

I S S N 1 8 8 0 - 0 1 1 4

国総研プロジェクト研究報告第40号

平成 2 5 年 1 月

国土技術政策総合研究所 プロジェクト研究報告

PROJECT RESEARCH REPORT of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.40

January 2013

沿岸域における包括的環境計画・管理システムに関する研究

Research on Integrated Environmental Planning and Management Systems for Coastal Area

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism, Japan

沿岸域における包括的環境計画・管理システムに関する研究

| | | |
|-------|-------------------|-----|
| 小松 明 | (2005年4月～2006年3月) | * |
| 高垣 泰雄 | (2006年4月～2007年3月) | * |
| 樋口 嘉章 | (2007年4月～2008年7月) | * |
| 小田 勝也 | (2008年8月～2009年3月) | * |
| 數土 勉 | (2009年4月～2010年6月) | * |
| 戀塚 貴 | (2010年7月～2012年3月) | ** |
| 鈴木 武 | (2012年4月～2012年7月) | *** |

Research on Integrated Environmental Planning and Management Systems for Coastal Area

| | | |
|------------------|-----------------|-----|
| Akira KOMATSU | (2005.4～2006.3) | * |
| Yasuo TAKAGAKI | (2006.4～2007.3) | * |
| Yoshiaki HIGUCHI | (2007.4～2008.7) | * |
| Katsuya ODA | (2008.8～2009.3) | * |
| Tsutomu SUDO | (2009.4～2010.6) | * |
| Takashi KOIZUKA | (2010.7～2012.3) | ** |
| Takeshi SUZUKI | (2012.4～2012.7) | *** |

概要

沿岸域における人間活動の利害相反，人間活動による環境への圧力，人間活動に対する自然の脅威は高いものとならざるを得ず，わが国社会は沿岸域の問題に対して背を向けることが許されない．これらの問題を克服するために包括的な沿岸環境計画の策定が急務である．そのため，沿岸域における包括的な再生計画（東京湾再生計画，大阪湾再生計画等）における自然再生手法，環境モニタリング手法等の効果的な実施を目指し，その計画のあり方や技術の活用のための計画・管理システムについて，ユーザドリブンの沿岸域の計画・管理モデルに関する研究を実施した．

キーワード： 沿岸域，包括的環境計画，環境管理システム

Synopsis

In coastal area, conflict of interests, pressure from human activities and menace to human society are high. Hence, our society is not allowed giving the back to problems of coastal area. Integrated coastal environmental plans are urgently needed to overcome those problems. Therefore, in order to use effectively nature restoration methods and environmental monitoring methods in integrated coastal restoration plans, we studied ideal integrated coastal plan and planning-management systems to use effectively the technologies as user-driven systems.

Key Words : coastal area, integrated environmental plan, environmental management systems

| | | |
|-----|-------------|--|
| * | 元沿岸海洋研究部長 | Predecessor Director of Coastal and Marine Department |
| ** | 前沿岸海洋研究部長 | Former Director of Coastal and Marine Department |
| *** | 沿岸海洋・防災研究部長 | Director of Coastal, Marine and Disaster Prevention Department |

沿岸域における包括的環境計画・管理システムに関する研究

目次

1. 研究目的と研究内容

- 1. 1 研究の背景と目的1
- 1. 2 研究内容1
- 1. 3 研究体制1

2. 沿岸域の計画・管理の視点

- 2. 1 沿岸域環境と生態系の関係3
- 2. 2 沿岸域環境に今後求められる視点7

3. 市街地における雨水汚濁負荷量の測定及び対策

- 3. 1 面源負荷量の原単位に関する文献調査12
- 3. 2 市街地ノンポイント負荷の実測調査13
- 3. 3 市街地ノンポイント負荷の推定方法検討18
- 3. 4 市街地ノンポイント負荷対策の現状整理19
- 3. 5 雨水浸透ますの汚濁負荷削減効果に関する実験20

4. 沿岸域生態系の造成技術

- 4. 1 阪南2区における干潟創造実験25
- 4. 2 芝浦アイランドの護岸における生物の棲み処づくり27

5. 沿岸域における自然共生・保全・再生の評価手法

- 5. 1 砂浜海岸31
- 5. 2 閉鎖性湾50

6. 沿岸域における「包括的計画」及び「順応的管理」の手法

- 6. 1 沿岸域の計画・管理の考え方56
- 6. 2 包括的な目標設定の大切さと順応的管理の適用59

(執筆分担) 沿岸海洋・防災研究部：1・2・4・5・6，下水道研究部：3，河川研究部：5.

1. 研究目的と研究内容

1.1 研究の背景と目的

沿岸域における人間活動の利害双反，人間活動による環境への圧力，人間活動に対する自然の脅威は高いものとならざるを得ず，わが国社会は沿岸域の問題に対して背を向けることが許されない．これらの問題を克服するために包括的な沿岸環境計画の策定が急務であり，一部，湾域毎の再生計画（東京湾再生計画，大阪湾再生計画等）が策定されてきている．一方，その実現に向けての手法，手段等については様々な項目が挙げられているが，その中には既に検討が進められ実行されているものから，今後の研究の成果に委ねられているものまであり，施策全体を進め完遂するためには，特に検討の遅れている分野について更なる研究の推進が必要である．

今後の研究が必要なものとしては，海の自然再生ハンドブックや自然共生型海岸づくりの進め方で記述されている「包括的計画」や「順応的管理」といった新たな視点が提示されている．その具体的な運用に対しては，関係主体との目的の合意や環境と経済を両立した沿岸域の持続的利用に関して，手法開発や運用指針の確立が整備局などから要請されている．また，海岸保全の観点からも海岸保全施設が海岸環境に与える影響を体系的に把握し，海岸保全事業における自然共生・保全評価を行う必要がある．更には，海域環境改善の大本である陸域から海域への流入負荷の軽減策などと連動した各種研究が必要である．

このような背景を踏まえ，上記3つの項目について研究を進め，流域海域における総合的な施策の実現を図ろうとするものである．

1.2 研究内容

研究の内容としては，

「包括的計画」「順応的管理」の視点からの手法開発や運用方針の確立

海岸保全における自然共生・保全評価のあり方の提示

市街地における雨水汚濁負荷量の測定および対策

研究の成果は，全国総合開発計画，海洋基本法に基づく基本計画策定，沿岸域圏計画策定や具体の関連施策に生かされ，今まで以上に合理的かつ総合的な沿岸域の持続的利用が図られる．また，流域再生・海岸保全にあたり，環境への負荷を事前に把握し，計画的な保全・再生が図られることが期待される．

1.3 研究体制

本プロジェクト研究を実施するにあたっては行政・市民・研究者の連携を図ることが不可欠であった．

国総研内部では沿岸海洋研究部海洋環境研究室が中心となって，沿岸海洋研究部沿岸域システム研究室，下水道研究部下水道研究室，河川研究部海岸研究室が参画している．

さらに，現地での現象の解明といった研究の実施面でも制度や仕組みといった「システム化」の面でも多くの関係主体との共同で作業を進めてきている．前者については，例えば阪南港では（独）港湾空港技術研究所，大阪市立大学，大阪府港湾局・環境農林水産部，大阪府立水産試験所，民間会社（大成建設（株），鹿島建設（株），五洋建設（株），東洋建設（株））などと技術検討会を持って連携し，東京港では東京都港湾局，港区，NPO法人海塾，東京海洋大，市民と協働で「生き物の棲み処づくり」を進める取り組みを行ってきた．後者については，例えば東京湾シンポジウム，海辺の自然再生に向けたパネル展では様々な機関との共催，後援を受け，水産総合研究センター，国立環境研究所，東京都環境科学研究所，NPOをはじめとする幅広い主体との意見交換等が図られている．

また，海外の大学（ニューサウスウェールズ大学，ベトナム科学大学），諸機関（国際航路会議，サンフランシスコ湾研究所，ロンドン動物学学会，台湾湿地学会）とも連携を図っている（図-1.1）．

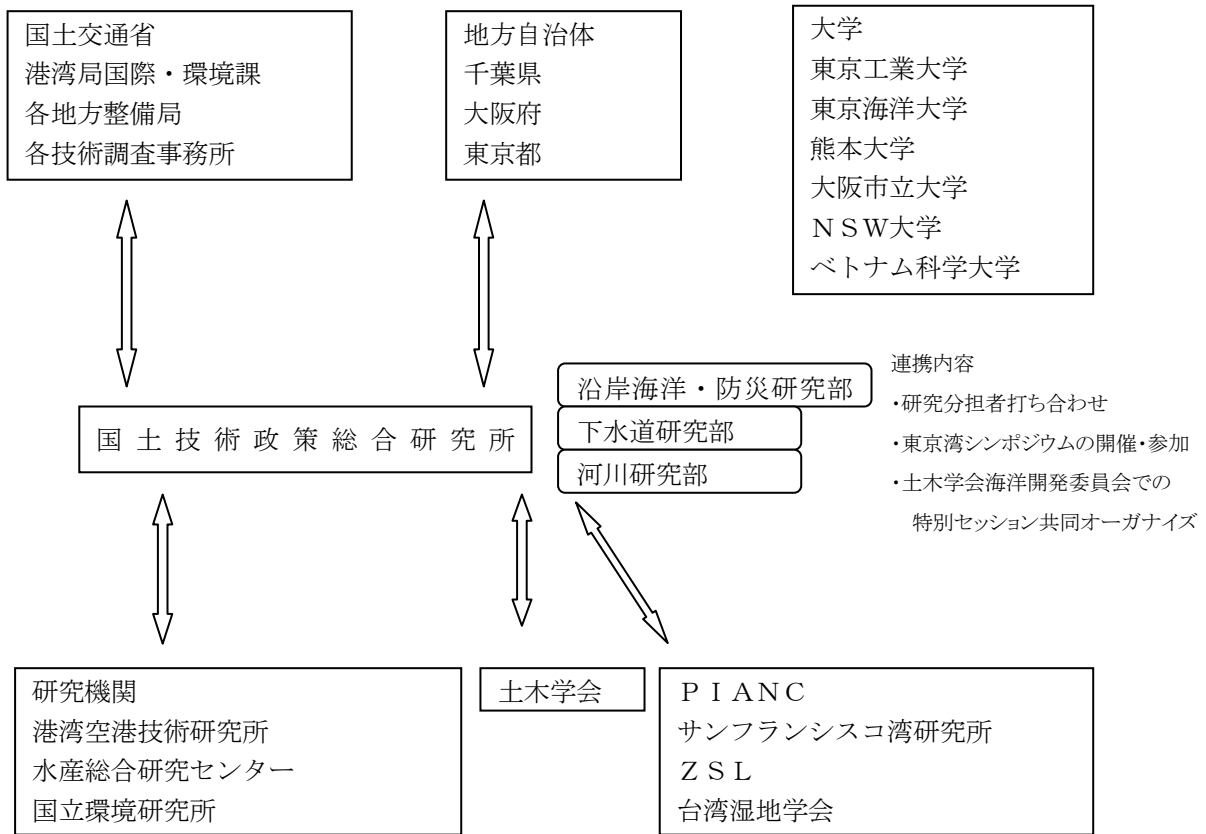


図-1.1 研究実施体制図

2. 沿岸域の計画・管理の視点

2.1 沿岸域環境と生態系の関係

2.1.1 海辺の再生に向けた4つの視点

日本の海辺は、多様な環境要因と地質学的背景から、磯や砂浜、藻場・干潟と変化に富んでいる。その海辺に足を踏み入れると、アクセスの悪さ、海岸線の侵食、ゴミの漂着、赤潮や濁りによる水色の変化、貧酸素水塊や青潮による生物の大量死、生物生息場（そして生息生物）の減少など、身近な環境が劣化してきている様子が見てとれる。地球温暖化や種の多様性の保全といった地球規模の環境問題への対応や津波・高潮に対する防災・減災といった緊急の問題とともに、日々我々のそばにある海辺の環境の変化について知り、「できること」を「できるところ」から取り組んでいくことも大切な取り組みであると考え。それを実現するための方法論のひとつが、土木工学的なアプローチであり、その可能性について検討した。

土木工学は、人の活動を中心とした社会基盤整備を目指し、土地造成（埋立、宅地開発）、水資源管理（ダム建設、河川改修、下水道整備）、交通施設整備（鉄道、道路、橋、港湾）、防災施設整備（防波堤、水門、護岸、土地改良）等を行うための実学として、多くの技術を開発し、社会に適用されてきた。その結果として、地形改変（浚渫・埋立）や、周辺の土地や海域利用の変化、水利用の変化に伴う水循環の変化等が生じ、その都度、個別の大規模開発については環境影響を評価し軽減・回避する努力をしてきたものの、その改変の積み重ねが長期的・総体的に累積して前記の海辺の環境の変化を引き起こす原因の一つとなってきたということは否めない事実である。しかし今一度、土木工学に蓄積されてきた地形改変、水資源管理、各種施設整備の経験や技術を見直し、活用することで、海辺の環境を再生する糸口がつかめるのではないかと考えている。

再生といっても、一度損なわれた海辺の環境やその環境が持つ機能を取り戻すことは簡単ではない。そこには、本来の状況に戻すことを促す努力と、現状に則した改善を図る方向での努力を含む広い意味での再生に対する認識が必要である。また、海辺の自然の複雑さや連関の深さを考えれば、その努力は画一的・狭い視野であってはならず、包括的な目標を掲げ、可能な限り自然に委ね、その力を発揮してもらうように適材適所な手助けを、その効果を確認しながら徐々に適用していくような順応的な取り組みが必要である。

例えば、国土交通省・海上保安庁が中心になって進めている、『全国海の再生プロジェクト』では、閉鎖性海域の水環境の改善を図るため、関係省庁や地方自治体等と連携した取り組みがなされており、海域毎に包括的な目標を掲げ、それを実現するための行動計画（図-2.1）や、順応的に取り組むための見直しの制度が示されている。その構造を「東京湾再生のための行動計画」を例にして、順応的管理の取り組み方にあてはめて図示すると、図-2.2のようになっている。すなわち、包括的な目標として、現状の把握・分析に基づき、多くの関係主体の合意を得た「快適に水遊びができ、多くの生物が生息する、親しみやすく美しい「海」を取り戻し、首都圏にふさわしい「東京湾」を創出する」が設定され、その実現のために、下水道整備などを中心とした陸域負荷削減策の推進、海面の浮遊ゴミの回収や、藻場干潟の再生・創出などをメニューとする海域における環境改善対策の推進、東京湾のモニタリングが3つの柱として位置づけられている。さらに、これらを効率的・効果的に実施していくために、東京湾のうち特に重点的に再生を目指す千葉港－東京港－横浜港を包括する湾の北岸から西岸のエリアを重点エリアと定め、その中に、7つのアピールポイントを選択し、改善施策を講じた場合の、それぞれの場所における改善イメージ、さらにはこれに相当する指標及び目安が記述された。この行動計画は、平成15年3月に10カ年の計画として発表され、毎年度フォローアップを行うとともに、3年目と6年目の終了時（平成18年度、平成21年度）には総合的に進捗状況を評価する中間評価を行うこととなっている。こうした、取り組み等を参考に、海辺の自然再生に向けた視点として、以下の4つが重要である（図-2.3）。

- ・目標設定：場の理解に基づき、多くの関係者が共有できる包括的な目標設定
- ・場の理解：科学的な環境だけでなく、社会的・歴史的背景なども含めた理解
- ・手法開発：目標を実現するためのメニュー作り、技術開発

- ・システム化：目標を達成する手法を実現化する仕組み、順応的管理手法の適用等

東京湾再生のための行動計画

(行動計画策定 H15.3.28)

(中間評価 H19.3.14)

快適に水遊びができ、多くの生物が生息する、
親しみやすく美しい「海」を取り戻し、首都圏に
ふさわしい「東京湾」を創出する。

○陸域負荷の削減

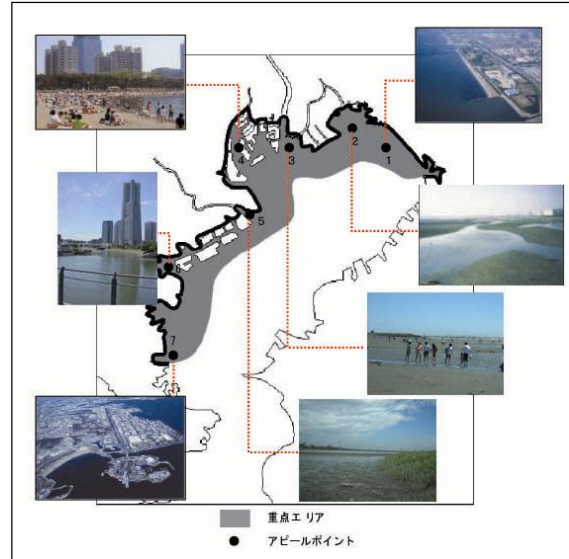
- ・各種生活排水処理施設等の整備
- ・河川浄化や湿地や干潟の再生等
- ・森林の整備や保全等

○海域における環境改善対策

- ・底質の改善等
- ・海面や海浜・干潟等の清掃活動等
- ・良好な生物の生息環境を構築するための干潟、浅海域のネットワーク化

○東京湾のモニタリング

- ・各機関の連携協力によるモニタリングデータの整理、活用
- ・モニタリングデータの情報収集や発信の充実



重点エリア及びアピールポイントの設定
施策による改善の効果を体感・実感出来るような
場所の設定及び改善施策のイメージ化

図-2.1 東京湾再生のための行動計画

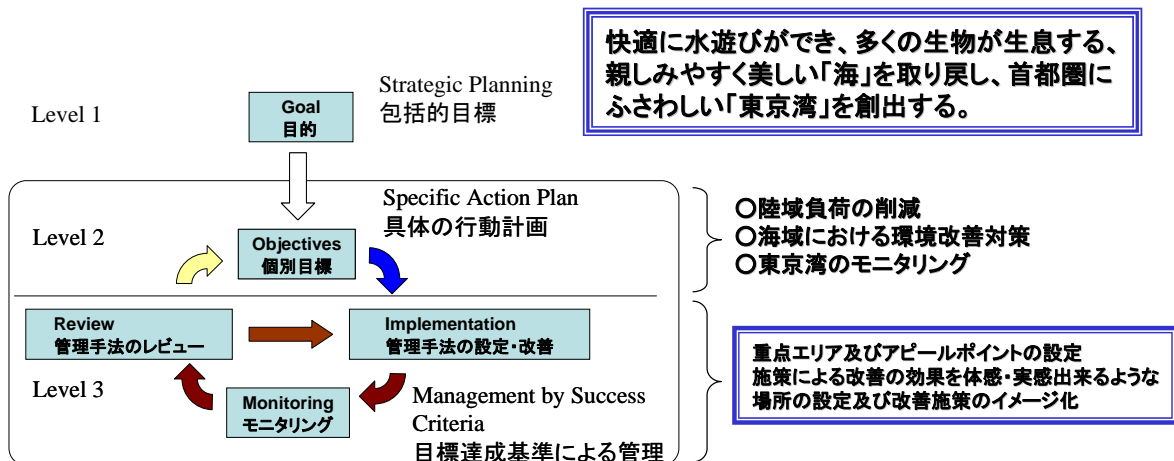


図-2.2 東京湾再生のための行動計画における順応的管理の構造

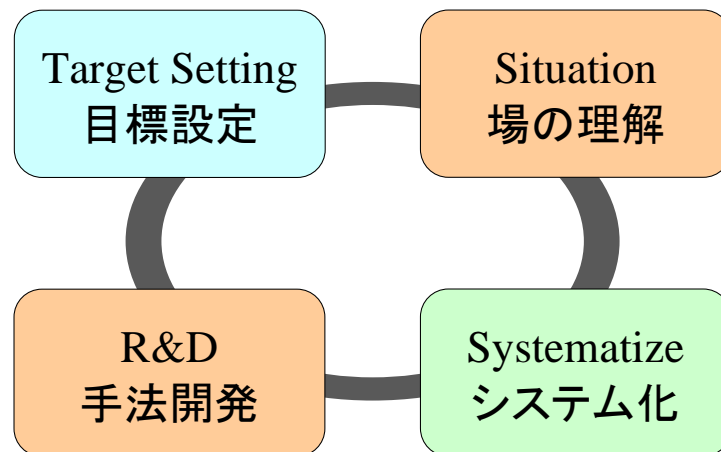


図-2.3 海辺の再生に向けた視点

2.1.2 生態系ネットワーク

アサリ (*Ruditapes philippinarum*) は日本各地の干潟や浅場に生息する代表的な食用二枚貝であり、濾過食者としての高い海水浄化能力により、環境改善の面からも着目される種である。しかし、アサリの資源量は全国的にも、東京湾でも激減しており、その主な原因は、外来種との競合、乱獲、水質環境の変化、生息場の消失・劣化等とともに、アサリの浮遊幼生の行き来による生息場間のつながり（生態系ネットワーク）の欠落や分断も生態系の劣化の一因でないかと考えられている。

このように、生態系ネットワークは、生き物の量と多様性を確保するために重要な機構の一つと考えられている。その実態を把握するために東京湾におけるアサリ浮遊幼生による干潟間の連携や、海域における移流過程を実証する試みが行われた。2001年8月の結果から、孵化後間もないと考えられる殻長100 μm 以下の幼生は、盤洲、富津、三枚洲～羽田、横浜そして市原周辺の海域に多く分布し、自然の干潟や浅場だけではなく、港湾域もアサリ幼生の供給場所として機能していることが推定された。また、その後、同じ個体群と考えられる個体群の出現密度の水平分布を比較した結果、分布の中心は羽田～三枚洲および盤洲周辺の海域から、湾中央部に移っていることが明らかとなった。当該の日の東京湾では、強い北風により引き起こされた湧昇フロントが湾中央部に観察されたことから、アサリ浮遊幼生の水平分布には物理的な収束機構が作用していることも示唆されている。こうした観測結果を数値計算で再現することにより、東京湾の各海域間のネットワークの強さを推定したところ、富津－木更津間の強い相互方向のネットワークと、東京－川崎－横浜を北から南につなぐ一方向のネットワークの存在が確認された（図-2.4）。

相互方向のネットワークでは、ある生息地に異変が起こっても、もう一方からの供給により回復されるという、一種の恒常性が期待できる。一方、一方向（非可逆的）のネットワークでは、上流側の生息地に異変が起こるとその影響は下流側の生息地に及び、脆弱性を秘めたネットワークであると推定される。そこで、「東京湾の再生のための行動計画」においては、この一方向のネットワークしか持たない場や、ネットワークのつながりが弱いと判断された千葉－東京－横浜を結ぶ広い海域が重点領域として選択されている。これは、場の理解に対応した行動計画の設定がなされたひとつの例である。

こうした生態系ネットワークを通して海域の環境を把握することは、海域の環境を局所的・瞬間的な水質や物理環境だけで判断するだけでなく、周囲との連関や連続した時間の中で生物の中に蓄積される環境条件の情報を読み解くという意味をもつ。今後、場の理解の方向性のひとつとして着目されるべきであるし、その評価手法の開発は急務であると考えている。

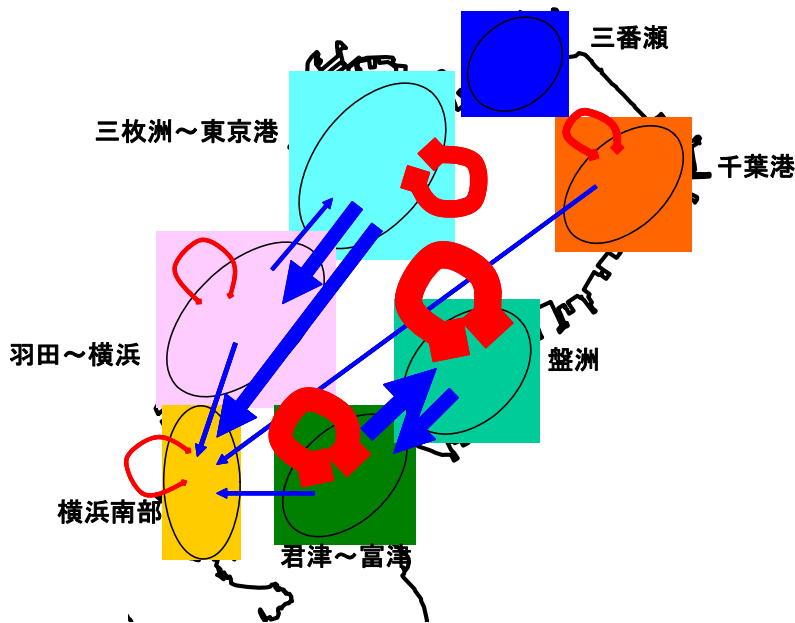


図-2.4 数値計算で推定されたアサリ浮遊幼生のネットワークの例
(線の太さが、幼生の移流量をあらわしている)

2.1.3 生き物の棲み処

環境を生物によって評価する試みとして、指標生物による海底環境区分や、7都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善部会の提唱した「東京湾における底生生物等による底質評価方法」がある。後者については、東京湾における底質の環境評価区分を5段階に分け、底生生物の総出現種類数など4項目で評点をつけ、評点の合計で底質環境を評価する方法である。生物を指標とすることにより、場の特性が物理化学特性値としてだけではなく、感覚的に理解できることが利点である。

東京湾再生のための自然再生事業の適地選定に利用できる基礎的資料の作成を目的として、東京湾内湾域の14箇所の護岸において同一時期、同一手法で調査を行い、空間的な生物分布特性の解明を試みた調査結果を紹介する。なお、今回調査対象とした護岸は、外力条件を揃えるために全て直立護岸とし、港外もしくは港外に近い場所に位置する場所から選定した。2006年3月に行った結果をまとめると、図-2.5に示すような付着生物の水平分布が得られた。付着生物の総種類数は、比較的水質が悪いと考えられるG4~G6付近に極小値を持っていた。他の結果も参照すると、付着動物は、水質の空間的分布特性に大きく依存し、水質の時間的な変動による影響は小さいと推察され、付着植物は、水質の空間的分布特性とともに、時間的な変動による影響により、その生息範囲の制限を受けていると推察された。

こうした結果を元に、「空間的な分布特性は加入を支配し、時間的な変動特性は生き残りを支配している」と大胆な仮説を立てるとすれば、東京湾をマクロな視点で見たとき「動物・植物ともに、東京湾の環境において加入が可能であるが、植物は夏季の貧酸素や濁り、冬季の風浪などにより生息が制限されている」というような評価が考えられるかもしれない。科学的な仮説立案としては乱暴な論理であるが、こうした評価を与えることで、行動計画への指針（どこで、どんな自然再生をすべきか）が得られるのである。土木工学的なアプローチを進めるためには、こうした評価・理由付けが不可欠である。もちろん、こうした評価は事業の中で検証していかなければならないし、検証結果を真摯に受け止め柔軟に事業を実施・変更するシステムが必要である。先に紹介した「順応的管理」は、まさに行動計画策定の根拠として採用された仮説を、継続的なモニタリングの中で、その真偽を確かめながら自然再生を進めて

いくという管理手法を手順化したものである。

生物についての知見を漏れなく明らかにすることは大変難しい。生き物の棲み処という視点で海域の環境を把握するためには、不確定要素・仮定が多く入っていることを理解すべきであり、それを明らかにする調査・研究の努力を怠ってはならない。それと同時に、得られた知識を汎用化・一般化した仮説に集約し、順応的管理で確認しながら場の理解と行動計画の実施を同時に進行させるやり方（順応的管理）への理解も求めたい。

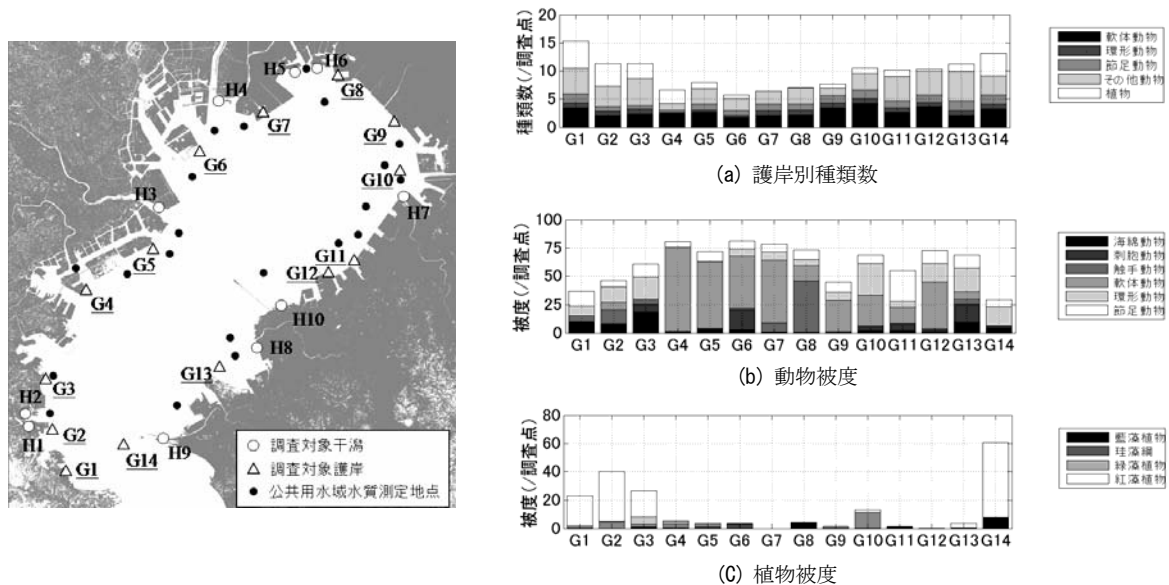


図-2.5 東京湾をとりまく護岸に付着する生物の状況（2006年3月）
 (a) 付着生物種類数, (b) 付着動物の被度, (c) 付着植物の被度

2.2 沿岸域環境に今後求められる視点

2.2.1 海辺の自然再生のための管理技術に関する研究

都市臨海部で実施された自然再生の場での市民協働による事業評価に対応する調査手法を検討することを目的とした。検討は、東京都港区（芝浦アイランド）に位置する芝浦運河内に造成されたテラス型護岸の潮だまり（4×8m, 2箇所）で実践的に行った（図-2.6）。

研究の目標は、市民協働での一般市民また子供達が、自主的に継続して行える調査手法の開発で、現在一般的に行われている調査手法への考え方の転換とそれに伴う手法の改新をも狙った。

マハゼ、ウナギ、テナガエビを対象にした採集は、潮が引いて独立した潮だまりの溜水を排水しかいぼりを行い、干出したり集積した対象をいためずに拾い、種別に分けて集める方法で行った（図-2.7）。

集まった対象を適量、スケールを入れたバットに収容し、その上方からデジタルカメラで画像収録した。収録が終った対象は、潮だまりの溜水に再び戻し、対象を継続的に生息させる方法をとった。この拾ってから戻す一連の作業での対象の致死は5%以内であった。収録した画像はコンピューターのディスプレイ画面でスケールを基本に全長と個体数を計測し、個体群の体長組成を得た。体重は現場での画像収録と同時に計測した対象個体群の各体長段階の個体体重を直接計測し、その資料を基に体重組成を求めることができた（図-2.8, 図-2.9）。

事例を支えるものは、一般に普及しているデジタルカメラやコンピューターの活用で、これによって測定作業の時間短縮が、対象の致死低減につながり、対象を生息場所に戻すことで、同じ対象個体群の継続した調査を可能にした。今まで一般的に行われてきた対象の致死を考えない計測作業や、ホルマリン固定をして後日計測するなど、個体群の維持を無視する方法とは異なることを示した。

野生動物の調査では、現在、世界の方向は「致命的な方法を用いるのは必要不可欠の場合に限られる」

とし、本事例は、小さな潮だまりであるがこの方向に沿うものである。



図-2.6 芝浦アイランドにおけるテラス型護岸に設けた潮だまりの現況写真(全景)



図-2.7 かいぼり調査



図-2.8 画像による採取生物の記録

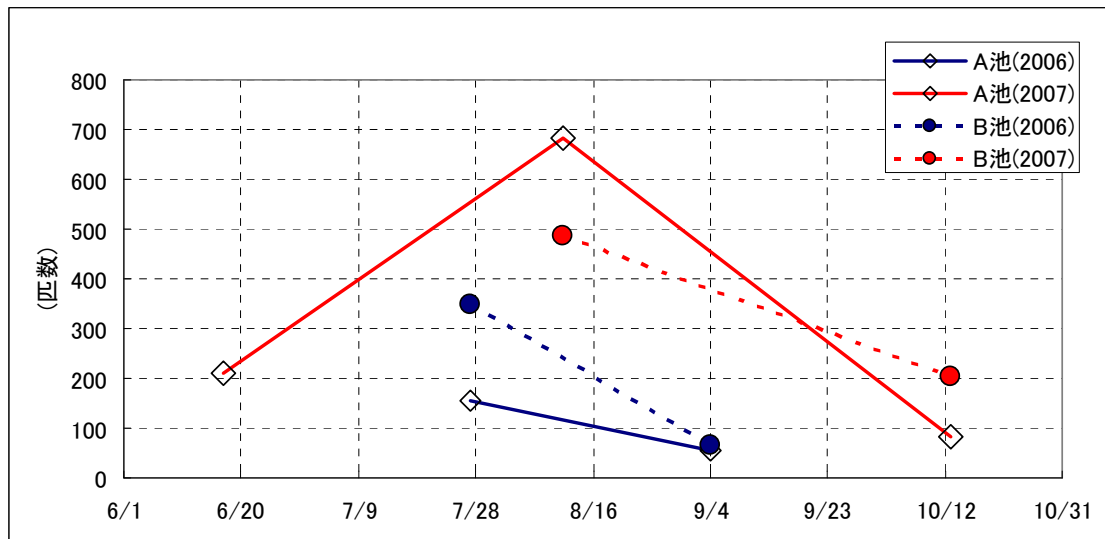


図-2.9 各潮だまりにおけるハゼの個体数

調査手法を工夫すれば、経験がない一般市民また子供達であっても、専門家の協力の下、場造り、調査、教育を含む自然再生に協働できることが判った。ただし、計画の立案、調査の申請、安全対策は官・専門家の助言が必要である。今後、調査内容の充実および市民による主体的な管理の実現に向かって、調査の継続実施および勉強会の充実が不可欠である。また、維持管理方法を構築する上で、公的管理と市民による管理の役割分担などについても議論をしていく必要があることが判った。

2.2.2 海辺の自然再生のための計画立案に関する研究

干潟・浅場を中心とした生物生息場の創出は、海洋環境の改善、生物多様性・生産性の向上といった効果が期待され海辺の自然再生において有効な対策と考えられる。社会資本整備計画(H21.3)の中でも積極的な湿地・干潟の再生が謳われ、平成24年度までに失われた湿地・干潟(約7000ha)の約3割の回復を目指している。

そうした事業の事例を収集し、場所毎・対象の生態系毎に再整理するとともに、実践の主体となる組織、そしてそれを支える調査研究といった軸から見た「自然再生の実践に向けたシステムづくり」をテーマに海辺の自然再生事例について取りまとめた。

収集した102の事例について、海域毎に干潟・湿地・浅場、藻場、築磯・共生護岸、その他に分類し、事例の実施主体(だれが)、実施時期(いつ)、対象の場(どこでなにを)、事例の特徴(得たもの)について分析した(図-2.10)。

(1) 6海域に分類される63事例を対象として整理した結果

・東京湾(29事例)

実施主体が多岐にわたり、多くの主体が連携した取り組みも数多くみられた。場の理解のための環境データベース、情報マップ等の事例も数多く存在する。

・伊勢湾・三河湾(9事例)

干潟・湿地・浅場の事例が七割を占め、平成以前からの取り組みがみられることも特徴である。早くから自然再生への取り組みが積極的になされてきたことがうかがえる。

・大阪湾(5事例)

パイロット事業、研究プロジェクト等、民間企業や行政、大学が連携した手法開発の取り組みが6割(3事例)を占めていた。築磯・共生護岸の事例は関西国際空港における藻場造成の取り組みなどが先駆例である。

・瀬戸内海（10事例）

主に国土交通省、民間企業によるパイロット事業、個別技術開発としての干潟、浅場、藻場の再生事例が数多くみられる（6事例）。

・有明・八代海（5事例）

いずれも平成11年以降の取り組みが収集された。干潟・湿地・浅場の事例で8割（4事例）を占めており、それらはいずれも研究プロジェクト、個別技術開発の取り組みであった。

・沖縄（5事例）

沖縄ならではの、サンゴ礁の再生事例などが収集された。こうした取り組みは昭和55年代に始まっており、マングローブ植栽という沖縄特有の事例も存在する。

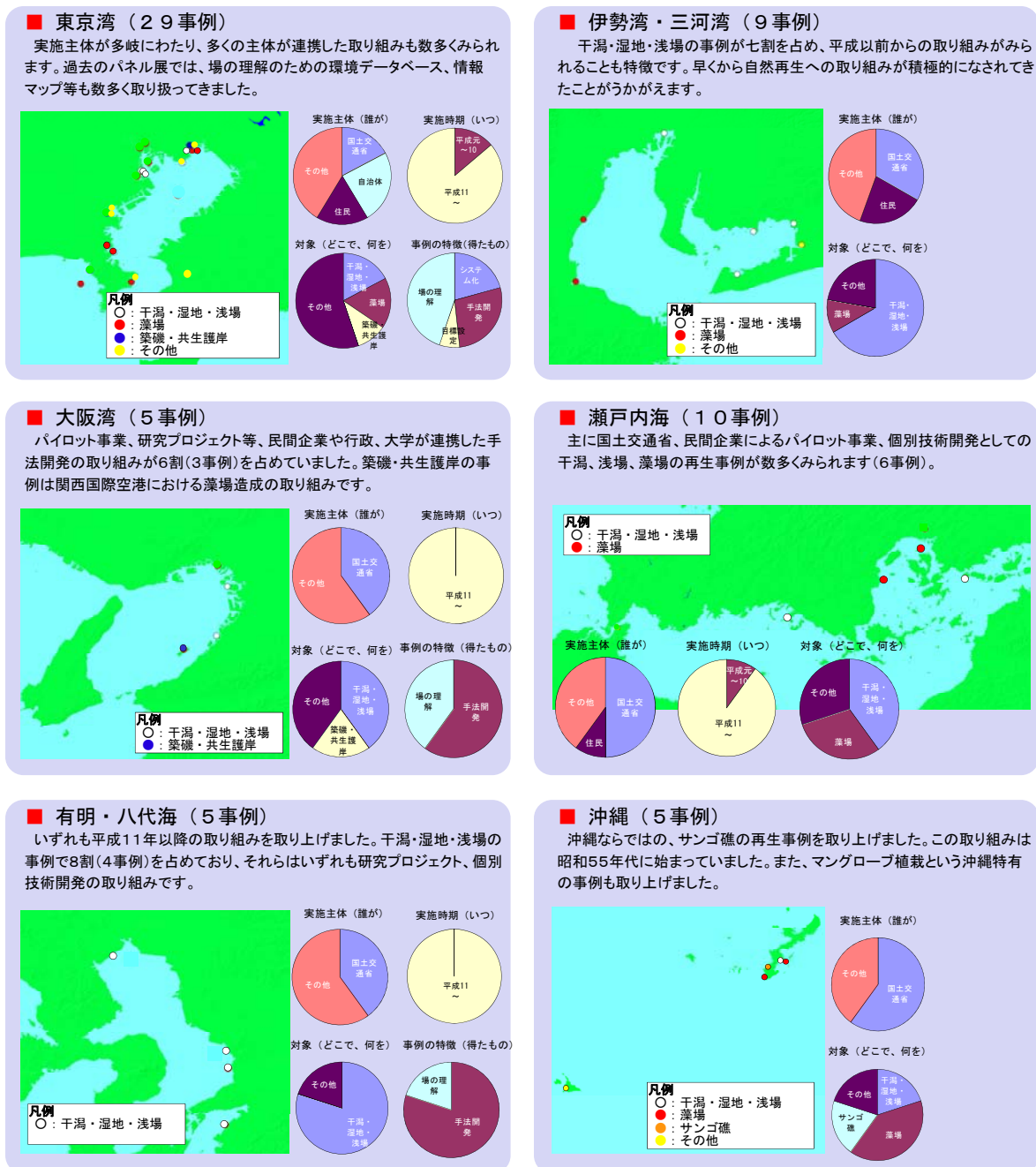


図-2.10 収集事例の整理結果

(2) 生態系毎の整理

・干潟・湿地・浅場（26事例）

干潟・湿地・浅場の事例は関東以南の閉鎖性海域で数多く取り上げてきた。自治体や住民が主体となった，地域に根ざした取り組みが多い。

・藻場（20事例）

藻場に関しては，各省庁や自治体，住民，大学，協働団体等，実施主体が多岐にわたっている。特に，大学，民間企業を中心に，アマモの研究開発の事例が数多くみられる。

・築磯・共生護岸（6事例）

防波堤や護岸等，港湾・空港施設，海岸保全施設に環境配慮を盛り込んだ事例が数多くみられた。

・サンゴ礁（1事例）

内閣府沖縄総合事務局開発建設部が実施主体となった，那覇港，石垣港，平良港における港湾整備方策としての取り組み事例が収集された。また，事業ではないが干潟，藻場，サンゴ礁にまたがる情報マップ「中城湾港泡瀬地区生物ハンドブック」の取りまとめなどの取り組みもなされている。

3. 市街地における雨水汚濁負荷量の測定及び対策

下水道整備等の点源対策の進展に伴い、ノンポイント負荷が沿岸域等の公共用水域の水質に与える影響は次第に大きくなっており、特に、閉鎖性水域の水質を考える際にはノンポイント負荷の影響を無視することができない。分流式下水道が整備された市街地では、路面排水等のノンポイント汚濁負荷を含む雨天時流出水が、ほとんどの場合、雨水管を介して未処理のまま公共用水域に放流されているのが現状であり、有効な汚濁負荷削減対策が望まれる。この雨天時流出水には、従来から関心の高かった有機物及び栄養塩類という汚濁物質のほか、重金属及び内分泌かく乱化学物質等が含まれていることが確認されており、放流先下流に生息する水生生物及び水道水源への悪影響が懸念される。

市街地からの雨天時流出水の汚濁負荷対策については、下水道事業が汚濁負荷の削減に大きな役割を担っていることは論を俟たないが、下水道事業の中で有効なノンポイント負荷削減対策を実施し、かつ有効な成果を挙げるためには、最も基礎的な情報である発生・流出汚濁負荷量及び対策の実施により見込まれる削減効果を的確に把握する必要がある。

そこで、まず、汚濁負荷削減計画において重要となる面源負荷量原単位について文献調査を行い、重金属及び内分泌かく乱物質を含めて市街地ノンポイント負荷の実測調査を行うとともに、流出負荷量の予測手法について検討を行った。また、地方自治体に対するアンケート調査により市街地ノンポイント負荷対策の現状を把握し、市街地ノンポイント負荷削減対策の有効な手段の一つとして考えられている雨水浸透ますの汚濁負荷削減効果を明らかにする目的で流出実験を行った。

3.1 面源負荷量の原単位に関する文献調査（平成 17 年度）

一般に、流域別下水道整備総合計画（以下「流総計画」という。）等の計画における面源負荷量の推定には、原単位法が用いられている。特に流総計画において算出される面源負荷量は市街地における面源負荷対策の基礎となるので、できる限り正確な値を用いることが望ましいが、実際には調査の困難さなどから、他地域で調査された原単位を準用している事例が多い。しかし、汚濁負荷量原単位は、実測された場所及び期間における原単位であるから、特に他地域の原単位を適用する場合には十分に留意して用いる必要がある。そこで、文献を収集して、既往調査における面源負荷量原単位の情報を整理した。本調査の主眼は市街地であるが、比較のために降雨、農地（水田、畑）及び山林由来の汚濁負荷量原単位についても文献調査の対象に含めた。対象水質項目は COD、TN 及び TP とした。

本調査で収集した資料は、「湖沼水質保全計画」及び「流域別下水道整備総合計画調査指針と解説（平成 11 年度版）」（以下「流総指針」という。）のほか、次の 2 つの条件を満たす資料とした。

- ✓ 1997 年以降に発表された資料（1996 年までの資料は、流総指針の中で整理されているため）
- ✓ 一般に公開されている資料

収集した資料を整理した結果が及び表-3.1 である。図-3.1 は箱ひげ図であり、箱形は上下 25% の間の値を示している。COD 及び TP については市街地及び水田の原単位が、TN については畑の原単位が大きい傾向にあった。面源の中で市街地は、特に COD 及び TP について高い値となる可能性があることが改めて浮き彫りとなった。

表-3.1 面源負荷量原単位

| (a) 市街地 | | | | | | | (b) 水田 (純排出負荷量) | | | | | | |
|---------|------|------|------|------|-------|------|-----------------|------|------|------|-------|-------|-------|
| | 調査件数 | 平均値 | 中央値 | 最小値 | 最大値 | 標準偏差 | | 調査件数 | 平均値 | 中央値 | 最小値 | 最大値 | 標準偏差 |
| COD | 31 | 92.3 | 55.8 | 13.6 | 378.0 | 77.7 | COD | 12 | 92.5 | 46.4 | -71.1 | 352.0 | 122.9 |
| TN | 31 | 14.8 | 12.2 | 3.1 | 378.0 | 9.38 | TN | 14 | 13.1 | 10.6 | -10.4 | 37.3 | 12.5 |
| TP | 31 | 1.69 | 0.93 | 0.24 | 6.50 | 1.49 | TP | 12 | 1.45 | 0.62 | -0.92 | 5.05 | 1.85 |

| (c) 畑 | | | | | | | (d) 山林 | | | | | | |
|-------|------|------|------|------|-------|-------|--------|------|------|------|------|-------|-------|
| | 調査件数 | 平均値 | 中央値 | 最小値 | 最大値 | 標準偏差 | | 調査件数 | 平均値 | 中央値 | 最小値 | 最大値 | 標準偏差 |
| COD | 16 | 28.2 | 22.3 | 4.0 | 84.0 | 23.0 | COD | 28 | 22.3 | 16.2 | 2.4 | 154.0 | 29.2 |
| TN | 38 | 69.7 | 52.3 | 2.4 | 238.0 | 58.4 | TN | 45 | 4.5 | 3.3 | 0.3 | 22.1 | 4.23 |
| TP | 31 | 0.68 | 0.50 | 0.00 | 2.43 | 0.550 | TP | 38 | 0.24 | 0.14 | 0.01 | 1.31 | 0.285 |

備考1：単位は kg/ha/年。

備考2：水田の「純排出負荷量」は、水田からの総排出負荷量から用水に含まれる負荷量を差し引いた値を意味する。

3.2 市街地ノンポイント負荷の実測調査 (平成16年度～18年度)

(1) 対象地区及び対象降雨

実測調査の対象地区として選んだのは、分流式下水道が整備された市街地で、それぞれに異なる土地利用を有する3つの雨水排水区 (A排水区, B排水区, C排水区) である。表-3.2に対象地区の概要を示す。それぞれの排水区の面積は95 ha, 18 ha, 67 haであり、不浸透面積率はいずれも60%～70%の範囲にある。排水区間の直線距離は、最大でも十数キロメートルと比較的近い。対象地区の選定にあたっては、次の4点に留意した。

- ・河川等による背水の影響が少ないこと。
- ・山林及び農地等を極力含まないこと。
- ・晴天時に不明な水の流出が少ないこと。
- ・ある程度の面積 (10 ha 程度以上) を有すること。

なお、不浸透面積率は、土地利用ごとに設定された屋根、道路及び浸透域の割合 (脇岡ら, 2001) と、国土地理院発行の土地利用データ (10 m メッシュ, 2000年調査) を基に集計した土地利用ごとの面積に乗じて算出した。

平成16年度から18年度までの5降雨を対象に、上述の3排水区にて実測調査を行った。平成16年度は Rainfall 1 及び Rainfall 2, 平成17年度は Rainfall 3 及び Rainfall 4, 平成18年度は Rainfall 5 である。なお、先行無降雨日数は 0.5 mm/day 以下の小雨を除いて求めた。雨量は、採水地点近傍の公共施設の屋上又は空地に雨量計を設置し、5分間隔にて常時観測を行った。また、採水地点における流量は、採水地点直近の上流側に水位計を設置して得られた5分間隔の水位データ及び予め求めておいた水位-流量の関係式から算出した。

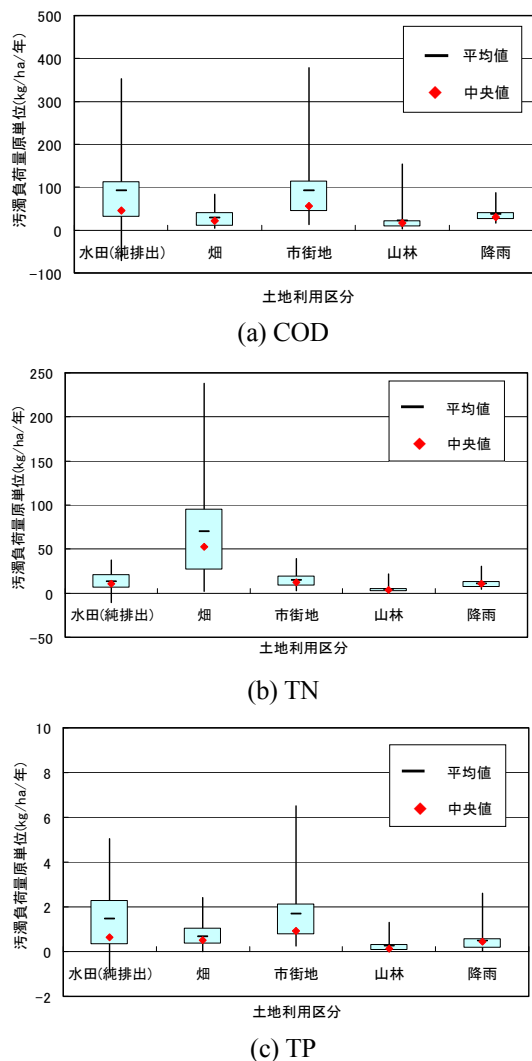


図-3.1 土地利用別面源負荷原単位の比較

(2) 採水及び水質分析方法

雨水の採水は作業員の手による直接採水とし、一降雨あたり 14~20 本の試料を採取した。採水の間隔は、流出の初期は約 5 分とし、その後適宜 30 分~1 時間程度に間隔を広げた。分析の対象とした水質項目は、SS, VSS, BOD, CODMn, TN 及び TP であるが、一部の調査では、重金属（銅, 亜鉛, 鉛, カドミウム）、ベンゾ(a)ピレン (B(a)P) 及びビスフェノール A (BPA) も併せて分析した。水質分析にあたっては、いずれの水質項目も下水試験方法に従った。また、採水と同時にポータブルの水質センサーを用いて濁度及び電気伝導度 (EC) を計測した。

表-3.2 実測調査の対象地区の概要

| | A排水区 | B排水区 | C排水区 |
|----------|--------------|------|------|
| 面積 | 95ha | 18ha | 67ha |
| 不浸透面積率 | 69% | 67% | 61% |
| 土地利用 | 中高層住宅 商業地 | 住宅地 | 住宅地 |
| 国道等の幹線道路 | 含む | 含む | 含まない |

(3) 調査結果

対象降雨の概要は表-3.3 のとおりである。

汚濁負荷流出の特性を見るために、水質分析を実施した項目のうち SS, BOD, 鉛及びビスフェノール A の 4 項目について、図-3.2, 図-3.3 及び図-3.4 に水質及び負荷量の経時変化 (Rainfall 1) を示す。水質について見ると、排水区によって流出の特性が異なる。C 排水区では、概してファーストフラッシュが他の 2 排水区に比べ顕著である。ただし、鉛については検出することができなかった。他方、A 排水区では、特に SS 及び BOD でピーク濃度までの立ち上がりが緩やかであった。また、ビスフェノール A については他の項目と異なる流出波形を示した。負荷量については、流量に大きく影響されるため、ピークがファーストフラッシュのピークよりも遅れて現れることが多く、降雨中期にピークが現れる傾向が見られた。

表-3.3 実測調査の対象降雨

| | A排水区 | | | | B排水区 | | | | C排水区 | | | |
|------------|--------------------|------------------|------------------------|----------|--------------------|------------------|------------------------|----------|--------------------|------------------|------------------------|----------|
| | 先行無降 雨日数 (日) | 総降 雨量 (mm) | 時間最大 降雨量 (mm/hr) | 流出 係数 | 先行無降 雨日数 (日) | 総降 雨量 (mm) | 時間最大 降雨量 (mm/hr) | 流出 係数 | 先行無降 雨日数 (日) | 総降 雨量 (mm) | 時間最大 降雨量 (mm/hr) | 流出 係数 |
| Rainfall 1 | 7 | 14.5 | 2.5 | 0.27 | 7 | 15 | 3.5 | 0.06 | 7 | 14.5 | 3 | 0.05 |
| Rainfall 2 | 10 | 6 | 2.5 | 0.48 | 10 | 9.5 | 2.5 | 0.27 | 10 | 8 | 2.5 | 0.14 |
| Rainfall 3 | 63 | 37.5 | 11 | 0.85 | 6.3 | 42.5 | 10.5 | 0.04 | 63 | 43.5 | 9.5 | 0.07 |
| Rainfall 4 | 3 | 16.5 | 6 | 0.47 | — | — | — | — | 12 | 15.5 | 5.5 | 0.08 |
| Rainfall 5 | 2.5 | 27 | 8.5 | 0.50 | — | — | — | — | 2.5 | 17.5 | 7.5 | 0.26 |

備考: Rainfall 4及びRainfall 5については、B排水区で実測調査を実施しなかった。

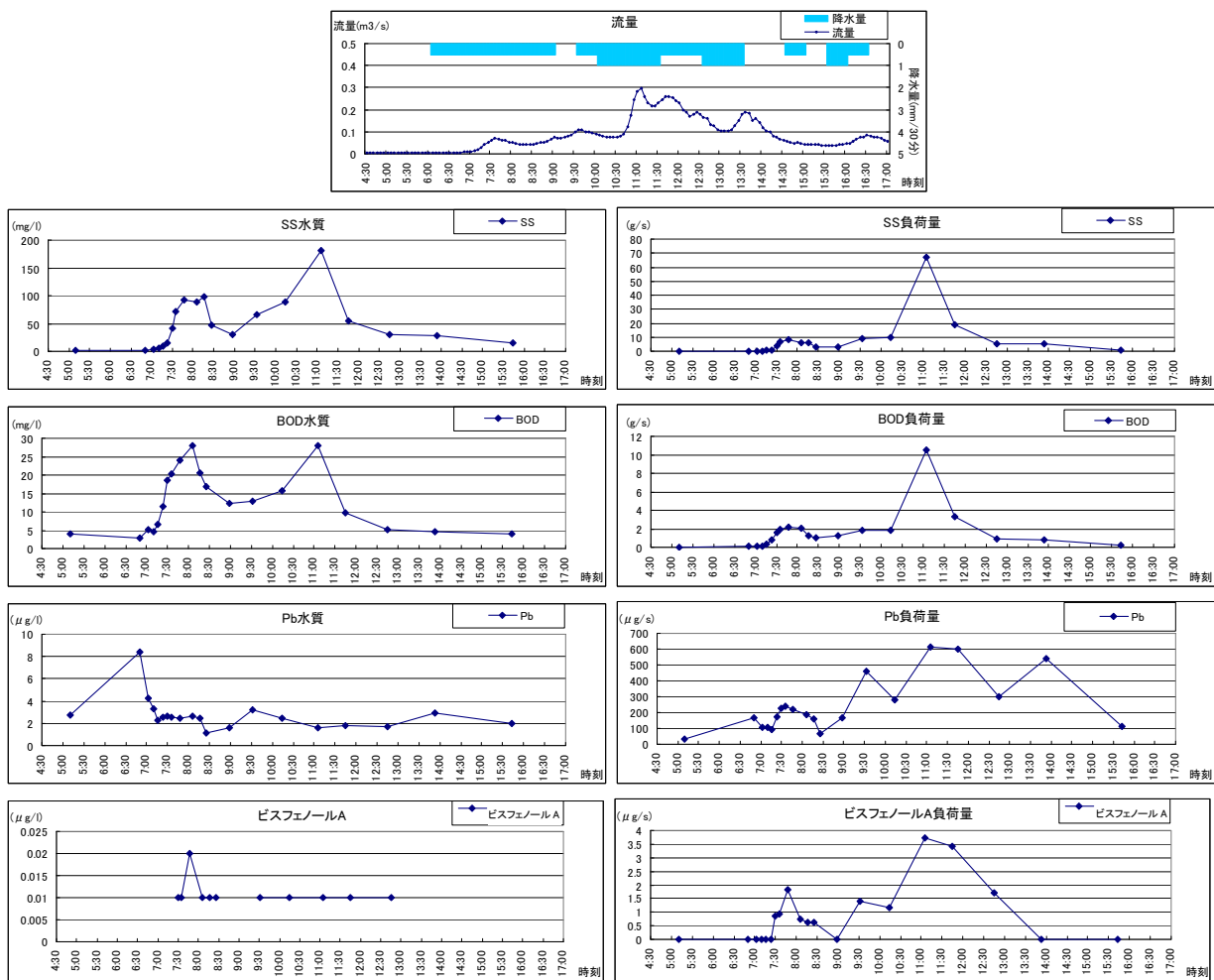


図-3.2 水質及び負荷量の経時変化 (A排水区、Rainfall 1)

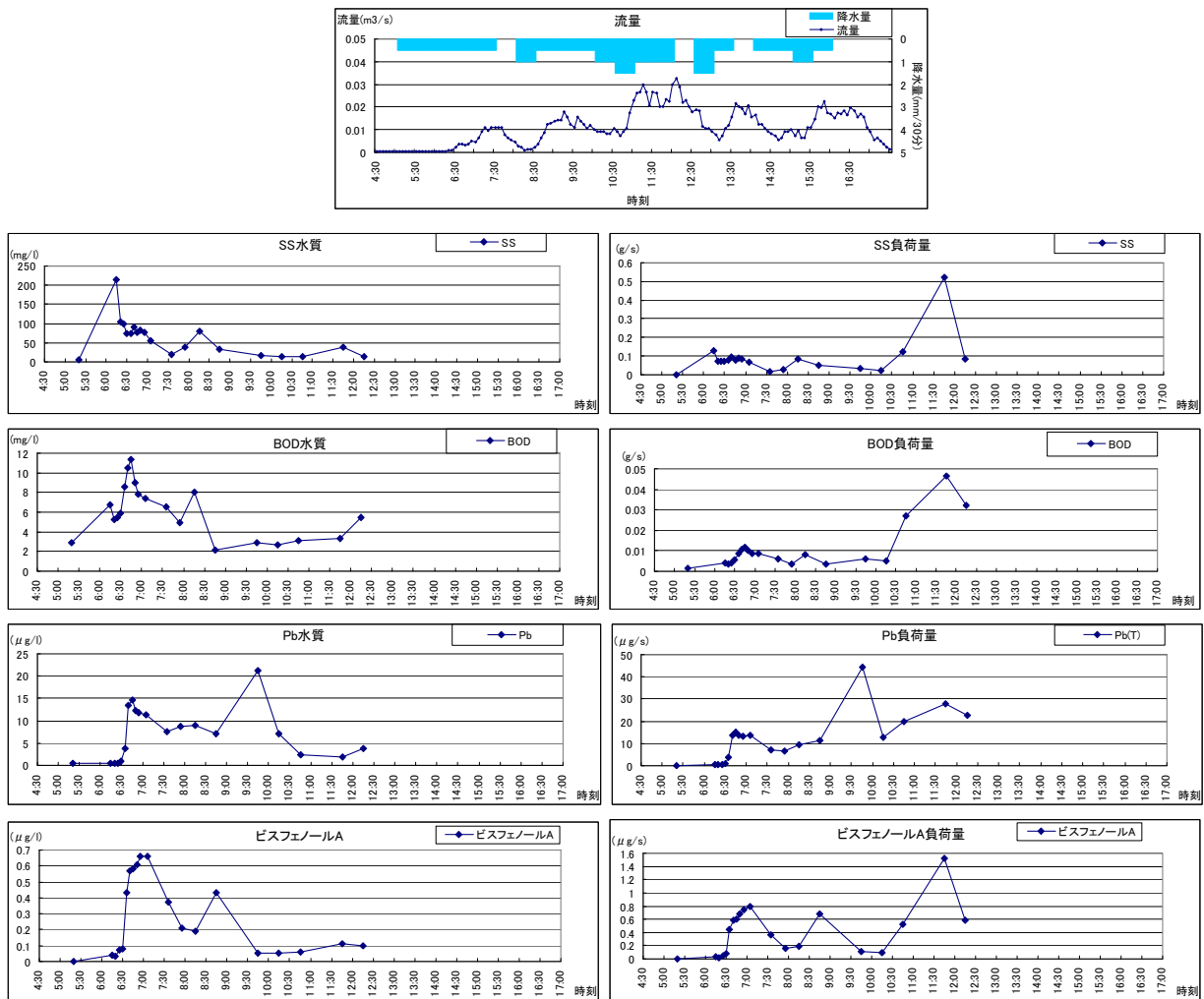


図-3.3 水質及び負荷量の経時変化 (B排水区、Rainfall 1)

表-3.4 一降雨あたり平均水質

| | | SS | BOD | CODMn | TN | TP | Cu | Zn | Pb | Cd | BPA | B(a)P |
|-----------------|------------|--------|--------|--------|----------|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| | | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (mg/L) | (μg/L) | (μg/L) |
| Drainage area A | Rainfall 1 | 66 | 12.8 | 15.5 | 2.9 | 0.30 | - | 0.07 | 0.008 | 0.001 | 0.21 | 0.007 |
| | Rainfall 2 | 86 | 19.8 | 29.3 | 4.0 | 0.51 | 0.06 | 0.35 | N.D. | N.D. | 0.23 | 0.025 |
| | Rainfall 3 | 72 | 11.2 | 23.5 | 2.4 | 0.27 | 0.27 | 1.10 | 0.006 | N.D. | 0.08 | 0.011 |
| | Rainfall 4 | 62 | 5.4 | 12.0 | 2.0 | 0.22 | 0.03 | 0.25 | 0.021 | 0.004 | - | - |
| | Rainfall 5 | 45 | 3.4 | 8.0 | 1.4 | 0.02 | 0.02 | 0.08 | 0.000 | N.D. | - | - |
| | Mean | 66 | 10.5 | 17.6 | 2.6 | 0.26 | 0.09 | 0.37 | 0.009 | 0.001 | 0.17 | 0.015 |
| Drainage area B | Rainfall 1 | 27 | 4.0 | 5.7 | 2.1 | 0.12 | 0.00 | 0.04 | 2.300 | 3.354 | 0.11 | 0.018 |
| | Rainfall 2 | 83 | 21.3 | 28.9 | 3.3 | 0.25 | 0.04 | 0.38 | 0.015 | N.D. | 0.67 | 0.041 |
| | Rainfall 3 | 84 | 6.5 | 11.0 | 2.1 | 0.24 | 0.20 | 0.38 | 0.000 | N.D. | - | - |
| | Mean | 65 | 10.6 | 15.2 | 2.5 | 0.20 | 0.08 | 0.26 | 0.772 | 1.118 | 0.39 | 0.030 |
| Drainage area C | Rainfall 1 | 31 | 5.7 | 9.5 | 2.7 | 0.11 | 0.04 | 0.09 | N.D. | N.D. | 0.08 | 0.014 |
| | Rainfall 2 | 54 | 12.4 | 20.2 | 2.4 | 0.16 | 0.05 | 0.14 | 0.001 | N.D. | 0.16 | 0.033 |
| | Rainfall 3 | 68 | 7.0 | 11.4 | 1.6 | 0.19 | - | - | - | - | - | - |
| | Rainfall 4 | 29 | 3.2 | 6.5 | 1.7 | 0.07 | 0.12 | 0.07 | 0.014 | 0.003 | - | - |
| | Rainfall 5 | 30 | 2.4 | 6.7 | 1.4 | 0.09 | 0.03 | 0.06 | 0.000 | N.D. | - | - |
| | Mean | 42.5 | 6.1 | 10.9 | 2.0 | 0.12 | 0.06 | 0.09 | 0.004 | 0.001 | 0.12 | 0.023 |
| EQS | | 25 | (2, 3) | (3, 5) | (0.4, -) | (0.03, 0.05) | - | 0.03 | 0.01 | 0.01 | - | - |
| PNEC | | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 | 0.005 |

Note: "N.D." means not detected. "-" means deficiency, not measured, or not applicable. In EQS of BOD, CODMn, TN, and TP, (,) means (EQS of receiving water of Drainage areas A and B, EQS of receiving water of Drainage area C).

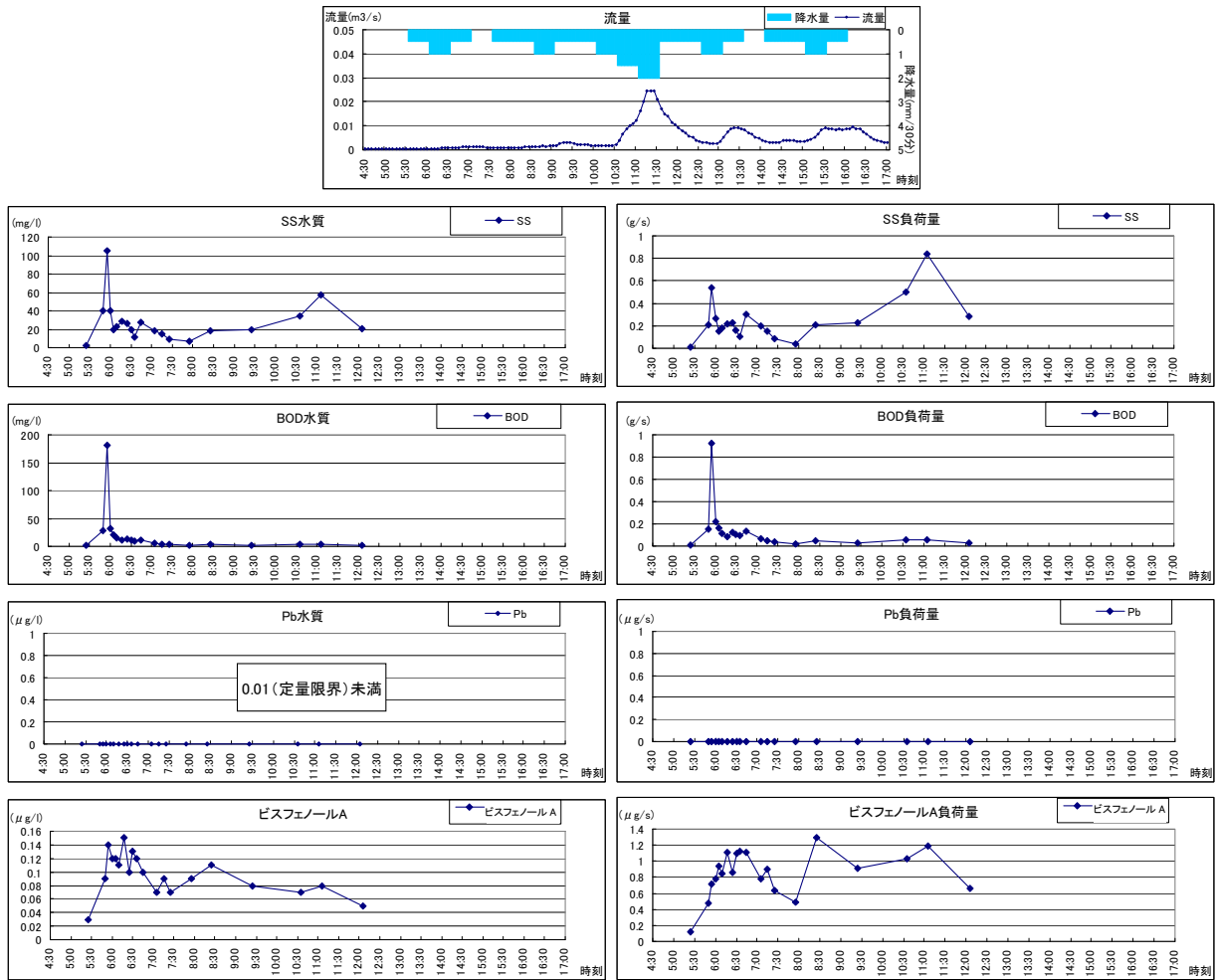


図-3.4 水質及び負荷量の経時変化 (C排水区、Rainfall 1)

表-3.5 一降雨あたり比流出負荷量

| | | SS (kg/ha) | BOD (kg/ha) | CODMn (kg/ha) | TN (kg/ha) | TP (kg/ha) | Cu (g/ha) | Zn (g/ha) | Pb (g/ha) | Cd (g/ha) | BPA (mg/ha) | B(a)P (mg/ha) |
|--------------------|------------|---------------|----------------|------------------|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|----------------|------------------|
| Drainage area A | Rainfall 1 | 3.83 | 0.751 | 0.908 | 0.172 | 0.0174 | - | 4.4 | 0.49 | 0.035 | 12.04 | 0.42 |
| | Rainfall 2 | 2.25 | 0.519 | 0.767 | 0.104 | 0.0135 | 1.6 | 9.1 | N.D. | N.D. | 6.05 | 0.65 |
| | Rainfall 3 | 22.95 | 3.566 | 7.478 | 0.763 | 0.0845 | 84.6 | 349.2 | 1.87 | N.D. | 24.79 | 3.65 |
| | Rainfall 4 | 4.44 | 0.382 | 0.852 | 0.145 | 0.0156 | 1.8 | 17.8 | 1.53 | 0.250 | - | - |
| | Rainfall 5 | 6.07 | 0.458 | 1.083 | 0.196 | 0.0136 | 2.4 | 11.5 | 0.057 | N.D. | - | - |
| | Mean | 7.91 | 1.14 | 2.22 | 0.28 | 0.03 | 22.57 | 78.39 | 0.79 | 0.06 | 14.29 | 1.58 |
| Drainage area B | Rainfall 1 | 0.17 | 0.026 | 0.037 | 0.013 | 0.0008 | 0.0 | 0.2 | 0.02 | 0.022 | 0.73 | 0.12 |
| | Rainfall 2 | 0.47 | 0.122 | 0.165 | 0.019 | 0.0014 | 0.2 | 2.2 | 0.09 | N.D. | 3.84 | 0.23 |
| | Rainfall 3 | 1.34 | 0.103 | 0.175 | 0.033 | 0.0039 | 3.2 | 6.0 | 0.00 | N.D. | - | - |
| | Mean | 0.66 | 0.083 | 0.126 | 0.022 | 0.0020 | 1.1 | 2.8 | 0.03 | 0.007 | 2.28 | 0.18 |
| Drainage area C | Rainfall 1 | 0.14 | 0.027 | 0.045 | 0.013 | 0.0005 | 0.0 | 0.4 | N.D. | N.D. | 0.35 | 0.06 |
| | Rainfall 2 | 0.27 | 0.063 | 0.103 | 0.012 | 0.0008 | 0.3 | 0.7 | 6.18 | N.D. | 0.84 | 0.17 |
| | Rainfall 3 | 2.21 | 0.226 | 0.372 | 0.051 | 0.0061 | - | - | - | - | - | - |
| | Rainfall 4 | 0.32 | 0.035 | 0.071 | 0.019 | 0.0008 | 1.3 | 0.7 | 0.16 | 0.029 | - | - |
| | Rainfall 5 | 1.36 | 0.108 | 0.300 | 0.062 | 0.0041 | 1.2 | 2.9 | 0.00 | N.D. | - | - |
| | Mean | 0.86 | 0.09 | 0.18 | 0.03 | 0.00 | 0.7 | 1.2 | 1.6 | 0.0 | 0.59 | 0.11 |

Note: "N.D." means not detected. "-" means deficiency, or not measured.

一降雨あたり平均水質（EMC: Event Mean Concentration）を表-3.4 に示し、水質環境基準（EQS: Environmental Quality Standard）及び予測無影響濃度（PNEC: Predicted No Effect Concentration）のデータを付す。水質環境基準は、各排水区の放流先下流にある一級河川の水質データ（国土交通省）であり、PNEC は生態系に対し影響を及ぼさないと予想される濃度として設定されたものである（環境省(2003), 環境省(2004)）。EMC に関しては、各排水区で SS, BOD, COD, TN, TP 及び亜鉛で概ね水質環境基準を超過し、排水区からの流出水が相当程度汚染されていることが確かめられた。水質環境基準が設定されていない B(a)P に関しても、PNEC を大きく超過する濃度で流出しており、放流先の生態系に無視できない影響を与えている可能性が示唆された。

一降雨あたり比流出負荷量を表-3.5 に示す。A 排水区と B 排水区及び C 排水区との間に、大きな差が認められた。原因の一つとして、土地利用状況の違いが考えられる。A 排水区は都市の中心市街地で、幹線道路を有している。一方、B 排水区及び C 排水区は主に住宅地であり、かつ、表-3.3 に示すとおり流出係数が非常に小さく、不浸透面積率で表されているよりも浸透能力の大きい可能性がある。

3.3 市街地ノンポイント負荷の推定方法検討（平成 17 年度～18 年度）

(1) 重回帰式による比流出負荷量の推定

流出負荷量は、地表面に堆積する汚濁物が雨水により洗い流されたものである。このような汚濁物は大気降下物、タイヤかす及び落葉等から構成されており、また、降雨量によって掃流される際の摩擦速度が異なる。したがって、先行無降雨日数及び総降雨量という気象条件が、流出負荷量を規定する大きな要因になっているものと考えられる。中村(1993)を参考にし、降雨イベントごとに総降雨量及び先行無降雨日数を説明変数として比流出負荷量を推定する方法 式 (3.1) を、重回帰分析を行い検討する。データは「3.2 市街地ノンポイント負荷の実測調査」で得られたものを用いる。

$$L = a \cdot \sum r + b \cdot NDD \quad \text{式 (3.1)}$$

(L: 一降雨あたり比流出負荷量 (kg/ha), $\sum r$: 総降雨量 (mm), NDD: 先行無降雨日数 (日),
a 及び b: 定数)

5つの降雨イベントに対して実測データが得られた A 排水区及び C 排水区について、SS, BOD, COD, TN 及び TP という水質項目を対象にして重回帰分析を行ったところ、図-3.5 のとおりの結果が得られた。重回帰式の決定係数はいずれも 0.8 以上であり、当該実測データからは、一降雨あたり比流出負荷量は概ね 式 (3.1) によって説明されているといえる。ただし、A 排水区では、総降雨量、先行無降雨日数ともに大きかった Rainfall 3 での流出負荷量に影響を受けていることに注意が必要である。

このような推定手法の信頼性が確認できれば、市街地ノンポイント負荷削減のための計画策定又は対策施設の設計において、ある程度の合理性を有する値として用いることができる可能性がある。

(2) 水質センサーの活用による推定

濁度は SS と高い相関関係があり、EC は溶解性成分と相関関係があることが知られている。「3.2 市街地ノンポイント負荷の実測調査」の A 排水区の Rainfall 1~3 のデータを用いて、濁度と BOD, COD, TN, TP それぞれとの直線相関を調べたところ、いずれも決定係数が 0.75 以上であった。また、EC と溶存態 TN との間にも、ファーストフラッシュ前に高い相関性が見られた。濁度及び EC は現場用の自動モニタリング手段として活用できる可能性がある。

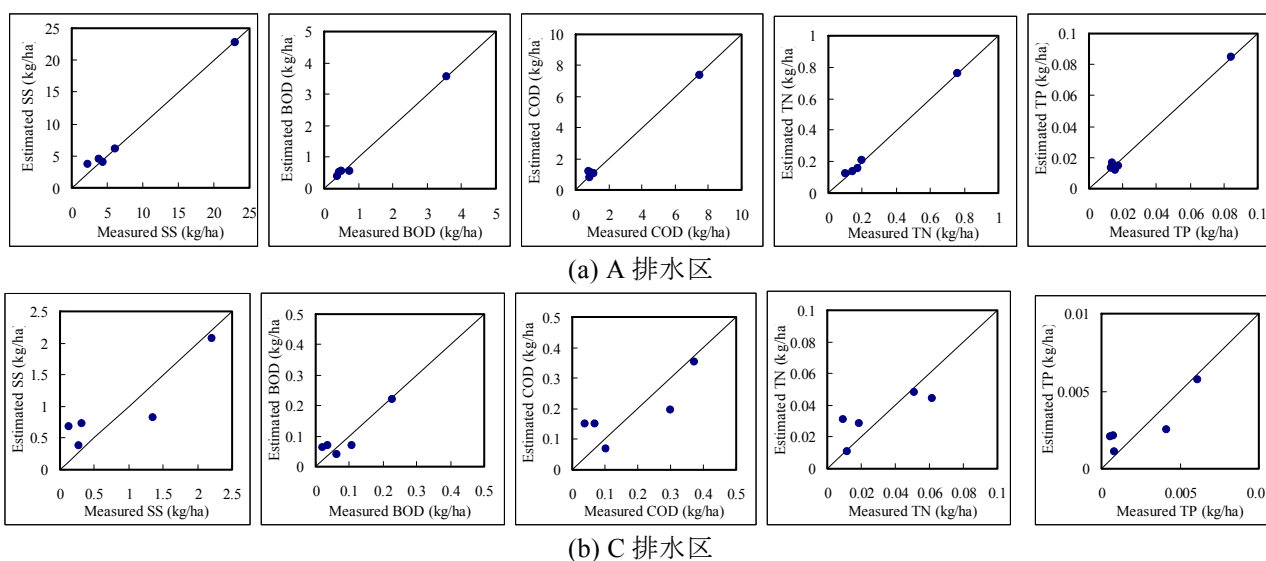


図-3.5 重回帰式による一降雨あたり比流出負荷量の推定結果

3.4 市街地ノンポイント負荷対策の現状整理（平成18年度）

現状におけるノンポイント負荷対策の実態把握及び課題抽出を行う目的で、全国の地方自治体を対象にアンケート調査を実施した。アンケート調査は平成19年1月から3月にかけて実施し、都道府県及び政令指定都市に依頼し回答していただく方法を採用した。このとき、各都道府県管内の市町村に該当する事例がある場合には、アンケート調査票を該当の市町村に転送していただき、全国すべての事例を網羅するよう留意した。

質問内容は表-3.6に示すとおりである。質問Ⅱ及び質問Ⅲについては、該当がある場合のみ回答いただいた。以下、「対策事例」、「関連計画」はそれぞれ「市街地から主に雨水を介して流出するノンポイント負荷を削減する対策（雨水浸透、貯留、植生浄化など）の事例」、「市街地ノンポイント対策に関連する計画（流総計画及び湖沼水質保全計画等）」を指すものとする。

市街地ノンポイント負荷対策以外の事例（雑排水処理事業など）を排除して回答を集計したところ、表-3.7のとおり関連計画及び対策事例が整理された。関連計画数は11、対策事例数は4であり、現状では市街地ノンポイント負荷対策がほとんど進捗していないことが改めて浮き彫りとなった。関連計画については、市街地ノンポイント負荷に削減負荷量の割り当てが定められていたものは11計画のうち2計画であり、市街地ノンポイント負荷の削減に向けては、関連計画の大半が具体性を有していなかった。

関連計画、対策事例のいずれも有しない都道府県及び政令指定都市に対し、なぜ対策を実施していないか尋ねたところ、多くの地方自治体で、現在でも面整備又は合流改善事業を優先させていること、制度又は財源に問題があること並びにノンポイント負荷の実態把握が困難で問題として認識できないこと等の理由が挙げられた。関連計画及び対策事例の詳細等を含め、アンケート調査の結果は（財）下水道新技術推進機構「市街地ノンポイント対策に関する手引き（案）」平成20年3月の巻末資料D-6に詳しいので参照されたい。

表-3.6 アンケート調査における質問内容

| 大項目 | 小項目 |
|--------------------|---|
| 質問Ⅰ 全体の概要 | 1. 市街地面源負荷対策に関連する計画及び対策事例数 2. 市街地面源負荷対策を実施していない場合、その理由 |
| 質問Ⅱ 市街地面源負荷対策の関連計画 | 1. 市街地面源負荷対策関連計画の名称及び概要 2. 市街地面源負荷量の取扱い 3. 市街地面源対策の同計画における位置づけ 4. 計画の進捗状況及び策定時の技術的な苦労点 |
| 質問Ⅲ 市街地面源負荷対策の事例 | 1. 市街地面源負荷対策の概要及び計画諸元 2. 対策実施のための費用 3. 対策による効果の評価方法 4. 対策施設の維持管理状況 5. 対策実施にあたっての技術的な苦労点 |

表-3.7 関連計画及び対策事例の一覧

| 都道府県名 市町村名 | 関連計画 | | 対策事例 | |
|------------|------|---|------|---------------------------|
| | 計画数 | 計画名 | 事例数 | 事例名 |
| 神奈川県 横浜市 | 1 | 東京湾流域別下水道整備総合計画 | | |
| 千葉県 | 2 | 利根川流域別下水道整備総合計画 手賀沼に係る湖沼水質保全計画 | 1 | 市街地排水浄化対策事業 手賀沼流域下水道湖北貯留場 |
| 茨城県 | 1 | 霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画 | | |
| 長野県 | 2 | 諏訪湖水質保全計画 天竜川流域別下水道整備総合計画 | 1 | 諏訪湖流域下水道事業 雨水貯留槽 |
| 愛知県 | 3 | 名古屋港海域等流域別下水道整備総合計画 知多湾等流域別下水道整備総合計画 渥美湾等流域別下水道整備総合計画 | | |
| 滋賀県 | 1 | 琵琶湖水質保全対策行動計画 | 1 | 山寺川市街地排水浄化対策事業 |
| 鳥取県 | 1 | 中海に係る湖沼水質保全計画 | | |
| 広島県 坂町 | | | 1 | 水循環創造事業 |
| 合計 | 11 | | 4 | |

3.5 雨水浸透ますの汚濁負荷削減効果に関する実験（平成18年度）

雨水浸透は、雨水流出量の減少による浸水対策としての効果及び湧水の復活といった水循環の再生等、多面的な効果を有する施策である。雨水浸透ますのノンポイント負荷削減機能に着目し、その汚濁負荷削減効果を把握するため流出実験を行った。

(1) 実験方法

D市住宅地の道路に設置された雨水ます、雨水浸透ますそれぞれ4基を対象に、人工降雨（ます内への注水）による流出調査を行った。人工降雨は、清水（水道水）及び人工的に作成した濁水（付近の雨水ますから堆積物を採取し、水道水と混合したもの）の2種類を用い、流入水及び流出水の水質及び流量を測定した。なお、濁水実験においては、累積流量が約120L（2mm/hrに相当）を超えた後、清水に切り替えることとした。これは、路面負荷のファーストフラッシュを単純に表現したものである。

流入水はタンクからポンプで送水し、ますの側壁からます内に注水した（図-3.6、写真-3.1）。流出水の水質測定は注水前にタンク内の水を採水し、流出水の水質については下水道の雨水管に接続する箇所にて作業員がバケツで流出水を採水し、それぞれ分析に供した。実験中は濁度計によります内の濁度を30秒ごとに計測し、濁度が一定時間（約5分を目安）以上ほとんど変化なしと認められた時点で実験を終了した。なお、流出水を採水する際には、重量法による流量測定も併せて実施した。

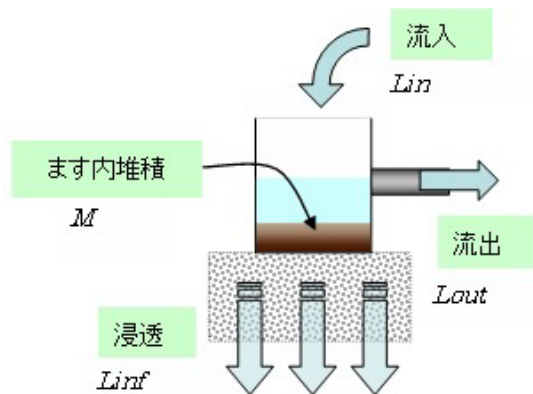


図-3.6 雨水浸透ます実験の概要



写真-3.1 調査の様子

水質分析項目はSS, TS, COD, TN 及び TP であり, COD, TN 及び TP については溶存態も併せて分析した. 調査条件一覧を表-3.8 に示す.

(2) 実験結果

流出実験結果の一例として, 想定降雨強度 10mm/hr の 4 ケースにおける流量及び COD 負荷量の経時変化を図-3.7 に示す. Case 1-1 (清水, 雨水ます) では, 時間経過とともに流出負荷量が減少し, 流入負荷量に漸近した. これは, 注水初期にます内の堆積物が巻き上げられるものの, 一定流量の下で巻き上がる堆積物量が次第に減少したためと考えられる. また, Case 2-1 (清水, 雨水浸透ます) では, 実験開始後約 10 分間, 流入水の全量が浸透したため汚濁負荷の流出はなかった. 流出した後の流出負荷量は, 流入負荷量と概ね同程度で推移した.

一方, 濁水を用いた実験 Case 1-3 (雨水ます) では, 実験初期に上澄み液の流出があったため流出負荷量が比較的小さな値を示したが, その後はほぼ流入負荷量に追従した形で推移した. 流入水が清水に切り替わる (実験開始から約 15 分) 前は, 流入負荷量が流出負荷量を上回っており, 雨水ますが COD 負荷を捕捉していたことが示唆される. Case 2-3 では, 濁水が流入していた間ほとんどの水が浸透し, ますから流出が開始した後も流出負荷量は流入負荷量とほぼ同程度の値であった.

表-3.8 調査条件一覧

| case | ますの種類 | 想定降雨強度 | 流入水の種類 | 浸透量 (L/hr) |
|------|-------|---------|---------|------------|
| 1-1 | 雨水ます | 10mm/hr | 清水(水道水) | — |
| 1-2 | | 30mm/hr | 清水(水道水) | — |
| 1-3 | | 10mm/hr | 濁水 | — |
| 1-4 | | 30mm/hr | 濁水 | — |
| 2-1 | 浸透ます | 10mm/hr | 清水(水道水) | 243 |
| 2-2 | | 30mm/hr | 清水(水道水) | 1355 |
| 2-3 | | 10mm/hr | 濁水 | 592 |
| 2-4 | | 30mm/hr | 濁水 | 985 |

備考1: 「想定降雨強度」は, 流入水量の目安であり厳密な流量ではない. ます1個の集水面積を $20 \times 3 = 60\text{m}^2$ と設定した.

備考2: 「浸透量」は浸透ますから水が流出する間の浸透水量(流入水量と流出水量の差)から算出した.

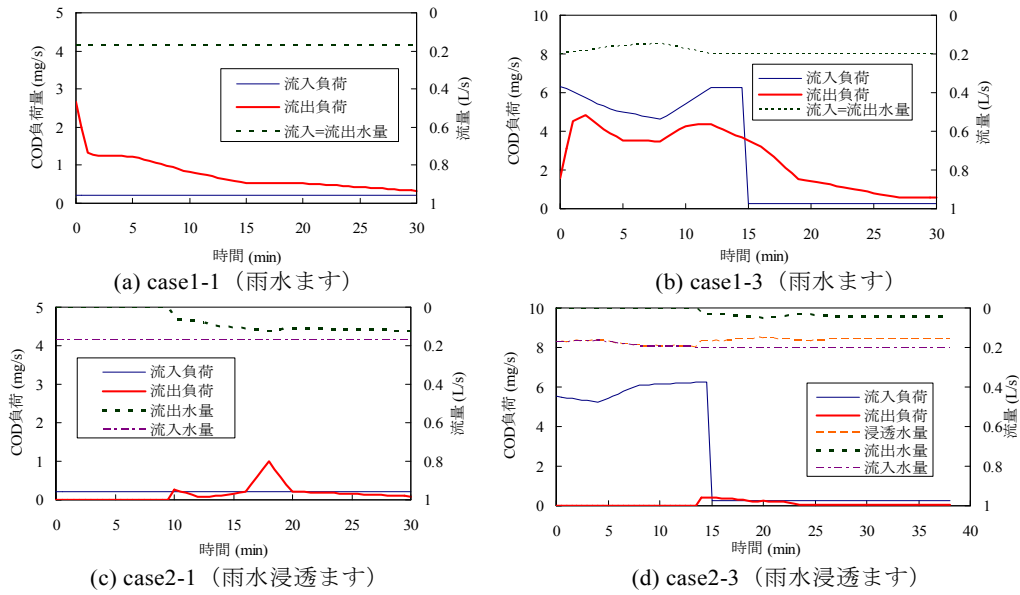


図-3.7 COD 負荷量及び流量の経時変化

(3) 汚濁負荷削減効果の評価

雨水ます及び雨水浸透ますが有する汚濁負荷削減効果は、式 (3.2) に定義する汚濁負荷削減率により評価した。

$$(\text{汚濁負荷削減率}) = (\text{総流入負荷量} - \text{総流出負荷量}) / (\text{総流入負荷量}) \quad \text{式 (3.2)}$$

流入・流出負荷量の比較、削減率の一覧をそれぞれ図-3.8、表-3.9 に示す。雨水ますにおいて、流出負荷量が流入負荷量を上回ったため負の値となる傾向にあった一方、雨水浸透ますでは概ね正の値となり、汚濁物質が雨水浸透ますにより捕捉されている結果となった。特に、濁水を用いた Case 2-3 及び Case 2-4 においては、例えば COD で 90%以上を示す等、すべての水質項目で高い値となった。清水実験(想定降雨 30 mm/hr) の Case 2-2 では、COD 及び TP で負の値となったが、流量が大きいために雨水浸透ますの堆積物の巻き上げが大きくなり、結果として流出負荷量が卓越した可能性がある。水質項目別では、TN、D-TN (溶存態 TN) 及び TS が雨水浸透ますのみならず雨水ますでも捕捉される傾向にあった。

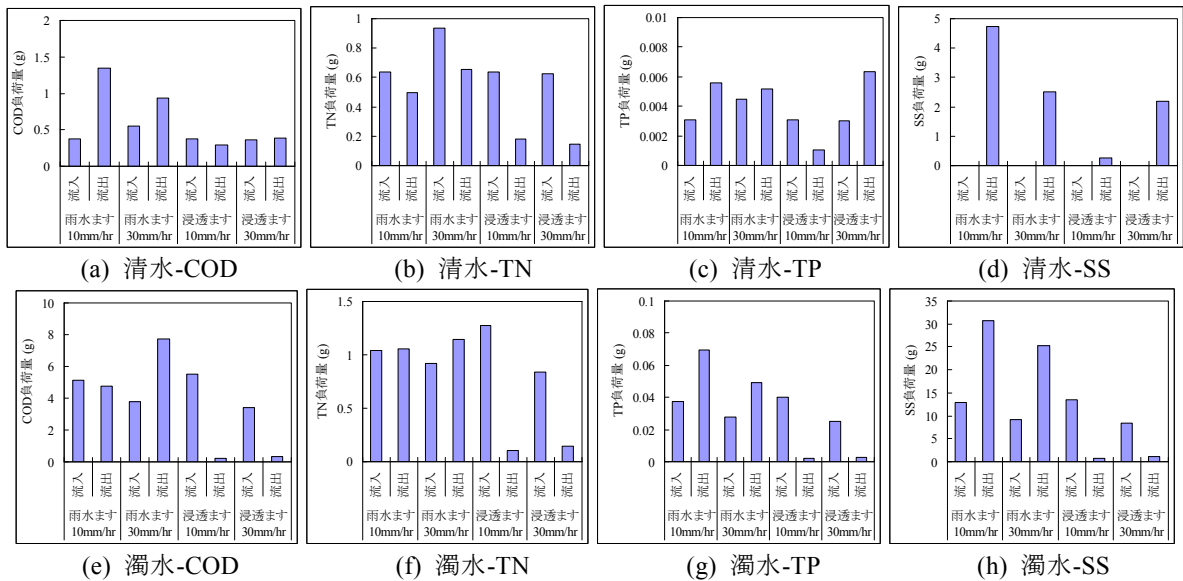


図-3.8 流入・流出負荷量の比較

表-3.9 汚濁負荷削減率

| case | ますの種類 | 想定降雨強度 | 流入水の種類 | COD | D-COD | TN | D-TN | TP | D-TP | SS | TS |
|------|-------|---------|--------|--------|-------|-------|------|--------|--------|--------|------|
| 1-1 | 雨水ます | 10mm/hr | 清水 | -263.6 | 6.9 | 21.9 | 28.2 | -81.7 | -26.7 | - | 14.1 |
| 1-2 | | 30mm/hr | 清水 | -70.9 | 15.3 | 30.2 | 33.4 | -15.0 | -1.7 | - | 23.7 |
| 1-3 | | 10mm/hr | 濁水 | 6.4 | -48.8 | -2.2 | 14.8 | -85.7 | -332.2 | -138.8 | 0.1 |
| 1-4 | | 30mm/hr | 濁水 | -105.2 | -44.2 | -24.7 | 21.1 | -77.0 | -61.0 | -174.7 | 8.0 |
| 2-1 | 浸透ます | 10mm/hr | 清水 | 21.7 | 76.9 | 71.2 | 71.4 | 66.6 | 50.5 | - | 63.5 |
| 2-2 | | 30mm/hr | 清水 | -5.9 | 81.1 | 76.2 | 76.9 | -112.2 | 64.9 | - | 67.8 |
| 2-3 | | 10mm/hr | 濁水 | 96.5 | 91.2 | 92.0 | 90.7 | 95.3 | 85.0 | 94.8 | 92.8 |
| 2-4 | | 30mm/hr | 濁水 | 91.0 | 79.1 | 82.9 | 79.6 | 89.9 | 63.0 | 87.4 | 78.8 |

備考: 「-」は、流入負荷量がゼロであったため、削減率を計算できなかったことを示す。

謝辞

本研究の実施においては、実測調査フィールドの提供及びアンケート調査への回答等の協力を地方自治体の関係各位にいただいた。これらの協力が得られなかったならば、有益なる研究成果には決して至らなかった。ここに感謝の意を表す。

参考文献

- 環境省環境リスク評価室『化学物質の環境リスク評価 第2巻』, 2003
 環境省環境リスク評価室『化学物質の環境リスク評価 第3巻』, 2004
 国土交通省河川局『水文水質データベース』(<http://www1.river.go.jp>)
 中村栄一「雨水流出による汚濁負荷の流出特性」, 下水道協会誌論文集, Vol.30, No.364, pp.1-12, 1993
 肱岡靖明, 古米弘明, 市川新「下水道台帳データベースと細密数値情報を利用した分布型モデルによる都市雨水流出解析」, 下水道協会誌, Vol.38, No.469, pp.78-89, 2001

成果の公表

- 1) 藤生和也, 吉田敏章, 田本典秀「雨天時における路面排水負荷対策に関する調査」, 『国総研資料第263号 平成16年度下水道関係調査研究年次報告集』 pp.21-24, 平成17年7月
- 2) 田本典秀, 吉田敏章, 藤生和也「重金属を含む市街地ノンポイント負荷の流出特性」, 『第5回環境技術学会研究発表会予稿集』 pp.173-174, 環境技術学会, 平成17年9月
- 3) 田本典秀, 吉田敏章「市街地におけるビスフェノール A 及びベンゾ(a)ピレンの流出実態に関する調査」, 『第33回環境システム研究発表会講演集』 pp.131-135, 土木学会, 平成17年10月
- 4) 藤生和也, 吉田敏章, 田本典秀「雨天時における路面排水負荷対策に関する調査」, 『国総研資料第323号 平成17年度下水道関係調査研究年次報告集』 pp.15-18, 平成18年6月
- 5) 藤生和也, 吉田敏章, 田本典秀「市街地雨水汚濁負荷量の測定・計画手法に関する調査」, 『国総研資料第404号 平成18年度下水道関係調査研究年次報告集』 pp.5-10, 平成19年6月
- 6) Yoshida, T. and Tamoto, N. 'Present status and estimation method of pollutant load in wet weather flow from urban areas' "Proceedings of the 10th Japanese-German Workshop on Waste Water and Sludge Treatment" pp.345-353, February 2007
- 7) Tamoto, N., Yoshida, T. and Fujiu, K. 'Field Survey and Alternative Estimation on Runoff Pollution Load from Urban Areas', "Proceedings of NOVATECH 2007" pp.1623-1630, June 2007
- 8) 田本典秀, 榊原隆, 吉田敏章「市街地排水の調査と汚濁負荷原単位」, 『第10回日本水環境学会年会シンポジウム講演集』 pp.66-67, (社)日本水環境学会, 平成19年9月
- 9) 田本典秀, 榊原隆「市街地における面減負荷対策としての雨水浸透施設の効果」, 土木技術資料, Vol.49, No.10, pp.22-27, 平成19年10月
- 10) Tamoto, N. and Sakakibara, T. 'Efficiency of infiltration facilities for urban stormwater pollutant removal', 11th International Conference on Urban Drainage, 2008

成果の活用

本研究の成果は、本省下水道部の平成 18 年度市街地ノンポイント対策検討委員会における検討に活用され、同委員会による審議を経て策定された(財)下水道新技術推進機構「市街地ノンポイント対策に関する手引き（案）」平成 20 年 3 月 (<http://www.jiwet.jp/result/material/>) の内容に反映された。

4. 沿岸域生態系の造成技術

どんなに優れた沿岸域の管理目標であっても、それを実現する手法やメニューが無くては、「絵に書いた餅」になってしまう。干潟・藻場・サンゴ礁など海域における重要な生態系の修復、保全、再生手法については、産学官民など多様な主体が取り組み、現在ではパイロットプロジェクトとして、研究プロジェクトとして、また個別技術開発として様々な技術が開発されている。

国総研では、都市臨海部に干潟を取り戻すプロジェクトおよび、内湾域における水辺環境再生事業アピールポイント強化プロジェクトの一環として、阪南2区における干潟創造実験、東京湾の新芝浦運河に面した芝浦アイランドの護岸における生物の棲み処づくりを推進した。

4.1 阪南2区における干潟創造実験

大阪府港湾局が実施している岸和田市沖合の埋立事業において、平成16年2月に総面積5.4haの干潟が造成された。この阪南2区造成干潟において、平成15年度より産官学の共同研究プロジェクト「都市臨海部に干潟を取り戻すプロジェクト（阪南2区干潟創造実験）」が進められている。このプロジェクトは、市民が親しめる干潟を都市臨海部に再生しえることを実証するために、干潟、海草・海藻場、ヨシ原が持つ海水浄化機能や生物生息機能等を再生・強化する自然再生技術の確立を目指したものである。

造成された干潟の状況を勘案して、干潟全域を対象として貧酸素水塊の発生や波浪・流れ・水質などの干潟環境の基礎調査（国総研）、干潟を取り巻く物質循環の調査（大阪市立大）、侵食・堆積・地盤沈下などの干潟地形の変化過程の調査（堺LNG、大阪市立大、国総研）、干潟で出現する幼稚魚、エビ・カニなどの水生生物調査（大阪府立水試）、日本野鳥の会の協力による干潟に飛来する鳥類の調査（大阪府港湾局）を実施することとした。また、民間共同研究グループでは、干潟地形の安定化、干潟土壌の最適化、生物の多様化など干潟造成技術の高度化に関する技術開発を行うため、河川水の供給がほとんどない干潟におけるヨシ移植実験（鹿島建設・大成建設）、竹、石などの自然素材による干潟地形安定工法の実験（鹿島建設・大成建設）、造成干潟の上に浚渫泥を充填したミニ泥干潟を設置し浚渫土砂を利用した泥干潟の性能を調べる実験（五洋建設）、礫、玉石、混合土などの各種材料で置換した干潟の地形変動や生物定着を調べる実験（東洋建設）、造成干潟の地先浅海部におけるアマモ造成実験（東洋建設）を図-4.1に示すように配置し、実施することとした。



図-4.1 阪南2区における干潟創造実験の概要

本造成干潟は水深約 10m の海域に埋立て造成され、干潟部と浅場部からなっており、干潟部と浅場部 (DL=-3m) は中仕切り堤 (Y=100m) によって区切られている (図-4.2 参照)。中仕切り堤の標高は干潟面とほぼ同じである。X=220m 付近は周辺よりも標高が高く、右側 (X>260m) がマイクロテラス型干潟 (以下、テラス型干潟)、左側 (X<200m) が砂浜型干潟になっている。本造成干潟は浚渫泥の上に覆砂をした構造をしており、この透水係数の低い浚渫泥によって、テラス型干潟の 280<X<310 では干潮時にタイドプールが形成されている。造成当初より、想定された圧密沈下の進行とともに、台風の襲来による地形の浸食などを受けた。その結果、干潟部は一定の潮間帯面積を保ちながら、北部では平坦な地盤で一部泥分の多い場所や干出時の潮溜りなどが形成され、南部では LWL から HWL へと続く連続的な地形が形成された。

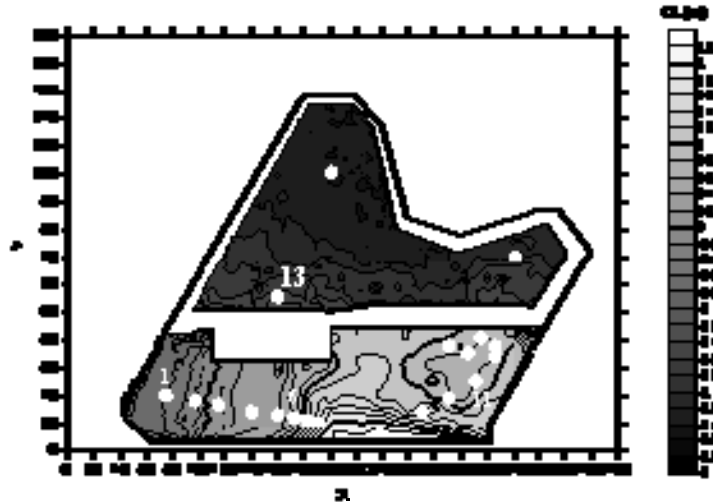


図-4.2 阪南 2 区造成干潟の地形および採泥地点。コンターは干潟の地盤高を示す。干潟周りの白抜き部は石積護岸、その外側は海域である。

図中の 19 地点において、2005 年 9 月に採泥を行った。各地点において、3 回採泥し (0.05×3m²)、これらを混合して 1 検体とした。Stn.1, 13 では 3 検体採取した。Stn.6, 11 では台風等の短期的な変動を取り除くために、3 検体を 1 週間おきに 3 回実施した。底質の分析項目として、含水比、TOC、TN、TP、S、Chlorophyll a、フェオ色素およびバクテリアを分析した。ベントスの分析項目として、メイオベントス、マクロベントス、大型ベントスの種類数、個体数および湿重量を分析した (図-4.3)。

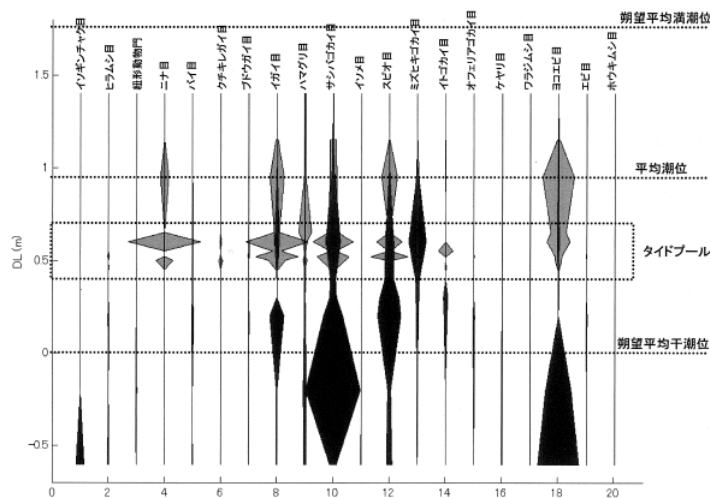


図-4.3 阪南 2 区におけるテラス型干潟 (黒) および、勾配型干潟 (グレー) における標高別底生生物分布 (個体数) の比較

テラス型干潟と砂浜型干潟に出現したベントス種はほぼ同じであった。両干潟ともに卓越種はイガイ、ゴカイ、スピオ、ヨコエビであった。それら卓越種は、砂浜型では DL=0.2 から-0.4m の範囲に、テラス型ではタイドプールの範囲 (DL=0.4 から 0.7m) で個体数のピークをとった。このように、テラス型上のタイドプールは砂浜型の朔望平均干潮位付近の生物相と類似していた。

同じ標高 (DL=0.6m) に対して、砂浜型 (Stn.6) とテラス型 (Stn.11) を比較すると、テラス型の方が種類数、個体数および湿重量ともに大きかった。両地点の含水比および TOC 等の底質指標はほぼ同じであった。

この、北部の潮溜まりを中心とする領域は、当初、日和見種 (*Musculista senhousia*, *Prionospio pulchra*, *Capitella* sp.等) を中心とする多くの個体数(約 $2 \times 10^4/m^2$)と少ない種類数(約 20)で特徴付けられる場となった。その後、種数は増加し、南部の領域同様の生物群が見られる場となった。こうした場はテラス型干潟と名づけられ、その中に形成されるタイドプールの可能性が注目されている。こうしたタイドプール付きのテラス型干潟は、都市臨海部における自然再生(干潟創出)における場所的制約を打破するひとつのメニューとなりえる可能性があることが示された。

4.2 芝浦アイランドの護岸における生物の棲み処づくり

そうした潮溜まりの実証実験として、国総研、東京都港湾局、港区芝浦港南地区総合支所、運河ルネッサンス協議会等が連携し、東京都港区芝浦アイランドにおいて、潮溜まりを活用した干潟を軸とする生き物の棲み処づくりの実験が開始された。これは、まさに土木工学的な場づくりのアプローチであり、生物生息の場として幼稚魚の彙集効果とベントス・底生藻類の定着場としての効果を期待しているものである (図-4.4、写真-4.1)。



写真-4.1 東京都港区芝浦アイランド護岸を利用したテラス型干潟

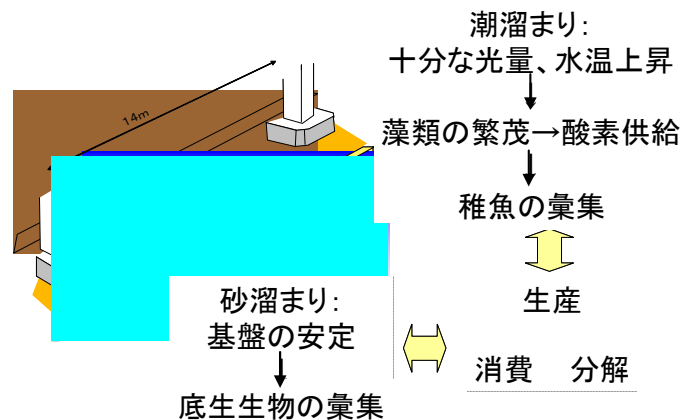


図-4.4 東京都港区芝浦アイランド護岸を利用したテラス型干潟の概念図

当該護岸は、2005年2月に着工し、2006年12月に全体工事が完了した。この内、テラス部分の潮だまり等は2006年3月に完成し、潮の満ち引きに応じて生き物が入り始めた。潮だまり完成後、生き物が入り始めたことを2006年5月に確認した。7月と9月には低潮時独立した潮だまりの水を全て抜いて目標生物の生息調査を行った。7月の調査結果は図-4.5に示す通りであり、多くの幼稚魚が確認できた。9月の調査では、マハゼ・ウナギとも7月より大きく、潮だまりで成長していることが認められた。潮だまりの機能として、酸素生産を確認するため、冠水時の運河水と干出し潮だまり水が独立した時の溶存酸素、水温、塩分の測定を行った結果、潮だまりで酸素生産が行われていることが確認された。



図-4.5 東京都港区芝浦アイランド護岸を利用したテラス型干潟における稚子魚の生息状況
(整備後2ヶ月：2006年7月調査)

| 潮溜まり | | | |
|--------|----------|--------|--------|
| | 項目 | A池(北側) | B池(南側) |
| 水質 | 水温(°C) | 25.0 | 25.2 |
| | 塩分(psu) | 6.0 | 5.0 |
| | DO(mg/l) | 5.4 | 3.8 |
| 個体数(匹) | ボラ | 180 | 400 |
| | ハゼ | 154 | 350 |
| | ウナギ | 2 | 1 |
| | エビ | 5 | 23 |
| | フナ | 0 | 1 |

東京港内芝浦アイランド南地区、西護岸において、テラス型護岸および、テラス上の潮だまりからなる生き物の棲み処づくりが実践された。本現場においても、前面の運河水から浸水・排水を通して潮溜まり部の環境が変化しており、その特性は、テラス部の高さ、潮だまりの深さにより規定されている可能性が観察から示唆されていた。そこで、テラス前面の芝浦運河の水質特性との関係も含めて把握するため、運河部および潮だまり内の塩分、DO濃度、水温の連続観測をJFEアドバンテック製メモリー式CT計、DO計により観測した(図-4.6)。

潮だまりでのDO濃度変化を予測するモデルとしては、底生藻類と植物プランクトンによる酸素生成と、水中のデトリタスおよび底質による酸素消費をモデル化した簡易モデルに潮だまり内と運河水の海水交換率を考慮した改良型簡易数値モデルを用いた。また、今回用いる底質・水中の酸素消費・生成速度については、昼・夜のDOの連続観測値を明ビン・暗ビンによる酸素消費速度実験値と読み替え、実測値に合わせて改めて設定した。

潮溜まりのDO濃度を指標とした設計指針の検討のために、潮溜まり底面の酸素生産速度、潮溜まり底面の酸素消費速度、透明度、流入水のDO濃度、海水交換率および水深の5項目をパラメータとして、改良型簡易数値モデルを用いた感度解析を行った。さらに、潮溜まりの維持管理の手法として、覆砂の効果を覆砂前後の水質・生物モニタリング結果をもとに検証した。

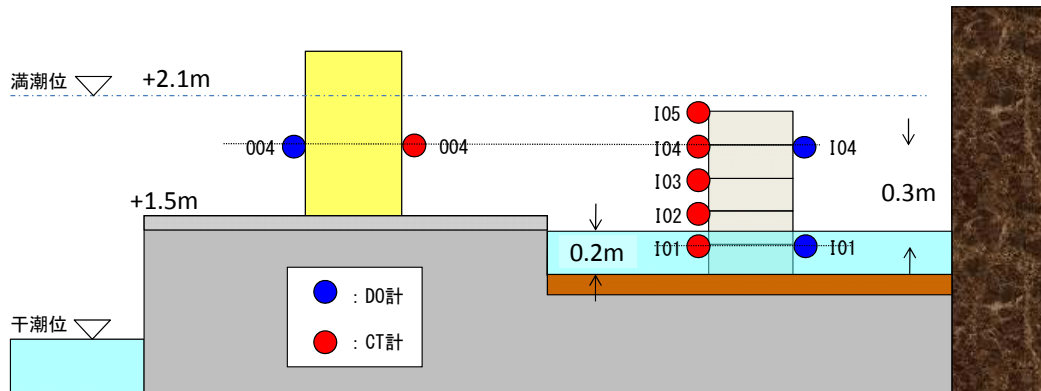


図-4.6 芝浦アイランドテラス型護岸の概略断面図と機器設置状況

テラス護岸前面の運河では、淡水の影響により年間を通じ水深 0.5-1.0m の付近に強い塩分躍層が形成されていた。また、夏季には運河上層付近（水深約 0.5-1.0m）まで貧酸素水塊が及んでいた。潮溜まり内の DO 濃度の変動は、昼に過飽和し、夜に貧酸素となる日周変動が顕著だった。加えて、潮溜まり内の DO 濃度は、上げ潮時に運河水が流入すると、直ちに運河水の DO 濃度と同じ値となり潮だまり内の海水交換が良好であることを示していた（図-4.7）。

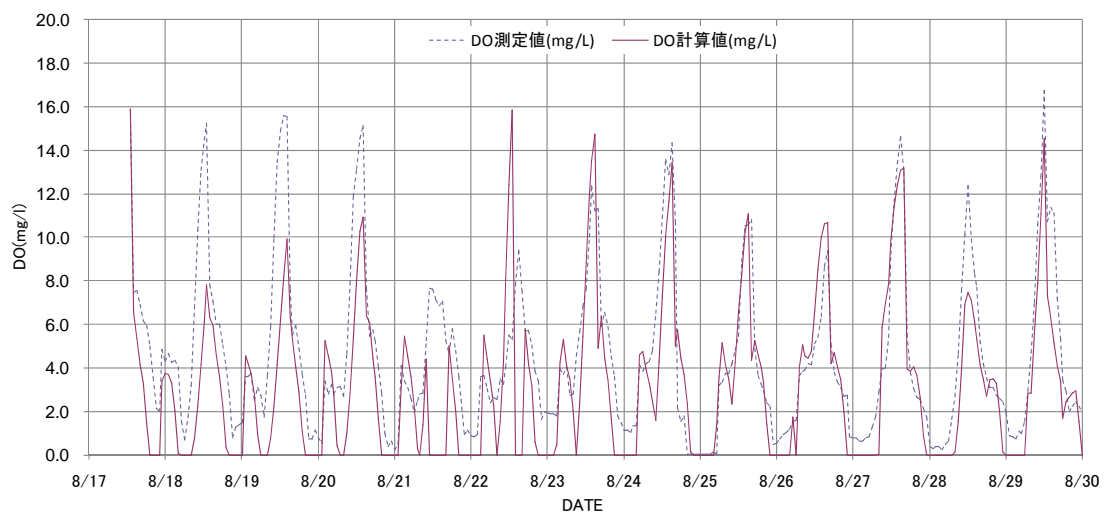


図-4.7 芝浦アイランドテラス型護岸上潮だまりの DO 測定値（点線）と改良型簡易モデルによる計算値（実線）

数値モデルによる感度解析の結果を、各パラメータに対する潮溜まり内の貧酸素水塊（DO 濃度：3mg/l 未満）の発生の時間割合で整理した（図-4.8，図-4.9）。

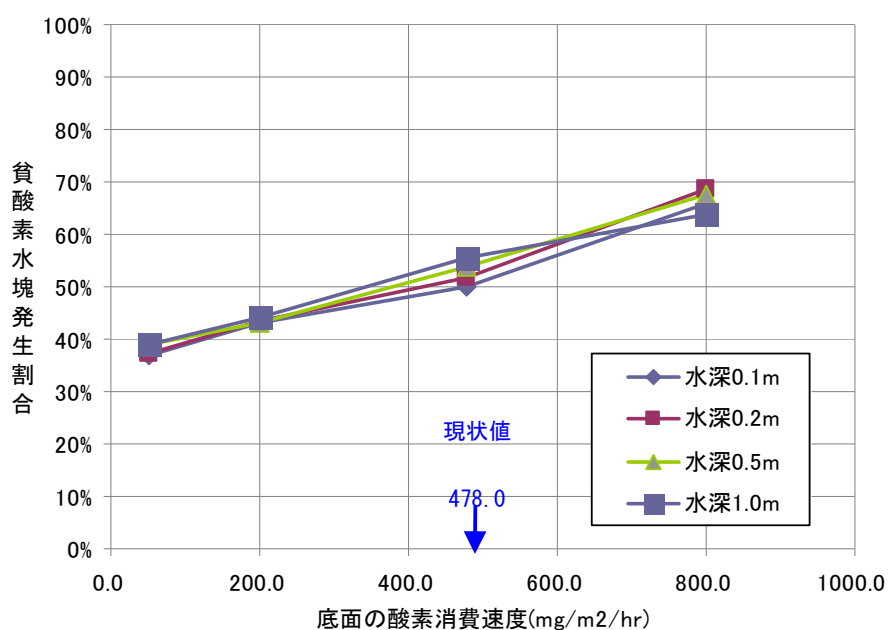


図-4.8 底泥の酸素消費速度と貧酸素水塊発生割合

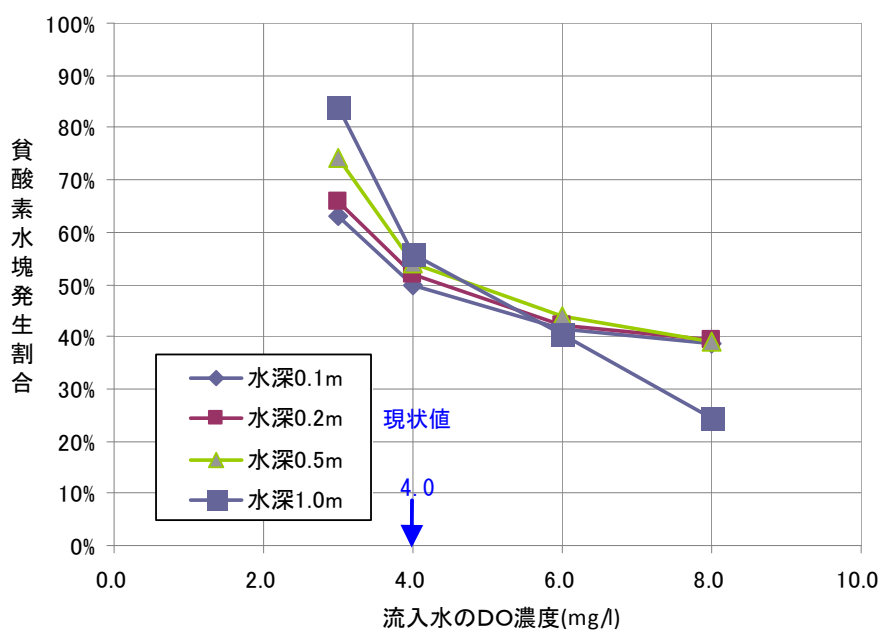


図-4.9 流入水の DO 濃度と貧酸素水塊発生割合

底泥の酸素消費速度の変化，運河水の DO 濃度は，貧酸素水塊の発生割合を顕著に支配しており，感度解析の入力値により 40-70%，30-90%と大きく値が変化した．一方，水深の変化による影響は，支配的となる状況が限られており，流入 DO が低い場合や，底泥の酸素生成速度が遅い場合（図面未掲載）等において，水深を浅くすることで貧酸素水塊の発生割合を減ずる効果があることが示された．このことは，環境が良好な場合には，潮だまりの水深の変化で生き物の棲み処としての適正が大きく損なわれることがないものの，内湾域の運河部のように，貧酸素水塊の発生が見込まれる場合や，隣接するビルや護岸の向きなどによっては日照不足等により底泥の酸素生成が十分に行われない場合も考えられるため，水深の設定が重要な設計条件となりえることを示している．

5. 沿岸域における自然共生・保全・再生の評価手法

5.1 砂浜海岸

日本列島は、亜熱帯から亜寒帯にわたる長大な海岸線を持っており、海岸線の種類も岩礁、サンゴ礁、干潟、砂浜と多様である。このうち岩礁は沿岸漁業の場として、サンゴ礁は生物多様性の宝庫として、干潟は大都市近くの水辺として、それぞれ生物学的な価値が広く認められ、数多くの環境調査および環境影響調査がおこなわれてきた。これらに比べて砂浜は、ウミガメ類やコアジサシの産卵場としては認識されているものの、生物の生息環境としてはあまり重視されてこなかった。

一方で砂浜は、高潮や高波、津波から住民を守るために海岸堤防や消波ブロック等の海岸保全施設が全国的に整備されてきた場であり、これによって多くの砂浜空間が失われてきた。また、海岸侵食の進行により、残されたわずかな砂浜さえも失われつつある。平成 11 年の海岸法改正によって、海岸環境の保全を積極的にはかっていくことも求められることとなったが、砂浜海岸は他の種類の海岸に比べて生息の実態が不明な生物が多く、自然共生・保全・再生の技術は未熟である。今後も引き続き全国で海岸事業が実施されていくことを考えれば、海岸事業などの人為改変が砂浜生態系に与える影響を分かりやすく評価・予測するための技術が必要である。

そこで本節では、海岸の中でも砂浜に焦点を絞って日本の砂浜で適用可能な生物生息環境の予測・評価手法を開発することを目的とした。

5.1.1 砂浜海岸の生物の特徴の整理（平成 17 年度）¹⁾

砂浜海岸の生物・生態系への影響評価を行うにあたっては、生息する生物の生態的特徴や分布状況、及びその生息・生育に必要な条件等を理解する必要がある。砂浜海岸は、陸地をつくる岩石が浸食等によって細かく砕かれ砂や礫となり、それらが波浪や沿岸流によって攪拌され、移動と堆積を繰り返してきたものである。そのため、砂浜海岸における地形は頻繁に形を変えることが特徴で、こうした地形の変動は岸沖方向（断面）で見た場合に特に明瞭に違いが現れる（須田、早川 2002；時岡ら 1972；栗原 1988）。そこで、海岸生物や生態系に関する既往の文献調査資料及び一般的な知見をもとに、砂浜海岸に生息する主な生物種とその生息形態、生息場所の特徴を整理し、砂浜生態系の模式図化を試みた（図-5.1）。この整理によって、砂浜海岸の生物生息環境について議論する際には、「砂丘」、「後浜」、「前浜」、「外浜」、「沖浜」の 5 種類の空間にわけて考える必要があることが明確に意識出来るようになった。

5.1.2 既往の海岸環境調査結果の整理（平成 17 年度）¹⁾

前項で作成した海岸の一般的な断面模式図の妥当性を確認するために、既往の海岸環境調査結果の整理をおこなった。

河川局が直轄で整備している東播海岸等 11 の海岸（図-5.2）のうちで、砂丘や後浜が比較的良好に残っており、施設などができるだけ設置されていない地区を選定し、過去の調査結果をもとに具体的な生物種の生息状況を図-5.1 で提示した地形分類ごとに整理した。一例として表-5.1 に伊勢湾西南海岸における生物生息状況の整理例を示す。

整理の結果、ほとんどの海岸では堤防や護岸が設置されることで、砂丘までが残されている場所は少なく、5 種類まで空間を分類できた海岸は胆振海岸、石川海岸の 2 海岸に留まったが、いずれの海岸における調査結果もこの分類を用いた整理が可能であることが確認された。

5.1.3 既往の海岸環境調査の課題

11 海岸における調査結果を横並びで比較した結果、次のような課題も明らかとなった。例えばアカウミガメについては、伊勢湾西南海岸、東播海岸、皆生海岸、高知海岸、石川海岸で確認されており、一般的に知られている産卵場と合致していたが、コアジサシやシロチドリなどの特に海岸で営巣する鳥類については、生息しているはずの海岸であっても調査結果に表われていない場合もあった。これは海岸によっては、調査時期や時間等が対象種の調査に適した設定となっていないことを意味する。行動に季

節性や日周性をもった海浜動物については網羅的な生物調査ではうまく調査できていないことがうかがえた。その他にも、海岸事業が海浜環境に及ぼした影響を把握しようとした場合に、従来の調査結果では以下の様な難点もあることがわかった。

- ・施設設置前の調査が少なく、生態系の変化を把握することは困難である。
- ・経年的・継続的な調査はほとんど行われておらず、施設設置後の変化についての情報が不足している。

これらについては、海岸域生物環境調査マニュアル（試行案）（建設省河川局防災・海岸課海岸室，財団法人リバーフロント整備センター 1995）などのマニュアル類にもとづく調査が、全国一律の基準で海岸の全体像を把握するには有効である反面、網羅的であるが故に継続性が低いことも一因と考えられた。調査の継続性を高めるには、対象種を絞りこんだスリムな調査方法の確立も必要であることがわかった。

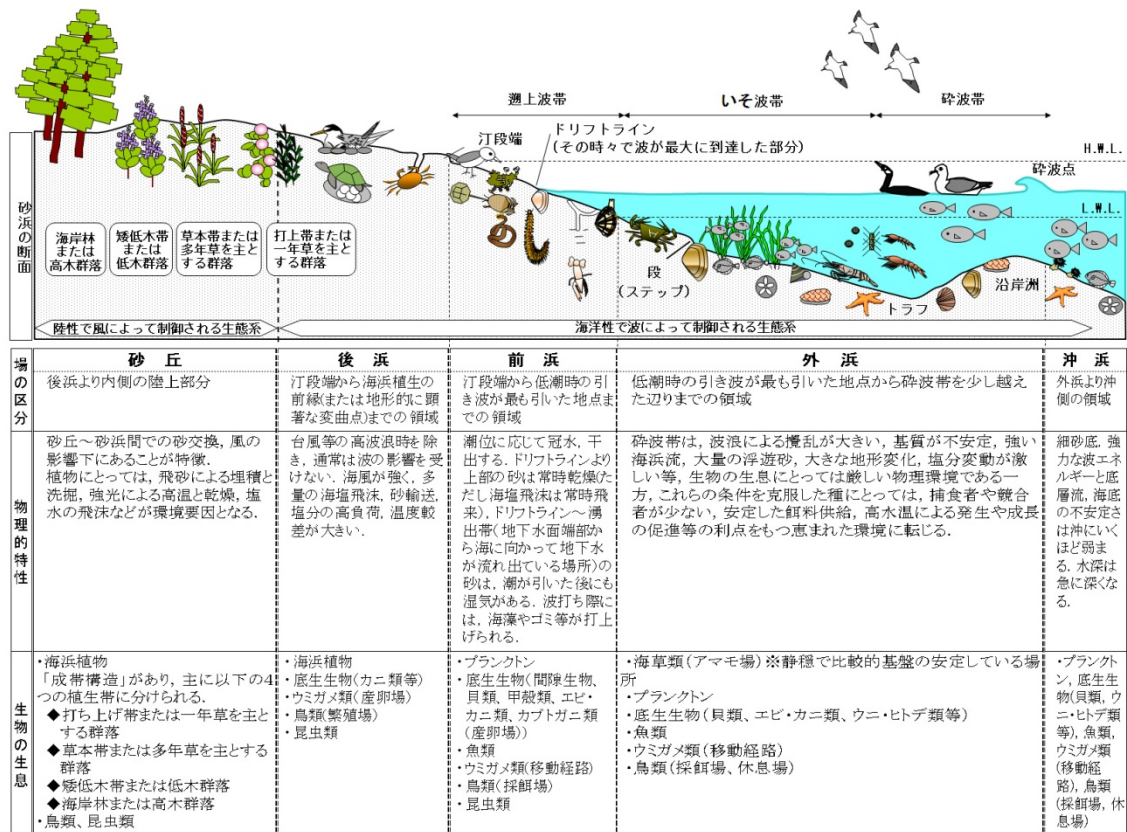


図-5.1 砂浜海岸における断面的の空間分類

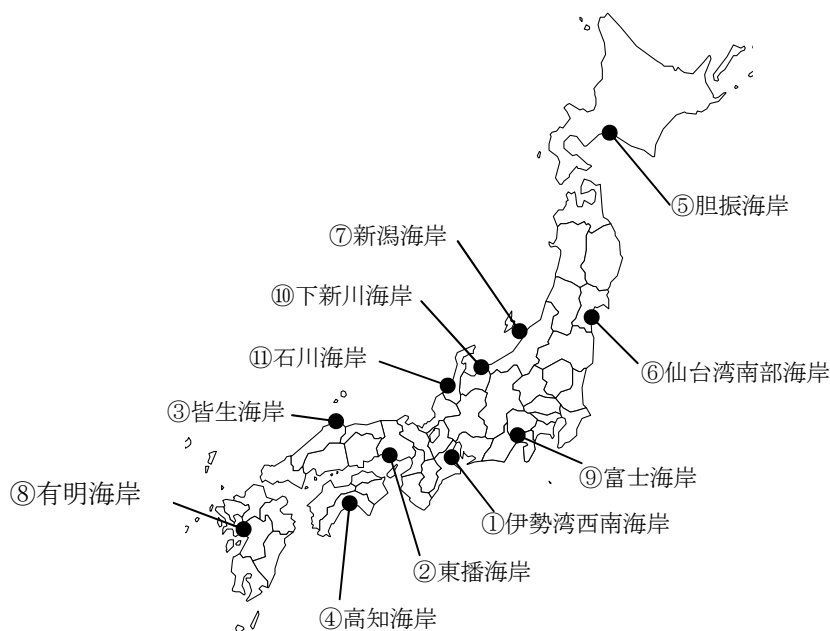


図-5.2 調査対象とした11海岸

表-5.1 伊勢湾西南海岸における主な生物分布

| 生物群 | 後浜 | 前浜 | 外浜 |
|-------|--|---|--|
| 海浜植物 | ●ハマボウフウ ●アイアシ | — | — |
| 海草類 | — | — | ※アマモ場 |
| 底生生物 | ○ヒメスナホリムシ ○Talorchestia sp. | ○△バカガイ科 ○Glycera sp. ○ミズヒキゴカイ △マテガイ ○スゴカイイソメ ○ヒメスナホリムシ | ○△バカガイ科 △マテガイ ○Glycera sp. ○Nephtys sp. |
| 魚類 | — | ○△シロギス △カタクチイワシ ○ハゼ科 △シラウオ | ○△シロギス △カタクチイワシ ○ハゼ科 △シラウオ |
| ウミガメ類 | ●アカウミガメ | — | — |
| 鳥類 | ●シロチドリ ●ハヤブサ ●コアジサシ ●ミサゴ ●カラシラサギ | ○ハマシギ ●シロチドリ ●コアジサシ | ○カワウ ○セグロカモメ ●コアジサシ |

「凡例」 ●：希少・貴重 ○：優占種 △：有用種 ※：その他特有な種 —：調査なし

5.1.4 代表生物の選定手法の検討(平成17年度)¹⁾

砂浜海岸で実施された既往の生物調査結果の整理から、対象種を絞り込んだ調査の実施も必要であることがわかったため、本項ではまず、代表生物の具体的な選定方法について検討した。一般的な環境保全活動においては、代表生物(評価対象種)は種の希少性や地域の生態系の特性からみて選定されることが多いが、対象域の生物種や生態系の特性があらかじめ十分に把握されていることが前提であり、詳細な現況調査や生態系の特性分析が要求される難点がある。これに対して海岸事業は、波浪の低減など物理環境そのものを制御する目的で行われる場合が多く、環境変化の内容は施設の種類ごとに体系づけられ、それに伴う生物の応答も施設の種類に応じて整理することが可能である。すなわち、影響が及びそうな対象種を事前にある程度絞り込めることが期待される。この点に着目し、図-5.3に示す代表生物の選定手順(a)~(c)を提案した。

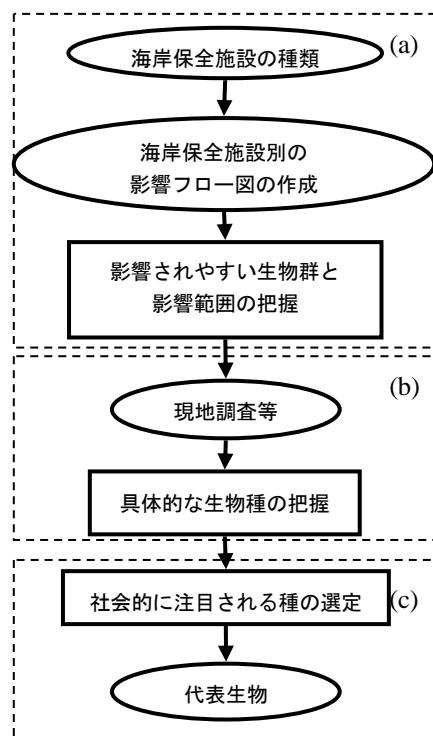


図-5.3 代表生物の選定手順

(a)海岸保全施設種別の影響フロー図に基づき、影響されやすい生物群と影響範囲を把握する。

これにより、事業によって生じる環境変化を想定し、どの範囲内でどのような生物群が影響されやすいかが概略的に把握される。本研究では既往知見をもとに海岸保全施設の種類ごとの影響フロー図を試作した(一例として、表-5.2 および図-5.4)。この段階で扱う生物群とは、底生生物、海藻類・海草類、魚類、ウミガメ類、養殖ノリ、付着生物・岩礁性魚介類のレベルとした。

(b)現地調査等によって具体的な生息種を把握する。

(a)で抽出した影響されやすい生物群について、想定される影響範囲を中心に調査し、生息する生物やその生息状況を種レベルで具体的に把握する。

(c)社会的に注目される種を選定する。

(b)で把握した影響されやすい生物のうち、以下の3つの観点から社会的に注目される種を選定して代表生物とする。

- ・学術上または希少性の観点から重要な種
- ・地域で親しまれている種
- ・水産上の有用種

事業が生態系に及ぼす影響を地域住民や関係者にわかりやすく示すため、地域社会で注目されやすい種として、地域で親しまれている種、水産上の有用種も重視することとした。

本研究では、ここで提案した選定手順に従った代表生物選定の試行もおこなった。海岸保全施設ごと(離岸堤・人工リーフ、突堤・ヘッドランド、養浜、堤防・護岸)に試行をおこない、一例として離岸堤・人工リーフについて実施した結果を表-5.3に示した。

表-5.2 離岸堤・人工リーフの設置による影響事例

| No. | 生物群 | 変化の内容 | 場所 | 影響因子 | 事例 |
|-----|-------------|--------------------------|-----------------|------|--|
| 1 | 付着生物 | 基盤の出現による付着生物の出現 | 外浜 (構造物) | 基盤出現 | 高知海岸 吉田浜海岸 駿河海岸 胆振海岸 下新川海岸 |
| 2 | 岩礁性魚介類 | 基盤の出現による岩礁性魚介類の出現 | 外浜 (構造物) | 基盤出現 | 高知海岸 吉田浜海岸 駿河海岸 胆振海岸 |
| 3 | 底生生物 海藻類 | 砂地の海底の一部消失による底生生物、海藻類の消失 | 外浜 (構造物設置場所) | 空間消失 | — |
| 4 | 底生生物 | 背後の砂の動きの減少による定位しやすさの向上 | 外浜 (構造物背後) | 砂の動き | 高知海岸 胆振海岸 下新川海岸 |
| 5 | 海草類 | 背後の砂の動きの減少による | 外浜 | 砂の動き | 興津海岸 |
| 6 | 底生生物 | 底質の変化による種組成の変化 | 外浜 (構造物周辺) | 底質 | 高知海岸 胆振海岸 |
| 7 | 底生生物 魚類 | 渦流の発生による幼生、餌生物の集積 | 外浜 (構造物周辺) | 流れ | 高知海岸 吉田浜海岸 胆振海岸 |
| 8 | ウミガメ類 | 障害物の出現による接岸阻害 | 外浜 | 経路 | 一ツ葉海岸 |
| 9 | ウミガメ類 | 海浜流の変化による接岸阻害 | 外浜 | 流れ | 一ツ葉海岸 蒲生田海岸 |
| 10 | ウミガメ類 | 開口部の急勾配化による上 | 前浜～後浜 | 勾配 | 一ツ葉海岸 |
| 11 | ウミガメ類 | 砂の堆積による産卵場の形 | 後浜 | 砂の堆積 | 蒲生田海岸 |

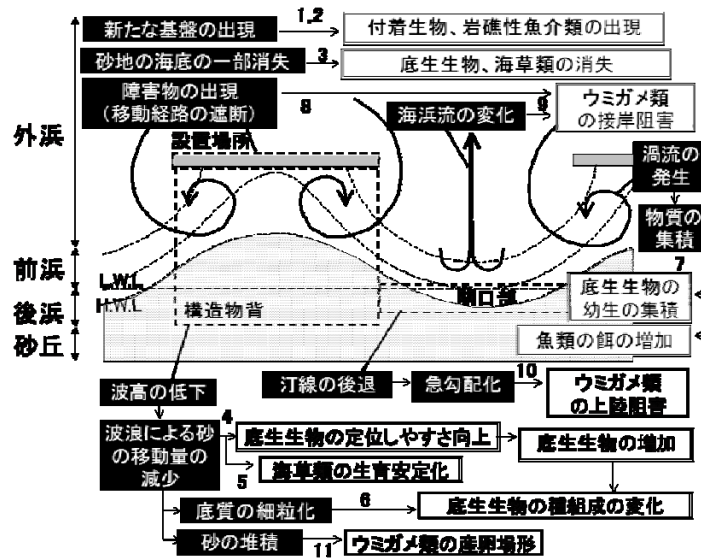


図-5.4 離岸堤・人工リーフの設置に伴う影響フローの平面模式図

表-5.3 代表生物の選定手順例（離岸堤・人工リーフ）

| 代表生物の選定手順 | 本報告書での代表生物の選定手順（例） | | |
|-----------------------|--|-------------------|--------------------------|
| | 具体例（伊勢湾西南海岸，底生生物・海草類） | | |
| 海岸保全施設の種類の把握 | 伊勢湾西南海岸に離岸堤・人工リーフを設置する場合 | | |
| 海岸保全施設別のインパクト・レスポンスフロ | 生物群「底生生物・海草類」の変化の内容 図-5.4の3, 4, 5, 6, 7（表-5.2のNo.3, 4, 5, 6, 7）に該当。 | | |
| 影響されやすい生物群と影響範囲の把握 | 生物群 | 影響範囲 | 影響の内容 |
| | 底生生物 | 設置場所（外浜） | 設置による消失 |
| | | 設置場所の背後（前浜，外浜） | 砂の動きの減少，底質変化に種組成や生息密度の変化 |
| | | 設置場所の周辺（外浜） | 渦流の発生による幼生の集積 |
| 海草類 | 設置場所（外浜） | 設置による消失 | |
| | 設置場所の背後（前浜，外浜） | 砂の動きの減少による生育の安定向上 | |
| 現地調査等 | 伊勢湾西南海岸の調査結果，表-5.1が該当。 | | |
| 具体的な生息種の把握 | 表-5.1の調査結果より，影響範囲（前浜～外浜）に生息する底生生物は，バカガイ科，マテガイ， <i>Glycera</i> sp.（ゴカイ類），スゴカイイソメ，ミズヒキゴカイ，ヒメスナホリムシ， <i>Nephtys</i> sp.（ゴカイ類），アマモ（アマモ場） | | |
| 社会的に注目される種の選定 | 上記のうち，有用種としてマテガイ，地域で親しまれる種（環境学習や環境保全上配慮が求められる種）としてアマモが選定される。 | | |
| 代表生物 | 代表生物は，マテガイ，アマモとなる。 | | |

表-5.4 離岸堤・人工リーフ周辺における支配的な環境影響因子

| 対象生物 | 支配的因子 | 事業による影響内容 | | 生物の生態・生息条件との関係 |
|--------------|---------------|----------------------------|-----------------------|---|
| | | 影響の内容 | 影響範囲 | |
| 底生生物 | 生息空間 | 設置による消失 | 設置場所 | — |
| | 砂の動き | 砂の動きの減少、底質変化による種組成や生息密度の変化 | 設置場所の背後 | 砂の動きが少なくなると、砂中に定位して生活する種は生息しやすくなる。 |
| | 底質 | | | 適した底質は種ごとに異なるため、底質変化は種組成の変化要因になる。 |
| 流れ | 渦流の発生による幼生の集積 | 設置場所の周辺 | 渦流が発生すると、幼生が滞留しやすくなる。 | |
| 海草類 | 生息空間 | 設置による消失 | 設置場所 | — |
| | 砂の動き | 砂の動きの減少による生育の安定 | 設置場所の背後 | 砂の動きが少なくなると、根の露出等が生じにくくなり、生育が安定する。 |
| 鳥類 | 餌量(底生生物) | 餌量(底生生物)の変化に伴う生息状況の変化 | 設置場所とその周辺 | 餌量が少なくなると、餌場としての価値が低下する。 |
| 魚類 | 流れ | 渦流の発生による餌生物(プランクトン等)の集積 | 設置場所の周辺 | 渦流が発生すると、餌となるプランクトン等が集積されやすくなる。 |
| | 餌量(底生生物) | 餌量(底生生物)の変化に伴う生息状況の変化 | 設置場所とその周辺 | 餌量が少なくなると、餌場としての価値が低下する。 |
| 魚類(藻場に生息する種) | 海草類の分布 | 海草類の変化に伴う生息状況の変化 | 設置場所、設置場所の背後 | 海草類の分布が縮小したり密度が低下すると、隠れ場や餌場としての価値が低下する。 |
| ウミガメ類 | 接岸経路 | 構造物の出現や海浜流の変化による接岸阻害 | 設置場所の沖から汀線付近(接岸・上陸経路) | 構造物の出現は接岸経路の分断要因になる。 |
| | 流れ | | | 離岸流等の発生により、接岸(遊泳)が阻害される。 |
| | 勾配 | 急勾配化による上陸阻害 | 開口部の汀線付近 | 這って上陸するため、汀線付近が急勾配化すると上陸しにくくなる。 |
| | 砂の堆積 | 砂の堆積による産卵場の形成 | 設置場所背後の後浜 | これまで底質(粒径、砂厚)が適さず産卵できなかった場所に、砂の堆積が促進されると、新たな産卵場となる。 |

下線つき : 設置場所における物理的影響因子 囲み : 背後域における物理的影響因子
囲み斜体 : 開口部における物理的影響因子 斜体 : 水中における物理的影響因子
下線つき斜体 : 生物的影響因子

表-5.5 離岸堤・人工リーフ周辺における支配的な影響因子の調査・予測の方法

| 影響範囲 | 支配的因子 | 生物群 | 影響の内容 | 調査・予測の方法 |
|-----------------------|-----------------|--------------|---------------------------|--|
| 設置場所 | <u>生息空間</u> | 底生生物 海草類 | 設置による消失 | 消失する空間における対象生物の生息状況を把握するため、 <u>消失空間における生息・生育密度と生息・生育範囲</u> を調査する。 |
| 設置場所の背後 | <u>砂の動き</u> | 底生生物 | 砂の動きの減少による種組成や生息密度の変化 | 背後域の生息・生育状況を調査するとともに、波高の低下に伴う砂の動きの減少について、 <u>シーلز数等</u> を用いて予測する。 |
| | | 海草類 | 砂の動きの減少による生育の安定 | |
| | <u>底質</u> | 底生生物 | 底質変化による種組成や生息量の変化 | 背後域の生息状況を調査するとともに、底質の変化を予測する。 一般に、底質は波高の低下に伴って細粒化することから、 <u>波高の変化やそれに伴う底面摩擦速度、シーلز数等の変化</u> が指標になると考えられる。 |
| 設置場所の周辺 | <u>流れ</u> | 底生生物 魚類 | 渦流の発生による幼生、餌生物（プランクトン）の集積 | 設置場所周辺の流れの変化を予測する方法が考えられるが、どのような変化で幼生や餌生物が集積されるかは十分に明らかでないことから、技術的な課題がある。 |
| 設置場所とその周辺 | <u>餌量(底生生物)</u> | 魚類、鳥類 | 餌量（底生生物）の変化に伴う生息状況の変化 | <u>主要な餌場の範囲</u> を把握し、設置場所が餌生物（底生生物）の影響範囲となっている場合は、 <u>餌(底生生物)の変化</u> を予測する。 |
| 設置場所、設置場所の背後 | <u>海草類の分布</u> | 魚類（藻場に生息する種） | 海草類の変化に伴う生息状況の変化 | 対象生物の生息範囲において、 <u>対象生物と海草の生育被度等との関係</u> を把握するとともに、 <u>海草類の変化</u> を予測する。 |
| 設置場所の沖から汀線付近（接岸・上陸経路） | <u>接岸経路</u> | ウミガメ類 | 構造物の出現による接岸阻害 | ウミガメ類の <u>接岸・上陸経路と施設設置場所との位置関係</u> を把握する。 |
| | <u>流れ</u> | ウミガメ類 | 海浜流の変化による接岸阻害 | <u>離岸流等の発生</u> を予測する。 |
| 開口部の汀線付近 | <u>勾配</u> | ウミガメ類 | 急勾配化による上陸阻害 | 汀線付近の <u>地形変化</u> を予測する。 |
| 設置場所背後の後浜 | <u>砂の堆積</u> | ウミガメ類 | 砂の堆積による産卵場の形成 | 砂の堆積を <u>地盤高、底質の変化（砂質化）、砂厚の増加等</u> を用いて予測する。 |

下線つき：設置場所における物理的影響因子とその調査・予測項目（太字）

囲み：背後域における物理的影響因子とその調査・予測項目（太字）

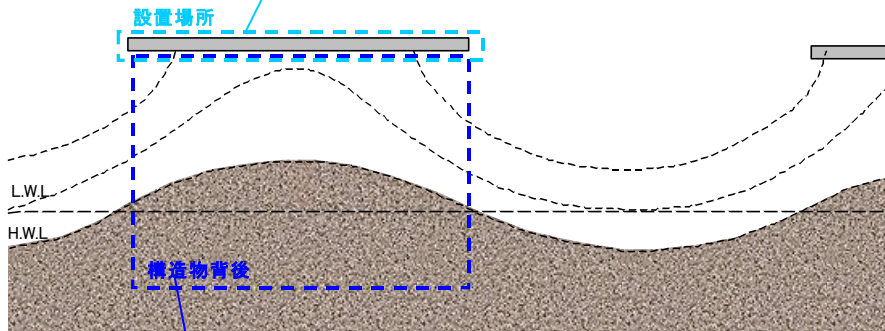
囲み斜体：開口部における物理的影響因子とその調査・予測項目（太字）

斜体：水中における物理的影響因子とその調査・予測項目（太字）

下線つき斜体：生物的な影響因子とその調査・予測項目（太字）

【底生生物・海草類】 支配的因子：生息空間、砂の動き、底質

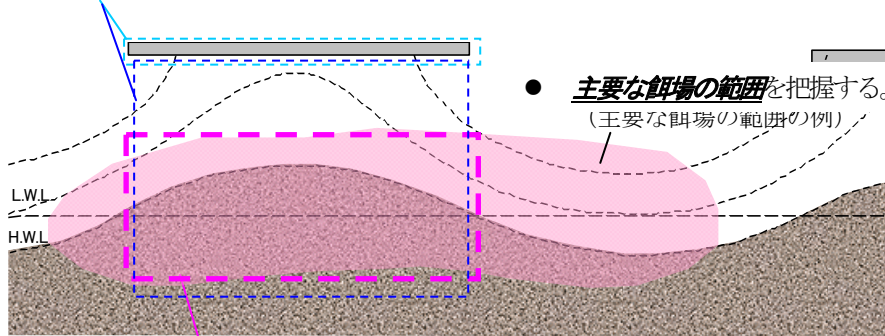
- 消失空間における生息・生育密度、生息・生育範囲を調査する。



- 対象生物の生息・生育状況（密度、範囲）を調査する。
- 波高の低下に伴う砂の動きの減少について、シールス数等を用いて予測する。
- 底質変化について、波高の変化やそれに伴う底面摩擦速度、シールス数等を用いて予測する。

【魚類・鳥類】 支配的因子：餌量（底生生物）

餌生物（底生生物）の影響範囲

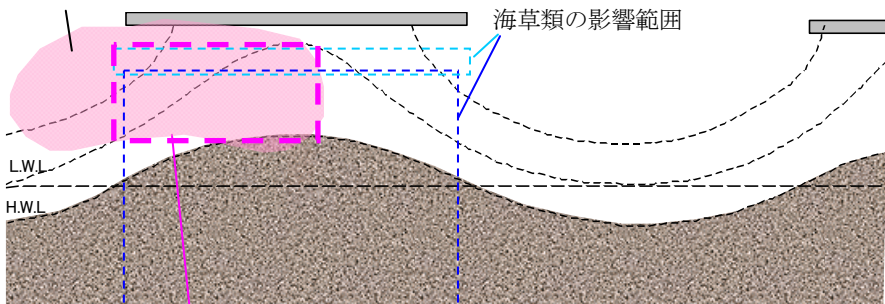


- 設置場所や餌生物（底生生物）の影響範囲が主要な餌場となっている場合は、餌（底生生物）の変化を予測する。

【魚類（藻場に生息する種）】 支配的因子：海草類の分布

- 対象生物の生息範囲において、対象生物と海草類の生育密度等との関係を把握する。

(対象生物の生息範囲の例)



- 対象生物の生息範囲における海草類の変化を予測する。

図-5.6 離岸堤・人工リーフによる影響の主な調査・予測対象範囲の考え方

5.1.6 環境影響の予測手法の検討（平成17年度）²⁾

現地調査により得られた環境因子および生物生息に関するデータをもとに、将来の変化を予測する際に利用可能な既往の手法についての文献調査をおこない、それぞれの特徴を整理した。

物理的な環境因子の変化については、変化の時空間スケールにあわせて表-5.6 のとおり整理された。その結果、波浪、地形、流況については比較的モデルの完成度が高いものの、底質については経験式を介在させる必要があり、汎用性の高いモデルはまだ開発されていないことが明らかとなった。また水質予測については、適用可能な時空間スケールが限定されるものの、拡散による物質の動きを予測する場合には汎用性が高いと判断される手法もあることがわかった。

表-5.6 物理的環境因子の変化予測手法

| 項目 | 予測内容 | 予測の時空間スケール | | | 予測手法 | 変化の影響を受ける生物等 |
|----|-------------------------|--------------|--------------|---------------|---|-------------------------|
| | | 時間スケール | | 空間スケール | | |
| | | 期間 | 条件等 | | | |
| 波浪 | 砂浜幅と砂浜勾配の変化に伴う波の打ち上げ高変化 | ～数日 | 高波浪時 | 事業区域（主に構造物背後） | うちあげ高の予測式 改良仮想勾配法など （砂浜幅・砂浜勾配の変化は等深線位置から把握） | 鳥類・海浜植物 |
| | 波浪の変化 | 設置時、地形変化に応じて | 季節変化 高波浪時 | 事業区域 | エネルギー平衡方程式 放物型波動方程式 ブシネスク方程式 緩勾配方程式 | （主に地形変化・底質変化の計算条件に使用） |
| 地形 | 汀線位置の変化 | ～数年 | 季節変化 | 周辺海域 | 汀線変化モデル 等深線変化モデル | 鳥類、海浜植物、ウミガメ |
| | 海浜地形（沖浜含む） | ～数年 | 季節変化 | 事業区域（主に構造物周辺） | 3次元地形変化モデル（長期予測モデル、3D-SHORE） | アマモ、カブトガニ、底生生物 |
| | 堆積侵食量の変化 | ～数日 | 高波浪時 | 事業区域（主に構造物周辺） | 3次元地形変化モデル（長期予測モデル） | アマモ、付着生物 |
| 底質 | 粒度組成の変化 | ～数年 | 季節変化 | 事業区域（主に構造物周辺） | 混合粒径の汀線変化モデル | アマモ、ウミガメ、底生生物 |
| | 底面せん断力・シールズ数の変化 | ～数日 | 高波浪時 平常時 | 事業区域（主に構造物周辺） | 底面せん断力 シールズ数の算定 | アマモ、カブトガニ、底生生物、魚類 |
| 流況 | 海浜流の変化 | 設置時 | 高波浪時 平常時 | 周辺海域 | 海浜流モデル（平面2次元モデル） | 底生生物、付着生物 |
| | 潮流の変化 | 設置時 | — | 周辺海域 | 潮流モデル（多層モデル） | 養殖ノリ、カブトガニ、底生生物、付着生物、魚類 |
| 水質 | 懸濁物質量の変化 | ～数年 | 高波浪時 平常時 | 周辺海域 | 移流拡散モデル（光量予測も必要） | アマモ、海藻 |

生物生息状況の変化の予測手法については、評価の目的、種を評価するか群集を評価するかで表-5.7のとおり整理した。これらの手法は、いずれも現場の知見の集積によってその使い勝手や信頼性・精度が変わってくるため、現状ではまだ汎用性が高い手法ではないが、HEP (Habitat Evaluation Procedures) は比較的広い範囲の評価目的や対象についてカバーしていること、閉鎖性水域や内湾性の海岸でアサリ (新保ら 2000) やアマモ (高山ら 2003) の評価に利用されており知見も多いことから、有望な評価手法と考えられた。

表-5.7 生物生息状況の変化の予測手法

| 評価の方法に求める要件 | 評価の目的 | 種を評価する方法 (評価内容) | 生物群集を評価する方法 (評価内容) |
|--------------------------------------|---|--|--|
| 現状や目標 (基準) に対する予測結果を定量的に比較することができる手法 | <ul style="list-style-type: none"> ・現状 (施工前・目標) と施工後の予測を比較 ・定量評価 | <ul style="list-style-type: none"> ・HEP (生息場の適性) ・ニューラルネットワーク (生物量) ・生活史モデル (生物量) | <ul style="list-style-type: none"> ・HEP (生息場の適性) ・土研モデル (種類数) ・BEST (生物量) ・IBI (生物多様性) |
| 環境変化の方向性を把握できる手法 | <ul style="list-style-type: none"> ・施工前と施工後の状況を比較 ・定性評価 | — | <ul style="list-style-type: none"> ・Tw (環境修復性) ・アメーバ法 (生物量) |
| 生物相が異なる場合にも評価できる手法 | <ul style="list-style-type: none"> ・生物群集についての評価 ・新たな生息環境が創出される場合の評価 | — | <ul style="list-style-type: none"> ・HEP (生息場の適性) ・土研モデル (種類数) ・BEST (生物量) |
| 評価結果に係わる要因 (原因) が追求できる方法 | <ul style="list-style-type: none"> ・生息条件と生物の関係に基づく方法 ・生息条件で評価する方法 | <ul style="list-style-type: none"> ・HEP (生息場の適性) ・ニューラルネットワーク (生物量) ・生活史モデル (生物量) | <ul style="list-style-type: none"> ・HEP (生息場の適性) ・土研モデル (種類数) |

5.1.7 HEPによる生息適地評価の試行 (平成18年度～平成19年度)³⁾

既存の現地調査手法や評価手法が抱える課題を把握するために、兵庫県東播海岸において現地調査を伴うケーススタディを実施した。生物生息状況の変化の予測手法には、表-5.7で整理されたもののうちHEPを採用することとした。

HEPは、環境要因と生息地としての適性の関係を示す適性指数SI (Suitability Index) のモデルを作成し、海岸に設定した各メッシュにおける各環境要因についてのSIを算出、加算することで、生息地としての適性を示すハビタット適性指数HSI (Habitat Suitability Index) をメッシュ毎に求めるもので、事業実施前後のHSIを比較することで、事業による環境影響を定量的に評価するものである。

ケーススタディでは、現地で確認されている生物の中からアサリ、アマモ、シロチドリ、ヒドリガモ、アミメハギ、シロギス、ハマボウフウ、ナメクジウオ、アカウミガメを加えた9種を評価対象種として選定した。2007年12月から2008年1月にかけて東播海岸の藤江地区で実施した現地調査結果をもとにこれらの種についてのSIモデルを作成し、現在の物理環境からHSIの分布を求め、実際の生物分布状況との整合性を検討した。ここではアマモについての検討結果について示す。

(1) 調査範囲

東播海岸の中でも、養浜材の性状が天然の海浜砂に比較的類似しており、かつ、離岸堤の有無による差異について近傍で比較可能な海岸として、藤江地区の離岸堤が設置されている区域と設置されていない区域が隣接する海岸を対象とした（図-5.7）。



図-5.7 調査対象範囲（東播海岸藤江地区）

(2) 支配環境因子の精査

本研究で既に整理した海岸保全施設ごとの影響フローおよび環境因子（図-5.4, 図-5.5）を踏まえて支配因子、実際のアマモの評価に用いる予測項目、予測時期等を表-5.8のとおり選定した。

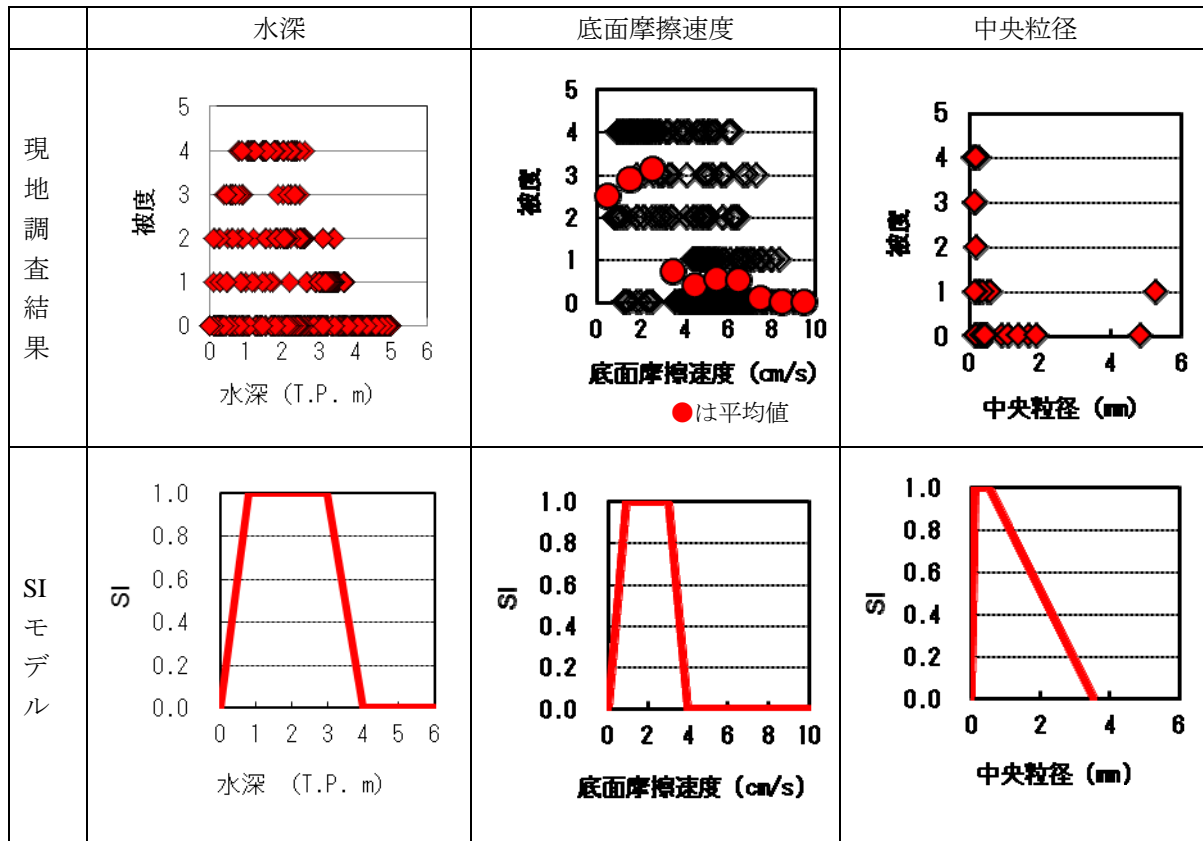
表-5.8 東播海岸のアマモに対する支配環境因子等の選定

| 支配因子の選定 | | | |
|--|---|---|---|
| 生息空間 | 水深 | 砂の動き | 底質 |
| 養浜や構造物設置による海底の改変域では消失の影響を受けるが、今回はモデルによる現況の再現が目的なので選定しない。 | 施設の設置による地形変化は水中光量の変化につながることから選定する。 | 種子の落下後の埋没や根茎の発達のためには、適度な砂の動きと安定性が必要である一方、強い流れや波浪によって脱落・流出することから選定する。 | 種子の埋没や根茎の発達に関係すること、底質のまきあがりによって発生する細粒分が葉へ堆積することが生育を阻害する要因となることから選定する。 |
| 予測項目の選定 | | | |
| 水深 | 砂の動き | 底質 | |
| <ul style="list-style-type: none"> ・光（海底日射量）： 予測するための定量的な現況データが十分でないため選定しない。 ・地盤高（水深）： 乾燥および海底日射量に関連する指標として選定する。 | <ul style="list-style-type: none"> ・底面摩擦速度： アマモの減耗要因として高波浪等による脱落・流出があるので選定する。 ・シールズ数： 精度良く算出するには、底質調査点を多く設定する必要があるため、選定しない。 | <ul style="list-style-type: none"> ・中央粒径： 細粒分のまきあがりの他にも、実生の定着等にも底質の組成が関係することから、中央粒径を指標とする。 | |
| 予測時期の設定 | | | |
| 夏季～秋季（6～12月）： 種子の落下・発根期の脱落・流出が起こる時期 | | | |

(3) 生息適地指数 (SI モデル) の作成

アマモの分布を支配する環境因子の予測項目の中から水深、底面摩擦速度、中央粒径を選定し、アマモの被度との関係について現地調査結果を整理した (表-5.9 上段)。ここで底面摩擦速度については、暴浪時に影響が強いと考えられるので、波浪場の数値計算により 6~12 月に月 1 回発生する波について求めた値を使用している。こうして整理された結果をもとに、各環境因子と SI (生息適地指数) との関係を図式化した SI モデルを因子ごとに作成した (表-5.9 下段)。

表-5.9 東播海岸のアマモについて作成された SI モデル



(4) アマモの生息適地評価

作成した 3 因子についての SI モデルを幾何平均により統合することで、藤江地区におけるアマモの HSI モデルが完成するが、HSI モデルによって推定された生息適地の分布と実際のアマモの分布状況を示したものが図-5.8 である。生息適地指数 (HSI) の高い場所 (色の濃いグリッド) とアマモの被度が高い場所 (円の大きい場所) は概ね一致しており、良く再現できていることがわかる。実際には海岸事業等の実施後を想定して環境因子を変化させ、そのときの分布状況を現在と比較することになるが、本研究ではモデルによる現状再現性の確認までの実施とした。

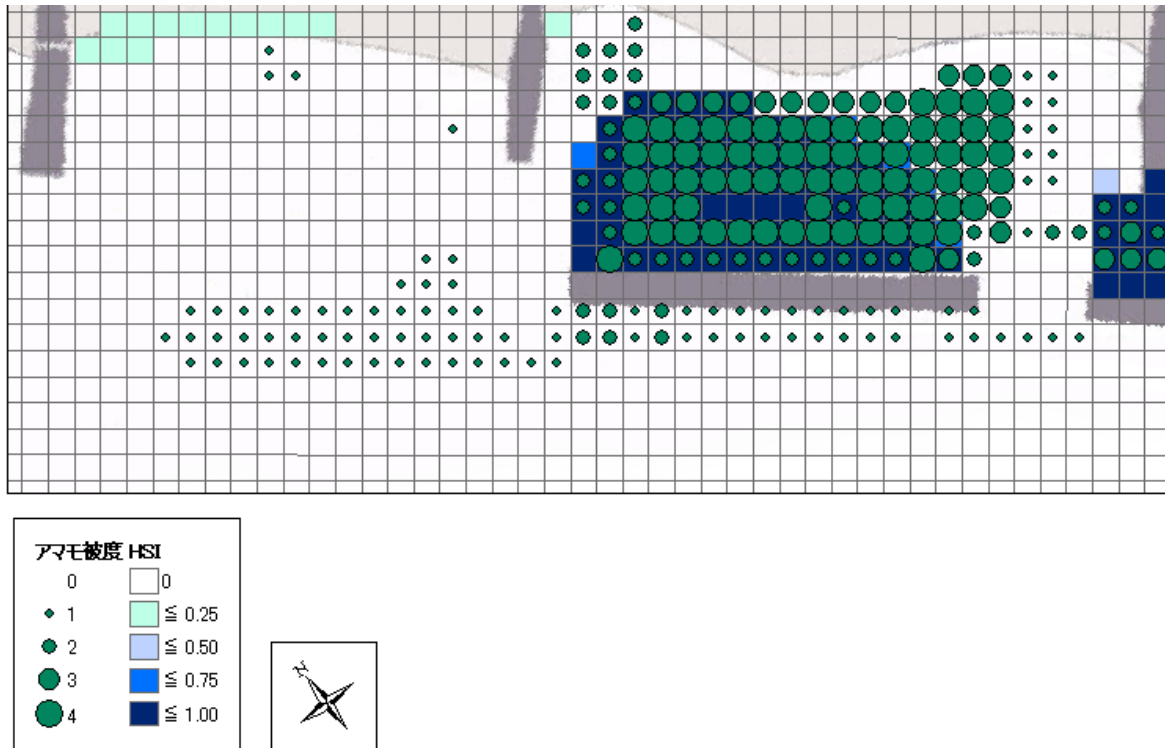


図-5.8 アマモの分布状況と HSI モデルにより求められた生息適地指数

(5) HEP による生息適地評価の課題

本研究でアマモについて構築した予測モデルは、海岸保全施設による環境影響を統合的に予測・評価するモデルとして活用できるものと考えられたが、アサリ以外の8種についてのケーススタディも踏まえて以下のような課題が浮き彫りとなった。

(a) 支配的因子を絞り込む際の考え方の整理

生息・生育の支配的因子に関して比較的多くの既往知見が認められる種は、予測項目として複数の指標を挙げることができるが、予測項目数の増加によって予測精度の向上が期待される反面、予測作業の煩雑化も懸念される。支配的因子を絞り込む場合の考え方が整理される必要がある。

(b) 生物と環境との関連性に関する情報の整備

予測の精度を高めるためには、対象生物の生活史段階ごとに支配的な因子が影響する時期を明らかにするとともに、支配的因子の変化として具体的にどのような項目が指標になるかを明らかにし、それらの項目に関して時期を含めた情報を整備することが必要である。

(c) 不定期的な攪乱による影響の考慮

生物の分布は、高波浪による底質の擾乱や出水（濁水の流入）等によって大きく変動するものである。従って、生物分布の調査は平常時のみではなく、攪乱後の状況も調査しておくことが必要である。

5.1.8 開放性砂浜における生物生息適地モデルの開発（平成20年度～平成22年度）⁴⁾

前項では、兵庫県東播海岸を対象に HEP による生物生息適地評価の試行をおこない、生態に関する知見が多い種については生息適地をモデルによって精度良く再現できることを確認できた。しかし、日本で海岸保全事業が必要とされる海岸の多くは、静穏な東播海岸とは異なり、外洋からの波浪が直接作用する開放性砂浜である。開放性砂浜では、強力な波浪条件のために碎波帯が形成されるという特徴があり、評価モデルの作成にあたってはこの点を新たに考慮せねばならない可能性がある。本研究の冒頭で整理した砂浜海岸の空間分類（図-5.1）で考えれば、東播海岸には「外浜」がほとんど存在しないため、「外浜」が存在する海岸における HEP の有効性を検討する必要がある。そこで、本項では開放性砂浜に

において生息生物の現地調査を実施し、生物分布に対する砕波帯の影響を確認した。次に、砕波帯の存在を HEP に組み込むことができるようにするため、数値計算に基づく砕波帯の抽出方法を提案し、その妥当性を検証した。最後に開放性砂浜を対象とした生物生息適地モデルを構築し、砕波帯を環境因子として組み込むことがモデルの再現性に与える影響を検証した。

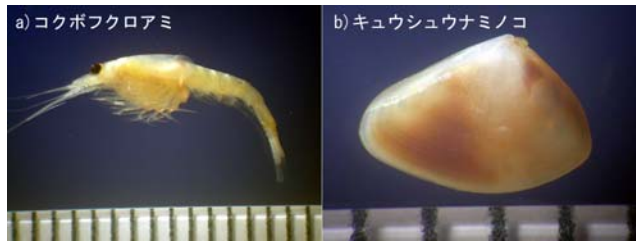


図-5.9 コクボクロアミとキュウシュウナミノコ

(1) 開放性砂浜における生物分布の特徴

2009年1月から2月にかけて仙台湾南部海岸で実施した現地調査では、砕波点に相当する水深 1~2m を境界に出現状況に明瞭な違いが見られる傾向が、多くの生物種で共通していた。例えば、コクボクロアミは 2m以深ではほとんど採取されず、逆にキュウシュウナミノコガイは 2m以深でないと採取されなかった(図-5.9, 図-5.10)。平成 19 年 12 月に東播海岸で実施された調査では、分布境界となる水深が生物種間で一致していなかったことを考えると(図-5.11)、開放性砂浜では、個別の環境因子よりも砕波点との位置関係の方が制約となっていることが推察された。またこの傾向は、動き回る範囲が比較的狭い底生生物において特にあらわれることも確認された。

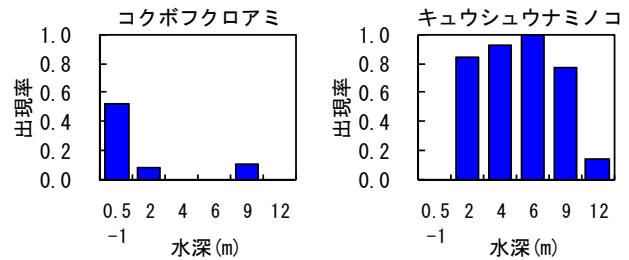


図-5.10 仙台湾南部海岸における水深別の生物出現率

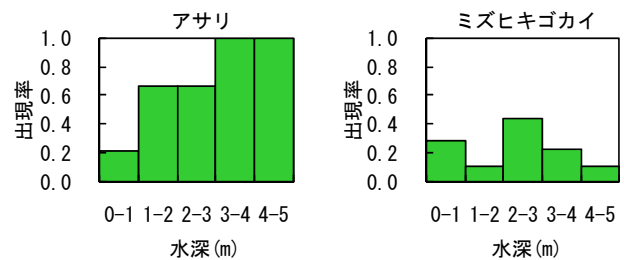


図-5.11 東播海岸における水深別の生物出現率

このことから、「外浜」が存在する開放性砂浜においては、砕波帯の存在を組み込むことが、評価モデルの精度向上に大きく寄与すると考えられた。

(2) 砕波帯位置のモデル化の検討

砕波帯を評価モデルに組み込むには、砕波帯位置の把握が必要だが、潮位や地形、来襲波浪によって刻々と変化する砕波帯の範囲を現地調査で定めるのは困難である。そこで、数値計算により波の定常状態における空間分布を得ることにした。

海岸の波浪場計算に一般的に使われているエネルギー平衡方程式 式 (5.1) と合田の砕波条件式 式 (5.2) をもとに砕波波高比($H_{1/3}/H_b$)という変数を新たに考案して評価モデルに組み込んだ(図-5.12)。この砕波波高比 $H_{1/3}/H_b > 1$ となる範囲が砕波帯となる(図-5.12中の濃色部分)。

$$\frac{\partial}{\partial x}(SC_g \cos \theta) + \frac{\partial}{\partial y}(SC_g \sin \theta) + \frac{\partial}{\partial \theta} \left[S \left(\frac{C_g}{C} \right) \left\{ \sin \theta \left(\frac{\partial C}{\partial x} \right) - \cos \theta \left(\frac{\partial C}{\partial y} \right) \right\} \right] = -\varepsilon_b S \quad \text{式 (5.1)}$$

$$\frac{H_b}{L_0} = 0.17 \left[1 - \exp \left\{ -1.5 \frac{\pi h}{L_0} (1 + 15 \tan^{4/3} \theta) \right\} \right] \quad \text{式 (5.2)}$$

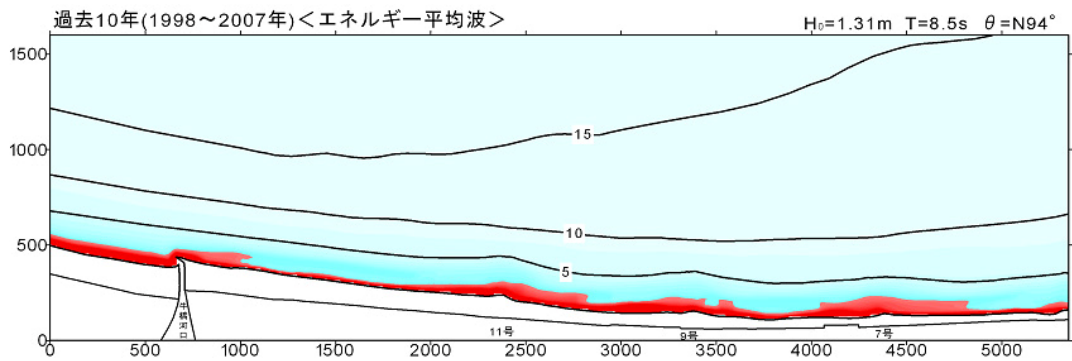


図-5.12 仙台湾南部海岸における碎波帯の抽出結果
(濃色で示した範囲が碎波帯)

こうして抽出された碎波帯の位置を、計算とほぼ同じ潮位および波浪条件で撮影された1994年の空中写真と比較したところ、抽出された碎波位置は、空中写真では二次碎波の位置に相当することが確認された。これは現地ではサンドバーの地点で一次碎波が起きているのに対して、本計算で使用した地形にはそのような微地形が組み込まれていないことが原因と考えられた。そのため、海底地形条件の精度を高めることができれば、高波浪次や将来時における碎波帯の抽出は可能と考えられた。

(3) 碎波帯を考慮した生物生息適地モデルの構築

碎波帯の組み込みが生息適地評価モデルの精度に与える影響を検証するため、仙台湾南部海岸で採取されたバカガイとキュウシュウナミノコガイを対象に評価モデルを構築した。この2種は海底の表層に潜っているため水深0.5mから水深12mまでハンドマッキングタイアで採取することができ、本研究の調査結果の中でも漁法によるバイアスが少ないと考えられるため選定した。ここではバカガイについての評価モデルの構築結果を示す。

まず、バカガイの生息に直接影響すると考えられる水深、水温・塩分、水質等の7因子から、現地調査結果等をもとに中央粒径、動物プランクトン量、底面摩擦速度、碎波波高比(碎波帯)の4因子を選定した。これらについて、HEPに確率的手法を導入した確率的HSIモデル(安藝ら2007)にならって、各環境因子の値と生息地指数(PSI)の関係を整理した(図-5.13)。ここで、PSIとはHEPにおけるSIに相当するもので、対象生物の生息にとって最も適した条件のときに1.0となる。碎波帯については、碎波波高比が1以上となる碎波点より岸側は一律の環境と考え、全て同じPSIを与えた。

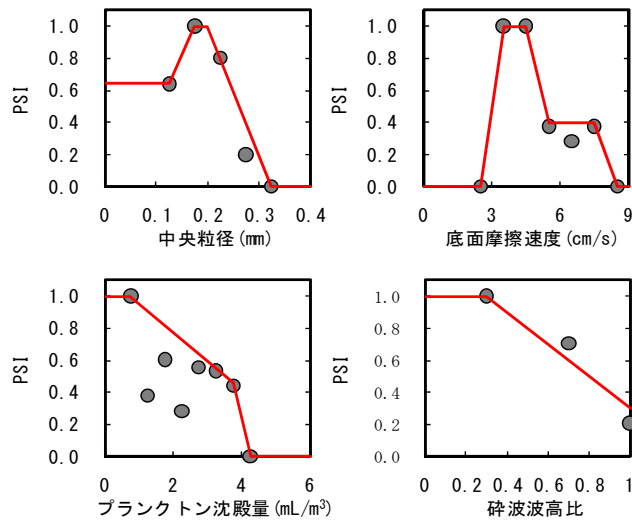


図-5.13 環境因子と生息適地指数 (PSI) の関係

現地調査結果によれば、底質粒径だけではバカガイが水深 2m より浅所で採取されないことを再現できないが、砕波帯を考慮すればこの点が考慮される (図-5.14)。このように生物の生息状況は、複数の環境因子による制約の組み合わせによって決まるので、各環境因子について作成した PSI 曲線 (図-5.13) を乗じることで、総合的な生息適地評価 PHSI (HEP における HSI に相当) を得た。

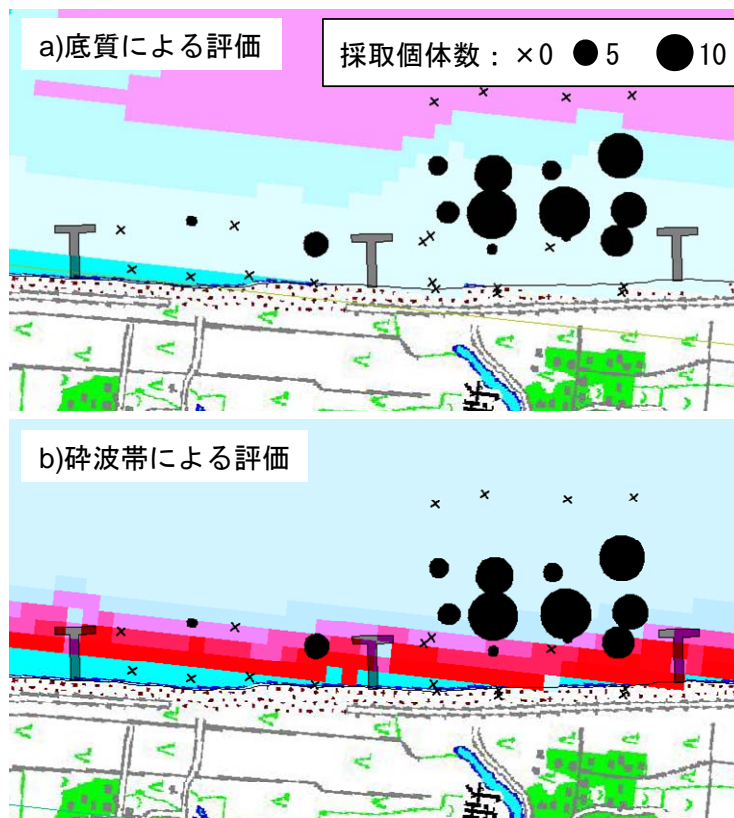


図-5.14 バカガイの採取個体数と生息適地の対応関係 (濃色部で適性が低い)

(4) 砕波帯考慮による効果の検証

本研究では PHSI の算出に用いる環境因子の組合せを表-5.10 に示す 3 通り設定した。これを現地調査した計 68 測点について求め、採取結果と比較することで再現性を比較した。

算出された PHSI を 5 階級に区分し、各階級に属した測点に対して現地調査時の出現率を求めたものが図-5.15 である。この図では、PHSI と実際の出現率が正比例の関係（図中破線）に近いほど評価モデルとして再現性が高いことを意味する。

砕波帯を考慮しない Case1 では PHSI が低いか高いときには再現性が高いが、PHSI が 0.5 付近の測点では実際の出現率が 0.9 となり、モデルによる評価が過小となった。一方で、底面摩擦速度の変わりに砕波波高比を考慮した Case3 では PHSI が 0.5 のときの出現率も 0.5 に近くなり、PHSI の値全体にわたって実際の出現率と良い相関を見せるようになった。底面摩擦速度と砕波帯の双方を考慮した Case2 では PHSI による評価が最も過小となったが、これは両因子が独立でないために効果が 2 重に反映されたことによると考えられた。

表-5.10 生息適地評価に用いた環境因子の組合せ

| | 中央粒径 | プランクトン沈殿量 | 底面摩擦速度 | 砕波波高比 (砕波帯) |
|-------|------|-----------|--------|-------------|
| Case1 | ○ | ○ | ○ | |
| Case2 | ○ | ○ | ○ | ○ |
| Case3 | ○ | ○ | | ○ |

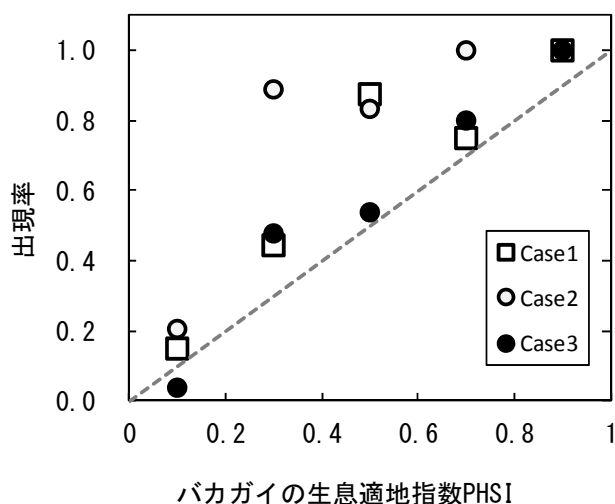


図-5.15 バカガイの PHSI と実際の出現率の関係

底面摩擦速度は内湾性のアサリやアマモでよく使われる因子であるが、陸側に近い水深 0.5~1m は、数値計算でうまく計算できない場合が多い。また、現場で実測が難しいため、計算結果が現地の状況を正しく反映しているか検証が難しい。本結果によれば、単純な設定にも関わらず、砕波帯を組み込んだほうが高い再現性が得られた。このことは、砕波帯の形成が、開放性砂浜の生物分布を強く制約していることを示唆する。

5.1.9 まとめ

本研究では、砂浜海岸を対象にこれまで実施されてきた環境調査結果を整理し、従来の網羅的な環境調査だけでは海岸事業による影響を十分に評価できない場合があることを指摘し、代表生物を選定したうえで実施する評価・予測方法を提案した。続いて既往の評価方法の特徴を整理することで、ハビタット評価手続き (HEP) が最も砂浜海岸における適用範囲の広さの点で最も有効であると判断し、砂浜海岸におけるハビタット評価モデルの試行をおこなった。本研究では砂浜海岸特有の評価方法として砕波帯の抽出方法と評価モデルへの組み込みを提案し、その有効性を確認することができた。作成した評価モデルは、環境因子についての既往地形の整理、因子間の相互作用や PHSI を算出するときの重み付け

方法など検討が十分でない部分も多いが、この点は今後事例を積み重ねていくことで改善されていくことが期待される。

本研究の検討結果および検討過程で得られた知見は、現在改訂作業中の河川砂防技術基準調査編で新設される海岸環境調査の節にも反映される予定である。

参考文献

- 須田有輔，早川康博訳(原著者 A.C.Brown and A.McLachlan(1990))，『砂浜海岸の生態学』，東海大学出版会，2002.
- 時岡隆，原田英司，西村三郎，『海の生態学』，築地書館，1972.
- 栗原康，『河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー』，東海大学出版会，1988.
- 建設省河川局防災・海岸課海岸室，財団法人リバーフロント整備センター，『海岸域生物環境調査マニュアル(試行案)』，1995.
- 新保裕美，田中昌宏，池谷毅，越川義功，「アサリを対象とした生物生息適地評価モデル」，『海岸工学論文集』，第 47 巻，pp.1111-1115，2000.
- 高山百合子，上野成三，勝井秀博，林文慶，山木克則，田中昌宏，「江奈湾の藻場分布データに基づいたアマモの HIS モデル」，『海岸工学論文集』，第 50 巻，pp.1136-1140，2003.
- 安藝浩資，中野晋，内田紘臣，岩瀬文人，御前洋，「沿岸域の自然再生計画における順応的管理への HSI モデルの適用性」，『海洋開発論文集』，第 23 巻，pp.501-506，2007.

成果の公表

- 1) 蔣勤，福濱方哉，加藤史訓，「砂浜海岸生態系の環境影響評価に関する基本的な検討」，『海岸工学論文集』，第 53 巻，pp.1111-1115，2006.
- 2) 目黒嗣樹，加藤史訓，福濱方哉，「生態系の概念にもとづくインパクト・レスポンスフローを活用した海岸環境調査の提案」，『海洋開発論文集』，第 21 巻，pp.235-240，2005.
- 3) 蔣勤，福濱方哉，佐藤隆，「海岸保全施設による環境影響の予測・評価について」，『海洋開発論文集』，第 23 巻，pp.639-644，2007.
- 4) 渡辺国広，諏訪義雄，岡田昭八，西村和一郎，武山直史，吉川勝志，立石賢吾，「砕波帯を考慮した生物生息適地モデルの開発」，『海洋開発論文集』，第 26 巻，pp.579-584，2010.

5.2 閉鎖性湾

閉鎖性内湾の環境保全、再生、創出のためには、様々なスケール・視点からの場の理解に基づく目標設定・評価が不可欠である。ここでは、東京湾を例として、その水循環や生態系など保全、再生、創出を目指す場合の環境データの取得について、流域圏、生態系ネットワーク、生き物の棲み処という視点から示す。

5.2.1 流域圏という視点

陸上に降った雨が、分水嶺から河川水や地下水として関東平野を流下し、東京湾に注ぎ込む。そうした水の流れを中心に考えることで、東京湾を取り囲む大きな流域圏という領域が定義される。流下する水は、その途中で林野から各種元素を享受するとともに、人に利用され、さらなる有機物や栄養塩を引き受ける。一部は下水道を通り処理された後、再び河川などを通して海域に流入する。そうした負荷が東京湾の循環や水質に影響を与えていることは容易に想像できる。

例えば、東京湾に流入する淡水の量を、陸への降雨によるもの、流域外から流入するもの、海域への降雨によるものを加えて求め、こうした流域圏からの影響を推定してみる。1920年から前後10年間の平均を行い、10年毎の平均淡水供給量として整理したものが図-5.16である。1960年代から1990年代にかけて、約100m³/sの流入量の増加がみられる。こうした淡水流入量の増加は、湾内のエスチュアリー循環を強化する等の影響を与え、結果として湾内の海水交換率に影響を与えている。塩分分布を元にした推計では、1947年から1974年の平均の滞留時間は、夏30日、冬90日であったが、2002年には、夏20日、冬40日と計算された。

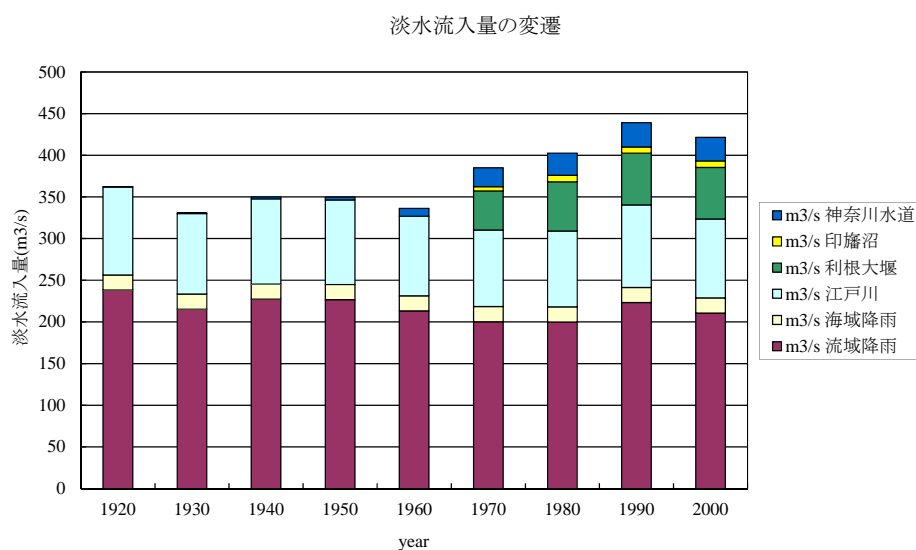


図-5.16 流域圏より東京湾に流入する淡水の量の変遷（東京湾に流入する淡水の量を、陸への降雨によるもの、流域外から流入するもの、海域への降雨によるものを加え、1920年から前後10年間の平均を行い、10年毎の平均淡水供給量として整理した）

この例は、東京湾という場を理解するうえで、東京湾がそれを取り巻く場と接する境界を通じた相互作用（場との相互作用）と、そこで生活・活動する人間との相互作用（人との相互作用）の2つを考えることの重要性が示されている。場との相互作用については、海陸の境界ばかりでなく、湾口を通じた外洋水の貫入や、大気との熱の供給・放射、底質からの溶出・蓄積などが考えられ、あらゆる境界から影響が伝播してくる状況を考慮に入れる必要があるということである。また、人との相互作用については、先の例で人から環境への影響が淡水流入量という視点から示されたが、その淡水に溶け込んだ栄養塩が人間の健康、自然環境に影響が出るレベルまで海域の環境を悪化させたために、流入負荷の規制がなされ、1980年代に窒素で日350tを越えていた負荷が2000年代には220tに減少したとの推算もなされている。これは、自然が人間の活動に影響を与えた例であり、人もまた、その活動を環境に規定されている面を持っているということである。

5.2.2 生態系ネットワークという視点

アサリ (*Ruditapes philippinarum*) は日本各地の干潟や浅場に生息する代表的な食用二枚貝であり、濾過食者としての高い海水浄化能力により、環境改善の面からも着目される種である。しかし、アサリの資源量は全国的にも、東京湾でも激減しており、その主な原因は、外来種との競合、乱獲、水質環境の変化、生息場の消失・劣化等とともに、アサリの浮遊幼生の行き来による生息場間のつながり（生態系ネットワーク）の欠落や分断も生態系の劣化の一因でないかと考えられている。

このように、生態系ネットワークは、生き物の量と多様性を確保するために重要な機構の一つと考えられている。その実態を把握するために東京湾におけるアサリ浮遊幼生による干潟間の連携や、海域における移流過程を実証する試みが行われた。2001年8月の結果から、孵化後間もないと考えられる殻長 $100\mu\text{m}$ 以下の幼生は、盤洲、富津、三枚洲～羽田、横浜そして市原周辺の海域に多く分布し、自然の干潟や浅場だけではなく、港湾域もアサリ幼生の供給場所として機能していることが推定された（図-5.17）。

また、その後、同じ個体群と考えられる個体群の出現密度の水平分布を比較した結果、分布の中心は羽田～三枚洲および盤洲周辺の海域から、湾中央部に移っていることが明らかとなった。当該日の東京湾では、強い北風により引き起こされた湧昇フロントが湾中央部に観察されたことから、アサリ浮遊幼生の水平分布には物理的な収束機構が作用していることも示唆されている。こうした観測結果を数値計算で再現することにより、東京湾の各海域間のネットワークの強さを推定したところ、富津～木更津間の強い相互方向のネットワークと、東京～川崎～横浜を北から南につなぐ一方向のネットワークの存在が確認された（図-5.18）。

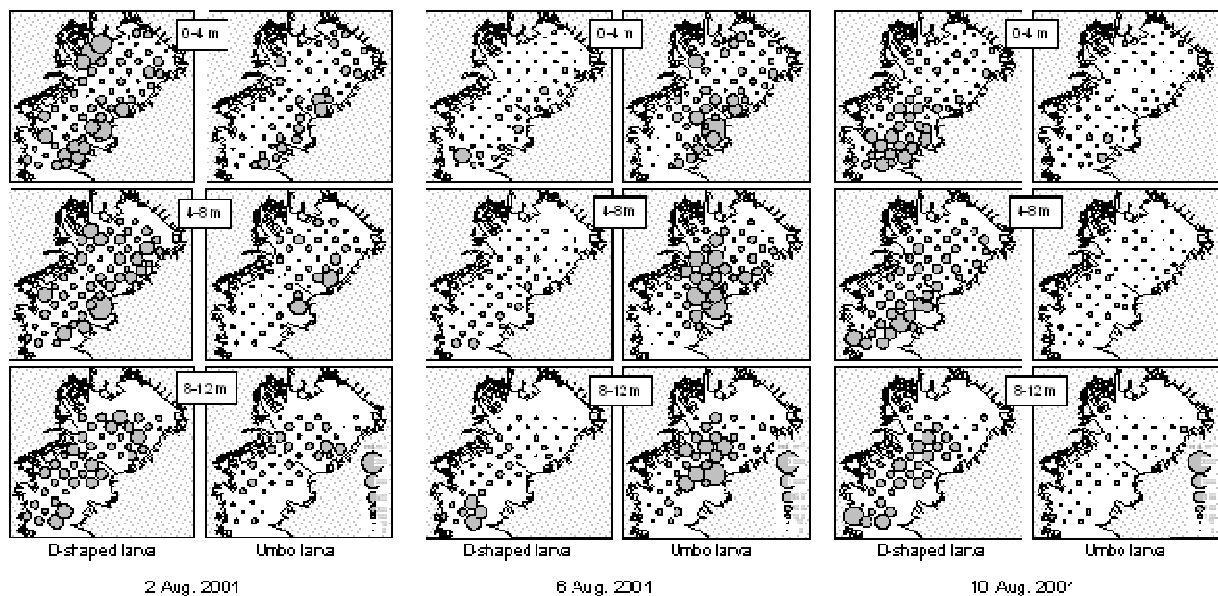


図-5.17 2001年8月に観測されたアサリ浮遊幼生の分布（上層・中層・下層，小型幼生・殻張期幼生）

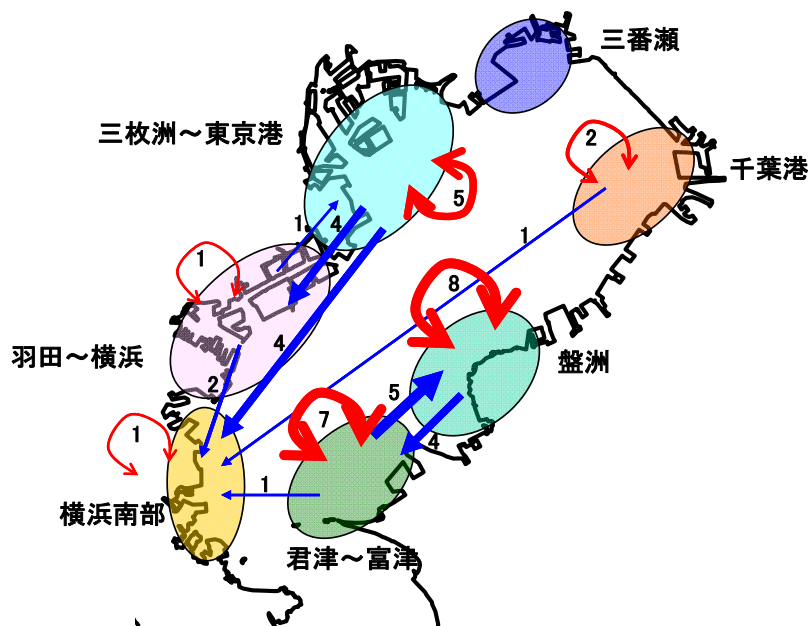


図-5.18 数値計算で推定されたアサリ浮遊幼生のネットワークの例（矢印の数値は、2001年8月の状況を再現した数値計算から推定された浮遊幼生の移流量の目安を表す）

相互方向のネットワークでは、ある生息地に異変が起こっても、もう一方からの供給により回復されるといふ、一種の回復力（resilience）が期待できる。一方、一方向（非可逆的）のネットワークでは、上流側の生息地に異変が起こるとその影響は下流側の生息地に及び、脆弱性を秘めたネットワークであると推定される。そこで、「東京湾の再生のための行動計画」においては、この一方向のネットワークしか持たない場や、ネットワークのつながりが弱いと判断された千葉-東京-横浜を結ぶ広い海域が重点領域として選択されている。これは、場の理解に対応した行動計画の設定がなされたひとつの例である。

こうした生態系ネットワークを通して海域の環境を把握することは、海域の環境を局所的・瞬間的な水質や物理環境だけで判断するだけでなく、周囲との連関や連続した時間の中で生物の中に蓄積される環境条件の情報を読み解くという意味をもつ。今後、場の理解の方向性のひとつとして着目されるべきであるし、その評価手法の開発は急務であると考えている。

5.2.3 生き物の棲み処という視点

環境を生物によって評価する試みとして、指標生物による海底環境区分6)や、7 都県市首脳会議環境問題対策委員会水質改善部会の提唱した「東京湾における底生生物等による底質評価方法」がある。後者については、東京湾における底質の環境評価区分を5段階に分け、底生生物の総出現種類数など4項目で評点をつけ、評点の合計で底質環境を評価する方法である。生物を指標とすることにより、場の特性が物理化学特性値としてだけでなく、感覚的に理解できることが利点である。

東京湾再生のための自然再生事業の適地選定に利用できる基礎的資料の作成を目的として、東京湾内湾域の14箇所の護岸において同一時期、同一手法で調査を行い、空間的な生物分布特性の解明を試みた調査結果を紹介する。なお、今回調査対象とした護岸は、外力条件を揃えるために全て直立護岸とし、港外もしくは港外に近い場所に位置する場所から選定した。2006年3月、9月に行った結果をまとめると、図-5.19に示すような付着生物の水平分布が得られている。種類数の分布は、3月、9月いずれも比較的水質が悪いG4~G6付近に極小値を持ち、付着動物については種類数の変動は見られなかった。付着植物については、9月は3月と比べて全体的に種類数が減少していた。これは、付着動物は、水質の長期的な空間的分布特性に大きく依存し、夏の貧酸素水塊や冬季風浪によるかく乱等に制限され、水質悪化・かく乱に強い生物が優先する等の棲み分けがされており、時間的な環境変動による変化が小さかったためと推察される（多様性が低いレベルでの安定）。一方、付着植物については、冬季の透明度の高い水質条件などにより3月に種類数を増大さ

せるものの、その後の水質変動（夏季の透明度低下や貧酸素水塊の襲来等）や、生活史による影響を受け、その生息範囲・種数が季節的に変動する状況にあると推察された。

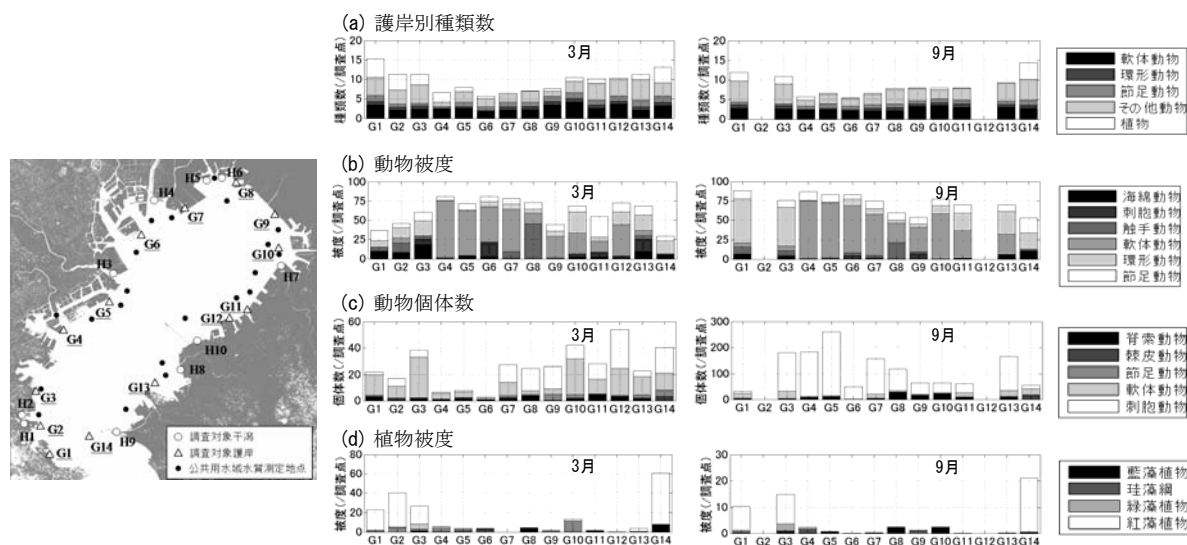


図-5.19 東京湾をとりまく護岸に付着する場所別、季節別の生物の状況

2006年3月、9月調査：(a) 付着生物種類数，(b) 付着動物の被度，(c) 付着動物の個体数，(d) 付着植物の被度

こうした結果を元に、「環境の空間的な分布特性は加入を支配し、時間的な変動特性は生き残りを支配している」と大胆な仮説を立てるとすれば、東京湾をマクロな視点で見たとき「動物・植物ともに、現在の東京湾の環境において加入・生息が可能である。しかし、動物は空間的な変動特性の影響を受け、低い多様性レベルで安定して存在し、植物は季節毎の環境変動・生活史に対応した増減を繰り返している。従って、局所的であっても、周年通して環境条件が満足される場を作ることが付着生物の多様性を高める方法として有効である」というような評価が考えられる。科学的な仮説立案としては乱暴な論理であるが、こうした評価を与えることで、行動計画への指針（どこで、どんな自然再生をすべきか）が得られるのである。土木工学的な自然再生・管理を進めるためには、こうした評価・理由付けが不可欠である。もちろん、こうした評価は事業の中で検証していかなければならないし、検証結果を真摯に受け止め柔軟に事業を実施・変更するシステムが必要である。事業手法として定着しつつある「順応的管理」は、まさに行動計画策定の根拠として採用された仮説を、継続的なモニタリングの中で、その真偽を確かめながら自然再生を進めていくという管理手法を手順化したものである。

生物についての知見を漏れなく明らかにすることは大変難しい。生き物の棲み処という視点で海域の環境を把握するためには、不確定要素・仮定が多く入っていることを理解すべきであり、それを明らかにする調査・研究の努力を怠ってはならない。それと同時に、得られた知識を汎用化・一般化した仮説に集約し、順応的管理で確認しながら場の理解と行動計画の実施を同時に進行させるやり方（順応的管理）への理解も求めたい。

5.2.4 貧酸素水塊という視点

貧酸素水塊は閉鎖性内湾域において注目されている環境悪化の主要な指標である。しかし、これまでの調査では、空間的に沿岸近くや航路等のデータ、及び湾内多地点の鉛直分布データによる情報が不足しているため、東京湾全体の水際線や浅海域における局所的な循環メカニズムを含む包括的な貧酸素水塊の発生メカニズムの把握には至っていない。一斉調査では、時間的な変動は捉えられないものの、上述した既往の調査における欠点を補うように、鉛直プロファイルデータの取得、沿岸部、運河・航路部を含む調査地点の配置、重複を避けた調査地点の設定、調査地点数の増加、などに重点を置いた調査計画がたてられた。

この一斉調査のデータを用いて、東京湾の貧酸素水塊の空間分布特性を示すと共に、水際線や浅海域における貧酸素水塊の規模や空間特性を示す新たな指標を提案し、東京湾における包括的な貧酸素水塊の発生メカニズム解明への第一歩とすることを目的とする研究が行われた。なお、貧酸素水塊の定義として、柳は、生物への影響と海中での化学反応を考慮し、DO 濃度 3.6mg/L 以下、0.036mg/L 以上を貧酸素水塊と提案し、古谷は、底生生物の正常生息域下限を DO 濃度 3mg/L 以下とするなど、対象項目の違いより閾値が考えられるが、本論では貧酸素水塊を DO 濃度が 3mg/L 以下と定義し、以後の解析を行った。

第 1 回東京湾水質一斉調査は、全 46 機関・団体が参加し、調査地点数は海域において計 222 地点、陸域（主に河川域）において計 281 地点、合計 568 地点において実施された（図-5.20）。海域調査地点は、従来の公共用水域調査地点に新規の調査地点を加えて構成されており、また、陸域調査地点は公共用水域調査地点のみで構成された。



図-5.20 東京湾水質一斉調査全調査地点
(海域:計 222 地点, 河川:計 281 地点, 合計 568 地点)

海域における新規の調査地点では、海面下 0.5m から海底上 1.0m まで鉛直方向に 1.0m 毎に、各水質項目の鉛直プロファイルデータが取得された。なお、公共用水域観測では、表層、中層および底層の最大で 3 層分の各水質項目データが観測された。個別のモニタリング機関における調査方法、調査期間、調査機器等についての詳細は、東京湾環境情報センターWEB サイトに登録されている。また、陸域における一次解析結果は、東京湾環境マップ Vol.3 に示されている。

観測結果のデータは、前出の東京湾環境情報センターWEB サイトから入手可能である。2008 年 7 月 2 日に観測が実施されたデータを、解析の対象とし、各観測項目における単位や観測水深に対する基準の統一など、データの標準化を行ったのち、データノイズやデータ異常値の除去を行い、同時データとして利用可能な計 119 地点分の観測データを整理した（図-5.21）。

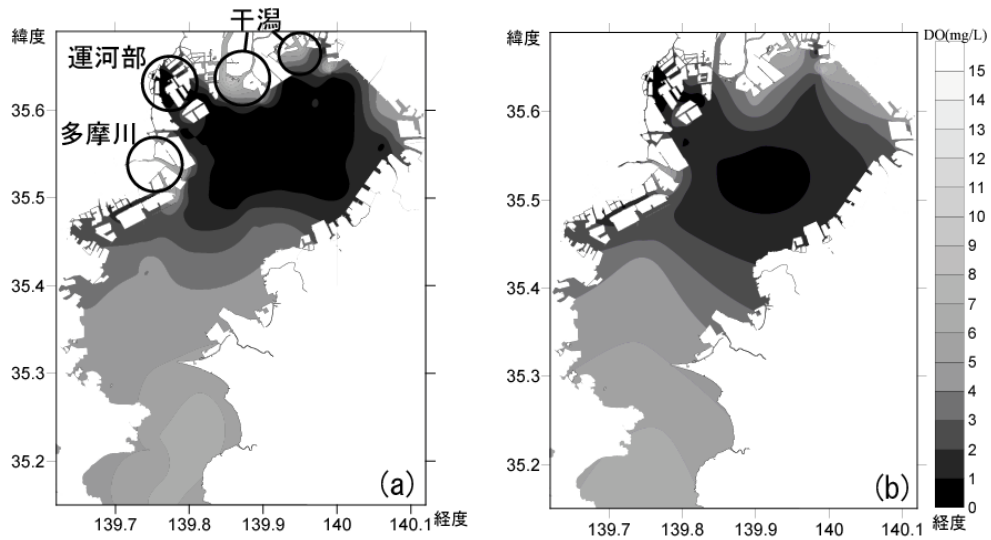


図-5.21 底層における DO の平面分布 (a)左図：水質一斉調査点での計 119 地点より作図，
(b)右図：公共用水域調査での計 47 地点より作図

貧酸素化の進行の度合いを示す指標として、密度分布を参考に決定した海底から成層界面までの厚さと貧酸素水塊上端までの厚さの割合を示す C_h 式 (5.3) を考案した。

$$C_h = \frac{Z_{DO3mg/L}}{Z_d} \quad \text{式 (5.3)}$$

ここで、 Z_d は海底から成層界面までの厚さ、 $Z_{DO3mg/L}$ は海底から DO が 3mg/L となる厚さを示す。なお Z_d は、海底から水温と塩分より算出した密度の鉛直方向における最大変化点までの厚さとした。 C_h を図示すると、貧酸素水塊の厚さに対する指標となっており、東京港を含む多摩川河口沖左岸側周辺を中心とする範囲において、貧酸素化の進行が進んでいたことが推察された (図-5.22)。

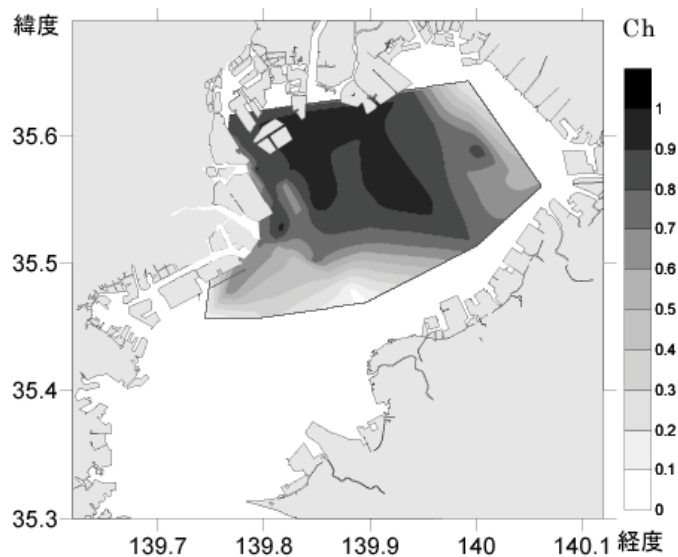


図-5.22 貧酸素化の進行の度合いを示す指標 C_h の平面分布

6. 沿岸域における「包括的計画」及び「順応的管理」の手法

6.1 沿岸域の計画・管理の考え方

6.1.1 持続可能な開発

「持続可能な開発」は、「環境と開発に関する世界委員会」（委員長：ブルントラント・ノールウェー首相（当時））が1987年に公表した報告書「Our Common Future」の中心的な考え方として取り上げた概念で、「将来の世代の欲求を満たしつつ、現在の世代の欲求も満足させるような開発」と定義されている。この概念は、環境と開発を互いに反するものではなく共存し得るものとしてとらえ、環境保全を考慮した節度ある開発が重要であるという考えに立つものである。1992年の国連環境開発会議（通称：リオサミット）において議論のテーマとなり議論された。

日本においても、1971年以降、総理府に設置された海洋開発審議会が海洋の総合的かつ基本的な開発に関する審議がなされてきたとともに、2003年には、「循環型社会形成推進基本計画」、2006年6月には、「21世紀環境立国戦略」がそれぞれ閣議決定された。前者は、教育からの取り組みの支援や循環型社会への転換を加速するための計画であり、後者は、「環境立国・日本」に向けた施策の展開の方向性を示す戦略である。その戦略のひとつとして、「車の両輪として進める環境保全と経済成長・地域活性化」が記載された。

すなわち、目標として提示された「持続可能な開発」は、環境保全と開発のバランスの上に成り立つ概念として発展的にフォローアップされてきたと言える。

6.1.2 ICZM（統合沿岸域管理）

「ICZM（統合沿岸域管理）」は上記のリオサミットの行動計画である「アジェンダ21」において、海洋および沿岸域の統合的な管理の政策への反映を各国に求めたことが契機となり、多くの国際機関や政府が統合沿岸域管理（Integrated Coastal Zone Management や Integrated Coastal Management と呼ばれる）へのガイドラインを発表した。現在、米国、カナダ、豪州、中国、韓国などが海洋政策、海洋法、沿岸域管理法を持って統合的な管理を推進している。2002年のラムサール条約締結国会議（COP8）においても、気候変動と湿地、湿地の文化的価値などと並んで、統合沿岸域管理（ICZM）が主要な新しい問題として取り上げられ議論されてきた。

日本においては、海洋開発審議会の議論を引き継いだ文部科学省科学技術・学術審議会が持続可能な海洋開発の実現に向けて、利用・保全・研究を3つの柱とする答申「21世紀初頭における日本の海洋政策（2002年）」が発表された。その後、2006年6月に出された「国土交通省海洋・沿岸域政策大綱」、2006年12月の海洋基本法研究会による「海洋政策大綱」において明確に、「海洋・沿岸域の総合的管理を推進する」と記載され、当年2007年に議員立法で上梓され、可決された「海洋基本法」に「沿岸域の総合的管理（第25条）」が「国は、（中略）自然的社会的条件からみて一体的に施策が講ぜられることが相当と認められる沿岸の海域及び陸域について、その諸活動に対する規制その他の措置が総合的に講ぜられることにより適切に管理されるよう必要な措置を講ずるものとする。」として記載された。

このように、アジェンダ21で提示された、持続可能な開発を実現する行動のひとつでありICZM（統合沿岸域管理）は、ラムサール条約締結国会議や我が国の海洋政策大綱や海洋基本法において再掲され、沿岸域の環境管理の根幹をなす考え方として定着してきている。

6.1.3 Wise Use

「Wise Use」は、1971年に採択された「特に水鳥の生息地として国際的に重要な湿地に関する条約」（通称：ラムサール条約）の中で提言され、その後、条約締結国会議で議論されてきた概念であり、1987年のラムサール条約締結国会議（COP3）において「湿地における生態系の特徴の維持と整合の取れる形で人類の利益のために湿地の持続的利用を行う（抄訳）」といく正式な定義が決定しており、元を辿ると、ICZMより古い概念なのである。しかし、その後、約20年の議論・経験を経て、2005年のCOP9において「湿地を特徴付ける生態系サービス、プロセス、生態系要素の総体を生態学的アプローチを用いて管

理することで、人の幸せや生物多様性への利益をもたらすように生態系サービスを持続的に利用する(抄訳)」として、新たな概念として提示されている。

米国においては、1988年のブッシュ大統領による No Net Loss という公約以降、開発による代償(ミチゲーション)をするという考え方で開発と保全をコントロールしてきたが、1990年代に入り、個別の再生計画の実施にあたっては、後述する Adaptive Management (順応的管理)を取り入れ、生態系サービスを発揮する再生手法の実現に向けて努力が進められている。

EUにおいては、1979年に「野鳥の保全に関する条例 (Birds Directive: 79/409/EEC)」が制定され、鳥類の保護に特に重要な領域をリストアップし、特別の地位を与え、適切な保全策を講じることとした特別保護区 (SPA) が設定された。また、その後、1992年に「自然生態系と野生の動植物群の保全に関する条例 (Habitat Directive: 92/43/EEC)」が制定され、対象とする生物を大幅に拡大するとともに、種にとって重要な場 (Site of Community Importance: SCI) と特別保護地域 (Special Area of Conservation: SAC) の2つの領域が設定された。すなわち、SCIによって保全が優先される場が指定され、その管理や再生が具体に行われる場が SAC として指定されているという厳密な生物保護の政策であるが、こうした協定を注意深く解析し、開発と保全の共存の道 (Wise Use) を探っているグループも存在する。

日本には、この Wise Use の概念を直接提示したものが無いが、環境基本法 (1993年)、環境影響評価法 (1997年) 等において、あり方に準じた実現手法の制度化がなされてきたと見ることができる。自然再生推進法 (2002年) では、「地域住民やNPO等多様な主体の参加連携の促進」や「自然の不確実性を踏まえた順応的な管理手法の適用」といった2つの視点が強調されており、Wise Use のターゲットの一部をカバーしている。

Wise Use については、以前の COP3 での定義に、「生態学的アプローチ」や「生態系サービスを持続的に利用する」と環境面に特化した考え方を追加して、新たな定義がラムサール条約締結国会議において議論されているものである。特に、その実行過程においては、「順応的管理手法の適用」が強調されている。これは、単独でラムサール条約締結国会議が提唱したというより、国連、米国、EU などにおける議論を参考に結実した成果と見る方が正しいかもしれない。

6.1.4 順応的管理手法

順応的管理手法は、ICZM の実施、Wise Use の実現のために有用な手段として、ラムサール会議や PIANC (国際航路協会) での湿地保全に関するガイドラインでは、順応的管理の必要性を示し、順応的管理に基づく湿地の保全の考え方や手順を解説している。

日本でも 2005 年～2006 年の土木学会海洋開発シンポジウム特別セッションにおいて、順応的管理の定義やそのあり方について議論が行なわれた。自然の環境変動や歴史的な変化、地域的な特性や事業実施者の判断等により変動する環境保全・再生の目的に対してどうやってアプローチしていくのかという手段を総称して、順応的管理と定義することとし、以下のような定義が与えられた。

「順応的管理とは、予測不能な変動や遷移を含む地形・生態環境の中で、海洋開発における海洋環境・水産資源の保全・再生ために多くの関係者と協働し、目的と方法を合理的に柔軟に統合して実行するシステムの一部であり、長期的視点を持った目標設定技術、事業評価技術、環境改善技術について、先進事例を参考にしながらの技術開発が必要だ」

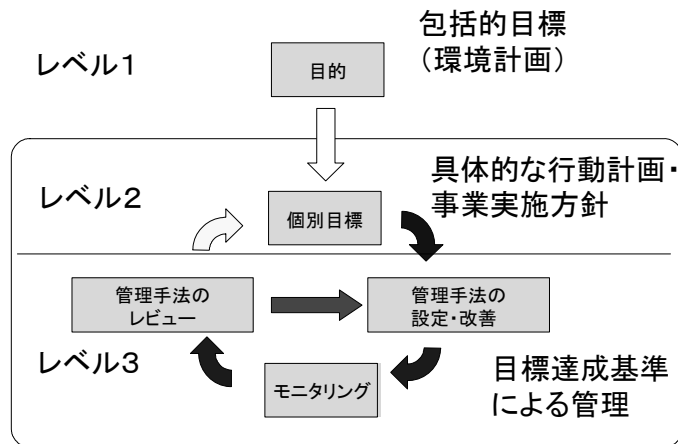


図-6.1 順応的管理の概念図

そして、そのシステムを図-6.1のように概念的に示し、まず順応的管理の前提となる目的が設定され(レベル1)、それを実現する個別目標の設定(レベル2)に引き続いて、設定した個別目標を目標達成基準で評価しながら、その個別目標を管理する(レベル3)ものとした。こうすることで、「いきあたりばったり」「都合のよい改変が可能なシステム」とならない、自己監視的な機構を持ったシステム化が提案されたのである。

6.1.5 生物の多様性の保全

生物の多様性の保全は、1993年にEUのBirds Directive, Habitat Directiveを包括する形で「生物多様性条約」が採択されたことに基づき、各国は生物多様性国家戦略の策定、多様な生物種や生態系の保全、モニタリングなどを行うこととなった。

欧州においては、さらにNatura2000が発表され、前述のSAC, SPAとして指定された領域のネットワーク化が検討されている。自然生態系と野生の動植物群の保全に関する条例や野鳥の保全に関する条例によりリストアップされた200の生息場のタイプと700の保全すべき生物、181の脆弱な種を守るためには、それぞれの場を個別に保全するだけではなく、こうした場をネットワーク化し、生物多様性の保全を実現することが必要と考えられている。

日本においても、2002年の「新・生物多様性国家戦略」が策定され、「生態系保全の強化」、「自然再生」、「持続可能な利用」が目標に掲げられている。

この生物多様性については、既知の概念として受け入れられているが、単に種の多様性ということだけでなく、以下のように、階層的な構造を持った広い概念として捉えることができる。

- a. 種の多様性：生態系や生物群集における種類の豊富さ
- b. 遺伝的多様性：遺伝子の違いから生じる個体間、個体群間の変化
- c. 機能群の多様性：食性や餌のとり方等の機能(働き)や生物過程の多様性
- d. 群集・生態系の多様性：いくつもの機能群からなる生物群集や生態系のタイプの多様性
- e. 景観(棲み場)の多様性：広い空間での棲み場の多用性

ここで示された階層を大きく2つの視点で区分することができる。ひとつは、a.やb.の多様性を保全することであり、個々の生物種の保全のために、狭い意味での棲み場の再生をするという視点である。もうひとつは、d.やe.の多様性を保全するということであり、多様な生物活動を可能とする広い意味での場(個別の生態系や生態系ネットワークで結ばれた場)の再生をするという視点である。ちなみに、c.については、種そのものの保全も場の再生も関与する中間的な性質をもつ多様性であると考えられる。すなわち、個々の生物の種としての保全や、その種に派生する遺伝的多様性や機能群の多様性を保全するために必要となる棲み場およびそれをとりまく環境の保全・再生、ひいては、多様な生物活動を可能とする個別の生態系や、生態系ネットワークで結ばれた生態系および、その経路を含んだ広い領域の保全・再生・創出は、生物多様性の保全という視点で包含されるのである。

6.1.6 概念モデルのまとめ

以上のように検証してみると、「持続可能な開発」は普遍的な目標であり、「賢い利用」、「生物多様性の保全」は具体の目標、「統合沿岸域管理」や「順応的管理手法」は、その実現手法として捉えることができる(図-6.2)。特に順応的管理は、目標設定と実現手法・管理手段を切り離さずに議論することができるという面で優れており、今後、多くの場面での適用が期待されている。以下の章では、その具体的な適用例を紹介することとする。

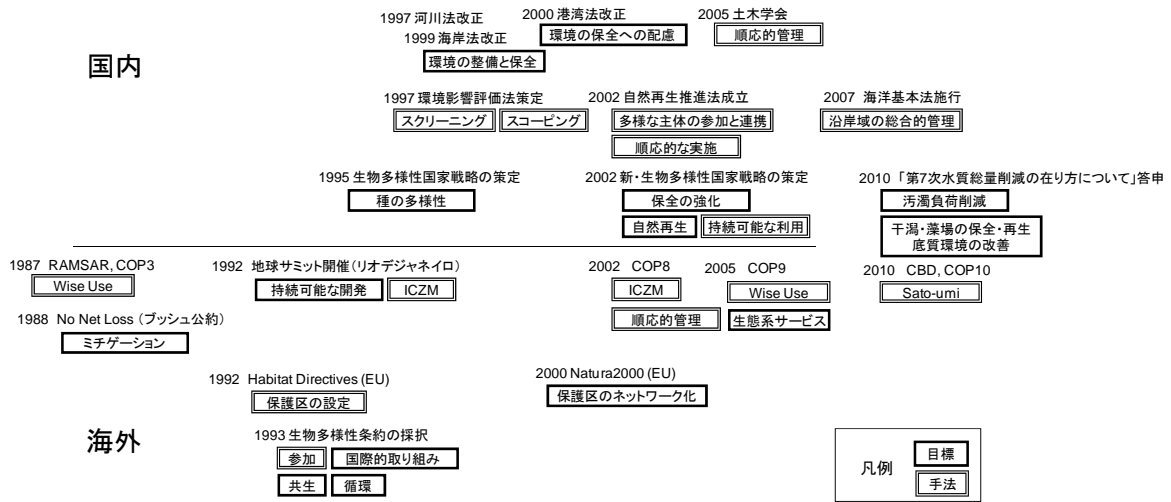


図-6.2 環境整備から自然再生にいたる考え方の系譜の整理
(古川ら (2005) に加筆修正)

6.2 包括的な目標設定の大切さと順応的管理の適用

6.2.1 沿岸域における環境施策の目標設定

港湾局における環境施策を振り返ってみると、環境の改善目標を達成することが至上命題であった「環境整備事業 (1970年代～)」や水質浄化を目標とした「シーブルー事業 (1980年代～)」は目的達成型の施策であった。それに対し、「エコポート事業 (1990年代～)」や「自然再生事業の推進 (2000年代～)」においては、生態系との共生の理念の確立や市民との協同による目標達成を目指すことが謳われる方法論型の施策であった。すなわち、対処療法的対策から、自然のメカニズムを尊重した再生へゆるやかに移行されつつある過程が示されている (図-6.3)。

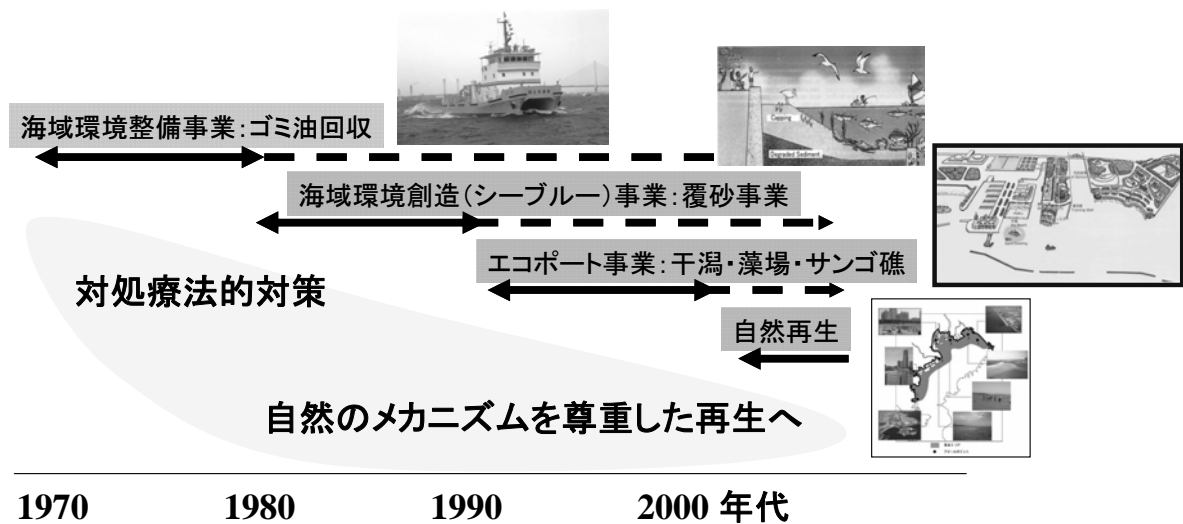


図-6.3 港湾における環境改善の目標の変遷

6.2.2 個別法の改正による目標設定の変化

港湾法の改正（2000年）で、「環境の保全への配慮」が記載され、「港湾行政のグリーン化」（2005年：港湾審議会答申）11)により環境への取り組みを開発への取り組みと合わせて両輪としてとらえ、「環境配慮の標準化」を目指す記載された。こうした流れにより、開発事業に伴う環境影響評価の結果の善後策としての環境施策と、環境目標の達成を目指した環境改善環境保全・自然再生型の環境施策の2つが独立して考えられてきた港湾における環境施策が、融合されつつある。自然の「再生」に向け、「強化」「創造」された生態系が機能すること（生態系の自己回復力が発揮されるよう手助けすること）や、市民参加による協働での取り組みが推進されること等を目標としていくという新たな取り組みが始まっている。

こうした個別法の改正・制定による目標の変化は、海岸法（1999年：防護、環境、利用の調和）、水産基本法（2001年：水域の環境や生態系の保全にも配慮）等においてもなされてきたところである。また、環境基本法（1993年）、環境影響評価法（1997年）、自然再生推進法（2002年）においては、環境に取り組むあり方や手順が示され、「地域住民やNPO等多様な主体の参加連携の促進」や「自然の不確実性を踏まえた順応的な管理手法の適用」といった視点が強調されている。こうした動きは、2001年の「環の国づくり」の政府方針の発表、2002年の「新・生物多様性国家戦略」の策定、「自然再生法」の成立といった動きとも連動しているものであり、「自然共生型流域圏」の実現といった、包括的な目標を掲げての自然再生への取り組みを推進するものでもある。

すなわち、従前の対処療法的な目標だけでなく、メカニズムやプロセスを重視した目標設定に向けた転換期に来ているのではないかと感じられる。そうした動きは、前出の海洋基本法（2007年）の成立、今後の海洋基本計画の策定において具体化され、統合沿岸域管理への道筋が示されることが期待される。

6.2.3 都市再生本部による海の再生の決定

2001年12月に内閣府都市再生本部は都市再生第3次決定として、東京湾を対象に「海の再生」施策を取り上げた。国土交通省は、環境省・湾岸7都府県などと検討協議会を作り、翌年6月に中間報告をまとめた。その中で提示された目標は、「快適に水遊びができ、多くの生物が生息する、親しみやすく美しい「海」を取り戻し、首都圏にふさわしい「東京湾」を創出する。」というものであった。2002年3月に、この共通目標のもと水質改善の重点エリアを定めた行動計画をまとめ、重点エリア内に7箇所のアピールポイントを設け、汚濁負荷削減、干潟などの整備、海域のモニタリングを、協力して進めてゆくこととなった（図-6.4）。



図-6.4 東京湾再生のための行動計画

重点エリアは、東京湾西岸沿いの河川の河口部、埋立地、浅瀬を含む領域に設定されており、前述したように、このエリアはアサリ生息場間の強いつながり（生態系ネットワーク）の重要な位置にあたる可能性が高い領域である。

この東京湾再生のための行動計画を概観すると、包括的な目標設定から、個別目標へのブレークダウン（行動計画の選定、重点エリアとアピールポイントの設定）、またその個別目標を判定する指標の導入（改善のイメージ）といった順応的管理の要件を備えており、海辺における順応的管理の適用の先進事例の一つであると言える。2007年3月には、第1回の中間評価が行なわれ、取組みの実施状況を点検し、『年間を通して底生生物が生息できる』という目安は達成できていない状況にある。」と評価され、今後の新たな取組みとして、1) 多様な主体との連携・協働による東京湾再生の推進、2) 重点エリア・アピールポイントにおける取組の強化、3) 東京湾－東京港－京浜運河周辺における生態系ネットワークに関する調査等の実験的な取組の推進が記載されている。

6.2.4 干潟整備における順応的管理の実践

沿岸域において、順応的管理を明示的に実施した例として、「徳山下松港の干潟整備」を紹介する。当該干潟整備は、国土交通省中国地方整備局宇部港湾事務所が、周南市と連携して徳山下松港整備事業で発生する浚渫土砂を有効活用し、アサリ生息場としての機能を継続的に活用できる人工干潟（大島干潟）を整備することとしたものである。

本事業の計画場所は、山口県周南市笠戸湾の南西側に位置する波浪の影響を殆ど受けない極めて静穏な海域で、干潟造成に適した環境にある。造成干潟の規模は、総面積約30haと比較的大規模な人工干潟である。整備は、既存干潟への影響などを考慮して、2期に分割して施工することとし、1期については、2005年度より工事を開始して2008年度の完成を目指している（図-6.5）。

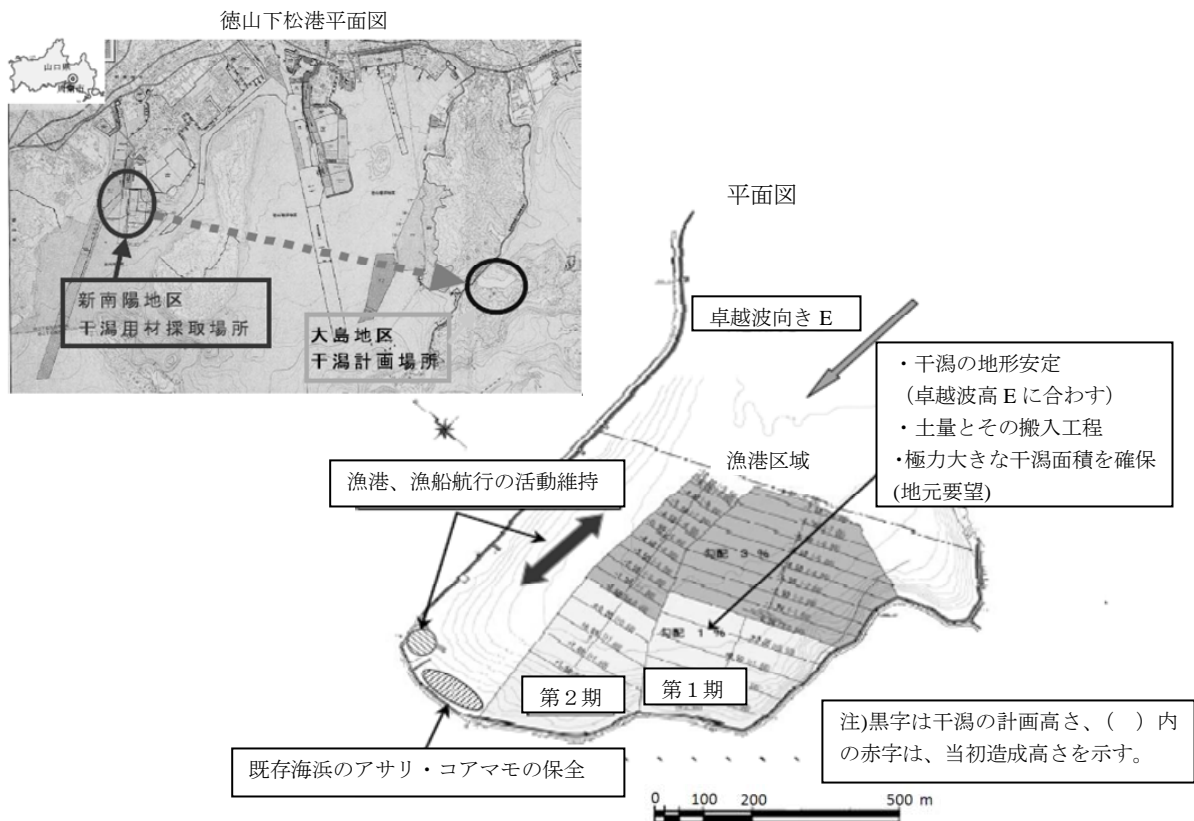


図-6.5 順応的管理を明示的に実施することで整備される大島干潟の位置と設計の配慮事項

なお、この事業は、自然と共生する恵み豊かな瀬戸内海の浅場（干潟・藻場等）修復を目指し策定した「瀬戸内海環境修復計画」のパイロット事業として実施されている。実施段階において、干潟整備マニュアルを策定し、計画・施工を担う国の機関と、維持・管理を担う地方自治体、利用者である漁業関係者、地域住民等との目標設定を確認しながらの順応的な取り組みが行なわれたことに、大変大きな意義がある。この事業の特徴として、

- ・「瀬戸内海環境修復計画」による干潟造成目標の明確化＝アクションプランとセットになった目標が行なわれたこと
 - ・共通する概念的な目標の抽出と文章化が重要であったこと
 - ・目標達成基準によるブレークダウンが有効であること
 - ・創出された場の健康診断としてのモニタリングの位置づけが重要であること
- などが挙げられている。

国土技術政策総合研究所プロジェクト研究報告

PROJECT RESEARCH REPORT of N I L I M

No. 40 January 2013

編集・発行 © 国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写の問い合わせは

〒239-0826神奈川県横須賀市長瀬3-1-1

国土技術政策総合研究所 管理調整部企画調整課