



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	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
Author(s)	一見, 和彦; 濱口, 佳奈子; 山本, 昭憲 他
Citation	沿岸海洋研究, 48(2), 167-178
Issue Date	2011-02-28
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/56486
Type	journal article
File Information	141)montani-engankaiyo-48(2).pdf



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*

一見 和彦**・濱口佳奈子†・山本 昭憲†・多田 邦尚†・門谷 茂††

Retention and Release System of Phosphorus in Shinkawa-Kasugagawa River Estuary
in the Western Part of JapanKazuhiko Ichimi, Kanako Hamaguchi, Akinori Yamamoto,
Kuninao Tada and Shigeru Montani

高松市新川・春日川河口干潟を調査対象とし、河川から負荷されたリンが干潟域を通過する過程でどのような質的・量的変化を受けて海域へ流出するのか、その収支を定量的に明らかにする目的で春期から秋期にかけて観測を行った。その結果、年間を通じた河川から干潟域への負荷量と干潟域から海域への流出量は類似した値となったが、河川から負荷されるリンの形態は懸濁態とリン酸塩ではほぼ等量であったのに対し、海域へ流出するリンの大部分はリン酸塩であり、干潟域が「無機化の場」として機能していることが示された。また、春期には河川から負荷されたリンの50%以上、夏期には河川から負荷されたリンのほぼ全てが干潟域に保持されると見積もられた。一方で秋期には春・夏期に卓越していた捕捉作用は認められず、干潟域に保持されていたリンが流出していると考えられた。春・夏期にリンが保持される要因として、リンを含んだ懸濁粒子が感潮域において物理的な沈降・堆積作用を受けること、また、一次生産者によるリン酸塩の同化・粒子化と、それに続く二枚貝等の摂食活動による懸濁粒子の捕捉効果が主であると考えられた。以上より、河川からのリンの負荷と海域への流出は同調せず、河口干潟は河川を通じた海域へのリン負荷に対して時間的なずれを生じさせていることが明らかとなった。

Seasonal surveys during the flood-ebb tidal cycle were carried out in May, August and November 2006 in order to estimate the phosphorus balance in Shinkawa-Kasugagawa river estuary and to demonstrate the function of the intertidal flat for the coastal environment. Annual abundance of total phosphorus (dissolved inorganic and organic phosphorus + particle phosphorus) discharged from the rivers was similar to that flowing out to the coastal sea, although the main component flowing out to the coastal sea was dissolved inorganic phosphorus. In spring, 50% < of the phosphorus discharged from the rivers was trapped in the intertidal zone, while all of phosphorus discharged from the rivers in summer was retained in the intertidal zone. Two processes of phosphorus retention were estimated. One process involved physical cohesion and sedimentation of particulate phosphorus in the lower saline zone. The other process is the huge filtrating and sedimentation activity of bivalves following the assimilation of dissolved inorganic phosphorus by microalgae. However, abundant phosphorus was released from the intertidal zone in autumn, despite the limited flow rates of the rivers. Our findings show that phosphorus discharge from the rivers does not synchronize with outflow to the coastal sea.

キーワード：河口干潟，リン，収支，物質循環，沿岸環境

1. はじめに

河口干潟は潮汐の干満周期によって干出と水没を繰り返すなだらかな傾斜地であり、また河川水と海水という異質な水が共存・混合される場である。河口干潟は陸域

と海域の境界に位置し、陸域から河川を通じて流入する物質に対し、様々な影響を与えていると考えられる。例えば、感潮域では流速や塩分の変化から、河川から流入してきた有機態および無機態の懸濁物が凝集粒子を形成し、その堆積速度が著しく高まることが知られている(杉本・首藤, 1988¹⁾)。また河川からは窒素やリンといった多量の栄養塩類が供給され、干潟環境中には光が豊富に存在することから、水柱および堆積物表層における大型・微細藻類の生産性が非常に高い。これらの一次生産物を利用する高次栄養段階生物についても、二枚貝をはじめとした非常に活性の高い生物種が多く見られ、

* 2008年8月25日受領, 2010年8月30日受理

** 香川大学瀬戸内圏研究センター庵治マリンステーション

† 香川大学農学部

†† 北海道大学大学院環境科学院

連絡先：一見和彦, 瀬戸内圏研究センター庵治マリンステーション

〒761-0130 香川県高松市庵治町鎌野4511-15

E-mail: ichimi@ag.kagawa-u.ac.jp

物質循環のスピードを高めている。酸素が豊富に存在することから、バクテリア等による有機物の分解速度も非常に大きいと考えられる。すなわち干潟環境は、物質が質的にも量的にも、めまぐるしく変化している場だといえよう。

しかし、干潟域の物質収支に関する研究例は世界的にも少ない。Valiela and Teal (1979)²⁾は成熟した塩性湿地における窒素収支について年間を通じた観測を行い、主に海域からの流入と地下水によって負荷される窒素量と、海域への流出と脱窒により系外へ除去される窒素量が均衡することを報告している。Anzi and Nedwell (1986)³⁾も塩性湿地における窒素収支を調査し、*Puccinellia maritima* (塩生植物) の一次生産を主体とした窒素固定量と堆積物表層における有機態窒素の分解量がよく一致することを見出している。また Wolaver and Spurrier (1988)⁴⁾は湿原に流入出するリンの収支を調べた結果、湿原はリンを捕捉する場であると述べている。我が国で干潟域の物質循環に注目した研究としては、佐々木により実施された三河湾一色干潟の例が挙げられるだろう (佐々木, 1989⁵⁾, 1994⁶⁾)。佐々木は水柱の溶存・懸濁物質の収支、アマモや微細藻類といった一次生産者、および二枚貝をはじめとした底生生物の生物学的機能を考慮し、一色干潟における物質循環を論じている。その結果として、夏期の一色干潟は、脱窒、海藻 (草) 類による固定、アサリ等の漁獲により窒素除去の場として機能しており、その浄化能力は 1.3 t N day^{-1} と結論している (佐々木, 1989⁵⁾)。

しかしながら、我が国における干潟環境の研究例は依然としてきわめて少ないのが現状である。干潟はその地形的特性、規模、汚染度合等によってその環境特性は非常に多様であり、個々の干潟によって周辺環境に与える影響力も異なると考えられるが、定量的な調査・研究例はほとんど見当たらない。

本研究では、高松市郊外に位置する新川・春日川河口干潟を調査対象とし、一潮汐間の観測を実施した。Montani *et al.* (1998)⁷⁾ および Magni *et al.* (2002)⁸⁾ は初夏の本干潟において24時間の連続観測を行い、親生物元素の挙動を詳細に調査しているが、河川からの流入量も含めた1年間の物質収支については評価されていない。本研究の目的は、河川から負荷されたリンが干潟域を経て海域へ流出する過程において、リンの質的・量的変化に注目しながら、河口干潟域がリンに対してどのように作用しているのか定量的に評価することである。

2. 試料および方法

2.1 調査干潟および観測

新川・春日川河口干潟は香川県高松市郊外に位置し、大潮の干潮時には70 haを超える干出面積を有している (Fig. 1)。大潮の満潮時における水深は、海域に隣接する北部域で1.7 m 前後、上流域で1 m 前後である。本河口干潟には新川、春日川、詰田川の3河川が流入しており、新川の河川流量が最も大きく、春日川もその10分の1程度の流量を有するが、詰田川の流量はきわめて小さい。したがって、本研究では新川および春日川を本干潟域に影響を与える主な流入河川として取り扱った。潮間帯である干潟域と沖合へと続く潮下帯の境界に定点bを設置し (Fig. 1), 2006年5月29日 (7:00~18:00), 8月11日 (6:30~18:30) および11月2日 (6:30~16:30) に一潮汐間の観測を行った (Fig. 2)。観測中は1時間毎にバンドーン採水器 (10 L 容: 70 cm 長) を用いて表層から70 cm 深までの海水を採取し、多成分水

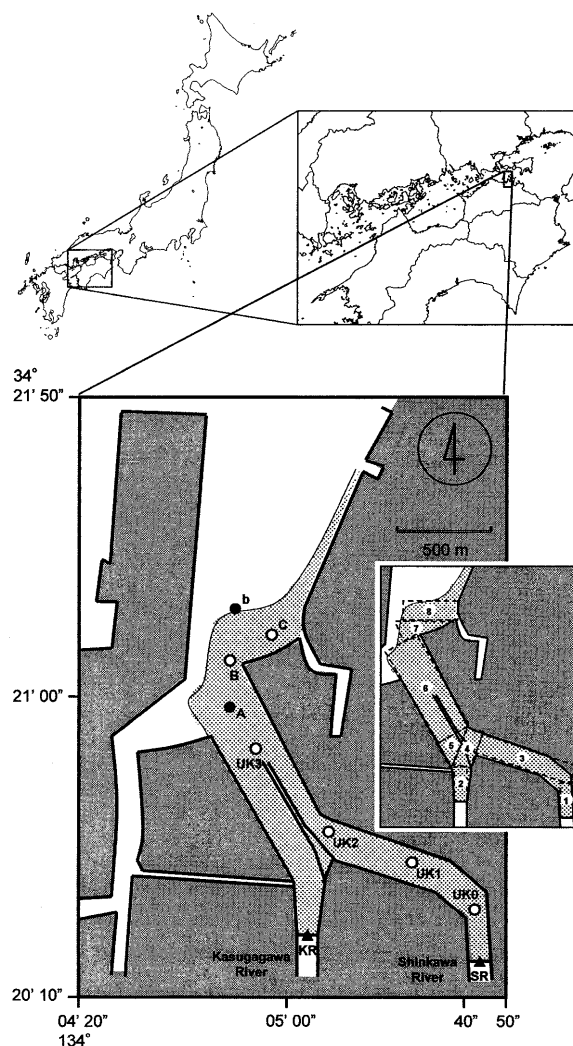


Fig. 1 Study area and sampling stations.

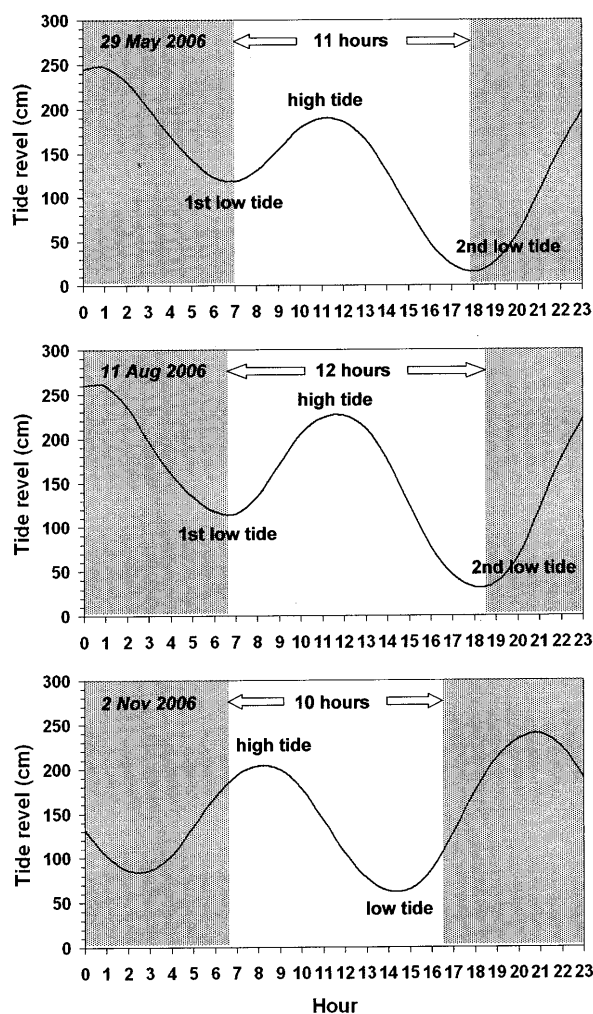


Fig. 2 Tidal cycle during each survey. The observation was carried out in a flood/ebb tidal cycle (10–12 hours) during daytime.

質計 (YSI 30) による水温と塩分の測定を行った後、海水中のリン濃度分析用試料に供した。なおこれまでの観測結果から、上記と同様に得た表層海水と干潟域のはば最大水深に相当する1.5 m 深で採取した海水中のリン濃度に大きな差が認められていないため、試料海水中のリン濃度は鉛直的に一様であるとみなした。また観測開始時と終了時には、新川および春日川の最下流に位置する堰堤（それぞれ定点 SR および定点 KR : Fig. 1）において河川流量の測定と採水を行った。この堰堤より上流側が河川域、下流側が感潮域となる。河川流量は堰堤の流出部における流速 (CR-11, コスモ理研) に水深と流出幅を乗じて算出し、採取した河川水については海水試料と同様にリン濃度分析用試料に供した。

2.2 懸濁態リン (PP) 濃度、および溶存態リン (PO_4 および DOP) 濃度の定量

得られた海水・河川水試料は、一定量を Whatman GF

/F を用いて濾過し、凍結乾燥したものを懸濁態リン (PP) 濃度の測定用試料とした。これらのフィルターを 550°C で2時間強熱することにより懸濁粒子を無機化した後、1 N-HCl で12時間リンの抽出を行った (Aspila *et al.*, 1976⁹⁾)。抽出溶液の上澄みを NaOH にて中和した後、モリブデンブルー法により比色定量した (Parsons *et al.*, 1984¹⁰⁾)。

試料水中の溶存態リン濃度の測定には、 $0.45\ \mu\text{m}$ 孔径のディスクフィルター (ADVANTEC CS045AN) によりろ過した試料水を供した。リン酸態リン (PO_4) 濃度についてはオートアナライザー (TRACCS 2000, Bran+Luebbe) を用いて定量し (Parsons *et al.*, 1984¹⁰⁾)、有機態リン (DOP) 濃度についてはオートアナライザー (TRACCS AAC3, Bran+Luebbe) を用いて測定した全リン (TDP) 濃度 (Solórzano and Sharp, 1980¹¹⁾) から PO_4 濃度を差し引くことにより算出した。

2.3 定点 b を境界としたリンの流入流出

干潟域におけるリンの収支を算出するにあたり、潮汐により干潟域に流入あるいは干潟域から流出する海水量を見積もる必要がある。そこでまず以下の方法により、満潮時に干潟上に存在する海水の容積を見積もった。調査干潟域を8区画に分割してそれぞれの面積を算出し (Fig. 1)、各観測日の満潮時に各区画で測定した平均水深 (2～3 測点) を乗じることにより、各区画の海水容積 (m^3) を算出した。これらの総和が干潟上に存在する各調査日の最大海水量 (満潮時) となり、5月29日の海水量は $577,000\ \text{m}^3$ 、8月11日は $903,000\ \text{m}^3$ 、11月2日は $850,000\ \text{m}^3$ と見積もられた。これらの海水容積を、新川の堰堤から定点 b までの直線距離 (2,240 m)、平均幅 (335 m)、上辺が新川堰堤直下の水深 (0.31～0.51 m)、下辺が干潟末端部の水深 (1.35～1.89 m) である台形状の立方体とみなし、以下の干潟域へ流入出する海水量の算出に供した。満潮時の潮位で最大容積を示すと仮定し、高松港の潮位表 (気象庁, 2006¹²⁾) から得られた水深の変動量から、調査干潟域に流入あるいは干潟域から流出する海水量を1時間ごとに算出した。さらに1時間ごとの移動海水量に測定した各海水中の PP、 PO_4 および DOP 濃度を乗じることにより、上げ潮時に海域から干潟域へ流入するリンの総和、同様に下げ潮時に干潟域から海域へ流出するリンの総和を算出した。以上より、上げ潮時に流入したリンの総量が下げ潮時に流出するリンの総量を上回れば干潟内に保持されたことになり、下回れば消失したことになる。

また、本観測は昼間の一潮汐の間実施しているが、干潮から満潮に要する時間、あるいは満潮から干潮に要する時間は各観測日でそれぞれ異なっている。例えば、5

月29日の観測（11時間）では上げ潮がおおよそ4時間であるのに対し、下げ潮は7時間継続しており、この場合、下げ潮時におけるリンの流出量がより強調されることになる。以上の理由から、上げ潮観測時と下げ潮観測時におけるリン流入量の平均値 (kg h^{-1}) を用い、さらに一日2回の干満周期（気象庁, 2006^[2], Fig. 2）から算出した上げ潮および下げ潮時間（例えば5月29日は、上げ潮：11時間08分、下げ潮：12時間52分）を乗じることにより、24時間当たりのリン流入量 (kg day^{-1}) を見積もった。

2.4 満潮時の新川河口感潮域における PP の分布

感潮域は懸濁粒子が沈降・堆積しやすい環境にあることから、調査干潟に対するリンの主要な負荷源である新川の感潮域において、以下の方法で PP の分布を観測した。2006年6月28日の満潮時に Fig. 1 に示した定点 UK0, UK1, UK2, UK3, A, B, C および新川の堰堤（定点 SR）において海水試料（0–70 cm 深）および河川水の採取を行った。得られた試料水の一定量を Whatman GF/F を用いて濾過した後、前述の2.2と同様の方法で PP 濃度の定量を行った。また採水時には塩分の測定も同時に行った。

2.5 堆積物中のクロロフィル *a* (Chl *a*) 濃度および全リン (TP) 含有量

堆積物中における一次生産者の現存量とリンの含有量について、観測期間中の増減を明らかにする目的で、以下の観測・測定を行った。

2006年1月～12月の大潮干潮時（毎月2回）に定点 A (Fig. 1) において、プラスチックチューブ（内径3 cm）を用いて表層堆積物（0–5 mm）を5本採取し、よく攪拌した後、0.5–1 g（湿重量）の堆積物試料を90%アセトンで抽出した。これを4℃、暗条件下で一昼夜抽出した後、分光法（Lorenzen, 1967^[3]）により測定し、Parsons *et al.* (1984)^[10]の算出方法から Chl *a* 濃度を求めた。また同様に採取した堆積物試料について、凍結乾燥後、約200 mg を精量してサンプル管瓶に取った。これに50% (w v^{-1}) $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$ と95% Et-OH を1 ml ずつ添加した後、約60℃で蒸発乾固した。さらに550℃にて2時間強熱することで灰化し、20 ml の1 N-HCl で24時間抽出した（Krom and Berner, 1981^[4]）。抽出液を遠心分離（2,000 rpm, 5 min）した後、抽出液中のリン酸塩濃度をモリブデンブルー法（Parsons *et al.*, 1984^[10]）により比色定量した。以上より得られた Chl *a* 濃度 ($\mu\text{g g}^{-1}$) とリン含有量 (mg g^{-1}) に、堆積物の比重 (1.46 g cm^{-3} ; Ichimi *et al.*, 2008^[5]) と堆積物 1 m^2 当たりの容積 ($5,000 \text{ cm}^3$) から見積もった重量 ($7,300 \text{ g m}^{-2}$) を乗じることによって 1 m^2 当たりの現存量を算出した。なお、

採取した堆積物に混入したアオサや大型の底生生物はあらかじめピンセットにより除去している。

2.6 アオサの現存量とリン含有量

調査干潟域では、例年、大型緑藻であるアオサ (*Ulva* sp.) の繁茂が観察される。アオサは現存量も非常に大きくなり、調査干潟域におけるリンの収支に大きく影響する可能性があることから、以下の方法で現存量調査を行った。2006年1月～12月の大潮干潮時に定点 A (Fig. 1) においてアオサの採取を毎月2回の頻度で行った。一辺が50 cm もしくは25 cm の方形枠を任意に設置し、枠内に存在するアオサをすべて採取した。採取したアオサは洗浄後、70℃程度で風乾し乾重量を測定した。また5月および11月に採取したアオサについては乾燥・粉碎した後、一定量を550℃にて灰化し、堆積物と同様の方法を用いてアオサのリン含有量を比色定量した。

2.7 アサリおよびホトトギスガイの現存量とリン含有量

調査干潟域には、ろ過食者であるアサリおよびホトトギスガイが多数生息しており、生物量として底生生物群集のほとんどを占めている（Magni *et al.*, 2000^[6]）。これらの二枚貝は、水柱における懸濁粒子の捕捉に大きく寄与していると考えられることから、2007年1月～12月の大潮干潮時に定点 B (Fig. 1) において両種の現存量調査を実施した。毎月2回の頻度で表層から10 cm 深までの堆積物をステンレスコア（10 cm×10 cm×10 cm）を用いて採取し、2 mm 目合いの篩上に残った両種を測定用試料に供した。得られた二枚貝試料については肉質部のみを凍結・乾燥し、重量の測定を行った。なお、アサリについてはノギスを用いて全個体の殻長を測定した。また、両種のリン含有量についてもアオサと同様の方法により比色定量を行った。

3. 結 果

3.1 新川および春日川の河川流量とリンの負荷量

2006年5月29日、8月11日および11月2日における新川および春日川の河川流量を Table 1 に示す。各観測日における新川の流量（観測開始時と終了時の平均値）は、それぞれ $14,800 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, $9,500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ および $560 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ であり、特に11月の流量が著しく少なかった。春日川の平均流量はそれぞれ $1,100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, $690 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ および $170 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ であり、同様に11月の流量が少なかった。両河川の流量は、観測開始時と終了時の2回測定を行ったが、各観測日における流量の変動は、季節変動と比較しても明らかに小さかった。

各観測日における両河川水中の PO_4 , DOP および PP 濃度を Table 1 に示した。新川における PO_4 および PP 濃

度は $0.67\sim 5.72\ \mu\text{M}$ および $3.40\sim 8.51\ \mu\text{M}$ の範囲にあり、5月および8月は両者とも同程度の濃度であったが、11月は PO_4 濃度が低く、PP濃度が高かった。春日川の PO_4 およびPP濃度は $0.52\sim 6.48\ \mu\text{M}$ および $4.03\sim 7.68\ \mu\text{M}$ の範囲にあり、5月および11月に PO_4 濃度が低く、PP濃度が高い傾向にあった。また、DOP濃度は11月の新川で $1.5\ \mu\text{M}$ 程度の値が観測されたものの、それ以外では、両河川共に検出限界値($<0.05\ \mu\text{M}$) $\sim 0.48\ \mu\text{M}$ の極めて低い値であった。両河川水中のリン濃度についても観測開始時と終了時の試料を測定したが、両試料中のリン濃度はほぼ同様の値が得られた。また両河川のリン濃度は、広島湾へ流入する太田川の全リン濃度($3.0\sim 3.6\ \mu\text{M}$: 山本ほか, 2002¹⁷⁾)や淀川の溶存態リン濃度($1.2\sim 2.9\ \mu\text{M}$: 中口ほか, 2005¹⁸⁾)よりも幾分高い値であり、新川、春日川ともに水質汚濁が進んだ河川であることを示している。

以上の結果から、5月29日に両河川から干潟域へ流入した24時間当たりのリン量は、 PO_4 で43.7 kg およびPPで45.7 kg と見積もられた。同様に、8月11日に両河川から流入したリン量は、 PO_4 で41.8 kg、DOPで0.4 kg およびPPで26.5 kg、11月2日は PO_4 で0.8 kg、DOPで1.0 kg およびPPで5.5 kg と見積もられた (Table 2)。

Table 1 Flow rates and phosphorus concentrations of Shinkawa and Kasugagawa Rivers at the initial and final phases of the surveys. ND: not detected ($<0.05\ \mu\text{M}$)

	29 May		11 Aug		2 Nov	
	7:00	18:00	6:30	18:30	6:30	18:30
[Shinkawa River]						
Flow rate ($\text{m}^3\ \text{h}^{-1}$)	16,100	13,500	11,100	7,800	690	430
PO_4 (μM)	3.91	3.73	5.72	5.33	0.67	1.55
DOP (μM)	ND	ND	0.06	0.22	1.72	1.32
PP (μM)	3.40	3.78	3.68	3.40	8.51	7.20
[Kasugagawa River]						
Flow rate ($\text{m}^3\ \text{h}^{-1}$)	1,300	970	930	440	230	100
PO_4 (μM)	2.60	2.18	6.48	6.40	1.55	0.52
DOP (μM)	ND	ND	ND	ND	0.28	0.48
PP (μM)	7.68	7.18	4.07	4.03	4.83	5.88

Table 2 Phosphorus abundance discharged from Shinkawa-Kasugagawa River and that flowing out to the coastal sea in each survey (kg day^{-1}).

	Discharge from the Rivers				Flow out to the Sea			
	PO_4	DOP	PP	TP	PO_4	DOP	PP	TP
29 May	43.7	ND	45.7	89.4	20.0	-4.9	24.0	39.1
11 Aug	41.8	0.4	26.5	68.7	49.1	-13.5	-61.3	-25.7
2 Nov	0.8	1.0	5.5	7.3	44.1	21.4	20.3	85.8

3.2 観測地点における物理環境とリン濃度の挙動

5月29日および8月11日の水温については、上げ潮時にはほとんど変動が無かったものの、下げ潮時には大きく上昇した。塩分については満潮時に高く、下げ潮時に下降し、最干潮時には20付近まで低下した (Fig. 3)。11月2日も同様に、干潮時には塩分で5程度の低下が認められたが、水温については大きな変動は認められなかった。

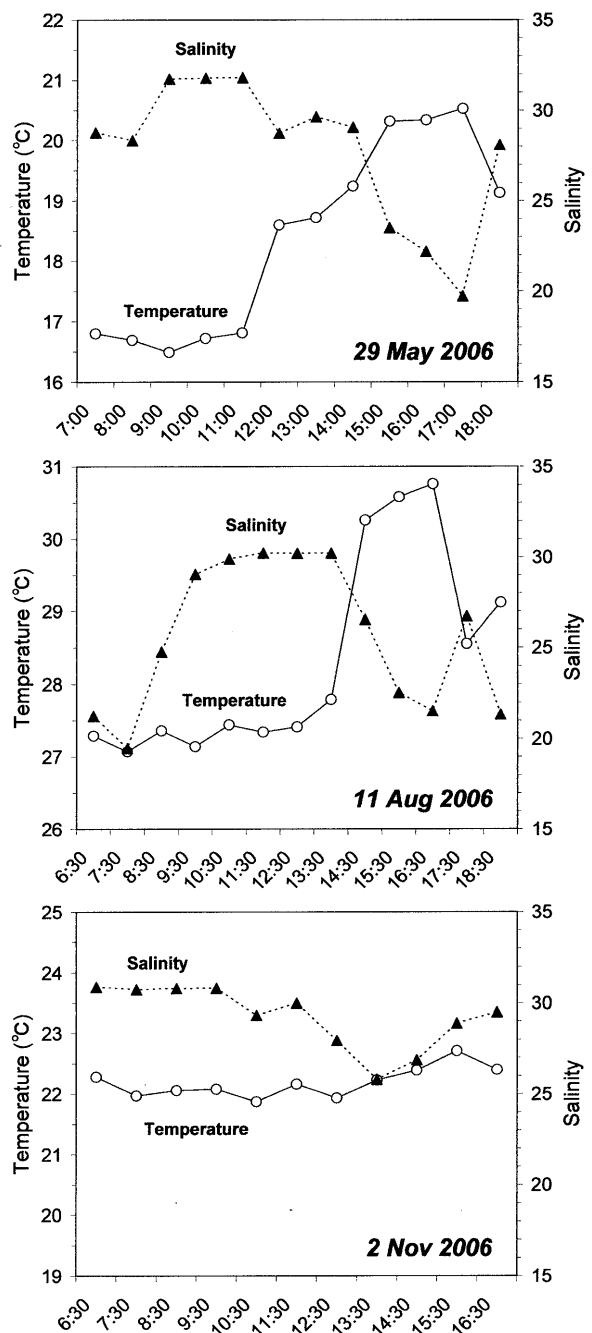


Fig. 3 Temporal variations of water temperature and salinity at Stn. b.

5月29日におけるリン三態の濃度は、上げ潮時にはほとんど変動が見られず、 $0.6\ \mu\text{M}$ 程度で推移したが、下げ潮時にはDOP濃度が減少傾向であったのに対し、 PO_4 濃度とPP濃度は $2\ \mu\text{M}$ 以上にまで上昇した (Fig. 4). 8月11日の上げ潮時には、 PO_4 濃度とPP濃度がそれぞれ $3.5\ \mu\text{M}$ および $2.5\ \mu\text{M}$ から $0.7\ \mu\text{M}$ 程度にまで低下したが、下げ潮時には PO_4 濃度とDOP濃度で大きな上昇が認められたものの、PP濃度はわずかに上昇したのみであった。11月2日におけるリン三態の濃度は、5月29日と同様に、下げ潮時に上昇する傾向を示したが、その変動幅は小さかった。

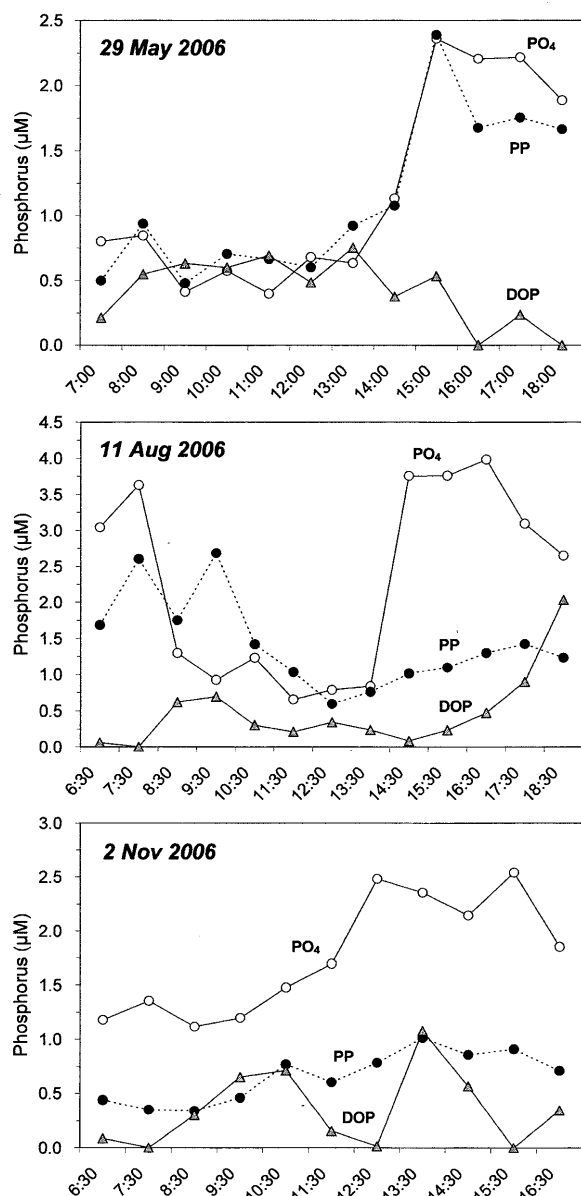


Fig. 4 Temporal variations in phosphate (PO_4), dissolved organic phosphorus (DOP) and particulate phosphorus (PP) concentrations at Stn. b.

8月11日における調査干潟域のリン濃度は、夏季に一色干潟で観測された溶存態リン濃度($0.51\sim1.92\ \mu\text{M}$)および懸濁態リン濃度($0.39\sim0.87\ \mu\text{M}$) (佐々木, 1989⁵⁾)よりも高く、東京湾奥の感潮域とほぼ同程度 (鈴木・小川, 2001¹⁹⁾) の濃度を示すことから、本干潟域は水質汚濁が進んだ両河川の影響を大きく受けていることがわかる。

3.3 観測定点を境界としたリン収支

定点bにおけるリン収支の算出結果を Table 3 に示す。新川・春日川河口干潟では一潮汐の間に数10 kg のリンがその量と質を変化させながら干潟-海域間を出入りしていることが見てとれる。 PO_4 について見ていくと、下げ潮時に干潟域から流出した PO_4 量が上げ潮時に沖合域から流入した PO_4 量を上回った。これは各観測日ともに同じ傾向にあったが、11月2日の観測で特に顕著であった。PPについても見ていくと、5月29日と11月2日は PO_4 と同様に下げ潮時における流出量が上げ潮時の流入量を上回っていたが、8月11日は沖合域からの流入量が干潟域からの流出量を上回る結果となった。

3.4 満潮時の新川河口感潮域におけるPPの分布

PP濃度は新川の河川水が最も高く、塩分が高い干潟の北端部に向かうにしたがって減少した (Fig. 5)。こ

Table 3 Phosphorus balance during a flood/ebb tidal cycle (kg) calculated at Stn. b. Phosphorus flowing into the intertidal zone during flood tide is shown as (+), while that flowed out to the coastal sea during ebb tide is shown as (-).

	PO_4			DOP			PP		
	Flood tide	Ebb tide	P. balance	Flood tide	Ebb tide	P. balance	Flood tide	Ebb tide	P. balance
29 May	22.5	-42.5	-20.0	22.8	-17.9	4.9	25.8	-49.8	-24.0
11 Aug	81.4	-130.5	-49.1	25.3	-11.8	13.5	112.1	-50.8	61.3
2 Nov	41.1	-85.2	-44.1	2.8	-24.2	-21.4	14.1	-34.4	-20.3

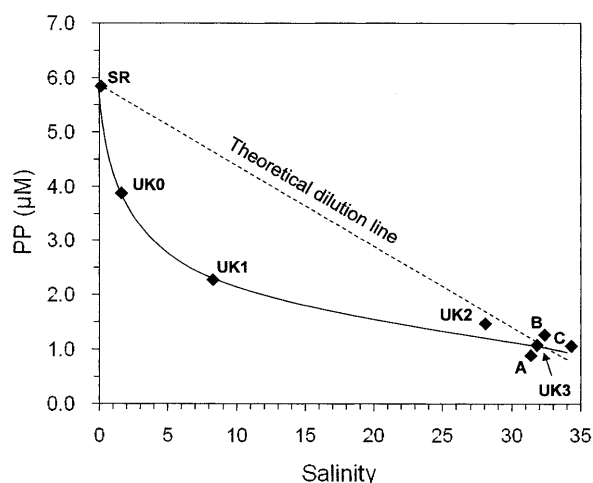


Fig. 5 Distributions of particulate phosphorus (PP) in the intertidal zone on 28 June 2006.

の減少度合いは干潟上流部の定点 UK0 および定点 UK1 で明らかに大きく、それより下流側では緩やかに減少した。

3.5 堆積物中の Chl *a* 濃度およびアオサ現存量の季節変化

堆積物中の Chl *a* 濃度は 8 月に 200 mg m^{-2} を超える値を記録したが、その他の月には大きな変動は認められず、概ね $50 \sim 150 \text{ mg m}^{-2}$ の範囲で推移した (Fig. 6)。アオサの現存量は 3 月から増加が認められ、5 月下旬に最大現存量である 114 g dw m^{-2} に達した (Fig. 6)。その後、現存量は減少し、10 月以降に幾分増加傾向が認められたものの低い値で推移した。また、アオサのリン含有量は $2.48 \pm 0.06 \text{ mg g}^{-1} \text{ dw}$ ($n=6$) であった。

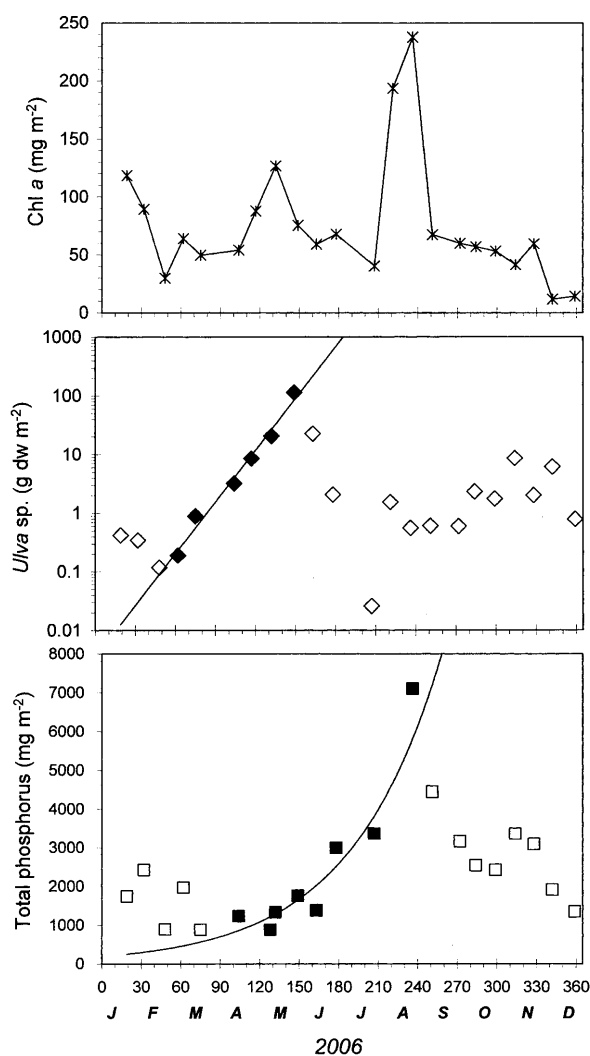


Fig. 6 Temporal variation of standing stock of Chl *a* in the sediments (upper), *Ulva* sp. (middle) and total phosphorus (TP) content in the sediment (lower) at Stn. A. Solid line for *Ulva* biomass is based on the correlative equations ($y=0.0035 e^{0.00676x}$, $r^2=0.982$) during the growth period (◆) and for TP content ($y=0.0264 e^{0.0144x}$, $r^2=0.856$) during the increasing period (■).

3.6 堆積物中の全リン含有量の季節変化

堆積物中の全リン含有量は、1 月から 3 月にかけて減少傾向が見られたものの、4 月から 8 月にかけて大きく増加し、9 月以降は再び減少に転じた (Fig. 6)。

3.7 2007 年における二枚貝の現存量変化

アサリおよびホトトギスガイの現存量を Fig. 7 に示す。アサリの現存量は 3 月から 5 月にかけて減少傾向にあったが、6 月から 8 月にかけて 20 g dw m^{-2} から 80 g dw m^{-2} 程度にまで増加し、その後は再び緩やかな減少傾向が認められた。また各観測時におけるアサリの殻長について、各サイズ ($< 5 \text{ mm}$, $5-9.9 \text{ mm}$, $10-19.9 \text{ mm}$, $20 \text{ mm} \leq$) の経時変化を Fig. 7 に示す。5 月に殻長が 5 mm 未満の稚貝が新規加入しており、それ以降、平均殻長が増加する明らかな成長過程が観察されたが、9 月以降は現存量と同様に、殻長の伸張も認められなかった。ホトトギスガイの現存量も 3 月から 6 月にかけて減少したが、7 月以降はおおよそ 1 g m^{-2} から 30 g m^{-2} 以上 (9 月) にまで増加した。それ以降は再度減少し、11 月中旬からは著しく小さな現存量で推移した。ま

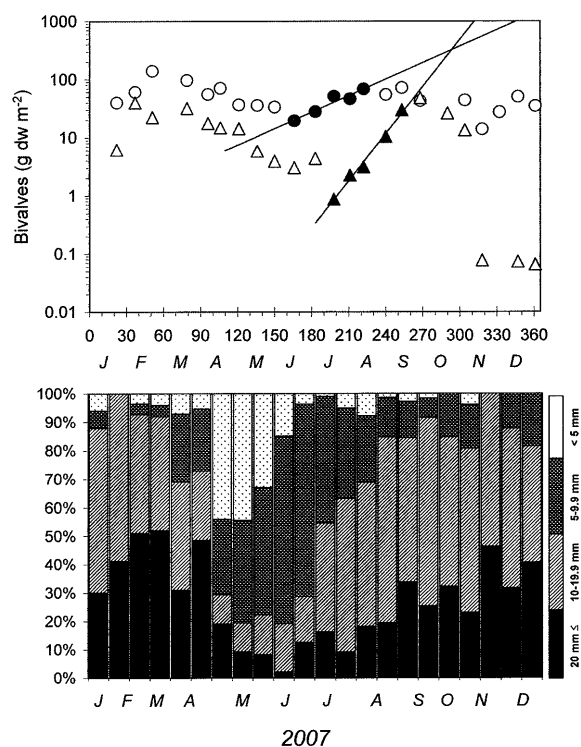


Fig. 7 Temporal variation of biomass of *Ruditapes philippinarum* (circle) and *Musculista senhousia* (triangle) (upper) and the distribution of shell length of *R. philippinarum* (lower) at Stn. B. Solid lines are based on the correlative equations for *R. philippinarum* ($y=0.546 e^{0.0217x}$, $r^2=0.918$: ●) and *M. senhousia* ($y=(0.389 \times 10^{-5}) e^{0.00676x}$, $r^2=0.988$: ▲) biomass during the growth period.

たアサリとホトトギスガイのリン含有量は、それぞれ $8.10 \pm 0.71 \text{ mg g}^{-1} \text{ dw}$ ($n=7$) および $8.40 \pm 0.66 \text{ mg g}^{-1} \text{ dw}$ ($n=6$) であった。

4. 考 察

4.1 干潟域におけるリンの収支

干潟域と沖合域の境界（定点b）で観測されたリンの収支から、8月11日のPPを除き、干潟域から沖合域への流出が卓越する結果が得られた（Table 3）。ここでは新川および春日川からの流入負荷量も含め、調査干潟域でのリン収支を考えていくことにする。

Table 2 に各観測日に新川および春日川の両河川から流入したリンの総量と海域へ流出したリンの総量を示した。5月29日には両河川から、全リン（TP）として89.4 kg (PO_4 : 43.7 kg, DOP: 0 kg, PP: 45.7 kg) が負荷された。その一方で沖合域へ39.1 kg (PO_4 : 20.0 kg, DOP: -4.9 kg, PP: 24.0 kg) が流出しているの、計算上、50.3 kg のリンが干潟域内に捕捉されたか、あるいは除去されたことになる。この量は河川から負荷されたリンのおよそ56%にあたる。リンは気体状態を持たないため、炭素や窒素のように呼吸や脱窒によって容易に除

去されることはない。したがって消失した50.3 kg のリンは何らかの形で干潟域内に捕捉されたと考えるのが妥当であろう。

同様に、8月11日には両河川から68.7 kg (PO_4 : 41.8 kg, DOP: 0.4 kg, PP: 26.5 kg) のリンが干潟域に負荷される一方で、沖合域への流出量は-25.7 kg (PO_4 : 49.1 kg, DOP: -13.5 kg, PP: -61.3 kg), すなわち PO_4 としては相当量の流出が認められるが、PP については干潟域からの流出が著しく抑えられ、干潟域に捕捉されていると考えられる。以上から、計算上は河川から負荷されたリンに加え、さらに沖合域から流入してきたリンも干潟域で捕捉されていることになる。

11月2日は両河川の流量が非常に小さかったことから、両河川からの負荷量は7.3 kg (PO_4 : 0.8 kg, DOP: 1.0 kg, PP: 5.5 kg) であった。一方で沖合域への流出量は5月、8月と比較してはるかに大きく、85.8 kg (PO_4 : 44.1 kg, DOP: 21.4 kg, PP: 20.3 kg) であった。したがって、計算上78.5 kg のリンが干潟域から放出されたと考えられる。

以上の概要を Fig. 8 に示した。

4.2 干潟域におけるリンの捕捉および放出

5月と8月の観測時には干潟域で多量のリンが捕捉されている結果が得られたが、これらのリンはどのような作用を経て干潟内に保持されているのか考えてみたい。

溶存物質であるリン酸塩 (PO_4) が干潟内に捕捉されるためには、まず一次生産者に同化され生物体粒子となる必要がある。本干潟の主な一次生産者は、浮遊性および底生性の微細藻類群と大型緑藻のアオサである。植物プランクトンが PO_4 を同化したとしても、これらは海水中の懸濁態リン (PP) として検出されるため、上述したリン収支の中に含まれることになる。したがって植物プランクトンに同化された PO_4 が干潟内に保持されるには、さらに底生生物等によって同化されるか、何らかの形で堆積物中に埋没する必要がある。また底生微細藻の現存量を示す堆積物中の Chl *a* 濃度は、8月に突発的に大きな値が検出されたものの、ある一定の範囲内で増減を繰り返しており、微細藻自体が長期間に渡って干潟上に蓄積していく過程は認められなかった (Fig. 6)。さらに堆積物中の全リンに占める微細藻類 (Chl *a*) 由来のリンについて、底生微細藻の C: Chl *a* 重量比 (33.7: Montani *et al.*, 2003²⁰⁾) とレッドフィールド比 (Redfield *et al.*, 1963²¹⁾) から得られる C: P 重量比 (41.0) を用いて算出すると、その寄与率は0.5~8%程度であり、最も Chl *a* 濃度が高かった8月でもその割合は3%に満たない。以上は微細藻類の代謝回転の速さを示していると考えられ、リンの蓄積過程において、微細藻類群とし

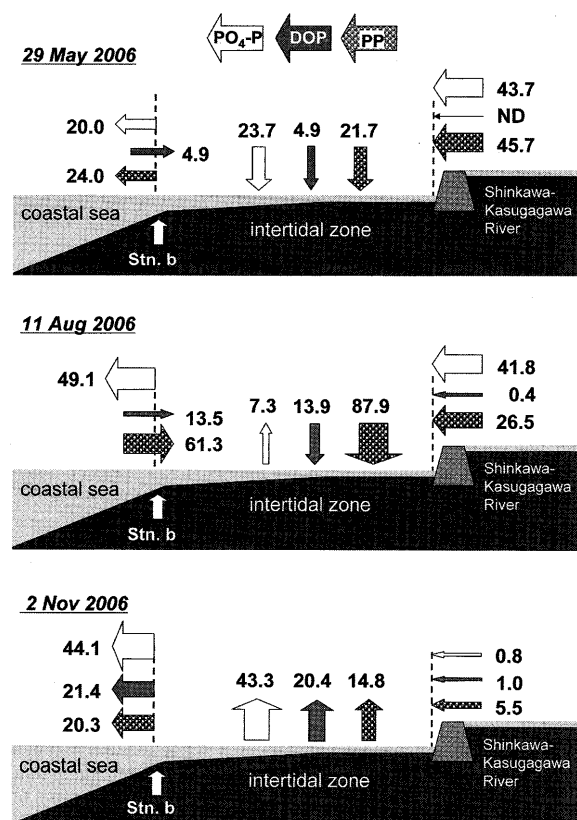


Fig. 8 Phosphorus balance in Shinkawa-Kasugagawa River estuary in each survey (kg day^{-1}).

での成長が直接的にはほとんど関与していないことがわかる。

一方でアオサは干潟上に生息し、しかも他生物からの摂食圧をほとんど受けていないと思われる。定点 A における2006年のアオサ現存量を Fig. 6 に示したが、春から初夏にかけてアオサは繁茂期にあり、6 月以降、衰退していく様子がわかる。そこで3月初旬から5月末までを増殖期と考え、その増殖曲線から5月29日の成長率を見積もったところ、一日当たり6.9%の値を得た。同日の現存量が114 g dw m⁻²であったことから、一日に1 m²当たり、およそ7.9 g (乾重量) 増加することになる。本干潟においてアオサが主に分布しているのは定点 A に代表される北部域 (25.3 ha) であり、本干潟域で採取したアオサは0.25%のリンを含んでいることから、アオサによる一日当たりのリン同化量は調査干潟全体で4.9 kg と算出される。5月29日に干潟域で捕捉された全リンは50.3 kg (その内、PO₄は23.7 kg) と見積もられたことから、干潟域に捕捉された全リンの10%程度 (PO₄の20%程度) がアオサによって同化されたと推察される。また、上述したように8月11日の観測時にはアオサが消失期にあったため、5月のようなアオサによる同化作用は非常に小さかったと考えられる。

一方、粒子である懸濁態リンの捕捉について、第一に考えられるのは底生生物による同化である。本干潟には二枚貝であるアサリおよびホトトギスガイが多数生息しており、生物量として底生生物群集のほとんどを占めている (Magni *et al.*, 2000¹⁵⁾)。そこで2007年における両種の現存量を調査したところ、両種とも夏季に現存量の増加が認められた (Fig. 8)。アサリ個体群については6月～8月、ホトトギスガイ個体群については7月～9月における現存量の増加から一日当たりの成長速度を算出し、8月11日のリン同化量を見積もったところ、それぞれ1.5 g dw m⁻² day⁻¹、0.26 g dw m⁻² day⁻¹を得た (Fig. 8)。アサリおよびホトトギスガイのリン含有量はそれぞれ8.1 mg g dw⁻¹および8.4 mg g dw⁻¹であり、さらに両種が生息する干潟北部域の面積 (25.3 ha) を乗じると、アサリ個体群は3.1 kg day⁻¹、ホトトギスガイ個体群は0.55 kg day⁻¹のリンを同化・捕捉していると見積もられた。この見積もりは2006年も2007年と同様の生物量が存在したと仮定した場合であるが、いずれにしてもこれら二枚貝の成長によって同化されたリンの量は、8月11日に干潟域で捕捉されたと考えられる94.4 kg と比較して非常に小さいことがわかる。

次に、堆積物中のリン含有量が増加傾向を示した4月から8月にかけて、Fig. 6 に示した増加曲線から一日当たりのリン増加量 (mg m⁻² day⁻¹) を算出した。その結

果、定点 A におけるリンの日増加量は、5月29日で23.9 mg m⁻² day⁻¹、8月11日で69.5 mg m⁻² day⁻¹と算出された。さらに調査干潟全域で同様の増加があったと仮定して干潟の全面積 (72.3 ha) を乗じると、堆積物として埋没・増加したリンの量は、5月29日に17.3 kg、8月11日に50.2 kg と算出される。両観測日に見積もられたリンの捕捉量はそれぞれ50.3 kg、および94.4 kg であったことから、堆積物として埋没したリンのみで5月29日は34%、8月11日は53%を占めることになる。5月29日について上述のアオサによる同化量 (4.9 kg) も加えると、消失したリンの44%を説明できるが、いずれにしても捕捉分のすべてを説明できていない。粗い概算であるため、数字上の誤差の範疇に入る可能性があるが、もう一つの説明として干潟上流部の堆積物中に大量のリンが蓄積している可能性が挙げられる。満潮時に新川の堰堤部から干潟域の北部末端にかけて海水中の懸濁態リン (PP) を測定した結果を Fig. 5 に示したが、仮に PP が単純希釈によって沖合域へ流出するならば、塩分に対する PP 濃度は理論希釈直線上にプロットされるはずである。しかし PP 濃度は低塩分域で急激に減少しており、これは干潟の上流域でリンを含んだ相当量の粒子が沈降していることを示している。上流域には懸濁粒子を大きな速度で捕集する二枚貝等の生物がほとんど認められないことから、この粒子の沈降は物理的な作用によるものと考えられる (杉本・首藤, 1988¹⁾)。したがって干潟上流域では河口部の北部域と比較してリンの蓄積速度がより大きい可能性がある。

また、二枚貝等による同化量がリンの捕捉量に大きく寄与していないことを前述したが、これら生物による懸濁物の濾過捕食は懸濁粒子の堆積に大きく影響していると思われる。すなわち、捕食活動に伴った糞粒あるいは擬糞の形成による堆積速度の増加である。中村 (1993)²²⁾ はアサリの濾水速度を湿重量と水温から以下の関係式で表している。

$$Q_w = 0.085 \times t^{1.25} \times W^{-0.78}$$

Q_w : 濾水速度 (l h⁻¹ g⁻¹)

t : 水温 (°C)

W : 殻付の個体湿重量 (g)

2007年5月下旬におけるアサリ現存量 (殻付の湿重量) は1,062 g m⁻²、8月上旬は1,522 g m⁻²であったが、2006年も同様の現存量であったと仮定し、5月29日と8月11日の平均水温 (それぞれ18.4°C、28.3°C) を用いて濾水速度を見積もると、それぞれ3,164 l m⁻² h⁻¹、6,810 l m⁻² h⁻¹と算出された。中村 (1993)²²⁾ は20°C以下で測定を行っているが、Nakamura (2004)²³⁾ によればアサリの濾水

速度は12–21℃で増加し、21–30℃で徐々に減少するため、8月11日の濾水速度は幾分低下すると推定される。前述したようにアサリは調査干潟の北部域に分布しており、得られた濾水速度にその面積(25.3 ha)を乗じると、およそ800,000 m³ (5月29日)、ないし≤1,720,000 m³ (8月11日)の海水をたった1時間で濾水してしまう計算となる。この濾水量は満潮時の干潟上に存在する海水容積と同等かそれを上回るものである。アサリの濾水速度は懸濁粒子の濃度にも大きく左右されるため(Han *et al.*, 2001²⁴), Li *et al.*, 2001²⁵), 正確には結論付けられないが、同じ濾過食者であるホトトギスガイも相当数生息することも踏まえ、二枚貝によって一日に少なくとも海水容積の数回分が濾水されている可能性は十分考えられる。とくに8月11日には干潟域から沖合域へ流出するPPの値がマイナスを示したが、これも二枚貝による粒子の捕捉がいかに大きいかを支持する結果と考えられる。以上から、二枚貝が活発に濾過捕食を行っている春から夏にかけては、海水中に漂う懸濁粒子の多くがこれらの生物により捕集され、その結果、粒子サイズが増加することにより干潟上に保持され易くなっている可能性がある。また同時に、この時期には大きな増殖速度を有した微細藻類が活発に増殖していることが明らかとなっており(一見ほか, 2008²⁶), 微細藻類群によるPO₄の粒子化(同化)→二枚貝による微細藻類の濾過捕食→粒子態リンとして堆積、という連鎖過程が卓越していたと予想される。

11月2日の観測時には干潟域での捕捉作用は認められず、沖合域への流出のみが卓越していた。この要因としてPO₄については、観測日における水温は22℃前後で、底泥等の分解速度は依然として大きかったと予想され、さらに秋期以降は微細藻類群の活性が低下することから(一見ほか, 2008²⁶), アオサも含めた一次生産者によるPO₄の同化が大きく低減していると考えられる。また、二枚貝の成長が9月以降は認められないことから(Fig. 7), 底生生物による懸濁粒子の捕集効果が大きく低下し、PPの流出につながっていると思われる。

以上、調査干潟域におけるリンの捕捉・放出のメカニズムについて考えてきたが、これらは昼間に実施した観測データから検討したものである。二枚貝等による懸濁粒子の捕捉量については、昼夜ではなく、潮汐に大きな影響を受けていると考えられるが、一次生産者による無機態リンの取り込み速度については昼夜間で大きく異なっていると考えられる。アオサは夜間にも昼間と同等量の栄養塩類を摂取することが知られているが(DeBusk *et al.*, 1986²⁷), Duke *et al.*, 1989²⁸), Vandermeulen and Gordin, 1990²⁹), 植物プランクトンは明条件下におい

て窒素あるいはリンの取り込み速度が大きくなる(例えば, Eppley *et al.*, 1971³⁰), Harrison *et al.*, 1977³¹)。したがって、とりわけ微細藻類の光合成活性と有機物質の分解作用が高い夏期には、昼間に無機態リンの粒子化(微細藻類の増殖)が卓越する一方で、夜間には多くの無機態リンが利用されずに残存すると予想され、結果として、夜間には沖合域へのPO₄流出量が増加し、干潟域への捕捉量は減少すると考えられる。ただし、汽水域の試料水を用いたインキュベート試験で昼夜を問わず同程度のリンの取り込み量が観察された例も報告されており(Correll *et al.*, 1975³²), 昼夜間でリンの収支にどの程度の差が見られるのか、今後の検討課題としたい。

4.3 新川・春日川河口干潟におけるリンの年間収支

本研究では冬期に観測を実施しておらず、また各季節に観測を一度実施したのみであることから、年間のリン収支を論じるには十分なデータが得られていない。しかし、2006年における香川県高松市の気温・日射量はほぼ平年並みで推移しており、年変動が大きく、本調査の観測結果を大きく左右すると考えられる降雨量についても、観測を実施した5月、8月および11月でそれぞれ平年値(1971–2000年間)の127%, 98.6%および98.6%であった(気象庁, 1971–2000³³)。また新川の定点SRから250 mほど上流にある新川橋で、河川流量の指標となる河川水位が毎時間測定されているが(香川県河川砂防課), 2006年における各季節の日平均水位はそれぞれ120 cm(春期: 4月–6月), 118 cm(夏期: 7月–9月), 113 cm(秋期: 10月–12月)および112 cm(冬期: 1月–3月)であり、観測を行った5月29日, 8月11日, 11月2日の平均水位はそれぞれ121 cm, 120 cm, 111 cmで各季節の平均水位と類似するものであった。以上より、本研究で扱った観測日は平年の各季節を代表するものと考え、年間のリン収支を見積もってみる。

Table 4に各季節(3ヶ月間)における新川・春日川から負荷されたリンの総量、および沖合域へ流出したリンの総量の見積りを示した。上述したように冬期の河川流量は秋期と同等であることから、秋期の流出量≒冬期の流出量と仮定し、年間の収支を計算した。ただし、冬期は低水温のため干潟域での分解作用が低下し、PO₄の海域への流出量が秋期より減少することが予想されるため、その分、過大評価になる可能性はある。

河川から負荷されているリンの内訳を年間の合計値として見ると、主要成分であるPO₄およびPPがそれぞれ7.87 tおよび7.54 tとなり、ほぼ1:1の割合で流入しているのがわかる。一方で沖合域へ流出するリンについても同様に見てみると、PO₄およびPPがそれぞれ14.39 tおよび0.32 tとなり、計算上は大部分がPO₄の形態で

Table 4 Seasonal phosphorus abundance discharged from Shinkawa-Kasugagawa River and flowing out to the coastal sea ($\text{t } 3 \text{ months}^{-1}$) and annual phosphorus abundance (t year^{-1}).

*Winter abundance was assumed equal to that in Autumn

	Discharge from the Rivers				Flow out to the Sea			
	PO ₄	DOP	PP	TP	PO ₄	DOP	PP	TP
Spring (Apr- Jun)	3.93	ND	4.11	8.04	1.80	-0.44	2.16	3.52
Summer (Jul- Sep)	3.80	0.04	2.41	6.25	4.47	-1.23	-5.58	-2.34
Autumn (Oct- Dec)	0.07	0.09	0.51	0.67	4.06	1.97	1.87	7.90
Winter (Jan- Mar)	0.07*	0.09*	0.51*	0.67*	4.06*	1.97*	1.87*	7.90*
Total	7.87	0.22	7.54	15.63	14.39	2.27	0.32	16.98

沖合域へ流出していることになる。河川水および感潮水域で得られる PP には比較的大きな割合で無機態リンが含まれていることが知られており (Suzumura *et al.*, 2004³⁴⁾, Loassachan *et al.*, 2008³⁵⁾), PO₄による流出割合の増加がすべて有機態リンの分解による結果と言うことはできないが、本研究の結果は、干潟が基本的には「無機化の場」として機能していることを改めて示すものである。

また、両河川から負荷された各季節の全リン (TP) を合計すると $15.63 \text{ t year}^{-1}$ になり、同様に沖合域へ流出した TP は $16.98 \text{ t year}^{-1}$ であったことから、年間を通じた河川からの負荷量と海域への流出量はほぼ同じであることがわかる。これまでに行われてきたエスチュアリーと海域間のリン収支に関する観測では、その収支に様々な差異が見られる。すなわち、湿地あるいは汽水域が、隣接する海域に対して、リンの「source」として機能する (Reimold and Daiber, 1970³⁶⁾, Heinle and Flemer, 1976³⁷⁾), あるいは「sink」として機能する (Valiela and Sass, 1973³⁸⁾, Lukatelich *et al.*, 1987³⁹⁾, Wolaver and Spurrier, 1988⁴⁾), またその収支はバランスしている (Woodwell and Whitney, 1977⁴⁰⁾, Daly and Mathieson, 1981⁴¹⁾, Mckee *et al.*, 2000⁴²⁾) というものである。収支がバランスしている環境であっても、細かく見れば、リンの負荷量や生物群集量の年変動により、「sink」あるいは「source」として機能しているだろう。いずれにしても、本河口干潟域のリン収支は年間を通してほぼバランスしていると考えられる。

本研究の結果として最も注目すべき点は、河川からの負荷量と海域への流出量がバランスする中で、その負荷と流出の間に時間的なずれが生じていることである。McKee *et al.* (2000)⁴²⁾ は、豪州の河口域ー海域間におけるリン収支を観測し、河川流量 (リン負荷量) が大きく増加する雨季に河口域で大量のリンが捕捉され、乾季に

は河口域が海域に対してリンの供給源になっていることを明らかにしている。これも河川からの負荷と海域への流出に時間的なずれが生じていることを示す現象であろう。本観測においても、河川水が流入する上流域で相当量のリンが沈降していると予想され (Fig. 5), とりわけ河川流量が多い春から夏にかけては、河川から負荷された懸濁態リンの多くが物理的に沈降・堆積していると思われる。また同時期に一次生産者と底生生物の生産活動によって干潟域での捕捉力がさらに大きくなっていると考えられる。本研究ではリンのみを取り扱ったが、窒素についてもリンと類似した挙動を示す可能性があり、今後、栄養塩物質の時間差流出が沿岸環境の生物生産にどのような影響を及ぼしているのか検証する必要がある。

本研究の一部は、平成20年度文部科学省特別教育研究経費・連携融合事業 (香川大学・香川県) により実施された。

参 考 文 献

- 1) 杉本隆成・首藤信夫 (1988): 懸濁粒子の輸送と堆積. p. 14-17, 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 栗原康編著, 東海大学出版会, 東京.
- 2) Valiela, I. and J., M., Teal (1979): The nitrogen budget of a salt marsh ecosystem. *Nature*, **280**, 652-656.
- 3) Aziz, S. A. A. and D. B. Nedwell (1986): The nitrogen cycle of an east coast, U. K., saltmarsh: I. Nitrogen assimilation during primary production; detrital mineralization. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **22**, 559-575.
- 4) Wolaver, T. G. and D. J. Spurrier (1988): The exchange of phosphorus between a euhaline vegetated marsh and the adjacent tidal creek. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **26**, 203-214.
- 5) 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.
- 6) 佐々木克之 (1994): 内湾および干潟における物質循環と生物生産 【10】 三河湾一色干潟の窒素とリンの収支. 海洋と生物 **93**, **16**, 294-300.
- 7) Montani, S., M. Paolo, M. Shimamoto, N. Abe and K. Okutani (1998): The effect of a tidal cycle on the dynamics of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan. *Journal of Oceanography*, **54**, 65-76.
- 8) Magni, P., S. Montani and K. Tada (2002): Semidiurnal dynamics of salinity, nutrients and suspended particulate matter in an estuary in the Seto Inland Sea, Japan, during a spring tide cycle. *Journal of Oceanography*, **58**, 389-402.
- 9) Aspila, K. I., H. Asemian and A. S. Y. Chau (1976): A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, **101**, 187-197.
- 10) Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lalli (1984): A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis. Pergamon press, Oxford, 173pp.
- 11) Solózano, L. and J. H. Sharp (1980): Determination of total dissolved phosphorus and particulate phosphorus in natural waters.

- Limnology and Oceanography, **25**, 754-758.
- 12) 気象庁 (2006) : 潮位表 (高松) <http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/suisan/suisan.php?stn=TA>
 - 13) Lorezen, C. J. (1967) : Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, **12**, 343-346.
 - 14) Krom, M. D. and R. A. Berner (1981) : The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. *Limnology and Oceanography*, **45**, 207-216.
 - 15) Ichimi, K., K. Tada and S. Montani (2008) : Simple estimation of penetration rate of light in intertidal sediments. *Journal of Oceanography*, **64**, 399-404.
 - 16) Magni, P., S. Montani, C. Takada and H. Tsutsumi (2000) : Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Ecology Progress Series*, **198**, 139-155.
 - 17) 山本民次・石田愛美・清木徹 (2002) : 太田川河川水中のリンおよび窒素濃度の長期変動-植物プランクトン種の変化を引き起こす主要因として. *水産海洋研究*, **66**, 102-109.
 - 18) 中口譲・山口善敬・西村崇・秦野善行・今中麻幸代・有井康博 (2005) : 淀川水系における富栄養化関連物質の挙動とその季節変化. *地球化学*, **39**, 173-182.
 - 19) 鈴木昌弘・小川浩史 (2001) : 東京湾における夏季表層水中の有機態炭素・窒素・リンの分布. *沿岸海洋研究*, **38**, 119-129.
 - 20) Montani, S., P. Magni and N. Abe (2003) : Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Marine Ecology Progress Series*, **249**, 79-91.
 - 21) Redfield, A. C., B. H. Ketchum and F. A. Richard (1963) : The influence of organisms on the composition of seawater. p. 26-77, In, *The Sea*, Vol. 2, ed. M. N. Hill, Inter Science, New York.
 - 22) 中村充 (1993) : 生態系を活用した海底質の改良技術, ヘドロ, **58**, 17-24.
 - 23) Nakamura Y. (2004) : Suspension feeding and growth of juvenile Manila clam *Ruditapes philippinarum* reared in the laboratory. *Fisheries Science*, **70**, 215-222.
 - 24) Han, J., Z. Zhang and J. Widdows (2001) : Differences in the benthic-pelagic particle flux (biodeposition and sediment erosion) at intertidal sites with and without clam (*Ruditapes philippinarum*) cultivation in eastern China. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **261**, 245-261.
 - 25) Li, S.-C., W.-X. Wang and D. P. H. Hsieh (2001) : Feeding and absorption of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* by two marine bivalves from the South China Sea. *Marine Biology*, **139**, 617-624.
 - 26) 一見和彦・山下裕明・澤山稔・多田邦尚・門谷茂 (2008) : 新川・春日川河口干潟域 (瀬戸内海播磨灘) に生息する底生微細藻類の増殖ポテンシャル. *日本プランクトン学会報*, **55**, 1-8.
 - 27) DeBusk, T. A., M. Blakeslee and J. H. Ryther (1986) : Studies on the outdoor cultivation of *Ulva lactuca* L. *Botanica Marina*, **29**, 381-386.
 - 28) Duke, C. S., W. Litaker and J. Ramus (1989) : Effects of temperature, nitrogen supply, and tissue nitrogen on ammonium uptake rates of the chlorophyte seaweeds *Ulva curvata* and *Codium decortatum*. *Journal of Phycology*, **25**, 113-120.
 - 29) Vandermeulen, H. and H. Gordin (1990) : Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond system: mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology*, **2**, 363-374.
 - 30) Eppley, R. W., J. N. Rogers, J. J. McCarthy and A. Sournia (1971) : Light/dark periodicity in nitrogen assimilation of the marine phytoplankters *Skeletonema costatum* and *Coccolithus huxleyi* in N-limited chemostat culture. *Journal of Phycology*, **7**, 150-154.
 - 31) Harrison, W. G., F. Azam, E. H. Renger and R. W. Eppley (1977) : Some experiments on phosphate assimilation by coastal marine plankton. *Marine Biology*, **40**, 9-18.
 - 32) Correll, D. L., M. A. Faust and D. J. Severn (1975) : Phosphorus flux and cycling in estuaries. p. 108-136, In, *Estuarine Research*, Vol. 1, ed. L. E. Cornin, Academic Press, New York.
 - 33) 気象庁 (1971-2000) : 気象統計情報, 過去の気象データ, 香川県高松, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>
 - 34) Suzumura, M., H. Kokubun and N. Arata (2004) : Distribution and characteristics of suspended particulate matter in a heavy eutrophic estuary, Tokyo Bay, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, **49**, 496-503.
 - 35) Loassachan, N., S. Meksumpun, K. Ichimi and K. Tada (2008) : Elemental composition of suspended particulate matter in Bangpakong River Estuary, Thailand. *La Mer*, **46**, 19-27.
 - 36) Reimold, R. J. and F. C. Daiber (1970) : Dissolved phosphorus concentrations in a natural salt-marsh of Delaware. *Hydrobiologia*, **36**, 361-371.
 - 37) Heinle, D. R. and D. A. Flemer (1976) : Flows of materials between poorly flooded tidal marshes and an estuary. *Marine Biology*, **35**, 359-373.
 - 38) Valiela, I. and W. Sass (1973) : Nutrient retention in salt marsh plots experimentally fertilized with sewage sludge. *Estuarine and Coastal Marine Science*, **1**, 261-269.
 - 39) Lukateli, R. J., N. J. Schofield and A. J. McComb (1987) : Nutrient loading and macrophyte growth in Wilson Inlet, a Bar-built Southwestern Australian Estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **24**, 141-165.
 - 40) Woodwell, G. M. and D. E. Whitney (1977) : Flax pond ecosystem study: exchanges of phosphorus between a salt marsh and the coastal waters of Long Island Sound. *Marine Biology*, **41**, 1-6.
 - 41) Daly, M. A. and A. C. Mathieson (1981) : Nutrient fluxes within a small north temperate salt marsh. *Marine Biology*, **61**, 337-344.
 - 42) McKee, L. J., B. D. Eyre and S. Hossain (2000) : Transport and retention of nitrogen and phosphorus in the sub-tropical Richmond River estuary, Australia - A budget approach. *Biogeochemistry*, **50**, 241-278.