

## 三河湾における水質環境と貧酸素水塊の変動

本田是人<sup>1†</sup>, 戸田有泉<sup>1</sup>, 二ノ方圭介<sup>1</sup>, 中嶋康生<sup>1</sup>, 鈴木輝明<sup>2</sup>

### Water quality environment and variation in hypoxic water in Mikawa Bay

Yoshito HONDA<sup>1†</sup>, Yuzumi TODA<sup>1</sup>, Keisuke NINOKATA<sup>1</sup>, Yasuo NAKASHIMA<sup>1</sup> and Teruaki SUZUKI<sup>2</sup>

水温, 塩分, 溶存酸素 (DO), 化学的酸素消費量 (COD), クロロフィル *a*, 懸濁有機態窒素 (PON), 総窒素 (TN), 総リン (TP), 溶存無機態窒素 (DIN), 溶存無機態リン (DIP) など, 1970年代以降にモニタリングした三河湾の水質を基に解析した. その結果, 水質の水平分布の特徴は地域的に異なり, 水質の変動には長期的な傾向があることが分かった. 透明度はTN, TPが高かった1990年代前半に低く, 赤潮は頻発していた. その後, 総量規制による陸域からの窒素, リン負荷量削減によってTN, TPは減少した. しかし, 貧酸素水塊面積はTN, TP, 赤潮延べ日数の減少, 透明度の増加とは逆に拡大傾向にあった. 重回帰分析の結果, 1980年から1997年の間, 貧酸素水塊にはアサリ (*Ruditapes philippinarum*) 年間漁獲量が縮小要因として最も大きく貢献していた. 一方, 1990年代後半以降はアサリ年間漁獲量が増加しているにも関わらず貧酸素水塊面積は拡大傾向にあった. 1997/1998年に水温が急激に上昇しており, 貧酸素水塊の拡大原因に三河湾の環境の変化が考えられた. しかし, 2011年以降, 貧酸素水塊は縮小傾向にあり, この原因として, 水温低下による成層構造の弱まり, アサリ資源量の増加, 人工干潟の造成が示唆された.

The water qualities observed in Mikawa Bay, such as water temperature, salinity, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), chlorophyll *a*, particulate organic nitrogen (PON), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and dissolved inorganic nitrogen (DIN), and dissolved inorganic phosphorus (DIP) were analyzed using the monitoring data since the 1970s. As a result, it was found that the water-quality properties of the horizontal distribution differ locally, and that there is a long-term trend in the variations of water properties. The transparency was low in the water column in the first half of the 1990s when TN, and TP concentrations were higher and red tide had occurred frequently in the same time. After that, TN and TP concentration decreased due to the reduction of nitrogen and phosphorus from the land. However, the hypoxic water area tended to expand in contrast with the decrease in TN, TP, total number of red tide days, and the increase in transparency. The results of multiple regression analysis, from 1980 to 1997, fishery catches of short-necked clam (*Ruditapes philippinarum*) had greatly contributed most to the suppression of hypoxic water. On the other hand, the hypoxic water area tended to expand regardless of fishery catches of short-necked clam that had been increasing since the second half of the 1990s. The water temperature rapidly increased between 1997–1998, and the cause of the expansion of the hypoxic water area was thought to be environmental change of Mikawa Bay. However, since 2011, the hypoxic water area has been shrinking. This was caused by the weakening of the stratification by a decrease in the water temperature, an increase in short-necked clam resources, and construction of artificial tidal flats.

**Key words:** Mikawa Bay, hypoxic water, seawater quality, eutrophication, *Ruditapes philippinarum*

#### はじめに

三河湾の面積は604 km<sup>2</sup>で, 伊勢湾の3分の1, 東京湾の6

2014年6月10日受付, 2015年1月16日受理

<sup>1</sup> 愛知県水産試験場

Aichi Fisheries Research Institute, 97 Wakamiya, Miya, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan

<sup>2</sup> 名城大学大学院総合学術研究科

Meijo University Graduate School of Environmental and Sciences, 1-501 Siogamaguchi, Tenpaku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

† yoshito\_honda@pref.aichi.lg.jp

割ほどであり, 平均深度は9.2 mと浅く, 知多湾に注ぐ矢作川, 渥美湾に注ぐ豊川の両河口域にはそれぞれ広大な干潟が発達している (鈴木ほか, 2003). 三河湾の特徴はこれら干潟域をはじめとする浅場の存在であるが, 埋め立てにより大きく減少している (青山, 2000). これら干潟・浅場の消失に伴い, 赤潮の多発, 貧酸素水塊の拡大, 苦潮 (青潮) の発生による漁業被害が顕著化し (Suzuki, 2001; 中村・黒田, 2005), とくに, 底生性の水産有用生物であるガザミやナマコ, アカガイ等では, 1970年代後半以降,

漁獲量が減少している。さらに近年では、埋め立て等に利用するための土砂採取によってできた浚渫窪地が無酸素化し、周辺の健全な干潟域生態系に大きなダメージ与えている事例(武田・石田, 2003, 2006; 石田・鈴木, 2006; 豊原ほか, 2006; 山室, 2006)や、三河湾のデッドゾーン化(和久ほか, 2012)が報告されている。漁場環境と関連した曾根ほか(2013)の研究によると、大規模な貧酸素水塊が発生する夏季の三河湾は、底生性魚介類にとって生息困難な環境であり、依然としてその機能は大きく損なわれたままである。

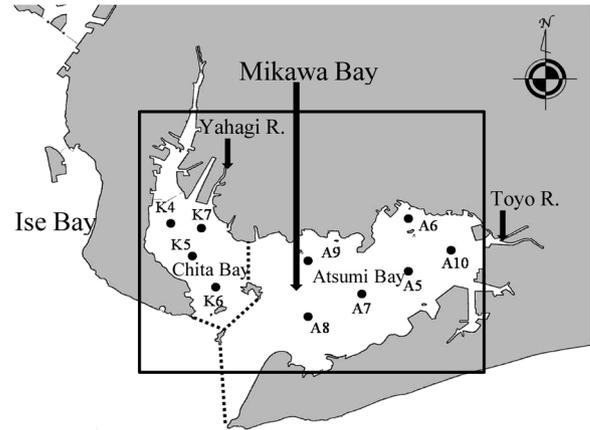
三河湾は大都市を後背地を持つ東京湾や大阪湾と比較して、流入負荷は相対的に小さくかつ農畜産系排水による負荷の割合が相対的に大きいのが特徴である(Suzuki, 2001)。また、三河湾湾口下層からの伊勢湾系水による栄養塩供給が多く、伊勢湾集水域の影響も強く受けている(Suzuki & Matsukawa, 1987)。貧酸素化の原因は、溶存酸素供給を上回る底層での酸素消費量であり、それは、陸域からの有機物供給に加え、エスチュアリー循環によって湾底層から表層に供給された無機栄養塩が光合成により懸濁化した後、湾内底層に過剰に沈降・分解することによって(鈴木, 1998)。その発生メカニズムは、干潟・浅海域の底生生物群集と深く関連している(風呂田, 1988; 菊池, 1993; 青山・鈴木, 1996, 1997; 鈴木ほか, 1998)。石田・鈴木(2009)によると、陸域からの供給、およびエスチュアリー循環に伴う湾口下層からの栄養塩供給による高い基礎生産は内湾の基本的特徴であるとされている。さらに、湾全体の物質循環が大きく変化し、水質悪化のスパイラルに陥った原因は、これら豊かな基礎生産が底生生物を含む高次の生物へ転換されずに無効に海底へ沈降することで貧酸素化が助長されたためと述べている。

このような伊勢・三河湾の環境悪化に歯止めをかける回復策としてCOD, 窒素, リンの総量規制が施行されているが、依然として貧酸素水塊の解消には至っていないのが現状である。三河湾の海洋環境, 漁場環境を中長期的に保全するためには水質の継続的なモニタリングが重要であり、貧酸素水塊と環境要因を整理・解析することは、環境保全の問題だけに留まらず、水産資源の持続的利用の観点からも重要な事項である。石田・原(1996)は、伊勢湾, 三河湾における1973-1994年の透明度, COD, TN, TP, 赤潮, 貧酸素水塊の長期変動を解析しているが、それ以降の解析は行われていない。本報告では、2013年まで蓄積された調査結果を基に三河湾における水質環境の特性を解析するとともに、貧酸素水塊の長期傾向からその変動要因を明らかにすることを目的とした。

## 材料と方法

### 解析に用いた公共用水域調査の水質データ

愛知県水産試験場は、「愛知県公共用水域及び地下水の水



**Figure 1.** Observation stations in Mikawa Bay. Data from 10 stations, which have been active since 1978, were mainly used for this analysis. Stations A5, A6, A7, A8, A9, A10 are located in Atsumi Bay area, and stations K4, K5, K6, K7 are located in Chita Bay area.

質測定計画」に基づき、1971年4月以降、月1回の頻度で定点での公共用水域の定期水質調査(以下、水質監視調査とする)を実施している。水質監視調査開始から現在まで幾度か観測点の変更があったものの、主な定点は変更されていない。水質監視調査は伊勢湾, 三河湾を対象としているが、本報告では現在実施している三河湾の18測点のうち、調査開始当初から継続しているA5, A6, A7, A8, A9, A10(渥美湾)とK4, K5, K6, K7(知多湾)の計10測点を抽出した(Fig. 1)。各測点における採水は表層(0.5 m層), 中層(5 m層)の2層であるが、A5(水深11.6 m), K5(水深16.5 m)の基準点については底層(海底上1 m)を含めた3層としている。解析期間については、月ごとの値が掲載されている1978年4月から2013年3月までのデータを用いた。水質解析項目は、水温, 塩分, 密度( $\sigma_t$ ), 溶存酸素濃度(DO), 透明度, 化学的酸素消費量(COD), クロロフィルa(Chl-a), 懸濁有機態窒素(PON), および全窒素(TN), 全リン(TP), アンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), 亜硝酸態窒素( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), 硝酸態窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), リン酸態リン( $\text{PO}_4\text{-P}$ )の栄養塩類であり、溶存無機態窒素(DIN)は $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計から算出し、溶存無機態リン(DIP)は $\text{PO}_4\text{-P}$ に等しいとした。ただし、上記項目のうちPONは1980年4月に、 $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ は、1997年4月に観測項目に追加された。

水質諸要因の各項目について、三河湾の水平的な環境特性をスモールスケールで比較するため、測点ごとに表層の全期間の平均値と三河湾全域の平均値を求め、 $t$ 検定により有意差を算出した。各測点の水質諸項目の平均値の有意差検定は一元配置分散分析(One way ANOVA)を行い、有意差が認められた場合、各水準間の差についてはScheffe's  $F$ 検定(10群間)を用いて多重比較検定した。また、

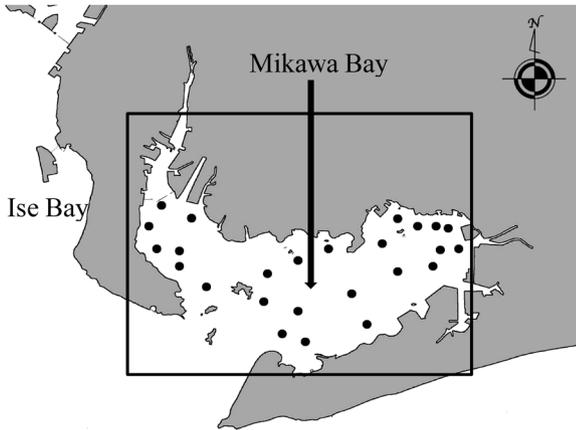


Figure 2. Observation stations of hypoxic water area in Mikawa Bay.

内湾の特性は地形や水の流動条件によって規定されると考えられるため、三河湾を渥美湾と知多湾に大別し両水域における水質諸項目の平均値の差を  $t$  検定 (有意水準 5%) により比較した。これら水質諸項目の長期トレンドを明らかにするため、それぞれ全測点の月平均時系列を求めて3ヶ年移動平均し、全解析期間に対して Mann Kendall の順位相関の有意性 (有意水準 5%) を検討した。なお、ここで用いた Mann Kendall の順位相関は、時系列データのトレンドを調べる方法として頑健性が高く、その相関係数である  $r$  は複数のデータ間の関連性の強さを示す。また、底泥からの無機栄養塩の溶出を明らかにするため、A5 における底層 DO と底層  $\text{PO}_4\text{-P}$  との相関を求めた。栄養塩濃度が一次生産に及ぼす影響については、TN、TP と Chl- $a$  との相関を求めた。いずれの相関も全解析期間の時系列データを用いて計算した。

#### 貧酸素水塊規模の推定

愛知県水産試験場が1971年から現在まで夏季に三河湾の25測点 (Fig. 2) で実施した底層 (海底上1m) の溶存酸素飽和度 (DO飽和度) の測定データを使用した。これらのデータからGISソフトのスプライン補間法により底層DO飽和度の等値線図を作成した。愛知県水産試験場では、貝類や底生生物の生存が困難なDO飽和度30%以下の水塊を「貧酸素水塊」と定義しており、等値線図を用いて底層に形成されたDO飽和度30%以下の水塊の面積を求めた。ただし、貧酸素化の頻度が低いと考えられる水深5m以浅の海域、および夏季以外にも底層が貧酸素化していると考えられる港湾内は面積計算から除外し、三河湾の計算対象面積を345 km<sup>2</sup>とした (石田・原, 1996)。三河湾における貧酸素水塊の変化は、1971–2012年の7–9月における各月面積の時系列データを3ヶ年移動平均し、長期トレンドを明らかにするため全解析期間に対して Mann Kendall の順位相関の有意性 (有意水準 5%) を検討した。また、成層強度が貧酸素化に及ぼす影響を明らかにするため、貧酸

素水塊面積とA5における表層・底層の水温差との相関および水温差と密度差との相関を求めた。いずれの相関も、それぞれ7–9月の平均値を求めた時系列データを用いて解析した。

#### 赤潮延べ日数

1978年以降、愛知県水産試験場が発行している赤潮発生状況報告書に基づき、知多湾および渥美湾で発生した赤潮延べ日数の合計を三河湾における延べ日数とした。これら赤潮の確認は、漁業協同組合の情報、第四管区海上保安本部の情報、水質調査船による月1回以上の赤潮調査に基づいているが、1993年に赤潮のモニタリング実施要領が見直され、赤潮認定の基準やモニタリング体制が変更されて現在に至っている。赤潮延べ日数は長期トレンドを明らかにするため、1978–2012年の月別時系列データを3ヶ年移動平均し、全解析期間に対して Mann Kendall の順位相関の有意性を (有意水準 5%) を検討した。

#### 重回帰分析

貧酸素水塊に影響を与えている要因を明らかにするため、1997年以前の低水温期 (A期間) と1998年以降の高水温期 (B期間) に分けて重回帰分析を行った。A期間、B期間とも貧酸素水塊面積を従属変数に、水温、密度、表層・底層の水温差、密度差、COD、Chl- $a$ 、PON、TN、TPの水質諸項目を独立変数とした。また、アサリは貧酸素水塊の原因となる過剰な懸濁態有機物を効率的に除去する機能を有していることから (青山、鈴木, 1996, 1997)、独立変数にアサリ年間漁獲量を加えた。従属変数、各独立変数ともアサリ年間漁獲量以外は7–9月の平均値を算出した時系列データを用いた。重回帰分析は変数増加法により行い、多重共線性を避けるため、各独立変数については、単相関係数と偏回帰係数の逆転が生じないことを確認し、赤池の情報量基準 (AIC) が最少となる独立変数の組合せを最適モデルとした。なお、重回帰分析には、すべてのデータが揃っている1980年以降を使用した。

## 結果

### 水質の水平分布

Table 1 にそれぞれの水質項目について、各測点の平均値と三河湾全域の平均値との差および  $t$  検定による  $p$  値を示し、各測点の水準間の差は Scheffé's  $F$  検定 (10群間) による多重比較の検定結果を示した。三河湾を2水域に大別した渥美湾 (A5, A6, A7, A8, A9, A10) と知多湾 (K4, K5, K6, K7) の比較については、両水域の平均値  $\pm$  標準誤差 (SE) と有意差の検定結果で示した。

水温は、すべての測点の水準間に有意な差はなかったが ( $p > 0.05$ )、水域別にみると、知多湾 ( $17.9 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ) が渥美湾 ( $17.0 \pm 0.2^\circ\text{C}$ ) より統計的に有意に高かった ( $p < 0.001$ )。塩分はA5, K5, K7以外の測点で有意な差がみられ、とくに、渥美湾奥部のA10 (28.6) では三河湾の平均値 (29.8)

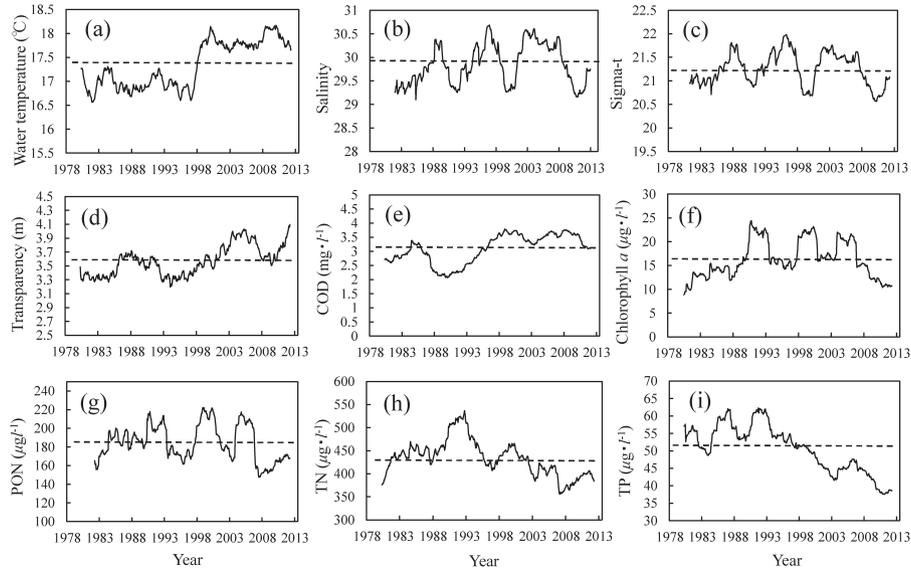
**Table 1.** The difference between mean value of all stations in Mikawa Bay and mean value of each station of the standing stocks and concentration of (a) Water temperature, (b) Salinity, (c) Sigma-t, (d) Transparency, (e) Dissolved oxygen (DO), (f) Chemical oxygen demand (COD), (g) Chlorophyll *a*, (h) Particulate organic nitrogen (PON), (i) Total nitrogen (TN), (j) Total phosphorous (TP), (k) Dissolved inorganic nitrogen (DIN), (l) Dissolved inorganic phosphorous (DIP), and *p* values by *t*-test. Test of significant difference between mean values of Atsumi Bay area and Chita Bay area was analyzed by the *t*-test. Values within a row with different letters are significantly different at  $p < 0.05$  (Scheffe's *F*,  $a > b > c > d > e > f > g > h$ ).

Station	Atsumi Bay area						Chita Bay area				Mikawa Bay (mean of total)	
	A5	A6	A7	A8	A9	A10	K4	K5	K6	K7		
(a) Water temperature (°C)	difference	-0.5	-0.2	-0.5	-0.3	-0.2	-0.6	0.7	0.5	0.4	0.7	17.4
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.181	0.603	0.210	0.384	0.598	0.109	0.057	0.184	0.283	0.059	
	mean±SE	17.0±0.2** ( <i>n</i> =2,520)						17.9±0.2** ( <i>n</i> =1,680)				
(b) Salinity	difference	0.0 <sup>bc</sup>	-0.8 <sup>cd</sup>	0.5 <sup>ab</sup>	0.9 <sup>a</sup>	0.6 <sup>ab</sup>	-1.2 <sup>d</sup>	-0.7 <sup>cd</sup>	0.1 <sup>ab</sup>	0.6 <sup>ab</sup>	-0.1 <sup>bc</sup>	29.8
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.997	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.368	<0.001	0.588	
	mean±SE	29.8±0.1 ( <i>n</i> =2,448)						29.8±0.1 ( <i>n</i> =1,630)				
(c) Sigma-t	difference	0.1 <sup>abcd</sup>	-0.6 <sup>cd</sup>	0.4 <sup>ab</sup>	0.8 <sup>a</sup>	0.5 <sup>ab</sup>	-0.9 <sup>d</sup>	-0.6 <sup>cd</sup>	0.0 <sup>abcd</sup>	0.4 <sup>ab</sup>	-0.2 <sup>bcd</sup>	21.2
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.657	0.001	0.010	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	0.811	0.019	0.281	
	mean±SE	21.3±0.1 ( <i>n</i> =2,448)						21.1±0.1 ( <i>n</i> =1,630)				
(d) Transparency (m)	difference	-0.2 <sup>cd</sup>	-0.8 <sup>f</sup>	0.3 <sup>bc</sup>	0.8 <sup>a</sup>	0.4 <sup>ab</sup>	-0.6 <sup>def</sup>	-0.3 <sup>de</sup>	0.2 <sup>bc</sup>	0.6 <sup>ab</sup>	-0.8 <sup>def</sup>	3.6
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.054	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.008	<0.001	<0.001	
	mean±SE	3.6±0.03 ( <i>n</i> =2,510)						3.6±0.04 ( <i>n</i> =1,670)				
(e) DO (mg · l <sup>-1</sup> )	difference	0.3 <sup>ab</sup>	0.6 <sup>a</sup>	0.1 <sup>bc</sup>	-0.2 <sup>bcd</sup>	0.0 <sup>bc</sup>	0.2 <sup>abc</sup>	-0.4 <sup>c</sup>	-0.1 <sup>bcd</sup>	-0.4 <sup>de</sup>	-0.2 <sup>cde</sup>	9.5
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	<0.001	<0.001	0.494	0.069	0.578	0.010	<0.001	0.152	<0.001	0.009	
	mean±SE	9.6±0.03** ( <i>n</i> =2,520)						9.2±0.04** ( <i>n</i> =1,678)				
(f) COD (mg · l <sup>-1</sup> )	difference	0.4 <sup>abc</sup>	0.6 <sup>ab</sup>	-0.0 <sup>cde</sup>	-0.5 <sup>c</sup>	-0.2 <sup>de</sup>	0.9 <sup>a</sup>	-0.1 <sup>cde</sup>	-0.3 <sup>de</sup>	-0.4 <sup>de</sup>	-0.3 <sup>de</sup>	3.1
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	<0.001	<0.001	0.961	<0.001	0.016	<0.001	0.162	0.004	<0.001	0.002	
	mean±SE	3.3±0.05** ( <i>n</i> =2,520)						2.8±0.04** ( <i>n</i> =1,680)				
(g) Chlorophyll <i>a</i> (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	2.6 <sup>abcd</sup>	7.5 <sup>ab</sup>	-2.1 <sup>bcd</sup>	-5.9 <sup>d</sup>	-2.6 <sup>cd</sup>	9.0 <sup>a</sup>	0.4 <sup>abcd</sup>	-1.9 <sup>bcd</sup>	-3.5 <sup>cd</sup>	-3.5 <sup>cd</sup>	16.0
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.160	<0.001	0.210	<0.001	0.129	<0.001	0.794	0.270	0.040	0.035	
	mean±SE	17.4 ± 0.8* ( <i>n</i> =2,383)						13.9±0.5* ( <i>n</i> =1,580)				
(h) PON (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	39.3 <sup>abc</sup>	66.9 <sup>ab</sup>	-9.2 <sup>cde</sup>	-33.4 <sup>c</sup>	-15.5 <sup>cde</sup>	68.3 <sup>a</sup>	-21.5 <sup>cde</sup>	-29.8 <sup>cde</sup>	-33.3 <sup>c</sup>	-20.4 <sup>cde</sup>	183
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.001	<0.001	0.392	0.003	0.156	<0.001	0.047	0.006	0.002	0.111	
	mean±SE	200±5.4** ( <i>n</i> =2,245)						156±2.8** ( <i>n</i> =1,471)				
(i) TN (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	20.7 <sup>de</sup>	78.4 <sup>bcd</sup>	-53.0 <sup>fgh</sup>	-87.8 <sup>h</sup>	-70.5 <sup>gh</sup>	154.5 <sup>a</sup>	48.5 <sup>cd</sup>	-38.6 <sup>efgh</sup>	-63.3 <sup>gh</sup>	11.0 <sup>def</sup>	428
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.121	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	<0.001	0.387	
	mean±SE	435±5.8** ( <i>n</i> =2,520)						417±4.5* ( <i>n</i> =1,680)				
(j) TP (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	-1.4 <sup>bcd</sup>	7.1 <sup>abc</sup>	-8.0 <sup>de</sup>	-12.4 <sup>c</sup>	-8.9 <sup>de</sup>	13.5 <sup>a</sup>	9.1 <sup>ab</sup>	-3.4 <sup>cde</sup>	-3.9 <sup>cde</sup>	8.4 <sup>ab</sup>	50.5
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.503	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.100	0.070	<0.001	
	mean±SE	48.8±0.7** ( <i>n</i> =2,517)						53.1±1.2** ( <i>n</i> =1,680)				
(k) DIN (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	-27.2 <sup>de</sup>	4.4 <sup>cde</sup>	-37.2 <sup>de</sup>	-37.9 <sup>de</sup>	-39.9 <sup>c</sup>	22.6 <sup>bc</sup>	79.44 <sup>a</sup>	0.6 <sup>cde</sup>	-18.6 <sup>cde</sup>	53.7 <sup>ab</sup>	85.6
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.002	0.616	<0.001	<0.001	<0.001	0.012	<0.001	0.948	0.031	<0.001	
	mean±SE	68.7± 280** ( <i>n</i> =1,152)						110.4±5.05** ( <i>n</i> =768)				
(l) DIP (µg · l <sup>-1</sup> )	difference	-2.2 <sup>cd</sup>	-0.7 <sup>cd</sup>	-3.3 <sup>cd</sup>	-2.8 <sup>cd</sup>	-3.5 <sup>d</sup>	-1.2 <sup>cd</sup>	8.3 <sup>a</sup>	0.8 <sup>bc</sup>	-0.8 <sup>cd</sup>	5.4 <sup>ab</sup>	9.8
	<i>p</i> ( <i>t</i> -test)	0.018	0.487	<0.001	0.003	<0.001	0.219	<0.001	0.487	0.394	<0.001	
	mean±SE	8.0 ± 0.3** ( <i>n</i> =1,152)						12.7 ± 0.5** ( <i>n</i> =768)				

*n*: number of data.

\*; Significant at 5% level.

\*\*; Significant at 1% level.



**Figure 3.** Long-term variations in Water temperature (a), Salinity (b), Sigma-t (c), Transparency (d), COD (e), Chlorophyll *a* (f), PON (g), TN (h), TP (i) into surface layer in Mikawa Bay from 1978 to 2013, shown as a 3-year running average. Horizontal bars show the average values for each standing stocks, and concentration of seawater qualities.

より顕著に低かったが、水域別に比べると渥美湾 ( $29.8 \pm 0.1$ ) と知多湾 ( $29.8 \pm 0.1$ ) との間に差はなかった。密度の分布特徴は塩分と一致しており、渥美湾 ( $21.3 \pm 0.1$ ) と知多湾 ( $21.1 \pm 0.1$ ) との間に有意な差はなかった ( $p > 0.05$ )。透明度は、とくに湾口部のA8 (4.4 m), K6 (4.2 m) では三河湾全域の平均値 (3.6 m) に比べ高かったが、水域別にみると渥美湾 ( $3.6 \pm 0.03$  m) と知多湾 ( $3.6 \pm 0.04$  m) との間に差はなかった。溶存酸素濃度 (DO) は、渥美湾では統計的に有意ではないものの、湾口部のA8 ( $9.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) のみが三河湾全域の平均値 ( $9.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より低かった。一方、知多湾ではいずれの測点も三河湾全域の平均値より低く、各水準間に有意な差はなかった ( $p > 0.05$ )。水域別に比べると渥美湾 ( $9.6 \pm 0.03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が知多湾 ( $9.2 \pm 0.04 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) に比べ有意に高かった ( $p < 0.001$ )。CODは、DOと同様、知多湾ではすべての測点が三河湾の平均値 ( $3.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より低く、各測点の水準間に有意な差はなかった ( $p > 0.05$ )。水域別では渥美湾 ( $3.3 \pm 0.05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が知多湾 ( $2.8 \pm 0.04 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より有意に高かった ( $p < 0.001$ )。Chl-*a*を測点別にみると渥美湾奥部のA6 ( $23.5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), A10 ( $25.0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) で顕著に高く、知多湾では各測点の水準間の差は有意ではなかった ( $p > 0.05$ )。水域別では渥美湾 ( $17.4 \pm 0.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が知多湾 ( $13.9 \pm 0.5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) に比べ有意に高かった ( $p < 0.05$ )。PONはChl-*a*と同様、A6 ( $250 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), A10 ( $251 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) の渥美湾奥部で高かった。知多湾ではすべての測点が三河湾全域の平均値 ( $183 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) に比べ低く、各測点の水準間に有意な差はなかった ( $p > 0.05$ )。水域別に比べると、渥美湾 ( $200 \pm 5.4 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が知多湾 ( $156 \pm 2.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より有意に高かった ( $p < 0.001$ )。

TNは、三河湾全域の平均値 ( $428 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) と比べると、とくに渥美湾奥部のA6 ( $506 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), A10 ( $583 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) で高く、水域別にみると渥美湾 ( $435 \pm 5.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が知多湾 ( $417 \pm 4.5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より有意に高かった ( $p < 0.05$ )。TPの水平分布はTNとは逆に、知多湾 ( $53.1 \pm 1.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が渥美湾 ( $48.8 \pm 0.7 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) に比べ有意に高かった ( $p < 0.001$ )。DINは知多湾奥部のK4 ( $165 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), K7 ( $139 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が三河湾全域の平均値 ( $85.6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より顕著に高く、水域別では知多湾 ( $110 \pm 5.1 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が渥美湾 ( $69 \pm 2.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) に比べ有意に高かった ( $p < 0.001$ )。DIPは知多湾奥部のK4 ( $18.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ), K7 ( $15.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が三河湾全域の平均値 ( $9.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より顕著に高かった。渥美湾ではすべての測点で三河湾全域の平均値以下で、各測点の水準間に有意な差はなかった ( $p > 0.05$ )。DIPの水平分布の特徴はDINと類似しており、水域別では知多湾 ( $12.7 \pm 0.5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) が渥美湾 ( $8.0 \pm 0.3 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) より有意に高かった ( $p < 0.001$ )。

**水質の長期変動**

Fig. 3に3ヶ年移動平均した各水質項目の長期変動を示した。水温 (Fig. 3 (a)) は1997/1998年までは上昇・下降を繰り返す、年平均値 ( $17.4^\circ\text{C}$ ) を下回る値で経過した。その後上昇に転じ、1998/1999年以降は年平均を上回る値で推移し、とくに、1998–2001年の3年間には $1.5^\circ\text{C}$ の顕著な上昇がみられた。その後は明瞭な傾向はみられず $17.6\text{--}18.1^\circ\text{C}$ の範囲で推移し、長期的にみると有意な上昇傾向が認められた ( $r=0.530, p < 0.001$ )。塩分 (Fig. 3 (b))、密度 (Fig. 3 (c)) は1988/1989年、1996/1997年、2003/2004年に極大値を持つ6–8年の周期で変動しており、2012/2013年の塩分は年平均値 (29.8) の $-0.1$ 、密度は年平均値 (21.2) の $-0.1$ で

推移している。長期的にみると、塩分は有意な上昇傾向を示したが ( $\tau=0.162, p<0.001$ ) が、密度の傾向は有意ではなかった ( $\tau=-0.017, p>0.05$ )。透明度 (Fig. 3 (d)) は1985/1986年までは3.3–3.5 mと変動幅が小さく平年値 (3.6 m) を下回る値で推移したが、1980年代後半に顕著な上昇がみられた。1994/1995年に3.2 mまで低下した後上昇に転じ、2005/2006年に極大 (4.0 m) に達した。その後上昇・低下を繰り返し、2012/2013年は平年値 (3.6 m) より0.5 m高い4.1 mで推移し、長期的にみると有意な上昇傾向にあった ( $\tau=0.460, p<0.001$ )。COD (Fig. 3 (e)) は1985/1986年まで上昇し、平年値 ( $3.1 \text{ mg} \cdot \Gamma^{-1}$ ) を  $0.3 \text{ mg} \cdot \Gamma^{-1}$  上回ったが、1989/1990年には  $2.1 \text{ mg} \cdot \Gamma^{-1}$  にまで低下した。その後上昇に転じ1999/2000年に  $3.8 \text{ mg} \cdot \Gamma^{-1}$  の極大を示し、2012/2013年は平年と同値の  $3.1 \text{ mg} \cdot \Gamma^{-1}$  で推移している。2008/2009年以降は低下傾向にあるが、長期的にみると有意な上昇傾向がみられた ( $\tau=0.380, p<0.001$ )。Chl-a (Fig. 3 (f)) は1991/1992年, 2001/2002年, 2006/2007年にそれぞれ極大値を持つ変動を示した。2007/2008年以降は大きく低下し2012/2013年は平年値 ( $16.0 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$ ) を下回る  $10.8 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  で推移したが、長期的にみると有意な傾向はみられなかった ( $\tau=0.0003, p>0.05$ )。PON (Fig. 3 (g)) は1997/1998年までを平均すると  $182 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  で平年値 ( $183 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$ ) と同程度であった。1999/2000年に極大値の  $222 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  に達した後は、上昇・低下を繰り返し、2012/2013年は平年値より低い  $168 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  で推移し、長期的にみると有意な低下傾向にあった ( $\tau=-0.123, p<0.01$ )。TN (Fig. 3 (h)) は1982/1983年まで上昇したが、その後の変動幅は小さく1989/1990年までは  $425\text{--}462 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  の範囲で推移した。1990/1991年以降は上昇傾向を示し、1992/1993年に平年値 ( $428 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$ ) より  $109 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  高い極大値 ( $537 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$ ) に達した。その後は上昇・低下を繰り返し、2007/2008年以降は平年値以下で推移しており、長期的にみると有意な低下傾向にあった ( $\tau=-0.561, p<0.001$ )。TP (Fig. 3 (i)) は1999/2000年までは上昇・低下を繰り返し、1987/1988年と1992/1993年に極大値を持つ変動を示したが、2000/2001年以降は平年値 ( $50.5 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$ ) を下回り、2012/2013年には  $38.6 \mu\text{g} \cdot \Gamma^{-1}$  まで低下し、長期的にみると低下傾向は有意であった ( $\tau=-0.613, p<0.001$ )。

#### 貧酸素水塊の長期変動

Fig. 4に三河湾において7–9月に形成されたDO飽和度30%以下の貧酸素水塊面積の変化を3ヶ年移動平均で示した。30%以下の面積は1973年以降、拡大・縮小を繰り返し、1978/1979年 ( $154.9 \text{ km}^2$ )、1985/1986年 ( $176.1 \text{ km}^2$ )、1998/1999年 ( $161.6 \text{ km}^2$ )、2008/2009年 ( $187.4 \text{ km}^2$ ) に極大となる約10年周期で変動する傾向を示した。1991/1992年 ( $18.4 \text{ km}^2$ ) には平年の  $112.8 \text{ km}^2$  を大きく下回ったが、その後は拡大・縮小を繰り返し2011/2012年は  $129.6 \text{ km}^2$  で推移しており、長期的にみると有意な拡大傾向にあった

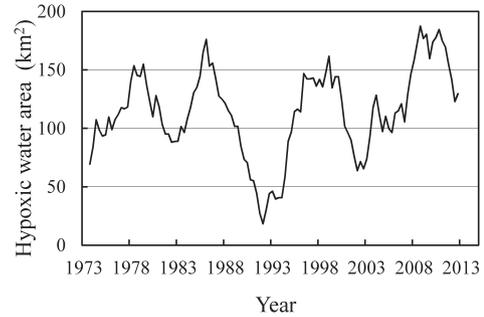


Figure 4. Long-term variation in the hypoxic water area with less than 30% saturation in Mikawa Bay from 1971 to 2012, shown as a 3-year running average.

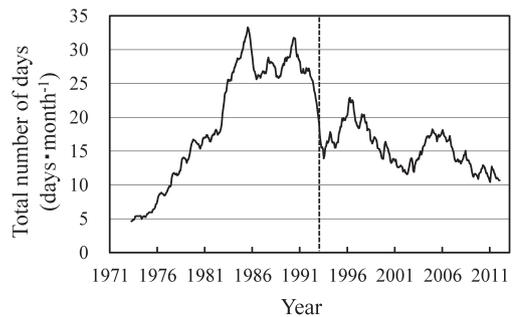


Figure 5. Long-term variation in the red tide total number of days observed in Mikawa Bay from 1978 to 2012, shown as a 3-year running average.

( $\tau=0.176, p<0.05$ ).

#### 赤潮延べ日数の長期変動

Fig. 5に赤潮延べ日数の変化を3ヶ年移動平均で示した。赤潮延べ日数は1973/1974年には月平均で5.0日であったが、その後1985/1986年に33.0日を記録し、この12年間で6.6倍に増加した。1993年に赤潮のモニタリング体制が変更されたため、1993年以前と以降に分けて傾向をみると、1993年以前は統計的に有意な増加傾向 ( $\tau=0.712, p<0.001$ ) を示した。一方、1994年以降は有意な減少傾向 ( $\tau=-0.464, p<0.001$ ) にあり、2011/2012年の赤潮延べ日数は10.7日で推移している。全解析期間でみると、有意な減少傾向にあった ( $\tau=-0.080, p<0.05$ )。

#### 重回帰分析

Table 2に示したとおり、A期間 (1980–1997年) の重回帰分析では、「アサリ年間漁獲量」、「水温」、「PON」の独立変数が採用され、符号については「水温」が正で、「アサリ年間漁獲量」、「PON」が負であった。従属変数への貢献度を示す標準化した独立変数の偏回帰係数の絶対値は、「アサリ年間漁獲量」が0.653と最も大きかった。B期間 (1998–2012年) の重回帰分析では、「水温差」、「COD」、「TP」が採用され、符号は「水温差」、「COD」が正、「TP」は負で、独立変数の偏回帰係数の絶対値は、「水温差」が0.533と最

**Table 2.** Partial regression coefficients of determination adjusted by degree of freedom (CD), and Akaike's information criterion (AIC), estimated by multiple regression analysis from 1980 to 1997 (A period), and from 1998 to 2012 (B period). Standardized partial regression coefficients are also shown parentheses.

Dependent variable	Independent variable			Constant	CD	AIC
	x1	x2	x3			
Hypoxic water area (A period, 1980–1997)	Clam -0.708 (-0.653)	Temp. 0.601 (0.434)	PON -0.134 (-0.216)	-364.76	0.86	176.71
Hypoxic water area (B period, 1998–2012)	$\Delta$ Temp.* 0.732 (0.533)	COD 0.376 (0.359)	TP -0.360 (-0.250)	-65.08	0.75	161.07

\*; difference in water temperature between the surface and bottom layer

も大きかった。重回帰分析の自由度調整済み決定係数は、A期間0.86、B期間0.75であった。

## 考察

### 水平分布からみた三河湾の水質特徴

一般に、内湾の海洋構造は夏季の成層構造と冬季の均一構造を基本とするが、三河湾では豊川と矢作川の一級河川の影響が加わる(松村・松川, 1981)。このうち東部の渥美湾に流入する2011年の豊川の総河川流量(豊川市当古観測所)は $14,303 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 、西部の知多湾に流入する矢作川の総河川流量(西尾市米津観測所)は $25,868 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ で、矢作川が豊川の1.8倍となっている(国土交通省, 水文水質データベース <http://www1.river.go.jp>, 2013年8月6日)。

Table 1に示した平均的な水質の水平分布をみると、いくつかの項目で三河湾内でも地域的に差があることが示唆された。水温の水平分布をみると、知多湾が渥美湾に比べ統計的に有意に高かった。知多湾はその規模に対して流入河川水量が渥美湾より多く、エスチュアリー循環による上層流出、下層流入の海水交換が渥美湾に比べ大きい(松村・松川, 1981; 中田ほか, 1985)ことが、その原因と考えられる。

塩分、密度は湾奥部のA6, A10(渥美湾)、K4(知多湾)でとくに低く、逆にTN, TPが高いことから、豊川、矢作川からの淡水流入の影響が強いと思われる。一方、湾口部のA8(渥美湾)、K6(知多湾)で塩分、密度が高く、TN, TPが低い理由については外洋系水の流入に起因すると考えられた。本稿では、局所的に差はあるものの知多湾と渥美湾で年間平均場での塩分、密度に有意な差は認められなかったが、前述したように渥美湾が知多湾に比べ海水交換が小さく、三河湾ではとくに東部の閉鎖性が強いことが指摘されている(宇野木, 1978)。このことは、貧酸素水塊の発達時期が渥美湾で早く、その規模も大きい(Suzuki & Matsukawa, 1987; 石田・原, 1996)ことから示唆された。透明度をみるとA6(渥美湾)、K7(知多湾)の湾奥部で低

く、Chl-*a*は逆に高い傾向を示すことから、透明度に影響を及ぼす最も主要な因子は植物プランクトンの生産であり、とくに湾奥部ではその影響を強く受けると考えられた。また、A8(渥美湾)、K6(知多湾)の湾口部で透明度が高く、塩分の水平分布とも一致していることから外洋系水の影響が示唆された。PON, Chl-*a*をみると、渥美湾奥部のA10で高くTN, TP, CODと対応していることから、河川からの栄養塩の流入に関連していると考えられる。水域別にみると渥美湾が知多湾に比べ有意に高く、西條・宇野木(1977)によると、三河湾東部では効率よく植物プランクトンを生産する物理条件を備えており、このことが富栄養化進行を助長する要因であることが指摘されている。溶存酸素濃度(DO)は渥美湾が知多湾に比べ有意に高く、とくに湾奥部のA6, A10でその傾向が強かった。この傾向はChl-*a*とほぼ一致することから、植物プランクトンによる光合成の影響が示唆された。DIN, DIPは知多湾が渥美湾より有意に高く、この原因については、矢作川の流量が豊川の1.8倍であることから、エスチュアリー循環に起因する物質循環の違いが両湾のDIN, DIP濃度の差となっていると考えられる。

このように渥美湾での顕著な水塊の停滞は、三河湾、とくに東部における汚濁物質の蓄積ならびに植物プランクトンの継続的な増殖を可能にし、富栄養化の急速な進行や赤潮の頻発をもたらしたと考えられている(西條・宇野木, 1977)。

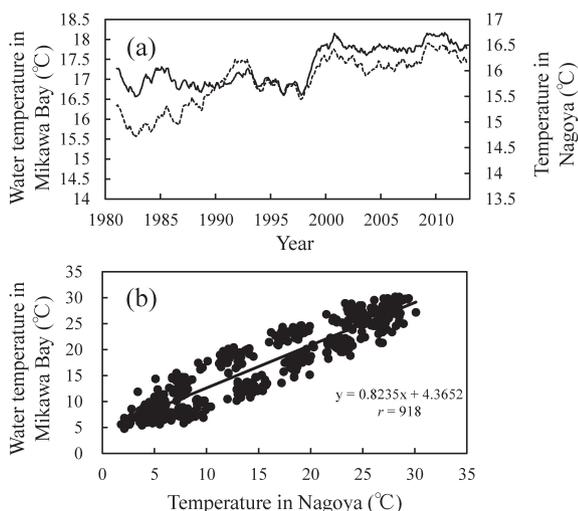
### 水温の変動特性

三河湾における水温変化を長期的にみると、Fig. 3(a)に示したように、3ヶ年移動平均では有意な上昇傾向にあり、とくに、1997/1998年には水温がジャンプしていた。この現象は、日本周辺海域でみられた「大気-海洋-海洋生態系の基本構造が転換する」レジーム・シフトと一致しており、最近では沿岸域の浅海域においてもレジーム・シフトに伴う浮魚類などの資源量変動が報告されている(片山ほか, 2009)。

**Table 3.** The  $\tau$  and  $p$  values of the Kendall's rank correlation analyses applied to a 3-year running average of the surface water temperature of each month in Mikawa Bay from 1978 to 2013.

Month	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
$\tau$	0.307*	0.367**	0.464**	0.073	0.298*	-0.091	0.536**	0.246*	0.064	0.276*	0.589**	0.347**
$p$	0.012	0.003	<0.001	0.551	0.015	0.458	<0.001	0.044	0.603	0.024	<0.001	0.004

\*;  $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$



**Figure 6.** Long-term variations in the water temperature in Mikawa Bay (solid line), in the temperature in Nagoya (dotted line) from 1978 to 2013, shown as a 3-year running average (a). Correlation between water temperature in Mikawa Bay and temperature in Nagoya from 1978 to 2013 (b).

三河湾では季節的な加熱・冷却による密度差によって、夏季には顕著な成層化が起こり、表層と底層の鉛直的な二層構造を示す一方で、冬季には水温成層の逆転現象が現れており、伊勢湾ではその理由に、高温な外洋系水の底層から湾内への進入が指摘されている(関根ほか, 1992; 高橋ほか, 2000)。

水温の全解析期間に対して月別に3ヶ年移動平均すると、Table 3に示すように冷却期(10-3月)のすべての月で有意に上昇( $p < 0.001-0.05$ )しており、加熱期(4-9月)では6月に有意ではないものの低下していることが特徴的で、Mann Kendallの $\tau$ の平均は冷却期が0.408、加熱期は0.159であった。このことから、年間平均値の水温上昇は主に秋季と冬季における鉛直混合期の上昇に起因すると考えられた。このような冷却期の高水温化は、三河湾だけでなく東京湾(安藤ほか, 2003; 八木ほか, 2004; 石井ほか, 2008)や福岡湾(近藤ほか, 2005)でも報告されており、八木ほか(2004)は、東京湾では長期的な水温上昇が高塩分化を伴っていることから、冷却期における水温上昇現象の一つに外海影響の増大に伴う外海域から内湾域への熱フラックスの増加を指摘している。外洋系水の三河湾内への

流入機構は明らかにされていないが、Fig. 3 (a), Fig. 3 (b)に示した水温、塩分の長期傾向をみると、三河湾では高塩分期に必ずしも高水温を伴っていない。一方、Fig. 6 (a), Fig. 6 (b)に示すように、1978年4月-2012年12月の名古屋における気温(気象庁, <http://www.jma.go.jp>, 2014年5月8日)と三河湾の水温を3ヶ年移動平均すると同時期にジャンプしており、両者には高い正の相関( $r = 0.918, p < 0.001$ )があった。このことから、三河湾の水温は、八木ほか(2004)が指摘する外海域から内湾域への熱フラックスに比べ、気候変動、とくに、名古屋の気温により強く影響を受けると考えられる。このことは、三河湾湾口断面の拡散係数が小さく、海水交換率が低い(宇野木, 1978)ことから示唆された。

一方、東京湾や福岡湾では加熱期に水温が低下傾向にあることも報告されており、近藤ほか(2005)によると、福岡湾内の水温低下は、対馬海峡の水温に長期的なトレンドがみられないことから湾内の局所的な現象であり、湾内外の海水交換率の上昇に起因すると述べている。

#### 貧酸素水塊に影響を及ぼす要因

貧酸素水塊の形成要因としては、赤潮プランクトンの沈降・堆積に伴う海底直下への有機物負荷量の増加や、水温・塩分差による密度勾配などが指摘されている(東ほか, 1998; 大島ほか, 2005; 堤ほか, 2007; 柳・石井, 2009)。また、ろ過食性者のアサリが貧酸素化を抑制することも報告されている(山本ほか, 2008)。

ここでは、三河湾における水質諸項目の長期傾向と愛知県のアサリ漁獲量の推移を解析し、貧酸素水塊に影響を及ぼす要因を考察する。

#### (1) 富栄養化現象との関連

TNは1988/1989年から上昇し1993/1994年にピークとなり、その後は長期的には減少傾向を示した(Fig. 3 (h))。最も濃度が高くなった時期以前の値と比べると、2012/2013年には $384 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ まで減少し、1980年代前半の状態に回復したことになる。TPは1990代後半以降の減少が顕著で、近年は $40 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ を下回る値で推移している(Fig. 3 (i))。

上記のような三河湾の水質を富栄養化現象との関係で総合的にみると、TN、TPが高かった1990年代前半は透明度が低く、赤潮延べ日数が多かった。三河湾を含む伊勢湾では陸域からのCOD、窒素、リンの排出規制が実施され、

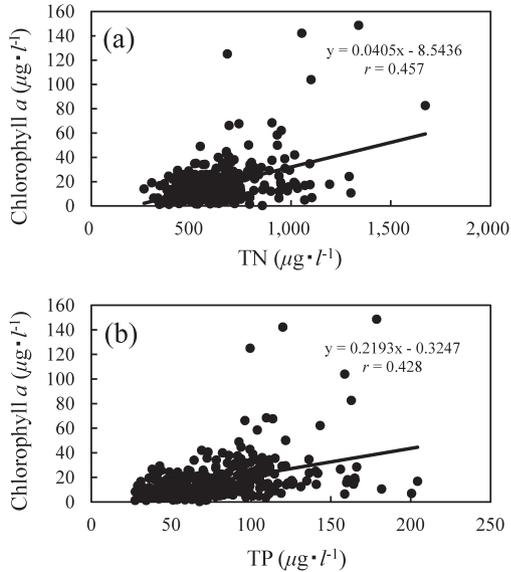


Figure 7. Correlation between concentration of chlorophyll *a* and TN (a), TP (b) in Mikawa Bay.

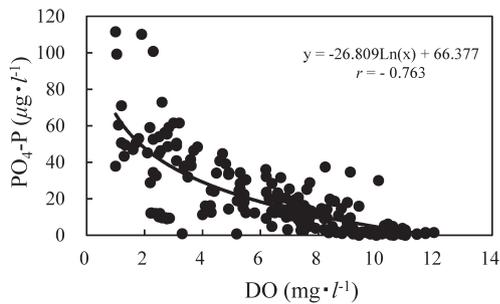


Figure 8. Correlation between concentration of DO and  $PO_4\text{-P}$  of the bottom layer at station A5.

TN, TPは減少傾向にあることから、三河湾の富栄養化進行に関しては抑制されつつあるようにもみえる。しかし、長期的にみると、Fig. 4に示した貧酸素水塊面積は、TN, TP, 赤潮延べ日数の減少、透明度の増加とは逆に拡大傾向にあり、夏季には依然として貧酸素水塊が発達している。また、Fig. 3 (e) に示すように、CODについても増加傾向にあり、三河湾の海洋環境は依然として改善していないことが分かる。伊勢湾広域総合水質調査（1978–2007年度）によると、CODに比べ、ろ過CODの上昇が全湾で顕著であり、溶存性の有機物が増加し、懸濁態の有機物はむしろ減少していることが示唆される。溶存態CODの増加については、近年、湖沼や内湾域において溶存態有機物の増加が指摘されており（今井, 2002）、その起源等については今後の研究が必要である。

東京湾においても1990年以降、栄養塩濃度が顕著に低下しているが、貧酸素水塊の規模は1988–1996年に小さくなった後、2000年以降、再び拡大傾向にある（石井ほか,

2008; 石井・大畑, 2010）。このように、栄養塩濃度と貧酸素水塊の長期変動は三河湾と東京湾で類似していると考えられ、流入負荷削減による貧酸素化の抑制効果はみられない。このため、様々な側面から水質環境基準のさらなる見直しの必要性が指摘されている。たとえば、「第7次水質総量削減の在り方について（2010）」の答申では、CODとして把握される海水中の有機物濃度が高いことが、水生生物等への影響に必ずしもつながらないと指摘し、生物およびその生息環境に直接的な影響を及ぼしている因子である底層の溶存酸素濃度が海域の新たな水質目標として提案されている（岡田, 2013）。

## (2) 栄養塩

Fig. 7に示したTN, TPとChl-*a*との関係を見ると、いずれも有意な正の相関があることから（TN,  $r=0.457, p<0.001$ ; TP,  $r=0.428, p<0.001$ ）、三河湾の一次生産は陸域からの負荷、およびエスチュアリー循環に伴う下層からの栄養塩供給に強く依存すると考えられる。

浜名湖では底層水中のリン酸塩濃度の最大濃度は底層水の無酸素化が始まる初夏にみられ、夏季に底泥から溶出するリン酸塩の表層への供給にエスチュアリー循環が重要な役割を果たしている（井上ほか, 2005）。三河湾の底層DOと底層 $PO_4\text{-P}$ との関係は、Fig. 8に示すように有意な負の相関（ $r=-0.763, p<0.001$ ）があった。底泥からのリンの溶出は一般に嫌気条件下で促進されることから（鈴木ほか, 2003）、還元状態となった貧酸素水塊中では底泥から底層水へ $PO_4\text{-P}$ が溶出し、海底近傍の水質に大きな影響を及ぼしていることが示唆された。したがって、海域環境を保全するためには堆積物の表層を好氣的環境に保ち、堆積物からのリンの溶出を抑制することが重要であると考えられる。

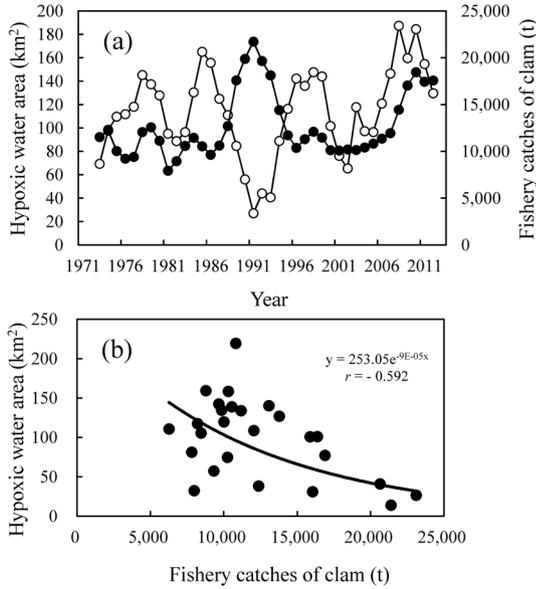
## (3) 懸濁態有機物

$C/Chl\text{-}a=30$  (Strickland, 1965),  $C/N=6.6$  (Redfield, 1934) とし、植物プランクトン態Nに換算したChl-*a*の平均値を求めると、 $73.3 \mu\text{g N} \cdot \text{l}^{-1}$ となりPON平均値の40.0%と推定された。PONに占める動物プランクトン態Nの割合は三河湾では5–9%（井野川ほか, 1993）であることから、PONの約5割がデトリタス態となる。このようなデトリタス態粒子は底泥へ沈降、堆積する過程でDOが消費されるため、底層環境への影響は大きいと考えられる。

## (4) アサリ

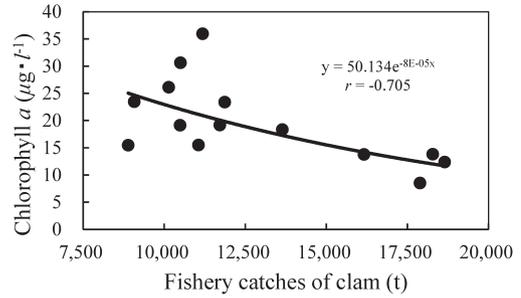
鈴木・寺澤（1997）や山本ほか（2008）の数値モデルでは、三河湾を例として富栄養化した内湾における貧酸素水塊の発生過程が再現されている。また、山本ほか（2008）は、1961–1990年におけるアサリ資源量と三河湾の貧酸素水塊の総面積との関係には指数関数的に明確な負の相関があることから、貝の資源量が貧酸素水塊の面積に及ぼす影響が大きいことを報告している。

Fig. 9 (a) に示した愛知県のアサリ年間漁獲量と貧酸素



**Figure 9.** Transition of the hypoxic water area in Mikawa Bay (open circles) and fishery catches of short-necked clam (solid circles) from 1971 to 2012, shown as a 3-year running average (a), and correlation between the hypoxic water area and fishery catches of short-necked clam from 1971 to 1997 (b).

水塊面積 (DO飽和度30%以下) を3ヶ年移動平均すると, 1990年代後半までは逆位相の関係で変動していた。両者の相関は1997年までが最も高く, この間, 漁獲量が増加すると貧酸素水塊面積は指数関数的に減少し, 有意な負の相関 ( $r = -0.592, p < 0.01$ ) が認められた (Fig. 9 (b)). これは, 山本ほか (2008) の結果と一致しており, Table 2に示した重回帰分析の結果 (A期間) でも, 貧酸素水塊面積にはアサリ年間漁獲量が縮小要因として最も大きく影響していた。干潟上にアクリルチャンバーを設置し, 内部海水の水質変化を測定することでアサリの有機懸濁物除去速度を求めた現場測定によると, アサリによる海水ろ過速度はアサリ軟体部含有窒素量あたり  $33.5 \text{ l} \cdot \text{gN}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  と計算され (青山・鈴木, 1997), 三河湾の貧酸素水塊形成に関係する沈降フラックスを削減するためには, 渡辺・中田 (2008) が指摘するように, 河川からの負荷量を減少させるよりも, 二枚貝の資源量を増加することが有効な方法であり, そのことで水質改善, 貧酸素水塊の抑制, 魚介類への被害軽減等, 様々な効果が得られ, 湾の機能回復が見込めると考えられる。中嶋ほか (2014) は, 三河湾の赤潮が2006年以降に減少した要因として, アサリ漁獲量が2007年以降, 急激に増加していること, およびTN, TPの減少率が小さいことから, TN, TPの減少ではなく二枚貝類による摂食圧の増加を指摘している。アサリの増加原因としては, 1998–2004年に中山水道掘削砂を用いた620 haの人工干潟造成, および1999年以降の豊川河口域 (六条潟)

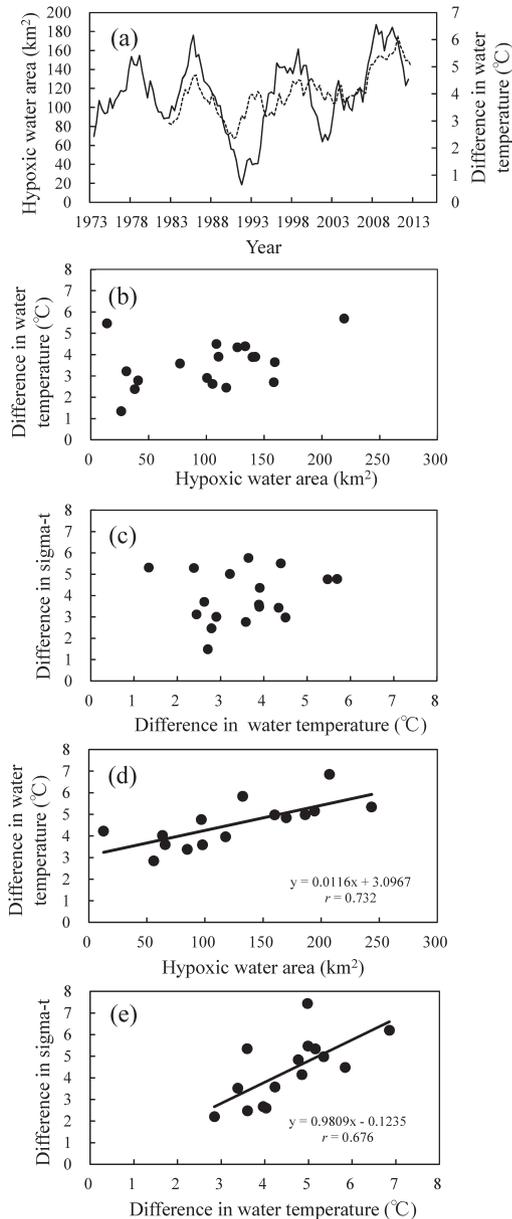


**Figure 10.** Correlation between fishery catches of short-necked clam and concentration of chlorophyll *a* from 1998 to 2012.

で採捕したアサリ稚貝の県内各漁場への移植放流に伴うアサリ資源量の増大が考えられる。

### (5) 成層強度

Fig. 9 (a) に示すように1998年以降をみると, アサリ年間漁獲量が増加しているにも関わらず貧酸素水塊面積は拡大傾向にあり, アサリによるろ過機能が貧酸素化の抑制に寄与していない可能性が示唆された。しかし, 1998–2012年におけるアサリ年間漁獲量とChl-*a*との関係 (Fig. 10) は, 有意な負の相関 ( $r = -0.705, p < 0.05$ ) があることから, アサリによるろ過機能は維持されていると推察された。この貧酸素水塊の拡大原因として, 三河湾における海洋環境の急激な変化が考えられた。Fig. 3 (a) に示した表層水温は1997/1998年にジャンプしており, 1997年以前は平均  $16.9^\circ\text{C}$  の低水温期, 1998年以降は平均  $17.8^\circ\text{C}$  の高水温期に区分された。貧酸素水塊が発達する7–9月における表層・底層の水温差の平均値 ( $\pm\text{SE}$ ) は, 1997年以前が  $3.5 (\pm 0.1)^\circ\text{C}$ , 1998年以降は  $4.6 (\pm 0.1)^\circ\text{C}$  で, 有意な差 ( $t$ 検定,  $p < 0.001$ ) がみられた。Fig. 11 (a) に示したように1971–2012年7–9月における貧酸素水塊面積と表層・底層の水温差を3ヶ年移動平均すると, 1997以前の低水温期における水温差は明瞭な傾向がなく ( $r = -0.023, p > 0.05$ ), Fig. 11 (b), Fig. 11 (c) に示すように, 貧酸素水塊面積と表層・底層の水温差, および水温差と密度差との関係も明瞭ではなかった ( $p > 0.05$ )。しかし, 1998年以降の高水温期における水温差には明瞭な拡大傾向がみられ ( $r = 0.405, p < 0.001$ ), 貧酸素水塊面積と水温差の間には有意な正の相関 ( $r = 0.732, p < 0.01$ ) があつた (Fig. 11 (d))。また, この間, Fig. 11 (e) に示すように表層・底層の水温差と密度差の間にも有意な正の相関 ( $r = 0.676, p < 0.01$ ) がみられた。Table 2に示した重回帰分析の結果 (B期間) も貧酸素水塊面積には水温差が拡大要因として最も大きく影響していることを示している。これらのことから, 高水温期における貧酸素水塊の拡大原因は, 表層・底層の水温差拡大に伴う成層構造の強化に起因しており, 底層への鉛直的な酸素供給を阻害し貧酸素水塊の発達を助長するため, ろ過食性者による懸濁物質除去機能が相殺されている可能性が示唆さ



**Figure 11.** Long-term variations in the hypoxic water area in Mikawa Bay (solid line) and difference in water temperature between the surface and bottom layer (dotted line) at station A5 from 1971 to 2012, shown as a 3-year running average (a), correlation between the hypoxic water area and difference in water temperature at station A5 from 1980 to 1997 (b), 1998 to 2012 (d), correlation between difference in water temperature and difference in sigma-t at station A5 from 1980 to 1997 (c), 1998 to 2012 (e).

れた。このような成層構造の強化は、底層のDO環境、とくに、夏季と秋季のDO環境に大きな影響を与え、東京湾では貧酸素水塊が晩秋まで継続し、その原因に秋季の水温上昇と密度差の拡大が指摘されている(石井ほか, 2008)。また、三河湾の底層水温は表層水温と同様、1997/1998年

にジャンプしており、海底直上における水温の上昇は堆積物中の有機物を分解するバクテリアの活性を高め、溶存酸素の消費速度が増加するため(堤ほか, 2007)、貧酸素水塊の発達を助長すると考えられる。しかし、詳細にみると2011年以降、貧酸素水塊面積(Fig. 4)は縮小傾向にあり、同時期のChl-a(Fig. 3(f)), 赤潮延べ日数(Fig. 5)は減少傾向、透明度(Fig. 3(d))は増加傾向にあった。また、Fig. 11(a)に示すように表層・底層の水温差は2011年以降、縮小傾向がみられ、貧酸素水塊の縮小原因に底泥への有機物負荷量の減少および成層構造の弱まりが示唆された。これらのことから、アサリ資源量を高水準に維持すれば、三河湾の環境は1990年代前半の状況に近づいていく可能性がある。

鈴木ほか(2003)によると、三河湾における赤潮と貧酸素水塊の頻発は、流入負荷量が急増した時期(1950年代後半-1960年代後半)ではなく、干潟域の埋め立てが急増した時期(1970年代以降)と一致する。この時期はいわゆる高度経済成長期で、三河湾域内の臨海工業用地整備のための大規模な埋め立てが短期間に進行し、1970年代の10年間だけで約1,200 haの干潟・浅場が失われた。この埋め立て面積の増加、すなわち、底層生物の消失、三河湾ではとくに二枚貝類によるろ過機能を失ったことが、現在の三河湾における環境悪化の主因と考えられている。したがって、三河湾の環境を修復するためには「干潟(浅場)・藻場等の減少」による水質悪化のスパイラルから脱し、生物的機能による自律的な回復軌道に復帰させることが重要となる。そのためには、残された干潟・浅場を保全するとともに新たな干潟・浅場を造成し、水質浄化機能を向上させることが最も優先すべき課題と考えられる。

### 謝辞

本研究は、愛知県環境部水質調査船「しらなみ」、その後は愛知県農林水産部漁業取締・水質調査兼用船「へいわ」により遂行された。水質調査ならびに水質分析に携わってきた皆様には敬意を表します。

### 引用文献

青山裕晃(2000)三河湾における海岸線の変遷と漁場環境. 愛知水試研報, 7, 7-12.  
 青山裕晃・鈴木輝明(1996)干潟の水質浄化機能の定量評価. 愛知水試研報, 3, 17-28.  
 青山裕晃・鈴木輝明(1997)干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定. 水産海洋研究, 61, 265-274.  
 安藤春夫・柏木宣久・二宮勝幸・小倉久子・山崎正夫(2003)東京湾における水温の長期変動傾向について. 海の研究, 12, 407-413.  
 風呂田利夫(1988)東京湾における貧酸素水の底生・付着動物群集に与える影響について. 沿岸海洋研究ノート, 25, 104-113.  
 東輝明・山田真知子・門谷茂・広谷純・柳哲雄(1998)過栄養な内湾洞海湾における貧酸素水塊の形成過程とその特

- 性について. 日本水産学会誌, **64**, 204-210.
- 今井章雄 (2002) 湖沼における難分解性溶存有機物の蓄積. 海洋と生物, **140**, 203-208.
- 井野川仲男・石田基雄・黒田伸郎・岡田 元・蒲原 聡 (1993) 夏季の三河湾における窒素の収支—PONを3区分する試み—. 愛知水試研報, **1**, 1-19.
- 井上雄介・武田重信・岡本 研・古谷 研 (2005) 浜名湖本湖における河川からの栄養塩負荷量と湖北部底層水の水質の長期的変化. 沿岸海洋研究, **42**, 141-150.
- 石井光廣・長谷川健一・柿野 純 (2008) 千葉県データセットから見た東京湾における水質の長期変動. 水産海洋研究, **72**, 189-199.
- 石井光廣・大畑 聡 (2010) 東京湾の水質と貧酸素水塊の変動. 沿岸海洋研究, **48**, 37-44.
- 石田基雄・原 保 (1996) 伊勢湾・三河湾における水質変動と富栄養化について. 愛知水試研報, **3**, 29-41.
- 石田基雄・鈴木輝明 (2006) 三河湾における浚渫窪地修復事例と実現に至る経過. 海洋理工学会誌, **12**, 65-71.
- 石田基雄・鈴木輝明 (2009) 伊勢湾地域の底層における貧酸素水塊問題の現状と対策の動向. 資源環境対策, 環境コミュニケーションズ, **45**, 36-42.
- 片山知史・鈴木健吾・藤井徹生 (2009) 沿岸魚類資源の長期変動とレジーム・シフト. 水産海洋研究, **73**, 328-330.
- 菊池泰二 (1993) 干潟生態系の特性とその環境保全の意義. 日生態会誌, **43**, 223-235.
- 近藤亜希子・磯辺篤彦・篠原満寿美 (2005) 福岡湾における水温長期変動とその要因. 海の研究, **14**, 399-409.
- 松村阜月・松川康夫 (1981) 三河湾・環境と漁業. 東海区水産研究所研究業績C集. さかな第26号別冊, 31-44.
- 中村元彦・黒田伸郎 (2005) 伊勢湾・三河湾における漁業の推移. 愛大紀要, **50**, 239-252.
- 中嶋康生・山田 智・戸田有泉・二ノ方圭介 (2014) 2006年以降の三河湾における赤潮発生状況の急激な変化. 愛知水試研報, **19**, 10-15.
- 中田喜三郎・石川公敏・松川康夫 (1985) 内湾の流動場の数値実験. 沿岸海洋研究ノート, **22**, 96-108.
- 岡田光正 (2013) 特集/閉鎖性水域の環境保全の新たな視点, 生物を育む水環境保全の目標. 用水と排水, **55**, 34-41.
- 大島 巖・鶴飼亮行・赤石正廣・青井浩二・黒田伸郎 (2005) 伊勢湾・三河湾における貧酸素水塊の長期間の挙動とその要因. 海岸工学論文集, **52**, 901-905.
- Redfield, A. C. (1934) On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: James Johnstone Memorial Volume, ed. R. J. Daniel, University Press of Liverpool, Liverpool, pp. 177-192.
- 西條八東・宇野木早苗 (1977) 伊勢湾・三河湾の海況特徴と生産力. 沿岸海洋研究ノート, **14**, 10-18.
- 関根義彦・川俣信一・佐藤裕一 (1992) 初冬期における伊勢湾の沿岸フロントの観測. 沿岸海洋研究ノート, **29**, 190-196.
- 曾根亮太・蒲原 聡・山田 智・二ノ方圭介 (2013) 2012年夏季の三河湾における貧酸素水塊に対する底生性魚介類の分布および1986年調査結果との比較. 愛知水試研報, **18**, 21-32.
- Strickland, J. D. H. (1965) Chemical composition of phytoplankton and method for measuring plant biomass, Practical considerations composition ratios. Chemical Oceanography, 1, Academic Press, pp. 514-518.
- 鈴木輝明 (1998) 貧酸素化. 「沿岸の環境圏」平野敏行監修, フジ・テクノシステム, 東京, 475-479.
- 鈴木輝明・青山裕見・甲斐正信・今尾和正 (1998) 底層の貧酸素化が内湾浅海域底生生物群集の変化に及ぼす影響. 海の研究, **7**, 223-236.
- Suzuki, T. (2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. Journal of Environmental Quality, **30**, 291-302.
- Suzuki, T. and Y. Matsukawa (1987) Hydrography and budget of dissolved total nitrogen and dissolved oxygen in the stratified season in Mikawa Bay, Japan. J. Oceanogr. Soc. Jpn., **43**, 37-48.
- 鈴木輝明・武田和也・本田是人・石田基雄 (2003) 三河湾における環境修復事業の現状と課題. 海洋と生物, **146**, 187-199.
- 鈴木輝明・寺澤知彦 (1997) 富栄養化海域における貧酸素水塊の数値解析による再現と工学的改善効果の検討—伊勢・三河湾における事例研究—. 海洋理工学会誌, **3**, 81-102.
- 鈴木昌弘・國府治代・伊藤 学 (2003) 東京湾における堆積物—海水間のリンの挙動—. 海の研究, **12**, 501-516.
- 高橋鉄哉・藤原建紀・久野正博・杉山陽一 (2000) 伊勢湾における外洋系水の進入速度と貧酸素水塊の季節変動. 海の研究, **9**, 265-271.
- 武田和也・石田基雄 (2003) 土砂採取に伴う浚渫窪地における顕著な貧酸素化現象について. 愛知水試研報, **10**, 7-14.
- 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.
- 豊原哲彦・今尾和正・金子健司・橋口晴穂・宮向智興・森 敦史・石田基雄 (2006) 三河湾の浚渫窪地周辺海域における底生生物群集の消長. 海洋理工学会誌, **12**, 73-81.
- 堤 裕昭・堤 彩・高松篤志・木村千寿子・永田彩矢香・佃 政則・小森田智大・高橋 徹・門谷 茂 (2007) 有明海奥部における夏季の貧酸素水塊発生域の拡大とそのメカニズム. 海の研究, **16**, 183-202.
- 宇野木早苗 (1978) 伊勢湾・三河湾の物理環境. 沿岸海洋研究ノート, **15**, 143-154.
- 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**, 187-196.
- 渡辺睦美・中田喜三郎 (2008) 三河湾の環境修復には何が有効か? —沈降フラックスの考察—. 海洋理工学会誌, **14**, 51-54.
- 八木 宏・石田大暁・山口 肇・木内 豪・樋田史郎・石井光廣 (2004) 東京湾及び周辺水域の長期水温変動特性. 海岸工学論文集, **51**, 1236-1240.
- 山本裕也・中田喜三郎・鈴木輝明 (2008) 三河湾における貧酸素水塊形成過程に関する研究. 海洋理工学会誌, **14**, 1-14.
- 山室真澄 (2006) 浚渫が水環境に及ぼす影響. 海洋理工学会誌, **12**, 59-63.
- 柳 哲雄・石井大輔 (2009) 博多湾奥部における貧酸素水塊発生・消滅機構. 海の研究, **18**, 169-176.