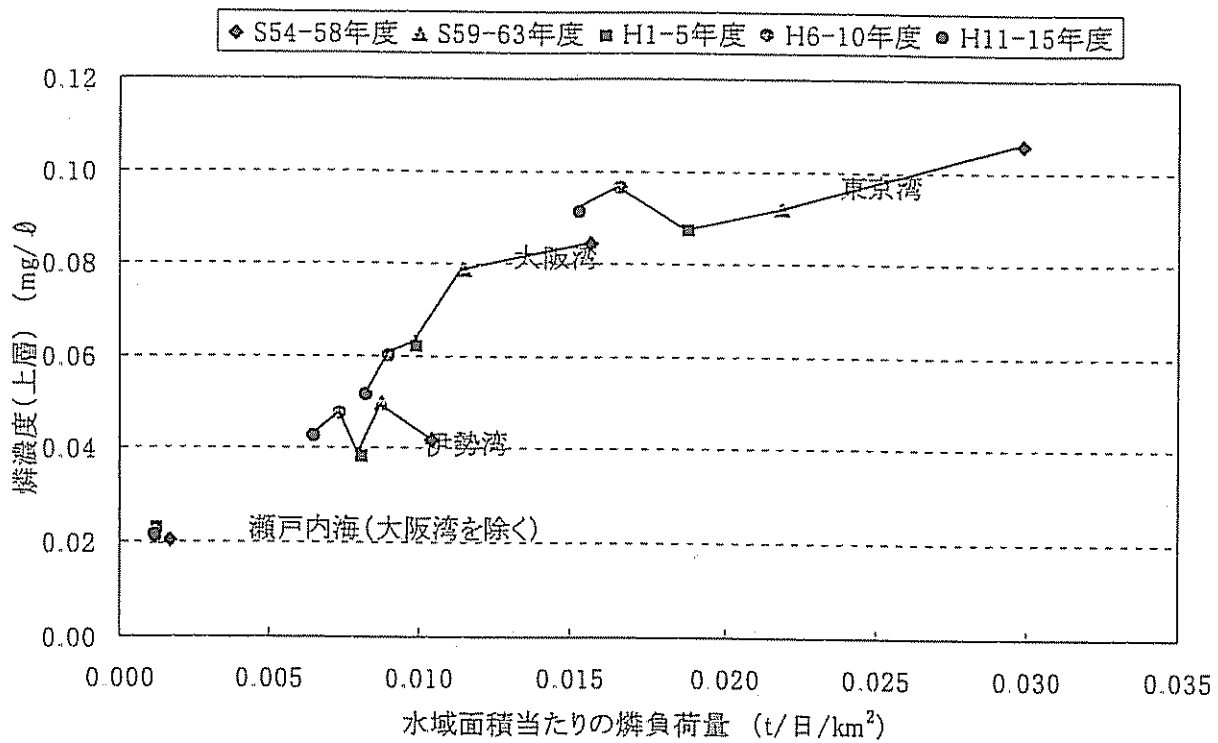


図 10 水質総量規制下での各海域の流入リン負荷量と表層水中の濃度
(環境省環境管理局水環境部：広域総合水質調査)

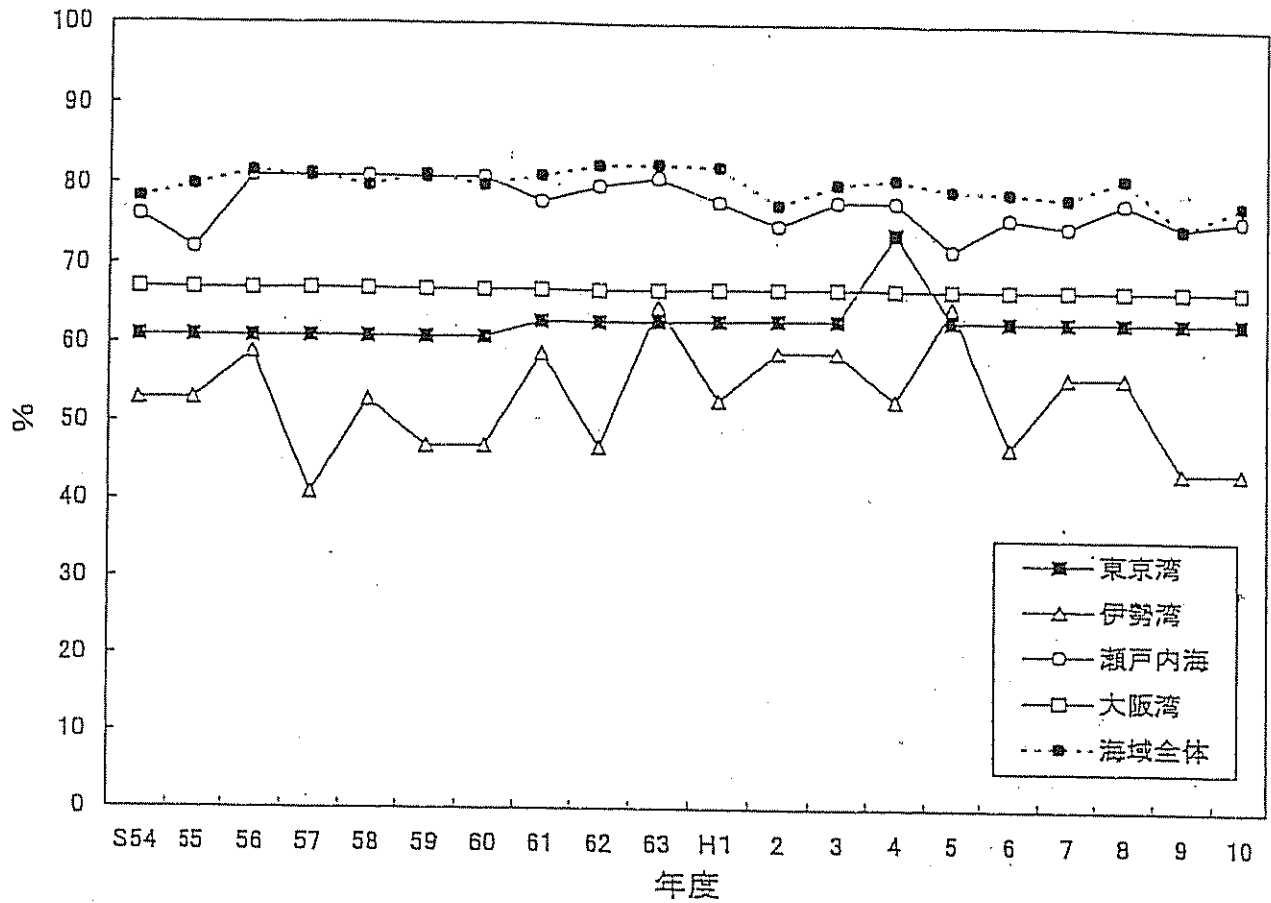


図 11 海域別の環境基準(COD)達成状況の推移
 (中央環境審議会水質部会：第5次水質総量規制のあり方について、平成12年)

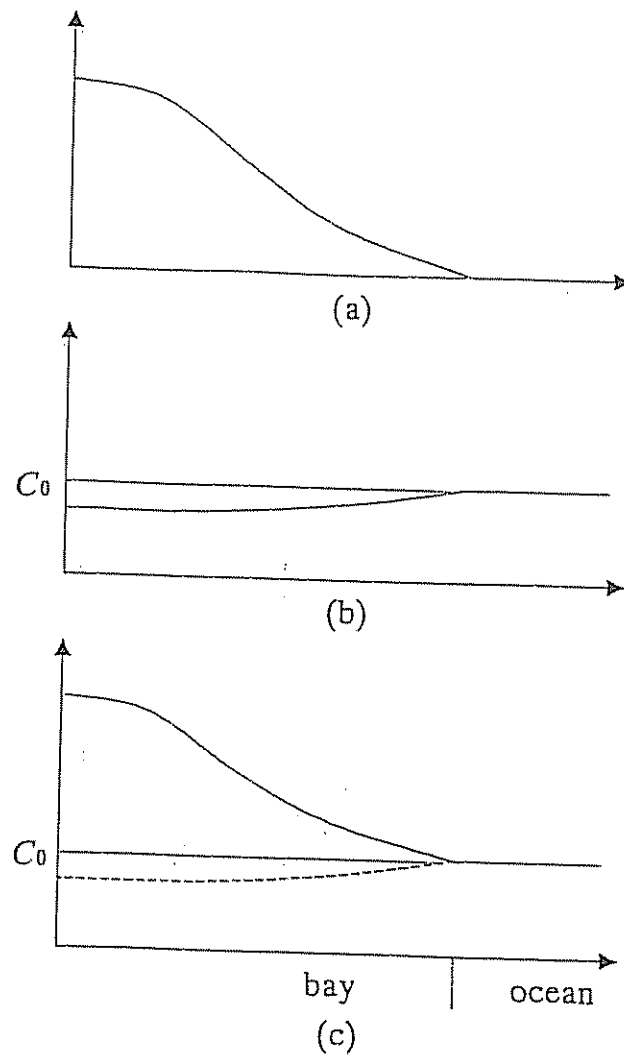


図 12 半閉鎖的海域の外洋起源の栄養物質の分布に関する概念モデル
 (武岡(2006) : 沿岸域における外洋起源栄養物質の見積もりとその問題点、沿岸海洋研究 43: 105-112) 、a は外洋起源の栄養物質がゼロのとき、b は陸域からの流入がゼロのとき、c は a と b の合併した状況。縦軸は濃度、 C_0 は外洋起源の栄養物質の濃度。

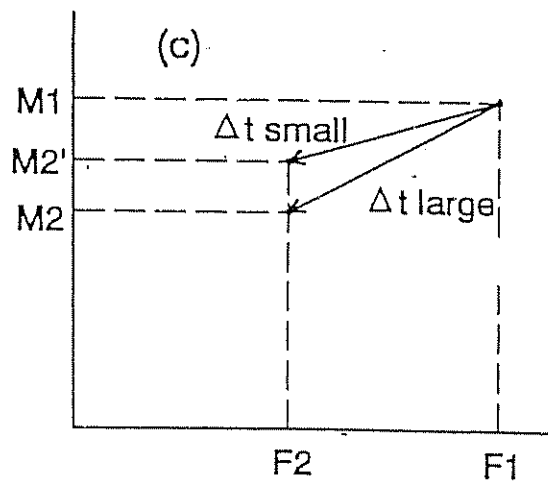
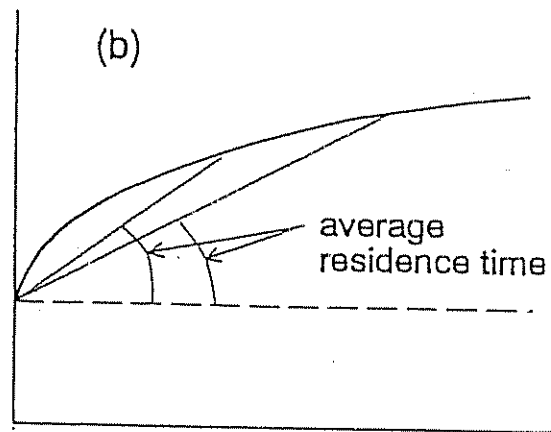
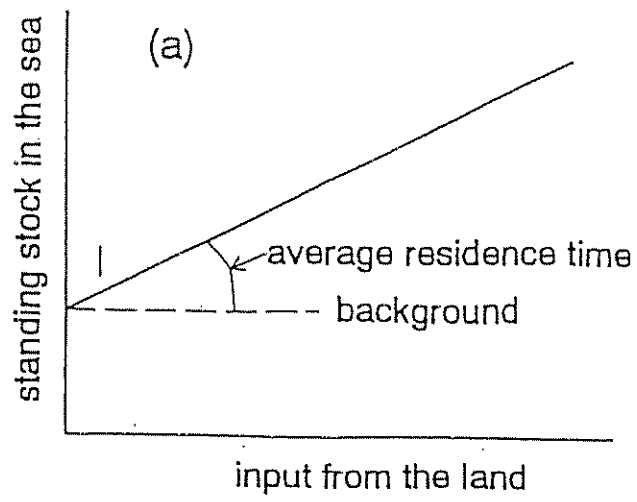


図 13 流入汚濁負荷量（時間当たり）と海域の汚濁物質の現存量の関係
 (武岡・村尾(1997)：窒素、磷の流入負荷量の削減に対する水質の応答、
 沿岸海洋研究、34: 183-190)