# 

Analysis of Hypoxia Dynamics Using Pelagic and Benthic Biogeochemical Model: Focus on the Formation and Release of Hydrogen Sulfide

入江政安<sup>1</sup>・西田修三<sup>2</sup>・寺中恭介<sup>3</sup>・辻 陽平<sup>4</sup>・平澤充成<sup>5</sup>・藤原敏晴<sup>6</sup>・中筋みゆき<sup>7</sup>

Masayasu IRIE, Shuzo NISHIDA, Kyosuke TERANAKA, Yohei TSUJI Mitsunari HIRASAWA, Toshiharu FUJIWARA and Miyuki NAKASUJI

A field survey and laboratory analyses of sediment quality in the eastern part of Osaka Bay are carried out to clarify their characteristics and influence on the dynamics of hypoxia. Nitrogen, phosphorus and sulfur cycling in the coastal water and sediment are modeled with a focus on the formation of hydrogen sulfide in hypertrophic sediment and its release to the bottom water. In the calculated results the oxygen consumption in the bottom water by the release of sulfide is much larger than the direct oxygen consumption by the sediment in the northern port of the bay. Without the release of sulfide, the hypoxic water area would be estimated to be limited in and near the port area of the head of the bay. The wide spreading of hypoxia in the eastern part of the bay would be contributed largely by the sulfide release.

### 1. はじめに

本研究で対象とする大阪湾に限らず、大都市近傍の内 湾では夏季に貧酸素水塊が発達し、その発達には汚濁し た底泥が寄与している. 特に底泥から溶出する硫化水素 は貧酸素水塊の消長に大きな影響を与えるだけでなく, 青潮の発生要因となる. 底泥からの硫化物の溶出が貧酸 素水塊の消長に寄与する過程をモデル化する研究は多く 実施されてきた. かつては (a) 海水中のDO (溶存酸素) 濃度に反比例し, あるいは無酸素状態の水塊についての み硫化水素 (ΣH<sub>2</sub>S) 濃度を与える (例えば田中ら, (1997)), (b) 底泥の性状あるいは底泥から溶出する無 機態栄養塩等の拡散フラックスに応じて設定する等の方 法が採られていた. このアプローチの最新事例としては, 底層水中のpHおよびORPを用いた底層水中ΣH,S濃度の 推定法(市岡ら, 2008) を用いた市岡ら(2009) による 硫化物動態の解析がある.一方,近年では底泥からの還 元物質の溶出に着目した浮遊-底生系モデルによる解析 が行われるようになっている. 底泥内の有機物の分解過 程を詳細にモデル化することにより底泥中の硫化水素の 生成速度を与える中村ら(2008)や、鉄、マンガン等そ の他の物質を含めた酸化還元過程を詳細にモデル化する ことにより底泥中の硫黄循環と底泥からのΣH<sub>2</sub>Sの溶出 過程を直接モデル化した永尾ら(2008)はこの例である. ただ研究例は少なく, 貧酸素水塊に及ぼす硫化物の寄与 については、不明な点が残されている. ΣH<sub>2</sub>Sの発生・溶 出過程を把握するには、現地観測によることも可能であ るが,同じ無酸素状態であっても,無酸素状態の継続期 間等によって、水中にΣH<sub>2</sub>Sが滞留しているかどうかが 決まるようである. また、強還元性であるが故に、取り 扱いが難しく, 現地での実験, 追跡では十分には明らか にできないことも考えられる.一方で,直接,硫黄の挙 動及び生物化学的反応をモデル化することにより、夏季 の貧酸素・無酸素状態における水中の酸素消費ポテンシ ャルを、CODとは別にモデル化することができ、夏季の 極端な貧酸素化と秋季の気象擾乱に伴う速やかな貧酸素 化解消という現象を精度良く表現しうるモデルになるこ とが期待される.

そこで、本研究では、大阪湾における貧酸素水塊の動態に及ぼす底質、特に硫化水素の影響を明らかにするため、底質調査および水質調査を実施し、合わせて、入江ら(2009、2010)で用い、河口域の多様な底質において適用性を検討したFossingら(2004)型の底質モデルを組み込んだ3次元流動水質モデルを用いて、水底質の再現性を検証し、貧酸素水塊の動態の解析を行う.

6

7

学研究科博士前期課程学生)

大阪大学講師工学研究科地球総合工学専攻

大阪大学教授工学研究科地球総合工学専攻 環境総合テクノス(前大阪大学大学院工

大阪大学工学研究科地球総合工学専攻

国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港

<sup>1</sup> 正会員 博(工)

<sup>2</sup> 正会員 工博 3 正会員 修(工)

<sup>3</sup> 止会貝 修(上)

<sup>4</sup> 学生会員 5 正会員 博(工)

技術調查事務所前所長 国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港 技術調查事務所調查課前課長

国土交通省近畿地方整備局神戸港湾空港技術調査事務所調査課

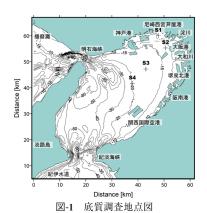


表-1 底質調查項目

調査内容の区分		調査項目
底質 分析	土粒子	含水比,強熱減量,ORP,T-S,T-N,NH <sub>4</sub> -N, T-P,I-P,Al-P,Fe-P,Ca-P
	間隙水	T-N, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N, T-P, PO <sub>4</sub> -P, SiO <sub>2</sub> , ΣH <sub>2</sub> S, SO <sub>4</sub> <sup>2</sup> -

# 2. 調査および解析方法

#### (1) 現地調査および室内実験

#### a)水質調査

観測期間は2009年9月24日から10月22日の約1ヶ月間で,計7回実施した.調査地点は尼崎西宮芦屋港,大阪港内,阪南港沖浚渫窪地の各1点を含む湾東部計11点であり,クロロフィルセンサー付きCTD計(アレック電子製AAQ1183等),DO計(Hydrolab製QuantaG)を用いて,水温,塩分,クロロフィルa,DOを計測した.

#### b) 底質調査

底質調査は2009年10月1日に行った。図-1に観測地点 全4点を示す. 調査地点は、韓ら(2005)の1999年~ 2000年の調査事例をほぼ踏襲し、尼崎西宮芦屋港内の地 点S1, 淀川河口部の地点S2, 湾東部の地点として, 活発 な内部生産や貧酸素化の影響を受ける地点S3および受け にくい地点S4とした. 採泥には, 直径11cmのアクリル パイプ又は直径10.6cmの塩化ビニルパイプを用い、潜水 士により泥深25~30cmの不撹乱柱状泥として採泥した. 現地の観測船上で底質表面を基準に0~2cm, 2~5cm, 5~10cm, 10~15cm, 15~20cm, 20~25cmの6層 (-部で5層) に分取した. 持ち帰ったサンプルを用いて, 表-1に示す項目の分析を行った. 通常表層をより薄く分 割することが多いが、分析前処理や分析そのものにおけ る検体数や精度,必要な土壌間隙水量での制約により, やむを得ず上記のようなサンプルの分割を行っている. 底質の分析方法はおおよそ,環境庁水質保全局水質管理 課編(1988)や細見(1987)に従っているが、詳しくは

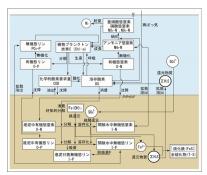


図-2 水底質モデルの概要

入江ら(2010)を参照にされたい.

#### (2) 水底質モデルの概要

本研究で用いた 3 次元流動水質モデルは POM (Princeton Ocean Model)をベースとした $\sigma$ 座標系モデルである。鉛直方向に等分割の20層、水平方向に湾口で1km,湾奥で500mとなる直交メッシュを形成し、開境界を播磨灘と紀伊水道に配した。図-2に水底質モデルの概要を示す。水中は窒素 3 態,リン2 態,植物プランクトン,COD,DOの8項目で窒素,リン,酸素の循環を表現している。これに加えて,本報では底泥からの硫化水素  $\Sigma$ H<sub>2</sub>Sの溶出と酸化の過程を組み込んでいる。詳しくは入江ら(2004)を参照にされたい。

底質モデルはFossingら (2004) のモデルを採用してい る. このモデルの原型はSoetaertら (1996) により構築 されたものであり、底質内の炭素、酸素、窒素の循環を モデル化した. Wijsmanら (2002) は, Soetaertら (1996) のモデルを改良し、Mn<sup>2+</sup>、Fe<sup>2+</sup>、ΣH<sub>2</sub>S、CH<sub>4</sub>の発生過程 を細分化し、またそれらの再酸化の過程をモデル化した. Fossingら (2004) は、Wijsmanら (2002) のモデルをリ ンの循環にも拡張した. 国内の沿岸域では, Anggara Kasihら (2009) がFossing型モデルを英虞湾の底質に適 用している. 永尾ら(2008)は、流動水質モデルと組み 合わせて、東京湾の水質に適用している。入江ら(2009、 2010) ではこのモデルを汚濁した河口域の底泥に適用し, 適用性を評価した.窒素,硫黄の循環については,河口 域のように多様な性状および境界条件をもつ底泥におい ても再現性が良いことが明らかになったが, リンの循環 については十分に再現性が良いとは言えなかった. これ は対象とした大阪市内河川の底質において, 無機態リン および窒素の鉛直分布が何らかの要因によって大きく異 なっていることが理由と考えられる. ただ、現状として は本モデルが硫化水素の溶出のモデル化を最も高精度化 したモデルの一つであると言える.

本モデルの概要は図-2に示したとおりである. 堆積した有機物は底泥内で分解されるが,有酸素下の好気的有機物分解,脱窒,マンガン還元,鉄還元,硫酸還元の順

で進行する. これらの化学反応を表-2に示す. 本研究で 考慮している物質を太字で示している. 本研究で計算対 象としたのは、間隙水中のO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub>-、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NH<sub>4</sub>+、Mn<sup>2+</sup>、 Fe<sup>2+</sup>, ΣH<sub>2</sub>S, CH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, および土粒子中の有機物 (易 分解性, 難分解性, 非分解性の3種に分画), MnO<sub>2</sub>, Fe (OH)<sub>3</sub>, FeS, FeS<sub>2</sub>である. 好気的分解により底泥に供給 される酸素を消費した後、脱窒作用に用いられる硝酸イ オンの供給により、また、硝酸イオンが欠乏した場合に はマンガン・鉄酸化物により、これらも欠乏すると、硫 酸イオンを用いる硫酸還元菌の作用により、有機物が分 解される. これらは一方的に進むのではなく、上位の酸 化剤が供給され、酸化されやすい下位の物質が残ってい る場合には再酸化される。 $HS^{-}(\Sigma H_{r}S \mathcal{O} - \mathbb{H})$  は $Fe^{2+}\mathcal{O}$ 供給によりFeSとなり、沈殿をおこし、いずれパイライ トとなり、より安定的な土構成物となる. 例えば、硫酸 還元反応による有機物分解速度は以下の反応式で示される.

$$\begin{split} R_{SO_4 rod} &= R_m \left[ 有機物 \right] \cdot \left( \frac{\left[ SO_4 \right]}{\left[ SO_4 \right] + KS_{SO4}} \right) \\ &\cdot \left( 1 - \frac{\left[ O_2 \right]}{\left[ O_2 \right] + K_{in O_2}} \right) \cdot \left( 1 - \frac{\left[ NO_3 \right]}{\left[ NO_3 \right] + K_{in NO_3}} \right) \\ &\cdot \left( 1 - \frac{\left[ MnO_2 \right]}{\left[ MnO_2 \right] + K_{in MnO_2}} \right) \cdot \left( 1 - \frac{\left[ FeOH_3 \right]}{\left[ FeOH_3 \right] + K_{in FeOH_3}} \right) \end{split}$$

ここで、 $R_{SOAred}$ :硫酸還元による有機物分解速度、 $R_m$ :有機物の最大分解速度(1/day)、[M] :物質Mの濃度、 $Ks_{SOA}$ :硫酸還元反応における $SO_4$ 半飽和濃度( $\mu mol/I$ )である。 $SO_4^{2-}$ 濃度消費速度や $H_2S$ 濃度生成速度は式(1)および表-2で示す反応系を用いて、モル比で算出される。

底質内は各層1cmの25層に分割した鉛直方向一次元モデルとし、底質内の水平方向の移流拡散を考慮していない。通常、好気的分解が行われるのがごく表層に限られ

表-2 底泥内の無機化過程(下線付き太字はモデルに組み込まれた項目, x, yは有機物内のそれぞれ, N/Pモル比, C/Pモル比を示す. Wijsmanら(2004)をもとに作成)

一次反応系	反応式
有酸素下分解	$\frac{(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+xO_2}{\rightarrow xCO_2+yNH_4^++\frac{HPO_4}{2}^2+2H^++xH_2O}$
脱窒	(CH <sub>2</sub> O) <sub>x</sub> (NH <sub>3</sub> ) <sub>x</sub> (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> )+4/5xNO <sub>3</sub> +(4/5x+y)H <sup>+</sup> →xCO <sub>2</sub> +yNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> +2/5xN <sub>2</sub> + <u>HPO<sub>4</sub></u> <sup>2</sup> +7/5xH <sub>2</sub> O
マンガンによる 異化的還元	$\frac{(\mathbf{CH_2O)_x}(\mathbf{NH_3)_y}(\mathbf{H_3PO_4}) + 2x\mathbf{MnO_2}}{\rightarrow x\mathbf{CO_2} + 2x\mathbf{Mn}^{2+} + y\mathbf{NH_4}^{+} + \mathbf{HPO_4}^{2-} + 2\mathbf{H}^{+} + 3x\mathbf{H_2O}}$
鉄による 異化的還元	$\frac{(\mathbf{CH_2O})_x(\mathbf{NH_3})_x(\mathbf{H_3PO_4}) + 4x\mathbf{Fe}(\mathbf{OH)_3}}{+(8x+y)\mathbf{H}^+ - x}\mathbf{CO_2} + 4x\mathbf{Fe}^{2+} + y\mathbf{NH_4}^+ + \\ \underline{\mathbf{HPO_4}}^{2-} + 2\mathbf{H}^+ + 11x\mathbf{H}_2\mathbf{O}$
硫酸還元	$\frac{(CH_2O)_3(NH_3)_2(H_3PO_4)+1/2xSO_4^2}{+(1/2x+y)H^+ \to xCO_2+1/2x\Sigma H_2S+yNH_4^+ + \frac{HPO_4^2}{2}^2 + H^+ + xH_2O}$
メタン生成	$\frac{(CH_2O)_x(NH_3)_y(H_3PO_4)+yH^+}{\rightarrow 1/2xCO_2+1/2xCH_4+yNH_4^++ \underline{HPO_4}^{2^+}+2H^+}$

ることや各項目の濃度勾配が底泥表層で大きいために、底泥表層付近は鉛直方向に細かく分割する必要がある (精度の高い例として、中村ら、2008;相馬ら、2008)。本モデルでは物質モル比によって反応速度を決定するために、物質濃度の急激な変化に敏感に反応する。そのため、より細かい層厚にした場合は計算時間間隔を細かくする必要がある。しかし、本研究では、全層厚を0.5cmで計算した場合と比較した結果、再現精度に向上が認められなかったため1cm刻みとした。

計算は2009年の9月~10月に実施した水質調査および 10月1日の底質調査の結果の再現を目的とした. 既往の 検討から, 夏季を対象とした流動および水質の再現には, 適切な初期値・境界条件を与えれば、20日程度の助走計 算で十分であることが分かっており、計算開始を7月1 日とした. 境界条件には主要6分潮の予測潮位を与え, 気象条件は神戸空港で観測されたアメダスデータを用い た. 河川からの出水については、淀川については枚方の 水位データを基に流量を与え, 他の河川は夏季の平均的 な流量を与えた. 底質については、まず各地点の底質を 再現するために、1800日の計算を実施した.この際、 MnO<sub>2</sub>, Fe (OH)<sub>3</sub>, FeS, FeS<sub>2</sub>の各フラックス, 有機物堆 積速度 (易・難分解性の合計), 易分解性有機物比を変 化させ, 特に有機物堆積速度については年間変動を与え て、キャリブレーションを実施した.この結果得られた 7月1日の分布を各地点の底質初期条件とした。底質のサ ンプルは湾東部での4点しかないことから、各メッシュ の底質は,流況および貧酸素化,底層水の水質に応じて, 4地点のうちの最も近いであろう底質初期値を与えた.

## 3. 調査および再現計算結果

## (1) 底質

現地調査結果および再現計算結果を図-3に示す。 $NH_4$ -N 濃度は、表層で低く、下層に向かうにつれて徐々に増加し、ほぼ一定の値に近づく、濃度は地点S1>S3>S2>S4の順に高く、土粒子のT-Nの分布特性と似ており、各地点における有機物の性質は近いことが推測される。 $PO_4$ -P 濃度は、 $NH_4$ -N 濃度と同様の分布であり、間隙水中の無機態 NP 比はどの地点でもほぼ同じであり、由来が同じであろうことを示唆している。韓ら(2005)の観測結果ではリンは地点S3 で最も高かったが、本観測では湾奥部で最も高く、過去の結果と異なる分布であった。

間隙水中の $\Sigma H_2 S$ 濃度は地点S1, S3でやや高く, その他の地点では低かった。水質観測結果によると特に地点S1は貧酸素化が著しかった場所であり, その要因として, 間隙水中の硫化水素濃度が高く, 硫化水素の溶出が貧酸素水塊の形成を促進しているものと推測される。また, 地点S1, S3において泥深 $5\sim10$ cm,  $10\sim15$ cmで最大値

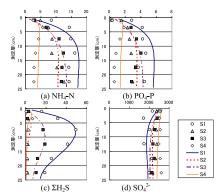


図-3 底質間隙水中の無機態物質濃度(単位:mg/l) (点は観測値,線は計算値を示す.)

となっている。間隙水中の $SO_4^2$ 濃度は,表層から下層に向かうにつれて減少する分布を示し,硫酸還元によって徐々に $SO_4^2$ が消費されていることを示している。特に地点S1においては泥深 $2\sim15$ cmにおいて濃度の減少が大きく,硫酸還元が活発であったことが,地点S4では一様な鉛直分布であることから,有機物の堆積量が少なく,硫酸還元がほとんど生じていないことが示唆される。

地点S1におけるNH<sub>4</sub>-NやPO<sub>4</sub>-Pの再現精度は低いものの, $\Sigma$ H<sub>2</sub>SやSO<sub>4</sub><sup>2</sup>を含めて,比較的良好な再現性が得られている。再現計算結果によると,地点S1において間隙水中のNH<sub>4</sub>-NやPO<sub>4</sub>-Pが高いのは有機物フラックスが大きいためであるもの推察される。河口に近い地点S2では $\Sigma$ H<sub>2</sub>Sが小さくなっているが, $SO_4$ <sup>2</sup>は地点S3同様中層で減少しており,硫酸還元反応により $\Sigma$ H<sub>2</sub>Sが発生するものの,河川由来のFe (OH)<sub>3</sub>の供給により,FeSとして固定されている様子が再現されている。

## (2) DO

図-4に10月に観測した底面上50cmのDO空間分布と同 日の計算結果(最下層)を示す。図中灰色部はDO 3mg/l 以下の貧酸素水塊であることを示している。10月7日に は台風0918号が伊勢湾付近に上陸し、夏季の卓越風であ る南西風から北よりの強風に変化している. 図右側の湾 東岸に位置する堺泉北港(図-1参照)付近はDOの計測 をしていないため、現地観測結果の図にはDOの状況は 反映されていない (外挿されている). この範囲を除い て評価すると、10月3日、10月9日におけるDOの等値線 は5mg/1の線を除いて良く一致している. 北東風の連吹 に伴う南西方向への吹送流と北東方向への底層補償流の 影響を受け, 港外水が流入し, 港内の貧酸素水塊が解消 していると見られる. 現地観測結果によると, 台風通過 後,再び好天に恵まれた後の10月22日には,貧酸素水 塊は拡大しているもののほぼ港内のみに留まっている. 計算結果では港外のDOもやや下がっており、再現性に 欠けるが、秋季の再貧酸素化が港湾域を中心に発生して いる特徴は再現できているものと考えられる.

#### 4. 硫化物溶出の影響

硫化物の溶出が貧酸素水塊形成に及ぼす影響を明らかにするために、底質からの $\Sigma$ H<sub>2</sub>S溶出量をゼロとした場合との貧酸素水塊の規模の比較を行った。気象データ等から勘案して2009年に最も貧酸素水塊が発達したであろう8月7日の底層DOの水平分布を図-5に示す。硫化物の溶出を考慮した通常の計算の場合、貧酸素水塊は湾東部に大きく広がる一方、溶出をゼロにした場合、貧酸素化は港湾内およびその周辺に留まることが分かる.

計算期間中の底泥による酸素消費速度および、水中への $\Sigma$ H<sub>2</sub>S溶出速度を,酸化するのに必要な当量を用いて換算した $\Sigma$ H<sub>3</sub>Sの溶出による換算酸素消費速度を図-6に示

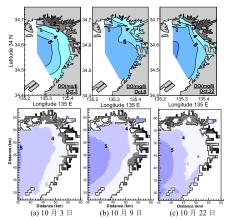


図-4 湾東部底層におけるDO分布の時系列変化 (上段:観測結果,下段:計算結果)

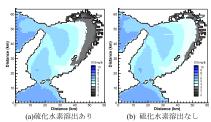


図-5 硫化物の溶出が貧酸素化に及ぼす影響

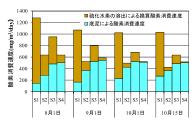


図-6 各地点における底泥による酸素消費速度および溶出したΣH<sub>2</sub>Sによる換算酸素消費速度

す. 合計の酸素消費速度が最も大きいのは地点 S1で、 $\Sigma H_2 S$ 溶出による酸素消費速度が最も大きいのも地点 S1である. 次に大きい地点は S3である. 両地点では夏季の貧酸素状態下では底泥による酸素消費速度が低下し、 $\Sigma H_2 S$ の溶出による酸素消費速度が大きくなることが分かる. 両地点とも秋季に向かって酸素消費速度が低下しているが、地点 S1 に限り、台風 O918 号通過後の好天の続いた 10 月 15 日には酸素消費が微増し、港湾内が再び貧酸素化する原因となっていることが示唆される.

地点 S4 はほとんど貧酸素化の影響を受けないため、 $\Sigma H_2 S$  の溶出そのものが少ない。また、地点 S2 は河川からの鉄イオンの供給により底泥内で生成された  $\Sigma H_2 S$  が底泥内でFeSとして固定されており、 $\Sigma H_2 S$  の溶出が少なくなっている。結果として、底泥による直接の酸素消費速度は相応に大きいのに対し、合計の酸素消費速度は小さくなっている。 従来から、淀川河口前面海域は、その両隣の尼崎芦屋西宮港や堺泉北港に比べて相対的に貧酸素化・無酸素化しにくいことが知られている。この原因として、エスチュアリー循環による沖合水の底層への供給が挙げられている(藤原ら、2004)が、河川からの鉄の供給によって硫化水素が溶出しにくい底質環境となっていることも貧酸素化・無酸素化しにくい要因になっていることも貧酸素化・無酸素化しにくい要因になっているものと推測される。

# 5. まとめ

本研究では、硫化水素の発生・溶出に着目した3次元流動・水底質モデルを構築し、また、現地調査を実施して、大阪湾における貧酸素水塊の動態を解析した。水底質モデルは、特に水底面境界付近の取り扱いについて不十分な点があり、今後の改良が必要であるが、およそ以下のような結論を導くことができる。

- (1) 大阪湾東部の底質分布の再現計算を行った結果、 NH<sub>4</sub>-N, ΣH<sub>2</sub>S等の鉛直分布を良好に再現した.また、 3次元流動水底質モデルにより、台風通過時の貧酸素 水塊の挙動を再現することができた.
- (2) 貧酸素下における硫化物の溶出による直上水中の酸素消費は底泥による酸素消費より相当に大きい.硫化物が溶出しない場合,夏季最盛期の貧酸素水塊は港湾域とその周辺部に留まるが,硫化物が溶出することにより、貧酸素水塊は湾東部一帯に拡大している.
- (3) 地点S1, S3でΣH<sub>2</sub>Sの発生量・溶出量とも大きく,河口部の地点S2,湾中央部の地点S4ではほぼ検出されなかった。地点S2においては,河川からの鉄の供給が多く,生成された硫化水素が固定されやすいこと,地点S4においては有機物量が少なく,好気的分解が多いことが主要因であると考えられる。淀川河口前面海域が付近の港湾域に比して貧酸素化しにくいのは硫化

物の溶出が少ないことも一因であると考えられる.

#### 参考文献

- 市岡志保・佐々木淳・吉本侑矢・松坂省一・有路隆一・諸星 一信 (2008):東京湾奥部の浚渫窪地における硫化物量の 簡易推定手法の提案,海洋開発論文集, Vol. 24, pp. 669-674
- 市岡志保・佐々木淳・吉本侑矢・下追健一郎・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), Vol. B2-65, No. 1, pp. 1041-1045.
- 入江政安・中辻啓二・西田修三 (2004):大阪湾における貧酸素水塊の挙動における数値シミュレーション,海岸工学論文集,第51巻,pp.926-930.
- 入江政安・寺中恭介・山口とも・西田修三 (2009):都市河川 河口域の底質特性と貧酸素化への影響 - 現地調査と底質 モデルによる解析 - , 海岸工学論文集, 第56巻, pp. 1061-1065.
- 入江政安・寺中恭介・山口とも・西田修三 (2010): 窒素・リン・硫化物循環底質モデルの河口堆積物への適用性評価,水工学論文集,第54巻,pp.1639-1644.
- 環境庁水質保全局水質管理課編(1988):改訂版底質調査方法 とその解説,社団法人日本環境測定分析協会,175p..
- 相馬明郎・関口泰之・桑江朝比呂・中村由行(2008):東京湾 の底生系における酸素消費メカニズム-内湾複合生態系モ デルの解析-,海岸工学論文集,第55巻,pp.1206-1210.
- 田中昌宏・Arjen Markus・阪東浩造 (1997):青潮の生化学反 応を含む数値モデルの開発,海岸工学論文集,第44巻, pp. 1096-1100.
- 永尾謙太郎・畑 恭子・芳川忍・細田昌広・藤原建紀 (2008):水質改善対策の評価を目的とした浮遊系-底生 系結合生態系モデルの開発と適用,海岸工学論文集,第 55巻,pp.1191-1195.
- 中村由行・中田喜三郎・船越茂雄・寺沢知彦・今尾和正 (2008):港湾における港湾における発生土砂を利用した 浚渫窪地修復効果の定量的評価手法の開発,(独法)鉄 道・運輸機構「運輸分野における基礎的研究推進制度」 研究成果報告書,pp. 128-164, http://www.jrtt.go.jp/business/ research/project/05d-saitaku/data/2005-04s1.pdf.
- 韓 銅珍・中辻啓二・西田修三 (2005): 閉鎖性内湾の底泥特性と水質・底質の相互作用について,海岸工学論文集,第52巻,pp.966-970.
- 藤原建紀・岸本綾夫・中島昌樹 (2004):大阪湾の貧酸素水塊の短期的および長期的変動,海岸工学論文集,第51巻,nn 931-935
- 細見正明(1987):湖沼底泥からの窒素・燐溶出とその制御に 関する研究,大阪大学学位論文,199p..
- Anggara Kasih, G.A., S. Chiba, Y. Yamagata, Y. Shimizu, K. Haraguchi(2009): Numerical model on the material circulation for coastal sediment in Ago Bay, Japan, Journal of Marine Systems, 77, pp. 45-60.
- Fossing, H., P. Berg, B. Thamdrup, S. Rysgaard, H.M. Sorensen and K.A. Nielsen(2004): Model set-up for an oxygen and nutrient flux for Aarhus Bay(Denmark), National Environmental Research Institute (NERI) Technical Report No. 483, Ministry of the Environment, Denmark. 65 pp.
- Soetaert, K., Herman, P. M. J. & Middelburg, J. J. (1996): A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths, Geochimica et Cosmochimica Acta 60, 1019-1040.
- Wijsman, J. W. M., P. M. J. Herman, J. J. Middelburg and K. Soetaert (2002): A Model for Early Diagenetic Processes in Sediments of the Continental Shelf of the Black Sea, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 54, pp. 403-421.