水産研究・教育機構 機関リポジトリ
FRA Japan Fisheries Research and Education Agency Institutional Repository

東京湾の漁業と環境　No.3

メタデータ	言語: Japanese
	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	https://fra.repo.nii.ac.jp/records/2000511

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

東京湾の漁業と環境

第 3 号

平成 23 年 10 月

Fishery and Oceanography in Tokyo Bay

No. 3, October 2011

中央水産研究所

National Research Institute of Fisheries Science

FRA, JAPAN

東京湾の漁業と環境　第３号

目　次

ミニシンポジウム「水産からみた統合的沿岸域管理の課題
～沿岸漁業のための再生事業の方向性～」報告

1. 趣旨説明
水産からみた統合的沿岸域管理の課題
～沿岸漁業のための再生事業の方向性～・・・・児玉真史・輿石裕一　1

2. 基調講演
東京湾再生のための行動計画（モニタリング）・・・服部友則　3
東京湾奥部における出水の影響調査・・・牧秀明・関口博之・樋渡武彦・越川海・木幡邦男・渡辺正孝・安藤晴夫・川井利雄・山崎正夫　9

3. 話題提供
東京都内湾の現状・・・・・小泉正行　19
東京湾盤洲干潟でのアサリの岸沖分布の変動要因に関する推定・・・鳥羽光晴・小林豊　25
神奈川県の試験研究推進構想（水産分野）における東京湾再生関連課題の位置づけ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・工藤孝浩　37

平成 22 年度中央ブロック東京湾研究会　議事録

平成 22 年度中央ブロック東京湾研究会　出席者名簿

水産からみた統合的沿岸域管理の課題
～沿岸漁業のための再生事業の方向性～

児玉真史*[1]・輿石裕一*[2]（シンポジウム・コンビーナー）

Problems toward achievement of Integrated Coastal Zone Management from the aspect of fisheries

Masashi KODAMA*[1] and Yuichi KOSHIISHI*[2]

*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 中央水産研究所　特任部長
〒236-8648　横浜市金沢区福浦 2-14-4
mkodama@fra.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 Division Director for research, National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, Japan, 2-12-4 Fukuura, Kanazawa-ku, Yokohama, Kanagawa, Japan

近年, 全国海の再生プロジェクトなどの中で様々な沿岸環境の再生事業が進められている。沿岸域の“総合的”な管理については，平成19 年に施行された海洋基本法においても，第６条および 25 条でその必要性が基本的な施策として位置付けられており, 様々な再生事業において漁業の再生も重要な出口として認識されている。この東京湾研究会が開催される直前には，第５回海の再生全国会議が開催され，この中でも行政, 研究者の立場を問わず水産分野以外の参加者から, 総合的沿岸域管理の出口として水産生物を含めた生物を意識する発言が目立った（古川，2011）。しかしながら，事業の具体的な内容や漁業に対する効果･影響は必ずしも十分に認識されているとは言い難いのが現状である。一方で，沿岸漁業の再生に対しては, 水産関係機関や漁業者自身の活動として, 資源管理や移植･放流といった取り組みが行われてきた他，藻場・干潟などの場の造成や覆砂･耕耘などによる環境改善も多く行われているが, 効果の持続性やコスト面の問題など課題も多い。また，藻場・干潟の造成をはじめとする土木工学的手法での再生事業や流域からの流入負荷の削減といった大規模な施策については, 水産分野単独での取り組みには限界もあり，他省庁との連携によって，いわゆる“統合的沿岸域管理”という形で再生の道を探ることも必要であると考えられる。

ここで, 上で紹介した第５回海の再生全国会議の総合討論の内容を引用して沿岸域の統合的管理を進める上でのポイントを整理しておきたい。同会議の総合討論において，総合的管理に求められることとして，目標の明確化，モデル地域での議論，構成，計画段階からの関係者の関与が挙げられている。これらの点については, 分野を超えても異論は無いと考えられるが, 同時にさらなる進展のために障害となることとして，港湾，水産，水環境，地域振興等異なる目的を持った沿岸域管理が近接もしくは, 一部オーバーラップして存在すること, 分野ごとに事業手法･時空間のスケールが異なること, 分野ごとの評価方法が異なることが指摘されている。これらのことは，基本的な問題であると同時に思いのほかハードルが高いと考えら

れる。なぜなら，分野間の乖離もさることながら，各分野内でも認識が大きく異なっている場合があるためである。

そこで，平成 22 年度東京湾研究会のミニシンポジウムでは，水産からみた再生事業の課題を整理するとともに他省庁主導で進められている事業に対して，水産の立場からどのように関われるか，また，不足している知見に対して研究開発として何をすべきか，さらに，沿岸漁業の再生に向けて現実的な省庁間の連携のあり方を議論することを目的として開催した。シンポジウムにおいては，まず，海上保安庁の服部友則氏に東京湾再生推進会議の内容とともに，分野を超えた連携の先行事例として東京湾一斉調査の取り組みをご紹介いただいた。次に水産分野以外の研究機関の視点として，国立環境研究所の牧秀明氏に降雨出水後の東京湾への影響調査に関するご講演をいただいた。続いて，東京都の小泉正行氏からは，東京湾奥の歴史，現状と問題点ついて話題提供をいただいた。千葉県の鳥羽光晴氏からは，盤洲干潟におけるアサリの空間分布の変動とそれに対する流動環境の影響に関する話題提供をいただいた。そして，神奈川県の工藤孝浩氏から，神奈川県における東京湾の環境再生に関連する試験研究の取り組みについて話題提供をいただいた。以上を受けて総合討論が行われ，東京湾の漁業再生のためには，再生に向けた水産以外の分野の取り組みを理解するとともに分野を超えた連携が重要であるという共通認識を得ることができた。紙面の都合上，これらの詳細な内容については，各報告を参照していただければ幸いである。

最後に，東京湾研究会ならびに本シンポジウム開催にあたり，話題提供をご快諾いただいた講演者ならびに活発な討論にご参加いただいた出席者，さらには会場のお世話と会の円滑な運営にご尽力をいただいた神奈川県水産技術センターをはじめ関係者のみなさまに厚く御礼申し上げる次第である。

引用文献

古川恵太（2011）：第 5 回海の再生全国会議について，ヘドロ，111, pp.20-28.

東京湾再生のための行動計画（モニタリング）

服部友則[*1]

Action plan for Tokyo bay Renaissance

Tomonori HATTORI*[1]

[*1] 海上保安庁海洋環境保全推進室　〒135-0064 東京都江東区青海 2-5-18
thattori@jodc.go.jp
Hydrographic and Oceanographic Department Japan Coast Guard, 2-5-18, Aomi, Koto-ku, Tokyo 135-0064, Japan

１．東京湾再生プロジェクトについて

平成１３年１２月に都市再生プロジェクト（第三次決定）として「海の再生」が位置づけられ，国や東京湾を囲む自治体により「東京湾再生推進会議」が設置された。同推進会議により平成１５年３月に策定された「東京湾再生のための行動計画」に基づき，「快適に水遊びができ，多くの生物が生息する，親しみやすく美しい「海」を取り戻し，首都圏にふさわしい「東京湾」を創出する」という目標を掲げ，関係機関が連携して，陸域からの汚濁負荷削減，海域における環境改善対策，環境モニタリング等の施策を実施している（図－１）。

平成１５年度から平成２０年度までの６年間の同行動計画に基づく施策の取組状況を確認し，その分析・評価を行うことにより，行動計画の着実な実施を図り，効果的に東京湾再生を推進することを目的とした第２回中間評価が，平成２２年３月に公表された。

ここでは，モニタリングに関する施策および東京湾の水環境の現状について紹介する。

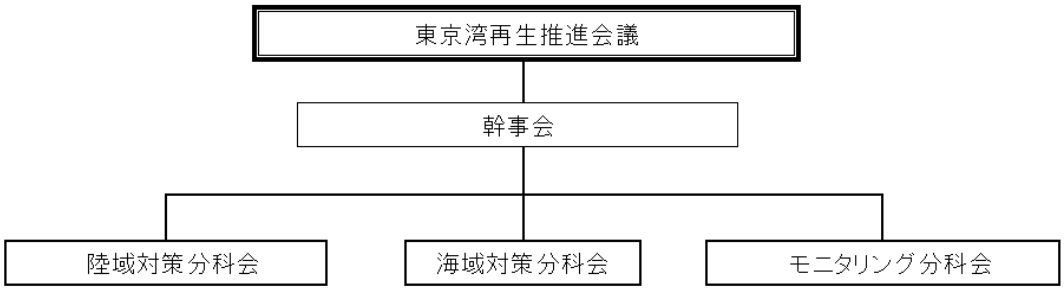
２．これまでのモニタリングの取組み

平成１５年度から平成２０年度の６年間における，主なモニタリングに関する施策について，以下に示す。

２－１．モニタリングの充実

①底層の DO（溶存酸素）についてのモニタリングの充実

東京湾全域で環境基準点等（１０４箇所）及び環境省広域総合水質調査測定点（２８点）等において，定期的に底層のＤＯを含む環境基準項目の水質調査を実施した。（※箇所・地点数はともに平成２０年度末時点。環境基準点等には補助地点を含む。）

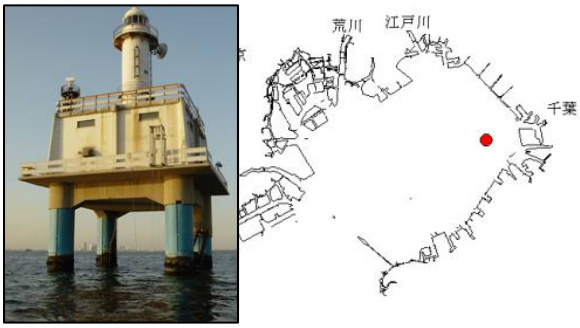


図－１　東京湾再生推進会議の構成

また，千葉県水産総合研究センターにおいて，センター，国，自治体の測定値を基に貧酸素水塊速報を作成・公表している。

②千葉灯標に設置したモニタリングポストにおける常時モニタリングの実施（図－２）

海上保安庁において，千葉港沖の千葉灯標に表層から底層までの水質を連続測定する装置（モニタリングポスト）を設置しており，自動昇降装置に取り付けた水質センサーによる DO，水温，塩分，濁度，クロロフィルａ濃度及び水深１ｍごとの海水の流向・流速の観測を１時間ごと，海上の風向・風速の観測を１５分ごとに実施している。平成１５年５月に観測を開始し，現在まで継続して観測している。



図－２　モニタリングポストの設置されている千葉灯標（左）およびその位置（右）

③人工衛星による観測データを利用した，広域にわたる赤潮等の発生，挙動，消滅などの把握

地球観測衛星 AQUA・TERRA に搭載された，ＭＯＤＩＳを用いて，プランクトンに含まれるクロロフィルａの濃度変化の観測を実施している。

④環境省において，広域総合水質調査の底質監視ポイントにおける底生生物モニタリングの実施

平成１５年度以降，広域総合水質調査の底質監視ポイント８点について底質・底生生物の調査を年２回実施している。

２－２．モニタリングデータの共有化及び発信

①関連情報を集約した Web サイトを整備し，相互のリンクを図る（図－３）

○　WOTB（Water of Tokyo Bay：東京湾水環境サイト）

http://www2.env.go.jp/water/mizu-site/mizu/wotb/top.asp

○　東京湾環境情報センター

http://www.tbeic.go.jp/

等の Web サイトにおいて，調査結果及びメタデータの集約・提供を実施している。また，平成２０年度に実施した東京湾水質一斉調査のデータについても公開している。

２－３．市民参加型のモニタリング活動

①市民や NPO などと連携した継続的な活動の展開

東京湾水環境サイト
（環境省・国立環境研究所）

東京湾環境情報センター
（関東地方整備局港湾空港部）

図－３　調査結果等を集約・提供している Web サイトの例

平成２０年度においては，湾岸及び流域併せて，一般市民を対象としたイベント等１５件実施した。

②施策による改善の効果について，広く一般市民に周知するために関連するシンポジウム等において情報提供を実施

「東京湾再生のためのシンポジウム」（図－４）や「東京湾再生セミナー」等の場で，東京湾の現状や施策の状況について一般市民向けの講演を実施している。

図－４　第３回東京湾再生のためのシンポジウム
有識者によるパネルディスカッション

３．モニタリングの新たな取組み

３－１．モニタリング研究会について

東京湾再生推進会議モニタリング分科会においては，平成１８年度の第１回中間評価において明らかになった課題に対応するため，平成１９年度に有識者による「東京湾モニタリング研究会」を設置した。平成２０年３月に同研究会から「東京湾のモニタリングに関する政策助言」を受け，同月の第９回モニタリング分科会において，平成２０年度の取り組みを決定し，以下の施策の実施に取り組んだ。

３－２．東京湾水質一斉調査

平成２０年７月２日を中心として，国及び八都県市等が連携して東京湾の海域及び陸域６０５測点（図－５）において，下記の事項を目的として，第１回の東京湾水質一斉調査を官のみならず民間企業や大学等の研究機関，NPO 等計４７機関・団体の参加を得て実施した（表－１）。また，これに併せて環境教育等のイベントを実施した。

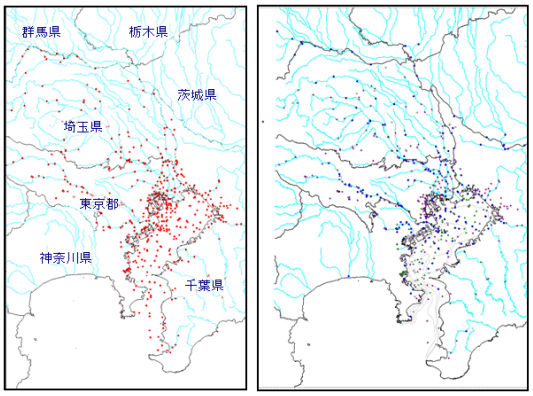
①東京湾の環境モニタリングにおける「関係機関が連携・協働した効率的かつ効果的なモニタリング調査の体系づくりと実施」に向けた契機とする。

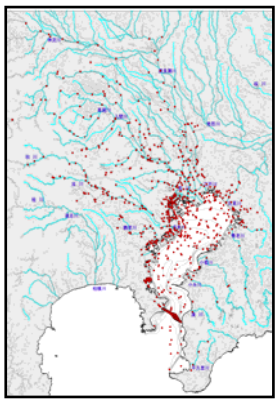
②東京湾の全域及び陸域を対象とした一斉での調査を通じ，赤潮や貧酸素水塊の分布等を把握することで，東京湾の汚染メカニズムの理解の推進を図る。

③多様な主体が協働・連携した調査や環境教育・活動を実施することにより，国民・流域住民の東京湾再生への関心を醸成する。

同調査の結果は平成２０年１２月に開催された「東京湾シンポジウム」において発表するとともに，多様な主体による今後の調査・研究や活動の足がかりとするため，調査結果を「東京湾環境マップ」にとりまとめ，広く配布した。

また，第２回の東京湾水質一斉調査は平成２１年８月に，第３回は平成２２年８月に実施し，多数機関の参加が得られた。





図－５　東京湾一斉調査測点図
（上左：平成２０年度、上右：平成２１年度、下右：平成２２年度）

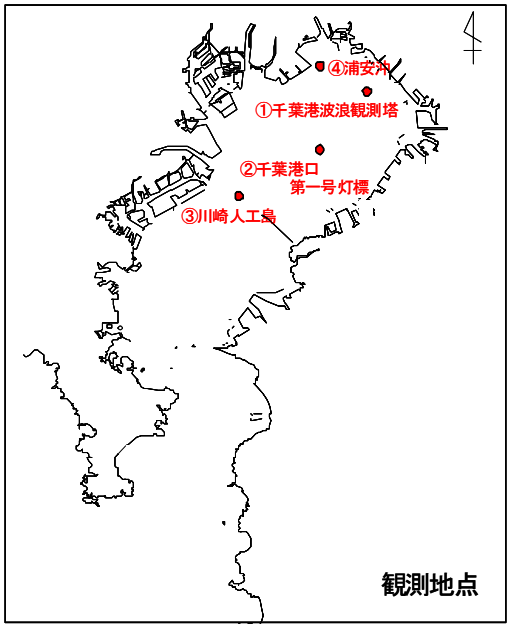
表－１　第１回、第２回および第３回東京湾一斉調査概要

		第１回 （平成２０年度）	第２回 （平成２１年度）	第３回 （平成２２年度）
調査日		７月２日（水） （７月１日～４日に実施された調査も対象）	８月５日（水） （８月１日～９日に実施された調査も対象）	８月４日（水） （７月２４日～８月２３日に実施された調査（環境教育については７月～８月）も対象）
参加機関	国	3	5	5
	地方自治体	21	39	32
	市民団体等	3	10	14
	大学・研究機関	12	13	6
	企業等	6	81	74
	小学校	2	0	0
	計	47機関・団体	148機関・団体	131機関・団体
調査地点	海域	224	311	356
	陸域	381	438	394
調査項目（共通項目）	海域	溶存酸素量（DO）、水温、塩分		
	陸域	化学的酸素要求量（COD）、水温、流量		

後援：社団法人　日本経済団体連合会

３－３．モニタリングポストの増設

国土交通省関東地方整備局では，図－６に示す東京湾内４ヶ所に新たに連続観測点を設置し，平成２２年４月１日より連続観測を開始した。



図－６　東京湾内に増設されたモニタリングポストの位置

４．東京湾の水環境の現状（第２回中間評価時点）

平成１５年３月の「東京湾再生のための行動計画」策定後，６年あまりに渡り陸域及び海域負荷削減等のための施策が関係機関により着実に実施されてきた。一方で，これらの施策の効果を評価し，より有効な対策を講じるためには，連続した環境モニタリングが不可欠である。

ここでは，国および関係自治体による調査報告をもとに，第２回中間評価時点での東京湾の水環境の現状を概観する。

４－１．汚濁負荷量

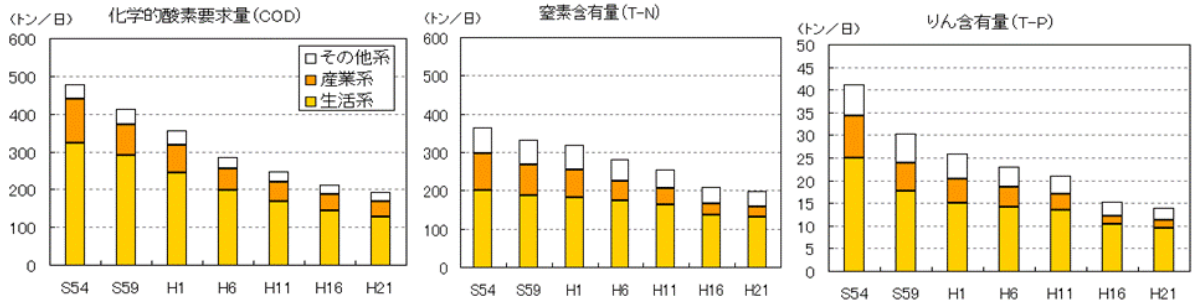
東京湾流域の発生汚濁負荷量は平成 16 年度実績で化学的酸素要求量（ＣＯＤ），窒素含有量（Ｔ－Ｎ），りん含有量（Ｔ－Ｐ）それぞれについて 211，208，15.3（単位：トン／日）であり，第５次水質総量規制に基づく総量削減基本方針（平成 13 年，環境省）の目標値をそれぞれ 7.5%，16.5%，20.3%下回っており，東京湾の汚濁負荷については着実に減少している（図－７）。

４－２．水質・底質の状況

ＣＯＤについては行動計画策定時と同様，依然として湾奥部の値が高く，湾口に近づくにつれて低い値になっている。上層ＣＯＤの東京湾全域平均濃度の経年変化については，図－８のとおりであり，５年間の移動平均値でみたところ，平成５年以降はほぼ横ばいであるが，全体的には減少傾向が見られる。

ＣＯＤに関する東京湾の環境基準の達成率については，平成 19 年度で 63.2%となっており，平成 16 年度と同様，全国平均(85.8%)に対しても依然として低い水準にある。

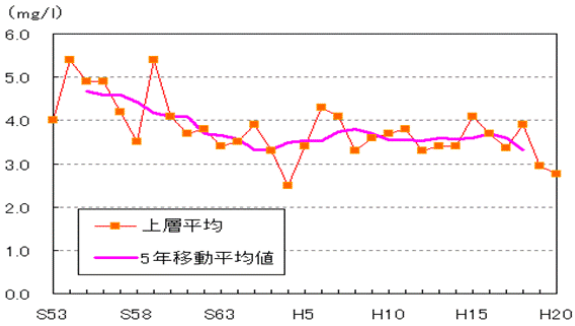
底質におけるＣＯＤの濃度分布についても表層水中のＣＯＤと同様に湾口から湾奥に向かい悪化



図－７　東京湾におけるＣＯＤ（左）、窒素（中）、リン（右）の発生汚濁負荷量の推移
（平成 21 年度の値は第 6 次総量規制における削減目標量）

する傾向が継続しており，平成 20 年 8 月の湾奥部（測点 9）で，30.0mg/g であった。ただし，同じ湾奥でも船橋市周辺（測点 2）など比較的ＣＯＤが低い（2.8mg/g）地点も存在している。

また，水中のＤＯが 4.3mg/L を下回ると，魚類・甲殻類に生理的変化が発生し，底生魚類の漁獲に悪影響が及ぶとされている（水産用水基準：(社)日本水産資源保護協会)。夏季の湾奥部では底層のＤＯが底生生物の生息に悪影響を与えると考えられる低濃度（ＤＯ≦4.3mg/L）の海域も毎年広範囲で確認されている（図－９)。



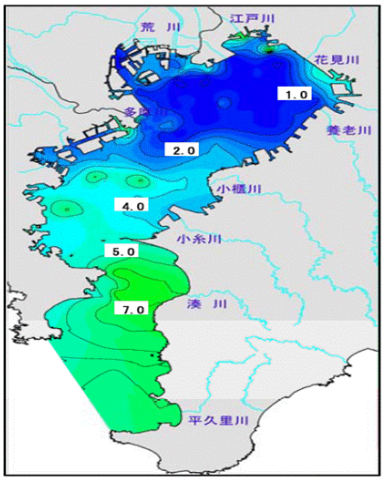
図－８　湾内上層における COD 濃度の経年変化
（環境省広域総合水質調査結果報告書より作成）

４－３．赤潮・青潮の発生状況

千葉県，東京都，神奈川県の地先海域における赤潮の発生確認件数の合計値は，平成 17 年度が 46 件，平成 18 年度が 34 件であった。また，青潮の確認件数については，平成 17 年度が 6 件，平成 18 年度が 1 件であった。

４－４．生態系の状況

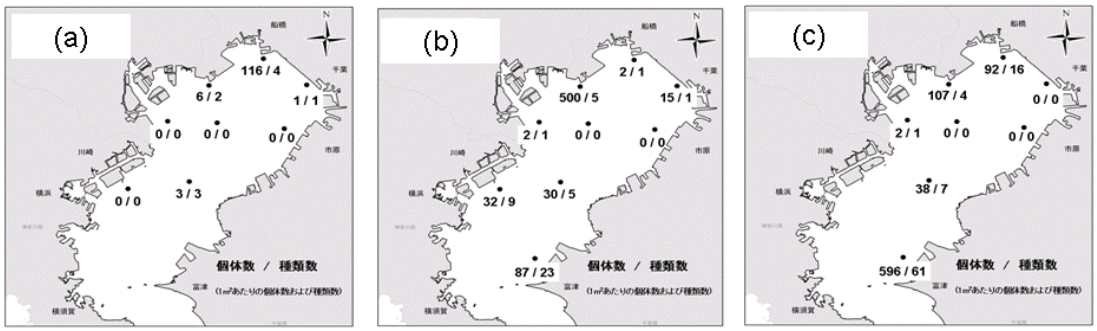
平成 18 年 8 月，平成 19 年 8 月及び平成 20 年 8 月の底生生物の分布を図－１０に示す。底生生物の個体数，種類数はともに市原沖等湾央部で少ないという状況がわかる。平成 20 年 8 月においても，特に夏季の湾奥部では，底生生物や魚貝類の生息が確認できない観測点が存在しており，「年間を通して底生生物が生息できる」環境は依然達成できていない。



図－９　底層 DO の分布
（平成 20 年 7 月東京湾水質一斉調査結果）

４－５．まとめ

東京湾における数年スケールの水質変化には気象条件の年変化が大きく影響するため，実施施策と東京湾の水環境についての直接的な因果関係に言及することは困難である。しかしながら，依然として夏季には貧酸素水塊が発生し，底生生物の



図－１０　東京湾における底生生物の分布例　(a)平成１８年８月(b)平成１９年８月 (c)平成２０年８月（環境省広域総合水質調査報告書より作成）

生息が確認できない観測点が存在することから「年間を通して底生生物が生息できる限度」という指標の達成のために更なる施策の推進が必要なことは明らかである。

一方，汚濁負荷量の着実な減少など，今後の東京湾の水質改善につながる結果も見られており，今後も継続的なモニタリングを行い，注意深く水環境を監視していくことが必要である。

東京湾における降雨後出水の影響調査

牧秀明*[1]，関口博之*[1]，樋渡武彦*[1]，越川海*[1]，木幡邦男*[1]，渡辺正孝*[1]
安藤晴夫*[2]，川井利雄*[2]，山崎正夫*[2]

Influence of storm water on the inner area of Tokyo Bay

Hideaki MAKI*[1], Hiroyuki SEKIGUCHI*[1], Takehiko HIWATARI*[1], Hiroshi KOSHIKAWA*[1], Kunio KOHATA*[1], Masataka WATANABE*[1], Haruo ANDO*[2], Toshio KAWAI*[2], Masao YAMAZAKI*[2],

*[1] 独立行政法人 国立環境研究所　〒305-8506 つくば市小野川 16-2
hidemaki@nies.go.jp
National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

*[2] 財団法人 東京都環境整備公社 東京都環境科学研究所
〒136-0075 東京都江東区新砂 1-7-5
The Tokyo Metropolitan Research Institute for Environmental Protection
1-7-5 Shinsuna, Koto, Tokyo 136-0075, Japan

緒　言

2,600 万人に達する膨大な人口と経済活動を抱えている東京湾流域は世界的に見ても屈指の汚濁負荷量の多い水域であり，下水道の普及率は非常に高いながらも大量の栄養塩が現在も湾内に流入し続けており，大規模な赤潮と貧酸素水塊が毎年発生しているのが現状である。

また，東京湾に流入する全淡水量の半分近くに匹敵する処理水を放流している下水道の内, 東京都 23 区域の大部分は合流式を採用しているために降雨後の出水時に未処理の下水がそのまま流入河川と湾内に越流することになり汚濁負荷を増大させている影響が大きいと考えられる。このような合流式下水道の越流は年間 50 回程度発生しているとされているが，自治体による公共用水域の常時監視による水質測定は晴天時（つまり平水時）に限って行われるため，出水時の未処理下水の越流の影響についての情報は乏しいのが現状である。

従って行政による公共用水域の常時監視とは別に降雨後の出水時を狙って，詳細な水域調査を行うことにより水質変化を把握することが必要である。

以上のことから台風によりまとまった降雨が有る秋期に，合流式下水道越流水と河川水流入の影響を強く受ける東京湾奥部（東京都沿岸部）において現場調査を行い，衛生指標である糞便性大腸菌群数や窒素・リン，有機炭素の動態や時空間分布の把握を行った（安藤ほか 2005）。

調査と分析方法

2002 年 10 月 1 日から 2 日未明に台風 21 号が関東地方に上陸･通過し, 東京都内で 60 mm 近い多量の降水量をもたらした。この機会をとらえて以下の２測線を設定し，合流式下水

道越流水と河川水増水による東京湾奥部の水質におよぼす影響を評価するために，同年 10 月３日と４日の二日間に渡って連続調査を行った。

1) 東京湾に流入する最大の河川である荒川の河口域から南方向に内湾 1，8，20，30，35 と東京湾横断道路上部の川崎人工島換気塔付近にかけての６地点からなる測線。

2)（我が国で最大処理量を有する下水処理場である）森ヶ崎水再生センター放水口が在る京浜運河の 21，23，24 から内湾 23，18 を経て東京灯標の６地点からなる測線。

図１　東京湾奥部における調査地点

なお比較対照として，2003 年 5 月 27～28 日の二日間に渡り上記と同じ 2 測線において平水時の調査を行うと共に，単位面積当たりの水柱中の窒素・リン類の存在量を見積もるために, 2003 年～2005 年の 1 月と 7 月に同時多層採水器（安藤・山崎 2000）を用いて鉛直方向 1～1.5 m 毎に採水を行い，各調査地点において測定した結果も活用した。

また 2004 年には 10 月 6～7 日の二日間に渡り，荒川，隅田川，東京都の臨海部に位置する各水再生センター（下水処理場），下水排出ポンプ場等から流入する未処理下水越流による水質変化の細かい時系列変化を把握すべく，1～2 時間おきの定点調査を降雨後に反復して行った。観測点としては，1）荒川の河口域近くの内湾 8 と東京灯標，2）隅田川航路（大井埠頭沿岸）域内の内湾 5 から森ヶ崎水再生センター付近の京浜運河 23 にかけての二つの調査水域を設定した。なお調査実施前の 10 月 3～4 日の三日間に渡り，総量 100 mm を超える降雨が都内で有った。

なお，調査地点（内湾 1，5，8，18，20，23，25[東京灯標]，30，35，運河 21，23，24）は，東京都環境局による公共用水域常時監視点を踏襲したものである（以上，図１）。

塩分，水温は STD（ACL208-RS，アレック電子[現・JFE アドバンテック]）と多項目水質計（Hydrolab Sonde H20, および DataSonde 4a, HACH）を各調査点に投入して測定した。

溶存性の窒素，リンは，前述の同時多層採水器を用いて鉛直方向 1～1.5 m 毎に採水を行い，孔経 0.8 μm の酢酸セルロース製膜を有する注射筒ろ過カートリッジ（DISMIC-25CS, ADVANTEC）を用いてろ過した海水試料を分析し，各調査地点における栄養塩類の濃度鉛直分布を調べた。硝酸態・亜硝酸態窒素（NO_3-N・NO_2-N），アンモニア態窒素（NH_4-N），リン酸態リン（PO_4-P）は，ろ過した試水を自動連続分析器（TRAACS–800: ブラン・ルーベ[現・ビーエルテック]）に供して測定を行った。

溶存性全窒素（DTN）・全リン（DTP）は，ろ過した試水に水酸化ナトリウム－ペルオキソニ硫酸カリウム添加後，オートクレーヴにより加熱分解処理後，自動連続分析器により測定を行った。

糞便性大腸菌群数は mFC 平板培地培養法により測定した。

クロロフィル *a* は適当量の海水をろ過した

ガラス繊維フィルター（GFF，Whatman）をアセトン抽出し，蛍光光度計を用いて測定を行った。

懸濁性有機炭素（POC）は適当量の海水をろ過したガラス繊維フィルター（GFF，Whatman）を元素分析器に供し測定した。

細菌，従属栄養性渦鞭毛虫・藻類，動物・植物プランクトンの個体と細胞数，ならびにその大きさは，採水後直ちにグルタルアルデヒド，あるいは中和フォルマリン溶液で固定したものを顕微鏡観察で計数・計測し，植物プランクトン以外の浮遊性の生物にぞれぞれの固有の有機炭素量の係数を乗じて，POC に対する寄与（組成）を求めた（Maki *et al.* 2007）。植物プランクトンに関しては，POC/クロロフィル *a* 重量濃度比を 36 として計算を行った。

結果と考察

塩分と濁度

荒川河口部～川崎人工島においては，平水時の 2003 年 5 月時の調査では表層の塩分が 12～30 だったのに対し, 2002 年秋の出水直後の 10 月 3 日では 0.2～18 にまで低下していた（図 2）。

運河部では 2003 年 5 月の平水時には表層の塩分が 16～30 だったのに対し, 出水時の 2002 年 10 月 3 日には 9～29 となっていた。2002 年 10 月出水時には，懸濁態粒子（SS）濃度で 20～100 mg/L もの高濁度水が塩分が低い表層に拡がっており，増水した荒川から流入した高濁度の河川水が湾内に入り，そのまま南方向に川崎人工島まで表層部を滑るようにして流れている様子が見られた（図 3）。

出水時の塩分の分布を詳細に見ると，内湾 20 周辺で塩分は一旦高くなり，再び内湾 30 で低くなる傾向が見られ，やはり増水していた隅田川や多摩川からの淡水供給の影響が反映されているものと考えられた。同様の傾向は濁度についても見られ，出水時には荒川河口から沖合に向かって一旦低下した後，内湾 30 で再び上昇する分布が見られた（図 3）。京浜運河部でも同様に増水時の表層部における塩分の低下が見られたが，荒川河口部～川崎人工島とは異なり，増水時調査 2 日目には塩分がかなり回復していた。運河 24 では出水時・平水時共に 9～18 と塩分が低く，羽田空港北西部の海老取川を通じて多摩川からの淡水供給の影響が強いことが示された。

2004 年 10 月の出水後の調査では，最も沖合となる東京灯標付近において，調査 1 日目の 10 月 6 日より 2 日目の 10 月 7 日の方が表層水中の塩分がむしろ低い傾向が見られた。その他の地点，例えば内湾 5 や運河 23 では，時間の経過と共に塩分が回復する傾向が見られた。これに呼応して，濁度についても東京灯標付近において，他の地点よりより長時間高いまま保持されている傾向が見られた。

糞便性大腸菌群数

下水に含まれる人為由来の糞便性大腸菌は，平常時の下水処理場における沈殿，活性汚泥処理，塩素消毒を経ずに簡易処理のみ受け公共用水域に放流されると顕著に検出されることから，合流式下水道の越流により直接海域に未処理の生下水が流入していることを示す格好の指標になりうると考えられる。また海域において高密度の糞便性大腸菌が生残し検出されるならば，同じく人間の糞便に由来するノロウイルス等，海水に触れた場合に衛生上，何らかの影響をおよぼす可能性が有ると考えられることから，衛生指標として水浴場水質判定基準の項目に定められている。

2002 年秋期調査時の台風通過後 2 日目となる 10 月 3 日には荒川河口部～川崎人工島, 京浜運河～東京灯標の双方の側線とも，10^4～10^5 個/100 ml 強という，水浴場水質判定基準で水浴不適とされている 10^3 個/100 ml の 1～2 桁高い糞便性大腸菌が検出されているが，10 月 4 日には 10^3～10^4 個/100 ml と 2 桁近い減少が見られ，未処理の生下水の流入が減少して

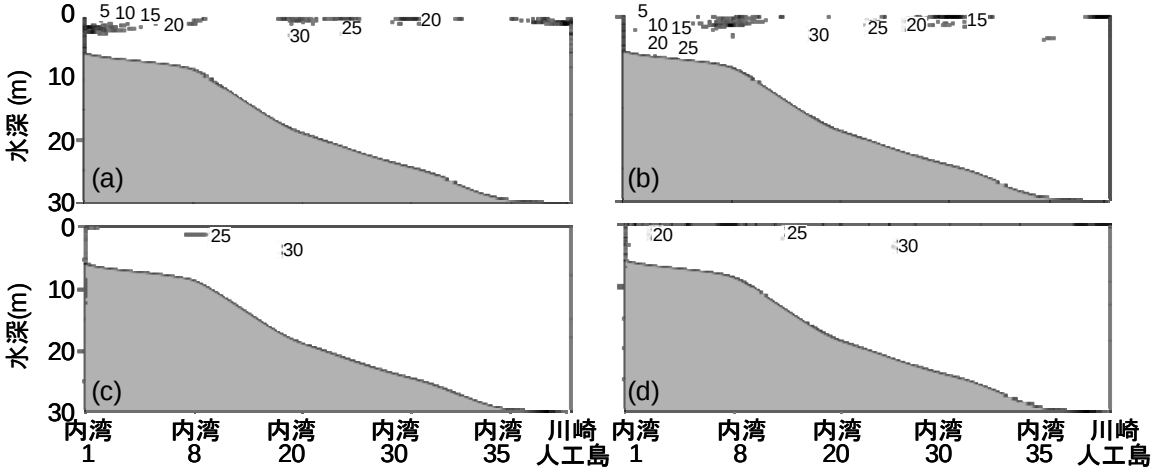


図 2　荒川河口部～川崎人工島における出水時（2002 年 10 月 3 日（a），4 日(b)）と平水時（2003 年 5 月 27 日(c)，28 日(d)）の塩分の分布

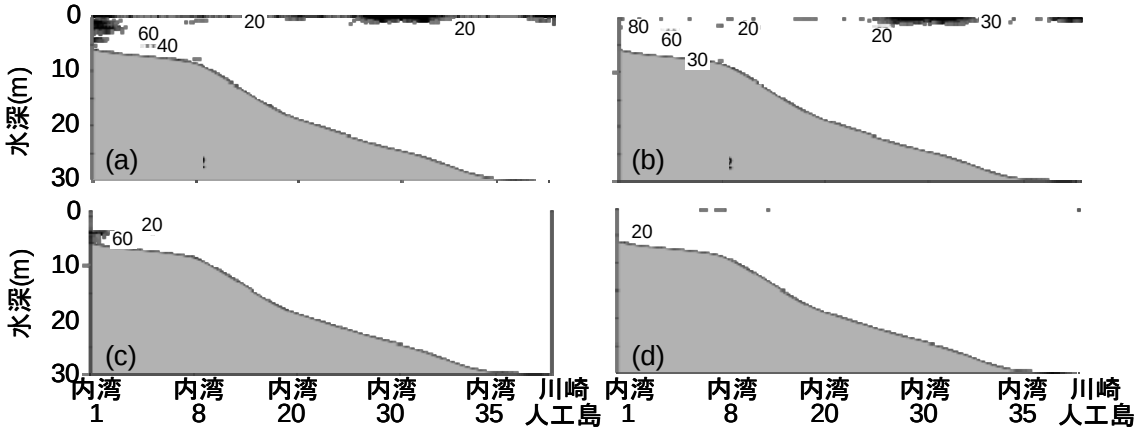


図 3　荒川河口部～川崎人工島における出水時（2002 年 10 月 3 日（a），4 日(b)）と平水時（2003 年 5 月 27 日(c)，28 日(d)）の濁度の分布

いることが示された（表 1a）。同様の傾向は 2004 年 10 月の出水時の連続調査でも見られ，隅田川航路（大井埠頭沿岸の内湾 5）と京浜運河（運河 23）では糞便性大腸菌群数が調査開始から 30 時間後には 2 桁近く減少していた。対照的に荒川河口沖筋（内湾 8，東京灯標）では 1 桁の減少しか見られず，荒川由来の大量の河川水の流入と共に出水による都市域由来の汚濁負荷が隅田川航路（大井埠頭沿岸）と京浜運河付近よりも長引いていることが示された（表 1b）。以上と塩分と濁度の観測結果から，荒川河口沖の内湾 8 と東京灯標付近では沿岸近傍域の内湾 5 と運河 23 に比べて，その表層における塩分が希薄な状態がより長時間継続し，経時的な糞便性大腸菌群数の減少が緩慢であることから，越流の影響は沖合でより長時間持続すると考えられた。

下水のポンプ排水場や下水処理場の放流口が近い京浜運河部では 2002 年 10 月 3 日に 3×10^5 個/100 ml を越える高い密度の糞便性大腸菌群数が検出されたが，荒川河口部～川崎人工島では 3×10^4～1×10^5 個/100 ml と京浜運河部より 1 桁ほど低く，概して京浜運河部周辺では未処理の生下水の越流による影響がより大きいことが示された（表 1a）。

窒素・リン類

窒素は，出水時の NH_4-N（図 5a, b）を除い

表 1 a　2002 年 10 月 3～4 日の出水時と 2003 年 5 月 27～28 日の平水時の各調査地点における糞便性大腸菌群数の分布

	出水時（2002 年 10 月）		平水時（2003 年 5 月）	
調査地点	3 日	4 日	27 日	28 日
	糞便性大腸菌群数(CFU/100 ml)			
内湾 1	7.0×10^4	6.4×10^3	2.3×10^3	9.1×10^2
内湾 8	5.4×10^4	5.1×10^3	7.8×10^2	5.0×10^2
内湾 20	5.0×10^4	2.6×10^3	1.1×10^3	4.7×10^2
内湾 30	6.9×10^4	3.1×10^3	5.8×10	―
内湾 35	1.0×10^5	1.7×10^3	1.5×10	5.0
川崎人工島	3.7×10^4	1.4×10^3	―	―
運河 21	3.1×10^5	1.5×10^3	1.2×10^2	1.7×10^2
運河 23	3.3×10^5	8.7×10^2	1.6×10^3	3.1×10^2
運河 24	3.8×10^5	9.3×10^3	7.0×10^2	5.2×10^2
内湾 23	9.5×10^4	1.5×10^3	2.3×10^3	1.7×10^2
内湾 18	3.7×10^4	1.1×10^3	7.8×10	7.5
東京灯標	6.5×10^3	4.2×10^3	5.0×10	5.0

―: 不検出

表 1 b　2004 年 10 月 6～7 日の出水時の各調査地点における糞便性大腸菌群数の分布と減衰

	調査順序と調査月日と時刻						
	1 回目	2 回目	3 回目	4 回目	5 回目	6 回目	7 回目
	10 月 6 日				10 月 7 日		
調査地点	9:20	10:20	13:20	14:40	8:30	10:20	12:50
内湾 5	3.8×10^5	4.1×10^5	―	1.5×10^4	8.8×10^2	7.1×10^3	3.8×10^3
運河 23	5.9×10^4	2.5×10^5	1.5×10^4	3.8×10^4	4.1×10^3	1.5×10^3	7.2×10^2
内湾 8	6.2×10^4	1.1×10^5	2.2×10^4	1.9×10^4	2.3×10^4	6.8×10^3	1.9×10^4
東京灯標	2.3×10^4	3.1×10^4	2.0×10^4	1.8×10^4	1.2×10^4	2.0×10^4	3.8×10^3

―: 未測定

て，各地点において表層付近が濃度が高く，底層にいくにしたがって濃度が低下する傾向にあったが（図 4 と 5c, d），リンに関しては鉛直分布の濃度の増減の明確な傾向は見られなかった（図 6a, b）。窒素の形態としては，平水時には全調査地点において NH4-N が DTN の半分以上を占めていたが，出水時には表層水では NOx-N（NO_3-N と NO_2-N の濃度を足し合わせたもの）に取って代わられた状態が見られた（図 4a, b と 5a, b）。荒川河口部～川崎人工島の測線においては出水時に，比較的濃い濃度の NOx-N が塩分の低い表層水と共に沖合まで流達していた様子が観察された（図 4a, b）。2004 年 10 月の出水後の調査では，沿岸近傍（内湾 5，運河 23）では時間が経つにつれ NH_4-N 濃度が高まる傾向を示したが，反対に荒川河口沖筋（内湾 8，東京灯標）では減少していく傾向が観察された。一方，NO_3-N については各地点共に経時的に増加する傾向にあったが，特に荒川河口沖筋（内湾 8，東京灯標）では，それが顕著であった（データ非表示）。

同様の現象は鯉渕ら（2000）によっても報告されており，東京灯標における各態窒素の

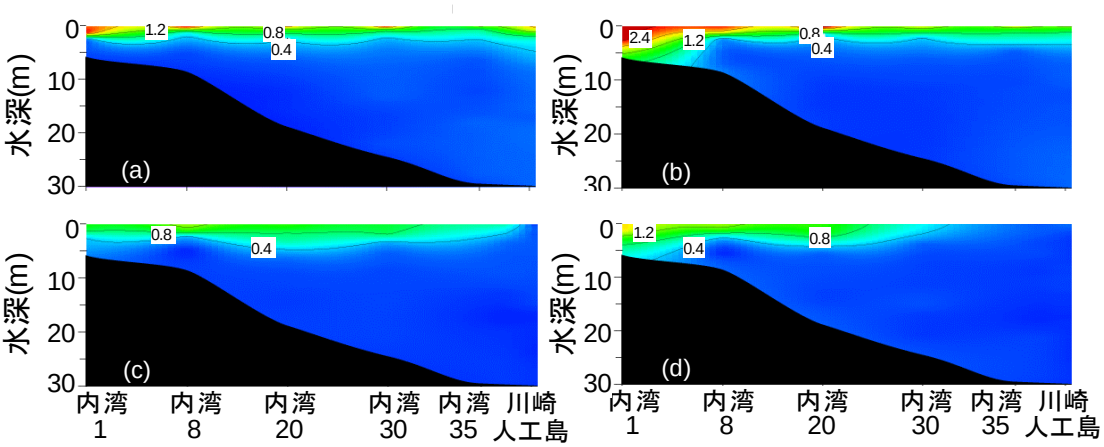


図 4　荒川河口部～川崎人工島における出水時（2002 年 10 月 3 日（a），4 日(b)）と平水時（2003 年 5 月 27 日(c)，28 日(d)）の NOx-N の分布（コンター図中の単位：mg/L）

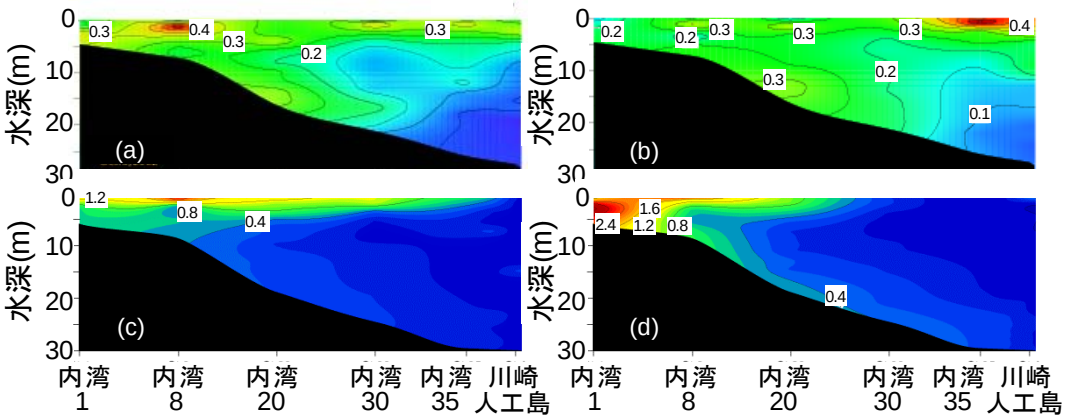


図 5　荒川河口部～川崎人工島における出水時（2002 年 10 月 3 日（a），4 日(b)）と平水時（2003 年 5 月 27 日(c)，28 日(d)）の NH_4-N の分布（コンター図中の単位：mg/L）

鉛直分布の定期測定において，江戸川の出水時に表層中の NO_3-N が増加する傾向が繰り返し見られている。なお，荒川河口部～川崎人工島の測線において，平水時には表層中の NH_4-N と NOx-N それぞれの濃度の高い中心（プルーム）の位置が重なる（一致する）傾向が有るのに対し，出水時にはそれらが一致しなくなり，無機態の窒素の形態ごとに挙動が異なるという興味深い現象が見られた（図 4a, b と 5a, b）。

リンの組成では有機態窒素（DOP）の占める割合が，平水時（23.4 ± 21.8 %）よりも出水時（33.5 ± 16.3 %）に増加する傾向が各地点において見られた（図 6a, b）。平水時と比較して出水時の DTN・DTP の濃度の明確な上昇は見られなかったが，DTP の単位面積当たりの水柱中の存在量については，内湾 20, 30, 35, 川崎人工島等の水深が 15 m 以深の地点において平水時には概ね 1 g-P/m^2 であるのに対し，出水時には 1.5～3.2 g-P/m^2 となり，増加する傾向が見られた（図 7）。

クロロフィル a

2002 年 10 月の出水時調査前の 9 月に行われた東京都環境局による公共用水域常時監視（9 月 3 日と 4 日）や赤潮調査（9 月 27 日）では，クロロフィル a が地点 8，23，25，35 でそれぞれ 23，53，57，24 μg/L だったのに対し，出水調査時には，湾内に流入した淡水が表層で増殖する植物プランクトンを押し流

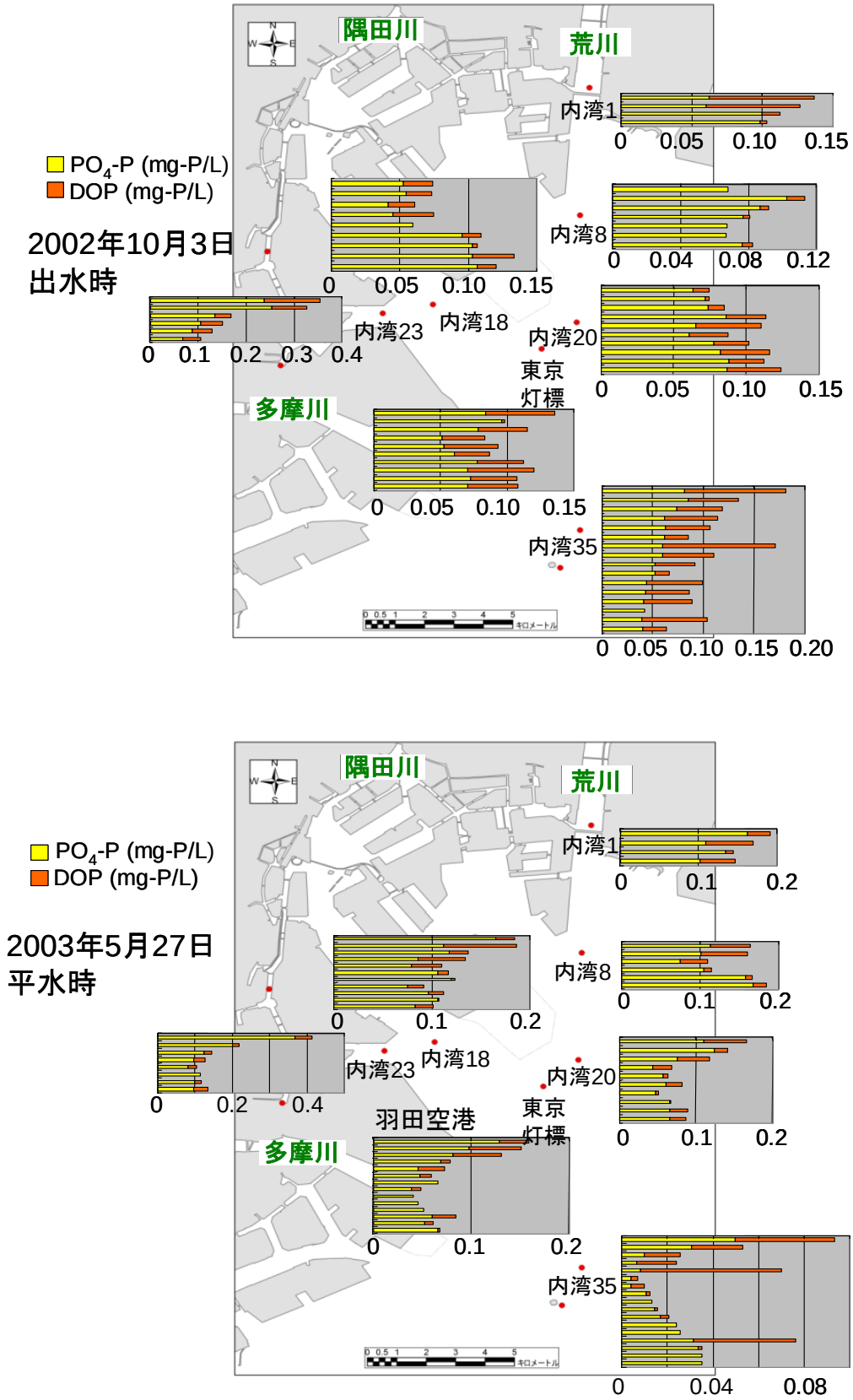


図 6　各調査地点における出水時（2002 年 10 月 3 日（a））と平水時（2003 年 5 月 27 日(b)）の PO_4-P と DOP の鉛直分布（※各地点における棒グラフの最上は表層水，最下は底層水の濃度を示している）

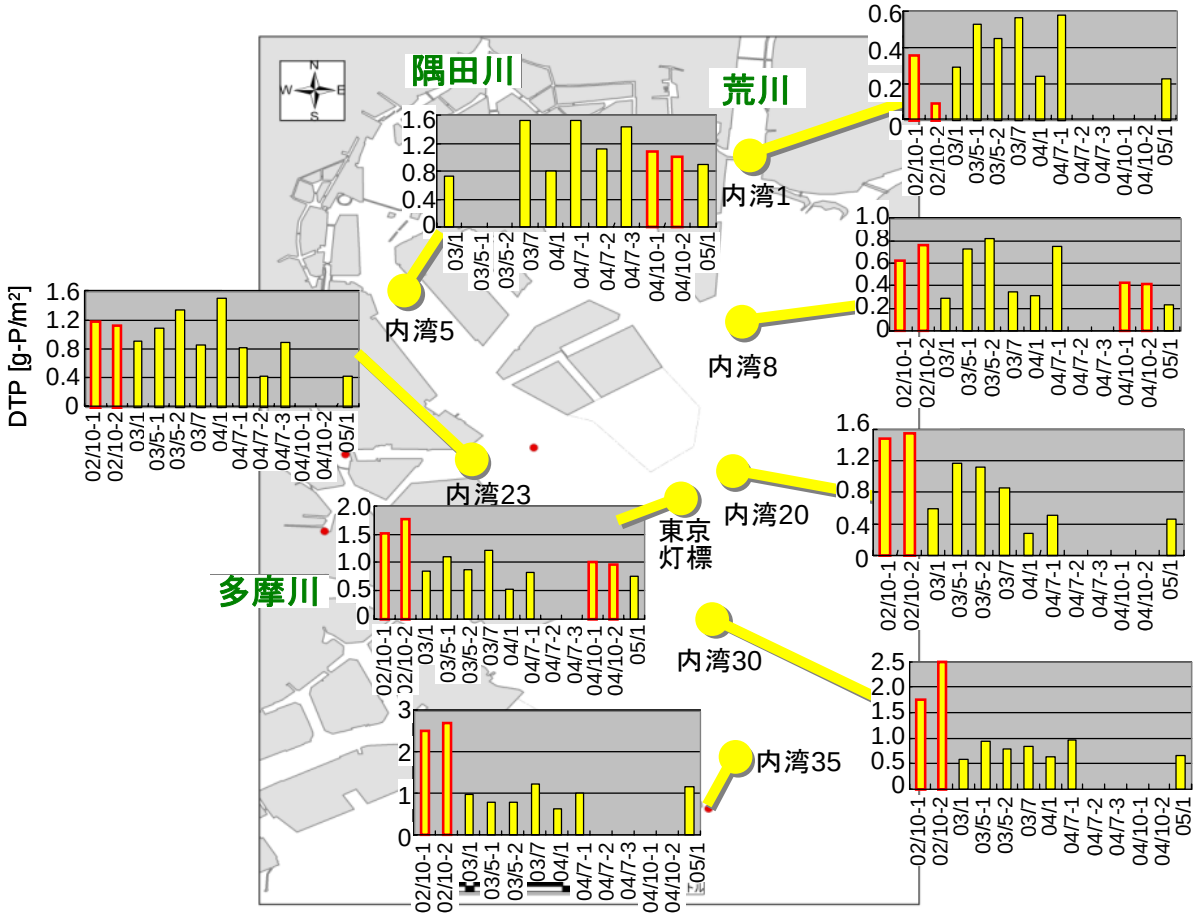


図 7　各調査地点における単位面積当たり水柱中の DTP の存在量の経時変化
（※棒グラフで赤色枠のものは出水時調査のものを示す）

した結果，0.5～4.9 μg/L と極端に低下していた。しかしこの出水調査時から 6～12 日後に行われた東京都環境局による赤潮調査（10 月 10 日）や公

共用水域常時監視（10 月 15 日と 16 日）では地点 8，25 でそれぞれ 84，30～51 μg/L と急激に増加し，出水時調査以前よりも高くなる場合もあった。これは出水が治まり，表層中で増殖した植物プランクトンが押し流されない状態が回復し，さらに光合成を阻害する濁水の流入も減少すると共に，出水によるリン等の栄養塩の供給が変化した影響の反映だと推測された。

懸濁態有機炭素（POC）の組成変化

荒川河口～川崎人工島における表層水中の懸濁態有機炭素（POC）の濃度は，平水時の 2003 年 5 月調査時（0.85～1.3 mg/L）よりも出水時の 2002 年 10 月 3 日（1.7～2.3 mg/L）の方が荒川河口部の内湾 1，8，20 では高かったが，逆に東京灯標から川崎人工島にかけては平水時（1.3～3.1 mg/L）の方が出水時（0.45～1.9 mg/L）より高くなった。そこで POC の組成を詳細に検討したところ（図 8），各地点で陸起源と思われる非プランクトン由来のデトリタスが占める割合が 2002 年 10 月の出水時で 63～93%と 2003 年 5 月の平水時（22～86%）より高くなっていた。逆に内湾 18，30，35，東京灯標，川崎人工島では平水時において動物プランクトン由来のものの占める割合が高かった（12～64%）のに対し，出水時には 0～4%しかなかった。同様に従属栄養性微

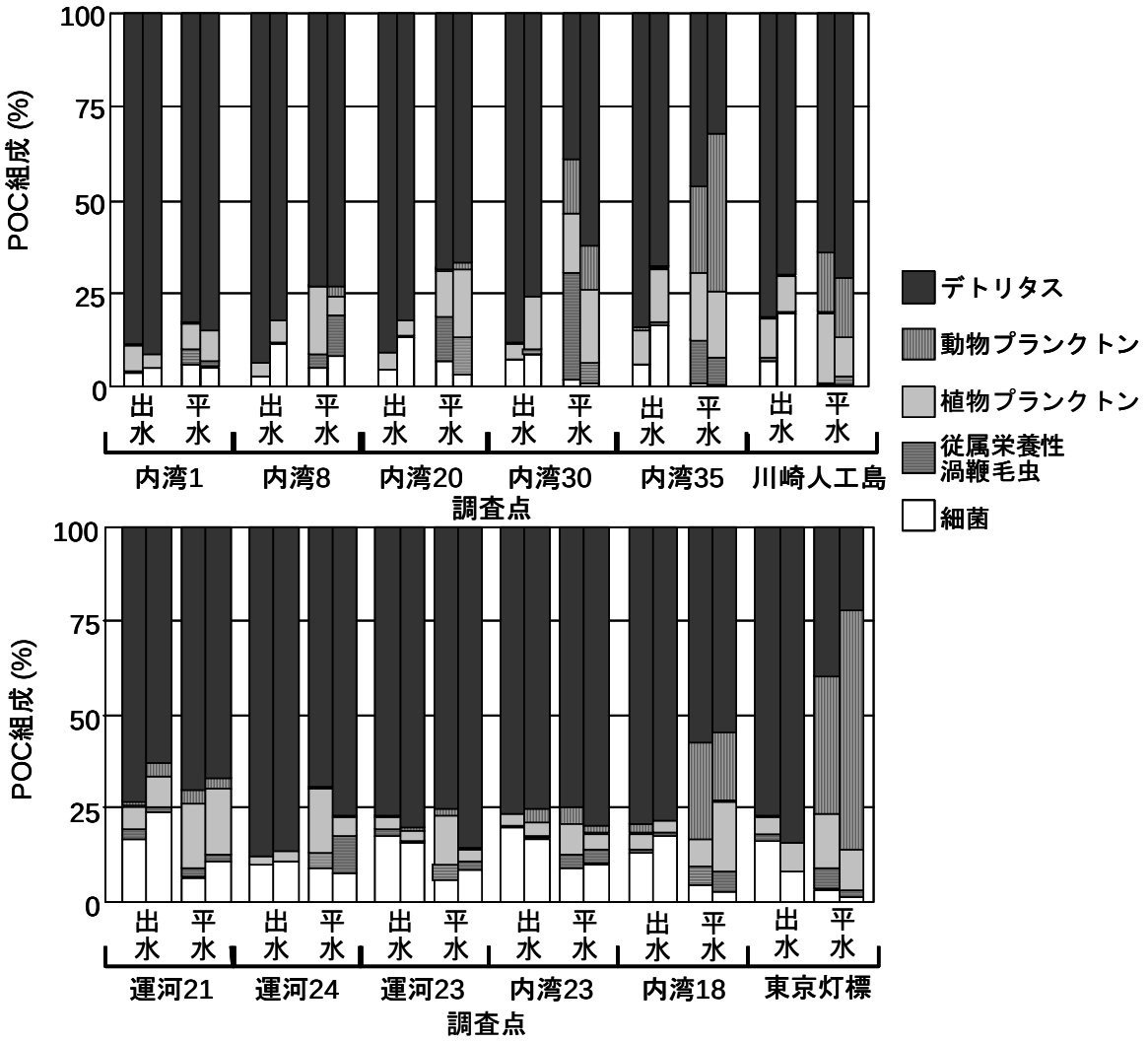


図 8　各調査地点における POC の組成

小鞭毛虫類由来のものは平水時には 0.2～29%だったのに対し，出水時には 0～2.7%となり，逆に細菌類由来のものは平水時には 0.5～11%だったのに対し，出水時には 2.6～24%となり平水時より高くなっていた。これは出水により表層水中の細菌以外の浮遊性の生物の存在量が減少すると共に，陸起源の POC 成分の流入が増えたためと考えられた。

終わりに

本文で述べた出水後の影響については，2002 年と 2004 年の二度に渡る調査結果に基づくものであり，また，糞便性大腸菌や窒素・リン類，POC 等の総流入量の解析がまだ不十分であり，影響の一断面を捉えたのに過ぎない。捉えられた現象の一般化のためには，更に多くの出水後の調査・検討が必要と考えられる。特に出水直前の状態や，出水後に漸次，平水時に戻っていく日単位の過程の把握が非常に重要と思われ，センサーで連続観測が可能な塩分，濁度，クロロフィル a，それに溶存酸素（DO）の経時変化の詳細な解析が望まれる。

また，複雑な挙動と分布を示すリンについては，懸濁態粒子や塩分の変化による溶存態のものの供給も含めて出水の影響を大きく受けると推測されることから，東京湾の水環境において重要な植物プランクトンの増殖に与

える一大要因という観点から，さらに詳細な検討が必要であると考えられる。

本文で述べた出水時の窒素の動態として，アンモニア態窒素より硝酸態窒素が平水時より卓越し，全窒素としての濃度の上昇は見られないという結果が示された。しかしながら合流式下水道越流水の影響として，下水管渠から未処理下水が河川に放流される際の水質変化では，アンモニア態窒素を主体とする全窒素の急激な濃度上昇が観察されており（林ほか 2004），これに呼応する東京湾奥部での沿岸海域環境における同期的な調査が望まれる。

また本文で比較・参考データとして引用した東京都環境局による公共用常時監視と赤潮調査で得られた結果は，出水時と平水時の水質の比較を行う上で，非常に有用かつ貴重な情報を与えてくれることから，東京湾の環境に係わる行政関係者や研究者は，これらの行政による恒常的モニタリングデータにもっと注視し，積極的に活用することを心掛けることが重要である。

謝辞

本調査研究は，環境省環境技術開発等推進事業（自然共生型流域圏・都市再生技術研究「都市・流域圏における自然共生型水・物質循環の再生と生態系評価技術開発に関する研究」(平成 14～17 年度)）の一環として実施されたものである。

また東京湾の公共用水域水質測定データのご提供や水質調査船の乗船について，風間真理氏をはじめとする東京都環境局自然環境部水環境課東京湾係の方々には，多大なるご協力を頂いた。心から感謝する次第である。

引用文献

安藤晴夫・山崎正夫, 2000: 新たな同時多層採水器の開発．水環境学会誌，23, 238-242.

安藤晴夫・川井利雄・牧秀明・木幡邦男・越川海，2005: 洪水時の流入汚濁による東京湾水質への影響について．東京都環境科学研究所年報，252-256.

林誠二・村上正吾・木幡邦男・牧秀明・岡寺智大・渡辺正孝, 2004: 統合型流域モデルによる東京湾への降雨時流入汚濁負荷シミュレーションに関する研究．第 7 回水環境学会シンポジウム要旨集，185-186.

鯉渕幸生・小倉久子・安藤晴夫・五明美智男・佐々木淳・磯部雅彦, 2000: 東京湾湾奥部における栄養塩の周年変動に関する現地観測．海岸工学論文集，47, 1066-1070.

Maki H., H. Sekiguchi, T. Hiwatari, H. Koshikawa, K. Kohata, M. Yamazaki, T. Kawai, H. Ando and M. Watanabe, 2007: Influences of storm water and combined sewage overflow on Tokyo bay. Environmental Forensics, 8, 173–180.

東京都環境局「都内河川及び東京湾の水環境の状況」ホームページより 平成 14 年度 公共用水域水質測定結果 http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/water/tokyo_bay/measurements/data/result_2002.html

東京都環境局 平成 14 年度東京都内湾赤潮調査報告書資料編

東京湾奥の現状

―湾奥の生物再生に向けた問題点の整理―

小泉正行*[1]

Present status of environment and marine and river ecosystem in the inner Tokyo Bay
―Identification of the problems towards restoration of ecosystem in the inner Tokyo Bay ―

Masayuki　KOIZUMI*[1]

*[1] 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　1-13-17
Masayuki_1_Koizumi@member.metro.tokyo.jp
Tokyo Metropolitan Island Area Research and Development Center of Agriculture ,Forestry and Fisheries,1-13-17Kaigan,Minato-ku,Tokyo 105-0022，Japan

はじめに

水質規制や下水道の普及により水質が好転した東京都の河川では，天然アユの遡上数が増加し，汽水性ヤマトシジミの漁獲量が大幅に増大した（図１，２，３）。しかし，流域人口が約 2,900 万人（東京湾環境情報センターHP）の東京湾奥は，下水の流入と底泥中の栄養塩溶出のため，プランクトンの異常発生と堆積，貧酸素・青潮などの問題が多発（東京都環境局 2010）し，予想を上回る生物の死亡や，衰退現象がみられる。平成 14 年には，国や 8 都県市の関係機関で構成される「東京湾再生推進会議」が設置され，再生議論が進められているが，湾奥は生物が棲みやすい健全な海にはほど遠い。

今回，中央水産研究所主催の東京湾研究会では，従来の一都二県水産研究機関のほか，国土交通省，環境省，海上保安庁，大学等々の機関に呼びかけ，沿岸漁業の再生に向けた事例報告と連携のあり方についての議論が提起された。そこで，昨年と同様に水質・生物等の調査資料，漁業者情報と関係機関が報告する漁獲統計資料，水質資料等を元に，東京都内湾の現状と問題点を整理したので報告する。

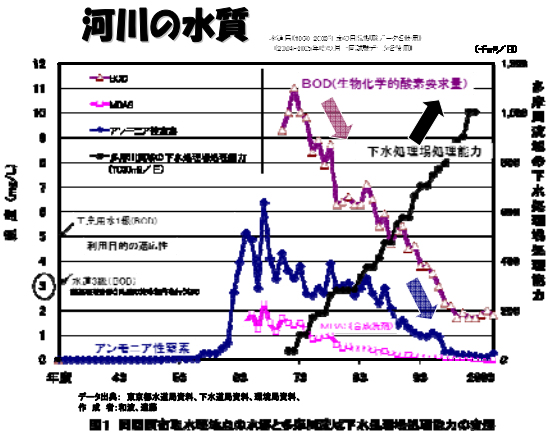


図１　多摩川の下水処理能力と水質の変遷
注）第 20 回多摩川クリーン＆リバーウオッチングで和波・遠藤（2010）が報告したスライドを引用

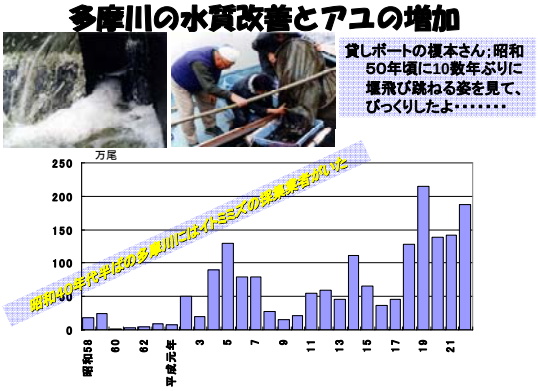


図２　多摩川の稚アユ遡上数
注）島しょセンターの稚アユ遡上調査資料を用いて作成した発表スライドを転載

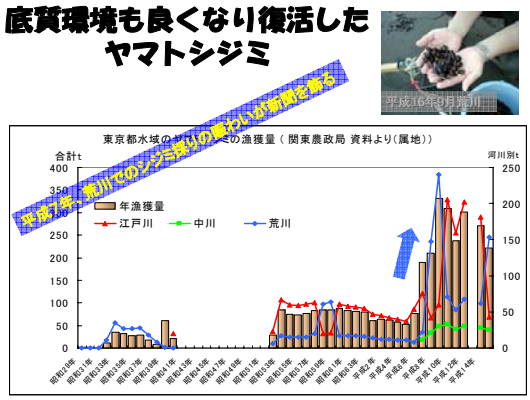


図３　ヤマトシジミの漁獲量
注）関東農政局属地統計資料を用いて作成した発表スライドを転載

湾奥で見られる特徴的な現象

１．硫化水素の影響：泥分率が高い潮下帯では，夏期に白カビ状（以下，白カビと呼ぶ）の菌群が海底に広がる様子がみられる。図４は，平成 18 年８月のお台場海浜公園における水深３m付近の白カビとホンビノスガイである。週一回程の潜水調査で，白カビ付近からホンビノスガイが衰弱・死亡する様子が観察された。一方，同水域より岸側の砂泥域に生息するアサリやシオフキの死亡は全く観察されなかった。このことから，この白カビは毒性のある硫化水素を発生する嫌気性バクテリアの硫酸還元菌群（下茂ら，2004）と考えられた。

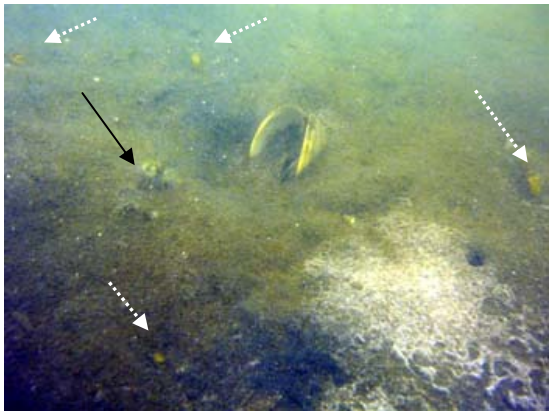


図４　死亡したホンビノスガイと白カビ
注）図中，黒矢印は生貝の楕円状水管，白矢印は瀕死状態の個体の扁平な水管．小泉(2010)より引用

２．夏期の貧酸素化と２次的環境悪化：平成 21 年 8 月の羽田沖と若洲における溶存酸素（以下，DO と呼ぶ）と水温の鉛直構造を一例として図５に示した。羽田沖（図 5 上段）の海底直上 40 cmの DO は 1.02 mg/L，若洲（図 5 下段）は同 20 cm，0.26 mg/L であった。海底の DO は，海面の攪乱など気象条件にも強く左右されるが，夏期は水温が高い上，海面が穏やかであるため，温度躍層の形成に伴い低下する。このため，嫌気性バクテリア（硫酸還元菌群）による２次的環境悪化（下茂ら，2004）が起きやすく，移動性の低い底生生物の生息条件が厳しくなることが考えられる。

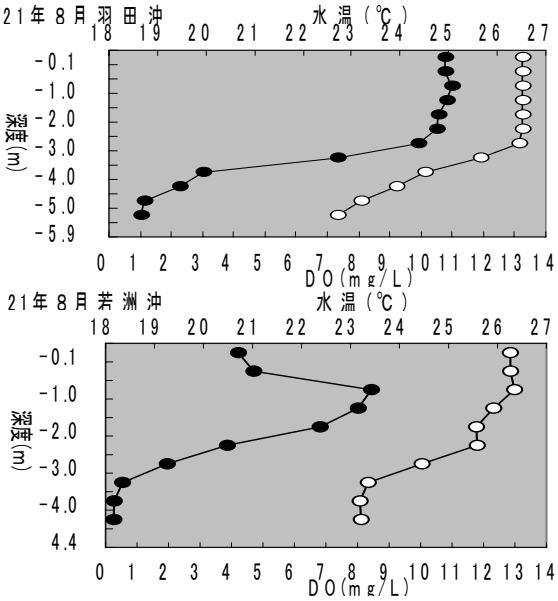


図５　水温と（DO）の鉛直構造
注)上段は羽田沖，下段は若洲沖，○印は水温(℃)，●印は DO 値（mg/L）

３．水質環境と２枚貝採集量との関係：お台場海浜公園における平成 15 年から同 22 年の水質環境（月１回の底層水温，DO）とエクマンバージ型採泥器で５月と９月に採集した２枚貝５種の個体数を図６に示した。生物の発生量には年変動があるが，DO の低下が顕著な期間の２枚貝の採集数は極めて低水準であった。このことから，貧酸素を契機に着底貝が死亡し減少したものと考えられる。

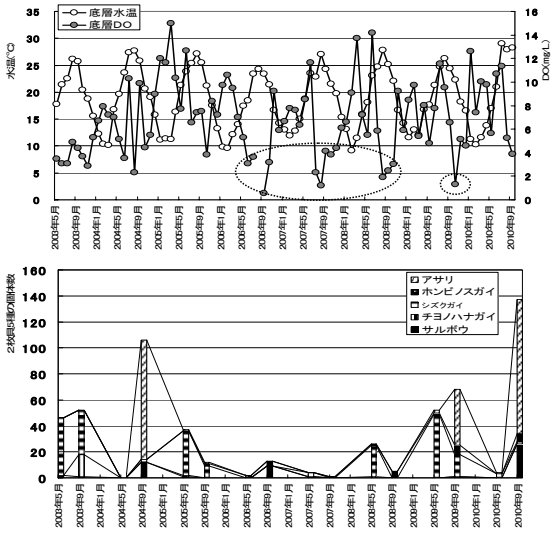


図６　２枚貝の出現と底層水温・DO
注）図上段の点線枠は，夏秋期の DO 低下が著しかった期間を表す．平成 16 年 5 月は貝類データが不備のため割愛．

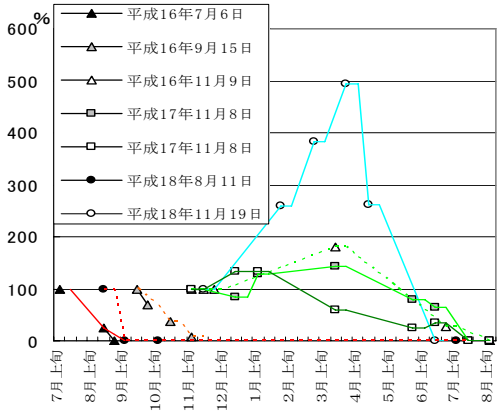


図７　アマモ株数の推移
注)移植時の株数は異なるため，各々の開始時の株数を 100 と指数化した．

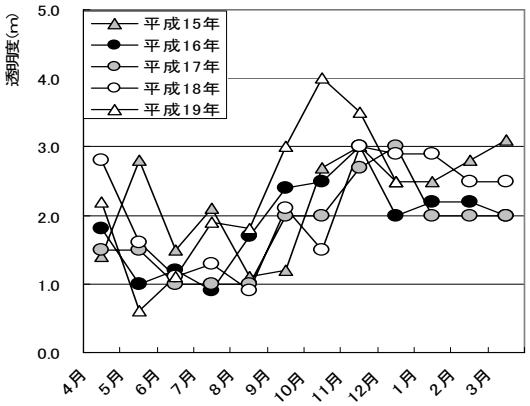


図８　お台場の透明度

図９　アマモの生育阻害
注)左図は異常増殖した植物プランクトン．右図は平成 18 年 8 月 11 日に移植したアマモの同月 23 日のフジツボとイガイ類の付着状態（被覆部分を剥がすと緑の草体が現れる）

４．多年生アマモの移植試験と生育阻害要因：お台場における平成 16 年から 18 年のアマモ移植株の生育状況を図７に示した。夏期の移植株は１～２ヶ月以内で消滅したが，晩秋の移植株は翌年の３～４月頃に株数はピークに達し，最大で５倍程に増殖した。しかし，植物プランクトンの増殖で透明度が低下する５月頃（図８）に株数は極端に低下，６～８月頃に消滅した。なお，夏期の移植株の草体（葉っぱ）には，僅か 2 週間足らずでフジツボやイガイ類が全面に付着して光を遮断するなど，富栄養化した大都会ならではの光景もみられた（図９）。いずれにせよ，東京都の内湾でアマモを定着させるためには，植物プランクトンや付着生物の異常発生等を押さえるための富栄養化対策（汚濁負荷の軽減）を講じることが重要である。

５．河口攪乱と淡水滞留？：平成 19 年 9 月襲来の台風９号の出水による攪乱で，葛西臨海公園東なぎさ中央部の干潮線付近の潮下帯では，粘性の強いヘドロが５cmほどの厚さで堆積（10×10m範囲，20 地点の平均）した場所で，貝類が全滅した（図 10）。

次に，同水域に隣接する東なぎさ東端で，平成 21 年 7 月に採集した 2 枚貝の殻長組成を図 11 に示した。各々の 2 枚貝の年々の発生量は明らかでないが，今回採集したアサリとシオフキは経験上，ほぼ前年秋から春期に発生した 1 年未満の個体であったのに対し，ヤマ

トシジミは川島（1988）から複数年の個体で構成された。また，同水域で汽水性ヤマトシジミが近年増加している漁業者情報（小島氏ほか）と上記の結果を考え合わせると，都市化による淡水の影響（淡水滞留？）が強まっているものと考えられた。

図 10　堆積した軟泥と死亡貝
注)死亡貝は、シオフキ・アサリ・マテガイなど

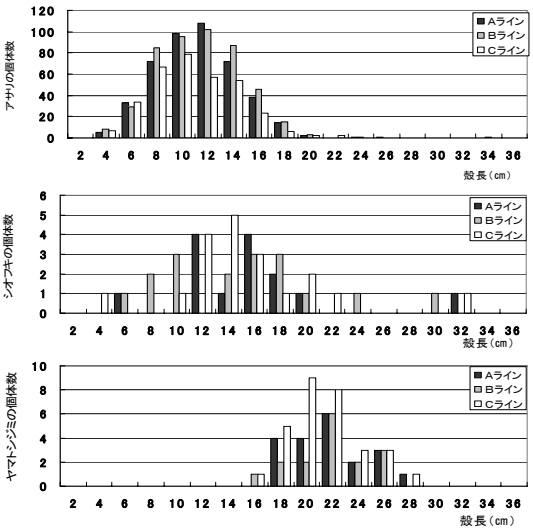


図 11　東なぎさ東端の貝類 3 種の殻長組成
注)岸に並行して３つのラインを設けて調査した平成 21 年 7 月の殻長組成の事例

６．人工造成干潟の生産性：お台場海浜公園の人工造成干潟（450m）における平成 16 年６月の潮干狩りの光景と２枚貝の調査結果を図 12 に示した。4 月 19 日から 6 月 18 日までの 2 ヶ月間の潮干狩り客の採取量は，潮干狩り人数（都の指定管理事務所監視員調べ，延べ 4,029 人）と一人当たりの採取量（潮干狩り客 22 名の計量と聞き取りで得た過去の平均的な収穫量４～５kgを使用）から約 16～20ｔと計算された（小泉 2005）。一方，３cm 以上の個体の現存量は，枠取り調査（50×50cm，59 枠）で得た単位当たりの採集量と干潟面積から約 2ｔと推定された（小泉 2005）。その結果，6 月時点で約 18～22ｔの生産量に達したと考えられ，湾奥に干潟を造成することは再生の一歩として非常に重要である。

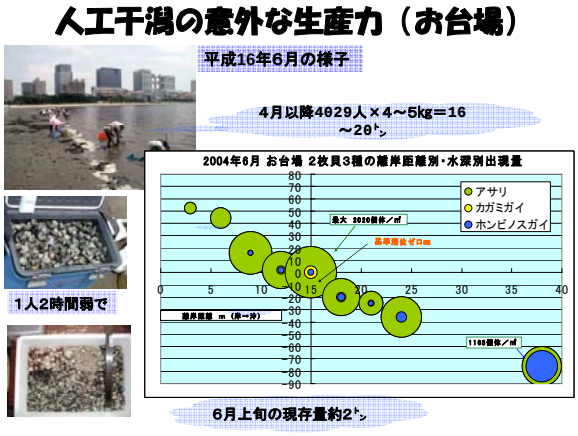


図 12　アサリ収穫風景と枠取り調査の概要
注）発表スライドを転載．なお，図中の縦軸は，海岸から垂直に張った調査ライン上の基本水準面の位置と潮位（単位㎝）を表し，同横軸の左は岸側、右は深場（単位m）である．

７．東京湾に流下したアユの棲み処：平成 16 年から同 18 年に，東京湾奥の干潟や，その前面の深場（表層，中層，底層の 3 層），垂直護岸で，ソリネットと地曳網を使用してシラス期のアユの分布調査を 11 月から翌年３月に行った。5 つに区分した場所別のアユ採集率（アユ採集回数／曳網した回数×10^2）を図 13 に示した。アユは浅場・砂浜が約 40～80％と高く，他は低かった。なお，アユの採集密度（個体数／濾過水量）は，砂浜・浅場に区分した干潟が著しく高かった（小泉 2008）。これらのことから，アユは湾奥の浅場を有効活用しており，浅場の保全と再生は本種にとっても重要である。

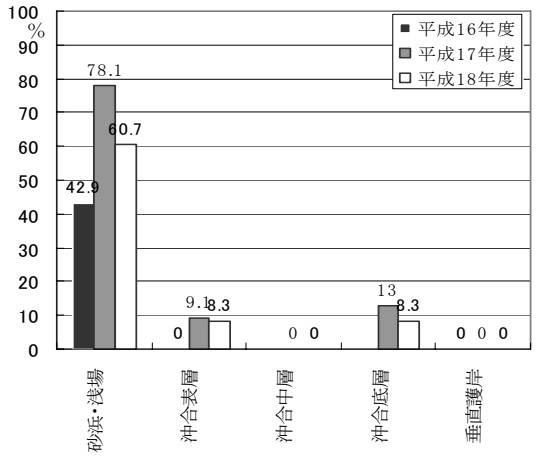


図 13　シラス期のアユの場所別・採集率

注)小泉（2009）から引用

８．漁業者情報をヒントに作成した生物生息場のイメージ図：東京オリンピック開催前後の埋立工事用浚渫土砂の仮置き場（縦横 500～600m，海面に達する土砂）では，「海水混じりの土砂が海面すれすれに投棄され，その濁水の中にマハゼ・キス・カレイ類等が湧くほど集まり，大漁した」との漁業者情報（小杉，平井氏）を得ている（図 14）。水質汚濁が著しかった（図 1 参照）当時，同仮置き場は多様な生物の生息場や餌場などの棲み処を提供していたと言える。現在の湾奥は，浅場が埋立護岸と航路に大きく変わるなど，生息場が著しく減少した（図 15）ことに加え，夏期を中心に底生生物が大量死するケースがみられる。そこで，羽田国際空港 C 滑走路前と航路との間にある緩衝水域に，①湾奥の浚渫砂の有効活用策を兼ねて“土盛り場”を複数配置し，②魚類や貝類等の底生生物が貧酸素水塊から回避できる安定した棲み処の確保，③上下層の海水混合による底層貧酸素化の軽減をイメージした“砂泥の回廊”（図 16）を東京湾の検討会（小泉 2010）や，環境学習の機会に提案しており，関係機関による試験的な造成を希望する。

図 14　聞き取り情報の整理

注）土砂投棄場を記した行政資料と聞き取り情報を一括して示す（発表スライドを転載）

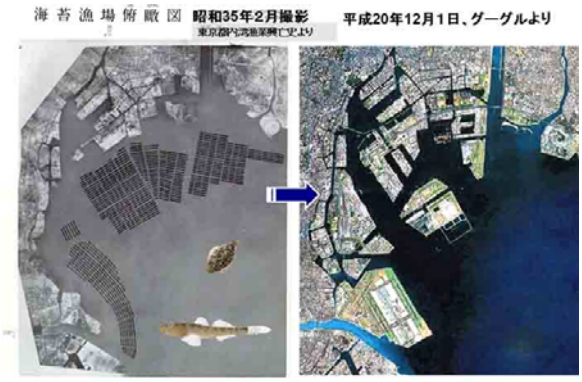


図 15　東京都内湾奥部の埋立

注）発表スライドを転載

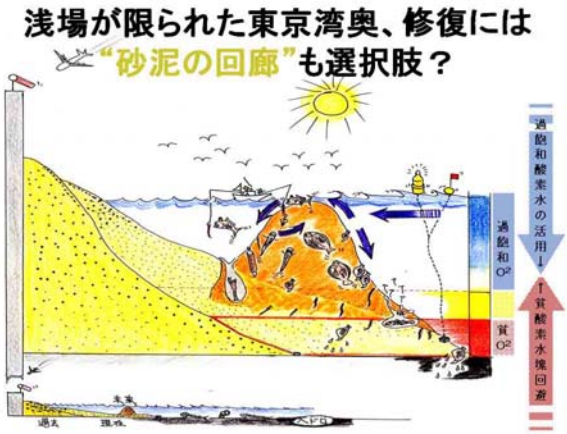


図 16　生息場の復元イメージ“砂泥の回廊”

注）発表スライドを転載。小泉（2008）を改変

９．湾奥の再生に向けた考え方：閉塞した湾奥を再生するためには，富栄養化対策（汚濁負荷の軽減），水質浄化と生息場の両機能をもつ浅場造成は重要で，このためには住民の協

力，関係行政機関との連携が不可欠である。そこで,「東京湾を元気にする一方策」として環境学習に使用しているフロー図（図 17，小泉 2010）を紹介する。いずれにせよ，内湾の再生は食料資源確保の点や，都市再生の先進事例としての課題解決の前例として重要であり，この復元対策は国家的に取り組まない限り先へと進まない大きな課題であることを強調しておきたい。

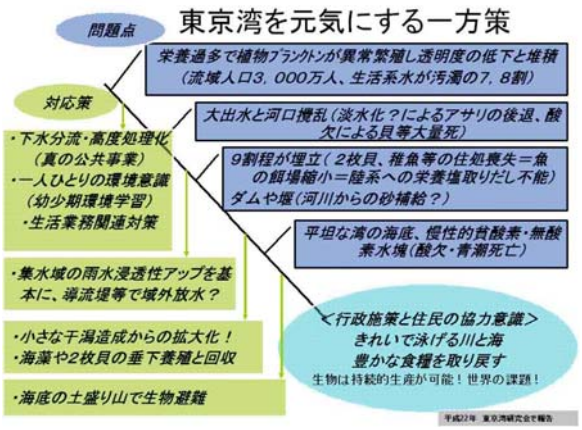


図 17　環境学習スライド
注) 発表スライドを転載

引用文献

川島隆寿・山根恭道・山本考二，1988：神戸産ヤマトシジミの成長と宍道湖産ヤマトシジミとの形態の相違，島根県水産試験場研究報告，５，94-102

小泉正行，2005：2004 年お台場海浜公園におけるアサリの成長と収穫状況，平成 17 年事業成果速報，93-94.

小泉正行，2006：2004 年東京湾に流下した仔アユの分布，成長，遡上について．平成 17 年事業成果速報，204-205.

小泉正行，2008：東京都内湾生物調査から見る東京湾奥の現状と問題点，第 9 回東京湾シンポジウム報告書「場の理解と生き物の棲み処づくり」，国土技術政策総合研究所，26-34.

小泉正行，2009：東京湾奥と河口下流域におけるシラスアユの分布，平成 21 年アユ資源研究部会報告書，46-49.

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.

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，６，10-20.

和波・遠藤，2010：第 20 回多摩川クリーン＆ウオッチィング　報告スライド

東京都内湾漁業興亡史，1971：東京都内湾漁業興亡史刊行会，巻頭写真

東京都環境局年報，2010：平成 20 年度東京湾調査結果報告書，6-30.

東京湾盤洲干潟でのアサリの岸沖分布の変動要因に関する推定

鳥羽光晴[*1]・小林　豊[*1]

An examination on the cause of spatial changes of on-offshore distribution in Manila clam at Banzu, Tokyo Bay

Mitsuharu TOBA[*] and Yutaka KOBAYASHI[*]

[*1] 千葉県水産総合研究センター東京湾漁業研究所　〒293-0063　富津市小久保 3091
m.tb2@pref.chiba.lg.jp　Tokyo Bay Laboratory, Chiba Prefectural Fisheries Research Center, Kokubo 3091, Futtsu, Chiba 293-0063, Japan

近年，東京湾盤洲干潟ではアサリ *Ruditapes philippinarum* の漁獲量の大幅な減少が続いている[1]。盤洲干潟を含む東京湾では，稚貝発生量が経年的に減少していることは資源量減少の大きな問題として以前から指摘されてきた（鳥羽 2002）。加えてそれ以外にも，盤洲干潟でこれまでに直接的にアサリを死亡させる現象として，冬季の餌料不足による衰弱死（柿野ら 1992），冬季の強波浪による減耗（柴田ら 1997），ツメタガイによる食害（柴田・河西 1999），カイヤドリウミグモの寄生による大量死（宮崎 2009）などが報告されている。しかし，近年顕在化している漁獲量の減少はこれらのような大量死亡を伴うものではない。そしてこの漁獲減少は，2007 年以降大きな漁業被害を発生させているカイヤドリウミグモの発生以前から続いている。

一般的にアサリ資源量の減少の要因としては，大量死亡，幼生来遊量あるいは稚貝発生量の減少，生息環境の悪化，新たな病害や捕食者の出現など多くの事項が挙げられているが（アサリ資源全国協議会 2005），近年の盤洲干潟でのアサリ漁獲量減少の原因は不明である。

最近年，現場漁業者によって指摘されていることの一つに，アサリの稚貝発生場の岸側への移動がある。具体的には，以前に比べてアサリの稚貝が岸寄りに発生することが多くなっていて，以前アサリ漁場として行使していた干潟沖寄りの場所にアサリが発生しなくなったことである。そして，干潟沖寄りの場所には，アサリ以外の貝類も少なくなっているといわれる[2]。

東京湾の浅海干潟漁場におけるアサリ分布域の変化は，1990 年代以降に市川・船橋市地先の三番瀬において認められている（千葉県 2008）。三番瀬では，以前は年変動はあったものの浅海域のほぼ全域がアサリ天然稚貝の発生によるアサリ漁場として利用されてきたが，近年では稚貝の発生域が岸側および埋立地の護岸によって遮蔽された一部に局限されることが多い。アサリ以外の貝類として，以前は広範囲にムラサキイガイやマガキがアオサやオゴノリなどの藻類とともに分布していたが，最近ではそれらがほとんど見られてなくなった。この原因の一つとして，地下水の汲み上げによる地盤沈下，それに伴う流動環境の激化が指摘されている（千葉県企業庁 1999）。

著者らは盤洲干潟においてアサリの分布と流動環境を調査するとともに，風向風速および潮位に関係する既存資料を解析し，アサリの空間分布の変動実態とそれに対する流動環境の影響に関して考察した。

調査方法と資料

調査場所　調査対象域は東京湾東部沿岸の盤洲

1 千葉県農林水産統計年報（水産編），農林水産省関東農政局，1990–2007.

2 千葉県貝類振興策定委員会での聞き取り，2010.

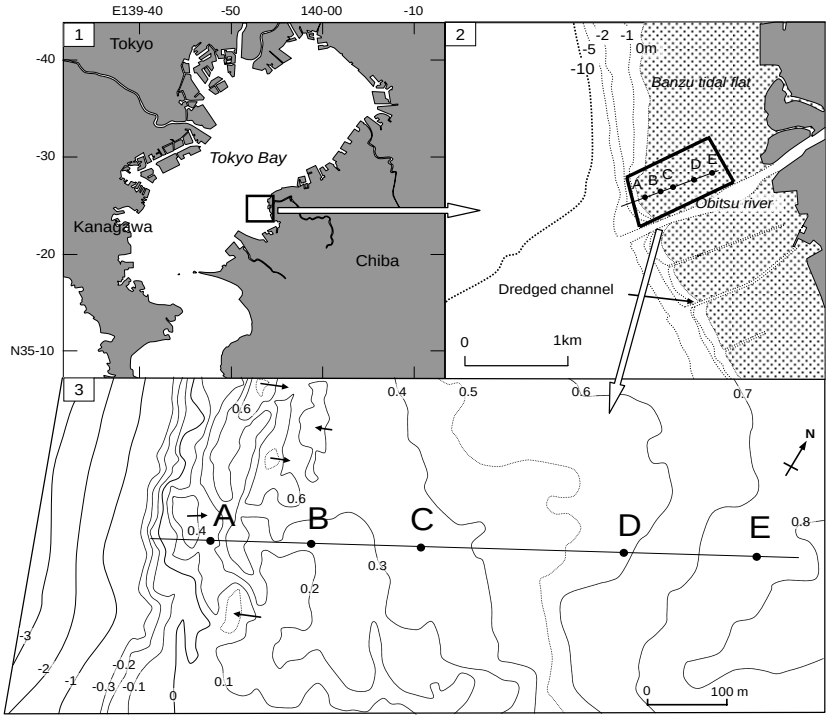


Fig. 1 Location of the study site (1, 2) and arrangement of sampled points A–E (3) at Banzu tidal flat, Tokyo Bay. Numerals in the charts represent ground height or water depth (m, lowest water level at spring tide = 0 m).

干潟の南部に位置する小櫃川河口の北岸の干潟域である（Fig. 1）。盤洲干潟は，南北約 11 km にわたる小櫃川の河口干潟であり，地盤標高は±0–+1.0 m〔=潮汐表 DL，（大潮時の最低海面≒±0m）〕である。大潮時の最低最高潮位はそれぞれ±0, +2.2m であり，大潮の干潮時には沖合約 1.0–1.5 km までが露出する。沿岸海域の年間水温と塩分はそれぞれ概ね８–28 ℃，25–31 PSU である（千葉県水産研究センター 2005）。

調査対象域はアサリ放流漁場であり，毎年アサリが放流される。自然発生個体と合わせたアサリの生息密度は 20–500 indiv m^{-2} である（千葉県水産研究センター 2004）。また，埋在性の大形二枚貝として，シオフキ，バカガイの天然個体群が生息する。二枚貝の生息密度では，アサリと合わせたこれら３種の二枚貝が優占することが多い。

調査域には岸沖方向に１本の測線を設定し，測線上に 100–200 m 間隔で５点のアサリ採取地点（A–E）を配置した。干潟地盤の岸沖形状と採取地点の地盤標高を把握するために，測線上の任意の点で干潟面の標高を測定した。計測には GPS 観測装置（5800RTK R8RTK,（株）ニコン－トリンブル）を用い，2007 年６月 15 日の干潮時に徒歩で測線上を約１–10m（平均約６m）間隔で計測し，117 点の計測値を得た。地盤標高の算出に当たっては，あらかじめ計測した調査域直近の二等三角点（畔戸，国土地理院）の標高値で計測値を補正した。

アサリの採取と分析　アサリは採取地点 A–E において着底稚貝（殻長１mm 未満）と大型貝（１mm 以上）に分けて採取した。着底稚貝の採取には内径 41 mm のプラスチックパイプを用い，表層底質を深さ約５mm まで柱状採取することによって底質とともに着底稚貝を採取した。採取は１地点について３回行い，着底稚貝を含んだ底質は採取地点ごとに一括して１試料とし，後の分析に供した。試料の固定，染色，稚貝の抽出，同定，および殻長の計測は Toba *et al.*（2007）と同様に行った。

大型貝の採取には内径 68mm の樹脂製円筒を

用い，深さ約 10cm 以上の表層底土を１調査点当たり柱状に 10 回に採取した。採取物は一括して目合い 0.5mm のふるいで砂をふるい落とし，残留物に 10 倍量以上の 10%ホルマリンを加え大型貝試料とした。着底稚貝および大型貝の試料は，実験室に持ち帰った後，検鏡まで最長約３カ月間室温で保存した。アサリの採取は，各採取地点で 2001 年１月–2005 年 12 月，および 2009 年１月–2010 年 12 月に１回/月の頻度で実施した。

分別した二枚貝は，その一部を開殻の外形および交装によって種判別し（Loosanoff and Davis 1963，田中 1982，酒井ら 1992），残りは判別したアサリ稚貝の全体的な貝殻形状をもとに種を判別した。

得られたアサリの殻長の頻度分布は多峰型であった。このため，着底群ごとにコホートを分離する際には，調査日ごとに５調査点分の試料を一括した上で殻長２mm 区分の頻度分布を作成し，五利江（2002）の方法によって複数の正規分布に分解した。コホート分解した結果，隣接する２つのコホートおいて密度が最も近いと算出された殻長区分をそれぞれのコホートのサイズ区分の境界殻長とみなした。調査点ごとに特定コホートの分布密度を求めるに当たっては，調査点ごとの殻長の頻度分布をこの境界殻長で区切ってコホートごとの分布密度を算出した。

流速の観測と解析　2005 年に地点 B において底面流速の２週間断続観測を実施した。観測には電磁流速計（Compact-EM，（株）JFE アドバンテック）を用いた。流速計はセンサー中心部が底面境界層外側（干潟面上 20cm）になるように本体部を干潟底質に埋設した。流速の計測は 90 分間隔で実施し，１計測あたり 0.5 秒間隔で 600 データを採取した。２週間断続観測は合計７回実施し，それぞれの観測期間は 2005 年２月 16 日–３月３日，５月 12 日–５月 28 日，７月５日–７月 19 日，８月４日–８月 18 日，８月 31 日–９月 14 日，10 月 17 日–10 月 31 日，12 月 13 日–12 月 27 日とした。

流速の解析に当たっては，１計測ごとにゼロクロス法によって有義波（1/３最大波）を抽出し，次式によって変動流速（流速の最大値と最小値の差）u_w を求めた。

$$u_w = a\frac{2\pi}{T}$$

$$a = \frac{H}{2}\frac{1}{\sinh\left(\frac{2\pi h}{L}\right)}$$

ここで，T は波の周期，H は波高，L は波長，h は水深である。u_W の時系列変化の計算には（独）水産総合研究センター水産工学研究所川俣茂博士からインターネット上に公開されている波浪データ解析プログラム MS-Master（Ver.6.5g）を使用した（http://cse.fra.affrc.go.jp/matasan/home_page.html, http://search.vector.co.jp）。現場流速は変動流速（波浪成分）と移流流速（潮流成分）の複合であるが，調査地点付近では変動流速が移流流速を大きく上回ることが一般的である（Toba *et al*. 2011）。このため，以下の解析ではアサリの移動に関与する流速成分として変動流速を扱うこととした。

風向風速と潮位の観測記録および計算潮位　風向風速と流速の関係を解析するため，調査域の北東方向約５km の海岸地点で観測されていた 2005 年の気象観測の時間値（千葉県漁業協同組合連合会）を入手した。また，風向風速の変動を把握するため，気象庁千葉測候所（現千葉特別地域気象観測所）によって 2001 年１月１日–2010 年 12 月 31 日に観測された気象観測記録を入手した（http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php）。同様に潮位の変動を把握するため，海上保安庁によって，2001 年１月１日–2010 年 12 月 31 日に千葉，芝浦，横須賀の各験潮所において観測された潮位観測記録の時間値を入手した（http://jdoss1.jodc.go.jp/cgi-bin/1997/tide_data.jp）。さらに，海上保安庁による 2001 年１月１日–2010 年 12 月 31 日の横須賀港の潮汐推算結果を得た（http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TIDE/tide_pred/index.htm）。

結　果

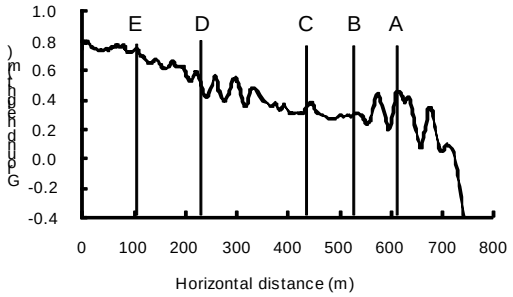


Fig. 2 Vertical profile of bottom surface along the on-offshore transected line on which sampled points (A–E) were put. Lowest water level at spring tide = 0 m.

干潟の起伏と地盤標高　採取地点Aは干潟縁辺に近く，その付近には汀線に平行に周期数十 m で高さ 20–30 cm の砂堆が複数あり，冠水時には砕波帯が形成されることが多かった（Fig. 2）。B は砕波帯の後背にあってやや地盤標高が低く，大潮の干潮時にも潮だまりとなって海水が残ることが多かった。C の付近は平坦な海底形状であり，その岸側はDに向かって徐々に地盤が高くなっていた。D の沖側には周期数十 m で高さ約 20cm の砂堆が形成されていたが，D の岸側では砂堆は明瞭ではなく，E に向かって岸方向に地盤が高くなっていた。採取地点 A–E の地盤標高は，それぞれ約+0.4, +0.3，+0.3，+0.6，+0.7 m であった。

2001 年と 2009 年の秋着底群の岸沖分布の比較　東京湾ではアサリは春と秋を中心に年２回の主産卵期を持つ（鳥羽ら 1993）。調査対象域では，これらのうち秋産卵に由来する稚貝が翌年以降まで生き残り次の成貝群（殻長 20mm 以上）を形成するのに対し，春から夏の産卵群は産卵可能なサイズに達する前に消失することが観察されている（Toba *et al.* 2007）。

調査期間中に比較的高密度の着底稚貝が認められ，その後成貝まで追跡可能であった秋着底群のうち，2001 年 11 月着底群（C1）と 2009 年 10 月の着底群（C2）について，コホート分離を行って成長を追跡するとともに，調査点ごとに分布密度を算出した（Fig. 3）。

C1 は着底直後の 2001 年 11 月 29 日（殻長 SL 0.4±0.1 mm，平均±標準偏差）には沖寄りの A と B で密度が高く，特に B では 11.4 indiv 10^2 cm^{-2} で最も密度が高かった。翌年の 3 月 28 日（0.5±0.1 mm）には，同じく B で 5.1 indiv 10^2 cm^{-2} と密度が最も高かったが，岸寄りの D でも 2.5 indiv 10^2 cm^{-2} と比較的高い密度が認められた。5 月 29 日（1.8±0.2 mm）には B の岸側に隣接した C で 2.5 indiv 10^2 cm^{-2} の最も密度が高くなり，さらに８月 26 日（17.6±2.6 mm）には同じく C での密度が最も高い密度 0.41 indiv 10^2 cm^{-2} が観察されるとともにさらに岸寄りの D でも 0.25 indiv 10^2 cm^{-2} と高い密度が認められた。C1 は着底から約 1 年後の 2002 年 12 月 5 日には殻長 22.7±1.6 mm となって産卵可能なサイズに達したが，このときの分布密度は C と D で同じく 0.16 indiv 10^2 cm^{-2} であった。

一方，C2 は着底直後の 2009 年 10 月 30 日（0.2±0.1 mm）には，D での密度が 9.4 indiv 10^2 cm^{-2} で最も高かった。その後，最高密度が観察された

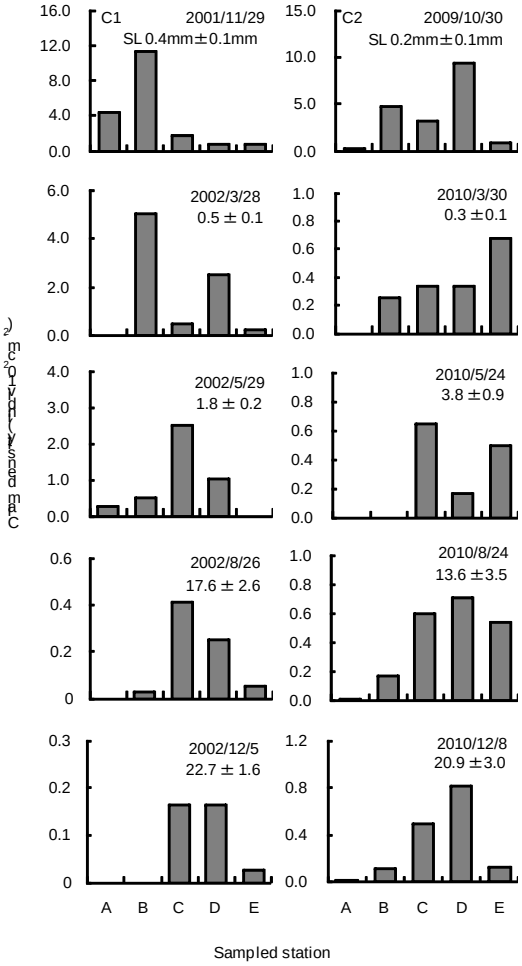


Fig. 3 Seasonal changes in spatial density of the cohorts of Manila clam (C1, C2) at sampled points (A–E).

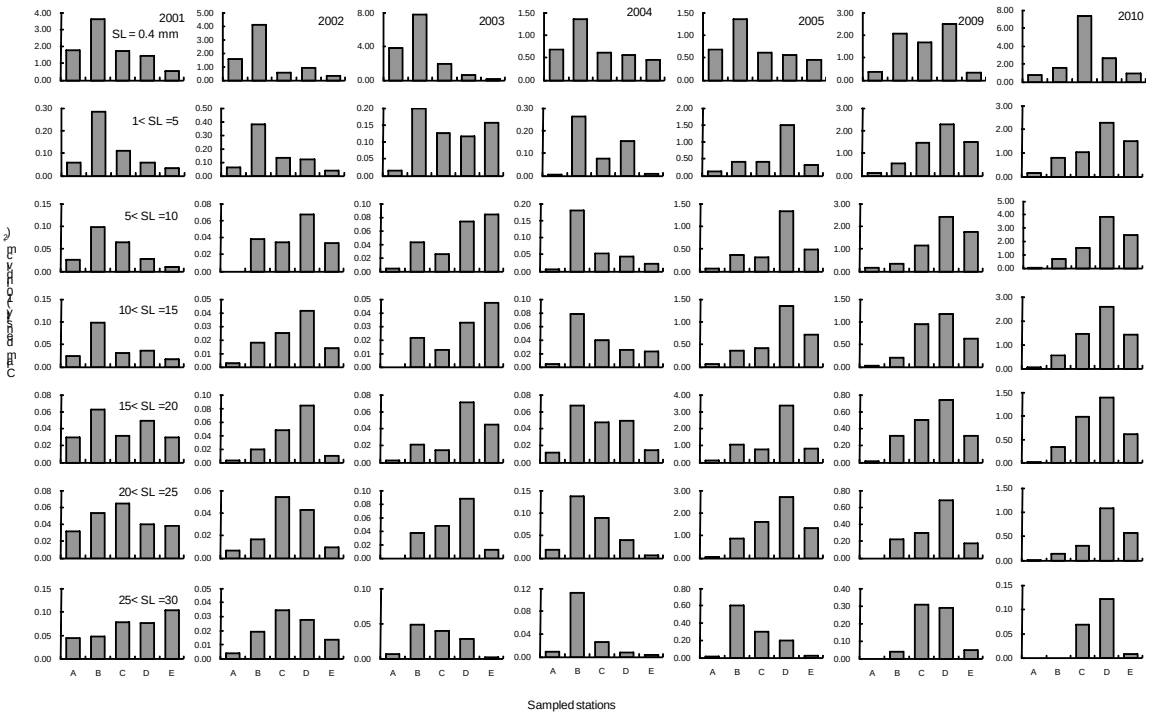


Fig. 4　Yearly mean density of Manila clam in the 6 size classes at sampled points (A–E) in 2001–2010.

採取地点と密度は, 2010 年３月 30 日（0.3±0.1 mm）にはＥで 0.67, ５月 24 日（3.8±0.9 mm）にはＣで 0.64 indiv 10^2 cm^{-2} とやや空間的に変動したものの，同季節の C1 に比べて岸寄りに高密度域が形成されていた。高密度域が岸寄りに形成される傾向はその後も継続し，８月 24 日にはＤで 0.71 indiv 10^2 cm^{-2}，殻長が 20mm を越えた 12 月８日には同じくＤで 0.82 indiv 10^2 cm^{-2} の最高密度が観察された。

C1 と C2 の岸沖方向の密度変化を比較すると，C1 は沖寄りであった着底域から, 成長に伴って特に翌春以降に岸寄りに分布の中心が移動していた。これに対し, C2 は着底直後から岸寄りに高密度域が形成されてそれが成貝サイズまで維持され，特に最も岸寄りのＥで高い密度が観察されることがあった。

サイズ別の岸沖分布の経年変化　アサリの殻長を 0.4mm 以下, および 1.1–5.0, 5.1–10.0, 10.1–15.0, 15.1–20.0，20.1–25.0，25.1–30.0mm の７段階に区分し，調査日ごと採取地点ごとに分布密度を計算した。そして，得られた分布密度を 2001–2005 および 2009–2010 の年ごとに通算し，殻長段階ごと採取地点ごとの年平均の分布密度を算出した（Fig. 4）。各年ともに各採取点当たりの調査回数は，一部の欠測を除いてほぼ同一であり（11–12 回），調査期間は周年にわたっていた。

2001 年の殻長区分ごとの年平均密度をみると，殻長 20mm 以下の５区分では共通してＣで最も密度が高かった。ところが，殻長 15.1–20.0mm では岸寄りのＤでも年平均密度が高く，20mm を越える区分ではＣあるいはＥで最も年平均密度が高かった。殻長 0.4mm 以下の着底初期段階では沖寄りのＢで最も高かった年平均密度が，殻長の増大とともに岸寄りの C–D で高くなる傾向は，2002, 2003，2005 年でも同様に認められた。一方，2009 年と 2010 年では，殻長 0.4mm 以下のアサリの最高密度はＣあるいはＤで観察された。これらの年では，殻長 1mm を越える区分でもほぼ同様に C あるいはＤで年平均密度が最も高かった。

2004 年を除いて, 殻長 20mm を越える大型個体の年平均密度が岸寄りの C–E で最も高いことは，各年ともに共通していた。しかし，これらの年のうち, 殻長 0.4mm 以下の着底初期稚貝の年平均密度が最も高かった採取点は, 2005 年以前はＢであ

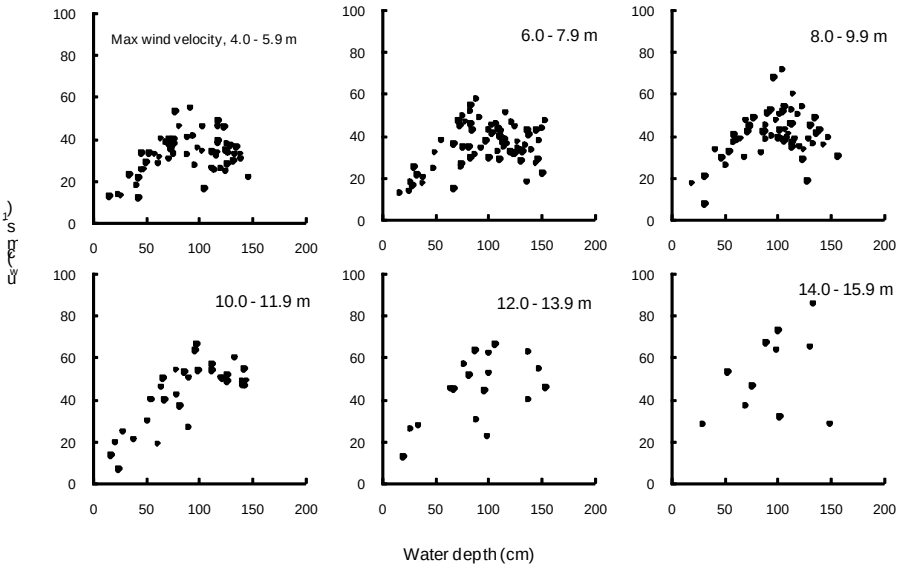


Fig. 5 Relationships between water depth and flow velocity of wave (u_w) in the 6 classes of maximum wind velocity at B in 2005.

ったのに対し，2009 年，2010 年では C あるいは D であった。

風速および水深と底面の変動流速の関係　調査対象域は沖向きが西南西に当たる。一般的に，干潟域に入射する波は沖方向からの風の強まりとともに大きくなる傾向がある。そこで B で 7 回実施した 2 週間断続観測で得られた観測値のうち，最大風速（毎正時から 1 時間の間に観測された 10 分間ごとの平均風速の最大値）4.0m s^{-1} 以上の南南西，南西，西南西，および西（16 方位）の風が観測された時刻の観測値について，風速を 4.0-5.9, 6.0-7.9, 8.0-9.9, 10.0-11.9, 12.0-13.9, 14.0-15.9 m s^{-1} の 6 段階に分け，それぞれの風速段階ごとに水深と底面変動流速の関係を求めた（Fig. 5）。最大風速 4.0-5.9 m s^{-1} の時には，変動流速 u_w は水深の増加とともに増大し，水深約 70-90cm で 50-60 cm s^{-1} の最大値を示した。そして，それ以上の水深では変動流速は低下する傾向を示した。同様の傾向は 6.0-7.9 m s^{-1} と 8.0-9.9 m s^{-1} の風速区分でも認められ，水深 100cm 前後で 60 cm s^{-1} 前後から 70 cm s^{-1} を超える最大の変動流速を記録した。一方，10.0-11.9 m s^{-1} 以上の風速区分では水深 100cm を越えても変動流速は大きくなり，9.9 m s^{-1} 以下の区分で見られた水深 100cm 前後で変動流速の最大値が現れる傾向は見られなかった。

C1，C2 観察期間の潮位と風速　コホート C1 および C2 のそれぞれ観察期間にあたる 2001 年 10 月から 2002 年 12 月，および 2009 年 10 月から 2010 年 12 月について，東京湾内の験潮所（千葉，芝浦，横須賀）の中で調査域に最も近い横須賀験潮所の潮位観測値（日平均値）の潮位較差（計算潮位と実測潮位の差）を求めた（Fig. 6）。

2001 年 10 月後半から 2002 年 3 月までの潮位較

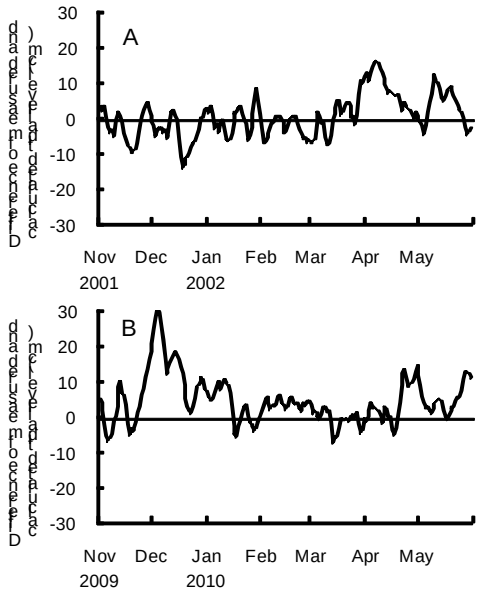


Fig. 6 Changes of 5-day moving average of difference between measured and calculated tidal level at Yokosuka Port from October 2001 to December 2002 (A) and October 2009 to December 2010 (B).

差はほぼ-10-+5cm の間を変動しており，計算潮位に比べて実測潮位はやや低かった。これに対し，2009 年 12 月から 2010 年 1 月には潮位較差は -5-+30cm で，この約 2 カ月間の実測潮位は計算潮位より高かったことを示していた。特に 2009 年 12 月には実測潮位が計算潮位より 10-30 cm 高い期間が続いていた。

一方，2002 年の 4-5 月には潮位較差が正の値に偏っており，実測潮位は計算潮位より高い期間が続いていた。同様に，2010 年の 4-5 月にも潮位較差が正の値に偏っている期間が多かった。

また，C1 および C2 の岸沖方向の分布変化が観察されたそれぞれ 2001 年 11 月から 2002 年 5 月（2002 年冬春期），および 2009 年 11 月から 2010 年 5 月（2010 年冬春期）に，気象庁千葉測候所で観測された風速 4 m s^{-1} 以上の南南西–西の日最大風速を抽出した (Fig. 7)。これによると風速 4 m s^{-1} 以上の南南西–西の最大風速の発生頻度は，2002 年冬春期が 57 日，2010 年冬春期が 72 日で，2010 年冬春期が多かった。また，10 m s^{-1} 以上の最大風速の発生頻度は 2002 年冬春期と 2010 年冬春期でそれぞれ 32，58 日であり，やはり 2010 年冬春が多かった。

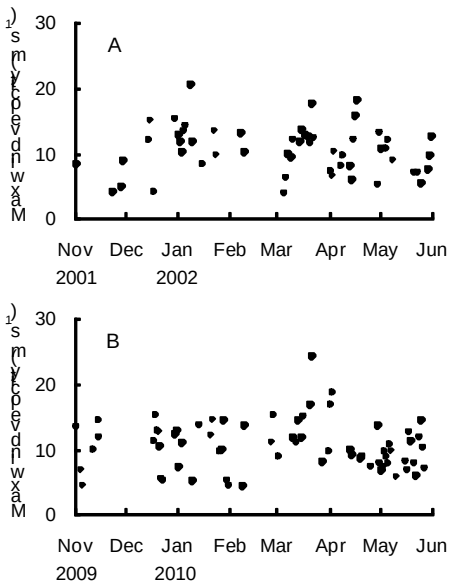


Fig. 7 Maximum wind velocity of the shoreward wind direction (SSW–W) observed at Chiba Weather Station from November 2001 to May 2002 (A) and November 2009 to May 2010 (B).

考　察

アサリ稚貝の岸沖分布の年変動　以前から東京湾盤洲干潟の小櫃川河口付近では，アサリ稚貝は干潟の沖寄りに着底した後，成長に伴って岸方向に移動し，大型貝の分布域は岸寄りに形成されることが観察されている（柴田 2004）。本調査で観察された 2001 年秋着底群の着底時の高密度域の位置，およびその後の成長に伴う高密度域の岸方向への移動はこの観察と類似する。これに対し，2009 年秋着底群の着底域は岸寄りの C であり，2001 年秋着底群が着底の６か月後の翌年５月に高密度域を形成した場所であった。2009 年秋着底群はその後も成貝に至るまで継続的に岸寄りの C–E に高密度域を維持した。また，アサリの成長と岸沖分布について概括的に見た 2001 年から 2010 年の間の７年間の解析では，殻長 0.4mm 以下の着底稚貝の年平均密度は 2005 年以前の３年間では沖寄りの B で最も高い密度が観察されたのに対し，2009 年と 2010 年の２年間は岸寄りの C あるいは D で最も高かった。

二枚貝稚貝の空間分布が着底後に変動する場合があることはすでにいくつもの報告がある（reviewed by Hunt and Scheibling 1997）。分布変化をもたらす大きな要因としては，移動（Emerson and Grant 1991, Norkko et al. 2001）と死亡（Hunt and Scheibling 1997, Hunt and Mullineaux, 2002）が指摘されており，それら要因の寄与度は貝の種類や海域によって異なる。これらのうち，移動に関与する要因としては海水の流動，貝の大きさと潜砂能力，底質の物理的性状などが指摘されており（Norkko et al. 2001, Hunt 2004, Lundquist et al. 2004, Hunt 2005），生き残りに関与する要因としては水底質環境（Fujii 2007），捕食者や競合者の存在（Spencer et al. 1992, Saito et al. 1997, Mistri 2004a, Mistri 2004b）などが挙げられている。

2001–2010 年の７年間の観察において，殻長 0.4 mm 以下の着底稚貝の年平均密度が 2005 年以前の 3 年間と 2009 年と 2010 年の３年間で異なったこ

とは，着底初期の稚貝の空間分布を決定する環境条件がこれらの年で異なっていた可能性を示している。また，2001–2010 年の７年間の観察のうち６年間において，殻長 0.4 mm 以下の着底稚貝の分布位置にかかわらず，殻長 20 mm 以上の大型個体の高密度域が干潟の岸寄りに形成されていたことは，大型個体の空間分布を決定する環境条件がこれらの年で同様に作用していたためと推定できる。

変動流速に対する水深の影響　干潟直上で発生する変動流速は主として沖合から入射する波によって影響を受ける。一方，沖波の大きさは風の強さと吹送時間，吹送距離に影響される（例えば，合田 1998）。干潟に入射した波は水深が浅い干潟縁辺部で砕波することが多いため，干潟内部では沖合に比べて波は小さくなる。すなわち，干潟内部の変動流速には，沖波を発生させる要因となる風に加えて水深が影響する。結果の項における風速および水深と底面の変動流速の解析では，貝の移動の駆動要因となる底面流速には風速の変化と潮汐に伴う水深の変化が複合して影響していたことを明確に示している。

水深の影響は，解析対象とした 4.0-5.9 m s^{-1} から 14.0-15.9 m s^{-1} のすべての風速区分で認められ，8.0-9.9 m s^{-1} 以下では水深 70cm から 100cm 前後の時に 50-70 cm s^{-1} の最大流速が観察され，10.0-11.9 m s^{-1} 以上の風速区分ではデータ数が少ないながらも水深の増加とともに変動流速が大きくなる傾向が見られた。すなわち，調査対象とした干潟域では，大きな沖波が発生すると思われる強い風速下では，水深が大きいほど大きな変動流速が発生する可能性が考えられる。

水深の変化がアサリの分布に影響した可能性　調査対象域では，殻長 1 mm 以下のアサリ稚貝は海水の流動によって日常的に移動を繰り返していることが確認されており，稚貝の物理的移動が空間分布に影響を与える可能性が示されている（Toba *et al*. 2011）。また，殻長 20 mm 未満の大型アサリの移動が数値計算によって推定されている（柿野ら 1991）。2001–2010 年の観察におけるアサリの岸沖分布パターンの差異に貝の空間移動が関与していた可能性はある。

2002 年冬春期（2001 年 11 月から 2002 年５月）と 2010 年冬春期（2009 年 11 月から 2010 年５月）の潮位を比較すると，2010 年冬春期では C2 着底後の 2009 年 12 月の実測潮位は計算潮位より高かった。また，10 m s^{-1} の岸向き（南南西-西）の最大風速の発生頻度は 2010 年冬春期が多かった。すなわち，C2 は C1 に比べて，特に海水の流動の影響を受けやすい稚貝期に，水深が深く風が強い移動を促進する条件下にあった可能性が推定できる。

2009 年 12 月には実測潮位が計算潮位より 10-30 cm 高かったが，仮に調査域付近の干潟の地盤の傾斜が 1.5/1000 であり（東京湾横断道路漁業影響調査委員会 1984），そのままの傾斜で 10–30 cm の潮位の上昇があったとすると，平均潮位が同じ地点は水平に岸方向に 70–300m 移動することになる。アサリ採取地点 B と D の標高差は約 0.3m であり，水平距離は約 300m であった。すなわち，潮位の上昇が岸沖方向での流動環境の変化をもたらし，2001 年から 2010 年に観察されたようなアサリの岸沖分布の変化に影響を与える可能性が考えられる。

漁獲量の減少と潮位変動　以上，入手可能なデータを元に盤洲の調査域でのアサリの岸沖分布の変動要因について推論を試みた。しかし，データが不足している部分で多くの無理な推定を行っていることは言うまでもない。上の結論を得るために検討を深めなければならない点はいくつもある。アサリの移動については，各年のコホート分離を行った上で，個別コホートの成長および分布変化とその時々の環境条件を対比しつつ，分布変化の要因に関する推定を積み上げていく必要があろう。また，上にも述べたようにアサリの分布変化には水底質条件や被食が大きく影響するが，本稿ではこの点に関するデータがないため検討対象としていない。さらに，移動だけを考えても駆動要因としての風の発生頻度と継続時間，および底面流速の大きさと継続時間などを水深と合わせて解析する必要がある。合わせて，貝の大きさごとの潜砂

能力や足糸分泌能力，それらに対する水温や栄養条件の影響など，貝の定着行動に関する知見も欠くことはできない。

アサリ資源の減少が全国的に指摘されて久しい（五島 2002）。この間，様々な資源減少要因が検討されてきた。貧酸素（愛知県水産試験場 1995），強波浪（柴田ら 1997），食害（酒井 2000, 福田・銭谷 2009）など視認しやすい一過性の大量死おける死亡実態の把握と個別の要因の評価は多く行われてきた。一方，幼生来遊量の減少や稚貝発生量の減少は多くの海域で確認されているが（アサリ資源全国協議会 2009），それらの原因に関する具体的な検討は少ない。たとえば幼生来遊量の減少に関する検討では幼生の分布調査と流動モデルでの解析による移動拡散をテーマにしたものは多いが（鈴木ら 2002, 粕谷ら 2003a, 粕谷ら 2003b），親貝量や産卵量の変動と合わせて幼生来遊量の変動要因を評価した例は少ない。さらに，栄養塩の変動や温暖化など大規模あるいは長期間にわたる環境変動とアサリ資源減少の関係を実証的に調査解析した例はほとんど見あたらない。長期的な環境変動がアサリ資源に与える影響を評価することは，対象の年変動が大きいことや多くの作用過程（物理的，化学的，生物的）が関与すると考えられることなどから容易でないことが多い。

本稿で示した東京湾盤洲でのアサリの岸沖分布の年による差異が，単なる年変動なのか，傾向を持った経年変化なのかは不明である。また，アサリの資源減少を直接的に示す観察ではない。しかし，流動環境の変動は砂泥底の定着性底生生物の生息分布に大きな影響を与えており，たとえ大量死亡を伴うような事象でなくてもアサリ資源変動の要因の一つとなり得る。著者らは，不十分ながらも，東京湾における潮位変動がアサリの空間分布に与える影響について一つの推論を提示した。

文　献

愛知県水産試験場, 1995: 平成6年度柿におけるアサリの大量へい死について．愛知県水産試験場県境業績, C-16, 21 pp.

合田良實，1998: 波の発生・発達のその性質．海岸・港湾，わかり易い土木講座 17，土木学会編，彰国社，東京, pp. 42–78.

アサリ資源全国協議会，2005: 提言－国産アサリの復活に向けて，アサリ資源全国協議会企画会議・水産庁増殖推進部・独立行政法人水産総合研究センター, 30 pp.

アサリ資源全国協議会，2009: 国産アサリ資源の復活に向けて（平成 21 年 3 月改訂），アサリ資源全国協議会企画会議・水産庁増殖推進部・独立行政法人水産総合研究センター, 22 pp.

千葉県, 2008: アサリ漁業・ノリ養殖業に関する検討．平成 19 年度三番瀬漁場特性マップ作成事業委託報告書, pp.109–134.

千葉県企業庁, 1999: 市川二期地区・京葉港二期地区計画に係る補足調査結果の概要について，千葉県企業庁地域整備部, 64 pp.

千葉県水産研究センター，2004: 内湾貝類漁場調査事業．平成 15 年度千葉県水産研究センター業務年報, 60–61.

千葉県水産研究センター，2005: 平成 16 年度版東京湾海況情報集．千葉県水産研究センター, 90 pp.

Emerson, C. W. and J. Grant, 1991: The control of soft-shell clam (*Mya arenaria*) recruitment on intertidal sandflats by bedload sediment transport. Limnology and Oceanography, 36, 1288–1300.

Fujii, T., 2007: Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: Developing a tool for estuarine shoreline management. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 75, 101–119.

福田祐一・銭谷　弘, 2009: 豊前海中津地先におけるナルトビエイの駆除とその効果．大分県農林水産研究センター水産試験場調査研究報告, 2, 5-9.

五利江重昭, 2002: MS-Excel を用いた混合正規分布のパラメータ推定. 水産増殖, 50(2), 243-249.

五嶋聖治, 2002: 今，アサリが危ない. 日本ベントス学会誌, 57, 131-133.

Hunt, H. L., 2004: Transport of juvenile clams: effects of species and sediment grain size. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 312, 271–284.

Hunt, H. L., 2005: Effects of sediment source and flow regime on clam and sediment transport. Marine Ecology Progress Series, 296, 143–153.

Hunt, H. L. and L. S. Mullineaux, 2002: The role of predation and postlarval transport in recruitment of the soft shell clam (*Mya arenaria*). Limnology and Oceanography, 47, 151–164.

Hunt, H. L. and R. E. Scheibling, 1997: Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. Marine Ecology Progress Series, 155, 269–301.

柿野　純・中田喜三郎・西沢　正・田口浩一, 1991: 東京湾盤洲干潟におけるアサリの生息と波浪との関係. 水産工学, 28(1), 51–55.

柿野　純・鳥羽光晴・兼子昭夫・深山義文, 1992: 東京湾木更津地先における冬季のアサリへい死の特徴. 千葉県水産試験場研究報告, 50, 21-30.

粕谷智之・浜口昌巳・古川恵太・日向博文, 2003a: 夏季東京湾におけるアサリ（*Ruditapes philippinarum*）浮遊幼生の出現密度の時空間変動. 国土技術政策総合研究所研究報告, 8, 13 pp.

粕谷智之・浜口昌巳・古川恵太・日向博文, 2003b: 秋季東京湾におけるアサリ（*Ruditapes philippinarum*）浮遊幼生の出現密度の時空間変動. 国土技術政策総合研究所研究報告, 12, 12 pp.

Loosanoff, V. L. and H. C. Davis, 1963: Rearing of bivalve mollusks. In "Advances in Marine Biology Vol.1 (ed. F. S. Russel)", Academic Press, New York, pp.1-136.

Lundquist, C. J., C. A. Pilditch and V. J. Cummings, 2004: Behaviour controls post-settlement dispersal by the juvenile bivalves *Austrovenus stutchburyi* and *Macomona liliana*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 306, 51–74.

Mistri, M., 2004a: Prey preference on *Carcinus aestuarii*: Possible implications with the control of an invasive mytilid and manila clam culture in an Adriatic lagoon. Aquaculture, 230, 261–272.

Mistri, M., 2004b: Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? Aquaculture, 241, 207–218.

宮崎勝巳・小林豊・鳥羽光晴・土屋仁, 2009: アサリに内部寄生し漁業被害を与えるカイヤドリウミグモの生物学. 日本動物分類学会誌, 28, 45-54.

Norkko, A., V. J. Cummings, S. F. Thrush, J. E. Hewitt and T. Hume, 2001: Local dispersal of juvenile bivalves: implications for sandflat ecology. Marine Ecology Progress Series, 212, 131–144.

Saito, H. and H. Imabayashi, 1997: Ecological distribution of *Halla Okudai* (Polycaeta: Lysaretidae) in the intertidal flats of Hiroshima Bay. Journal of the Faculty of Applied Biological Science, Hiroshima University, 36(1), 11–21.

酒井明久・関口秀夫, 1992: 河口干潟における二枚貝類の後期浮遊幼生および着底稚貝の同定. 水産海洋研究, 56(4), 410–425.

酒井敬一, 2000: 万石浦アサリ漁場におけるサキグロタメツメタガイの食害について. 宮城県水産研究開発センター研究報告, 06, 109–111.

柴田輝和・柿野　純・村上亜希子, 1997: 冬季の漁

場における砂の流動に対するアサリの定位性ならびに餌料量・運動量とアサリの活力との関係．水産工学，33(3), 231–235.

柴田輝和，2004: 東京湾盤洲干潟におけるアサリ稚貝の着底と成長生残．千葉県水産研究センター研究報告, 3, 57–62.

柴田輝和・河西伸治, 1999: 東京湾盤洲干潟と富津干潟のアサリ漁場におけるツメタガイの大量発生と駆除方法，千葉県水産研究センター研究報告, 55, 25-31.

Spencer B. E., D. B. Edwards and P. F. Millican, 1992: Protecting Manila clam (*Tapes philippinarum*) beds with plastic netting. Aquaculture, 105, 251–268.

鈴木輝明，市川哲也，桃井幹夫, 2002: リセプターモードモデルを利用した干潟域に加入する二枚貝浮遊幼生の供給源予測に関する試み．水産海洋研究, 66(2), 88-101.

田中弥太郎，1982: 二枚貝類の同定 16. 海洋と生物, 4(1), 23–26.

東京湾横断道路漁業影響調査委員会・（社）日本水産資源保護協会，1984: 貝類漁業．東京湾横断道路漁業影響調査報告書第 1 号, pp. 727–810.

鳥羽光晴, 2002: 千葉県のアサリ漁業の現状．日本ベントス学会誌, 57, 145-150.

Toba, M., M. Ito and Y. Kobayashi, 2011: Bedload transport of newly-settled juveniles of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* observed *in situ* at Banzu tidal flat, Tokyo Bay. Journal of Shellfish Research, 30(3).（印刷中）

鳥羽光晴・夏目　洋・山川　紘, 1993: 東京湾船橋地先におけるアサリの生殖周期．日本水産学会誌, 59(1), 15-22.

Toba, M., H. Yamakawa, Y. Kobayashi, Y. Sugiura, K. Honma and H. Yamada, 2007: Observations on the maintenance mechanisms of metapopulations, with special reference to the early reproductive process of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve) in Tokyo Bay. Journal of Shellfish Research, 26, 121–130.

神奈川県における東京湾の環境再生研究の方向性

工藤孝浩*[1]

Direction to environmental restoration study of Tokyo Bay in Kanagawa Prefectural Fisheries Technology Center

Takahiro　KUDO*[1]

*[1]　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
kudo.5k3s@pref.kanagawa.jp
Kanagawa Prefectural Fisheries Technology Center, Jogashima, Misaki, Miura, Kanagawa 238-0237, Japan

緒　言

かつて，東京湾の豊かな水産資源を支えていた干潟や藻場などの浅海域は，湾岸全体に及ぶ港湾開発等によって失われ，ごく一部の地域に残存するのみとなった。近年の失われた浅海環境の再生を望む声の高まりを受けて，神奈川県水産技術センター（県水産総合研究所，県水産試験場，同金沢分場並びに県水産指導所内湾支所を含む，以下「水技Ｃ」と略す）では，ＮＰＯ等との協働によるアマモ場再生事業等に取り組んでいる（工藤，2009）。

こうした状況を背景に，水技Ｃは県環境農政局農林水産系試験研究推進要綱に基づき，農林水産関係試験研究推進構想（水産業の部）（以下，「推進構想」と略す）を 2008 年３月に策定し，５年間の研究開発の方向性や重点課題を定めた。その後，学識経験者等で構成された委員会による外部評価が実施された結果，従来からの取り組みである県内水産業の支援に加えて，「海洋等の水域環境の保全」，「水産資源の保全」及び「県民に良質な食を安定して提供」をより重視した研究課題の設定を行うよう提言を受けた。

2011 年３月，この提言を受けた水技Ｃは，2011～2015 年を対象年度とした新たな推進構想を策定・発表した（神奈川県水産技術センター　2011）。その中で，重点プロジェクトのうちの一つに東京湾の環境再生に関する試験研究課題が位置づけられた。しかし，当該課題は従来から継続されている試験研究課題とは歴史・背景が異なるため，少なからぬ問題を抱えている。

本論文では，水技Ｃがこれまでに取り組んできた東京湾の環境再生に繋がる試験研究についてレビューしたうえで，推進構想における東京湾の環境再生に関する研究の位置づけを紹介し，今後の方向性ついて論議する。

試料および方法

水技 C の年次刊行物が継続して現存している 1949 年度以降の業務概要（業務・事業報告を含む）（神奈川県水産試験場　1950～1980；神奈川県水産指導所内湾支所　1960～1962；神奈川県水産試験場金沢分場　1963～1972；神奈川県水産試験場 1981a～1994a；神奈川県水産総合研究所　1995a～2005a；神奈川県水産技術センター　2006a～2010a），研究報告（神奈川県水産試験場　1981b～1994b；神奈川県水産総合研究所　1995b～2005b；神奈川県水産技術センター　2006ｂ～2008b，2010b），その他刊行物（神奈川県水産試験場　1991c）から，東京湾の環境を対象とした試験研究課題を抽出・整理した。また，水技Ｃに所属する研究員の外部投稿論文等も抽出・整理の対象とした。

なお，本論文では水質や底質等の非生物環境だけでなく，一般的な水産資源研究の対象にされていない水産的には無価値な動植物にかかる試験研究課題についても「環境研究」の範疇に含めた。

結　果

東京湾の環境研究

1949 年度以降に水技 C が東京湾を試験研究のフィールドとして取り組んできた環境研究の課題を水技 C の刊行物等から抽出し，開始年度順に整理した。

抽出された主な課題は表１に示す 15 課題であった。そのうち，2011 年度現在も継続実施されているものは 7 課題で，中には「１．海洋観測」の様に第二次世界大戦の傷跡も癒えない 1949 年に開始され，以後現在に至るまでほぼ毎月欠かさず観測データを蓄積している課題がある一方，「15. そりネット調査」の様に水産有用種にこだわらず浅海域の生物相の把握を目的として近年になって始められた調査もある。また，「２．試験底びき網調査」や「３．底質・底生生物調査」の様に，途中年度のブランクを経て再開された調査がある。

試験研究を終了した８課題は，その時々の社会的な要請に応じて時限を切って設定されたものである。「３．魚介類の重金属等蓄積，油濁等調査」の様に，かつて環境行政の主流を担った公害対策の方針転換により社会的な役割を終えた課題がある一方，これからの環境再生研究に繋がる成果を残した課題もある。

推進構想における環境再生研究の位置づけ

推進構想における試験研究プロジェクトは，3 つの重点プロジェクトと 10 のサブプロジェクトから構成されている（図１）。

東京湾の環境に関係する課題は，重点プロジェクト「１．水域環境の保全（東京湾，相模湾，湖沼・河川）」に属する２つのサブプロジェクト「(1)浅海域の生物保育機能の評価と環境改善手法の開発に関する研究」と「(2)東京湾の環境と生物の保全に関する研究」に該当し，前者のサブプロジェクトに東京湾の環境再生に関する課題が位置づけられている。

そのサブプロジェクトの取り組み内容及び５年後の目標と到達段階は次のとおりである。

表１　神奈川県水産技術センター（県水産総合研究所・県水産試験場等を含む）の東京湾の環境にかかる試験研究

番号	課題名	実施年度
1	浅海定線調査	’49～
2	試験底びき網調査（調査船で実施）	’59～’62　’94～
3	底質・底生生物調査	’71～’75　’81　’09～
4	魚介類への重金属等の蓄積・油濁調査	’72～’91
5	赤潮・クラゲ調査	’81～
6	貧酸素水塊調査	’83～
7	小底漁獲調査（漁船を傭船して実施）	’88～’96
8	人工海浜のアオサ大発生の生態影響研究	’95、’96
9	人工海浜と自然海浜の機能比較研究	’96～’00
10	河口域生態系復元研究－汽水域ヨシ原の再生－	’98
11	河口域生態系復元研究－ハゼ釣り場の再生－	’99
12	京浜臨海部の水質浄化検討（県京浜臨海部対策課）	’00、’01
13	市民等との協働によるアマモ場再生	’01～
14	干潟生態系における多様性評価手法開発	’07
15	そりネット調査	’09～

１　取り組み

・生物保育機能を高めるための浅場，藻場等の造成に必要な植生や生物相に関する情報を収集・整理する。

・多様な主体とともに藻場造成等に取り組み，各種モニタリング調査の結果とあわせてその生物保育機能を評価する。

・アサリ・タイラギ等の種苗放流を行い，造成浅場等の生物保育機能の評価手法を開発する。

・得られた知見に基づいて，再生を促す漁場環境の改善手法や藻場，干潟の構造や規模について，国土交通省や港湾管理者等へ提案する。

２　５年後の目標・到達段階

・浅場等の造成に必要な植生や生物相に関する情報を収集・整理する。

・ＮＰＯや他自治体等との共同による実験規模の藻場等の造成と生物調査を実施する（藻場・浅場それぞれ１箇所以上）。

・種苗放流による造成浅場等の生物保育機能の評価手法を開発する。

・再生を促す漁場環境の改善手法や藻場，浅場の構造や規模等を提案する（国土交通省等に対し１箇所以上）。

考　察

環境再生研究に繋がる取り組み

水技Ｃがこれまでに取り組んだ課題の中には，推進構想プロジェクトに位置づけられた環境再生研究に繋がると考えられるものがいくつかある。表１に示した試験研究課題の中から，２つの特筆すべき課題の概要とその波及効果を紹介する。

１「９．人工海浜と自然海浜の機能比較研究」

1996～2000 年度に水産庁から委託を受けて３研究部を横断した本格的なプロジェクト研究として実施され，５年間に 10 名以上の研究員が携わった。横浜市南部の金沢湾内に位置する人工海浜である海の公園と自然海浜である野島海岸を比較海域として，大型海藻草類，メイオ・マクロベントス，付着動物，魚類等の様々な生物群の生物相と

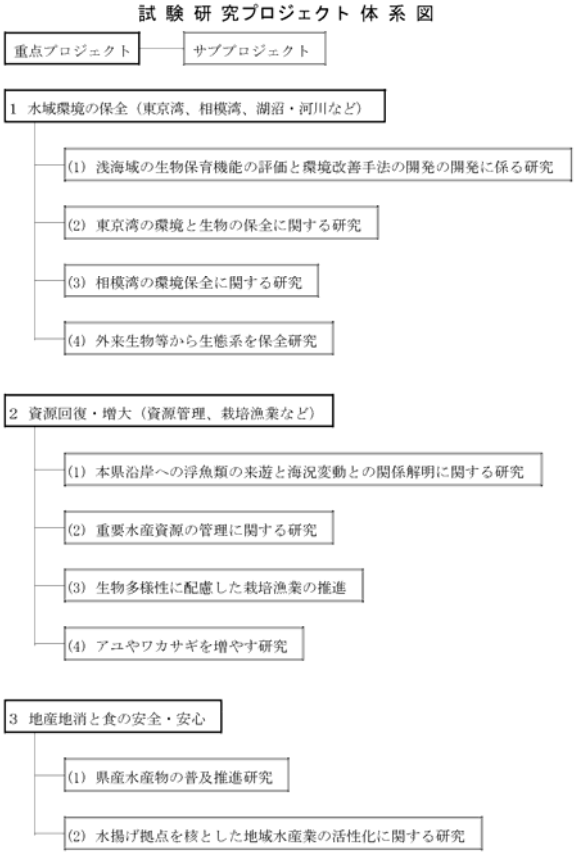


図１　神奈川県農林水産関係試験研究機関（水産業の部）の構成

現存量を調べ上げ，生物保育機能と水質浄化機能を比較した（神奈川県水産総合研究所　2001c）。1997 年からは中央水産研究所海洋生産部（当時）が実質的な共同研究者となり，ボックスモデル解析によって水質浄化量を明らかにした（中央水産研究所　2001）。　この解析では両海浜の３次処理能力を評価するために，潮干狩りによるアサリの取り上げ量を推計する必要があった。漁業権が無くアサリ資源の管理者不在の海浜で用いられた手法は，現場で潮干狩り客が掘ったアサリを計数する「潮干狩り実態調査」であった。水技Ｃによる調査は 1996 年に実施されたのみだったが，1999 年からは横浜市立大学を中心とした地元の市民団体に継承され（図２），2003 年からは関東学院大学が，2005 年からは横浜国立大学が参画して，長期間にわたるデータの蓄積が図られた（村橋　2006）。そして，2005 年の「海の公園におけるアサリの持ち帰りは１人１回あたり２kg まで」

という横浜市公園管理条例の制定へと反映され，資源の管理者不在の海浜における野放図なアサリ採捕（工藤，2000a）に歯止めがかかった。

こうした多くのセクターとの連携による研究内容の充実や研究成果の行政施策への反映は，推進構想プロジェクトが目指すべき方向性を先取りしたものと言えるだろう。

２「12 京浜臨海部の水質浄化検討」

2000 年に県京浜臨海部対策課（当時）が京浜工業地帯の空洞化対策の一つとして，海や運河の浄化による潤いのある街づくりを検討したものである。水技Ｃも参画した「海藻による水質浄化とエネルギー化に関する検討会（座長：清水誠東京大学名誉教授）」が発足し，運河でワカメやコンブを用いた水質浄化対策が可能かを検討する実験を行った（海藻による海水浄化とエネルギー化に関する研究会　2001）。

2001 年度以降の実験は，海の環境再生に取り組む複数の市民団体が組織する実行委員会に引き継がれ，「夢ワカメ・ワークショップ」と銘打った子供たちが主役のワークショップへと衣替えした。

この取り組みは，2005 年の第 25 回全国豊かな海づくり大会かながわ大会において市民参加による海の浄化イベントに位置づけられた事を契機に規模を拡大した。そして今では，横浜港の中心に位置するみなとみらい地区の前面に育生イカダを浮かべ，250 組のワカメオーナーの募集は１週間を待たずに締め切られるという人気イベントとなっている（図３，木村　2006）。

また，ワカメの育生には一部岩手県釜石産の種糸が用いられており，2002 年度からは毎年釜石市と横浜市の子供たちが行き来する都市漁村交流が重ねられ，交流事業は 2011 年の東日本大震災によって中断するまで９年間にわたって継続された。

さらに，NPO 等が水質改善のために海藻養殖を営む取り組みは県外へも波及した。2006 年，東京都港区のお台場海浜公園では，地元の港区立港陽小学校（当時）の環境活動としてノリ養殖が始まった。東京都内湾としては，実に 43 年ぶりとなるノリ養殖の復活である。実施主体の「お台場環境教育推進協議会」は，同小学校をはじめ２つの NPO，東京都港湾局，東京港埠頭公社，国交省東京港湾事務所の６団体で構成され，2008 年からは都漁連内湾釣漁協議会が参画するに至り，東京都内湾漁業者の「再びノリ養殖をこの手で」との悲願が実現した（福井　2011）。

図２　横浜市立大学の学生による潮干狩り実態調査（横浜市金沢区野島海岸）

図３　250 組の市民が水質浄化のためにワカメを育てる「夢ワカメ・ワークショップ」（横浜市中区みなとみらい地区）

こうして，2000 年に京浜工業地帯の運河の一隅でひっそりと 12mの親縄 1 本から始められた海藻の育生実験は，６年後には 12 倍の規模となって華やかなウォーターフロントへ進出し，釜石市との都市漁村交流を生み，東京都内湾漁業者の長年の悲願を実現した。もしこれが水産部局だけ，あるいは神奈川県だけで閉じた取り組みだったら，かような劇的な展開にはならなかったろう。

重点基礎研究

1991～2009 年度までの９年間，神奈川県には研究シーズ開発のため，「重点基礎研究」と銘打った競争型研究資金の庁内公募システムがあった。

「８人工海浜のアオサ大発生の生態影響研究」と「10，11 河口域生態系復元研究」は重点基礎研究として実施されたものである。これは，単年度を基本とした（２年間まで延長可）１件あたり 100 万円未満という小規模な研究予算であったが，自由な発想で既存の枠にとらわれず新たな研究の端緒を開くよい機会を与えるものだった。

「８．人工海浜のアオサ大発生の生態影響研究」は，金沢湾の人工・自然海浜をフィールドとしたもので，「巨額な税金の浪費」と揶揄されていた横浜市によるアオサの回収・処分事業（図４）の公益的な側面を明らかにするとともに，中央水産研究所（当時）との協力関係を築いて「９人工海浜と自然海浜の機能比較研究」の受託へと結びつけることができた（工藤　2000b）。

「10，11 河口域生態系復元研究」は，最も古い時代から破壊・消滅が相次いだ東京湾河口域の生態系復元を目指した基礎研究である。１年目の 1998 年度には植物のヨシを，２年目の 1999 年度には魚類のマハゼを再生目標の生物として取り上げ，市民団体や民間企業との協働により現地実験や調査に取り組んだ。

ヨシを対象とした研究では，市民団体とともに当時知見が乏しかった汽水域におけるヨシの移植実験を行い，干潟に設けた造成実験区の地盤高を調整することにより移植株の定着をみた（渡辺ほか　2002）。水技 C として初めて高等植物群落の造成に取り組んだ経験は，後に始まった「13 市民等との協働によるアマモ場再生研究」に引き継がれて現在に至っている。

一方，マハゼは水産資源としての重要性は低いものの，ハゼ釣りが江戸時代から湾岸住民に広く親しまれてきた歴史を踏まえ，市民と東京湾とを繋ぐ鍵となる生物として研究対象に取り上げられた。マハゼの漁獲統計は存在しないことから，鹿島建設（株）技術研究所葉山水産研究室（当時）と共同でハゼ釣り大会の形式を取った釣獲実態のアンケート調査を実施し（図５），資源動態を把握するとともにマハゼの生息適地に関する土木・工学分野に関する情報も収集した（柵瀬　2006）。

図４　横浜市によるアオサの回収事業には重機も使われ，2,000 万円もの年間予算が費やされる（横浜市金沢区海の公園）

図５　マハゼの資源動態と生息適地を探るハゼ釣り調査（横浜市金沢区平潟湾）

当時は，そこで得た知見を県の京浜臨海部再編整備事業の中で活かそうと考えられていた（工藤 1999）。しかし，2003 年の東京湾再生のための行動計画（東京湾再生推進会議　2003）の目標「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」を受けて 2008 年に立ち上がった「江戸前ハゼ復活プロジェクト（事務局：国土交通省国土技術政策総合研究所・東京水産振興会）」に理念の継承が図られ，そこに水技 C が参画することによりさらなる知見の蓄積が進められている（古川　2011）。

環境再生研究の方向

都道府県の水産研究機関は，地域水産業の支援を目的として設置された経緯があり，近年までは環境再生をテーマとした研究には取り組みにくい土壌があった。しかし，これまで見てきたとおり，水技 C では 1990 年代末のシーズ開発研究を端緒として状況に変化が生じ，環境再生研究を柱の一

つに位置づけた 2011 年の推進構想の制定へと至った。

それでも，長い歴史を持つ本流の水産研究とは異なり，環境再生研究の財源は脆弱である。さらに，神奈川県固有の課題として海域管理の問題がある。すなわち，東京湾の研究対象フィールドのほとんどは，川崎港，横浜港並びに横須賀港の港湾区域に含まれており，それぞれに川崎市，横浜市，横須賀市という港湾管理者が存在しているのである。たとえ小規模であっても，場に人為的な手を加えるような研究を行う際には，港湾管理者との連携が必須となる。

東京湾に対する水産部局と港湾部局の視座は大きく異なっており，歴史的には相容れなかった時代があった。しかし，1999 年の港湾法改正によって同法に「港湾における環境施策の充実」が謳われると，各港湾管理者は「港湾環境計画」を策定するなど環境に関心を払うようになった。そこで，アマモ場再生研究では 2006 年から「広域連携」へと研究目的をシフトさせて横浜市や横須賀市との連携を深める方向へと進めている。また川崎市では，2008 年に同市にとって 40 年ぶりの砂浜の復活となる人工海浜が東扇島に造成された（図６）。この人工海浜は防災を目的に造成されたものだが，生物の生息場の再生として注目すべきもので，2010 年には潮干狩りが解禁された。今後は，「環境」をキーワードに水産研究機関と港湾管理者との連携をさらに深める必要がある。

国土交通省は，横浜港に面する横浜港湾空港技術調査事務所の構内に 1000 ㎡の両脇に石積みによる磯場を備えた階段式の人工干潟を造成した（図７，諸星ほか　2008）。さらに，東京都の芝浦運河では水際線に造成されたテラス型の人工干潟で生物調査を行い，江戸前ハゼ復活プロジェクトの事務局を担うなど（古川　2011），生物とその生息場の再生への関心と関与を深めていることがうかがえる。

こうした状況を勘案すると，水技 C が東京湾の環境再生研究に取り組むにあたっては試験研究機関にとどまらない広範なセクターとの連携・協働を模索するべきであり，特に港湾管理者や国土交通省との連携がその成否を握っていると言えるだろう。

図６　人工海浜の造成は，環境再生の有力な手段である（川崎市川崎区東扇島）

図７　国土交通省事務所の構内に整備された階段式の人工干潟（横浜市神奈川区横浜港湾空港技術調査事務所）

引用文献

中央水産研究所海洋環境部，2001：中央水産研究所実態調査．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，471-492.

福井正仁，2011：人々の心をつなぐ海苔づくり―Follow the children!―．第 11 会東京湾シンポジウム報告書, 国土技術政策総合研究所，27-31.

古川恵太・渥美雅也，2011：江戸前ハゼ復活プロジェクト．第 11 会東京湾シンポジウム報告書, 国土技術政策総合研究所, 21-26.

海藻による水質浄化とエネルギー化に関する検討会，2001：かながわ京浜臨海部活性化

プラン事業, 海藻による水質浄化とエネルギー化に関する調査研究報告書，63p.
神奈川県水産技術センター，2006a～2010a：業務概要（平成 17～21 年度）.
神奈川県水産技術センター，2006b～2008b，2010b : 神奈川県水産技術センター研究報告，１～４.
神奈川県水産技術センター，2011 : 農林水産関係試験研究推進構想（水産業の部）．神奈川県水産技術センターホームページ：http://www.agri-kanagawa.jp/suisoken/pdf/23kousou.pdf（参照 2011-9-26）.
神奈川県水産指導所内湾支所，1960～1962 : 業務報告（昭和 34～36 年度）.
神奈川県水産試験場，1950～1980 : 業務概要（昭和 29～54 年度）.
神奈川県水産試験場，1981a～1994a：業務概要（昭和 55～平成５年度）.
神奈川県水産試験場，1990：城ヶ島移転 25 周年を迎えて―水産試験場の事業および研究の変遷―．113p.
神奈川県水産試験場，1981b～1994b：神奈川県水産試験場研究報告，１～15.
神奈川県水産試験場金沢分場，1963～1972 : 業務概要（昭和 37～46 年度）.
神奈川県水産総合研究所，1995a～2005a：業務概要（平成６～16 年度）.
神奈川県水産総合研究所，1995b～2005b：神奈川県水産総合研究所研究報告，１～10.
神奈川県水産総合研究所，2001c：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.
木村尚，2006 : 夢ワカメ・ワークショップ．ハマの海づくり，海をつくる会編，成山堂書店，100-107.
工藤孝浩，1999 : 隔絶から親水へと生まれ変わる京浜工業地帯. つり人, 54(9), 154-158.
工藤孝浩，2000a：資源の管理者不在の海浜におけるアサリ採捕の問題．沿岸域，13，53-57.
工藤孝浩，2000b：地域発の沿岸生態系復元研究を．応用生態工学，3(1)，87-92.
工藤孝浩, 2009 : 市民参加による海づくりの推進. 市民参加による浅場の順応的管理, 瀬戸雅文編，恒星社厚生閣，71-86.
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.
村橋克彦，2006：金沢湾の潮干狩り実態調査．ハマの海づくり，海をつくる会編，成山堂書店，67-71.
柵瀬信夫，2006：平潟湾周辺ハゼ釣り調査．ハマの海づくり，海をつくる会編，成山堂書店，76-81.
東京湾再生推進会議，2003 : 東京湾再生のための行動計画（最終とりまとめ）．21pp.
渡辺彰・柴田規夫・林豊・二見肇彦・鈴木光・水島澄夫・有賀度・工藤孝浩・勝野武彦，2002：横浜市野島水路におけるヨシ原復元研究について（Ⅱ）．日本緑化工学会誌，28(1)，236-239.

平成２２年度 東京湾研究会　議事録

日時：平成 22 年 3 月 10 日（木）　　14:30−17:30
場所：かながわ県民活動サポートセンター　305 会議室
出席者 46 名（別紙参照）

議　事

１．開会、挨拶（福田）

東京湾研究会は今年度で３年目に入ったが、内湾の資源・漁業・環境の問題の解決に向けて、情報共有、情報交換、課題化、外部資金獲得に向けて、少しずつだが進めている状況である。今回は環境に主眼を置いたシンポジウムを企画した。

２．ミニシンポジウム 「水産からみた統合的沿岸域管理の課題
～沿岸漁業のための再生事業の方向性～　」

（１）趣旨説明（児玉）

海洋基本法の施行、全国海の再生プロジェクトなどの中で様々な沿岸環境の再生事業が進められている。こうした再生事業において漁業の再生も重要な出口として認識されているが、事業の具体的な内容や漁業に対する効果・影響は必ずしも十分に認識されていない。また、水産分野単独での沿岸漁業の再生には限界もあり、他省庁との連携によって、いわゆる“統合的沿岸域管理”という形で再生の道を探ることも必要であると考えられる。そこで本シンポジウムでは、水産からみた再生事業の課題を整理するとともに他省庁主導で進められている事業に対して、水産の立場からどのように関われるか、また、不足している知見に対して研究開発として何をすべきか、さらに、沿岸漁業の再生に向けて現実的な省庁間の連携のあり方を議論することを目的とする。

（２）基調講演

1）東京湾再生のための行動計画ついて

講演者：服部友則（海上保安庁海洋情報部）

（質疑）

小泉：幹事会などの会合は年に何回開催しているのか？

服部：推進会議は年に一回。その他分科会は適宜開催されているが、正確には把握していない。

鳥羽：一斉調査など膨大な調査が実施されている。予算はどのように確保しているのか？　再生会議のための予算はあるのか？

服部：各機関の調査結果を取りまとめているだけで、調査のための予算があるわけではない。また、再生会議のためだけの予算もない。

鳥羽：東京湾再生の枠組みに当てはまる内容だけをまとめているという理解で良いのか？

服部：そうである。

2）東京湾奥部における出水の影響調査

講演者：牧　秀明（国立環境研究所）

（質疑）

工藤：大腸菌は海に出るとすぐに無くなるものなのか？

牧：海水中では増殖しない。摂餌されて無くなったわけではない。糞便性大腸菌群と大腸菌群は生物として感受性が異なる。糞便性は培養水中で放置すると減ってしまう。

工藤：放流せずに貯留しておけば減るのか？

牧：貯留の内容にもよるが、効果はあるだろう。

鳥羽：窒素とリンの挙動が違うようにみえる。リンが下層で増えるのは物理的な移動だけでないように見える。雨量の多少により違うのか？

牧：陸水から溶存態のリンが直接来るわけではない。かく乱により底泥から溶出している可能性が高い。存在する総量としては水中より泥中の方が多い。またモニタリングをしていると、窒素、リンがずれて出ているわけではない。

児玉：溶存態リンにはコロイド状リンは含まれていないのか？

牧：フィルターでろ過しているだけなので、詳細は分からない。

児玉：フィルターを抜けるものは？

牧：分からない。TP は分解しにくい。粒子の中でどこまで測定するかは難しい問題である。

（３）話題提供

1）東京都内湾の現状　ー湾奥の再生に向けた問題点の整理ー

発表者：小泉正行（東京都島しょ総セ）

（質疑）

生田：アサリ幼生の着底やハゼなどに対するノリひびの有効性は？　干潟生物とひびとの関係はどうか？

小泉：ひびの生物への効果は知られている。かつては干潟が広大であったため多少の汚濁が進んでもカバーできた。また多くの場所で多様な環境があり、人工物もその一端を担っていたと考える。

生田：ノリについても産業だけでなく環境学習に利用できないか？

小泉：台場では 2005 年から環境学習の一環で実施している。

八木：平成 19 年の出水はネガティブなインパクトしかなかったのか？

小泉：当時、実際に生き残ったのはホンビノスくらい。過去も出水時には生物の更新があったはずだが、判断は難しい。

八木：羽田でも出水時にヘドロが流された例がある。

小泉：はっきりとは言えないが、貧酸素も広がっているので今のほうがインパクトがありすぎるのではないか。

2）木更津市久津間地先でのアサリ稚貝の分布と流動環境

発表者：鳥羽光晴（千葉水総研セ）

（質疑）

牧：管理されていない場所でコホートの追跡はどのようにしたのか？

鳥羽：普通に、経時的に採集してサイズ測定をすることで結果的に分かる。

牧：食害は何によるものか？　エイか？

鳥羽：エイではない。エイには稚貝は小さすぎる。

3）神奈川県の試験研究推進構想における東京湾再生関連課題の位置づけ

発表者：工藤孝浩（神奈川水技セ）

（質疑）

生田：漁業権がない海面において NPO が漁業行為を実施するときの方法は？

工藤：東京では占有許可、神奈川ではそれに加えて漁具利用許可が必要。台場はワカメで実績があったので容易であった。神奈川では当初、NPO に代わり横浜市環境研究所が手続きなどをしていたが、現在は NPO が行っている。

（4）総合討論

児玉：統合的管理か総合底管理か。「統合」はあるものをすり合わせて一つにする。「総合」は最初から枠を作り、全体で一斉に始めるイメージ。本当は総合がよい。先行事例として東京湾のモニタリング体制がある。水産からみた総合の切り口としては「貧酸素」。水産としての方向性を定める必要があると考える。次の段階は？

堀口：共通して目指すところは魚介が増えること（水産以外に対しても）。しかし実際は増えていない。深掘りを埋める、どこに浅場を作るか、といった具体的提案や行動計画を作ることが必要なのではないか。

片山：よく理解できる。しかし、市民や他省庁の視点でみることも必要。水産分野にとっての出口は一つだが、目指す方向が違う場合や利用する人によって複数の出口がある。その結果として折衷案やゾーニングとなる。目的が違うという問題的が必要。

堀口：調査・研究だけでなく、具体的提案が必要。モニタリングや情報交換だけで終わってしまってはいけない。

中田：お互いの情報を共有するのが先決。水産の中でも、他分野の動きに興味を持っている人間がいることを知らせたかった。その意味でも、今回の企画は成功したと考える。

鳥羽：この場にいる人は興味関心を共有しており、ある意味偏った人が集まっている。水産という特殊権益を保持者たちが，独自の目標について外部に一方的にお願いをしているようにも見える。水産は生物から産業（生活）につなげる必要があるが、他省庁ではそういったひっ迫感はない。その意味でもお互いを知ることが大切。

服部：我々の環境では生物の意識が少ない。一方、水質だけでよいのかという議論もある。お互いに近づいて知ることが必要と感じる。そういった場を作ることが必要であり、この場で話せたことに感謝する。

児玉：研究会は今後も続く。統合的管理に関しては様々な方向性がある。考えていきたい。

３．その他

・東京湾研究会の今後について（輿石）。

・原稿依頼、次年度の事務局体制について（市川）

４．閉会、挨拶（長谷川）

以上

平成22年度 東京湾研究会　出席者名簿　　2011/3/10

千葉県水産総合研究センター	企画調整室	上席研究員	山下元三
	資源研究室	上席研究員	石井光廣
		研究員	山下　弘
	生産技術研究室	研究員	庄司紀彦
東京湾漁業研究所		所　長	鳥羽光晴
	のり・貝類研究室	上席研究員	深山義文
		研究員	林　俊裕
	漁場環境研究室	研究員	大畑　聡
東京都島しょ農林水産総合センター	振興企画室	室長	青木雄二
		主　任	小泉正行
神奈川県水産技術センター	所長		長谷川保
	企画経営部・資源環境部	部　長	川原　浩
	資源環境部	主任研究員	田島良博
		主任研究員	山田佳昭
	栽培技術部	部　長	水津敏博
		主任研究員	工藤孝浩
	企画経営部	専門研究員	前川千尋
		副技幹	一色竜也
		主任研究員	原田　穣
愛知県水産試験場	漁場環境研究部	主任研究員	山田智
	漁業生産研究所	主任	平井玲
		技師	村内嘉樹
		技師	岩崎正裕
三重県水産研究所	水圏環境研究課	主幹研究員	山田浩且
		研究員	国分秀樹
大分県農林水産研究指導センター水産研究部			
	浅海・内水面グループ浅海チーム	研究員	片野晋二郎
海上保安庁	海洋情報部環境調査課	環境調査官付	服部友則
国立環境研究所	水土壌圏環境研究領域	主任研究員	牧　秀明
	環境リスク研究センター	主任研究員	堀口敏宏
		ポスドクフェロー	児玉圭太
		ポスドクフェロー	李 政勲
山口大学大学院連合	獣医学研究科	博士課程2年	朴 正彩
水産総合研究センター			
水産工学研究所	水産土木工学部	部　長	生田和正
	水産基盤グループ環境水理チーム	チーム長	八木　宏
中央水産研究所		所　長	福田雅明
	浅海増殖部	部　長	輿石裕一
	資源増殖研究室	室　長	片山知史
		主任研究員	黒木洋明
	浅海生態系研究室	主任研究員	山本敏博
	海洋データ解析センター	センター長	渡邊朝生
	海洋モデル研究グループ	グループ長	清水 学
	水産経済部	専門員	中村義治
	海洋生産部	部　長	中田　薫
	物質循環研究室	室　長	市川忠史
		主任研究員	宇田川徹
		研究員	児玉真史

本号は、平成 24 年 3 月 11 日に神奈川県で開催された、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・要旨および議事録等を収録したものである。

編集担当者　児玉真史・黒木洋明

平成 23 年 10 月 1 日発行

発 行 人　和田時夫

発 行 所　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

横浜市金沢区福浦 2-12-4

印 刷 所　野崎印刷紙器株式会社