

三河湾のデッドゾーンにおける環境悪化機構

和久光靖・向井良吉・蒲原 聡・本田是人・高倍昭洋

Mechanisms of environmental degradation in dead zones in Mikawa Bay, Japan**WAKU Mitsuyasu**^{*1}, **MUKAI Ryoukichi**^{*2}, **KAMOHARA Satoru**^{*3}, **HONDA Yoshito**^{*4},
and **TAKABE Teruhiro**^{*5}

Abstract : Water quality, sediment quality, and macrobenthos biomass were observed in the summer of 2009 at four types (large-scale port, small-scale port, borrow pit, and loch) of dead zones, which are defined as areas containing few organisms, in Mikawa Bay, Japan, to investigate the mechanisms of environmental degradation. Oxygen deficiency had already developed in early June at all of the dead zones, before bay-wide oxygen deficiency developed from mid-June. The oxygen deficiencies in the dead zones were attributed to local environmental factors (such as the presence of deep areas and closeness to the coastline) that prevent the survival of macrobenthos.

Our results suggest that bay-wide oxygen deficiency could have been caused by the degradation of the water-purification function in the coastal water owing to the dead zones. Our results also suggest a specific recovery plan for each type of dead zone: blocking the hypoxic water upwelling from the bottom of the large-scale port and water way using an underwater dike; back-filling of the borrow pit; development of a shallow area and addition of bivalves in the small-scale port; and open-cut of the loch.

Clarification of the relationship between the bay-wide oxygen deficiency and degradation of the water-purification function in the dead zones, and evaluation of the specific recovery plans for the dead zones are issues for future research.

キーワード: デッドゾーン, 極沿岸域, マクロベントス, 三河湾

わが国の内湾の中でもとくに貧酸素化が顕著な三河湾では、1970年代を中心に大規模な埋め立てが実施され、広大な干潟・浅場の消失と平行して、浚渫窪地、航路、入江、泊地等、人為的に改変された水域が数多く作り出された。これらは、湾の中でも生物生産機能や水質浄化機能などの生態系機能が高い沿岸域、とりわけ水深 5 m

以浅の極沿岸域に集中している。漁業者の多くは、極沿岸域の生態系機能が極度に低下していると認識しており、その改善を強く要望している。

和久ら¹⁾は、生態系機能が低下した海域として従来湾スケールの海域全体に適用されていた Dead Zone (デッドゾーン) 概念²⁾を、極沿岸域および周辺海域に適用し、

*1 愛知県海部農林水産事務所 (Ama Agriculture, Forestry, and Fisheries Office Aichi Prefectural Government, 1-14 Nishiyanaohara, Tsushima, Aichi 496-8532, Japan)

*2 愛知県農林水産部水産課 (Division of Fisheries Administration Department of Agriculture, Forestry, and Fisheries Aichi Prefectural Government, 3-1-2 Sannomaru, naka, Nagoya, Aichi 460-8501, Japan)

*3 愛知県水産試験場 (Aichi Fisheries Research Institute, 97 Wakamiya, Miya, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan)

*4 愛知県水産試験場 内水面漁業研究所 弥富指導所 (Yatomi Station, Freshwater Resources Research Center, Aichi Fisheries Research Institute, 801-2 Nogata, Maegasu, Yatomi, Aichi 498-0017, Japan)

*5 名城大学総合研究所 (Research Institute of Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan)

三河湾においてその分布実態を推定した。その結果、極沿岸域を中心として 27.8 km² がデッドゾーンとなっており、湾全体の生態系に強い悪影響を及ぼしていると指摘している。

三河湾では、埋め立てにより消失した干潟・浅場の修復が議論され、³⁾ 実際到大規模造成が進行中であるが、⁴⁾ 消失した干潟・浅場に加えて、デッドゾーン化した極沿岸域についても修復を行うことが喫緊の課題である。修復の実現には、方策の検討と効果の予測が必要であり、そのためにはまず、デッドゾーンの水質、底質、生物に関する詳細な情報が必要であるが、知見はわずかである。⁵⁻⁸⁾

本研究では、和久ら¹⁾が、デッドゾーンとして抽出し、大規模泊地・航路、小規模泊地、浚渫窪地、入江の4タイプに分類した三河湾の極沿岸域の水域から、1水域ずつを選択し、貧酸素化による環境悪化が顕著となる高水温期に水質、底質、マクロベントス群集の変動を追跡し、環境悪化による生物生息の制限機構を考察した。

材料及び方法

(1) 観測水域

和久ら¹⁾が、水域の形状と利用形態によって大規模泊地・航路 (Fig. 1A)、浚渫窪地 (Fig. 1B)、小規模泊地 (Fig. 1C)、入江 (Fig. 1D) の4つに分類したデッドゾーン分類群から1水域ずつを選択し、各水域に3測点を配置し、2009年6月5日から9月29日までの間、現場観測を行った。Stn. 1は大規模泊地の中央 (水深: 海図基準面 (CDL) 下 8.8 m)、Stn. 2は大規模泊地から伸びる航路内 (水深: CDL 下 9.8 m)、Stn. 3は航路近傍の浅海域 (水深: CDL 下 5.3 m) に位置する。Stn. 4, 5は浚渫窪地内 (それぞれ水深: CDL 下 5.7, 5.1 m)、Stn. 6は浚渫窪地に隣接する浅海域 (水深: CDL 下 0.7 m) に位置する。Stn. 7は小規模泊地奥部の浅い部分 (水深: CDL 下 1.8 m)、Stn. 8は小規模泊地中央部 (水深: CDL 下 3.9 m)、Stn. 9は小規模泊地の港口 (水深: CDL 下 4.4 m) に位置する。Stn. 10は入江の奥部 (水深: CDL 下 1.2 m)、Stn. 11は入江の出口 (水深: CDL 下 2.2 m)、Stn. 12は入江の沖側 (水深: CDL 下 1.8 m) に位置する。これらの測点に加え、三河湾湾央の代表点として、愛知県水産試験場の自動観測1号ブイ設置点 (水深: CDL 下 9.6 m) にStn. 0を配置した。

(2) 定期観測

観測期間中、上記13測点において計8回、以下に示す水質、底質、マクロベントスについて観測を行った。なお、Stn. 10については、荒天による欠測のため、計7

回の観測となった。

① 水質

多項目水質計 (クロロテック ACL83-PDK, アレック電子(株)) により、表層から底層まで1 m間隔で水温、塩分、溶存酸素飽和度を測定した。また、北原式採水器を用いて海底直上水を採取し、ヨウ素滴定法 (JIS K0102) により測定された硫化物イオン濃度を硫化水素濃度として取り扱った。

② 底質

エクマンバージ採泥器 (採集面積 0.02 m²) を用いて底泥を採取し、表面から5 cmまでの底泥をよく混合して、化学的酸素要求量 (COD)、全硫化物 (TS) の各試料とした。CODについては、試料を冷蔵し持ち帰り、冷凍保存後、過マンガン酸カリウムによる方法⁹⁾により分析した。TSについては試料を分取後速やかに亜鉛アンミン溶液で固定し、ヨウ素滴定法⁹⁾により分析した。

③ マクロベントス

エクマンバージ採泥器 (採集面積 0.02 m²) を用いて表面から15 cmまでの底泥を採取し、3回分の底泥を目合い1 mmのふるいにかけて、ふるい上の生物を10%中性ホルマリンで固定して実験室に持ち帰り、種の同定と個体数の計数、湿重量の測定を行った。

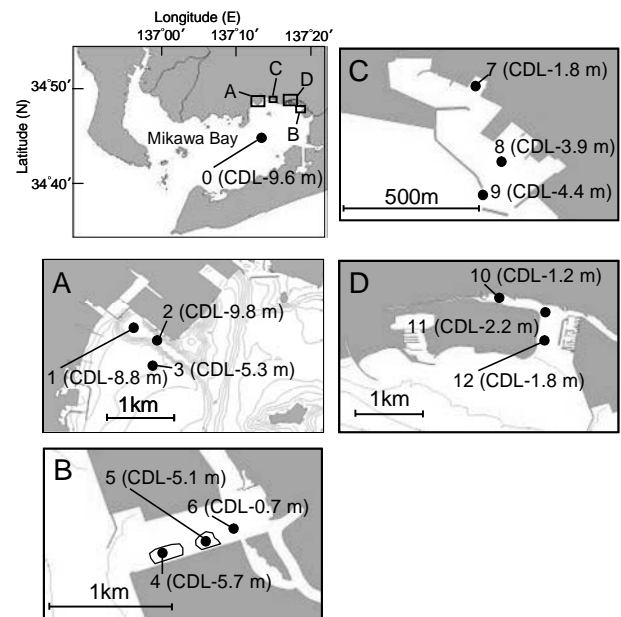


Figure 1. Study area and location of the observation stations.

(A: Large-scale port, Water way, B: Borrow pit, C: Small-scale port, D: Loch)

(3) 水質連続観測

入江における貧酸素化が、湾央の大規模な貧酸素水塊の影響によるものか、水域独自の貧酸素化によるものかをみるため、2009年6月5日から9月30日の間、Stn. 10

および 12 に、海底に自記式水温・塩分・溶存酸素計 (SEA-BIRD SBE16/D0) を設置し、海底上 1 m 層における 10 分毎の観測値を得た。なお、Stn. 10 においては 2009 年 7 月 17 日から 8 月 20 日の間、機器不調のため欠測となった。

結 果

(1) 水質定期観測

各測点で計 8 回実施した水質定期観測を代表して、6 月 5 日、7 月 7 日、9 月 29 日の結果について Fig. 2 に示す。

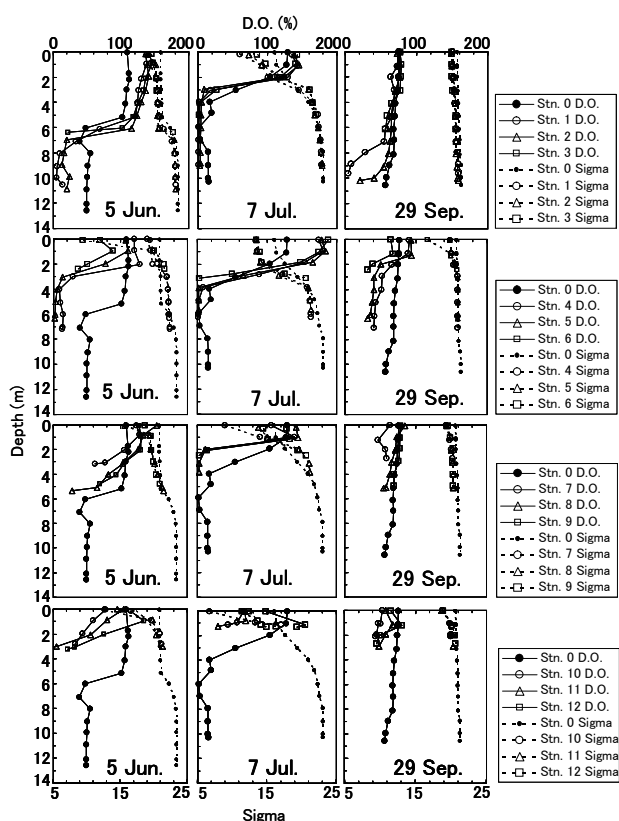


Figure 2. Vertical profiles of sigma and dissolved oxygen saturation percentage.

① 大規模泊地・航路

6 月 5 日には、湾央の Stn. 0 では深度 6 m 付近に密度躍層が形成され、それを境に溶存酸素飽和度は海底に向かって急速に低下し 39-55% となった。大規模泊地・航路内の Stn. 1, 2 および周辺浅海域の Stn. 3 でも深度 6 m 付近に密度躍層が形成されていたが、成層強度は Stn. 0 よりも強かった。溶存酸素飽和度は Stn. 1, 2, 3 いずれにおいても密度躍層を境に急激に低下し、密度躍層以深では Stn. 0 よりも低かった。海底直上の溶存酸素飽和度を比較すると、Stn. 0 では 49% であったのに対し、Stn. 1, 2, 3 では、13-27% と低かった。7 月 7 日には Stn. 1,

2, 3 ではいずれも 6 月 5 日に比べて成層強度が強くなり、躍層形成深度は深度 2-3 m 付近に上昇していた。溶存酸素飽和度は、躍層下である深度 4m 以深についてみると、Stn. 0 では 3.3-19.3 の間で変動したのに対し、Stn. 1, 2, 3 では、いずれの深度でも 5% 以下と低かった。9 月 29 日には Stn. 0, 1, 2, 3 いずれにおいても密度成層はほぼ解消していた。海底直上の溶存酸素飽和度は、Stn. 0 では 57% と 7 月 7 日に比べ大幅に上昇していたのに対し、Stn. 1, 2 ではそれぞれ 4, 21% と、依然として低かった。

② 浚渫窪地

浚渫窪地内の Stn. 4, 5 については、6 月 5 日には密度躍層が深度 3 m 付近に形成され、それを境に海底に向かって溶存酸素飽和度が急速に低下した。Stn. 4, 5 の深度 4 m 以深の溶存酸素飽和度は 14% 以下であり、湾央の Stn. 0 の最小値 39% よりも低かった。浚渫窪地外の浅い Stn. 6 でも溶存酸素飽和度は海底に向かって低下したが、海底直上でも 36% と Stn. 4, 5 の海底直上の値に比べ高かった。7 月 7 日にはいずれの測点においても成層強度が強まり、溶存酸素飽和度は密度躍層を境に海底に向かって急激に低下した。Stn. 4, 5 では、深度 3 m 以深で 8% 以下であり、Stn. 6 においても深度 3.1 m で 2% と低かった。9 月 29 日には成層強度が低下し、いずれの測点においても底層の溶存酸素飽和度が上昇したが、Stn. 4, 5, 6 の深度 2 m 以深では 32-51% と湾央の Stn. 0 の最小値 57% よりも低かった。

③ 小規模泊地

小規模泊地の Stn. 7, 8, 9 については、6 月 5 日には緩やかに成層していた。溶存酸素飽和度はいずれの測点においても深度とともに低下し、海底直上では Stn. 7, 8, 9 でそれぞれ 63, 28, 69% であり湾央の Stn. 0 の同深度の値と比べ低かった。7 月 7 日には港内の Stn. 8 と港口部の Stn. 9 で、深度 2 m 付近に形成された密度躍層を境に溶存酸素飽和度が深度とともに急速に低下し、海底直上ではともに 2% となったが、港の奥部でも水深の浅い Stn. 7 では海底直上でも 101% と高かった。9 月 29 日にはいずれの測点においても鉛直的に均一な密度分布となり、溶存酸素飽和度は水柱を通じ 47% 以上に回復した。

④ 入江

入江付近の Stn. 10, 11, 12 については、6 月 5 日にはいずれの測点においても密度成層が発達していた。溶存酸素飽和度は深度とともに急速に低下し、海底直上の溶存酸素飽和度は Stn. 10, 11, 12 でそれぞれ、33, 5, 22% であり、いずれも湾央の Stn. 0 の最小値 39% よりも低かった。7 月 7 日には沖側の Stn. 12 では溶存酸素飽和

度は水柱を通じ 98%以上と高かったのに対し, Stn. 10, 11 ではいずれの深度でも Stn. 12 より低く, 深度とともに低下する傾向にあった。9月29日にはいずれの測点においても成層が弱まり, 溶存酸素飽和度は水柱を通じ40%以上に回復した。

(2) 水質連続観測

湾中央の Stn. 0 に設置されている愛知県水産試験場自動観測 1 号ブイによる底層の溶存酸素飽和度をみると, 6月9日までは20%以上で推移し, 6月11日に無酸素になって以降, 10%以下の極度の貧酸素状態が数日単位で持続するようになった (Fig. 3)。とりわけ, 8月6日から, 8月26日にかけては, 溶存酸素飽和度は一時的な上昇が認められるものの, ほとんどの期間で10%以下であった。これに対して, Stn. 10 および12の底層では, 観測開始

直後の6月5日に溶存酸素飽和度が急激に低下し, 6月6日には無酸素となった。両測点とも溶存酸素飽和度は観測期間を通じて24時間ないしは12時間の周期で大きく変動し, Stn. 0の底層のように極端な貧酸素状態が長期に持続することはなかったが, 頻繁に貧酸素化していた。底層溶存酸素飽和度の振幅の幅は観測期間を通じて, 入江奥部の Stn. 10の方が入江沖側の Stn. 12よりも小さく, Stn. 10の欠測期間を除いた観測期間における溶存酸素飽和度の平均は, Stn. 10で48%, Stn. 12で63%であり, Stn. 10の方が低かった。Stn. 10, 12底層の溶存酸素飽和度の変動を詳細にみるために, 6月18日から7月17日までの30日間を取りあげ, 底層の水温, 塩分および豊橋市地先の海上保安庁水路部提供の予測潮位の変動とともに Fig. 4 に示す。Stn. 10, 12ともに底層の

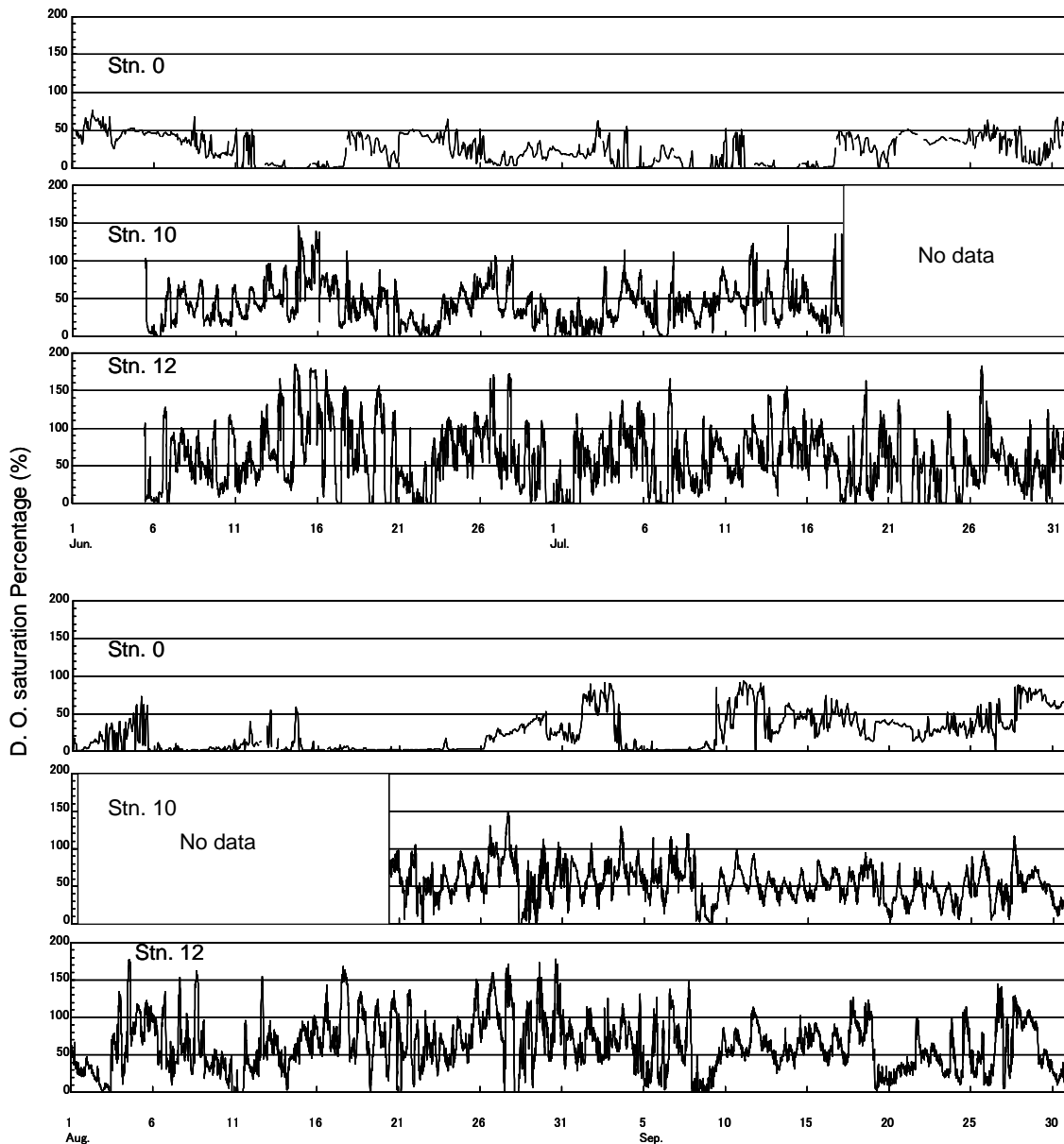


Figure 3. Changes in dissolved oxygen saturation percentage at the bottom of Stns. 0, 10, and 12.

溶存酸素飽和度の低下は底層水温の低下、塩分の上昇を

COD が 38 mg g^{-1} , TS が 0.9 mg g^{-1} であった (Figs. 5, 6)。

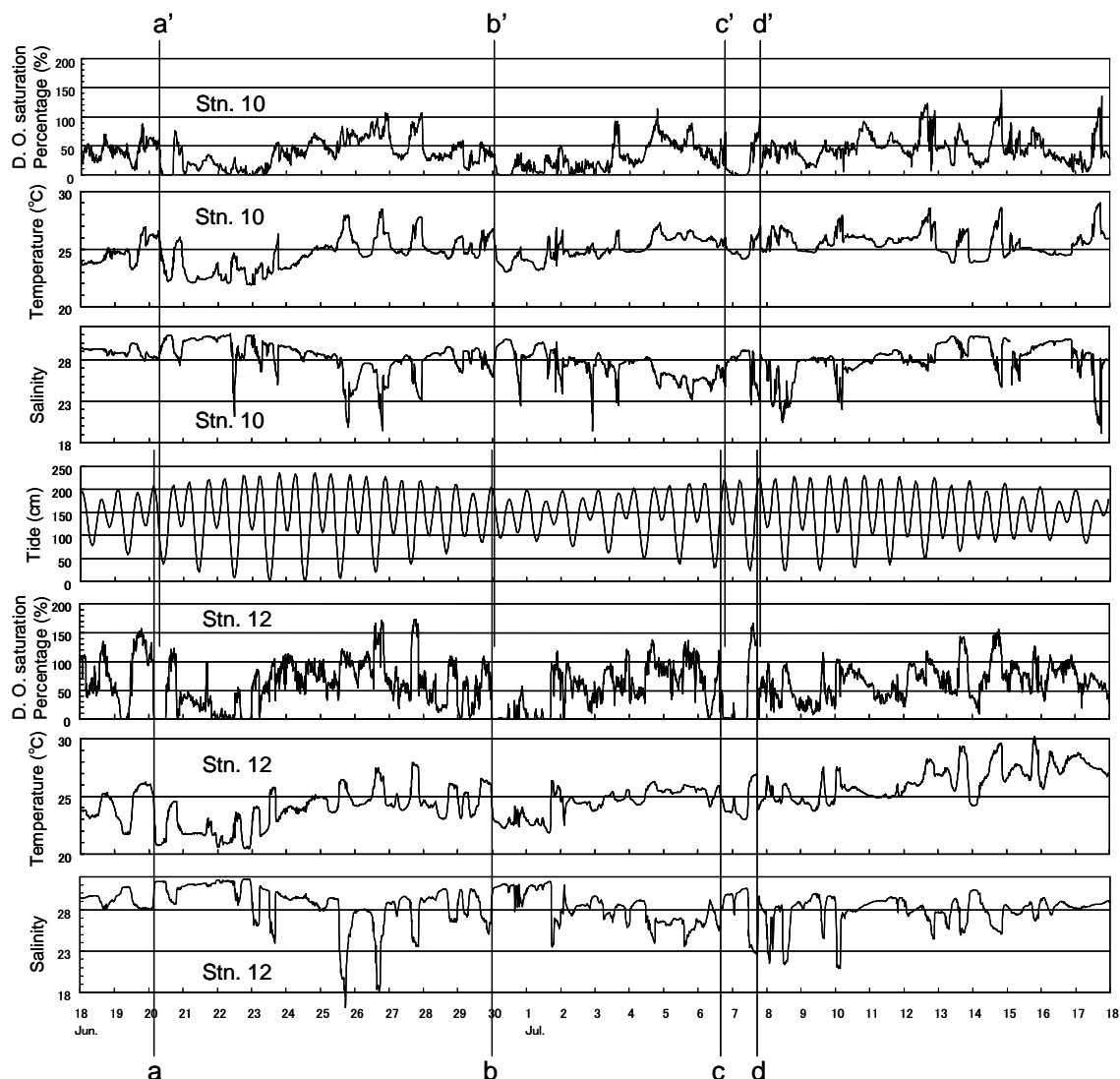


Figure 4. Changes in dissolved oxygen saturation percentage, temperature, and salinity at the bottom of Stns. 10 and 12. Tidal level is also shown.

ともなっていた。両測点の溶存酸素飽和度の変動のタイミングは類似していたが、完全には一致していなかった。詳細について以下に見てみる。まず、Stn. 12 底層の溶存酸素飽和度が 30 分以内に 40%以上低下し、30%以下になったときに着目すると、Fig.4の縦線 a, b, c, d で例示するように、潮時はいずれも満潮付近であった。一方、Stn. 10 底層の溶存酸素飽和度の急速な低下は、Fig.4の縦線 a', b', c', d' で例示するように、Stn. 12 底層での低下から 1-4 時間後に認められた。このような Stn. 10 底層の溶存酸素飽和度の低下が Stn. 12 底層よりも遅れる傾向は、観測期間を通じて認められた。

(3) 底質および海底直上水の硫化水素濃度

湾央の Stn. 0 では、底質の COD, TS はいずれも 6 月 5 日から 7 月 7 日にかけて増加し、観測期間中の平均値は

海底直上水の硫化水素は観測を通じて検出されなかった (Fig. 6)。

① 大規模泊地・航路

大規模泊地・航路内の Stn. 1, 2 では、底質の COD, TS は、いずれの観測日においても湾央の Stn. 0 の値よりも高く、観測期間の平均値は COD が $50\text{--}56 \text{ mg g}^{-1}$ で Stn. 0 の 1.3-1.5 倍, TS が $3.2\text{--}4.9 \text{ mg g}^{-1}$ で Stn. 0 の 3.6-5.4 倍であった。これに対して航路の外の Stn. 3 においては、6 月 5 日には COD, TS とともに Stn. 0 よりもやや高かったが、それ以降は Stn. 0 よりも低く、観測期間の平均を Stn. 0 と比べると COD が 73%, TS が 78% であった。海底直上水の硫化水素は、Stn. 1, 2 では 6 月 18 日から 8 月 28 日にかけて検出されることがあり、Stn. 1 では最高 2.9 mg L^{-1} , Stn. 2 では最高 1.2 mg L^{-1} の濃度であつ

た (Fig. 6)。Stn. 3 においては 7 月 7 日にのみ 0.6 mg L^{-1} の硫化水素が検出された。

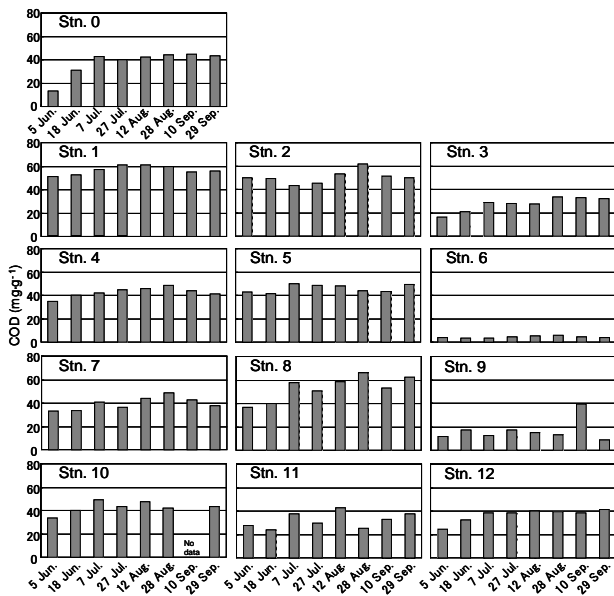


Figure 5. Changes in sediment COD.

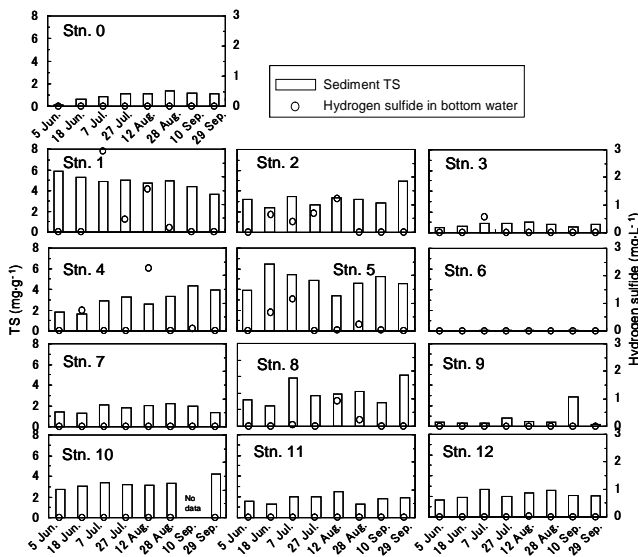


Figure 6. Changes in total sulfide of sediment and hydrogen sulfide concentration in bottom water.

② 浚渫窪地

浚渫窪地内の Stn. 4, 5 では、底質の COD, TS は湾中央の Stn. 0 よりも高い場合が多く、観測期間の平均は、COD が $43\text{--}46 \text{ mg g}^{-1}$ で Stn. 0 の 1.1–1.2 倍、TS が $3.0\text{--}4.8 \text{ mg g}^{-1}$ で 3.3–5.3 倍であった (Figs. 5, 6)。これに対し、浚渫窪地に隣接する浅海域の Stn. 6 では、COD は観測機関を通じて $3\text{--}6 \text{ mg g}^{-1}$ と低い値で推移し、TS は検出されなかった (Fig. 6)。海底直上水の硫化水素は、Stn. 4, 5 では 6 月 18 日から 8 月 28 日にかけて検出されることが

あり、Stn. 4 では最高 2.3 mg L^{-1} 、Stn. 5 では最高 1.1 mg L^{-1} の濃度であった。

③ 小規模泊地

底質の COD, TS はともにいずれの観測日についても港内でも水深の深い Stn. 8 で最も高かった。Stn. 8 における観測期間の平均値は底質 COD が 53 mg g^{-1} で Stn. 0 の 1.4 倍、TS が 4.1 mg g^{-1} であり、Stn. 0 の 4.6 倍であった。港奥部の浅い Stn. 7 では、底質 COD は平均 40 mg g^{-1} 、TS は平均 1.8 mg g^{-1} と Stn. 8 ほどは高くなく、Stn. 0 のそれぞれ 1.1 倍、2.0 倍であった。港口の Stn. 9 においては、COD, TS はともに 9 月 10 日に前後の観測日よりも高い値となったが、この日を除くと、平均値はそれぞれ 14 mg g^{-1} 、 0.4 mg g^{-1} であり、Stn. 0 のそれぞれ 36, 44% であった。海底直上水の硫化水素は、Stn. 8 でのみ検出され、8 月 12 日と 8 月 28 日にそれぞれ $0.9, 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ であった。

④ 入江

底質の COD, TS はともにいずれの観測日についても入江奥部の Stn. 10 で最も高く、Stn. 10 における観測期間の平均値は COD が 43 mg g^{-1} で Stn. 0 の 1.1 倍、TS が 3.3 mg g^{-1} で Stn. 0 の 3.7 倍であった。Stn. 11, 12 については底質 COD, TS とも同程度であり、観測期間の平均は、COD が Stn. 0 の 0.9–1.0 倍、TS が 2.0–2.3 倍であった。海底直上水の硫化水素は、いずれの測点でも検出されなかった。

(4) マクロベントス

湾中央の Stn. 0 では、マクロベントスの出現種類数は 6 月 5 日に 14 種と最も多く、その後時間とともに減少し、9 月 10 日に 0 となった (Fig. 7)。9 月 29 日には 5 種類のマクロベントスが出現した。現存量は、 $0\text{--}0.07 \text{ gN m}^{-2}$ の間で変動したが、その主体は 6 月 5 日から 7 月 7 日まではカタマガリギボシイソメ (*Scoletoma longifolia*) の多毛類と、チヨノハナガイ (*Raeta rostralis*)、シズクガイ (*Theora fragilis*) の二枚貝類であったが、以降はシノブハネエラスピオ (*Paraprionospio patiens*)、カタマガリギボシイソメの多毛類であった。

① 大規模泊地・航路

大規模泊地内の Stn. 1 では、6 月 5 日から 9 月 10 日までの間、マクロベントスは認められず、9 月 29 日にシノブハネエラスピオ、アシナガゴカイ (*Neanthes succinea*) の多毛類が合計 0.001 gN m^{-2} とわずかに出現したのみであった。航路内の Stn. 2 においては 6 月 5 日、7 月 27 日、9 月 10 日、9 月 29 日にシノブハネエラスピオ、アシナガゴカイが出現したのみであり、いずれの観測日も現存量は 0.001 gN m^{-2} 以下であった。航路外

の Stn. 3 では 6 月 5 日には 10 種類と比較的多くのマクロベントスが出現し、多毛類に加えウチムラサキ (*Saxidomus purpurata*)、チヨノハナガイといった二枚貝類も出現したが、18 日には、出現種数は 6 種類に減少し、現存量は主にオウギゴカイ (*Nectoneanthes latipoda*) で占められた。7 月 7 日、7 月 27 日には出現種類数は 0 となり、以降は 8 月 12 日から 9 月 10 日にかけて 1-3 種類が出現したが、現存量は 0.01 gN m^{-2} 以下と僅かであり、その主体はシノブハネエラスピオであった。9 月 29 日にはシノブハネエラスピオにより現存量が 0.25 Ng m^{-2} に増加した。

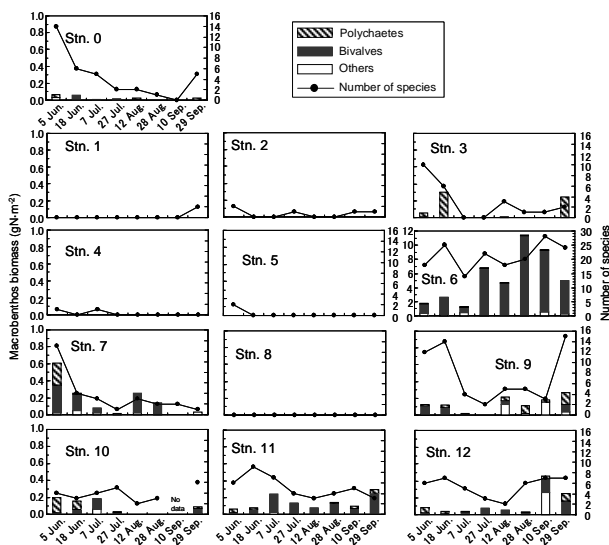


Figure 7. Changes in macrobenthos biomass and number of species.

② 浚渫窪地

浚渫窪地内の Stn. 4, 5 では、観測期間を通じてマクロベントスはほとんど出現せず、出現しても現存量は 0.001 gN m^{-2} 以下と僅かであった。これに対し浚渫窪地に隣接する浅海域の Stn. 6 では、観測期間中に出現したマクロベントスは 14-28 種類と多かった。現存量は $1.28-11.39 \text{ gN m}^{-2}$ と極めて高く、アサリ (*Ruditapes philippinarum*)、サルボウガイ (*Scapharca kagoshimensis*)、ホトトギスガイ (*Musculista senhousia*) の二枚貝類でほとんどが占められた。

③ 小規模泊地

小規模泊地中央部の Stn. 8 では観測期間中マクロベントスは出現しなかった。これに対し、港奥部の Stn. 7 においては 6 月 5 日に 13 種類のマクロベントスが出現し、現存量も 0.61 gN m^{-2} と高く、その主体はアシナガゴカイとヒメシラトリ (*Macoma incongrua*) であった。6 月 18 日以降は、出現種類数は 1-4 種類で推移した。現存量は

7 月 27 日にかけて急速に低下した後、8 月 12 日に増加し、9 月 10 日以降再び低下したが、いずれにおいてもその主体はヒメシラトリであった。港口部の Stn. 9 では、6 月 5 日、18 日にはそれぞれ 12, 14 種類と比較的多くのマクロベントスが出現し、現存量は、ともに 0.12 gN m^{-2} で、主にヒメシラトリ、チヨノハナガイ、シズクガイの二枚貝類で占められていた。現存量は 7 月 27 日にかけて低下し、8 月 12 日以降に回復したが、回復時の主体はヒメシラトリとシノブハネエラスピオであった。

④ 入江

入江の Stn. 10 においては観測期間の出現種数は 2-6 で推移したが、ほとんどの観測日では 5 種類未満であった。現存量は 6 月 5 日から 7 月 27 日までは $0.03-0.19 \text{ gN m}^{-2}$ の間で推移し、主にアシナガゴカイ、ヒメシラトリで占められていた。8 月 12 日、28 日には現存量は 0.01 gN m^{-2} 以下と僅かとなったが、9 月 29 日には主にヒメシラトリにより、 0.09 gN m^{-2} に増加した。入江出口の Stn. 11 においては、観測期間中、出現種類数は 3-9 種類で推移し、現存量は $0.06-0.29 \text{ gN m}^{-2}$ の間で変動したが、期間を通じてその主体はヒメシラトリであった。入江沖側の Stn. 12 においては、出現種類数は 2-7 種類で推移し、現存量は $0.03-0.46 \text{ gN m}^{-2}$ の間で変動したが、観測期間を通じてその主体はヒメシラトリもしくはサルボウガイの二枚貝類であった。

考 察

(1) 大規模泊地・航路

大規模泊地・航路内の Stn. 1, 2 では、6 月 5 日には密度躍層以深の溶存酸素飽和度は Stn. 0 よりも低かった。6 月 1, 3 日には、湾央における大規模な貧酸素化は認められず、¹⁰⁾また、Stn. 0 にある (Fig. 1) 愛知県水産試験場の自動観測 1 号ブイの観測によると、底層の溶存酸素飽和度は、6 月 5 日以前には Stn. 1 で認められたような 10% を下回る値は記録されていない。したがって、大規模泊地・航路の貧酸素化は、湾央の大規模な貧酸素水塊の影響によるものとは考えにくい。大見ら¹¹⁾は、大規模泊地・航路と同様の海底地形を有する、三河湾の浚渫窪地における酸素供給過程について、シミュレーションモデルを用いた解析を行い、流動の停滞性から生じる酸素環境の悪化を明らかにしている。Stn. 1, 2 の 6 月 5 日における成層強度は、Stn. 0 よりも強く (Fig. 2)、このことから、大規模泊地・航路においても浚渫窪地と同様に、流動の停滞による底層への酸素供給阻害が示唆される。

また、和久ら⁸⁾は三河湾の浚渫窪地における海水流動

の観測結果から、窪地由来の貧酸素水塊による周辺浅海域におけるマクロベントス群集の大量への死と、これにより周辺浅場の海底に堆積するようになった大量の有機物が窪地内に水平輸送され、その分解によりさらなる貧酸素化が引き起こされるという、浚渫窪地特有の貧酸素化機構を明らかにした。6月5日の大規模泊地・航路近傍の浅海域に位置するStn. 3においては海底直上の溶存酸素飽和度が21%と、Stn. 0のいずれの層に比べても低かった (Fig. 2)。また、6月18日には、それまで出現していた二枚貝類が消滅し、現存量のほとんどをオウギゴカイが占めるようになった (Fig. 7)。これらのことは、大規模泊地・航路由来の貧酸素水塊により周辺浅海域の二枚貝類が死滅したことを示唆する。6月5日におけるStn. 1, 2の底質COD, TSの両測点平均値は、湾央のStn. 0の値のそれぞれ、4倍、46倍と極めて高く、三河湾の浚渫窪地における既往の実測平均値⁷⁾ (COD: 51 mg g⁻¹, TS: 2.5 mg g⁻¹) と比較するとCODについては同程度、TSについては1.8倍である。以上から、この大規模泊地・航路では、観測開始時にはすでに、浚渫窪地での指摘⁸⁾と同様に、周辺浅海域の底生生態系破壊と、窪地状の海底地形に起因する有機物の集積機構により貧酸素化の悪循環に陥っており、湾央に先行して貧酸素化が進行していたと考えられる。

9月29日にはStn. 0の底層では酸素環境が大幅に改善されていたのに対し、Stn. 1, 2の底層は依然として貧酸素状態であった。三河湾の浚渫窪地においては、10月に入っても底層に溶存酸素飽和度30%以下の貧酸素水塊が捉えられている。⁷⁾大規模泊地・航路においては、上述の貧酸素化機構により、浚渫窪地と同様に貧酸素状態が湾央よりも長期に持続したと考えられる。マクロベントスについては、大規模泊地・航路においては観測期間中ほとんど出現せず、シノブハネエラスピオやアシナガゴカイの多毛類がわずかに認められるのみであり、三河湾の浚渫窪地における状況⁷⁾と同様であった。浚渫窪地と同様に貧酸素状態が長期に持続する大規模泊地・航路においては、高い貧酸素耐性、速い増殖速度、広い分散能力を有する種¹²⁻¹⁴⁾のみしか出現できなかったものと考えられる。大規模泊地・航路における貧酸素化と貧生物化の悪循環を回避するためには、内部で発生する貧酸素水塊の湧昇を防除し、周辺浅海域の底生生態系を保全することが必要と考えられる。貧酸素水塊の湧昇防除策としては、大規模泊地・航路と周辺浅海域との間に潜堤を造成すること等が考えられ、今後その効果を検討する必要がある。

(2) 浚渫窪地

浚渫窪地内のStn. 4, 5では、底層の溶存酸素飽和度は6月5日には既に20%以下と、湾央の代表点のStn. 0に比べ低く、Stn. 0の貧酸素化が解消していた9月29日においても貧酸素に近い状態にあった。Stn. 4, 5の底質COD, TSの両測点平均値は、三河湾の浚渫窪地において実測された既往平均値⁷⁾ (COD: 51 mg g⁻¹, TS: 2.5 mg g⁻¹) と比較するとCODについては87%, TSについては1.6倍と類似していた。マクロベントスについても観測期間中ほとんど出現せず、スピオ類の多毛類がわずかに認められるのみであり、三河湾の浚渫窪地における状況⁷⁾と同様であった。したがって、前出の議論から、この場所の貧酸素化についても、湾央の大規模な貧酸素水塊の影響ではなく、窪地状の海底地形に起因する貧酸素化機構により、湾央に先行して貧酸素化が進行し、長期に持続していたと考えられる。一方、浚渫窪地に隣接する浅海域にあるStn. 6では、底層の溶存酸素飽和度は6月5日には36%とStn. 0の底層に比べ低く、7月7日にはほぼ無酸素になっていた (Fig. 2)。しかし、底質CODは観測期間を通じて3-6 mg g⁻¹と低い値で推移し (Fig. 5)、底質TSは検出されず (Fig. 6)、マクロベントスの現存量は二枚貝類の出現により他の測点に比べて極めて高かった (Fig. 7)。Stn. 6の海底付近は、一時的に浚渫窪地から湧昇する貧酸素水に覆われたものの、水深がCDL下0.7 mと浅いため、海面からの酸素供給速度が堆積有機物による酸素消費速度を上回り、貧酸素化が長期に持続することはなく、その結果、マクロベントスの現存量が高く維持されたと考えられる。しかしながら、海況によって貧酸素水塊の湧昇が長期に持続すれば、この浅海域のマクロベントス群集も死滅する可能性があり、その場合、高い現存量であるがゆえに失われる水質浄化能力も大きい。また、浅海域のマクロベントス群集が死滅すれば、浅海域から窪地内への有機物の集積機構⁸⁾により、莫大な量の有機物が窪地内へ負荷され、さらに多くの硫化水素や無酸素水が発生し、周辺生態系への被害が拡大する恐れがある。このような潜在的な危険性を取り除くためには、埋め戻しによる修復¹⁵⁾を行う必要がある。

(3) 小規模泊地

小規模泊地のStn. 7, 8, 9については、6月5日には海底直上の溶存酸素飽和度はいずれの測点においても湾央のStn. 0の同深度の値と比べ低かった。前出のように6月1, 3日には、湾央における大規模な貧酸素化は認められなかったこと、¹⁰⁾3測点のうち、小規模泊地開口部のStn. 9で最も底層の溶存酸素飽和度が高かったことから、当水域における貧酸素化は、湾央の大規模な貧酸素水塊の

影響によるものとは考えにくい。この小規模泊地のような閉鎖的な水域では、海水の停滞が生じることが水理実験により明らかにされている。¹⁶⁾ 海水の停滞は、有機物の大量沈降、堆積を促進させ、それら分解による酸素消費と、密度成層の強化による酸素供給の阻害を引き起こし、その結果、底層を貧酸素化させていたものと考えられる。底質のCOD、TSはともにいずれの観測日においても水深の深いStn. 8で最も高く、閉鎖的の水域の中でも、より水深が深い場所は貧酸素化の進行が顕著であると考えられる。一方、小規模泊地の奥部でも、水深の浅いStn. 7では、底質のCOD、TSは、期間中の平均が、Stn. 8のそれぞれ74%、41%であり比較的lowく、7月7日には海底付近は貧酸素化を免れていた。マクロベントスについては期間中、二枚貝類の生息が認められ、マクロベントスが期間中に一切認められなかったStn. 8とは対照的であった。和久ら¹⁾は、マクロベントスの生息調査と地形情報の解析から、デッドゾーン化しやすい水域においても、小規模でも干潟がある場合、底生生物が生息している事実を指摘し、これは、底生生物による有機懸濁物除去や、海水の鉛直混合による物理的酸素供給効果に起因すると推測している。Stn. 7が位置しているのは干潟ではないが、今後、このような浅場を小規模泊地内に造成したり、比較的貧酸素耐性の高い懸濁物食者を添加し、生物量を増加させることにより、水域全体の水質環境を改善できる可能性が示唆される。

(4) 入江

Fig. 4に示すように、入江奥部のStn. 10、入江沖側のStn. 12における底層の溶存酸素飽和度の低下は、水温の低下と塩分の上昇を伴っていることから、この入江底層の貧酸素化は、低温、高鹹な貧酸素水塊の移動によってもたらされていると考えられる。Fig. 8は、この貧酸素水塊の変動要因を見るために、6月5日から7月18日の両測点の底層における溶存酸素飽和度と塩分についてMEM法¹⁷⁾により求めたパワースペクトル分布である。Stn. 10、12の塩分と溶存酸素飽和度とも、12.5時間と24時間付近にピークが認められる。このことは、貧酸素水塊の変動は潮汐変動によりもたらされていることを示す。入江沖側のStn. 12の溶存酸素飽和度の低下は満潮時付近に認められ、その後1-4時間後に入江奥部のStn. 10の溶存酸素飽和度の低下が認められることから(Fig. 4)、入江の溶存酸素飽和度の低下は、入江地先の底層に形成された貧酸素水塊の侵入の影響を受けていると考えられる。ここで、入江ですでに断続的な無酸素化が認められ

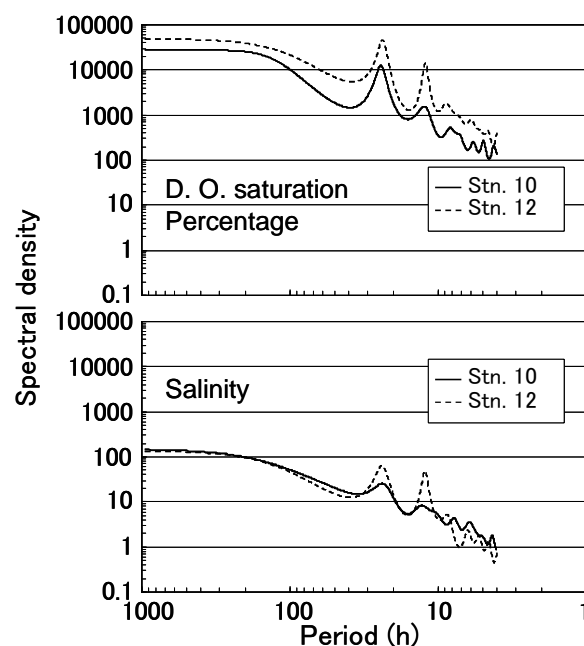


Figure 8. Spectral density of dissolved oxygen saturation percentage and salinity from 5 Jun. to 18 Jul. at Stns. 10 and 12.

た6月5日から6月7日についてみると、湾央の代表点であるStn. 0底層の溶存酸素飽和度は30%以上であったことから(Fig. 3)、入江地先の貧酸素化は湾央の大規模な貧酸素化に先行して進行していたと考えられる。観測期間における溶存酸素飽和度の平均値は入江奥部のStn. 10の方が入江沖側のStn. 12よりも低く、両測点で、溶存酸素飽和度30%以下の貧酸素状態であった累積時間を、Stn. 10の欠測期間である7月18日から8月20日までを除き比較すると、Stn. 10の方が長い(Fig. 9)。また、底質のCOD、TSはともにいずれの観測日についても入江奥部のStn. 10で最も高い(Figs. 5, 6)。これらのことから、この入江では、入江地先の底層に形成された貧酸素水塊の侵入により溶存酸素飽和度が低下し、入江の奥部では、それに加えて、海水の停滞が生じ、大量沈降、堆積した有機物の分解による酸素消費により、さらに貧酸素化が進行していたと考えられる。

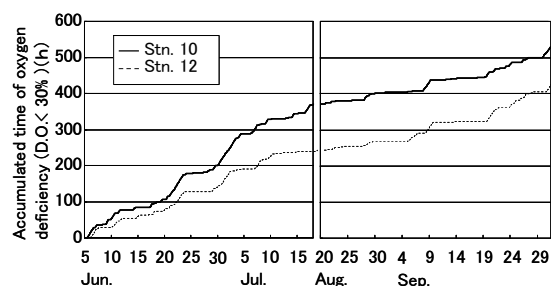


Figure 9. Accumulated time of oxygen deficiency (D.O. < 30%) at Stns. 10 and 12.

入江奥部の Stn. 10 におけるマクロベントス現存量は主に多毛類アシナガゴカイと、二枚貝でも汚濁指標生物とされているヒメシラトリ¹⁸⁻²⁰⁾で占められていた。湾中央に先行して貧酸素化が進行し (Figs. 2, 3), 短周期で貧酸素化が繰り返される状況下では、高い貧酸素耐性、速い増殖速度、広い分散能力を有する種¹²⁻¹⁴⁾のみしか出現できなかったものと考えられる。一方、入江沖側の Stn. 12 においては、ヒメシラトリに加えて、Stn. 10 では出現しなかったサルボウガイが観測期間を通じて出現した。サルボウガイはヒメシラトリに比べて、貧酸素耐性がやや高い種である²¹⁾ことから、入江の測点の中では酸素濃度が高かった Stn. 12 のみでサルボウガイが出現したことについては、測点間の酸素環境の差に起因するものではないと考えられる。サルボウガイの幼生分布については知見が乏しいが、サルボウガイと同様に浮遊幼生期を持つアサリの幼生密度は、この入江の沖合いから奥部に向かって急速に低下しているとの報告²²⁾がある。したがって、サルボウガイの出現の可否については、入江の閉鎖的な地形形状に起因する幼生の加入阻害が影響していると考えられる。これらのことから、このような入江については、開削、導水等の方法により海水の停滞を緩和させることができれば、貧酸素化の軽減とともに、サルボウガイ等、懸濁物食者の着底、生息が可能となり、これら生物による懸濁物除去機能により水域の水質環境の改善が期待できる。

(5) 今後の課題

以上のように、4つの分類群に属するいずれのデッドゾーンにおいても湾中央の大規模な貧酸素化に先行して貧酸素化が進行し、6月当初にはすでにマクロベントスは全く生息していないか、生息していてもわずかであった。一般に、春から初夏にかけての時期は、水温上昇等によって植物プランクトンの増殖が活発になる時期であり、これにより増加する懸濁態有機物の除去には極沿岸域の底生生態系が重要な役割を果たす。これまで三河湾の環境悪化については、陸域およびエスチュアリー循環により外海から流入する無機栄養塩類に起因する有機物生産と、干潟・浅場の底生生物群集による懸濁有機物の無機化に着目した湾全体の物質循環を基に議論されてきた。³⁾本研究により、デッドゾーン化にともなう、極沿岸域が本来有していた懸濁有機物の無機化機能の喪失についても、全湾の物質循環に大きく影響していることが示唆され、その後の全湾的な赤潮、貧酸素化の形成に影響を与えていると考えられる。今後は、デッドゾーンの生態系機能喪失と全湾の環境悪化との関係を明確にする必要がある。

大規模泊地・航路については、貧酸素水塊湧昇防除のための潜堤の造成、浚渫窪地については埋め戻し、小規模泊地については浅場の造成と生物添加、入江については開削、導水と、それぞれの水域について環境改善の可能性が示唆されたが、今後は、これらの効果を定量的に評価する必要がある。

要 約

大規模泊地・航路、小規模泊地、浚渫窪地、入江の4タイプのデッドゾーンにおいて2009年6月5日から9月29日までの間、水質、底質、マクロベントスについての現場観測を行った。観測を実施したいずれの水域も、植物プランクトンの大増殖期において、すでに湾中央に先行してデッドゾーン化しており、懸濁物除去機能の喪失により、その後の全湾的な赤潮、貧酸素化の形成に影響を与えていると考えられた。

大規模泊地・航路では、内部に滞留した貧酸素水の湧昇による周辺浅海域の底生生態系破壊が、浅海域から大規模泊地・航路内部への有機物の集積によるさらなる貧酸素化を招き、無生物状態が長期に持続していたと考えられた。このため、潜堤の造成等により、貧酸素水塊の湧昇を防除する必要があると考えられた。

浚渫窪地では無酸素水が長期に滞留し、底質環境も極度に悪化しており無生物状態が長期に持続していた一方で、隣接する浅海域では、マクロベントスの現存量は高かった。しかし、貧酸素水塊の湧昇が長期に持続すれば、この浅海域のマクロベントス群集も死滅する可能性があり、その場合、失われる水質浄化能力も大きく、窪地内への有機物の集積機構により、さらに多くの硫化水素や無酸素水が発生し、周辺生態系への被害が拡大する恐れがあると考えられた。このような潜在的な危険性を排除するため、埋め戻しを行う必要があると考えられた。

小規模泊地内部の水深の深い箇所では、大量沈降した有機物による酸素消費と、強固な成層化により、貧酸素化が顕著であり無生物状態が持続した一方、水深の浅い箇所では酸素環境が比較的良好であり、二枚貝類の生息が認められた。このことから、小規模泊地内における浅場造成と懸濁物食者の添加により、水域の環境改善に貢献できる可能性が示唆された。

入江では、地先底層に形成された貧酸素水塊の侵入により溶存酸素飽和度が低下し、入江の奥部では、それに加えて、海水の停滞に起因する水域独自の酸素消費により、より貧酸素化が進行していたと考えられた。このような入江については、開削、導水等により、貧酸素化の軽減とともに、サルボウガイ等、懸濁物食者の着底、生

息が可能となり、水域の水質環境の改善が期待できると考えられた。

今後は、デッドゾーンの生態系機能喪失と全湾の環境悪化との関係を明確にするとともに、環境改善策の効果を定量的に評価する必要がある。

謝 辞

愛知県水産試験場 漁場環境研究部の諸兄には、長期にわたる観測において多大なるご支援を頂き、また、本稿をまとめるにあたっては、貴重なご助言を賜った。ここに記して感謝の意を表す。

文 献

- 1) 和久光靖・金子健司・鈴木輝明・高倍昭洋(2012) 沿岸域におけるデッドゾーンの分布-三河湾の事例-. 水産海洋研究, **76**, 1-10.
- 2) Diaz, R. J. and R. Rosenberg (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, **321**, 926-929.
- 3) Suzuki, T. (2004) Large-scale restoration of tidal flats and shallows to suppress the development of oxygen deficient water masses in Mikawa Bay. *Bull. Fish. Res. Agen.*, **1**, 111-121.
- 4) 石田基雄・黒田伸郎 (2007) 三河湾における環境修復の取り組み. 月刊海洋, **39**, 35-43.
- 5) 武田和也・石田基雄 (2006) 三河湾における苦潮によるアサリ大量死と浚渫窪地内部の貧酸素化の状況. 海洋理工学会誌, **12**, 51-58.
- 6) 市岡志保・佐々木 淳・吉本侑矢・下迫健一郎・木村俊介 (2009) 航路と浚渫窪地に着目した硫化物動態と青潮影響に関する考察. 土木学会論文集B2(海岸工学), **28**, 1041-1045.
- 7) 金子健司・橋口晴穂・宮向智興・今尾和正・和久光靖・石田基雄・鈴木輝明 (2011) 浚渫窪地における底質の極度の悪化と底生生物群集の動態-三河湾の事例-. 水環境学会誌, **34**, 47-55.
- 8) 和久光靖・橋口晴穂・栗田貴代・金子健司・宮向智興・青山裕晃・向井良吉・石田基雄・鈴木輝明 (2011) 三河湾の浚渫窪地における粒子状物質の特異的な集積機構. 海の研究, **20**, 1-17.
- 9) 日本環境測定分析協会 (1998) 改訂版 底質調査法とその解説. 環境庁水質保全局(編), 丸善, 東京, 175pp.
- 10) 愛知県水産試験場 (2010) 平成 21 年伊勢湾・三河湾の赤潮発生状況. 愛知県, 19 pp.
- 11) 大見智亮・内藤大輔・酒井 亨・山口将人・寺澤知彦・田口浩一・中田喜三郎・中村由行 (2008) 浚渫窪地における酸素環境シミュレーション. 海岸工学論文集, **55**, 1126-1130.
- 12) 今林博道 (1998) 貧酸素下のベントスの生残戦略. 月刊海洋, **30**, 125-132.
- 13) 玉井恭一 (1982) 大阪湾におけるスピオ科の多毛類 *Paraprionospio* sp. (A 型) 個体群の季節変動と成長. 日本水産学会誌, **48**, 401-408.
- 14) 山田寛・今林博道・高田詔民 (2001) 福山港富栄養域におけるスピオ科多毛類 *Polydora cornuta* の着底と生残に及ぼす貧酸素水の影響. 日本水産学会誌, **67**, 814-820.
- 15) 橋口晴穂・今尾和正・金子健司・宮向智興・石田基雄・鈴木輝明 (2010) 浚渫窪地の埋め戻しに伴うマクロベントス群集の予測手法と修復効果の経済評価. 水産工学, **46**, 241-246.
- 16) 山崎宗広・宝田盛康・上嶋英機・朝位孝二 (1998) 湾口部地形改変による停滞性海域の流況改善に関する実験的研究. 海岸工学論文集, **45**, 1026-1030.
- 17) 日野幹雄 (1998) 統計ライブラリー, スペクトル解析. 朝倉書店, 東京, 300pp.
- 18) 菊池泰二 (1975) 環境指標としての底生動物 (1) 群集組成を中心に. 日本生態学会環境問題専門委員会(編), 環境と生物指標 2 水界編, 共立出版, 東京, 255-264.
- 19) 玉井恭一 (1998) マクロベントスの分布と生産. 「沿岸の環境圏」, 平野敏行監修, フジ・テクノシステム, 東京, 244-253.
- 20) 西 栄二郎・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.
- 21) 橋口晴穂・今尾和正・金子健司・宮向智興・森敦史・豊原哲彦・和久光靖・石田基雄・鈴木輝明 (2012) 浚渫窪地周辺海域における貧酸素化とマクロベントス群集の応答の定量化-三河湾奥部を例として-. 水産工学, **49**, 1-12.
- 22) 愛知県水産試験場・トヨタ自動車(株)・(株)大林組 (2011) 埋立地周辺機能劣化水域の再生高度化技術開発試験共同報告書. 1-5.