

大阪湾圏域の海域環境再生・創造に関する 研究助成制度（平成27年度実施）成果発表会

平成28年5月13日（月） 13：00～16：30

ラッセホール リリー

ご あ い さ つ

大阪湾広域臨海環境整備センター（大阪湾フェニックスセンター）は、大阪湾圏域の広域処理対象区域から発生する廃棄物を適正に処理し、圏域の生活環境の保全を図るとともに、港湾の秩序ある整備により港湾機能の再編・拡充を図り、地域の発展に寄与することを目的として昭和57年に設立されました。以来、大阪湾フェニックスセンターでは、尼崎沖、泉大津沖、神戸沖及び大阪沖の4最終処分場を整備し、近畿2府4県168市町村、約2000万人の圏域から発生する廃棄物の最終処分を行っています。

瀬戸内海を巡る最近の動きとしては、昨年10月に「瀬戸内海環境保全特別措置法の一部を改正する法律」が公布、施行され、従来の水質規制中心の法律を抜本的に見直し、生物の多様性・生産性を確保した「豊かな海」にするために大きく転換しました。

大阪湾フェニックスセンターでは、法の趣旨に沿った形で、海面埋立護岸について、生態系に配慮した環境配慮型護岸を可能な限り取り入れることで、海域環境の修復・再生にも配慮した取り組みを行っております。今後も、瀬戸内海環境保全特別措置法の理念に基づいたこのような自然との共生をめざした取り組みを進めてまいります。

昨今、廃棄物処理を取り巻く社会的要請として、3Rによる循環型社会形成の推進、人と自然との共生の確保、地域社会との連携・協力といった視点が求められており、大阪湾フェニックスセンターでは、これらを具体化するための基本施策を盛り込んだ「環境管理計画」を平成20年3月に策定しました。

この計画では、市民や研究者と積極的に関わり、情報交換と支援を行っていく必要性についても述べられています。「大阪湾圏域の海域環境再生・創造に関する研究助成事業」は、このような考え方をもとに、先進的な調査研究を行おうとする中堅・若手研究者に対して助成を行い、その成果を通じて、大阪湾圏域の海域（大阪湾フェニックスセンターの広域処理対象区域に面する大阪湾の全部、播磨灘及び紀伊水道の一部）環境再生・創造に寄与することを目的として、平成20年度に創設した制度です。

本日は、平成27年度に採択された研究課題について、その成果を披露いただく機会として成果発表会を企画いたしました。本日の成果発表会が、ご参加いただきました皆様にとって良い情報交換の場となり、関係者同士の繋がりを深め、有意義なものとなれば幸いです。

平成28年5月13日

大阪湾広域臨海環境整備センター
理事長 荒木 一聡

目 次

1. 大阪湾における底魚不漁と環境要因の関係解明に向けた研究（その3） 大阪湾奥部における海底の食物網解析 佐野 雅基 （地独）大阪府立環境農林水産総合研究所	1
2. 大阪湾岸流域における下水道由来栄養塩負荷の影響評価（その2） ー地下水流入および洪水時フラッシングを考慮した時空間変化の解析ー 小野寺 真一 広島大学大学院総合科学研究科	5
3. 大阪湾岸域の地形改変が港域スケール・湾灘スケールの物質循環に及ぼす影響解析 （その2） 中谷 祐介 大阪大学大学院工学研究科	9
4. 大阪湾底質の魚類胚に与える汚染影響リスク評価と今後の底質環境修復のための現状把握 （その2） 宇野 誠一 鹿児島大学水産学部	13
5. 東部瀬戸内海における植物プランクトン群集の基礎生産力とその1960年代からの変化 （その3） 安佛 かおり 京都大学学際融合教育研究推進センター	17
6. 大阪湾におけるマイクロプラスチック汚染の現況把握と魚介類への影響に関する研究 田中 周平 京都大学大学院地球環境学堂	21
7. 沿岸海域において透明度を低下させる原因物質の解明（その2） 奥田 哲士 龍谷大学理工学部（元広島大学環境安全センター）	25
8. 大阪湾における食物連鎖を支える有機物および微生物群の動態の解明と海域環境の 再生・創造に関する研究 小林 志保 京都大学フィールド科学教育研究センター	29
9. 大阪湾における海洋の温暖化に関する古海洋学的研究 加 三千宣 愛媛大学沿岸環境科学研究センター	33
10. 海色衛星観測データを用いた埋立地周辺を含む大阪湾における赤潮動態の解明 中田 聡史 神戸大学大学院海事科学研究科	37
11. 系外からの負荷量・質変動が大阪湾海域の水質と生物基礎精算に与えた影響について ー微生物食物連鎖を含む概念型水質生態系モデルを用いた解析ー 増田 貴則 鳥取大学大学院工学研究科	41

大阪湾における底魚不漁と環境要因の解明に向けた研究（その 3） 大阪湾奥部における海底の食物網解析

佐野雅基 （地独）大阪府立環境農林水産総合研究所 主幹研究員

共同研究者 大美博昭・鍋島靖信・鈴子達也

横山 壽（京都大学学際融合教育研究推進センター）

〔研究目的〕

近年、大阪湾では基幹漁業の底びき網主要漁獲対象であるシャコやマコガレイなど、底生魚介類の漁獲量が減少し、大きな問題となっているが、その原因は明らかになっていない。そこで、栄養塩から海底堆積物中有機物、ベントスを経て底生魚介類に至る窒素の経路を把握することで底生魚介類の不漁要因推定を進める事が本研究の目的である。本研究では、海底の餌料物質の元と考えられる堆積物中有機物の陸起源有機物比率の推定を行うと共に、海域による水・底質の環境勾配が大きな大阪湾を、底質データにより類型区分し、その区分毎のマクロ・メガベントスの動向を調べ、湾奥部においてこれらベントスの減少傾向を示した。今年度は、主要漁獲対象種の初期生育場として重要でありながらマクロ・メガベントスの減少傾向がみられた湾奥部において、海底堆積物中有機物、マクロベントス、メガベントス及び底生魚類の食物関係を炭素・窒素安定同位体比分析により解析・検討する。

〔研究方法〕

2013 年に実施した本研究では、大阪湾の 31 定点で採取した海底堆積物の 9 分析項目測定値の主成分分析により、大阪湾を A～E の 5 区分に類型化した（図 1）。炭素・窒素安定同位体比分析により大阪湾奥部海底の食物網解析を行うため、大阪湾の湾奥部に位置する A 区分において、マクロベントス、メガベントス、底生魚類を採集した。

メガベントスと底生魚類は、2015 年 5 月 28 日に湾奥部の A 区分内の 4 定点で（図 1）5 mm 目カバーネットを付けた石げた網 2 丁

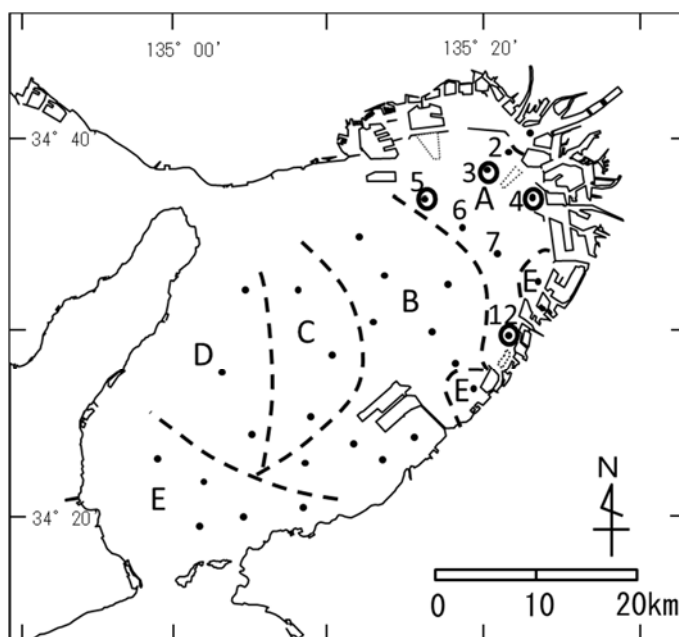


図1 海域区分(A～E)とマクロベントス採集点(Sts2～7,12)
メガベントス・底生魚類採集点(●)

を 10 分間曳網して採集を行った。採集物はソーティング後、種査定、個体数の計数及び質重量の測定を行った。この内、キセワタガイ (*Philine argentata*)、アカエビ (*Metapenaeopsis barbata*)、ハタテヌメリ (*Repomucenus valenciennae*)、モヨウハゼ (*Acentrogobius pflaumii*) については凍結乾燥後、粉碎して、炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$)、窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) を同位体比質量分析計 (Thermo Fisher Scientific

社製、Flash EA1112-DELTA V Advantage ConFlo IV System) で測定した。なお、アカエビは腹部の筋肉、キセワタガイは軟体部、魚類 2 種は頭部、内臓を除去した部分を試料に供した。

マクロベントスは、2015 年 6 月 25 日に湾奥部の A 区分内の 7 定点で（図 1）スミスマッキンタイヤー型採泥器（採泥面積 1/10 m²）を各点で 2 回使用して採取した海底泥を 1 mm 目の篩を用いて選別・採集した。採集物はサンプル瓶に入れ船上で冷蔵し、一旦冷凍保存した後、ソーティング、種査定、個体数の計数及び湿重量の測定を行った。この内、昨年度の調査で湾奥部の代表種としたシノブハネエラスピオ (*Paraprionospio patiens*)、シズクガイ (*Theora fragilis*) については 60℃で乾燥後、粉碎して、 $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ をメガベントス・底生魚類サンプルと同様に測定した。なお、シズクガイは軟体部を試料とした。

【結果と考察】

採集されたメガベントス・底生魚類は 64 種であった。この内、29 種が節足動物で 21 種が脊索動物（魚類）であった。最も多くの種が出現したのは St.4 の 47 種で、最も少なかったのは St.3 の 23 種であった（表 2）。定点ごとのメガベントス・底生魚類の個体数密度を図 2 に示す。1ha 当たりの採集個体数が最も多かったのは St.5 の 4667 個体/ha であった。この内の 65.7%が節足動物で、脊索動物（魚類）は 1515 個体/ha となった。2643 個体/ha が採集された St.4 では棘皮動物（主にクモヒトデ類）が半数を占めた。St.12 では 790 個体/ha のメガベントス・底生魚類が採集され、この内の 66.6%が軟体動物であった。

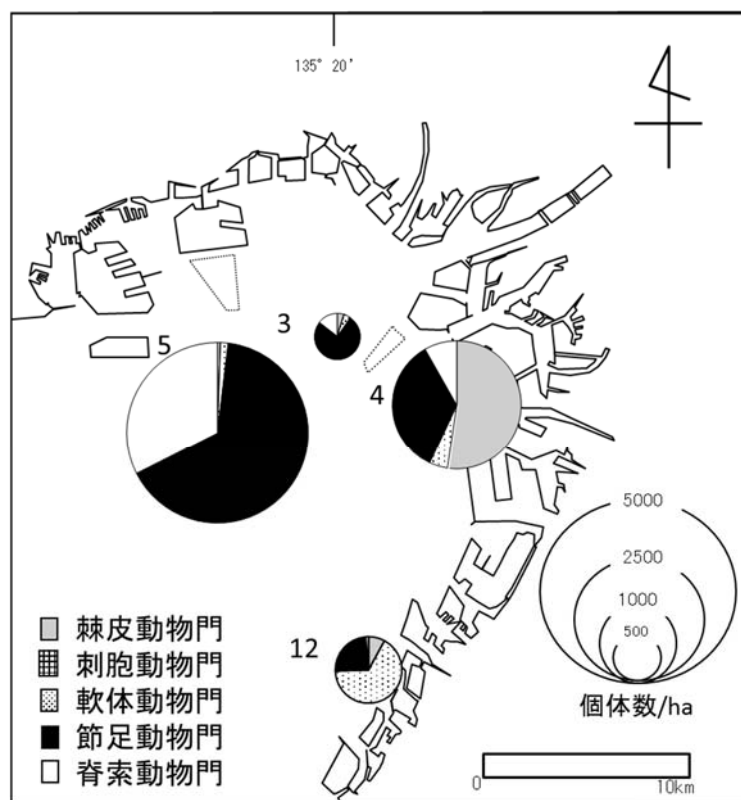


図2 メガベントス・底生魚類分布状況(個体数/ha)

表1 メガベントス・魚類採集種数

動物区分\定点	St.3	St.4	St.5	St.12	合計
棘皮動物門	1	2	1	4	4
刺胞動物門	0	1	1	0	1
軟体動物門	2	7	3	5	9
節足動物門	13	24	21	15	29
脊索動物門	7	13	15	2	21
計	23	47	41	26	64

採集されたメガベントス・

底生魚類の優占種を表 2 に示す。St. 3 ではテナガテッポウエビが 33.8%を占めた。St. 4 はクモヒトデ類が 51.9%を占め、この他に個体数割合が 10%を超えた種はなかった。St. 5 ではアカエビが 2212 個体/ha 採集され 45.3%を占め、モヨウハゼ、ハタタテヌメリ、テンジクダイの魚類 3 種がそれぞれ 15.5、5.9、5.7%を占めた。St. 12 の第一優占種はキセワタガイで 55.7%を占めた。なお、St. 12 では上位 5 種に魚類が含まれなかった。

採集したマクロベントスの個体数密度を図 3 に示す。マクロベントスは各点で 145~1715 個体/m² 採集された。生息密度が最も低かったのは St. 12 で、最も高かったのは St. 6 であった。出現種数は全体で 18 種、最も多い St. 4 では 12 種、最も少ない St. 12 では 2 種であった。また、18 種中 13 種が多毛綱の環形動物で占められた。中でもシノブハネエラスピオは全点で出現し、St. 4 以外の点では第一優占種となり、その個

体数割合は 80.6~93.1%であった。St. 4 では軟体動物のシズクガイが第一優占種となり、全点で汚染指標種が第一優占種となった。

マクロベントス、メガベントス及び底生魚類の $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 分析結果に 2013 年 8 月、2014 年 6 月、9 月に Sts2~7 及び 12 で採取した海底堆積物中の有機物 (SOM) と 2015 年春季に大阪湾 (泉佐野地先) で漁獲されたマコガレイの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 分析値を加えたものを図 4 に示す。SOM の $\delta^{13}\text{C}$ は -23.2~-20.7‰、 $\delta^{15}\text{N}$ は 6.1~8.0‰であった。

表2 メガベントス・底生魚類優占種

定点	種名	学名	個体数/ha	個体数割合(%)
St.3	テナガテッポウエビ	<i>Alpheus japonicus</i>	123	33.8
	フタホシシガニ	<i>Charybdis bimaculata</i>	48	13.1
	モヨウハゼ	<i>Acentrogobius pflaumii</i>	35	9.7
	シヤコ	<i>Oratosquilla oratoria</i>	28	7.6
	クモヒトデ類	Ophiuroidea	18	4.8
St.4	クモヒトデ類	Ophiuroidea	1371	51.9
	テナガテッポウエビ	<i>Alpheus japonicus</i>	235	8.9
	フタホシシガニ	<i>Charybdis bimaculata</i>	166	6.3
	マコガレイ	<i>Pleuronectes yokohamae</i>	140	5.3
	シヤコ	<i>Oratosquilla oratoria</i>	127	4.8
St.5	アカエビ	<i>Metapenaeopsis barbata</i>	2112	45.3
	モヨウハゼ	<i>Acentrogobius pflaumii</i>	724	15.5
	ハタタテヌメリ	<i>Repomucenus valenciennei</i>	277	5.9
	スベスベエビ	<i>Parapenaeopsis tenella</i>	265	5.7
	テンジクダイ	<i>Apogon lineatus</i>	265	5.7
St.12	キセワタガイ	<i>Philine argentata</i>	440	55.7
	トリガイ	<i>Fulvia mutica</i>	49	6.2
	テナガテッポウエビ	<i>Alpheus japonicus</i>	44	5.6
	オニテッポウエビ	<i>Alpheus digitalis</i>	32	4.1
	オカメヅブク	<i>Echinocardium cordatum</i>	30	3.8
合計	アカエビ	<i>Metapenaeopsis barbata</i>	2194	25.9
	クモヒトデ類	Ophiuroidea	1439	17.0
	モヨウハゼ	<i>Acentrogobius pflaumii</i>	774	9.1
	テナガテッポウエビ	<i>Alpheus japonicus</i>	558	6.6
	キセワタガイ	<i>Philine argentata</i>	543	6.4

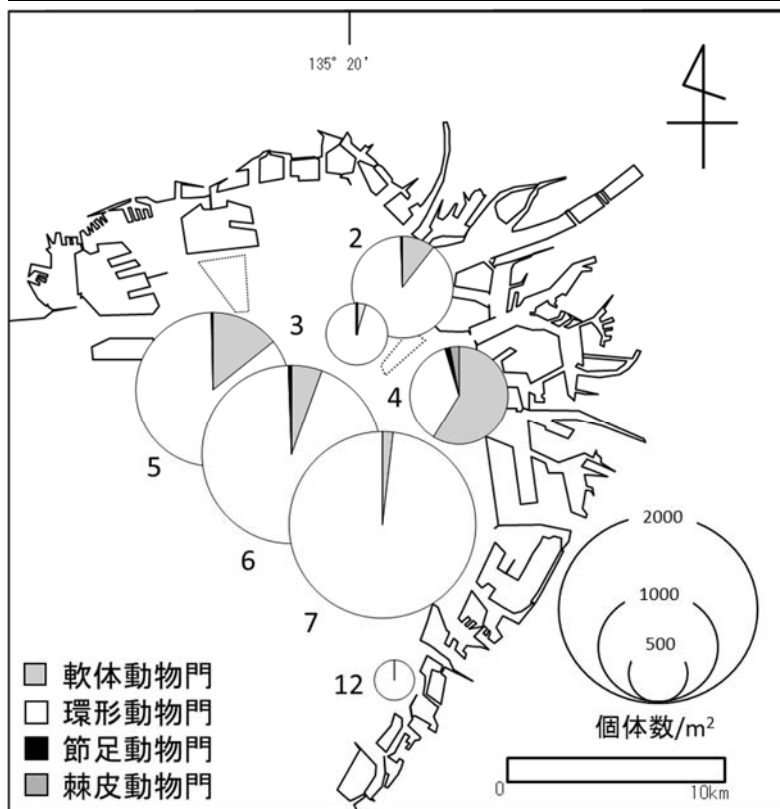


図3 マクロベントス分布状況(個体数/m²)

シノブハネエラスピオの $\delta^{13}\text{C}$ は $-18.0\sim-17.4\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $11.3\sim11.5\text{‰}$ となった。シズクガイの $\delta^{13}\text{C}$ は $-20.3\sim-20.0\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は $10.2\sim10.6\text{‰}$ となり、両種とも分析値の標準偏差は小さくなった。キセワタガイとアカエビの $\delta^{13}\text{C}$ 平均値はそれぞれ -15.4 、 15.5‰ となり、概ね同じ値であったが、 $\delta^{15}\text{N}$ 平均値はアカエビの方が約 1.9‰ 高い値となった。モヨウハゼとハタタテヌメリの $\delta^{13}\text{C}$ 平均値はどちらも -16.1‰ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 平均値はそれぞれ 15.8 、 15.3‰ を示し、近い値となったが、ハタタテヌメリの値はばらつきがやや大きかった。泉佐野地先で漁獲されたマコガレイの $\delta^{13}\text{C}$ 平均値は -15.9‰ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 平均値は 15.6‰ であった。この3種の底生魚類の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ は近似した値を示した。

$\delta^{15}\text{N}$ は栄養段階が1段階上昇する毎に $3.4\pm 1.1\text{‰}$ 上昇するものの、 $\delta^{13}\text{C}$ は栄養段階が1段階上昇しても $0\sim 1\text{‰}$ しか上昇しないとされている。この関係を当てはめた

ところ、SOM とシズクガイの $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ 平均値の差はそれぞれ 1.5 、 3.1‰ 、シノブハネエラスピオと底生魚類3種との $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ 平均値の差がそれぞれ $1.5\sim 1.7$ 、 $3.8\sim 4.4\text{‰}$ であったことから食物関係にあると推察された(図4(a)、(b))。シズクガイと底生魚類3種との $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ 平均値の差はそれぞれ $4.0\sim 4.2$ 、 $4.9\sim 5.4\text{‰}$ であった

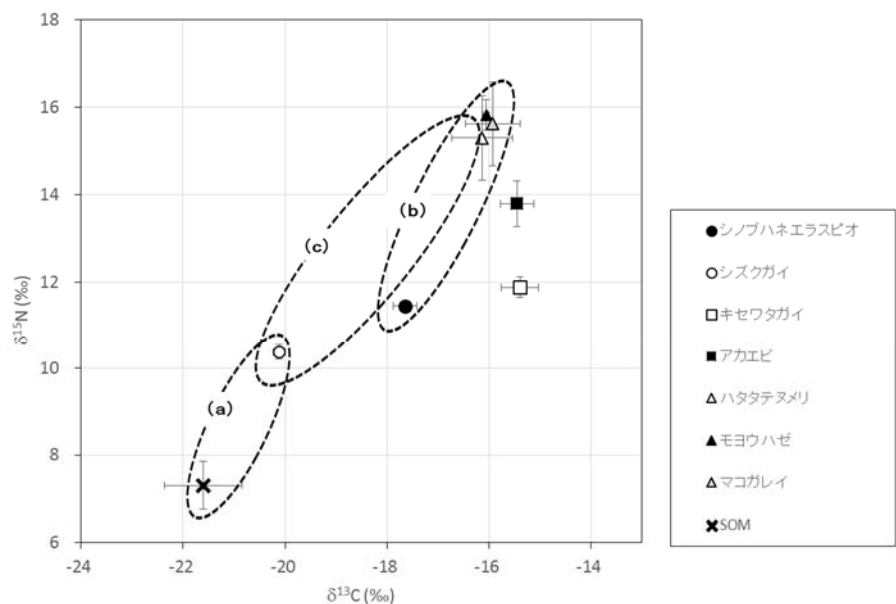


図4 $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ による食物関係(点線部)
縦棒・横棒は標準偏差

が、 $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ のばらつきが大きなハタタテヌメリの最低値とシズクガイの平均値を比べると $\delta^{13}\text{C}\cdot\delta^{15}\text{N}$ の差は 2.9 、 3.2‰ となり、食物関係にある可能性が示唆された(図4、(c))。

モヨウハゼとハタタテヌメリはマアナゴの餌料生物とされていることから、シノブハネエラスピオは、一次生産物から重要な底魚資源であるマコガレイやマアナゴへ至る食物網において主要な食物の一つであることが示された。今回の解析結果からは、シノブハネエラスピオの食物は推定できず今後の検討課題となった。

今回の研究で、大阪湾奥部のベントスと底生魚類の食物関係の一部が明らかとなったが、大阪湾における底生魚介類の不漁要因推定のためには、大阪湾全体で食物網の詳細な解明を進めるとともに、栄養塩濃度と基礎生産量の関係性を解明し、それらを基にした数値シミュレーションを実施することが必要と考えられる。

大阪湾岸流域における下水道由来栄養塩負荷の影響評価（その2） —地下水流入および洪水時フラッシングを考慮した時空間変化の解析—

代表者：小野寺真一 広島大学大学院総合科学研究科・教授

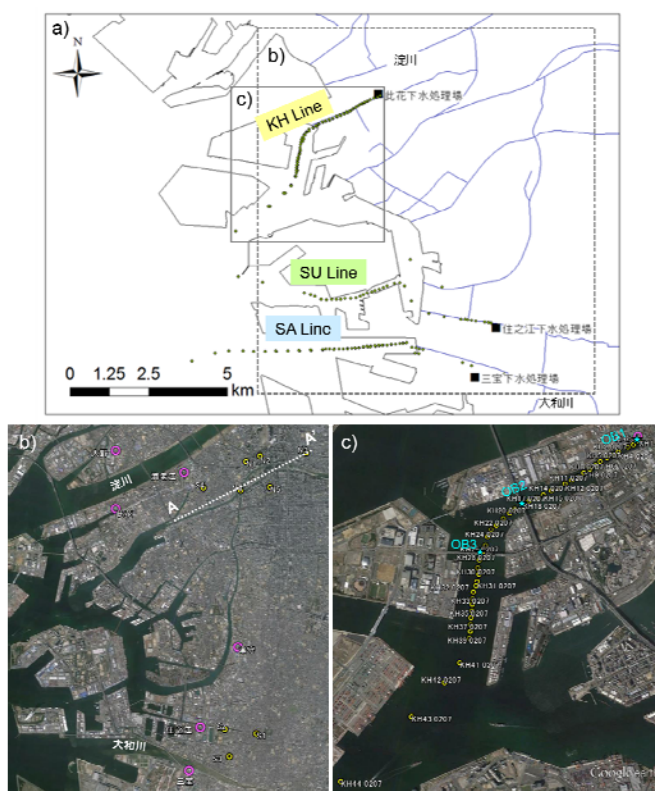
代理発表者（共同研究者）：齋藤光代

岡山大学大学院環境生命科学研究科・特任助教

共同研究者：谷口正伸（和歌山大学）・金 広哲（広島大学）

【研究目的】

本研究では大阪湾に対する下水道由来の栄養塩負荷の影響を評価することを目的とし、昨年度は申請者らがこれまで継続的に調査を実施してきた大和川流域¹⁾に加え、淀川流域および寝屋川流域内に位置する下水処理場を対象に既存データの整理、現地観測およびモデル解析を実施した。2年目である今年度は、特に大阪湾沿岸部に位置する下水処理場の排水放流点から沿岸部および処理場近傍の地下水を含む現地調査および洪水流出時を含む変動のモニタリングを実施し、(1)栄養塩濃度および安定同位体等を用いたマルチトレーサ解析により、沿岸海域における下水道由来の栄養塩動態について明らかにするとともに、(2)沿岸堆積物の分析を行い処理排水から堆積物への栄養塩蓄積量および堆積物からの拡散にともなう栄養塩負荷を評価し、(3)以上の結果に基づく水理生態系モデルによる解析を行い、下水道由来の栄養塩負荷による沿岸域への影響を評価し、さらに(4)下水道と周辺地下水との相互作用について明らかにすることを目的とした。



【研究方法】

1. 現地調査

①沿岸海域調査

昨年度調査を行った大阪湾沿岸の3箇所の下水処理場（此花、住之江、三宝：図1a）のうち、此花下水処理場を対象により詳細な観測を実施した。処理排水放流口を起点として沖側に向かう約5kmの側線（KH Line）を設定し（図1c）、2015年8月、11月、2016年1月の期間に海水の水温および電気伝導度、溶存酸素濃度（DO）およびクロロフィルa（Chl.-a）の鉛直分布を約300m間隔で測定した。試料の採取は表層海水試料を栄養塩（窒素、リン、珪素）分析用に約100m間隔で、懸濁態有機炭素（POC）・窒素（PON）および硝酸（NO₃⁻）の窒素・酸素安定同位体（ $\delta^{15}\text{N}$ ・ $\delta^{18}\text{O}$ ）分析用に300m

図1 対象地域概要(a: 大阪湾沿岸の下水処理場から沿岸域にかけての調査範囲、b: 沿岸地下水調査範囲、c: 此花ライン（KH Line）の観測点）

～600m 間隔でそれぞれ採取し、底層の海水および海底部の表層堆積物の採取は 300m～600m 間隔で行った。また、3 地点（OB1～3）にデータロガーを設置し（図 1c）、水温および水圧の変化を 2015 年 8 月～2016 年 1 月の期間でモニタリングした。

②沿岸下水処理場および地下水調査

大阪湾沿岸に位置する 6 箇所の下水处理場（大阪市：大野、海老江、此花、津守、住之江、堺市：三宝）および地下水地盤環境に関する研究協議会（以下、地下水協議会）の観測井 5 箇所（N1～N5）、国土交通省管轄の観測井 2 箇所（S3、S4）および大阪府管轄の観測井 2 箇所（S1、S2）を調査の対象とした（図 1b）。地下水の採水点は、それぞれ此花、海老江、住之江下水処理場の流域内に位置する。なお、地下水調査は 2015 年 3 月に実施し、地下水位の測定および地下水の採取を行った。

2. 試料分析

採取した試料は実験室に持ち帰り、水試料は濾過後に栄養塩（窒素、リン、珪素）濃度、主要陰イオン・陽イオン濃度、懸濁態成分の窒素・炭素量および窒素・炭素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N} \cdot \delta^{13}\text{C}$ ）、硝酸性窒素（ NO_3^- ）の窒素・酸素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N} \cdot \delta^{18}\text{O}$ ）について、それぞれ定量分析を行った。また、地下水試料については硫酸（ SO_4^{2-} ）の硫黄安定同位体比（ $\delta^{32}\text{S}$ ）の分析も行った。

堆積物試料については、遠心分離により間隙水を採取した後に乾燥・粉碎を行い、リンの溶出実験により 6 種類の形態別のリン（吸着態リン：NaCl-iP、鉄・マンガン結合態（酸化還元反応性）リン：NaBD-iP、可動態有機リン：NRP、アルミニウム結合態（塩基可溶性）リン：NaOH-iP、炭酸塩（カルシウム）結合態リン：HCl-iP、残渣性リン：Res-P）濃度を同定した。間隙水および堆積物抽出水については栄養塩濃度の測定を行い、堆積物試料は窒素・炭素量および $\delta^{15}\text{N} \cdot \delta^{13}\text{C}$ の測定も実施した。

3. モデル解析

西オーストラリア大学の Center for Water Research (CWR)により開発された ELCOM、CAEDYM を用いた三次元水理・生態系モデル解析により、此花下水処理場（KH Line）を対象に下水処理場放流水の影響を再現した。境界条件のうち、上流（陸側）については処理場からの放流水を入力条件とし、海側の境界は放流水流入点から直線距離で約 2,400 m 沖側（舞洲の直前）に設定し、潮位データは気象庁大阪潮位観測所の毎時データを 10 分間隔に補間し使用した。計算領域内の水深は、現地観測の際に測定した水深データに基づき作成した。気象条件については、大阪管区气象台における気温、降水量、風速、日射量、相対湿度の 10 分データを使用した。計算グリッドについては平面方向に 20m×20m の正方形グリッドを作成し（東西方向(x)：126 グリッド、南北方向(y)：54 グリッド）、鉛直方向は 0.5m 間隔で、計算ステップは 2 分間隔で行った。

季節変化の評価については、①秋季（10 月）および②冬季（2 月）の 2 時期を対象として計算および実測結果に基づく検証を行った。また、洪水流出時における変化については、25mm/h、50mm/h および 75mm/h の強度の降雨がそれぞれ 1 時間継続した場合を想定し、降雨開始から約 2 日後までのシミュレーションを行った。この時、流

入水の栄養塩濃度については流量の増加に応じて希釈されると仮定した。また、堆積物からの拡散にともなう栄養塩負荷の影響についても、現地観測結果に基づくシミュレーションを実施した。

【結果と考察】

- (1) 下水道由来の栄養塩動態：硝酸の窒素・酸素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{18}\text{O}$) 等による下水道由来の窒素動態の解析を行った結果、処理排水流入口から 1～2km の区間では下水道由来の窒素負荷の影響が顕著であることが確認され、その一方で、植物プランクトンによる窒素の取込み・増殖にともなう同位体分別が生じている可能性や堆積物からの窒素負荷の影響も示唆された (図 2)。

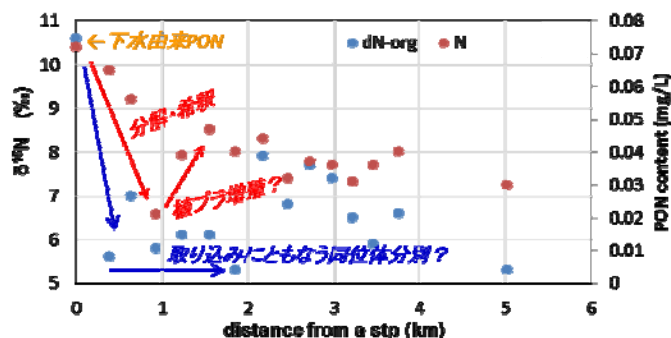


図 2 KH Line における海水中 PON の濃度および $\delta^{15}\text{N}$ の変化

- (2) 沿岸堆積物への栄養塩蓄積および堆積物からの負荷：対象地域における海底堆積物中のリン蓄積量は、既存の瀬戸内海沿岸の結果と比較して非常に高いことが明らかになった。また、形態別リンの分析結果から、拡散や酸化還元反応によって輸送されやすい可動

態のリンの割合が高いことも明らかになった。さらに、間隙水と底層海水との濃度勾配から栄養塩の拡散フラックスを推定した結果、特に $\text{NH}_4\text{-N}$ や DIP について比較的大きなフラックスが見積もられた (図 3)。

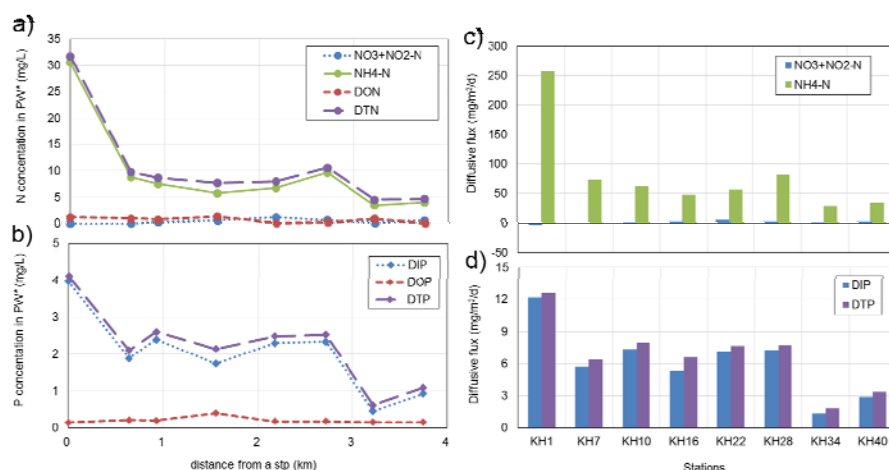


図 3 KH Line における間隙水中の溶存態窒素(a)および溶存態リン(b)の濃度、拡散による窒素負荷量(c)およびリン負荷量(d)の変化

- (3) 下水道由来の栄養塩負荷による沿岸域への影響評価：此花ライン (KH Line) における水位および水温の長期モニタリング結果から、時間雨量が 20mm を超える降水があった場合、下水処理排水の影響が流入口から 2.5km 以上沖合まで及んでいる可能性が高いことが明らかになった。また、洪水時を想定した水理生態系モデルによるシミュレーション結果から、降水量の増加にともない低塩分ゾーンが顕著に拡大し、栄養塩負荷の影響も拡大することが再現された (図 4)。一方で、堆積物からの拡散フラックスの影響を仮定したシミュレーション結果には、全体的に大きな違いがみられなかった。これは、言い換えれば下水処理場からの負荷の影響が堆積物からの負荷に比べて顕著に大きいことを意味していると考えられる (図 5)。

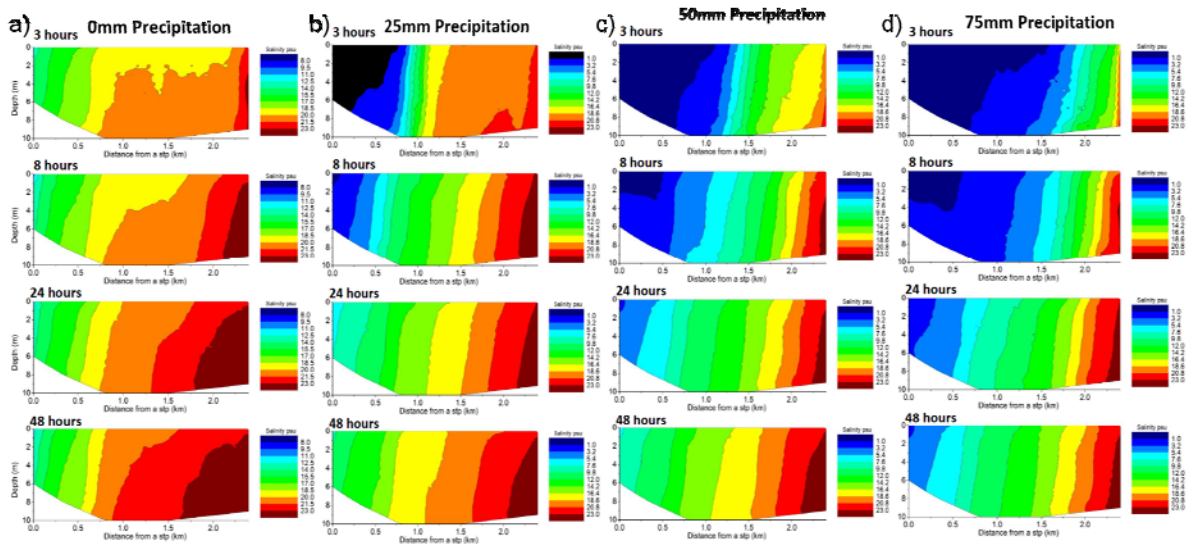


図4 KH Lineにおける塩分のシミュレーション結果
(a: 平水時、b: 25mm/hの降雨時、c: 50mm/hの降雨時、d: 75mm/hの降雨時)

(4) 下水道と周辺地下水との相互作用: 塩分や栄養塩類をマルチトレーサーとした解析を行った結果、海岸線近傍に位置する下水処理場（特に此花処理場）では、塩水性の地下水が下水管に流入していることが明らかになった。対照的に、海岸線よりも2~4km程度上流側の浅層地下水（10m以浅）は下水道から地下水への流入の影響を受けていることが示唆された（図6）²⁾。以上の結果は、下水道および下水処理場の管理の点で重要な知見であり、今後は沿岸海域への影響とあわせてより定量的に評価していく必要があると考えられる。

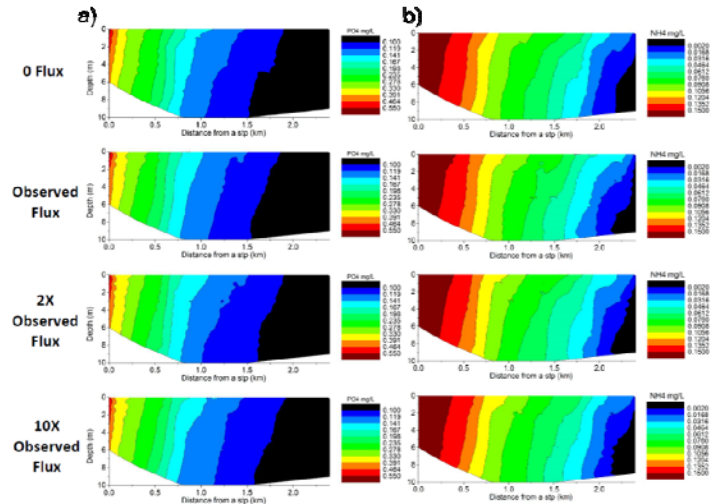


図5 KH Lineにおける堆積物からの拡散を考慮した栄養塩濃度のシミュレート結果 (a: PO₄、b: NH₄)

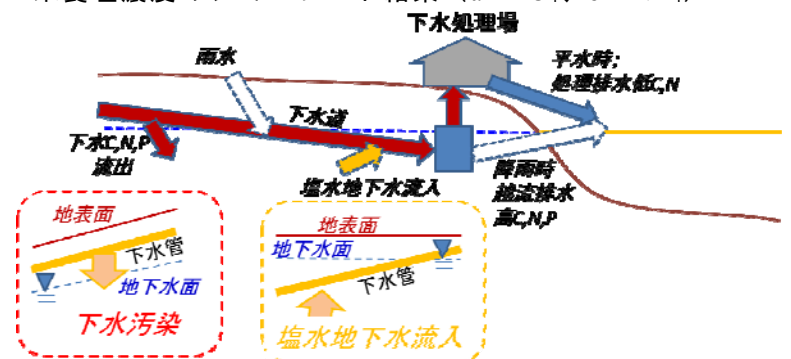


図6 下水道と地下水との相互作用を考慮した排水状況の模式図（青破線は地下水面、黄実線は海水面を示す）

参考文献

- 1) Onodera, S. et al., Nutrient transport and surface water-groundwater interactions in the tidal zone of the Yamato River, Japan. IAHS Publication, 361, 204-211, 2013.
- 2) 齋藤光代・小野寺真一・他5名, 大阪湾沿岸地下水と下水道の相互作用について－栄養塩類からみて－. Kansai Geo-Symposium 2015 論文集, 87-90, 2015.

大阪湾沿岸域の地形改変が港域スケール・湾灘スケールの物質循環に及ぼす影響解析（その2）

中谷祐介¹⁾，西田修三²⁾

1) 大阪大学大学院工学研究科 助教

2) 大阪大学大学院工学研究科 教授

1. はじめに

大阪湾奥部では、古くは江戸時代以前より干拓による埋め立てが行われていたが、戦後の高度経済成長期の港湾整備と沿岸開発により自然海浜はほぼ消失した。沿岸域には人工島を含む複雑な閉鎖性水域が出現し、現在、富栄養化や貧酸素化など水環境の劣化を引き起こしている。しかし、沿岸地形の変化に起因した水質劣化機構については未だ明らかにされていない。

これまで、埋め立て等の事業では周辺海域の水環境への影響評価にとどまり、湾全域におよぶ流動構造や物質循環への影響についての評価はなされてこなかった。しかし、事業の周辺海域への影響は軽微であっても、例えば湾灘間の物質輸送量に大きな影響を及ぼす可能性も考えられる。地形変化にともなう流動構造や水交換への影響に関する研究は過去にいくつか存在するが、物質循環の視点から港域スケールおよび湾灘スケールの水環境への影響に着目した研究はほとんどみられない。

研究代表者らはこれまで大阪湾における栄養塩の収支・循環の定量的解明に向けて研究を進めてきた。本研究課題の開始年である平成 26 年度には、地形改変による流動場への影響に着目した解析を行うとともに、海域への栄養供給機構のうち未だ定量的データの蓄積が乏しい地下水の海底湧出に伴う栄養塩負荷の算定に向けた現地調査を行った。

2 年目である平成 27 年度は、北部港湾域において現地調査により水質・底質特性を明らかにし、さらに三次元数値シミュレーションにより大阪湾沿岸の地形改変が港域スケール・湾灘スケールの水質構造と物質循環に及ぼす影響を明らかにすることを目的として研究に取り組んだ。紙面の都合上、本稿では水質問題が顕在化する夏季を対象とした数値シミュレーションの結果を抜粋し報告する。

2. 方法

大阪湾沿岸域の地形改変が港域スケール・湾灘スケールの水質構造と物質循環に及ぼす影響について、三次元流動モデルおよび物質循環モデルを用いた数値解析を行った。2 ヶ月間の助走計算期間の後、2012 年 9 月 1 日～9 月 30 日の 1 ヶ月間を解析対象期間とした。現況の再現計算に対して、地形条件のみを埋め立てが進行していない 1930 年代の条件に変更した計算を行い、現況地形（2012 年）の結果と比較することで地形改変による影響を評価した。

流動計算には準三次元モデル ECOMSED、水質や物質循環の計算には RCA を用いた。計算領域は隣接海域との交換過程を考慮して大阪湾、播磨灘、紀伊水道とした。埋め立てにより複雑化した海岸地形を十分解像できるように、水平格子は湾奥部で 250m、それ以外で 1000m の直交格子を用いた。鉛直方向には 15 層等分割の σ 層を用いた。

気象条件のうち、気温、相対湿度、海面気圧、雲量、降水量、全天日射量について

は、気象庁による毎時の地上気象観測データを時間方向に線形補間し、計算領域内で一様に与えた。風場については流動場は無視できない影響を及ぼすため、沿岸に位置する 19 地点の気象庁測候所における毎時観測データより、時空間分布を考慮したデータセットを作成し与えた。

陸域からの流入条件については、平成 25 年度本助成制度による研究成果を基に算定し、大阪湾については河川、下水処理場、事業場、浄化槽からの淡水流量および物質負荷量を沿岸の 36 河川に集約して与え、播磨灘と紀伊水道については一級河川のみを考慮した。また、窒素やリンを形態別に区分して算定するとともに、沿岸に立地する各下水処理場からの放流負荷や、雨天時の河川水質調査結果より構築した L-Q 式を基に主要河川の出水時負荷特性についても考慮している。

備讃瀬戸と紀伊水道沖の開境界（高松、宇野、阿波由紀、白浜）には実測潮位変動を与え、海上は線形補間して与えた。水温と塩分については月 1 回の頻度で境界近傍において観測されている鉛直プロファイルを与えた。紀伊水道の水質は低温・高栄養である太平洋亜表層水と高温・低栄養である黒潮表層水の影響を受けることが知られている。そこで本研究では、紀伊水道南方の外洋での観測結果より得られた水温・栄養塩濃度の相関を用いて境界栄養塩濃度を推定した。

底質による酸素消費速度および栄養塩溶出速度については、既往研究および本研究において実施した現地底泥試料を用いた室内実験結果を参考に、西宮港域、神戸港域、湾東部海域、その他海域にゾーニングして空間分布を与えた。

各種モデルパラメータは、既往研究における一般的な採用値を基に、大阪湾の水質構造を再現するようにチューニングして与えた。

3. 結果と考察

図-1 に残差流と塩分の水平分布（15 日間平均値）を示す。淀川河口から流出した低塩分水は、現況地形では西宮沖防波堤と新島の間を抜けて沖合へ広がっている一方で、過去地形では淀川河口よりコリオリ力の影響によって北上し、北部沿岸を西向きに流れている。また、現況地形では淀川河川水は西宮沖防波堤の西側から北部港湾域へ流入しており、港湾内では時計回りの循環流が生じている。さらに、現況地形では港湾域において多くの人工島や防波堤が建設されたために、局所的に様々な流向を持つ流速が発生しており、過去地形でみられるような北部沿岸に沿った大きな西向きの流れは消失している。このように、港域スケールの流動構造は地形改変によって以前とは大きく異なった構造に変化していることがわかる。

水深 5m の分布をみると、過去地形では湾奥部においてエスチュアリー循環に起因する高気圧性循環流（西宮沖還流）が確認できるが、現況地形では明瞭な流れは認められない。このことは、地形改変により湾奥部の物質輸送場は弱化し、陸域や底泥から供給された汚濁物質が湾奥部に滞留しやすくなったことを示唆している。

図-2 に平水時における表層 Chl. *-a* 濃度と底層 DO 濃度のスナップショットを示す。現況地形では沖ノ瀬還流の外縁から南方にかけて表層 Chl. *-a* が高い値を示しているのに対して、過去地形ではこのような分布はみられない。これは過去地形に比べて現況地形では湾東部の滞留性が強くなったために、湾東部で発生した植物プランクトンが集積しやすくなったものと考えられる。底層 DO 分布についてみると、現況地形で

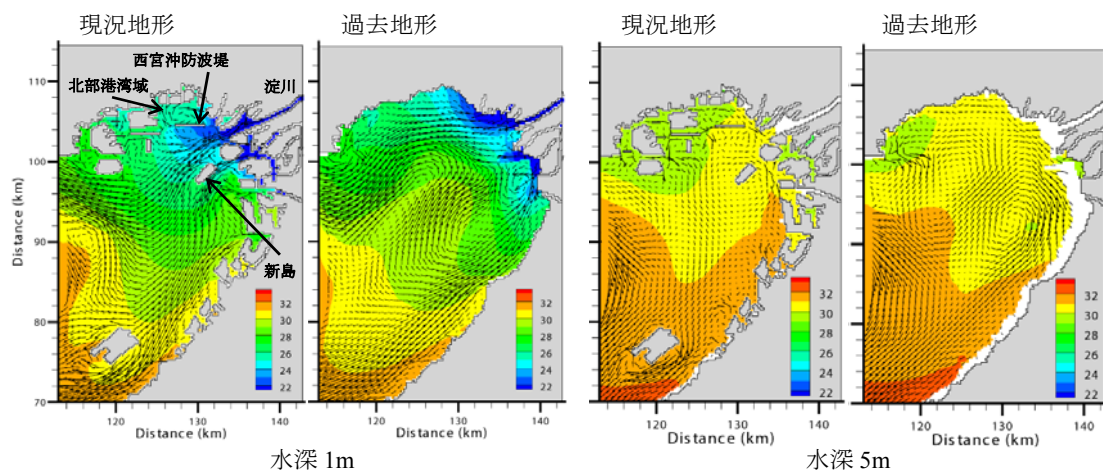


図-1 残差流と塩分の分布 (15 日間平均値)

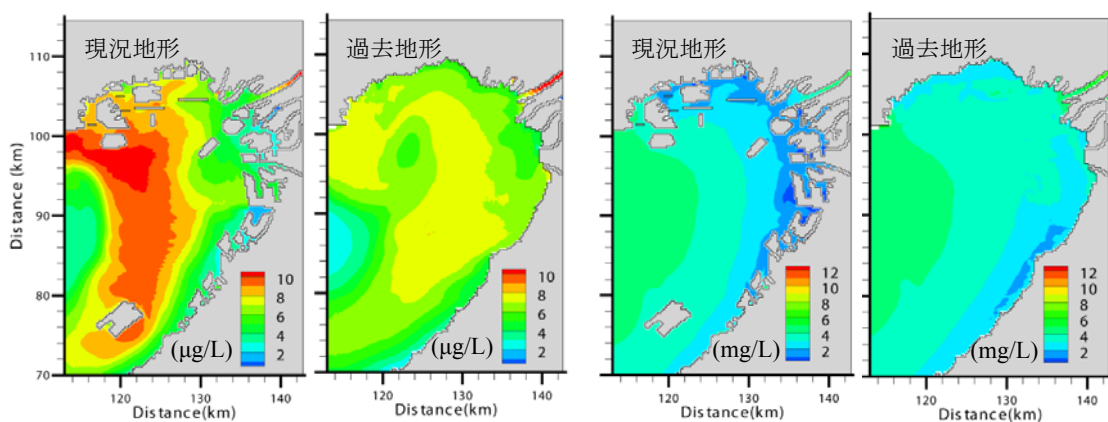


図-2 (左) 表層 Chl. -a 濃度と (右) 底層 D0 濃度の分布

は過去地形に比べて貧酸素域が拡大しており、さらに沿岸の港湾付近では D0 が 2mg/L を下回る水域が出現している。このことより、地形改変は湾スケールの一次生産構造を変化させるとともに、貧酸素化を助長させる大きな要因の一つであると考えられた。

図-3 に大阪湾全域における物質循環量と隣接海域との物質交換量の変化を示す。上段の数値は現況地形、下段の数値は過去地形における値であり、2012 年 9 月の月積算値を日単位に変換して示している。地形改変によって湾外への物質輸送量が減少しているが、一方で湾内底泥への堆積量が増加しており、窒素やリンが大阪湾内にストックされやすくなっている。地形改変により多くの物質フローが増加しているが、その変化量は全体のフローに対して小さい。これは海域によって地形改変の影響が異なるために、湾全域でみると明瞭な変化が現れなかったためである。

明石海峡および紀淡海峡を通じた断面流量フラックスは、地形条件に依らず、明石海峡では大阪湾へ流入、紀淡海峡では大阪湾から流出する傾向にあったが、地形改変による変化は両海峡ともに 5%以下と小さかった。一方、窒素やリンの断面フラックスにおいては、地形に依らず両海峡でほとんどの項目において大阪湾から流出傾向を示し、地形改変による変化は、例えば明石海峡では T-N, T-P がそれぞれ約 30%, 約 40% も減少するなど、無視できない変化が生じる結果となった。

局所的な変化に着目した例として、北部港湾域における単位面積水柱内の物質循環量を図-4に示す。ほとんどのフローが地形改変によって増加しており、停滞水域になったために港湾内における再生産が活発化するとともに、海底への堆積量も増加したものと考えられる。

また、播磨灘や紀伊水道の中央部についても同様に地形改変による局所的な変化を調べたところ、いずれの物質フローについても5%以下の小さな変化に留まる結果となった。

4. 結論

大阪湾沿岸域の地形改変は、湾奥部に流入する河川水の挙動を変化させるとともに、湾東部の残差流系を大きく歪めることがわかった。

また、地形改変は沿岸部の貧酸素化を促進させるとともに、湾スケールの一次生産構造を大きく変化させることが示された。さらに、地形改変は港域スケールの物質循環に無視できない影響を及ぼすとともに、湾内における窒素やリンのストックを増加させ、隣接海域への物質輸送量を大きく減少させることがわかった。このことから、瀬戸内海東部における水質や物質循環の管理においては、湾灘ごとに独立した対策を講じるのではなく、隣接海域への影響も考慮した湾灘スケールの検討が必要であると考えられた。

本研究では、地形条件の違いによるシミュレーション結果を比較することで、地形改変による影響評価を行った。しかしながら、本研究で用いた数値モデルは大阪湾特有の流動・水質構造は再現しているものの、十分な検証には至っていない。数値モデルで扱う各素過程に関するパラメータの同定や境界条件の決定に必要な高密度な実測データが得られていないことが主たる原因であり、さらなる検討が必要と考えている。一方で最近の調査報告により、瀬戸内海における栄養塩溶出速度を比較的良好に算定することが可能になりつつある。現在、数値モデルの精度限界に関する検討も含め、より精緻な解析を進めており、埋め立てにより藻場や干潟の水質浄化機能や物質循環機能が失われた影響についても今後評価を行う予定である。

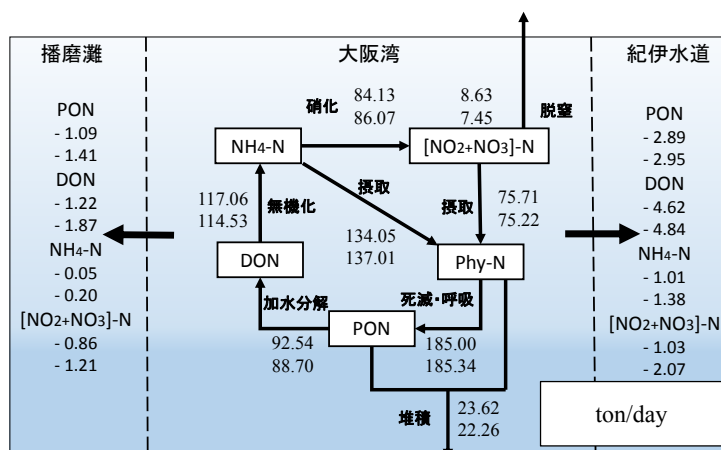


図-3 湾内物質循環と隣接海域との物質交換量の変化
(上段：現況地形結果，下段：過去地形結果)

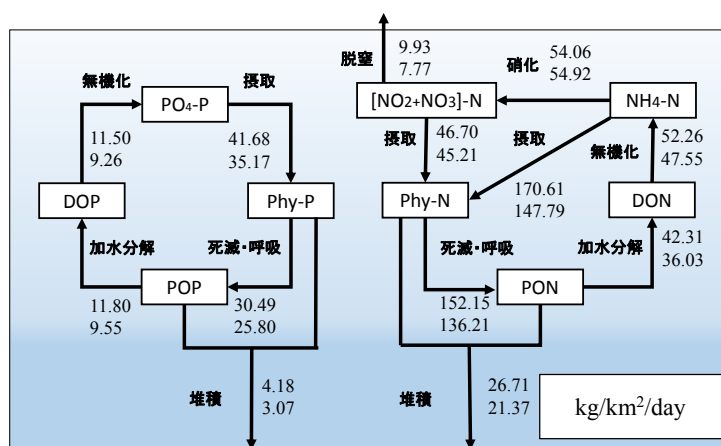


図-4 北部港湾域における物質循環の変化
(上段：現況地形結果，下段：過去地形結果)

大阪湾底質の魚類胚に与える汚染影響リスク評価と 今後の底質環境修復のための現状把握（その2）

宇野 誠一（鹿児島大学水産学部准教授）

國師 恵美子（鹿児島大学水産学部助教）

1. はじめに

大阪湾は紀伊半島から神戸市、淡路島に囲まれ、明石海峡と友ヶ島水道に2つの狭い湾口を持つ以外に水の出口がない。そのため、日本でも水交換率が特に悪い水域の1つとなっている。この海域は有数の大都市である大阪市や神戸市に接し、また神戸市から泉大津市までの海岸域一帯は大規模な工業地帯が連なっている。海岸域には阪神高速など交通量の多い幹線道があるため、自動車や工場排ガス、排水を介した人間活動由来の化学物質が常時流入する状態にある。湾内には淀川を初めとする幾つかの河川水が流れ込んでいるが、この多くが人口密集域を流れ、陸上域における人現活動由来の化学物質を大量に含むと考えられ、この流入負荷も無視できない。このような様々な要因により、大阪湾は化学物質汚染がかなり進んでいる。これまで我々は大阪湾において、底質や水生生物などの化学物質分布や動態を調査してきた。その結果、特に底質中からは数多くの化学物質をこれまで検出し、物質によってはかなり高い濃度で残留していることを明らかにしてきたが、これらの調査から特に人間の生活域に近い海岸線沿いの水環境汚染はかなり深刻であることが分かっている。

モニタリング調査から得られる化学物質濃度分布や動態パターンから、湾内底質に生息している生物に対する影響を予測するのは、実際はかなり困難である。それは、現在、化学物質審査法などによる化学物質管理においても、1) 生物影響評価は単一の物質に対してのみ行われており、実環境を考慮した複合暴露影響などを含む影響評価が行われておらず複合暴露影響までは考慮されていない、2) 湾内には通常の分析技術では検出不可能な物質や未知の化学物質も多数あり、これらの生物影響は未知であるケースがほとんどである、などが要因となっている。さらに様々な科学物質が高濃度で残留している底質に着目した試験法は、確固たるものが確立されていない。しかし、大阪湾のような汚染の進んだ海域の環境修復・再生を効率良く行うためには、まず汚染や生物影響リスクの現状を知り、そのデータをもとに計画的に進めていくことが必要である。中でも海域の中でも恐らく最も汚染が進んでいる海底質のリスクをまず明らかにすることが重要であろう。

魚の卵(胚)は未成熟であり、魚類の発生段階の中で最も化学物質暴露影響を受けやすい。これまで魚卵を用いた毒性試験は数多く行われてきた。日本ではヒメダカ(*Olyzias latipes*)は多くの化学物質を対象としてその影響試験が行われており、多くの知見が蓄積されている。また飼育が容易なため、常時卵から成魚まで入手可能でいつでも容易に試験が行える。最近、我々は飼育水を必要とせず、間隙水の役割をする僅かな量の水を添加した底質上にヒメダカ胚を置き、孵化直前まで発生させる手法を確立した。本法は野外で採取した底質でも適用可

能である。また、ヒメダカ胚発生のためにこれまで底質影響の直接評価を難解にしていた直上水を加える必要がなく、底質に含まれる化学物質の胚の直接の影響を観察することが可能となった。この底質試験法を用いて、日本の幾つかの現場から底質を採取して、胚に対する影響を調べ、実際の試験に適用可能であることを確認した。本法ではそのエンドポイントとして致死、孵化率、そして孵化後の奇形発生率などを指標として、それを総合して底質の影響を判断する。

メタボロミクスは糖類やアミノ酸、有機酸など生体内代謝物の変動情報(メタボローム)を網羅的に収集し、生体内で今何が起こっているかを調べる手法である。近年、環境汚染物質影響評価法としても注目されているが、実環境の汚染影響評価に適用した例は極めて少ない。我々は上記のヒメダカ胚を用いた底質試験法とメタボロミクスの数値化法を組み合わせ、軽度な健康影響から致死まで幾つかの段階での影響評価を 1 回の試験で可能とする、新しい魚類胚を用いた底質影響評価が行えるのではないかと考えた。そこで、本研究では実際に大阪湾で底質を採取して実験室に持ち帰り、底質の影響試験を行う。さらにメタボロミクスにより胚の健康状態をとらえ、死亡から微細な健康上影響まで全影響を総合して、底質のヒメダカ胚に対する影響の大きさを数値として表すことにより、大阪湾底質の生物に対するリスクの現状を明らかにすることを目的とした。リスクを示す数値を地点間で比較して、大阪湾底質の生物リスクの地点間差等を調べ、淡路島から和歌山側までの大阪湾底質汚染の現状を明らかにすることを最終目標とする。平成 26 年度は大阪市を中心とした海岸域の底質の影響評価を行って淀川河口付近底質のリスクがかなり大きいことを明らかにした。平成 27 年度は 26 年度と同様の方法により、神戸市を中心として、尼崎市～淡路島に至る兵庫県側の海岸域底質の影響評価を行った。

2. 方法

平成 26 年度は大阪市近郊の海岸域の 6 ヶ所から底質を採取したが、平成 27 年度は図 1 に示す St. 7～St. 15 の 9 地点から底質を採取し、その影響を調べた。採取した底質を遠心分離により余分な間隙水を取り除いた後、僅かな水分を含んだ状態でガラスシャーレに敷き詰めた。底質上にヒメダカ胚を設置し、23℃で 7 日間飼育し、発生させた。その後、滅菌水を入れたマイクロプレートに胚を移し、胚の生存確認、孵化までの日数の計測、発生の遅延などを顕微鏡観察し、さらに孵化仔魚の奇形の有無なども調べた。また、別途、メタボロミクス解析を行うために底質入りシャーレを各地点で 5 つずつ用意した。そこに 1 つのシャーレに胚を 25 個ずつ設置した。6 日目までインキュベータ内で飼育を行った後、胚をサンプリングして代謝物分析に供した。影響の数値は死亡率のファクターの比率が最も大きくなるように設定しており、次に孵化率、孵化日数のファクターの順にその比率を小さく設定した。メタボロミクスから得られる数値は主成分分析の結果から算出した。

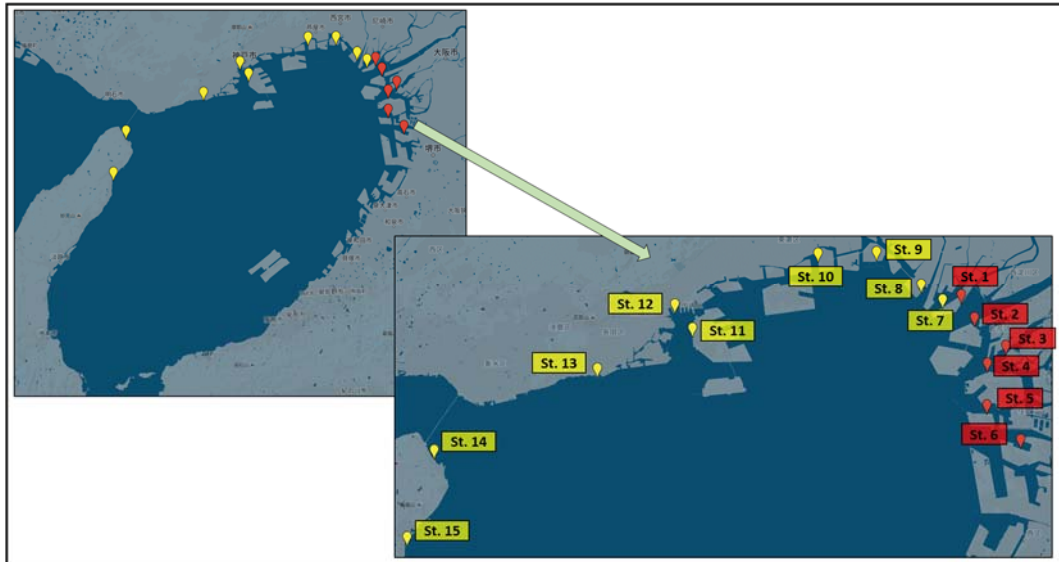


図1 サンプルング地点

3. 結果と考察

表1に底質毒性試験から得られた死亡率、孵化率、平均孵化日数(±標準偏差)とこれらから得られたリスクファクターを示した。死亡率から影響を評価する St. 12 が死亡率 10%と他の地域と比較すると僅かに高かったものの、その他の地域では底質から影響を受けた結果、死に至った例はなかった。孵化率も 26 年度の調査ではかなり孵化率が低下する地点が見られたが、今年度の地点では大きな孵化率低下は観察されなかった。孵化日数は St. 7 と 8 で 3 日程度遅くなる傾向が見られたが、大阪市側と比較すると、その影響は大きいとは言えない。しかし、自由に動き回れない卵の状態が長くなると、他の生物からの補食リスクは高まるため、不可までの時間がメダカよりも長い魚は、そのリスクは大きくなる可能性はあるため、無視は出来ないだろう。今回、奇形を有した稚魚の孵化が数地点の底質で観察されたが、いずれの地点も 1 尾のみであり、底質の影響により、奇形仔魚が孵化したとは見なせないと判断した。さらに、表2にメタボロミクスから得られた健康リスクファクターを示す。そのリスクファクターは St. 9 と St. 10 が同レベルで大きく、さらに St. 8 が続いた。

表1 魚類胚の底質毒性試験における各地点の死亡率、孵化率、孵化日数、奇形率

地点	死亡率(%)	孵化率(%)	孵化日数(日)	奇形率(%)
コントロール	0	100	10.8 ± 1.1	0
St. 7	6.67	93.3	14.1 ± 0.9	3.3
St. 8	3.33	96.7	14.2 ± 0.7	0
St. 9	6.67	93.3	12.3 ± 1.1	3.3
St. 10	3.33	96.7	13.2 ± 1.2	0
St. 11	6.67	93.3	11.8 ± 1.0	3.3
St. 12	10.0	90.0	12.3 ± 0.8	3.3
St. 13	6.67	93.3	10.9 ± 0.3	0
St. 14	3.33	96.7	10.9 ± 0.9	0
St. 15	3.33	96.7	11.2 ± 0.4	3.3

上記結果から各リスクファクターを総合し、総リスクファクターとして示したものが図 2 のグラフである。ここでは 26 年度の調査結果と比較するために、26 年度と 27 年度の結果を合わせて掲げている。総リスクファクターが最も大きかった地点は昨年度調査を行った St. 1 であり、27 年度の調査ではこのようなリスクが高い地点はなかった。27 年度の調査で最もリスクが大きかったのは St. 12 のメリケンパーク周辺海域であるが、この地点に関してなぜリスクが高いか、リスクを引き起こすような化学物質があるか、などの明瞭な原因は見出せなかった。その他では St. 7 や 8 はリスクファクターが比較的大きく、これの地点底質の影響は河川からの流入負荷する化学物質が原因ではないかと疑われた。さらに St. 10 も比較的高い値を示したが、ここに関しては St. 12 と同様に明瞭な原因が見出せなかった。また、昨年度と同様、沿岸域を汚染する代表的な化学物質として、多環芳香族炭化水素類、重金属類の測定をし、今回算出されたリスクへの各物質の寄与を調べたが、そこに明瞭な関連は見出せなかった。昨年度も述べたが、これらの物質が底質の生物影響に関与している可能性もあるが、それが単一物質由来のものであるとは考えにくく、複合的な要素により生物影響が生じている可能性は大いにあり得る。残念ながら現段階でこの複合影響について解析する手法がないが、早急に複合影響についての検証も必要だと思われる。

表2 メタボロミクスから得られた健康
リスクファクター

地点	メタボロミクスから 得られたファクター
St. 7	177
St. 8	208
St. 9	225
St. 10	225
St. 11	31
St. 12	88
St. 13	51
St. 14	2
St. 15	1

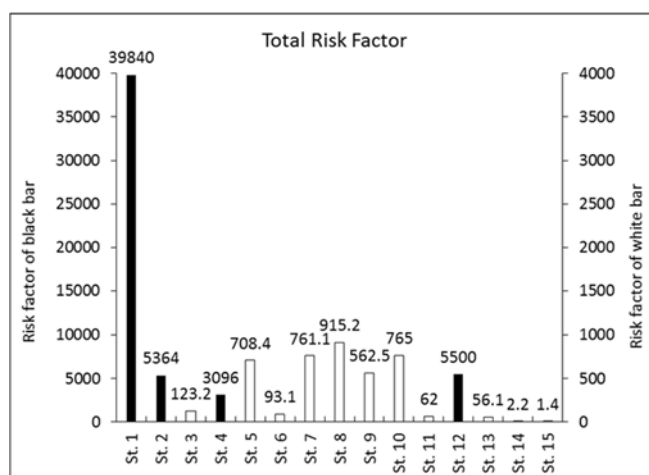


図2 各調査地点における総リスクファクター（黒い棒グラフのリスクファクターは左縦軸、白いグラフは右縦軸が数値を示す。棒グラフ上の数字は本研究の試験から得られたファクター）

4. 平成 28 年度の予定

28 年度は堺市以南で調査を継続し、3 年間の結果から大阪湾の底質リスクマップを作成することを最終目標としている。

東部瀬戸内海における植物プランクトン群集の基礎生産力と その1960年代からの変化(3)

代表者： 安佛かおり（京都大学学際融合教育研究推進センター・研究員）

共同研究者：一見和彦（香川大学瀬戸内圏研究センター・准教授），山口一岩（香川大学農学部・准教授），秋山諭（地独 大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター・研究員），宮原一隆（兵庫県立農林水産技術総合センター水産技術センター・主席研究員），山本昌幸（香川県水産試験場・主任研究員），笠井亮秀（北海道大学大学院水産科学研究院・教授）

[研究目的]

瀬戸内海は、かつて富栄養の海として捉えられていた．しかし近年では、栄養塩負荷削減に伴ってその状態が解消しつつある一方で、ノリ養殖に対する栄養塩不足や魚介類の漁獲量減少など新たな問題が生じている．これらの諸問題は、高度成長期以降現在まで生態系構造が変化してきていることを示唆している．瀬戸内海の基礎生産量に関しては、1960-90年代に広域にわたる測定例があるが、近年のデータは限られている．このため、生態系の基盤である基礎生産量がどのように変化したかは不明である．そこで本研究では、東部瀬戸内海において基礎生産量を測定することにより、基盤となる基礎生産過程から生態系構造の変化を議論する．

[研究方法]

大阪湾、播磨灘、備讃瀬戸、燧灘を対象として、Tada et al. (1998) の基礎生産量の測定点近傍に調査地点を7点設定した（図1）．各定点では、透明度の2.8倍を補償深度（入射光の1%光強度になる深度に相当）と仮定し、入射光の100, 48, 33, 14, 8.3%となる深さから採水を行った．実験室において、1 Lのポリカーボネイト容器2本に試水を分取し、 ^{13}C で標識した重炭酸ナトリウムを全炭酸量の10%になるように添加した後、人工気象器で約2時間培養した．2本のうち1本は現場水をそのまま培養し、もう1本には栄養塩混合液を最終濃度が硝酸態窒素:20 μM 、リン酸態リン:2 μM 、ケイ酸態ケイ素:20 μM となるように添加して培養を行った．培養温度は、各定点近辺の自動観測システムの前日午前9時の水温に設定した．培養時の光強度は、最大光量を460-480 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ に設定し、遮光フィルターを用いて各深度での減衰率に調整した．培養時間経過後、試料をガラス繊維ろ紙(GF/F)を用いてろ過し、懸濁物を捕集した．この試料に含まれる懸濁態有機炭素

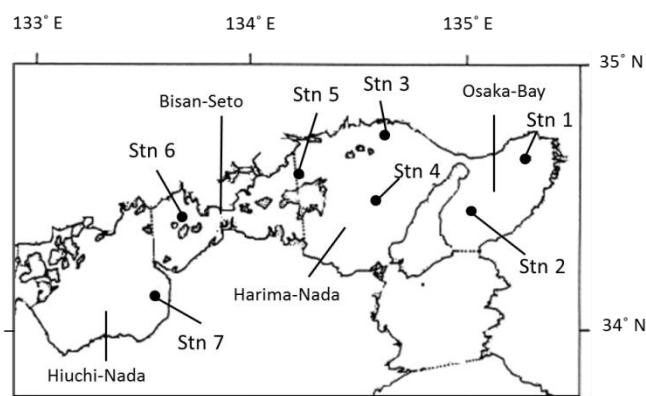


図1. 調査地点

量と ^{13}C atom%を UC Davis Stable Isotope Facility において測定した．また，現場で採取した試水の一部を用いて，TOC5000-V（島津製作所）で無機炭素濃度を測定した．培養時間内における基礎生産量は，培養前後の濾物に含まれる ^{13}C 量と現場水の無機炭素量から求めた（Hama et al., 1983）．本年度の調査は，2015 年 6 月，8 月，11 月に行った．

培養試料の採取時には，各地点で CTD（水温・塩分・クロロフィル蛍光値）と光量子での観測も行った．また，各層から採取した試水のクロロフィル *a* 濃度と栄養塩濃度を分析した．栄養塩類としては，硝酸態窒素，亜硝酸態窒素，アンモニア態窒素，リン酸態リン，ケイ酸態ケイ素の分析を行った．

〔結果と考察〕

以下には，2015 年度の結果を 2013，2014 年度の結果を交えて述べる．

有光層の藻類量は，2015 年 6 月には地点間変動が小さく，これと比べると，2015 年 8 月と 11 月の変動は大きかった（図 2）．2015 年 11 月の最大値は 62 mg m^{-2} であり，2013 年と 2014 年の 11 月にみられたような大きな値は観察されなかった（図 2）．2015 年 8 月と 11 月の値は，大阪湾湾奥（Stn 1）と播磨灘西側（Stn 5）では差異がみられたが，その他の地点では同程度の値を示し，播磨灘中央（Stn 4）と燧灘（Stn 7）で高く，備讃瀬戸（Stn 6）で低く，大阪湾中央（Stn 2）と播磨灘北部（Stn 3）ではそれらの中間の値であった．播磨灘中央（Stn 4）や燧灘（Stn 7）では透明度が比較的高く，有光層の厚みにより藻類量の積算値が大きくなった．一方，大阪湾湾奥（Stn 1）では，2015 年 6，8，11 月のいずれも，表面水のクロロフィル *a* 濃度は他と比べて著しく高かったが，透明度が低いこともあり，有光層全体としては他と同程度となった．

基礎生産量は，2015 年 6 月に地点間の差異が大きかった（図 3）．大阪湾湾奥（Stn 1）で最も高く，次いで，播磨灘中央（Stn 4）で高かった．このときの透明度は，前者が 1.8 m，後者は 15.2 m であった．このように，比較的高い基礎生産量がみられた地点の有光層の厚みが全く異なることは興味深い．2015 年 8 月は，播磨灘中央（Stn 4）で最大値を示したが，最大値とし

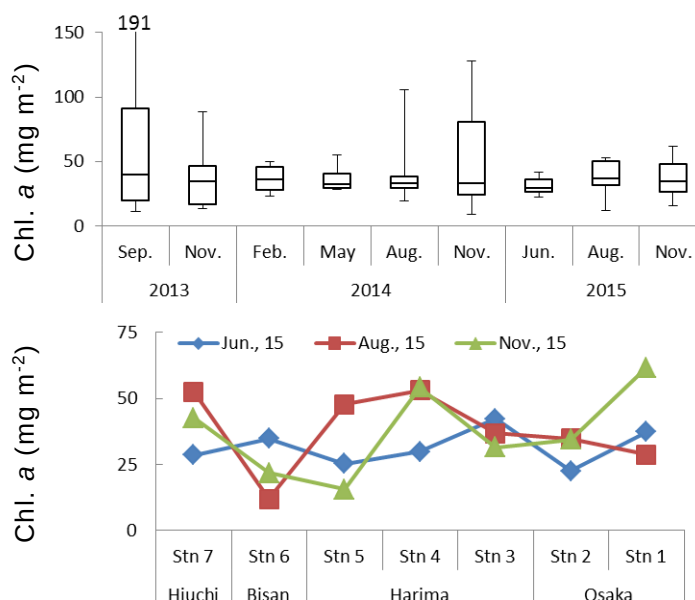


図 2. 2013 年から 2015 年の各調査（上）と 2015 年の各地点（下）における有光層の浮遊藻類現存量．各採水深度の浮遊藻類現存量から台形積分して算出した．最深採水深度から補償深度までは値が同じと仮定した．ボックスは 1/4，2/4，3/4 分位数．バーは最小値，最大値を示す．

ては 6 月と 11 月に比べて低かった (図 3). また, 大阪湾湾奥 (Stn 1) では, 8 月の値が 6 月や 11 月と比べて 1/3 以下であった. 2015 年 11 月は, 大阪湾湾奥 (Stn 1) で最大を示し, その他の定点間に大きな差異はなかった. これは, 大阪湾湾奥 (Stn 1) 以外で最大値を示した 2013 年と 2014 年の 11 月とは異なる結果であった. 播磨灘西側 (Stn 5), 備讃瀬戸 (Stn 6), 燧灘 (Stn 7) では, 2015 年 6, 8, 11 月の値はほぼ同じであった (図 3).

基礎生産量と有光層のクロロフィル *a* 量の比は, 2015 年 6 月に, 地点間の変動が大きく, 播磨灘中央 (Stn 4) と大阪湾湾奥 (Stn 1) で高かった (図 4). これらの定点では, 基礎生産量が大きかった. 前述したように, 2015 年の 6 月は有光層の藻類量に差異は少なく (図 2), 6 月にみられた基礎生産の大きな変動はこの比率の変動と関係していると予測される. この 2015 年 6 月の結果は, 基礎生産, 藻類現存量, 活性と環境要因との関係をみる上で非常に興味深い. 2015 年 8 月と 11 月に関しては, この比の変動は比較的小さかった. この結果は 2014 年の 8 月と 11 月の結果と類似していた (図 4).

栄養塩添加実験では, 2015 年 6 月と 8 月の試料では約半数の地点で栄養塩添加により光合成速度・活性が上がったが, 2015 年 11 月の試料では大阪湾湾奥 (Stn 1) 以外では栄養塩添加の有無で差異は見られなかった. これは, 栄養塩濃度が 11 月に高いこと (図 5) と合致していた.

最後に, 2013 年から 2015 年の結果と Uye et al. (1987), Tada et al. (1998) の測定結果を図 6 にまとめた. 1979-80 年と 1993-94 年の値に関しては, 本研究の調査範囲と重なる地点のみを対象とし, グラフより数値を読み取った. Uye et al. (1987) の測定値は, Tada et al. (1998) や本研究と比べると全

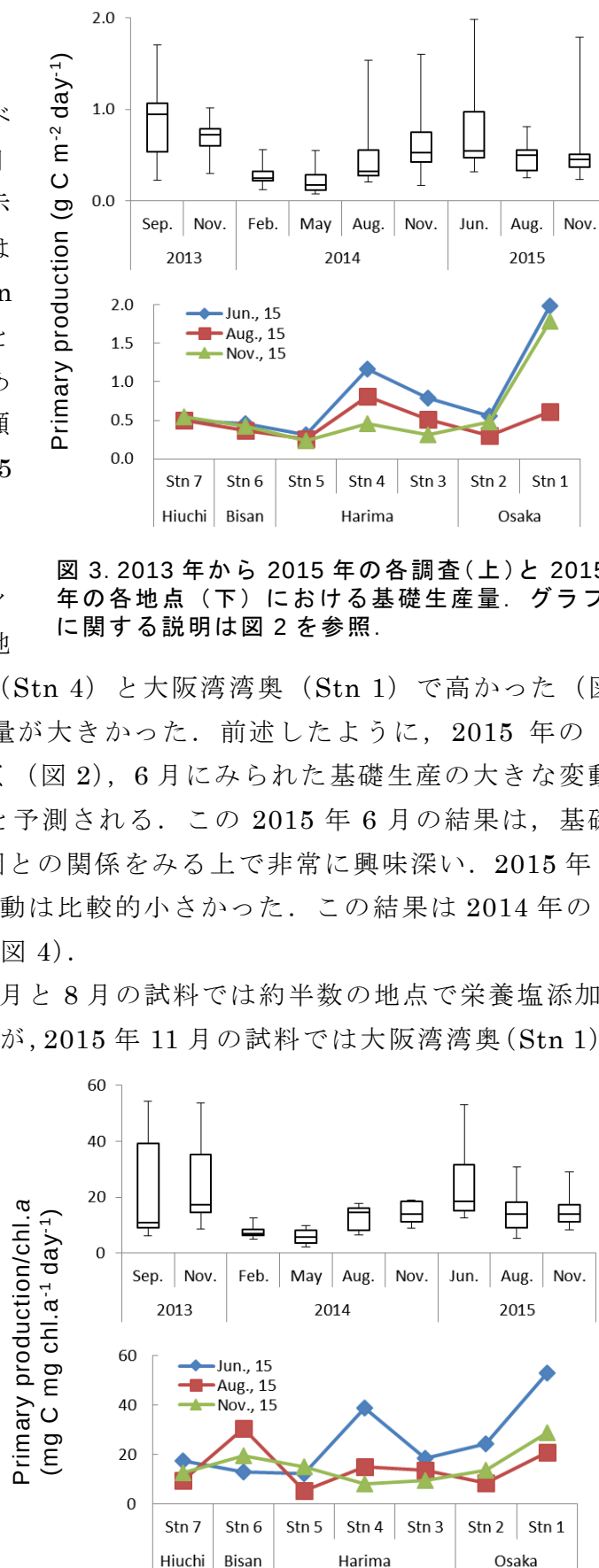


図 4. 2013 年から 2015 年の各調査 (上) と各地点 (下) における基礎生産量と有光層のクロロフィル *a* 量との比. グラフに関する説明は図 2

体的に値が低かった(図 6). Tada et al. (1998) は, Uye et al. (1987) との比較に際して, 鉛直積算の方法の違いを指摘した. 本研究は Tada et al. (1998) の方法に準じているため, この理由により Uye et al. (1987) の値と直接比較することは難しい. 一方, Tada et al. (1998) と比べると, 本研究では $0-0.25$

$\text{g C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ での観測数が多くみられた(図 6). これらは大部分が 2014 年の 2 月と 5 月の観測値であった. このうち 5 月の値 ($0.23 \pm 0.17 \text{ g C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) は 1994 年 4 月の値 ($0.58 \pm 0.22 \text{ g C m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) との差が大きかった. これに対して, 冬季は平均値として差異は小さく, また, 夏季と秋季は地点間や調査日間の変動が大きく, 本研究と 1993-94 年の調査との差異は明らかではなかった. 2014 年 5 月の栄養塩濃度はかなり低く(図 5), この影響により基礎生産量が小さくなったと推測される.

[結論]

3 年間の調査を通じて, 東部瀬戸内海の基礎生産は地点ごとに特徴的な性状を示した一方で, 各年で異なる様相が観察され, 各調査日や各年の気象条件などにも左右されることが示唆された. 1993-94 年の結果と比べると, 春に栄養塩濃度が著しく低下したときには基礎生産が低下している可能性が示唆された.

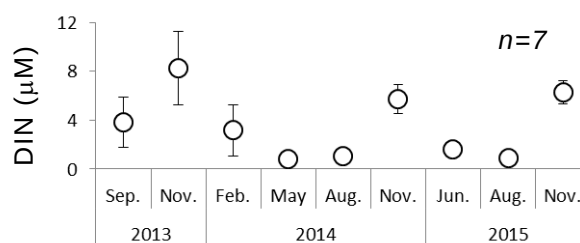


図 5. 各調査における溶存無機窒素 (DIN) 濃度. 採水深度までの平均値で示した. パーは標準誤差.

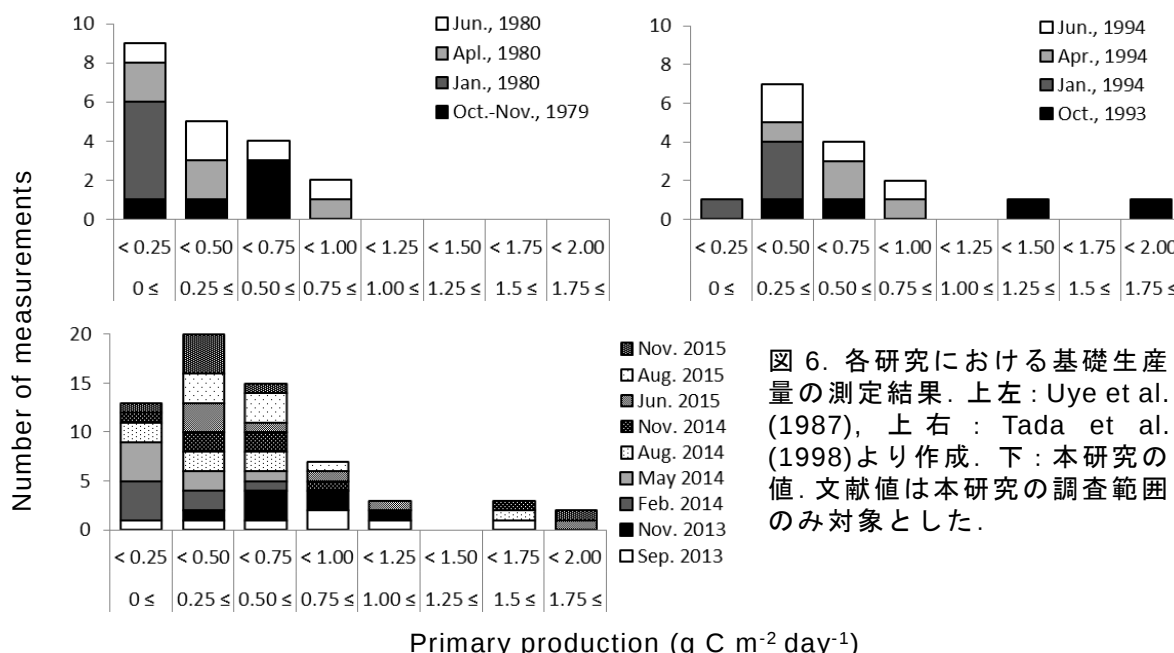


図 6. 各研究における基礎生産量の測定結果. 上左: Uye et al. (1987), 上右: Tada et al. (1998)より作成. 下: 本研究の値. 文献値は本研究の調査範囲のみ対象とした.

Hama et al. (1983) Mar. Biol., **73**, 31–36.

Tada et al. (1998) J. Oceanogr., **54**, 285–295.

Uye et al. (1987) J. Oceanogr. Soc. Japan, **42**, 421–434.

大阪湾におけるマイクロプラスチック汚染の現況把握と 魚介類への影響に関する研究

田中周平

京都大学大学院 地球環境学堂 准教授

高田秀重

東京農工大学 農学部 環境資源科学科 教授

1. 研究の背景および目的

プラスチックには、酸化防止剤や難燃剤などの添加剤に由来する化学物質が含まれている。さらに疎水性のため、多くの疎水性有機化学物質を吸着し、水環境中における移送に寄与する。また、魚の消化器からも mm サイズのプラスチックが検出されている (Springer, 1997)。2014 年 9 月にアメリカのカリフォルニア州でプラスチック製の買い物袋の使用を禁止する法律が成立した。EU でも 2025 年末までに年間使用量を 40 枚/人まで減らすことを求める法案に承認することが合意されている。日本では依然として、年間 300 枚/人の使用が報告されている (地球温暖化白書) が、大阪湾におけるマイクロプラスチックの漂流密度、魚介類からのマイクロプラスチックの測定事例はない。本研究では、大阪湾におけるマイクロプラスチック汚染の現況把握と魚介類への影響の検討を主目的とする。具体的には、研究期間内に 1)~4) に取り組む。1) 大阪湾における汚染現況の把握、2) 部分分解型生分解性プラスチックの環境中での分解特性の把握、3) 分解生成物への多種類の化学物質の吸着特性の検討、4) 魚類の胃を想定した pH, 酵素, 温度条件での化学物質の脱着特性の検討を行う予定である。

2. 調査および分析の方法

研究初年度は、マイクロプラスチックの採取、計測、成分同定方法の検討を行った。続けてリファレンスデータとして琵琶湖表層水 6 サンプル、底泥 21 サンプルの採取を行い、採取→前処理→計測→成分同定の一連の流れを確認した。その後、大阪湾の表層水 5 サンプル、底泥 8 サンプルを採取し、計測、同定を行った。さらに、大阪湾で採取したマイクロプラスチックから発がん性、神経毒性等が強く疑われる微量化学物質であるペルフルオロ化合物類 (PFCs) の溶出試験を行い、微量化学物質の吸着の現状を調査した。大阪湾でのプランクトンネットによる採取時の様子を図 1 に示す。プランクトンネットは目開き 315 μm を使用し、デジタルろ水計を設置して水量を計算した。12 月 21 日は大阪府所有の調査船で移動し、エッグマンバージ採泥器で底泥試料を採取した。大阪湾における表層水と底泥の採取地点を図 2 に示す。沿岸部は、甲子園浜 (SO1)、武庫川河口 (SO2)、神崎川河口 (SO3)、淀川河口 (SO4)、大和川河口 (SO5) の計 5 地点、大阪湾沖域は、大阪湾-1 (SO6)、大阪湾-2 (SO7)、大阪湾-3 (SO8) の計 3 地点の合計 8 地点で、エッグマンバージによる採泥を行った。泥については、ORP、電気伝導度を現場で分析した。

環境試料には、砂や礫、藻や植物残骸、プランクトンや魚卵などの夾雑物が存在するため、それらとマイクロプラスチックを分離するための前処理が必要となる。315 μm 以上、5 mm 未満の粒子を分離後、デシケーター内で 24 時間乾燥させ、乾燥試料に過酸化水素水 (H_2O_2 , 30%, 和光純薬) を 150 mL 加え、1 週間静置した。さらに、比重によるマイクロプラスチックの分離を行った後、2,000 rpm で 10 分間遠心分離を行った。

夾雑物の分解、比重による分離等を行った乾燥サンプルを対象に、顕微鏡による計測を行った。マイクロプラスチックの成分同定には、フーリエ変換赤外分光光度計 (FTIR, Agilent Cary 630)

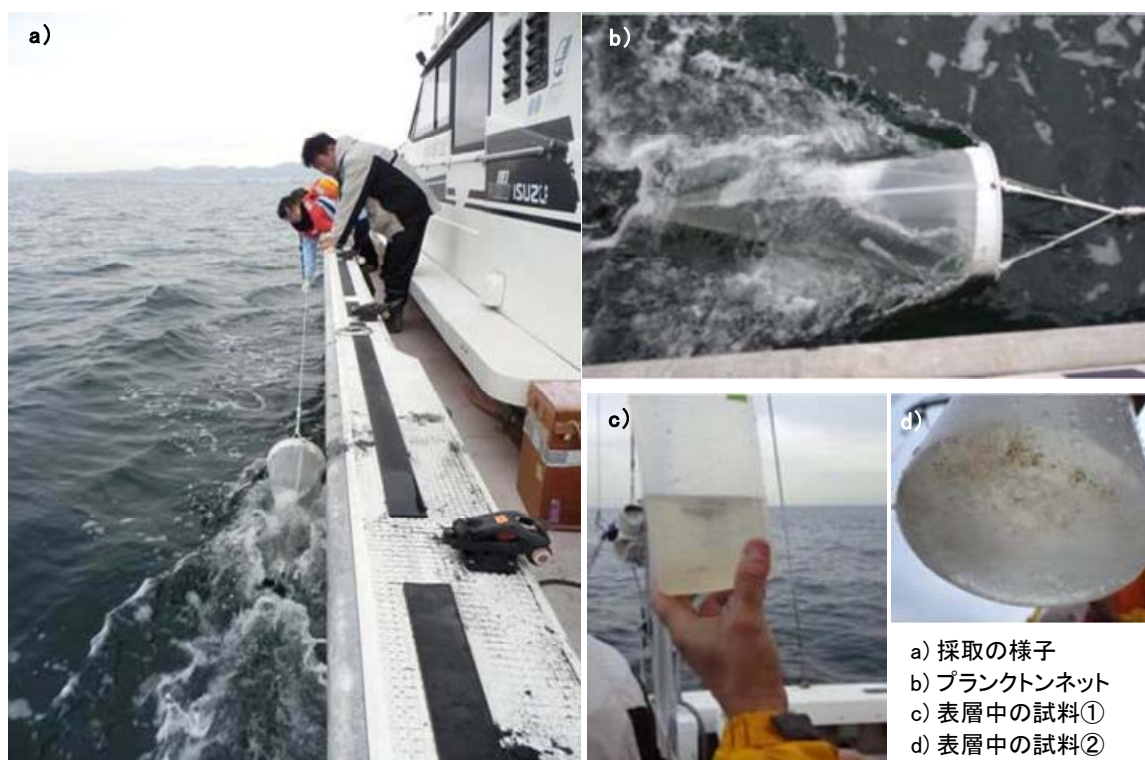
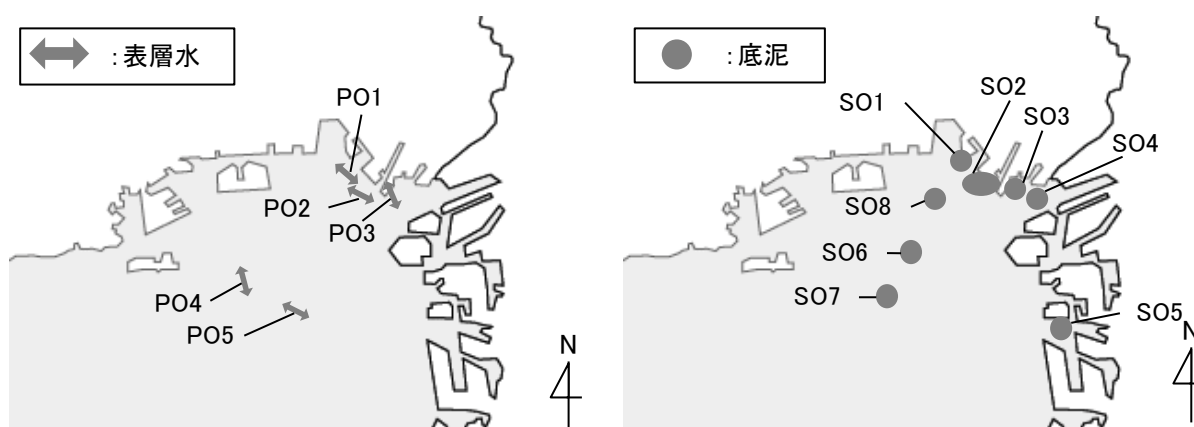


図1 大阪湾の表層水中のマイクロプラスチックの採取の様子



を用いた。微細用ピンセットでマイクロプラスチックをセットし、すべてのマイクロプラスチックの成分を同定した。さらに PFCs を対象に、マイクロプラスチックからのメタノールによる溶出試験を行った。採取したマイクロプラスチックを 100 rpm で 30 分間メタノール振とうし、抽出液をシリンジフィルター (0.2 μm) でクリーンアップし、分析に供した。分析対象は、炭素数 4～14,16 の 12 種のペルフルオロカルボン酸類 (PFCAs) と炭素数 4,6,8 の 3 種のペルフルオロスルホン酸類 (PFASs) の計 15 種類とした。

3. 結果および考察

3.1. 大阪湾の表層水中のマイクロプラスチック汚染の現況

大阪湾表層水中から検出されたマイクロプラスチックを図 3 に示す。ポリエチレン (93 個)、ポリスチレン (47 個)、ポリプロピレン (36 個)、ポリヘキサデシルメタクリレート (2 個)、ポリビニルステアレート (2 個)、ポリ塩化ビニリデン (1 個)、ポリビニルアセテート (1 個)



図3 大阪湾表層水中の
マイクロプラスチック

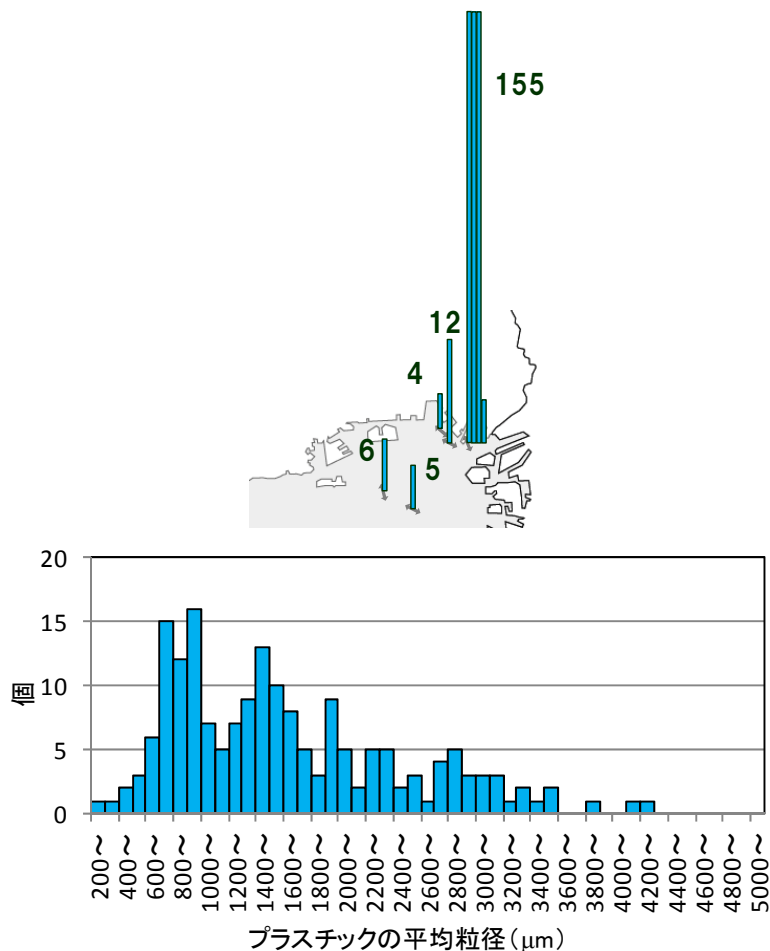


図4 地点別粒径別の表層水中のマイクロプラスチック

の7種類のプラスチック計182個が検出された。場所別の検出数と平均粒径（（長軸径+短軸径）/2）分布を図4に示す。甲子園浜沖（PO1）で4個（0.08個/m³）、武庫川河口（PO2）で12個（0.32個/m³）、神崎川河口（PO3）で155個（3.98個/m³）、大阪湾中央南（PO4）で5個（0.14個/m³）、大阪湾中央北（PO5）で6個（0.16個/m³）であった。平均粒径は1,622 μmであり、最大は4,275 μm、最小は283 μm、標準偏差は838 μmであった。琵琶湖の表層水中の平均粒径は1,597 μm、標準偏差は1,219 μmであり、*t*検定の結果、有意な差は見られなかった。

3.2. 大阪湾の底泥中のマイクロプラスチック汚染の現況

大阪湾底泥中から検出されたマイクロプラスチックを図5に示す。ポリエチレン（39個）、ポリヘキサデシルアクリレート（11個）、ポリビニルステアレート（3個）、ポリスチレン（2個）、ポリヘキサデシルメタクリレート（2個）、ポリプロピレン（1個）、その他（6種7個）の12種類のプラスチック計65個が検出された。場所別の検出数と平均粒径（（長軸径+短軸径）/2）分布を図6に示す。神崎川河口で最も多く19個/10 g・dryであり、次いで武庫川河口で15個/10 g・dry、淀川河口で13個/10 g・dry、大和川河口で11個/10 g・dryと沿岸域から多く検出された。平均粒径は1,004 μmであり、最大は3,269 μm、最小は384 μm、標準偏差は559 μmであった。琵琶湖の底泥中の平均粒径は1,824 μm、標準偏差は1,673 μmであり、*t*検定の結果、両者の分布に有意な差が見られた。大阪湾の底泥中のマイクロプラスチックの粒径の方が小さい傾向が示されたことから、海水と淡水において分解特性に差がある可能性が示唆された。



図5 大阪湾底泥中の
マイクロプラスチック

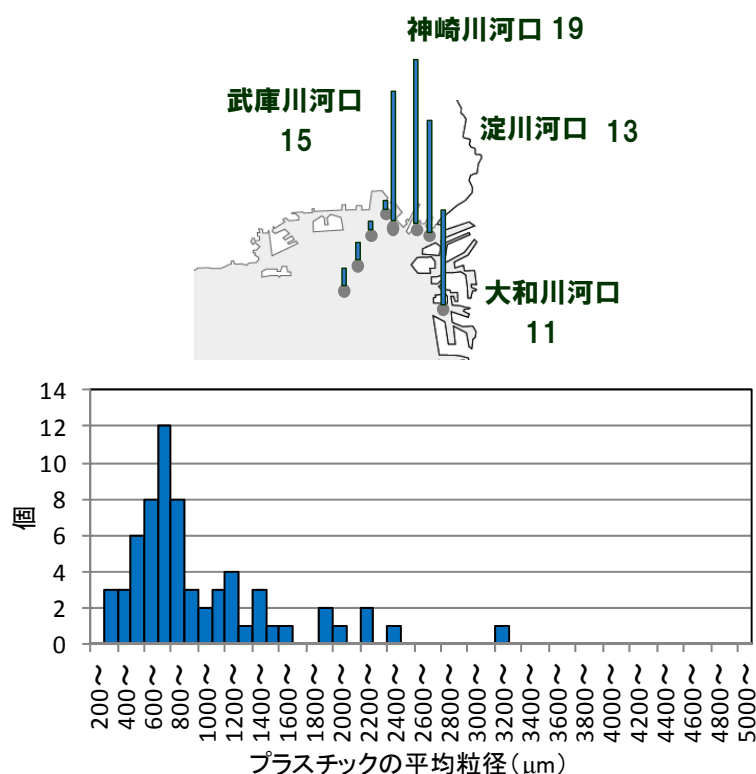


図6 地点別粒径別の底泥中のマイクロプラスチック

3.3. 神崎川河口表層水中のマイクロプラスチックへの有機フッ素化合物類の吸着

メタノールによる振とう抽出の結果、検出した PFCs を表 1 に示す。もっとも多くの PFCs を溶出したのは、PO3-C であり、11 種の PFCs を検出した。最大含有率は PFHxA の 1,853 ng/g-dry であった。これは撥水系の化粧品などに含まれている有機フッ素化合物類と同程度の含有率であり、マイクロプラスチックが高含有率の微量化学物質を吸着していることが示された。

4. 結論と今後の課題

研究初年度は、マイクロプラスチックの採取、計測、成分同定方法の検討を行った。続けてリファレンスデータとして琵琶湖表層水 6 サンプル、底泥 21 サンプルの採取を行い、採取－前処理－計測－成分同定の一連の流れを確認した。その後、大阪湾の表層水 5 サンプル、底泥 8 サンプルを採取し、計測、同定を行った。さらに、大阪湾で採取したマイクロプラスチックから PFCs の溶出試験を行い、微量化学物質の吸着の現状を調査した。

研究 2 年目以降は、さらに大阪湾における汚染現況の把握を進めるとともに、部分分解型生分解性プラスチックの環境中での分解特性の把握、分解生成物への多種類の化学物質の吸着特性の検討、魚類の胃を想定した pH, 酵素, 温度条件での化学物質の脱着特性の検討を行う予定である。

表1 マイクロプラスチックから溶出したPFCs

ID	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA
PO3-A	15	31	4	7
PO3-B	60	185	22	28
PO3-C	324	1853	243	200
PO3-D	59	192	21	24
PO3-E	14	35	8	11
ID	PFDODA	PFTeDA	PFOS	単位: ng/g-dry
PO3-A	3	3	5	
PO3-B	18	16	14	
PO3-C	93	91	210	
PO3-D	15	13	20	
PO3-E	3	3	3	

沿岸海域において透明度を低下させる原因物質の解明（その2）

奥田 哲士

龍谷大学 理工学部 環境ソリューション工学

（申請時：広島大学環境安全センター・助教）

平成28年5月

【研究目的】

沿岸生態系における一次生産は、主に水中の植物プランクトンが担っているため、それらの増殖に必要な光の透過性に関わる知見は重要である。昨年を含めた過去の研究では、TSSによる光減衰を溶存物質と浮遊物質、後者は更に生物（有機粒子）・非生物（無機粒子）の因子に分画して評価を行っている。本研究では、浮遊物質による光減衰因子として粒子径や粒子の性状に注力した調査を行い、光減衰への粒子の影響を掘り下げて把握することで、沿岸域における光減衰の要因を解明することを目的とした。そこで本年度は、

- ① 無機粒子を用いた室内実験で粒子径の違いが光減衰にどれほど影響を及ぼすのか、
 - ② 大阪湾での TSS による光減衰に大きく寄与している粒子特性（粒子種、粒径の影響）、
 - ③ オンサイト粒度分布測定とサンプリング後に研究室で測定する粒径の差異、
- を明らかにした。

【成果概要】

無機粒子を用いた室内実験で粒子径の違いが光減衰にどれほど影響を及ぼすのか（目的①）については、波長 400～700 nm での吸光度における吸光度の積分値は TSS 濃度と高い正の相関を示し、積分値の大きさは粒径 1.0 μm 付近にピークをもつ事を明らかにした。

大阪湾での TSS による光減衰に大きく寄与している粒子特性を明らかにする（目的②）点については、大阪湾を含む3海域において懸濁物質の組成や粒度分布や生物種などの詳細分析を行う野外調査を行い、SS 量に比べ粒径に応じた光遮蔽（散乱を含む）性を加重した指標を用いることで光減衰係数との相関の改善をみたが、粒子種の影響に比べると弱い事がわかった。

採水後のサンプル保管の粒度分布への影響を排除する（目的③）点については、サンプリング後の保管により数百 μm の粒子が微細化、数 μm 程度の粒子が増加する可能性が示唆された。

【背景】

河口域では、河川から流入する豊富な栄養塩を利用して植物プランクトンによる活発な一次生産が行われており、河口以外の沿岸域でも魚類等の生息場にもなるアマモや底質表面の微細付着藻類が一次生産を担っている。それらの増殖に必要な光を透過させる指標である透明度は、一次生産の健全性の重要な指標である。過去の研究において、水中の光減衰における要因としては有色溶存有機物（CDOM）や植物プランクトンなどの懸濁物質が報告されており、大きな河川が存在する場合フミン物質を主成分とする CDOM が主となる可能性もある。大阪湾では経年的な透明度の改善がみられているが、さらなる改善の為に藻類繁殖（初夏）

時以外の沿岸域の透明度を制限する因子を特定、河川等の影響を把握する必要がある。加えて近年、ナノ粒子の測定技術が向上しており、ナノ粒子サイズの透明度への影響も検討できる状況になっている。

【研究方法】

まず懸濁態物質（本研究では $1\ \mu\text{m}$ 未満の粒子も含む）の粒径の光減衰への影響を検証するため、直径が既知の球状シリカ粒子を超純水にて希釈し、TSS 濃度が濁度および吸光度に及ぼす影響を室内実験により検討した。使用するシリカ粒子としては直径 0.1 、 0.3 、 0.6 、 1.0 、 3.0 、 5.0 、 $10\ \mu\text{m}$ のものを用い、TSS 濃度は $0\sim 100\ \text{mg/L}$ として吸光度を測定した。

海域での微粒子と光減衰の関係調査のため、大阪湾（大規模都市：高負荷河川）では 2015 年 9 月 1 日、11 月 2 日、11 月 10 日（神戸大学）、2016 年 1 月 4 日-5 日の 4 回、調査を行った。これに加え、比較対象として広島湾（通常規模の都市）で 2 回、周防灘（小規模の都市）で 1 回、広湾（小規模都市の雨天時）で 1 回調査を行った。

透明度と光減衰係数の説明要因として、有色溶存有機物（CDOM）、および浮遊物質（TSS）について水質調査を行った。ここでは TSS の組成を非生物無機粒子（ SS_{IT} ）、非生物有機粒子（ SS_{OT} ）、および植物プランクトン（ SS_{PHY} ）の 3 種に分けることも行った。調査は、先に示した人為的負荷の程度が異なる 4 海域（周防灘、広島湾、広湾、および大阪湾）において、河川から沖合に向けて調査地点を設け、鉛直的な多項目水質計および粒径粒度分布記録計を用いた観測、および鉛直採水を行った。各調査地点間では、多項目水質計による観測および表層水採取を行った。持ち帰った水サンプルは、CDOM 濃度（CDOM: $440\ \text{nm}$ における吸光度）、Chl. *a* 濃度、TSS 濃度、強熱減量による粒状態有機物濃度の測定、および EEM（励起・蛍光マトリックス）による溶存有機物の成分分析を行った。光減衰の指標としては、 $400\sim 700\ \text{nm}$ の波長の光の光減衰係数 $K_d\ (\text{m}^{-1})$ を算出した。 K_d はランベルト・ベールの式により求められ、水（ $K_{\text{WATER}}: 0.038\ \text{m}^{-1}$ ）、および CDOM（ $K_{\text{CDOM}}: 0.221 \times \text{CDOM}_{440}\ \text{m}^{-1}$ ）の光減衰係数を用いて TSS（ K_{TSS} ）の光減衰係数を算出することにより K_d に対する各光減衰要因の寄与率を算出した。

海水中の粒度分布としては、数 μm 以上および以下を現場測定可能な水中設置型粒度・粒径分布測定記録計（米国セコイア・サイエンティフィック社製：L I S S T-100X）をレンタルして測定した。採水しての測定や持ち帰っての測定の他、オンサイトでも測定した。

【実験結果および考察】

懸濁態物質の粒径の光減衰への影響については、図 1 に示すように TSS 濃度が増加するとともに、濁度が増加する高い正の相関が得られたが、 $0.1\ \mu\text{m}$ の粒子は TSS 濃度が増加しても濁度は 0 で一定であり、粒子径が大きいほど傾きが大きくなった。ここで透明度に関わると考えられる波長 $400\ \text{nm}\sim 700\ \text{nm}$ での吸光度の積分値で比較すると、全ての粒子径において吸光度は TSS 濃度の増加に伴って増加した。その波長幅での吸光度における吸光度の積分値は TSS 濃度と高い正の相関を示し、積分値の大きさは粒径 $1.0\ \mu\text{m}$ 付近にピークをもつ事がわかった。これは粒子の大きさと波長の比が 1 に近い、すなわち波長と粒子直径が近いとその波長の光を吸収しやすいためと考えた。各粒子径では、SS がほぼ $100\ \text{mg/L}$ まで直線近似で

きると考えられ、各粒子径の直線の傾き（吸光度積分値/SS：CA/SS 値）が光減衰への重みづけになると考えた。この重みづけについては以下で述べる。

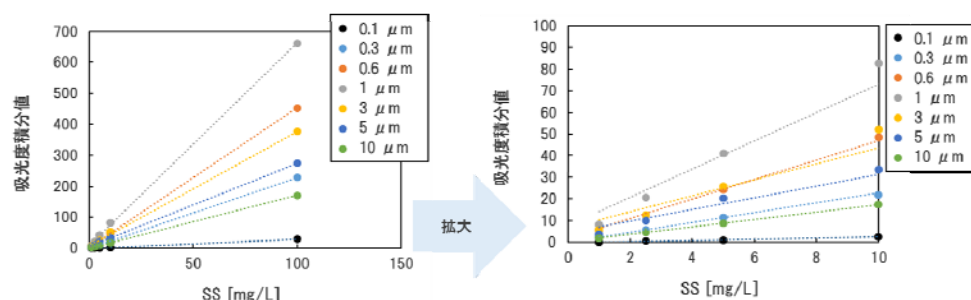


図1 各粒子径におけるシリカ粒子の吸光度積算値(波長：400～700 nm 光合成有効放射)

現場調査について、3 海域（周防灘、広島湾および大阪湾）における昨年も含めた調査により、水中の光減衰に対する CDOM および TSS の寄与はそれぞれ、3～40%（平均 16%）および 33～91%（平均 71%）であることがわかった。CDOM の動態としては、海域を問わず河口に近いほど濃度が高く（最大 1.98 m^{-1} ）、夏季に上昇する傾向であった。

上記結果より、光減衰に対する TSS の寄与率は高いことが明らかとなったため、先ほど述べた粒子径の光減衰過程への影響（粒径の重みづけ）を加味した解析を行う事とした。その結果が表 1 であるが、単純に SS 量での相関を取った場合では相関が見られなかったものが、TSS の組成を重量ベースで藻類由来 (Chl-a 量を元に算出)、有機物由来（強熱減量より算出）、無機物由来（残渣）の 3 種類に分画することで、大阪湾においては 0.50 まで決定係数が上昇した。これにさらに粒径の重みづけを加えた結果、さらに 0.02 の上昇がみられた。

表 1 K_{TSS} と SS の相関の重回帰分析結果

項目 / 決定係数 R^2	大阪湾
SS [mg/L]	0.01
SS+粒径効果	0.32
SS+3種類分画	0.50
SS+3種類分画+粒径効果	0.52

同様の解析を大阪湾以外の海域の結果、さらに雨天で濁度の高い日を狙ってサンプリングできた（大学最寄りの海域である）広湾の結果を含めて、幅広い K_{TSS} での結果が図 2 であるが、SS の種類分画、さらに粒子径での重みづけにより決定係数が明らかに上昇することがわかった。しかしながら、粒径重みづけのみと種類の効果では後者の影響が大きく、目的によっては SS の種類分画程度でも良い場合もあると考えられる。尚、重みづけの解析方法については現在も改良を続けており、粒径の重要度については更に向上する可能性がある。

最後に、LISST による現場での粒度分析を行い、実験室測定と現場測定の相関をとった結果、概して特に大きめの粒径（百 μm 前後）の体積濃度は現場測定の方が大きく、逆に測定限界である 3 μm 程度の濃度は輸送後の測定で高く、サンプリング後の保管が微粒子濃度に影響、すなわち輸送中における粒子の微細化などが起こっている可能性が示唆された。

この現場分析を用いて、水中粒子の体積濃度が沿岸から沖に向けて減少することが確認できた。粒度分布について、大阪湾では他海域に比べ、約 30 μm 以上の粒子が多い一方で 10 $\sim$ 30 μm の粒子は少ないという特徴がみられた。また表面積で比較すると、広島湾、周防灘の傾向は似ており、約 10 μm 未満の表面積が大きいのに対し、大阪湾は約 100 μm 付近の表面積も同様に大きく、約 10 $\sim$ 30 μm の表面積が小さかった。この大阪湾での 10 $\sim$ 30 μm 付近の粒子の減少は、河口から離れた地点で顕著に表れていることから、陸域由来の砂や泥が沈降したためではないかと考えた。30 μm 以上の粒子群は、デトリタスや植物プランクトンなどの密度が小さいものが主要因となっているために沈降しにくい可能性がある。

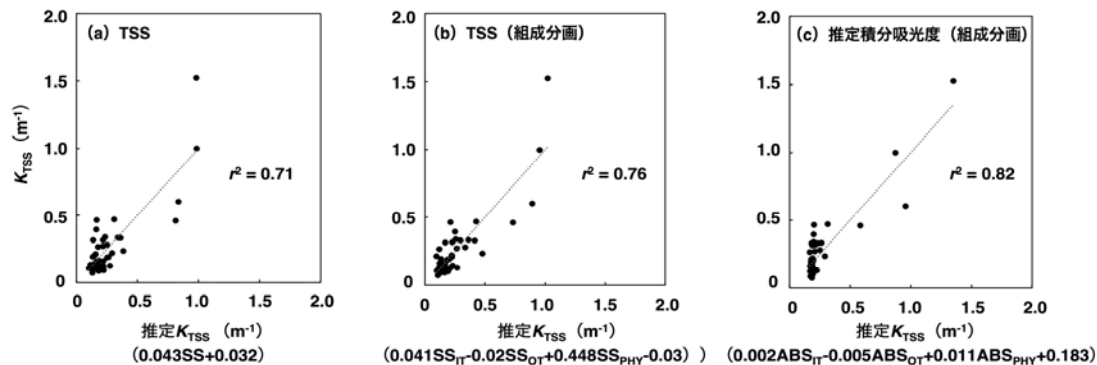


図2 4海域をまとめた重回帰分析による K_{TSS} の推定値および実測値の関係

(a) TSS 濃度のみの場合、(b) TSS を3分画した場合、(c) さらに粒子径で重みづけしたもの

【結論】

10 μm 以下の微粒子の中でも、粒径 1.0 μm 付近の粒子が重量当たりの光遮蔽効果が最も大きい事がわかり、光遮蔽への影響として現場においては懸濁物質の種（無機や有機等）の影響が大きいものの、無視できない粒径の影響がある事がわかった。また、サンプリング後の保管が、数百 μm 付近の粒子の微細化を起こしている可能性が示唆された。

【謝辞】

大阪湾の採水に当たっては、共同研究者が所属する神戸大学内海域環境教育研究センター（牛原康博船長他皆様）、および大阪府立環境農林水産総合研究所（水産研究部海域環境グループの中嶋昌紀主幹研究員、山本圭吾主研、秋山諭研究員他皆様）の船に関連する皆様に協力頂いた。広島湾周辺の採水については広島商業高専（芝田浩先他皆様）および広島大学（岩崎貞治技術職員他皆様）の船に関連する皆様の協力を得た。その他協力頂いた漁協の皆様も含め、この場を借りてお礼申し上げる。

研究期間：平成27年4月1日～平成28年2月28日

研究代表者：代表研究者 龍谷大学理工学部環境ソリューション工学 奥田哲士

（申請時元：広島大学 環境安全センター）

共同研究者：西嶋 渉（広島大学環境安全センター）・浅岡 聡（神戸大学内海域環境教育研究センター）

大阪湾における食物連鎖を支える有機物および微生物群の動態の解明と 海域環境の再生・創造に関する研究

小林志保

京都大学フィールド科学教育研究センター 助教

1. 研究目的

海域環境を再生・創造する取り組みとして、食物連鎖の機能再生は重要な課題である。このためには陸域から海域への有機物や窒素・リンの負荷量を調整することが最も現実的な対策の一つであり、陸域からの負荷と海域における物質循環、さらに物質循環と食物連鎖の関係を定量的に表現するモデルが有用である。

水域の食物連鎖には、植物プランクトンを起点とする「生食食物連鎖」と、細菌を起点とする「微生物食物網」がある。後者は前者に比べて研究の歴史が浅く、沿岸海域の物質循環モデルに組み込まれた例は少ない。しかし、それを組み込むことによって各要素の推定精度が向上することが報告されている。

本研究では、海域の有機物の 5～8 割を占める溶存有機物（DOM）の循環に大きな影響を及ぼす「微生物食物網」を物質循環モデルに組み込むための第一段階として、現場観測によってそれぞれの食物網に関わる有機物と微生物群の動態を明らかにする。

2. 研究方法

本研究では、海域の物質循環と食物連鎖の関係を定量的に表現するモデルの基礎資料となるデータを整備するために、大阪湾における現場観測を行う。観測では従来扱われてきた「生食食物連鎖」に加えて「微生物食物網」に関わる物質と微生物の分布・変動を調べる。それにより大阪湾における低次食物連鎖の実態を明らかにするとともに、溶存有機物と微生物群との相互関係を調べた。

図 1 に示した観測点において 2015 年 8 月、11 月、2016 年 2 月に (1) 採水・分析による溶存有機物の分布と起源の調査、(2) 同定・計数による微生物群の調査を行なった。採取した水は GF/F フィルターを用いて濾過し、溶存有

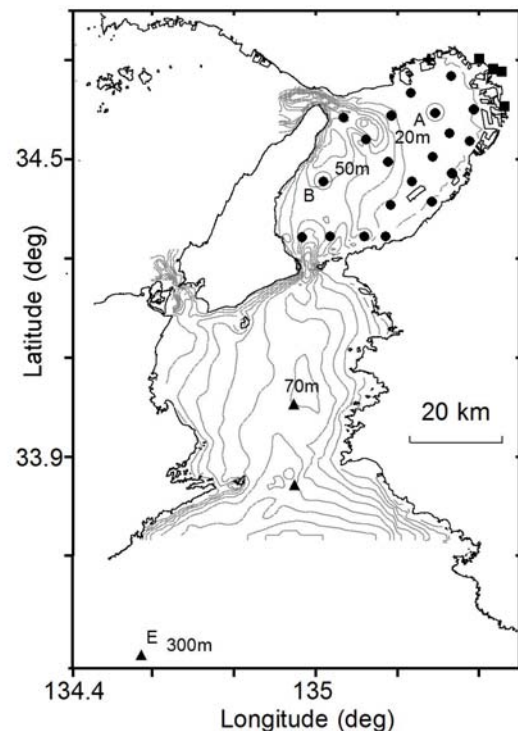


図 1 海底地形および海域観測点（●；大阪府浅海定線調査）および河川水採取地点（■）、港湾水採取地点（十字）、外海水（△；徳島県定線調査）

機物 (DOC, DON, DOP) および栄養塩(NH_4 , NO_2 , NO_3 , DIP) の濃度と DOC の安定同位体比を測定した。微生物については、従属栄養細菌、シアノバクテリア、従属栄養微細絨毛虫 (HNF) の個体数計数、動物プランクトンの個体数計数、炭素量換算、種同定を委託により行なった。

3. 結果と考察

(1) 溶存有機物の分布と起源

大阪湾全域の海水および大阪湾に流入する河川水、下水付近の水、外海水 (紀伊水道)、底泥間隙水に含まれる溶存有機炭素の濃度および安定同位体比の分析結果を用いて、溶存有機物の起源を推定した。図 2 に 2015 年 8 月の大阪湾表層における塩分, 溶存有機炭素濃度および DOC/DON 比の分布を示した。栄養塩はほぼ枯渇する一方で、溶存有機物 (DOC, DON) は低塩分水とほぼ同様の分布をしていた。DOC/DON 比の分布は低塩分水の分布と完全には一致しておらず、泉佐野沖よりも南側では外海水とほぼ同じ値を示していた。図 3 に塩分と DOC 安定同位体比の関係を示した。大阪湾表層の DOC の安定同位体比のプロットは河川と外海水との間の混合曲線上よりも上方に分布しており、河川由来の DOC に比べて $^{13}\text{C}\text{-DOC}$ の高い DOC (-20‰ 前後) の関与が示唆された。植物プランクトン由来の有機炭素の安定同位体比は -20‰ 前後であること、DOC, DON 濃度とクロロフィル濃度の極大が対応していたことから、河川由来の DOC に加え、植物プランクトンなどによって生成された DOC が存在していると考えられた。夏季には大阪湾奥で溶存有機物が生成し、河川から流入した溶存有機物とともに東岸沿いに南下するが、泉佐野沖以南では海域で生成した溶存有機物の寄与は低くなっていくと考えられる。

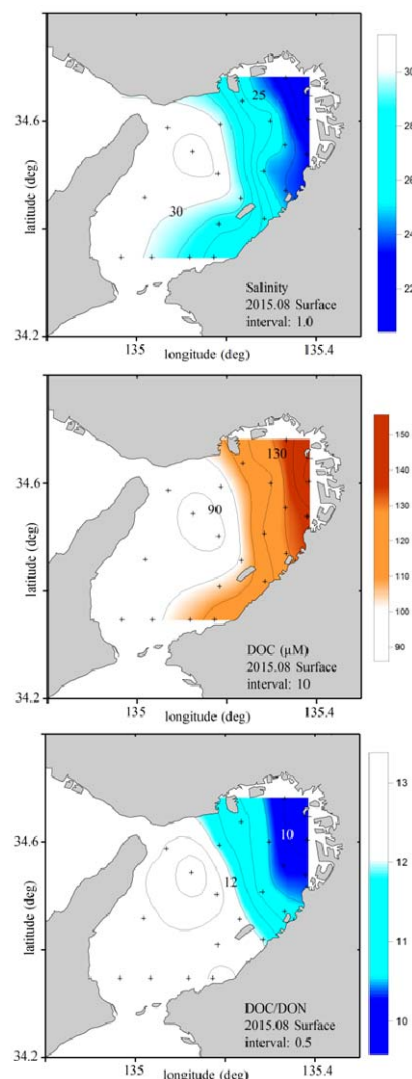


図 2 2015 年 8 月表層の塩分, DOC 濃度, DOC/DON 比の分布

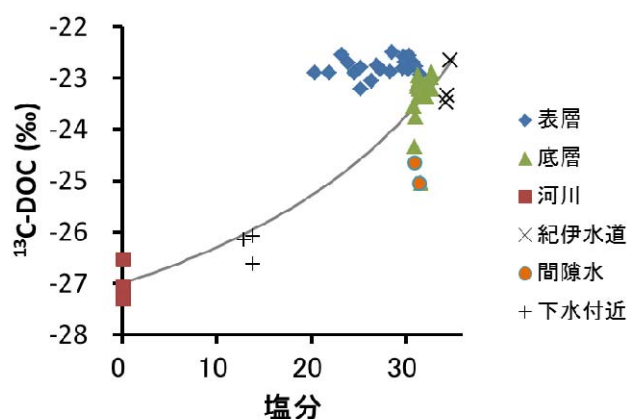


図 3 2015 年 8 月における塩分と DOC 安定同位体比の関係

(2) 微生物の現存量

食物連鎖に関わる微生物の現存量を明らかにするために大阪湾東部および西部（図 1 の A, B 地点）と湾奥に位置する港湾内においてサンプル採取・同定・計数を行なった．従属栄養細菌数については 11 月と 2 月については $0.8 \sim 1.7 \times 10^6$ cells/ml 程度であり，この二つの季節の間の差や，場所および水深による違いは小さかった．8 月は $4.6 \times 10^6 \sim 1.3 \times 10^7$ cells/ml であり 11 月，2 月に比べて 5～10 倍大きな値を示すとともに，底層よりも表層で大きく，湾西部より湾東部で大きい，明瞭な傾向があった．HNF については 11 月に比べて 8 月に個体数が多く，また底層に比べて表層の個体数が多いという結果になった．動物プランクトンについては，湾内の A, B 両地点において $30 \sim 50 \mu\text{m}$ の繊毛虫が優占しており，その他の動物はほとんど見られなかった．一方，港湾においては，繊毛虫に次いでコペポダノープリウス幼生（節足動物）が多く，ツボウムシ（輪形動物），二枚貝幼生（軟体動物）も計測され，炭素現存量で比較すると，湾東部の A 地点と港湾は同程度であった．

(3) 有機物濃度と微生物現存量の関係

図 4 に，2015 年 8 月,11 月の全点におけるクロロフィル濃度と DOC 濃度の関係，および大阪湾東部（図 1; A）および大阪湾西部（図 1; B）における DOC 濃度と従属栄養細菌由来の炭素量の関係を示した．両地点ともに表層，底層からサンプルを採取し，8 月については水深 5 m 層からもサンプルを得た．いずれの項目間にも相関関係があり，河川水から供給された比較的難分解の溶存有機物に加え，湾奥で生成された易分解の溶存有機物が，細菌の生産に関わっていることが示唆された．また図 5 には従属栄養細菌由来の炭素量と $20 \mu\text{m}$ 以下の従属栄養微細繊毛虫（HNF）由来の炭素量の関係を示した．従属栄養細菌由来，HNF 由来の炭素量は 11 月については全体に低かったが，8 月にはこれらがいずれも表層で高くなり，両者の間に相関関係が見られた．溶存有機物の多い地点で増殖した細菌が，HNF の生産に関わっていることが示唆された．2015 年 8 月の大阪湾東部では，動物プランクトンのほとんど

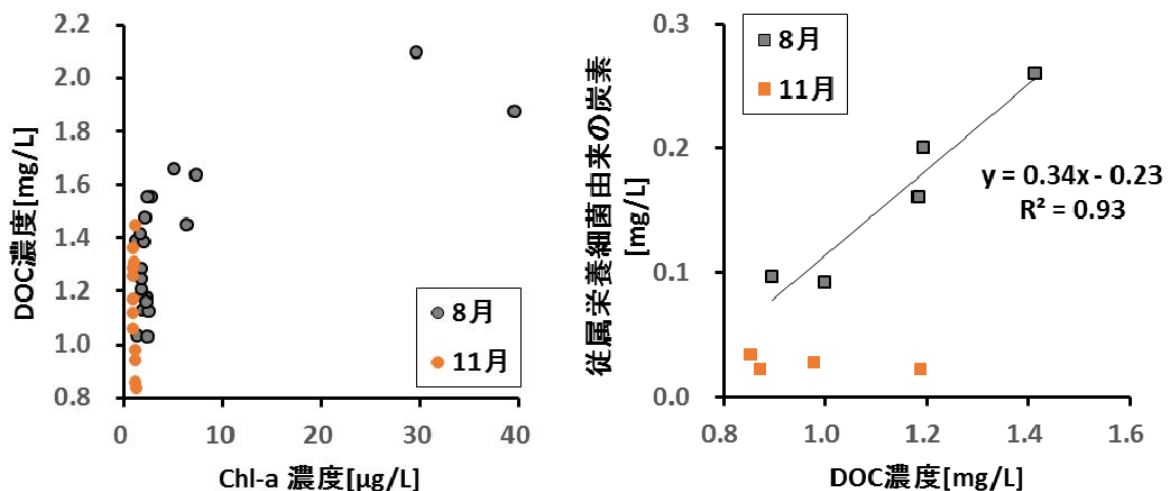


図 4 2015 年 8,11 月の大阪湾全域におけるクロロフィル濃度と DOC 濃度の関係，および大阪湾東部と西部（図 1:A,B 地点）の表層，底層における DOC 濃度と細菌由来炭素量の関係．

が繊毛虫であり、 $30 \sim 50 \mu\text{m}$ の比較的小型の繊毛虫が優占していた。今回計測された $20 \mu\text{m}$ 以下の HNF 由来の炭素量 ($0.15 \sim 0.6 \mu\text{gC/L}$) は過去の文献に見られる他海域のそれに比べて 100 分の 1 から 1000 分の 1 の低い値であったが、これは $20 \mu\text{m}$ より大きな繊毛虫との相互作用による可能性がある。

以上の結果から、大阪湾奥で生成された溶存有機物は細菌を起点とする食物網に取り込まれ、微生物によって利用されながら東岸沿いを南下し、その過程で易分解の溶存有機物が消費されていることが示唆された。

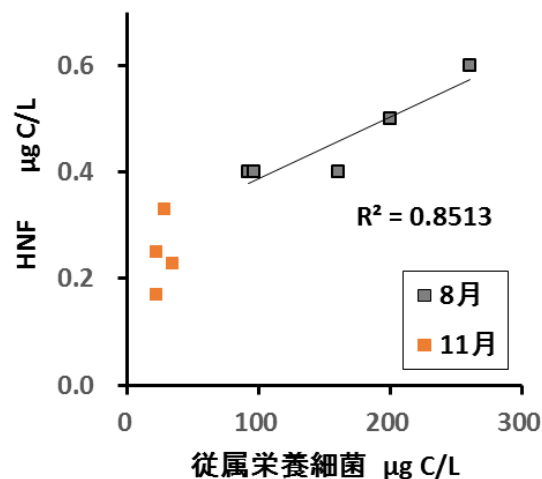


図 5 2015 年 8,11 月の大阪湾（図 1:A,B 地点）におけるバクテリア由来の炭素現存量と HNF 炭素現存量の関係。

【 結論 】

本研究では、閉鎖性海域における健全な物質循環と食物連鎖の回復につながる対策を考える上で有用になるモデルに必要な基礎資料を整備するため、微生物食物網にとりわけ深く関わる溶存有機物と微生物群の動態を現場観測によって調べた。陸域から大阪湾に供給された栄養塩は湾奥で有機物になり、そのうち溶存有機態のもの大部分は東岸に沿って南下しながら、分解して生食食物連鎖に取り込まれるだけでなく微生物食物網にも取り込まれ、湾南部に届くまでに窒素・リンの比率が低く生物にとって使いにくい有機物になっていくことが観測データから示唆された。今回の結果は炭素現存量を用いて有機物と微生物の関係を解析したものであるが、今後この結果に基づくモデルを作成し、さらに観測データを積み重ねていくことによりそれを検証することができると考えられる。

本研究においては過去の調査結果と同様に、窒素・リン濃度が極端に高い港湾域において湾中央部側に比べて多様度が高い動物プランクトン群が観測されており、窒素・リン濃度を低下させることが食物連鎖の回復につながるわけではないと考えられた。淀川から流入した窒素・リンは神戸沖までの湾北部に、大和川や岸沿いの工業地帯から流入した窒素・リンは堺、泉大津沖などに偏在していることが知られている。大阪湾の食物連鎖の回復には、湾北部や湾東部岸沿いに偏在する窒素・リンを、湾中央部側に拡散させることが重要であると考えられる。

大阪湾における海洋の温暖化に関する古海洋学的研究

加 三千宣

愛媛大学沿岸環境科学研究センター准教授

概要

海洋の温暖化は、生態系や水産資源、経済活動に温度上昇に伴う様々な問題を引き起こす可能性がある。大阪湾では、今より 1℃海水温が上昇するのはいつになるだろうか。瀬戸内海では定期観測が 40 年程度行われてきたが、100 年以上にわたって徐々に進行する水温上昇率の見積りはより長い記録が必要となる。本研究では、堆積物に記録された水温を復元することによって、大阪湾の過去 100 年間の水温上昇率を求めた。底生有孔虫殻の Mg/Ca 比の分析の結果、大阪湾の冬～春の水深 18m の水温が 100 年間で約 0.8℃の上昇率で上昇していることを示唆した。得られた水温上昇率は、今後温度上昇に伴って予想される様々な問題解決のための指針作成に役立てられることが期待される。

はじめに

海洋温暖化による 1℃の上昇は、ノリ養殖種付けの遅延や高温耐性が低い生物の生息範囲の縮小・消滅、底泥からの栄養塩溶出量の変化や海底貧酸素化等、水産資源や海洋環境の様々な問題を引き起こす可能性がある。温度上昇に対する環境や資源の管理方策を検討する上で地球温暖化によって何年後に 1℃上昇するのか、すなわち温度上昇率を見積ることが必要である。大阪湾の定期観測は 1970 年代以降からなされてきたが、数十年スケールの気候変動に起因する水温変動成分が大きいために、40 年程度の観測データでは地球温暖化に由来する長期的な水温上昇率を見積もるのはこれまで困難であった。本研究では、海底堆積物に記録された大阪湾の水温を復元し、過去 100 年間の水温上昇率を明らかにすることを目的とし、水温指標となる底生有孔虫殻の Mg/Ca 比を分析した。

手法

本研究では、過去の水温を復元するための代替指標として古海洋学の分野でよく用いられている、有孔虫殻の Mg/Ca 比を用いて水温を求める。これまで水温との関係式が多くの有孔虫種で求められており、大阪湾に生息が確認されている底生有孔虫の一種 *Ammonia beccarii* の殻の Mg/Ca 比と水温との関係が培養実験から明らかになっている(Toyofuku et al., 2011)。分析に用いた試料は、大阪湾の水深 18m で採取された長さ 104 cm の海底柱状試料 OS3 (図 1) (Yasuhara et al., 2007)で、Pb-210・Cs-137 の放射能測定により約 140 年分に相当する、生物攪乱の影響が少ない試料であることが確かめられている(Yasuhara et al., 2007)。試料は約 2.3 cm の間隔で切り分け、4.7cm 間隔の

10 年程度の時間解像度で分析した。Mg/Ca 比分析は、有孔虫殻を 10～30 個体を顕微鏡下で拾い出し(Tsujimoto et al., 2008)、物理的・化学的手法で有機物や酸化物等の不純物を取り除いた後、酸へ溶解して ICP-MS (Agilent Technologies 7500 series) にて分析した。

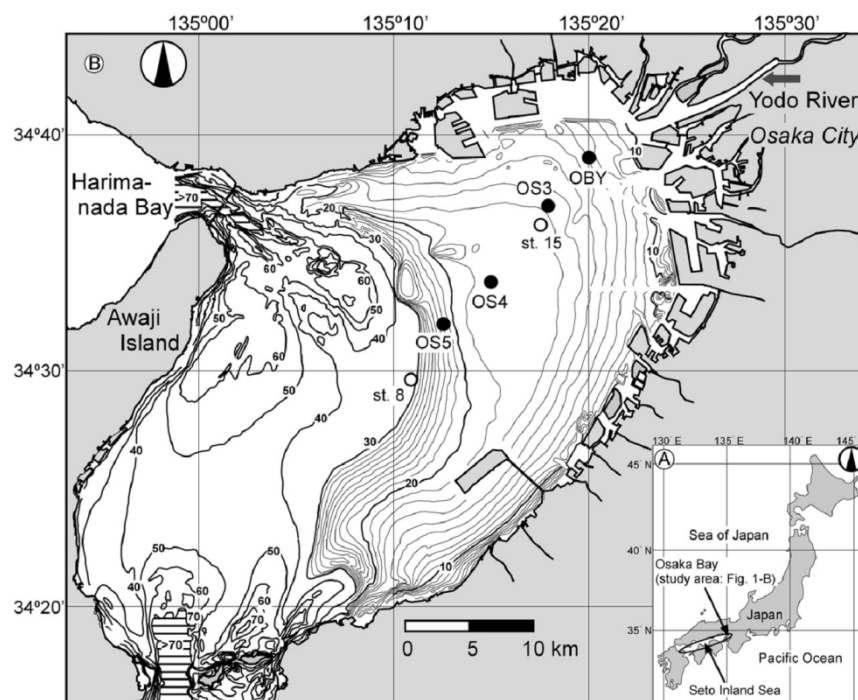


図1 分析に用いた海底堆積物柱状試料の採取位置(OS3)と浅海定線観測点 St. 15(大阪府水産試験場, 1974-2000)

結果

Ammonia beccarii の Mg/Ca 比は、全期間の平均が 3.0 mmol/mol であった。通常、1900 年初頭以前では±20 年程度の年代誤差があるものの、1900 年以前は 2.4 mmol/mol 以下で、1900 年代前期に 7.5 mmol/mol の高い値を示し、その後 1920–40 年で 1.5 mmol/mol の低い値を示した(図2)。1940 年以降(5 年程度以下の年代誤差)では、ゆるやかな上昇を示し、80 年代、90 年代に低い値を取るものの、1920–40 年に比べて高い値を示す時期が多い。Mg/Ca 比は、以下の培養実験から求められた式(Toyofuku et al., 2011)から水温に変換することが可能である。

$$\text{Mg/Ca (mmol/mol)} = 0.575 \times e^{-0.0531T}$$

$$\text{Mg/Ca (mmol/mol)} = 0.095T - 0.105$$

T: 水温

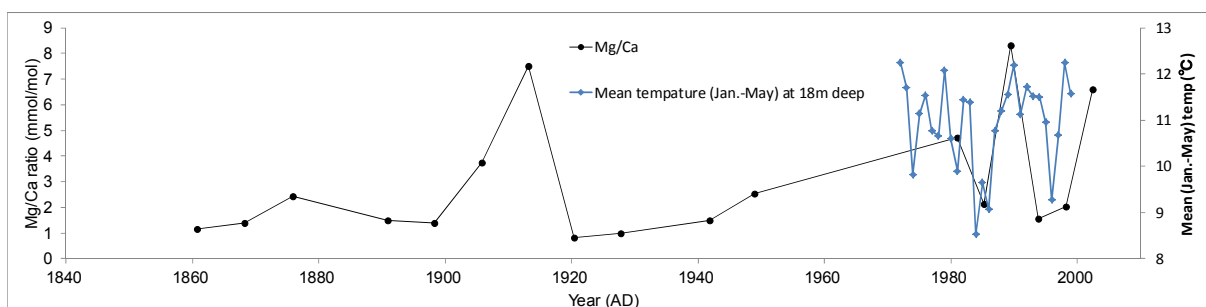


図2 底生有孔虫殻の Mg/Ca 比と大阪湾底層水温（水深 18m、1-5 月平均）

これらの式に基づくと、水温は Mg/Ca 比の指数関数あるいは一次関数で表される。1972 年以降では、柱状試料が得られた地点に近い St. 15 の底層水温（水深 18m）には、Mg/Ca 比と類似した十年スケール変動が認められる。Mg/Ca 比の時間解像度が粗いことや堆積速度を一定と仮定した年代モデルに基づくため、観測水温と Mg/Ca 比とではややズレが生じているが、Mg/Ca 比の変動は観測水温の数十年スケールの大きな変動パターンを捉えていると考えられる。しかし、Mg/Ca 比から上述の式により水温を求めると現実の底層水温（有孔虫殻の成長する 1-5 月平均、図 2）よりもかなり高い値を取ることとなった。その原因については今後詳しく調査する予定であるが、（1）実験に用いられた海水の Mg/Ca 比と大阪湾底層の Mg/Ca 比が異なり大阪湾の方が高い値を取る、あるいは（2）用いられた殻のサイズが異なる（培養実験は $>300\mu\text{m}$ 、本研究では $180\text{--}300\mu\text{m}$ ）ことで、Mg/Ca の較正式が培養実験のものと異なることが考えられる。今後較正式を求めることが課題であるが、本報告では図 2 の観測水温と Mg/Ca 比との関係から得られる線形回帰式を用いることで Mg/Ca 比から水温を推定することが可能である（図 3）。



図3 海底堆積物から復元された大阪湾の底層水温

得られた水温の変動幅は、約 3.2°C であり、過去 140 年間の時系列の回帰式から、水温上昇率は約 $0.8^{\circ}\text{C}/100$ 年が求められた。

考察

今回得られた水温記録は十年スケールの変動は認められるものの、過去 140 年間での上昇率は $0.8^{\circ}\text{C}/100$ 年であると推定された。St. 15 の底層水温（水深 18m）では、1972 年以降十年規模の変動が大きく、顕著な水温の上昇トレンドは認めら

れなかったが、より長期の水温変動記録から見れば、十年スケール変動に上昇トレンドが加わって緩やかな温度上昇があることがうかがえる。同様の方法により求められた豊後水道の冬季～春季の底層水温（水深 50m）にも同じオーダーの水温上昇率（ $1.5^{\circ}\text{C}/100$ 年）が確認されており(Kuwae et al., 2009)、冬季～春季の水温上昇トレンドは、瀬戸内海の広い範囲で起こっている可能性が考えられる。気象庁の観測によると、四国周辺海域の表層海水温には、冬（1-3 月）は $1.50\pm0.30^{\circ}\text{C}$ 、春（4-6 月）は 0.92 ± 0.30 の上昇トレンドが認められており、やはり大阪湾や豊後水道の上昇率と同じ規模の水温上昇であることがわかる。

大阪湾の 1972 年以降の水温上昇トレンドについては、海面熱フラックスや外洋水の水温変動が関わっていることが指摘されており(高橋 and 清水, 2004)、夏の大阪湾底層水温の数十年スケール変動については、黒潮流軸変動に伴う外洋水侵入に起因することが指摘されている(Sugimatsu and Isobe, 2010)。大阪湾の水温変動は、大気からの熱フラックスや外洋環境の変化に影響を受けていると考えられ、今回見られた冬季～春の水温の上昇トレンドや数十年スケール変動もまた、両者が決定していることが予想される。IPCC 第 5 次報告書に基づけば、気温上昇トレンドは、温室効果ガス濃度の増加に起因し、海洋の温暖化は海面熱フラックスの増加に起因すると考えられる。今後、大阪湾の水温は黒潮流軸変動に伴う数十年スケールの水温変動が予想されるとともに、二酸化炭素濃度増加に伴う $0.8^{\circ}\text{C}/100$ 年の上昇率で温度の増加が数十年スケール変動に上乗せした温度になると予想される。

引用文献

- Kuwae, M., Hayami, Y., Oda, H., Yamashita, A., Amano, A., Kaneda, A., Ikehara, M., Inouchi, Y., Omori, K., Takeoka, H., Kawahata, H., 2009. Using foraminiferal Mg/Ca ratios to detect an ocean-warming trend in the twentieth century from coastal shelf sediments in the Bungo Channel, southwest Japan. *The Holocene* 19, 285-294.
- Sugimatsu, K., Isobe, A., 2010. Intrusion of Kuroshio-Derived bottom cold water into Osaka Bay and its possible cause. *Journal of Oceanography* 66, 191-199.
- Toyofuku, T., Suzuki, M., Suga, H., Sakai, S., Suzuki, A., Ishikawa, T., de Nooijer, L.J., Schiebel, R., Kawahata, H., Kitazato, H., 2011. Mg/Ca and $\delta^{18}\text{O}$ in the brackish shallow-water benthic foraminifer *Ammonia* 'beccarii'. *Mar Micropal* 78, 113-120.
- Tsujimoto, A., Yasuhara, M., Nomura, R., Yamazaki, H., Sampei, Y., Hirose, K., Yoshikawa, S., 2008. Development of modern benthic ecosystems in eutrophic coastal oceans: The foraminiferal record over the last 200 years, Osaka Bay, Japan. *Mar Micropal* 69, 225-239.
- Yasuhara, M., Yamazaki, H., Tsujimoto, A., Hirose, K., 2007. The effect of long-term spatiotemporal variations in urbanization-induced eutrophication on a benthic ecosystem. *Limnol Oceanogr* 52, 1633-1644.
- 高橋, 暁., 清水, 祥., 2004. 瀬戸内海の長期水温変動. *海と空* 80, 11-16.

海色衛星観測データを用いた埋立地周辺を含む大阪湾における 赤潮動態の解明

中田聡史

神戸大学大学院海事科学研究科 特命助教

【研究目的】

人為・経済活動が激しい埋立地周辺の人為的に改変した水域（水路、泊地や窪地）においては（以後、埋立地周辺水域）、発生する赤潮が広範囲かつ時間変化が激しいため、現場観測によるクロロフィル a(Chl-a)等の水質定点情報のみを用いて、赤潮の時空間スケールを把握するには限界がある。また、沿岸海域の海水は、陸水由来の有色溶存有機物質 (CDOM)や懸濁物質 (SS)等の影響を顕著に受けるため、衛星観測による Chl-a 濃度(以後、衛星 Chl-a)の推定誤差が大きい。それゆえ、定期観測等の現場採水によって測定された Chl-a 濃度(以後、採水 Chl-a)に加えて、現場採水に基づいて得られた CDOM、SS 等の濃度を用いて衛星観測による Chl-a 濃度推定誤差を緩和可能な補正式を作成し、衛星 Chl-a の精度を向上させる必要がある。

本研究では、広域性・継続性という利点をもつ衛星観測と現場観測データを有機的に組み合わせることによって質・量的に向上させた衛星 Chl-a データセットを整備する。このデータセットに基づいて、高濃度 Chl-a によって特徴づけられる赤潮(赤潮水塊)を時間単位で面的に可視化し、埋立地周辺の水域に注目して赤潮水塊がどのように移流・拡散され、消えていくのかという赤潮の動態(発生から消長)を明らかにする。

【研究方法】

使用した衛星データは、近年利用が開始された静止海色衛星「千里眼」の毎時観測による GOCI プロダクトである。採水 Chl-a と GOCI プロダクトの衛星 Chl-a を相互比較するため、赤潮が多発する時期にターゲットを絞り 8 月と 11 月に埋立地周辺海域を含む大阪湾東部海域において現場観測・採水を実施した（図 1）。大阪湾における沿岸 8 地点において水質定点自動観測による Chl-a 濃度推定データ(以後、定点 Chl-a)と、大阪府立環境農林水産総合研究所の定期観測（図 1 a）による大阪湾全体の月別の採水 Chl-a を収集した。これらの取得されたデータを衛星 Chl-a の検証・校正用として使用し、定点および採水 Chl-a と衛星 Chl-a の推定誤差を最小にする補正式を作成した。補正式を用いて 2014 年 5 月から 2015 年 11 月までの衛星 Chl-a データセットを整備した。

【結果と考察】

大阪湾においては、Chl-a 濃度が 10 $\mu\text{g/L}$ 以上である場合は赤潮が発生している可能性がある(山本・中嶋, 2001)。本研究では、10 $\mu\text{g/L}$ を基準として、それ以下を低濃度 Chl-a 水塊、それ以上を高濃度 Chl-a(赤潮水塊)と定義して解析した。低濃度 Chl-a 範囲内において、海表面における採水 Chl-a と衛星 Chl-a とを比較した図 2a をみると、衛星 Chl-a と採水 Chl-a の間にはある程度の相関関係がみられ、相関係数は 0.77、RMSE は 2.00 $\mu\text{g/L}$ 、バイアスは 1.32 $\mu\text{g/L}$ であった。採水 Chl-a と衛星 Chl-a との Chl-a 濃度差(=採水 Chl-a－衛星 Chl-a)がどのプロパティで説明できるか調べるため、Chl-a 濃度差と衛星 CDOM との関係性を調べたところ、衛星 CDOM 値との間に二次関数的な関係が見出された(相関係数 0.88)。この関係を用いて衛星 Chl-a を補正した値(以後、補正 Chl-a)を得るための関係式(補正 Chl-a= 衛星 Chl-a+796.5×

衛星 CDOM 濃度 - $230.16 \times \text{衛星 CDOM 濃度} + 17.043$) が得られた。補正 Chl-a と海表面と深度 5m の採水 Chl-a を平均したデータとを比較したところ、相関係数は 0.89、RMSE は $0.09 \mu\text{g/L}$ 、バイアスは $0.00 \mu\text{g/L}$ であり良好な相関関係が得ることができた。

全体の衛星 Chl-a と採水 Chl-a の水平分布傾向は概ね合致しているが、淀川河口域と堺泉北港付近の地点で得られた Chl-a 濃度が $10 \mu\text{g/L}$ 以上の範囲では両者の差が大きい。これは、沿岸付近における Chl-a 濃度の時間変動が大きく、そして比較日時が違うために生じていると推察された。

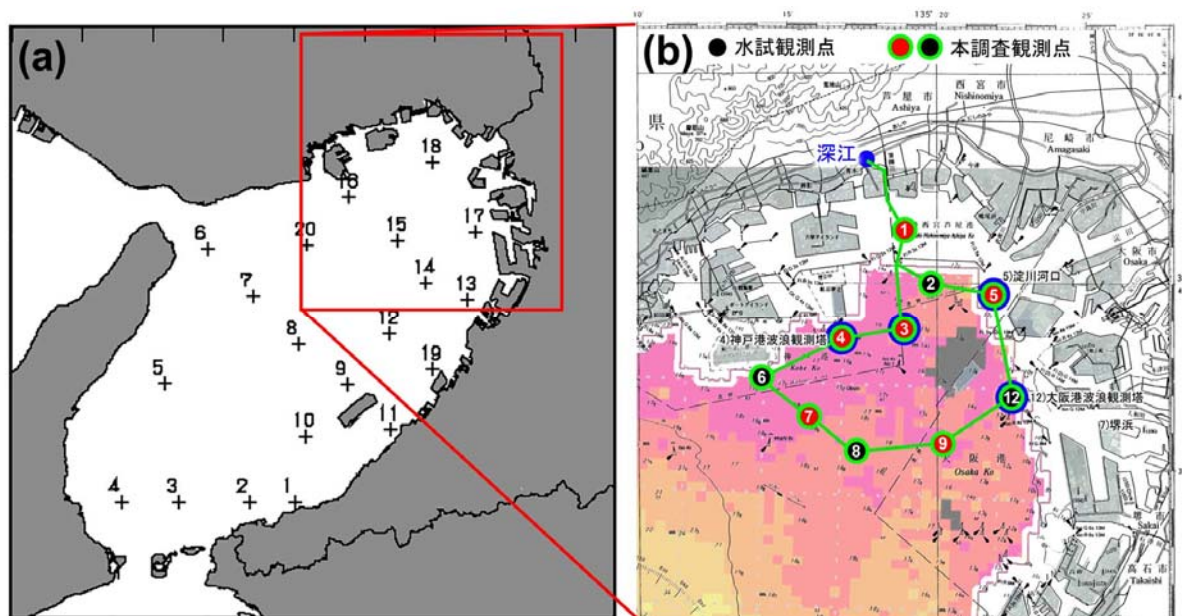


図1 a) 大阪府立環境農林水産総合研究所の定線観測。 b) 神戸大学練習船「白鷗」による現場観測および採水地点（赤丸と黒丸）。青丸印は水質定点自動観測サイト。黒丸印は大阪府立環境農林水産総合研究所（水試）の観測定点でもある。背景色は CDOM 濃度。

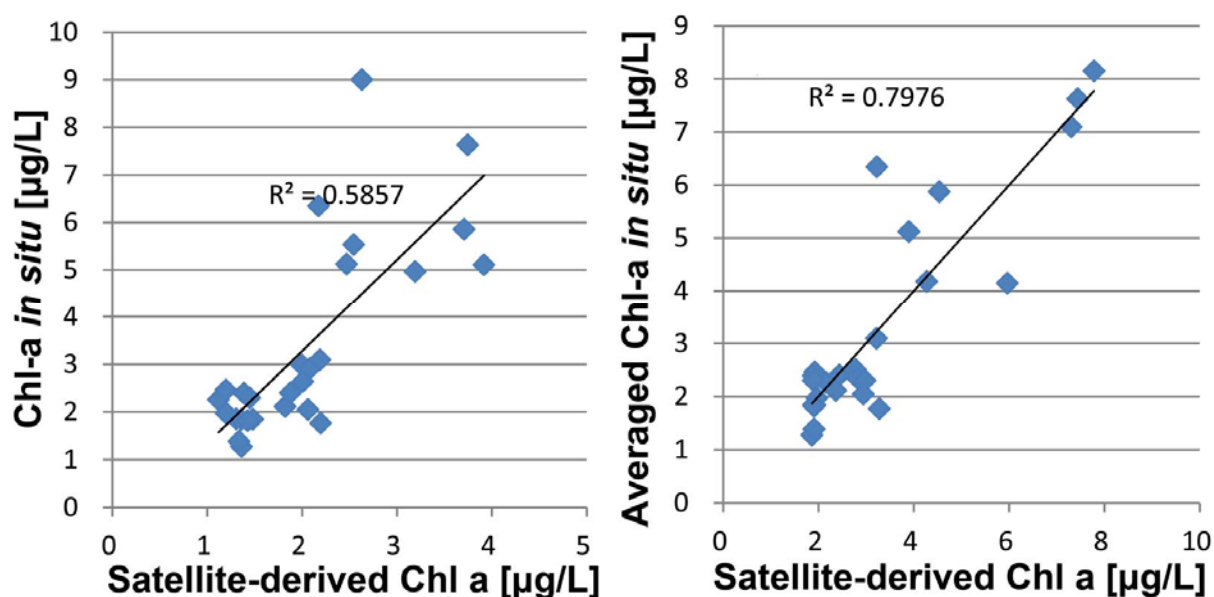


図2 a) 海表面における採水 Chl-a と衛星 Chl-a データの散布図。 b) 海表面と深度 5m における採水 Chl-a を 2 層鉛直平均した Chl-a 濃度と補正後の衛星 Chl-a データの散布図。

本発表では、一例として 2015 年における夏季から秋季にかけて衛星観測によって捉えられた赤潮の動態解析結果を報告する。図 3 は、5 月～7 月の衛星 Chl-a 分布が湾東部ほぼ全域に

わたって捉えられている時の日平均マップである。10 $\mu\text{g/L}$ 以上の高濃度 Chl-a 域(赤潮水塊)について注目してみると、5 月中旬以降に湾奥で赤潮水塊が発生しており、その後岸に沿って赤潮水塊の分布が維持されており、6 月上旬には一旦消滅している。その後、Chl-a 濃度が全体的に低下した傾向が継続するものの、沿岸域でパッチ状の赤潮水塊が断続的に発生しているようである。7 月中旬より徐々に湾奥全体の Chl-a 濃度が上昇していき、7 月 17 日に近畿地方に最接近した台風第 11 号(Nangka)が襲来後の 7 月 20 日になると、堺泉北港付近に形成域が移動していた。このような状況は沿岸域に配置されている水質定点自動観測による Chl-a 濃度の時系列データとも整合性がとれていた。

風襲来後 1 週間後の 7 月 24 日には(図 4)、湾東部で平均して Chl-a 濃度が約 5 $\mu\text{g/L}$ であった状況が、13:00 には湾奥で赤潮水塊が出現していた。翌日 7 月 25 日の 9:00 には、大阪湾東部中央部で赤潮水塊が形成されており、12:00 には東部全域をほぼ覆う大規模な植物プランクトンブルームが発生していたことがわかった。このような現象は、2014 年の台風襲来時にも観測されている。2014 年 8 月の解析結果では、10 日に近畿に最接近した台風 11 号の約 1 週間後に、高濃度(10 $\mu\text{g/L}$ 以上)の Chl-a 水塊が湾奥において大規模に発生していた。その後 1 週間近くは少なくとも沿岸域においては赤潮が継続し、この間は淀川の河川流量が非常に多かった。このように、台風襲来約 1 週間後に、大阪湾奥を中心に大規模な植物プランクトンのブルームが発生することがわかった。このブルームは、淀川流域の降水量および最下流の流量に影響される可能性が示唆された。

【結論】

埋立地周辺の水域に注目して赤潮水塊がどのように移流・拡散され、消えていくのかという赤潮の動態(発生から消長)を明らかにするため、近年利用が開始された静止海上衛星の毎時観測による高解像度 GOCI プロダクトの衛星 Chl-a を解析した。また、衛星 Chl-a を質・量的に向上させるため、関係機関による定点 Chl-a や採水 Chl-a といったグラウンドトゥールズを収集し、赤潮が多発する 8 月と 11 月にターゲットを絞り埋立地周辺海域を含む大阪湾東部海域において現場観測・採水を実施した。そして、これらのグラウンドトゥールズと衛星観測データの推定誤差を最小にする補正式を作成した。整備した衛星 Chl-a を解析した結果、その時空間変動は、定点 Chl-a の時系列データと整合性がとれており、衛星観測によって湾奥における沿岸域の Chl-a 濃度の季節内変化がうまく捉えられていた。本研究で注目した大阪湾奥の埋立地周辺においても、5 月中旬から 6 月上旬や 7 月中旬以降に頻発する赤潮水塊の消長が衛星 Chl-a によって捉えられていた。特に、夏季における台風襲来前後の Chl-a 時空間変動を詳細に調べることができた。台風襲来約 1 週間後に、大阪湾奥を中心に大規模な植物プランクトンのブルームが発生しており、このブルームは淀川流域の降水量および最下流の流量に影響される可能性が示唆された。さらに、大阪湾奥の埋立地周辺における毎時の衛星観測データを用いれば、高濃度 Chl-a 域(赤潮水塊)の日変化を、例えば鉛直移動する習性を持つ *Heterosigma akashiwo* の動態を捉えることができると期待される。

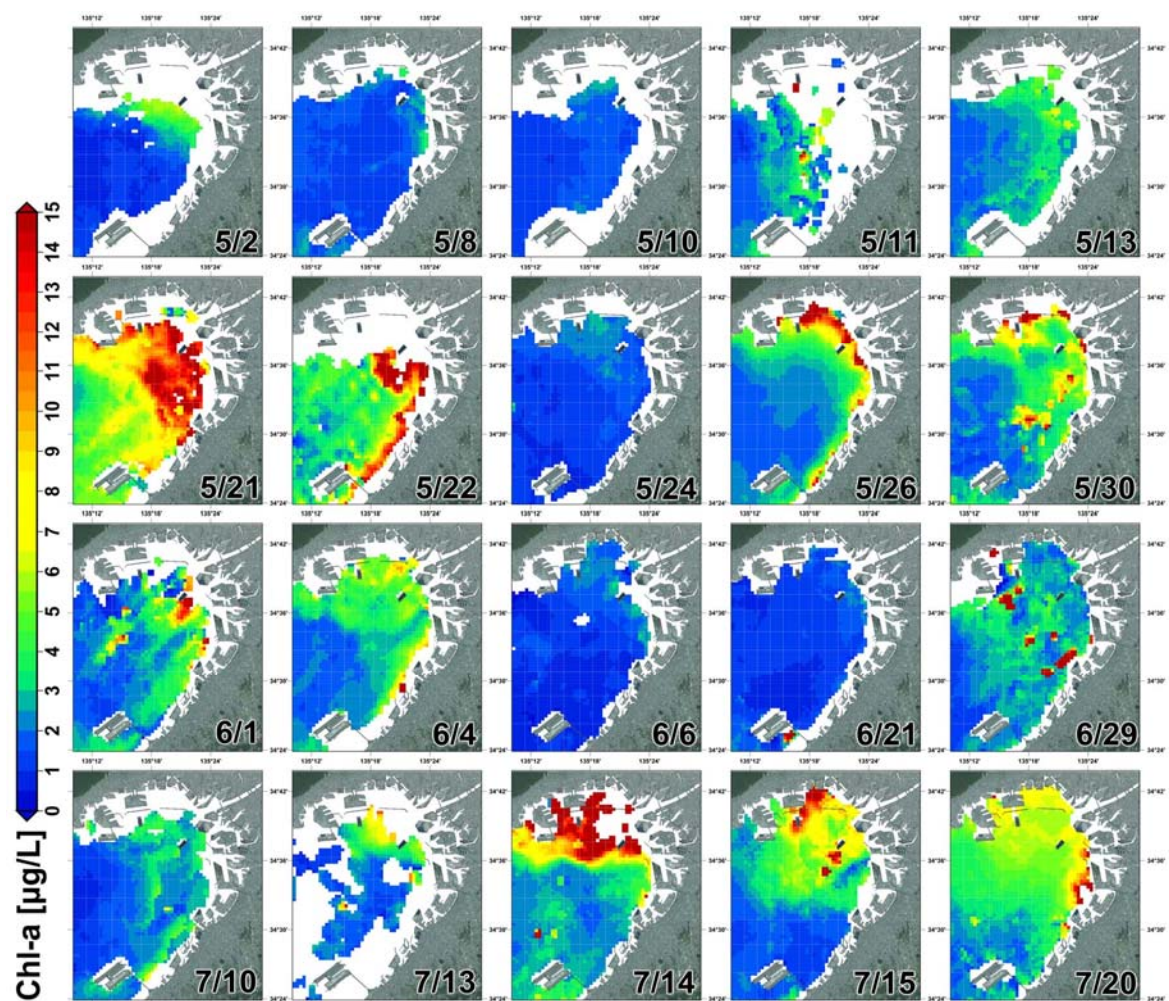


図3 2015年5月～7月の日平均衛星 Chl-a マップ(良好な衛星データが取得できた日のみ)。

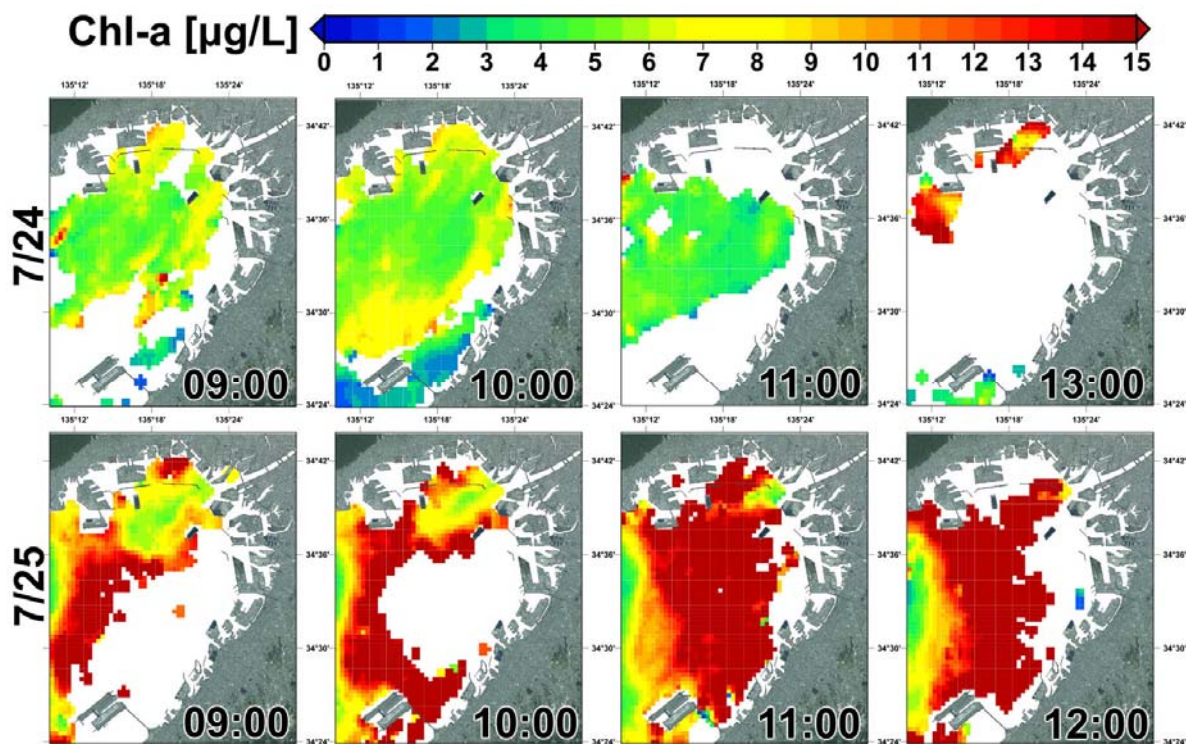


図4 2015年7月24日と7月25日における09:00～13:00における毎時の衛星 Chl-a マップ

系外からの負荷量・質変動が大阪湾海域の水質と 生物基礎生産に与えた影響について －微生物食物連鎖を含む概念型水質生態系モデルを用いた解析－

増田 貴則

鳥取大学大学院工学研究科 准教授

〔研究目的〕

7 次にあたる水質総量削減計画の実施により大阪湾海域へ流入する負荷の量や成分バランスは大きく変化してきたものと思われる。これまで大阪湾海域では栄養塩バランスや無機態の窒素・リン量の変化による生物生産への影響については議論されてきたものの、食物連鎖のもう一方の主要なルートである微生物食物連鎖(腐食連鎖)への影響や、その連鎖ルートを介した生物生産への影響についての研究はあまり行われてこなかった。

そこで、生食連鎖だけでなく微生物連鎖の役割も解析対象とした概念型の水質生態系モデルを構築し、水質総量削減計画等これまでの政策による流入栄養塩の量的削減および質的变化が大阪湾海域の生物基礎生産や水質にどういった方向の変化圧を与えた可能性があるかを解析することを研究目的とする。

〔研究方法〕

本研究では、過去の流入負荷の生物利用可能成分の推移を推定するための文献調査、および、微生物食物連鎖を踏まえた食物連鎖モデルの構築とそのモデルを用いた解析を行った。

陸域からの流入負荷(発生負荷)の発生源は、大きくは生活系、産業系、その他系に分けられる。この研究では、有機物の分解性に焦点をあて、文献データベース等を用いて COD/TOC 比、BTOC/TOC 比、RTOC/TOC 比等の情報について調査と整理を行った。また本研究では、大阪湾に流入する負荷量(発生負荷量)の負荷源別の推移を文献に求めるとともに、不明なものについては推定を試みることとした。また、これに生分解性成分比率を考慮することで、生物利用可能態の流入負荷量の推移を求めた。

さらにこの研究では、簡単のため大阪湾海域を滞留時間 60 日のワンボックスモデルとし、微生物食物連鎖を含む水質生態系モデル(図 1)を用いて、大阪湾海域への系外からの負荷(陸域からの負荷)の量と質の長期的な変化が、水域の生物基礎生産量や水質におおまかにはどのような変化を与えた可能性があるのかを解析することとした。

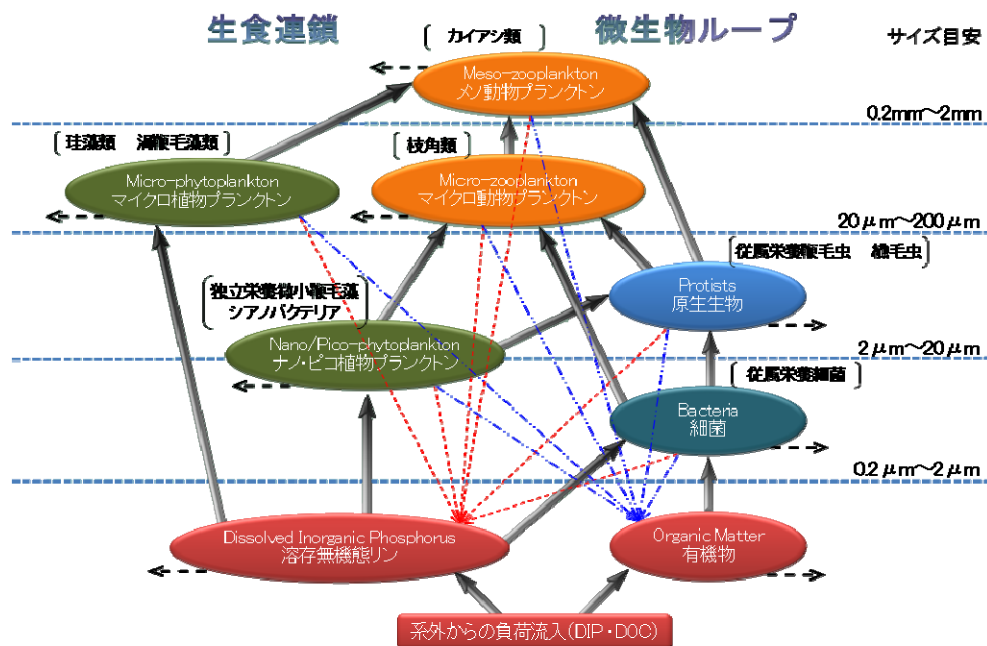


図 1 検討に用いる食物網モデル（加藤，増田 2014 を改変）

【結果と考察】

1) 大阪湾海域への流入負荷量の推移

大阪湾に流入する負荷量（発生負荷量）の詳細な発生源別推移は，平成 6 年度以前の値が不明瞭であった．既存の統計・文献値を用いた発生割合等を推定することで，本研究で整理・推定した発生源別負荷量の推移の一例を示す（図 2，図 3）．

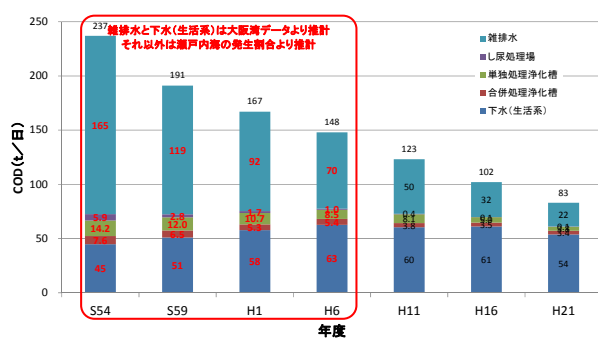


図 2 大阪湾における生活系の発生源別 COD 発生負荷量推移の推定結果

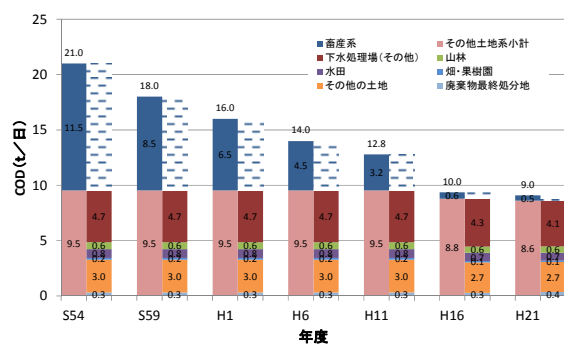


図 3 大阪湾におけるその他系の発生源別 COD 発生負荷量推移の推定結果

さらに，これらの推定結果を生態系モデルに用いるために TOC の量に換算したうえで，各発生源別の生分解比率をかけあわせることにより推定した大阪湾への生分解性および難分解性炭素負荷量の推移を示す（図 4）．易分解性炭素の減少が大きく，難分解性炭素の比率が上昇していることが示された．

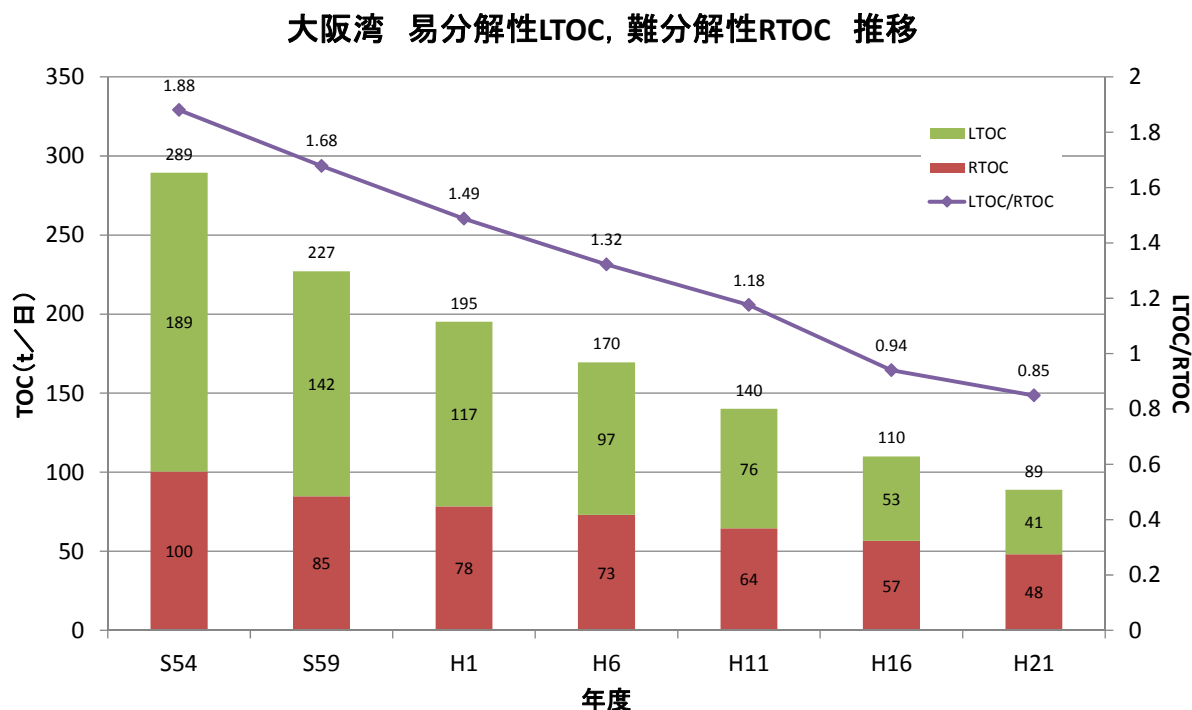


図 4 大阪湾における TOC 発生負荷量の分解性別推移
(LTOC：易分解性, RTOC：難分解性)

2) 生態系モデルを用いた生物生産および水質の検討

流入リンと炭素の量に変化する場合を想定して、生態系モデルを用いて解析した。バイオマス量の合計および TOC 濃度についての計算結果を示す（図 5，図 6）。なお，ここでは，系外負荷特性に応じて変化する両連鎖と水界の生物生産性の関係について考察することを目的としている。魚類等のプランクトン食生物の餌資源となりえるサイズが比較的大きな生物として，メソ動物プランクトン，マイクロ動物プランクトン，マイクロ植物プランクトンのバイオマスの合計を生物生産量とした。グラフからは，リン流入量の変化に対して生産量が大きく変化していることが読み取れる。他方，炭素流入量の変化に足しては生産量の変化はほとんどなく，食物連鎖構造に大きな影響を与えていないことが読み取れる。

TOC 濃度については，例えば図 6 右下のような流入リン量が高い領域では流入リン量と比例関係が見られるが炭素濃度との関係は小さく，一方で図 6 左上の流入炭素量が高い領域では流入炭素量と比例関係であるが流入リン量との関係は小さい傾向が見られ，水中 TOC 濃度と流入炭素量および流入リン量の関係が単純ではないことが示された。

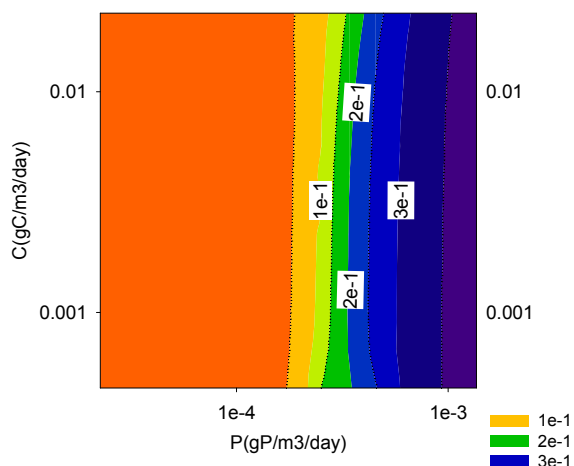


図5 流入炭素およびリン量
とバイオマス量 (gC/m³) の関係

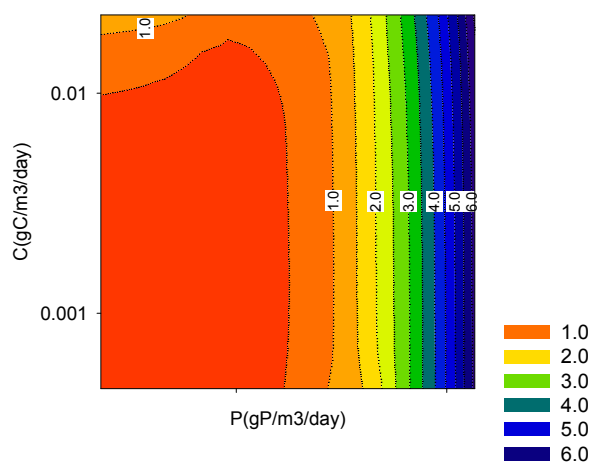


図6 流入炭素およびリン量
と TOC 濃度 (gC/m³) の関係

[結論と今後の課題]

本研究では、大阪湾海域における発生負荷量のうち有機物の生分解性比率の経年変化を推定した。結果、易分解性成分／難分解性成分比率は昭和 54 年度から平成 21 年度までで、1.88 から 0.85 まで低下し、易分解性成分の比率が大きく下がってきたことを示すことができた。また、有機物に起点をもつ微生物食物連鎖を含んだ生態系モデルを用いて大阪湾海域への炭素、リン流入負荷量と水質および生物生産の関係をワンボックスモデルで分析したところ、解析の流入負荷量範囲内では、流入リン量と水質および生物生産量がほぼ比例関係にあり流入炭素量の変動の影響はほぼ受けていないことが示された。ただし、本研究ではワンボックスモデルを用いたため、大阪湾海域の実態からかけ離れている可能性がある。陸域からの負荷を直接的に受ける海域では水塊あたりの流入負荷量が本計算よりはるかに大きいことが想定されるため、その点の改善が必要である。また、現段階では、食物連鎖を通した生物間の物質収支がどのように変化しているかまでは解析していないため、流入炭素量およびその生分解性の変化が上位栄養段階生物へのエネルギー・物質フローを求めることで、有機物を起点とした微生物食物連鎖の上位生物への影響を評価する必要がある。

今後は、昭和 54 年以前の流入負荷量の状況を推定するとともに、その範囲とボックス間の物質移動を考慮したモデル分析を行うことが課題である。また、炭素以外の生物利用可能態量や現存あるいは流入生物量が変化した場合に、水域の生物生産量や物質収支がどのように変化する可能性があるのかを解析する予定である。

[参考文献]

大阪湾環境データベース, kouwan.pa.kkr.mlit.go.jp/

加藤伸悟・増田貴則 (2014), 土木学会論文集 G(環境), Vol.70, No.7, III_389-III_401.

増田貴則(2015), 第 18 回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp.95-96.