

— 論 文 —

諫早湾調整池から排水された 高濁度水の湾内における短期的な挙動の解明*

小森田 智大¹・梅原 亮¹・田井 明²・高橋 徹³・堤 裕昭¹

要 旨

諫早湾潮受け堤防からの排水の挙動を捉えるために、諫早湾内に9定点を設け、2012年9月18日から19日にかけて合計6回の高頻度観測を実施した。調整池の懸濁粒子(SS)および懸濁態有機炭素(POC)濃度に排水量($2.3 \times 10^6 \text{ m}^3$)を乗じて算出した排出量は $326 \times 10^6 \text{ g}$ (SS)および $13.3 \times 10^6 \text{ g}$ (POC)と見積もられた。一方、これらの排出量は、排水後の排水門近傍における増加量の16%ならびに25%に過ぎず、排水時には堆積物の再懸濁が顕著である可能性が示された。水柱のSSおよびPOC濃度の時間変化とストークスの最終沈降速度をもとに検討したところ、SSについては少なくとも水柱に3時間懸濁したことから、 $10 \mu\text{m}$ より小さい粒子が主であり、POCは排水から3時間後には濃度が排水直後の2割程度にまで低下したことから、POCの約8割が沈降により水柱から除去される大型の粒子(粒径: $10 \mu\text{m}$ 以上)であった可能性が高い。炭素安定同位体比の観測結果によると、排水から3時間後、排水門近傍の水柱に残されたPOCの8から10割が調整池由来の有機物であることが示された。さらに、排水から21時間後には、湾内に低塩分水のパッチが観測されなかったことから、粒径が $10 \mu\text{m}$ 未満の小型粒子は下げ潮時に湾外へと流出する可能性が示唆された。

キーワード: 諫早湾, 高濁度水, 懸濁粒子

1. はじめに

九州西岸の有明海に位置する諫早湾の奥部には、諫早湾干拓事業により潮受け堤防が建設された。諫早湾干拓事業が着工された1990年以降、有明海奥部海域ではア

サリやタイラギをはじめとする魚介類の減少や、赤潮の大規模化・長期化(堤ら, 2003)、および貧酸素発生域の拡大(堤ら, 2007)などが深刻な社会問題に発展している。1997年の潮受け堤防の締め切りによって、諫早湾奥部の3,500 haの水域が淡水化し、内部の生物層に大きな変化をもたらした(佐藤, 2000)、水質については全窒素や全リン濃度が3から4倍程度上昇した(佐々木, 2005)。さらに、淡水化した調整池の内部では有毒藍藻類である*Microcystis* sp.が大規模なブルームを起こし、有毒物質であるMicrocystinが生産されている(Umehara *et al.*, 2012)。潮受け堤防内の調整池では、堤防内の水位を海拔-1 mの高さに調節するために、

* 2013年5月23日受理; 2013年7月30日受理

著作権: 日本海洋学会, 2014

¹ 熊本県立大学環境共生学部 〒862-8502 熊本市東区月出3-1-100

² 九州大学高等研究院 〒819-0395 福岡市西区元岡744番地

³ 熊本保健科学大学保健科学部 〒861-5598 熊本市北区和泉町325

連絡著者: 小森田 智大 TEL: 096-321-6718

e-mail: komorita@pu-kumamoto.ac.jp

干潮時に2カ所の排水門を通して諫早湾へと年間約 $4 \times 10^8 \text{ m}^3$ の淡水が排出されていることから (佐々木, 2005), 有毒物質の沿岸域への流出が懸念されている (Umehara *et al.*, 2012)。潮受け堤防からの排水は, 排水門の近傍のみならず, 諫早湾湾口部における表層流の流動特性にも影響を与え (多田ら, 2007), 諫早湾奥部から供給される物質は, 有明海奥部海域へと供給される可能性が高い (田井・小松, 2013)。このことから, 有明海全域の海洋環境を総合的に捉えるためには, 排水による影響の定量的評価が基礎的知見として必要である。

諫早湾干拓事業の影響が最も顕著であることが予想される諫早湾においては, 湾口部における潮流調査 (中村ら, 2002; 多田ら, 2007; 坪野ら, 2009; 田井ら, 2012), 溶存酸素濃度の高頻度観測 (多田ら, 2007) や低塩分水の分布 (多田ら, 2010; 齋田ら, 2010), 湾全体の海水交換 (齋田ら, 2006), 堆積物の間隙水中および粒子吸着態のアンモニア態窒素濃度の分布と物質循環への影響 (手塚ら, 2012), 海底堆積物の粒度組成および化学組成 (李・松永, 2010) について, 精力的に調査・研究が進められてきた。諫早湾においては, 潮受け堤防からの排水に伴い大量の懸濁物質が供給されると想定されるが (佐々木, 2005), 排水に関する現地調査の報告は限られている (多田ら, 2010)。2010年12月, 福岡高等裁判所の判決により, 諫早湾干拓事業が諫早湾およびその近傍を含む有明海の環境に及ぼす影響を解明するために,

諫早湾の潮受け堤防の中長期開門調査を実施することが確定した。中長期間開門された場合に, 開門前後における諫早湾ならびに有明海の環境変化を定量的に評価することは, 有明海の海洋生態系を本質的に理解するための重要な知見となる。

本研究では, 中長期開門調査の前段階 (2012年9月) の諫早湾内において, 諫早湾潮受け堤防からの排水前後に水温, 塩分, 懸濁粒子濃度 (SS), 懸濁態有機炭素濃度 (POC), POCの炭素安定同位体比 ($d^{13}\text{C}$) についての面的観測を実施した。これらの結果をもとに, 排水門の近傍において, 淡水, SSおよびPOCの増加量を推定し, 調整池のSSおよびPOC濃度を元に算出した調整池からの理論的な排水量と比較することで, 排水の特徴を評価する。さらに, SSとPOCの時間変化の違いを比較するとともに, $d^{13}\text{C}$ に基づき調整池由来の粒状有機物の寄与率を推定した。以上の結果をもとに, 調整池から排水された高濁度水に含まれるSSおよびPOCの短期的 (数時間~1日スケール) な挙動について考察する。

2. 材料と方法

2.1 調査域

諫早湾は有明海奥部海域の西部に位置する内湾であ

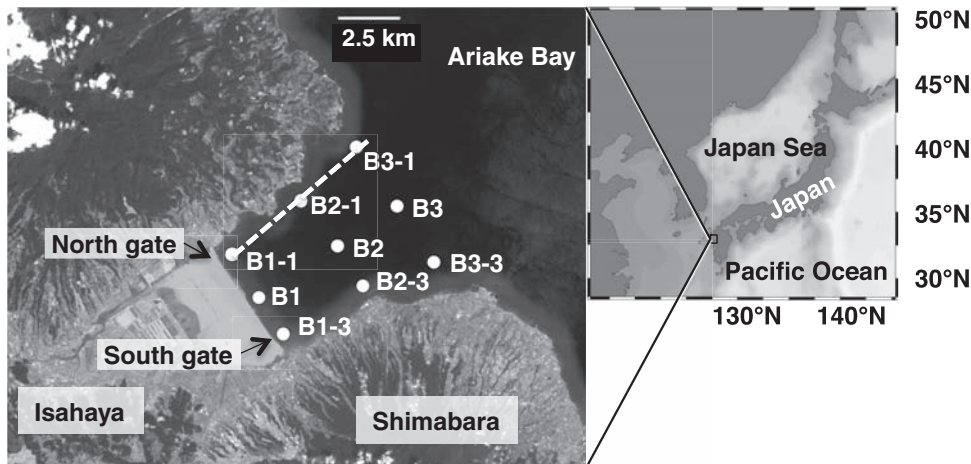


Fig. 1. Study area and sampling locations. The dashed line indicates the vertical transect.

り、調整池を除いた湾の面積は約 65 km²である（佐藤, 2000）。平均水深は湾口部で 10 m であり、大潮時の潮位差は 5 m に達する。海拔 -1 m の高さに水面を保つために、調整池の水深は 1.5 m から 1.8 m に調整されており、排水は北部排水門と南部排水門のいずれかを通して諫早湾へと排出される（Fig. 1）。今回調査を行った 2012 年 9 月においては、北門および南門からそれぞれ 2 回ならびに 9 回の合計 11 回排水されている（Fig. 2）。本研究では北門から 2.3×10⁶ m³ の排水があった 9 月 18 日から 19 日にかけて、9 調査定点を設けて合計 6 回の高頻度観測を実施した（Fig. 3）。

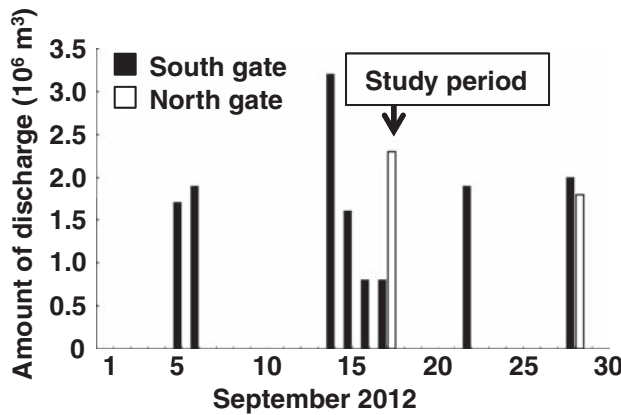


Fig. 2. Amount of fresh water discharged from north and south gates in September 2012.

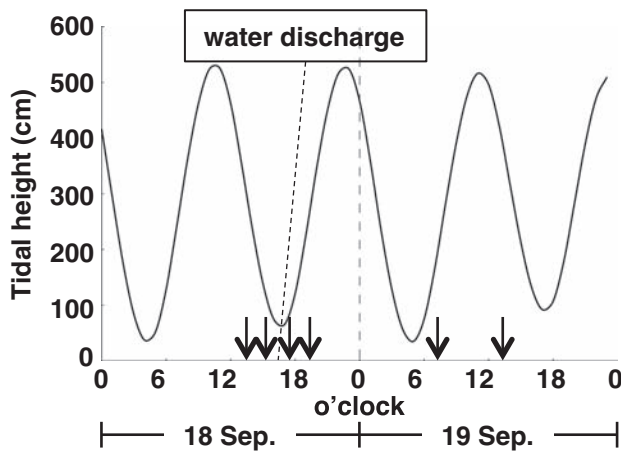


Fig. 3. Time series variation of the tidal height. Arrows indicate each sampling instance.

2.2 調査方法

調査は 2012 年 9 月 18 日から 19 日にかけて、諫早湾調整池から排水される前後に合計 6 回の面的観測を 2 隻の調査船により行った。観測の直前（9 月 18 日 11 時）には、排水される水質を特定するために、北門の内側で採水した。全測点において、多項目水質計（YSI 6600）を用いて、水深に応じて 0.5 または 1 m 間隔で水温、塩分を測定した。海水試料は、各測点の水深に応じて表層から鉛直方向に 0 m, 2 m, 5 m, 10 m および海底から上方 1 m 層で採取した。海水試料の測定項目は、懸濁粒子濃度（SS）、懸濁態有機炭素（POC）、および POC の炭素安定同位体比（d¹³C）とした。

懸濁粒子用に採水したサンプルは、それぞれ 500 mL の海水サンプルを、450°C にて 4 時間強熱したガラスフィルター（GF/F, Whatman 0.7 μm）で吸引濾過した後、フィルターをアルミホイルで包んで凍結保存した。その後、凍結乾燥し、重量を計測した。重量測定後、それぞれのフィルターは、塩酸を用いて無機炭酸塩を除き、凍結乾燥後、元素分析計（NC-2500）で POC 濃度を測定し、元素分析計に接続された質量分析計（DELTA plus, Thermo Fisher Scientific）で d¹³C を測定した。d¹³C は、以下の式を用いて示した。

$$d^{13}C = [R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}} - 1] * 1000 (\text{‰})$$

ここで、R は同位体比（¹³C/¹²C を）を示し、Sample は測定試料の同位体比、Standard は標準物質（PDB）を示す。

2.3 データ解析

淡水の割合（FW）は、塩分（S）を基準として以下の式により算出した。

$$FW = (S_{\text{sample}} - S_{\text{seawater}}) / S_{\text{seawater}}$$

ここで、sample および seawater はそれぞれ実測値および今回の調査時における最大値（31.1）を示す。

諫早湾内における物質量を算出するために、諫早湾

(面積 65 km²) を 9 分割し, 1 調査定点の影響範囲を 7.2 km² とした。調査当日, 排水が行われた北門近傍の調査定点 (Stn B1-1) における淡水, SS および POC の現存量は各層の実測値から積算値を算出し, 影響範囲 (7.2 km²) を乗じて北門近傍における絶対量を算出した。排水に伴う絶対量の増加量は, 排水前後の差分により算出した。また, 調整池の濃度と排水量を元にした懸濁物排出量の理論値は, 排水量 (2.3×10⁶ m³) に対して, 調整池の SS 濃度 (141 mg L⁻¹) および POC 濃度 (5.8 mg L⁻¹) を乗じて算出した。

調整池から排出された POC の寄与率 (Contribution) は, 炭素安定同位体比 (d¹³C) による 2 エンドメンバーのミキシングモデルを用いて, 以下の式により推定した。

$$\text{Contribution} = (d^{13}\text{C}_{\text{sample}} - d^{13}\text{C}_{\text{sea}}) / (d^{13}\text{C}_{\text{res}} - d^{13}\text{C}_{\text{sea}})$$

ここで, d¹³C_{sample} はそれぞれのサンプル, d¹³C_{sea} は今回の調査時における最大値 (-18.8 ‰), d¹³C_{res} は調整池の採水試料の同位体比 (-25.7 ‰) とする。

3. 結果

3.1 排水に伴う水質の変動

潮受堤防北部排水門 (以下, 北門) から, 9 月 18 日 16 時頃に排水が行われ, その 1 時間後の 17 時の観測により諫早湾への排水が確認された (Fig. 4)。排水された北門の周辺では, 淡水流入に伴う低塩分層が顕著であり, 一時的に表層水の塩分が 10.6 まで低下した (Fig. 4a)。鉛直断面図によると, Stn B1-1 における塩分は全層で低下したものの, 底層の塩分は 25 と比較的高く, 塩分層が形成された (Fig. 4b)。排水から 3 時間経過した後においても (19 時), 上げ潮への転流時であったことから (Fig. 3), 低塩分水のパッチは移動することなく Stn B1-1 のみで確認された (Fig. 4a)。この時の鉛直的な特徴として, Stn B1-1 の底層水の塩分は 28 程度にまで上昇したが, 強固な塩分層は保持されたままであった (Fig. 4b)。排水から 21 時間後 (19 日 13 時), 湾内には低塩分水が残っておらず, 全域で塩分が 29 程度となり, 排水前と同程度になった。

懸濁粒子 (SS) 濃度についても, 17 時の観測では排水

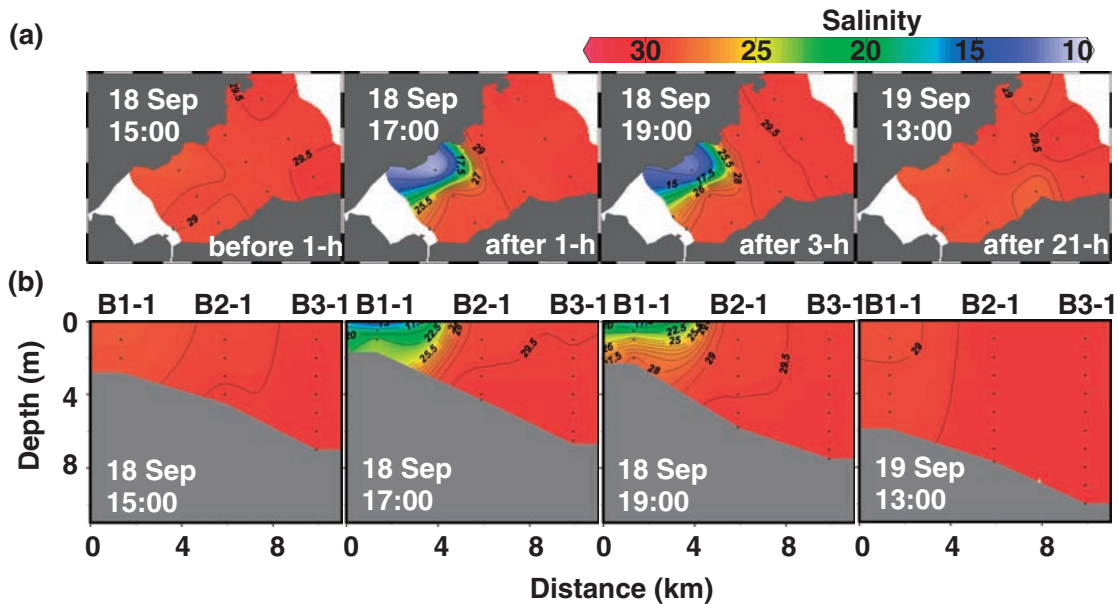


Fig. 4. (a) Spatial distribution and (b) vertical distribution along the north transect line of salinity at each sampling instance.

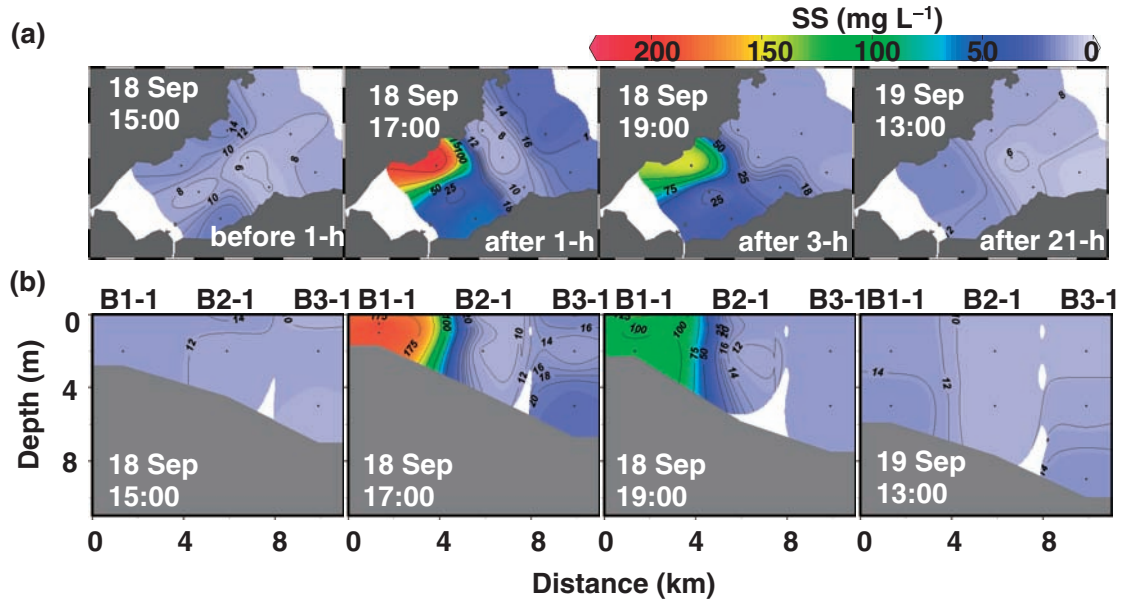


Fig. 5. (a) Spatial distribution and (b) vertical distribution along the north transect line of SS concentration at each sampling instance.

に伴い北門近傍 (Stn B1-1) において 170 mg L^{-1} に達し (Fig. 5a), 排水から3時間後においても 151 mg L^{-1} と排水の影響を強く反映し, 影響範囲は北門近傍に限られていた。塩分との大きな違いは, 表層から底層まで全層で均一な点である (Fig. 5b)。排水から21時間後 (19日13時), 湾内のSS濃度は全域で $10 \sim 14 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲内に収まり, 排水前と同程度となった。

排水直後における懸濁態有機炭素 (POC) 濃度の分布は, SSと同様に北門近傍で高く (最大 6.5 mg L^{-1}), 全層で均一であった (Fig. 6a, b)。さらに, 排水から21時間後において, 排水前と同程度の低濃度になった点も同様の傾向であった。これに対して, 排水から3時間後のPOC濃度は, 北門近傍における最大値でも 1 mg L^{-1} と, 排水直後の2割程度に至った (Fig. 6a)。

懸濁態有機炭素の炭素安定同位体比 ($d^{13}\text{C}$) については, 排水の1時間前 (18日15時) の時点で, 湾奥部の定点 (Stn B1-1 ~ B1-3) で -21‰ 程度と, 湾口部の定点 ($-18 \sim -20 \text{‰}$) に比べて低い値を示した (Fig. 7a)。排水に伴い, 北門近傍の定点の全層で $d^{13}\text{C}$ は -24‰ まで低下した (Fig. 7a, b)。 $d^{13}\text{C}$ の時間変化はPOC濃度と異なり, 排水から3時間後においても, 北

門の近傍では $d^{13}\text{C}$ が低く, 調整池 (-25.6‰) の影響を強く反映した。この時の鉛直的な特徴は, 塩分の分布と類似しており (Fig. 4b), 塩水の遡上により底層では $d^{13}\text{C}$ が上昇する傾向が示された。

Fig. 8は, 2エンドメンバーのミキシングモデルにより算出した調整池由来のPOCの寄与率を示す。調整池由来の有機物の寄与率は, 排水直後で0.6程度であったものの, 3時間後に最大となる0.9を北門近傍の表層で記録し, その他のパラメーターとは異なるパターンを示した。また, 排水の影響が弱い時間帯 (例えば排水前) でさえも, 諫早湾の奥部においては寄与率が0.2以上であった。

3.2 北門近傍における絶対量の時間変化と湾全域に対する量的な寄与

北門近傍 (Stn B1-1) における淡水量, SS量, POC量の時間変化を Fig. 9に示す。全ての項目に共通した傾向としては, 排水直後に絶対量が3から10倍に増加した点である。淡水量およびSS量については, それぞれ比較的高い値を維持していた一方で, POC量については排水から3時間後には排水前とほぼ同程度にまで減少

した。また、排水の影響が直接的に反映されなかった時間帯（18日の17時, 19時以外）については、潮位変動

と同調する傾向が示された。SSおよびPOCの濃度を元に算出した調整池からの排

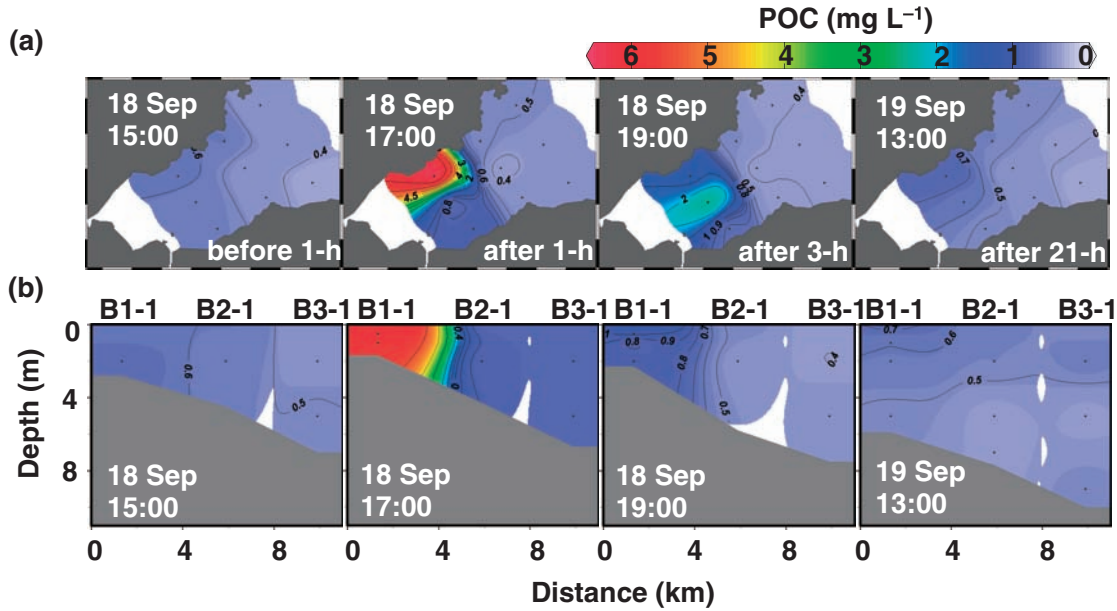


Fig. 6. (a) Spatial distribution and (b) vertical distribution along the north transect line of POC concentration at each sampling instance.

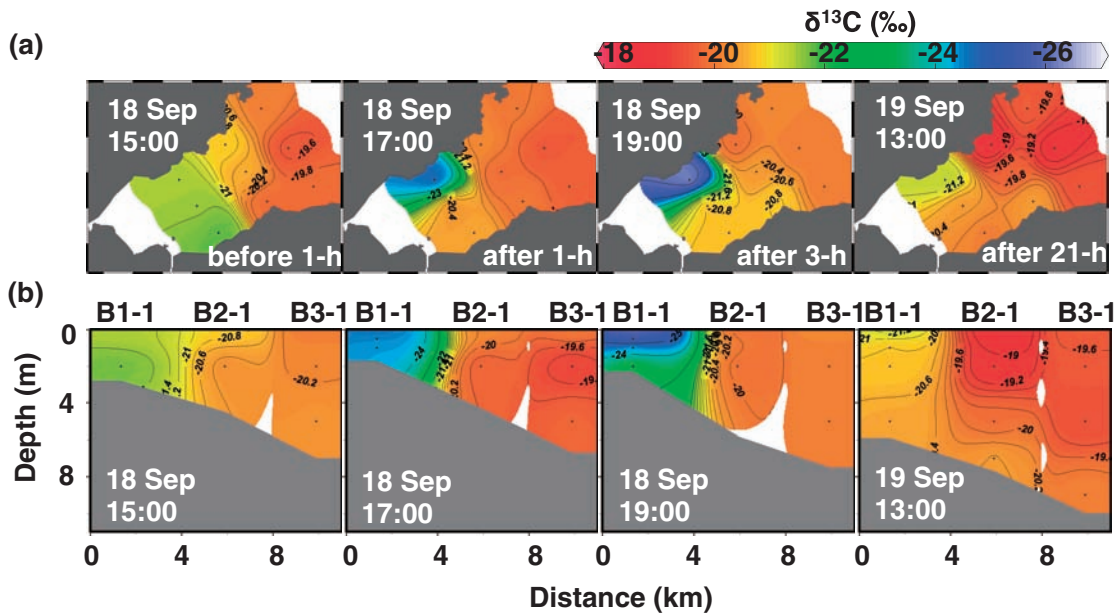


Fig. 7. (a) Spatial distribution and (b) vertical distribution along the north transect line of stable carbon isotope ratio of POC at each sampling instance.

水量の理論値、北門近傍における絶対量の増加量、および排水が直接影響していない時間帯（18日の17時、19時以外）における湾全体の絶対量の平均値を Table 1 に示す。濃度を基準とした排水量の理論値については、SS および POC 量それぞれ 326×10^6 g ならびに 13.3×10^6 g となった。北門近傍における増加量について、淡水量では 1.84×10^6 m³ と実際の排水量の 8 割程度であった一方、SS 量および POC 量についてはそれぞれ $2,386 \times 10^6$ g ならびに 61.7×10^6 g に達し、排水量の理論値に対してそれぞれ 6 倍ならびに 3 倍となった。さらに、絶対量の増加量は湾全体の絶対量の 26 % (POC) および 39 % (SS) に達した。

4. 考察

本研究では、9月18日の16時頃に排水が行われ、その1時間後の17時の観測時には諫早湾への排水の影響が観測された (Fig. 4)。排水された北門の周辺では、淡水流入に伴う低塩分化が顕著であり、一時的に表層水の塩分が 10.6 まで低下した (Fig. 4)。同時に、北門近傍の SS 濃度は最大で 170 mg L^{-1} に達し、POC につい

ても 6.45 mg L^{-1} に達した (Fig. 5 and 6)。排水から 3 時間後、北門近傍の表層水は依然として塩分が 15 と低い一方で、水深 2 m 層の塩分は 27 であり、強固な塩分層が形成された。齋田ら (2010) は、排水門からの排水の影響がない日の調査結果から、諫早湾湾口部の北側 (本研究の D3-1 近辺) において調整池の中央ポンプから排出されたと考えられる低塩分水 (27 程度) のパッチを検出したことから、下げ潮時に湾口部まで淡水が流出することを示している。これに対して、南門からの排水の挙動を漂流ブイにより追跡した研究では、排水後 4 時間程度までは目視可能な高濁度水のフロントを形成していたが、海陸風の影響を受けて波高が増大したことにより、フロントが目視で追跡できなくなったことが報告されている (多田ら, 2010)。本研究では、排水された高濁度水のパッチが下げ潮時に移流する時間帯 (9月19日の0時~6時頃) に観測していないため、懸濁粒子の湾外への流出過程を詳細に記載することができない。しかしながら、排水から 21 時間後の 9月19日 13 時には全域で SS および POC 濃度が排水前と同程度になっていたことから、少なくともこの間にこれらの物質が水柱から除去されたことは明らかである。

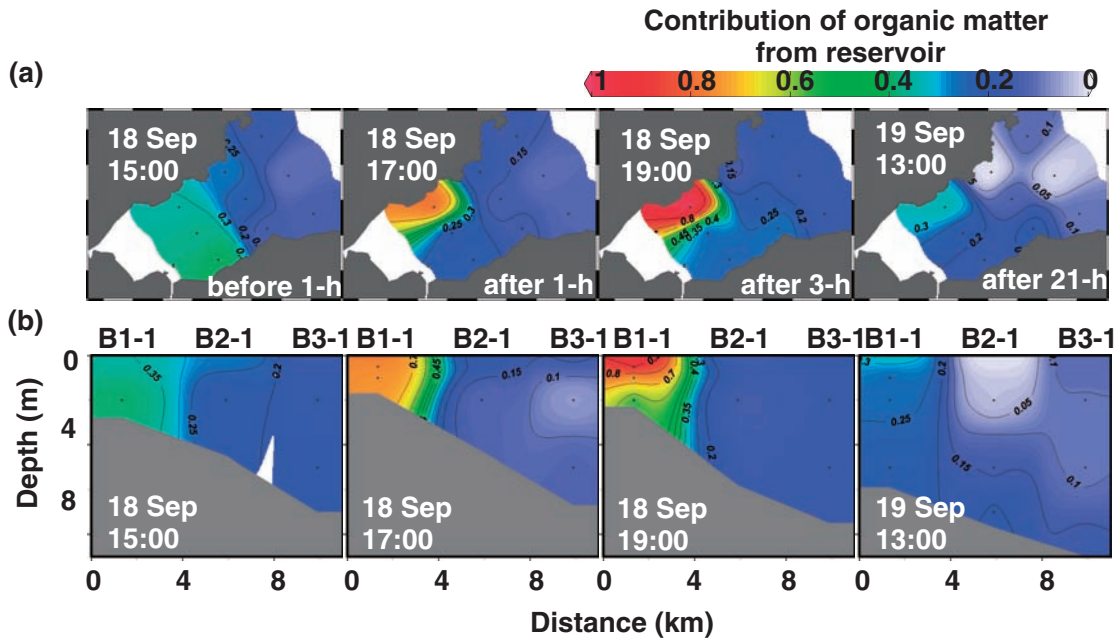


Fig. 8. (a) Spatial distribution and (b) vertical distribution along the north transect line of contribution of the organic matter derived from reservoir to POC at each sampling instance.

Table 1. Comparison between the amount of discharge estimated by the concentration in the reclaimed land and the amount for in front of the north gate (Stn B1-1) and whole in Isahaya Bay.

	Fresh water (10^6 m^3)	SS (10^6 g)	POC (10^6 g)
Discharge estimated by the concentration in the reservoir	2.3	326	13.3
Change of the amount in front of the North Gate	1.84	2,386	61.7
Mean amount whole in the bay without direct discharge	28.5	5,425	207.8

排水に伴う SS, POC の絶対量の変化を, 湾内における絶対量の平均値と比較したところ (Table 1), SS は 4 割を占め, POC 量としても 3 割に達した。淡水の増加量は調整池からの排水量 ($2.3 \times 10^6 \text{ m}^3$, Fig. 1) と同程度であり, 排出量とよく一致していた。これに対して, 排水量に調整池の SS 濃度 (141.7 mg L^{-1}) と POC 濃度 (5.80 mg L^{-1}) を乗じて試算した排出量は, 北門近傍における SS および POC 増加量の 2 割程度に過ぎなかった (Table 1)。これは, 堆積物の再懸濁によって引き起こされると考えられ, 水柱の SS および POC 増加量の 8 割を占める結果となった。

調整池内部の懸濁粒子は粒径が数 μm 程度の小型な粘土鉱物であることから (佐々木, 2005), 沈降速度が遅く水中に留まりやすいと考えられる。ここで沈降速度に対してストークス則の適用可能な範囲として, レイノルズ数 [$\text{Re} = vd/\mu$, v は流速 (cm s^{-1}), d は粒径 (cm), μ は海水の動粘性係数 ($\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$)] が 0.5 以下の場合, 粒子の形状に関わらずストークス則が成り立つ (Mann and Lazier, 2006)。すなわち, $\text{Re} = vd/\mu \leq 0.05$ の場合 (海水の動粘性係数は $0.01049 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$), 懸濁粒子の沈降速度は, ストークスの最終速度を v_s (cm s^{-1}) とし

$$v_s = (1/18) g d^2 (\rho_{\text{particle}} - \rho_{\text{water}}) / \mu$$

で表される。ただし, g は重力定数, ρ_{particle} および ρ_{water} はそれぞれ粒子ならびに海水の密度を示す。粒子の比重として無機鉱物の代表値をカオリンの比重である 2.6 g cm^{-3} とし, 海水の密度を 1.024 g cm^{-3} (20°C) とした

場合, 懸濁粒子径に対して粒子が水中を 1 m 沈降するために要する時間の変化を Fig. 10 に示す。本研究では, 少なくとも排水後の 3 時間, 粒子が懸濁していた (Fig. 5)。この観測値とストークスの最終沈降速度を照らし合わせると (Fig. 10), 粒子径が $10 \mu\text{m}$ 未満であれば粒子が 3 時間懸濁し続けることが可能であることがわかる。調整池の堆積物の中央粒径値は $4 \mu\text{m}$ 程度であり (梅原, 未発表), 諫早湾奥部においても堆積物の細粒化が進行しており, その中央粒径は $9.6 \mu\text{m}$ 程度である (李・松永, 2010)。これらの結果を総合すると, 排水直後の諫早湾奥部は水深が 1 m と浅く, 干潮時であることから半止水的な状態であっても, 調整池の堆積物由来の粒子であれば, 約 20 時間懸濁することが可能となる (Fig. 10)。そのため, 排水後 3 時間経過しても, SS の濃度 (Fig. 5) および絶対量 (Fig. 9b) に大きな変化が見られなかったと考えられる。

排水直後には, POC の増加量も湾全体の平均現存量の約 4 割を占めた一方で (Table 1), 排水の 3 時間後には, 濃度および現存量ともに排水前と同程度にまで低下ならびに減少した (Figs. 6 and 9)。POC が水柱から除去される要因としては, 移流, 分解および沈降が可能性として挙げられる。この間における移流については, 排水後には上げ潮に転じたことから湾外への流出は起きておらず, 調整池由来の POC については水平的なパッチの移動が見られないことから (Fig. 7), その可能性は低いと言える。分解については, 有明海西部海域の高濁度水中において, SS 濃度が 100 mg L^{-1} の時の酸素消費速度が $0.3 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ に達することが室内実験により報告されている (阿部ら, 2003)。これが全て好

氣的に分解されているとすれば、炭素等量で $0.11 \text{ mg C L}^{-1} \text{ h}^{-1}$ となる。この値を本研究において適用すると、本研究で得られた POC の最高値 (65 mg L^{-1}) の 2 % 未満に過ぎないことになる。そのため、分解の卓越により POC 濃度が低下したことも考えにくい。沈降による

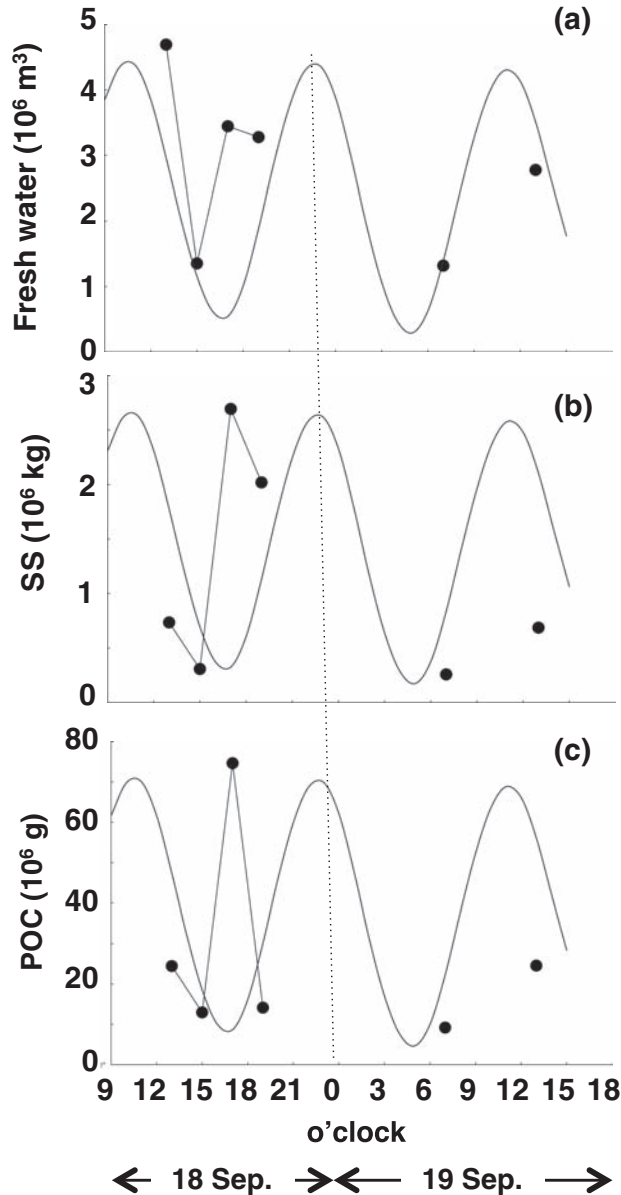


Fig. 9. Time series variations of amount of (a) fresh water, (b) SS, and (c) POC at the front of north gate (Stn B1-1). Curved lines indicate the relative tidal height during the sampling period.

POC の除去が主であるとする、本研究では排水から 3 時間以内に POC の約 8 割が沈降したこととなる (Fig. 6)。これは、排水に伴い供給された有機物の約 8 割の粒子が $10 \mu\text{m}$ より大きければ可能となる (Fig. 10)。これらのことを総合すると、POC の粒径分布は $10 \mu\text{m}$ 以上の大型粒子と、SS と同様の $10 \mu\text{m}$ 未満の小型粒子の二峰型であることが想定される。本研究域のように塩分が大きく変化する条件下では、電気的な凝集による粒子径の増大と沈降速度の上昇が予測される (例えば、内山ら, 2011, 一見ら, 2012)。今後の課題として、排水時における凝集作用の寄与について検討する必要がある。

北門近傍における有機物の濃度 (POC) に対して有機物の質 ($d^{13}\text{C}$) は、排水から 3 時間後では排水直後に比べて調整池由来の有機物による寄与率がほぼ 100 % となった (Fig. 8)。上述の POC と SS の時間変化の違いに関する考察から、排水から 3 時間経過した段階で水柱に懸濁している POC は全体の約 2 割に相当し、その粒径が $10 \mu\text{m}$ 以下の小型粒子である可能性が高いと考えられる。この SS および POC の湾外への流出過程については詳細な検討が必要であるものの、粒子径をもとに懸濁時間を考慮すると、調整池由来の SS および POC は水深 1 m を沈降するだけでさえも、3 ~ 20 時間を要することとなり、下げ潮時に湾外へと流出する可能性が高い。この結果として、排水から 21 時間後には塩分や SS, POC に関しては湾奥部を残して調整池からの影響が見られなくなったと考えられる。

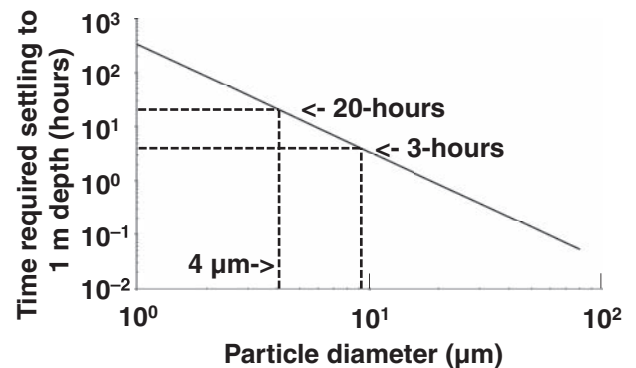


Fig. 10. Relationship between the particle diameter and time required for the particle to settle in the 1 m of water column based on Stokes' Law.

5. 結論

本研究では、面的観測を実施することにより、調整池からの排水を捉えることに成功した。理論的に推測された調整池からのSSおよびPOC排出量に対して、排水門近傍の増加量はそれぞれ4倍ならびに6倍に至った。この理由としては、排水に伴う堆積物の再懸濁の可能性が示された。SSについては、懸濁時間が少なくとも3時間継続したことから、10 μm 以下の細かな粒子が主である可能性が示唆された。これに対して、POCについては、排水から3時間後には約8割が沈降したことから、粒径が10 μm 以上の有機物が主体であった可能性が高い。POCの量としては、排水直後の2割程度にまで減少したものの、北門近傍におけるPOCの8から10割が調整池由来の有機物であり、これらの粒子は水柱を1 m沈降するために3～20時間程度を要する。このことを踏まえると、これらの粒子が下げ潮時には湾外へと流出する可能性が高いと考えられる。

謝辞

本研究の一部は、三井物産環境基金（代表者：堤裕昭）「豊饒の沿岸閉鎖性海域で発生する環境異変の原因究明と沿岸生態系回復策の提示（助成番号：R09-B118）」、科学研究費補助金（基盤研究B、代表者：堤裕昭）「有明海奥部海域における貧酸素水の発生メカニズム（課題番号：22310012）」、科学研究費補助金（基盤研究B、代表者：堤裕昭）「諫早湾における海水流動の変化が有明海奥部海域の環境と生態系に及ぼす影響の評価（課題番号：25281031）」、笹川科学研究助成（代表者：梅原亮）「諫早湾干拓調整池における有毒アオコ発生システムを含む物質循環の解明と開門による塩分上昇の影響（研究番号：24-718）」の助成を受けて実施された。調査を実施するにあたって、小長井漁業共同組合の松永氏、田實氏、有明町漁業協同組合の松本氏には調査船を提供して頂いた。熊本県立大学海洋生態学研究室の高田みはる、野村龍之介、折田亮、松本麻里、竹中理佐、田崎克、中野由郁、橋口由衣、村中志帆、および九州大学環境流体力学研究室の久野彰大の諸氏には野外観測およびサンプルの一次処理に際して全面的な協力を得た。2名の匿名

査読者からは本稿に対して的確な助言を頂いた。この場を借りて、感謝の意を表す。

References

- 阿部淳, 松永信博, 児玉真央, 徳永貴久, 安田秀一 (2003): 有明海西部海域における高濁度層の形成と酸素消費過程. 海岸工学論文集, **50**, 966-970.
- 一見和彦, 濱口佳奈子, 山本昭憲, 多田邦尚, 門谷茂 (2011): 新川・春日川河口干潟域 (瀬戸内海備讃瀬戸) におけるリンの収支. 沿岸海洋研究, **48**, 167-178.
- 李洪源, 松永信博 (2010): 諫早湾の底泥環境特性. 土木学会論文集B, **66**, 321-334.
- Mann, K. H. and J. R. N. Lazier (2006): Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the ocean. Blackwell Publishing, Victoria, 496 pp.
- 中村武弘, 矢野真一郎, 多田彰秀, 野中寛之, 亀井雄一 (2002): 諫早湾湾口部における流況の現地観測. 海岸工学論文集, **49**, 396-400.
- 齋田倫範, 田井明, 橋本彰博, 大串浩一郎, 多田彰秀, 松永信博, 小松利光 (2010): 諫早湾内における低塩分水の挙動に関する現地観測. 水工学論文集, **54**, 1543-1548.
- 齋田倫範, 矢野真一郎, 田井明, 小松利光 (2006): 夏季小潮期の現地観測による諫早湾の海水交換に関する検討. 海岸工学論文集, **53**, 336-340.
- 佐藤正典 (2000): 有明海の生きものたち: 干潟・河口域の生物多様性. 株式会社海遊社, 東京, 396 pp.
- 佐々木克之 (2005): 2章 開発行為, p. 39-48. 有明海の生態系再生をめざして, (編) 日本海洋学会, 恒星社厚生閣, 東京.
- 田井明, 小松利光 (2013): 諫早湾奥からの物質輸送過程と有明海異変に関する考察. 土木学会論文集B1 (水工学), **69**, I_1375-I_1380.
- 田井明, 扇塚修平, 齋田倫範, 多田彰秀, 堤裕昭, 小松利光 (2012): 諫早湾口北部周辺の流動特性について. 土木学会論文集B1 (水工学), **68**, I_1687-I_1692.
- 多田彰秀, 竹ノ内健太, 染矢真作, 坂井伸一, 水沼道博, 中村武弘, 坪野孝樹 (2007): DBF 海洋レーダ観測に基づく諫早湾湾口部の表層流動特性について. 海岸工学論文集, **54**, 391-395.
- 多田彰秀, 中村康裕, 阿部和也, 田井明, 鈴木誠二, 中村武弘 (2010): 淡水流入が諫早湾の水質動態に及ぼす影響について. 土木学会論文集B2 (海岸工学) 特集号, **66**, 366-370.
- 手塚公裕, 片野俊也, 濱田孝治, 加端, 日野剛徳, 速水祐一, 伊藤祐二, 大串浩一郎 (2012): 諫早湾および隣接する調整池における底質の栄養塩分布. 海の研究, **21**, 69-81.
- 坪野孝樹, 吉井匠, 松山昌史, 坂井伸一, 多田彰秀 (2009): 海陸風と海洋レーダで観測された諫早湾口周辺の日周潮流速. 土木学会論文集B2 (海岸工学) 特集号, **65**, 401-405.
- 堤裕昭, 岡村絵美子, 小川満代, 高橋徹, 山口一岩, 門谷茂, 小橋乃子, 安達貴浩, 小松利光 (2003): 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係. 海の研究, **12**, 291-305.
- 堤裕昭, 堤彩, 高松篤志, 木村千寿子, 永田紗矢香, 佃政則, 小森田智大, 高橋徹, 門谷茂 (2007): 有明海奥部における夏季の貧酸素水塊発生域の拡大とそのメカニズム. 海の研究, **16**, 183-202.
- 内山卓也, 山本浩一, 古谷貴子, 横山勝英, 関根雅彦, 濱田孝治 (2012): フロックカメラを用いた筑後川感潮域における懸濁物質の沈降特性に関する研究. 土木学会論文集B2 (海岸工学), **67**, I_881

-I_885.

Umehara, A., H. Tsutsumi and T. Takahashi (2012) : Blooming of *Microcystis aeruginosa* in the reservoir of the reclaimed land and discharge of microcystins to Isahaya Bay (Japan). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **19**, 3257-3267.

Short-term variation of high-turbidity water discharged from a reservoir of reclaimed land onto Isahaya Bay, Kyushu, Japan

Tomohiro Komorita¹, Akira Umehara¹, Akira Tai²,
Tohru Takahashi³, Hiroaki Tsutsumi¹

Abstract

We determined short-term variation of water discharged onto a bay system (Isahaya Bay, Japan) by conducting a high-resolution field survey at nine sampling stations from September 18 to 19, 2012. The amounts of suspended solids (SS) and particulate organic carbon (POC) discharged in water from the reservoir multiplied by the amount of discharge from the reservoir and the concentrations of both SS and POC in reservoir were estimated as 326×10^6 and 3.3×10^6 g, respectively. These discharge amounts accounted for only 16 % and 25 % of the change of the amount in front of the north gate. Thus, resuspension should occur for particulate matter from the reservoir sediment and/or from in front of the north gate. According to Stokes' Law, the main particle diameter should be less than 10 μm for SS, and more than 10 μm for POC, respectively, on the basis of the time series variation for SS and POC. Three hours after the discharge, POC concentration in front of the north gate had declined at the same order as before the discharge; however, the POC in the reservoir accounted for a high proportion (from 80 % to 100 %) of the POC in front of the north gate. Part of the particulate organic matter from the reservoir must therefore flow out from Isahaya bay to Ariake Bay.

Key words : discharged water, high-turbidity, Isahaya Bay, suspended solids (SS), particulate organic carbon (POC)

(Corresponding author's e-mail address: komorita@pu-kumamoto.ac.jp)

(Received 23 May 2013; accepted 30 July 2013)

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2014)

¹ Faculty of Environmental and Symbiotic Science, Prefectural University of Kumamoto, 3-1-100 Tsukide, Kumamoto 862-8502, Japan

² Institute for Advanced Study, Kyushu University, 6-10-1 Hakozaki, Higashi-ku, Fukuoka, 812-8581, Japan

³ Department of Medical Technology, Kumamoto Health Science University, 325 Izumi-machi, Kumamoto 861-5598