

都市沿岸海域の底質環境劣化の機構と
その底生生物影響評価に関する研究
(特別研究)

Deterioration of sedimentary environment and assessment of its impact
on benthic fauna in coastal sea close to urbanized area

平成22～24年度

FY2010～2012

NIES



独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第106号

NIES Research Project Report, No.106

SR - 106 - 2013

都市沿岸海域の底質環境劣化の機構と
その底生生物影響評価に関する研究
(特別研究)

Deterioration of sedimentary environment and assessment of its impact
on benthic fauna in coastal sea close to urbanized area

平成 22 ~ 24 年度

FY2010 ~ 2012

独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

<http://www.nies.go.jp/>

特別研究「都市沿岸海域の底質環境劣化の機構とその底生生物影響評価に関する研究」

(期間：平成 22 ～ 24 年度)

課題代表者：牧 秀明

執筆 者：金谷 弦、中村泰男、東 博紀、牧 秀明

編 者：牧 秀明

序

本報告書は、平成 22～24 年度の三年間にわたって実施されてきた特別研究「都市沿岸海域の底質環境劣化の機構とその底生生物影響評価に関する研究」の成果を取りまとめたものです。

東京湾等の都市沿岸海域では、栄養塩が過剰流入（負荷）することにより植物プランクトンの過剰増殖をもたらし、植物プランクトンを摂取（除去）する二枚貝等の底生生物の生息場である干潟・浅海域が大幅に喪失しているため、その底層環境は過剰な有機物供給により、しばしば強固な貧酸素水塊に見舞われています。その結果、底質には毒性の高い硫化物が蓄積し、底生生物の生息環境の極度の悪化をもたらし、魚類や甲殻類、鳥類等の上位捕食者への餌生物の供給が低下するのみならず、有機物の代謝・除去等の物質循環を担う生態系機能の喪失をもたらしています。

現在、環境省では海域の新規水質環境基準項目として底層の溶存酸素量（DO）の設定について検討しています。底層 DO は貧酸素水塊の発生状況と底生生物の生息環境を評価する指標であり、今後の公共用水域の生態系保全のための有効な目標となることが期待されます。また既に設定されている海域における窒素・リンの水質環境基準の利用目的の適応性には「生物生息環境保全」として「年間を通して底生生物が生息できる限度」と明記されていますが、実際には窒素・リンの環境基準が達成されていても底生生物が充分には生息しえない海域が多々見られているのが現状です。他方、底層・底質環境の悪化に伴う底生生物の減耗の原因は必ずしも明確ではなく、例えば二枚貝等は貧酸素水塊に長時間曝していても容易には死滅しないことがこれまでに示されています。また底質の評価によく用いられている酸揮発性硫化物（AVS）は、硫化物イオンが底質中の二価鉄に結合し、毒性を発揮しない不活性な状態にあるものまで測定されているので、底生生物減耗の要因として適切な指標とはなりにくいと思われれます。また底層の貧酸素水塊発生の一大要因である底質の酸素消費に関して、底質中のどの物質が酸素消費に寄与しているかは十分に検討されておらず、硫化水素等の還元物質の寄与も不明です。

このような背景のもとに、本研究においては東京湾を調査研究の対象水域とし、(1) 底泥における硫化物イオン形成過程と酸素消費に及ぼす影響の解明、(2) 底生生物の生存に及ぼす硫化物の影響評価、(3) 貧酸素水塊・青潮が底生生物（アサリ）個体群動態に及ぼす影響を定量評価・予測する流動・水質・底質・アサリ生活史モデルの構築、について遂行してきました。その結果、東京湾奥部の底質中の硫化水素の濃度は泥深 3～5 cm 周辺で最大となり、季節変化では夏季から秋季にかけて最も増大し（最高で 700mg-S/L 間隙水）、冬季には大幅に減少しました。一方、AVS には明確な季節変化は見られませんでした。また浅場の砂質の地点より水深が 10m を超える泥質の地点での硫化水素の蓄積が遙かに高くなっていました。底質の酸素消費に寄与する因子は地点毎に異なりましたが、水深が 15m を越す箇所では、底質が攪乱を受けて放出された硫化水素が酸素消費に寄与していました。底生生物の減耗には直上水の DO の低下や AVS より、間隙水中の硫化水素の濃度が最も影響を与えていました。開発した数理モデルは、東京湾の流動・水質を良好に再現することを確認するとともに、東京湾奥部に生息するアサリ個体数の変動と貧酸素水塊・青潮の関係性について考察し、アサリ個体数の増加や水質改善の施策を立案する上で有用な科学的知見を得ました。

これらの成果は、今後、総量規制や底層 DO の水質環境基準の設定・管理、悪化した都市沿岸海域での底生生物保全と底質環境修復のための施策効果の評価に活用され、今後の閉鎖性海域における水環境管理に有効な知見を提供するものと考えています。

平成 25 年 12 月

独立行政法人 国立環境研究所
理事長 住 明 正

目 次

1	研究の目的と経緯	1
1.1	研究の背景と目的	1
1.2	研究の構成	2
2	研究の成果	4
2.1	底泥における硫化物イオン形成過程と酸素消費に及ぼす影響	4
2.1.1	はじめに	4
2.1.2	対象水域と試験方法	4
2.1.3	結果と考察	5
2.1.4	まとめ	8
2.2	底生生物の生存に及ぼす硫化物の影響評価	8
2.2.1	はじめに	8
2.2.2	調査地点と方法	9
2.2.3	結果と考察	12
2.2.4	まとめ	29
2.3	湾内流動・水質・一次生産・底生生物個体群動態モデルの構築	31
2.3.1	はじめに	31
2.3.2	シミュレーションモデルの概要	32
2.3.3	解析結果と考察	35
2.3.4	まとめ	41
2.4	まとめと今後の展望	43
[資 料]		
I	研究の組織と研究課題の構成	47
1	研究の組織	47
2	研究課題と担当者	47
II	研究成果発表一覧	48
1	誌上発表	48
2	口頭発表	49

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の背景と目的

大都市に隣接した閉鎖性海域では、窒素・リン等の過剰な負荷により、植物プランクトンの有機物生産（一次生産）が増大している。一次生産のかなりの部分は直接海底に沈降し、底生生物や微生物（細菌）のエネルギー源となる。底生生物や微生物（細菌）が一次生産由来の有機物を代謝・分解する際に底層水中の溶存酸素を消費する。そして、この底層水中の溶存酸素消費が表層からの酸素供給を上回る場合、貧酸素化が進行する。貧酸素化の進行は、多毛類（ゴカイ）・二枚貝などの大型底生動物の減耗をもたらし、底生動物を摂食している魚・甲殻類等の高次捕食者へのエネルギー流路を遮断することになる。また、底層における貧酸素水塊形成は、底泥中の硫酸還元細菌（＝海水中に高濃度で存在する硫酸イオンを酸化剤として利用し、有機物を分解・資化する。反応生成物として硫化水素が発生する。）の活性化・増

殖をもたらし、底泥中に猛毒の硫化水素が蓄積し、大型底生動物の減耗に拍車を掛けることになる。さらに、底泥中で生成された硫化水素が底層水中に拡散・蓄積し、海域縁辺部に湧昇すると硫化水素が表層で酸化され硫黄となり青潮が発生し、通常は貧酸素水塊の影響を受けていない干潟などでも、二枚貝などの斃死をもたらす（図1）。したがって、底生生物が海中の有機物を除去し、高次の捕食者（魚・甲殻類）へのエネルギー供給につながるような本来的な沿岸環境の構築には、1) 硫化水素の形成過程とその底生生物に及ぼす影響などに関し、定量的な知見を集積することが肝要であり、さらに、2) こうした知見に基づいた物質循環モデルにより、生態系の「どの部分を」「どこまで」改善すればよいかを評価することが重要であると考えられる。しかしながら、硫化水素の形成過程や生物への影響に関する実証的な知見、硫化水素の影響をあらわに含んだ沿岸生態系モデルが充分

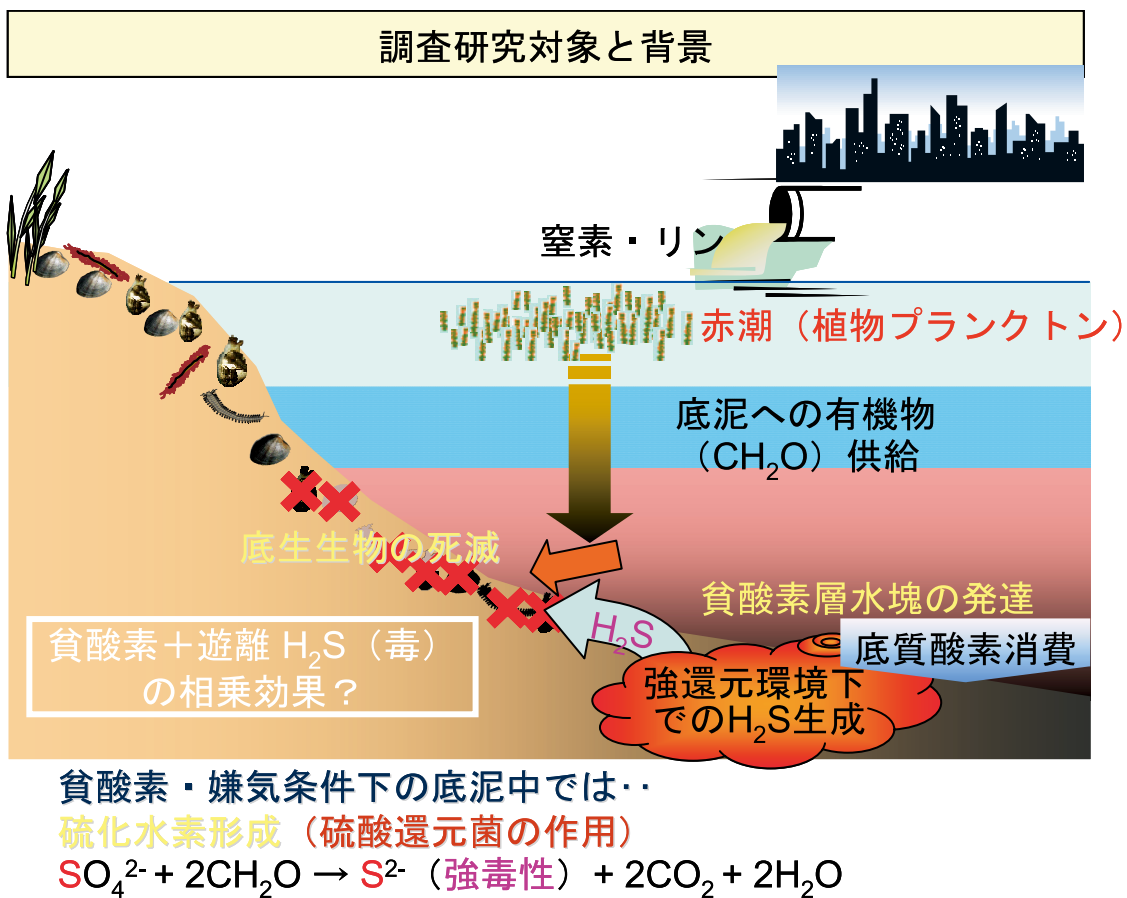


図1 都市沿岸海域における富栄養化に伴う貧酸素水塊発生と底質中の硫化水素蓄積とその底生生物生息におよぼす影響概念図

に構築されているとは言い難いのが現状である。

<行政的背景>環境省では、東京湾、伊勢・三河湾、大阪湾等の閉鎖性海域において、水質汚濁防止法に基づく第1～7次総量規制を実施し、陸域由来の窒素・リン等の流入負荷削減を図ってきた。こうした努力にも関わらず、これらの海域においては、いまだに貧酸素水塊が毎年夏季前後に形成され、底生生物を含む生態系や沿岸漁業に大きな悪影響を及ぼしている。また、水質環境基準の窒素・リン濃度に基づいた海域の類型指定においては、最も窒素・リン濃度の高い類型においても、「年間を通して底生生物が息できること」が利用目的の適応性として掲げられている。しかしながら、窒素・リン濃度が環境基準をクリアしていても、夏場に（貧酸素水塊の形成に伴い）底生生物が死滅する地点が多く見られるのが現状であり、沿岸生態系保全に向けた実効性のある対策（例：底層における溶存酸素量 [DO] の目標値設定等）が現在検討中である。

<既往研究との関連>平成19年度から21年度にわたって実施してきた特別研究「貧酸素水塊の形成機構と生物への影響評価に関する研究」では、1) 海域における貧酸素水塊発生には、底泥によるDOの消費が大きく寄与していること、2) 底層水の貧（無）酸素化が底生生物の直接の死因ではなく、貧酸素化に伴い底泥中に発生・蓄積する硫化物が生物に作用している可能性があることを示した。これらの結果を発展させ、本研究では底質-水柱間での硫化物に関わる物質循環過程と、硫化物が底生生物に及ぼす悪影響の評価・解析を行う。

本特別研究の特色として、以下の3点が挙げられる：

(1) 硫化物の分別定量：底泥中で生成した硫化水素は、底泥中の鉄(II)と速やかに結合し低毒性・不活性な硫化鉄となるが、富栄養化が極度に進行し、低いDOの貧酸素水塊が長期間発生する海域では、結合する鉄当量濃度以上の硫化水素が発生するため、遊離のものが底泥中に蓄積する。さらに硫化水素は水柱に浸出し、残存する僅かなDOも消費し尽くすと考えられる。こうした遊離の硫化水素の挙動は底泥-直上水界面でのDO消費を増大させ、底生生物の生存を脅かすと考えられる。しかしながら現状の沿岸海域の底質調査においては、鉄結合態と遊離態の硫化物は分別されることなく酸揮発性硫化物

(Acid Volatile Sulfide: AVS = 硫化鉄と遊離硫化水素の和)として測定されており(図2)、底泥-直上水界面でのDO消費速度や底生生物死滅状況と遊離硫化水素との関係を定量的に評価した例は少ないのが現状である。

本研究においては、硫化鉄と遊離硫化水素を分別定量・評価することで、a) 泥中での硫化物の蓄積過程やb) 生物の生存と硫化物の関係をより明瞭に示すことができると考える。

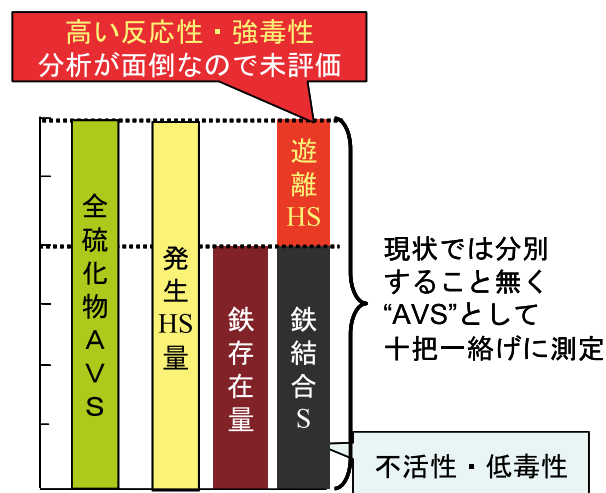
(2) 硫化物影響評価モデル: 都市沿岸海域における流動・水質(生態系)モデルシミュレーションにおいて、硫化水素の形成およびその生物影響を明示的に含んだものは他には見られない。本課題では硫化物の動態を含んだモデルを構築することで、より現実に即した(もっともらしい)結果が得られることが期待される。

(3) 行政への貢献: 本研究遂行により、硫化水素発生を指標とした底生生物死滅に関する定量的情報が得られる。これは環境省が現在検討中である「維持すべき底層DOの濃度と水生生物保全」との関係に新たな視点と具体的な知見を与えられると思われる。

1.2 研究の構成

サブテーマ1(本報告書2.1) 底泥における硫化物イオン形成過程と酸素消費に及ぼす影響

毎年底層に貧酸素水塊が広域にわたって発生し、硫化水素に起因する青潮が発生する東京湾奥部における定点調査を通じて、底質中の硫化水素の生成・蓄積の季節変化を把握する。底質中の硫化水素の鉛直分布を把握する



底泥中の硫化物の形態
AVS: 酸揮発性硫化物 Acid Volatile Sulfide

図2 底質中の硫化物の形態とその分析に関する模式図

と共に、各調査点の水深や直上水の DO、底質の粒度組成や強熱減量との関係について検討する。また従来一般的に測定されてきた AVS の挙動とも比較し、遊離の硫化水素の占める割合を評価する。

また柱状採泥試料を用いた不攪乱状態での底質酸素消費速度 (SOC) と採泥試料を海水中に懸濁させた系での SOC の測定を行い、底泥中の硫化物 (AVS と遊離の硫化水素) との関係調べる。

サブテーマ 2 (本報告書 2.2) 底生生物の生存に及ぼす硫化物の影響評価

サブテーマ 1 に記した定点調査を行う東京湾奥部と京浜運河 (東京都) において、底質中の硫化物の発生・蓄積状況を毒性の低い鉄結合体と毒性の高い遊離態とに分別して把握しつつ、大型底生動物の群集構造や現存量の変化 (減少と増加) を追跡し、硫化水素の影響を評価する。運河部では、貧酸素状態になり硫化物の蓄積量も多いと考えられる底泥環境と近接しながらも、環境ストレスを受けにくい人工干潟との間で大型底生動物群集構造を比較することにより、硫化水素の悪影響軽減・回避地

としての干潟の機能評価を行う。さらにこの人工干潟では複数種の二枚貝の現場飼育試験を行い、種別毎の生残と成長に対する DO の低下・欠乏状況と硫化物蓄積状況の影響を評価する。

サブテーマ 3 (本報告書 2.3) 湾内流動・水質・一次生産・底生生物個体群動態モデルの構築

サブテーマ 1 で得られた知見を基礎に、底質 - 水柱間の溶存酸素・硫化物の循環過程を数理モデル化する。また、サブテーマ 2 の知見に基づき、二枚貝等の底生生物を対象として a) 貧酸素水塊・硫化物による死滅と b) それに伴う底生生物を通じての有機物フラックスの減少をあらわに含んだモデルを構築する。これらのモデルと既存の準 3 次元湾内流動・水質・一次生産モデルを結合して数値シミュレーションを実施することで、総量規制や底質改善による貧酸素水塊・硫化物の発生抑制の効果を検証する。さらに、底生生物の生息を保全・改善するための溶存酸素量を指標とした水質環境基準の立案に向けた検討を行う。

三方活栓を介して別の新しい注射筒にろ過水 10 mL を空隙が無いように導入した。また別の注射筒から三方活栓を介して 0.27 M 酢酸亜鉛 ($[\text{CH}_3\text{COO}]_2\text{Zn}$) 溶液 1 mL をろ過液の入った注射筒に導入しよく混和し、底泥から溶出・希釈した遊離の硫化水素を固定した。定量は酢酸亜鉛で固定した硫化水素溶液に 6 規定の塩酸溶液を 2 mL 添加し、発色試薬として *N,N* ジメチル-*p*-フェニレンジアミン硫酸塩 (低濃度用 0.4 g、高濃度用 4 g を 6 規定塩酸 100 mL に溶解) と塩化第二鉄・6 水和物 (低濃度用 0.6 g、高濃度用 6 g を 6 規定塩酸 100 mL に溶解) を 0.5 mL 添加し室温で 20 分放置後、硫化水素との反応で生成されるメチレンブルーを波長 667 nm の吸光度で測定した。標準液として硫化ナトリウム水溶液を適宜希釈して検量線を作成した。

不攪乱柱状採泥試料の SOC 測定に用いた器材と方法は、引用文献¹⁾に従った。柱状採泥試料上端 (表面) 部の泥を巻き上げないように直上水を静かに吸い出し、海底上約 0.5 m 付近で採取した海水をろ過したものを、泥を巻き上げないように静かに柱状泥上端部に重層した。なお、採取・ろ過した底層海水は曝気処理を施した。曝気した底層ろ過海水を重層した柱状採泥試料は、温度を現場の泥温に保った水浴中に採泥管ごと浸し、Strathkelvin 製の小型 DO センサーと鉛直回転撈拌子を備え付けたゴム栓を、柱状泥上に重層した海水との間に空隙ができないように採泥管上端部にはめ込んだ。この後、泥を巻き上げない程度に撈拌子を低回転数で回転させて泥上の海水が常に均一になるようにしながら、3~4 時間 10 秒おきに DO の減少を記録した (以上、不攪

乱系 SOC 測定、図 9)。

懸濁系の SOC 測定は通風曝気したろ過底層海水で満たした 300 mL フラン瓶に湿重 2 g 程度の柱状採泥試料の表層部分を添加し密栓後、採水・採泥を行った現場の泥温に調節した水浴中にフラン瓶を 4 時間程度浸し、前後の DO 差を経過時間と添加底泥乾燥重量で割ることにより、DO 消費速度を求めた。

以上の不攪乱系、懸濁系 SOC 測定共に 3 連で行った。これとは別途、柱状泥試料の粒度組成、常法の検知管を用いた酸揮発性硫化物 (AVS)、有機物含量の指標である強熱減量、大型の底生生物の現存量の分析を行った。各調査点における水温、塩分、DO の鉛直分布は、多項目水質計を調査船より現場海域に垂下して測定を行った。

2.1.3 結果と考察

(1) 底泥間隙水中の硫化水素の生成と分布

図 4 に東京湾奥部 3 定点における底泥間隙水中の硫化水素の鉛直分布と季節変化を示す。3 定点のうち最も高い硫化水素の蓄積が認められたのは最も深い東京灯標東方であり (平均 160 mg-S/L、最低 0.2 mg-S/L)、2010 年の 8 月には最大 700 mg-S/L 近い硫化水素が検出された。一方水深の最も浅い三枚洲では硫化水素は最も低かった (平均 4.2 mg-S/L、最低 0.1 mg-S/L、最高 29 mg-S/L)。千葉灯標での硫化水素の濃度 (平均 69 mg-S/L、最低 0.2 mg-S/L、最高 290 mg-S/L) は東京灯標東方と三枚洲の間であった。硫化水素の季節変化では、調査年や地点により異なっていたが、8~10 月に

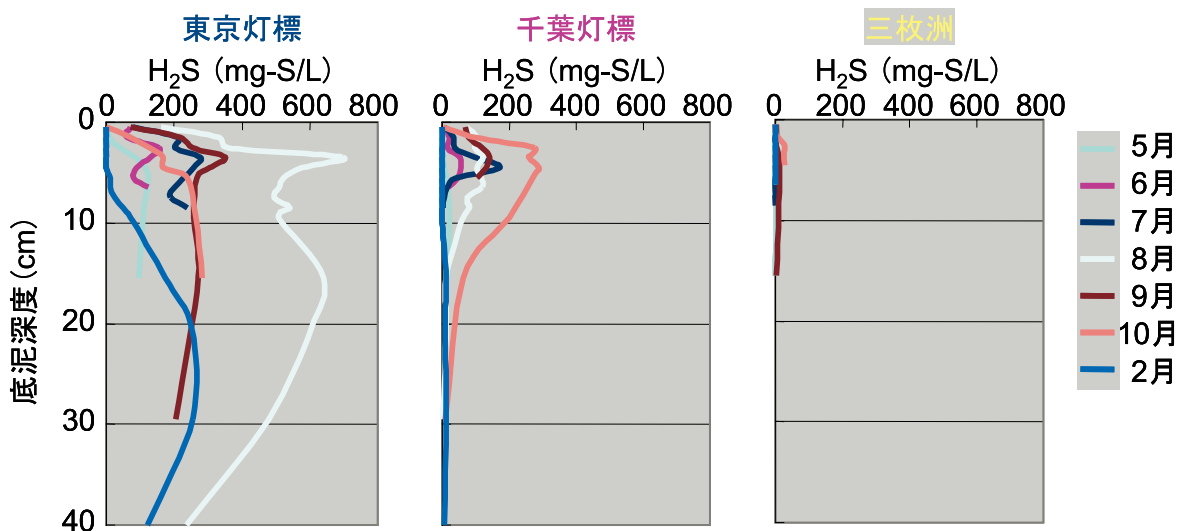


図 4 2010 年 5 月~2011 年 2 月の東京湾奥部三定点における底質間隙水中の硫化水素 (H_2S) の蓄積

最大に達しており、冬季～春季にかけて下がる傾向がみられた。しかし東京灯標東方においては底泥表層中の硫化水素は他の2地点と同等に冬季～春季は低くなっていたものの、5.5 cm 以深では100 mg-S/Lを超える硫化水素の蓄積が見られており、貧酸素水塊が解消される時季においても高い濃度で維持されていた。なお調査を行った2010年と2011年のそれぞれの10月には2ヶ月前の8月よりも底泥直上水のDOが若干増えていたのにも拘わらず、底泥中の遊離の硫化水素の最大値はむしろ増えていた(図5:ただし、2010年8月の東京灯標東方を除く)。このことは秋季の底層DOの回復と底泥中の硫化水素の減少が必ずしも一致しないことを示している。硫化水素の底泥中の鉛直分布では各地点共に泥深3～5 cm 付近が最も高くなっていた(図4)。前述のように底泥中で硫化水素が生成されるためには、硫酸還元菌による海水中の硫酸還元が促進されなければならないが、そのためには直上水中のDOが枯渇する必要がある。

図6に直上水中のDOと3地点の泥深4.5 cmの硫化

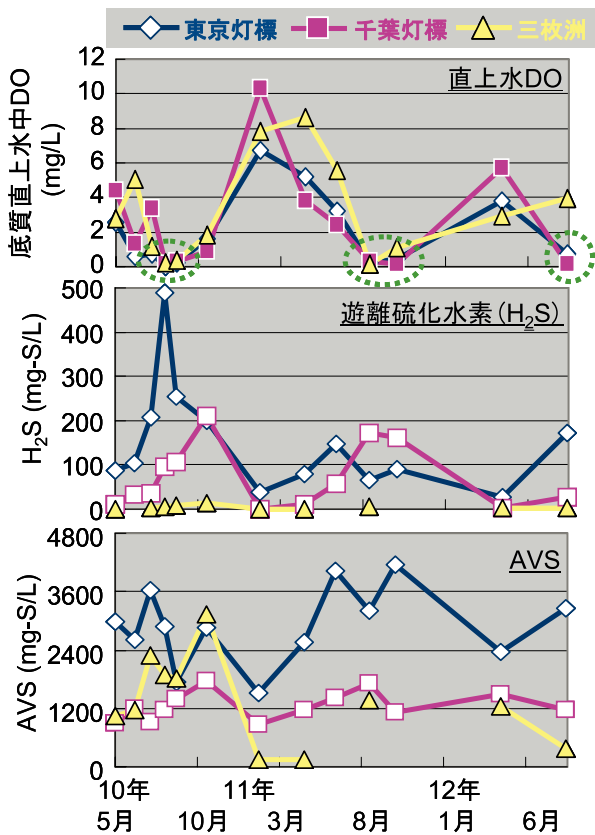


図5 東京湾奥部三地点における直上中のDO、底泥(泥深3 cm)間隙水中の遊離硫化水素(H₂S)とAVSの季節変化
直上水DOのグラフ中の緑色破線で囲ったのは、貧酸素状態であることを示している。

水素の蓄積状況との関係を示したが、全体的に直上水DOが低下するに従って高くなっており、硫化水素濃度の季節変動の激しい東京灯標東方では有意な負の相関が見られた。一方AVSは直上水DOや底泥間隙水中の硫化水素とは異なり、冬季～春季にかけて低下する傾向は見られたものの季節変動が必ずしも明確ではなく、地点間の差異でも底泥間隙水中の硫化水素が最も低い三枚洲で他の2地点と同等かそれ以上のAVSが検出された時(2010年9月と10月)も見られ、他の項目との整合性が無かった(図5)。なおAVS中に底泥間隙水中の硫化水素が占める割合を見積もったところ、5～10%程度であった。

(2) SOCと硫化物との関係

図7に3調査定点における不攪乱系SOCと懸濁系SOCの季節変化を示した。不攪乱系、懸濁系共に貧酸素水塊が発達する夏季にSOCが高くなり、貧酸素水塊が解消する冬季から春季にかけて低くなる季節変化を示した。しかし3地点間の不攪乱系と懸濁系それぞれのSOCの差異を比較したところ、不攪乱系では三枚洲が高く千葉灯標と東京灯標東方はほぼ同等であるのに対し、懸濁系ではその逆で東京灯標東方が高く、三枚洲が低くなる傾向を示した。SOCと底質の各項目との関係を図8a、図8bに示した。

不攪乱系SOCは三枚洲のみ硫化水素と有意な相関が見られたのに対し、他の2地点では見られなかった(図8a)。

一方、懸濁系SOCは東京灯標東方のみ硫化水素と有意な相関が見られたが、他の2地点では見られなかった。

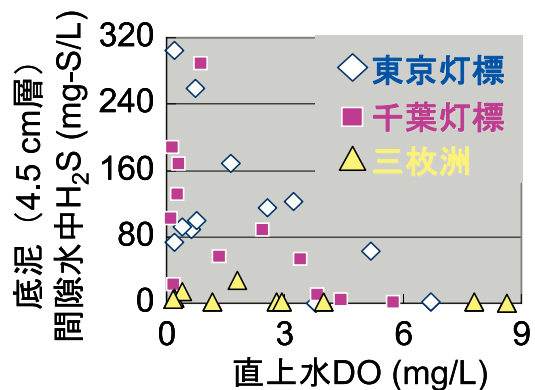


図6 東京湾奥部三地点における直上中DOと底泥間隙水中の遊離硫化水素(H₂S)との関係

三枚洲は図3と図9に示した通り3地点で最も水深が浅く底質中の細砂分が多く粒度組成が粗い。つまり底質間隙水中の物質の直上水への拡散が3地点の中では最も起こりやすいと考えられた。このため不攪乱系SOCは三枚洲の底泥間隙水中の硫化水素が水柱中に移行し易いためDOと速やかに反応し、DOを消費させる主要因

となると同時に、図4に示したように硫化水素が蓄積しにくくなっていると推測される。逆に東京灯標東方のように底質の大部分がシルト分、粘土分が占める粒度組成が細かい地点においては不攪乱系では底質中に蓄積された硫化水素が水柱に拡散し難いが、懸濁系では底泥間隙水中の硫化水素が強制的に水中に拡散され、結果的に

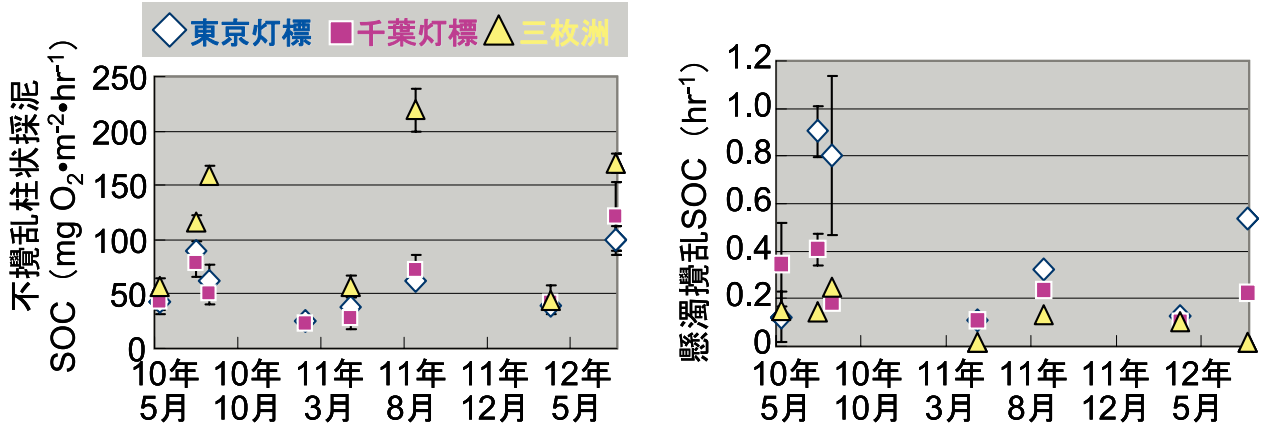


図7 2010年5月～2012年8月の東京湾奥部3地点における不攪乱柱状採泥と懸濁底質による酸素消費(SOC)の季節変化

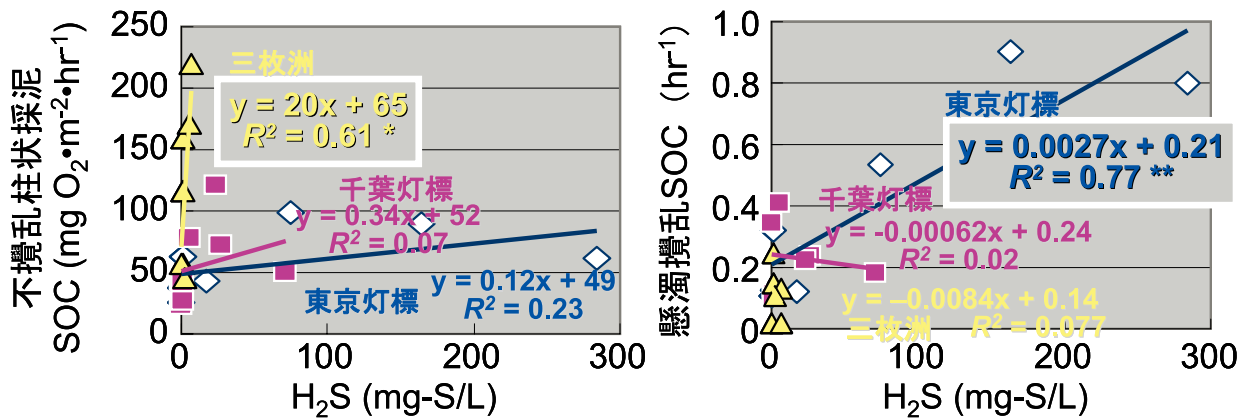


図8a 不攪乱系と懸濁攪乱系SOCと底質間隙水中遊離硫化物(H₂S)との関係
決定係数(R²)の数字右上の*は危険率p < 0.05、**はp < 0.01それぞれで有意であることを示す。

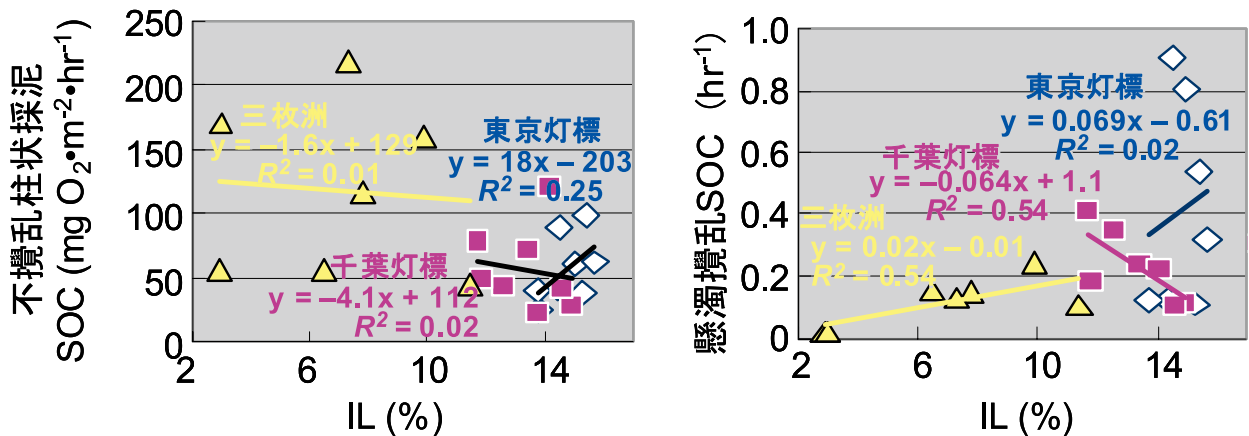


図8b 不攪乱系と懸濁攪乱系SOCと強熱減量(IL)との関係

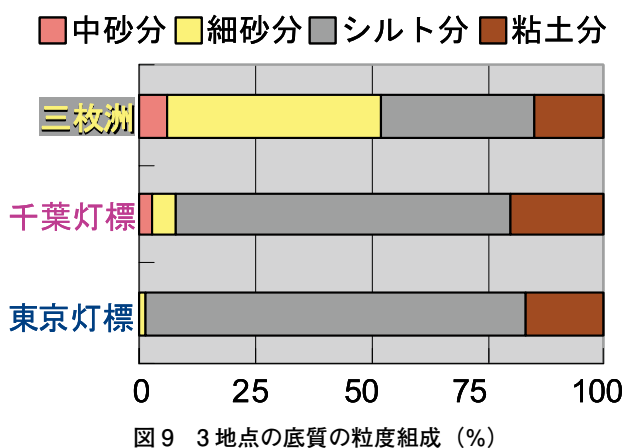


図9 3地点の底質の粒度組成 (%)

DOを消費する一大要因になったと考えられる。AVSに関しては懸濁系SOCは3地点共に有意な相関は示さなかったが、不攪乱系SOCは東京灯標東方のみ有意な相関が見られた。

底質中の有機物の代替指標である強熱減量 (IL) については、不攪乱系、懸濁系SOC共に3地点とも有意な相関は無かった (図8b)。千葉灯標では不攪乱系、懸濁系SOC共に、底質のどの項目にも有意な相関を示さなかった。3地点とも不攪乱系と懸濁系SOCとの間で有意な相関は無かった。

2.1.4 まとめ

本サブテーマにおいて以下のことが明らかとなった。

- ・東京湾奥部で水深が12 m以深で、強熱減量が高く、粒度組成の細かい地点では、夏季～秋季にかけて底泥間隙水中の硫化水素が顕著に蓄積し、その濃度は最大700 mg-S/Lに達していた。
- ・SOCに影響する因子は地点により異なり、底質が不攪乱状態では比較的浅い粒度組成の粗い地点では間隙水中の硫化水素の水塊中への自発的な拡散が寄与していること、水深が15 m以深の粒度組成の細かい地点では底泥が攪乱 (懸濁) を受ける時に硫化水素が底泥から拡散されることによりDO消費に寄与していることが示された。

引用文献

- 1) 国立環境研究所 (2010) 貧酸素水塊の形成機構と生物への影響評価に関する研究 平成19～21年、国立環境研究所特別研究報告書, SR-93-2010, 35 p.
- 2) 管原庄吾, 塚本達也, 鮎川和泰, 木元克則, 千賀有

希子, 奥村稔, 清家泰 (2010) 砂泥堆積物中溶存硫化物の簡便な現場抽出/吸光光度定量及びその有明海北東部堆積物への適用. 分析化学, 59, 1155-1161.

2.2 底生生物の生存に及ぼす硫化物の影響評価

2.2.1 はじめに

汽水域や沿岸域は陸域と海域の接点に位置し、最も一次生産性の高い生態系の一つである。しかし、閉鎖性の高い内湾域は、陸域からの人為的流入負荷による影響を受けやすく、生態系機能や生物多様性の損失が大きな問題として指摘されてきた¹⁾。

汽水域・沿岸域の底土中には、二枚貝や多毛類といった底生動物が高密度で生息している。底生動物は鳥や魚等高次消費者の二次生産を支え、有機物の摂食除去や底泥の生物攪拌を通じた環境浄化・物質循環への寄与も非常に大きい²⁾。富栄養化が極度に進行した海域では、底層水のDOが低下し、強還元化した底土中で硫酸還元菌による嫌氣的有機物分解が進行すると、底土中に毒性の高い硫化水素が蓄積する³⁾。硫化水素は生物の好気呼吸を阻害するため微量でも非常に毒性が強く、大型底生動物が生息できない無生物域が出現する⁴⁾。底生動物の斃死は、生産者から高次消費者へと続く物質の流れを停滞させ、底土-水柱界面での生物的環境浄化機能を喪失させる^{4,5)}。そのため、内湾域の底生生態系を健全に機能させるためには、底層環境を底生動物の生息が可能となる状態に保つことが重要である。

東京湾奥部では、富栄養化の進行に伴って底質環境の悪化や底層水の貧酸素化が生じ、夏期に底生動物の生息が困難となる状況が続いている⁶⁻⁸⁾。本研究では、東京湾・京浜運河における貧酸素水塊の発生状況と底泥への硫化水素蓄積の実態を把握し、底生動物群集に対する影響を評価するため、底質環境と底生動物に関する野外調査を2010年5月から2012年10月まで月1～2回継続した。また京浜運河近傍の大井人工干潟において干潟に設置したケージの中での二枚貝の生残・成長を2年間にわたりモニターした。得られた結果から、二枚貝の斃死と貧酸素・底質悪化の関連について検討した。

本稿では、得られたデータに基づき、京浜運河の水質・底質環境の状況と問題点、さらに底生動物の保全に配慮した環境管理について議論する。

2.2.2 調査地点と方法

(1) 調査地

(1)-1 東京湾奥部（内湾）

前節 2.1 で述べたのと同じ東京湾奥部の 3 定点において測器観測と採泥を行い、硫化物等の底質の各項目と共に大型の底生動物の分析を行った。大型底生動物の分析のためにエクマンバージ採泥を三回行い、目合い 1 mm のふるいで泥を洗い流した後の残存物をホルマリンで固定し、大型底生動物の同定と計数を行った。現存数は採泥器の採泥口の延べ面積（15 cm 四方：225 cm² × 3 回 = 675 cm²）当たりの個体数で表し、評価した。3 定点におけるエクマンバージ採泥深度は以下の通りである：

東京灯標東方：10～14 cm

千葉灯標：8～11 cm

三枚洲：4～8 cm

(1)-2 京浜運河

東京湾最奥部の京浜運河において、水質、底質および大型底生動物の調査を 2010 年 4 月～2012 年 10 月（一部項目は 2013 年 3 月まで）まで行った（図 10）。調査地は、都立大井埠頭中央海浜公園内に造成されたなぎさの森人工干潟（以下、大井人工干潟という；35° 35'N, 139° 45'E）と、京浜運河の浮き桟橋（ポンツーン）付近の潮下帯軟泥底である（図 11）。

京浜運河は中央部水深が約 5 m と浅く、近傍の森ヶ崎水再生センターからの放流水が大量に流れ込むため、極めて過栄養な汽水域である。溶存無機態窒素（NO₃⁻ + NO₂⁻ + NH₄⁺）の濃度は年平均で 2.9 mg-N/L に達し

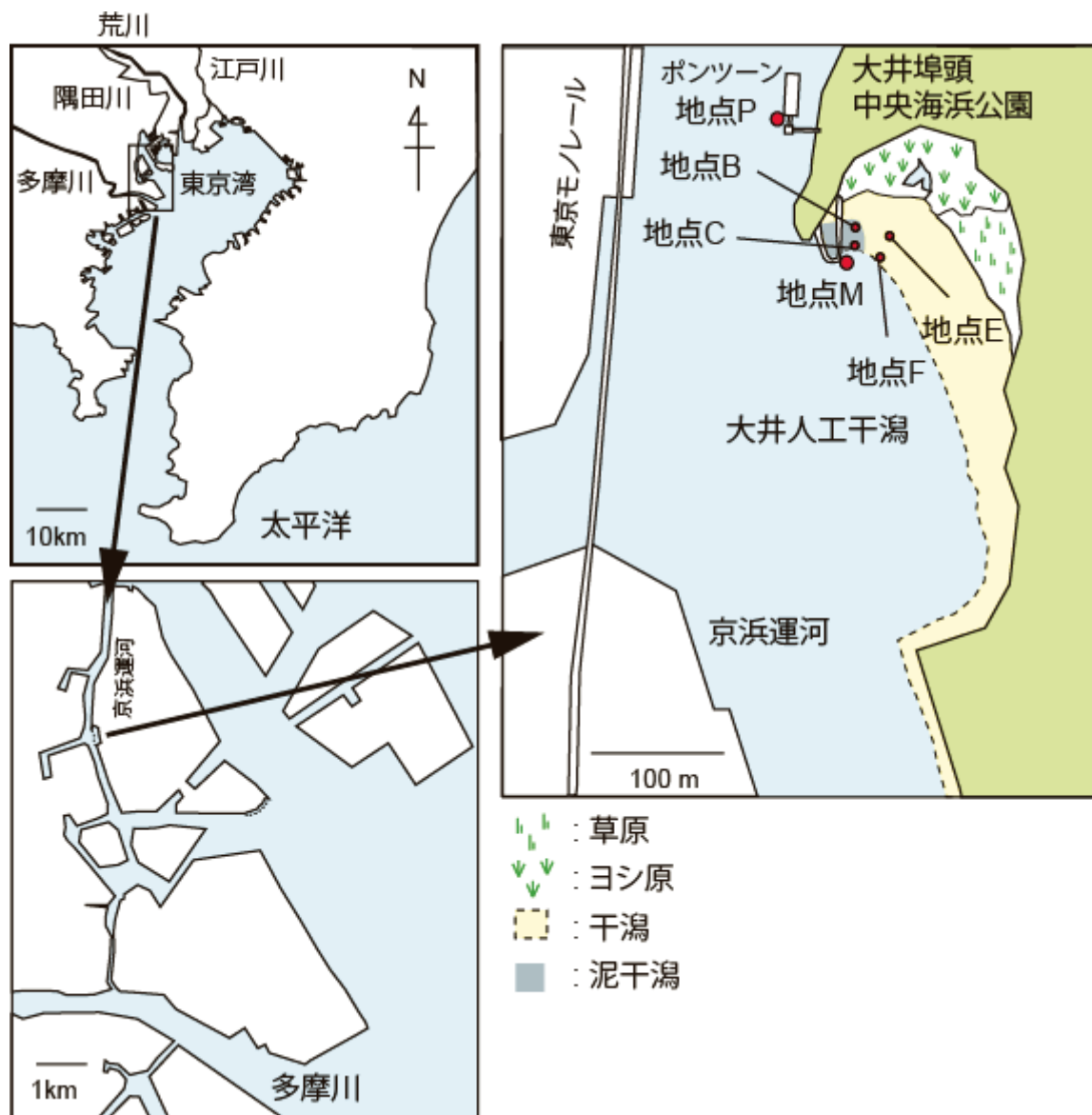


図 10 京浜運河・大井人工干潟に設定した調査地点の位置

($n = 41$ 、中村未発表データ)、初夏にはしばしば赤潮が発生する。河川や下水処理場からの淡水流入に伴い、塩分成層が発達する⁹⁾。また、底層水はしばしば貧酸素化し、初夏から秋には海産生物の死滅を引き起こすとされる 2.0 mg/L 以下となる¹⁰⁾。平均潮位差は大潮時 1.9 m 、小潮時 1.0 m である。

大井人工干潟（面積：約 0.02 km^2 ）は、1978年に造成された人工干潟である。底質は大部分が粒子の細かい砂であり、一部に軟泥が堆積している。本干潟では小型の多毛類やヨコエビ類が卓越し、アサリやシオフキといった二枚貝の多くは夏を越せずに死亡する。干潟の後背地にはヨシ原が発達しているが、カワザンショウガイ類やアシハラガニ、ベンケイガニ類といったヨシ原を特徴付ける底生動物の生息は認められない。護岸や転石上にはマガキ、外来種のコウロエンカワヒバリ、シロスジフジツボが群生し、潮下帯には外来種のホンビノスやミドリイガイもみられる。

(2) 京浜運河における水質測定

水質のモニタリングはポンツーンに設置した地点P（標高 -4.0 m T.P. 、大潮平均低潮面 [MLWS] 下水深 $\sim 3 \text{ m}$ ；図11下左）および干潟前面の地点M（ -2.0 m T.P. 、MLWS下水深 $\sim 1 \text{ m}$ ）で行った。地点Pにおいて、2011年4月～2013年2月の大潮干潮時に、月1～2回の頻度で多項目水質測定器を用いて水温・塩分・DOを測定した。測定は表層から底土表面まで 50 cm 間隔で行い、底泥直上を底層（ -4.0 m T.P. ）とした。これらと併行し、表層水中のクロロフィル a (Chl a) とフェオ色素 (*phaeo*) 濃度を測定した。試水を研究室に持ち帰り、一定量をガラスフィルタ上に吸引ろ過し、アセトンで色素を抽出して蛍光光度計により定量した。地点Mでは、水面下 0.3 m （表層）と海底面から 50 cm 上（ -1.5 m T.P. 、中層）にデータロガーを設置し、水温・塩分・DOを30分間隔で連続測定した。測定は2010年5月下旬から2013年3月下旬まで行った。



図11 大井埠頭中央海浜公園の人工干潟（大井人工干潟）（上）、ポンツーン（下左）、および不攪乱採泥器（下右）

(3) 京浜運河における大型底生動物の採取と底質環境測定

大型底生動物と底質環境のモニタリングは、ポンツーン直下の地点Pおよび大井人工干潟上に設置した4地点で行なった(図10右)。調査は2010年5月から大潮干潮時に月1回行い、地点B、C、F、Mでは2011年5月、地点PとEでは2012年10月(項目によっては2012年8月)まで継続した。

これらの項目に加え、温度センサーを地点Eの地表下5cmに埋設し、地温を連続的に測定した。各調査地点の地高と底質を表1に示す。地点Pは潮下帯に位置し、底質は高濃度の硫化水素を含む軟泥である。大井人工干潟上の4調査地点のうち、地点B、EおよびFは砂泥質であるが、地点Bでは微量の硫化水素が検出される。地点Cは軟泥で、周年硫化水素が検出され、その濃度は地点Bの10倍以上である。

地点Pにおいて、内径10cmの不攪乱採泥器(図11下右)を用いて深さ30cmまでの底泥を採集し、5cmの深さで酸化還元電位(Eh)を測定した。底質分析用として内径4cmのサブコアを抜き取り、実験室に持ち帰った。大型底生動物試料として、残りの底土を1mm目メッシュでふるい、ふるい上の残渣を5%中性ホルマリン-ローズベンガル溶液で固定した。採泥は4回行い、底質分析用コア4本と大型底生動物試料3サンプルを研究室に持ち帰った。大井人工干潟上の4地点では、それぞれ4サンプルの底質分析用コア(内径5cm、深さ10cmまで)と3サンプルの大型底生動物試料(内

径10cm×深さ30cm、1mm目メッシュ)を別々に採取した。現場底泥の表面から5cmの深さで、Ehを測定した。

実験室において底生動物のみを選別し、実体顕微鏡下で種を同定した。底質分析用コアから、CN含量(深さ0~1cm)、Chl a(深さ0~1cm)、硫化物(深さ1~4cm)、粒度分析(深さ1~4cm)用にサブサンプルを採取した。CN分析用の試料は酸処理後凍結乾燥し、元素分析器で全有機炭素(TOC)含量と全窒素(TN)含量を測定した。粒度分布は湿式法で測定した。底土中の硫化水素(H₂S; [H₂S + HS⁻ + S²⁻])は、底土に窒素ガスを通気して2.5%酢酸亜鉛溶液中に捕集し、ヨウ素ヨウ化カリウム液を一定量添加したのち、チオ硫酸ナトリウム溶液で逆滴定して定量した。硫化水素の抽出後、サンプルに1N塩酸を添加して硫化物を抽出・定量し、硫化水素と硫化物の和をAVSとした。Chl aは90%アセトンで抽出後、吸光度を測定し定量した。

(4) 大井人工干潟における二枚貝現場飼育試験

大井人工干潟における二枚貝の現場ケージ飼育実験には、アサリ(*Ruditapes philippinarum*)、シオフキ(*Macra veneriformis*)、ホンビノスガイ(*Mercenaria mercenaria*)、ハマグリ(*Meretrix lusoria*)を実験用の貝として使用した。アサリ、シオフキは東京湾の砂質干潟に卓越する二枚貝である。ホンビノスガイは北米からの移入種であり、大井干潟を含む東京湾で近年著しく増加している。ハマグリはかつて東京湾の干潟に豊富に生

表1 調査地点の地高、底質および調査内容
泥分、TOC、AVSと硫化水素含量は調査期間中の平均値を示した。

地点	地高 (T.P., m)	泥分 (%)	TOC (mg/g)	AVS (mg-S/L-底土)	H ₂ S	調査内容
大井人工干潟						
B	-0.3	13.5	5.1	72.3	0.6	大型底生動物、底質
C	-1.0	45.3	23.6	469	7.2	大型底生動物、底質
E	-0.3	11.5	3.7	73.6	n. d.	大型底生動物、底質
F	-1.0	6.1	4.5	73.7	n. d.	大型底生動物、底質
M-表層	水面下0.3					DO、水温、塩分(ロガー)
M-中層	-1.5(底泥上0.5)					DO、水温、塩分(ロガー)
京浜運河						
P-水柱						DO、水温、塩分(調査時)
P-表層	水面					クロロフィル
P-底層	-4.0	81.0	50.7	913	78.0	大型底生動物、底質

n.d., 検出限界以下

息していたが、現在ではその現存量は著しく低下している。

飼育実験は前報と同様の仕様で行った¹⁰⁾。すなわち2010年および2011年の4月にステンレス製のケージ(縦・横40 cm、高さ20 cm、網目5 mm)を地点B、Eに1個ずつ10 cmの深さに埋めた。ケージの中にはナンバリング済の実験用個体を、それぞれの種について15～25個体投入し、飼育を開始した。その後、月二回の頻度でケージから貝を回収し、生死の判定および殻サイズの測定を行い、生残個体は再びケージに戻した。こうした飼育はその年の9月下旬まで継続した。生残率は初期投入個体数に対する生残個体数の割合で示した。貝の成長は、生残個体の平均殻長を求め、その変化から評価した。

2.2.3 結果と考察

(1) 東京湾奥部 (内湾)

全調査期間を通じて大型底生動物の現存数は3定点の中では三枚洲が最も多く、東京灯標東方で最も低かった。東京灯標東方と千葉灯標では5～9月にかけて大型底生動物が1個体も見付からない、いわゆる無生物状態が続いた。この期間は直上水 DO が枯渇し(貧酸素水塊の発達)、底泥間隙水中の硫化水素濃度が増大する時期

と重なっていた。

図12に直上水 DO、AVS、底泥間隙水中の硫化水素濃度と大型底生動物の個体数と重量との関係を示す。

直上水 DO と大型底生動物の関係においては、千葉灯標、東京灯標東方で DO が 3 mg/L 以下の時に大型底生動物が全く存在しない場合も有るが、その一方、三枚洲では DO が 0 mg/L 近くても大型底生動物の減少は見られていない。

AVS と大型底生動物の現存量との関係では、AVS の変動幅が大きい三枚洲、変動幅の小さい千葉灯標、東京灯標東方共に大型底生動物の現存量の変化との関係は見られなかった。他方、底泥間隙水中の硫化水素濃度との関係では、おおよそ 80～100 mg-S/L を境に大型底生動物の生息密度が 100 個体/675 cm² を下回り、個体数が 0 である場合も相当あり、大型底生動物の減耗との関係が明確に現れていた。以上のことから直上水 DO と AVS、底泥間隙水中の硫化水素の中では、硫化水素濃度が大型底生動物の減耗状態を最もよく表す指標であると考えられた。

(2) 京浜運河

(2)-1 水温・塩分・DO

サンプリング時の水温は 11.2～32.2℃ の範囲で季節

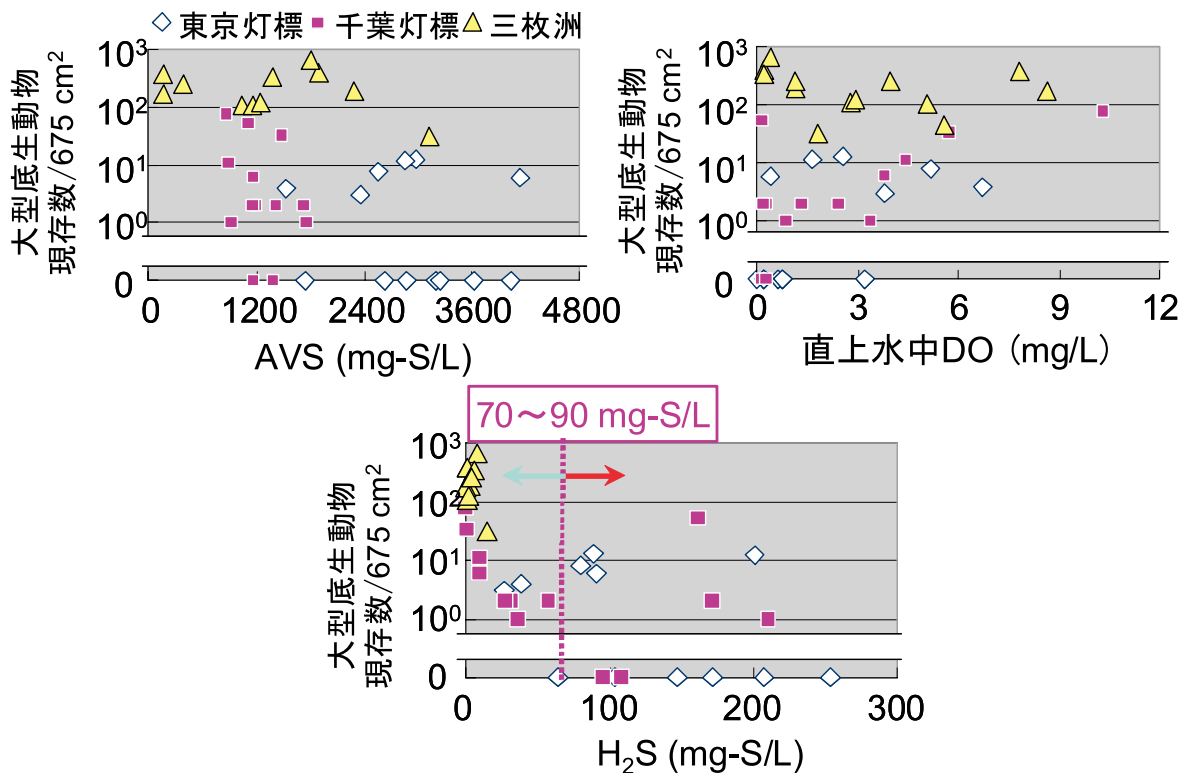


図12 東京湾奥部 (内湾) 3 定点における底生動物現存量と諸因子 (底層 DO、底泥中の硫化水素 [遊離 H₂S]、AVS) との関係

変動し(図13)、表層と底層(-4.0m T.P.)間の差が2℃以上となることは稀であった。ロガーデータから算出した日平均水温においても、鉛直方向の差は小さかった。一方、塩分は表層-底層間の差が大きく、表層水が低塩分となる初夏~秋には強い成層がみられた(図14)。表層水の塩分は降雨の影響による季節変動が大きかったが、底層水の塩分(24.2~32.4)は比較的安定していた(平均値29.3)。日平均塩分を用いて表層-中層間の塩分勾配を計算すると、10~11月になると成層が弱まって全層で高塩分となり、その状態は翌年4月まで続いた。こうした水温・塩分構造は荒川をはじめとする流入河川や下水処理場からの淡水流入と、京浜運河沿いの火力発電所からの温排水(東京湾の比較的高塩分の海水に由来する)の影響によると考えられている。地点Mにおける水温・塩分の連続モニタリングデータも、地点Pと同様の季節変化を示した。

DOは、いずれの年度においても4~5月に底層で低下し、4~11月まで4.0mg/Lを下回る貧酸素状態が継続した。8~10月には底層DOが0.5mg/Lを下回り、運河の底層水は無酸素に近い状態となった(図15)。日最低DOも中層では4~12月まではほぼ2.0mg/L以下

となり、4.0mg/Lを超える期間はほとんどない。また、表層の日最低DOも春~晩秋にかけては2.0mg/Lを下回る日が多く、安定して4.0mg/L以上となる期間は12~3月のみであった。一般に、DOが6.0~2.0mg/Lまで低下すると海産動物の成長や代謝に負の影響を及ぼし、2.0~0.5mg/Lでは斃死が生じる¹⁰⁾。すなわち、大井人工干潟周辺の京浜運河は周年にわたり底生動物の生存を脅かすほどの強い貧酸素状態にあり、その影響はしばしば干潟部へも及んでいる。地点Mにおける2011年のDO連続モニタリングにおいても、底層水(底土表面より50cm上)での貧酸素化が5月から認められた。また、8月中旬以降に測定した表層近く(水面下30cm)のDOは、9月初旬と下旬に貧酸素化が認められたが、それ以外の期間は4mg/L以上の値を保った。

(2)-2 底質の泥分、酸化還元電位および硫化物

地点PとEにおける底泥の泥分を図16に示す。地点Pの底質は調査期間を通じて含水率が70%を超える軟泥であり、泥分は平均で81%であった。地点Eでは、調査開始時の泥分は5%以下と砂質であったが、2011年3月の東日本大震災時に地盤が液状化し、噴出した泥

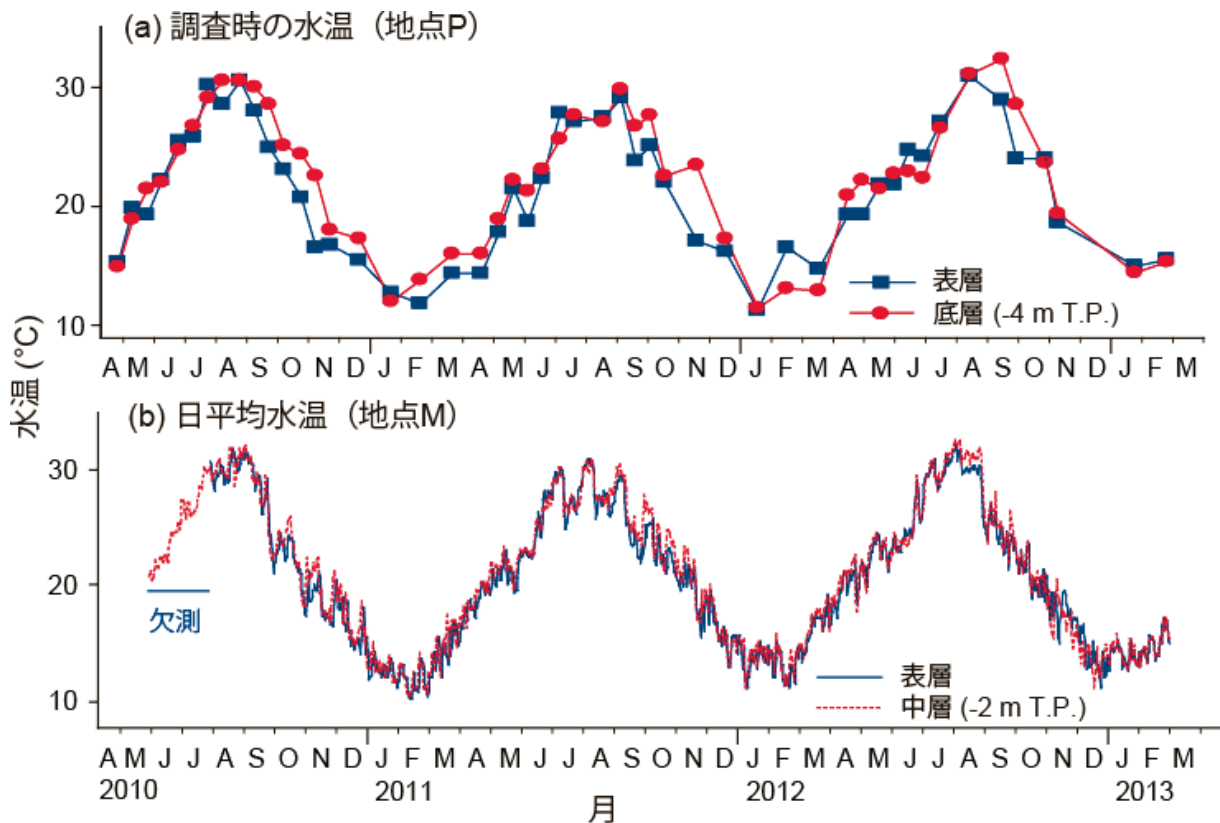


図13 調査時(日中の大潮干潮)に地点Pで測定した水温(a)およびロガーで得られた連続測定データから算出した日平均水温(b)

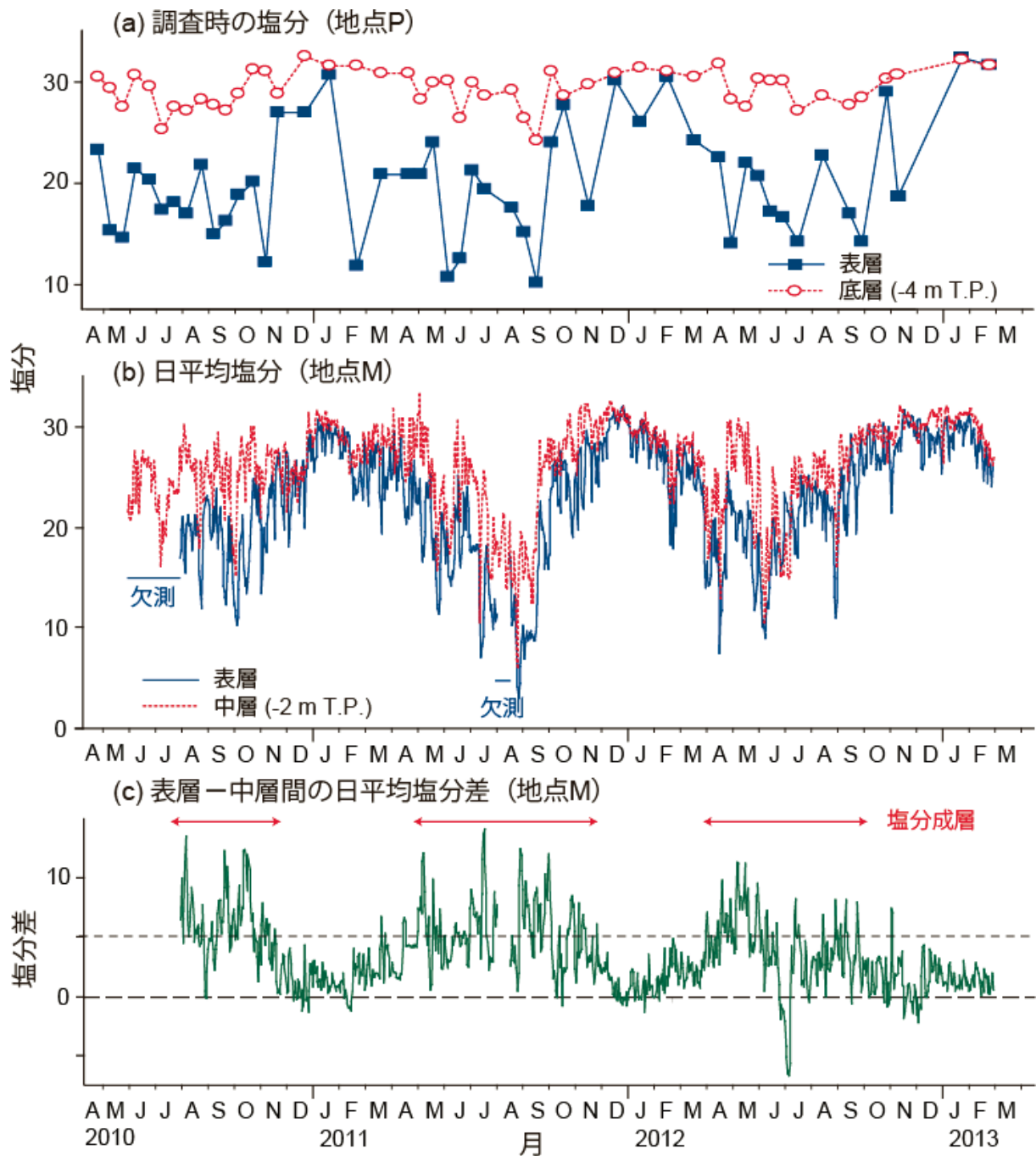


図 14 調査時（日中の大潮干潮）に地点 P で測定した塩分 (a)、ロガーで得られた連続測定データから算出した日平均塩分 (b)、および表層と中層（-2.0 m T.P.）間の日平均塩分差 (c)

が干潟上に 15～20 cm の厚さで堆積した（図 17）。その結果、地点 E の底質は泥分が 60 % を超える軟泥に変化し、その後半年ほどで元の粒度組成に回復した。二枚貝飼育ケージを設置した地点 E、B の底質を比較すると、ともに 2010 年は砂質であり、B のほうが幾分シルト・粘土分が高い値を示していた。ところが大震災による液状化により、両地点とも泥濁状態となり（図 18）。その後、時間とともに泥分は減少したが、調査期間中には以前の状態にまで回復しなかった。

地点 P の Eh は -200～-100 mV と期間を通じて低く（図 16 (b)）、底泥は強還元状態にあった。Eh は 2011 年 3 月と 2012 年 2 月に年間最高値となり、冬期になると底質が幾分酸化的環境となった。一方、地点 E では期間を通じて 100～400 mV と高く、底質は地点 P と比較して酸化的な状態にある。地点 E では、震災後の軟泥化により Eh が一時的に低化した。また、2011 年 3 月以降に測定された Eh は測定月間でかなりばらついているが、これは震災後に生じた干潟底質の空間的不均

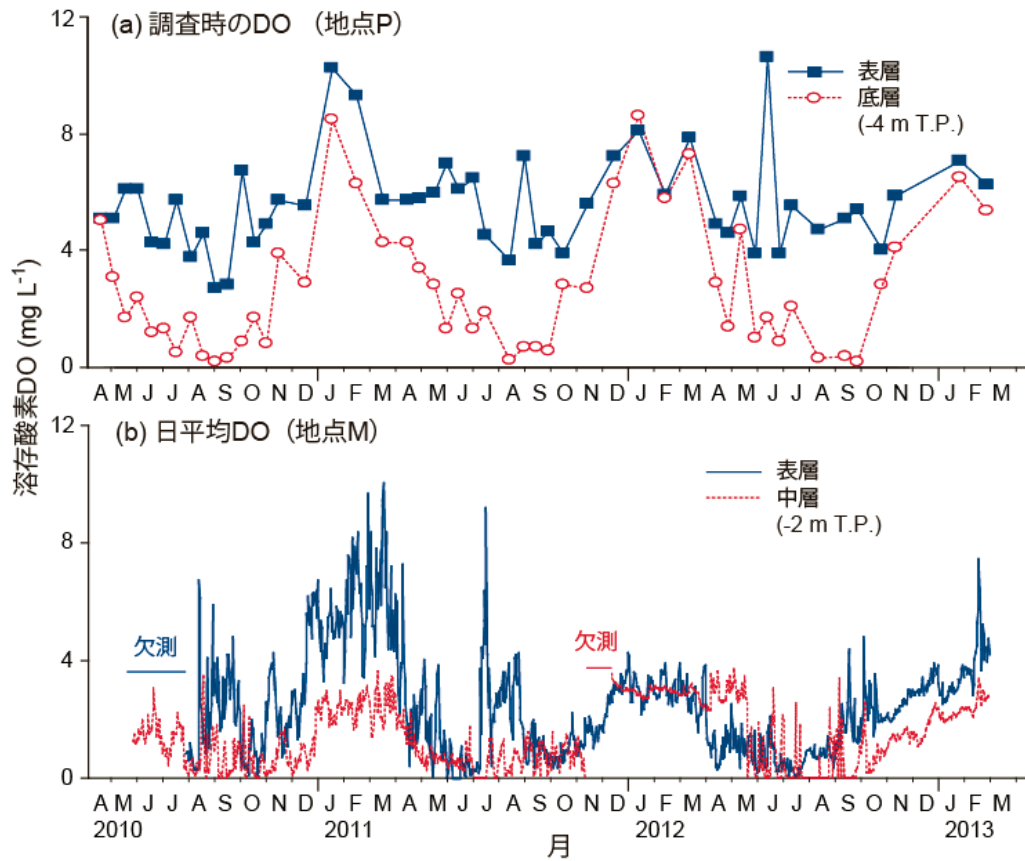


図 15 調査時（日中の大潮干潮）に地点 P で測定した DO (a) およびロガーで得られた連続測定データから算出した日平均 DO (b)

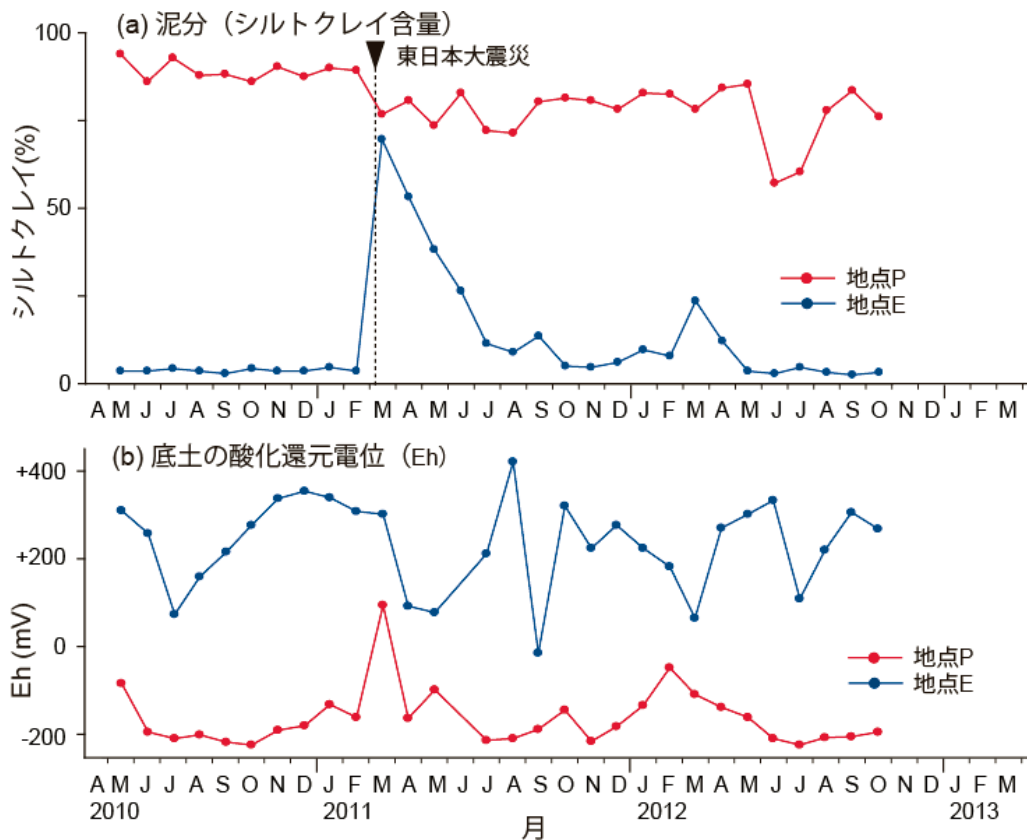


図 16 地点 P と E における底泥（深さ 1 ~ 4 cm）の泥分 (a) と酸化還元電位 (Eh) (b)

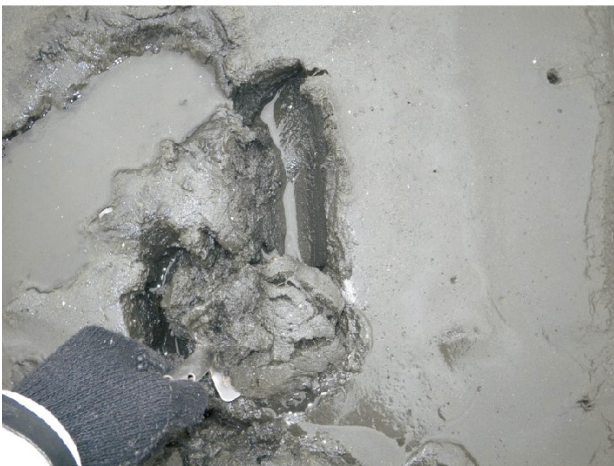
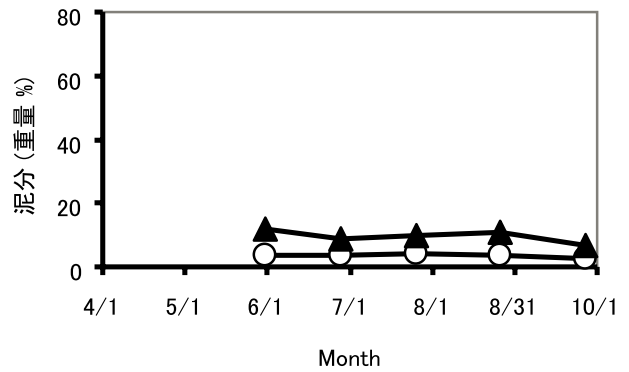


図 17 東日本大震災時の液状化により泥に埋没した高さ 15 cm の金属製ケージ (上)
地下から噴出し干潟上に 15 ~ 20 cm ほどの厚さ
で堆積した軟泥 (下)
(2011 年 3 月 22 日撮影)

一化による。

地点 P で採取した底泥コアの外観を図 19 に示す。底層 DO が低下した 2010 年 6 月には、硫黄酸化細菌のマットと死亡した多毛類 (おそらく *Pseudopolydora* 属) の棲管が見えるが、底泥表面にはまだ茶褐色の酸化層が確認できる。しかし、底層 DO がゼロに近づいた 9 月になると、硫黄酸化細菌のマットは消失し底泥は表層まで黒色の還元層となった。また、10 月 25 日のコアでは底層水が白く濁り、一時的な成層の解消と循環により酸素が供給され、底層水中の硫化水素が酸化され硫黄が生成したことを示している。11 月になって底層 DO が回復し始めると、再び硫黄酸化細菌のマットが発達し始めるが、これは底泥表面で硫化水素の酸化が進行していることを示す。冬～春には、底泥表層に茶褐色の酸化層が認められ、小形の多毛類も散見されるようになる。しかし、DO が再び低下する 5 月以降になると、底生動物は

(a) 2010 年 泥分



(b) 2011 年 泥分

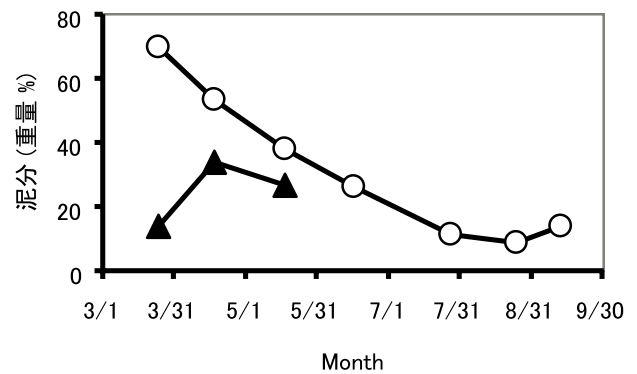


図 18 大井人工干潟における泥分の変化
(a) 2010 年、(b) 2011 年；▲地点 B、○地点 E

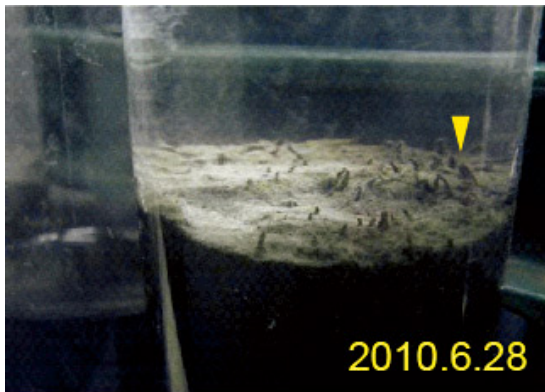
再び認められなくなる。

(2)-3 硫化水素と硫化物の蓄積

地点 P では期間を通じて硫化水素が検出され、その濃度は明瞭な季節変動を示した (図 20 (a))。6 月になるとその濃度は急激に上昇し、7 ~ 8 月に年間最高値 (20 ~ 260 mg-S/L-底土) に達した。その後、濃度は冬に向けて低下し 1 ~ 5 月に年間最低値となった。地点 P 底泥中の AVS は 2010 年、2011 年とも調査期間を通じて 640 mg-S/L-底土以上の高濃度を示した。

硫化水素を抽出した後の底泥に酸を添加すると、硫化物から硫化水素が遊離する。通常、海域底泥中の酸可溶性硫化物は硫化鉄 (FeS や Fe₃S₄) であるため³⁾、本文中ではこれらを硫化鉄 (Iron sulfides; IronS) と表記する。一般に、酸揮発性硫化物 (AVS) として測定されているのは、本研究で測定した硫化鉄と硫化水素の和である。なお、地点 E では硫化水素が検出されなかったため、AVS 含量は硫化鉄含量に等しい。

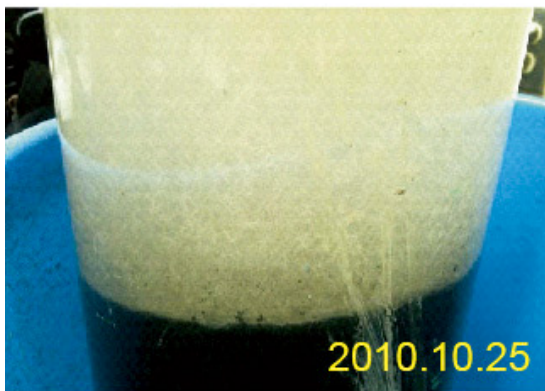
図 20 (b) に、硫化鉄と AVS 含量の季節変動を示し



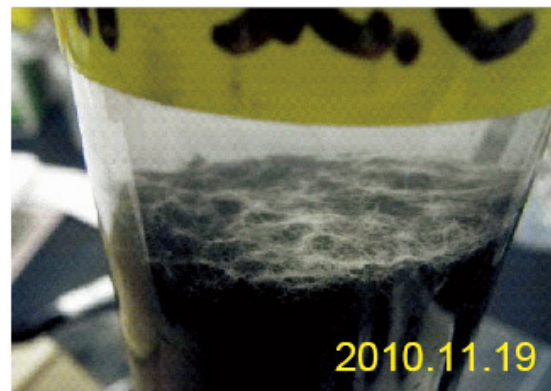
6月：貧酸素状態の始まり
 底層 DO は 4 mg L^{-1} 以下となる。白い硫黄酸化細菌マットと、死亡した多毛類の棲管（矢印）が見える。



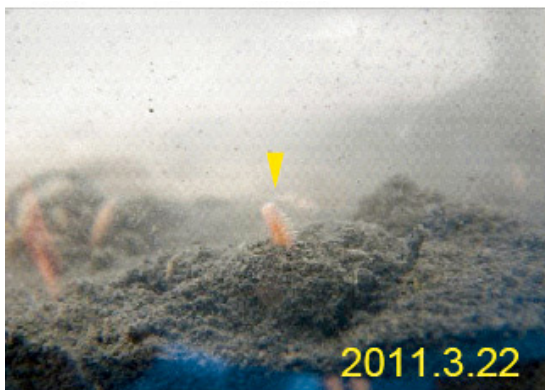
9月：無酸素状態
 底層 DO は 0 に近づき、硫黄酸化細菌のマットも消失する。黒色の還元層が底泥表層に達する。



10月：一時的混合
 成層が一時的に解消・混合し、底層に DO が供給された。白いもやもやは、 H_2S の酸化で生成した硫黄。



11月：貧酸素状態の弱まり
 硫黄酸化細菌マットの発達は、底層水中の酸素が回復しつつあることを示す。



3月：つかの間の回復期
 底層 DO は 4 mg L^{-1} を超え、底泥表層には褐色の酸化層が発達し、数種の小形多毛類（矢印）が著しく増加する。



5月：回復期の終わり
 底層水の溶存酸素は低下傾向にある。底生植物も急激に減少し始める。

図 19 京浜運河潮下帯（地点 P）で採取した底泥コアの外観
 11月のコアのみ内径 4 cm、その他のコアは全て内径 10 cm

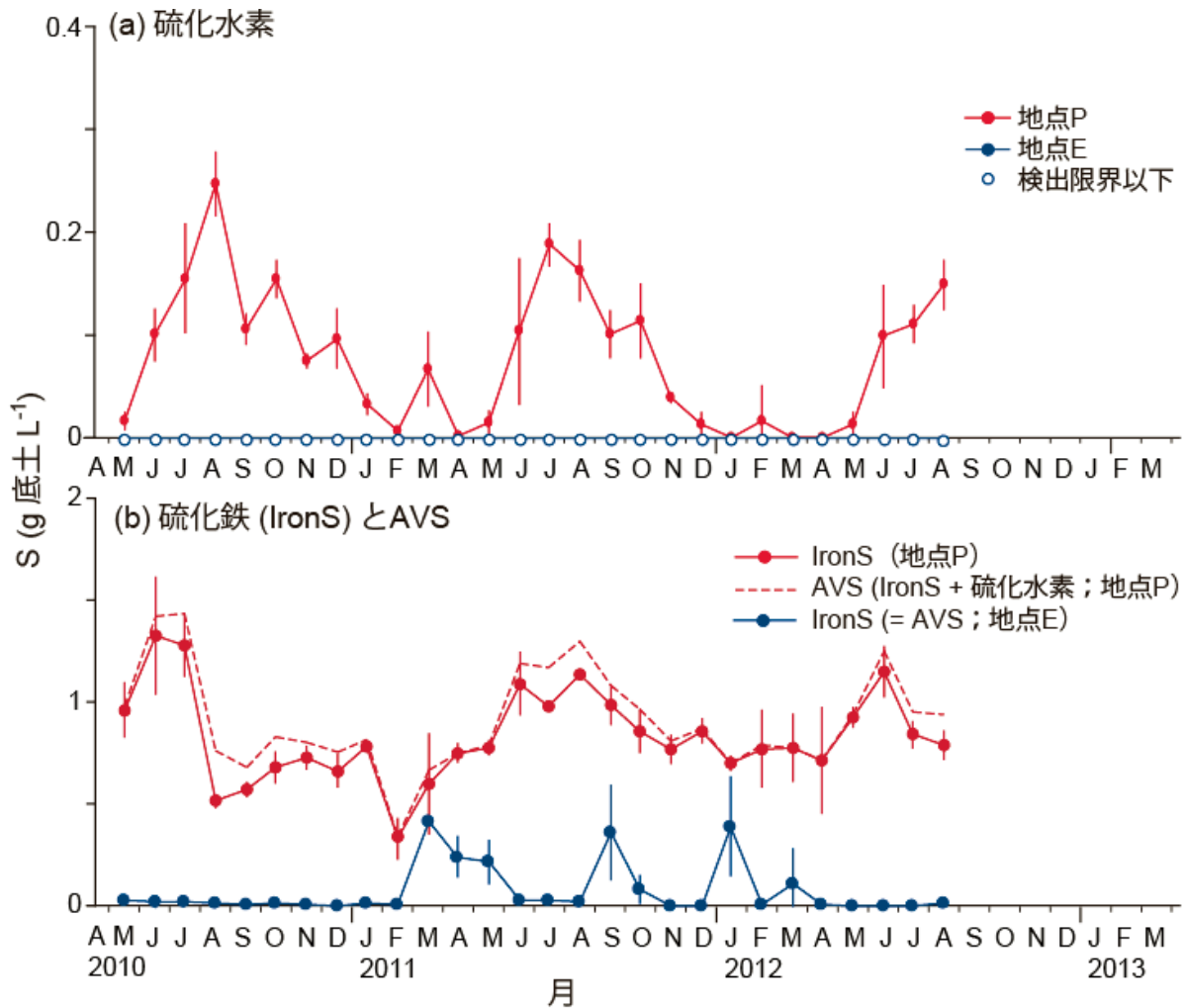


図 20 地点 P と E における底泥 (深さ 1 ~ 4 cm) の硫化水素含量 (a)、硫化鉄 (IronS) 含量および AVS (硫化水素+硫化鉄) 含量 (b)
 地点 E では、硫化水素は周年検出されなかった。バーは標準偏差 (SD, n = 3)。

た。地点 P において、底泥に含まれる硫化鉄は硫化水素の 10.7 倍 (期間中の平均値) に達した。地点 E では、底泥の硫化鉄含量が震災後急上昇し、一時的に地点 P と同等となった。硫化鉄は、海域の底泥中に豊富に含まれているが、水に難溶性であり生物に対して無毒である³⁾。本研究においても、液状化により地点 E の硫化鉄含量が著しく高まったが、底生動物に対する負の影響は認められなかった (図 25)。生物の生息環境指標として底質の AVS が測定されることが多いが、AVS 含量が高くとも硫化水素の蓄積がみられない場合があるため、AVS を環境指標として用いる場合には注意が必要である。

二枚貝の飼育ケージを設置している地点 E、B の周辺でも、2011 年 3 月の地震による底質の激変に伴い (図 18)、兩年の間で AVS 変動パターンに大きな差が認められた (図 21)。2010 年には、シルト・粘土分の少ない地

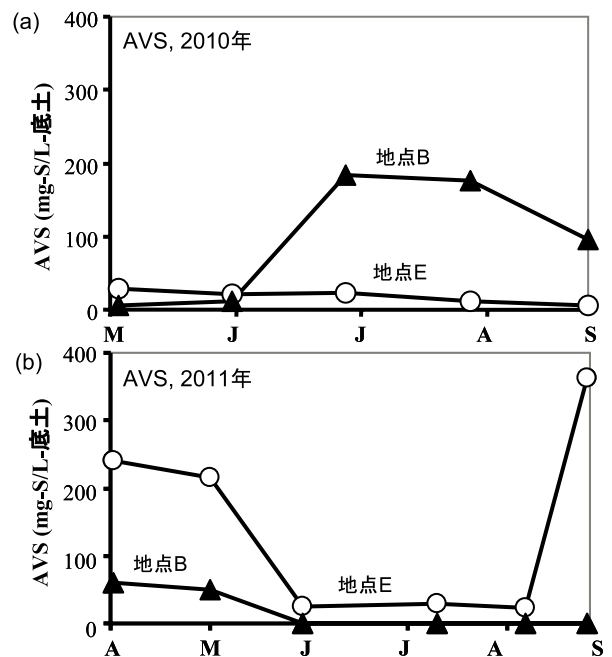


図 21 大井人工干潟における底質中の AVS の経月変化 (a) 2010 年、(b) 2011 年；▲地点 B、○地点 E

点 E では AVS が期間を通じ 30 mg-S/L 底土以下に保たれたが、地点 B では 7 月以降 96 mg-S/L 底土以上への上昇が認められた。底泥がシルト・粘土化した 2011 年には、地点 E において 4 月、5 月に AVS の高い値 (190 mg-S/L 底土以上) が認められたが、シルト・粘土分がかなり減少した 7 月、8 月にはほぼ 30 mg-S/L 底土にまで低下した。また、9 月には AVS が 350 mg-S/L 底土にまで再上昇した。硫化水素は地点 E、B ともに両年とも低く、通常は検出限界 (0.3 mg-S/L 底土) 以下であったが、10 年 7 月、8 月の地点 B においてそれぞれ 3.2、6.4 mg-S/L 底土の値が検出された。

(2)-4 硫化水素・底層 DO と水温の関係

有機物分解に伴う酸素消費や硫酸還元菌による硫化水素の生成は、いずれも微生物による酵素反応であり、その反応速度は温度に強く依存する。実際に、月平均水温 (運河中層) と底泥の硫化水素含量および月平均 DO (運河中層) との関係には、いずれも有意な相関がみられている (図 22)。すなわち、月平均水温が 1℃ 上昇すると地点 P 底泥の硫化水素含量は 9.4 mg-S/L 底土上昇し、月平均水温が 1℃ 上昇すると月平均 DO は約 0.1 mg/L 低下した。しかし、底泥の硫化水素含量と月平均 DO には年度間でかなりのばらつきがみられていることから、有機物負荷量といった水温以外の要因が、底層 DO や底泥の硫酸還元活性に影響していることが示唆される。

(2)-5 水・底泥中の Chl a と有機物

底泥表面に供給される有機物の量とその質 (微生物による分解のされやすさ) も、底泥中の微生物活性を規定する上で重要な要因の一つである。東京湾奥部では、河川水に含まれる陸域起源有機物と、海水 (汽水) 中で増殖した自生的な植物プランクトンが懸濁性有機物 (POM) の起源として重要であり^{12,13)}、底土有機物にもこの両者が含まれていると考えられる。

運河表層水の Chl a は、夏期の赤潮発生と共に高濃度 (20 ~ 40 µg/L) となった (図 23)。また、底泥表層の *phaeo* と TOC の含量は、運河表層水の Chl a と良く対応した季節変動パターンを示していたことから、赤潮起源の植物プランクトン遺体が底土有機物の起源として重要であることを示している。一般に、植物プランクトン起源の有機物は易分解性であり、底泥上に沈降すると底泥中の微生物活性 (硫酸還元活性) を高める¹⁰⁾。また、

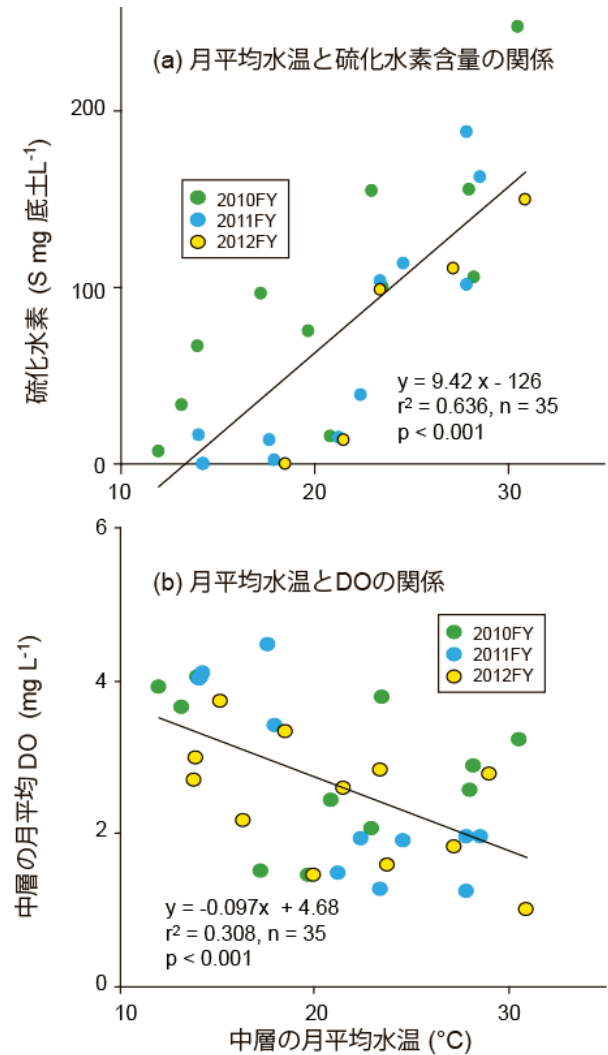


図 22 運河中層の月平均水温と、底泥の硫化水素含量 (a) および中層の月平均 DO (b) との関係
全年度のデータをプールして直線回帰を行った。

その C/N 比は一般に 10 よりも低い (6 ~ 8)¹⁵⁾。一方、陸域起源の懸濁有機物は主に高等植物のデトリタス起源であり、その C/N 比は 10 よりも高い^{12,16,17)}。運河底泥中に含まれる有機物の C/N 比は、赤潮の発生する夏期に 10 以下まで低化し、その後徐々に上昇して冬期には 12 ~ 14 に達した。これは、植物プランクトン起源の有機物が分解されていき、冬期には底土有機物中に C/N 比の高い陸域起源有機物が残存することを示している。地点 P の TOC 含量は東京湾の潮下帯で報告された値 (5 ~ 35 mg/g)⁸⁾ と比べても非常に高く、底質の富栄養化は極めて深刻な状態にある。初夏~秋口における赤潮由来有機物の沈降は、底泥有機物含量を著しく高めるとともに微生物による有機物分解活性を高め、底層水の貧酸素化と底泥への硫化水素蓄積に拍車をかけていると考えられる。

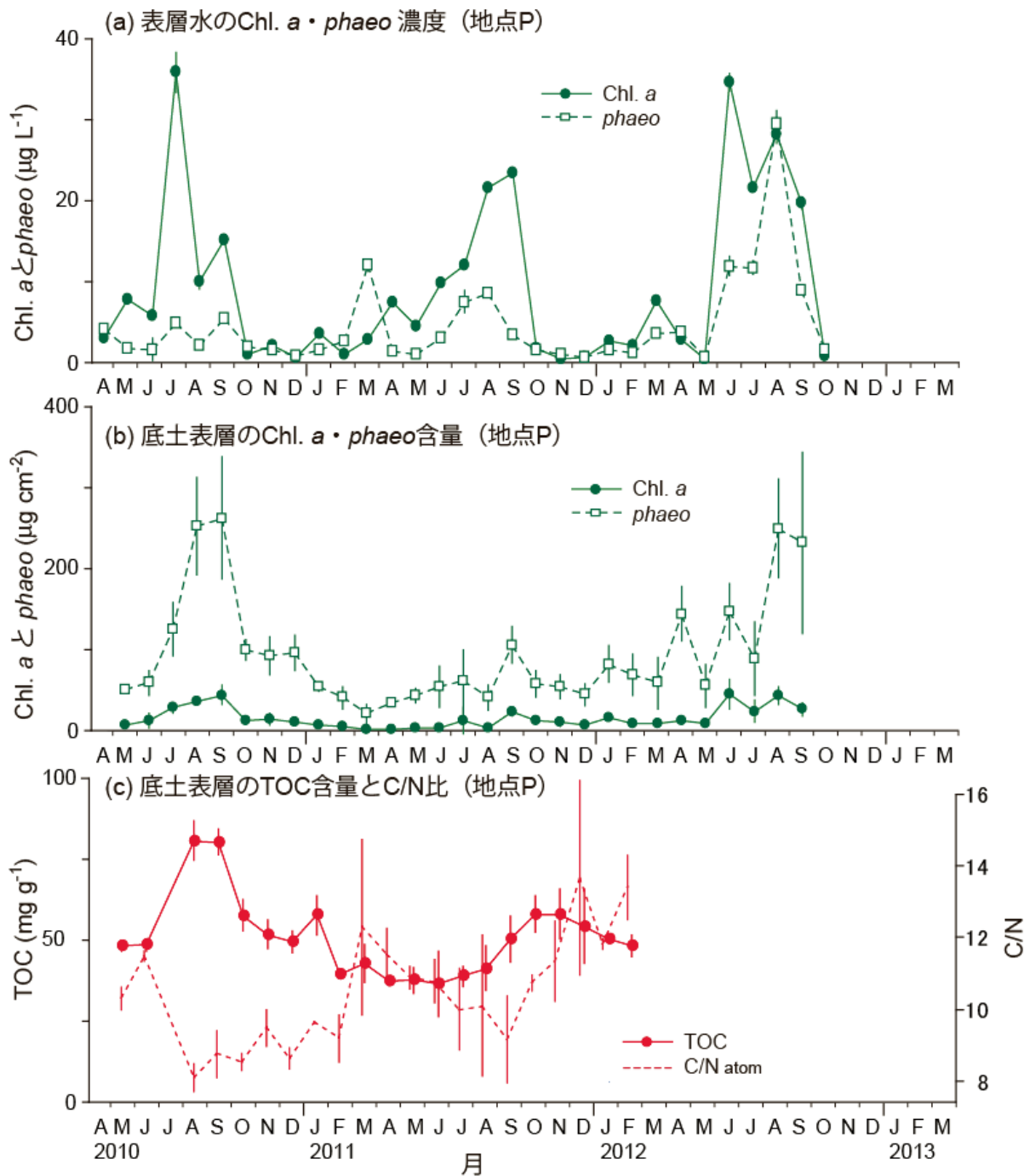


図 23 運河表層水の Chl a と phaeo の濃度 (a)、底土表層 (深さ 0 ~ 1 cm) の Chl a と phaeo (b)、および底土表層 (深さ 0 ~ 1 cm) の TOC 含量と C/N 比 (c)
 バーは SD (n = 3)。

(2)-6 底生動物相

調査期間中に地点 E では 48 分類群が出現し、多毛類 (86%) が卓越し、ヨコエビと二枚貝 (6.2%と 5.3%) がこれに続いた (表 2)。また、出現した二枚貝のほとんどが着底直後のホトトギスガイ稚貝、アサリ稚貝と微少種のガタヅキであり、成体はほとんど確認されなかった。地点 P では 36 分類群が出現したが、やはり多毛類 (93%) が卓越し、ヨコエビ (4.3%) がこれに続

き、二枚貝はほとんど生息していなかった。優占種の組成は地点間で大きく異なり、地点 E ではヤマトスピオ、ヤマトカワゴカイ、ドロオニスピオといった、汽水域の干潟で一般的な種が優占したが^{18,19)}、地点 P ではイトゴカイやイトエラスピオ等、汚染指標種とされる海産種が優占した^{7,18)} (図 24)。また、干潟後背地のヨシ原において調査のたびに目視で底生動物を確認したが、カワザンショウガイ類やアシハラガニ、バンケイガニ類といった

表2 底生動物の平均出現個体数と割合

Taxa	地点 E		地点 P		
	密度 (ind./m ²)	割合 (%)	密度 (ind./m ²)	割合 (%)	
Actiniaria					
Actiniaria sp.	イソギンチャクの 1 種	—	—	+	0.0
Edwardsiidae sp.	ムシモドキギンチャク科の 1 種	191	1.3	69	1.4
Turbellaria					
Polycladida sp.	ヒラムシの 1 種	+	0.0	8	0.2
Tricladida sp.	プラナリアの 1 種	13	0.1	—	—
Nemertinea					
Nemertea sp.	ヒモムシの 1 種	105	0.7	6	0.1
Gastropoda					
<i>Stenothyra edogawensis</i>	エドガワミズゴマツボ	4	0.0	—	—
<i>Philine orientalis</i>	キセワタ	—	—	2	0.0
Philinidae sp.	キセワタ科の 1 種	—	—	2	0.0
<i>Xenostrobus securis</i>	コウロエンカワヒバリ	—	—	+	0.0
<i>Musculus senhousia</i>	ホトトギスガイ	285	1.9	2	0.0
<i>Arthritica reikoeae</i>	ガタヅキ	265	1.8	—	—
<i>Mactra veneriformis</i>	シオフキ	35	0.2	—	—
<i>Theora lubrica</i>	シズクガイ	+	0.0	7	0.1
<i>Solen strictus</i>	マテガイ	25	0.2	—	—
<i>Mytilopsis sallei</i>	イガイダマシ	—	—	5	0.1
<i>Corbicula japonica</i>	ヤマトシジミ	66	0.4	—	—
<i>Mercenaria mercenaria</i>	ホンビノス	3	0.0	—	—
<i>Ruditapes philippinarum</i>	アサリ	88	0.6	2	0.0
<i>Cyclina sinensis</i>	オキシジミ	+	0.0	—	—
<i>Mya arenaria oonogai</i>	オオノガイ	3	0.0	—	—
<i>Laternula marilina</i>	ソトオリガイ	10	0.1	—	—
Polychaeta					
<i>Eteone longa</i>	ホソミサシバ	111	0.7	3	0.1
<i>Eulalia viridis</i>	サミドリサシバ	11	0.1	5	0.1
<i>Genetyllis castanea</i>	アケノサシバ	+	0.0	—	—
<i>Glycera</i> spp. (2 species)	チロリ属の 2 種	36	0.2	2	0.0
<i>Glycinde wireni</i>	チャメチヨリ	—	—	17	0.4
<i>Ophiodromus berrisfordi</i>	ブンブクオトヒメ	3	0.0	12	0.2
Hesionidae sp.	オトヒメゴカイ科の 1 種	—	—	6	0.1
<i>Sigambra tentaculata</i>	クシカギゴカイ	14	0.1	37	0.8
Syllidae sp.	シリス科の 1 種	+	0.0	—	—
<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	コケゴカイ	14	0.1	—	—
<i>Hediste diadroma</i>	ヤマトカワゴカイ	2855	19.2	—	—
<i>Neanthes succinea</i>	アシナガゴカイ	6	0.0	45	0.9
<i>Harmothoe imbricata</i>	マダラウロコムシ	—	—	2	0.0
<i>Hermilepidonotus helotypus</i>	サンハチウロコムシ	—	—	+	0.0
<i>Schistomeringos rudolphi</i>	ルドルフイソメ	—	—	54	1.1
<i>Paraprionospio patiens</i>	シノブハネエラスピオ	+	0.0	11	0.2
<i>Prionospio japonica</i>	ヤマトスピオ	3287	22.2	—	—
<i>Prionospio pulchra</i>	イトエラスピオ	—	—	272	5.7
<i>Streblospio benedicti japonica</i>	ホソエリタテスピオ	1202	8.1	—	—
<i>Rhynchospio glutaea</i>	ヒゲスピオ	185	1.2	—	—
<i>Pseudopolydora</i> cf. <i>kempi</i>	ドロオニスピオ	2475	16.7	14	0.3
<i>Pseud. paucibranchiata</i>	コオニスピオ	789	5.3	26	0.5
<i>Cirriformia comosa</i>	ミズヒキゴカイ	+	0.0	18	0.4
<i>Armandia lanceolata</i>	ツツオオフエリア	304	2.1	—	—

表2 続き

<i>Leitoscoloplos pugettensis</i>	ナガホコムシ	+	0.0	—	—
<i>Capitella teleta</i>	イトゴカイ	1071	<u>7.2</u>	3929	<u>81.8</u>
<i>Heteromastus similis</i>	ホソイトゴカイ	390	<u>2.6</u>	—	—
Sabellidae sp.	ケヤリムシ科の1種	13	0.1	17	0.4
Oligochaeta					
Oligochaeta sp.	貧毛類の1種	23	0.2	3	0.1
Leptostraca					
<i>Nebalia japonensis</i>	コノハエビ	—	—	10	0.2
Amphipoda					
<i>Grandidierella japonica</i>	ニホンドロソコエビ	479	<u>3.2</u>	89	<u>1.9</u>
<i>Monocorophium insidiosum</i>	トンガリドロクダムシ	441	<u>3.0</u>	86	<u>1.8</u>
<i>Melita</i> sp.	メリタヨコエビ属の1種	3	0.0	—	—
<i>Ampithoe valida</i>	モズミヨコエビ	+	0.0	26	<u>0.5</u>
<i>Caprella scaura</i>	トゲワレカラ	—	—	5	0.1
Tanaidacea					
<i>Sinelobus stanfordi</i>	キスイタナイス	+	0.0	—	—
Decapoda					
<i>Crangon</i> sp.	エビジャコ属の1種	+	0.0	—	—
<i>Nihonotrypaea japonica</i>	ニホンスナモグリ	+	0.0	—	—
<i>Upogebia major</i>	アナジャコ	3	0.0	—	—
<i>Carcinus aestuarii</i>	チチュウカイミドリガニ	4	0.0	—	—
Ascidacea					
<i>Molgula manhattensis</i>	マンハッタンボヤ	—	—	12	0.2
Bivalva					
	二枚貝	784	5.3	17	0.3
Polychaeta					
	多毛類	12774	86	4469	93
Amphipoda					
	ヨコエビ類	924	6.2	207	4.3
Other					
	その他	301	2.4	77	2.4
Total					
	全出現個体数	14830		4806	
No. taxa					
	分類群数	48		36	

—; 出現せず, +; 調査期間内に1個体のみ確認された種

ヨシ原に生息する種は期間を通じ全く出現しなかった。

(2)-7 底生動物に対する貧酸素・底質劣化の影響

地点EとPにおける底生動物の季節変動を図25に示す。一般に、有機汚濁がそれほど進行していない海域では、底生動物の個体数は季節的な加入のピークと対応して変動しながら、比較的安定した個体数を維持する¹⁹⁻²¹⁾。宮城県蒲生潟では、ヨコエビ類の生息密度が夏期に著しく増加し、8月に年間最高値に達することが報告されている²¹⁾。他、ヤマトカワゴカイ属やドロオニスピオ、ヤマトスピオも6~8月に年間最高密度となる(金谷未発表データ)。一方、大井人工干潟では、ほとんどの種が春~秋にかけて著しく減少もしくは死滅しており、個体群が回復するのは秋以降であった。これは、運河全層で発生した貧酸素による負の影響(地点Pでは硫化水素との複合影響)と考えられる(オレンジ色のバーで示す)。

ヤマトカワゴカイは4~5月に、アシナガゴカイは6~7月に繁殖群泳を行い、それぞれ年1回繁殖であることが知られている^{22, 23)}。そのため、地点EとPで春先と秋口にみられた密度のピークは、浮遊幼生の定着によると考えられる。一方、イトゴカイ、ホソエリタテスピオ、ヤマトスピオ、ドロオニスピオ、ホソイトゴカイは周年繁殖であるとされ^{19, 24, 25)}、ニホンドロソコエビとトンガリドロクダムシについても、抱卵個体が通年出現していたことから周年繁殖であると考えられる。このような生活史を有する生物種は、一般に生息環境が回復すると、急速に個体数を回復させることが可能である。

地点Eにおいて、周年繁殖性の底生動物種は貧酸素が軽減する秋~冬にかけて迅速に個体数を回復させていた。一方、年一回繁殖であるヤマトカワゴカイでは、初夏に多数の加入がみられるが夏を越す個体はほとんどおらず、毎年12月までに個体群はほぼ消滅した。本干潟のヤマトカワゴカイ個体群は繁殖に寄与できず、無効分

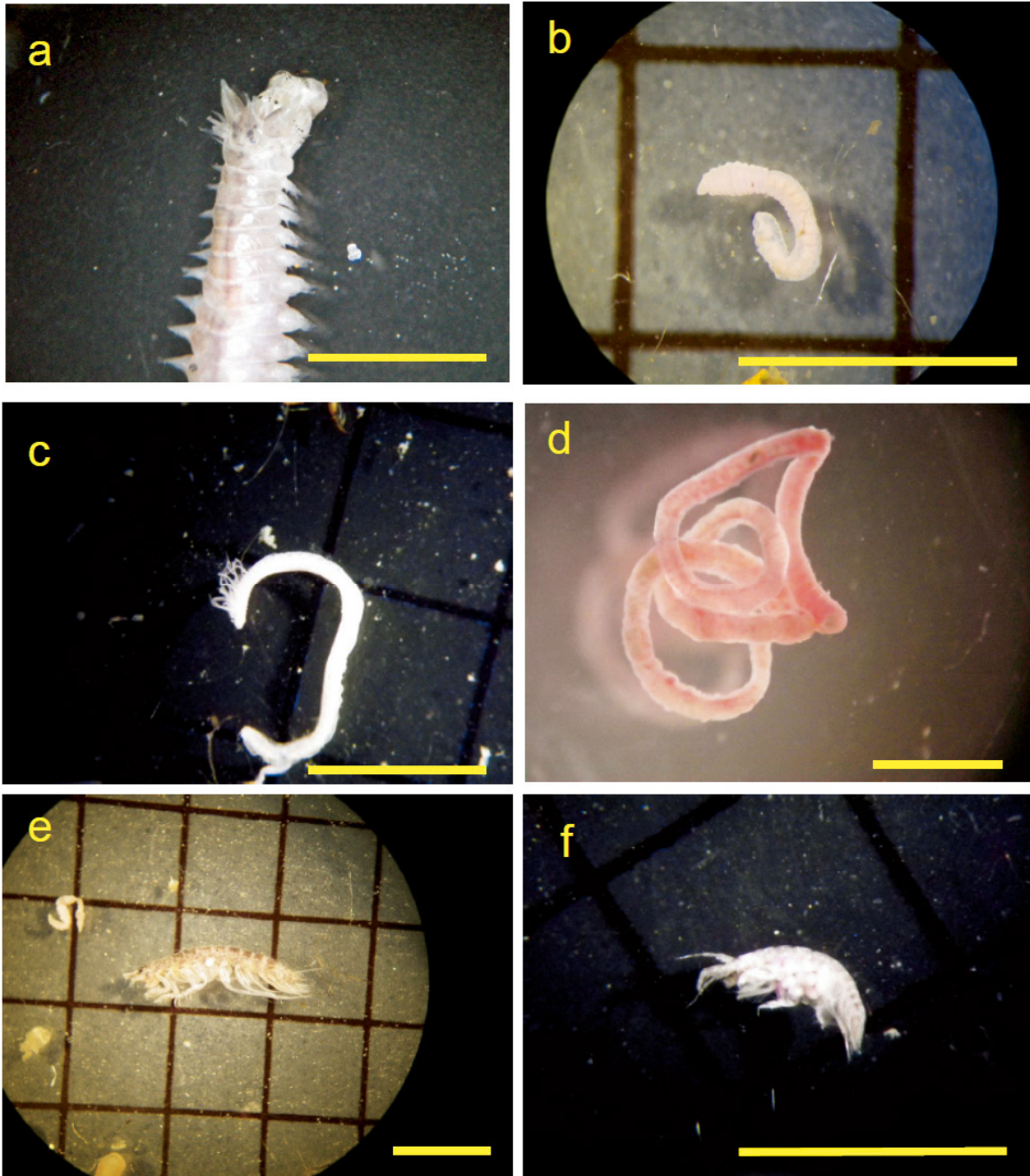


図 24 地点 P と地点 E における代表的な底生動物種

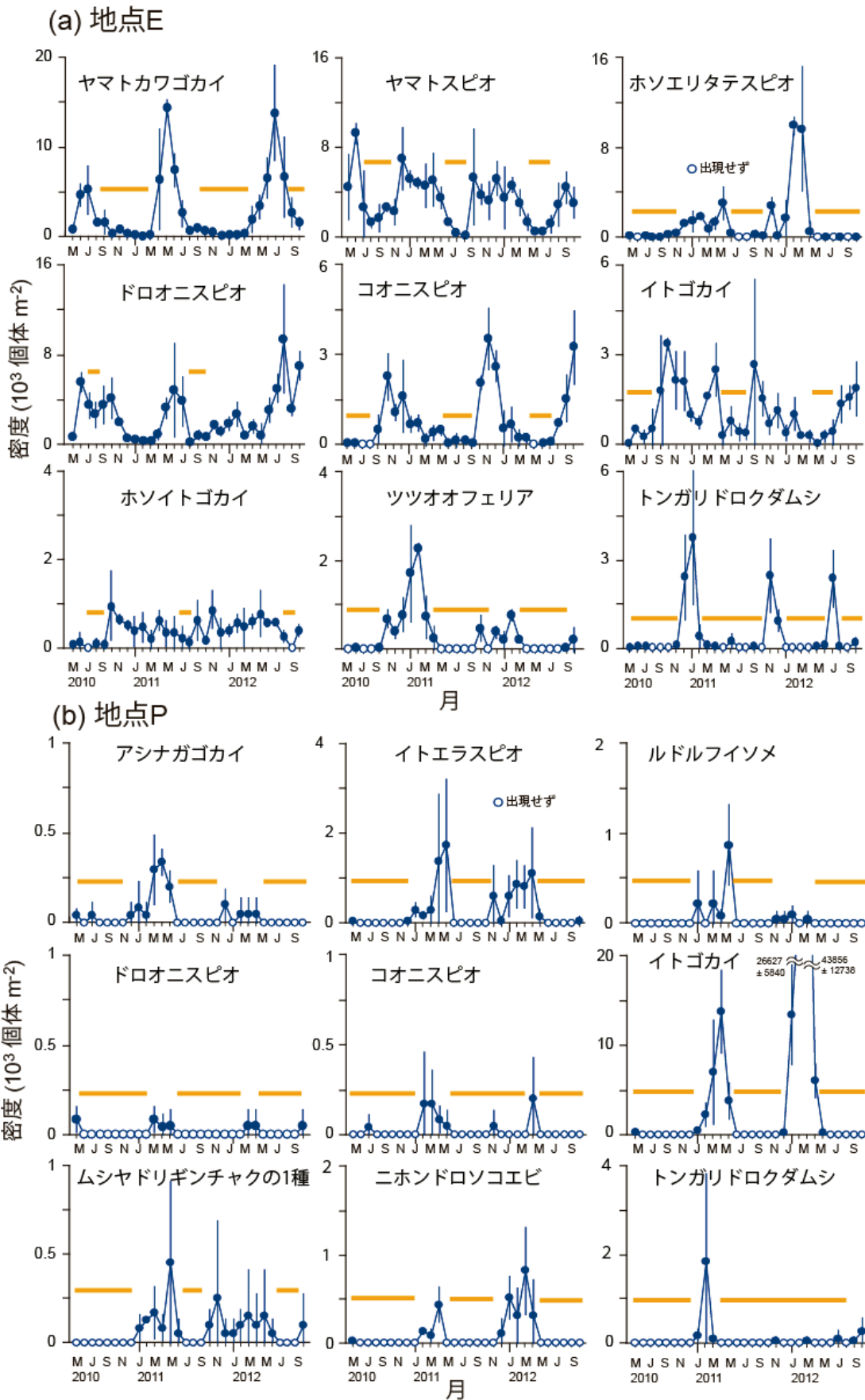
多毛類のアシナガゴカイ、イトゴカイとイトエラスピオ (a～c) は汚染指標種とされる。ホソイトゴカイ (d) は地点 P では出現しなかった。ニホンドロソコエビとトンガリドロクダムシ (e と f) は両地点で出現したが、地点 E で特に高密度であった。黄色いバーは 5 mm。

散となっている。すなわち、貧酸素による地域個体群への影響は対象種の生活史特性と密接に関連しており、年 1 回産卵の種は、周年繁殖の種に比べてより大きな影響を受けることを示唆している。

貧酸素と硫化水素は、底生動物に対し加算的な負の影響を及ぼす。Vaquer-Sunyer and Duarte (2010) は、貧酸素条件下で硫化水素へ暴露すると、底生動物の生存期間が 30 % も減少することを示した²⁶⁾。地点 P における硫化水素濃度は、最高で 247 mg-S/L-底土 (≒ 10.1 mM

間隙水；底土の平均含水率 76.1 % から計算) に達しており、底生動物に致死的影响を及ぼすとされる濃度 (2 μM ~ 1.96 mM)¹¹⁾ と比較してはるかに高い。地点 P において底泥間隙水の硫化水素濃度が 1 mM 以下となるのは (これでも十分に高濃度であるが) 12 月～5 月の期間に限られている。地点 P の底土中には、季節を通じて致死的な濃度の硫化水素が含まれており、硫化水素への耐性が低い種の生息を阻んでいると考えられる。

次に、大井人工干潟上の地点 C と F、地点 B と F の



地点CとF

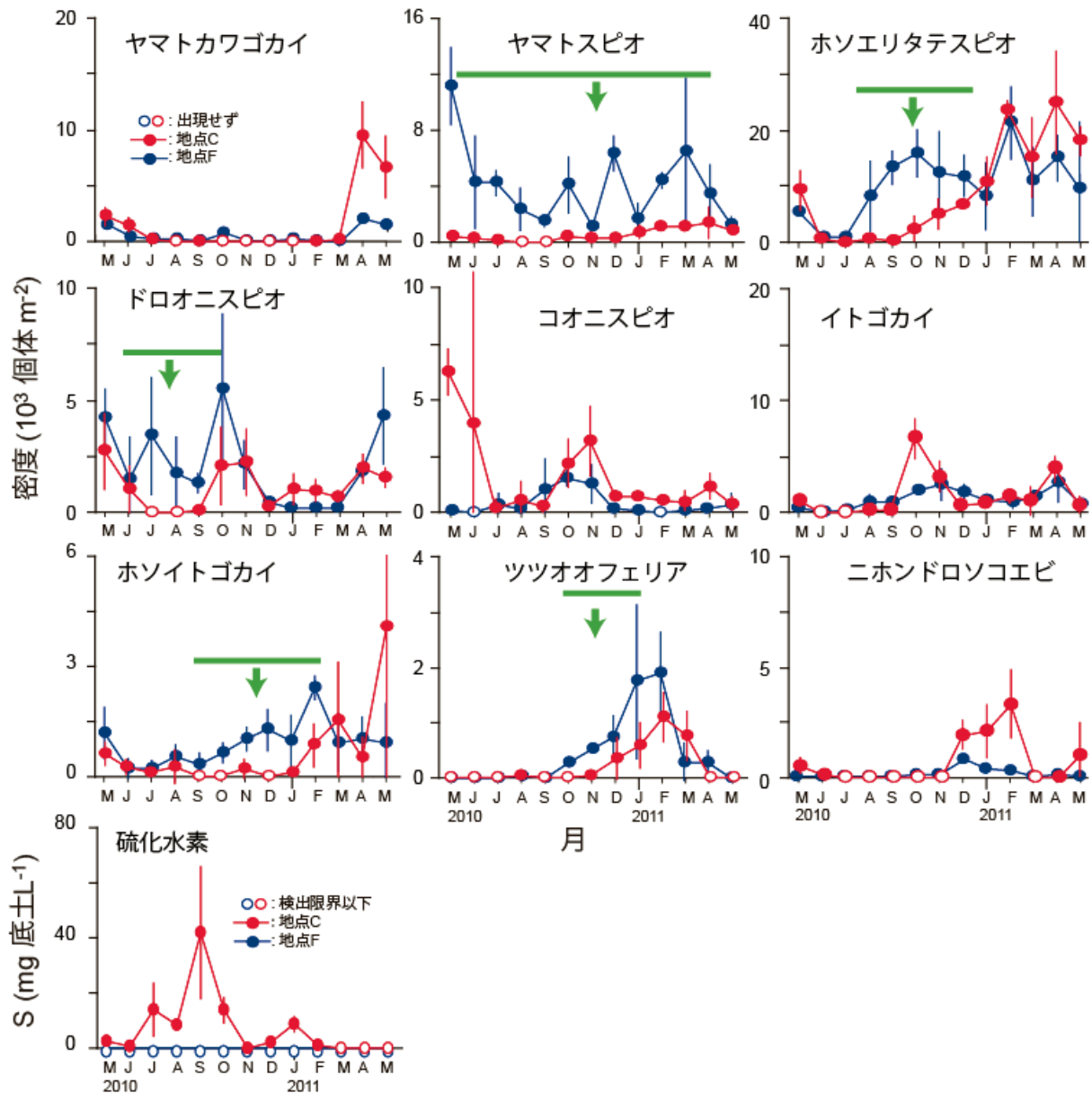


図 26 地点 C と F における大型底生動物密度の季節変動と、底泥の硫化水素含量の季節変化
 調査期間中の優占上位種を示す。地点 F では周年硫化水素は検出されなかった。バーは SD (n = 3)。
 硫化水素による負の影響が認められた期間を緑色の横棒で示した。

間で底生動物の生息密度を比較する (図 26・27)。地点 F では硫化水素が検出されなかったが、地点 C では 9 月にその濃度が 42 mg-S/L-底土 (≒ 2.6 mM 間隙水) に達した。また、地点 B の底泥は微量ながら硫化水素を含み、その濃度は 8 月に 5.3 mg-S/L-底土 (≒ 0.56 mM 間隙水) に達する。各調査地点は隣接しているため底質以外はほぼ同一の環境にあると考えられ、3 地点を比較することで底生動物への硫化水素による影響を評価できる。地点 C と F の間で優占種の個体数変動パターンを比較すると、硫化水素の蓄積による影響 (図中に緑矢

印で示した) は 3 パターンに分けられた。すなわち (1) 夏期における斃死 (ドロオニスピオ)、(2) 秋～冬の DO 回復期における個体群回復の遅れ (ホソエリタテスピオ、ホソイトゴカイとツツオオフエリア)、(3) 季節を通じた生息の制限 (ヤマトスピオ) である。一方、硫化水素濃度が低い地点 B では、その影響はより軽微であった。すなわち、(1) 夏期におけるドロオニスピオの斃死は見られず、(2) 秋～冬の DO 回復期における個体群回復の遅れはホソエリタテスピオのみで見られ、(3) ヤマトスピオに対する負の影響も冬期には確認されな

地点BとF

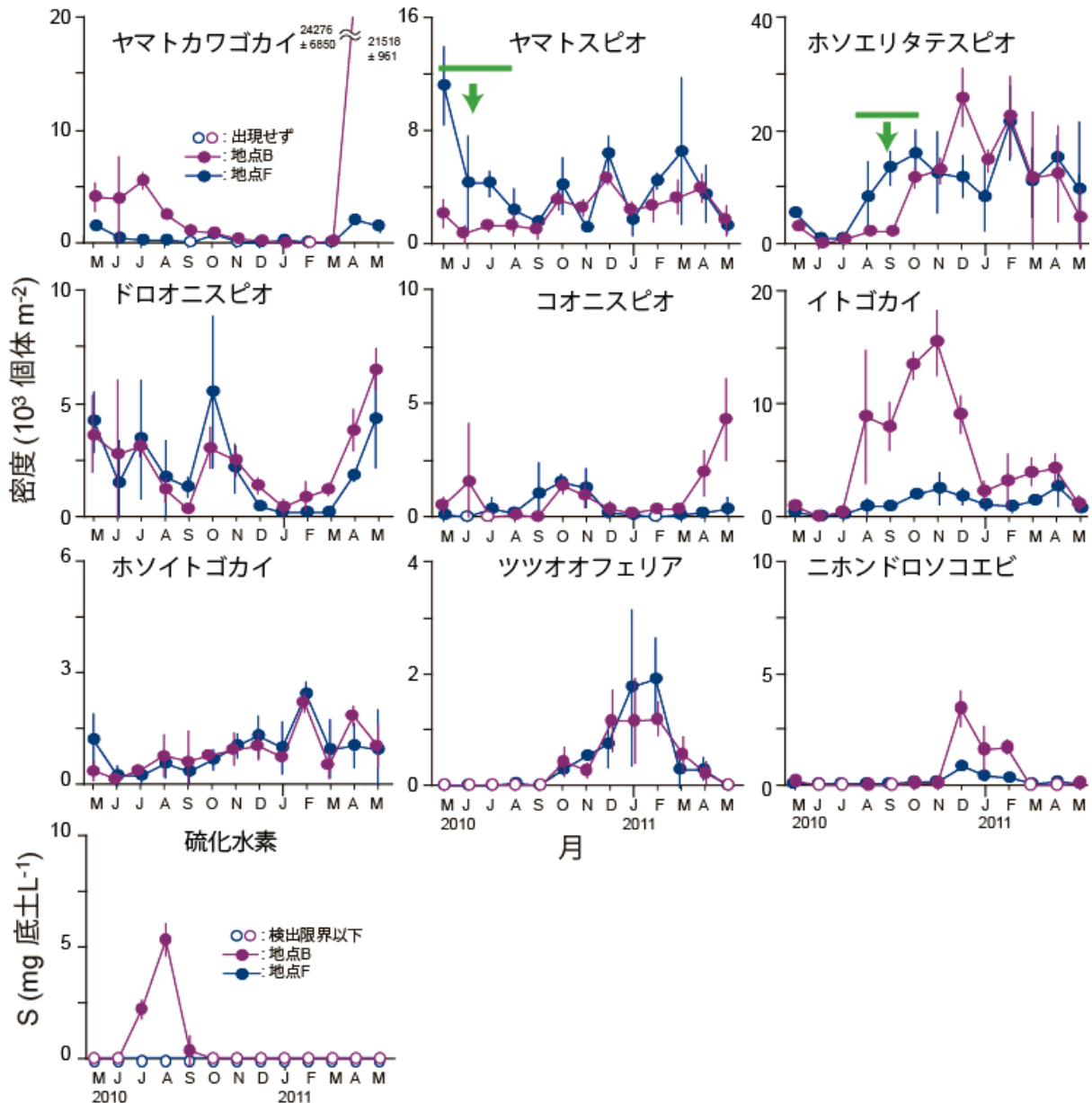


図 27 地点 B と F における大型底生動物密度の季節変動と、底泥の硫化水素含量の季節変化
 調査期間中の優占上位種を示す。地点 F では周年硫化水素は検出されなかった。バーは SD (n = 3)。
 硫化水素による負の影響が認められた期間を緑色の横棒で示した。

かった。

月平均 DO、底泥の硫化水素含量と多毛類優占上位種の生息密度との関係を見ると (図 28)、地点 P では硫化水素含量が 50 mg-S/L 底土以上、月平均 DO が 3 mg/L 以下の時期に、多毛類の生息がほとんど認められなくなることがわかる。また、地点 C においても、月平均 DO が 3 mg/L 以下の時期に多毛類の生息密度が著しく低下し、硫化水素含量が 5 mg-S/L 底土を上回ると多毛類密度への負の影響が見てとれた。これらの結果から、底土の硫化水素含量が 50 mg-S/L 底土、かつ月平均 DO が

3 mg/L という値は、京浜運河において多毛類 (汚染耐性種) の生息を可能とする閾値であると考えられる。しかし、多毛類の種によっては、5 mg-S/L 底土の低濃度でも負の影響が確認されたため、底生動物群集の多様性を回復する上では、硫化水素が検出されない底質環境を実現することが望ましい。

(2)-8 二枚貝の青山と成長

(i) 2010 年

投入した二枚貝のうち、シオフキは地点 E、B とともに

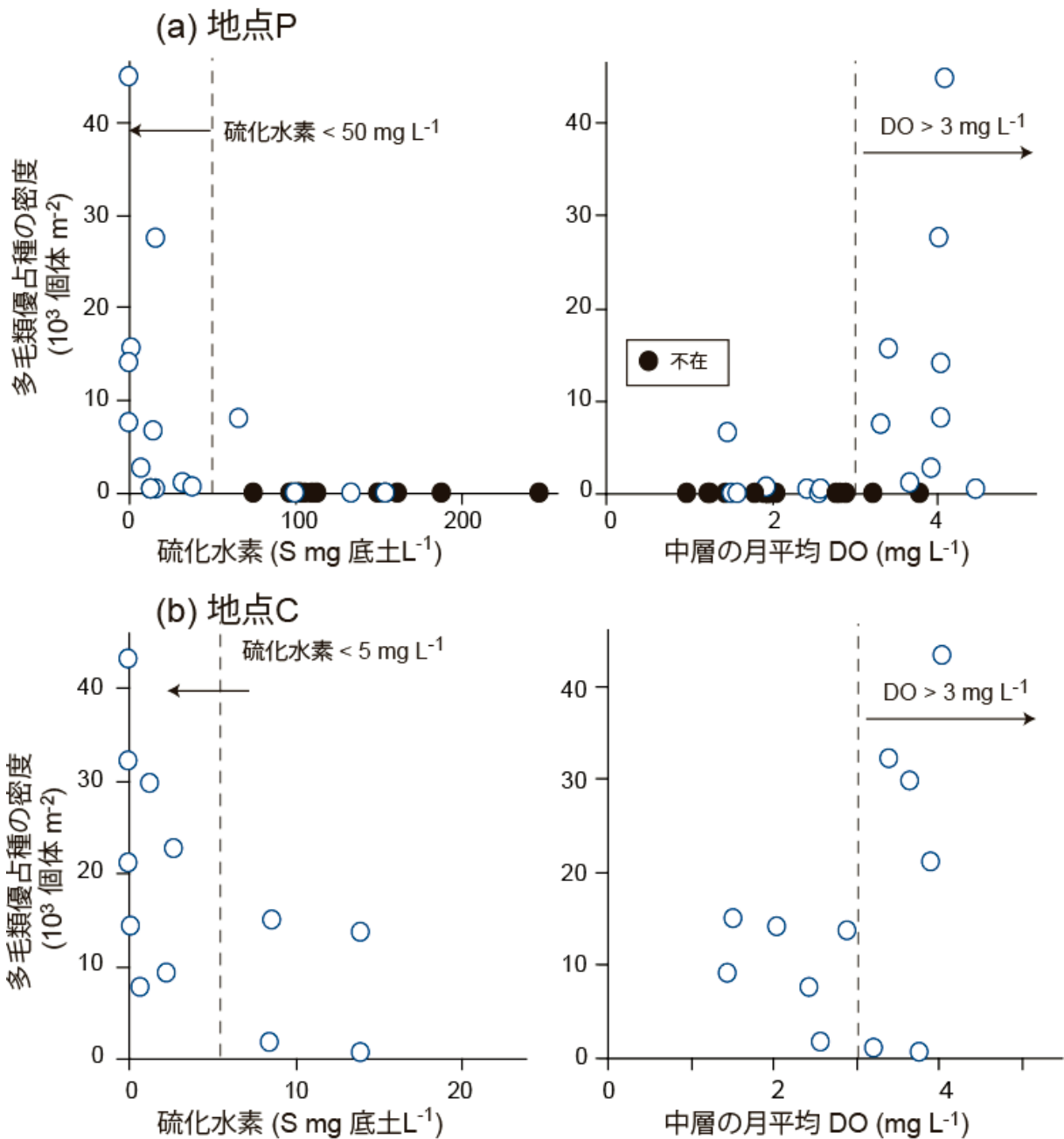


図 28 地点 P (a) および地点 C (b) における、底泥の硫化水素含量と多毛類の密度、および中層の月平均 DO と多毛類の密度との関係

多毛類密度は、各地点における優占上位種 (図 12 と図 13) の合計を用いた。

7月から斃死する個体が目立ち始め、9月末までに全ての個体が死亡した (図 29)。アサリは地点 E においては飼育終了まで高い生残率が維持されたが、地点 B では8月に斃死個体が目立ち始め、9月末には生残率が15%にまで低下した。また、ハマグリは飼育終了まで地点 E、B ともに高い生残率を示した。

殻サイズはいずれの貝も1ヶ月で1~3mm程度増加した。個体を死亡させるような事象が生じない限り、干潟の環境はいずれの貝の成長にとって好適なものであることが想像される。

(ii) 2011年

シオフキは地点 E、B とも、前年同様に7月から斃死個体が目立ち始め、8月末には全て死滅した (図 30)。アサリは地点 E、B とも8月中旬まで高い生残率を維持したが、8月下旬にかけて急速に死滅した。ハマグリもアサリと同様の傾向を示した。ホンビノスガイは7月から生残率がやや低下する。しかし、他の二枚貝が多量に斃死する8月下旬にも生残率はさほど低下せず、飼育終了まで50%以上を維持した。殻サイズはいずれの貝も1ヶ月あたり1~3mm程度増加した。

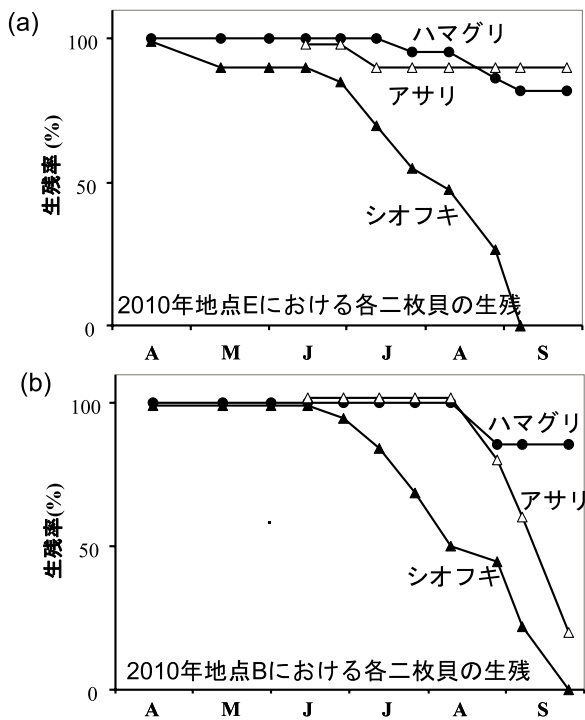


図 29 2010 年大井人工干潟における各二枚貝の生残
 ((a) 地点 E、(b) 地点 B; △アサリ、▲シオフキ、●ハマグリ)

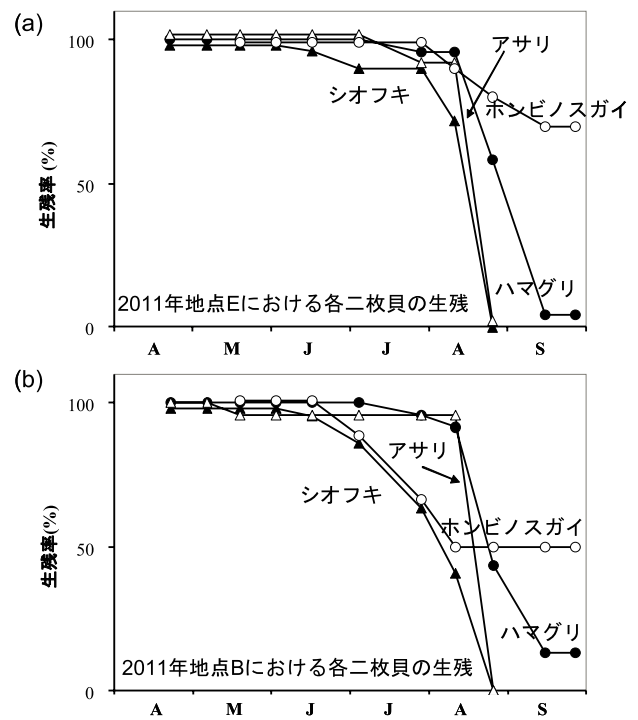


図 30 2011 年大井人工干潟における各二枚貝の生残
 ((a) 地点 E、(b) 地点 B; △アサリ、▲シオフキ、●ハマグリ、○ホンビノスガイ)

調査・飼育実験を行った兩年とも干潟の前面では貧酸素水塊が発達し、また浅場の底泥中（地点 P; MLWS 下 3 m）には生物の生存を脅かす硫化水素が発生した。干潟の底質は東日本大震災で大きく変化し、震災後の干潟は泥濘状態になった。このような状況の下、4 種類の二枚貝はさまざまな生残パターンを示した。以下においてはそれぞれの種の生残と環境変動の関係を考察する。

・シオフキ

2010 年、2011 年で粒度分布が大きく変動したにもかかわらず（図 18）、本種の生残は兩年ではほぼ同様のパターンを示した。すなわち地点 E、B とも 7 月に死滅個体が目立ち始めて飼育終了までには生残率がゼロとなる（図 29、図 30）。このことは、今回測定された変動範囲内においては、粒度分布が本種の生残に直接関してはいることを示唆している。一方兩年とも 7 月には干潟前面の底層近くに貧酸素水塊が発達する（図 15）ので、貧酸素水の地点 E、B（大潮満潮時水深 1.2 m）への侵入が斃死につながった可能性を検討する必要がある。しかし、1) 2011 年 8 月中旬から下旬の地点 M 水面近くの DO が常に 4 mg/L 以上あることや、2) 2010 年、2011 年とも水柱が強く塩分成層していること（図 14）を考えると、貧酸素水の水面近くへの侵入はあって

も限定的と見るのが自然である。したがって貧酸素水の干潟への継続した侵入が斃死につながったとも考えにくい。さらに、干潟底泥中の AVS は斃死の起きる時期に地点 E と B で大きく異なっていたため、AVS により斃死のパターンを説明することもできない。

以上のように斃死の原因を特定することはできないが、ひとつの可能性として、高温と低塩分の相互作用が考えられる。実験室でシオフキを飼育すると、20℃においては塩分 6 においても一週間程度では斃死しない。一方、31℃（夏の干潟水温と同程度）の高温下、塩分 25 のもとでは一週間以上活発に生残するが、塩分 6 では数日以内に全個体（n = 10）が斃死することがある（3 例中 2 例：中村未発表データ）。大井干潟で斃死が起きる時期は水温が 30℃前後、塩分も時として 10 前後に低下する。したがって、高水温・低塩分の相乗効果で個体にストレスが蓄積し、弱い個体から順に死亡するというシナリオはあながち不自然とはいえない。また、高水温が長期にわたり続くこと（と間歇的な貧酸素水の侵入）によるストレスの蓄積が斃死につながった可能性も否定できない。

・アサリ

2010 年のアサリの生残パターンは AVS の変動（図

21) とよく対応している。すなわち、AVS が常に 3 mg-S/L 底土以下であった地点 E では殆ど斃死が起ころず、7 月下旬から 9 月にかけて 96 mg-S/L 底土を超える地点 B では 8 月から 9 月にかけて生残率が急減する (図 29)。しかし、2011 年には地点 E の AVS は 4～5 月に 190 mg-S/L 底土を超えるがアサリは斃死しない (図 30) ので、AVS 単独では兩年のアサリ死亡パターンを説明することはできない。ただ、2011 年の 4～5 月は地温が 20℃程度であるのに対し、2010 年の 8～9 月には 30℃を超えていた。したがって AVS と高温ストレスの相互作用がアサリ斃死の一因となっている可能性がある。また地点 E、B で硫化水素が検出されたのは 2010 年 8 月、9 月の地点 B のみであり、これはアサリの斃死時期と一致している。なお、硫化水素の検出濃度は 6 mg-S/L 底土と低いものの、貧酸素水に曝された条件下では、この程度の濃度で貝の斃死が起きる可能性も指摘されている。したがって、低レベル(～6.4 mg-S/L 底土)の硫化水素によりアサリが斃死するかについては今後注意して検討する必要がある。また、2011 年の 8 月中旬から下旬にかけてアサリは全滅するが、この原因についてはハマグリとあわせて議論する。

・ハマグリ

2010 年の全飼育期間および 2011 年の 8 月中旬までハマグリは高い生残率を示した。そして、2011 年の 8 月中旬から 9 月中旬にかけて生残率が急減した (図 29、図 30)。9 月中旬に死亡したハマグリは 8 月下旬の時点ですでに瀕死の状態だったため、斃死の原因は 8 月中から下旬に起きた環境の変化によると考えられる。この期間中、地点 M 水面下 0.3 m での DO は継続的に 4 mg/L 以上存在する。したがって貧酸素水の干潟への連続的な侵入が斃死の原因になったとは考えにくい。またこの時期の干潟の AVS も低く、さらに 2010 年の夏には地点 B で AVS が高くとも斃死が起きなかったことから (図 21)、これに原因を帰することもできない。一方、この時期の塩分は 2010 年に比べ低く推移している。したがって低塩分(と高水温の相互作用)が斃死の原因となった可能性もあるが、ハマグリは 31℃、塩分 6 のような干潟より過酷な状況でも一週間は活発に生残するので低塩分に斃死原因を帰するのも妥当でない。残された斃死原因の可能性としては 8 月中旬から下旬の集中豪雨 (8 月 19 日から 26 日までの羽田の降水量：266 mm、同期

間の平均降水量：35 mm) が考えられる。豪雨後、干潟には下水臭が漂う。これは運河南方にある森ヶ崎水再生センターからの下水越流水²⁸⁾によるものと思われる。集中豪雨と下水臭の直後に大井干潟で貝の斃死する例は先行研究である 2007 年のケージ飼育実験でも観察されており¹⁰⁾、越流水の何らかの成分 (有機物ないしはバクテリア) がハマグリやアサリに作用して死に至らしめた可能性はある。

・ホンビノスガイ

2011 年のみの実験結果であるが、他の貝がほとんど死滅した 8 月中旬から下旬にかけても 50 %以上の生残率を示した (図 30)。また、地点 E 近くに (ケージなしで) 放流したホンビノスガイのマーキング個体でも斃死は殆ど認められなかった (金谷 未発表データ)。越流水の浸入時にもある程度の割合で本種が生残することは 2007 年のケージ実験でも示されており¹⁰⁾、本種が京浜運河で卓越する大きな要因となっていることが予想された。

2.2.4 まとめ

東京湾にある京浜運河は夏期に貧酸素水塊が卓越し、底泥中には硫化水素が発生する環境劣悪な水域である。この京浜運河に位置する大井干潟において、2010 年、2011 年の春季から秋季にかけて二枚貝 (アサリ、シオフキ、ホンビノスガイ、ハマグリ) のケージ飼育実験を行い、貝の生残を調べた。これと併行し、貝の生残を左右する可能性のある環境因子 (水温・塩分・底質・溶存酸素・硫化物など) についてのモニターも行なった。兩年とも夏場に貝の斃死が生じたが、いずれの貝の場合もその生残とそれぞれの環境因子の変動の間に明瞭な関係を認めることはできなかった。二枚貝の生残パターンは種によって大きく異なった。そしてそれぞれの種の斃死には複数の因子が関与しているうえに、その組み合わせが種ごとに異なっていることが推察された。換言すると、DO や底泥の硫化物をモニターし頻繁に二枚貝の生残をチェックしても、(貝死滅の原因とされる) 貧酸素水の侵入や AVS の増加と貝の生残との間に明瞭な関係はえられなかった。今後は対象とする干潟域で、どの種を保全してゆくのか明確な目標をたて、環境とその種の生残・成長に関する知見を蓄積してゆくことが干潟の環境管理の上で (回り道だが) 必要となるかもしれない。

多毛類をはじめとする底生動物は、有機物を活発に摂食除去し底泥を生物攪拌によって酸化するため、その生息により底質・水質環境の改善が期待される²⁷⁾。しかし、底生動物が死滅すると、底生動物による環境回復作用は機能しなくなる。そのため、底生動物が死滅すると有機物の除去が効率的に進行しなくなり、底土有機物はさらに増加し、環境がさらに悪化するという負のスパイラルが進行する。

本研究結果から、京浜運河では春から晩秋までの長期にわたり貧酸素水塊が発生し、その影響は干潟部にまで及んでいることが明らかになった。また、赤潮由来の易分解性有機物の沈降・堆積が、貧酸素化と底泥への硫化水素蓄積に拍車をかけていた。運河底泥中において、底生動物による環境回復作用が季節を通じて機能するためには、年間を通じて底土の硫化水素含量が 50 mg-S/L 底土を下回り、月平均 DO が 3 mg/L を下回らないことが一つの目安となる。貧酸素と底泥への硫化水素蓄積は、底生動物の生息に対し相加的な負の影響を及ぼしており、京浜運河の環境改善のためには、底土への易分解性有機物負荷の低減、すなわち夏期の赤潮発生を抑制する方策が必要であると考えられた。

引用文献

- 1) Lotze H.K., Lenihan H.S., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R.G., Kay M.C., Kidwell S.M., Kirby M.X., Peterson C.H., Jackson J.B.C. (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312, 1806-1809.
- 2) Levin L.A., Boesch D.F., Covich A., Dahm C., Erséus C., Ewel K.C., Kneib R.T., Moldenke A., Palmer M.A., Snelgrove P., Strayer D., Weslawski J.M. (2001) The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4, 430-451.
- 3) Hargrave B.T., Holmer M., Newcombe C.P. (2008) Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar. Poll. Bull.*, 56, 810-824.
- 4) Diaz R.J., Rosenberg R. (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321, 926-929.
- 5) Altieri A.H., Witman J.D. (2006) Local extinction of a foundation species in a hypoxic estuary: integrating individuals to ecosystem. *Ecology*, 87, 717-730.
- 6) 安藤晴夫, 柏木宣久, 二宮勝幸, 小倉久子, 川井利雄 (2005) 1980 年以降の東京湾の水質汚濁状況の変遷について—公用水域水質測定データによる東京湾水質の長期変動解析—. 東京都環境科学研究所年報, 141-150.
- 7) 小市佳延, 下村光一郎, 犬飼まり子, 水尾寛己, 西栄二郎, 坂本昭夫 (2010) 横浜港の底層環境調査—みなとみらい〜瑞穂地区—. 横浜市環境科学研究所報, 34, 16-23.
- 8) Kodama K., Lee J.H., Oyama M., Shiraishi H., Horiguchi T. (2012) Disturbance of benthic macrofauna in relation to hypoxia and organic enrichment in a eutrophic coastal bay. *Mar. Environ. Res.*, 76, 80-89.
- 9) 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.
- 10) 中村泰男, 小泉孝義, 市村康, 木幡邦男 (2009) 東京湾の人工干潟におけるハマグリが生残と成長: ケージ実験による他種との比較. 水環境学会誌, 32, 549-555.
- 11) Gray J.S., Wu R.S., Or Y.Y. (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 238, 249-279.
- 12) Sato T., Miyajima T., Ogawa H., Umezawa Y., Koike I. (2006) Temporal variability of stable carbon and nitrogen isotopic composition of size-fractionated particulate organic matter in the hypertrophic Sumida River Estuary of Tokyo Bay, Japan. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 68, 245-258.
- 13) Kanaya G., Nakamura Y., Koizumi T., Yamada K., Koshikawa H., Kohzu A., Maki H. (2013) Temporal changes in carbon and nitrogen stable isotope ratios of macrozoobenthos on an artificial tidal flat facing a hypertrophic canal, inner Tokyo Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 71, 179-189.
- 14) Marvin-DiPasquale M.C., Boynton W.R., Capone D.G. (2003) Benthic sulfate reduction along the Chesapeake Bay central channel. II. Temporal controls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 260, 55-70.

- 15) Lamb A.L., Wilson G.P., Leng M.J. (2006) A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}C$ and C/N ratios in organic material. *Earth-Sci. Rev.*, 75, 29-57.
- 16) Thornton S.F., McManus J. (1994) Carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 38, 219-233.
- 17) Kanaya G., Takagi S., Kikuchi E. (2008) Dietary contribution of the microphytobenthos to infaunal deposit feeders in an estuarine mudflat in Japan. *Mar. Biol.*, 155, 543-553.
- 18) 西榮二郎, 田中克彦 (2007) 神奈川近海の干潟・汽水域に産する環形動物多毛類. 神奈川自然誌資料, 28, 101-107.
- 19) Kanaya G., Suzuki T., Kikuchi E. (2011) Spatio-temporal variations in macrozoobenthic assemblage structures in a river-affected lagoon (Idoura Lagoon, Sendai Bay, Japan) : Influences of freshwater inflow. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 92, 169-179.
- 20) Yokoyama H. (2002) Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: Evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fisheries Sci.*, 68, 258-268.
- 21) Aikins S., Kikuchi E. (2002) Grazing pressure by amphipods on microalgae in Gamo Lagoon, Japan. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 245, 171-179.
- 22) Hardege J.D., Bartels-Hardege H.D., Zeeck E., Grimm F.T. (1990) Induction of swarming of *Nereis succinea*. *Mar. Biol.*, 104, 291-295.
- 23) Kikuchi E., Yasuda K. (2006) Comparison of the life cycles of two sympatric estuarine polychaetes, *Hediste diadroma* and *H. atoka* (Polychaeta: Nereididae), in the Nanakita River estuary, northeastern Japan. *Limnology*, 7, 103-115.
- 24) Grassle J.F., Grassle J.P. (1974) Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. *J. Mar. Res.*, 32, 253-284.
- 25) Levin L.A. (1986) Effects of enrichment on reproduction in the opportunistic polychaete *Streblospio benedicti* (Webster) : a mesocosm study. *Biol. Bull.*, 171, 143-160.
- 26) Vaquer-Sunyer R., Duarte C.M. (2010) . Sulfide exposure accelerates hypoxia-driven mortality. *Limnol. Oceanogr.*, 55, 1075-1082.
- 27) Kinoshita K., Tamaki S., Yoshioka M., Srithonguthai S., Kunihito T., Hama D., Ohwada K., Tsutsumi H. (2008) Bioremediation of organically enriched sediment deposited below fish farms with artificially mass-cultured colonies of a deposit-feeding polychaete *Capitella* sp. I. *Fisheries Sci.*, 74, 77-87.
- 28) Maki H., Sekiguchi H., Hiwatari T., Koshikawa H., Kohata K., Yamazaki M., Kawai T., Ando H., Watanabe M. (2007) Influences of storm water and combined sewage overflow on Tokyo Bay. *Environ. Forensics*, 8, 173-180.

2.3 湾内流動・水質・一次生産・底生生物個体群動態モデルの構築

2.3.1 はじめに

大都市部沿岸の閉鎖性海域では、総量規制等による有機汚濁物質・栄養塩の流入負荷削減が長年進められているものの、依然として毎年のように夏から秋にかけて貧酸素水塊・青潮が発生している。東京湾において青潮は2000年以降年間1～6件で千葉県西岸を中心に発生しており、2010年、2012年には東京湾北部の二枚貝の大量斃死といった漁業被害も報告されている¹⁾。

閉鎖性海域における健全な水環境・生態系を中長期的に保全・形成するためには、流入汚濁負荷の制御、干潟・浅海域の保全・回復、底質改善など環境修復が必要不可欠であるが、これら施策・事業を有効に行うためには、その実施効果、とくに水質の変化、底生生物相の応答、及びこれらの持続性・相互作用・更なる波及効果等を適切に予測・評価する必要がある。我々は、その予測・評価手法の一つとして、施策・事業の効果や気候変動といった外力変化を陽的に条件設定することが可能である海域の流動・水質・底質・生態系シミュレーションモデルの開発に取り組んでいる。

本研究では、底生生物のうち二枚貝のアサリを対象として、東京湾における貧酸素水塊・青潮がアサリ資源量に及ぼす影響を評価する流動・水質・底質・アサリ生活史モデルの構築を行い、モデルの再現精度の検証・課題の把握、並びに東京湾奥部に生息するアサリ個体数の変

動と貧酸素水塊・青潮の関係性について考察を行った。

2.3.2 シミュレーションモデルの概要

(1) 流動モデル

流動モデルは一般によく用いられる連続式、静水圧近似・ブシネスク近似の運動方程式、塩分・熱輸送方程式、UNESCO (1981)²⁾の状態方程式で構成された3次元解析モデルである。数値解法には水平・鉛直方向ともに有限差分法を用いており、水平方向はコロケート格子系、鉛直方向はレベル座標格子系を用いており、VOF法³⁾により自由水面の追跡を行っている。水平方向の乱流粘性・拡散についてはSmagorinsky (1963)⁴⁾のモデルを適用し、鉛直混合スキームについてはMellor (2001)⁵⁾のレベル2.5クロージャーモデル(以下、MYモデル)と標準型 $k-\epsilon$ モデル⁶⁾(以下、KEモデル)の選択が可能である。また、大気-海洋間で生じる運動摩擦・熱収支については、Kondo (1975)⁷⁾の方法により算定している。

(2) 水質・底質モデル

水質・底質モデルの構造を図31に示す。水質・生態系モデルの解析対象物質は炭素(C)、窒素(N)、リン(P)、ケイ素(Si)および溶存酸素(DO)であり、これらが植物プランクトン態、デトリタス態(懸濁態、粒子態のうち植物プランクトン態を除いたもの)、溶存有機態および溶存無機態の形態変化を起こしつつ、水平・鉛直輸送される。輸送方程式には塩分や熱と同様に3次元の移流拡散方程式を採用し、流動モデルで得られた流速や渦拡散係数を用いて3次元計算される構造になっている。

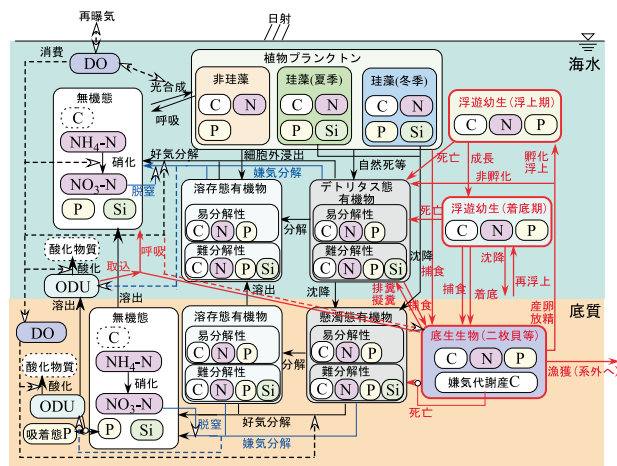


図31 水質・底質・アサリ生活史モデルの物質フロー

る。本モデルは既往研究⁸⁻¹¹⁾にて伊勢湾に適用された事例があり、TOC、TN、TP、DOの季節変動や伊勢湾底層に見られる有機物濃度の長期トレンドを良好に再現している。

本モデルにおいて有機物の分解には、DOが十分にある場合は好気性(DO消費が伴う)分解、DOが不足して硝酸態窒素が存在する場合は硝酸還元(脱窒)による分解、硝酸態窒素も不足の場合は嫌気性分解といった3段階の過程が考慮されている。最後の嫌気性分解は、酸化鉄・酸化マンガン・硫酸塩の還元に伴う有機物分解を一括化したものであり、これらの過程で生じる副生成物をODU(Oxygen Demand Unit)¹²⁾としている。ODUは副生成物が酸化される際に消費される酸素量で単位を統一化し、DOに接すると素早く酸化するようにモデル化されている。一般に海中には硫酸イオンが比較的多量に含まれているため、ODUが多量に発生した時は大部分が硫化水素等の硫酸イオンが還元されたもので構成されていると考えられる。

(3) アサリ生活史モデル

アサリ資源量の変動要因を特定するためには、その変動が生活史のどの過程で決定されているかを明らかにする必要がある。アサリの生活史は成貝の産卵・放精に始まり、受精卵から孵化した幼生が2~3週間程度水中を浮遊し、好適な底質・基盤に着底する。着底した幼生は着底稚貝に変態して底生生活に入り、底層直上水の懸濁有機物を濾過・摂食して1年半~2年で成貝に至る¹³⁾。

本研究のアサリ生活史モデルの構造を図32に示す。

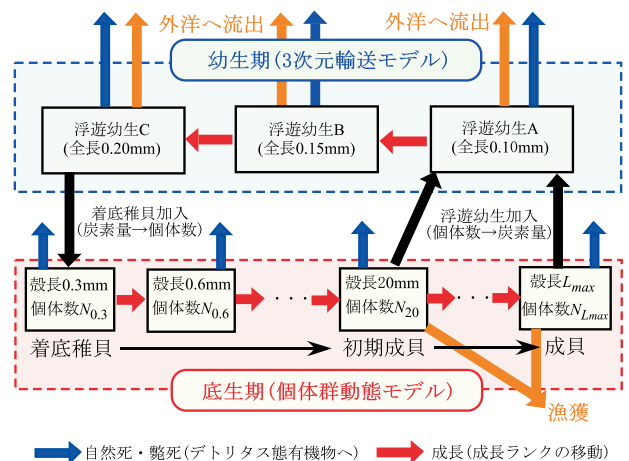


図32 アサリ生活史モデルの構造

また、水質・底質モデルとアサリ生活史モデルの物質収支の関係を図 32 に併示する。アサリ生活史モデルは底生期と幼生期の 2 つのサブモデルで構成され、前者は個々の生息場のメッシュごとに成長ステージごとの個体数密度・個体成長速度が、後者は流動モデルとともに 3 次元空間における浮遊幼生の密度が計算される構造である。

底生期のアサリ個体群動態は式 (1) を用いて解析される。

$$\frac{\partial N_s}{\partial t} + \frac{\partial G_s N_s}{\partial W_c} = -(M_n + M_{fish} + M_{DO}) N_s \quad (1)$$

ここに、 N_s : 成長ステージ別のアサリ個体数密度 (ind/m²)、 t : 時間 (秒 [s])、 M_n 、 M_{fish} : それぞれ自然死、漁獲による減耗率 (/s)、 W_c : 軟体部炭素重量 (g-C/ind)、 G_s : 個体成長速度 (g-C/ind/s) である。

式 (1) 中の M_{DO} (/s) は貧酸素水塊・硫化水素による斃死率 (以下、貧酸素斃死率) である。貧酸素水塊・硫化水素による二枚貝の斃死は、そのモデル化については現在のところ確立されていないが、既往研究¹⁴⁾ の報告をまとめると以下のことが明らかにされている。

- ・無酸素状態におけるアサリの生残率は水温に依存する。水温が低くなるほど生残率は高くなり、25℃以下であれば数日間は無酸素でも生存できる。
- ・一般的に二枚貝は有酸素呼吸ができないときは、嫌気代謝に切り替えることにより、比較的長期間生存することが可能である。嫌気代謝が進み、コハク酸、プロピオン酸などの有機酸の体内濃度が上昇すると死亡する。
- ・硫化水素は好気代謝を阻害し、嫌気代謝を助長する。
- ・貧酸素の耐性は大型個体よりも小型個体の方が強い。

本モデルでは、上記 4 項目を重要視して、次のように貧酸素斃死率 M_{DO} のモデル化を試みる。まず、各成長ステージにおける嫌気代謝で生成された有機炭素量 W_{AC} (g-C/ind) を予報変数として設定し、 M_{DO} は軟体部炭素重量 W_c に対する W_{AC} の割合 R_{AC} に依存して式 (2) のように変化するものとする。

$$M_{DO} = \begin{cases} 0 & (R_{AC} < R_{AC1}) \\ M_{DO1} & (R_{AC1} \leq R_{AC} < R_{AC2}) \\ M_{DO2} & (R_{AC} \geq R_{AC2}) \end{cases} \quad (2)$$

ここに、 M_{DO1} 、 M_{DO2} : 斃死率 (/s)、 R_{AC1} 、 R_{AC2} : R_{AC} の閾値 (無次元) である。式 (1) 中の個体成長速度 G_s は個体成長モデルにより有機炭素の摂餌・同化量と代謝・異

化量の差で求められるが、代謝量は式 (3) で算出される。

$$R = R_{cmax} f_{RT} W_c \quad (3)$$

ここに、 R : 代謝量 (g-C/s/ind)、 R_{cmax} : 0℃における代謝速度 (/s)、 f_{RT} : 代謝の温度関数 (Q_{10} 値の定義式と同じ指数関数) である。生息場直上水中に式 (3) で求まる代謝量 R に必要な溶存酸素 DO が存在すれば R は全て好気代謝で生じ、DO が十分に存在しない場合はその不足分だけ嫌気代謝が起こり、 W_{AC} が増加するものとする。式 (3) は温度関数 f_{RT} が存在するため、水温が低くなるほど嫌気代謝は起こりにくくなるように考慮されている。生息場直上水中に硫化水素 (本モデルでは ODU) が存在するときは、ODU 吸収量に相当する嫌気代謝が強制的に発生し、 W_{AC} が増加するものとしてその毒性を考慮する。なお、生息場直上水が無酸素状態から回復したときについては、嫌気代謝で生成された有機炭素が先に酸化されるものとして、アサリ個体の回復を表現している。

表 3 アサリ生活史モデルの式 (2) (3) のモデル定数

定数	定義・単位	設定値
M_{DO1}	貧酸素斃死率 (第 1 段階) (/hr)	0.015
M_{DO2}	貧酸素斃死率 (第 2 段階) (/hr)	0.060
R_{AC1}	嫌気代謝により生成した有機炭素量の割合の閾値 (第 1 段階) (無次元)	0.013
R_{AC2}	嫌気代謝により生成した有機炭素の割合の閾値 (第 2 段階) (無次元)	0.020
R_{cmax}	0℃の代謝速度 (/day)	0.00025
Q_{10}	Q_{10} 値 (10℃上昇したときの代謝量増加率)	3.67

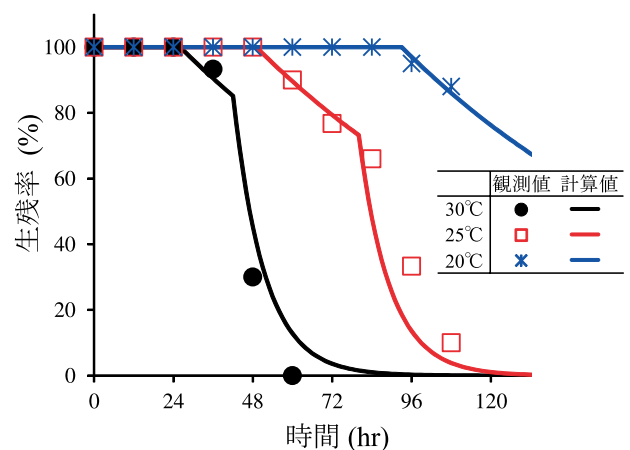


図 33 無酸素曝露時におけるアサリ生残率の観測値¹⁴⁾と計算値の比較

日向野・品川 (2009)¹⁴⁾ の無酸素暴露実験のアサリ生残率を参考に同定した式 (2) (3) のモデル定数を表 3 に、生残率の計算値と観測値の比較を図 33 にそれぞれ示す。アサリ生活史モデルの他の支配方程式・モデル定数等は既報^{9,11)} に詳述してあるので、本報では割愛する。

(4) シミュレーション条件

(i) 流動シミュレーション

流動・水質・底質・アサリ生活史モデルを用いて 2007～2012 年の東京湾の解析を行った。水平解像度は 30 × 30 秒 (東西 0.76 × 南北 0.92 km)、鉛直方向については 1～25 m の層厚で格子分割を行った。海底地形については 500 m メッシュ水深データ JTOPO30(MIRC) を用いた。気象条件のうち風速、湿度、気温、海面気圧および降水量については気象庁のメソ数値予報モデル GPV (MSM) の出力値を線形内挿したもの、放射量については気象庁の東京における地上気象観測値を空間一様にそれぞれ 1 時間ごとに与えた。三浦半島の南東端と房総半島を結ぶ北緯 35.125 度の東西ラインを外洋境界とし、水位には布良の観測潮位 (気象庁) を 1 時間ごとに、水温・塩分プロファイルには FRA-JCOPE2¹⁵⁾ の再解析結果を 1 日ごとに与えた。陸域からの淡水流入量については一級河川より流入するものと下水処理場から直接流入するものの 2 種類を考慮して与えた。河川流量について、解析を行った時点ではまだ流量年表 (国土交通省) の確定値は公表されていない期間があった。そのため、本研究では過去の水位・流量データより水位-流量関係を推定し、全期間で入手可能であった 1 時間ごとの水位データ速報値 (国土交通省) を用いて各河川水位観測点の流量時系列を作成した。東京湾への流入量は、求めた観測地点の流量に観測地点より上流の流域面積に対する全流域面積の比率を乗じた値とした。下水処理場からの淡水流入量は下水道統計 (日本下水道協会) に記載されている年間処理水量を等分して与えた。

(ii) 水質・底質シミュレーション

陸域からの負荷流入条件については、流動シミュレーションと同様に、一級河川と下水処理場から流入するものの 2 種類を考慮して与えた。一級河川からの負荷流入量は、水質年表 (国土交通省河川局) に記載されている河口もしくは合流点にもっとも近い観測地点の物質濃度に淡水流入量を乗じて算出した。なお、Si 濃度について

は対象河川全てにおいて水質年表に記載されていなかったため、小林 (1960)¹⁶⁾ の計測値を参考に与えた。下水処理場からの負荷流入量は下水道統計 (日本下水道協会) に記載されている計測値を参考に与えた。底質情報については、東京湾環境情報センターにて公表されている粒度組成を参考にし、メッシュ毎に砂質とシルト・泥質の 2 種の面積比率を設定した。

(iii) アサリ生活史モデル

アサリ資源量を本モデルで解析する上で必要となる設定条件のうち特に地域性を有するものは、アサリの生息場の分布、各生息場における成長ステージごとの底生個体数密度の初期条件、自然死・漁獲による減耗率、および産卵期である。

まずアサリの生息場については、一般的には干潟およびその周辺の潮下帯であるが、水深が 2 m 以上の潮下帯ではヒトデやカニ、ツメタガイなどの捕食者が多く存在するため、自然由来の減耗率はかなり高い¹⁷⁾。本解析では、水産庁・水産資源保護協会が作成した平成 11 年漁場環境・水産資源状況把握調査漁場環境評価メッシュ図 (東京湾及びその周辺海域)、および環境庁自然保護局・財団法人海中公園センターの海域生物環境調査報告

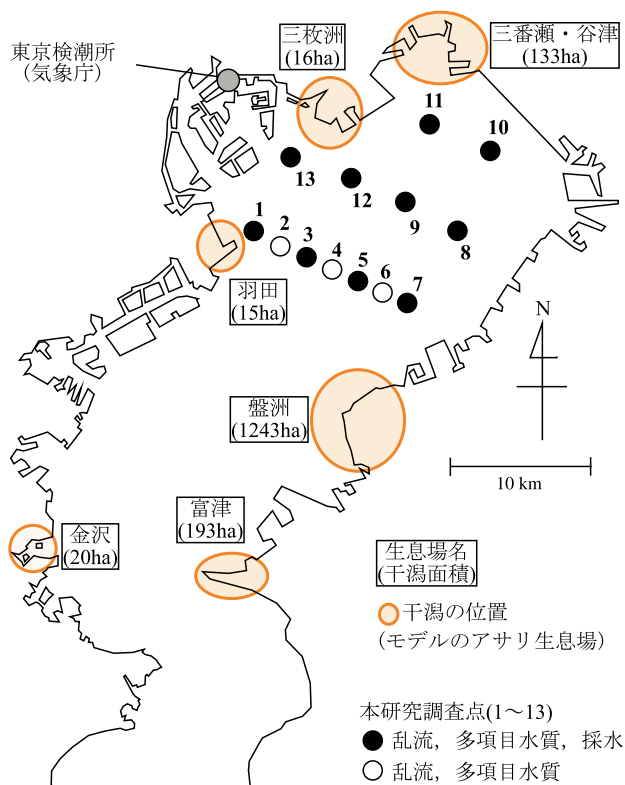


図 34 東京湾におけるアサリ生息干潟の分布・面積および本研究の流動・水質の現地調査点

書（干潟、藻場、サンゴ礁調査）を参考にして、図34に示す主な干潟をアサリの生息場に設定した。

他の設定条件については、有用なデータ・情報を入手・整備することができなかったため、ここでは既報⁹⁽¹¹⁾の伊勢湾の解析で使用した条件をとりあえず適用することにした。各生息場の成長ステージごとの初期底生個体数密度、および自然死・漁獲圧による減耗率については、図35に示してある水野・丸山（2009）¹⁸⁾の勢田川・五十鈴川河口の川口干潟のコホート調査結果を整理して設定した。産卵期については、東京湾においては春と秋の年2回の産卵盛期を持つことが知られているので、本解析では5月と10月を産卵期に設定した。

上記のように、本モデルにおいてアサリ個体群の再現計算シミュレーションを行うには、地域特性や人為的要素が関わる計算条件の設定に多くの不確実性が残されていると言わざるを得ない。この問題はとくに東京湾のアサリに限ったものではなく、広範囲の生物個体群の動態予測研究に共通する重要な課題であると考えている。

2.3.3 解析結果と考察

(1) 流動・鉛直混合強度の再現精度

本研究では、図34に併示してある東京湾奥部の13点を対象として2011年7月から2013年3月にかけて計

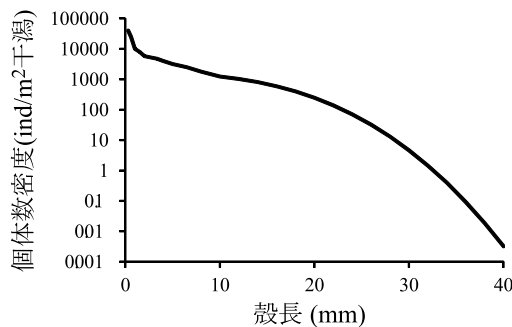


図35 初期条件に用いたアサリの個体数密度

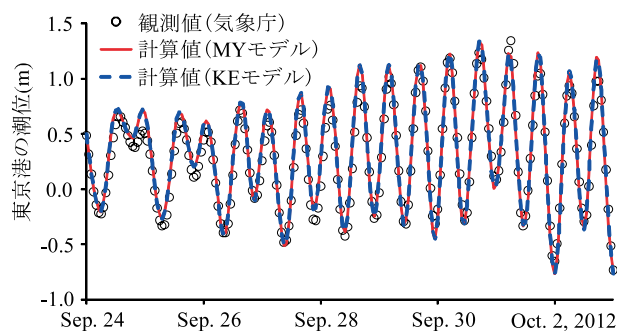


図36 東京港における潮位の観測値と計算値の比較

15回の流動・水質の現地観測を実施している^{19,20)}。これらの調査結果を用いて、本モデルの流動・水質の再現精度をまず検討する。

解析結果の一例として図36に2012年9月24日～10月2日の東京港内の検潮所（図34）における潮位の観測値（気象庁）と計算値の比較を示す。また、図37に冬期（混合期）・秋期（成層消滅期）・春期（成層形成期）の、図38に夏期（強成層期）の海水密度 σ_t 、乱流エネルギー散逸量 ϵ 、および渦拡散係数 K_H の鉛直分布の観測値と計算値をそれぞれ測点ごとに示す。なお、図36～38の計算値には鉛直混合スキームにMYモデル、KEモデルを用いた場合の結果をそれぞれ示してある。まず、図36を見ると、MY、KEモデルの潮位の計算値は、両者の差がほとんどなく、ともに観測値と非常によく一致している。本流動モデルの潮汐流の再現精度は良好であるといえる。

図37と図38のMYモデルとKEモデルの海水密度の鉛直分布（ σ_t ）を見ると、両者の計算値には大きな違いが見られず、どちらも観測値をよく再現している。本流動モデルにおいては、鉛直混合スキームにMYモデルとKEモデルのどちらを用いても実用上問題となる差は現れないと考えられる。次に鉛直混合の強さに着目すると、密度場がほぼ中立に近い状態の2012年1月30日の結果（図37(a)(b)）では、MY、KEモデルともに ϵ および K_H の計算値は観測値を全層にわたってよく再現している。一方、成層消滅期の2011年10月31日（図37(c)(d)）および成層形成期の2012年3月20日（図37(e)(f)）における ϵ および K_H の計算値は、湾東側の測点（図37(d)(f)）では観測値と比較的よく一致しているが、成層が比較的強い湾西側の測点（図37(c)(e)）では両モデルともに観測値よりも全体的に小さい。強成層期（図38）ではその傾向がより顕著になり、表層から5m深程度までは ϵ および K_H の計算値は観測値と概ね一致しているものの、中・下層では観測値で強い混合が見られるところ（ $\epsilon > 1.0^{-6} \text{ m}^2/\text{s}^3$ ）でも計算値は観測値と数オーダーも異なるほど過小になっている。両モデルともに密度安定条件下における乱流の発達を過剰に抑制していると考えられ、成層期における海底混合層の再現精度の向上は今後の重要な課題であるといえる。

(2) 水質の再現精度

図39～42に各測点の表層・底層におけるクロロフィ

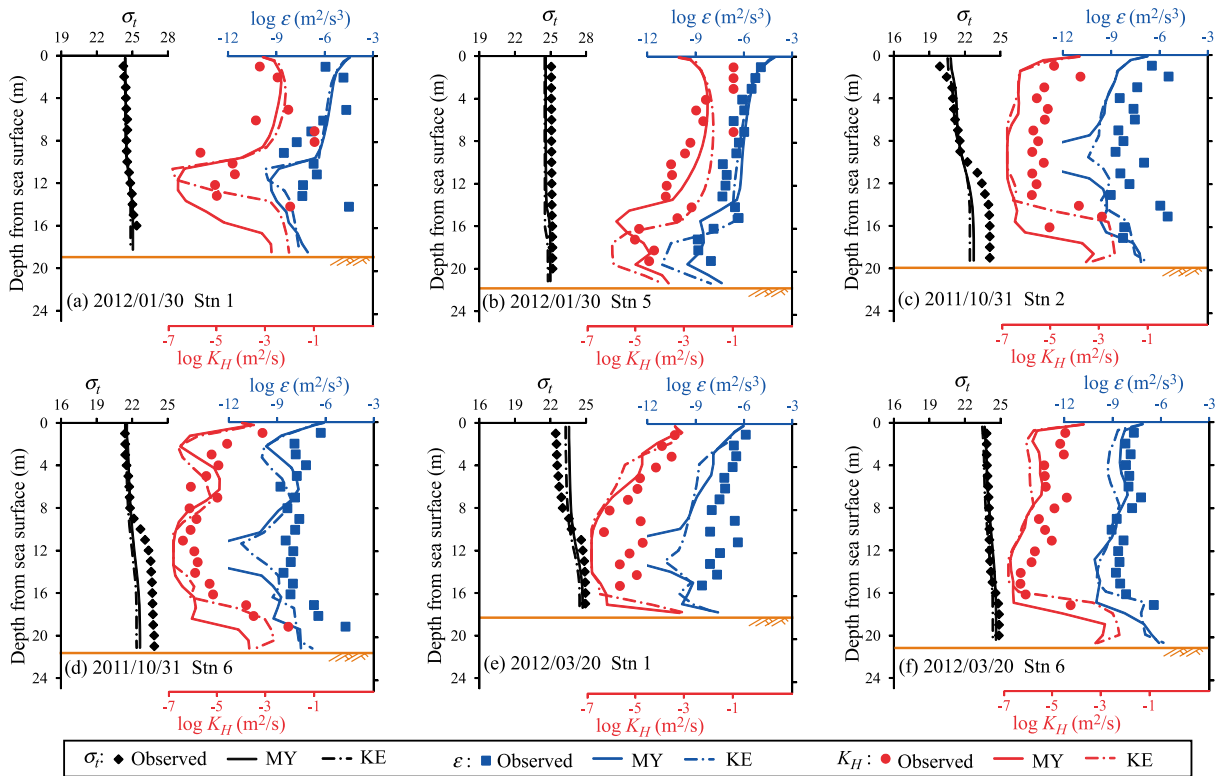


図 37 冬期 (混合期)・秋期 (成層消滅期)・春期 (成層形成期) の σ_t , ϵ および K_H の観測値と計算値の比較

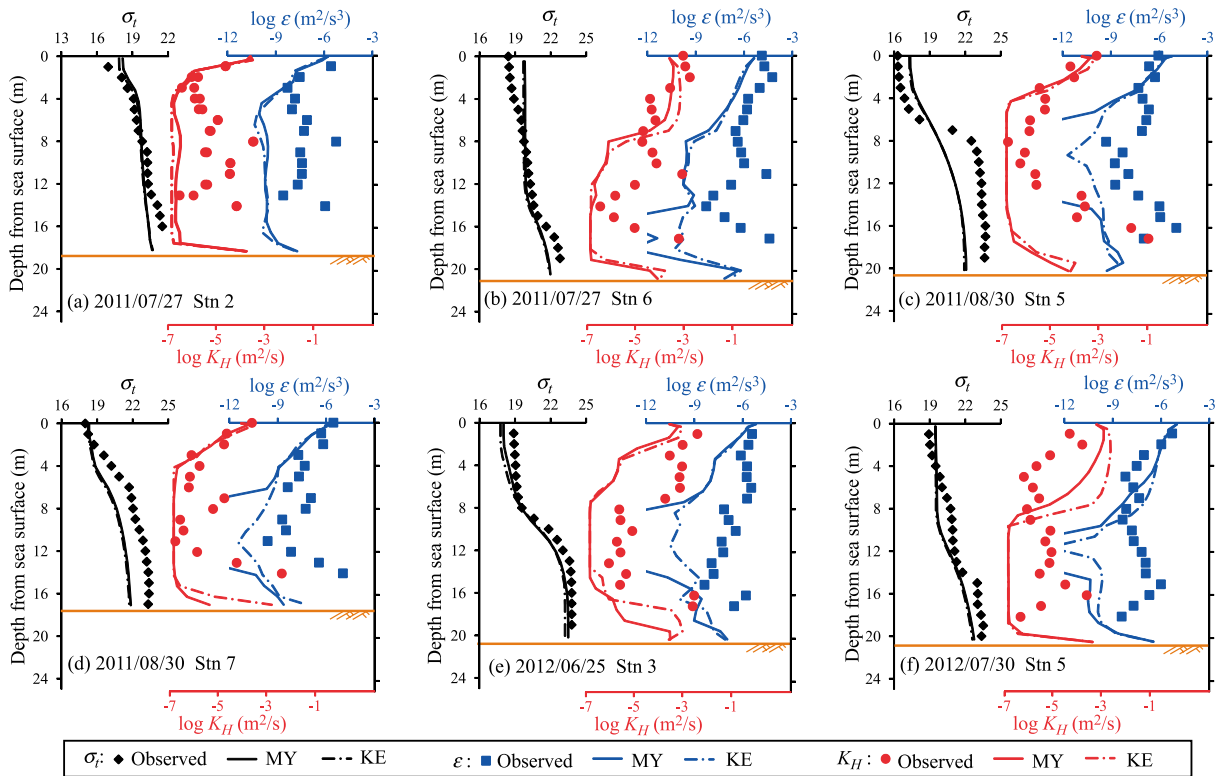


図 38 夏期 (強成層期) の σ_t , ϵ および K_H の観測値と計算値の比較

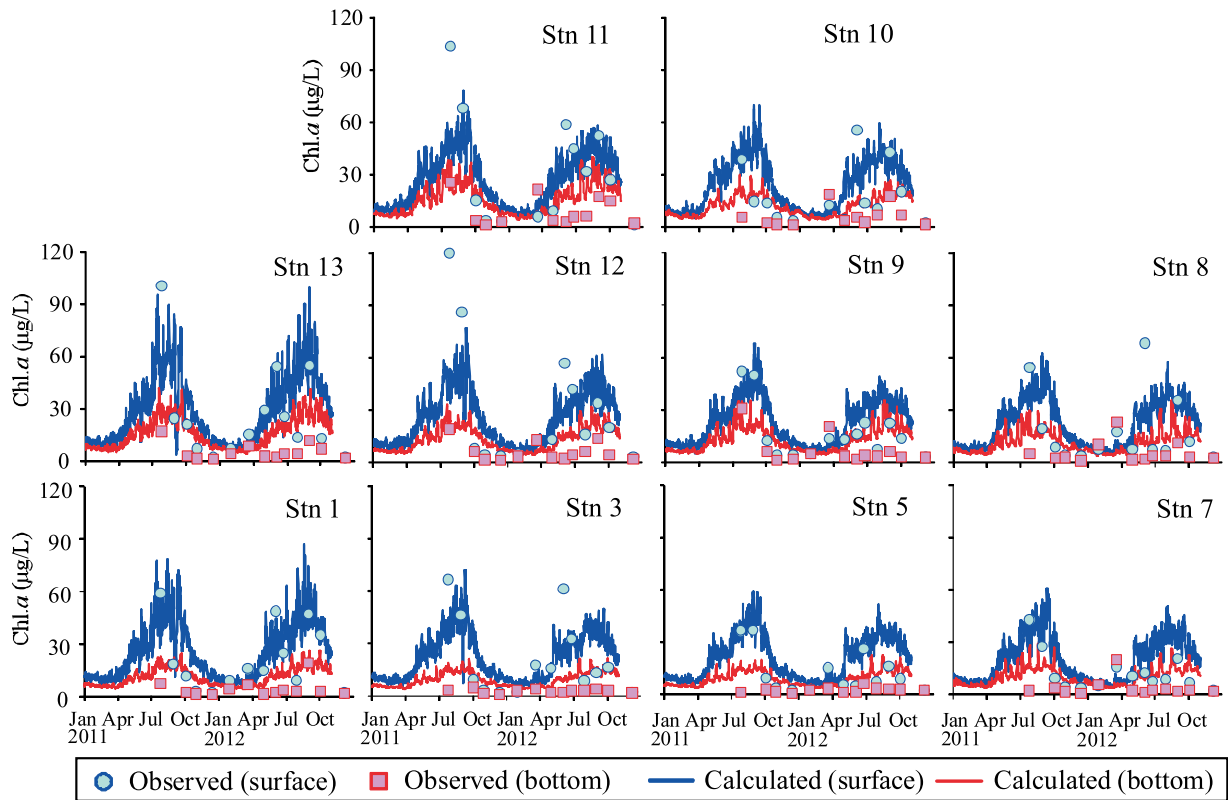


図 39 表層・底層 Chl. *a* の計算値と観測値の比較

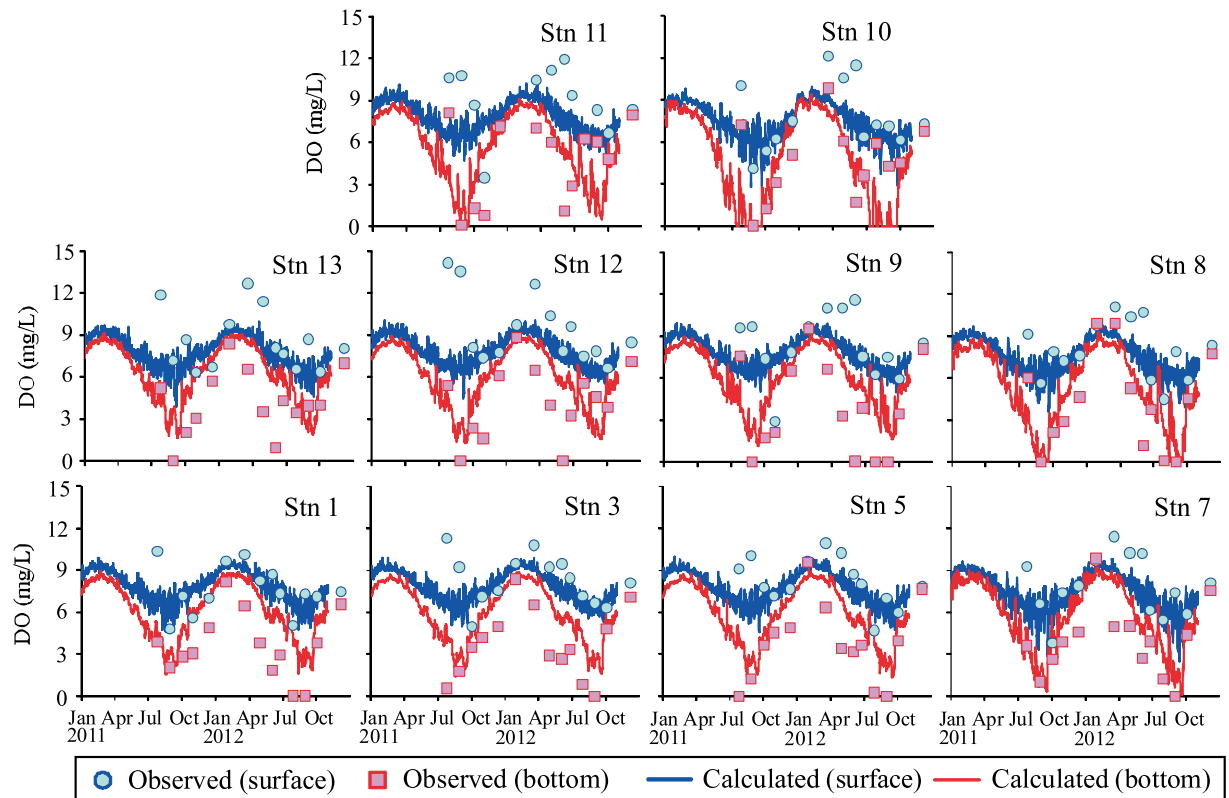


図 40 表層・底層 DO の計算値と観測値の比較

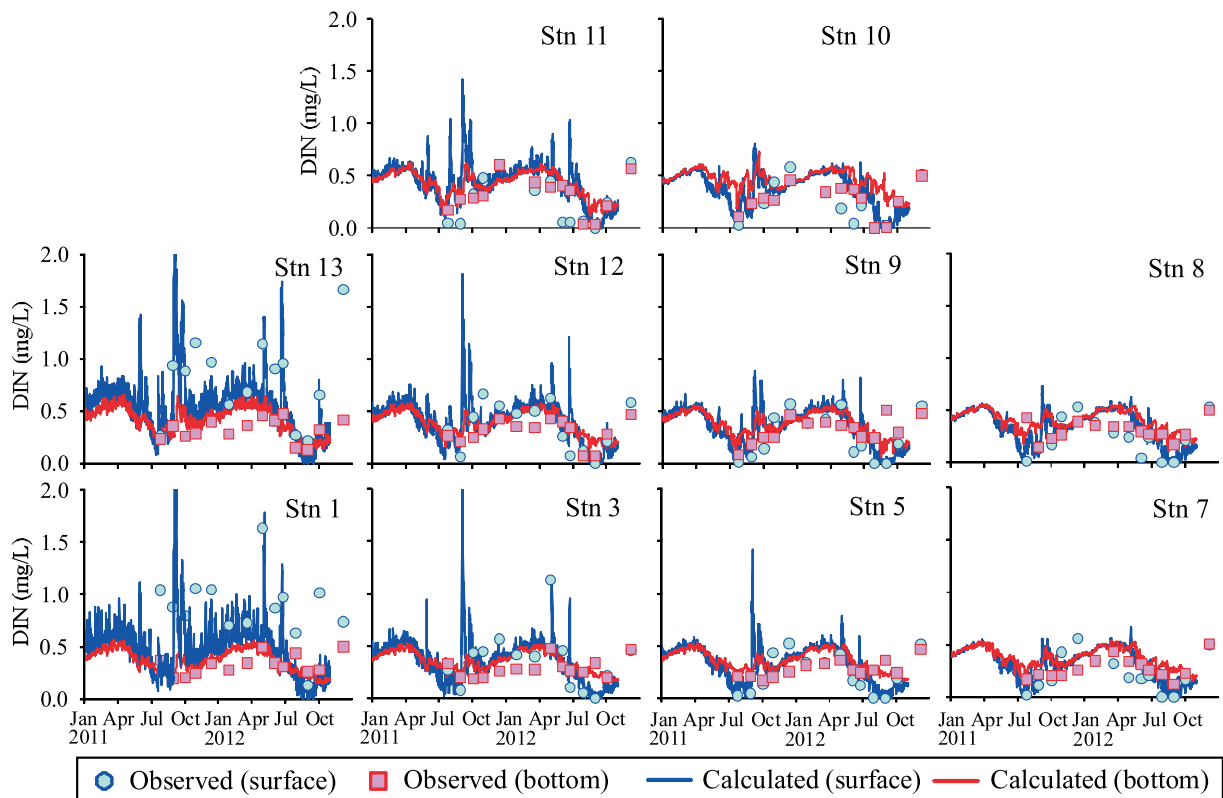


図 41 表層・底層 DIN の計算値と観測値の比較

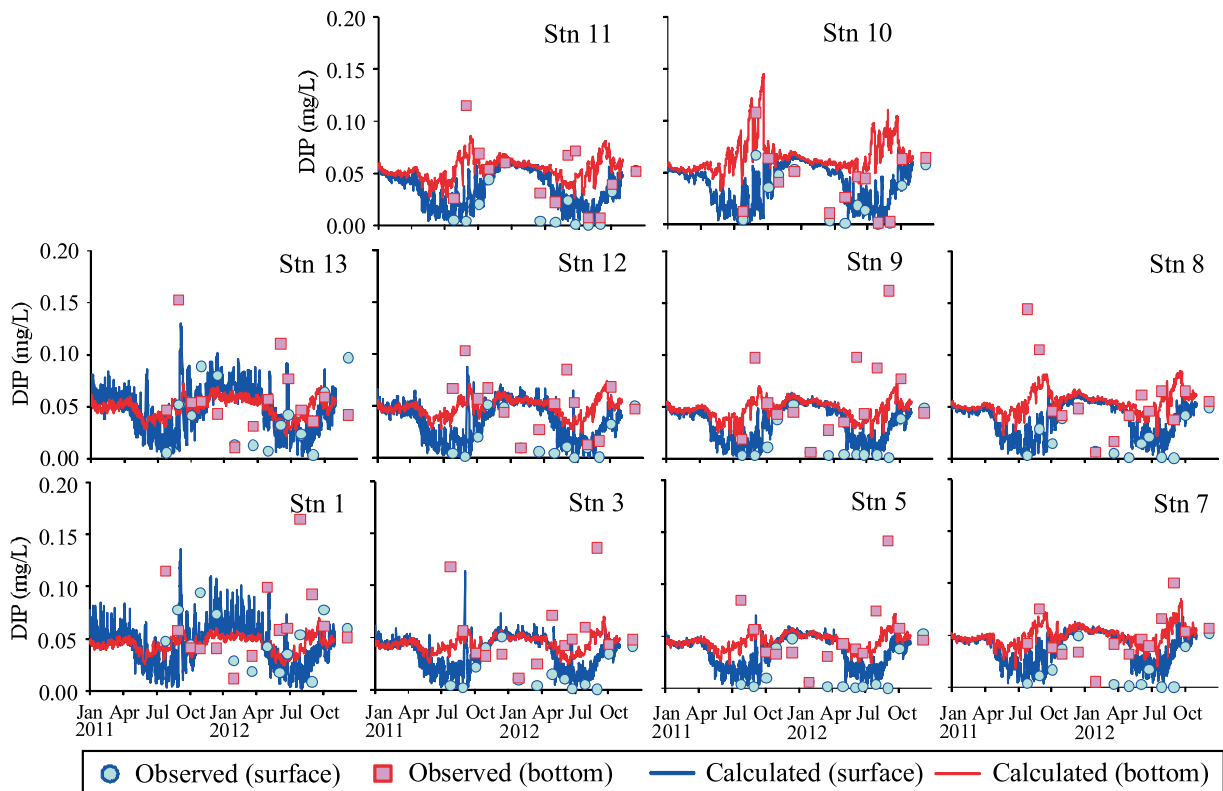


図 42 表層・底層 DIP の計算値と観測値の比較

ル a (Chl a)、溶存酸素 (DO)、溶存無機態窒素 (DIN)、および溶存無機態リン (DIP) の観測値と計算値の比較をそれぞれ示す。まず、図 39 の植物プランクトンの濃度の指標である Chl a を見ると、2012 年夏期の湾東側の測点において計算値は観測値より若干過大評価する傾向があるものの、空間分布（とくに東西方向の差）や季節変動など全体的に本モデルの再現精度は良好であるといえる。

図 40 の DO については、Chl a が非常に高く、表層が過飽和になっているときの計算値と観測値に顕著な差が見られるものの、それを除けば全体的に計算値と観測値は概ね一致している。植物プランクトンの主要栄養塩 DIN (図 41)、DIP (図 42) を見ると、DIN の計算値は表層・底層ともに観測値とかなりよく一致しているが、DIP については、とくに底層において観測値と計算値に顕著な差が見られる。本底質モデルでは嫌気分解が進むにつれて吸着態リンが溶脱するように考慮されており、計算値の底層 DIP は底層 DO が小さいときに上昇するという定性的な傾向は一応本計算で表わしているものの、定量的な再現精度はまだ十分とは言えない。観測値と計算値の底層 DIP に大きな差が見られるときは、底層 DO の再現精度が低い日時・測点と一致しており、底層 DIP の挙動をうまく再現するためには、底層 DO の再現精度の更なる向上が必要であるといえる。

以上のように本モデルは、いくつかの解決すべき課題を残してはいるものの、東京湾の水質を再現・予測するのに実用的な再現精度を有していると考えられる。

(3) アサリ個体数密度・漁獲量の計算結果・考察

計算で得られた生息場毎のアサリ個体数密度の経時変化を図 43 に示す。なお、同図のアサリ個体数密度は着底稚貝から親貝までのすべての底生個体数密度であり、生息場の位置は図 34 に示したとおりである。また、Case 1 は初期個体密度に図 35 を、Case 2 は図 35 の半分を与えて行った計算結果である。Case 1 と Case 2 の結果を比較すると、初期値の違いによる計算結果への影響は概ね 2～3 年程度であり、それ以降の個体数密度の推移はモデル定数など他の設定条件の依存性が高いと考えられる。

各生息干潟の計算結果を比較すると、計算開始 2 年間程度は金沢では増加、それ以外の干潟では減少する傾向があるが、2010 年以降は、春と秋における年 2 回の新規加入による増加、自然死・漁獲・貧酸素斃死による減少を伴いつつ、概ね安定的に推移している。新規加入量（春と秋の個体数密度の増加量）を対数軸に注意して見ると、金沢、富津、盤洲の湾南部の干潟で多く、羽田、三枚洲、三番瀬・谷津の湾北部の干潟で比較的少ない傾向が見られる。本計算では自然死・漁獲による減耗率は干潟ごとに変わっていないため、この新規加入の差が 2010 年以降安定推移している個体数密度の生息場間の差を形成しているものと考えられる。

三番瀬・谷津の結果に着目すると、ほぼ毎年秋に短期間で大幅な個体数減少が生じている。これは貧酸素水塊・硫化水素による斃死を示唆している。三番瀬・谷津の個体群は他の干潟よりも貧酸素水塊・硫化水素による斃死のリスクが極めて高いといえる。また、他の干潟と同様に Case 1 と Case 2 で 2010 年以降の個体数密度が

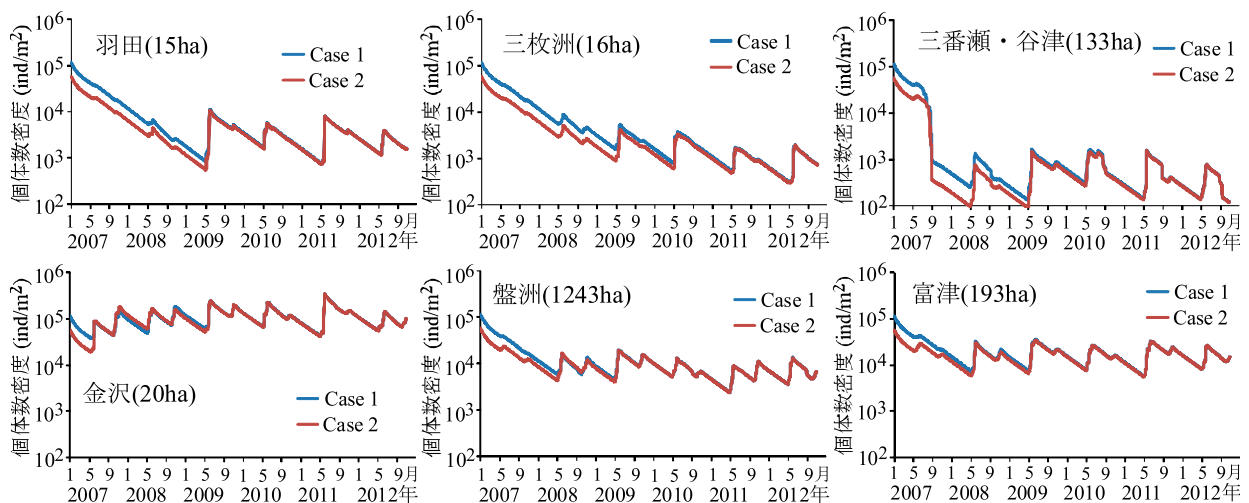


図 43 生息干潟ごとにおけるアサリ個体数密度の計算結果

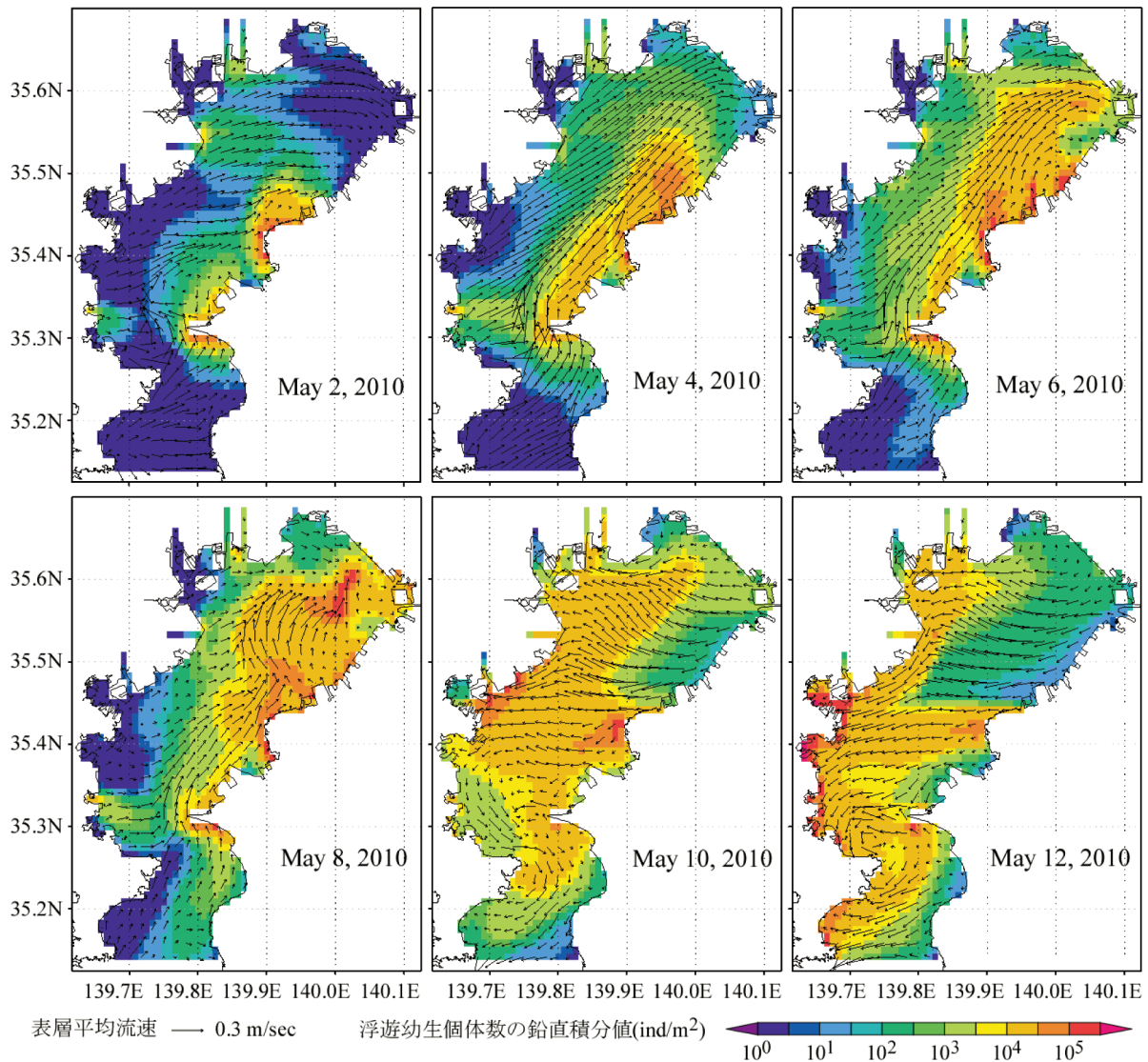


図44 2010年5月上旬における浮遊幼生の空間分布の計算結果 (Case 1)

変わらないという結果は、例えば種苗・放流等の施策のみで湾全体のアサリ個体数を一時的に2倍にしたところで、湾内の水質や貧酸素水塊・青潮の抑制に顕著で恒常的な効果は期待できず、数年後にはその効果が消えてしまうことを暗示している。

三番瀬・谷津では、貧酸素水塊・硫化水素によって親個体群の大半がほぼ毎年斃死するものの、毎年春に単位干潟面積当たり1000個体程度以上の安定的な新規加入が見られる。計算結果の一例として、図44に2010年の春産卵期(5月2～12日)の浮遊幼生の空間分布を示す。東京湾のアサリ主要漁場である盤洲と富津において発生した大量の浮遊幼生が、潮流や風によって、湾奥の三番瀬・谷津まで到達する様子が確認できる。すなわち三番瀬・谷津の個体群は、貧酸素水塊・硫化水素によって親個体群が大量斃死・壊滅しても、盤洲・富津など他の生

息場から来遊する浮遊幼生が新規加入することによって個体数が回復すると考えられる。また、図44で明らかのように、盤洲・富津で発生した浮遊幼生は湾奥部に全域に拡散しており、三番瀬・谷津のみでなく、三枚洲や羽田など他の干潟の新規加入にも寄与している。アサリ生息場が存在しないところに来遊した浮遊幼生は無効分散になってしまうことになるが、例えば本計算で浮遊幼生が高密度で来遊している湾奥北東部の千葉港周辺や湾奥西部の京浜運河周辺に生息干潟を造成するという施策が実施されれば、アサリの個体数増大のみならず、底生生物の保全・回復や湾全体の水質改善に有効であると期待される。

図45にCase1の計算により得られた各生息干潟におけるアサリの年間漁獲量の推移を示す。なお、同図では盤洲と富津の縦軸のスケールが他の4生息場とは異なる

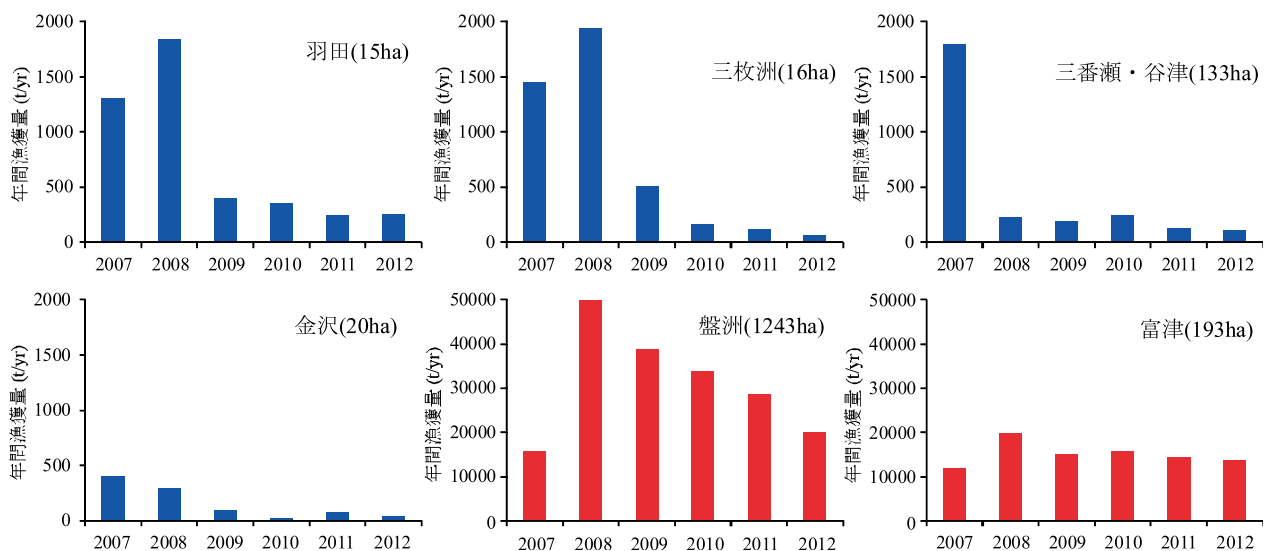


図 45 生息干潟ごとにおけるアサリの年間漁獲量の計算結果 (Case 1)

ので注意していただきたい。東京湾全体における実際のアサリ漁獲量（関東農林水産統計）は、1960年代が最盛期で年間6～8万トンに達していたが、その後は沿岸部開発によって減少し、1990～2000年代には1万トン程度になっている。さらに最近（2005年以降）では、原因はいまだ特定されていないが、主要漁場である盤洲や富津のアサリ資源量が急減し、2010年には年間800トンにも満たない深刻な状況になっている²⁾。本シミュレーションによる漁獲量の計算値は、上述のように2007～2009年は初期値の個体数密度の影響を強く受けているため、2010年以降を対象にしても年間3～5万トンと算定されており、実際に比べてかなりの過大評価になっている。浮遊幼生の発生量や着底効率、漁獲による減耗率などのモデル定数を調整することによって漁獲量の計算値を観測値に近づけることは可能であるが、前述したようにアサリ生活史モデルを検証するための有用なデータセットは十分ではなく、関連する調査やデータベースの整備を進めることがアサリ生活史モデルの信頼性を高めるために必要不可欠であると考えている。

2.3.4 まとめ

本研究では、貧酸素水塊・青潮がアサリ資源量に及ぼす影響を評価する流動・水質・底質・アサリ生活史モデルを構築し、2007～2012年の東京湾の再現シミュレーションを実施した。その結果に基づいてモデルの再現精度や問題点、東京湾奥部に生息するアサリ個体数の変動と貧酸素水塊・青潮の関係性について考察を行った。得られた結論と今後の課題をまとめると次のとおりであ

る。

- 1) 3次元流動モデルによる東京湾の潮汐流の再現精度は良好であるが、密度安定条件下における海底混合の発達を過剰に抑制する傾向があった。成層期における海底混合層の再現精度の向上は今後の重要な課題である。
- 2) 水質・底質再現シミュレーションは、東京湾奥部の表層・底層におけるクロロフィル *a* (Chl *a*)、溶存酸素 (DO)、溶存無機態窒素 (DIN)、および溶存無機態リン (DIP) の観測値の季節変動や空間分布特性を良好に再現した。より精度を高めるためには、実測データに基づく底質モデルの検証・改良が必要である。
- 3) 東京湾奥部の三番瀬・谷津のアサリ個体群は、他の干潟よりも貧酸素水塊・硫化水素による斃死のリスクが極めて高いことが再現シミュレーションより明らかになった。また、三番瀬・谷津では、貧酸素水塊・硫化水素によって親個体群が大量斃死・壊滅しても、盤洲・富津など他の生息場から来遊する浮遊幼生が新規加入することによって個体数が回復することも示唆された。
- 4) 本シミュレーション結果は、種苗・放流等の施策のみで湾全体のアサリ個体数を一時的に2倍にしたところで、湾内の水質や貧酸素水塊・青潮の抑制に顕著で恒常的な効果は期待できず、数年後にはその効果が消えてしまうことを示した。
- 5) 盤洲・富津で発生した浮遊幼生は湾奥部全域に拡散し、他の干潟の新規加入に寄与していることが本モデルシミュレーションで示された。無効分散を少なくす

るための施策、例えば湾奥北東部の千葉港周辺や湾奥西部の京浜運河周辺に生息干潟を造成するという施策は、アサリの個体数増大のみならず、底生生物の保全・回復や湾全体の水質改善に有効であると推察された。

6) 本モデルの東京湾奥部における流動・水質の再現性は良好であり、実用に耐えうる精度を有している。しかし、アサリ生活史モデルについては、漁獲量の計算値が実際に比べてかなりの過大評価になるなど、いまだ不確実な要素が多く残されている。モデルの改良や検証を行うための、現地調査の実施やデータベースの整備を進めることが必要不可欠である。

引用文献

- 1) 東京湾再生推進会議 (2013) 東京湾の環境について、赤潮・青潮の発生状況, http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/TB_Renaissance/AboutEnv/RedTide.htm, 参照 2013-5-31.
- 2) UNESCO (1981) Tenth rep. of the joint panel on oceanographic tables and standards, UNESCO Tech. Pap. in Marine Science, No. 36, UNESCO, Paris, 1-25.
- 3) Hirt C.W., Nichols B.D. (1981) Volume of fluid method for the dynamics of free boundaries. *J. Comput. Phys.*, 39, 201-225.
- 4) Smagorinsky J. (1963) General circulation experiments with the primitive equations, I. The basic experiment. *Mon. Weather Rev.*, 91, 99-164.
- 5) Mellor G.L. (2001) One-dimensional, ocean surface layer modeling: a problem and a solution. *J. Phys. Oceanogr.*, 31, 790-809.
- 6) Deltares (2012) Delft3D-FLOW, Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments, User manual, Hydro-morphodynamics, http://oss.deltares.nl/documents/183920/185723/Delft3D-FLOW_User_Manual.pdf?version=1.1, Ref. 2013-05-20.
- 7) Kondo J. (1975) Air-sea bulk transfer coefficients in diabatic conditions. *Bound.-Layer Meteor.*, 9, 91-112.
- 8) 東博紀, 越川海, 木幡邦男, 村上正吾, 水落元之 (2009) 伊勢湾における水質の長期変動傾向と風向・風速の経年変化の関係に関する数値解析. *水工学論文集*, 53, 1483-1488.
- 9) 東博紀, 花町優次, 樋渡武彦, 水野知己, 村上正吾, 木幡邦男, 越川海, 水落元之 (2010) 数値シミュレーションによる伊勢湾のアサリ資源量の減少傾向に関する考察. *水工学論文集*, 54, 1597-1602.
- 10) 東博紀, 越川海, 村上正吾, 木幡邦男 (2011) 長期シミュレーションによる1990年代の伊勢湾のアサリ資源量変動に関する考察. *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, 67 (2), I_1046-I_1050.
- 11) Higashi H., Hanamachi Y., Koshikawa H., Murakami S., Kohata K. (2012) A numerical study on relationships between climate change and short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*) biomass in 1990s in Ise Bay, Japan. *Proceedings of 9th International Symposium on Ecohydraulics 2012*, 13389.
- 12) Sohma A., Sekiguchi Y., Kuwae T., Nakamura Y. (2008) A benthic-pelagic coupled ecosystem model to estimate the hypoxic estuary including tidal flat - Model description and variation of seasonal/daily dynamics. *Ecol. Mod.*, 215, 10-39.
- 13) 関口秀夫 (2009) 3章 幼生加入過程: アサリ資源研究の新しい視点, アサリと流域圏環境 - 伊勢湾・三河湾での事例を中心として. 生田和正, 日向野純也, 桑原久実, 辻本哲郎編. 恒星社厚生閣, 36-60.
- 14) 日向野純也, 品川明 (2009) 6章 アサリの代謝生理からみた貧酸素の影響とその対策, アサリと流域圏環境 - 伊勢湾・三河湾での事例を中心として. 生田和正, 日向野純也, 桑原久実, 辻本哲郎編. 恒星社厚生閣, 87-100.
- 15) Miyazawa Y., Zhang R., Guo X., Tamura H., Ambe D., Lee J.S., Okuno A., Yoshinari H., Setou T., Komatsu K. (2009) Water mass variability in the western North Pacific detected in a 15-year eddy resolving ocean reanalysis. *J. Oceanogr.*, 65, 737-756.
- 16) 小林純 (1960) 日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究. *農学研究*, 48, 63-109.
- 17) 京都府立海洋センター (2013) アサリの資源管理 - アサリの生活と資源の変化 -, 季報, 第56号, <http://www.pref.kyoto.jp/kaiyo2/56-asari-menu.html>, 参照 2013-05-31.

- 18) 水野知巳, 丸山拓也 (2009) 1章 伊勢湾のアサリと漁場環境, アサリと流域圏環境 — 伊勢湾・三河湾での事例を中心として, 生田和正, 日向野純也, 桑原久実, 辻本哲郎編, 恒星社厚生閣, 9-25.
- 19) 東博紀, 牧秀明 (2012) 東京湾における貧酸素水塊と鉛直混合強度に関する現地観測. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 68 (2), I_966-I_970.
- 20) 東博紀, 古市尚基, 牧秀明 (2013) 東京湾の現地乱流観測データに基づく鉛直混合スキームの基礎的検討. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 69 (印刷中).
- 21) 柿野純 (2013) 貝類の種類と数量の変化. <http://www.kaichurinn.com/2011sinpo/2011kakino.pdf>, 参照 2013-5-31.

2.4 まとめと今後の展望

本特別研究では我が国の代表的な都市沿岸海域である東京湾奥部を対象水域とし、底泥中の硫化水素蓄積とその物質循環と底生生物の生息状況に及ぼす影響に関する調査研究を展開した。

サブテーマ1 (本報告書 2.1 節) では毎年初夏から春季に貧酸素水塊が広域にわたって発生する東京湾奥部の3定点を設定し、底泥間隙水中の硫化水素蓄積の季節変化と地点間差異や、AVSの挙動との比較検討を行うとともに、懸濁系と不攪乱系 SOC との関係調べた。

サブテーマ2 (2.2 節) では、上記の東京湾奥部3定点に、降雨時には合流式下水道越流水が直接流入する等、湾内に比して劣悪な水環境である京浜運河と、その近傍の人工干潟を調査地点に加え、底泥間隙水中の硫化水素の蓄積状況と共に大型の底生動物の現存量と減耗との関係を調べた。また京浜運河沿いの人工干潟では、4種の二枚貝の現場ケージ飼育実験を行い、二枚貝の生残性・成長と共に各環境因子 (水・泥温、塩分、DO、底質の粒度組成、硫化物等) のモニタリングを並行して行い、二枚貝の生残性に及ぼす影響について評価を行った。

サブテーマ3 (2.3 節) では、貧酸素水塊と底層中の硫化水素が巻き上げられ発生する青潮がアサリ資源量に及ぼす影響を評価するための流動・水質・底質・アサリ生活史モデルを構築し、2007～2012年の東京湾の再現シミュレーションを実施した。

その結果、サブテーマ1 (2.1) においては、東京湾奥部の水深12m以深の地点のシルト・粘土分と有機物含量の高い底質では、夏～秋季にかけて間隙水中の硫化

水素が顕著に蓄積し、地点によっては硫化水素が底泥中から拡散されることにより直上水中の DO 消費 (SOC) に寄与していることが示された。今後は異なった地点での SOC の継続的な測定を行いデータの集積に努め、底質中、あるいはその表層に含まれる硫化水素や易分解性の懸濁性・溶存性有機物との関係について検討していくことが望まれる。また今回、検討を行わなかった底質中の硫化水素の生成について、放射性標識された硫酸根を用いた硫酸還元活性測定を行い、硫化水素生成のための泥温、直上水の DO の範囲や貧酸素状態の持続時間、硫酸還元に必要な有機物の種類等の諸条件について検討する必要があると考えられた。

サブテーマ2 (2.2) においては、底層に貧酸素水塊が発生し、大型の底生動物が減耗する要因として AVS や直上水の DO よりも底泥間隙水中の硫化水素が大きく寄与しており、底生生物の生息環境の悪化を示す適切な指標となることが示された。また大型の底生動物の現存数が大幅に減少する底泥間隙水中の硫化水素濃度の閾値が80～100 mg-S/L であることがわかった。

京浜運河付近での継続的調査を通じて、底泥中において環形動物を主とする底生動物の生息場環境が回復するためには、年間を通じて底質中の硫化水素含量が50 mg-S/L 底土以下、月平均 DO が3 mg/L 以上に保たれる必要があると考えられた。この京浜運河近傍の人工干潟での二枚貝の現場飼育試験では夏場に各種の二枚貝の斃死が繰り返し生じたが、いずれの二枚貝の生残と硫化物蓄積等の底質と底層環境の諸因子との間に明瞭な関係は見い出せなかった。以上のことから多毛類等の環形動物と二枚貝の生残に関わる底層環境因子として一様に硫化水素が主因という訳ではなく、底生動物の種によって生息環境の質を規定する要素は異なることが示された。今後は夏季の底泥や直上水の高温状態やその積算温度、それに低 DO 状態の持続と硫化水素の蓄積の複合的な影響について詳細に検討していく必要があると考えられた。

サブテーマ3 (2.3 節) における貧酸素水塊と青潮がアサリに及ぼす影響を評価するための流動・水質・底質・アサリ生活史モデルによる再現シミュレーションでは、東京湾奥部における流動・水質の再現性は良好であり、実用的な精度を有していたが、アサリ生活史モデルについては、漁獲量の計算値が実際よりもかなりの過大評価になるといった問題が残されていた。今後、モデルの改

良や検証を行うためにも、現場調査の実施やデータベースの整備を進めることが必要である。

前述のように現在、環境省では海域における下層 DO の環境基準設定に向けて検討がなされているが、低い下層 DO 状態が持続した場合（言い換えると貧酸素水塊の解消に時間が掛かり、底層の貧酸素状態からなかなか回復しない場合）に海域におけるさらなる別の底層・底質環境の評価軸が必要になると考えられる。本文で示した通り、直上水の DO が極端に低下した地点においても、必ずしも間隙水中の硫化水素が顕著に蓄積される訳では

ないことが示された。従って今後は底層 DO の連続的測定と共に底質間隙水中の硫化水素も底質環境評価のためにモニタリングされることが望ましいと考えられる。

また近年、製鉄過程で排出される製鋼スラグや石炭燃焼により生じるフライアッシュ等の石炭灰、それに養殖カキの貝殻等の大量に排出される廃棄物による都市沿岸海域での浚渫窪地の埋め戻しや底質改善の試みがなされつつある。それらの活用の効果については現在、評価中であるが、その際の底質の評価指標として AVS のみならず間隙水中の硫化水素の測定が重要であると考えられる。

[資 料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者]

地域環境研究センター

海洋環境研究室

金谷 弦

越川 海

中村泰男

東 博紀

牧 秀明

[B 客員研究員]

佐藤 久（北海道大学大学院工学研究院）（平成 22～24 年度）

山本民次（広島大学大学院生物圏科学研究科）（平成 22～23 年度）

[C 研究生]

管原庄吾（島根大学大学院総合理工学研究科）（平成 22～24 年度）

2 研究課題と担当者

サブテーマ 1. 底泥における硫化物イオン形成過程と酸素消費に及ぼす影響

牧 秀明、越川 海

サブテーマ 2. 底生生物の生存に及ぼす硫化物の影響評価

金谷 弦、中村泰男、牧 秀明

サブテーマ 3. 湾内流動・水質・一次生産・底生生物個体群動態モデルの構築

東 博紀

II 研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者・(刊年)・題目・掲載誌・巻(号)・頁

(査読有)

東博紀, 越川海, 村上正吾, 木幡邦男 (2011) 長期シミュレーションによる 1990 年代の伊勢湾のアサリ資源量変動に関する考察, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 67 (2), I_1046-I_1050.

中村泰男, 金谷弦, 牧秀明, 小泉知義 (2012) 大井人工干潟 (京浜運河・東京湾) 周辺の環境変動と二枚貝の生残: 特に溶存酸素濃度と底泥硫化物に着目して, 水環境学会誌, 35, 127-134.

東博紀, 牧秀明 (2012) 東京湾における貧酸素水塊と鉛直混合強度に関する現地観測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 68 (2), I_966-I_970.

Kanaya G., Nakamura Y., Koizumi T., Yamada K., Koshikawa H., Kohzu A., Maki H. (2013) Temporal changes in carbon and nitrogen stable isotope ratios of macrozoobenthos on an artificial tidal flat facing a hypertrophic canal, inner Tokyo Bay, *Mar. Pollut. Bull.* 71, 179-189.

東博紀, 古市尚基, 牧秀明 (2013) 東京湾の現地乱流観測データに基づく鉛直混合スキームの基礎的検討, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 69 (印刷中)

(査読無)

Higashi H., Koshikawa H., Murakami S., Kohata K., Mizuochi M., Tsujimoto T. (2011) Effects of land-based pollution control on coastal hypoxia: a numerical case study of integrated coastal area and river basin management in Ise Bay, Japan. *Procedia Environmental Science*, 232-241.

Higashi H., Hanamachi Y., Koshikawa H., Murakami S., Kohata K. (2012) A numerical study on relationships between climate change and short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*) biomass in 1990s in Ise Bay, Japan. *Proceedings of 9th International Symposium on Ecohydraulics 2012*, 13389.

2 口頭発表

発表者・(暦年)・題目・学会等名称・予稿集名・頁

-
- 管原庄吾, 鮎川和泰, 山中亮一, 上月康則, 牧秀明, 奥村稔, 清家泰 (2010) Free-H₂S・AVS から見た中海・東京湾・
尼崎運河・有明海 (北東部) の底質環境について, 日本陸水学会第 75 回大会, 同講演要旨集, 95
- 木幡邦男, 中村泰男, 牧秀明, 金谷弦 (2011) 閉鎖性海域環境の現状と課題. 第 5 回海の再生全国会議「沿岸域
の統合的管理に向けた海域環境対策の俯瞰」
- 金谷弦, 中村泰男, 牧秀明, 高津文人 (2011) ベントスの $\delta^{15}\text{N}$ における非常に大きな季節変動: 大井海浜公園
人工干潟 (東京都品川区) での事例. 2011 年度ベントス・プランクトン若手の会
- 管原庄吾, 鮎川和泰, 松原大悟, 小笠原香, 清家泰, 牧秀明, 鈴木信也 (2011) 夏季の東京湾における底泥間隙
水中溶存硫化物の経月変化, 第 45 回日本水環境学会年会, 同講演要旨集, 7
- 牧秀明, 越川海, 東博紀, 金谷弦, 中村泰男 (2011) 貧酸素水塊をつくるもの. 第 9 回環境研究シンポジウム
- 牧秀明, 越川海, 東博紀, 金谷弦, 中村泰男 (2012) 貧酸素水塊をつくるもの. 第 12 回東京湾シンポジウム/
第 6 回海の再生全国会議
- 牧秀明, 金谷弦, 中村泰男, 管原庄吾, 清家泰, 佐藤久 (2012) 東京湾奥部における底泥中の硫化物と酸素消費
との関係, 第 46 回日本水環境学会年会, 同講演要旨集, 239
- 羽田敏博, 鹿野秀一, 管原庄吾, 牧秀明 (2012) 東京湾底土中の硫酸還元細菌群集構造, 第 28 回微生物生態学会大会,
同講演要旨集, 31
- 金谷弦, 中村泰男, 小泉知義, 牧秀明 (2012) 東京湾奥部の京浜運河 (品川区大井) における大型底生動物群集
の季節変動: 底泥への硫化水素蓄積と貧酸素水塊による影響, 2012 年度日本プランクトン学会・日本ベントス
学会合同大会, 同講演要旨集, 22
- 牧秀明, 東博紀, 古市尚基, 金谷弦, 中村泰男, 堀口敏宏, 管原庄吾, 清家泰 (2012) 東京湾奥部の底泥と底層
に蓄積する硫化水素, 平成 24 年度東京湾水質一斉調査ワークショップ-東京湾環境マップ Vol. 7 (2) 硫化水素
の影響 (<http://www.meic.go.jp/kowan/kenkyu/tokyo121122/tokyobaymap07.pdf>)
- 牧秀明, 金谷弦, 中村泰男, 管原庄吾, 清家泰, 佐藤久 (2013) 東京湾奥部における底質間隙水中の遊離の硫化
水素について, 2013 年度日本海洋学会春季大会, 同講演要旨集, 144
- 金谷弦, 中村泰男, 小泉知義, 牧秀明 (2013) 東京湾京浜運河の人工干潟におけるベントス群集の季節変動: 底
質環境の悪化と貧酸素水塊による影響, 第 38 回九州生態談話会
- 金谷弦, 中村泰男, 小泉知義, 牧秀明 (2013) 京浜運河・大井人工干潟 (東京都) における大型底生動物群集の
季節変動: 貧酸素、底質劣化と生物間相互作用. 2013 年日本ベントス・プランクトン学会合同大会, 同予稿集,
125
-

国立環境研究所研究プロジェクト報告 第106号
NIES Research Project Report, No.106

(SR - 106 - 2013)

都市沿岸海域の底質環境劣化の機構とその底生生物影響評価に関する研究
(特別研究)

平成22～24年度

Deterioration of sedimentary environment and assessment of its impact
on benthic fauna in coastal sea close to urbanized area
FY2010～2012

平成25年12月27日発行

編集 国立環境研究所 編集委員会

発行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番2

E-mail: pub@nies.go.jp

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

December 2013

印刷 株式会社 イセブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2丁目11-20

無断転載を禁じます

国立環境研究所の刊行物は以下の URL からご覧いただけます。
<http://www.nies.go.jp/kanko/index.html>