

夏季の三河湾における底層溶存酸素濃度に対する メガベントスの出現確率の推定

曾根亮太^{1†}, 蒲原 聡¹, 山田 智¹, 鈴木輝明²

Estimating the occurrence of megabenthos for dissolved oxygen concentrations in the bottom water layer during summer in Mikawa Bay, Japan

Ryota SONE^{1†}, Satoru KAMOHARA¹, Satoshi YAMADA¹ and Teruaki SUZUKI²

夏季の三河湾における貧酸素水塊のメガベントスへの影響を定量化するために、4分類群（カレイ類・ガザミ類・エビ類・シャコ）の出現分布と底層環境要因（溶存酸素濃度（DO）・水温・水深・粒度組成）との関係性を一般化線形モデル（GLM）により解析した。各分類群の出現の有無を応答変数としてモデルを構築した結果、全てのモデルにおいて底層DOが有意な説明変数として選択された。ここで得られたモデルを用いて、カレイ類、ガザミ類、エビ類およびシャコの出現確率が50%となる底層DOを推定すると、それぞれ3.9 mg·l⁻¹、3.5 mg·l⁻¹、4.7 mg·l⁻¹および2.5 mg·l⁻¹となった。これらの値は過去の室内実験により求められている各分類群の半数致死濃度（LC₅₀）よりも高い値であった。本研究の結果、夏季の三河湾における主要なメガベントス群集の生息分布域は、貧酸素水塊によるへい死に逃避を含めた影響によって制限されていることが示唆され、また、その群集を保全するためには最低でも2.5 mg·l⁻¹の底層DOを確保する必要性が考えられた。

In order to quantify the influences of hypoxia on megabenthos in Mikawa Bay during the summer season, we analyzed the relationships of the occurrence of four megabenthic groups, flounder, swimming crab, prawn, and mantis shrimp, with environmental factors in the bottom water layer, dissolved oxygen concentrations (DO), water temperature, water depth, and bottom sediment types, using generalized linear models (GLM). The selected models in the four groups respectively included DO as an explanatory variable, which showed significant effects on the occurrence of all groups in all cases. Using the resulting model, the DO at 50% probability of occurrence of the flounder, swimming crab, prawn, and mantis shrimp during the summer in the Bay were estimated as 3.9 mg·l⁻¹, 3.5 mg·l⁻¹, 4.7 mg·l⁻¹, and 2.5 mg·l⁻¹, respectively. These figures are substantially higher than the LC₅₀ (50% lethal concentration) of laboratory experiments of previous studies. The results of this study indicate that the distribution of major megabenthos was influenced by DO, which possibly serves as a strategy to avoid death or hypoxia. We suggest that a DO level of >2.5 mg·l⁻¹ was the lowest level that maintains a megabenthic community in Mikawa Bay during the summer.

Key words: environmental factors in bottom water layer, generalized linear model, hypoxia, megabenthos, Mikawa Bay, spatial distribution

はじめに

沿岸海域における貧酸素水塊の存在は、底生生物の生息を困難にするとともに、環境中における物質循環やエネルギー

ギー流を改変し、海洋生態系における主要なストレス因子となっている（Diaz and Rosenberg, 2008）。これまでに本邦の主要な内湾である東京湾、大阪湾、伊勢・三河湾などにおいて、貧酸素水塊によるメガベントスの生息分布域の消滅や縮小（風呂田, 1991; Hossain and Sekiguchi, 1996; 有山ほか, 1997a; 1997b）、または群集構造の改変（Hossain et al., 1996; 矢持ほか, 2001; Kodama et al., 2010）などが報告されており、メガベントス等の底生生物群集に大きな影響を及ぼすことが明らかにされている。また、メガベントスには底生性魚類や甲殻類など水産上有用種を多く含むこ

2014年2月19日受付、2014年10月17日受理

¹ 愛知県水産試験場

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

² 名城大学大学院総合学術研究科

Graduate School of Environmental and Human Science, Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

† riyouta_sone@pref.aichi.lg.jp

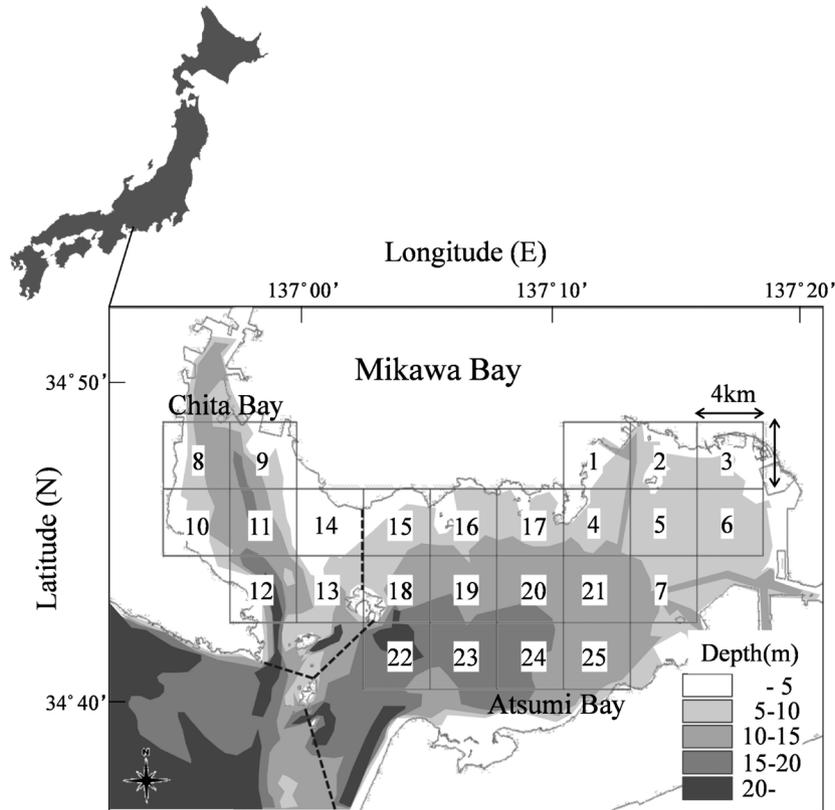


Figure 1. The location of sampling stations and depth contours in Mikawa Bay. Dotted lines indicate the section of the bay (Achiha, 2008).

とから、内湾の底びき網漁業へ与える影響も大きい。これらの研究の多くは底層溶存酸素濃度 (DO: Dissolved oxygen concentrations) とメガベントスの分布や群集構造を対比して、その境目となる閾値を考察しているが、その関係性を定量化した例 (Kodama et al., 2006; 2010) は国内では少ない。

一方、室内実験では、DOを制御することが出来るため、各種の各成長段階におけるDOの影響による死亡率を推定し、生理的な貧酸素耐性を定量的に評価している (例えば、山田ほか, 2014)。これらの室内実験からはメガベントスのDOに対する分布可能範囲を考察することができる。しかし、移動能力を有する魚類や甲殻類などのメガベントスでは、貧酸素水塊によって生死を決める限界点に達する前に、逃避行動が引き起こされるため、室内実験の結果のみでは実海域における底層DOとメガベントスの分布の関係性を正確に導くことができない。

実海域においてDOなどの底層生物群集の分布規定要因を解析し、生物との関係性を定量化することは、閉鎖性内湾で問題となっている人為的な環境変化に起因する貧酸素水塊の拡大化など沿岸海洋環境の変動が生態系へ与える影響を評価する上で必要不可欠である。また、これらの解析は、日本の各内湾が地理的要因や後背地の環境により、そ

れぞれ固有の水塊構造、堆積物組成、生物群集構造などを有しているため、各々の海域における生物の出現状況に基づいて行う必要がある。

そこで、本研究では、貧酸素水塊が大規模に発達する夏季の三河湾において実施した底びき網調査によるメガベントスの分布結果とDOおよび他の底層環境要因から、メガベントス各分類群の分布制限要因を解析して、統計モデルを構築し、底層DOに対する各分類群の出現確率を推定した。

材料と方法

調査海域

本州中部太平洋沿岸に位置する三河湾は、面積604 km²、平均水深9.2 mと浅い閉鎖性内湾である (石田・黒田, 2007)。三河湾は西部海域の知多湾および東部海域の渥美湾に便宜的に区分されている (阿知波, 2008)。三河湾では1970年代の湾奥部での埋め立てによる干潟・浅場の消失を契機に、赤潮が多発し、貧酸素水塊の発生が拡大した (Suzuki, 2001)。貧酸素水塊は、夏季の7-9月を中心に発生し、特に東部海域の渥美湾での発達が著しい (石田・原, 1996; 黒田・藤田, 2006)。調査水域は、三河湾を4 km四方の25水域に区分し Stns. 1-25と定めた (Fig. 1)。

メガベントスの分布

夏季の三河湾におけるメガベントスの分布については、2012年9月6日および9月7日にえびけた網を用いた底びき網調査の採集結果(曾根ほか, 2013)を用いた。採集したメガベントスは可能な限り下位の分類群まで同定を行った後、個体数を計数し、各個体のすべて、または一部について全長(ガザミ類は甲幅長)および湿重量を測定した。

底層環境

夏季の三河湾におけるメガベントスの分布に影響を及ぼすと考えられる底層環境要因について検討した。生物の分布を制限する要因として、死亡や逃避行動を直接的に引き起こすDOに加えて、代謝速度など生理的な影響を与える水温を選定した。また、生息場所の選好性に関する要因として、巣穴の形成や潜砂を行う甲殻類および魚類に重要であると考えられる堆積物の粒度組成、また湾口部で深く、湾奥部では浅海域が広がっている特徴を持つ三河湾においては、産卵場所や着底場所等の生活史に関与し、分布の規定要因となり得る水深を選定した。

これらのうち、底層DOおよび底層水温についてはメガベントスを採集した底びき網調査開始前日の2012年9月5日に行った三河湾における水質観測(曾根ほか, 2013)の結果から、GISソフト(ESRI社製ArcView GIS 3.2a, Spatial Analyst オプション)のスプライン補間法により等値線図を作成し、Stns.1-25の水域区分ごとに集計して、DOおよび水温それぞれの平均値を算出した。また、粒度組成については国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所(2010; 2011)の底質の中央粒径値のデータを用いて、前述の方法と同様にGISソフトを用いて三河湾内の等値線図を作成し、水域区分ごとの平均値を求め、この値から2.0 mm < : 礫分, 0.075-2 mm : 砂分, <0.075 mm : シルト・粘土分の三つの代表的な粒度組成別に区分し、因子型の変数とした。水深については、2012年9月6日および9月7日の底びき網調査の投網時に、調査船に搭載されている魚群探知機により測深した水深を用いた。なお、底層塩分も生物にとって重要な環境要因であると考えられたが、2012年9月5日の観測(DOおよび水温の観測時)において、夏季の三河湾は成層し、底層の塩分環境が全湾でほぼ一様(塩分31.0-31.8)であったため、今回の解析における底層環境要因から塩分を除外した。

統計解析

夏季の三河湾におけるメガベントスの分布制限要因を把握し、出現確率を推定するために、一般化線形モデル(Generalized Linear Model: GLM)を用いて解析を行った。対象の分類群は移動能力を有し、かつ三河湾において主要な漁獲対象分類群であるカレイ類(イシガレイ *Platichthys bicoloratus*, マコガレイ *Pleuronectes yokohamae*, メイタガ

レイ *Pleuronichthys cornutus*), ガザミ類(ガザミ *Portunus trituberculatus*, タイワンガザミ *Portunus pelagicus*), エビ類(クルマエビ *Marsupenaeus japonicus*, ヨシエビ *Metapenaeus ensis*, クマエビ *Penaeus semisulcatus*, シバエビ *Metapenaeus joyneri*), およびシャコ *Oratosquilla oratoria* を選定した。

移動能力の高いメガベントスは貧酸素水塊の縁辺に高い密度で分布を示すことが報告されており(有山ほか, 1997a), 採集された生物の多寡が必ずしも生息適地を反映しているとはいえないことから、メガベントスの出現分布を推定するには、個体数や現存量などの量的データを含めずに出現の有無の2値データを用いることが適当であると考えた。そのため、応答変数は各水域区分における各分類群の出現の有無とした。すなわち、GLMにおける応答変数は二項分布に従うと仮定し、link関数はlogitとした。

説明変数には、前述した底層環境要因のDO、水温(TEMP)、水深(DEP)、および粒度組成(SED)を候補とした。GLMのモデル選択を行う前に、多重共線性の影響を回避するために、説明変数間の相互関係を検討し、相互に強い関係が見られた説明変数については同時にモデルに組み入れることを避けた。その上で、候補とした説明変数を変数減少法により選択し、赤池の情報量規準(AIC)を適合度指標として最適なモデルを選択した。得られたモデルとNullモデル(説明変数を除いたモデル)との逸脱度の差を用いた尤度比検定を行い、各説明変数の有意性を検討した。すべての統計解析には、R3.0.1(R Core Team, 2013)を用いた。

結 果

メガベントスの分布

Fig. 2には、2012年9月6日および7日に行った底びき網調査におけるカレイ類、ガザミ類、エビ類、およびシャコの分布について、曾根ほか(2013)を一部改変して示した。また、採捕された個体の全長および湿重量をTable 1に示した。カレイ類は三河湾西部の知多湾に分布が集中し、合計6水域において出現した。採捕されたカレイ類の平均全長はイシガレイで129.8 mm、メイタガレイでは129.6 mm、マコガレイでは139.1 mmであった。ガザミ類は知多湾を中心に分布していたが、渥美湾の沿岸部でも一部で見られ、合計8水域において出現した。採捕されたガザミ類の平均甲幅長はガザミで133.1 mm、タイワンガザミでは114.0 mmであった。エビ類は魚類と同様に知多湾に分布が集中し、合計5水域において出現した。採捕されたエビ類の平均全長はヨシエビで120.8 mm、クマエビでは125.3 mm、シバエビでは119.8 mm、またクルマエビでは146.0 mmであった。シャコはこれまでの分類群よりも多く、12水域において出現し、三河湾湾口部に分布が集中したものの、知多湾および渥美湾の比較的広い範囲に分布していた。採捕されたシャコの平均全長は99.6 mmであった。

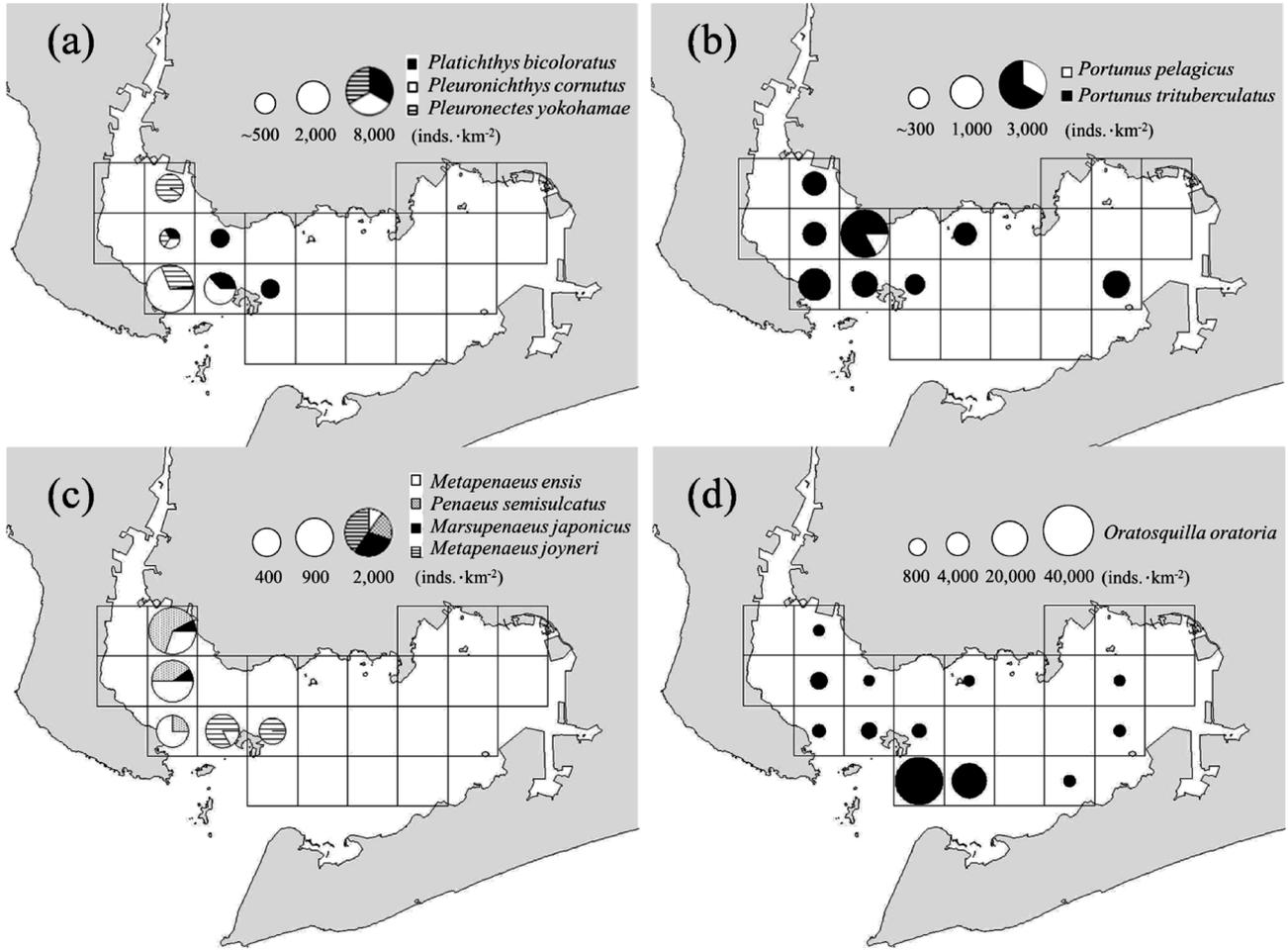


Figure 2. Distribution and abundance of four megabenthic groups (a)–(d) in Mikawa Bay on September 6–7, 2012 (Sone et al., 2013). (a) Flounder: *Platichthys bicoloratus*, *Pleuronectes yokohamae*, *Pleuronichthys cornutus*; (b) swimming crab: *Portunus trituberculatus*, *Portunus pelagicus*; (c) prawn: *Marsupenaeus japonicus*, *Metapenaeus ensis*, *Penaeus semisulcatus*, *Metapenaeus joyneri*; (d) mantis shrimp: *Oratosquilla oratoria*.

Table 1. Body size (mm, mean±SD) and body weight (g, mean±SD) of species collected by bottom trawling between September 6–7, 2012 in Mikawa Bay (Sone et al., 2013). TL: total length (flounder, prawn, and mantis shrimp). CL: carapace length (swimming crab).

Group	Species	TL/CL (mm)	Body weight (g)	<i>n</i>
(a) Flounder	<i>Platichthys bicoloratus</i>	129.8±20.4	25.8±12.9	12
	<i>Pleuronichthys cornutus</i>	129.6±12.8	30.9±11.5	37
	<i>Pleuronectes yokohamae</i>	139.1±35.4	40.9±36.0	10
(b) Swimming crab	<i>Portunus trituberculatus</i>	133.1±39.8	158.0±118.6	26
	<i>Portunus pelagicus</i>	114.0±11.0	75.3±9.9	2
(c) Prawn	<i>Metapenaeus ensis</i>	120.8±16.0	13.4±6.2	13
	<i>Penaeus semisulcatus</i>	125.3±13.4	15.1±5.1	13
	<i>Metapenaeus joyneri</i>	119.8±30.7	15.2±11.5	6
	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	146.0±30.0	23.2±13.4	2
(d) Mantis shrimp	<i>Oratosquilla oratoria</i>	99.6±10.1	13.0±4.0	73

底層環境

2012年9月5日の底層DOの分布をFig. 3に示した。DO $3.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の水塊は渥美湾と知多湾に二分して形成されていた。特に、渥美湾ではDOが $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の水塊が広く形成されていた。三河湾の湾口部から湾中央部にかけては、比較的高い底層DOであった。底層水温は渥美湾奥部のStn. 1において最高の 27.0°C であり、渥美湾中央部のStn. 19で最低の 25.1°C であった。平均水温 (\pm 標準偏差) は $25.8 \pm 0.5^\circ\text{C}$ であった。三河湾における粒度組成の分布をFig. 4に示した。三河湾湾口部や知多湾側において砂分が優占していた。一方で、渥美湾では、沿岸部を除く大部分において、また知多湾奥部においてシルト・粘土分が優占した。渥美湾奥部の一部でのみ礫分が優占していた。

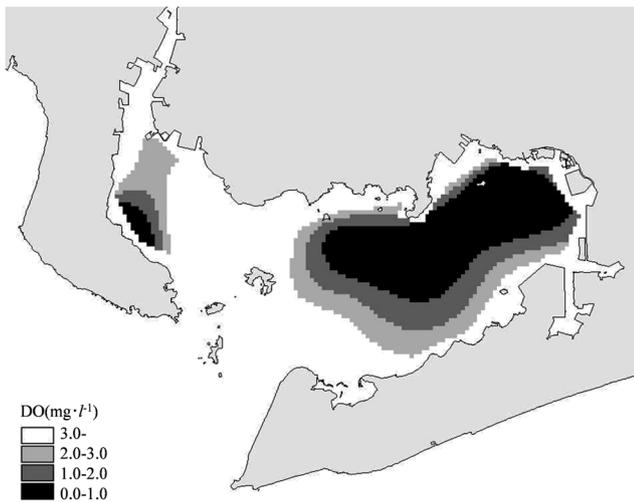


Figure 3. Spatial distribution of dissolved oxygen concentrations in the bottom water layer of Mikawa Bay on September 5, 2012 (Sone et al., 2013).

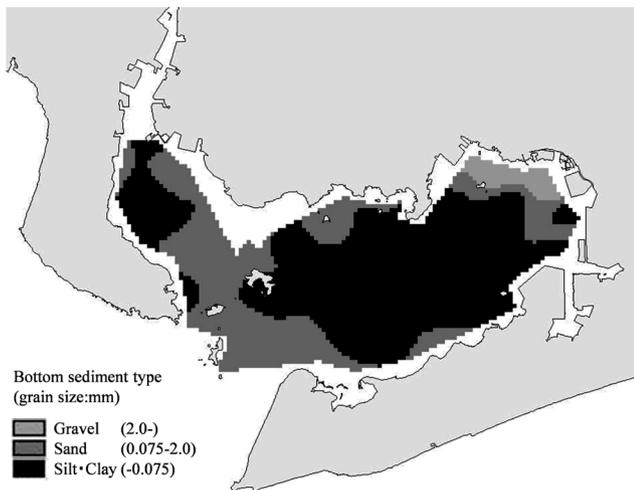


Figure 4. Distribution of bottom sediment types in Mikawa Bay (Mikawa Port Office, 2010; 2011).

モデルの構築

説明変数間の相互関係を検討したところ、DOと水温及びDOと水深には相関関係は見られなかったが、水温と水深については相関関係がみられた (Spearman's rank correlation test; DO vs. TEMP, $r_s=0.11, p=0.59$; DO vs. DEP, $r_s=0.14, p=0.50$; TEMP vs. DEP, $r_s=-0.79, p<0.01$)。また、粒度組成については、DOまたは水深との間に有意な関係は見られなかったが、水温との関係は有意であった (Kruskal-Wallis test; SED vs. DO, $H=7.23, p=0.03$; SED vs. DEP, $H=5.98, p=0.05$; SED vs. TEMP, $H=10.76, p<0.01$)。これらの結果から、相互に強い関係が見られた説明変数については同時にモデルに組み入れることを避け、二通りのデータセットを作成した。すなわち、説明変数の候補をDOおよび水温としたモデル (Model 1)、および説明変数の候補をDO、水深、および粒度組成としたモデル (Model 2) について解析を行った。また、Model 1に関しては、DOと水温が互いに独立して応答変数に影響を与えるのではなく、水温変化により生理的な貧酸素耐性に影響を与えることが想定されたため、モデルには説明変数間の交互作用項を加えた。

Model 1およびModel 2におけるGLMのモデル選択の結果をTable 2に示した。カレイ類およびガザミ類では、Model 1およびModel 2のいずれにおいても、最適なモデルとして説明変数にDOのみのモデルが選択され、尤度比検定の結果、カレイ類およびガザミ類のいずれにおいても説明変数の有意性が確認された。エビ類については、Model 1における最適なモデルとしてDO、水温、およびDO・水温の交互作用を説明変数とするモデルが選ばれ、DOは有意であったが、水温およびDO・水温の交互作用項は有意ではなかった。また、Model 2における最適なモデルとしてはカレイ類やガザミ類と同様に、説明変数にDOのみのモデルが選択され、有意性が確認された。シャコについては、Model 1における最適なモデルとして、説明変数にDOのみのモデルが選択され、説明変数の有意性が確認された。また、Model 2における最適なモデルとして、説明変数にDOおよび水深のモデルが選択され、DOについては有意であったが、水深については有意ではなかった。

これらのGLMによる解析結果のうち、説明変数をDOのみとしたモデルを用いて、各分類群における出現確率を推定した (Fig. 5)。カレイ類の出現確率が50%となる底層DOを推定したところ $3.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。同様に、ガザミ類については $3.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、エビ類については $4.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、シャコについては $2.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。

考察

貧酸素水塊の状況

2012年の三河湾における貧酸素水塊は、6月から8月上旬までは比較的狭い範囲で推移したが、8月中旬から拡大し、

Table 2. Summary of generalized linear models, Model 1 and Model 2, to explain the occurrence of the four megabenthic groups (a)–(d) in Mikawa Bay in September 2012. (a) Flounder, (b) swimming crab, (c) prawn, (d) mantis shrimp.

Group	Model pattern ¹⁾	Variables	Coefficient		Residual deviance (Null deviance)	$p^2)$	AIC
			Estimate	SE			
(a) Flounder	Models 1 and 2	(Intercept)	-6.967	2.991	(27.554)	—	16.2
		DO	1.793	0.813	12.204	<0.001*	
(b) Swimming crab	Models 1 and 2	(Intercept)	-3.695	1.388	(31.343)	—	24.6
		DO	1.047	0.424	20.586	0.001*	
(c) Prawn	Model 1	(Intercept)	-87.419	155.144	(25.020)	—	19.7
		DO	56.890	44.926	17.742	0.007*	
		TEMP	3.146	5.994	13.916	0.050	
		DO×TEMP	-2.151	1.733	11.652	0.132	
	Model 2	(Intercept)	-4.192	1.593	(25.020)	—	21.7
		DO	0.898	0.413	17.742	0.007*	
(d) Mantis shrimp	Model 1	(Intercept)	-2.365	1.014	(34.617)	—	28.6
		DO	0.955	0.384	24.627	0.002*	
	Model 2	(Intercept)	-4.881	2.330	(34.617)	—	28.6
		DO	0.997	0.402	24.627	0.002*	
		DEP	0.209	0.157	22.551	0.150	

1) Model 1: Explanatory variables in full model are DO, TEMP, and interaction of DO and TEMP.

Model 2: Explanatory variables in full model are DO, DEP, and SED.

DO: dissolved oxygen concentrations, TEMP: temperature, DEP: depth, SED: bottom sediment types

2) Likelihood ratio test; * < 0.01

8月下旬に最大面積となった(曾根ほか, 2013)。本報告で示した底びき網調査開始前日の2012年9月5日に行った観測では、最大面積時よりは若干衰退したが三河湾東部の渥美湾を中心に広く底層 DO 3.0 mg·l⁻¹以下の水域が広がっていた(Fig. 3)。底びき網調査当日の2012年9月6日および7日には底層 DO の観測を行っていないが、三河湾の愛知県水産試験場自動観測ブイ(1号ブイ: 34°44'36"N, 137°13'13"E)の連続観測記録(<http://www.pref.aichi.jp/0000009707.html>, 2014年7月30日)によると、2012年9月5日から7日にかけて底層 DO の日平均に大きな変動は見られず(9月5日: 1.3 mg·l⁻¹; 9月6日: 1.1 mg·l⁻¹; 9月7日: 1.3 mg·l⁻¹)。また表層と底層において水温・塩分躍層が保持されていたことから(9月5, 6, 7日表層水温(塩分): 27.8°C (31.3), 27.9°C (31.2), 27.9°C (31.3); 9月5, 6, 7日底層水温(塩分): 26.0°C (32.5), 26.1°C (32.5), 26.5°C (32.4))、この期間中に底層 DO の分布に大きな変化はなかったと考えられた。

メガベントスの分布規定要因

夏季の三河湾における底びき網調査の結果、カレイ類、ガ

ザミ類、エビ類およびシャコのみが狭い範囲に集中して分布し、明らかに偏りのある分布を示した(Fig. 2; 曾根ほか, 2013)。GLMを用いて各分類群の分布規定要因を解析したところ、カレイ類、ガザミ類、エビ類、およびシャコのすべての分類群において、またModel 1およびModel 2のいずれのケースにおいても、説明変数にDOが含まれ、夏季の三河湾におけるメガベントスの主要な分布規定要因であることが明らかになった(Table 2)。カレイ類およびガザミ類についてはModel 1でもModel 2においても同様の結果となり、分布はDOのみで説明できると解釈された。一方で、エビ類については、Model 1においてDO、水温およびDO・水温の交互作用が選択され、Model 2においてはDOのみが選択された。本来、生物に対する貧酸素化の影響は水温上昇の影響を受けて増大することが考えられ、移動能力の低い二枚貝やマクロベントスの貧酸素化による応答を定量化した研究では、死亡率をDOとの関係式に水温の関数を加えて定式化している(鈴木ほか, 1998; 青山ほか, 1999; 橋口ほか, 2012)。本研究においても、生物の分布にDOだけではなく水温との関係が影響を与えると推測されたが、エビ類のModel 1の解析において

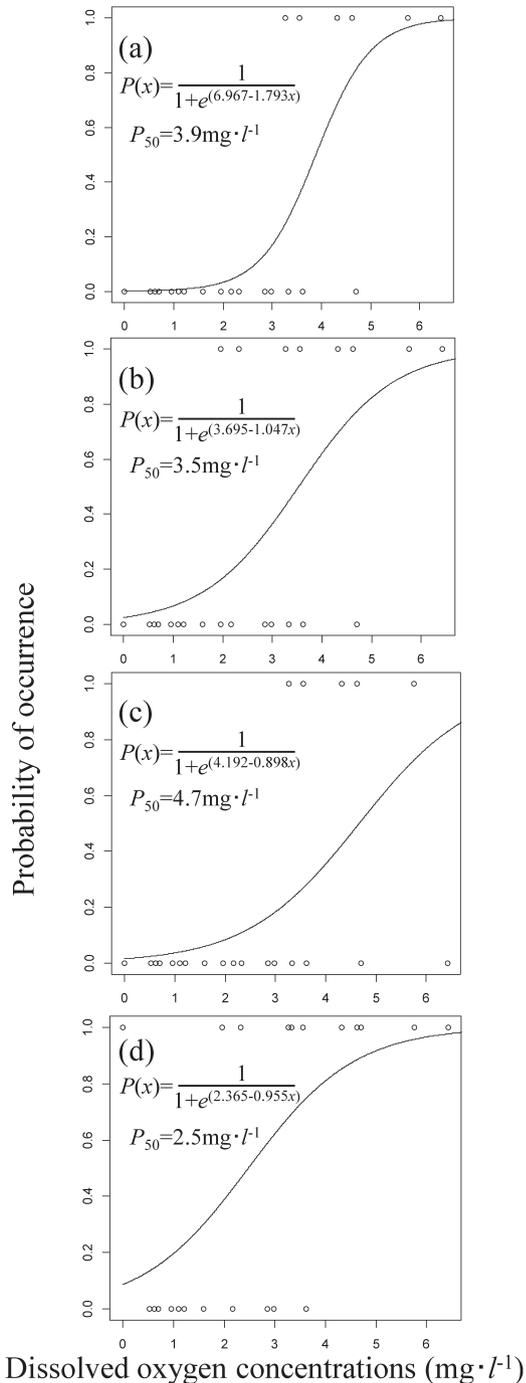


Figure 5. Relationship between dissolved oxygen concentrations in the bottom layer and the occurrence of four megabenthic groups (a)–(d) as predicted from generalized linear models. Model patterns (see text and Table 2) in each group were applied as follows: Models 1 and 2 in group (a), Models 1 and 2 in group (b), Model 2 in group (c), and Model 1 in group (d). Open circles denote presence (1) or absence (0) of groups (a)–(d), respectively. Regression equations and dissolved oxygen concentrations on 50% probability of occurrence (P_{50}) in groups (a)–(d) are shown, respectively. (a) Flounder, (b) swimming crab, (c) prawn, (d) mantis shrimp.

水温との関係が検出されたのみであり、またその解析結果においても水温およびDO・水温の交互作用項の説明変数は有意ではなかったことから、エビ類の分布を規定する主因はDOであると考えられた。この理由としては、移動能力の低い二枚貝やマクロベントスにおいては、水温が代謝速度や酸素消費速度に影響を与えて、間接的に貧酸素化の影響による死亡リスクを増大させているが（鈴木ほか, 1998; 橋口ほか, 2012）、今回解析に用いた水温の範囲内に限っては、移動能力の高いメガベントスにとって死亡に関係する水温の間接的な影響は軽微であり、逃避行動を引き起こすDOが分布を規定する上で、支配的であることが考えられた。シャコについては、Model 1ではDOが選択され、Model 2ではDOおよび水深が選択され、Model 1およびModel 2のDOは有意であったが、Model 2の水深は有意な説明変数ではなかった。このことからシャコの分布規定要因についてもDOが主因であると示唆された。本来、シャコはシルト・粘土分の軟泥底を好むとされており（成田ほか, 2007）、実際に伊勢・三河湾において漁獲量の多かった1970年代における9月の調査では（渡部ほか, 1978）、シルト・粘土分が優占する渥美湾中央部から奥部にかけて多く分布していた。しかし、2012年の底びき網調査では渥美湾での分布は少なく（Fig. 2）、本解析結果からは粒度組成による選好性は検出されなかった。シャコの分布規定要因については、1970年以降の貧酸素水塊の拡大（Suzuki, 2001）に伴って、粒度組成の選好性に比べて貧酸素水塊の影響が相対的に大きくなり、現在の夏季の三河湾では軟泥底の生息適地を放棄し、分布域を縮小させている可能性が考えられた。

出現確率の推定

GLMによる解析結果から、主な分布規定要因となっていたDOのみを説明変数としたモデルを用いて、各分類群において出現確率が50%となる底層DOを推定したところ、カレイ類は $3.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、ガザミ類は $3.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、エビ類は $4.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、シャコは $2.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった（Fig. 5）この推定結果と過去の室内実験における生理的な貧酸素耐性試験から導かれた半数致死濃度（ LC_{50} : 50% lethal concentration）を比較する。カレイ類については、マコガレイ（全長45–72 mm）において室内実験が行われており、水温22.4–24.3°CでDOの24時間 LC_{50} が $1.7\text{--}1.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ としている（矢持ほか, 1998）。ガザミ（甲幅長47–68 mm）では、水温25°Cにおいて24時間 LC_{50} が $0.6\text{--}0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ （Yamochi et al., 1995）であった。また、Wu et al. (2002)によるとヨシエビ（頭胸甲長89 mm）では、水温22°Cで8時間 LC_{50} が $0.77 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、また、Yamochi et al. (1995)では全長25–40 mm、水温25°Cで24時間 LC_{50} が $0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と報告されている。クルマエビ（体長27–50 mm）では、水温25°Cで24時間 LC_{50} が $1.0\text{--}1.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とある（Yamochi et

al., 1995). シャコについては, LC_{50} が求められていないが, 浜野・山元 (2005) では全長 85.8–156.5 mm の個体による水温 20°C および 25°C の実験において 0.3–0.8 $mg \cdot l^{-1}$ で仮死状態となったと報告している. これらの室内実験による結果を生理的な閾値とし, 本研究において推定された出現確率が 50% となる DO 値を実海域における出現閾値とすると, 少なくともその差はカレイ類では 2.0 $mg \cdot l^{-1}$, ガザミ類では 2.6 $mg \cdot l^{-1}$, エビ類では 3.2 $mg \cdot l^{-1}$, シャコでは 1.7 $mg \cdot l^{-1}$ と大きく離れていた. この実海域の出現閾値と生理的な閾値の差については, 魚類や遊泳力を有する甲殻類などのように移動能力が高い分類群ほどその差が大きいこと, またシャコのように巣穴を形成するなどしてその生息場所への執着度が高い分類群ほど差が小さく, 各種の逃避行動や生息場所への執着度が深く関与していると考えられた. また, 室内実験による報告の多くは, 本調査で採捕された個体 (Table 1) よりも小さい個体を用いていた. 一般的に貧酸素耐性は成長に伴って高くなるため (Erikson and Baden, 1997; Rosas et al., 1999), 生理的な閾値と実海域における出現閾値の実際の差は前述したよりも大きくなる可能性があり, 今回の調査で扱えなかった魚類や甲殻類の幼稚仔期における実海域の出現閾値はさらに高くなる可能性が考えられる. Kodama et al. (2006) は樹木モデルを用いて稚シャコの資源量に影響を与える底層 DO の閾値を導いており, 4.0 $mg \cdot l^{-1}$ としている. この値は本研究において出現閾値とした 2.5 $mg \cdot l^{-1}$ よりも高く, 海域が異なるため一概に比較することはできないが, 幼稚仔期における貧酸素耐性が低いことを示唆している.

一方, ガザミ類, エビ類およびシャコの生理的な閾値は同程度に低く, 甲殻類はカレイ類と比して貧酸素耐性が高いことが推測されるが, 実海域における出現閾値は, エビ類, カレイ類, ガザミ類およびシャコの順で高く, この順で貧酸素化に敏感に反応していたと考えられた. 有山ほか (1997b) はメガベントスを貧酸素耐性と移動能力によって分類し, マコガレイ, ガザミおよびヨシエビについては, 一部は死亡するが多くの移動により貧酸素水塊を回避し, シャコについては, 一部は生残するが多くの死滅としている. また Pihl et al. (1999) は魚類やガザミ近縁種の blue crab (*Callinectes sapidus*) は貧酸素化に対して速やかに浅場に逃避したのに対し, シャコ (*Squilla empusa*) は耐性に達するまで貧酸素化した深層に止まっているとしており, これらの研究は本研究結果と符合する. Kodama et al. (2010) は東京湾において DO を含む底層環境要因を詳細に調査し, メガベントスの群集構造の規定要因を定量的に明らかにしており, これによると出現種数や現存量の減少に伴う群集構造の劣化は約 2.5 $mg \cdot l^{-1}$ を境に起こるとしている. この値は, 本研究で得られたシャコの出現閾値と一致する. 海域が異なるため, 関連づけることは今後の課題であるが, 三河湾において数量的に多く, メガベントス

群集の優占種であるシャコの出現閾値が東京湾におけるメガベントスの群集構造を維持する閾値と一致していることは, この値が三河湾や東京湾などの内湾における海洋生態系の健全性を担保する一つの下限値かもしれない.

なお, 環境省は「閉鎖性海域中長期ビジョン」 (http://www.env.go.jp/press/file_view.php~serial=15178&hou_id=12192, 2014年7月30日) の中で下層 (底層) DO および透明度を新たな環境基準として検討しており, 2014年現在, 中央環境審議会水環境部会生活環境項目環境基準専門委員会 (以下, 専門委員会とする) で環境基準の設定に際して作業が進められている (<http://www.env.go.jp/council/09water/yoshi09-16.html>, 2014年7月30日). 下層 DO の環境基準値の設定に関しては, 室内実験による貧酸素耐性の評価を基軸とし, また個体群の維持という観点から感受性の特に高い個体の生残までは考慮しないものとして, 各種の 24 時間の曝露時間における 5% 致死濃度 (LC_5) を DO 耐性評価値として, 生息の場の確保のための目標値とするとしている. この専門委員会の中で本研究における対象種のうちマコガレイ, ヨシエビおよびクルマエビについて LC_5 が示されており, それぞれ 2.4 $mg \cdot l^{-1}$, 0.7 $mg \cdot l^{-1}$ および 1.2 $mg \cdot l^{-1}$ となっており, 前述した既報の LC_{50} (矢持ほか, 1998; Yamochi et al., 1995) よりも若干高い値となっている. しかし, この LC_5 の値を持ってしても, 本研究において導かれた実海域における出現閾値 (出現確率 50%) よりもはるかに低い. このことはへい死率のみに着目した室内実験により導かれた結果の判断基準を変えても, 実海域の分布実態を反映することが困難であることを意味している. 今後, 下層 DO の環境基準化への議論に関しては, 実海域における現地調査結果を積極的に用いて基準値が導かれることが強く望まれる.

本研究の結果は, 夏季の三河湾における DO とメガベントス各種の分布との関係を定量化したことにより, 環境変動に対するメガベントスの生物応答を組み込んだ内湾生態系の解析やメガベントス各種の個体群動態の解明に結びつくと考えられる. 一方で, 本研究結果では, メガベントス群集の時系列変化をとらえていないため, 貧酸素水塊の発達や解消に伴う生態系へのヒステリシス効果や季節変動の影響を評価することができなかった. また, 貧酸素化によって生成され, 生物へ致命的な影響を与える硫化水素 (Gray et al., 2002) を観測していないため, その三河湾におけるメガベントス群集への影響は不明である. 今後は, さらに詳細な調査によって, 予測力の高いメガベントス群集の出現分布推定モデルの構築が望まれる.

謝 辞

愛知県水産試験場漁業生産研究所 (現所属; 愛知県農林水産部水産課) の日比野学博士には本報告のとりまとめを勧めて頂き, ご助言をいただいた. 深く感謝いたします.

引用文献

- 阿知波英明 (2008) 愛知県沿岸にある湾の範囲はどこか?—太平洋, 伊勢湾, 三河湾, 知多湾と渥美湾のそれぞれの境界についての考察一. 愛知水試研報, **14**, 23–29.
- 青山裕晃・甲斐正信・鈴木輝明・中尾 徹・今尾和正 (1999) 三河湾における貧酸素化によるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の死亡率の定式化 II. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **5**, 31–36.
- 有山啓之・矢持 進・佐野雅基 (1997a) 大阪湾湾奥部における大型底生動物の動態について I. 甲殻類と魚類の種類数・個体数・湿重量の季節変化. 沿岸海洋研究, **35**, 75–82.
- 有山啓之・矢持 進・佐野雅基 (1997b) 大阪湾湾奥部における大型底生動物の動態について II. 主要種の種類数・分布・体長組成の季節変化. 沿岸海洋研究, **35**, 83–91.
- Diaz, R. J. and R. Rosenberg (2008) Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science, **321**, 926–929.
- Eriksson, S. P. and S. P. Baden (1997) Behaviour and tolerance to hypoxia in juvenile Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) of different ages. Mar. Biol., **128**, 49–54.
- 風呂田利夫 (1991) 東京湾内湾底生動物の生き残り と 繁栄 (シンポジウム: 東京湾の環境回復への提言). 沿岸海洋研究ノート, **28**, 160–169.
- Gray, J. S., R. S. S. Wu and Y. Y. Or (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Mar. Ecol. Prog. Ser., **238**, 249–279.
- 浜野龍夫・山元憲一 (2005) 漁場におけるシャコの分布に影響する2つの要因, 走流性と貧酸素耐性, に関する研究. 水産大学校研究報告, **53**, 117–129.
- 橋口晴徳・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) 浅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.
- Hossain, M., T. Amakawa and H. Sekiguchi (1996) Density, biomass and community structure of megabenthos in Ise Bay, central Japan. Fish. Sci., **62**, 350–360.
- Hossain, M. and H. Sekiguchi (1996) Influences of oxygen-poor water on megabenthos communities in Ise Bay, central Japan. Bull. Japan. Soc. Fish. Oceanogr., **60**, 237–243.
- 石田基雄・原 保 (1996) 伊勢・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・黒田伸郎 (2007) 三河湾における環境修復の取り組み (総特集 伊勢湾の貧酸素化と再生). 海洋, **39**, 35–43.
- Kodama, K., T. Horiguchi, G. Kume, S. Nagayama, T. Shimizu, H. Shiraishi, M. Morita and M. Shimizu (2006) Effects of hypoxia on early life history of the stomatopod *Oratosquilla oratoria* in a coastal sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., **324**, 197–206.
- Kodama, K., M. Oyama, G. Kume, S. Serizawa, H. Shiraishi, Y. Shibata, M. Shimizu and T. Horiguchi (2010) Impaired megabenthic community structure caused by summer hypoxia in a eutrophic coastal bay. Ecotoxicology, **19**, 479–492.
- 国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所 (2010) 平成21年三河湾水底環境調査報告書, 131 pp.
- 国土交通省中部地方整備局三河港湾事務所 (2011) 平成22年三河湾水底環境調査報告書, 41 pp.
- 黒田伸郎・藤田弘一 (2006) 伊勢湾と三河湾の貧酸素水塊の短期変動及び長期変動の比較. 愛知水試研報, **12**, 5–12.
- 成田光好・M. Ganmanee・関口秀夫 (2007) 伊勢湾におけるシャコ *Oratosquilla oratoria* の個体群動態. 日本水産学会誌, **73**, 18–31.
- Pihl, L., S. P. Baden and R. J. Diaz (1991) Effects of periodic hypoxia on distribution of demersal fish and crustaceans. Mar. Biol., **108**, 349–360.
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rosas, C., E. Martinez, G. Gaxiola, R. Brito, A. Sánchez and L. A. Soto (1999) The effect of dissolved oxygen and salinity on oxygen consumption, ammonia excretion and osmotic pressure of *Penaeus setiferus* (Linnaeus) juveniles. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., **234**, 41–57.
- 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及び1986年調査結果との比較. 愛知水試研報, **18**, 21–32.
- Suzuki, T. (2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. J. Environ. Qual., **30**, 291–302.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信 (1998) 三河湾における貧酸素化によるアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の死亡率の定式化. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **4**, 35–40.
- 渡部泰輔・奥谷喬司・田中菫子・横井時夫・船越茂雄 (1978) 農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する研究. 昭和51年度研究成績報告書. 東海区水産研究所・南海海区水産研究所・水産大学校, 237–241.
- Wu, R. S. S., P. K. S. Lam and K. L. Wan (2002) Tolerance to, and avoidance of, hypoxia by the panaeid shrimp (*Metapenaeus ensis*). Environ. Poll., **118**, 351–355.
- 山田 智・蒲原 聡・曾根亮太・堀口敏宏・鈴木輝明 (2014) ガザミ (*Portunus trituberculatus*), クルマエビ (*Marsupenaeus japonicus*) およびヨシエビ (*Metapenaeus ensis*) の浮遊幼生に及ぼす貧酸素水の影響. 水産海洋研究, **78**, 45–53.
- 矢持 進 (2001) 大阪湾湾奥海域の環境特性と大型底生動物群集の時系列変化. 海岸工学論文集, **48**, 1191–1195.
- Yamochi, S., H. Ariyama and M. Sano (1995) Occurrence and hypoxic tolerance of the juvenile *Metapenaeus ensis* at the mouth of the Yodo River, Osaka. Fish. Sci., **61**, 391–395.
- 矢持 進・有山啓之・佐野雅基 (1998) 大阪湾湾奥沿岸域の環境修復: 境泉北港干潟造成予定地周辺の水質・底質ならびに底生動物相とマコガレイの貧酸素に対する応答. 海の研究, **7**, 293–303.