

アサリ *Ruditapes philippinarum* 稚貝が高密度に発生する 河口干潟における水質浄化機能 —三河湾豊川河口六条潟における6月の観測事例—

曾根亮太^{1†}, 蒲原 聡^{1*}, 山田 智¹, 鈴木輝明², 高倍昭洋³

Water purification in the river mouth tidal flat with an abundant supply of the Manila clam *Ruditapes philippinarum*: A model study in June in Rokujo tidal flat, at the mouth of the Toyo River in Mikawa Bay, Japan

Ryota SONE^{1†}, Satoru KAMOHARA^{1*}, Satoshi YAMADA¹, Teruaki SUZUKI² and Teruhiro TAKABE³

アサリ稚貝が大量に発生する三河湾豊川河口の六条潟においてボックスモデルにより物質収支計算を行い、水質浄化機能を評価した。また、稚貝の生息状況を把握し、窒素循環機構について考察した。収支計算の結果、干潟海域においてPONで $-18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (消失)、またDTNで $6.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (生成)となり、結果的にTNとして $-12.2 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (消失)であった。他の干潟域と比較するとPONおよびTNの除去機能が高かった。六条潟の窒素循環機構については、高密度に生息する稚貝による懸濁物除去機能が高く、さらには稚貝の転換効率が高いために溶存態としての回帰が少なくなっていると考えられた。また、干潟域で生成された溶存態窒素は大型藻類や底生微細藻類によって速やかに吸収されており、六条潟は懸濁物のみならず総窒素の除去機能も高かった。今後は内湾生態系の回復へ向けて、基礎生産が高く、時に赤潮の発生により有機物負荷が増大する河口域において生物生産機能の高い干潟域の再生を進める必要がある。

To evaluate the water purification function of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* on the Rokujo tidal flat at the mouth of the Toyo River in Mikawa Bay, we calculated the nutrient budget using box model analysis in June. In addition, we investigated the biomass and growth of the juvenile Manila clam population and discuss the mechanism of nitrogen cycling in the tidal flat. The results of the box model analysis indicated that the removal rate of particulate organic nitrogen (PON) was $18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ and the elution of dissolved total nitrogen (DTN) was $6.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. The total nitrogen (TN) removal rate was accordingly $12.2 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. In comparison to previous studies, the removal rates of PON and TN for the Rokujo tidal flat were larger than those of other tidal flats in Ise-Mikawa Bay. In terms of nitrogen cycling in the Rokujo tidal flat, it is suggested that the large juvenile Manila clam population enhances the removal of PON, and that their high gross-growth efficiency lowers the DTN returned to the water column of the tidal flat. Additionally, it is considered that DTN is rapidly absorbed by seaweeds or benthic microalgae. These mechanisms thus contribute to the high removal of both PON and TN in the Rokujo tidal flat. In order to facilitate ecosystem restoration of coastal bay estuaries, it is necessary to promote the restoration of tidal flats in river

2015年1月21日受付, 2015年7月9日受理

¹ 愛知県水産試験場

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

² 名城大学大学院総合学術研究科

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

³ 名城大学総合研究所

Research Institute of Meijo University, 1-501 Shiogamaguchi, Tempaku, Nagoya, Aichi 468-8502, Japan

* 現所属: 愛知県農林水産部水産課

Present: Fisheries Administration Division, Department of Agriculture, Forestry and Fisheries, Aichi Prefectural Government, 3-1-2 Sannomaru, Naka-ku, Nagoya, Aichi 460-8501, Japan

† riyouta_sone@pref.aichi.lg.jp

mouths, where primary production is high and red tides frequently occur.

Key words: water purification, river mouth tidal flat, nitrogen budget, box model analysis, Manila clam, population growth

はじめに

内湾の干潟域は高い生物生産機能により多様な魚介類幼稚仔や二枚貝の重要な生息場となっており、また、赤潮や貧酸素水塊を抑制する優れた水質浄化機能を有している(佐々木, 1989; 鈴木, 2010)。特に河口干潟は豊富な栄養塩等の供給により生産力が高く、アサリ等の二枚貝の生産性が非常に高い(佐々木, 2003; 2008)。しかし、全国の内湾では港湾整備や沿岸開発などによる埋め立てや深堀が進行し、多くの干潟域が失われ、このうち河口干潟が最も多く消滅した(環境庁自然保護局, 1994)。

三河湾でも同様に1970年代の湾奥部の埋め立てにより約12 km²の干潟域が消失したことで、赤潮が多発し、貧酸素水塊が拡大しており、干潟域が湾全体の物質循環に大きく関与していることが明らかになっている(Suzuki, 2001)。そのため、この湾の健全な生態系機能の回復を目指すには、残存する干潟域を保全するとともに、積極的な再生が必須とされている(鈴木, 2010)。三河湾では1998年から2004年にかけて約6 km²の大規模な干潟・浅場造成事業が実施されており、造成された人工干潟域が自然干潟域に準じた水質浄化機能を有することが確認されているが(武田ほか, 2007)、埋め立て等により失われた面積を取り戻す水準には至っておらず、今後、その造成規模を拡大化させることが急務となっている。その際、規模のみならず、海域の環境改善に対して高い水質浄化機能を持つより効果的な干潟域の立地や形状を実現することが重要とされている(三河湾環境再生プロジェクト行動計画, <http://www.pref.aichi.jp/0000050886.html>, 2014年12月25日)。

三河湾東奥部に位置し、豊川の河口干潟である六条潟はアサリ稚貝が高密度で毎年大量に発生する干潟として全国的に知られている(農林水産省, 2014)。全国のアサリ漁獲量の減少が深刻化している中で、愛知県のアサリ漁獲量は近年1万8千トン前後と安定し、2013年現在全国シェアは69.3%に達しており(平成25年漁業・養殖業生産統計, http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html, 2015年1月9日)、この高い漁獲水準を維持している一つの要因として、六条潟からの稚貝の移植放流が挙げられる(松浦, 2011)。面積3.06 km²(環境庁自然保護局, 1994)の六条潟から年間3,000トン前後のアサリ稚貝が採捕され(蒲原, 2014)、伊勢・三河湾の各地に放流されており、県内のアサリ漁業は六条潟の稚貝資源に大きく依存している状況にある。しかし、六条潟のある三河湾東奥部海域では1970年代からの港湾整備に伴って広大な河口干潟が埋め立てられ(青山, 2000)、現在では六条潟などの一部の限られた干潟域を残すのみとなっている。

アサリ稚貝が大量に発生する六条潟のような生物生産機能の高い河口干潟を保全することは当然のことながら、それと同等の機能を有する干潟域の造成を進めることは、水質浄化機能を効果的に向上させ、周辺海域や湾内全体の赤潮発生や貧酸素化の抑制に繋がることを期待できる。そのためには六条潟の水質浄化機能を実際に評価し、その発現機構を解明する必要がある。そこで、この六条潟において水質観測に基づいた物質収支計算を行い、水質浄化機能を定量的に評価することを試みた。また、当該海域における物質循環の主要な駆動力であると考えられるアサリ稚貝の生息状況や生産速度を把握し、六条潟における水質浄化機能の発現機構を考察する。

材料と方法

(1) 調査海域の概要および六条潟におけるアサリの生物学的知見

六条潟は豊川河口の左岸に発達した南北方向に広がる河口干潟で、面積は3.06 km²(環境庁自然保護局, 1994)である(Fig. 1)。干潟テラスは西向きの沖合約1.0 kmまで発達し、干潟縁辺部の地盤高は潮位表基準面(CDL) -0.7 mで、その沖側の水深は約6-7 mまで落ち込んでいる。

六条潟では春季に1 mmのふるいに残るアサリ稚貝が約20,000-100,000 ind.・m⁻²と高密度で確認され、その後は水温上昇に伴って成長する(蒲原, 2014)。しかし、夏季に貧酸素水塊が湧昇する苦潮(青潮)や秋季から冬季の減耗によりその多くが成貝として生残できない。そのため、六条潟への浮遊幼生は主に三河湾内の他海域から供給されている(市川ほか, 2010; 蒲原ほか, 2013)。また発生する稚貝はほぼ秋季着底群で構成されており、六条潟のアサリ資源は主にこの単一発生群に由来している(蒲原ほか, 2014)。六条潟では他の二枚貝はアサリ稚貝に比べると相対的に少なく、過去(2011年6月23日)に行われた同海域における調査ではろ過食性マクロベントス構成種のうちアサリは湿重量比で平均89.3%を占めている(国土交通省中部地方整備局名四国道事務所, 2012)。これらの点を踏まえ、本研究では六条潟において年間でアサリの現存量が高位である6月を対象に調査を実施し、同種を通じた水質浄化機能を評価した。

(2) 水質観測

水質の観測は2013年6月24日の上げ潮時および翌25日の下げ潮時にそれぞれ2回ずつ計4回(Fig. 2)、干潟および干潟周辺部の14測点において行った(Fig. 1)。観測項目は水温、塩分、懸濁態有機窒素(PON)、溶存態総窒素(DTN)、溶存態無機窒素(DIN)、およびクロロフィル a

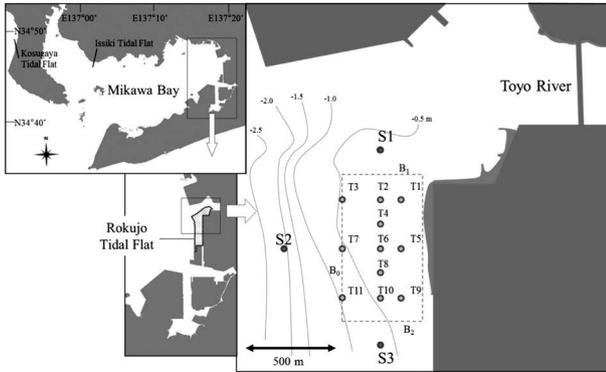


Figure 1. Location of Rokujo tidal flat and sampling stations. Depths are expressed by chart datum level. Circles indicate sampling stations. The area surrounded by the dashed line indicates the area analyzed by the box model method.

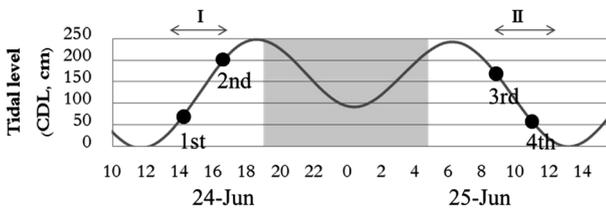


Figure 2. Schema of the field observations such as sampling time and calculation periods of nutrient budgets with tidal level in Mikawa port on 24–25 June. Solid circles indicate the sampling time (1st–4th). Arrows indicate calculation periods of nutrient budgets (I and II). Shaded area indicates nighttime.

(Chl-*a*) として、各測点における観測は表層（水表面下 0.5 m）において行った。ただし、満潮付近での観測時（第 2 回および第 3 回）で水深 1.5 m 以上であった T2, T3, T6, T7, T10, T11, S1 および S3 については表層に加えて底層（海底上 0.5 m）においても観測を行った。また、沖合測点 S2 (CDL -2.1 m) については、表層、中層（観測時水深の 1/2）および底層において観測を行った。水温および塩分については多項目水質計 (JFE アレック, AAQ1182s-H) を用いて現場で測定した。また、他の観測項目については、北原式採水器を用いて採水して実験室に持ち帰り、分析に供した。

(3) 分析

PON は試水を事前に強熱した (420°C, 2 時間) ガラス繊維ろ紙 (Whatman, GF/C) でろ過し、ろ紙を 60°C で通風乾燥後、CHN コーダー (住化分析センター, NC-22F) により分析した。アンモニア態窒素 (NH₄-N)、亜硝酸態窒素 (NO₂-N)、硝酸態窒素 (NO₃-N) および DTN は PON 分析時に得たろ液からそれぞれオートアナライザー (Bran+Luebbe, AACS-III) を用いて分析した。DIN は NH₄-N,

NO₂-N および NO₃-N の総和とした。Chl-*a* は、試水をガラス繊維ろ紙 (Whatman, GF/F) でろ過し、そのろ紙について N, N-ジメチルホルムアミド (DMF) 抽出を行い、蛍光光度計 (TURNER Designs, 10-AU) を用いて測定を行った (Suzuki and Ishimaru, 1990)。

(4) 純生産速度の測定

干潟海域における植物プランクトンの純生産速度を求めするために、沖合測点 S2 において、水質観測と同日の 2013 年 6 月 24 日および 25 日の日中に明瓶・暗瓶法 (気象庁, 1990) に従って純生産速度の測定を行った。表層と底層それぞれについて 200 ml フラン瓶で明瓶 2 本およびコントロール瓶 3 本を用意し、表層水（水表面下 0.5 m）または底層水（海底上 0.5 m）を静かに注入した。明瓶はアンカーで固定したブイに垂下して、採水水深にそれぞれ設置し、コントロール瓶は採水後、溶存酸素を直ちに固定した。明瓶は設置から一定時間後 (6 月 24 日: 14:30–17:30, 6 月 25 日: 9:30–11:30) に回収し、溶存酸素を固定した。溶存酸素はウィンクラー法によって測定し、明瓶 2 本およびコントロール瓶 3 本それぞれの平均値より純生産速度を算出した。得られた純生産速度は生産酸素量ベースであるので、過去に三河湾で採用されている光合成商 (O₂/CO₂) = 1.0 (西條ほか, 1978; 田中・佐野, 1980; 青山ほか, 2000) を用いて有機炭素に換算し、さらに同時に採水した試水の PON/POC 比より窒素量に換算した。

(5) 物質収支

Fig. 1 で示したように干潟海域の一部を計算領域として一つのボックスを設定し物質の収支計算を行った。ボックスの諸元は Table 1 に示した。2013 年 6 月 24 日および 25 日のそれぞれ 2 回の採水で得られた干潟海域および周辺海域の物質分布から I・II 期に分けて計算した (Fig. 2)。収支計算は既往のボックスモデルによる研究事例 (Matsukawa and Sasaki, 1986; 青山・鈴木, 1996; 青山ほか, 2000) に準じて次式とした。

$$\Delta (V \cdot C_v) = Q \cdot C_a + A \cdot K \cdot T \frac{\Delta C}{\Delta L} + B_C \quad (1)$$

- V* : 干潟海域内の容積
 - C_v* : 干潟海域内の物質平均濃度
 - Q* : 干潮と満潮の間の干潟海域内容積変化量
 - C_a* : 境界面における干満前後の物質平均断面濃度 (境界面 B₀, B₁, B₂ の平均値)
 - A* : 境界面 (B₀+B₁+B₂) の干満前後の平均断面積
 - K* : 水平拡散係数
 - T* : 計算期間における経過時間
 - ΔC/ΔL* : 干潟海域と周辺海域との間の濃度変化率 (境界面 B₀, B₁, B₂ 方向の平均値)
 - B_C* : 干潟海域内での生物作用による現存量の変化量
- 左辺は時間変化項 (Δ (V · C_v)), 右辺第 1 項は移流項

Table 1. Dimensions of box model and concentrations of PON and DTN.

		Water Sampling			
		1st	2nd	3rd	4th
Area of Base	($\times 10^4$ m ²)	40.3			
Average depth	(m)	0.58	1.65	1.59	0.64
Volume	($\times 10^3$ m ³)	235.0	664.9	640.7	256.3
Cross Section Area (B ₀)	($\times 10^2$ m ²)	7.2	18.1	18.8	9.1
Cross Section Area (B ₁ and B ₂)	($\times 10^2$ m ²)	1.9	5.1	4.9	2.1
PON average concentrations					
In the box	C _V ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	72	220	86	30
On each section (B ₀ , B ₁ , B ₂)	C _{B0}	147	352	109	34
	C _{B1}	65	217	112	36
	C _{B2}	123	290	85	42
Outside of the box (S1, S2, S3)	C _{S1}	66	245	154	33
	C _{S2}	390	323	179	70
	C _{S3}	114	343	110	62
DTN average concentrations					
In the box	C _V ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	257	202	148	138
On each section (B ₀ , B ₁ , B ₂)	C _{B0}	157	200	148	148
	C _{B1}	260	206	153	196
	C _{B2}	229	186	148	130
Outside of the box (S1, S2, S3)	C _{S1}	226	199	153	305
	C _{S2}	239	141	141	122
	C _{S3}	150	189	148	121

($Q \cdot Ca$), 第2項は拡散項 ($A \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$), 第3項は生物変化項 (Bc) を表している. ここでは, 各境界面 (B₀, B₁, B₂) を通じた出入りの方向は一様に取り扱うとして, 移流については潮汐の干満に応じて, 上げ潮時は周辺海域 (S1, S2, S3) からボックス内へ海水が流入し, 下げ潮時にはボックス内から周辺海域へ海水が流出するとした. 拡散項についてはボックス内と周辺海域との物質の濃度勾配に従った. 水平拡散係数 K については松川 (1989) に準じて, 保存物質である塩分の収支により間接的に決定した. すなわち塩分収支の生物変化項 (Bc) が0となるように計算期間ごとに水平拡散係数を求め, その平均値を用いた.

干潟域の水質浄化機能とは, 窒素を対象元素とした場合, 主にマクロベントスの摂食によって水柱からPONが除去されることであり, また広義には干潟域の生物作用によってPONにDTNを加えたTNが消失することと定義できる (鈴木, 2010). そのためPONおよびDTNについて(1)式により収支計算を行った. これによりそれぞれ生物変化項 (Bc) が得られるが, Bc はマクロベントスなどによるPONの除去 (摂食) およびDTNの溶出 (排出) などの干潟域底生系における生物作用の他に, 干潟域水柱での光合成によるDTNからPONへの転換 (内部生産) を含んだ見

かけの値である. そのため, 干潟域底生系の生物作用によるPONおよびDTNの実質的な生成または消失を求めるために, 青山ほか (2000) に従って次式により算出した. なお, 干潟域水柱から底泥へのフローを干潟海域における消失 (-) とし, 底泥から水柱へのフローを生成 (+) とした.

$$\text{PONの生成・消失: } Bp = Bc - PP \quad (2)$$

$$\text{DTNの生成・消失: } Bp = Bc + PP \quad (3)$$

Bp : 干潟域水柱での光合成による内部生産を加味したPONまたはDTNの実質的な生成・消失, Bc : 生物変化項, PP : 干潟域水柱における内部生産

また, 内部生産 (PP) については, 測点S2で実測した表層と底層の純生産速度から内挿補間により計算期間における干潟海域の平均水深の1/2水深における値を求め, この値を干潟海域における平均的な内部生産速度とした. これを6月24日および25日の純生産速度の測定結果について行い, それぞれの収支計算期間 (I・II期) における内部生産 (PP) を求めた.

(6) アサリ生息状況調査

6.1 成長と個体数密度

アサリ稚貝の殻長と個体数密度の推移を調査した. 2013年4月から6月の各月1-2回ずつ測点T1, T2およびT3において, 1測点につき10×10 cmの方形枠で3回底土を採取し, それらを合わせて計30 cm²分を一つの試料として1 mmのふるいに残った試料を実験室に持ち帰り, アサリを選別した. 得られたアサリ個体の全て, または全個体をよく混合して適宜分割した個体の殻長を測定した ($n=100-152$).

また, アサリ稚貝の殻長-殻付き湿重量の関係式, 軟体部乾燥重量/殻付き湿重量比および軟体部窒素含有量を求めるために, 2013年9月3日に六条潟において採取したアサリ74個体 (6.0-21.5 mm) の殻長, 殻付き湿重量および軟体部乾燥重量を測定した. 軟体部乾燥重量は60°Cで48時間乾燥後, 精密電子天秤 (島津製作所, AEM-5200) で秤量した. さらに, このうちの30個体について軟体部窒素含有量をCHNコーダー (住化分析センター, NC-22F) により測定した.

6.2 現存量と個体群成長速度の推定

T1, T2およびT3における平均殻長を殻長-殻付き湿重量の関係式により個体重に換算し, さらに軟体部乾燥重量/殻付き湿重量比および軟体部窒素含有量を用いて窒素量ベースで求め, これに個体数密度を掛け合わせて得た現存量の推移から, アサリ稚貝個体群の成長式を求めた.

一方で, この干潟海域全体におけるアサリ稚貝の生息状況については, 愛知県建設部 (2014) が2013年6月18日に今回設定したボックスを含む複数地点においてアサリ稚貝の空間分布調査を行っている. この調査結果のうちボックス内6地点におけるアサリ稚貝平均現存量から, 前述した個体群の成長式を用いて, 水質観測を行った6月24日の

干潟海域におけるアサリ稚貝現存量およびこの時の個体群成長速度を推定した。

6.3 アサリ稚貝の摂餌を介した底泥-水柱間のPONフラックスの推定

六条潟におけるアサリ稚貝の現存量および個体群成長速度からアサリ稚貝の摂餌を介した底泥-水柱間のPONフラックスを次のとおり導いた。干潟域水柱のPONは懸濁物食者の摂餌により底生生態系へ移行し、このうち糞・偽糞の排泄物は堆積物食者やバクテリアなどにより利用され、その残りは再懸濁により水柱へ回帰すると定義すると、PON消失速度を下記式により示すことができる（青山・鈴木，1997；鈴木ほか，2000）。

$$B_p = SFfd \times (1 - Ex \times R_s) \quad (4)$$

B_p ：干潟海域におけるPONの消失速度， $SFfd$ ：懸濁物食者によるPON摂餌速度， Ex ：懸濁物食者の糞・偽糞排泄率， R_s ：糞・偽糞の再懸濁率

ここでは数量的に優占するアサリ稚貝のみが懸濁物食者としての役割を担っていると仮定した。摂餌速度（ $SFfd$ ）に関しては、Nakamura（2004）は室内実験によりアサリ稚貝の同化効率を導き、水温20℃における成長速度を摂餌速度と呼吸速度から下記式により表している。

$$G = AE \times Q - R_0 \quad (5)$$

G ：成長率（%・day⁻¹）， AE ：同化効率（0.62）， Q ：摂餌率（%・day⁻¹）， R_0 ：呼吸による体重の減少（1.4%・day⁻¹）

この式から前項で得たアサリ稚貝の現存量および個体群成長速度に見合った摂餌速度（ $SFfd$ ）を逆算して求めた。また、ここで用いた同化効率（ AE ）より糞・偽糞排泄率（ $Ex = 1 - AE$ ）は0.38とした。糞・偽糞の再懸濁率（ R_s ）については青山・鈴木（1997）により求められた0.62を用いた。

結 果

(1) 各物質の水平濃度分布

各観測における塩分、Chl-*a*、PON、DTNおよびDINの水平濃度分布をFig. 3に示した。Chl-*a*およびPONの濃度分布は同様の傾向を示し、いずれの観測においてもその濃度は岸沖方向で見ると岸側（東側）で低く沖側（西側）で高かった。DTNについてはおおむねDINの濃度分布を反映しており、いずれの観測についても沖側で低く岸側で高い傾向を示し、Chl-*a*およびPONの濃度分布とは逆の分布特性であった。なお、観測を通じての平均水温（±標準偏差）は表層で25.7±0.6℃、底層で25.1±0.3℃であった。

(2) 純生産速度

沖合測点S2において観測された表層、中層および底層のChl-*a*濃度および測定した表層・底層における純生産速度を同日の名古屋地方気象台における全天日射量（<http://www.jma.go.jp/jma/index.html>，2014年12月20日）とともに

Table 2に示した。6月24日のChl-*a*は第1回目および第2回目の採水時ともに底層よりも表層で高く、表層のChl-*a*はそれぞれ21.8 μg・l⁻¹および30.7 μg・l⁻¹であった。しかし、6月25日は前日と異なりChl-*a*は第3回目および第4回目の採水時ともに表層よりも底層で高く、底層のChl-*a*はそれぞれ10.5 μg・l⁻¹および6.5 μg・l⁻¹であった。純生産速度については6月24日は表層で19.3 mgN・m⁻³・h⁻¹、底層で4.7 mgN・m⁻³・h⁻¹と表層で高くなり、6月25日においては表層で5.4 mgN・m⁻³・h⁻¹、底層で34.1 mgN・m⁻³・h⁻¹と底層で高かった。なお、測定時間帯における1時間ごとの全天日射量の平均値は、6月24日は1.67 MJ・m⁻²、6月25日は1.30 MJ・m⁻²であった。各計算期間における干潟海域の1/2水深（I期：0.57 m，II期：0.57 m）での純生産速度を表層および底層の値から内挿補間により推定すると、I期では18.6 mgN・m⁻³・h⁻¹、II期では6.3 mgN・m⁻³・h⁻¹となった。また、これを各期間における干潟海域の平均水深で割ることで、内部生産速度を求めると、それぞれ20.8 mgN・m⁻²・h⁻¹および7.0 mgN・m⁻²・h⁻¹となった。

(3) 物質収支

水質観測で得られた干潟海域、境界断面上および周辺海域の測点におけるPONおよびDTNの平均濃度をTable 1に示した。また、塩分収支により求めた拡散項の水平拡散係数 K は 4.1×10^4 cm²・s⁻¹であった。この水平拡散係数を用いて行ったI・II期におけるPONおよびDTNの収支計算結果をTable 3に示した。潮汐の干満により干潟海域内の海水体積が増減するのに応じて各物質の現存量（時間変化項 $\Delta(V \cdot C_v)$ ）も増減したが、移流および拡散の物理過程を考慮して干潟海域における生物作用による各物質現存量の増減（生物変化項 B_c ）を計算すると、PONの生物変化項（ B_c ）はI期において14.2 kgNの増加、II期では19.2 kgNの減少であった。ここから、植物プランクトンの光合成による内部生産（ PP ）の増加分（I期：17.5 kgN，II期：5.2 kgN）を考慮すると、干潟海域における実質的なPONの消失量（ B_p ）はI期では3.3 kgNの消失、II期では24.4 kgNの消失であった。この値を干潟海域における単位面積あたりの速度に換算すると、I期では-3.9 mgN・m⁻²・h⁻¹、II期では-33.0 mgN・m⁻²・h⁻¹となり、平均値は-18.5 mgN・m⁻²・h⁻¹であった。一方、DTNの生物変化項（ B_c ）はI期において8.8 kgNの減少、II期では3.4 kgNの減少であった。ここでPONとは逆に植物プランクトンの光合成によるDTNの取り込み（ PP ）を考慮すると、干潟海域において実質的にDTNが生成（ B_p ）されることとなり、I期では8.7 kgN、II期では1.7 kgNのDTNが底泥から水柱へ回帰すると見積もられた。この値をDTN生成速度に換算すると、I期では10.3 mgN・m⁻²・h⁻¹、II期では2.4 mgN・m⁻²・h⁻¹となり、平均値は6.3 mgN・m⁻²・h⁻¹であった。PONおよびDTN収支を合計してI・II期のTN収支の平均値を求めると8.7 kgNが消失したこととなり、干潟海域におけるTN消失

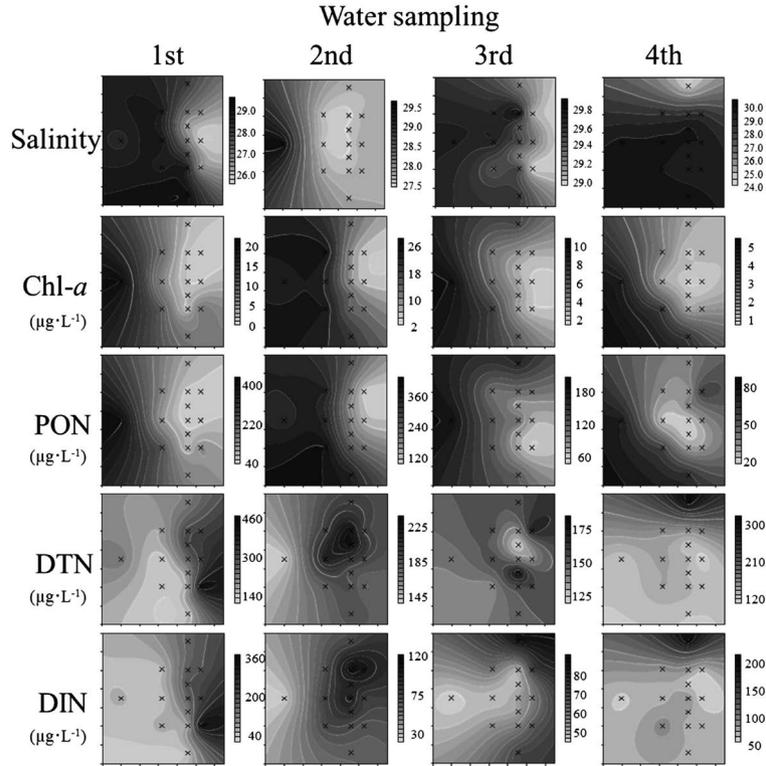


Figure 3. Horizontal distribution of water quality in 1st–4th samplings on 24–25 June in 2013. Cross marks indicate sampling stations.

Table 2. Concentrations of chlorophyll-*a* and primary production rate in each layer on 24–25 June in 2013.

Layer	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)				Primary production rate ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$)		Average of hourly global solar radiation* ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2}$, mean \pm SD)	
	Sampling time				Sampling period		24-Jun	25-Jun
	1st	2nd	3rd	4th	24-Jun (14:30–17:30)	25-Jun (9:30–11:30)	24-Jun (14:00–17:00)	25-Jun (9:00–11:00)
Surface	21.8	30.7	4.3	2.9	19.3	5.4		
Middle	18.9	21.9	15.0	3.4	—	—	1.67 \pm 0.08	1.30 \pm 0.57
Bottom	19.4	14.8	10.5	6.5	4.7	34.1		
Depth (m)	2.1	3.1	3.7	2.7	2.1–3.1	3.7–2.7	—	—

surface: 0.5 m depth, middle: half of the depth, bottom: 0.5 m above the bottom.

*: Nagoya Local Meteorological Observatory (Japan Meteorological Agency Homepage, <http://www.jma.go.jp/jma/index.html>, accessed 20 December 2014)

速度は $12.2 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であった。

(4) アサリ稚貝の生息状況

4.1 成長と個体数密度

Fig. 4(a) に T1, T2 および T3 における 2013 年 4–6 月のアサリ稚貝の 3 地点の平均殻長と個体数密度の推移を示した。3 地点の平均殻長は 4 月 10 日で 1.85 mm, 5 月 10 日で 2.92 mm, 6 月 10 日で 4.43 mm, 6 月 21 日で 5.46 mm と成長した。1 mm 未満に残った稚貝の 3 地点の平均個体数密度は 4 月 10 日で $7,867 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, 5 月 10 日で $40,934 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$,

6 月 10 日で $71,378 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, 6 月 21 日で $100,267 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ であり, 徐々に増加した。

一方, アサリ稚貝の測定結果から殻長–殻付き湿重量の関係式についてはアロメトリー式により近似し, 次式を得た。

$$WW = 2.00 \times 10^{-4} \times L^{3.01} \quad (n=74) \quad (6)$$

WW: 殻付き湿重量 (g), L: 殻長 (mm)

また, 軟体部乾燥重量/殻付き湿重量比および軟体部室

Table 3. PON and DTN budgets by box model analysis in the studied area of Rokujo tidal flat on 24–25 June in 2013.

PON	Period	Temporal change $\Delta(V \cdot Cv)$	Advection $Q \cdot Ca$	Diffusion $A \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$	Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
	I	129.4	102.0	13.2	14.2 (16.9)	17.5 (20.8)	-3.3 (-3.9)
	II	-47.2	-31.6	3.6	-19.2 (-26.0)	5.2 (7.0)	-24.4 (-33.0)
Average					-2.5 (-4.5)	11.3 (13.9)	-13.9 (-18.5)

DTN	Period	Temporal change $\Delta(V \cdot Cv)$	Advection $Q \cdot Ca$	Diffusion $A \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$	Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
	I	73.8	86.9	-4.3	-8.8 (-10.5)	17.5 (20.8)	8.7 (10.3)
	II	-59.7	-58.5	2.3	-3.4 (-4.7)	5.2 (7.0)	1.7 (2.4)
Average					-6.1 (-7.6)	11.3 (13.9)	5.2 (6.3)

Unit: kgN ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

素含有量についてはそれぞれ以下のとおりであった。

$$DW = 4.43 \times 10^{-2} \times WW \quad (n=74) \quad (7)$$

$$NW = 1.02 \times 10^{-1} \times DW \quad (n=30) \quad (8)$$

DW : 軟体部乾燥重量 (g-dry), NW : 軟体部窒素量 (gN)

4.2 現存量と個体群成長速度の推定

T1, T2 および T3 における殻長成長を (6), (7), (8) 式を用いて窒素量ベースの個体重に換算し, これに個体数密度を掛け合わせて得た現存量の推移を Fig. 4 (b) に示した. この現存量の推移より4月から6月にかけては指数関数的に個体群成長すると仮定して, 次式により六条潟におけるアサリ稚貝個体群の成長式を近似した.

$$B = B_0 \times e^{rt} \quad (9)$$

B : 現存量 ($\text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$), B_0 : 時間0での現存量 ($\text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$), r : 相対成長速度 (0.0825), t : 時間 (day)

一方で, 干潟海域全体におけるアサリ稚貝の生息状況については, 2013年6月18日のボックス内6地点における空間分布調査の結果 (愛知県建設部, 2014) より, 平均現存量 (殻付き湿重量) が $734.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 平均個体数密度が $13,995 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$ であった. ここで, (9) 式で得られた相対成長速度 ($r=0.0825$) が干潟海域全体のアサリ稚貝個体群においても均一であると仮定した上で, B_0 を6月18日のアサリ稚貝平均現存量 ($734.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) とし, (9) 式により6月24日の干潟海域における現存量および個体群成長速度を推定した. その結果, 殻付き湿重量ベースにしてそれぞれ $1,204.8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ および $4.1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であり, これを (7) および (8) 式を用いて窒素量に換算すると現存量は $5.4 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$ および個体群成長速度は $18.6 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となった.

4.3 アサリ稚貝の摂餌を介した底泥-水柱間の PON フ

ラックスの推定

六条潟におけるアサリ稚貝の現存量および個体群成長速度から推測されるアサリ稚貝の摂餌を介した底泥-水柱間の PON フラックスを Fig. 5 に示した. (5) 式から摂餌速度 ($SFfd$) を求めると $35.1 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となり, アサリ稚貝の転換効率 (成長速度/摂餌速度) は 0.53 となった. また, 摂餌されたものの同化されずに排出された糞・偽糞は糞・偽糞排泄率 ($Ex: 0.38$) より $13.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となった. このうち糞・偽糞の再懸濁率 ($Rs: 0.62$) から $8.2 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ が再懸濁し, 残りの $5.1 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ が堆積物食者やバクテリアなどにより利用されて底生系へ移行したと見積もられた. ここから (4) 式により干潟域水柱から底泥への PON 消失速度 (Bp) を求めると $26.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となった.

考 察

干潟縁辺部における純生産速度

干潟海域における内部生産は干潟縁辺部である測点 S2 において現場法で測定された表・底層の純生産速度から推定している. I期およびII期で内部生産速度はそれぞれ $20.8 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ および $7.0 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と大きく異なっていた (Table 3). この理由は各期間で S2 における純生産速度の鉛直分布が異なっていたためである (Table 2). この期間で全天日射量に大きな変化は認められず (Table 2), 植物プランクトンの種組成は同様であった (この期間中 *Skeletonema* spp. および *Cylindrotheca closterium* が優占). そこで, この二期間の観測結果は潮汐に伴う水塊移動によっているものと推測された. 上げ潮時のI期では Chl-*a* が高く, 純生産速度の高い沖合表層水が観測され, 下げ潮時のII期では干潟域から供給された水塊が表層付近で観測されたと考えられる. 後述するように干潟海域では底生

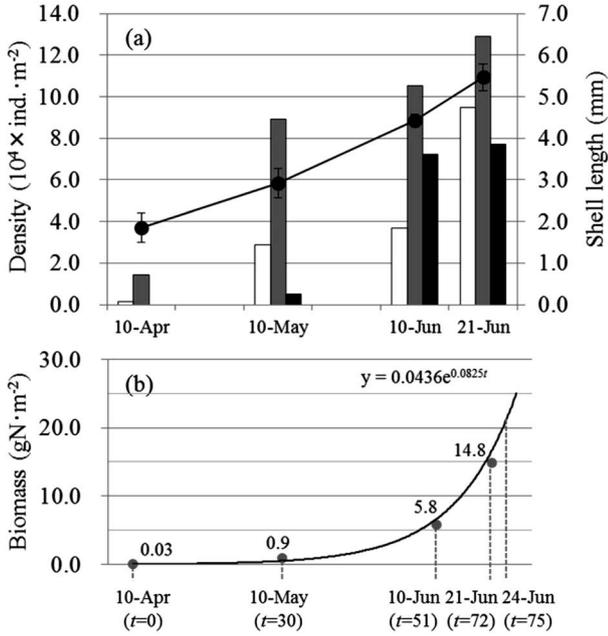


Figure 4. Density, growth (shell length), and biomass of juvenile Manila clams population in T1, T2, and T3 from April to June in 2013. (a) Open, shaded, and solid bars indicate the density of juvenile Manila clams in T1, T2, and T3, respectively. Solid circles indicate mean shell length of juvenile Manila clams in T1, T2, and T3 and vertical bars indicate standard deviations of each station. (b) Solid circles indicate average biomass of juvenile Manila clams in T1, T2, and T3. Growth curve of juvenile Manila clams population is shown with exponential function. “*t*” below the date is number of days starting on 10 April in 2013.

物の摂食圧により Chl-*a* が大きく減少しているため、干潟海域由来である S2 の表層水は Chl-*a* が低く、純生産速度も I 期の表層と比べて低くなったと考えられた。このような干潟縁辺部における潮汐変動に応じた Chl-*a* の鉛直分布は青山ほか (1996) や鈴木ほか (2002) においても報告されており、干潟域の水質浄化機能を表した特徴的な観測事例だと考えられる。

ボックスモデルによる水質浄化機能の定量化と他海域との比較

ボックスモデルによる窒素収支計算を行う上で、今回塩分収支により求めた水平拡散係数 ($K=4.1 \times 10^4 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) は三河湾の一色干潟 (松川, 1989) において流速と塩分の連続記録により求められた値 ($4.7\text{--}6.7 \times 10^4 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) および塩分収支により求められた値 ($3.8\text{--}4.9 \times 10^4 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) と比較してもおおむね一致しており、妥当な値だと考えられた。この値を用いた収支計算の結果、内部生産を考慮して求めた干潟海域における実質的な生成・消失速度 (B_p) は I・II 期の平均値として DTN で $6.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と生成されたが、PON で $-18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と大きく消失し、結果的に TN として $-12.2 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であった (Table 3)。これらの値を Table 4 において、過去に同様の方法で行われた他の干潟域における研究事例と比較すると、六条潟の PON 消失速度は、今回の観測と同時期の 6 月に行った三河湾一色干潟 (青山・鈴木, 1996) の約 3 倍、また伊勢湾小鈴谷干潟 (青山ほか, 2000) の約 2 倍であった。一方、観測時期が異なる 9 月の小鈴谷干潟ではこの時濃密な珪藻赤潮が発生し、純生産速度が高く、これに追従して PON

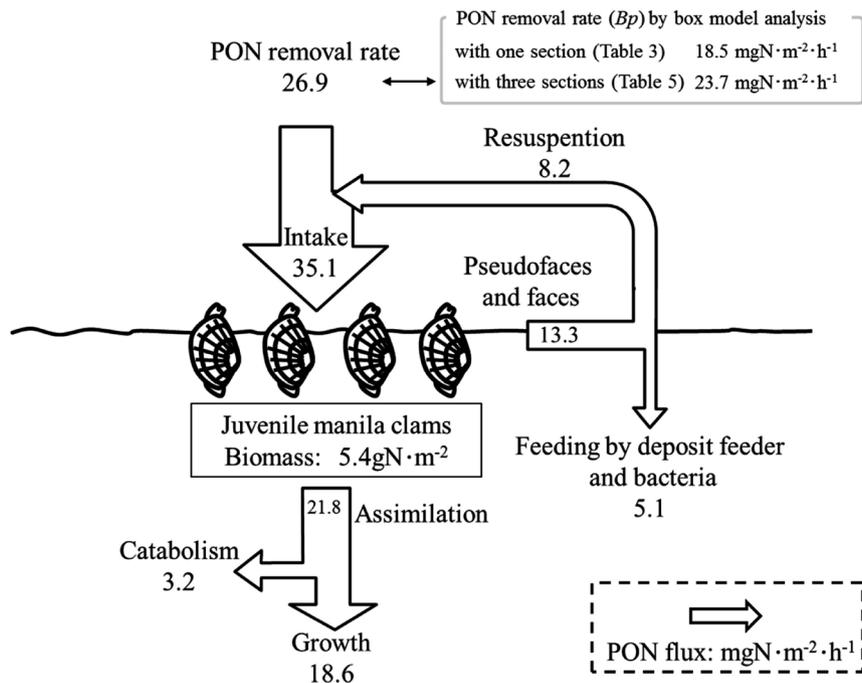


Figure 5. The schematic diagram for PON budget by juvenile Manila clams in the studied area of Rokujo tidal flat on 24–25 June in 2013.

消失速度が $-21.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と大きかったが（青山ほか, 2000）, 今回の六条潟における結果はこれに次ぐ値であった. さらにTN収支についてみると, 9月の小鈴谷干潟を除くと6月の一色干潟・小鈴谷干潟ではDTNの生成がPONの消失と同程度であり, TN収支としてはおおむね釣り合っていたが, 六条潟ではDTNの生成が6月の一色干潟・小鈴谷干潟と同程度であった一方, PON消失速度がこれを3倍程度上回ったことで, TN収支についても大きな消失となった.

六条潟における窒素循環機構

ボックスモデルにより干潟海域における窒素収支が求められるが, その収支を帰結するための干潟内部の窒素循環機構の詳細については明らかでない. 干潟域の水質浄化機能がそれぞれの干潟やその観測時期によって大きく異なるのは, 主にマクロベントスや大型海藻・藻類の現存量や生産速度などが大きく関与している（鈴木ほか, 1997）. 以下では, 六条潟の窒素循環機構において重要なアサリ稚貝個体群の役割を中心に干潟生態系の生物作用について考察する.

(1) PON収支—アサリ稚貝の摂餌—

アサリ稚貝の生息状況調査より水質観測当日のアサリ稚貝個体群の現存量と個体群成長速度はそれぞれ $5.4 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$ および $18.6 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であった. これによりアサリ稚貝の摂餌を介した干潟域水柱から底泥へのPON消失速度 (B_p) を計算すると $26.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となった (Fig. 5). この計算過程により得られたアサリ稚貝の転換効率 (0.53) については小林・鳥羽 (2005) が室内実験により行って得た値0.43 (水温 23°C) および0.58 (水温 28°C) の中間的な値を示し, 水温約 25°C であった水質観測日においては妥当な値であった. この転換効率は他の干潟域における二枚貝の平均的な値 (0.15: 木村ほか, 1991; 0.14: 佐々木, 1989) と比較して顕著に高く, アサリ生活史の中で最も効果的に成長する時期と言える. また, アサリのろ水速度は軟体部重量が小さいほど単位重量あたりのろ水速度が高くなることから (Nakamura, 2004), 他の干潟における二枚貝群集と比較すると六条潟のアサリ稚貝個体群は現存量に対して摂餌速度が高いと考えられた. すなわち, 6月の六条潟においてはアサリ稚貝が高密度で分布するこ

とにより, PONは底泥へ効率良く転送され, その上アサリ稚貝の転換効率が高いため, 周辺海域からの供給や内部生産により生成される干潟海域におけるPONは効果的にアサリ稚貝の個体群成長に結びついていることが示唆された.

本研究では六条潟におけるPON消失速度を二つの方法で求め, ボックスモデルによる窒素収支では $-18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, またアサリ稚貝個体群の成長速度からは $-26.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と算出された. 両者の計算結果の乖離については後述するが, いずれにしても六条潟が高い懸濁物除去機能を有していることがわかる. このことは観測におけるPONやChl-*a*の水平濃度分布 (Fig. 3) から明らかであり, アサリ稚貝を主とする懸濁物食者のろ過機能によって干潟域では植物プランクトンを含む懸濁物質が低く抑えられていた. このようなPONやChl-*a*の水平分布は, 前述した一色干潟 (青山・鈴木, 1996) や小鈴谷干潟 (青山ほか, 2000) における観測結果と一致しており, マクロベントスが豊富に存在する健全な干潟では普遍的な現象であるといえる.

(2) DTN収支—アサリ稚貝の排泄および一次生産による取り込み—

DTNおよびDINの水平濃度分布 (Fig. 3) について見ると, PONやChl-*a*とは逆に岸側で高く沖側で低い. これは干潟域では懸濁物食者の働きによってDTN (主にDIN) を利用する植物プランクトンの絶対量が低く抑えられることにより岸沖方向の空間的な濃度差を生み出していることに加えて, 高密度で生息するアサリ稚貝の代謝産物の水柱への回帰などが大きく寄与していることが推測される. この分布特性は他の干潟域でも同様の傾向であったが (青山・鈴木, 1996; 青山ほか, 2000), 収支計算により得られたDTN生成速度の値を比較すると, 同時期における一色干潟や小鈴谷干潟よりも六条潟のPON消失速度は2-3倍高かったのにもかかわらず, DTNの生成は同程度に抑制されていた (Table 4). これについては, 干潟域に取り込まれた懸濁態有機物は底生生態系内の生体やデトリタスとして一時的にストックされ, すぐには溶存態として水柱に回帰しないという干潟域が本来持つ有機物負荷に対する緩衝作用 (青山ほか, 2000) に加えて, 六条潟では取り込まれ

Table 4. Comparison of PON, DTN, and TN flux and primary production rate with previous studies.

		Rokujo in June (This study)	Issiki in June (Aoyama and Suzuki, 1996)	Kosugaya in June (Aoyama et al., 2000)	Kosugaya in September (Aoyama et al., 2000)
Primary Production rate	<i>PP</i>	13.9	2.1*	5.6	30.6
PON	<i>B_p</i>	-18.5	-6.3	-9.9	-21.5
DTN	<i>B_p</i>	6.3	5.4	11.2	-6.5
TN	<i>B_p</i>	-12.2	-0.9	1.3	-28.0

*: Suzuki et al., 1997.
Unit: $\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

たPONの多くがアサリ稚貝の高い転換効率によって成長に転化し、代謝産物として排出されるDTNが相対的に少ないことが考えられる。また、干潟海域での収支計算上でDTN生成が抑えられている要因としては大型海藻・藻類や底生微細藻類の一次生産による栄養塩の吸収が大きい。この期間の干潟海域においてはボウアオノリ *Ulva intestinalis* が疎生しており、収支計算日の約2週間後である2013年7月8日のT4におけるボウアオノリ現存量は $492.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2}$ であった(曾根, 未発表)。このボウアオノリ現存量を干潟海域の平均値として、Matsukawa and Umabayashi (1987) の一色干潟におけるアナアオサ *Ulva pertusa* の日間生長率 ($7\% \cdot \text{day}^{-1}$) から、計算対象領域におけるボウアオノリの生長速度を求め、これをDTN吸収速度と仮定すると $1.4 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となる。また、底生微細藻類によるDTNの吸収速度については実測していないが、鈴木(2010)によると同時期の一色干潟では $0.6 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であったとされている。

一方で、アサリ稚貝はアンモニア態窒素としてDTNを排出するが、日向野(2012)は水温 25°C におけるアンモニア態窒素の排泄速度を下記式により導いている。

$$E_{an} = 31.77 \times DW^{0.703} \quad (10)$$

E_{an} : アンモニア態窒素排泄速度 ($\mu\text{g} \cdot \text{ind.}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$), DW : 軟体部乾燥重量 (g-dry)

(10) 式を用いて、2013年6月24日におけるボックス内のアサリ稚貝の推定現存量(軟体部乾燥重量ベース $53.4 \text{ g-dry} \cdot \text{m}^{-2}$) および個体数密度 ($13,995 \text{ ind.} \cdot \text{m}^{-2}$, 2013年6月18日; 愛知県建設部, 2014) からアサリ稚貝個体群の排泄速度を導くと、 $8.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であった。この値からボウアオノリおよび底生微細藻類のDTN吸収速度を差し引くと、干潟海域において $6.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ のDTNが生成されたこととなり、ボックスモデルによるDTN収支 (B_p : $6.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) と同程度となる。ただし、このほかにもアサリ以外の底生生物やバクテリアの作用による底泥からのDTN生成や脱窒については不明であり、DTN収支の詳細な機構については本研究では明らかにすることはできない。しかし、六条潟においてはアサリ稚貝が高い転換効率を有することによりDTN排出が相対的に少ないこと、また排出されたDTNについても大型藻類や底生微細藻類などの一次生産者の働きによって速やかに吸収されていることが示唆された。

物質収支計算の検証

干潟域における水質浄化機能の中心的な役割を担う懸濁態有機物の除去について、ボックスモデルにより計算されたPON消失速度は $18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (I・II期平均値) となり、アサリ稚貝個体群の成長速度により算出された結果の $26.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ と比べて約70%であった。ボックスモデルによる方法では観測日における瞬間的な値を求め

ているのに対して、アサリ等のマクロベントスの現存量や生産速度から推測する方法では数ヶ月の時間スケールで見られた平均的な値を求めていることとなるので、両者の値が合致しないのは当然である。しかし、今回はこの要因として物質収支計算におけるボックスモデルの条件設定について再考する余地が考えられたので、ここで検証したい。

前述した物質収支の計算条件では当該海域の流動場を考慮せず、周辺海域とボックス内の物質の流入出の方向については3つの境界面 (B_0, B_1, B_2) を一様に取り扱った。しかし、水質観測の結果、岸沖方向だけでなく潮汐によっては南北方向においても各物質の空間濃度分布がそれぞれ不均一であることから (Fig. 3)、干潟上の流れを考慮した物質収支計算の必要性が考えられた。そこで、夏季の六条潟の流況を確認するために、過去に行われた(2011年6月15日-7月7日) 当該海域のT2で測定された流向流速の連続観測結果(蒲原ほか, 未発表) から潮流調和分解を行った。得られた潮流楕円から M_2 分潮が卓越していることを確認し、その長軸流速は $5.0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ で、方向は 52.5° (北東-南西方向) であった。この結果を物質収支計算に適用するため、阿保ほか(2002)を参考に次式のとおり移流項および拡散項を3つの境界面 (B_0, B_1, B_2) に分割した。

$$\Delta(VCv) = Q_{B_0} C_{B_0} + Q_{B_1} C_{B_1} + Q_{B_2} C_{B_2} + A_{B_0} K T \frac{\Delta C_{B_0}}{\Delta L} + A_{B_1} K T \frac{\Delta C_{B_1}}{\Delta L} + A_{B_2} K T \frac{\Delta C_{B_2}}{\Delta L} + B_C \quad (11)$$

- V : 干潟海域内の容積
- Cv : 干潟海域内の容積平均濃度
- $Q_{(B_0, B_1, B_2)}$: 干潮と満潮の間の境界面 (B_0, B_1, B_2) を通じての海水流量
- $C_{(B_0, B_1, B_2)}$: 各境界面 B_0, B_1, B_2 における干満前後の物質平均断面濃度
- $A_{(B_0, B_1, B_2)}$: 各境界面 B_0, B_1, B_2 における干満前後の平均断面積
- K : 水平拡散係数
- T : 計算期間における経過時間
- $\Delta C_{(B_0, B_1, B_2)} / \Delta L$: 各境界面 B_0, B_1, B_2 方向における干潟海域と周辺海域との間の物質の濃度変化率
- B_C : 干潟海域内での生物作用による現存量の変化量

干潟海域における平均的な流れとしてI期では北東流、II期では南西流とし、流速については、I・II期の観測ではそれぞれ上げ潮時および下げ潮時の最強流時を中心に前後3時間程度の幅があることから (Fig. 2)、便宜的に振幅の値の半分を与えることとした (I期; 北方分速: $1.6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, 東方分速: $2.0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, II期; 北方分速: $-1.6 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$, 東方分速: $-2.0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$)。それぞれの境界面 ($B_0, B_1,$

Table 5. PON and DTN budgets by box model analysis in consideration of tidal current in the studied area of Roku-jo tidal flat on 24–25 June in 2013.

PON Period	Temporal change $\Delta(V \cdot C_v)$	Advection $Q \cdot Ca$				Diffusion $A \cdot K \cdot T \cdot \Delta C/\Delta L$				Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
		B_0	B_1	B_2	Total	B_0	B_1	B_2	Total			
I	129.4	55.7	-7.1	68.7	117.3	5.5	0.3	0.7	6.5	5.6 (6.7)	17.5 (20.8)	-11.9 (-14.1)
II	-47.2	-15.6	3.2	-17.1	-29.5	1.4	0.2	0.1	1.7	-19.4 (-26.3)	5.2 (7.0)	-24.6 (-33.3)
Average										-6.9 (-9.8)	11.3 (13.9)	-18.2 (-23.7)

DTN Period	Temporal change $\Delta(V \cdot C_v)$	Advection $Q \cdot Ca$				Diffusion $A \cdot K \cdot T \cdot \Delta C/\Delta L$				Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
		B_0	B_1	B_2	Total	B_0	B_1	B_2	Total			
I	73.8	35.6	-9.0	55.5	82.0	-1.0	-0.2	-0.4	-1.6	-6.7 (-8.0)	17.5 (20.8)	10.8 (12.8)
II	-59.7	-27.2	5.9	-33.7	-55.0	-0.1	0.5	0.0	0.4	-5.0 (-6.8)	5.2 (7.0)	0.2 (0.2)
Average										-5.9 (-7.4)	11.3 (13.9)	5.5 (6.5)

Unit: kgN ($\text{mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

B_2) を通じての海水流量 Q については次のように決定した。流向流速データを取得した T2 に近い境界面 B_0 および B_1 にそれぞれ東方分速と北方分速を適用し、境界断面積との積により流量を算出した。境界面 B_2 を通じての流量は、干潟海域内の容積変化量から境界面 B_0 および B_1 での流量を差し引いた値を用いた。そのほかの計算方法については初期の計算 ((1) 式) と同様の方法とした。この流れを考慮した物質収支計算の結果を Table 5 に示した。塩分収支により求めた拡散項の水平拡散係数 K は $1.5 \times 10^4 \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ であった。この水平拡散係数を用いて計算を行ったところ、I・II 期平均の PON 消失速度は $23.7 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、DTN 生成速度は $6.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ となった。これらの値について、流動場を考慮せずそれぞれの境界面 (B_0, B_1, B_2) で流入出の方向を一様に取り扱った初期の計算条件による結果と比較すると、DTN 収支については $6.3 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Table 3) から $6.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Table 5) とそれほど大きく変化しなかったのに対し、PON 収支については $-18.5 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Table 3) から $-23.7 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ (Table 5) と消失速度が増加し、アサリ稚貝個体群の成長速度から導いた値 ($-26.9 \text{ mgN} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$) に近づいた。このことは今回の計算条件の妥当性を支持し、干潟上における物質収支計算を行う際は流れを考慮したボックスモデルを適用する必要性を示している。しかし、ここで用いた流れのデータは実際に水質観測を行った際の流動場ではないため、今後は六条潟において流動環境を実測した上で水質観測に基づいた収支計算を行い今回の結果を確認することが望まれる。また、今回の水質観測は日中に行っており、収支計算では実際の夜間の窒素収支を明らかにすることはできない。流れの課題と併せて夜間を含めた

終日観測についても検討する必要がある。

おわりに

本研究では6月と限定された時期ではあるものの、河口干潟である六条潟の水質浄化機能を評価し、その主要な内部機構を明らかにした。すなわち、六条潟では高密度に生息するアサリ稚貝が周辺海域からの供給や内部生産により生成される懸濁態有機物を摂餌により効率よく底泥へ転送し、また効果的に成長に転換することで溶存態としての回帰を少なくしていた。さらに、大型藻類や底生微細藻類の一次生産によって溶存態窒素は速やかに吸収されており、懸濁物のみならず総窒素の除去機能も高いことが明らかになった。河口域は栄養塩の大量供給により赤潮が発生しやすい海域であるが (柘植ほか, 2012)、そのように有機物の供給が増大する際でも干潟域はそれに追従する高い懸濁物除去機能を有しており (青山ほか, 2000; 鈴木, 2010)、六条潟のような生物生産機能の高い河口干潟は周辺海域への有機物負荷を抑制する緩衝機能に優れている干潟であると言える。三河湾では干潟域の消失が大規模な赤潮の発生や貧酸素水塊の拡大化を招き、水質悪化の負のスパイラルへと導いたが (Suzuki, 2001)、この干潟域の中でも湾内に注ぐ各河川にかつて備わっていた河口干潟が多く失われてしまったことが、その最大の要因であると考えられる。内湾生態系の回復へは積極的な干潟・浅場造成が必要であるが、その際、河口域において生物生産機能の高い干潟域の再生が求められる。そのためには水質浄化の中心的な役割を担う二枚貝の生産機構を明らかにする必要があるが、これについてはその個体群動態において浮遊幼生の加入過程 (宮脇・関口, 2000) や着底初期の移動や生残率

(蒲原ほか, 2013; 2014) が大きく関与している。今後、代表的な河口干潟である六条潟においてアサリ稚貝個体群の動態に影響を与える流動場および水底質環境を調査し、その大量発生機構を解明することで、生物生産機能が高く水質浄化機能に優れた干潟域の再生につなげていく必要がある。

一方で、六条潟では2001–2012年の間に5回の大規模な苦潮(青潮)が発生し、最大で5,000トンのアサリ稚貝がへい死している(蒲原, 2014)。六条潟周辺には沿岸開発によって生じた浚渫窪地、航路、泊地など生態系機能の低下した海域であるデッドゾーンが数多く存在しており(和久ほか, 2012)、これらデッドゾーンには大量の無酸素水が蓄積され(和久ほか, 2013)、六条潟における苦潮の発生源として指摘されている(武田・石田, 2007)。本研究を行った6月はアサリの成長特性より年間を通して特に高い水質浄化機能を有していると考えられ、本来であれば赤潮が多発する夏季において、その抑制効果が期待できる。しかし、夏季に発生する苦潮はアサリ稚貝の大量へい死を招き、水質浄化機能を著しく低下させる。そのため、六条潟を保全し、その生態系機能を維持するためには、デッドゾーンの修復を含めた周辺海域の環境改善を進めていく必要がある。

謝 辞

本論文をまとめるにあたり、愛知県水産試験場内水面漁業研究所の青山裕晃博士および(株)エコーの古泉統義氏にはデータ解析に際してご助言を賜った。また、愛知県水産試験場漁場環境研究部の和久光靖博士には純生産速度に関して貴重なご意見をいただいた。ここに記して深く感謝いたします。

引用文献

愛知県建設部(2014) 干潟造成基礎調査(六条潟)。第12回伊勢湾再生海域検討会三河湾部会資料。

阿保勝之・坂見知子・高柳和史(2002) アサリ・増殖場造成地における水質浄化機能の定量的評価。海岸工学論文集, **49**, 1211–1215。

青山裕晃(2000) 三河湾における海岸線の変遷と漁場環境。愛知水試研報, **7**, 7–12。

青山裕晃・今尾和正・鈴木輝明(1996) 干潟の水質浄化機能——一色干潟を例にして——。月刊海洋, **28**, 178–188。

青山裕晃・甲斐正信・鈴木輝明(2000) 伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能。水産海洋研究, **64**, 1–9。

青山裕晃・鈴木輝明(1996) 干潟の水質浄化機能の定量的評価。愛知水試研報, **3**, 17–28。

青山裕晃・鈴木輝明(1997) 干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定。水産海洋研究, **61**, 265–274。

市川哲也・桃井幹夫・鈴木輝明・石田基雄(2010) リセプターモードモデルを利用した造成適地選定手法(平成20年度日本水産工学会秋季シンポジウム「内湾における環境修復の方向性と新手法」(2/2))。水産工学, **46**, 217–222。

蒲原 聡(2014) 愛知県豊川河口域に発生するアサリ稚貝の移植。豊かな海, **33**, 44–51。

蒲原 聡・山田 智・曾根亮太・青木伸一(2014) 三河湾六条潟におけるアサリ稚貝の生産機構。愛知水試研報, **19**, 1–9。

蒲原 聡・山田 智・和久光靖・曾根亮太・岩田靖宏(2013) 三河湾六条潟におけるアサリ着底初期稚貝の動態。愛知水試研報, **18**, 13–20。

環境庁自然保護局(1994) 第4回自然環境保全基礎調査 海域生物環境調査報告書(干潟、藻場、サンゴ礁調査)第1巻, 干潟。環境庁自然保護局, 東京, 291 pp。

小林 豊・鳥羽光晴(2005) アサリ稚貝の成長および粗成長効率と水温の関係。栽培漁業技術開発研究, **33**, 9–13。

国土交通省中部地方整備局名四国道事務所(2012) 平成23年度23号豊橋BP環境調査報告書, 399 pp。

木村賢史・三好康彦・嶋津暉之・赤沢 豊(1991) 人工海浜の浄化能力について(2)。東京都環境科学研究所年報1991, 141–150。

気象庁編(1990) 海洋観測指針。日本気象協会, 東京, 428 pp。

松川康夫(1989) 内湾域における物質輸送機構と窒素、磷の収支と循環に関する研究。中央水産研究所研究報告, **1**, 1–74。

Matsukawa, Y. and Umabayashi, O. (1987) Standing crop and growth rate of *Ulva pertusa* on an intertidal flat. Nippon Suisan Gakkaishi, **53**, 1167–1171。

Matsukawa, Y. and Sasaki, K. (1986) Budgets of nitrogen, phosphorus and suspended solid in an intertidal flat. Nippon Suisan Gakkaishi, **52**, 1791–1797。

松浦 勉(2011) 県外産種苗供給量減少期の3内湾域における種苗放流型アサリ漁業の対応。地域漁業研究, **52**, 1–24。

宮脇 大・関口秀夫(2000) 河口干潟におけるベントスの個体群動態—幼生の加入過程の視点から—月刊海洋, **32**, 647–653。

Nakamura, Y. (2004) Suspension feeding and growth of juvenile Manila clam *Ruditapes philippinarum* reared in the laboratory. Fish. Sci., **70**, 215–222。

農林水産省(2014) 平成25年度水産の動向 平成26年度水産施策。農林水産省, 東京, 147 pp。

日向野純也(2012) アサリのプランクトン摂食と栄養塩排泄。「ノリ色落ち対策に寄与する二枚貝増養殖技術ガイドライン」日向野純也編, 独立行政法人水産総合研究センター増養殖研究所, 三重県, 79–88。

西條八東・八木明彦・三田村緒佐武(1978) 伊勢湾・三河湾の水質と基礎生産(日本沿岸海洋誌 その16:伊勢湾・三河湾(III))。沿岸海洋研究ノート, **16**, 57–64。

佐々木克之(1989) 干潟域の物質循環。沿岸海洋研究ノート, **26**, 172–190。

佐々木克之(2003) 干潟における生物多様性と生物生産力(特集藻場・干潟を中心とする沿岸環境の保全・修復・創生(2))。海洋と生物, **25**, 180–186。

佐々木克之(2008) 川が海の生きものと漁業に与える影響。「川と海」宇野木早苗, 山本民次, 清野聡子編, 築地書館, 東京, 70–83。

Suzuki, R. and Ishimaru, T. (1990) An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using *N,N*-dimethylformamide. J. Oceanogr. Soc. Japan, **46**, 190–194。

Suzuki, T. (2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. J. Environ. Qual., **30**, 291–302。

鈴木輝明(2010) 干潟の水質浄化機能とその再生。「水産の21世紀:海から拓く食料自給」田中 克, 川合真一郎, 谷口順彦, 坂田泰造編, 京都大学学術出版会, 京都, 296–316。

鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子(1997) 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化:三河湾一色干潟における事例。海洋理工学会誌, **3**, 63–80。

三河湾豊川河口六条潟における水質浄化機能

- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正 (2000) マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案：三河湾浅海部における事例研究. 水産海洋研究, **64**, 85-93.
- 鈴木輝明・市川哲也・桃井幹夫 (2002) リセプターモードモデルを利用した干潟域に加入する二枚貝浮遊幼生の供給源予測に関する試み—三河湾における事例研究—. 水産海洋研究, **66**, 88-101.
- 武田和也・石田基雄 (2007) 三河湾における苦潮によるアサリ大量死と浚渫窪地内部の貧酸素化の状況. 海洋理工学会誌, **12**, 51-58.
- 武田和也・石田基雄・家田喜一・石田俊朗・桑江朝比呂・鈴木輝明 (2007) 人工干潟域における埋在性メガベントス群集の生物生産機能および水質浄化機能. 水産工学, **44**, 11-19.
- 田中庸央・佐野方昂 (1980) 三河湾における植物プランクトンの一次生産動態に関する一考察. 日本プランクトン学会報, **27**, 75-85.
- 柘植朝太郎・大橋昭彦・山田 智・岩田靖宏・石田基雄 (2012) 三河湾東部、渥美湾における赤潮および貧酸素水塊形成に及ぼす降雨に伴う河川水流入の影響. 愛知水試研報, **17**, 9-24.
- 和久光靖・畑 恭子・金子健司・鈴木輝明・高倍昭洋 (2013) 極沿岸域のデッドゾーン化が内湾の物質循環に及ぼす影響とその改善対策. 海洋理工学会誌, **19**, 15-27.
- 和久光靖・金子健司・鈴木輝明・高倍昭洋 (2012) 沿岸域におけるデッドゾーンの分布：三河湾の事例. 水産海洋研究, **76**, 187-196.