

## 東京湾の漁業と環境 No.5

メタデータ	言語: 出版者: 水産総合研究センター 公開日: 2024-03-06 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://fra.repo.nii.ac.jp/records/2000509">https://fra.repo.nii.ac.jp/records/2000509</a>

This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License.



# 東京湾の漁業と環境

第5号

平成26年3月

Fishery and Oceanography in Tokyo Bay

No. 5, March 2014

増養殖研究所

中央水産研究所

National Research Institute of Aquaculture  
National Research Institute of Fisheries Science  
FRA, JAPAN

# 東京湾の漁業と環境 第5号

## 目次

### I. 平成24年度東京湾研究会ミニシンポジウム

「江戸前の復活！東京湾の再生に踏み出すために」報告

#### 1. 趣旨説明

江戸前の復活！東京湾の再生に踏み出すために・・・児玉真史・山本敏博 1

#### 2. 基調講演

これからの東京湾再生の方向性とそれを支える科学技術・・・中村由行 3

東京湾の底泥の平面分布について・・・岡田知也 13

#### 3. 話題提供

2012年の貧酸素水塊の状況および定点における底泥性状の変化

・・・大畑 聡 23

東京湾奥の浅場に着底した二枚貝や甲殻類の生息状況

・・・小泉正行 25

東京湾のアサリを増やすには

・・・張 成年・山本敏博・丹羽健太郎・日向野純也・淡路雅彦・松本才絵・  
長谷川夏樹・櫻井 泉・秦 安史・鈴木秀和・宮脇 大・村内嘉樹・  
水野知巳・羽生和弘・程川和宏・内川純一・生嶋 登 29

横浜市海の公園における水質浄化機能の推定

・・・秋元清治・小山利郎・岡靖一郎・小海茉莉絵・小関祥子・加藤健太 49

### II. 研究事例紹介

中川河口域におけるウナギの分布状況と生息環境

・・・山本敏博・張 成年・黒木洋明・児玉真史 55

釣り人から見た東京湾のマコガレイ資源・・・久保田洋 57

魚類を指標とした東京湾の干潟における生物多様性の評価・・・工藤孝浩 67

盤洲のカイヤドリウミグモ

・・・鳥羽光晴・小林 豊・石井 亮・張 成年・山本敏博・丹羽健太郎・  
良永知義・宮崎勝己 79

平成24年度中央ブロック東京湾研究会 議事録

平成24年度中央ブロック東京湾研究会 出席者名簿



江戸前の復活！東京湾の再生に踏み出すために  
To take a Step Forward to Renaissance of *Edomae* and Tokyo Bay Fisheries

児玉真史\*<sup>1</sup>・山本敏博\*<sup>2</sup> (シンポジウム・コンビーナー)

Masashi KODAMA\*<sup>1</sup> and Toshihiro YAMAMOTO\*<sup>2</sup>

\*1 独立行政法人 水産総合研究センター 中央水産研究所 海洋・生態系研究センター

\*2 独立行政法人 水産総合研究センター増養殖研究所 資源生産部

〒236-8648 横浜市金沢区福浦 2-14-4

E-mail: mkodama@affrc.go.jp

\*1 Research Center for Fisheries Oceanography and Marine Ecosystem, National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, Japan, 2-12-4 Fukuura, Kanazawa-ku, Yokohama, Kanagawa, Japan

\*2 Stock Enhancement and Aquaculture Division, National Research Institute of Aquaculture, Nagai 6-31-1, Yokosuka, Kanagawa 238-0316, Japan

東京湾研究会では、「江戸前の復活！東京湾の再生をめざして」をスローガンとし、平成25年度で切り替わる次期東京湾再生行動計画に対して、水産の視点からみた提言を作成した。この提言の中では、魚種ごとに資源低迷要因について整理し、多くの魚種で資源回復のための方策として、干潟・浅場の機能の再生、底質の改善が重要であることを指摘した。そこで今回のシンポジウムでは、次のアクションに踏み出すために、東京湾の底質環境と水産資源の現状と干潟・浅場再生に関する最新の取り組みについて理解を深め、具体的な再生の方向性について議論することを目的として開催した。

シンポジウムでは、まず基調講演として、港湾空港技術研究所の中村由行研究主監（当時）から「これからの東京湾再生の方向性とそれを支える科学技術」と題し、他の内湾も含めたこれまでの環境政策と今後の考え方についてご講演をいただいた。続いて、同じく基調講演として、国土技術政策総合研究所の岡田知也室長から、東京湾の環境を見るうえでもっとも重要なトピックの一つである底泥についてその質や分布の現状と最先端の計測技術、今後の活用法についてご講演をいただいた。これらの基調講演に続き、話題提供として、千葉県水産総合研究センターの大畑聡上席研究員に東京湾における貧酸素水塊の状況および底泥性状の変化について、東京都島しょ農林水産総合センターの小泉正行主任から東京湾奥の浅場に着底した二枚貝や甲殻類の生息状況について現状のご紹介をいただいた。また、増養殖研究所の張成年グループ長からは「東京湾のアサリを増やすには」と題し、アサリの母貝場として必要な環境条件について全国での調査事例をもとに話題提供をいただき、最後に神奈川県水産技術センターの秋元清治主任研究員から横浜市海の公園でのマクロベントスによる水質浄化機能に関する研究事例をご紹介いただいた。

以上を受けて総合討論が行われた。内容の詳細については、巻末の議事録に譲るが、活発な議論が行われ、提言を踏まえた具体的なアクションを踏み出すために大変有意義なシンポジウムとなった。最後に、講演を快く引き受けただいた講演者の方々ならびに会場のお世話をいただいた千葉県水産総合研究センターをはじめ関係者・参加者の方々に厚く御礼申し上げる。



これからの東京湾再生の方向性とそれを支える科学技術  
Restoration of Tokyo Bay: Directions and Supporting Science and Technologies

中村由行  
Yoshiyuki NAKAMURA

横浜国立大学大学院 都市イノベーション研究院 教授

〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-5

E-mail: nakamura-y@ynu.go.jp

Institute of Urban Innovation, Graduate School of Yokohama National University, Japan, 79-5 Tokiwadai,  
Yokohama, Kanagawa, Japan

### 1. はじめに

水質総量規制は、閉鎖性海域の水質汚濁を防止するための制度であり、1978年に導入された。対象となる水域は、東京湾、伊勢湾及び瀬戸内海であり、それらの水域へ汚濁負荷のある集水域を指定地域として、汚濁の原因となる項目に対して、流入の総量を規制しようとするものである。当初、具体的な指定項目として化学的酸素要求量(COD)が定められていたが、水域内部での一次生産を抑制する必要があることから、2004年度を目標年度とする第5次総量規制から、窒素及びリンが指定項目に追加された。

2004年度までの水質汚濁に関する環境基準の達成状況や総量規制の効果、水質汚濁の機構などが議論された結果、2005年5月、「第6次水質総量規制のあり方について」という環境省中央環境審議会の答申がなされた(中央環境審議会、2005)。答申の中では、「東京湾、伊勢湾及び大阪湾においては、環境基準達成率が低く、しかも大規模な貧酸素水塊が発生しているので、さらに水質改善を進める必要があると考えられる」とされた。一方で、「瀬戸内海(大阪湾を除く。)の水質は他の指定水域に比較して良好な状態であり、環境基準をほぼ達成した窒素及びリンに関しては、現在の水質を維持することが適当である」と述べられている。瀬戸

内海では、関係府県が定める指定物質削減方針によって、1980年度から他の水域に先駆けてリンの削減の取り組みが行われてきたが、ここにきて富栄養化対策に一定の区切りがなされたことになる。

汚濁が未だ深刻であるとされた、東京湾、伊勢湾、大阪湾では、湾域毎に再生に関する取り組みが始まっている。まず、東京湾では関連する国や周辺自治体が一体となって「東京湾再生推進会議」が発足し、東京湾再生の目標とそのための施策について、2003年に「東京湾再生のための行動計画」が策定された(東京湾再生推進会議)。再生目標として、「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。」と謳われている。その目標を達成するための施策が議論され、計画期間である2003年度から10年間での目標の評価及び見直しがおこなわれる予定である。

同様な取り組みは、大阪湾でもなされており、大阪湾再生推進会議が、2004年に大阪湾再生の目標を「森・川・海のネットワークを通じて、美しく親しみやすい豊かな『魚庭(なにわ)の海』を回復し、京阪神都市圏として市民が誇りうる『大阪湾』を創出する。」と定めている(国土交通省近畿地方整備局ほか、2005)。伊勢湾、広島湾にも再生のための試みが広がっている。

ここで注目したい点は、様々な関係機関の合意目標である再生の目標に、美しい海という表現とともに、「多くの生物が生息する」(東京湾)、「豊かな『魚庭(なにわ)の海』(大阪湾)という表現が見られることである。伊勢湾や広島湾においても、同様な表現を入れた目標策定に向けての努力が現在なされているようであり、「美しさ」とともに、「豊かさ」が共通目標としての比重を増していると考えられる。

以上のような状況を考慮すれば、人々が求めるこれからの海のあり方の目標像が、「美しい海」あるいは「きれいな海」から、「豊かな海」へと転換しつつある時期にきているといえそうである。目標をかなえるための沿岸域管理についても、単なる COD 目標を柱とした水質管理から、生態系管理へシフトする必要があるのではないだろうか。さらには、水質管理を行うにしても何のための水質管理かが常に問われる時代になったと言えるのではないだろうか。

このような流れを受け、総量規制の意義や今後の規制の在り方について見直しの議論が始まっている。環境省も、第6次総量規制答申後に、有識者による「今後の閉鎖性海域対策を検討する上での論点整理」(今後の閉鎖性海域対策に関する懇談会, 2007)を行い、従来の水質指標の見直しと共に、状態指標として新たに底層の溶存酸素濃度 DO と透明度を追加する方向で議論がなされており、単なる水質から、より直接的に生物の生息状況を反映できる指標へと転換が模索されている。

本稿では、何故このような見直しが必要なのか、またそれに応じて水質改善や生態系の修復に向けた調査及び改善技術は今後どうあるべきか、について私見をまじえてとりまとめたものである。

## 2. 水質基準や総量規制の意義

東京湾に限らず、集水域からの負荷は内湾の水質を規定する大きな要因である。総量規制な

どの対策が始まる以前、流域からの負荷の信頼すべきデータはないが、それを反映している河川水質の記録は残っている。例えば、隅田川は、戦後まもなく「どぶ川」化し、悪臭を放っていたことはよく知られる。隅田川の汚濁は 1940 年でも千住大橋で生物化学的酸素要求量 BOD が 10 mg/L という記録があり (Okada *et al.*, 2000)、戦前にもかなりの汚濁があったことがわかるが、汚濁は戦後の経済成長によって、さらに急速に進行した。例えば、三河島地区では 1950 年度に BOD が約 10 mg/L、以後急速に増加し、最も汚濁が深刻であった 1964 年度では 63 mg/L という非常に高い値であった (Okada *et al.*, 2000)。この間 1961 年には、名物の早稲田慶応レガッタがあまりの水質悪化のために中止されるという事態が起きている。64 年以後は、工場排水の規制や下水道の整備などの対策が進められ、1970 年代後半には、BOD の環境基準 (10 mg/L 以下) がほぼ達成されるようになっている。同様の傾向は、東京湾に注ぐ他の主要河川、すなわち荒川・中川・江戸川・多摩川・鶴見川でもみられる (Okada *et al.*, 2000)。このようなことから、東京湾に流入する汚濁の質としては、BOD や COD などの有機汚濁で見ると、1960 年代から 70 年代初頭が最も悪化していたと思われる。

現行の環境基準の設定は、1967 年に定められた公害対策基本法、1970 年の「水質汚濁防止法」が契機となっており、特に後者によって事業場等からの排水に対して COD を対象項目とした濃度規制が開始された。当時は、過度な有機性排水による公害が大きな社会問題となっており、水質汚濁の程度は極めて著しいものがあつた。

COD を中心とした水質基準の体系もそれなりに生態系への影響を考慮して設定されていたといえる。COD は酸素消費量の単位であるから、例えば 3 mg/L の COD 値を持つ海水はそれだけの量の酸素を消費するポテンシャル



を持つ。夏季の海水の酸素濃度飽和量は約 7 mg/L であるので、酸素で飽和した海水であっても、 $7 - 3 = 4$  mg/L 程度まで酸素濃度が低下する可能性がある。その濃度はほとんどの生物にとっては生存可能な濃度であり、例えば水産用水基準では、夏季に漁場において最低限満たすべき濃度として 4.3 mg/L と定めている。このことから考えると、B 類型の海域での COD 値が 3 mg/L 以下であるのは、この目標海域ではたいていの水生生物の生存を可能とする濃度レベルといえる。さらに DO 濃度が低下して恒常的に 2 mg/L 以下になると、ほとんどの底生生物の生息がおぼつかない事実上酸欠の海域となる。先ほどと同じ換算をすると、対応する COD は 5 mg/L 以上ということになる。東京湾の COD と貧酸素水塊の分布を比べると、夏季に表層の COD が 5 mg/L を超える領域は川崎と木更津を結ぶアクアライン以北の湾奥部、および川崎から横浜沖に至る沿岸部海域に対応しており、これらの海域は、底層 DO 濃度が 2 ないし 3 mg/L 以下となる貧酸素海域にほぼ一致していることは興味深い。

1970 年の「水質汚濁防止法」制定当時以降現在に至るまで、基準設定時点での議論はともかく、ひたすら「水質」基準という目標値の達成に向けて、総量規制などの様々な対策がとられてきた。そうする意義は、もちろんかつては十分にあったといえる。なぜなら、水質改善に

よって生態系の劣化も同時に改善され、生物の生息にも有利になると期待されたからである。すなわち、水質項目改善の方向性と生態系の修復の方向性についての人々の利害やねらいがほぼ一致していたため、水質汚濁指標の削減に向けてともに手を携えて努力をすれば良かったからである。

しかしながら、以下に述べる理由により、現在では水質改善の対策、特に栄養塩負荷の削減と生物資源量の確保・増大と言う目標が乖離し始めてきている時代にある。

### 3. 水質規制の現状の問題点

水質総量規制の効果として、三大湾の水質、特に表層の COD や全窒素・全リンなどは確実に改善傾向にある。図 1 は、総量規制対象となっている各内湾における、5 ヶ年毎に目標が定められてきた総量規制の段階毎に、COD 発生負荷量と平均水質（表層の COD 観測値）の関係を整理したものである（中央環境審議会、2005）。負荷量の減少に応じて、相対的には水質が改善傾向にある。特に負荷量の大きな東京湾や大阪湾での削減効果が著しい。水平的に見ると、同じ東京湾でも汚濁の進んだ湾奥部ほど水質の改善傾向は顕著である。反面、瀬戸内海では図を見る限りほとんど効果が現れていない。近年見られる内湾の水質改善の傾向は、必ずしも生態系劣化の解消にはつながって

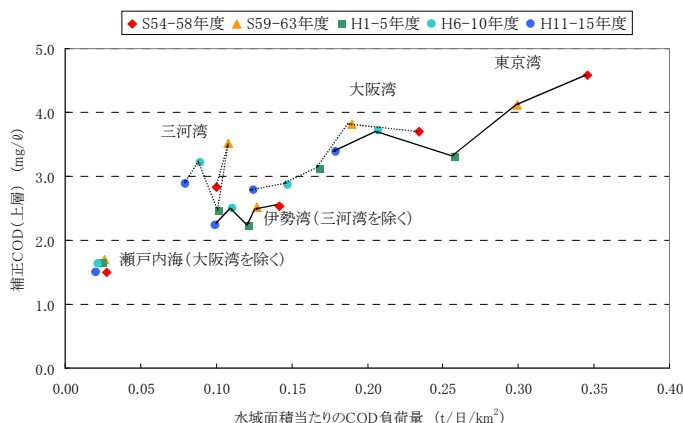


図 1 各内湾における COD 発生負荷量と表層水 COD 観測値の関係の変遷（中央環境審議会、2005）

ないようである。そのためもあって、総量規制の有効性や在り方を巡っては、規制を主に受ける産業界、さらには海域の利用者としての水産関係者からも疑問の声が上がり始めている。かつては、悪化した水質や生態系の改善に向けて、水質基準を達成する方向性が合意されており、その時点では負荷量の削減こそが最重要課題であった。そのことの理由・意義は、上述したように当時は充分にあったが、現在では相対的に意味合いが変化している。さらに、削減単位量あたりに必要なコストも増大しているため、対策のコストパフォーマンスも低下している困難な時代が始まっていると言える。以下、水質項目別に問題点を簡単に述べたい。

まず、CODの変質の問題がある。1970年前後からみれば、東京湾でのCODや全窒素・全リンの濃度レベルはかなり改善しており、また負荷量を容易に削減できる場所は少ない状態にある。同じ負荷量（例えば一日何トンかのCOD）を減らすとしても、それにかかるコストが以前とは比べものにならないくらい高価になっている。また、質的には、例えば規制開始時点でのCOD3 mg/Lと、現在の3 mg/Lでは、生態系に与える影響の意味が違ってきている。陸域からの有機物負荷は、かつてはすぐに酸素を消費する汚濁物質が主体であった。ところが、様々な処理を経て海域に流入する現在では、相対的に難分解性有機物（COD）の寄与率が増加しており、例えば同じCOD値であっても貧酸素化にはつながりにくい。

標準的に使われているCODは過マンガン酸カリウムによる酸素消費量であり、有機物の分解性が中途半端であることなどから、精密な物質収支（炭素や酸素収支）の議論には不向きであり、研究者の間ではどちらかと言えば評判が悪い指標である（上述した貧酸素化との関連はあくまで概念的なものである）。特に、経年的に海水中の有機物の質が変化しているとすれば、COD値にも影響を与えているはずであり、

長い年月にわたるCOD値の経年変化や、基準達成率の変化を議論する際には注意が必要である。

次に、栄養塩（窒素、リン）の沿岸生態系での重要性の問題がある。生物生存のためには窒素やリンは必須な元素であり、人為的に合成された有害化学物質の取扱いとは異なることに注意が必要である。すなわち、海域への適度な流入は生物生産のためには有効であるが、過度な流入負荷はむしろマイナスとなる（同じことは有機物でも言え、適度であればむしろ生物生産には有効である）。

水質基準が設定された当時は、まさに海域へ過度な有機物や栄養塩類の負荷があり、赤潮の頻発に見られるような表層での極端な内部生産（CODの海域での増加）の増大や、底層での大きな酸素消費と貧酸素化・無酸素化につながっていた。つまり、人にたとえれば、特に栄養塩についてはいわばダイエットが必要な状態にあったといえる。しかしながら、これからもダイエットを継続する必要があるのだろうか。

特に水産をめぐる栄養塩管理の要請については、厳しい声が上がっている。沿岸の水産については、特に戦後の沿岸部の開発によって次第に漁労海域が狭められ、漁獲対象種も変化してきたといえる。例えば、全体傾向としてのりの養殖へのシフトが見られるが、これは高い栄養塩負荷を前提として沿岸漁業が適応してきた結果とも言える。しかしながら、近年、栄養塩負荷が削減され、海域での栄養塩濃度が低下傾向になると、のりの養殖に必要な栄養レベルが限界に近づき、気象条件等によっては植物プランクトンと競合して不足してしまうという現象も顕在化しはじめている。今後は、ふさわしい沿岸漁業とは何かを問いながら、陸域からの栄養塩負荷が生物生産にうまくつながる様な工夫をする、栄養塩管理を行うべき時代に入っているといえる。

このように、栄養塩類は生物生産には必要である。これからは、栄養塩の一方的な削減ではなく、生物生産への持続可能な利用に向けた管理が必要な時代である。例えば、海域で窒素やリンの削減のみを一方的に行うための技術ではなく、それが必要としても何のための技術か、それが生物生産にどのように役立てられるかが常に問われる時代になりつつある。

#### 4. 水質や生態系の改善を妨げるいくつかの理由

かつての海域での水質や生態系劣化が、陸域からの様々な負荷の増大によるものであるとすれば、負荷を削減すれば以前のような水質や生態系が回復すると楽観できるであろうか。

まず、全ての水質項目が改善傾向にあるわけではないことに注意が必要である。沿岸海域の水質、特に表層水の COD や全窒素・全リンは次第に改善傾向にあるが、東京湾を例にとると、生物生息に強く影響する貧酸素水塊(夏季の底層 DO 濃度が低い海域)の規模や発達時期などは、あまり改善が見られていない。底質の有機汚濁の傾向もほぼ同様である。今後採用すべき水質基準項目として、底生生物の生息に直接影響を与える底層 DO が有力な候補になっているのも、このような背景がある。貧酸素水塊の発達の程度や底質の傾向が、最近の表層水質の改善傾向に一致しない点については、今のところ現象を合理的に説明できておらず、パラドックスとなっている。

生態系の劣化については、少なくとも東京湾で顕著な改善傾向は見られていない。その最大の理由としてあげられているのは、埋め立て等による沿岸地形や海底地形の改変に伴って、生物生息場(底生生態系)が喪失したことである。すなわち、最近では水質は各種の規制の効果を反映して改善傾向にあるが、かつて広がっていた干潟や浅場など、生物(特に底生系)の生息場は単調に減少してしまっている。埋め立

て等による干潟・藻場や浅場の喪失とともに、埋立用材として海底の土砂が採取された結果、海域に海底窪地が残存していることや、航路・泊地の建設による海底地形の改変、などの影響も懸念される。さらに、沿岸地形を保全してきた陸からの土砂供給も減少している可能性がある。

このように、生態系の回復が進まない主要な理由は、海岸線の周辺や海底において、大規模で人為的な地形の変化が生じていること、すなわち浄化作用や円滑な物質循環作用の面で効果があったと推定される干潟・浅場や藻場の多くが喪失し、また海底には大小の掘削跡地や窪地が存在していることである。こちらの地形的な要因は、放置していてもかつての状態には決して戻らない。前述のダイエットの例えでいえば、現在では、ダイエットが進んだはずであるが体調の回復には必ずしもつながっていない。なぜならば、むしろ体の代謝機能に対応する、海域内部での栄養塩の物質循環機能が損なわれている状態にあり、特にそれを担う浅場での底生系の回復が必要な状態であると考えられる。

さらに、生態系の応答には時間がかかること、しかも集水域からの負荷量が増加し富栄養化が進行する時期の水質や生態系の応答と、逆に負荷を削減して行く段階での応答とは、同一の曲線をたどらずにヒステリシスを描いて変化することも、特に今後対策効果の予測を行う際には重要な視点となる(Scheffer *et al.*, 2001)。

#### 5. 今後の沿岸海域の改善目標：豊かさにつながる目標設定へ

以上のように考えれば、まずはそれぞれの内湾毎に、総量規制の目標をある段階に定め、その目標に近づける努力をする段階が必要であり、次の段階として、干潟・浅場や藻場をできるだけ再生あるいは復活させるとともに、海底の地形については可能なところから原地形に

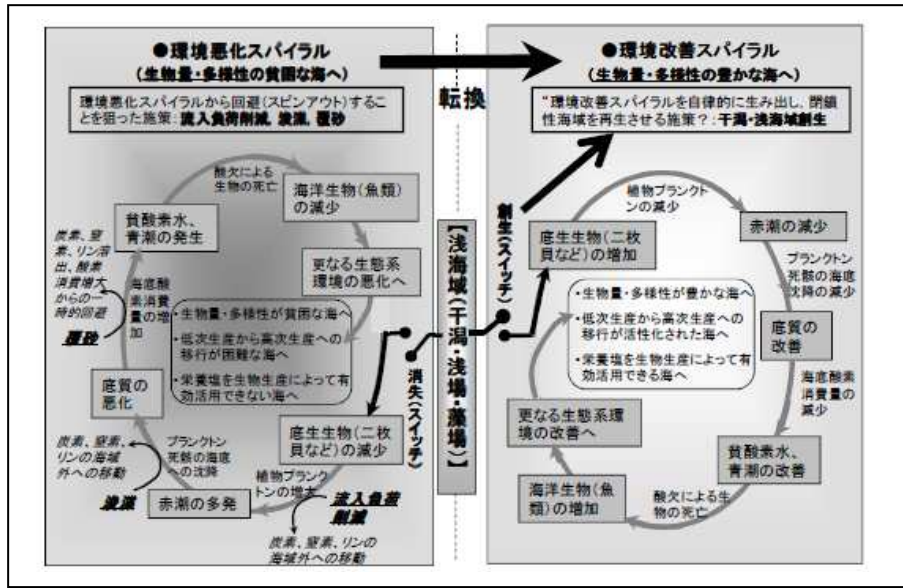


図2 干潟・浅海域の修復が「豊かな海」再生へと繋がる“環境改善スパイラル”と、干潟・浅海域の消失による“環境悪化スパイラル”の例 (相馬ほか, 2008)

復元させることが必要になるであろう。歴史的に見て、負荷量削減の役割は次第に終わりつつあり、後者、すなわち生物生息場につながる海域の修復の重要性が増しているといえる。

このような議論に根拠を持たせるため、著者らが行ってきた生態系モデルによる解析の結果を紹介したい(相馬ほか, 2008; Sohma *et al.*, 2008)。

図2右図は、干潟・浅海域の修復が貧酸素化や赤潮の軽減の過程を介して「豊かな海」再生へと繋がる一連の生態系連鎖“環境改善スパイラル”の一例を示している。一方、干潟・浅海域の消失はこの逆向きのスパイラル“環境悪化スパイラル”を駆動している可能性がある(図2左図)。これらを踏まえ、我々は、これら一連の生態系連鎖とその行方を評価できるよう、干潟・浅海域生態系—湾中央域生態系及び底生生態系—浮遊生態系の時空間的連鎖と各生態系内部の生物代謝を機構的(メカニクスの)に表現した、「内湾複合生態系モデル」を開発した(相馬ほか, 2008; Sohma *et al.*, 2008)。

「豊かな海」では、低次から魚類など高次の

生物にも栄養が行き渡るような物質循環の健全さが備わっていると考えられる。様々な環境施策に対してこのような物質循環の健全性が得られるかどうかを評価するために、生物生息や生産を妨げている指標として貧酸素水塊の体積を、さらに生物生産を代表する指標として「準高次生産」及び低次生産を考え、生態系の応答を整理することにした。なお、本モデルでは高次生産を示す魚類をモデル化していない

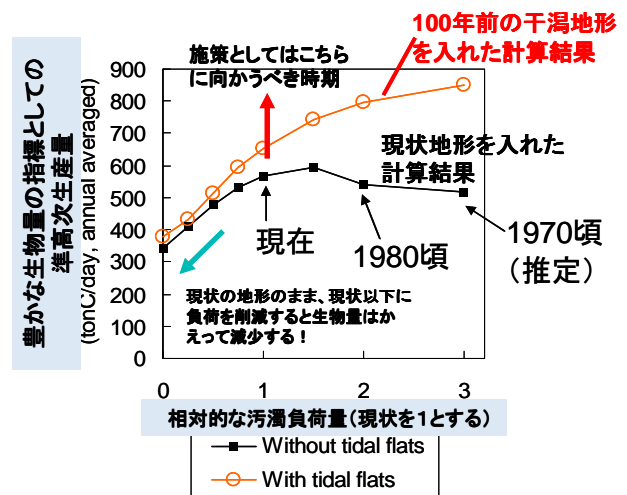


図3 複合生態系モデルによる東京湾の負荷量と生物生産量の関係 (Sohma *et al.*, 2008 を改変)

ので、「準高次生産」を底生生物の摂餌フラックスの総和と定義し、高次生産を補う指標と考えた。低次生産は植物・動物プランクトンの増殖フラックスの総和で定義した。また、貧酸素水塊体積については DO 濃度が  $2 \text{ mgO}_2 / \text{l}$  以下となる水塊の体積とした。この上で、干潟・浅海域の効果を外部からの負荷量削減効果と比較するために、東京湾における干潟の埋め立てが殆ど行われていない状態（干潟・浅海域復元システム）と、現況地形での場合（現況地形システム）それぞれについて、流入負荷を様々に変化させた場合の生態系の応答を比較した。解析の結果、貧酸素水塊の体積で比較すると、（現況の負荷量の下での）干潟・浅海域復元ケースは、（現況地形システムでの）負荷量を半減させた場合とほぼ同等の改善効果を持つことが確認された。貧酸素水塊の発達は水質劣化のよい指標と考えられることから、二つの解析ケースが代表している施策（干潟・浅場造成と負荷量削減）は共に水質改善に有効であると考えられる。しかしながら、準高次生産で比較すると両者の持つ効果はかなり異なることが明らかになった。すなわち、干潟・浅海域復元システムでは、準高次生産量は、現在の負荷量の 2 倍まで、負荷の増加に応じて増加した。一方、現況地形システムでは流入負荷に対する応答は緩慢であり、負荷量が現状の 1.5 倍になるまで「準高次生産」量が緩やかに増加したが、負荷が現状の 1.5 倍より大きくなると減少に転じた。低次生産については、干潟・浅海域復元システム、現況地形システムともに流入負荷の増加とともに生産量が増加し、同じ負荷量での両システムの差も顕著ではなかった（図 3 参照）。

このことは、湾域全体での物質循環や豊かさを実現するためには干潟・浅海域の底生系の役割が極めて重要である事を示唆している。また、干潟・浅海域が損なわれた系では、負荷量がある臨界値を超えて増大する範囲では、負荷量の

増加は低次生産には直結するものの、貧酸素水塊の拡大等を介して高次の生物生産につながらないこと、逆に言えば、極めて負荷が大きな（負荷量の臨界値を超過していた）時代には、負荷量の削減が高次生産の回復につながりうることを示す。しかしながら、モデル解析によれば、現状の負荷量はその様な臨界の負荷量以下であることから、今後さらに負荷量を削減すると、水質改善による高次生産の増加効果よりも、系全体の栄養不足による高次生産の減少効果の方が大きく、生物生産の減少につながることを示している。

以上のモデル解析の結果は、東京湾において生物生産の「豊かな海」を再現するためには干潟・浅海域を修復することが不可欠であり、単に負荷量の削減を継続しても課題の解決にはなりにくいことを示している。

## 6. 今後の対策技術メニューの在り方

以上述べてきたように、今後の内湾での水質や生態系回復に向けた対策メニューの在り方としては、生物生息にどれだけ役立つか、生態系の回復にどう寄与するのか、と言う視点や評価が必要である。そのために、生物生息場としての面積拡大、あるいは生物生息に直接影響する酸素環境や光環境を改善する技術が体系化される必要がある。

豊かな海を実現するために必要な技術とは何かについて、浚渫と覆砂を例に具体的に整理してみたい。浚渫と覆砂は、いずれも、富栄養化対策（底質汚濁対策）のメニューとして候補に挙げられ、また実地にも適用されてきた対策であるが、その効果は短期的で持続しない、などの批判も一方で受けてきた。しかしながら、豊かさの実現に向けた効果を考えると、両者の意義はかなり異なると思われる。

覆砂は（ほとんどの）生物生息に有利な砂質土を用いることから、直接に生物生息場作りに寄与している。一方で、浚渫は汚濁物質の除去

に主眼がおかれており、水質や底質改善の（短期的な）目標達成のための施策である。浚渫によって粘土地盤がむき出しの状態となる現場もあり、内部負荷削減や底泥による酸素消費削減対策としてはそれなりに意味があっても、生物生息場の拡大にはつながらないことが多い。底生生物の増加が見られないとすると、生物作用による浄化作用があまり期待できないため、富栄養化した海域での効果（酸素消費速度の低減、栄養塩類や COD 溶出速度の低減）の持続性も覆砂に劣るとみてよい。対策コストが高価であることを加味すれば、富栄養化対策としての浚渫は原則として停止するべき時期にある。

一方で覆砂の効果を見てみると、海域での実証試験でも、覆砂域では10年以上の長期にわたって効果が持続している例が多数報告されている（堀江ほか, 1996; 福岡市港湾局, 2004）。特に生物生息場作りには有効であり、今後も必要な対策メニューとして残すべきである。モデル解析の結果から、岸辺から比較的浅い部分までの海底地形の復元と、それをベースにした底生系と水中の系（浮遊系）の相互作用の復活がどれくらいできるかが、生態系復活の鍵になると考えられる。そのため、覆砂対策を施す海域としては、貧酸素の影響が少なく、かつ光の透過も期待できる浅い沿岸部での覆砂を優先すべきである。これらの努力は相互補完的に機能し合い、生態系回復のヒステリシスの幅を狭め、応答時間を速やかにすることにも寄与すると期待できる。

覆砂では、干潟等の生物生息場作りと共に、場の造成に必要な砂質またはそれに替わる代替材料の確保が重要である。将来的には陸からの無理のない土砂供給を促す仕組みが必要となる。但し、このような流域土砂総合管理に基づく土砂の十分な供給の回復には時間がかかるものと思われる。さしあたって、短期的には、浚渫土砂やリサイクル材料等、砂の代替材料の開発が重要である。これらの候補となる材料の

安全性を確認しつつ、海域に利用する技術開発が望まれる。

## 7. 今後の指標や評価の在り方

従来までは、水質基準の達成こそが内湾環境管理の目標であり、干潟の造成などもそのための対策メニューの一つとして位置づけられ、干潟の COD や窒素・リン浄化力を原単位で表現する工夫などもなされてきた。確かに干潟や浅場は生物活動を通じた浄化力に優れ、その寄与は大きいと考えられる。しかしながら、生物生息場の確保や造成が効果を挙げるためには一定の栄養の供給が前提であり、従来のやり方はいささか主客転倒した議論をしてきた様に思われる。今後の内湾環境管理の目標像としては、多様で豊かな生物生産をあげるべきであり、そのための手段として干潟・浅場の修復を位置づけること、さらにはそれを通じた底生系の回復と浮遊系との物質循環の円滑さの復活を図ることは、本来の干潟・浅場の生物生息場としての中心的な機能に主眼を置くものであり、より合理的であるといえる。

今後、これらの岸辺に近い部分の対策努力が報われるような指標化も必要となる。例えば、湾域全体での施策効果を表す指標として例えば貧酸素水塊の面積や体積を選んだ場合には、広範な、湾中央部の貧酸素化した海域が対象となるために、環境施策の効果が過小に評価される恐れがある。貧酸素水塊の形成がその時々々の気象や海象の影響に敏感であり、効果が抽出されにくいと言う問題もある。生物生産としては、沖合よりもむしろ浅い海域での酸素環境の変化の方が重要であるため、そのような浅海域での酸素環境改善効果を検討する方がより直接的であり、合理的であるといえる。

生物生息の程度を間接的に表現する指標として、まず生物生息が可能な場所としての浅場の面積が考えられる。定量的な議論が可能なように浅場を定義する一つの方法としては、例え

ば光環境の尺度としての透明度を利用することが考えられる。透明度の約2倍の水深までの浅海域は光合成による生産が呼吸による消費を上回る水深とされており、その様な「浅場」は高次の生物活動を保証する好適な酸素環境が維持できる尺度である。このように浅場を定義すれば、干潟・浅場の造成による直接的な浅場の増加や、様々な環境施策の効果を、透明度の増加を通じた浅場の増加効果として表現することが可能となる。現在、水質管理上有用な水質項目として、底層 DO と並んで透明度が検討されているが、以上のような尺度を用いれば、測定された透明度の有効活用にもつながる。

本稿では、以上のように、沿岸海域の再生の目標像やそのための指標について焦点を絞って記述した。そのため、より具体的な個々の対策要素技術については述べることは出来なかった。要素技術に関心のある方は関連の文献を参照頂きたい(中村, 2006)。なお、本稿は著者の過去の著作(中村, 2009)をもとに、修正を加えたものであることとお断りしておく。

#### 参考文献

中央環境審議会, 2005: 第6次水質総量規制の在り方について(答申)。  
福岡市港湾局, 2004: エコパークゾーン香椎地区(御島)シーブルー事業効果把握調査報告書。  
堀江毅・井上聡史・村上和男・細川恭史, 1996: 三河湾での覆砂による底質浄化の環境に及ぼす効果の現地実験, 土木学会論文集, No.533/II-34, pp.225-235。  
国土交通省近畿地方整備局ほか, 2005: 平成

16年度大阪湾の環境改善方策(海域)検討会報告書, .

今後の閉鎖性海域対策に関する懇談会, 2007: 今後の閉鎖性海域対策を検討する上での論点整理。

中村由行, 2006: 沿岸海域の環境修復の成果と課題, 安全工学, Vol.45, pp.432-438.

中村由行, 2009: 海の再生の目標像と目標達成のための技術, 海洋調査協会報, 97号, pp.8-15.

Okada, M. and Peterson, S. A., Water, 2000: pollution control policy and management: the Japanese experience, Gyosei.Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., and Walker, B., 2001: Catastrophic shifts in ecosystems, Nature, Vol.413, 591-596.

相馬明郎・関口泰之・桑江朝比呂・中村由行, 2008: 東京湾の底生系における酸素消費メカニズムー内湾複合生態系モデルの解析ー, 海岸工学論文集, Vol.55, pp.1206-1212.

Sohma, A., Sekiguchi, Y., Kuwae, T., and Nakamura, Y., 2008: A benthic-pelagic coupled ecosystem model to estimate the hypoxic estuary including tidal flats -Model description and validation of seasonal/daily dynamics, Ecological Modelling, Vol.215, pp.10-39.

東京湾再生推進会議事務局ホームページ, [http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/SAISEI/council/council\\_index.htm](http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/SAISEI/council/council_index.htm).





## 東京湾の底泥の平面分布等について Spatial Distribution of Sediment in Tokyo Bay

岡田知也

Tomonari OKADA

国土交通省 国土技術政策総合研究所 沿岸海洋・防災研究部 海洋環境研究室

〒 239-0826 神奈川県横須賀市長瀬 3-1-1

E-mail: okada-t92y2@ysk.nilim.go.jp

Marine Environment Division, Coastal, Marine and Disaster Prevention Department, National Institute for Land and Infrastructure Management, 3-1-1 Nagase, Yokosuka, 239-0826 Japan

### 1. はじめに

紹介したい画像は、1970年の千葉県浦安市沿岸におけるハゼ釣りの様子である(図1)。ここでは、多くの人々がハゼ釣りを楽しんでいる。護岸には隙間が無い程、人が並んでおり、護岸下の干出した所に降りて釣っている人もいる。また、たくさんの釣り人を乗せた釣り船が、数多く出ている。これだけ釣り人がいるということは、きっと多くのハゼがいたに違いない。しかし、水は綺麗には見えない。干出部にはゴミが溜まっている。この時期はまだ総量規制が導入される前であり、流入負荷量はピークに近い(図2)。でも、ハゼはいた。なぜ?

画像を見ると自然なようで、今の東京湾沿岸では不自然な光景がある。それは、人が護岸下の干出部に立っていることである。今だったら、きっと足がもぐるに違いない。なぜなら、底泥がヘドロだからである。すると、「この当時の底泥は、ヘドロではなかったのではないか?」と推測できる。

図2に示した流入負荷等の情報に基づくと、1940年頃は流入負荷が底泥に蓄積することが無い程度の適度な流入負荷であり、水質も底質も健全で、多種の生物が適度に生息していたと推測している(図3)。1970年頃は、多量の流入負荷により、海域はあたかも養殖場のようななっ



図1 1970年の千葉県浦安市沿岸のハゼ釣りの様子。(NHK, クリエイティブ・ライブラリー; [http://www.nhk.or.jp/creative/material/a2/D0002080093\\_00000.html](http://www.nhk.or.jp/creative/material/a2/D0002080093_00000.html)).

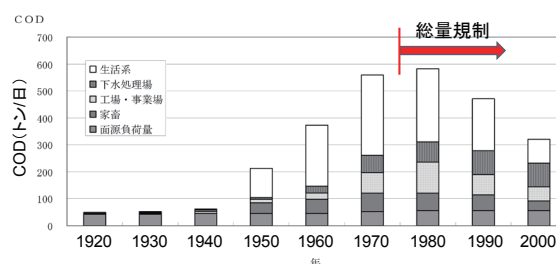


図2 東京湾に流入する負荷量の変遷

たいたのではと推測している。水質は富栄養状態、底泥は健全な状態である。このような状態では、この富栄養状態の水質に耐えられる少ない種が大量に生息すると考えられる。画像でみたハゼ釣りの様子は、まさにこの状態だと考えられる。

しかし、このような状態は、持続性はない。底泥はやがて悪化し、生物生息場としての状況

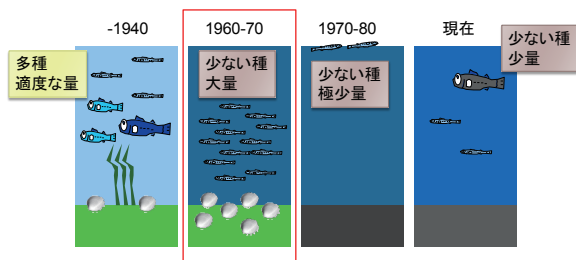


図3 流入負荷の変化に伴う生息環境の変化のイメージ

は劣化し、大量に生息していた生物の量は減少すると考えられる。現在は、総量規制等の様々な環境改善の効果によって、水質は徐々に改善されてきた。流入負荷量は1960年代レベルになっているが、水質は1960年代レベルには達していない。また、生物の状況は回復していない。これは、おそらく底質がまだ回復していないからと考えられる。

底泥には有機物や栄養塩が蓄積する。この効果のために、栄養塩の増加による水質悪化の勾配と、栄養塩の規制による水質改善の勾配は異なると考えられている。磯部らは、このことを負荷量と水質悪化の関係におけるヒステリス(履歴現象)と呼んでいる(図4)。この勾配の違いによる差が、我々の感覚的なギャップに相当する。そのギャップとは「流入負荷削減はしている。

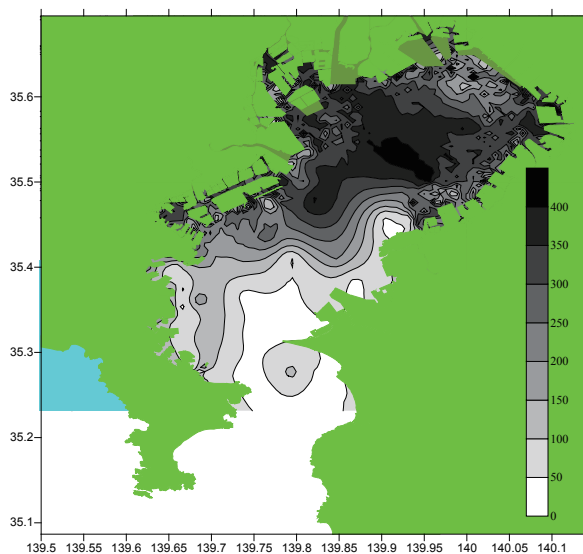


図5 音響識別装置および採泥データを用いて作成した含水比の分布

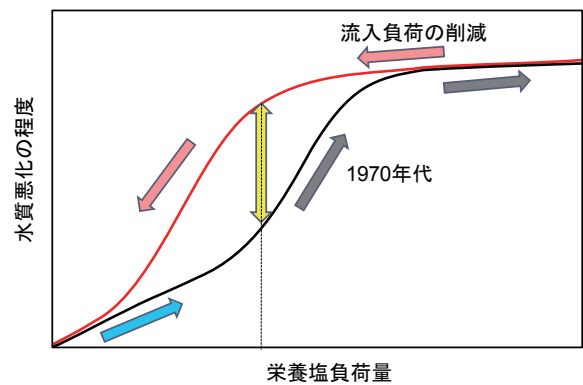


図4 負荷量と水質悪化の関係における履歴現象

自然再生事業は色々している。しかし赤潮、青潮は一向に改善しない。事業の効果は本当にあるのか？」である。

## 2. 東京湾の底質分布

東京湾にはそのような底泥がどのくらい存在するのだろうか？音響底質識別装置と採泥データを用いて作成した東京湾内の含水比の分布を図5に示す(岡田, 古川, 2005)。また、音響底質識別装置の調査軌跡と採泥地点(268地点)の位置を図6(a), (b)にそれぞれ示す。

CODと含水比の関係では(図7(b)), 含水比が250以上の底泥はCODが30 mg/gであり、過栄養域となる。この含水比が250以上の底泥の東京湾内での領域は、湾奥の大部分である。水深が10 m以浅の沿岸域では含水比が250よりも小さい領域があるが、水深が10 mよりも深いような領域は250以上である。

図5のその他の関係で示されるように、含水

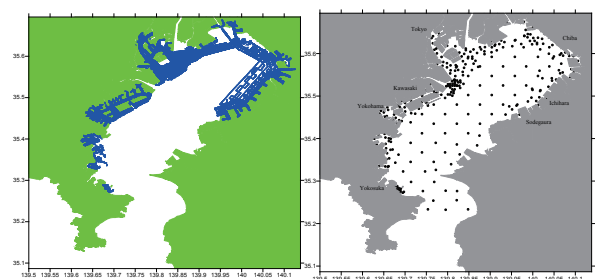


図6 (a) 音響識別装置の調査軌跡, (b) 採泥地点

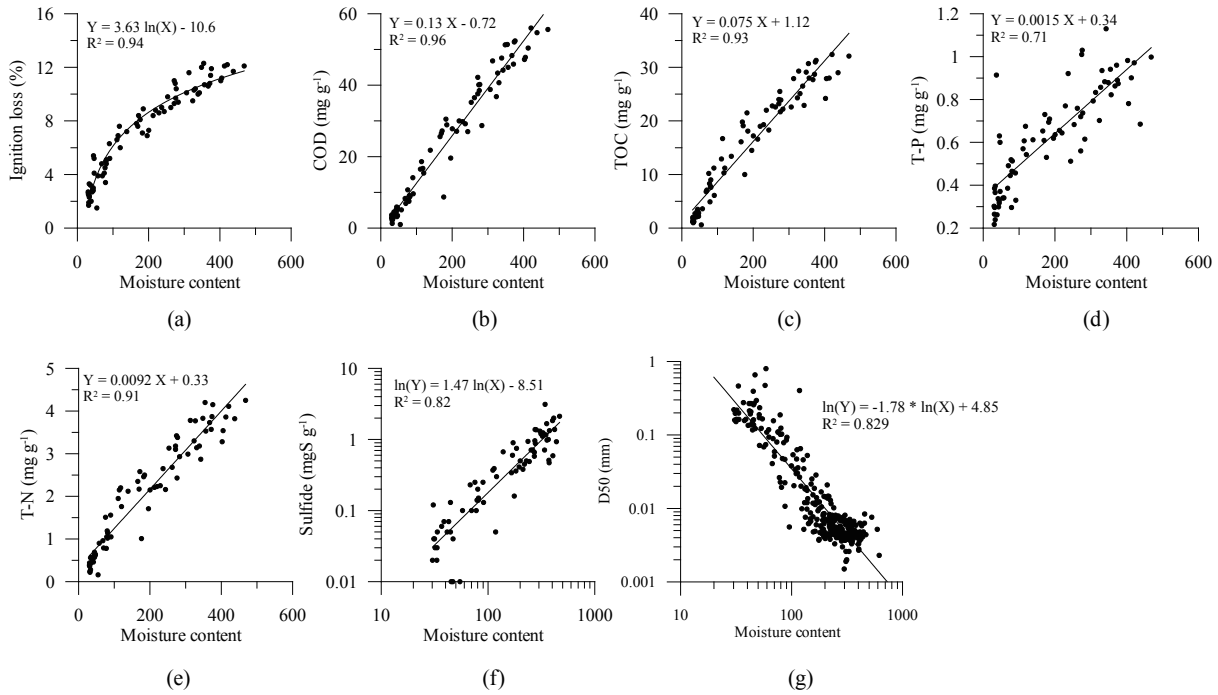


図7 含水比と各底質指標の関係 (a) 強熱減量 (%), (b) COD (mg/g), (c) TOC (mg/g), (d) T-P (mg/g), (e) T-N (mg/g), (f) 硫化物 (mgS/g), (g) 中央粒径 (mm)

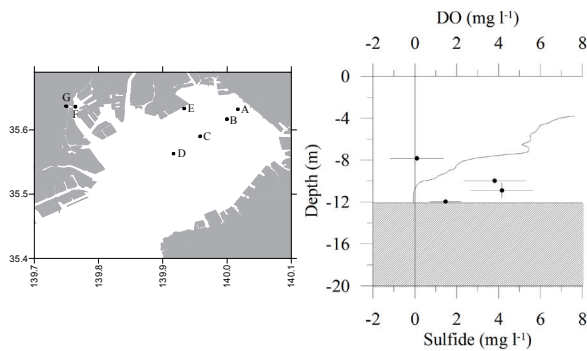


図8 Stn.Cにおける硫化物濃度 (2010年8月17日)

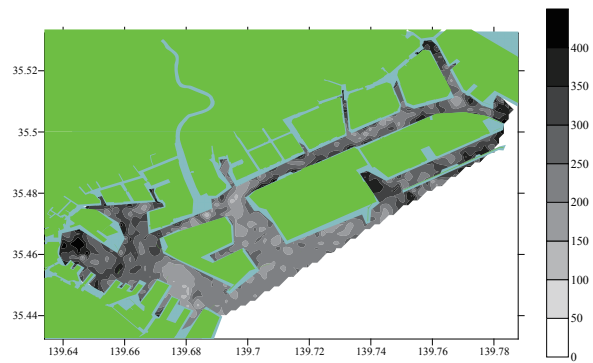


図9 京浜運河内の含水比の分布

比は他の底質指標（強熱減量, TOC, TP, TN, 硫化物, 中央粒径）とも関係が強い。これらの関係から、次のようなことが言える。富栄養化が進行した底泥は、ドロドロして、有機物量が高く、栄養塩が多い。富栄養化が進行していない底泥は、ザラザラしていて、有機物量が少なく、栄養塩が少ない。

また、この含水比が高い底泥の分布と貧酸素水塊の分布は比較的良く一致する。さらに、この貧酸素水塊の発生域では、DO濃度が0の状態、無酸素状態にしばしばなり、青潮の要因となる硫化物が溶出する。近年の観測機器の発達により、海水中の硫化物濃度を直接測定することが

可能になった。底泥直上に無酸素層が2 m程度形成されると、硫化物濃度が2-4 mg/l（浚渫窪地内濃度の1/10）の層が2 m程度形成されることが観測されている（図8）（岡田ら, 2011）。

一方で、水深が10 m程度の沿岸に近い水域の底泥を詳細に見てみると、全域が含水比が250以上のヘドロではない（図9）。含水比が100-200程度の砂混じりのシルトで、生物生息場となる場所が点在することが判る。

### 3. 環境を改善するにあたっての考え方

このような底泥分布の状況に対して、環境を向



写真1 運河内の砂溜まり

上させるためには何をすれば良いだろうか？湾内のヘドロに対して、もし全域を1, 2年で覆砂することが可能ならば、非常に大きな効果を短期的に得ることが可能であろう。しかし、覆砂材料やコストの面から実現が困難な考えである。湾広域の底質の改善には、10年-50年の長期的かつ地道な対策が必要だと考える。

しかし、だからと言って、長期的な対策だけでは、成果が目に見えず、環境に関する関心が薄らいでしまう。現状の条件において、短期的な効果が得られるような対策も必要である。そこで提案するのが、次の2つの考え方、「港湾域・運河域の砂溜まりおよび浅場の積極的活用」と「底泥の時間的なゾーニング」である。

### 3.1 運河内の砂溜まり・浅場

運河内の砂溜まりとは、写真1に示すように護岸沿いに溜まった砂のことである。この砂溜まりが生物生息場として機能しているかを確認する目的で、京浜運河内の砂溜まりの生物に関する簡易調査を実施したところ、アサリが20-30個/(22 cm × 22 cm)の地点が幾つかあった(佐藤ら, 2006)。

また、運河内のDO濃度の分布は、表層3m付近まで、貧酸素水塊となっていることが多い(図10)(岡田ら, 2010)。この要因は、運河内には、河川や下水からの淡水流入が多いため、表層3m付近に強い塩分成層ができるためである。この

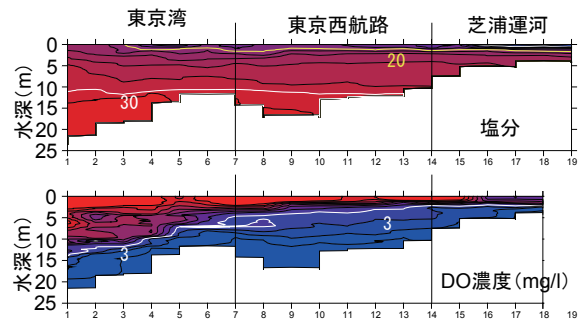
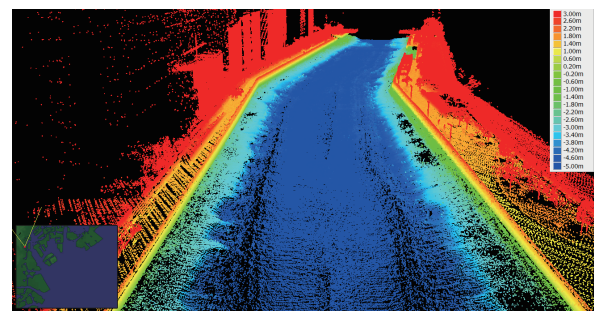
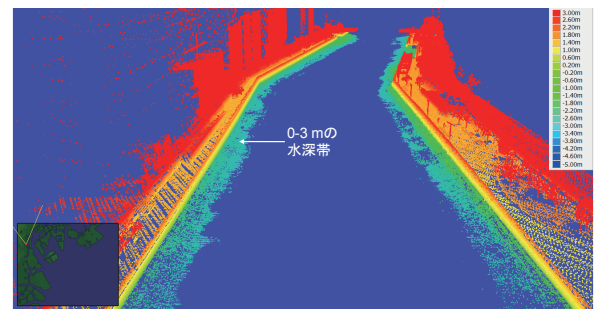


図10 東京港および芝浦運河内の塩分およびDO濃度の断面分布



(a)



(b)

図11 詳細地形調査の結果。(a) 水深コンター図, (b) 0-3 mに色付けた図。

ことから、運河内の生物生息に適した環境は水深3mよりも浅いところであると考えられる。

この砂溜まりのような場所や水深3mよりも浅い場所は、運河内にどの程度存在するのだろうか？それを調べるために、レーザ測量機と音響測深機を用いて、潮間帯を含んだ運河内の地形測量を東京港内で実施した(岡田, 古川, 2011)。

計算対象範囲において、0-3mの水深帯は16%だった(図11)。この16%の浅場をどのように使うかが、今後我々が知恵を絞らなければならないポイントになってくると考える。

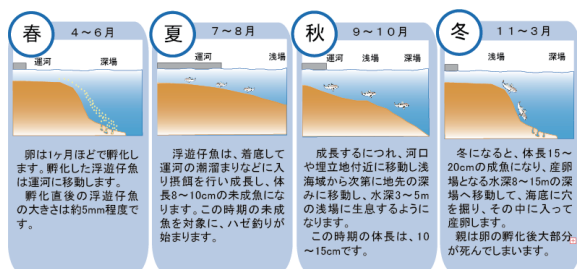


図 12 マハゼの生活史

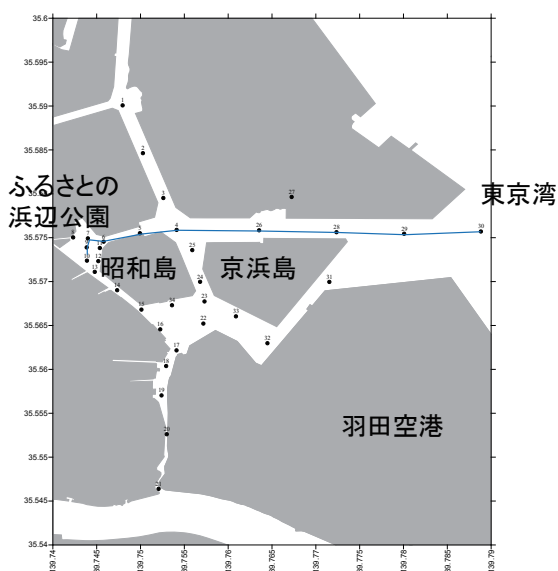


図 13 ふるさと浜辺公園から東京港にかけての DO 濃度の調査ライン

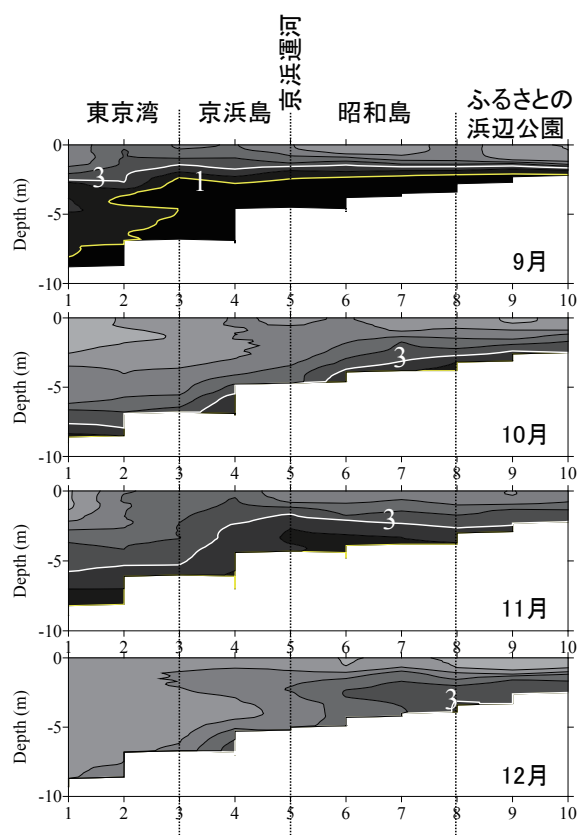


図 14 ふるさと浜辺公園から東京港にかけての DO 濃度の断面分布

### 3.2 底泥の時間的なゾーニング

底泥の時間的なゾーニング（時間をゾーニングとは変な言葉であるが）には、生物の生活史の理解が重要となる。例えば、1年魚のマハゼは春に孵化し、夏に浅場で稚子魚時代を過ごし、秋に成長して水深 3 - 5 m の水域に移動して、冬に産卵場の水深 10 m 程度の水域に移動する（図 12）。

ふるさとの浜辺公園から東京港に掛けて（図 13）の DO 濃度の断面分布の 9 月から 12 月の変化を図 14 に示す（岡田, 2011）。9 月には 1 mg/l 以下の無酸素に近い貧酸素水塊がふるさとの浜辺公園から東京港まで分布していた。10 月および 11 月には、無酸素水塊ではないが、3 mg/l 以下の貧酸素水塊がふるさとの浜辺公園から東京港まで分布していた。12 月になる貧酸素水塊は

極一部となった。

この貧酸素水塊の変動と、マハゼの生活史を並べてみると、マハゼが産卵場に向けて移動する 11 月以降の貧酸素水塊はせめて解消したい。しかし、逆の考えでは、9 月、10 月の貧酸素は許容できることとなる。

これから、底質環境改善の目標を、貧酸素水塊が 1 年中発生しないようなレベルとせず、11 月以降に貧酸素水塊が発生しないようなレベルとするという設定の仕方もあると考える。貧酸素水塊が 1 年中発生しないレベルの改善は、達成が非常に困難であるが、貧酸素水塊が 11 月以降に発生しないレベルだったらより現実的になる。このような時間的なゾーニングの考え方により、環境改善事業の実現性のハードルは下がると考えている。

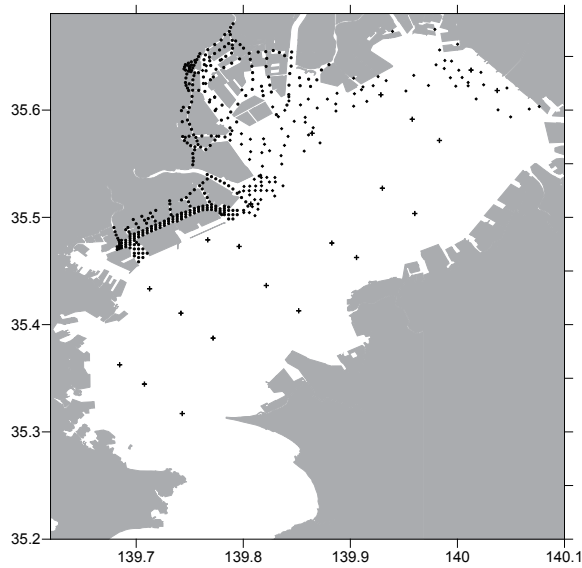


図 15 採泥地点

## 4. 底泥分布図の作図について

### 4.1 粒度分布を用いた底泥分布図

音響装置を用いると、図 5 および図 9 で示したように空間解像度が高い分布を作成すること

ができる。短所は、出力値が分析値ではなく推定値であることである。それに対して、近年、底泥の粒度分布がレーザ回折 / 散乱式粒度分布測定装置を用いることによって、多くのサンプルを短時間で分析することが可能になった（約 10 分 / 検体）（岡田ら, 2009a, 岡田ら, 2009b）。また、試料の量も、小さじ 1 杯で十分であり、採泥労力も非常に小さい。その結果、多地点の採泥が可能になり、比較的的空間解像度が高いデータが取得できるようになった。この値は物性値（分析値）であり、音響測深機のデータと較べて優位点がある。

東京湾において、図 15 に示す 449 地点で採泥を実施した（岡田, 2013）。東京湾沿岸で 112 地点、東京港で 151 地点、川崎周辺で 164 地点、湾内で 21 地点である。

多数の粒度分布データはエントロピー法を用いてグループ化した。この手法は、粒度分布の分布形状をエントロピー量を用いて解析し、多

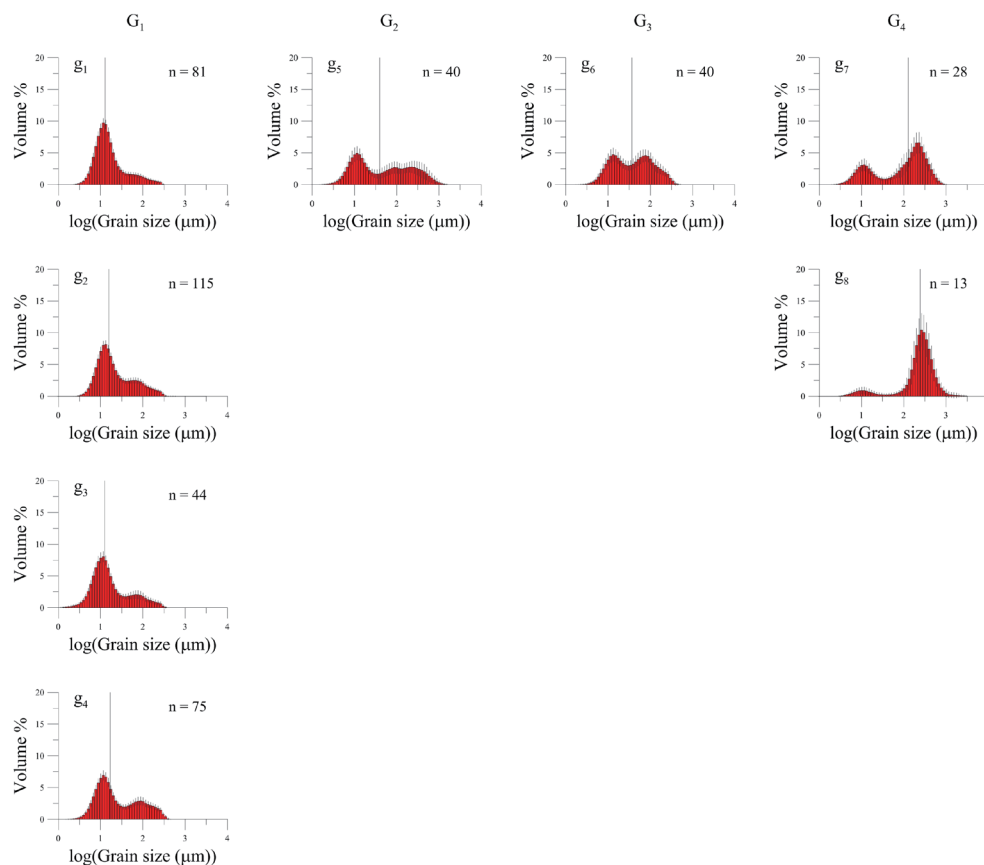


図 16 グループ化された粒度分布.  $g$  はエントロピー法でグループ化されたグループの区分であり,  $G$  はそれらをまとめたグループの区分を示す. 縦線は中央粒径,  $n$  はグループ内のデータ数, 各バーの縦線は土標準偏差を示す.

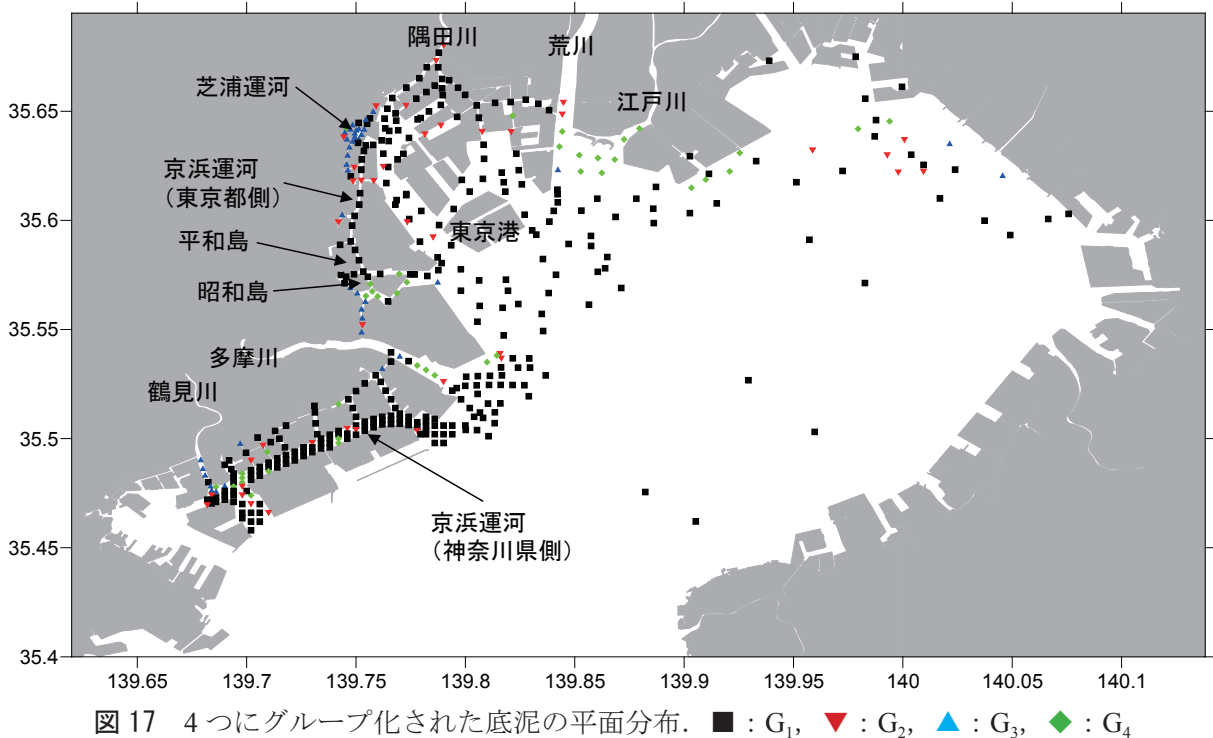


図 17 4 つにグループ化された底泥の平面分布. ■ :  $G_1$ , ▼ :  $G_2$ , ▲ :  $G_3$ , ◆ :  $G_4$

数の粒度分布を最適なグループに分割する手法である。グループ化において粒度分布の全体形状を直接使うため、統計値を使った解析と較べて粒度分布が持つ情報量の損失が小さい利点がある。

449 地点のデータを、エントロピー法を用いて 4 つのグループに分けた。これら 4 つのグループの分布を図 17 に示す。

$G_1$  は港や運河から湾中央部まで広範囲に分布していた。この  $G_1$  のグループが東京湾において最も卓越した粒度分布のグループだった。

$G_2$  および  $G_3$  は、運河および河口に点在していた。特に  $G_3$  は芝浦運河周辺および鶴見川河口付近に集中していた。 $G_4$  も運河および河口等に点在していた。荒川河口、江戸川河口、昭和島周辺に集中していた。

#### 4.2 化学組成を用いた底泥分布図

このように底泥の分布が判ると、その由来が知りたくなる。そこで、化学組成を用いた底泥の由来の推定を試みた。

化学組成分析には、波長分散型蛍光 X 線装置 (Supermini, Rigaku 製) を用いた。本装置は、軽

元素 (F) から重元素 (U) まで測定可能である。分析は  $63 \mu\text{m}$  以下のシルト分と  $63 \mu\text{m}$  以上の砂分に対して行った。化学組成のグループ化には、k-means 法を用いた。

##### (1) シルト成分

全ての地点を化学組成の分布に基づいて 8 つのグループに分けた。

隅田川河口、荒川河口、江戸川河口、東京港および京浜運河 (東京都側) の平和島までは、同じグループ  $c_{s1}$  だった (図 18 (a))。これから、東京港および京浜運河 (東京側) の平和島までの範囲のシルト・粘土は、隅田川、荒川および江戸川由来のシルト・粘土の影響を強く受けていると推測される。

多摩川に関しては、多摩川からのシルト・粘土の一部は、海老取川を通じて昭和島の方へ北上していると考えられる (図 18 (b))。南側に関しては、多摩運河が主要な経路になっていること、京浜運河 (神奈川県側) 内の広域にかけて強い影響を与えていないこと、また、一度多摩川河口から東京湾へ流出したシルト・粘土は、川崎航路を通じて京浜運河内にあまり流入して

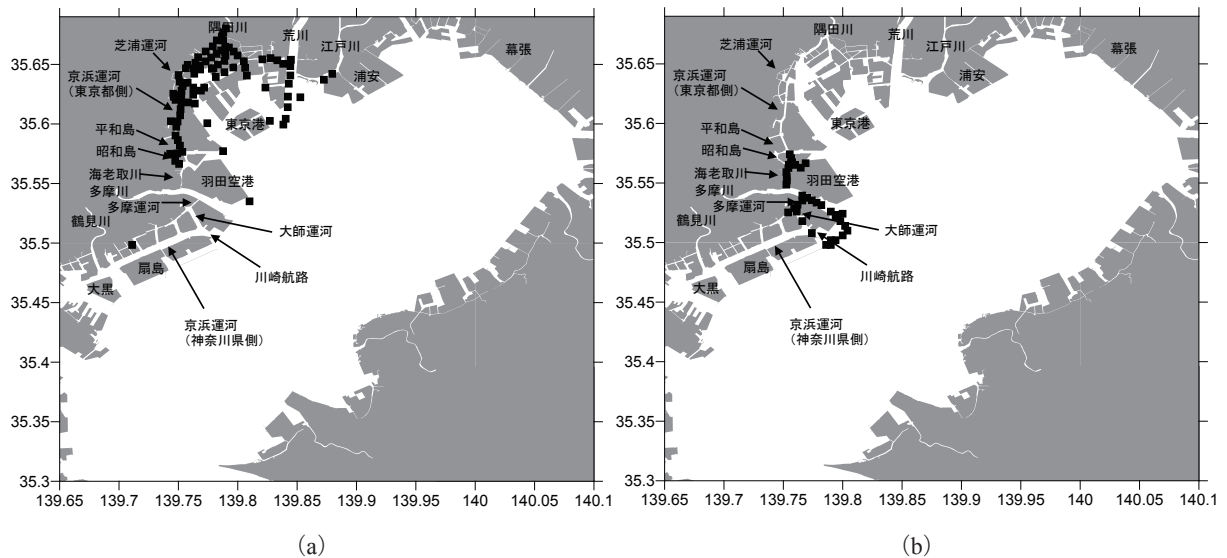


図 18 化学組成によって 8 つにグループ化された底泥のシルト成分の平面分布のうち 2 つのグループ。(a) Csl, (b) Cs2.

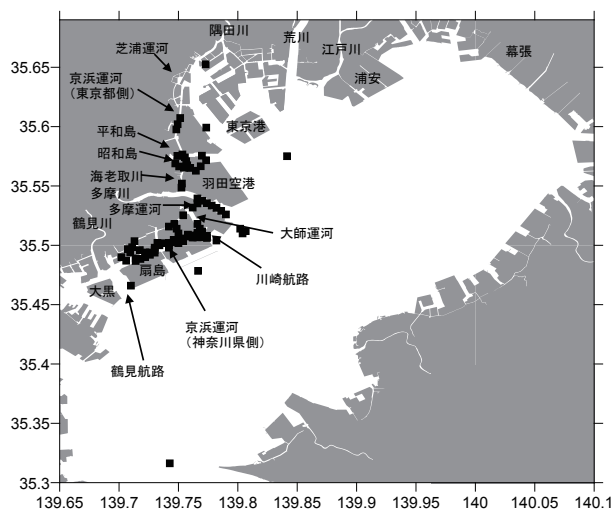


図 19 化学組成によって 4 つにグループ化された底泥の砂成分の平面分布のうち 1 つのグループ。

いないことが推察される。

## (2) 砂成分

砂成分に対しては、化学組成を用いて、4 つにグループ化した。

多摩川周辺に対して、明瞭な分布が得られた。C<sub>2</sub>は多摩川周辺に集中していたことから(図 19), 多摩川由来の砂の影響が強いと推測できる。この多摩川からの砂は、北側には、シルト・粘土と同様に、海老取川と通じて、昭和島周辺に強い影響を与えていると考えられる。一方、南側には、多摩川からの砂は、京浜運河(神奈川県側)

にシルト・粘土よりも広範囲に扇島まで強い影響を与えていると考えられる。これは、シルト・粘土とは異なり、京浜運河(神奈川県側)の内部までは、隅田川、荒川および江戸川からの砂が到達できないため、相対的に多摩川の影響が強くなっているものと考えられる。

## 5. まとめ

底泥は、やっかいである。富栄養化の要因でもあるし、有害化学物質や放射能を溜めこんだりもする。でも、大切なパートナーでもある。生物生息場でもあるし、様々な情報を我々にもたらしてくれる。こんな底泥とうまく付き合っていくことが、内湾域の自然再生のためには重要であると考えている。

## 参考文献

- 岡田知也・古川恵太, 2005: 音響底質識別装置を用いた東京湾沿岸域の底質分布図の作成, 海洋開論文集, 21, 749-754.
- 岡田知也・グエン ティー モンチン・古川恵太, 2009a: 底泥の化学組成および粒度分布を用いた底泥輸送の推定 - 京浜運河への適用事例 -, 海岸工学論文集, 56, 976-980.



- 岡田知也・グエン ティー モンチン, 古川恵太, 2009b: 粒度分布形状に基づいた底泥分布図の提案 - 東京湾を例として -, 海洋開発論文集, 25, 401-406.
- 岡田知也・古川恵太, 2010: 運河部の貧酸素水塊に及ぼす内湾部の貧酸素水塊の影響, 海洋開発論文集, 26, 663-668.
- 岡田知也, 2011: 生物生息場の視点からみた運河域の底泥環境およびその底泥の輸送に関する新たな解析技術, (社) 底質浄化協会, HEDORO, 110.
- 岡田知也・古川恵太, 2011: 水際の環境情報の可視化に向けた水際線環境閲覧システムの開発, 日本沿岸域学会「研究討論会」(第24回).
- 岡田知也・吉田潤・古川恵太, 2011: 現場型硫化物センサーを用いた硫化物の鉛直分布の測定およびその分布の特徴, 海洋開発論文集, 27.
- 岡田知也, 2013: 粒度分布および化学組成からみた東京湾の底泥分布, 国総研資料, 715, 16p.
- 佐藤千鶴・古川恵太・岡田知也, 2006: 京浜運河における底生生物からみた自然再生の可能性, 海洋開発論文集, 22, 211-216.
- Forrest, J., Clark, N.R., 1989. Characterizing grain size distribution: evaluation of a new approach using a multivariate extension of entropy analysis. *Sedimentology* 36, 711-722.



## 2012年の貧酸素水塊の状況および定点における底泥性状の変化

大畑 聡・長谷川健一・梶山 誠（千葉水総研セ）

東京湾の底泥表面は、海底上に溶存酸素濃度（DO）が極度に少ない海水が分布する状況下でも、細菌類により酸素が消費されるため、無酸素な還元状態になりやすい。しかし、還元状態の強弱の季節変化や生物の生息状況との関係については不明な部分が多い。そこで、2012年4～12月に水深5m, 10mおよび10mより深い地点で泥表面の酸化還元電位（ORP）の季節変化を追跡し、同時に実施した生物の採集状況との関係を調べた。また、底泥の還元状態の強弱は海底上に分布する海水のDOとも関わるので、2012年の貧酸素水塊の出現状況も解析した。

**2012年の貧酸素水塊の特徴** 2012年の8月～9月中旬は弱い南風が吹き続け、大きな時化がなかった。このため、底層の貧酸素水塊は、この期間中に縮小することなく、規模の大きさを維持し続けた。9月21日からは北風が吹き始め、同月23日～10月1日に湾奥で青潮が発生した。この青潮は規模が非常に大きく、発生海域は浦安と養老川河口を結ぶ線以北の全域で、発生期間は8日間に達した。青潮の規模から、青潮発生の直前に海水中には大量の硫化水素が存在し、これは底泥から溶出したものが、海況が穏やかであった9月中旬までの間に海水中に蓄積され続けたものと考えられた。一方、青潮で貧酸素水塊が表層へ放出され、さらに9月30日に通過した台風で強く攪拌されると、貧酸素水塊はその規模を急速に縮小させ、ほとんどの海域で10月中旬に貧酸素水塊が解消した。

**定点における底泥性状の変化**

**水深5m** 浦安沖の定点で2012年4～12月に週1回の頻度で調査を実施した。底泥は砂質で、泥表面のORPは、青潮の直前でも、硫化水素が

蓄積された状態を表す指標（-200mV程度）より低くなることはなかった。底生生物は、青潮の前にはアサリ、バカガイ、ホンビノスや多毛類、カニ類が採集されたが、青潮の後にはホンビノスと多毛類のみであった。

**水深10m** 検見川沖の定点で週1回の頻度で調査を実施した。底泥はシルトであった。底層に貧酸素水塊が見られる夏～秋には、泥表面のORPは-200mV以下を示し硫酸還元状態になっていた。また、この期間中に生物は採集されなかった。貧酸素水塊が解消されている冬～春は、ORPはプラスを示すこともあり硫酸還元状態は解消されていた。しかし、この時期でも採集された生物は多毛類やシズクガイなどであり、採集された種は限られていた。

**水深10mより深い地点** 浦安、蘇我、袖ヶ浦沖の定点で隔月ごとに調査をおこなった。底質はいずれもシルトであった。泥表面のORPは、春～秋は-200mV以下の硫酸還元状態を示した。生物は夏～秋には採集がなかった。また、貧酸素水塊が見られない冬～春も、採集された生物はシズクガイのみであった。

**底泥性状の変化（まとめ）** 水深10mおよびそれ以深の底泥表面は、ORPの季節変化から、夏～秋は継続して硫化水素が蓄積し、冬には蓄積していないと考えられた。また、夏～秋は無生物状態であり、貧酸素水塊が解消する冬でも、貧酸素耐性に強いシズクガイや多毛類のみが生息していた。一方、水深5mは、ORPの変化から泥表面に硫化水素が蓄積されることはなく、青潮でDOが極度に低下しなければ、アサリ、バカガイ等は生息が可能であると考えられた。



東京湾奥の浅場に着底した二枚貝や甲殻類の生息状況

小泉正行

Survivability of Bivalves and Crustacean on coastal shallows in the inner Tokyo Bay

Masayuki KOIZUMI

東京都島しょ農林水産総合センター 105-0022 東京都港区海岸 2-7-104

Masayuki\_1\_Koizumi@member.metro.tokyo.jp

Tokyo Metropolitan Island Area Research and Development Center of Agriculture ,Forestry and Fisheries,2-7-104Kaigan,Minato-ku,Tokyo 105-0022, Japan

はじめに

東京湾奥の浅場では、夏秋期の貧酸素化や出水時の河口攪乱により、二枚貝などの底生生物の生息環境が極端に悪化する(小泉 2010, 小泉 2011)。このため、浅場に着底した有用二枚貝を活用できないばかりか、魚類などの餌料環境の悪化をきたしている。東京湾奥の再生の一步は、河口干潟や浅場が健全であることが重要で、その対策を検討するに当たり、当該水域の現状と問題点を関係機関や流域住民と共有することが大切である。そこで、2012年度の本研究会(第4回シンポジウム)で報告してきた若洲海浜公園沖における二枚貝の消長に関して、さらにデータを加えて検討したので報告する。

調査方法

若洲海浜公園沖の水深約 5m地点で 2010年1月から 2011年12月まで毎月1回、小型地曳網(網口 3m, 側長 7m, 網丈 70cm, 目合 1.25 mm)を 30m曳網して標本を採集した(図1)。二枚貝の分類と殻長測定は実体顕微鏡下で行い、生死判別は殻の縁辺部を割って軟体部を確認する方法や、一部染色法を用いた。なお、生死判別は原則 100 個体行った。

調査結果の概要

2010年から2011年における二枚貝13種と甲殻類1種の月別・出現状況を図2, 図3に示した。10月に出現量が相対的に多かった2010年のサルボウガイ, ホンビノスガイ, ウスカラシオツガイの3種を除けば、概ね春期

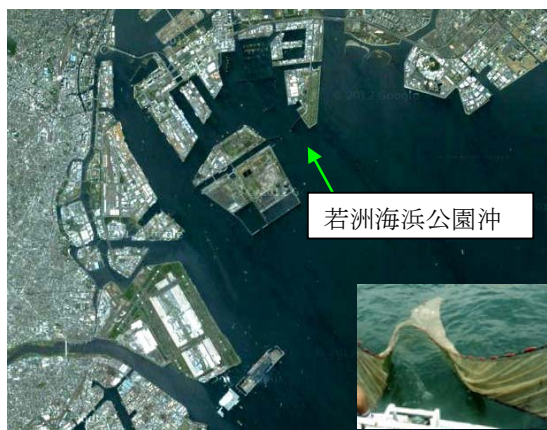


図1 調査場所と小型地曳網



図2 二枚貝と甲殻類の出現一覧

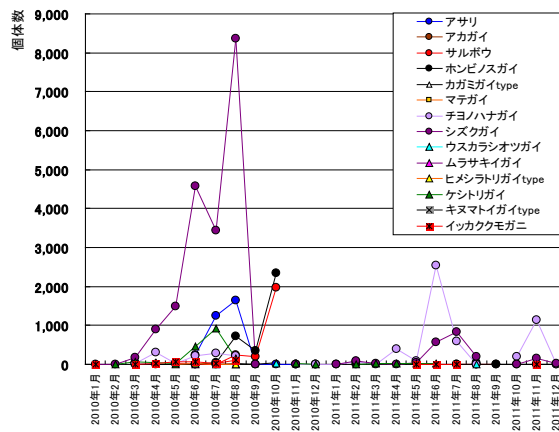


図3 二枚貝と甲殻類の出現量の推移

以降に増加，8月を中心とした夏期にピークに達し，その翌月にはほぼ消滅する傾向がみられた。なお，当該水域は泥分率が80%前後（小泉 2013）と高く，汚濁にやや強いシズクガイとチヨノハナガイの2種が優占するものの，成層化が著しい夏秋期の底質環境が激変・悪化することをあらわしている。次に，着底した二枚貝の成長や生残状況を把握するために，出現量が多かった2010年のシズクガイ，有用種であるアサリとサルボウガイ3種の出現盛期における殻長組成を図3に示した。アサリは着底した個体の成長が汲み取れるが，他の2種は殻長3，4mm程度のサイズの個体が常に優占しているうえ，殻長組成の小型化がみられるなど，当該水域では新規加入群が早々に死んでしまい，次の加入群に置き換わる最悪のリセット状態下にあることが明らかになった。

一方，イッカククモガニの出現量も二枚貝とほぼ同様に推移しており，甲殻類にとっても生息環境が厳しい。

おわりに

下茂繁ほか（2004）は，有機懸濁物が多い湾奥では，夏期を中心とした躍層の形成によって，底層が貧酸素化し，貧酸素下で増殖する嫌気性細菌の硫酸還元菌が硫化水素の発生にかかわることを報告している。前述した二枚貝がリセットされるパターンは，富栄養化が著しい東京湾奥で常態的にみられる貧酸素水塊と，これに伴う硫化水素が繰り返し発生していることの影響と考えられ，当該水域の再生への道のりは本腰をいれないと前進は容易でない。

幸い，国土交通省HPの「東京湾再生のための行動計画（第二期）」には，“快適に水遊びができ「江戸前」をはじめ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”，と記載されている。今後，関係機関との連携のもとに東京湾の再生が一段と進むことを期待したい。

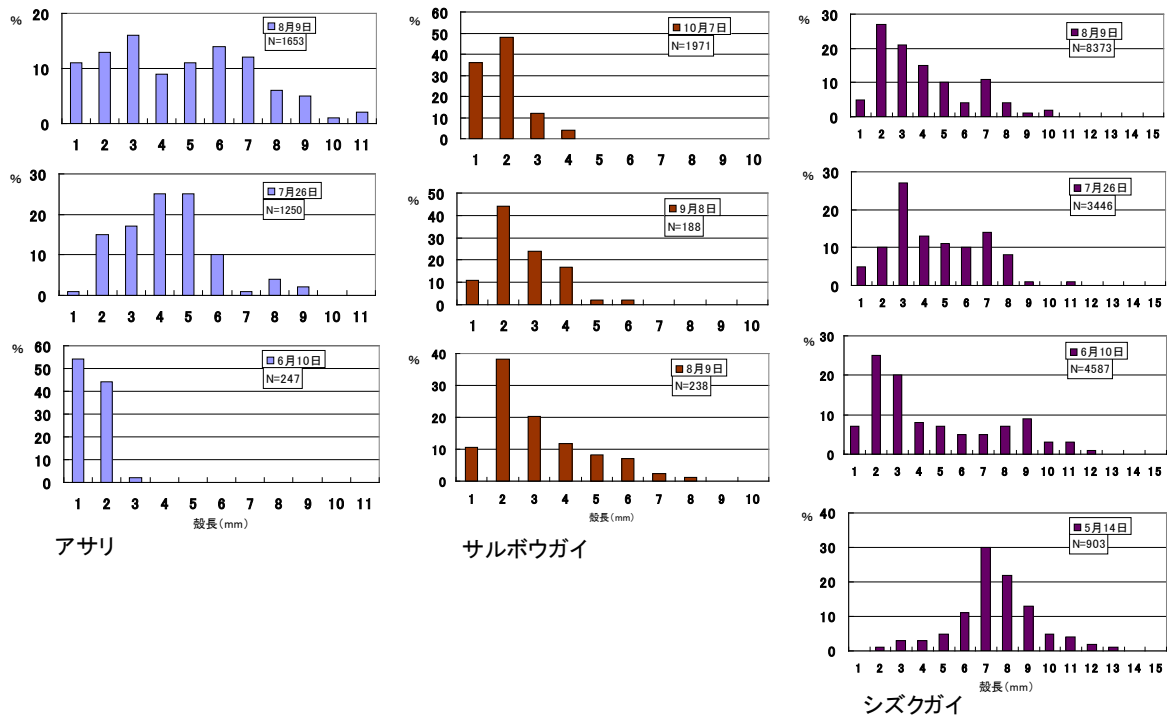


図3 2010年アサリ，サルボウガイ，シズクガイ3種の殻長組成の変化

### 引用文献

- 小泉正行, 2010: 東京湾奥における生物と環境, 東京湾の漁業と環境, 2, 24-30.
- 小泉正行, 2011: 東京湾の現状—湾奥の生物再生に向けた問題点の整理—, 東京湾の漁業と環境, 3, 19-24.
- 小泉正行, 2013: 平成10年～平成24年東京都内湾における底質モニタリング結果の概要, 東京都島しょ農林水産総合センター平成24年度事業成果速報, 104-105.
- 下茂繁・秋本泰・高浜洋, 2004: 海生生物の水質環境耐性について. 海洋生物環境研究所研究報告, 6, 14-19.
- 国土交通省ホームページ: 東京湾再生のための行動計画(第二期)資料3





## 東京湾のアサリを増やすには

張 成年\*1・山本敏博\*2・丹羽健太郎\*2・日向野純也\*3・淡路雅彦\*3・松本才絵\*3・長谷川夏樹\*3・  
 櫻井 泉\*4・秦 安史\*4・鈴木秀和\*5・宮脇 大\*6・村内嘉樹\*6・水野知巳\*7・羽生和弘\*7・  
 程川和宏\*7・内川純一\*8・生嶋 登\*8

Seinen CHOW\*1, Toshihiro YAMAMOTO\*2, Kentaro NIWA\*2, Junya HIGANO\*3, Masahiko AWAJI\*3,  
 Toshie MATSUMOTO\*3, Nastuki HASEGAWA\*3, Izumi SAKURAI\*4, Yasufumi HADA\*4,  
 Hidekazu SUZUKI\*5, Dai MIYAWAKI\*6, Yoshiki MURAUCHI\*6, Tomomi MIZUNO\*7,  
 Kazuhiro HANYU\*7, Kazuhiro HODOKAWA\*7, Jun-ichi UCHIKAWA\*8 and Noboru IKUSHIMA\*8

\*1 独立行政法人 水産総合研究センター 中央水産研究所

\*2 独立行政法人 水産総合研究センター 増養殖研究所 (横須賀庁舎)

\*3 独立行政法人 水産総合研究センター 増養殖研究所 (南勢庁舎)

\*4 北海道立総合研究機構 中央水産試験場

\*5 東京海洋大学

\*6 愛知県水産試験場

\*7 三重県水産研究所

\*8 熊本県水産研究センター

〒236-8648 横浜市金沢区福浦 2-14-4

E-mail: chow@affrc.go.jp

\*1 National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, Japan, 2-12-4 Fukuura,  
 Kanazawa-ku, Yokohama, Kanagawa, Japan

\*2 National Research Institute of Aquaculture, Nagai 6-31-1, Yokosuka, Kanagawa 238-0316, Japan

\*3 National Research Institute of Aquaculture, Nakatsuhamaura 422-1, Mie 516-0193, Japan

\*4 Fisheries Research Institute, Hamanaka 238, Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan

\*5 Tokyo University of Marine Science and Technology, Konan 4-5-7, Tokyo 108-8477, Japan

\*6 Aichi Prefectural Fisheries Experimental Station, Wakamiya 97, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan

\*7 Mie Prefecture Fisheries Research Institute, Hamajima 3564-3, Shima, Mie 517-0404, Japan

\*8 Kumamoto Prefectural Fisheries Research Center, Oyano-cho 2450, Kumamoto 869-3603, Japan

## 【緒言】

浅海・干潟域における最重要水産資源である二枚貝類は、その生活史を通して微細藻類やデトライトスを摂取するとともに様々な動物の餌として利用され、物質循環と水質浄化といった沿岸生態系の生産力および海洋環境の保全に重要な役割を果たしている。そのため、二枚貝類資源を健全な状態で維持あるいは悪化している資源を回復させることは、生態系の保全に役立つだけでなく、近年減少傾向が著しい沿岸水産資源の回復にも繋がる可能性が大きい。アサリ漁獲量の減少については、埋立による生息場の減少、幼生ネットワークの崩壊、乱獲、食害、秋季～冬季におけるアサリの減耗、成長不良や成熟不良が主要な要因として挙げられている。過去に実施された調査研究においては、干潟における水温条件と餌条件が成長生残を左右している実態や、着底・加入を促進する要素技術が種々検討された。しかし、生物再生産の出発点である産卵量と母貝場の評価については、未だ現場スケールでの調査が行われていない。特に、埋立による生息場の減少は母貝場の減少を意味し最終的には再生産の低下に直結するだけでなく、従来は浮遊幼生が分散することによって結ばれていた個体群間の繋がりを分断することになる。日本各地で埋立が行われてきたが、人口稠密地である大都市周辺では特に規模が大きく、東京湾はその代表的な存在である。東京湾のアサリ漁獲量は減少の一途をたどり、現在では他地域産の種苗を放流することによって漁業が支えられているが、人為的に新規母貝場の創出や既存の母貝場の機能向上を図ることにより、母貝場の配置によっては幼生ネットワークを補完し、数量によっては産卵量の底上げが期待できるかもしれない。また、全国各地でアサリ親貝の肥満度の低下や干潟上部での成長・身入り不良が観察されており、餌その他環境の悪化による成長不良が成熟に影響し最終的には稚貝発生量の低下に結びついているのではないかと懸念されている。そのため、餌と海洋環境をより詳細に把握し、アサリの成熟、産卵に対する場の評価を行う必要があり、環境が不適切であると判断されるならばその改善策を講じる必要がある。

平成 22 年度～平成 24 年度の 3 年間にわたって水産総合研究センター（北海道区水産研究所、中央水産研究所、増養殖研究所）が代表機関となり、北海道立総合研究機構中央水産試験場、東京海洋大学、愛知県水産試験場、三重県水産研究所、熊本県水産研究センターと共同して水産庁水産基盤整備調査委託事業「漁場生産力の有効活用によるアサリ母貝場造成および新規創出技術開発」を行った。この事業では、親貝となるアサリの成長・成熟・産卵といった再生産能力と、クロロフィル濃度と流動環境の積であるクロロフィルフラックスを評価し、成熟・産卵に対する制限要因の特定と成熟・産卵を確保できる基準を策定することを目的とした。さらに、これらの指標を目安として、既存の母貝場における再生産機能向上を図るための環境改善対策の提案や新たな母貝場の創出技術の開発に資する情報収集と整理も行なった。ここでは全国規模で行った本事業の内容と結果について簡単に紹介する。

## 【材料と方法】

### 調査海域と定期調査及び現場飼育試験

調査対象地を図 1 に示した。北海道のサロマ湖と厚岸湖、神奈川県の大磯半島、愛知県の三河湾、三重県の伊勢湾、熊本県の有明海の 6 地域においてアサリ基準標本を定期的に採取した。アサリの分析項目は肥満度と成熟である。アサリの漁場（あるいは好適と想定される場所）と非漁場（あるいは不適と想定される場所）の 2 箇所を飼育場所として設定し、コンテナによる埋設、

網袋による海底設置あるいは垂下することによってアサリを飼育した。飼育期間は2週間から2ヶ月とし、流速データロガーとクロロフィルデータロガーを用いて、飼育期間中の流速、クロロフィル濃度、水温をモニタリングした。飼育開始時でのアサリの殻長、殻高、殻幅および殻付全重量を測定し、飼育終了後に同様の測定を行うとともに、軟体部重量を測定した。1標本あたり14個体を組織観察用とし、軟体部を $-80^{\circ}\text{C}$ で凍結した。凍結個体の中央部を1-2mmスライスして組織観察用にデビッドソン液で固定した。残りの軟体部は雌雄を判別後に雌のみを選んで卵黄タンパク分析用に再び $-80^{\circ}\text{C}$ で凍結保存した。

### アサリの成熟、産卵評価

デビッドソン液で一晩固定した軟体部を70%エタノールに置換して保存した。常法によりパラフィン包埋し、厚さ $5\mu\text{m}$ の切片を作製し、ヘマトキシリン・エオシン染色した。卵黄タンパク質分析の前処理として、 $-80^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存されたアサリ軟体部の凍結乾燥と破砕を行い、このサンプルにプロテアーゼ阻害剤（ナカライテクス社 04080）入りの抽出バッファー（20mM Tris-HCl、150mM NaCl、pH7.5）をサンプル湿重量の5倍量程度加えてホモジナイズした後、遠心分離（15000g、20 min、 $4^{\circ}\text{C}$ ）を行い、上清をELISA用サンプルとして $-80^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存した。分析にあたっては、ELISAサンプルを0.5%BSA-PBSで2~100倍に希釈してマイクロプレートに分注し、一次抗体として浜口・薄（2006）の抗アサリ卵黄タンパク質モノクローナル抗体、二次抗体としてHRP標識抗マウスIgGヤギ抗体（DAKO社）と順次反応させた後、発色基質としてTMB+（DAKO社）を添加後、マイクロプレートリーダーで吸光値を測定した（波長450 nm）。

### アサリの食性解析

22-23年度においてはサロマ湖、三河湾、伊勢湾、有明海におけるアサリの消化管内容の珪藻組成について分析した。24年度においては三河湾と伊勢湾における海水、底泥、アサリ消化管内容の珪藻組成について分析した。飼育現場の海水はGFFフィルターで500-1000mlを濾過し、5%グルタルアルデヒド海水で固定した。底泥はコアサンプラー（50mlのプラスチックシリンジを加工）で径3.5cm、1cm厚で採集し、5%グルタルアルデヒド海水で固定した。アサリは3個体を解剖し、消化管をできるだけ多く取り出して5%グルタルアルデヒド海水で固定した。配水管洗浄法（南雲1995）で有機物などを取り除き、長田・南雲（2001）に準拠して顕微鏡観察用の試料（光学顕微鏡観察用永久プレパラートと走査型電子顕微鏡観察用グリッド）を作製した。光学顕微鏡（LM）による珪藻被殻の観察は70倍の油浸レンズを使用し、デジタルカメラ（NikonD70s）を用いて写真撮影を行い、その写真をもとに種の同定・計数を行い、種組成を算出した。

### 餌量と産卵数や成長との関係及び流速と摂餌効率との関係

水産総合研究センター増養殖研究所（南勢庁舎）では、平成24年9月末に水揚げされた産卵期のアサリを、10月初めから11月半ばまで42日間、水温 $21^{\circ}\text{C}$ 一定でキートセロス・ネオグラシーレを連続給餌して飼育した。初めの20日間はすべての水槽の餌濃度の設定を6万細胞/mlとし、その後22日間は給餌条件を3種類、すなわち8万（H区）、1.6万（M区）、0.3万細胞/ml（L区）とし、各区3水槽ずつとした。給餌条件変更後7、17、21日目に各給餌条件30個体を用い、昇温刺激による産卵誘発を行った。産卵誘発当日に誘発前の個体を各区8~10個体採集し、殻サイズ、

軟体部湿重量を測定し、生殖巣組織像観察に供した。残りの個体は産卵誘発に用い、放卵した場合雌一個体ずつの産卵数を計数した。そして産卵誘発翌日にすべて採集し、誘発前の個体と同様に測定、観察した。

北海道立総合研究機構中央水産試験場（北水試）では、市販の珪砂（中央粒径 0.7mm）をプラスチックコンテナ（37cm×26cm×24cm）（以下、水槽と称す）に 5cm 厚で敷き、個体標識したサロマ湖産アサリ 20 個体を収容した。コンテナ 2 個用意し、2011 年 5～12 月および 2012 年 5～10 月の間に飼育実験を行った。現場底泥（2011 年は 100g、2012 年は 25g）を 15L 濾過海水中で攪拌し、その上澄み液と人工飼料（M1）0.1g を 1 日に午前と午後 2 時間ずつ計 4 時間、試験区に与えた。対照区では人工飼料（M1）0.1g を添加した濾過海水 15L を与えた。その他の時間は、両試験区ともに濾過海水の掛け流し（16 時間/日）および人工飼料（M1）0.1g を添加した濾過海水 15L（4 時間/日）で飼育した。試験中にアサリが死亡した場合は、別に給餌飼育していた死亡個体と類似サイズのアサリを補充してアサリの収容密度を保った。試験中は 1～2 ヶ月間隔でアサリの殻長と全重を測定した。2011 年 7 月 13 日にサロマ湖第 4 工区において、底生藻類の巻上げを目的とした沈子ロープ（以後、巻上げ装置と称す）を両端に取り付けたプラスチック製カゴ（アサリ飼育試験と同型、試験区）と何も取り付けていないプラスチック製カゴ（対照区）を各 1 個、埋設した（図 2）。各カゴには第 4 工区で採取した平均殻長 23.9～25.5mm のアサリを、30 個体/カゴの密度で収容した。その後 8 月 25 日、9 月 21 日および 10 月 26 日に試験区と対照区のアサリの殻長を測定した。

水産総合研究センター増養殖研究所（横須賀庁舎）では、流速とアサリの摂餌効率との関係を把握するために競馬場型のアクリル製回転水槽を設計した（図 3）。高さは 25cm、幅は 55cm、直線部分は 40cm、コーナーの半円部分の半径は 27.5cm である。直線部分に 20cm x 30cm x 5cm の窪みを作成し、その中に砂利を入れたプラスチックカゴを設置した。80%濃度（塩分濃度約 27-29‰）に調整した飼育海水を 25L 投入した場合の水深は 15cm であった。実験期間中の水温は 24±1°C に保った。流量調節ができる小型水中ポンプで飼育海水を回転させた。直線部分の内側と外側では流速が大きく異なるため、流軸方向にプラスチック板をカゴ中の砂利に差し込み、外側の区画（幅約 6cm）だけでアサリを飼育した。アサリを入れずに異なる流速下で 5g/L のベントナイト溶液を 100ml 投入し 2 分ごとにクロロフィル濁度データロガー（CLW）で濁度を記録した。アサリを入れた状態での試験では、まずカゴにアサリを投入し 1 時間後に水管を出していない個体を取り上げてからベントナイトを投入した。砂面直上の流速を電磁流速計で 30 分ごとに 3 回記録した。1 回の摂餌試験は 2 時間行い、試験終了後に人工飼料（M1）を約 4 時間給餌した。その後、濾過器を 12 時間作動させて飼育海水を循環濾過し、翌朝、飼育海水を全交換した後に同じ個体群を用いて次の試験を行った。

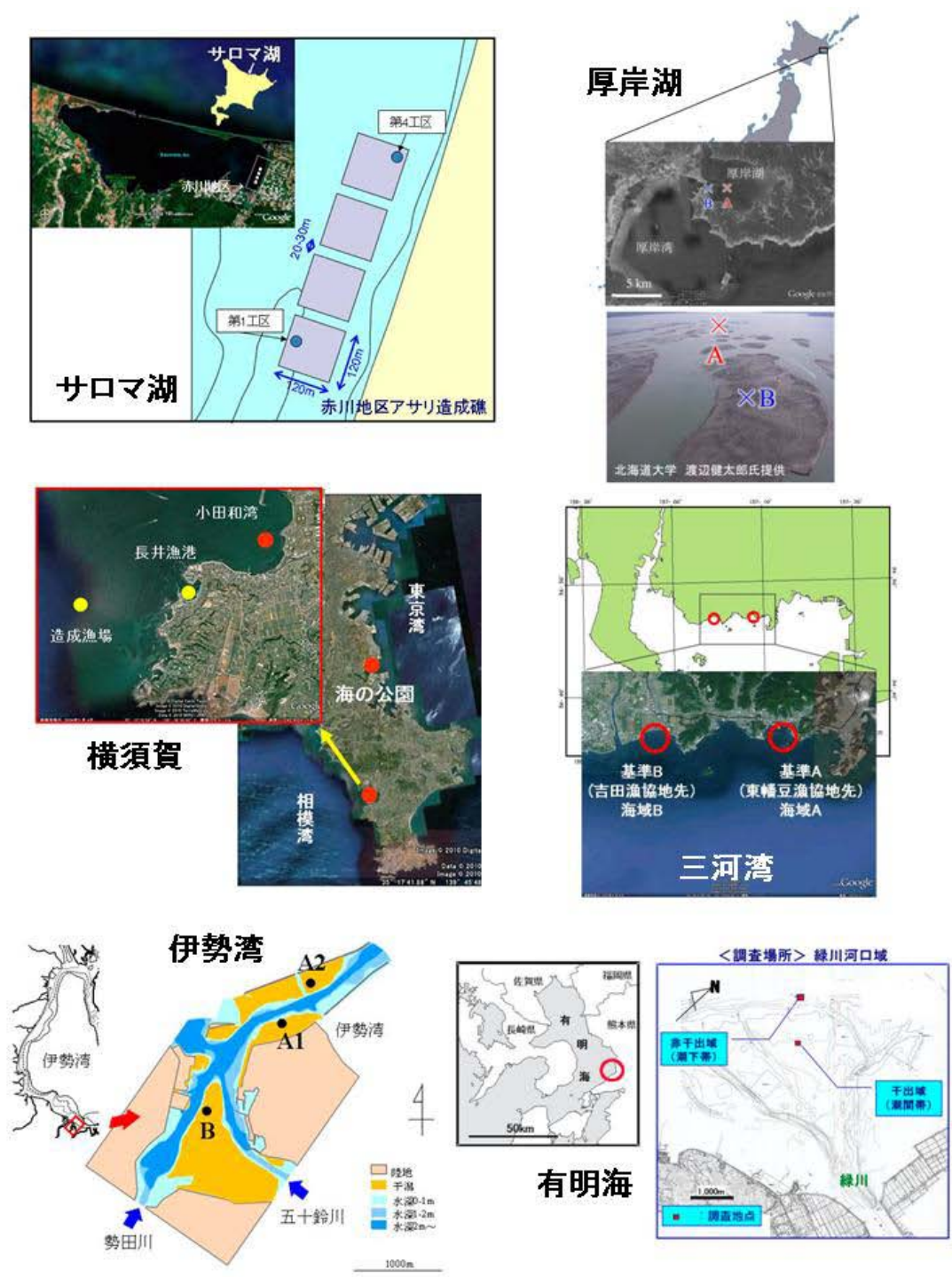


図 1. 現地調査及び飼育試験に選定した 6 箇所

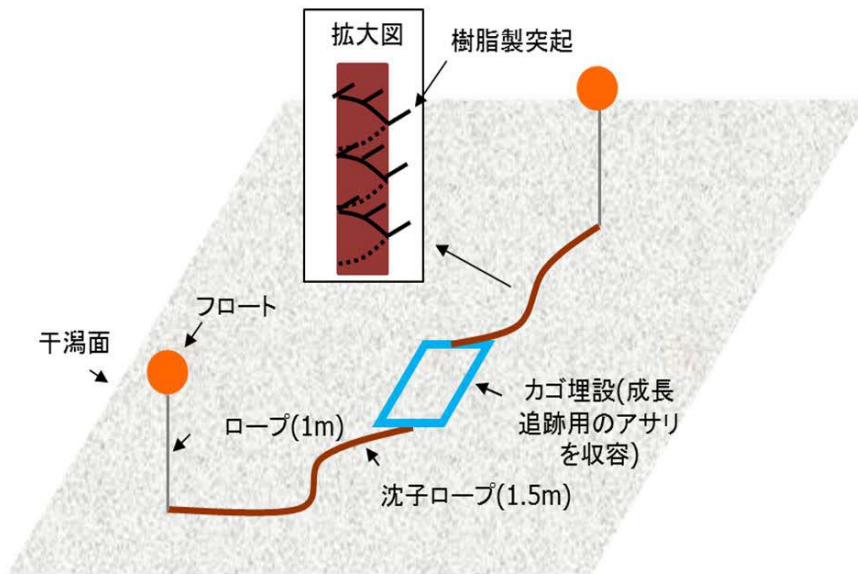


図2. 巻上げ装置の概要

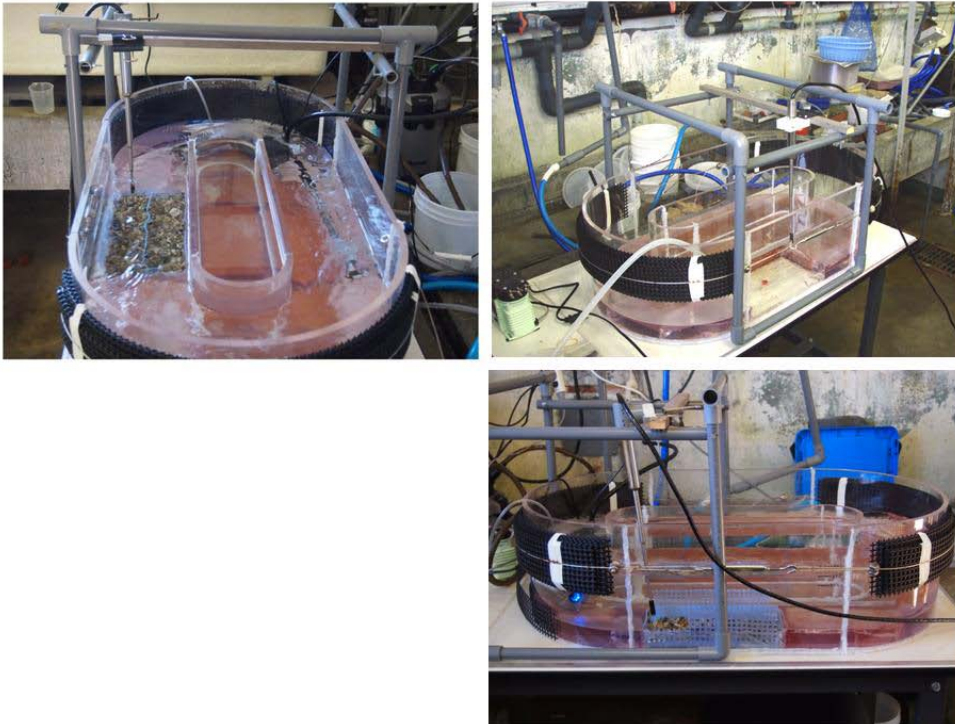


図3. 競馬場型回転水槽

## 【結果】

### アサリの成熟、産卵評価

成熟段階は未分化期、成長初期、成長後期、成熟期、放出期、退行期の6段階に分類された(図4)。後述の卵黄タンパク質分析と併用するにあたっては、アサリ軟体部を $-80^{\circ}\text{C}$ で凍結後、中央部分を約2mm程度スライスし、それをデビッドソン液で固定して組織切片の作製を行った。凍結標本を用いたこのような手法でも問題なく成熟度評価は可能であった。

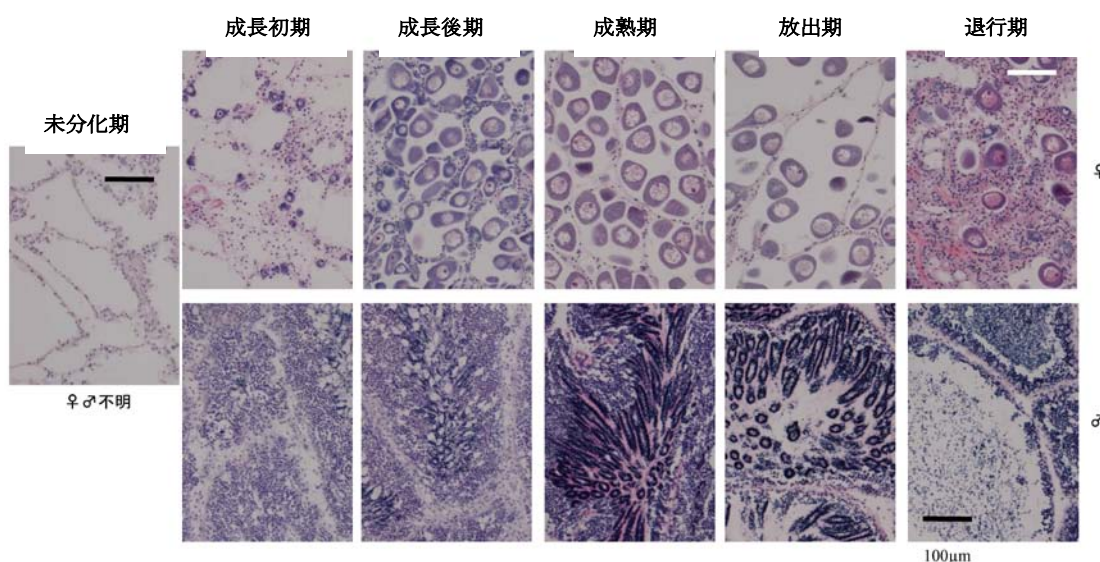


図4. アサリ生殖腺の成熟段階

浜口・薄(2006)の抗アサリ卵黄タンパク質モノクローナル抗体を用い、酵素免疫測定法 (ELISA法) による卵黄タンパク質量によってよう卵数を推定する手法を開発した。成熟盛期のアサリ切片の免疫組織染色の結果、雄においては染色された部位は確認されなかったが、雌では卵が染色された(図5)。卵に含まれる卵黄タンパク質量は、採集日で大きく異なるとともに、同じ採集日においても個体間で大きなばらつきが見られ(図6)、このうち2012年8月20日の個体において卵1個あたりの卵黄タンパク質量Rが0.31となり最も多かった。一方、産卵誘発によって得られた卵では、卵黄タンパク質量が少なく、さらに、孵化率の高い卵(<20%)にくらべ低い卵(<5%)において、その量が少なかった。このことから、放出された卵では、卵黄タンパク質に変化が生じ、抗体による反応性が低下するものと考えられ、誘発産卵で得られた卵の卵黄タンパク質含有量は、よう卵数の算出には適さないと判断した。一方、北海道厚岸海域において得られたアサリを用いて行った分析では(現場飼育参照)、軟体部1gあたりの卵黄タンパク質量が成熟直前の1ヶ月で急増した(図7)。水温の低い当該海域において、この時期に卵数が急変することは考えにくいことから、抗体が認識・結合する卵黄タンパク質のエピトープが、タンパク質の変化などにより成熟直前に急増したと考えられた。すなわち、本分析で用いた抗体によって定量されたタンパク質量は、成熟し産卵に至る可能性の高い卵に蓄積したものと考えられる。以上のことから、成熟盛期のアサリから切り出された卵1個の卵黄タンパク質量の最高値を放出直前の卵の卵黄タンパク質量とみなし、卵黄タンパク質量からのよう卵数の算出に用いることとした。

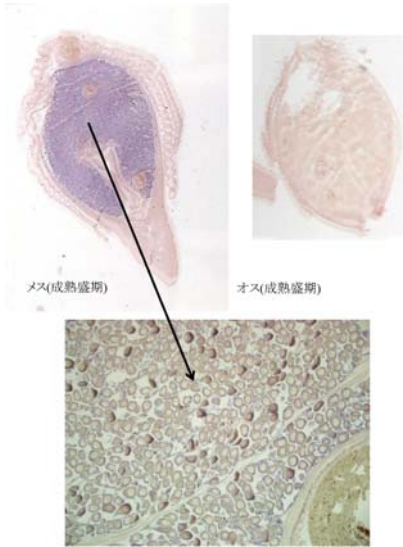


図 5. 抗アサリ卵黄タンパク質モノクローナル抗体を用いたアサリ組織切片の免疫組織染色像

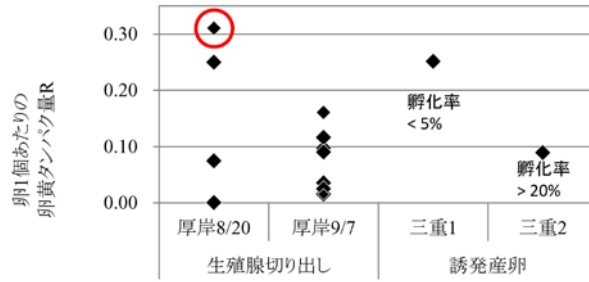


図 6. アサリ卵 1 個に含まれる卵黄タンパク量

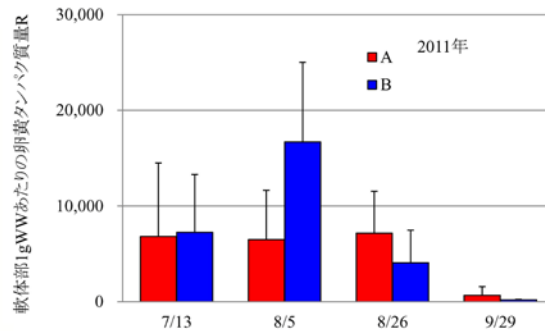


図 7. 厚岸湖 B 地点で観察された卵黄タンパク質量 R の急増

各地における定期調査及び現場飼育試験

アサリの餌環境の指標となるクロロフィル濃度と珪藻相及び摂餌効率に影響すると考えられる流速、そしてクロロフィル濃度と流速の積であるクロロフィルフラックスについて 6 海域（サロマ湖、厚岸湖、三浦半島周辺、三河湾、伊勢湾、有明海）でデータ収集するとともに、アサリの現場基準標本と飼育標本の成長と成熟・産卵についてモニタリングを行った。後述の室内飼育実験では軟体部 1g 当たり換算した産卵数は平均で 100 万個以上あった一方、現地基準標本と飼育標本では明らかに卵数が少なかった（図 8）。これは、現場においては産卵一回あたりの卵数は多くない一方で、短期間に複数回産卵するためであると考えられる。調査対象とした 6 海域でのクロロフィル濃度と流速の平均を図 9 に示した。クロロフィルフラックス (10, 20, 40, 80) は点線で示した。クロロフィル濃度の平均が 10 $\mu$ g/l を越える調査地は殆ど無く、多くは 2~8 $\mu$ g/l の範囲であった。流速に関しては平均で 20cm/秒を越える調査地はなかった。サロマ湖ではクロロフィルフラックスが 10 を下回る場合が多くみられた。各調査地におけるクロロフィル濃度、流速、クロ



ロフィルフラックスと成長・成熟形質（肥満度、増殻長、平均卵数、最大卵数）との関係を図 10 に示した。サロマ湖 (A) と厚岸湖 (B) ではクロロフィルフラックスとアサリの成長・成熟形質との間で明瞭な関係が見られ、クロロフィルフラックスが大きい場所で全ての形質が有意に高い値を示した。サロマ湖と厚岸湖以外 (C-F) でのクロロフィルフラックスの多寡と成長・成熟間の関係は明瞭ではなかったが、クロロフィルフラックスが大きくともクロロフィル濃度が  $2\mu\text{g}/\text{l}$  以下の場合には成長・成熟に影響が見られる場合が多かった。クロロフィルフラックスが 10 以下になる場合が多いサロマ湖では肥満度と増殻長において他海域より劣っていた。すなわちアサリの良好な成長・成熟にはクロロフィルフラックスが 10 以上の環境が望ましいが、クロロフィル濃度が  $2\mu\text{g}/\text{l}$  以上必要となる。

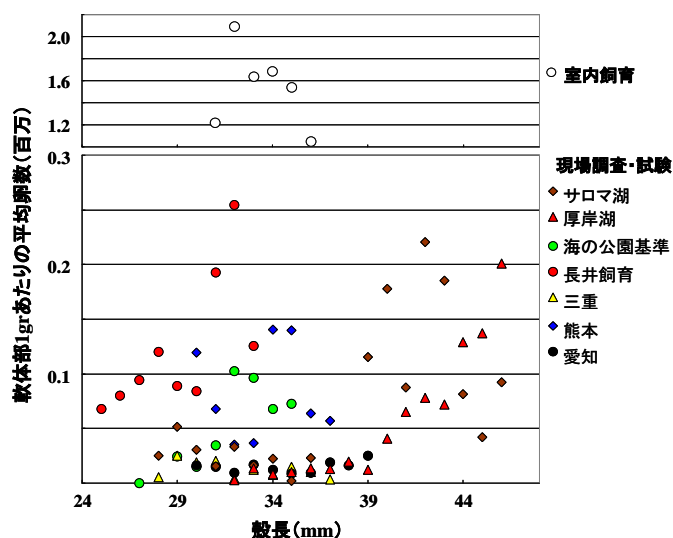


図 8. 室内飼育個体の産卵数（実測値：上）と卵黄タンパク量から推定した現場飼育及び基準標本の卵数（下）

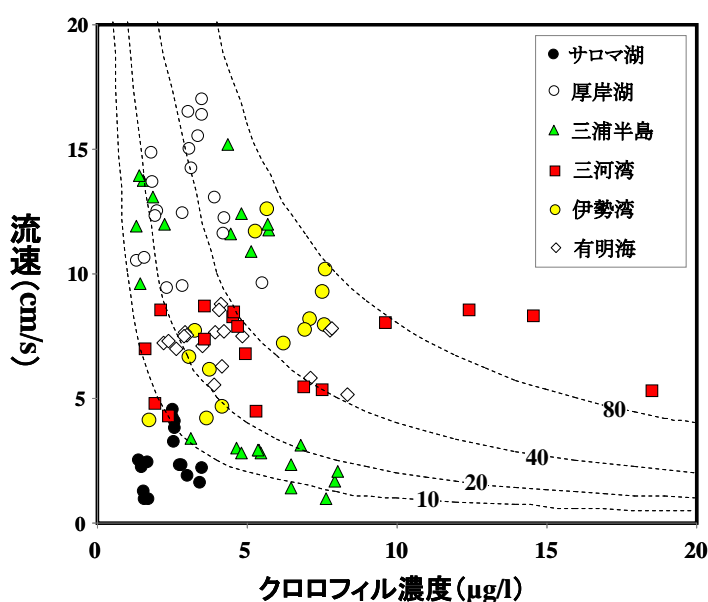


図 9. 各調査地でのアサリ飼育期間中におけるクロロフィル濃度と流速。点線はクロロフィルフラックスを示す

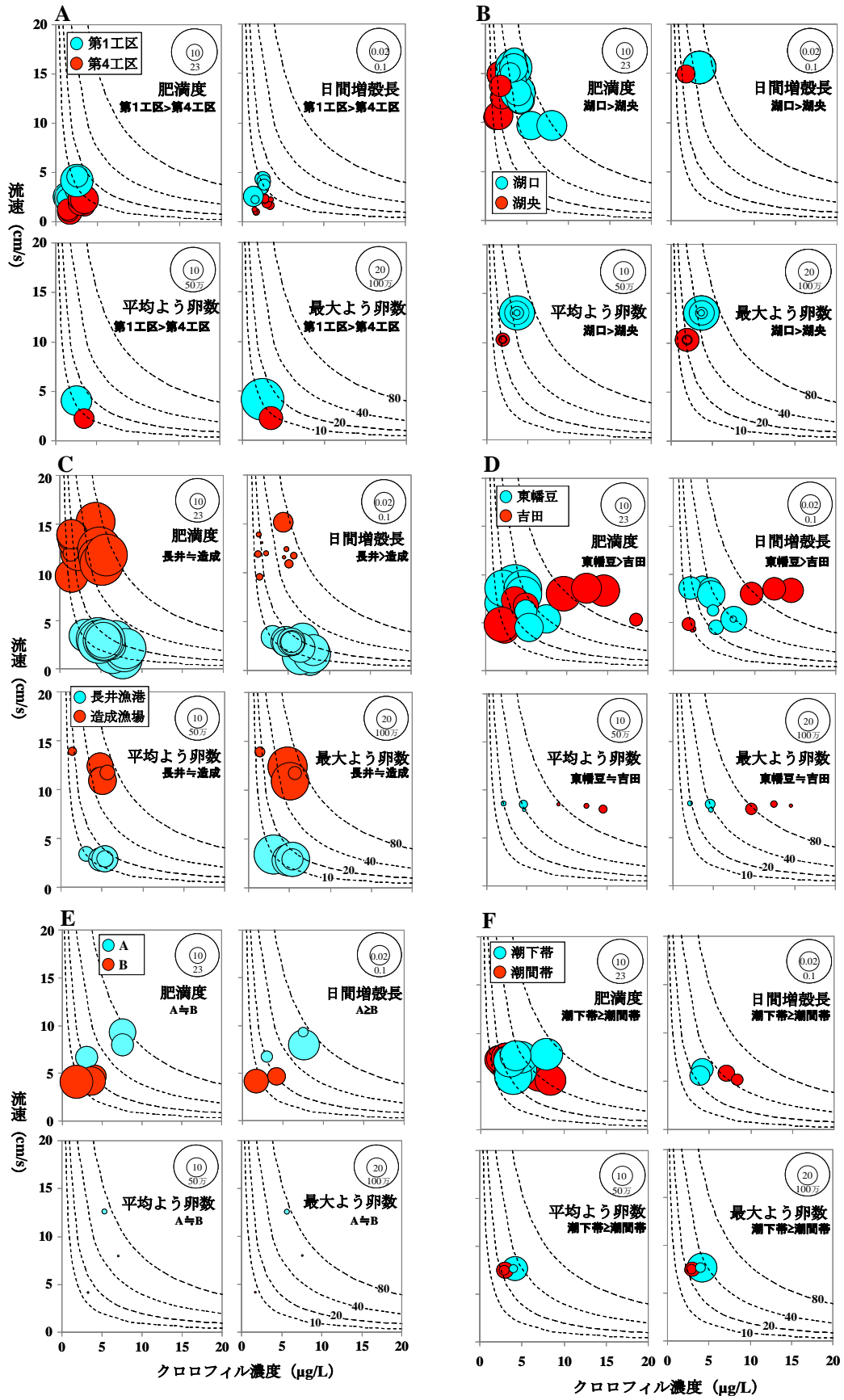


図 10. 各地におけるクロロフィル濃度、流速、クロロフィルフラックスと成長・成熟形質との関係。(A) サロマ湖、(B) 厚岸湖、(C) 横須賀、(D) 三河湾、(E) 伊勢湾、(F) 有明海

## アサリの食性解析

サロマ湖、三河湾、伊勢湾、有明海の現地基準及び飼育アサリ標本の消化管内珪藻相分析を行った。各海域内の場所間および時期間では顕著な差異が見られなかったため、各海域内標本をプールして海域間比較を行った (図 11)。生活型 (付着と底生、浮遊性、未特定) に分けたところ、サロマ湖と三河湾では付着性 (A) と底生性 (S) が卓越する一方、伊勢湾と有明海では浮遊性 (P) が卓越した。出現珪藻の種数と多様度について検討したところ、種数、多様性ともに三河湾で最も高く、伊勢湾で最も低い結果が得られた。

表 1 に平成 24 年 4 月分三河湾 (東幡豆) 産アサリの胃内容と環境中の珪藻組成を示した。本調査では、東幡豆産および吉田産のアサリ消化管内容物の珪藻組成は、ともに付着性種が多かった。この結果は Kasim and Mukai (2009) が北海道厚岸湖産のアサリの消化管内容物の珪藻組成を調査した結果と一致する。本研究でも海域や採集時期が異なると浮遊性種が多く検出されることもあったので、摂餌における選択性 (どこに生育している珪藻を食しているか?) に関してはさらに検討する必要があると考える。消化管内容物珪藻のうち、比較的多く観察された種類である

(*Navicula* spp. と *Cocconeis scutellum* var. *scutellum*) は底泥中に多く存したが、海水中からも確認された。これは波浪等で巻き上がった細胞が採集されたと考えられ、アサリ自身もこのような状態にある珪藻を食していると考えられる。一方、本調査で海水中より見いだされた浮遊性種の多くはアサリに摂餌されていない、あるいは摂餌されても少量であった。特に *Chaetoceros* spp. と *Eucampia zodiacus* は顕著であった。*Chaetoceros* spp. は細胞端から長いとげを有し、糸状に連なった群体を形成して浮遊する。*Eucampia zodiacus* は殻が大きく、糸状かつ螺旋状に連なった群体を形成する。この「摂餌しにくさ」はこれらの種類の形態によると考えられる。

## 餌量と産卵数や成長との関係及び流速と摂餌効率との関係

増養殖研究所 (南勢庁舎) において、餌料環境がアサリの生殖巣発達と産卵に及ぼす影響を検討するため、3 段階の餌濃度 (H 区: 8 万、M 区: 1.6 万、L 区: 0.3 万細胞/ml) でアサリを飼育し、産卵誘発刺激に反応した個体の産卵数を測定した。その結果、200 万個以上の産卵が見られた個体の頻度は H 区で 8 割以上、M 区で 5 割、L 区で 4 割強というように餌濃度によって産卵数に差が見られた。また今回の飼育実験では肥満度の増加や到達値が天然条件下で観察される値より低く、これは単一種の餌料珪藻を給餌したためである可能性が考えられた。

北水試が行ったサロマ湖の現場底泥の懸濁水を用いた室内給餌実験において、試験期間中の生残率は 90% 以上で、試験区間で大きな差異はなかった。日間増殻長または日間増重量は、2011

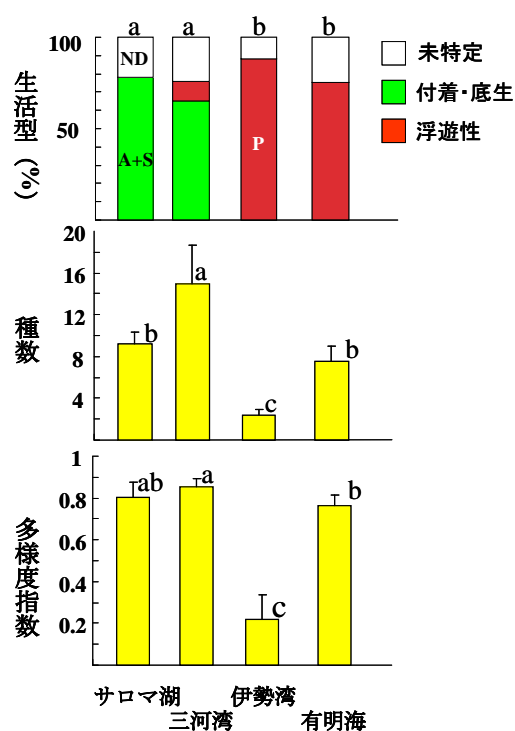


図 11. 4 海域のアサリ消化管内容標本で見られた珪藻の生活型 (上)、種数 (中)、多様度指数 (下)。生活型頻度についてはカイ自乗検定、種数と多様度指数については Kruskal-Wallis 検定を行った。異なるアルファベットが有意差を示す。

年は9月まで、2012年は7月まで試験区のほうが対照区に比べて有意に高かったが、その後は2012年の7~8月の日間増殻長を除き、試験区と対照区の間で有意差は認められなかった(図12、13)。また、底生藻類の巻上げを目的とした装置を用いた野外試験において、アサリの平均殻長の増加量は、3回の測定全てにおいて試験区のほうが対照区に比べて高かった(図14)。ただ、9月以降の成長は対照区のほうが試験区に比べ高いことが窺われた。

表1. 三河湾(東幡豆)産アサリの胃内容と環境中の珪藻

出現種	生育形	胃内容	海水	底泥
中心類				
<i>Anaulus minutus</i>	S	5.8	9.1	5.9
<i>Chaetoceros danicum</i>	P	2.2	3.0	
<i>Chaetoceros didymum</i>	P		6.8	
<i>Chaetoceros</i> spp.: resting spore		1.4	2.3	
<i>Cyclotella atomus</i>	P	1.4		
<i>Ditylum brightwellii</i>	P		4.5	
<i>Eucampia zodiacus</i>	P	1.4	3.8	
<i>Skeletonema costatum</i>	P	1.4	3.0	
<i>Skeletonema</i> sp.	P			
<i>Thalassiosira eccentrica</i>	P			
羽状類(無縦溝)				
<i>Fragilaria</i> sp.	A	10.1	9.9	10.1
<i>Neodelphineis pelagica</i>	P	0.7		2.4
<i>Opephora</i> sp.	S	2.2	1.5	1.8
<i>Tabularia waernii</i>	A		0.7	13.5
羽状類(双縦溝)				
<i>Amphora helenensis</i>	A	1.4	1.5	9.5
<i>Berkeleya rutilans</i>	A		1.5	
<i>Catenula adhaerens</i>	A			3.6
<i>Fragilariopsis</i> sp.	A	0.7		0.6
<i>Gomphonemopsis exigua</i>	A			
<i>Navicula agatkae</i>	S	2.2	0.7	
<i>Navicula agnita</i>	S	5.0		1.2
<i>Navicula salinicola</i>	S	1.4	6.0	17.1
<i>Nitzschia amabilis</i>	S			
<i>Nitzschia perindistincta</i>	S	5.8		3.0
<i>Pseudo-nitzschia pungens</i>	P	9.4	11.5	
羽状類(単縦溝)				
<i>Cocconeis neothumensis</i> var. <i>marina</i>	A	1.4		
<i>Cocconeis scutellum</i> var. <i>scutellum</i>	A			
<i>Planothidium deperditum</i>	A	12.2	3.8	8.3
<i>Planothidium</i> sp.	A			3.0
Others		33.9	30.4	20.0

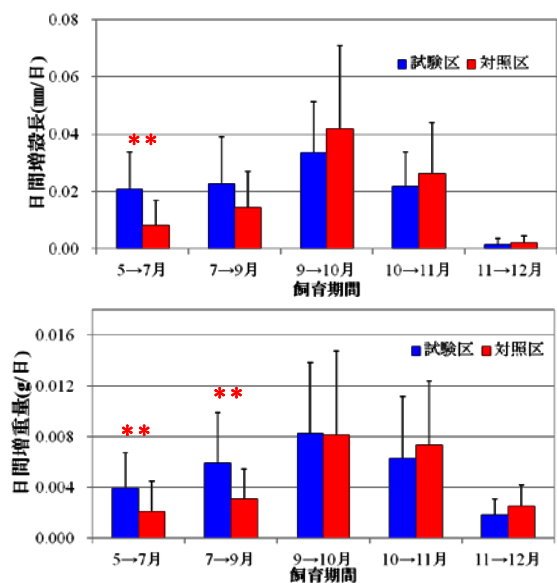


図 12. 2011 年における飼育期間中のアサリの日間増殻長（上）と日間増重量（下）  
縦棒とバーは、平均値と標準偏差を示す。\*\* :  $p < 0.01$  (Mann-Whitney's U-test)

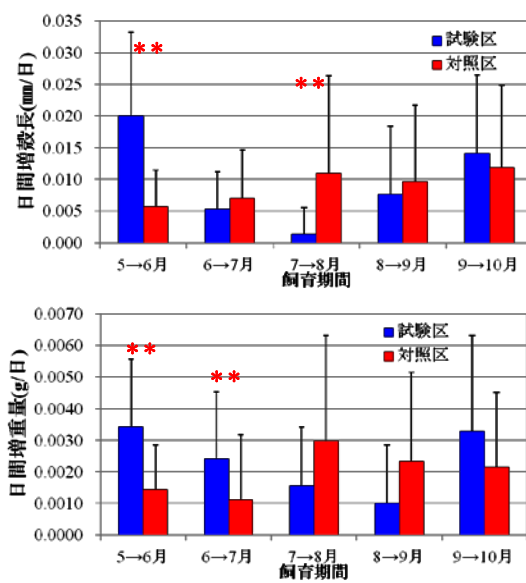


図 13. 2012 年における飼育期間中のアサリの日間増殻長（上）と日間増重量（下）  
縦棒とバーは、平均値と標準偏差を示す。\*\* :  $p < 0.01$ , \* :  $p < 0.05$  (Mann-Whitney's U-test)

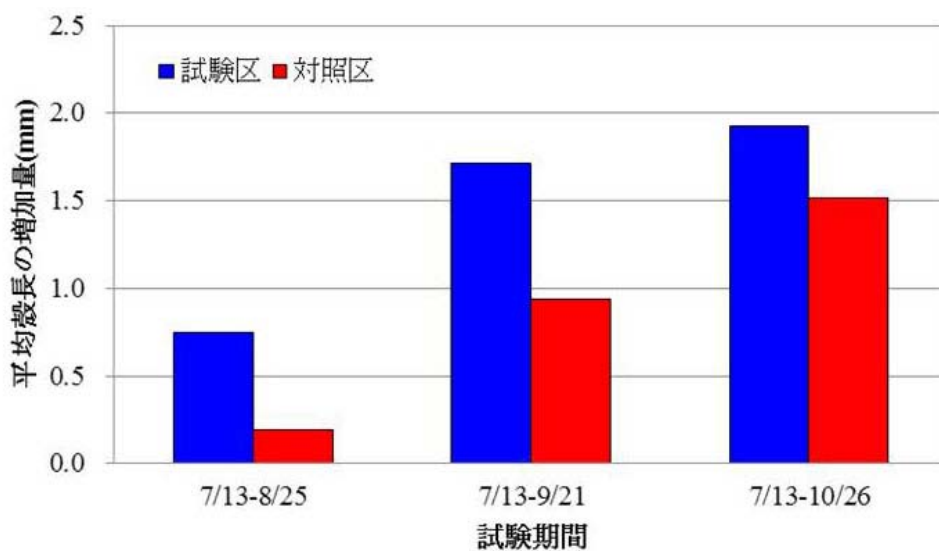


図 14. 試験区別のアサリの平均殻長の増加量

増養殖研究所（横須賀庁舎）で行った流速と摂餌効率との関係についての実験結果を図 15 に示した。アサリ無しの状態では 4 段階の流速 ( $2.6 \pm 0.1 \text{cm/秒}$ 、 $12.5 \pm 0.1 \text{cm/秒}$ 、 $18.7 \pm 0.6 \text{cm/秒}$ 、 $27.7 \pm 0.3 \text{cm/秒}$ ) のうち流速が遅いほうでベントナイト濃度の初期低下が速い傾向が見られ、ベントナイトの沈殿が反映されていると考えられたが、試験終了前 15 分間での最終濃度は 4 段階の流速間で有意差がなかった（クラスカル・ウォリス検定、 $p > 0.08$ ）。アサリを入れた状態（同じ個体を使用）では明らかにアサリが無い状態よりもベントナイト濃度の低下が速く、試験終了前 15 分間での最終濃度は 3 段階の流速間（ $7.9 \pm 0.3 \text{cm/秒}$ 、 $18.8 \pm 0.7 \text{cm/秒}$ 、 $26.8 \pm 0.7 \text{cm/秒}$ ）で有意差が見られ（クラスカル・ウォリス検定、 $p < 0.05$ ）、 $18.8 \pm 0.7 \text{cm}$  で最も低く、 $26.8 \pm 0.7 \text{cm}$  で最も高かった。すなわち、これら 3 段階の流速のうち中程度の流速（ $18.8 \pm 0.7 \text{cm/秒}$ ）で最もアサリの摂餌効率が良く、遅い流速（ $7.9 \pm 0.3 \text{cm/秒}$ ）では効率が減少し、速い流速（ $26.8 \pm 0.7 \text{cm/秒}$ ）では効率が最も低いことを示す。近縁のヨーロッパアサリ（*Ruditapes decussatus*）を用いた研究によると（Sobrala and Widdows, 2000）、 $3 \text{cm/秒}$ の流速で最も取り込み効率が高く、 $17 \text{cm/秒}$ では約 2 割減となり、 $24 \text{cm/秒}$ では半減した。ヨーロッパアサリでは流速が遅いほう（ $0.6\text{-}8 \text{cm/s}$ ）で取り込み効率が高く、アサリでは遅い流速（ $7.9 \pm 0.3 \text{cm/秒}$ ）よりも中程度の流速（ $18.8 \pm 0.7 \text{cm/秒}$ ）で取り込み効率高いという違いがある。類似点としては  $24 \text{cm/秒}$ や  $26.8 \text{cm/秒}$ といった流速を越えると取り込み効率が著しく減少することである。

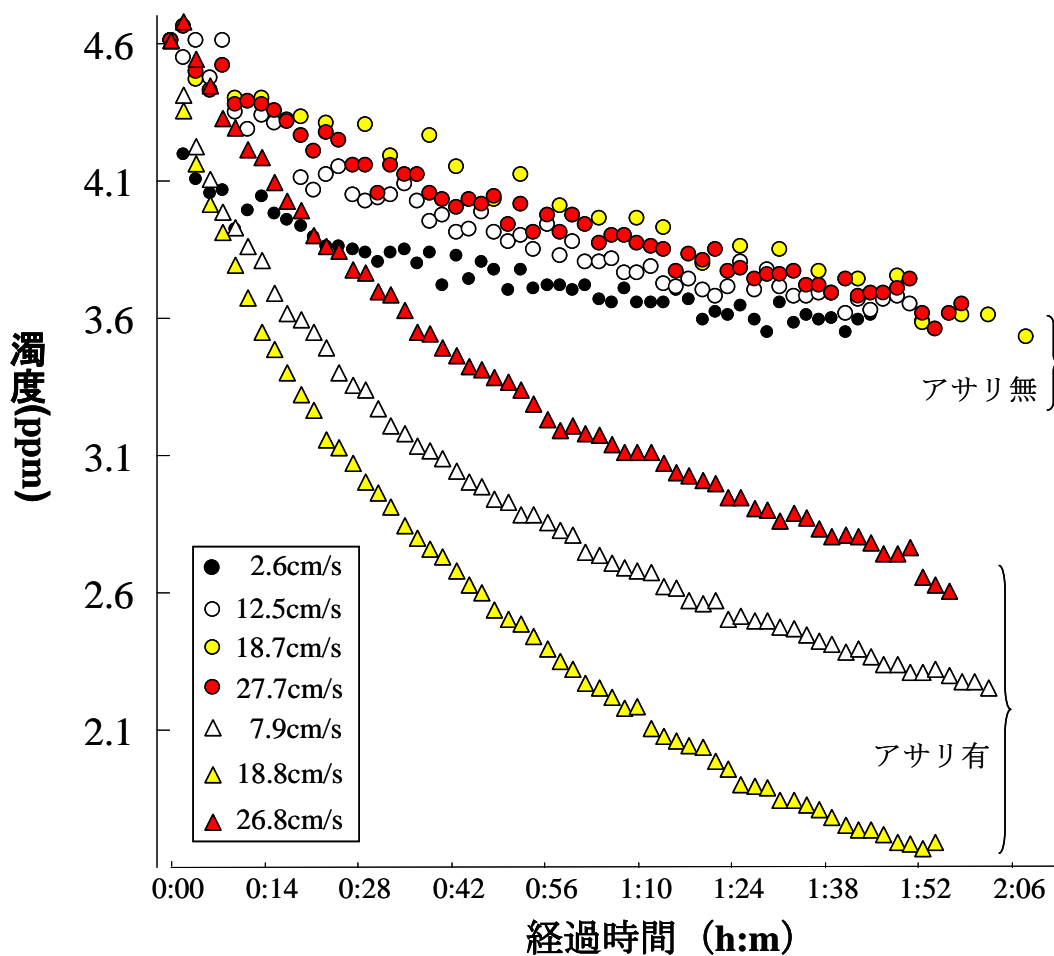


図 15. ベントナイト濃度の低下パターン

### 【考察及び提言】

本事業ではアサリの成長、成熟、産卵に影響する餌量（クロロフィル濃度）と流動環境（潮流速）の相互作用について検討するために、アサリの漁場（あるいは比較的適すると想定される場所）と非漁場（あるいは比較的適さないと想定される場所）で環境調査と飼育試験を行った。さらに、給餌量と産卵量の関係や流速と摂餌効率の関係を把握するための室内実験、及びフィールドにおける餌料環境改善の試みを行った。

給餌量を調整した室内飼育実験の結果からは、給餌量が多いほど肥満度とグリコーゲン含量が高いレベルで維持されること、産卵数が多い個体の割合が高くなることが示され、過去の研究結果と一致する（鳥羽 1989; 鳥羽ほか 1992; 松野ほか 2005）。また殻長ごとの産卵数も過去の研究結果とよく似ていた（鳥羽ら 1992）。流速を調整した粒子取り込み実験からは、 $18.8 \pm 0.7$ cm/秒の流速で取り込み効率が、それよりも遅い流速（ $7.9 \pm 0.3$ cm/秒）や速い流速（ $26.8 \pm 0.7$ cm/秒）に比べ有意に高く、アサリの餌取り込み効率において至適流速が実験室でのデータではあるものの20cm/秒程度であることが示された。今後詳細な実験が必要であるが、今回の結果と近縁のヨーロッパアサリでの結果（Sobrala and Widdows 2000）から推察すると、餌取り込み効率については25cm/秒程度以上の流速環境は好ましくないものと考えられる。

調査現場においてアサリを飼育した期間でのクロロフィル濃度の平均は殆どの場合  $2-8 \mu\text{g/l}$  の範囲にあり、平均で  $10 \mu\text{g/l}$  を越える場所は三河湾の吉田で一時期に見られたただけであった。クロロフィル濃度が低いほうとしては、サロマ湖で調査期間の約半分近くで平均  $2 \mu\text{g/l}$  未満を示し、平均  $3 \mu\text{g/l}$  未満の場合は9割を占めた。厚岸湖でも三分の一の期間で平均  $2 \mu\text{g/l}$  未満を示したが、比較的流れが速いことからクロロフィルフラックスが10以下を示す場合は無かった。サロマ湖は流れも遅い場合が多く、そのためクロロフィルフラックスが10以下を示す場合が殆どであることが特異的であり、サロマ湖のアサリのみが肥満度で20を越えることが無いこととよく符号している。三浦半島の長井地区における飼育実験では流れが速い造成漁場で殻成長が極端に悪かった。一方で同じ程度の流速環境にある厚岸湖では問題無く殻成長が見られたことから、この程度の流速で殻成長は阻害されるわけではなく、垂下飼育による揺れが貝殻成長に影響したものと考えられる。

全ての調査現場においてクロロフィルフラックスとアサリの成長（肥満度と日間増殻長）の間には正の相関が見られる場合が多く、少なくとも逆相関は横須賀の長井漁港と造成漁場の日間増殻長を除いて無かった。横須賀の場合は前述のように流れが速い造成漁場での垂下飼育による揺れが原因と考えられ、揺れをできるだけ軽減できれば成長は補償できよう。あるいは、漁獲物を短期間蓄養することによって産卵だけを期待する方策も考えられる。一方、卵数に関しては北海道以外では明瞭な関係が得られなかった。例えば、三河湾と伊勢湾ではクロロフィル濃度、流速、クロロフィルフラックスのどれを見ても他海域に劣ることはなく、かえって優れているにもかかわらず推定卵数が非常に少なかった。このような極端に少ない卵数については別の要因による可能性がある。本事業で行った室内飼育実験では現場飼育アサリよりもはるかに多い産卵数が観察されている。また、横浜海の公園から横須賀地区に移して垂下飼育した場合には、海の公園の基準標本よりも卵数において優ることが示された。室内飼育実験では産卵を誘発するために水温刺激を与えている。この場合、非常に安定した水温条件での飼育を継続したことにより、アサリが産卵誘発をかけられるまで産卵せずに成熟卵が蓄積していたことが充分考えられる。また、垂下飼育や潮下帯で飼育した場合は常に水中にあるため干潟に比べ水温変動が小さいものと考えられ

る。一方、干潟や浅場では干満の影響によってアサリが経験する温度の変動が大きいのではないかと考えた。そこで、各地での飼育期間における1日間の水温変動と推定卵数との関係について検討した(図16)。温度調整した室内飼育での1日の温度変化幅は $0.5^{\circ}\text{C}$ 以下であり、垂下飼育や潮下帯での飼育では $1.5^{\circ}\text{C}$ 未満であった。一方、潮間帯での温度変化幅は全て $2.0^{\circ}\text{C}$ 以上であり最大で $20^{\circ}\text{C}$ 以上に達する場合もあった。卵数は1日の温度変化幅が $2.0^{\circ}\text{C}$ 以上になると極端に少なくなることが示された。鳥羽・深山(1995)は、産卵期に採取し3日から2週間室内で飼育したアサリ(天然個体)と、1ヶ月から3ヶ月間室内飼育したアサリ(飼育個体)に対して水温刺激による産卵誘発を行ったところ、後者のほうで産卵数の多い個体が多かったことを報告しており、本事業での観察結果と一致する。また、鳥羽・深山(1995)では個体ごとの飼育期間と産卵数の関係が記されていないが、天然個体でも200-300万個以上の産卵が見られているため、数日から2週間の飼育期間でこれだけの卵数が蓄積できるものと予想できる。温度変化による産卵誘発は自然界で実際に起こっているものと考えられ、本事業で調査対象としたクロロフィルフラックスと産卵ポテンシャルとの関係を検討するうえではノイズとなる。しかしながら、自然状態では産卵1回当たりの産卵数は少ないものの、産卵期の間は何回も産卵を繰り返すものと考えられ、栄養状態が良い場合には産卵回数が増えるといったことは十分にあり得ることである。また、室内実験からも栄養状態が良い場合には産卵数が増えることが示されている。さらに、単位重量あたりの卵数は個体のサイズとともに多くなることから、成長が良い場合には結果的に産卵数が増えることになる。

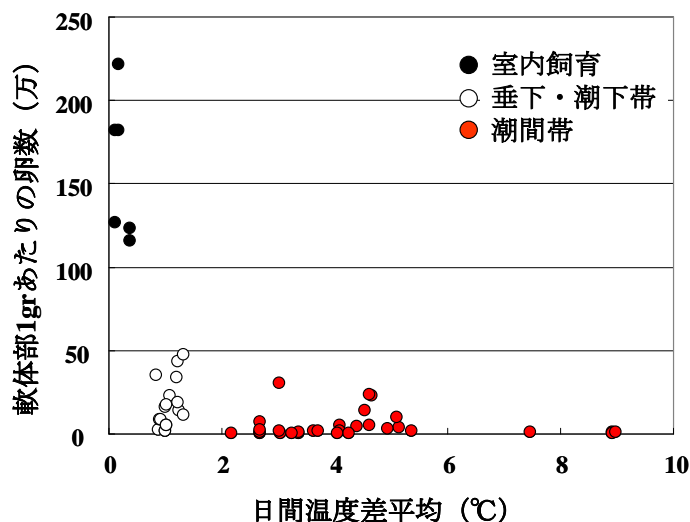


図16. 各調査地での飼育期間における1日間での最高最低温度差の平均とアサリ軟体部1gあたりの卵数  
(温度差 $10^{\circ}\text{C}$ 以上は示していない)

### 母貝場機能向上のための提言

母貝場機能向上のためのイメージを図17に示した。クロロフィルフラックスが低調(10以下)であると判断される場所で、クロロフィル濃度が低い場合( $2\mu\text{g/l}$ 以下)には、底生微細藻類の巻き上げや栄養塩供給、流速が遅い場合には地盤高調整や導流堤設置といった手法の適用が考えられる。一方、流れが強すぎる場合( $25\text{cm/秒}$ 程度以上)には築堤やフェンスといった抑制手法が必要となる。餌量だけでなく珪藻の多様性もアサリの成長と関係することが示唆されたことにより、アマモ場造成や形質の異なる砂れきの導入による基質の複雑化といった手法で珪藻相の多様性向



上を図ることも有意義であろう。大型個体ほど単位重量あたりの産卵数が多くなる結果が得られたことから、現在各地で行われている禁漁区や殻長制限だけでなく、大型母貝を対象とした保護策も重要である。

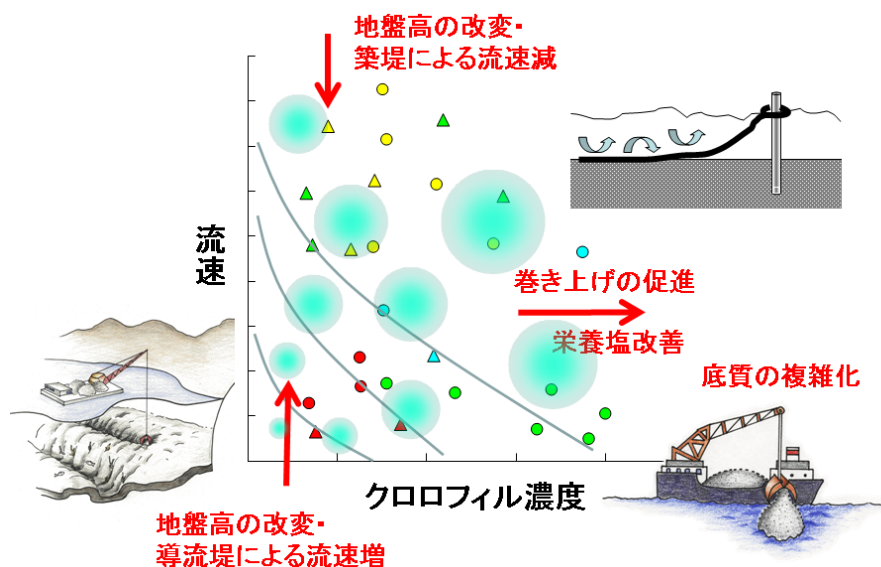


図 17. クロロフィル濃度、流速、クロロフィルフラックスを指標とした母貝場機能向上のためのイメージ

母貝場の新規創出にあたってはクロロフィル濃度、流速そしてクロロフィルフラックスの多寡を判断基準として、未利用海域、潮下帯や垂下飼育が可能な場所の選定を図ることができる。その場合、幼生の輸送を考慮しなければならないことは当然であるが、アサリに限らず多くの海産動物種におけるソースシンクの関係は現在のところシミュレーションに基づく検討が殆どであり、実際のところよくわかっていない場合が多い。しかしながら、東京湾のように広大な面積の干潟・浅場域が埋立によって失われた場所では、現在のアサリ漁場及び生息場間の浮遊幼生による交流が寸断されていることは明らかである。そのため何らかの原因で地域小集団のサイズ

が著しく減少した場合、他地域からの加入による立ち直りに時間がかかることになる。食害や貧酸素対策がクリアできれば潮下帯の有効活用が考えられる。また、未利用空間である水柱を活用するための沖合での垂下飼育技術開発や既存の養殖筏の利用も有効であろう（図 18）。垂直護岸や橋といった人工構造物も垂下飼育を基本とした新規母貝場に利用できる（図 19）。いずれにせよ、干潟・浅場間の交流を効率的に補間するような配置を考慮する必要があるだろう。現実としてそ



図 18. 未利用空間である水柱の利用

のような新規母貝場の設置場所及び設置期間には種々の要因で制限があり、可能な場所で可能な期間行うことになる。具体的には、漁獲したアサリを天然海域に垂下等により短期間蓄養してから出荷することにより、少なくとも1回は産卵させるという方策が現状では有効であろう。漁獲、乾出、温度変化等の刺激により産卵が誘発される可能性も高く、蓄養期間によっては肥満度回復も十分期待できよう。さらに砂抜きもできる点で付加価値も上がるかもしれない。産卵盛期にはほとんどの個体が放卵、放精可能な状態にあるものの、漁獲したアサリを現場で効率的に産卵させる刺激について検討する必要がある。

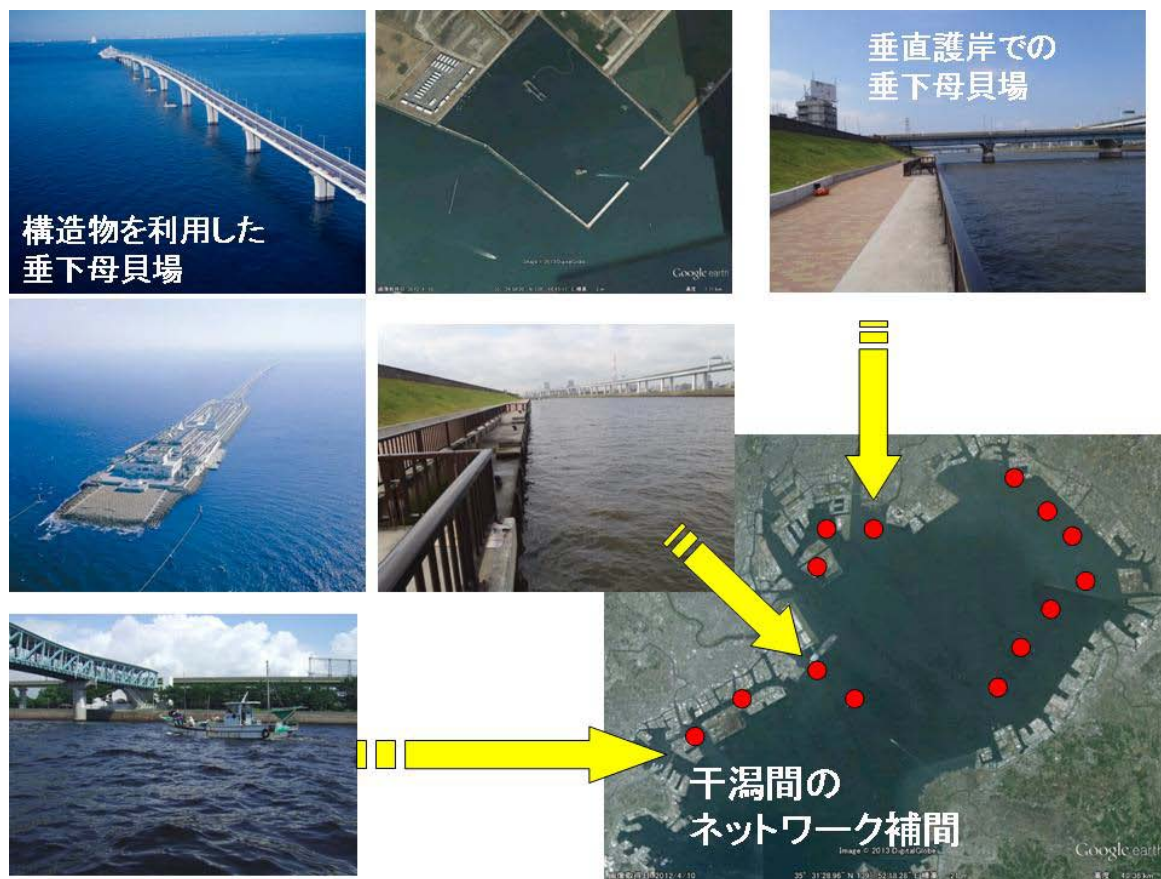


図 19. 幼生ネットワーク補間のための新規母貝場設置イメージ

## 謝辞

本報告は水産庁水産基盤整備調査委託事業によって行った調査・研究結果を要約したものである。調査をすすめるにあたっては厚岸漁業協同組合、サロマ湖養殖漁業協同組合、北海道大学北方生物圏 FSC 厚岸臨海実験所、(株)西村組、長井漁業協同組合、大楠漁業共同組合、公益財団法人横浜市緑の協会海の公園、東幡豆漁業協同組合、吉田漁業協同組合、伊勢湾漁業協同組合からは多大な協力と便宜をはかっていただきました。浜口昌巳博士（水研セ・瀬戸水研）からはアサリ卵黄タンパク質の分析にあたり抗体の提供およびご助言をいただきました。梶ヶ谷義一氏、高橋千枝氏、川島智子氏、浅野恭子氏、青木貴美恵氏には標本処理や分析に多大な協力をいただきました。さらに、千葉県水産総合研究センターの鳥羽光晴博士からは終始助言をいただきました。また、水産庁研究指導課の坂野博之博士からは内容に関して重要なコメントをいただきました。ここに感謝の意を表します。

## 【摘要】

アサリの成長・成熟・産卵といった再生産能力と、クロロフィル濃度と流動環境の積であるクロロフィルフラックスを評価し、成熟・産卵に対する制限要因の特定と成熟・産卵を確保できる基準を策定することを目的とした。室内飼育個体と比較して、自然環境下のアサリで特に水温変動の大きい環境に曝されている場合には産卵1回あたりの産卵数は少ないものの、短期間で繰り返し産卵するものと考えられた。サロマ湖と厚岸湖ではクロロフィルフラックスとアサリの成長・成熟形質（肥満度、増殻長、平均卵数、最大卵数）との間で明瞭な関係が見られ、クロロフィルフラックスが大きい場所で全ての形質が有意に大きい値を示した。サロマ湖と厚岸湖以外でのクロロフィルフラックスの多寡と成長・成熟間の関係は明瞭ではなかったが、クロロフィルフラックスが大きくともクロロフィル濃度が $2\mu\text{g/l}$ 以下の場合には成長・成熟に負の効果が見られる場合が多かった。クロロフィルフラックスが10以下になる場合が多いサロマ湖では肥満度と増殻長において他海域より劣っていた。すなわちアサリの良好な成長・成熟にはクロロフィルフラックスが10以上の環境が望ましいが、クロロフィル濃度が $2\mu\text{g/l}$ 以上必要となる。一方、珪藻種の多様性もアサリの成長に関与していることが示された。室内実験により、餌量と産卵数が強く関係していること、 $8\text{cm/秒}$ や $27\text{cm/秒}$ よりも $18\text{cm/秒}$ の流速でアサリは粒子を効率良く摂取することが示された。

既存の母貝場でクロロフィルフラックスが低調であると判断される場所で、クロロフィル濃度が低い場合には、底生微細藻類の巻き上げや栄養塩供給、流速が遅い場合には地盤高調整や導流堤設置といった手法の適用が考えられる。一方、流速が強すぎる場合には抑制手法が必要となる。また、珪藻相の多様性向上にはアマモ場造成や形質の異なる砂泥の導入による基質の複雑化も応用可能である。母貝場の新規創出にあたってはクロロフィルフラックスの多寡や幼生の輸送を判断基準として、潮下帯や垂下飼育が可能な場所の選定を図ることが重要である。

## 【引用文献】

- 浜口昌巳・薄 浩則, 2006: アサリの性の変異による影響実態の解明. 環境ホルモン—水産生物に対する影響実態と作用機構—, 恒星社厚生閣, 東京, 103-111.
- Kasim, M. and H. Mukai, 2009: Food sources of the oyster (*Crassostrea gigas*) and the clam (*Ruditapes philippinarum*) in the Akkeshi-ko estuary. *Plankton and Benthos Research*, 4, 104-114.
- 松野 進・多賀 茂・和西昭仁・河村和寛, 2005: 異なる餌料を投与した浅蜆の産卵と摂餌. *Bulletin of Yamaguchi Prefectural Fisheries Research Center*, 3, 105-109.
- 長田敬五・南雲 保, 2001: 珪藻研究入門. 日本歯科大学紀要, 30, 131-141.
- 南雲 保, 1995: 簡単で安全な珪藻被殻の洗浄法. *Diatom*, 10, 88.
- Sobrala, P. and J. Widdows, 2000: Effects of increasing current velocity, turbidity and particle size selection on the feeding activity and scope for growth of *Ruditapes decussatus* from Ria Formosa, southern Portugal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 245, 111-125.
- 鳥羽光晴, 1989: アサリの水槽飼育での性成熟過程における摂餌量の重要性. *水産増殖*, 37, 63-69.
- 鳥羽光晴・夏目 洋・山川 紘, 1992: 東京湾産アサリの成熟と産卵に関する二、三の知見. *水産工学*, 29, 47-53.
- 鳥羽光晴・深山義文, 1995: アサリ人工産卵における産卵量および卵径と、卵・幼生の生き残りの関係. *水産増殖*, 43, 315-321.



## 横浜市海の公園における水質浄化機能の推定

秋元清治\*<sup>1</sup>・小山利郎\*<sup>2</sup>・岡靖一郎\*<sup>2</sup>・小海茉莉絵\*<sup>2</sup>  
小関祥子\*<sup>2</sup>・橋口晴穂\*<sup>2</sup>・加藤健太\*<sup>3</sup>

Estimation of Nitrogen Removal from Tidal flats and Shallow Sea  
at the artificial beach “Umi no kouen” in Yokohama City  
Seiji AKIMOTO, Toshiro KOYAMA, Seiichiro OKA, Marie KOKAI,  
Shoko OZEKI, Seiho HASHIGUCHI, Kenta KATO

- \*<sup>1</sup> 神奈川県水産技術センター 〒238-0237 三浦市三崎町城ヶ島養老子  
akimoto.b550@pref.kanagawa.jp  
Kanagawa Prefectural Fisheries Technology Center, Jogashima, Misaki, Miura, Kanagawa 238-0237,  
Japan
- \*<sup>2</sup> 株式会社日本海洋生物研究所 〒142-0042 東京都品川区豊町4丁目3番16号  
Marine Biological Research Institute of Japan Co. Ltd. Yutaka-cho, Shinagawa-ku, Tokyo, 142-0042,  
Japan
- \*<sup>3</sup> 神奈川県環境農政局水・緑部水産課  
Fisheries Division, Kanagawa Prefectural Government. 1 Nihon-odori, Naka, Yokohama, Kanagawa  
231-8588, Japan

### 緒言

全国的に干潟は沿岸域の埋め立て等で大きく減少している。環境省の調査によると1945年に82,621haあった全国の干潟は1996年には49,380haと約41%が減少している。中でも沿岸域の埋め立てが顕著であった東京湾では1945年に9,449haあった干潟は1996年には1,734haとなり、約82%の干潟が消滅している(環境省HP)。

かつて、東京湾の神奈川県側にも多摩川の河口域を中心として広大な干潟が存在したが、そのほとんどは埋め立てにより消滅し、現在、横浜市以北に存在する干潟としては、多摩川河口干潟の15ha、横浜市金沢区の海の公園(以下、海の公園と称す)と隣接する野島海岸の20ha(環境省1994)、人工海浜として造成された川崎市東扇島東公園の約2haの3箇所(計37ha)にすぎず、上空から東京内湾の神奈川県側を俯瞰した場合、干潟はほとんど点のような存在となっている。

これら大都市に残された貴重な干潟は水生生物の生育、生息場として重要な役割を果たしている。例えば、海の公園(図1)は海岸延長線がわずか約750mの狭隘な人工海岸であるが、アサリが高密度に生息し、例年、春先を中心として約30万人の潮干狩り客が訪れている。また、NPO、市民団体、自治体の活動により同人工海岸に再生されたアマモ場では、マコガレイ、イシガレイ、アイナメ、メバル、スズキなどの水産有用種の稚魚が

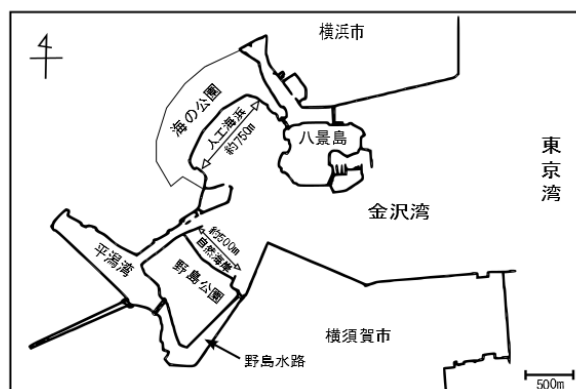


図1 横浜市海の公園

確認されている(金沢八景—東京湾アマモ場再生会議 2008)。さらに、同公園は市民の憩いの場としても貴重であり、年間約 200 万人の市民が潮干狩り、ウィンドサーフィン、バーベキュー、イベント等で訪れ、これによる便益は 91.7 億円に及ぶとされる(鈴木・磯辺 2007)。また、干潟には水質浄化機能があり、東京内湾のように水質汚濁が進行しやすい閉鎖性海域では特にその機能が期待される場所であるが、海の公園をはじめとして、これまで東京内湾の天然干潟や人工海岸の水質浄化機能を評価した事例は少ない。

本研究は海の公園の人工海浜の水質浄化機能を評価する一環として、人工海浜に生息する底生生物(マクロベントス)群集の有機懸濁物除去速度について検討した。

## 材料と方法

### 底生生物の採集

海の公園の人工海浜に、汀線と垂直に 5 測線(L1~L5)を設け、L1, L3, L5 では水深 D.L. +90 ~ -180cm の範囲に、L2, L4 では D.L. +30 ~ -30cm の範囲に 30cm 間隔に、計 36 の採集点を設定した(図 2)。徒歩あるいはスキューバ潜水により、各採集点で 30cm×30cm の方形枠内(深さ 20cm)の底泥を採取した。採取泥を 1mm 目のメッシュで洗浄し、篩上に残る底生生物を 10%

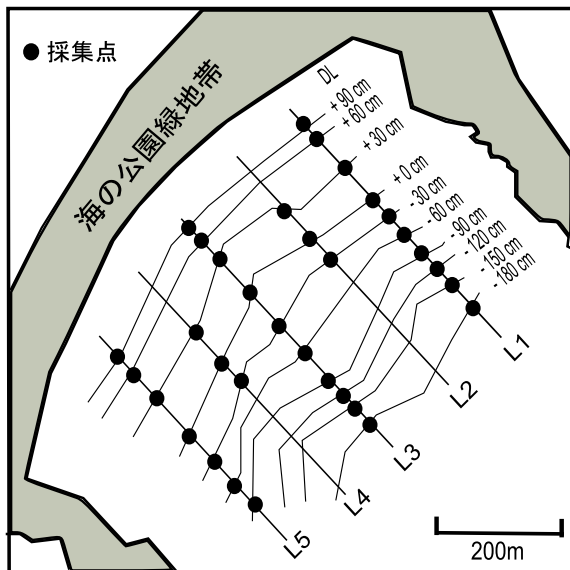


図 2 底生生物採集点

中性ホルマリンで固定した後、実験室で種の同定、個体数の計数、湿重量の測定を行った。底生生物の採集は 2010 年 4 月~2011 年 3 月までの期間、原則月 1 回(4 月と 5 月は 2 回の計 14 回)実施した。

### 有機懸濁物除去速度の算出方法

Fauchald and Jumars(1979)、林(1997)、鈴木ら(1998)を参考とし、採集した底生生物を懸濁物食者、表層堆積物食者、下層堆積物食者、肉食者、植食者、腐肉食者及び食性不明に区分した。底生生物の湿重量から、鈴木ら(2000)の手法を用いて、窒素量に換算し、次式により有機懸濁物除去速度を算出した。

$$\begin{aligned} \text{PONrm} &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex}) + \text{SFfd} \times \text{Ex} \times (1 - \text{Rs}) \\ &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex} \times \text{Rs}) \end{aligned}$$

$$\text{SFfd} = (\text{SFst} \times \text{PBsf}) / \text{FDsf} / 365$$

$$\text{SDFfd} = (\text{SDFst} \times \text{PBsdf} \times (1 - \text{CP})) / \text{FDsdf} / 365$$

$$\text{Rs} = (\text{SFfd} \times \text{Ex} - \text{SDFfd}) / (\text{SFfd} \times \text{Ex})$$

$$\text{CP} = \text{Chl} - a / (\text{Chl} - a + \text{Pheo})$$

PONrm: 有機懸濁物除去速度  
( $\text{mgN}/\text{m}^2$ ) / day

SFfd: 懸濁物食者による有機濁物摂取速度  
( $\text{mgN}/\text{m}^2$ ) / day

Ex: 懸濁物食者の糞・偽糞排泄率

SFst: 懸濁物食者の現存量 ( $\text{mgN}/\text{m}^2$ )

PBsf: 懸濁物食者の P/B 比

FDsf: 懸濁物食者の転換効率

SDFfd: 表層堆積物食者による糞・偽糞摂取速度  
( $\text{mgN}/\text{m}^2$ ) / day

SDFst: 表層堆積物食者の現存量 ( $\text{mgN}/\text{m}^2$ )

PBsdf: 表層堆積物食者の P/B 比

FDsdf: 表層堆積物食者の転換効率

CP: 表層堆積物食者が摂取する付着珪藻の割合

Rs: 糞・偽糞の再懸濁率

算出にあたっては懸濁物食者と表層堆積物食者の回転率(P/B比)をそれぞれ 2.5 と 3.0、糞・偽糞排泄率を 0.55、餌料転換効率を 0.15 とした。

また、水深別に算出された単位面積あたりの有機懸濁物除去速度に GIS（地理情報システム）から求めた水深（地盤高）別の面積を乗じ、海の公園全域における有機懸濁物除去速度を算出した。

## 結果

### 出現種数

調査日別の底生生物の種類数を図 3 に示す。調査期間中に延べ 207 種の生物種が出現した。内訳は環形動物が 89 種（43.0%）、軟体動物が 44 種（21.3%）、節足動物が 48 種（23.2%）、その他が 26 種（12.6%）であった。季節別の出現数は春～初夏（4～6 月）に 90 種以上と多く、その後、夏～秋（7～11 月）にかけて 60 種程度に減少し、その後、冬～早春（12～翌 3 月）にかけて 70～80 種まで再び増加した（図 3）。

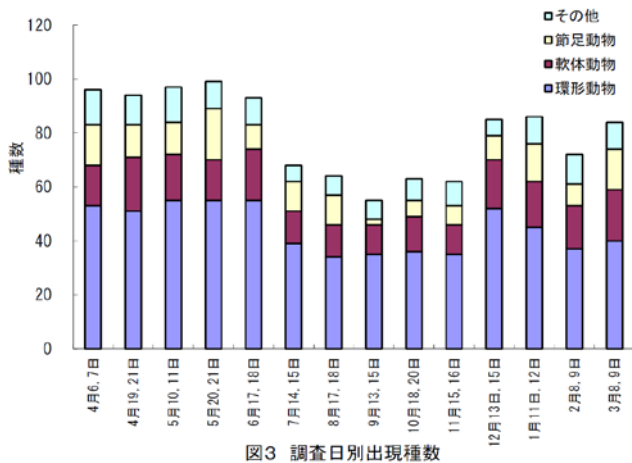


図3 調査日別出現種数

### 個体数密度

底生生物の調査日別の個体数密度を図 4 に示す。個体数密度は最高が 1 月の 3,493 個体/ m<sup>2</sup>、最低は 4 月 19、21 日の 1,026 個体/ m<sup>2</sup>であった。このような個体数密度の増減は最も多く出現した軟体動物の出現量に大きく左右されていた。全調査日の平均は 1,938 個体/ m<sup>2</sup>で、内訳は環形動物が 733 個体/ m<sup>2</sup>（37.8%）、軟体動物が 1,062 個体/ m<sup>2</sup>（54.8%）、節足動物が 34 個体/ m<sup>2</sup>（1.8%）、その他が 109 個体/ m<sup>2</sup>（5.6%）で、軟体動物及び環形動物の占める割合が大きかった。種別の個体数密度（調査日の平均値）ではアサリ 515 個体/ m<sup>2</sup>

（26.6%）、ホトトギス 495 個体/ m<sup>2</sup>（25.5%）の二枚貝が多く、これにドロオニスピオ 106 個体/ m<sup>2</sup>（5.5%）、コケゴカイ 90 個体/ m<sup>2</sup>（4.6%）、ツツオオフェリア 69 個体/ m<sup>2</sup>（3.6%）の環形動物が続いた。

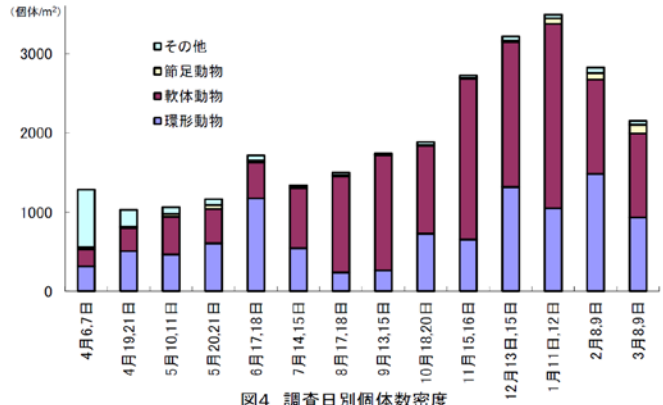


図4 調査日別個体数密度

### 湿重量

底生生物の調査日別の湿重量を図 5 に示す。全調査日の平均は 721.3g/m<sup>2</sup>で、内訳は環形動物が 15.9g/m<sup>2</sup>（2.2%）、軟体動物が 668.4g/m<sup>2</sup>（92.7%）、節足動物が 0.55g/m<sup>2</sup>（0.1%）、その他が 36.5g/m<sup>2</sup>（5.1%）で、ほとんど軟体動物が占めた。種別の湿重量（調査日の平均値）はアサリが 455.6g/m<sup>2</sup>（63.2%）、ホトトギス 168.2g/m<sup>2</sup>（23.3%）、ツメタガイ 19.8g/m<sup>2</sup>（2.7%）、モミジガイ 18.8g/m<sup>2</sup>（2.6%）、アラムシロガイ 6.6g/m<sup>2</sup>（0.9%）の順に多く、特にアサリとホトトギスガイの 2 種で 86.5% と大きな割合を占めた。季節的には湿重量は潮干狩りによりアサリが採集される春～夏（4～8 月）に低水準となり、潮干狩り客がいなくなる秋～冬（9～11 月）にかけて増加した後、3 月まで高い水準を維持した。

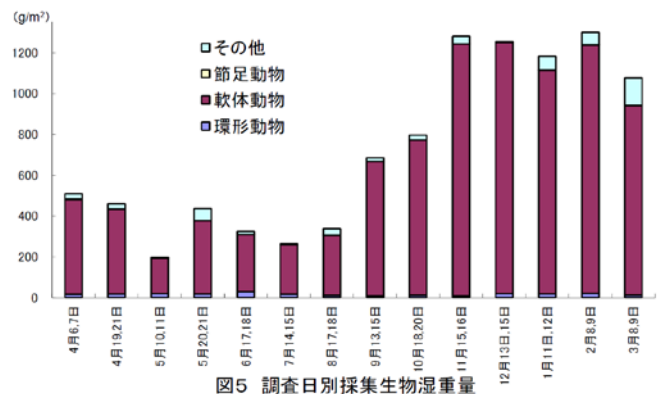


図5 調査日別採集生物湿重量

### 海の公園全域の有機懸濁物除去速度

各調査日の水深別の有機懸濁物除去速度と各水深(地盤高)面積から求めた調査海域(D.L.+90~-180cm、延べ面積254,133m<sup>2</sup>)の有機懸濁物除去速度をアサリ由来によるものとそれ以外に分けて図6に示す。

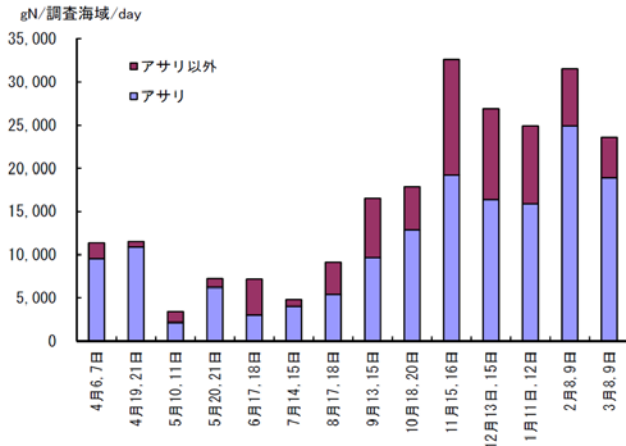


図6 調査日別有機懸濁物除去速度

有機懸濁物除去速度は湿重量と同じく、春~夏(4~8月)には3,416~11,547gN/調査海域/dayと低水準だが、秋~冬にかけて30,000gN/調査海域/day程度に増加した後、3月まで23,000gN/調査海域/day以上の高い水準を維持した。

アサリによる懸濁物除去速度は全体の41.7%(6月)~94.4%(4月19, 21日)で、調査日平均では70.4%と大きな比率を占めた。また、秋から冬にかけてはホトトギスガイの増加などアサリ以外の生物による懸濁物除去速度も高まる傾向が見られた。図6に示した各調査日の有機懸濁物除去速度(4月、5月は2回の調査の平均値を用いた)に各月の日数を乗じて求めた年間の調査海域の有機懸濁物除去速度は6.4tN/年と試算された。

図7にアサリの水深別分布密度(全調査日平均)を示す。有機懸濁物除去の主役となっているアサリは稚貝、成貝とも深い場所では少なく、D.L.+30~-30cmの水深帯に約88%が集中していた。

図8に水深別有機懸濁物除去速度(全調査日平均)を示す。水深別の有機懸濁物除去速度はアサリが多いやや浅い水深帯(D.L.+30~-30cm)で

78~110mgN/m<sup>2</sup>/dayと大きく、深めの水深帯(D.L.-90~-180cm)は、アサリの密度が低く(図7)、除去速度は39~57mgN/m<sup>2</sup>/dayと浅い水深(D.L.+30~-30cm)の約半分の水準であった(図8)。

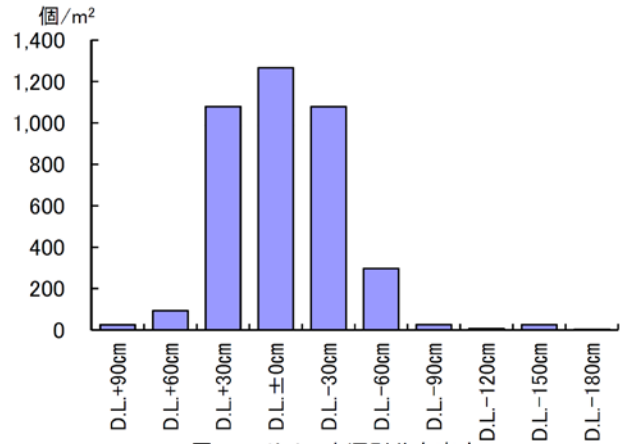


図7 アサリの水深別分布密度

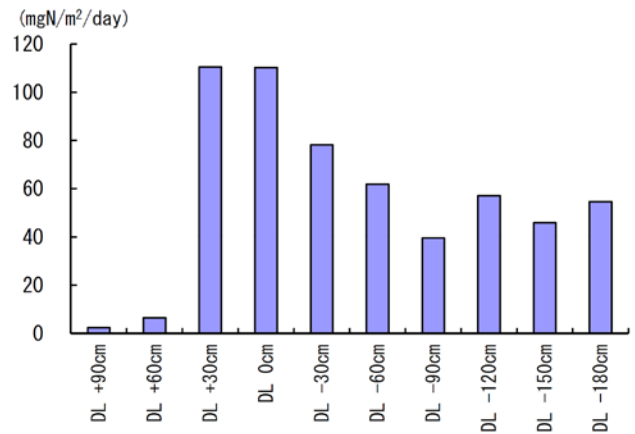


図8 水深別有機懸濁物除去速度

### 考察

海の公園は1978~1979年度の養浜工事を経て造成された面積約70haの公園である。今回の調査海域は水深D.L.+90~-180cmの面積254,133m<sup>2</sup>の海域であり、D.L.+90cm以浅及びD.L.-180cm以深(造成地の水深はD.L.-300cmに及ぶ)の海域の水質浄化機能を含んでいない点に留意する必要があるが、図2に示すとおり調査した水深帯は海の公園の人工海浜の主要部を占めていると言える。本研究において調査海域の年間



の有機懸濁物除去速度は  $6.4\text{tN}/\text{年}$  と試算された。その機能の約 7 割はアサリによるものであり、海の公園の水質浄化に果たすアサリの重要性が示された。現在、海の公園には漁業権が設定されておらず、アサリはもっぱら潮干狩りによって利用されている。前述のとおり、同公園には 3~5 月の潮干狩りシーズンになると約 30 万人の市民が訪れ、殻長 2cm 以上のアサリはほとんど採り尽くされてしまう（神奈川県 2011）。このため、この時期の公園の有機懸濁物除去速度は低い水準となる（図 6）。一方、9~翌 2 月には潮干狩り客がほとんどいなくなるため、前年の秋あるいは春季に加入したアサリ個体群が順調に成長し、現存量は増大する。また、同海岸は冬季でも高波浪に見舞われることのない静穏な環境であり（前田・佐々木 2008）、東京湾のアサリ漁場で時おり見られる冬季の減耗も見られないことから、秋から早春にかけては高い有機懸濁物除去速度を示すと考えられる（図 6）。上述のとおり潮干狩りによるアサリ採集は、同人工海域の有機懸濁物除去速度に大きな影響を与えているが、一方でアサリに含まれる有機物を直接系外に取り除くという役割を担っている。例えば 2010 年度の場合、海の公園における潮干狩りによるアサリ採集量は  $447\text{t}$  と推定されているが（神奈川県 2011）、これによる窒素除去量は、アサリ湿重量あたりの窒素量  $0.0045\text{gN}/\text{g wet}$ （鈴木ら 2000）から換算すると  $2.01\text{tN}/\text{年}$  と試算される。

年間の有機懸濁物除去速度  $6.4\text{tN}/\text{調査海域}/\text{年}$  を調査海域面積 ( $254,133\text{m}^2$ ) 及び年間 365 日で除した  $1\text{m}^2 \cdot 1\text{日}$  あたりの有機懸濁物除去速度は  $69.1\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$  となる。これは三河湾一色干潟の有機懸濁物除去速度  $98.8\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ （青山ら 1996）、三河湾豊川河口干潟  $140.9\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ （風間ら 2006）に比べると小さい値であるが、愛知県の干潟区域の水深別データ（造成干潟数地区の平均値：D.L. + 0m で  $46.4\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ 、D.L. -1.5m で  $75.5\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ 、D.L. -3m で  $422.9\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ ）と比較すると、海の公園の有機懸濁物除去速度は D.L. -1.5m の

水深帯では低いが、アサリが多かった水深 0m 付近では高かった（図 8）。干潟の有機懸濁物除去速度は、調査時期、調査方法はもとより、その地区の干潟構造、生息種、生息量によって異なるため、その値を単純に比較するには注意が必要だが、アサリが濃密に分布する D.L. -30~+30cm の水深帯の有機懸濁物除去速度が大きいという点は、海の公園の水質浄化機能の 1 つの特徴と言えるであろう。

本調査海域におけるアサリ分布密度は時期や採集地点により異なったが、最大は 10 月の  $5,182\text{個体}/\text{m}^2$ （10 月の L4 の採集点）、D.L. -30~+30cm の平均は  $1,063\text{個体}/\text{m}^2$  であった。これは、（青木ら 2011）が調査した東京内湾の（6 人工海岸 + 5 自然干潟）における潮間帯のアサリの分布密度（最大  $3,293\text{個体}/\text{m}^2$ 、平均  $398\text{個体}/\text{m}^2$ ）と比較して高い水準にあり、東京内湾の天然干潟や人工海岸の中でも、海の公園のアサリの生産性は高く、単位面積あたりの有機懸濁物除去速度は大きいと考えられた。一方、アサリなどの二枚貝は水域環境の変化等によって資源量が大きく変動することが知られている。海の公園の場合も、潮干狩り最盛期（4~5 月）のアサリ採捕量は、約  $120\text{t}$ （水産庁 2001）、約  $62\text{t}$ （村井ら 2008）、 $222\text{t}$ （神奈川県 2011）などと調査年によって大きく異なっており、その水質浄化機能は当該年のアサリの生息量により大きく変化すると考えられる。このことから海の公園の水質浄化機能を維持していくためには、アサリの生息に適した水域環境を保全していくことが重要となる。例えば、富栄養化海域である海の公園はアナアオサなどの大型海藻が繁茂しやすく、その断片が干潟に堆積し、底生生物の生息場所への酸素供給を阻害している（青木ら 2011）。現在も公園管理者は海岸保全の観点からアオサの除去を適宜実施しているが、生物の生息環境を保全する観点からもこのような順応的管理を適切に行っていくことが重要である。

海の公園が造成された海域は造成計画前から潮干狩りの名所であり、公園を造成するにあたっては、アサリなど海産生物の生息の場としての自然

を甦らせることが第一目標とされていた(田中ら 1981)。幸い、造成後の公園にはアサリが高密度に生息し、再生アマモ場には多様な生物が生息するなど、生態系サービスという点では最も成功した人工干潟と言える(青木 2011)。今後、同公園の高いアサリ生産性を支えている環境要因が解明され、その知見が他地区の干潟や人工海浜の造成に応用されることが望まれる。

### 謝辞

本研究は、アサリ等による漁場浄化機能調査事業(平成 22 年度緊急雇用基金事業)により実施したものである。横浜市環境創造局公園緑地部南部公園緑地事務所、公益財団法人横浜市緑の協会の皆様には調査にあたり、ご協力いただきました。ここに記して、心から感謝申し上げます。

### 引用文献

- 青木茂・柳井健・水野佑亮・岡本研・日野明徳, 2011: 東京湾内湾における人工および天然干潟の二枚貝相とその生態サービス, 日本水産学会誌, 77, 606-615.
- 青山裕晃・今尾和正・鈴木輝明, 1996: 干潟域の水質浄化機能—一色干潟を例にして—, 月刊海洋, 28, 178-188.
- Fauchald, K and P. A. Jumars, 1979: The diet of Worms: A study of polychaete feeding guilds, *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 17, 193-284.
- 林勇夫, 1997: 多毛類生物学の最近の進歩 23—多毛類の摂食生態(1), 海洋と生物, 19(5), 442-446.
- 神奈川県, 2011: アサリ等による漁場浄化機能調査事業報告書.
- 金沢八景—東京湾アマモ場再生会議, 2008: アマモ場再生による海辺のまちづくり, [http://www.japanriver.or.jp/taisyo/oubo\\_jyusyou/jyusyou\\_katudou/no10/no10\\_pdf/amamoba.pdf](http://www.japanriver.or.jp/taisyo/oubo_jyusyou/jyusyou_katudou/no10/no10_pdf/amamoba.pdf), アクセス日: 013.04.18.
- 環境省 HP: 干潟・藻場・サンゴの減少, [www.env.go.jp/nature/koen\\_umi/umi02\\_3.pdf](http://www.env.go.jp/nature/koen_umi/umi02_3.pdf), アクセス日: 2013.04.23.
- 環境庁, 1994: 第4回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書(干潟・藻場・サンゴ礁調査)
- 風間崇宏・中田喜三郎・田辺義夫・長谷川雅弘・大島巖・長倉敏郎, 2006: 浚渫砂を用いて造成した干潟・浅場による沿岸海域環境への効果とその課題について, 海洋開発論文集, 22, 607-612.
- 前田周作・佐々木淳, 2008: アサリと有機物分解速度に着目した干潟・浅場環境の比較評価手法の開発, 海洋工学論文集, 55, 1156-1160.
- 村井基彦・藤原奨・山中亮一・井上善行, 2008: マルチエージェントモデルによる潮干狩り行動の数値シミュレーションに関する研究, 日本船舶海洋工学会論文集, 8, 1-8.
- 水産庁, 2001: 平成 12 年度漁場環境修復推進調査報告書.
- 鈴木覚・磯部雅彦, 2007: 東京湾における生態系サービスの経済的な価値について, 海洋開発論文集, 23, 273-278.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正, 1998: 底層の貧酸素化が内湾浅海底生生物群集の変化に及ぼす影響, 海の研究, 7(4), 223-236.
- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾徹・今尾和正, 2000: マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海部における事例研究—, 水産海洋研究, 64(2), 85-93.
- 田中常義・宇多高明・笠原実・伊藤広, 1981: 人工海浜の建設と施工後の追跡調査, 第 25 回水利講演会論文集, 521-526.

## 中川河口域におけるウナギの分布状況と生息環境

山本敏博・黒木洋明・張 成年（水研セ増養殖研）・児玉真史（水研セ中央水研）

**東京湾におけるウナギ漁業** ウナギ (*Anguilla japonica*) は日本、韓国、中国、台湾の沿岸から河川・湖沼に広く分布し、その資源は有史以前より各地・各水面で漁獲対象となっていた。少なくとも江戸時代から戦前にかけての東京湾は、日本の内湾を象徴する河川河口域やそれに続く干潟が広がる内湾環境（海面）を有しており、そこでは伝統的ウナギ漁が行われて来た。東京湾の海面におけるウナギの漁獲量は、1940年に400トンを超えたが、現在は湾奥の中川河口域において僅かに鰻筒漁が行われる程度でその年間漁獲量は1トンに満たない状況にある。

**ウナギ資源研究における課題と中川河口域における調査目的** ウナギは任意交配を行う遺伝的単一集団とされ、国際的に連携して資源研究と資源管理に取り組む必要がある。近年、シラスウナギとして沿岸へ加入してから産卵のため降海するまでの間を海面で過ごす「海ウナギ」の存在が示唆され、その再生産への貢献度が高いことが指摘された。しかし、海ウナギの生息状況に関する情報は少なく、海ウナギの保全・管理を行うための保全生態研究が必要である。本研究では保全生態学的観点から、中川河口域においてウナギとその生息環境を調査することによって、ウナギの好適生息環境を明らかにすることを目的とした。なお、本発表では成果の一部を報告する。

**方法** 2012年6月と8月に中川河口域の3定点 (St. N3-N1: 上流→下流) において鰻筒を用いたウナギの漁獲調査と、環境調査を実施した。鰻筒漁で採集したウナギは氷冷して持ち帰り、なるべく当日中に以下の処理を行った。ウナギは麻酔後、全長、体重、生殖線重量を測定し、発育段階を判定した。生殖線は10%フォルマリンで固定し、定法に従って切片を作成して雌雄判別を行った。また、筋肉を切り出し、窒素、炭素安定同位体比測定に供した。環境調査では各定点において多項目水質計を用いて、10cm深度毎に溶存酸素(DO)、塩

分等を測定した。また、採泥器を用いて底泥と底生生物を採集すると共に、ソリネットを用いて小型魚類等を採集した。採集した底生生物と小型魚類等のウナギの餌生物は、できる限り種査定を行い、その筋肉（軟体部）は底泥に含まれる泥中有機物(SOM)と共に窒素、炭素安定同位体比測定に供した。2012年8月には追加的に中川河口域から羽田沖にかけての南北ライン上に4km間隔で4定点 (St. B1-B4: 北→南) を設け、多項目水質計を用いて10cm深度毎にDO、塩分等を測定し、採泥器を用いてSOM標本を採集した。また、2012年8月に羽田沖定点 (St. B4) 近傍において小型底曳網で採集された有用水産魚類と頭足類の種査定を行うと共に、その筋肉（軟体部）はSt. B1-B4のSOMと共に窒素、炭素安定同位体比測定に供した。

**結果** 2012年6月と8月に中川河口域で採集されたウナギは124個体でその全長範囲は365-820mmにあった。全個体が黄ウナギであり、雌であった。また、中川の上流の定点ほど大型個体が採集される傾向にあった。中川河口域における干潮時の塩分は、St. N1: 7.2-6.5psu, St. N2: 1.0-1.1psu, St. N3: 0.8であり、水深による変化がほとんど認められなかった。St. B1-B4の塩分は南下するにしたがって徐々に高くなる傾向にあった (ex. 表層: St. B1: 8.9psu-St. B4: 25.8psu)。また、St. B3, B4の水深12m以深ではDOが0mg/Lと無酸素状態にあった。中川河口域 (St. N1-N3) ではDOが3.4mg/L以上でDOがウナギの生息を限定する要因にならないと考えられた。窒素、炭素安定同位体比分析の結果、中川河口域のウナギは河川由来の、また羽田沖の有用水産魚類であるカレイ類、ハゼ類、イカ類は海域由来の食物連鎖網に属していた。

**今後の研究** 海ウナギの保全と資源管理は緊急に実施すべき課題である。引き続き、海ウナギ資源の保全と資源管理へ向け、好適生息環境の解明を目的とした研究を推進する予定である。



## 釣り人から見た東京湾のマコガレイ資源

Stock status of marbled sole *Pseudopleuronectes yokohamae* in Tokyo Bay  
from the standpoint of anglers.

久保田洋\*<sup>1</sup>

Hiroshi KUBOTA\*<sup>1</sup>

\*1 独立行政法人 水産総合研究センター 本部 研究推進部  
〒227-6115 横浜市西区みなとみらい 2-3-3 クイーンズタワー B 15F  
E-mail: miles@affrc.go.jp

\*1 Research Management Department, Headquarters, Fisheries Research Agency, Queen's Tower B 15F,  
2-3-3, Minatomirai, Nishi, Yokohama, Kanagawa, 227-6115, Japan.

### 緒言

マコガレイ (*Pseudopleuronectes yokohamae*) は、北海道南部から東シナ海の沿岸各地に分布し漁獲される底魚類で、東京湾においても底曳き網や刺網により漁獲される重要な水産資源である。マコガレイは、漁獲量の推移や各地先での資源解析結果から、1990年代後半～2000年代前半にかけて、多くの水域で明瞭な減少傾向にあり、東京湾もその例外ではない(片山・市川 2010, 一色ほか 2010)。

著者は東京湾において、趣味として2000年より貸し手漕ぎボートによるカレイ釣りを始め、現在まで継続しているが、この間、漁獲動向から推察されるのとほぼ同様の資源の減少を感じてきた。本稿では、著者の釣獲結果やその他の釣獲情報からも漁獲動向と矛盾しない結果が得られていることを報告するとともに、カレイ釣りを通じて感じられた底生生物環境の変化およびマコガレイ資源の回復に向け思うところを記すことを目的とした。

本研究では、観音崎と富津岬を結ぶ線より北の東京湾の内湾域に限らず、観音崎以南の金田湾までを含めて「東京湾」として扱う。なお、本稿は「釣り人からの視点」という趣旨である

ため、科学的なデータの無い定性的な情報であっても努めて記述し、またそれらの情報も踏まえて推論を進めていることをご容赦願いたい。

### カレイ釣りの概要

最初に、東京湾西部(神奈川県側)における遊漁としてのカレイの釣りについて概説する。

#### 1. 遊漁で利用される海域(図1)

本稿で扱う釣獲データは、①走水～金田湾のボート釣り、②本牧海釣り施設の投げ釣り、③荒川屋での船釣りの3点であるが、以下に、東京湾西部(神奈川県側)におけるマコガレイの遊漁が行われる海域について概説する。

東京湾西部の遊漁では、陸からの投げ釣り、遊漁船、ボート(手漕ぎ、船外機付船)等によりマコガレイが釣獲される。一般には「カレイ釣り」と言い、マコガレイと限定しないが、釣れるカレイ類はほとんどがマコガレイである。著者も、マコガレイ以外のカレイ類ではムシガレイ(*Eopsetta grigorjewi*)を1尾釣ったことがあるだけである。イシガレイ(*Kareius bicoloratus*)については、1970年代以前には東京湾でも多数釣られていたことが想像され

るが、近年では僅かに釣れる話を伝え聞くに留まる。なお、近年のイシガレイの釣獲物は、ほとんどが 50 cm 級の大型であるという特徴がある。

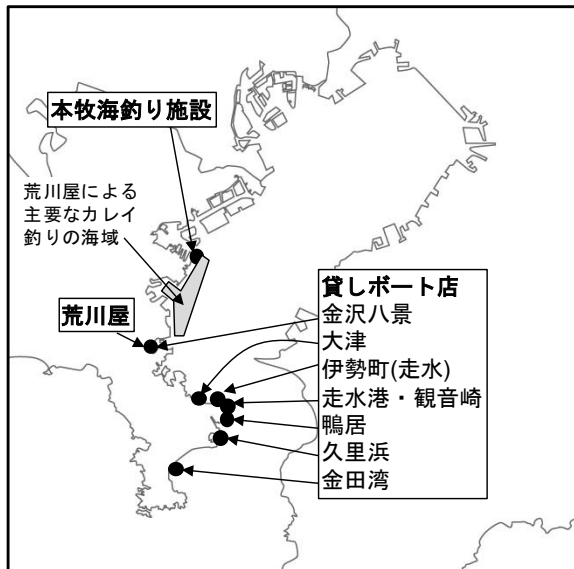


図 1. 本牧海釣り施設、船宿（荒川屋）および貸しボート店の位置

投げ釣りでは、東扇島、大黒ふ頭、横浜港内の赤灯台堤防等の沖堤（渡船利用）、本牧（海釣り施設等）、金沢緑道公園～八景島の対岸（福浦）、野島防波堤（渡船利用）、うみかぜ公園、海辺釣り公園、久里浜東電防波堤（渡船利用）など、足下からある程度の水深がある埋め立て地の地先や、渡船利用による沖堤が釣り場となっている。ボート釣りでは、金沢八景、大津、走水（馬堀・伊勢町海岸～走水港）、鴨居、久里浜および金田湾に手漕ぎボートを貸し出す店舗があり、それぞれの地先海域が釣り場となる。船釣りでカレイ釣りを看板に掲げる船宿は近年減少し、現在でも定期的にカレイ船を出している船宿は、神奈川県では金沢八景の荒川屋 1 軒のみとなっている。荒川屋では、福浦沖～本牧沖までを主要な釣り場としており、場合によっては東扇島沖までを狙う場合もある。

カレイ釣りのポイントは、走水以南のボート釣りでは、水深 7～12 m 程度の砂泥底が中心

で、岩礁の周囲の砂地を狙う場合もある。大津～鴨居では冬季に同水深帯にノリ棚が設置され、その周囲が好ポイントとなることも多い。一方、本牧海釣り施設では、やや深めで水深 16～20 m の沖棧橋が主要なポイントとなっている。荒川屋による船釣りでも、本牧沖においてはマコガレイのポイントの水深が福浦～鳥浜沖よりやや深い傾向がある。

## 2. 釣期の変化

東京湾西部におけるマコガレイの釣期について、ボート釣りによるものを中心に記述する。マコガレイは一般に、夏季には深場に生息しており、船釣りも含めてほとんど遊漁の対象とならない。秋季に「乗っ込み」と呼ばれる産卵のための接岸行動を始め、冬季に浅海域で産卵し、春季に深場に戻るといふ、産卵に伴う深浅移動を行っており、産卵のために接岸している秋～春が釣期となっている。

2000 年代前半頃は、ボート釣りでは 9 月中下旬から馬堀・伊勢町海岸～走水の海域で釣期が始まっていた。当時の釣期初期の特徴は、30cm 前後までの中小型のものが主体で釣獲されることと、上手い人では 10 枚を超えるほどまとまって釣られる場合もあったことである。しかし最近 5～6 年では、9 月中旬に釣れ始めることはほとんど無く、10 月中旬以降から釣れ始め、さらにかつての釣獲初期のような中小型の数釣りをほとんど聞かなくなった。10 月中旬以降、釣獲尾数は減少するが、40cm 前後の大型がよく釣れるシーズンとなる。11 月には観音崎の南～金田湾の海域でも釣れるようになる。12 月には観音崎以北では食いが落ちて釣りにくくなる一方、時に 50cm 前後の超大型が記録される時期となる。希に 50 cm 前後の大型イシガレイが釣れる場合があるが、これも概ね 12 月である。観音崎以南では、海域によっては貸しボート店が冬季休業に入るが、営業している海域では 12 月下旬までマコガレイが

釣れる。

1月 は、俗に産休と言われるほどマコガレイが釣れなくなる。実際に同季節は産卵（放卵）が行われる時期であるが、この時期は、陸からの投げ釣りにおいて、夜釣りで雄だけが釣れることが知られている。産休の後には、2月下旬よりマコガレイの食いが戻り、その後は5月上旬のゴールデンウィーク頃まで釣期が続く。4月には産卵直後の疲弊した状態から十分回復し魚体の厚みが増し、食味もよく、花見ガレイとも呼ばれる。ただし近年では、4月中旬以降には釣りにくくなっている印象がある。

以上は、著者の体感に基づく主観的な、又は伝聞等に基づく定性的な情報によるものであるが、2000年代半ばまでと比べると、それ以降の直近年の年代では、①釣期の開始の遅れと終了の早期化の両者による釣期全体の短縮化、②釣期初期の小型の数釣りが聞かれなくなったこと、の2点で、釣期・釣獲動向に変化があったと考えられる。

## 方法

### 1. ボート釣り

著者が2000年12月から2012年12月までの12年間に行ったカレイ狙いでのボート釣りによる釣行全54回において、現場でリリースせず自宅へ持ち帰ったマコガレイの釣獲尾数、全長、性別のデータを使用した。全ての個体に対し、全長を1cmの精度で記録した。釣り場において22cm未満の個体を釣獲後に再放流していることがあるが、記録が無いためデータに再放流分は含まれない。ただし、小型個体は元々あまり釣れず、再放流個体数は期間を通じて10尾未満である。釣りを行った海域は、走水（伊勢町）、鴨居、久里浜、金田湾の4ヶ所であった。1釣行あたりの釣獲尾数をCPUE（Catch per unit effort）として集計した。

### 2. 船釣り

横浜市金沢区の船宿「荒川屋」において記録・保管されていた「竿頭（さおがしら）の釣獲尾数」を使用した。「竿頭」とは、その日のカレイ船において、船中で最も多い数を釣り上げた乗船者である。毎日の乗船者数や総漁獲尾数等の記録は得られなかった。ここで、乗船者数が多いほど竿頭釣獲尾数がより多くなる確率が高くなると考えられ、カレイの釣況の悪い近年で乗船者数が少ないことがバイアスとなる可能性があるが、乗船者数の少ない近年では長期にわたり乗船している常連客の割合が高いため、期間を通じて竿頭釣獲尾数には大きな偏りが無いと考えられた。データを使用した期間は、記録のあった2000年9月から2013年3月9日までとした。ただし、2006年1月1日～2008年10月10日の記録が失われており使用できなかった。

### 3. 投げ釣り

横浜市本牧海釣り施設において記録・保管されていた、聞き取りに基づく「1日あたりの全入場者による総漁獲尾数」を使用した。1日あたりのカレイ釣りの客数は不明であり、その目安となる1日あたりの入場者数もデータ整理が困難であったため使用しなかった。本データを使用した期間は2009年1月から2013年3月9日までとした。ただし、2010年4月のデータは失われており使用できなかった。なお、東日本大震災の発生とその後の営業休止により2011年3月11日～3月23日の情報も無かった。

このデータにより経年変化を見る際には、入場者数によって変化する努力量の補正ができていないことのほか、施設による釣果の聞き取り努力（釣り客から見れば回答率）が期間を通して変化していないかに注意する必要がある。後者の問題に対する施設からの聞き取り結果によれば、「基本的には全員から釣果を聞く努

力をしており、近年の方が確かに回答率は高い。しかし、例えば 2009 年に回答率 7 割で最近で 9 割、というほどの大きな差は無い」とのことであった。

結果

1. ボート釣り

54 回の釣行において釣獲したマコガレイは 116 尾で、平均 CPUE は 2.15 尾/回であった。なお、リリースをしなかった全長 22 cm 以上に限ると、111 尾で平均 CPUE は 2.06 であった。釣獲物の全長組成と雌雄比を図 2 に示した。雌雄の記録の無かった個体が小型を中心としておよそ半数を占めていた。記録があったものに限られるが、全体での雌雄比は雌が 84 % で、全長 38 cm 以上は全て雌であった。釣獲物の平均全長は 31.5 cm であった。

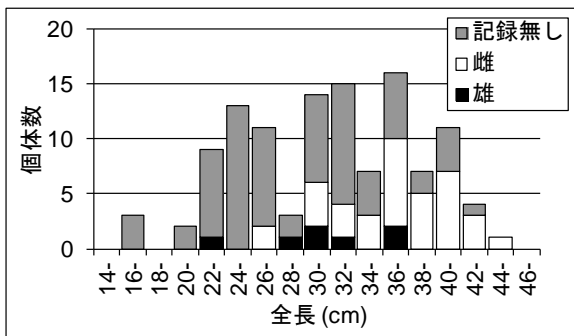


図 2. ボート釣りによるマコガレイ釣獲物の全長組成と雌雄

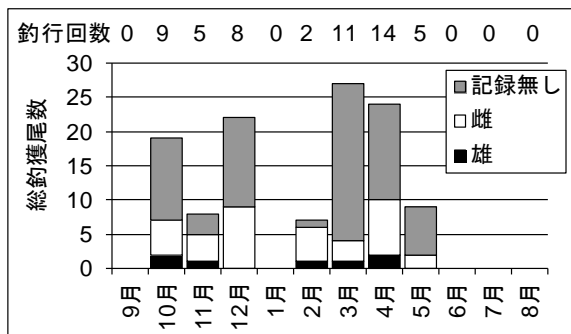


図 3. ボート釣りによるマコガレイの雌雄別釣獲尾数 (総数) の経月変化

季節による雌雄別釣獲尾数の変化を図 3 に示した。季節によって雌雄比に差は見られなかったが、小型の記録が少ないことや、中小型主体となる 9 月の釣行が無いことが、雌雄比の季節変動が見られなかったことに影響した可能性もあると考えられた。

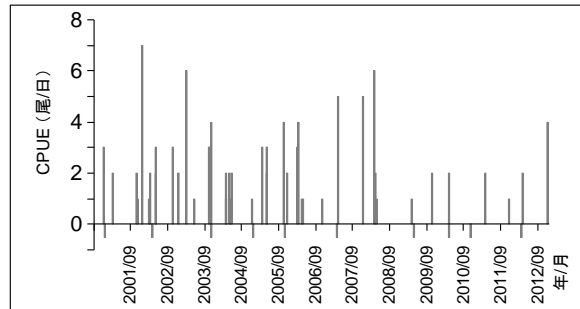


図 4. ボート釣りによる釣行毎のマコガレイの釣獲尾数 (CPUE). 釣獲尾数が 0 の場合は -1 で示した。

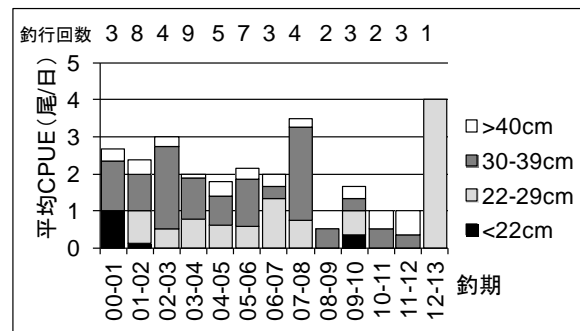


図 5. ボート釣りによる体長階級別 CPUE の経年変化. 10 月～5 月を 1 釣期として平均した。

釣行ごとの釣獲尾数 (CPUE) を図 4 に、また 10 月～5 月を 1 釣期として集計した体長階級別 CPUE の経年変化を図 5 に示した。これによれば、2008-09 年釣期からの 4 年間において、釣行回数が減ってはいるものの、CPUE は明瞭に低下していた。また、この 4 年間では、2009-10 年釣期の例外はあるが、20 cm 台以下の釣獲割合が少なく、特に 2010-11 年釣期と 2011-12 年釣期は、割合として 40 cm 台の釣獲物が特異的に多い 2 年間であった。2012-13



年釣期では 20 cm 台が多いが、集計時点で釣行が 1 回のみであったため、評価が困難である。

釣獲されたマコガレイの月別の体長階級構成を図 6 に示した。11 月から 2 月で 20cm 台の釣獲物が少なく、やや大型に偏っている傾向もあるが、11 月および 2 月の釣行回数が少なく十分な検証はできなかった。

## 2. 船釣り

調査対象期間においてマコガレイの竿頭釣獲尾数の記録があった日数は 340 日であった。竿頭釣獲尾数は、全期間で平均 5.05 尾であった。

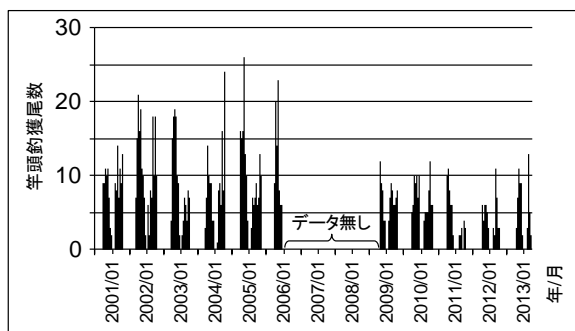


図 7. 荒川屋における竿頭釣獲尾数の経年変化

毎日の竿頭釣獲尾数を図 7 に、また 9 月～12 月と 1 月～4 月に分けて集計した平均竿頭釣獲尾数の経年変化を図 8 に示した。図 7 より、記録の無かった 2006 年、2007 年を境として、その前後で竿頭釣獲尾数が明瞭に異なり、近年で少ない傾向にあると言える。竿頭釣獲尾数の平均値は、9 月～12 月では、2004 年から 2011 年まで明瞭に低下傾向にあり、2012 年にはやや増加した (図 8)。一方、1 月～4 月では、経年的な低下傾向は 9 月～12 月ほど顕著ではないが、平均竿頭尾数は 2000 年～2005 年の平均で 5.35 尾、2009 年～2013 年の平均で 3.92 尾であり、2009 年以降では 2005 年以前よりも少ない傾向があった。

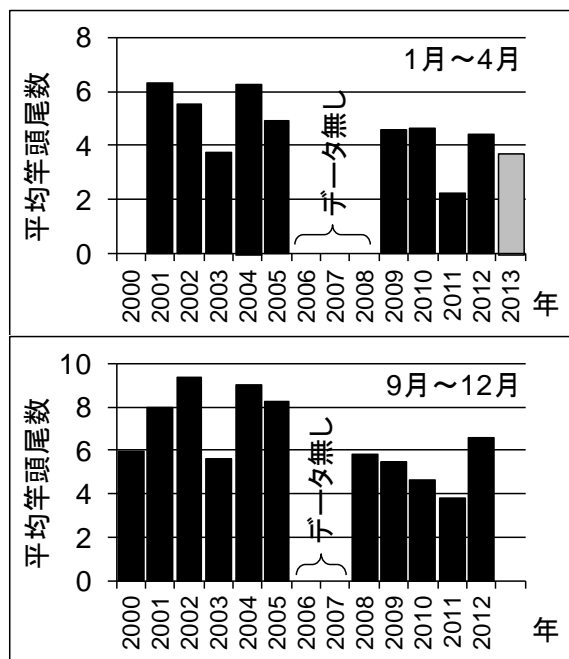


図 8. 荒川屋における季節別の平均竿頭尾数の経年変化。2013 年 1 月～4 月は 3 月 9 日までの暫定値。

## 3. 投げ釣り

本牧海釣り施設の営業日 1 日あたりの釣獲尾数の月平均値の変化を図 9 に示した。最も月平均釣獲尾数が高かったのは 2012 年 7 月で 10.6 尾/日、2 番目が 2012 年 6 月で 8.3 尾/日、3 番目は 2012 年 3 月と 2013 年 3 月 (※3 月 9 日までの暫定値) の 6.7 尾/日であった。

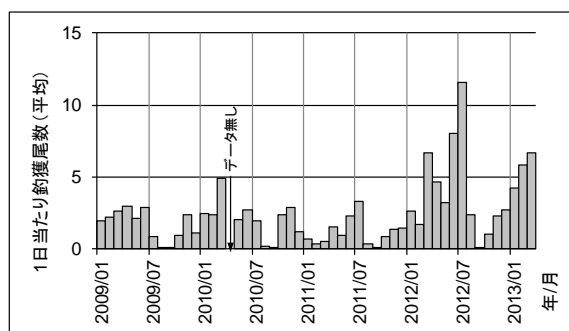


図 9. 本牧海釣り施設における 1 日あたり釣獲尾数 (月平均) の変化。2013 年 3 月は 3 月 9 日までの暫定値。

季節変化から、毎年 8 月には釣獲尾数がかなり減少し、9 月にはほとんど釣獲されない傾向

が明瞭に見られた。本データには釣獲物のサイズ情報が無いものの、一般的には5月下旬頃以降から夏までは、釣れるマコガレイはほとんど全長20cm未満の0歳魚または1歳魚である。これらの小型のマコガレイは専門に狙って釣るものではなく、シロギス狙いの外道(混獲)として掛かるものである。従って、2012年6月~7月で月平均釣獲尾数が高かったのは、ほとんどが全長20cm未満の0歳魚・1歳魚によるものと想定される。

釣獲尾数の経年変化を観察するため、9月~11月(秋季)、12月~2月(冬季)、3月~5月(春季)、6月~8月(夏季)の4季に分け、季節毎の1日あたり釣獲尾数の平均値の経年変化を図10に示した。ここで、年をまたぐ冬季の年の定義は、例えば2010年12月~2011年2月では「2011年」とした。

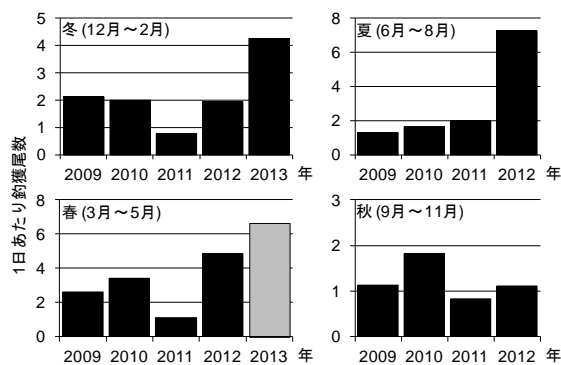


図10. 本牧海釣り施設におけるマコガレイの季節別の1日あたり平均釣獲尾数の経年変化. 2013年春季は3月9日までの暫定値.

図10より、春季では2011年で釣獲尾数が最も少なく、東日本大震災により入場者数が減少した影響が考えられるが、震災が起こる以前の2011年冬季でも釣獲尾数が少ないため、冬季から釣況が悪い年であったとも考えられる。

2012年の夏季は、過去3年間と比べて特異的に漁獲尾数が多かったが、サイズは前述のとおり、1歳魚・0歳魚といった小型がほとんどであると想定される。

2012年秋季の1日あたり釣獲尾数は前年を僅かに上回っただけであったが、2013年冬季では過去4年よりも釣獲尾数が明瞭に多かった。

## 考察

### 1. 釣獲物の雌雄比

著者はこれまで、1月の産卵盛期には夜間に雄が特異的に釣れるとの情報や、釣獲されるマコガレイでは雌が圧倒的に多かったことから、日中の釣りでは雌を特異的に漁獲している可能性があると考えていた。しかし、データを精査した結果、釣獲後の調理の際に雌雄を記録していた程度であったため、全長35cm以下の雌雄の記録が少なく、大型個体に偏った雌雄比の印象を持っていたことが明らかとなった(図2)。Kume *et al.* (2006)に掲載されている東京湾の刺網およびビームトロールによる採集物による雌雄別体長組成によれば、大型個体のデータが少ないものの、雌雄比は全長28cm以上で明瞭に雌に偏り、31cm以上では全て雌であった。また、マコガレイでは雌雄の成長速度と最終到達体長に大きな違いがあることが知られている(Lee *et al.* 2009)。以上のような既往の知見から考えれば、日中の釣りで雌を特異的に釣獲しているという印象は、大型個体に偏って釣獲することにより全体としては雌の割合が高くなるということであり、同じサイズでも雌に偏って釣獲するという証拠は得られなかった。

### 2. 資源変動(2000年代の資源減少と2012年級群の発生)

千葉県における東京内湾域のかれい類漁獲量には短期的な増減の波があり、1980年代後半には1,000t前後の漁獲が続く最大のピークとなった。かれい類の内訳は、1970年代までイシガレイの割合が高かったが、以降はマコガ

レイが主体となり、1980年代の高い漁獲量はマコガレイによるものと想定されている。ピーク以降、千葉県東京湾側でのかれい類の漁獲量は、1998年までは年間500~1,000tであったが、1999年以降は200~400tとなっている(東京湾研究会 2013)。神奈川県側では、底曳網漁業が行われる横浜市漁協柴支所においてマコガレイとしての漁獲量の記録があり、1967年に0tであったが、その後増加し1974年に101tとなり、以降1987年までは96~490t、平均264tで推移した。その後、1988~1998年で37~178t、1999~2006年で21~50tと減少し、2007年にやや増加したが、2008~2011年で20t前後とさらに低下した。(一色ほか 2010, 田島ほか 2013)。

本調査では、比較的長期の時系列データがあるものでも、2000年以降の情報に限られる。以前はもっとたくさん釣れたとの話は聞くが、定量的には明らかでない。そうした中、1999年頃の釣況について、横浜港内の沖堤における釣獲動向の記録として、「爆釣には10年ほどのサイクルがあるが、97年と99年には45cmオーバーの大型が爆釣する年が1年おいて続いた。それにしても最近の食いは異常だ。我々釣り人にとってはうれしい現象だが、自然のサイクルが狂いつつあるシグナルかと、ちょっと不安になったりも。」との記述がある(吉田 2000)。この記述のうち「10年ほどのサイクル」については、千葉県および横浜市漁協柴支所の漁獲量にもある程度の周期性があるため、釣獲動向も漁獲動向と類似した周期的な変動があったことを示唆している。また、吉田(2000)において自然のサイクルが狂いつつあるシグナルかと不安に思ったとの記述があるが、超大型の爆釣のあった1999年から既に、漁業においては漁獲量が低下する段階になっており、不安は的中していたと言える。

1990年代終わり頃よりマコガレイの漁獲は低迷していたが、2008年以降にはさらに漁獲

量が落ち込んでいた。一方、本研究による釣獲動向においても、これと同時期にボート釣り(図4, 5)および遊漁船(図7, 8)の両方で釣獲尾数が落ち込んでおり、2007年または2008年頃より資源状態がさらに悪化していることを支持する結果が得られた。

ボート釣りにおける釣獲物サイズの経年変化(図5)から、2000-01年釣期から2007-08年釣期まで、毎年20cm台の小型が一定の割合で釣獲されていたが、以降、20cm台の小型が釣獲されない年が見られている。さらに、2010-11年釣期と2011-12年釣期においては、釣獲尾数が少ないながらも全長40cm超の大型の割合が高かった。この2年間に2012-13年釣期を加えた3年間では、貸しボート店HPの釣果速報においても、特に金田湾において45cmを越える超大型のマコガレイの記録が多かった。

漁獲物における年齢別漁獲尾数を推定した結果によれば、東京湾では2006年級群の加入が良かったことが示唆されているが(一色ほか 2010)、2008-09年釣期以降、小型魚(全長20cm台)の割合が減少したという釣獲動向(図5)から見ると、2006年級群以降、良好な加入がなく、さらに近年の高い成長率(Lee *et al.* 2009)の影響もあり、2010年頃より現存するマコガレイ資源が大型に偏っていた可能性が考えられた。

0歳魚、1歳魚といった小型魚の出現動向については、本牧海釣り施設において夏季のシロギス釣りの外道として混獲される小型のマコガレイの釣獲尾数の情報があり、2012年では最近3年と比べ明瞭に多かったという特徴があった(図10)。また、荒川屋での聞き取り情報によれば、最近何年かは夏季のシロギス釣りで小型マコガレイの混獲を見なかったが、2012年には久しぶりに小型のマコガレイを見るようになったとのことであった。これらの小型マコガレイが2011年級群か2012年級群か

は釣況からの判断が難しいが、2011-12年釣期に出現していないことから、釣獲時は0歳魚であった2012年級群が主体であったと考えられる。また、稚魚の調査からも、2012年級群の加入が良い可能性が示唆されている(石井 私信および工藤 私信)。

以上のように、釣獲動向からも、漁獲動向や資源調査等から得られる結果と矛盾の無い、調査結果を支持・補強する情報が得られると考えられた。特に、加入量のモニター材料として、本牧海釣り施設における夏季のマコガレイの釣況は貴重な情報となると考えられた。

### 3. その他の生物に関する情報

カレイ釣りでは、外道としてシロギス、メゴチ、アナゴ類、マダコ、イイダコ、アイナメ、カワハギ、ホシザメ、マダイ等が掛かるが、仕掛けをある程度落ち着かせて数分~10数分動かさないため、この間にヒトデ類やウミフクロウ、ウミケムシ等が掛かる。釣獲されるヒトデ類としては、キヒトデ (*Asterias amurensis*)、モミジガイ (*Astropecten scoparius*)、トゲモミジガイ (*Astropecten polyacanthus*) およびスナヒトデ (*Luidia quinaria*) の4種がほとんどである。このうち、トゲモミジガイは岩礁の近くや転石、カキ殻等が混じるポイントに多い。ヒトデ類の混獲動向として、2000年代前半頃は4種ともよく見られ、中でもキヒトデが多かったが、2000年代後半以降ではキヒトデはほとんど見られなくなった。さらに、著者の記憶として、2000年前後では鳥浜の蒼鷹丸岸壁にキヒトデが高密度で張り付いているのを見たが、近年は見かけない印象がある。2010-11年や2011-12年釣期では、キヒトデはもちろん、その他のヒトデ類も滅多に見られなかった。しかし、2012-13年釣期において、金田湾のボート釣りではモミジガイやトゲモミジガイがある程度見られるようになり、また荒川屋での聞き取りからも、カレイ船でここ数年

キヒトデをほとんど見なかったところ、2012-13年釣期では久しぶりに見るようになったとの情報を得た。ヒトデ類の消長については定性的な情報に限られるが、2000年代には東京湾内湾域での底生生物相が貧弱化していたことも明らかとなっており(田島 2010)、浅海域でも同様の変化が起きていた可能性も考えられた。しかし、このような状況下、2012年級群のマコガレイの発生状況が良いことに加え、2012-13年釣期においてヒトデ類が見えてきたことは、底生生物相全体に良い変化が生じている兆しではないかと期待したい。



図 11. 2012年4月7日に金田湾で釣獲したマコガレイの胃内容物から出現したナメクジウオ類 (TL 43 mm) の一種

さらに、金田湾において、2012年4月および2013年3月に著者が釣獲したマコガレイの胃内容物から、ナメクジウオ類の一種が出現したことを確認した(図 11)。ナメクジウオ類の生息地は、浅場の喪失や環境悪化により日本各地で失われてきていることが知られている(西川 1998)。かつては神奈川県でもナメクジウオが採集できていたが、昭和50年頃の金田湾の標本以降、近年はこれといった記録が無いようである(中村 2006)。このようなナメクジウオが、2年続けて、数少ないマコガレイ釣獲物の胃内容物から出現していることは、金田湾が底生生物にとって良好な環境に還元しつつあることを示しているのかもしれない。

#### 4. マコガレイの資源回復に向けて

底曳網漁業において漁獲されるマコガレイでは、産卵に参加する以前の1~2歳魚が漁獲の主体となっており（一色ほか 2010）、低迷している資源の維持・増大を目指すにあたって適切な資源の利用方法であるとは考えにくい。また、あなご網による操業ではさらに目合の細かいコッドエンドが使用され、水揚げサイズとされる15 cm以下の混獲・投棄による死亡も問題となっている（大畑ほか 2005）。これを回避するための改良漁具も開発されており（大畑ほか 2008）、普及していくことが望まれる。

一方で、横浜市漁協柴支所では、シャコが主たる漁獲対象であるため、小型のマコガレイの混獲は避けられないという問題がある。この点については、エビ類の保持とカレイ類幼魚の混獲回避に対して一定の効果が見られ、山口県で導入されている改良漁具（内田 2009、村田ほか 2011）に類する漁具の試験・導入や、マコガレイ稚魚の育成場を禁漁区とする（清水 1991）など、ある程度は適用可能な手段もあるのではないかと考えられる。

東京湾のマコガレイ資源は2008年~2011年頃に過去最低レベルにまで悪化したと推察されたが、資源の減少要因として、産卵に適した砂質の底質の減少、貧酸素水塊による稚魚のへい死、底生生物相の貧弱化といった、環境からの影響も大きいと考えられる（東京湾研究会 2013）。これらの負の環境要因を取り除くことは、漁業資源の回復のために重要なことであり、今後も環境改善に向けた努力は必要であるが、解決までにはかなりの時間が必要となる問題である。さらに、東京湾のみならず、90年代には周防灘や播磨灘をはじめ、各地でマコガレイの漁獲量が低下傾向が見られているため（片山・市川 2010）、小型浮魚類と同様、地球規模の環境変動の影響を強く受けている可能性もある。しかし、このような条件下でも、東京湾のマコガレイでは何年かに1度は加入の良

い年級群が発生しているため、漁業活動における努力からでもある程度の資源の維持・回復が望めると考えられる。2012年級群は加入の良好な年級群である可能性が示唆されたため、こうした年級群を親魚として残し、次世代へ繋いでいくことに意識を向けることが重要である。環境改善による効果が現れるまでには相当な時間が掛かるが、より効果的なのは漁業における努力であり、これが資源回復、ひいては漁業復興への近道であると考えられる。東京湾のマコガレイ資源が回復することは、釣り人に留まらず、江戸前の復活を願う一般市民の立場から見た願いでもある。

#### まとめ

本研究により、遊漁によるデータからでもマコガレイの資源動向の指標となる情報が得られ、資源状態の悪かった2000年代においても、2008年~2011年頃はさらに悪い状態になったことが示唆された。また、2012年級群が近年の中では加入のよい年級群であったことを支持する情報も得られた。さらに、ヒトデ類についても2012-13年釣期に回復の兆しが見られ、底生生物を巡る環境が良い方向に変化することにも期待したい。

マコガレイには、2012年級群の加入が良好な可能性が期待され明るい材料もあるが、このような加入が今後も続く保証は無い。東京湾の環境は、一朝一夕では解決しない多数の問題を抱えているが、そのような環境下でも比較的加入水準の良い年が観察されている。資源回復のためには、環境改善に向けた努力に留まらず、漁業活動においても、産卵できるサイズに育つ以前にマコガレイを大量に漁獲してしまう漁業形態を改善し、良好な加入があった年級群を大きな産卵群となるまで残存させ、次世代に繋げていくことが、資源回復、ひいては漁業復興のために重要である。

## 謝辞

本研究を行うにあたり、取材に協力していただき、また貴重な情報を提供していただいた荒川屋および本牧海釣り施設の関係各位、著者をボートによるカレイ釣りに導いてくれた釣り仲間、貸しボート店（浜千鳥、カネハ釣具店、みうらボート店）、そして趣味で続けていた釣りを通じて感じていたことを発表する機会を与えて下さった2012年度東京湾研究会作業部会の各位に深く感謝する。

## 引用文献

- 一色竜也・李政勲・大山政明・児玉圭太・堀口敏宏, 2010: 神奈川県における水揚情報を基にした東京湾におけるマコガレイの資源構造. 東京湾の漁業と環境, 1, 9-14.
- 片山知史・市川忠史, 2010: 東京湾のマコガレイ資源に関する知見と課題の整理. 東京湾の漁業と環境, 1, 1-6.
- Kume G., T. Horiguchi, A. Goto, H. Shiraishi, Y. Shibata, M. Morita and M. Shimizu, 2006: Seasonal distribution, age, growth, and reproductive biology of marbled sole *Pleuronectes yokohamae* in Tokyo Bay, Japan, Fisheries Science, 72, 289-298.
- Lee J.H., K. Kodama, M. Oyama, G. Kume, Y. Takao, H. Shiraishi and T. Horiguchi, 2009: Changes in growth of marbled sole *Pseudopleuronectes yokohamae* between high and low stock-size periods in Tokyo Bay, Japan, Fisheries Science, 75, 929-935.
- 村田実・國森拓也・松尾圭司・金井大成・原川泰弘, 2011: エビこぎ網の底網網目拡大効果. 山口県水産研究センター研究報告, 9, 125-132.
- 中村良成, 2006: ナメクジウオという生き証人. 神奈川県水産技術センターメルマガ VOL.135 2006-3-17, [http://www.agri-kanagawa.jp/SUISOKEN/mailmag/no135.html]
- 西川輝昭, 1998: 1. ナメクジウオ, 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック, 水産庁編, 社団法人日本水産資源保護協会, 東京, 62-63.
- 大畑聡・池上直也・仲村文夫, 2005: 東京湾の小型底びき網のあなご網操業におけるマコガレイ小型魚の混獲実態. 千葉県水産研究センター研究報告, 4, 1-5.
- 大畑聡・池上直也・仲村文夫・柴田輝和, 2007: 東京湾の小型底びき網におけるマコガレイ小型魚の混獲を防除する漁具の開発. 千葉県水産総合研究センター研究報告, 2, 1-5.
- 清水詢道, 1991: 扇島沖のマコガレイ禁漁区の効果について. 神奈川県水産試験場研究報告, 12, 97-106.
- 田島良博, 2010: 東京湾生物相モニタリング調査-1 底生生物相の経年変動. 神奈川県水産技術センター研究報告, 4, 21-30.
- 田島良博・鳥羽光晴・内田圭一, 2013: 東京湾の漁船漁業と浅海漁業の現状. 日本水産学会漁業懇話会報, 62, 23-28.
- 東京湾研究会, 2013: 江戸前の復活! 東京湾の再生をめざして. 東京湾の漁業と環境, 4, A1-A33.
- 内田喜隆, 2009: カレイ類幼魚に優しい底びき網の開発. 山口県水産研究センターだより, 2, 4-7.
- 吉田育生 編著, 2000: 最先端のカレイ釣り(釣りムック BIG1 シリーズ 34). (株)主婦と生活社, 東京, 1-167.

## 東京湾の干潟における魚類群集の比較

### Comparison of Fish Assemblages at Tidal Flats in Tokyo Bay

工藤孝浩\*<sup>1</sup>

Takahiro KUDO\*<sup>1</sup>

\*1 神奈川県水産技術センター 栽培推進部

〒238-0237 三浦市三崎町城ヶ島養老子

E-mail: kudo.5k3s@pref.kanagawa.jp

\*1 Kanagawa Prefectural Fisheries Technology Center, Jogashima, Misaki, Miura,  
Kanagawa 238-0237, Japan

### 緒言

2002年に、東京湾の環境再生を図るために東京湾に関わる関係省庁および自治体から構成される「東京湾再生推進会議」が発足し、流入負荷の削減をはじめとする様々な取り組みがなされてきた。うち、海域における環境改善対策のひとつとして、汚れた底泥の除去や良質な土砂を用いた干潟や浅場が造成されている（東京湾再生推進会議, 2013）。

本県沿岸においては、2008年に横浜市神奈川区橋本町と川崎市川崎区東扇島に人工干潟が、2011年には横浜市西区みなとみらい地区に人工干潟と潮入池が造成された。これらの人工干潟等は造成後の経過年月が短いという点、専門家による生物調査はなされていない。そこで、水産有用種を含み一般市民にも親しまれている魚類を指標として、近隣の天然干潟との群集比較等を行った。

また、横浜港奥部に流入する帷子川河口周辺のマハゼ *Acanthogobius flavimanus* について、貧酸素水塊の消長に対応したと考えられる移動が把握されたので併せて報告する。

なお本研究は、国土交通省国土技術政策総合研究所（以下、「国総研」と略す）委託調査「平成23年度東京湾の干潟における魚類群集調査業務」の一部として実施された。

### 資料および方法

東京湾の神奈川県沿岸域に設定された調査水域は、北から順に川崎水域、横浜港水域、平潟湾水域の3水域である。各水域の位置と水域内に設けられた7ヶ所の調査地点を図1に示した。各調査地点の概要は次のとおりで、2011年8月～12月に、表1に示す年月日に水質調査と魚類採集調査を実施した。

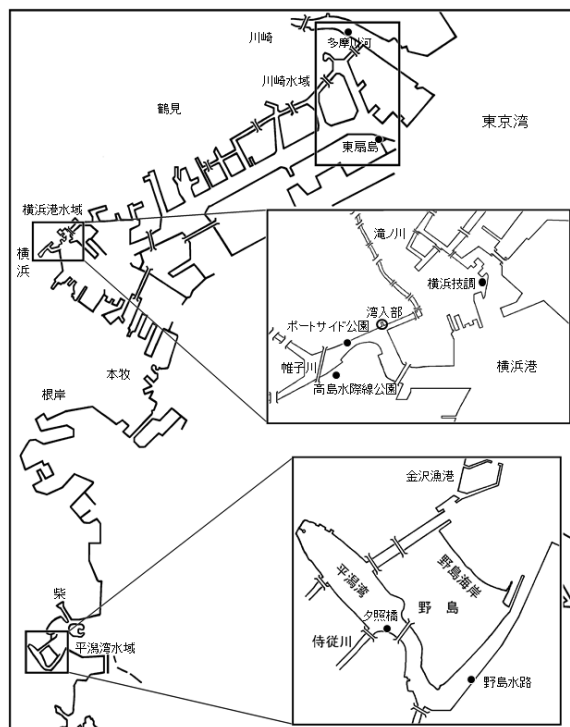


図1 調査水域（四角囲い）と調査地点（黒丸）

表1 調査の実施状況

海域名	調査地点	2011年				
		8月	9月	10月	11月	12月
川崎	多摩川河口	30日		24日		8日
	東扇島		12日		10日	
横浜港	横浜技調		11, 13日	9日	11, 13日	24日
	高島水際線公園		13日		11日	
	ポートサイド公園		11日	9日	13日	
平潟湾	野島水路	29日	10日	8, 25日	12日	9, 10日
	夕照橋	29日		25日		9日

### 1 多摩川河口

多摩川本流の最下流に架かる大師橋から約1 km 下流右岸, 川崎市川崎区殿町地先の砂泥質の天然干潟に調査地点を設けた。その後背地には大規模なヨシ *Phragmites communis* の群落が存在し, 群落内にはアイアシ *Phacelurus latifolius* やシオクグ *Carex scabrifolia* といった希少な塩生植物がみられ, 環境省レッドリスト掲載種であるトビハゼ *Periophthalmus modestus* の県内唯一の生息地としても知られている (図2)。

### 2 東扇島

川崎市川崎区東扇島の東扇島東公園内に首都圏広域防災拠点の一部として整備された人工海浜で, 「かわさきの浜」と呼称されている。埋立地を掘り込んで擁壁を切って海水を引き込む形で造成され, その開口幅は約30m。潮下帯から後背地には山砂が盛られ, 汀線の延長は約150m。2008年に竣工し, 2010年からは潮干狩りが解禁され, 「川崎市に半世紀ぶりに復活した砂浜」として市民に広く利用されている (図3)。

### 3 横浜技調

横浜市神奈川区橋本町の国土交通省関東地方整備局横浜港湾空港技術調査事務所 (以下, 「横浜技調」と略す) の構内に造成された人工干潟とその両端部の石積みの人工磯場を調査地点とした。人工干潟と人工磯場は「潮彩の渚

と呼称され, 面積は約1,000 m<sup>2</sup>で, 干潟・磯場等の環境実験施設として2008年に竣工した (諸星ほか, 2008)。干潟部は3段の階段式で, それぞれの低潮位基準面からの地盤高は, 上段は+1.0m, 中段は+0.5m, 下段は±0mとなっている。下段の干潟の前面は石積みの潜堤となっており, -2.5mの海底の原地盤に接続する (図4)。

### 4 高島水際線公園

2011年に横浜市西区のみなとみらい21中央地区に整備された臨海公園内に造成された人工干潟と潮入池を調査地点とした。潮入池は, 埋立地を掘り込み擁壁に開けた2ヶ所の導水管から前面の帷子川河口の水を導入したもので, 東面は3段の人工干潟に続く (図5)。潮入池と人工干潟部は合わせて約1,000 m<sup>2</sup>で, 柵に囲まれて通常時は立入りが禁止されている (工藤, 2012)。帷子川に面した護岸の潮間帯には幅約4mのテラスが造られ, 2008年に「生態護岸」人工干潟と人工潮溜まりが整備されている。

### 5 ポートサイド公園

横浜市神奈川区ポートサイド地区に1990年代に整備された臨海公園で, 帷子川をはさんで高島水際線公園の対岸 (帷子川左岸) に立地する。護岸前面には人工ヨシ原が造成され, その地盤高は低潮位基準面から+1.5m。ヨシ原の前面は垂直護岸で基部には捨石が積まれてお





図2 多摩川河口



図3 東扇島



図4 横浜技調



図5 高島水際線公園

り、 $-3.0\text{m}$ の平坦な泥質の河底に接続する(林, 2006)。ヨシ原の上に張り出した形で造られたウッドデッキ上から釣獲採集を行った(図6)。

## 6 野島水路

横浜市金沢区南端に位置する平潟湾と東京湾とを繋ぐ水路2本のうち南側の水路。両岸に存在する干潟のうち規模が大きな南岸の横須賀市側の干潟を調査地点とした。1960~1990年代は水路の出口に土堰堤が築かれて海水の流入が止められており、水路中央部にまで浮泥が溜まって環境が劣化し、塩分低下に伴って岸辺にはヨシ原が発達した。1994年に水路出口が完全開削されると、年を追って干潟の泥分が流亡しつつ塩分が上昇してヨシ原が衰退し、現在は砂質に富んだ干潟となっている。水路解放

後の生物相の回復は顕著で(工藤ほか, 2002), ハゼ釣りや潮干狩りで賑わっている(図7)。

## 7 夕照橋

人為的な環境変化が著しい平潟湾内に残された唯一の干潟。干潟面は砂質でカキ殻が散在し、その地盤高は低潮位基準面から $+0.5\text{m}$ 。干潟の前面は浚渫工事によって低潮位基準面から $-3.0\text{m}$ まで掘り込まれており、急な傾斜で原海底面へと落ち込んでいる(図8)

## 水質調査

各調査地点において魚類の採集調査時に、水温・塩分・DOの鉛直プロファイルを多項目水質計(JFEアドバンテック社製AAQ177型)を用いて観測した。



図6 ポートサイド公園



図7 野島水路



図8 夕照橋

多摩川河口と東扇島については、調査員が測器を持って干潟前面に立込み、横浜技調とポートサイド公園では、隣接した垂直護岸の上から測器を降ろし、高島水際線公園では帷子川に面した垂直護岸と潮入池内（9月のみ）で観測を行った。平潟湾水域では、船上から干潟前置斜面末端（水深3m前後）における観測を行った。

### 魚類採集調査

調査地点の特性に合わせて、サーフネット採集、潜水採集、釣獲採集を単独または組み合わせて魚類を採集した。

採集された全ての魚類は、現場で10%海水ホルマリン溶液に浸漬して固定標本として持ち帰り、後日研究室内において種の同定を行ったうえ、デジタルノギスを用いて標準体長(mmSL)を測定し、体重(g湿重)を計測した。

種の同定、標準和名および学名は中防編

(2013)に従い、資料的価値が高い標本については、横須賀市自然・人文博物館魚類資料(YCM-P)として登録保管した。

発育段階の区分は、河野編(2012)に従って次のとおりとした。稚魚：鰭条が定数に達し鱗も出はじめるが、体型や模様が成魚とは異なるもの、未成魚：鱗の分布や模様が完成し体型も成魚に近いが、性的には成熟していないもの、成魚：性的に成熟しているもの。

マハゼについては国総研の耳石解析に供するために活かしたまま持ち帰り、当日のうちに冷凍標本として保管した。標本は、後日解凍して標準体長、全長(mmTL)と重量を計測し、測定後の標本は90%エチルアルコール水溶液にて保存して国総研へ提供した。

調査に用いた採集方法は次のとおりで、調査地点・月毎の適用状況を表2に示した。

### 1 サーフネット採集

サーフネット（袋網：幅2m×高さ1.2m×深さ2mで3mmメッシュ；袖網：長さ4.5m×高さ1.2mで5mmメッシュ）を用いて、水深1m以浅の水深帯において2人1組の調査員によって徒歩で曳網した。

多摩川河口、東扇島、野島水路、夕照橋の4地点においては、距離50mの曳網を場所を替えて3回行った。50mの曳網距離がとれない横浜技調と高島水際線公園においては、地形条

表2 調査地点・月毎に適用された調査方法

海域名	調査地点	2011年				
		8月	9月	10月	11月	12月
川崎	多摩川河口	網		網		網
	東扇島		網		網	
横浜港	横浜技調		潜水、網	潜水	潜水、網	潜水
	高島水際線公園		網		網	
	ポートサイド公園		釣り	釣り	釣り	
平潟湾	野島水路	網	釣り	釣り、網	釣り	網、釣り
	夕照橋	網		網		網、釣り

網：サーフネット採集，潜水：潜水採集，釣り：釣獲採集

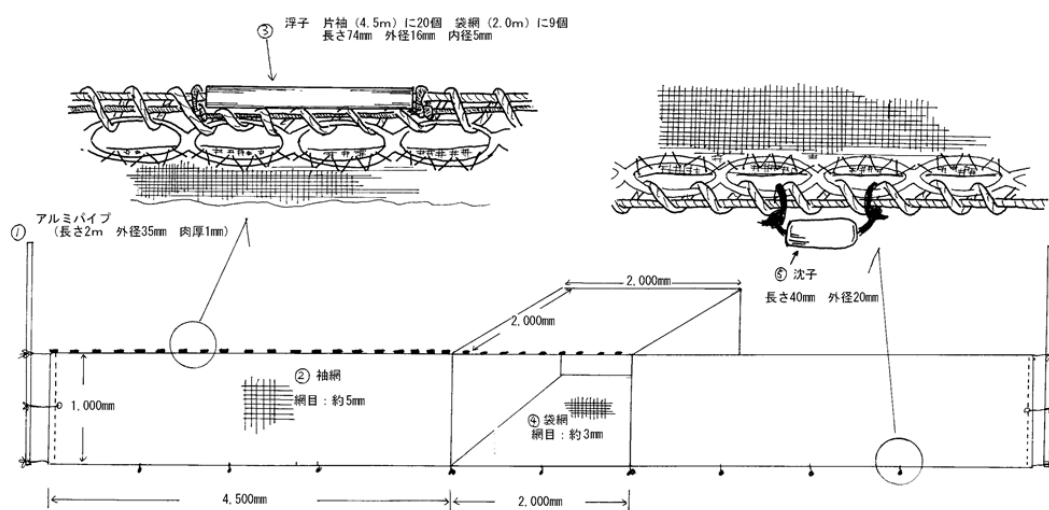


図9 サーフネットの概要

件に合わせて曳網距離を短縮し、横浜技調については中段の干潟（幅約6m，延長約40m）のみにおいて干潟全面を曳いた。

図9にサーフネットの概略構造を示した。

## 2 潜水採集

スノーケリングによって調査員が潜水し、目視で発見した魚類を手網で採集した。サーフネット採集の効率が悪かった横浜技調においてのみ，9～12月に実施した。目視によって確実に同定された種については，種別個体数と発育段階を記録した。

## 3 釣獲採集

5～7号の釣針1～2本，ハリス1～1.5号

の仕掛けにアオイソメを餌として使用した1本釣りにより，9～11月のポートサイド公園と野島水路において調査員3名が6時間，12月の夕照橋においては調査員3名が30分，12月の野島水路と夕照橋においては調査員1名が1～3時間の採集を実施した。

## 結果および考察

### 水質

各調査地点において観測された表層と底層（B+10cm）における水温，塩分，DOを表3に示した。

表3 水質調査結果

海域名	調査地点	調査月日	水深(m)	水温(°C)		塩分(psu)		DO(mg/L)		備考
				表層	底層	表層	底層	表層	底層	
川崎	多摩川河口	8月30日	0.8	26.5	26.6	2.6	4.0	5.5	4.1	
		10月24日	0.9	20.7	21.4	5.5	16.0	6.4	4.3	
		12月8日	1.1	13.2	15.5	8.0	24.0	7.9	5.5	
	東扇島	9月12日	0.9	28.3	28.2	21.9	22.8	13.3	12.8	
		11月10日	1.2	19.0	19.1	29.4	29.4	7.4	7.6	
横浜港	横浜技調	9月13日	2.9	29.2	28.5	20.1	27.4	7.0	2.7	
		11月11日	1.9	18.0	20.2	23.0	30.0	6.8	4.6	
	高島公園	9月13日	2.9	27.3	27.9	18.0	20.0	2.5	0.0	本流部
		9月13日	0.6	30.2	29.3	20.2	20.6	5.2	4.4	潮入池内
		10月9日	2.9	21.5	22.8	18.0	28.0	4.8	3.8	本流部
		11月11日	3.2	15.6	19.8	7.0	28.0	8.2	4.0	本流部
	ポートサイド	10月9日	2.2	21.6	22.7	16.0	27.0	5.6	5.5	本流部
		10月9日	1.7	21.3	22.9	16.0	27.0	4.8	4.0	湾入部
		11月14日	3.0	19.3	19.5	24.0	28.0	6.1	6.5	本流部
	平潟湾	野島水路	8月29日	2.8	27.0	26.7	23.5	27.5	9.8	5.2
10月25日			3.8	21.0	20.5	30.0	31.5	5.3	4.6	
11月12日			2.4	17.5	18.1	21.5	31.0	9.8	7.2	
12月9日			3.3	9.9	14.3	22.0	31.0	8.5	6.1	
夕照橋		8月29日	2.1	27.5	27.0	21.0	26.5	12.1	7.8	
		10月25日	3.0	20.4	21.0	22.0	31.5	5.3	4.0	

注) DOのうち網掛けされたセルは、貧酸素水塊の基準である4.3mg/Lを下回った観測値を示す

表層水温は、9月に最高値、12月に最低値が観測され、30℃台から9℃台まで大きな変動がみられた。最高水温は9月の高島水際線公園の閉鎖性が高い潮入池内で観測されたもので、同日に観測された同公園前面の帷子川では約3℃低い27.3℃だった。最低水温は12月の野島水路で観測された9.9℃だった。底層水温は表層水温と同様に9月の高島水際線公園で最高値、12月の野島水路で最低値が観測されたが、変動幅は29℃台から14℃台までと表層に比較して小さかった。

塩分は、東扇島を除くほぼ全調査地点・全調査期間で表層よりも底層の方が高かった。また、表層・底層ともに全調査期間を通じて多摩川河口で低く、平潟湾2地点で高い傾向がみられ、淡水に近い2psu台から東京湾沖合において一般的に観測される32psu台までの幅広い値が観測された。また、夏季に低く冬季に高い傾向がみられた。

DOは、11月の東扇島とポートサイド公園を除くほぼ全調査地点・全調査期間で、底層より表層の方が高かった。貧酸素水塊については、現状では国内で統一された濃度基準は存在しない。そこで本研究では、山室ほか(2013)が便宜的に定めた約4.3mg/L(=3mL/L)以下を貧酸素水塊の基準に適用したところ、野島水路と東扇島を除く5地点において、8~10月に貧酸素水塊が観測された。特に、9月の高島水際線公園では、唯一表層でも貧酸素水塊が観測され、底層では0.0mg/Lと無酸素状態になっており、厳しい貧酸素化の実態がうかがえた。

## 魚類採集調査

### 1 確認された魚類

本調査では、29科54種(2未同定種を含む)の魚類が確認された。それらの学名、標準和名、採集された個体の発育段階、出現水域並びに調査地点の干潟の種別(天然干潟か人工干潟)を

表4 本調査で採集・確認された魚類一覧

No.	科	学名	標準和名	発育段階			出現水域			干潟種別		備考
				稚魚	未成魚	成魚	川崎	横浜	平潟湾	天然	人工	
1	アカエイ科	<i>Dasyatis akajei</i>	アカエイ			●			●		●	目視確認
2	ニシン科	<i>Sardinella zunasi</i>	サツパ		●		●	●		●	●	
3	カタクチイワシ科	<i>Engraulis japonicus</i>	カタクチイワシ	●			●		●			
4	コイ科	<i>Cyprinus carpio</i>	コイ		●		●			●		
5		<i>Tribolodon brandti</i>	マルタ		●		●			●	●	
6		<i>Tribolodon hakonensis</i>	ウグイ		●		●				●	
7	ヨウジウオ科	<i>Syngnathus schlegelii</i>	ヨウジウオ		●		●			●	●	
8	ボラ科	<i>Chelon affinis</i>	セスジボラ		●			●			●	
9		<i>Mugil cephalus cephalus</i>	ボラ		●		●			●	●	
10	トウゴロウイワシ科	<i>Hypoatherina valenciennei</i>	トウゴロウイワシ	●	●			●		●	●	
11	コチ科	<i>Inegocia japonica</i>	トカゲゴチ	●				●		●		
12		<i>Platycephalus</i> sp.2	マゴチ	●						●	●	
13	スズキ科	<i>Lateolabrax japonicus</i>	スズキ		●	●		●		●	●	
14	アジ科	<i>Caranx sexfasciatus</i>	ギンガメアジ	●			●			●		
15	ヒラギ科	<i>Leiognathus nuchalis</i>	ヒラギ	●			●			●		
16	フエダイ科	<i>Lutjanus russellii</i>	クロホシフエダイ		●			●			●	目視確認
17	クロサギ科	<i>Gerres equulus</i>	クロサギ	●	●		●	●		●	●	
18	タイ科	<i>Acanthopagrus latus</i>	キチヌ	●			●			●		
19		<i>A. schlegelii</i>	クロダイ		●	●		●		●	●	目視確認
20	キス科	<i>Sillago japonica</i>	シロギス	●				●			●	
21	チョウチョウウオ科	<i>Chaetodon ephippium</i>	セグロチョウチョウウオ		●			●			●	
22	ウミタナゴ科	<i>Ditrema viride</i>	アオタナゴ		●					●		
23	シマイサキ科	<i>Rhynopelates oxyrhynchus</i>	シマイサキ	●	●		●	●		●	●	
24		<i>Terapon jarbua</i>	コトヒキ		●			●		●	●	
25	イスズミ科	<i>Kyphosus bigibbus</i>	ノイスズミ	●				●				
26	メジナ科	<i>Girella punctata</i>	メジナ		●			●			●	
27	タウエガンジ科	<i>Dictyosoma burgeri</i>	ダイナンギンボ	●						●		
28	イソギンボ科	<i>Omobranchus elegans</i>	ナベカ			●		●			●	目視確認
29		<i>O. punctatus</i>	イダテンギンボ					●			●	目視確認
30		<i>Petroscirtes breviceps</i>	ニジギンボ	●						●		
31	ネズツボ科	<i>Repomucenus valenciennei</i>	ハタタヌメリ		●					●		
32	ハゼ科	<i>Acanthogobius flavimanus</i>	マハゼ		●	●		●	●	●	●	
33		<i>A. lactipes</i>	アジシロハゼ	●				●				
34		<i>Acentrogobius virgatulus</i>	スジハゼ		●					●		
35		<i>A. sp.2</i>	ツマグロスジハゼ		●			●		●		
36		<i>Chasmichthys gulosus</i>	ドロメ			●		●			●	
37		<i>Favonigobius gymnauchen</i>	ヒメハゼ		●	●		●		●	●	
38		<i>Glossogobius olivaceus</i>	ウロハゼ			●		●		●	●	
39		<i>Gymnogobius castaneus</i>	ビリンゴ		●			●				
40		<i>G. heptacanthus</i>	ニクハゼ	●	●	●		●		●		
41		<i>Mugilogobius abei</i>	アベハゼ		●					●		
42		<i>Periophthalmus modestus</i>	トビハゼ	●	●	●		●		●		目視確認
43		<i>Pseudogobius masago</i>	マサゴハゼ	●	●			●		●		
44		<i>Tridentiger bifasciatus</i>	シモフリシマハゼ		●					●		
45		<i>T. obscurus</i>	チチブ	●	●	●		●		●	●	
46		<i>T. trigonocephalus</i>	アカオビシマハゼ		●			●			●	目視確認
47		Gobioides Gen. sp.	ハゼ亜科未定種	●				●		●		
48	カマス科	<i>Sphyræna pinguis</i>	アカカマス	●						●		
49	カレイ科	<i>Kareius bicoloratus</i>	イシガレイ					●			●	
50	ギマ科	<i>Triacanthus biaculeatus</i>	ギマ		●			●	●	●	●	
51	カワハギ科	<i>Rudarius ercodes</i>	アミハギ		●			●		●	●	
52	フグ科	<i>Takifugu niphobles</i>	クサフグ		●					●		
53		<i>T. pardalis</i>	ヒガンフグ		●					●		
54		<i>T. sp.</i>	タキフグ属の1種	●						●		
	29科	54種		21種	38種	13種	29種	28種	25種	42種	29種	

表4に示した。

確認された魚類はハゼ科Gobiidaeが16種と最も多く、全確認種の30%を占めた。ハゼ科を除くと、複数種が確認されたのは3種のコイ科Cyprinidae、イソギンボ科Blenniidとフグ科Tetraodontidae、2種のボラ科Mugilidae、コチ科Platycephalidae、タイ科Sparidae及びシマイサキ科Teraponidaeで、他の21科は1種ずつと幅広い分類群にわたっていた。

発育段階別にみると、成魚が確認されたのはハゼ科の7種をはじめとする13種のみで、他の41種は稚魚から未成魚であった。このことから、確認された魚類の多くは調査地点を育成場として利用していたことが推定される。

出現水域別にみると、川崎が29種と最も多く、横浜港が28種とこれに次ぎ、平潟湾が25種と最も少なかったが、水域間の差は小さかった。また、天然干潟での確認種数は42種と、人工干潟の29種を大きく上回った。

注目すべき種としては次の2種が挙げられ、それぞれの標本は横須賀市博物館魚類資料(YCM-P)として登録・保管された。

マサゴハゼ *Pseudogobius masago* (YCP-P44953, 図10) は環境省レッドリストに絶滅危惧Ⅱ類(VU)として掲載されている希少種で、多摩川河口と野島水路干潟上の水たまりや滞などの浅く狭い水域から複数個体が採集された。

セグロチョウチョウウオ *Chaetodon ephippium* (YCM-P44956, 図11) はいわゆる死滅回遊魚の1種で、横浜技調の人工磯場の石積みの間隙から1個体が採集された。横浜市磯子区地先(工藤ほか, 1986)というこれまでの東京湾における北限記録が更新された。

## 2 調査地点ごとの魚類の採集状況

調査を行った7地点について、採集方法、採集された魚類の種数、個体数及び湿重量を表5に示した。これらの地点では、48種、総計4,708個体、計12,505gの魚類が採集された。



図10 マサゴハゼ(上が雄で下が雌) YCM-P44953



図11 セグロチョウチョウウオ YCM-P44956

7地点の中で最も多くの種数が採集されたのは、25種が採集された多摩川河口であった。川崎水域で採集された種の93%がここで採集されており、コイ *Cyprinus carpio*、マゴチ *Platycephalus* sp.2、ツマグロスジハゼ *Acentrogobius* sp.2 やシモフリシマハゼ *Tridentiger bifasciatus* といったこのみで採集された種が多いのが特徴的だった。逆に、最も採集種数が少なかったのは、7種の横浜技調であった。同じ横浜港水域に属する高島水際線公園とポートサイド公園の種数は、10種及び8種といずれも少なかった。

採集個体数をみると、野島水路の2,591個体が最も多く、夕照橋の938個体がこれに次いだ。両地点は平潟湾水域に属し、ともに8月にはクロサギ *Gerres equulus* の稚魚が多数採集されており(図12)、全採集数に占める本種の割合は、野島水路で77%、夕照橋で76%と非常に

表5 調査地点ごとの魚類採集状況

海域名	調査地点	採集方法	8~12月計		
			種数	個体数	重量 (g)
川崎	多摩川河口	サーフネット	25	573	777.2
	東扇島	サーフネット	8	68	1,159.8
横浜	横浜技調	サーフネット 潜水	7	296	373.6
	高島水際線公園	サーフネット	10	101	1,855.9
	ポートサイド公園	釣り	8	141	2,004.3
平潟湾	野島水路	サーフネット 釣り	22	2,591	5,787.1
	夕照橋	サーフネット 釣り	17	938	546.7
合計			48	4,708	12,504.6



図12 クロサギの採集状況

高かった。一方、最も採集個体数が少なかったのは東扇島の68個体であった。

採集重量をみると、野島水路の5,787gが最も多く、ポートサイド公園の2,004gがこれに次いだ。両地点では、ともに9~11月に調査員3名による釣獲採集が実施されており、釣りによって大型の魚類が選択的に採集された影響が大きいと考えられた。一方、採集重量が最も少なかったのは横浜技調で、374gであった。横浜技調は、干潟面積が狭いうえに石積み部分が多く、採集効率が悪かった。そのために潜水採集を併用したが、最も少ない採集量にとどまった。

### 3 天然干潟と人工干潟の生物多様性比較

釣獲採集や潜水採集に比べて定量性が高いと考えられるサーフネット採集による試料を

用いて Shannon-Wiener の多様度指数  $H'$  を求め、天然干潟と人工干潟の魚類群集の生物多様性を比較した。

天然・人工干潟それぞれ3地点におけるサーフネット採集による魚類の月別採集試料から Shannon-Wiener の多様度指数  $H'$  を算出し、その経月変化を図13に示した。

天然干潟3地点において8, 10, 12月の3回、人工干潟3地点においては、9, 11月の2回サーフネット採集を実施した。実施月が異なるため厳密な比較はできないが、多様度指数  $H'$  の月別の変化からは、おおむね次のような傾向が読み取れた。

8, 9月は天然・人工干潟とも地点間のばらつきが非常に大きく、天然干潟と人工干潟の間に差異はみられなかった。前項で述べたとおり、8月の野島水路と夕照橋ではクロサギの集中的な採集があり、その影響によって多様度指数が著しく低下した。一方の人工干潟では、9月の東扇島でマハゼ、横浜技調でクロサギの集中的な採集があり、やはり多様度指数の低下をもたらした。

ところが、10月には多様な種が均等に採集され、天然干潟3地点の多様度指数はいずれも2.47~2.90の高い水準にまとまった。しかし、11~12月には各地点で種数と個体数がともに減少し、多様度指数は1.25以下の水準に低下し、天然・人工干潟間の差異は見出し難い状況となった。

天然干潟3地点の月別多様度指数の平均は1.59で、人工干潟の1.13を大きく上回った。しかし、天然干潟において多様度指数の著しい高まりが見られた10月において、人工干潟では調査が行われていない。また、8, 9月期と11, 12月期には天然・人工干潟間の差異が見出せなかったことから、今回の調査から人工干潟の魚類群集の生物多様性が天然干潟より低いと結論づけることは早計と思われた。

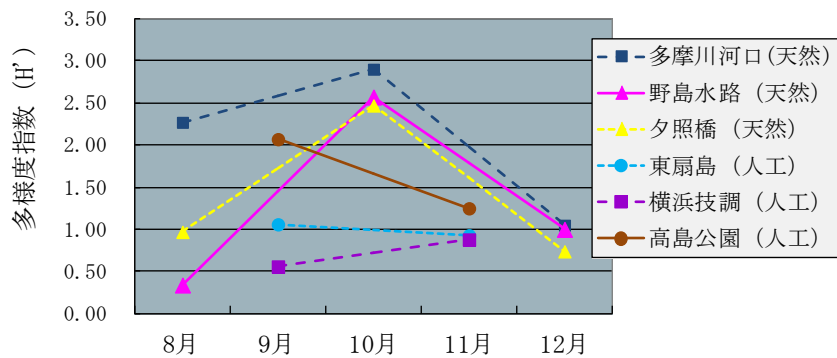


図 13 東京湾干潟における魚類群集の Shannon-Wiener の多様度指数 (H') の経月変化 (2011 年)

横浜市南部の金沢湾内に造成された人工海浜である海の公園と隣接する天然干潟である野島海岸の生物生産機能の比較研究では、両者に差異はみられないとの結論に至った(神奈川県水産総合研究所, 2001)。当時、海の公園は既に造成後 20 年を経過しており、その間に時間をかけて諸機能が徐々に天然干潟に近づいていったものと考えられた。この様に、天然・人工干潟間の比較の際には、造成後の経過年数をはじめとして、流入河川の有無といった地理的条件等を加味して多角的に検討する必要がある(工藤, 2002)。

#### 4 貧酸素化に対応したマハゼの移動の可能性

本調査において厳しい貧酸素化が確認された帷子川河口に位置するポートサイド公園と高島水際線公園において、貧酸素化に対応したと考えられる示唆に富むマハゼの移動が明らかになった。

帷子川河口は、右岸に高島水際線公園、左岸にポートサイド公園が整備されており、ポートサイド公園の下流端には幅約 20m、奥行き約 80m の湾入部がある(図 1 中の白抜き黒丸)。この湾入部は、かつて帷子川に注いでいた小支川の末端で、本流の垂直護岸化と浚渫、小支川のほぼ全ての埋め立ての中であらうじて残された浅海域である。

本流の河床は兩岸の垂直護岸の直前まで浚渫が施されており、水深は平均水位基準で約 3 m の平坦な泥底となっている。一方、湾入部の水深は最深部でも 1 m 未満である。また、高島水際線公園の潮入池の水深は最深部で -0.6 m であり、帷子川と連絡する導水管は池底よりも高い潮間帯にある。

表 6 に、帷子川河口周辺における 9~11 月のマハゼの採集状況を示した。9 月は貧酸素化が著しく、特に本流の底層では無酸素状態となっていた。マハゼは潮入池で 10 個体が採集されたのみで、本流における調査員 3 名 6 時間の釣果は他の魚種を含めて皆無。また、湾入部はこの時点では未調査であった。貧酸素水塊は 10 月にも引き続き観測され、本流では依然として魚類は全く採集されなかったが、湾入部では 38 個体のマハゼが採集された。11 月になると貧酸素化はほぼ解消され、本流で初めてマハゼが採集されるとともに、湾入部と潮入池でも引き続き採集された。

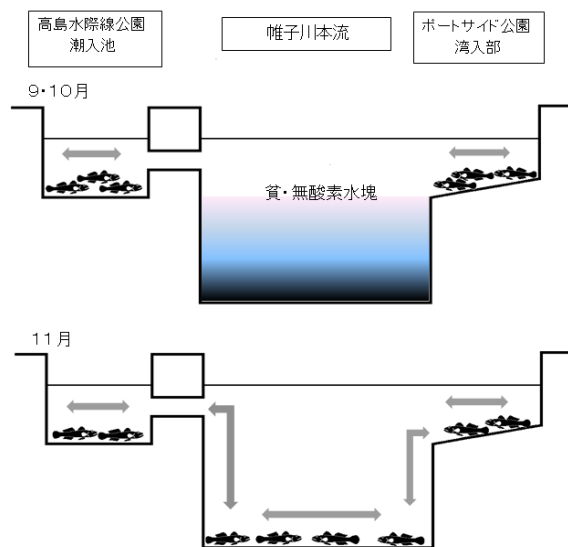
2012, 2013 年には、湾入部において未調査だった 9 月のマハゼの分布状況を明らかにするため補足調査を実施した。その結果、両年とも湾入部で多数のマハゼが釣獲された一方、本流での釣獲は皆無であり、9 月の湾入部におけるマハゼの集中分布が確認された。

これらの状況から、本流の貧酸素化が顕著と



表6 帷子川河口域におけるマハゼの採集状況  
(2011年)

	マハゼの採集数			備考
	本流	湾入部	潮入池	
9月	0	未調査	10	無・貧酸素化
10月	0	38	未調査	貧酸素化
11月	10	12	4	

図14 貧・無酸素水塊の消長に対応した  
帷子川河口域におけるマハゼの移動

なる9, 10月に, マハゼは隣接した浅海域である潮入池や湾入部に入り込んでその影響を回避していた可能性が指摘される。帷子川河口域における貧・無酸素水塊の消長に対応したマハゼの移動を, 図14に模式的に示した。

人為的な環境変化が進んだ東京湾沿岸に生息する魚類にとって, 夏季の貧酸素化は生活史を全うするうえで最大の問題であり(東京湾海洋環境研究会編, 2011), 特に移動性が乏しいハゼ科魚類や移動能力が乏しい仔稚魚にとって, 貧酸素を回避する場の重要性は非常に大きい。今後は, 人為的に造成された干潟や浅海域が有する諸機能のうち, 本研究によって示唆された魚類が貧酸素を回避する場としての機能を検証していく必要がある。

## 謝辞

横浜国立大学の古川恵太客員教授(前国総研海洋環境研究室長)には, 本調査の企画段階から実施に至るまで様々な場面でご教示をいただいた。国総研海洋環境研究室の岡田知也室長と吉田潤氏, 神奈川県水産技術センターの櫻井繁主任研究員には現地調査でご協力をいただいた。また, 標本の測定や試料整理では山口利恵氏のお世話になった。ここに厚く御礼申し上げる。

## 引用文献

- 林 豊, 2006: ポートサイド公園のヨシ原再生. ハマの海づくり, 海をつくる会編, 成山堂書店, 東京, 72-75.
- 神奈川県水産総合研究所, 2001: 神奈川県実態調査. 平成12年度漁場環境修復推進調査報告書(総合とりまとめ), 水産庁, 187-298.
- 河野博編, 2011: 東京湾の魚類. 平凡社, 東京, 374p.
- 工藤孝浩, 2002: 人工海浜と自然海浜の生物生産機能の比較. 水産業における水圏環境保全と修復機能 水産学シリーズ132, 松田治ほか編, 恒星社厚生閣, 東京, 71-85.
- 工藤孝浩, 2012: 横浜駅から徒歩10分の新たな干潟. 神奈川水産技術センターメルマガVOL.392  
<http://www.agri-kanagawa.jp/suisoken/mailmag/na392.html> (2013/10/10 アクセス)
- 工藤孝浩・滝口直之・柵瀬信夫, 2002: 横浜市平潟湾流域の魚類相と人為的環境変化, 神奈川県水産総合研究所研究報告, 7, 135-148.
- 工藤孝浩・鴨川宗洋・伊藤俊弘, 1986: 横浜市沿岸域の魚類相. 横浜の川と海の生物(第4報), 横浜市公害対策局 公害試料126, 181-225.
- 諸星一信・鈴木信明・今村均・古川恵太・亀山豊・木村尚, 2008: 自然再生・利用・防災

- 機能の向上のための都市型干潟・磯場の整備計画. 海洋開発論文集, 28, 759-764.
- 中坊徹次編, 2013: 日本産魚類検索 全種の同定 (第三版). 東海大学出版会, 神奈川県秦野市, 2428p.
- 東京湾海洋環境研究会編, 2011: 東京湾 人と自然とのかかわりの再生. 恒星社厚生閣, 東京, 389p.
- 東京湾再生推進会議, 2013: 海域における環境改善対策. 東京湾再生の取り組み [http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TB\\_Renaissance/Marine/Reduce\\_Pollution\\_Load.htm](http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TB_Renaissance/Marine/Reduce_Pollution_Load.htm)(2013/10/10 アクセス)
- 山室真澄・石飛裕・中田喜三郎・中村由行, 2013: 貧酸素水塊 現状と対策. 生物研究社, 東京, 227p.

## 盤洲のカイヤドリウミグモ

鳥羽光晴（千葉水総研セ）・小林 豊（千葉水総研セ）・石井 亮（千葉水総研セ）・  
張 成年（水総研セ）・山本敏博（水総研セ）・良永知義（東大）・宮崎勝巳（京大）

2007年に木更津市地先の盤洲干潟で二枚貝に対する寄生性節足動物カイヤドリウミグモ（以下ウミグモ）が大量に発生した。当該漁場ではこの寄生によってアサリの大量死亡が発生し、2006年に約2,900tであった放流漁場でのアサリ生産量は、2008年には170tに激減した。ウミグモの発生は2012年現在も継続しており、風評被害など二次的な影響も加わって漁業生産および漁家経営に深刻な問題が生じている。本発表では、これまでの調査で判明したウミグモの生態とそれを考慮したアサリの放流生産方法について紹介する。

**生活史** ウミグモには雌雄があり、雌が産出した卵塊を雄が抱卵してふ化させる。ふ化幼生の大きさは約0.6mmであり、ふ化直後から寄生性を有する。アサリの殻腔に侵入した幼生はアサリの軟体部にとりついてアサリの体液を吸引しつつ成長する。寄生生活をした幼生は胴長約2mmで成体となり、アサリの外に出て自由生活に入り、交尾後に産卵する。

底引き型ネットを用いた周年調査によって、ウミグモ自由生活成体の分布密度は、盤洲干潟では5～6月と9～10月にピークを持つことが判明した。また、アサリに対するウミグモ寄生個体数調査の結果、ウミグモの寄生発生には季節性があり、成体の分布密度変化と対応して6～7月に大きなピークを有することが明らかになった。

さらに、アサリの現場飼育実験結果から、ウミグモのアサリへの寄生は5～6月に発生するが、寄生したウミグモが成長することによってアサリに対する生理的負荷が増大し、6～7月にアサリの死亡が発生すると推定した。

以上から、盤洲干潟ではウミグモの寄生開始

時期は主として5～7月と10～11月であり、5～7月に寄生したウミグモが6～7月のアサリの死亡をもたらすこと、10～11月に寄生したウミグモが翌年5月以降の次の世代の寄生をもたらすことが判明した。

また、成体の分布には地域差があり、分布密度の濃淡の地域的パターンは毎年ほぼ同じであることが明らかとなった。盤洲では中部域（東京湾アクアライン周辺）で成体の分布密度が高く、成体が多い場所ではウミグモの寄生が多かった。

**対策** ウミグモの寄生盛期の前後に成体の多い場所と少ない場所にアサリ放流して成長と生き残りを比較した。その結果、寄生が多い場所に寄生盛期前に放流したアサリは生き残りが20%以下に低下したのに対し、寄生が少ない場所に寄生盛期後に放流したアサリは約50%の生き残りを維持した。この結果から、本研究で適用した方法で現場調査を行い、寄生の発生しにくい時期と場所を特定した上でアサリを放流することによって、ウミグモの発生条件下でもアサリ生産を行える可能性を示した。

**資源減少とその要因** 演者の一人である鳥羽は、これまでに東京湾研究会で二枚貝の資源減少とその要因に関して一連の報告を行ってきた。それらは、貧酸素のアサリ幼生に対する影響、強波浪による底質の不安定化のアサリに対する影響、原因不明のハマグリ的大量死、そして今回の寄生虫によるアサリの資源減少である。東京湾の水産資源の減少に関しては環境悪化を中心に議論する傾向があるが、資源減少をもたらす要因は多様であり、個々の事例について地道な原因究明を続ける必要がある。



## 平成24年度 東京湾研究会 議事録

日時：平成25年 3月 13日（水） 10:30～17:00

場所：木更津市民会館（木更津市貝渕2-13-40）

出席者 46名（別紙参照）

### 議 事

#### 1. 開会，挨拶（増養殖研飯田所長）

東京湾は個人的にはなじみのある地域。多くの問題があるが、解決のために多くのみなさまの忌憚のない意見をお願いしたい。

平成24年度の活動報告（児玉）

東京湾再生行動計画（第二期）への提言のとりまとめについて

水産分野からの発信の必要性を共通認識として、東京湾研究会第2次企画作業部会において提言のとりまとめを行った。第13回東京湾シンポジウム（国総研主催）、第6回東京湾海洋環境シンポジウム（東京湾海洋環境研究委員会）、2回のシンポジウムで外部に向けて紹介した。

水産庁赤潮貧酸素水塊事業の説明（桑田部長）

平成25年度より有明海，瀬戸内海，東京湾を対象に後継の新規事業を立ち上げ，他の海域では赤潮中心だが，東京湾は貧酸素水塊を中心に課題提案を行った。

#### ミニシンポジウム「江戸前の復活！東京湾の再生に踏み出すために」

趣旨説明（児玉）

提言では，干潟・浅場の機能の再生，底質の改善が重要であることを指摘した。今回のシンポジウムでは，次のアクションに踏み出すために，東京湾の底質環境と水産資源の現状と干潟・浅場再生に関する最新の知見・取り組みについて理解を深め，具体的な再生の方向性について議論するために企画した。

基調講演1

これからの東京湾再生の方向性とそれを支える科学技術

（港湾空港技術研究所中村由行研究主監）

（質疑）

鳥羽：環境改善手法の紹介，個々には分かるが，全体的には大手術が必要という意見が出ていた。

施策による効果，レスポンスについて知見あるか？

中村：三河湾では再生に必要な干潟のサイズやその効果も含めモデルで計算し，現在，必要な干潟造成をすすめ検証をしている最中。東京湾ではこれからの課題。

鳥羽：三河湾は特殊な事例で東京湾には直ちには適用できないため本当の議論はこれから。何かできることは？

中村：東京湾ですすめるにはどのような姿を目指すか検討し、たたき台をこれから示したい。モデルを使うことで、どこにどのくらい造成したら効果的かといった議論もできる。

市川：内湾は河川の影響が大きい。東京湾での河川の流量コントロールなどの議論はないのか。

中村：川の影響の一つに、栄養塩の供給がある。播磨灘への流入河川では管理されている。東京湾では行政を動かすパワーが足りないのかもしれない。

野村（東大）：アサクサノリにとってはまだ栄養塩は多いが？

中村：対象によって適正值はかわる、合意形成が必要だろう。

児玉：提言についても、同様の作業が必要と考える。

## 基調講演 2

### 東京湾の底泥の平面分布について（国土技術政策総合研究所 岡田知也室長）

（質疑）

工藤（神奈川）：千葉側の泥のデータはないのか？

岡田：神奈川、東京のデータしかとっていないので、今後千葉側も取り組みたい

鳥羽：砂溜まり 16%の母数は？

岡田：運河内の海域面積である

鳥羽：砂溜まりの生物生産への活用はどうする？

岡田：いっしょに考えていただきたい。砂場はすでに生物が利用されているが、十分に活用されているかは分からない。

一色（神奈川）：田浦の砂溜まりではアサリをとっている、砂溜まりは安定していると考えてよいのか？

岡田：安定するように手を加えるという方法があるかもしれない。

秋元（神奈川）：含水比は環境改善の指標となりうるか？貧酸素との関係は？覆砂により含水率を下げているという考え方はあるか？

岡田：含水比だけで評価はしないが、含水比 100 をひとつの区切りとして、それ以下は良いとみていい。

長谷川（千葉）：ここで区分した底質と COD など水質基準の区分との関係は？含水比は栄養塩と関係があるか？

岡田：含水比は底層 COD との関係はあるが、海域区分との関係を直接示すものではない。

## 話題提供

### 2012 年の貧酸素水塊の状況および定点における底泥性状の変化（大畑）

（質疑）

長崎：青潮発生後の赤潮発生は？過去に昨年のような事例は？貧酸素によるシストの死滅などは考えられないか？

大畑：日射条件によっては赤潮が発生する。2012 年は出なかったが、なぜ出なかったか条件の検討が必要。ちなみに赤潮はケイ藻赤潮であった。

### 東京湾奥の浅場に着底した二枚貝や甲殻類の生息状況（小泉）

質疑 なし

### 東京湾のアサリを増やすには（張）

（質疑）

長崎：流速が早いと摂餌がうまくいくイガイと、うまくいかないアサリの違いは？

張：イガイ、カキは水管がない、それが原因。

市川：クロロフィルの中身の違い、季節による違いはあるか？

張：海域による違いはある。中身までは確認していない。

### 横浜市海の公園における漁場浄化機能（秋元）

（質疑）

小林（千葉）：潮干狩で激減するのに夏以降の資源は回復する。人手によって増減するがうまく回っているということか？アサリを採捕して取り上げるにより常にアサリがいる状態になっているのか？

秋元：幼生が平潟湾由来なのか東京湾由来なのかは分からないが、他からきたものの着底・生残が良いからだと考える。

### 総合討論

児玉：干潟・浅場の浄化機能を沖合への波及をどう考えるか？海の公園ではそのような評価はされているか？

秋元：3m以深には生物がいないので、3mより少し深いところの環境が良くなることで状況が変わっていくのでは？湾奥の浄化機能は沖合への波及は難しいかもしれない。

児玉：これまでの研究会を俯瞰すると、魚→環境、今後は？へとシフト。方向性は意見一致しており、場の修復が重要である。沿岸部の修復が沖合への正のスパイラルを起こせるか？という問題提起があった。漁獲量低下が著しいのは二枚貝なのでこれを再生の指標の一つにするのは一案である。三河湾に比べて東京湾で再生事例が少ないのはなぜか？三河湾の事例について説明求む。

中村：三河湾は、関係者が愛知県のみなので合意形成しやすい。東京湾でも可能では。

児玉：どこに干潟つくるか、合意形成できるはず。

児玉：港湾内はデッドゾーンと思われがちであるが、そうでもないという話があった。どうやって活用していけば良いか？

小泉：港湾で生物の棲めるエリア、砂溜まりを保護する余地あるか？

岡田：こちらからアプローチすることで余地あると思う。

児玉：水産サイドに対してこんな情報があればということとは？

岡田：アサリがいるという事実は1回だけ調査なので、データを積み重ねる必要あり。生物の場として今後どのように活用するかという関係者間の議論・合意もいる。今後、老朽化した護岸改修があるのでチャンスはある。技術的問題と制度的問題の2面があるが、技術的問題は研究者サイドが必要となればすぐ出せるようにカードをもっておく必要がある。制度、

フォーラムをつくることによって民間、大学、行政の意見をとりいれ、制度に結び付けられたらいい。

工藤：チャンスであるがピンチでもある。改修後は砂を戻さない方がコスト安い。戻すとこんないいことがあるのだということを宣伝していかなければならない。東京都のあさしお運河のように地域住民を巻き込んだ活動も必要。

石井：岡田さんへのリクエストだが、運河だけでなく、東京湾全体で浅場のあるところには生物がいるということ認識・アピールしていただければありがたい。堤防の近くでも浅いところにはアマモ場があったりする。

秋元：湾央部の問題は大きい。港湾管理者が覆砂をしているが、流域からの負荷が減っている現在は効果があるのでは？ もっと積極的にしてほしい。

岡田：湾央は広大過ぎる。費用対効果が最も見込まれる沿岸からやるということになる。沖合では貧酸素水塊解消と生物回復までやるには膨大な投入がいる。

児玉：フォーラムなども活用し水産と港湾のより密な連携が必要と総括できる。また東京湾研究会として何を目指すのか議論していく必要がある。二枚貝のみで良いのか？ ノリに関する問題提起もあったが。

野村：生物は大規模埋め立ての前の東京湾の地形に適応していた。護岸が出来たことによって劇的に変化、外来種も入りやすくなった。かつて赤潮少なかったのは、二枚貝の浄化作用のおかげではないか。二枚貝を対策の中心に据えるべき。

桑田：内湾においてケイ藻の赤潮があるということは無料の餌が供給されるということ。プランクトン食の二枚貝はそれを食べるわけで効率的。また、漁業経済からみても二枚貝が重要。

児玉：再生のための糸口として二枚貝が重要ということで今後進めたい。

鳥羽：議論・提言を見ていて危惧をいだく。水産の立ち位置が見えてこないなので提言を作った。必要なか今後どうするかという視点。二枚貝もこれまでもいろいろやってきたが、増えてこなかった。人も予算もない中で、冷徹になってロードマップを作る必要がある。次の企画作業部会に期待する。

児玉：今後議論したい。

## 2. 研究事例紹介

### 中川河口域におけるウナギの分布状況と生息環境（山本）

（質疑）

森岡（海上保安庁）：分布密度、CPUE などに関するデータはないのか？ 餌に関して、安定同位体ではぴったりのものがなかったが、他の餌とミックスして食べているというようなことはないか？

山本：CPUE は最盛期で筒 1 本に 1 匹くらい。8 割がケフサイソガニ、2 割がエビ類。

梶山（千葉）：利根川河口では 20 kg くらい獲ったら終わりにしている。漁師の腕次第。メスが 95% くらいなのは中川と同じ。海ウナギと言われている個体は深いところにいる。

### 釣り人から見た東京湾のマコガレイ資源（久保田）



(質疑)

石井：コメントだが稚魚調査では 2008, 2009, 2010 年は少なかったのでは報告と合っている。

秋元：増えている魚の中に、アイナメ、シャコとあったが、漁業の傾向とは逆。どう考えるか？

久保田：特にここ 1 年の印象として本当に増えているのは間違いない。

### 魚類を指標とした東京湾の干潟における生物多様性の評価 (工藤)

(質疑)

梶山：マハゼの湾入部への移動について調査などで直接確かめているか？

工藤：データから推測している。今後確かめたい。

柴田：貧酸素解消後の餌生物の回復状況は調査しているか？

工藤：残念ながらベントスを調査する余裕がないが、多毛類などは短期で回復して餌となるので、十分な供給があるのだろう。

### 盤洲のカイヤドリウミグモ (鳥羽)

(質疑)

工藤：ウミグモはアサリの中で何をしている？

鳥羽：針を刺して体液を吸う、寄生虫である。

久保田：湾内の他の地域での状況は？

鳥羽：盤津、富津のみ。浮遊しないので大きな分散はない。

瀧本：外来種なのか？

張：100 年近く前に博多湾で発見されている。その後飛び石的に発生。ヨーロッパで散発的な発生の記載はあるが大量発生した例はない。外来種としてもどこから来たのか分からない。在来種の可能性もある。よくわからないのが現状。

### その他

東京湾研究会 25 年度の活動方針案の説明 (事務局山本)

1. 提言の宣伝, 活用, 展開
2. 現場ニーズの掘り起こしと整理
3. イノベーション (ケアシエルによるアサリ垂下養殖など)
4. 1~3 を企画推進するための作業部会を設置

桑田：来年から増養殖研中心で進めるのでよろしく願います。

市川：中央水研は、これからもサポートする。

鳥羽：頼もしく感じている。よろしく願います。

市川：来年度は神奈川で開催したい。

米山所長 (神奈川)：了解した。

閉会挨拶 千葉 柴田次長

千葉県水産総合研究センター	資源研究室 東京湾漁業研究所	センター長 次長(資源研究室長事務取扱) 主席研究員 研究員 所長 主幹 主席研究員 上席研究員 上席研究員 上席研究員 研究員 研究員 室長	山崎 英夫 柴田 輝和 石井 光廣 小宮 朋之 鳥羽 光晴 梶山 誠 長谷川 健一 林 俊裕 小林 豊 大畑 聡 島田 裕至 石井 亮 坂本 浩 庄司 泰雅
東京都島しょ農林水産総合センター	振興企画室	主任	小泉 正行
神奈川県水産技術センター	栽培技術部 企画経営部 資源環境部	所長 部長 主任研究員 専門研究員 主任研究員 副技幹 主任研究員	米山 健 杉浦 暁裕 工藤 孝浩 鎌滝 裕文 秋元 清治 一色 竜也 田島 良博
静岡県水産技術研究所	浜名湖分場	科長	山内 悟
国土交通省 関東地方整備局	港湾空港部	沿岸域管理官付 課長補佐	松坂 省一
海上保安庁	総務部 海洋情報部環境調査課 海洋情報部環境調査課	参事官 主任環境調査官 環境調査官付	瀧本 峰男 難波江 靖 森岡 裕詞
	沿岸海洋・防災研究部	海洋環境研究室長	岡田 知也
港湾空港技術研究所		研究主監	中村 由行
国立環境研究所	環境リスク研究センター 生態系影響評価研究室	研究員	児玉 圭太
東京大学	大気海洋研究所	特任研究員	野村 英明
水産総合研究センター	本部	研究開発コーディネーター	長崎 慶三
増養殖研究所	資源生産部 沿岸生態系グループ 沿岸資源グループ	所長 部長 グループ長 主任研究員 研究員 グループ長 主幹研究員 主任研究員	飯田 貴次 桑田 博 張 成年 山本 敏博 丹羽 健太郎 澁野 拓郎 渡辺 一俊 黒木 洋明
中央水産研究所	資源管理研究センター 資源生態グループ 海洋・生態系研究センター 資源環境グループ モニタリンググループ 生態系モデルグループ	所長 主任研究員 センター長 グループ長 グループ長 主任研究員	馬場 徳寿 久保田 洋 渡邊 朝生 清水 勇吾 市川 忠史 児玉 真史



本号は平成 25 年 3 月 13 日に千葉県木更津市民会館で開催された、中央ブロック水産業関係研究開発推進会議・東京湾研究会において発表された論文・要旨・議事録を収録したものである。

編集担当者 山本敏博・児玉真史

---

平成 26 年 3 月 1 日発行

発行人 飯田貴次

発行所 独立行政法人 水産総合研究センター 増養殖研究所

〒516-0193 三重県度会郡南伊勢町中津浜浦 422-1

印刷所 文明堂印刷株式会社

---