

静岡県戦略課題研究

「快適空間『佐鳴湖』の創造」

フォローアップ研究

研究報告書



平成 21 年 3 月

静岡県産業部

フォローアップ研究報告書 目 次 <研究機関：執筆代表者>

第1章 研究の趣旨と研究成果の概略 <戦略課題研究統括マネージャー：芥川知孝>	1
第2章 汚濁をもたらす下流域からの影響の解明と水質浄化	
1項 新川における水輸送と物質輸送過程 <東海大学：安田訓啓>	5
2項 佐鳴湖のセンサーによる年間水質調査 <静岡大学：瀬野忠愛>	13
3項 佐鳴湖の水質(降水に伴う水質変動と下流新川の役割) <東海大学：成田尚史>	20
4項 公衆衛生から見た佐鳴湖及びその周辺河川の細菌相 <東海大学：小野信一>	29
5項 佐鳴湖の底質(湖心底質から見た堆積環境の全体像) <東海大学：福江正治>	34
6項 佐鳴湖における水質浄化試験(湖水中のCODと栄養塩の削除) <東海大学：佐藤義夫>	38
7項 佐鳴湖の厳寒期の植物プランクトンの走光性を活用した水質浄化の可能性 <県立大学：谷 幸則>	42
第3章 佐鳴湖の生態系と食物連鎖に及ぼす影響	
1項 佐鳴湖の微生物群の季節的な変動	
1 佐鳴湖における植物プランクトンの詳細な季節変動 <県立大学：谷 幸則>	48
2 佐鳴湖の3次元励起蛍光スペクトル法による溶存有機物の推定 <県立大学：谷 幸則>	58
2項 微生物群の食物連鎖への影響	
1 高度不飽和脂肪酸組成の季節変化 <県立大学：谷 幸則>	62
2 ニホンイサザアミ中の高度不飽和脂肪酸組成 <県立大学：谷 幸則>	68
3項 微生物群の水生生物への影響	
1 佐鳴湖における藍藻毒素 microcystin <県立大学：谷 幸則>	71
2 佐鳴湖における微生物起源の揮発性有機化合物ガス <県立大学：橋本伸哉>	75
4項 佐鳴湖の植物プランクトン	
1 植物プランクトンの塩分耐性の検討 <東海大学：安部俊彦>	79
2 佐鳴湖 - 新川の植物プランクトンの空間分布 <東海大学：千賀康弘>	80
5項 佐鳴湖の動物プランクトンと微細粒子 <東海大学：澤本彰三>	82
6項 ヤマトシジミの生息環境及び物質動態	
1 佐鳴湖湖水中の懸濁物と生物の関係 <静岡大学：戸田三津夫>	88
2 ヤマトシジミの真の餌の解明：食性解明 <静岡大学：戸田三津夫>	91
3 佐鳴湖中で培養したヤマトシジミ中のストレスタンパク質の測定 <県立大学：榊原啓之>	97
7項 佐鳴湖における生態系モデルの開発と物質循環 <東海大学：中田喜三郎>	100
第4章 健全な水循環の回復	
1項 佐鳴湖の湧水に影響を及ぼす地下水モデルの改良 <静岡大学：瀬野忠愛>	130
2項 湧水を考慮した水質評価モデルの開発 <静岡大学：瀬野忠愛>	142
3項 佐鳴湖の水はどこから来るのか <静岡大学：戸田三津夫>	145

第 1 章 研究の趣旨と研究成果の概略

芥川 知 孝

戦略課題研究統括マネージャー

1 背景

戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」では、佐鳴湖の汚濁をもたらした周辺地域の歴史的背景、水質悪化の原因となる流域河川からの負荷物質の影響、佐鳴湖の水質に影響を及ぼす水理特性や水質の変化するメカニズム、佐鳴湖内での生態系と食物連鎖、さらに住民の生活や日々のかかわりを持つ佐鳴湖の自然と景観について研究した。

それらの結果をもとに次の4項目の提言を行った。

1) 流域対策

- ・農用地等における肥料削減と適正な施肥
- ・下水道整備と接続率の向上及び合併浄化槽の適切な管理
- ・湧水量の確保

2) 湖内の水質改善

- ・負荷物質の流入防止と堆積リンの対策検討の必要性
- ・食物連鎖による自然浄化能力の向上

3) 生態系の保全と景観形成

- ・周辺の景観と生態系の保全
- ・地域住民、研究機関、行政等による目指す姿の合意形成

4) 産学官民の新たな協働

- ・産学官民の連携による住民が主体となる活動の拡大

戦略課題研究では地域の環境課題を追求することによりさまざまな知見を得られたが、さらに調査研究を進め、本質的な原因を究明する必要性が明らかになった。また、目的達成に向けて解明すべき新たな課題も明確になった。

そのため、新たな課題をフォローアップ研究として設定することにより、本質的な問題へのアプローチを行い、産学官民が連携した活動展開に向けた知見を得ることとした。

2 研究の目的とテーマ

これまでの研究から、佐鳴湖の汚濁は、下流域からの水の流動がCOD上昇に影響を与えていること、

また、生態系の変化の原因となる水温上昇は、流域河川からの流入及び地下水の減少が影響していることなどが明らかになってきた。

フォローアップ研究では、これまでの成果を踏まえ、下流域を中心とした汚濁の原因、プランクトン種の変化による食物連鎖など生態系に対する影響、さらに、地下水の影響と涵養の状況などについて、「佐鳴湖の汚濁と水質改善の解明」を目的に、汚濁のメカニズムの解明と水質の改善に向けた研究を進めることとした。

具体的には以下の研究目標を設定し、これまで得られた知見を踏まえて、フォローアップ研究を進めた。

<研究目標>

- 1) 汚濁をもたらす下流域の影響の解明
- 2) 佐鳴湖に特徴的な微生物群と食物連鎖への影響の解明
- 3) 佐鳴湖の水質、水温に影響を及ぼしている地下水の流れの解明

3 研究結果のまとめ

研究目標から、汚濁をもたらす佐鳴湖の上下流域からの影響(特に潮汐による下流からの影響)、水質改善に向けた検討、佐鳴湖の生態系と食物連鎖への影響、水質・水温等に影響を及ぼしている地下水を主体とした水循環などに関する研究を進めた。

その結果、得られた知見の概略とそれらから考えられる対応・対策等について以下に示す。

3.1 汚濁をもたらす下流域の影響と水質浄化

- 1) 潮汐による浜名湖からの水輸送量は約 $5 \times 10^5 \text{ m}^3$ で、佐鳴湖の約 20% に相当する水量である。(2 - 1)

- 2) 上げ潮時の海水は、下流河川で 15% ~ 26% に希釈にされて佐鳴湖に流入する。一方、下げ潮時に佐鳴湖から流出する水はとびうお橋下流まで達する。(2 - 1)

3) 佐鳴湖心の濁度については、11～4月はほぼ10ppm以下で推移しているが、気温が高くなる5～6月にかけて上昇し、夏季の7～8月に最大値(25ppm前後)となる。その後、気温が低下する9～10月に下降する。(2-2)

4) 植物プランクトンは湖内で生産と分解がされるが、下流河川に流出する過程でも分解がされ、栄養塩として供給されている。

佐鳴湖の状態を把握するためには、下流河川でも栄養塩収支や生態系の変化を定量的に把握する必要がある。(2-2、2-3)

5) 上流新川は依然として佐鳴湖への硝酸の供給源となっている。また、下流の境川、東神田川、九領川及び堀留川においても硝酸濃度、リン濃度は高く、下流新川への供給源となっているため、窒素、リンの流入を防止する必要がある。なお、降雨時には多量の栄養塩が供給されており、これらについても考慮する必要がある。(2-3)

6) 段子川および下流新川では、糞便由来の大腸菌が観察される。降雨後には上・下流新川各点で菌数の増加が認められ、特に段子川河口では大幅に増加しており、生活排水などの都市下水が流入していると考えられる。

したがって、佐鳴湖の快適な水辺空間を目指すためには、佐鳴湖流域(上・下流)の下水道を整備するとともに各家庭との下水道の接続率を向上させることが重要である。(2-4)

7) 佐鳴湖心の堆積物のCOD及びT-Pについて、表面から30cmの範囲での堆積量を推計すると、それぞれ6,500t、60t(前報告書では全体で91t)となる。また、堆積速度は最大で93t/y、0.86t/yと推定された。

佐鳴湖の汚染を改善するには、堆積すると考えられる有機物質等の流入を止めることと、同時に効果を確認するための継続的なモニタリングが必要と思われる。(2-5)

8) 佐鳴湖心の堆積物のCODは表層に近いほど密度が高く、亜鉛、銅及びリンの含有濃度と強い相関を持っている。

したがって、亜鉛、銅及びリンなどの含有濃度を減少させる対策を行うことで、CODは減少する可能性がある。(2-5)

9) 製鉄スラグを使用して、pHを10程度に上げ、

Mg(OH)₂を生成することにより佐鳴湖中の微細粒子を凝集させ、SS、栄養塩及びCODを効率よく除去することが可能となる。この方法でのSSとPの除去率は80%に達し、CODとSiの除去率は約50%であった。(2-6)

10) 冬季の佐鳴湖の植物プランクトン相(鞭毛藻類)は光に向かって移動する特性を持つことが明らかになった。この正の走光性を利用することで、COD成分と栄養塩であるリン(窒素成分も含む)などを分離・回収することが可能であり、生態系を利用した浄化の可能性が示された。(2-7)

3.2 佐鳴湖に特徴的な微生物群と食物連鎖への影響

1) 佐鳴湖では、夏季の特徴として梅雨明けの日照・気温の増大により湖水温度も30以上に急上昇し、プランクトン種組成は珪藻から*Synechococcus* sp.に入れ替わり、湖水温度が28以上の間は単独的な優占を続ける。冬季の日照量が低下し水温が10を下回る厳寒期は、優先種が珪藻からクリプト藻、渦鞭毛藻へと転換する。

また、2年間にわたる佐鳴湖のプランクトンの調査結果から、プランクトン濃度や種組成の変化は温度に大きく依存するが、日照量や降雨にも関わっている。さらに夏季の降雨は*Synechococcus* sp.を抑えて珪藻や真核植物プランクトンを増殖させる

したがって、新川の水量や湧水の増加は生態系の改善につながると考えられる。(3-1-1)

2) 2006、2007年夏季の植物プランクトンの脂肪酸分析結果では、DHAやEPAなどの3不飽和脂肪酸の含有割合が6%前後(通常30%前後)と低く、微生物ループを通じたより高次捕食者への食物連鎖が正常に機能せず、生態系に大きな影響を与えている可能性が高い。

夏季の*Synechococcus* sp.による単独的な優占が生命維持に必須な成分である3不飽和脂肪酸を減少させ、8月から9月におけるヤマトシジミの斃死の一因となっていると考えられる。(3-2-1)

3) ニホンイサザアミ体内での3不飽和脂肪酸の含有割合の変化を見ると、春期までは42%のものが夏期には32%まで低下していた。ニホンイサザ

- アミは、夏季の *Synechococcus* sp. が優占する状態では、餌から十分な 3 不飽和脂肪酸を摂取できない可能性が示された。(3 - 2 - 2)
- 4) 佐鳴湖においては *Synechococcus* sp. の藻毒として心配される microcystin は検出できなかった。(3 - 3 - 1)
- 5) 佐鳴湖では、2008 年 7 月末からある種の珪藻付着防止作用を持つアフロケミカル(忌避化学物質、 CHBr_3 や CH_2Br_2) の顕著な増加が見られた。この時期は珪藻から *Synechococcus* sp. に優占種が変化する時期であり、水温上昇とともに活動が活発となったピコシアノバクテリアが産生することで、珪藻の増殖を阻害し、単独的な優占をした可能性が示された。(3 - 3 - 2)
- 6) 佐鳴湖において海水で育つ外洋性起源の珪藻と陸水あるいは汽水域に起源をもつ珪藻が観察され、佐鳴湖の珪藻も同様の起源であると推定された。(3 - 4 - 1)
- 7) 佐鳴湖内の植物プランクトンの空間分布において、通常は北高南低、降雨時は北低南高、増殖時は全域で一定となり、水の交換が大きいところでは低濃度となる傾向が確認された。
- また、下流新川では、湖内に比べて非常に低濃度であり、植物プランクトンの河川からの流入はほとんど無視できる。(3 - 4 - 2)
- 8) 段子川ふれあい橋から宇布見橋までの領域において、餌となりうる粒子の大きさを区分した区画で、佐鳴湖のカイアシ類を利用した生育条件評価実験を行った。その結果、すべての領域でカイアシ類は生存できるが、 $10\mu\text{m}$ 以下の粒子の区画ではノープリウス幼生(甲殻類の最も初期の幼生)が出現しなかった。
- このことから、カイアシ類は、 $10\mu\text{m}$ 以下の粒子の区画では餌として個体維持に利用できるが、繁殖には充分ではないと考えられる。(3 - 5)
- 9) 安定同位体分析の結果、ニホンイサザアミの安定同位体値は SS(懸濁物)の値の変動に追従しており、佐鳴湖においては、SS がニホンイサザアミの主な餌であることが確認できた。(3 - 6 - 1)
- 10) ヤマトシジミの食性について、安定同位体比による種々の餌とシジミの関係を調査したが、現時点では明確な相関が見られなかった(引き続き調査を進める予定)。(3 - 6 - 2)
- 11) 佐鳴湖で飼育したシジミは水温が上昇する夏場に向けて、ヒートショックタンパク質 HSP70 の発現量および p38 のリン酸化が上昇し、HSP60 の発現量が低下することが判明した。これは水温の上昇など外的環境の変化によりシジミの体内応答に劇的な変動があることを示している。
- この現象は、外的環境の変化を示すバイオマーカーとして利用できる可能性がある。(3 - 6 - 3)
- 12) 佐鳴湖モデルでは、湖内のデトリタス(微細な有機物粒子)の存在量を多くすることでイサザアミが増殖した。これは、イサザアミが湖水中の有機物や湖底に沈殿したデトリタスを食べ、湖底に沈殿している有機物を除去する役割を担っていると考えられる。
- しかし、その能力は湖内水質を完全浄化できるレベルにはない。大量発生したイサザアミは排糞や死亡によって廃棄物を大量に蓄積するため、これを摂食するベントス(低湿に生息する生物)更にそれを捕食する魚類、そして漁獲へとつながる循環が必要となる。
- 佐鳴湖の水質循環の改善には、河川からの栄養塩の流入を抑えるだけでなく、有機物の除去・浄化可能な生物が多く生息できる環境へ再生し、自然環境がもつ浄化能力でよみがえらせることが重要である。(3 - 7)

3.3 佐鳴湖の水質、水温に影響を及ぼしている地下水の影響

1) 佐鳴湖に影響を及ぼす地下水モデルをシミュレーションした結果、佐鳴湖へ直接湧出する浅層地下水涵養域は、高丘地区の揚水井戸の水頭変化の影響により、佐鳴湖周辺に限定され、三方原台地からの浅層地下水は上流新川に湧出していると考えられる。

したがって、佐鳴湖へ直接湧出する地下水は、佐鳴湖周辺の浅層地下水涵養域及び三方原台地までの深層地下水涵養域からであることが考えられる。(4 - 1)

2) 佐鳴湖から湧出する農地施肥由来の窒素量はわずかであり、上流新川を經由して佐鳴湖へ流入する窒素負荷が大部分を占めると推定される。

佐鳴湖の水質改善のためには、三方原台地を含

めた地域の農地保全を図るとともに佐鳴湖周辺のみならず広域での雨水浸透柵の設置を推進すべきである。(4-1)

3) 湖底からの湧水量は $12,510 \text{ m}^3/\text{day}$ と試算された。この量は上流新川の流入量と同程度であり、佐鳴湖の体積 240 万 m^3 に対してこの程度の流入量では水温変化に影響はない。

なお、水質評価モデルから雨水浸透柵の設置促進等により湖底からの湧水量が増えた場合の計算は実行可能となった。(4-2)

4) 水の安定同位体比により、佐鳴湖へ流入する水の履歴を調査した結果、天竜川水系、湧水系統、浜名湖水系統に区分された。

流域の水の安定同位体分析と塩分濃度による海水と淡水の比率から湖水の収支と移動の予測が出来ることが分かった。(4-3)

4 今後への期待

佐鳴湖は昨年度の指標でワースト1を脱出できたが、本質的な問題の解決ができた訳ではない。また、本年度は、清流ルネッサンスの新川(佐鳴湖)水環

境改善緊急行動計画の改訂が行われ、戦略課題研究の成果も反映された新たな行動が示された。

しかしながら、これまでの研究において得られた知見はその一部を明らかにしたのみであり、佐鳴湖の課題にはいまだ未解明な点が多い。

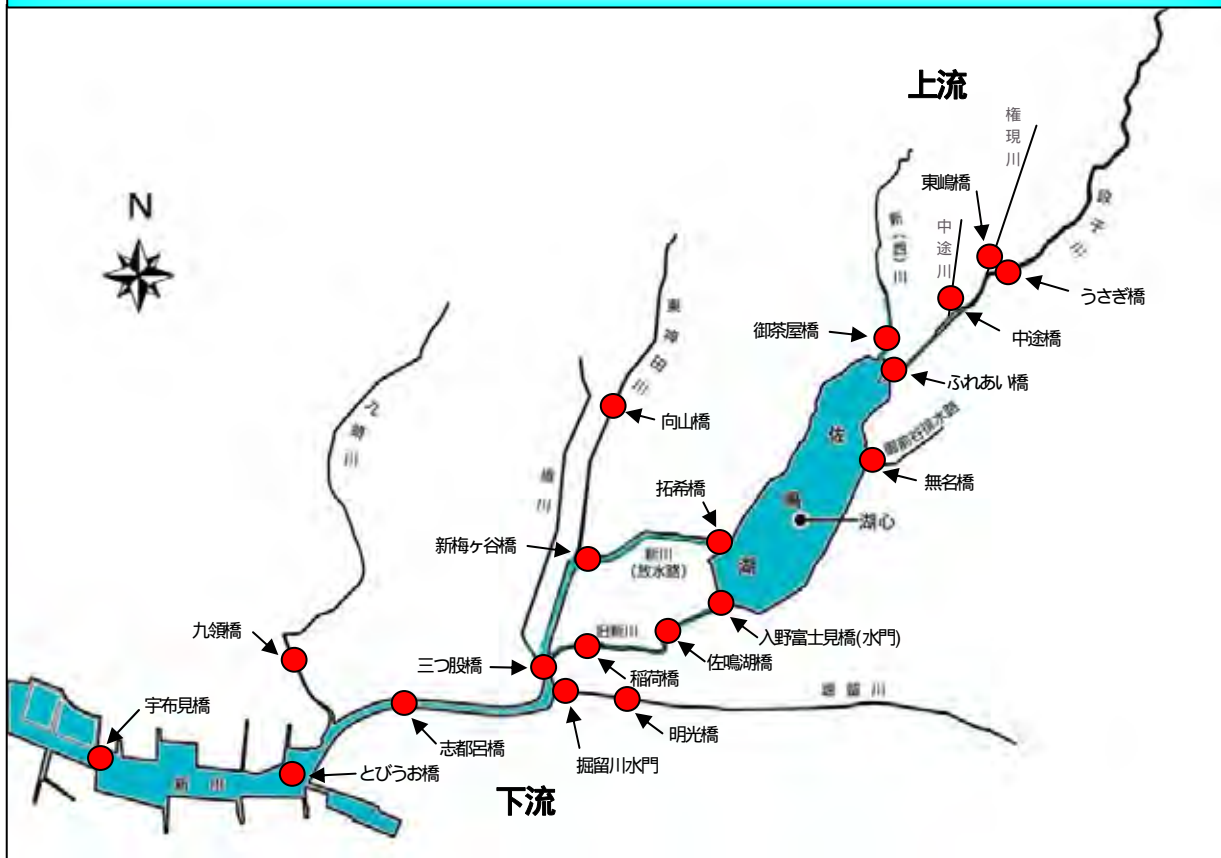
真の快適空間「佐鳴湖」を創造するためには、佐鳴湖に係わる流域全体についての原因の追及と解明、それを解決に結びつける流域全体の農工業及び地域住民の幅広い取り組みが必要と思われる。

4年間にわたって進めてきた戦略課題研究は本年度をもって終了するが、これまで培ってきた研究の発展と普及啓発のために「佐鳴湖研究会」を発足し、継続的に研究を進めていく計画である。

この研究会を基盤に、「快適空間『佐鳴湖』の創造」に向けて、これまで以上に産学官民の連携の枠組みを発展させ、新たな視点を加え、そして、より本質に迫る研究活動と地域住民が納得する成果の啓発活動ができればと考えている。

今後の研究活動の発展に向けて、関係各位の一層の御協力と御指導を願って、報告書のまとめとする。

戦略課題フォローアップ研究での水質調査位置



第2章 汚濁をもたらす下流域からの影響の解明と水質浄化

1項 新川における水輸送と物質輸送過程

安田 訓啓

東海大学 海洋学部 海洋科学科 教授

1 はじめに

佐鳴湖の水域環境を支配する重要な要因の一つに流れなどの物理過程がある。特に、佐鳴湖は感潮域であるため、湖内と湖外間の物質の輸送には潮汐による水交換の役割が大きいと考えられる。2007年度までの調査研究では佐鳴湖の潮汐などの水位変動の特性を把握し¹⁾、潮汐による水交換の大きさを定量的に検討した²⁾。しかし、佐鳴湖に接続する下流の新川における物質の輸送についてはほとんど手付かずの状態であった。そこで、2008年度は保存量である塩分をトレーサーとして、佐鳴湖下流の新川および佐鳴湖内の複数の測点において塩分分布を測定するとともに、佐鳴湖内において水位測定を行い、主に新川における水輸送と塩分の輸送過程について詳細に調査し、さらに潮汐による佐鳴湖の水交換との関連について

も検討した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 水温、塩分、流れの測定

今年度の調査では、2008年5月18日、6月29日、8月20日、10月4日および12月24日に、佐鳴湖下流新川の宇布見橋、志都呂橋および三つ股橋、新川放水路の新梅ヶ谷橋および拓希橋、旧新川の稲荷橋および入野富士見橋の7点(図1(1))に加えて佐鳴湖内の3点(図1(2)、S4、S5、S6)において、水温、塩分および流れの測定を行なった。新川の測点となっている各橋の河口からの距離を表1に示した。橋上からの観測では橋の中央付近または水深が最も深い場所の1地点において測器を降ろし、水面から川底まで0.25m

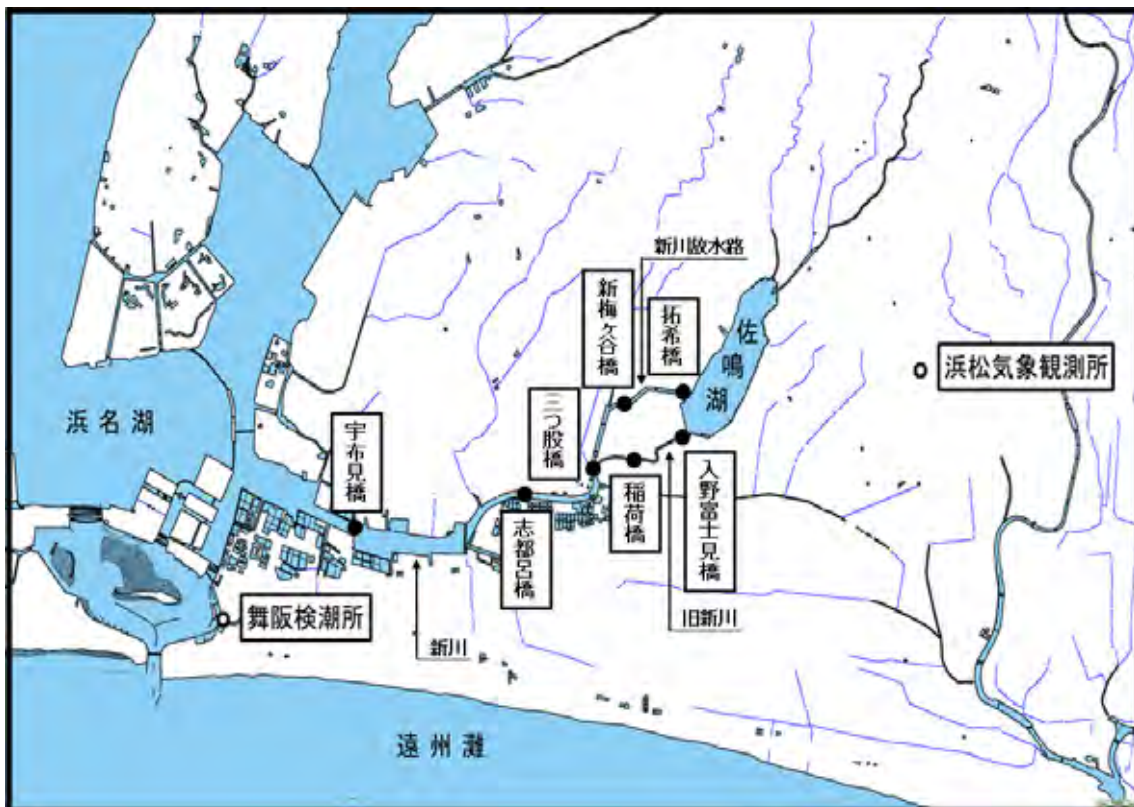


図1(1) 新川観測点図

表1 新川河口から観測点までの距離

観測点(橋)	河口からの距離(m)	
新川	宇布見橋	1955
	志都呂橋	5057
	三つ股橋	6529
新川放水路	新梅ヶ谷橋	7487
	拓希橋	8719
旧新川	稲荷橋	7271
	入野富士見橋	8333

間隔で測定を行なった。また佐鳴湖内の3点においても水面から湖底まで同じ深度間隔で測定を行なった。

用いた測器は水温塩分計(JFE アレック、ACT-HR)および直読式電磁流向流速計(JFE アレック、AEM213-D)であり、佐鳴湖内の観測では加えて測深にポータブル魚群探知機(HONDEX、EE-6200)測位にポータブルGPS(EMPEX、MAP21EX)を用いた。

2.1.2 水位の測定

新川と佐鳴湖内の水温、塩分、流れの調査日を挟んで約1週間、佐鳴湖公園漕艇場の棧橋奥(図1(2)、L2)において、水位の自記測定を実施した。測定期間は2008年5月17日~21日、6月26日~7月2日、8月16日~23日、10月1日~5日、12月23日~29日の5期間である。

用いた測器は圧力式水位計(離合社、RMD 水位計)である。アングルに固定した水位計を湖底



図1(2) 佐鳴湖観測点図

に設置し、1分間隔で測定を行なった。測得データに浜松気象観測所(図1(1))の海面気圧データ³⁾を用いて気圧補正を行い、大気圧の変動による水位の昇降を取り除いた。

3 結果

3.1 佐鳴湖水位の潮汐変動

佐鳴湖漕艇場における水位測定結果より得られた佐鳴湖の潮汐の水温、塩分、流れの調査日の満潮、干潮の時刻と潮位を浜名湖の舞阪験潮所(図1(1))におけるもの⁴⁾と併せて表2に示した。安田¹⁾が示したように、浜名湖から佐鳴湖に潮汐が遡上する際に振幅の減衰とともに潮時の遅れが

表2(1) 舞阪の潮汐(気象庁舞阪験潮所)

年/月/日	満潮				干潮			
	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)
2008/5/18	4:15	279	17:41	278	10:29	183	22:30	226
2008/6/29	1:09	280	15:19	280	8:13	195	20:21	253
2008/8/20	7:34	291	20:02	293	1:44	207	13:56	199
2008/10/4	8:50	274	19:42	283	2:21	191	14:03	237
2008/12/24	4:55	256	15:12	267	9:47	231	22:31	175

表2(2) 佐鳴湖の潮汐(佐鳴湖公園漕艇場)

年/月/日	満潮				干潮			
	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)	時刻	潮位(cm)
2008/5/18	6:42	71	20:51	55	1:13	42	15:15	25
2008/6/29	3:51	50	-	-	-	-	22:35	29
2008/8/20	10:19	45	22:48	44	4:47	11	17:15	7
2008/10/4	12:02	48	22:07	69	6:15	20	16:19	35
2008/12/24	8:30	33	17:40	47	2:22	10	12:14	24

見られる。表2の例では2時間15分~4時間45分ぐらいの遅れが見られた。ただし、6月29日は当日まで降っていた大雨による増水の影響があったため、佐鳴湖の満潮、干潮は一部除いてある。

3.2 水温、塩分、流れの鉛直分布

宇布見橋から新川放水路の拓希橋までの水温、

塩分および流れの河川軸方向成分の鉛直断面分布の例を図2に示す。他の調査日においてもこの例と同様で、河口に近い宇布見橋の中層以深と佐鳴湖の湖南(S6)の底層を除けば水温、塩分、流れともに鉛直方向にほぼ一様であり、鉛直に良く混合していると考えられる。

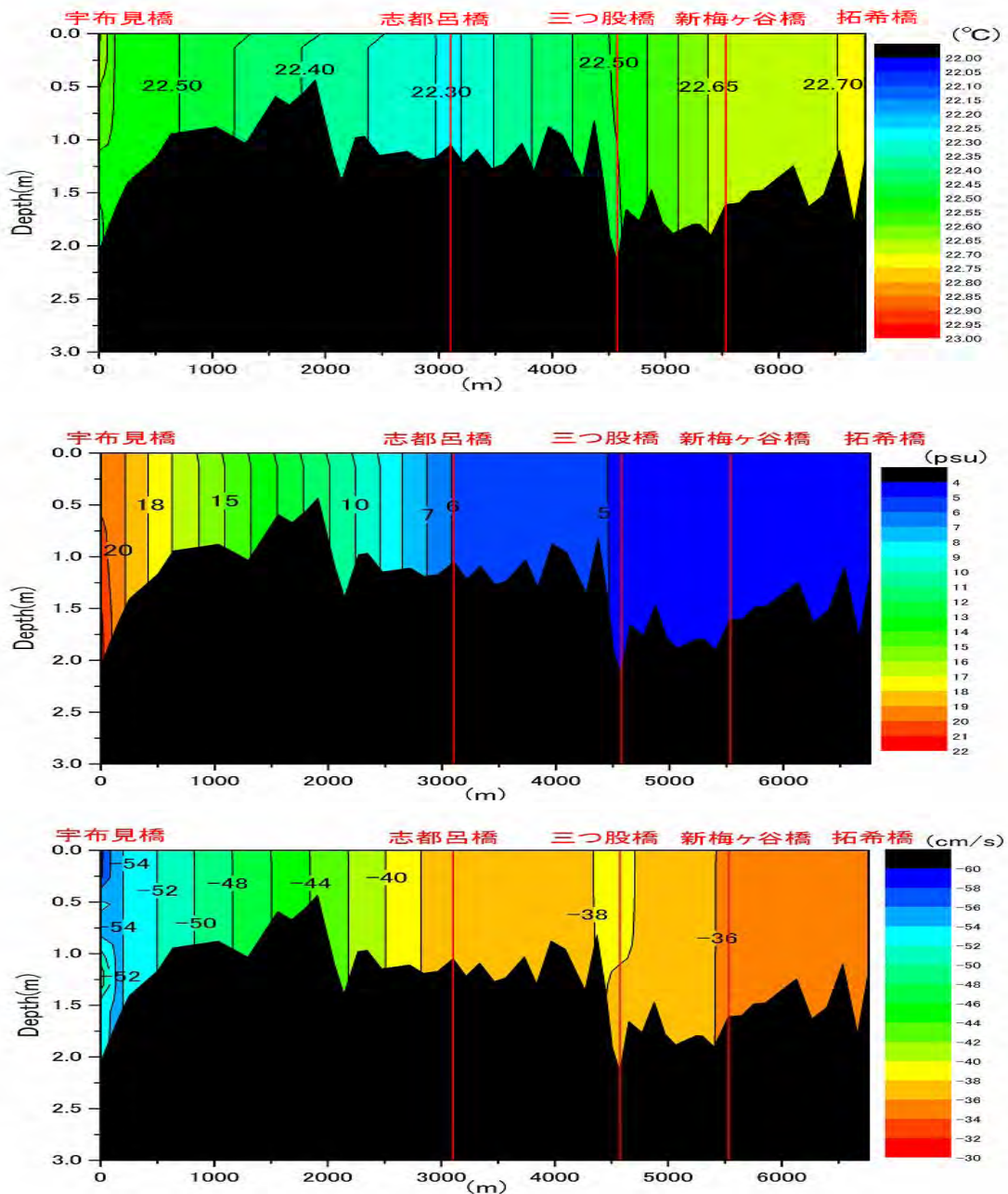


図2 新川 - 新川放水路における2008年5月18日の水温(上), 塩分(中), 流速の河川軸方向成分(下)の鉛直断面分布

3.3 塩分の水平分布

前節において示したように佐鳴湖下流の新川は鉛直に良く混合しており、塩分も鉛直に概ね一様である。そこで、河川軸に直角な方向にも塩分が

ほぼ一様であると近似すると、塩分の分布は河川軸に直角な横断面平均塩分の河川軸に沿った水平分布で表わすことができ、また横断面平均塩分は鉛直平均塩分で近似できる。図3に各調査日の鉛

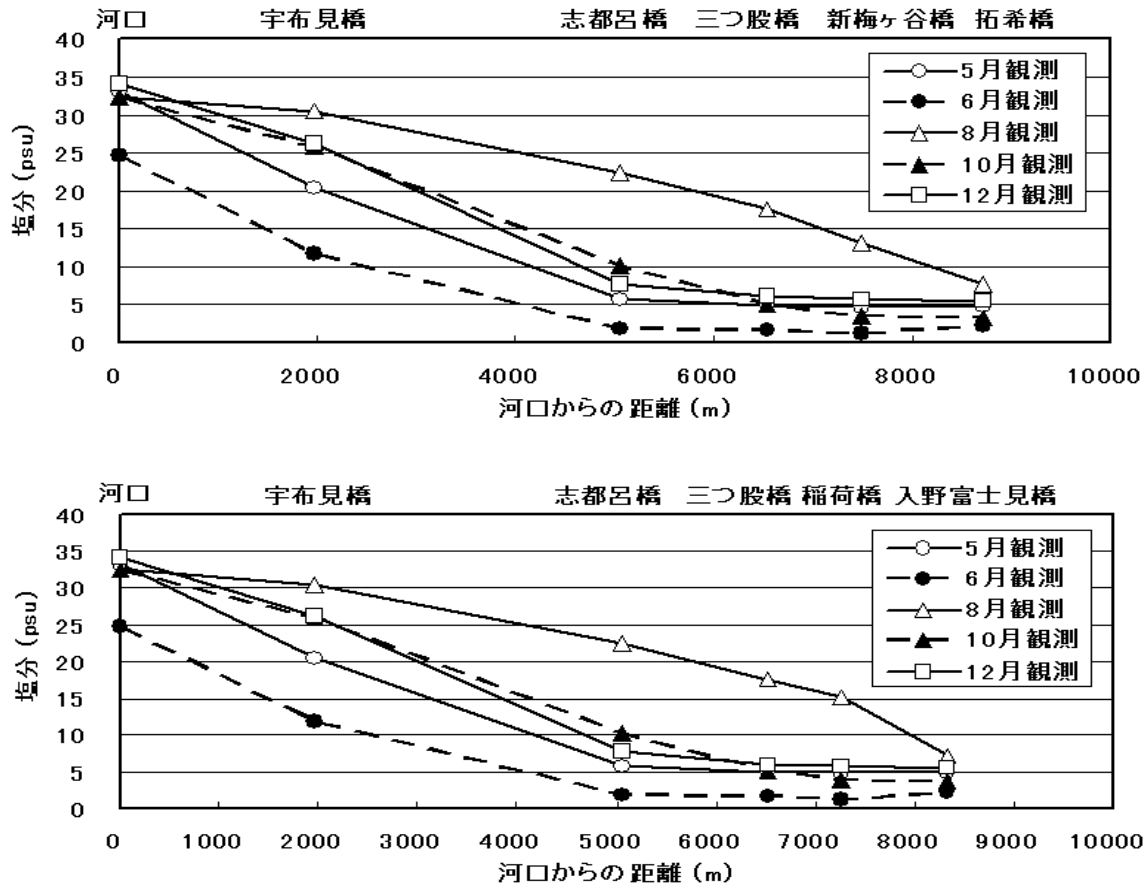


図3 鉛直平均塩分の河川軸方向の分布（新川 - 新川放水路（上）, 新川 - 旧新川（下））

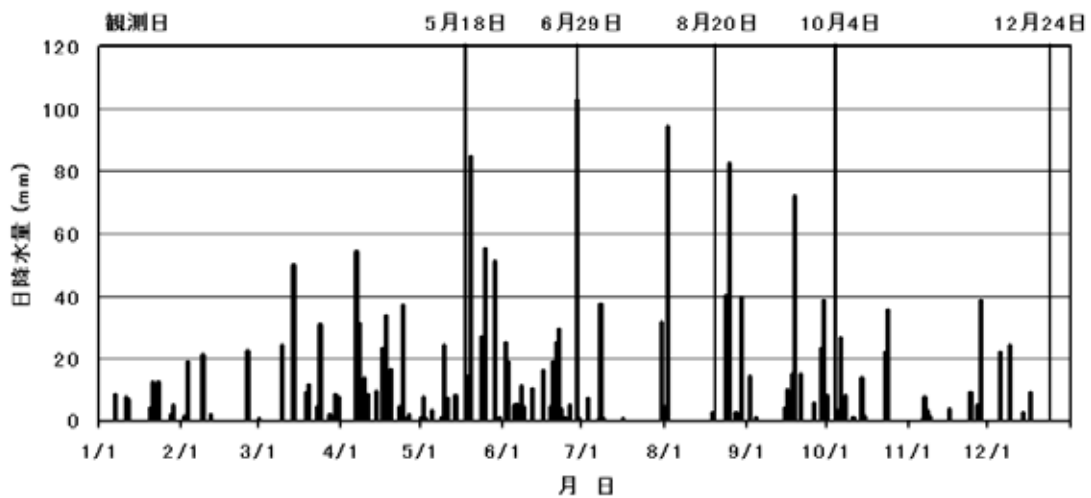


図4 浜松気象観測所における2008年の日降水量

直平均塩分の河川軸方向の分布を示す。ただし、河口の塩分値は静岡県水産技術研究所浜名湖分場による弁天島渚橋における¹⁵の日データ⁵⁾から換算して用いたが、8月、10月、12月については前年同月の降水パターンの似ている日の値⁶⁾、⁷⁾を代用した。8月は中流部の志都呂橋、三つ股橋、新梅ヶ谷橋および稲荷橋付近で高塩分になっているが、これは図4の浜松気象観測所における日降水量時系列⁷⁾から分かるように調査日(8/20)まで18日間にわたってまとまった降水がなかったことと、観測時刻が満潮時に近かったためであると考えられる。また6月は河口部を含めて全体的に低塩分になっているが、これは観測時刻の直前まで日降水量100mmを超える大雨が降っていたため、佐鳴湖から浜名湖まで大量の淡水が流入し、低塩分化したものと考えられる。

4 考察

4.1 潮流による水輸送量

新川における観測時刻前後の佐鳴湖の満潮と干潮の潮差と佐鳴湖の面積の積として、潮汐による佐鳴湖の交流量が得られる。交流量は上げ潮で佐鳴湖に流入し、下げ潮で流出する湖外水の体積であり、これは下流の新川において上げ潮で上流へ、下げ潮で下流に輸送される水の体積、すなわち潮流による水輸送量に等しい。表3に今回の調査日の佐鳴湖の潮差とそれより得られた新川における上げ潮および下げ潮による水輸送量を示した。水輸送量は $4.35 \times 10^5 \sim 5.82 \times 10^5 \text{ m}^3$ で、潮差の大きな10月が水輸送も最大になっている。

4.2 干潮時と満潮時の塩分分布

3.2節において述べたように、新川では流れの鉛直分布もほぼ一様であり、潮流による水輸送は河川の全横断面を通して行なわれると考えてよ

い。したがって、佐鳴湖から河口までの新川の全ての場所の横断面積が分かれば、任意の潮時に新川の任意の場所にあった水が上げ潮と下げ潮によって移動する範囲(タイダル・エクスカージョン)が分かる。そこで、まず2007年9月18日に実施した新川の測深結果¹⁾と国土地理院の25000分の1の地図から読み取った川幅から100mごとの新川の横断面積を求めた。舞阪と佐鳴湖の潮時の遅れを考慮して各調査日の各測点での観測時刻における潮時を求め、観測時刻にその測点にあった測定された塩分値を持った水が干潮時と満潮時に位置する場所を推定し、干潮時と満潮時の鉛直平均塩分分布を求めた。その結果を図5に示す。ただし、3.3節で示したように、6月の調査日は大雨による極端な低塩分化と増水による佐鳴湖水位の変動のために観測時刻の潮時を決めることができなかったため、図5からは除いた。5月、10月および12月では干潮時、満潮時ともにほぼ同様の塩分分布をしているが、8月は他の調査にくらべて高塩分になっている。これは3.3節において示したように、長期間降水がなかったために佐鳴湖および新川の水域全体が高塩分化しているためである。

表4に満潮時に佐鳴湖の新川放水路口にあった水のタイダル・エクスカージョンと、下げ潮によって佐鳴湖の水が新川を流下する範囲の河口からの距離を示した。安田²⁾が拓希橋で行なった流れの自記測定結果から見積もったタイダル・エクスカージョンから推定した佐鳴湖水の流下範囲は新川放水路と旧新川の合流点すなわち三つ股橋付近までであったが、表4と表1を比べると、今回見積もられた佐鳴湖水の流下範囲は志都呂橋のさらに下流の河口から3300~4000mまで達している。この違いは、三つ股橋までの新川放水路と旧新川は横断面積が小さいため、拓希橋での潮流から見

表3 上げ潮・下げ潮に伴う水輸送量

観測月	5月	8月	10月	12月
潮差(cm)	45.7	37.9	49.1	36.7
水輸送量(m ³)	5.42×10^5	4.50×10^5	5.82×10^5	4.35×10^5

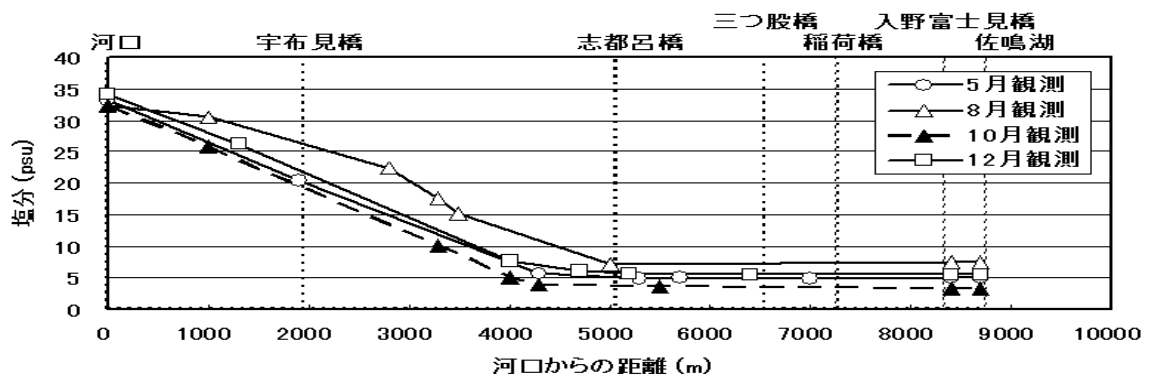
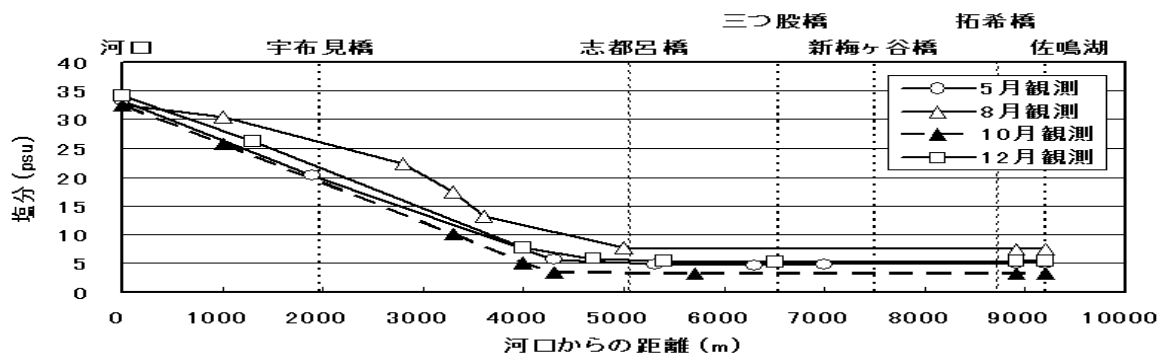


図5(1) 干潮時の鉛直平均塩分分布 (新川 - 新川放水路(上), 新川 - 旧新川(下))

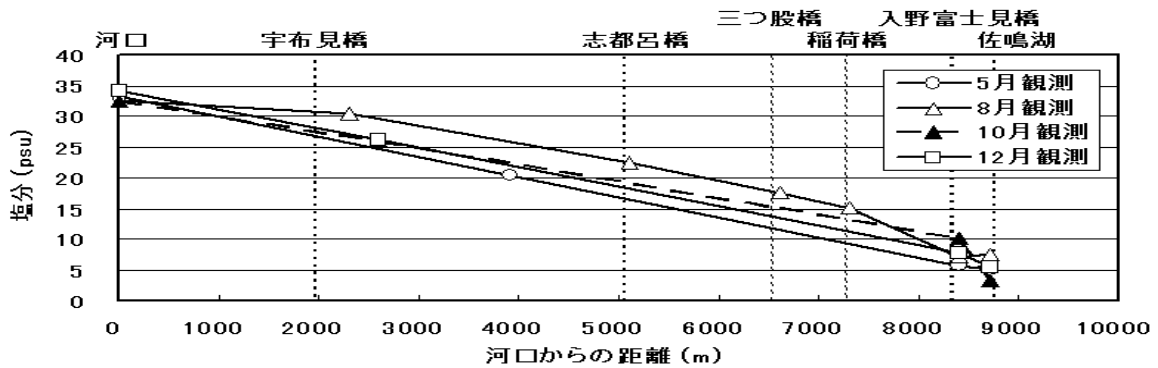
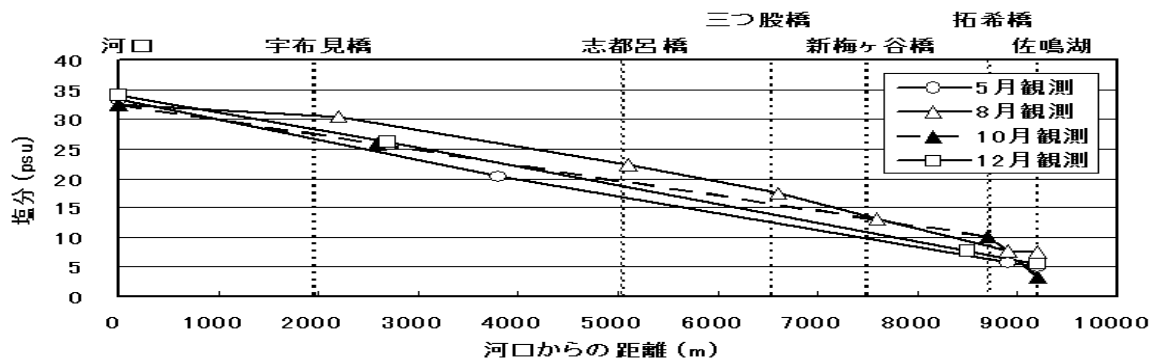


図5(2) 満潮時の鉛直平均塩分分布 (新川 - 新川放水路(上), 新川 - 旧新川(下))

積もったタイダル・エクスカージョンが実際よりもかなり小さめであったと考えられる。図5(1)には、佐鳴湖水が最も下流まで流下する干潮時に、流下範囲の塩分が河川軸方向にほぼ一樣になることが示されている。

4.3 新川における塩分輸送

前節で示した佐鳴湖水の流下範囲の干潮時と満潮時の塩分の差より、流下範囲における干潮から満潮までの上げ潮による塩の増加量を見積もることができる。さらに干潮時の流下範囲の塩分量から上げ潮によって佐鳴湖に流入する塩分量を見積もられ、これに前述の流下範囲における塩の増加量を加えたものが、流下範囲の下流端を通して上げ潮時に上流に運ばれる塩分輸送量である。これらの計算結果を表5に示す。計算された上げ潮時の塩分輸送量は $7.13 \times 10^6 \sim 10.79 \times 10^6$ kg で、潮差の大きい10月が最大となっている。

上げ潮で佐鳴湖に流入した湖外水はそれよりも低塩分の湖内水と一定の割合で交換するため、上げ潮で佐鳴湖内に流入する塩分量と下げ潮で流出する塩分量は異なる。上げ潮で流入する水の平均塩分を求め、湖内水の平均塩分として湖南の測点S6の底層を除いた各層の塩分の平均値を用い、湖内水と湖外水の交換率として $0.62^{2)}$ を用いて上げ潮および下げ潮で佐鳴湖に流入、流出する塩分量を見積もり、表6に示した。上げ潮で佐鳴湖に流入する塩分量は $2.73 \times 10^6 \sim 3.77 \times 10^6$ kg、下げ潮で流出する塩分量は $2.20 \times 10^6 \sim 3.52 \times 10^6$ kg であり、水交換により1潮汐(1回の上げ潮と下げ潮)の間に佐鳴湖に流入する正味の塩分量は $2.52 \times 10^5 \sim 5.32 \times 10^5$ kg と1オーダー近く小さくなる。表5に示した上げ潮時の塩分輸送量との比をとると $0.029 \sim 0.049$ で平均すると約4%となる。すなわち、上げ潮で佐鳴湖の近くまで輸送された塩分量のうち、約4%が潮汐

表4 下げ潮による佐鳴湖水の流下範囲(タイダル・エクスカージョンおよび河口からの距離)

観測月	5月	8月	10月	12月
タイダル・エクスカージョン(m)	5300	4800	5500	4800
流下範囲の河口からの距離(m)	3500	4000	3300	4000

表5 上げ潮時の上流への塩分輸送量

観測月	5月	8月	10月	12月
流下範囲の塩の増加量(kg)	5.17×10^6	4.98×10^6	8.06×10^6	4.32×10^6
佐鳴湖への塩分流入量(kg)	3.28×10^6	3.77×10^6	2.73×10^6	2.81×10^6
上げ潮時塩分輸送量(kg)	8.45×10^6	8.75×10^6	10.79×10^6	7.13×10^6

表6 1潮汐の間に水交換によって佐鳴湖に流入する正味の塩分量 (交換率: = 0.62)

観測月	5月	8月	10月	12月
上げ潮時流入平均塩分(psu)	6.06	8.39	4.70	6.47
佐鳴湖内(Stn. S6)塩分(psu)	5.06	7.49	3.22	5.44
上げ潮時流入塩分量(kg)	3.28×10^6	3.77×10^6	2.73×10^6	2.81×10^6
下げ潮時流出塩分量(kg)	2.95×10^6	3.52×10^6	2.20×10^6	2.54×10^6
水交換による正味の流入塩分量(kg)	3.35×10^5	2.52×10^5	5.32×10^5	2.77×10^5
正味の流入塩分量 / 上げ潮時塩分輸送量	0.040	0.029	0.049	0.039

による水交換によって佐鳴湖に流入し、湖内に留まることになる。したがって、残りの約96%の塩分量が下げ潮時に下流に戻っていく。

今回の見積もりによって、上げ潮で下流から輸送されてきた塩分量のうち、正味では約4%しか潮汐による水交換によって佐鳴湖内に流入しないことがわかった。しかし、今回の塩分輸送量の見積もりでは流れ(潮流)による輸送しか考慮しておらず、このような輸送過程では新川の塩分は時間の経過とともに低下してしまふ。実際には、降水がない間は高塩分化していくと考えられ、また降水がない期間でも佐鳴湖や下流新川への小流量の淡水の流入は続いており、それに伴う下流への塩分輸送も考慮に入れる必要がある。したがって、潮汐による水交換によって佐鳴湖に流入する正味の塩分量を上回る量の下流から上流への塩分輸送のプロセスが必要である。その輸送過程として考えられるのは拡散または分散である。拡散や分散による塩分の輸送量を見積もるには数日以上の上の長期間にわたる観測が必要であり、今回の調査では拡散や分散による塩分の輸送量を直接求めることはできなかったが、その下限を確認することはできた。

4.4 新川における浜名湖水の希釈率

佐鳴湖下流の新川は淡水と高塩分の浜名湖水との混合水域であり、浜名湖水は新川を遡上する過程で次第に希釈される。安田²⁾によれば、上げ潮で実際に佐鳴湖に流入する河川水では数%~20数%まで希釈される。そこで、今回の塩分の観測結果より上げ潮時に佐鳴湖に流入する河川水における浜名湖水の希釈率を求め、表7に示した。得られた希釈率は15%~26%で、安田²⁾による値の範囲にあることが確認できた。

表7 上げ潮時に佐鳴湖に流入する河川水における浜名湖水の希釈率

観測月	5月	8月	10月	12月
浜名湖水の塩分 (psu)	33.2	32.4	32.4	34.1
上げ潮時流入水平平均塩分 (psu)	6.06	8.39	4.70	6.47
希釈率	0.182	0.259	0.145	0.190

参考文献

- 1) 安田訓啓 (2008) 第3章佐鳴湖の水質と浄化技術 1 項佐鳴湖の水理特性と水質特性 1 佐鳴湖の水位変動 .127-136. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」 研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.
- 2) 安田訓啓 (2008) 第3章佐鳴湖の水質と浄化技術 1 項佐鳴湖の水理特性と水質特性 2 潮汐による水交換(海水の流入) . 137-145. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」 研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.
- 3) 気象庁 (2008) 気象統計情報, <http://www.jma.go.jp/jma/>
- 4) 気象庁 (2008) 潮汐観測資料, <http://www.jma.go.jp/jma/>
- 5) 静岡県水産技術研究所浜名湖分場 (2008) はまな No.523, 11pp.
- 6) 静岡県水産技術研究所浜名湖分場 (2007) はまな No.520, 11pp.
- 7) 静岡県水産技術研究所浜名湖分場 (2008) はまな No.521, 13pp.

第 2 章 2 項 佐鳴湖のセンサーによる年間水質調査

瀬野 忠愛

静岡大学 工学部 システム工学科 准教授

1 はじめに

佐鳴湖湖水の汚濁機構の解明と浄化対策立案のためには降雨時の影響，春夏秋冬の温度，日射量などの水質への影響を調査する必要がある．そのため，各種センサー類（クロロフィル・濁度計，溶存酸素計，塩分計，光量子計など）による長期水質計測を湖内 1 地点・周辺 3 地点で行った．その計測結果を分析することにより別途開発中の佐鳴湖水質予測モデルの精緻化，信頼性の向上を目指す．最終的には，「水質浄化対策とその効果」をそのモデルを使用して推定し，浄化対策の事前評価ツールの提供を目的とする．

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 自動計測について

使用した計測器はすべて(株)JFE アレック社製のもので以下の 5 種類である．

1. 電磁流速計 (COMPACT-EM AEM-HR) ; 4 台
 2. クロロフィル・濁度計 (COMPACT-CL/CLW) ; 3 台
 3. 光量子計 (COMPACT-LW ALW-CMP) ; 1 台
 4. 溶存酸素計 (COMPACT-DOW ADOW-CMP) ; 1 台
 5. 塩分・水温計 (COMPACT-CTW ACTW-CMP) ; 1 台
- 計測機のバースト時間 (次に計測器が起動するまでの時間), インターバル (サンプリング間隔), サンプリング数を表 1 に示す．

表 1. 計測器の設定

計測器	インターバル [秒]	バースト時間 [分]	サンプル数
電磁流速計	1	10	15
クロロ・濁度計	1	10	20
溶存酸素計	1	10	10
光量子計	1	10	10
水温・塩分計	2	10	20

ふれあい橋 (段子川) と拓希橋 (新川放水路) に電磁流速計とクロロフィル・濁度計を，佐鳴湖橋 (下流新川) に電磁流速計を，湖心には上記 1~5 すべて

の計測器を設置し，約 1 ヶ月間の連続測定・データ回収の作業を 2 年間 (2006/11/1 ~ 2008/12/10) 繰り返した．

湖心の計測器設置図と現場写真を図 1 に示す．拓希橋の計測器も湖心と同様のフロート形式の設置方法である．段子川と佐鳴湖橋の計測器は水底固定設置した．

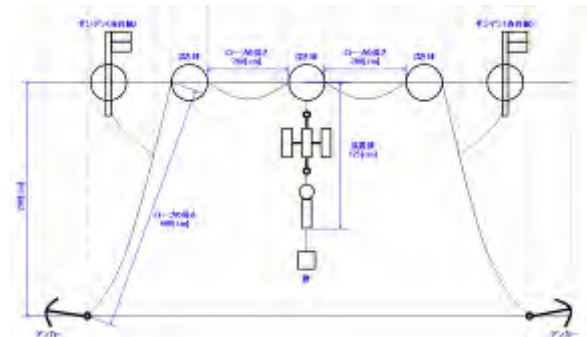


図 1 佐鳴湖湖心の計測器設置図と写真

3 計測結果

計測結果のグラフ一覧を付録にまとめて記載した．ここでは，各データの特徴を主に記す．

3.1 各測定点の流速変動

段子川では，通常の晴天時には 3~5 cm/s の流速で佐鳴湖に流入している．降雨時には一挙に流速が大きくなり，最大 69 cm/s まで上昇する．図 2

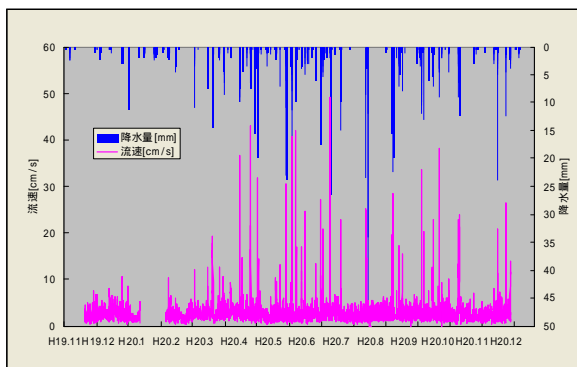


図2 降水量と段子川流速の関係

に浜松地域の降水量とふれあい橋での流速変動の関係を示す。グラフ上辺に青色棒で降水量を示している。概ね降雨に対応して流速が急に増大しているが、浜松全域の降水量と段子川流域の降水量とには差があるため、降水量と流速の大きさの間に明確な相関はなかった。

佐鳴湖湖心の流速は概ね 14 cm/s 以下であり、段子川ほどではないが、降雨の影響で 32 cm/s あたりまで上昇することがある。湖心での流向分布は、西南西から南南東まで幅広く分布しているが、南南西の向きが支配的である。しかしながら、逆流時には東北東の向きまで変化する。

拓希橋の流速は順流・逆流を正・負で表すと ±50 cm/s 以内で変動している。流向は順流・逆流時に対応して西北西と東南東の向きにはっきりと区別される。佐鳴湖橋の流速変動も同様である。富士見水門（佐鳴湖橋）水位と両橋での流速変動の関連性を図3に示す。水位のピークと流速のピークは時間的

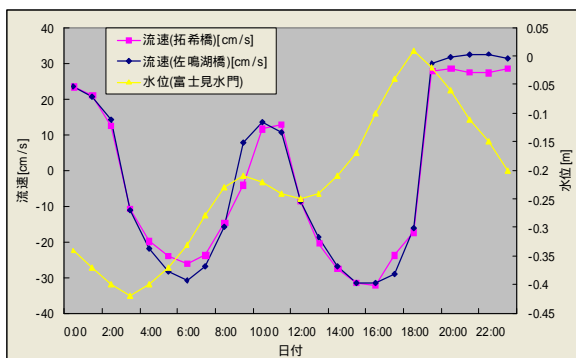


図3 水位と流速変動

にずれている。また、佐鳴湖橋と拓希橋での水位変動、流速変動に時間遅れはない。

3.2 水温変化

図4に佐鳴湖湖心の水温変化を示す。夏には32

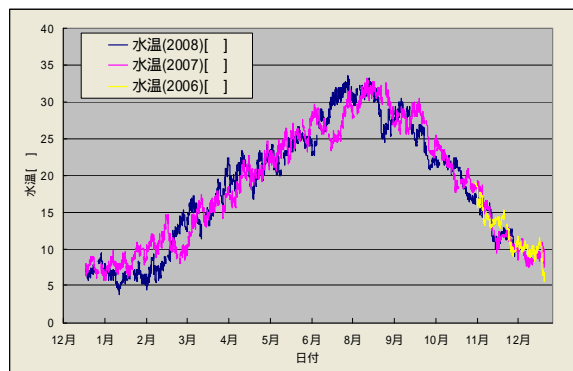


図4 湖心の水温変化

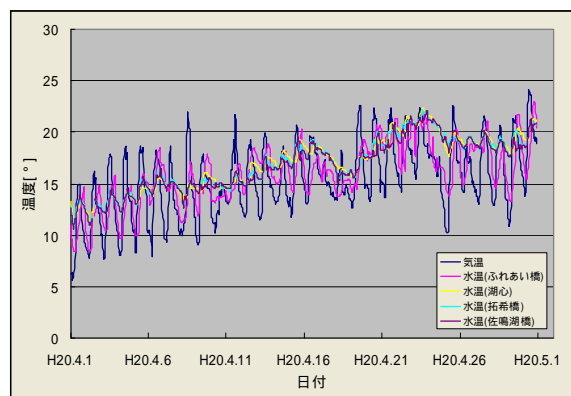


図5 気温と各地点の水温変化

近くまで上昇し、冬期は 5 まで下がる。2007, 8 年を比較すると水温変化の大きな違いは見られない。図5に2008年4月の気温と各地点の水温変化を示す。段子川は水深が浅いため、他の計測地点よりも水温の変動幅が大きい。拓希橋、佐鳴湖橋の水温はほぼ湖心と同様の変化をする。

3.3 クロロフィルa濃度変化

拓希橋での流速変動とクロロフィルa濃度の関係を図6に示す。順流時はクロロフィルa濃度が上昇、逆流時は下降している。この結果より、植物プランクトンは湖内で生産され、下流に流出している事がわかる。

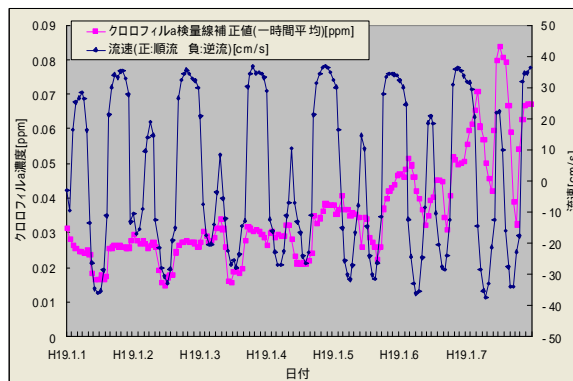


図6 拓希橋のクロロフィルa濃度と流速変動

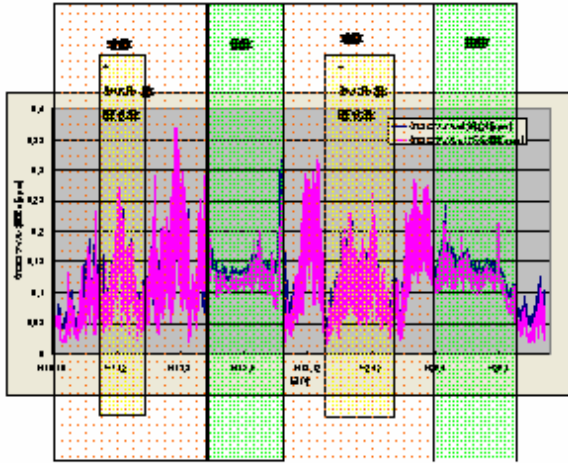


図7 クロロフィル a 濃度とプランクトン優占種

植物プランクトン種の分析データによると、夏季に藍藻が優占し、その後秋に入ると珪藻が優占し始め、最も水温が低くなる1月前後に鞭毛藻・クリプト藻が加わり、その後再び珪藻が優占するサイクルが年毎に繰り返されているとの報告¹⁾がある。珪藻優占時にクロロフィル a 濃度が最低値 0.05[ppm]から最大値で 0.25~0.35[ppm]まで上昇する。クリプト藻・鞭毛藻が混じる1月~3月でも同様に大きく変動する。一方5月~6月に藍藻が増殖し始めるが、このときの変動は比較的安定であり、クロロフィル a 濃度は0.15[ppm]前後である。なお、湖心と拓希橋の年間クロロフィル a 濃度変化はほとんど類似の変動をする。

3.4 濁度変化

佐鳴湖湖心と拓希橋における濁度の比較を上下に分けて図8に示す。両地点の濁度は、5~6月にかけて上昇し始め、7~8月にかけて25[ppm]前後の最大値を取り、再び9~10月にかけて下降する。11~4月の期間はほぼ10[ppm]以下である。拓希橋の濁度は降雨の影響で突発的に上昇する傾向がある。

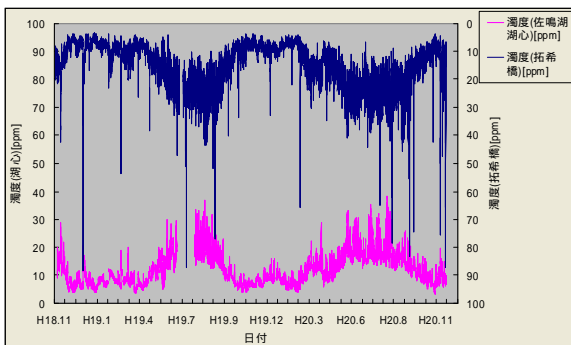


図8 湖心と拓希橋の濁度変化

3.5 光量子密度変化

図9の2008年の年間光量子密度変化を見ると、4月、11月が最も高く、その間の夏季での値が年間で最も低い。一般に夏季は最も太陽光による光強度が大きくなる時期ではあるが、水面下約50cmでの光強度は年間で最も低下し、大気中と水中では全く逆の結果となった。夏季の佐鳴湖は年間で最も濁度が上昇しているため、水中での光強度の減衰が大きくなっていると推察される。この濁度上昇の原因は、夏季に増加する植物プランクトンによる影響が考えられる。

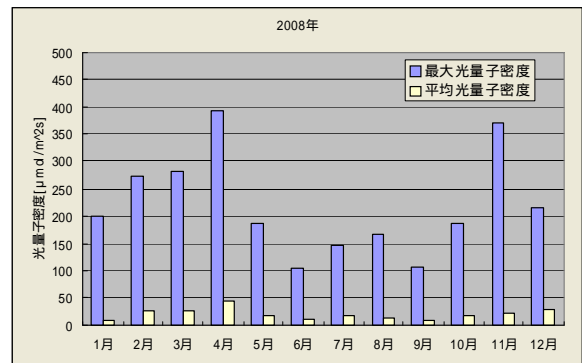


図9 光量子密度の年間変化

3.6 塩分濃度変化

図10に湖心の塩分濃度の年間変動を示す。冬季の塩分濃度に比較して夏季の塩分濃度が低くなる傾向がある。特に2007年の夏季においては一時的に1[psu]以下にまで低下している。一方で、冬季には9[psu]以上まで上昇するなど塩分濃度の変動範囲は広いことが分かる。

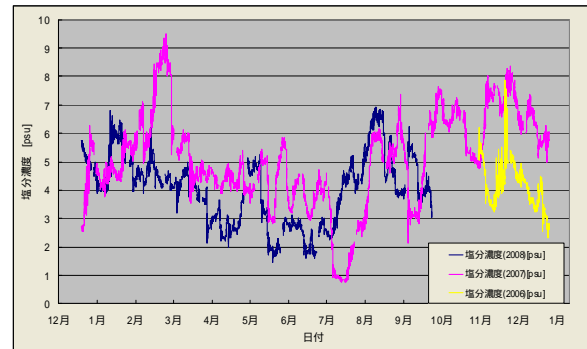


図10 湖心の塩分濃度変化

3.7 溶存酸素濃度変化

湖心の溶存酸素濃度は夏季に低く、冬に高くなる年間サイクルを繰り返している。特に、冬期のクロロフィル a 濃度変化と強い相関がある。(図11参照)

4 まとめ

約2年間(2006/11/1 ~ 2008/12/10)の各種センサーによる佐鳴湖水質測定結果を要約した。この調査により、佐鳴湖水質の年変動の特徴が明らかになった。現在、開発中の水質予測モデルの境界条件の決定、さらに、シミュレーション結果との比較データとして、この測定データを有効に役立てていく予定である。また、県土木事務所にもすべてのデータを提供した。今後の対策立案の一助となることを期待している。

謝辞

クロロフィル測定に不可欠な検量線作成においては(株)スズキ・開発部第3課 尾崎直樹様のご協力をいただきました。また、センサー設置・回収のため、佐鳴湖漁業協同組合長の田邊陽三様に船を出していただきました。このお二人に感謝申し上げます。

参考文献

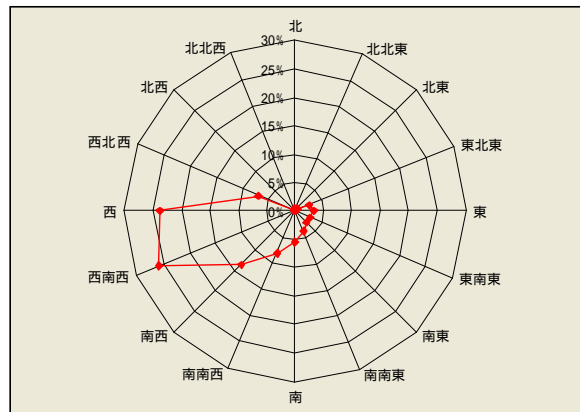
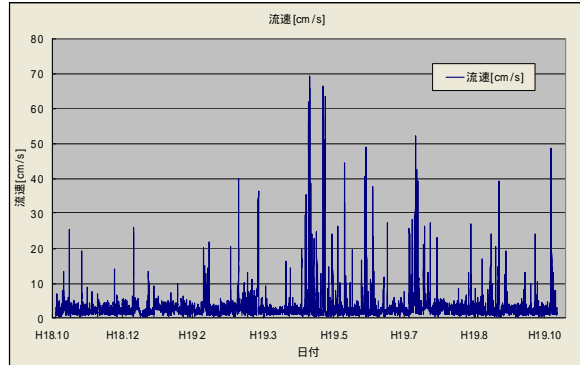
- 1) 谷 幸則 他(2008), 静岡県戦略課題研究「快適空間佐鳴湖の創造」研究報告書, p306, 静岡県産業部振興局研究調整室 編

付録

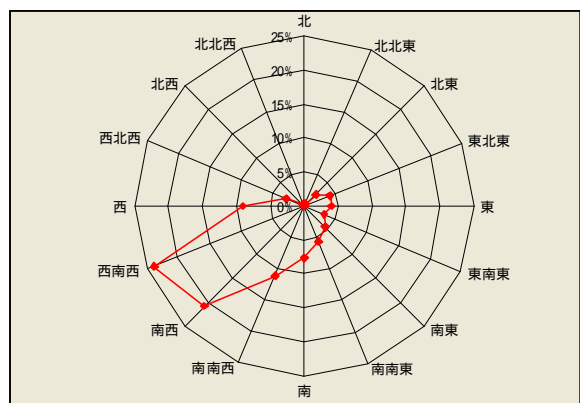
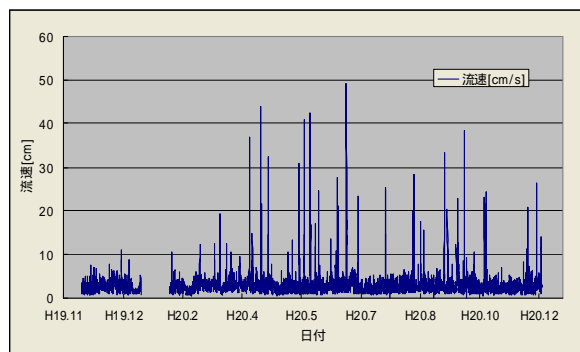
A1. 測定データのグラフ一覧

A1.1 各測定点の流速変動と流向

A1.1.1 弁天橋・ふれあい橋の流速変動と流向

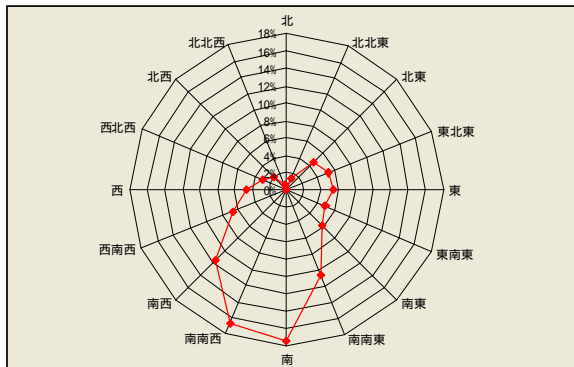
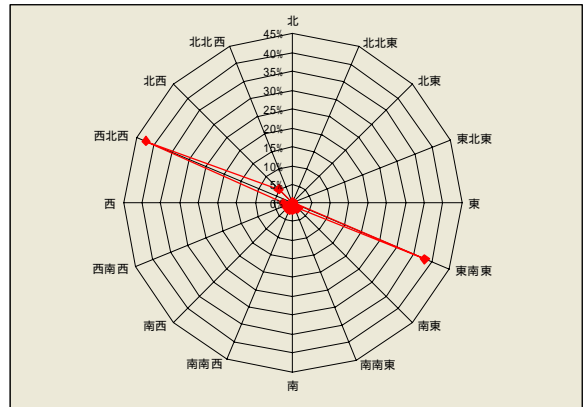
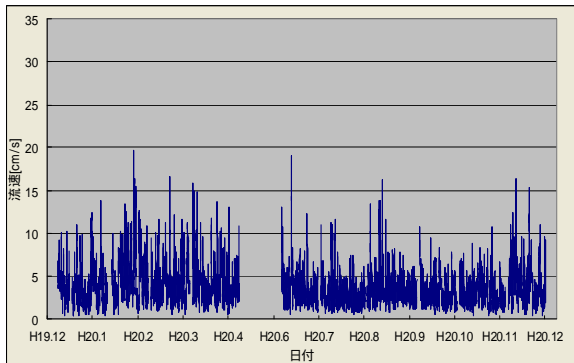
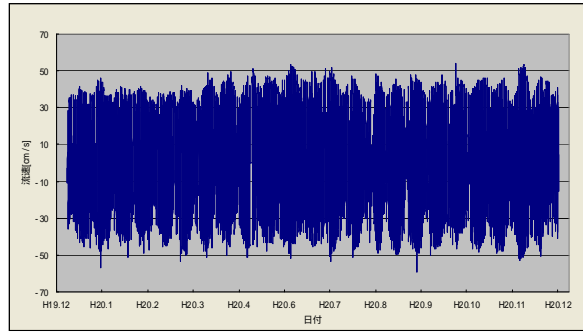
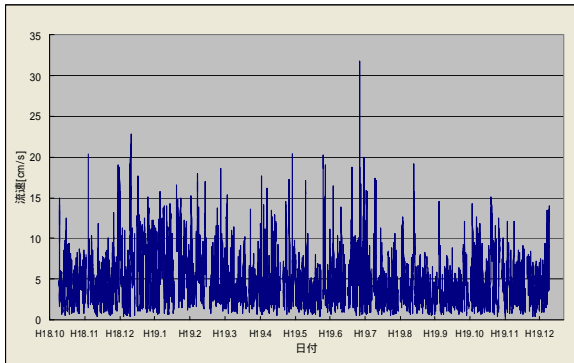


弁天橋の流速変動と流向

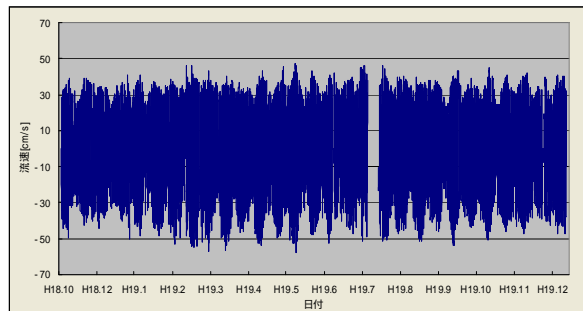


ふれあい橋の流速変動と流向

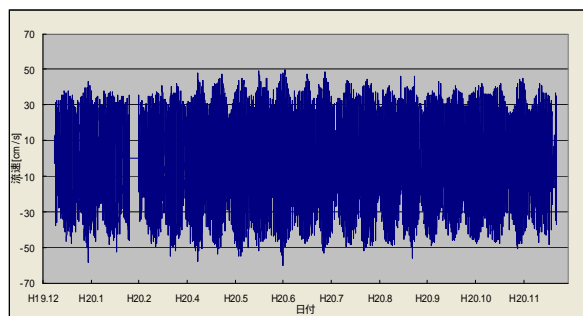
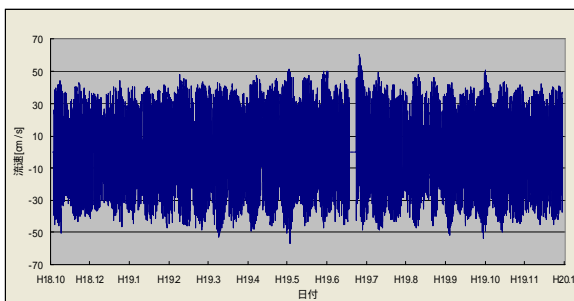
A1.1.2 佐鳴湖 湖心の流速変動と流向

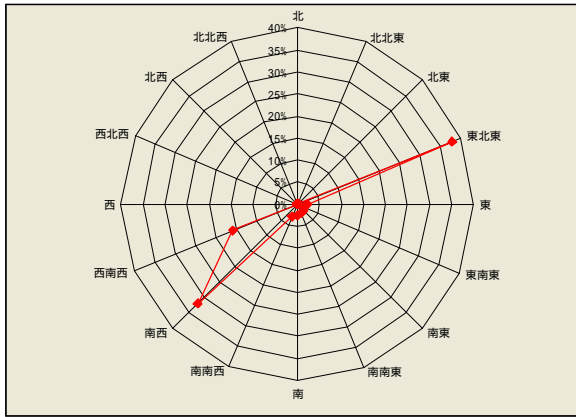


A1.1.4 佐鳴湖橋の流速変動と流向 順流を正，逆流を負とする。

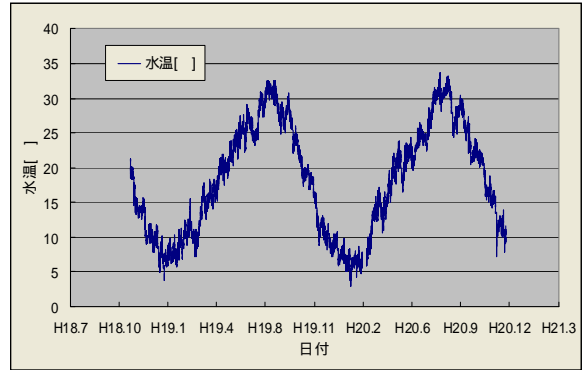


A1.1.3 拓希橋の流速変動と流向 順流を正，逆流を負とする。



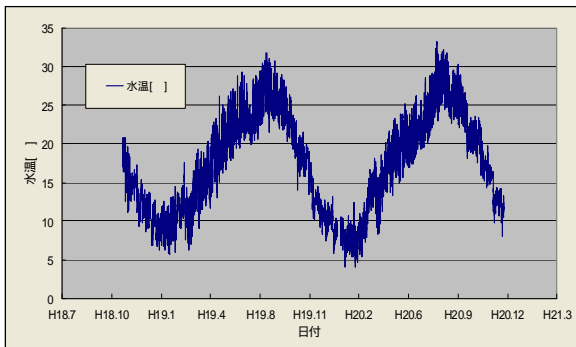


A1.2.4 佐鳴湖橋の水温変化



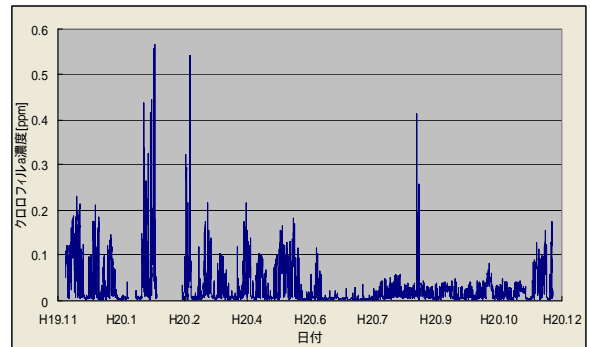
A1.2 水温変化

A1.2.1 段子川 (弁天橋・ふれあい橋) の水温変化

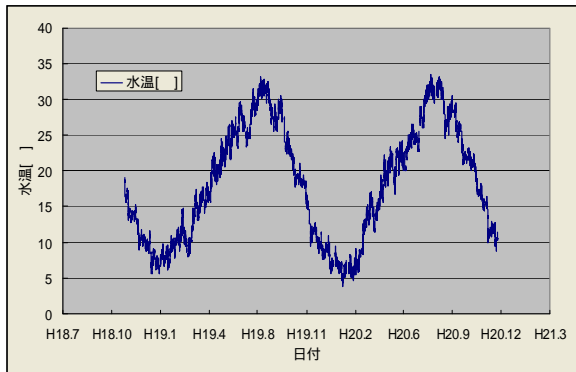


A1.3 クロロフィル濃度変化

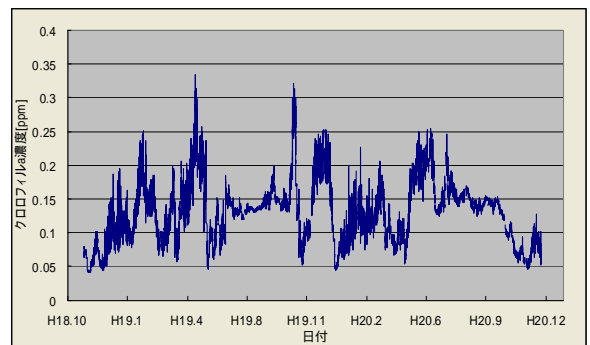
A1.3.1 段子川 (ふれあい橋) のクロロフィルa 濃度変化



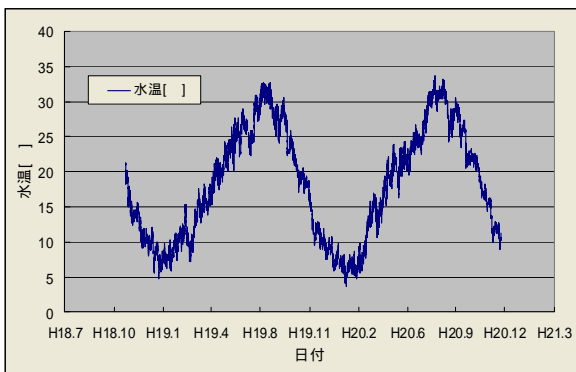
A1.2.2 佐鳴湖 湖心の水温変化



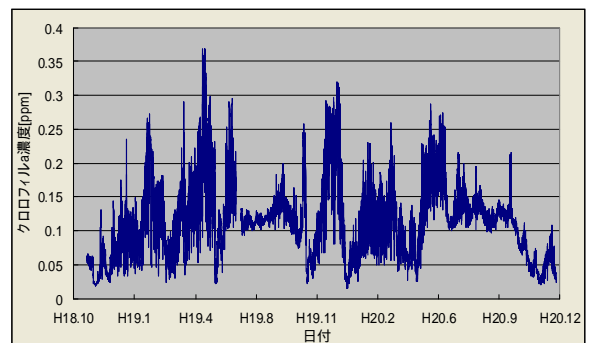
A1.3.2 佐鳴湖 湖心のクロロフィルa 濃度変化



A1.2.3 拓希橋の水温変化

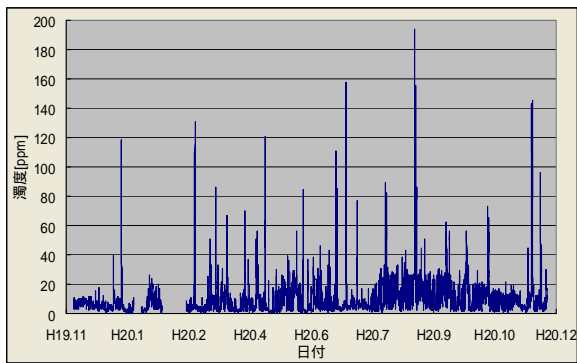


A1.3.3 拓希橋のクロロフィルa 濃度変化

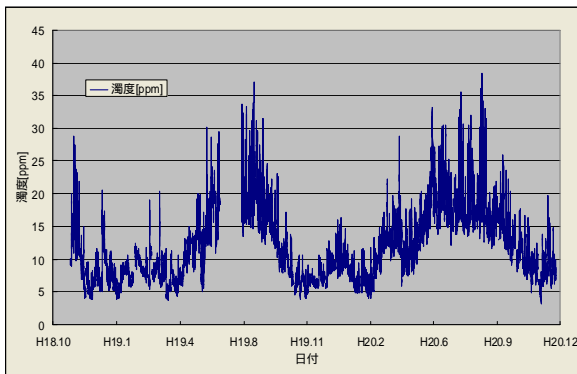


A1.4 濁度

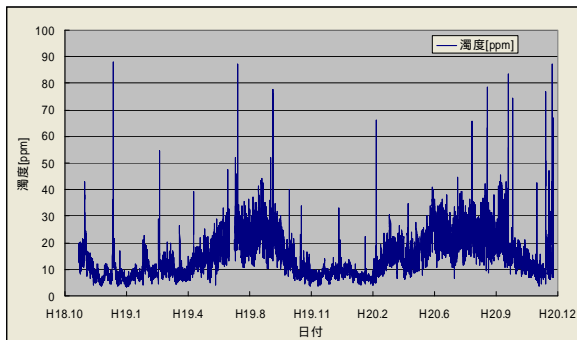
A1.4.1 段子川(ふれあい橋)の濁度変化



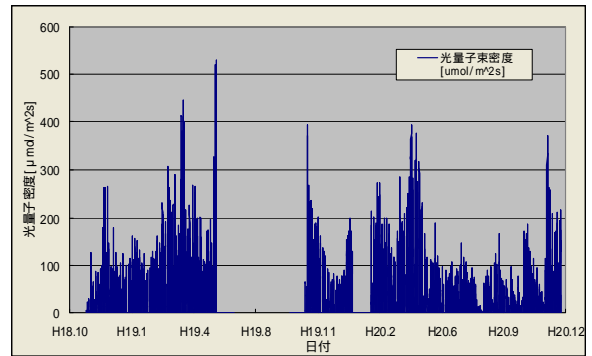
A1.4.2 佐鳴湖 湖心の濁度変化



A1.4.3 拓希橋の濁度変化

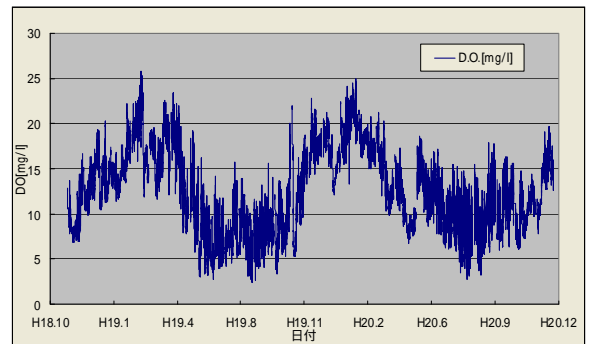


A1.5 佐鳴湖 湖心の光量子密度

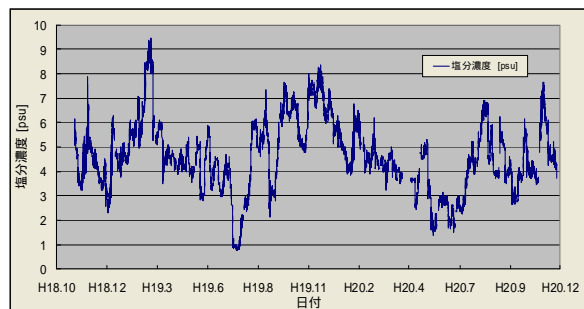
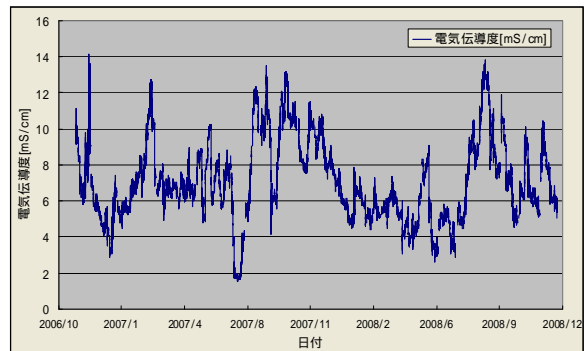


データの空白部はセンサー故障のため測定できなかった期間である。

A1.6 佐鳴湖 湖心の溶存酸素濃度



A1.7 佐鳴湖 湖心の電気伝導度と塩分濃度変化



第2章3項 佐鳴湖の水質（降水に伴う水質変動と下流新川の役割）

成田 尚史

東海大学 海洋学部 海洋科学科 教授

1 はじめに

2005年度から2007年度の三カ年で行われた静岡県戦略課題研究「快適空間「佐鳴湖」の創造」では、佐鳴湖の湖水及び周辺の流入流出河川の栄養塩を中心とする化学成分の分析を通して、主として以下のことを明らかにしてきた。

1) 上流河川からの高い窒素供給量（特に上流新川）に加え、河川水では不足がちなリンが湖底から供給されることによって、佐鳴湖では極めて高い一次生産が起こっている。この一次生産により、溶存態の硝酸濃度は約半分まで低下しており、佐鳴湖は下流域の富栄養化を防止する役割を果たしている。一方、湖内の一次生産は、流入河川のケイ素濃度をも減少させており、このことは下流域の浜名湖や沿岸海域へのケイ素の供給量の減少を介して、長期的には浜名湖や沿岸海域の生態系への悪影響につながる可能性が示唆された。

2) 上流からとびうお大橋までの下流新川の栄養塩濃度の変動周期は、湖内栄養塩濃度の変動と良い正の相関があり、下流新川のうち少なくともとびうお

大橋までは佐鳴湖の一部と考えるべきである。また、とびうお大橋より上流部の下流新川の栄養塩濃度は、佐鳴湖と同じかむしろ高めの傾向にあり、佐鳴湖の栄養塩収支を考える際に、上げ潮時に下流から供給される溶存態栄養塩量も無視しえないことが示唆された。

以上を踏まえ、本フォローアップ研究では、佐鳴湖の物質循環を考える上での下流新川の役割を明らかにすることを目的に佐鳴湖及び下流新川の現地観測を実施した。また、佐鳴湖上流河川水も採取した。ここでは、2008年8月までの溶存態栄養塩の結果を中心に報告する。

2 研究方法

2.1 調査方法

図1に佐鳴湖及び周辺河川の観測点図を示す。湖水調査は、入野漁協の小船を傭船しに行った。佐鳴湖内の観測点は、これまで行ってきた南北3本の測線のうち真ん中の測線（湖北のSt.4、湖中央のSt.5、湖南のSt.6の計3点）で行った。湖水調査



図1: 佐鳴湖及び周辺河川の観測点図

表1:佐鳴湖及び下流新川への流入河川の塩分、溶存酸素、硝酸、ケイ素及びリン濃度

河川名	橋名	Salinity			Dissolved oxygen (µmol/l)			NO ₃ (µmol/l)			Si (µmol/l)			P (µmol/l)		
		18.May	29.Jun	20.Aug	18.May	29.Jun	20.Aug	18.May	29.Jun	20.Aug	18.May	29.Jun	20.Aug	18.May	29.Jun	20.Aug
中途川	中途橋	0.089	0.043	-	298.5	264.3	307.4	313	68	340	309	92	381	0.77	4.00	0.69
権現谷川	東崎橋	0.074	-	-	356.5	246.6	270.6	208	32	202	268	49	323	0.95	1.61	0.82
段子川	東崎橋	0.089	-	-	282.8	264.5	372.6	115	30	78	261	41	289	0.74	2.67	2.69
段子川	ふれあい橋	0.264	0.027	0.109	377.1	263.3	274.9	149	21	133	266	30	222	0.67	1.72	1.58
上流新川	御茶屋橋	0.095	0.041	0.088	305.7	253.5	316.1	449	82	483	301	110	426	0.95	2.29	0.67
揖留川	明光橋	1.429	0.024	6.786	256.0	251.7	313.4	151	9	26	249	18	295	0.24	0.78	4.17
境川	不明	0.113	0.055	0.079	383.6	243.4	249.9	369	97	180	284	101	202	2.63	2.64	1.39
東神田川	向山橋	0.096	0.074	0.088	310.2	266.1	328.2	276	235	295	269	205	304	2.93	2.78	3.11
九瀬川	不明	0.414	0.074	0.161	302.7	244.1	218.3	286	181	254	253	154	213	1.77	1.71	2.41

表2:佐鳴湖及び下流新川の塩分、溶存酸素、硝酸、ケイ素及びリン濃度

観測点	測点・橋名	Salinity			Dissolved oxygen (µmol/l)			NO ₃ (µmol/l)			Si (µmol/l)			P (µmol/l)		
		05.18.08	06.29.08	08.20.08	05.18.08	06.29.08	08.20.08	05.18.08	06.29.08	08.20.08	05.18.08	06.29.08	08.20.08	05.18.08	06.29.08	08.20.08
湖北表層	St. 4	4.121	1.049	5.810	182.0	86.4	290.2	36.4	51.1	0.13	68.1	121	297	0.09	1.60	2.54
湖北深層	St. 4	4.270	1.158	5.804	176.6	81.7	301.2	34.8	51.3	0.00	63.6	124	296	0.11	1.55	2.50
湖中央層	St. 5	4.919	2.475	6.795	170.4	101.0	204.3	21.2	52.7	0.46	45.5	204	290	0.10	0.08	4.36
湖中央層	St. 5	4.912	2.496	6.808	168.8	100.5	197.8	21.3	53.4	0.00	46.7	205	289	0.13	0.06	4.41
湖南表層	St. 6	5.032	2.329	7.462	178.7	101.0	121.9	16.7	55.0	13.7	39.8	200	288	0.09	0.13	5.95
湖南深層	St. 6	5.600	2.387	7.460	152.7	97.6	118.4	20.3	55.5	13.6	47.1	210	289	0.12	0.30	5.92
下流新川	富士見水門	4.840	2.260	6.977	169.2	98.0	126.3	17.4	59.7	9.5	42.1	218	290	0.10	0.11	5.09
下流新川	拓希橋	4.732	2.173	7.440	158.7	94.7	60.4	24.3	67.5	11.0	49.4	227	298	0.10	0.39	8.21
下流新川	稲荷橋	4.971	1.465	14.963	162.3	91.9	77.2	18.8	35.6	26.4	44.1	135	218	0.11	0.50	5.88
下流新川	新梅ヶ谷橋	-	1.429	12.915	151.3	85.7	79.1	26.5	36.5	34.9	51.1	109	234	0.09	0.70	5.57
下流新川	三つ股橋	5.000	1.398	16.575	156.1	89.8	82.0	20.5	37.1	23.5	46.0	130	202	0.10	0.71	5.67
下流新川	志都呂橋	5.504	1.894	20.756	142.9	86.3	84.7	30.8	58.4	22.9	55.3	201	154	0.09	0.29	4.57
下流新川	とびうお大橋	8.743	1.613	24.914	135.0	81.6	79.7	35.3	95.3	11.1	64.2	151	111	0.09	1.13	3.96
下流新川	宇布見橋	18.112	7.147	28.125	105.8	82.1	80.1	30.2	56.1	7.4	66.6	181	68.9	0.09	0.73	2.51
浜名湖	弁天大橋	29.120	23.627	33.737	96.2	87.1	120.2	13.0	12.2	0.52	35.4	50.7	3.90	0.56	0.12	0.08

では、表面水はポリバケツで、また、水深 100 cm と湖底から 40 cm の湖水は 5 L のニスキン採水器で採取した。観測採水した項目は、水温、塩分、栄養塩（溶存無機態、溶存有機態、粒子態に分けて分析）、溶存酸素、アルカリ度である。下流新川では、拓希橋、富士見水門、新梅ヶ谷橋、稲荷橋、三つ股橋、志都呂橋、とびうお大橋、宇布見橋及び弁天大橋で採取した。さらに、下流新川に流入する掘留川明光橋、東神田川向山橋、境川（橋名不明）、九領川（橋名不明）でも河川水を採取した。また、佐鳴湖流入河川としては、段子川東嶋橋（2008年6月のみうさぎ橋）とふれあい橋、権現谷川東島橋、中途川中途橋及び上流新川御茶屋橋で採取した。河川水採取にあたっては、ポリバケツを使用し、可能な限り河川流心で採取した。調査は、2008年5月18日（大潮、舞阪干潮 11:07、満潮 17:41）、6月29日（若潮、舞阪干潮 08:13、干潮 15:19）、8月20日（中潮、舞阪満潮 07:34、干潮 13:56）、10月4日（中潮、舞阪満潮 08:50、干潮 14:03）、12月24日（大潮、舞阪干潮 09:47、満潮 15:12）の計5回実施した。5月18日、6月29日、12月24日の観測は下げ潮時に、8月20日、10月4日は上げ潮時に実施した。

2. 2 測定法

栄養塩の測定試料は、採取後直ちに研究室に持ち帰り、0.2 μm の PTFE フィルターでろ過し、粒子態栄養塩用の試料とした。また、フィルターを通過した試水は、全無機態及び溶存有機態栄養塩用の試料（溶存有機態栄養塩用試料は測定まで冷凍保存）とした。各態栄養塩は、オートアナライザーを用い測定した。溶存有機態栄養塩は、全溶存態から溶存無機態を差し引いて求めた。

塩分は IAPSO の標準海水で校正したオートラボを用い測定した。pH は NBS 緩衝溶液で校正した pH メーターで、溶存酸素量は、終点を酸化還元電位で決定する改良型ウインクラー法でそれぞれ測定した。

3 結果

3. 1 佐鳴湖及び下流新川への流入河川の栄養塩濃度

佐鳴湖及び下流新川への流入河川の塩分、溶存酸素、硝酸、ケイ素及びリン濃度を表1に示す。掘留川

明光橋では、2008年6月29日の観測を除いては、明らかに下流新川からの塩分の遡上が見られた。他の河川では、顕著な塩分の遡上は見られなかったが、段子川ふれあい橋や境川では、わずかながら他の河川に比べ塩分が高く、佐鳴湖及び下流新川からの塩分の遡上の影響があるのかもしれない。

流入河川の栄養塩濃度は、2008年6月29日の観測値は、5月と8月の観測値と異なる傾向にある。硝酸とケイ素濃度は、6月29日の観測値は他の月に比べ低い傾向にあるが、リン濃度はこれとは逆の傾向にあった。6月の観測結果を除いて考えると、上流新川の硝酸は、段子川東嶋橋の濃度の4~6倍の濃度であり、依然佐鳴湖への供給源として重要な位置を占めている。また、ケイ素濃度も、上流新川は段子川東嶋橋の濃度の1.3倍程度であった。一方、リン濃度は、上流新川に比べ段子川東嶋橋の濃度は1.3倍であった。

下流新川の流入河川についてみると、境川、東神田川及び九領川の硝酸濃度は、段子川東嶋橋の濃度の2~3倍、リン濃度は~4倍であり、下流新川への栄養塩供給源としての潜在性を示している。掘留川の栄養塩濃度は、硝酸濃度は26~151 $\mu\text{mol/l}$ 、リン濃度は0.24~4.17 $\mu\text{mol/l}$ と変動が大きかった。また、ケイ素濃度は、下流新川流入河川の観測期間の全平均値は221 $\mu\text{mol/l}$ で、観測時期河川毎に差はあるものの、佐鳴湖流入河川の全平均値225 $\mu\text{mol/l}$ と大きな差は見られなかった。

3. 2 佐鳴湖及び下流新川の栄養塩濃度

湖内塩分には、栄養塩同様、明瞭な鉛直構造は見られず、湖北から湖南に向けて次第に増加する傾向が見られた。下流新川では、塩分は下流に向けて増加する傾向にあった。宇布見橋での塩分は、2008年5月18日で18.11、6月29日で7.15及び8月20日で28.13であった。8月20日には、すべての観測点で塩分は最大値を示し、湖内で平均6.80 (5.80~7.46)、三つ股橋で16.58、志都呂橋で20.76、宇布見橋で28.13、浜名湖の弁天大橋で33.74であった(表2)。一方、2008年6月29日では、下流新川を含め低塩分で、湖内で平均1.98 (1.05~2.50)、三つ股橋で1.40、志都呂橋で1.89、宇布見橋で7.15、浜名湖の弁天大橋で23.63であった。

表3：佐鳴湖及び下流新川への流入河川の栄養塩濃度の2005年から2007年の各河川の栄養塩濃度の平均値 に対する比

河川名	橋名	NO ₃ (μmol/l)			Si (μmol/l)			P (μmol/l)			Measured/Average					
		Average	07.28.07	05.18.08	06.29.08	08.20.08	Average	07.28.07	05.18.08	06.29.08	08.20.08	Average	07.28.07	05.18.08	06.29.08	08.20.08
中途川	中途橋	360	0.567	0.870	0.190	0.944	346	0.616	0.894	0.266	1.101	1.11	0.991	0.694	3.600	0.619
権現谷川	東嶋橋	208	0.716	1.002	0.152	0.972	295	0.607	0.907	0.167	1.094	1.20	1.233	0.788	1.338	0.679
段子川	東嶋橋	142	0.530	0.813	0.213	0.546	261	0.374	1.001	0.156	1.109	2.56	0.832	0.287	1.043	1.050
段子川	ふれあい橋*	163	0.412	0.912	0.132	0.817	253	0.349	1.053	0.119	0.878	1.63	0.959	0.412	1.058	0.972
上流新川	御茶屋橋	481	0.534	0.934	0.170	1.003	394	0.599	0.764	0.279	1.081	0.86	1.216	1.111	2.681	0.785
掘留川	明光橋	256	0.192	0.589	0.036	0.103	217	0.507	1.149	0.085	1.361	0.69	1.194	0.342	1.130	6.063
境川	不明	307	0.537	1.201	0.318	0.585	256	0.723	1.111	0.395	0.788	2.90	0.786	0.905	0.910	0.480
東神田川	向山橋	322	0.640	0.857	0.729	0.916	289	0.630	0.930	0.711	1.052	3.95	0.886	0.742	0.703	0.787
九領川**	不明	201	1.086	1.424	0.903	1.262	271	0.794	0.932	0.569	0.788	2.49	1.578	0.711	0.688	0.967

*: 平均値は2005-2007年段子川弁天橋の値を使用, **: 平均値は2005-2007年の志都呂橋と九領川南九領橋の値から塩分0に外挿した値を平均値とした

表4：佐鳴湖及び下流新川栄養塩濃度の2005年から2007年の各測定の栄養塩濃度の平均値 に対する比

河川名	橋名	NO ₃ (μmol/l)			Si (μmol/l)			P (μmol/l)			Measured/Average		
		Average	05.18.08	06.29.08	08.20.08	Average	05.18.08	06.29.08	08.20.08	Average	05.18.08	06.29.08	08.20.08
湖北表層	St. 4	71.5	0.508	0.714	0.002	0.002	202	0.338	0.600	1.472	0.047	0.893	1.417
湖北深層	St. 4	72.0	0.483	0.714	0.000	0.000	219	0.290	0.566	1.352	0.053	0.789	1.269
湖中央表層	St. 5	32.6	0.650	1.616	0.014	0.014	171	0.266	1.193	1.694	0.041	0.033	1.865
湖中央深層	St. 5	33.3	0.638	1.603	0.000	0.000	187	0.250	1.097	1.545	0.050	0.022	1.689
湖南表層	St. 6	36.1	0.461	1.523	0.379	0.379	170	0.234	1.174	1.695	0.032	0.046	2.148
湖南深層	St. 6	37.8	0.537	1.470	0.361	0.361	186	0.253	1.129	1.548	0.037	0.098	1.917
下流新川	富士見水門	45.3	0.384	1.318	0.210	0.210	206	0.205	1.060	1.406	0.024	0.028	1.297
下流新川	拓希橋	46.9	0.518	1.438	0.234	0.234	202	0.244	1.121	1.475	0.029	0.116	2.466
下流新川	稻荷橋	53.6	0.351	0.665	0.492	0.492	192	0.230	0.703	1.138	0.035	0.165	1.933
下流新川	新梅ヶ谷橋	49.9	0.530	0.732	0.700	0.700	202	0.253	0.540	1.160	0.026	0.209	1.673
下流新川	三つ股橋	52.1	0.394	0.711	0.451	0.451	194	0.237	0.670	1.043	0.032	0.237	1.895
下流新川	志都呂橋	67.9	0.453	0.860	0.337	0.337	197	0.281	1.018	0.783	0.030	0.102	1.609
下流新川	とびうお大橋	72.6	0.486	1.313	0.152	0.152	170	0.378	0.886	0.652	0.042	0.564	1.972
下流新川	宇布見橋	36.9	0.819	1.521	0.201	0.201	97.4	0.683	1.862	0.707	0.043	0.365	1.253
浜名湖	弁天大橋	8.18	1.585	1.490	0.064	0.064	21.9	1.618	2.316	0.178	1.281	0.274	0.176

溶存酸素量は、三回の観測で湖内では平均 157 $\mu\text{mol/l}$ (95~206 $\mu\text{mol/l}$) に対して、下流新川では平均 109 $\mu\text{mol/l}$ (84.2~154 $\mu\text{mol/l}$) で、湖内に比べ下流新川で低くなっていた。この傾向は8月20日の観測で特に顕著で、下流新川では湖内の溶存酸素量の40%にまで減少していた。

湖内栄養塩の各月平均濃度は、硝酸濃度で 5.21~53.2 $\mu\text{mol/l}$ 、ケイ素濃度で 51.8~291 $\mu\text{mol/l}$ 、リン濃度で 0.10~4.50 $\mu\text{mol/l}$ と大きな変動を示した。最大値は、硝酸では6月29日、ケイ素とリンでは8月20日に観測された。また、8月20日には湖北及び湖央の測点では、硝酸はほぼ枯渇していた。一方、8月20日のケイ素濃度は291 $\mu\text{mol/l}$ で、5月18日の5.6倍と6月29日の1.6倍であった。このケイ素濃度は、佐鳴湖上流からの流入河川の濃度のおよそ90%であった。

下流新川の硝酸濃度は、志都呂橋あるいはとびうお大橋までは、湖内濃度より高い傾向にあった。特に、硝酸濃度が湖北及び湖央で枯渇していた8月20日は、湖内濃度に比べ平均4.3倍であった。一方、ケイ素は、5月18日と6月29日には、湖内と下流新川で明瞭な違いは見られなかったが、8月20日にはケイ素は湖内に比べ30%程度低かった。また、リンについても、5月と6月の結果には明瞭な違いは見ら

れなかったが、8月20日の下流新川の濃度は、湖内に比べむしろ30%程度高い傾向にあった。

4 考察

4.1 降水イベントと流入河川の栄養塩濃度

2008年6月29日は、浜松のアメダスポイントの観測では、日降水量は103 mmを記録し、2005年の観測開始以来観測日の降水量としては最高であった。このため、6月29日の湖内及びとびうお大橋より上流側の下流新川の塩分は、平均 1.856 と極めて低い値を示し(図2)、その他の測定成分も、他の月とは異なる傾向を示した。表3には、佐鳴湖及び下流新川への流入河川の栄養塩濃度の2005年から2007年の各河川の栄養塩濃度の平均値に対する比を示す。また、表には観測前日に42.5 mmの日降水量を記録した2007年7月28の結果も示してある。

2008年6月29日の佐鳴湖流入河川と掘留川及び境川では、他の観測日に比べ有意に低い硝酸とケイ素の濃度比を示し、降水により河川水中濃度が低められる希釈効果が明瞭に現れていた(図3)。観測前日に42.5 mmの日降水量を記録した2007年7月28日では、降水イベントが観測されていない2008年5月及び8月の比に比べ低い傾向があるものの、2008年6月29日の濃度比ほどには低下していなかった。

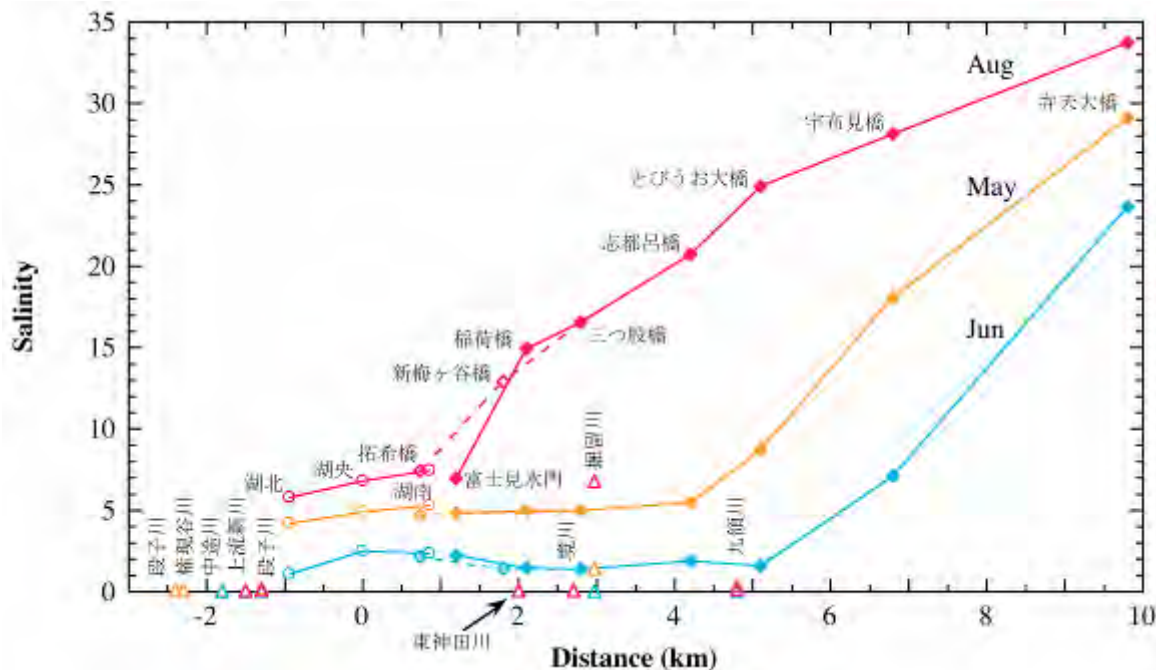


図2: 佐鳴湖及び周辺河川における塩分の変動 湖央 St. 5 を基点とし各測点までの距離を上流側はマイナス、下流側はプラスの値としてプロットした。

これは、観測河川の流域面積が比較的狭いために、降水イベント後の水位低下が速いためと考えられる。一方、佐鳴湖流入河川と掘留川及び境川のリンについては、6月29日の濃度比は、平常時の比に比べむしろ高い傾向にあり、希釈効果よりは洗い出し効果が影響していると考えられる(図3)。リンに関する洗い出し効果は、2007年7月28日の結果にも現れていた。しかし、東神田川と九領川の栄養塩濃度には、他の河川ほど明瞭な希釈効果及び洗い出し効果が現れていない。これには、河川流域の土地利用の違いや河川護岸形状(自然護岸、二面張、三面張など)、さらには各々の栄養塩の供給源の違いなどが関わっていると考えられる。

降水イベント時の洗い出し効果に加え、希釈効果

も河川水量の増加によっては、栄養塩の供給量を大幅に増加させる可能性がある。たとえば、先に述べた2回の降水イベントの希釈効果によって硝酸、ケイ素ともに2007年7月28日では1/2、2008年6月29日では1/5まで濃度が減少していた。仮に、降水によって河川流量が10倍に増加すれば、供給量はそれぞれ5倍と2倍に増加することになる。従って、降水による栄養塩の供給量を定量的に見積もるためにも、各河川の流量や水位観測は極めて重要であり、観測態勢の整備が望まれる。また、一つの降水イベントでも流量増加期と流量減少期とでそれぞれの効果による栄養塩の濃度変動が異なる可能性、また溶存態と粒子態とで異なる可能性もあり、降水イベント時の栄養塩供給量に関する実態把握のためには、流量

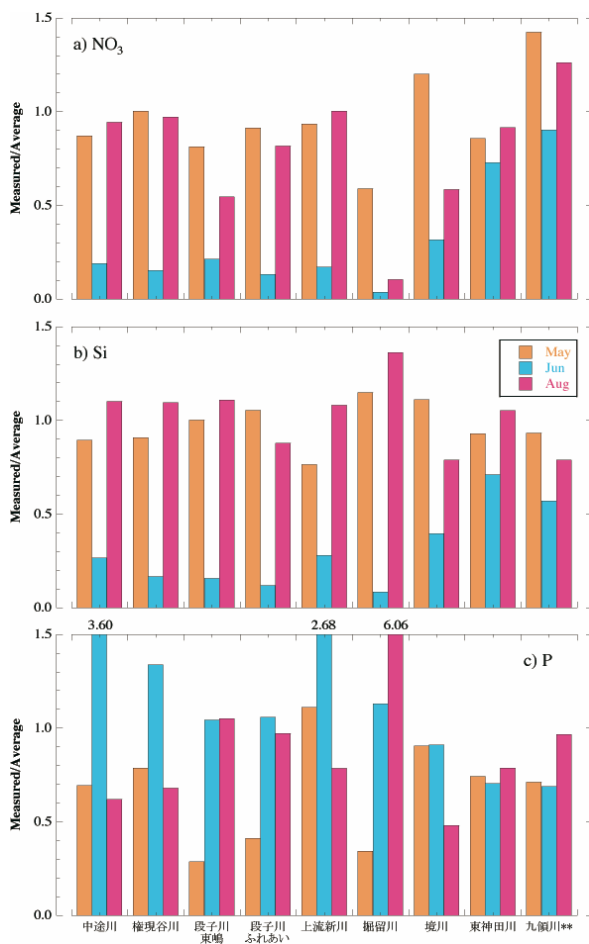


図 3: 佐鳴湖及び下流新川流入河川における硝酸 (a), ケイ素(b)とリン (c) 濃度の 2005 年から 2007 年の各河川の栄養塩平均濃度に対する比のプロット

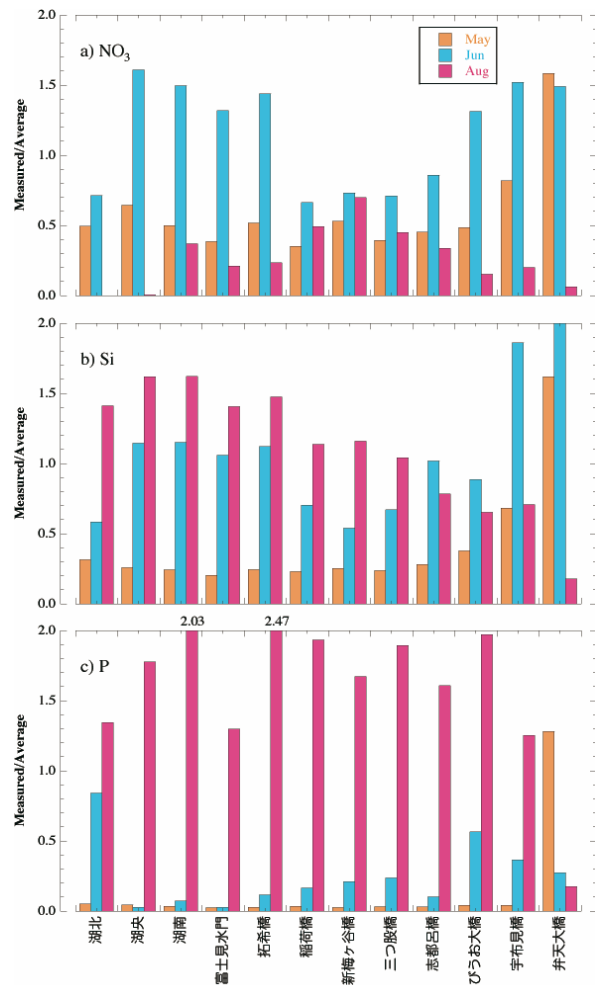


図 4: 佐鳴湖及び下流新川における硝酸 (a), ケイ素(b)とリン (c) 濃度の 2005 年から 2007 年の各河川の栄養塩平均濃度に対する比のプロット

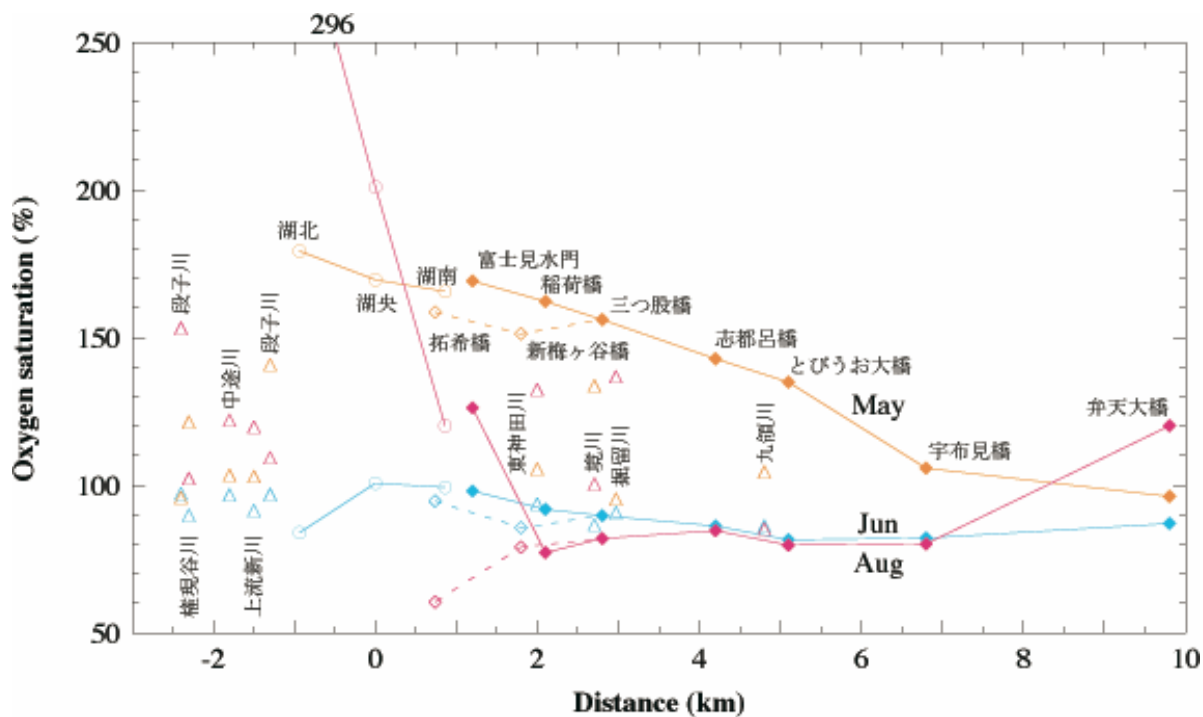


図 5: 佐鳴湖及び周辺河川における酸素飽和度の変動 湖央 St. 5 を基点とし各測点までの距離を上流側はマイナス, 下流側はプラスの値としてプロットした。

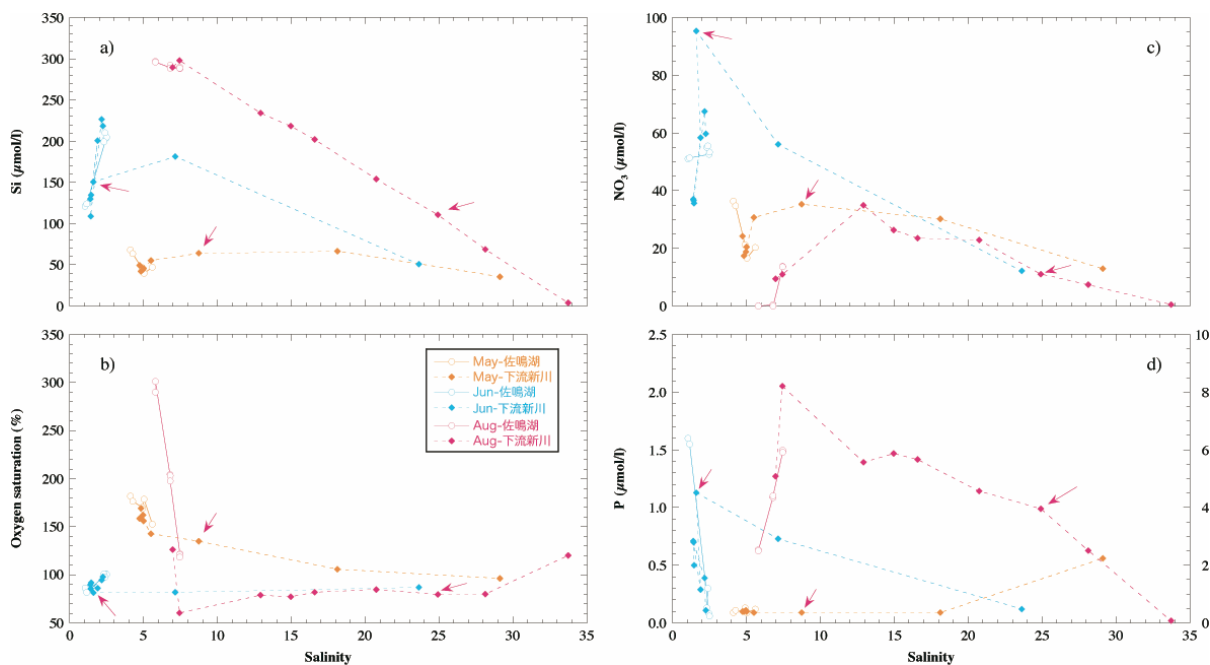


図 6: 塩分に対するケイ素濃度(a), 酸素飽和度(b), 硝酸濃度(c)及びリン濃度(d)のプロット 図中の赤の矢印はとびうお大橋のデータを示す。2008年8月22日のリン濃度は、右の軸で示してある。

観測と平行した事例観測が必要である。

表 4 には、佐鳴湖及び下流新川の栄養塩濃度の 2005 年から 2007 年の各測点の栄養塩濃度の平均値に対する比を示す。6 月 29 日の平均値に対する比は、5 月 18 日の比に比べ 2~7 倍高い傾向にある(図 4)。このことは、降水イベントに伴う栄養塩供給の重要性を示していると考えられる。一方、観測値の 2005 年から 2007 年の平均濃度に対するリンの比が、硝酸及びケイ素の比に比べて、1/5~1/3 と相対的に低くなっている(図 4)。これは、佐鳴湖への栄養塩の供給源として河川水のリン濃度が、一般に河川水硝酸及びケイ素濃度に比べ低く、佐鳴湖の生産に対する寄与が低いことを物語っている。

4. 2 佐鳴湖の水質への下流河川の影響

下流新川の栄養塩濃度は、佐鳴湖や下流新川で起こる一次生産過程と下流新川内での分解過程に強く制御されている。表 5 には、佐鳴湖及び下流新川の酸素飽和度を示す。降水による希釈が影響している 6 月 29 日を除くと、湖内での高い一次生産を反映して、佐鳴湖内の酸素飽和度は高く、5 月 18 日で平均 172% と 8 月 20 日平均 206% と過飽和状態、6 月 29 日では 94.7% とやや未飽和であった(図 5)。6 月 29 日の飽和度が未飽和であったことに関しては、一日あたりの降水量が 103 mm を記録した降水によって佐鳴湖に流入する水量が一気に増加したことに起因している。6 月 29 日では、佐鳴湖流入河川の酸素飽和度も 94.5% で、5 月及び 8 月の上流河川の飽和度(92.4~153%)に比べても低い傾向にあった(図 5)。

表5：佐鳴湖及び下流新川の各測点の酸素飽和度

観測点	測点・橋名	Oxygen saturation (%)		
		05.18.08	06.29.08	08.20.08
湖北表層	St. 4	182.0	86.4	290.2
湖北深層	St. 4	176.6	81.7	301.2
湖央表層	St. 5	170.4	101.0	204.3
湖央深層	St. 5	168.8	100.5	197.8
湖南表層	St. 6	178.7	101.0	121.9
湖南深層	St. 6	152.7	97.6	118.4
下流新川	富士見水門	169.2	98.0	126.3
下流新川	拓希橋	162.3	91.9	77.2
下流新川	稲荷橋	158.7	94.7	60.4
下流新川	新梅ヶ谷橋	151.3	85.7	79.1
下流新川	三つ股橋	156.1	89.8	82.0
下流新川	志都呂橋	142.9	86.3	84.7
下流新川	とびうお大橋	135.0	81.6	79.7
下流新川	宇布見橋	105.8	82.1	80.1
浜名湖	弁天大橋	96.2	87.1	120.2

一方、下流新川の酸素飽和度は、とびうお大橋より上流側の平均で 5 月 18 日(オレンジ)は 153%、6 月 29 日(水色)は 89.7%、8 月 20 日(赤)は 84.2% と湖内の飽和度に比べ低い値を示した(図 5)。減少幅は、5 月と 6 月で 10% 程度、8 月では 60% と、8 月での低下が著しい。5 月及び 6 月では、酸素飽和度が 10% 程度減少する一方、硝酸やケイ素濃度はわずかに増加していることから(図 6)、酸素飽和度の減少の理由の一つとして、流入河川の影響が上げられる。下流新川流入 4 河川の酸素飽和度は、平均で 5 月 18 日は 110%、6 月 29 日は 89.4% であった。しかし、著しい酸素飽和度の低下が観測された 8 月の流入河川の平均値は 114% であり、また、下流に向けて塩分が次第に増加していることも考えると、河川水流入のみで 206% から 84.2% への低下は説明できない。一方、8 月においては、湖内に比べリン濃度が著しく増加していることから、下流新川での光合成に比べた呼吸の卓越、つまり佐鳴湖から流出した懸濁粒子の分解によって酸素飽和度が減少していると考えられる。また、下流新川の栄養塩濃度は、植物プランクトンの一次生産を制限するほどの低いレベルではないことから、下流新川で光合成に対して呼吸が卓越する背景には、湖内環境に比べ潮汐に伴う鉛直混合など水の鉛直安定性が小さいことで植物プランクトンの光合成活性が低下しているためと考えられる。

8 月 20 日の湖内のケイ素濃度は、平均 291 $\mu\text{mol/l}$ (湖北で 297 $\mu\text{mol/l}$ 、湖南で 288 $\mu\text{mol/l}$) であり、段子川と上流新川のケイ素濃度の平均値 323 $\mu\text{mol/l}$ とほぼ同程度であった。5 月及び 6 月の湖内のケイ素濃度は、平均でそれぞれ 52 と 177 $\mu\text{mol/l}$ であり これらのことから、8 月には湖内の植物プランクトンの優占種がケイ藻類から藍藻の *Synechococcus* に遷移していることがわかる。8 月には、湖北から湖南にかけてすでに酸素飽和度は 295% から 120% に減少し、またケイ素を除く栄養塩は増加する傾向にあった。このことは、2008 年 8 月の“光合成に対して呼吸が卓越”はすでに佐鳴湖内から起こっていたことになる。このことは、細胞の小さな *Synechococcus* の再生分解の速さを表しているのかもしれない。また、8 月の下流新川の酸素飽和量は、未飽和ながら稲荷橋及び新梅ヶ谷橋あたりから下流に向けて漸増していた。一方、栄養塩濃度はすべて減少傾向にあったが、N/P 比は減少、ま

たSi/N比は変動があるものの比較的一定であった。このことは、佐鳴湖から流出した懸濁粒子(主に*Synechococcus*)は分解する一方で、下流新川で光合成活性が次第に増加(酸素飽和度が漸増)することから、一次生産者の主体が*Synechococcus*からケイ藻へと遷移しつつあると考えられる。

昨年までの観測結果から、8月の佐鳴湖の栄養塩の収支には、湖底の脱窒による硝酸の除去と脱窒と連動した湖底からのリンの回帰が影響していることはこれまでも述べてきた。8月の下流新川における“N/P比は減少”に関して、佐鳴湖と同様の河床での脱窒や河床からのリンの回帰も考える必要があるであろう。佐鳴湖の栄養塩収支を把握するためには、季節変動を含めた下流新川内での生物地球化学的プロセスを定量的に把握することが必要であり、前項で述べた河川流量の把握と共に、佐鳴湖の水質改善に向けた大きな課題であろう。

謝辞

現地調査では、入野漁協田邊陽三組合長はじめ組合員の方々には大変お世話になった。本年度の研究を遂行するに当たっては、高原啓弘、丹下佑美子、鈴木智志には、観測や測定に関して多大な協力を得た。ここに記して感謝する。

参考文献

- 1) 佐鳴湖はなぜきれいにならないか、日本河川協会ホームページ
- 2) 畑地施肥量削減効果等調査事業報告書(概要版)平成17年2月 浜松市
- 3) 二級河川都田川水系下流新川(佐鳴湖)水環境改善緊急行動計画(清流ルネサンスⅡ)概要版 平成16年6月 清流ルネサンスⅡ 佐鳴湖地域協議会
- 4) 佐鳴湖浄化対策検討結果報告書(中間中間報告)-エコロジカルな視点より-平成14年12月 佐鳴湖浄化プロジェクト会議
- 5) 閉鎖性水域水質保全対策事業報告書(概要版)平成15年2月 浜松市
- 6) よみがえれ佐鳴湖市民活動行動計画 平成18年9月 浜松市

- 7) 流域・沿岸域の水環境および土壌環境の総合管理に向けて 県境を跨ぐエコ地域づくり研究会 平成19年度研究成果報告書 平成20年3月 河川・海岸水環境・総合土砂管理部
- 8) 静岡県戦略課題「快適空間佐鳴湖の創造」研究報告書 平成20年3月 静岡県産業部

第 2 章 4 項 公衆衛生から見た佐鳴湖及びその周辺河川の細菌相

小野 信一

東海大学 海洋学部 水産学科 教授

1 はじめに

佐鳴湖は静岡県西部の浜松市の市街地に隣接し周辺から流入する各種汚染水によって水質汚染が進んでいる湖である。また、佐鳴湖は周囲の公園などを含めて市民の憩いの場として親水公園の役割も持っている。さらに、佐鳴湖では朝夕による浜名湖からの海水の逆流の影響も指摘されている。したがって、佐鳴湖の水質改善にはまず生物相を含めた総合的な水質の現状把握が重要である。

河川や湖などの水系の汚染原因を考えたときに、まずあげられるのが汚染排水の流入である。汚染排水の中には種々の汚染物質が含まれているが、水質汚染の中で糞便による汚染、すなわち家庭下水の影響の程度を知るには、糞便と密接な関係をもっている衛生学的指標細菌による大腸菌群を中心とした細菌学的調査が必要である。¹⁾さらに、近年、腸管出血性大腸菌 O-157 : H7 による集団感染が発生し、食品および環境水の大腸菌による汚染調査が広範囲にわたり進められるようになった。²⁾具体的に衛生学的にみて河川水などの水系が安全であるか否かを判定する場合、水によって媒介される伝染病の大部分が消化器系のものであることから、腸内性病原細菌が存在するか否かが重要な問題となる。大腸菌群数はこの指標として、水質基準、環境基準項目に採用されている。しかし、一方では大腸菌群数は環境評価の上では重要な基礎要素となるが、土壌や環境由来の細菌群も多く含まれているため、糞便の汚染を的確に把握できないおそれがあることなどいくつかの問題点が指摘されている。³⁾このため、現在では海水浴場の水質基準の1つとして大腸菌群数に代わって糞便由来大腸菌群数が用いられている。

そこで、本研究では佐鳴湖および主要流入出河川である段子川と浜名湖に注ぐ新川の表面水中の公衆衛生上重要な汚染指標である大腸菌群および糞便由来大腸菌による汚染の現状そして一般細菌やビブリオ属細菌の分布を把握するための細菌学的調査を2008年5月から同年12月までの期間で実施した。

2 研究方法

2.1 調査期間および地点

本調査では、2008年5月から同年12月までの計5回の調査を行った。調査地点は、佐鳴湖内の St.4(湖奥)、St.5(湖央)、St.6、新川放水路の St.D の4地点と佐鳴湖の主要流入河川である段子川の弁天橋(河口付近) St.F の5地点および新川では、浜名湖河口の宇布見橋 St.A、志都呂橋 St.B そして三つ股橋 St.C の3地点の計8地点とした。これらの各調査地点は図.1 に示した。

図 1 . 佐鳴湖及び新川での調査地点



2.2 実験方法

2.2.1 採水方法

各調査地点では、滅菌済ハイロート採水瓶を用いて表面水を採取した。採水後、試水はクーラーボックスで4に保冷し、研究室に持ち帰った後、直ちに細菌培養を行った。

2.2.2 大腸菌群、糞便由来大腸菌、全菌数、一般細菌およびビブリオ属細菌の培養と細菌数の計数法。

大腸菌群と大腸菌の培養には XM-G 培地(ニッスイ)を使用し、混釈平板法により培養した。一般細菌およびビブリオ属細菌の計数には普通寒天培地(栄研)、TCBS 寒天培地をそれぞれ使用した。

滅菌生理食塩水で $\times 10 \sim \times 10^2$ までの段階希釈した試水を滅菌済み 2mL メスピペットで滅菌シャーレ 2 枚に各 1mL ずつ取り、これに各培地を加え混釈平

板培養法で培養後、生育したコロニーを計数して各シャーレの平均コロニー数から試水 100mL あたりの各細菌の生菌数 (CFU) を求めた。

2.2.3 糞便由来の大腸菌の培養および細菌数の計数

糞便由来大腸菌の培養には m-FC 培地 (Difco) を使用し、混釈平板を行った後、44.5 に保ったウォーターバスに沈め 24 時間培養し、生育した青色コロニーを計数し、試水 100mL あたりの生菌数から糞便由来大腸菌数を求めた。

2.2.4 全菌数および *Synechococcus* sp. 数の計数法

試水 1mL を 2.0% グルタルアルデヒドで 4、2 時間固定後、DAPI (0.5ug/L) で 10 分間染色した。その後、Nucleopore filter (0.2um) で濾過し、このフィルターを UV 励起の落斜蛍光顕微鏡で検鏡し、青白く光るものを細菌として赤～オレンジ色に光るものを *Synechococcus* sp. としてそれぞれ計数し、1mL あたりの数に換算した。⁴⁻⁵⁾

3 結果

3.1 大腸菌群数および糞便由来大腸菌数

調査期間内での各地点別の佐鳴湖表面水の平均大腸菌群数を比較すると、湖奥の St.4 で最も多くその菌数は 4.8×10^4 CFU/100mL であった。湖央および湖南の 2 地点では、菌数は減少し 1.6×10^4 CFU/100mL を示した。佐鳴湖に流入している主要河川の段子川河口の弁天橋下 (St.F) では、湖奥の St.4 とほぼ同じ 4.5×10^4 CFU/100mL の大腸菌群数が検出された (図 2)。

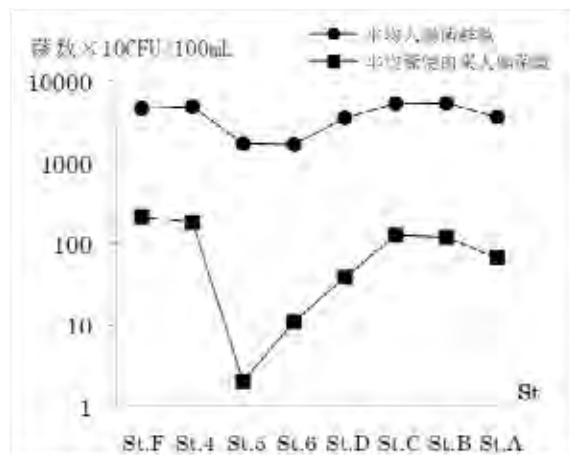


図 2. 各調査地点での平均大腸菌群および糞便由来大腸菌数の推移

次に、調査月別に各地点の大腸菌群数の推移を見ると、各地点共に夏期から冬期にかけて菌数が減少する傾向が認められた (図 3-1)。菌数の最高値は、湖内では、St.4 において、6 月の調査で得られた 1.8×10^5 CFU/100mL であった。最低値については、12 月の調査の St.5 で得られた 5.0×10^2 CFU/100mL であった。段子川河口の St.F では、大腸菌群数は

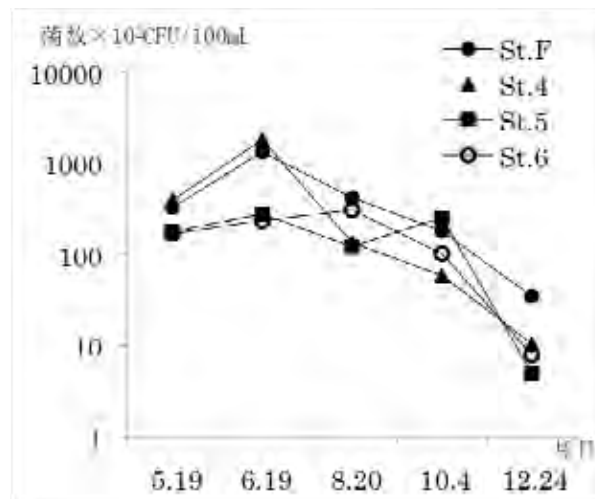


図 3-1. 佐鳴湖および段子川河口の大腸菌群数の推移

St.4 と同様 6 月調査で 1.3×10^5 CFU/100mL の最高値を示し以後冬期にかけて菌数は減少した。大腸菌群は、調査当日 103mm 降水量を記録した 6 月 29 日の調査で、いずれの地点でも多く検出された。

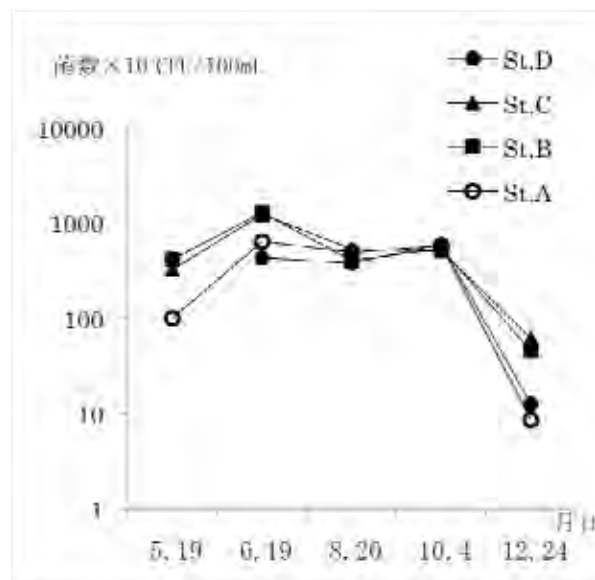


図 3-2. 新川の各調査地点の大腸菌群数の推移

特に、段子川河口の St.F と湖奥の St.4 で菌数は大幅に増加した。さらに、St.F の糞便由来大腸菌数は、

1.0 × 10⁴CFU/100mL まで大幅に増加した。同様に大腸菌群に占める割合でも、段子川の St.F と St.4 では 5.0% ~ 7.5% まで増加していた (図 4)。

新川での各地点別での平均大腸菌群数は志都呂橋の St.B と三又橋の St.C で多く、その平均菌数は 5.2 ~ 5.3 × 10⁴CFU/100mL を示した。St.A と St.D では菌数は 3.5 × 10⁴CFU/100mL となり浜名湖河口付近では減少傾向を示した。

次に、調査月別に見ると各地点とも、大腸菌群数は冬期にかけて減少した (図 3-2)。

6 月 29 日の降雨時の新川では、段子川河口の St.F のような大幅な菌数の増加は認められなかったが、糞便由来大腸菌が占める割合は、新川流域の各地点でいずれも増加した (図 3)。

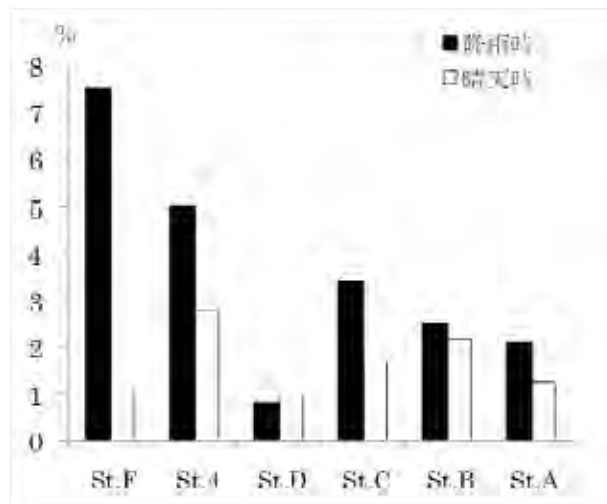


図 4. 降雨時(6.29)と晴天時の大腸菌群に対する糞便由来大腸菌の占める割合

糞便由来大腸菌数について見ると、降雨時の 6 月 29 日の調査で、St.5 をのぞくいずれの地点とも最高値を示し、その菌数は段子川河口の St.F と湖奥の St.4 で、それぞれ 1.0 × 10⁴CFU/100mL, 9.0 × 10³CFU/100mL を示した。新川の各調査地点でも菌数は 1.0 × 10²CFU/100mL ~ 9.0 × 10³CFU/100mL まで増加した。一方、湖奥の St.5 では一度も糞便由来大腸菌は検出されなかった。

3.2 一般細菌数および全菌数の推移

調査期間内の佐鳴湖内表面水および新川での平均一般細菌数はそれぞれ 2.9 × 10⁵CFU/100mL, 2.6 × 10⁵CFU/100mL であった。段子川河口の St.F では、その平均菌数は最も高い 8.6 × 10⁵CFU/100mL を示した。

調査月日別では、降雨のあった 6 月の調査で、St.F および St.4 で菌数は 3.6 ~ 3.7 × 10⁶CFU/100mL に達した。大腸菌群等と同様に、いずれの地点でも最高菌数が得られた。

佐鳴湖内での全菌数については、8 月 ~ 12 月の調査の平均菌数では、湖南で最も高く 1.0 × 10⁶cells/mL を示した。湖奥は減少し 7.0 × 10⁵cells/mL となった。また、全菌数で各調査地点で冬期にかけて減少傾向を示した。なお、8 月調査の DAPI 染色した試水の蛍光顕微鏡像を図 5 に示した。

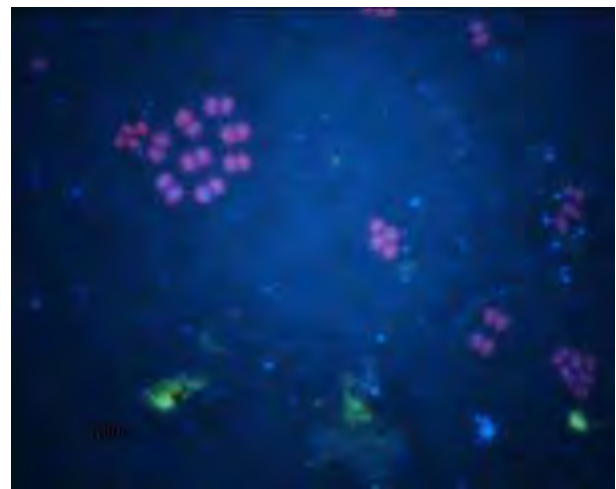


図 5. 佐鳴湖の試水中の細菌類と *Synechococcus sp.*

3.3 *Synechococcus sp.* 数および *Vibrio* 属細菌数

佐鳴湖内で *Synechococcus sp.* は 8 月 ~ 10 月の調査では、各地点で検出されその数は湖奥の St.5 で最高値である 1.0 × 10⁶cells/mL に達し全菌数の約 90% に達した。他の 2 地点でもその数は、4.5 × 10⁵cells/mL

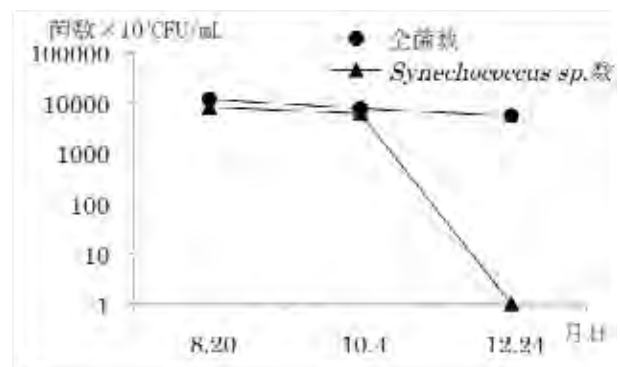


図 6. 佐鳴湖内における全菌数と *Synechococcus sp.* 数の推移

~ 8.3×10^5 cells/mL を示した。しかし、12月の調査では、佐鳴湖内の3地点すべてにおいて *Synechococcus* sp. は検出されなかった (図6)。

海洋細菌の *Vibrio* 属細菌は、8月の調査では浜名湖河口の St. A での菌数が最も多く 1.5×10^4 CFU/100mL 検出された。新川の上流に向かって細菌数は減少した。しかし、佐鳴湖内の3地点でも *Vibrio* 属細菌は確認された (図7)。

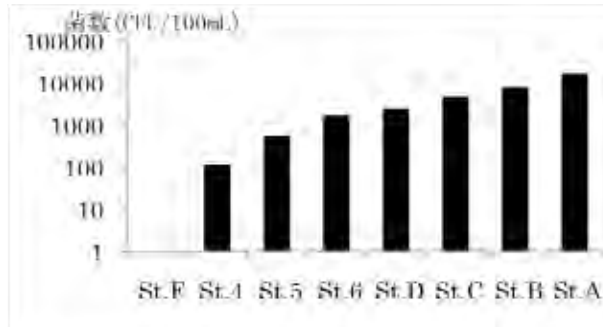


図7. 夏期(8/20)の各調査地点における海洋細菌の *Vibrio* 属細菌数

3.4 新川での潮汐流による細菌数の変動

5月18日の干潮時、河川水が新川から浜名湖に流れている時の各調査地点での大腸菌群数は、佐鳴湖に近い St. C から河口の St. A に向かって減少傾向が認められた。一方、10月4日の満潮時では、各地点の細菌数は均一化する傾向を示した (図8)。

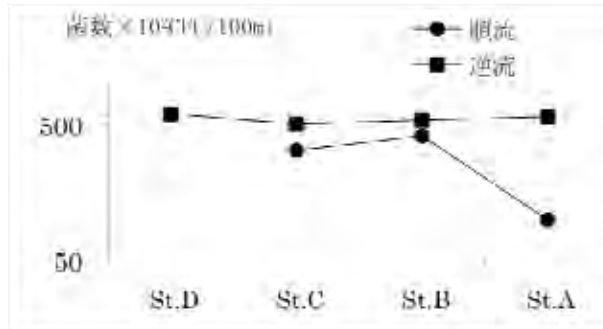


図8. 浜名湖の干潮時(順流)および満潮時(逆流)の新川各地点での大腸菌群数

4 考察

公衆衛生上重要な指標である大腸菌群を中心として、これらの細菌群の現状を把握するために佐鳴湖と主要な流入河川である段子川および新川の細菌学的調査を行った。調査期間内での佐鳴湖の平均大腸菌群数は、表面水では 2.6×10^4 CFU/100mL となり、昨年度よりも約 1/2 まで減少した。菌数は夏期から

冬期にかけて減少する傾向を示した。他の湖と比較すると琵琶湖では大腸菌群数は $10^1 \sim 10^3$ /100mL、諏訪湖は年平均 5.8×10^3 /100mL、熊本県の江津湖では夏期で 10^2 /100mL のオーダーであり、野尻湖では $1.0 \sim 4.5 \times 10^2$ /100mL で、佐鳴湖は、これらの湖より約 10 倍~100 倍多い菌数である。^{8~10)} また、松下ら(1984)は汚染の少ない自然のままに近い河川の大腸菌群数は $3.0 \sim 4.0 \times 10^3$ CFU/100mL であると報告している。¹⁰⁾ また、佐鳴湖では、このような人的汚染の少ない河川ではほとんど存在しない大腸菌 (*E. coli*) も湖奥と湖南で検出される頻度が高い。したがって、市街地に位置する佐鳴湖は周辺からの都市下水の影響を強く受けていると考えられる。しかし、湖奥では昨年度よりもその検出頻度は減少した。

佐鳴湖内の各地点の大腸菌群数を比較すると、主要流入河川である段子川河口に近い St. 4 で菌数が多く、湖央の St. 5 は約 1/3 の菌数であった。佐鳴湖に流入する主要河川である段子川河口の弁天橋下の St. F では、大腸菌群数は平均 7.5×10^4 CFU/100mL で佐鳴湖内の約 1.6 倍多く検出された。このうち約 2.4% は糞便由来大腸菌が占めていた。さらに、大腸菌 (*E. coli*) も高頻度で検出されており、段子川はその周辺からの家庭下水の汚染を受けていると考えられる。さらに、その河川水が流入する佐鳴湖にも大きな影響を与えていると思われる。

佐鳴湖水が流出する新川では、各調査地点別の平均大腸菌群数は周辺に住宅地や商業地がある St. C や St. B では、 $5.2 \sim 5.3 \times 10^5$ CFU/100mL と段子川より多い細菌数が検出された。したがって、新川でも都市下水等による汚染を受けていると考えられる。

昨年度の調査から、佐鳴湖の大腸菌群や糞便由来大腸菌の菌数変動に大きな影響を与える最も重要な要因は降雨であることを指摘した。今回、調査当日の降雨量が約 103mm を超えた 6月29日の調査では、すべての調査地点で菌数は増加した。特に St. F と St. 4 では大腸菌群数は 4~12 倍大幅に増加した。降雨の影響については、芦立(1978)、松下ら(1984)は降雨による河川水の流量の増加に伴って細菌数も増加するとしている。^{1, 11)} また、平常時の大腸菌群数は段子川が佐鳴湖内よりも 2 倍以上多く検出されるが、降雨時は St. 4 より少ない。すなわち、佐鳴湖内の調査地点の菌数の増加は、降雨により段子川が増水し通常よりも多い河川水が一気に湖内に流入した

ためと考えられる。

さらに、平常時と降雨時における糞便由来大腸菌が大腸菌群に占める割合は、段子川河口の St.F ではそれぞれ平常時が 1.1%、降雨時が 7.5%まで急激に増加している。これは降雨によって糞便による汚染が増加することが今年度の調査からも裏付けられた。

佐鳴湖の流出河川である新川では、潮汐による海水の流出入があることが明らかとなっている。今回の調査から干潮時の新川から浜名湖に河川水が流れている時と満潮時にかけて、浜名湖から海水が逆流している時では大腸菌群数には差が認められた。すなわち、逆流時には新川の各地点での菌数が多く、さらに菌数が均一化する傾向がみとめられた。これは、海水の逆流により河川水が停滞傾向を示すことも一つの要因であると思われる。また、海洋細菌の *Vibrio* 属の細菌は新川の各調査地点から佐鳴湖の全地点で検出されたことは、この水域では海水の影響を受けている。

佐鳴湖内の平均全菌数は 8.2×10^5 cells/mL で琵琶湖などの菌数と比較すると約 1/5.3 倍少ない。⁶⁻⁷⁾しかし、8月~10月の *Synechococcus* sp. 数は平均 7.2×10^5 cells/mL 全菌数の約 9 割に達していた。琵琶湖など他の湖と比較しても極めて多い細胞数である。また、*Synechococcus* sp. は冬期(12月)には、全く検出されず、その細胞数は著しい変動を示した。

これらの調査結果から、佐鳴湖の大腸菌群(糞便由来大腸菌、大腸菌を含む)を中心とした細菌の汚染の現状は、昨年度よりは減少傾向を示したけれども、依然 $10^4/100\text{mL}$ のオーダーの高い菌数を維持している。また、糞便由来大腸菌の検出率も高いことから、生活排水などの都市下水が佐鳴湖に常時流入している状況にある。一方、周辺では公園の整備が進み佐鳴湖は親水公園として重要な役割があると考えられる。このことから佐鳴湖での主要な流入河川である段子川や新川での大腸菌群による汚染を減少させることが重要である。この対策として、市では周辺地域の下水道の整備とともに各家庭との下水道の接続率を向上することが重要である。

謝辞

本研究を行うにあたり、試料の採取及び細菌数の計数、細菌の同定等についてご協力頂いた本研究室学生の佐野章人並びに江崎達也君に厚くお礼申し上げます。

参考文献

- 1) 芦立德厚(微生物生態研究会編)(1978)微生物の生態5: 水質汚染における衛生学的指標細菌、pp.148-163、学会出版センター、東京
- 2) 北島節子、武田 茂(1999)生活排水中の大腸菌群および腸管出血性大腸菌 O157 の実態、用水と排水、41、1008-1013 .
- 3) 芦立德厚(1988)水質基準項目としての大腸菌群の評価、用水と排水、30、229-238 .
- 4) Rodriguez,G.G., D. Phipps, K. Ishiguro, and H.F. Ridgway(1992) Use of a Fluorescent Fedox Probe for Direct Visualization of Actively Respiring Bacteria, Applied and Environmental Microbiology, 58, 1992, 1801-1808.
- 5) 中村寿子(1988) 落射蛍光顕微鏡を用いた水道生物試験、水道部会雑誌、57、21-32.
- 6) 中村寿子、芳倉太郎(1989)琵琶湖及び淀川における全菌数、生菌数の季節変化、日本微生物生態学会報、5、13-20.
- 7) Yamaguchi N., T. Kenzaka and M. Nasu(1997) Rapid In Situ Enumeration of physiologically Active Bacteria in River Waters using Fluorescent Probes, Microbes and Environments, 1997, 1-8 用水と
- 8) 川添正幸(1981)琵琶湖水についての細菌学的調査(1981) 滋賀衛環セ所報、17、45-48 .
- 9) 長野県公式ホームページ・水環境課(2006)河川水・湖沼等の水質測定結果平成18年度より抜粋
- 10) 赤尾秀雄、丸山正人、西堀将尋(1983)野尻湖における大腸菌群、用水と排水、25、60-63 .
- 11) 松下純雄、橋本清澄、浜田耕吉、市橋啓子、辻英高、吉田昌史、金田吉男(1984)兵庫県青野川および黒川の水質・汚染の少ない河川の水質、用水と排水、26、3-9.

第 2 章 5 項 佐鳴湖の底質（湖心底質から見た堆積環境の全体像）

福江正治*、佐藤義夫*、加藤義久*

* 東海大学 海洋学部 教授

1 はじめに

表面水（佐鳴湖の水質）を環境的に評価する際、底質を含めるのが普通となっている。これは水塊と底質との間の物質移動が年間を通して複雑な形態で行われるからである。このメカニズムは、底質内の温度、pH、酸化還元電位、有機物の分解作用、物質の吸着・脱着などによって極めて複雑である。したがって、底質の現状、物理化学的反応、今後の起こりうる環境変化などを明らかにする必要がある。

2007 年度まで、底質の現状について堆積物表面および柱状試料について調べてきたが、2008 年度は COD および T-P の鉛直分布を明らかにして、それから佐鳴湖の全体像を推定することを目的とした。

2 研究方法

2.1 調査方法

2008 年 8 月 20 日に佐鳴湖湖心から約 45 cm の柱状試料を採取して、3 cm ごとに物理および化学特性を調べた。測定項目は、含水比、pH、堆積粒子密度、粒度、強熱減量、COD、T-P、重金属含有量、炭酸塩含有量、酸化還元電位、硫化物含有量等である。また、深さ 9~12、21~24、33~36、45~48 cm の試料については連続的選択抽出法によって重金属の堆積物への吸着形態を調べた。それぞれの分析や試験方法については省く。

3 結果

湖心堆積物の一般的性状は表層において環境的に悪く、深くなるほど良い状況にある。酸化還元電位（Eh）は 8 月であったことも原因であろうが、深さ 18cm までは負の値で、表層においては -187 mV とかなり還元であった（図 1）。Eh は深さに対してほぼ直線的に増加し、深さ 40 cm では、Eh は 200 mV を越えた。これは最近の堆積物に有機物が多い（強熱減量で 20%）ことと、下層からの浸透水が影響している結果と考えられる。

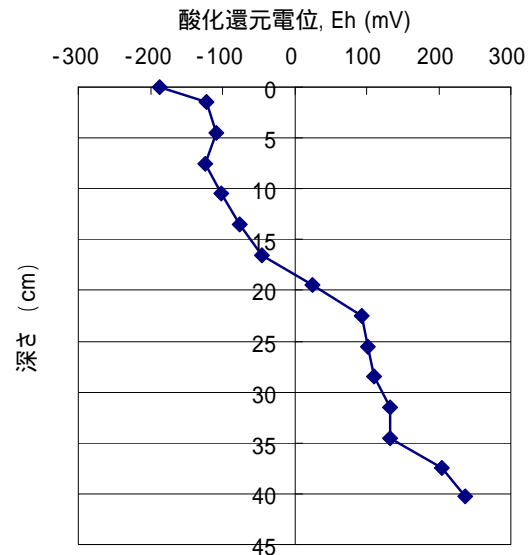


図 1 湖心堆積物の酸化還元電位

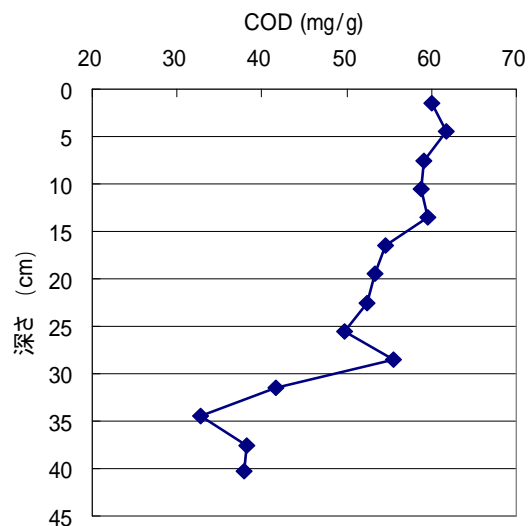


図 2 COD の深さ分布

図 2 に示すように、COD は約 30~60 mg/g の範囲にあり、深さ方向に減少する傾向にある。T-P の深さ分布を図 3 に示す。T-P は深さ方向に減少し、深さ約 30 cm で大きく変化する。その傾向は COD の分布に似ている。そこで、COD と T-P の相関を見ると、

図4に示すように極めて高い相関係数 ($R^2=0.922$) が得られた。

このように、COD および T-P の深さ分布から、深さ 30 cm (50-60 年前に堆積) で堆積物の特性が大きく変わることが分かった。また、全体的な傾向は、Ehの結果を含めて、深さ方向へ底質が良くなることを示している。

湖心の堆積物の性質が必ずしも湖全体を代表するものではないが、これを佐鳴湖の典型的な底質特性として、COD および T-P の全体的な量を推測してみた。3 cm ごとの COD や T-P の質量を計算して、堆積物表面から 30 cm の深さまでの COD を求めると約 6500 t となった。なお、T-P は約 60 t となった。湖心堆積物における ^{137}Cs による年代測定から¹⁾、30 cm の堆積年が 70 年と考えると、COD の堆積速度は約 93 t/y、T-P の堆積速度は約 0.86 t/y となる。ただし、堆積後の分解量は無視した。また、湖心の蓄積量が湖南や湖北に比べて多いことを考えると、これらの値は最大値として考えるべき値と思われる。

重金属の含有量について調べた結果、最大で亜鉛は海底堆積物に対して求めたバックグラウンド値²⁾の約 3 倍 (400 mg/kg dry)、銅も約 3 倍 (65 mg/kg dry) であった。なお、鉛について人為的影響は見られなかった。また、図5のように、堆積物中の COD と重金属含有量の間には高い相関 (例えば、Zn : $R^2=0.884$) があり、その原因の解明が求められる。

重金属が堆積物の中でどのような形態で蓄積されているかを連続的選択抽出法³⁾で調べてみた。これは堆積物中の重金属を、間隙水、交換性イオン(表面吸着)、有機物との結合、炭酸塩と結合

(水) 酸化物として沈殿、および 残渣 (粒子の結晶内)、それぞれの量を求めたものである。その結果を図 6 に示す。最も多く含まれているのは残渣 (residual) 中か水和酸化物等沈殿物の場合が多いが、それらがバックグラウンドの成分のほとんどであろう。人為的な成分は有機物(organic)に錯体としてまたは交換性イオン(exchangeable)が多いと思われる。

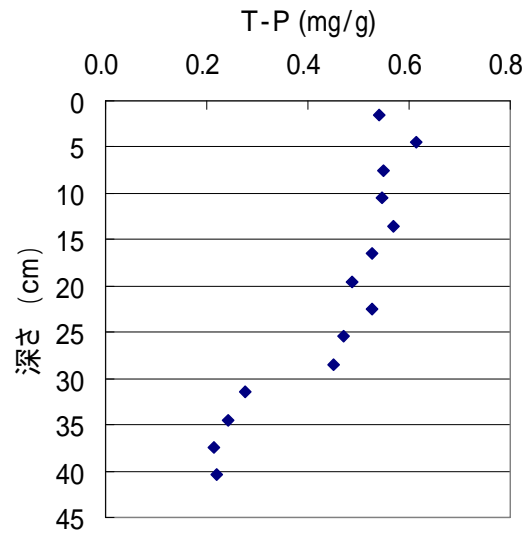


図3 T-Pの深さ分布

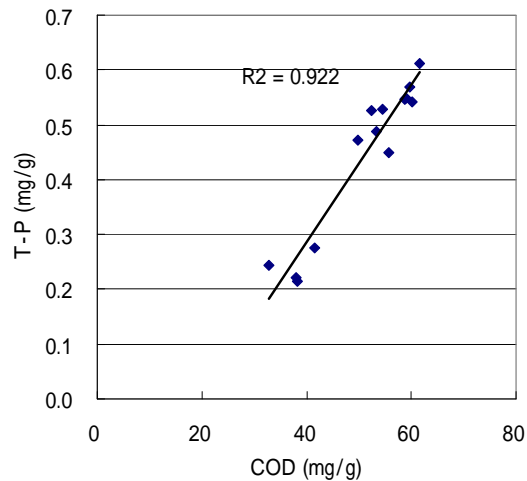


図4 CODとT-Pの関係

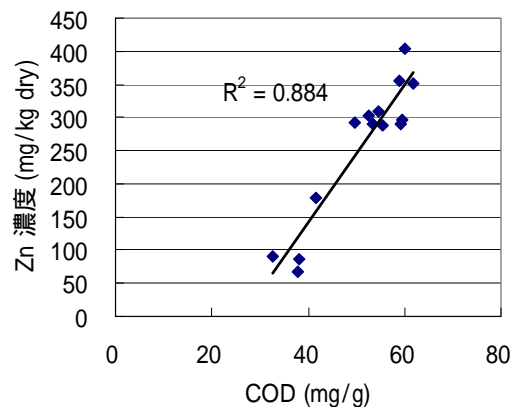


図5 CODとZn濃度の関係

4 考察

底質においてCODが重金属含有量やT-Pと強い相関を持つことが分かった。これまで強熱減量を基本に有害物質との相関で調べてきたが、実際はCODの方が強い相関を持つことが判明した。このことは、CODが減少すれば、他の有害物質の量も減少する可能性があることを示唆している。CODが重金属と強い相関を有するのは、次のいずれかまたは双方に関係すると思われる。

- 1) CODと重金属イオンには強い親和性がある。
- 2) 過マンガン酸カリウム法によるCODの測定値に水和酸化物および硫化物などの沈殿物が含まれている可能性があり、それらに結合している重金属がその相互関係に含まれる。

今回の調査では全有機炭素(TOC)を測定していないが、これまでの強熱減量とTOCの関係(図7)から、おおよそのTOC値を推定できる。強熱減量値は、18.7~20.6%であったから、図7から推測するとTOCに換算すると5~6%となる。また、CODは30~60 mg/g (3~6%)である。測定COD

値>TOCとはならない。

河川からCODやT-Pの負荷量が減っても、堆積物中の蓄積量を考えると、しばらくはそれらが溶出することで水質の改善には遅延効果が見られると思われる。

堆積物表層の含水比は、これまでの経験から粒度に大きく影響されると思われる。両者の関係を調べると、図3のようにそれほど明らかではないが、粘土含有量が増加すると含水比は減少の傾向にある。しかし、一般的には、細粒分が増加すると構造は緩くなり、含水比は増加するはずであるから、得られた傾向は予想と逆である。すなわち、粒径が含水比に強く影響しているとは思えない。含水比は骨格構造と関係するはずであるが、SEMで撮影した構造特性を図8に示す。これからは、粒子が集合したフロックの堆積構造が観察される。フロックの大きさは約80 μmである。なお、フロックの中には珪藻などが観察できる。ただし、このサンプルはコアの最下層(深さ48-51 cm)から取ったので別の湖心試料で調べた年代測定から考えて100年前に堆積したと思われる。

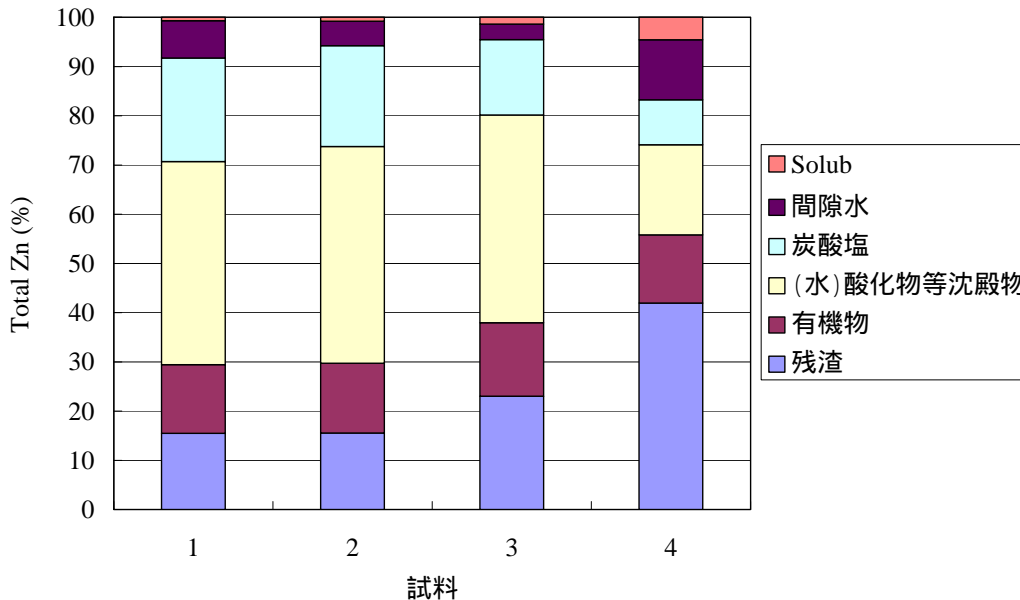


図6 連続的選択抽出試験結果 1: 深さ9~12cm、2: 深さ21~24cm、3: 深さ33~36cm、4: 深さ45~48cm

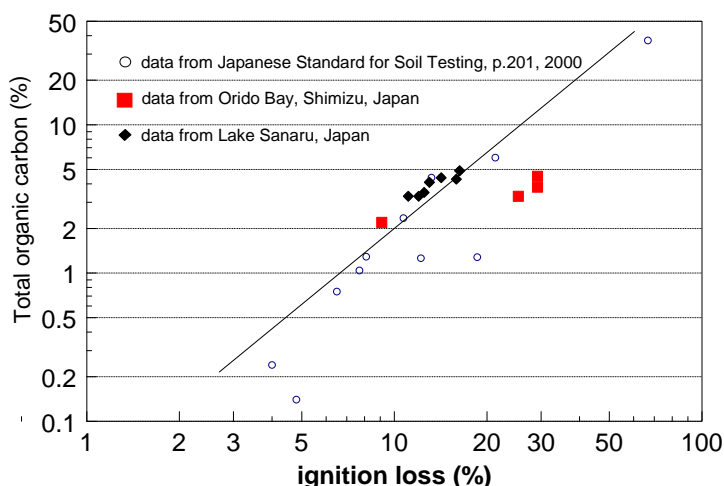


図7 全有機炭素量と強熱減量の関係

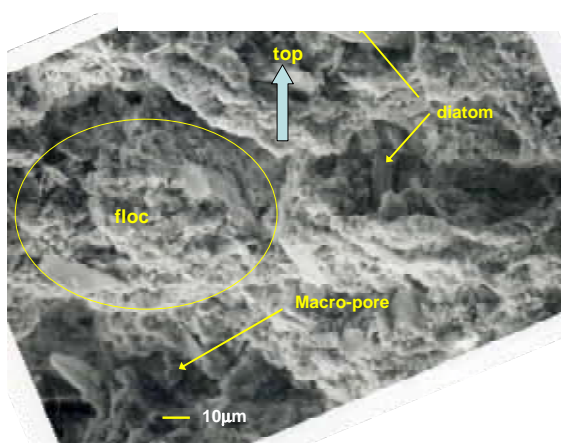


図8 コアサンプル(最下層)のSEM写真

表1 諸量のR²による相関

	COD	T-P	IL	w
COD		0.922	0.396	0.884
T-P			0.278	0.901
IL				0.449
Cu	0.917	0.905	0.398	0.917
Zn	0.884	0.894	0.86	0.964
Pb	0.403	0.563	0.008	0.348
粘土含有量	0.276			0.349

COD: 化学的酸素要求量、T-P: 全リン、IL: 強熱減量、w: 含水比、Cu: 銅、Zn: 亜鉛、Pb: 鉛

表1は調べた主な諸量のR²を示している。しかしながら、これらの相関については、それぞれについて吟味する必要がある。

堆積物の改善方法として、再懸濁法について提案した⁴⁾。その為の資料を得るために、室内において再懸濁実験を行った。その結果、再懸濁させて放置した場合に、約1時間30分後の懸濁量は全体の約7%であることがわかった。ただし、それらに含まれるCODや有害物質の量は調べていない。

謝辞

本研究を行うにあたり、あおみ建設株式会社および興亜開発株式会社の協力を得た。ここに謝意を表します。また、重金属の連続的選択抽出試験はConcordia Universityにて行った。Prof. C.N. Mulligan および井上智裕博士に謝意を表します。さらに、東海大学大学院海洋学研究所の学生、原田 透君および高橋由佳さんの協力を得ました。

参考文献

- 1) 福江正治、大石友彦、加藤義久、木村賢史、佐藤義夫、萩原直樹(2008): 佐鳴湖の水質浄化のための水質と底質. 160-180, 静岡県戦略課題研究報告書「快適空間『佐鳴湖』の創造」, 静岡県産業部振興局研究調整室.
- 2) Fukue, M., Yanai, M., Sato, Y., Fujikawa, T., Furukawa, Y. and Tani, S., Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments, Journal of Hazardous Materials 136 (2006) 111-119.
- 3) Yong, R.N., and Mulligan, C.N., (2004), Natural attenuation of contaminants in soils, Lewis Publ., Boca Raton, 319p.
- 4) 福江正治、佐藤義夫(2008): 佐鳴湖の水質浄化(ろ過による浄化実験). 215-227, 静岡県戦略課題研究報告書「快適空間『佐鳴湖』の創造」, 静岡県産業部振興局研究調整室.

第 2 章 6 項 佐鳴湖における水質浄化試験（湖水中の COD と栄養塩の削減）

佐藤義夫*、福江正治*、加藤義久*

* 東海大学 海洋学部 教授

1 はじめに

佐鳴湖における昨年までの水質浄化実験では、アブラシングや高炉水砕スラグなどのろ材が使われてきた。その方法による SS と COD の除去率は、それぞれ 50 % および 10 % と比較的低い値であった。その理由として、佐鳴湖の懸濁粒子は数 μm 以下の微細粒子が多く、これらのろ材では効率よく除去できなかったことが挙げられる。そこで、製鋼スラグを用いて湖水の pH を上昇させ、水中で $\text{Mg}(\text{OH})_2$ を生成させることにより、微細粒子を凝集させる方法を検討した。その結果、pH を 11 程度まで上昇させることができ、それによって COD を約 70 % 除去することができた。しかし、処理水の pH が高いことによる二次汚染が危惧されることから、 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 生成に伴う pH と SS、COD、および栄養塩の除去との関連性について検討を行った。

2 研究方法

2.1 調査方法

佐鳴湖における浄化実験は、2008 年 8 月 20 日に新川放水路入口（漕艇場横）において行った。また、pH の変化に伴う化学成分の除去効果についての補助データは、東海大学臨海実験場の海水を用い、佐鳴湖水の塩分に調整して検討を行った。

実験には、全長 120 cm、直径 10 cm のカラムを 2 本使用し、1 本目には径が 2.0 ~ 10 mm の製鋼スラグ 1,350g を二段に分けて計 2,700g 入れた(図 1)。2 本目のカラムにはアブラシングを 30 個程度詰めた。下部から上部に流れる上向流方式をとることにより、アブラシング下部に凝集した大型粒子を沈殿させ、それよりも小さい粒子をろ材であるアブラシングで除去できた。浄化効果は、浄化装置を通過したろ過水と原水を採水し、SS、COD、P などを測定することにより検討した。なお、本年度の実験では、流量を約 1 ℓ/min に調整して行なった。また、測定方法については 2007 年度の報告を参照されたい。

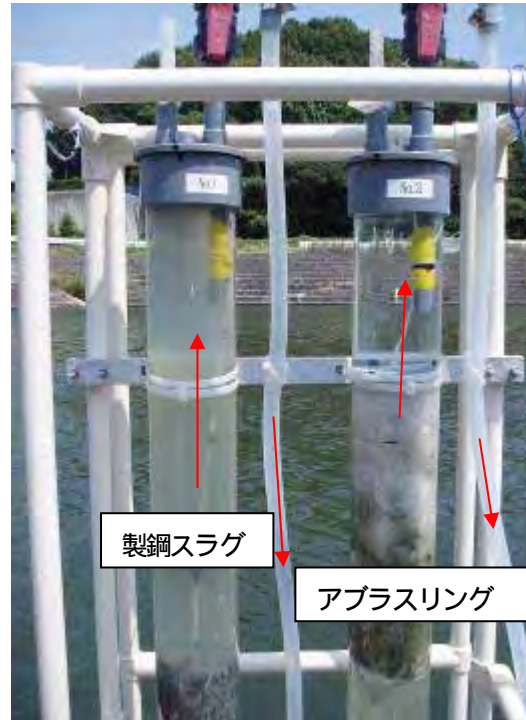


図 1. 浄化実験装置

3 結果および考察

佐鳴湖の湖水には、4~6 psu の塩分（Mg 濃度は約 7 mmol/L）が含まれている。 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ の溶解度積 ($10^{-11.15}$)¹⁾ を用いて水酸化物が生成される pH を求めると、約 9.5 となる。一方、佐鳴湖水の pH は季節により大きな変化を示し、10 以上になることが報告されている²⁾。Fe(OH)₃ に関しては、2007 年度に報告した佐鳴湖水中の鉄濃度（約 70 nmol/L）³⁾ から沈殿する pH を求めると、約 3.5 となる。ただし、水酸化物物としては、 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ が大部分を占めている。以上のことから、湖水を pH 10 程度に維持できれば、生成された水酸化物によって、湖水中の微細粒子が凝集沈殿されると考えられる。

図 1 に示した実験装置を用いて、湖水の pH を上昇させたときの pH、P、Si、COD および SS について、それらの経時変化を図 2 に示す。本実験を行なった時の塩分は 8psu であり、水酸化マグネシウムが

形成される pH は 9.5 付近であった。原水の pH は、約 9 と非常に高い値を示した。ろ過水の pH は、10.4 程度まで上昇し水酸化物が生成された（図 1 の白濁部分）。その後、時間の経過に伴って、ろ過水の pH の値は低下し、実験開始から 5 時間が経過すると、pH が 10 以下になった。そのため、この時点で水酸化物の生成量が低下したため、製鋼スラグを追加した。実験開始から 6 時間が経過すると、ろ過水の pH が再び 10 以下になった。

P は、実験開始から約 2 時間後まで 100 % 近く除去できている。時間経過に伴い、pH が低下すると、P 濃度は上昇するが、製鋼スラグを追加する前でも高い除去率（60 %）を示している（図 2(b)）。Si は P

と同様の変化を示している。しかし、Si は P よりも除去率が低く、実験開始時では約 60 % であるが、製鋼スラグを追加する前では、ろ過水の濃度が原水濃度とほぼ同じになった（図 2(c)）。

図 2(d) の COD 値の経時変化から、実験開始後約 2 時間では、50 % 程度が除去されていることがわかる。佐鳴湖の COD は、これまでの報告からも懸濁態（P-COD）と溶存態（D-COD）が 1:1 で存在しており、図からもわかるように、ろ過水では P-COD がほぼ除去された。SS は、実験開始時から大部分が除去されていた。pH が低下した段階において、製鋼スラグを追加することにより、80 % の除去率が維持された（図 2(e)）。

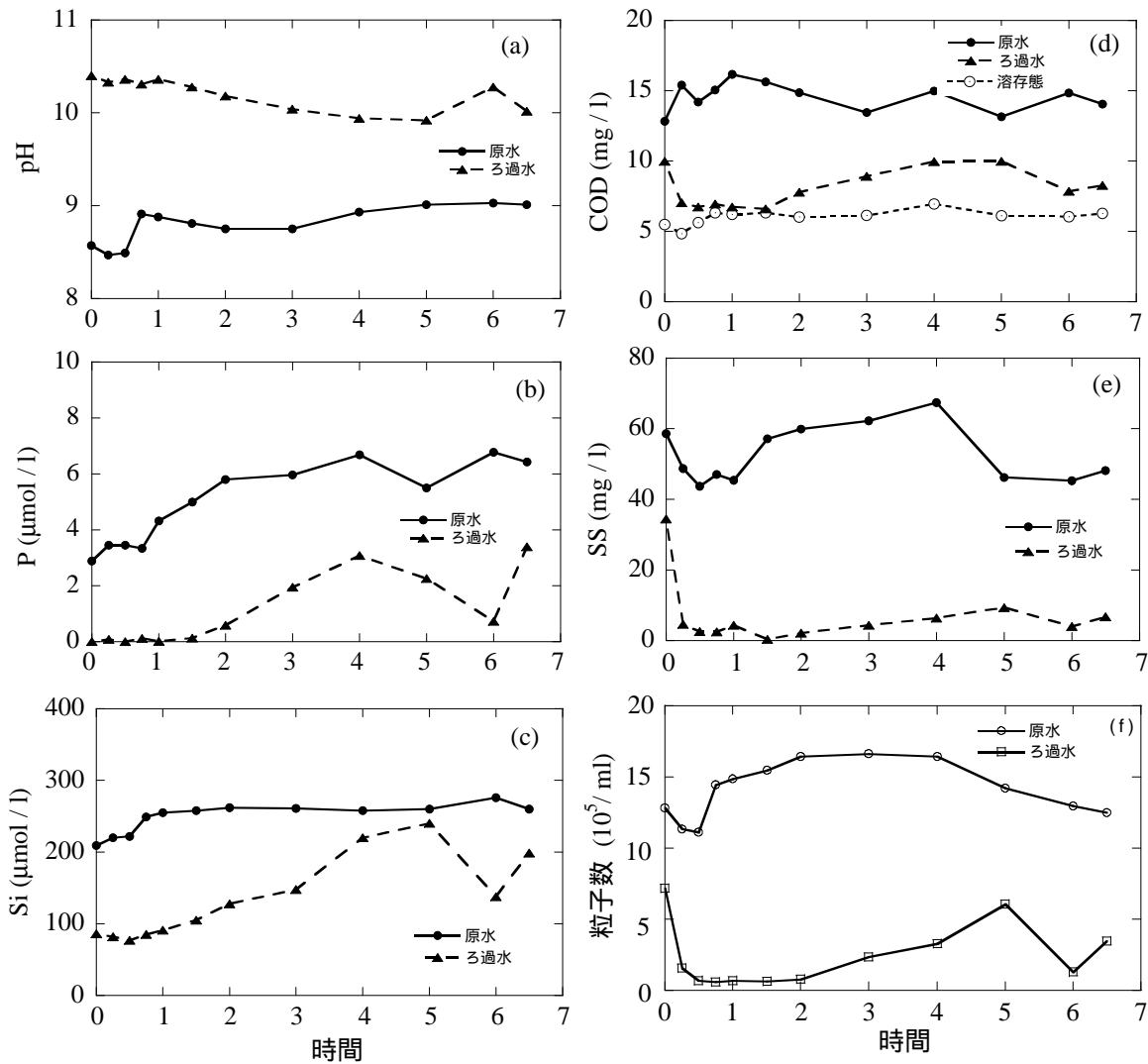


図 2. pH, P, Si, COD, SS, 粒子数の経時変化

図 2(f)は、コールターカウンターで測定した粒径分布から 粒径が2~5 μm の粒子数を合計した結果を示す。この図を見ると、実験開始時において、粒径2~5 μm の粒子数は大部分が除去されており、製鋼スラグを追加する前であっても60%の除去率を維持している。また、図 2(e)のSS と比べてみると、原水の変化と非常に類似していることがわかる。これらのことから、佐鳴湖の懸濁粒子は、粒径が2~5 μm の粒子によって支配されていると思われる。事実、コールターカウンターを用いた粒径分布の結果からも、これらの粒子数は全粒子数の約 98 %を占めていた。

図 3 に、富栄養化対策としての栄養塩の除去、有機汚濁水域からの粒子除去、農薬・重金属汚染域で

の微細粒子の除去などその目的に応じた浄化方法を検討するため、pH 変化に伴い各成分がどの程度除去されるかを示した。これらのデータは、2007 年度と 2008 年度に佐鳴湖と清水港で行った実験結果を整理したものである。図 3(a)を見ると、pH が9.5 以上のときに、湖水中のSS が80 %程度除去されていることがわかる。また、図 3(b)から明らかなように、COD は pH > 11 において約 70 %の除去が可能である。P は $\text{Mg}(\text{OH})_2$ が生成する pH が9.5 以上の条件で、約 70 %が除去される。なお、Si に関しては、pH が9.5 程度ではほとんど除去されないことがわかる(図 3(d))。これらのことから、湖水中の各成分が最も除去されやすい pH は異なることがわかる。

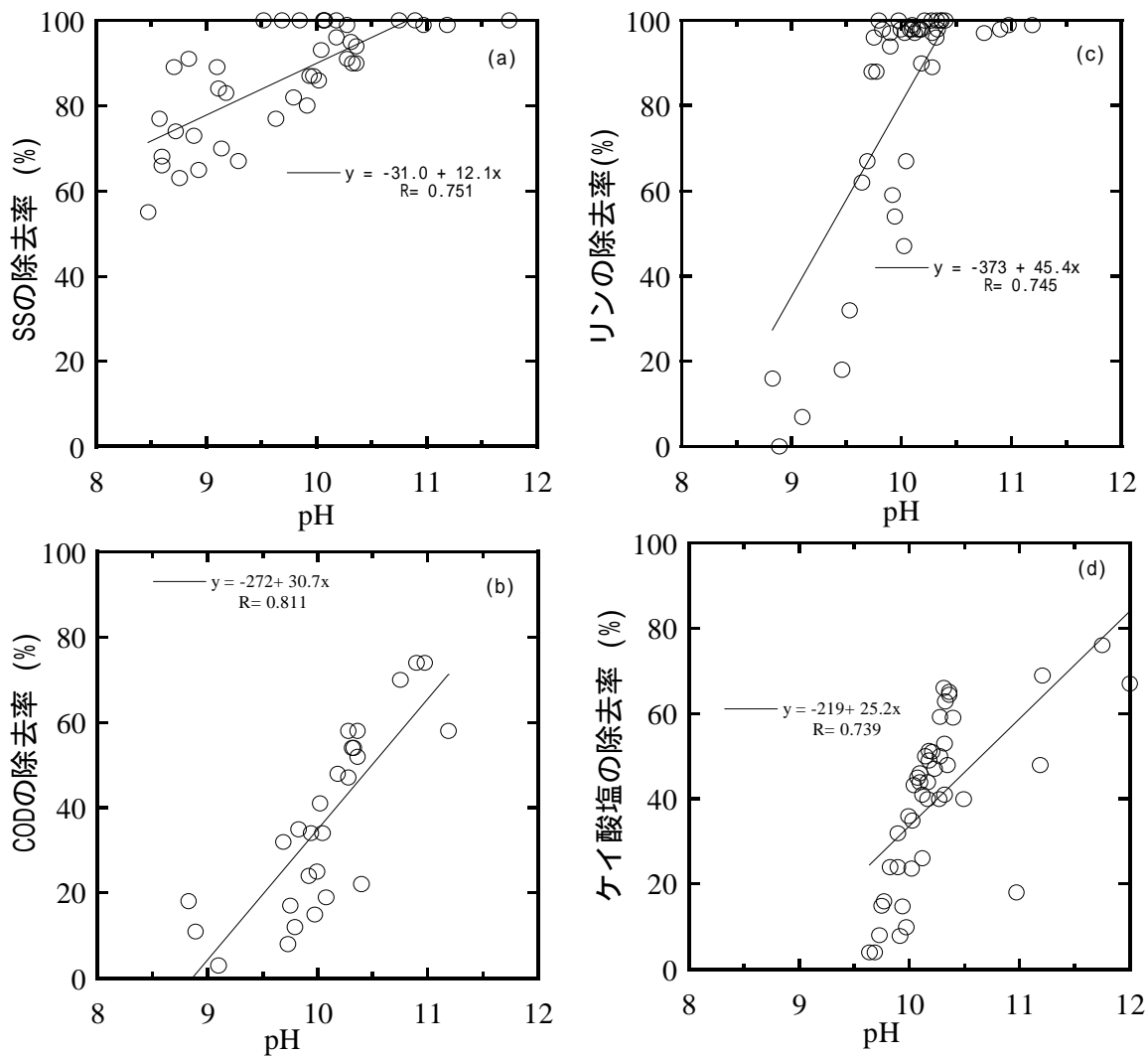


図3. SS, COD, P および Si の除去率と pH の関係

本実験の結果と類似の現象が、佐鳴湖においても起こっている可能性がある。図4に2007年度に報告された塩分が4 psu以上のPとpHの関係を示す²⁾。この図から明らかなように、pHが9.5以下では佐鳴湖のP濃度は非常に高い、pHが9.5以上になると湖水中のP濃度は急激に減少し、ほぼ枯渇した状態となっていることがわかる。このように高いpHは、植物プランクトンの異常繁殖によって引き起こされるため、栄養塩であるPが湖水から枯渇する理由になるが、同時期の硝酸塩濃度は必ずしも低くない。このことは、佐鳴湖におけるPの除去が植物プランクトンの光合成のみに起因していないことを示している。すなわち、図3(c)に示したPのMg(OH)₂の生成に伴う除去が関与している可能性が考えられる。

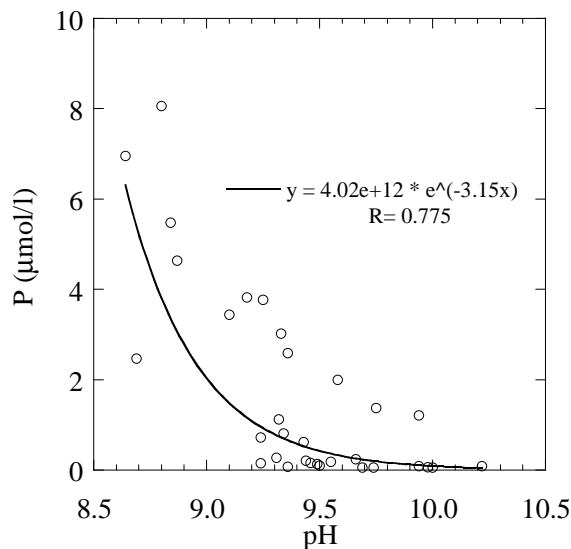


図4. 佐鳴湖のPとpHの関係 (S>4 psu)

4 まとめ

本実験では製鋼スラグを使用することによって、試水のpHを上昇させてMg(OH)₂を生成させ、湖水中の微細粒子を凝集する方法について検討を行った。

その結果、マグネシウムを約7 mmol/L含む湖水に対して、その水酸化物を生成させることにより、微細な粒子やリン酸塩を効率よく除去できることがわかった。特に、湖水で見出されるpH値はその水域における生態系に影響を及ぼさないことが推察される。したがって、製鋼スラグによってpHを10程度にすると、SSとPの除去が80%以上に達した。また、CODとSiの除去は、pHが10程度では約50%であった。

CODの除去は、懸濁態CODが多い場合には、pHをより高くすることにより、その除去効果を高めることができるが、溶存態が多い場合には他の方法を考える必要がある。

謝辞

2008年度の現地調査、化学分析およびデータ整理・解析を行うにあたり、本研究室の榎田和彦、横山由香、高橋由佳、澤田 覚、保泉 卓、西川由夏、大村 愛、高橋理恵、古谷 啓の学生諸君には多大な協力を得た。ここに記して感謝する。

参考文献

- 1) Smith, R. M. and A. E. Martell(1976): Critical stability constants. Inorganic Complex. Vol. 4, Plenum Press, Inc., New York and London, 257pp.
- 2) 成田尚史(2008): 佐鳴湖の水質特性. 154-159, 静岡県戦略課題研究報告書「快適空間『佐鳴湖』の創造」, 静岡県産業部附振興局研究調整室.
- 3) 福江正治、大石友彦、加藤義久、木村賢史、佐藤義夫、萩原直樹(2008): 佐鳴湖の水質浄化のための水質と底質. 160-180, 静岡県戦略課題研究報告書「快適空間『佐鳴湖』の創造」, 静岡県産業部附振興局研究調整室.

第 2 章 7 項 佐鳴湖の厳寒期の植物プランクトンの走光性を活用した水質浄化の可能性

谷 幸則^{*1}、森田陽光^{*2}、坂田昌弘^{*3}

*1 静岡県立大学 環境科学研究所准教授 *2 静岡県立大学 生活健康科学研究科 博士
前期課程 *3 静岡県立大学 環境科学研究所 教授

1 はじめに

佐鳴湖の厳寒期には、クリプト藻（アロキサンチンを特徴的に含有する）と渦鞭毛藻類（ペリディンを特徴的に含有する）が優占することが、今までの調査で明らかになってきた（第3章1項1参照）。厳寒期にこれらが優占する原因として、混合栄養形式を採用できること（この観点では、これらの藻類は鞭毛虫という従属栄養微生物に分類される）が一つの要因である可能性が考えられた。さらに、佐鳴湖では、特に日照時間の少ない期間にこれらが優占することから、走光性によって有光層に遊泳することで太陽光を優先的に利用できることもその一因となっている可能性が示唆された。つまり、鞭毛を有するこれらの植物プランクトンは、適切な太陽光を求めて、能動的に鉛直移動できることが知られている¹⁾。

佐鳴湖では、厳寒期にクロロフィル a や COD 値が低下することはなく、この時期でも活発な生物活動が行なわれている。もし、この時期の COD 値にこれらの植物プランクトンが寄与している場合には、植物プランクトン自体を除去することにより COD を減少させることができる。

本研究では、厳寒期に特徴的な植物プランクトン相に注目し、正の走光性を利用した湖水浄化の可能性を検討した。

2 研究方法

2.1 走光性試験

クリプト藻と渦鞭毛藻が優占した 2008 年 2 月 9 日に佐鳴湖西岸ひょうたん沼前から湖水を採取した。この時期の湖水は、図 1 に示すように茶褐色をしている。同 2 月 11 日に暗室にて、この湖水の約 10 L を 12.7 L のプラスチック水槽（NISSO, NP-3, 366 mm x 216 mm x 250 mm）に入れ、均一になるように緩やかにかき混ぜた。ここに左側面から、白色蛍光灯（HITACHI, FML27）にて光照射し、デジタルカメ

ラにて一定時間ごとに撮影した。また、照射開始 3 時間後に、湖水を水槽内の 4 箇所（光照射面（12000 lux 程度）とその反対側（2000 lux 程度）の上部と下部）からゆっくりと採取した。各試料に含まれる COD 成分をパックテストによる簡易法で、全リン濃度を、ペルオキシ二硫酸カリウム分解モリブデン青法²⁾により定量した。クロロフィル a の定量は、3 章 1 項 1 に従った。

2.2 走光性に対する光強度依存性

クリプト藻と渦鞭毛藻が優占した 2008 年 2 月 17 日に佐鳴湖西岸ひょうたん沼前から湖水を採取した。同 2 月 18 日に暗室にて、この湖水の約 10 L を 12.7 L のプラスチック水槽（NISSO, NP-3, 366 mm x 216 mm x 250 mm）に入れ、均一になるように緩やかにかき混ぜた。ここに左側面から、白色蛍光灯（HITACHI, FML27）にて光照射した。水槽と光源の距離を変えることで、照射光の強度を変化させた。この時、照射側とその反対側の水槽外側における照射強度を、Fine lux meter FLX-1334 で測定した。光照射の反対側からゆっくりと試料水を採取し、クロロフィル a 濃度を経時的に測定した。

3 結果と考察

図 2 に光照射開始から、3 時間までの水槽内の変化を示す。照射開始 10 分程度経過すると、光照射側の水槽面に茶褐色の懸濁態が集積し始めた。1 時間経過すると、光照射反対側の水の透明度が増加し、水槽の裏面に置いてあるガラス瓶がはっきりと目視できるようになった。

光照射 3 時間後に、水槽内の 4 箇所から採取した水の写真を図 2 に示す。初期湖水と比較した場合、光照射側下部の試料（試料_下）が、濃い茶褐色を呈していることがわかる。光照射側上部（試料_上）も、光照射前の湖水よりも濃い茶褐色を呈していた。

一方、光照射反対側から採取した水は、光照射前

の湖水よりも透明であった。

図 3A に上記試料 から におけるクロロフィル a 濃度測定の結果を示す。光照射前試料のクロロフィル a は、147 $\mu\text{g/L}$ であった。光照射側の試料 と のクロロフィル a 濃度は、2690 $\mu\text{g/L}$ と 422 $\mu\text{g/L}$ であり、照射前の湖水に比較して、試料 で 18.2 倍、試料 で 2.9 倍にクロロフィル a 濃度が増加した。一方、光照射の反対側から採取した試料 と では、14 $\mu\text{g/L}$ (初期湖水の 0.095 倍) 及び 19 $\mu\text{g/L}$ (初期湖水の 0.13 倍) と減少した。この結果から、光照射によってクリプト藻及び渦鞭毛藻が主体である厳寒期の佐鳴湖湖水から、光照射をすることで植物プランクトンの 90% 程度を除去することが可能であることが示された。

図 3B に同時に測定した COD の簡易パックテスト法による分析結果を示す。照射前湖水の COD 値は、13 mg/L 程度であり、通常の佐鳴湖湖水の COD 値と同程度である。一方、最も高いクロロフィル a の集積が認められた試料 では、COD 値が $\sim 50 \text{ mg/L}$ 、試料 では $\sim 20 \text{ mg/L}$ と COD 値の増加が見られた。一方、試料 および では、COD 値が $\sim 5 \text{ mg/L}$ と減少した。佐鳴湖では、全 COD 値の約半分を溶存態 COD が占めることから、試料 および での測定された COD 値は、そのほとんどが溶存態由来であると考えられた。

図 3C にペルオキシ二硫酸カリウム可抽出態のリン酸濃度 (以下、リン濃度と略す。) を示す。リン濃度も、クロロフィル a と同様な傾向を示し、光照射側試料で集積していることが明らかとなった。照射前の濃度が、0.15 mgP/L であるのに対し、試料 で、3.1 mgP/L 、 で 0.52 mgP/L であり、リンが濃縮している一方、試料 で 0.056 mgP/L 、試料 で 0.067 mgP/L と減少していた。この試料 で計測されたリンの大部分は、溶存態リンに由来すると考えられる。

これら結果から、全リンの光照射による除去率は、最大で (試料)

$$(0.15-0.056) \div 0.15 \times 100 = 63 \%$$

と計算された。

一方、リンの濃縮率は、最大で 20.6 倍 (試料) と求められ、クロロフィル a の濃縮倍率 (18.2 倍) とほぼ等しい。このことから、光照射 植物プランクトンの走光性による濃縮 植物プランクト

ン由来の有機物及びリンの濃縮による栄養塩・COD 成分の回収が可能であることが示された。

図 4 に、クロロフィル a 濃度を指標とした走光性に対する照射光強度の依存性を示した。この試験では、光照射とは逆側の湖水試料を経時的に採取している。最大光強度 12000 lux と 1000 lux においては、走光性にほとんど違いは認められなかった。両光強度で、光照射により、クロロフィル a の 80% 以上が除去できたことを示している。一方、より低光強度である 160 lux では、クロロフィル a の減少率は低かったが、40% の減少が観測できた。

以上の結果は、2008 年 2 月に行われたものであるが、2009 年 2 月 15 日の採水試料でも、図 6 に示すような正の走光性と植物プランクトンの集積が観測できた。このように佐鳴湖の冬季の植物プランクトン相の特殊性 (鞭毛藻類の優占) をうまく利用することで COD 成分と栄養塩であるリン (窒素成分も) などを回収できる可能性が示唆された。

参考文献

- 1) 岩本邦男、馬渡俊輔 監修、千原光雄 編集 (1999) 藻類の多様性と系統、裳華房、346pp.
- 2) 西条八束、三田村緒佐武 (1995) 新編 湖沼調査法、講談社サイエンティフィック、230pp.



図 1. 厳寒期の佐鳴湖に特徴的な植物プランクトン時の湖水試料。2008 年 2 月 9 日採取、ひょうたん沼前で採取した。

2008.2.9佐鳴湖・ひょうたん沼前から採取

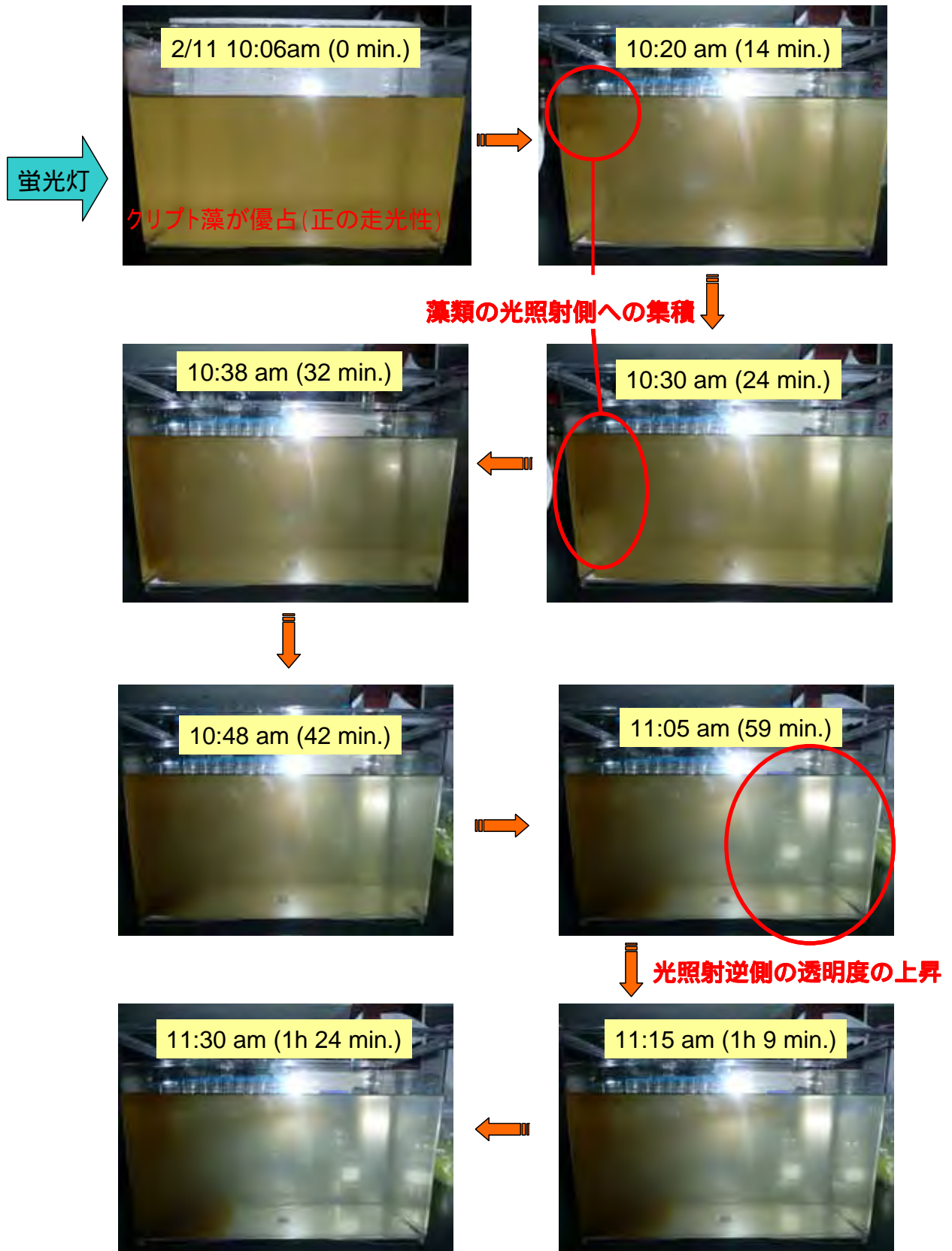
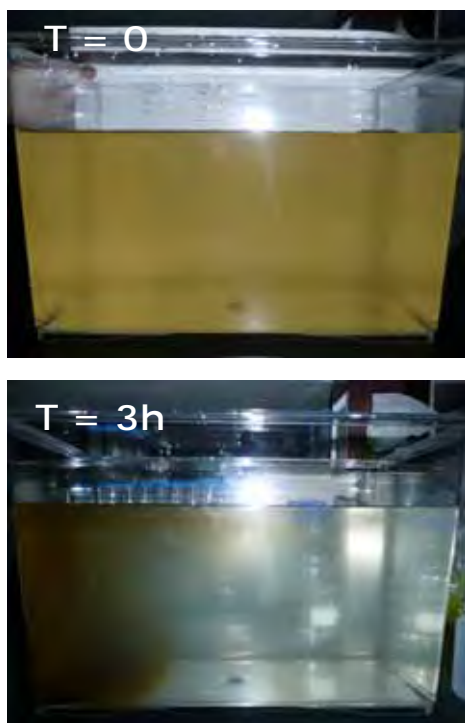
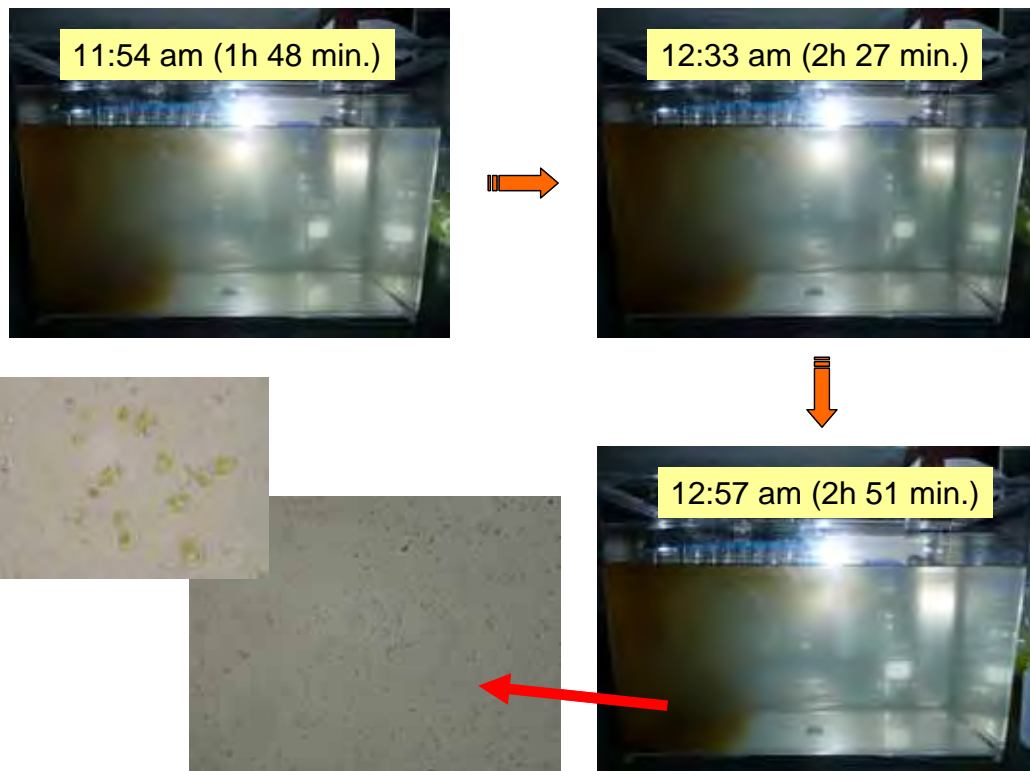


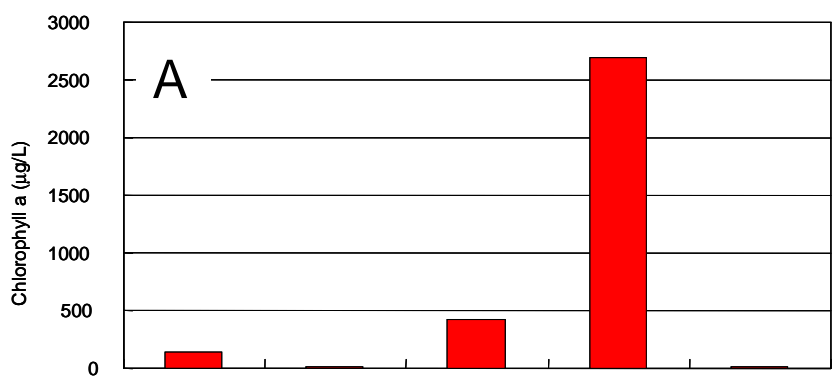
図 2. 厳寒期の佐鳴湖に特徴的な植物プランクトン相(クリプト藻 + 渦鞭毛藻)の走光性。2008年2月9日採取したひょうたん沼前から採取した試料を用いた。



初

試料採取
 光照射の逆側上部
 光照射側上部
 光照射側下部
 光照射の逆側下部

図2. つづき。

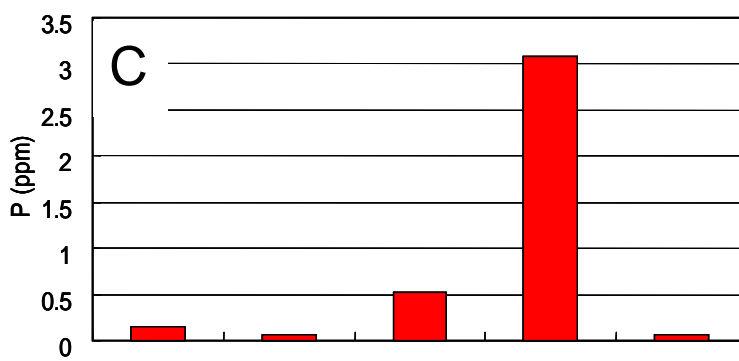


初期



初期

~13 ~5 ~20 ~50 ~5 ppm



初期

図3. 蛍光灯照射による植物プランクトンの走光性を試験時に回収された湖水のクロロフィルa濃度、COD及びペルオキシ二硫酸カリウム可抽出態リン濃度。試料番号は、図2に同じ。

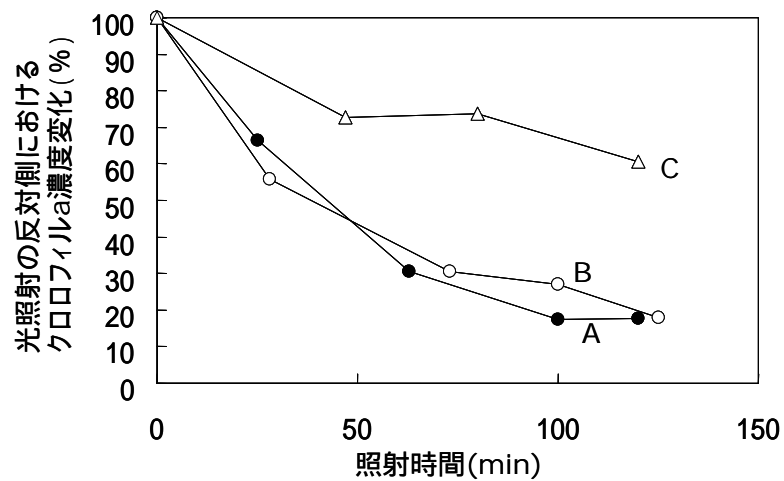


図4. 蛍光灯照射による植物プランクトンの走光性の照射強度による違い。
 光照射の反対側のクロロフィルa濃度を照射時間でプロットした。試料は、2008年2月17日採取(2月18日試験)した。光照射側の水槽外側における光照射強度は、A:12000 lux, B: 1000 lux, C: 160 lux (Fine lux meter FLX-1334により測定。)である。

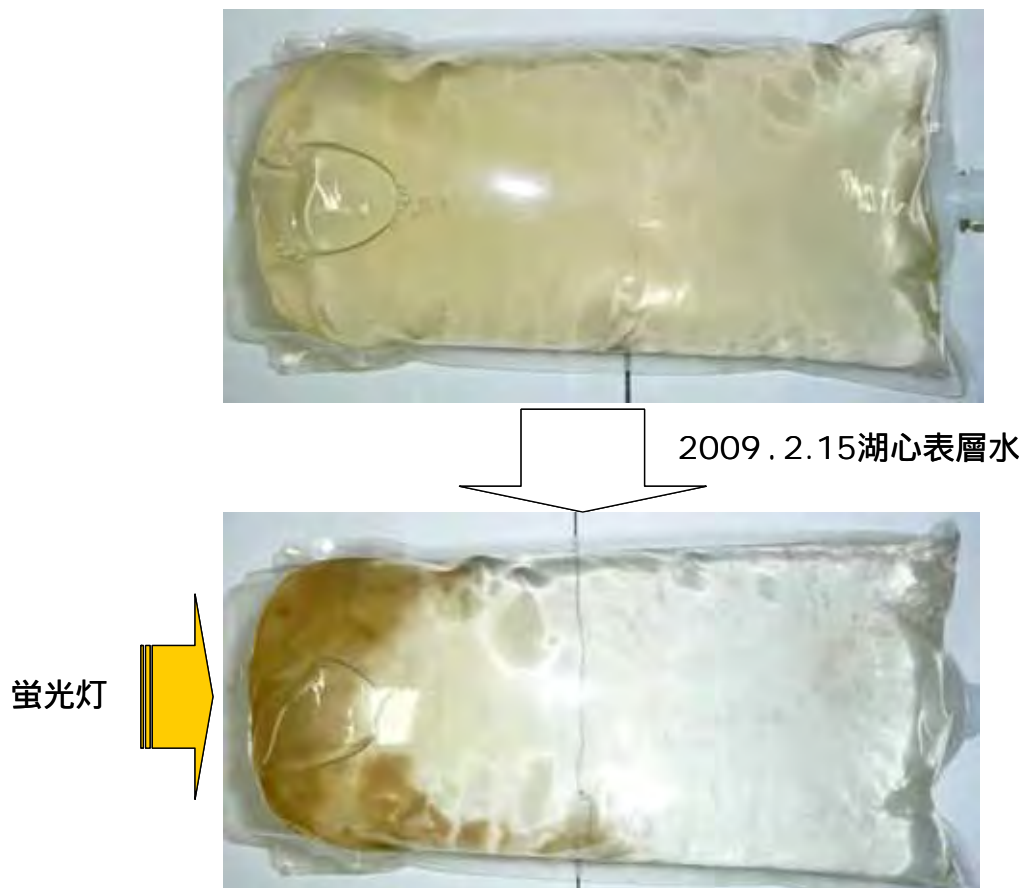


図5. 2009年2月16日佐鳴湖湖心表層水の植物プランクトンの走光性試験。2008年2月同様に、正の走行性を有し、光照射方向に集積できる。

第3章 佐鳴湖の生態系と食物連鎖に及ぼす影響

1 項 佐鳴湖の微生物群の季節的な変動

1 項 1 佐鳴湖における植物プランクトンの詳細な季節変化

谷 幸則 * 1、森田陽光 * 2、大浦 健 * 3、坂田昌弘 * 4、
大橋典男 * 5、辻野兼範 * 6

* 1 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授 * 2 静岡県立大学大学院 生活健康科学研究科
博士課程前期過程 * 3 静岡県立大学 環境科学研究所 助教 * 4 静岡県立大学 環境科学研
究所 教授 * 5 静岡県立大学大学院生活健康科学研究科 教授 * 6 静岡県立浜松北高等学
校 教諭

1 はじめに

一般に、淡水性の富栄養湖では湖水温度が上昇する夏季に、*Microcystis* や *Anabaena* を主体とした群集を形成する藍藻類が大量発生（アオコ）し、それらを作るカビ臭や肝臓毒素（ミクロキスチン）、神経毒素（アナトキシン-a）などの化学物質が湖水を汚染し、そこに生息する生物を死滅させるだけでなく、重要な水源で発生した場合には飲料水を汚染することもある¹⁾。佐鳴湖でも過去には（現在より塩分濃度が低かった）しばしばアオコの形成が認められていたが、現在の佐鳴湖ではこうしたアオコの形成は認められていない。

2005年から2007年の夏季湖水中の植物プランクトン組成の分析結果（植物プランクトン由来の光合成色素および遺伝子解析）から、単一細胞で群集を形成しないピコシアノバクテリア（微小藍藻）の *Synechococcus* sp. が植物プランクトン相を単独的に優占していたことが判明した²⁾。

Synechococcus sp. は細胞の大きさが直径 1 μm 程度の球状体で、一般的に亜熱帯から熱帯外洋域の有光層（光量：>表層の1%）に高密度（ $\sim 10^4$ 細胞/ml）で分布している^{3,4)}。日本の湖沼における *Synechococcus* sp. の存在は、霞ヶ浦⁵⁾や琵琶湖⁶⁾などで報告されているが、この種の単独的な優占は、国内の湖沼では明らかになっていない。

一方で、世界的には、富栄養状態が著しく、水循環の非常に悪い水域で、海洋性 *Synechococcus* sp. の優占が報告されている。例えば、フロリダ湾奥部（アメリカ）^{7,8)}やベネチア（イタリア）のラグーン水路⁹⁾、塩湖であるソルトン湖（アメリカ）¹⁰⁾などで

Synechococcus sp. による優占が報告されている。このような報告から、特に塩分が高く、*Microcystis* や *Anabaena* などの淡水性藍藻が生育できない水域では、富栄養化したがつて *Synechococcus* sp. をはじめとしたピコシアノバクテリアの優占が一般的な現象として認識されつつある^{7,8)}。このような水域における *Synechococcus* sp. の優占に対する詳しい原因は解明されていないが、いずれも富栄養・高水温・塩水・閉鎖的という夏の佐鳴湖と似た条件下で *Synechococcus* sp. の優占が起きていることは興味深い。

また、最近の研究で、海洋性 *Synechococcus* sp. の一部の種は、毒素（ミクロキスチンなど）の生産能を有し、甲殻類の幼生の成長やウニ・二枚貝の胚発生の抑制といった毒性影響を及ぼすことも報告されている^{11,12)}。先に述べたフロリダ湾奥部（アメリカ）^{7,8)}やベネチア（イタリア）のラグーン水路⁹⁾、塩湖であるソルトン湖（アメリカ）¹⁰⁾での *Synechococcus* sp. による優占時にそれぞれ海綿の死滅、二枚貝や動物プランクトンの減少、水鳥の大量死などが観測されており、*Synechococcus* sp. の優占が生態系に大きく影響を与えている可能性を示している。

自然界は、多種多様な生物の共存の上に健全な生態系は成り立っており、ある一つの種が単独的に優占する状況というのはそのバランスが崩れた不健全な状況であり、そこに生育する生物に悪影響を及ぼすことは確かである。上述の報告からも、*Synechococcus* sp. による単独的な優占が健全な生態系の妨げになっている可能性は極めて高いと言える。

本研究では、2006年11月から週一回で継続して

いる佐鳴湖湖心における色素分析を継続しておこない、2年間のデータを集積した。これらのデータを、水温、降水、日照時間と対応させ、佐鳴湖における植物プランクトン組成の季節変遷の要因を考察した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料採取と測定方法

実験方法は、谷らの報告²⁾にすべて従う。採取期間は、2008年11月までとした。

3 結果と考察

3.1 植物プランクトン量と組成の季節変化

3.1.1 量的変化

2005年7月から2008年11月の間の、湖水懸濁物の光合成色素分析結果を図1にまとめた。湖水温度変化(A)と光合成色素濃度の変化(B)、およびカロテノイド相対濃度の変化(C)を示す。2006年11月以降は、湖水採取を週1回とし、詳細な植物プランクトン変遷を追跡した。植物プランクトンは、種により異なったカロテノイドを保有するため、観測されたカロテノイド相対値の季節変動は、生育する植物プランクトン種の季節遷移に対応する。

佐鳴湖湖心におけるクロロフィルとカロテノイド濃度(図1B)は、小刻みに大きく変化している。この結果は、佐鳴湖は水深が浅い汽水湖であるため、植物プランクトン濃度は降雨や潮汐などの影響を受けやすく、大きく変化していることを示している。

年平均および年最大クロロフィルa濃度はそれぞれ、2007年が119および276 mg/m³、2008年が141および415 mg/m³であった。OECD(経済協力開発機構)のクロロフィルa濃度(mg/m³)による湖沼の富栄養化度¹³⁾では、年平均8~25および年最大25~75で「富栄養」(諏訪湖、中海、宍道湖など)に、25以上および75以上で「過栄養」(霞ヶ浦、印旛沼、手賀沼など)として区分されている。このことから佐鳴湖における植物プランクトンの生産の活発さを読み取ることができる。

3.1.2 種組成の変化

カロテノイドの相対値(図1C)から、植物プランクトンの種組成は季節ごとに大きく変化することがわかった。夏季における植物プランクトン由来のカ

ロテノイドは、ゼアキサンチンおよびβ-カロテンが最も高く、特に週に1回のサンプリングを開始した2007年8月中旬から9月前半にかけては、両者の総和は全カロテノイドの90%以上に達した。2008年の夏季も同様にこれらのカロテノイドは高く80%程度であった。シアノバクテリア(藍藻)は、他の植物プランクトンよりもゼアキサンチンやβ-カロテンを多く含むこと、また、この時期には他の植物プランクトン種に特徴的なカロテノイドがほとんど検出されないことから、夏季の佐鳴湖は、シアノバクテリアが優占していることが示された。このシアノバクテリアについて、以前に行われた夏季(2005年8月)湖水中の細菌群集構造解析(16S rRNA 遺伝子の塩基配列解析)より、シアノバクテリアの中でも、群集体を作らないピコシアノバクテリア *Synechococcus* sp. 及びその近縁種が細菌群の50%ほどを占めていることが判明している²⁾。これらの結果から夏季の佐鳴湖では、ピコシアノバクテリア *Synechococcus* sp. が植物プランクトン相をほぼ単独的に優占し、一次生産に大きく関与していることが明らかとなった。

厳寒期には、クリプト藻に特異的なアロキサンチン、渦鞭毛藻に特異的なペリディニンが相対的に多く検出され、主要な一次生産者であることがわかった。それ以外の季節では、珪藻に由来すると考えられるフコキサンチンとディアディノキサンチンが主要なカロテノイドであり、珪藻が優占することがわかった。

ゼアキサンチンは、夏季以外には微量もしくは検出限界以下であったことから、ピコシアノバクテリアは、夏季以外の季節にはほとんど生育しないことが明らかとなった。

以上より、佐鳴湖は、季節や月々に対応して出現する種が一定の周期性を持ち、現在の状況に安定していることが明らかとなった。

3.2 植物プランクトン組成の要因

3.2.1 湖水温度

佐鳴湖は、平均水深が2 m¹⁵⁾と浅いため強い躍層は形成されずに表層から底層まで水温はほぼ一定である。湖水温度は年間を通して見ると、厳寒期の5.5 から盛夏の32.5 の間で変化した。

図2に佐鳴湖で検出された各植物プランクトンに

特徴付けられるカロテノイドを指標として、相対割合を算出し、湖水温度に対してプロットした。各カロテノイドは以下の植物プランクトンに対応する¹⁴⁾。

- ・フコキサンチン：珪藻
- ・アロキサンチン：クリプト藻
- ・ペリディニン：渦鞭毛藻
- ・ルテイン+ヴィオラキサンチン：緑藻
- ・ゼアキサンチン+アスタキサンチン+β-カロテン：ピコシアノバクテリア

ディアデノキサンチンと19'-ヘキサノイロキシフコキサンチンは珪藻及び渦鞭毛藻に含まれるため除外した。

ピコシアノバクテリアは、春季から夏季にかけて、湖水温度が18℃を上回ると増殖をはじめ、28℃を超えるとほぼ単独的に優占した。晩秋の11月になると急激に湖水温度が下がり、検出されなくなった。図2中において18℃以下で検出されているのはこの時期である。ピコシアノバクテリア *Synechococcus* sp. は一般的に水温が20℃を超えると増殖が可能となることが種々の研究^{15,16)}で報告されており、今回見積もった佐鳴湖における *Synechococcus* sp. の増殖可能温度はこれらの報告と一致した。

渦鞭毛藻は湖水温度が10℃を下回った厳冬期のみ検出された。クリプト藻も同様に湖水温度が低いほど相対割合が高いが、渦鞭毛藻よりも幅広い湖水温度範囲で出現していた。緑藻は、年間を通して相対割合が低く、湖水温度が15℃から25℃の間で検出された。珪藻は、幅広い温度範囲で検出されるが、高温時(28℃以上)では、ピコシアノバクテリアの単独的な優占により出現割合は低下した。

2006年11月以降の週1回という高頻度のデータ集積から、佐鳴湖における特徴的な植物プランクトン組成の変動がより鮮明に示された。

3.2 植物プランクトン組成変化の詳細な検討

3.2.1 一般的な特徴

2年間にわたる週1回という高頻度のデータ集積から、佐鳴湖における特徴的な植物プランクトン組成の傾向を明らかにできたが、それぞれの年を比較した場合、細かい点で違いが見られた。例えば、2007年の夏季は *Synechococcus* sp. の優占率が90%以上に

達したのに対して、2008年夏季は80%程度にとどまり、他の真核植物プランクトンの割合が20%程度保たれた(図1B)。

このような違いは気象条件と関係しているのかどうかを、浜松市の気象データ(気象庁)を基に2007年と2008年を比較し、気象条件と植物プランクトンの関係を調べた。2006年11月から2007年10月までの浜松市の気温、降水量、日照時間と佐鳴湖の湖水温度、植物プランクトン種組成の変化を図3に、2007年11月から2008年10月までの変化を図4にまとめた。

これらのデータから、水深の浅い佐鳴湖の一般的な特徴として、湖水温度は最高気温に近く、特に最高気温が25℃を超える時期の湖水温度は最高気温にほぼ等しくなること、植物プランクトン濃度は、降雨(日照量の減少)の度に大きく減少する、ことが明らかとなった。

3.3 2年間の季節ごとの比較

3.3.1 晩秋から冬季

図3及び図4中のとで示した晩秋から冬季期間において、珪藻(フコキサンチンとシアデノキサンチン)からクリプト藻(アロキサンチン)・渦鞭毛藻(ペリディニン)に優占種が変化した。この期間に着目すると、以下の特徴が見られた。

この期間は、珪藻が優占しており、2007、2008年共に平均気温が18℃付近から7℃付近へ、湖水温度も18℃付近から10℃付近に低下した。両年のこの期間を比較すると、2007年は降雨が多く珪藻の量(色素濃度)が少なかったが(60 µg/L)、2008年は降雨が少なく珪藻の量が多い(200~300 µg/L)という違いが見られた。この終わりのおよそ1週間の間に気温・湖水温度が大きく低下し、その時に植物プランクトン濃度が大きく低下した。そこに着目すると、2007年は平均気温が16.5℃から7.4℃へ、湖水温度が13.1℃から9.7℃へ低下し、08年は平均気温12.6℃から3.6℃へ、湖水温度が9.2℃から6.6℃へ低下しており、その温度差はどちらの年も気温が9℃、水温が4℃と同じであった。この転換期を境として優占種が珪藻からクリプト藻へと変化した。

クリプト藻・渦鞭毛藻が優占するこの期間は、日照量が低下し、水温が10℃を下回る厳寒期である。両年を比較すると、2007年は降雨が少なく、日照量

が多い。平均気温は9、湖水温度は6から10の間でありクリプト藻の量(濃度)は少なかった(30 µg/L)。一方の2008年は、降雨が多く、日照量が少ない。平均気温・水温は共に5付近であり2007年より低い温度であった。降雨・日照量にかかわらずこの年はクリプト藻の量は多く(100~150 µg/L)(本報告書 3章4項1参照)、優占割合も高かった(60%)。また、2007年の『で示した期間に注目すると、水温は7~8とからほぼ一定であるが、日照量が増加し(降雨減少)平均気温も12付近に上昇したときに、クリプト藻・渦鞭毛藻から珪藻に優占種が入れ替わった。これらの結果から、クリプト藻・渦鞭毛藻の消長には日照量が大きく影響すると考えられた。

クリプト藻は、光独立栄養形式の他に、浸透性及び摂食性の従属栄養形式をとる場合がある¹⁷⁾。また、一部の渦鞭毛藻はクリプト藻を選択的に捕食する従属栄養形式をとることが知られており¹⁸⁾、時にクリプト藻と消長を共にする。このような両植物プランクトン種の混合栄養形式が、日照量の少ない厳寒期に完全光独立栄養形式である珪藻よりも優占する一因となっている可能性が考えられた。また、これらの藻類は鞭毛による遊泳能力を有しており¹⁸⁾(本報告書 3章4項1参照)、より低い日照量の期間に優先して光利用(つまり有光層への能動的な移動が可能)をしている可能性もある。

3.3.2 春季

図3及び図4中の『で示した春季期間では、湖水温度は10から25であり、日照量の増加、気温・湖水温の上昇に伴い、クリプト藻・渦鞭毛藻に替わり珪藻が優占するようになる。水温が20を超えると*Synechococcus* sp.由来のゼアキサンチンやβ-カロテンが検出され始める。『の終わりには*Synechococcus* sp.由来色素の優占割合が60%に達するが、この時期は梅雨であり、降雨の増大・日照量の激減によりプランクトン量は大きく減少する。

2007年は『の終わりの降雨の後に、再び珪藻の増殖が見られた。これは『は降雨が多く湖水温は25付近のため*Synechococcus* sp.ではなく珪藻が増殖したと考えられる。

3.3.3 夏季

図3及び図4中の『で示した7月から9月の盛夏の期間について考察する。梅雨明けの日照・気温の増大により湖水温度も30以上に急上昇する。ここで種組成は珪藻から*Synechococcus* sp.に入れ替わる。この遷移は、急激に起こり、その遷移を過ぎると*Synechococcus* sp.は、一気にシーズンのピーク値に達する。*Synechococcus* sp.のピークは2007年7月29日で、2008年7月25日であり、ほぼ一致していた。その後、湖水温度が28以上の間、*Synechococcus* sp.は単独的な優占を続ける。2007年と2008年を比較すると、この期間の気温と水温には大きな違いは見られなかったが、*Synechococcus* sp.の優占率とプランクトン濃度に違いが見られた。

2007年は『の前半(図3)およそ5週にわたり降雨が極めて少なく日照量が多かった。湖水温度は31付近であった。この期間のカロテノイド相対値を見ると、*Synechococcus* sp.の優占率が90%以上(AVE. 94%, MAX 99%; 表1)に達していた。この状況が7/29頃から9/6頃の1ヶ月あまり続いたが、9/5から9/12の降雨により珪藻が増殖し、*Synechococcus* sp.の単独的優占状態はここで途切れた。その後9月下旬から10月上旬にかけての優占率は70%程度だった。

一方、2008年の(図3)の期間は、多雨量を伴った降雨が頻繁に見られた。『の前半は日照量が多く湖水温度は32前後であった。2008年の『期間は全般にわたり*Synechococcus* sp.の優占率は80%程度(AVE. 81%, MAX 89%; 表1)であり、この状況は7/21から10/5のおよそ2ヶ月半の間ずっと続いた。

以上より、2007年と2008年の最大の相違点は降雨であることがわかった。2007年、2008年ともに降雨の度に珪藻やその他の真核植物プランクトンが一時的に増殖していることから、夏季の降雨は*Synechococcus* sp.を抑えて珪藻やその他の真核植物プランクトンを増殖させる効果を持つと考えられた。これは降雨に伴う水温・塩分・日照量の変化、流入する栄養塩量の変化などに起因すると推察する。このようなことから2008年夏季は降雨が頻繁にあったため、*Synechococcus* sp.の優占割合が80%程度に止まったと推察する。

3.3.3 秋季

図3及び図4中の『で示した秋季期間においては、

10月に入り気温低下により湖水温度が28以下になる。*Synechococcus* sp.は減少し単独的な優占は終焉を迎え、珪藻が優占種となる。

以上のように、2年間のデータから、湖水温度の他、日照量・降水量・気温といった気象条件を考慮することで、より詳細な各植物プランクトン種の出現パターンを把握することができた。特にプランクトン濃度や種組成の変化には温度のみではなく、日照量や降雨が関わっていることが示唆された。

謝辞

湖水の採取にあたり、浜松市環境部にご協力いただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- 1) 彼谷邦光 (2001) 飲料水に忍びよる有毒シアノバクテリア、葦華房 148pp.
- 2) 谷 幸則, 大橋典男, 大浦健, 坂田昌弘, 橋本伸哉, 栗原路子, 森田陽光, 小澤豊 (2008) 佐鳴湖中の微生物群集の特殊性、静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書、静岡県産業部 pp.299-314.
- 3) 高村典子, 超微細な生産者たち: ピコシアノバクテリアの生態と生態系での役割 (1999) 藻類の多様性と系統, 岩槻邦男, 馬渡峻輔(監修), 千原光雄(編集) p166-167, 葦華房, 東京
- 4) 中野伸一 (2000) 湖沼有機物動態における微生物ループでの原生動物の役割 日本生態学会誌 50, 41-54.
- 5) Alam, M.G.M., Jahan, N., Thalib, L., Wei, B. and Maekawa, T. (2001) Effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton populations in a closed freshwater pond. Environmental International 27, 363-371.
- 6) Eguchi, M., Oketa, T., Miyamoto, N., Maeda, H. and Kawai A. (1996) Occurrence of viable photoautotrophic picoplankton in aphotic zone of Lake Biwa. Journal of Plankton Research 18, 539-550.
- 7) Philips, E.J., Badylak, S., Lynch T. C. (1999) Blooms of the picoplanktonic cyanobacterium *Synechococcus* in Florida Bay, a subtropical inner-shelf lagoon, Limnology and Oceanography 44, 1166-1175.
- 8) Butler IV, M.J., Hunt, J.H., Hermkind, W.F., Childress, M.J., Bertelsen, R., Sharp, W., Matthews, T., Field, J.M., Marshall, H.G. (1995) Cascading disturbances in Florida Bay, USA: cyanobacteria blooms, sponge mortality, and implications for juvenile spiny lobsters *Panulirus argus*. Marine Ecology Progress Series 129, 119-125.
- 9) Sorokin, P. Y., Sorokin, Y.I., Boscolo, R., Giovanardi, O. (2004) Bloom of picocyanobacteria in the Venice lagoon during summer-autumn 2001: ecological sequences. Hydrobiologia 523, 71-85.
- 10) Carmichael, W.W., Li, R.-H. (2006) Cyanobacteria toxins in the Salton Sea, Saline Systems, 2 doi:10.1186/1746-1448-2-5.
- 11) Martins, R., Pereira, P., Welker, M., Jutta Fastner, J., Vasconcelos, V.M. (2005) Toxicity of culturable cyanobacteria strains isolated from the Portuguese coasts. Toxicon 46, 454-464.
- 12) Martins, R., Fernandez, N., Beiras, R., Vasconcelos, V., Toxicon (2007) Toxicity assessment of crude and partially purified extracts of marine *Synechocystis* and *Synechococcus* cyanobacterial strains in marine invertebrates. 50, 791-799.
- 13) 産業環境管理協会 (2006) 新・公害防止の技術と法規 2006(水質編), 丸善, 東京 pp.142.
- 14) Jeffrey, S.W. and Wright, S.W. (eds), (1997) Phytoplankton pigments in oceanography, 661pp, UNESCO Publishing, Paris.
- 15) Chang, J., Chung, C.-C. and Gong, G.-C. (1996) Influences of cyclones on Chlorophyll a concentration and *Synechococcus* abundance in a subtropical western Pacific coastal ecosystem. Marine Ecology Progress Series 140, 199-205.
- 16) Chiang, K.-P., Kuo, M.-C., Chang, J. Wang, R.-H. and Gong, G.-C. (2002) Spatial and temporal variation of the *Synechococcus* population in the East China Sea and its contribution to phytoplankton biomass. Continental Shelf Research 22, 3-13.
- 17) 前田昌調 (2005) 水圏の環境微生物学、講談社、pp.50.
- 18) Sigeo, D.C. (2005) Biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the aquatic environment, In Freshwater Microbiology, John Wiley & Sons, pp. 168-176.

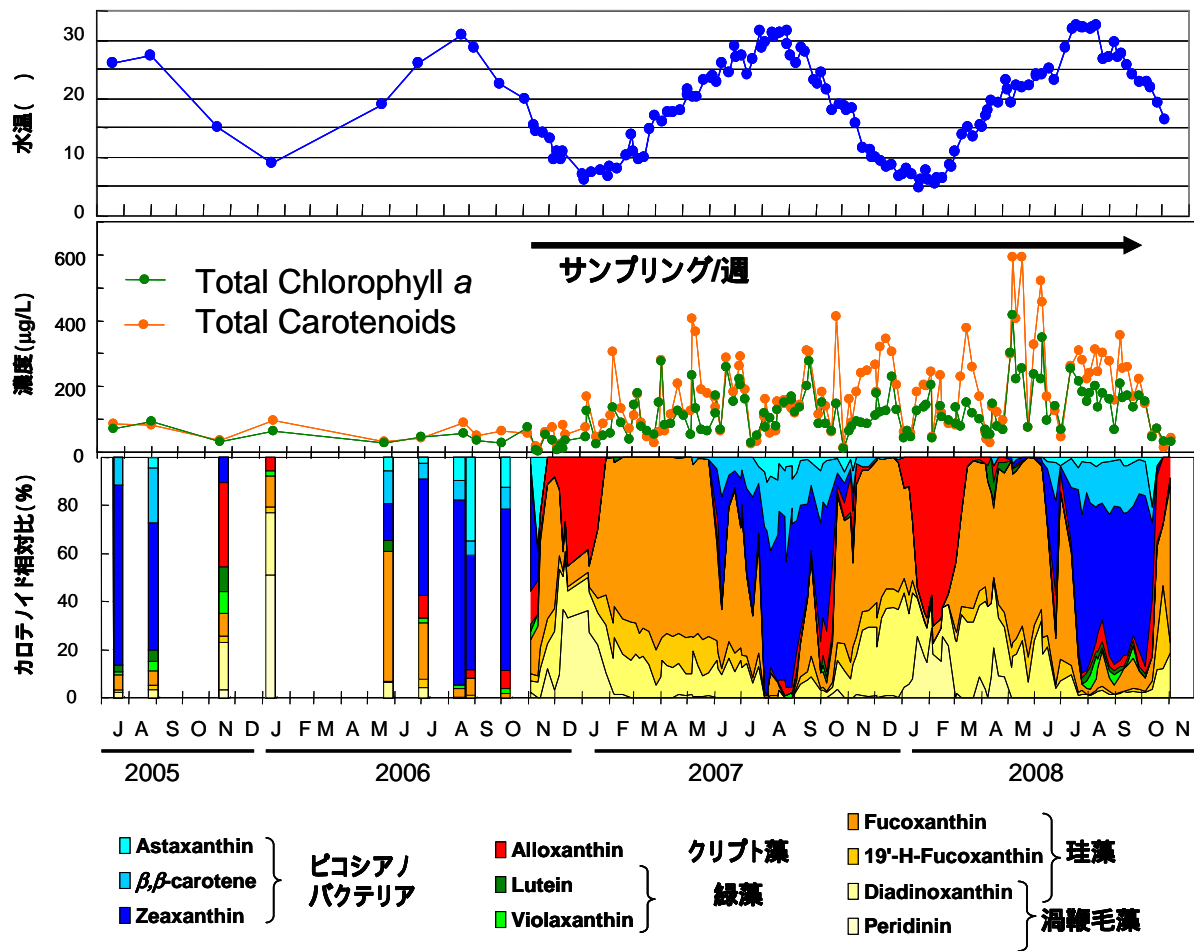


図1 2005年7月から2008年11月間の佐鳴湖湖心表層水中の湖水温度(上) 総クロロフィルa及び総カロテノイド濃度(中) カロテノイド相対濃度(下)の変化

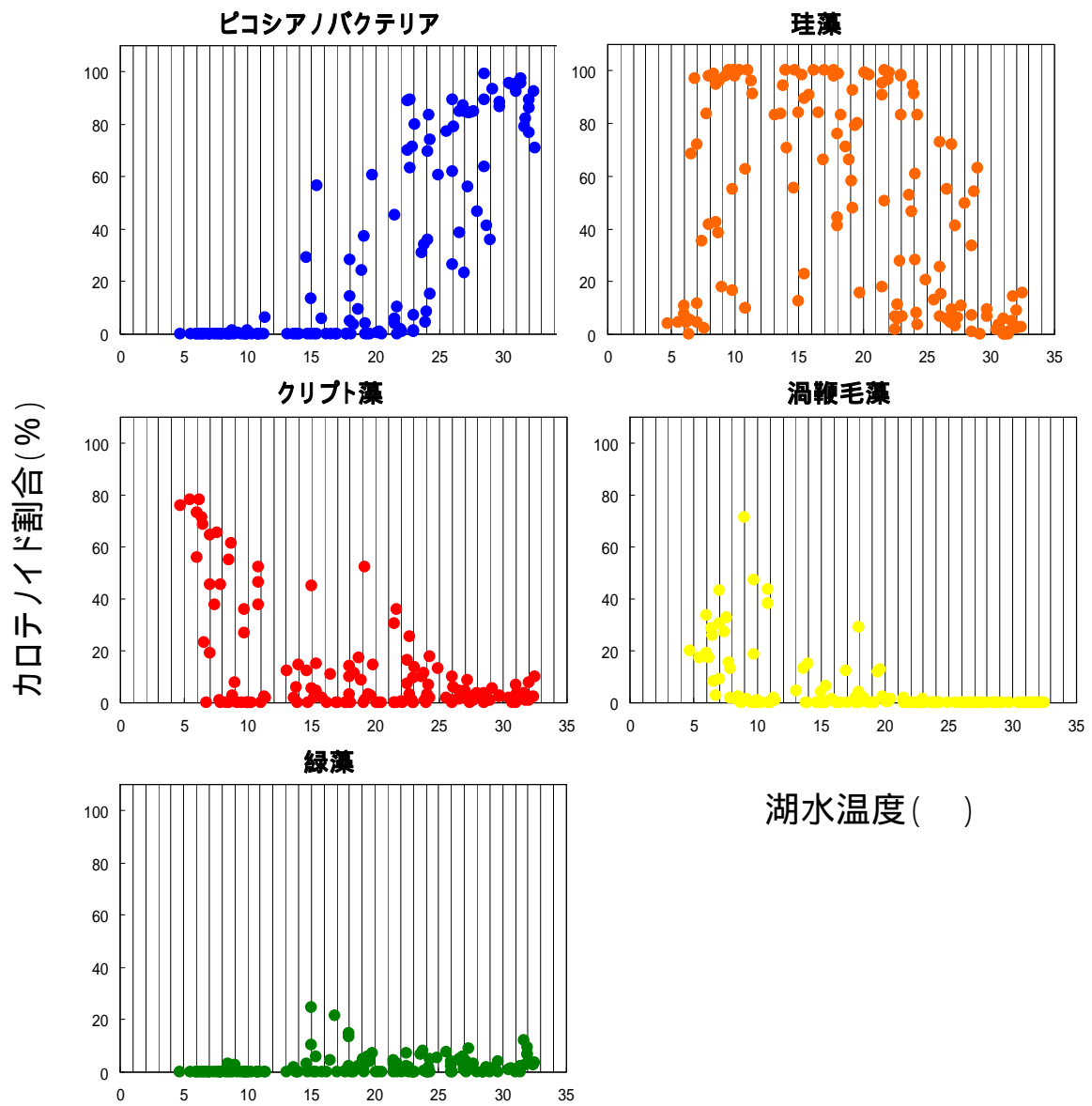


図2 2006年11月から2008年11月までの佐鳴湖湖心におけるカロテノイドから見積もった各植物プランクトンの組成比と湖水温度の関係

表1 2007年および2008年夏季における *Synechococcus* sp.の量と優占率

Synechococcus sp.の優占率 : (Zeaxanthin + -carotene + Astaxanthin) / 総カロテノイド

2007年 夏季				2008年 夏季				
	総カロテノイド (μg/L)	<i>Synechococcus</i>		Syn. 優占率 (%)	総カロテノイド (μg/L)	<i>Synechococcus</i>		Syn. 優占率 (%)
		(Zea.+ -car.+Ast.) (μg/L)				(Zea.+ -car.+Ast.) (μg/L)		
6/4	136.4	32.1		23.5	6/1	327.5	1.6	0.5
6/5	167.4	46.3		27.7	6/9	519.5	14.4	2.8
6/10	63.3	39.6		62.5	6/10	455.3	29.6	6.5
6/17	288.5	58.5		20.3	6/15	168.6	45.0	26.7
6/24	183.8	22.7		12.4	6/25	126.4	72.7	57.5
7/1	263.1	75.1		28.5	7/1	48.4	3.0	6.2
7/3	289.8	55.8		19.2	7/12	262.8	94.0	35.8
7/8	192.0	89.6		46.7	7/21	309.8	248.1	80.1
7/15	25.4	16.2		63.8	7/25	278.7	249.6	89.5
7/22	32.7	10.3		31.5	7/31	223.0	197.6	88.6
7/29	108.8	105.9		97.4	8/3	241.6	205.1	84.9
7/31	160.0	158.7		99.2	8/10	312.4	239.9	76.8
8/5	58.0	50.9		87.7	8/12	242.5	179.0	73.8
8/12	65.7	61.4		93.4	8/17	302.9	204.4	67.5
8/14	154.8	143.3		92.6	8/25	275.3	228.0	82.8
8/21	148.9	137.8		92.6	8/31	157.9	136.3	86.4
8/22	159.1	152.1		95.6	9/7	356.4	301.2	84.5
8/26	147.4	141.2		95.8	9/10	255.6	210.9	82.5
8/29	134.5	125.7		93.5	9/15	257.4	212.0	82.3
9/3	119.3	96.4		80.8	9/21	167.5	124.5	74.3
9/8	142.3	102.8		72.2	9/28	223.4	179.7	80.5
9/16	307.2	175.5		57.1	10/5	148.2	128.8	86.9
9/19	303.8	117.5		38.7	10/13	50.2	29.7	59.1
10/3	182.1	121.9		67.0	10/19	71.0	5.6	7.8
10/7	141.3	102.0		72.2				
10/14	61.8	26.8		43.3				
10/20	413.9	47.5		11.5				
10/28	14.9	2.8		18.9				

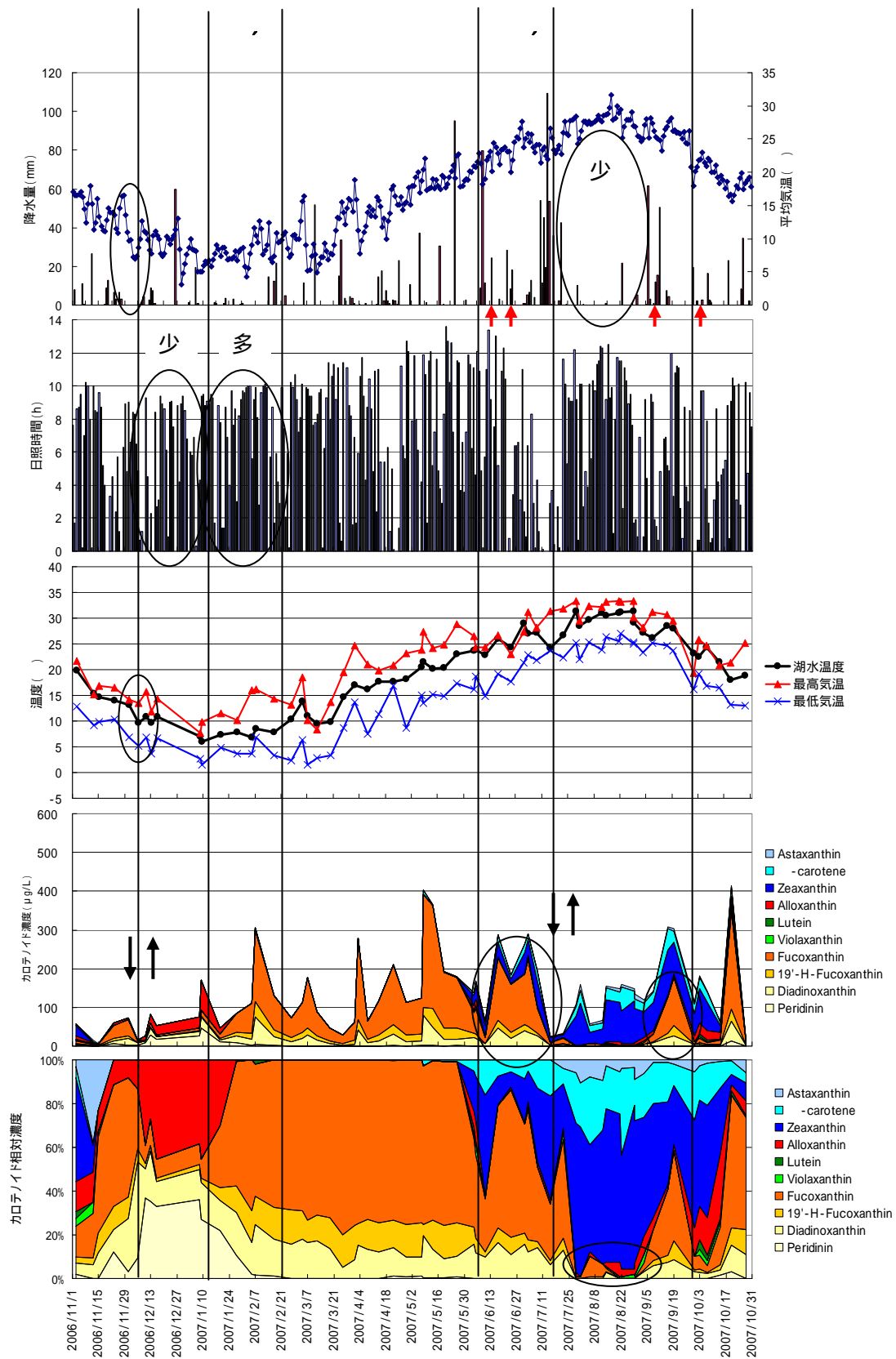


図3 2007年の浜松市の気象データと植物プランクトン種組成

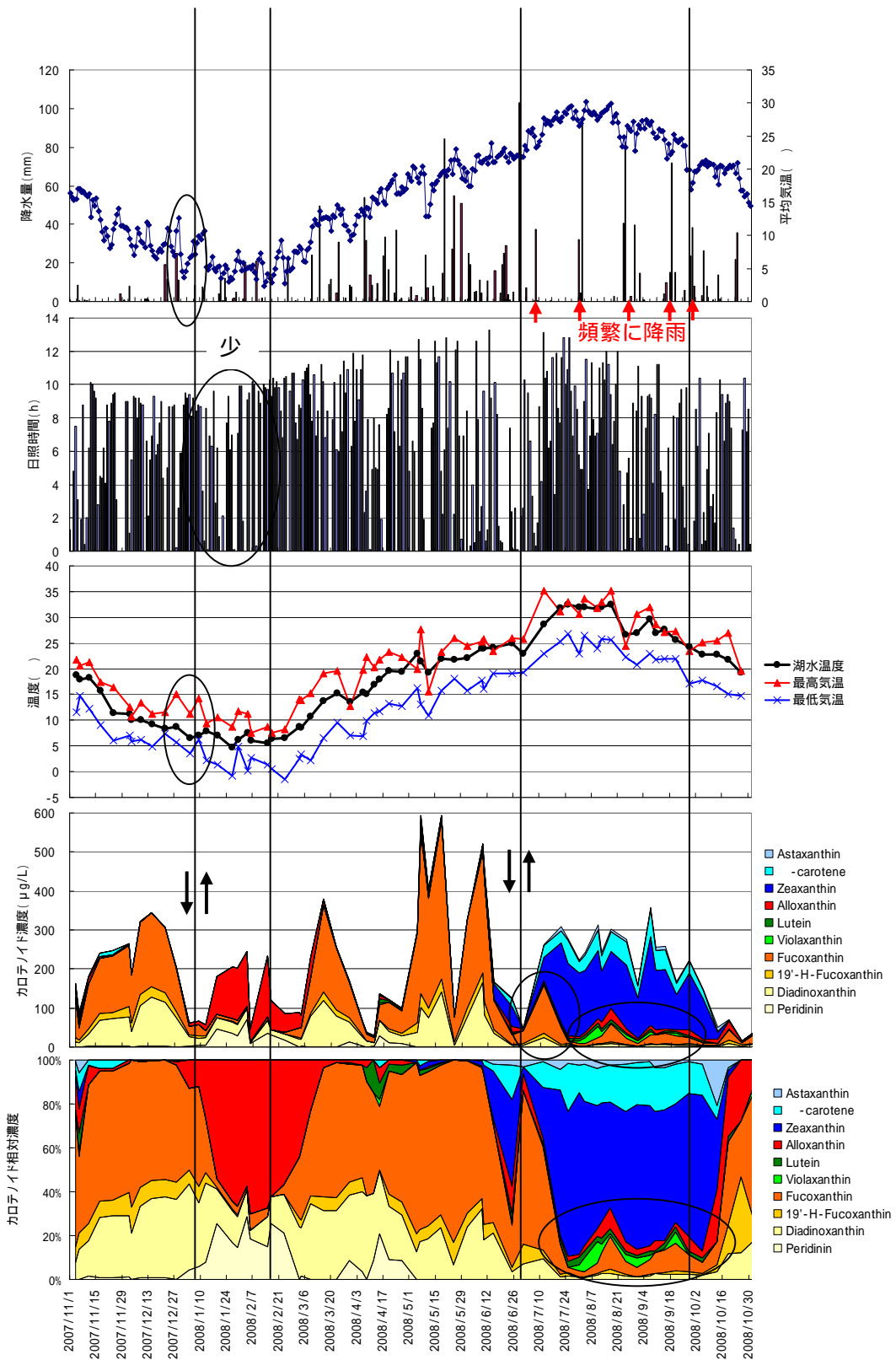


図 4 2008 年の浜松市の気象データと植物プランクトン種組成

第 3 章 1 項 2 佐鳴湖の 3 次元励起蛍光スペクトル法による溶存有機物の推定

谷 幸則^{*1}、建部益美^{*2}、鈴木鐵也^{*3}

*1 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授 *2 浜松フォトニクス株式会社 中央研究所

*3 光産業創成大学院大学 光バイオ分野 教授

1 はじめに

佐鳴湖では、COD が高く早急な水質改善が求められている。佐鳴湖における COD 成分では、フィルターを通過する、いわゆる“溶存態”COD 成分が全 COD 値の 50%程度を占めることが示されている¹⁾。生物生産性が高い佐鳴湖における粒子態 COD は、植物プランクトンやバクテリアをはじめとした微生物に寄与が考えられるが、溶存態 COD については、その起源推定に関する研究がほとんど行われていない。本研究では、近年、様々な湖沼での溶存態有機物(DOM)の推定に用いられるようになってきた 3 次元励起蛍光スペクトル法を用い、佐鳴湖湖水における溶存有機物の推定をおこなった。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料採取

2008 年 5 月から 12 月に佐鳴湖湖心表層から湖水を採取した。湖水を GF/F グラスフィルターでろ過し、ろ過液を冷凍庫(-30)内にて保存した。

2.1.2 装置

装置は、日立 F-4500 型分光蛍光光度計を使用し、励起波長 200 nm-600 nm の範囲で 5 nm 刻みに励起光を照射し、発せられた蛍光を 5 nm 刻みに 200 - 600 nm の範囲で測定し、3 次元励起蛍光マトリックス(3 dimensional extinction-emission matrix;以下 3DEEM と省略する)を作成した。純水をブランクとし、湖水試料の測定値からブランク値を差し引いた。

3 結果と考察

図 1 に 2008 年 8 月 17 日に佐鳴湖湖心から採取した表層水の 3DEEM を示す。また、表 1 に今までに報告されている環境水の 3DEEM で観測されるピーク位置と、それぞれのピークの起源と考えられている物質を示す。また、図 2 に 5 月から 12 月までの湖

心湖水の 3DEEM を示す。

比較的明瞭なスペクトルを示す夏季(図 1)試料に注目して各ピークについて考察する。

A1 と A2 の位置には、アミノ酸の tyrosine に由来すると考えられるピークが観測される。特に A1 に大きなピークを示すことが報告されており、これらのピークは、tyrosine を含有するたんぱく質あるいはペプチドにその起源があると考えられている^{4,8)}。佐鳴湖の試料では、A1 と A2 のピークはほとんどの試料で検出された。特に A1 のピーク強度が最も高い。

B1 と B2 は、同様にアミノ酸の triptophan に由来すると考えられており、triptophan 含有タンパク質あるいはペプチドを起源とすると考えられている。しかしながら、佐鳴湖からの試料からは、この位置に明瞭なピークは検出されなかった。

C と D は、フミン酸様物質に由来するといわれている。霞ヶ浦の湖水などでは、この位置に最も強いピークが検出されている⁸⁾。一方、佐鳴湖の場合、フミン酸様物質に由来するこれらのピークは、3DEEM の裾野として検出されるのみであり、霞ヶ浦などに比較して、フミン酸様物質の溶存有機物への寄与は非常に小さいと考えられた。比較として、国立環境研究所の小松により報告されている霞ヶ浦湖水の 3DEEM を図 2 に引用した(小松 一弘, 三次元励起蛍光スペクトル法を用いた霞ヶ浦湖水の解析, 国立環境研究所ニュース, 25 巻, 5 号(2006) : <http://www.nies.go.jp/kanko/news/25/25-5/25-5-04.html> から引用)。

3DEEM の季節変化(図 3)を見ると、7 月 21 日以降の試料で、特に A1 と A2 に由来するピークが極めて高く検出されている。5 月、6 月も A1 のピークが最も相対強度が高く検出されているが、夏季の試料に比較するとその絶対強度は低い。晩秋の 11 月 12 月の試料では、すべてのピーク強度が明らかに低い。

このように佐鳴湖の 3DEEM から以下のようなこ

とが明らかとなった。

霞が浦などの観察されるフミン酸様物質に由来するピークが相対的に低い。

特にtyrosineに由来するA1のピークが最も高く検出され、特に生物活動が高まる夏季の試料について、このピークは非常に高くなる。一方、晩秋では、低くなる。

佐鳴湖の溶存態有機物の生分解性試験の結果⁹⁾から、溶存有機物は、無機化されにくいことが示されている。これらの結果を考え合わせると、佐鳴湖の溶存有機物に対し、難分解性のたんぱく質・ペプチド類が寄与している可能性が考えられた。

近年、海洋の広い範囲に特定のたんぱく質が分解や修飾を受けずに存在しているが明らかとなってきている¹⁰⁾。例えば、緑膿菌由来のポーリタンパク質などが検出されている。また、ポーリタンパク質以外にも、糖鎖で修飾された複合たんぱく質が溶存態として存在することが明らかとなっている。このように、少なくとも海洋中では、細菌によってさえ利用できないたんぱく質の存在が明らかとなっている。

佐鳴湖において、生物生産性と溶存有機物の生産及びその生分解特性について、更なる知見が必要である。

謝辞

湖水採取にあたり、浜松市環境部環境保全課にご協力いただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- 1) 松田 智、戸田三津夫、前田恭伸 (2008) 佐鳴湖での水質汚濁原因の考察と物質収支に基づく浄化対策検討、

静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書 p202-212、静岡県産業部。

- 2) Wilson, H.F., Xenopoulos, M.A. (2008) Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nature Geoscience* 2, 37-41.
- 3) 吉岡崇灯仁、三次元蛍光測定による溶存有機物の識別、琵琶湖研究所所報、18、49-53.
- 4) Coble, P.G (1996) Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry* 51, 325-346.
- 5) Mayer, L.M., Schick, L.L., Loder III, T.C. (1999) Dissolved protein fluorescence in two Maine estuaries. *Marine Chemistry* 64, 171-179.
- 6) Parlanti, E., Worz, K., Geoffroy, L., Lamotte (2000) Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic input. *Organic Geochemistry* 31, 1765-1781.
- 7) Yamashita, Y., Tanoue, E. (2003) Chemical characterization of protein-like fluorophores in DOM in relation to aromatic amino acids. *Marine Chemistry* 82, 255-271.
- 8) 小松一弘、今井章雄、松重一夫、奈良郁子、川崎伸之 (2008) 三次元励起蛍光スペクトル法による霞ヶ浦湖水及び流域水中 DOM の特性評価、水環境学会誌 31, 261-267.
- 9) 坂田昌弘、谷 幸則、宮田直幸、岩堀恵祐 (2008) 佐鳴湖底泥からの窒素・リン・COD 負荷量の評価、静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書 p181-192、静岡県産業部。
- 10) 日本微生物生態学会 教育研究部会 編著 (2004) 微生物生態学入門 地球を支えるミクロの生物圏、237pp. 日科技連

表1 環境水で主に見出されている3次元励起蛍光スペクトルのピーク位置と示唆されている起源物質

Peak	Ex (nm)	Em (nm)	蛍光起源物質	Ref.
A1	220-230	280-320	tyrosine-like (protein / peptide)	Mayer et al., (1999)
A2	265-280	290-315	tyrosine-like (protein / peptide)	Coble (1996); Mayer et al., (1999); Parlanti et al., (2000); Yamashita & Tanoue (2003)
B1	220-230	330-360	tryptophan-like (protein / peptide)	Mayer et al., (1999)
B2	275-285	335-350	tryptophan-like (protein / peptide)	Coble (1996); Mayer et al., (1999); Parlanti et al., (2000); Yamashita & Tanoue (2003)
C	300-330	380-425	marine humic	Coble (1996); Parlanti et al., (2000); Yamashita & Tanoue (2003)
D	350-365	420-480	humic	Coble (1996); Parlanti et al., (2000); Yamashita & Tanoue (2003)
E	490-495	515-520	Effluent of sewage treatment plant	Komatsu et al., (2008)

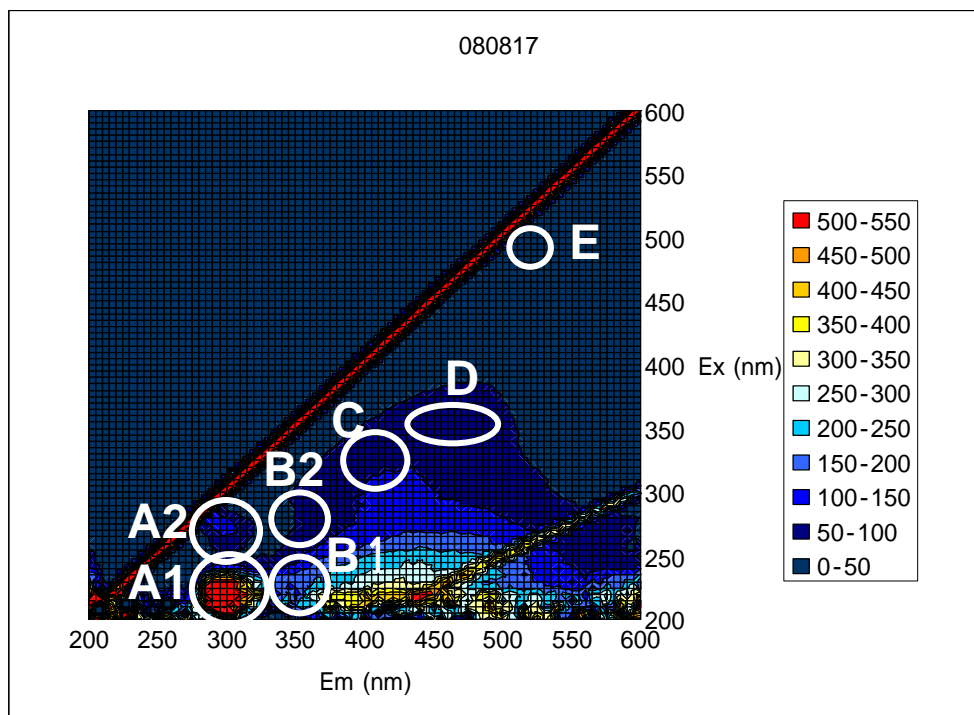


図 1 佐鳴湖湖心表層水（溶存有機物）の 3 次元励起蛍光スペクトル（2008 年 8 月 17 日採取）。A1 から E の位置は、一般的な環境水で観測されるピーク位置を示す。各ピークの推定されている起源物質は表 1 を参照のこと。この試料では、A1（tyrosine-like）に由来するピークが最も高いことがわかる。

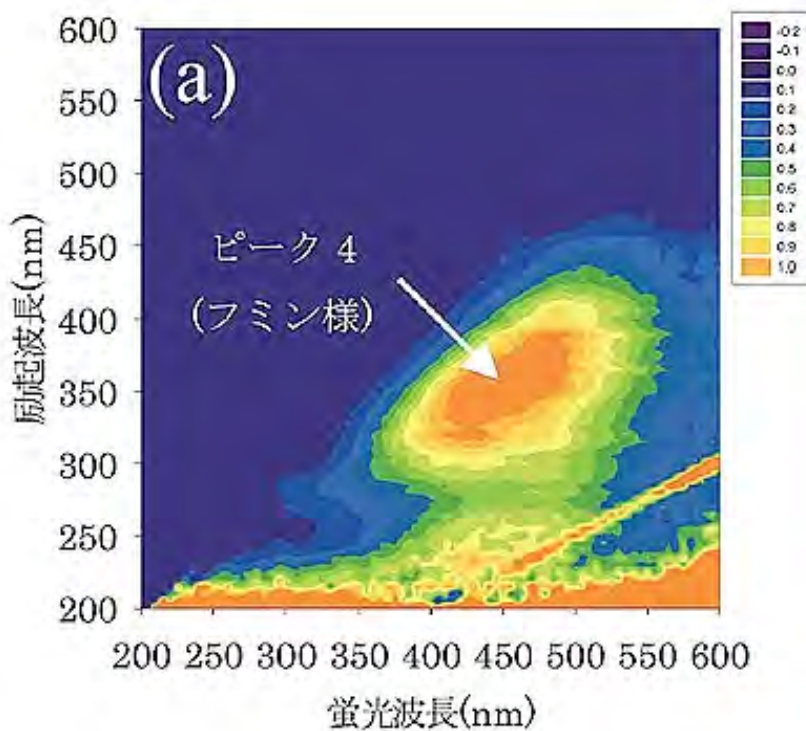


図 2 霞ヶ浦湖水の 3 次元励起蛍光スペクトル。小松 一弘，三次元励起蛍光スペクトル法を用いた霞ヶ浦湖水の解析，国立環境研究所ニュース，25 巻，5 号（2006）：<http://www.nies.go.jp/kanko/news/25/25-5/25-5-04.html> から引用した。

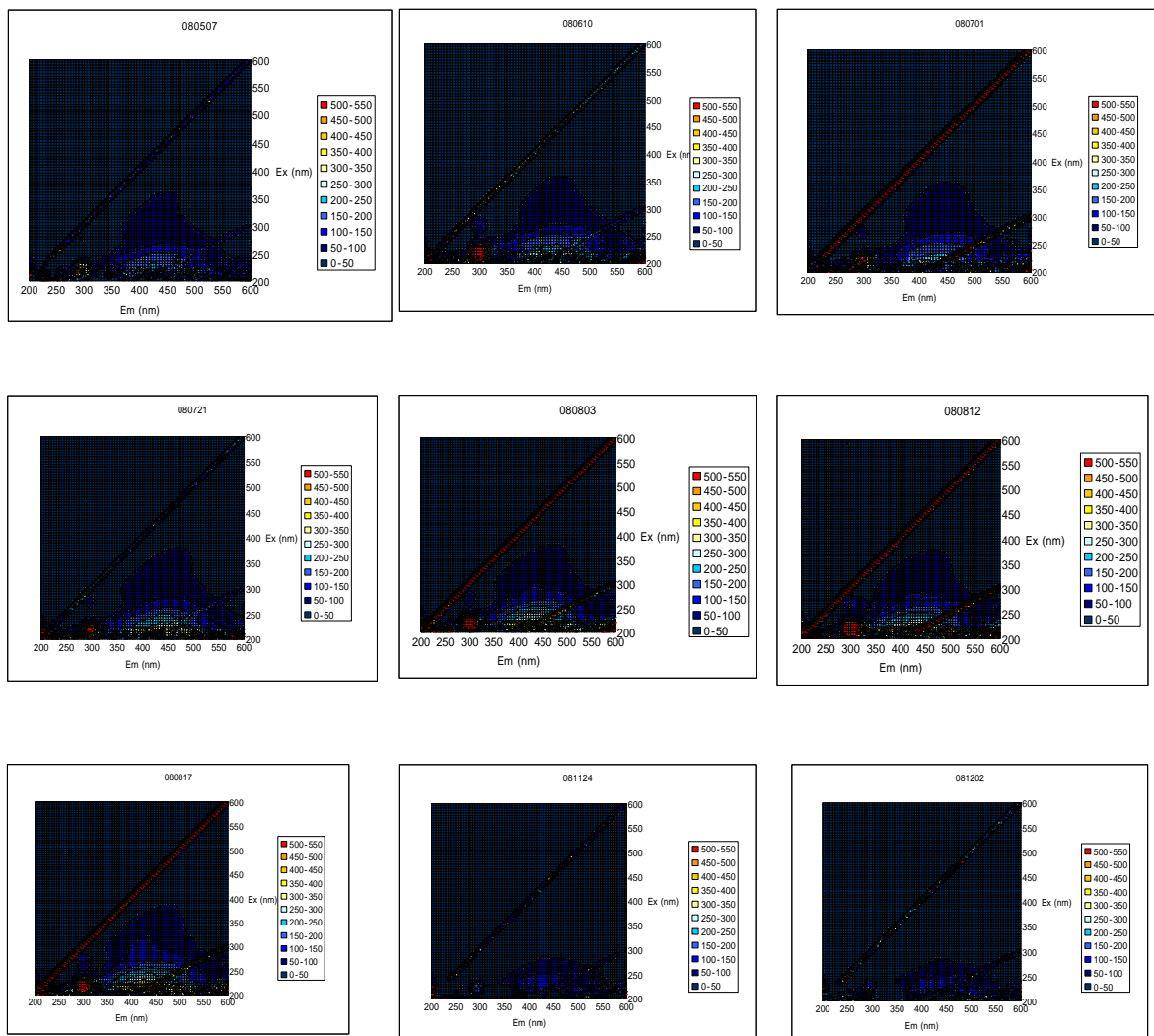


図 3 佐鳴湖湖心表層水（溶存有機物）の 3 次元励起蛍光スペクトルの季節変化

第3章 2項 微生物群の食物連鎖への影響

2項 1 高度不飽和脂肪酸組成の季節変化

谷 幸則^{*1}、森田陽光^{*2}、大浦 健^{*3}、坂田昌弘^{*4}、
辻野兼範^{*5}

*1 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授 *2 静岡県立大学 生活健康科学研究科 博士前期課程 *3 静岡県立大学 環境科学研究所 助教 *4 静岡県立大学 環境科学研究所 教授 *5 静岡県立浜松北高等学校 教諭

1 はじめに

EPA や DHA といった 3 不飽和脂肪酸は、動物プランクトンとして重要な位置を占める甲殻類（ミジンコなど）や魚類（特に稚魚）、軟体動物などの水界の高次捕食者にとって特に重要視される生命維持に必須な成分であり¹⁾、これらは体内合成することができず「餌」から摂取しなければならない。「餌」中に含まれる 3 不飽和脂肪酸量は、動物プランクトンの成長・生殖活動に大きな影響を及ぼすことが明らかとなっており、数多く報告されている²⁻⁷⁾。例えば *Daphnia magna*（ミジンコ）について、Muller らは、餌中の EPA 濃度と成長率および産卵数には強い正の相関 ($R^2 = 0.96$) があることを示した²⁾。また、Waker らにより、餌中の不飽和脂肪酸濃度の変化が、卵の大きさや数の変化だけでなく、母体と卵間の各不飽和脂肪酸の配分割合も変化させることや、餌中の不飽和脂肪酸濃度の低下が長引くと体と卵中の不飽和脂肪酸濃度は共に低下することなどが報告されている³⁾。

夏季の佐鳴湖では *Synechococcus* sp. が植物プランクトン相を単独的に優占することが明らかとなっている。甲殻類などの動物プランクトンにとっての必須成分が欠如した *Synechococcus* sp. が単独的に優占することにより、夏季の佐鳴湖におけるプランクトン相は「餌としての質」（Food-quality）が悪いことが示唆された。

本研究では、2008 年度も湖水懸濁物中の脂肪酸組成の継続分析を行い、その季節変化と植物プランクトン種との関係を調べた。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料採取と測定方法

実験方法は、谷らの報告⁸⁾にすべて従う。採取期

間は、2008 年 11 月までとした。

3 結果と考察

3.1 植物プランクトンの季節変化と ω 3 不飽和脂肪酸との関係

ω 3 不飽和脂肪酸及び ω 3 高度不飽和脂肪酸 DHA (C22:6 ω 3)・EPA (C20:5 ω 3) 及び DPA (C22:5 ω 3) の総脂肪酸に対する割合の季節変動を植物プランクトン由来カロテノイドの季節変動とあわせて図 1 に示す。

脂肪酸分析の結果から、珪藻などの真核植物プランクトンが優占する季節は、DHA や EPA をはじめとする ω 3 不飽和脂肪酸の総脂肪酸に占める割合は、30%前後であることが示された。これは、以前に測定⁸⁾した真核植物プランクトン純粋株における ω 3 不飽和脂肪酸含有割合と一致しており、この 30%前後という値は湖内の生物の生育において十分な含有割合である（「餌としての質」が良い）と推察する。

夏季の *Synechococcus* sp. が単独的に優占する期間においては、特に 2006 年と 2007 年は ω 3 含有割合が 6%前後であり、他の季節と比較して明らかに低いことが判明した。カロテノイドの分析から見積もったピコシアノバクテリアの植物プランクトンに占める割合と ω 3 不飽和脂肪酸および DHA + EPA + DPA 量の総脂肪酸 (TFA) 中における含有割合には、負の相関（それぞれ、 $R^2 = 0.6209, 0.4327$ ；図 2）が認められ、夏季の湖水中の低い ω 3 不飽和脂肪酸の含有割合は *Synechococcus* sp. の単独的な優占に起因すると考えられた。

2008 年の夏季は、その含有割合が 13%前後と前年と比較して若干高く保たれた。これは、第 2 章で述べたように、2008 年の夏季は真核植物プランクトンの優占割合が 20%程度保たれた為、珪藻など *Synechococcus* sp. 以外の藻類に由来する ω 3 不飽和脂

脂肪酸が検出されたと考えられた。

以上より、*Synechococcus* sp.が植物プランクトン相を単独的に優占する夏季のおよそ2ヶ月間、高次捕食者にとって必須栄養成分である ω 3 不飽和脂肪酸の含有率が低いことが明らかとなった。よって、夏季の佐鳴湖における植物プランクトン相は「餌としての質」が悪いことは明白であり、動物プランクトンの主である甲殻類などの成長・生殖に悪影響を及ぼしている可能性が示された。更に、夏季には冬季に観測される真核微生物に由来する18S rDNAの相対量が大きく減少していることから、微生物ループを通じたより高次捕食者への食物連鎖も正常に機能せず、生態系に大きな影響を与えている可能性が高い。この食物連鎖の分断機構を仮定すると8月から9月におけるヤマトシジミの斃死も*Synechococcus* sp.による単独的な優占が一因となっていることが考えられた。

3.2 ω 3系の各不飽和脂肪酸

前節では佐鳴湖湖水中の ω 3 不飽和脂肪酸含有割合は*Synechococcus* sp.の単独的な優占により大きく減少することを示した。ここでは、 ω 3系各々の不飽和脂肪酸について考察する。総脂肪酸及び ω 3系の各不飽和脂肪酸の濃度、各 ω 3 不飽和脂肪酸の総脂肪酸(TFA)に対する割合と植物プランクトン由来カロテノイドの季節変動を図3に示す。 ω 3系の各不飽和脂肪酸含有量の季節変化と植物プランクトン種組成の季節変化を対比させると、 ω 3系の中でも珪藻が優占する期間はEPA含有量が非常に高く、厳寒期のクリプト藻と渦鞭毛藻優占時はステアリン酸(C18:4 ω 3)、DHA(C22:6 ω 3)、ALA(C18:3 ω 3)の含有量が高くなることがわかった。一般に、珪藻類はEPAを、クリプト藻と渦鞭毛藻はALA・ステアリン酸・EPA・DHAを多く含有することが知られており¹⁰⁾、今回得られた結果とよく一致している。

上述のように、 ω 3系の中でも水界の動物にとって特に重要なEPAの含有量は珪藻による優占期間に非常に高く、濃度で300~600 μ g/L、総脂肪酸に占める割合は20~30%であった。それ以外の期間はあるのか、*Synechococcus* sp.による優占時及びクリプト藻と渦鞭毛藻による優占時における湖水中のEPA含有量を、図3中より抜き出し表1にまとめた。これらの結果から、以下のようにまとめ

ることができた。

- ・*Synechococcus* sp.による単独的な優占期間のうち、特に優占率が高い時には濃度で20~80 μ g/L、割合で2~4%と非常に低くなっていた。
- ・クリプト藻と渦鞭毛藻による優占期間の濃度はおよそ60~150 μ g/Lであったが、渦鞭毛藻の割合が高い時はEPA濃度が9及び30 μ g/L程度と低下していた。クリプト藻と渦鞭毛藻は、ステアリン酸、DHA、ALAを多く含有する為、 ω 3全体に占めるEPAの割合としては10%前後であった。
- ・年間を通したEPA濃度の変化を見ると、珪藻が優占している期間を除く夏季と冬季の濃度は概ね100 μ g/L前後であった。

3.3 ω 6 不飽和脂肪酸の季節変化

総脂肪酸及び ω 6系の各不飽和脂肪酸の濃度、 ω 6系の総脂肪酸に占める割合の季節変化と植物プランクトン種組成の季節変化を図4に示す。

ω 3系以外の脂肪酸の季節変化を見てみると、*Synechococcus* sp.の単独優占により著しく減少した ω 3系とは対照的に、総脂肪酸及び ω 6系共に*Synechococcus* sp.が単独的に優占しても湖水中の含有量は低下しないことがわかった。 ω 6系に関してはクリプト藻と渦鞭毛藻が優占する期間に、 γ -リノレン酸(C18:3 ω 6)とAA(C20:4 ω 6)の含有量の低下が見られた。

謝辞

湖水の採取にあたり、浜松市環境部にご協力いただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- 1) Volkman, J.K., Brown, M.R. (2006) Nutritional value of microalgae and applications, In *Algal Cultures Analogues of Blooms and Applications*, 1, Subba Rao, D.V.(ed), Science Publishers, New Hampshire, pp. 407-457.
- 2) Muller-Navarra, D.C., Brett, M.T., Liston, A.M., Goldman, C.R. (2000) A highly unsaturated fatty acid predicts carbon transfer between primary producers and consumers. *Nature*, 403, 74-77.
- 3) Wacker, A., Martin-Creuzburg, D. (2007) Allocation of essential lipids in *Daphnia magna* during exposure to poor food quality. *Functional Ecology*, 21, 738-747.
- 4) Wacker, A., von Elert, E. (2003) Food quality controls

reproduction of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*).
Oceanologia, 135, 332-338.

- 5) Wacker, A., Eric von Elert, E. (2004) Food quality controls egg quality of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*: The role of fatty acids, *Limnology and Oceanography*, 49, 1794-1801.
- 6) Alkanani, T., Parrish, C.C., Thompson, R.J., McKenzie, C.H. (2007) Role of fatty acids in cultured mussels, *Mytilus edulis*, grown in Notre Dame Bay, Newfoundland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 348, 33-45.
- 7) Hendriks, I.E., van Duren, L.A., Hennen, P.M.J. (2003) Effect of dietary polyunsaturated fatty acids on reproductive output and larval growth of bivalves, *Journal of Experimental Marine*

Biology and Ecology, 296, 199-213.

- 8) von Elert, E., Wolfrum, T. (2001) Supplementation of cyanobacterial food with polyunsaturated fatty acids does not improve growth of *Daphnia*, *Limnology and Oceanography*, 46, 1552-1558.
- 9) 谷 幸則, 大橋典男, 大浦健, 坂田昌弘, 橋本伸哉, 栗原路子, 森田陽光, 小澤豊 (2008) 佐鳴湖中の微生物群集の特殊性. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書. 静岡県産業部. pp.299-314.
- 10) 鹿山光編: AA, EPA, DHA-高度不飽和脂肪酸、恒星社厚生閣. pp.1-81(1995).

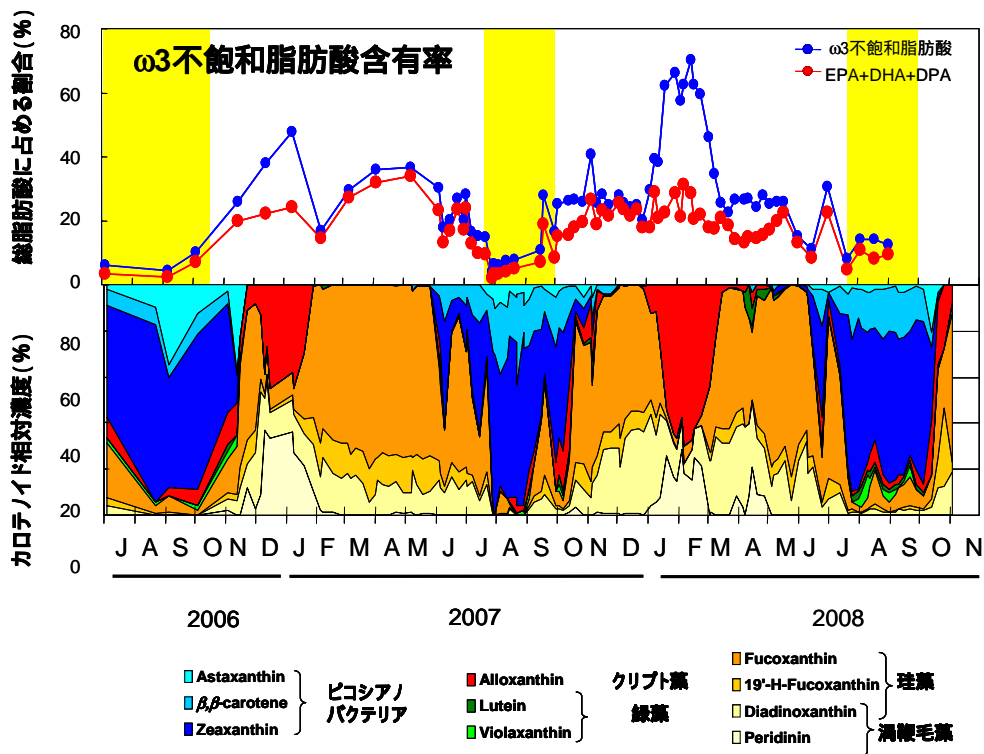


図1 佐鳴湖湖心における不飽和脂肪酸含有割合 (A) とカロテノイド相対濃度 (B) の変化

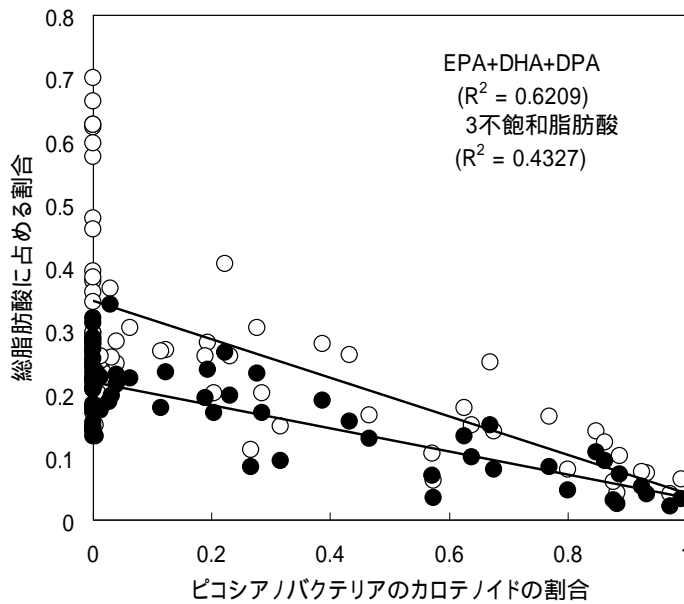


図 2 2006年7月から2008年8月までの佐鳴湖表層水(湖心)におけるピコシアノバクテリアの割合に対する不飽和脂肪酸の含有割合

表 1 各植物プランクトン種の優占と湖水中の EPA 含有量

	EPA濃度 ($\mu\text{g/L}$)	EPA/TFA	カロテノイド濃度 ($\mu\text{g/L}$)		優占率 (%)
			<i>Synechococcus</i> sp. (Zea.+ -car.+Aat.)	<i>Synechococcus</i> sp.	
2007/7/29	29.17	0.02	105.93		97.36
2007/7/31	20.25	0.03	158.74		99.22
2007/8/5	44.87	0.03	50.87		88.50
2007/8/12	57.16	0.04	61.37		94.08
2007/8/21	77.32	0.04	137.82		92.55
2008/7/21	80.65	0.04	248.07		81.96
2008/8/3	86.87	0.11	205.11		85.99
2008/8/17	46.00	0.07	204.42		70.73
2008/8/31	68.13	0.09	136.33		87.31

	EPA濃度	EPA/TFA	カロテノイド濃度 ($\mu\text{g/L}$)		クリプト藻	渦鞭毛藻
			(Alloxanthin)	(Peridinin)	クリプト藻	渦鞭毛藻
2006/12/13	9.24	0.08	21.91	28.78	36.10	47.42
2007/1/9	33.01	0.09	77.08	46.34	55.73	33.51
2008/1/19	152.70	0.10	98.45	46.50	64.77	30.59
2008/1/30	76.17	0.13	135.27	29.56	78.25	17.10
2008/2/4	104.88	0.10	141.23	70.69	65.27	32.67
2008/2/7	64.43	0.15	33.04	8.57	73.38	19.03
2008/2/15	123.54	0.13	158.14	35.29	78.08	17.42
2008/2/17	108.20	0.09	74.68	30.29	71.15	28.85
2008/2/24	77.27	0.08	49.47	18.59	68.69	25.81
2008/3/3	62.93	0.07	38.82	0.00	61.58	0.00

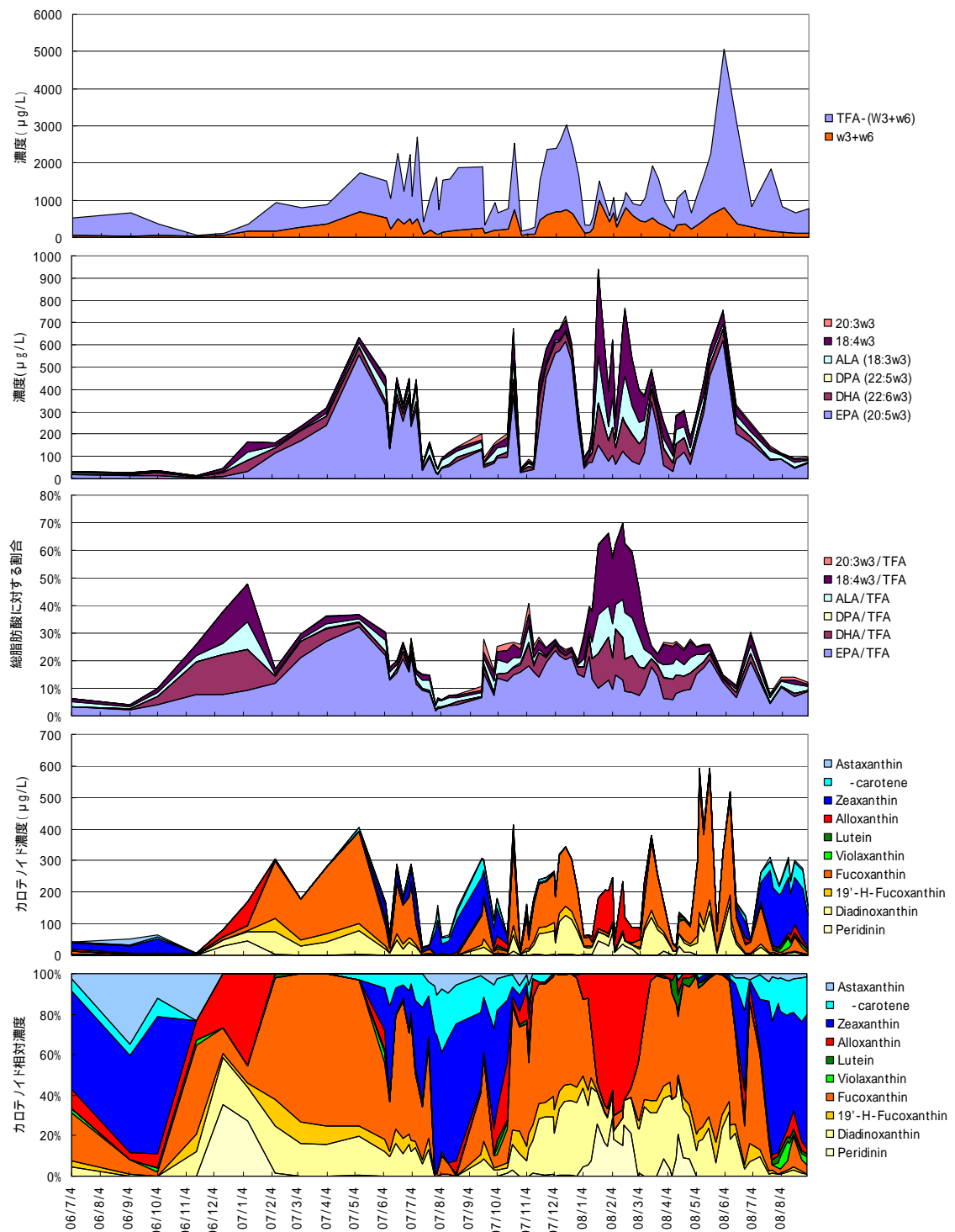


図 3 総脂肪酸 (TFA) 及び各 ω -3 不飽和脂肪酸濃度、各 ω -3 不飽和脂肪酸の総脂肪酸に対する割合と植物プランクトン由来カロテノイドの季節変動

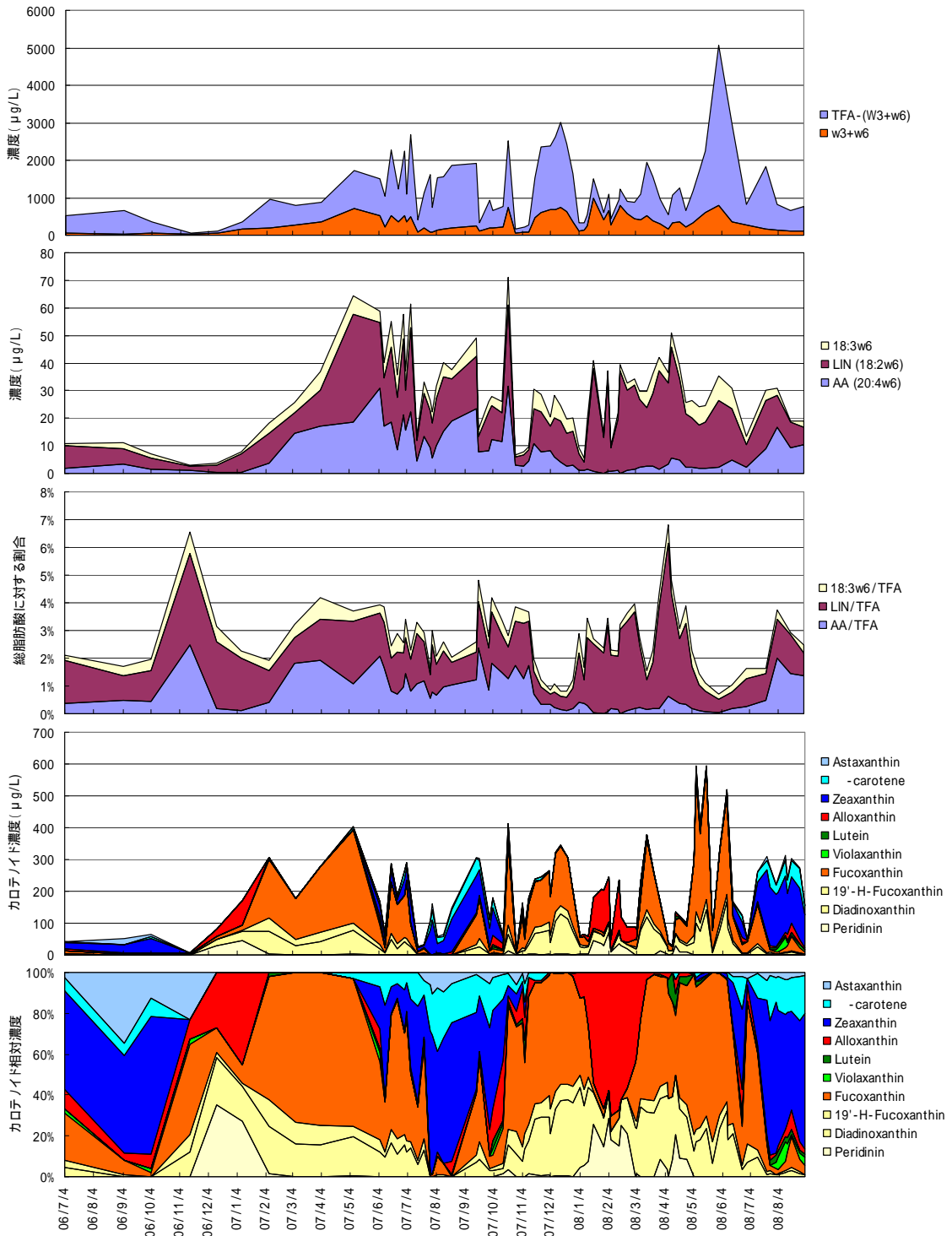


図4 総脂肪酸 (TFA) 及び各 6 不飽和脂肪酸濃度、各 6 不飽和脂肪酸の総脂肪酸に対する割合の季節変化と植物プランクトン組成の季節変化

第 3 章 2 項 2 ニホンイサザアミ中の高度不飽和脂肪酸組成

谷 幸則^{*1}、森田 陽光^{*2}、大浦 健^{*3}、坂田 昌弘^{*4}、
阿部 将浩^{*5}、戸田 三津夫^{*6}

*1 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授 *2 静岡県立大学 生活健康科学研究科 博士
前期課程 *3 静岡県立大学 環境科学研究所 助教 *4 静岡県立大学 環境科学研究所
教授 *5 静岡大学 工学部 4 年 *6 静岡大学 工学部 准教授

1 はじめに

佐鳴湖内の植物プランクトンの季節変化とそれに由来する不飽和脂肪酸の組成への影響が、動物プランクトン体内の不飽和脂肪酸の濃度や組成に変化が見られるかどうかを、佐鳴湖の代表的な大型動物プランクトンであるニホンイサザアミの体内に含まれる脂肪酸を分析し、湖水懸濁物中の不飽和脂肪酸との比較することによって推察した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料採取と測定方法

漕艇場前で、夕～夜間にプランクトンネットにてイサザアミを採取し、直後に同時に採取した湖水を濾過し、その中で一晩放置し、腸内に含まれる糞を体外に出した。これを -80℃ で冷凍保存した。サンプルは 2008 年 3 月 10 日から 2008 年 8 月 8 日まで月 2 回、計 12 サンプル得られた。冷凍保存しておいたイサザアミを適量バイアルに入れ、12 時間の凍結乾燥後、スパチュラを用いて粉碎した。粉碎した試料を約 1~2 mg 秤量し、ガラススピッチに入れ、以降の抽出・分析は上記の湖水懸濁物中の脂肪酸分析(第 3 章 2 項 1)と同様に行った。

3 結果と考察

3.1 ニホンイサザアミ体内の不飽和脂肪酸含有量と植物プランクトンとの関係

2008 年 3 月 10 日から 8 月 8 日の間に採取したイサザアミの体内に含有される脂肪酸を GC-MS で分析した。ニホンイサザアミ体内の脂肪酸組成を図 1 に示す。ニホンイサザアミ体内の脂肪酸組成は、3 及び 6 不飽和脂肪酸が総脂肪酸の 40% から 50% を占めることがわかった。特に EPA と DHA の割合が高く、3 及び 6 不飽和脂肪酸のうちの 80% 以上を占めており、これは EPA と DHA の重要性を示し

ている。EPA や DHA といった不飽和脂肪酸は「餌」の植物プランクトンから摂取しているため、この体内の脂肪酸組成を維持するには湖内に 3 不飽和脂肪酸に富む「餌」が無くてはならない¹⁾。

3 章 2 項 1 で述べたように、夏季の佐鳴湖では 3 不飽和脂肪酸を含まない *Synechococcus* sp. が湖内の植物プランクトン相を単独的に優占するため、その期間、湖水(「餌」)中の 3 不飽和脂肪酸は低下する。よってニホンイサザアミなどの高次捕食者である動物プランクトンは成長や生殖にその影響を受けていると考えられる。そこで次に、3 月から 8 月の間にイサザアミ体内の 3 不飽和脂肪酸含有量に変化が見られるかどうか調べた。図 2 にイサザアミ体内及び湖水中の 3 不飽和脂肪酸の総脂肪酸に対する割合の変化と、同様に 6 系の変化、そしてその間の植物プランクトンの種組成を示す。

湖内の植物プランクトンの種組成を見ると、6 月 1 日から *Synechococcus* sp. が増殖し始め、7 月末には優占率が 80% に達しており、その間に湖水中の 3 不飽和脂肪酸の含有割合は減少している。この期間のイサザアミ体内の 3 不飽和脂肪酸の含有割合の変化を見ると、それまで 42% 程度あった 3 の割合が 32% まで低下していた。一方、同じ期間の 6 系の変化を見ると、3 系とは対照的に湖水中・イサザアミ体内ともにその含有割合は上昇している。このことから、3 不飽和脂肪酸が欠如した *Synechococcus* sp. が植物プランクトン相を単独的に優占したことで、ニホンイサザアミは「餌」から十分な 3 不飽和脂肪酸を摂取できず、体内の 3 不飽和脂肪酸の含有量が低下したことが示唆された。

今回、*Synechococcus* sp. の優占によりニホンイサザアミ体内の 3 不飽和脂肪酸含有量が低下する傾向は示されたが、個々のニホンイサザアミのサンプルを比較するにあたり、それぞれの発育・成長段階や卵の有無、ライフサイクルといったことは考慮して

おらず、また、ニホンイサザアミの各細胞組織を如何に均一に粉碎するかといった脂肪酸の抽出手法にも検討の余地がある。*Synechococcus* sp.による単独優占は10月初旬まで続いたため、より長期間のサンプリングを行い、それらを考慮した更なる研究が必要である。

参考文献

- 1) Volkman, J.K., Brown, M.R. (2006) Nutritional value of microalgae and applications, In *Algal Cultures Analogues of Blooms and Applications*, 1, Subba Rao, D.V.(ed), Science Publishers, New Hampshire, pp. 407-457. Werner I., (2004) *Marine Environmental Research* 58, 803-807.

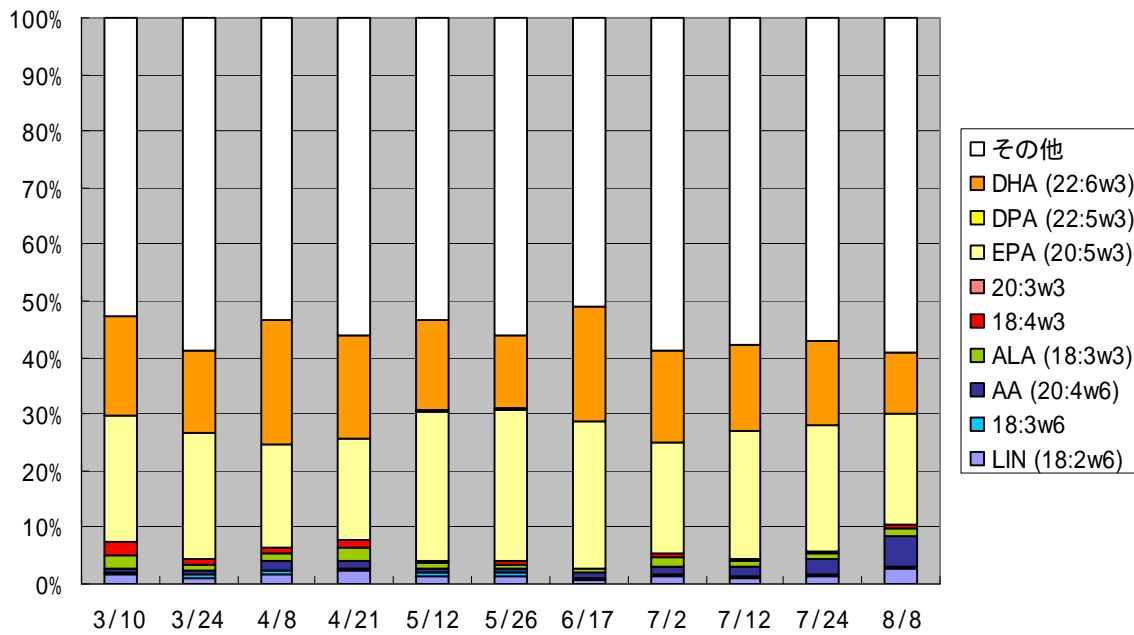


図1 イサザアミの体内の脂肪酸組成

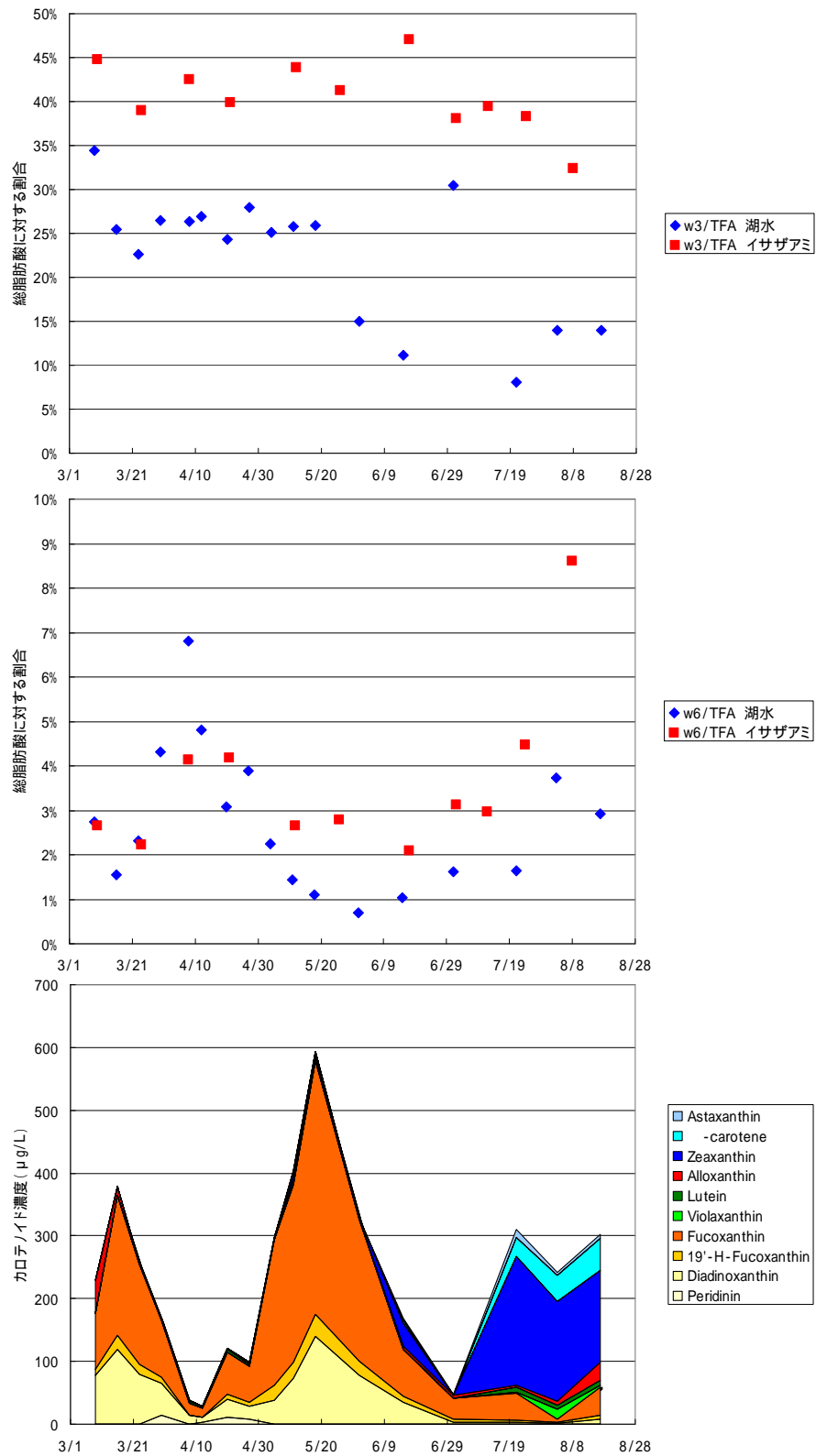


図 2 イサザアミ体内および湖水懸濁体中の 3・6 不飽和脂肪酸の総脂肪酸 (TFA) に対する割合の変化と植物プランクトンの種組成の変化

第 3 章 3 項 微生物群の水生物への影響

3 項 1 佐鳴湖における藍藻毒素 microcystin

渡邊 琴文^{*1}、朴 虎東^{*2}、谷 幸則^{*3}

* 1 信州大学大学院 総合工学系研究科 博士課程 * 2 信州大学 理学部 物質循環学科
准教授 * 3 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授

1 はじめに

佐鳴湖では、以前には *Microcystis* によるアオコの形成がしばしば報告されていたが、現在は湖水塩分の上昇によってアオコの形成はほとんど認められていない。それに置き換わるように、夏季には、アオコを形成しないピコシアノバクテリア *Synechococcus* sp. による単独的な優占が認められている。*Microcystis* を主とする群集性の藍藻による藍藻毒 microcystin による人間をはじめとした動物への影響は非常に重大¹⁾である。一方で、群集を形成しない藍藻（ピコシアノバクテリア）が、藍藻毒 microcystin を産生するという報告が 1999 年になされ²⁾、その後、塩湖である Salton 湖から単離された海洋性の *Synechococcus* sp. に microcystin 産生能があることが示された³⁾。佐鳴湖の *Synechococcus* sp. は、その湖水塩分から海洋性である可能性が高く、microcystin 産生能を調べることは、生態系に与える影響の大きさから考えても重要なことである。ここでは、2008 年 7 月 21 日～10 月 26 日までの佐鳴湖の湖心表層水を採取し、そのフィルター試料(15 試料)について、藍藻毒素 microcystin を高速液体クロマトグラフによって分析した値を報告する。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料からの microcystin の抽出とクリーンアップ

佐鳴湖の凍結フィルター試料は microcystin 分析を開始する前に凍結乾燥機 (FDU-2100, EYELA) を用いて乾燥させた。フィルター試料に 5% 酢酸水溶液を加え、30 分間攪拌抽出し、3500rpm で 20 分間遠心後、上清を採取した。沈殿物については同様の操作を更に 2 回行い、上清を HLB カートリッジにより SPE を行った。HLB のメタノール溶出液 5 μ L を高速液体クロマトグラフィーに注入し microcystin の定量を行った。

2.1.2 高速液体クロマトグラフィーによる microcystin の定量

クリーンアップした試料の microcystin を、高速液体クロマトグラフィー (LC-9A S-I, Shimadzu, Kyoto, Japan) を用いて定量した。カラムは逆相の ODS カラムで、Cosmosil 5C18-MS-II (4.6 \times 150mm, Nacalai, Japan) を使用した。移動相はメタノール : 0.05M リン酸緩衝液 (pH3) = 58 : 42 を用い、流速を 1 mL min⁻¹ に設定した。

各試料におけるクロマトグラム上のピークの同定は、標準 microcystin のピークの保持時間との比較および SPD-M10A によるスペクトル解析によって行った。3 段階の濃度の標準 microcystin (microcystins-RR, -YR, -LR) から濃度とピーク面積の検量線を作成し、試料の microcystin 濃度を決定した。

3 結果と考察

Microcystin は、環状ポリペプチドであり、70 種類以上の同族体が知られており、これらをすべて分析することは不可能である。通常、3 から 5 種類の microcystin が、総量の 80% を占めているといわれている¹⁾。図 1 に本分析に用いた microcystin 標準物質 (microcystin-RR, LR) の検量線を示した。

図 2 は佐鳴湖フィルター試料及び標準 microcystin のクロマトグラムを示している。佐鳴湖フィルター試料に特徴的なクロマトグラムとして、9 月 7 日、9 月 22 日、10 月 5 日の分析結果のクロマトグラムを選んだ。10 月 5 日の試料については microcystin-RR と同じ保持時間にピークが検出されたが、吸収スペクトルを比較した結果、microcystin である可能性は低いと結論づけた。佐鳴湖フィルター試料を HPLC で分析した結果、代表的な microcystin (RR, LR 及び YR) は検出されなかった。

一方で、佐鳴湖フィルター試料では、6.7 分(ピーク)、8.3 分(ピーク)、18.4 分(ピーク)に未

知のピークが検出された。これらピークの吸収スペクトルを図3に示した。一般的に、microcystin は、Adda 基に由来する吸収ピーク (238 nm) を有する。ピーク の吸収スペクトル(図2下段・右側)に注目すると、この化合物はmicrocystin と類似の吸収スペクトルを有することが明らかとなった。一方、ピーク は、218 nm に吸収極大を持つため、microcystin 同族体ではない可能性が高い。

佐鳴湖フィルター試料の分析結果を Table 1 にまとめて示した。まとめとして、2008年7月から10月までの湖水試料からは、代表的な microcystin (RR, LR 及び YR) は、検出できなかった。今回は、湖水ろ過量が、150 から 200 mL であるので、検出限界は、湖水の原水 1L 当たり、それぞれ 1 から 1.3 µg である。

色素分析からは、藍藻に特徴的なカロテノイドが優占していることから、この期間にピコシアノバクテリアが生存していることは間違いない。結果として、佐鳴湖における microcystin の生産は低いと考えられた。ただし、佐鳴湖試料のクロマトグラムか

ーク(ピーク)が検出された。このピークに関しては今後 LC/MS で再分析し、microcystin 同族体かどうかを確認する必要がある。

謝辞

湖水試料の採取にあたり、静岡県浜松北高等学校辻野兼範教諭にご協力いただいた。ここに謝意を表す。

参考文献

- 1) 彼谷邦光 (2001) 飲料水に忍びよる有毒シアノバクテリア、裳華房 148pp.
- 2) Domingos, P., Rubim, T.K., Molica, R.J.R., Azevedo, S.M.F.O., Carmichael, W.W. (1999) First report of microcystin production by picoplanktonic cyanobacteria isolated from a northeast Brazilian drinking water supply, *Environmental Toxicology*, 14, 31-35.
- 3) Carmichael, W.W., Li, R.-H. (2006) Cyanobacteria toxins in the Salton Sea, *Saline Systems*, 2 doi:10.1186/1746-1448-2-5.

表 1 佐鳴湖フィルター試料の microcystin 分析結果

試料2008		Day	濾過量 (mL)	MC-RR	MC-YR	MC-LR	Total-MCs (µg/L)
80721	St3sf	21 July	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80731	St3sf	31 July	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80803	St3sf	3 Aug	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80810	St3sf	10 Aug	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80817	St3sf	17 Aug	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80824	St3sf	24 Aug	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80831	St3sf	31 Aug	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80907	St3sf	7 Sept	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80915	St3sf	15 Sept	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80921	St3sf	21 Sept	150	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
80928	St3sf	28 Sept	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
81005	St3sf	5 Oct	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
81013	St3sf	13 Oct	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
81019	St3sf	19 Oct	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
81026	St3sf	26 Oct	200	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

ら、microcystin と同様な吸収スペクトルを有するピ

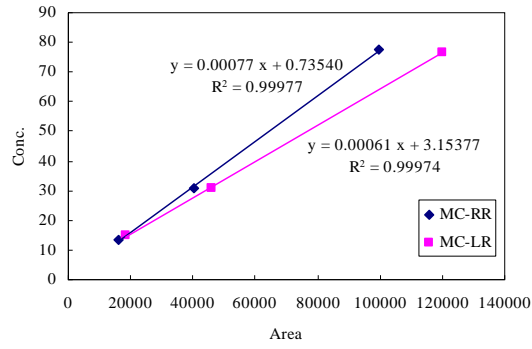


図. 1 STD 検量線

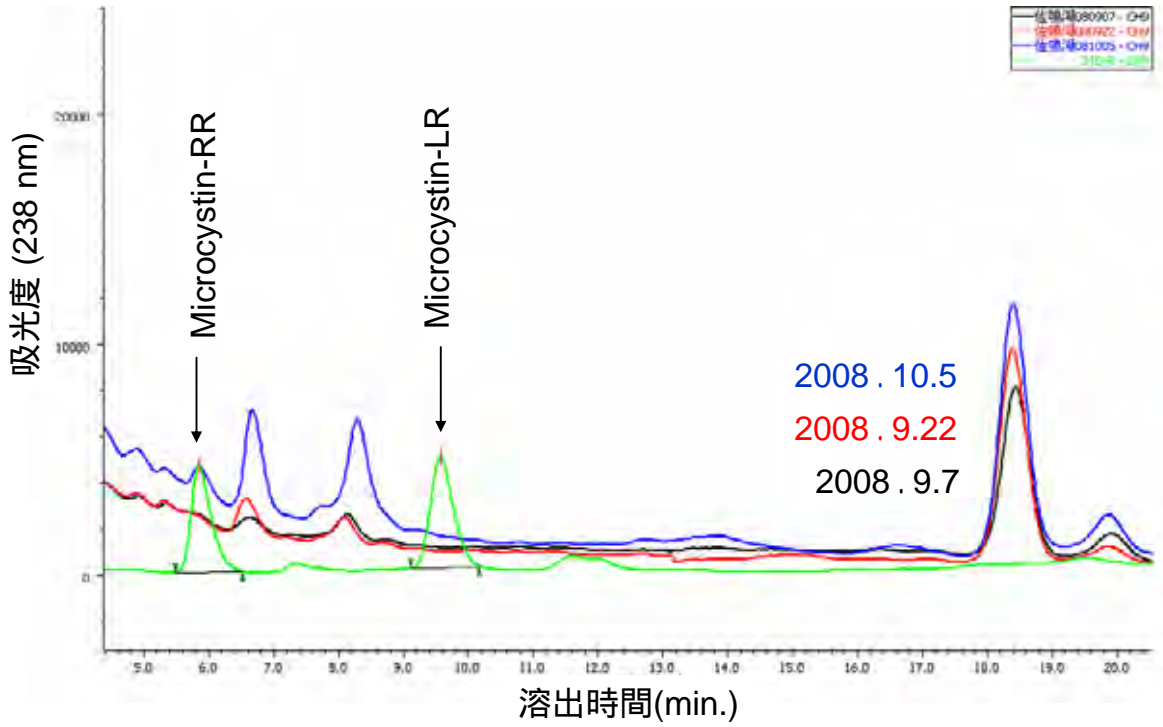


図. 2 佐鳴湖湖水中の microcystin 分析結果クロマトグラム

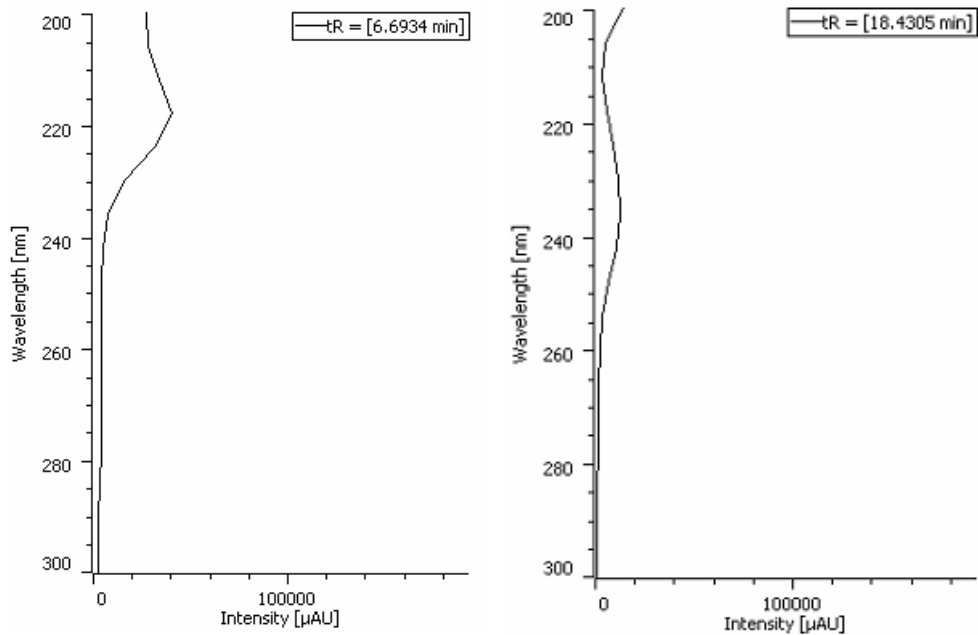
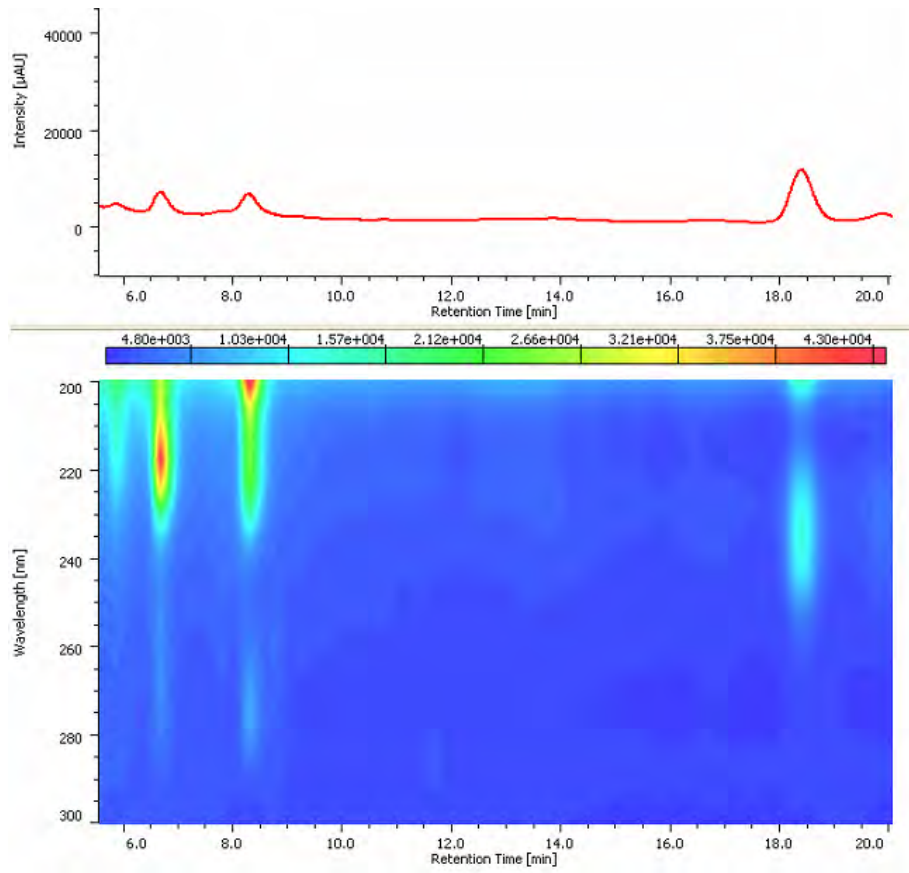


図 3 佐鳴湖フィルター試料のクロマトグラム(238 nm 吸収：上段)と 2 次元吸収(中段)及び、ピーク とピーク の吸収スペクトル(下段)

第 3 章 3 項 2 佐鳴湖における微生物起源の揮発性有機化合物 ガス

橋本伸哉^{*1}、和久田千晴^{*2}、栗原路子^{*3}、谷 幸則^{*4}

*1 静岡県立大学 環境科学研究所 教授 *2 静岡県立大学 生活健康科学研究科修士課程

*3 静岡県立大学生活健康科学研究科客員共同研究員 *4 静岡県立大学 環境科学研究所
准教授

1 はじめに

佐鳴湖における植物プランクトンの優占種は、季節によって大きく変化することが明らかとなっている。様々な水域での植物プランクトンの季節変遷には、水温や栄養塩の供給量などのほかに、植物プランクトン種が生産するアレロケミカル(忌避化学物質)による相互作用が大きく関与していると考えられている¹⁾。この植物プランクトン間でのアレロケミカル産生による優占については、その機構があまり明らかになっていない¹⁾が、プロモホルムが珪藻の付着防止作用を有すること²⁾や、捕食回避のための植物プランクトン体内から生産される acrylate³⁾もアレロケミカルとして考えられている¹⁾。

静岡県西部に位置する佐鳴湖は、年間通してクロロフィル a 濃度が高く(最大 348 $\mu\text{g/L}$)、植物プランクトンを中心とした生物活動が活発である。面積が比較的小さく、季節によって大きく生物相が変化する。本研究では、佐鳴湖におけるハロゲンを含む生物起源の微量ガスと植物プランクトンの種組成の季節変化を調べ、アレロパシーの観点から考察した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料

湖水試料は、静岡県立浜松北高等学校辻野兼範先生の協力により、佐鳴湖の湖心において月 1 回~4 回採取した(平成 20 年 1 月 30 日~平成 20 年 11 月 16 日)。採水は試料中に気泡が入らないように 100 ml 褐色メディウム瓶を水中に沈めそのままフタをした。実験室に持ち帰った試料は、GF/F ガラスフィルター(Whatmann 社製、孔径 2 μm)で懸濁物を濾過した。さらに、保存中の生物活動による微量ガスの濃度変化を抑えるために、塩化第二水銀溶液(最終濃度、約 180 ppm)を添加してセプタム付きのフタで密封し測定まで 4 度で保存した。

2.1.2 揮発性有機化合物の測定

試料中の微量ガスは、インターナルスタンダードを自動で添加できるパージ・アンド・トラップ GC/MS を用いて分析した。水温、塩分はハンディータイプの環境計測用水質計(YSI 社製、EC300)を用いて測定した。この装置は電源投入時に自動校正を行う。Tekmar 社製のパージ・アンド・トラップ装置 AQUA PT 5000J Plus・AQUA auto70 を用いて湖水試料中の微量ガスを捕集して、Agilent 社製ガスクロマトグラフ(Agilent 6890)質量分析装置(Agilent 5973)で微量ガスの測定を行った。

3 結果

3.1 塩素・臭素含有微量ガス

平成 20 年 1 月 30 日~平成 20 年 11 月 16 日までに測定された CH_3Cl 、 CH_3Br 、 CH_2BrCl 、 CH_2Br_2 、 CHBrCl_2 、 CHBr_2Cl 、 CHBr_3 の濃度範囲は

CH_3Cl : 93.1~348 pmol/L

CH_3Br : 7.9~78.5 pmol/L

CH_2BrCl : 8.2~221 pmol/L

CH_2Br_2 : 8.4~290 pmol/L

CHBrCl_2 : 3.7~35.3 pmol/L

CHBr_2Cl : 1.8~15.4 pmol/L

CHBr_3 : 16.1~416 pmol/L

平均濃度は

CH_3Cl : 203 pmol/L

CH_3Br : 38.2 pmol/L

CH_2BrCl : 35.7 pmol/L

CH_2Br_2 : 32.0 pmol/L

CHBrCl_2 : 18.0 pmol/L

CHBr_2Cl : 7.8 pmol/L

CHBr_3 : 81.0 pmol/L

であった。アレロケミカルであるプロモホルムの季節変化を図 1 A に示す。

3.2 ヨウ素含有微量ガス

測定された CH_3I 、 $\text{C}_2\text{H}_5\text{I}$ 、 $(\text{CH}_3)_2\text{CHI}$ 、 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{I}$ 、 CH_2ClI 、 CH_2BrI 、 CH_2I_2 の濃度範囲は

CH_3I : 7.3–316 pmol/L
 $\text{C}_2\text{H}_5\text{I}$: 0.04–2.3 pmol/L
 $(\text{CH}_3)_2\text{CHI}$: 0.30–25.3 pmol/L
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{I}$: 0.02–5.4 pmol/L
 CH_2ClI : 5.8–194 pmol/L
 CH_2BrI : 0.01–9.5 pmol/L
 CH_2I_2 : 4.0–121 pmol/L

平均濃度は

CH_3I : 46.8 pmol/L
 $\text{C}_2\text{H}_5\text{I}$: 1.3 pmol/L
 $(\text{CH}_3)_2\text{CHI}$: 1.8 pmol/L
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{I}$: 0.4 pmol/L
 CH_2ClI : 15.4 pmol/L
 CH_2BrI : 3.0 pmol/L
 CH_2I_2 : 17.6 pmol/L

であった。これらすべての化合物において夏から秋に増加する傾向が見られた。

3.3 硫化ジメチル (DMS)

DMS は、0.123–108 nmol/L で検出された。特に2008年1月31日試料で、高濃度に検出された。その季節変化を図1Bに示す。

4. 考察

4.1 アレロケミカルと植物プランクトン相の関連

DMS は、その前駆体である dimethylsulfoniopropionate (DMSP) から、DMSP-lyase (酵素) により産生される^{3,4)}。



同時に産生される acrylate は、原生動物や従属栄養プランクトンの捕食を回避する化学物質^{3,4)}であることや、抗バクテリア作用⁵⁾があると考えられている。色素分析から、冬季にはアロキサンチンを指標に持つクリプト藻が優占することが明らかであり、硫化ジメチル生成への関与が示唆された。また、冬季の佐鳴湖の遺伝子解析から、繊毛虫が検出され、

植物プランクトンなどの捕食が盛んであることが考えられる。この時期に検出される高い DMS は、クリプト藻が捕食を回避するために産生している可能性が考えられた。

臭素を含む微量ガスである CHBr_3 や CH_2Br_2 は7月下旬~10月に増加した。特に2008年は、7月21日以降に顕著な増加が見られた(図1A)。 CHBr_3 や CH_2Br_2 は、ある種の珪藻付着防止作用²⁾を有するアレロケミカルであることが報告されている。

2008年6月末から7月中旬にかけては、優占植物プランクトンが珪藻からピコシアノバクテリアに遷移している期間であった。水温上昇とともに活動が活発になったピコシアノバクテリアが、 CHBr_3 や CH_2Br_2 を産生することで、珪藻の増殖を阻害し、単独的な優占する可能性が示唆された。

ヨウ素含有微量ガスも、 CHBr_3 と CH_2Br_2 と同様な季節変化を示すことから、ピコシアノバクテリアによって生産されていることが示唆されたが、ヨウ素含有微量ガスについてのアレロパシー作用は現在までに報告されていない。

4.2 その他のハロゲン有機化合物

化合物間のクラスター分析の結果を図2に示す。ハロゲン化合物の生成メカニズムとして、海洋生物由来のS-アデノシルメチオニン (SAM) 依存のメチルトランスフェラーゼとハロペルオキシダーゼの2種類のハロゲン化酵素が重要な役割を果たしていることが明らか⁶⁾になっている。 CH_3Cl 、 CH_3Br 、 CH_3I といったモノハロメタンは、メチルトランスフェラーゼによってハライドイオン (Cl^- 、 Br^- 、 I^-) がそのまま SAM の活性メチル基に対し求核置換反応により生成される。つまりハライドイオンがメチル化される反応であり、生成物はモノハロメタン (CH_3X) に限定される。一方、ハロゲンを2つ以上持つ多様な有機化合物のハロゲン化に関与しているのは後者のハロペルオキシダーゼである。ハロペルオキシダーゼは過酸化水素によるハロゲンの酸化を触媒することで、結果として基質をハロゲン化する酵素である。ハロゲン化ペルオキシダーゼは、ハライドイオンに対する特異性から、便宜的にクロロペルオキシダーゼ、プロモペルオキシダーゼ、ヨードペルオキシダーゼと分類されるが、酵素化学的知見からは、鉄-プロトポルフィリンを補欠分子族とするヘム

型酵素と、非ヘム型金属酵素および非金属酵素に分類される。湖水のデータを解析した結果、ヨウ素含有微量ガスに関してはメチルトランスフェラーゼによって生成されるモノハロメタン化合物が一つのクラスターを形成する結果となった。

また、夏季の湖水を大きさ別に分取して培養を行った結果、 CH_3I は 20 μm 以下の実験区で、一方、 CH_2ClI は 2 μm 以下の実験区で生成量が多かった。これにより、ヨウ素含有微量ガスの生成において寄

与している生物相は化合物により異なることが示唆された。

謝辞

湖水試料の採取にあたり、静岡県浜松北高等学校 辻野兼範教諭にご協力いただいた。ここに謝意を表す。

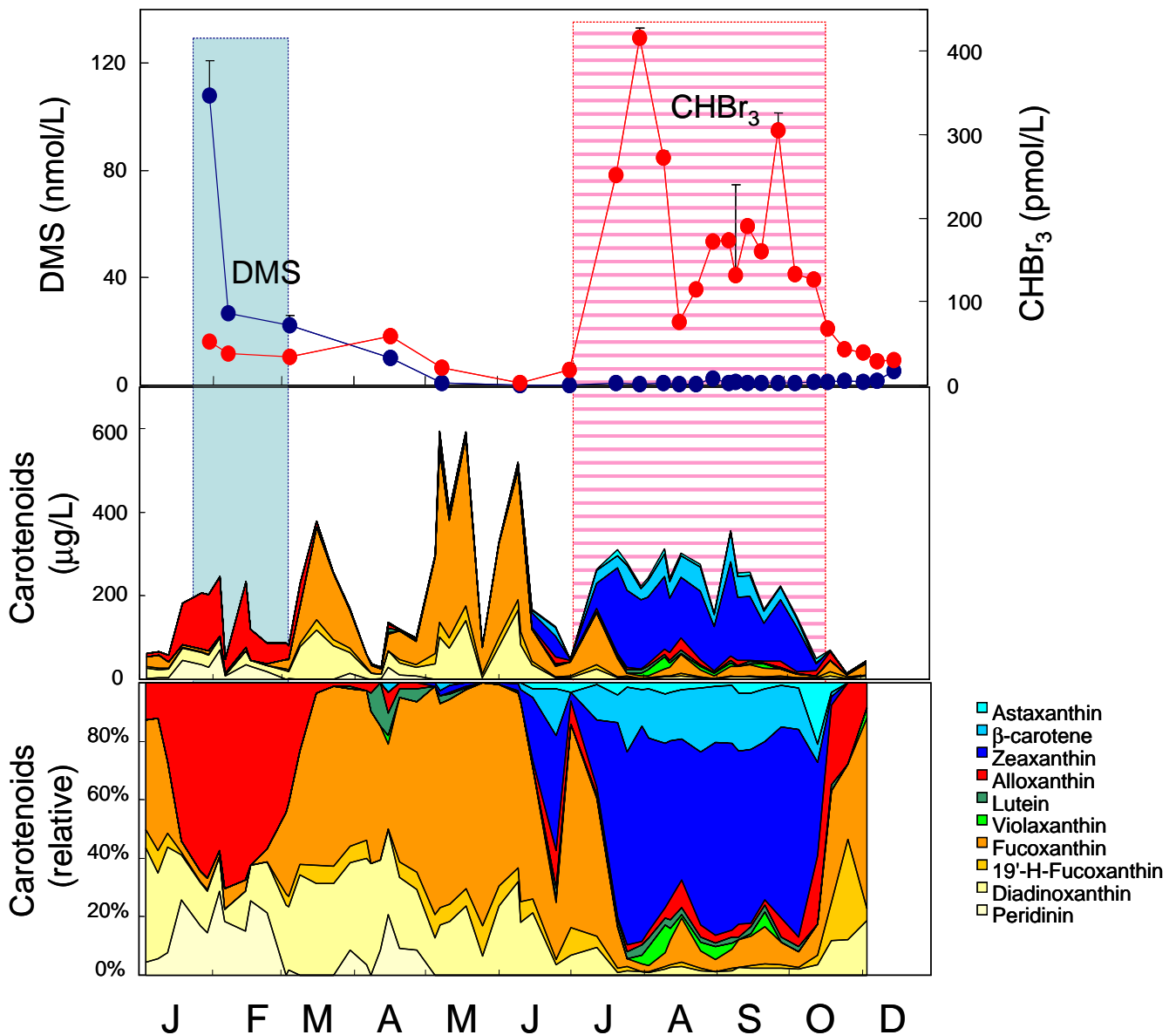


図1 佐鳴湖湖心表層水における硫化ジメチル(DMS)とプロモホルム(CHBr_3)濃度〔上段〕、カロテノイド濃度〔中段〕及びカロテノイド相対濃度〔下段〕の期間でDMS濃度が高い。DMSと同時に産生される acrylate は、原生動物や従属栄養プランクトンの捕食を回避するアレロパシー作用が示唆されている。佐鳴湖の冬季は繊毛虫などの原生動物が多いことが、遺伝子解析から示唆されている。この期間でプロモホルム濃度が高い。プロモホルムは、ピコシアノバクテリアの優占と重なっている。プロモホルムは、珪藻へのアレロパシー作用を示すことが知られている。

参考文献

- 1) Arzul, G and Gentien, P. (2006) Allelopathic interaction among marine microalgae, In *Algal Cultures Analogues of Blooms and Applications*, Volume 1, Subba Rao, D.V. (ed), p131-161, Science Publishers, New Hampshire.
- 2) Ohsawa, N., Ogata, Y., Okada, N. and Itoh, N. (2001) Physiological function of bromoperoxidase in the red marine alga, *Corallina pilulifera*: production of bromoform as an allelochemical and the simultaneous elimination of hydrogen peroxidase, *Phytochemistry* 58, 683-692.
- 3) Wolfe, G.V. and Steinke, M. (1996) Grazing-activated production of dimethyl sulfide (DMS) by two clones of *Emiliania huxleyi*. *Limnology and Oceanography* 41, 1151-1160.
- 4) Wolfe, G.V. (2000) The chemical defence ecology of marine unicellular plankton. *Biological Bulletin* 198, 255-244.
- 5) Noordkamp, D.J.B., Gieskes, W.W.C., Gottschal, J.C., Forney, L.J., van Rijssel, M. (2000) Acrylate in *Phaeocystis* colonies does not affect the surrounding bacteria. *Journal of Sea Research* 13, 287-296.
- 6) Ohsawa, N., Tsujita, M., Morikawa, S. and Itoh, N. (2001) Purification and characterization of a monohalomethane-producing enzyme S-adenosyl-L-methionine: halide ion methyltransferase from a marine microalga, *Pavlova pingus*, *Bioscience, Biotechnology and Biochemistry* 65, 2397-2404.

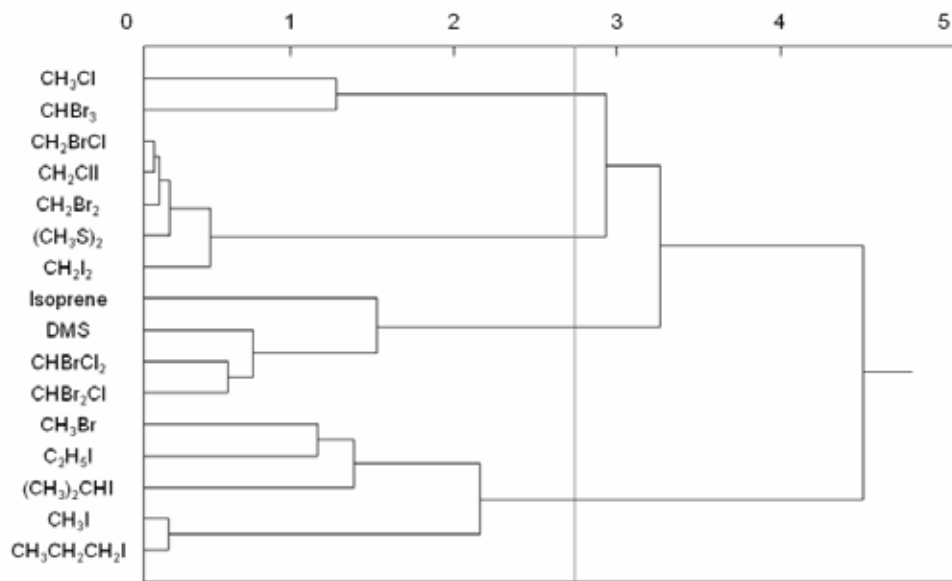


図 2 佐鳴湖湖心表層水における生物起源微量有機ガスのクラスター分析

第3章 4項 佐鳴湖の植物プランクトン

4項 1 植物プランクトンの塩分耐性の検討

安部 俊彦

東海大学 海洋学部 海洋科学科 教授

1 はじめに

佐鳴湖における植物プランクトンの主なものは珪藻である。季節を問わず観察されるのは羽状目 *Nitzschia* と中心目の *Thalassiosira*、*Skeletonema*、*Chaetoceros* などであったが、これらの珪藻が佐鳴湖固有の生物であるのか、それとも河川から流入したものであるのかについて検討した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 耐塩性の検討

材料は *Skeletonema* NIES-324、*Chaetoceros* NIES-553、*Nitzschia* sp を用い、完全合成培地において NaCl 濃度を変え、生育を調べた。

3 結果

3.1 珪藻の耐塩性

佐鳴湖における植物プランクトンの主なものは珪藻である。季節を問わず観察されるのは羽状目 *Nitzschia* と中心目の *Thalassiosira*、*Skeletonema*、*Chaetoceros* などであったが、これらの珪藻が佐鳴湖固有の生物であるのか、それとも河川から流入したものであるのかについて検討した。なお、現地で採集した珪藻を単離、培養して本研究を行うことは1年では不可能であるので、ここでは上記の純粋株をモデルケースとして材料とした。

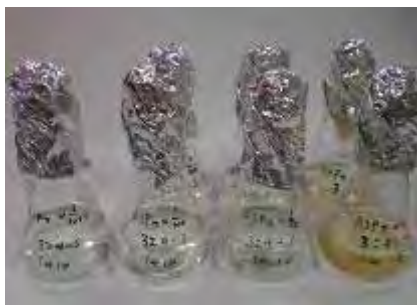


図1 *Skeletonema* NIES-342

(NaCl 濃度：左から $\times 1/33$ 、 $\times 1/25$ 、 $\times 1/8$ 、 $\times 1$)



図2 *Chaetoceros* NIES-553

(NaCl 濃度：左から $\times 1/33$ 、 $\times 1/25$ 、 $\times 1/8$ 、 $\times 1$)



図3 *Nitzschia* sp

(NaCl 濃度：左から $\times 1/33$ 、 $\times 1/25$ 、 $\times 1/8$ 、 $\times 1$)

4 考察

実験結果から *Skeletonema* は外洋性起源であり、一方、*Chaetoceros* と *Nitzschia* は陸水あるいは汽水域に起源をもつ珪藻であると考えられる。本実験では佐鳴湖の在来種ではなく分譲施設から譲渡された株を用いたが、佐鳴湖においても同様の属が観察されるので、これらの珪藻の起源も同様のことがいえると推定される。

参考文献

- 1) 静岡県環境衛生科学研究所編(1977～2007) 静岡県公共用水域及び地下水の水質測定結果から抜粋
- 2) 静岡県生活環境部自然保護課(1982) 淡水魚類調査報告書：板井隆彦
- 3) 須藤隆一(1991)土の微生物実験法、「環境微生物実験法」(須藤隆一編)、pp.178-179、講談社、東京

第3章 4項2 佐鳴湖 - 新川の植物プランクトンの空間分布

千賀 康弘

東海大学 海洋学部 環境情報工学科 教授

1 はじめに

これまでの調査により、佐鳴湖内では年間を通して基礎生産量が高く、植物プランクトン量が多く、特に夏季には水温上昇に伴い、藍藻 *Synechococcus* が大増殖することが明らかとなった。しかし、佐鳴湖内での植物プランクトンの空間分布については調査例が少なく不明な点が多い。また佐鳴湖と浜名湖を結ぶ新川が植物プランクトンの増殖にどのような影響を与えているかも不明である。本調査では、これらの点を明らかにする目的で、佐鳴湖内および新川での植物プランクトン量の空間分布を調査した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 植物プランクトンの採取

採水は図1に示す7地点で、本年度中に5回（5月18日、6月29日、8月20日、10月4日、12月24日）実施し、100~200ccをGF/Fガラス繊維フィルタで濾過して、-30℃にて凍結保存した。同時に5~10ccを孔径0.2μmのヌクレポアフィルタで濾過し、走査型電子顕微鏡にて優占するプランクトンを同定した。



図1 採水地点

2.1.2 HPLC分析

凍結保存したGF/Fフィルタを90%アセトン10ccに24時間浸して色素を抽出し、HPLCシステム(LaChrom Elite, Hitachi)にて分析した。分析カラ

ムにはODS-100V(Tosoh)を用い、試料注入量を20μLとし、2液勾配混合展開¹⁾して、フォトダイオードアレイ検出器により検出した。

色素の定量解析は植物プランクトンの全量の指標となるクロロフィルa(Chla)、珪藻の指標となるフコキサンチン(Fuco)、藍藻の指標となるゼアキサンチン(Zea)、および珪藻と渦鞭毛藻が含有するディアデノキサンチン(Diad)の4種に限定して行った。

3 結果

3.1 色素成分の時空間分布

図2に分析した4色素の時空間分布を示す。クロロフィルaについては、佐鳴湖内で高く、下流および段子川では極めて低濃度になっている。また、湖内では5月に全域で非常に高く、6月は南高北低、8、10、12月は逆に北高南低の分布となっており、分布が観測日によって大きく変化している。6月は観測日早朝より観測時刻の昼までに、浜松測候所で66mmの降雨が観測されている。もし佐鳴湖上流の段子川と新川流域(約15km²)に同量の降雨があり、これが直接佐鳴湖へ流れ込むと仮定すると、湖水(容量2.4×10⁶m³)の約40%の水が雨水で交換されることになる。この効果により、湖北のクロロフィルa量が極端に減少していると考えられる。他の観測日の北高南低分布は、湖南の潮汐による海水交換が主要原因と考えられる。河川内のクロロフィルa濃度が湖内に比べて低いのも水が滞留しないためと考えられる。ただし、絶対値は駿河湾沿岸域と同程度の高い値である。

3.2 色素組成から推定される種の変動

図2中の3色素Fuco, Zea, Diadの季節変化より、5,6月は珪藻、8,10月は藍藻が優占していることが分かる。しかし12月は特に湖北でクロロフィルaが5月と同程度の高濃度を示しているにも係わらず、この3色素はいずれも低く、HPLCの結果ではクリプト藻綱の指標であるAlloxanthinと渦鞭毛藻の指標であるPeridininが大きなピークを示している。

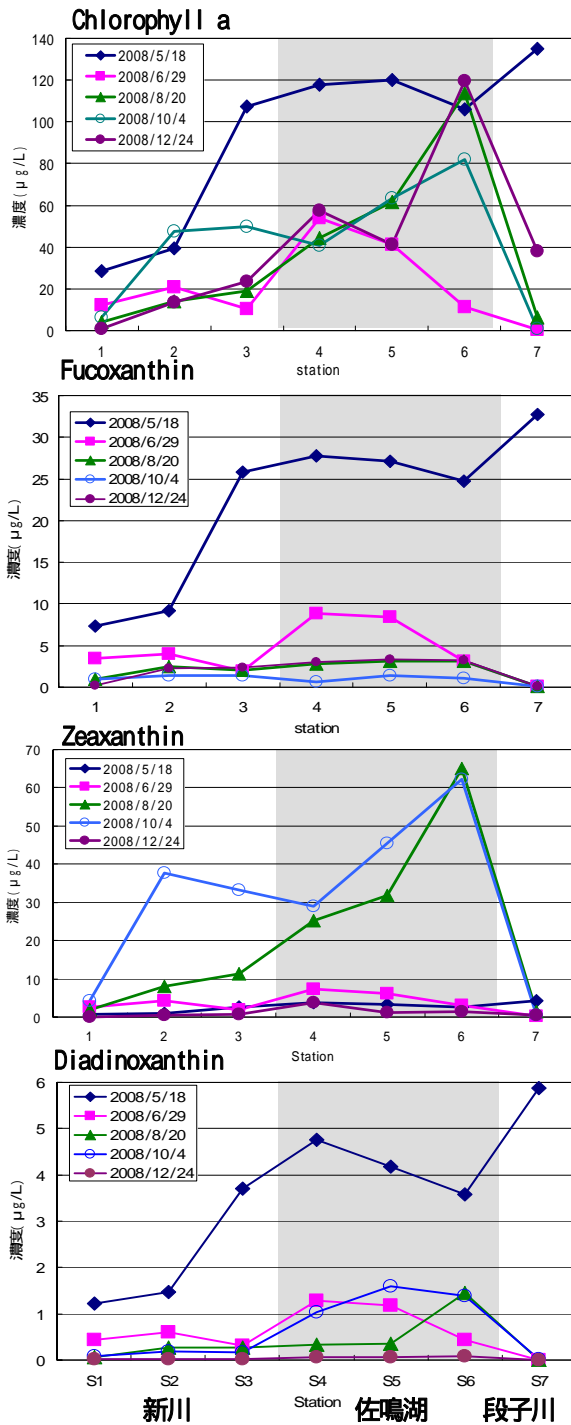


図2 HPLCによる光合成色素の時空間変動

3.3 電子顕微鏡観察による種の同定

各観測日に採取した水3~10 ccを孔径0.2 µmのヌクレポアフィルタ(Whatman)を使ってろ過し、走査型電子顕微鏡で観察した。優占種を表1および図3に示す。5,6,8,10月についてはHPLCによる色素組成から推定される種組成と一致しているが、12月については含有色素から期待されるクリプト藻は発見できず、渦鞭毛藻と珪藻が観察された。この原因は

電子顕微鏡観察用試料の作成過程で殻をもたないクリプト藻が破壊されたこと、およびクリプト藻が渦鞭毛藻に共生している可能性も考えられる。

表1 観測された優占植物プランクトン

観測日	優占種	大きさ(µm)
5/18	珪藻綱円心目 <i>Cyclotella</i> 属 珪藻綱円心目 <i>Aulacoseira</i> 属	3-5 10-15
6/29	珪藻綱円心目 <i>Cyclotella</i> 属	3-12
8/20	藍藻綱 <i>Synechococcus</i> 珪藻綱羽状目 <i>Achnanthydium</i> 属	2 14-18
10/4	藍藻綱 <i>Synechococcus</i> 珪藻綱羽状目 <i>Achnanthydium</i> 属	2 14-18
12/24	渦鞭毛藻綱ギムノディニウム目 珪藻綱羽状目 <i>Achnanthydium</i> 属	20-25 12-35

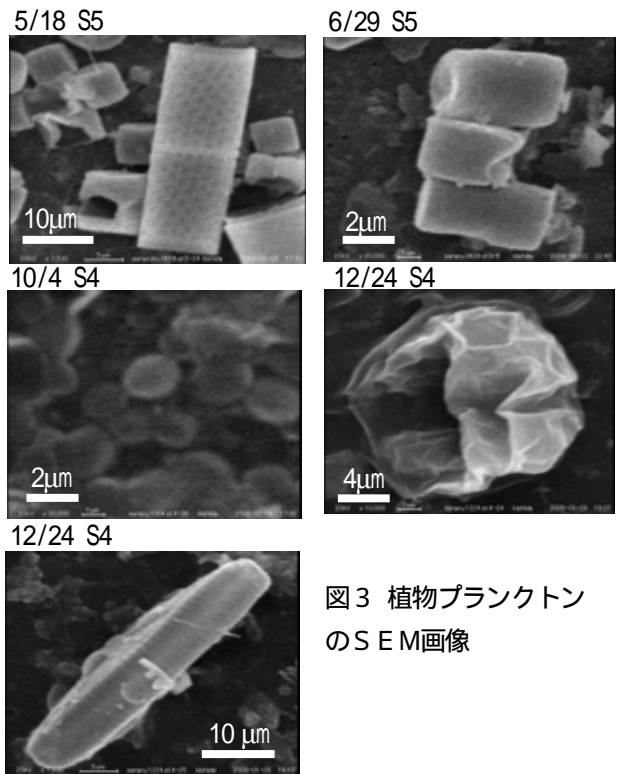


図3 植物プランクトンのSEM画像

4. 考察

佐鳴湖内の植物プランクトンの空間分布は、通常、北高南低、降雨時は逆、増殖時は全域で一定となり、主に水の交換が大きいところで低濃度となる傾向が確認された。また、流入河川では湖内に比べて非常に低濃度であり、河川による植物プランクトンの流入はほとんど無視できると考えられる。

参考文献

- Jeffrey, S.W., R.F.C. Mantoura, S.W. Wright (1997), "Phytoplankton pigments in Oceanography", SCOR.

第 3 章 5 項 佐鳴湖の動物プランクトンと微細粒子

澤本 彰三

東海大学 海洋研究所 教授

1 はじめに

佐鳴湖に出現する動物プランクトンについては、2005～2007年に実施した曳網調査結果に基づいて報告を行った¹⁾。この調査は、ほぼ毎月昼夜にわたり、湖内の3点で曳網採集を行ったものである。それによれば、24群が出現すること、なかでもワムシ類(種数は不明)、カイアシ類2種とアミ類1種の個体数が多いことが明らかとなった。佐鳴湖の生態系を考える上で、これらの動物プランクトンについて検討する必要を指摘した。

しかし、この調査では、使用したプランクトンネットの網目を100 μ m(0.1mm)としたことから、それよりも小さな生物については手付かずの状態であった。そこで、2008年度には、100 μ m以下のプランクトンを調査対象とすることとした。さらに、2005～2007年の調査によって、佐鳴湖水の潮汐による水交換については、1回の満潮と干潮によって出入りする量(交流量)が、湖水容積の20%を超えることが明らかにされた²⁾。このことから、調査範囲を佐鳴湖の下流側と上流側にできるだけ広げて、実施することとした。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 調査測点

表面採水を行う調査測点は、佐鳴湖の下流新川に3点、湖内に3点さらに上流(段子川)に1点を設定した。下流新川では、浜名湖に近いほうから、宇布見橋、志都呂橋および三つ股橋のそれぞれ中央部に採水点を設けた。湖内では、これまで実施してきた3測点とし、入野漁業協同組合の小船を利用して実施した。上流(段子川)の測点は、ふれあい橋を利用し、中央部に採水点を設けた。これらの測点を図1に示す。なお、調査は9～14時の間に実施した。

観測点では、採水試料の温度を測定し、0.5mmフィルターで大型のゴミを除去し、2リットル採水した。観測は、5月18日、6月29日、8月20日、10月4日および12月24日の5回実施した。このうち、第1回調査(5月18日)は、予備調査として行った。

2.1.2 気象データ

観測日に関連する気象データについては、浜松の気温、降水量および日照時間³⁾について調べた。佐鳴湖水に流入する淡水の平均滞留時間²⁾を考慮して、

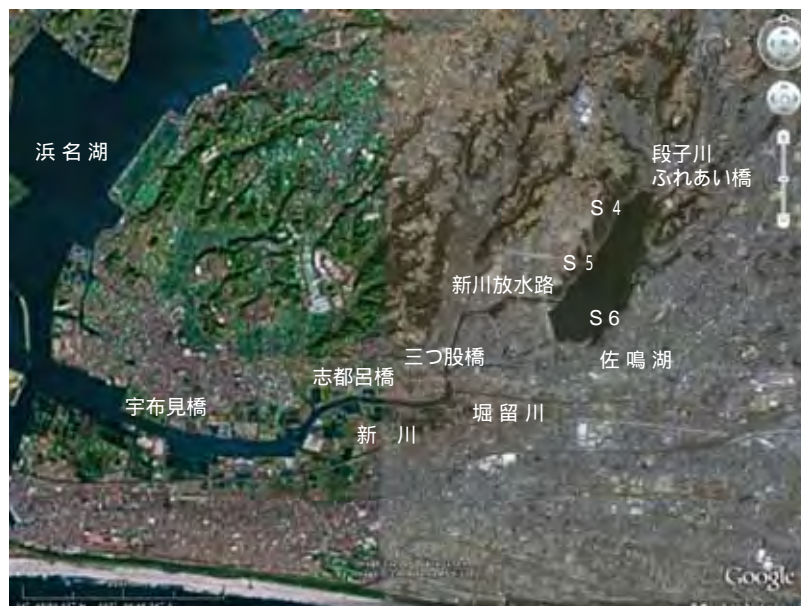


図1 佐鳴湖およびその周辺水域における観測地点 (Google earth⁴⁾ より作成)

観測日の26日前までのデータを調べることにした。

2.1.3 採水試料の処理と飼育実験

採水した試料1リットルを、100、60、25、10および5 μ mメッシュのフィルターでろ過を行なった。フィルターに濾しとられた粒子は、>100、100-60、60-25、25-10および10-5 μ mである。これらの5種類の粒子と5 μ mのフィルターを通過した粒子(<5 μ m)をえさとして動物プランクトンの飼育を行った。実際には、5 μ mメッシュのフィルターでは、飼育に必要な量をろ過できなかったため、実験では10 μ mメッシュのフィルターを通過した粒子を最小とした。動物プランクトンは、100 μ mのフィルターでろ過して集め、その一定量をえさの入った容器に加え、3ないし4日ごとに個体数を数え、粒子のえさとしての価値を判断した。なお、実験は室温で行い、明暗については特に設定は行わなかった。

3 結果

3.1 気象データ

観測日前26日までの降水量、平均気温および日照時間について、5日ごとにまとめた。降水量については総量を、気温と日照時間については平均値を求めた。観測日に降水があったのは、6月29日のみであった。観測日26日前までの降水量は、図2に示すように6月と10月に多く、5月と12月には少なかった。また、26日間の積算降水量は、6月と10月には150mm以上、5月と12月には100mm以下であった。

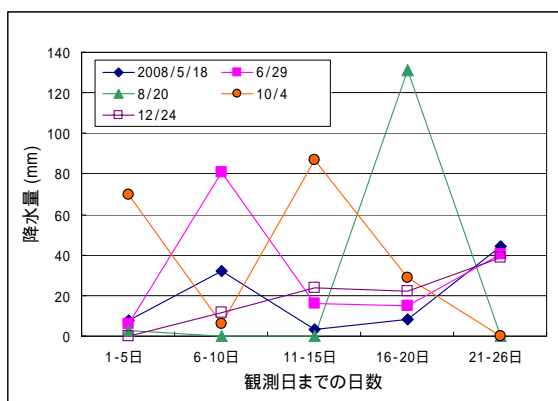


図2 観測の26日前までの降水量

気温は、図3に示すように、5月と10月を除くと、変動範囲は2程度とほとんど変化は見られなかった。5月の変動は大きかったものの、その範囲は3程度であった。一方、10月には、観測日の11-15日

前の23.4から低下が始まり、1-5日前には18.8になった。

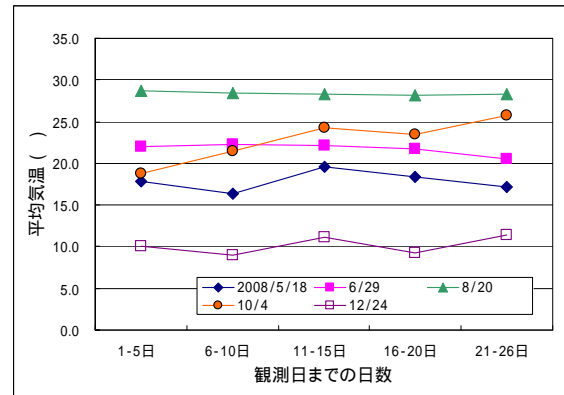


図3 観測の26日前までの平均気温

日照時間は、図4に示すように、多くの月で6時間以上であり、5月と8月には9時間を越えることさえあった。これに対して、6月と10月には3~6時間となることが多く、ときには3時間を下回ることさえあった。これは、6月と10月が、観測期間の中では最も降水量が多かったことと関連する。

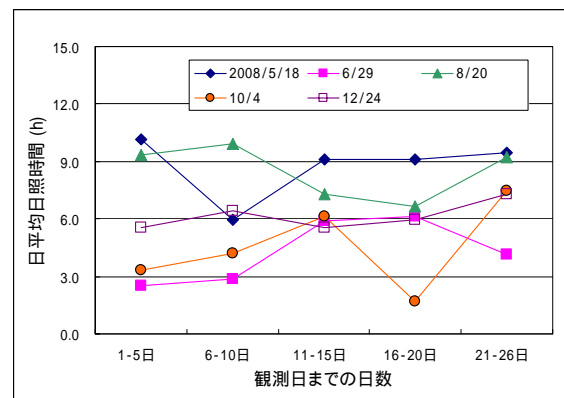


図4 観測の26日前までの日平均日照時間

3.2 採水試料のろ過

採水試料をメッシュの異なる5種類のフィルターでろ過した。100 μ mと60 μ mメッシュのフィルターでは、ろ過できる水量に相違はなかった。そこで、60 μ mでろ過した水量を基準に、25 μ m以下のフィルターでろ過できた水量の割合を求めた。

5月の調査結果を図5に示す。この調査では採水試料の処理を検討する目的で実施した。それによれば、60-25 μ mの粒子が少ない3観測点(宇布見橋と湖南と湖央)と、比較的多い4観測点(志都呂橋、

三つ股橋、湖北とふれあい橋)の2グループに分かれた。比較的少ないグループでは、60 μm のフィルターを通過した水量の約90%以上をろ過できた。しかし、比較的多いグループでは30-40%をろ過できたに過ぎなかった。10 μm のフィルターでろ過したところ、志都呂橋の約4%を除くと、約10(三つ股橋と湖内3点)~20-30%(宇布見橋とふれあい橋)のろ過量にとどまった。5 μm のフィルターでろ過した場合にはさらに少なくなり、宇布見橋(約2%)以外の6点ではいずれも0.1-0.4%と、わずかな量しかろ過できなかった。

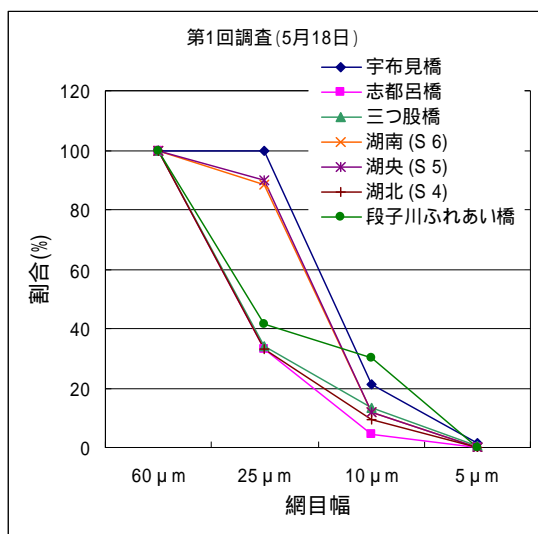


図5 4種類のフィルターによるろ水量の割合 (60 μm のろ水量を基準。第1回調査結果)

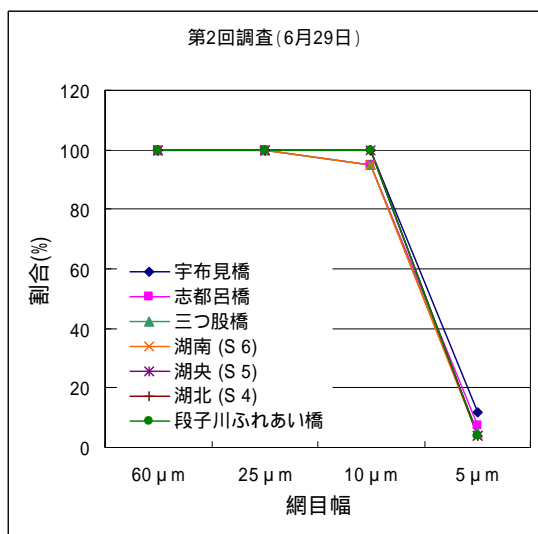


図6 4種類のフィルターによるろ水量の割合 (60 μm のろ水量を基準。第2回調査結果)

6月には、10 μm のフィルターであっても60 μm のフィルターを通過した水量の95%以上をろ過できた(図6)。これは、観測日の降水による。また、5 μm のフィルターでろ過した場合には、宇布見橋では12%、志都呂橋では約8%、三つ股橋では約5%、湖内3点と上流のふれあい橋では約4%であった。測点間の相違は、それほど大きくはなかった。

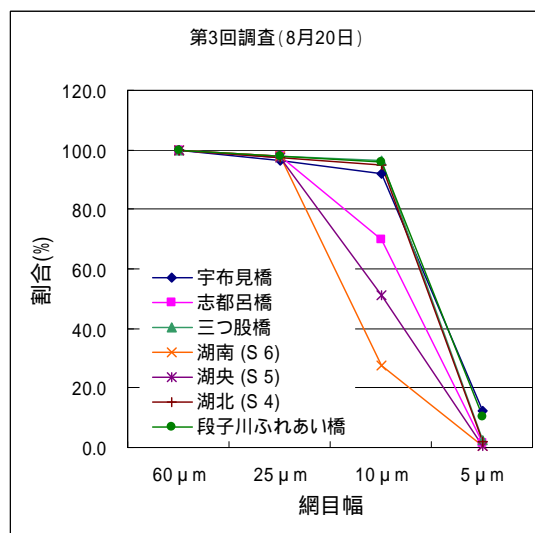


図7 4種類のフィルターによるろ水量の割合 (60 μm のろ水量を基準。第3回調査結果)

8月には、いずれの測点においても25 μm フィルターにより、60 μm のフィルターを通過した水量の約98%をろ過できた(図7)。また、10 μm フィルターであっても、宇布見橋、三つ股橋、湖北とふれあい橋では92~96%をろ過できた。しかし、志都呂橋(約70%)、湖央(約50%)と湖南(約30%)では、ろ過量が少なかった。5 μm フィルターではその相違が顕著になり、浜名湖に最も近い宇布見橋と佐鳴湖の上流にあるふれあい橋では約10-12%であり、三つ股橋と湖北で約2-3%、志都呂橋で約1%、湖南と湖央では0.4%であった。

10月の結果を図8に示す。25 μm フィルターでは三つ股橋(約60%)を除くすべての測点で、60 μm のフィルターを通過した全水量をろ過できた。10 μm のフィルターでは、40~50%をろ過できた3点(湖南、湖北、ふれあい橋)、21~26%をろ過できた2点(湖央、志都呂橋)と14~16%をろ過できた2点(宇布見橋、三つ股橋)に分けられた。また、5 μm のフィルターでは、ふれあい橋(4%)を除く6点では0.5~1.3%とろ過できる量は少なくなった。

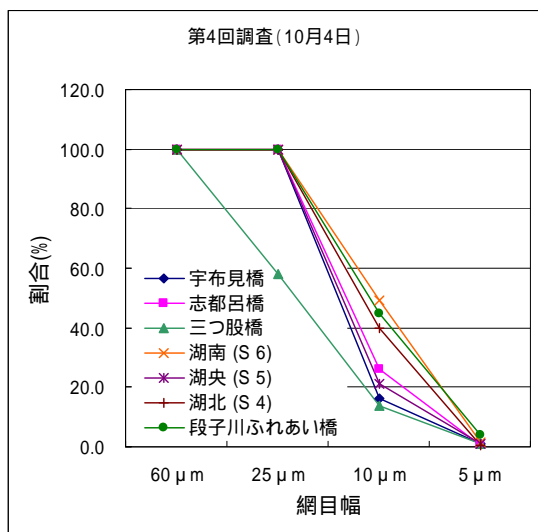


図8 4種類のフィルターによるろ水量の割合 (60 μmのろ水量を基準。第4回調査結果)

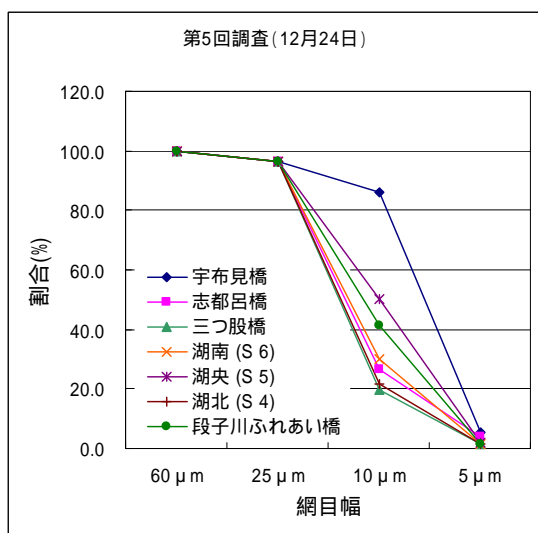


図9 4種類のフィルターによるろ水量の割合 (60 μmのろ水量を基準。第5回調査結果)

12月の結果を図9に示す。25 μmフィルターでは全点で60 μmのフィルターを通過した水量の97%をろ過できた。ところが、10 μmフィルターでは、宇布見橋(約86%)を除くと、ふれあい橋と湖央で41~50%、そのほかの4点では20~30%であった。5 μmでは、1~5%であった。

3.3 飼育観察

7測点で採水した試水を100 μmメッシュでろ過を行ったところ、次の動物プランクトンが得られた。宇布見橋では、多毛類幼生、二枚貝類幼生、カイアシ類幼生など海域に生息する種類であった。志都呂

橋から佐鳴湖内の5点では、これまでの佐鳴湖での調査によって採集されていたカイアシ類2種、*Pseudodiaptomus inopinus*と*Sinocalanus tenellus*およびワムシ類であった。ふれあい橋ではほとんど得られなかった。

5月の調査では5種類のフィルターでろ過して得た粒子を収容したセルウェルに、100 μmでろ過して得た動物プランクトンを加えて飼育観察を行った。観察を行った区画は、>100、100-60、60-25、25-10、10-5 μmの5種類である。5月22日と31日に観察したところ、どの大きさの粒子であっても、生存していなかった。また、6月の試料についても同じ方法で行ったところ、生存する個体は見つからなかった。このため、第3回飼育実験からは、50ml容量の遠沈管を利用し、佐鳴湖から採集したカイアシ類2種、*Pseudodiaptomus inopinus*と*Sinocalanus tenellus*を主に用いることとした。カイアシ類の入った容器から1mlを取り、遠沈管に加えて飼育を始めた。

8月の実験は21日に開始し、30日に観察した。その結果、宇布見橋60 μm未満の区画、志都呂橋の10-5 μmの区画、ふれあい橋25 μm未満の区画では生存個体は見られなかった。10月の実験は、4日に開始し、1週間後に観察したところ、すべての測点の10-5 μmの区画では生存個体は見られなかった。

一方、12月の実験では、遠沈管に入れるカイアシ類を2~4個体として24日に開始し27日と1月4日に観察を行った。1月4日には、5-10 μmの区画であってもすべての測点に生存個体が見られた。しかし、この区画については、宇布見橋、湖南と湖北の3点について、1個体の死亡があった。これは、4個体を収容した区画であった。ノープリウス幼生は、宇布見橋を除く6測点で見られ、卵巣が発達している個体も見られた。ノープリウス幼生が見られた測点と粒子の区画は、次のとおりであった。志都呂橋(>100、100-60区画)、三つ股橋(100-60、60-25、25-10 μm区画)、湖南(100-60、25-10 μm区画)、湖央(>100、100-60、25-10 μm区画)、湖北(>100、100-60、25-10 μm区画)およびふれあい橋(>100区画)である。

4 考察

今回の7測点における採水調査と飼育観察により、流入・流出する河川水に含まれる粒子について検討

を行った。これは、2007年度までの調査では、0.1mm以上のプランクトンを対象としていて、それらよりも小型のプランクトンおよび0.1mm以上のプランクトンのえさ生物について検討できなかったことによる。

採水は、第4回調査を除くと、いずれも下げ潮の時間帯に実施していた。従って、下流新川から佐鳴湖に逆流する時間帯の調査は、第4回のみであった。下流新川での調査測点は、浜名湖に近いほうから順に、宇布見橋、志都呂橋と三つ股橋である。志都呂橋の10 μ mフィルターでろ過した結果は、第4、5回を除くといずれも粒子の量が多いことがわかった。しかし、第5回調査は、新川放水路の川底を浚渫し、覆砂を行う作業のために濁った水が流れる中で行ったものである。この影響は、三つ股橋に最も強く現れていた。上げ潮時に行われた第4回調査結果は、三つ股橋の試料には25 μ mフィルターに捕捉される粒子が多いことを示している。このように、下げ潮時の観測では志都呂橋の10 μ mフィルターに捕捉される粒子が、上げ潮時の観測では三つ股橋の25 μ mフィルターに捕捉される粒子が、それぞれ多いことがわかった。また、三つ股橋では10 μ mフィルターに捕捉される粒子もほかの測点よりも多いことも明らかであった。この2つの観測点の間には堀留川が新川に合流していることから(図1)、この川からの粒子が下げ潮時には志都呂橋で捕捉され、上げ潮時には三つ股橋で捕捉されたと考えられる。志都呂橋では、25 μ mの粒子は、第1回を除くとほとんどなかったことから、この大きさの粒子は、短い距離の中で、速やかに沈殿するのであろう。なお、第5回の三つ股橋で観察された河川工事による濁りは、10-25 μ mの粒子が原因と考えられる。

次に、これらの粒子をえさとして動物プランクトンの飼育実験を行った。

一般に、水域の生態系は図10に示すように、植物プランクトンから始まる食物連鎖(生食連鎖)とそれらから出てくる溶存態有機炭素(DOC)を分解するバクテリアおよび原生動物の関与する微生物ループ(腐食連鎖)から構成される⁷⁾。佐鳴湖の植物プランクトンは、本報告書の第3章5項⁸⁾および第3章6項⁹⁾に示すように、細胞の大きさが20 μ m以下の種類が多い。この大きさの範囲のうち2-20 μ mの大きさは、図11に示すプランクトンの区分からは微小プ

ランクトンあるいはナノプランクトンとされる¹⁰⁾。

この飼育観察では、これらの植物プランクトンおよび細菌類をフィルターで濾しわけたとき、0.1mm以上の動物プランクトンがえさとして利用できる大きさはどの範囲までであるのかを検討した。

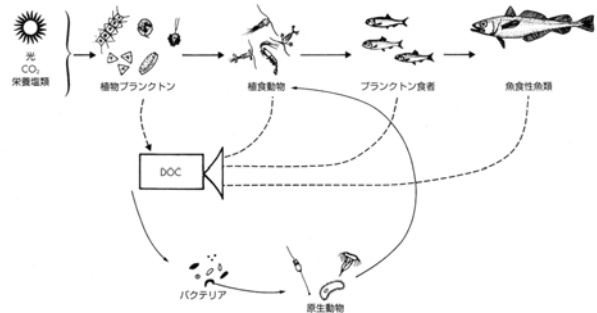


図10 海洋における食物連鎖(上段の直線の関係)と微生物ループ(下段の曲線の関係)⁷⁾(破線は、溶存態有機物DOCの放出を示す。DOCは従属栄養性バクテリアが利用、これを原生動物が利用し、動物プランクトンにつながる。)

プランクトンの名称	超微小プランクトン フェムトプランクトン	微小プランクトン ピコプランクトン	小型プランクトン ナノプランクトン	小型プランクトン マイクロプランクトン	中型プランクトン メソプランクトン	大型プランクトン マクロプランクトン	巨大プランクトン メガプランクトン
大きさの範囲	0.02-0.2 μ m	0.2-2.0 μ m	2.0-20 μ m	20-200 μ m	0.2-20mm	2-20cm	20-200cm
ウイルス	■						
細菌類		■					
菌類			■				
微細藻類			■	■			
原生動物			■	■			
後生動物					■	■	
遊泳動物							■
目盛	1×10^{-9}	1×10^{-7}	1×10^{-6}	1×10^{-5}	1×10^{-4}	1×10^{-3}	1×10^{-2}
							1×10^{-1}
							1×10^{-0}
							(m)

図11 大きさに基づくプランクトンの区分¹⁰⁾

はじめの2回の飼育観察では、実験用の容器と飼育に利用する動物プランクトンの調整を検討した。その結果、容器としてはセルウェルよりも飼育水の蒸発を抑えやすい50ml容量の遠沈管を使用することとした。また、飼育用の動物プランクトンとして、佐鳴湖に出現するカイアシ類2種を主に利用することとした。

その結果、第3回からは、カイアシ類がどの区画の粒子を生存に利用できるかを検討できるようになった。これによって、測点によって生存個体の見られない区画があることがわかった。それで、第5回観察では2~4個体を飼育することとした。これによ

って、すべての測点のすべての区画で生存できることがわかった。しかし、 $<10\ \mu\text{m}$ 区画(もっとも細かい粒子の区画)では、測点によって相違があることもわかった。一方、宇布見橋をのぞく6測点では、次世代であるノープリウス幼生が出現したことから、粒子の質が適していたと考えられる。なお、宇布見橋の塩分は、平均値であっても16.6psuであり、志都呂橋から湖北の7.43~3.44psuよりもはるかに高い⁵⁾。このことにより、佐鳴湖のカイアシ類を利用した飼育実験においてノープリウス幼生が出現しなかったものと考えられる。

今回の飼育実験により、 $<10\ \mu\text{m}$ の区画の粒子は、佐鳴湖のカイアシ類2種の個体維持には利用できても、繁殖には充分ではないと考えられる。これは、湖南と湖北の $<10\ \mu\text{m}$ 区画では死亡個体があったことによる。とくに夏季の佐鳴湖では、 $5\ \mu\text{m}$ 以下の藍藻類 *Synechococcus* sp. が優占するから⁶⁾、カイアシ類の $10\ \mu\text{m}$ 以下の粒子利用については、なお詳細に検討する必要がある。

謝辞

調査を実施するに当たり、援助をいただいた海洋研究所上級技術員川畑広紀氏、東海大学大学院海洋学研究科守屋光泰君、海洋学部水産学科田中雄大君と小平志保さんに感謝します。

参考文献

- 1) 澤本章三(2008)第4章佐鳴湖内の生態系 1項佐鳴湖の生態系と食物連鎖 3動物プランクトン組成と季節変化. 281 - 298. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.
- 2) 安田訓啓(2008)第3章佐鳴湖の水質と浄化技術 1項佐鳴湖の水理特性と水質特性 2潮汐による水交換(海水の流入). 137 - 145. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.
- 3) 気象庁(2008)気象統計情報
<http://www.jma.go.jp/jma/>
- 4) Google earth HP (<http://www.google.co.jp/>)
- 5) 成田尚史(2008)第2章流域河川からの影響 5項流入・流出河川の佐鳴湖の水質に及ぼす影響. 104 - 116. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.

- 6) 千賀康弘(2008)第4章佐鳴湖内の生態系 1項佐鳴湖の生態系と食物連鎖 2一次生産者と生産量. 275 - 280. 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書. 静岡県産業部. 579pp.
- 7) 關(監訳)・長沼(訳)(2005)生物海洋学入門 第2版. 講談社サイエンティフィク. 242p. 東京.
- 8) 小野信一(2009)第2章4項 公衆衛生から見た佐鳴湖及びその周辺河川の細菌相. 本報告書.
- 9) 千賀康弘(2009)第3章4項2 佐鳴湖 - 新川の植物プランクトンの空間分布. 本報告書.
- 10) 澤本章三(2008) 11章プランクトンと海の生物 267-294. 海洋生物学入門. 村山 司(編)東海大学出版会. 381p. 神奈川.

第3章6項 ヤマトシジミの生息環境及び物質動態

6項1 佐鳴湖湖水中の懸濁物と生物の関係

戸田三津夫

静岡大学 工学部 物質工学科 准教授

1 はじめに

平成19年度末の戦略課題報告書で、佐鳴湖内における食物連鎖が、[懸濁物(以下、SSとする)ニホンイサザアミ 魚類]という、栄養段階数の少ない佐鳴湖特有の様式となっていることを述べた。ただし、エビ類などは餌の範囲が広く、ニホンイサザアミと魚類の栄養段階に重なる場所に位置すると思われる。佐鳴湖において、動物プランクトンに占めるニホンイサザアミの比率が非常に大きいことは、東海大グループの澤本らによる現地動物プランクトン調査の結果でも明らかにされていたが、プランクトン食のハクレンと、主に甲殻類や魚を餌とするスズキやウナギが、安定同位体比 $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$ のマップ上で近い位置にあることは意外な結果であった。これは、ハクレンがニホンイサザアミを含む動物プランクトンを、スズキやウナギがニホンイサザアミ、あるいはそれに近い栄養段階のエビなどを餌としていることを示唆している。また、魚類の窒素安定同位体比も、平均で $\delta^{15}\text{N} = 15\%$ 程度であることから、佐鳴湖に入った、あるいは湖内で生産された有機物あるいはその分解物は湖内で相当長い期間滞留するわけではなく、生物が利用する窒素に対してそれを大きく上回る量の窒素が即時相当量流入と流出していることを示している。このような結果から、ハクレンの導入による浄化効果についても、国立環境研究所の研究結果¹⁾などが物語るように、動物プランクトンの減少を招くことでかえって植物プランクトン、特に微少な種類のものが増殖を助けている可能性がある。

ニホンイサザアミ同様ヤマトシジミも、観察からSSを摂取しており、それに含まれる植物プランクトンや原生動物などを餌として吸収していると考えられてきた。実際に生物が何を消化吸収しているかを客観的に確認することは容易なことではない。たとえば、巨視的には草を食べているように見える牛でも、実際に草(特にセルロース)を消化する能力はないのであって、消化管の中にあるセルロースを分

解する能力のある微生物などが草を消化して生産した物質を吸収している。すなわち、人間は草を食べることはできないが、微生物と牛を介して草を食べることを可能にしている技術が牧畜である。

佐鳴湖の浄化を物質収支の観点からとらえ、生態系のより深い理解を行うためにもヤマトシジミの生態系での位置づけと食性解析は有意義である。現在、浜松市においては「佐鳴湖シジミプロジェクト協議会」を組織し、ヤマトシジミ復活による佐鳴湖の浄化を検討しているが、湖内の汚濁をもたらす有機物をろ過して人間ほかの食に供することのできる資源とすることは、牧畜、農業的な発想であり、市民にとっても受け入れやすい対策であると思われる。本研究はまた、佐鳴湖におけるヤマトシジミ復活に資する目的でも行った。ヤマトシジミの直接の食性解析研究については8項-2で述べるが、依然として謎が多い。ここでは、ニホンイサザアミについて継続調査を行う過程で得られたSSの分析値と、湖内で飼育したヤマトシジミの同位体分析の結果から、ヤマトシジミが湖内SSを餌としていると解釈することが妥当かどうかを検証した結果を述べる。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 佐鳴湖の懸濁物(SS)と、ニホンイサザアミ、ヤマトシジミの安定同位体分析

湖内の拓希橋と西岸北駐車場前にて、採水、SS、ニホンイサザアミ採取を、2007年2月から2008年1月までの大潮の時期の干潮と満潮の時刻に一年間継続して行った。また、志都呂、雄踏マリーナ付近でも、適宜サンプリングを行った。懸濁物は、湖水をアドバンテックGA-55ガラス繊維ろ紙にてろ取し、生物サンプルは減圧乾燥ののち、凍結粉碎し、メタノール-クロロホルム(1:2)にて脱脂ののち安定同位体分析に供した。

3 結果と考察

3.1 佐鳴湖の懸濁物 (SS) と、ニホンイサザアミ、ヤマトシジミの分析結果

図1に、安定同位体分析の結果を示した。

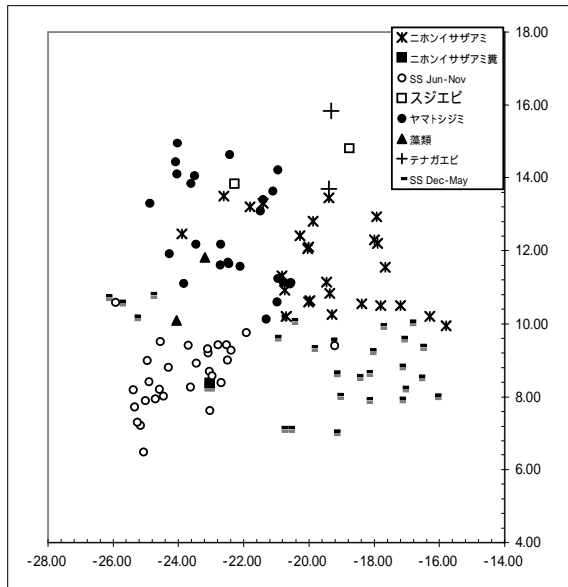


図1 佐鳴湖のニホンイサザアミ、SS、ヤマトシジミの安定同位体分析結果 (縦軸は $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸は $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$)

ニホンイサザアミとSS (6-11月と12-5月にわけてプロットしてある)の値は、時期により $\delta^{15}\text{N}$ で4‰、 $\delta^{13}\text{C}$ で8~10‰の広い分布を示した。総体的な位置関係は、SS ニホンイサザアミという食物連鎖を支持する。また、あとで述べるように、変動の傾向も追従しているためこの関係はほぼ確認されたとしてよい。

ヤマトシジミはニホンイサザアミより数値、特に $\delta^{13}\text{C}$ のばらつきが小さく、分布はより軽い炭素に偏っている。これは、笠井らが報告^{2), 3)}しているように、陸の植物由来の炭素同位体比に対応している。しかし、SSを6-11月と12-5月にわけてプロットしたところ、 $\delta^{15}\text{N}$ はともかく $\delta^{13}\text{C}$ においては6-11月のSSが餌として妥当な位置にある。本戦略課題の静岡県立大グループの谷らは、佐鳴湖の植物プランクトンのフローラが季節により大きく変動することを見いだしており、また、ヤマトシジミが餌を取らずに長期にわたり生存可能であることから、一年うち限られた期間のみ、あるいは好ましい餌が存在する

期間のみ集中して摂食を行っている可能性がある。ニホンイサザアミについては、糞出し後の個体、サイズの大小についてもおおまかに分別して分析したが、大きな差はなかった。ニホンイサザアミの糞は、SSの領域に値を示し、これも、ニホンイサザアミがSSを摂食していることを示している。

ほかには、スジエビ、テナガエビの分析値を示したが、これらは安定同位体比が多少高いことから、ニホンイサザアミと共通のSSを餌としつつも、甲殻類や魚類も摂食しているようである。

図2には、ニホンイサザアミの12ヶ月間の各月の値を示した。

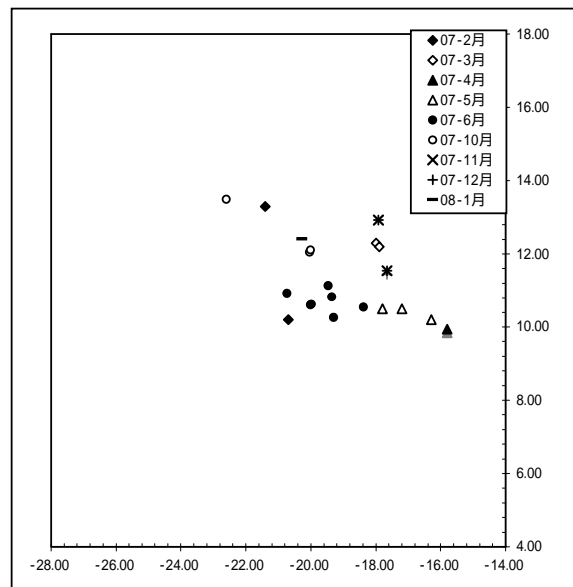


図2 佐鳴湖のニホンイサザアミの周年の安定同位体分析結果 2007.2-2008.1 (縦軸は $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸は $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ 、図1と同スケール)

7-9月は棲息密度が小さく、サンプルを採取することができなかったが、同じ時期のサンプルは比較的よく密集しており、季節ごとの値の変動があることを示している。一方、湖水が潮汐によって流動する佐鳴湖にあっては、地点ごとの値よりも時期による変動が卓越していた。

図3には、周年のSSの分析データを示した。図2のニホンイサザアミの値がSSの変動に追従していることがわかる。

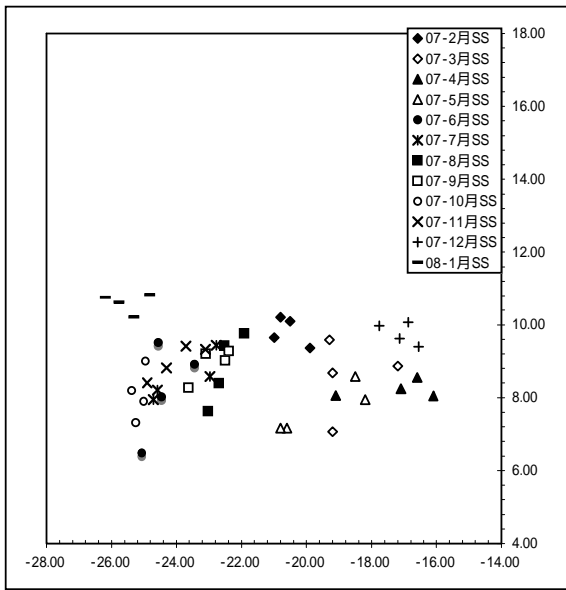


図3 佐鳴湖のSSの周年の安定同位体分析結果 2007.2-2008.1
(縦軸は $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸は $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$
図2と同マーカ、同スケール)

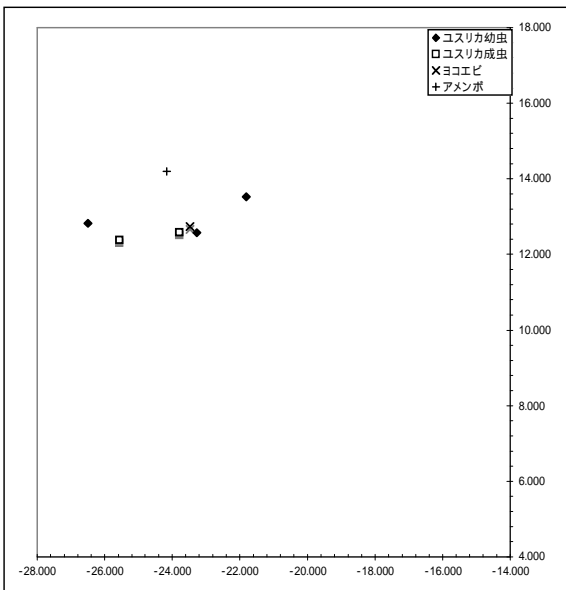


図4 ユスリカ、アメムボの安定同位体比
(縦軸は $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸は $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$
図2と同スケール)

以上のことから、佐鳴湖においては、SSがニホンイサザアミの主な餌であることが客観的に確認できた。SSを摂食する動物としては、佐鳴湖にはほかにユスリカなどがあり、図4にはユスリカ(セズジユスリ

カと思われる)アメムボの分析値を示した。先の図と見比べると、ユスリカとヨコエビはSSを餌としていることがうかがえる。また、アメムボは、そのユスリカを捕食していると思われる。

ヤマトシジミについては、佐鳴湖のSSを周年にわたって摂食しているにしては $\delta^{13}\text{C}$ が低い。解釈としては、(1)海洋性の炭素源よりも陸由来の炭素源に依存している。(2)SSの中で、 $\delta^{13}\text{C}$ の低い成分を選択的に消化吸収している(3)6-11月頃に佐鳴湖で発生する植物プランクトンなどをもっぱら摂食し、ほかの季節はほとんど餌をとらない。などが考えられるが、いずれも推測の域を出ない。これを明らかにするために、次節に説明するように、水槽にて餌を限定した飼育実験を行った。

謝辞

本研究実施にあたり、湖内で成育したヤマトシジミを提供していただいた静岡県立浜松北高等学校の辻野兼範教諭に心から感謝申し上げます。

安定同位体分析にあたり、信州大学理学部 戸田 任重先生、京大大学生態学研究センターのみなさまに多大な協力をいただいた。

また、佐鳴湖ジジミプロジェクト協議会のみなさまほか行政、各団体、個人のみなさま、静岡大学においては工学部長裁量経費による助成、研究室の学生諸君の協力、静岡大学アメニティ佐鳴湖プロジェクト内の連携によって本研究を遂行することができた。あらためて感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 高村典子「隔離水塊を用いたアオコの制御と生態系の回復の評価」、エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化、6章バイオマニュピレーション ソフトサイエンス社、2003年。
- 2) A. Kasai, A. Nakata, "Utilization of terrestrial organic matter by the bivalve *Corbicula japonica* estimated from stable isotope analysis", *Fisheries Science*, 71, 151-158, 2005.
- 3) A. Kasai, H. Toyohara, A. Nakata, T. Miura, N. Azuma, "Food sources for the bivalve *Corbicula japonica* in the foremost fishing lakes estimated from stable isotope analysis", *Fisheries Science*, 71, 105-114, 2006.

第 3 章 6 項 2 ヤマトシジミの真の餌の解明：食性解明

戸田 三津夫

静岡大学 工学部 物質工学科 准教授

1 はじめに

ヤマトシジミは、その個体に比して非常に大量の水をろ過する。それゆえに、浄化能力が高いとされる。しかし、ヤマトシジミが実際に何を消化吸収しているかということになると、不明な点が多い。観察を行なうと、確かにヤマトシジミはどんどん水中の SS を捕捉して水はどんどん透明度を増していく。佐鳴湖の水であっても、10 リットルに 100 個体も入れれば数時間のうちに見違えるほどきれいになる。その一方で、濾しとったほとんどの SS は浮遊しにくい形で底質中に排出される。これを偽糞という。ヤマトシジミは成長に適した季節にはどんどん成長するが、その量は、濾しとった物質の量に比べると圧倒的に少なく、口に入れたもののうちほんの一部しか消化吸収していない。本研究では、食性解析によく使われる安定同位体分析の手法を用いることにしたが、この事実はいくつかの困難を予期させた。一つは、大量の SS に含まれるもののうち少量の成分のみが真の餌であった場合に、安定同位体分析においてはサンプルの全量を平均して評価するため SS とヤマトシジミの安定同位体比が妥当な関係として示されない可能性があるということ。もう一つは、たとえば、植物プランクトンが餌であるという仮説を立てたときに、SS 全体の分析はできても植物プランクトンのみの値は求められないために、真の餌の検証が困難であるということであった。SS の他の成分に妨害されずに植物プランクトンのみを評価する方法として、光合成色素の分析がありそうだが、あとに述べるようにあまり良い方法とは言えそうもない。

そこで本研究では、ヤマトシジミがセルロースを有しているという笠井らの報告¹⁾に基づき、水槽飼育下、餌を食用藍藻スピルリナ、湖内甲殻類動物プランクトンニホンイサザアミ、微粉末セルロースの三つにそれぞれ限定することでヤマトシジミの真の餌を明らかにすることを目指し実験を行った。

2 ヤマトシジミの食性解明

2.1 実験方法：

以下に述べる方法により、飼育下で餌を制御して実験を行い、安定同位体分析により評価した。

2.1.1 [実験 1] 佐鳴湖の湖水中の SS 成分からの植物プランクトンのみの分離評価

佐鳴湖から採取してきた水 (2007.12.17、20L、chl-a 272 μ g/L) をアドバンテック GA-55 ガラス繊維ろ紙でろ過して、MgCO₃ で飽和させたアセトンで抽出後、溶媒を石油エーテルに置換して無水硫酸ナトリウムで脱水、溶媒留去し、粗成物を 23.5 mg 得た。これを、セルロースカラムにて分画した。カロテン、クロロフィル a (3 画分)、キサンチン、フコキサンチンと思われるものが、それぞれ 17.8 mg, 1 mg, 7 mg, 7 mg, 2 mg, 4.6 mg 得られ、その窒素安定同位体比を測定した。

2.1.2 [実験 2] 餌を制御した飼育下でのヤマトシジミの安定同位体による食性解明 1

次に、餌を制御した条件で、ヤマトシジミの飼育実験を行った。すなわち、飼育水 5L : [人工海水 (ニッソーパーフェクトマリン) / イオン交換水、あるいは佐鳴湖水]、飼料 : [毎日給餌 : 二枚貝用飼料として実績のあるキートセラス、食用藍藻スピルリナ (*Spirulina pletensis* NIES-39)] の組み合わせで室温飼育し、これに加えて、湖水で無給餌飼育するグループの、合計 5 グループ (各 6-7 個体) について 2007.9.1 から 9.28 まで実験を行い、各水槽一週間に一個体の割合で貝の身 (すべて) と擬糞をサンプリングし、安定同位体分析と pH、リン酸濃度、硝酸性窒素濃度、塩分濃度の測定を行った。人工海水は週に一度全量を交換し、湖水は毎日全量を交換した。エアレーションは常に行なった。

2.1.3 [実験 3] 餌を制御した飼育下でのヤマトシジミの安定同位体による食性解明 2

結果的に、短期の実験では明確な結果が出なかったため、笠井らのヤマトシジミが陸性の餌に依存しているという報告、同じく笠井らによるヤマトシジミからのセルラーゼの検出報告¹⁾をもとに、人工海水

中、キートセラス、スピルリナ(*Spirulina platensis* NIES-39)、微粉末セルロース(Merck K37734831、 $<20\mu\text{m}$ 20%、 $20-160\mu\text{m}$ 80%)、3者混合給餌条件、無給餌条件の合計5グループ(飼育水量10L、各45-56個体、1回/週給餌)で2008.7.16から11.3まで室温で飼育を行い、毎週殻長と重量を測定し、2週ごとに3個体サンプリングし、足部、外套膜、その他の部位に分割し、混合し1サンプルとした。実験前のサンプルも同様に3個体を使用した。無給餌飼育については、ほぼ同条件で25°Cに温度管理し、2007.12.15から2008.2.2まで(以後も継続中)実験を行い、毎週4個体ずつサンプリングした。

3 結果

3.1.1 [実験1] 佐鳴湖湖水中のSS成分からの植物プランクトンのみの分離評価

図1は、色素の分析値を湖内SSとともに示した。

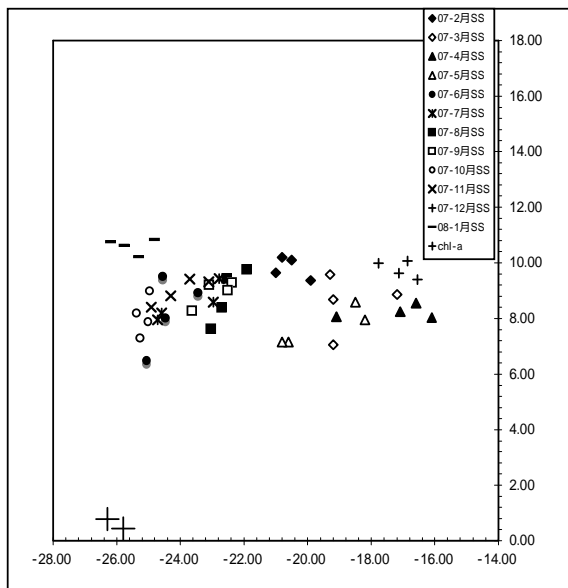


図1 佐鳴湖のSSとクロロフィルの安定同位体比 (縦軸は $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸は $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}=0-1$ 付近の+で示した2つのデータがクロロフィルa)

色素を抽出したもとのSSの安定同位体データはないが、これまで分析してきたSSの値から推測してもクロロフィルaの安定同位体比をもって植物プランクトンの分析値とすることには無理があるようだ。

3.1.2 [実験2]

まず、人工海水にてキートセラスを給餌した実験について、図2にヤマトシジミ()、実験開始ヤマ

トシジミ()、餌キートセラス(x)として示した。実験後の値は若干餌のキートセラスに近づいたが、食性を明確にできるほどではなかった。また、擬糞(図3)については、基本的には入水管より取り込んで濾しとったものであり、体組織よりもはるかに餌に近い値を示したが、餌に重なることはなかった。

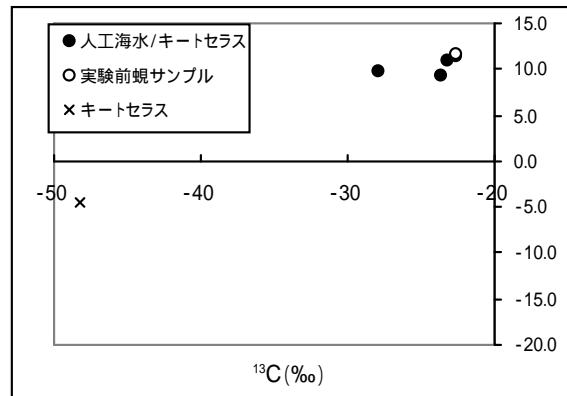


図2 実験2：人工海水/キートセラス給餌の結果 ヤマトシジミ身の値 (縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$)

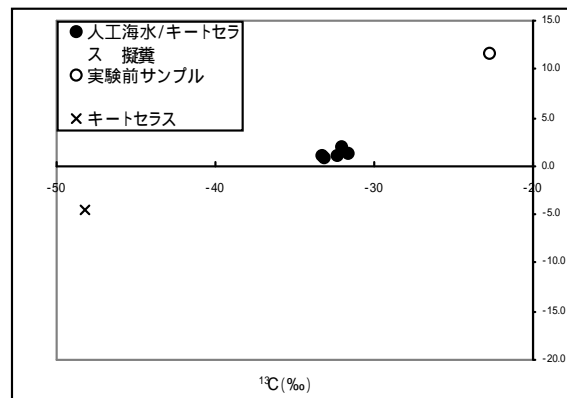


図3 実験2：人工海水/キートセラス給餌の結果 ヤマトシジミ擬糞の値 (縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$)

次に、人工海水にてスピルリナを給餌した実験について、図4にヤマトシジミ()、実験開始ヤマトシジミ()、餌スピルリナ(x)として示した。実験後の値はキートセラスに比べてほとんど変化しなかった。また、擬糞(図5)については、体組織よりもはるかに餌に近い値を示したが、キートセラス同様、餌に重なることはなかった。

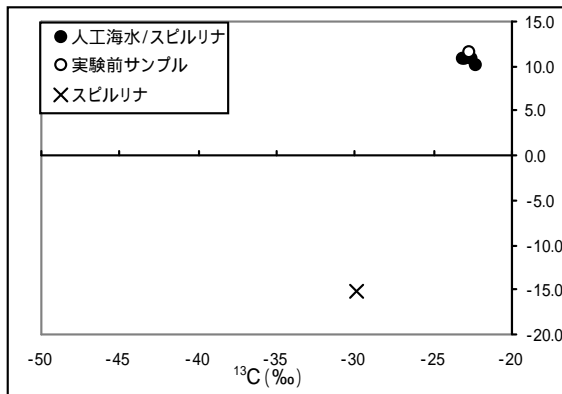


図4 実験2：人工海水/スピルリナ給餌の結果
ヤマトシジミ身の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

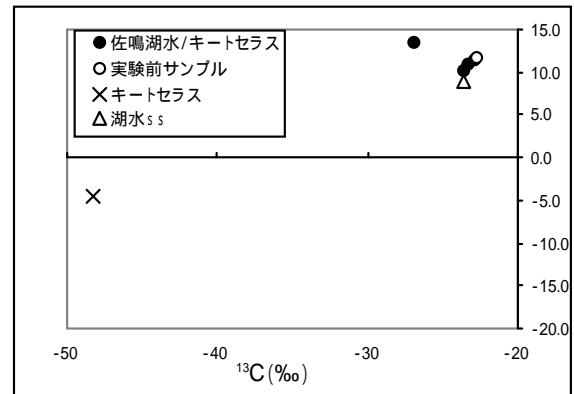


図6 実験2：湖水/キートセラス給餌の結果
ヤマトシジミ身の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

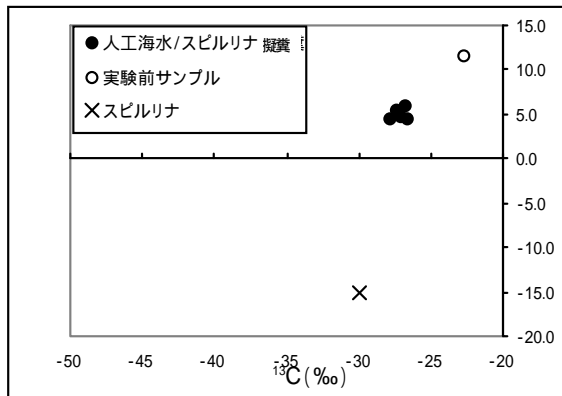


図5 実験2：人工海水/スピルリナ給餌の結果
ヤマトシジミ擬糞の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

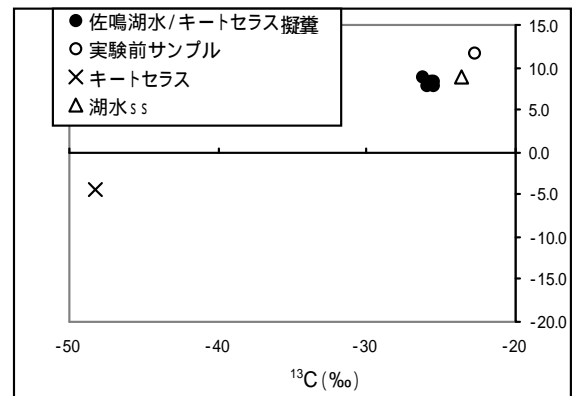


図7 実験2：湖水/キートセラス給餌の結果
ヤマトシジミ擬糞の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

湖水にてキートセラスを給餌した実験について、図6にヤマトシジミ() 実験開始ヤマトシジミ() 餌キートセラス(×)として示した。実験後の値はキートセラスによりは湖水SSを餌としているとして妥当な位置にあるが、先の図2の結果と大差ないためその評価は困難である。また、擬糞(図7)については、図3よりもキートセラス寄りではないが、湖水SSとキートセラスを結ぶ線上にあり、妥当である。両者の比率は通常比例配分に寄り逆算すれば算出できるが、図3において擬糞がキートセラスに一致しなかったため、安易な判断はできない。

湖水にてスピルリナを給餌した実験について、図8にヤマトシジミ() 実験開始ヤマトシジミ() 餌スピルリナ(×)として示した。実験後の値はほとんど変化せず、湖水SSを餌としているとして妥当な位置にはあるが、やはりその評価は困難である。また、擬糞(図9)については、湖水SSとスピルリナを結ぶ線上から外れる傾向にある。擬糞のサンプリングが、週一回(人工海水については水換えの際)であったため、擬糞が微生物により分解し、原生動物などが発生している可能性は大きい。

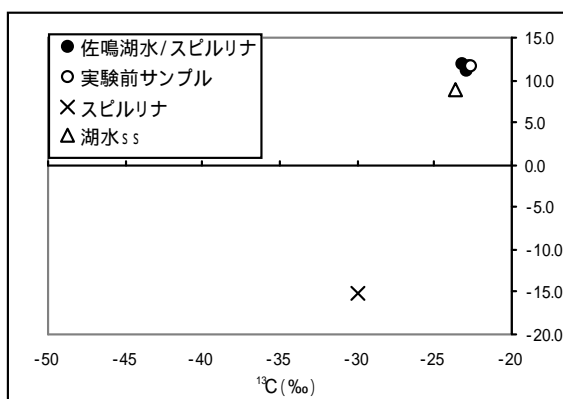


図8 実験2：湖水/スピルリナ給餌の結果
ヤマトシジミ身の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

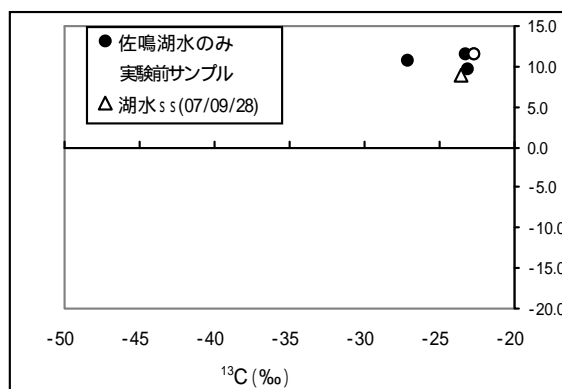


図10 実験2：湖水/無給餌の結果
ヤマトシジミ身の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

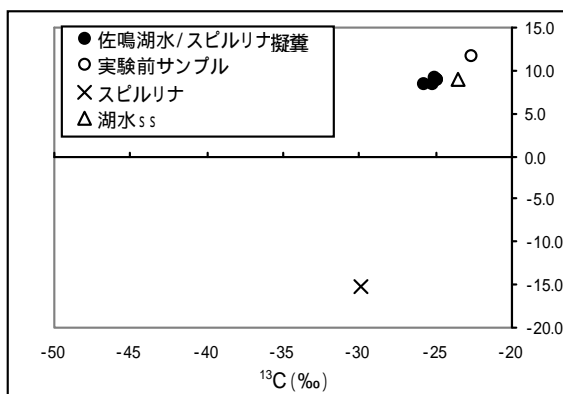


図9 実験2：湖水/スピルリナ給餌の結果
ヤマトシジミ擬糞の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

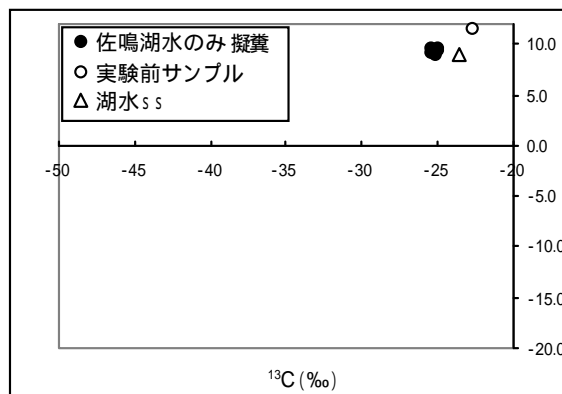


図11 実験2：湖水/無給餌の結果
ヤマトシジミ擬糞の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

湖水にて無給餌実験について、図10にヤマトシジミ()、実験開始ヤマトシジミ()、餌スピルリナ(x)として示した。実験後の値はほとんど変化せず、湖水SSを餌としているとして妥当な位置にある。また、擬糞(図11)については、湖水SSと一致しない。擬糞がヤマトシジミの分泌する物質を含んでいるか、部分的に消化されたか、微生物により分解している可能性が大きい。

3.1.3 [実験3]

人工海水にて、ニホンイサザアミ、スピルリナ、微粉末セルロース、三者混合飼料を給餌した実験について、図12~15にヤマトシジミ()、実験開始ヤマトシジミ()、餌(x)として示した。いずれの水槽でも、ヤマトシジミの足の分析値が餌の方向、あるいは、餌に対して一段上の栄養段階の位置($\delta^{13}\text{C}$: 1‰上昇、 $\delta^{15}\text{N}$: 3‰上昇の位置)に向けて移動することはなかった。それよりも、一貫して、どんどん炭素同位体比のみが上昇するという傾向が見られた。これは、さも、ヤマトシジミが植物プランクトンのように、室内の二酸化炭素を吸収して炭素同化しているかのような動きであった。

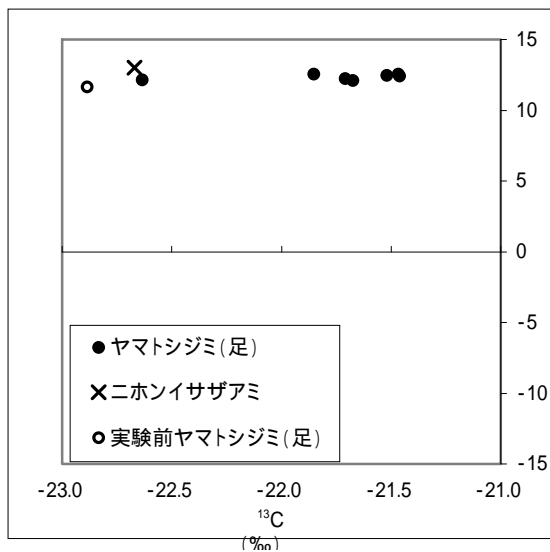


図12 実験3：ニホンイサザアミ給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

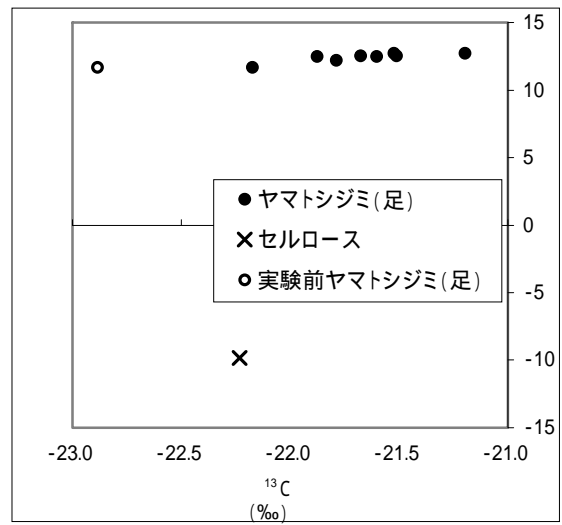


図14 実験3：セルロース給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

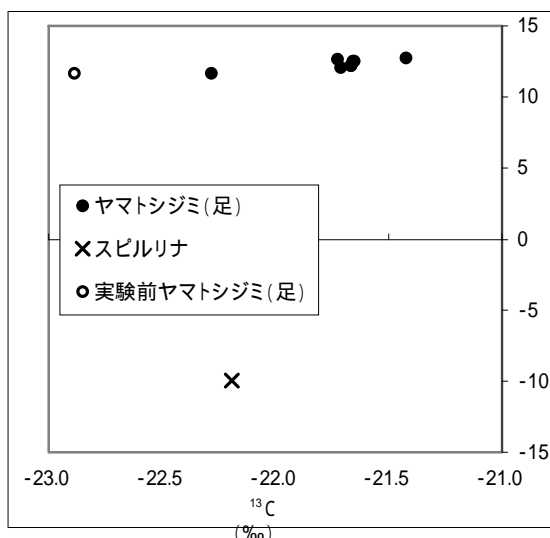


図13 実験3：スピルリナ給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

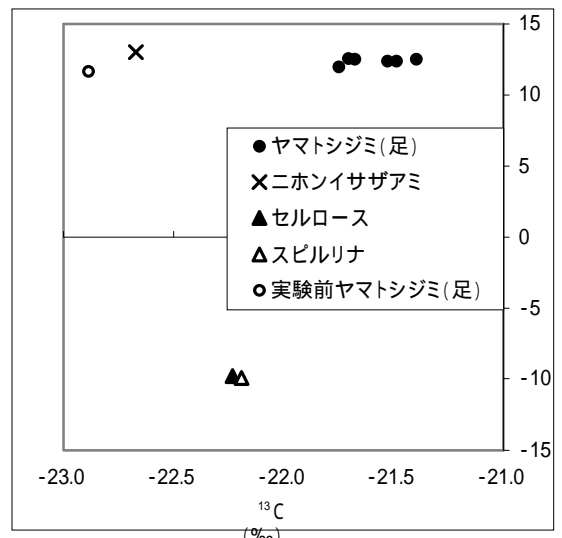


図15 実験3：混合給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

図16～18は、無給餌実験の結果である。3つの図は同じ実験データを違う表現で示したものである。先の実験2,3と同様の結果となっている。すなわち、炭素同位体のみが一貫して増加し、窒素同位体比はあまり変化していない。餌が与えられても与えられなくても同様の傾向を示している。単に代謝による消耗でこのようになるのか、少量の微生物の影響なのか、ヤマトシジミ体内に棲息する微生物のなせることなのか、現時点では判断できない。しかし、いずれの実験結果を見ても、ヤマトシジミは餌をとらなくても相当の期間（現在、少なくとも2ヶ月）生

存が可能のようである。無給餌実験は、その後も継続している。

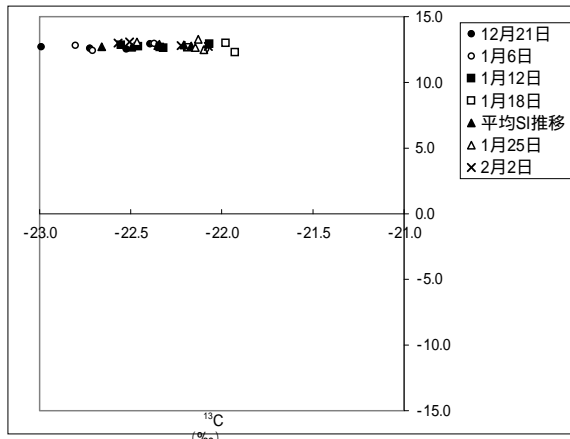


図16 実験3：無給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

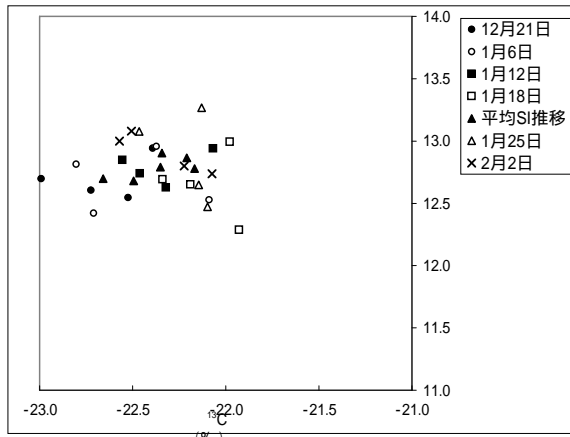


図17 実験3：無給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（Y軸拡大）
（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

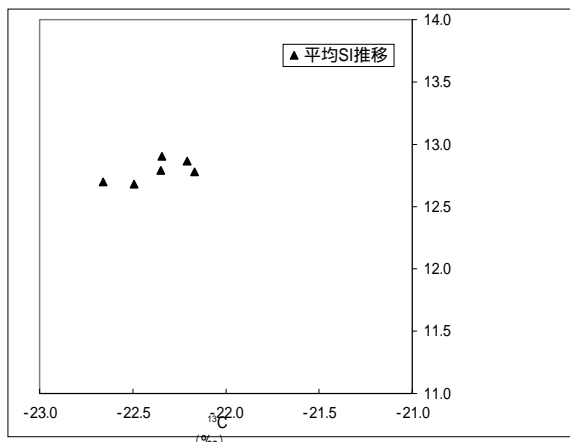


図18 実験3：無給餌の結果
ヤマトシジミ足の値（各回平均値）
（縦軸 $\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$ 、横軸 $\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$ ）

4 考察

安定同位体によるヤマトシジミの食性解明は達成されなかった。しかし、いろいろな実験上の問題点が見いだされた。今後は、実験を行うに際して、

- (1) 3-7月頃の最も成長の著しい時期を選ぶ。
- (2) 2008年に生まれた稚貝を使用する。
- (3) 一回のサンプル数を増やす。
- (4) 制御する餌の給餌量を増やす。
- (5) 水温制御を行う。
- (6) 佐鳴湖シジミプロジェクト協議会の実験計画と連携を深めるなどの改善を試みる。

謝辞

本研究実施にあたり、実験用のヤマトシジミを提供いただいた「佐鳴湖シジミプロジェクト協議会」ならびに、湖内で成育したヤマトシジミを提供していただいた静岡県立浜松北高等学校の辻野兼範教諭に重ねて感謝申し上げます。

安定同位体分析にあたり、信州大学理学部 戸田任重先生、京都大学生態学研究センターのみなさまに多大な協力をいただいた。

参考文献

- 1) K. Sakamoto, K. Touhata, M. Yamashita, A. Kasai, H. Toyohara, "Cellulose digestion by common Japanese freshwater clam *Corbicula japonica*", Fisheries Science 73, 675-683, 2007.

第 3 章 6 項 3 佐鳴湖中で培養したヤマトシジミ中のストレスタンパク質の測定

榊原啓之^{*1}、下位香代子^{*2}、谷 幸則^{*3}

^{*1} 静岡県立大学 環境科学研究所 助教 ^{*2} 静岡県立大学 環境科学研究所 教授

^{*3} 静岡県立大学 環境科学研究所 准教授

1 はじめに

佐鳴湖では、以前は豊富にいたシジミが現在は生息していない。何故、シジミは死滅したのか。本課題の解決を目指して、本研究では春先より佐鳴湖で飼育を開始したシジミを経時的にサンプリングし、一般的にストレスマーカーとして使用されている幾つかのタンパク質の発現量および活性化量をウェスタンブロット法により測定した。

2 研究方法

2.1 調査方法

2.1.1 試料採取

2008年7月5日、8月3日および8月19日に佐鳴湖北側新川河口域に設けた圃場（浜松市シジミプロジェクト協議会による実証試験地）からヤマトシジミを採取した。採取後、その場で液体窒素中で急速凍結し、ドライアイス存在下で運搬、測定まで超低温冷凍庫（-80℃）内にて保存した。

2.1.2 タンパク質抽出

凍結保存したシジミを取り出し、凍結した状態で殻を取り外し、速やかに外套膜部位（50 mg）を回収した。1 mM の phenylmethylsulfonyl fluoride を含む 0.5 mL の Cell Lysis buffer（Cell Signaling Technology, Inc., Danvers, MA）に浸し、ホモジナイズした。超音波処理後、遠心分離（14,000 g、15 分、4℃）することでタンパク質画分を得た。タンパク質含量は、BCATM Protein Assay Kit（Pierce, Rockford, IL）を用いて測定した後、タンパク質画分はウェスタンブロット解析まで、超低温下（-80℃）で保存した。

2.1.3 ウェスタンブロット

ウェスタンブロットは Izawa らの方法に従い実施した¹⁾。具体的には、50 µg のタンパク質を 10% SDS-ポリアクリルアミドゲル電気泳動法により分離後、タンパク質をニトロセルロースメンブレン

HybondTM-ECL; Amersham Pharmacia Biotech, Buckinghamshire, England) に転写した。転写したメンブレンは、3 時間室温でブロッキング処理し（ブロッカー、DS Pharma Biomedical Co., 大阪）4℃下で 12 時間、各一次抗体；Monoclonal Anti-Actin antibody produced in mouse、Monoclonal Anti-Heat Shock Protein 70 antibody produced in mouse、Monoclonal Anti-Heat Shock Protein 60 antibody produced in mouse（Sigma-Aldrich Co., St. Louis, MO）および phospho-p38（Cell Signaling Technology, Inc., Danvers, MA）で処理した。室温下 2 時間の二次抗体処理に続き、ECL（Amersham Pharmacia Biotech）反応後、ポラロイドカメラ（Amersham Pharmacia Biotech）で撮影した。

3 結果と考察

近年、塩分濃度が変動する河口域に生息しているイガイ等の貝類が晒される水温や塩分濃度の変動やトリブチルスズや銅、カドミウム、多環芳香族炭化水素類（以下、PAHs）等の環境汚染物質によるストレス応答に関する研究が数多く報告されている。ストレス応答性マーカーとしては、ヒートショックタンパク質群（以下、HSP）や p38 や caspase 等のアポトーシス経路に係る因子が広く使用されている。例えば、カドミウムやトリブチルスズ、PAHs への暴露により、イガイの HSP70 の発現量が上昇する^{2,4)}。また、水温が 24℃ の場合、生存率に変化は見られないが、26℃ 以上で生存率の低下が始り、30℃ を超えるとその低下は劇的となる⁵⁾。この時、水温 28℃ の条件下で飼育すると、飼育時間に依存して HSP70 の発現量および p38 のリン酸化が上昇する⁵⁾。一方で、塩分濃度はこれらのマーカーの変動には関与しないと報告されている²⁾。このように、HSP70 や p38 のリン酸化は、シジミが生息している水域の水環境変化を示唆する有効なバイオマーカーとなることが推測される。

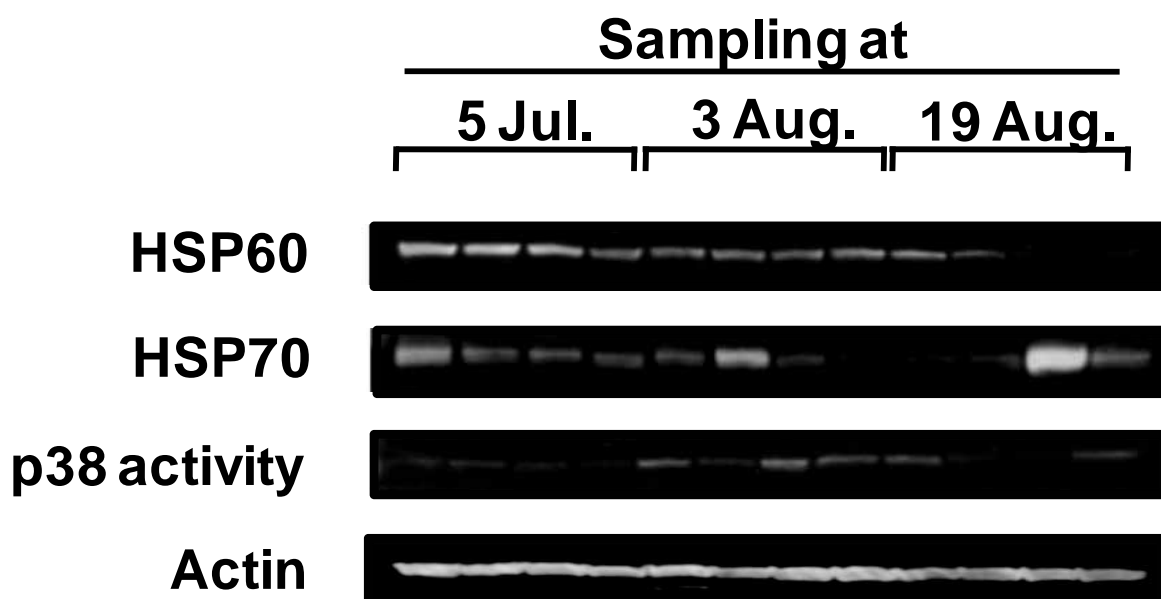


図1．各サンプリング時期に伴うシジミ中ストレスタンパク質発現量および活性化量の変異

HSP60、ヒートショックタンパク質 60；HSP70、ヒートショックタンパク質 70；p38 activity、p38 のリン酸化。レーン ~ は7月5日、~ は8月3日、~ は8月19日に採取したそれぞれ別個体のシジミ外套膜部位の結果を示す。

本研究では、一回目の試料採取（7月5日）に比べて、水温が上昇する二回目（8月3日）の試料で HSP70 の発現量および p38 のリン酸化が上昇した（図1）。一方、3回目（8月19日）では、ばらつきはあるもののその発現量および活性化は低下した。興味深いことに、HSP70 の発現量が多い個体では p38 のリン酸化が抑制された。哺乳動物の培養細胞の結果ではあるが、4種類の膵がん細胞において、HSP70 の高発現によりアポトーシスが抑制されたと報告されている⁶⁾。貝類においても水温上昇や重金属への暴露が惹起する p38 のリン酸化が、caspase 3 の活性化を介したアポトーシス誘導に関与することが報告されていることから⁷⁾、HSP70 の高発現および p38 のリン酸化の抑制を示した図1のレーンとシジミは佐鳴湖の水環境の変化が誘導する死滅（細胞死）に対して、極めて高い耐性を有していたことが推測される。一方、HSP60 の発現は、水温が上昇続ける夏場に向けて低下した。これは HSP60 も HSP70 と同様に、環境ストレスに対応して発現量が上昇すると考えられている背景とは矛盾している³⁾。しかしながら、Sole 等によると、トリブチルス

ズに暴露した二枚貝中の HSP60 と HSP70 の発現は異なった挙動を示す³⁾。本研究で得られた佐鳴湖のシジミ中の HSP60 と HSP70 の発現量の異なった挙動が何に由来しているのか、これは今後の研究課題である。

以上の結果より、佐鳴湖で飼育したシジミは水温が上昇する夏場に向けて、HSP70 の発現量および p38 のリン酸化が上昇し、また HSP60 の発現量が低下することが判明した。これらの結果は、水温の上昇や重金属等の環境汚染物質への暴露あるいは溶存酸素の変化等の外的環境の変化によりシジミの体内応答が劇的に変動していることを示唆している。今後は、同じ佐鳴湖内でも異なった地点で飼育したシジミについて研究を進めるとともに、今回測定した外套膜以外の部位についても研究を継続するとともに、さらに別のストレス応答マーカーについても調べる予定である。また、外的環境の変化との関連も解析していく。これらの結果をもとに、シジミをモデルとした外的環境の変化を示唆できるバイオマーカーを見出したい。

謝辞

本研究で用いたヤマトシジミは、浜松市シジミプロジェクト協議会によって試験培養されている検体の一部を提供していただいた。また、ヤマトシジミの採取にあたり、静岡県浜松北高等学校辻野兼範教諭にご協力いただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- 1) Izawa Y, Yoshizumi M, Fujita Y, Ali N, Kanematsu Y, Ishizawa K, Tsuchiya K, Obata T, Ebina Y, Tomita S, Tamaki T. (2005) *Exp. Cell. Res.* 308, 291-295.
- 2) Wemer I., (2004) *Marine Environmental Research* 58, 803-807.
- 3) Solé M., Morcillo Y., Porte C., (2000) *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 64, 852-858.
- 4) Cruz-Rodríguez L.A., Chu F.L.E. (2002) *Aquatic Toxicology* 60, 157-168.
- 5) Anestis A., Lazou A., Portner H.O., and Michaelidis B. (2007) *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 293, R911-R921.
- 6) Aghdassi A., Phillips P, Dudeja V., Dhaulakhandi D., Sharif R., Dawra R., Lerch M.M., Saluga A (2007) *Cancer Res.*, 67, 616-625.
- 7) Kefaloyianni E., Gourgou E., Ferle V., Kotsakis E., Gaitanaki C., Beis I. (2005) *J. Experimental Biology.*, 208, 4427-4436.

第3章 7項 佐鳴湖における生態系モデルの開発と物質循環

中田喜三郎*¹、大野創介*²

*¹ 東海大学 海洋学部 教授 *² 東海大学連合大学院 博士課程

1 はじめに

佐鳴湖は、新川放水路という狭水路を介して浜名湖と接続し、佐鳴湖と浜名湖は互いに水質環境に影響を及ぼしていることが伺える。また、佐鳴湖は内陸にありながら湖水には塩分があることから、新川放水路を介した汽水湖である。また典型的な閉鎖的な内湾なので、佐鳴湖内の水質は悪化しやすい。現に環境省が実施している、日本に内在する湖沼の水質調査において、CODについてみれば、過去6年連続でワースト1位であった。そこで、この佐鳴湖の水質を改善するために動きだす運びとなったのだが、ただ単に水質改善策を現状の佐鳴湖に適用しても、その効果の評価をするには、長期的な観測と、改善策の施工、運用、維持(順応的管理とよばれる)には多大なる時間と、費用が必要となってしまう。そこで、モデルを用いて数値実験を行い、現在の佐鳴湖の物理的・化学的・生物的環境を再現し、そこから水質改善策を導入した場合の数値実験を行い、その効果についてあらかじめ評価をしておくということが必要となってくる。

2 研究方法

本項目では、佐鳴湖の観測から得られたデータをもとに佐鳴湖モデルを構築し、通年での佐鳴湖の物理的・化学的・生物的環境の把握をすることを目的とし話を進めていくことにする。また、浜名湖との相互作用を考慮すべく、同時に浜名湖モデルを構築し、その結果を佐鳴湖モデルに組み込む。

2.1 浜名湖、佐鳴湖モデル

モデルを構築する上で、根底となるのが流動モデルである。化学物質や、植物プランクトンなどの微小浮遊生物は自力で広範囲を移動することはできない。その場の流れに乗って、湖内を移動、停滞、湧昇、下降を繰り返す。流れ場の再現性が高くなれば、湖内の化学物質、微小浮遊性生物の

動態を把握することができ、現在の佐鳴湖の水質悪化の原因を検討することができる。

2.1.1 流動モデルの概要

海洋の流動現象の中には様々な時空間スケールの素過程が含まれており、どのような時空間スケールの過程に着目するかで予測法も大きく異なってくる。ここで採用したマルチレベル流動モデルとは、内湾・エスチャリー内で生じる流動過程の予測を目的とした数値モデルの方法である。¹⁾

河川を通じて流入する淡水の影響で海水が希釈される一方、潮汐流により外洋との間で適度な海水交換が続けられるメソスケール(数 km~100km)の半閉鎖性海域を総じて内湾、あるいはエスチャリーという。

一般にエスチャリーでは、潮汐や淡水の流入、海上風、海面を通じての大気間との熱交換、あるいは外洋水の加入等の様々な要因の相互作用が流れを引き起こし、時間的にも空間的にも絶えず変動する複雑な乱れの間が形成されている。

海洋の流動過程に対しては確立された理論があり、流れの力学を記述する方程式を数値的に解く方法で予測が行われている。このマルチレベル流動モデルも同様の方法に従っている。複雑な内湾の流動を予測するために、モデルでは種々の流れの駆動要因の相互作用が非定常 3次元のモデル式で記述されている。特に、内湾では密度の変化に起因する鉛直循環が重要な役割を果たすことから、3次元モデルの導入は必須の要件といつてよい。

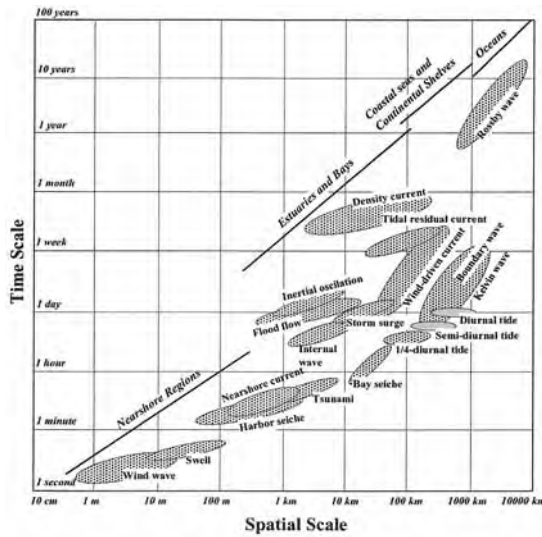


図 2-1-1 海洋における流体力学的作用の概略図
流動モデルの基本式

(1) 定式化の前提条件

数値モデルの基本式は、内湾・エスチャリーの流体の運動を記述する運動方程式、流量連続式、潮位変化を記述する式、熱の輸送方程式、塩分保存の方程式、および海水密度と水温、塩分の関係性を記述する状態方程式から構成される。これらを定式化するための座標系は図 2-1-1 に示すとおりであり、平均水面上に x-y 軸を、鉛直上向きに z 軸が設けられている。ここでは、モデルの基本式を導くにあたっての基本的な前提条件をまとめると、以下のとおりである。

- (a) 流れを駆動する要因は、潮汐、海水の密度勾配、沿岸からの河川水の流入および海上を吹く風の応力
- (b) 流体は回転地球上の粘性非圧縮性流体と仮定
- (c) 地球自転の効果を表わすコリオリパラメータは計算領域全体で一定と仮定(f-平面近似)
- (d) 鉛直方向には静力学平衡を仮定し運動を無視すなわち、重力加速度と鉛直圧力傾度が静的に釣り合っているとみなす
- (e) 海面を通じての熱交換は、吸収日射量と、正味の長波放射量、海面での顕熱輸送量(乱流による熱伝達量)および、潜熱輸送量(水の相変化に伴う熱の出入り)の収支により表現する。

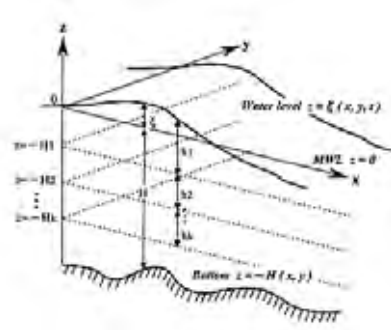


図 2-1-2 流体モデルの座標系

(2) 基礎方程式

以上の前提条件により、数値モデルの基本式は以下のように表わされる。

【水平方向の運動量保存式】

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u^2) - \frac{\partial}{\partial y}(uv) - \frac{\partial}{\partial z}(uw) + f_0 v - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{g}{\rho} \int_H^0 \frac{\partial \rho}{\partial x} dz' - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P_0}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} (N_x \frac{\partial u}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (N_y \frac{\partial u}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (N_z \frac{\partial u}{\partial z}) \quad (2-1-1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uv) - \frac{\partial}{\partial y}(v^2) - \frac{\partial}{\partial z}(vw) + f_0 u - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{g}{\rho} \int_H^0 \frac{\partial \rho}{\partial y} dz' - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P_0}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x} (N_x \frac{\partial v}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (N_y \frac{\partial v}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (N_z \frac{\partial v}{\partial z}) \quad (2-1-2)$$

【流量保存式】

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (2-1-3)$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(\int_H^{\zeta} u dz \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_H^{\zeta} v dz \right) \quad (2-1-4)$$

【熱および塩素量保存式】

$$\frac{\partial T}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uT) - \frac{\partial}{\partial y}(vT) - \frac{\partial}{\partial z}(wT) + \frac{\partial}{\partial x} (k_x \frac{\partial T}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (k_y \frac{\partial T}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (k_z \frac{\partial T}{\partial z}) \quad (2-1-5)$$

$$\frac{\partial Cl}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uCl) - \frac{\partial}{\partial y}(vCl) - \frac{\partial}{\partial z}(wCl) + \frac{\partial}{\partial x} (K_x \frac{\partial Cl}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_y \frac{\partial Cl}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (K_z \frac{\partial Cl}{\partial z}) \quad (2-1-6)$$

【状態方程式】

$$\rho = \rho(Cl, T) \quad (2-1-7)$$

(2-1-7)は海水の密度を塩分と温度とで関係付けたもので、ここでは以下の Kundsen 式を採用する。

(3) マルチレベル流動モデルの定式化

以上に示した基礎方程式を、深さ方向に区分した複数の層(レベル)内で鉛直積分し、各層内の平均量に関する微分方程式に変形したものがマルチレベルモデルの最終的な基礎方程式となる。以下、この方法を具体的に述べることにする。

【鉛直積分】

図 2-2 に示したように、水深 z 方向に全 K 層の区分を行い、

第 1 層(レベル 1) : 海面 $z = \xi$ から $z = -H_1$ まで

第 k 層(レベル k) : $z = -H_{k-1}$ から $z = -H_k$ まで
($k=2, 3, \dots, K-1$)

第 K 層(レベル K) : $z = -H_{K-1}$ から海底 $z = -H$ まで

と定義する。前節の基礎式(2-1-1)~(2-1-6)を各レベル k 内(z で $-H_{k-1}$ ~ $-H_k$) 方向に積分すると、次のような手順でマルチレベルモデルの基礎式が得られる;

(a) x 方向の運動方程式

x 方向の運動方程式(2-1-1)の各項の鉛直積分を行うと(2-1-9)のような結果が得られる。

$$\frac{\partial M_k}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(M_k u_k) - \frac{\partial}{\partial y}(M_k v_k) - (v w) \Big|_{z=-H_{k-1}}^{z=-H_k} + (u w) \Big|_{z=-H_k} + f_o N_k + \frac{h_k}{\rho_k} \left\{ [\bar{p}_x]_k - \frac{1}{2} g h_k \frac{\partial \rho_k}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial x} (N_x \frac{\partial M_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (N_y \frac{\partial M_k}{\partial y}) + \frac{1}{\rho} \tau_x^{k-1,k} - \frac{1}{\rho} \tau_x^{k,k+1} \quad (2-1-9)$$

M, N は体積輸送成分(volume transport)、 $\tau^{k-1,k}$ は $k-1$ と k との層間摩擦応力である。

(b) y 方向の運動方程式

y 方向の運動方程式(2-1-2)の各項の鉛直積分を行うと(2-1-10)のような結果が得られる。

$$\frac{\partial M_k}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(M_k u_k) - \frac{\partial}{\partial y}(M_k v_k) - (v w) \Big|_{z=-H_{k-1}}^{z=-H_k} + (u w) \Big|_{z=-H_k} + f_o M_k + \frac{h_k}{\rho_k} \left\{ [\bar{p}_y]_k - \frac{1}{2} g h_k \frac{\partial \rho_k}{\partial y} \right\} + \frac{\partial}{\partial x} (N_x \frac{\partial M_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (N_y \frac{\partial M_k}{\partial y}) + \frac{1}{\rho} \tau_x^{k-1,k} - \frac{1}{\rho} \tau_x^{k,k+1} \quad (2-1-10)$$

(c) 連続の式

連続の式(2-1-3)の各項の積分を行うと(2-1-11)

のような結果が得られる。

$$\begin{cases} \rho = \frac{\sigma_t}{1000} + 1 \\ \sigma_t = \sum_t + (\sigma_0 + 0.1324)[1 - A_t + B_t(\sigma_0 - 0.1324)] \\ \sigma_0 = -0.069 + 1.4708 \cdot CI - 0.001570 CI^2 \\ \sum_t = -\frac{(T-3.98)^2}{503.570} \frac{T+28.30}{T+67.26} \\ A_t = T(4.7869 - 0.098185T + 0.0010843T^2) \times 10^{-3} \\ B_t = T(18.030 - 0.8164T + 0.01667T^2) \times 10^{-6} \end{cases} \quad (2-1-8)$$

ここで、 $u, v, w = x, y, z$ 方向の流速(cm/sec)、 h は平均水面から自由表面までの高さ(cm)、 H は平均水面から海底までの深さ(cm)、 $\rho =$ 海水の密度(g/cm³)、 f_o はコリオリ係数(1/sec)、 $f_o = 2 \sin \phi$

で ϕ は地球の自転角速度、 ϕ は海域の平均緯度。 g は重力加速度(cm/sec²)、 P_o は大気圧(g/cm²・s)、 T は水温(°C)、 CI は海水塩分(psu)、 N_x, N_y, N_z は x, y, z 方向の渦動粘性係数(cm²/sec)、 K_x, K_y, K_z は x, y, z 方向の渦動拡散係数(cm²/sec)、 k_x, k_y, k_z は x, y, z 方向の熱拡散係数(cm²/sec)である。

$$\begin{aligned} w_k &= 0 \\ w_{k-1} &= w_k - \frac{\partial M_1}{\partial x} - \frac{\partial N_k}{\partial y} \\ \frac{\partial \xi}{\partial t} &= w_1 - \frac{\partial M_1}{\partial x} - \frac{\partial N_1}{\partial y} \quad (k=2, 3, \dots, K) \end{aligned} \quad (2-1-11)$$

この(2-1-11)に k について加えれば、(2-1-4)を意味する。

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} (\sum M_k) - \frac{\partial}{\partial y} (\sum N_k) \quad (2-1-12)$$

(d) 熱輸送保存式

熱輸送方程((2-1-5))を各項の鉛直積分を行うと(2-1-13)・(2-1-14)のような結果が得られる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} (h_k T_k) &= -\frac{\partial}{\partial x} (M_k T_k) - \frac{\partial}{\partial y} (N_k T_k) + (w T) \Big|_{z=-H_{k-1}}^{z=-H_k} + \frac{\partial}{\partial x} (h_k k_x \frac{\partial T_k}{\partial x}) + \\ & \frac{\partial}{\partial y} (h_k k_y \frac{\partial T_k}{\partial y}) - \frac{Q_s}{c_p \rho} - (k_z \frac{\partial T}{\partial z}) \Big|_{z=-H_k} \end{aligned} \quad (2-1-13)$$

他のレベル(層)では、

$$\frac{\partial}{\partial t} (h_k T_k) = -\frac{\partial}{\partial x} (M_k T_k) - \frac{\partial}{\partial y} (N_k T_k) + (w T) \Big|_{z=-H_{k-1}}^{z=-H_k} +$$

$$\frac{\partial}{\partial x}(h_k K_x \frac{\partial T_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(h_k K_y \frac{\partial T_k}{\partial y}) + (K_z \frac{\partial T}{\partial z}) \Big|_{z=H_{k+1}} - (K_z \frac{\partial T}{\partial z}) \Big|_{z=H_k} \quad (2-1-14)$$

(e) 塩素量保存の式

塩素量保存の式(2-1-5)の各項の鉛直積分を行うと(2-1-15)のような結果が得られる。ここでは海面を通じての交換を考えない(実際に蒸発や降雨による出入りはあるが、収支ゼロと仮定しフラックスを考えない)、どのレベルにおいても

$$\frac{\partial}{\partial x}(h_k C I_k) = -\frac{\partial}{\partial x}(M_k C I_k) - \frac{\partial}{\partial y}(N_k C I_k) + (w C I) \Big|_{z=H_{k+1}} + (w C I) \Big|_{z=H_k} + \frac{\partial}{\partial x}(h_k K_x \frac{\partial C I_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(h_k K_y \frac{\partial C I_k}{\partial y}) + (K_z \frac{\partial C I}{\partial z}) \Big|_{z=H_{k+1}} - (K_z \frac{\partial C I}{\partial z}) \Big|_{z=H_k} \quad (2-1-15)$$

以上に導いた(2-1-9)、(2-1-10)、(2-1-11)、(2-1-13)、(2-1-14)、(2-1-15)の各式がマルチレベル流動モデルの基礎方程式である。

【境界条件】

(a) 外洋との境界

潮位成分 ζ には外部から侵入する潮汐波の振動を与え、体積輸送成分 M_k, N_k については外部と自由な運動量交換が行えるとした自由流入/流出条件を与える。温度 T_k と塩素量 $C I_k$ に対しては、上流側境界の値を固定し、下流側境界では自由流出の取り条件を適用する。

$$\zeta = \zeta_0 + \sum_i A_i \cos(\omega_i t - k_i) \quad (2-1-16)$$

$$\frac{\partial u_k}{\partial z} = \frac{\partial v_k}{\partial z} = \frac{\partial w_k}{\partial z} = 0 \quad (k=1,2,\dots,K) \quad (2-1-17)$$

$$\begin{cases} k \frac{\partial T_k}{\partial z} = K \frac{\partial C I_k}{\partial z} = 0 & (\text{流出境界}) \\ T_k = T_k^0, C I_k = C I_k^0 & (\text{流入境界}) \quad (k=1,2,\dots,K) \end{cases} \quad (2-1-18)$$

(b) 海岸線上

海岸線や防波堤などの固定壁を直角に横切る流れはないので、速度の法線成分に関しては常に、

$$(V_k)_n = 0 \quad (2-1-19)$$

次に速度の接線成分に関しては、すべり(slip)の条件は、

$$\frac{\partial (V_k)_t}{\partial n} = 0 \quad (2-1-20)$$

を適用する。温度と塩素量に関しては、河川部での供給を除き固定壁を通じての交換を考えない。すなわち、海岸線を直角に横切る熱と塩分のフラックスなしの条件とする。

$$K \frac{\partial T_k}{\partial n} = K \cdot \frac{\partial C I_k}{\partial n} = 0 \quad (2-1-21)$$

(c) 海面および海底

海面では単純なバルク公式を使って風応力(せん断応力)を定式化する。

$$\begin{cases} \frac{1}{\rho} \tau_x^s = \frac{\rho_a}{\rho} \gamma_a^2 W_x \sqrt{W_x^2 + W_y^2} \\ \frac{1}{\rho} \tau_y^s = \frac{\rho_a}{\rho} \gamma_a^2 W_y \sqrt{W_x^2 + W_y^2} \end{cases} \quad (2-1-22)$$

W_x, W_y は風速ベクトルの x, y 成分、 ρ_a は空気密度、また γ_a^2 は海面摩擦係数である。

海底においても、海面と同様に、

$$\begin{cases} \frac{1}{\rho} \tau_{x,y}^b = \gamma_b^2 (U_k, V_k) U^2 k + V^2 k \\ \frac{1}{\rho} \tau_y^b = \gamma_b^2 V_k U^2 k + V^2 k \end{cases} \quad (2-1-23)$$

ここで、 u_k, v_k は海底に接するレベル(最下層： $k=K$)での速度の x, y 成分、 γ_b^2 は海底摩擦係数である。

(d) 層間の摩擦応力

鉛直方向の運動量交換を表すもので、内湾の流動場では特に乱流混合と関連して、きわめて重要な役割を果たしている。予測精度を向上する目的から、ここでは乱流モデルによる精密な表現を採用した。この取り扱いに関して次節で詳しく述べることにする。

【乱流モデル】

安定な密度成層を有する流れの場合では、鉛直方向の運動は密度傾度に起因する浮力に逆らって起

きている。この安定化の効果に打ち勝つだけの運動エネルギーが維持されなければ、やがて乱流は崩壊し消えてしまう。この結果、鉛直方向の運動量交換、物質・熱の拡散のプロセス自身や、それらの定式化に現れる渦粘性、渦拡散係数ともに、中立安定条件下に比べ小さくなっていく。内湾・エスチャリーの流れ場におけるこのような乱流混合

過程の維持機構は、Richardson 数 R_i を尺度として評価することができる。

$$R_i = -\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z} / \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \quad (2-1-24)$$

Richardson 数が小さければ乱流は維持され、逆に R_i が大きければ乱流は崩壊へ向かう。一般に、安定な密度傾度が存在すると乱流はどの程度崩壊するだろうか。中立安定な条件下を基準にしてこれを評価しようとする試みは数多く、たいいてい次のような局所 Richardson 数の関数表現を用いている。

$$N_z = N_0 f_1(R_i), \quad K_z = K_0 f_2(R_i) \quad (2-1-25)$$

ここに、 N_z, K_z は鉛直方向の運動量交換、物質・熱交換係数(すなわち、鉛直渦粘性、渦拡散係数)を表す。また、 N_0, K_0 は中立安定状態(均質条件、 $R_i=0$)のもとでの鉛直渦粘性、渦拡散係数を表す。これらの数値について、このモデルでは Kolmogoroff-Prandti 混合距離の概念を用いて次のように定式化する。すなわち、均質な流体では局所的な乱れの強度により、

$$N_0 = P_r K_0 = C_\mu \cdot L \sqrt{e} \quad (2-1-26)$$

と表わされるとする。ここで、 e は乱れの強さを表わす単位体積あたりの運動エネルギー(サブグリッド・スケールエネルギーあるいは SGS エネルギーという)、 L は混合距離に相当する長さのスケール、 P_r は乱流プラントル数・シュミット数、 C_μ は経験定数である。この L については海底から表面に至るまでの距離の関数として、通常、

$$L = kz \sqrt{1-z/H} \quad (2-1-27)$$

と表わす。式中の k はカルマン定数、 z は海底から当該点までの鉛直距離、また H は表面から海底までの水深を表わしている。

ところで、Mamayev(1958)によると不安定な密度傾度の場合では重力と鉛直方向の密度一様化の作用で対流が促進されるが、これによって同等に流れの速度までもが一様化されてしまうわけではないという。平均流の鉛直プロファイルはその形状を極力維持するからである。この結果、鉛直の渦動拡散係数は一般に不安定な密度傾度の場合の運動量交換係数より大きくなる。このモデルでは Munk-Anderson の見解に従って、鉛直渦粘性係数を、

$$N_z = C_\mu L \sqrt{e} \cdot \exp \left\{ 1 + \alpha - \frac{g}{\rho} \frac{L^2}{e} \frac{\partial \rho}{\partial z} \right\}^{\beta} \quad (2-1-28)$$

と表わした。指数部は Richardson 数に対する鉛直混合の依存性を示しており、 α と β は無次元の経験定数である。物質や熱の鉛直渦拡散係数に対しても同様の表現を適用する。なお、Richardson 数により N_z, K_z を表わす方法は他にも数々あり、代表的な研究例をまとめると図 2-1-3 のようになる。

以上の表式の中に現われる SGS エネルギー密度 e (ergs/unit mass) は、その生成と輸送をモデル化した(2-1-29)から決められる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial x} (h_1 e_k) + \frac{\partial}{\partial x} (M_1 e_k) + \frac{\partial}{\partial y} (N_1 e_k) + (v e) \Big|_{z-H_1} - (v e) \Big|_{z-H} = \\ + \frac{\partial}{\partial x} (h_1 \frac{N_1}{\sigma_T} \frac{\partial e_k}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (h_1 \frac{A_1}{\sigma_T} \frac{\partial e_k}{\partial y}) + \left(\frac{A_z}{\sigma_T} \frac{\partial e}{\partial z} \right) \Big|_{z-H_1} - \left(\frac{A_z}{\sigma_T} \frac{\partial e}{\partial z} \right) \Big|_{z-H} \\ + P_k + B_k - C_D h_1 \frac{e^{\frac{3}{2}}}{L} \end{aligned} \quad (2-1-29)$$

ここで、 σ_T は乱流プラントル数・シュミット数、 C_D は経験定数である。 P_k は層間の SGS エネルギーの生成速度項((2-1-30))、 B_k は層間の SGS エネルギーの消失速度項を表す((2-1-31))。海表面と海底では(2-1-32) と(2-1-33)で表される。

$$P_k = h_k \cdot A_z \cdot \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 \Big|_{z-H_k} + \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \Big|_{z-H_k} \right] \quad (2-1-30)$$

$$B_k = g \cdot \frac{A_z}{\sigma_T} \cdot \left(\frac{\rho_{k-1}}{\rho_k} - 1 \right) \quad (2-1-31)$$

$$\text{海面: } P_1 = \frac{\rho_a (v_a^2)^{\frac{3}{2}}}{k_r \rho} \cdot W^2 \quad (2-1-32)$$

$$\text{海底: } P_B = u_B \cdot \left(\frac{1}{\rho} \tau_B^x \right) + u_B \cdot \left(\frac{1}{\rho} \tau_B^y \right) \quad (2-1-33)$$

こうして鉛直方向の運動量交換係数、すなわち渦粘性係数 N_z が決められれば、層間の摩擦応力 $1/\rho \tau^{k-1,k}$ は、

$$\left\{ \frac{1}{\rho} \tau_{k-1,k} = C_{\mu} L \sqrt{e} \exp(1 + \alpha - \frac{g}{\rho} \frac{L^2}{e} \frac{\partial \rho}{\partial z})^{\beta} \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right) \right\}_{z=Z_k}$$

$$\left\{ \frac{1}{\rho} \tau_{k+1,k} = C_{\mu} L \sqrt{e} \exp(1 + \alpha - \frac{g}{\rho} \frac{L^2}{e} \frac{\partial \rho}{\partial z})^{\beta} \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right) \right\}_{z=Z_k} \quad (2-1-34)$$

と計算される。なお、(2-1-33)の手順では SGS エネルギー密度 e を求める為に、(2-1-29)を連立して解くという作業が要求される。(2-1-29)は乱流に対する closure model の考え方を定式化したものである。

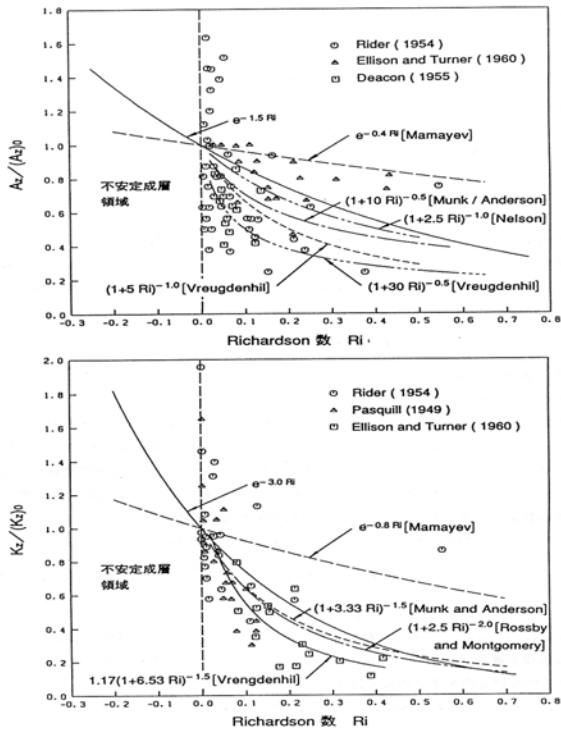


図 2-1-3 リチャードソン数と渦動粘性係数、拡散係数の関係

【海面を通じての大気との熱交換過程】

表層(k=1)での熱輸送方程式(2-1-13)には、外部からの熱供給(あるいは放熱)の過程が含まれている。海面を通じての大気層との熱交換過程には、海水を暖める過程として日射による短波放射と大気からの赤外放射があり、逆に海水を冷やす過程として海面からの長波逆放射、水の蒸発による潜熱および接水気層内の乱流熱輸送(顕熱)がある。なお、ここでいう「短波放射」、「長波放射」とは大気物理学で用いられる定義に従っており、それぞれ波長が0.14-4.0 μ m、4.0~120 μ mの間にある電磁波を指している。

これらの熱交換要素の中で、海面で吸収される

短波放射は海面の物理条件とは無関係に緯度、季節、日時および雲量で規定されるものである。一方、海面からの長波逆放射は水温のみによって決まる独立な要素である。しかし、その他は水温、接水大気的气温、湿度、風速および雲量等の気象因子に支配される複雑な要素となる。

海面における熱フラックス Q は、吸収日射量を Q_s 、有効長波放射量(海面から大気へ向かって放出される逆放射と大気から入射する放射との差引分)を Q_b 、海面と大気間の乱流熱伝達量(顕熱輸送量)を Q_c 、および水の相変化に伴う潜熱量(蒸発の場合は熱放出、凝結の場合は熱供給)を Q_e として、次のように表わされる。

$$Q = Q_s - (Q_b + Q_c + Q_e) \quad (2-1-35)$$

右辺の各項については現在いくつかの定式化が提案されているが、このモデルでは和田ら(1975)の報告に従い以下のように表わしている。

(a) 吸収日射量: Q_s

$$Q_s = (1 - \alpha) \{ 1 - (1 - K_s)^n \} Q_{s0} \quad (2-1-36)$$

ここで、 α は海面の反射率(通常 0.07 程度)、 K_s は太陽高度(中緯度帯では約 0.33)、 n は 0.1 単位で表わした雲量、そして Q_{s0} は完全晴天時の日射量である。

(b) 有効逆放射量: Q_b

水温と気温の差の補正項を取り入れた Brunt 型の次式をつかう。

$$Q_b = S \sigma \theta_w^4 \{ 1 - a - b \sqrt{e(T_a)} \} (1 - c n^2) + 4 S \sigma \theta_w^3 (T_w - T_a) \quad (cal/cm^2 \cdot sec) \quad (2-1-37)$$

ここで、 S は黒体放射と海水の放射との比(0.90-0.97)、 σ はステファン-ボルツマン定数(4.8758 $\times 10^{-5}$ cal hr⁻¹ m⁻² K⁻¹)、 T_w は水温、 T_a は接

水大気的气温、 $\theta_w = 273 + T_w$ は絶対温度、

$e(T_a) = f \cdot e_s(T_a)$ は大気の水蒸気圧(mb)、 f は相対湿度、 $e_s(T_a)$ は温度 T_a における飽和蒸気圧(mb)、 a と b は経験定数($a=0.51$, $b=0.066$)、 n は 0.1 単位の雲量、そして c は緯度によって決まる定数である。(中緯度帯では約 0.65)

なお、飽和蒸気圧 $e_s(T_a)$ の計算は Golf-Gratch(1946)の次式になる

$$\begin{aligned} \log_{10} e_s = & -7.9028 \left(\frac{373.16}{\theta} - 1 \right) + 5.02808 \log_{10} \left(\frac{373.16}{\theta} \right) \\ & - 1.3816 \times 10^{-7} \left\{ 10^{11.344} \left(\frac{1-\theta}{373.16} \right) - 1 \right\} \\ & + 8.1328 \times 10^{-3} \left\{ 10^{-3.49148} \left(\frac{373.16}{\theta-1} \right) - 1 \right\} \\ & + \log_{10}(1013.246) \end{aligned} \quad (2-1-38)$$

ここで、 $\theta = 273 + T$ は絶対温度(K)である。

(c) 乱流熱伝達量: Q_c

大気と水面間の乱流熱伝達は海上の風速に関係している。海面上の風速の鉛直分布が対数則に従うものとして、乱流熱伝達係数 K_c を

$$K_c = \rho_a C_p k \frac{u_*}{\ln(z/z_0)} = \rho_a C_p \frac{u_*^2}{u_z} \quad (2-1-39)$$

の関係により導入し、乱流熱伝達量 Q_c を次のように表すことができる。

$$Q_c = K_c (T_w - T_a) \quad (2-1-40)$$

ここで、 ρ_a は大気密度、 C_p は空気の定圧比熱、 k はカルマン定数、 u_* は接水気層内の摩擦速度、 u_z は海面上の高度 z での風速、 T_w と T_a は海面水温と接水気温を表す。

式(2-1-39)による乱流熱伝達係数の取扱いは複雑なため、これを海面上の平均的な風速 W と関連付けた経験式で表わすことが多い。例えば、Faure による次式がある。

$$K_c = 2.77 \times 10^{-4} (0.49 + 0.272W) \quad (2-1-41)$$

ここで、風速 W の単位は m/sec、熱伝達係数 K_c の単位は $\text{cal cm}^{-2}\text{S}^{-1}$ である。

(d) 蒸発による潜熱量: Q_e

Bowen 比(潜熱輸送量と顕熱輸送量の比)を利用すれば、(2-1-40)で表わされる顕熱 Q_c から直ちに、

$$Q_e = \frac{1}{B} \cdot Q_c \quad (2-1-42)$$

Bowen 比 B は次のように表わすことができる。

$$B = 0.66 \cdot \frac{T_w - T_a}{e(T_w) - e(T_a)} \quad (2-1-43)$$

ここで、 T_w 、 T_a は表層水温および接水気温、 $e(T_w)$ 、 $e(T_a)$ は水温 T_w における飽和蒸気圧と気温 T_a における水蒸気圧(単位はともに mb)である。

以上をまとめると次のようになる。

$$Q = Q_s - (Q_b + Q_c + Q_e) \quad (2-1-44)$$

$$Q_s = (1 - \alpha) \{ 1 - (1 - K_s)^n \} Q_{s0} \quad (2-1-45)$$

$$\begin{aligned} Q_b = & S \sigma \theta_w^4 \{ 1 - a - b \sqrt{e(T_a)} \} (1 - cn^2) \\ & + 4S \sigma \theta_w^3 (T_w - T_a) \quad (\text{cal/cm}^2 \cdot \text{sec}) \end{aligned} \quad (2-1-46)$$

$$Q_c = K_c (T_w - T_a) \quad (2-1-47)$$

$$K_c = 2.77 \times 10^{-4} (0.49 + 0.272W) \quad (2-1-48)$$

$$Q_e = \frac{1}{B} \cdot Q_c \quad (2-1-49)$$

$$B = 0.66 \cdot \frac{T_w - T_a}{e(T_w) - e(T_a)} \quad (2-1-50)$$

$$E_v = c \cdot W \cdot [e(T_w) - e(T_a)] \quad (2-1-51)$$

(4) 数値計算

流動モデルの基礎方程式は有限差分法によって離散化され、数値解が求められる。海域を水平格子と鉛直層により計算セルに区分し、状態変数を図 2-1-4 のように配置して基礎式を離散化する方法が標準で、速度成分をセルの境界面上、温度や塩分等のスカラー量をセルの中心に配置することからスタaggerド法と呼ばれている。差分解析の場合、陽的な時間発展解法が適用され、空間微分に対しては中心差分スキームが用いられる。ただし、対流・移流項には安定的な風上差分が用いられることが多い。

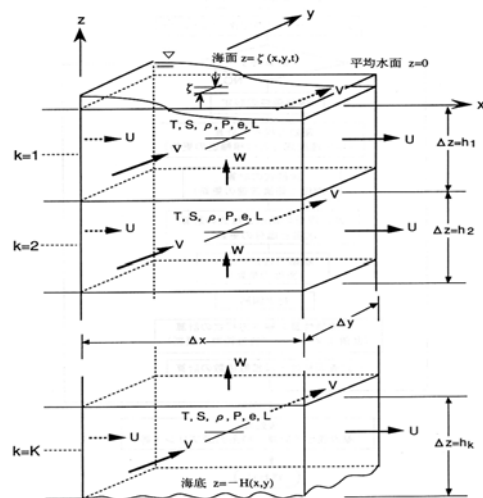


図2-1-4 スタaggerドによる流体モデル解析格子

2. 1. 2 流動モデルの入力条件

計算期間および範囲と格子間隔

図 2-1-4 に、浜名湖モデルの東西方向 137、南北方向 135 である流動モデルの計算範囲と分解能を示す。表 2-1-1 及び表 2-1-2 に、同じく浜名湖流動モデルの計算に用いた入力条件を示す。分解能は東西・南北方向ともに 100m と設定した。

更に、図 2-1-5 に佐鳴湖モデルの東西方向 97、南北方向 85 である流動モデルの計算範囲と分解能を示す。

佐鳴湖についての流動モデル条件を表 2-1-3 に示す。メッシュ数は東西方向 97、南北方向 85 である。地形および水深は海上保安庁発行の海図より設定した。計算期間は、まず 2003 年 12 月の 1 ヶ月間の計算を行い、それを初期値とし、2004 年 1 月 1 日から 2005 年 12 月 31 日までを対象とした。

2. 1. 3 境界条件

開境界に与えるデータは、HAMANA KO モデルには浜松舞阪潮位観測所の 2004、2005 年の毎時のデータを使用した。

SANARUKO モデルには HAMANA KO モデルで計算された結果を Nesting により佐鳴湖での境界水位として与えた。

淡水の流入は二級河川以下の 22 本として与えた。流量は、流域面積と基礎流量より時系列の流入量を推定し与えた。基礎流量に関しては、2004、2005 年の流量観測値において最も値が少なかった日の値を基礎流量として与えた。水温に関しては流入各地点に一番近い気象庁の地上気象およびアメダス観測所の気温より推測し、それぞれ日毎の変化を持たせている。

2. 1. 4 気象条件

気温・相対湿度・雲量・全天日射量は気象庁年報(2004.2005)の浜松における日平均データを使用した。

表 2-1-1 浜名湖の流動モデルパラメータ(1)

項目	設定値	
対象範囲	浜名湖	
水平分解能	100m	
鉛直層区分	1層	平均水面下~1.5m
海面から海底までを 11層に区分	2層	1.5m~2.5m
	3層	2.5m~3.5m
	4層	3.5m~4.5m
	5層	4.5m~5.5m
	6層	5.5m~6.5m
	7層	6.5m~7.5m
	8層	7.5m~8.5m
	9層	8.5m~9.5m
	10層	9.5m~10.5m
	11層	10.5m~12.0m
	潮汐	舞阪における潮汐データ(2004,2005)
境界条件		
水温・塩分	1層目	13.0℃ ・ 18.90
	2層目	13.0℃ ・ 18.90
	3層目	12.6℃ ・ 18.90
	4層目	12.6℃ ・ 18.90
	5層目	12.6℃ ・ 18.90
	6層目	12.6℃ ・ 18.90
	7層目	12.6℃ ・ 18.90
	8層目	12.6℃ ・ 18.90
	9層目	12.6℃ ・ 18.90
	10層目	12.6℃ ・ 18.90
	11層目	12.6℃ ・ 18.90

表 2-1-2 浜名湖の流動モデルパラメータ(2)

パラメータ	
タイムステップ	6 sec
コリオリ係数	8.29×10^{-5} rad/sec
層間摩擦係数	1.0×10^{-3} cm ³ /sec (各層間)
海底面摩擦係数	0.8×10^{-3} sec
水平渦粘性係数	1.0×10^5 cm ² /sec
水平渦拡散係数	1.0×10^5 cm ² /sec
鉛直渦拡散係数	1層目~11層目 0.05 cm ² /sec
気象条件	
完全晴天時の日射量	気象庁(2004,2005)御前崎における時系列データ
太陽高度	0.33 rad
雲量(0.1単位)	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ
接水気温	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ
相対湿度	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ

表 2-1-3 佐鳴湖の流動モデルパラメータ

項目	設定値
対象範囲	佐鳴湖から浜名湖に続く供水路
水平分解能	20~100m
海面から海底までを5層に区分	1層 平均水面下~1.0m 2層 1.0m~1.5m 3層 1.5m~2.0m 4層 2.0m~2.5m 5層 2.5m~3.0m
境界条件	HAMANAKOモデルからNestingにより入力
パラメータ	
タイムステップ	2 sec
コリオリ係数	8.29×10^{-5} rad/sec
層間摩擦係数	1.0×10^{-3} cm ³ /sec (各層間)
海底面摩擦係数	0.8×10^{-3} sec
水平渦粘性係数	1.0×10^5 cm ² /sec
水平渦拡散係数	1.0×10^6 cm ² /sec
鉛直渦拡散係数	1層目 0.05 cm ² /sec 2層目 0.05 cm ² /sec 3層目 0.05 cm ² /sec 4層目 0.05 cm ² /sec 5層目 0.05 cm ² /sec
気象条件	
完全晴天時の日射量	気象庁(2004,2005)御前崎における時系列データ
太陽高度	0.33 rad
雲量(0.1単位)	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ
接水気温	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ
相対湿度	気象庁(2004,2005)浜松における時系列データ

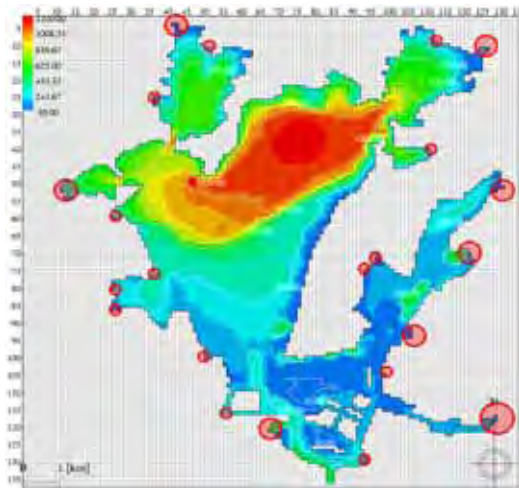


図 2-1-4 HAMANAKOモデルに適用した計算格子 (赤い丸はモデルに組み込んだ流入河川の位置を示す)

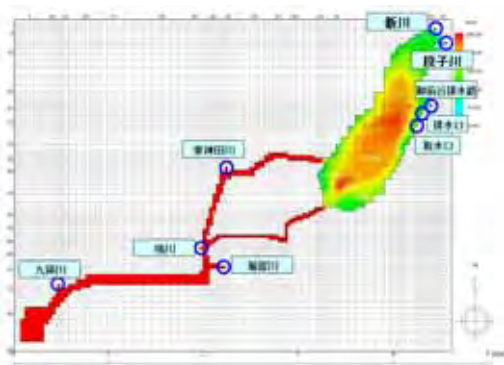


図 2-1-5 SANARUKOモデルに適用した計算格子 (丸はモデルに組み込んだ流入河川の位置を示す)

2. 1. 5 流入河川流量の推定

現在、日本各地に存在する河川の調査は、1級河川以外を除いては、月に一度調査が行われているかどうかである。特に今回研究の対象に取り上げた浜名湖・佐鳴湖に関してみれば、両湖に流入する河川は、2級河川以下となっている。湾や湖沼の物理的、生物的、化学的環境を把握する上では、河川からの流入というのは、非常に重要である。特に佐鳴湖に関しては、湖周囲に住宅地が立地する以前は佐鳴湖の水質環境は悪くは無かった。しかしながら、居住区として活性化するにつれて佐鳴湖の水質は悪化し始めている。これは、佐鳴湖周辺の住宅街からの生活廃水が以前よりも多くなった為だと考えられる。

今回の研究対象のひとつである浜名湖に流入する河川流量のデータは、月に一度、不定期的にしか調査が行われていない。さらに、佐鳴湖に関しては流入河川流量の観測はまったくといって良いほど行われてはいない。よって、浜名湖、佐鳴湖に流入する河川流量を推定しモデルに組み込む事にした。その推定方法を以下の(2-1-52)に示す。

$$[\text{流入河川流量}(\text{m}^3/\text{sec})] = [\text{流域面積}(\text{km}^2)] \times [\text{降雨強度}(\text{mm}/\text{h})] \text{ --- (2-1-52)}$$

更に書き換えると

$$[\text{流量}(\text{m}^3/\text{s})] = [(10^{-3}/3600) \times \text{降雨強度}(\text{m}/\text{s})] \times [(10^6) \times \text{流域面積}(\text{m}^2)] \times [\text{ピーク流出係数}] \text{ --- (2-1-53)}$$

となる。ここで、流域面積は文献から引用できるものは利用し、資料がないものに関しては地図より算出した。ここでピーク流出係数とは、降雨があったときに地形によって河川へと流れ出る流量の割合である。更に河川は降雨があった時のみに水が流れるわけではなく、降雨が無くても一定量の流量が存在する。よって式(2-1-53)によって求めた推定河川流量に基礎流量を加えて算出した値を用いた。今回の推定に用いた基礎流量は月に一度行われている下線の調査結果から最も流量が少なかった時の値を基礎流量として用いた。

更に、各河川の水温を河川調査時に測定された、各年一年間の水温と気温のデータから相関をとり回帰直線を作成し推定した。

流域面積算出方法

- ①求めたい、河川近郊の地図を用意する

②其の地図に、メッシュをかける

(メッシュサイズは個人の自由)

③尾根と尾根を線で結んで、流域面積を算出する(本研究では浜名湖モデルではメッシュサイズが100m×100mなので、何マスあるかを数えて、最後に10⁴倍すれば流域面積m²となる)

2. 2 生態系モデル

2. 2. 1 生態系モデルの概要

基本となる水質・生態系の数値解析は、動物プランクトン、植物プランクトンやデトリタス、栄養塩、酸素等で構成される沿岸域の低次生態系モデルを適用した。

プランクトンや栄養塩等の水中浮遊物質の多くは力学的に受動的であり、その分布は流れによる輸送や乱流混合の流体力学過程に大きく支配されている。従って、浮遊物質の局所的な現存量変化を評価する場合には、物理過程と生物化学過程の相互作用の取り扱いが必要となる。これが生態系モデルの基本的な考え方であり、相互作用を輸送方程式で表した次式が基礎方程式となる

$$\frac{\partial C}{\partial t} - (\mathbf{v} \cdot \nabla) C - (w + w_p) \frac{\partial C}{\partial z} + [\nabla \cdot (K_H \nabla C) + \frac{\partial}{\partial z} (K_z \frac{\partial C}{\partial z})] \pm \sum B_i + q \quad (\text{式2-2-1})$$

ここで

C = プランクトンや栄養塩等の生態系構成要素の現存量

v, w = 流れの水平及び鉛直速度成分

w_p = 懸濁態有機物の沈降速度
= 水平傾度

K_H, K_z = 水平及び鉛直拡散係数

± B_i = 生物化学過程

q = 系外からの供給(流入汚濁負荷、底泥溶出等)

である。生物化学過程は、実験や経験法則に基づいて定式化した。

本研究の研究対象海域である佐鳴湖は、季節的な種の遷移が顕著に見られ、動・植物プランクトン1種のみを考慮した既存のモデルでは種の遷移を再現するに至らない。植物プランクトンの遷移が何によって制限され、どのような要因が種の遷移に重要なのかを考慮するためには、捕食・被食の関係や、種間の競合を考慮する必要がある。

また、佐鳴湖では肉食性動物プランクトンの *Neomysis japonica* が一年を通して優先する生態系がなり立っていると言われている(澤本 2006)。冬季においては、大型植食者を初めとして動物プランクトンが減少するわけだが、一体この *Neomysis japonica* が冬季に何を捕食しているのかという食物網を考慮することがこの佐鳴湖モデルにおいては非常に重要な部分であると思われる。

ANF や HNF の被食・捕食関係、バクテリアと HNF の被食・捕食関係、バクテリアが分解する溶存無機懸濁物、溶存有機懸濁物。バクテリアの分解によって変動する各種栄養塩濃度と各種植物プランクトンとの関係が生態系において非常に重要となる。そこで、本研究では既存のモデルに植物プランクトンを4種、動物プランクトン3種、各種栄養塩と溶存無機懸濁物、溶存有機懸濁物、バクテリアの相互作用(低次生態系: マイクロバイアルループ)を考慮したモデルを用いることにした。モデルでは植物プランクトンには珪藻類、渦鞭毛藻類(共に >5 μm)、ピコプランクトン(1 μm)、微小鞭毛藻類: ANF(2~5 μm) の4つのカテゴリーを、動物プランクトンには、小型植食者(10~50 μm) 及び大型植食者(>50 μm)、肉食者の三つのカテゴリーを定義し、これらにバクテリアを加え食物網の定式化をした。

2. 2. 2 基礎方程式

本研究で使用した微生物食物網を含んだ浮遊生態系モデルでの生物化学過程は実験値や経験法則に基づいて定式化された。以下に生物・化学反応による各水質応答間基本式について示す。

(1) 植物プランクトン

本研究では植物プランクトンは珪藻類、渦鞭毛藻類、独立微小鞭毛藻類、ピコプランクトン(藍藻類)の計4種の群集を考慮し、それぞれ異なる栄養塩組成や温度、光、栄養塩への応答反応式を与えるように考慮している。各植物プランクトン群集の炭素量を A_{pi}(mg C/m³) とすると、そのときの時間変化は次式のように表される。

$$\frac{\partial A_{pi}}{\partial t} = \text{光合成による増殖} - \text{細胞外分泌} - \text{呼吸} - \text{動物プランクトンの摂食} - \text{枯死} - \text{沈降} \quad (\text{2-2-2})$$

成長速度

モデルでは植物プランクトンの成長速度を Epply(1972)によって調べられた植物プランクトンの成長と温度(T)との関係を利用して、群集の最大可能成長速度 V_1 (day^{-1})を以下のような指数関数型の温度応答式で表している。

$$v_1 = v_1 \exp(\alpha_1 T) \quad (2-2-3)$$

ここで α_1 は 0 における最大成長速度(day^{-1})、 v_1 は温度係数($^{\circ}\text{C}^{-1}$)である。

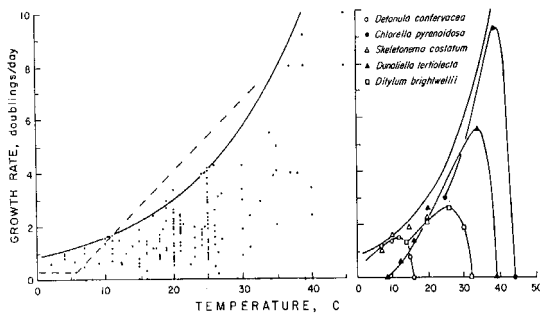


図.2-2-1 植物プランクトンの成長に関する温度特性(Eppley, 1972)

光制限：光に対する光合成応答

ここでは強行阻害の効果を表現した Steele(1962)の次式を用いた。

$$\mu_2 = a \cdot I \cdot \exp(1 - a \cdot I) \quad (2-2-4)$$

ここで、 a は定数である。(2-2-4)では光強度 I が $1/a$ に等しくなった時 μ_2 は最大となり、それ以降

は減少に向う。 $1/a$ を最適光量 I_{opt} とすると

$$\mu_2 = \frac{I}{I_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \quad (2-2-5)$$

となる。水中での光強度は濁りによって減衰する。この機構はよく知られた次式 Lambert-Beer の法則に従う

$$I_z = I_0 \cdot \exp(-k \cdot z) \quad (2-2-6)$$

ここで I_z は水深 z における光強度、 I_0 は水面での光強度である、 k は光消散係数である。この関係を(2-2-5)に代入し、任意の水深における比光合成速度を決められる。モデルでは全水柱を通じて光

合成速度 μ_2 の平均値や、水深層内での平均的な光合成速度 μ_2 を問題とするので、(2-2-5)水深方向に積分する必要がある。この積分は解析的に求められ

$$\mu_2 = \frac{1}{H} \int_0^H \frac{I}{I_{opt}} \cdot \exp\left\{1 - \frac{I}{I_{opt}}\right\} dz \quad (2-2-7)$$

となる。本モデルでは(2-2-7)を使用した。

海面光強度

光合成の日変化は水面の光強度に I_0 の変化にしたがっている。一般に水面での太陽光強度の日長変化は経験式で近似できることが知られており、生嶋(1967)は晴天時に適用できるものとして次式を提案した

$$I_0 = I_{max}(t) = I_{max} \cdot \sin^2\left(\frac{\pi}{DL} \cdot t\right) \quad (2-2-8)$$

ここで I_{max} は太陽高度が最高になった時の水面最強光強度(最強日射量)、 DL は日の出から日の入りまでの日長である。

細胞内栄養素蓄積量：セルクオータによる栄養制限

光合成速度 μ は光の制限を受けるばかりでなく、植物プランクトンの細胞内に蓄積された栄養素(セルクオータ)によっても制限される。Droop(1970)はこの機構を

$$\mu = \mu_{max} \cdot \left(1 - \frac{Q_0}{Q}\right) \quad (2-2-9)$$

と表現した。ここで、 μ_{max} は最大光合成速度、 Q はセルクオータ、 Q_0 は成長維持に必要な最低限必要なクオータ(基礎クオータ)である。本モデルでは栄養素としてリン、窒素、珪素を考慮しているが、植物プランクトン群集の渦鞭毛藻類、独立微小鞭毛藻類、ピコプランクトンに関してはセルクオータに関してはリンククオータ(Q^P)、窒素クオータ(Q^N)の2種類を変数として予測する(珪藻に関してはこの2種に加え珪素を考慮するし[(2-2-15)を参照])。これらの栄養素による成長制限に関してここではLiebigの最小律の考えに基づき、リン・窒素制限のうち小さい方を選ぶ定式化を採用した。

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \min \left(1 - \frac{QN_0}{QN}, 1 - \frac{QP_0}{QP} \right) \quad (2-2-10)$$

ここで、基礎クォータ QN_0 と QP_0 は細胞組織中の N と P。また QN と QP は細胞内の N, P の総量。細胞組織中の N, P の量は体組成比 C : N : P に基づき炭素量単位の植物プランクトン生産量 Ap (mgC/m³) から次のように求められる。

$$QN_0 = [N:C]_p \cdot A_p, \quad QP_0 = [P:C]_p \cdot A_p \quad (2-2-11)$$

ここで $[N:C]_p$, $[P:C]_p$ はそれぞれ植物プランクトン細胞中の全炭素量に対する細胞組織内の窒素および、リンクォータの比(C/N, C/P 比の逆数)。基礎クォータ以外の部分を、窒素、リンそれぞれ記号 SQN , SQP であらあわすと、

$$QN = SQN \cdot QN_0, \quad QP = SQP \cdot QP_0 \quad (2-2-12)$$

(2-2-11) と (2-2-12) を (2-2-8) に代入し

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \min \left(\frac{SQN}{SQN + [N:C]_p \cdot A_p}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]_p \cdot A_p} \right) \quad (2-2-13)$$

このモデルでは μ_{\max} の制限項を関数記法 $\mu_1(Ap, SQN, SQP)$ で表している。よって

$$\mu_1(Ap, SQN, SQP) = \min \left(\frac{SQN}{SQN + [N:C]_p \cdot A_p}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]_p \cdot A_p} \right) \quad (2-2-14)$$

となり、植物プランクトン成長の栄養塩制限をセルクォータの考えに基づき定式化した。

また、珪藻類に関して次式を用いた。

$$\mu_1(Ap, SQN, SQP) = \min \left(\frac{SQN}{SQN + [N:C]_p \cdot A_p}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]_p \cdot A_p}, \frac{S_i}{K_{si} + S_i} \right) \quad (2-2-15)$$

S_i は珪素の濃度、 K_{si} は珪素摂取の半飽和係数である。珪素による栄養塩制限は Monod 型の栄養塩制限を仮定した植物プランクトンの成長と栄養塩摂取のプロセスを同一視したものである。

細胞外分泌

植物プランクトンの細胞からは、光合成により固定された栄養塩の一部が溶存態有機物の形態で

外部に排泄される。この現象は細胞外分泌、あるいは排泄、浸出などと呼ばれている。Epply & Sloan (1965) は、正常な細胞における分泌量が一般に固定された全炭素量の 15% かそれ以下であることを示した。この比率に関しては Watt (1965) による詳しい研究があり、室内実験を通じて分泌量が細胞中のクロロフィル 量の影響を受ける事実を示し、次式のような関係を報告した

$$\ln(\% \beta) = \ln 13.5 - 0.00201 \cdot Chla \quad (2-2-16)$$

本モデルでも同じ表現を採用して、

$$\mu_4(Ap) = \beta_{ex} \cdot \exp[-\gamma_{ex} \cdot [Chla:C] \cdot Ap] \quad (2-2-17)$$

と表した。ここで、 β_{ex} は $Chla$ に依存しない細胞外分泌割合(%), γ_{ex} は $Chla$ 依存性を表す比例定数 [(mgChl-a/m³)⁻¹], Ap は植物プランクトンの炭素生物量、 $[Chla:C]$ は Chl-a/C 比を表す。

呼吸

植物プランクトンの光合成生産物の一部は呼吸によって消費される。呼吸は細胞の体積や生物量よりも細胞の表面積と密接に関係している。しかし、その詳細なメカニズムは明らかでなく本モデル多くの生態系モデルに見られる指数関数の温度応答 (Di Toro ら、1971) のスキームを採用した。群衆の呼吸速度 v_3 (day⁻¹) は、

$$v_3(T) = \alpha_2 \cdot \exp(\beta_2 T) \quad (2-2-18)$$

と表される。ここで、 α_2 は 0 における呼吸速度 (day⁻¹)、 β_2 は温度係数 ($\beta_2 = \ln Q_{10} / 10$) である。

枯死

枯死は本来、細胞の老朽化による植物プランクトン生産量の減数過程を示すが、ここではより広義に、高次栄養段階による摂食等の様々な要因を総合した不確定パラメータと位置づけている。この消散過程に対しモデルでは次式のような放物型の表現を採用した。

$$B_0 = m \cdot Ap^2 \quad (2-2-19)$$

ここで m は定数 [(mgC/m³)⁻¹ · day⁻¹] である。ただし放物表現についての明白な根拠はなく、生物量

の一次式で表す方法に比べ植物プランクトンのコンパートメントの計算安定性が確保しやすいと言う経験的な理由で選んだものである。

(2)セルクオータ

植物プランクトンの栄養塩制限にも関係する、セルクオータは植物プランクトンの植物プランクトンの細胞内に蓄積された栄養塩のことをさし、

動力学は次のように表せる。式中の SQN は窒素ク

オータ、 SQP はリンクオータを表す。いずれも単位は $\mu M/L$ を表す。[窒素クオータ]

$$\begin{aligned} \frac{SQN}{dt} = & \text{無機態窒素-増殖による利用-植食-枯死解離-沈降} \\ & - B_1^* - [N:C] \cdot B_1 - (B_1 + B_1) \cdot \frac{SQN}{A_p} - w_p \cdot \frac{\partial}{\partial z} (SQN) \end{aligned} \quad (2-2-20)$$

[リンクオータ]

$$\begin{aligned} \frac{SQP}{dt} = & \text{無機態リン-増殖による利用-植食-枯死解離-沈降} \\ & = B_2^* - [P:C] \cdot B_1 - (B_1 + B_1) \cdot \frac{SQP}{A_p} - w_p \cdot \frac{\partial}{\partial z} (SQP) \end{aligned} \quad (2-2-21)$$

ここで、

$$B_1^* = \mu_1(NH_4, NO_3) \cdot [N:C]_p \cdot A_p$$

$$B_2^* = \mu_2(PO_4) \cdot [P:C]_p \cdot A_p$$

(3) 栄養塩摂取

植物プランクトンの栄養塩摂取過程にはよく知られた、Michaelis-Menten の酸素反応速度式の栄養塩応答を近似する方法を選んできた。しかし、近年の生態学研究の多くは栄養塩摂取の機構と成長機構が本質的に異なることを支持している。細胞内蓄積量：セルクオータを観察すると、細胞内蓄積量は培養液内の栄養塩濃度によって容易に変動する。木幡ら(1982)は、バッチ培養により細胞数が変化しない状態でセルクオータと培養液中のリン酸濃度との関係を調べ、平衡状態でのセルクオータが

$$PQ_{max}' = PQ_{max} \cdot \frac{N}{K_p + N} \quad (2-2-22)$$

で近似できることを見出した。ここで PQ_{max}' は栄養塩濃度 N におけるセルクオータの最大値、 PQ_{max} は細胞の取り得るクオータの上限値、 $PQ_{max} =$

$PQ_{max} / 2$ のとき栄養塩濃度(半飽和値)である。また、Lehman ら(1975)は栄養塩摂取モデリングにおいて、外部の栄養塩濃度 N に依存する摂取速度 u を

$$u = u_{max} \cdot \frac{N}{K_s + N} \cdot \frac{Q_m - Q}{Q_m - K_s} \quad (2-2-23)$$

と表現した。ここで、 u_{max} は最大摂取速度、 K_s は

摂取に関する半飽和定数、 Q はセルクオータ、 KQ は基礎クオータである。 Q_m は細胞の最大可能な栄養塩保持量を表す。本モデルではセルクオータを 1 細胞中の栄養塩含有量でなく、植物プランクトン単位生物量あたりの含有利用として定義し、栄養塩摂取に関しても同じ様式で記述し(2-2-23)を用いる。

リンの摂取

(2-2-24)より、リン酸態の摂取は次式で表させる。

$$\mu_1 = \mu_1(PO_4) = UP_{max} \cdot \frac{PO_4}{K_s + PO_4} \cdot \mu_1(A_p, SQP) \quad (2-2-24)$$

リン摂取のリンクオータ制限は次式となる

$$\mu_1(A_p, SQP) = \left[PQP_{max} - \frac{[P:C]_p \cdot A_p + SQP}{[P:C]_p \cdot A_p} \right] (PQP_{max} - 1) \quad (2-2-25)$$

窒素摂取

植物プランクトンの窒素摂取についてモデルではアンモニウム態窒素(NH_4)と硝酸態窒素(NO_3)の選択摂取を考え、中間態である亜硝酸態窒素(NO_2)の摂取は起こりえないとしている。アンモニウム態窒素と硝酸態窒素が豊富に存在する場合には、植物プランクトンはアンモニウム態窒素を好んで摂取するようである。このことから、硝酸態窒素に関してはアンモニウム態窒素の制限効果があると考えられるため、本モデルではこの機構を Wroblewski(1977)にしたがって指数曲線応答 $\exp(-\phi \cdot NH_4)$ で近似した。ここで ϕ は比例定数(Wroblewski の選択値は $\phi = 1.4621 \mu g - atm NH_4$)である。以上から、窒素摂取は(2-2-23)より

$$\mu_1 = \mu_1(NH_4, NO_3) = UN_{max} \cdot \frac{NH_4}{K_{m1} + NH_4} + \frac{NO_3}{K_{m2} + NO_3} \cdot \mu_1(A_p, SQN) \quad (2-2-26)$$

吸収の窒素クオータ制限は

$$\mu_i(A_p, SQN) = \left\{ PQN_{\max} \cdot \frac{[N:C]_p \cdot A_p + SQN}{[N:C]_p \cdot A_p} \right\} / (PQN_{\max} - 1) \quad (2-2-27)$$

(4) 動物プランクトン

動物プランクトンについては大型植食者、小型植食者、従属栄養性微小渦鞭毛虫：HNF の3つのカテゴリーとしている。大型植食者は珪藻類、渦鞭毛藻類、小型植食者、デトリタスを摂食。小型植食者は ANF、HNF、デトリタスを摂食。HNF はピコプランクトン、バクテリア、デトリタスを摂食する。各種の群集は卵から幼生を経て生態に至るまですべての過程を通じて「平均的な」動物プランクトンとして扱う。年齢構成や発達期の形態による整理代謝は特性の相違は考慮していない。各種動物プランクトンの現存量を Z_j (mgC/m³) とするとそのときの時間変化は次式の用にあらわされる。

$$\frac{dZ_j}{dt} = \text{摂食(植物プランクトン・デトリタス・バクテリア)} - \text{共食い} - \text{排泄} - \text{呼吸} - \text{排糞} - \text{自然死亡} \pm \text{日周垂直移動} \quad (2-2-28)$$

摂食

動物プランクトンの摂食動態については数多くの研究がある。一般に、摂食量は餌料の濾過率や餌料濃度に依存して変動することが知られている。植物プランクトンに関する摂食 T.R. Prason らの研究によれば、餌料濃度がある値以下になると摂取が行われなくなるような限界が存在するし、そのプロセスは次の Ivlev(1945) でよく近似される。

$$R = R_{\max} \cdot [1 - \exp\{\lambda \cdot (II^* - II)\}] \quad (2-2-29)$$

ここに R は餌料濃度 II での動物プランクトンの摂食速度、 R_{\max} は摂食速度、 λ は Ivlev 定数、または捕食の制限を与える餌料濃度である。さらに最大摂食速度に対しては指数関数の温度応答を仮定し

$$R_{\max} = a_3 \cdot \exp(\beta_3 \cdot T) \quad (2-2-30)$$

とした。

動物プランクトンの餌料に関しては植物プランクトン、デトリタス、及びバクテリアの3つの種類の有機物を考えている。ただし、動物プランクトンがどの位の割合で摂食を行なうかは明らかで

ないため、ここでは単純に餌料濃度に比例する選択餌率を仮定した。植物プランクトン4種のうち摂食選択をした種とデトリタス、及びバクテリア

の量の和の式が(2-2-30)の総量餌料密度 II を決定する。

(植物プランクトンの選択割合)

$$\mu_1 = \frac{(\sum A_n)}{(\sum A_n) + POC + BAC} \quad (2-2-31)$$

(デトリタスの選択割合)

$$\mu_2 = \frac{POC}{(\sum A_n) + POC + BAC} \quad (2-2-32)$$

(バクテリアの選択割合)

$$\mu_3 = \frac{BAC}{(\sum A_n) + POC + BAC} \quad (2-2-33)$$

となる。

排糞

糞塊として体外に失われる生物量は動物プランクトンの同化効率 e として

$$B_4 = (1 - e) \cdot v_4(T, A_n, POC, BAC) \cdot Z_j \quad (2-2-34)$$

と表した。ここに v_4 は摂食速度である。Z は動物プランクトン現存量である。

③排泄(呼吸)

呼吸を基礎代謝量と摂食活動に伴うエネルギー消費量との和として定式化している。基礎代謝を温度に対する指数曲線応答を仮定し

$$\text{基礎代謝速度} = a_4 \cdot \exp(\beta_4 \cdot T) \quad (2-2-35)$$

と表記し、摂食に伴うエネルギー消費に関しては利用できる情報が少ないため、単純に摂食速度に比例するものとした。

$$\text{摂餌に伴うエネルギー消費(活動呼吸)} = a_4(T, A_p, POC, BAC) \quad (2-2-36)$$

よって動物プランクトンの全呼吸速度は

$$v_4(T, A_n, POC, BAC) = a_4 \exp(\beta_4 \cdot T) + \eta \cdot v_4(T, A_n, POC, BAC) \quad (2-2-37)$$

となる呼吸に伴って消費する窒素とリンの量は動

物プランクトン N/C と P/C 体組成比の $[N:C]_z$ と $[P:C]_z$ を用いて表すと

$$\begin{aligned} N_{excreted} &= [N:C]_z \cdot v_3(T; A_p, POC, BAC) \cdot Z \\ P_{excreted} &= [P:C]_z \cdot v_3(T; A_p, POC, BAC) \cdot Z \end{aligned} \quad (2-2-38)$$

となる。

④自然死亡

植物プランクトンの枯死過程と同じように自然死亡に対しても放物型の表現

$$B_{11} = \delta \cdot Z^2 \quad (2-2-39)$$

を用いる。ここで δ は定数 ($\text{mg C zoo/m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)。

⑤日周垂直運動

動物プランクトンの最も顕著な生態の 1 つに日周垂直移動がある。この現象は、動物プランクトンが夜間に表層に浮上し昼間下層へ下降することを繰り返す運動をいい、表層での動物プランクトン採取量が夜間に多く、日中に少ないと言う事実からその存在が知られたものである。日周垂直運動を適当な式で表現するのは難しいが、移動速度を簡単に次のように定式化した。

昼間、動物プランクトンの下降によって上層から消失する生物量は時間とともに変化し、日照が最強のころ最大になるとして、

$$w \cdot Z(t) = -w_{down} \cdot \sin\left(\frac{\pi}{DL} \cdot t\right) \cdot Z \quad (2-2-40)$$

となる。

ここで w_{down} は最大下降速度 (m/d)、 DL は日長 (日照時間) である。同様に夜間の上昇生物増加量は

$$w \cdot Z(t) = -w_{up} \cdot \sin\left(\frac{\pi}{1-DL} \cdot (t-DL)\right) \cdot Z \quad (2-2-41)$$

(5) バクテリア

溶存態有機物を無機化し、無機態栄養塩を供給する分解者である、バクテリアの現存量の変化は以下のように表される。

$$\frac{dBAC}{dt} = \text{摂食(デトリタス} \cdot \text{溶存態有機炭素)} - \text{呼吸} - \text{自然死亡} \quad (2-2-42)$$

(6) デトリタス

本モデルでのデトリタスは植物プランクトンと

動物プランクトンを除く非生物態(デトリタス態)の有機物 POC (mgC/m^3)、窒素 PON ($\mu\text{g-atm/L}$) 及びリン POP ($\mu\text{g-atm/L}$) の 3 態である。計算は炭素単位の POC で行い、N/C 比、P/C 比を乗じて PON、POP 量へ換算する。デトリタス現存量の時間変化は次式のように表される。

$$\begin{aligned} \frac{dPOC}{dt} &= \text{植物プランクトンの枯死} + \text{動物プランクトンの自然死亡} \\ &\quad + \text{バクテリアの自然死亡} + \text{動物プランクトンの排糞} \\ &\quad - \text{動物プランクトンによる捕食} - \text{バクテリア摂取} \\ &\quad - \text{生物分解} - \text{沈降 (堆積)} \end{aligned} \quad (2-2-43)$$

(7) 溶存有機物

溶存有機物については易分解性フラクションのみを考慮し、計算は炭素量(DOC)にて行なう。元素組成 N/C、P/C 比を乗じて溶存窒素、リン量に換算する。DOC の時間変化は

$$\begin{aligned} \frac{dDOC}{dt} &= \text{植物プランクトンの細胞外分泌} \\ &\quad + \text{デトリタス粉砕} - \text{バクテリアによる摂取} \end{aligned} \quad (2-2-44)$$

(8) 栄養塩

栄養塩のコンパートメントに関しては無機態のリン (PO_4) と 3 態の窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 、 NO_3 、 NO_2) そして、

全炭素 ($\sum \text{CO}_2$) である。

①リン酸態リン

$$\begin{aligned} \frac{dPO_4}{dt} &= - \text{植物プランクトンによる摂取} + \text{動物プランクトンによる排泄} \\ &\quad + \text{懸濁態有機物の無機化} \\ &\quad + \text{植物プランクトンの枯死に伴うリンキョータ解離} \end{aligned} \quad (2-2-45)$$

②アンモニア態窒素

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} &= - \text{植物プランクトンによる摂取} + \text{動物プランクトンによる排泄} \\ &\quad + \text{懸濁態有機物の無機化} + \text{溶存有機物の無機化} \\ &\quad + \text{植物プランクトンの枯死に伴う窒素キョータ解離} \\ &\quad - \text{硝化} + \text{硝酸塩の還元} \end{aligned} \quad (2-2-46)$$

③亜硝酸態窒素

$$\frac{dNO_2}{dt} = \text{アンモニア態窒素の酸化} - \text{硝化} \quad (2-2-47)$$

④硝酸態窒素

$$\frac{dNO_3}{dt} = - \text{植物プランクトンによる摂取} + \text{亜硝酸態窒素の酸化} - \text{還元} \quad (2-2-48)$$

⑤珪酸態珪素

珪酸態窒素は珪藻が増殖する際に必要な栄養塩である。珪藻が死亡すると懸濁態有機珪素なり、溶解により無機態の珪酸態珪素に回帰する。珪酸態珪素と生物起因懸濁態珪素の生物化学過程の定期化は以下のとおりである。

珪酸態珪素

$$\frac{dDSi}{dt} = -\text{珪藻の摂取} + \text{生物起因の珪藻の溶解} \quad (2-2-49)$$

⑥生物起因懸濁態珪素

$$\frac{dBSi}{dt} = -\text{珪藻の死亡による供給} - \text{溶解} \quad (2-2-50)$$

以上本モデルにおける生化学過程における基本式である。以下にこれらの定式を簡単に表にまとめた。

表 2-2-1 植物プランクトンに関する生物過程の定式化(1)

プロセス	定式化	パラメータ
成長 (Diatoms)	$B_1 = v_1(T)\mu_1(P, SQN, SQP, Si)\mu_2(P, I, t)P$	
成長 (others)	$B_1 = v_1(T)\mu_1(P, SQN, SQP)\mu_2(P, I, t)P$	
最大可能成長速度	$v_1(T) = G_{max} \exp(\beta \sigma_{max} T + \beta \sigma_{max} S)$	$G_{max}, \beta \sigma_{max}, \beta \sigma_{max} S$
成長の栄養塩制限		
(Diatoms)	$\mu_1 = \min\left\{\frac{SQN}{SQN + [N:C]P}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]P}, \frac{Si}{K_{Si} + Si}\right\}$	K_{Si}
(others)	$\mu_1 = \min\left\{\frac{SQN}{SQN + [N:C]P}, \frac{SQP}{SQP + [P:C]P}\right\}$	$[N:C], [P:C]$
成長の光制限	$\mu_2 = \frac{1}{H} \int_0^I \frac{I_0}{I_{opt}} e^{-kz} \exp\left[1 - \frac{I_0}{I_{opt}} e^{-kz}\right] dz$	I_{opt}
水中内の自己遮光	$k = k_0 + \gamma_1 [Chla:C]P + \gamma_2 ([Chla:C]P)^{2/3}$	$k_0, \gamma_1, \gamma_2, [Chla:C]$
海面光強度	$I_0 = \max\left\{0, I_{max} \sin^2\left(\frac{\pi}{DL} t\right)\right\}$	I_{max}, DL
リン吸収	$B_2^P = V_p(P_{O_4}, SQP)P:C]P$	
PO ₄ 吸収速度	$V_p = UP_{max} \frac{P_{O_4}}{K_{P_{O_4}} + P_{O_4}} \mu_r(P, SQN)$	$UP_{max}, K_{P_{O_4}}$
吸収の P への制限	$\mu_r = \left\{PQ_{P_{max}} \frac{[P:C]P + SQP}{[P:C]P}\right\} / (PQ_{P_{max}} - 1)$	$PQ_{P_{max}}, [P:C]$
窒素吸収	$B_2^N = V_p(NH_4, NO_3, SQN)N:C]P$	
NH ₄ 吸収速度	$V_p^1 = UN_{max} \frac{NH_4}{K_{NH_4} + NH_4} \mu_n(P, SQN)$	UN_{max}, K_{NH_4}
NO ₃ 吸収速度	$V_p^2 = UN_{max} \left(\frac{NO_3}{K_{NO_3} + NO_3} e^{-\psi N}\right) \mu_n(P, SQN)$	UN_{max}, K_{NO_3}, ψ
吸収の N への制限	$\mu_n = \left\{PQN_{max} \frac{[N:C]P + SQN}{[N:C]P}\right\} / (PQN_{max} - 1)$	$PQN_{max}, [N:C]$

表 2-2-2 植物プランクトンに関する生物過程の定式化(2)

プロセス	定式化	パラメータ
初級吸収 (Diatoms)	$B_2^{Si} = [Si:C]v_1(T)\mu_1(P, SQN, SQP, Si)\mu_2(P, I, t)P$	$[Si:C]$
呼吸	$B_3 = v_3(T)P$	
呼吸速度	$v_3(T) = P_{resp} \exp(\beta_{resp} T)$	P_{resp}, β_{resp}
細胞外分泌	$B_4 = \mu_3(T)P$	
分泌量の割合	$\mu_3(T) = Ext_0 \exp(-\beta_{Ext} [Chla:C]P)$	$Ext_0, \beta_{Ext}, [Chla:C]$
枯死	$B_5 = v_4(T, P)P$	
枯死速度	$v_4 = P_{mot} \exp(\beta_{Pmot} T)P$	P_{mot}, β_{Pmot}

表 2-2-3 動物プランクトンに関する生物過程の定式化

プロセス	定式化	パラメータ
捕食・摂食プロセス		
Carnivora	$B_1^C = \frac{Z_2}{Z_1 + Z_1 + POC} \cdot v_1(POC) \cdot Z_1$	
Mesozooplankton	$B_1^M = \frac{P + P + P}{P + P + P + Z + POC} \cdot v_1(P, P, P, Z, POC) \cdot Z$	
Microzooplankton	$B_1^U = \frac{P}{P_1 + POC} \cdot v_1(P, POC) \cdot Z_2$	
デトリタス摂食	$B_2 = \sum_{j=1}^J \frac{POC}{j - \theta_j} \frac{available_food}{available_food} \cdot v_1(available_food) \cdot Z$	
バクテリア摂食	$B_2 = \sum_{j=1}^J \frac{BAC}{j - \theta_j} \frac{available_food}{available_food} \cdot v_1(available_food) \cdot Z$	
摂食速度	$v_1 = P_{max} \cdot \exp(\beta_{max} \cdot T) \cdot \mu_1(P, POC, BAC)$	P_{max}, β_{max}
摂食の餌量制限	$\mu_1 = 1 - \exp\left\{\lambda \left[\Pi^1 - (\beta_{food})\right]\right\}$	λ, Π^1
捕獲	$B_3 = (1 - \epsilon) \cdot (B_1 + B_2 + B_3)$	ϵ
自然死亡	$B_4 = v_1(T, Z) \cdot Z$	
死亡速度	$v_1 = Z_{...} \cdot \exp(\beta_{...} \cdot T) \cdot Z$	$Z_{...}, \beta_{...}$
呼吸	$B_5 = v_2(T, P, POC, BAC) \cdot Z$	
呼吸速度	$v_2 = Z_{...} \cdot \exp(\beta_{...} \cdot T) + \eta \cdot v_1(T, P, POC, BAC)$	$Z_{...}, \beta_{...}, \eta$

生態系モデルに与えた各種の生態パラメータを以下の表 2-2-3.1 から表 2-2-3.3 に示す。

表 2-2-3.1 SANARUKO-MODEL における植物プランクトンの生態パラメータ

項目	設定値				
	単位	珪藻類	渦鞭毛藻類	微小鞭毛藻類	ピコプランクトン類
0 での最大可能成長速度	day ⁻¹	-	0.100	0.200	6.000
成長応答の温度係数	-1	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693
成長応答の塩分係数	psu ⁻¹	0.01	0	0	0
燐酸塩の最大摂取速度	Day ⁻¹ , -1	18	12	18	18
燐酸塩摂取に関する半飽和定数	μ mol ⁻¹	1	1.5	2	0.5
窒素の最大摂取速度	day ⁻¹	12	12	12	12
アンモニア態窒素に関する半飽和定数	μ mol ⁻¹	1	2	4	1
硝酸態窒素に関する半飽和定数	μ mol ⁻¹	3	2	2	1
硝酸吸収の制限因子	L (μ mol ⁻¹) ⁻¹	1.46	1.46	1.46	1.46
リンクワータの上限	-	8	8	6	6
窒素クワータの上限	-	6	8	4	4
珪酸摂取の半飽和定数	μ mol ⁻¹	1	0	0	0
細胞外分泌率	-	0.135 · exp(-0.0021 · Chl-a)			
呼吸速度	Day ⁻¹ , -1	0.02 · exp(0.0524 · T)			
0 での枯死速度	day ⁻¹	2.0×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁵
枯死応答の温度係数	-1	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693
沈降速度	cm · sec ⁻¹	1.0×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻⁴	-	-
C/Chl-a比	重量比	50.93	48.50	40.00	20.00
C/N比	重量比	161.3	161.3	161.3	161.3
C/P比	重量比	15.9	15.9	15.9	15.9
C/Si比	重量比	6	-	-	-
COD/C比	重量比	1.372	1.372	1.372	1.372
TOD/C比	重量比	3.6	3.6	3.6	3.6

表 2-2-3.2 SANARUKO-MODELにおける動物プランクトンの生態パラメータ

パラメータ	単位	設定値		
		肉食者 プランクトン	大型植食者	小型植食者
0℃での最大可能摂食速度	Day ⁻¹	0.2	0.36	0.6
摂食応答の温度係数	℃ ⁻¹	0.0588	0.0699	0.0699
lvlev定数	m ³ /mgC	0.007	0.007	0.007
摂食の下限餌量濃度	mgC/m ³	0	0	0
同化効率	%	70	70	70
0℃での基礎代謝速度	Day ⁻¹	0.0214	0.0274	0.035
代謝応答の温度係数	℃ ⁻¹	0.0637	0.0888	0.1138
摂食活動に費やす呼吸量	%	30	30	30
0℃での自然死亡速度	Day ⁻¹	1.2×10 ⁻³	3.0×10 ⁻³	5.0×10 ⁻³
死亡速度の温度係数	℃ ⁻¹	0.0588	0.0699	0.0699
C/P比	重量比	50	60	60
C/N比	重量比	5	5	5

与え、解析を行った。(図 2-2-2)



図 2-2-2 ネスティングモデル

表 2-2-3.3 SANARUKO-MODELにおけるその他のパラメータ

パラメータ	単位	設定値
デトリタス摂取速度	Day ⁻¹ , ℃ ⁻¹	3.00 · exp(0.0699 · T)
デトリタス摂取の半飽和定数	mgC/m ³	150
酸素制限の半飽和定数	mgO ₂ /m ³	0.25
溶存態有機物摂取速度	Day ⁻¹ , ℃ ⁻¹	1.50 · exp(0.0699 · T)
溶存態有機物摂取の半飽和定数	mgC/m ³	300
酸素制限の半飽和定数	mgO ₂ /L	0.25
デトリタスの同化効率	%	70
溶存態有機物の同化効率	%	70
0℃での枯死速度	day ⁻¹	1.0×10 ⁻⁴ · BAC
枯死速度の温度係数	℃ ⁻¹	0.00699
C/N比	重量比	4.5
C/P比	重量比	45.4
O/C比	重量比	3.68
アンモニアの硝化速度	Day ⁻¹ , ℃ ⁻¹	0.002 · exp(0.0699 · T)
亜硝酸の硝化速度	Day ⁻¹ , ℃ ⁻¹	0.025 · exp(0.0699 · T)
懸濁態珪素の溶解速度	Day ⁻¹ , ℃ ⁻¹	0.05 · exp(0.0699 · T)
底泥からの窒素の溶出	mgN/n ² /day, 1/℃ · (mg/l) ⁻¹	28.00 · exp(0.1796 · T - 0.5 · DO)
底泥からのリンの溶出	mgP/n ² /day, 1/℃ · (mg/l) ⁻¹	0.730 · exp(0.2604 · T - 0.32 · DO)

2. 2. 3 流入河川負荷量の推定

流入河川からの負荷量の推定には、静岡県からの観測値を元に流量との相関から推定した。しかしながら、河川の調査に関しては二級河川以下の河川に関しては、ほとんどデータがないのが現状である。特に本研究で解析対象にした浜名湖、佐鳴湖に関しては流入河川流量の観測値も満足できるほどデータはない。よって、複数年の調査結果からL-Q 曲線を導き出し、生態系モデルの河川負荷量として与えた。佐鳴湖に流入する河川からの負荷量に関しては NARITA(2006)による観測値を元に推定した。

$$L = aQ^b \quad (2-2-51)$$

その結果、段子川における推定式を次のように得た。

$$\text{NO}_2\text{-N}; y = 0.0003 x^{0.0597} \quad (2-2-52)$$

$$\text{NO}_3\text{-N}; y = 0.0743 x^{0.0247} \quad (2-2-53)$$

$$\text{NH}_4\text{-N}; y = 0.0035 x^{0.4046} \quad (2-2-54)$$

$$\text{SiO}_2\text{-Si}; y = 0.1443 x^{0.6769} \quad (2-2-55)$$

$$\text{PO}_4\text{-P}; y = 0.0007 x^{0.2901} \quad (2-2-56)$$

同様に、他の河川流入負荷量を推定した。

2. 2. 2 佐鳴湖の開境界

河川からの流入負荷量は次式を用いることで推定した。

浜名湖モデルにおいては、佐鳴湖との接続箇所にあたる新川は河川として与え解析を行った。佐鳴湖モデルに導入する場合は、浜名湖モデルで新川の位置から 500m の地点の結果を用いた。

浜名湖-佐鳴湖の相互作用を考慮している。しかしながら、浜名湖モデルと佐鳴湖モデルの分解能は異なる。そこで、まず浜名湖モデルによって算出された結果を、佐鳴湖モデルの境界条件として

2. 2. 4 生態系モデルの概念図

浜名湖、佐鳴湖に適用した、生態系モデルを図 2-2-3、図 2-2-4 に示す。

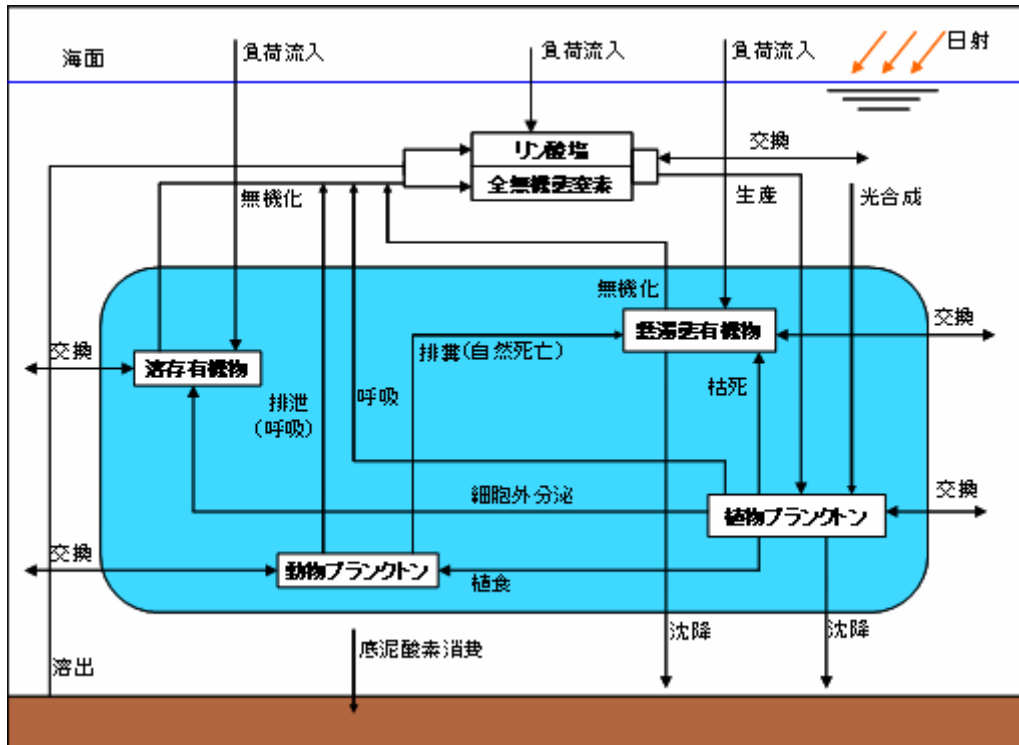


図 2-2-3 HAMANAKO モデルに適用した生態系モデル

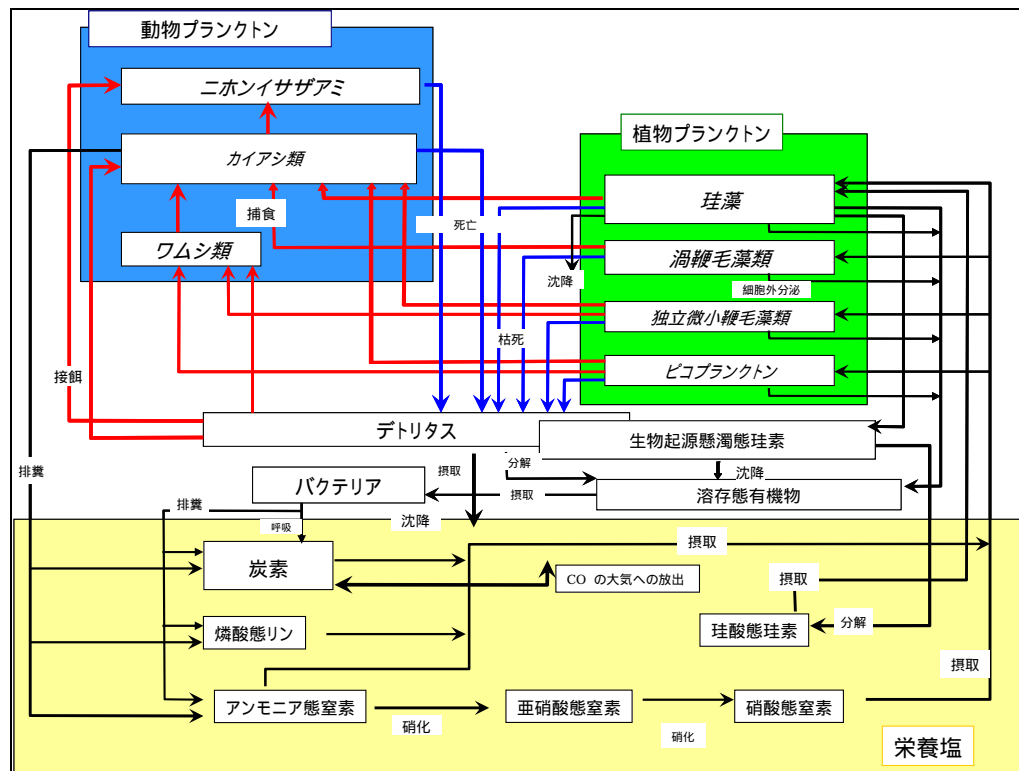


図 2-2-4 SANARUKO モデルに適用した生態系モデル

3 結果

3.1 流動場の再現

3.1.1 浜名湖モデルの結果

佐鳴湖モデルの境界値として、浜名湖モデルの数値実験結果を組み込むにあたり、まず浜名湖モデルの現況の再現を行った。解析結果を、静岡県

が実施している観測値(湖心、湖口)と比較検討を行った。
 浜名湖の、湖心と湖口の水温と塩分の結果を図3-1、図3-2に示す。まず、水温に関しては、湖心、湖口ともに観測値の再現をすることができた。観測値との相関も高い値を得ることができた(図3-3)。しかしながら、塩分に関しては、モデルに

組み込んだか河川流量が、過大であった為に低下する一方となってしまったのだと考えられる。今後、浜名湖モデルの流動場に関してはさらにパラメータ、河川流量等を検討しなおし、さらに再現性を高めていく。

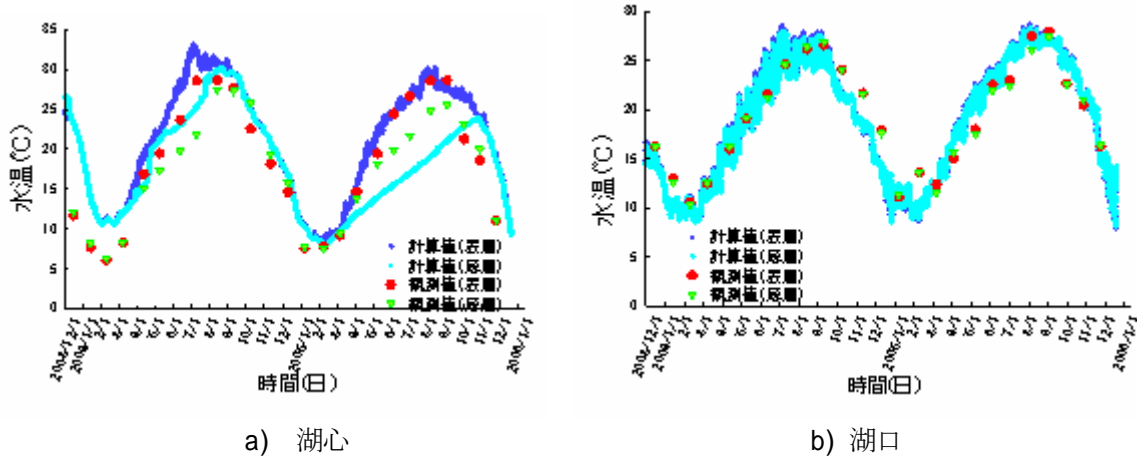


図 3-1 水温の解析結果

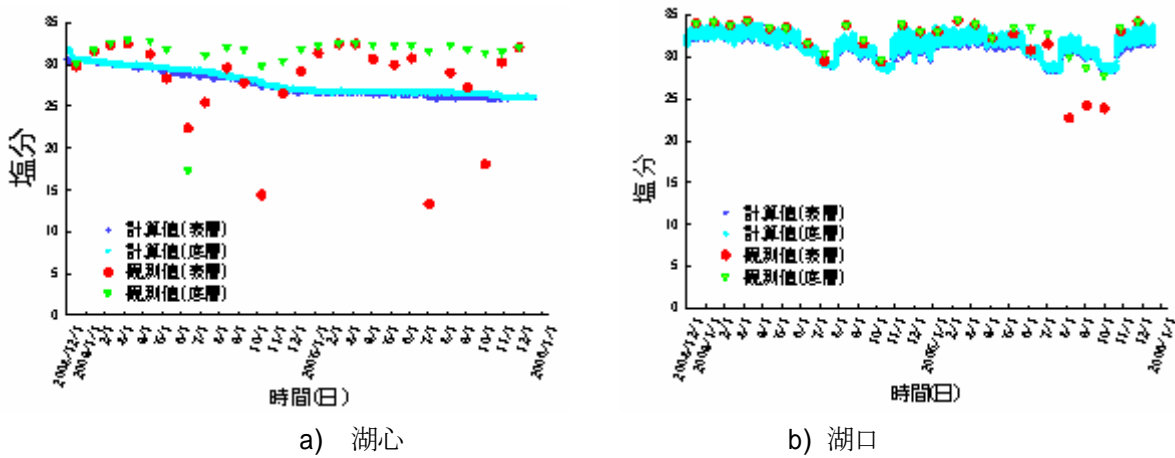


図 3-2 塩分の解析結果

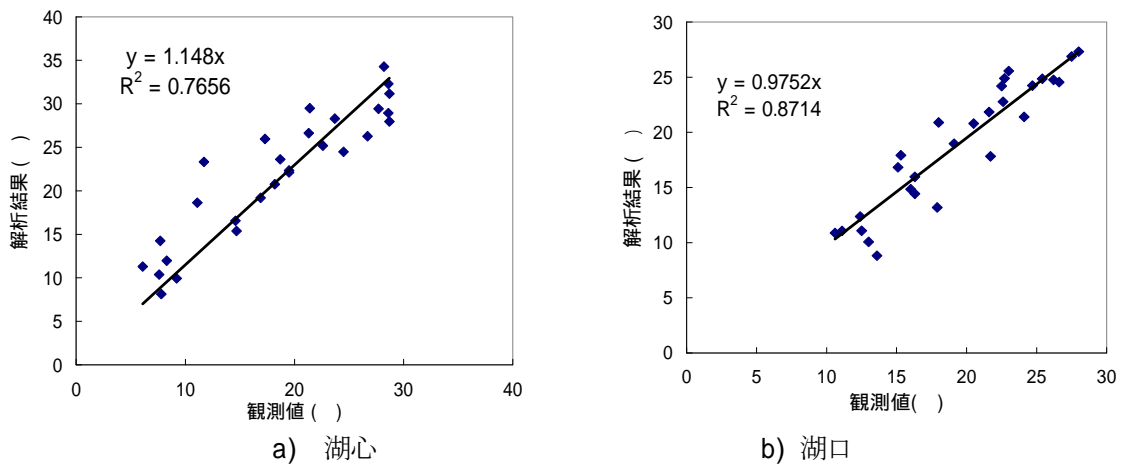
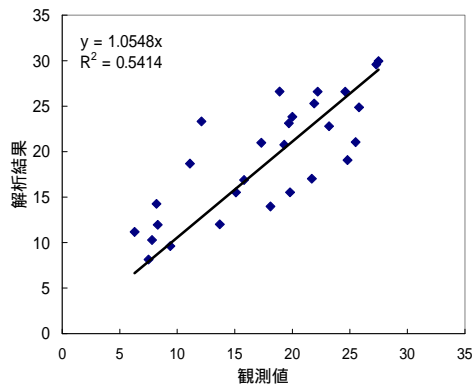
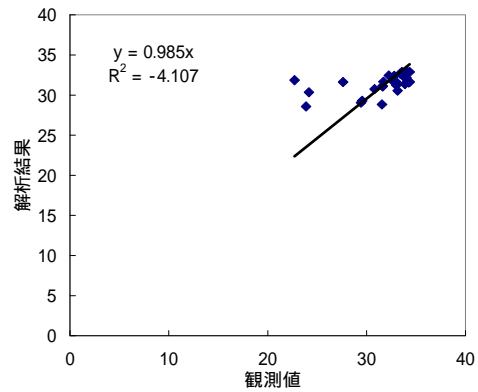


図 3-3 水温の観測値と解析結果の相関



a) 湖心



b) 湖口

図 3-4 塩分の観測値と解析結果の相関

3. 1. 2 佐鳴湖モデルの結果

佐鳴湖モデルの流動場の計算結果を図 3-5～図 3-8 に示す。結果の検討として、現在、静岡県が行っている、佐鳴湖湖心と新川放水路に位置する、新川志都橋の結果と比較検討をした。湖心、新川志都橋共に、水温、塩分の季節傾向を捉えることができた。新川志都橋で底層の塩分が高くなっている。これは、浜名湖から新川放水路を介して佐鳴湖へ底層から海水が流入しているためである。つまり、エスチャリー循環が再現されていること

が言える。潮汐については、2005 年度の安田による、観測値と比較検討を行ったところ、観測にでは舞阪の潮位に対して、佐鳴湖内の潮位と時間差は約三時間であることがわかった。佐鳴湖モデルによって得られた解析結果から、新川志都橋と佐鳴湖湖心との潮位の時間差も、約三時間という結果を得ることができた(図 3-8)。これらのことから、佐鳴湖の流動場の再現性は非常に高いことが言える。以後この結果を用いて、佐鳴湖内の水質シミュレーションを行った。

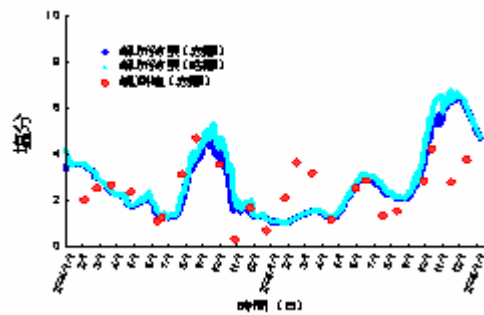
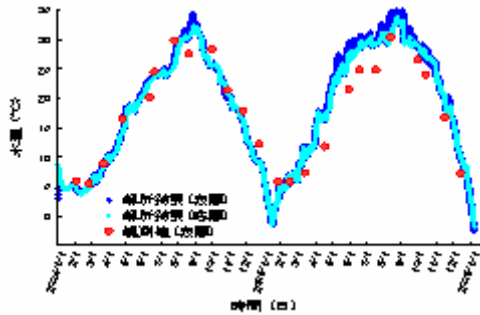


図 3-5 湖心における水温と塩分の解析結果

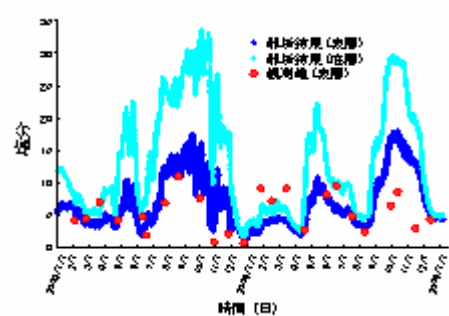
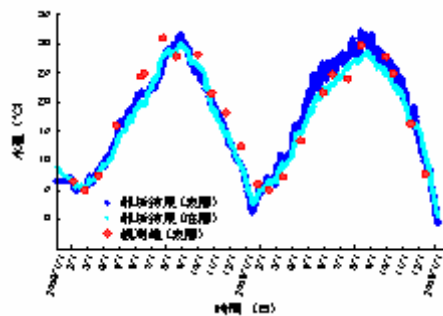
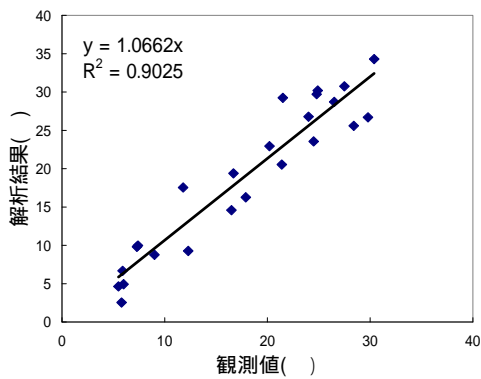
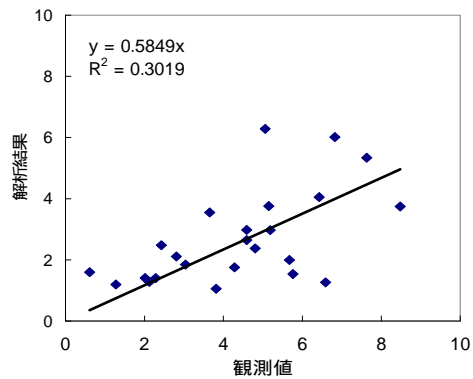


図 3-6 新川志都呂橋における水温と塩分の解析結果

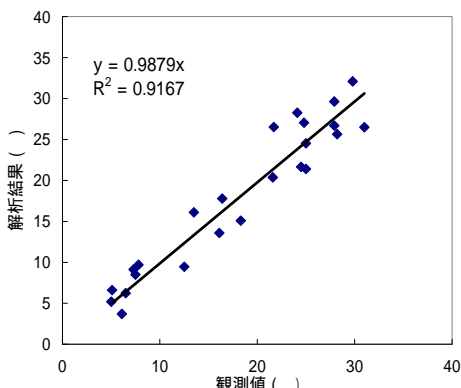


a) 水温

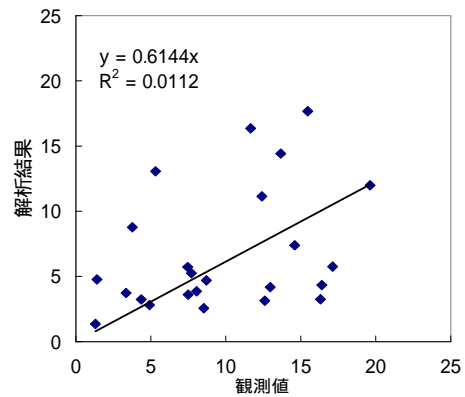


b) 塩分

図 3-7 湖心における水温と塩分の観測値と解析結果の相関



a) 水温



b) 塩分

図 3-8 新川志都呂橋における水温と塩分の観測値と解析結果の相関

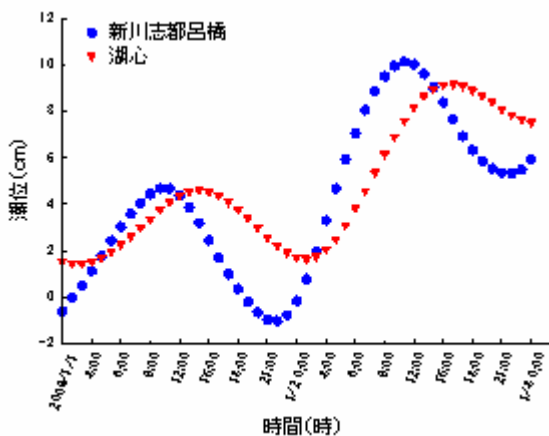


図 3-9 新川志都呂橋と湖心における潮位の比較

3. 2 水質環境の再現

3. 2. 1 浜名湖モデルの結果

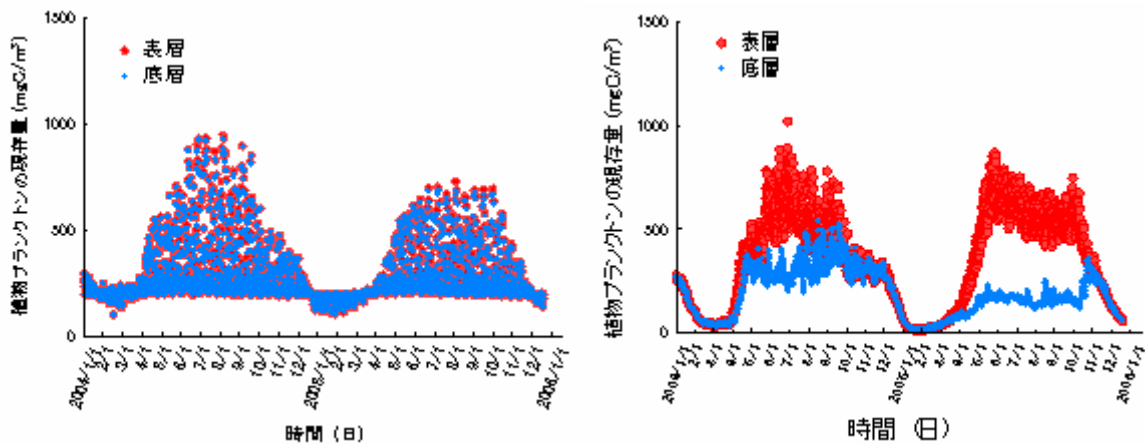
水質環境に関しては、上記で得られた流動場の結果を用いて数値シミュレーションを行った。その結果を、図 3-2-1~図 3-1-4 に示す。湖心での植物プランクトンについては、表層で春から秋にか

けて、現存量が非常に多くなるという結果を得ることができた。現存量そのものに関しては、クロロフィルの観測値がないので、再現性について厳密な検討をすることができない。そこで、COD と数値シミュレーションで得られた現存量との相関、つまり内部生産と有機物量の相関をとってみた図 3-2-2。その結果、相関係数が 0.6914 と高い値を得ることができた。この結果からわかることは、植物プランクトンが約 600mgC/m³ 程度では COD 内部生産分は約 1.3mg/L、1200mgC/m³ では約 2.3mg/L になることである。ここでの COD はアルカリ法なので、一般的に使われている値よりは小さい。酸性法では約 1.5 倍であるとする、それぞれ約 2mg/L、約 3.5mg/L となる。

図 3-2-3 に示した、溶存酸素に関しては、湖心の底層において夏季の貧酸素を再現することができた。また、栄養塩は、植物プランクトンが増加する春から秋にかけて栄養塩が減少し、冬季に増加するという季節的な傾向を捕らえることができた。

しかしながら、河川流量が多すぎるという事に対して、N、Pの負荷も過大と思われ、河川内でのリン酸塩、硝酸塩の量が過大となっているため、今後さらに流入負荷量を検討していく必要がある。まとめとして、物理環境、水質環境ともにパラメ

ータ等の細部の検討が必要ではあるが、浜名湖の環境の再現性は高いと言える。よって、この浜名湖モデルの結果を佐鳴湖モデルの境界値として与え、数値シミュレーションを行った。



a) 湖口 b) 湖心
図 3-2-1 植物プランクトンの現存量の解析結果

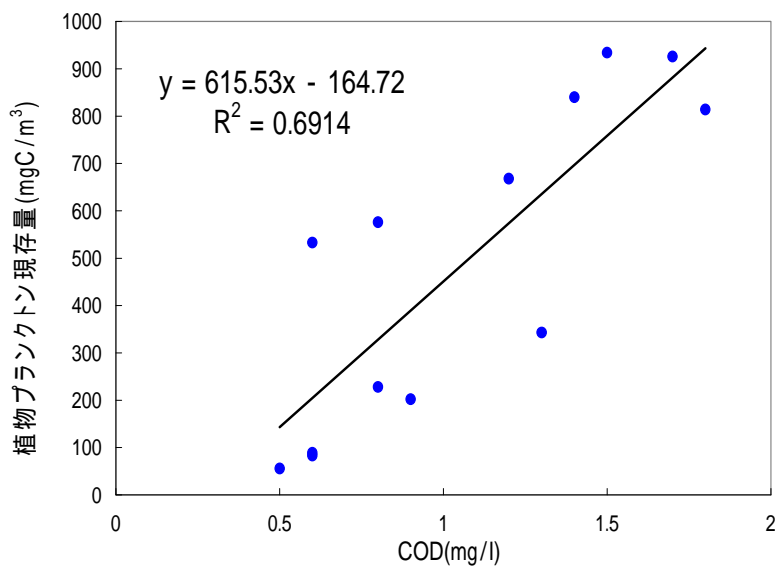


図 3-2-2 植物プランクトン現存量とCODの比較

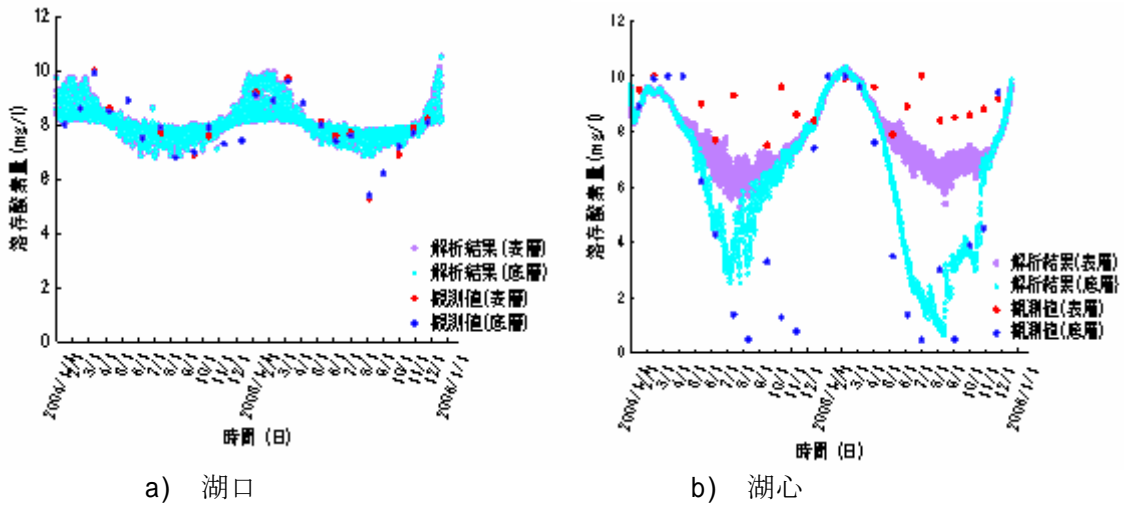


図 3-2-3 溶存酸素の解析結果

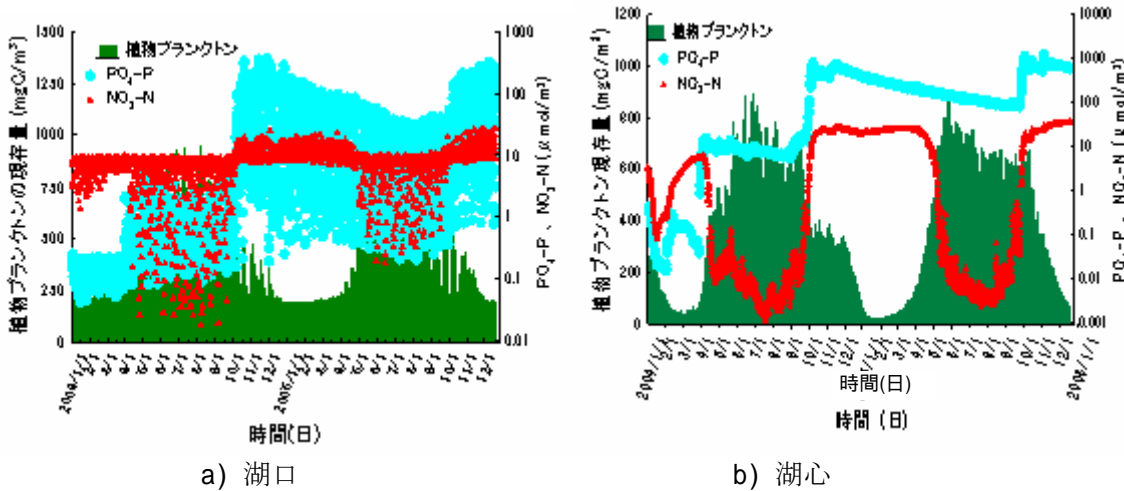


図 3-2-4 植物プランクトンと磷酸態磷($PO_4\text{-P}$), 硝酸態窒素($NO_3\text{-N}$)の比較

3. 2. 2 佐鳴湖モデルの結果

佐鳴湖モデルによる解析結果について、湖心と浜名湖との接続境界に近い、新川志都橋の地点について示す(図 3-2-6～図 3-2-8)。植物プランクトンは、春から夏にかけて現存量が増加するという傾向を再現することができた。種別に見てみると、珪藻が解析期間を通して常に優先するという結果となった。クロロフィル a 量に換算したところ、2005 年度の成田による観測値と同程度の量であった。しかしながら、佐鳴湖では夏季に珪藻ではなく、ピコプランクトンが優先するという観測結果となっている(千賀 2006)。そこで、これまで植物プランクトンの増殖過程に Epply の式、すなわち水温の上昇に伴い植物プランクトンの増殖速度は指数関数的に増大するという式であるが、この場

合は夏季において、珪藻が夏季に優先してしまい、観測で見られたピコプランクトンが優先するという生態系にはならなかった。そこで、夏季の水温上昇期に珪藻の増殖を制限できるように Kawamata の式を採用し解析を行った。

各式による温度に対する成長速度の変化を図にしたものを図 3-2-5 に示す。その結果を図 3-2-7 に示す。

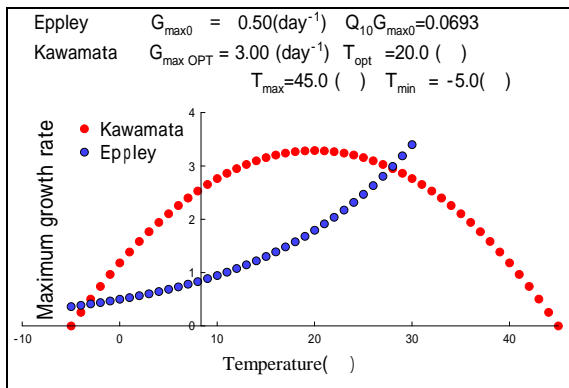


図 3-2-5 珪藻類に関する成長の式の比較

Kawamata の式を適用することで、夏季の珪藻の増殖は Epply の式を適用したときに比べ、抑制されピコプランクトン類が優先する結果を得ることができ、湖内のクロロフィル a 濃度の観測値とも比較的と同程度の値を得ることができた。

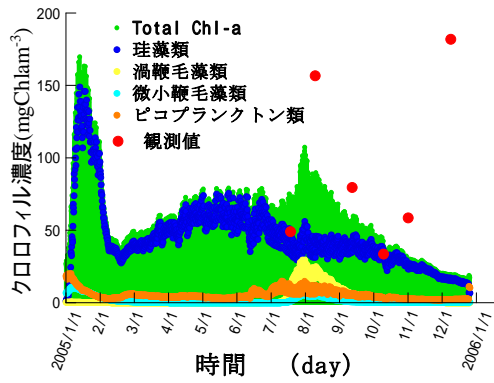
動物プランクトンに関しては、解析期間を通して、ほぼ一定値となった。春先の植物プランクトンのブルーム後に、動物プランクトンが増加しているが、その増加分は小さかった。また、栄養塩に関しては、観測値よりも非常に高い値を得る結果となった。これは、河川からの負荷量を観測値から LQ 曲線により推定しているため、その推定量が過大であることが考えられる。また、懸濁態有機物(POM)、溶存態有機物(DOM)の分解速度が速い事により、更に各栄養塩の濃度を高める結果と思われる。よって、これらのことを考慮し、POM、DOMそれぞれの分解速度を $1.0(\text{day}^{-1})$ 、 $0.005(\text{day}^{-1})$ と設定して解析してきたが、これを $0.1(\text{day}^{-1})$ 、 $0.00025(\text{day}^{-1})$ と更に難分解物質と設定し解析を行った。更に河川からの負荷量を初期の推定値よりも 1 オーダー少なく見積もり条件として組み込んだ。

その結果、POM、DOMの分解速度を小さくすることで、動物プランクトンの現存量が増加した。このことから、佐鳴湖内に生息する動物プランクトン、特に肉食種のイサザアミは大型植食者よりもデトリタスを捕食していることが分る。また、栄養塩に関しても、DOMからの分解量が減少することにより、観測値より多くなりすぎることはなくなった。しかしながら、観測値と比較するとかなり過小評価なので、更に有機物の特に溶存態有機物の分解速

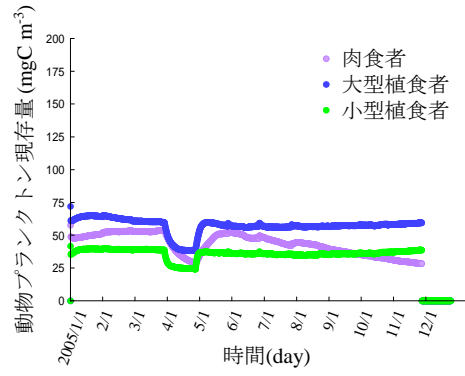
度について検討する必要がある。

更に、今回得られた生態系モデルの結果から、窒素およびリンに関する 1 月と 8 月の循環を示した図 3-2-8。この循環図を把握することにより、生態系の中でどのプロセスが湖内の水質環境を悪化させる原因なのかを把握することが可能となる。

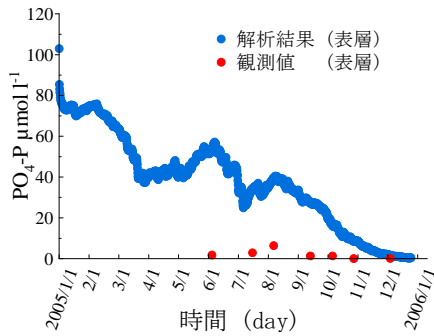
今回の結果では、1 月の各フラックスに対して、各段にその量が増加しているものを赤く、太い矢印で示した。有機物の分解速度を小さくしているために、PON、POP の沈降フラックス量が増加している。また、肉食種のイサザアミが PON を捕食し大量増殖しているため、その死亡や排泄による PON への回帰量も増加している。しかしながら有機物の分解速度を小さくしてはいるが、有機物の全量が増加してしまっているため、それによって分解される量も増加しているのも確かである。栄養塩に関しては、アンモニア態窒素の植物プランクトンへの吸収量が増大している。



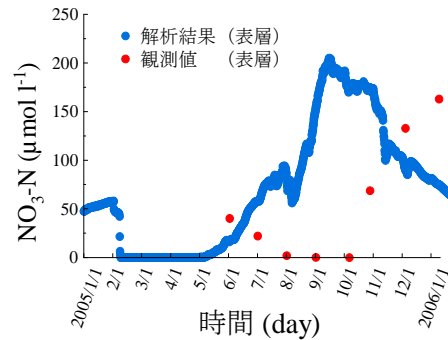
(a) 植物プランクトン



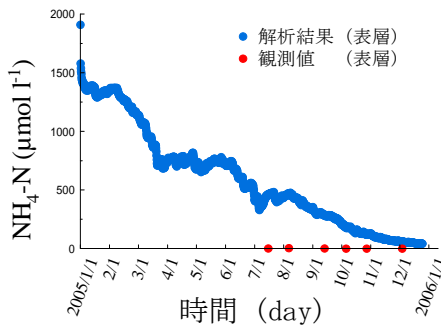
(b) 動物プランクトン



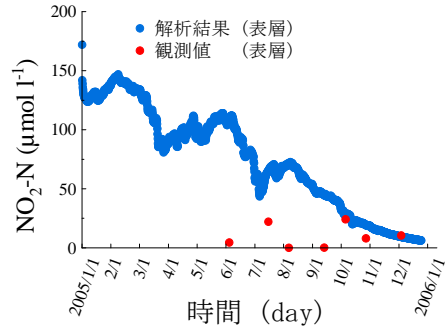
(c) PO₄-P (リン酸態リン)



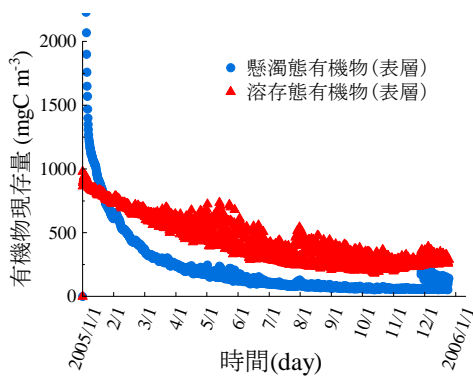
(d) NO₃-N (硝酸態窒素)



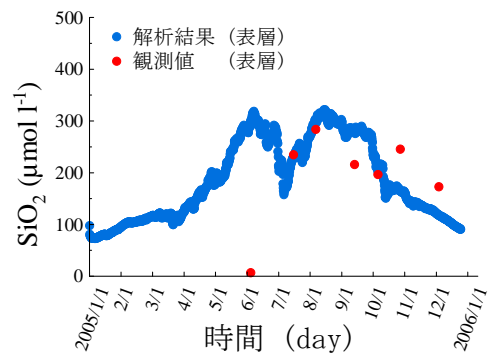
(e) NH₄-N (アンモニア態窒素)



(f) NO₂-N (亜硝酸態窒素)

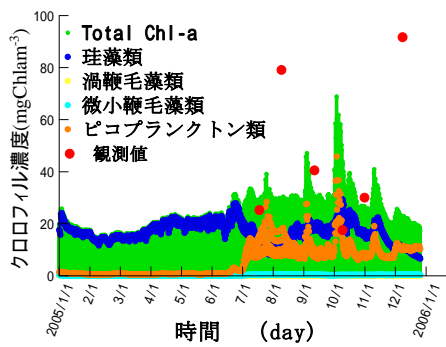


(g) 懸濁態有機物と溶存態有機物

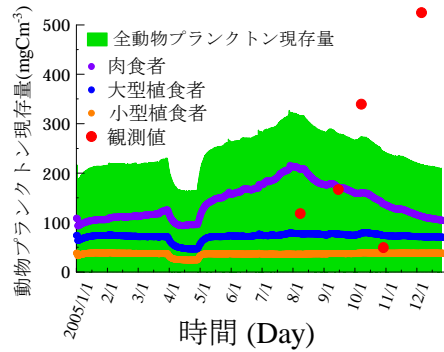


(h) SiO₂-Si (珪酸態珪素)

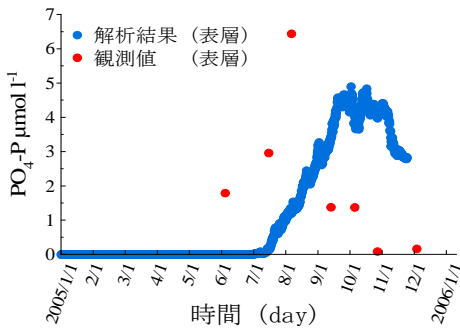
図 3-2-6 湖心における生態系モデルシミュレーションの解析結果



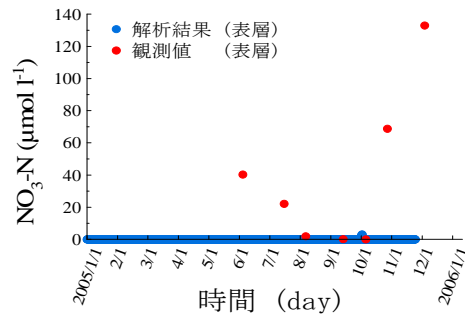
(a) 植物プランクトン(クロロフィル量)



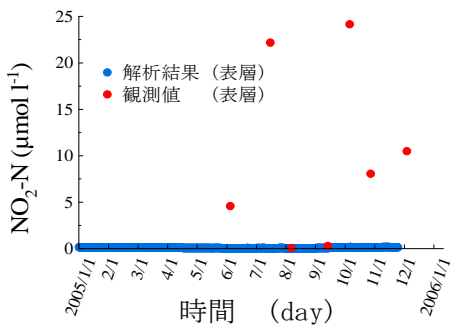
(b) 動物プランクトン



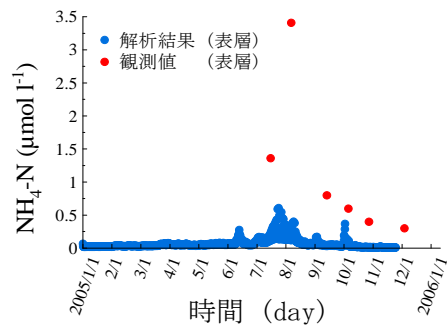
(c) PO4-P (リン酸態リン)



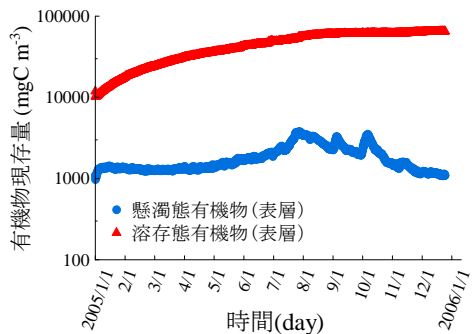
(d) NO3-N (硝酸態窒素)



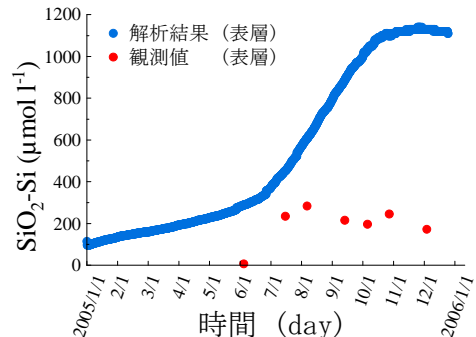
(e) NO₂-N (亜硝酸態窒素)



(f) NH4-N (アンモニア態窒素)

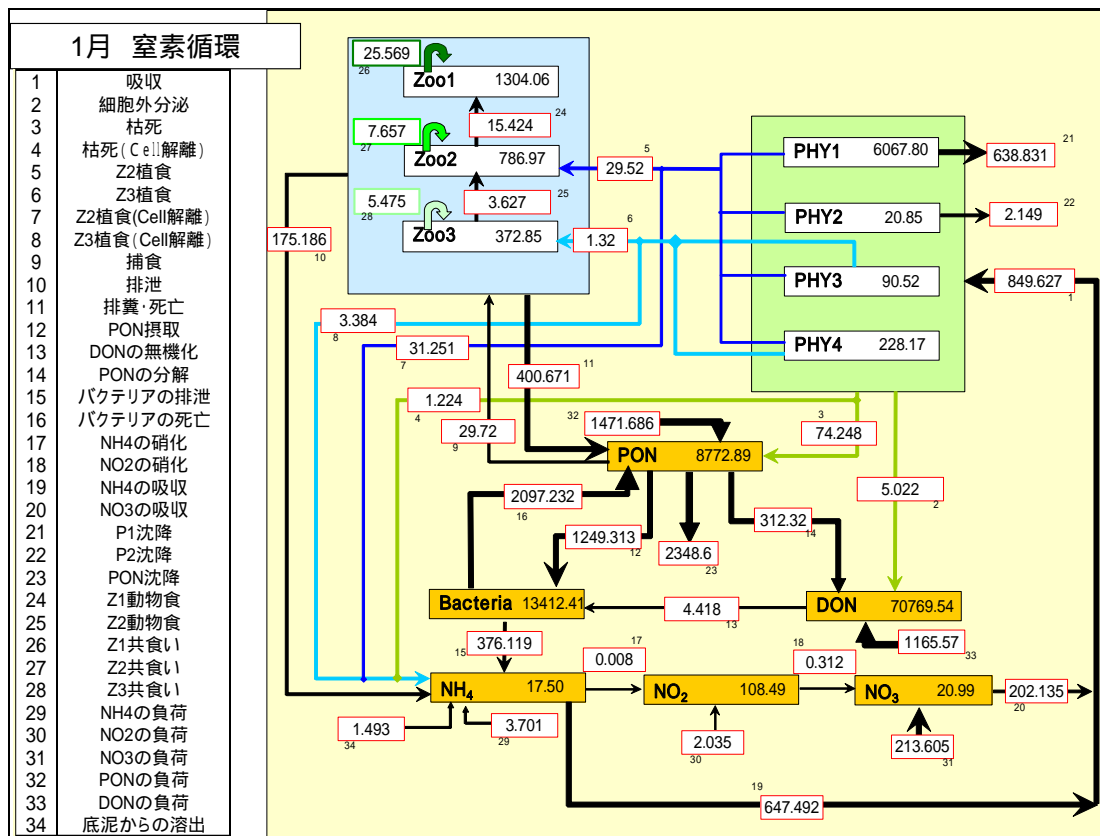


(g) 懸濁態有機物と溶存態有機物

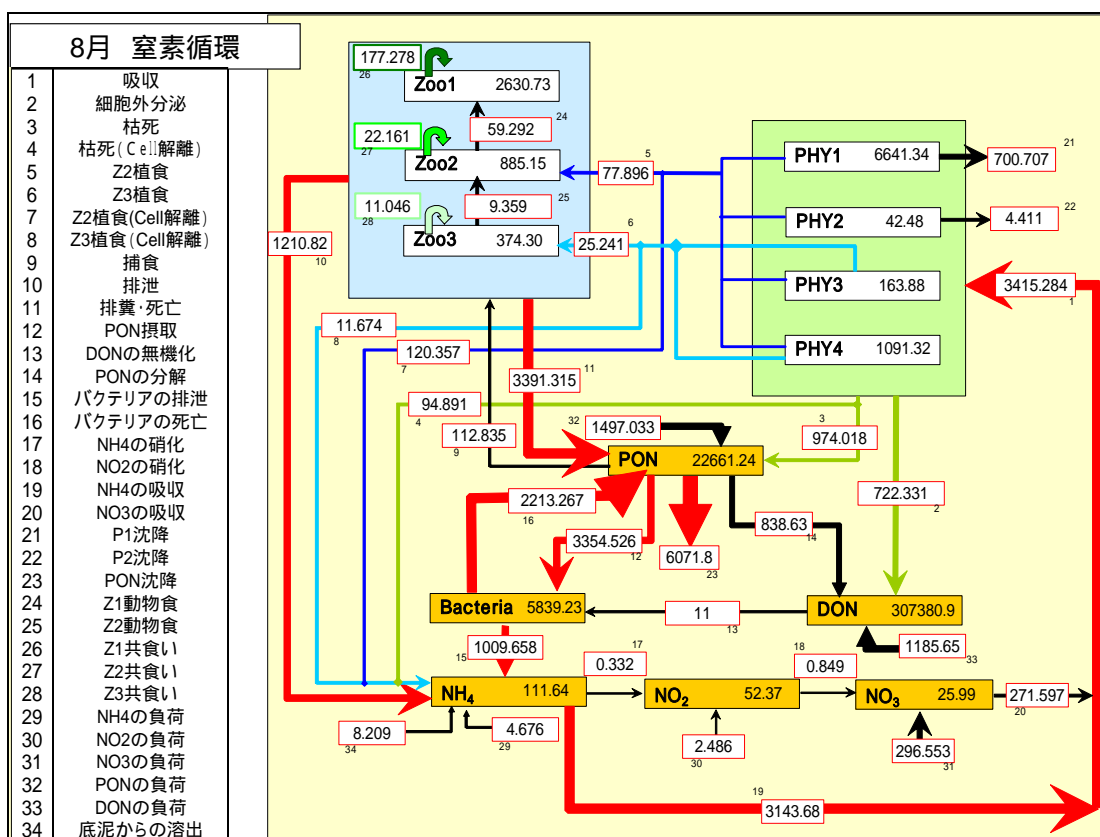


(h) SiO₂-Si (珪酸態珪素)

図 3-2-7 湖心における生態系モデルシミュレーションの解析結果(KAWAMATA の式を適用)。



(a) 1月における窒素循環図 (単位 : kg/month)



(b) 8月における窒素循環図 (単位 : kg/month)

図 3-2-8 佐鳴湖内における1月と8月の窒素循環図

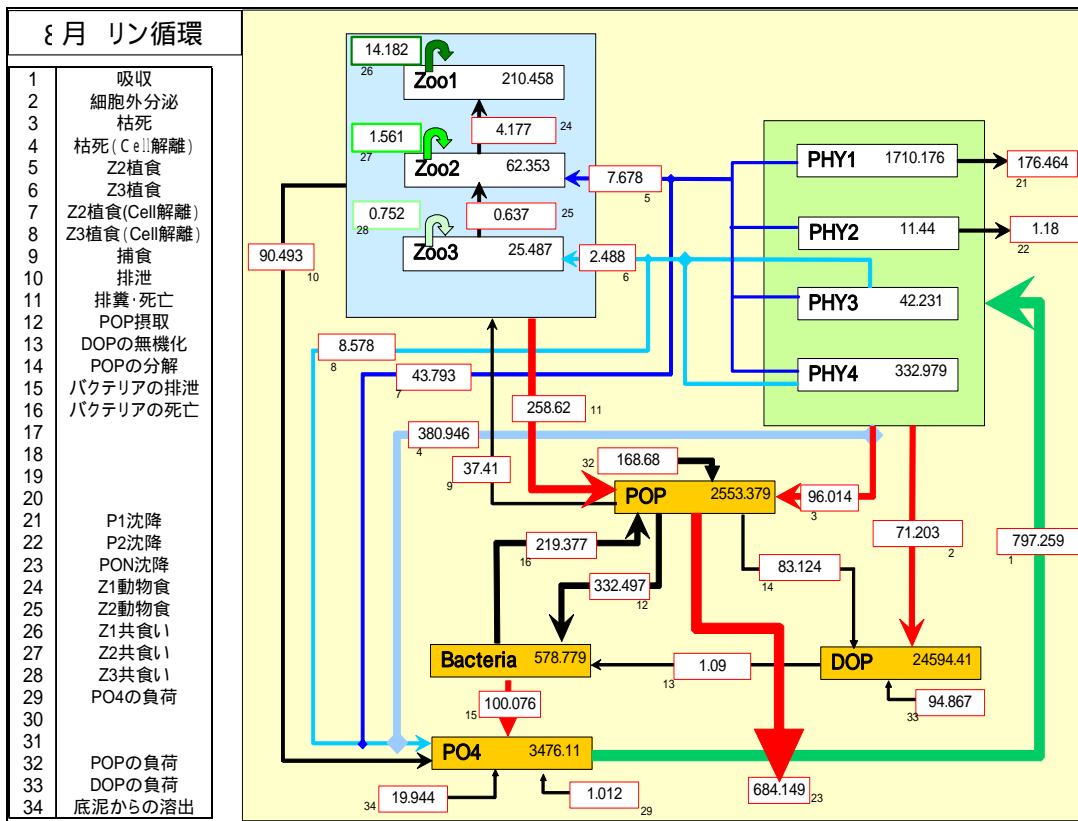
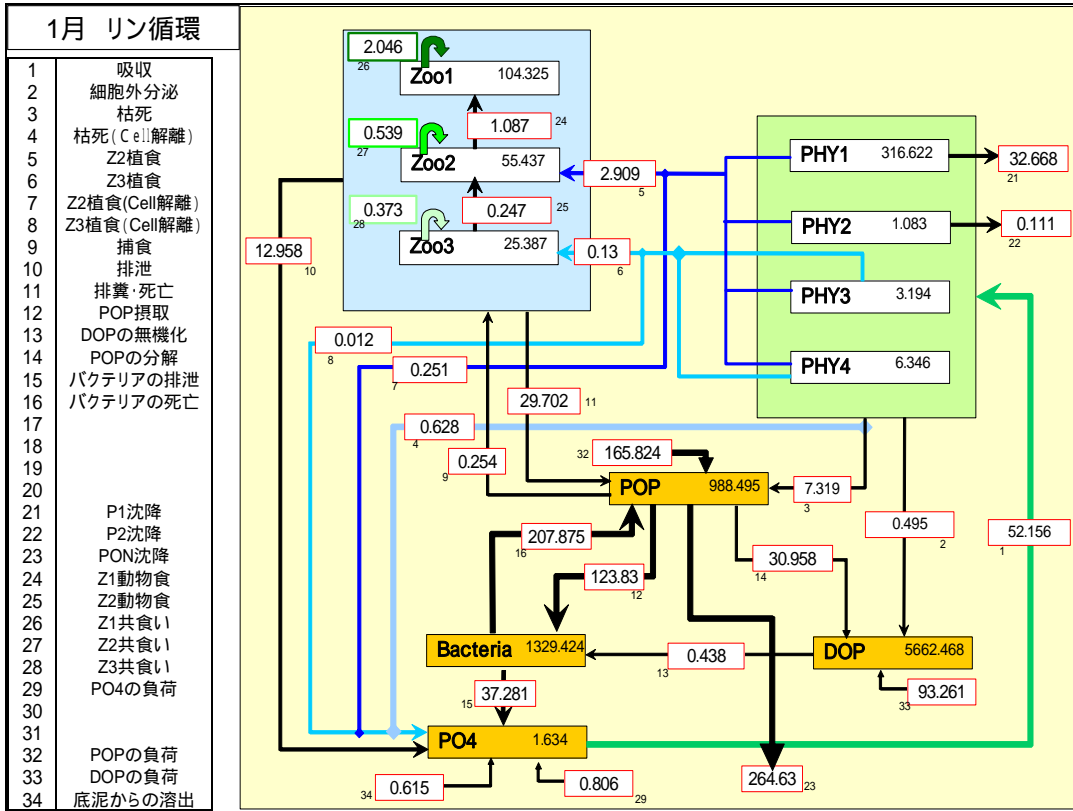


図 3-2-9 佐鳴湖内における1月と8月のリン循環図

4 考察

今回、佐鳴湖モデルを用いて解析を行うことにより、それぞれのプロセスにおけるパラメータのオーダーを知ることができた。特に、有機物の分解に関するパラメータに関しては、佐鳴湖内に存在する有機物は非常に難分解物質であると推測できる。しかしながら、有機物の分解速度を小さくすることによって、栄養塩へのフラックス量が減少し、湖内の栄養塩の濃度は、特にリン酸塩と硝酸塩に関しては観測値を大幅に下回る結果となった。よって、更に有機物や各栄養塩間の分解速度について検討を行うことによって、より再現性の高い結果を得ることが期待できる。

植物プランクトンから動物プランクトンへのプロセスに着目すると、植物プランクトンから上位への植食量が POM の捕食に比べて弱くなっていることが分る。このことから、動物プランクトンは POM へのプロセスを一度経由した形で植物プランクトンを摂取している形となる。このことから、動物プランクトン、主に大型植食者、小型植食者の捕食の割合が佐鳴湖では高いと考えられるのでこれらの捕食に関するパラメータについても検討をする必要がある。

また、この佐鳴湖モデルでは動物プランクトンのカテゴリーにバクテリアを捕食する HNF(微小鞭毛虫)を組み込んでいないために湖内で、バクテリアに関するフラックス量が増加した。これを改善するためには、今回モデルでは動物プランクトンの頂点に肉食者のイサザアミを導入したが、今回の結果から懸濁物食者や底生魚ならびに成魚という位置づけとしてカテゴリーに組み込み、湖内の底泥の堆積物や水中の懸濁態有機物、大型植食者を捕食する働きを持つようにする必要があると思われる。

5 提言・提案

佐鳴湖モデルから見えてきたもの

佐鳴湖モデルより、湖内の流動は非常に弱く、湖内水は滞留しやすい環境であることが明らかとなった。地形的に見ても、湖心が深く沿岸部が浅いという、すり鉢上の地形であることから、湖内水と浜名湖からの外洋性の水が流入しにく

く混合が弱いために非常に閉鎖性が強い性質を持っている。このような状態の佐鳴湖に、河川から植物プランクトンの成長、増殖に必要な栄養塩が多量に流入することで、植物プランクトンは大量発生し、常に赤潮が発生してしまっている状態である。しかしながら、赤潮の発生後、その植物プランクトンの死骸を分解するために、底層では硫化水素が発生し貧酸素水塊が形成されるのだが、佐鳴湖は水深が浅いために、風によって鉛直混合が起りやすく、表層から底層まで、水温、塩分、栄養塩各種の値は均一化しやすくなっている。このために、底層において貧酸素水塊は形成されにくく、湖内に多くの生物が生息できる環境になっているのだと考えられる。また、観測では肉食のイサザアミが非常に多く湖内に生息している。湖内のデトリタスの存在量を多くすることでイサザアミが増殖したことから、水中の有機物や底に沈殿したデトリタスを食べていることが考えられる。

河川からの栄養塩の流入を抑制することで、植物プランクトンの大量発生は抑制できても、その後形成される有機物を除去する機能がなければ、有機物は湖底に堆積し続け、分解によって大量の栄養塩が溶出し、再び植物プランクトンの増殖へとつながる。

イサザアミが湖底に沈降している有機物を除去する役割を担っているのではないかと考えられるが、その能力は湖内の水質を完全に浄化できるほどの能力はなく、大量に発生したイサザアミによる排糞や死亡によって更に有機物が大量に蓄積する。これを摂食するベントス、更にそれを捕食する魚類、そして漁獲へとつながれば生態系中の循環は円滑行われることが考えられる。

これらのことから、佐鳴湖の水質環境を改善させていくためには、河川からの栄養塩の流入を抑えるだけでなく、生産される有機物を除去、または浄化することのできる生物、特に懸濁物食者や堆積物食者が多く生息できる環境へ再生し、自然環境が持つ浄化能力を蘇らせることが重要である。

参考文献

- 1) 静岡県産業部振興局研究調整室(2007)：静岡県戦略課題研究「快適空間」鍵『佐鳴湖』の創造 研究報告書
- 2) 中田喜三郎(1998)：水質と沿岸生態系のモデル. 1997年土木学会誌
- 3) 河合 茂(2000)：河川工学. コロナ社
- 4) 気象庁(2004)：気象庁年報 2003 年
- 5) 気象庁(2005)：気象庁年報 2004 年
- 6) 気象庁(2006)：気象庁年報 2005 年
- 7) 静岡県環境衛生科学研究所(2004)：平成 14 年度 静岡県 公共用水及び地下水の水質測定結果
- 8) 静岡県環境衛生科学研究所(2005)：平成 15 年度 静岡県 公共用水及び地下水の水質測定結果
- 9) 静岡県環境衛生科学研究所(2006)：平成 16 年度 静岡県 公共用水及び地下水の水質測定結果
- 10) 静岡県浜松土木事務所(2002)：佐鳴湖浄化対策専門委員会第 1 回委員会資料
- 11) 静岡県浜松土木事務所(2003)：佐鳴湖浄化対策専門委員会第 2 回委員会資料
- 12) 静岡県浜松土木事務所(2003)：佐鳴湖浄化対策専門委員会第 3 回委員会資料
- 13) 静岡県浜松土木事務所(2004)：佐鳴湖浄化対策専門委員会第 4 回委員会資料
- 14) 玉井 信行(2000)：大学土木 河川工学. オーム社
- 15) 通商産業省立地郊外局(1985)：産業公害総合事前調査における海域調査指針. 社団法人産業公害防止協会
- 16) 原 敏道(2005)：佐鳴湖の水質シミュレーションに関する研究. 2005 年度地球環境工学科卒業研究論文
- 17) 平野敏行(1998)：沿岸の環境圏. 株式会社フジテクノシステム
- 18) 松田義弘(2000)：浜名湖のふしぎ 一内湾の自然と海水の動き一. 静岡新聞

第4章 健全な水循環の回復

1 項 佐鳴湖の湧水に影響を及ぼす地下水モデルの改良

瀬野愛忠*¹、谷口恵亮*²

*¹ 静岡大学工学部システム工学科准教授 *² 静岡大学 工学研究科システム工学専攻修士

1 はじめに

佐鳴湖の水質汚濁の主原因は富栄養化による植物プランクトンの大量増殖である。これまで湖に流れ込む表層水のみを対象に浄化対策を検討してきたが、汚濁負荷として周辺農地の堆肥などの流亡・地下水を介しての湖への栄養塩負荷量が予想以上に多いと推測される。その事実を踏まえ、静岡県戦略課題研究をとおり伏流水・湧水中の高濃度窒素の発生源、浸透経路・到達時間などを推定可能な浜松地域大規模地下水流動モデルを開発し、研究報告を行い一定の成果を挙げた。¹⁾

本研究では解析結果の信頼性をより向上させるため、河床と地下水間の透水量の評価、提供された揚水データの導入、浜松地域の難透水層の再評価、を行う。

2 研究方法

2.1.1 地下水解析

本研究では地下水解析ソフトを使用して解析を行う。使用するEMS-i社製のGMS⁷⁾には、MODFLOW、MODPATH、MT3DMSの3種類の別々の機能をもったソフトが用意されている。MODFLOWは地下水流動解析プログラムであり、これを使用して浜松地域の地下水流動をシミュレーションする。次に、MODFLOWによって計算された地下水流を基にMODPATHにより地下水を粒子の移動とみなして地下水の流路を計算する。このMODPATHの機能により佐鳴湖に湧出するであろう地下水涵養領域を推定することが可能になる。さらに、MT3DMSを使用して領域内の農地から佐鳴湖へと地下水流れにより移流分散する窒素濃度分布の時系列変化をシミュレーションする。

2.1.2 地下水流れと窒素成分の移流分散方程式

<地下水流動方程式>

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$$

ここで、t:時間[d]、h:水頭[m]、K:透水係数[m/d]、

W:単位体積あたりの吸い込み・湧き出し量[1/d]、

Ss:貯留係数[1/m]、

Kxx, Kyy, Kzz:それぞれx軸、y軸、z軸方向の透水係数[m/d]である。

<窒素成分の移流・分散を記述する方程式>

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n$$

ここで、 θ :土壌の間隙率、 C^k :窒素成分濃度[g/m³]、 D_{ij} :水力学的分散係数[m²/d]、 v_i :浸出または間隙水速度[m/d]、 C_s^k :ソース・シンク流体中の窒素濃度[g/m³]、 q_s :ソース/シンクの体積流量[1/d]、 R_n :化学反応量[g/m³/d]である。

まず、地下水流れを解き各地点の速度を求め、その速度を上記の式に代入して窒素成分の移流・拡散を計算する。

2.2 計算対象領域と境界条件

シミュレーションの対象領域および河川境界を設定した河川名を図1に示す。



図1 計算領域と境界条件

2.2.1 計算対象領域

北を三方原台地北方、東を馬込川、西を浜名湖・花川・和知大谷川、南を堀留川とする。この範囲を囲む東西の距離15570m、南北の距離14602mを東西南

北それぞれ 100 分割し、鉛直方向は地表面標高から 海拔 - 150m までを 8 層に分けて計算用グリッドを作成する。地表面標高については、国土地理院発行の「数値地図 50m メッシュ(標高)」⁶⁾から作成する。

2.2.2 境界条件

地下水流動系における境界条件は物理境界と水理境界がある。物理境界は不透水性基盤や河川などによって形成され、河川は地下水流動系の安定した境界であることから可能な限り境界に設定するのが望ましい。水理境界は水文地質条件によって形成され、地下水の分水界や流線などからなる目に見えない境界である。この境界は一時的なもので、水文地質条件が変化すれば、その位置が移動したり、一緒に消滅したりしてしまう場合もある。以下に各境界条件について説明する。

<一定水頭境界>

各時間ステップで地下水位が一定の境界である。対象は伊左地川、馬込川、堀留川、花川-和知大谷川である。一定水頭をモデル内の 1~8 層全てに与え、数値地図から読み取ったその地点の標高を水頭値としている。

<河川境界>

河川・地下水間の流入、流出を表す境界である。図 1 中の領域内河川(新川、段子川、中途川など)に適用する。河川の高さと河床の高さが必要であり、その地点の標高を河川の高さに、河川の高さから 0.5m 引いた値を河床の高さとする。幅は Google Earth によって測定した数値を使用する。河川境界は第 1 層のみに適用する。

<遠方固定水頭境界>

境界外の水頭と帯水層内の水頭差に基づき「境界を横切る流入量」として定義する境界条件である。領域北方の馬込川 - 和知大谷川を結ぶ境界に適用する。遠方固定水頭境界は 1~8 層全てに与える。

<湧出境界>

ある地点の水頭値が地表面標高を上回るときに湧出を生じさせる境界。湧出境界は対象領域全域とし、佐鳴湖に関しては 3 m の水頭値とコンダクタンス $0.50[m^2/d]$ を与える。

<地下水涵養量>

涵養量とは地表面からの蒸発と雨水浸透、河床からの河川水の浸透などによる地下水量の増減を示す

尺度である。畑、水田、市街地など土地利用形態により左右される。対象領域は領域全域の地表面とし、1976 年から 2007 年までの降水量の平均 2291.5mm と各土地利用形態に依存する流出係数から算出する。本研究では、土地利用形態の領域区分は 2007 年の Google Earth の地図を使用した。(図 2)



図 2 Google Earth の地図

流出係数に関しては、各機関・土壌関係文献などでいろいろな値が用いられている。本研究においては、これらの平均的な値として表 2 に示す値を土地利用状況に応じた流出係数とした。

表 2 本研究で採用した流出係数

土地利用状況	流出係数
田(かんがい期)	0.70
田(非かんがい期)	0.10
その他農用地	0.10
森林	0.10
荒地	0.10
建物用地	0.75
幹線交通用地	0.80
その他	0.10
河川及び湖沼	1.00

この値を基に地下水涵養量の値を以下のように算出する。例えば、田(かんがい期)の場合は表 2 より流出係数: 0.70 として、

$$(1 - 0.70) \times 2291.5 \times \frac{1}{1000} \times \frac{1}{365} = 0.00258[m/d]$$

と算出する。

このように算出した地下水涵養量を表 3 に示す。

表3 本研究で採用した地下水涵養量

土地利用状況	涵養量[m/d]
田（かんがい期）	0.00258
田（非かんがい期）	0.00468
その他農用地	0.00468
森林	0.00468
荒地	0.00468
建物用地	0.00130
幹線交通用地	0.00104
その他	0.00468
河川および湖沼	0

2.3 水理パラメータ

地下水モデルを解析する際のパラメータとして重要なものに地質・地盤の透水係数がある。以下各水理パラメータについて説明する。

<透水係数>

ある土壤が単位断面積・単位時間当たりどれだけの水量を流し得るかを表す値であり通常、 10^{-1} cm/sec 以上を透水性が高い（粗粒～レキ）、 $10^{-1} \sim 10^{-3}$ cm/sec を透水性が普通（砂）、 $10^{-3} \sim 10^{-5}$ cm/sec を透水性が低い（シルト、粘土）、 10^{-7} cm/sec 以下を不透水（均質な粘土）と称する。

本研究では、水平2方向の透水係数は同じであると仮定し、水平・垂直の2方向の透水係数を地質ごとに推定する。垂直方向の透水係数（ K_v ）は水平方向透水係数（ K_h ）と比較して同程度～40分の1の値をとる。この比は地質によって異なり、例えば、透水性の高い礫などは $K_h=K_v$ のような値をとるが、透水性の低い粘土などは K_h/K_v の比が40程度まで大きくなる。

また、同じ種類の地質であっても深くなるほど低い値をとるので、モデルにおいても同じ地質であっても深層にあるものほど透水係数は小さく設定する。

<間隙率、比浸出量、比貯留量>

比浸出量（Specific yield）[$m^3/d/m$]は地層中の水分の中で流動可能な地下水の量を示したものである。比浸出量と間隙率はほぼ同じ値で、地下水の定量化の基本的なパラメータである。この値は主に粒度組成で決定される。比浸出量は単位体積の帯水層が水で飽和された後に重力によって排除される水の量で、

帯水層の体積との比、またはパーセントで表される。また、比浸出量は井戸を掘った場合に帯水量と利用できる水との比を示す。

比貯留量（Specific storage）[1/m]は地下水頭変化による貯留量変化の指標で、不圧帯水層の比浸出量に対応するものであり、これに層厚を乗じると貯留係数になる。地下水の存在形態は、地層間隙の形状・規模・連続性とそれに含まれる水分量で大きく異なる。粘土は、砂と比べて間隙率が高い、圧縮性が高い、透水性が非常に低い、という特徴を持っている。

本研究で採用した透水係数と間隙率と比浸出量と比貯留量の関連を表4に示す。

表4 各水理パラメータの関連

透水係数 [m/d]	間隙率 [-]	比浸出量 [$m^3/d/m$]	比貯留量 [1/m]
0.009 以下	0.45	0.03	0.007
0.01 以上	0.45	0.03	0.002
0.1 以上	0.4	0.08	0.001
1 以上	0.35	0.15	0.0007
10 以上	0.25	0.2	0.0002

2.4 地層の推定

本研究では、図3の手順によって地層と透水係数を決定する。



図3 透水係数決定方法の概略

ボーリングデータ⁹⁾を参考にして各層毎に海拔 - 150m までの地質を推定する。地質の分類は、ボーリングデータにおける表土、玉石、砂礫、砂、スコリア、シルト、ローム、粘土、有機物、泥岩、花崗岩、その他の12種類の分類を表5のように7種類に簡略化する。Google Earth を参考とした土地利用状況を参考として、図4～図11のように透水係数を与える。透水係数の単位は m/d で、図中に示す値は水平方向

の透水係数(Kh)であり、特に記述のない限り、同色の部分は透水係数が同じであることを示している。

表5. 地質分類

ボーリングデータにおける分類	本研究での分類
表土	表土
玉石、砂礫、砂、スコリア	礫
シルト、ローム	シルト
粘土	粘土
有機物	有機物(腐植土)
泥岩、花崗岩	岩
その他	その他

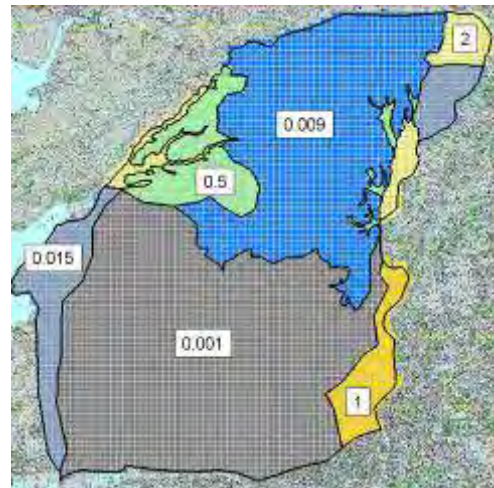


図6 第3層の地質分布と透水係数
(地表面下54m程度)

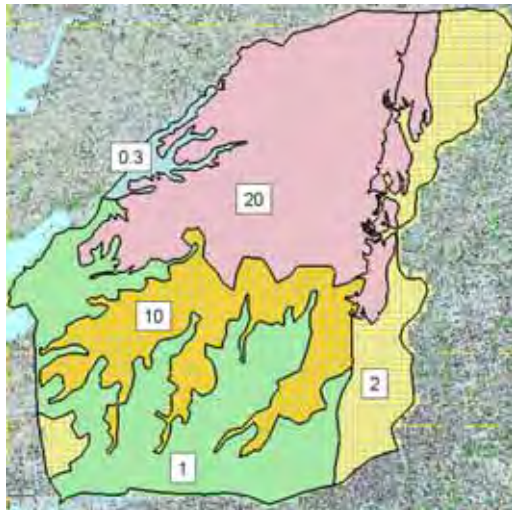


図4 第1層の地質分布と透水係数
(地表面下18m程度)

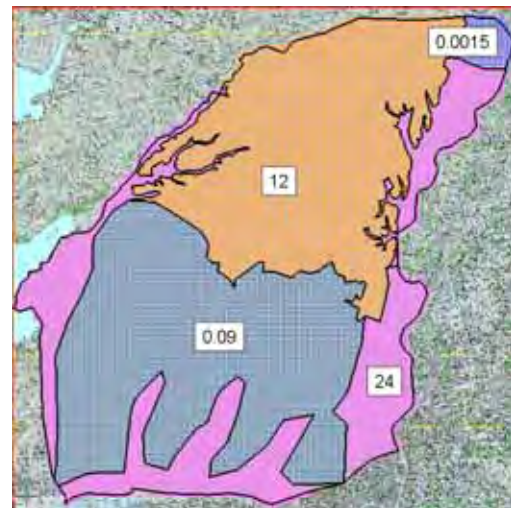


図7 第4層の地質分布と透水係数
(地表面下72m程度)

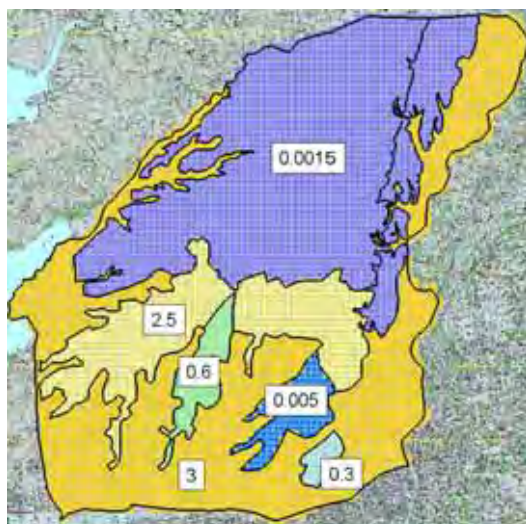


図5 第2層の地質分布と透水係数
(地表面下36m程度)

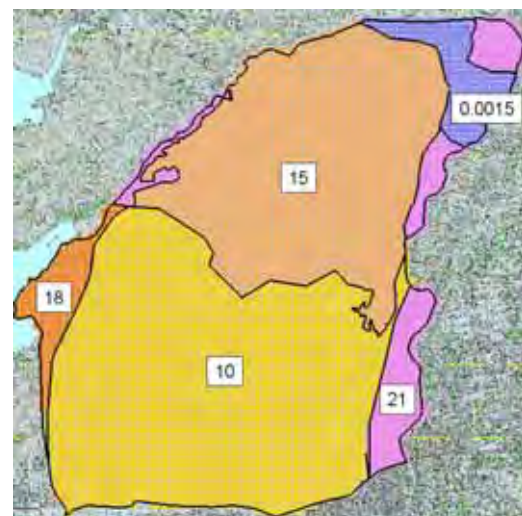


図8 第5層の地質分布と透水係数
(地表面下90m程度)

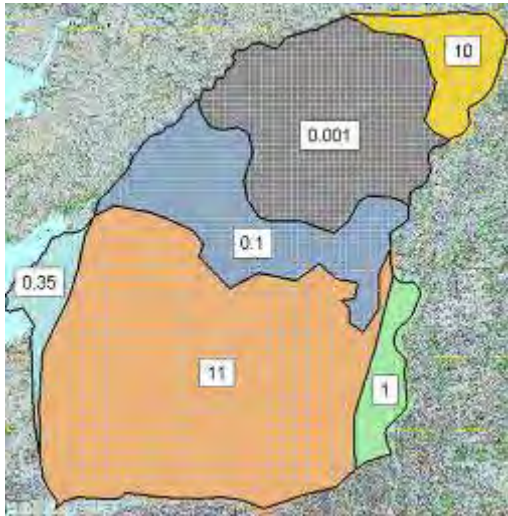


図9 第6層の地質分布と透水係数
(地表面下108m程度)

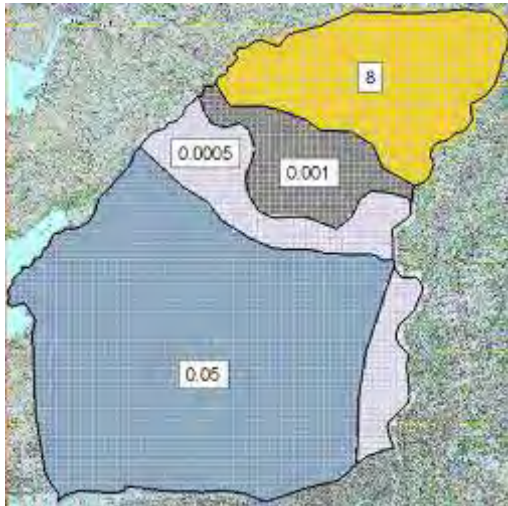


図10 第7層の地質分布と透水係数
(地表面下130m程度)

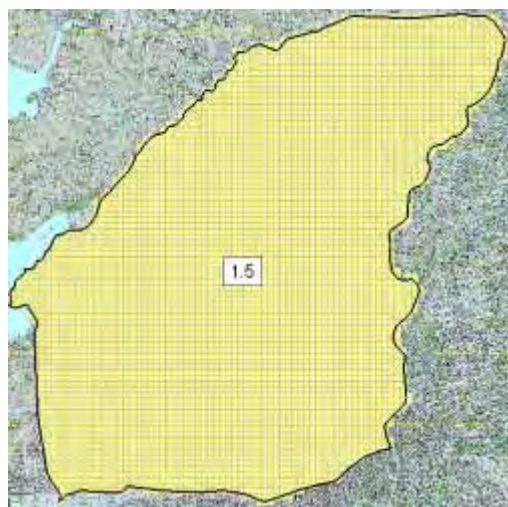


図11 第8層の地質分布と透水係数
(地表面下150m程度)

2.5 揚水井戸

図12、表6に示すとおり、市街地を中心に揚水データ741個のうち、計算領域外の南区の揚水井戸などを除き、かつ現在稼働している142個の揚水データを入力した。

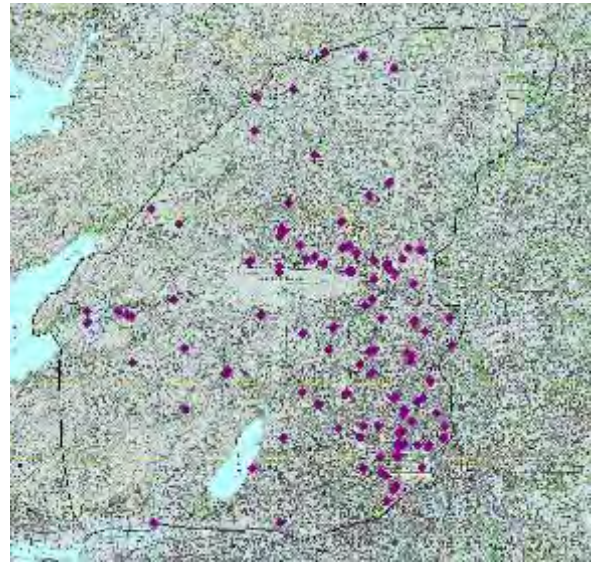


図12 揚水井戸の位置

表6 揚水井戸の稼働地域と揚水量

区	井戸数 [個]	揚水量 [m ³ /d]
東区	7	2076
西区	29	11112
中区	98	37526
南区	0	0
北区	8	1174
合計	142	51888

3 結果

3.1 地下水流動モデルの結果

境界条件、各パラメータ、揚水データを用いてMODFLOWによる地下水流動解析を行った。初期水頭は地表面から2m下とし、地下水流動が定常状態になるまで計算した。

結果を層ごとに図13～図20に示す。第2層北部から第3層南部にまで広がる難透水層に水頭の変化が見られる。図14,15の計算領域の中央部(第3層)・東部(浅層～深層)は、揚水井戸の多い高丘地区・浜松市街地であり、揚水の影響で局地的に水頭が下がっているのが分かる。

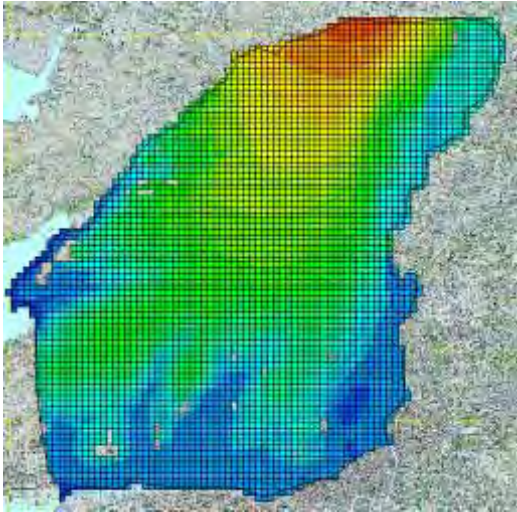


図13 第1層の水頭分布
(地表面下18m程度)

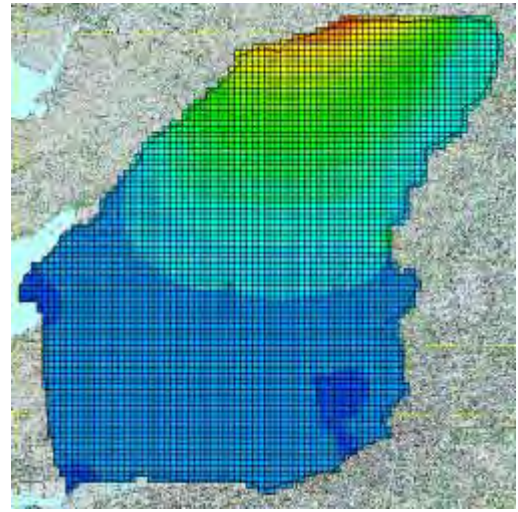


図16 第4層の水頭分布
(地表面下72m程度)

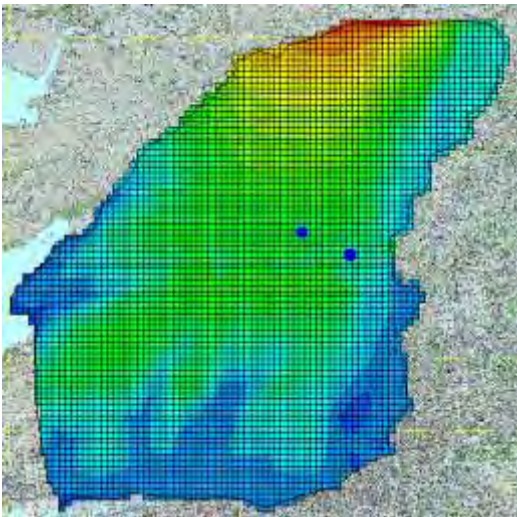


図14 第2層の水頭分布
(地表面下36m程度)

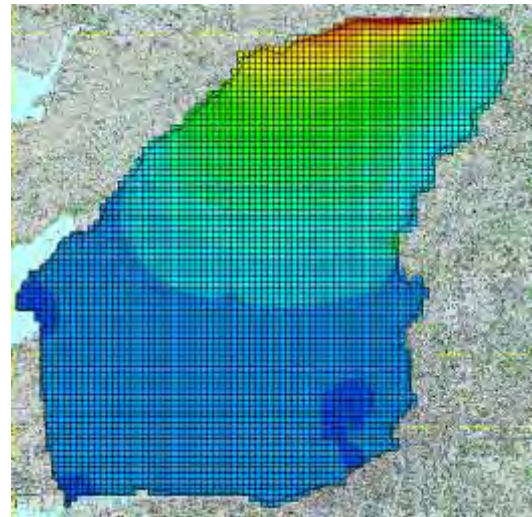


図17 第5層の水頭分布
(地表面下90m程度)

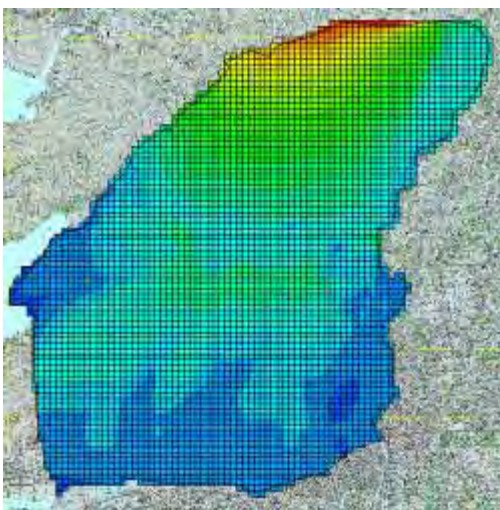


図15 第3層の水頭分布
(地表面下54m程度)

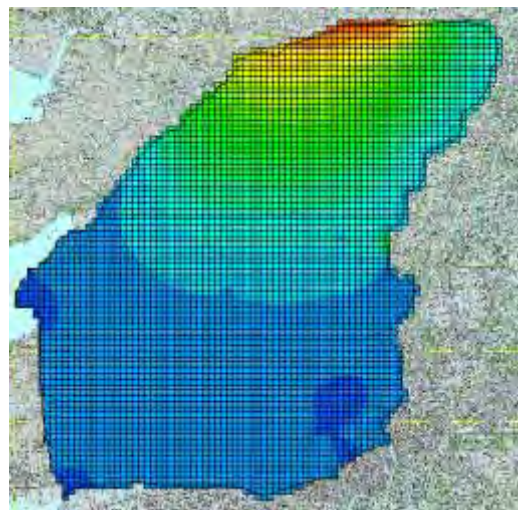


図18 第6層の水頭分布
(地表面下108m程度)

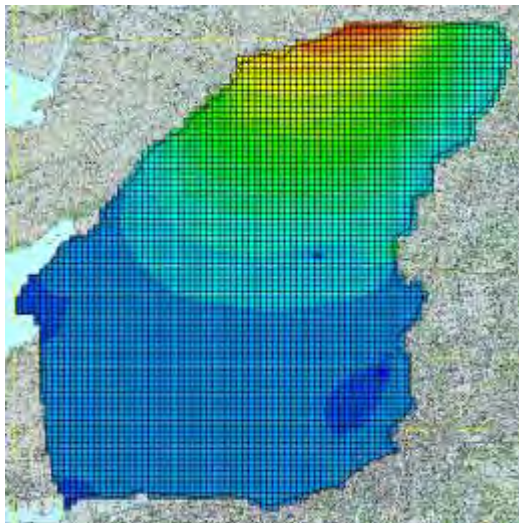


図19 第7層の水頭分布
(地表面下136m程度)



図21 観測井戸の位置

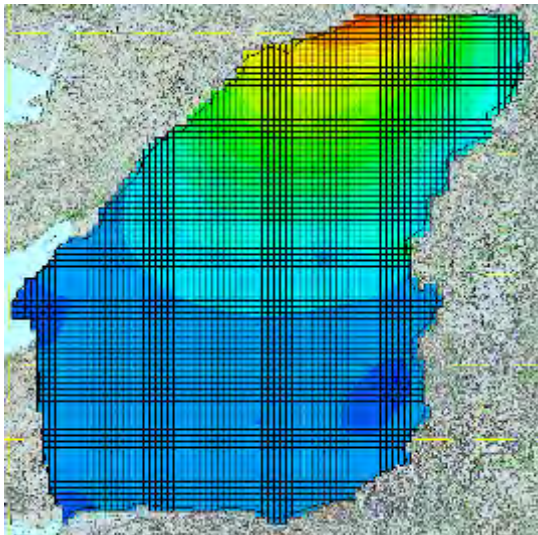


図20 第8層の水頭分布
(地表面下150m程度)

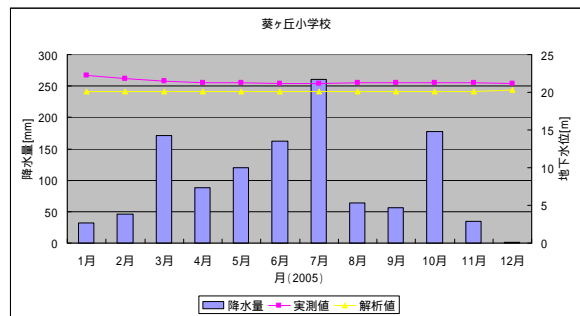


図22 葵ヶ丘小学校における実測値と解析値

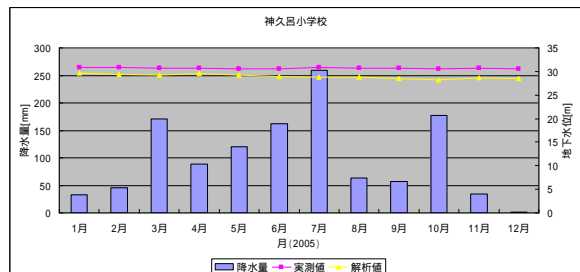


図23 神久呂小学校における実測値と解析値

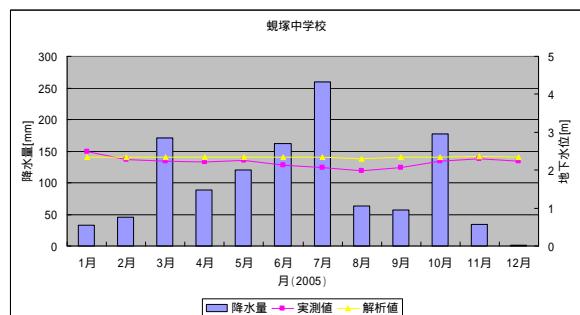


図24 蛭塚中学校における実測値と解析値

<実測値との比較>

モデルの信頼性評価として、図21に示す浜松市観測井戸の2005年観測データ¹⁰⁾との比較を行う。観測井戸は葵ヶ丘小学校、神久呂小学校、東小学校、平口である。

パラメータは涵養量の月変化以外は同じで、観測データにあわせて2005年の降水量変化を考慮した1年間の非定常モデルを作成した。その結果を図22～図26に示す。

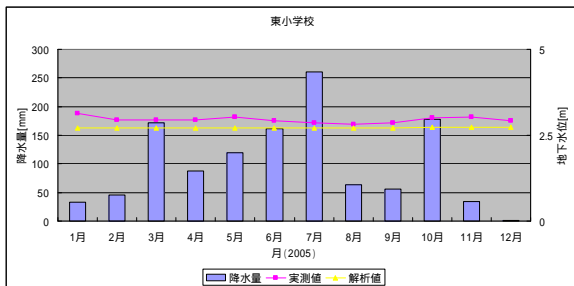


図 25 東小学校における実測値と解析値

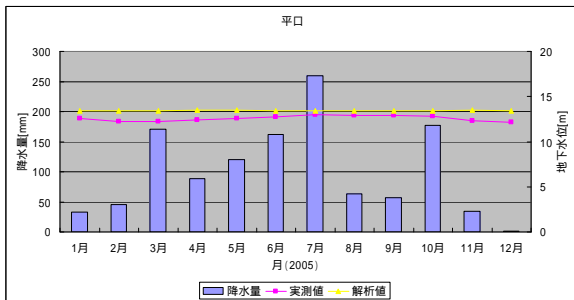


図 26 平口における実測値と解析値

蜷塚をのぞく各観測井戸水位は降水量の影響を受けにくいと考えられる。葵ヶ丘小学校、神久呂小学校、東小学校は解析値が高く計算される傾向、蜷塚中学校、平口では解析値が低く計算される傾向にあり、各観測井戸の実測値との相対誤差は葵ヶ丘小学校 5.9%、神久呂小学校 5.6%、東小学校 7.7%、蜷塚中学校 6.8%、平口 6.9%である。

3.2.1 MODPATH のシミュレーション結果

MODFLOW によって計算された地下水流をベースに佐鳴湖へ湧出する地下水源、涵養領域を MODPATH によって推定した。MODPATH は汚染物質の移動を浸透や拡散ではなく、水粒子の移動として計算するツールである。粒子追跡はあるセルから流れる出る地下水経路を求め、逆追跡ではセルに流れ込む地下水経路が求められる。MODPATH は定常・非定常どちらの流れ場にも適用でき、ここでは、定常状態での水粒子追跡法の結果を述べる。

3.2.2 佐鳴湖周辺に湧出する地下水涵養域の推定

佐鳴湖に直接湧出する地下水涵養域を MODPATH の粒子逆追跡で求めた。佐鳴湖部分のセルに粒子を 6,7 個の水粒子を作り、逆追跡を行った結果が図 27 である。図中の黒い部分が佐鳴湖、青色の部分で佐鳴湖に直接に湧出する地下水経路・涵養域である。

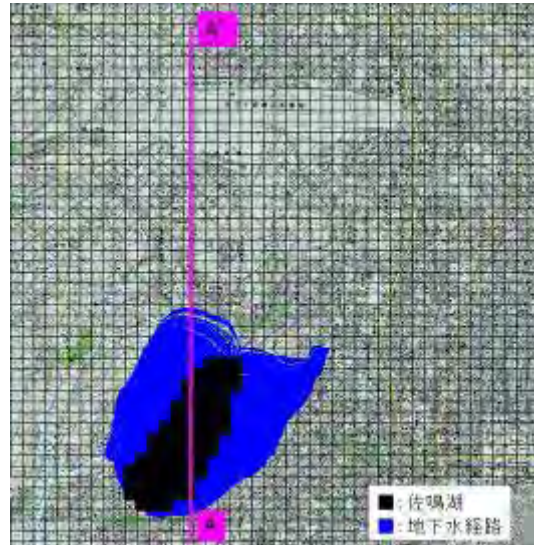


図 27 佐鳴湖へ湧出する地下水涵養域

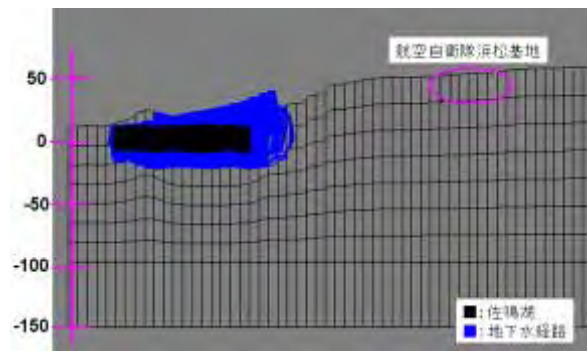


図 28 地下水涵養域南北断面図 (A-A')

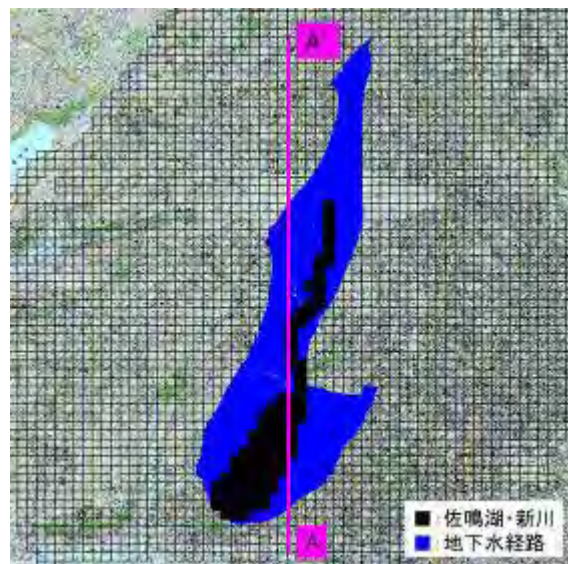


図 29 佐鳴湖・新川に湧出する地下水涵養域

高丘地区の揚水井戸の影響で佐鳴湖へ直接湧出する地下水涵養域は佐鳴湖周辺に限定される結果となった。この現象については後の考察と結論の 4.2 節で

説明する。また、図 27 の南北断面 (A-A') を図 28 に示す。次に新川も含めた、涵養域 (図 29) と南北断面 (A-A') を図 30 に示す。

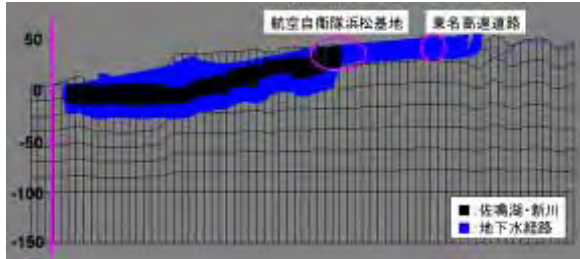


図 30 佐鳴湖・新川に湧出する地下水涵養域 (南北断面 A-A')

これにより、佐鳴湖に直接湧出する涵養域は佐鳴湖周辺だが、新川を含むと地下水涵養域は三方原台地まで広がる結果となった。

3.2.3 農地からの地下水流れ

図 27 で示した佐鳴湖湧水へ影響を及ぼす地下水涵養領域内の農地からの地下水流動を推定した。Google Earth の地図より農地のセルを選び、その地表面に施肥に見立てた粒子をセル 1 つ当たり 210 個配置する。その粒子の移動を MODPATH により計算し、佐鳴湖へ湧出する窒素成分と関連がある農地の場所を推定する。

佐鳴湖へ直接湧出すると推察される農地と粒子追跡の計算結果を図 31 に示す。また、図 31 の南北断面 (A-A') を図 32、東西断面を (B-B') を図 33 に示す。



図 31 佐鳴湖へ直接湧出する農地

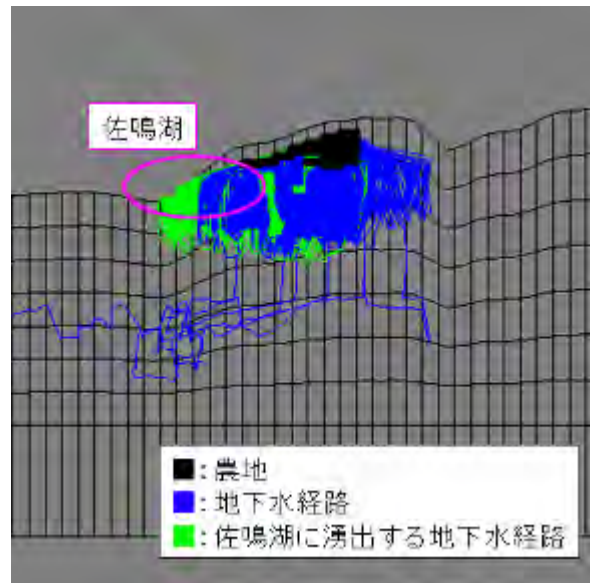


図 32 農地からの地下水流南北断面図 (A-A')

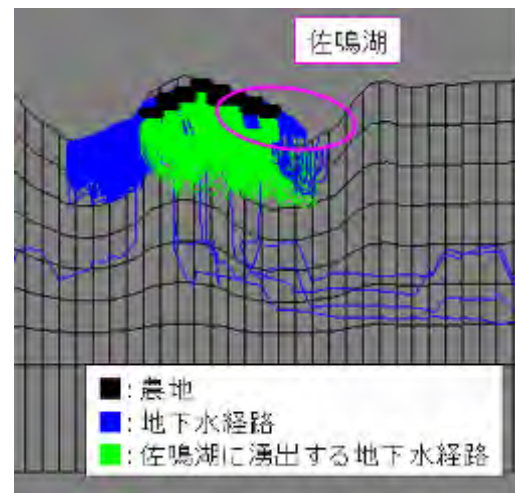


図 33 農地からの地下水流東西断面図 (B-B')

3.3 窒素負荷量評価

前節で求めた佐鳴湖へ湧出する窒素成分と関連があると推定された農地から移流分散する窒素濃度分布を MT3DMS でシミュレーションを行う。窒素濃度分布を求めるのに使用する地下水の流れは、3.1 で求めた定常状態における MODFLOW 解を用いる。農地からの窒素は一定の割合で地下に浸透すると仮定してモデルを作成し、シミュレーション期間は 30 年とする。ここでシミュレーション期間を 30 年としたのは対象とする農地から佐鳴湖へ湧出するまでの平均期間がおおよそ 30 年弱であったからである。また、窒素の土壌吸着、生物分解性による崩壊はないものとする。

< 窒素浸透量 >

窒素成分は地下浸透水として溶脱されやすいため、降水量が浸透流出負荷量に強く影響すると考えられる。その両者の関係を浜松市の資料より引用した。窒素施肥における標準多施肥の場合、降水量と浸透流出量の間には明瞭な関係性は見られないが、多施肥の場合は降水量と浸透流出量との関係式が得られ、比較的良好な相関が認められるとある。窒素浸透流出量と降水量の関係式は次式である。

$$P_N = 0.29R - 219.8$$

P_N : 窒素浸透流出量[kg/ha/年]、 R : 降水量[mm/年]
式に 1886 年から 2007 年までの平均降水量 1898.455mm を代入すると、

$$P_N = 330.75[\text{kg/ha/年}]$$

となる。これを単位変換すると窒素の地下浸透量は、

$$330.75195 \times \frac{1}{365} \times 1000 = 906.16[\text{g/ha/日}]$$

となる。農地の面積は 545308.50[m²]であるので、農地からの窒素の地下浸透量は

$$906.1697 \times 54.530850 = 49414.20[\text{g/日}]$$

となる。施肥厚さを 0.1m と仮定してモデルで使用する単位[g/m³]へ変換をした値、

$$49414.203985245 \times \frac{1}{54530.850} = 0.906[\text{g/m}^3]$$

をモデル計算で用いた。

上記の条件でシミュレーションを 30 年行った結果を図 34 ~ 36 に示す。

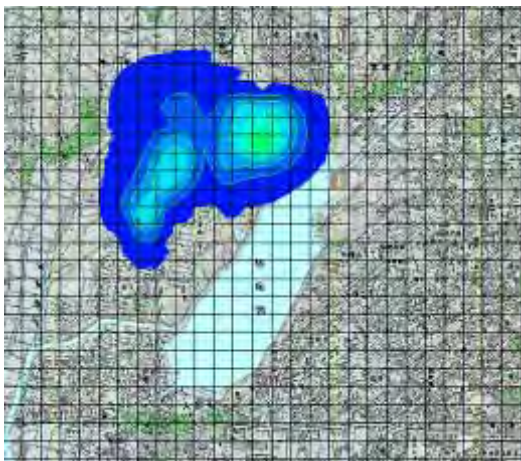


図 34 浸透開始から 5 年後の濃度分布

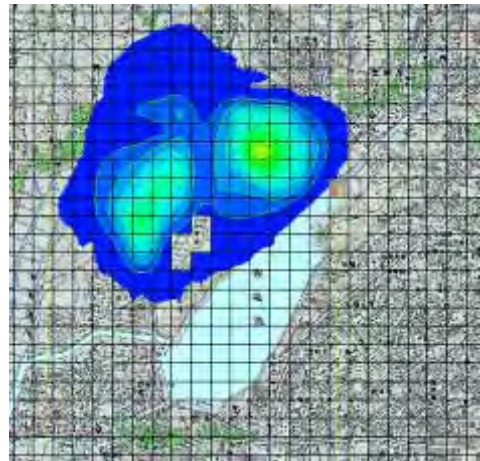


図 35 浸透開始から 15 年後の濃度分布

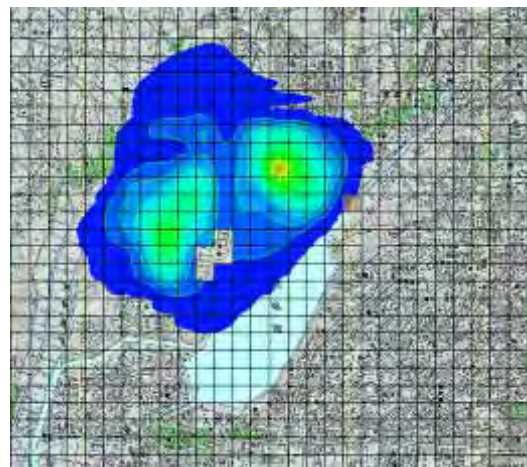


図 36 浸透開始から 30 年後の濃度分布

また図 31 に示す A-A'、B-B'の断面である、南北断面における窒素浸透の経年変化を図 37、東西断面における窒素浸透の経年変化を図 38 に示す。

揚水井戸の影響を組み込んだ新たな地下水の水頭分布で再計算を行ったが、この領域での顕著な変化は見られなかった。仮の計算ではあるが、農地の施肥由来の窒素が佐鳴湖湖底から湧出する量は僅かであり、新川経由の窒素負荷が大部分を占めると推察される。

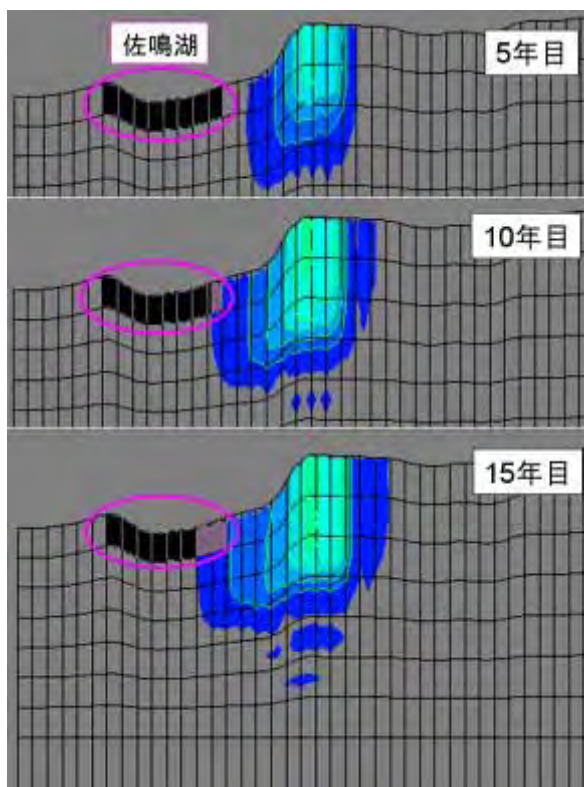


図37 南北断面における窒素浸透の様子

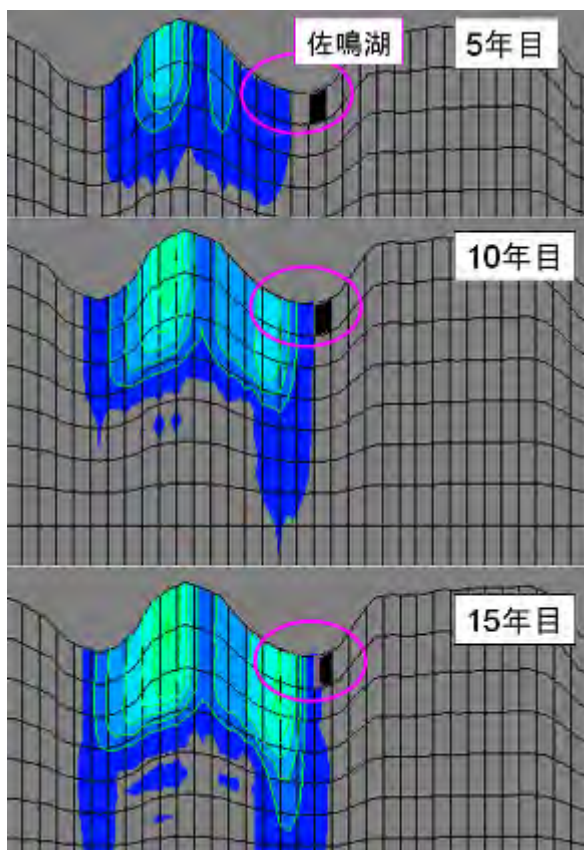


図38 東西断面における窒素浸透の様子

4 考察と結論

4.1 地下水解析について

142 箇所の揚水井戸を導入し、地下水の水頭分布の再計算を行った。その結果、高丘地区と市街地において地下水の水頭の低下がみられた。また、計算結果と比較する観測井戸の数を増やして検討した結果、いずれの観測井戸の実測水位との相対誤差は約8%以下になった。浜松市を中心とした広域の地下水流れを概ね再現できていると考えられる。

4.2 河床と地下水間の透水量の評価

地下水の流れの解析では地下水と河床を通しての河川水との交換量（コンダクタンス）は時には重要なパラメータとなる。段子川のような3面コンクリート張りの河川は地下水との交換量が無いものとして、コンダクタンスを0にして計算した。新川、東神田川についても目視による実地調査、及びヒアリングにより河床の様子を確認した（図39）。



図39 河床の調査

調査領域で一部コンクリート張りになっている部分についてシミュレーションを行い、変化をみたが結果は変らなかった。これはコンクリート張りの部分（数m～十数m）が、約150m×150mの計算グリッドに組み込むには微小過ぎることによる。とりわけ、広域の地下水シミュレーションを行う場合、グリッドサイズ以下のコンダクタンス変化は考慮する必要はないと考えられる。

4.3 難透水層の透水係数について

本研究では推定した地質から図4～図11に示す透水係数を用いて解析を行った。しかしながら、同

じ土質でも透水係数には幅があるため、難透水層を中心に透水係数を変化させ水頭、佐鳴湖湧水へ影響する地下水涵養域の変化を検討した。

難透水層は粘土・シルトなど透水性の低い地質からなり、第2層北部から第3層に広く分布している。図40のA~Dが難透水層に相当する。

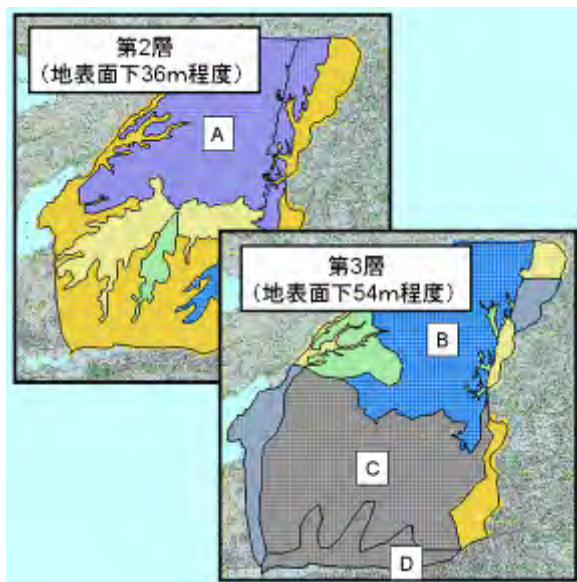


図40 難透水層の分布

試行シミュレーションを重ねた結果、地質Dの透水係数を上げると、佐鳴湖の地下水涵養域が大きく変わる事が分かった。そこで、地質Dと他の地質との関連性を考慮した透水係数を再設定し、シミュレーションを行った。図41は透水係数をB層0.05に、D層1.0に変更した場合の佐鳴湖地下水涵養域と各観測井戸の実測値との相対誤差を求めた結果である。色分けは各地下水経路が第何層由来のものかを表している。佐鳴湖のほぼ真下にあたるD層の透水性増加と共に、北部領域B層の透水係数を上げたことにより、佐鳴湖の涵養域が北方まで広がるのが確認できる。しかしながら、蛭塚中学校の観測井戸との誤差がとて大きくなってしまふ。

地層推定の不確定性、同じ土質でも透水係数には幅があること、また、(上流)新川の湧水量の増加を考慮して、雨水浸透枳設置地域は図29,41を参考に選定すべきであろう。

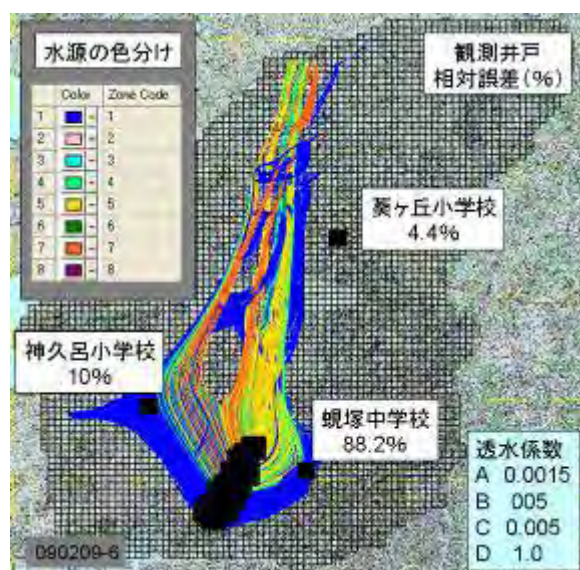


図41 難透水層の変化に伴う佐鳴湖涵養域の変化と各観測値との比較

参考文献

- 1) 県産業部編 静岡県戦略課題研究「快適空間『佐鳴湖』の創造」研究報告書(2007)
- 2) 閉鎖性水域水質保全対策(平成13年度分) 浜松市業務委託報告書 国際航業(株)
- 3) 閉鎖性水域水質保全対策(平成14年度分) 浜松市業務委託報告書 国際航業(株)
- 4) 畑地施肥量削減効果等調査事業(平成15年度分) 浜松市業務委託報告書 国際航業(株)
- 5) 畑地施肥量削減効果等調査事業(平成16年度分) 浜松市業務委託報告書 国際航業(株)
- 6) 「数値地図50mメッシュ(標高)」(2001) 国土地理院
- 7) http://www.ems-i.com/GMS/GMS_Overview/gms_overview.html、07.12.20 閲覧
- 8) M.P.Anderson 他(1994)「地下水モデル 実践的シミュレーションの基礎」、(藤原克之監訳) 共立
- 9) 静岡県地震対策基礎資料 ボーリング柱状図集(西)(1997) 静岡県総務部地震対策課
- 10) 地下水調査報告書(2005) 静岡県民生部環境局

第 4 章 2 項 湧水を考慮した水質評価モデルの開発

瀬野 忠愛

静岡大学 工学部 システム工学科 准教授

1 はじめに

これまでの佐鳴湖水質評価モデルは河川水の流入・流出を主に考慮した流動・生態モデルであった。本研究では、佐鳴湖湖底から湧出する地下水経由の湧出水をも考慮した佐鳴湖水質評価モデルの作成を目指す。特に、湧水の佐鳴湖水温への影響を検討する。

2 研究方法

2.1 水質評価モデル

流動・生態の複合モデルを作成することができる解析ソフト、WD|Delft Hydraulics 社の Delft3D を用いて佐鳴湖に特化した水質評価モデルの作成を試みる。湧出量、湧水中の窒素成分負荷に関しては、モデル中のソース項に組み入れることで対応する。また、水温変動に関しても同様に熱収支式のソース項に地下水経由の湧水の温度を組み込む。生態モデルの関連図を図 1 に示す。

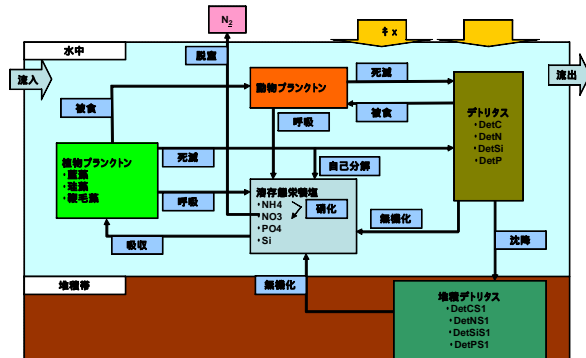


図 1 モデル内の生態反応

2.2 モデル計算の境界条件

流動に関する境界条件、生態モデルの境界条件をそれぞれ表 1、表 2 に示す。第 2 章 2 項に記載されている水質調査結果と浜松市、県土木事務所のデータを参照してモデル中のパラメータ同定を行った。また、計算結果と前述の実測値を比較・検討することにより試行計算を繰り返した。

表 1: 流動モデル計算条件

	説明	備考
目的	湖内の流れの特性を把握	
シミュレーション期間	2007/10/01 0:00 ~ 2008/10/01 0:00	
タイムステップ	60秒	
メッシュ	・水平方向 20m正方形 ・垂直方向 5層	
渦粘性係数	水平方向 1.0 [m ² /s] 垂直方向 1.0×10 ⁻⁴ [m ² /s]	
渦拡散係数	水平方向 50.0 [m ² /s] 垂直方向 1.0×10 ⁻⁴ [m ² /s]	
マンニング係数	0.0040[m ^{-1/3} /s]	
風・気温	時間毎のデータ	データ提供: 気象庁
下流境界条件	拓希橋 変動水位 佐鳴湖橋 変動水位	データ提供: 静岡県土木事務所、 本研究計測データ、 浜松市
上流境界条件	段子川 変動流速 西川 0.177 [m ³ /s] 御前谷排水路 0.0211 [m ³ /s]	
塩分	2007/10 ~ 2008/10までの 拓希橋での計測値	データ提供: 浜松市
	本研究での時間ごとの 計測データを使用	本研究計測データ

表 2: 生態モデル計算条件

	説明	備考
目的	湖内の植物プランクトン・ 各物質濃度の変化をみる	
シミュレーション期間	2007/10/1 0:00 ~ 2008/10/1 0:00	
タイムステップ	10分	
メッシュ	・水平方向 20m正方形 ・垂直方向 3層	
流動	流動モデルの計算結果を用いる	2007/10 ~ 2008/10 から一年間のデータ
拡散係数	水平方向 1.0 [m ² /s] 垂直方向 1.0×10 ⁻³ [m ² /s]	
日射量	本研究での2007/10/1から 2008/10/1までの計測 データを使用	
水温	流動モデルの計算結果を用いる	
境界条件	~ (2007/10 ~ 2008/10までの 各月移動平均値)	データ提供: 浜松市 環境部環境保全課、 本研究計測データ
初期条件	佐鳴湖湖心での 2007/10での実測値	
生態プロセス	次頁にて詳細を説明	

3 結果

3.1 佐鳴湖内の流動

拓希橋，佐鳴湖橋における流速変動のシミュレーション値と実測値を比較したものを図2に示す．振幅に多少の差はあるが，潮汐の変動をよく再現している．

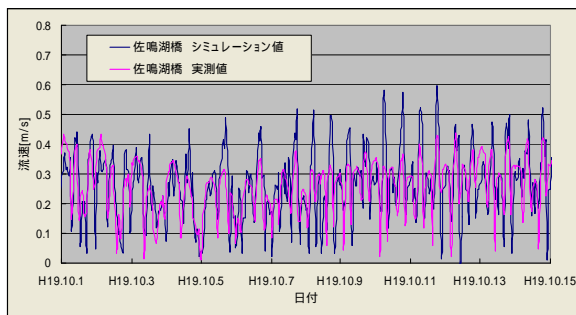
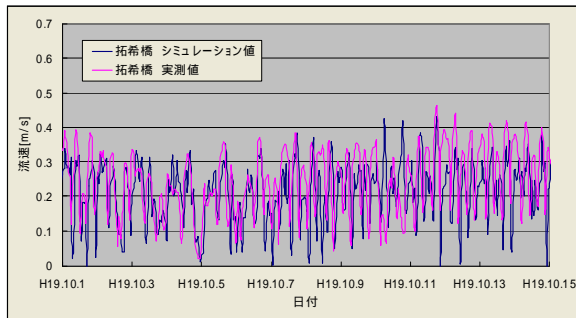


図2 流速変動の比較
拓希橋(上)，佐鳴湖橋(下)

また，順流時と逆流時の湖内流速ベクトルを図3に示す．逆流時には，湖南において大きな渦が発生し複雑な流れとなる．一方，順流時は湖北から湖南への流れが支配的である．

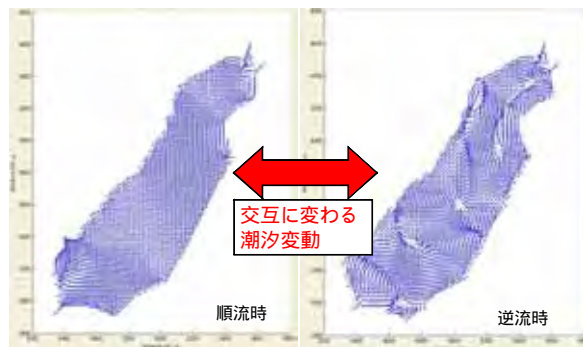


図3 湖内流動の計算結果

3.2 生態モデル

湖内流動の計算結果と表2に示される境界条件を用いて，平成19年9月から平成20年9月までの期間における湖内バイオマス量，栄養塩濃度の年変動を計算した．

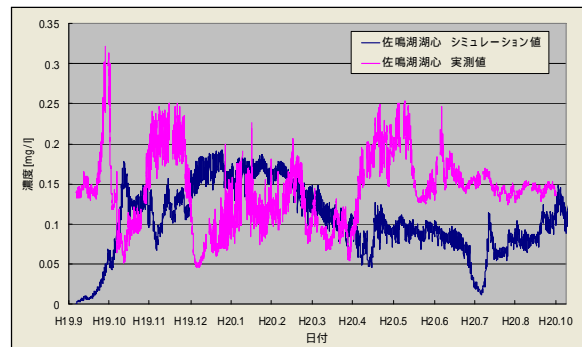


図4 クロロフィルa濃度の比較

図4に計算したクロロフィルa濃度とセンサーで実測した年変動の比較を示す．実測値は若干冬季(12月～3月)に低下するが，春先に一気に増え，初夏まで激しく変動している．夏期(6月～9月)は0.15 mg/l程度の値で比較的安定しているが秋から初冬にかけて変動しながら冬季の値に近づいている．

計算値は晩秋から冬季にかけて高い値を示すが，春から夏にかけては低い値となっている．この原因の一つは，濁度の計測データに示されるように，夏季の水中の光強度が大きく減衰するためである．モデル中の植物プランクトン増殖項に光強度が含まれているため増殖項が小さく評価されたと思われる．どの水深の光強度を代表値として採用するかのパラメータ同定の再考が必要と思われる．もう一つの原因は，温度制限，もしくは，密度制限が強すぎるため植物プランクトンの増殖を抑えた計算結果となっている感がある．いずれにしてもパラメータのチューニングが必要である．年変動は再現できていないが，オーダーは合っているためこのモデルによる水質予測は可能と思われる．

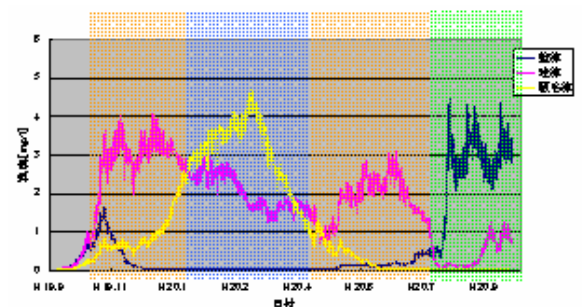


図5 計算での植物プランクトン優占種

図5に季節による植物プランクトンの優占種の移り変わりを示す．モデル計算での優占種ごとに図中に色分けを重ねた．「戦略課題研究の報告書」の季節ごとの優占種の移り変わりとは概ね一致している．

3.3 栄養塩濃度

図6から図8に栄養塩濃度の実測値と計算値の比較を示す。硝酸態窒素濃度(NO3-N)に関しては、実測値の変動が激しいが、明らかに計算値の方が小さい値となっている。アンモニア態窒素(NH4-N)、リン酸態リン(P04-P)に関しては、再現性は良いといえる。

3.4 佐鳴湖の水収支

湖底からの湧水量を試算するために、佐鳴湖の流入河川(段子川, 上流新川, 御前谷排水路)からの流入量, 下流河川(新川放水路, 下流新川)からの流入・流出量の差と湖面の年平均雨量に基づく収支をとった。下流河川の流入・流出量は第2章2項の年間速度変動と潮位を考慮した面積変化から計算した。湖底からの湧水量は12,510m³/dayと試算された。この量は上流新川の流入量と同程度であった。佐鳴湖の体積240万m³に対してこの程度の流入量では水温変化に影響しないと思われる。図10に水温変動の比較を示す。

4 考察と結論

湖底からの湧水を考慮した水質評価を解析ソフトDelft3Dのオプションを利用して実行可能な状態にした。湖底からの湧出を考慮しないモデル計算と実測値を比較すると、湖内の流動、栄養塩濃度は良く再現することが出来た。課題としては、植物プランクトンの年変動の再現である。これまでの観測・実測データを参考にしてパラメータ・チューニングが必要である。

湖底からの湧水量を試算した結果、佐鳴湖水温へ影響を与えるほどの量ではないと思われる。雨水浸透柵の設置促進等により湖底からの湧水量が増えた場合のシナリオ計算は、今回は実行していないが、実行可能な状態にした。

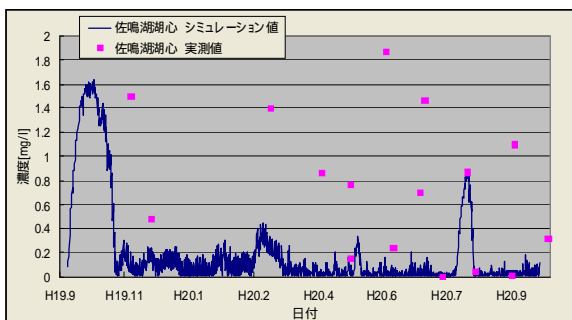


図6 NO3-N濃度比較

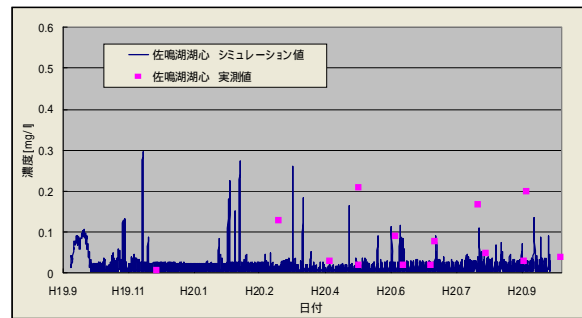


図7 NH4-N濃度比較

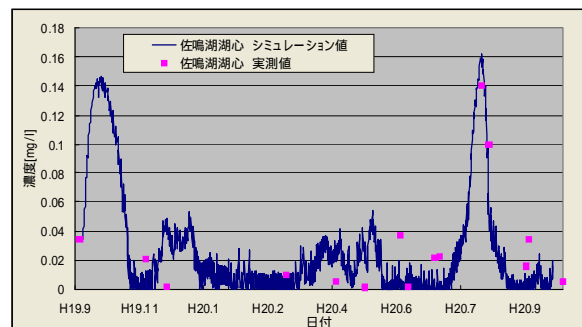


図8 P04-P濃度比較

	流入[m ³ /day]	流出[m ³ /day]	合計[m ³ /day]
ふれあい橋	54990		
新(西)川	15300		
御前谷排水路	3420		
拓希橋(流出)		-531200	
拓希橋(流入)	474300		
佐鳴湖橋(流出)		-238600	
佐鳴湖橋(流入)	204100		
雨	5173		
合計			-12510

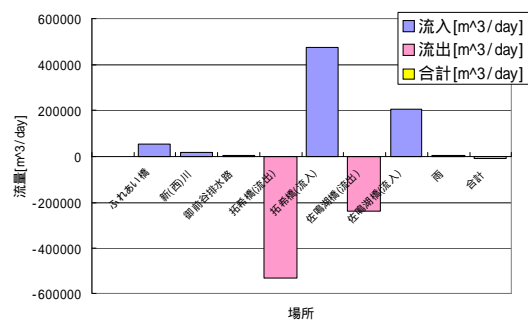


図9 佐鳴湖の水収支

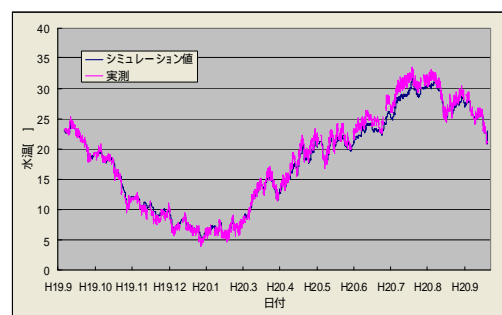


図10 水温変動の比較

第4章3項 佐鳴湖の水はどこから来るか

戸田 三津夫

静岡大学 工学部 物質工学科 准教授

1 はじめに

佐鳴湖の水はどこから来るのであろうか。佐鳴湖の解析と環境改善には、栄養塩や有機物などの物質収支とともに、水の収支も重要である。先の報告書では、成田ら東海大グループが、湖内と周辺河川の水の塩分濃度と酸素安定同位体比 $\delta^{18}O$ から、未知の淡水の流入を予測していた。

佐鳴湖への水の流入源は、上流河川（新川、段子川、御前谷排水路）、湖岸湖内湧水、雨天時表流水、下流河川（東神田川、境川、堀留運河、九領川）海水（浜名湖周辺河川水含む）などが考えられる。また、生活、産業用、あるいは養鰻などのためにポンプアップされた地下水、天竜川から取水配水された農工業用水、上水などが考えられる。

本研究では、三方原台地周辺の地下水、天竜川からの水、雨天/平水時の河川水と継続的に採取した湖心の上層と下層水の分析から水収支を明らかにする目的で研究を行った。

2 調査方法：

一般に、水の安定同位体比は、海洋を最大とし、高緯度、高標高ほど軽い、すなわち、安定同位体比が小さい水が存在する。また、水は生物に吸収されたり、地球上で様々な作用を受けるが、その量が多いため生物学的な濃縮よりも蒸発と凝縮時の分子量の効果による濃縮が卓越する。これを利用して、流域の水の移動や収支を研究することが盛んに行われている。本研究では、塩分濃度により海水と淡水の比率を求め、ついで、計算に寄り分離した佐鳴湖の淡水成分について、水素安定同位体比 δD 、酸素安定同位体比 $\delta^{18}O$ により、その由来と収支を明らかにする目的で調査を行った。

流域の河川水、湧水、井戸の水、湖心の水、三方原用水、水道水などを適宜採取して各種水質項目と水素安定同位体比 δD 、酸素安定同位体比 $\delta^{18}O$ を測定した。

3 結果

図1に、2008年3月までに採取したサンプルの分析値を示した。

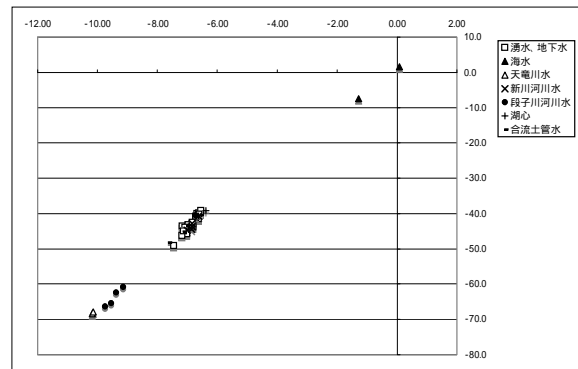


図1 2008年3月まで採取サンプルの結果
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

一般に言われる、 $\delta D = 8 \times \delta^{18}O + 10$ （天水線）によく乗るデータ得られ、この手法が有望であることがわかった。右上の2点は上から遠州灘（舞阪）、浜名湖（村櫛漁港）である。また、左下方には、湧水を主体としたデータ群、さらに下方には段子川と天竜川を源とする水のデータがならび、水の履歴をよく示している。そこで、2008年度に入ってから、さらにサンプリングを行い、データの取得につとめた。

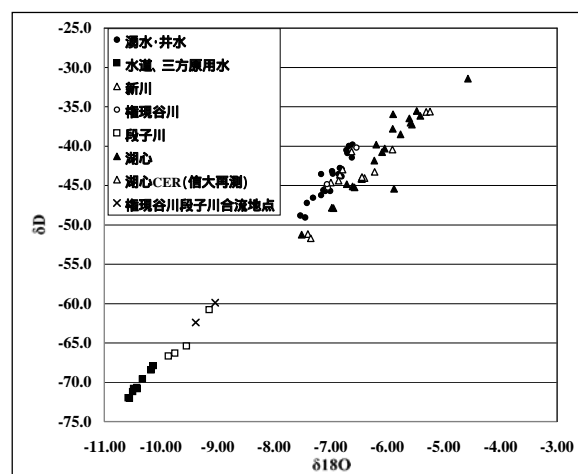


図2 2009年1月まで採取サンプルの結果
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

図2には、湖心を中心にサンプル数を増加した結果を示した。なお、サンプリング済みの試料で未測定のもの多数あり、今後、さらに精度を上げていくことを予定している。

湧水、天竜川由来の水、湖心の平均値、遠州灘の値を図3に示した。遠州灘サンプルの塩分濃度は3.2%、湖心水の塩分濃度の平均値は0.49%であったので、湛水量240万トンから、平均の値として海水成分37万トン、淡水成分203万トンと見積もった。次いで、海水の安定同位体データ [$\delta D = 1.6$, $\delta^{18}O = -0.1$]と湖心水の平均安定同位体データ [$\delta D = -42.3$, $\delta^{18}O = -6.3$]から、203万トンの淡水成分の安定同位体比を [$\delta D = -41.7$, $\delta^{18}O = -6.8$]と算出した。

一方、段子川、新川ともに湧水と天竜川からの用水の混合であると仮定し、純粋な湧水として段子川泉町湧水 [$\delta D = -40.5$, $\delta^{18}O = -6.7$] 新川いみち湧水 [$\delta D = -42.8$, $\delta^{18}O = -6.8$] から、平均値をもとめ、湧水の値 [$\delta D = -41.7$, $\delta^{18}O = -6.8$]とした。これは、湖内湧水の平均値 [$\delta D = -41.7$, $\delta^{18}O = -6.8$]と合わせてよい一致を示した。また、天竜川からの用水の値としては、 [$\delta D = -70.4$, $\delta^{18}O = -10.4$]を使用して、 δD 、 $\delta^{18}O$ のおのおのから、段子川、新川、佐鳴湖の湧水と天竜川用水の比率を算出したところ、

δD 評価でそれぞれ、

段子川 湧水：天竜川用水 = 23 : 77

新川 湧水：天竜川用水 = 93 : 7

佐鳴湖 湧水：天竜川用水 = 70 : 30

$\delta^{18}O$ 評価でそれぞれ、

段子川 湧水：天竜川用水 = 25 : 75

新川 湧水：天竜川用水 = 97 : 3

佐鳴湖 湧水：天竜川用水 = 82 : 18

となった。

段子川の水量を3万トン/日と仮定し、その天竜川用水分の水量を求め、佐鳴湖の天竜川用水分とすれば、一日の総淡水量は、 δD 計算で8.2万トン、 $\delta^{18}O$ 計算で12.6万トンとなり、いずれにしても現在までに把握されていない地下水の影響があることが示唆された。

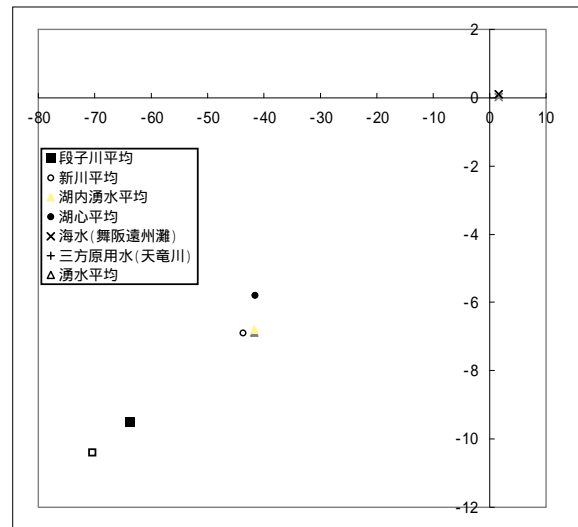


図3 由来別成分の平均値
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

水収支を考える上では降雨の影響も考慮する必要がある。そこで、湧水と近い値を予想して数回のサンプリングを行ったが、湖心と海の間位置するデータを与えた。図4に流域のデータともに示した。また、ほかのサンプルでは、低い値がもたらされた場合もあり、地下水の流動把握を考えるならかなり綿密にサンプリングを行う必要があることが判明した。いずれにしても、三方原台地の地下水はその辺りに降った雨水が水源であると考えべきで、降雨の安定同位体は驚くほど変化が大きく、一方、湧水は変化が少ないので、遅い地下水の流動が水をブレンドして均質化していると想像される。

図5には、段子川、佐鳴湖西岸にある土管から合流している水の安定同位体比を示した。家庭排水の比率が高ければ天竜川由来の水の値に近いと予想したが、実際の中身は湧水であった。少量の高濃度の家庭排水が湧水に希釈されているか、あるいは、家庭の用水として井戸水を使用していることが考えられる。

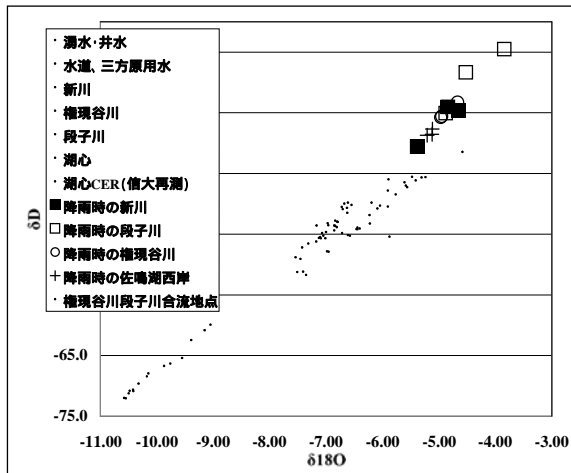


図4 雨水の安定同位体比
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

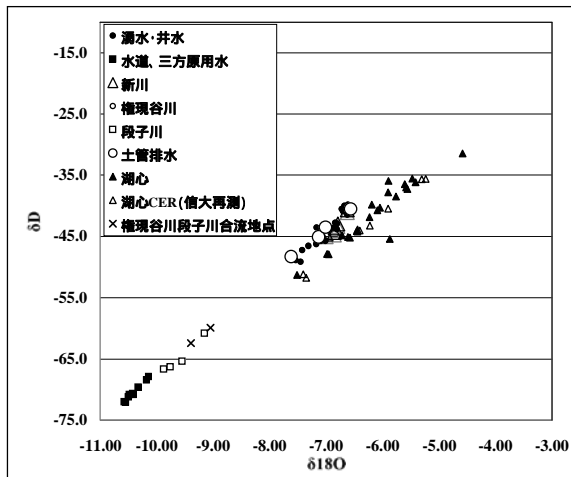


図5 佐鳴湖流域の土管合流水の値
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

図6には、東神田川上流、中流、下流の3地点の水の分析値を示した。上流域は水量が少なく栄養塩濃度が高いもののほぼ完全な湧水(あるいは井戸水)それが、下流に行くにしたがって、天竜川用水の比率を増している様子がよくわかった。おそらく、浄化槽のオーバーフローや家庭排水が少なからず合流していると思われる。

4 考察

流域水の安定同位体分析により、かなり客観的に、しかも定量的に水の収支と移動が解明できることがわかった。水の収支は算定が非常の困難で、特に、浜名湖との関係が複雑な佐鳴湖においては、河道断

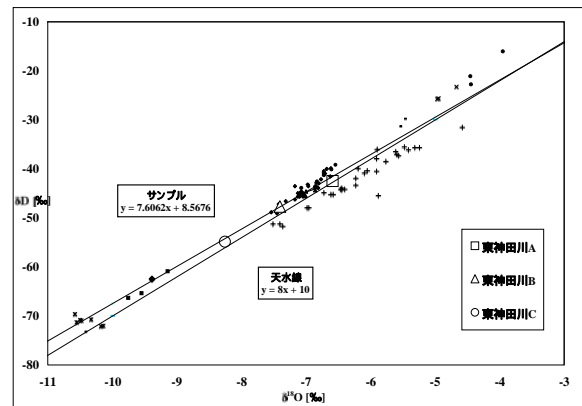


図6 東神田川上中下流の水の安定同位体比
(横軸 $\delta^{18}O$ 、縦軸 δD)

面積と流速では把握しきれない部分が多く、数万トン/日の水は見逃してしまうと思われる。安定同位体の手法は部分的にその問題を解決することができそうである。

今回の結果では、思いのほか湧水の寄与が大きいことが示唆された。その観点からは、佐鳴湖の環境改善には、雨水浸透施設の整備、森林の保全とともに、もうこれ以上土地を被覆しない方策が必要と思われる。具体的には、土地被覆率に応じて累進的に固定資産税を設定するとか、ある比率で緑地をつくることを義務づけるなどの方策が必要であろう。

また、観測の途上で、まとまった雨が降ると佐鳴湖ではその量とタイミングによって、かえって湖内の塩分濃度が上昇する現象が見られた。これは、上流河川の流域面積よりも下流の流域の方が広く、塩水が上がったタイミングで九領川、境川、東神田川、堀留運河などから雨水が新川に合流すると、水が分断されて合流点よりも佐鳴湖川の塩水が押し戻されることにより急速に湖内に流入するものと考えられた。未知の湧水の存在については何とも言えないが、段子川の富塚幼稚園より下流では、確かに河岸のコンクリートからシトシトと水がしたたっている。また、佐鳴湖西岸太田の築瀬付近には歩道や山際から水が流れ、マンホールに落ちる水音も聞こえてくる。100 トン/日程度の湧水があちらこちらにあってもおかしくはない。

謝辞

本研究実施にあたり、定期的に湖内で水を採取していただいた静岡県立浜松北高等学校の辻野兼範教諭に重ねて感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 永田、宮島、「流域環境評価と安定同位体」、京都大学出版会、2008年.
- 2) J.ヘフス 著、和田、服部 訳、「同位体地球化学の基礎」、シュプリンガー・ジャパン、2007年.
- 3) 酒井、松久、「安定同位体地球化学」東京大学出版会、1996年.

静岡県戦略課題研究

「快適空間『佐鳴湖』の創造」

フォローアップ研究

研究報告書

編集・発行

静岡県産業部振興局研究調整室

〒420 - 8601

静岡市葵区追手町 9 番 6 号

TEL 054 - 221 - 3643

メ-ル kenkyuchousei@pref.shizuoka.lg.jp

本報告書の無断の転載及び複写を禁じます。