

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—

関口秀夫

三重大学生物資源学部

平成15年3月

三重県（伊勢湾学セミナー設置運営事業）

1. はじめに

1-1 伊勢湾の環境保全と開発・利用をめぐる最近の動き

伊勢湾およびその周辺地域の総合的な発展と環境保全を図るために、三重県、愛知県、岐阜県の3知事と名古屋市の市長によって「伊勢湾総合対策協議会」が1970年（昭和45年）に組織され、今日まで活動を続けている。この協議会は、1998年（平成10年）に策定された第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」（国土庁）にもとづいて、2001年（平成13年）に「伊勢湾の総合的な利用と保全に係る指針」を策定している。この指針を策定した目的は、要約すれば次のようにまとめられる。政府の国土計画においては、伊勢湾を含む中部地域は、先端的産業技術の世界的中枢圏域としての役割を果たし、全世界を対象に多様な交流が活発におこなわれる地域となることが期待されており、伊勢湾とその周辺地域ではさまざまなプロジェクトが進みつつある。一方、国土づくりにおいても自然環境の保全に重点が置かれるようになっている。このような状況の中、かけがえのない公共空間であり、貴重な自然環境である伊勢湾を、将来の社会情勢の変化の中でも、地域の持続的発展の基盤となる共有の資産として次世代に継承していくためには、多様化、高度化する伊勢湾への要請に総合的見地から広域的に対応することが必要である。このような共通の認識の下に、伊勢湾の総合的な利用と保全についての基本的な考え方及び施策の展開の方向をまとめる必要がある。

「伊勢湾の総合的な利用と保全に係わる指針」では、伊勢湾に関係した三県一市が共通して認識すべき事項として、伊勢湾の環境の保全、伊勢湾と伊勢湾流域の一体化・連続性、伊勢湾及び伊勢湾流域の持続可能な利用、を挙げている。「伊勢湾の環境の保全」の項目として、水質の保全、藻場・干潟・自然海岸等の保全、良好な景観の保全が、「多面的な利用の推進」の項目として、伊勢湾における産業の振興、伊勢湾の余暇利用の推進、交流拠点性を高める地域整備の促進が、「自然との共生に配慮した海域防災・国土保全の推進」の項目として、海域・沿岸域の安全性の向上、自然との共生、親水性に配慮した防災設備の整備が、「多様な主体の参加と連携」の項目として、多様な主体のパートナーシップの形成、科学的知見の集積と活用、伊勢湾に係わる環境保全活動と環境教育の推進、が挙げられている。すでに三重県県土整備部は1999年（平成11年）に、関係者が一体となって多様な課題を解決し、伊勢湾沿岸域の整備と保全をすすめる、伊勢湾沿岸のあるべき姿の実現を目指すために、「伊勢湾沿岸整備マスタープラン」を策定している。また、2001年（平成13年）には、三重県総合企画局が音頭をとって環境・行政関係の専門家による検討委員会が立ち上がり、その検討結果は「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」として公表されている。愛知県も同様に、「三河湾・伊勢湾沿岸検討委員会」を発足しており、2001年（平成13年）から2003年（平成15年）にかけて検討を続けているところである。

第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」では、海洋・沿岸域の環境の保全と利用に関して、「国が沿岸域圏の管理に関する策定指針を示し、地方自治

体が中心となって総合的な管理計画を策定する」となっている。これに対応して、国土庁においてその計画策定指針である「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」が2000年（平成12年）に決定された。また、これと時を同じくして、中部圏開発整備法にもとづいて長期的かつ総合的な視点から今後の中部圏の開発整備の方向を示すものとして、国土審議会中部圏開発整備特別委員会が2000年（平成12年）に「中部圏開発基本計画」を公表した。「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」や「中部圏開発基本計画」においてはいずれも、沿岸域の管理計画に盛り込むべき事項として、地域のさまざまな関係者との連帯を図りつつ、安全の確保、多面的な利用、良好な環境の維持・形成、計画推進方策を挙げている。しかし、各地域の地方自治体が当該計画を策定する場合の課題等について十分把握していない現状では、国がモデルを示すことによって地方自治体を支援する必要があるとされた。そのためのモデル地域のひとつとして、伊勢湾が指定されている。この指針にもとづく具体的な管理計画の策定及び事業の実施が伊勢湾地域では予定されているが、この指針と「伊勢湾の総合的な利用と保全に関する指針」を踏まえて、伊勢湾の沿岸域の総合的な管理に対する取り組みを支援するために、また沿岸管理に関連する省庁が相互に連携を図りながら伊勢湾沿岸域における事業・施策等の展開の方向性について検討をおこなうために、「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査委員会」が2000年（平成12年）に組織された。2年間の検討をおこなってきたこの委員会は、関係する省庁、公共団体や地域代表者より構成された全体委員会の下に、役割を分担した4委員会（国土計画委員会、水産庁委員会、環境省委員会、国土交通中部委員会）を置き検討を進めてきた。全体委員会と各委員会は2002年（平成14年）度に検討結果を「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査報告書」として公表している。

1-2 本報告書の目的

伊勢湾の環境は悪化の一途をたどっており、それはとくに富栄養化の進行、赤潮の頻発や貧酸素域の大規模な発達に典型的に見られる。伊勢湾地域において今後予定されている開発事業を考慮すれば、このままでは伊勢湾の環境はますます悪化し、これを止めることは困難になり、取り返しのつかないような事態になるであろう。このような懸念から、三重県総合企画局が中心となって、環境・行政関係の専門家による調査検討委員会を立ち上げ、2年間の検討を踏まえて、2000年（平成12年）に「伊勢湾再生ビジョン中間報告」及び「中間報告資料編」を、2001年（平成13年）に「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」をまとめ、公表した。その内容は、豊富な資料を網羅した伊勢湾の環境の現状把握、伊勢湾のあるべき姿としての貧酸素域の解消、貧酸素域の解消へ向けての戦略プログラム等からなっている。環境問題、とくに貧酸素域の発達に関与する要因の把握、それへの対策としての種々の施策の展開には、自然科学的な要因だけでなく、人文社会学的な要因が重要であることが強調されている。

「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」は従来はこの種の報告書に比べれば、その問題意識、問題の把握、その論理の構成や展開等に関しては高く評価されるべき内容をもつと言ってよいであろう。しかし、先に言及した伊勢湾とその周辺地域の開発・利用と環境保全の動きを考慮するとき、そして「伊勢湾の総合的な利用と保全に関する指針」、「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」、「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査委員会報告」といった一連の流れを踏まえるとき、この「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」に盛り込まれた内容には、その目指す方向性には異論はないものの、強い不満が残る。具体的に言えば、伊勢湾への汚濁負荷量をもっとも大きい愛知県を巻き込むことなく三重県地域と伊勢湾の関係に絞った記述になっていること、伊勢湾の環境のありうべき姿として「貧酸素域の解消」が挙げられているが、貧酸素域の解消のためにどのような方策をとるべきかの具体的な姿が見えてこないのが、「貧酸素域の解消へ向けての戦略プログラム」が貧酸素域の解消とどのように結びついているのかといった点があいまいである。つまり、伊勢湾とその周辺地域の環境保全に関係した各地方自治体の行政と政策が伊勢湾の貧酸素域の解消へ向けて連携をとらなければならないときに、各行政・政策の相互の関連性のあり方があいまいであり、また個々の戦略プログラムの目標の根拠が不明である。

本報告書は「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査委員会報告書」と「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」、さらに「伊勢湾再生アクションプログラム」の延長線上にあり、上記に述べたあいまいな点を明確にし、伊勢湾の環境保全のための「貧酸素域の解消」に向けての具体的な戦略プログラムを提起し、アメリカ合衆国のチェサピーク湾やサンフランシスコ湾の環境管理、ヨーロッパのワッデン海の環境管理等の先例を参照しながら、伊勢湾の開発・利用、安全・防災と環境保全をめぐる合意形成に向けての方策についても、具体的に提案したい。しかし、本報告書はあくまでも、伊勢湾の今後の環境保全が深刻な事態になることを避け、「持続可能な発展（開発）」の観点から環境保全、開発・利用、安全・防災の調和ある共存を可能にするにはどのような方策があるのか、またそのためにはどのような前提条件を整えなければならないのか、について模索したものである。本報告書のような検討を出発点として答えを模索する以外に、伊勢湾の環境保全のための有効な方法があるとは思えない。

1-3 本報告書の内容

本報告書では先ず最初に、「2. 本邦における環境問題の展望 自然科学は環境問題を解決できるのかー」において、本邦の環境問題全体の展望をおこない、環境問題の本質について検討をおこなう。次に、具体的に伊勢湾を念頭におき、「3. 海洋生態系と陸圏生態系の異同」において海洋生態系が陸圏生態系といかに異なっているかを強調し、また「4. 沿岸域の保全」において、沿岸域および流域の概念を手がかりに、沿岸域と流域がいかに深く結びついているかを、また沿岸水域の生態系が沖合い水域とはいかに異なる

っているかを明らかにする。これらの記述は一見、伊勢湾の環境保全とは何の関連もなさそうに見える。しかし、伊勢湾の環境を理解するためには、海一般と沿岸域に関する知見の整理とその理解が欠かせない。次に、「5. 下水道とその関連施設」と「6. 内湾・沿岸域の環境問題 何が問題なのか」、これに続いて「7. 環境影響評価のあり方」について従来の錯綜した議論を整理し、問題の所在とそれの解決策を提起する。以上の記述を踏まえて、「8. 伊勢湾の自然・社会環境」について知見を整理し、最後に、「9. 伊勢湾の環境保全と開発・利用のあり方」をめぐって議論を展開していき、地域の合意形成を得るための方策について提言をおこなう。

なお、本報告書には最小限必要な図表のみを付図として掲載した。本文中で引用されている図番号はすべて「伊勢湾再生ビジョン中間報告資料編」の中で引用されている図番号であり、煩雑なのでこれらの図の本報告書への再掲載を避けた。これらの図を参照しなくても本報告書の理解に支障はないが、本報告書の内容をよりよく理解するためには、「伊勢湾再生ビジョン中間報告資料編」を参照して欲しい。

2. 本邦における環境問題の展望 自然科学は環境問題を解決できるのかー

「日本人は四季の変化に敏感で、ひと一倍自然に親近感を抱いている国民である」と言われている。来日した欧米の人がよく言う台詞でもあるし、日本人自身が外国人に対して好んで口にする言葉でもある。とくに俳句の季語に典型的に見られるように、自然や季節のうつろいに関する記述は、日本文学に昔から数限りなく認められる。南北に細長く伸びるこの日本列島は、北は北海道から南は亜熱帯の沖縄まで複数の気候帯にまたがり、景観も、そこに棲んでいる生物相も、複雑で多様性に富んでいる。琉球列島を別にすれば、日本列島の各地の季節の変化は明瞭で、それに応じて季節ごとに景色が鮮やかに移り変わっていく。春の草木の芽生えと新緑、秋の紅葉、冬の雪、といった風に数え上げていくと、このような自然環境に囲まれて生活してきたこの列島の住民が、四季の変化に敏感なことも納得がいく。また、来日した欧米の旅行者が感激するのは、日本の伝統的なものの記憶を留めている場所や地域、例えば、鎮守の森や里山、あるいはよく手入れされた畑や水田、よく保存されている森などである。

しかし、一方では、戦後の1970年代（昭和45年）の高度経済成長期の日本と、その折りの田中角栄(1972)の「日本列島改造論」（日刊工業新聞社）が、そして1980年代（昭和55年）後半の虚栄のバブル経済が典型的に示しているように、大規模で無神経な環境破壊の事例にも事欠かない。これはとくに都市近郊の里山や海岸あるいは沿岸域が目立ち、最近では、奥山にまでその影響が及び、その景観を台無しにしている。日本全国いたるところで、山々を切り崩し、森を刈り払って、観光自動車道路が建設されている。溪流は土砂で埋めつくされ、自動車から吐き出される排気ガスによって、森は枯れはじめ、観光客の捨てる空き缶や空き瓶、またビニール類のゴミなどのために、かつてあれほど美しかった自然環境を徹底的に破壊しつくしている。日本列島のいたるところで繰

り広げられている、このような光景は、欧米の人々を戸惑わせているだけでなく、これを指摘された日本人自身をも、大いに困惑させている現象ではなからうか。

田中角栄(1972)の著書「日本列島改造論」、今から振り返ると、楽観論で満ち溢れたこの書物は一体何だったのだろうか。今読み返してみると、そこにはバラ色の未来のみが描かれ、国土の保全、風景(景観)や環境に対する配慮が微塵も感じられない。農村の過疎化を防ぎ、地方と都会の経済的格差の是正を求めて文字どおり国土をいじくりまわす列島改造ブームに、高度経済成長に日本中が熱に浮かされたようなあの頃、この書物を支えている「貧困なる精神」を新聞紙上で公然と非難し得たのは、ひとり梅原猛のみであったと記憶している。もちろん、自民党以外の政党による批判を掲載した、読売新聞社(1972)の「日本列島改造論批判」(読売新聞社)といった出版物も登場した。一見もっともな反論のように見えるが、地に足がついていない各政党の反論は、いずれもその精神において田中角栄と同列である。腹の足しにはならないとして、理念や理想を軽んじ、この世では財力と実績のみがものをいうと信じていたらしい田中角栄は、真面目で自己防衛的な性格とあいまって、優れて戦後的な日本人の人格であろう。杉浦明平(1971)の「ノリソダ騒動記」(読売新聞社)に描写されている主人公に見るように、私たちの身近にも「田中角栄」的な人物はごく普通であるし、私たち自身の内部にも「角栄」が潜んでいる。その意味では、「田中角栄」現象は他人事ではないし、田中角栄を弾劾して自己満足を得たとしても、たいした意味はない。その弾劾は、いずれ私たち自身に跳ね返ってくる。外となる、内なる「田中角栄」が、日本ではなぜかくも普通の現象なのが、解明されなければならない。油断すればすぐに、自分の中で、私たちの周囲で「田中角栄」は復活し、世の中を謳歌するであろう。

次にきたバブル経済の時期にも、私たちは過去の経験から教訓として何も学ぶことがなかったらしい。今から振り返ると、日本全国が、とくに大都会とその周辺が、地上げ騒動と地価の高騰に沸き、あたかも熱に浮かされたように、何かにせかされるように、人々が顔をひきつらせて走り回った。後智恵で非難するのは容易である、と言ってしまえばそれまでであるが、今になってみると、熱に浮かされたようなあの頃、なぜ人々がそのような熱気に酔ったかをうまく説明することは難しい。「日本列島改造論」が潰れたのも二回にわたるオイルショックのせいであり、バブル経済が泡沫のように消えたのも経済の停滞のせいであり、あくまでも経済の論理に従ってそうだったまでである。残念なことに、無原則な開発と人間の生存をも脅かしかねない環境破壊に反対して、私たちの社会の中からブレーキがかかってそうだったのではない。

しかし、バブル経済崩壊以前と以後では、明らかに時代の雰囲気は変わっている。バブル経済崩壊以前には全くと言ってよいほど関心と呼ばなかった話題が、これ以降においては、学生や市民の間での大きな社会的な関心の的となっている。とりわけ顕著な現象は、官僚主導による国家指導への信頼が薄らいだこと、阪神大震災における政府の対応が不十分だったこともあり、ボランティア活動に新しい波が起き、またNPO法案が国

会を通過して後押ししたこともあって、NGO や NPO の活動が活発になってきたことである。これからの日本社会に責任をもつ若い世代は、将来の日本社会を見るための興味深い「窓」と言えるが、大学生と日々接していると、バブル経済崩壊以降の、このような新しい現象は明らかに、伝統的なサラリーマン人生への参入という従来の価値観を否定しており、また筆者の周囲の学生を見回しても、個人的な満足を就職探しの最優先事項とする学生が少なからずいることとも結びついている。

国土庁において2010年(平成22年)を目標年次とする第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」がすでに策定された。すでに終了した第四次全国総合開発計画を含めて、過去のすべての全国総合開発計画は開発指向型あるいは開発偏重型であった。しかし、「21世紀の国土構想」という唄い文句を掲げている今回の全国総合開発計画では、これまでの全国総合開発計画ではほとんど省みられなかった自然との共生をめざしている。これまでの全国総合開発計画、とくに第四次全国総合開発計画の実施に伴う全国各地での実態と騒動を参照するまでもなく、確かに、これまでの列島改造論的な発想はもはや通用しないであろう。これからの日本では、高齢化が一段と進み、投資余力の大幅な減少が見込まれていることから、環境を破壊する公共投資のあり方も根本から見直しが迫られている。ところが、その発想の転換は表面的なものではないかと疑わせるような点が多々あり、各論の具体論となると、第四次全国総合開発計画の延長のような開発指向あるいは開発偏重の発想が、随所に顔を覗かせている。事実、今回の第五次全国総合開発計画と密接に関連している、日本計画行政学会中部支部(1995)の「五全総に向けて21世紀の中部圏」(中日新聞)や中部21推進協議会(1995)の「環伊勢湾総合開発構想」(中部経済連合会)を読むと、その中で挙げられ、提言されている種々の案は、その精神において、「日本列島改造論」のまさに延長線上にある。日本列島改造あるいはバブル経済の破綻といった、過去のこれらの騒動はいったい何だったのであろうか。消えたはずの「日本列島改造論」の亡霊をそこに見るのは、筆者ひとりではあるまい。私たちは、土地問題と環境問題をなおざりにした過去の失敗に懲りずに、なぜ失敗したかについての十分な検討をおこなうことなく、再び同じような道を歩んでいるのではないか。

筆者は1996年(平成8年)に「伊勢湾の生態」(交流概念から見た伊勢湾文化、p.65-103、三重大学伊勢湾文化総合研究グループ)という題名の論文を公表した。もちろん、ここでは、沿岸域の開発に伴う環境破壊と、地域産業や住民生活の排水に起因する富栄養化および水質汚濁の問題も扱った。しかし、その折りに強く感じたが十分に考察できなかったのは、日本における環境問題を突き詰めていくと、結局は、日本人および地域住民の風土観、さらには「自然」に対する態度を問題とせざるを得ないということであった。とくに高度経済成長期以降においては、筆者の直感をうまく表現できないのであるが、「自然」に対する私たちの態度がそれまでとは決定的に相違し、そこには何か荒廃したものがある。私たちは踏み込んではいけない領域へ、快適な生活への欲望と自然の保全

が両立しない領域へ踏み込んだのではないかと強く感じるものがしばしばである。最近では年齢のせいなのか、あるいはまた諸外国に頻繁に出張する機会があり、その度に、社会制度も含めて彼我の文化の相違に否応なく気づくためなのか、自分本来の海洋生態学の研究を続けながらも、日本人の自然観の問題がいつも気になり、気持ちが落ちつかなかった。私たちがごく普通に「自然」と呼んでいるものは、一体何を指しているのか。それが私たちとどのように係わっていて、また私たちにとってそれがどのような意味をもっているのか。そのような問いにまともに答えようとするれば、その答えの難しさに困惑するばかりである。

ここでは現代の日本人の自然観を所与のものとして扱い、これと密接に結びついている「人間の環境としての風土」を環境問題の展望と絡めて検討し、自然科学（この場合は海洋科学や生態学）のみによって日本の環境問題の解決はおぼつかないことを強調する。

2-1 風土と環境

風土という用語は、日常においてごく普通に使われている言葉である。しかし、それが使われている文脈から風土の意味を判断するかぎり、風土という用語はさまざまな語感を帯び、複数の異なった意味で使用されている。広辞苑（岩波書店）によれば、風土の項には、土地の状態、すなわち気候・地味などといった説明が与えられ、例文として越中の風土が挙げられている、では、風土と気候、あるいは風土と自然環境とは互いにどのように意味が違うのかが、ほとんどいつも明確ではない。

日本の風土に関して、これまでも多くの書物が出版されている。しかし、一、二の例外を除けば、ほとんどの書物が、その中で風土に関する明確な定義をせず、風土と気候あるいは自然環境との意味の異同について言及せず、風土の意味があたかも自明のことであるかのように、議論を展開している。そこで展開されている議論を見ると、いつも日本の風土の特徴として挙げられているのは、自然環境の特徴であったり、地理的および地形的特徴あるいは気候の特徴である。これらの特徴とその影響が、何らかの中間過程を経ることもなく、そこに住む人々の文化的あるいは社会的特異性と称せられているものと直結して検討されている。もちろん、気候などの自然環境の特徴と、その地史的変動に関する知見は、風土を論じるときには必須の知見ではあるが、このようなやり方を続けているかぎり、そこではいつも、風土の意味の核心を掴み損なうであろう。風土の概念、とくに、その概念の階層性を理解するには、先ず最初に、環境の概念を検討することが不可欠であろう。

環境の概念

環境という用語はさまざまな学問分野で使われている重要な概念であり、また日常的にも頻繁に使用される言葉である。しかし、そのわりには、風土の場合と同様に、環境

とは何かと突き詰めて問われれば、返答に窮することが多く、実にあいまいに使われている言葉である。広辞苑によれば、環境の項に与えられている説明は、(1)めぐり囲む区域、(2)四囲の外界、周囲の事物、特に、人間または生物をとりまき、それと相互作用を及ぼし合うものとして見た外界、自然環境と社会環境とがある、となっている。この説明は、後に述べるように、種々の問題点を含むとはいえ、ごく一般に了解されている環境の概念であろう。

Environment の訳語である環境という用語は、さまざまな学問分野で使われている用語であるが、とくに生態学においては、その中心に位置する鍵概念である。生態学の歴史の中で、環境の概念は生まれ、磨かれ、洗練されてきた。したがって、生態学において定義されている環境の概念を把握することによって、一般に使用されている環境という用語の、不毛なあいまいさを逃れることができるかもしれない。ここでは簡略であるが、それを辿りながら、環境の概念を明確にし、次にその問題点を指摘してみよう。

環境は、始めは生物の外界にあってそれを取り囲んでいるもの、単なる地形的な、地理的な、物理的な、さらには生物的な環境であったが、やがて、主体である生物自身の内部にも生理的な環境があることが認識されてきた。ところが、沼田真(1967)が「生態学方法論」(古今書院)において詳しく述べているように、生物自身を離れては環境というものは存在しないとの認識が徹底し、ここに生物主体的な環境の概念が成立した。環境とは動態的な存在であり、たとえ同じ種であっても形態的あるいは生理的特性において個体差があるのであるから、厳密に言えば、各個体はいずれも相互に異なった環境をもつ。いわんや異なった種の個体間においては、当然、各個体は相互に異なった環境をもつ。しかし、同じ種の個体間に見られるこの相違は、異なった種に属する個体のもつ環境との相違に比べれば、限りなく小さい。言うまでもなく、別種であるということによって、生物学的に保証された感覚器官の構造と機能の相違が、このことをもたらしめている。

同じ部屋に人間とネズミがいると想定してみよう。確かに、人間とネズミの双方にとって部屋の物理的空間は同じであるが、それぞれが受け取る、あるいは感受する機能的空間は異なっている。これは何も、空間についてばかりあてはまるのではなく、気温、光、その他のいわゆる物理的環境のみならず、時間についても、同様のことが言える。このようなときに、生物主体的な環境が異なっていると言う。また、同じ個体であっても、生まれてから死ぬまでの間には、生物学的に特性の異なったさまざまな生育段階を経る。このことは、同じ個体であっても、各個体はその一生の間には何段階かの異なった環境を通過することを意味する。環境とは、主体である生物がその外界および内部において相互交渉をおこなって生活していく「ある」ものであり、それがその生物の環境であり、これこそが生態学において確立した「生物主体的な環境」の概念である。環境は主体たる生物と峻別されるのではなく、たえず取り込まれ主体化されつつある。主体である生物そのものがすでに過去の環境を取り込んだ生活史の産物であり、環境が動態

的な性質をもつとは、このことを指す。これが環境の定義であり、自然科学である生態学という学問分野において把握され、明確化されてきた環境の概念である。

自然科学的な方法とは、「自分」を入れない、自己を世界から切り離し、観測者である感覚主体とは独立な外界について客観的に研究する方法である。科学が、すなわち科学者が「自然」を知るのは、「自然」を操作できるかぎりにおいてである。私たちの感覚知覚はこの外界についての間接的な情報を与えるにすぎないので、外化された感覚器官としての、そして理論負荷的存在としての観測装置系に依拠して、私たちは外界の、ときには内的世界の研究対象の解明に向かう。したがって、この方法では、どこまで行っても自己と世界はかい離している。発展の極限まできた現代では、いわば感覚器官が外に向かって異常に拡大されることによって、私たちの常識からかけ離れた世界が、私たちを置き去りにして、私たちの前にどんどん広がっていく。

先に述べた生態学における環境の定義も、生態学が自然科学である以上、この制約を逃れることはできない。ではどのようにして生物の世界を、動物の主観を通して見た世界を知ることができるのであろうか。自然科学的な方法は、生物の生活のさまざまな側面、行動のあれこれを、生物の主観を不問にして、同種の個体間の相違について、同じ個体の成長段階に応じて、異種間の相違について、外部からしらみつぶしに調べ上げる。しかし、少なくとも人間の立場からは、どうあがいても生物の生活を「知る」ことはできず、それを推測する以上のことはできそうにもない。人間が人間を自然科学的な方法で研究する場合も、自己を研究対象から切り離して、自己を介入させることなく研究している以上、事情は同じである。

では、人間が人間を理解しようとするときに、自然科学的な方法とは逆に、研究する側が自己を介入させ、その心理主義、無意識の中に徹底的に自己を埋没させるとどうなるのであろうか。人間が人間を研究する場合にはとくに明らかであるが、一見同じように見える外界に対してもイメージは、心理学とくに深層心理学の分野において明らかのように、個人によって実にさまざまに異なっている。意識としての自我はそれ自体が実在の世界の中にあるが、自己の経験は実在の世界と観念の世界とが内的に結びついていて、生じる。見て、聞いて、思考するとき、どうしても私たちから切り離せない本質的なものにだけ注意を向けていることを考えれば、私の知覚と思考は自分の特殊性を越えて、人にとっての存在の規則と合致する。主観は自分ひとりだけの経験的世界をもつのではない、もしそうであれば、独我論に陥って逃げ場なくなるであろう。

風土とその階層性

人間の環境を、人間の環境である風土を把握する場合には、主観たる自己を加入させるを得ない。なぜなら、そこにおいてこそ人は、真に生きているからである。もちろん、外界のイメージは各個人によって異なっているが、人間の環境としての風土を扱うときには、このようなレベルの相違を扱うのではなく、人類という生物学的な種として、

文化的あるいは歴史的背景を同じくする民族、国家さらには地域といった共同体を構成する人間として、「共同主観」あるいは「共同幻想」を共有する集団レベルでのイメージの共約性を問題にする。風土も風景も本質的には主観的、心的である。主観的とは、心の働き、精神の働きによって生じる現象であり、これはまた、環境や歴史とは切っても切れないほど相互に緊密な関係にある。それを個人のレベルで受け取ってはならない。もちろん、物の見方、考え方あるいは感じ方はすべて、個人によって異なっており、基本的には心的世界での世界認識は普遍的ではなく、個性的である。しかし、主観的、心理的あるいは心的という特殊性は、一切の意図がない無意識であって、それは歴史的存在である。それは個人のレベルとは一応独立したものであり、主観的、心理的あるいは心的であることと社会的であることとは、風土や風景の本質を媒介として結びあわさっている。さらには、これらさまざまな共同幻想を貫通して、人類が共通に対峙している「あるもの」、「人間化された自然」を、その基盤にある「人間化されていない自然」を問題にせざるを得ない。

私たちのまわりの自然環境は、いまや単なる自然物として存在しているのではない。人間は「本当の自然」を直に見ていない。私たちは、自分たちが「自然」の唯中にいることを知らない、知らされていない。歴史が私たちを水も漏らさず取り囲んでいるからである。生物学的な存在である種として限界づけられた諸感覚器官を通じて獲得された、人間の主体的な環境として自然から切り取られたものを見ているだけにすぎない。私たちの見る自然環境、つまり主体的環境である自然は、すでに人間化され、社会化されたものである。本来、そこにあった自然環境が、人間の活動によって大きく変えられており、現にいま私たちが見ている自然環境や風景は、いわば日本人の「自然」や文化の歴史の表現として存在している。そうであってみれば、当然のことであるが、北村昌美(1995)が「森林と日本人」(小学館)で言及しているように、自然環境や風景は、古代から現在まで刻々とその姿を変えてきていることになる。例えば、私たちが現在の日本各地に見る森林には、いまや手つかずの原生林はほとんどない。古来より何らかの人間の手が森林に加えられており、とくに明治以降においては、産業の急速な発達、治水・治山のための森林の維持や植林が、この狭い国土に溢れ返るように過密な人口が、日本各地の自然環境と風景の変貌に大きな影響を与えてきた。そうであるから、「自然なんて言たって、日本ではその大部分を人間が人為的に造ってきた自然が多い」といった言葉が出てくる。しかし、この考え方は皮相的である。

吉良竜夫(1971)の「生態学の窓からみた自然」(河出書房新社)によれば、戦前の日本の山には、大別して三種類の森林があった。交通が不便で、どんな形の林業も採算のとれない奥山には、原生林に近い純天然林があり、一方、里山に近く、地力の高い造林適地には、木材生産用の人工林があった。その中間は、二、三十年毎に伐採し、あとの再生を自然にまかせる、広大な薪炭林だった。薪や炭が戦後の燃料革命でいらなくなり、里山の林はどんどん伐られ、また奥山の天然林も同様であって、そこにスギやアカマツ

の造林地が広がっている。また、近年の山村のすさまじい過疎化によって、これらの森林を維持管理していた林業従事者も少なくなり、自然環境を無視した乱暴な造林によって、結果として山を荒廃させている。つまり、里山をめぐる風景は、自然環境と人間とが造ったものであり、戦前と戦後を比べても、あるいは戦後の間だけを見ても、里山の変貌は激しく、その風景の変遷は歴然としている。人間がいなければ、本来、そこにあったであろう森林とは似ても似つかない森林が、現にいま私たちのまわりに見る森林である。日本では古来から、森林（さらには海）は他界・異界と見なされていたが、現代における森林の荒廃は、ある意味では、人間による一方的な他界・異界の縮小であり、現世の空間からの駆逐である。これは断じて「自然」との交流ではない。

生物を取り囲んで、生物の外部にある自然環境だけが、環境なのではない。生物の内部にも、内部環境いわゆる生理的あるいは心理的環境が当然ある。生物として限度をこえて文明と文化を発展させた人類の場合には、内部環境を外界にまで延長し、いわゆる自然環境を変遷させ、文明と文化の制度枠を通して自然環境や風景を見ている。つまり、人間の場合には他の生物と同様に、内部と外部の環境の基層に自然環境があり、それに重なって文化という制度で枠づけされた顕在および非顕在の社会的な環境がある。さらに、この環境が外部にあり、かつ同時に内部にある。この環境を風土あるいは「人間化された自然」と言い換えてもよい。

風土とは、ベルク(1992)の「風土の日本」(筑摩書房)で見事に把握されているように、生態学でいうところの自然環境と、人間に関する人文・社会科学が問題にする文化的および歴史的背景がちょうど交差する地点に形成される概念であると言える。人間が主体的に係わるダイナミックなある総体、つまり風土として、人間の環境を捉えなければならない。風土は自然的でありかつ同時に人工的であり、集団的でありかつ個人的であり、主観的でありかつ客観的である。つまり、風土はそれに固有の次元をもち、私たちのまわりの世界が、物が、記号が主観的次元と、そして意味の多義的な次元とに関連づけられなければならない。人間の環境すなわち風土は、これらの次元が関連づけられたところに成立する。単に地形の特徴を示したにすぎないように見える地図についてさえ、堀淳一(1971)の「地図と風土」(そしえて)によれば、現地の風土を肌で味わっている人が作らないと、現代の最高級の測量技術をもってしても、いかにもその土地の地図らしい地図はできないという。地図を作る側だけでなく、地図を利用する側から見ても、どのような地図を作るのか、地図をどのように読みとるのか、といった二つの側面は切り離せない。なぜかと言えば、その土地の自然環境がそこに住む人々の暮らしを規定し、他方そこに住む人々によって自然環境が変えられ、いわゆる人間の環境である風土といったものがそこに出来上がり、地図を見るという行為に深く関与しているためである。

和辻哲郎(1979)の「風土」(岩波文庫)においては、人間存在の構造契機としての風土性を明らかにすることに彼の主眼があったが、そこで解釈された風土は、次のようなものである。「風土は主体的な人間存在の表現としてあって、いわゆる自然環境ではない。

風土は人間存在の自己客体化、自己発見の契機であり、従って主体的たる人間存在の型としての風土の型は風土的・歴史的現象の解釈によってのみ得られる。ここでは人間の歴史的・風土的特殊構造を特に風土の側から把握しようと試みる。」この風土観は、和辻のこの書物が出版された当時においては、画期的な風土観であり、ある意味では、すでに「風土の日本」においてベルクが明確に把握した風土の概念を先取りしている。しかし、まことに奇妙なことに、「風土」の中の事例分析で和辻が実際におこなっていることは、一貫して彼の風土についてのこの解釈を裏切っている。和辻は「風土」において、気候学や地理学の成果にもとづいて、自然環境の型を抽出し、それを風土の型として定義しているが、この手続き自体が独特の解釈論である和辻の風土観に矛盾している。そこでは、抽出された風土の型を、それらを媒介する中間項に、例えば生産過程に、何らの考慮を払うことなく、またそれに関する社会科学や自然科学の成果を吟味することなく、世界各地の人間の文化や社会のあり方と直接に結びつけ、これらの風土の型と人間存在の構造の相関を記述するという、恣意的な手法に訴えている。

人類が自然環境に働きかける技術が幼稚な先史時代には、世界各地の生産関係と生産力が、したがって人類の社会構造その他の社会的および文化的な特徴が、自然環境の圧倒的な影響下にあつて、何らかの方向性をもって規定されていた。しかし、やがて技術と文明の高度な展開とともに、逆に自然環境の改変への人類の影響が著しくなり、それに応じて生産関係や生産力も、次いで人間の社会構造その他の社会的・文化的な特徴も変わってくる。そして、そのことによって、風土が空間的にもまた歴史的にも、その姿を変えることが了解できる。残念ながら、和辻の「風土」においては、風土が空間的なものとしてのみ扱われており、歴史的にも風土は変遷しており、むしろそこにおいてこそ、彼の風土の概念把握がもっとも威力を発揮する余地があることが、考慮されていない。

この世界における人々の生活は、とくに古代においては、自然環境の巨大な力に左右され、それに従属して営まれていた。科学技術の発展とともに、自然環境を改変し、今度はそのことによって逆に影響を受けるところまで、私たちの文明はきている。人間の生活、文化、歴史、そして文明自体が自然環境の影響を受け、やがてそれを離脱するが、これらは風土が時の流れの中で繰り広げられた風景のようなものであると眺めることもできる。風土とは、普遍のものでもないし、超時間的あるいは無時間的なものでもない。そうであるからこそ、すべての過去は失われることなく、顕在であれ非顕在であれ、風土に現存している。わたしたちはそれを探さなければならない、風土を「知る」ために、自分自身を「知る」ために。

「自然環境と人間の文化的背景がちょうど交差する地点にある概念が風土である」と先ほど定義したが、これを言い換えれば、風土とは自然環境そのものではなく、「人間化された自然」、自然と人間の相互乗り入れの状態である。山川草木に霊（カミ）が宿っていると考え、これらを信仰すること、これを仮にアニミズム（精霊信仰）と呼ぶと

すれば、世界各地の先住民あるいは日本人に顕著に見られるこの信仰は、このような相互乗り入れの状態であろう。このような状態は、その民族の置かれた種々の社会的・文化的背景と結びついて、さまざまであろう。風土というものは単に眺める自然ではない。異なった文化圏にある自然環境は自然科学的にはさまざまな属性をもっているが、文化の中に組み込まれた自然環境はそこに住む人々にとっては風土的存在であって、人々との間にある種の信号を交わしている。風土というものは単に眺める自然ではない。虫は語りかけ、樹もささやく。人間が見る山川草木が、同時に、人間を見つめ、風土の意味を語りかける。それを摩訶不思議と考えるわけにはいかない、確かに、そういう時と場が実在するからである。人々は時として風土のうちに己の生命を託すに足るものを見出し、時として風土が人々に代わって人間の存在を証明する。これはなにも文明と無縁な先住民にかぎった話ではない、そのような機会は稀であろうが、そのような経験は私たちにも親しい。

一方の極には、自然環境を制御する人間の技術が幼稚で、人間が自然環境の圧倒的な影響下にある。そこでは、自然の力は人間の生活に侵入する困ったものである。とくに自然災害に翻弄されているような原始社会においては。そこには、このような自然と人間の相互乗り入れが幅広く濃厚であり、人間は自然に浸り、アニミズムの世界観が支配する世界がある。他方の極には、現代の欧米の先進国に見るように、自然環境に圧倒的な技術力で働きかけ、それを改変し、ついにはそれを破壊しかねないまでに発達した高度の技術社会がある。それらの国々を支えている近代的世界観、もしくは近代的な科学観の下では、このような人間と自然の相互乗り入れが幅狭く希薄になる世界があり、アニミズムの世界観が後退する。文明を手に入れ、それを高度に発達させてきた人類は、そのことによって人間の生物的特性から逸脱した、後戻りのできない生きかたをしてきた。人間の日常生活において表面上はごく普通に生活しているが、人間が生物であることを免れない以上、人間の全存在はひそかに悲鳴を上げているのではないか。人間は生きていくために随分と無理をしている。

「風土の構造」(大明堂)や「森林の思考・砂漠の思考」(NHKブックス)を始めとする鈴木秀夫(1975、1978)の一連の著書と、これらを高く評価する安田喜憲(1992)の「日本文化の風土」(朝倉書店)を読むと、とくに後者はこれまでに出版されたその種の書物に比べれば、自然環境の特徴とその変遷に関する知見が格段に詳しく検討されているにもかかわらず、やはり、これまでの類書と同じような致命的な欠陥をもつと言わざるを得ない。風土、そこは自然科学と人文学が重複する領域であり、それを理解するためには、この領域特有の解析手法と概念が必要とされていることが、ほとんど理解されていない。環境あるいは風土は、私たちにのしかかり、私たちを引きずり回す宿命ではない。もちろん、それは人間に影響するが、むしろそれは立ちほだかる課題、所与であると同時に形成可能な対象であって、私たちをそそのかす存在であるにすぎない。風土論を展開するに際しては必須の、風土に関する明確な概念が提示されていた「風土」が出版されて

はや60年が経過したにも関わらず、和辻以降の他の著者の風土に関する著作も、悪しき意味で、自然科学的な環境決定論の繰り返しとなっているのは、奇妙としか言いようがない。最近の数年間においても、和辻が「風土」の冒頭に掲げたこの風土の概念を考慮することなく、この風土の解釈を裏切って、彼が「風土」の中で実際におこなっている恣意的な手法を踏襲して、あいも変わらず、そこに住む人々の社会や文化のあり方を自然環境の統制から説明しようとする試みが、跡を絶たないのはどうしたことであろうか。

2-2 三つのエコロジー

人間以外の生物にとっては、その環境への適応に見るように、環境は単に所与であるにすぎないが（厳密に言えば、そうではないが）、これとは異なって人間の場合には、環境は所与であると同時に形成の対象であって、そこに何かを付け加えたり、あるいは何かを減じたりすることによって、人間の生活に便利ないように環境を改変する。

高度経済成長期と、次にくるバブル経済の勃発期を頂点とする戦後社会において、本邦の沿岸域は開発行為による環境破壊にもっともさらされた空間であり、そこでは常に経済成長の論理が優先されてきた。過去の開発の後遺症の中で、さらに現に進行中の開発による環境破壊という負債を背負って、不愉快な環境の中で汲々として生活しているのが日本の現状であるが、今になってもなお、過去の経済成長路線を走ろうとする「土建国家」日本の現状もある。これまでのように自然環境を破壊し、自然から収奪するだけでは、有限な地球で人類が生きのびていけないことは誰の目にも明らかである。そうならないためには、海、ことに沿岸域での人間の活動と自然環境の調和をいかに達成するかという課題を解決しなければならない。しかし、海の特徴あるいは海の生態系の特徴が十分に把握されていない現在、また後で詳しく言及するが、人間の活動そのものが社会文化的な枠組みの中に組み込まれている以上、人間の活動と自然環境の調和をいかに達成するかという課題を解決することは容易ではない。さらに先回りして言えば、将来においても、海の生態系の特徴が把握され、自然環境と調和した人間の活動はかくあるべきであるといった提案が科学者から出されたとしても、この提案は社会経済的にも行政的あるいは政策的にも現実には無力であるといった状況が十分にありうる。つまり、自然科学は環境問題の解決に重要な貢献をすることは言うまでもないが、環境問題は自然科学そのものだけでは解決しないであろう。

従来のエコロジー運動は、自然環境の保護と保全を中心としたいわゆる環境問題に限定されているが、環境問題が人類と人間の生き方の問題と深く結びついており、社会や文化に組み込まれたところで発生する環境問題の本質を考えると、生態学を含めて自然科学自体によって環境問題が解決できるとは到底考えられない。環境問題は、これまでの自然科学および哲学に対する批判のための視点を与えただけでなく、新たな自然哲学の展開のための視点をも与えた。つまり、「自然とは何か」と問うことは、「人類がこれまで自然をどのようなものとして理解してきたか」を問うことであり、同じことは、

「風土とは何か」、「環境とは何か」といった問いについても当てはまる。環境問題と絡めれば、これらの問いは、これまでの「自然」認識のどこに問題があったかを、また自然科学と結びついている客観的「自然」観の問題点を明らかにするであろう。

日本だけに限ったことではないが、環境問題をめぐる諸々の運動を支えている理念として、エコロジーが掲げられているが、そこには少なくとも二つのエコロジーが共存し混同されている。もちろん、これらのエコロジーは共通の原理を有するが、それが指し示している理念は、必ずしも共通の地盤に立っているようには思えない。奇妙に聞こえるかもしれないが、生態学あるいは Ecology と、カタカナ表記のエコロジーとは違う。ひとつのエコロジーは、自然科学としての生態学の原理とその理念を踏まえ、できるだけ自然環境への人間の影響を抑え、多様な自然環境および生態系の保護と保全を訴える「自然科学的なエコロジー」である。最近、このエコロジーは我が国では市民権を得つつあり、世間一般はもとより、学校教育や政策立案の現場などにも普及しはじめており、少しずつではあるが、政府や地方自治体の環境政策に取り入れられつつある。一方、鎮守の森を守るために「神社合祀」反対運動を展開した南方熊楠や、「足尾鋇毒事件」の田中正造の思想に見るように、もうひとつのエコロジーは、「自然科学的なエコロジー」とは無関係ではなく、むしろこれを包括するが、地域社会での人間の生活（共同体、精神、文化など）の破滅の防止に重心をかけた「人間的な（？）エコロジー」である。このエコロジーは一部の環境保護運動論者や環境問題の現場を歩く生態学者からは支持を得ているものの、恐らくは従来の伝統的な思考によっては論理づけが困難であったために、教育や政策立案の現場などでは十分に受け入れられていない。

社会や文化あるいは精神や自然環境に対する人間の関係は、現在、ますます悪化の傾向を強めているが、それは、これらそれぞれの間の関係とその総体に対する無知無理解によるのであり、単に公害とか汚染とかいった問題のためだけではない。従来にもまして、自然と文化を切り離すわけにはいかなくなっており、社会、文化（精神）と環境のそれぞれに対する人間の関係を別々に切り離すのではなく、これら個々の参照系もしくは基準系の矛盾を、相互作用を、相互浸透性を理解しなければならない。つまり、それぞれ異なった観点を踏まえた三つのエコロジーとその連携が必要であり、「三つのエコロジー」（杉村訳、大月書店）とはエコゾフィーを称えるガタリ(1997)が著わした書物の題であるが、ここで言う三つのエコロジーとは、ガタリに倣えば、(1)環境エコロジー：自然環境を含めた生態系を対象とする生態学、(2)精神的エコロジー：人間の自主性を対象とする精神（主観性）のエコロジー、(3)社会的エコロジー：社会の共同体を対象とするエコロジー、を指している。上記の精神的エコロジーと社会的エコロジーにおいては、とくに日本においては、個人、集団あるいは制度といった種々のレベルを契機として形成される自主性（主観性）、「社会」と「世間」のズレ、「ほんね」と「たてまえ」をめぐる共同体その内外での個人の立場の実態が深く関与しているはずである。

三つのエコロジーはそれぞれを特徴づける実践において互いに区別されるが、またそ

れぞれは従来の自然科学としての生態学、社会（科）学あるいは人文（科）学と重複するところが多いが、環境問題の真の解決にはこれら三つのエコロジーの観点が必要であり、環境問題の真の解決はこれら三つのエコロジーの連関の下でのみ可能である。これら三つのエコロジーそれぞれから生まれてくるビジョンと、これらのビジョンの間の関係（矛盾、相互作用、相互浸透性）を明らかにすることが緊急の課題であり、このような展望の下でのみ環境問題の本質が浮かび上がってくる。先の「2-1 環境と風土」のところで言及したが、そこでの検討が示唆しているように、環境と風土の概念はこれら三つのエコロジーの観点とその相互作用および相互浸透性なしには理解できない。これら三つのエコロジーが必要な状況を、沿岸域での環境問題と絡めて、以下に具体的に見てみよう。予め誤解のないように言っておけば、これまでここに言及した、またこれから言及する筆者の論はあくまでも、「環境問題をめぐる困難な状況をいかに認識すべきか」を問う認識論であって、環境問題を解決するために、どのような政策をいかに実行し、利害関係をいかに調整すべきかを主張する実践論ではない。これについては、本報告書の後段において詳しく検討する予定である。

深刻な人為的な影響に曝されている沿岸域の環境特性と、安全・防災、開発・利用、生態系の3項間の関係は、どちらか一方からの影響のみを受ける関係ではなく、相互に影響を及ぼしあう関係であり、以下に順次検討するように、それらの関係は次の5つの関係に整理できる。

- (1)安全・防災、開発・利用、生態系の3項は相互に無関係である。

現代においても、また人類が原始的な状態にあって、圧倒的な自然の猛威の前で

人間が為すすべを知らずに過ごした、はるか大昔の地質年代の時代にあっても、このような無関係な状況はありえない。

- (2)安全・防災と開発・利用、開発利用と生態系、安全・防災と生態系の2項間でのみトレードオフの関係がある。
- (3)上記それぞれの2項の間でのみ相互に増進の関係がある。
- (4)上記の3項は相互に増進の関係にある。

安全・防災と生態系の間、あるいは開発・利用と生態系の間では、トレードオ

フの関係が成立するであろうが、安全・防災と開発・利用の間ではむしろ相互に

増進の関係にあるであろう。確かに、開発行為に伴って環境想像といったことが

可能であれば、部分的には、安全・防災と生態系の間、あるいは開発・利用と生

態系の間でも、相互に増進の関係が成り立つかもしれない。しかし、少なくとも

現
う
名

段階においては、開発行為によって消失した環境を補って十分に納得がいくよ
うな環境修復は困難である。むしろ憂慮すべきは、環境修復あるいは環境創造に
を借りた開発行為の推進であろう。

- (5)安全・防災、開発・利用、生態系の3項はトレードオフの関係がある。
現実の環境問題のほとんどはこの関係であろう。

安全・防災と開発・利用の関係は、現実的な調整が可能な、経済行為とそれに伴う価値
評価という共通の地盤の上に、検討が可能である。一方、安全・防災と生態系の間、あ
るいは開発・利用と生態系の間では、今のところ、現実的な調整が可能な、共通の地盤
がなく、過去の環境問題においては、安全・防災あるいは開発・利用の側か
ら生態系への一方的な侵犯がおこなわれてきた。なぜそうなったかと言えば、自然環境
あるいは生態系といったものが、「どのような構造と機能をもち」、「それがどのよう
にして形成維持されているのか」、「種々のレベルの強度の人為的な影響に対して自然
環境あるいは生態系がどのような応答をするのか」といった、人為的な開発の影響評価
に必須の疑問への回答が困難であるにも拘わらず、一方においては、世界的な規模で繰
り広げられている人類社会の高度工業化や高度文明化の展開と歩調をあわせた自然環境
への人為的な影響の増大があるからである。「開発あるいは高度成長か、それとも環境
の保護・安全か」との標語に見るように、両者の主張は常にぶつかりあってきた。しか
し、それまではほぼ圧倒的に、環境保護・保全派は経済発展を掲げる開発派に押しまく
られ、現実には、社会的に敗北している。

2-3 「持続可能な開発」をめぐって

これまでの本邦の多くの環境問題の経緯に見るように、あまりにも開発一辺倒だった
ので、またその影響があまりにも大きかったので、その反動として、保護・保全と開発
は厳しく対立するようになった。今やこの地球上において、人間の影響を免れるような
ところはない。人間の影響を完全に排除した保護・保全や、また環境をあまりにも無視
した開発、といった極端な状況を想定すれば、保護・保全と開発は厳しく対立する概念
であって、共存は難しい。しかし、人間の快適な生活は環境の保護・保全と開発の適度
な並存にあることが、過去の教訓として引き出せる。ただし、この「適度」がどの程度
の適度なかが明確でなかったために、またこの「適度」が本来あいまいな概念である
ことにも起因していたが、従来はあまりにも開発に比重がかかりすぎていた。

「持続可能な発展（開発）」の概念とその系譜については、森田ほか(1992)の「地球
環境経済政策の目標体系 持続可能な発展とその指標」（環境研究 88:124-136）や内

藤・加藤(1998)の「持続可能な社会システム」(地球環境学 10、岩波書店)において手際よく整理されているが、元ノルウエー首相のブルントラントが委員長を勤めるブルントラント委員会(World Commission on Environment and Development, 1987年)の報告書である「Our Common Future」(Oxford University Press)を通じて、この概念は1980年代後半になって脚光を浴び、急激に世界全体に広がっていった。この報告書では、「持続可能な発展(開発)」は次のように定義されている。

Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within it two key concepts:

- (a) the concept of needs, in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given.
- (b) the idea of limitations imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet present and future needs.

結局、その言わんとするところは、資源の開発・利用、資本投下、技術進歩、そして社会体制の変化が調和的に進展し、現在と将来の世代の能力を高め、環境を破壊することなく、人類の要求を満たすようにすることにある。

開発一辺倒であったこれまでの経済行為に起因した環境問題が地球規模になり、このままでは、近い将来において人類の生存を脅かすような状況が到来するとの危惧が世界的に広まってきた。1992年(平成4年)にブラジルのリオデジャネイロで開催された地球サミットでは、21世紀に向けて「持続可能な発展(開発)」を実現するための行動計画として、「アジェンダ21」が採択された。その序文では、「環境と開発を統合し、これにより大きな関心を払うことにより、人間の生存にとって基本的なニーズを充足させ生活水準の向上を図り、生態系の保護・保全と管理を改善し、安全でより繁栄する未来へつなげることができる」と述べられており、環境と開発の問題に統合的に取り組むことに必要性和、これの実現に向けて世界各国のによる高度の政治政策的な協力の必要性を強調している。

1992年(平成4年)にブラジルのリオデジャネイロで地球サミットが開催され、そこで採択された「アジェンダ21」(1997年、環境庁・外務省)を契機とした最近の風潮にあるように、開発と環境の保護・保全は矛盾するものではなく、環境と調和のとれた「持続可能な開発」ができるとの認識が広まってきている。理論的には確かにそうであるが、この概念にはどこかユートピア的な感触が付きまとっている。環境と調和したという言葉とは対照的に、環境は、また環境容量も、定常的ではなく、常に変化しつづけており、少なくとも現段階において、その変化は予測のできないものである。変わっていく環境の中で生活する人類の生存は、その中でいかにうまく振る舞うかにかかっている。人間はこの地球生態系の一員ではあるが、人間こそはこの生態系のよきエンジニアの資格を

もつ唯一の生物であり、またそうならなければならない生態的位置にある。最近の地球環境問題の噴出を見れば、地球生態系のエンジニアとしてのこれまでの人間の振る舞いに欠陥があったことは明らかであり、そしてその欠陥はいまだ十分に解明されていない。現実の生態学（あるいは海洋学）が生態系（陸圏、海洋）の構造と機能に関する問題点を十分に解明できていない以上、すでに言及した環境修復あるいは環境復元といった標語の場合と同じように、「持続可能な発展（開発）」という標語は、常にこの日本では開発推進派の隠れ蓑として使われがちである。

地球サミットにおいて議論された「持続可能な発展（開発）」の概念を受け、これに向けた政策の基本的な方向づけをする国内法として1993年（平成5年）に制定されたものが「環境基本法」である。この概念と理念に関する規定は環境基本法第3条にあり、そこでは「環境の恵沢の享受と継承等」が、これを受けて、次の第4条に「持続発展が可能な社会の構築」が述べられている。

2-4 自然（環境、自然生態系）の価値評価

自然（環境、自然生態系）の価値

これまでの多くの文献を考慮すれば、自然（環境、自然生態系）の価値についての合意が不十分なのは、この概念の内容が、時代によって、民族によっても、あるいは西洋と東洋によっても、異なっており、相互に一致するものもあれば矛盾するものもあって、多種多彩なためである。とくに日本や中国では、その「自然」は欧米の「Nature」とは明らかに異なっているにもかかわらず、近代文明が欧米化と同じものとして急激に移入され、在来の伝統的な概念を駆逐しつつあったために、一層「自然」の概念に混乱が生じている。

次に、環境問題を経済活動との関連の下で見れば、「コモンズの悲劇」の例においても明らかのように、環境のような、だれにも帰属しない共有財産は過剰利用されることになる。環境が空間的、時間的に幅広い対象であり、地域内や国内だけでなく、越境問題や地球規模の問題にも関係しているので、環境経済学の対象として扱うには困難な問題を環境問題が抱えていることは事実であろう。しかし、環境被害という環境への負荷のコストを内部化していない市場の失敗が、環境問題の直接の原因とも言える。

自然なしには人類の生存はありえない。自然は、(1)農業あるいは水産業を通して食糧を生産する場であり、(2)快適な日常生活を可能にする光熱や浄水を確保する場であり、(3)人生を快適にするあるいは審美的な人生を可能にする場であり、また(4)将来における種々の選択肢を可能にする多様性を維持している場である。もちろん、これら以外にも、自然は人類の生存との係わりをもっと沢山もっているはずであるが、残念ながら、私たちの知見は依然として貧弱である。上記のような事柄を可能にする資源の場である自然の開発・利用は、人類の活動が自然に及ぼす影響が無視できるほど小さいときには、何等の問題も生じなかった。しかし、人類の存亡に係わる今日のような状況においては、

自然の価値は、上記のような自然の場が失われるるとき初めて、深刻に認識されるようになった。つまり、小は身の回りの環境汚染から始まって、大は人類の生存の危機に直接関係する地球規模の問題まで直面することによって、失われたものを取り返すために、環境を保全あるいは修復するために必要な投資額を、環境の価値として経済的に評価するという逆転現象が生じている。

「はたして環境の価値を経済的に評価できるのか」、「環境の価値を経済的側面のみで評価してよいのか」、といった疑問も当然出てくる。では、どのようなときに環境の価値評価は可能になるのだろうか。山本(1997)の「整合的な森林関連統計の構築に向けて」(林業経済 581:5-13)においてすでに指摘されているように、恐らくは次の3つの条件が満たされれば環境の価値評価はできるであろう。(1)環境効果が明確に定義できること、(2)受益者の範囲がはっきりしていること、(3)その効果に対して人々が支払おうとする対価を導出する手がかりが、市場価格のような形で他のところに存在していること。1番目と2番目の条件は、環境の自然科学的な側面が解明されれば、おおいに明確になってくることが期待される。事実、最近の環境科学の進歩はこの方面の状況を一変させつつあるが、3番目の条件が満たされることは、遠い将来は別として、現実にはまず困難であろう。もっとも、近い将来において、1番目と2番目の条件が明確になれば、自ずと3番目の条件も満たされるかもしれない。

経済的な観点から見ると、一般に手段(資源、基本財)はそれ自体で価値をつけられるものではなく、その価値は目的あるいはそれが産み出すもの(成果)の評価に依存している。手段と目的の関係は一義的ではなく、その間の過程はさまざまでありうる。それは、これらの多様な過程のどれを選択するかといった能力には、地域住民によって、また国によって差があるために、手段を使って目的を達するまでの過程は潜在的に多様であるからである。したがって、達成される目的(成果、効果)も、たとえ手段が同じであっても、そのような状況に応じて異なってくる。この能力が人によって、地域住民によって、また国によって差があるのは、次の3つの点で相違があるからである。(1)手段としての環境の在り方、(2)目的(成果、効果)、(3)手段を使って目的を達する場である社会のあり方。このように、「人間にとって環境は目的ではなく、手段である」といった考えに沿った表現は、国連の特別委員会 The World Commission on Environment and Development (1987) がまとめた報告書「Our Common Future」(Oxford University Press)の中の「持続可能な発展(開発)」に典型的に見られる。つまり、wise use、自然(環境)を賢いやり方で利用しようという考え方である。ここでは「賢い」、「自然」、「環境」がキーワードであって、自然(環境)の価値について合意が不十分な現在、それをどのように理解するかは人類の生存がかかっているといえる。

CVM (Contingent valuation method、仮想評価法)

仮に、「人間にとって自然は目的ではなく、手段である」と考えるならば、結局、自

然の価値はその自然が生み出すものから求められる。たいていの自然の価値の計測も、市場価格の利用できる部分から始まっている。先ず最初は、(1)木材や水産物のような特定の生態系から採取できる産物の市場価格による価値の計測であり、次に(2)レクリエーション利用の価値による計測がある。しかし、人間にとっての自然の価値についての認識が広くいきわたっている現在では、(3)今は利用しないが将来は利用するかもしれないといった将来のオプション（選択可能性）がもつ価値による計測があり、(4)今も将来も利用しないが、自然として存在すること自体にある存在価値による計測もありうる。自然は人間にとっては公共財であり、これについては市場データが利用できないのであるから、後に言及するが、種々の問題があるので留保条件つきではあるが、仮想的市場を想定した質問法(CVM)によって環境の価値評価をおこなわざるをえない。

環境（自然、生態系）への人為的影響の評価は、これまで主として、自然科学的な側面について実施されてきた。しかし、その評価をめぐる、当該社会の人々の間で、とくに開発側と環境保護側の間で対立が深刻化している。その対立の根底には、環境に対する価値観の相違があり、環境の評価にあたってこれを無視することができない。このような環境観の相違だけでなく、その他の種々の要因が絡んでいるために、環境のもっている「人間にとっての価値」の評価を客観的に示すことは、極めて困難である。しかし、この方向に沿った環境の価値評価の手法として、近年、アメリカ合衆国を中心に盛んに展開されているのが、CVM (Contingent valuation method、仮想評価法)である。栗山(1998)の「環境の価値と評価手法」(北海道大学図書刊行会)や鷲田ほか(1999)の「環境評価ワークショップ」(築地書館)によれば、この手法は、環境が改善あるいは破壊されたときを想定して、人々に環境改善(破壊)に対する支払意志額や受入補償額を種々のアンケート方式で直接聞き出す方法である。

非利用価値あるいは存在価値の計測にはいかなる市場データも利用できないのであるから、このような価値を計測する唯一の方法は、仮想的市場を想定した質問法であろう。現在のところ、非利用価値を含めた自然(環境、自然生態系)の価値を計測するCVMが、これにあたる。アメリカ合衆国では、この手法の有効性をめぐって種々の論争が盛んにおこなわれており、その状況が栗山(1998)の「環境の価値と評価手法」(北海道大学図書刊行会)に要領よくまとめられている。そこでのCVMをめぐる論争点は、大きく分けて次の4つである。(1)調査設計、サンプル採取法、統計的推定法など技術的な問題、(2)受動的利用価値(非利用価値)、(3)支払意志額と受入補償額の意味、(4)支払意志額と受入補償額の差があまりにも大きいこと。ここでの受動的利用価値とは、存在価値のように、まったく利用の形態をとらない価値を指すが、このような非利用価値を経済的価値として評価できるのかといった疑問が提起されている。さらには、支払意志額あるいは受入補償額が何を表しているのか、支払意志額あるいは受入補償額は環境そのものの価値を表しているのか、それともアンケートに答える人々の公共に対する倫理的満足の程度を表しているのかといった疑問ももたれている。これらの疑問は環境の価値評価の

手法としての CVM の根幹に係わる疑問であろう。このように考えるとき、CVM は合意形成の手法として、あるいは政策立案のための手法としては優れているが、環境評価の手法としては多くの問題を抱え込んでいると言える。

CVM の有効性をめぐって、ここではとくに 2 つの問題点に留意すべきであろう。ひとつは、CVM の手法が、言い換えれば、アンケートに答える住民の環境評価（あるいは倫理的満足度）の意志表示としての支払意志額あるいは受入補償額が、環境への意識（環境観）に差があるために、先進国であるか開発途上国であるかによっても、また同一国内においては、時代によっても、経済的な状況によっても、大きく異なってくると予想されることである。このような手法が環境の価値評価の手法として馴染むのかといった懸念もあるが、環境の価値を評価する有力な手法が、現時点では CVM の他に見当たらない。もうひとつの問題点は次のようなことである。はっきりと言及されることはめったにないが、CVM の手法においては、アンケートに答える住民は、専門家集団の啓蒙活動あるいは官公庁の情報公開を通して、環境の意義ないしは効果について、またその受益者の範囲について、十分な知見に普段から接しているといった暗黙の、しかし無視できない前提があるように思える。つまり、この前提を踏まえなければ、CVM の手法はその時点における一般住民の環境観を把握する単なる政策立案あるいは合意形成のための手法にすぎなくなる。このように考えるとき、CVM はその時点における環境の価値を評価するための手法としてよりも、むしろ CVM は環境の価値を客観的に評価するための、環境観を形成するための、将来の合意形成に向けての議論の出発点であると見なしたほうがよい。また、現在、各地で紛糾している環境問題の本質を考えると、先に言及したように、環境の価値が曖昧なままに、上記に説明したような「CVM の手法」に沿った環境問題の解決ができるとは思えない。むしろ、見せかけ上の解決は真の解決を困難にし、その存在を見えにくくするであろう。しかし、いずれにせよ、環境の価値を評価する場合に、残念ながら、現時点ではアンケート調査方式の CVM の他には有力な手法が見当たらないのも事実である。

社会的共通資本としての自然（環境、自然生態系）

自然を価値あるものとして考え、その価値を経済的な価値として評価する考えの背後には（もちろん、経済的な評価のみでは不十分であることは承知の上で、現段階ではこれ以外に評価の手法がないので、やむなくおこなうのであるが）、経済的な価値評価からはこぼれ落ちる環境倫理の考えが、例えば「かけがえのない自然を守りたい」や「野生動物を絶滅させてはいけない」といった主張がある。自然が人間の存在そのものを成り立たせている基盤であり、人間は自然から切り離せない存在であることを考慮すれば、これまでの考えとは反対に、人間にとって自然は手段ではなく、目的である。自然をこのように考えた場合には、どうなるであろうか。この場合には、経済的な諸々の評価の前提となっている考えが、環境倫理の観点から改めて問い直されなければならないであ

ろう。

環境経済学あるいは費用便益分析は、自然の価値を貨幣に換算して、それを経済的価値として測っているわけであり、この点において、野生に固有な価値を見出す契機を妨げ、自然の中の数量化も貨幣化もできない美的価値を護ろうとする試みを支持する根拠をもたない。現実の社会が主として経済機構を通して動いている以上、「持続可能な発展（開発）」では人々を動かすことは容易であるが、環境倫理のみで人々を動かすことは難しい。その性質上、問題は錯綜しているが、自然の価値を支えている環境倫理を具体的に環境保全政策へ導くための方策を探らなければならない。

宇沢(2000)の「社会的共通資本」(岩波新書)によれば、社会的共通資本の定義は次のように与えられている。ひとつの国ないし特定の地域に住む人々が、豊かな経済生活を営み、すぐれた文化を展開し、人間的に魅力ある社会を持続的、安定的に維持することを可能にするような社会的装置である。したがって、社会的共通資本は、たとえ私有ないし私的管理が認められているような希少資源から構成されていたとしても、社会全体にとっては共通の財産として、社会的な基準に従って管理・運営されるべきである。自然を社会的共通資本のひとつとしてみる時、そこから産み出される財やサービスは、人間の基本的権利の充足に重要な役割を果たすものであって、社会にとって極めて大切なものである。これらの財やサービスは、市場的な基準に基づくのではなく、社会的な基準にしたがって評価されなければならない。ここで言う社会的な基準は、単なる経済的、技術的条件に基づくのではなく、いかに基本的権利を充足するのに貢献しているかといった観点から見る、すぐれて社会的、文化的な性格をもつ。自然は市場経済には乗りにくい公共財もしくは社会的共通資本であるから、自然の保全のための管理・運営に投下される資本の大きさは、広い意味で政府、公共部門が社会全体の中で果たしている役割と機能を経済的に表現したものとなる。

一般に、結論は平凡になりがちであるが、あえて要約すれば、次のようにまとめられるであろう。人間は物質であり、個体としてまた集団として生きている文化的および社会的な存在である。人間の存在そのものがこのような多層性をもつために、人間と環境との間に多様な係わりが生じ、そこから多様な価値も生じてくる。もちろん、経済的な価値のその中のひとつである。したがって、環境問題を経済的な範疇でのみから説明せず、それを異なった価値の間の衝突として説明できる。具体的に言えば、どの価値とどの価値がどこで対立しているかをはっきりさせることである。そのためには、情報公開、さまざまな分野の専門家に加えて、一般市民を巻き込んだ議論が必要であろう。このような視点から見ると、CVMの実施は、当初の目的に反して、環境問題の本質を隠す方向に働くかもしれない。ただし、どの価値とどの価値が対立しているかがはっきりしたとしても、それだけでは異なった価値観の不毛な争いに終始しかねない。環境をめぐる不毛な争いに終止符をうつには、どうすればよいのであろうか。合意に向けて真摯な議論が必要なことは言うまでもないが、強調すべきは次のことである。自然(環境、自然

生態系)とは人間にとって何なのかを、人間と自然の関係を、個人と社会の関係を、社会と自然の関係を、言葉を変えれば、人間と自然との関係について、その自然科学的な、社会的なあるいは人文学的な側面それぞれと、それら相互の関連を把握する必要がある。これらの相互関係についての透徹した見通しがあって初めて、私たちが見通しのない問題としていつも直面している「自然と開発・利用と防災の相互関係がどうあるべきか」に対する答えが得られるであろう。

3. 海洋生態系と陸圏生態系の異同

3-1 海洋生物とその生活史

プランクトン、ネクトン、ベントス

海洋の生物は、生活型もそうであるが、分類学的にも陸上の生物よりはるかに多様性が高い。一般には、陸上の方が海洋よりも生物多様性が高いと信じられている。しかし、これは誤解であって、事実の一面しか伝えていない。確かに、陸上の生物の種数は海洋の生物よりも多いが、これは、昆虫が陸上において繁栄を謳歌し、膨大な種数を誇っていることに起因している。もっと高次の分類群レベルに着目すれば、この事態は逆転し、海洋の方が陸上に比べてはるかに生物多様性が高いとの結論を引き出せる。

海洋の生物はその生活型にもとづいて、プランクトン(plankton、浮遊生物)、ネクトン(nekton、遊泳生物)、ベントス(benthos、底生生物)の3グループに分けられる。プランクトンは体が極端に小さく、遊泳力が弱く、まわりの海水の流れに翻弄されている生物である。これには植物プランクトンと動物プランクトンがあり、動物プランクトンはさらに、生涯にわたって浮遊生活を送る終生プランクトンと、生涯の一時期だけ浮遊生活に入る臨時プランクトンに分けられる。ネクトンは体も大きく、遊泳力が強く、まわりの海水の動きに逆らっても移動できる生物であり、イワシやマグロさらには鯨などがこのグループに入る。プランクトンもネクトンも、海底に着底して生活することなく、生涯にわたって水中で過ごす生物である。これに対して、一生涯もしくは少なくとも生活史の一時期に、海底と関係をもたずには生活することができない生物が、例えばカニ・エビ類やヒトデ・ウニ類などが、ベントスである。ベントスには、海草・海藻のような植物も含まれる。ネクトンもベントスも、その多くは生活史の初期に、浮遊卵あるいは浮遊幼生としてプランクトンの仲間に入る。

このように、海洋の生物はその生活史や生活型をもとに、3グループに分類されるが、では、陸上の生物はどうであろうか。空を飛びまわり、季節の渡りをする蝶や鳥は、どうであろうか。これらはプランクトンであろうか、それともネクトンであろうか。蚊、あるいは気団に乗って大移動する稲の害虫のウンカなどは、プランクトンと言えるであろうか。蝶も鳥も、蚊もウンカも、地面と接触することなく、生涯を通して空中に浮遊して、あるいは飛び回って生活することはできない。つまり、陸上の生物はすべて、私たち人間も含めて、海洋の生物でいえばベントスに相当する生活型をもっていることに

なる。海洋の生物の特徴は、陸上の生物に欠けているプランクトンとネクトンが発達していることにある。

したがって、浮遊幼生をもつ生活史は海洋で発達した生活様式である。陸圏生態系と海洋生態系の生物のこのような相違は、究極的には、空気と海水の物性（比重、粘性、光の透過率等）の相違に起因している。海水の比重は空気の約 850 倍も大きく、海水の粘性は空気の約 60 倍大きく、気体の拡散係数は逆に空気が海水よりも 1 万倍も大きい。このことは、空気中よりも海水中において、粒子の沈降速度がはるかに遅いことを意味する。つまり、飛行や滞空に消費するエネルギーに見合う以上の食物を空気中で入手できるのであれば別であるが、生物が空気中でプランクトンあるいはネクトンとして恒久的に生活することは困難である。燃料タンクなしには、飛行機は飛べないのである。

個体群、群集、生態系

生態学においては、生物の生態を研究する場合に、生態現象をいくつかの階層レベル（個体 individuals、個体群 populations、群集 communities、生態系 ecosystems）に分けて、それに応じて研究手法や概念を変えている。生態学では、生物群集は次のようなものを指す。ある場所に生活するすべての各種個体群を含み、動植物の区別なく両者のすべての個体群を統合したものが群集である。群集に対応する英語は community もしくは assemblage であるが、邦文の文献では両者は区別されず、同じ訳語が当てられている。プランクトン群集 plankton community や魚類群集 fish community といった使われ方が英文の文献にさえ目につくが、本来これらは plankton assemblage あるいは fish assemblage とされるべきであろう。Assemblage はどちらかと言えば複数の種の集まりを指し、community は何らかの構造と機能をもった種の集まりを指すと考えてよい。

生物群集の生活は、そしてそれを構成している各種個体群は、さらにこれを構成している個体の生活は、その生活を成り立たせている場を離れて、考えるわけにはいかない。生活の場を構成するものは、無機的な非生物的環境ばかりではない、種内あるいは種間の関係も有機的な生物的環境として考慮されなければならない。生物の生活全体を考えれば、これらの無機的環境と生物的環境を構成要素として初めて生活体系となる。ここに生態系 ecosystem とよばれているものは、生物群集と非生物的環境から構成されているひとつの系である。

生物群集は生態系の核であり、生物的部分であり、複数の生物群集がこれに含まれている。群集は、光合成活動によって有機物を生産する植物、有機物を消費する動物、有機物を分解する細菌や微生物に分けられる。一方、無機的環境は大気、水、土壌や光等に分けられる。生態系の構成要素であるこれらは、種々の作用を通して動的に結合されており、系内では主として食物連鎖を介して無機物から有機物へ、有機物から無機物へ物質代謝がおこなわれ、それに伴ってエネルギーあるいは物質が循環している。もちろん、生態系は開放系であり、隣接する他の生態系に開かれた系であるが、系が系として

ある限り、ある生態系がその独自性を失うことはない。

では、ある個体群とそれ以外の個体群の識別は、ある群集とそれ以外の群集の識別は、ある生態系とそれ以外の生態系の識別は、どうすればできるのでしょうか。つまり、個体群、群集、生態系のもっと具体的な定義が問われているわけである。先ず最初に個体群から始めてみよう。複数の個体群の分布圏はしばしば重複し、個体群動態に関する特徴も、個体群の識別には往々にして有効ではない。厳密な意味では、ある個体群は他の個体群とは遺伝的交流がないか、あっても当該個体群の特徴に大きな影響を与えないような規模の遺伝的交流をもつにすぎない。その結果として、相互の個体群間での生殖隔離、地理的隔離あるいは遺伝的隔離の期間が長ければ、当然に、遺伝的組成に、形態的特徴などにも個体群間で相違が出てくる。個体群は複数の地域個体群 local population から構成されているのが普通である。これらの地域個体群はそれぞれ増減、ときには絶滅あるいは創生を繰り返しているが、浮遊幼生の移出・移入あるいは滞留を通して、まとまりのあるひとつの個体群として一種のネットワークを形成している。具体的に言えば、ある干潟のアサリは、隣接する干潟あるいは浅海域のアサリとは、往々にして浮遊幼生の移出・移入を介して繋がっている。これは、アサリにかぎらず、ほぼすべての陸棚水域のベントスにも当てはまることである。

現在までの生態学の文献を参照すれば、二、三の異なった意味で生物群集の用語が使われていることに気づく。群集とは何であろうか。環境が群集の構造を決めるのか、それとも群集は単なる種の集まりにすぎないのか。さまざまな群集があり、ある群集が他の群集から識別される境界をもち、自立的な規制をもつまとまりのある全体としてあると考えてよいのであろうか。この問題は、今日においても依然として、生態学の中心的課題である。ある者は、群集は単なる種あるいは種個体群の集まりであり、群集の境界は主観的なものにすぎず、構造と機能をもった単位としての群集の存在に否定的である。しかし、大方の者は、自然界における群集の存在を疑ってはいない。

生物群集がある分布圏をもつ種間関係の総体であり、それ自身の構造と機能をもつとすれば、群集を特徴づけるものはいろいろあり、種多様性、時空間の分布パターン、食物連鎖、生物（現存）量や生産量がこれであろう。これらは相互に深く関連しており、さらにこれらに規定されている群集の構造と環境の関係が、どのようになっているかといった大きな問題もある。いずれにしろ、ある群集を他の群集から識別するに必要な十分な定義は、上記の特徴を考慮に入れると、次のようになる。同じ群集内にあるのであれば、各種個体群の動態は他の個体群の影響を受けるが、他の群集の各種個体群の影響を受けない。もっとも、実際にこの群集の境界を探るのは大変であるが。

個体群、群集よりもはるかに複雑な系である生態系 ecosystem の定義には、ここで詳しく触れないが、群集の場合とほぼ同様の問題がある。とくに自然界におけるエネルギーや物質の循環の把握には、生態系概念を必要とする。この循環は、群集内の過程、非生物的環境の過程、群集とその環境の間に介在する過程、次にある生態系と他の生態

系の間にある過程を貫いており、言い方を変えれば、これらの過程によってその循環が実現されている。現状では、主に物質循環に関して生態系モデルが扱われることが多いが、これは物質循環が扱いやすいのに対して、種間関係を生態系全体として扱うには依然として知見が不足していることによる。生物学的多様性と生態系の機能や安定性との関係については、「6-5 生物学的多様性、レッドデータ、移入種」において詳しく触れる。

3-2 海洋の生産構造

海洋は地球の表面積の約70%を占め、その平均水深は3600mを超す。この広大な容積をもつ海洋は、後に述べるように、陸圏とは異なった生産構造をもつために、生産層（有光層）はつねに貧栄養的である。そのために、海洋は陸圏に比べて圧倒的に大きな容積を占めるにもかかわらず、海洋全体の生物量（現存量）あるいは生物生産量も陸圏全体のそれには及ばない。

陸圏であろうと海洋であろうと、場所によっては例外はあるが、有機物生産は、そしてすべての動物の餌は、究極的には植物の光合成に依存している。大型海草・海藻が繁茂する浅海域の一部を除けば、海洋の植物の有機物生産は、そのサイズが数ミクロンから数百ミクロンの微小藻類である植物プランクトンの光合成に負っている。陸圏では、日射が直接に地面に降りそそぐ。一方、海洋では、浅海域の一部を別にすれば、海底まで光が到達することはない。光の透過率は、空気中に比べて、海水中で極端に悪い。海面に達する光量（日射量）は、海面による反射、海水そのものによる吸収や海水中の懸濁物による散乱のために、深くなるにつれて急速に減衰する。

ごく大雑把に見積もって、光量が海面の1%になる水深（補償深度）より浅い表層に、植物プランクトンが増殖するに十分な光量がある。光の透過率が高い熱帯水域においても、補償深度はせいぜい100m-150mである。温帯や寒帯の水域では、補償深度はこれよりさらに浅くなる。つまり、地球の表面積の約70%に相当する広大な海洋に棲んでいながら、植物プランクトンは、生き残るためには、ごく表面近くの50m-100mの厚みをもつ薄い層に留まって頑張るしかない。この層を有光層あるいは生産層と呼ぶ。陸圏生態系に比べて、海洋生態系の植物プランクトンのサイズがはるかに小さい理由の一部は、植物プランクトンがこの表層に留まらざるをえないことに起因している。

植物プランクトンの光合成には、もちろん他の植物でも同様であるが、少なくとも光と炭酸ガスと栄養塩類が必要である。炭酸ガスは海洋の中のどこにでも十分にある。ところが、燐酸や硝酸などの栄養塩類は、光の届かない深層に蓄積されている。海洋の生物の死骸や有機物粒子は、いずれは光の届かない深層に落下し、そこで有機物の分解と栄養塩類の再生が進行する。海洋では、植物プランクトンによる生産の場と有機物の分解および栄養塩類の再生の場が、表層と深層に分離している。深層に蓄積された栄養塩類が表層に運ばれないことには、栄養塩類は植物プランクトンの生産に寄与できない。この輸送過程を担っているのが、海水の鉛直混合であり、海洋で生物生産の高い海域は

いずれも、例えば湧昇域などは、何らかの原因で深層の栄養塩類が表層の有光層に運ばれている海域である。ごく大づかみに言えば、地球規模での海洋の有光層での植物プランクトンの生産速度を律速しているのは、光ではなく、海水の鉛直混合の強弱に左右されている栄養塩類濃度である。これに対して、陸圏生態系では、地球規模での植物の生産速度を律速しているのは光であり、またあくまで海洋生態系と比較しての話であるが、植物の生産の場と有機物分解および栄養塩類再生の場が空間的に分離することなく、地面とその下数センチ内に集中している。

海洋の有光層での植物プランクトンの生産は、主に3つの条件によって律速されている。ひとつは、深層の豊富な栄養塩類がどの程度表層の有光層に運び込まれているかである。これは海水の鉛直安定度によって規定されている。第二は、有光層での有機物の分解速度と栄養塩類の再生速度のバランスである。第三は、海水の鉛直安定度によって規定されている混合層の水深と、植物プランクトンの補償深度および臨界深度の3つの水深の関係である。植物プランクトンの光合成活性は光量に依存し、光量は深度とともに減少し、呼吸量は深度や光量とはほぼ無関係なので、植物プランクトン1細胞の光合成による有機物（酸素）生産と呼吸による有機物（酸素）消費が等しくなる補償深度がある。海表面に到達する光量がその1%に減少する水深がほぼ補償深度になることが経験的に知られているので、水柱内の植物プランクトン群集の光合成による有機物生産と呼吸による有機物消費が等しくなる臨界深度が、補償深度よりも深いところに現れる。したがって、混合層（海水がよく鉛直混合している層）の下限の水深が臨界深度よりも浅ければ、植物プランクトンは増殖できる。逆に、混合層の下限の水深が臨界深度よりも深ければ、海水の鉛直混合によって臨界深度よりも深いところに運ばれるた植物プランクトンの生産と消費の収支はマイナスになるので、この場合は、植物プランクトンの細胞数は減少する。

海洋生態系の植物のサイズが陸圏生態系の植物に比べてはるかに小さいことには、ちゃんとした根拠がある。植物を食べる動物の立場から見て、植物は恐らくは2つの資源となっている。ひとつは餌資源であり、他は住み場所（隠れ家）資源である。海洋の植物プランクトンがそのサイズがあまりにも小さいために、体（細胞）全部が動物にとって餌資源であって、住み場所資源としての意義はまったくない。一方、草木などの陸上の植物はこれとは異なって、動物にとってはほとんどが住み場所資源であって、これに対して餌資源としての意義は相対的に低い。植物に依存している動物群集の構造も、それが依存している植物群集の相違によって規定されている。結局は、生態系の核である生物群集の構造が、第一次生物生産を担っている植物の生活型の相違によって規定されている。究極的には、これは海水と空気という媒体の物性の相違に起因しているのであるが。

海洋生態系においても、陸圏生態系においても、それぞれは複数のサブユニットである生態系から構成されている。例えば、海洋生態系は、干潟生態系、藻場生態系、伊勢

湾生態系、沿岸生態系あるいは沖合生態系といった具合に分けられている。さらに、水圏のプランクトンとネクトンを含む浮遊生態系と、ベントスを含む海底生態系へ、また個々の生態系がさらに複数の小さな生態系へと、細分化されていく。生態系はあくまで開放系であるが、このような区分（細分）化を正当化するほどには、それぞれの生態系はそれぞれの細分化のレベルにおいて他とは異なった独自性をもっている。

4. 沿岸域の保全

沿岸水域といっても、その特徴はさまざまである。東京湾、伊勢湾、浜名湖、大阪湾、瀬戸内海、有明海のような沿岸水域は、外海沿岸水との海水交換の悪い半閉鎖的水域である。これに対して、仙台湾、駿河湾、土佐湾、富山湾のような沿岸水域は、外海に向かって大きく開いた、外海沿岸水との海水交換のよい開放的水域である。さらに、九十九里浜、遠州灘、熊野灘、日向灘のように、直接に外海に面した海岸もあれば、上記の半閉鎖的水域の海岸のように、ある程度、外海の影響から隔離された海岸もある。海岸はさらにその底質をもとに、サンゴ礁海岸、岩礁性海岸、転石海岸、砂浜海岸、泥性海岸等に分けられる。水際線から沖合いに向かえば、その海底が深くなるに応じて順次、渚、浅海水域、沿岸水域、沖合い水域（陸棚水域）、外洋水域（陸棚斜面水域）と移っていく。その海底の底質もさまざまであって、細砂・粗砂、泥（シルト・クレイ）、礫、岩盤といった底質が見られる。言うまでもなく、沿岸水域はこれらそれぞれの特徴の組み合わせに応じて、各沿岸水域に特徴的な物質循環を通して成立している生態系を構成している。

近年、さまざまな領域で脚光を浴びている沿岸水域であるが、そこはどのようなところであろうか。本邦の代表的な内湾である東京湾、伊勢湾、大阪湾をはじめとする多くの内湾では、戦後の高度経済成長期を経て、経済的な繁栄を謳歌してきた。しかし、自然生態系や水環境を含めて、富栄養化の進行、赤潮・青潮や貧酸素域の発生等に見るように、沿岸水域の環境は著しく悪化した。上記のような内湾の多くは半閉鎖的水域であるために、海は穏やかで災害に対しても安全であり、その湾奥の河口域を中心とした低地に人口が集中している。さらに、高度経済成長期以降、陸域から河川を通して排出される汚濁物質の負荷は著しく増えたために、またこれらの内湾では外海水と内湾水の海水交換が悪いために、これらの汚濁物質は湾内に堆積しやすい。このために、陸域から流入する栄養塩類（窒素、燐等）の異常な増大と蓄積によって、内湾の富栄養化が進行し、赤潮・青潮や貧酸素水域の発生による環境悪化（生物群集の変遷、生物多様性の低下、漁業被害、景観障害等）を引き起こす事態になっている。

すでに本報告書の「3-1 海洋生物とその生活史」や「3-2 海洋の生産構造」のところで言及したように、沿岸水域の生態系が沖合水域と決定的に異なっている点は、河川を通しての陸域からの栄養塩の供給や汚濁負荷が著しく大きいことであり、また水深が浅いことである。本来、海洋生態系の特徴は、陸圏生態系とは異なって、生物生産の場と有

機物分解および栄養塩類再生の場が鉛直的に分離していることである。しかし、水深が浅くなることは、この2つ、生産と分解および再生の場が接近することであり、有光層への栄養塩類の供給が容易になることを、したがって生物生産が大きくなることを意味する。河川からの栄養塩類の供給があること、水深が浅いこと、これら2つの特徴が、沿岸水域の、植物プランクトンを中心とした低次生産の構造と機能を規定している。陸域からの豊富な栄養塩の供給と汚濁負荷の増大は、これは富栄養化の進行を意味しているが、植物プランクトンの光合成活動に伴う生物生産（粒子状の有機物生産）を異常に増大させ、これは赤潮の発生に結びついている。低次生物生産において生産される膨大な粒子状有機物の多くは、植物食性の動物プランクトンによる摂食を通じた食物連鎖（網）に乗ることなく、水深の浅い海底上に未分解状態のままに大量に沈積する。海底とその直上水中は、有機物の分解と栄養塩の再生の場であり、結局は、貧酸素域の発生につながる。さらに、季節あるいは場所によっては、この水深の浅い海底上まで十分な光量が到達するので、沖合水域の深層とは異なって、そこは光合成活動の可能な有機物の生産の場でもある。富栄養化の進行、赤潮や青潮の発生、漁獲組成や生物相の変化といった一連の過程によって、沿岸水域の生態系がいかに変動し、それが水域の環境保全にとっていかに大きな問題であるかは、後の「8. 伊勢湾の自然・社会環境」のところで詳しく検討したい。

4-1 沿岸域および沿岸域圏

本邦の国土の約70%は森林・山岳であり、可住面積は狭く、そのほとんどは海岸線に隣接する低地に集中している。この狭い面積に1億を超える人口が密集しているのであるから、当然、深刻な環境問題が生じる。このような低地（沿岸域および沿岸域圏）においては、高潮、津波等の自然災害による生命への危機があり、一方において、海岸侵食の進行、干潟や藻場等の消失などによって、自然のもつ循環、復元性、多様性等の劣化といった環境保全上の深刻な危機にも見舞われている。この沿岸域および沿岸域圏は、生活、産業、文化あるいは交通等の整備と連帯を促進しつつ、環境保全を図るための「持続可能な発展（開発）」をぜひとも実現させなければならない場でもある。つまり、環境保全、開発・利用と安全・防災といった、それぞれが異なったレベルにあるものの総合と統合の調和が図られなければならない場である。

海岸線に隣接する沿岸水域の環境は、後に述べるように、水や土砂等の物質循環を通して、森や河川といった陸域の環境と密接に結びついている。沿岸水域の環境汚染は圧倒的に陸域からの汚染負荷の影響下にあり、海岸線を挟んだ陸域と内湾・沿岸水域を包括した沿岸域および沿岸域圏という構想の下で展開される総合的管理計画なくしては、その環境保全は困難である。

1998年（平成10年）に策定された第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」を受けて策定された「沿岸域圏総合管理計画のための指針」（国土庁）に

よれば、沿岸域と沿岸域圏は次のように定義されている。「沿岸域」とは、海岸線を挟む陸域及び海域の総体を指す。一方、「沿岸域圏」とは、沿岸域のうち、自然の系として、地形、水、土砂等に関して相互に影響を及ぼす範囲を適切にとらえ、一体的に管理すべき圏域であって、沿岸域圏総合管理計画に定められた圏域を指す。結局は、自然の系としての沿岸域と、それと係わりをもつ住民の生活を含めた領域を沿岸域圏としており、この領域は従来の行政・政策においては錯綜した領域であって、総合的な施策を実施するのが困難な領域であった。

沿岸域及び沿岸域圏の構想は、第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」の第2部第1章第4節において、「沿岸域圏の総合的な計画と管理の推進」は「海洋・沿岸域の保全と利用」のための施策の総合化の一環として、「海と人との多様なかかわりの構築」や「国際海洋秩序の確立と技術開発」とともに、具体的に提案されている。言うまでもなく、本邦の大都市および工業地帯はいずれも沿岸域圏にあり、そこはまた、環境問題と絡んだ行政および政策上の種々の課題が山積している領域でもある。この提案は、沿岸域における総合的管理とそれを実現するための社会資本整備の充実に向けての、総合的施策の提案である。この提案を受けて、「伊勢湾の総合的な利用と保全に係る指針」（伊勢湾協議会）、「沿岸域圏の総合的管理計画策定のための指針」（国土庁）、さらには「沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画報告書」（国土交通省、環境省、水産庁）等が、沿岸域圏の総合的施策の実施に向けて次々と公表されている。

本邦の開発・利用事業や防災・安全事業は沿岸域に集中しているために、そこでは利害関係を含めて複数の省庁の権限が錯綜している。また、各都道府県は各省庁の管轄する法制度の下で、各種の許認可権限を有している。結果として、後に言及する「4-4 海岸」に如実に見られるように、沿岸域を管理するための法制度は錯綜している。基本的な枠組みを定めた法律がないために、本邦の沿岸域の管理は数多くの個別法にもとづいておこなわれている。沿岸域における各種の計画は各省庁の管轄する法制度にもとづいて、国が計画の基本方針を策定し、これを受けて都道府県が具体的な計画を策定することになっている。また、各都道府県は各省庁の管轄する法制度の下で、各種の許認可権限を有している。沿岸域の陸域では、国の総合計画として全国総合開発計画、国土利用計画等があり、これらと都市計画等により、土地利用、森林利用、農地利用、環境保全などの調和を図ろうとしている。沿岸域の海域では、港湾区域は港湾法にもとづいて、漁港区域は漁港法にもとづいて、一般公共海岸は海岸法にもとづいて、環境保全と調和を図る管理計画が実施されている。東京湾や大阪湾などの大都市圏の沿岸域では、実際には港湾法が沿岸域管理において重要な役割を担っている。最近、港湾法、漁港法、海岸法、河川法が改正され、環境保全、住民参加、情報公開の観点が大幅に導入された。これに伴って、沿岸域および流域をそれぞれまとまりのあるシステムとして捉え、全体として一貫した管理計画が策定され、実施に移されようとしている。このような点は評価でき

るが、依然として沿岸域全体を管理する枠組みを与える法律がなく、個別の法律にもとづいて沿岸域が管理されていることには変りはない。新港湾法、新漁港法、新海岸法、新河川法の下での「持続可能な発展（開発）」と環境保全の関係については、後に言及する「4-2 流域および流域圏」、「4-3 山と川と海の連鎖」、「4-4 海岸」、「4-5 干潟、藻場、ヨシ原」、「4-6 干潟と藻場の造成」のところで、個別に言及したい。

4-2 流域および流域圏

諸外国の場合に比べて、本邦のほとんどの河川は急峻で流程が短く、そこでは、森林の上流域、水田の中下流域、都市の集中する河口域あるいは沿岸域まで連なる流域全体にわたる開発がこれまで盛んであった。その開発の規模は小さくとも、その頻度が高いので、これらの開発が流域の水や土砂等の物質循環に与える影響は甚大である。本邦の河口域から沿岸域にいたる海岸や干潟が、一部地域を除いて、侵食傾向にあることはよく知られているが、河川の中・上流域に数多く建設されているダムや堰によって、河口域や沿岸域への土砂等の供給が遮断されていることが大きな要因である。一方、ダム湖内に堆積した土砂等の容量は莫大であり、本来のダムの機能の妨げになってきているが、これらの堆積した土砂の始末に困っているという現状もある。沿岸域は流域の流れの終点であり、海が河川水によって涵養されているとの認識に立てば、河川の水源から沿岸域までの流域は、水循環や土砂等の物質循環、そして言うまでもなく、環境保全のための総合的な管理施策がもっとも望まれる領域である。

流域は雨水が集まる範囲の水系と定義され、英語で river basin、catchment あるいは watershed と呼ばれているものに相当する。流域の範囲は先ず最初に水系によって規定され、それを基に流域が決まってくる。流域が注目されているのは、河川管理あるいは水管理と密接に係わっているが、そればかりではない。国土の保全、開発・利用、安全・防災、自然との共生、生物多様性の維持や回復といったさまざまな事柄が、流域あるいは流域圏の枠組みによって可能になるのではないかとの期待があるからである。近年、さまざまな領域で脚光を浴びている流域であるが、そこはどのようなところであろうか。流域の特性として、次の4つがあげられるであろう。(1)雨水が水系に集まる範囲、(2)まとまりのよい水・物質循環、(3)まとまりのよい生態系、(4)地理・地形の基本的な範囲。

本邦の国土の約70%を占める森林の荒廃が、また農地の過半を占める水田は国土の7%強であるが、農業の近代化および減反政策が、水循環に大きな影響を与えている。さらに、戦後の大規模な治水政策にもかかわらず、一向に洪水は減らず、また戦後の人口の都市集中化が水循環の急変をもたらし、新型都市水害を発生させている。つまり、上流域の森林、中・下流域の水田、下流域・河口域の都市をめぐる変貌が、流域の水及び土砂等の物質循環の変化と密接に絡んでいる。例えば、上流域の森林の役割としては、次のようなものが挙げられるであろう。(1)木材や食糧等の生産機能、(2)レクリエーションに係わる機能、(3)快適な生活環境の維持にかかわる地域環境維持の機能、(4)水資源涵

養等の利水機能、(5)洪水流量や土砂供給量の減少等の治水機能、(6)水や土砂等の物質循環に係わる機能、(7)気候の安定化に係わる地球環境維持の機能、(8)生態系に係わる機能。同様に、水循環の観点から水田を見れば、国土保全型農業の可能性も見えてくるのではないか。

川は単に流れているだけではない。山地から供給された土砂を流水と一緒に、下流域とその河口域に運んでいる。土砂は山地での侵食現象（裸地斜面の表面侵食、溪岸・河岸の侵食、河床の侵食、斜面崩壊、土石流）により生産され、河川を通して下流域および河口域に運ばれる。このようにして供給された土砂は河口から海に放出され、これが漂砂となって堆積して海岸を形成する。山地から河口域に供給される土砂は、湖あるいはダム湖等での堆砂、砂防ダム等による流出土砂や土石流の制御、河床からの砂利採取によって減少する。1960年（昭和35年）から1965年（昭和40年）頃にかけての高度経済成長期に、建設骨材として砂利が盛んに採取されたが、この結果、下流河床が低下し、河口域や海岸への土砂供給量が減少した。高橋・河田(1998)の「水環境と流域環境」（地球環境学7、岩波書店）によれば、この時代には、山地での土砂生産量は13,000万 m^3 、堆砂量が4,000 - 5,000万 m^3 、河床での砂利採取量が2 - 3億 m^3 （1965年以降では、6,000 - 7,000万 m^3 ）となっているが、呆然とするような数字であり、これが環境をズタズタにしたであろうことは間違いない。河川や海岸の土砂は連続性をもっており、河川や海岸での開発は、ともすればこの連続性を破綻させ、海岸侵食の主原因となっている。現在では、砂利採取は規制されており、状況は幾分改善されているが、過去の大規模な砂利採取は長い期間にわたって影響を与え続けている。これに加えて、ダム湖等での土砂堆積が著しく、これが洪水調整効果や発電能力を損なうまでになっており、中流・下流域の環境保全の観点からその処置に困っているのが実状である。

水や土砂等の物質循環のまとまりのよい単位として流域が認識されていることは、同様に、そこに成立する生態系もひとつのまとまりのよい単位を構成していることを意味する。したがって、流域の環境保全のためには、流域単位の水や土砂等の物質循環の連鎖性を破綻させないことが必須の条件であることを認識すべきである。上記に言及したような流域の特性を踏まえれば、第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」の第2部第1章第3節「流域圏に着目した国土の保全と管理」において具体的に述べられているように、「流域圏に着目した国土の保全と管理」のために、「流域圏に着目した国土の総合的な整備」として、例えば、流域圏に着目した施策の総合化、健全な水循環の保全・回復、流域意識、上流下流意識の醸成といったことが可能になるであろう。また、安定的な水資源の確保と有効利用、水系の総合的な整備、森林の管理、農地等の管理といった施策の総合的な実施が可能になる。

1977年（昭和52年）に策定された「第三次全国総合開発計画」では、生活圏の枠組みとして、通常の行政区画を越えた流域圏の枠が提案された。この構想は1980年代の第四次全国総合開発計画に大きく引き継がれることはなかったが、先に言及した第五次全

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」のための施策の総合化として、きわめて実務的なかたちで再提示されている。この提案は、国土の保全管理に係わる広域的・複合的な課題の解決のために、「自然の系である水系と、集落等により構成される流域圏を基本単位とし、諸問題に対する横断的な調整、連携をおこなうための協議会等の組織化について検討し、その具体化をはかる」とする、具体的な提案であり、水や砂等の物質循環、環境保全、資源管理、開発・利用、安全・防災等に係わる流域の総合計画の提案である。ここで水系と呼ばれているものの領域は、ほぼ流域と同じものである。

近代的な河川制度の誕生と言われる河川法ができたのは、1896年（明治29年）であり、それは治水を主目的としていた。1964年（昭和39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（平成9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勘

案して、「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是、「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。

1998年（平成10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是、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是、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。

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（平成14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。

4-3 山と川と海の連鎖

流域と沿岸水域がいかに深く結びついていたかは、第二次世界大戦後、とくに高度経済成長期とそれ以降に実施されてきた頻繁な河川事業が沿岸水域の環境に与えてきた負

の影響を見るまでもなく明らかである。近年、流域において、水資源（灌漑用、上水道用、工業用水用）の確保、災害対策（洪水、砂防、高潮）、ダムや堰（発電、土砂採取）の建設等のために、大規模な河川改修や浚渫が頻繁におこなわれてきた。この結果、河川内だけでなく、それに続く沿岸水域の環境が悪化し、海岸侵食が進行し、さらには沿岸漁業に深刻な被害を生じている。

筆者の知るかぎり、本邦において過去の大規模な河川事業の得失がきちんと議論されたことはない。ここでは、河川事業が沿岸水域の環境へ与える影響を検討することによって、森川沿岸水域の緊密な係わりあいについて、問題を整理してみよう。宇野木(2002)の「河川事業が沿岸環境に与える影響を物理面から考える」(海の研究11:637-650)によれば、沿岸水域の環境にあたる影響が大きい河川事業としては次の4つが挙げられている。ここでは、物理面だけではなく、併せて生物面についても視野に入れて検討してみよう。

(1) 河川からの取水

沿岸水域への栄養塩類の供給はつねに河川水を通しておこなわれている。内湾・沿岸水域の栄養塩類は、海水中に溶けている塩分と異なって、本来は非保存性物質であるが、その濃度分布の特徴が塩分の希釈によって説明されるので、あたかも保存性物質であるかのような挙動を見せる。河川からの取水あるいは後に言及する河口堰や潮受堤防の建設は、沿岸水域に供給される河川水量、ひいては供給される栄養塩の供給量の著しい季節変化を抑制し、沿岸水域に生息する植物プランクトン、あるいはノリ養殖に大きく影響する。とくにこの影響が著しいのは富栄養化の進行がいまだ顕著ではない沿岸水域においてである。しかし、富栄養化の進んだ沿岸水域においても、そこでは冬季にしばしば植物プランクトンと養殖ノリの間で栄養塩をめぐる熾烈な競争が生じているので、この影響は無視できない。

河川からの取水によって、当然のことながら、河川流量の減少が生じる。河川流量の減少が沿岸水域の環境に大きな影響を与えた例として、伊勢湾に隣接する三河湾がある。三河湾はかつては単位面積当たりの漁獲量が東京湾に次いで二番目に大きいほど、海の生産力が高かった。しかし、現在の三河湾は、汚濁負荷が東京湾のほぼ1/10にすぎないのに、東京湾と並んで我が国で最も水質汚濁が激しい内湾となっており、とくにそれは東部の渥美湾において著しい。その原因として、三河湾が半閉鎖性水域であること、干潟を含めた広大な浅海域の埋め立てとともに、豊川用水事業によって豊川から多量の取水がおこなわれ、三河湾に流入する河川水量が大幅に減少したことが指摘されている。

1968年(昭和43年)に完成した豊川用水は、渥美半島を主とする東三河全域、一部は愛知県を越えて静岡県湖西市にまで及ぶ広い範囲に、農業用水を主として生活用水や工業用水を供給する大規模な総合用水である。東三河全域は古くから灌漑水が不足して農業に支障をきたしていた地域であるが、豊川用水はこの地域の農業の発展に著しく寄与している。しかし、そのために、渥美湾に流入する河川水量は減少し、そこでの河川

流入に起因する鉛直循環流量は低下し、海水の滞留時間が長くなった。このことは、もともと水質汚濁に弱かった渥美湾の環境の悪化に拍車をかけ、慢性的な赤潮や青潮、貧酸素水域の発生と深い関係があると言われている。

(2) ダムや河口堰・潮受堤防の建設

河川法によれば、基礎地盤から堤頂までの高さが15mより高いものがダム、低いものが堰と定義されている。ダムや河口堰あるいは潮受堤防の建設によって、川の流れと海の繋がりが切断させる。本邦では、川と海の連絡を断つ河口堰が多くの河川に建設されている。村上ら(2000)の「河口堰」(講談社)に見るように、長良川の河口堰が注目されるようになってからは、河口堰が河川内だけでなく沿岸水域の環境に与える影響の研究が進んできた。例えば、先に引用した宇野木(2002)によれば、諫早干拓の大規模な潮受堤防が有明海の環境悪化にはたす役割は、大きく次の3つに分けられるという。(1)有明海の潮汐と潮流を弱めたこと、(2)巨大な汚濁負荷生産システムとして機能したこと、(3)多様な生物の生存と水質浄化に極めて貴重な働きをする広大な干潟と浅瀬を消滅させたこと。しかしながら、河口域や潮受堤防とそれに隣接した沿岸水域はもともと環境への人為的影響の著しいところであり、このような河川事業の影響のみを取り出して論じるとは至難の技である。このような事情もあって、河口堰や潮受け堤防とそれに隣接した水域に河口堰や潮受堤防がどのような影響を与えているかを調査研究した事例は乏しい。

一般に、河口堰あるいは潮受堤防の建設は、下流域の感潮域(潮汐の影響を受けて、干満による水位変動があり、海水の流入の影響を受けている汽水域)の環境を大きく変え、そこに生息する生物、例えば木曾三川で言えば、汽水産のヤマトシジミの生息状況を、またこれに連動して河口域に生息しているハマグリやアサリ等の二枚貝類の生息状況を大きく変える。ヤマトシジミの稚貝や親貝は感潮域の上流側の低塩分水の影響を受ける区域に生息するが、一方低塩分水に弱いその浮遊幼生はいったん海に運び出され、着底稚貝の段階になって始めて稚貝や親貝の生息域に回帰し、底生個体群(資源)に加入する。一方、ハマグリやアサリ等の海産二枚貝類の稚貝や親貝は河口域に生息して、その浮遊幼生は河口域からその周辺の海域に広く分散するが、いずれにしる稚貝や親貝の生息域に着底した稚貝が底生個体群(資源)に加入する。このような海産二枚貝類の生活史を念頭に置けば、河口堰あるいは潮受堤防は川と海の繋がりを断つので、これらの個体群(資源)の形成を著しく困難にする。

(3) ダムの堆砂や河川からの土砂採取

これによって、海への土砂供給量の減少が生じる。河川からの土砂供給量の減少は、海岸侵食の規模や干潟の底土環境に、ひいてはそこに生息する多種の生物に大きく影響する。しかし、本報告書の「4-2 流域および流域圏」において河川からの土砂供給量の減少について詳しく言及しており、また後で言及する本報告書の「4-4 海岸」「4-5 干潟、藻場、ヨシ原」において、河川からの土砂供給量の減少が海岸や干潟に及ぼす影響について詳しく扱っているので、ここでは触れない。

(4) 流域の森林破壊

本邦の国土の約 70%を占める森林が、雨水を溜め、洪水による急激な流出を抑制する機能をもっていることは、よく知られている。また、森林が成立するためには土壌（土砂）が必要であり、森林は土砂の恒常的な流出を抑制する機能ももっている。流域の総合的な管理にとっては、上流域と下流域あるいは河口域との間、流域全体において、水や土砂等の、したがってこれと関連している栄養塩類の連鎖・循環に森林の存在は重要である。言うまでもなく、このことは水や土砂等の連鎖に限らず、流域の環境保全全体にとってあてはまる。

最近、森と海の関係が注目されている。鈴木(1997)の「水辺林の構造・動態、そして機能」（水産海洋研究 61:181-187）によれば、森林での微量養分の生産、河川を通じたこれらの物質の移動、海洋でのこれらの物質の拡散の機構などは十分に明らかではなく、森林伐採や人工林化が河川の栄養塩類負荷に及ぼす影響についても、未だ解明を要する部分が多い。しかし、森林の大規模な伐採あるいはその破壊は沿岸水域の漁場環境の悪化をもたらすとして、海にほぼすべて依存して生活している漁民が中心となって、流域の植林活動が展開されている事例はよく知られている。その多くが経験的にではあるが、森林伐採による保水能力、土砂収支、水質等のさまざまな変化と、それに応答した群集・生態系レベルでの変化も、知られている。

例えば、Bormann & Likens (1979)の「Pattern and Process in a Forested Ecosystem」（Springer-Verlag）や国松(2000)の「森林伐採による栄養塩類の挙動と流失」（第 18 回琵琶湖研究シンポジウム「森林伐採が環境に及ぼす影響」予稿集 15:15-24）は、森林伐採により、流域の渓流水中の窒素化合物等の栄養塩類濃度が変化し、それに応じて流域環境に及ぼす影響も増大することを示唆している。流域の上流域の森林ではないが、東南アジアなどでの海辺のマングローブ林の破壊が、顕著な海岸侵食をもたらし、ひいてはそこに生息する多種の豊富な生物の生息を困難なものにしている事例もある。森林破壊に伴って、森から遠く離れた沿岸域での環境、とくに海岸侵食といった顕著な地形の変化が生じることは、森と海の間を考えると重要である。

4-4 海岸

本邦は四方を海に囲まれ、入り組んだ地形の海岸線をもつために、非常に長い海岸線をもつ。海岸長期ビジョン研究会(1995)の「豊かな海辺の創造 海岸長期ビジョン」（第一法規出版）によれば、海岸の総延長線は約 35,000km であり、このうちの約 10,000km が砂浜・礫浜・泥浜、約 13,000km が岩礁・崖といった自然海岸であり、残りの約 12,000km が構造物のある人工・半人工海岸である。我が国では、行政・政策上の便宜のために、海岸は自然海岸、半自然半人工海岸、人工海岸の 3 つに区分されている。自然海岸とは、海岸が人工的に改変されず、人工構築物もなく、自然の状態を保持している海岸であり、人工海岸とは、港湾、埋立、浚渫、干拓等によって人工的に作られた海岸や、潮間帯に

人工構築物がある海岸である。半自然海岸は、道路、護岸、テトラポット等の人工構築物が海岸の一部にあるが、潮間帯においては自然の状態を保持している海岸である。また、海岸に人工構築物がない場合でも、海域に離岸堤等の構築物がある場合には、半自然海岸に分類されている。海岸はさらに、九十九里浜や遠州灘のように、外海沿岸水域に直接に面している海岸と、東京湾や伊勢湾のように、外海の影響からある程度隔離された水域の海岸に分けることができる。また、自然海岸、また半人工海岸のうちの自然の海岸線は、その底質によって、砂浜海岸、泥海岸、礫（転石）海岸、岩礁海岸、サンゴ礁海岸等に分類できる。

本邦のように、森林が国土の約 70%をしめ、可住面積が極端に狭く、かつそれが海岸に隣接した低地に過剰な人口が集中しているような状況下では、ひとたび津波、高潮、波浪等が来襲すれば、浸水その他の大規模な被害が生じる。現時点では、堤防、護岸等の海岸保全施設により防御する必要のある海岸（海岸保全区域）は約 14,000km とされており、このうちの約 9,300km で海岸保全施設の整備がおこなわれている。したがって、海岸の環境は開発・利用事業および安全・防災事業の圧倒的な影響に曝されている。

言うまでもなく、海岸は陸と海の境界に位置している。海岸とそれに隣接する浅海域と陸域、すなわち「沿岸域」は、陸域、水際の渚とそれに続く浅海域、地形や気象条件等の環境に加えて、多様な動植物の宝庫である。とくに、砕波帯、干潟、塩性湿地や藻場といった場は特異な生態系を形成し、高い生物生産や水質浄化力のある場であるとともに、多様な海産動物の保育場としても重要な場である。例えば、砂浜海岸を考えてみよう。細・粗砂の表面には微生物が、これらの粒子の間にはいわゆる間隙生物が息しており、波浪や潮の干満に応じて海水が砂粒の間隙を自由に動くが、その際に海水中の有機物はこれらの微生物や間隙生物によって分解される。これは水質浄化で言えば有機物を除去する二次下水処理に相当するが、有機物の分解産物である無機態の窒素や磷は、次に砂に付着している微細藻類あるいは大型藻類・海草によって取り込まれ、再び光合成活動を通じた有機物生産を介して食物連鎖に乗っていく。坂本(1994)の「砂浜の潮汐に伴う呼吸（有機物の好気分解代謝）機能」（用水と排水 36: 44-52）を含めて、海浜に関する最近の種々の研究によって、この砂浜海岸での水質浄化は沿岸水域の水質浄化に大きく寄与していることが次々と明らかになっている。後に詳しく言及するが、干潟あるいは藻場についても、まったく同様のことが当てはまる。しかし、そこはまた、水質汚濁や富栄養化、海洋汚染等の環境への人為的な影響が著しい場でもあり、干拓・埋立等によって干潟、藻場あるいは塩性湿地が次々と失われている場でもある。

沿岸域の陸域の海浜では、中部地方を例にとれば、表面の砂は真夏には乾燥し温度が 50°C 近くにもなるが、一方冬の真夜中には零下になることもめずらしくないが、その下の砂はつねに比較的温暖で湿っている。海浜植物は水際に近い方からハマヒルガオやハマダイコン等を含む一年生草木や多年生草木、低木林、クロマツ等の高木林と帯状に分布することが多いが、砂の移動の大小や海浜の幅に依存してこの帯状の分布構造も変っ

てくる。さらには、砂州などの内側には、ハマサジやハママツナ等の塩性植物が繁茂している。いずれにしても、海浜は植物にとっては過酷な環境であることには変りはなく、そこに生育できるのは海浜植物という独特の植物群落のみである。このような貴重な海浜植物も、沿岸域の海域側に生息する生物と同じく、つねに開発・防災事業等による人為的な影響に曝されており、多くの種が絶滅の危機に瀕している。

先の本報告書の中の「4-1 沿岸域および沿岸域圏」、「4-2 流域および流域圏」においても言及したが、本邦の砂浜海岸、とくに流域を通しての土砂の供給量の大きい大川川の河口域とそれに隣接している海岸においては、著しい侵食現象が認められている。第二次世界大戦後、本邦の河口域や海岸の漂砂環境は2つの事情によって激変した。ひとつは、流域のダムや堰の建設と河床からの砂利採取であり、港湾および漁港の整備である。ダムや堰の建設と砂利採取は河口域や海岸への土砂の供給量を激減させ、海岸の漂砂環境に大きな影響を与え、その結果として、海岸侵食が目立つようになった。もうひとつは、1960年（昭和35年）代の急激な都市化である。大きな流入河川のない海岸では、背後の丘陵地から供給される土砂に依存することが多く、降雨の度に少量の土砂が小川を通して海岸に供給されるか、直接斜面から崩壊土砂が海岸に運ばれる。海岸海岸の後背地が都市化され、海岸道路が建設され、市街地が形成されると、このような形で土砂の供給が断たれ、海岸の侵食が進んだ。今日、問題となっている海岸侵食のほとんどが開発・利用事業と安全・防災事業によるものであり、その原因はおもに、(1)海岸の漂砂の連続性を破綻させる開発（港湾・漁港の整備、埋立・干拓事業）、(2)波の侵入を妨げる遮蔽域の形成（臨港道路等の各種工事）、(3)土砂の供給を減らすダムや堰等の建設、(4)海食崖（波や流れのさようで作られた海岸の崖）の崩壊防止による供給土砂量の減少、(5)浚渫や砂利採取、(6)地下水揚水等による地盤降下、の6つに分類される。

河川から供給される土砂は、本来、河口域や海岸に供給されるべきものであり、河川と海岸を含む流域全体として、一貫した土砂循環の管理が望まれていた。しかし、現実には、河川は建設省（現在は国土交通省）河川局が管理し、海岸は建設省（現在は国土交通省）河川局、運輸省（現在は国土交通省）港湾局、農林水産省構造改善局および水産庁漁港部の4省庁で別々に管理されている。そのために、法体系とその施行は河川に比べて、海岸においては格段に複雑である。国土交通省ができた現在においても事情はほぼ変わらないが、第五次全国総合開発計画を受けて策定された「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」や新河川法において強調されているように、流域および流域圏構想において、流域全体として一貫した管理計画が求められている。1997年（平成9年）にそれまでの河川法が改正されたが、この新河川法では、流域及び流域圏構想の下に、治水、利水、環境の総合的な河川制度の整備の必要性が強調されている。

本邦の沿岸域を管理するための法制度は複雑であり、海岸も例外ではない。本邦の沿岸域および海岸を管理する基本的枠組みを定めた法律はなく、長尾(1982)の「沿岸域計画施行入門」（日本港湾協会）によれば、以下にみるように管理は数多くの個別法に基づ

いており、法制度とその施行は格段に複雑である。

沿岸域（陸域）	海岸線	沿岸域（海域）
国土総合開発法	漁港法	公有水面埋立法
国土利用計画法	港湾法	漁業法
都市計画法	運河法	水産資源保護法
森林法	海岸法	海洋水産資源開発促進法
道路法	自然環境保護法	沿岸漁業等振興法
農地法	自然公園法	沿岸漁業整備開発法
土地改良法	公害対策基本法	海上運送法
鉱業法	鉱業法	海上衝突予防法
電源開発法	水質汚濁防止法	海上交通安全法
工場立地法		港則法
工業再配置促進法		海洋汚染および海上災害の防止に関する法律
石油備蓄法		領海法
砂防法		
自然環境保護法		
自然公園法		
公害対策基本法		
水質汚濁防止法		
災害対策基本法		

もちろん、ここには含まれていないが、1993年（平成5年）に成立した「環境基本法」は公害対策に関係したすべての法律と自然環境保護法の理念を引き継いでいる。本邦の海岸は国土交通省、農林水産省および水産庁の3省庁で管理されており、それぞれ港湾と海岸、保安林を含む農地、漁港を管轄している。東京湾や大阪湾などの大都市圏の沿岸域では、港湾法が実質的な沿岸域管理に重要な役割をになっている。また、都道府県は各省庁の法制度にもとづいた各種の許認可権限を有しているので、国が策定した沿岸域の管理計画策定の基本方針を受けて、沿岸域の管理計画を策定することになっている。各種施設や事業の規模が小さかった時代には、このような個別法に則って事業が進められてもとくに問題は生じなかった。しかし、各種事業の規模が増大するにしたがい、一部区間での工事が他の区域あるいは海岸全体の土砂等の循環に影響を及ぼすようになってきた。これまでの状況を見るかぎり、個別法にもとづく管理計画等の事業間の調整や、これらの管理計画への地域住民の参加と情報公開は限られており、全体として一貫した管理計画の策定と地域住民による合意形成が困難になっていた。

1956年（昭和31年）に成立した海岸法では、台風等の被害から海岸を守り、国民生活の安定を図ることが最大の行政課題であり、防災が主目的であった。1998年（平成10年）の「第五次全国総合開発計画」を受けて1999年（平成11年）に改正された「新海

岸法」では、防災に加えて利用および環境保全の観点が新たに取り上げられている。したがって、新海岸法は、環境省、国土庁や文部科学省の意見も聴取して関係省庁（農林水産省、国土交通省）が共同して「海岸保全基本方針」を策定し、海岸保全の基本的理念を提示することを求めている。さらに、これを受けて都道府県知事が「海岸保全基本計画」を策定し、その際に地元住民の意見を聴取することを義務づけており、全国各地でその策定のための検討委員会が立ち上げられているところである。海岸法の改正によって、従来の海岸保全区域の 14,000km に加えて、新たに 14,000km の一般公共海岸区域が設定され、新海岸法の対象となっている。ここで言う「一般公共海岸」とは、国等が所有し公共の用に供されている海岸のうち「海岸保全区域」以外の海岸を指している。

2000 年（平成 12 年）に策定された「海岸保全基本方針」においては、海岸保全区域等に係わる海岸の保全に関する基本的な方針は次のようになっている。

1. 海岸の保全に関する基本的な方針

1) 海岸の保全に関する基本的理念

2) 海岸の保全に関する基本的事項

(1) 海岸の防御に関する基本的事項

(2) 海岸環境の整備および保全に関する基本的事項

(3) 海岸における公衆の適正な利用に関する基本的事項

(4) 海岸保全施設の整備に関する基本的事項

(5) 海岸の保全に関するその他の事項

2. 海岸保全基本計画を作成すべき海岸の区分

3. 海岸保全基本計画の作成に関する基本的な事項

海岸は、国の官公庁や地方自治体の行政権限が錯綜した場所であり、従来から望まれていたことであるが、海岸の利用と環境に係わる総合的な管理施策が計画されている。新海岸法の目的、管理、対象範囲、計画制度等の改正点の主なものは、次のようなことである。

目的：「海岸環境の整備と保全」及び「公衆の海岸の適正な利用」の追加

管理：海岸保全施設として新たに離岸堤と砂浜の追加、

防護、利用、環境の調和

環境・利用：油污濁、沈廃船への原因者責任の明確化、船舶の放置等の制限

対象範囲：全ての国有海浜地を一般公共海岸区域として法律の対象に追加

計画制度：海岸保全基本方針（国）、海岸保全基本計画（都道府県）の 2 段階方式

新海岸法には、海岸保全基本計画（都道府県）の策定においては、「学識経験者、関係市町村長、関係海岸管理者の意見を聴取し、また地域住民の意見も求めること」が明記され、「海岸を整備する際に、防護、利用、環境の調和に配慮する必要があること」が盛り込まれた。1996 年（平成 8 年）に閣議決定されている現行の「第 6 次海岸事業七箇年計画」の目的は、津波や高潮等や海岸浸食に対処するとともに、海岸環境の保全と創出

を図りつつ、海岸保全施設や海岸環境の整備を強力にかつ計画に進めることであった。国土交通省は、今後5年程度の期間を目安に海岸保全の中期計画を検討中であったが、新海岸法と「海岸保全基本方針」を海岸保全の基本理念とし、この理念を具体化したものとして、2002年（平成14年）8月にホームページ上で「中期的な展望に立った新しい海岸保全の進め方」（案）を公表した。この報告書によれば、この中期計画の何が新しいかと言えば、(1)海岸保全の政策目標を明確にすること、(2)国と地方の役割を明確にすること、(3)地域住民等の多様な主体との連携を図ること、(4)政策目標を提示することにより、今後の海岸保全に関する国民の理解を促進すること、が挙げられていることである。当然、これは都道府県の知事が策定する「海岸保全基本計画」においては、「中期的な展望に立った新しい海岸保全の進め方」の構想の下で事業としてもっと具体化されるであろう。しかし、残念なことに、「海岸保全基本方針」、「中期的な展望に立った新しい海岸保全の進め方」（案）においても、これから展開されるであろう種々の海岸保全事業において、複数の代替案を提示し、それぞれについて種々の側面から比較検討する機会が与えられていないことである。

「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」においても強調されているように、海岸を含めて沿岸域および沿岸域圏を全体として管理する全体構想が進行中である。これによって、環境保全へ向けて、さらには開発・利用や安全・防災との調和した環境保全へ向けて、従来の錯綜した状況が少しでも改善されるのではないかと期待されている。2000年（平成12年）に改正された新港湾法についても、新海岸法の場合と類似の状況が認められる。このような社会状況、自然状況を踏まえれば、海岸空間の環境保全、開発・利用、安全・防災を調和させるための具体的な技術的工夫だけでなく、行政・政策的な工夫もぜひとも必要である。その基本理念（次世代への良好な海岸の継承、環境、開発・利用、防災の調和、豊かな地域づくり）の下に、私たちの意識改革も含めて、種々の困難が予想されるが、「海岸長期ビジョン」、「第五次全国総合開発計画」とそれを受けた「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」、「新海岸法」、「海岸保全基本方針」に提言されているように、将来に向けて次のような目標が設定されるのは当然であろう。

自然と共生する海岸：良好な海岸環境の保全と創造、沿岸域の水質浄化、ゴミ対策、

環境教育、

安全な海岸：早急かつ効率的な施設整備、海岸保全施設の維持・管理、総合的な防災対策、砂浜の確保

親しまれる海岸：沿岸域の生活環境の向上、豊かな地域づくりの核となる海岸の

創造、パブリックアクセスの確保、多重化する利用の調整、

海岸利用のサービス機能の育成、良好な海岸景観の創造、

砂浜の確保

国土をまもる海岸：領海エリアの確保、地球温暖化に伴う海面上昇等による災害

4-5 干潟、藻場、ヨシ原

干潟

本邦の干潟の総面積は約 50,000ha であるが、そのほぼ半分(42%)を有明海と八代海の干潟が占め、続いて瀬戸内海(24%)、東京湾(14%)、伊勢湾(12%)の順となっている。1978 年(昭和 53 年)以降、全国の干潟面積は約 4,000ha も消滅しており、現在も徐々であるが減少を続けている。干潟は海と陸と大気が接し、潮汐の干満、淡水から海水までの変化、干潮時の大気への干出、気温や水温の変化等の現象があり、そこは環境変動の激しい、特異な環境の見られる場である。しかし、このような環境に適応した生物は多様性に富み、陸域から流入する大量の無機物や有機物を利用しやすいために、干潟は水質浄化能力が高く、生物生産も高い場である。また、地域住民が海に親しむ場でもある。干潟はその底土の性質によって、砂質干潟と泥質干潟に大別され、それぞれ異なった生態系を形成・維持している。

砂質干潟では、アサリのような二枚貝類が優占し、そこでは底土の粒径が大きいので砂粒の間隙を自由に海水が動きやすく、海水を濾過する機能が高い。一方、泥質干潟ではゴカイ類が優占し、微生物による有機物の分解が活発であり、かつ脱窒機能も大きい。干潟における有機物の分解は、先ず最初に砂泥表面に細菌が付着して有機皮膜が形成され、次にそこに集団を形成する種々の微生物によっておこなわれる。粒子の体積に対する表面積の比は粒子のサイズが小さくなればなるほど高くなる。同じ容積をもつ大粒子群と小粒子群を比較すれば、その総表面積は小粒子群の方がはるかに広がる。したがって、粒子のサイズが小さいほど、その表面に付着する微生物群が多くなり、結果として、有機物の分解活性が高くなる。小石よりも砂粒子、砂粒子よりも泥粒子から構成される干潟ほど、微生物による有機物の分解活性が高くなり、ベントスの生物量(現存量)も大きくなる。干潟全体の砂泥粒子の総表面積は膨大な面積になり、それがすべて有機物の分解の場となるので、干潟は水質浄化が極めて活発な、自然界の水質浄化場と言える。同様のことは、砂泥海岸についても当てはまる。最近の研究によれば、干潟は有機物の分解(水質浄化)といった役割も重要であるが、それに劣らず、干潟内部で窒素や炭が極めて速く回転している、いわば窒素と炭の貯蔵場としての役割も重要である。

干潟の第一次生物生産は底土表面に付着する微細藻類、アオサ等の大型海藻、アマモ等の海草、沖合いから運ばれてくる植物プランクトンである。また、干潟で生産されたこれらの有機物(植物等)に加えて、陸域から干潟に運ばれてくる粒子状有機物も、ベントス(底生無脊椎動物)の摂食を通して干潟生態系の食物連鎖の中に取り込まれている。干潟の底土表面や底土中に生息するベントスはカニ類、魚類や鳥類等の種々の捕食動物の餌となっており、次にこれらの動植物の排泄や死骸等の有機物が微生物によって無機物に分解されて、栄養塩類の再生がおこなわれ、再び光合成を通して植物の養分と

なって有機物の生産へと繋がっていく。このようにして、環境変動の大きな、生物の生存にとって過酷な干潟に干潟生態系は形成され維持されているのであるが、また干潟は渡り鳥の休憩場や採餌場としても重要である。

干潟は干潮時に空気中に干出するために、そこに人が入り込みやすく、古来より人と海との接点であった。豊富な生物生産の場である干潟は、貝塚に見られるように、古くから貴重な食糧生産の場であった。現在も干潟は、アサリ等の漁場として、また地域住民のレジャーやバードウォッチングなどのレクリエーションの場としても、さらには環境教育・体験学習の場としても、無視できない役割を担っている。

干潟一般についての厳密な定義はないが、満潮時に海面下に沈み、干潮時に大気中に干出する、いわゆる潮間帯に位置する平坦な海底面を指す。発達した干潟は一般に、波浪から遮断された入江、内湾や河口域にあり、有明海のような潮位差の大きい沿岸域によく見られる。干潟はその地形的特徴をもとに、次の5つのタイプに分類されている。これらの干潟のタイプ、それぞれの底質は、地形条件、波浪、流況、潮位差、河川からの土砂の供給量、水質等から規定されており、結果として、生物相や生物量（現存量）あるいは有機物（生物）生産量を大きく規定している。

前浜干潟：このタイプの干潟はさらに、砂質干潟、砂泥質干潟、泥質干潟に分けられる。砂質干潟に比較して、泥質干潟の底土は粒子が細かく、有機物含有量が大きい。砂質前浜干潟に生息する代表的な生物は二枚貝類であり、アサリやバカガイ等が優占するが、甲殻類のニホンスナモグリが優占する場合もある。泥質前浜干潟に優占する生物は、多毛類のゴカイ類と甲殻類のカニ類であることが多い。

河口干潟：流入河川の河口域に形成されるが、砂質から泥質まで底質や底土の粒子は変化に富んでおり、川原、中州、アシ原等が混在している場合もある。河川からの淡水流入や潮汐の干満による塩分変化が著しく、その他の環境要因の変動も著しいので、生物相も変化に富んでいる。河口干潟は汽水域に位置することが多く、生物相も前浜干潟とは異なっていて、多毛類、アサリやホトトギスガイ等の二枚貝類や、ヤマトオサガニ、アシハラガニやオサガニ類等のカニ類が優占している。

潟湖干潟：潟湖の周辺に形成される干潟で、アシ原等が混在する場合もある。底土は砂質から泥質までさまざまであり、面積は比較的小さく、底土環境は河口干潟に比べれば比較的均一である。潟湖干潟の生物相の特徴は、大まかに見れば、河口干潟に類似している。

入江干潟：入江の奥にある砂泥質の干潟であり、入江干潟が砂質干潟、砂泥質干潟、あるいは泥質干潟になるかは、入江の前面海域や周辺の地形に依存して決まる。入江干潟は一般に面積は小さいが、集落等に近いので人為的な影響を受けやすい。

砂州干潟：潮位差の大きい内湾の沖合いに形成される砂質の浅瀬であり、漂砂が激しいために底土の安定性が低く、そのために生物量は小さい。漂砂が比較的安定している潮間帯下部では、アマモ場が形成される場合もあり、ときにはアサリ、バカガイやハマグリ

り等の二枚貝類の好適な生息場となっていることもある。

上記のようなさまざまなタイプの干潟があるが、一般に干潟では生物が多様で豊富であり、生物生産が高く、また水質浄化能力が高いのは、なぜであろうか。これを理解するには、流域さらには沿岸域全体の中一部として干潟を理解すること、具体的には、潮汐の干満に応じて出入りする海水、流入する河川水、これらの環境変動の影響下に生息している生物等々、の連関を理解する必要がある。例として、アサリ等の二枚貝類やゴカイ類等の多毛類が優占する砂泥質の河口干潟を考えてみよう。

干潟の代表的な生物としては、アサリ等の二枚貝類、ウミナシの巻貝類、ゴカイ等の多毛類、チゴガニやコメツキガニ等のカニ類、イシガニ等のカニ類、スナモグリ類の異尾類、カモメ類やシギ・チドリ類の鳥類があげられるであろう。食性の面からこれらの生物を分類すれば、次のようになる。

アサリ等の二枚貝類：底土表面ではなく、表面近くの底土中に生息している埋蔵性の二枚貝である。上潮時や満潮時に干潟を覆う海水中から、粒子状（懸濁態）の有機物を濾過して食べる。佐々木(2001)の「アサリの水質浄化の役割」（水環境学会誌 24:13-16）に示されているように、アサリ等の二枚貝の水質浄化能力には驚くべきものがあり、これらの二枚貝の水質浄化への寄与は流域下水道のそれに勝とも劣らない。

ウミナシ等の巻貝類：底土表面に生息する表在性の巻貝である。干潮時に干潟表面を動き回り、底土表面に繁茂した付着珪藻を剥ぎ取って食べる。

チゴガニ等のカニ類：上げ潮時や満潮時には巣穴に潜み、干潮時に干潟表面に現れる。干潮時に干潟表面の砂泥を掬い取って口に運び、砂泥中の粒子状有機物を濾しとって食べ、他は砂泥団子として底土表面に戻す。

ゴカイ等の多毛類：底土中にいる埋蔵性生物であり、砂泥を取り込み、その中の粒子状有機物を消化する。

イシガニ等のカニ類：干潟表面よりも水際線の岩の間におり、干潮時には潜み、上げ潮や満潮時、とくに夜間に活発に活動する生物である。このカニは他の生きたベントスときには腐肉を食べる肉食動物である。

スナモグリ等の異尾類：干潟表面には出現せず、つねに巣穴中にいる埋蔵性生物である。上げ潮時や満潮時に巣穴に引き込んだ海水中から粒子状有機物を濾しとって食べる。

カモメ類やシギ・チドリ類等の鳥類：干潟の種々のベントスを捕食する。恐らくは嘴等の形状や行動的な特性と密接に関係しているが、種によって主として餌となる餌生物は異なっている。

干潟の埋蔵性ベントスのほとんどが特定の形状の巣穴をもち、また巣穴をもたない場合でも、何らかの生痕を干潟の底土中に残すので、干潟の底土はいたるところに空隙があ

るといっても過言ではない。干潟底土はこれらのベントスによって、つねに活発に耕されていることになる。このことは、干潟底土の深くまで、そこは通常は酸素が不足している還元層であるが、酸素の豊富な海水が送り込まれ、有機物の分解が促進されていることを意味している。つまり、アサリ等のベントスによる海水中からの粒子状有機物の摂取、干潟底土深くの還元層の酸化等を通して、有機物の分解および栄養塩類の再生が促進され、これによって底土表面の付着藻類が繁茂する。次に、これらの付着藻類は再び干潟の植物食性ベントスに摂食される。水質浄化の面から見れば、干潟は三次下水処理に相当する働きをしていることになる。

藻場

本邦の藻場（海草・海藻）の総面積は約 200,000 ha あり、1978 年（昭和 53 年）以降、約 6,000 ha も消滅しており、現在でも徐々にではあるが減少を続けている。藻場は光合成が補償される深度までの浅海域にあり、その構成種の名称を冠して呼ばれることが多い。例えば、アマモ場、ホンダワラ場（ガラモ場）、アラメ場、カジメ場、コンブ場などである。

アマモ類は海産顕花植物であるが、植物進化的には本来は陸上の植物であったものが海に侵入し、そこに適応した顕花植物である。アマモ類は、春に草体の一部が花枝に変化し、種子を形成する。種子は冬に発芽し、冬から春にかけて成長が盛んになり、根は株分れを繰り返す。春から夏にかけて繁茂・成熟し、枯死して海底に沈積するか、流失する。秋になると、アマモ場は草丈の短い草体のみとなる。海草藻場はしばしば河口干潟に隣接したり、砂質前浜干潟の前面に位置することが多い。これに対して、海藻はまったく異なった生活史をもつ。アラメ・カジメ類の生活史はほぼコンブ類と同じであり、大型の孢子体と糸状の配偶体からなる世代交代をおこなう。ガラモ場を形成するホンダワラ類は、陸上の口頭植物と同じ複相世代交代であり、成熟した生殖器床の中で精子と卵子が形成され、受精すると蘭が分裂を始め、一次仮根、二次仮根が現れ、発芽体（幼芽）は基質に着生する。これらの大型海藻の藻場は波の荒い、外海水の影響を直截に受ける岩礁海岸の前面に位置することが多い。

アマモ類（アマモ（アジモ）、コアマモ）のような海草は砂質底、ワカメ、ホンダワラ、アラメやカジメのような大型海藻は岩礁という生息基盤の違いはあるが、いずれにせよ藻場は干潟に比べれば安定した生息環境をもつ。もっとも、これらの大型海藻自体が岩礁域での強い流れを弱め、藻場内部に周りに比べて穏やかな流況を作り出している。海草と海藻は第一次生産生物であり、有機物生産とともに水中への酸素供給源でもある。藻場は海の草原あるいは海の保育場とも呼ばれており、多くの生物の生息場であり、かつそれらの生物の幼・稚仔の保育場となっている。

大型海藻の生育場である岩礁域は、安定した基盤であり、またベントスや付着生物の着底基盤である岩盤は種々の形状や起伏に富み、これに波浪や潮汐による強い流れの影

響が加わって、多様な生息空間となっている。大型海藻の藻場では磯焼け現象がよく知られているが、大型海藻が何らかの原因で消失すると、付近の魚介類の漁獲量が減少することがあり、藻場が周辺海域の生態系の中で重要な役割を果たしていたことがうかがえる。一方、海草藻場は地理的に人為的な影響を受けやすい場所にあり、埋立や干拓等による消滅の危機に曝されている。海草藻場は一般に穏やかな流況の見られる砂質底にあり、砂質底は岩盤に比べれば安定した基盤とは言えないが、そこは穏やかで多様な生息空間となっている。藻場（海草・海藻）の生態的機能として、以下の項目が挙げられる。

- (1)海水流動の抑制と多様な生息空間
- (2)藻場を構成する海草・海藻と微小付着藻類による高い一次生産力
- (3)光合成による酸素の供給源
- (4)炭酸ガスの吸収
- (5)窒素や燐等の栄養塩類の吸収による富栄養化の進行の抑制
- (6)魚介類その他の動物の産卵場、保育場、摂餌場、生息場、隠れ場

富栄養化の進んだ沿岸水域において、河川からの淡水流入の影響を直接受けることが少ない海岸あるいは干潟では、アオサ類が繁茂し、ときには海岸や干潟の広い範囲にわたってアオサ類が観察される。アオサ類が大発生して、海岸を埋め尽くすようになったのは、1970年代（昭和45年）の頃からであり、とくに関東以南の富栄養化した沿岸域や河口域に大繁殖してきた。しかし、これらの大繁殖して、海岸をびっしりと覆っているアオサ類を指して藻場とは呼ばない。これらの大量に繁茂したアオサ類は活発な光合成活動を通じた酸素供給や栄養塩類の取り込みによって、環境に対して好ましい働きもする。しかし、これとは逆に、腐敗して異臭を放つこれらのアオサ類（生きたアオサ、死んだアオサ）が海岸や干潟の底土表面をびっしりと覆うことによって、むしろベントスにとって負の働きをし、ときにはベントスの死亡要因にもなっている。アオサ類の成長の速さ、繁殖の強さ、さまざまな環境への適応力の高さといった特徴を生かして、能登谷(1999)の「アオサの利用と環境修復」（成山堂書店）に紹介されているように、アオサ類を養殖場の水質浄化あるいは養殖排水の水質浄化の人工プラントに組み込んだ種々の装置も考案されている。

ヨシ原

河川や湖沼のヨシ原には、次の3つの事実が知られており、これは閉鎖的水域の水質浄化に著しく寄与していると評価されている。すなわち、浄化能力が高いこと、淡水性植物であるが塩分耐性が高いこと、地下茎の発達により土壌の透水性がよくなること。これらの水質浄化作用と浄化能力は、汽水域のヨシ原にも当てはまると期待されている。

河川や湖沼のヨシ原に比べて、汽水域のヨシ原の浄化作用および浄化能力については、知見が少ない。環境省は閉鎖海域の浄化対策として、全国の4箇所（東京都、静岡県、

香川県、山口県)で1999年(平成11年)に「自然生態系を活用した水環境改善実証事業評価検討調査」を実施しているが、その中のひとつとして、汽水域のヨシ原も含まれている。島多(2002)の「汽水域におけるヨシ原復元による水質浄化」(用水と排水44,124-133)によれば、汽水域のヨシ原では有機物、窒素、燐の浄化能力が高く、有機物と窒素の浄化はそれぞれ土壌微生物による分解と脱窒であり、燐の浄化はヨシの吸収と同化によるものであった。パイロット事業として「復元ヨシ原」小規模実験がいくつかおこなわれているが、筆者の知るかぎり、ヨシ原造成に成功したとの報告例もなく、またいくつか試みられている実験的規模においても、自然ヨシ原の浄化作用および浄化能力に比肩するほどのヨシ原造成に成功したとの報告もない。

4-6 干潟と藻場の造成

本邦では、開発・利用事業あるいは防災・安全事業は沿岸域に集中しており、とくに海岸や河口域にある干潟や藻場の消失が顕著である。干潟や藻場には多様な種が生息し、そこはまた水産上重要な幼・稚仔の生育の場であり、かつ自然界の水質浄化の場である。このことに留意すれば、干潟と藻場の水質浄化能力が大規模な公共下水処理場の浄化能力に匹敵すること、そして公共下水処理場を建設し、これの維持に莫大な費用を要することを考えれば、安易に干潟や藻場を潰すことは許されない。しかし、現実には消失した干潟と藻場の面積は広大なものである。干潟や藻場のこれ以上の消失を食い止め、一方では、干潟や藻場の復元あるいは造成がぜひとも必要であろう。

国土交通省中部地方整備局の「中部地区のみなと平成13年度予算概算要求の概要」によれば、1992年(平成4年)の干潟と藻場の現存面積はそれぞれ約51,000haと約201,000haであり、一方、1978年(昭和53年)以降に消滅した干潟と藻場の面積はそれぞれ2,000haと2,800haある。そして、1998年(平成10年)までに人為的に回復あるいは造成された干潟面積は約300haである。筆者の知るかぎり、藻場の復元あるいは造成に成功した例はない。

失われた干潟の再生と復元のために、あるいは開発・防災事業に伴う環境への影響を緩和するために、人工干潟造成による環境修復事業が国土交通省や水産庁関係の研究所や団体において盛んに推奨されている。国土交通省のホームページによれば、2001年(平成13年)3月末現在で、3湾26港の40箇所干潟や藻場等の保全・再生事業が計画されており、そのうちの19箇所ではすでに実施中である。残念ながら、その一部を除いてこの干潟や藻場等の保全・再生事業の成果は公表されていない。2001年(平成13年)に日本海洋学会沿岸海洋部会が開催したシンポジウム「海岸・河口域における環境修復・創造技術の現状と問題点」は、この方面の最新の情報を網羅しており、人工干潟造成をめぐる現況を知るには有益である。このシンポジウムの出席者の間でも意見が分れており、「人工干潟の造成による干潟生態系の構築は可能であり、環境修復事業は環境保全に貢献する」と考える研究者もいれば、これに反対する研究者もいる。

上記のシンポジウムの中で、細川(2002)の「人工干潟・海浜の造成の可能性」(沿岸海洋研究 39:107-115)が主張するように、(1)普通に見られる干潟生物より構成される系が人為的移植や人為的管理を経ずに自然に形成され、(2)物質循環などの機能が普通の干潟並みにあり、(3)自然の変動の中で系が変化しつつも大局的には干潟生態系が自律的に継続すること、の3点が満足されれば、人工干潟の造成が成功したと判断できるであろう。事実、そのような事例も報告されており、現実には、運輸省港湾局監修、エコポート(海域)技術WG(1998)の「港湾における干潟との共生マニュアル」(港湾空間高度化センター 港湾・海域環境研究所)にもとづいて人工干潟の整備が進んでいる。このことは、適切な場所での地形づくりがうまくできれば、干潟生態系の復元や創生は可能であることを物語っている。しかし、干潟造成に伴う問題も指摘しなければならない。ひとつは、干潟造成に使用する土砂をどこからもってくるのか、他の海域からももってくるのとすると、その土砂を消毒もなしに使用することには、汚染の拡大も含めて問題も多々ある。二つ目は、造成干潟の面積が自然干潟に比べてきわめて狭いことである。三つ目は、造成干潟を維持するために土砂を供給しつづける必要があること、あるいは逆に、泥がたまりすぎてこまる状況の出現もありうることである。

上記のような干潟の造成に積極的意義を認める考え方とは反対に、干潟造成のような環境修復事業は新しいタイプの環境破壊である、あるいは人工干潟造成による環境修復には不確定要素が多すぎると考える研究者もいる。しかし、過去の開発・防災事業等によってすでに沿岸域の環境が徹底的に破壊されているような場所では、従来型の土木工事に比べれば、環境修復事業あるいは環境創生事業は改善された方策であることは間違いない。「干潟造成は環境保全に寄与できる」と考える研究者とこれに反対する研究者の、双方の主張が対立するのは、環境修復事業が開発の免罪符になっている現況にも影響されている。

人工干潟の造成の場合と同様に、現実には、1999年(平成11年)に発刊された水産庁港湾部発行の技術資料「自然調和型漁港づくり技術マニュアルー藻場機能の付加」にもとづいて、人工藻場の造成がいくつか進行している。しかし、上記に言及した「人工干潟の造成を成功と判断する3つの基準」に照らせば、筆者の知るかぎり、藻場の造成に成功した事例は報告されていない。

4-7 自然再生推進法

最近、沿岸域の開発・利用、安全・防災、環境保全をめぐって、さまざまな社会経済情勢に変化が見られている。これらには、総人口の伸び率の鈍化、生活の多様化、社会参加への意識の変化、自然環境への意識の変化、自然環境の価値の見直し、人と海岸(海辺)の係わり方の変化、といった変化を挙げることができる。このような変化に応じて、宍道湖と中海の淡水化中止、いくつかのダム撤去やダム工事の中止など、公共事業を取り巻く環境にも変化が認められる。このような変化の背景には、財政悪化の中での事

業費の削減、単に開発や防災だけでなく自然環境も含めた公共事業の質の充実、公共事業の効率性についての不満、等々がある。もちろん、このような変化の背景には、国民の経済的な面での生活水準が著しく向上してきたにもかかわらず、これとは逆に、海岸を含めて内湾・沿岸水域の環境が悪化の一途を辿っているという現況がある。例えば、沿岸域において、自然環境や生物、地域住民への配慮を欠いた開発・利用事業や安全・防災事業の活発な展開によって、干潟や藻場の減少、砂浜の後退と減少、生物の多様な生息空間の減少、生物多様性の低下、景観の悪化、ゴミや漂着物等の氾濫、といった環境悪化が顕著になり、その結果として、あるいは逆にその原因として、とくに海辺と人とのかかわり方が単調に、また薄くなってきている。

1997年（平成9年）の河川法の改正、1998年（平成10年）の森林法と国有林野法の改正、1999年（平成11年）の海岸法の改正、2000年（平成12年）の港湾法の改正における環境保全への配慮の強調、2002年（平成14年）の「生物多様性国家戦略」の見直し（閣議決定）といった各官庁の一連の動きは、上記に言及した社会経済情勢の変化、公共事業を取り巻く環境の変化、自然環境への国民の認識の変化と連動している。このような一連の動きの延長線上に、2002年（平成14年）12月に国会において議員立法として成立し、2003年（平成15年）1月に施行された「自然再生推進法」がある。この法律は5年後に見直すことになっているが、この法律の制定の趣旨は、関係省庁（環境省、国土交通省、農林水産省）の連携の下で、自然再生を総合的に推進し、生物多様性の確保を通して自然と共生する社会の実現を図ること、地域の多様な主体の参画と相違により、地域主導のボトムアップ型の自然再生事業を進め、その基本理念、具体的手順等を明らかにすることである。ここで言われている「再生」は、「過去に損なわれた自然環境を取り戻すため、関係省庁、地方公共団体、地域住民、NPO、専門家等の地域の多様な主体が参加して、自然環境の保全、再生、創出またはその状態を維持管理すること」と定義されている。

「自然再生推進法」は、その第7条において、「自然再生基本方針」を政府が策定することを、つまり環境大臣が国土交通大臣や農林水産大臣と協議して原案を作成し、閣議決定を図ることを求めている。また、その第9条と第17条において、当該地域において自然再生事業の実施者は「自然再生協議会」を発足させ、この協議会は主務大臣および都道府県知事と自然再生専門家会議の助言を受け、「自然再生推進会議」と連携しながら、自然再生事業の「自然再生全体構想」を作成することを求められている。「自然再生協議会」は、実施者を含めて再生事業に参画する地域住民、NPO、専門家、土地所有者等と、官庁や地方公共団体等の関係機関から構成させる。一方、「自然再生推進会議」は、自然再生の総合的、効果的かつ効率的な推進を図るための連絡調整にあたり、環境省、国土交通省、農林水産省その他の関係行政機関で構成される。「自然再生基本方針」に定められる事項は、(1)自然再生の推進に関する基本的方向、(2)自然再生協議会に関する基本的事項、(3)自然再生全体構想および自然再生事業実施計画の作成に関する

基本的事項、(4)自然再生に関しておこなわれる自然環境学習の推進に関する基本的事項、(5)その他の自然再生の推進に関する事項、の5つである。現在(平成15年1月27日)、環境省は、自然再生基本方針(案)に関する説明会の開催やパブリックコメントをおこない、ひろく一般の意見を募集しているが、これらを踏まえて「自然再生基本方針」を策定する予定である。

2003年(平成15年)1月27日に環境省によって公表され、広く一般の意見を募集している「自然再生基本方針(案)」の目次を列挙すれば、次のようになっている。

- 1.自然再生の推進に関する基本的方向
 - (1)わが国の自然環境を取り巻く状況
 - (2)自然再生の方向性
 - ア 自然再生事業の対象
 - イ 地域の多様な主体の参加と連携
 - ウ 科学的な知見に基づく実施
 - エ 順応的な進め方
 - オ 自然環境学習の推進
 - カ その他自然再生の実施に必要な事項
- 2.自然再生協議会に関する基本的事項
 - (1)協議会の組織化
 - (2)協議会の運営
- 3.自然再生全体構想および自然再生事業実施計画の作成に関する基本的事項
 - (1)科学的な調査およびその評価の方法
 - (2)全体構想の内容
 - (3)実施計画の内容
 - (4)情報の公開
 - (5)全体構想および実施計画の見直し
- 4.自然再生に行なわれる自然環境学習の推進に関する基本的事項
 - (1)自然環境学習プログラムの整備
 - (2)人材の育成
 - (3)情報の共有
- 5.その他の自然再生の推進に関する重要事項
 - (1)自然再生推進会議・自然再生専門家会議
 - (2)調査研究の推進
 - (3)情報の推進と提供
 - (4)普及啓発
 - (5)広域的な連携

この「自然再生基本方針(案)」において強調すべきは、自然再生事業は3つの視点、(1)

過去の社会経済活動等により損なわれた生態系その他の自然環境を取り戻すことを目的する、(2)地域に固有の生態系その他の自然環境の再生を目指す観点から、地域の多様な主体の参加と連携を進める、(3)複雑で絶えず変化する生態系その他の自然環境を対象とすることを十分に認識し、科学的な知見に基づいて、長期的な視点で順応的に取り組むこと、を明確にしていることである。したがって、自然再生事業は、開発行為等に伴い損なわれる環境と同種のもをその近くに創出する代償措置としてではなく、過去に行われた事業や人間活動等によって損なわれた生態系その他の自然環境を取り戻すことを目的として行なわれる。

「自然再生推進法」や「自然再生基本方針（案）」の条文を検討してみると、次のようないくつかの素朴な疑問が湧いてくる。(1)対象事業を自然再生事業であると誰が認定するのか、(2)誰が自然再生事業の実施者となるのか、(3)自然再生事業の費用を誰が出すのか、(4)誰が自然再生事業全体の責任者となるのか、(5)継続中の自然再生事業の中止に伴う種々の問題をどうするのか。河川法、港湾法、海岸法等の改正とそれに伴う種々の事業の新展開、つまりは国土交通省や農林水産省主導による環境保全に配慮した開発・利用事業あるいは防災・安全事業の新たな展開を見ると、結局、この自然再生事業は政府と各地方公共団体の公共事業の対象となるであろう。また、進行中の自然再生事業の中止に関する手続きが規定されていないのも問題であろう。従来の公共事業の中止には、政治的には長野県の田中知事不信任決議、経済的には国庫補助金の返還、ゼネコンに対する賠償、地域住民への補償、財政的には投資した経費の扱い、等々に見るように、問題が山積している。しかし、自然再生事業も公共事業の対象になると考えれば、このような問題についての手続きが何らかの形で条文に規定されていることが望ましい。宍道湖と中海の干拓や淡水化事業の中止に伴う問題は、この種の問題のモデルケースであろう。

戦後の高度経済成長期とバブル経済期には、開発・利用事業と防災・安全事業は環境破壊とほぼ同義であり、これらの事業によって本邦の干潟・藻場の相当部分が消失し、東京湾の例に見るように、沿岸域の大規模な埋め立てが進行した。これによって、公害問題とこれ以降の短い年数において、本邦の海岸を含めて沿岸域の環境と景観は一気に変貌し、環境悪化が社会問題となってきた。もともと環境破壊さえなければ再生事業は必要ないのであるから、再生事業はしょせんは次善の策である。したがって、自然再生事業において地域住民、NPO、専門家に当初から参画を求めている点は評価されるが、自然環境の再生のための「自然再生推進法」と同時に、重要な干潟、藻場、湿原、沿岸域を開発から守る仕組みを整えておくべきである。そうでなければ、この法律は今後の開発の免罪符になり、従前通りの環境破壊が自然環境再生あるいは復元事業として繰り返されるのではないかと危惧される。「自然再生基本方針」の策定においては、環境省が主体となって広く一般の意見を求め、また国土交通省や農林水産省と協議するが、自然再生という名の環境破壊にならないように、これ以上の環境破壊に歯止めをかける工

夫を環境省に期待したい。

4-8 沿岸域の環境容量

先に本報告書の中の「3-1 海洋生物とその生活史」や「3-2 海洋の生産構造」のところで述べたように、砂浜等の海岸線、干潟、藻場を含む内湾・沿岸水域は高い生物生産の場であるとともに、有機物を無機物に分解する水質浄化の場でもある。海の水質浄化に係わる、いくつかの重要な用語とその定義を以下に簡略に示しておく。

COD（化学的酸素要求量）：排水中の有機物量の指標である。水中または底泥中の被酸化性物質を過マンガン酸カリウムで化学的に酸化した場合に分解される酸化物量を酸素量の mg/L や ppm で表したものの。COD は海域の有機物量の指標としては必ずしも好適ではないが、従来から多用されている。生活環境の保全に関する環境基準で、海域は海水中の COD で A: 2 mg/L 以下、B: 3 mg/L 以下、C: 8 mg/L 以下の 3 類型に分類されている。

BOD（生物化学的酸素要求量）：COD と同じく、排水中の有機物量の指標である。通常、温度 20°C で 5 日間、水中または底泥中の被酸化性物質が好気性微生物の作用によって生物化学的に酸化分解されるときに消費される酸素量を mg/L や ppm で表したものである。現在、湖沼や海域の国の環境基準でも適用されていない。

脱窒作用：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、アンモニアや硝酸等の窒素化合物が一酸化窒素や窒素ガスにまで還元されることを指す。沿岸水域の水質浄化と窒素循環において、脱窒作用は非常に重要な位置を占める。見かけ上好気的な環境において脱窒が生じていることが観測されるが、これは微視的な環境が嫌気的となっているためである。富栄養化と関連して脱窒が注目されているのは、この過程によって過剰に環境中に負荷された窒素成分が除去されるからである。

硝化作用：動物、植物、微生物の死骸（有機物）は、微生物によって分解され、タンパク質の窒素はアミノ酸を経てアンモニアにまで分解される。海水に溶け出したアンモニアは、再び植物に吸収されたり、細菌の働きで亜硝酸や硝酸にまで酸化される。細菌によるこの一連の作用を硝化作用と呼ぶ。無機態の窒素化合物として海水中に比較的多く見られるのは、硝酸態窒素、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素であり、植物プランクトンはこのような栄養塩類を吸収して、光合成活動を通して有機物生産をおこなう。

富栄養化：この用語はもともとは陸水学の用語である。深く水が澄み、生物生産の低い湖を貧栄養湖、浅く水が濁り、生物生産の高い湖を富栄養湖と呼んでいる。貧栄養湖が天然の堆積作用によって長い年月の間に次第に浅くなり、富栄養湖に変わっていくのが、本来の富栄養化の意味である。現在、環境問題として注目されている富栄養化現象は、人間活動に起因することから考えて、むしろ人為的富栄養化現象と呼ぶべきであろう。ここで問題となっている富栄養化は、単に排水による資質汚濁ではなく、排水として窒素や磷が多量に流れ込むために生じた植物プランクトンの異常増殖に起因する現象であ

る。富栄養化の進行に伴って、赤潮、貧酸素域、青潮等が発生し、ベントスやときには浮魚の大量斃死が生じる。富栄養化の詳しい発生機構は、本報告書の「8-4 伊勢湾の富栄養化」において明らかにされている。

赤潮：富栄養化が進行すると、鞭毛藻や珪藻などが異常増殖をして海の色が変色する状態を指す。通常、海色は醤油色に変色し、毒素を生産するいくつかの種も知られている。しかし、夜光虫の赤潮はきれいなトマトジュース色になるが、他の赤潮に比べれば、他の生物への被害は少ない。

貧酸素域：富栄養化が進行した沿岸水域においては、毎年のように暖期には、海底およびその直上水中において貧酸素水塊が発生する。その詳しい発生機構は、本報告書の「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」において明らかにされている。

青潮：海底およびその直上水中で発達した貧酸素水塊が、風その他の要因によって表層に運び込まれると、貧酸素とそれに付随する硫化水素等のために水中の粒子状有機物（この場合は主にプランクトン）が死滅し、遠くからはその水は澄んでみえるので、青潮と呼ばれている。

水質浄化：下水道処理施設を例にとるとわかりやすい。一次下水処理はゴミや大型の粒子の除去を、二次下水処理は標準活性汚泥法による有機物の無機化と一部の無機態の窒素や燐の除去を、三次（高度）下水処理は二次処理では困難な規模の無機態の窒素や燐の除去を指す。また、上記に言及した硝化作用は第二次下水処理に、脱窒作用は三次下水処理に相当する働きをしている。干潟や藻場は、水質浄化としては、三次下水処理に相当する働きをしている。

ヘドロ：河川、湖沼、内湾域の堆積物のなかで、粒子が微細で水分や有機物の含有量の多いものを指す。語源は明確ではないが、軟らかく黒い底泥に対して使用されていたものが、公害問題の発生とともに、汚濁物質が堆積して生じた泥をヘドロと呼ぶようになった。ヘドロの用語は人によってさまざまに異なった意味で使用されることが多く、例えば比較的固い堆積物の直上の水分含有量 90%以上の浮泥を指すこともあり、この用語の使用には注意を要する。

もちろん、沿岸水域の環境容量は当該の水域の水質浄化能力によって規定されている。環境容量は「汚染物質が環境中に放出されても、自然浄化力により悪影響がでないような環境の収容力」と定義できる。自然浄化力に関与する物理・化学・生物過程は複雑であり、かつ相互に関連しあっているため、排水中の窒素、燐、有害化学物質など汚染物質ごとに、漁業や観光など業種ごとに、あるいは海面養殖場、閉鎖的内湾、サンゴ礁、藻場・干潟など区域・海域ごとに、環境容量を定めるべきである。しかし、世界各国において環境容量概念にもとづく沿岸海域の環境管理が目指されているが、その実現は容易ではない。

環境容量の解明とそれにもとづく環境管理が容易ではないのは、環境容量は時空間的

に変動し、環境容量推定のための有力な道具である数値生態系モデルに未だ標準的なモデルがなく、環境容量概念が自然科学と人文社会学の双方にまたがる概念であり、この概念にもとづく沿岸海域の環境管理には、政府・公共自治体の行政・政策担当者、業界の代表者、自然科学・人文社会学の専門家、地域住民も参加した合意形成が必要である、といった数々の困難があるためである。いずれにしろ、これらの難問に対処し、これを解決していかなければ、沿岸海域に未来はないであろう。現在、国連開発計画と国際海事機構が組織したPEMSEA (Partnerships in Environmental Management for the Sea of East Asia: <http://www.pemsea.org>) に参集した専門家が、沿岸海域の環境容量の定義、推定法とその応用例等をめぐって検討中である。

5. 下水道とその関連施設

5-1 下水道施設

排水処理には、一次下水処理、通常の二次下水処理、さらには高度処理とされる三次下水処理まである。一次下水処理は沈殿槽に排水を導いて排水中の大型ゴミあるいは大型懸濁物を除去する単純なものであり、一方、通常の二次下水処理ではこの一次下水処理に加えて、微生物の集団である活性汚泥曹に排水を導き、排水中の懸濁態と溶存態の有機物を無機物に分解して、排水中から有機物を除去する。標準的活性汚泥法である二次処理は排水中の有機物量を、したがってCODやBODを著しく低下させるが、排水中に溶存している無機態の窒素や燐を十分には除去できない。二次処理における処理水質目標はBOD 20ppm, SS (懸濁物質) 30ppm程度とされている。三次処理はこの水質目標値以上の処理をおこなうことを意味していたが、従来の処理では除去対象にしていなかった窒素や燐等の除去は、必ずしも一次、二次、三次のプロセス形態をとるものではないので、三次処理に代えて高度処理という用語を用いている。高度処理の技術は、処理の目的により、(1)有機物の除去を主目的にしたもの、(2)栄養塩類の除去を主目的にしたもの、(3)処理水の再利用のために無機塩類の除去を主目的にしたもの、に分けられる。後に言及するが、水域の富栄養化の進行を防止するための下水処理技術の発展が問題となっている。したがって、建設省都市下水道部(1994)の「日本の下水道」によれば、高度処理である三次下水処理の長所は、二次下水処理では十分に除去できない無機態の窒素と燐の除去率を上げることであり、その目的は処理排水を放流する水域の水質環境基準の達成維持、閉鎖的水域の富栄養化の防止、処理排水の再利用、放流水域の水利対応等である。

屎尿、生活系排水、工場廃水、農業集落排水などは、さまざまな下水処理技術によって処理されているが、大きく分けて下水道と浄化槽に分類されている。下水道はさらに、公共下水道、流域下水道、都市下水路に分けられる。三重県土木部(1998)の「みえの下水道」によれば、生活排水処理対策はさまざまであり、各地域の特性に応じた生活排水対策として、排水処理方法は次のように分類されている。

公共下水道（広義）

(1)公共下水道（狭義）

主として市街地における下水を排除し、または処理するために地方公共団体が管理する下水道で、終末処理施設を有するもの（単独公共下水道）または流域下水道に接続するもの（流域関連公共下水道）であり、かつ汚水を排除する排水施設の相当部分が地下にある。処理方法は多くの場合、活性汚泥法が採用されている。

(2)特定環境保全公共下水道

非市街化区域内において、生活環境の改善や環境保全のために特に緊急に整備する必要があるものについて行う公共下水道である。

(3)特定公共下水道

公共下水道のうち、特定の事業者の事業活動に主として利用されるもの。

流域下水道

市町村が管理する下水道（流域関連公共下水道）により排除される下水を受けて、これを排除し処理するために、県が建設・管理する下水道で2以上の市町村の区域における下水を排除し、かつ終末処理場を有するもの。

都市下水路

主として市街地の雨水を排除して浸水を防除するために、地方公共団体が管理する下水道（公共下水道を除く）で、処理施設をもたないものを指し、その規模が制令で定める規模以上のもの。

その他の汚水処理施設

(1)農業集落排水事業

農業振興地域内等の農業集落における生活環境を改善するために実施する排水処理施設で、概ね1,000人程度以下の規模を対象とする。農林水産省の管轄になっている。

(2)漁業集落排水事業

漁業法第5条に基づく指定漁港の背後の漁業集落における生活環境を改善するために実施する排水処理施設で、概ね100人以上5,000以下の規模を対象とする。農林水産省の管轄になっている。

(3)林業集落排水事業

林業振興地または森林整備市町村における生活環境を改善するために実施する排水処理施設で、概ね20戸以上の規模を対象とする。農林水産省の管轄になっている。

(4)コミュニティ・プラント（地域尿尿処理施設）

生活の場から尿尿を衛生的に迅速かつ容易に排除することにより、公衆衛生の向上及び生活環境の保全を図ることを目的とし、地方公共団体等が行う事業であり、計画処理人口が101人以上3万人未満の推薦便所の尿尿と生活排水を併せて処理する施設の整備事業である。厚生労働省の管轄になっている。

(5)合併処理浄化槽

個々の家庭毎に整備する事業と市町村が整備する事業があり、尿尿と雑排水を合わせて処理する廃水処理施設である。厚生労働省の管轄になっている。法律「浄化法」によって、排水の水質検査が義務づけられている。

(6)特定地域生活排水処理事業

水道水源の水質保全のために、生活排水対策の緊急性が高い地域において、市町村が設置主体として個別合併処理浄化槽の面的整備をおこなう。厚生労働省の管轄になっている。

(7)小規模集合排水処理施設整備事業

市町村が污水等を集散的に処理する施設であって、農業集落排水施設に係わる補助制度の対象にならない小規模なもの整備の促進を図る。住宅戸数10戸以上20戸未満の農業集落が対象である。総務省の管轄になっている。

(8)個別排水処理施設整備事業

農業集落排水施設等により污水等を集散的に処理することが適当でない地域について、生活雑排水等の処理の促進を図る。住宅戸数10戸以上20戸未満の農業集落が対象である。総務省の管轄になっている。

上記の中の「その他の污水処理施設」に挙げられている施設は、農林水産省、厚生労働省、総務省の管轄に分けられる。水域への汚濁負荷として、化学肥料等の農地に由来する負荷や家畜排泄物等の畜産系排水からの負荷は大きな問題となっているが、その一部の原因は上記の農林水産省管轄の排水処理施設の管理が杜撰なことである。農地からの負荷削減の有効な対策は、上記の排水処理施設の普及と運用は必須の要件であるが、1999年（平成11年）に成立した法律「施肥技術の開発・改善、普及、持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律」の活用を通じて可能であろう。一方、畜産系排水からの負荷削減の有効な対策は、同じく1999年（平成11年）に成立した法律「畜産経営に起因する環境汚染防止対策指導要領」等の活用を通じて可能である。また、場所によっては、淡水または海水の養殖・飼育に由来する汚濁負荷も無視できないほど環境への影響は大きい。上記の農地や畜産に由来する排水ほどには政策的な対応が取れていない。

建設省その後の国土交通省が進めている流域下水道には、経済効率の面からだけでなく、環境保全の面からも、多くの批判がよせられている。その問題点を石井・山田(1990)の「下水道革命」(藤原書店)に従ってまとめれば、次のようになるであろう。(1)流域下水道は大量の排水を流す幹線管が必要なために、建設費が高つく、(2)流域下水道の幹線管延長距離が長くなるので、すべての幹線管が完成するまで数十年かかる、(3)排水が地下の下水管に入り、近くの河川を流れないために、河川が干上がってしまう、(4)終末処理場の汚染排水を集中的に放流するために、下流域へ大きな影響を与える、(5)種々の工場廃水や家庭排水の混合水を処理するために、処理効率が悪い、(6)流域下水道計画は数十年単位の長期計画であるために、途中で問題が出てきても修正しにくく、柔軟な処理システムの採用を妨げている、等の問題点である。もちろん、流域下水道には考慮すべき利点も多くあるが、現状で判断するかぎり、上記のような問題点のほうが強調されるべきであろう。

下水道施設の建設・維持を費用対効果の観点から見れば、流域下水道のような大規模な下水処理施設を建設するよりも、二次処理に限って言えば、合併浄化槽等の小規模の下水処理施設を設置する方が望ましいと考えられる。しかし、各地域において合併浄化槽の維持管理を適正におこなうことは必ずしも容易ではないし、現在の水域の汚濁問題は排水の高度処理を要求しているため、この要求に合併浄化槽で対応するのは困難であろう。

5-2 下水道整備の現状と課題

国土交通省と(社)日本下水道協会が共同で設置している「下水道政策研究委員会」では、「今後、国民から期待される下水道の役割とは何か。また、その役割を実現するための整備・管理はどのようにおこなわれることが適切か」について、2002年(平成14年)3月に「下水道政策研究委員会中間報告」(<http://www.alpha-web.ne.jp/jswa/news/seisaku.html>)を公表している。この報告書に準拠して、日本における下水道事業の現状と課題をまとめると次のようになる。

日本における近代的水道は、雨水による浸水問題や停滞した汚水による伝染病の発生を防ぐことを目的として明治初期に始まっており、1900年(明治33年)には「土地の清潔を保持する」ことを目的とした下水道法が制定されている。1958年(昭和33年)には新下水道法が制定され、「都市環境の改善を図り、都市の健全な発達と公衆衛生の向上に寄与する」ことを目的として合流式下水道を中心とした都市内の浸水防除と、都市における汚水の排除による生活環境の改善を柱とした下水道の整備が本格化した。さらに、その後の高度経済成長による公害問題の深刻化の中で1970年(昭和45年)に下水道法の改正がおこなわれ、新たに「公共用水域の水質保全に資する」という項目が加えられ、「流域別下水道整備総合計画及び流域下水道に関する規定」が新設され、おおむね現在の下水道の整備目的が確立された。その実施のために、1963年(昭和38年)から現在まで8次にわたる下水道整備五(七)箇年計画に基づき計画的な整備が促進されてきた。種々のアンケート調査の結果を参照すれば、下水道等の生活排水処理施設の建設は、道路等の整備や福祉施設の整備とならんで、地域住民の要望が高い。

現在は、1996年(平成8年)度を初年度とする第8次下水道整備七箇年計画に基づき、1998年(平成10年)度実績では全国市町村の約67%で下水道事業が実施され、処理人口普及率(下水道普及率)は58%、雨水対策整備率は49%、高度処理人口は800万人、年間処理水量は生活用水量の75%に相当する124億トンとなっている。報告書「OECD Environmental Data Compendium 1997」によれば、先進各国の下水道普及率と高度下水道普及率は、スウェーデンが94%と85%、フィンランドが77%と77%、ドイツが92%と48%、カナダが91%と33%、アメリカが71%と30%、イギリスが97%と14%であり、これに対して日本は、56%と5%である。諸外国の先進国と比較した場合にとくに目につくのは、本邦では下水の高度処理の普及が著しく遅れていることである。また、上記に述べた日本の現在の下水道整備の現状は、いくつかの深刻な問題を抱えている。

処理人口普及率(下水道普及率)は人口100万人以上の大都市の98%に対して、5万人未満の中小市町村では未だ22%にとどまっており、地域格差が顕在化している。処理人口普及率(下水道普及率)はなぜ伸びず、地域格差が広がっているのだろうか。ひとつの要因は、人口密度の低い地方にまで、過大な需要予測による過大な計画にもと

づく巨大な一元化システムである流域下水道計画を押しつけ、工場廃水、生活系排水、雨水までを組み込んだ処理を実施しようとしている点にある。また、多くの水域で下水道整備が進んだために着実に水質改善が図られているが、閉鎖的水域や大都市など下水道の普及が100%近くになっている地域においても未だ十分な水質が確保されていないところがあり、この原因として富栄養化物質である窒素と磷が十分に除去されていないこと（つまり、高度下水処理が普及していないこと）、雨水時における合流式下水道からの未処理汚水の放流や路面等市街地に堆積した汚濁物質の流出などが挙げられている。遅くなったが、ここで下水道普及率と生活排水処理率の定義を明確にしておこう。前者は総対象処理人口に対する下水道処理区域内人口の割合であり、後者は総対象処理人口に対する種々の排水処理施設で排水が処理される人口の割合である。

我が国の下水道施設・政策の現状と課題を整理すれば、ほぼ次の5つにまとめられるであろう。すなわち、下水道整備が進んでも閉鎖性水域などの水質改善が進まない、下水処理人口普及率（下水道普及率）の地域格差が大きい、水系における化学物質に対するリスク管理が不十分である、土地利用の変化に伴う流失量増大による都市型水害が多発している、社会情勢の変化に伴う地方分権が不十分である、の5つである。これらの「現在の下水道の現状と課題」を踏まえて、2002年に公表された「下水道政策研究委員会中間報告書」は、今後の下水道の果たすべき役割を8つの機能としてまとめている。

(1) 「衛生的で快適な生活を早期に実現する」

それを実現するための施策としては、小規模下水道の効率的整備と維持管理の推進、流域下水道を含む共同下水道施設の整備、他の汚水処理施設との連携による汚水の衛生的処理の早期普及とその徹底化、を図らなければならない。

(2) 「安全・安心を確保する」

それを実現するための施策としては、都市全体での総合的な内水対策計画の策定、都市雨水対策に関する施設・政策の体系化、浸水情報提供の充実、を図らなければならない。

(3) 「町のうるおいと活力を向上する」

それを実現するための施策としては、水辺の整備と共通目標の設定、処理場等の空間の活用、を図らなければならない。

(4) 「健全な水循環を構築する」

それを実現するための施策としては、水循環系をつなぐために、流域毎に水循環系に係わる下水道整備の基本方針の策定、汚水の高度処理施設の普及、雨水の流失に伴う路面等市街地からの汚濁負荷の処理施設の整備、を図らなければならない。

(5) 「安定した水資源を確保する」

それを実現するための施策としては、処理排水の利用とその普及を図らなければならない。

(6) 「水系リスクを管理、低減する」

それを実現するための施策としては、公共用水域の番人として機能するために、様々な化学物質の監視、有害化学物質を除去する高度処理技術の開発、を図らなければならない。

(7)「生態系を保全する」

それを実現するための施策としては、まとまりのある生態系としての流域全体の保全の観点から下水道システムを見直し、環境教育の推進を図らなければならない。

(8)「循環を基調とし、都市の環境負荷を削減する」

それを実現するための施策としては、下水道資源の活用とそのための施設の整備、を図らなければならない。

ここに列挙された、今後の下水道が果たすべき8つの機能は、当然、上記に言及した「現在の下水道の現状とその課題」を解決するものとして挙げられている。したがって、流域における水管理、物質循環と下水道システム、効率的な下水道の管理維持等が今後の課題となるであろう。ただし、ここで留意したいのは、意外と言及されることは少ないが、下水処理場排水の殺菌と下水汚泥の処理である。下水処理水の殺菌は上記の(1),(4),(6),(7)に関係しているが、現在、排水の殺菌はおもに塩素処理によっておこなわれている。これは排水が流入する沿岸水域の生物の生存に、ひいては生態系に悪影響を及ぼすので、紫外線処理等の他の殺菌処理に変更することが望ましい。

下水処理場から廃棄される汚泥は、一般に脱水汚泥（脱水ケーキ）、焼却灰、乾燥汚泥、消化・濃縮汚泥の形であるが、これらは、陸上埋立、海面埋立、有効利用、その他の方法によって処分される。下水道実務研修研究会(1999)の「下水道実務 上・下」（山海堂）によれば、本邦で下水処理場から排出される汚泥の処分状況は、1996年（平成8年）4月 1997年（平成9年）3月の1年間のデータでは、次のように整理される。単位は1,000 m³である。

	陸上埋立	海面埋立	有効利用	その他	計(%)
脱水ケーキ	776	247	527	60	1,610(68)
焼却灰	102	146	101	12	361(15)
乾燥汚泥	14	0	165	10	189(8)
消化・濃縮汚泥	0	0	0	214	214(9)
計	892	393	793	296	2,374
(%)	(38)	(17)	(33)	(12)	(100)

その処分のほとんどは埋立であり、ここでとくに問題なのは海面埋立である。名古屋市のごみ処分場として藤前干潟の埋立が社会問題となったが、貴重な沿岸域が汚泥処分場としてなお埋立の対象となっている現実がある。

国土庁発刊の「日本の水資源」によれば、排水再利用システムは環境・修景用水、農

業用水、工業用水、都市内雑水の4つに分類されている。1995年度（平成7年）実績では、日本全国で年間約107億m³の下水が処理され、このうち約1億2000万m³の下水処理水が再利用されている。この再生水は、環境・修景用水、農業用水、工業用水、都市内雑水等として利用されている。近代的な排水の再生と再利用は1960年（昭和42年）代に始まり、排水の再生および浄化の技術の最近の進歩は著しく、ますます高度化している。しかし、これらの再利用排水が持続可能な水資源のひとつとなるためには、当然、先に言及した将来の下水道の機能とも密接に関係しているが、微量汚染物質や病原菌の健康リスク、排水処理および浄化技術の進歩、コスト効果の高い処理システムや消毒技術の開発、といった難問を解決しなければならない。いずれにしろ、排水の再生と再利用が進んでいるアメリカ合衆国の事例を見るまでもなく、排水の再生および再利用は将来の統合的な水資源管理の重要な選択肢のひとつであろう。

5-3 尿尿の海洋投棄

厚生省によれば、総人口の約77%の尿尿は水洗化されており、その半分以上は下水道を経て終末処理場で処理されている。残りは浄化槽で処理した後に汚泥を回収し、尿尿処理場で焼却されている。水洗化されていない世帯から汲み取った分も、浄化槽の汚泥と同じように大半が尿尿処理場などに運ばれている。しかし、厚生省のまとめによれば、1996年（平成8年）度実績で、汲み取り分と浄化槽から出る汚泥の6.3%、年間で約212万キロリットルが、陸上処理ではなく船で沖合い域に運ばれ、そこで投棄されている。海洋投棄をしている地方自治体は福岡県、三重県、千葉県などが中心であるが、これらの自治体の沿岸市町村は人口が少なく、財政的にも下水道整備を普及させることが難しい地域であり、やむなく海洋投棄に走っているのが実情である。

廃棄物の海洋投棄を規制した1996年（平成8年）のロンドン条約議定書では、尿尿は規制の対象になっていない。しかし、汚染物質の絶え間ない流入によって海洋環境が劣化していること、汚染物質の大部分は陸上に由来することは、すでに広く認識されていることである。このような国際的な動向の下で、厚生省は第八次廃棄物処理施設整備計画において、市町村の下水道整備事業に補助金を交付し、尿尿による海洋汚染の規制・防止を図り、2002年（平成14年）度末までに海洋投棄をやめ陸上処理に切り替えるように求めている。しかし、尿尿の陸上処理場の建設が種々の事情で進まないために、実際はこの目標年度を達成するにはほど遠く、依然として尿尿の海洋投棄が続いている。

海洋の生産構造に疎く、海洋と陸上の生産構造を同一視している一部の環境工学の研究者は、尿尿の海洋投棄に積極的な価値を見出している。外洋の海洋表層はつねに貧栄養的であり、そこでの生物生産は栄養塩類によって規制されていることから、「尿尿の散布は海洋牧場への栄養供給であり、海洋の生物生産を増加させる」と主張している。1999年（平成11年）の朝日新聞朝刊の「論壇」に投稿されたこの主張は、一見もっともらしい考えであるが、すでに本報告書の「3-1 海洋生物とその生活史」と「3-2 海洋の

生産構造」において詳しく述べたように、投棄された尿尿は表層の有光層の植物プランクトンによって利用される前に、有機物分解と栄養塩再生の場である深層に沈むであろう。これは、深層の環境を劣化し、未知の物質も含めて、尿尿に含まれているであろう汚染物質による汚染をますます拡大させることにつながる。

6. 内湾・沿岸域の環境問題－何が問題なのか－

6-1 汚染とはなにか

有害化学物質もしく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等の有機スズ化合物、DDTやPCB等の有機塩素化合物のような人工合成化合物である。つまり、自然界にはもともと存在していなかった物質であり、放射性核種、プラスチック廃棄物、環境ホルモン、農薬（除草剤、殺虫剤）、地盤強化剤も、これに入る。他は、自然界にもともと存在していたが、人間の種々の活動によって自然界での量やその循環が著しく影響を受け、環境にさまざまな歪みを生じさせている物質である。つまり、重油汚染、重金属汚染、水質汚濁がこれに入り、富栄養化の元凶となっている窒素や燐、重金属を含む産業廃棄物の多くがこれに当てはまる。以上のことを整理すれば、次のようにまとめることができる。

(1)もともと自然界にあった物質（自然界での分布や循環への人類による異常な関与）

- 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)もともと自然界になかった物質

- a.有機塩素系合成化学物質、内分泌攪乱物質等
- b.放射性各種
- c.プラスチック廃棄物
- d.農薬、除草剤、殺虫剤、合成肥料、地盤強固剤等

富栄養化は単に排水による水質汚濁ではなく、排水として窒素や燐が沿岸水域に多量に流れ込む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。河川や沿岸水域に流れ込む排水には、産業系排水、生活系排水、農畜産系排水等があり、これらの排水による水質汚濁は、経済の高度成長によって増加した。水質汚濁は水中の粒子状有機物（懸濁物）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。言うまでもなく、その水質汚濁の主な原因は富栄養化である。

水質汚濁の原因をほぼ6つに分けることができる。ひとつは、未処理の生活系・産業系排水であり、パルプ工場からの廃水のように、多量に有機物を含む排水が河川や沿岸水域に流入し、水中の有機物が増え水質が悪化する場合である。二つ目は、公共下水道で処理された生活系・産業系排水であり、排水中に含まれている無機態の窒素や燐が

多量に河川や沿岸水域に流入し、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え水質が悪化する場合である。三つ目は埋立や干拓によるものであり、四つ目は干潟と藻場の消失によるものであり、五つ目は流域における砂防、防災、護岸等の事業によるものであり、六つ目は降雨を通じての排気ガス由来の窒素などの添加によるものであり、いずれにしても、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して、しばしば貧酸素域が発達する。

沿岸水域の富栄養化の進行はなぜ止まらないのであろうか。それは、赤潮や植物プランクトンの異常増殖の原因となっている窒素やリンなどの栄養塩類が、大量に沿岸水域に流入しているからである。では、なぜ、赤潮や植物プランクトンの異常増殖が水質汚濁の原因になるのであろうか。むしろ、水中の粒子状有機物が増え、無機物への分解に際して大量の溶存酸素が消費され、かつ未分解の有機物が川底や海底に沈積するからである。上記に述べたように、結果として、暖期に海底とその直上水中の溶存酸素が欠乏し、広範囲の貧酸素域が形成されるが、これは必然的に硫化水素の発生を常に伴う。したがって、ベントス（海底生物）にとってはいずれも致命的な一撃となり、ベントスの大量斃死が生じ、これらの死骸が海面に浮くか、海岸に流れ着くことによってはじめて人々の目にとまる。では、なぜ、このような状況が生じるのであろうか。植物プランクトンの異常増殖によって生産された粒子状有機物が動物プランクトンによって効率よく摂餌され、これらの動物プランクトンがさらに上位の生物群によって摂餌され、魚などの生産に寄与し、粒子状有機物として海底に沈積しなければ、何の問題もないのである。だが、実際には、そうはなっていないところに問題がある。

東京湾や大阪湾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家庭からの生活系排水である。しかし、今日の状況を見れば、いまや生活系排水の負荷量が産業系排水のそれを上回っている（図 1-6-10、図 1-6-18、図 1-6-25）。とくに食器洗い等の台所排水や家庭用合成洗剤等の洗濯排水には、窒素やリンが多量に含まれているので、いっそう厄介である。三重県の場合には、公共下水道整備率が 10%前後と極めて低く（平成 9 年度現在）、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、下水処理場の整備が進み、汚濁水を処理した水が伊勢湾などの沿岸水域に排出されている。図 1-6-10、図 1-6-18、図 1-6-25 は伊勢湾に関係した水質総量規制と、その経過を示したものである。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)であり、その中で三重県の排出分は 1 日あたり 45 トン(COD)である。つまり、伊勢湾への負荷量の大部分は愛知県からのものである。不幸中の幸いというべきか、名古屋市を除けば、伊勢湾地域に大都会や大工業都市が少ないので、伊勢湾の富栄養化や水質汚濁はこの程度で済んでいる。

6-2 水質浄化とはなにか

沿岸水域の環境悪化もしくは水質汚濁に関するキーワードとしては、富栄養化、赤潮（植物プランクトンの異常増殖）、青潮、貧酸素域、ベントスの大量斃死に加えて、COD や BOD、干潟と藻場の消失、埋立や干拓等の開発・防災事業などがあげられる。COD は排水中の有機物量の指標であり、水中または泥底中の被酸化性物質を化学的に酸化した場合に分解される酸化物量を酸素量の mg/L や ppm で表したものである。一方、COD と同じく、排水中の有機物量の指標である BOD は、水中または泥底中の被酸化性物質が好気性微生物の作用によって生物化学的に酸化分解されるときに消費される酸素量を mg/L や ppm で表したものである。したがって、COD と BOD が指標しているものとともに排水中の有機物量であるとしても、その意味するところは本質的に異なっているので、両者は必ずしも同じ変動傾向を示さない。

水質浄化という用語はさまざまな意味で使われているが、一般には水中からの有機物や無機態の窒素や磷の除去を意味している。大規模な流域下水処理場を含めて公共下水処理場による水質浄化には、一次下水処理から三次下水処理までである。通常は、汚れた排水は周辺地域から下水処理場に集められ、先ず最初に沈殿池に導かれ、そこでゴミや大型粒子が取り除かれ（一次下水処理）、次に排水は微生物の集団となっている活性汚泥槽に導かれ、そこで好気分解によって有機物が無機物に分解された後に（二次下水処理）、もちろん一部の無機態の窒素や磷も除去されてはいるが、処理水は沿岸水域に排出される。つまり、先に言及した COD と BOD はいずれも水中の有機物量の指標なので、排水を二次下水処理することによって、その数値は減少する。しかし、無機態の窒素や磷を使って植物プランクトンが増殖するので、たとえ処理済みの排水であったとしても、これでは沿岸水域の富栄養化の進行を止めることはできない。三次下水処理は無機態の窒素や磷の排水からの除去を指すが、その建設と維持の費用が高つくために、我が国では三次下水処理をおこなっている公共下水処理場の数は少ない。

干潟は自然界における水質浄化の場であり、三次下水処理に相当する働きをしていると言われているが、それはなぜであろうか。干潟はその地形的特徴をもとに河口干潟や前浜干潟などさまざまに呼ばれ、またその底質をもとに砂干潟あるいは泥干潟などとも呼ばれているが、いずれにしろ、陸と海の境界に位置し、一日のある時間帯には必ず空气中に干出（露出）する場所（潮間帯）である。したがって、干潟は海の生物の環境としては非常に酷い場所であるが、このような環境に耐性を獲得した生物にとっては、外敵が少ないので繁栄しやすい場所でもある。干潟の代表的な生物、例えば水中の懸濁物を濾過するアサリ等の二枚貝、干潟の底土中の有機物を摂取するゴカイ等の多毛類やチゴガニやコメツキガニ等のカニ類は、いずれもそのような生物である。潮汐の干満に応じて干潟上を海水が動くが、干潟の底土中の粒子間隙にも潮汐の干満に応じた海水の動きがある。干潟の底土を構成している粒子表面に付着している微生物群によって、潮

汐の干満に応じて動く間隙水中の有機物が分解される。また、冠水時に干潟表面の直上水中の懸濁物が、二枚貝によって濾過される。これらはいずれも、水質浄化の二次下水処理に相当する働きをしている。しかし、干潟ではさらに、有機物の分解によって再生された無機態の窒素や燐を使った付着珪藻などの第一次生物生産によって、再び粒子状有機物の生産がおこなわれ、これらの有機物は干潟の食物連鎖に乗って更に上位の生物群の生物生産へとつながっているため、結局、干潟は水質浄化の三次処理に相当する働きをしている。藻場や砂浜についても、ほぼ同様のことが当てはまる。

したがって、沿岸水域において開発・防災事業の一環としておこなわれている埋立や干拓は、必然的に干潟と藻場の消失を伴い、これは当該水域の水質浄化能力の低下をもたらす、ひいては富栄養化と水質汚濁を促進していることになる。ところが、干潟や藻場の重要性がやっと認識されはじめたこの段階で、すでに伊勢湾の海岸の多くが人工・半人工海岸に変わり、自然海岸は全体の約 20%しか残っていない。高度成長期以降に、さまざまな生物の養育場である藻場や、水質浄化の場である干潟は伊勢湾から次々と姿を消し、伊勢湾の水質汚濁は一向に解消する兆しをみせない。

6-3 富栄養化と貧酸素域発生の機構

「3-2 海洋の生産構造」と「6-1 汚染とはなにか」において詳しく言及したが、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水域において、植物プランクトンの第一次生物生産が沖合い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ところでは、夏の貧酸素域では窒素や燐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。したがって、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、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、海水の濁りの程度を見るために使われている透明度のデータが、これの代わりに使える。大まかに言って、透明度の2倍が補償深度に相当する。透明度を測定する作業は手間がかかるので、伊勢湾や三河湾でも、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（図 1-1-1）と1950年代以降の透明度の変遷（図 1-6-19）を参照すれば、伊勢湾の場合は、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、表層から海底まで全水柱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第一次生物生産が大きいことは、あえて言えば、赤潮が発生することは、それほど悪いことではない。伊勢湾に持ち込まれる汚濁負荷は、その大部分が有機物あるいは無機物としての窒素や燐である。有機物は下水処理場で、あるいは伊勢湾の海水中や海底上において、細菌などの分解生物によって無機物に変えられる。植物プランクトンは光合成活動を通して、無機物としての窒素や燐を自身の有機物に変えているのであるから、植物プランクトンによって生産された莫大な有機物が、これを餌とする動物プランクトンの生産に、さらに、動物プランクトンを餌とする魚類の生産や漁業活動を通して漁獲量の増大に結びつけば、いいことづくめで、何も問題はないのである。富栄養化が伊勢湾で現実に深刻な問題となっているのは、いま述べたような諸過程が欠落しているからである。

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、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。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、貧酸素域の発達、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。

このような第一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、貧酸素域は発達するが、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一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、貧酸素域が発達する。

東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海等を含めて、我が国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などの添加

(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、貧酸素域の発達は、底泥から海水中への栄養塩類の溶出をもたらす。一方、半閉鎖水域の富栄養化の進行を妨げる過程としては、半閉鎖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等の汚濁負荷の削減、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、半閉鎖水域での過剰な、あるいは異常に大きな第一次生物生産を妨げるような過程を増やすことである。

このような富栄養化の進行と貧酸素域の発達の機構は、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、貧酸素域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域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域の発達に関与しているかを科学的に把握できる。この問題は、具体的に「8-4 伊勢湾の富栄養化」、「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」において検討したい。

6-4 COD（化学的酸素要求量）の総量規制から窒素・燐の総量規制へ

1970年代（昭和45年）の高度経済成長期以降、我が国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。

- (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

上記の(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。

排水中の有機物量の指標である COD は、水域の水質環境基準の項目のひとつである。東京湾、伊勢湾や大阪湾などの半閉鎖的な水域では、流域に大都市が存在し産業活動が盛んなために、COD の基準の達成率(目標達成率)は約 60-80%であり、十分な成果をあげていない。これは富栄養化によるものであり、無機物として負荷された排水中の栄養塩類が水域での植物プランクトンの光合成による生産を促進し、粒子状有機物を増加させるために、海水中の COD が高くなるからである。

本邦の4大海湾である東京湾、伊勢湾、大阪湾、有明海は、東京湾を別にすれば、いずれもほぼ同じ面積と平均水深をもつ。東京湾において流域人口が他に比べて圧倒的に大きいにもかかわらず、排水中の有機物量の指標である COD 負荷量は伊勢湾や大阪湾より小さい。しかし、湾内水の全窒素濃度や全燐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処理が伊勢湾や大阪湾よりも効果的におこなわれているものの、三次下水処理が普及していないことの反映であろう。有明海の特徴は、他の3大湾に比べて、流域面積、流域人口、COD 負荷量が著しく小さく、一方において、干潟面積が圧倒的に大きいことである。有明海の COD 負荷量が他の湾に比べて著しく小さいにもかかわらず、海水中の全窒素濃度や全燐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。有明海への窒素や燐の流入は 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、他の汚染源の関与、例えば水田や田畑の化学肥料等の関与が疑われる。

「富栄養化の進行によって水域での植物プランクトンの生産が増加し、有機物が増加

する」ような状況を改善するために、東京湾、伊勢湾ならびに瀬戸内海の3水域ではすでに1978年（昭和53年）から、CODに関する水質総量規制が導入され、水域への汚濁負荷の削減が図られた。水質総量規制制度は、東京湾、伊勢湾、大阪湾、瀬戸内海のように、人口と産業が集中し、汚濁が著しい閉鎖的流域の水質環境基準を確保するために、汚濁負荷量を全体的に削減させようとする制度である。しかし、窒素や磷の総量規制ではなかったために、水域の富栄養化の進行は止まず、水域の生物生産の促進のために環境基準のひとつであるCODの達成を困難にしている。したがって、窒素や磷の規制にもとづく富栄養化対策が必要であることが認識され、2002年（平成12年）度に第5次水質総量規制が始まり、これによって流域全体と沿岸域全体を視野に入れた窒素や磷の物質循環を把握し、水域の富栄養化の進行を食い止める種々の対策を講じることが可能になった。

水域の栄養塩類の窒素および磷の濃度と水質指標（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磷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・磷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、磷の濃度の関係を求める
- (4) 水利用を満足する窒素、磷の濃度、ならびに制約条件を考慮して環境基準を定める。

ここでは、水域の窒素および磷の濃度の代表値として、その表層の全窒素ならびに全磷の濃度の年平均値を用いている。その根拠は、水域の植物プランクトン生産量はその表層の窒素や磷の濃度の変動によって左右されていると考えたことにある。後で検討するが、この根拠には問題がある。

環境基準値が定められると、国または都道府県によって水域毎に環境基準の類型指定、すなわち基準のあてはめがおこなわれる。岡田(2000)の「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）によれば、その基本的な考え方は次の通りである。

- (1) 類型指定は富栄養化の防止を図る必要のあるすべての水域について行う必要があるが、富栄養化が著しく進行しているか、また進行する恐れがある水域を優先する。
- (2) 当該水域の利用目的については、現在の利水状況のみならず過去の利水状況も参考にして決定する。
- (3) 環境基準の達成期間は、当該水域における水質の現状、人口や産業の動向、達成の方途等をふまえ、将来の水質の見通しを明らかにした上で決定する。その際、富栄養化の進行が著しく、環境基準を速やかに達成することが困難な水域については、施策実施上の暫定的な改善目標値を設定する。

1993年（平成5年）に改正された「生活環境の保全に関する環境基準」（環境庁告示第65号）によれば、全窒素と全燐に係わる環境基準によって海域は4類型（I, II, III, IV）に、CODに係わる環境基準によって海域は3類型（A, B, C）に分類され、各類型に指定されている海域のCOD、全窒素と全燐に係わる環境基準は、次のようになっている。

類型	全窒素 (mg/L)	全燐 (mg/L)	類型	COD (mg/L)
I	0.2以下	0.02以下	A	2.0以下
II	0.3以下	0.03以下	B	3.0以下
III	0.6以下	0.06以下	C	8.0以下
IV	1.0以下	0.09以下		

2002年（平成12年）度に始まった第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に加えて窒素や燐も規制対象とした画期的なものである。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な湾に関しては、窒素と燐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。ひとつ目の問題は、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っていることである。上記の3大湾のような水深の浅い沿岸水域においては、陸域からの負荷である排水中の窒素や燐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燐が存在している。二つ目の問題は、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過して湾内に進入し、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燐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。

東京湾、伊勢湾、瀬戸内海の窒素負荷量と燐負荷量の経年変動を図1-6-6に示す。生活系排水、産業系排水、その他の排水の割合はこれら3水域平均でほぼ4：3：3である。生活系排水による窒素や燐の負荷量を減らすためには、下水道処理・浄化処理槽の整備は欠かせないが、東京湾流域で75%、伊勢湾流域で35%、瀬戸内海流域で51%と地域格差が大きい。下水道・浄化処理槽の整備率を上げると同時に、無機態の窒素や燐を除去する排水処理の高度化を図り、市民によるきめ細かい生活排水処理を推進していく必要がある。産業系排水による窒素や燐の負荷量を減らすためには、高濃度廃液の回収有

効利用、窒素や燐を除去する排水処理の高度化が図られなければならない。その他の排出源対策としては、畜産系排水への対策のほか、農地等に投入される化学肥料への対策が重要である。化学肥料については、その低減と河川や海への流失の防止を図る必要がある。また、上記のような陸域での負荷源対策に加えて、干潟や藻場、さらには湿地の保全と復活によって水質浄化能力の向上を図る措置が取られなければならない。

2002年（平成12年）度に始まり2006年（平成16年）度を目標年度とする第5次水質総量規制においては、従来のCODに加えて、新たに窒素と燐の総量規制が加わった。窒素や燐の削減は水域の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燐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、窒素や燐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。

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・燐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・燐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

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。

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燐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トンの燐を食糧として、147.6トンの燐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、燐は13トンなので、単純には1年間に窒素835トン、燐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、窒素や燐は社会、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、窒素や燐の循環の確保、窒素や燐の回収を念頭に置いた国民経済全体としての取り組み、窒素や燐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。

6-5 生物多様性、レッドデータ、移入種

生物多様性

生物多様性と言われているものには、遺伝的多様性、同一種内の個体の多様性、地域による生物相あるいは種の多様性、個体群レベルあるいは群集レベルさらには生態系レベルの多様性まで、さまざまなものがある。もちろん、これらの多様性は直接的あるいは間接的にも生息環境の多様性と深い関係がある。ここでは、生物多様性は種多様性と同義であると見なして、話を進めていく。

生態学あるいは保全生態学の分野では、種多様性は3つ異なった定義をもつ。最初の種多様性の定義は、面積当たりの種数である。一般に、種数は調査面積の増大に伴って増加するが、両者の関係は必ずしも直線的な比例関係にないので、異なった調査面積から得られた種数を面積で割って単位面積当たりの種数を比較しても生態学的には意味がない。したがって、何らかの手続きを経て、調査面積の相違に起因するスケール効果を消去し、同じ調査面積に換算した種数を比較することが必要になる。面積の増大に伴う種数の増加のパターンをもとに、生息環境の多様性あるいは群集の空間パターンを読み取ることができるので、これらのデータを解析するのは景観生態学の重要な分野である。二番目の種多様性の定義は、採集個体数あたりの種数である。調査面積の増大に伴って種数も採集個体数も増加するので、当然、個体数の増加に伴って種数も増加する。種数と採集個体数の関係は直線的な関係ではないので、種数を採集個体数で割って単位個体

数あたりの種数を比較しても生態学的には意味がない。したがって、何らかの手続きを経て、採集個体数の相違に起因するスケール効果を消去し、同じ採集個体数あたりに換算した種数を比較することが必要である。この場合も、採集個体数の増加に伴う種数の増加のパターンをもとに、群集の生息環境の多様性あるいは群集の空間パターンを読み取ることができる。

三番目の種多様性の定義は、一群の種多様度指数で表現されるものであり、いずれも2つの変数（種数と各種への個体数の配分割合）によって種多様度指数の大小が規定されている。この場合、種数が同じであれば、均衡度が高いほど種多様性が高いことを意味し、また均衡度が同じであれば、種数が多いほど種多様性が高いことを意味している。ここで使われている均衡度は、少数の種が優占するほど低くなり、各種が同じ個体数をもつときに最高値をもつ。種数も採集個体数も調査面積の増減に応じて変化するので、これらの種多様度指数を用いて地域間あるいは水域間の種多様性を比較することには、多くの問題がある。

上記に言及したように、生態学においては種多様性に3つの異なった定義があるために、次のような現象も報告されている。例えば、他の地域と比較して、「単位面積当たりの種数は多いが、採集個体数あたりの種数は逆に低い地域」がある。結果としては、この現象自身が興味深い研究対象となっている。しかし、環境保全の観点から言えば、ある生息域内の種数の絶対数そのものが重要な意味をもつことが多い。詳しくは、後に言及する「レッドデータ」のところで説明したい。

本邦のみならず、世界的にも急速に進んでいる種の絶滅、すなわち種多様性の喪失は、生物界に進化史上かつてなかったような特異な状況をもたらしているが、一方において、人類の存亡にもかかわるような2つの重大な環境問題を引き起こしている。ひとつは生物資源や遺伝子資源の枯渇であり、他は生態系の機能変化や不安定化の助長である。ここでは、後者の問題「絶滅種の増加、すなわち種多様性の低下が生態系の機能や安定性に与える影響」に言及する。鷲谷(1996)の「生物多様性と生態系の機能・安定性」（保全生態学研究 1:101-113）や鷲谷・矢原(1996)の「保全生態学入門」（文一総合出版）に依拠してこれまでの知見を整理すれば、種多様性と生態系の安定性との関係についての考え方は、3つにまとめられる。

第一の考え方は、古典的とも言える考えであって、深い両者の間には明らかに比例関係があるという、私たちに馴染み深い考え方である。第二の考え方は、直接的な比例関係はないが、明らかに両者の間にはいくつかのタイプに分類される対応関係があるとする考え方である。第三の考え方は、両者の間には明確な対応関係が認められないとする考え方である。種多様性と生態系の安定性の関係に関する上記の考えは、経験的に把握された考え方というよりは、直感的あるいは理論的に導かれた考え方とも言える。いずれにしろ、ある生態系から特定の種を引き抜いた場合、あるいは特定の種を追加した場合も含めて、種多様性と生態系の機能や安定性との関係についての研究事例はごく

少数である。これは、生態系が生物的・非生物的な多数の種々の要素から構成されている複雑な系であり、生態系全体を一括して取り扱うのが方法論的に困難なためである。上記に言及した少数の事例を除けば、現在のところ、理解が進んでいるのは単純な実験生態系あるいは理論生態学者らの仮想する生態系についてである。

生物多様性国家戦略

生物多様性条約は1992年（平成4年）のリオデジャネイロでの地球サミット（国連環境開発会議）にあわせて採用され、翌年の1993年（平成5年）に発効し、同年に我が国で批准された。生物多様性条約の条約の具体的な条文は環境庁のホームページに掲載されている。この条約の前文において強調されているように、生物多様性はそれ自身内在的な価値を有するのみならず、生物多様性とそれを構成する種はまた生態学上、遺伝学上、社会・経済上、文化上、教育上、レクリエーションおよび芸術上のさまざまな価値を有している。この条約は生物全般の保全に関する包括的な国際枠組みを与えているが、熱帯雨林の減少、絶滅種の増加、さらには人類存続に不可欠な生物資源消失への危機感とその動機となっている。また、この条約は「生物多様性の保全」に加えて、開発途上国に配慮して、「持続可能な発展（開発）」と「遺伝資源殻得られる利益の公正かつ平等な配分」を掲げている。この条約は幅広い原則を定める枠組み条約となっているため、条約の具体的な実施のためのさまざまな手続きは作成されていないが、各国はこの条約を受けて、生物多様性の保全と持続可能な発展を目的とした国家戦略を策定することが求められていた。

生物多様性条約の批准を受け、我が国は1995年（平成7年）に生物多様性国家戦略を策定した。この生物多様性国家戦略は生物多様性の観点から長期的な目標を提示し、政府の政策を体系化しているが、5年を目途に、見直しをおこなうこととなっていた。これ以降の国内の状況の変化として、1993年（平成5年）の環境基本法の成立、翌年の環境基本計画の策定、1997年（平成9年）の環境影響評価法の成立、2000年（平成12年）の新環境基本計画の策定といった例に見るように、生物多様性条約を受けて生物多様性の保全といった視点から国内の施策が進められたこと、各省庁、地方自治体あるいはNGO等が環境や自然の保全への配慮を施策に盛り込んだこと等があり、「自然の循環の維持」、「自然と共生」、「住民参加と情報公開」、「国際的取り組み」への共感が高まる社会状況もあり、2002年（平成14年）に新生物多様性国家戦略が策定された。この新生物多様性国家戦略の第1部「生物多様性の現状と課題」の第1章「生物多様性の危機の構造」において、とくに3つの危機が強調されている。第1の危機は、人間活動に起因する環境への負の影響による種、生態系、生物多様性への影響である。第2の危機は、自然への人為的な影響が減じたために生じた影響であり、それは里山等の中山間地域に顕著である。第3の危機は、移入種の増加による在来種への影響、群集や生態系の攪乱である。

レッドデータ

この地球上における人類の文明化と繁栄に逆比例するかのようになり、産業革命以降、絶滅する種が非常に勢いで増加していることが、本邦のみならず、世界中から報告されている。種の絶滅の現状やその将来予測について、いくつかの見積もりが公表されている。現生種の種数の見積もり自体が不確かなために、絶滅した種数を推定したり、それを将来予測することは困難であるが、鷲谷・矢原(1996)の「保全生態学入門」に依拠して、あえて提示すれば以下ようになる。また、将来の種の絶滅速度は今よりもさらに加速されると見られている。

- (1) 維管束植物の現生種は 25 万種であるが、すでに過去 100 年間に 1,000 種が絶滅し、今後 50 年間に 6 万種が絶滅すると予測されている。
- (2) 地球全体では、今後 20 - 30 年間に種多様性の 25% が失われる可能性がある。
- (3) 毎年、主に昆虫の未記載種の数千種が絶滅しつつある。
- (4) 毎年、17,500 種あるいは現生種の 0.1% が失われつつある。
- (5) 今後 50 年間に陸上の種の半分が絶滅する。
- (6) 1990 年から 2015 年までの間に地球上の種の 2 - 13% が絶滅する。

私たちが目にする機会の多い陸上の生物については言うまでもなく、海の生物においても事態は同じである。すでに Carlton et al.(1999)の「Historical extinction in the sea」(Annu.Rev.Ecol.Syst.30:515-538)によって詳しいデータの整理とそれにもとづく解釈が示されているが、分類的に多岐にわたる多くの種がすでに絶滅し、また多くの種が絶滅の危機に瀕している。

なぜ、「どの種であれ、種を絶滅させてはいけない」のであろうか。これまでに何度も言及したように、生態系を全体として一括して扱うことが方法論的に難しく、研究事例が乏しいこと等のために、現在の生態学のレベルでは、種多様性と生態系の機能や安定性との関係に関する理解は必ずしも十分ではなく、研究者間でも確とした合意が得られていないのが現状である。このような現状では、生態系の機能や安定性の維持に関して種多様性の低下の許容レベルを設定することは、非常に困難である。無視できない重大な影響が生じる可能性がある環境問題においては、学問的な正確さを追求するあまり、取り返しのつかない結果を招来するよりも、結果的には間違っていたとしても、誤りが社会的に許容される範囲であれば、予防原則に則って、目一杯大きな危険性を想定しておくことが必要であろう。このように考えれば、種多様性の低下には、何らかの生態系の機能の変化や安定性の低下を伴う危険があると考え、少なくとも保全目標を現状の種多様性の維持におくことが重要であろう。つまり、端的にいえば、それはどの種も絶滅させないということである。したがって、現段階では、「どの種も絶滅させることなくすべての種が生存できるように環境を保全する」ことが、生態系の保全の唯一の対策と

して認識されなければならない。

本邦での開発事業は主として沿岸水域に集中しており、そこでは埋立や干拓によって自然界の水質浄化場である自然海岸、干潟、藻場が急速に失われている。海と陸の境界に位置する自然海岸、干潟、藻場には、海産底生無脊椎動物（貝類、甲殻類、多毛類等）の多数の貴重な種が生息し、特異な生態系を構成しているが、これらの種はつねに絶滅の危機にさらされている。しかし、環境省がまとめた分類群ごとのレッドリスト（レッドデータブックに挙げるべき絶滅の恐れのある日本の野生生物の種のリスト）には、もっとも開発事業が進行し、環境保全が求められるべき内湾・沿岸域の主要な動物群である底生無脊椎動物（ベントス）は、大型の汽水・海産のエビ・カニの一部を除けば、ほとんど言及されていない。もちろん、これには十分な理由がある。特に多毛類、微小貝類、微小甲殻類（端脚類、カイアシ類等）といった小型の底生無脊椎動物の分類にはいまだ種同定に関して問題が多く、またこれらの分類群の専門家の数も非常に少ないためである。

そのような状況の中で、特筆すべき2つの報告物が公表されている。ひとつは、本邦のベントス研究者が協力してまとめた「日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状」(WWW Science Report Vol.3)である。この報告書は、出現した種を「絶滅」、「絶滅寸前」、「危険」、「希少」、「普通」、「状況不明」のランクに分類して、我が国の種々の干潟等に生息する底生生物の状況を把握している。この報告書によって、先の環境省のまとめたレッドリストの不備は補われている。しかし、各地の開発事業に伴う環境影響評価には種多様性の観点が求められており、その際に環境アセス会社が先ず第一に環境省がまとめたレッドリストに依拠するので、環境省がまとめたレッドリストに沿岸水域の主要な動物群である底生無脊椎動物の多くが言及されていない現況は、問題であろう。二つ目は、伊勢湾と三河湾をかかえる愛知県がまとめた「レッドデータブックあいち 動物編 2002」である。この報告書には、沿岸水域の汽水・海産の貝類に関する詳しい情報が記述されている。各省庁だけでなく、沿岸水域をもつ各自治体においても、レッドリストやレッドデータブックをまとめる際には、汽水産および海産の底生無脊椎動物の記述を充実させるべきである。さもなければ、開発事業に伴う環境影響評価は、いかなる意味においても、科学的にはおこなえない。

移入種

ここでいう移入（外来）種とは、人為的な手段を通して本来の生息域でないところに運ばれ、そこに定着した種を指している。移入種が本来の生息域でないところへ定着し、そこで分布を拡大（繁栄）するまでには、移入種が(1)本来の生息域から人為的に運び出され、(2)何らかの輸送手段を経て、(3)本来の生息域でないところまで運ばれ、次に(4)そこに侵入し、(5)定着し、(6)分布を拡大（繁栄）する、という一連の過程を経なければならない。もちろん、上記の(1)から(5)までのそれぞれの過程において脱落（死亡）し、

最終的には移入に失敗する多くの種（潜在的移入種）がいたであろうことは言うまでもない。

さらに、複数の移入種の間複雑な問題も知られている。例えば、2種の移入種が本来の生息域でないところへ侵入するとき、これまでに報告されている知見にもとづくかぎり、定着をめぐってこれらの移入種は次の4つの種間関係をもつと考えられる。(1)例えば環境攪乱や間接的な効果を通して、他種の存在によって相互に何らかの利益を得る、移入種の存在が次に来る新たな移入種の定着を促進する方向に作用する事例もこれに入る、(2)例えば環境攪乱を通して、一方の種のみが他種の存在によって何らかの利益を得る、(3)捕食 被捕食関係の場合のように、一方の種は何らかの利益を得るが、他種は逆に不利益を被る、(4)種間競争等を通して、他種の存在によって両種とも何らかの不利益を被る。これらのことを考慮するとき、移入種の出現と定着が在来の種、群集あるいは生態系にどのような影響を与えるかについては、すでに世界各国において盛んに研究が進められているとはいえ、その影響予測は極端に困難である。

世界の沿岸水域における移入種の動向が Dr J.T. Carlton らの一連の研究、とくに Ruiz et al.(1997) の「Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species」(Amer.Zool.37:621-632)や Cohen & Carlton (1998)の「Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary」(Science 279:555-558) に、アメリカ合衆国の沿岸域における移入種とその影響に関する知見が Ruiz et al.(1999)の「Non-indigenous species as stressors in estuarine and marine communities」(Limnol.Oceanogr.44:950-972)に詳しくまとめられている。近年における絶滅する種数の増加と比例するかのよう、移入種の種数が急激に増加しているが、これは本邦の沿岸域のみならず、世界各国の沿岸域に共通して見られている現象である。これには次のような要因が関与している。

(1)大陸間の船舶等の海上交通の手段が発達し、移入種の分散や輸送の機会や頻度等の状況が劇的に変化したために、人や貨物の往来が頻繁になり、移入種の供給源となる地域が増加したこと。移入経路としては、船底への非在来の付着生物、水産関係の種苗の輸入への非在来種の混入、運河建設による大洋間の海水交流にともなう分散、非在来種であるが、水産的に有用種の積極的な導入、貨物船舶のバラスト水への非在来種の混入、などが報告されている。また、経済交流の活発化に伴って、これらの移入経路が従来なかった地域にまで拡大していることも関係している。したがって、本来なら移入種となる可能性が低かった種が潜在的な移入種になる機会が増えてきている。

(2)移入種の本来の生息域における環境が人為的な影響等を通して変化し、移入種となる機会が増えたこと、

(3)移入種の受け手側の環境が人為的な影響をとおして変化したために、移入種が定着しやすくなったこと、などの要因が関与している。

沿岸水域における移入種の輸送経路としてもっとも注目されているのは、貨物船舶のバラスト水である。バラスト水は貨物船舶が空荷のときに、安全確保のために重石として積載する海水であり、積み下ろし港で空荷になったときに船舶に取り込み、到着した

港で排出する。世界で年間約 100 億トンのバラスト水が移動し、本邦沿岸域には年間約 1,700 万トンが持ち込まれて、約 3 億トンが海外に持ち出されている。バラスト水が問題となっているのは、バラスト水に混入した生物が世界中に拡散するためである。本来の生息域でない場所でこれらの非在来（非土着、外来）種が定着すれば、移入種問題、シストの分散を通じた有害赤潮の拡大、ときには生態系の破壊さえも引き起こし、漁業活動等に被害を与える。2002 年（平成 14 年）4 月に開催された国際海事機関の海洋環境保護委員会において、バラスト水中の非在来種の規制に向けた新条約案の審議がおこなわれている。バラスト水中の生物処理技術は、開発中のものも含めて、船舶の安全性あるいは経済性の面で難点があり、これと比べて優れた処理技術があるわけではない。

いくつかの移入種はすでに本邦の沿岸水域に定着し、繁殖している。本邦の沿岸水域の付着生物としてもっとも目立った存在であり、群集の構造や機能の維持においても重要な役割を担っているムラサキガイにしても、明治時代に本邦に侵入してきた移入種である。この他にも、本邦の河川や沿岸水域に定着した移入種は少なくない。よく知られた二枚貝の例ではミドリイガイ、イガイダマシ、コウロエンカワヒバリガイ、カワヒバリガイ、シナハマグリがあり、カニ類ではイッカククモガニ、チチュウカイミドリガニがある。本邦の移入種に関する詳しい情報は、村上・鷲谷(2002)の「外来種ハンドブック」（地人書館）にまとめられている。

一方、日本もしくは東アジアから北米に侵入し、定着した二枚貝の移入種もいる。このような例として、アサリ、マガキ、ヒラタヌマコダキガイ、アカニシ、イソシジミ、ホトトギスガイがあげられる。もともと北米の太平洋側には、マガキとは別種の在来種のカキがいたが、日本からマガキを 1920 年（大正 9 年）代に養殖種苗として人為的に移植した。このとき、河口干潟などに足糸を絡めてマット床を形成するホトトギスガイもマガキ種苗に混入していたらしく、いまではアメリカ合衆国の太平洋側（オレゴン州、カリフォルニア州）の汽水域に多産している。同様に、アサリも 1940 年（昭和 15 年）代にマガキ種苗に混入して運ばれたらしく、またその後の当地の水産業者による養殖目的のアサリの輸入のために、現在では、アサリは北米太平洋側の内湾域に多産し、重要な漁獲対象種となっている。イソシジミやヒラタヌマコダキガイの場合は、貨物船舶のバラスト水中に取り込まれた幼生が北米に運ばれたらしい。イソシジミは 1990 年（平成 2 年）代初頭に北米で初めてカナダのバンクーバーから報告され、現在ではアサリと同じく、北米太平洋側の内湾域に多産している。同じくヒラタヌマコダキガイも、1980 年（昭和 55 年）代末にサンフランシスコ湾から初めて報告され、現在では、大繁殖をしている。さらに、ヨーロッパからの移入種である Zebra mussel もカナダの五大湖に定着し、繁殖している。これらの移入種はその生態的特性を通して環境を変化させ、群集や生態系の変化を促進している。

アサリ、ヤマトシジミやハマグリに限らないが、漁業者らが安易に種苗を海外あるいは国内の他所から移入して散布している事例は多い。ここでは具体的な事例として、ア

サリ、ヤマトシジミ、ハマグリを取り上げるが、移入種は沿岸水域の生態系に深刻な影響を与えている。アサリの本来の分布域は東アジアである。しかし、本邦産のマガキ種苗の海外への輸出の際に、これに混入したアサリ稚貝も一緒に運ばれたために、今日ではカナダのバンクーバーやアメリカ合衆国のシアトルを中心とした北アメリカ大陸の太平洋側の浅海域にまで分布を拡大している。これとは逆に、本邦の漁獲量の2倍に匹敵する量のアサリが北朝鮮や中国から輸入されている。このうち、少なからぬ量の活アサリが本邦の内湾の地先で蓄養された後で、各地に流通している。このような活アサリの輸入は、それに混入した移入種の二枚貝や巻貝を活アサリを蓄積養している本邦各地の地先に運び込んでいる可能性が高い。また、赤潮の発生域に分布する活アサリの本邦各地の浅海域への、さらには海外への移植は、アサリの殻内にも生存している赤潮生物のシストを運ぶことを、赤潮被害を拡大させることを意味している。同様のことは、海外からのアサリの輸入にも当てはまる。

利根川下流域のヤマトシジミ漁獲量はかつては全国の7割近くを占めていたが、河口堰の運用以来、漁獲量は激減し、現在は漁場も河口域周辺に限定されている。近年、この漁場において種名不明の移入種のシジミが出現しており、1998年(平成10年)以降はこの移入種が多くなり、選別に手間取り、漁業上問題となっていた。三重大学生物資源学部の古丸博士らの研究によれば、これらの移入種のシジミは、琵琶湖および淀川水系を中心に分布するタイワンシジミと、利根川水系を中心に分布するスワシジミ(ヤマトシジミに近縁な種)の2種を含む。これら移入種のシジミの本邦への移入経路は不明であるが、利根川と同様の状況は、本邦各地のヤマトシジミの漁場においても観察されている。

沿岸水域において調査研究を続けている研究者らの最近の情報を整理すると、一部の専門家の間では常識であったが、ハマグリをめぐる憂慮すべき事態が生じている。本邦には、在来種のハマグリ他に、ハマグリ近縁種2種(移入種のシナハマグリ、在来種のチョウセンハマグリ)が生息している。熱帯・亜熱帯水域に広く分布し、台湾においても重要な漁獲対象種となっているタイワンハマグリも、冷凍ハマグリとして本邦に輸入されているが、琉球列島ではいまだ生息は確認されていない。ハマグリとシナハマグリは河口域を含めた内湾の砂泥底に生息し、一方チョウセンハマグリは外海に面した波の荒い砂浜域に生息している。シナハマグリは中国大陸あるいは朝鮮半島からの移入種であり、現在では、ハマグリと同所的に生息している。ハマグリはかつては北海道から九州の内湾に数多く生息しており、重要な漁獲対象種であった。しかし、環境省のレッドデータブックでは海産種は対象外となっているので論外ではあるが、日本水産資源保護協会の「日本の希少な野生水産生物に関する基礎資料」では「希少種」に、本邦のベントス研究者が協力してまとめた「日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状」(WWW Science Report Vol.3)では「絶滅寸前種」と「希少種」の間の「危険種」に指定されているように、真正のハマグリは非常に稀な種になっており、本邦か

ら姿を消しつつある。中国大陸や朝鮮半島から輸入した種苗の散布によって、あるいは活シナハマグリ の地先での蓄養場所からの逸散によって、シナハマグリは本邦各地のハマグリ分布域に定着し、在来種のハマグリに置き代わりつつある。本邦のハマグリの主産地である熊本県においても、実際は大部分がシナハマグリであり、そのため、図鑑等ではハマグリとシナハマグリ の混同がしばしば見られている。また、シナハマグリとハマグリとの交雑も起こっているといわれているが、遺伝的手法を用いてこれを検証した研究はいまだ公表されていない。街中でハマグリとして販売されているのは、ほとんどがシナハマグリやチョウセンハマグリである。

アサリ、ヤマトシジミやハマグリに限らないが、漁業者らが安易に種苗を海外あるいは国内の他所から移入して散布している事例は多い。水産庁を中心とした行政官庁あるいは漁業組合においては、活魚（貝、エビ、カニ等）の輸入や種苗導入に関して何らかのガイドラインの設定あるいは規制措置をとるべきである。さもなければ、内湾・沿岸水域の水産業自体が環境保全の破壊に手を貸していると非難されることになるであろう。同様の事態は植物について知られている。善意からであろうが、水質浄化の促進を目的として、各地方自治体や省庁等の出先機関が主体的に、ホテイアオイやオオフサモ等の外来水草を人為的に移植している例が、茨城県の霞ヶ浦や京都府等において試みられている。また、ヨシ等では遠く離れた地域（県外）から移植する例もあると聞いている。移入種が在来種に及ぼす影響には、在来種の個体への直接的な影響（例えば成長や再生産への影響）、在来種への遺伝的な影響（例えば交雑や遺伝子置換）、在来種の各種個体群への影響、群集あるいは生態系への影響（例えば種多様性の低下、生態機能の変化あるいは不安定化の促進）といった、さまざまなレベルにわたる影響がある。いずれにしても、遺伝子レベル、個体群レベル、群集レベルあるいは生態系レベルでの移入種の影響に関しては、理解が非常に不十分であり、深刻な、取り返しのつかない影響を環境あるいは在来種（個体群、群集、生態系）へ与えるのではないかと危惧されている。しかし、現在の生態学のレベルでは、その影響について予測できる状況にはない。

1992年（平成4年）に策定された「生物多様性国家戦略」、また2002年（平成14年）に見直された新「生物多様性国家戦略」においても、移入種問題には一応の言及がなされているが、この問題への取り組みの方向性についてはいまひとつ腰が定まっていなかった。環境省は移入種（外来種）問題を検討するために、野生生物保護対策検討会移入種問題分科会（移入種検討会）を設置し、平成14年8月にホームページ上で「移入種（外来種）への対応方針について」を公表した。そこでは、(1)本邦における移入種の現状、(2)移入種への対応の基本原則、(3)移入種問題への予防措置、(4)移入種の調査・研究、モニタリングと早期対応、(5)導入された移入種の管理、(6)移入種に関する普及・啓蒙等、といった表題の下で、種々の問題点が検討されている。とくに上記の「本邦における移入種の現状」と関連するが、本邦の沿岸域に生息する微小な海産無脊椎動物（ベントス、例えば貝類、甲殻類、多毛類、線虫類等）の分類学的な調査研究が僅かしか進んでいな

いために、移入種の現状把握を迅速に進める障害になっている。同様のことは、先にも言及したが、レッドデータリストについても言える。

7. 環境影響評価のあり方

日本の沿岸水域は、海上交通や漁業あるいは憩いの場として、古くから利用されてきた。国土の約70%を山地が占め、その狭い国土に1億2千万人近くの住民が生活している。明治時代以来の工業化や近代化にともなって、狭い国土の上に可住面積が極端に狭い日本では、人間活動の自然環境への影響の規模が、在来のそれとは桁違いに大きくなってきた。それが1960年代（昭和35年）の高度成長期、さらには1980年代（昭和55年）のバブル経済においてピークに達し、公害という名の環境破壊が、誰の目にも明らかになってきた。過密な人口、農地造成と工業立地は、海岸線に沿った低地帯に集中し、そこでは狭い空間も徹底的に利用されている。二、三の特定の大都会への過度の集中化と山村の過疎化が、その弊害が常に指摘されているにもかかわらず、阻止されることなく進行している。水域として見れば、東京都、大阪府あるいは名古屋市といった大都市圏が湾奥に位置している東京湾、大阪湾あるいは伊勢湾といった半閉鎖的な内湾において、それはとくに顕著である。

日本は世界でも有数の、海岸線に恵まれた国のひとつであるが、とくに第二次世界大戦後、日本の海岸線は非常に大きな変貌を遂げ、すでに日本の海岸線の約30%は人工の海岸である。環境庁の調査によれば、日本の干潟面積は1945年（昭和20年）に830km²だったものが1988年（昭和63年）にはその約6割りの510km²に減少している。現存の藻場面積は2,012km²であり、1978年（昭和53年）以降だけでも64km²（3.1%）の藻場が消滅した。その原因のひとつは大規模な干拓や埋立などによる土地造成であり、他は海岸侵食や自然災害などに対処した防災事業である。江戸時代の頃から干拓・防災事業は盛んにおこなわれてきた。しかし、第二次世界大戦後の著しい工業化の進展にともなって、戦後の干拓面積は、江戸時代以来この大戦までの何百年の間の干拓面積を凌駕している。

7-1 環境影響評価 行政・政策的手法について

環境庁組織令によれば、「環境影響評価」、俗称「環境アセス」とは、「事業活動その他の活動が環境に及ぼす影響についての事前評価の手続きである」とされている。この定義には事後評価がまったく含まれていない。また、この定義では、事前評価の具体的な内容が明らかでなく、そのために、予測と評価に比重をおいた技術重視型の環境アセスから情報公開を重視する社会手続きを含んだ環境アセスまで、国民の間でその認識が様々である。

従来の環境アセスの手法とその位置づけについては、いくつかの問題点が指摘されている。環境アセスは開発事業の結果として生じるであろう影響をあらかじめ予測できる

ものでなければならぬし、その実施にあたっては、環境経済的手法や科学的手法を最大限に取り入れる必要がある。環境アセスは、どのような調査・解析の手法を駆使しようが、技術論の立場から見れば、環境への人為的な影響があるということを証明する技術であって、人為的な影響がないということを証明する技術ではない。一方、いかなる開発事業であっても、環境への人為的な影響のない事業はない。開発事業に起因する多くの人為的な影響の中で、「これこれの条件の下では、環境に対してこれこれの人為的な影響が現れ、しばしば無視できなくなる」ということを把握するのが環境アセスであろう。したがって、開発事業の実施にあたっては、三原則、すなわち「科学的」、「中立」、「情報公開」を踏まえた環境アセスにもとづく厳正な判断が求められる。

先ず最初に、1997年（平成9年）6月の環境影響評価（アセスメント）法の成立までの国の国土開発行政と公害・環境行政の大まかな流れを概観してみよう。それを政府刊行物（環境庁の環境白書、建設省の建設白書と防災白書、国土庁の国土レポートと日本の水資源）や、環境庁ホームページ、朝日新聞のデータベースの資料をもとに、関連事項とともに年表風に記せば、次のようになる。

1969年 新全国総合開発計画の策定

1970年 公害対策法の改正

大気汚染防止法や水質汚濁防止法など14の法律の整備がおこなわれた。

1971年 環境庁の新設

1972年 自然環境保全法の成立

1973年 第一次オイルショック

瀬戸内海環境保全臨時措置法

1978年に瀬戸内海環境保全特別措置法として改正された。

1974年 国土庁の新設

1976年 公害対策基本法の成立

1977年 第三次全国総合開発計画の策定

1978年 第二次オイルショック

1980年 ラムサール条約の批准

正式には、「水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約」である。釧路湿原ほか数箇所を登録し、1993年に釧路市で締結国会議を開催した。

1984年 環境影響評価実施要綱の閣議決定

1981-1983年に環境影響評価法案（旧法案）が国会に提出されたが、廃案になった。当面の事態に対処し行政ベースで実効ある措置を早急に講ずるために、環境影響評価の実施について閣議決定がおこなわれた。これは閣議決定アセスと呼ばれるが、法的な拘束力はない。

1987年 第四時全国総合開発計画の策定

総合保養地域整備法（リゾート法）の制定

開発促進法である。本来は、第一次産業の衰退した地域の遊休化した土地の有効利用を目的としていた。リゾートを核にした地域振興を狙ったこの法律の指定を受けると、その地域は税制・金融・道路整備などに国から多くの補助が受けられる。地域開発に民間活力を大々的に導入したために、都市区域をはじめとして、全国で不動産会社の土地獲得と乱開発が進行した。いわゆるバブル経済の発端であり、このバブルは1991年から1992年にかけて崩壊した。

1992年 国連環境開発会議（地球サミット）

1993年 生物多様性条約の批准

この条約の具体的な条文は環境庁のホームページに掲載されている。この条約は幅広い原則を定める枠組み条約となっているため、条約の具体的な実施のためのさまざまな手続きは作成されていない。しかし、条約は国内の法律より効力が強いので、法律に触れなくてもこの条約に抵触すれば違法になる。したがって、政府の開発事業といえども、国内で勝手気ままに生物多様性を破壊することは許されないことになる。

環境基本法の成立

この法律は公害対策法のすべてと自然環境保護法の理念を引き継いでいる。新たな政策的な手法として、環境基本計画の策定、環境アセス、経済的な手法の推進を挙げている。法令の具体的な条文は環境庁のホームページに掲載されている。

1994年 環境基本計画の策定

環境基本計画は環境基本法第15条の規定にもとづいて策定された。環境基本計画は、環境基本法の理念を受けた環境施策の基本的な考え方とその長期的な目標を示すとともに、21世紀初頭までの施策の方向を明らかにするものである。この基本計画の詳細な内容は環境庁のホームページに掲載されている。

1997年 環境影響評価（アセスメント）法の成立

新河川法の成立

第五次全国総合開発計画の検討（国土審議会）

この法律は環境基本法第20条の規定にもとづいて法律化された。法令の具体的な条文は環境庁のホームページに掲載されている。このアセスメント法は、施行細目と技術面の技術指針を定めた後に、2年後の1999年から実施される。しかし、都市計画と港湾の2事業を特例としてこの環境アセスから外し、それぞれの事業に絡む環境アセスを各監督官庁の管理下においている。

この年表から明らかであるが、環境行政の中で、1976年（昭和51年）の公害基本法の成立から1993年の環境基本法の成立までの長い空白期間が、とくに目を引く。この間、政府は公共事業については、公有水面埋立法、港湾法、発電所（通産省省議）、都市計画法（特例扱い）などの個別法の中で環境アセスの実施を定めたが、地方自治体は条例や要綱の形で環境アセスを制度化して民間事業も環境アセスの対象としたので、同じ環境アセスであっても、対象事業の種別や規模によって手続きが異なるという混乱を生んでいた。1971年（昭和46年）のイタイタイ病判決以降、新潟と熊本の水俣病、四日市喘息などの訴訟では、企業の公害責任を認める判決があいつぎ、政府は工場立地法を見直し、公害健康被害保障法を制定した。政府の公害・環境行政の体系化とあわせ、企業側も多額の資金を公害防止のために投資した。つまり、1980年（昭和55年）代までは、公害による人身被害の防止を目的に環境行政は進められてきたが、これ以降、被害者と加害者がはっきりしない環境問題に対処するために、予防的な対応あるいは環境管理へと環境政策が方向転換してきた。

「環境基本法」に則り、自然と人間の共生の確保をめざした「環境基本計画」では、「循環」、「共生」、「参加」「国際的取り組み」の4つがキーワードとなっている。これは、大量生産型、大量消費型、大量廃棄型の社会経済活動や生活様式が定着し、都市化の一層の進展が見られる社会状況への反省と対応している。1997年（平成9年）には、待望の環境アセスメント法が成立した。また、このことと関係して、過去の全国総合開発計画は開発指向型あるいは開発偏重型であったが、第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」は自然との共生を目指している。現在の日本の沿岸域の荒廃の激しさを思えば、遅きに失したとはいえ、国の基本的な環境施策として、干潟や藻場の面積をこれ以上減らさないという原則を打ち出してもよいのではないか。

開発事業の当事者が環境アセスをおこなうのは、善意に解釈すれば、開発事業がいかに環境に対して人為的な影響を与えているかを把握し、それをよく知った上で、事業を展開しようとするためである。現実には、この逆があまりにも多いために、地域住民の大きな不信感を招き、混乱を生じている。環境アセスの結果、人為的な影響が顕著であるとの判定が出ると、通常は、地域住民は当該の開発事業を一切拒否してしまう傾向にある。このような態度では、一切の開発事業の実現が、現実には不可能になってしまう。もちろん、このような地域住民の態度にはそれなりの理由があり、これまでの日本における公害や環境問題に直面した地域住民の経験に裏打ちされたものである。しかし、当該の開発事業による人為的な影響があると判っても、なおかつ、「当該の事業を実施するのか、あるいは中止するのか、それに替わる代替案はあるのか」の判断をどうするのか、行政と地域住民の双方に問われている問題であろう。いずれにしろ、環境アセスに関する情報公開が進まない限り、この問題の解決策は見えてこない。結局、肝要な点は、開発事業全体の立案と実施において、環境アセスをどのように位置づけるかということ

である。

従来の環境アセスは単なる行政手段のひとつとして用いられることが多く、はなはだしい場合には、行政の許認可の参考資料扱いになっている。また、計画立案と、調査過程やデータおよび結論に至る検討過程が非公開であり、結論の検証がほとんどなされてこなかったなど、現状の環境アセスにはまだまだ多くの解決すべき課題が残されている。従来の環境アセスの特性として、次の6つが挙げられるであろう。

- (1)環境基準クリア型であること
- (2)安全宣言型であること
- (3)社会手続きを軽視した技術偏重型であること
- (4)行政による許認可を優先した行政主導型であること
- (5)手続きが錯綜していること
- (6)地域特性を無視して全国横並びの総花的・画一的であること

先に言及した環境アセスの三原則、科学性、中立性、透明性（情報公開）を踏まえれば、上記に述べた従来の環境アセスの特性が見直されるべき理由として、次の3つが挙げられるであろう。

- (1)環境アセスに対する地域住民の不信感が大きいこと
- (2)環境政策・環境行政の中での位置づけが明確ではないこと
- (3)日本の環境アセスは国際的に特異であること

1997年（平成9年）に成立し、2年後の1999年（平成11年）に実施された「環境アセスメント法」では、環境アセスの定義は、「事業の実施が環境に及ぼす影響について環境の構成要素に係わる項目ごとに調査、予測及び評価を行うとともに、これらを行う過程においてその事業に係わる環境の保全のための措置を検討し、この措置が講じられた場合における環境影響を総合的に評価すること」となっている。これは、これまでの環境庁組織令や1984年の閣議決定の環境アセスの定義が事前評価のみを考慮していたのに比べれば、事業着手後の調査も義務づけているので、一步前進している。ここで、事業とは「特定の目的のために行われる一連の都市の形状の変更（これと併せておこなう浚渫を含む）並びに工作物の新設及び増改築」を指し、また環境に及ぼす影響には「当該事業の実施後の土地又は工作物においておこなわれることが予定される事業活動その他の人の活動が当該事業の目的に含まれる場合には、これらの活動に伴って生じる影響」が含まれている。

「環境アセスメント法」によれば、環境庁は公布の6ヶ月以内に次の3つの項目、すなわち(1)環境アセスを実施しなければならない第1種事業と、スクリーニング（ふるい分け）の対象となる第2種事業の規模、(2)環境アセスの項目や指針などの基本的な項目、(3)スコーピング（枠決め）の方法書、の内容を具体化しなければならない。事業計画の

段階で環境アセスを実施することを計画アセスと言い、その手法として導入されたのが、スクリーニングとスコーピングの手続きである。さらに、手続き法の中だけでどれだけ実効性があるのか不安が残るが、環境アセスメント法には、従来の我が国の環境アセスにはなかった、次のような新しい点もある。

- (1)スコーピングと準備書の作成における住民の意見の反映
- (2)評価書の確定前における環境庁長官の意見の反映
- (3)環境アセスの結果の事業免許等への反映
- (4)事業着手後の調査

しかし、この法律の第14条七項に明文化されている「事業着手後の調査」とは、「環境保全のための措置が将来判明すべき環境の状況に応じて講ずるものである場合には、当該環境の状況の把握のための措置」であり、これまでしばしば言及してきた事後調査と同じものを指しているのではなく、環境アセスの時点で将来どうなるかはっきりしない場合に、準備書にそれを把握するための措置を書くことを意味している。

1993年（平成5年）に成立した「環境基本法」では、これからの環境政策の理念として、第三条で「環境の恵沢の享受と承継」、第四条で「環境への負担の少ない持続的発展の可能な社会の構築」、第五条で「国際的協調による地球環境保全」の3つをかがげている。また、第六条で「国の債務」、第七条で「地方公共団体の債務」、第二十六条で「民間団体等の自発的な活動を促進するための措置」、第二十七条で「情報の提供」を定めている。この精神は1997年（平成9年）に成立した「環境アセスメント法」においても生かされており、これが私たちの期待どおりに遵守されれば、先に言及した環境アセスの三原則は守られることになる。しかし、1993年の「環境基本法」の制定以後においても、各地の開発事業に絡んだ環境アセスにおいては、この法律が罰則のない手続き法であるために、実際にはこれらの三原則は無視され続けている。1999年に実施された「環境アセスメント法」も罰則のない手続き法であるだけに、これまでの日本の現状を考えると、これからの環境アセスにおいてもこれらの三原則は無視され、従来の日本の環境アセスの悪しき特性は依然として温存される恐れがある。

「環境アセスメント法」には、それ自体評価できる面も多々あるが、解決すべき課題も山積しているといった印象を否めない。例えば、次のようないくつかの点について今後大幅な改善が望まれる。

- (1)代替案の検討が明記されていない
- (2)政策の立案などの段階での環境アセスが考慮されていない
- (3)事業者が海外でおこなう事業やODA事業は対象とされていない
- (4)中立的な審査機関が設置されていない
- (5)住民参加の支援制度（情報センターの設立や資金援助）がない

もちろん、環境アセスは環境への影響について事業をチェックする手続きであって、「事業が必要か否か、妥当か否か」といった本質的な面には関与せず、その判断は事業官庁に任せられている。そもそも住民参加や環境権の理念が環境アセスメント法が立脚する環境基本法では述べられていないので、環境破壊があった場合の是正措置の取り方が問題になる。つまり、常に開発あるいは経済の進展に比重がおかれ、自然保護や環境保全に関する国民の合意がなく、国の基本方針も明確でなくあいまいなために、環境アセスメント法が実施される1999年（平成11年）以降においても事業の展開をめぐって、各地で「開発か環境保全か」といった二者択一的な対立が今後も続くであろう。

これまでの開発事業をめぐる紛糾の原因は、環境アセスが科学的に適切におこなわれてこなかったことにあるのではない。もちろんそれも重要な問題であるが、環境アセスが明らかに事業実施を前提としており、事業実施のための隠れ蓑として利用されていることに問題がある。また、問題は当該の開発事業の社会経済的な要因をめぐって生じており、それらの原因をどのように評価するかにかかっている。当該の開発事業が社会的に、あるいは環境経済学的に正当化されるだけの根拠をもっているのか否かが、代替案の検討も含めて、いつも明瞭ではない。多くの場合、開発事業に関する情報公開が進んでいないために、事業主体が主張する社会的および経済的な根拠を客観的に評価する場が少ない。情報の圧倒的多数は事業主体側にあり、とくに国が実施する事業においては官庁側にある。環境庁設置法で対象とする環境が、公害と自然環境に限られているが、これも問題であり、これは私たちには奇妙なことである。事業計画段階での環境アセスの結果次第では、代替案を含めた比較検討をおこなう必要があるが、そのときに当然、社会経済的な環境も対象とせざるをえないはずであるが、環境基本法はこの点に関して消極的である。

環境アセスによって明らかになった人為的な影響に関する負の評価を、それ自身事業を否定する絶対的な根拠として主張する人もいる。しかし、自然保護と環境保全の重要性を主張する根拠を示すことができなければ、環境アセスメント法が導入されても自然保護と環境保全には役立たず、当該の開発事業を阻止する実効的な理由にはなり難いのではないか、当該の開発事業の社会的および経済的な促進要因、環境経済的な要因、そして環境への人為的な影響による負の要因、という3つの因子の調整をいかにつけるかが問題である。それがこれまで客観的に、公明正大になされてこなかったから、開発事業をめぐって問題がここまで紛糾しているのではないか。

開発事業と地域住民の関係も、例えば干拓事業の問題ひとつ取り上げてみても、その関係は単純ではない。その地域の住民にとっては迷惑であっても、県全体あるいは日本全体の立場から見れば、なくてはならない開発事業もありうるが、そのような場合はどうするのか。つまり、その開発事業が実施される場合あるいは地域が、そこでなければならぬ根拠について、合理的な判断を下すに必要な根拠をめぐっても、環境アセスをめぐって指摘されたものと類似の問題がある。

1993年（平成5年）に制定・施行された「環境基本法」の第十四条にもとづいて、環境政策の大綱を示すために1994年（平成6年）に「環境基本計画」が策定された。この環境基本計画は5年後をめどに見直すこととされていたが、2000年（平成12年）12月に、1994年（平成6年）の第一次環境基本計画に代えて、新「環境基本計画」が策定され、21世紀初頭の日本の環境政策の方向が示された。この新計画は、「循環」、「共生」、「参加」、「国際的取り組み」のキーワードで示された第一次環境基本計画の長期目標を踏襲している。しかし、この新計画において初めて戦略的環境アセスの用語が正式に取り入れられ、その重要性が位置づけられ、次の4つの長期目標が掲げられている。

- (1) 大気環境、水環境などへの負荷をできるだけ少なくし、資源利用、生産、流通、廃棄に至る前段階で利用効率を高め、再生可能資源の利用を推進し、廃棄物の発生抑止などを図るなどを通じて、物質循環をできるだけ確保する。
- (2) 貴重な自然の保全、自然環境の回復などによる健全な生態系を維持し、自然と人間の共生を確保する。
- (3) あらゆる主体が公平な役割分担のもとで環境保全への積極的な酸化を実現する。
- (4) 地球環境の保全をするため、積極的に国際的イニシアティブを発揮していく。

また、これらの長期目標を実施していくための基本的視点として、次の3つの視点が重要視されている。

- (1) 汚染者支払いの原則：環境への配慮を取り込み、希少な環境資源の合理的利用を促進するためには、生産と消費における環境への負荷のコストを市場価格に内部化する必要がある。これは、汚染者支払いの原則を、環境保全の費用負担の基本ルールとする視点である。この原則は、OECD（経済協力開発機構）が1970年（昭和45年）代初頭から環境政策の指針として採用している。
- (2) 環境効率性の視点：持続可能な社会を構築していくためには、経済活動全体に関する環境保全の効率性を考慮する必要がある。これは、環境への負荷を技術の向上や経済効率の向上をつうじて削減しようとする視点である。
- (3) 予防的な方策の推進：環境問題の因果関係は明らかにするには時間がかかり、また因果関係が必ずしも明らかでないものが多い。さらに、いったん環境汚染、環境破壊が起こったときには、これを回復させることが困難なものや、回復に多くの費用がかかるものが多い。化学的な知見を早急に積み重ねながら、予防的な措置をとる必要がある。

7-2 計画アセスと戦略的環境アセス

1997年（平成9年）の環境アセスメント法の成立後に、港湾法、海岸法や河川法の改正もおこなわれ、これらはいずれも環境への配慮を義務づけている。しかし、現行の環境アセスはいずれも、当該の開発事業の実施がほぼ決まった後に環境影響評価をおこなう。また、沿岸水域は各省庁それぞれによって関係の法律で管理されているので、流域全体あるいは水域全体を生態系としていかに管理するかという発想がない。当時の国土庁が1998年（平成10年）に公表した第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」では、「沿岸域圏」構想が取り入れられ、現在はその具体化が進んでいるが、このような欠点をどこまで克服できるであろうか。従来の環境アセス（影響評価）

のやり方では、今後の環境問題の解決には不可欠である地域住民の合意形成は困難であろう。合意形成に向けての第一歩として、少なくとも計画アセス(計画的環境影響評価)、さらには戦略的環境アセスの導入を考えるべきである。

我が国の環境行政・政策のあり方には、大きな問題があることがつとに指摘されている。それは、環境行政・政策と環境影響評価が初期の段階から有機的に関係しておらず、事業実施を前提として環境アセスがおこなわれていることである。環境基本法第10条にもあるとおり、個別の事業の計画、実施に枠組みを与えることとなる上位計画や政策についても環境の保全に配慮することが必要である。上位計画や政策における環境配慮のあり方についての現状での課題を整理した上で、内容、手法などの具体的な検討をおこなうとともに、その有効性、実効性の検証をおこない、それを踏まえて、環境配慮のあり方に関するガイドラインの作成を図ることが望ましいのは言うまでもない。つまり、上位計画や政策に対する配慮として、内容や制度に差異はあるが、諸外国で計画アセスさらには戦略的環境アセスと呼ばれている仕組みや、我が国の一部の地方公共団体において実施されているように、環境への配慮から上位計画を見直す制度を導入することが望ましい。

環境への人為的な影響を予見あるいは予防する環境行政・政策の手段としては、まず最初に環境アセスがあげられる。従来の環境アセスの特性とその問題点については、すでに詳しく言及したので、ここでは言及しない。その次に、予見あるいは予防的な環境行政・政策の手段として挙げられるべきは、計画アセスである。計画アセスは、従来の環境アセスがもつ根幹的な問題点を解決するための補完的な行政・政策過程として、環境に対して少なからぬ影響を及ぼす可能性のある行政・政策の計画の立案内容に環境保全上の考慮を導入するための主要な手段として登場した。

戦略的環境アセスは計画アセスと同義として理解されることが多いが、これは一面では正しいが、後に述べるように、一面では偏った理解であると言える。戦略的環境アセスは、「提案された政策、計画、プログラムにより生じる環境への影響を評価するシステム」と定義されている。戦略的環境アセスを導入することによって、事業段階より前におこなわれる意志決定に際して経済的および社会的な配慮をおこなう同時に、環境への配慮を十分におこなった適切な対策をとることを確実にすることができるので、このアセスは意志決定を助ける用具であるとも言われている。一口に戦略的環境アセスといっても、その内容はさまざまであり、先行している諸外国での扱いも一様ではない。いずれにしろ、政策立案の段階からその政策をより具体化していく過程において、戦略的環境アセスは実施される。戦略的環境アセスは、部分的には東京都においても導入が始まっているが、いずれにしても我が国では本格的には未だ導入されていない。すでに環境省においても専門委員会を設けて検討を始めているが、戦略的環境アセスの目的は、沿岸域管理のための合意形成の前提として、地域の現行及び将来の政策や計画に結びつけて開発事業を事前評価することである。したがって、自然科学的及び行政・政策的な

対策と課題があり、これらはいずれも地域の将来のあり方に関する検討、そのための資料の整備・作成、情報公開に結びついている。

環境省のホームページに公表されている「海外における戦略的環境アセスメントの技術的手法と事例の概要」には、諸外国に戦略的環境アセス制度の概要が次のように要約されている。「戦略的環境アセスにこれまで先進的に取り組んでいるアメリカ、オランダ、カナダ、イギリス、EUの5カ国・地域を取り上げたが、いずれの制度においても、手続きの過程における講習・専門家・環境担当部局等の関与が求められており、また複数の比較・評価も必要とされている。アメリカ及びオランダでは、事業実施段階での環境影響評価（いわゆる事業アセス）と戦略的環境影響アセスを制度上分けておらず、同一の法（制度）の下、両者を規定している。一方、カナダでは閣議命令により戦略的環境アセスが事業アセスとは独立した制度として位置づけられている。また、イギリスでは、中央政府及び地方公共団体それぞれにおいて、環境省手引きによる環境政策評価の取り組みがおこなわれている。EUにおいては、2001年（平成13年）7月、戦略的環境アセスに関する欧州議会及び欧州理事会の指令が発効しているために、各加盟国は、今後3年以内に当該司令の要求事項に対応する国内措置を整備することとなっている。」

計画アセスであれ、戦略的環境アセスであれ、従来の環境アセスでは解決できなかった根幹的な課題を解決するための予見的・予防的な施策として、我が国ではその登場が待ち望まれていた。いずれにしろ、これらの新しい施策は、環境問題の紛糾を解消し、従来は対立するものとして見られがちであった環境保全と開発・利用および安全・防災が調和し、合理的な地域環境管理を構築するために寄与すべきものであろう。

7-3 環境影響評価 技術的手法についてー

巨大な開発事業が展開される現代にあっては、産業廃棄物の処理場をめぐる各地の紛争や沿岸水域の富栄養化に見るように、環境問題においては加害者と被害者の区別があいまいになりつつある。そこで、開発・利用事業あるいは安全・防災事業による環境への人為的な影響に対する科学的な環境アセスと、それにもとづく厳正な判断が求められている。「科学的な環境アセスをいかにこなうか」をめぐる、すでに専門家等によって多くのことが指摘されているが、種々の混乱が認められる。ここでは、富栄養化した沿岸水域での環境アセスをおこなう際の問題点をめぐって、従来の論議では欠落している問題点を中心に、議論を展開したい。

環境アセスによって何が把握できるか

従来の環境アセスの手法とその位置づけについては、すでに次のような問題点が指摘されている。

- (1) 開発の影響事項とその調査方法の検討が、不十分である。
- (2) 環境アセスの結果が開発計画の立案段階で用いられずに、実行のための一段階となっている。

- (3) 結論のみが公表され、調査データそのものの公表がほとんどないために、専門的な議論、データの学術的利用、そして調査精度に対する評価などが困難であり、調査結果が社会的に生かされていない。
- (4) 住民参加が難しく、住民の意見を取り込む機会がほとんどない。
- (5) 事後調査が不十分で、環境アセスの結果の検証ができない。

ここでは、上記の(1)と(5)に関連して「環境アセスによって何が把握できるか」に比重をおいて議論したい。上記の(2)-(4)に関連した「環境アセスの位置づけ」についての議論は、すでに先に言及した「環境評価の行政・政策的的手法について」のところで展開されているので、ここでは触れない。また、ここでは、生物調査による環境アセスに焦点を当てて述べる。他の物理的・化学的な項目の調査に比べて、生物調査による環境アセスがより多くの難問を抱えていると考えているからである。

その水域がどのような構造と機能をもつ生態系から成り立っているかを把握し、それに基づいて事前の環境アセスをおこなうこと、それが環境アセスでの生物調査の目的である。実はこれが至難の技であって、現代においてもこれは海洋生態学と生物海洋学の最先端の課題である。これができていれば、生態系に何らかの外力が加えられた場合、生態系の構造や機能にどのような変化が起こってくるかを予測できるであろう。将来加えられるであろう外力の強さも、それがもたらす変化も、その前の生態系の状態がわかっていなければならない。そのための予備・事前調査等の意義づけを明確にし、調査のねらいと作業内容を明確にして、どのような調査手法や解析手法を採用するのか、どのようなデータを扱うのか、あるいはどのようなデータがほしいのか、等々を検討しておかなければならない。すでに日本海洋学会海洋環境問題検討委員会や専門家等によって環境アセスの問題点が整理され、種々の改善案が提起されている。ここでは、これらの専門家等によって指摘されてはいないが、筆者の見るところ、生物調査による環境アセスにおいてもっとも肝要である問題を論じたい。その問題とは、事前・事後の調査にもとづく環境アセスによって「何が把握できるか」である。

生物調査による環境アセスをめぐるこれまでの多くの研究は ERA (Ecological or Environmental Risk Assessment) や EIA (Environmental Impact Assessment) の観点からおこなわれている。Schmitt & Osenberg (ed.,1996)の「Detecting Ecological Impacts」(Academic Press)によれば、これまでごく普通に採用されてきた手法は、(1) The control-impact design, (2) The before-after design, (3) Before-after-impact (BACI) design の3つである。環境アセスをおこなう際の問題の本質が、「自然環境の変動と人為的な影響に起因する変動をいかに識別するのか」と、「そのためには、私たちはどのような調査手法あるいは調査戦略を採用すべきか」にあるとすれば、上記の手法には、欠陥があると言わざるをえない。

上記の第一の手法は、事業実施前後における対照区と事業実施区の相違を人為的な影響によると見なしている。しかし、この手法では、環境の空間的な異質性が人為的な影

響による変動と混同される危険がある。第二の手法が、対照区を設けることなく、事業実施区における事業実施前後の環境の相違を人為的な影響によると見なしている。しかし、人為的な影響によるのか、それとも自然界の時間的な変動の影響によるのかが、この手法では識別できない。第三の手法は、事業実施前後における各1回の対照区と事業実施区との環境の相違の拡大あるいは縮小を人為的な影響によるものと見なしている。しかし、この手法では、自然下での環境の時空間的な変動と人為的な変動を識別することが難しい。つまり、自然下では環境の空間的な異質性の他に、場所によって環境の時間的な変動パターンが異なることが往々にしてある。BACI手法を含めて、従来ごく普通に採用されてきた生物調査による環境アセスの手法には、上記のように、いくつかの欠陥がある。これらの手法の中では、BACI手法が優れていることには異存がないであろう。従来のBACI手法の欠陥を克服し、自然環境下での環境の時空間的な変動から人為的な影響による変動を識別する調査・解析手法を、以下に検討してみよう。

BACI手法は、生物（あるいは環境因子）の、事前と事後の各1回、各1定点での対照区と事業実施区の相違を人為的な影響によるものと見なしたが、先に言及したように、これでは自然界の環境の時間的な変動を人為的な変動から識別できない。この欠陥を克服するために、事前事後にわたって複数回の調査をおこない、対照区と事業実施区の生物（や環境因子）の時間的な変動パターンの相違で人為的な影響を評価する方法が考えられる。さらに生物は一般に不均一な空間分布をしており、また場所によって時間的な変動パターンが異なることが往々にしてあるので、この手法では環境の空間的な異質性を人為的な影響によるものと誤って判断する危険がある。この欠陥を免れるために、複数の対照区を設けて、事前事後にわたって複数回の調査をおこない、事前事後における対照区と事業実施区の生物や環境因子の相違、あるいは変動パターンの相違を人為的な影響として評価することによってその改善が図られる。結局、開発事業による環境への人為的な影響を検出するには、事業実施前後にかけての企業実施区と複数の対照区の時空間的な変動パターンの相違を検出する手法が望ましい。

ここで厄介な問題は、調査の時空間スケールをどうするかである。往々にして、実際の状況とはまったく異なった状況が調査スケールに応じて検出されてくる。通常は、調査においてどのような時空間スケールを選択するかを、あらかじめ決定することは困難である。そのような場合に、特定の時空間スケールを視野に入れた何段階かの複数の調査を並行して実施することが望ましい。このようにして得られたデータをもとに、特定の時空間スケールのデータを扱った共分散解析を複数の時空間スケールにまたがるデータを取り込むように拡張した解析によって、人為的な影響による変動を検出できる。

しかし、さらに厄介な問題は、対照区の設定である。対照区は事業実施区とできるだけ類似した環境特性をもった区域であることが望ましいが、それは距離的に至近であることを意味することが多いが、事業実施場所とそれが影響する区域があまりにも広大な場合、対照区の設定は難しい。一方、環境の空間的な異質性があまりにも大きい場合に

も、対照区の設定は困難である。対照区の設定が困難な場合には、BACI手法やその欠陥を克服した手法に相当するようなデータの解析手法は見当たらない。しかし、距離的に遠く離れていても、類似した環境であれば、そこを対照区として設定することはあながち不当なことではない。結局、推奨される調査手法は、事前事後の調査においては常に複数の調査点を設けて、環境の空間的な異質性の規模を把握しておき、次に長い時間系列のデータを準備して、自然変動の傾向の中で当該の調査結果を統計的に解釈することである。残念ながら現段階では、長い時間系列のデータがあまりにも少ないために、このような調査手法を十分に展開できていない。

これまで、事業の事前事後の環境アセスによって、自然界における種々の変動から事業による人為的な影響に起因する変動を識別して検出することが、いかに難しいかを論議してきた。しかし、先に述べたように、環境庁組織令によれば、環境アセスとは「事業活動その他の人間の活動が環境に及ぼす影響についての事前評価の手続き」である。この手続きでは、事後評価の問題が含まれないことになるが、これは不十分な定義と言わざるをえない。これまでの議論を踏まえれば、事前事後の環境アセスでさえ種々の問題点を抱えており、事前の環境アセスのみによっておこなう人為的な影響の予測に不確実性を避けることはできない。誤解を避けるために、あらかじめ言うておけば、筆者は事前の環境アセスのみでは無意味であると主張しているわけではない。その予測はつねに不確実性を伴うが、この不確実性は事前の環境アセスの実施を無効にするわけではない。しかし、常にこの不確実性に留意し、環境アセスによる予測がおこなわれていることを忘れてはならない。この不確実性の程度を事前に見積もることは、あるいはその不確実性がどこに起因しているかを把握することは、私たち研究者には可能であろう。将来にわたって、少しでもこの事前の環境アセスにおける不確実性を克服するためにも、事前事後の環境アセスによる人為的な影響の検出のための科学的に厳密な検討が必要であろう。

以上のような論議を考慮すれば、富栄養化した沿岸水域での環境アセスの問題点が浮かび上がってくる。第一に、著しく富栄養化が進行した沿岸水域では、激しい季節変動と年変動が生じているので、そこに実施される事業が環境と生物群集に及ぼす影響を検出することは著しく困難である。その影響を把握しようとするれば、必然的に長い時間系列の、種々のタイプのデータが必要となる。もっとも、これらのデータについては、必ずしも測定精度を高くしたり、あるいは観測の時空間スケールを小さくする必要はない。なぜならば、ここで強調すべきは、長い置換系列のデータを入手することであり、そのためには、とにもかくにも長期に調査を継続することである。人的あるいは経済的な面、そしてあらかじめ事業実施後の解析に必要な測定精度と観測の時空間スケールを考慮して、調査においては、最適ではなくても事前の策をとるべきであろう。第二に、たとえそのような長い時間系列のデータが入手できたとしても、現段階ではあまりにも事例が少ないために、そのような解析は困難であろう。

では、事前事後の環境アセスを終了し、事業実施後の影響評価について予測をくだし、開発事業をすでに実施している場合には、どうすればよいのであろうか。この場合には、事後の環境アセスを早急に実施し、事前におこなっていた影響評価が適切であったか否かを検証する必要がある。また、事前の影響評価が適切でなかったとすれば、どの点に問題があったかを明らかにする必要がある。このような積み重ねがあつてこそ、過去の失敗を次の環境アセスに生かすことができる。さらに、中・長期間の長い時間系列のデータがない現状では、当該の開発事業を実施以降も、そのようなデータを入手する努力を続け、開発事業の影響を把握する必要がある。ここに述べたことは、種々の社会的要因が絡むために、実施が困難であると感じる人もいるであろう。しかし、このようなことに取り組む努力なしには、科学的に適切な結論を環境アセスから引き出すことは難しい。

環境アセスの目的は、結局は、自然界の変動から人為的な影響による変動を識別し、当該の事業の環境への影響を評価することであろう。1997年（平成9年）の環境アセスメント法の成立後に、評価項目（基本的事項）の指定、事後調査・評価（レビュー）マニュアル、影響フロー図の作成等が環境省から推奨されているが、将来的には生態系モデルの構築とそれによる環境影響評価が目標となるであろう。また、環境への配慮を義務づけた港湾法、海岸法、河川法の改正もおこなわれているが、従来の、また現在の環境アセスはいずれも、当該の事業の実施が決まった後に環境アセスをおこなうので、環境保全の観点から問題が多い。さらに、沿岸水域は各省庁それぞれによって、河川法、海岸法、港湾法、公有水面埋立法、水質汚濁防止法、工場立地法、国立公園法などの法律で管理され、環境影響評価制度などに基づいて事業が実施されている。つまり、水域全体を生態系としていかに管理していくかという発想が、ここにはまったくない。国土交通省のまとめた第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」では、「沿岸域圏」構想の具体化が進んでいるが、このような欠点をどこまで克服できるであろうか。

環境アセスにおける生態系モデルの扱い

環境アセスの目的は、自然界の変動から人為的な影響による変動を識別し、当該の開発事業の環境への影響を評価することである。1997年（平成9年）の環境影響評価法の成立後に、評価項目の指定、事後調査・評価マニュアル、影響フロー図の作成等が環境省によって推奨されているが、将来的には窒素や燐等の物質循環を再現する生態系モデルの構築とそれによる影響評価が目標になる。我が国の沿岸域には大規模な開発事業が集中し、その環境への影響を評価するための調査は環境アセス会社によっておこなわれ、環境評価の手法として生態系モデルの構築とそれにもとづく計算機シミュレーションが採用されている。河口域や干潟で開発事業が予定されている場合にも、これらの事業による環境影響評価に生態系モデルが導入されている。

自然界の環境変動が激しく、かつ小さな空間スケールをもつ河口域や沿岸水域で環境影響評価を実施することには大きな困難が伴う。生態系モデルに標準的なモデルがないにもかかわらず、ここでも物質循環を再現できるとする生態系モデルにもとづく環境影響評価が一般的である。将来的には、生態系モデルによる環境影響評価を導入することには、まったく異論はない。しかし、現下のような状況において実施されている生態系モデルによる環境影響評価には、重大な欠陥があることを強調したい。基本的には、河口域や干潟等では、環境の定常状態を想定することには無理がある。そのもっとも大きな原因は、河川水量の変動（日、季節、年等）が著しく、したがって河口域とそれに隣接する水域の海況の変動も著しくなる。また、生物群集あるいは生態系は非定常であり、ベントスとプランクトンの区分は意味をもたない。なぜならば、多くの小型ベントスが夜間に水中に出現し、一方少なからぬ動物プランクトンが昼間海底上もしくは底土中に出現するからである。

7-4 環境影響評価における事後調査・評価

事後調査とは何か

開発事業がその中で展開される環境は、非常に多くの構成要素をもち、しかもそれらが直接間接に影響しあう極めて複雑な系である。環境とそこに生息する各種個体群や生物群集さらには生態系について、私たちがもっている知見は決して十分ではなく、開発事業による人為的な影響を環境に与えた場合、その影響予測に不確実性を避けることができない。このため、必ずやその予測結果と実際の結果の不一致が生じる。また、とくにこれまで盛んに開発事業が展開され、富栄養化等の汚染が進んでいる沿岸水域においては、自然界のさまざまな変動の中で人為的な影響を検出することには多くの困難がともなう。環境影響評価の予測精度を高め、より適切な環境保全対策を推進するためには、常に事後調査（評価）による検証が必要である。つまり、事後調査とは、事前の環境影響評価の予測と実際の事後の状況が、全体としてあるいは個々の予測項目について、一致するか否かを明らかにし、一致しない場合には、その原因を調べるものである。この事後調査の結果を用いて、必要な事後対策を適切に実施し、予測手法や対策技術の改善をおこなうことができる。したがって、事後調査は事前調査（環境影響評価）にもひけをとらないほど重要である。

「環境アセスメント法」が1997年（平成9年）6月に公布され、2年後の1999年（平成11年）6月から実施された。この法律の第14条第七項に「事業着手後の調査」が明文化されているが、この「事業着手後の調査」とは、「環境保全のための措置が将来判明すべき環境の状況に応じて講ずるものである場合には、当該環境の状況の把握のための措置」であり、事前の環境影響評価の時点で将来どうなるかはっきりしない場合に、準備書にそれを把握するための措置を書くことを意味している。環境影響評価法の第13条に基づいて、1997年（平成9年）に環境庁から告示された基本的事項（平成9年環境

庁告示第 87 号、環境影響評価法第 4 条第九項の規定により主務大臣及び建設大臣が定めるべき基準並びに同法 11 条第三項及び第 12 条第二項の規定により主務大臣が定めるべき指針に関する基本的事項)の第四の二の(6)においては、「(環境影響評価の)選定項目に係わる予測の不確実性が大きい場合、効果に係わる知見が不十分な環境保全措置を講ずる場合等において、環境への影響の重大性に応じ、工事中及び供用後の環境の状態等を把握するために調査(以下「事後調査」という)の必要性を検討するとともに、事後調査の項目及び手法の内容、事後調査の結果により環境影響が著しいことが明らかになった場合等の対応の方針、事後調査の結果を公表する旨等を明らかにできるようにすること(以下略)」と定められている。つまり、事後調査によって、開発事業の実施にともなう環境の変化を事業者が適切に把握することを求めていると解釈できる。

しかし、上記の「環境アセスメント法」や「基本的事項」の条文の規定にしたがう限りは、事前調査(環境アセス)によって影響はない(少ない)と判断された測定項目は、事後調査の対象とならないことになるが、筆者が言及した事前調査による予測結果の不確実性と絡んだ事後調査の意義を勘案すれば、これは問題であろう。また、実際に実施されている事後調査の内容は、事業毎あるいは事業種毎に多種多彩であり、その実施手法は統一されていなかった。そこで、1999 年(平成 11 年)に環境庁が公表した「事後調査・評価(レビュー)マニュアル」では、「基本的事項」で実施が定められた「事後調査」の重要性を考慮して、その定義や手法等の考え方が明確にされた。肝心なことは、事後調査の実施による成果を将来の環境影響評価に生かそうとするならば、事後調査は事前調査の予測結果の検証にとどまらず、開発事業の実施にともなう環境の変化を適切に把握(検出)することにあることを明記すべきである。自然界の、とくに内湾・沿岸域のさまざまな変動の中で、人為的な影響による環境の変化を検出することには困難がともなう。したがって、ここで述べたような事後調査を実施しようとするれば、単に事前調査による予測結果を検証することとは異なった理論的考察あるいは実際上の工夫が必要とされる。

言うまでもなく、適切に立案された事後調査は事前調査(環境影響評価)の予測結果の検証だけでなく、その不備をも指摘できる。もっとも、「環境アセスメント法」や「基本的事項」、これを受けた「事後調査・評価(レビュー)マニュアル」に見るように、開発事業の実施主体が事前調査と事後調査の実施主体となっている現行の制度の下では、調査結果の公正な評価に必要な情報公開と第三者機関の介入が義務づけられていないので、事後調査の有効性に疑問がもたれるが。事後調査が実施され、その資料と解析結果が公表され、事前調査の予測結果の検証がおこなわれた例は少ない。長良川河口堰の場合は、事業主体とは独立な民間機関による事後調査によって、予測結果の検証がおこなわれ、その事前調査(環境影響評価)の問題点が明らかにされている。そこでは、調査結果の公正な評価に情報公開と第三者機関の介入が必要なことが指摘され、また公表されている利根川河口堰の事後調査による予測結果の検証が先例としていかに重要

であったかが強調されている。あれほどの大規模工事であった関西空港の人工島建設の場合も、事後調査は実施されているはずであるが、いまだに調査資料やその解析結果の公表がないのは、残念である。もし公表されていれば、その成果が中部国際空港の人工島建設の環境影響評価の場合にも生かされたであろう。

事後調査はつねに事前調査を受けて実施されるのであるから、その結果はそれ単独で得られるというよりも、事前調査の内容（予測）と緊密に結びついている。したがって、優れた事後調査は逆に優れた事前調査なしにはありえないと言える。とくに各種個体群や生物群集、さらには生態系を調査対象にした場合と、流動などの非生物的環境を調査対象にした場合とを比較するとき、このことはわかりやすい。流動などの非生物的環境を事前調査の対象とした場合に、どのような時空間スケールを取り上げるべきか、あるいは調査対象とすべきかについては、「中部国際空港環境影響評価」（中部国際空港株式会社・愛知県）を例に鶴谷ほか(2000)が「内湾での人工島建設にかかる環境影響評価に対する2、3の考察」（港湾技研資料961）において検討している。そこでは、環境に及ぼす人工島建設の影響が、主に3つの空間スケール（伊勢湾全域、伊勢湾奥域、人工島周辺域）に注目して検討され、流れ（海流、潮流、波浪）の場の変動とそれに応じた懸濁物輸送と堆積の変化が予測され、おおむね「中部国際空港環境影響評価」の主張を支持している。いずれにしろ、その予測結果の妥当性は今後の事後調査によって検証できるであろう。一方、生物が調査の対象となった場合には、流動などの非生物的環境を対象とした場合に比べて、解決困難な諸問題が山積している。先ず第一に、ほとんどの種個体群において、分布や密度に関する長い時系列データが不足している。つまり、各種個体群の変動と環境変動、あるいは時間スケールとこれらの関係に関する解析がほとんどないので、各種個体群について、自然界のさまざまな変動と開発事業にともなう人為的な影響による変動を識別し検証することが困難である。これが生物群集さらには生態系が調査対象となると、定義についても、また時空間スケールについても、研究者間で意見の不一致がある。結局、生物群集や生態系に関する知見が著しく不足していることに起因しているのであるが、これらについての調査手法自体が確立していないので、先に言及したような事後調査が事前調査に対してもつ意味が変質し、本質的には事後調査とはなっていない。

「環境アセスメント法」や「基本的事項」の条文に従えば、「事後調査」は工事中及び供用後の環境の状態を把握するために実施するものである。しかし、事後調査をどのくらいの期間にわたって、実施すべきなのであるか。事前調査の予測においては、例えば、すぐ環境に影響がでる現象と、すぐには影響がでないが長期的には環境への影響が無視できない現象といったように、その予測結果と時間スケールとの関係を明確にしておくべきであろう。つまり、事前調査（環境アセス）による予測結果によって、事後調査の継続期間は決まるべきものであるが、事前調査時の状況とそれに基づく予測結果の不確実性を考慮すれば、この不確実性を軽減させるといった観点から事後調査の設計

と調査の継続期間を再考することが望ましい。

評価について

評価とは、その意味はわかりきっていて、いまさら言うまでもないと思えるが、必ずしもそうではない。事業実施者でない私たちが開発事業に直面した場合、あるいはそれを評価する際には、押さえておくべきいくつかのキーポイントがある。例えば、その事業によって何をしようとしているのか、その事業は誰にとって望ましいのか、どのような権力機構によってそれはなされているのか、といったことである。これらのポイントを押さえた上で、次に問題になるのは、何を評価対象とし、何を評価対象としないのか、評価対象とする場合、それをどのように評価するのか、といった点であり、これらはその内容が必ずしも明確ではない。なぜならば、従来ともすれば自然科学的な側面のみが言及され、人文・社会学的な側面についての客観的な評価が考慮されることが少なかったからである。

公共事業についてはすでに、5年を経過した未着工事業などを対象に、1998年（平成10年）から「再評価制度」が実施されている。ここでは、この評価制度を参考にしながら、事前事後の調査・評価の対象と評価手法について検討してみよう。もっとも、環境影響評価を実施する以前に、当該開発事業の実施の正当性をめぐって、いくつかの評価手法が考えられる。現在のところ、ここで言うところの環境影響評価とは直接関係していないが、開発事業の人文・社会学的側面と絡んで、例えば、事業の必要性、優先性、有効性、効率性などの観点からその事業を評価できる。しかし、環境影響評価が専ら自然科学的な側面を扱っている現状では、これらの点が検討されることはめったにない。

評価に関する種々の手法は、次の3類型に整理されるであろう。(1)費用対効果を事前に予測して、それを事後に検証する事業評価、(2)事前に目標を設定して、事後にその達成度を測る実績評価、(3)特定のテーマについて、さまざまな角度から事前事後に総合的に分析する総合評価。また、これら3類型の評価それぞれに関して、あるいはこれら3類型を包括した評価として、時の評価（時間経過に伴う評価の変遷、見直し）もありうる。環境影響評価においても、当然、これら3類型の評価がありうるが、通常環境影響評価においては、上記の(1)-(3)に相当する評価が包括的に、あるいは個別的にも、実施されることはめったにない。

評価の対象と評価方法について、伊勢湾の常滑沖に建設される中部国際空港を例に、検討してみよう。ここで筆者に想定されている評価対象は、思いつくままに挙げれば、以下の5つである。(1)なぜ中部国際空港が必要なのか、(2)なぜ中部国際空港は人工島なのか、(3)なぜ人工島は常滑沖なのか、(4)常滑沖が妥当だとすれば、なぜもっと沖側ではなく、今の位置に人工島があるのか、(5)人工島建設がその周辺域および伊勢湾の環境にどのような影響を与えるのか（人工島の規模と形状の根拠は何かも含む）。詳しく検討すればもっと多く出てくるであろうが、ここでは評価対象の項目について、これ以上は

言及しない。これらの評価対象それぞれについて、上記に挙げられている3類型の評価手法を用いて評価することができるであろう。「中部国際空港環境影響評価」は、上記の(5)に相当し、人工島が常滑沖の現在の位置にあることを前提に、その建設の影響を予測し、それに基づいて人工島の形状に工夫をこらし、一部は環境修復の措置も講じている。つまり、上記に列挙した評価対象それぞれについて、3類型の評価手法に基づく事前事後の評価が実施されていない。もちろん、評価対象それぞれは相互に深い関係にあり、したがって個々の評価対象に対する3類型の評価手法に基づく評価も、相互に切り離しえない関係にあると想定される。ただし、ここで述べてきたようなことを生物群集あるいは生態系を対象に実施しようとしても、それ以前の段階に多くの問題を抱え込んでいるので、それは困難であろう。

水域と陸域において実施されている事後調査の考え方、その調査手法と問題点が、「基本的事項」に簡潔に整理されている。言うまでもなく、環境影響評価において最も困難な問題は生物群集あるいは生態系への影響を把握することである。先にも言及したが、各種個体群への環境評価は別として、生物群集と生態系、とくに生態系については、その研究法が未だ確立されていない。現在、沿岸水域で採用されている手法は、生態系の構造と機能の把握に栄養段階モデルをあてはめ、その構成要素として一次生産生物、消費生物、捕食生物、分解生物を考え、これらの生物量の連関を通して生態系を把握する手法である。この手法が最善であるとは到底言えないが、少なくとも現在のところは、これ以外に有力な手法がないというのが実状であろう。生物群集も生態系も時空間的にさまざまなスケールで変動しており、当該水域の生態学的な知見の蓄積がなければ、信頼できる環境アセスは困難である。上記のような栄養段階モデルを用いた環境アセスの他に、主に陸域で採用されることが多いが、代表種あるいは指標種への影響評価を通して生物群集あるいは生態系を把握する手法がある。いずれの手法においても、当該地域（水域）での生態学的な知見の不足とあいまって、生物群集あるいは生態系全体とこれら個々の種の関係が不明のままであるので、信頼できる環境影響評価が困難なことには変りはない。また、生物群集あるいは生態系の保全を種多様性の保全と読み替えた場合には、絶滅危惧種の保全を通してこれらへの影響をできるだけ小さくしようとする手法がある。この手法は、生物群集や生態系に関する知見が決定的に不足している現況においては、少なくとも、種の絶滅を防ぐ手だてを講じることが、私たちに残された最善ではないにしても、唯一の手だてであるとの考えに立っている。

次に、ここで今までとは別種の問題を指摘しなければならない。もちろん、事後調査は事前調査を受けて実施されるのであるが、はたしてそれだけでよいのかという問題である。汚染の進行が著しい沿岸水域のような場合を念頭に置いているのであるが。事前調査は環境アセスを実施するために、先ず最初に現状把握をおこない、その結果を踏まえて、開発事業の影響を予測し、事後調査によってその予測結果を検証するという手順になる。事後調査の結果をもとに当該開発事業の影響予測を検証するのであるが、種々

の開発事業が過去に盛んにこなわれ汚染の度合いが深刻な現況では、よほど甚大な影響を環境に及ぼさない限りは、「環境への影響は軽微にとどまる」といった結論が引き出されやすい。結論を導くこのようなやり方は、環境問題の本質を覆い隠す方向に働き、内湾・沿岸域の汚染の進行はいつまでたっても止まらないであろう。事前調査の予測結果と、あるいは事後調査の結果と比較すべきは、現況の環境ではなく、例えば環境基準あるいはもっと溯った過去の環境の状況ではないのか。

7-5 リスクアセスメントと予防原則

環境に影響を及ぼす開発・利用事業や防災・安全事業の展開の規制は、これまでリスクアセスメントの考え方にもとづいておこなわれることが多かった。安全性もしくはリスク(害、危険)の判定基準は、科学的な概念というよりは社会的概念であって、環境影響評価にも大きく影響している。上記のような人為的な行為が自然界の群集や生態系といった複雑な系へ与える影響を予測することは、生態学的にはとくに難しい。これらの予測にはつねに不確実性が伴うが、これは無視もしくは軽視されることが多く、その結果、取り返しのつかない環境破壊が発生したいくつかの事例も私たちはすでに経験している。

リスクアセスメントの考え方は、「どの程度、その害あるいは危険に耐えられるのか」という考えにもとづいている。Raffensperger et al.(2000)の「Precaution: belief, regulatory system, and overarching principle」(Int. J. Occup. Environ. Health 6:266-269)によれば、リスクアセスメントの特徴は次のように整理されるであろう。

- (1) リスクアセスメントでは、害や危険を評価するのに多大の時間と労力を必要とするが、一方、技術の進歩は目覚しく、しばしばその予測が技術の進歩に追いつけないことがある。
- (2) リスクアセスメントはもっとも起こりそうな結果(害や危険)を予測するのであるから、その予測はつねに不確実性を避けることができない。
- (3) リスクアセスメントでは、事前に危険を察知して、予防措置をおこなうのが難しい。
- (4) 一般に、リスクアセスメントは単一の化学物質や単一の事象を対象としていて、群集や生態系といった複雑な系を扱わない。

環境保全に関する行政・政策は、科学的な根拠にもとづいて実施されなければならないが、その上で、たとえ科学的な根拠があったとしてもその予測に不確実性を伴うことを考慮して、また科学的な証拠を得るまでには長い時間がかかる場合には、倫理的な判断を優先して最終的な判断をくだすことが望ましい。予防原則は、リスクアセスメントの考え方とは異なって、「私たちは不確実性の世界にいたのであって、自然界のいかなるものについてもすべてを知ることはできない」という考え方にもとづいている。予防原則を基本理念とする考え方は、1990年(平成2年)のロンドン廃棄物条約、1992年(平成4年)に採択された開発と環境に関するリオ宣言、同年の生物多様性条約やその他の

地球環境保護関連条約に見出すことができる。予防原則の基本理念は、「深刻なまたは回復不可能な損害のおそれがある場合には、十分な科学的確実性が存在しないことを理由として、予防措置をとることを延期すべきではない」という点にある。予防原則は、国際法上の観点からは、当然に環境危険の客観的基準と予防の制度化を伴うが、兼原(1994)の「地球環境保護における損害予防の法理」(国際外交雑誌 93:448-491)に依拠すれば、次の4つにまとめられるであろう。

- (1) 予防原則は、損害が一旦発生すれば「回復不可能」か回復に要する費用が著しくかつ長期にわたる場合に、とくに適用される原則である。
- (2) 予防原則は、損害発生の予測が科学的不確実性を伴う場合であっても、また、想定される原因の蓄積や他の要因の介在により損害が発生するために、原因と損害との間の因果関係が科学的証拠により確定されない場合であっても、損害発生を阻止する措置を要請する。
- (3) 予防原則は、「持続可能な発展(開発)」や「将来の世代への継承」等の理念と結びついて、持続的・継続的な環境保護政策の必要性を示す革新的原則である。
- (4) 予防原則のもっとも厳格な適用例では、問題となりうる活動をおこなう国家が環境損害がまったく生じないことを証明しないかぎり、当該活動の着手を禁止している。

環境保全あるいは環境保護の政策においては、予防原則は国際法上すでに広く認められている考え方である。回復不可能あるいは回復に長い時間がかかり、またそれには莫大な費用を要するといった、環境保全において取り返しのつかない事態を招かないように、予防原則の考え方は本邦の環境行政・政策にもっと積極的に採用されるべきである。我が国はすでにいくつかの国際条約、例えば1980年(昭和55年)にラムサール条約を、1993年(平成5年)に生物多様性条約を批准しており、国際条約は国内法に優先するので、この予防原則は国内の環境保全の政策においても今後普及させていかなければならない。

8. 伊勢湾の自然・社会環境

日本海洋学会沿岸海洋研究部会(1992)の「日本全国沿岸海洋誌」(東海大学出版会)の「伊勢湾」に関する記述、関口(1996)の「伊勢湾の生態 人間と風土と自然環境の交流の場としての伊勢湾」(交流概念から見た伊勢湾文化、p.65-104, 三重大学伊勢湾文化総合研究グループ)によれば、伊勢湾の自然環境は以下のようにまとめられる。

伊勢湾は本州中央部の太平洋岸に位置し、その平均深度は19.5m、湾中央の最深部は約35m、面積は1,738km²であり、少なくとも70m以上の水深をもつ伊良湖水道を通じて外海沿岸域と海水交換をおこなう半閉鎖的な湾である。その海底地形から明らかのように、湾中央の最深部から愛知県側にかけての海底勾配はどちらかといえば急峻であり、三重県側にかけては緩やかな勾配の海底が続いている。伊勢湾奥部には本邦有数の河川

である木曾三川から大量の淡水が流入し、一方、湾口部の伊良湖水道を通じて高水温・高塩分の黒潮系沿岸水が湾内に進入しているため、ここでは典型的なエスチュアリー循環（密度流）が卓越している。伊勢湾は東京湾や大阪湾と同規模の内湾であり、湾奥部に大河川が流入していることでも、これらの湾は共通している。

伊勢湾の北部域から湾中央域にかけての海底にはシルトおよび粘土の底土が、湾口域には砂質底が、湾南部域の三重県沖には粗砂、砂礫または礫の底土が広がっている。近年、伊勢湾の北岸および西岸に位置する都市からの汚水廃棄のために、伊勢湾の富栄養化は著しく、しばしば赤潮の発生が報告されている。伊勢湾の底層の溶存酸素量は季節的に著しく変動することが知られており、とくに夏季においては湾中央域から三重県側の西部域を中心に貧酸素域が発達し、秋季から冬季には海表面の冷却と季節風による鉛直混合の強化によって湾全域の底層において溶存酸素量の回復が見られる。

以下の記述においては、伊勢湾周辺地域の社会経済的な環境と絡めながら伊勢湾の自然環境の特徴を整理する。伊勢湾の漁業、富栄養化、貧酸素域の発達には、3県（岐阜県、愛知県、三重県）からの汚濁負荷量とその中味（産業系、生活系、畜産系、その他）が密接に絡んでいるので、また結局は、産業構造や社会構造が汚濁負荷量やその中味とは切り離せないため、これらの問題を扱う際には周辺域の社会経済的な環境に言及せざるを得ない。

8-1 伊勢湾の沿岸域の環境

海岸

建設省河川局(1998)の「海岸統計」によれば、伊勢湾と三河湾の海岸線はそれぞれ338kmと322kmである。比較のために示せば、東京湾と大阪湾の海岸線はそれぞれ776kmと630kmである。環境省の「第4回自然環境基礎調査」によれば、伊勢湾と三河湾の海岸の現況は次のようにまとめられる。自然海岸の割合が17.8%と低く、人工海岸が57.9%と高いのは、ある意味では衝撃的な事実である。当然のことであるが、極端に人工海岸の割合が高い東京湾や大阪湾に比べれば、伊勢湾の人工海岸の割合は低い。「自然海岸」、「半自然海岸」、「人工海岸」の定義については、すでに「4-4 海岸」において詳しく説明しているので参照して欲しい。

	自然海岸 (%)	半自然海岸 (%)	人工海岸 (%)
伊勢湾	17.79	14.63	57.86
三河湾	8.36	17.78	72.25
東京湾	10.50	9.50	80.00
大阪湾	1.50	25.3	73.20

海岸の形状は砂浜、干潟、岩礁、消波護岸、直立護岸、岸壁に分類されるが、第五港湾建設局(1994)の「東海地域の環境データ集」によれば、伊勢湾と三河湾の海岸におけるそれぞれの海岸線の占める割合は 23.3%、8.4%、8.0%、4.8%、43.6%、11.9%である。臨海域の開発が活発に展開された東京湾や大阪湾に比べ、伊勢湾では砂浜海岸の割合が高い。とくに直立護岸は、石油コンビナートのある四日市市から大都市名古屋市さらには東海市にかけて、伊勢湾奥域の広範囲に広がっている。伊勢湾では、特定重要港に指定されている名古屋港や四日市港、重要港に指定されている津・松阪港を始めとして数々の港湾があるために、また高潮等の防災のための堤防が張り巡らされていることもあって、自然状態で残っている海岸は少ない。伊勢湾の三重県側の海岸には、砂浜海岸が連続して広範囲に分布し、土砂は木曾三川や櫛田川等の河川から主に供給されている。しかし、四日市市から木曾三川にかけては人工海岸が、鳥羽から伊勢湾口にかけては岩礁海岸が広がっている。一方、伊勢湾の愛知県側では、名古屋市から常滑にかけては人工海岸が、常滑から師崎にかけては砂浜、岩礁、人工海岸が混在し、外部からの土砂の供給は少ない。

全国的に砂浜の減少は激化しているが、伊勢湾においてもそれは確認されており、とくにそれは三重県の千代崎港や白子港周辺、さらには松坂・伊勢地区にみられる。伊勢湾南西岸の三重県松阪市から伊勢市にかけて広がる海岸には、櫛田川や宮川等の河口付近に比較的発達した砂浜がみられるが、全体的には砂浜は減少後退傾向にある。一方、知多半島の砂浜は、岩礁性の岬や港湾等の構造物に挟まれて存在するが、長期的には安定傾向となっている。また、外洋の影響を大きく受ける知多半島の先端部では、侵食による堤防の洗掘がみられる。結局、伊勢湾の砂浜海岸においても、構造物の設置、埋立、河川からの土砂供給の不足等によって、海岸地形が変化し、それが流れの変化をもたらし、砂浜の侵食を早めている。海岸環境の保全、海岸保全施設の機能低下への不安という面でも、砂浜の侵食は影響が大きい。

潮の干満の影響を受けない砂浜海岸上部においては、海浜植物（ハマヒルガオ、ハマエンドウ、ハマボウフウ等）やそこに生息する昆虫、シロチドリやコアジサシ等の鳥類、アカウミガメの産卵にとって重要な環境となっている。もちろん、河口干潟、前浜干潟を含めて、海岸とそれに隣接する潮間帯は自然界の水質浄化の場であり、また人々のレクリエーションの場でもある。しかしながら、これまでの干拓や埋立といった事業が活発に展開されたために、伊勢湾の海岸線が改変され、砂浜は減少し、そこに生息する生物にとって環境は劣化している。

干潟・藻場

環境省の「第4回自然環境保全調査」と「日本の干潟、藻場、サンゴ礁の現況」によれば、伊勢湾と三河湾の干潟と藻場の現状は次のようにまとめられる。

	現存干潟面積 (ha)	消滅面積 (ha)	現存藻場面積 (ha)	消滅藻場面積 (ha)
伊勢湾	1395	248	2209	40
三河湾	1549	176	638	169
計	2944	424	2847	209

ここで言う干潟には種々のタイプの干潟が含まれており、また藻場は海藻と海草の両方の藻場を指している。干潟と藻場についての詳しい知見は、「4-5 干潟、藻場、ヨシ原」に述べてあるので、参照して欲しい。

伊勢湾では、大きな河口干潟は一級河川の分布する三重県側に発達しており、木曾三川、鈴鹿川、雲出川、櫛田川、宮川の河口域に広がっている。一方、前浜干潟は三重県側の砂浜海岸に、愛知県側では東海市から常滑にかけて、また知多半島の豊浜海岸に広がっている。伊勢湾の海草藻場は、三重県側では主に雲出川から櫛田川にかけての松阪市周辺と二見町周辺に、愛知県側では常滑から美浜町にかけての範囲に、広がっている。一方、伊勢湾の海藻藻場は、外海水の影響を強く受けている海域、三重県側では鳥羽から湾口にかけて、愛知県側では常滑以南の知多半島に、広がっている。

中部空港調査会(1997)の「漁業影響調査結果」によれば、伊勢湾の干潟の総面積は1,153haであり、その内訳は前浜干潟が355ha、河口干潟が734ha、潟湖64haがである。消滅した干潟面積を考慮しても、上記の表の干潟面積とは数値が相当に異なっているが、理由はよくわからない。一方、伊勢湾のワカメ・アラメ、ガラモ、その他の海藻藻場の総面積は、総計で825haある。

ラムサール条約の「国際的に重要な湿地に係わる登録簿」に登録された藤前干潟を始めとして、環境省による重要湿地に指定された干潟として、朝明川河口干潟(高松干潟)、雲出川河口干潟、櫛田川河口干潟、宮川河口干潟があげられる。これらの干潟は、伊勢湾の干潟として貴重な干潟であるだけでなく、本邦全体にとっても、また渡り鳥の中継場所として見れば、国際的にも重要な場として保全されなければならない貴重な場である。

河川が伊勢湾に持ち込む淡水量や栄養塩類、それが伊勢湾の環境に及ぼす影響等については、後の「8-4 伊勢湾の富栄養化」、「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」、「10-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画」において詳細に検討しているので、参照して欲しい。

8-2 伊勢湾の海況

伊勢湾の海況に関する研究は十分とは言えないが、それでも、東京湾や大阪湾と比較できる程度の知見は得られている。伊勢湾の海況に関する少なからぬ文献の中で、主な

ものとしてあげられるのは、以下の文献である。すなわち、(1)関口(1996)の「伊勢湾の生態」(交流概念から見た伊勢湾文化、p.65-103、三重大学伊勢湾総合研究グループ)、(2)関根(1996)の「伊勢湾の水温・塩分の季節変動」(明日の三重、p.52-57、三重県)、(3)Yanagi et al.(1993)の「Numerical simulation of dispersion of the *Pinnixa rathbuni* larvae in Ise Bay, Japan」(Memoir Fac. Engineering, Ehime Univ. 12:345-354)、(4)藤原(2002)の「伊勢湾の生態系を支配する流動構造」(日本プランクトン学会報 49:114-121)である。これらの文献に依拠すれば、伊勢湾の海況と流動構造の特徴は以下のようにまとめられる。

海水の比重はおもに水温と塩分によって決められている。したがって、水温が高く塩分が低くなれば、海水の比重は小さくなり、逆に、水温が低く塩分が高くなれば、海水の比重は大きくなる。内湾や沿岸水域では淡水の流入があるので、春季から夏季にかけては、水温が高くなり、淡水の流入もあるので、海面の海水の比重は小さく、軽くなる。一方、冬季には、水温の低下によって海水の比重が大きくなり、重くなるが、これに淡水の影響が加わって海水の比重を小さくする方向に働くので、水温と塩分の組み合わせによっては、水温が低いからといって必ずしも比重が大きくなる場合もでてくる。

冬季には、湾内の表層水は、冬季には外海水よりも低温低塩分であり、春季から夏季にかけては高温低塩分である。一般には、海面水温は、伊勢湾では9月に28°C前後の最大水温になり、1月もしくは2月に10°C以下の最低水温になる。したがって、冬季には伊勢湾内と外海水の海面水温の間に5°Cを超える水温差が生じる。冬季の伊良湖水道の沖では、興味深い現象が観測されている。そこではほぼ等密度の伊勢湾の湾内水(低温低塩分)と外海水(高温高塩分)が混合するために、キャベリング効果により比重の重い海水が形成され沈降するために、湾内水と外海水の混合域で熱塩フロント(前線)が発達し、そこでは海水が集束するために沈降できないゴミ等が集積して海面上に筋状となって浮いている場面がしばしば観察されている。

伊勢湾の海況は、4月から10月までの強成層期と11月から翌年の3月までの弱成層期に分けられる。強成層期には、低塩分水が湾内表層を覆っており、密度躍層は水深10m付近にある。しかし、伊良湖水道では潮流が速いために、海水はよくかき混ぜられ、強混合となっている。河川の流量が大きいときには、伊良湖水道の表層も塩分成層するが、そのときでも20m以深はよく混合されて鉛直方向に一様となっている。伊勢湾の循環流もこのような強・弱成層期と対応している。水温上昇期である強成層期には、「湾奥に流入した河川水は表層を通過して湾口まで広がり、そこで混合されて中層を通過して湾奥にもどり、さらに表層にとりこまれて海面にあらわれる」といった鉛直循環であるエスチュアリー循環が発達している。一方、水温下降期である弱成層期には、台風の襲来や海面冷却による鉛直混合によって水温は鉛直方向に一様になる。しかし、浅い湾内では、表層の低塩分水が冷却されて重くなるが、それより重い高温高塩分水が海底上に残っている。一方、表層の低塩分水の影響が小さい伊良湖水道では、鉛直混合は海底まで達し、

海水は鉛直方向に一様になる。しかし、伊良湖水道の海水の方がさきに比重が重くなり、この海水が湾内の底層を通過して湾奥に向かって流入する。いずれにしろ、湾口部から中層あるいは底層を通過して湾内に流入してくる海水は、湾内水に比べてはるかに栄養塩類の濃度が高いのが特徴である。このような状況は伊勢湾に限ったことではなく、大阪湾についても当てはまるとされている。

伊勢湾内の流れによる水平的な輸送や分散には、恒流が主役を演じている。しかし、このような恒流の駆動機構は、春季から夏季の強成層期と冬季の弱成層期とはまったく異なっている。強成層期には、伊勢湾の海水は成層状態にあり、季節風も強くないので、表層の恒流は地球自転のコリオリ効果の影響を受け、おもに潮汐残差流によって駆動されている。一方、弱成層期には、海面冷却や強い季節風の影響によって、潮汐残差流と吹送風が連動して、この時期特有の表層の恒流を駆動している。弱成層期の伊勢湾の表層の恒流は、この時期に産卵期をもつラスバンマメガニの浮遊幼生（ゾエア）の輸送や分散を規定しており、これらの幼生が底生親個体群の生息域へ回帰する規模を決定している。つまりは、第一義的には、この時期の季節風の年変動がラスバンマメガニの浮遊幼生の回帰量の年変動を規定している。

また、不明な点は多くあるが、湾口を通過しての複雑な海水の交換過程が伊勢湾と外海水の間にはあるらしい。これまでの知見によれば、大雑把に言って、伊勢湾と外海水の交換規模は強成層期に大きく、弱成層期に小さい傾向が認められている。この現象は、上記に言及した「湾口あるいは外海水が湾内の中層・底層へ貫入する」現象と緊密に結びついている。この現象はまた、伊勢湾の栄養塩類の収支とも切り離せない現象であるが、詳しくは「8-4 伊勢湾の富栄養化」、「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」を参照して欲しい。

8-3 伊勢湾の漁業の特徴

魚介類とその水揚量（漁獲量）

伊勢湾の漁業は三重県と愛知県の漁業者によって支えられている。現在のところ、伊勢湾全体の水揚量（漁獲量）を推定するには、農林水産統計を使わざるをえない。しかし、主にワカメやノリの海面養殖漁業を別にすれば、農林水産統計資料を使って伊勢湾全体の水揚量を推定するのはそれほど容易ではない。なぜなら、農林水産統計資料をもとに、とくに愛知県の水揚量を伊勢湾と三河湾に分けること、伊勢湾と三河湾の水揚量から渥美外海の水揚量の混入を除くことが、困難なためである。したがって、ここでは伊勢湾の水揚量として三重県の水揚量に関する農林水産統計資料を使用する。伊勢湾全体の水揚量と三重県の水揚量の正確な関係は知られていないが、少なくとも伊勢湾の水揚量の主体となっているイカナゴについては、三重県の水揚量は伊勢湾全体の水揚量と強い相関関係にあることが知られている。

三重県の海域は、行政上は伊勢湾海区、志摩度会海区と熊野灘海区の3海区に区分さ

れている。三重県の伊勢湾での水揚量は、伊勢湾西岸の北は愛知県との境界にある木曾岬から南は伊勢湾湾口近くの二見町までの漁業組合員によって水揚されたものである。最近の「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）には海区別の記述がないが、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、ワカメやノリなどの海面養殖漁業を別にすれば、伊勢湾海区の主たる漁獲対象種はイワシ類やイカナゴの浮魚類とアサリなどの二枚貝類のベントスであり、その年間総水揚量は約4万トンである。その内訳は、カタクチイワシが28%、イカナゴが27%、アサリが23%、その他の貝類が14%、その他が8%である。一方、志摩・度会海区や熊野灘海区では、漁獲対象種は伊勢湾海区に比べてはるかに沖合性の強い浮魚類が主体である。志摩・度会海区では、マイワシやカツオが漁業の主体になっており、年間総水揚量は約11万トンである。熊野灘海区では、カツオ、マグロおよびマイワシが漁業の主体であって、年間総水揚量は約4万トンである。

海面養殖漁業をみると、伊勢湾海区の養殖漁業のほぼすべてはノリ養殖であり、年間1万6千トンが水揚されている。一方、志摩・度会海区では、海面養殖漁業の年間水揚量は約2万4千トンであり、その内訳はノリが50%、カキが26%、マダイが16%、ワカメが5%、その他が3%である。熊野灘海区では、海面養殖漁業の年間水揚量は約9千トンであり、その内訳はマダイが72%、ブリが15%、その他が13%である。

すでに言及したように、伊勢湾海区の漁業の主たる対象種は、浮魚類のマイワシ、カタクチイワシとイカナゴ、ベントスのカレイ類（底魚）や甲殻類、さらにはアサリを主体とする二枚貝類である。成田ら(2002)の「伊勢湾の海況、プランクトン量と漁獲量の関係」（日本プランクトン学会報 49:127-135）は、東海農政局三重統計情報事務所が集計した「三重県漁業地区別統計表」中の水揚量資料にもとづいて、1965年（昭和40年）以降のこれらの漁獲対象種の年間水揚量の経年変動を検討している。この文献に依拠して、伊勢湾の主要魚種の水揚量の経年変動を以下にまとめてみよう。

マイワシの年間水揚量はほぼゼロから約4万トンの間を、カタクチイワシのそれはほぼゼロから約3万トンの間を変動している。これらの両魚種の年間水揚量の平均はいずれも約1万トンであるが、その水揚量の経年変動の傾向はまったく正反対であり、マイワシの水揚量が大ききときにはカタクチイワシのそれが小さく、逆にカタクチイワシの水揚量が大ききときにはマイワシのそれは小さい。よく知られているように、マイワシとカタクチイワシは本邦水域においてはともに黒潮以北の沿岸水域に分布しているが、カタクチイワシはマイワシに比べて沿岸よりに、それよりも沖合いにマイワシが生息している。これらのイワシ類の水揚量の経年変化はとくに顕著であり、とくにマイワシは1970年（昭和45年）代半ば以降にその水揚量は激増し、1990年（平成2年）にはそのピークに達し、これ以降その水揚量は激減している。したがって、伊勢湾内におけるマイワシとカタクチイワシの水揚量の優占度の交代は、単に外海沿岸水域におけるイワシ類の優占度の交代を反映しているにすぎないと見なせるかもしれない。しかし、本邦全

体および伊勢湾近傍の外海沿岸水域におけるイワシ類の水揚量の変動をみる限り、必ずしもそのようなことは言えない。

伊勢湾のイカナゴの年間水揚量の平均は約4千トンであり、水揚量は千トン未満から約1万3千トンの間を変動し、その経年変動はカタクチイワシの水揚量のそれと類似の傾向を示している。イワシ類2種とイカナゴの水揚量に比べれば、底魚のカレイ類と底生甲殻類それぞれの年間水揚量ははるかに小さく、まれに年間7百トンを超える程度であるが、その変動傾向は類似している。アサリの年間水揚量は1万トンを越す年も少なくなく、平均は約9千トンであり、一方、アサリを除く二枚貝類の年間総水揚量はまれに2万トンを超し、その平均は約1万トンである。伊勢湾においてアサリに次ぐ水揚量を揚げている二枚貝は木曾三川のヤマトシジミである。これは意外に知られていないが、河口の感潮域に生息しているヤマトシジミの水揚量の一部は河川での農林水産統計に集計されているので、この分も加えれば、伊勢湾における二枚貝類の年間水揚量の第1位はアサリではなく、ヤマトシジミになる年もある。もっとも、ヤマトシジミの近年の水揚量も激減しているのであるが。また、主要な漁場であった木曾三川河口域での漁場の荒廃のために、伊勢湾のハマグリの水揚量は近年では微々たるものとなっている。

結局、伊勢湾海区での漁業はイワシ類やイカナゴの浮魚類とアサリやヤマトシジミを主体とした二枚貝類を対象とした漁業によって支えられているが、伊勢湾での全水揚量の経年変動はほぼプランクトン食性魚であるイワシ類とイカナゴの水揚量の動向に支配されている。本邦沿岸水域は干拓や埋立等の開発が盛んな水域であり、それは人間の経済活動と密接に繋がっている。しかし、オイルショックやバブル経済の勃発等に見る日本経済の変動とは、水揚量の変動は明確な関係を見出しにくい。いずれにしろ、各漁獲対象種の水揚量の経年変動には一定の長期的な傾向を認め難い。

伊勢湾漁業の位置

三重県の「平成11年度 三重県農林漁業の動き 三重県農林漁業動向報告書」、2001年(平成13年)と2002年(平成14年)に水産庁が公表した「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査報告書」によれば、例えば、三重県を例にとれば、平成年代に入って以降、農林水産業全体で揚げる純生産額は県内の産業全体の純生産額の3%未満であり、水産業のそれは1%未満である。水産業による年間純生産額は1990年(平成2年)の451億から1996年(平成8年)の416億へと徐々に小さくなっている。これと同様のことは、就業人口についてもあてはまり、農林水産業全体でもその就業人口は、1995年(平成7年)度の資料では6.5%である。水産業についていえば、2%未満になる。まったく類似の状況は、愛知県においても認められ、水産業の位置はさらに低くなっている。本邦の他の内湾水域での水産業にもあてはまるが、伊勢湾周辺域の他の産業の生産額と比較する限り、伊勢湾における水産業、とくに漁業の位置は極めて低い。また、名古屋市や津市での消費者調査によれば、魚介類支出の割合は

低下傾向にあり、消費者の魚離れが進行している。

もちろん、漁業活動があること自体、そこに良好な環境が存在することを意味しているのであるから、漁業の重要性はその生産額の大小によって図られるべきものではない。佐久間(1998)の「漁業は環境にやさしいか」(漁業考現学、p.185-197、農林統計協会)によれば、漁業と環境の係わりにはいくつかの特徴がある。例えば、(1)農業や林業に比べて、漁業には目にみえる正の外部経済効果が少ないこと、(2)漁業の存続によって、水域の環境をモニターできること、(3)漁業においては共有資源(コモンズ)の利用が不可欠であること、(4)漁業がおこなわれる水域の環境には、経時的な変動性と空間的な異質性が著しいこと、である。このように見てくると、直接に生物資源の採取・漁獲活動が産業として成り立っている漁業は、もともと環境に順応していかなければ成り立たない産業であるといえる。この点が、ともに同じ第一次産業と言われる農業や林業との大きな違いである。

漁業活動に伴う社会経済的なつながり、また陸域との文化的および宗教的なつながりによって、生物資源の持続的な管理システムが存続してきた沿岸域も少なからず存在する。このような漁業の特徴を考えれば、伝統的に漁業がもっていた定義、それはどちらかといえば食糧生産あるいは生産額の大小で評価されてきた定義であるが、この定義から脱却して、漁業を水域の環境保全の観点からみる新しい定義を導入する時期に来ている。2001年(平成13年)と2002年(平成14年)に水産庁が公表した「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査報告書」も、恐らくはこのような考えにもとずいて、伊勢湾沿岸域における漁業の役割を見直そうとしている。ここでは、伊勢湾沿岸域の総合的管理にむけて漁業に求められる5つの視点を列挙している。すなわち、(1)産地消費を基本とした食糧の安定供給、(2)自然環境に配慮した漁業生産基盤の確立、(3)生態系に配慮したつくり・そだてる漁業の推進、(4)「海の守人」としての沿岸域への積極的アプローチ、(5)都市と漁村との交流促進を通じた漁業地域の活性化、の5つである。2001年(平成13年)に「水産基本法」が成立したことを追い風に、これらの視点が実際の施策において具体化されることを期待した。

8-4 伊勢湾の富栄養化

中央環境審議会水質部会の総量規制専門委員会(2000)の「第5次水質総量規制のあり方について」によれば、3県(愛知県、岐阜県、三重県)の積み上げ方式による原単位計算にもとづく資料を集計したものであるが、これら3県の伊勢湾への汚濁負荷量とその内訳およびそれらの経年変化は以下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資料も併せて引用してある。

COD 負荷量(ton/day)				伊勢湾に流入する COD 負荷量(ton/day)			
昭54年	昭59年	平1年	平6年	昭54年	昭59年	平1年	平6年

東京湾	477	413	355	288	生活系	151	150	141	134
伊勢湾	307	286	272	246	産業系	119	101	97	83
瀬戸内海	1,010	899	837	746	その他	37	35	34	29
					計	307	286	272	246

	窒素負荷量(ton/day)				伊勢湾に流入する窒素負荷量(ton/day)				
	昭54年	昭59年	平1年	平6年	昭54年	昭59年	平1年	平6年	
東京湾	365	334	320	281	生活系	69	73	64	65
伊勢湾	198	194	182	174	産業系	57	53	53	47
瀬戸内海	709	682	700	737	その他	71	68	65	62
					計	198	194	182	174

	燐負荷量(ton/day)				伊勢湾に流入する燐負荷量(ton/day)				
	昭54年	昭59年	平1年	平6年	昭54年	昭59年	平1年	平6年	
東京湾	41.4	30.4	26.0	23.0	生活系	9.8	6.7	6.3	6.4
伊勢湾	26.0	21.7	20.7	18.5	産業系	8.0	7.3	6.8	5.5
瀬戸内海	66.0	49.1	44.1	42.6	その他	8.2	7.7	7.6	6.6
					計	26.0	21.7	20.7	18.5

これらの資料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、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。とくに食器洗い等の台所排水や家庭用合成洗剤等の洗濯排水には窒素や燐が多く含まれているので、いっそう厄介である。名古屋市を別にして、愛知県、岐阜県、三重県の下水道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、とくに三重県では大規模な流域下水道の整備が2010年（平成22年）度を目標年度に下水処理場の整備が進んでいる。これについては、後に言及する「9-2 伊勢湾周辺地域の現行および将来の開発計画」に詳しく述べてある。いずれにせよ、CODに加えて、窒素と燐に対する第5次総量規制が伊勢湾においても始まり、またそれに応じて、次に述べるように、新たな環境基準も設定されたので、これらの環境基準を満たすための種々の手法（技術的、行政的、政策的）が展開されようとしている。

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 (A, B, C) に係わる環境基準では3類型(A, B, C) に、全窒素と全燐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。これについて詳しくは、本報告書の「6-4 COD（化学的酸素要求量）の総量規制から窒素・燐の総量規制へ」

に述べてある。COD に係わる環境基準から指定された伊勢湾の各海区と、全窒素・全燐に係わる環境基準から指定された伊勢湾各海区を図 1-6-9、図 1-6-15、図 1-6-16 に示す。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、常滑地先と四日市・鈴鹿地先が B 類型(3.0 mg/L 以下)に、その他の海域が A 類型(2.0 mg/L 以下)に指定されている。一方、全窒素と全燐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、全燐 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、全燐 0.05 mg/L 以下)に、その他の海域が II 類型(全窒素 0.3 mg/L 以下、全燐 0.03 mg/L 以下)に指定されている。これらの環境基準を満たすように、陸域からの汚濁負荷量を削減し、さらには富栄養化と貧酸素域の発達を阻止するには、伊勢湾の栄養塩類の挙動をめぐる物質収支が解明されなければ困難である。

言うまでもなく、東京湾と大阪湾は伊勢湾と同程度かもしくはそれよりももっと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域の発達、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 3 つの海湾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を関連する資料によって調べてみよう。

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 (化学的酸素要求量) 負荷量の欄のカッコ内の数字は COD 負荷割合 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。潮位差、流域面積、流域人口、COD 負荷量と淡水流入量のデータは財団法人日本シッブ・アンド・オーシャンのホームページ <http://libl.nippon-foundation.or.jp/1999/0870/contents/htm> より、その他のデータは日本海洋学会沿岸海洋研究部会(1985)より引用している。

海湾	面積 km ²	浅海 %	干潟 km ²	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 5 m 未満の面積の割合、COD、T-N (全窒素量)、T-P (全燐量)は湾中央部表層水の平成 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

等により消滅した干潟面積である。海湾面積のデータは日本海洋学会沿岸海洋研究部会(1985)より、その他のデータは財団法人日本シップ・アンド・オーシャンのホームページ <http://libl.nippon-foundation.or.jp/1999/0870/contents/htm> より引用している。

上記の資料が意味する点については、すでに「6-3 富栄養化と貧酸素域の発達の機構」において言及しているので、ここではこれらの資料を使って別の観点から解析してみよう。

伊勢湾、東京湾、大阪湾がわが国の代表的な富栄養化した半閉鎖的内湾であるのは言うまでもないが、これら3つの富栄養化した内湾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、各内湾に共通の、また各内湾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、それには各内湾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てみよう。まず最初に、東京湾、伊勢湾、大阪湾の淡水と塩分の収支を次に示す。

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)	(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、湾内の淡水平均滞留時間 0.9 month は、伊勢湾がもっとも短い。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、湾口を通じたの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。

次に、海水中の溶存態・無機態の窒素と磷の収支をまとめたものを示す。

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			
						(μ M)	(month)

(10 ⁶ μMol/month)								
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		(μMol)	(month)		
(10 ⁶ μMol/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	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

上記の資料から、伊勢湾の溶存態・無機態の窒素と燐の収支に関するいくつかの重要な特徴が明らかになる。

湾内の溶存態・無機態の窒素の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態・無機態の窒素の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。溶存態・無機態の窒素の場合と同様に、湾内の溶存態・無機態の燐の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。溶存態・無機態の窒素と燐の湾内への流入量と湾外への流出量の差は、これらが溶存態・有機態あるいは懸濁態・有機態の窒素と燐に変換され、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 x 10⁶ μ Mol/month ともっとも大きく、次いで大阪湾の 24 x 10⁶ μ Mol/month であり、もっとも小さいのは伊勢湾の 10 x 10⁶ μ Mol/month である。燐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 x 10⁶ μ Mol/month ともっとも大きく、次が大阪湾の 2.2 x 10⁶ μ Mol/month であり、もっとも小さいのは伊勢湾の 0.9 x 10⁶ μ Mol/month である。

東京湾と大阪湾では淡水と溶存態・無機態の窒素と燐の湾内平均滞留時間がほぼ等しいのに対して、伊勢湾では溶存態・無機態の窒素と燐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有機化され、下層に沈降して湾奥に運ばれながら、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、各湾共通に各湾の溶存態・無機態の窒素(N)と燐(P)のN/P比はレッドフィールド比の16以上であるので、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燐であると言える。

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。

2002年(平成14年)度に第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・燐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(平成13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(平成14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は、いずれにしても下水道整備による負荷量の削減である。

さて、窒素と燐の総量規制によって伊勢湾に設定されたCOD、全窒素、全燐の環境基準を満たすように、さらには伊勢湾の富栄養化と貧酸素域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。上記に言及したように、ボックスモデルによって伊勢湾の物質収支の特徴は大まかであるが知ることができたので、次の問題は物質収支のモデルを構築し、計算機シミュレーションによってこの問題を検討することである。次の「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」と、「9-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画」の中の「伊勢湾流域の下水道整備事業」は、この問題を扱っている。

8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達

「貧酸素」の定義は研究者によって異なっており、3ppm(2.1ml/L)未満とするものから2ppm(1.4ml/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3ppm(2.1ml/L)未満の溶存酸素量を弱「貧酸素」、2ppm(1.4ml/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)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(平成5年)から2001年(平成13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

よび年の変動を本報告書の 165 頁に示す(付図1)。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、貧酸素域の発達規模には季節による変動が著しい。しかし、これに加えて、年による変動も著しい。言うまでもなく、伊勢湾に限らず、本邦の内湾の底層の貧酸素域は毎年、夏季に発達し、秋季から-冬季にかけて解消される。この機構については、すでに「6-3 富栄養化と貧酸素域の発達の機構」において詳細に述べてある。貧酸素域の発達規模に年変動が著しいのは、毎年、夏季の貧酸素域の発達を促す要因(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、このような貧酸素域の発達は、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。伊勢湾の貧酸素域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、その成果は多くの研究論文として公表されている。

内湾の底層の貧酸素域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、当該の内湾の窒素や磷の物質循環の機構を解明することに他ならない。内湾に流入した溶存態・無機態の窒素と磷は植物プランクトンにより摂取され粒子態・有機態の窒素と磷に変換される。この有機態の窒素と磷は内湾内部での有機物生産と溶存酸素を生成する。有機態の窒素と磷はいくつかの過程を経て最終的には溶存態・無機態の窒素と磷に分解され、この分解過程において溶存酸素が消費されていく。粒子態・有機態の窒素と磷は底泥へと沈降していき、底泥上・中で分解され溶存態・無機態の窒素と磷となり、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磷が底層に溶出する。これらの溶存態・無機態の窒素と磷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以下の資料である。

	容積(A) (m ³)	現況負荷量(B)			B/A			負荷削減率	
		COD	全窒素	全磷	COD	全窒素	全磷	DO2.0 ml/L	DO3.0 ml/L
		(ton/day)			x 10 ⁻⁴	(ton/day/10 ⁶ m ³)	%	%	
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	-

この資料によれば、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。

9. 伊勢湾の環境保全と開発・利用のあり方

1993年(平成5年)に制定・施行された「環境基本法」にもとづいて、1997年(平成9年)に「環境アセスメント法」が成立し、これは2年後の1999年(平成11年)から実施に移された。また、環境基本法第十四条にもとづいて、環境政策の大綱を示すために1994年(平成6年)に「環境基本計画」が策定され、これを受けて、伊勢湾に関係した三重県、愛知県、岐阜県はそれぞれの地域に密着した環境基本計画を策定した。三重県は1997年(平成9年)に目標年度を2010年(平成22年)とした三重県環境基本計画を策定し、また翌年には三重県環境基本計画アクションプランを作成し、総合的かつ重点的に取り組むべき課題として次の8つを挙げている。(1)伊勢湾の再生、(2)流域環境づくりの推進、(3)多様な森林整備の推進、(4)廃棄物総合対策の推進、(5)自動車交通公害対

策の推進、(6)多様な野生生物の保全、(7)快適な都市環境の形成、(8)地球環境の保全と国際協力。愛知県は同じく、1997年に目標年度を2005年(平成17年)とした愛知県環境基本計画を策定し、取り組むべき課題として次の6つを挙げている。(1)生物軸の形成と多様な自然の保全、(2)安全で快適な環境保全型県土づくり、(3)環境・エネルギー制約下の総合交通体系の構築、(4)公害を防止し、環境負荷を少なくする産業活動の推進、(5)地域市民としてのライフスタイルの創造、(6)分権化時代における開かれた環境行政の展開。次に、岐阜県は1996年(平成8年)に目標年度を2000年(平成12年)とした岐阜県環境基本計画を策定し、また同年にぎふアジェンダ21を制定し、その基本理念として次の3つを挙げている。県民の健康の増進と人と自然が共生する環境の保全および創出、環境への負荷の少ない社会の構築に向けた積極的な行動、活動主体に応じた役割分担と協働による自主的な参加の拡大。このように、伊勢湾に関係した3県の環境基本計画を比べてみると、伊勢湾あるいは環境保全に対する各県の姿勢がよく見えてくる。伊勢湾の環境保全を表立って挙げているのは三重県のみであるが、伊勢湾への汚濁負荷の大半を出しているのは愛知県であり、一方、三重県はむしろ伊勢湾に深く依存した県であることを考慮すると、このことは非常に興味深い。

1993年(平成5年)に国によって制定・施行された「環境基本計画」は5年後をめぐりに見直すこととされていたが、2000年(平成12年)12月に、1994年(平成6年)の第一次環境基本計画に代えて、新「環境基本計画」が策定され、21世紀初頭の日本の環境政策の方向が示された。この新計画は、「循環」、「共生」、「参加」、「国際的取り組み」のキーワードで示された第一次環境基本計画の長期目標を踏襲し、(1)物質循環をできるだけ確保する、(2)自然と人間の共生を確保する、(3)あらゆる主体の環境保全への積極的な参加、(4)地球環境の保全への国際的イニシアティブ、の4つの長期目標を挙げている。また、これらの長期目標を実施していくための基本的視点として、(1)汚染者支払いの原則、(2)効率性の視点、(3)予防的な方策の推進、の3つの視点が重要視されている。この国の新環境基本計画を受けて、伊勢湾に関係した3県(三重県、愛知県、岐阜県)の環境基本計画の改訂も進んでいる。

以上に言及したような、伊勢湾の環境保全をめぐる最近の動きを見てみると、言葉で語られている限りでは誠にもっともな言い分であり、これがそのとおり実施されていれば、伊勢湾地域に環境問題が発生する余地はなさそうである。問題は、個々の事例において上記に言及したような視点、目標が考慮され、生かされているかどうかである。残念ながら、個々の事例を見るかぎり、「環境基本法」、「環境基本計画」、伊勢湾総合対策協議会や国土庁のいくつかの「指針」に掲げられている視点、目標とは裏腹に、現実には明らかに開発・利用事業や防災・安全事業に比重がかかっている。伊勢湾地域で今まさに問題となっているいくつかの環境問題(木曽岬干拓地、藤前干潟、中部国際空港、長良川河口堰)について、その問題点を把握しておきたい。過去の伊勢湾域の環境問題としては四日市コンビナート問題が著名であり、このコンビナート建設に伴う四日市港

周辺の海岸の変貌は驚くべき規模であるが、後に「9-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画」のところで高松干潟の問題と絡んで言及する以外は、四日市コンビナート問題には触れない。

9-1 伊勢湾のこれまでの環境問題

木曾岬干拓地

伊勢湾奥域の開拓は 1600 年代に開始され、徐々に陸域が沖側へと拡大した。1890 年頃には木曾三川河口域から名古屋港付近まで連なる広大な干潟と浅場があり、木曾三川の原型にあたる河川が愛知県西部と岐阜県南部の輪中の周囲を網脈状に流下していた。1900 年代初頭、明治政府は治水事業の一環として、明治改修と呼ばれる大規模な河川改修に着手し、流路は現在の揖斐川、長良川、木曾川の三川に分流された。1965 年（昭和 40 年）頃には木曾川左岸の愛知県側で鍋田干拓地事業が終結し、1980 年（昭和 55 年）ごろには木曾三川河口付近に残存していた干潟・浅場も地盤沈下や浚渫によって消失した。

木曾岬干拓地は木曾川左岸の河口域にあり、愛知県の鍋田干拓地に隣接した面積 443.4ha の干拓地である。木曾岬干拓地事業は鍋田干拓地事業に続いて 1966 年（昭和 41 年）度に国（農林水産省）によって着手されたが、その当初の事業目的は、都市近郊農業地帯としての立地条件を生かし、後背地農家の経営規模を拡大し、農業の近代化および経営の安定化を図ることであった。しかし、その後の経済をめぐる社会情勢がこの目的の実現を困難にしたので、政策転換が図られた。三重県総合企画局は 2001 年（平成 13 年）11 月に「木曾岬干拓地事業環境影響評価準備書」の縦覧をおこない、2002 年（平成 14 年）4 月に「木曾岬干拓地の土地利用について」を、また平成 14 年 12 月に「木曾岬干拓地事業環境影響評価方法書についての意見の概要および事業者の見解」を公表している。

(1) 木曾岬干拓地事業の経緯

1966 年（昭和 41 年）の国直轄事業としての干拓事業の着手以降の木曾岬干拓地をめぐる経緯をまとめたものが、次の年表である。

- 1966 年 木曾岬干拓地事業に着手（国直轄事業）
- 1968 年 三重県、愛知県の県境問題が発生
- 1973 年 干拓予定地を堤防で囲み、排水し干拓
- 1994 年 三重県、愛知県の県境の合意
- 1996 年 長島町、木曾岬町の町境の知事裁定
- 1997 年 三重県、愛知県の共同による「木曾岬干拓地土地利用検討委員会」の設置
- 1999 年 「木曾岬干拓地土地利用検討委員会」が「木曾岬干拓地土地利用に関する報告書」を提出

2000年 三重県が国（農林水産省）から一部の干拓地を買い受け、

農業目的としての土地利用事業を中止

2001年 三重県が「木曽岬干拓地整備事業環境影響評価方法書」の縦覧

つまり、1966年（昭和41年）の事業着工以来36年近くが経過し、当初の事業目的を設定した頃とは異なって、名古屋市を中心とした経済圏が大きく広がり都市化が急速に進展した。そのために、時代変化に適確に対応して、木曽岬干拓地の利用目的を当初の農業型の土地利用から都市型の土地利用に転換してその有効利用を図ることが求められた。1997年（平成9年）に、三重県と愛知県は共同で「木曽岬干拓地土地利用検討委員会」を設置し、木曽岬干拓地の利用の在り方を検討した。当初、木曽岬干拓地の大部分の土地は国（農林水産省）、愛知県、三重県に所属していたが、2000年（平成12年）に三重県が国所属の干拓地を買い受けたので、現在は79.6haが愛知県に、335.2haが三重県に所属している。もっとも、第二名神高速道路の関係の土地4.2haは道路公団に、河川堤防の関係の土地24.4haは国土交通省に所属している。

1999年（平成11年）に「木曽岬干拓地土地利用検討委員会」によって「木曽岬干拓地土地利用に関する報告書」が提出され、木曽岬干拓地の土地利用の方向性が固まった。この報告書では、土地利用の基本的考え方として「広域的な観点」と「段階的な利用計画」が提言されている。前者は、周辺地域の土地利用計画や伊勢湾地域全体の発展との連携を図ることを、後者は、当面の土地利用計画と将来をみすえた土地利用計画に分けた段階的かつ柔軟な土地利用計画を策定することを提言している。その上で、「当面の土地利用案」、「将来を見据えた土地利用案」、「今後の取り組みに向けて」を提言している。木曽岬干拓地事業が農業用地のための干拓を目的としておこなわれたために、現状の地盤高が海面下1mであり、高度な都市型の土地利用を図るためには、防災上の観点から盛土工事等を実施する必要がある。したがって、現在の社会情勢を考慮すると、大きな投資を必要とする盛土等の造成は控え、現状の地盤高での暫定的な土地利用を図ろうとしている。もちろん、その際の、木曽岬干拓地を取り巻く現状について、「第二名神高速道路、東海環状自動車道の湾岸道路、さらには東海北陸自動車道の南進路線（一宮西港道路）が整備される将来においては、木曽岬干拓地はこれらの高速交通網が集中する地域となること、また中部国際空港、名古屋港、四日市港に近いという利便性に恵まれた立地条件をもつことから、中部圏やさらにその圏外からの広域的な土地利用の需要が見込まれる。」とする現状認識があるのは言うまでもない。

(2) 木曽岬干拓地のあり方をめぐる論議

「木曽岬干拓地土地利用に関する報告書」の基本方針に沿って、概ね5年以内の事業着手、事業完了まで10年にわたる木曽岬干拓地事業が計画され、「木曽岬干拓地整備事業環境影響評価方法書」が2001年（平成13年）11月に三重県によって縦覧された。事

業者が愛知県と三重県でありながら「方法書」が三重県によってのみ縦覧されているのは、三重県が事業の実施にあたり三重県環境影響評価条例の規定にもとづいて環境評価をおこなうのに対して、愛知県の実施する関係事業の規模が三重県に比べて小さく、愛知県環境影響評価条例の規定において環境影響評価が必要な対象事業に該当していないためである。この「方法書」の縦覧に続いて、まもなく「環境影響評価準備書」さらには「環境影響評価書」といった順序で環境影響評価が進行していくであろう。

もちろん、「木曽岬干拓地土地利用に関する報告書」に沿った土地利用計画も一案であろうが、その他の代替案もいくつか考えられるであろう。代替案としては、(1)若干の必要な整備はするが、野鳥のサンクチュアリとして基本的にはこのまま放置する、(2)堤防を壊して、元の干潟や浅場あるいは湿地にもどす、の2つの案がある。これら2つの代替案は、伊勢湾のみならず全国的なレベルから見ても、干拓事業以前の当該区域がもっていた自然・社会環境の価値、現在の当該区域がもつ自然・社会環境の価値、地域住民の憩いや環境教育の場、費用対効果等の視点を考慮すれば、見かけほどには乱暴な案でもないし、その気になれば実現が困難な案でもないと思える。三重県の「海の博物館」館長の石原氏は、すでに何度か、木曽岬干拓地の堤防を取り壊して元の干潟・浅場に戻すことを提唱している。これら2つの代替案を加えて、木曽岬干拓地の土地利用の3案の比較検討をおこなうには、木曽岬干拓地ができる前の当該の区域はそもそもどのような自然環境および社会環境の区域であったのか、現在の木曽岬干拓地はどのような自然環境および社会環境の区域となっているのか、といった検討を必要とするであろう。

木曽岬干拓地のあった区域は、もともと貝類等の生物生産力も水質浄化力も高い干潟と浅場であった。木曽岬干拓地事業が始まった当時には、これらの点についての認識が低く、当時の社会情勢の趨勢に押されて干拓事業が積極的に推進された。これらの干潟と浅場がもつ貴重な生態的意義を考慮すれば、また伊勢湾奥域に現在残されている有力な干潟と浅場は木曽三川河口域、藤前干潟、高松干潟等の限られた場所であることを考慮すれば、現在の社会情勢下では木曽岬干拓事業はとて許されたかたであろう干拓事業であったと言わざるを得ない。一方、干拓事業の着手以来ほぼ36年を経過した現在においては、上記の「方法書」にも言及されているように、人の出入りを制限してきたことにより、木曽岬干拓地は人の立ち入りのない広大な面積の湿生草原となっており、近隣の藤前干潟や弥富野鳥園を利用する野鳥等にとってのみならず、そこに生息する野生動物等の貴重な生息空間となっている。残念ながら、「木曽岬干拓地土地利用に関する報告書」や「方法書」においては、上記の2つの代替案との比較検討がまったくなされていない。計画アセスあるいは戦略的アセスの観点から言えば、将来を見据えた木曽岬干拓地の合理的な土地利用のためには、当然、これら2つの代替案との詳細な比較検討が必要であろう。

藤前干潟

藤前干潟（名古屋市港区）は名古屋市の市街地に隣接し、庄内川、新川、日光川の河口域に広がっている約 200ha の干出地であり、泥分の多い砂泥干潟である。国内最大といわれる野鳥シギ・チドリ類の飛来地である藤前干潟は、名古屋市のゴミ処分場となる予定であった。しかし、諫早湾干拓事業の強引ともいえる着工の直後にこれに反発した世論の後押し、そして何よりも辻氏を含む熱心な地元関係者の努力もあって、名古屋市のゴミ処理場として潰される予定であった藤前干潟をめぐる騒動は落ち着き、2002 年（平成 14 年）に、藤前干潟周辺の名古屋市と愛知県飛島村にまたがる区域を特別鳥獣保護区に含め、次に藤前干潟のラムサール条約への登録が 11 月 18 日に終了した。また、これらの一連の動きを受けて、開発・防災事業と環境保全の調和を探るために、環境省主導の学識経験者らの「検討委員会」が「藤前干潟の保全と利用のあり方」をめぐる検討を続けてきたが、平成 14 年末にこの委員会は検討を終え、最終の「報告書」を準備中である。

公共事業である「諫早湾の堤防締め切り」は事業主体の農林水産省と長崎県、田畑の排水不良で悩む推進派農民の結束もあって、着工から 8 年たった 1997 年（平成 9 年）に完成した。しかし、強引な工事によって完成した直後から「有明海異変」が社会問題となり、現在、締め切り堤防の開放も含めて、有明海の環境保全をめぐる活発な議論が交わされている。これに対して、藤前干潟の場合は、ゴミ処分場としての埋立工事の着工前に、代替案を考えることができた。藤前干潟が残ったのは、干潟保全の重要性の認識が進み、「藤前干潟を守る会」を始めとした地元の関係者の熱心な保護・啓蒙運動があり、諫早湾の堤防締め切りで非難を浴びた環境庁がその存在意義をかけて奮闘したところが大きく、また公共事業のあり方が問われたことも影響している。

ただし、藤前干潟が名古屋市という大都市に隣接している干潟であり、陸域からのさまざまな負荷を受けやすい位置にあることもあって、その環境保全の上で抱える問題も複雑で多岐にわたっている。水質汚濁や周辺水域から流入する貧酸素水塊などが、干潟の生物の生存を脅かしている。周辺河川では東海豪雨等の水害問題が生じており、これらに対する河川整備事業等が最優先で実施されている。また、名古屋港周辺で港湾事業が活発に進められている。藤前干潟は何らかの対策を打たずにこのまま放置すれば、その環境は悪化するばかりである。藤前干潟の保全のためには何らかの手段をとるべきであるが、その保全措置は干潟周辺の防災・安全対策としての河川整備事業等や開発・利用対策としての港湾事業等との調整なしには困難である。つまり、藤前干潟の環境保全のためには、藤前干潟とその周辺域を含めた沿岸管理計画を立案し、そのためには行政、政治、地域住民、地元経済界等々の利害関係者が一同に会して検討し、これに学識経験者や専門家が加わった合同委員会あるいは審議会が形成される必要がある。また、このような委員会あるいは審議会は何よりも情報公開を原則とするべきである。2001 年（平成 13 年）に環境省主導で立ち上げられた「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会は、まさにこの種の問題を検討してきた。

藤前干潟をめぐる騒動は、本邦の干潟や沿岸浅海域をめぐるこれまでの、また将来の環境問題を考える場合に、参考になる点が多い。すでに指摘されたことであるが、藤前干潟をめぐる騒動は、貴重な干潟が保全されたことに加えて、名古屋市だけでなく全国の自治体にゴミ問題への意識改革を迫った。現実には、危機を感じた市当局と市民の連携によって、名古屋市は目を疑うような膨大な量のゴミ減量に成功している。

(1) 藤前干潟問題の経緯

ここでは、藤前干潟をめぐる環境問題が歴史的に紆余曲折をたどった経緯を追い、藤前干潟をめぐる自然環境や社会環境の現況の把握、環境アセス等の問題の所在、これらの問題解決の方策、藤前干潟の環境保全と利用のあり方等々について明らかにしたい。

環境省が2002年(平成14年)に公表した報告書「藤前干潟の保全、活用のあり方」の中の図3に、1964年時点と1990年時点の伊勢湾奥部域が比較されているが、この間に、いかに広大な干潟・浅海域が埋め立てによって失われたがよくわかる。また、この図は名古屋港に隣接した藤前干潟の置かれた状況をよく示している。もともと藤前地区(藤前干潟ではない)は干拓によって切り開いてきた水田であったが、この区域がゴミの埋立地域となり、次に名古屋市のゴミの半分以上を燃やす焼却炉工場となっていた。現在は、この区域は工場跡地(旧南陽工場跡地)となり、焼却炉の解体とその後の新焼却炉の建設が予定されている。

藤前干潟は自然の干潟としてはめずらしく大都会に隣接し、したがって陸域からの汚濁負荷を受けやすい位置にある。もともとこの干潟には名前はなく、市当局によってそっけなく名古屋港西一区と呼ばれていたが、地元の熱心な活動家の提唱もあって藤前干潟の名前が定着した。まず最初に、藤前干潟が国設特別鳥獣保護区に指定され、ラムサール条約登録に至るまでの環境問題の経緯を、朝日新聞や中日新聞の地元版に依拠して整理したものが以下の年表である。

- 1981年 名古屋港湾計画でゴミ処分場用地としての藤前干潟の位置づけ
- 1991年 環境庁が名古屋市の藤前干潟の埋め立て縮小案を認める。
- 1994年 名古屋市が環境影響評価の手続きに入る。
(現況調査計画書の縦覧)
- 1996年 環境影響評価準備書の縦覧(環境への影響は小さい)
- 1997年 環境影響評価準備書への追加調査として鳥類・底生生物調査を実施
国設鳥獣保護区を設定する意向を環境庁が表明
- 1998年 名古屋市による環境影響評価書の告示・縦覧、
(影響は明らかとし、代替措置として人工干潟造成を盛込む。)
名古屋市が人工干潟造成を検討する「自然環境保全措置検討委員会」を発足
環境庁が「藤前干潟における干潟改変に対する見解」(中間とりまとめ)
(代替案としての人工干潟造成を批判)

1999年 名古屋市が藤前干潟の埋め立て計画を断念

環境庁が藤前干潟をラムサール条約に登録する方針を発表

名古屋市が「ゴミ非常事態宣言」をし、2000年のゴミ量を1998年度の20%減の80万トン以下に目標設定。

2000年 東海豪雨による新川・庄内川の洪水被害

2001年 環境省の「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会が発足

2002年 2001年の名古屋市のゴミ量が76万トンになる。

ラムサール条約登録の前提となる特別鳥獣保護区に藤前干潟を指定する方針

環境省が名古屋市に、国費で藤前干潟の施設を整備し運営も国費で賄うことを回答、名古屋市もこれを了承した。

藤前干潟を国の特別鳥獣保護区に指定、ラムサール条約に登録

環境省の「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会が報告書を提出

(2) 名古屋市のゴミ問題と処分場

名古屋市のゴミ処分場は愛知（岐阜県多治見市）、守山南部（愛知県尾張旭市）、大清水（名古屋市緑区）の3カ所であるが、1981年（昭和56年）の時点では、1996年（平成8年）度中にこれらの処分場は満杯になると予測され、藤前干潟が次のゴミ処分場の候補となっていた。当初の藤前干潟のゴミ処分場建設計画では、第一期工事で70haを一般廃棄物と、浚渫土砂などで藤前干潟を埋め立てる予定であった。この藤前干潟の問題が明らかになったとき、ゴミ処分場の代替地として名古屋港南5区の産業廃棄物処分場（愛知県知多市）、運輸省が名古屋港に造成している人工島ポートアイランド、ゴルフ場予定地の名古屋港西5区（愛知県弥富町）、貯木場（愛知県弥富町、名古屋市南区と名古屋港西三区、東海市）等が取りざたされた。しかし、既存の港湾計画との関係や国や県などの関係機関との調整といった行政の論理が壁となって、これらはいずれも代替地とはなりえないと、名古屋市は主張してきた。

1994年（平成6年）に名古屋港の港湾整備計画の見直しがあり、1996年（平成8年）に民間不動産会社が入り組んだ権利関係を整理して藤前干潟をまとめて買い、1993年（平成5年）に名古屋土地開発公社が藤前干潟約117haを約50億円で民間不動産会社から購入した。1970年（昭和45年）代後半にすでに名古屋市は藤前干潟をゴミ処分場とする調査を始め、1984年（昭和59年）に正式に計画を公表した。藤前干潟の問題が急変したのは、名古屋市が1998年（平成10年）に環境影響評価書の告示・縦覧をおこない、埋め立ての環境への影響は明らかであるとしたこと、代替措置として人工干潟造成を盛り込み、干潟造成を検討する「自然環境保全措置検討委員会」を発足させたこと、これに対して環境庁が「藤前干潟における干潟改変に対する見解」（中間とりまとめ）において、代替案としての人工干潟造成を批判し、干潟破壊や消滅には厳しく対処すると態度

を一変させたことである。これによって名古屋市と環境庁の対立が鮮明になったが、この対立は、環境庁の対応が遅かったこと、名古屋市の藤前干潟の重要性の認識が遅れ、ゴミ処分場の代替地を真剣に探すことを躊躇したこと、名古屋市が議会の承認を得て用地買収も環境影響評価もすでに終え、埋め立ての免許申請を運輸省に出す段階になっていたことにも起因している。結局、代替措置としての人工干潟造成を環境庁が批判したことが直接のきっかけとなって、藤前干潟がゴミ処分場となることを免れた。

(3) 藤前干潟の環境影響評価

上記にまとめた年表にしたがって、1998年(平成10年)の名古屋市による環境影響評価書の告示・縦覧に至るまでの名古屋市の環境影響評価委員会をめぐる動きを追ってみると、前記の環境影響評価書に際立っている点は、いくつかある。まず最初は、1996年(平成8年)に縦覧され、環境への影響は小さいとした環境影響評価準備書への非難に対する対応として、鳥類と底生生物の追加調査をおこなったことである。これは、この準備書で公表された調査手法が、藤前干潟に飛来する鳥類の個体数と干潟に生息する生息生物の現存量や水質浄化能力を過小評価しているとされたためである。また、従来の本邦のこの種の環境影響評価書の多くが「事業の環境への影響は軽微である」とする傾向があった中で、環境影響評価書が「事業の環境への影響は明らかである」ことを率直に認め、モニター調査と並行した段階的な埋め立てを求め、環境修復の代替措置として人工干潟の造成を提言していることである。もっとも、1996年(平成8年)の「準備書」と1998年(平成10年)の「評価書」の結論がなぜこのように異なったのかについては、納得できる説明は与えられていない。

環境に影響があることを認めたこと、環境修復としての代替措置に言及したこと、これらのことは、従来実施されてきた公共事業の環境影響評価においては、まずなかったことである。一方、この環境影響評価の限界も明らかとなった。その中でもっとも強調すべきは、環境影響評価の科学的な信頼性が損なわれたこと、干潟の価値の評価、例えば自然界の浄化の場としての干潟、生物多様性の場としての干潟、憩いやレクリエーションの場としての干潟、環境教育の場としての干潟等々の、干潟の価値に言及できなかったことである。次に、何よりも重要な点は、本邦全体の干潟が消滅を続ける中、残った藤前干潟はどのような点から考えても絶対的な価値をもつことを失念し、地元での価値の評価に終始したことである。このような視点から「準備書」や「評価書」に対する批判を展開している文献として、日本海洋学会(1999)の「明日の沿岸環境を築く」(恒星社厚生閣)をあげることができる。さらに付け加えれば、従来のもと同じく、このような環境影響評価の限界は、つねに事業実施が事実上の前提となって環境影響評価に進むことにある。社会経済的な側面も含めて、情報公開や住民参加、計画段階での事業の必要性や他の施策との整合性、複数の代替案をも検討する計画段階での戦略的な環境影響評価制度の導入といった視点がないことが、この種の環境影響評価の限界としてつねに

浮かび上がってくる。

(4) 庄内川・新川の洪水被害：防災・開発事業

2000年（平成12年）9月11日から12日にかけて、愛知県内は台風14号および秋雨前線の影響によって未曾有の集中豪雨に見舞われ、河川には軒並に水防警報が出された。庄内川や新川などでは計画高水位を超える過去最高の水位が記録され、庄内川水系の新川では3箇所破堤した。中でも河口から16km上流の名古屋市西区地内では、左岸堤防が約100mにわたり決壊し、氾濫区域は名古屋市西区と西春日井郡西枇杷町や新川町に達し、浸水家屋は約8千戸に上った。この水害によって、新川周辺では約2万9千人の住民が避難を強いられたほか、1万8千戸を超える住家が被災し、流域社会に深刻な傷痕を残した。

このような洪水への対策として、2000年（平成12年）11月、国土交通省中部地方整備局と愛知県は河川激甚災害対策特別緊急事業に着手した。具体的には、国と愛知県は庄内川と新川を一体的な治水システムとして洪水処理施設を整備するために、次のような対策をとろうとしている。庄内川に対しては河床掘削（土砂は中部国際空港の埋め立て土砂の一部となる）、築堤および遊水域の改築等によって、庄内川の洪水の流下能力を向上させるとともに、新川と庄内川の境界にある洗堰を改築することにより新川に対する洪水越流流量を軽減させる。同時に、新川に対して、堤防の強化、河床掘削および遊水地（治水緑地）の整備等の対策を講じ、新川の洪水の流下能力を向上させ、破堤による外水氾濫を防止するとともに、河川ポンプを増強して内水被害の軽減を図る。

当然、国土交通省中部地方整備局と愛知県が庄内川・新川に対して着手した河川激甚災害対策特別緊急事業は、河口域にある藤前干潟の環境へ影響を及ぼすことが懸念された。

したがって、学識経験者から構成された「庄内川・新川河口干潟調査会」が設置され、この事業の河口干潟、なかんづく藤前干潟への影響を避けるためのモニタリング調査とその結果の解析を踏まえて、河川激甚災害対策特別緊急事業の環境への影響を監視している。この事業に着手した年の前後は、言うまでもなく、藤前干潟の保全にとって記念すべき重要な年である。つまり、1999年（平成11年）に名古屋市が藤前干潟の埋め立て計画を断念し、2000年（平成12年）には東海豪雨による新川・庄内川の洪水被害があり、2001年（平成13年）には環境省の「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会が発足し、2002年（平成14年）には藤前干潟を国設特別鳥獣保護区に指定、ラムサール条約登録となった。藤前干潟のラムサール条約登録の前提となっている国設鳥獣保護区の指定に際しては、庄内川・新川の防災・安全事業の展開を含めて、計画中のまた将来の周辺区域の開発・利用計画と藤前干潟の環境保全の関係をいかに調和させるかについて、環境省の「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会においても議論が活発に交わされた。しかし、結局は、水面下での環境省と関係省庁や愛知県との交渉によ

って、国設特別鳥獣保護区の範囲が決まったが、これは周辺区域の防災・安全対策のための施策を妨げるものでないことが確認されたようである。

(5) 藤前干潟の環境保全

藤前干潟は国内最大級のシギ・チドリ類の渡来地であり、渡り中継地として国際的に重要な干潟である。そこは、渡り鳥の餌となる底生生物が豊富に生息し、また水質浄化の場ともなっている。周辺には広いヨシ原等も見られ、藤前干潟とその周辺域は都市近郊の貴重な自然環境となっている。藤前干潟をめぐる紛糾の経緯からも明らかのように、名古屋市と周辺の臨海部埋立ての中でわずかに残された藤前干潟の保全は、名古屋市のゴミ減量とその施策の転換の契機となった。一方、庄内川、新川、日光川の河口域にあり、また名古屋港の一角にある藤前干潟の現況は、干潟の環境保全の観点から言えば、危機的な状況にあるといっても過言ではない。藤前干潟が抱える問題としては、(1)水質汚濁や周辺から流入する貧酸素水塊の問題、(2)洪水対策等の河川整備事業の優先、(3)河川、海岸および港湾事業との調整、がある。とくに強調すべきは、貧酸素水塊の問題であり、この問題は藤前干潟だけでなく、名古屋市等の都会からの汚濁負荷の増大と関係しているので、そして名古屋港全域、さらには伊勢湾奥域全体の富栄養化の進行と絡んだ貧酸素水域の形成と密接に結びついているので、藤前干潟に限定した環境保全対策のみでは藤前干潟の保全は難しい。しかし、即効性の措置が難しいといって何も手を打たなければ、藤前干潟の環境は悪化するばかりである。

環境省の「藤前干潟の保全と利用の在り方」検討委員会の公開の議論を参考にすれば、そして2002年(平成14年)3月に環境省が公表した「藤前干潟の保全、活用のあり方

藤前干潟保全活用構想の検討結果について」によれば、藤前干潟の保全と活用のあり方としていくつかの手順が考えられるであろう。藤前干潟の保全のあり方としては次の3つが挙げられる。ひとつは、藤前干潟の場としての特性と藤前干潟が抱える問題を把握し、藤前干潟の自然環境保全の必要性和その課題を明確にすることである。二つ目は、藤前干潟の保全対策を実施するための前提として、モニタリング等の調査研究の必要性和その課題を明確にし、未解明な部分を多くもつ渡り鳥や干潟生態系についての科学的なデータを蓄積する必要がある。三つ目は、干潟の消失や環境悪化の進行を改善するために、汚濁負荷の軽減等の環境修復あるいは環境再生に取り組むことである。次に、藤前干潟の活用のあり方としては次の2つが挙げられる。ひとつは、大都市の近郊における自然とのふれあいの場として藤前干潟を活用することである。二つ目は、環境教育あるいは環境学習の場として藤前干潟を活用することである。

いずれにしても、アメリカ合衆国のチェサピーク湾やサンフランシスコ湾、ヨーロッパのワッデン海の環境保全の実施状況を参考にすれば、近い将来における藤前干潟の環境保全においても、利害関係者(国と自治体の行政・政治、産業界、地元住民、地元NGO、科学者等の専門家)が一同に集い、情報を共有し、意見を交換し、よりよい施策を求め

て検討を進めていく協議会方式の設立が望ましい。もちろん、どこが協議会の主体となるのか、協議会の財政的基盤をどうするのか、利害調整をいかに進めるのか等の問題が行く先にあることは承知しているが、これまでの本邦各地の環境問題の紛糾を考慮すれば、この協議会方式しか残っていないとも言える。少数ではあるが、励ましになる事例もある。例えば、2005年（平成17年）開催予定の愛知万博では、当初予定されていた会場跡地での住宅団地建設計画が中止され、会場地の大幅な変更がおこなわれた。これが実現したのは、会場予定地の自然を守るためにさまざまな立場の市民団体が一同に集まり、長期にわたって討論を重ね、始めは大きな意見の相違があったが、行政も支援して意見を集約し会場を変更したからである。このような事例は、過去の本邦の環境問題においてはなかったことである。もうひとつの例は、愛知県の矢作川方式による河川管理である。

中部国際空港

地元経済界だけでなく、国政レベルにおいても、将来、市街地にある名古屋空港に替わって、中部国際空港が活躍すると想定されている。常滑沖に建設中の人工島（中部国際空港）はその建設規模と経済的波及効果が大きいため、伊勢湾周辺地域においては愛知万博と並んで全国的にも注目を集めている事業である。もちろん、愛知万博とも絡んでいて、中部国際空港の完成までの日程はこの万博の開催に間に合うように設定されている。この空港島の建設はすでに着工されているが、この開発・利用計画を伊勢湾の環境保全といかに調和させるかという難問が当初から懸念されていた。折りしも、1997年（平成9年）に環境影響評価法の成立、その2年後のこの環境影響法の実施が迫っていた時期でもあったので、この環境影響評価法を先取りしてこの事業の環境影響評価をおこなうことになった。空港島建設の経緯を追い、環境影響評価の問題点を把握することは、今後の他の類似の事業の場合においても参考になる点が多いであろう。

(1) 空港島建設の経緯

2005年（平成17年）の完成・開港をめざした中部国際空港の工事が着工するまでの経緯をまとめたものが次の年表である。

- 1982年 愛知県等から運輸大臣へ新空港建設の要望
- 1985年（財）中部空港調査会の設立
- 1989年 新空港候補地として伊勢湾東部の常滑沖の選定
- 1990年 中部空港調査会が「中部新空港基本構想」を公表
- 1991年 中部空港調査会が「中部新国際空港の全体像について」を公表
 - 第6次空港整備5箇年計画に調査実施空港として中部国際空港を明記
- 1992年 陸域の事前環境調査の開始
- 1993年 海域の事前環境調査の開始

- 1996年 第7次空港整備七箇年に中部国際空港建設の推進を明記
- 1998年 政府予算案に中部国際空港の実施設計調査費の計上
中部国際空港株式会社の設立
運輸大臣による「中部国際空港の基本計画」の公示
環境影響評価準備書の縦覧
- 1999年 環境影響評価書の告示・縦覧
日本海洋学会海洋環境問題検討委員会が「閉鎖性水域の影響評価に関する見解
中部国際空港建設の場合」を公表
- 2000年 中部国際空港の建設への関係漁業団体の同意
埋め立て許可申請
- 2005年 中部国際空港の完成・開港予定

第7次空港整備計画（1996 - 2000年）によれば、成田国際空港、関西国際空港に続く国際ハブ空港として整備の必要性が強調されていた。具体的には、現在の名古屋空港が市街地にあるために、夜間は使えず、これ以上の拡張は困難であり、将来の需要の増加を考えると、空港の処理能力は21世紀初頭には限界に達すると予測されていた。建設されるのは人工島の空港だけではなく、ショッピングセンターやレジャー施設、物流拠点などの用地として、空港島対岸の海岸部123haが埋め立てられる。前島と呼ばれるこの対岸は、空港島の護岸からはわずか1.1kmの距離にある。開港時の用地規模は、離着陸地域、ターミナル地域の計約500haであり、全体構想では計約800haとされている。中部国際空港の予算規模は関西空港に比べれば小振りであり、全体予算は約8000億円、その内訳は、国と愛知県と民間あわせて40%の無利子資金、中部国際空港株式会社の借入金60%の有利子資金となっている。一方、関西国際空港の場合は、国と自治体と民間があわせて30%の無利子資金、残り70%が政府補償債であった。関西国際空港は明らかに経営的には破綻しているため、中部国際空港の場合には、民間活力の導入を図って中部国際空港株式会社が経営の責任を負っている。

1991年（平成3年）に（財）中部空港調査会が公表した「中部新国際空港の全体像について」では、(1)航空機騒音の影響の軽減、(2)名古屋港に出入りする大型船の常用航路への配慮、(3)断層等の海底地盤条件への配慮の3つを満足するものとして、新空港の位置を決めるとされていた。結局、人工島の中部国際空港は、名古屋市から南へ30km、愛知県常滑市沖の現在の位置に決まった。

中部国際空港会社の当初の案によれば、埋め立てに使用する土砂は、海上輸送で運搬しやすい伊勢湾や三河湾の沿岸域の開発で発生する山土を主体にしていた。これに加えて、港湾整備事業等により名古屋港から今後ともに毎年約200万 m^3 発生する浚渫土砂と、東海三県で年間3500万 m^3 が発生している建設残土も考慮されていた。空港島とその対岸の前島の埋め立てに必要な土砂は、それぞれ7000万 m^3 と1150万 m^3 の計8150万 m^3

である。その内訳は、名古屋港と庄内川・新川の浚渫土砂から 1350 万 m^3 を、愛知県幡豆町から 5000 万 m^3 を、三重県の管島から 600 万 m^3 を、三重県のその他の町（藤原町、大宮町、南島町、紀勢町）からあわせて 1200 万 m^3 を調達することになっていた。これらの土砂調達には当該の市町村による保安林解除等の行政措置をとらなければならないが、これが当該の市町村の住民を巻き込んだ環境保全をめぐる社会問題となっている。事実、愛知県幡豆町から予定されていた 5000 万 m^3 の土砂は 5 分の 1 以下に減らされ、最終的には、土砂採取事業は中止に追い込まれ、空港会社はこの量の土砂を他に求めている。また、三重県南島町からの土砂採取事業も中止に追い込まれている。一方、新たに紀伊長島町の海岸（野々瀬地区）から、ここは三重県の鳥獣保護区内であるが、520 万 m^3 の土砂を採取する計画が進んでいる。

(2) 漁業権と漁業補償

本邦の沿岸水域は伝統的に、専有的に漁業によって利用されてきたために、本邦の漁業制度は、漁業法や水産資源保護法による規制、水産業共同組合法による小生産者の相互扶助を中心に展開されてきた。したがって、漁業以外の新たな開発・利用事業あるいは防災・安全事業を展開しようとするときには、漁業との調整が必要となる。これまでの多くの事例では、漁業権をもつ漁業者の同意を得て、補償金を支払い漁業権を消滅させている。現行の漁業法はその第 39 条において、「漁業調整、船舶の航行、てい泊、けい留、水底電線の敷設その他公益上必要があると認めるときは、都道府県知事は、漁業権を変更し、取り消し、又はその行使の停止を命ずることができる」と定めている。同条 6 項と 7 項において、都道府県知事はそれによって生じた損失を補償することが義務づけられている。また、同条 13 項においては、それによって利益を受ける者がある場合には、都道府県はその者に対して補償金額の全部または一部の負担を命じることができる」とされている。2001 年（平成 13 年）に新たに水産基本法が制定されたが、この点については変更はない。

一方、公有水面埋立法の 3 条 1 号によれば、「工事の施行区域内の水面に権利者が存在する場合には、当該権利者が埋め立てに同意しない限り、都道府県知事が埋め立てを免許できない」としている。埋め立て免許者である知事は漁業権の設定や取り消しを行う主体であり、公益判断によって既存の漁業権の取り消しを行うことも可能であるが、知事が埋め立ての積極的な公益判断をして、漁業権をあらかじめ消滅させるような事態は事実上ありえない。つまり、埋め立て免許の申請者は漁業者の自発的な同意を得ない限り、埋め立てができない構造になっており、その同意は、漁業者が漁業権の消滅の対価として満足するだけの金額を支払うことによってしか得られない。現況の社会情勢下においては、この補償金額の主導権は漁業者側にあり、それが現況の先例や相場を作り出し、それが意味で、漁業者のエゴと評価され、社会的公正に反するあるいは金額交渉が不透明であるとの批判をしばしば非漁業者から浴びている。常滑沖の人工島（中

部国際空港)の建設は、事実上、2000年(平成12年)の中部国際空港の建設への関係漁業団体の同意と、それに基づく埋め立て許可申請があつてはじめて工事着工ができたと言える。その他にも、火力発電所や原子力発電所等の建設においては、協力金名目の多額の金銭が関係の漁業組合に支払われることが多いが、これも部外者には何か割り切れない感じを与える。

海洋管理研究会(2002)が公表した「21世紀におけるわが国の海洋政策に関する提言」は、その中の第4提案の中のひとつとして、「漁業補償に第三者機関による裁定方式の導入を検討すべきである」と提言している。その目的は、透明性を高め、合理的な補償が可能になり、補償によって漁業の進行、水産資源の回復・培養・資源管理が一層充実するような新たな制度を構築することである。確かに、漁業補償そのものを取り上げればそのとおりであろうが、沿岸水域の環境保全および管理にとっては、これは問題の本質ではないと言える。上記に言及したような状況を認識するとき、「さて、海はだれのものであろうか」といった疑問をもたざるを得ない。海あるいは沿岸水域についての考え方が欧米とはまったく異なっている本邦では、「沿岸水域は公共のものである」といった通念は確立していない。また、これまで実際には、本邦の沿岸水域は伝統的に、専有的に漁業者によって利用されてきただけでなく、また漁業者によって守られてきたとも言える。

(3) 空港島建設の環境影響評価

1998年(平成10年)に縦覧された中部国際空港建設事業の「環境影響評価準備書」、1999年(平成11年)に告示・縦覧された「環境影響評価書」への批判としては、宇野木・西條(1999)が公表した「重大な欠陥をもつ中部国際空港周辺の海洋環境影響評価」、日本海洋学会海洋環境問題検討委員会(1999)が公表した「閉鎖性水域の環境影響評価に関する見解 中部国際空港人工島建設の場合」(海の研究 8:349-357)がある。いずれの文書においても、「環境影響評価準備書」および「環境影響評価書」に対して酷しい批判が展開されている。ひとつは、空港建設が周辺の環境にあたえる影響の事前評価の内容そのものに係わった批判である。他は、環境影響評価書そのもののあり方に係わった批判である。

先に言及したように、航空機騒音の影響の軽減、名古屋港に出入りする大型船の常用航路への配慮、断層等の海底地盤条件への配慮の3つを制約条件として、中部国際空港の位置を常滑沖の海上に人工島を建設するとされていた。この常滑沖に人工島の中部国際空港を建設すると、当然、周辺の環境へ影響が生じるので、この環境影響を事前に評価し、この影響の軽減策を講じなければならない。その結果が、上記の「環境影響評価準備書」であり、「環境影響評価書」である。この事前影響評価で考慮すべきは、周辺水域の生態系への影響、周辺水域の漁業資源への影響、藻場への影響、海況への影響、水質への影響、底質への影響、海岸線と海底地形への影響等々である。これらの諸問題

の根底にあるのは、空港島の建設に伴う流れの変化であるが、「環境影響評価準備書」や「環境影響評価書」では、空港島と対岸の間の水道は恒流の収束域となるが、トンボ口現象のような大きな海岸線の変化はなく、また空港島の遮蔽効果によって近傍の海域で流れが弱まり、溶存酸素量が減少するが、顕著な変化ではないと予測されている。これらの予測についても種々の問題点が指摘されているが、もっと大きな問題点は、空港島の建設に伴う浅海域と海草藻場の消失である。

「環境影響評価準備書」および「環境影響評価書」においては、伊勢湾の生態系、とくに漁業資源にとって常滑沖の空港島とその周辺の浅海域の果たす役割が過小評価されている。岐阜県・愛知県・三重県・中部空港調査会(1997)が公表した「中部新国際空港に関する漁業影響調査結果」によれば、アマモ場は愛知県側では知多半島の常滑から美浜にかけて、三重県側では津から鳥羽にかけて分布しており、平成5年度では面積はそれぞれ1.91km²と3.94km²であり、常滑周辺のアマモ場は伊勢湾の33%を占める。また、富栄養化の著しい伊勢湾では、毎年夏季に大規模な貧酸素域の発達を観察されているが、伊勢湾の他の浅海域とは異なって、空港島周辺の浅海域はこの貧酸素の発達域となっていない。空港島5.8km²は伊勢湾の10m以浅の面積400km²の1.5%にすぎないが、空港島とその周辺の浅海域はこの数字が物語るよりもはるかに大きな、無視することができないほどの生態的な役割を担っていると言える。「環境影響評価準備書」や「環境影響評価書」では、上記のような環境への影響を軽減するために、代替措置として、(1)空港島と対岸部の海域幅の確保、(2)空港島の形状の曲線化、(3)空港島の隅角部の曲線化、(4)空港島の護岸壁面での岩礁域生態系の創出をあげている。しかし、日本海洋学会海洋問題検討委員会(1999)の「閉鎖性水域の環境影響評価に関する見解 中部国際空港人工島建設の場合」(海の研究8:349-357)によれば、これらは十分な代替措置とはなっておらず、空港島周辺のアマモ場や砂質浅海生態系が消失する可能性は解消されないとしている。

「環境影響評価書」そのもののあり方についても、いくつかの批判がおこなわれている。ひとつは、漁業資源への影響についてほとんど検討が加えられていないことである。他は次のようなものである。空港建設計画は、空港島埋め立てからアクセス用高速道路の建設、関連施設用地の確保のための対岸埋め立て、埋立用土砂採取と運搬に至る一連の事業によって、陸域と海域の環境に大きな負荷を強いるが、これらの環境影響が個々に検討され、中部新国際空港建設のあり方とその環境影響が全体として一括して考慮されていない。また、計画アセスあるいは戦略的アセスの視点から思いつくままにいくつか挙げれば、(1)なぜ中部国際空港が必要なのか、(2)なぜ中部国際空港は人工島なのか、(3)なぜ人工島は常滑沖なのか、(4)常滑沖が妥当だとすれば、なぜもっと沖側ではなく、今の位置に人工島があるのか、(5)人工島建設がその周辺域および伊勢湾の環境にどのような影響を与えるのか(人工島の規模と形状の根拠は何かも含む)、となる。詳しく検討すればもっと多く出てくるであろうが、「環境影響評価」は上記の(5)に相当し、人工島が常滑沖の現在の位置にあることを前提に、その建設の影響を予測し、それに基づいて

人工島の形状に工夫をこらし、一部は環境修復の措置も講じている。つまり、上記に列挙したそれぞれの項目について、事前事後の評価は行われていないが、これを実施すべきであろう。

長良川河口堰

濃尾平野を流れ、伊勢湾奥域に流入する揖斐川、長良川、木曾川の木曾三川は、滋賀県、長野県、岐阜県、愛知県、三重県の5県に流域をもち、全体で9,100km²の流域面積をもつ本邦有数の大河川である。木曾三川は昔から氾濫しやすい河川として知られ、長良川は下流域で揖斐川と合流している。しかし、この流路は自然に出来上がったものではなく、江戸時代以来の治水事業、最終的には明治改修の木曾三川分水事業によって作り出されたものである。国土交通省の木曾川上流工事事務所のホームページ掲載の資料をもとに、木曾三川の特徴を比較したものが次の表である。

河川	水源	流域面積 (km ²)	幹川流程 (km)	平均年間流量 (億 m ³ /year)	計画高水量 (m ³ /s)	観測地点
木曾川	鉢盛山 (標高 2446m)	5,275	227	93	12,500	犬山
長良川	大日岳(標高 1709m)	1,985	166	36	7,500	忠節
揖斐川	冠山(標高 1257m)	1,840	121	27	3,900	万石

長良川は木曾三川の中で流域面積に占める平地の割合がもっとも高く、流域人口も多く、その流域には白鳥、郡上八幡、美濃、岐阜、羽島といった都市があり、人々の暮らしと深く係わりあってきた河川である。長良川は、一生の間に川と海を往来するサツキマス（降海型のアマゴ）やアユ、汽水域に生息するヤマトシジミの産地として知られた河川であるが、その名が全国に知れわたったのは、河口堰の建設が論議を呼んだ1980年（昭和55年）代後半、とくに天野礼子氏を中心とした新しい形の反対運動が盛り上がった時期からである。

(1) 河口堰建設の経緯

長良川河口堰の建設の経緯と環境影響評価の問題点は、村上ら(2000)の「河口堰」（講談社）や日本海洋学会(1999)の「明日の沿岸環境を築く」（恒星社厚生閣）に詳しい。これらの文献に準拠して、長良川河口堰建設までの経緯をまとめたものが以下の年表である。

- 1960年 建設省中部地方建設局が「長良川河口ダム」構想発表
- 1961年 水資源開発促進法・水資源開発公団法の制定
- 1963年 木曾三川河口資源調査（KST）の開始
- 1968年 木曾三川河口資源調査の報告書
「木曾三川水系水資源基本計画」の閣議決定

- 1969年 建設省中部地方建設局が公報冊子「長良川河口堰計画 長良川の安全と利用」
を公表
- 1971年 利根川河口堰完成
- 1988年 長良川河口堰の工事着工
- 1992年 建設省・水資源開発公団が「長良川河口堰に関する追加調査報告書」
を公表
- 1994年 長良川河口堰本体工事完成と試験灌水
建設省・水資源開発公団が「環境調査委員会、モニタリング委員会」
を設置（調査結果の公表）
- 1995年 長良川河口堰の本格運用を開始

1960年（昭和35年）に河口ダム構想が発表されて以来、河口堰が必要であるという建設省の主張は変わっていないが、奇妙なことに、その建設目的は時代とともに変わってきている。河口堰建設の当初の目的は新規の水資源の開発であったが、その後の経済成長の停滞による水需要の低下や費用負担の問題もあって、これに替わって、長良川の治水が目的であることが強調されるようになった。1959年（昭和34年）9月の伊勢湾台風から3年続いた大洪水を理由に、1963年（昭和38年）に建設省は長良川の計画高水流量を $4,500\text{m}^3/\text{s}$ から $7,500\text{m}^3/\text{s}$ に変更し、今後90年に1度の割合で起きると予想される洪水を $8,000\text{m}^3/\text{s}$ （基本計画高流量）とし、そのうち $500\text{m}^3/\text{s}$ を上流の板取ダムで調節し、 $7,500\text{m}^3/\text{s}$ を河道に流そうとした。

建設省中部地方建設局(1969)の「長良川河口堰計画 長良川の保全と利用」によれば、河口堰建設の目的は次のようにまとめられる。(1)長良川の計画高水流量が $4,500\text{m}^3/\text{s}$ から $7,500\text{m}^3/\text{s}$ に改訂された際の増加量の $3,000\text{m}^3/\text{s}$ の処理方法として、河床を掘り下げるのが最適であり、河口から上流30kmにわたり河床 $1,300\text{万m}^3$ の浚渫をおこなう。しかし、(2)大規模な河床の浚渫は海水遡上を容易にし、河口域の塩害を増大させる恐れがあるので、河口堰を設置して海水遡上を止める。(3)河口堰によりその上流側が淡水化すれば、上流側の水利用も容易になる。東海3県は今後急速な水需要の増大が予想されるので、木曽川水系で1975年（昭50年）までに必要な各種用水は $73\text{m}^3/\text{s}$ であり、長良川河口堰はその上流側を淡水化することにより $22.5\text{m}^3/\text{s}$ の水を供給できる。ここでは、河口堰の建設の目的は「浚渫によって増大する恐れのある塩害防止」であって、水利用は「その結果として淡水化された水の利用」という副産物であると説明されている。しかし、その後の経済成長の停滞、工場における水再生・水循環の普及などのために、予測とは反対に工業用水の需要は増加せず、供給可能とされた水量 $22.5\text{m}^3/\text{s}$ のうち、約 $3\text{m}^3/\text{s}$ が水道水源として1998年（平10年）に愛知県の知多半島に供給されるようになった他は、各自治体との間で負担費用をめぐって種々の論議があり、利用のめどがまだ立っていない状態である。

(2) 河口堰建設の環境影響評価

30年前の木曾三川河口域資源調査(KST)の調査結果では、取水量が河川流量に比べて小さいことから、長良川河口堰事業が沿岸域の海洋環境に与える影響はほとんどないとされていた。しかし、 $22.5\text{m}^3/\text{s}$ の取水量が渇水時の木曾三川の流量に比べてきわめて小さいとは言えず、このとき海洋環境に与える影響が無視できるとは思われない。また、KSTの調査は、当時としては格段に大規模な調査ではあったが、おもにハマグリやヤマトシジミ等の二枚貝類やアユなどの水産資源を対象としたものであり、環境アセスの手法も確立していない時期の調査であり、現在から見れば、当然、不十分な部分を含んでいる。しかしそれでも、個々の調査報告書では、河口堰の建設は水産生物に対して少なからぬ悪影響を及ぼすことが予測されていたにも拘わらず、木曾三川河口資源調査結論報告では、河口堰の影響は過小評価され、個々の報告書の内容と食い違いを見せている。

1989年(平成元年)に日本魚類学会が、翌年には日本陸水学会が、さらにその翌年には日本生態学会が、長良川河口堰の影響についての総合的調査の速やかな実施を求める声明を公表した。また、日本自然保護協会の河川調査特別委員会・長良川河口堰問題専門委員会が「長良川河口堰事業の問題点 中間報告」を公表した。1991年(平成3年)に建設省・水資源開発公団は、環境庁の助言を受け、藻類発生予測のための追加調査を実施した。さらに1994年(平成6年)には、建設省・水資源開発公団は河口堰の建設に批判的な研究者らも加えて「調査委員会」を発足させ、詳細な調査を実施した。1988年(昭和63年)の河口堰の建設着工を機に、反対運動が盛り上り、事業を推進する建設省・水資源開発公団とは独立にNGO等の団体や研究者らが環境影響調査を開始し、逐次そのデータを公表しつつ、建設省側の調査結果を批判的に検討してきた。もともと、河口域のいわゆる感潮域は陸水と海の境界域にあるために、この特定の領域を研究対象とする研究者が少なく、そのために、感潮域の物理的・化学的過程についての知見は乏しく、これはとくにこの領域に生息する生物群集や生態系全体について当てはまる。このような背景を考えると、現在から見れば、河口堰運用後の環境予測をおこなったこと自体が無謀に思える。上記のような河口堰の影響をめぐる調査研究と論争によって、NGO等の団体や研究者、とくに西條博士や村上博士らを中心とした研究者の尽力によって、未知であった多くの現象が発見されたのは、今後の類似の環境問題の発生を考えると、私たちにとって幸運であった。

西條(1999)は「明日の沿岸環境を築く」(日本海洋学会編、p.19-32、恒星社厚生閣)において、長良川河口堰の経験から学んだ教訓として、(1)予測値とモニタリング結果の比較をおこなうこと、(2)事業者とは独立したNGO等のグループによる調査には意義がある、(3)情報公開には意義がある、(4)NGO等の調査資料を有効に利用すること、(5)推進側と反対派の共通の科学的議論の場を設定すること、(6)研究者各個人は行政の委員会の係わり方に慎重であるべきこと、(7)河川感潮域の生態学的研究が不足していることに

留意すること、の7つを挙げている。将来においてもまた他の場所においても、科学的な環境影響評価をおこなうために、これらの貴重な教訓は生かされるべきである。これはこれまでの環境影響評価のための調査一般に言えることであるが、計算機による生態系シミュレーションを安易に駆使することに熱心である一方、そこに入力する資料の質、さらに根本に戻れば、目的に応じた適正な調査デザインの構築に厳しさを欠いている。

1994年(平成8年)以来、長良川河口堰の環境影響を評価するために、モニタリング調査が現在まで継続して実施されているが、その調査結果は公表され膨大な調査資料となっている。河川感潮域の生態学的研究が不足していることに留意すれば、これらの膨大な調査資料は誠に貴重である。これらの資料が解析され、その解析結果が公表されれば、将来のこの種の科学的な環境影響評価の際に参考になるだけでなく、科学的にも貴重な知見が得られると考えられる。現在、応用生態工学学会の研究者らを中心に、これらの膨大な資料の解析が進められているが、その成果が期待される。

9-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画

伊勢湾総合対策協議会が1996年に公表した「伊勢湾地域の保全と利用に関して広域的に取り組むシステムの形成調査」によれば、第五次全国総合開発計画は1996年(平成8年)の時点では策定中であったが、21世紀最初の15年間を計画期間としている中部圏基本開発整備計画があり、これらを受けるような形で、伊勢湾に関係した各県はそれぞれの総合計画を将来構想として公表している。三重県は1997年に1997年-2010年を計画期間とする新しい総合計画「三重のくにづくり宣言」を策定し、海洋・沿岸域の保全関係では、「自然との共生」、「循環型社会の構築」、「参加と協働」の推進を掲げている。1999年(平成11年)には、三重県は「伊勢湾沿岸整備マスタープラン」を公表している。恐らくは、このマスタープランとの関連で、三重県総合企画局が中心となって「伊勢湾再生ビジョン策定委員会」が立ち上げられ、2年間(2001年、2002年)の検討を経て、「伊勢湾再生ビジョン策定調査報告書」が公表されたと考えられる。

伊勢湾をめぐる三重県の活発な動きに比べれば、愛知県や岐阜県の動きは鈍いと言わざるをえない。愛知県は1998年(平成10年)に1998年-2010年を計画期間とする「第七次愛知県地方計画」を策定し、水の安定供給体制の確立、健全な水環境の保全、水辺環境の整備、多様な自然の保全と活用を掲げている。岐阜県は1994年(平成6年)に1999年-2004年を計画期間とする「岐阜県第五次総合計画」を策定し、沿岸域の保全関係では、伊勢湾関係の2つのプロジェクト「伊勢湾に流入する河川の水資源開発」と「全県域下水道化の推進」を掲げている。

また、伊勢湾総合対策協議会(1996)の「伊勢湾地域の保全と利用に関して広域的に取り組むシステムの形成調査」によれば、伊勢湾地域の既存の構想として次の12の構想が挙げられている。

(1)伊勢湾地域振興計画策定調査(平成3年、(財)中部産業活性化センター)

- (2)伊勢湾における沿岸域利用計画調査（平成3年、国土庁）
- (3)中部国際空港整備に関した地域開発等に関する基礎調査（平成4年、国土庁）
- (4)伊勢湾港湾計画の基本構想（平成4年、国土庁と第五港湾建設局）
- (5)環伊勢湾地域の社会資本整備の方向（平成4年、環伊勢湾地域整備連絡会議）
- (6)中部国際空港のインパクトを活用したグローバル時代の圏域づくりに関する調査
（平成5年、国土庁）
- (7)東海地域研究学園都市構想調査（平成5年、中部通商産業局）
- (8)名古屋圏国際化推進計画策定調査（平成5年、（財）中部産業活性化センター）
- (9)名古屋圏の高速交通基盤を活用した地域整備計画調査（平成5、6年、国土庁ほか）
- (10)伊勢湾沿岸域における開発拠点計画調査（平成5、6年、国土庁）
- (11)中部国際総合物流センターネットワーク構想（平成6年、（社）中部経済連合会）
- (12)環伊勢湾総合開発構想策定調査（平成6年、中部21推進協議会ほか）

ここに挙げられている開発構想の中では、すでに愛知万博や中部国際空港関係の開発事業は実施に移されている。そして、名古屋高速自動車道路、東名阪自動車道路、第二東名高速道路、第二名神高速道路、伊勢湾岸自動車道路、伊勢湾口自動車道路等の整備を含む東海環状自動車道路網の整備は、高速道路の新設に対する経済的な苦境もあって一部停滞しているが、着々と進んでいる。上記に言及した12の開発構想のなかで未だ推進されていない構想の多くは、「五全総にむけて21世紀の中部圏」（日本計画学会中部支部、中日新聞社、1995年）や「環伊勢湾総合開発構想」（中部21推進協議会、中部経済連合会、1995年）に見るように、1998年（平成10年）に策定された第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のランドデザイン」の下で展開されそうな案配である。

第五次全国総合開発計画を受けて、伊勢湾総合対策協議会が1998年（平成10年）に「伊勢湾の総合的な利用と保全に係る指針」を作成し、国土庁は「沿岸域圏総合管理計画策定のための指針」を決定した。さらに、このような状況の延長戦上で、これらの2つの指針を踏まえて、沿岸管理に関連する省庁が相互に連帯を図りながら伊勢湾沿岸域における事業・施設等の展開の方向性を検討するために、2000年（平成12年）に「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査委員会」が設置され、その検討結果が「報告書」として2002年（平成14年）に公表されている。もちろん、これらの伊勢湾をめぐる動きは開発一辺倒ではないはずである。事実、第五次全国総合開発計画は開発・利用事業、防災・安全事業、環境保全の調和、自然との共生を掲げており、1993年（平成5年）に環境基本法が制定・施行され、翌年に「循環」、「共生」、「参加」、「国際的取り組み」をキーワードとしている「環境基本計画」、1997年（平成9年）に「環境アセスメント法」が制定され、2000年（平成12年）には上記の4つのキーワードに加えて戦略的環境影響アセスを強調した新「環境基本計画」が策定された。

上記に言及したような、伊勢湾地域の沿岸管理構想をめぐる最近の動きを背景として、以下に示すような、伊勢湾地域で進行中の環境保全、開発計画を環境管理と絡めて問題点を整理してみよう。

高松干潟

鈴鹿山系を源流とする朝明川は下流部において四日市市川越町を流れ、四日市港の一角に河口域をもち、そこに高松干潟がある。高松干潟は面積約 28ha の砂質干潟であり、名古屋港にある藤前干潟とは約 15km 離れているにすぎない。毎年、十数種の渡り鳥がやってくる高松干潟は、環境省によってシギ・チドリ類の重要生息地に指定されている。もともと四日市港に石油コンビナートが展開される前には、現在の四日市港周辺は白砂青松の海岸が、現在の高松干潟をそのまま拡大したような自然海岸が広がっていた。高度経済成長期からバブル経済暴発までの間に、四日市港の埋立てが大規模に進められ、かつてあれほど豊かな自然海岸であったところが、現在は埋立てによって驚くほど海岸線が変貌し、コンクリート岸壁で囲まれ、関係者以外は海岸線に足を踏み入れることができない状況になっている。環境保全への配慮が微塵もなかった時代の事業であるとはいえ、このような四日市港周辺の埋立ての経緯を考えると、高松干潟は面積そのものは比較的狭いが、伊勢湾奥域の現在残されている干潟や浅場である木曾三川河口域、藤前干潟等とともに、消滅を免れた干潟であり、環境保全の上からも貴重なこの干潟を消失することは許されない。

現在の四日市港は塩浜地区、石原地区、四日市地区、霞ヶ浦地区、富双地区、川越地区にまたがっているが、四日市港とその周辺地域は、何といても、1959 年（昭和 34 年）の塩浜地区、1963 年（昭和 38 年）の午起地区、1972 年（昭和 47 年）の霞ヶ浦地区といった一連の石油コンビナート建設によって、目を見張るような変貌を遂げた。現在は、石原地区の埋立てと霞ヶ浦地区の北埠頭の建設が進行中である。四日市港では、交通インフラ整備は最大の課題であると言われ続けてきた。四日市港の霞ヶ浦地区では「北埠頭」の整備が進められており、国際コンテナ輸送の増大や船舶の大型化に対応するために、水深 14m の岸壁を整備している。道路整備では、国道 1 号線、国道 23 号線の慢性的な渋滞解消が急がれているが、出島形式の霞ヶ浦地区には進入路が臨港道路「霞 1 号幹線」道路の 1 本しかなく、新たな幹線として臨港道路「霞 4 号幹線」の建設が計画されている。

臨港道路「霞 4 号幹線」の建設計画は四日市港港湾審議会の検討を経て 1992 年（平成 4 年）に持ち上がり、1998 年（平成 10 年）の港湾審議会で改訂された四日市港港湾計画において、四日市港の霞ヶ浦北埠頭と 2002 年（平成 14 年）3 月に開通した第二名神高速道路・みえ川越インターチェンジを結ぶ約 5km の高架道路の建設が計画された。四日市港霞ヶ浦北埠頭において国際海上コンテナターミナルの整備が進んでおり、コンテナ貨物量の増大により大型車交通量が増大すると予測されている。この道路計画は、四

日市港の霞ヶ浦地区に発生する港湾貨物を円滑に後背地へと運ぶために、また現在でも交通渋滞と自動車排気ガスによる地域住民の被害が著しい国道23号にこれ以上の交通渋滞と環境負荷を与えないために、霞ヶ浦地区と第二名神高速道路を直結することを目的としている。この事業の総建設費用は300億円から400億円前後と見込まれているが、奇妙なのは、この事業の主体が国もしくは県の単独事業なのか、それとも国、県、四日市の合同事業になるのかは未だ明確でないことである。しかし、「霞4号幹線」道路は臨港道路なので、この道路の建設後の管理は四日市港管理組合がおこなうことになる。四日市港管理組合は港全般の管理をおこない、2010年（平成22年）を目標年度とする港湾計画を策定している。四日市港管理組合は1966年（昭和41年）に三重県と四日市市によって設立された特別地方公共団体であり、三重県と四日市市が負担費用を折半し、管理者は三重県知事または四日市市長になっており、議会は県・市議会議員から選出された議員で構成されている。

当初、1992年（平成4年）の四日市港港湾審議会の港湾計画では、「霞4号幹線」道路は北埠頭の中におかれ、高速道路につながるルート案になっていた。その後、高速道路の計画の詳細が明らかになり、四日市港港湾審議会と四日市港港湾組合は1998年（平成10年）にこのルート案を高松干潟を通過するルート案に変更し、運輸省（当時）の中央港湾審議会の計画部会に挙げ、このルートが中央港湾審議会から答申された。しかし、この中央港湾審議会からの答申の折りに、環境庁（当時）は次の意見を付帯した。すなわち、「本計画のうち、臨港道路霞4号幹線が計画されている朝明川河口部の干潟は、伊勢湾地域におけるシギ・チドリ類等渡り鳥の主要な渡来地である。このため、港湾管理者におかれては、当該道路計画の具体化に当たって、シギ・チドリ類等渡り鳥の生息への影響に関する追加調査を行い、その結果を道路構造や施行方法、工事工程に反映させるなど、生息環境の保全に充分配慮されたい。」この環境庁の付帯意見を受けて、干潟への悪影響をできるだけ避けるルート代替案を含めて複数のルート案を検討することになり、2000年（平成12年）に広く学識経験者らを集めた「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」が設立され、2年間にわたる審議を経て2003年（平成15年）3月に報告書を提出し、推奨するルート案を提案した。この委員会の委員名および審議経過は公開されており、地域住民の意向等の聴取もおこない、委員会の関係者は情報公開と公正な審議の進行をめざした。

現在、地域の生活環境の悪化を心配する住民や、「高松干潟を守る会」を始めとした地元関係者らの反対運動が盛り上がっている。「霞4号幹線」の建設計画の可否については種々の論議があるが、結局は、この計画の妥当性は、「国際コンテナ貨物量の増大によって、2010年（平成22年）の取り扱いコンテナ貨物量は年間500万トンとなる」という四日市港港湾審議会の予測が妥当か否か、国際ハブ港としての名古屋港と四日市港の競合の影響の程度、またその予測が正しいとしても、「霞4号幹線」の建設が必要か否かにかかっている。「霞4号幹線」の建設反対派は、国際コンテナ貨物量の増大予

測が過去のバブル経済の頃の状況をもとに予測されており、過大な需要予測であると批判している。また、四日市港周辺で整備中の第二名神高速道路、北勢バイパス道路、県道富田山城線道路、県道川越・朝日線が完成する2年後の2004年(平成16年)度には、この「霞4号幹線」の建設は不必要になるとしている。

「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」はその複数の下部専門委員会(環境調査部会、道路計画部会、構造・デザイン部会、評価システム部会)の検討結果をもちより、「霞4号幹線」を5ルート(道路計画)案(大きく分けて、干潟を通過する案と、それ以外の案)に絞って検討中であったが、その審議過程において「霞4号幹線」の必要性、つまり将来の需要予測の妥当性も含めて、この事業計画の妥当性についても検討した。言い換えれば、「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」における検討あるいは審議の流れは、先ず最初に、四日市港湾組合による「霞4号幹線」の必要性の主張の検証であり、次に、この必要性が妥当であるとすれば、道路概略設計、環境影響評価、事業費(建設効果等)、既往の道路・港湾計画との整合性等を考慮した最適ルートの選定である。本来ならば、「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」は最適ルートの選定に討議を集中すべきであったであろうが、審議の過程において、「霞4号幹線」道路の建設の必要性の有無についても検討が必要であるとの一部委員の主張があり、全面的に審議結果を見直した。

前記に言及したように、主な争点は2つある。ひとつは、最近の四日市港の国際貨物取り扱い量の増加をもとに推定された「2010年(平成22年)の年間コンテナ貨物取り扱い量500万トン」の妥当性である。「この予測値はあまりにも過大であり、過去の増加傾向を単に2010年まで引き伸ばした取り扱い貨物量ではないか」との批判に対して、港湾事務当局は、この予測値は目標値でもあると説明している。いずれにしても、「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」においてこの予測値そのものの妥当性について議論はあったものの、この予測値の妥当性を云々できるような専門家は委員にはいない。結局、この予測値が妥当であるとした場合を前提条件として、委員会はルート選定の議論に入ってしまった。種々の検討の結果、干潟を通過するルート、あるいは海浜を通過するルートの選択は、環境保全への配慮から避けられ、複数の陸上ルートが選考候補に挙がっている。幸いなことに、干潟を通過しない、海岸近くを通る複数の陸上ルート周辺には人家はなく、工場倉庫等が主体であったので、現在、国道23号線沿線で問題になっている住民への直接的な大気汚染の問題は避けられそうである。

「霞4号幹線」の建設をめぐって、四日市港管理組合の事務局をやきもきさせるほど「検討委員会」の議論が錯綜しているのは、藤前干潟の例をもちだすまでもなく、高松干潟が伊勢湾奥域に残された貴重な干潟であり、これを何とか傷つけずに次世代に残したいという願望があるからである。事業の必要性の有無が議論の核心にあることからわかるように、この場合にも、計画アセスあるいは戦略的アセスの導入の必要性が痛感される。しかし、「臨港道路霞4号幹線調査検討委員会」そのものは本来、複数のルー

ト案を比較検討するための委員会として設置されたものであった。それにもかかわらず、委員会が「臨港道路霞4号幹線」の必要性にまで踏み込み、四日市港港湾審議会の予測値の根拠にまで言及したことはこの種の委員会としては異例であった。また、委員名簿と審議経過が公表されているのは、従来この種の委員会のあり方に関する種々の批判を考えれば、十分に評価されるべきであろう。

中勢沿岸流域下水道（三重県、志登茂川処理区）事業

現在、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）の終末処理場である志登茂川（白塚）浄化センターの建設をめぐって地元と紛争が生じているが、総額230億円にのぼるこの流域下水道事業の概要は、次のようである。

排水処理面積 (ha)	排水処理 人口(人)	最大処理排水量 (m ³ /day)	流域下水道幹線 (km)	浄化センター面積 (ha)
2,969	97,500	83,500	24.8	6.23 (総面積 7.01)

排水処理面積の関係市町は津市（安濃川左岸以北）、河芸町、安濃町の1市2町であり、志登茂川（白塚）浄化センターの設置予定場所は伊勢湾西岸の河芸町と津市白塚町にまたがっている。この下水処理施設の処理水は、次亜塩素酸ソーダによる塩素消毒後に、河芸町と津市白塚町の海岸に、つまり伊勢湾に放流される。排水処理方式は高度下水処理といわれているが、実態は活性汚泥法とA20（嫌気 無酸素 好気）法に急速濾過法を組み合わせた第二次下水処理である。

三重県では現在、順次、流域下水道整備総合計画の策定を進めていて、6つの流域下水道施設（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）が供用あるいは整備中である。これらの流域下水道整備計画の詳細は、「9-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画」の中の「下水道計画」のところで述べられている。それによれば、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）事業はすでに1997年（平成9年）に着工されている。

志登茂川（白塚）浄化センターの設置場所が河芸町と津市白塚町にまたがる場所に決まったのは、事業主体の三重県によれば、(1)十分な敷地面積が確保できること、(2)放流先の利水計画と調和が図れること、(3)幹線管きょが経済的に建設できること、(4)放流水域に近接していること、等を総合的に勘案した結果である。しかし、この浄化センターの場所選定をめぐっては、予定地とその周辺域、とくに海浜部（白塚海岸、豊津浦）の環境保全との絡みで地元と紛争が生じ、2000年（平成12年）に建設差し止めの訴訟がおこされている。この浄化センターの建設のための敷地は、旧堤防を取り壊し、海浜側に新たな堤防を建設することによって産み出される。当該の白塚海岸（豊津浦）は伊勢湾沿岸に残された貴重な自然海浜であり、そこでは希少植物を含む帯状分布が見られ、

またアカウミガメの産卵場ともなっている貴重な生態系がある海浜である。したがって、この浄化センター建設は海浜面積の縮小と環境攪乱を伴うのは必至であるとして、地元環境保全の関係者らは建設中止を求めて反対運動を展開し、訴訟を起こしている。この間の事情を知るには、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）事業の経緯を知る必要がある。先ず最初に三重県下水道課の言い分を聞いてみよう。

事業主体者の三重県は（財）三重県環境保全事業団に委託して1993年（平成5年）より環境影響評価のための現況調査および漁場環境調査を実施し、それにもとづいて1995年（平成7年）に環境影響評価準備書を縦覧した。これに対する意見を参考にして、当初の浄化センター建設案の敷地面積9haを約6haに縮小し、砂浜を約15mから約80m残す案に変更した。1996年（平成8年）に環境影響評価書の告示と縦覧を、1997年（平成9年）に都市計画決定の告示をおこない、同年に事業認可を受け工事に着工した。2000年（平成12年）には、海浜植物等の保全を図ることを目的として、放流管きよによる海浜の分断を回避し、海浜の生態系への影響を小さくするために、放流管きよを北側へ約200m移動させた計画に変更した。

建設反対側の人々の言い分は、裁判所に提出された訴状によれば、この事業主体者である三重県の言い分に対して、次のように反論している。その反論の主なものは、次の3つである。すなわち、(1)中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）計画策定の根拠に問題がある、(2)環境影響評価準備書および評価書は白塚海岸が貴重な自然海浜であるとの認識がなく、その価値を不当に評価している、(3)中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）事業の目的のひとつとされている「近隣の河川（志登茂川）や伊勢湾の水質・環境改善の効果」は欺瞞である。とくにここで問題とされるべきは、学識経験者あるいは専門家から構成されている環境影響評価委員会が実質的に機能していなく、反対側の人々から出された上記の疑問に対して、責任ある回答を怠っていることであろう。上記の(1)と(3)については、「9-2 伊勢湾周辺域の現行および将来の開発計画」において、他の流域下水道整備計画とともに詳しく検討する。また、上記の(2)については、すでにこの種の環境影響評価の問題点を、技術的側面と行政的側面の両方から「7. 環境影響評価のあり方」において詳しく検討している。

伊勢湾流域の下水道整備事業

2001年（平成13年）度より伊勢湾も東京湾や瀬戸内海と同じく、CODだけでなく、窒素と燐についても汚濁負荷量の総量規制がはじまった。伊勢湾における目標年度2004年（平成16年）度の削減目標量は以下のようになっている。

	COD(ton/day)	全窒素(ton/day)	全燐(ton/day)
岐阜県	54	37	3.5
愛知県	110	73	7.6
三重県	39	27	2.9

生活排水	102	58	6.1
産業排水	76	27	4.1
その他	25	52	3.8
総量	203	137	14.0

上記のような削減目標量を達成するための三県（愛知県、岐阜県、三重県）の対策は主として、(1)生活排水処理施設の整備、(2)総量規制基準の設定、(3)その他の汚濁発生源に係わる対策、(4)汚濁負荷量の総量の削減に関する対策、の4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。総量規制基準の設定としては、指定地域内事業場の排水の実態や排水処理技術の水準の動向にあわせて、総量規制基準の設定をおこなうとしている。その他の汚濁発生源に係わる対策としては、総量規制基準の適用されない小規模事業場の排水の実態を把握し、汚濁負荷量削減の対策をとること、また農地からの化学肥料等の負荷削減の対策や畜産や養魚等の排水負荷削減の対策をとることである。とくに畑作や畜産からの環境への負荷は想像以上に大きいと考えられる。これらへの対策は既往の法律を遵守し、それを徹底させることで十分に対応可能であるが、肥料や家畜排泄物等の適正な施用を図ることによって一層その削減の効果が期待できる。汚濁負荷量の総量の削減に関する対策としては、浚渫や覆砂等による底質の直接的な浄化対策、河川水等の直接的な浄化対策が考えられている。ただし、なぜ上記のような削減目標量を設定したのか、環境基準を達成するためであろうが、その理由あるいは根拠は愛知県と三重県それぞれの環境白書を読んでもわからない。

以下においては、各県の下水道整備事業の参考として主に三重県の事例を述べる。それに続いて、三県（愛知県、岐阜県、三重県）から伊勢湾への汚濁負荷量、その削減と伊勢湾浄化の関係について検討する。

三重県の下水道普及率は1999年(平成11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、三重県の下水道普及率が全体的に低いことも問題であるが、それよりもっと大きな問題は、あまりにも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原因として、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。いずれにしても、三重県では、下水道整備率を上げること、普及率の地域格差を解消することが急務とされている。ここでも下水道整備の理由として挙げられているものは、(1)生活環境の改善、(2)公共用水域の汚濁防止・水質保全、(3)浸水災害の防除、(4)水等の資源の循環利用である。三重県のみならず本邦全体の沿岸水

域において、下水道施設が果たしている役割、また下水道整備の現状と課題等については、「5.下水道とその関連施設」に詳しく説明しているため、ここではこれ以上言及しない。

(1) 下水道整備計画

三重県が1997年(平成9年)3月に公表した「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(平成7年)度、中間目標年度を2000年(平成12年)度、目標年度を2010年(平成22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。なお、カッコ内の数字は全国平均である。

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%	

三重県の1999年(平成11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(平成22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、後に検討するが、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・鈴鹿流域流総計画、淀川水系木津川上流水域流総計画、中南勢流域流総計画、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・鈴鹿流域流総計画と中南勢流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)。各都道府県が流域下水道の整備に着手するのは、次のような背景があるからである。1970年(昭和45年)の水道法の改正に伴い、下水道法第2条に「水質環境基準の類型指定がなされた水域について、その水質の汚濁が2以上の市町村にまたがる汚水によるものであり、主として下

水道の整備によって当該水質環境基準が達成される場合には、それぞれの水域毎に都道府県は、その流域における下水道整備に関する総合的な基本計画（流域別下水道整備総合計画）を策定しなければならない。」と定められている。したがって、流域別下水道整備総合計画を策定するには、「主として下水道の整備によって当該水質環境基準が達成される」ことを示す根拠あるいはそれを支える具体的なデータの提示が必要になる。伊勢湾流域の3県（愛知県、三重県、岐阜県）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（平成9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出張している。この主張については後に検討するが、流域下水道施設の建設、維持・管理、改築・更新に必要な莫大な経費を考えれば、流域下水道施設あるいは一般公共下水道施設の建設という選択肢以外の代替案、例えば合併浄化槽の普及といった選択肢についての検討も必要であろう。むしろ、複数の代替案を提示し、これらの比較検討の結果を公表し、地域住民との合意形成に向かうほうが、将来予想される種々の紛争の解決のためにも望ましいと考えられる。

2000年（平成12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。

流域下水道	排水処理区域 面積(人口)	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）である。とくに中勢沿岸流域下水

道（志登茂川処理区）については、関連施設のひとつである志登茂川浄化センターの予定地である地元（白塚）の反対が強く、現在、建設差し止めの訴訟が起こされている。

流域下水道施設は処理する排水（汚水）を周辺の広い範囲から集めるわけであるから、当然のことながら、これらの施設では大量の水を使用し、また集められた大量の排水の源をたどれば、いずれも河川から必要な水を取水している。流域下水道施設から排出される処理水は元の河川に戻されることなく、河口域あるいは直接に海へ放流される。したがって、ここで問題になるのは、河川流量と流域下水道施設から排出される処理水量の関係である。流量の小さい河川であれば、流域下水道施設が処理する排水量あるいは排出する処理水量の影響は無視できなくなる。上記の流域下水道施設が関係する河川の流況を、建設省河川局(1992)の「流量年表」をもとに整理したものが、次の資料である。

河川	観測地点	流域面積 (km ²)	流量 (m ³ /s)				
			豊水	平水	低水	濁水	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

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。北勢沿岸流域下水道（北部処理区）は揖斐川と、北勢沿岸流域下水道（南部処理区）は鈴鹿川と、中勢沿岸流域下水道（志登茂川処理区）は志登茂・安濃川と、中勢沿岸流域下水道（雲出川左岸処理区）は雲出川と、中勢沿岸流域下水道（松阪処理区）は櫛田川と、中勢沿岸流域下水道（宮川処理区）は宮川と関係している。国土交通省の河川の分類によれば、二級河川である志登茂と安濃川を除けば、いずれの河川も一級河川である。これら 6 つの流域下水道施設の最大排水処理量（処理水）の合計は 872,600m³/day (10.10m³/s)である。個々の河川の流量と流域下水道施設の処理排水量を比較してみると、とくに低水水量と濁水水量の場合には、その処理排水量（つまり流域下水道施設で使用する水量）が河川の流況に与える影響は無視できない。このことは、とくに二級河川である志登茂や安濃川のように、流量が極端に小さい小河川の場合に当てはまるであろう。

「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」によれば、北勢流域下水道（北部区）の放流先は四日市港、北勢流域下水道（南部区）の放流先は鈴鹿川支流河口部、中勢流域下水道（志登茂川区）の放流先は伊勢湾（白塚海岸）、中勢流域下水道（雲出川左岸区）と中勢流域下水道（松阪区）の放流先はそれぞれ伊勢湾の別の場所である。中勢流域下水道（宮川区）の放流先は未定である。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（平成22年）には、年平均でCODで10mg/L、全窒素量で9mg/L、全燐量で0.5mg/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燐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（平成22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、全燐量は、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)	全燐量 (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

下水道整備の理由として先に三重県が挙げているものの中で、「(2)公共用水域の汚濁防止・水質保全」に着目すれば、上記に述べるような三重県の下水道整備事業、とくに大規模な流域下水道整備事業には、「それは伊勢湾の水質改善につながるのだろうか」、また「それはどの程度伊勢湾の水質改善に貢献するのだろうか」といった疑問が付きまとう。この疑問を解くには、(1)現在の三重県の生活排水量の下で、下水道施設がなくすべて垂れ流し状態で伊勢湾に流入する場合、(2)現在の三重県の下水道普及率あるいは生活排水処理率の下で、処理水が伊勢湾に流入する場合、(3)目標年度の三重県の下水道普及率あるいは生活排水処理率の下で、処理水が伊勢湾に流入する場合、の3つの異なった状況を想定して、公表されている下水道の関連資料を用いて、伊勢湾への三重県の汚濁負荷総量の削減さらには伊勢湾全体の汚濁負荷の削減に、三重県の下水道整備がど

の程度貢献しているか試算して検討すればよい。この問題は、伊勢湾の環境保全とそのあり方を考える上で重要な意味をもつであろう。この問題については、具体的にデータを活用して後に検討してみよう。

下水道施設から排出される処理水はいずれも次亜塩素酸ソーダを注入して消毒後に、河口域あるいは直截に海域に放流される。このことは、処理水の放流先の海域の環境に影響を与えることを意味する。ひとつは、処理水に含まれている遊離塩素が放流先の海域の生物に及ぼす悪影響である。東京都と兵庫県の一部の下水道ではすでに、この処理水の塩素消毒をやめ、紫外線照射による消毒に切り替えている。伊勢湾周辺の自治体も、処理水の消毒法をこの方向へ転換する時期にきているのではなかろうか。他は、放流先の海域の富栄養化を促進することによって、環境に悪影響を及ぼす。一方、これらの流域下水道施設から出る汚泥は年々増加し、その処理に各自治体は頭を悩ませている。通常は、これらの汚泥は濃縮、脱水の後に埋立て等によって処分されるが、将来的には、汚泥焼却炉を設置しそこで焼却処分される予定らしい。

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、後に検討するが、その排水は厄介な問題となっている。

(2) 下水道整備事業への投資と費用負担

三重県の「生活排水処理施設整備計画」によれば、基準年度を 1995 年（平成 7 年）度、中間目標年度を 2000 年（平成 12 年）度、目標年度を 2010 年（平成 22 年）度とした三重県の下水道整備事業への累計投資金額は 3,120 億円（平成 7 年）、6,881 億円（平成 12 年）、13,876 億円（平成 22 年）となっている。つまり、1995 年（平成 7 年）から 2000 年（平成 12 年）までの 5 年間で 3,761 億円（年間 752.2 億円）を、2000 年（平成 12 年）から 2010 年（平成 22 年）までの 10 年間に 6,995 億円（年間 699.5 億円）を投資することになる。これらの投資金額の内訳を以下に示すが、これらの費用は施設建設費用であり、施設の維持・管理あるいは更新・改築等の費用は含まれていない。また、流域下水道の費用は市町村が事業主体となる面整備に要する事業費であり、県が事業主体となる幹線管きょおよび終末処理場の建設費は除かれている。これらの下水道施設、主として流域下水道施設の建設費用が高いのか、それとも安いのかは、意見が分れるところであろうが、費用対効果の観点から流域下水道施設を評価することが必要であろう。ここで費用として挙げられるものには、実際の建設費に加えて、施設の維持・管理や更新・改築等の費用のみならず、環境対策に要する費用も含まれるべきであろう。次に、効果としては、先に下水道整備の理由として挙げられている、(1)生活環境の改善、(2)公共用水域の汚濁防止・水質保全、(3)浸水災害の防除、(4)水等の資源の循環利用、の 4 つ観点か

ら評価された効果が考慮されるべきであろう。

	平成 7 年度迄 (投資済額)	平成 12 年度迄 (投資予定額)	平成 22 年度迄 (投資予定額)
集合処理施設			
流域関連	1,289	3,599	7,582
公共下水道(単独)	1,420	1,914	3,365
特定環境保全(単独、簡易含)	84	347	815
農業集落排水施設	290	847	1,737
漁業集落排水施設	20	68	165
コミュニティ・プラント	8	71	107
個別処理施設			
特定地域生活排水処理施設	0	8	43
合併処理浄化槽	9	27	64
計	3,120	6,881	13,876

先に言及したように、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、また下水道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。このことは次のことを意味している。東京都や大阪府のような大都市圏に比較して、広い面積の割には人口が少ない三重県のような場合には、膨大な建設費用を必要とする流域下水道施設の建設費用の住民 1 人当たりの負担費用は、同じ規模の流域下水道であれば、これら的大都市圏に比較して著しく高くなる。つまり、大都市圏ほど流域下水道の建設に伴うスケールメリットがあり、このことが大都市圏での流域下水道施設の建設を容易にし、生活排水処理率あるいは下水道普及率が高いことを説明している

下水道がない地域において、汚水処理の中核として期待されているのが、台所の排水と尿尿と一緒に処理する合併浄化槽である。「5-1 下水道施設」に述べてあるように、合併浄化槽には個人設置と市町村設置の 2 種類があるが、保守管理を怠れば、合併浄化槽の設備機能の劣化と排水の水質悪化が急速に進むとされている。残念なことに、法律「浄化法」で義務づけられている浄化槽の水質検査の実施率が全国平均で 40%未滿(2000 年)と低く、問題となっている。ただし、合併浄化槽の設置と維持管理の必要経費は、大型の流域下水処理場の場合に比べれば、明らかに少ないと言える。

千葉県や秋田県の一部の市町は公共下水道と合併浄化槽の必要経費(建設、維持・管理、改築・更新)を比較した結果を公表しており、2000 年(平成 12 年)12 月 17 日の朝日新聞朝刊によれば、1994 年(平成 6 年)当時の比較であるが、秋田県二ツ井町の下水道事業(事業期間 40 年、事業対象 3,650 世帯 12,100 人)でのその概略は以下のように

なっている。

	下水道	合併浄化槽
総事業費	204億5171万円	51億8630万円
町の実質支出額	46億9090万円	22億7835万円
建設時の個人負担	66.5万円	53.9万円
年間の個人負担	4.6万円	5.9万円

もちろん、地域や対象となる人口の規模も異なっており、この試算が直ちに公共下水道施設の建設反対の根拠になるわけではない。しかし、合併浄化槽も含めて複数の選択肢を設定し、種々の観点からこれらと比較し、よりよい公正な選択ができるような体制を作っておくことは重要であろう。

(3) 下水道整備と伊勢湾浄化

三重県の下水道整備事業、とくに大規模な流域下水道整備事業が、どの程度伊勢湾の水質改善に貢献するのであろうか。この疑問を解くには、(1)現在の三重県の生活排水量の下で、下水道施設がなくすべて垂れ流し状態で伊勢湾に流入する場合、(2)現在の三重県の下水道普及率あるいは生活排水処理率の下で、処理水が伊勢湾に流入する場合、(3)目標年度の三重県の下水道普及率あるいは生活排水処理率の下で、処理水が伊勢湾に流入する場合、の3つの異なった状況を想定して、公表されている下水道の関連資料を用いて、伊勢湾への三重県の汚濁負荷総量の削減さらには伊勢湾全体の汚濁負荷の削減に、三重県の下水道整備がどの程度貢献しているかを試算して検討すればよい。しかし、その前に、伊勢湾の環境基準の現状と、陸域から伊勢湾への負荷量の推定手法について述べる。

海域の環境基準にはいくつかの類型が定められ、各海域はこのタイプのどれかに指定されている。海域は、COD (A、B、C) に係わる環境基準では3類型(A、B、C) に、全窒素と全燐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。これについて詳しくは、本報告書の「6-4 COD (化学的酸素要求量) の総量規制から窒素・燐の総量規制へ」に述べてある。COD に係わる環境基準から指定された伊勢湾の各海区と、全窒素・全燐に係わる環境基準から指定された伊勢湾各海区を図 1-6-9、図 1-6-15、図 1-6-16 に示す。COD に係わる環境基準では、名古屋港と四日市港が C 類型(8.0mg/L 以下)に、松阪港、常滑地先と四日市・鈴鹿地先が B 類型(3.0mg/L 以下)に、その他の海域が A 類型(2.0mg/L 以下)に指定されている。一方、全窒素と全燐に係わる環境基準では、名古屋港が IV 類型(全窒素 1.0mg/L 以下、全燐 0.09mg/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 0.6mg/L 以下、全燐 0.05mg/L 以下)に、その他の海域が II 類型(全窒素 0.3mg/L 以下、全燐 0.03mg/L 以下)に指定されている。これらの環境基準を満たすように、陸域からの汚濁負荷量を削減し、

さらには富栄養化と貧酸素域の発達を阻止するには、伊勢湾の栄養塩類の挙動をめぐる物質収支が解明されなければ困難である。

陸域から伊勢湾へのCOD、全窒素、全燐の負荷量の計算は次のような手順でおこなわれる。一般に常用されている手法は、国土交通省が公表している一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一級河川によるものであり、二級河川の寄与は低い。もっとも、二級河川については、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（もっとも近い一級河川の値を使う）から推定する。一方、水質資料がないときには、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等の情報、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）等の情報、畜産系排水の実態等の情報をもとに、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）毎に原単位計算をもとに流量や汚濁負荷量の資料を積み上げる。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資料が各県ごとにまとめられ、環境省に報告され、水域毎に集計されている。

陸域から水域への負荷量を推定するためには、一級河川や特定事業所からの汚濁負荷量を集計するのが常用のやり方である。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、二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一級河川からの負荷であるが、二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資料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。二級河川からの汚濁負荷量は直接に研究者らが測定をおこなうしかないが、その他の資料の収集とその精度はすべて行政側に頼らざるをえない。

三重県と愛知県の下水道整備によって、伊勢湾はどの程度浄化されるのであろうか。先ず最初に、その試算に必要な基礎資料を整理しておこう。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（一級河川）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)、全燐 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資料に基づいている。

河川	流域面積	平均流量	水質 (mg/L)
----	------	------	-----------

	km ²	m ³ /s	COD	全窒素	全燐
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)

* 水質資料は1998年(平成10年)の資料であり、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	全燐	
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資料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(平成3年)の資料では、COD 114,658.91 ton/year = (314.134 ton/day)、全窒素 51,714.30 ton/year = (141.683 ton/day)、全燐 4,758.14 ton/year = (13.036 ton/day)である。また、1999年(平成11年)の資料では、COD 74095 ton/year = (203 ton/day)、全窒素 48545 ton/year = (133 ton/day)、全燐 4891 ton/year = (13.4 ton/day)ある。その内訳は平成3年の資料では以下のものであるが、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
全燐	5.201	4.919	1.783	1.133	13.036

* 面源汚濁は山林や原野についての推定値である。

「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」によれば、現在整備中の目標年度 2010 年（平成 22 年）度の高度下水処理により、伊勢湾流域では約 70%の生活排水処理率、約 77%の高度処理率（伊勢湾流域の下水処理場の処理能力の合計に対する高度処理能力の割合）が達成され、基準年度 1995 年（平成 7 年）の汚濁負荷量の 35%を削減できるとしている。種々の高度処理技術の組み合わせにより、排水中の COD の約 90%が、全窒素の 65-70%が、全燐の約 90%が除去されるとされている。確かに、技術的な進歩は目覚ましいといえる。目標年度（平成 22 年）における流域下水道から伊勢湾への年間総汚濁負荷量は、COD 31,901.0 ton/year = (87.4 ton/day)、全窒素 28,725.5 ton/year = (78.7 ton/day)、全燐 1,598.7 ton/year = (4.38 ton/day)である。ここでいう流域下水道は、三重県の北勢下水道（北部）、北勢下水道（南部）、中勢下水道（志登茂）、中勢下水道（雲出川）、中勢下水道（松阪）、中勢下水道（宮川）を含む。また、その他の下水道からの年間総汚濁負荷量は、COD 16,620 ton/year = (45.53 ton/day)、全窒素 14,950 ton/year = (40.96 ton/day)、全燐 830 ton/year = (2.27 ton/day)である。その内訳は以下のようなものである。

	最大排水処理量	COD	全窒素	全燐
	(m ³ /day)	(ton/year)		
愛知県(名古屋市を除く)	1,450,600	5,290	4,760	260
名古屋市	2,355,000	8,600	7,740	430
岐阜県	746,700	2,730	2,450	140
計	4,552,300	16,620	14,950	830

* 三重県だけでなく、伊勢湾に関係している愛知県、名古屋市、岐阜県の下水道整備計画も目標年 2010 度（平成 22 年）度として策定されている。これらの資料は、「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」の資料をもとに筆者が計算した結果である。

表層水の水質資料(平成 7 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)、全燐 1,576 ton = (0.04 mg/L x 39.4 km³)である。伊勢湾の底層には表層に比べて、とくに貧酸素域の発達が見られる夏季 秋季には、はるかに高い濃度の栄養塩類が観測され、これらは明らかに環境基準を越えている。したがって、表層水の水質資料をもとに算出された伊勢湾の COD、全窒素、全燐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資料を直接比較し、検討するために作成したものが、以下の資料である。

	河川 (平成 10)	人為的汚濁 (ton/day)		処理排水(ton/day)		伊勢湾 (平成 7)
	(ton/day)	平成 3	平成 11	平成 7	平成 22	(ton)
COD	94.295	314.134	203	204.51	132.93	118,200
全窒素	41.246	141.683	133	183.63	119.36	16,124
全燐	1.495	13.036	13.4	10.23	6.65	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資料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、これらの資料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、河川の水質と流量から見積もられた汚濁負荷量と行政側が積み上げ方式で推定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、積み上げ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、二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、平成7年と平成11年の人為的(生活系、産業系、畜産系、その他)な汚濁負荷量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、全窒素や全燐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、下水処理において、高度処理が普及していないことのあらわれである。三つ目は、積み上げ方式で推定された人為的な汚濁負荷量と、下水道等の処理施設からの処理水が伊勢湾に持ち込む汚濁負荷量のそれぞれの推定値が近似していることである。下水道等の処理施設の最大能力をもとに計算されているので、下水道等の処理施設からの処理水が伊勢湾に持ち込む汚濁負荷量の推定値は過大評価になっているが、それを考慮してもなお、これらの推定値の近似は異常であろう。その原因のひとつは、積み上げ方式による汚濁負荷量の推定値の精度に問題がありそうである。

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(平成5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、溶存態・無機態の燐および溶存態・有機態の燐、懸濁態・有機態の燐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態・無機態の燐および溶存態・有機態の燐、懸濁態・有機態の燐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態・無機態の燐および溶存態・有機態

の燐の溶出量を推定し、毎月の降水量と其中的の溶存態・無機態の燐の濃度をもとに、降水による溶存態・無機態の燐の負荷量を推定した。これらの資料を駆使して、上記の柳・鬼塚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。ここで燐の収支を扱っているのは、博多湾を含めて本邦の内湾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燐であることがわかっているためである。欲を言えば、これらの資料に加えて、砂浜海岸や干潟での浄化量に関する資料が欲しいところであるが。

二次処理のままの下水道施設の整備を普及させることによって、伊勢湾への COD 負荷量の著しい削減は進むが、全窒素や全燐の負荷量の削減はそれほど進展しない。したがって、これらの窒素や燐を使った伊勢湾内部での植物プランクトンによる生物生産が高くなり、伊勢湾の富栄養化は一向に阻止できないであろう。高度処理が伊勢湾流域の下水処理場の約 7 割を占める目標年度の 2010 年（平成 22 年）度には、この状況は改善されるであろうが、目標年度までの期間は放置するにはあまりにも長期間であるので、これをどうするのか。

結局、「8-5 伊勢湾の富栄養」や「8-6 伊勢湾の貧酸素域の発達」の記述を参照すれば、「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」の結論とは反対に、たとえ高度処理が伊勢湾流域の下水処理場の約 7 割を占める目標年度の 2010 年（平成 22 年）度になったとしても、高度処理の普及が伊勢湾の富栄養化の改善、伊勢湾の貧酸素域の解消に著しく寄与するとは思えない。確かに、「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」においては、約 70%の生活排水処理率、約 77%の高度処理率となる目標年度（平成 22 年）において、これらの下水道整備が伊勢湾浄化にいかにか寄与するかを計算機シミュレーションによって解析し、その結果、伊勢湾浄化に著しく寄与すると結論しているが、上記に言及したような生態系シミュレーションに関する現況を考えれば、その計算結果の前提条件には多くの問題があると言わざるをえない。高度下水処理の普及が伊勢湾浄化にどの程度寄与するかは、生態系モデルを使った計算機シミュレーションによる解析結果をまたなければならぬ。すなわち、伊勢湾の生物生産の規模、底泥から水中に溶出する負荷の規模、砂浜海岸や干潟での二次あるいは三次処理に相当する浄化の規模、脱窒による浄化の規模、降雨による負荷の規模、伊勢湾と外海水との海水交換の規模等の一連の重要な過程と比較して、陸域からの負荷削減が伊勢湾の浄化にどれほど寄与しているかを見積もる必要がある。しかし、上記に言及したように、積み上げ方式にもとづく陸域からの汚濁負荷量や河川からの汚濁負荷量の推定精度があまりにも悪いので、さらにその他の重要な環境要素についても実際の調査資料がほとんどないので、現時点では、大規模な流域下水道が伊勢湾浄化にどの程度寄与するかを明確にはできない。

木曽川流域管理計画

木曽川流域は 4 県（長野県、岐阜県、愛知県、三重県）にまたがり、下流に名古屋市と

いう大都市を抱えている。上流部には、産業廃棄物処分場問題で社会的注目を浴びた岐阜県御嵩町がある。木曽川水系は、他の水系においても同様であろうが、上流域を中心とした森林管理の場であり、権益としての水利権が複雑に絡み合っている利水の場であり、洪水等への防災事業が活発に展開されてきた治水の場でもある。言うまでもなく、利水、治水そして環境保全の面からも、木曽川水系の上流域と下流域は密接に結びついており、利水、治水および環境保全を調和させた「流域圏としての総合的な管理」が望まれている。

1968年(昭和43年)に「木曽川水系における水資源開発基本計画」が策定され、これにもとづいて1970年(昭和45年)に「木曽川総合用水事業」が実施され、13年の歳月を費やして1983年(昭和58年)に総事業費926億円で完成し、現在、維持・管理がおこなわれている。これらの施設は水資源開発公団によって、岩屋ダムを含めて木曽川流域として全体として一貫して維持・管理がおこなわれている。木曽川総合用水事業は、木曽川用水施設とその水源である岩尾ダム施設の2つの施設の維持・管理に分けられる。さらに木曽川用水事業は、上流部の木曽川右岸地区(白川取水施設)と下流部の濃尾第二地区の木曽川大堰および濃尾第二施設の維持・管理からなっている。白川取水施設で最大 $9.19\text{ m}^3/\text{s}$ の水が取水され、この水は農業用水、水道用水、工業用水として利用されている。木曽川大堰からは最大 $41.83\text{ m}^3/\text{s}$ の水が取水され、同様の用途に利用されている。また、その外に、木曽川から直接に取水され、その水が最大 $21.82\text{ m}^3/\text{s}$ に達する。このようにして取水された木曽川の河川水は総計で最大 $72.84\text{ m}^3/\text{s}$ にのぼり、長野県、岐阜県、愛知県と三重県の4県に供給されている。木曽川下流部にある木曽川大堰と濃尾第二施設の建設は、木曽川等の河床低下により取水が困難になり、また地盤沈下によって感潮域での取水に支障を来すようになったためである。

名古屋市の北域や東域から知多半島の先端までは、大きな河川がなく、この地域の農業にとって農業用水の不足は深刻な問題であった。長野県木曽郡の三岳村に建設された牧尾ダムは、愛知用水の水源として1961年(昭和36年)に完成し、ダムに貯まる水は名古屋ドームの約55杯分($7,500\text{ 万 m}^3$)に相当し、この水は岐阜県、愛知県の農業用水や水道用水、工業用水として利用されている。また、ダムの放流水を使って、35,500KW(24万人分)の水力発電をおこなっている。愛知用水の水を取り入れる兼山取水口は、牧尾ダムから木曽川を約120km下った岐阜県加茂郡八百津町にある。兼山取水口では、この牧尾ダムの他に、平成3年より阿木川ダムや平成8年より味噌川ダムの放流水と木曽川沿川で降った雨水(自流水)を総計で最大 $30\text{ m}^3/\text{s}$ 取り入れている。この取水口から取り入れられた河川水は、ここから知多半島の先端の美浜調整池まで約112km(木曽川全長の約半分)の幹線水路と1,000kmにおよぶ支線水路に流れる。現在は、水路の改築とダムの土砂を取り除くために、1982年(昭和57年)から愛知用水二期工事を実施中である。

1997年(平成9年)に閣議決定された「木曽川水系における水資源開発基本計画」(総

理府告示第 36 号) では、1986 年(昭和 61 年) から 2002 年(平成 12 年) までを目途とする水(水道水、工業用水、農業用水)の需要見通しをおこなっているが、これに応じた 2000 年(平成 12 年)の水供給目標を約 34m³/s と予測し、そのために次に述べるような水資源開発事業を計画している。

三重用水事業：中里ダム(牧田川)建設、有効貯水容量 1,600 万 m³

長良川河口堰事業：河口堰(長良川)建設

阿木川ダム事業：阿木川ダム(阿木川、木曽川)建設、有効貯水容量 4,400 万 m³

徳山ダム事業：徳山ダム(揖斐川)建設、貯水量 60,000 万 m³(有効容量 35,140 万 m³)

味噌川ダム事業：味噌川ダム(木曽川)建設、有効貯水容量 3,100 万 m³

愛知用水第二期事業：阿木川ダムと味噌川ダムの完成による水道・工業用水の供給

愛知県による愛知用水路の改築等、最大取水量 32.4 m³/s

長良導水事業：長良川河口堰により確保された愛知県用の水道水を供給する。

最大取水量 22.5 m³/s が可能、当面は最大取水量 2.86 m³/s

木曽川用水施設改築事業：飛騨川と木曽川の施設の改築、最大取水量 51.02 m³/s

いまだ完成していないが、大きな社会問題となっている徳山ダムは、現在工事を実施中である。愛知用水第二期工事を除いて、他の事業は全て完了している。さらに、全国河川ダム研究会(2002)の「全国総合河川大鑑」(建設情報社)によれば、現在、木曽川流域において次のようないくつかの公共事業が進行中である。これは木曽川水系に限ったことではないが、日本中の河川はダム・堰だらけといっても過言ではない。地域交流と意見交換の場として「木曽三川を語るフォーラム」が 1999 年(平成 11 年)に、「木曽三川流域交流会議」が 2000 年(平成 12 年)に設立されたが、相互の連携の下に総合的に河川管理計画が策定されることなく、個々の事業がバラバラに進行しているのではないかと疑念を払拭できない。

- (1)新丸山ダム建設事業：木曽川において、既設の丸山ダムを嵩上げし、多目的ダムとして機能させる建設事業
- (2)木曽川流水総合改善事業：木曽川の今渡ダム、揖斐川の久瀬ダムにおける、流量の確保、河川環境の保全を目的とした事業
- (3)横山ダム再開発建設事業：揖斐川における、横山ダム湖に堆積した土砂の排除により、貯水容量の確保、今後の堆砂を抑制する再開発事業
- (4)揖斐川支流の牧田川・杭瀬川河川改修：流下能力を上げるための河積拡大、河道掘削等の事業
- (5)揖斐川河道掘削：揖斐川の中流域における、河積拡大のための河道掘削の事業
- (6)長良川支流の犀川遊水池：犀川周辺域における内水による洪水被害対策としての整備事業
- (7)境川総合治水対策特定河川事業：長良川支流の境川総合治水対策としての河床掘削、護岸等の整備事業
- (8)木曽三川渚プラン：木曽三川の河川部の自然環境と景観に配慮した空間を創出するために渚の復元事業

木曽川上流工事事務所のホームページと「伊勢湾特定水域高度処理基本計画 報告書」によれば、木曽三川（木曽川、長良川、揖斐川）の流量と計画高流量は次のようである。

河川	観測地点	流域面積 (km ²)	流量 (m ³ /s)					計画高水量 (m ³ /s)
			豊水	平水	低水	渇水	平均	
木曽川	起	4956.0	295.58	172.22	120.32	81.42	282.61	12,500
長良川	墨俣	1914.0	130.57	73.81	48.23	33.25	129.51	7,500
揖斐川	万石	1195.8	97.15	51.03	31.71	12.28	85.91	3,900
計		8065.8	523.30	297.06	200.26	126.95	498.03	23,900

ここで豊水流量、平水流量、低水流量および渇水流量それぞれは、1年を通じて95日、185日、275日および355日はこれより下らない流量を指す。計画高水流量は基本高水流量から洪水調節量を差し引いた流量である。人工的な施設によって洪水調節がされていない状態で、流域に降った計画降水量がそのまま流出する値を基本高水流量と言う。また、洪水調節用ダム、調節池、遊水他などに一時的に洪水を貯留させ、下流河道への計画流量を人為的に減少させることがあるが、このように減少させられた流量を洪水調節量と言う。

先に言及したが、木曽川総合用水と愛知用水による利水のために、木曽川から総計102.84 m³/sの水を取水している。木曽川の平均流量が上記のように294.90m³/sであるとすれば、これはほぼその半分に相当している。さらに、木曽川の渇水期の流量あるいは低水流量を考慮すれば、取水量の数値が最大値であるとはいえ、あまりにも過大な取水であり、木曽川流域の水や土砂等の循環に及ぼす影響は無視できないのではないか。流域の水・土砂等の循環や流域管理、さらには流域と海との関係等については、「4-1 沿岸域および沿岸域圏」、「4-2 流域および流域圏」、「4-3 山と川と海の連鎖」において詳しく言及している。同じような問題は、長良川や揖斐川についても指摘できる。いずれにせよ、あまりにも多くの、かつ大規模な堰やダムの建設による流域全体の環境への影響は、残念ながら詳しい検討は将来に残されているが、必至であろう。

ここで流木等のゴミ問題について若干言及したい。流域の上流域の森林管理が従来に比べて手薄になっていることにも原因があるのであろうが、豪雨や洪水の度にダム湖に大量の流木が流入し、下流域さらには隣接した海岸にまで（例えば東海豪雨の折りには、伊勢湾西岸にまで）流木等が押し寄せ、この処分対策に各自治体は頭を悩ませている。2002年（平成14年）9月13日付けの中日新聞朝刊によれば、2年前の東海豪雨で矢作ダムに流入した大量の流木を、国土交通省中部地方整備局はゴミとして処理せず、パルプ材として売却あるいは肥料化に転換する等の措置によって処理コストを大幅に削減した。各水系の管理においてはもちろん、各流域の管理機関の間の連携によっても、この種の問題は従来よりももっと容易に対応できるのではなかろうか。

宮川流域管理計画

(1) 宮川流域の流況と治水・利水

三重県と奈良県の境にある大台ヶ原山系に水源をもつ宮川は、その上流部においては深山幽谷の山峡を流れ、中流部では山間の山村集落をよぎり、下流部においては伊勢の平地を東流し、伊勢湾に流入している。宮川流域の支流を含めた河川数は 55、その幹川距離は 90.7km、流域面積は 920km² であり、三重県内の最大の河川である。第二次世界大戦後まもなくの 1949 年（昭和 25 年）に公布された国土開発法を受けて、三重県は宮川の治水・利水、灌漑、発電等を目的に、宮川総合開発事業を策定した。これにもとづいて、宮川ダム（昭和 32 年）、宮川第一発電所（昭和 32 年）、宮川第二発電所（昭和 33 年）、栗生頭首工（昭和 41 年）、三瀬谷ダム（昭和 42 年）が建設された。現在の宮川流域には、これらに加えて、上流部から下流部に向かって、堂倉谷取水堰堤、不動谷取水堰堤、滝原取水堰堤、長逆調整池堰堤、宮川用水栗生頭首工（取水口）が建設されている。さらにこれらの施設の他に、宮川第三発電所、大和谷発電所、長発電所も建設されている。宮川中流域の耕地はしばしば干ばつに見舞われてきたので、これを防ぐために宮川ダムに灌漑用水を確保し、宮川用水取水口である栗生頭首工からこれを取水し、5,481ha の面積の土地を灌漑している。宮川ダムは貯水量 6,400 万 m³（有効貯水量 5,000 万 m³）であり、おもに 4 月から 8 月までの五ヶ月間にこのダムから総計 750 万 m³ の取水をおこなっている。

宮川の流況の資料は国土交通省の中部地方整備局のホームページに公表されている。宮川下流の岩出地点での観測では、流域面積 780km²、過去最大流量 466.51m³/s、豊水流量 19.42m³/s、平水流量 11.09m³/s、低水流量 5.39m³/s、湯水流量 2.18m³/s、平均流量 18.02m³/s となっている。これに対して、水利用の現況を見ると、水力発電用として水量 18.64m³/s（最大水量 100.0m³/s）を使用し、水道用水として 0.131m³/s を、工業用水として 0.101m³/s を、灌漑用水として 10.181m³/s を、その他の利用目的で 0.125m³/s を取水している。宮川から用水として取水されている水量は総計 10.538m³/s となり、これは宮川の平均流量の 58%（低水流量の 195%、湯水流量の 483%）に相当している。また、三重県の「宮川流域ルネッサンス」の資料によれば、上記の岩出地点の流量は宮川全体の流量の約 62%に相当し、洪水時を別にすれば、宮川ダム発電放水量が宮川全体の流量の 17%に、灌漑その他の農業用水が全体の 7%に相当し、蒸発で全体の 14%が失われる。ここでは灌漑用水としての取水量があまりにも低く見積もられている。上記に引用した宮川の流量あるいは水利用状況についての数値に違いが大きいのが、恐らくは、この相違は宮川の流量（平均流量、平水流量、低水流量、豊水流量）のデータの相違に起因している。また、宮川流域の水力発電所（宮川第一発電所、宮川第二発電所、宮川第三発電所、大和谷発電所、長発電所）の中の規模の大きな発電所（宮川第一・第二発電所）では、宮川ダムに貯えた水を熊野灘へ導水し発電しているので、結果として、宮川ダムの多くの水が熊野灘の三浦湾に放流されている。

宮川ダムと宮川用水の建設以前には、大洪水あるいは逆に干ばつによる被害がたびたび生じていたが、これ以降はこれらの被害が著しく軽減された。当時の社会情勢のために環境保全の視点が欠如していたとはいえ、「宮川総合開発事業」は宮川流域の治水と農業振興に成功したと言える。しかし、以上に述べたような宮川流域の流況や水利用の現況を見ると、あまりにも多くの水が宮川から取水され、それに付随して環境保全と絡んだ多くの問題が、とくに渇水期に、生じていると考えられる。宮川流域全体の管理の視点から見ても、既得水利権の互譲や流量回復方策により宮川の流量を回復することが何よりも優先する問題である。「宮川流域ルネッサンス」において、宮川の流量回復の方策として挙げられているものは、宮川ダムの貯水容量の活用、宮川ダムの弾力的運用、三瀬谷ダムの貯水容量の活用、農業用水の合理化、森林整備等による保水力の向上、等々である。

(2) 宮川流域の環境保全

宮川流域をめぐる問題は、水問題や環境問題、地域振興問題など広範囲にわたっている。したがって、宮川流域全体として総合的に一貫して取り組む必要があり、ここに三重県は関係町村・官公庁と連携して「宮川流域ルネッサンス事業」を始めた。この事業構想は当然、1997年(平成9年)に改正された河川法で打ち出された環境保全への配慮、1998年(平成10年)に策定された第五次全国総合開発計画「21世紀の国土のグランドデザイン」において明確に打ち出された流域圏構想を踏まえている。1998年(平成10年)に事業の展開の基本的な方向性を示す宮川流域再生構想「宮川流域ルネッサンスビジョン」を、また同年末に2010年(平成22年)を目標とした「基本計画」を、1999年(平成11年)には1999年(平成11年)から2003年(平成15年)度までの5年間に取り組む第一次実施計画を策定している。この事業は、豊かで清らかな川の流況に象徴される宮川流域の自然環境を現代に相応しい形で蘇らせることを目指している。宮川流域の課題として挙げられているものは、流量の回復、水質保全、森林保全、地域振興の4つであり、これらへの対策も次のように立てられている。

流量回復：宮川ダム直下0.5 m³/s、栗生頭首工直下3.0 m³/sを当面の流量回復目標とする。

水質保全：流域の市町村や集落の下水道事業を進める。宮川沿岸流域下水道事業は2005年(平成17年)に一部の供用を始める。

森林保全：森林環境創造事業を始める

地域振興：流域の環境に配慮した地域づくりのために、宮川流域エコミュージアム事業を始める。

個々の具体的な内容については、「宮川流域ルネッサンス事業」あるいは「宮川流域ルネッサンスビジョン」が宮川流域協議会から文書として公表され、すでに同じ内容のも

のがインターネット上においても公表されているので、それを参照してほしい。さらに、この事業を地域や国の関係者との連携の下に円滑に進めるために、すでに「宮川流域協議会」が設置され、種々の活動を展開している。

すでに「4-1 沿岸域および沿岸域圏」、「4-2 流域および流域圏」、「4-3 山と川と海の連鎖」、「4-4 海岸」において、森と川と沿岸水域の連鎖の下での流域管理（開発・利用、防災・安全、環境保全の調和）の基本的な問題点を検討しておいた。宮川流域全体として総合的に一貫した管理を目指すためにも、ここで改めていくつかの点を強調したい。とくに、流域全体の水や土砂等の収支の観点から管理上の問題点を認識する必要がある。この問題は治水と利水、宮川上流部の森林整備、宮川の流況、ダム湖での土砂堆積、河床での土砂や土石の採取、海域への土砂供給、海浜の侵食、等々の問題と、また排水（汚水）処理や水質とも絡んでいる流域の生態系への大きな影響と深く結びついている。

「宮川流域ルネッサンス事業」はこれまでの類似の事業に比べれば、格段に環境保全に重点をおいた施策であると言えるが、それでもいくつかの重要な欠点があることを指摘したい。まず第一に、この事業全体において宮川流域と沿岸域との連鎖についての視点が無い。次に、宮川流域の流況、治水と利水、さらにはダム湖での土砂堆積や河床での土砂や土石の採取に関する施策を立てる際に、水系全体の水や土砂等の収支についての定量的な調査が必要であるが、これについての認識に乏しい。次に、宮川流域の水質保全との絡みで言えば、市町村で進められている下水道整備事業、三重県が進めている宮川沿岸流域下水道整備事業によってどの程度の水量が宮川から取水されるのか、また、どの程度に水質が改善されるのかといった、費用対効果の面からの検討（試算）がおこなわれていない。宮川沿岸流域下水道整備事業は大型事業であり、実際にその一部が供用されるのは2005年（平成17年）であるが、それまでの排水処理をどうするのか。排水処理としてすぐに可能な短期的な改善処置についてはいくつかの施策が講じられようとしているが、その効果についての検討も必要であろう。

なお、櫛田川流域についても、宮川流域の場合と同様の構想のもとに、櫛田川流域委員会が2003年（平成15年）に発足しており、検討を始めているところである。

伊勢湾の海岸保全

新海岸法のもとで2000年（平成12年）に策定された海岸保全基本方針においては、伊勢湾と三河湾の海岸は「海岸保全基本計画」を作成すべき海岸として指定されている。したがって、伊勢湾の海岸の保全は全般的に見直し作業が始まっている。現在、愛知県と三重県の合同で三河湾・伊勢湾沿岸海岸保全基本計画検討委員会が設置されており、伊勢湾と三河湾の「海岸保全基本計画」を検討中である。伊勢湾の三重県側の海岸の個々の整備計画あるいは保全計画の位置づけは、基本的には、伊勢湾総合対策協議会が2000年（平成12年）にまとめた「伊勢湾の総合的な利用と保全に係る指針」と、三重県が1999

年（平成 11 年）に策定した「伊勢湾沿岸整備マスタープラン」に基づいている。

現在、伊勢湾の沿岸域および海岸の保全是 3 つの視点（環境特性、防御特性、利用特性）からおこなわれようとしている。国土交通省国土計画局、国土交通省中部整備局、環境省自然保護局、水産庁漁港漁場整備部それぞれが 2001 年（平成 13 年）と 2002 年（平成 14 年）に公表している「伊勢湾沿岸域における総合的管理の実現に資する社会資本整備計画調査報告書」によれば、これら 3 つの視点から伊勢湾の沿岸域および海岸のゾーニングをおこない、沿岸域および海岸の環境と調和した開発・保全是展開しようとしている。環境特性から見れば、伊勢湾の海岸は 2 つのゾーンに区分できる。すなわち、ひとつは、木曾三川からの淡水の影響下にあり、内湾性が強い伊勢湾奥域（四日市市と常滑市を結ぶ線以北）の海岸である。ここは、過去も現在も開発が盛んに展開されてきた区域であり、人工海岸、とくに直立護岸が広範囲に分布している。他は、外海の影響を受けやすい伊勢湾中央域・湾口域（四日市市と常滑市を結ぶ線以南）であり、自然環境が比較的残されている海岸である。利用特性から見ても、伊勢湾の海岸は 2 つのゾーンに区分できる。すなわち、ひとつは、伊勢湾奥域（四日市市と常滑市を結ぶ線以北）の海岸であり、そこは産業・物流等の盛んな海岸である。一方、他は、伊勢湾中央域・湾口域（四日市市と常滑市を結ぶ線以南）である。防御特性から見れば、伊勢湾の海岸は 2 つのゾーン、(1)津市・松阪市、四日市市・桑名市、名古屋市・常滑市、(2)その他、に区分できる。すなわち、ひとつは、人口が集中し、地盤高が低く、また液状化危険度が高い海岸であり、何らかの防災施設整備が望まれている海岸である。他は、自然の防災機能が利用できる海岸である。結局、先の 3 つの視点（環境特性、防御特性、利用特性）を交差させれば、伊勢湾の沿岸域および海岸は、大まかには次のように区分できるであろう。

1. 高度利用ゾーン

- (1) 桑名市・四日市ブロック：木曾岬町から楠町にかけての沿岸域。沿岸域の安全を確保するとともに、道路整備や四日市港を中心とする地域経済の振興策と調和した沿岸環境の保全・復元を図るべき区域。
- (2) 名古屋港・常滑港ブロック：弥富町から常滑市北部にかけての沿岸域。大都市圏や重要な交通・物流基盤を抱え、港湾や空港の開発・利用と整合した防災を図るべき区域。また、港湾に残された自然環境を保全し、ウォーターフロント空間のアメニティ利用を図る区域。

2. 自然利用ゾーン

- (3) 鈴鹿・津ブロック：鈴鹿市から三雲町にかけての沿岸域。沿岸域の安全を確保し、津・松阪港の発展を核とした交流空間の整備とレクリエーション利用の機能向上を図るべき区域。良好な白砂青松の海岸の保全と復元を図るべき区域である。
- (4) 松阪・伊勢ブロック：松阪市から二見町にかけての沿岸域。沿岸域の安全

を確保し、地域に根づく歴史、伝統文化を継承し、背後の土地利用と海洋性レクリエーション施設整備との調和を図るべき区域。ウミガメがやってくる砂浜等の自然環境の保全と復元を図るべき区域。

(5)知多ブロック：常滑市から南知多町にかけての沿岸域。優れた自然環境の保全に努め、老朽化した施設の補強、砂浜・松林の保全と復元、防御機能の向上を図るべき区域。また、恵まれた環境と観光資源を活かして海辺の魅力を体験できる町づくりを図るべき区域。

以上に述べられている事柄のすべては、伊勢湾の沿岸域および海岸の開発、利用、保全を実施するための思考枠組みであろう。しかし、これら3つの視点の共存あるいは調和を図ることは、これまでの伊勢湾における開発・利用事業が環境を悪化させてきた経緯を踏まえれば、容易ではない。このようなゾーニングは、自然環境も、歴史的環境も、都市化の程度もさまざまに異なった、多種多彩な沿岸域をいくつかの均質な区域に分けることを意味している。各ゾーンそれぞれの特性を勘案した開発・利用と環境保全の将来計画を立案し、実行するには、このようなゾーニングは効率的なやり方であろう。しかし、このようなやり方は、一方ではかえって問題を産み出すことにも留意しなければならない。例えば、桑名・四日市ブロックと名古屋港・常滑港ブロックが高度利用ゾーンに分類されているが、前者は高松干潟の、後者は藤前干潟の環境問題に典型的に示されているように、これらのゾーンの内部では規模的に小さな区域にすぎないが、伊勢湾あるいは本邦全体から見れば、残された貴重な干潟であり、また渡り鳥の中継地や索餌場として国際的にも重要な干潟である。したがって、個々のゾーン内部での種々の開発・利用あるいは環境保全に係わる事業は、つねに他のゾーンの事業とその影響を勘案しながら慎重におこなうべきである。

現在、伊勢湾の沿岸域および海岸においては、複数の海面埋立事業および人工島建設事業が進行中である。例えば、次のような事業である。名古屋港のポートアイランド（実施済）、名古屋港の南五区（藤前干潟）の埋立（中止）、中部国際空港の人工島（実施中）、霞ヶ浦地区北埠頭（高松干潟）（計画）、津港の津にえざき・なぎさプラン（実施中）、松阪港の吹井ノ浦沖地区の人工島（中止）、鳥羽マリンタウン 21（実施中）、伊勢湾西南海岸環境基本計画（計画）、伊勢湾口道路（凍結）。問題は、個々の具体例において、先に言及した3つの視点をいかに上手に工夫していくかであろう。これらの事業の中で、名古屋港の南五区（藤前干潟）の埋立（中止）、中部国際空港の人工島（実施中）については、その事業の問題点、環境保全との関係等々の観点から「9-1 伊勢湾のこれまでの環境問題」にも詳しく検討しているので、参照して欲しい。

9-3 伊勢湾の環境保全と開発・利用のあり方

本報告書のこれまでの記述からも明らかのように、伊勢湾の環境は悪化の一途をたど

っており、それはとくに富栄養化の進行、赤潮の頻発、大規模な貧酸素域の発達に典型的に見られる。伊勢湾地域におけるこれまでの開発・利用事業、防災・安全事業の展開、今後予定されている事業計画を考慮すれば、このままでは伊勢湾の環境はますます悪化し、これを止めることは困難になり、取り返しのつかないような事態になるであろう。

伊勢湾はさまざまな活動が展開されている公共空間であり、利害関係が錯綜している場である。そこは船舶が航行し港湾活動が展開される場であり、漁業活動の場であり、環境が保全されるべき場であり、またレクリエーションの場でもある。伊勢湾は誰のものであろうか。言うまでもなく、私たちすべてに開かれているべき公共の場であるが、利害関係が錯綜しているために、「伊勢湾の望ましい姿」について合意を図ることは、つまりは環境保全と開発・利用と防災・安全の調和を図ることは、容易ではないであろう。その意味では、「伊勢湾の望ましい姿」として「貧酸素域の解消した伊勢湾」を掲げることは、どのような立場の人々をも納得させる、伊勢湾の環境保全のための最小限の要求であろう。本報告書は、この伊勢湾の貧酸素域の解消に向けての戦略プログラムである。

これまでの本報告書の記述から、伊勢湾の富栄養化と貧酸素域の発達に関係した環境の現状と戦略プログラムを立案する上での課題が明らかになった。これらの伊勢湾の環境の現状と課題を踏まえれば、伊勢湾の環境保全のための今後の取り組みに対する基本的な考えが明確になってくる。それは、「環境保全の施策の充実」、「失われた良好な環境を修復、回復、再生する施策の推進」、「幅広い連帯と参加を推進する施策の展開」、の3つにまとめられる。本来は、環境保全の施策、失われた環境を修復、復元、再生する施策、幅広い連帯と参加を推進する施策、それぞれの中のひとつひとつの項目について、具体的に記述すべきであろうが、ここではとくに関係の深いいくつかのキーポイントについてのみ言及する。

環境保全の施策の充実

伊勢湾の環境を保全し、これを将来の世代に継承するには、現在残されている自然環境を極力保全するとともに、人間活動に起因する環境への負荷を軽減し、発生負荷の抑制と物質循環を促進する必要がある。環境保全のための施策としては、(1)総合的な水質保全対策の推進、(2)干潟、藻場、自然海岸の保全、(3)埋立と干拓の抑制、(4)川砂や海砂利の採取の抑制、(5)流域の保全、(6)散乱ゴミへの対応、(7)油流出事故対策の推進、(8)自然とのふれあいの確保・推進と景観の保全、があげられる。もちろん、「7. 環境影響評価のあり方」のところで強調したように、これら全ての施策は計画アセスあるいは戦略アセスとの関連の下で展開されなければ効率的に、合理的に実施されないであろう。ここでは、上記のいくつかの項目について、言及したい。

人間活動に起因する環境への負荷を軽減するために、引き続いて伊勢湾のCOD、窒素、燐の総量規制を遵守し、人間活動に由来する環境への負荷を軽減しなければならない。

伊勢湾地域ではとくに、地域格差があり、かつ排水処理率もごく低い現状を改め、高度処理能力をもつ排水処理施設の整備を進める施策を推進する必要がある。いずれにしても、行政側において、積み上げ方式による汚濁負荷量の資料の点検をおこない、汚濁負荷量を正確に把握するために、重点的に整備・充実すべき資料を把握する必要がある。同時に、とくに生活系排水や畜産系排水の源である個々の現場において、排水量そのものを軽減あるいは再利用する対策を工夫しなければならない。

干潟、藻場、自然海岸それぞれは、多様な生物が生息する貴重な空間であると同時に、生物生産が活発に展開され、同時に自然における水質浄化の場である。また、これらは、海水浴、潮干狩り、その他のレクリエーション活動を通じて、人々が自然とふれあう場である。このような場の希少性、重要性を認識し、これらの価値を適切に評価するための方策を検討し、埋立、浚渫等による直接的な改変を阻止することが必要である。埋立や干拓は、水質の悪化、生態系の変化、自然景観の改変、海とのふれあいの場の減少、漁場の悪化等々、多岐にわたる環境変化をもたらす。赤潮の頻発、貧酸素域の発達等、伊勢湾の環境が悪化している現状と、また埋立や干拓された浅海域はもとの状態に戻らないことを認識し、これ以上の埋立と干拓を抑制する方策を幅広く検討する必要がある。一方、やむを得ず埋立や干拓をする場合には、環境の劣化を極力さける方策を検討すべきであるが、それ以前に、事業計画の早い段階からの検討（計画アセス）をおこない、適切な代償措置を検討する必要がある。

失われた良好な環境を修復、回復、再生する施策の推進

施策や規制を中心とした保全施策の充実だけでは、これまでの開発・防災事業に伴い消失した干潟、藻場、自然海岸を始めとする浅海域の保全は困難である。伊勢湾の環境を良好にするには、失われた良好な、また多様な環境を修復し、回復し、再生し、積極的に環境を整備していき、将来の世代に継承していく施策の推進が望まれる。失われた良好な環境を修復、回復、再生させるための施策としては、干潟、藻場、海岸の造成等によって、(1)自然の浄化能力を高め、(2)健全な水・土砂等の循環を確保し、また(3)自然とのふれあいの場を確保する、があげられる。「4-7 自然再生推進法」においても強調したが、ここで言う環境を修復、回復、再生する施策は、開発・防災事業によって失われる環境への代替措置としてあるのではないことに留意すべきである。

失われた良好な環境の修復、回復、再生する施策においては、先ず最初に、対象地域、実施体制、計画的かつ総合的な実施、技術の選択に関する基本的な考え方を整理する必要がある。当然、開発等に伴い失われた良好な環境が消失した地域が対象となり、そこで施策を推進するのであるが、ここで考慮すべきは、かつて存在した自然環境等への配慮、周辺の自然環境への配慮、生物多様性の回復、地域住民の意向の反映、適切な維持管理、といった視点をもつことである。その結果として、自然浄化能力の向上、生物の生息域の創出、親水性の向上、景観の改善、といった種々の成果を得ることができ

る。これらの具体的な施策の推進においては、自然環境に関する知見が依然乏しいことを認識し、適切なモニタリング調査等を通じて、環境の創出あるいは整備のための技術の改良、開発、蓄積を図ることが肝要である。

幅広い連帯と参加を推進する施策の展開

「環境保全の施策の充実」と「失われた良好な環境を修復、回復、再生する施策の推進」だけでは、伊勢湾の環境保全対策は充分ではない。伊勢湾環境保全を推進するには、伊勢湾に関係した人々が伊勢湾の環境に対する理解を深め、積極的に各種の施策に取り組むことが必要である。地域住民の積極的な参加と連帯の下に、そして情報公開の原則の下に、合意形成が図られなければならない。合意形成のためには、関係市町村の間の緊密な連携、流域に関係した市町村の間の連携、省庁、関係市町村、地域住民、事業者、研究者といった各主体の連携、といった3つの緊密な連携が求められる。結局、伊勢湾の環境保全のための今後の施策の展開として求められるものは、(1)伊勢湾環境基本計画の見直し、(2)伊勢湾の環境の保全と修復・回復・再生計画の策定、(3)制度、事業等にもとづく対応、(4)地域住民の参加の推進、(5)環境教育・環境学習の充実、(6)調査研究、技術開発の推進、(7)情報公開の充実、(8)広域的な連携の強化、(9)各主体間の連携の強化、があげられる。上記の(1)と(6)の項目は、「7. 環境影響評価のあり方」において、(2)の項目は「4-7 自然再生推進法」において、(3)の項目は「4. 沿岸域の保全」において、関連する周辺の問題と絡めてすでに言及されている。ここでとくに強調した項目は、(5)の環境教育・環境学習の充実である。将来を担う次世代の若い人々が伊勢湾とふれあう状況がますます少なくなっているが、このような現状を打破し、若い世代の人々が伊勢湾とふれあう場面を少しでも多くするような環境教育・環境学習の充実が望まれる。

「伊勢湾の望ましい姿」として「貧酸素域の解消した伊勢湾」を掲げれば、逆に、貧酸素域の解消のための戦略プログラムの中から、伊勢湾とその周辺地域の人々と伊勢湾の環境保全の繋がりが見えてくる。筆者が描いているシナリオは次のようなものである。まず最初に、研究者・専門家グループが伊勢湾の富栄養化の現状を総括し、貧酸素域の発達の生態系モデルを構築する。この作業によって、生態系モデルを構築するにはどのような調査研究が必要か、陸域からの汚濁負荷量に関してどのような統計資料を整備すべきか等々の提言が可能になる。幸いにして、伊勢湾の生態系モデルの構築はある程度進んでおり、モデル構築上の諸問題の把握もできている。この種の問題についての詳細はすでに、「8-4 伊勢湾の富栄養化」と「8-5 伊勢湾の貧酸素域の発達」において述べてある。この研究者・専門家グループが提言する伊勢湾の貧酸素域の解消のための複数の代替策を受けて、各主体が協議してこれらの代替策それぞれを評価し、受入可能な策を選択する。次に、選択された策を踏まえて、各種の行政・政策的あるいは政治的な対策、開発・利用あるいは防災・安全さらには環境保全に関係した各種事業を「伊勢湾の貧酸素域の解消」の観点から評価できる。したがって、利害関係者（地域住民、

事業者、関係市町村、省庁、研究者等)が参加した協議会において、情報公開の原則の下に、種々の問題が検討されるべきである。この協議会の下部機関として複数の作業部会があり、協議会から委託された作業、そしてこれらの作業部会から協議会への提言といった往復運動の中で、伊勢湾の環境保全、ひいては伊勢湾の貧酸素域の解消への具体的な戦略が検討できる。

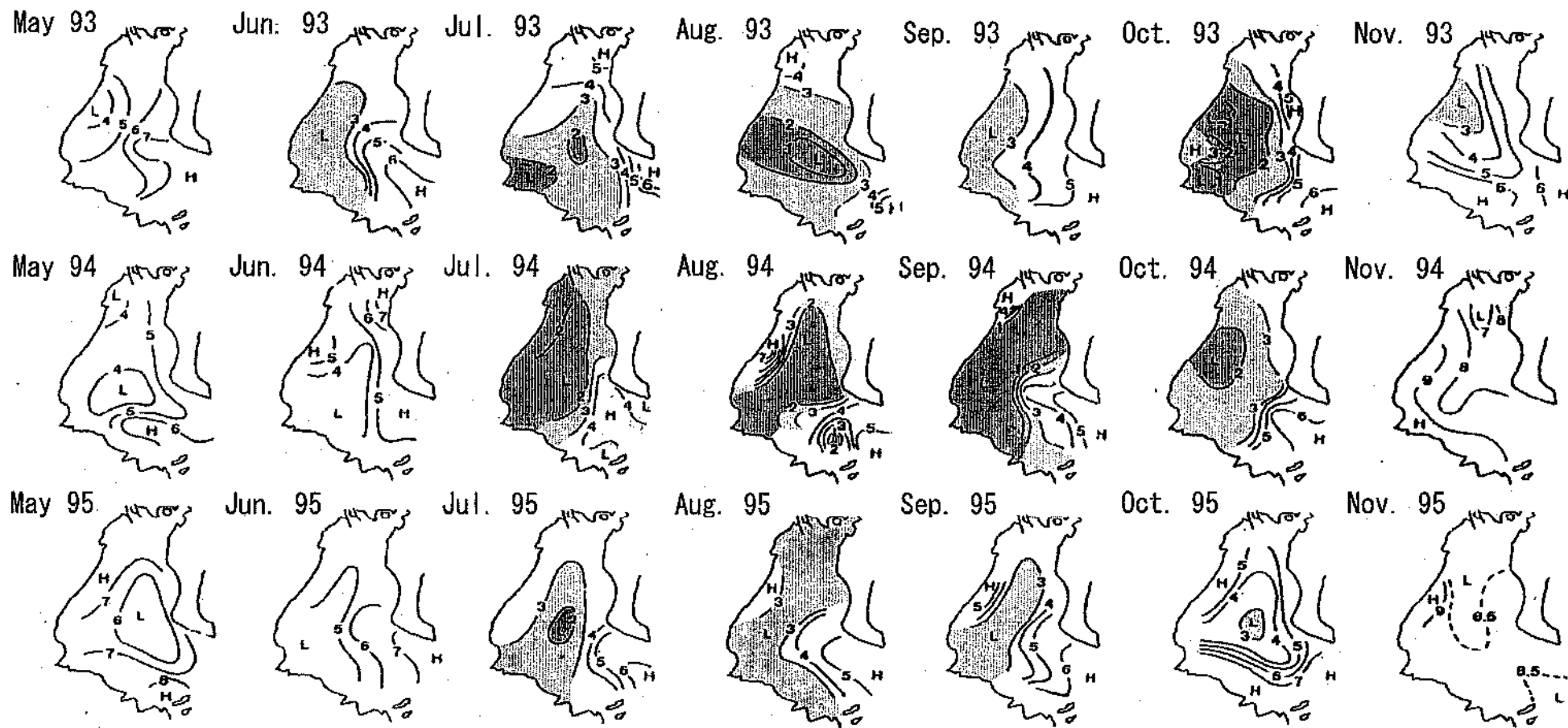
従来、本邦における開発・利用事業あるいは防災・安全事業の実施において、環境保全をめぐって紛争が絶えなかったのは、利害が異なる各主体が協議し検討する場がなかったこと、情報公開が進んでいなかったこと、計画アセスの概念が普及していなかったこと、事業主体者側に環境への軽視があったこと等々により、地域の各主体間の合意形成が困難であったためである。本邦においても、例えば瀬戸内海や名古屋市の藤前干潟においても、諸外国、例えばアメリカ合衆国のチェサピーク湾あるいはサンフランシスコ湾、ヨーロッパの複数の国が関係しているワッデン海における沿岸域管理の実例を参考にして、環境保全と開発・利用事業と防災・安全事業の調和を図り、沿岸域管理を地域の合意形成の下に進める気運が生じている。独自に展開したように見える愛知県の矢作川方式の事例にしても、類似の状況が見て取れる。

筆者も検討委員の1人であった「藤前干潟保全活用構想検討会」が2002年(平成14年)にまとめた「藤前干潟の保全、活用のあり方」(環境省)においても、チェサピーク湾、サンフランシスコ湾、ワッデン海における沿岸域管理の実例を参考にして、藤前干潟の保全と活用の推進体制として、168頁(付図2)に示すように協議会方式を提案している。この図中の藤前干潟を伊勢湾と読み替えてもらえば、この推進体制は伊勢湾の場合にもそのまま当てはまるであろう。言うまでもないであろうが、この協議会方式をいかにうまく運営していくのか、協議会の設置の主体はだれになるのか、協議会を運営する財政をだれが負担するのか等々の具体的な問題が山積している。しかし、私たちの前には、協議会方式を運営し、これらの問題を克服して行く道が残されているだけである。

謝辞

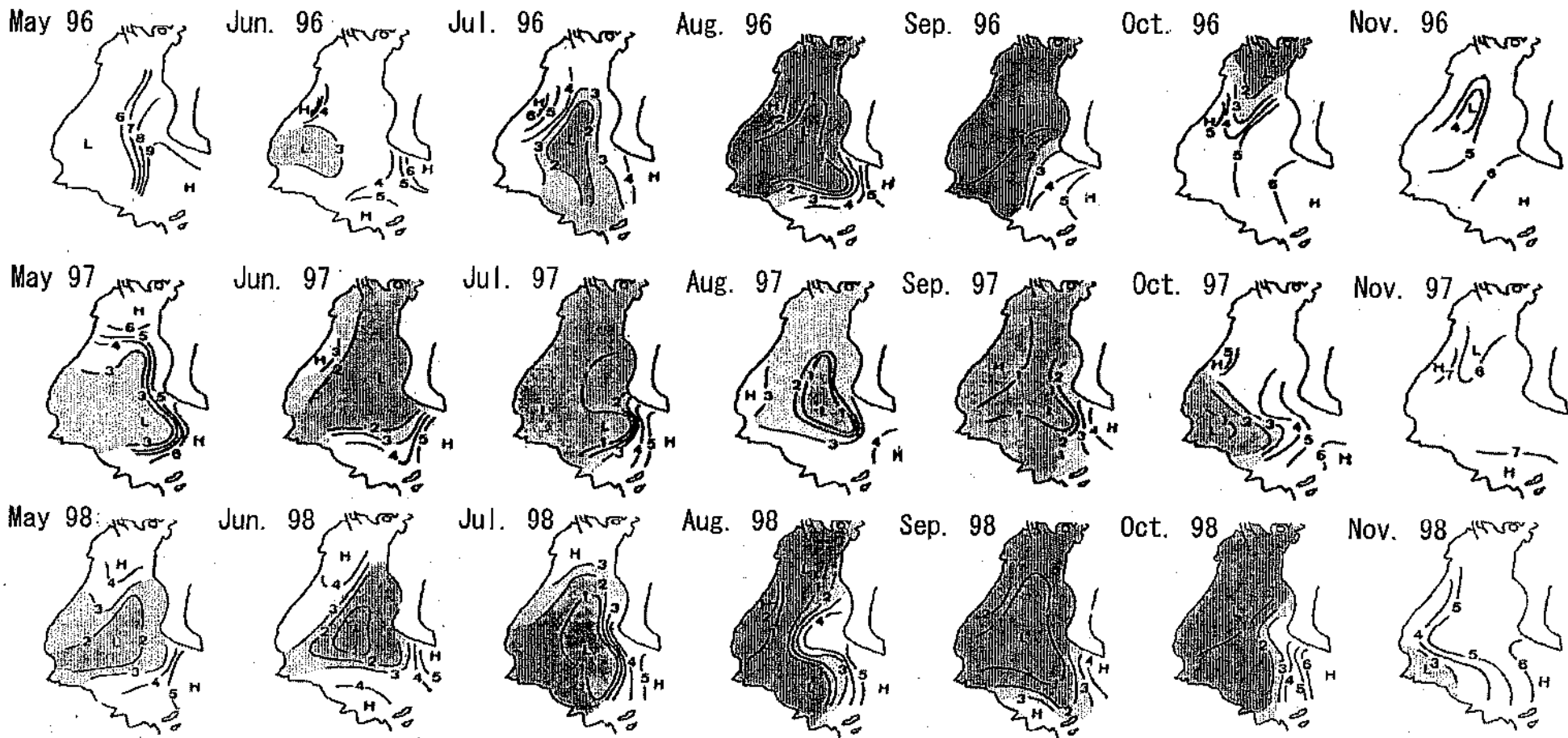
三重県総合企画局が中心となって2000年(平成12年)から2001年(平成13年)にかけて設置された「伊勢湾再生ビジョン策定委員会」において、筆者もその委員の1人であったが、委員および事務局の間で種々の活発な議論が展開された。本報告書の内容は、もちろんその文責は筆者ひとりにあるが、この「委員会」での議論に多くを負っている。また、「伊勢湾学セミナー設置運営懇談会」の委員諸氏にも、本報告書をまとめる上でお世話になった。三重県総合企画局と愛知県環境部の諸氏、三重大学生物資源学部の海洋生態学研究室の学生、院生および教官各位には、文献あるいは資料の収集に助力を仰いだ。ここに、上記の諸氏に謝意を表したい。なお本報告書の執筆は、三重県総

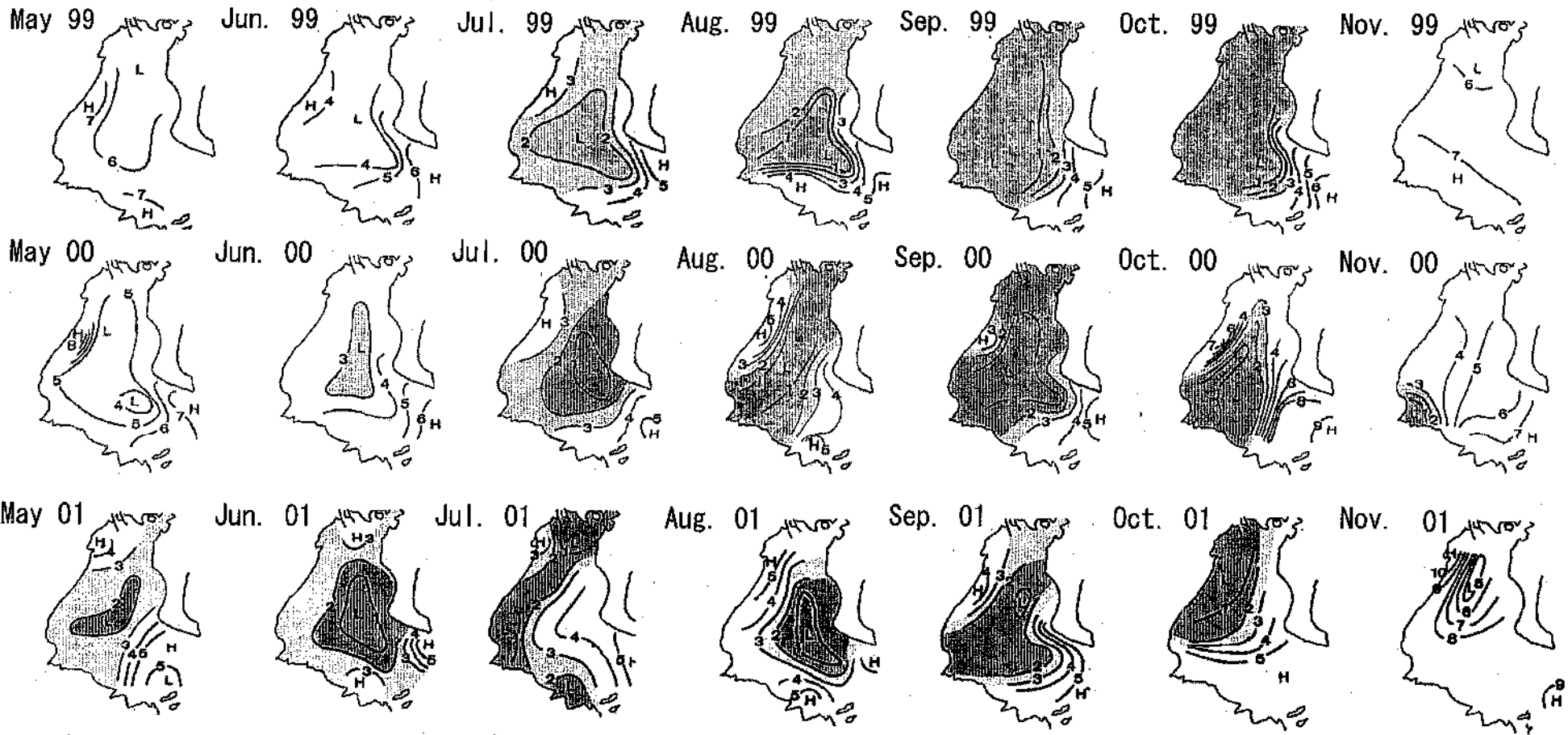
合企画局の伊勢湾学セミナー設置運営事業の一環としておこなわれたものである。

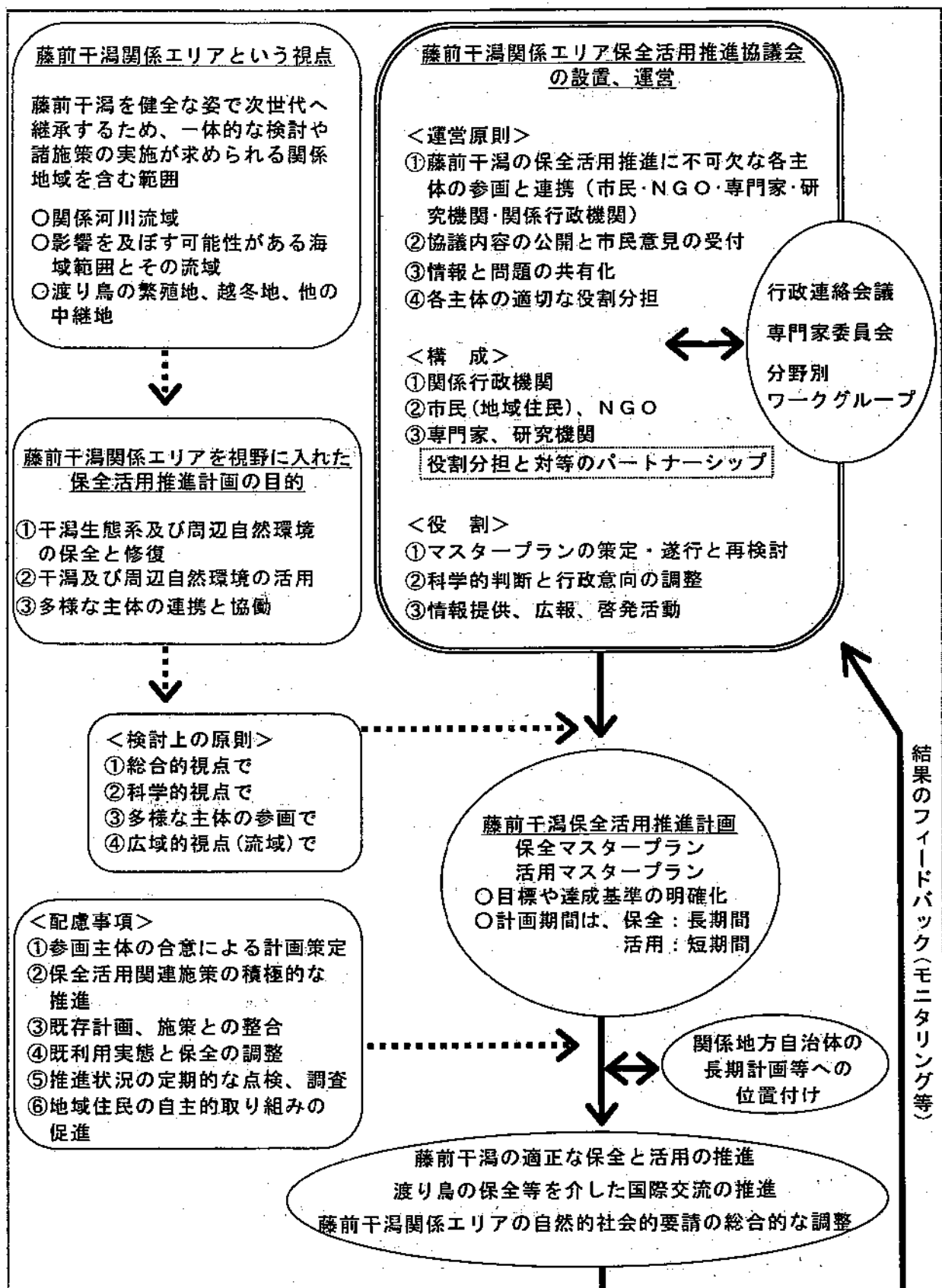


付図1 伊勢湾の貧酸素域の発達の季節・年変動

三重県科学振興センターの海洋観測「浅海定線」の資料をもとに作図した。図中の数字は海底直上1mの海水中の溶存酸素量 (ppm)である。薄い影と濃い陰の部分はいずれも3ppm未満の貧酸素域、2ppm未満未満の貧酸素域である







付図2 保全、活用の推進体制（協議会の設置、運営による例）