

河川から沿岸海域への栄養塩供給とノリの栄養塩利用に関する研究*

高 木 秀 蔵

Nutrient Supply from Rivers to the Coastal Sea and Uptake of Nutrients by Nori (*Porphyra*)

Shuzo TAKAGI

要 旨

近年、日本各地の沿岸域では海域の溶存態無機窒素（DIN）の低下によって漁業生産量が減少し、大きな被害を受けている。この対策として岡山県では河川上流部に位置するダムからの放流試験を実施している。しかしながら、河川上流部から海域までの栄養塩の輸送、これの海洋生物による利用については、不明な点が多い。本研究においては下記のことを行った。（１）河川上流部、ダム湖における窒素・リンの除去率の測定を行った。（２）河川上流から河口堰をへて、海域に至るまでの栄養塩輸送と形態変化を明らかにした。（３）河口域から潮流の強い沖合海域にあるノリ漁場への栄養塩の輸送を調べ、栄養塩がノリ漁場へ届くのは間欠的であることを示した。（４）間欠的に届く栄養塩を、ノリは取り込むことができることを現地での移植実験で示し、ノリの色落ちが回復できる条件をモデル化した。（５）ノリ葉体中の窒素安定同位体の変化から、河川由来の栄養塩の取り込みを定量化した。

SUMMARY

Culture production of nori (*Porphyra*) in coastal seas of Japan has been decreasing recently. The decrease is mainly due to the discoloration of nori caused by deficiency of nutrient, especially dissolved inorganic nitrogen (DIN) in the Seto Inland Sea. As a countermeasure against the deficiency, the amount of water-discharge from dam was increased in Okayama Prefecture. To elucidate the nutrient transport system from up-stream to the down-stream of the river and nutrient uptake by nori, we conducted five researches. We researched (1) the elimination efficiency of nitrogen, phosphorus, and silicate in a dam located in the upper-stream of the river. (2) the total nitrogen transport from up-stream to the coastal sea area through the estuary, and transformation of DIN in the estuary zone, (3) the DIN transport from the estuary to the coastal sea area where nori is aqua-cultured. We revealed that DIN from rivers was supplied intermittently to the nori farms in Bisan strait. From the above, we found that (4) nori could uptake the DIN supplied intermittently from river water and obtained threshold value of DIN for keeping the nori color, and (5) we evaluated the riverine DIN in the nori cultivated in the coastal sea area using the nitrogen stable isotopes.

*京都大学大学院学位審査論文 2013年3月 投稿規程に沿って一部修正した。

目 次

諸 言

第1章 河川上流（ダム湖）における栄養塩輸送	4
1-1 はじめに	
1-2 材料と方法	
1-3 結果	
1-4 考察	
1-5 まとめ	
第2章 河川上流から河口海域までの栄養塩輸送	16
2-1 はじめに	
2-2 材料と方法	
2-3 結果	
2-4 考察	
2-5 まとめ	
第3章 河口海域からノリ漁場への栄養塩輸送	24
3-1 はじめに	
3-2 材料と方法	
3-3 結果	
3-4 考察	
3-5 まとめ	
第4章 ノリの栄養塩取り込みのモデル化	32
4-1 はじめに	
4-2 材料と方法	
4-3 結果	
4-4 考察	
4-5 まとめ	
第5章 窒素安定同位体比によるノリの栄養塩取り込みの評価	40
5-1 はじめに	
5-2 材料と方法	
5-3 結果	
5-4 考察	
5-5 まとめ	
謝 辞	46
文 献	47
関連論文	50

諸 言

近年、日本各地の沿岸海域で漁業生産の減少がみられており、その原因の一つとして、海域の栄養塩レベルの低下が挙げられている¹⁾。その中でも、瀬戸内海では、1970年代から現在まで各地の水産試験場が浅海定線調査を継続的に実施し、水質環境に関する豊富なデータが存在するため、海域の栄養塩濃度の低下を示す研究は多い²⁻⁵⁾。

藻類は、海水中の栄養塩を直接取り込んで生長するため、栄養塩濃度の低下の影響を強く受ける。瀬戸内海におけるその代表例はノリの色落ち問題である。ノリの色落ちとは、栄養塩の不足によって光合成色素の合成ができなくなり、本来黒色であるノリの葉体が茶褐色になることを意味し⁶⁾、色落ちしたノリの製品価値は著しく低い。色落ちの原因となる栄養塩の成分は、溶存無機態リン（DIP）または溶存無機態窒素（DIN）とされており^{7,8)}、瀬戸内海ではDINが $3\mu\text{M}$ を下回ると色落ちが発生すると言われている⁹⁾。色落ちの頻発によって、1980年代～2000年代に35%程度であった瀬戸内海のノリ生産量の全国シェアは、2007年には18%まで低下した¹⁰⁾。本研究で対象とした備讃瀬戸海域の1月のDIN濃度とノリの生産額の推移についてみたところ、1970年代に $10\mu\text{M}$ 以上であったDIN濃度は、2000年以降は約1/3まで減少し、1980年頃に40億円を超えていたノリの生産額は、近年1/3程度まで減少した³⁾。

海域において、DIN濃度の減少が生じていることは明らかであるが、沿岸海域のDIN動態については、不明な点が多い。瀬戸内海におけるDIN濃度は、プランクトンの取り込み^{11,12)}、外海からの供給量の変化^{13,14)}、河川からの供給量の変動^{15,16)}、によって変化することが知られており、その中でも瀬戸内海の中央部に位置する備讃瀬戸では、河川から供給される窒素量の影響を強く受けることが知られている¹⁷⁻¹⁹⁾。また、経験的にも、降雨と出水の後には色落ちしたノリの色調が回復することが知られている。このような状況の中、岡山県ではノリの色落ち対策として、吉井川上流にある苫田ダムからの放流量を通常より増やし、河川から供給されるDIN量を増加させる試みを実施した²⁰⁾。

ところが、河川、河口域、沿岸海域を通じた窒素の輸送、有機態と無機態を合わせた窒素の形態変化についての研究、河川から沿岸海域に供給されたDINの生物利用に関する研究がほとんど行われていないために、河川水由来の栄養塩が沿岸海域の漁業生産に与える影響については不明な点が多い。

本研究においては下記のことを行った。第1章では、備讃瀬戸に流入する一級河川の吉井川上流の苫田ダム（奥津湖）において調査を行い、ダム湖における窒素、リンの除去率の推定を行った。第2章では、吉井川、旭川水系において河川の上流から河口域までの窒素濃度の変化を示すとともに、河口域において生じるDINの形態変化について示した。第3章では、吉井川、旭川が流入する備讃瀬戸中央部のノリ漁場において、河川プルームの動きと、塩分とDIN濃度の関係を調べ、同海域には河川から間欠的にDINが供給されていることを示した。第4章では、備讃瀬戸中央部のノリ漁場において、現場のノリ葉体の色調を調べるとともに、色落ちノリの移植試験を行い、間欠的に供給される栄養塩をノリが利用できることを示し、ノリの色調を維持、回復するために必要な栄養塩環境をモデル化した。第5章では、窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）を用いて、河川から供給された窒素のノリによる取り込みを明らかにするとともに、ノリ葉体中の窒素に対する河川水起源の窒素の割合を明らかにした。

第1章 河川上流（ダム湖）における栄養塩輸送

1-1 はじめに

治水、利水、発電を目的としたダムが日本各地で建設され、現在、日本国内に合計3000弱のダムや堰が存在すると言われている（<http://www.soc.nii.ac.jp/jdf/>）。ダムや堰はもともと存在していた川の連続性を途絶させ、ダムをはさむ河川の上流と下流での水質の変化を引き起こす。従来、ダムに起因する水質変化は冷水温化、濁水長期化、富栄養化、淡水赤潮の発生といったことが注目されていたが²¹⁾、物質輸送の阻害についても近年、問題提起されている^{22,23)}。

すなわち、ダムや堰で水が滞留すると、まず浮遊性の珪藻や渦鞭毛藻類が各種栄養塩類を吸収して増殖し、次いで、それら生物の死亡、沈降、堆積によって栄養塩類が除去されるという一連の現象に起因する問題である。

このダムによる栄養塩の変化は、河川環境そのものの変化にとどまらず、河川水の影響がおよぶ沿岸漁業に対しても大きな影響を与えることが知られている。Entz²⁴⁾は、ナイル川上流のアスワンハイダムの建設によって、下流域への栄養塩の供給量が減少した結果、地中海沿岸の漁業生産が落ち込んだことを示している。また、ドナウ川上流のアイアンゲートダムの建設によって、河川水中のケイ素濃度が減少した結果、黒海のDSi：DIN比が低下し、渦鞭毛藻赤潮の発生回数が増加した²⁵⁾。

我が国においても、近年、瀬戸内海では海域の栄養塩濃度の減少に伴うノリの色落ちが頻発するとともに²⁻⁵⁾、イワシ、イカナゴの不漁も報告されており¹⁾、その原因の一つとして、ダム湖や堰湖等でのトラップによる河川からの栄養塩の供給量の低下が指摘されている²⁶⁾。また、ダムによって海域に流入する栄養塩の構成比が変化した結果、沿岸域の赤潮構成種が、珪藻から渦鞭毛藻に変化した可能性も指摘されている²⁷⁾。

このように、水産業に大きな影響を与える沿岸域の栄養塩動態について理解するためには、川と海を総合的に理解することが必要であり、その最上流部に位置するダム湖における栄養塩のトラップを理解することは必須である。

これまで、ダム湖においてトラップされる栄養塩の成分としては、ケイ素についてよく知られており、海域に与える影響を含めて「ケイ素仮説」として説明されることが多かった^{22,28)}。

ケイ素以外の主な栄養塩成分である窒素、リンについ

ても同様の変化が起こる可能性が指摘されており、Stockerら²⁹⁾は、ダム湖においてリンのトラップが起こることを、Glossら³⁰⁾は、ダム湖内に栄養塩がトラップされることによって窒素濃度の減少が起こることをそれぞれ明らかにしている。

一方、日本国内ではケイ素以外のトラップに関する研究は少なく、窒素、リンの変化については不明な点が多い。また、ダムの流入水と流出水の一部の栄養塩成分についての比較が多く¹⁾、流入水、流出水に加えてダム湖内での栄養塩濃度の変化を季節別、窒素、リンの形態別に分けて調べた例はほとんどない。そのため、ダムにおける栄養塩のトラップの有無やトラップ機構について正しく評価できていない。

本章では、瀬戸内海に流入する吉井川の上流に位置するダム湖（奥津湖）を対象として、ダムサイト及び流入部、湖内、流出部における水質を調べ、ダム湖における形態別の栄養塩濃度の変化とトラップについて明らかにした。

1-2 材料と方法

奥津湖の概要 奥津湖は、2005年4月に苦田ダムの完成に伴ってできたダム湖であり、吉井川の河口から約90km上流に位置する（Fig. 1-1）。苦田ダムは、総貯水容量84,100,000m³、利水容量28,100,000m³、集水面積217.4km²、堤高74mの重力式コンクリートダムである。ダムにはシリンドーゲートが設置されており、放流量20m³/s以下では任意の水深の湖水を選択的に放流し、20m³/s以上100m³/s以下のときにはダム上部の水位維持放流設備からも放流を行う（<http://www.cgr.mlit.go.jp/tomata/aboutdam1.html>）。なお、2008年の4月から2009年の3月の間は、表層水を放流していた。

ダムサイトにおける栄養塩濃度 国土交通省の水文・水質データベース（<http://www1.river.go.jp/>）から、2006年4月から2010年3月まで、苦田ダムのダムサイトにおける表面水（水深0.5m）のデータを取得した。取得したデータは、全窒素（TN）濃度、溶存態無機窒素（DIN）濃度、クロロフィルa濃度である。また、同期間中の苦田大橋（St. 9）の表面水について、粒状態有機窒素（PON）濃度、粒状態リン（PP）濃度、クロロフィルa濃度を取得した。

現地調査 2008年2月20日、4月9日、5月22日、6月18日、7月16日、8月13日、9月10日、10月15日、11月12日、12月16日、2009年1月14日、2月16日、3月16

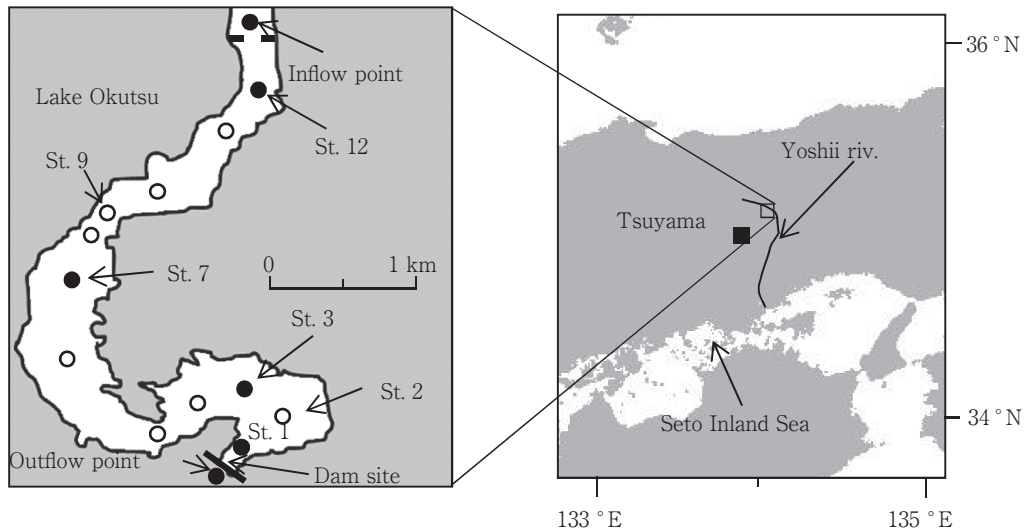


Fig. 1-1 Study area and sampling stations.

●, Nutrient concentration and CTD observation stations; ○, CTD observation stations.

日に、奥津湖内の12測点及び流入部、流出部において調査を行った (Fig. 1-1)。

湖内の測点では、多項目水質計Compact-CTD (JFEアドバンテック社) を用いて、湖水表面から湖底まで水深10cm毎の水温、クロロフィル蛍光量を測定した。また、流入部と流出部については、棒状温度計を用いて水温の測定を行った。上記の調査と同時に、St. 1, 3, 7, 12及び流入部、流出部において表面水の採水を行った。なお、2008年2月20日の採水は欠測とした。採取した試水を研究所に持ち帰ったのち、Whatman GF/Cフィルターで一部を濾過した。その後、90%アセトンで抽出し、分光光度計UV-2450 (島津製作所社) を用いてクロロフィルa濃度を測定した³¹⁾。このクロロフィルa濃度と、Compact-CTDで測定したクロロフィル蛍光量との回帰式から、湖内のクロロフィルa濃度を計算した。

生試水及び濾液について栄養塩分析装置QuAAtro 2HR (BLTEC社) を用いて、TN、全リン (TP)、溶存態窒素 (TDN)、溶存態リン (TDP)、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、リン酸態リン (DIP)、ケイ酸態ケイ素 (DSi) の分析を行った。なお、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計値をDINとした。その後、 $\text{TN-TDN}=\text{PON}$ 、 $\text{TDN-DIN}=\text{溶存態有機窒素 (DON)}$ とし、 $\text{TP-TDP}=\text{PP}$ 、 $\text{TDP-DIP}=\text{溶存態有機リン (DOP)}$ として計算を行った。

また、湖内において目視により着色が観察された際には、別に表面水の採水を行い、顕微鏡下で浮遊性藻類の優占種とその細胞密度を調べた。

奥津湖への流出入量と気象状況 降水量については、気象庁の気象統計情報 (<http://www.jma.go.jp/jma/>

[menu/report.html](#)) から津山気象台 (Fig. 1-1) の月積算降水量と月ごとの平年値を取得した。また、湖の流出入量と貯水量については、水文・水質データベースから奥津湖の日平均流量と日平均貯水量を取得した。

1-3 結 果

ダムサイトにおける栄養塩濃度 2006年4月から2010年3月までのダムサイトにおけるTN濃度、DIN濃度、クロロフィルa濃度の月ごとの平均値をFig. 1-2に示した。

TN濃度は、4月に最も高い値を示した後に減少し、12月に最低となった。DIN濃度は、TNと同様に4月に最も高い値を示した後に減少し、8月に最低となった。その後、9月から12月については低位で推移し、1月から3月にかけて増加した。クロロフィルa濃度は、6月から9月にかけて高く、冬季には低下した。

TNからDINを引いた有機態の窒素濃度は、6月から9月にかけて高い値を示し、10月以降は徐々に減少した。月別の平均値 ($n=12$) を用いて、有機態の窒素濃度とクロロフィルa濃度の間の相関を調べたところ、両者の間に有意な相関が見られた ($r=0.80$, $p<0.01$, $y=0.71x+8.3$, y : 有機態の窒素濃度, x : クロロフィルa濃度)。

2006年4月から2010年3月までの苦田大橋 (St. 9) における、クロロフィルa濃度とPON濃度の関係、PP濃度とPON濃度の関係をFig. 1-3に示した ($n=48$)。

クロロフィルa濃度とPON濃度の間には、有意な相関が見られた ($r=0.96$, $p<0.01$, $y=2.3x+0.77$, y : クロロフィルa, x : PON) (Fig. 1-3a)。PONとPP濃度の間にも有意な相関が見られ、両者の傾きはレッドフィールド比より

も高かった ($r=0.97$, $p<0.01$, $y=29.3x-2.6$, y : PON, x : PP) (Fig. 1-3b)。

奥津湖の水温の分布 湖内に水温躍層が発達していた2008年9月10日の水温の縦断分布をFig. 1-4に示した。

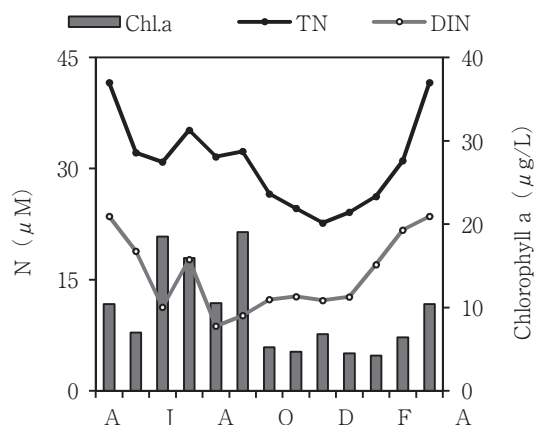
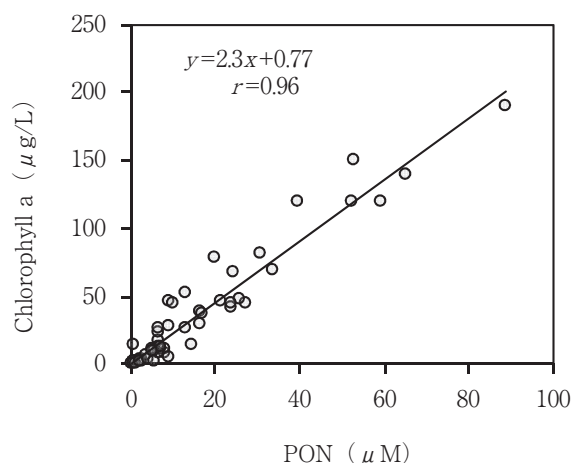


Fig. 1-2 Monthly mean change in DIN, TN and chlorophyll a at surface of dam site from April 2006 to March 2010.

(a)



(b)

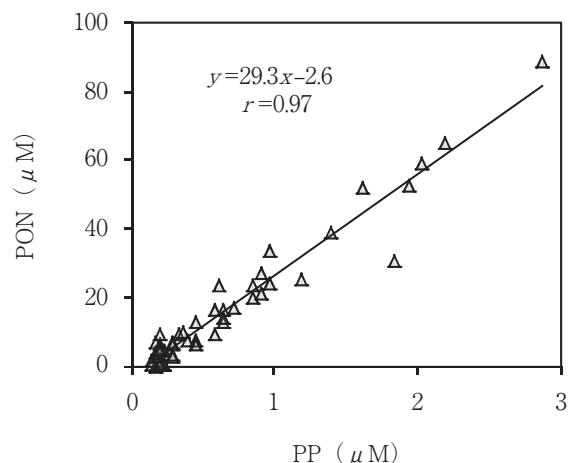


Fig. 1-3 Relationships between (a) PON and chlorophyll a, and (b) PP and PON for surface water in Lake Okutsu.

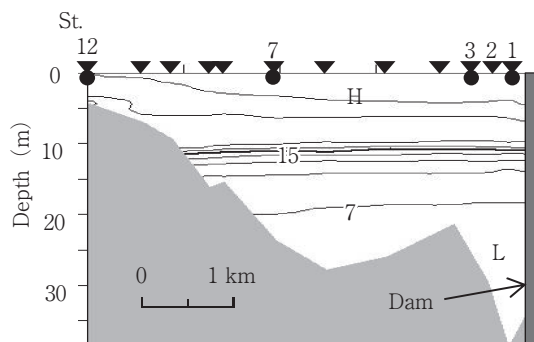


Fig. 1-4 Longitudinal distribution of water temperature (°C) on 10 September 2008. The interval of the thin line is 2. ▼, CTD observation stations; ●, sampling points.

水温は鉛直的に変化しており、水平的な違いはほとんど見られなかった。

測点2における2008年2月20日から2009年3月16日までの水温の鉛直分布の変化をFig. 1-5に示した。また、水温躍層の発達していた2008年4月9日から12月16日については、流出水の水温と同じ水温を示した水深に三角印(▲)を記した。

表面水の水温は、4月9日には10.5℃であり、気温の上昇に伴って上昇し、8月13日には期間中最高の29.3℃となった。その後は徐々に低下し、2009年1月14日から3月16日にかけては7℃以下となった。水温躍層は水深12m付近に発達した。以降、水深12m以浅の表水層を表層、12m以深の深水層を底層とする。

表層では、4月9日から8月13日にかけての加熱期には、表面水温の上昇にともなって水温の鉛直勾配が大きくなった。その後、9月10日から12月16日にかけての冷却期には表面から混合層が厚くなっていき、12月16日に

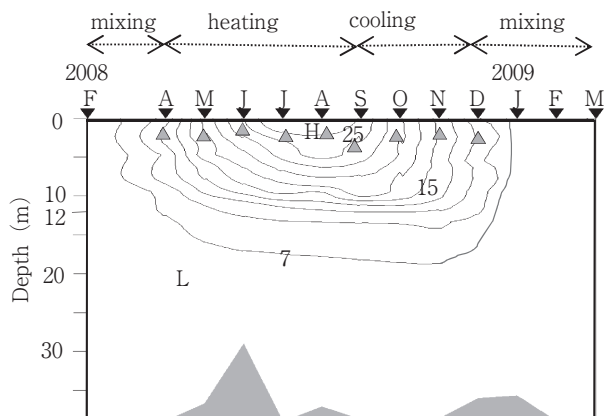


Fig. 1-5 Seasonal change in water temperature at St. 2. The interval of thin line is 2. ▲, The depth where the water temperature is equivalent to the outflow water temperature; ▼, the observation date.

は温度躍層（水深12m）まで達した。1月14日から3月16日は表面から湖底まで一様な状態となった。以降、水温一様となった時期を混合期とする。

底層では、1年を通じて水温は一定であり、鉛直的な違いもほとんど見られなかった。特に、水深20m以深では、冬季の混合期の水温（ $<7^{\circ}\text{C}$ ）がその後の春から秋を経て翌年の混合期まで維持されていた。

流出水の水温は、水深2m付近の湖水の水温と一致していた。

奥津湖の流出量と気象 2008年4月から2009年3月までの月別降水量と降水量の平年値、奥津湖への月平均流入量の推移をFig. 1-6に示した。

奥津湖への流入量（ Q_{in} ）は、降水量の増減に伴って変化し、4月に多く、12月に少なく、年間平均値は11.4 m^3/s であった。湖の貯水量（ V ）は、一年を通じて利水用量の満水位がほぼ維持されており、2008年度の平均値は27,276,000 m^3 であった。また、流入量と流出量はほぼ等しく、2008年4月から2009年3月までの一年間の湖水の回転率（ Q_{in}/V ）は13.1/年、奥津湖全体における平均滞留日数（ V/Q_{in} ）は27.8日であった。

また、先に示した表層の奥津湖の体積（ V_{12m} ）を計算したところ、約20,920,000 m^3 であった。底層水についての交換がなく、表層の湖水のみが交換すると考えた場合、湖水の回転率（ Q_{in}/V_{12m} ）は17.1/年、表層水の平均滞留日数（ V_{12m}/Q_{in} ）は21.4日であった。

降水量は2008年4月、8月及び2009年2月は平年よりも多かった。その他の月では平年値を下回っており、特に、2008年6月、7月については、平年の半分以下であった。2008年度の合計降水量は1,109mmであり、平年値（1,413mm）の約7割であった。

クロロフィルaの分布とプランクトンの発生状況
2008年4月9日から2009年3月16日までの月別のクロロ

フィルaの縦断分布をFig. 1-7に示した。なお、Fig. 1-2で示したダムサイトは、図中の右端に位置する。

クロロフィルaは、2008年4月9日、5月22日には全域で $2\mu\text{g/L}$ 以下となっていた。その後、6月18日から9月10日までの間は、湖内全域の表層に高濃度水塊が見られ、10月15日、11月12日には特に、流入部付近で高い値を示した。12月16日、2009年1月14日には、表層以外にも高クロロフィルa水塊の広がりが見られた。その後、濃度は低下し、3月16日にはほぼ全層で $2\mu\text{g/L}$ 以下となった。

2008年7月16日、12月16日、2009年1月14日には、測点12において明確な着色が見られたことから、同測点の表面水の採水を行い、植物プランクトンの優占種の同定と細胞密度を計測した。*Asterionella* spp.や*Melosira* spp.などの浮遊性の珪藻類も散見されたものの、いずれの場合も渦鞭毛藻類の*Peridinium bipes*が優占しており、7月16日の細胞密度は、3回の調査の中で最高となる758 cells/mLとなった。12月16日、1月14日についても同種が優占していたことから、先に示した高クロロフィルa水塊は同種の増殖によるものと考えられた。

栄養塩濃度の季節変動 2008年4月9日から2009年3月16日までの間の月別のPON、DON、DINについて、流入水、流出水、表面水の平均値をFig. 1-8に示した。

TNについて、流入水（Fig. 1-8a）と流出水（Fig. 1-8b）を比較すると、一年を通じて流出水の方が低い値を示した。両者の差は4月から12月までの成層期に大きく、混合期には小さくなった。表面水は（Fig. 1-8c）は一年を通じて流入水よりも低く、両者の差は、混合期よりも成層期に大きかった。

DINについて、流入水（Fig. 1-8a）と流出水（Fig. 1-8b）を比較すると、一年を通じて流出水の方が低く、混合期よりも成層期において両者の差は大きかった。表面水（Fig. 1-8c）は成層期に減少し、8月13日にはほぼ0となっていた。その後、混合期に増加した。

PONとDONは、両者ともにDINと比較するとその濃度は低く、時間的、位置的な違いも小さかった。

2008年4月9日から2009年3月16日までの間の月別の形態別のリンについて、流入水、流出水、表面水の平均値をFig. 1-9に示した。

TPについて、流入水（Fig. 1-9a）と流出水（Fig. 1-9b）を比較するとほぼすべての月において流出水の方が低く、4月から8月までの加熱期において、両者の差は大きかった。表面水（Fig. 1-9c）と流入水を比べると、ほぼすべての月において表面水の方が低い値を示し、

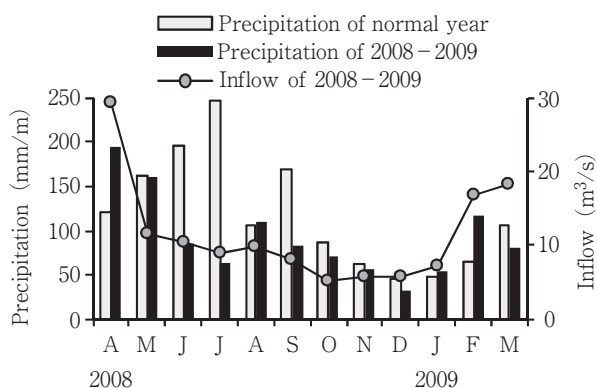


Fig. 1-6 Inflow into Lake Okutsu. Precipitation at Tsuyama, normal year and from April 2008 to March 2009.

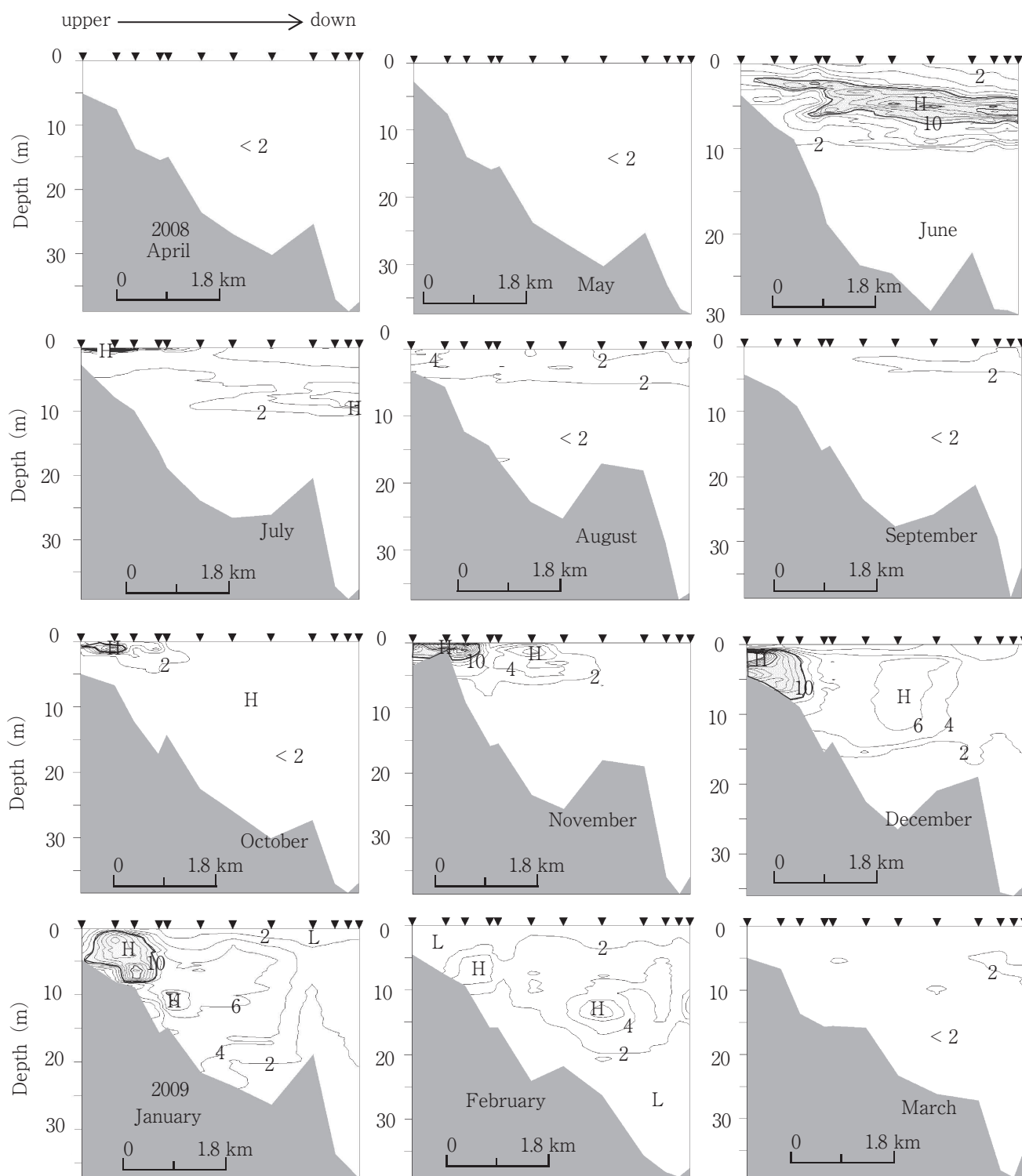


Fig. 1-7 Longitudinal distributions of chlorophyll a ($\mu\text{g/L}$) from April 2008 to March 2009. $\blacktriangledown$ indicates the CTD observation station. The interval of thin line is 2, that of the bold line is 10.

その差は成層期に大きかった。

DIPはすべての場所において、その濃度は低く、はっきりとした変化は見られなかった。DOPは、すべての月において、流入水 (Fig. 1-9a) は流出水 (Fig. 1-9b) と比べて高い値を示した。表面水 (Fig. 1-9c) と流入水では、ほぼすべての月において表面水の方が低かった。

流入水、流出水、表面水いずれにおいても成層期に高い値を示し、混合期に低下した。

PPについてみると、流入水 (Fig. 1-9a) と流出水 (Fig. 1-9b) はほぼ同じ値を示し、両者ともに、成層期には混合期と比べて高い値を示した。表面水 (Fig. 1-9c) では、PPの濃度が低く、はっきりした傾向は見られなかった。

2008年4月9日から2009年3月16日までの月別のDSiについて、流入水、流出水、表面水の平均値をFig. 1-10に示した。

流入水 (Fig. 1-10a) と流出水 (Fig. 1-10b) についてみると、すべての月において、流出水の方が低い値を

示した。両者の間の濃度差は、成層期に大きく、混合期には小さくなった。流入水と表面水 (Fig. 1-10c) を比較すると、成層期では、表面水の方が低い値を示していた。流入水、流出水、表面水のいずれにおいても、成層期に高い値を示し、混合期になると低下した。

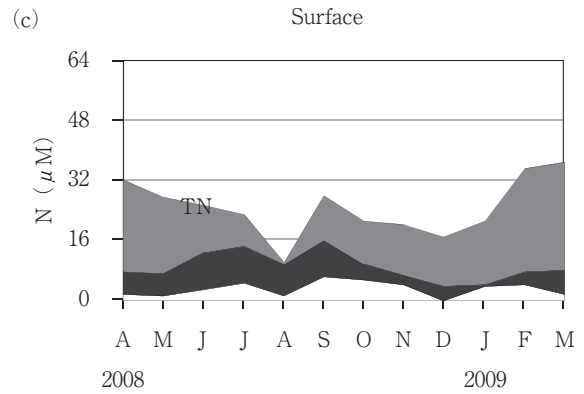
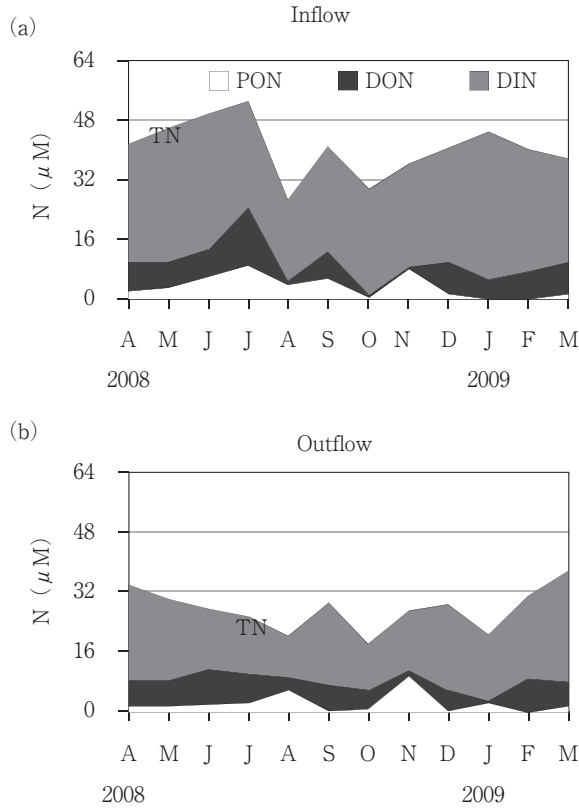


Fig. 1-8 Variation in nitrogen concentration from April 2008 to March 2009. (a) Inflow nitrogen, (b) outflow nitrogen, and (c) nitrogen in surface water.

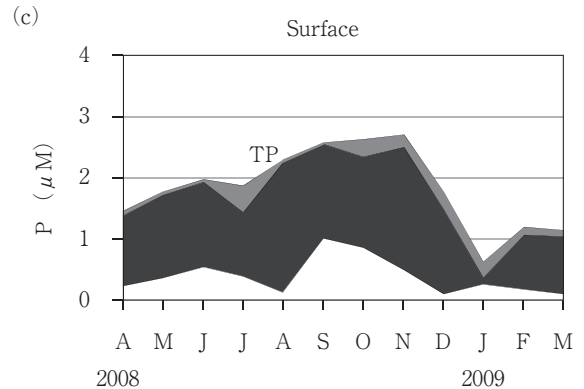
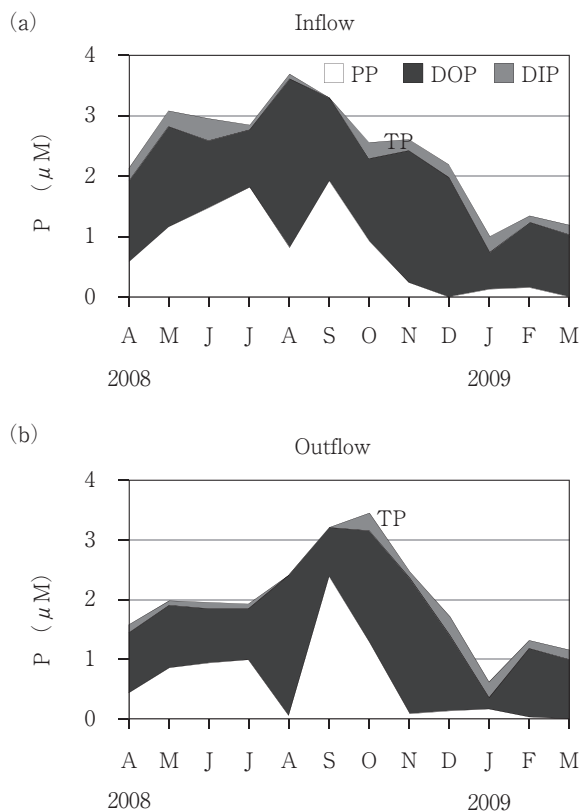


Fig. 1-9 Variation in phosphorus concentrations from April 2008 to March 2009. (a) Inflow phosphorus, (b) outflow phosphorus, and (c) phosphorus in surface water.

栄養塩濃度の測点間比較 湖内のどの部分で、栄養塩濃度が変化したかを明らかにするため、流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水、流出水におけるPON, DON, DIN, PP, DOP, DIP, DSiの年平均値をそれぞれFig. 1-11に示した。

まず、流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水、流出水の6測点のTN, DIN, PON, DONについて、それぞれ12個（各月の値）の値を用いてscheffeの多重比較検定を行った（Fig. 1-11a）。TN, DINはともに流入水において最も高い値を示し、その他の5測点との間に有意な差が見られた（ $p < 0.05$ ）。一方、残りの5測点間ではいずれの間にも有意な差は見られなかった。

次に、流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水の5測点のTPについて比較したところ（Fig. 1-11b）、流入水が最も高い値を示し、測点12, 7, 3, 1と下流に向かうにしたがって減少した。成分に分けて整理したところ、有意差は見られなかったものの、流入水のPPとDOPは他の測点と比較して高く、下流に向かうほどPPとDOPが低下していた。

さらに、流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水、流出水の6測点についてDSiの比較を行ったところ、流入水において最も高い値を示し、それ以外の5測点はほぼ同程度の値を示した（Fig. 1-11c）。

形態別の栄養塩成分の変化 流入水と流出水の間で、どのような栄養塩濃度の変化が生じていたかを明らかにするため、流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水、流出水のTP・TN散布図を、年平均値、2008年8月13日、2009年3月16日についてFig. 1-12に示した。

年平均値についてみると、流入水とそれ以外（1s, 3s, 7s, 12s, 流出水）の2つのグループに分かれ、流入水と流出水を結んだ線の傾きは、30.5であった（Fig. 1-12a）。8月13日についても、年平均と同様に2つのグループに分かれ、グループ間の距離は年平均値と比べて大きかった（Fig. 1-12b）。一方、3月16日では、すべての測点がほぼ同じ位置にプロットされ、測点間の濃度の違いはほとんど見られなかった（Fig. 1-12c）。

流入水、測点12, 7, 3, 1の表面水、流出水におけるDIN・DSi散布図を、年平均値、2008年8月13日、2009年3月16日についてFig. 1-13に示した。

年平均値についてみると、TP・TN散布図の結果と同様に、流入水、表面水及び流出水の2つのグループに分かれた（Fig. 1-13a）。また、8月13日についても、年平均値と同様に2つのグループに分かれ、グループ間の距離は年平均値と比べて大きかった（Fig. 1-13b）。一方、3月16日には、すべての測点がほぼ同じ位置にプロットされていた（Fig. 1-13c）。年平均値と8月13日について、

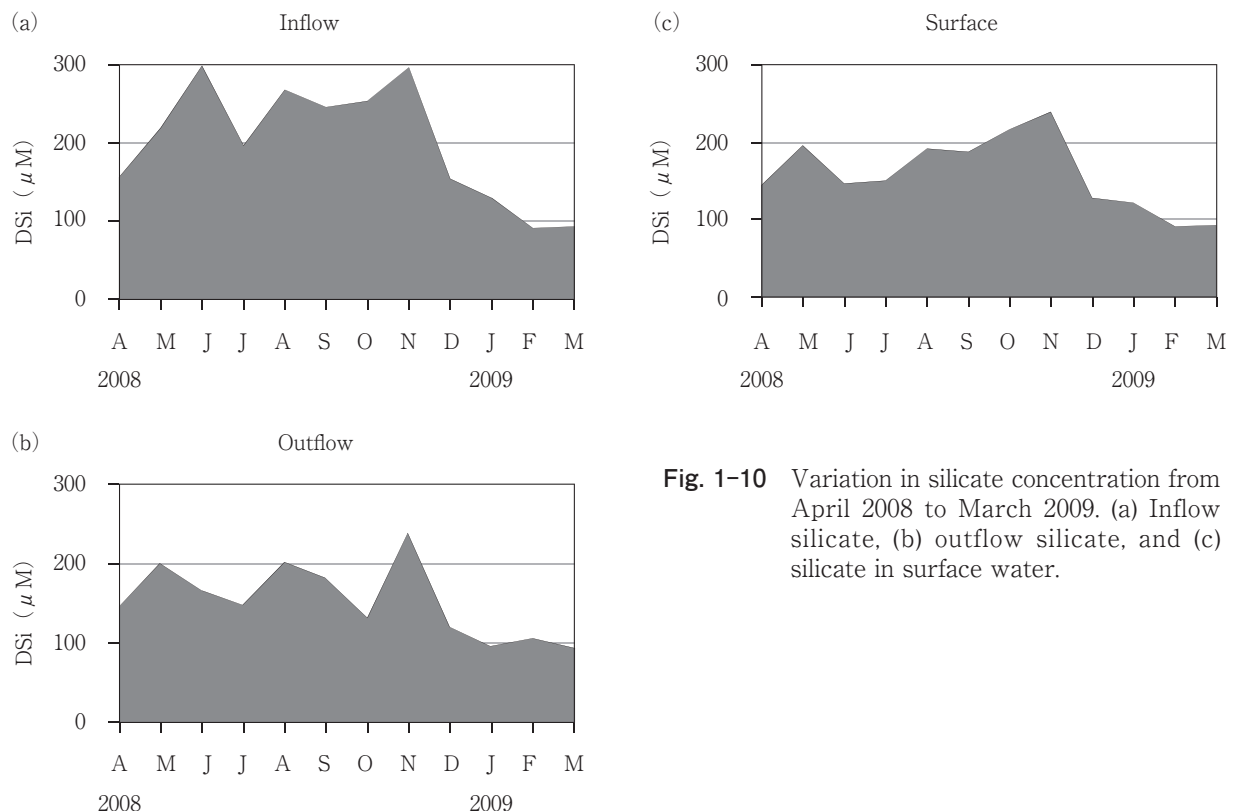


Fig. 1-10 Variation in silicate concentration from April 2008 to March 2009. (a) Inflow silicate, (b) outflow silicate, and (c) silicate in surface water.

流入水と流出水の点を結ぶ点線を描いた。いずれにおいても、この点線のY切片は正であり、DINが消費されて濃度が0になっても、DSiは正の値を示していた。

次に、流入水と流出水の形態別の窒素とリンについて、年平均値、2008年8月13日、2009年3月16日に分けてFig. 1-14に示した。なお、図中の点線はN:P=16:1のレッドフィールド比を示す線である。

いずれの結果においても、流入水、流出水ともに、溶

存無機態はレッドフィールド比よりも高い位置に、粒状態はレッドフィールド比付近に、溶存有機態はレッドフィールド比よりも低い位置にプロットされ、形態ごとにプロットされる位置が異なった。

年平均値について、流入水と流出水の間での変化を比較すると、無機態ではDIN、粒状態ではPP、溶存有機態ではDOPが主に減少しており、形態ごとに変化する元素が異なった (Fig. 1-14a)。8月13日について流入水

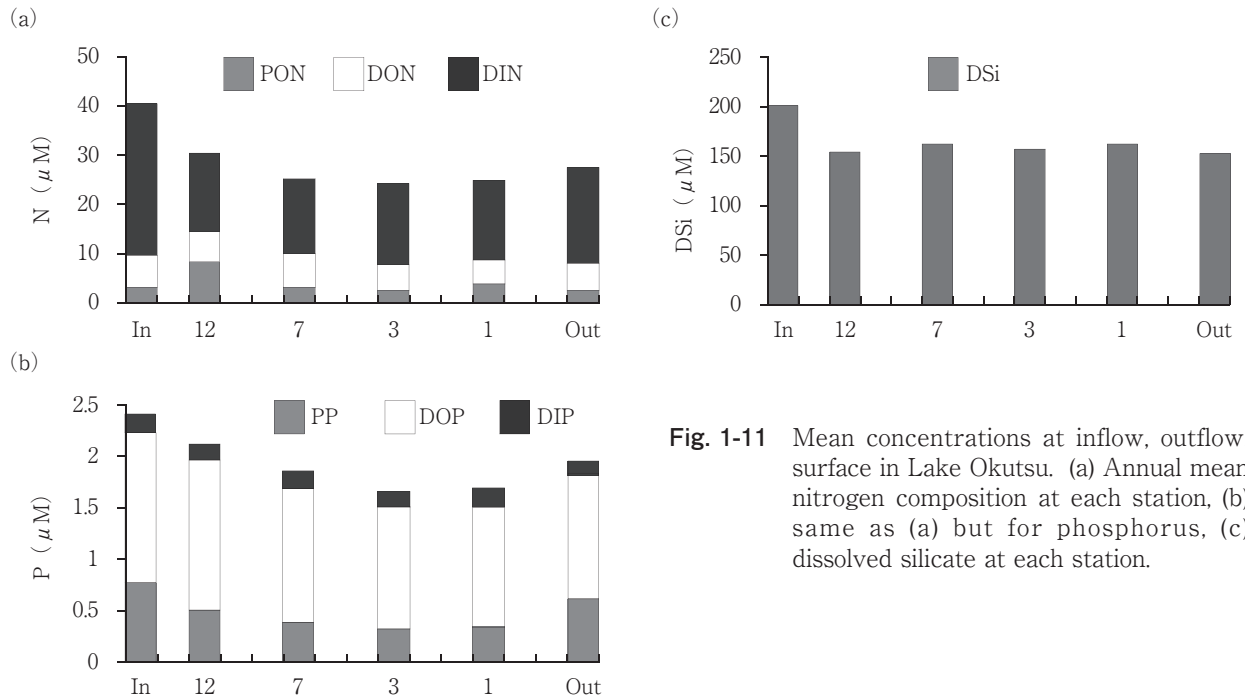


Fig. 1-11 Mean concentrations at inflow, outflow, surface in Lake Okutsu. (a) Annual mean nitrogen composition at each station, (b) same as (a) but for phosphorus, (c) dissolved silicate at each station.

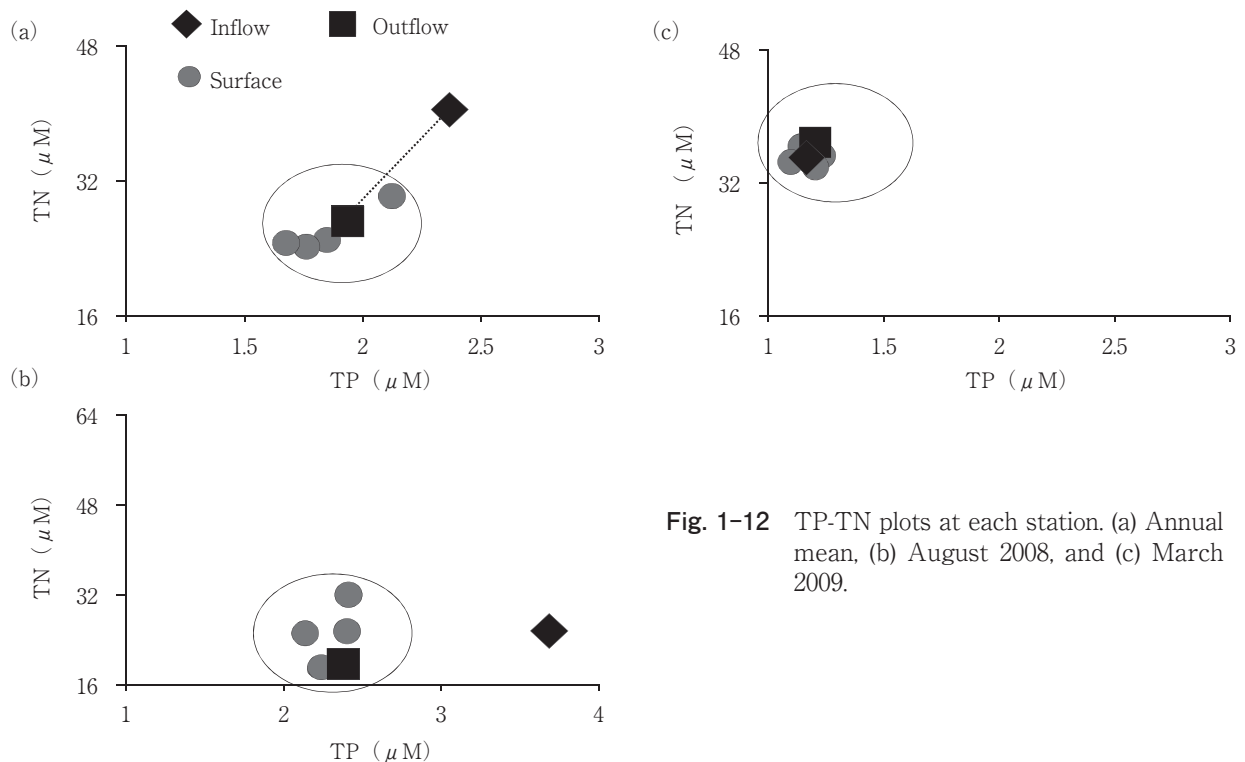


Fig. 1-12 TP-TN plots at each station. (a) Annual mean, (b) August 2008, and (c) March 2009.

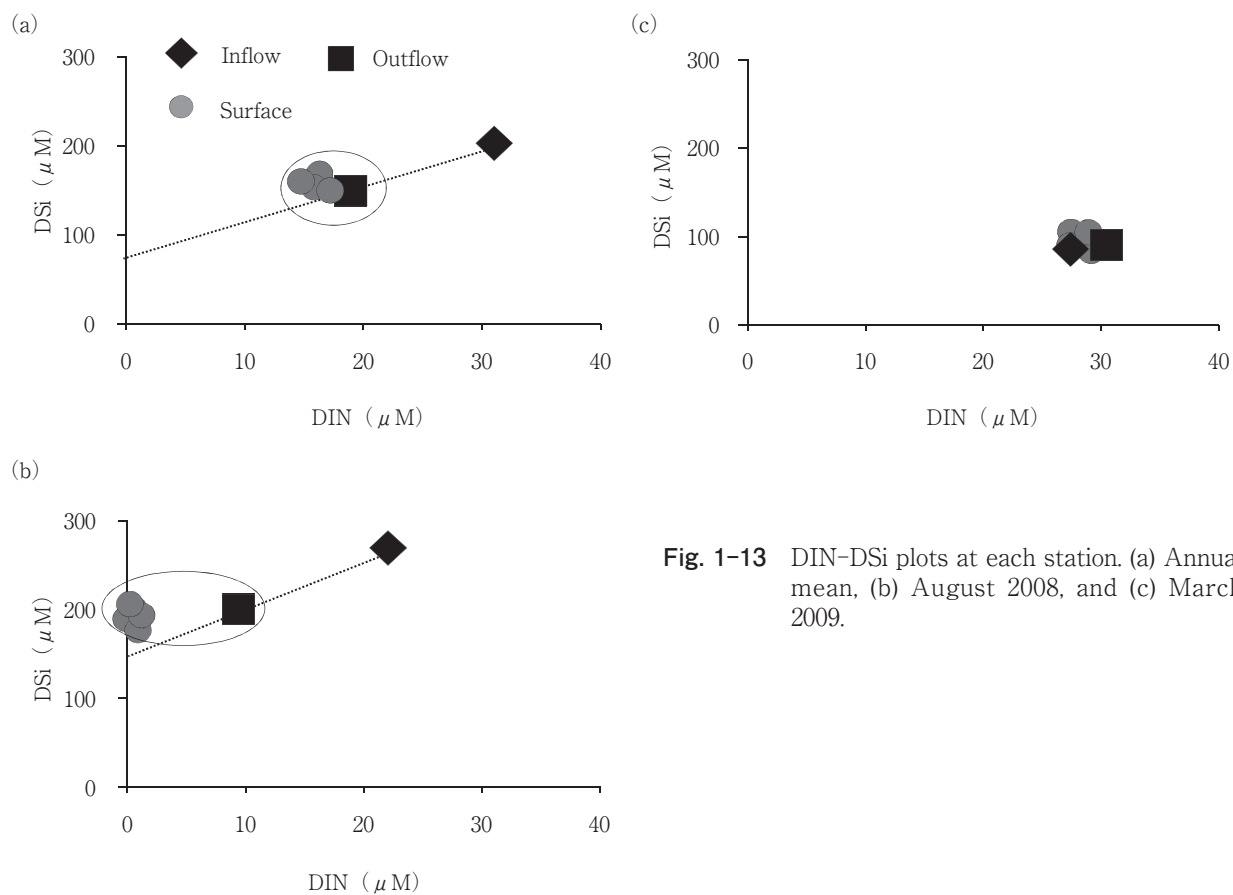


Fig. 1-13 DIN-DSi plots at each station. (a) Annual mean, (b) August 2008, and (c) March 2009.

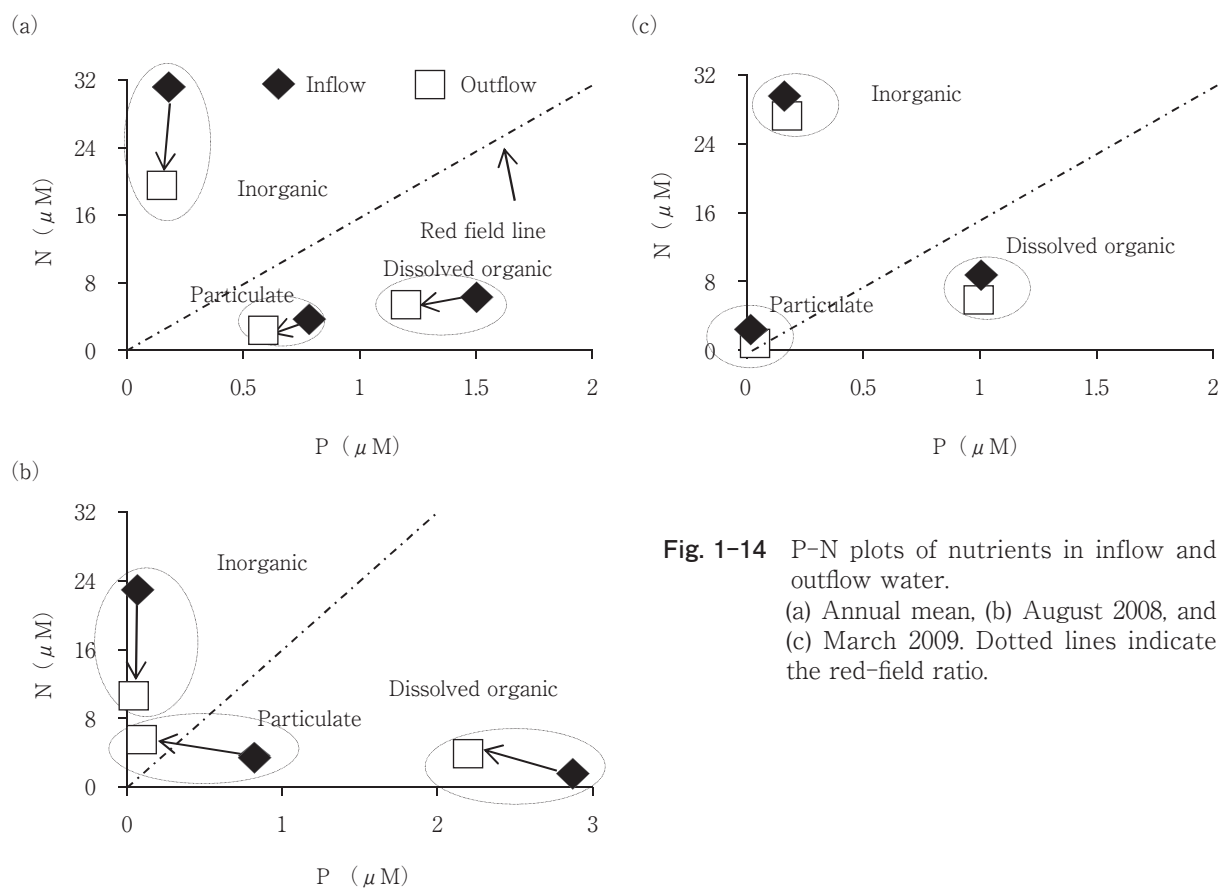


Fig. 1-14 P-N plots of nutrients in inflow and outflow water. (a) Annual mean, (b) August 2008, and (c) March 2009. Dotted lines indicate the red-field ratio.

と流出水を比較すると、年平均値と同様にDIN, PP, DOPが主に減少しており、その減少量はいずれの成分においても年平均値と比べて大きかった (Fig. 1-14b)。一方、3月16日では、すべての形態について流入水と流出水はほぼ同じ位置にプロットされ、流入水と流出水の間の濃度の変化は見られなかった (Fig. 1-14c)。

奥津湖における栄養塩のフロー TN, DIN, TP, DIP, DSiのそれぞれについて、奥津湖への流入量、流出量、湖内にトラップされた年間合計量とトラップされた割合についてFig. 1-15に示した。なお、各栄養塩成分の流入量と流出量の年間合計は、(各調査月の月積算流量)×(各調査月の測定濃度)を12ヶ月(2008年度)積算して求めた。流入量と流出量の差を湖内にトラップされた量とし、流入量で除した値をトラップ割合とした。

流入量と流出量を比べた場合、すべての成分において流出量の方が少なく、年間トラップ量は、TN, DIN, TP, DIP, DSiの順に、57.1t, 54.1t, 5.3t, 0.6t, 343.4tとなり、湖内での栄養塩のトラップ割合は、それぞれ27.8%, 34.2%, 21.2%, 30.0%, 18.9%であった (Fig. 1-15)。

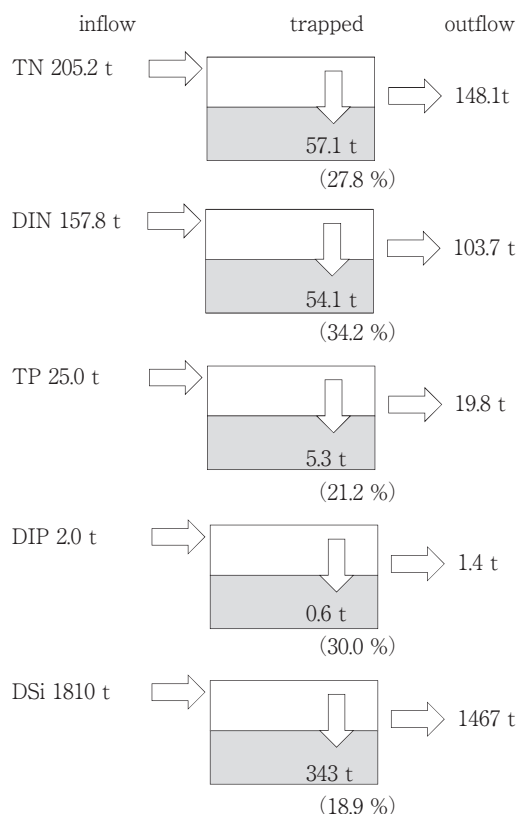


Fig. 1-15 Annual total flux of nutrients in inflow and outflow. Trapped amount and ratio in Lake Okutsu are also indicated.

1-4 考 察

本章では、備讃瀬戸に流入する吉井川上流に位置する奥津湖(ダム湖)における水質の変化を調べ、窒素、リン、ケイ素の除去率とそのメカニズムについて調べた。ダムサイトの表層では、植物プランクトンの発生時には、DINが減少するとともに、有機態の窒素の濃度が上昇した (Fig. 1-2)。その後、秋季から冬季には、有機態の窒素濃度の低下に伴って、TNも徐々に減少していた。

このことは、春季から夏季には、表層のDINは植物プランクトンに取り込まれ、有機態に変化する。その後、秋季にはそれらの有機物が表層から失われることを示しており、奥津湖における栄養塩の動態にプランクトンが大きな影響を与えていることを示唆していた。

PON濃度とクロロフィルa濃度、PON濃度とPP濃度の間に相関が見られたことから、奥津湖で見られるPONとPPの主成分は植物プランクトンであったと考えられた (Fig. 1-3)。また、植物プランクトンのC:N比(モル比)はレッドフィールド比によって6.6とされており、重量比では5.7となる。一方、C:クロロフィルa濃度比は一般的に30~60とされており、C:N比(重量比)が5.7ならば、N:クロロフィルa濃度比は5.2~10.5となる。クロロフィルa濃度=2.3×PON+0.77となっており、両者の関係式はほぼ原点を通り、その傾き(クロロフィルa濃度/PON)は2.3である (Fig. 1-3a)。その逆数のPON/クロロフィルa濃度=0.43となることから、PON/クロロフィルa濃度=6.02となる。このPON/クロロフィルa濃度=6.02は、先に示したN:クロロフィルa濃度比5.2~10.5に一致している。従って、これらのことからPONの主成分が植物プランクトンであったことは示唆される。

ただし、Fig. 1-3bで示したPON/PPの傾き29.3はレッドフィールド比16よりも大きく、この理由については今後解明する必要がある。

湖内の水温については、2008年の4月から12月までの間、水深12m付近に水温躍層が強く発達するとともに、躍層以深では、一年を通じて低水温の水塊が維持されていたことから (Fig. 1-4, 1-5)、底層における有機物の分解活性は低く、表層に供給されにくい状況であったと考えられた。また、流出水の水温と測点2の水深2m付近の水温が同じであったことは (Fig. 1-5)、表面付近の湖水を選択的に放流したことを示している。

日本国内の多くのダム湖において、*P. bipes*によるブルームは確認されており³²⁻³⁴⁾、湖沼やダム湖における鉛直的な栄養塩の循環に影響を与えていることが知られて

いる³⁵⁾。また、淡水性の*Peridinium*属は、春季にはダムサイト付近で発生し、夏季から秋季には河川の流入部付近でブルーム化する。その後、冬季には鉛直的に広く拡散したのちに、消失することが知られている³⁶⁻³⁸⁾。

本報告における高クロロフィルa水塊も同様の推移を示しており、ダム湖における典型的な*Peridinium*属の消長を示したものと考えられた (Fig. 1-7)。

表面水における栄養塩の変化について見ると、窒素ではDINの変化にともなってTNが変化し (Fig. 1-2, 1-11a), リンではDOPの変化にともなってTPが変化していた (Fig. 1-11b)。また、8月13日の表面水のDINとDSiでは、DINが先に枯渇しており (Fig. 1-13), DINが制限要因となって、珪藻類の増殖とそれに伴うケイ素の減少が抑制されていたと考えられた。

上記のことから、奥津湖における栄養塩のトラップを以下のとおり考えた。まず、表層で優占していた*P. bipes*が奥津湖に流入してきた窒素とリンを大量に消費するとともに、珪藻類がそれらに加えてDSiを消費する。次に、この増殖したプランクトンが移動、枯死し、表層から栄養塩類を移動させた。最後に、この栄養塩が取り除かれた表層の水を選択的に放流した結果、流入水と比較して流出水の栄養塩濃度が低下した。

*P. bipes*は、アルカリフォスファターゼ活性を有し、有機態のリンを利用できることから³²⁾、今回のように、DIPが少ない状況であっても、DOPを取り込んで増殖したと考えられた。窒素については、ダムサイトにおける結果と同様に、DINを取り込んでいたと考えられ、元素ごとに取り込まれた形態が異なっていたと考えられた。また、本報の結果だけでは、表層から除去された栄養塩が湖のどこに移動したかははっきりしないが、奥津湖では夏季に水温躍層の周辺で低酸素化しており (未発表)、水深12m付近に滞留している可能性が考えられる。

TP・TN, DIN・DSi, 形態別の窒素・リンの散布図のいずれにおいても、8月13日には流入水と流出水が離れた位置にプロットされたのに対し (Fig. 1-12b, 1-13b, 1-14b), 3月16日にはほぼ同じ位置にプロットされた (Fig. 1-12c, 1-13c, 1-14c)。8月13日は浮遊性藻類の大量発生前後にあたり、3月16日には藻類の発生はほとんど見られていなかった (Fig. 1-7)。これらのことは先に示した浮遊性藻類の取り込みに起因する栄養塩濃度の変化をより強く示唆する。

また、TP・TN, DIN・DSiプロットの両方において、流入水とそれ以外 (12s, 1s, 3s, 7s, 流出水) の2つのグループに分かれていた (Fig. 1-12, 1-13)。また、

流入部付近で高クロロフィルa水塊が見られることが多かったことから、河川から供給された栄養塩は測点12付近で急激に消費され、測点7 (中流部) より下流での変化は小さいことが示唆された。

山本ら³⁹⁾は、魚切貯水池におけるDINのトラップ量を6.9t/年、その割合を21.0%としており、堀田ら⁴⁰⁾は、岩村ダムにおけるDSiのトラップ量は0.1t/年、その割合を10%程度としている。これらと比べると、奥津湖におけるトラップ量は多く、その割合は高かったことから (Fig. 1-15), 下流域、沿岸域に与える影響もそれらよりも大きいと考えられた。また、ケイ素よりも窒素、リンの方がトラップ割合は高かった。これまで、ダム湖における栄養塩の変化はケイ素についてのみ注目されてきたが、今後は窒素、リンについても季節変動を含めて調べる必要がある。

一方、当該調査年度は、降水量が平年よりも少なかったためにダム湖内の水の回転数が平年より少なく、トラップが起りやすい年であったこと、奥津湖の運用3年後にあたり湖内に栄養成分をトラップしやすい状況 (いわゆるboom) にあったことなどから²⁹⁾、奥津湖での栄養塩の変化を過大に評価している可能性が考えられた。そのため、今後も定期的に同様のモニタリング調査を継続し、ダムの影響を正確に評価する必要がある。

1-5 1章のまとめ

人工ダム湖である奥津湖の流入部、湖内、流出部において、水温、プランクトンの発生状況及びTN, TDN, DIN, TP, TDP, DIP, DSiの測定を行った。湖内では、夏季に水温躍層が発達した。一年を通じて渦鞭毛藻類を中心とした浮遊性の藻類が表層域に発生していた。流出水の栄養塩濃度は、流入水よりも低かった。浮遊性の藻類が表層の栄養塩を消費し、栄養塩濃度が低下した表層水が放水されていた。流入量と比較して、年平均でTNは27.8%, TPは21.2%, DSiは18.9%がダム湖内で除かれていた。

To clarify the change in water quality caused by dam impoundment, we researched variance of total nitrogen (TN), total dissolved nitrogen (TDN), dissolved inorganic nitrogen (DIN), total phosphorus (TP), total dissolved phosphorus (TDP), dissolved inorganic phosphorus (DIP), dissolved silicate (DSi), water temperature and amount of phytoplankton in

Lake Okutsu (Tomata dam). A thermocline developed in summer. Planktonic algae dominated by dinoflagellate bloomed in surface throughout the seasons. The concentration of each kind of nutrient in the outflow water was lower than that in the inflow water. The lower nutrient surface water consumed by planktonic algae was drained to downstream. Concentrations of TN, TP, DSi in the outflow water became lower than those in the inflow water by 27.8%, 21.2%, 18.9%, respectively.

第2章 河川上流から河口海域までの栄養塩輸送

2-1 はじめに

日本の沿岸海域では富栄養化対策として、陸域から海に注ぐCOD・全リン・全窒素の負荷量削減が長年にわたって行われてきた。瀬戸内海においても、1973年に「瀬戸内海環境保全臨時措置法」、1978年に「瀬戸内海環境保全特別措置法」が制定され、1980年からは、化学的酸素要求量（COD）に加えてリンの削減指導が行われた。さらに、1995年からは窒素も削減対象となり、継続的に水質改善の努力が行われてきた。

ところが、このように様々な負荷量削減策が実施されたにもかかわらず、瀬戸内海の海水中のCOD濃度はほとんど変化せず、一部の沿岸域において全窒素（TN）、全リン（TP）濃度のわずかな減少が見られるにとどまっている⁴¹⁾。その一方で、イワシ、イカナゴ、アサリの不漁が問題となるとともに¹⁾、栄養塩（特に溶存態無機窒素：DIN）の減少に伴うノリの色落ちが発生し、海域の貧栄養化が指摘されている⁴²⁾。水産業の安定のためには、海域のDIN濃度の動態解明と減少理由の解明は必須である。

瀬戸内海におけるDIN濃度は、プランクトンの取り込み、外海からの供給量の変化、河川からの供給量の変化の影響を受けて変化し²⁾、瀬戸内海の中央部に位置する備讃瀬戸では、特に河川水の影響を強く受けることが知られている¹⁷⁻¹⁹⁾。ところが、河川から供給された窒素の

河口域における形態変化についての知見がほとんどないために、河川から供給された窒素が海域のDIN動態に与えるメカニズムについては、不明な点が多い。

我が国において、河川から供給されたDINの形態変化に関する研究は少なく、三戸ら⁴³⁾が知多湾において、鈴木ら⁴⁴⁾が東京湾において調査を行い、河川から流入してきたDINがPONやDONに変化することを定性的に示しているのみである。一方、これらの研究は、形態変化について河川、河口域、沿岸海域を通じて連続的に調べられていないうえに、季節も夏季に限定されており、形態変化が生じる季節、場所、量について正確に把握できていない。

そこで本章では、備讃瀬戸周辺の河川、河口域、沿岸海域を対象として、まず河川上流から下流にかけてのTN濃度の変化を調べた。次に、急激なTN濃度の変化を示す河口域において、季節ごとの形態別窒素濃度の変化を調べた。その後、明確な違いを示した夏季と冬季について、河川から流入したDINの形態変化を調べた。

2-2 材料と方法

調査海域 調査海域の備讃瀬戸は、瀬戸内海のほぼ中央部に位置し、東は播磨灘、西は燧灘及び備後灘に接する。備讃瀬戸には、一級河川の高梁川、旭川、吉井川が流入し、沿岸海域には多くのノリ漁場が存在する（Fig. 2-1）。

河川の上流から海域までの全窒素濃度の変化 2008年

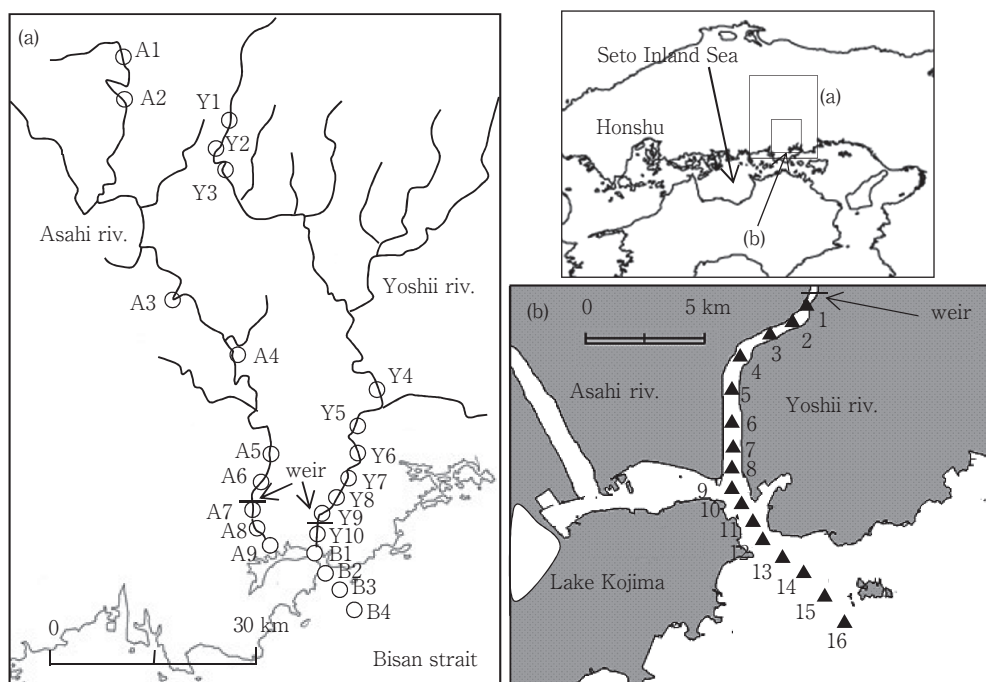


Fig. 2-1 Sampling stations and study area. Numerals in each figure indicate the sampling stations.

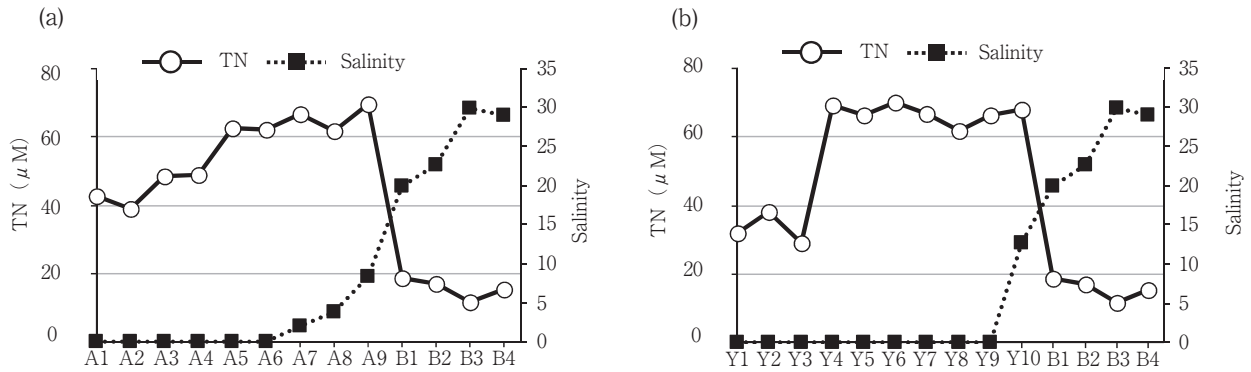


Fig. 2-2 Distributions of TN concentration and salinity from upper river to the coastal sea, through the estuary. (a) Asahi river to Bisan strait, (b) Yoshii river to Bisan strait

4月～2010年3月までの間、国土交通省水文・水質データベース (<http://www1.river.go.jp/>) 及び岡山県内の平成20, 21年度の公共用水域水質結果 (<http://www.pref.okayama.jp/page/detail-28503.html>) から吉井川及び旭川水系、備讃瀬戸沿岸域の表層におけるTN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、塩分のデータを取得した。また、 $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ の合計をDINとした。取得した場所は、吉井川水系では、杉橋 (Fig. 2-1a中にY1で示した)、苦田大橋 (Y2)、苦田ダム (Y3)、和気橋 (Y4)、熊山橋 (Y5)、弓削橋 (Y6)、坂根堰 (Y7)、備前大橋 (Y8)、鴨越堰 (Y9)、永安橋 (Y10) の10か所、旭川水系では、野田橋 (A1)、湯原ダム (A2)、江与味橋 (A3)、八幡橋 (A4)、合同堰 (A5)、乙井手堰 (A6)、相生橋 (A7)、桜橋 (A8)、旭川大橋 (A9)、備讃瀬戸沿岸では、九幡沖 (B1)、向小串沖 (B2)、児島湾口沖 (B3)、出崎東沖 (B4) の4か所である。Y9及びA6の下流に潮止堰堤があり、両測点より下流の場所には海水進入が見られる。

河口域集中調査 2010年12月12日 (冬季) と2012年6月28日 (夏季) に、吉井川の堰堤を越流する河川水及び、堰堤から備讃瀬戸海域の16測点 (測点1～16) において調査を行った (Fig. 2-1b)。なお、両調査時とも調査日の前の1週間において降雨はなく平水時にあたる。すべての測点において、多項目水質計Compact-CTDまたはCTD Rinko-profiler (JFEアドバンテック社) を用いて、表面から海底までの10cm毎の塩分、クロロフィルa濃度を測定した。また、水深4mまでの測点では表面水、底層水 (底上0.5m) 及びその中間の1層、水深8mまでの測点では表面水と底層水 (底上1m) 及びその中間の2層、8m以深の測点では表面水と底層水 (底上1m) 及びその中間の3層で採水を行った。

採取した試水は研究所に持ち帰ったのち、一部は

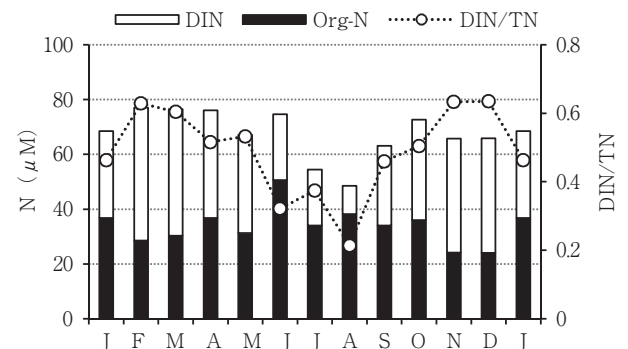


Fig. 2-3 Monthly changes in DIN, Org-N, and ratio of DIN to TN at Eianbashi (Y10) from January 2008 to January 2010.

Whatman GF/Cフィルターで濾過した。生試水を濾過したフィルターは90%のアセトンで抽出し、分光光度計UV-2450 (島津製作所社) を用いて、クロロフィルa濃度を測定した³¹⁾。このクロロフィルa濃度とクロロフィルa濃度の相関式を用いて、水深10cm毎のクロロフィルa濃度を計算した。

生試水及び濾液は栄養塩分析装置QuAatro 2HR (BLTEC社) を用いて、TN, TDN, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ の分析を行った。その後、 $\text{TN-TDN}=\text{PON}$, $\text{TDN-DIN}=\text{DON}$, $\text{TN-DIN}=\text{有機態窒素 (Org-N)}$ として計算を行った。

2-3 結 果

河川の上流から海域までの全窒素濃度の変化 2008年4月から2010年3月までの吉井川水系から備讃瀬戸海域までの14測点、旭川水系から備讃瀬戸海域まで10測点におけるTN濃度、塩分の期間中平均値をFig. 2-2に示した。なお、いずれの測点においても年12回以上の調査が行われており、2年間で24回以上のデータの平均値を示した。

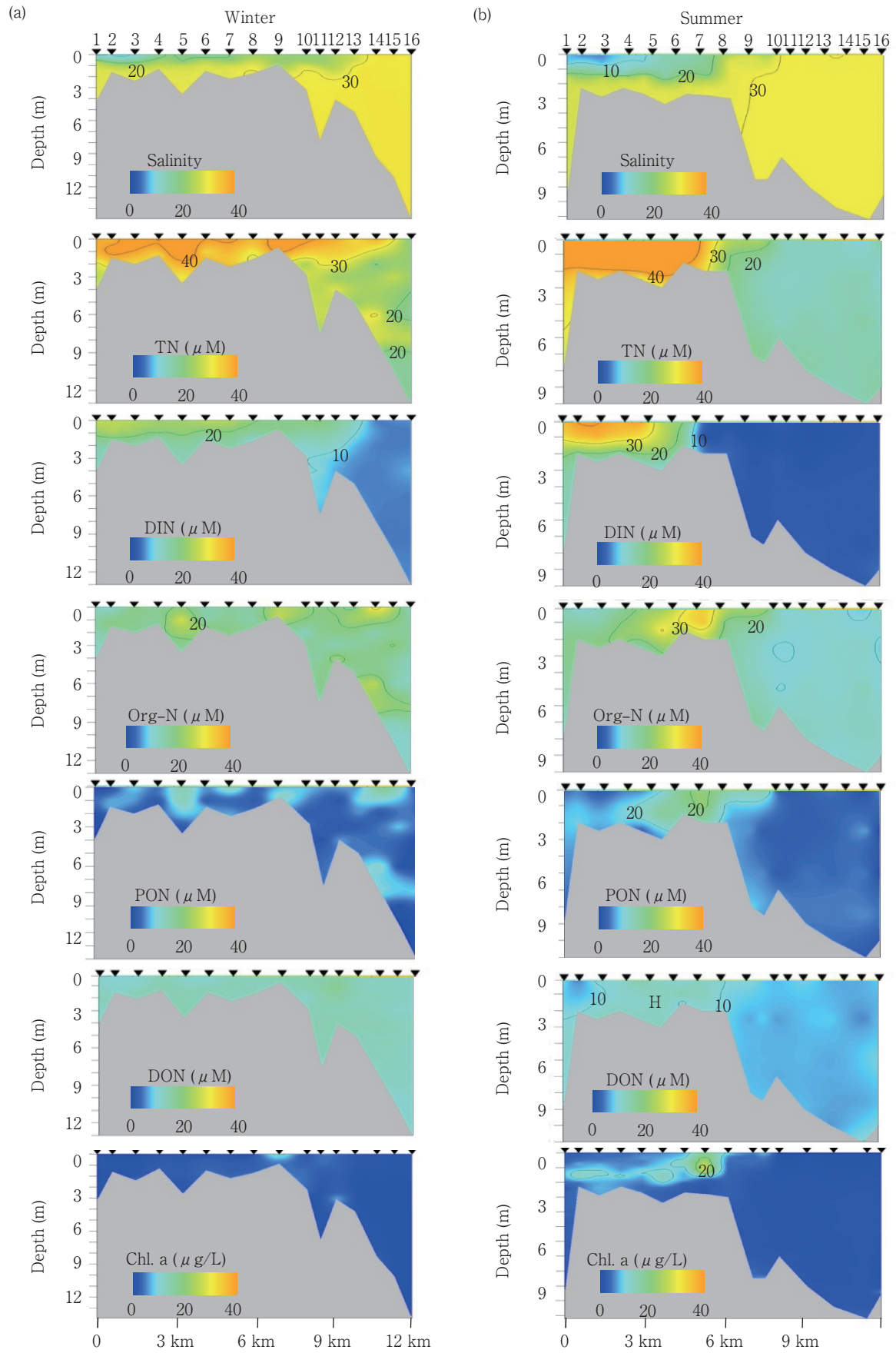


Fig. 2-4 Longitudinal section of salinity, TN, DIN, Org-N, PON, DON, and Chl. a. (a) in winter, (b) in summer. Triangles and numerals indicate the sampling stations.

旭川水系では、上流のA1のTN濃度は $41.2\mu\text{M}$ であった (Fig. 2-2a)。下流に降るとともに濃度は上昇し、A9では $72.5\mu\text{M}$ となった。その後、急速に濃度は低下しB1では $19.4\mu\text{M}$ となり、以降の測点でも $20\mu\text{M}$ 以下であった。塩分は、堰堤より下流の測点 (A7) 以降で沖合に向かうとともに上昇し、B3では30.2となった。塩分とTNの関係についてみると、塩分の上昇に伴ってTN濃度は低下した。

吉井川水系では、上流のY1のTN濃度は、 $33.5\mu\text{M}$ であった (Fig. 2-2b)。Y3からY4にかけて濃度は上昇し、Y4では $70.6\mu\text{M}$ となった。その後、Y10まではほぼ一定の値で推移し、Y10とB1の間で急激に低下した。塩分は、沖合に位置する測点ほど高い値を示した。旭川水系と同様に、塩分の上昇に伴ってTN濃度は低下した。

吉井川河口域の測点Y10におけるDIN濃度、Org-N濃度、TN中のDINの割合について、月ごとに整理した結果をFig. 2-3に示した。

TN濃度は、1月には $68.8\mu\text{M}$ であり6月まではほぼ

一定の値で推移していた。その後、8月には $45.4\mu\text{M}$ まで低下したが、秋季から冬季にかけて再び上昇した。DIN濃度は、2月に最高値となる $45.7\mu\text{M}$ を示した。その後、春季から夏季にかけて徐々に低下し、8月には期間中の最低値となる $8.5\mu\text{M}$ となった。一方、Org-N濃度は夏季に高い値を示し、冬季に低下した。TN中のDINの割合は、先に示した結果を反映して夏季に低下し、冬季に上昇した。

本節のここまでの結果から、河川水中のTNは河口域において、海水によって希釈されて海域に流入することが分かった。加えて、河口域におけるTN中のDINとOrg-Nの割合は、冬季と夏季で明確な違いを示した。そこで、冬季と夏季に河口域の集中調査を行い、窒素の形態変化について詳細に解析した。

河口域集中調査 冬季、夏季調査時における、塩分、TN濃度、DIN濃度、Org-N濃度、PON濃度、DON濃度、クロロフィルa濃度の縦断面分布をFig. 2-4に示した。なお、先の調査で示したY10は本節における測点6及び測

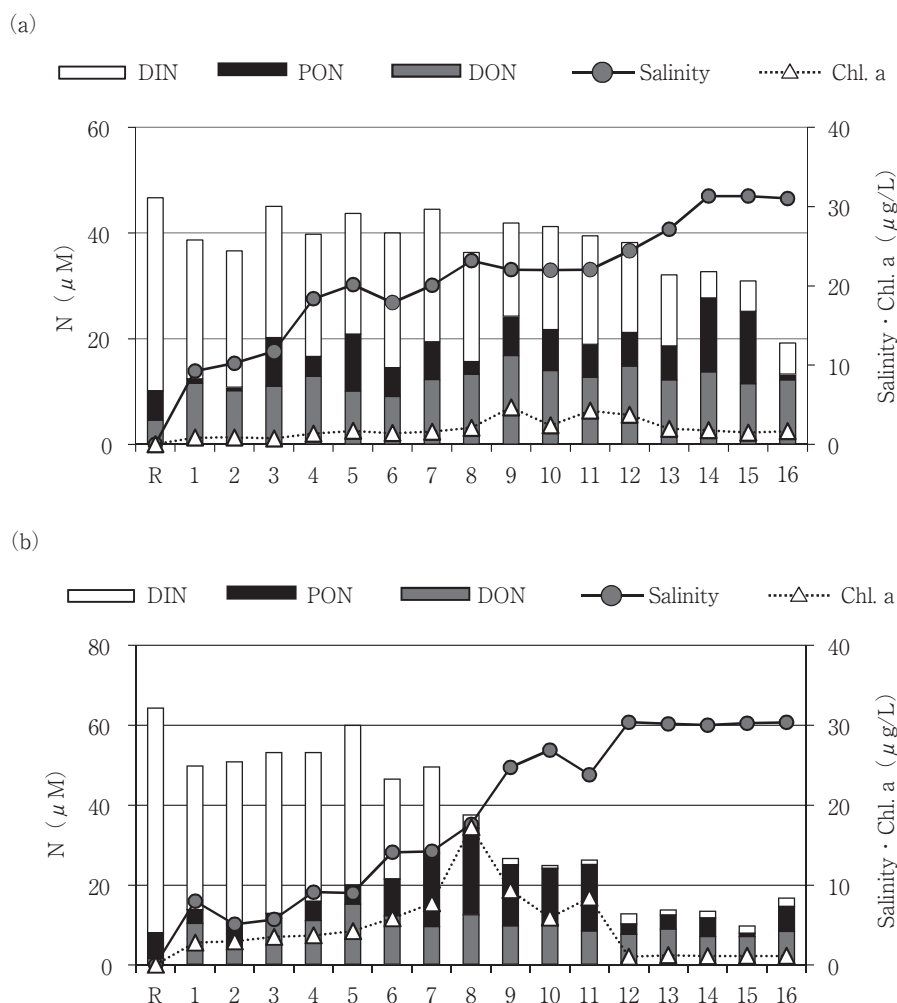


Fig. 2-5 DON, PON, DIN, salinity, and Chl. a. from river to the coastal sea (a) in winter, (b) in summer. R: river water sampled at the upstream of the weir.

点7の中間付近に位置する。

両調査時ともに表層に低塩分水の広がりが見られ、表層における塩分30のフロントは、冬季では測点13まで (Fig. 2-4a)、夏季には測点10まで到達していた (Fig. 2-4b)。

TN濃度は、両調査時ともに堰堤近くの表層において高い値を示し、沖合に向うとともに低下した。表層におけるTN濃度 $30\mu\text{M}$ のフロントは、冬季には測点15まで到達していたのに対し、夏季には測点8付近であった。

DIN濃度は、TNと同様に両調査時ともに堰堤近くの表層において高い値を示した。表層におけるDIN濃度 $10\mu\text{M}$ のフロントは、冬季には測点13まで到達していたのに対し、夏季には測点7までしか到達していなかった。

Org-N濃度は、冬季にはその分布に明確な傾向はなく、ほぼ一様の濃度分布であった。一方、夏季には測点7の表層を中心として、 $30\mu\text{M}$ 以上の高濃度域が見られた。PON濃度とDON濃度は、冬季にはともに分布に明確な傾向はなかった。夏季には、PONは測点7の表層を中心にして高い値を示し、Org-N濃度とほぼ同じ分布の傾向を示した。DONは、測点3から測点8にかけての全層において $10\mu\text{M}$ 以上の高い値を示し、沖合の測点と比べて高い値を示した。

クロロフィルa濃度は、冬季には一様に低かった。夏季には、測点7,8の表層、堰堤から測点6までの河川水と海水の躍層 (水深1.5m付近) において $10\mu\text{g/L}$ 以上

の高濃度水塊が見られた。

冬季と夏季において、堰堤を越流する河川水、測点1～測点16の表面水の塩分、DIN濃度、PON濃度、DON濃度、クロロフィルa濃度をFig. 2-5に示した。

冬季調査についてみると、クロロフィルaはすべての測点において低濃度であった (Fig. 2-5a)。塩分は、沖合に向かうとともに上昇した。TN濃度は、河川水から測点11までは $40\mu\text{M}$ 前後で推移していた。測点12以降急速に減少し、測点16では $18.8\mu\text{M}$ となった。PON、DON及びOrg-N濃度は、測点ごとに明確な傾向はなく、ほぼ一定の値で推移していた。DIN濃度は、河川水において最高値となり、 $28.4\mu\text{M}$ であった。沖合の測点ほど低い値を示し、測点16では $4.5\mu\text{M}$ となった。

夏季調査についてみると、クロロフィルa濃度は河川水では $0.2\mu\text{g/L}$ であった (Fig. 2-5b)。その後、沖合に向かうとともに上昇し、測点8では $15.4\mu\text{g/L}$ となり最高値となった。測点9以降急速に減少し、測点12より沖合の場所ではほぼ0となった。塩分は、冬季と同様に沖合の測点ほど高い値を示した。TN濃度は、河川水では $62.4\mu\text{M}$ であったが、沖合に向かうとともに徐々に低下していった。PON濃度は、堰堤から測点5までは低位で推移していたが、測点6から測点11において高い値を示し、測点8では $15.2\mu\text{M}$ となった。測点12より沖合の測点では再び低位で推移した。DON濃度は、河川水ではほぼ $0\mu\text{M}$ であったが、河口域への流入後に上昇し、

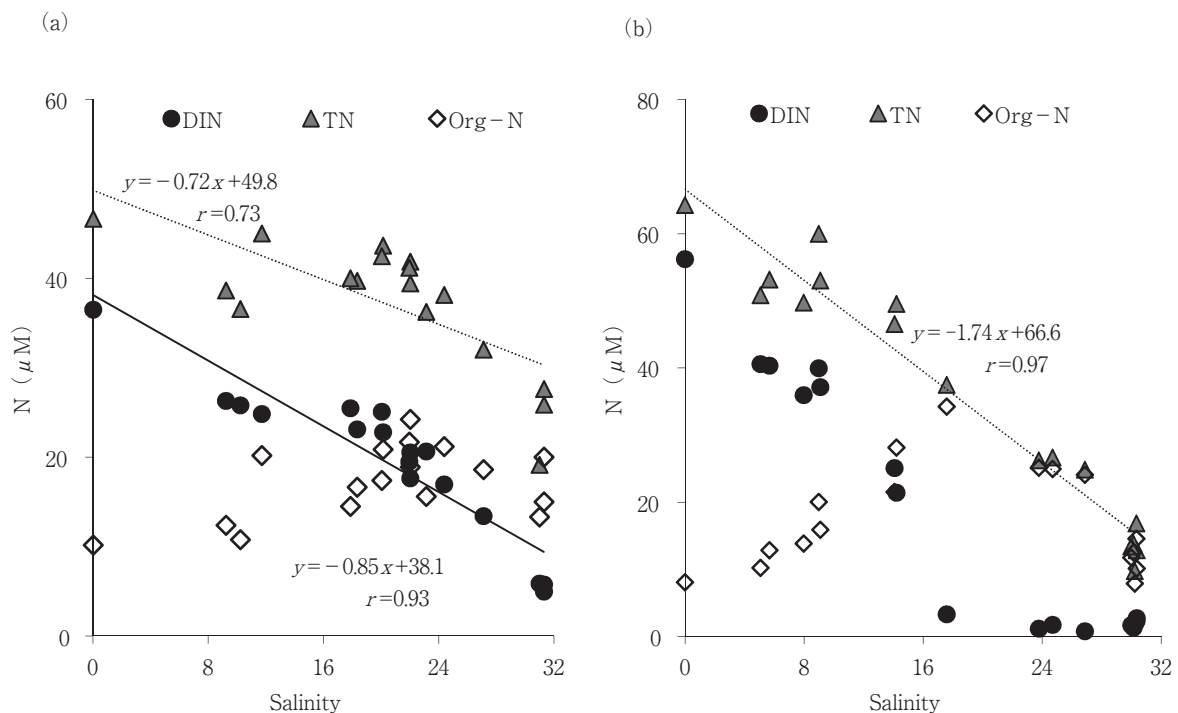


Fig. 2-6 Relationship between salinity and TN, DIN, and Org-N. (a) in winter, (b) in summer.

測点5では最高値となる $17.4\mu\text{M}$ を示した。測点12以降は $8\mu\text{M}$ 前後で推移した。Org-N濃度は、PONとDON濃度の結果を反映して変化した。河川水では $6.5\mu\text{M}$ であったが、河川を降るとともに上昇し、測点8では最高値となる $32.4\mu\text{M}$ を示した。その後は低下し、沖合の測点ほど低い値となった。DIN濃度は、河川水において $52.4\mu\text{M}$ となり、最高値を示していた。測点5から測点7にかけて急速に減少し、Org-N濃度が最高となった測点8においてほぼ $0\mu\text{M}$ となり、より沖合の測点でも枯渇状態であった。

冬季及び夏季において、河川水及び測点1～16の表面水 ($n=17$) の結果を用いて、塩分とTN濃度、DIN濃度、Org-N濃度のMixing diagramをFig. 2-6に示した。

冬季には、塩分とTN濃度の間には負の相関が見られ ($y=-0.72\times x+49.8$, y : TN, x : 塩分, $p<0.01$, $r=0.73$)、塩分とDIN濃度の間にも負の相関が見られた ($y=-0.85\times x+38.1$, y : DIN, x : 塩分, $p<0.01$, $r=0.93$) (Fig. 2-6a)。両相関式の傾きについて、FisherのLSDにより共分散分析を行ったところ、両者の間に有意差 ($p<0.05$) は見られなかった。また、Org-N濃度は、塩分24付近でわずかに上昇したものの、ほぼ一様であった。

夏季には、冬季と同様に塩分とTN濃度の間に負の相関が見られた ($y=-1.74\times x+66.6$, y : TN, x : 塩分, $p<0.01$, $r=0.97$) (Fig. 2-6b)。DIN濃度は、塩分の上昇に伴って急速に減少し、塩分18付近の測点においてほぼ0となった。以降、より高塩分の測点でも同様にDINは枯渇

したままであった。Org-N濃度は、河川水では $7.0\mu\text{M}$ であった。塩分の上昇に伴ってOrg-Nも増加し、塩分18付近で最高値となる $28.8\mu\text{M}$ を示した。その後は低下し、塩分30.2の沿岸海域では $7.5\mu\text{M}$ となった。

また、冬季と夏季それぞれの河川水及び測点1～16の表面水 ($n=17$) について、目的変数をDIN濃度、説明変数を塩分、Org-N濃度として重回帰分析を行った。冬季では、Org-N濃度と塩分のそれぞれの偏回帰係数は -0.01 と -0.87 となり、塩分とDIN濃度の間にのみ有意な負の相関が見られ、両者の関係は次のとおりであった ($y=-0.87\times x+39.0$, y : DIN, x : 塩分, $p<0.01$, $r=0.88$)。

夏季では、Org-N濃度と塩分のそれぞれの偏回帰係数は -0.63 , -1.71 となり、両者ともにDIN濃度との間に有意な相関を示し、3者には次の関係が成立した ($y=-0.63\times x_1-1.71\times x_2+60.5$, y : DIN, x_1 : Org-N, x_2 : 塩分, $p<0.01$)。この式を用いて、塩分とOrg-N濃度のそれぞれがDIN濃度に与える影響を計算した。塩分の影響=(塩分の偏回帰係数の絶対値 $\times$ 塩分の平均値)/(塩分の偏回帰係数の絶対値 $\times$ 塩分の平均値+Org-N濃度の偏回帰係数の絶対値 $\times$ Org-N濃度の平均値)とし、Org-N濃度の影響=(Org-N濃度の偏回帰係数の絶対値 $\times$ Org-N濃度の平均値)/(塩分の偏回帰係数の絶対値 $\times$ 塩分の平均値+Org-N濃度の偏回帰係数の絶対値 $\times$ Org-N濃度の平均値)とした。塩分の影響は0.74、Org-Nの影響は0.26となった。

Org-Nの中の成分を詳細に検討するため、夏季の河川水及び測点1～16の表面水 ($n=17$) の結果を用いて、

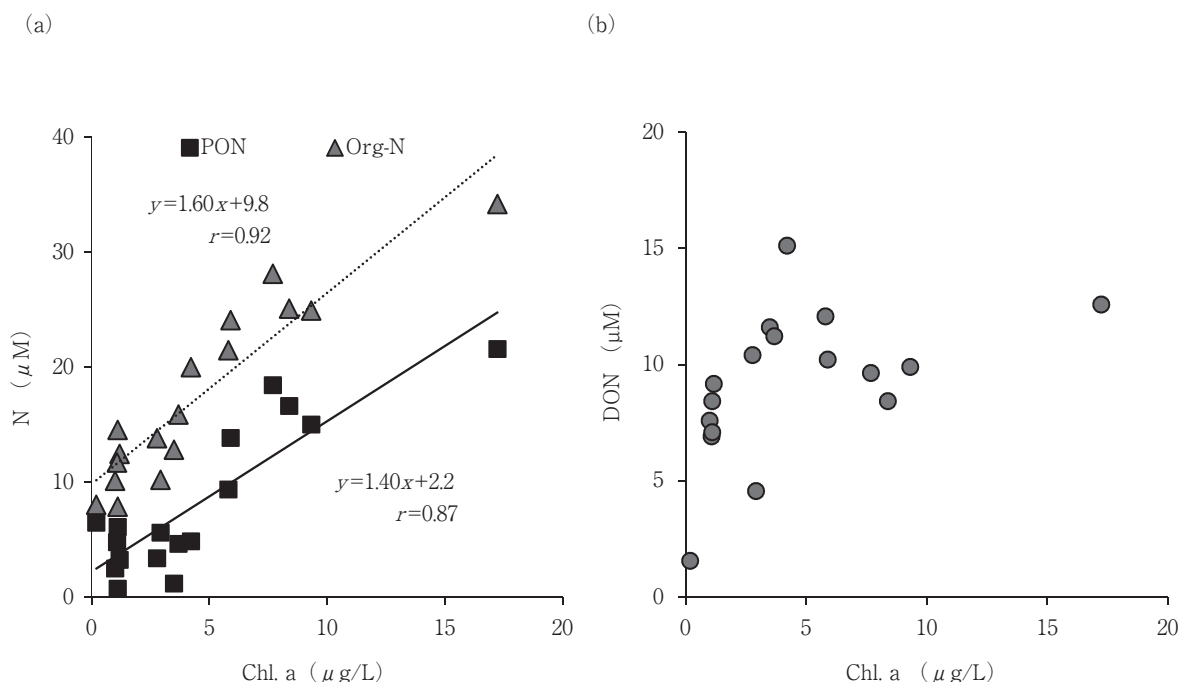


Fig. 2-7 Relationships between Chl.a and nitrogen in summer. (a) Chl.a and PON, Org-N, (b) Chl.a and DON.

クロロフィルa濃度とPON濃度、Org-N濃度の関係を調べた (Fig. 2-7a)。クロロフィルa濃度とPON濃度の間に有意な相関が見られ ($y=1.40 \times x+2.2$, y : PON, x : Chl. a, $p<0.01$, $r=0.87$)、クロロフィルa濃度とOrg-N濃度の間にも有意な相関が見られた ($y=1.60 \times x+9.8$, y : Org-N, x : Chl. a, $p<0.01$, $r=0.92$)。一方、クロロフィルa濃度とDON濃度の間には、単純な相関関係は見られず (Fig. 2-7b) クロロフィルa濃度が $5 \mu\text{g/L}$ 前後となった測点で、DON濃度は最高値を示していた。

2-4 考 察

本章では、河川の上流から河口海域にかけての窒素濃度の変化を調べるとともに、河川から供給されたDINの河口域での形態変化について調べた。

河川水中のTN濃度は、吉井川、旭川ともに下流の測点ほど高い値を示した (Fig. 2-2)。この結果は、岡山の一級河川のTNの6割は、産業系、生活系、農業系由来であるとした報告⁴⁵⁾と一致しており、人間活動によって徐々に窒素が負荷された結果、下流のTN濃度が上昇したと考えられた。また、両河川ともに堰堤を挟んで、急激に濃度が低下していたことから、河口域に流入してきたTNは海水によって希釈されながら、沿岸海域に到達していた。

河口域におけるDINとOrg-Nの分布は、夏季と冬季で明確な違いが見られ、TN中のDINの割合は夏季に低下し、冬季に上昇した (Fig. 2-3)。

堰堤から沿岸海域にかけての栄養塩濃度の分布について見てみると、冬季、夏季調査の両調査時ともに底層付近の栄養塩濃度は場所的に一様であった (Fig. 2-4)。一方、河川水の影響が見られる表層では、堰堤から沿岸海域にかけて連続的な栄養塩濃度の変化が見られた。このことから、表層において窒素の形態の変化が起これと考えられたので、表面水の解析を行った。

冬季には、TNとDINがほぼ同じ分布を示し (Fig. 2-4a)、塩分とTN濃度、塩分とDIN濃度、この二つの相関式の傾きはほぼ同じであった (Fig. 2-6a)。このことは、河口域に流入してきたDINが海水によって希釈された結果、TN濃度が減少したことを意味している。また、河口域におけるクロロフィルa濃度は夏季と比較して低く、PON、DONも一様の分布を示した (Fig. 2-4a, 2-5a)。つまり、冬季には河川から流入してきたDINは、植物プランクトンによって取り込まれることなく沿岸海域に流入していた。

夏季には冬季と同様に、TN濃度と塩分の間に負の相関が見られ、河川から流入してきたTNは、海水によって保存的に希釈されながら沿岸海域に流入していた (Fig. 2-6b)。一方、DINは、河口域において完全に枯渇していた (Fig. 2-4b)。また、DINが減少するとともにPON濃度が上昇し、DINが枯渇した場所より沖合におけるTNの主成分はOrg-N (PON+DON) となっていた (Fig. 2-4b, 2-5b, 2-6b)。つまり、夏季には、河口域においてDINからOrg-Nに変化し、Org-Nが沿岸海域に流入していた。

また、クロロフィルa濃度とPON濃度、Org-N濃度の間に、有意な相関が見られ、クロロフィルa濃度とPON濃度の相関式は、ほぼ原点を通っていた (Fig. 2-7a)。加えて、PON、Org-Nとクロロフィルa濃度の傾きがほぼ同じであったことから、Org-Nの主成分は植物プランクトンであったと考えられた。つまり、堰堤を越流してきたDINは、植物プランクトンに取り込まれて、Org-Nへと変化していた。また、形態変化は河口域のごく狭い場所で起こり、測点7から8にかけての約1kmの範囲内 (河川水フロント域) で主に生じていた (Fig. 2-1)。

瀬戸内海の表層DIN濃度は夏季に低下することが知られており⁴⁶⁻⁴⁸⁾、河川から供給されたDINが海域において植物プランクトンによって取り込まれるためとしている。本章では、河川水中のDINは河口域においてすでに枯渇していることを示した。つまり、夏季には河川からのDIN供給そのものが減少するために、海域表層のDIN濃度も低下している可能性が示唆された。瀬戸内海以外の他の沿岸域においても、夏季には河川から沿岸海域への直接的なDIN供給が見られないことは知られており、植物プランクトンの取り込みが示唆されていた^{49,50)}。ところが、これまでの研究では、PON濃度、Org-N濃度の測定を合わせて分析を行うことが少なく、取り込みの影響を定量化することができなかった。本章では、Org-N濃度、PON濃度についても詳細に調べることで、河口域で植物プランクトンに取り込まれたDINがOrg-Nに変化していることを明らかにした。

加えて、河口域に流入したDINの濃度変化に対する、海水による希釈とOrg-Nへの形態変化、の影響を計算したところ、希釈の影響が7割以上となり、海水の希釈の影響の方が大きいことも分かった。

また、海域と比較して河口域ではDON濃度は高く、植物プランクトンのブルームが見られた場所よりもやや上流でその濃度は高かった。植物プランクトンが分解される際に、その一部としてDONが排出されることが知

られている⁵¹⁻⁵³⁾。本調査結果からは、DONの生成と消費については、はっきりしたことは分からないが、DONは河口域で生成され、その一部は植物プランクトンによって再び取り込まれる。一方、河川ブルームより上流では、植物プランクトンが少なく消費されないために、DONの高濃度水塊が見られた可能性が考えられた。

2-5 2章のまとめ

冬季と夏季の河口海域において、河川から流入してきたDINの形態変化を調べた。冬季には、河川から供給されたTN及びDINは海水によって保存的に希釈され、海域に流入した。夏季にもTNと塩分の間には負の相関が見られ、TNは保存的に希釈されながら海域に流入していた。一方、DINは、河口域において植物プランクトンに取り込まれることによって、有機態の窒素（Org-N）に変化し、河川から海域に有機態窒素（Org-N）として供給されていた。

Nutrient transformations from the river to the coastal sea were observed. In winter, TN and DIN was diluted by the sea water, and the lower salinity water had higher TN and DIN concentrations. In summer, TN and salinity showed the negative correlation. TN was supplied from river to the coastal sea as same as winter. On the other hand, DIN was taken up by the phytoplankton and transformed to organic-nitrogen in the estuary zone. Organic nitrogen was supplied to the coastal sea in summer.

第3章 河口海域からノリ漁場への栄養塩輸送

3-1 はじめに

瀬戸内海の中央部に位置する備讃瀬戸では、沿岸海域の広い範囲で浮き流し方式のノリの養殖が行われている。近年、ノリ養殖漁期の海域の溶存態無機窒素（DIN）不足によるノリの色落ち問題が頻発し、大きな被害が発生している。ノリの色落ちとは、本来黒色であるノリが栄養不足により薄茶色になる現象を指し⁶⁾、色落ちしたノリの製品価値は著しく低い。

瀬戸内海のDIN濃度を決定する要因としては、河川から供給されるDIN量の変化、外洋からのDIN供給量の変動、競合する植物プランクトンによる取り込みなどが考えられるが²⁾、備讃瀬戸では河川から供給されるDIN量の影響を強く受けることが知られている。藤澤ら¹⁷⁾は、備讃瀬戸に流入する吉井川、旭川、高梁川の6月から11月までの河川流量の合計値とその年の冬の備讃瀬戸のDIN量の間に正の相関があることを示している。星野ら¹⁸⁾は、ノリ漁期中の降水量とその年の香川県のノリ生産量の間に相関があることを、松岡ら¹⁹⁾は、河川水の流入によって低塩分となっている場所の栄養塩濃度は高いことを示している。また、経験的に、降雨の後には河川からの出水により色落ちしたノリの色調が回復することが知られている。このような状況の中、岡山県ではノリの色落ち対策として、吉井川上流の苫田ダムからの放流量を通常より増やし、河川流量を増加させた²⁰⁾。

生物生産や水質環境に大きな影響を与えることから、沿岸域における河川ブルームの広がりについては、我が国周辺でも数多くの研究が行われている。有明海では、山口ら⁴⁹⁾が、定期調査の結果から出水期間の長短によって同海域の河川ブルームの範囲が変化することを示し、鈴木ら⁵⁰⁾は、平水時、出水時に分けて同海域に流入する筑後川の塩分分布を調べ、出水時には河川ブルームの到達距離が延びることを示している。伊勢湾では、出水時には河川ブルームが湾中央部まで広がり、湾内の栄養塩濃度が平水時よりも高まることが分かっている⁵⁴⁾。同じ瀬戸内海の広島湾では、湯浅ら⁵⁵⁾が、週に1回程度の間隔で塩分の調査を行い、河川水の拡散範囲は河川流量と強い相関を持つことを示している。

一方、上記を例としてこれまで行われてきた調査は、刻々と変化する潮汐の影響を考慮していないことが多い。また、一部考慮されたとしても満潮時、干潮時といった決まった潮時において単発的に調査を行い、季節や河

川流量の違いを比較することがほとんどであった。そのため、潮汐の影響を考慮に入れた非定常的な場所における平面的、連続的な河川ブルームの動きについては、不明な点が多く、備讃瀬戸中央部のノリ漁場にどのような形で河川水が到達しているのかははっきり分かっていない。

加えて、前章で示したとおり、河川から供給された栄養塩の沿岸域での変化については、季節的な違いがあることが知られており、冬季には流入した栄養塩は保存物質として存在する一方で、夏季には河口域で発生する植物プランクトンによって取り込まれ、海域まで到達していないことが知られている^{56,57)}。ところが、備讃瀬戸では、河川から流入した栄養塩の濃度変化についての知見は少なく、冬季のノリ漁期において、河川から海域への直接的な栄養塩供給があるかどうか不明である。また、冬季におけるプランクトンの取り込みの影響の有無を判断するためには、プランクトンの豊富な夏季における塩分と栄養塩濃度の関係を合わせて調べ、比較する必要がある。

本章では、備讃瀬戸中央部の児島湾口沖を対象として、海域に流入した河川水の水平的、連続的な移流・拡散について調べるとともに、夏季と冬季における塩分とDIN濃度の関係について調べ、河川からノリ漁場への栄養塩供給について明らかにした。

3-2 材料と方法

調査海域と調査方法 調査海域の備讃瀬戸は瀬戸内海のはほぼ中央部に位置し、東は播磨灘、西は燧灘及び備後灘に接する。備讃瀬戸中央部には、一級河川の旭川と吉井川が児島湾を通じて流入し、多くのノリ漁場が存在する（Fig. 3-1）。児島湾周辺の宇野における平均潮差は大潮時には3m、小潮時には2.3mである。備讃瀬戸では、上げ潮時には西向き、下げ潮時には東向きの潮流が卓越し、大潮最強時の潮流速度は1.8m/sとなる⁵⁸⁾。

河川から供給されたDINの海域での動態 2007年9月22日（夏）と12月22日（冬）に吉井川の潮止堰堤（Fig. 3-1中にWで示した）の直下から海域に至る19測点において調査を行った。なお、両調査日ともに、調査前の7日間に降雨は無く、河川流量は月平均値以下であった。測点の間隔は、河川では約1km、河口域では約0.5km、海域では約1.5kmとした。すべての測点においてCompact-CTD（JFEアドバンテック社）を用いて表層から底層まで10cm毎の塩分とクロロフィル蛍光量を測定した。また、表層水を採取し、試水はGF/Cフィルター（Whatman

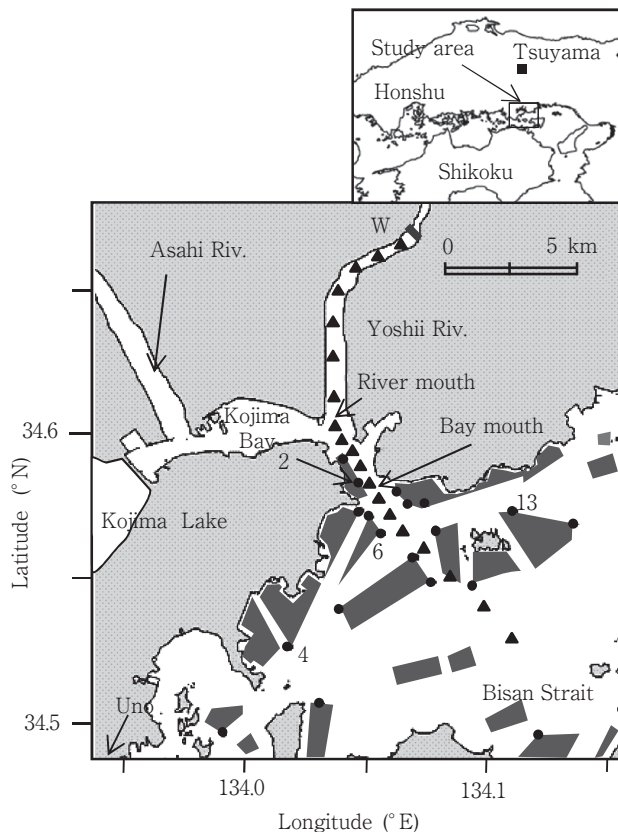


Fig. 3-1 Location of the observation stations. Solid circles: stations of automatic salinity-temperature recorders. Numerals: device number. Shaded areas: nori farms. Triangles: DIN-Salinity observation points. W: weir.

社)で濾過した。その後、得られたフィルターを90%アセトンで抽出し、Lorenzen³¹⁾の方法に従い、クロロフィルa濃度を測定した。この値と表層のクロロフィル蛍光強度の回帰式から、表層から海底まで10cm毎のクロロフィルa濃度を求めた。濾液は、TRAACS800(BLTEC社)によるNH₄-N、NO₂-N、NO₃-Nの分析に供し、これらの総和をDINとした。また、夏季調査時には堰堤を越流する河川水を採用し、上記の方法を用いてDINを測定した。

河川水の平面的な広がり調査 2007年12月6日から2008年の2月20日までの間、児島湾口沖のノリ漁場の19ヶ所の標識灯に、小型メモリー式水温・塩分記録計 Compact-CTまたはMDS-CT (JFEアドバンテック社)を0.5m深に設置し、10分間隔で水温と塩分を測定した。10日に1回程度、すべての測器のセンサー部の洗浄を行うとともにCompact-CTDを用いて0.5m深の塩分を測定し、小型メモリー式水温・塩分記録計の値を補正した。

解析に用いた河川流量は国土交通省の水文水質データベース (<http://www1.river.go.jp>)を用いて津瀬(吉井川流量観測所)及び牧山(旭川流量観測所)の流量データを取得した。潮位は気象庁の気象統計情報の宇野

(<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/genbo.php?stn=UN>)を用い、降水量については、気象庁の気象統計情報 (<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index>)から津山の日降水量を取得した。

3-3 結 果

河川から供給されたDINの海域での動態 夏季には、堰堤から10km以上離れた場所まで、塩分30以下の河川ブルームが表層に広がっていた (Fig. 3-2a)。また、クロロフィルa濃度は河川、河口域、海域にいたる全域の表層で高い値を示し、堰堤から10km離れた場所でも15 $\mu\text{g/L}$ 以上の値となっていた (Fig. 3-2b)。

冬季にも、堰堤から海域に至る全域の表層において河川ブルームの広がりが見られ、堰堤から10km以上離れた海域においても表層の塩分は30以下であった (Fig. 3-2c)。クロロフィルa濃度は、堰堤から海域にいたる全域で3.5 $\mu\text{g/L}$ 以下となり、夏と比べ低い値であった (Fig. 3-2d)。

夏季には、堰堤を越流する河川水中のDIN濃度は38.8 μM であり、塩分が5付近の海水にはDINは30 μM 以上含まれていた (Fig. 3-3)。塩分の上昇とともにDIN濃度は急速に減少し、塩分が20付近になるとDIN濃度はほぼ0となり、塩分が30を越える海水中でも同様にほぼ0であった。一方、冬季には塩分とDIN濃度の間に有意な負の相関が見られ ($p < 0.01$, $r = 0.98$), $\text{DIN} = -2.33 \times \text{塩分} + 79.0$ の関係が得られた。つまり、低塩分の海水ほどDINを高濃度で含んでいた。

河川水の平面的な広がり調査 2007年12月1日から22日までの吉井川と旭川の日平均河川流量の合計(以下、河川流量とする)は年間最低値に近い30 m^3/s 程度で推移していたが (Fig. 3-4a)、22日に27mm/dayの降雨があり (Fig. 3-4b)、23日には観測期間中最大の87 m^3/s まで増加した。その後も、散発的な降雨があり、降雨の後に河川流量が増加する傾向が見られた。1月15日以降は、散発的な降雨が繰り返され、河川流量は40 m^3/s 以上を維持しながら推移した (Fig. 3-4a)。

河川流量によって海域に流入する河川水の量が変化すると推測されるため、河川流量の少なかった12月7日の満潮時(低高潮)から8日の満潮時(高高潮)までを増水時、期間中最大流量となった12月23日の満潮時(低高潮)から24日の満潮時(高高潮)までを増水時とし、両期間のデータ比較を以下に行った。なお、両期間はともに大潮にあたり、潮汐の変動傾向はほぼ同じである。

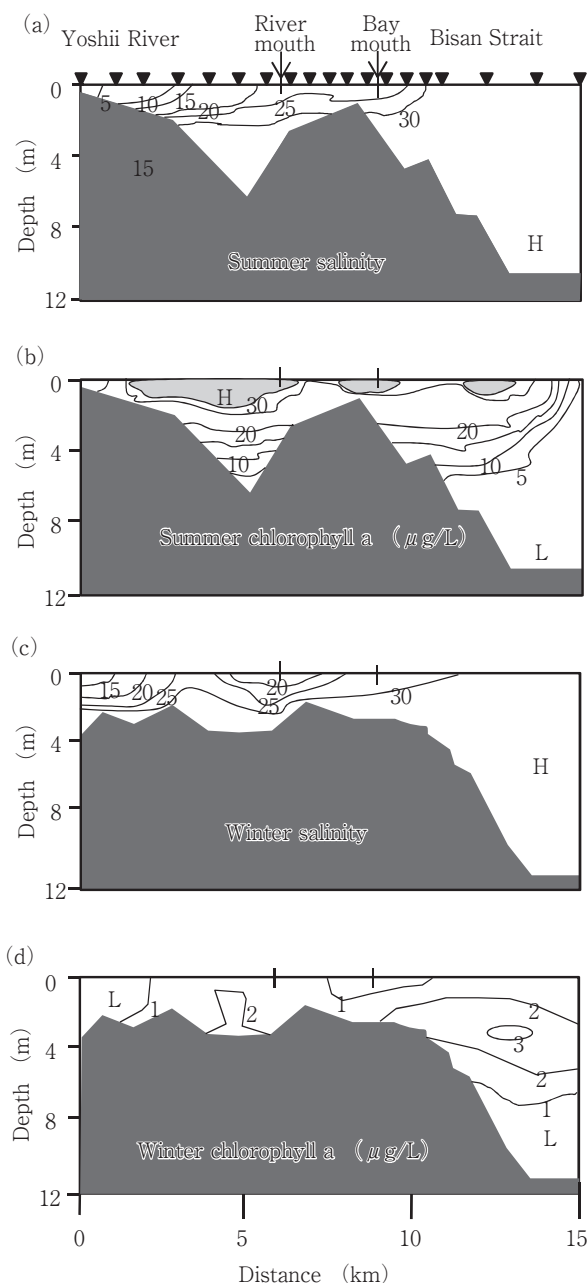


Fig. 3-2 Longitudinal vertical sections of salinity and chlorophyll a from weir to Bisan Strait, through the estuary. Triangles: observation stations. (a) : Summer salinity, (b) : summer chlorophyll a, (c) : winter salinity, and (d) : winter chlorophyll a.

まず、渇水時 (Fig. 3-5a, 矢印の期間) において、児島湾口部に位置する測点2と児島湾沖に位置する測点6における塩分の変動を比較する。測点2の塩分は、低高潮時には32.1であった。その後、水位の低下に伴って塩分の低下が見られ、干潮時には極小値である27.1となった。水位の上昇とともに塩分は上昇し、干潮時の4時間後には32.9となった。以降、高高潮時までの間、塩分の変化は見られなかった。測点6では、低高潮時には塩分は32.7であった。干潮時の1時間前に急激に低下し、干

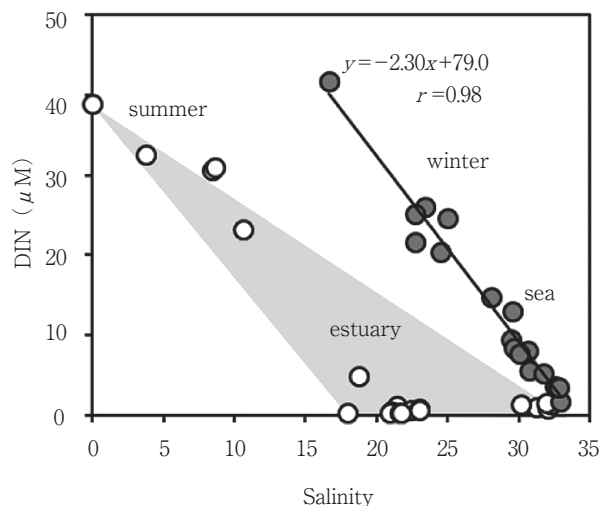


Fig. 3-3 Relationship between salinity and DIN concentration of surface zone. Open and solid circles indicate data in summer and winter, respectively. Dotted line connects the DIN concentration of river water (DIN=40 μM , and salinity=0), and that of sea water (DIN=0, salinity=32). The shaded area show the space delimited by the river water, sea water, and estuary water (DIN=0, salinity=18). The data set within the shaded area was obtained when DIN was decreasing due to consumption by phytoplankton.

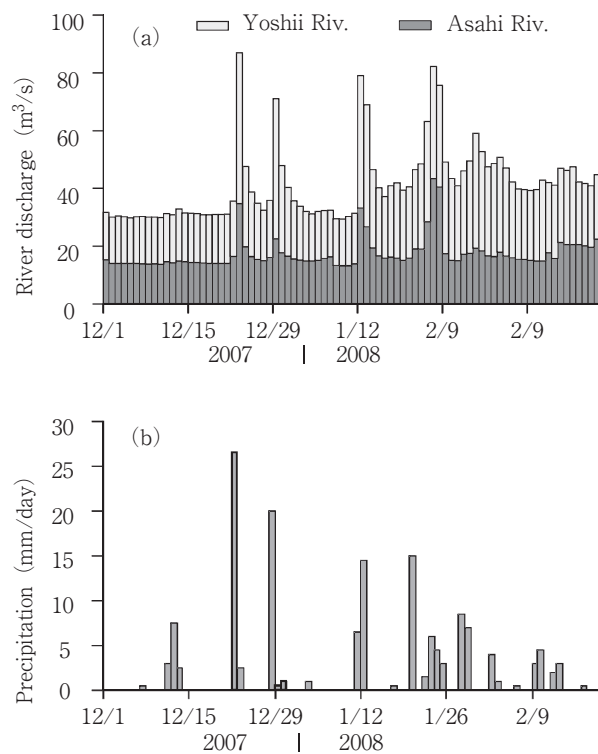


Fig. 3-4 River discharge and precipitation from 1 December, 2007 to 20 February, 2008. (a) : discharges of Asahi and Yoshii rivers; (b) : precipitation at Tsuyama.

潮時には27.6となり極小値を示した。その後、水位の上昇とともに塩分は上昇し、干潮時の3時間後には塩分は32.7となった。以降、塩分の変化はほとんど見られなかった (Fig. 3-5a)。

次に、児島湾口からほぼ同一距離にあり、湾口から東に位置する測点13と西に位置する測点4の湧水時 (Fig. 3-5b, 矢印の期間) 塩分の変動を比較する。測点13の塩分は、低高潮時には塩分は32.8であった。干潮時の1時間30分前に急激に低下し、32.1となり極小値を示した。その後、塩分は徐々に上昇し、干潮時の2時間後には32.7となった。その後、塩分の変化はほとんど見られな

かった。測点4の塩分は低高潮時には、32.9であった。満潮時から干潮時までの間は33.0前後で推移し、ほとんど変化は見られなかった。干潮時の2時間20分後に30.8となり、同時に極小値を示した。その後、塩分は徐々に上昇し、高高潮時には32.8となった (Fig. 3-5b)。

次に、湧水時と増水時における塩分の最低値と最高値の比較を行った (Fig. 3-5)。測点2, 4, 6, 13の増水時 (Fig. 3-5c, 3-5dの矢印の期間) の最低塩分は、それぞれ20.6, 28.6, 22.5, 28.6となっており、いずれの測点においても湧水時と比べて低かった。一方、最高値は、それぞれ32.6, 33.0, 32.8, 32.9となっており、湧水時と比較

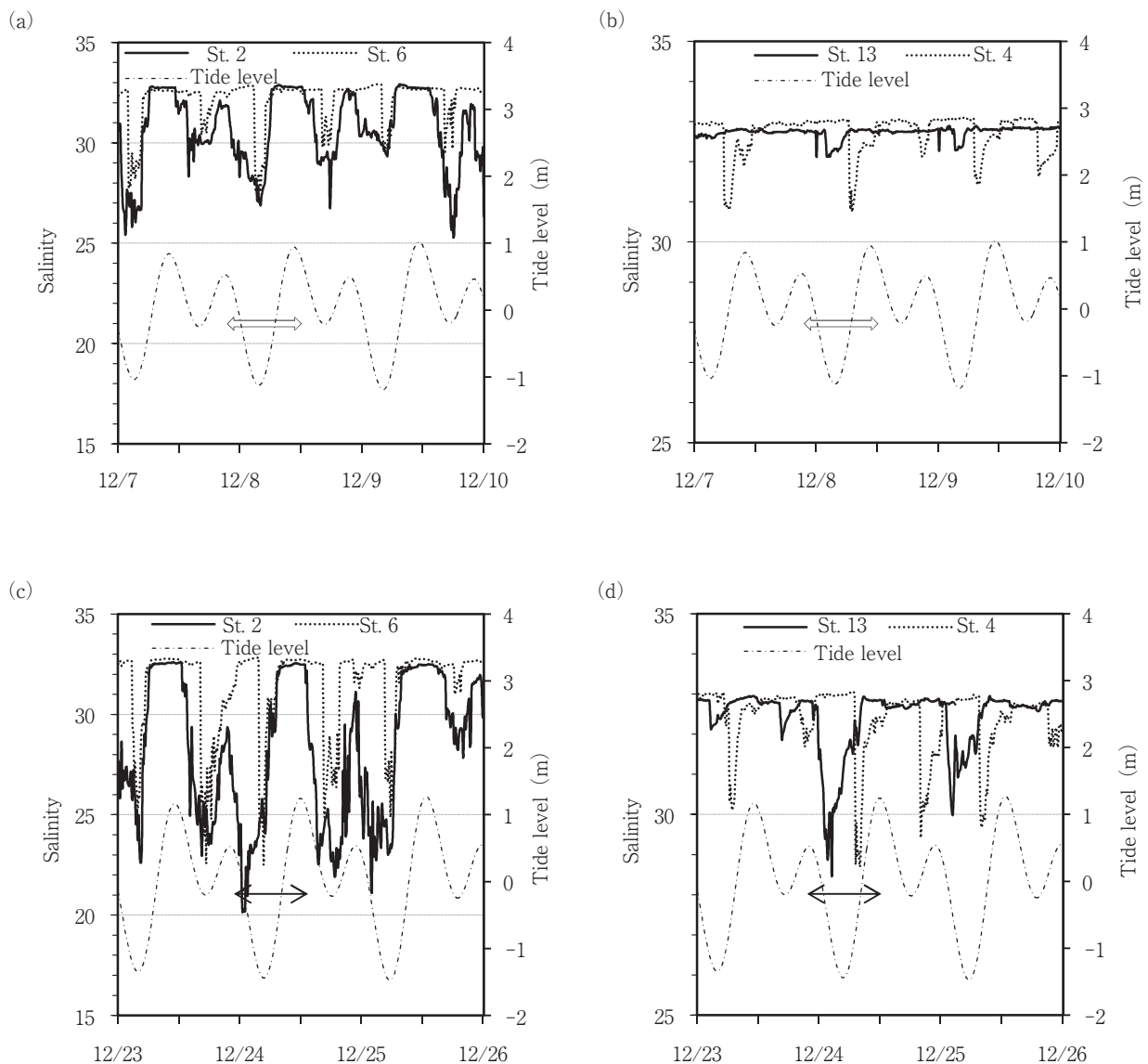


Fig. 3-5 Fluctuations of tide level (TP) of Uno and salinity at St. 2, 6 and St. 4, 13. (a) and (b) : December 7, 8 and 9 (c) and (d) : December 23, 24, and 25. Open arrows ($\Leftrightarrow$) show the drought period (a, b) defined as the period from lower high tide in December 7 to higher high tide in December 8. Arrows ($\leftrightarrow$) show the flood period (c, d) defined as the period from lower high tide in December 23 to higher high tide in December 24.

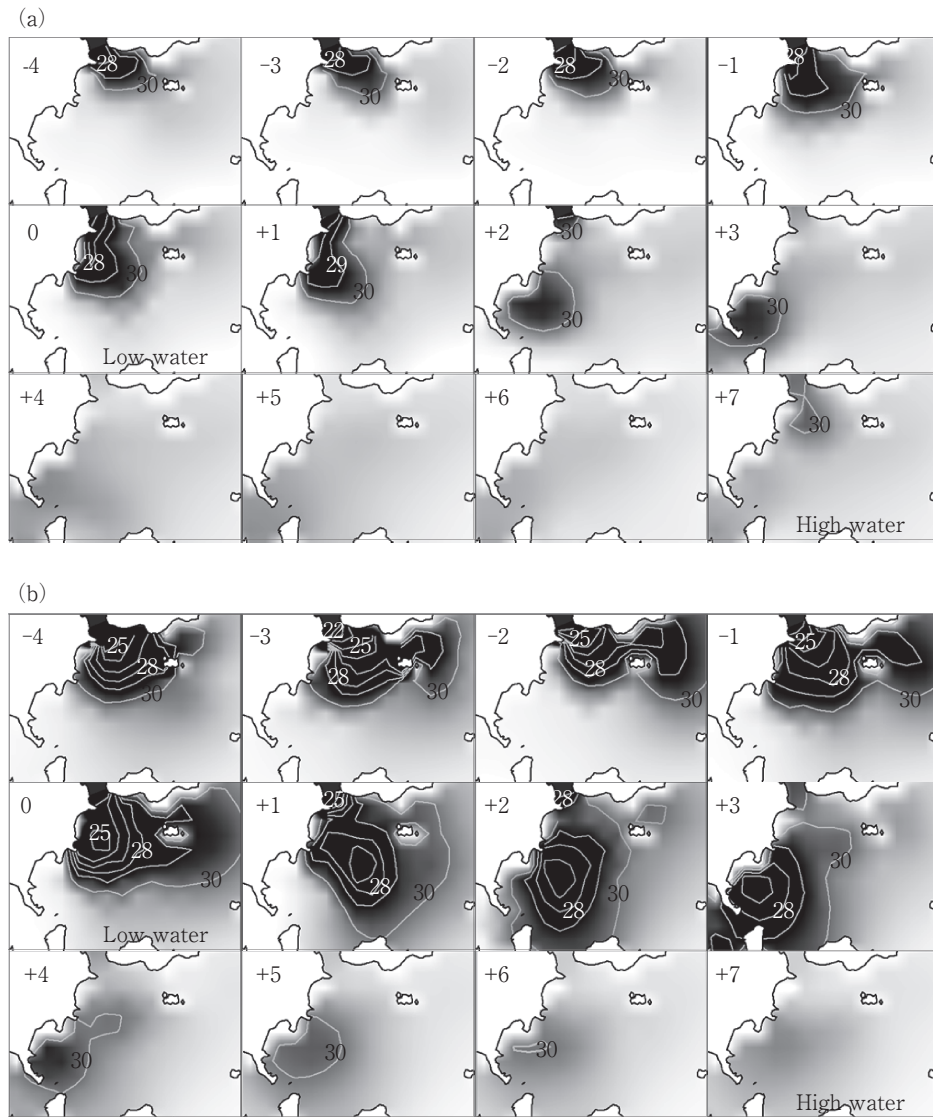


Fig. 3-6 Distributions of salinity on December 8 (a) and 24 (b) in 2007. Numeral at the top left of each box shows the lapsed time in hours from low water at Uno. The darker area indicates lower salinity. Highest contour line indicates 30. The contour interval is unity.

して、ほとんど違いは見られなかった。

湧水時と増水時において、塩分の低下が始まる潮時と終わる潮時を比較した (Fig. 3-5)。測点2, 6, 4では、塩分の低下が始まる潮時と終了する潮時は湧水時、増水時の両方の時期においてほぼ同じであり、塩分の低下が見られる時間に明確な差はほとんど見られなかった。また、測点13でも両時期の低下が始まる潮時はほぼ同じであったが、増水期には塩分低下の持続時間がより長くなった。

湧水時における海域の河川水の平面的な動きを見たところ、干潮時の4時間前にあたる12月8日の0時には、塩分30以下の河川プルームは湾口部付近の狭い範囲に限られていたが (Fig. 3-6aの-4)、水位の低下とともに湾口から東の方向に向かって徐々に流出しはじめた (Fig. 3-6aの-3)。その後、干潮時の1時間前には東方向への広

がりを停止し、湾口から南東方向へ向けて拡大した (Fig. 3-6aの-1)。干潮時には湾口から南の方向に向かって細長く扇形状に広がり、プルームの範囲は最大となった (Fig. 3-6aの0)。干潮の1時間後には、河川プルームは南西方向に流れはじめるとともに (Fig. 3-6aの+1)、児島湾口部では湾内への海水の流入が始まった。そのため、干潮時から2時間後には、湾口から南西方向に5km程度離れた場所に孤立した低塩分水塊が見られた (Fig. 3-6aの+2)。その後、低塩分水塊は海水により徐々に希釈され、干潮の4時間後には消失した (Fig. 3-6aの+4)。

増水時でも、海域に流出した河川水の動きそのものは湧水時と共通していた (Fig. 3-6b)。満潮時から干潮時にかけて東に流出した後に、干潮時に南に広がり、河川プルームは最大となった (Fig. 3-6bの0)。その後、干潮時から満潮時にかけて西に流れ、干潮時の3時間後に

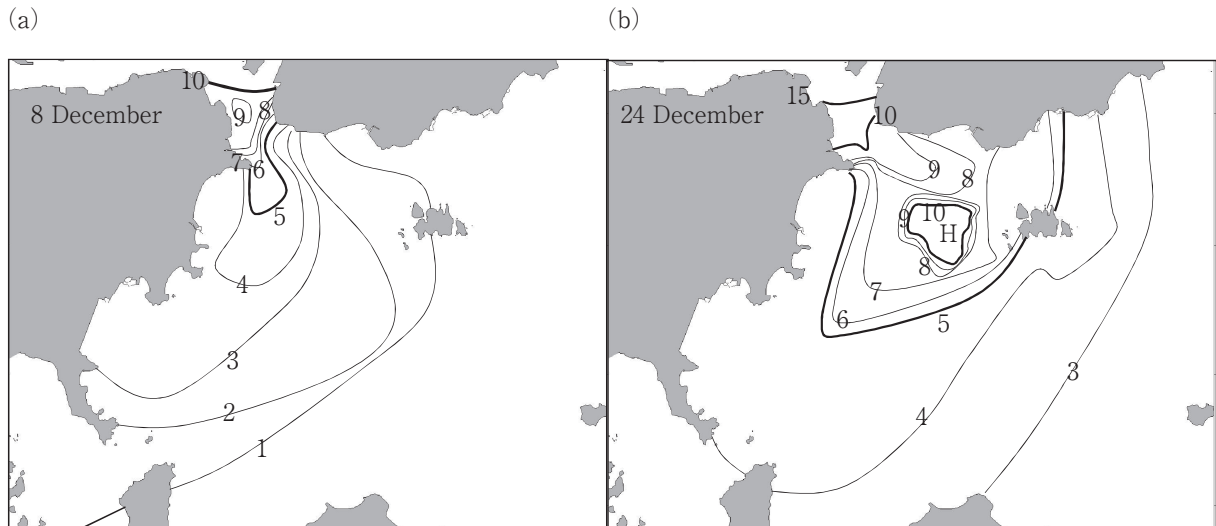


Fig. 3-7 The distribution of salinity difference between 33 and the minimum value in each period.

は孤立した低塩分水塊ができあがった (Fig. 3-6bの+3)。その後、海水と混合し干潮時の6時間後には河川水の影響はほとんど見られなくなった (Fig. 3-6bの+6)。一方、渇水時と比較して増水時には河川プルームの範囲は広がり、干潮時の2時間前には湾口から東に8km以上離れた場所に (Fig. 3-6bの-2)、干潮時の一時間後には湾口から南の方向に15km上離れた場所まで到達していた (Fig. 3-6bの+1)。

渇水時における湾口部の塩分の偏差 (33-期間中に示した塩分の最低値) は5-10であり、湾口から離れるにしたがって偏差は小さくなった (Fig. 3-7a)。湾口から南西方向の場所において、偏差は大きく、10km以上離れた場所でも1以上であった。一方、湾口から東に位置する場所での偏差は小さく、湾口から2kmの付近で1以下となっていた。つまり、湾口を挟んで東西の位置の違いによって、偏差に違いがみられた (Fig. 3-7a)。

渇水時と比較して、増水時には塩分の偏差は大きくなり、湾口部偏差は10-15であり、湾口から約6km以内はほぼ全域で5以上となっていた (Fig. 3-7b)。また、渇水時に見られた東西の偏差の違いはほとんどなくなり、湾口からの距離に比例して偏差は低下していた。つまり、河川流量の増加時には、渇水時よりも湾口から東に位置する場所の塩分の偏差が大きくなった。

3-4 考 察

本章では、備讃瀬戸中央部における塩分とDIN濃度の関係、海域に流出した河川水の連続的、平面的な動きを調べ、河川から海域への栄養塩供給を調べた。

夏季には、河口域を中心として高クロロフィルa濃度

の場所が見られるとともに (Fig. 3-2b)、塩分20付近で海水中のDINは枯渇していたことから (Fig. 3-3)、前章で示した通り、河川から供給された栄養塩は植物プランクトンにより消費され、河川から海域への直接的なDIN供給はなかったと考えられた。Fig. 3-3中の破線は、塩分が0と32の時のDINを結んでおり、河川水中のDINが保存的に希釈された場合の直線である。つまり、破線の下に位置する陰影部分は、夏季に大量に発生していた植物プランクトンによって消費されたと推定される。出水時には、流入した栄養塩はプランクトンに取り込まれる前に海域に到達することも考えられるが、平水時には、河口域において栄養塩が枯渇している可能性が高い。

一方、ノリ漁期にあたる冬季は、Fig. 3-2dに示すようにクロロフィルa濃度は全域で低く、植物プランクトンの発生は少なかった。また、塩分とDIN濃度の間に相関が見られ、低塩分域で高いDIN濃度を示す傾向が見られた (Fig. 3-3)。このことから、植物プランクトンの取り込みの影響がないために、河川から供給された栄養塩は海水によって保存的に希釈されながら湾外に流出し、河川水の到達時には直接的なDIN供給が行われていると考えられた。

異なる年度に実施した調査においても夏季と冬季における塩分とDIN濃度の関係は前章と同様であり、前章で示した結果の正当性をより強く示すものである。

備讃瀬戸の潮流は満潮時から干潮時の間は東流であり、干潮時に転流し、干潮時から満潮時の間は西流となる⁵⁹⁾。このことを考慮に入れるとFig. 3-5, Fig. 3-6で見られた河川水の動きは以下のように説明できる。児島湾の水位の低下にともなって湾外に流出した河川水は、同時期に卓越する東向きの潮流の影響を受け東方向に主に

流出する。その後、干潮時に海域への河川水の流出量が最大となることから、河川ブルームの範囲は最大となる。上げ潮時には、同時期に卓越する西向きの潮流の影響を受けて、西に流されるとともに、湾口部には東方から海水が流入する。そのため、河川ブルームは途切れて、湾口から南西の場所に孤立した低塩分水塊ができあがる。その後、低塩分水塊は海水と混合して解消し、次の下げ潮時まで海域には低塩分の場所が確認されなくなる。また、潮流の影響を受けて河川ブルームは高速で東西に移動するため、海域のそれぞれの場所ごとの河川水の滞留時間は短く、湾口から同一距離にある場所であっても、湾口を挟んで東の海域と西の海域で河川水の到達潮時に違いが見られた (Fig. 3-5, 3-6)。

これまで、海域に流入した河川水の動きを調べる際には、それぞれの潮時毎に、海域に設定した測点を高速で移動しながら、塩分を測定する方法がとられることが多かった^{19,54)}。しかし、潮流の影響を強く受ける沿岸海域では、測点毎の河川水の影響が見られる時間は短く、測点間の移動によるタイムラグの影響を無視できないことが分かった。事実、同海域において、ダムからの放水量の増加の効果を検証する際にもこの手法で行ったため、測点毎の調査時間のズレにより直近の測点間でも塩分の観測値に大きな差異が生じ、河川流量の増加の影響を明らかにすることができなかった²⁰⁾。また、岡山県は、冬のノリ養殖漁期に同海域の20測点において海域の栄養塩調査 (http://www.pref.okayama.jp/soshiki/detail.html?lif_id=60100) を行っているが、同一日であっても、サンプリングに半日程度のズレがあるため、湾口から遠く離れた海域においてのみ低塩分、高DIN濃度の水塊が確認されることがある。

また、河川流量の増加時には海域への河川水の流出量は増加し、河川ブルームの範囲と各測点ごとの塩分の偏差も大きくなったが (Fig. 3-7)、海域における動きそのものは渇水時と同様であった (Fig. 3-6)。このことから、同海域における河川ブルームの動きは、潮流と潮汐の影響を強く受けていることが示唆された。

沿岸海域において、潮流と潮汐を考慮して河川水の連続的な動きを調べた例は少ないが、著者らは、本調査海域の西に位置する高梁川の沿岸域でも同様の調査を行い、出水時であっても河川水の流出は間欠的であること、流出後は潮流の影響を受けて移動し、海域の場所ごとに河川水の到達時間が異なることを確認している (未発表)。このことから、潮流と潮汐の影響を強く受ける沿岸海域では河川水の間欠的な流入は共通の現象と考えら

れ、河川水の動きを調べる際には、測器による多点連続塩分観測が望ましい。

冬季の渇水時に得られた塩分とDIN濃度の相関式 (Fig. 3-3) が、2007年12月6日から2008年2月20日までの期間を通じて適用可能であると仮定して、その間の塩分の推移 (Fig. 3-5) から、測点4、測点6に供給されるDIN濃度の推移を推定した。その結果、両測点ともに河川水の到達によりDIN濃度が上昇し、河川水の到達時にのみ、ノリの色調維持に必要とされる $3\mu\text{M}$ を超えていた (Fig. 3-8)。その後、水位の上昇に伴って河川水は通りすぎ、それに伴ってDIN濃度は急速に減少し、満潮時には $1\text{--}1.5\mu\text{M}$ 程度のバックグラウンドの値となった。瀬戸内海では、 $3\mu\text{M}$ を下回るとノリの色落ちが始まると言われているが⁹⁾、測点4では、期間中最大流量時でも $3\mu\text{M}$ を超えるのは1日のうちに数時間程度に限られ (Fig. 3-8b)、この場所でのノリの色調の維持は不可能であると想定される測点であった。ところが実際には、測点4付近のノリ漁場は例年、色落ちの被害をそれほど受けることなく3月頃まで生産が行われている。一方近年、河川水の影響を受けにくい測点13付近のノリ漁場は色落ちにより1月上旬ごろに漁期が終了することが多い。また、測点4、6、13に色落ちしたノリを設置し、経過観測をしたところいずれの測点においても色調は回

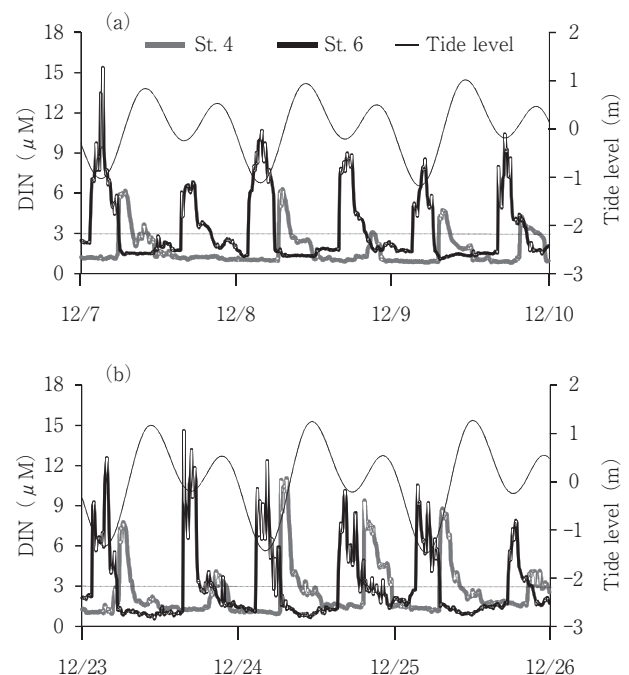


Fig. 3-8 Fluctuations of tide level (TP) at Uno and predicted DIN concentration at St. 4 and St. 6. Grey-thick line is for St. 4; black-thick line is for St. 6. Thin line is for tide level (TP). (a) : December 7, 8, and 9; (b) : December 23, 24, and 25.

復し、測点4と13を比較すると測点4の色調の方が良好であった⁶⁰⁾。これらのことは、河川からの間欠的な栄養塩供給により同海域のノリの色調が維持されており、河川からの供給量が多い場所ほど色調が良好であることを示唆している。これまで、児島湾沖の1月、2月の平均DIN濃度は $3\mu\text{M}$ を下回っている⁶¹⁻⁶³⁾にもかかわらず、他海域と比較して色調が良好であったが、同海域での河川水の影響は間欠的であり、間欠的な栄養塩供給によって色調が維持できると仮定すれば、説明が可能となる。

河川流量の増加時には、両測点ともに河川水到達時のDIN濃度は上昇し、24日の測点4のピーク時では、8日と比較すると2倍程度となっていた (Fig. 3-8b)。また、河川流量の増加時には、塩分の低下がみられる範囲、海水との塩分偏差、ともに大きくなることから (Fig. 3-6, 3-7)、海域へのDIN供給量と供給範囲も増加すると考えられた。これらのことから、河川流量を一定量以上維持することは同海域のノリ色落ち防止につながり、その方法の一つとして行っているダムからの放水量の上乗せも一定の効果があると考えられた。

3-5 3章のまとめ

備讃瀬戸中央部のノリ漁場に水温・塩分連続記録計を多数設置し、河川プルームの動きを明らかにするとともに、増水時と潟水時における比較を行った。沿岸域への河川水の流入は満潮時から干潮時にかけての下げ潮時に限られていた。流入後は、下げ潮時に東向きに、上げ潮時に西向きに卓越する潮流の影響を受けて移流し、それぞれの測点ごとの河川水の影響は間欠的であった。河川流量の増加時には、潟水時と比較して河川水の流出量は増加したが、河川プルームの動きそのものは同じであり、海域への流出も間欠的であった。ノリ漁期にあたる冬季には、塩分とDIN濃度の間に負の相関関係が見られることから、ノリ漁場には河川から間欠的にDIN供給が行われており、河川流量の増加に伴って、その供給量が増えると考えられた。

Culture production of nori (*Porphyra*) in the central part of Bisan Strait in the Seto Inland Sea is decreasing recently. The decrease is mainly due to the discoloration of nori caused by deficiency of dissolved inorganic nitrogen (DIN). We conducted two field observations to investigate the transport process of river water and accompanying DIN supply from rivers

to the central part of Bisan Strait. River-water was flowing out to the sea only during ebb tides; the discharge reached its maximum at low tide. The emitted riverine water mass was transported westward by the flood current in the sea, and the river water on the estuary zone was pushed back into the river during flood tide. As river discharges increased, spread of river plume became wider whereas movement of riverine water mass did not change. In winter, nori cultivation season, the lower salinity water contains higher DIN concentration. These results suggested that nori cultured in this place was intermittently supplied with DIN from rivers. When the river discharge increase, the DIN supply increase.

第4章 ノリの栄養塩取り込みのモデル化

4-1 はじめに

前章までの結果から、備讃瀬戸中央部のノリ漁場には高濃度にDINを含んだ河川水が表層水塊となって間欠的に到達し³⁶⁴⁾、河川から間欠的に供給されるDINを取り込んで色調は維持されていると考えられた。

間欠的に供給される栄養塩の取り込みに関しては、プランクトンではよく知られており⁶⁵⁻⁶⁷⁾、一部の藻類でも室内実験によって確認されている⁶⁸⁻⁷⁰⁾。ノリについても同様に培養実験によって、栄養塩の取り込み速度、栄養塩量と色調の関係について調べられている⁷¹⁻⁷³⁾。一方、フィールドにおける栄養塩の取り込みに関する研究は少なく、間欠的に供給される栄養塩を藻類が本当に利用しているかどうか不明である。

本章では、ノリ漁場に届く河川からのDINの到達状況（滞留時間と濃度）と、それぞれの漁場で生育したノリの色調（ a^* 値）を調べ、ノリの色調維持に必要な条件を明らかにするとともに、色落ちしたノリを、この条件を満たす漁場に移植し、色調の回復についても検証したので、以下に報告する。

4-2 材料と方法

調査海域 調査海域の備讃瀬戸は瀬戸内海の東部に位置し、東は播磨灘、西は燧灘及び備後灘に接する。備讃瀬戸中央部には、一級河川の旭川と吉井川が児島湾を通じて流入し、この海域には多くのノリ漁場が存在する（Fig. 4-1）。児島湾周辺の宇野における平均潮差は大潮時には3m、小潮時には2.3mである。備讃瀬戸では、上げ潮時には西向き、下げ潮時には東向きの潮流が卓越し、大潮最強時の潮流速度は1.8m/sとなる⁵⁸⁾。

塩分とDINの測定 2007年12月20日から2008年2月7日までの間、児島湾河口域の測点1から16に小型メモリー式水温・塩分記録計Compact-CTまたはMDS-CT（JFEアドバンテック社）を水深50cmに設置し、10分間隔で水温と塩分を測定した（Fig. 4-1）。設置期間中、週に2回程度の間隔ですべての測器の掃除を行うとともに、多項目水質計Compact-CTD（JFEアドバンテック社）を用いて水深50cm層の水温と塩分を測定し、小型メモリー式水温・塩分記録計の値を補正した。

測器の掃除と同時に、測器の設置場所の水深50cm層の採水を行い、試水は研究所に持ち帰った後、Whatman

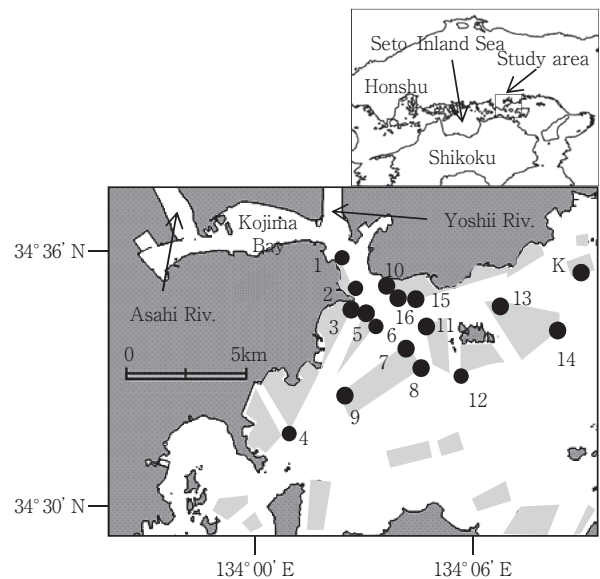


Fig. 4-1 Location of the observation areas. The grey area shows the nori farm. Filled circles indicate the sampling stations.

GF/Cフィルターで濾過した。濾液は栄養塩分析装置TRAACS800（BLTEC社）による栄養塩分析に供し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ を測定した。これらの合計をDINとした。また、海水の採水日になるべく合わせて、吉井川の河口堰堤を越流する河川水を採取し、上記の方法でDINを測定した。

ノリ漁場の色調調査 2007年12月20日、27日、2008年1月4日、9日、15日、18日、21日、25日、2月1日、7日に測点1、2、4、6、8、9、12、14の直近の漁場で養殖されているノリ葉体を採取した（Fig. 4-1）。その後、破損のない葉体を測点ごとに10枚選び、それらの先端部をスライドガラスに乗せ、色彩色差計CR-200（コニカミノルタ社）を用いて、 $L^*a^*b^*$ 表色系の a^* 値及び L^* 値を測定した。 $L^*a^*b^*$ 表色系はJIS Z8279に規定されており、 a^* 値は赤みの強度を、 L^* 値は明るさの強度を示す。ノリの葉体では a^* 値と L^* 値の間には負の相関がみられ、 a^* 値が高く、 L^* 値が低い葉体からは赤黒い良好な製品ができる⁷⁴⁾。有明海では主に L^* 値を指標として使用し、 L^* 値が62以上を軽度の色落ち、73以上を中度、79以上を重度の色落ちとしている⁷⁵⁾。一方、瀬戸内海では主に a^* 値を指標として用いており、3を下回ると色落ち状態、 $3 \leq a^*$ 値 <5 を品質低下状態、 $5 \leq a^*$ 値 <7 を通常のノリ、 $7 \leq a^*$ 値を良好なノリとしており^{76,77)}、本報では a^* 値を用いて結果を示す。

ノリ色調回復試験 2008年1月18日の午前中に測点Kにおいて、目視において明らかに色落ちしているノリ養殖網を採取し、先に示した方法によりノリ葉体の a^* 値と

L*値を測定した。その後、養殖網を裁断し、60×60cmの塩化ビニル製のフロート枠に張りなおして、18日の午後、測点1, 2, 6, 8, 12, 13に設置した (Fig. 4-2)。1月21日 (移植後3日), 23日 (5日後), 25日 (7日後), 28日 (10日後), 2月1日 (14日後), 7日 (21日後) にすべての測点でノリを適量採取し、先に示した方法でノリ葉体のa*値及びL*値を測定した。

河川流量及び気象データ 解析に用いた河川流量は国土交通省の水文水質データベース (<http://www1.river.go.jp>) を用いて津瀬 (吉井川流量観測所) 及び牧山 (旭川流量観測所) の水位-流量曲線を作成し、リアルタイム水位データから日平均流量を算定した。潮位は同海域の直近に位置する宇野港の潮位 (<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/uno>) を用い、降水量は津山の日合計降水量 (<http://jma.go.jp/jma/index.html/>) を使用した。

4-3 結 果

河川流量及び気象 2007年12月15日から2008年2月7日までの吉井川、旭川の日平均河川流量 (以下、両河川の合計流量を河川流量とする) と津山の日合計降水量の

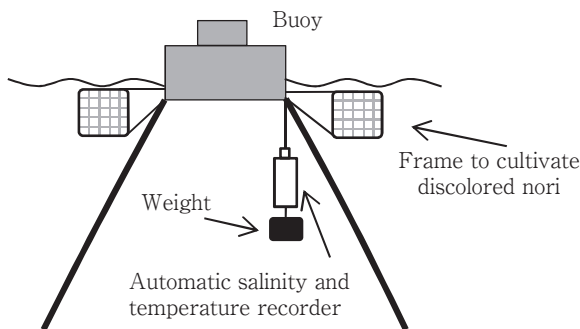


Fig. 4-2 Illustration of buoy, discolored nori and automatic salinity and temperature recorder.

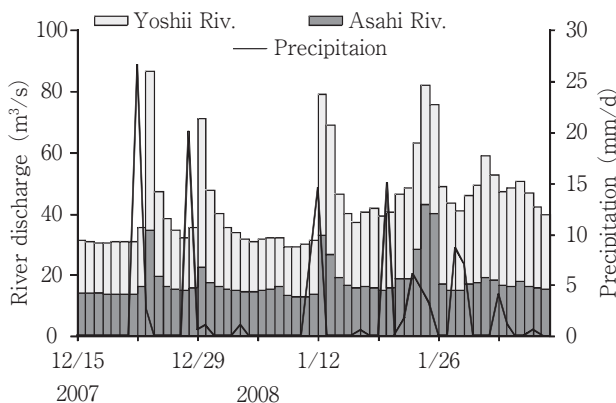


Fig. 4-3 River discharges and precipitation at Tsuyama from December 15, 2007 to February 7, 2008.

推移をFig. 4-3に示す。2007年12月22日, 28日にそれぞれ27mm/d, 20mm/d, 2008年1月11日, 12日, 20日に7mm/d, 15mm/d, 15mm/dの降雨が見られ, 1月21日以降は, 散発的な降雨があった。

2007年12月15日から22日までの河川流量は年間最低値に近い30m³/s程度で推移していた。12月23日に87m³/sとなり, 期間中最大となった後に減少し, 24日に48m³/s, 25日に39m³/sとなり, 27日には降雨前とほぼ同程度となった。その後, 12月29日に71m³/s, 30日には48m³/sとなり, 2008年1月1日には35m³/sまで減少した。また, 1月12日, 13日, 23日, 24日に河川流量はそれぞれ, 79m³/s, 69m³/s, 63m³/s, 82m³/sとなり, 散発的な河川流量の増加がみられた。ある一定以上の降雨があった当日または翌日に河川流量は増加し, 降雨の2日後には河川流量は減少しはじめ, 3日後には降雨前とほぼ同程度まで流量は減少した。1月26日以降は, 散発的な降雨があり河川流量は40m³/s以上を維持しながら推移した。

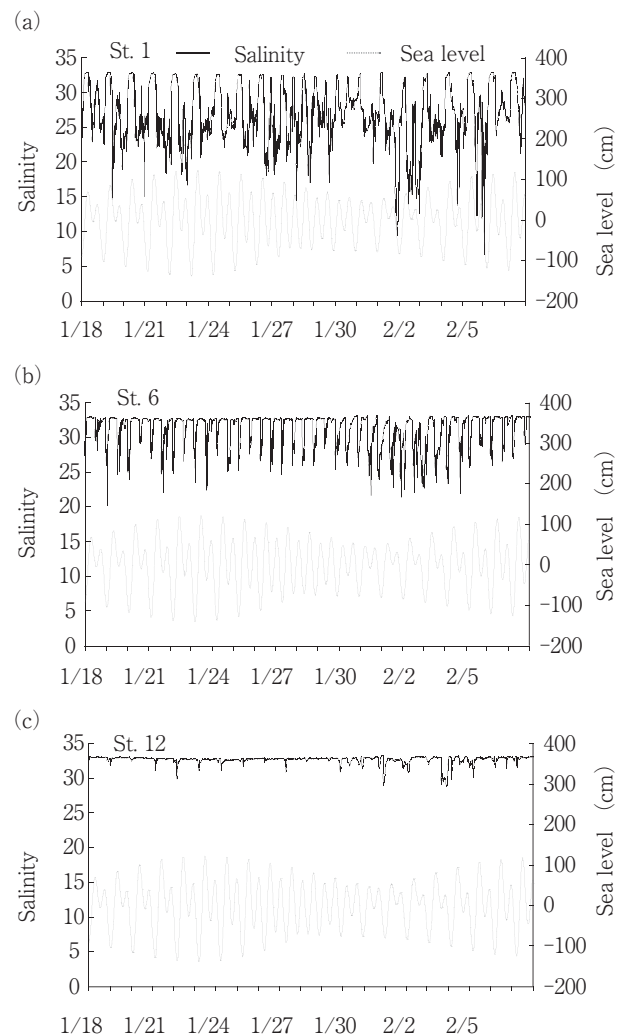


Fig. 4-4 Variations in sea level at Uno and salinity from January 18 to February 7, 2008. (a) St. 1, (b) St. 6 and (c) St. 12.

塩分とDINの測定 2008年1月18日から2月7日までの測点1, 6, 12の塩分と宇野港の潮位（TP基準）をFig. 4-4に示す。いずれの測点においても、下げ潮時になると塩分が低下しはじめ、干潮時前後に極小値となった。その後、上げ潮時になると徐々に上昇しはじめ、満潮時には33前後まで上昇した。河川に近い測点1では低い高潮時（Lower high water）には塩分が33程度まで上昇しないこともあったが、高い高潮時（Higher high water）には完全に河川水と海水が入れ替わり、塩分は33程度まで上昇していた。同海域のノリ漁場における河川水の流入は間欠的であり、ノリは低塩分の河川系水と高塩分の海水に交互に暴露される状態を繰り返していた。また、量的な差は見られたものの、今回示した3測点以外でも河川水の流入は間欠的であった。

Table 4-1 Salinity measured at each station from January 18 to February 7, 2008

St.	Mean $\pm$ SD	Maximum	Minimum
1	26.7 $\pm$ 4.4	32.9	6.7
2	28.4 $\pm$ 3.4	32.1	18.9
3	31.8 $\pm$ 1.3	33.3	25.1
4	32.5 $\pm$ 1.0	33.3	27.6
5	31.0 $\pm$ 2.0	33.1	24.0
6	31.1 $\pm$ 2.4	33.1	20.3
7	31.9 $\pm$ 1.7	33.3	21.6
8	32.3 $\pm$ 1.2	33.3	25.2
9	32.2 $\pm$ 1.3	33.3	26.6
10	31.7 $\pm$ 1.7	33.1	21.4
11	32.0 $\pm$ 1.4	33.2	24.8
12	32.6 $\pm$ 0.6	33.2	28.7
13	32.5 $\pm$ 0.9	33.2	27.3
14	32.7 $\pm$ 0.4	33.1	29.4
15	32.3 $\pm$ 1.0	33.3	26.3
16	31.8 $\pm$ 1.6	33.3	22.4

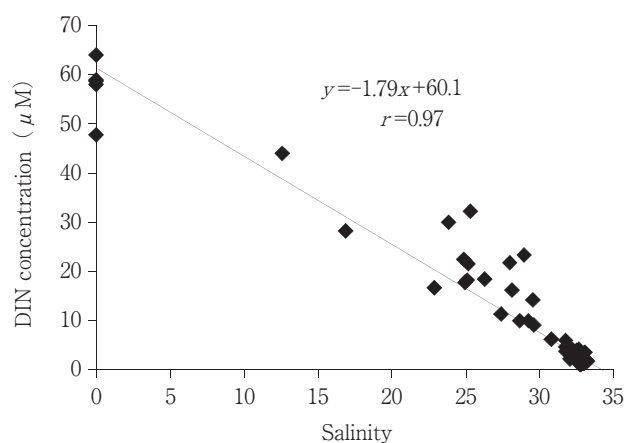


Fig. 4-5 Relationship between salinity and DIN concentration.

同期間中の塩分の平均値と標準偏差、最高値と最低値をTable 4-1に示す。なお、測点2については1月20日以降は機器の故障のため、欠測となったことから1月18日と19日の結果を示した。平均塩分は河口部の測点1, 2では26.7 $\pm$ 4.4, 28.4 $\pm$ 3.4であったのに対し、河口から4 km程度に位置する測点6, 8では31.1 $\pm$ 2.4, 32.3 $\pm$ 1.2となり、8km程度に位置する測点12, 14では32.6 $\pm$ 0.6, 32.7 $\pm$ 0.4となり、河口に近い場所ほど低い値となった。塩分最低値は測点1, 2では6.7, 18.9となり、測点6, 8では20.3, 21.6となり、測点12, 14では28.7, 29.4となり、平均値と同様に、河口に近い場所ほど低い値を示した。一方、測点2を除くすべての測点において、塩分の最高値は33前後となっていた。このことも、測点2以外の全測点で、塩分33の海水の中に河川由来の低塩分水が間欠的に到達していることを示している。

次に、2008年1月18日から2月7日までに採取した海水の塩分とDINの関係を河川水（塩分：0）のDINと共にFig. 4-5に示す。海水は1月18日, 21日, 25日, 2月1日, 7日に5回採取し、河川水はこれに加えて1月28日に採取した。河川水の平均DIN濃度は57.7 $\pm$ 5.4 μ M ($n=6$)であり、海水の平均DIN濃度と塩分はそれぞれ6.7 $\pm$ 8.9 μ M ($n=76$) 及び31.0 $\pm$ 3.8 ($n=77$) であった。海

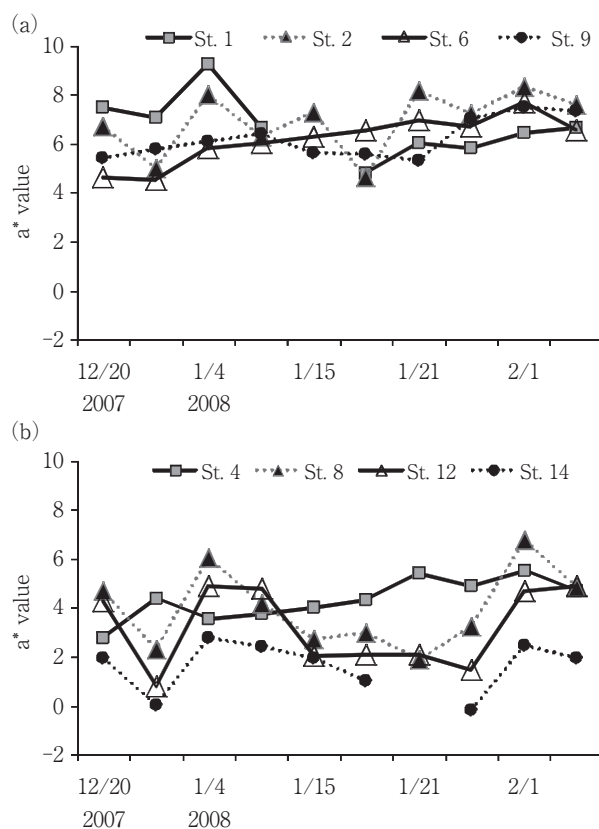


Fig. 4-6 a^* Value of nori farmed nearby each station from December 20, 2007 to February 7, 2008. (a) St. 1, 2, 6, 9, and (b) St. 4, 8, 12, 14.

域のDINと比較して、河川水中のDIN濃度は高く、塩分とDINの間に有意な ($p<0.01$, $r=0.97$) 負の相関がみられた。つまり、塩分の低い海水ほどDINを豊富に含み、河川から供給されたDINは海水によって希釈され、希釈途中でのDINの消費や生成はみられなかった。

本報では、Fig. 4-5に示した塩分とDINの関係式 $y = -1.79x + 60.1 \cdots$ (1) 式 (y : DIN, x : 塩分) を用いて塩分からDINを推定する。なお、そのときのエンドメンバーは、河川水の影響を受けていないバックグランドとなる海水 (塩分: 33, DIN: $1.0 \mu\text{M}$) と、河川水 (塩分: 0, DIN: $57.7 \mu\text{M}$) とである。

ノリ漁場の色調調査 2007年12月20日から2008年2月7日までの間に測点1, 2, 6, 9の直近のノリ漁場で採取したノリの a^* 値をFig. 4-6aに示し、測点4, 8, 12, 14の直近のノリ漁場で採取したノリの a^* 値をFig. 4-6bに示す。なお、1月21日の測点14は欠測であった。いずれの測点においても調査日ごとの a^* 値の変化は小さく、ほぼ一定の値で推移していた。測点1, 2, 6, 9の漁場のノリの期間中の平均値は、それぞれ、 6.7 ± 1.2 ,

6.9 ± 1.3 , 6.2 ± 1.0 , 6.2 ± 0.8 となり、これらの測点の a^* 値は5以上となり、通常のノリの状態であった (Fig. 4-6a)。測点4, 8, 12の平均値は 4.3 ± 0.9 , 4.0 ± 1.6 , 3.2 ± 1.6 となり a^* 値は5を下回っており、品質低下状態であった。また、測点14では 1.6 ± 1.1 となり a^* 値は3以下となり、色落ち状態であった (Fig. 4-6b)。測点ごとに、 a^* 値に違いが見られ、河口域から離れた場所ほど低い値を示した。一方、測点9の a^* 値は、河口からほぼ同一距離にある測点8, 12の a^* 値と比較して有意に高かった ($p<0.05$ t -test)。また、測点4の a^* 値は測点14の a^* 値と比較して有意に高かった ($p<0.05$ t -test)。これらのことから、河口部からの距離がほぼ同じ場所であっても、河口をはさんで西側の海域で生産されるノリほど色調は良好であることが分かる。

ノリ色落ち回復試験 2008年1月18日に黒島漁場で採取したノリの a^* 値は -1.1 ± 0.4 であり、完全な色落ち状態であった。測点1, 2, 6, 8, 12における移植した色落ちノリと、同測点の直近のノリ漁場から採取したノリの a^* 値の推移をFig. 4-7に示す。

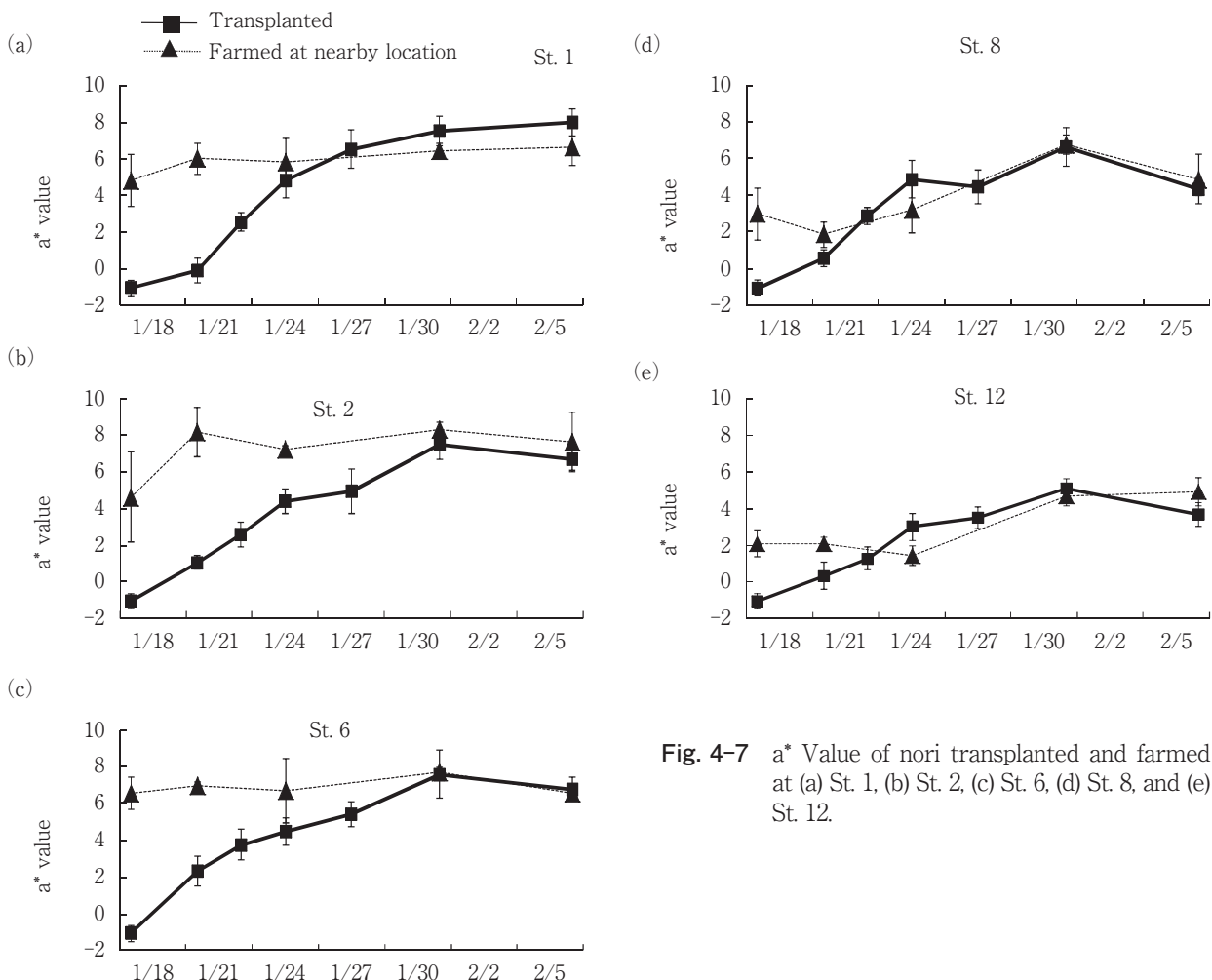


Fig. 4-7 a^* Value of nori transplanted and farmed at (a) St. 1, (b) St. 2, (c) St. 6, (d) St. 8, and (e) St. 12.

測点1では、移植3日後に a^* 値は-0.0、5日後に2.6、7日後に4.8、10日後に6.5、14日後に7.5、21日後に8.0となり、設置後2週間で良好とされる色調まで回復した (Fig. 4-7a)。測点2、6でも移植した直後から a^* 値は上昇し、21日後には6.7、6.8となり通常のノリの状態まで回復した (Fig. 4-7b, 4-7c)。測点8、12においても色調は回復し、21日後には4.3、3.7となり、色落ち状態から色調低下状態まで回復した (Fig. 4-7d, 4-7e)。

移植した色落ちノリと、元々その漁場にあるノリの色調を測点ごとに比較する。測点1、8では色落ちノリの a^* 値は設置後10日後に、測点2、6、12では設置14日後に、漁場のノリの a^* 値とほぼ同程度までに回復した。これらの測点においては、漁場のノリと同程度まで a^* 値が上昇した後は、移植したノリと漁場のノリの a^* 値に差異はみられなかった。つまり、すべての測点で14日以内に、移植した色落ちノリが、それぞれの測点に元々あるノリと同等な色調まで回復した (Fig. 4-7a-e)。

移植した色落ちノリがそれぞれの漁場のノリと同程度

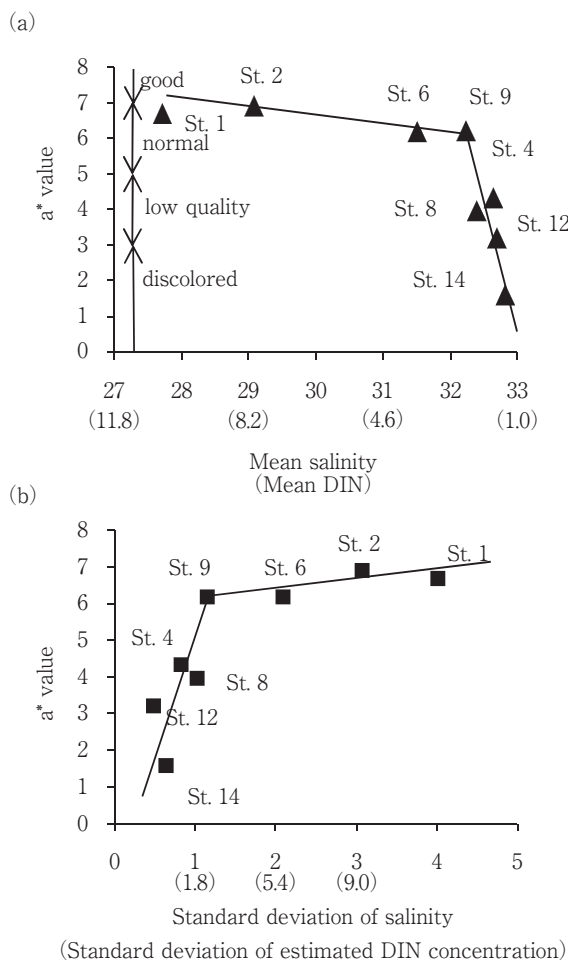


Fig. 4-8 Relationships between (a) mean salinity and a^* value, and (b) standard deviation and a^* value.

の色調になるまでの1日あたりの a^* 値の上昇速度を測点ごとに求めた。測点1、2、6、8、12の順に、0.75/日、0.61/日、0.62/日、0.56/日、0.44/日となり、測点1、2、6、8では a^* 値は2日で1以上回復し、河口域から離れた測点12では a^* 値は3日で1以上回復していた。

DIN濃度とノリの色調の関係 2007年12月20日から2008年2月7日までの測点1、2、4、6、8、9、12、14の直近のノリ漁場で採取したノリの a^* 値と、それぞれの測点の塩分とDIN濃度の平均値の関係をFig. 4-8に示す。なお、DINは同時期、同測点に設置していた水温・塩分記録計の塩分の平均値を(1)式に代入して計算した。塩分の平均値は測点1、2、4、6、8、9、12、14の順に 27.7 ± 4.0 , 29.1 ± 3.1 , 32.7 ± 0.8 , 31.5 ± 2.1 , 32.4 ± 1.0 , 32.3 ± 1.2 , 32.7 ± 0.5 , 32.8 ± 0.6 となり、河口に近い測点ほど塩分は低く、標準偏差も大きかった。DIN濃度の平均値は 10.4 ± 7.2 , 8.0 ± 5.5 , 1.6 ± 1.5 , 3.7 ± 3.7 , 2.1 ± 1.8 , 2.4 ± 2.1 , 1.5 ± 0.9 , 1.3 ± 1.1 となり、河口域に近い測点ほどDIN濃度は高く、標準偏差も大きかった。すなわち、測点1、2、6といった湾奥部に近い測点では河川水の影響を強く受けてDIN濃度は高く、河川水の間欠的な流入により、DIN濃度が頻繁に変化していた。

また、Fig. 4-8aに示すように、塩分の平均値が32.3以下の測点1、2、6、9のノリは a^* 値は5以上であり、通常のノリの品質が維持されていた。一方、塩分が32.4以上の測点では塩分上昇にともなって a^* 値は急速に低下し、測点4、8、12では品質低下状態となり、塩分が32.8であった測点14では色落ち状態となっていた。加えて、Fig. 4-8bに示すように、塩分の標準偏差が1.2以上であった測点1、2、6、9は通常のノリの品質が維持されていたが、標準偏差が1.0以下となった測点4、8、12では品質低下状態となり、標準偏差が0.6の測点14では色落ち状態となっていた。

2008年1月18日から2月7日までの測点1、2、6、8、12、13におけるDINの推定値と同測点に移植した色落ちノリの a^* 値の推移をFig. 4-9に示す。なお、DINの推定値は、同時期、同測点に設置していた水温・塩分記録計の塩分の値を(1)式に代入して求めた。いずれの測点においても、間欠的にDIN濃度が上昇し、河口域周辺に位置する測点1、2では高濃度のDINに暴露される時間が長く、頻度も高かった (Fig. 4-9a, 4-9b)。一方、河口から離れた測点12、13では、 $1.0 \mu\text{M}$ 程度の低DIN状態が24時間以上継続している状況も見られ、DIN濃度の上昇はごく間欠的であった (Fig. 4-9e, 4-9f)。

次に、色調回復試験を行った各測点ごとの平均塩分、

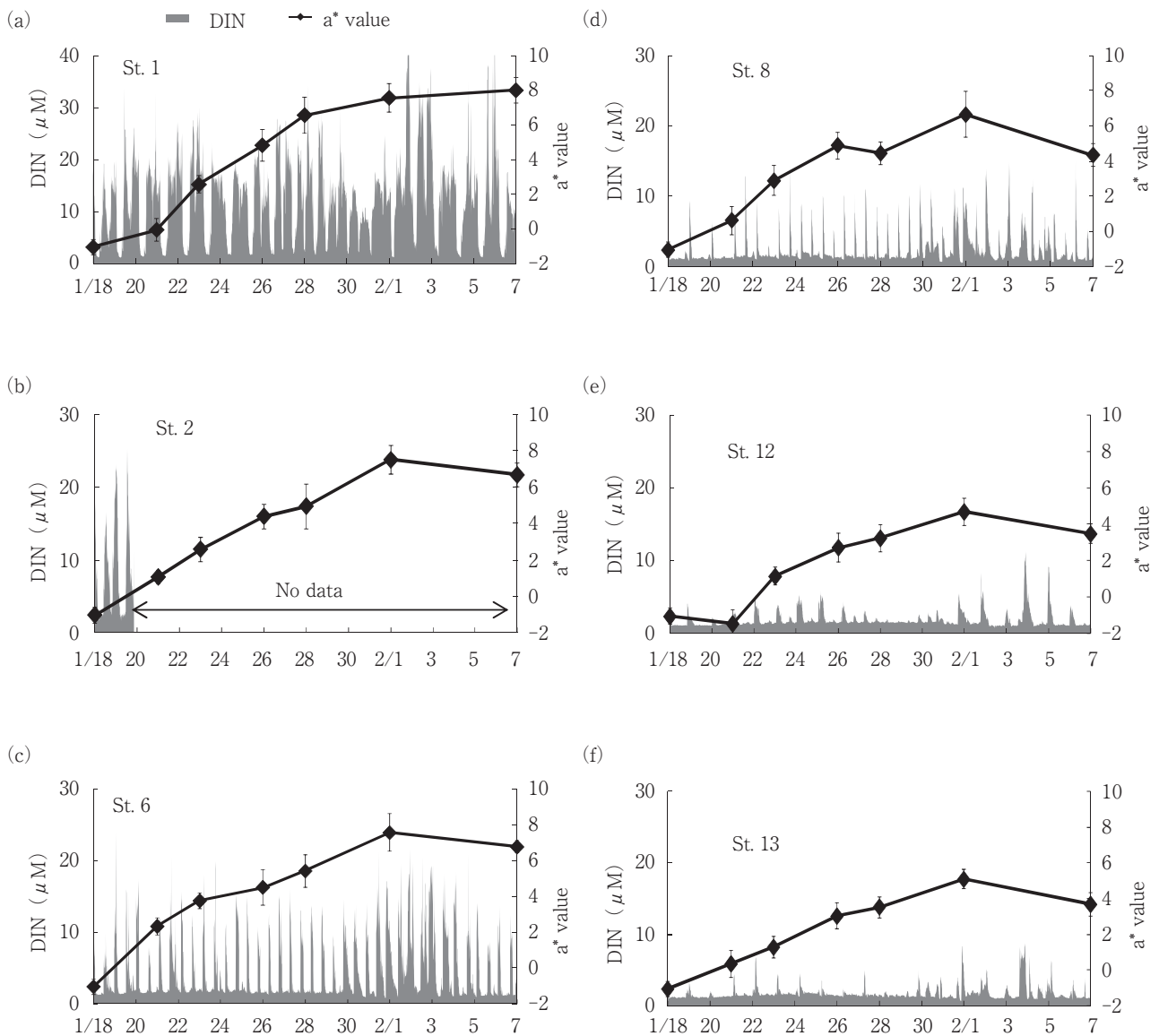


Fig. 4-9 a^* Value and estimated DIN concentration from January 18 to February 7 at (a) St. 1, (b) St. 2, (c) St. 6, (d) St. 8, (e) St. 12, and (f) St. 13.

標準偏差, それぞれの測点で, 塩分が32.7, 31.9, 30.8, 29.7を下っている時間 (1日当たり) と, 試験終了時における各測点のノリの a^* 値をTable 4-2に示す。なお, (1)式において, 塩分32.7は $1.5\mu\text{M}$ に, 塩分31.9は $3\mu\text{M}$ に, 塩分30.8は $5\mu\text{M}$ に, 塩分29.7は $7\mu\text{M}$ に相当する。また, 測点4, 9, 14については, 同期間中に採取した漁場のノリの平均 a^* 値を示した。河口部に近い測点ほど低塩分の時間が長く, 標準偏差も大きかった。また, 先に示した結果と同様に, 色調が良好な測点ほど低塩分の時間が長かった。

4-4 考 察

本章では, 児島湾沖の備讃瀬戸海域において, 河川から栄養塩が供給される状況を示すとともに, 同海域にお

けるノリの色調の変化を調べた。

まず, ノリ漁場へのDINの供給状況について議論する。Table 4-1に示すように, すべての測定場所において塩分の最高値は33前後であり, 吉井川, 旭川に最も近い測点1においても河川水の流入は間欠的であった (Fig. 4-4)。また, Fig. 4-5に示すように, 塩分とDIN濃度の間に相関がみられ, 河川水の割合が高く塩分の低い海水ほどDIN濃度は高かった。これらのことは, 前章までの結果で示した通り, 同海域のノリ漁場では河川水の流入時にのみDINの濃度が高くなり, DIN濃度が高い状態と低い状態が繰り返されていることを示している。

Fig. 4-6に示したように, 河口からほぼ同一距離にある測点8, 9, 12において a^* を比較した場合, 測点9において最も高い値を示し, 同じく同一距離にある測点4, 14においても, 測点4の方が a^* は高かった。また, Table

Table 4-2 Salinity and a^* value of nori at each station from January 18 to February 7, 2008

St.	Salinity		Total time salinity (hours/day)				a^*	Nori quality
	(mean)	(SD)	≤ 32.7	≤ 31.9	≤ 30.8	≤ 29.7		
1	26.75	4.4	23.1	19.3	17.4	16.0	8.0	good
2	28.40	3.4	22.2	16.6	13.2	10.3	6.7	normal
6	31.15	2.4	17.3	8.0	6.2	4.9	6.8	normal
9	32.18	1.3	11.6	5.0	2.5	1.6	6.5	normal
8	32.27	1.2	11.1	3.9	2.0	1.1	4.9	Low quality
4	32.54	1.0	8.6	4.0	1.3	0.4	4.3	Low quality
12	32.61	0.6	10.8	1.3	0.4	0.1	3.6	Low quality
13	32.52	0.6	12.5	2.0	0.4	0.2	3.5	Low quality
14	32.74	0.4	8.7	0.6	0.1	0.0	1.3	Discolored
Back ground sea water	33.00							

4-1で示したように、測点9と4の塩分は比較した他の測点と比べて低い値を示した。このことは、河口域から流出した河川水は西に流れ、河口からの距離が同一であっても西側の海域の方が河川水の影響を強く受けるという結果と一致しており³⁾、河川からのDIN供給量の違いによって、東西に位置するノリ葉体の色調に差が生じたと考えられる。

次に、このような漁場においてノリの色調とDIN濃度の関係を見たところ、DIN濃度が高く、標準偏差が大きい場所ほどノリの色調は良好であった(Fig. 4-8)。また、平均値及び標準偏差がそれぞれ $2.4\mu\text{M}$ 及び $2.1\mu\text{M}$ となった測点9においても色調は維持されていた。つまり、色調維持に必要とされる $3\mu\text{M}$ を下回る場所でも、河川水の流入によって間欠的に高DIN状態となり、標準偏差が $2\mu\text{M}$ 以上になれば通常程度($a^*\geq 5$)のノリが育つ漁場になりうる。一方、測点8では、DIN濃度の平均値と標準偏差が $2.1\mu\text{M}$ 及び $1.8\mu\text{M}$ であった。測点9と比較して、平均値と標準偏差の差はともに $0.3\mu\text{M}$ であったにもかかわらず、測点8のノリは品質低下状態($a^*<5$)であった。このことから、DIN濃度の平均値と標準偏差のわずかな違いにより、ノリの色調に差が生じることが推測された。

間欠的な河川水の流入状況と色調の関係について検討した(Table 4-2)。通常の色調を保っていた測点9であっても、塩分が31.9, 30.8, 29.7以下であった時間はそれぞれ5.0時間, 2.5時間, 1.6時間であり、河川水の影響が見られたのはごく間欠的であった。また、測点13では塩分が31.9, 30.8, 29.7以下の時間はそれぞれ2.0時間, 0.4時間, 0.2時間であったが、低品質を維持しており色落ち状態にはなっていなかった。先に示したように、塩分

とDINの間に相関関係がみられることから、同海域には、周囲海水よりも高濃度のDINを含んだ河川系水が、間欠的に届き、バックグラウンドのDIN濃度が $1.0\mu\text{M}$ 程度であっても、ノリは間欠的に届く河川系水から栄養塩を吸収し、色調を維持していると考えられる。

この結果は実験室内でも確認されており、藤原⁷⁸⁾は、DIN濃度 $0.5\mu\text{M}$ （バックグラウンド濃度）で培養したノリをDIN： $7\mu\text{M}$ の海水に毎日一定時間浸けた後、もとの培養液に戻すことを繰り返し、同時にノリの色調変化を調べた。その結果、DIN： $7\mu\text{M}$ の海水に1日1.0時間漬ければ色調を維持できることを示した。

Table 4-2において、測点9では、塩分が29.7以下（DIN $\geq 7.0\mu\text{M}$ ）となっている時間は一日あたり1.6時間であり、 a^* 値は6.5であった。また、測点8では、29.7以下の時間は1.1時間あったが、 a^* は4.9となり、通常品質($a^*\geq 5$)に近い値を示した。この結果は上記の実験室での結果とほぼ一致しており、ノリが間欠的に供給されるDINを取り込むことは可能であり、色調の維持のために必要な閾値についても藤原⁷⁸⁾の結果が正しいことを示唆している。

色調の回復にかかる時間を検討したところ、このような間欠的DIN供給が行われるノリ漁場に移植した色落ちノリの a^* 値は2日～3日で1以上回復し、14日以内にそれぞれの測点に元々あるノリと同等な色調まで回復した(Fig. 4-7)。坂口ら⁷⁹⁾はアンモニア態窒素濃度 10mg/L に調整した容器内で色落ちノリを24時間培養し、 a^* 値が -0.36 から 0.25 に回復したことを示しており、本報で示した回復速度 $0.44\sim 0.75/\text{日}$ と同程度であった。このことは、間欠的に高DINに暴露される状態と常に高濃度のDINに暴露されるという状態を比べた場合、色調の回復という

点では、両者の間に明確な差はなく、間欠的なDIN供給で十分であることを示している。

瀬戸内海では、1973年の瀬戸内海環境保全臨時措置法の制定以降、水質改善の努力がなされ、赤潮の発生確認件数も減少してきている²⁶⁾。しかし、瀬戸内海の各地で発生している色落ち被害の深刻化から推測すると瀬戸内海の水質はノリ養殖にとって適切なレベルを下回り、貧栄養化状態まで達している可能性が高い⁴²⁾。浅海定線調査による岡山県の1月の海域平均DIN濃度においても、1973年から2001年の間の29年間には $3\mu\text{M}$ を下回るのは3回だけであったが、2002年から2008年の間の7年間には5回も下回っている³⁾。また、隣接する播磨灘においても、栄養塩の減少は確認されており、同様にノリの色落ち問題が深刻化している⁴⁾。このように、バックグラウンドのDIN濃度が下がってきたために、河川からの間欠的なDIN供給がノリにとって重要になってきたといえる。今後も海域の低DIN状態は継続し、同海域では河川から供給される栄養塩に頼った形でのノリ養殖が続く可能性が高い。河川流量を調整して河川由来の栄養塩供給量を増やすことについて、Yamamoto²⁶⁾ や眞鍋⁸⁰⁾ が提案しており、同海域ではノリの緊急的な色落ち対策として、吉井川の上流にあるダムからの放流量を上乗せすることにより、河川から供給されるDIN量を増やすことを試みている²⁰⁾。しかし、その期間は4日から6日に限られているのが現状である。本研究の結果からは、ノリの色調が本来あるべき色調まで回復するためには10日以上要すると推定されることから、今後はより長期間実施することが望まれる。

4-5 4章のまとめ

備讃瀬戸のノリ漁場に届く河川からのDINの到達状況と、ノリの色調 (a^* 値) を調べ、ノリの色調維持に必要な条件を調べた。その結果、海域のDINが $1\mu\text{M}$ 程度であっても河川水から間欠的にDIN供給が行われ、DINの標準偏差が $2\mu\text{M}$ 以上の場所ではノリの色調は維持されていた (a^* 値 >6)。このときDIN $>7\mu\text{M}$ の時間は1.6時間/日以上あり、室内での培養実験とほぼ一致した。また、移植した色落ちしたノリは、約14日間で元々そこにあるノリと同じ色調に回復した。

To elucidate the threshold amount of DIN value for keeping the nori color, nori color (a^* value) and variability of DIN concentration were investigated in

the Bisan strait. The results show that even if oceanic DIN is less than $1\mu\text{M}$, nori can keep its color (a^* value >6) by taking up the DIN supplied intermittently from rivers. In that time, the standard deviation of DIN was larger than $2\mu\text{M}$. At this farm, the total period when DIN $>7\mu\text{M}$ amounts to 1.6 hour/day; this condition coincides with an incubation experiment conducted in a laboratory. The discolored nori transplanted to this place recovered its a^* value within 14 days to the same level as that of the nori originally growing at this place.

第5章 窒素安定同位体比によるノリの栄養塩取り込みの評価

5-1 はじめに

前章までの調査において、ノリの色調の変化をもとに備讃瀬戸中央部のノリ漁場には河川から間欠的にDINが供給されていること、河川から供給されるDINをノリが利用していることを明らかにした。しかし、より正確に河川水の影響を定量化するためには、葉体中の窒素の由来を直接的に調べる必要がある。

藻類において、窒素源の由来を調べる方法として、安定同位体比を用いることがある。同位体とは、同じ原子番号をもつ原子または原子核で質量数が異なるものを指し、その中でも放射性崩壊を起こさないものを特に安定同位体という。生物の主要構成元素である水素、炭素、窒素、酸素についてそれぞれ同位体は存在し、種々の生物地球化学的過程によって存在比は変化する⁸¹⁾。そのため、起源の異なる窒素源が存在し、同位体比が異なっていた場合、安定同位体をトレーサーとしてそれぞれの影響を明らかにすることができる^{82,83)}。

McClellandら⁸⁴⁾は、複数の窒素源が集中する湾内において海草藻類の窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)を調べ、人為排水が窒素源となっていることを示し、Leichterら⁸⁵⁾は、サンゴ礁海域の海藻類の $\delta^{15}\text{N}$ を分析し、湧昇にともなう深層からの栄養塩供給が重要な窒素源となっていることを示している。また、Umezawaら⁸⁶⁾は、サンゴ礁海域の海藻類の $\delta^{15}\text{N}$ を分析し、河川からの距離と $\delta^{15}\text{N}$ の分布の間に有意な相関があることを示している。

一方、これまでの研究は潮汐の影響が小さく定期的に河川水が流入する場所で行われることが多く、間欠的に河川水が流入する非定常的な沿岸海域において安定同位体比の変化と塩分、DIN供給量の関係を調べた研究はほとんどない。

本章では、前章において河川水の影響とノリの色調(a^* 値)の関係を調べたノリ葉体について、窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)を調べ、同海域における河川由来の窒素の取り込み、葉体中の窒素の起源を明らかにした。

5-2 材料と方法

調査海域 調査海域の備讃瀬戸は瀬戸内海の東部に位置し、東は播磨灘、西は燧灘及び備後灘に接する。備讃瀬戸中央部には、一級河川の旭川と吉井川が児島湾を通

じて流入し、この海域には多くのノリ漁場が存在する(Fig. 5-1)。児島湾周辺の宇野における平均潮差は大潮時には3m、小潮時には2.3mである。備讃瀬戸では、上げ潮時には西向き、下げ潮時には東向きの潮流が卓越し、大潮最強時の潮流速度は1.8m/sとなる⁵⁸⁾。

塩分の測定 2008年1月18日から2008年2月7日までの間、測点1, 2, 4, 6, 12, 13では10分間隔、測点Kでは30分間隔で、小型メモリー式水温・塩分記録計Compact-CT, MDS-CTまたはInfinity-CT(JFEアドバンテック社)を用いて水深50cmにおける水温と塩分を測定した(Fig. 5-1)。加えて、測器の設置期間中、週に2回程度の間隔ですべての測器の掃除を行うとともに、多項目水質計Compact-CTD(JFEアドバンテック社)を用いて水深50cm層の水温と塩分を測定し、小型メモリー式水温・塩分記録計の値を補正した。

漁場のノリ葉体中の窒素安定同位体比調査 2008年1月18日, 21日, 25日, 28日, 2月1日に測点1, 2, 4, 6, 12, 13の直近の漁場で養殖されているノリ葉体を採取した(Fig. 5-1)。まず、破損のない葉体を一測点あたり2枚選別して、純水で洗浄した後に、乾燥機で12時間以上乾燥させた。次に、乾燥した葉体の先端部分を採取してよくすりつぶし、2~3mg程度を分析用のサンプルとした。

分析は、元素分析計EA1108(Fisons Instrument社)と質量分析計Delta S(Finnigan Mat社)を組み合わせ

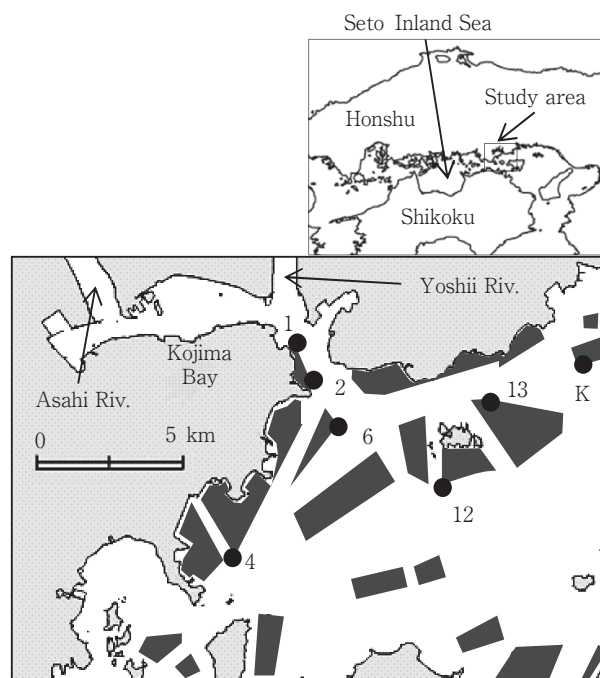


Fig. 5-1 Map of the observation area. Grey areas show nori farms. Filled circles indicate the sampling stations.

た自動分析システムを用いて行い、 $\delta^{15}\text{N} = \{(\text{Rsample}/\text{Rstandard}) - 1\} \times 1000$ として δ 値‰を計算した。なお、RsampleとRstandardはそれぞれ試料と標準物質の窒素安定同位体比を示し、標準物質は大気中の窒素である。

ノリ色調回復試験における安定同位体比調査 2008年1月18日の午前中に測点Kにおいて、目視において明らかに色落ちしているノリ養殖網を採取し、先に示した方法によりノリ葉体の $\delta^{15}\text{N}$ を測定した。なお、この色落ちノリについては5サンプルを分析に供した。その後、養殖網を裁断し、60×60cmの塩化ビニル製のフロート枠に張りなおして、18日の午後、測点1、2、4、6、12、13に設置した。1月21日（移植後3日）、23日（5日後）、25日（7日後）、28日（10日後）、2月1日（14日後）にすべての測点でノリを適量採取し、先に示した方法でノリ葉体の $\delta^{15}\text{N}$ を測定した。

5-3 結 果

塩分及び漁場のノリ葉体中の窒素安定同位体比 2008年1月18日から2月7日までの塩分の平均値と標準偏

差、最高値と最低値、塩分の平均値から推定したDIN濃度の平均値をTable 5-1に示し、期間中に採取したノリ葉体中の $\delta^{15}\text{N}$ の平均値と標準偏差についても合わせて示した。なお、測点2の塩分については1月18日と19日の結果を示した。

平均塩分は河口部の測点1、2では 26.7 ± 4.4 , 28.4 ± 3.4 であったのに対し、河口から4km程度に位置する測点6では 31.1 ± 2.4 , 6km程度に位置する測点4では 32.5 ± 1.0 , 8km程度に位置する測点12、13では 32.6 ± 0.6 , 32.5 ± 0.9 となり、河口に近い場所ほど低塩分であった。また、測点Kでは 32.8 ± 0.3 となり、河川水の影響はほとんど見られなかった。DIN濃度は、塩分sから $\text{DIN} = -1.79 \times s + 60.1 \mu\text{M}$ として求められており、河川水（s=0）では $60.1 \mu\text{M}$ 、最も低塩分の測点1では $12.3 \mu\text{M}$ 、最も高塩分の測点Kでは $1.4 \mu\text{M}$ となった。

ノリの窒素同位体比 $\delta^{15}\text{N}$ の平均値は、測点1では、 $7.7 \pm 0.5\%$ であったのに対し、測点Kでは、 $11.1 \pm 0.1\%$ であり、河川に近い測点ほど低い値を示した。

2007年1月18日から2008年2月1日までの間に測点1、2、6の直近のノリ漁場で採取したノリの $\delta^{15}\text{N}$ の

Table 5-1 Salinity, DIN and nori- $\delta^{15}\text{N}$ measured at each station from January 18 to February 7 in 2008.
 $\text{DIN} = -1.79 \times \text{salinity} + 60.1$

St.	Salinity			DIN (μM)		$\delta^{15}\text{N}$ of nori	
	mean $\pm$ SD	minimum	maximum	mean		mean $\pm$ SD	
1	26.7 ± 4.4	6.7	32.9	12.3		7.7 ± 0.5	
2	28.4 ± 3.4	18.9	32.1	9.3		7.6 ± 0.2	
4	32.5 ± 1.0	27.6	33.3	1.9		8.7 ± 0.3	
6	31.1 ± 2.4	20.3	33.1	4.4		8.4 ± 0.2	
12	32.6 ± 0.6	28.7	33.2	1.7		9.4 ± 0.6	
13	32.5 ± 0.9	27.3	33.2	1.9		9.8 ± 0.3	
K	32.8 ± 0.2	32.3	33.3	1.4		11.1 ± 0.1	

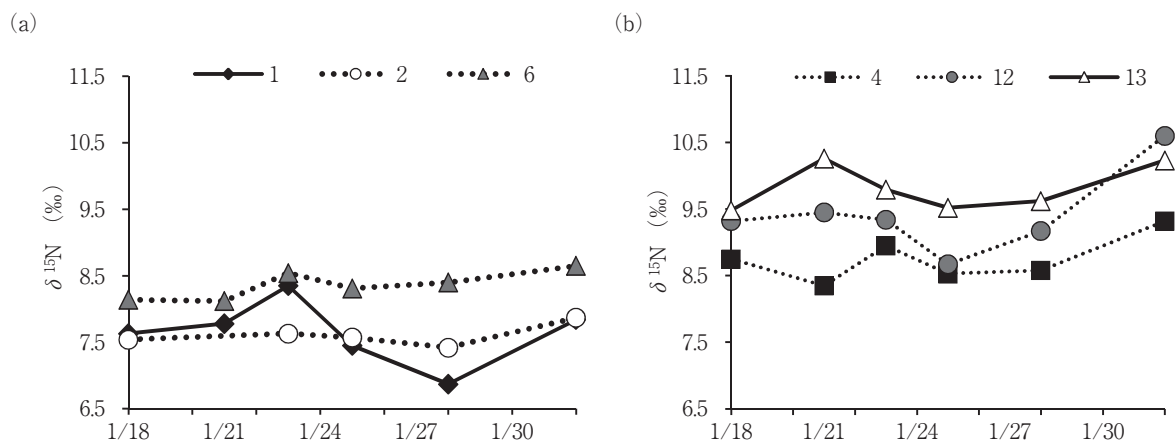


Fig. 5-2 $\delta^{15}\text{N}$ of nori farmed at (a) St. 1, 2, 6, and (b) St. 4, 12, 13 from January 18 to February 1, 2008.

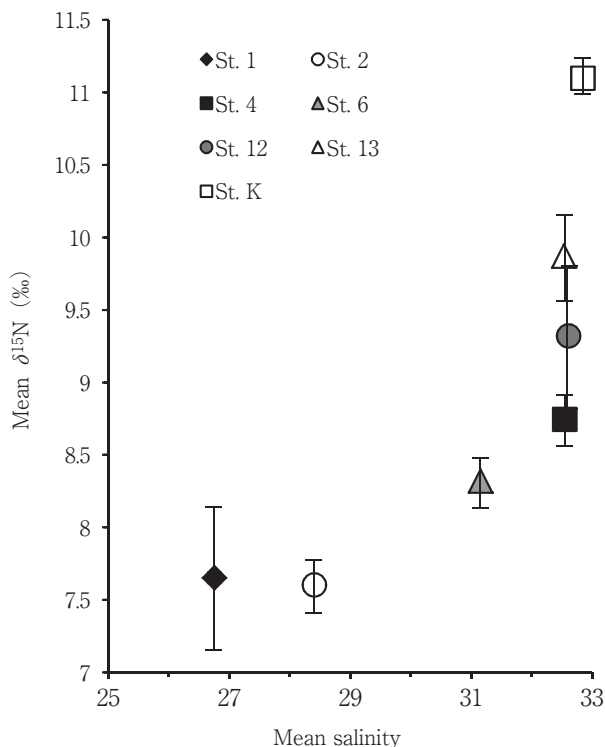


Fig. 5-3 Relationship between salinity and $\delta^{15}\text{N}$ of nori.

推移をFig. 5-2aに、測点4, 12, 13の直近のノリ漁場で採取したノリの $\delta^{15}\text{N}$ の推移をFig. 5-2bに示した。なお、1月21日の測点2は欠測である。

漁場のノリの $\delta^{15}\text{N}$ は、いずれの測点においてもほぼ一定の値で推移しており、調査日ごとの値の変化はほとんど見られなかった。

先に示した測点ごとの塩分の平均値 (Table 5-1) と期間中に採取した葉体中の $\delta^{15}\text{N}$ の関係をFig. 5-3に示した。低塩分の場所のノリの $\delta^{15}\text{N}$ は低く、高塩分の場所のノリの $\delta^{15}\text{N}$ は高い値を示した。また、測点2, 4, 6, 12, 13の $\delta^{15}\text{N}$ は、測点1とKの中間値を示した。

ノリ色調回復試験における安定同位体比調査 測点1, 2, 4, 6, 12, 13に移植したノリと移植先にもともとあったノリ葉体の $\delta^{15}\text{N}$ の推移をFig. 5-4に示した。

測点1では、移植したノリの $\delta^{15}\text{N}$ は急速に低下し、3日後に8.2‰, 5日後に8.1‰となり、漁場のノリの $\delta^{15}\text{N}$ とほぼ同じ値となった (Fig. 5-4a)。その後、両者の違いはほとんど見られなくなった。それ以外の測点においても、移植したノリの $\delta^{15}\text{N}$ は低下し、測点2, 4, 6, 13では5日後に、測点12では7日後に、もともと漁場にあったノリとほぼ同じ値となった (Fig. 5-4b ~ 5-4f)。

5-4 考 察

本章では、前章で採取した漁場のノリ、色落ち回復試

験に使用したノリの $\delta^{15}\text{N}$ を調べ、河川から供給されたDINの影響を定量化した。

漁場の葉体中のノリの $\delta^{15}\text{N}$ は河川に近く、低塩分の場所ほど低い値を示した (Fig. 5-2, 5-3)。この結果は、河川から供給される窒素栄養塩の $\delta^{15}\text{N}$ は、海洋の栄養塩 (特に $\text{NO}_3\text{-N}$) の平均的な $\delta^{15}\text{N}$ に比べて低いという一般則に一致していた⁸⁷⁾。また、同海域の冬季の海水と河川水中のDINの主成分は、 $\text{NO}_3\text{-N}$ であるとともに^{47,88)}、冬季の吉井川の $\text{NO}_3\text{-N}$ の $\delta^{15}\text{N}$ は-6.5‰となっており、本研究で示した海水中の $\delta^{15}\text{N}$ の値よりも低い値を示すことが知られている⁸⁸⁾。加えて、著者らは、測点K付近のアオサの $\delta^{15}\text{N}$ の季節変動を調べ、1月、2月頃の $\delta^{15}\text{N}$ は、10~11前後となることを明らかにしている (未発表)。これらのことから、冬季の同海域では、河川水と海域の $\delta^{15}\text{N}$ をエンドメンバーとして、河川水の影響を定量化できると考えられる。

そこで、Table 5-1で示した各測点の平均塩分とその標準偏差、最小塩分、最大塩分、DIN濃度及びノリ葉体の窒素同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) とその標準偏差 ($n=10$) をもとに、これらの値の場所的な違いを、2つのエンドメンバーの混合で説明する端成分モデルを適用して説明する。

ひとつのエンドメンバーは、測点Kにおける塩分、DIN濃度、ノリの $\delta^{15}\text{N}$ であり、これを海水 (備讃瀬戸海水) のエンドメンバーとする。もう一つのエンドメンバーは河川水 (測点0とする) であり、この塩分は0、DIN濃度は $60.1 \mu\text{M}$ である。ここに生えるノリはないので、河川水のノリの $\delta^{15}\text{N}$ の値は実測されないが、後に示すように、最も低塩分の測点である測点1のノリの $\delta^{15}\text{N}$ 値から求める。

測点iの塩分を S_i 、DIN濃度を C_i とする。測点iにおける、河川水からきた水の体積割合を V_i 、窒素の割合を N_i とすると、これらは

$$V_i = (S_k - S_i) / (S_k - S_0) \quad (1)$$

$$N_i = V_i C_0 / [V_i C_0 + (1 - V_i) C_k] \quad (2)$$

で表される。ここで $S_0=0$, $S_k=32.8$, $C_0=60.1 \mu\text{M}$, $C_k=1.4 \mu\text{M}$ である。

塩分と V_i , N_i の関係をFig. 5-5aに示す。縦軸は、河川水と海水の混合海水中の窒素 (DIN) における河川起源の窒素の割合 (N_i) を示す。図中の数値は、混合海水中の河川水の体積割合 (V_i) である。河川水のDINは $60.1 \mu\text{M}$ と高いのに対し、海水 (測点K) のDINは $1.4 \mu\text{M}$ と低いため、(1) 式及び (2) 式に代入して計算したFig. 5-5aのグラフは右上に大きくふくらんだ形状となってい

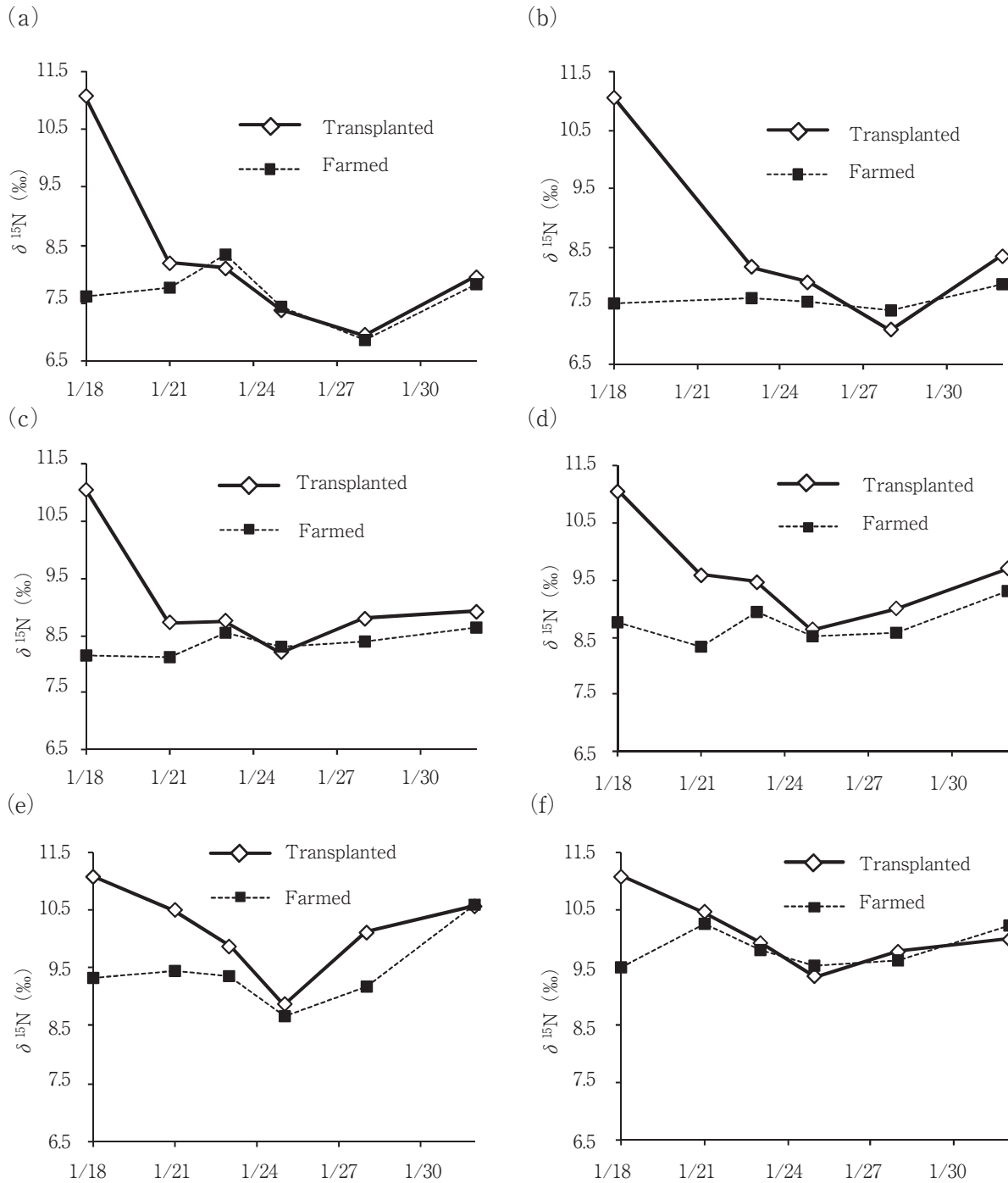


Fig. 5-4 $\delta^{15}\text{N}$ of nori transplanted and farmed at (a) St. 1, (b) St. 2, (c) St. 6, (d) St. 4, (e) St. 12, and (f) St. 13.

る。このため、塩分32.0のとき河川水からの体積割合は2.4%であるのに対し、窒素の寄与割合は51.7%の大きな値になっている。

次に、各測点における河川由来窒素の寄与割合 N_i から、各測点の海水中的の窒素同位体比 d_i' とノリの窒素同位体比 d_i を求める。ノリの窒素取り込みにおける分別係数を ε とすると、 $d_i = d_i' + \varepsilon$ であり、 $d_i' = N_i d_o' + (1 - N_i) d_K'$ であるので、ノリの窒素同位体比の予測値 $\langle d_i \rangle$ は

$$\langle d_i \rangle = N_i d_o + (1 - N_i) d_K \quad (3)$$

と求められる。ここで測点0におけるノリの窒素同位体

比 d_o は、測点1におけるノリの窒素同位体比の予測値 $\langle d_1 \rangle$ が実測の値と等しくなるように

$d_o = \{d_1 - (1 - N_1) d_K\} / N_1$ として求めた。

塩分から予測されたノリの窒素同位体比((3)式)を黒線で、実測のノリの窒素同位体比を灰色丸で示す(Fig. 5-5b)。縦のバーは窒素同位体比の標準偏差($n=10$)を示し、横のバーは最小塩分と最高塩分を示す。図中の文字は測点名である。

全体でみると、予測値は実測値の場所的な違いをよく説明している。しかし詳しく見ると、測点4及び12の実

測点は予測値の右下方向にずれている。特に、測点4の実測窒素同位体比は予測値よりも小さい。これらの測点は、いずれも児島湾口から離れた測点である。測点12は、児島湾口から備讃瀬戸に流出した河川水が達する測点であり、これがさらに潮流によって運ばれ、憩流時に滞留する海域が測点4である（第3章）。

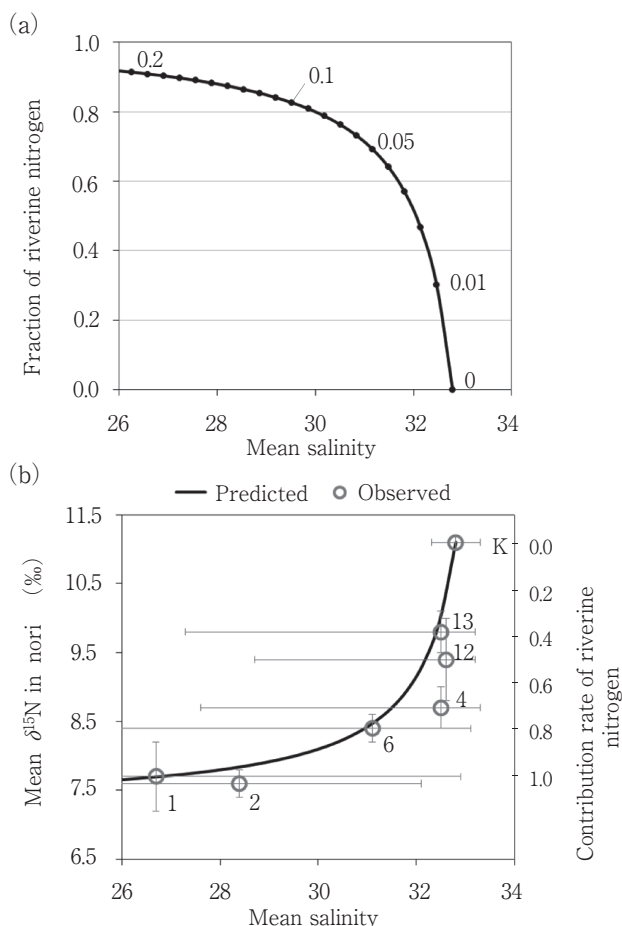


Fig. 5-5 (a) Relationships between mean salinity and fractionation of the riverine nitrogen, (b) salinity and $\delta^{15}\text{N}$ (‰) of nori.

各測点における河川由来の窒素の寄与割合を平均塩分から求めた値 N_i と、ノリの窒素同位体比から求めた値をTable 5-2に示す。測点4、12では、ノリの窒素同位体比は、平均塩分から推定され同位体比よりも低い。このことは、ノリが間欠的に届く河川水から窒素を取り込んでいることを示唆している。

窒素同位体比から求めた河川由来窒素の寄与割合は、測点13で35%、測点1から6では60%以上となっている。特に測点4は、測点13よりも児島湾口から遠く離れているにもかかわらず64%と高い寄与率となっている。

これらのことから、ノリ葉体の窒素同位体比を測ることにより、河川から供給される窒素割合を、河川系水が間欠的に届く海域においても推定することができることが示された。また沖合海域に比べて塩分が1程度低い海域でもノリが成長に使う窒素の60%近くが河川水由来であることが明らかになった (Fig. 5-5a)。

ノリの窒素同位体比の記録がある測点では同位体比から河川由来の窒素の寄与割合を求め、同位体比のデータがない測点では、前章のTable 4-1に示した平均塩分か

Table 5-2 Contribution rates of riverine nitrogen predicted from the mean salinity and measured from nori $\delta^{15}\text{N}$ values.

St.	Predicted from mean salinity (N_i)	Measured from nori $\delta^{15}\text{N}$
1	0.91	0.91
2	0.87	0.93
4	0.29	0.64
6	0.70	0.72
12	0.21	0.45
13	0.29	0.35
K	0.00	0.00

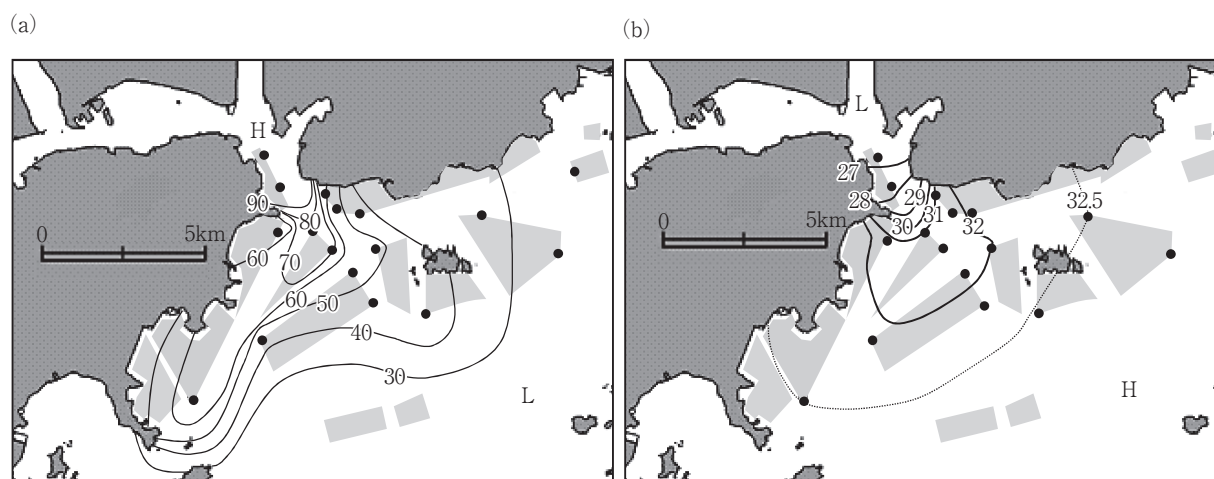


Fig. 5-6 Distributions of (a) contribution rates (%) of the riverine nitrogen, (b) mean salinity.

ら寄与割合を求めた (Fig. 5-6a)。また、平均塩分の分布についても Fig. 5-6b に示した。低塩分の場所ほど河川由来窒素の寄与割合が高く、広い範囲にわたって河川由来窒素の寄与割合が30%以上となっている。当該海域のノリ漁場の大部分が寄与割合10%以上の範囲に含まれていた。なお、本章で「海水の窒素」としたのも、もともとは河川水由来の窒素と考えられる。本章で求めた「河川由来窒素の寄与割合」は、河川から直接届く窒素の寄与割合と解釈すべきであろう (第3章)。

つぎに、移植したノリの先端部の $\delta^{15}\text{N}$ の変化についてみると、移植後すぐに $\delta^{15}\text{N}$ が低下し、7日以内にもともとあったノリとほぼ同程度の値となった (Fig. 5-4)。また、いったん $\delta^{15}\text{N}$ が同程度まで低下したのは、もともと漁場にあるノリと同様の推移を示した。前章において、色落ちしたノリの色調は、14日後までにはもともとその場所にあったノリと同程度まで回復することを示したが、 $\delta^{15}\text{N}$ の変化はより短時間の間に生じていた。このことから、 $\delta^{15}\text{N}$ は河川からの栄養塩供給の影響を色調よりも迅速に反映し、沿岸海域の藻類において窒素の由来を調べるためのツールとなると考えられた。

5-4 5章のまとめ

河川からDINが間欠的に供給される備讃瀬戸中央部において、窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) を用いて、河川由来の窒素の影響を調べた。その結果、低塩分の場所に生息するノリの $\delta^{15}\text{N}$ の値は低く、河川水中の $\delta^{15}\text{N}$ に近い値を示した。このことを用いて、ノリ葉体中の窒素における、河川から供給される窒素の寄与割合を求めた。高 $\delta^{15}\text{N}$ の色落ちノリを河口域に移植したところ、色調の回復に伴って $\delta^{15}\text{N}$ は低下し、移植7日後にはもともとその場所にあるノリの $\delta^{15}\text{N}$ とほぼ同じ値となった。これらのことから、同海域のノリは河川から供給される窒素を取り込んでおり、ノリの $\delta^{15}\text{N}$ を用いて河川から供給されるDINの影響を定量化できることが分かった。

To clarify the influence of nutrient supply from river to nori (*Porphyra*) cultivation, we researched distributions and variance of nitrogen stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$) in nori thalli in Bisan strait. River water showed the lower $\delta^{15}\text{N}$ than the discolored nori. Nori cultured in lower salinity zone showed the lower $\delta^{15}\text{N}$. Using this phenomenon, contribution rates of riverine nitrogen to nori nitrogen were obtained. $\delta^{15}\text{N}$ in the transplanted nori to riverine

zone became lower to the same level as those of the nori originally growing until 7 days. Variance of $\delta^{15}\text{N}$ reflected the influence of nitrogen supply from river more quickly than the change of the color.

謝 辞

本研究の実施にあたり、観測、データ解析、論文の執筆など多方面にわたりご指導、ご鞭撻を頂きました京都大学名誉教授 藤原建紀博士に心から感謝します。また、本論文の執筆にあたり、京都大学大学院農学研究科里海生態保全学分野教授 山下洋博士、同大学院水資源利用工学分野教授 藤原正幸博士にも多くのご指導をいただきました、この場を通じて感謝の意を表します。

また、大学時代から公私ともにご指導いただいた東北大学名誉教授 谷口順彦博士、共同研究の中で激励とご指導を頂いた方々、京都大学フィールド科学教育研究センター 小林志保博士、元（独）水産総合研究センター 渡邊康憲博士、香川県水産試験場 藤沢節茂様、香川県水産課 藤原宗弘博士、岡山県漁業協同組合連合会 難波洋平様、岡山県農林水産総合センター 水産研究所 近藤正美様、草加耕司様、岩本俊樹様、清水泰子様には特にお礼申し上げます。また、岡山県農林水産部水産課、岡山県農林水産総合センター 水産研究所の方々の協力によって、本研究を実施することができました。謝意を表します。

最後になりましたが、父 高木勇と母 高木和代に感謝するとともに、妻 高木尚江の理解と協力なくして、本研究は成し得なかったことを記して、その感謝の言葉にかえさせていただきます。

文 献

- 1) 山本民次, 2008: 瀬戸内海の貧栄養化と水産業, 用水と廃水, **50**, 3-10.
- 2) 多田邦尚・藤原宗弘・本城凡夫, 2010: 瀬戸内海の水質環境とノリ養殖, 分析化学, **59**, 945-955.
- 3) 高木秀蔵・藤沢節茂・藤原建紀, 2009: 備讃瀬戸のノリ養殖の現状と河川からの栄養塩供給, 海洋と生物, **31**, 118-122.
- 4) 堀 豊・望月松寿・島本信夫, 2008: 播磨灘北部海域におけるノリの色落ちと漁場環境の変遷, 水産海洋研究, **72**, 107-112.
- 5) T. NISHIKAWA, Y. HORI, S. NAGAI, K. MIYAHARA, Y. NAKAMURA, K. HARADA, M. TANDA, T. MANABE and K. TADA, 2010: Nutrient and phytoplankton dynamics in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea, Japan during a 35 year period from 1973 to 2007, *Estuaries and Coasts*, **33**, 417-427.
- 6) 有賀祐勝, 1980: スサビノリの色彩と色素, 遺伝, **34**, 8-13.
- 7) 石井光廣・長谷川健一・松山幸彦, 2008: 東京湾のノリ生産に影響を及ぼす環境要因: 栄養塩の長期変動および最近の珪藻赤潮発生の影響, 水産海洋研究, **72**, 22-29.
- 8) 川口 修・山本民次・松田 治・橋本俊也, 2004: 水質の長期変動に基づく有明海におけるノリおよび珪藻プランクトンの増殖制限元素の解明, 海の研究, **13**, 173-183.
- 9) 渡辺康憲・川村嘉応・半田亮司, 2004: ノリ養殖と栄養塩ダイナミックス, 沿岸海洋研究, **42**, 47-54.
- 10) 渡辺康憲, 2009: ノリ養殖と珪藻赤潮・栄養塩, 海洋と生物, **31**, 112-117.
- 11) T. NISHIKAWA, Y. HORI, S. NAGAI, K. MIYAHARA, Y. NAKAMURA, K. HARADA, K. TADA and I. IMAI, 2011: Long time-series observations in population dynamics of the harmful diatom *Eucampia zodiacus* and environmental factors in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea, Japan during 1974-2008, *Plankton and Benthos Research*, **6**, 26-34.
- 12) 大山憲一・吉松定昭・本田恵二・安倍享利・藤沢節茂, 2008: 2005年2月に播磨灘から備讃瀬戸に至る香川県沿岸域で発生した大型珪藻 *Chaetoceros densus* のブルーム: 発生期の環境特性とノリ養殖への影響, 日水誌, **74**, 660-670.
- 13) 藤原建紀・宇野奈津子・多田光男・中辻啓二・笠井亮秀・坂本 亘, 1997: 外洋から瀬戸内海に流入する窒素, リンの負荷量, 海岸工学論文集, **44**, 1061-1065.
- 14) T. YANAGI and D. ISHII, 2004: Open ocean originated phosphorus and nitrogen in the Seto inland sea, Japan, *J. Oceanogr.*, **60**, 1001-1005.
- 15) 湯浅一郎・上嶋英機・宝田盛康・橋本英資, 1990: 広島湾における夏季の河川流量変化の栄養塩分布への影響, 水産海洋研究, **54**, 137-145.
- 16) 佐々倉 諭・野田稔子・石野 哲・藤原建紀, 2004: 瀬戸内海における最近20年間の流入負荷量と海域水質の変遷, 海と空, **80**, 99-107.
- 17) 藤澤邦康・難波洋平, 2004: 瀬戸内海中央部における海水中心溶解態無機窒素変化と流入負荷量, 岡山水試報, **19**, 1-4.
- 18) 星野高士・松岡 聡・末永慶寛・山田佳裕・一見和彦・多田邦尚・吉松定昭・藤原宗弘・堀田健治・白木 渡, 2006: 数値モデルを用いた備讃瀬戸東部海域のノリ色落ちに関する研究, *Eco-Engineering*, **18**, 173-180.
- 19) 松岡 聡・吉松定昭・小野 哲・一見和彦・藤原宗弘・本田恵二・多田邦尚, 2005: 備讃瀬戸東部(香川県沿岸)におけるノリの色落ちと水質環境, 沿岸海洋研究, **43**, 77-84.
- 20) 岩本俊樹・難波洋平, 2009: 児島湾周辺のノリ養殖漁場に及ぼすダム上乗せ放流を含む河川水の影響(平成17-19年度), 岡山水試報, **24**, 63-69.
- 21) 谷田一三・竹門康弘, 1990: ダムが河川の底生生物に与える影響, 応用生体工学, **2**, 153-164.
- 22) 原島 省, 2003: 陸水域におけるシリカ欠損と海域生態系の変質, 水環境学会誌, **26**, 621-625.
- 23) 山本民次, 2007: ダム建設によるエスチュアリーへの貧栄養化と植物プランクトン相の変化, 日水誌, **73**, 80-84.
- 24) B. ENTZ, 井出慎司抄訳, 1994: アスワンハイダム湖(その建設が及ぼした影響), 土木学会誌, **79**, 50-52.
- 25) C. HUMBORG, V. ITTEKKOT, A. COCIASU and B. V. BODUNGEN, 1997: Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure, *Nature*, **386**, 385-388.
- 26) T. YAMAMOTO, 2003: The Seto Inland sea-Eutrophic oligotrophic?, *Mar. Poll. Bull.*, **47**, 37-42.
- 27) T. YAMAMOTO, 2002: The Proposal of mesotrophication through nutrient discharge control for sustainable fisheries, *Fish. Sci.*, **68**, 538-541.
- 28) C. E. GIBSON, G. WANG and R.H. FOY, 2000: Silica and diatom growth in Lough Neagh: the importance of internal recycling, *Freshwater Biol.*, **45**, 285-293.
- 29) J. G. STOCKER, E. RYDIN and P. HYENSTRAND, 2000: Cultural oligotrophication: Causes and consequence for fisheries resources, *Fisheries*, **25**, 7-14.
- 30) S. P. GLOSS, L. M. MAYER and D. E. KIDD, 1980: Advective control of nutrient dynamics in the epilimnion of a large reservoir, *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 219-228.
- 31) C. J. LORENZEN, 1967: Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations, *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 343-346.

- 32) 西堀尚良・西嶋敏隆・畑 幸彦, 2000: 赤潮プランクトン *Peridinium bipes* f. *occultatum* (LINDEM.) LEF. の増殖に及ぼすリン酸塩, カルシウムおよび B 群ビタミン類の影響, 日本水誌, **66**, 812-817.
- 33) 岸本直之・大西庸介・宗宮 功・大西正記, 1990: 淡水性渦鞭毛藻 *Peridinium bipes* f. *occultatum* の走地性, 陸水学雑誌, **60**, 299-317.
- 34) S. HIROISHI, H. MAEDA, S. IMAI, Y. TANIGUCHI, J. MORIMOTO, Y. ONISHI, S. HAGA and Y. HATA, 1999: An acute toxicological study on bloom-forming cells of *Peridinium bipes* (*Peridineeaceae*) in Toneyama dam, *Microbes Environ*, **12**, 7-40.
- 35) 井上徹教・井芹 寧・長谷部 崇・西元 誠・小松利光, 2000: 渦鞭毛藻 *Peridinium bipes* の鉛直移動が栄養塩循環に及ぼす影響, 環境工学論文集, **37**, 445-454.
- 36) 畑 幸彦, 1983: 長瀬ダム湖における *Peridinium* による赤潮現象, 国立公害研究所研究資料, **24**, 15-28.
- 37) 山田正人・宗宮 功・小野芳朗・小林向礼, 1995: ダム貯水池における *Peridinium* 淡水赤潮の集積機構の評価, 水環境学会誌, **18**, 775-783.
- 38) 岸本直之, 2012: ダム貯水池の淡水赤潮問題, 水環境学会誌, **35**, 79-82.
- 39) 山本民次・大久保文恵・伊藤悦二, 2007: 広島県太田川・八幡川に設けられた貯水池前後での水質の長期変動, 生物圏科学, **46**, 43-57.
- 40) 堀田大貴・杉谷健一郎, 2007: 貧〜中栄養小規模ダムにおける栄養塩の動態, 地球化学, **41**, 77-85.
- 41) 石井大輔・柳 哲雄, 2004: 瀬戸内海各灘・湾における全リン・全窒素の起源と濃度変動機構, 海の研究, **13**, 389-401.
- 42) 藤原建紀・渡辺康憲・樽谷賢治編, 2009: 海の貧栄養化とノリ養殖, 海洋と生物, **31**, 111-172.
- 43) 三戸勇吾・山田佳裕・小川浩史・山本敏哉・多田邦尚, 2007: 知多湾表層水中における窒素とリンの空間的季節変動, 沿岸海洋研究, **44**, 191-202.
- 44) 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.
- 45) 高橋英博・吉川省子・鷹野 洋・笹田康子・二宮正士, 2010: 流域特性を考慮した岡山・香川流域から瀬戸内海への流入負荷量の推定, 陸水学雑誌, **71**, 269-284.
- 46) 眞鍋武彦・反田 実・堀 豊・長井 敏・中村行延, 1994: 播磨灘の漁場環境と植物プランクトンの変動-20年間のモニタリングの成果, 沿岸海洋研究ノート, **25**, 36-42.
- 47) 小林志保・藤原建紀・原島 省, 2007: 瀬戸内海における溶存態無機窒素の季節・経年変動とその要因, 沿岸海洋研究, **44**, 165-175.
- 48) 小林志保・藤原建紀・阿保勝之・堀 豊・藤沢節茂, 2009: 播磨灘における全窒素濃度の季節変動と窒素の形態変化, 沿岸海洋研究, **47**, 61-69.
- 49) 山口創一・速水祐一, 2009: 有明海湾奥における出水後の低塩分水塊の挙動およびその水質への影響, 沿岸海洋研究, **46**, 161-173.
- 50) 鈴木啓太・杉本 亮・笠井亮秀・中山耕至・田中 克, 2009: 夏季の有明海筑後川の高濁度汽水域における粒状有機物の動態—河川流量の変動に伴う変化, 水産海洋研究, **73**, 149-160.
- 51) M. D. MACARTHY, J. I. HEDGES and R. BENNER, 1998: Major bacterial contribution on marine dissolved organic nitrogen, *Science*, **281**, 231-234.
- 52) H. OGAWA, Y. AMAGAI, I. KOIKE, K. KAISER, and R. BENNER, 2001: Production of refractory dissolved organic matter by bacteria, *Science*, **292**, 917-920.
- 53) T. V. ENGELAND, K. SOETAERT, A. KNUIJT, R. W. P. M. LAANE and J. J. MIDDELBURG, 2010: Dissolved organic nitrogen dynamics in the North Sea: A time series analysis (1995-2005), *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, **89**, 31-42.
- 54) 杉本 亮・笠井亮秀・山尾 理・藤原建紀・木村琢磨, 2004: 伊勢湾における河川流量の変動に伴う懸濁態有機物の変化, 水産海洋研究, **68**, 142-150.
- 55) 湯浅一郎・上嶋英機・宝田盛康・橋本英資, 1990: 広島湾における夏季の河川流量変化の河川水分散への影響, 水産海洋研究, **54**, 129-136.
- 56) 長田 宏, 1994: 新潟沿岸域における河川水起源の栄養塩分布の季節変動, 水産海洋研究, **58**, 1-9.
- 57) 塩本明弘・橋本慎治, 1999: 1996年5月の駿河湾におけるクロロフィルaと栄養塩との関係について, 水産海洋研究, **63**, 1-7.
- 58) 海上保安庁, 2007: 平成19年潮汐表, 海上保安庁, 151 pp.
- 59) 柳 哲雄・樋口明生, 1981: 瀬戸内海の潮汐・潮流, 海岸工学講演会論文集, **28**, 555-558.
- 60) 清水泰子, 2010: 河川水を利用したノリ色落ち回復実験, 日本水誌, **77**, 114.
- 61) 岩本俊樹・難波洋平・高木秀蔵, 2008: 平成19年度岡山県下のノリ養殖場における溶存態無機窒素の分布, 岡山水試報, **23**, 63-70.
- 62) 岩本俊樹・高木秀蔵・飯野浩太郎, 2009: 平成20年度岡山県下のノリ養殖場における溶存態無機窒素の分布, 岡山水試報, **24**, 78-82.
- 63) 岩本俊樹・高木秀蔵・飯野浩太郎, 2010: 平成21年度岡山県下のノリ養殖場における溶存態無機窒素の分布, 岡山水研報告,

- 25, 62-66.
- 64) 高木秀蔵・難波洋平・藤沢節茂・渡辺康憲・藤原建紀, 2012: 備讃瀬戸に流入する河川水の広がりとのり漁場への栄養塩供給, 水産海洋研究, **76**, 197-204.
- 65) T. YAMAMOTO and G. HATTA, 2004: Pulsed nutrient supply as a factor inducing phytoplankton diversity, *Ecol. Model.*, **171**, 247-270.
- 66) M. BRZEZINSKI and D. NELSON, 1998: Interactions between pulsed nutrient supplies and a photocycle affect phytoplankton competition for limiting nutrients in long-term culture, *J. Phycology*, **24**, 346-356.
- 67) S. SPATHARIS, G. TSIRTSIS, D. DANIELIDIS, T. CHI and D. MOUILLOT, 2007: Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and blooms in an enclosed coastal area, *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.*, **73**, 807-815.
- 68) A. R. O. CHAPMAN and J. S. CRAIGIE, 1977: Seasonal growth in *Laminaria longicruris*: Relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen, *Marine Biology*, **40**, 197-205.
- 69) B. E. LAPOINTE, 1985: Strategies for pulsed nutrient supply to *Gracilaria* cultures in the Florida Keys: Interactions between concentration and frequency of nutrient pulses, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **93**, 211-222.
- 70) T. E. THOMAS and P. J. HARRISON, 1987: Rapid ammonium uptake and nitrogen interactions in five intertidal seaweeds grown under field conditions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **107**, 1-8.
- 71) 佐藤孜郎・佐藤美和・伊藤啓二・松本文夫, 1959: アサクサノリの生化学的研究-I. 窒素源添加培養による窒素成分の変化, 日水誌, **25**, 661-666.
- 72) 伊藤啓二・佐藤孜郎・佐藤美和・松本文夫, 1960: アサクサノリの生化学的研究-II. 諸種窒素源の利用機構について, 日水誌, **26**, 938-943.
- 73) 山本民次・高尾允英, 1988: スサビノリ *Porphyra yezoensis* 葉体のアンモニア態および硝酸態窒素の摂取に及ぼす温度の影響, 藻類, **36**, 37-42.
- 74) 久野勝利・川村嘉広, 2007: 養殖ノリにおける生ノリと乾ノリの色調評価およびその相互関係, 佐有水研報, **23**, 5-10.
- 75) 小谷正幸, 2000: ノリ葉体の色落ちの数値化, 福岡水海技セ研究報告, **10**, 49-50.
- 76) 藤澤邦康・小橋啓介・林浩志, 2000: ノリ養殖漁場における溶存態無機窒素とノリの色素量の関係について, 岡山水試報, **15**, 1-3.
- 77) 藤澤邦康・小橋啓介・林浩志, 2002: ノリ葉体の色とその葉体で製造された乾ノリの色との関係, 岡山水試報, **17**, 91-93.
- 78) 藤原宗弘, 2011: ノリの栄養塩取り込み—ノリは間欠的な栄養塩供給を利用できるか, 日水誌, **77**, 113.
- 79) 坂口研一・落合 昇・Park CS・柿沼 誠・天野秀臣, 2003: 色落ちノリの色調評価と硫酸アンモニウム添加海水への浸漬による色調回復, 日水誌, **69**, 399-400.
- 80) 眞鍋武彦, 2007: 新しい水利用概念「漁業用水」提案の経緯—水利用と食糧自給の観点から—, 日水誌, **73**, 93-97.
- 81) 酒井 均・松久幸敏, 1996: 安定同位体地球化学, 東京大学出版会, 東京, 403 pp.
- 82) B. FRY, 2002: Conservative mixing of stable isotopes across estuarine salinity gradients: a conceptual framework for monitoring watershed influences on down-stream fisheries production, *Estuaries*, **25**, 264-271.
- 83) C. SAVAGE and R. ELMGREN, 2004: Macroalgal (*Fucus vesiculosus*) $\delta^{15}\text{N}$ values trace decrease in sewage influence, *Ecological Applications*, **14**, 517-526.
- 84) J. W. MACCLELLAND, I. VALIELA and R. H. MICHENER, 1997: Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watershed, *Limnol. Oceanogr.*, **42**, 930-937.
- 85) J. J. LEICHTER, H. L. STEWART and S. L. MILLER, 2003: Episodic nutrient transport to Florida coral reefs, *Limnol. Oceanogr.*, **48**, 1394-1407.
- 86) Y. UMEZAWA, Y. MIYAJIMA, M. YAMAMOTO, H. KAYANNE AND I. KOIKE, 2002: Fine-scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae, *Limnol. Oceanogr.*, **47**, 1405-1416.
- 87) 宮島利宏, 2008: 河口域における懸濁態有機炭素負荷の起源推定, 「流域環境評価と安定同位体」(永田 俊, 宮島利宏編) 京都大学学術出版会, 京都, 163-186.
- 88) 小林志保・藤原建紀・堀 豊・藤原宗弘・高木秀蔵, 2009: 東部瀬戸内海における養殖ノリの炭素・窒素安定同位体比分布, 瀬戸内海, **57**, 44-48.

関連論文

第1章

高木秀蔵・近藤正美・土江清司・藤原建紀, 2012: 人工ダム湖である奥津湖における栄養塩の変化, 日水誌, **78**, 1176-1186.

第2章

高木秀蔵・岩本俊樹・藤原建紀, 2014: 河川から供給された窒素の備讃瀬戸河口域, 沿岸海域での形態変化, 沿岸海洋研究, **52**, 93-101.

第3章

高木秀蔵, 2009: 「だいち」を用いて備讃瀬戸北部ノリ漁場への河川水の影響を捉える, 水産海洋研究, **73**, 280-282.

高木秀蔵・難波洋平・藤沢節茂・渡辺康憲・藤原建紀, 2012: 備讃瀬戸に流入する河川水の広がりとなり漁場への栄養塩供給, 水産海洋研究, **76**, 197-204.

第4章

高木秀蔵・藤沢節茂・藤原建紀, 2009: 備讃瀬戸のノリ養殖の現状と河川からの栄養塩供給, 海洋と生物, **31**, 118-122.

高木秀蔵・清水泰子・草加耕司・藤沢節茂・藤原宗弘・渡辺康憲・藤原建紀, 2012: 河川から間欠的に供給される栄養塩によるノリ色調の回復, 日水誌, **78**, 246-255.

第5章

高木秀蔵・清水泰子・草加耕司・小林志保・藤原建紀, 2013: 窒素安定同位体比を用いた河川からノリ漁場への栄養塩供給の評価, 日水誌, **79**, 1002-1008.

高木秀蔵・清水泰子・阿保勝之・柏 俊行, 2013: 硝酸塩センサーを用いたノリ漁場栄養塩モニタリング, 水産技術, **5**, 159-163.