

平成22年度

霧多布湿原学術研究助成成果報告書

石丸 夏海

(北海道大学大学院 環境科学院)

平成22年 3月

研究テーマ

火散布沼における物質循環過程の季節変動, 及びその支配要因の解明

目次

緒論.....	4
第一章 水理構造の特徴.....	6
1. 1. はじめに.....	6
1. 2. 調査内容と方法.....	6
1. 3. 結果.....	7
1. 3. 1. 気温・降水量・全天日射量.....	7
1. 3. 2. 潮位・流速・塩分の長期連続観測.....	8
1. 3. 3. 水温・塩分の定期観測.....	8
1. 4. 考察.....	9
1. 4. 1. 淡水と外海水の流出入.....	9
1. 4. 2. 沼口部, 沼中央部, 沼奥部における物理環境の違い.....	11
1. 5. まとめ.....	12
第一章 図表	
第二章 栄養塩類の時空間分布とその起源.....	19
2. 1. はじめに.....	19
2. 2. 調査内容と方法.....	19
2. 3. 結果.....	20
2. 3. 1. 水柱栄養塩濃度の36時間連続観測.....	20
2. 3. 2. 栄養塩濃度の定期観測.....	21
2. 4. 考察.....	22
2. 4. 1. 各栄養塩の起源.....	22
2. 4. 2. 基礎生産過程の制限要因.....	25
2. 5. まとめ.....	26
第二章 図表	

第三章 基礎生産物の時空間分布とその支配要因	35
3. 1. はじめに	35
3. 2. 調査内容と方法	36
3. 2. 1. 調査地	36
3. 2. 2. 調査方法	37
3. 3. 結果	39
3. 3. 1. 水柱Chl- <i>a</i> 濃度とChl- <i>a</i> フラックスの36時間連続観測	39
3. 3. 2. 水柱・堆積物・沈降粒子中Chl- <i>a</i> の定期観測	39
3. 4. 考察	39
3. 4. 1. 沈降粒子中Chl- <i>a</i> の起源	39
3. 4. 2. 堆積物表層の底生微細藻類現存量と再懸濁フラックス	41
3. 5. まとめ	42

第三章 図表

第四章 粒状態・溶存態有機物の時空間分布とその支配要因	50
4. 1. はじめに	50
4. 2. 調査内容と方法	50
4. 2. 1. 粒状態・溶存態物質濃度の定期観測	50
4. 2. 2. 沈降粒子試料	51
4. 2. 3. 大型草類の培養実験	52
4. 3. 結果	52
4. 3. 1. 粒状態・溶存態物質濃度の定期観測	52
4. 3. 2. 沈降粒子フラックス	54
4. 3. 3. 大型草類の物質代謝速度	54
4. 4. 考察	54
4. 4. 1. 粒状態有機炭素・窒素濃度の多寡を決める主要因について	54
4. 4. 2. 溶存態有機炭素・窒素濃度の多寡を決める主要因について	55
4. 4. 3. 粒状態—溶存態有機物の相互作用	56
4. 5. まとめ	56

第四章 図表

第五章 消費者・分解者の時空間分布とその支配要因	68
5. 1. はじめに	68

5. 2. 調査内容と方法.....	68
5. 3. 結果.....	69
5. 3. 1. 動物プランクトン優占種・現存量・安定同位体比.....	69
5. 3. 2. 水柱バクテリア現存量.....	70
5. 4. 考察.....	70
5. 4. 1. 動物プランクトンの多寡を決定する要因.....	70
5. 4. 2. バクテリアの多寡を決定する要因.....	71
5. 4. 3. 動物プランクトン-バクテリアの相互作用.....	71
5. 5. まとめ.....	72

第五章 図表

第六章 物質循環過程の季節変動の特徴とその支配要因.....	77
6. 1. はじめに.....	77
6. 2. 調査内容と方法.....	77
6. 3. 結果.....	78
6. 3. 1. 炭素循環過程.....	78
6. 3. 2. 窒素循環過程.....	78
6. 3. 3. リン循環過程.....	79
6. 4. 考察.....	79
6. 4. 1. 物質循環過程の特徴とその支配要因.....	79
6. 4. 2. 物質収支のバランスと適正人為活動範囲.....	80
6. 5. まとめ.....	81

第六章 図表

総論.....	88
---------	----

参考文献.....	91
-----------	----

結論

陸と海の接点に位置する沿岸域は、淡水と海水が混合する複雑な環境をもち、かつ人間との関わりが強い特殊な海域である。有史以来、人類はこの沿岸域において様々な漁業活動を行っており、現代社会においてもその重要性は不変である。例えば、日本の漁業生産額のうち約40%を沿岸・内水面漁業が占めており、沿岸域の日本経済への貢献が大きいことは明白である(農林水産省漁業統計, 2006)。しかし近年では排水による水質の悪化、赤潮やそれに伴う貧酸素水塊の発生など、沿岸域における数多くの問題が報告されている(e. g. 柳・石井, 2009; 堤, 2005)。

沿岸生態系解明に関する研究は国内外において、社会的に研究投資が受け入れやすい、人為的改変の圧力により汚染が深刻化し、これに対処するために研究投資がなされた海域にて行われている(例えば国内では有明海、東京湾、国外では香港、北米メーン湾など)(Anderson et al., 2002; Xu et al., 2008)。汚染海域の問題抽出を行う際には、比較対象として健全な海域の報告例が必要不可欠であるが、研究資金不足や調査活動を行う上での隘路(保護区への立ち入り許可など)により人為的改変の小さい海域のデータは極めて少ない。

北海道東部に位置する火散布沼(ひちりっぶぬま)は、中貧栄養湖に分類(日本湖沼環境基準, OECD)され、太平洋と最低幅80 mの水路によって繋がった半閉鎖性汽水域である(Fig. 1)。火散布沼は小さなクリーク以外には流入河川をもたず、集水面積(20.64 km²; 北海道環境科学研究センター, 2005)が小さいため、淡水供給量が少ない(国土地理院, 2006)。また、沼の面積は3.58 km²と狭小で、平均水深は70 cmと報告されている(国土地理院, 2006)。沼内に点在する等深線0.5 m以浅のアサリ礁ではアサリの採貝漁業が行われており(Fig. 1)、その他にカキ、ウニ養殖漁業とチカの刺し網漁業などが行なわれ、1998年~2001年の平均年間総漁獲量は約90 t(散布漁業協同組合, 2004)である。一方、野生生物も多数生息しており、特に鳥類では絶滅危惧種Ⅱ類のタンチョウ、天然記念物のシマフクロウが生息し、冬季には白鳥やカモ類が多数飛来することで知られている(国土地理院, 2006)。このような良好な自然環境が保たれてきた火散布沼は、北海道が定める『厚岸道立自然公園』に含まれ、環境省が定める『日本の重要湿地 500』に登録されているほか、霧多布湿原とともに国際条約であるラムサール条約の登録湿地として選定されている。すなわち、火散布沼は漁業活動の場としてだけでなく、生態系保全の場としても重要視されているといえるが、火散布沼における学術的な報告例は乏しく、その水理構造や生物生産過程はいまだ十分に解明されていない。そこで著者は人為的改変のごく小さい海域として、厚岸郡浜中町、火散布沼(ひちりっぶぬま)を研究対象とし調

査活動を行った。著者はこのような海域の生態系を解明することにより、汚染海域の比較対象となる健全な海域(火散布沼)の定量的な情報を蓄積し、沿岸域の環境・漁業問題に解決策を見出すことを期待している。

生態系マネジメント論理に準じ、本研究の最終到達点は、沿岸域における適正な人為活動範囲を見積もることにある。生物地球化学的な手法を用いて適正な人為活動範囲の推定を行うには、対象とする生態系システムが物質を生産するシステム(Autotroph)であるのか、消費するシステム(Heterotroph)であるのかを判断するために、対象とする系にインプットされる物質とその系からアウトプットされる物質の物質収支(マスバランス)を明らかにする必要がある。具体的に言えば、生活・酪農排水などによって流入する物質輸送速度(フラックス)と生物過程もしくは漁業活動によって系内(沿岸域)で取り除かれるフラックス、外海に流出するフラックスなどの収支の整合性を確認することが求められると言える。したがって本研究では、各態で存在する親生物元素(炭素・窒素・リン)現存量・フラックスを実測し、それらの挙動を解明し、火散布沼における物質循環過程の定量化を行うことによって、1)火散布沼の漁業生産を支える生物プロセスを決定し、2)そのマスバランスから沿岸域における持続可能な漁業活動範囲の指標を提示することを目的とした。

海洋生態系において親生物元素は、植物プランクトンに取り込まれ有機物となり、これを捕食する植食動物プランクトン、それに続く肉食動物プランクトン、魚類へと転送されるような食物連鎖と、バクテリアによる無機物への分解といった腐食連鎖を通過して循環している。淡水流入や潮汐周期といった物理過程の影響を受ける汽水域の親生物元素は、上述したような生物作用によって溶存態と粒状態の間を複雑に往復しながら外洋へと輸送されている。このような親生物元素の挙動を詳細に把握するため、本研究では物質輸送に関わる物理過程及び、生物、化学過程について定量的な調査を行った。まず初めに、物理過程を明らかにするため、淡水供給量、外海水流出入量などの算出を行い、火散布沼の水理構造の特徴について考察を行った(第一章)。次に食物連鎖の基盤となる溶存無機態栄養塩類の起源を推定し、それに続く基礎生産過程の制限要因について明らかにした(第二章)。第三章では火散布沼の水柱、および堆積物中の基礎生産物の時空間分布を示し、水柱-堆積物間の基礎生産物の輸送について検討した。第四章においては粒状態、溶存態で存在する有機物の挙動について明らかにし、次章(第五章)にて取り扱う消費者(動物プランクトン)、分解者(バクテリア)との相互関係を解明するための基礎情報を示した。第一章から第五章までに得られた結果を統合し、最終章(第六章)では春季・夏季・秋季・冬季の炭素・窒素・リン循環過程を図示し、それぞれの支配要因を明らかにし、最終節にて物質収支のバランスから沿岸域における適正な人為活動範囲について言及する。

第一章 水理構造の特徴

1. 1. はじめに

汽水域は河川と海の双方から、河川流量、潮位、波浪などの外力を受ける複雑な物理環境である。さらに水深の浅い汽水域では、上述したような河川や海からの外力の他に、大気からの風や熱、雨水などの影響も強く受けている。これらの外力は常に一定なものではなく、その変動には周期的なものと非周期的なものがある。例えば、風波は時間的に短期間で繰り返されるが、潮汐周期は半月周期、水温などは中長期的な年周期で変動している(山本, 2008)。

観測の結果得られた濃度変化が海水中の化学反応や生物活動の結果得られたのか、単に違う水塊が対象海域入ってきたのかを判断するためには、水塊の移動といった物理環境を正確に理解することが必要である(柳, 2001)。近年、富栄養化、貧酸素水塊の発生などの問題を受け、汽水域では、物理環境を取り扱った様々な研究がなされており、有明海、瀬戸内海、東京湾などの多く海域において淡水流入量や海水交換特性について明らかにされている(例えば田井・矢野, 2008; 岡田ら, 2007 など)。しかし一方で、このような河川流入の影響を強く受けた広大な半閉鎖性汽水域に比べ、淡水流入量の少ない面積の小さな半閉鎖性汽水域の報告例は極めて少なく、国内では面積 5.8 km²の松川浦(福島県宇田川河口)における研究にて述べられた程度であり(Kohata et al., 2003)、面積が小さく、且つ淡水流入量のごく少ない系に限っては、その水理構造を詳しく述べた学術報告は無い。

本研究対象海域の火散布沼は淡水流入の寄与や潮汐混合の強弱に関して、定量的な見積もりは一切行われていない。そこで本章では淡水供給量のごく少ない面積の小さな汽水域として火散布沼を選定し、潮位、流速などの物理環境を調査するとともに、水温、塩分の時空間分布を詳しく示し、火散布沼の水理構造について考察する。

1. 2. 調査内容と方法

北海道厚岸郡浜中町に位置する火散布沼にて、観測定点(Stn. 0~14)を設置して水質調査を行った(Fig. 1-1)。著者は2003年4月より2009年9月までの期間、原則として毎月1回の観測を行った。火散布沼は湖盆に向かって深くなる単純な地形をしているが、沼中央から沼口には等深線0.5 m以浅のアサリ礁が8箇所点在している。またStn. 0の位置する水路は幅80 m、水深3 mと濬筋のように深くなっている(Fig. 1-1)。沼にそそぐ10本のクリーク(沢)の位置と長

さを実線で示したが (Fig. 1-1), 降雨直後には存在するものの, 晴天が続いた場合には干上がってしまうような流量の少ないクリークであり, 火散布沼は恒常的な淡水流入源として認められるような河川を持たない. 本章ではこの火散布沼調査にて 2003 年 4 月から 2004 年 3 月までに得られたデータを中心に報告する. Stn. 14 は 2003 年 10 月 23 日より設けた地点であるため, それ以前は観測を実施していない. 毎月の調査は中潮・大潮の期間に行なわれ, 沼奥部は冬季に結氷するため, 12 月～3 月の観測では, 氷上を歩いての観測が不可能な数定点, 欠測となった. それぞれの調査は沼奥部への調査船の進入が容易である中潮位～高潮位時に行ったが, 4, 6 月の調査は低潮位時に行った. 便宜上, 観測結果は 2003 年 10 月 1 日に得たデータは 9 月を代表するデータ, 2003 年 10 月 23 日に得たデータは 10 月を代表するデータとして記述する (Fig. 1-2).

毎月の観測では各定点にて船上から多項目水質計 (YSI, Model 556) を海中に降ろして, 表層と底層における水温, 塩分の測定を行った. なお, Stn. 0 は水路上の地点であり, 底層の観測が困難であることから, 表層のみ測定を行った. 上記の定期観測に加えて, 観測機器を用いた長期連続観測を適宜行った. 潮位については 2003 年 4 月 18 日以降, 沼口部西岸に設置した Stn. TL にて 10 分間隔にて潮位計による測定を行っている (Fig. 1-1). また 2005 年 4 月 20 日～26 日の期間には, Stn. 0, 6 に流向・流速計 (ALEC ACM-8M), Stn. 10 に流向・流速・塩分計 (ALEC ACM-16M) を設置し, それぞれの項目を 10 分間隔で計測した. これらの機器は Stn. 0 においては流向・流速センサーが海底から約 1 m 程度になるように架台に固定して設置され, Stn. 6, 10 においては本体を海底に埋め, 流向・流速センサー一部が海底から約 30 cm 突出するように設置された.

1. 3. 結果

1. 3. 1. 気温・降水量・全天日射量

火散布沼に最も近い厚岸郡浜中町内, 榊町アメダスにおける観測期間中の日平均気温, 降水量, 及び最寄の地方气象台, 根室における全天日射量を Fig. 1-2 にまとめた. 日平均気温は -9.4 (1 月 18 日)～ 20.2°C (9 月 14 日) の範囲で季節変動していた. 本稿では観測期間の季節区分を, 日平均気温が常に 10°C 以下である 4 月 1 日から 5 月 31 日までの期間を春季, 6 月 1 日から日平均気温が 10°C を下回り始める 10 月 5 日までの期間 (日平均気温はほぼ $10\sim 20^{\circ}\text{C}$ である期間) を夏季, 10 月 6 日から日平均気温が 0°C を下回った 11 月 14 日まで (日平均気温はほぼ $0\sim 10^{\circ}\text{C}$) を秋季, 11 月 15 日から 3 月 31 日までの期間 (日平均気温はほぼ 0°C 以下) を冬季と定義する. 全天日射量は $1.1\sim 30.6\text{ MJ/m}^2$ の範囲で春・夏季に高く, 秋・冬季に低いという緩や

かな季節変化を示し、最高値 30.6 MJ/m^2 は6月16日に記録されたが、7月8日以降には 20 MJ/m^2 以下の日射量が低い日が14日間続いた。降水量の最大値、 173 mm は6月に記録され、夏季に降水量が多い傾向があった。観測日の一週間以内に 25 mm 以上の降水があった観測月は6, 7, 9, 11月であり、4, 10, 12月の観測日の天候は雨もしくは雪であった。

1. 3. 2. 潮位・流速・塩分の長期連続観測

大潮(満月)から再び大潮(新月)に戻るまでの期間である2003年4月18~5月1日のStn. TLにおける潮位変化は、中潮期間中である4月27日~30日の期間を除き、1日に2回起こる満潮・干潮のうち、干満の差が大きい満潮・干潮(最満潮・最干潮)と干満の差が小さい満潮・干潮の区別は明瞭であった。大潮の期間(4月18, 19日, 5月1日)、平均の最満潮位及び最干潮位はそれぞれ $127, 32 \text{ cm}$ であった。一方、干満の差が小さくなる小潮期間(4月23~27日)における平均最満潮位は 107 cm 、平均最干潮位は 50 cm であった。また測定期間中の平均水深は 80 cm であった。

中潮から大潮にかけての期間である2005年4月20日~26日のStn. 0(沼口), 10(沼中央), 6(沼奥)における流向、流速をTable. 1-1にまとめた。各地点の測定期間中の平均流速はStn. 0, 10, 6においてそれぞれ、上げ潮時には $19.3, 5.5, 2.3 \text{ cm/s}$ 、下げ潮時には $18.6, 6.3, 3.6 \text{ cm/s}$ であり、沼奥に向けて急激に流速が弱まっていた。流向は、上げ潮時には沼口から沼奥へ向かう北西方向、下げ潮時には沼奥から沼口へ向かう南東方向を示した。Stn. 0における日平均流速は、上げ潮時に $9.5(23 \text{ 日}) \sim 23.8(21 \text{ 日}) \text{ cm/s}$ 、下げ潮時に $8.8(24 \text{ 日}) \sim 24.1(21 \text{ 日}) \text{ cm/s}$ の範囲で変動し、大潮(25日)の直前に小さい値を記録した。また、中潮期間(21, 22日)の平均流速は上げ潮時 20.6 、下げ潮時 20.8 cm/s であった。同期間のStn. 10における塩分は $15.0 \sim 32.0$ の範囲で変動し、最低値は21日 20:20に、最高値は24日 3:00に記録された。また、この期間、塩分が20を下回ったのは21日 19:50~23:50の時間に限られており、それ以外の時間は $20 \sim 32.0$ の高い塩分範囲で推移し、上げ潮時の平均塩分は 29.3 、下げ潮時の平均塩分は 28.5 であり、測定期間中の平均塩分は 28.9 であった。

1. 3. 3. 水温・塩分の定期観測

2003年4月~2004年3月の表層水の水温の水平分布をFig. 1-3に示す。水温には明確な季節変化があり、2月に年間最低値、 -1.4°C (Stn. 6) が観測され、6月に年間最高値、 22.7°C (Stn. 5)を示した。水温は4月から10月にかけては沼口から沼奥に向けて高くなる傾向にあったが、11月から3月にかけては、沼奥から沼口に向って高くなる傾向があった。また6月には

空間的溫度差は 6.4°C におよび、 16.3 (Stn. 11) ~ 22.7 (Stn. 5) $^{\circ}\text{C}$ の範囲で急激な変化を示した。このような水温の変動パターンをまとめると、春・夏季には沼奥が高温で、秋・冬季には沼奥が低温であるといえる。9月中旬に向けて上昇し、それ以降、2月に向けて低下するという外気温の季節変化と火散布沼の水温の季節変化はほぼ一致していたが、7月には外気温の上昇と一致しない水温低下が見られた (Fig. 1-2, 3)。

同時期の塩分は 18.3 ~ 33.3 の範囲で変動し、最低値は4月に Stn. 4 にて、最高値は11月に Stn. 0 にて記録された (Fig. 1-4)。塩分は全期間を通して沼口に近くなるにつれ上昇する空間分布を示したが、明確な季節変化は見られなかった。11月は沼奥部と沼口部の塩分の差が 14.5 と非常に大きかった。水温の水平分布ではフロントが認められなかったのに対し、塩分の空間変化はより大きく、4, 9, 11, 3月には、沼中央でフロントを形成し、沼奥にむけて急激に低下する傾向があった。26以下の顕著な低塩分水は4, 7, 9, 11, 2, 3月において確認された。また、観測期間中、Stn. 1~14における底層水と表層水の塩分の差はほぼ認められなかった。

1. 4. 考察

1. 4. 1. 淡水と外海水の流出入

火散布沼は集水面積が小さく流入河川をもたないことから、淡水供給量は少ないとされているが (国土地理院, 2006)、その寄与に関して、外海水と比較した定量的な見積もりは一切行われていない。そこで本節では外海水の寄与と比較して、淡水の寄与が小さいことを定量的に再検討する。降水量の月積算値、及び単位時間当たりの淡水供給量、滞留時間を Table1-2 にまとめた。単位時間当たりの淡水供給量は月積算降水量に火散布沼の集水域面積 (20.64 km^2) を掛けて一ヶ月あたりの淡水供給量として求めた。この淡水供給量 (m^3/month) を日単位に換算した後、火散布沼の容積 (沼面積 $3.58 \text{ km}^2 \times$ 平均水深 70 cm , 国土地理院, 2006) で割って一日に沼内に流入する淡水量が沼容積に占める割合を計算した (Table1-2)。また、滞留時間は沼容積を単位時間当たりの淡水供給量で割り算出された (Table1-2)。Table1-2によると、一日当たりの淡水供給量は $22 \sim 200 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{day}$ の範囲で変動しており、一日で火散布沼に供給される淡水量は火散布沼容積の $0.9 \sim 8.0\%$ であった。また、滞留時間は $0.4 \sim 3.7$ ヶ月の範囲で変動していた。なお、上述の淡水供給に関する推定値は、降水量と集水面積をもとに計算されていることから、クリークからの流入、地下からの浸出といった複数の経路で沼内に供給される全ての淡水の寄与を考慮した見積もりであるといえる。

前述した解析により、火散布沼への淡水供給の寄与が判明した。そこで、次に火散布沼への外海水の流出入の寄与について3つの手法にて検討を行った。まず、干満の潮位差から火散布

沼への外海水の流出入量を計算すると次のようになった。火散布沼の面積 3.58 k m^2 と 2003 年 4 月 18 日～5 月 1 日に行った観測期間中の平均水深 80 cm を用いて、平均沼容積を算出すると $2864 \times 10^3 \text{ m}^3$ であると計算できる。同観測期間中の大潮期の最満潮、最干潮時の平均深度はそれぞれ、127, 32 cm であったことから、沼面積 3.58 k m^2 を掛けると大潮期間の沼容積は最満潮時、 $4546 \times 10^3 \text{ m}^3$ 、最干潮時、 $1146 \times 10^3 \text{ m}^3$ と計算でき、上げ潮時に $1683 \times 10^3 \text{ m}^3$ が流入し下げ潮時に $1718 \times 10^3 \text{ m}^3$ が流出していることがわかる。したがって、大潮期間には、上げ潮時に沼容積の 59% が外海から流入し、下げ潮時には 60% が外海へ流出していると推定できる。小潮期間中について同様に解析すると、上げ潮時に沼容積の 34% ($967 \times 10^3 \text{ m}^3$) が外海から流入し、下げ潮時には 38% ($1074 \times 10^3 \text{ m}^3$) が外海へ流出していると計算でき、大潮期間と比べて小潮期間には流出入量が低下することがわかる。これらの計算結果は 1 日 2 回起こる満潮の最高深度(最満潮位)、干潮の最低深度(最干潮位)を用いておこなっているため、一潮汐周期(一回の満潮と干潮の間)で沼内に流出入する外海水の最大の数値であり、1 日 2 回引き起こされる流出入の平均的な値ではない。

次に、水路上の調査地点 Stn. 0 にて測定された流速と Stn. 0 の断面積から外海水の流出入の寄与を見積もった。中潮から大潮にかけて期間である 2005 年 4 月 20 日～26 日に観測された Stn. 0 における上げ潮・下げ潮時のそれぞれの平均流速 19.3, 18.9 cm/s と Stn. 0 の断面積 240 m^2 、上げ潮、下げ潮時間を 6 時間として計算すると (Table. 1-1)、上げ潮時に外海水から $1001 \times 10^3 \text{ m}^3$ 流入、下げ潮時に外海へ $980 \times 10^3 \text{ m}^3$ 流出していることがわかる。すなわち、火散布沼の容積の 34～35% は外海との流出入を行っているといえる。この見積値は中潮～大潮期間に 1 日 2 回引き起こされる流出入のうち、1 回の潮汐周期によって流出入する外海水の平均した値であり、上記の潮位差から算出される一潮汐周期で流出入する外海水の日最大流出入率(小潮期 34～38%、大潮期 59～60%)とは異なる性質の値であるため、これらを比較検討することは適当ではない。

さらに、海水交換率の定義式(1) (柏井, 1984) を用いて、外海水の流出入の寄与を推定した。2005 年 4 月 20 日～26 日に Stn. 10 にて測定した塩分データ、及び厚岸沖定線、

$$r_G = S_F - S_E / S_0 - S_B \quad (1)$$

A-line 上の最も陸よりの定点 A1 にて観測されたデータ (FRA, 2009 A-line Database) によると、上げ潮時の平均塩分 $S_F = 29.3$ 、下げ潮時の平均塩分 $S_E = 28.5$ 、内湾の影響が及ばない外海水の塩

分(A1にて2005年5月に得られたデータ) $S_0=33.8$, Stn. 10における測定期間中の平均塩分 $S_p=28.9$ であった。これらの数値を式(1)に代入すると、海水交換率(r_p)=0.15と求められた。すなわち、一潮汐周期の間にStn. 10の水の15%が外海水と交換すると推定された。ここで求めた海水交換率は潮位差及び流速から解析した一潮汐周期における海水交換率よりも小さかったが、柏井(1984)の式を用いると一度外海に出て、再び沼内に戻ってくる海水の影響が相殺されるためであると理解できる。

先に求めた計算結果をまとめると、淡水供給量は一日に $22\sim 200\times 10^3\text{ m}^3$ であるのに対し(Table 1-2)、潮汐による外海水の日最大流出量は小潮期 $967\sim 1074\times 10^3\text{ m}^3$ 、大潮期 $1683\sim 1718\times 10^3\text{ m}^3$ と淡水供給量の5~78倍大きく、中潮~大潮期における日平均の流出率($980\sim 1001\times 10^3\text{ m}^3$)は淡水供給量の5~45倍大きかったことから、大潮、中潮、小潮にかかわらず、外海水の寄与は淡水の寄与を十分に上回ることが確認された。また、沼体積の0.9~8.0%の淡水が一日に流入してくる一方で、一潮汐周期(約半日)にて外海水に交換される水の割合(海水交換率)が沼中央(Stn. 10)にて15%であることと比較しても、淡水供給の寄与は外海水流入の寄与を下回ることが分かる。以上の解析結果と塩分の水平分布が沼奥部においても18以上を示すことから判断すると、火散布沼は大潮小潮に関わらず常に淡水供給よりも潮汐による外海水の流出入の方が卓越した系であることが確認でき、火散布沼の物質輸送を検討する基盤となる重要な知見が得られた。

1. 4. 2. 沼口部、沼中央部、沼奥部における物理環境の違い

前節にて火散布沼の物質輸送における外海水流出入(潮流)の重要性が確認されたことから、ここでは潮汐による外海水の流出入の寄与が空間的(沼口、中央、奥)にどのように異なっているかを検討する。火散布沼内の流速は沼口から沼奥に向かって急激に低下していることから(Table. 1-1)、潮流の影響は沼奥に向かって弱まっていると考えられる。さらに、沼奥に位置するStn. 6における流速は沼中央付近であるStn. 10の半分程度であることから(Table. 1-1)、沼口、沼中央に比べ、沼奥は一潮汐周期の間に交換する水の率は小さく、水が停滞しやすいことが推測される。また、表層水と底層水の塩分差が確認されなかったことから、平均水深70cmと非常に浅く、さらに淡水供給量が少なく潮流による混合が大きい火散布沼は鉛直的な混合が発達した強混合型汽水域であるといえ、表層と底層の水はほぼ均質に混合されていると推測された。

次に、この潮流による影響の強弱が沼口、沼奥における水温・塩分の空間的差異に反映して

いるのかを確認した。水温の変動パターンは、春・夏季には沼奥部が高温で、秋・冬季には沼奥部が低温であった (Fig. 1-3)。この変動は沼口部の水深が 1~1.5 m であるのに対し、沼奥部の水深は 0.5~1 m (Fig. 1-1) と更に浅いことに加えて、上述した沼口部と沼奥部の潮流による混合の強弱の違いが要因であると考えられる。すなわち、沼奥部に比較して、沼口部は一潮汐周期の間に交換する水の率が高いため、その水温は主に外海の水温の影響を受けやすいが、潮流の弱さにより沼奥部に停滞した水は日射量の多い春・夏季には、水深が浅いゆえ、太陽光により海底まで十分に温められるため高温になり、一方で、冬季には零下となる外気温の影響を受けやすく、結氷にいたるため低温になると理解できる (Fig. 1-2, 3)。また、6月や8月の水温データと比較し、観測前5日間の全天日射量が平均 10.9 MJ/m² と小さかった7月の水温が顕著に低下していたことから、夏季の火散布沼の水温変動には日射量が深く関与していると考えられた (Fig. 1-2, 3)。

塩分は沼口へ向かって上昇する外海水の影響を受けた勾配を示し、沼中央でフロントを形成し、沼奥にむけて大きく低下していた (Fig. 1-4)。このことは外海水の影響が沼奥に向かって急激に弱まっており、沼口、沼中央に比較して、沼奥においては供給された淡水が停滞しやすいことを反映した結果であるといえる。また、塩分の時空間分布は降雨の影響を顕著に示しており、観測日の一週間以内に 25 mm 以上の降水があった観測月のうち、6月を除いた 7, 9, 11月において降雨による影響と考えられる 26 以下の顕著な低塩分水が認められた。低塩分水は 4, 2, 3 月の観測時においてもみられたが、これは降雨に関係しない融雪や沼奥の氷の融解に由来する淡水が観測されたためであると考えられた (Fig. 1-2, 4)。加えて、上述した解析から沼口部、沼中央部、沼奥部の環境は大きく異なり、それぞれを代表する定点として Stn. 0, 10, 6 を抽出する妥当性が確認された。

1. 5. まとめ

- 火散布沼は淡水供給よりも潮汐による外海水の流出入の方が卓越した系である。
- 火散布沼は鉛直的な混合が発達した強混合型汽水域であるが、沼口、沼中央に比較して、沼奥においては海水が停滞しやすい。

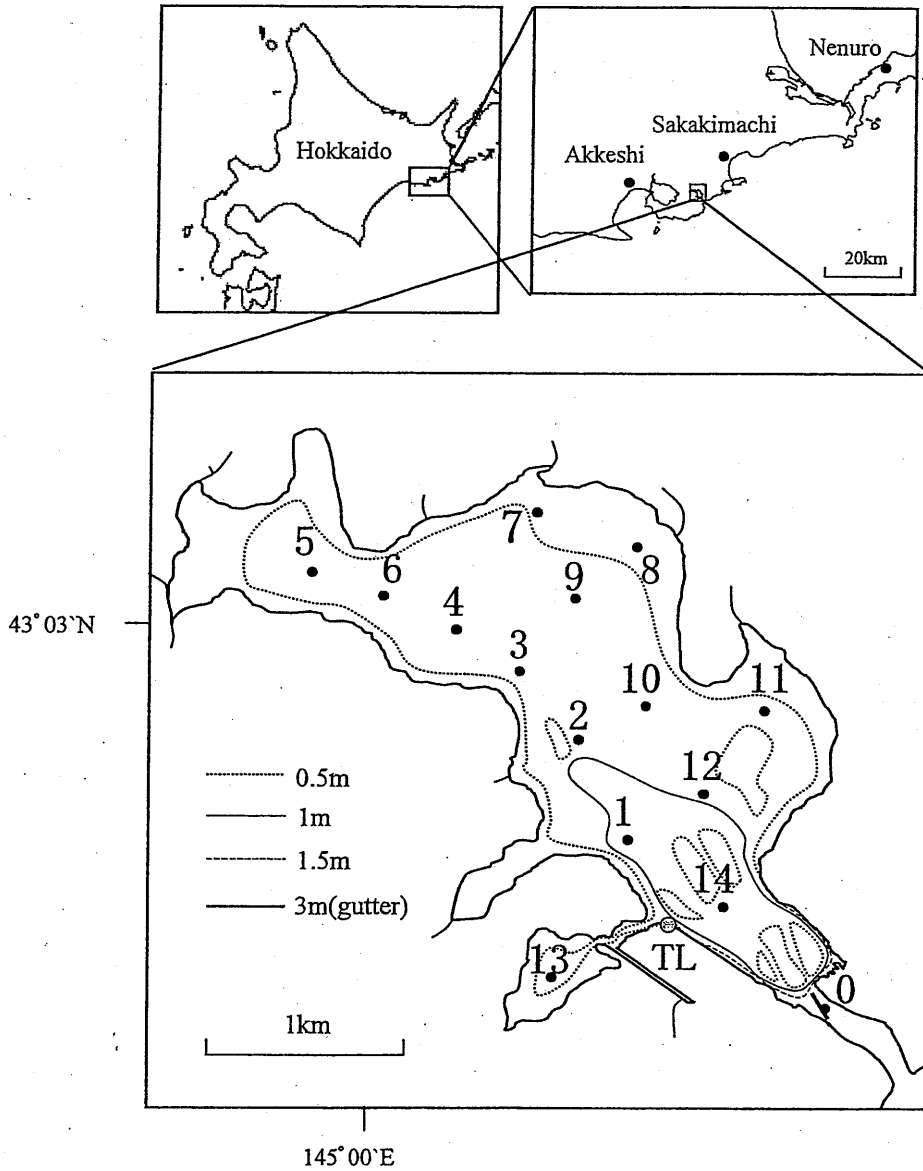


Fig.1-1. Location map of sampling stations in Hichirippu-numa.

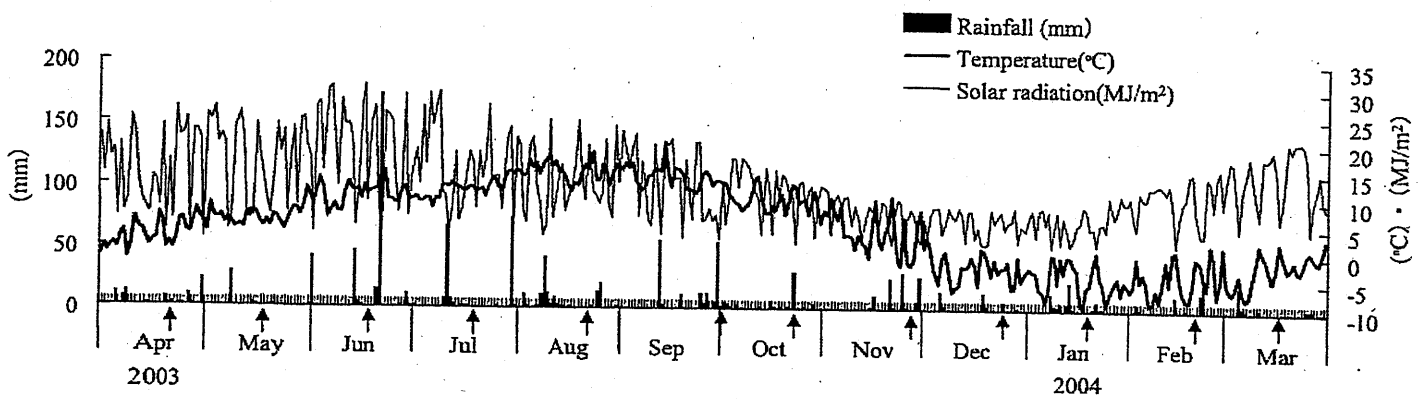


Fig.1-2. Temporal variations of rainfall amount (mm) and atmosphere temperature ($^{\circ}\text{C}$) at Sakakimachi, amount of solar radiation (MJ/m^2) at Nemuro, from April 2003 to March 2004. Arrows indicate the date of observation.



Fig.1-3. Horizontal distributions of surface water temperature ($^{\circ}\text{C}$) from April 2003 to March 2004. Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.

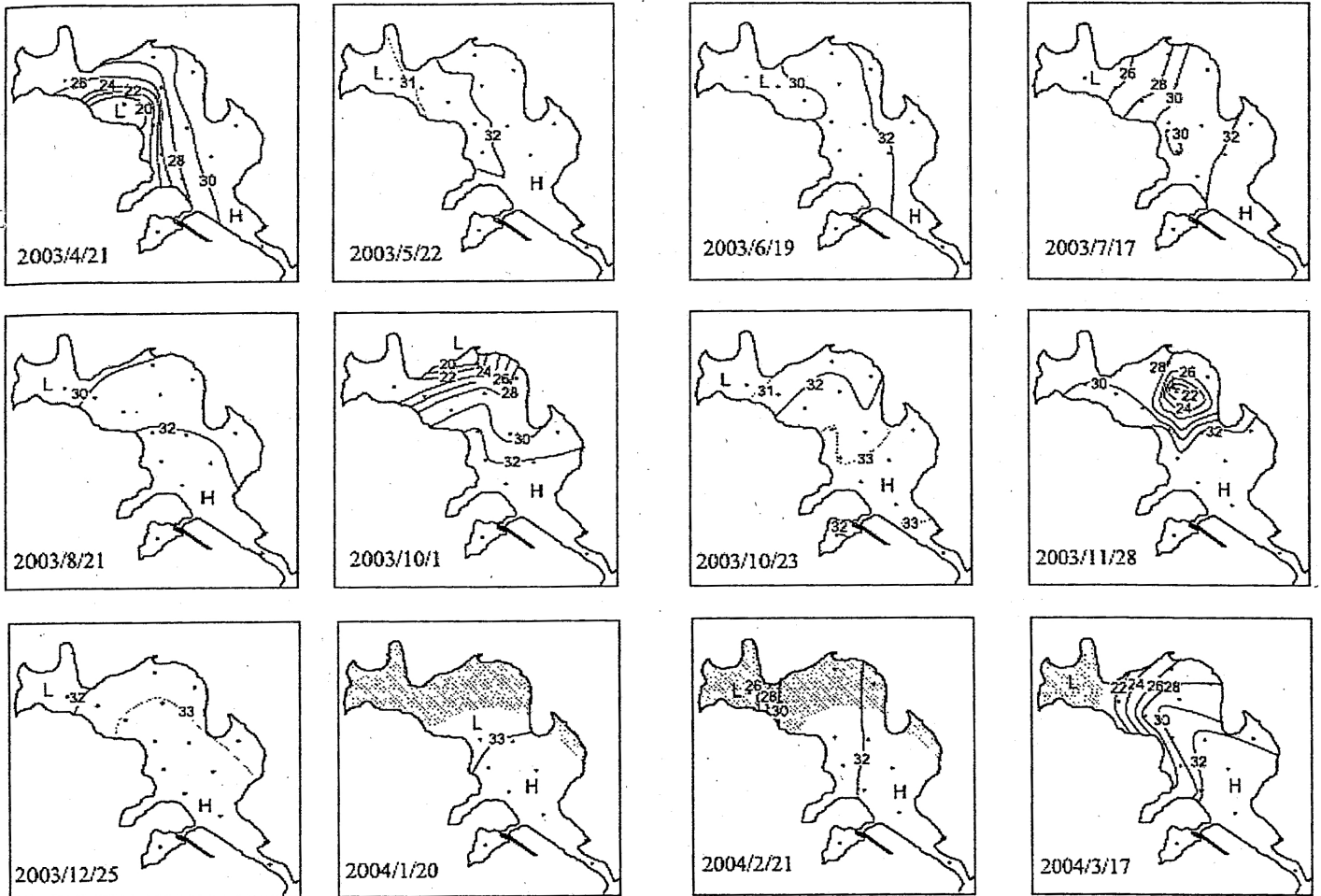


Fig.1-4. Horizontal distributions of surface water salinity from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.

		Flood		Ebb	
		Direction	Speed (cm/s)	Direction	Speed (cm/s)
Entrance	Stn.0	NW 311°	19.3 ± 12.3	SE 145°	18.6 ± 13.9
Inner	Stn.10	NNW 337°	5.5 ± 3.5	S 177°	6.3 ± 3.7
Innermost	Stn.6	NW 315°	2.3 ± 1.9	ESE 130°	3.6 ± 2.6

Table.1-1. Averaged current direction and speed (cm/sec) at Stn.0,10,6 between April 20 and 26, 2005.

		Total rainfall (mm)	Freshwater input		^a (%)	^b Residence time (month)	
			($\times 10^3$ m ³ /month)	($\times 10^3$ m ³ /day)			
2003	Apr	75	1548	52	2.1	1.6	
	May	33	681	22	0.9	3.7	
	Jun	290	5986	200	8.0	0.4	
	Jul	161	3323	107	4.3	0.8	
	Aug	125	2580	83	3.3	1.0	
	Sep	166	3426	114	4.6	0.7	
	Oct	59	1218	39	1.6	2.1	
	Nov	100	2064	69	2.7	1.2	
	Dec	39	805	26	1.0	3.1	
	2004	Jan	65	1342	43	1.7	1.9
		Feb	60	1238	43	1.7	2.0
		Mar	34	702	23	0.9	3.6

^aThe percentage of total volume of the lagoon accounted for the daily volume of freshwater input.

^bCalculated by dividing the total volume of the lagoon by the monthly volume of freshwater input.

Table.1-2. Freshwater input rate and residence time at Hichirippu-numa.

第二章 栄養塩類の時空間分布とその起源

2. 1. はじめに

汽水域における栄養塩サイクルは、河川水と外海水の流出入といった物理・化学的作用だけでなく、低次生産者による取り込み、高次捕食者の排泄、微生物による分解などの生物相互作用によって非常に複雑化しており、いまだ説明されていない部分も数多く残されている (Howarth *et al.*, 2003). 近年、富栄養化、貧酸素水塊の発生などの問題を受け、汽水域では、淡水から海水への環境勾配(主要には塩分勾配)にそった様々な研究がなされており、チェサピーク湾、瀬戸内海、黒海などの多く海域において淡水流入による赤潮発生機構や、都市排水のもたらす栄養塩負荷、貧酸素現象などについて明らかにされている(例えば Anderson *et al.*, 2002; Magni and Montani, 2005; Diaz and Rosenberg, 2008 など). しかし一方で、このような河川流入の影響を強く受けた広大な半閉鎖性汽水域に比べ、淡水流入量の少ない面積の小さな半閉鎖性汽水域の報告例は極めて少なく、面積が小さく、且つ淡水流入量のごく少ない系に限っては、その栄養塩サイクルや低次生産構造を述べた学術報告は無い. そこで本研究は淡水供給量のごく少ない面積の小さな汽水域として火散布沼を選定し、栄養塩濃度、クロロフィル *a* 濃度の時空間分布を詳しく示し、火散布沼の生物過程の基盤となる栄養塩の起源について考察する.

2. 2. 調査内容と方法

北海道厚岸郡浜中町に位置する火散布沼にて、観測定点(Stn. 0~14)を設置して水質調査を行った(Fig. 1-1). 著者は2003年4月より2009年9月までの期間、原則として毎月1回の観測を行った. 本稿ではこの火散布沼調査にて2003年4月から2004年3月までに得られたデータを中心に報告する. Stn. 14は2003年10月23日より設けた地点であるため、それ以前は観測を実施していない. 毎月の調査は中潮・大潮の期間に行なわれ、沼奥部は冬季に結氷するため、12月~3月の観測では、氷上を歩いての観測が不可能な数定点、欠測となった. それぞれの調査は沼奥部への調査船の進入が容易である中潮位~高潮位時に行ったが、4,6月の調査は低潮位時に行った. 便宜上、観測結果は2003年10月1日に得たデータは9月を代表するデータ、2003年10月23日に得たデータは10月を代表するデータとして記述する(Fig. 1-2). これらの定期観測に加えて、2003年8月21日12:00~23日0:00の36時間、Stn. 0, 6, 10の3定点にて3時間間隔の連続水質調査を行った. なお8月22日21:00の観測は視界不良のため調査船が航

行不可能となり欠測となった。

水質調査では、水試料として表層水を手柄付きビーカーにて酸洗浄済みのポリエチレンボトルに採取した。毎回の調査には1~2時間を要したため、採水した試料はクーラーボックス内に保管され、保冷剤を用いて調査終了時まで冷蔵保存された。調査終了後10時間以内に水試料をGF/Fフィルターでろ過し、ろ紙をChl-*a*分析、ろ液を栄養塩分析に供した。クロロフィル *a* (Chl-*a*)濃度は-20℃にて約24時間90%アセトン溶液で抽出後、蛍光光度計(ターナーデザイン, 10-AU)にて測定された。ろ液は分析時まで-20℃にて凍結保存され、Strickland and Parsons (1972)の方法に準じて栄養塩濃度(硝酸-亜硝酸態窒素, アンモニア態窒素, リン酸態リン, ケイ酸態ケイ素)をオートアナライザー (Autoanalyzer II, Bran+Lubbe)にて比色定量した。

2. 3. 結果

2. 3. 1. 水柱栄養塩濃度の36時間連続観測

2003年8月21日12:00~8月23日0:00のStn. TLにおける潮位変化, Stn. 0, 10, 6における表層水の栄養塩濃度の変化をFig. 2-1にまとめた。潮位変化は21日21:00および22日21:50に、満潮(131 cm)を記録し、22日6:00に干潮(59 cm)を記録した。この潮位変化にしたがって、本節では観測期間中の21日12:00~21:00, 22日6:00~21:50の間を上げ潮, 21日21:00~22日6:00, 22日21:50~23日0:00の間を下げ潮期間と定義し、試料の特徴を抽出した。なお、転潮時であった21日21:00および22日6:00の試料は下げ潮期間に得られた試料とする。

$\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は沼口であるStn. 0において21日18:00に5 μM を越える高濃度を示した後、22日3:00には最低値1.5 μM を示し、その後再び22日15:00に最高値5.5 μM を示す明瞭な時間変化を示した(Fig. 2-1)。また、沼中央であるStn. 10はStn. 0に類似した時間変化を示し、Stn. 0にやや遅れて、21日21:00に高濃度(2.4 μM)を示した後、低濃度で推移し、その後再び22日18:00に高濃度(3.0 μM)を記録した。すなわち、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は潮位変化とよく一致し、上げ潮時に上昇、下げ潮時に低下する濃度変化を示していた。Stn. 0, 10における顕著な時間変化に対し、沼奥であるStn. 6は明瞭な変化を示さなかった。また、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度はStn. 10, 6に比べて、Stn. 0(沼口)にて高濃度で推移していた(Fig. 2-1)。外海との流出入口であるStn. 0における上げ潮、下げ潮期間中の平均 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は、それぞれ4.3, 3.2 μM であり上げ潮期に高く、下げ潮期に低かった。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度はStn. 10にて明瞭な時間変化を示し、21日21:00に3 μM 以上の高い濃度を示した後、低濃度で推移し、その後再び22日9:00以降に高濃度(3.0 μM)を記録した(Fig. 2-1)。

このような上げ潮時に上昇、下げ潮に低下といった潮汐周期に同調した時間変化は、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度においてはStn. 0においても同様に確認されたが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度においては確認されず、Stn. 0における上げ潮、下げ潮期間の平均濃度の差は見られなかった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は22日15:00、23日0:00を除く、10回の観測にてStn. 0(沼口)にて高濃度で推移していた(Fig. 2-1)。

$\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度および $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度は明瞭な時間変化を示さず、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度において確認されたような空間的特徴を抽出できなかつた(Fig. 2-1)。沼口であるStn. 0における平均 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は上げ潮、下げ潮期間による違いを示さなかつたのに対し、平均 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度は上げ潮期間24.2、下げ潮期間32.9 μM と上げ潮期に低く、下げ潮期に高い値を示した(Table. 2-1)。

2. 3. 2. 栄養塩濃度の定期観測

2003年4月～2004年3月の表層水における栄養塩類およびChl-*a*濃度の時系列変化をFig. 2-2～6に示す。硝酸-亜硝酸態窒素($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$)濃度は0.1～9.6 μM の範囲で変動し、最高値(9.6 μM)は1月にStn. 0にて記録された。また検出限界以下の値(<0.05 μM)は9月にStn. 7にて記録された。 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の季節変化は明瞭であり、春～秋季(4～10月)よりも冬季(11～3月)に高濃度で分布しているのが見てとれる(Fig. 2-2)。また、沼奥に比べ、沼口にて高い値を示す傾向があった。

同時期のアンモニア態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)濃度は、0.1～8.2 μM の範囲で変化し、検出限界以下の値(<0.05 μM)は2月のStn. 0, 1, 8, 12, 3月のStn. 10, 14にて記録された。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は空間的な傾向を示さず、夏季の7月(Stn. 3), 8月(Stn. 2), 9月(Stn. 11, 13)に局所的に高い値を示した。このような時空間変動は、硝酸-亜硝酸態窒素とは異なることが分かる(Fig. 2-3)。

リン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)濃度は最低値0.1 μM を4月のStn. 4, 5月のStn. 5にて記録し、最高値1.4 μM を8月Stn. 5にて記録した。季節変化をみると、夏・秋季(8～11月)に高濃度を示し、春季(4, 5月)に低濃度を示す傾向があった(Fig. 2-4)。

ケイ酸態ケイ素($\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$)濃度は、4.0～103 μM の範囲で変動し、4月のSt. 3, 6月のStn. 2, 3, 10月のStn. 5, 9, 12月のStn. 2, 4にて60 μM 以上の高濃度を記録し、数地点にて局所的に高濃度を示す水平分布を示す傾向であった。また、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度の季節変化は明らかではなかつた(Fig. 2-5)。

同時期のChl-*a*濃度は、最低値0.2 $\mu\text{g/l}$ を3月にStn. 4にて記録し、最高値8.0 $\mu\text{g/l}$ を6月にStn. 4にて記録した。Chl-*a*濃度は春・夏季に高く、秋・冬季に低い値を示す傾向が見

られたが、12月には局所的に高濃度を示した。また、空間的な一定の傾向は確認できず、浅い岸よりの数定点にて局所的に高濃度を示すパターンが多く見られた(Fig. 2-6)。

2. 4. 考察

2. 4. 1. 各栄養塩の起源

栄養塩と塩分のプロットは栄養塩の起源が陸域(淡水)であるのか、外海であるのかを推定するのに広く活用されており、それらに直線関係が成立する場合、対象成分が淡水—海水の希釈混合によって濃度変化する保存性の強い成分であると判断でき、逆にその関係が成立しない場合には対象成分は系内における除去・付加作用を受けていることを意味している(Kemp, 1989)。そこで本研究では火散布沼における各栄養塩と塩分のプロットをFig. 2-7にまとめ、それぞれの栄養塩起源について検討を行う。Fig. 2-7には、観測年の春、夏、秋、冬季を代表するデータとして2003年5, 8, 10月、2004年1月の表層水のデータを用いた。また、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 、及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{Si}(\text{OH})_4\text{-Si}$ と塩分の相関図には厚岸沖定線、A-line上の最も陸よりの定点A1にて同時期(2003年5, 10, 1月)に得られたデータ(FRA, 2009)を同様にプロットした。また、1.4.1節に述べたように、火散布沼では沼体積の最大60%の水が潮汐周期によって沼の入口であるStn. 0から流出入しており、上げ潮時に流入した水の容積のほぼ全量が下げ潮時には外海へ再び持ち去られる(1.4.1節)。したがって、火散布沼の栄養塩の流出入を見積もるためには、栄養塩と塩分の相関図に反映される見かけの流入についてだけでなく、正味の供給について議論を行う必要がある。そこで、36時間連続観測にて記録されたStn. 0における各栄養塩濃度に、単位時間あたりの流出、流入水容積を乗算し、それぞれの栄養塩の8月21日21:00~22日9:00の流出フラックス(kmol/day , 1日に1回起こる下げ潮時のフラックス)、8月22日9:00~21:00の流入フラックス(kmol/day , 1日に1回起こる上げ潮時のフラックス)を算出し、正味の供給量についての検討を行った(Table. 2-1)。なお、流入・流出水容積は単位時間ごとの潮位差に沼面積 3.58km^2 を掛けて算出した。ここで用いるフラックスは単位に面積をふくまないSt. 0を通過する物質輸送速度とする。これらの流入・流出フラックスのデータおよび栄養塩と塩分の相関図を用いて、以下にて各栄養塩の起源について考察を行う。

$\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は8月、10月において塩分と有意な正の相関関係を示したことから(それぞれ $r=0.72$, $p<0.01$, $r=0.66$, $p<0.01$)、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ は外海水を主要な起源とすると考えられた。しかし、外海水(A1)の $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は $0.3(5月)\sim 10.8(3月)\ \mu\text{M}$ の範囲にて、春~秋季よりも冬季に高濃度を示す明確な季節変動を示し、常に高濃度の $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ を含んでいるわけではなかった(FRA, 2009)。そこで、ほぼ同時期に観測された外海水の $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と火散布沼内で

記録された $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度を確認すると、5月の火散布沼における $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は $0.1\sim 0.5\ \mu\text{M}$ の範囲であるのに対し外海水は $0.3\ \mu\text{M}$ であり、3月の沼内の $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は $0.7\sim 5.1\ \mu\text{M}$ であるのに対し外海水は $10.8\ \mu\text{M}$ であった (Fig. 2-2)。したがって、外海水の $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の季節変動に合わせて、火散布沼において記録される $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の最大値も変動しているといえた。これは春～秋季よりも冬季に高濃度を示すという $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の季節変動が外海水と火散布沼内において同調していることから支持され (Fig. 2-2)、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ が周年を通して外海から供給されている可能性が高いと考えられた。なお、塩分と $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ のプロットが常に有意な正の相関関係を示さなかったのは、塩分や $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度の傾斜が小さい場合 (5, 1月) には、塩分の増加とともに濃度が上昇する傾向を捉えることが出来なかったためと理解できる (Fig. 2-7)。36時間観測の結果によると、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は潮位変化とよく一致した濃度変化を示していた (Fig. 2-1)。また、1潮汐あたりの $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 流出、流入フラックスは、それぞれ 6.7 ; $10.5\ \text{kmol/day}$ であり、これらの差分である $3.9\ \text{kmol}$ が1潮汐にて沼内に正味に供給されていた (Table. 2-1)。すなわち、この36時間観測結果は上述の解析結果と整合的であるといえ、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ は淡水由来成分ではなく、外海を主要な起源としていることが推察された。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は5月には塩分と有意な負の相関 ($r=0.55$, $p<0.05$) を示した一方で、10月に有意な正の相関 ($r=0.61$, $p<0.05$) を示した (Fig. 2-7)。また、その相関関係はいずれの観測月においても $p<0.05$ と弱かったことから、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の主要な起源は、淡水もしくは外海水といった系外からの流出入ではない可能性が高いと考えられた。このことは $\text{NH}_4\text{-N}$ 流入・流出フラックスの差分 (沼への正味の供給) が $0.7\ \text{kmol/half tidal day}$ と小さいことと整合的であり (Table. 2-1)、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の主たる起源は系外からの流出入ではないことが推測された。系外から汽水域に流入する $\text{NH}_4\text{-N}$ よりも系内にて付加される $\text{NH}_4\text{-N}$ の影響が大きいとする報告は以前から多くされてことから (例えば Page et al., 1995; Montani et al., 1998 など)、火散布沼においても系内にて $\text{NH}_4\text{-N}$ が付加されている可能性が考えられる。Komorita et al. (2010) は火散布沼にて夏季 (8月) のアサリ (*Ruditapes philippinarium*) による $\text{NH}_4\text{-N}$ 排泄フラックスは $7.7\ \text{kmol/day}$ であると報告している。本研究にて観測された火散布沼の8月の全地点平均 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $2.4\ \mu\text{M}$ であり、これに最大沼容積 (水深 $129\ \text{cm}\times$ 沼面積 $3.58\ \text{km}^2$) を乗じると沼全体の水柱 $\text{NH}_4\text{-N}$ 現存量として $11.1\ \text{kmol}$ が求められる。したがって、アサリは一日で火散布沼の水柱 $\text{NH}_4\text{-N}$ 現存量の約70%を供給するといえる。このような $\text{NH}_4\text{-N}$ の付加過程が存在するとした場合、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は上げ潮時に高く、下げ潮時に低い値を示すはずであるが、本研究にて得られた36時間観測結果はそのような傾向を示さなかった。Komorita et al. (2010) によると、このことは火散

布沼ではアサリが排泄した $\text{NH}_4\text{-N}$ の52~96%が底生の基礎生産者により消費されるためと述べている。上記の解析により、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の起源としては、外海・淡水といった系外からの流出入よりも、特に夏季にはアサリなどの沼内生物による再生産による寄与が大きい可能性が高いと考えられた。加えて、このことは夏季に局所的に高い値を示す $\text{NH}_4\text{-N}$ の時空間分布と整合的である(Fig. 2-3)。

$\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は5, 8, 10月において塩分と有意な正の相関関係を示したことから($r > 0.75, p < 0.01$)、その起源は外海水であると判断された。しかし、36時間観測の結果では $\text{PO}_4\text{-P}$ は潮汐周期に同調した時間変化を示さず(Fig. 2-1)、その流入・流出フラックスの差分(沼への正味の供給)が 0.2 kmol/day と小さかった(Table. 2-1)。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の起源が外海水であるとすると、外海水と火散布沼内の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は類似した季節変動を示す可能性が高いが、外海水(A1)の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は 0.2 (7月)~ 1.0 (3月)の範囲にて、春~秋季よりも冬季に高濃度を示したのに対し(FRA, 2009)、沼内の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は夏・秋季に高濃度、春季に低濃度を示していた(Fig. 2-4)。すなわち、36時間観測の結果や外海水の季節変動は、塩分と $\text{PO}_4\text{-P}$ のプロットから得られる結論と整合的ではなかったといえる。したがって、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は外海水を主要な起源とすると考えられるが、その他に系内での $\text{PO}_4\text{-P}$ の付加過程が存在する可能性は否定できなかった。

$\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度は5, 10月において有意な負の相関関係(それぞれ $r = -0.78, p < 0.001$, $r = -0.41, p < 0.01$)を示し(Fig. 2-7)、外海水の $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度は $0 \sim 23 \mu\text{M}$ の低濃度で推移していた(FRA, 2009)。また、連続観測では $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度は潮汐周期に同調した時間変化を示さず、その流出・流入フラックスは、それぞれ $88.6, 63.0 \text{ kmol/day}$ であり、これらの差分である 25.5 kmol が1潮汐にて沼から正味に持ち去られていた(Table. 2-1)。これらのことから判断すると、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ は主に淡水由来の成分であり、外海から $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ が流入する可能性はほぼ無いと推測された。 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は人為的要因によって変動するのに対し、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ は自然の風化溶出が水域への供給の大半を占めるとされている(原島, 2003)。したがって $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ は人為的要因による栄養塩付加がほぼ無いと考えられる火散布沼において、淡水を主たる起源とする可能性が最も高い成分であるといえる。しかし、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ は全ての観測月において塩分と有意な負の関係を示したのではないことから(Fig. 2-7)、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ は淡水のみに依存するのではなく、系内での $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ の何らかの付加、除去過程が存在する可能性があるが、これについては今後の検討課題としたい。

2. 4. 2. 基礎生産過程の制限要因

各栄養塩のうち、基礎生産を主に制限する要因をそれぞれの相対比や濃度から検討する。まず、 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ の和である溶存無機窒素(DIN)濃度と $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ 濃度の相対比(N/P, Si/N比)を確認すると、N/P比は全試料中の94%がレッドフィールド比(N:P=16:1, Redfield, 1963)よりも小さいN制限の値を示し、Si/N比は全試料中の99%が $\text{Si/N}>1$ のN制限の傾向を示した(Si:N=1:1, Redfield, 1963; Brzezinski, 1985)。すなわち、N/P比、Si/N比ともに窒素(N)が相対的に著しく小さい傾向を示し、火散布沼の水柱はケイ素(Si)やリン(P)よりもNが制限的に作用する環境であることが示唆された。次に、各栄養塩の濃度から基礎生産の制限要因を検討する。植物プランクトン種(珪藻類)のDIN、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ に対する取り込み半飽和定数はそれぞれ、 $0.1\sim 5.9\ \mu\text{M}$ 、 $0.68\ \mu\text{M}$ 、 $0.42\sim 1.31\ \mu\text{M}$ と報告されている(e.g. Eppley et al., 1969; Conway & Harrison, 1977; Paasche, 1973; Conway et al., 1976; 樽谷・山本, 1994)。そこで、水柱栄養塩濃度がこの半飽和定数以下の場合をそれぞれの栄養塩の制限環境であるとして試料中の栄養塩濃度を確認した。全試料中で各栄養塩濃度が半飽和定数以下を示した割合は、DIN, 80%, $\text{PO}_4\text{-P}$, 57%, $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$, 0%であったことから、火散布沼においてはDIN及び $\text{PO}_4\text{-P}$ によって基礎生産が制限される場合があるが、 $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ による制限は起こらないことが示唆された。また、DIN、 $\text{PO}_4\text{-P}$ のどちらが大きく作用しているのかを検討すると、DIN、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ともに半飽和定数以下($\text{DIN}<5.9\ \mu\text{M}$, $\text{PO}_4\text{-P}<0.68$)を示したのは試料の52%、DINは半飽和定数以下、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は半飽和定数以上($\text{DIN}<5.9\ \mu\text{M}$, $\text{PO}_4\text{-P}>0.68$)を示したのは全試料の29%、DINは半飽和定数以上、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は半飽和定数以下($\text{DIN}>5.9\ \mu\text{M}$, $\text{PO}_4\text{-P}<0.68$)を示したのは全試料の6%であったことから、Pと比較してNが制限するケースが多いことがわかる。これらの半飽和定数から得られた結果は、前述のN/P比、Si/N比から推察される結論と整合的であった。一般に海域の基礎生産はNが制限的に作用しやすいが(Howarth, 1988)、生活排水などの人為的汚染の著しい海域ではP制限やSi制限が見られる事例が報告されている(山本ら, 2002; Xu et al., 2008)。すなわち、人為的要因のN負荷が見られない火散布沼においては、基礎生産の制限要因としてSiやPよりもNが最も重要である可能性が高いといえる。以上の解析結果をまとめると、火散布沼の基礎生産過程にはNの時空間分布が最も大きく作用すると判断された。

近年、河川(淡水)由来の栄養塩によって基礎生産が支配されているような汽水域の報告例が増加している(Mann, 2000)。しかし4.3節に述べたように、火散布沼の基礎生産を制限しているNの供給源は主に外海水及び夏季の底生生物による再生産であることから、火散布沼におい

て沼内の基礎生産をコントロールするものは淡水ではないといえる。したがって、淡水供給量が小さい火散布沼のような汽水域においては、その基礎生産は外海水や再生産によって供給される栄養塩に支えられていると考えられ、本稿は火散布沼を淡水から供給される栄養塩に支配されない汽水生態系システムの典型例として報告する。

なお、今回の解析には主に中潮・大潮期のデータを用いているが、小潮期においても外海水の寄与は淡水の寄与を明らかに上回ることが確認できていることから、この判断は妥当であると思われる(1.4.1節)。また、火散布沼の集水域において1980年以降、大きな土地利用の変化がなく(国土地理院, 2006)、2004年6月~2005年8月に行った観測結果からも同傾向の栄養塩の時空間分布が確認されていることから(石丸ら, 2008)、今回得られた結論は火散布沼の平均像を捉えていると考える。

2. 5. まとめ

- 火散布沼の溶存無機態窒素は外海水や再生産によって供給されている。
- 基礎生産の制限要因は溶存無機態窒素である。

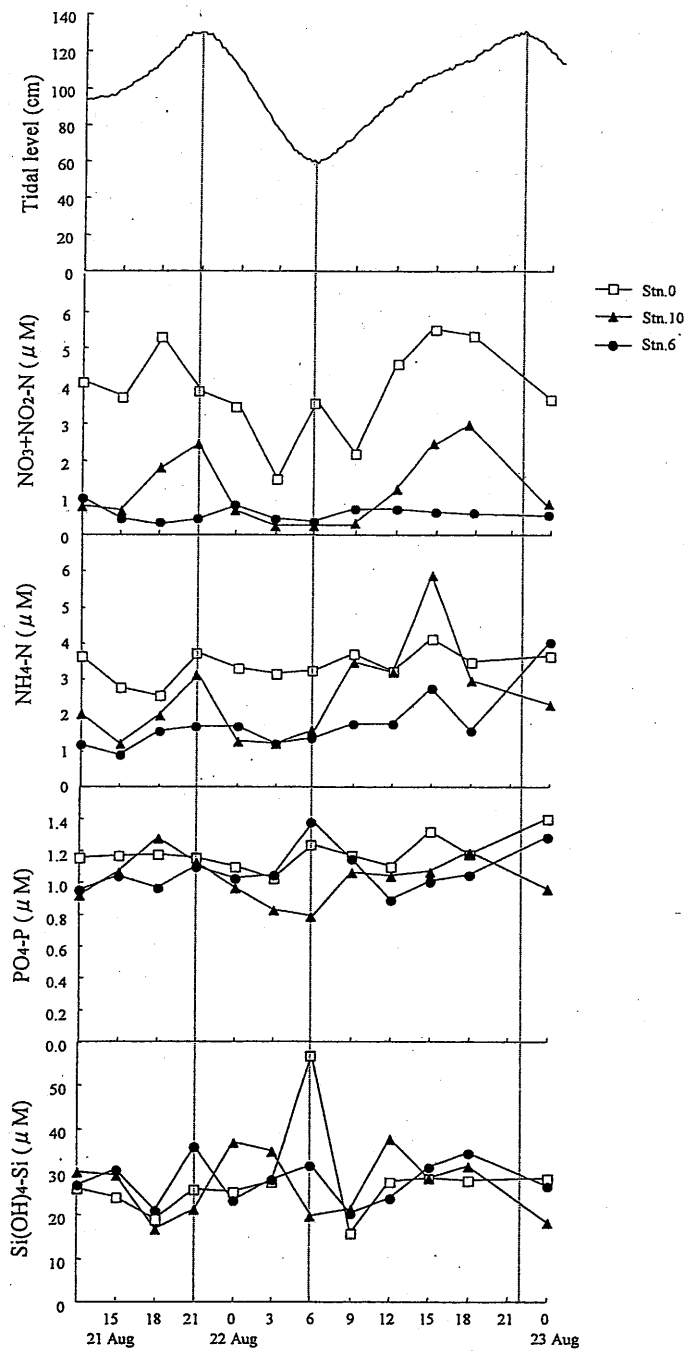


Fig.2-1. Tidal level (cm) at Stn.TL and variations of nutrients concentrations (μM) of surface waters observed every three hours at Stn.0,10,6 during 36-h period in August 21-23, 2003. Vertical lines indicate the highest tide or lowest tide.



Fig.2-2. Horizontal distributions of surface water $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$ (μM) from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.



Fig.2-3. Horizontal distributions of surface water $\text{NH}_4\text{-N}$ (μM) from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.



Fig.2-4. Horizontal distributions of surface water PO₄-P (μ M) from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.

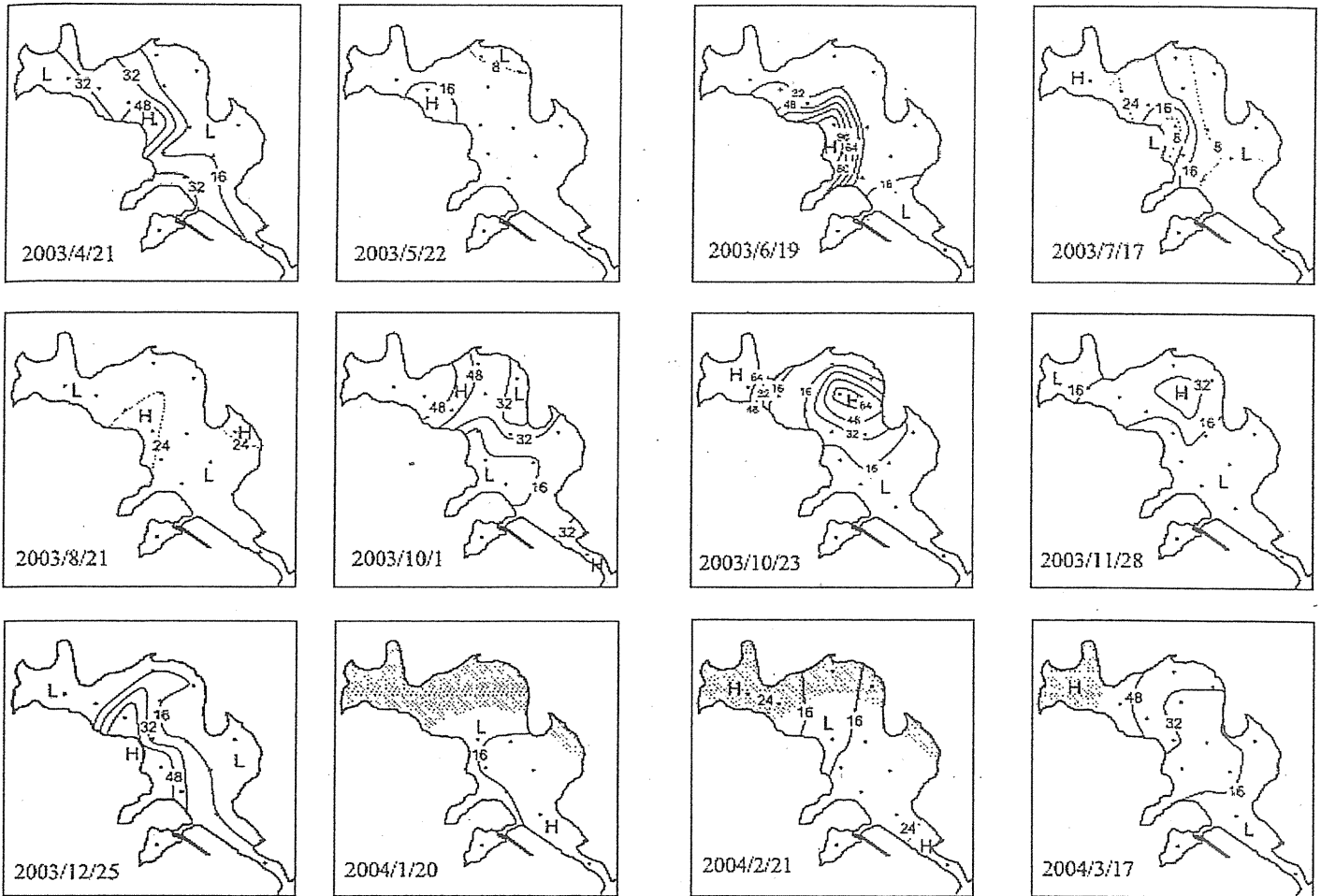


Fig.2-5. Horizontal distributions of surface water $\text{Si(OH)}_4\text{-Si}$ (μM) from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.

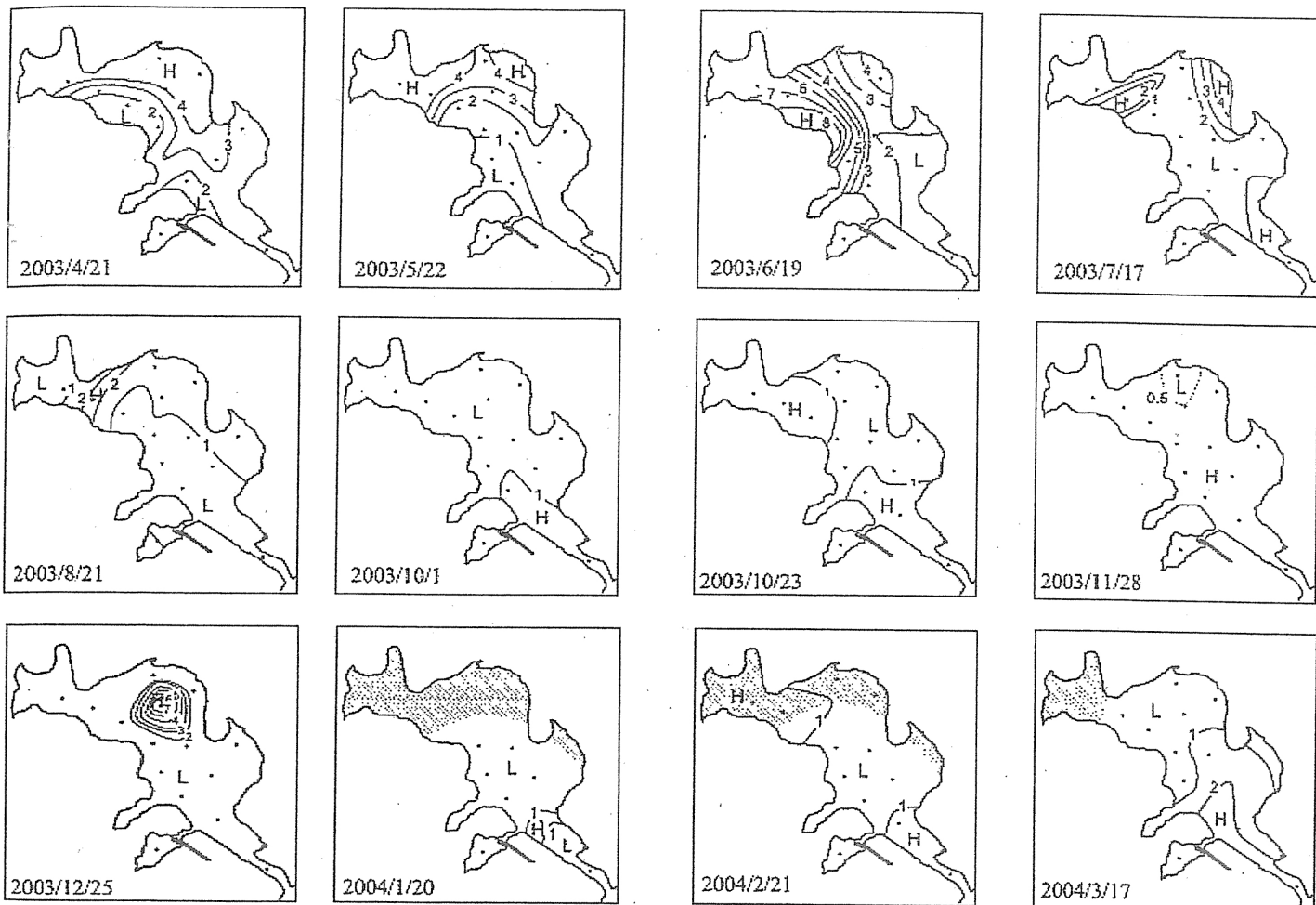


Fig.2-6. Horizontal distributions of surface water chlorophyll *a* ($\mu\text{g/l}$) from April 2003 to March 2004 . Shaded regions denote ice covered area. H and L indicates the high and low concentration, respectively.

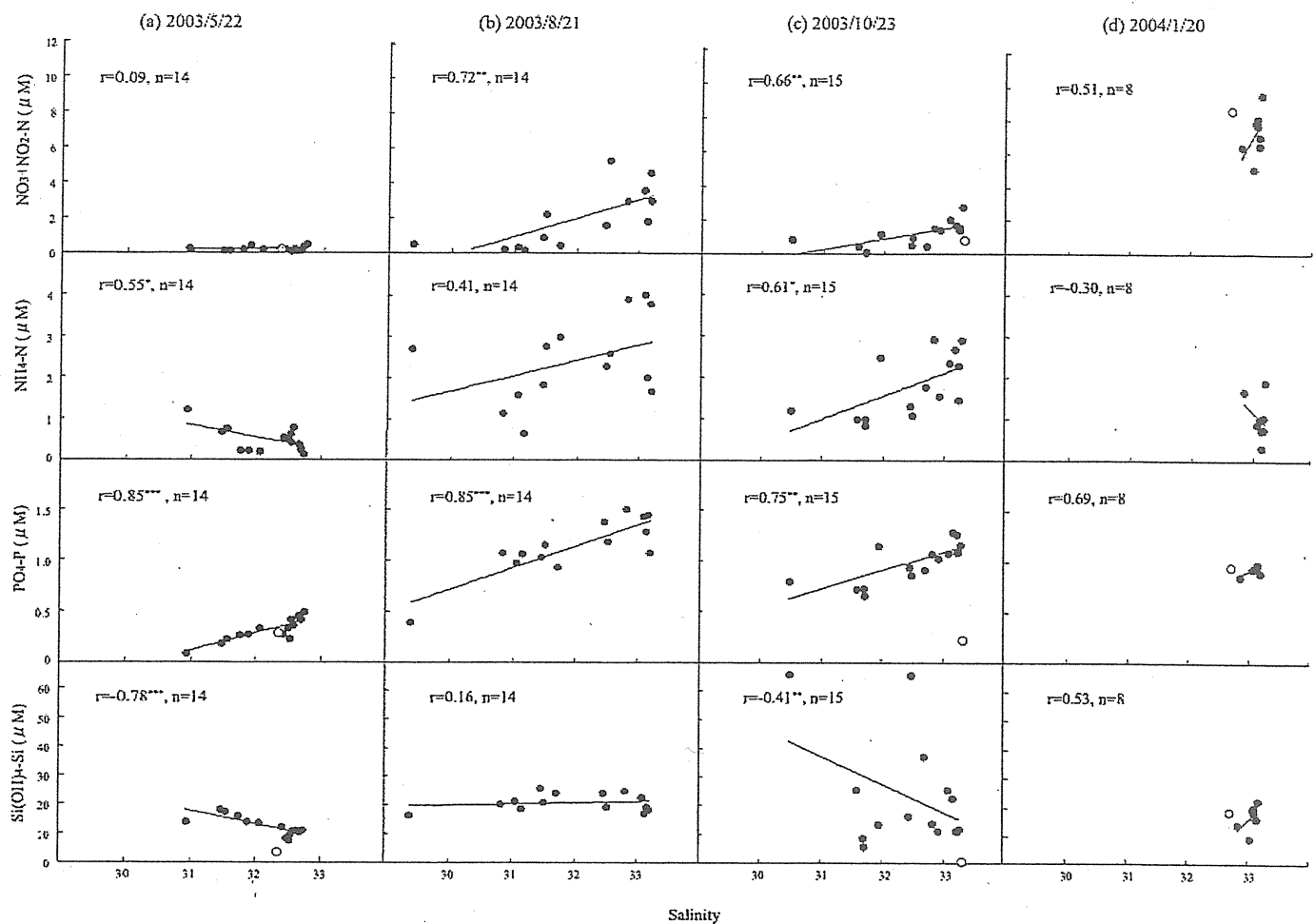


Fig.2-7. Plots of salinity versus nutrients concentrations (μM) of surface waters in spring (a), summer (b), fall (c), winter (d). Values observed at A1 shown as open circles. The solid line represents least square regression except for A1 data. The r represents the Pearson's product-moment correlation coefficient (*: $p<0.05$, **: $p<0.01$, ***: $p<0.001$). The p value is based on significance test for the correlation coefficient.

		Flux (kmol/h)				^a Flux (kmol/day)			
		NO ₃ +NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Si(OH) ₄ -Si	NO ₃ +NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	Si(OH) ₄ -Si
2003/8/21	12:00-15:00	0.25	0.19	0.08	1.67				
	15:00-18:00	1.01	0.49	0.23	3.64				
	18:00-21:00	0.70	0.68	0.21	4.75				
	21:00-0:00	-0.86	-0.85	-0.28	-6.41				
2003/8/22	0:00-3:00	-0.58	-1.23	-0.40	-10.71				
	3:00-6:00	-0.77	-0.71	-0.27	-12.40	-6.65	-8.35	-2.84	-88.55
	6:00-9:00	0.45	0.77	0.24	3.30				
	9:00-12:00	0.96	0.70	0.24	6.05				
	12:00-15:00	0.83	0.62	0.20	4.29				
	15:00-18:00	0.55	0.36	0.12	2.89				
	18:00-21:00	0.71	0.57	0.20	4.47	10.51	9.09	3.03	63.01
	21:00-0:00	-0.44	-0.44	-0.17	-3.48				
	^b Budget					3.86	0.74	0.19	-25.54

^aCalculated by addition the fluxes for 3 hours during flood or ebb tide.

^bNet flux calculated by Outflux during the ebb and Influx during the flood.

'-' indicates export from the lagoon.

Table.2-1. Nutrient fluxes (kmol/h, kmol/day) at Stn.0 during 36-h period in 21-23 August, 2003. Gray and white areas represent ebb and flood tides respectively.

第三章 基礎生産物の時空間分布とその支配要因

3. 1. はじめに

基礎生産者が光合成による有機物の生産を行なう際には光エネルギーを獲得することが必要不可欠である。しかし海洋では、海表面に到達した太陽光は海中に伝搬する過程で海水自身や懸濁物質等による吸収や散乱を受けて、深度と共に急激に減衰する(千賀・堀内, 1999)。例えば、表層 1m の水柱を通過できる光量子量は、透明度の高い外海水においてさえ 50%以下である(谷口, 1986)。大気層全体の太陽放射光透過率が日本では 60~80%程度であることを踏まえると(国立天文台, 2002)、海水の光透過性がいかに低いのかを理解できる。そのため光合成に必要な光を獲得することは、海洋に生息する植物群集にとって容易なことではない。このような海水の光学的特性のために、水中表層に長くとどまる手段を身につけ、希薄な栄養塩環境に適応して小型化した植物プランクトンが海洋の広範囲で重要な一次生産者となっている(谷口, 1986)。これに対して、本稿で議論する火散布沼は水深が極めて浅い海域であるため、水柱全体が有光層になるばかりでなく、海底面にまで光が到達する環境にある。このような浅海域では、それ以深の植物プランクトンのみが卓越する海域とは異なる物質循環系が成立し、植物プランクトンに加えて、海底面の底生性の微細藻類が一次生産者として存在することを可能にしている(Heip et al., 1995; 山口・門谷 2002)。

底生性の微細藻類は海底面に生息するばかりでなく、波浪などの影響をうけて水柱に巻き上げられる(Shaffer & Sullivan, 1988; de Jonge & van Beusekom, 1995)。底生基礎生産者の水柱への巻き上げ(再懸濁)プロセスは Roman & Tenore (1978) によって初めて報告されて以来、各地の汽水域で頻繁に観測され、近年ではその再懸濁プロセスが一時的に水柱の基礎生産量を増大させ、水柱基礎生産物の時空間分布に強く影響を与えることがよく知られている。例えば De Jonge & Van Beusekom (1992) はエムズエスチュアリーにて水柱基礎生産物の約 6 割が底生性の基礎生産物であると報告している。また、数理モデルを用いたアドリア海北部(水深 5~15m)における報告例では、系全体の基礎生産の 19~58% を底生微細藻類が占めており、堆積物食者の食物源として底生微細藻類が重要な働きを果たしていることが指摘されている(Blackford, 2002)。さらに、底生微細藻類は水柱に再懸濁することによって、堆積物食者だけでなく、ろ過食者にも食物源として利用されることから、食物網の観点からも重要視されている(Kamermans, 1994; Yamaguchi et al., 2006)。しかし、これまで挙げたような先行研究の焦点は、水柱基礎生産量と比較して底生基礎生産物の再懸濁プロセスの影響を見積ることに限定されており、底生の全基礎生産量のうち水柱へ再懸濁する割合については言及していない。この再懸濁する割合は、底生の基礎生産量を水柱へ輸送する割合として用いるこ

とができることから、最小限の仮定条件で物質循環モデルシミュレーションを行う際に有効である。

底生微細藻類は日周期や潮汐周期に合わせて鉛直移動し、特に上げ潮への転潮時には堆積物の下部へと下方移動して流し去られるのを避けると報告されている (Paterson, 1986)。しかし Lucas (2003) が指摘したように、逃避に失敗した一部の底生微細藻類はそれでも再懸濁しているといえる。しかしながら、堆積中に生息している底生微細藻類のうち、どのくらいが再懸濁し、全個体の何割が逃避に成功しているのか、という疑問を解決する研究報告はいまだなされていない。

沈降粒子束の測定にセジメントトラップを用いるのは常套手段であるが、セジメントトラップを使用した測定には、そのデータ解析にいくつかの難点がある。最も頻繁に議論されるのは、捕集された粒子のうち、堆積物の再懸濁によるものがどの程度含まれているかを判断する難しさである。この問題は特に、強混合型の浅海域にて報告される場合が多く、そのような海域では、単位時間内に新たに沈降した粒子ではなく、再懸濁した堆積物粒子がセジメントトラップに捕集される粒子のほぼ全量を占有する (Oviatt & Nixon, 1975)。トラップ捕集粒子成分中の再懸濁粒子の寄与を見積もる方法は既に複数提案されており (Gabrielson & Lukatelich, 1985, 1975; Gasith, 1976)、これらの先行例では有機物含量から再懸濁粒子の寄与率を算出している。近年では、安定同位体比を用い、混合物に対する 2 つの起源の寄与率を算出した研究例が増えつつある (例えば Phillips et al. 2005; Kasai et al., 2004)。トラップ捕集粒子について安定同位体比を用いた解析を行った例はいまだ存在しないものの、トラップ捕集粒子への再懸濁物質と水柱から沈降した物質の寄与率を算出する手法として活用できる可能性がある。

そこで第三章では、火散布沼における 36 時間連続観測結果から、底生微細藻類の再懸濁プロセスが頻発していることを再確認し、トラップ捕集粒子成分中の底生微細藻類の寄与率を算出した。さらに一年間の定期観測結果から、定常的な底生微細藻類の再懸濁フラックスの見積もりを行った。本章の主な目的は、堆積物中に生息する底生微細藻のうち再懸濁する底生微細藻類の割合を定量的に評価することである。

3. 2. 調査内容と方法

3. 2. 1. 調査地

北海道道東に位置する亜寒帯汽水湖、火散布沼 ($43^{\circ} 02' N$, $145^{\circ} 00' E$) にて観測を行った。火散布沼の面積は 3.58 km^2 、平均水深は 1 m と極めて浅い汽水湖である。水深 50 cm 以下の潮間帯 (Fig. 3-1) はアサリ礁 (干潟) であり、その面積は 0.19 km^2 である (Komorita et al., 2010)。沼内の底質は砂泥質であり、泥質は 28.1% 以下であると報告されている (Kajihara et al., 2010)。第一章で述べた

ように、沼口部の流速は18.9cm/sであり、上げ潮時には沼容積の34-56%が流入する(菅ら, 2011). 底生微細藻類の再懸濁プロセスの主要因は潮汐流であると報告されていることから(Baillie & Welsh, 1980; Lucas et al., 2000), 潮汐流に支配されるこの火散布は、再懸濁プロセスの寄与を見積もるのによく適した調査地であるといえる. 本章では沼口から沼奥にむかう潮下帯の中央トランセクトラインの3定点(Stn. 6, 10, 14)を抽出し、沼奥部、沼中央部、沼口部の代表定点として調査を行った(Fig. 3-1).

3. 2. 2. 調査方法

2008年8月には36時間連続観測、2008年4月~2009年2月の間には2ヶ月に一度の定期観測を行った(Table. 3-1).

2003年8月21日~23日、Stn. 10において3時間間隔で水試料を採取し、12時間間隔で沈降粒子試料を採取した. なお8月22日21:00の観測は視界不良のため調査船が航行不可能となり欠測となった. 調査中、Stn. TLにて潮位計(RMD-5225A; Rigo Co. Ltd., Tokyo, Japan)にて10分間隔にて潮位の観測が行われた.

2008年4月~2009年2月の偶数月、Stn. 6, 10, 14にて水試料、沈降粒子試料、堆積物試料の採取を行った(Table. 3-1). また、2009年2月、湖面が結氷していたためStn. 6における観測は欠測となった.

水試料は表層水を手つきビーカーにて、海底から10cm層をポンプ(YPM-12; flow rate: 70 L/min, intake diameter: 105 mm; Meiwa, Tokyo, Japan)にて汲み上げて採水した. 沈降粒子試料は独自に開発したセジメントトラップシステム(Fig. 3-2)によって採取された. このセジメントトラップには、アクリル製の枠によって固定された4本の透明アクリルシリンダー(高さ27cm, 直径8.3cm)が表層と底層に設置されている. 表層用のシリンダーはブイの浮力により、海面から20cmになるように潮汐周期に合わせて移動する. シリンダー下部には高さ5cm×1cm×1cmの格子が設置され、沈降粒子の再懸濁(流出)を防いだ. 堆積物試料はエクマンバージ採泥器(5141-BW; Rigo, Tokyo, Japan)にて採取され、直径3cmのアクリルシリンジにてサブサンプリングされた. 堆積物表層の0~0.5mmは注意深く押し出され、スライスされた後、プラスチック袋に保存された. 毎回の調査には1~2時間を要したため、採水した試料はクーラーボックス内に保管され、保冷剤を用いて調査終了時まで冷蔵保存された.

3. 2. 3. 試料の分析

本研究では水柱植物プランクトン、底生微細藻類の現存量を Chl-*a* の量で示す。実験室にて、水試料はグラスファイバーフィルター(GF/F, Whatman, Florham, NJ, USA)にろ過され、Chl-*a* は 7ml の 90%アセトンに抽出された。抽出試料は-20 度にて 24 時間保存された後、5 分間の超音波処理をされた。上澄み液の Chl-*a* 濃度は Lorenzen' s (1967)法により蛍光光度計 (Turner 10-AU-5, Turner Designs, Sunnyvale, CA, USA)を用いて 1NHCL 添加の前後の蛍光値から算出された (Parsons et al., 1984)。本章では水柱 Chl-*a* 濃度は水深を 1m として 1m²あたりの現存量(mg Chl-*a*/m²)として表記する。

セジメントトラップシリンダーを 1 時間、静置した後、シリコンチューブを用いて、注意深く上澄みを除去した。シリンダー内の残渣物は GF/F フィルターにろ過され、Chl-*a* は 7ml の 90%アセトンに抽出された。Chl-*a* 濃度は水試料と同様に分析され、Chl-*a* フラックス($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$, $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)は下記の式にて算出された。

$$\text{Chl-}a \text{ flux} = \text{Chl-}a \text{ conc} \times \text{Ace vol}/D/T$$

Chl-*a* conc: Chl-*a* 濃度($\mu\text{g}/\text{L}$)

Ace vol: 抽出に用いたアセトン容積(L)

D: トラップシリンダーの底面積(m²)

T: セジメントトラップの設置時間

他のシリンダーの残渣物は 450 度にて 5 時間燃焼された GF/F フィルターにてろ過され、60 度にて 24 時間乾燥された後、SI サイエンス株式会社にて EA1110-DELTA plus Advantage ConFloIII System による安定同位体比分析に供した。標準物質には、炭素に Pee Dee Belemnite, 窒素に大気を用いられ、値(‰)は $\delta X = (R \text{ sample} - R \text{ standard})/R \text{ standard} \times 10^3(\text{‰})$, $X = {}^{13}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}$, $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ として求められた。 $\delta {}^{13}\text{C}$ and $\delta {}^{15}\text{N}$ とともに、実験精度は 0.15‰以上である。

堆積物試料は湿泥約 0.3g を精秤し、15ml の 90%アセトンに Chl-*a* を抽出した後、水試料と同様に分析した (Duplicate)。間隙水の容積は含水率から補正した。含水率は湿泥約 1g を秤量し、60°Cにて 24 時間乾燥させ、乾燥前後の重量差から求めた。本研究では間隙水の時空間分布を考慮に入れるため、Montani et al., 2003 に習って、堆積物表層 5mm の Chl-*a* 含量を、堆積物密度 2.5g cm³として単位面積あたりの Chl-*a* 現存量(mg/m²)で表した。

3. 3. 結果

3. 3. 1. 水柱 Chl-*a* 濃度と Chl-*a* フラックスの 36 時間連続観測

2003 年 8 月 21 日～23 日の潮位, Chl-*a* 濃度, Chl-*a* フラックスを Fig. 3-3 に示す. 観測期間中, 2 回の満潮と 1 回の干潮が見られた. 最干潮位の 58.5cm は 22 日 6:00 に記録された. Chl-*a* 濃度は表層水にて 0.3～2.5 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で変化し, 平均値は $0.9 \pm 0.6 \mu\text{g}/\text{l}$ であったのに対し, 底層水では 0.4～7.4 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で変化し, 平均値は $2.4 \pm 2.1 \mu\text{g}/\text{l}$ と表層水よりも高い値を示す傾向があった. また, Chl-*a* 濃度は表層水, 底層水ともに, 最干潮の直前である 22 日 3:00 にピークを示した.

21 日 12:00～22 日 0:00, 22 日 0:00～12:00, 22 日 12:00～23 日 0:00 の Chl-*a* フラックスはそれぞれ表層にて, 24, 95, 60 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$, 底層にて 82, 174, 84 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{h}$ であった (Fig. 3-3). 表層, 底層の Chl-*a* フラックスは, 低潮位の期間 (22 日 0:00～12:00) に最大値を記録した. また底層の Chl-*a* フラックスは常に表層のフラックスを上回っていた. 沈降粒子の $\delta^{13}\text{C}$ 値及び $\delta^{15}\text{N}$ 値はそれぞれ, $-18.7 \sim -15.9\text{‰}$, 平均値 $-17.3 \pm 1.2\text{‰}$ ($n = 6$), $3.9 \sim 11.3\text{‰}$, 平均値 $7.6 \pm 2.6\text{‰}$ ($n = 6$) (Table 3-2) であった.

3. 3. 2. 水柱・堆積物・沈降粒子中 Chl-*a* の定期観測

Stn. 6, 10, 14 における水柱 Chl-*a* 現存量, 堆積物中 Chl-*a* 現存量 (0-5mm), Chl-*a* フラックスの時系列変化を Fig. 3-4 に示す. 水柱 Chl-*a* 現存量は $0.4 \sim 9.3 \text{mg}/\text{m}^2$ の範囲で変動し, Stn. 6 の 6 月, 12 月において高い値を示したが, 季節的, 空間的変動は明瞭ではなかった. セジメントトラップにて測定された Chl-*a* フラックスは 0.7 (8 月, Stn. 10)～ 10.3 (4 月, Stn. 6) $\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$ の範囲であり, 同単位面積当たりの水柱 Chl-*a* 現存量と同程度の高い値で推移していた. また, Chl-*a* フラックスは水柱 Chl-*a* 現存量と類似した変動を示していた. 堆積物中 Chl-*a* 現存量は最高値 $184 \text{mg}/\text{m}^2$ を Stn. 10 にて 10 月に記録し, 最低値 $36 \text{mg}/\text{m}^2$ を Stn. 14 にて 6 月に記録した. また, 堆積物中 Chl-*a* 現存量は同単位面積当たりの水柱 Chl-*a* 現存量の 9 (Stn. 6, 6 月)～325 (Stn. 10, 12 月) 倍の高い値であった.

3. 4. 考察

3. 4. 1. 沈降粒子中 Chl-*a* の起源

Fig. 3-3 をみると, 火散布沼の物理環境は鉛直的によく混合されているにもかかわらず (1. 4. 2 節), 底層水の Chl-*a* 濃度は表層水よりも高い値を示し, 下げ潮の終盤である 8 月 22 日 3:00 にピークを

示した。また、底層の Chl-*a* フラックスは表層よりも大きな値を示していた (Fig. 3-3)。また、水柱 Chl-*a* 現存量は Chl-*a* フラックスと類似した時空間変動を示した (Fig. 3-4)。これらのことから、Shaffer & Sullivan (1988) の報告と同様に、本調査地においても水柱の Chl-*a* 濃度の時空間分布は再懸濁した底生微細藻類の影響を強く受けていると考えられた。一日あたりの Chl-*a* フラックスは同単位面積あたりの水柱 Chl-*a* 現存量の 47% (Stn. 10, 6 月) ~ 1270% (Stn. 14, 12 月) であり (Fig. 3-4), 17 回の観測のうち 15 回の確率 (88%) で水柱の Chl-*a* 現存量を上回っていた (Fig. 3-4)。これを言い換えると、水柱 Chl-*a* 現存量は一日の Chl-*a* フラックスを支えるには不十分であるといえる。さらに、堆積物中 Chl-*a* 現存量は水柱 Chl-*a* 現存量の 9 ~ 325 倍であったことから、底生の微細藻類は沼全域の堆積物表層に広く分布しており、その現存量は水柱植物プランクトンを大きく上回ることが分かる。浅海域の波は決して大きなものではないが、それらは再懸濁を起こすには十分であると一般に考えられている。顕微鏡による直接観察にて、Lucas (2003) は転潮時、特に下げ潮の終盤に水柱に存在する再懸濁した底生珪藻を確認している。本研究においても Chl-*a* フラックスの最大値は低潮時に記録されていることから (Fig. 3-3), 上述した観測結果を総合的に判断すると本研究にてセジメントトラップに捕集された Chl-*a* の起源は再懸濁した底生の微細藻類である可能性が考えられた。この仮説を検証するために、以下にて著者はトラップ捕集された Chl-*a* の起源について安定同位体比を用いて検討をおこなった。

Kajihara et al. (2010) によって報告された火散布沼の底生微細藻類及び水柱粒子状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値を Table. 3-2 に示す。France (1995) は植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値を -22‰ と報告しており、一般に、植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値は底生微細藻類のそれよりも低いと述べている。火散布沼の粒子状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{POM}}$) は France (1995) にて報告された植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($\delta^{13}\text{C}_{\text{PHY}}$) よりも高かった。トラップ捕集された粒子の平均 $\delta^{13}\text{C}$ 値は粒子状有機物や植物プランクトンではなく、底生微細藻類と近い値を示した (Table. 3-2)。そこで、著者は以下の式を用いて、トラップ捕集粒子および粒子状有機物中の底生微細藻類 (R_{MPB}) と水柱植物プランクトン (R_{PHY}) の寄与率を算出した。

$$R_{\text{MPB}} (\%) = (\delta^{13}\text{C}_{\text{PHY}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{Sink/POM}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{PHY}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{MPB}})$$

$$R_{\text{PHY}} (\%) = (\delta^{13}\text{C}_{\text{MPB}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{Sink/POM}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{MPB}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{PHY}})$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{PHY}}$: 植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C} = -22\text{‰}$ (France 1995)

$\delta^{13}\text{C}_{\text{Sink/POM}}$: トラップ捕集された粒子もしくは粒子状有機物の平均 $\delta^{13}\text{C}$ 値

$\delta^{13}\text{C}_{\text{MP}}$: 底生微細藻類の平均 $\delta^{13}\text{C}$ 値 = -16.0‰ (Kajihara et al., 2010)

計算結果, 底生微細藻類, 水柱植物プランクトンの寄与率はそれぞれ, トラップ捕集粒子中の 78.3, 21.7%, 粒子状有機物中の 46.7%, 53.3% であった. したがってトラップ捕集粒子には, 植物プランクトンではなく底生微細藻類が大きく寄与し, 水柱の粒子状有機物の 46.7% は底生微細藻類を起源とすることが確認された. Gabrielson & Lukatelich (1985) はオーストラリア西部の Peel-Harvey 汽水域の 5 観測地点にて有機物含量から, 海底堆積物の再懸濁粒子が沈降粒子フラックスの 69 ~ 92% を占めることを報告しており, この報告値と本研究で得られた底生微細藻類の寄与率は整合的であった. これらのことから, セジメントトラップに捕集された Chl-*a* のうち, 水柱植物プランクトンを起源とする Chl-*a* は無視できる量であり, トラップ捕集された Chl-*a* は主に底生の微細藻類を起源とすると判断された. このことから, 著者は本研究にて記録された Chl-*a* フラックスは全て底生微細藻類の再懸濁フラックスであると仮定して次節にて考察を行った.

3. 4. 2. 堆積物表層の底生微細藻類現存量と再懸濁フラックス

Stn. 6, 10, 14 における Chl-*a* フラックスを堆積物中 Chl-*a* 現存量 (0-5mm) で割った割合を Table. 3-3 に示す. この割合は 2.7~13.8% の範囲であり, 平均値は 6.4% ($n = 17$) であった. このことを言い換えると, 堆積物表層に生息する底生微細藻類の約 6% が一日に再懸濁しており, 底生微細藻類の逃避成功率は 94% である, という意味になる. 堆積物の再懸濁に関して初めて報告した Young (1971) はバザード湾にて記録された沈降速度 $138\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$ (Young, 1971) が, Hough' s (1940) によって同海域にて報告された $2.3\text{mm}/\text{yr}$ よりも非常に大きかったことから, 最大 2% の堆積物は海底に留まり続けるが, 98% の堆積物は再懸濁すると述べている. 本研究にて得られた底生微細藻類が再懸濁する割合は 6% と低い値であったが, 記録された Chl-*a* フラックスは瀬戸内海西部の周防灘 (水深 3-10m) にて報告された値 (再懸濁フラックスとしてではないが) $4.0-9.9\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$ と同程度であった (Yamaguchi et al. 2003). また, 火散布沼の堆積物中 Chl-*a* 現存量は同程度の緯度にて報告された値である $<1-330\text{mg}/\text{m}^2$ (MacIntyre et al., 1996) と同程度であった. Baillie & Welsh (1980) は, 堆積物表層 (1mm) の Chl-*a* の 10-15% が再懸濁した場合, エスチュアリー内全域の水柱 Chl-*a* に相当するであろうと推測している. したがって, 著者が算出した 6% という底生微細藻類の再懸濁率は経験的に妥当な範囲であると考えられた.

堆積物中 Chl-*a* 現存量は水柱の 9~325 倍大きく, かつ一日の Chl-*a* フラックスは水柱 Chl-*a* 現存量の約 13 倍 (1270%) に及んでいたことから判断すると, 汽水システムの中で, たとえ底生の微細藻

類のうち、約 6%しか水柱に再懸濁しなかったとしても、その再懸濁プロセスが汽水域全体の基礎生産に与える影響は非常に大きいといえる。加えて、本報告は今後、生態系モデル発達の際に有益な基盤情報になると考えている。

3. 5. まとめ

- 堆積物表層に生息する底生微細藻類のうち、一日に約6%が再懸濁する。
- 火散布沼の基礎生産過程には底生微細藻類の再懸濁プロセスによる寄与が大きい。

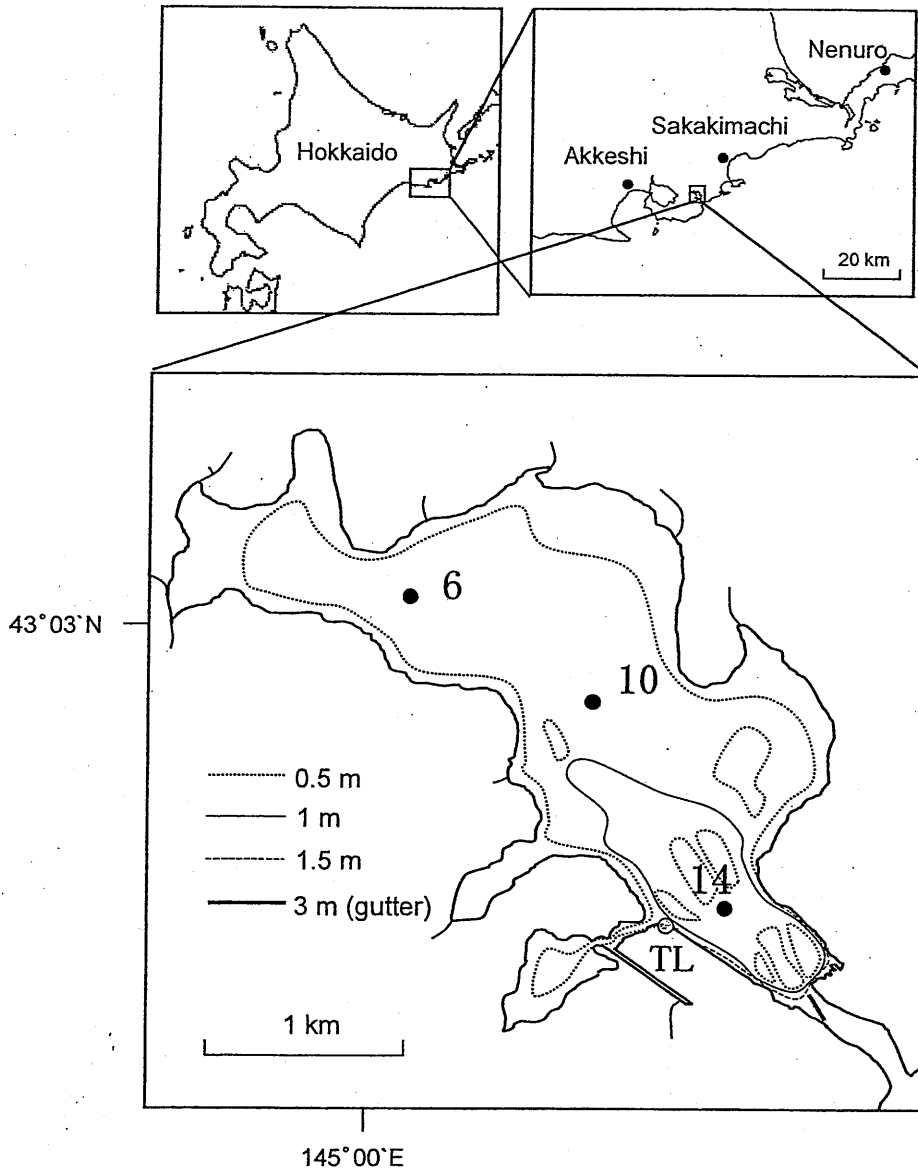


Fig.3-1. Location map of sampling stations in Hichirippu-numa.

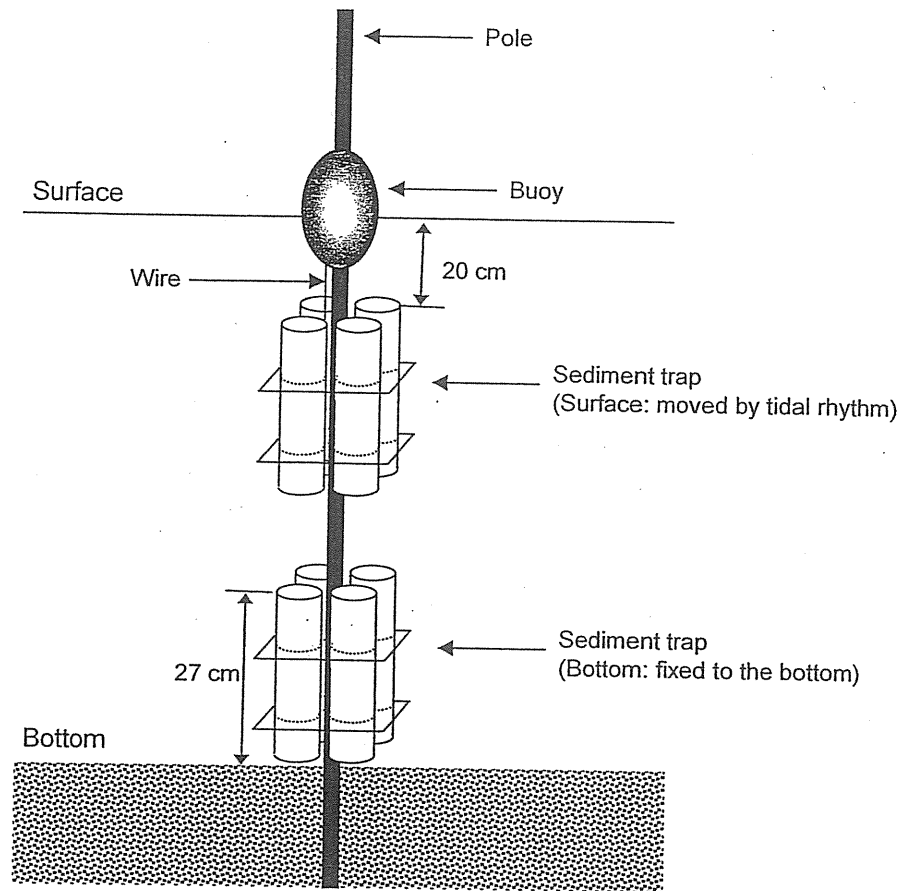


Fig.3-2. Illustration of sediment trap system.

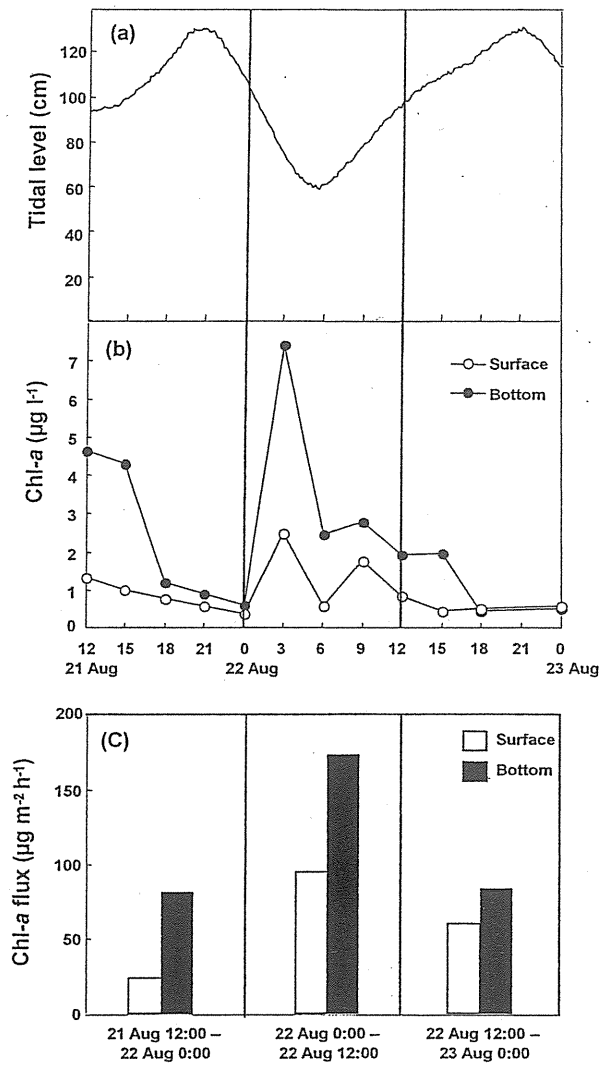


Fig.3-3. Variations in (a) tide level (cm) at Stn.TL (b) Chl-*a* concentration ($\mu\text{g l}^{-1}$) of surface and bottom waters observed every 3 h at Stn.10 during 36-h period from August 21–23, 2003, and (c) Chl-*a* flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) collected from 12:00–0:00 on August 21st, and 0:00–12:00 and 12:00–0:00 on August 22nd at Stn.A2.

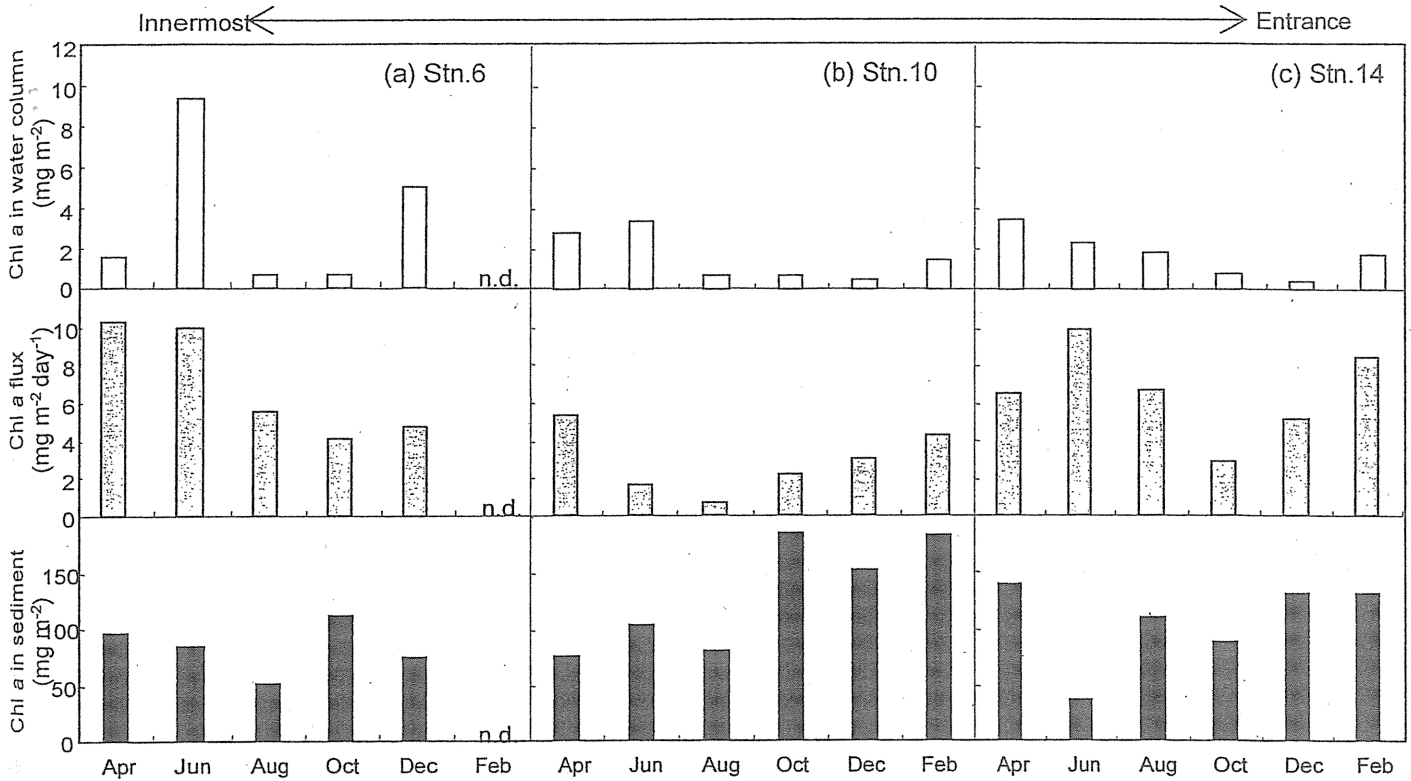


Fig.3-4. Temporal variation in standing stock of Chl-*a* in water column (upper), surface sediment at a depth of 5 mm (lower), and Chl-*a* fluxes of sinking particles (middle) at Stn. 6 (a), 10(b), 14 (c) from April 2008 to February 2009.

	Water			Sinknig particle			Sediment	
	Date time	Station	Depth	Date time	Station	Depth	Date time	Station
Aug 2003	21 12:00 - 23 0:00 Collected every 3 h	10	Surface, Bottom	21 12:00 - 22 0:00	10	Surface, Bottom		
				22 0:00 - 12:00	10	Surface, Bottom		
				22 12:00 - 23 0:00	10	Surface, Bottom		
Apr 2008	22 17:00	6, 10, 14	Surface	22 5:00 - 23 5:00	6, 10, 14	Bottom	24 9:00	6, 10, 14
Jun 2008	17 14:00	6, 10, 14	Surface	17 4:00 - 18 4:00	6, 10, 14	Bottom	17 14:00	6, 10, 14
Aug 2008	19 17:00	6, 10, 14	Surface	19 16:00 - 20 16:00	6, 10, 14	Bottom	18 17:00	6, 10, 14
Oct 2008	28 13:00	6, 10, 14	Surface	27 16:00 - 28 16:00	6, 10, 14	Bottom	27 16:00	6, 10, 14
Dec 2008	17 14:00	6, 10, 14	Surface	16 15:00 - 17 15:00	6, 10, 14	Bottom	16 16:00	6, 10, 14
Feb 2009	23 15:00	10, 14	Surface	23 14:00 - 24 14:00	10, 14	Bottom	23 15:00	10, 14

Table.3-1. Sampling regime

	$\delta^{13}\text{C-PDB}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N-Air}$ (‰)		
Phytoplankton	-22	n.d.		France (1995)
Particulate organic matter	-19.2 ± 1.0	6.5 ± 1.2	n = 4	Kajihara et al.(2010)
Microphytobenthos	-16.0 ± 1.6	5.5 ± 0.5	n = 4	Kajihara et al.(2010)
Sinking particle	-17.3 ± 1.2	7.6 ± 2.6	n = 6	This study

Table.3-2. Averaged stable isotope ratio

	Apr	Jun	Aug	Oct	Dec	Feb	Mean \pm S.D.
Stn.6	10.7	11.9	10.7	3.7	6.4	n.d.	8.7 \pm 3.5
Stn.10	7.1	1.6	0.9	1.2	2.1	2.4	2.5 \pm 2.3
Stn.14	4.7	27.8	6.1	3.3	3.9	6.5	8.7 \pm 9.4
Mean	7.5	13.8	5.9	2.7	4.1	4.4	6.4 \pm 4.0

Table 3-3. Temporal variations in contribution ratio (%) calculated by dividing daily Chl-*a* flux by standing stock of Chl-*a* in surface sediment at Stns. 6, 10, 14 (see text for details).

第四章 粒状態・溶存態有機物の時空間分布とその支配要因

4. 1. はじめに

さまざまな起源を持つ粒状態、溶存態の物質は、潮流が強く、かつ水深が浅い汽水域においてはすばやく混合され、輸送・拡散される(Poremba et al., 1999). van Leussen(1996)はエムズエスチユアリーにて、粒状態物質の最大値と最小値はそれぞれ、最大流速、最小流速時に記録されることを報告している。また、Eisma and Li(1993)は粒状態物質のサイズ組成は潮汐周期によって変化すると述べており、van Leussen(1988)は粒状態物質の生物化学的組成の変化はこのサイズ変化に起因しているとしている。

粒状態および溶存態有機物濃度には水柱での微生物活動が深く関与している(Postma, 1984)。従属栄養細菌は溶存態有機物を体内に取り込むことにより、高次生物が食物源として利用可能なサイズに転換する生産者としての役割に加え、溶存態高分子有機物を他の生物が利用可能な低分子画分へ変換する分解者としての役割も果たしている(Alongi and Hanson, 1985)。近年では有機物の組成が細菌による再無機化速度に影響を与えるという報告が数多くなされている(例えばGrossart & Ploug, 2000)。しかしその一方で、物理的環境傾度の大きい汽水域における有機物の組成を決定する因子についての報告例はごく僅かであり、そのような海域での粒状態・溶存態有機物のダイナミクスの解明は必要不可欠である。

そこで第4章では、火散布沼における粒状態・溶存態有機物の時空間分布を示したのち、その時空間分布と沈降粒子フラックス及び、大型草類による物質代謝速度を相互に比較することにより、これらが各態有機物の時空間分布に与える影響について検討した。本章の主な目的は、粒状態・溶存態有機物の支配要因を決定することである。

4. 2. 調査内容と方法

4. 2. 1. 粒状態・溶存態物質濃度の定期観測

火散布沼の中央トランセクトに設置した観測定点4地点(Stn 0, 6, 10, 14)と2004年4月以降に新たに設置したStn 15にて(Fig. 4-1)、2007年4月~2009年2月の期間、2ヶ月に一度の水質調査を行った。各月の調査は大潮の上げ潮時に行なった。沼奥部であるStn 6, 15は冬季に結氷するため、12月や2月の観測において数回、欠測となった。水試料は、Stn 0においては表層水をビーカーにて、Stn 6, 10, 14, 15においては底層水を海底から10cm層をポンプにて汲み上げて採水し、それぞれを2Lのプラスチックボトルに入れ、実験室に持ち帰った。また試料採取時に、船上から多項

目水質計 (YSI, Model 556) を海中に降ろして、各定点の水温、塩分の測定を行った。採水した試料は実験室において、Whatman GF/F ガラス繊維フィルター (450°Cで4時間加熱したもの) を用いてろ過し、得られたろ液及びフィルター上の試料は、それぞれ溶存成分と粒子状成分の分析に供した。

粒状態有機炭素・窒素 (POC・N) 分析用のフィルターは少量の蒸留水にて洗浄し、凍結乾燥したのちに、HCl 蒸気を一昼夜通気してフィルター上の無機態炭素を炭酸塩として除去した。処理後は、脱酸の為に真空デシケーター中で NaOH とシリカゲルともに3~4週間放置し、その後、元素分析計 (FISONS Instrument, NA1500NC) により乾式灰化法にて定量した。粒状態リン (PP) 分析用のフィルターは凍結乾燥後、5%ペルオキシ二硫酸カリウム (W/V) に浸出し、オートクレーブ中で120°C、60分間加圧分解を行った。分解溶液は、攪拌してから遠心分離を行い、上澄みを適量分取し希釈を行った後、分解溶液中のリン酸塩濃度として比色定量し、分解溶液中の全量から粒状態リン濃度を計算した (Menzel & Corwin 1965)。フィルター上の Chl-*a* はアセトンに抽出された後、Lorenzen's (1967) 法により蛍光光度計 (Turner 10-AU-5, Turner Designs, Sunnyvale, CA, USA) を用いて 1NHCl 添加の前後の蛍光値から Chl-*a* 濃度が算出された (Parsons et al., 1984)。

溶存栄養塩 (硝酸態窒素, 亜硝酸態窒素, アンモニア態窒素, リン酸態リン) は、Strickland and Parsons (1972) の方法に準じてオートアナライザー (Autoanalyzer II, Bran+Lubbe) を用いて比色定量した。溶存無機態窒素 (DIN) は硝酸態窒素, 亜硝酸態窒素, アンモニア態窒素の和として算出した。溶存有機態炭素・窒素 (DOC・N) 用試料はろ液をアンプルに封入し、凍結保存した。測定は解凍後、1NHCl を 100 μ l 添加し、酸性化させた試料に純空気を通気処理することにより無機炭素 (DIC) を除去した後、全有機炭素計 (SHIMADZU, TOC-5000A) を用いて高温燃焼-非分散赤外線ガス分析法により測定した。DON 濃度は全窒素濃度から DIN 濃度を差し引いて求めた。溶存有機リン (DOP) 用試料はろ液をポリエチレン製容器に分取し、凍結保存した。解凍した試水に過硫酸カリウムを添加し加圧分解後、分解溶液中の溶存態全リン濃度 (DTP) をリン酸塩として比色定量した (Koroleff, 1983)。DOP 濃度は DTP とリン酸塩の濃度差として算出した。

4. 2. 2. 沈降粒子試料

2008年4月~2009年2月の偶数月、Stn 6, 10, 14にてセジメントトラップを用いて沈降粒子試料の採取を行った (第三章 Table. 3-1)。沈降粒子試料は独自に開発したセジメントトラップシステム (第三章 Fig. 3-2) によって採取された。本章では底層用のシリンダーに捕集された粒子についてのみ取り扱う。

シリンダーは回収後、実験室にて1時間以上静置され、サイフォンにて上澄みの海水が取り除か

れた。沈降粒子は各分析用に分けて、フィルターにろ過して回収した。沈降粒子試料は水質試料の粒子状成分と同様の手法を用いて粒状有機態炭素・窒素、粒状態リン、Chl-*a*量を分析した。

フラックス(μM , $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{day}$)は下記の式にて算出された。

$$X \text{ flux} = X \text{ total} / D / T$$

X: 粒状有機態炭素・窒素, 粒状態リン, Chl-*a*

X total: トラップに捕集された成分 X の全量(μmol もしくは μg)

D: トラップシリンダーの底面積(m^2)

T: セジメントトラップの設置時間(day)

4. 2. 3. 大型草類の培養実験

2008年4月、火散布沼の潮間帯にてアマモ(*Zostera marina* L.)を採取し、培養ボトルにて4月23日5:00~25日5:00の間、48時間の培養実験を行った。培養水には同時に採取した現場海水を0.2 μm フィルターにてろ過して用いた(滅菌海水)。実験区はA: コントロール, B: アマモシュートの培養, C: ゴム板を用いて付着物をそぎ落としたアマモシュートの培養の3区にて行った。現場の温度、光強度に近似させるため、散布漁業協同組合施設の野外に水道水を満たしたタンクを設置し、培養ボトルを浸して昼夜を通し、インキュベートした。これらの実験区から日の出時刻と日の入り時刻に計4回の採水を行った。採水試料は各態栄養塩、溶存有機態炭素、窒素、リンの分析に供した。それぞれの試料の分析は4.2.1節と同様の手法によって行われた。

4. 3. 結果

4. 3. 1. 粒状態・溶存態物質濃度の定期観測

2005年4月~2006年2月, 2007年4月~2009年2月のStn 0表層水, Stn 6, 10, 14, 15底層水における水温, 塩分, Chl-*a*濃度をFig. 4-2に示した。本章に掲載されている2005年4月~2006年2月のデータは稲葉(2006)にて報告された値である。水温は明確な季節変動を示し, $-1.7\sim 27.9^\circ\text{C}$ の範囲で変動し, 最高値は2007年8月にStn 15にて記録された。また水温は春季・夏季には沼口から沼奥に向かって上昇する傾向を示した。一方, 塩分は24.9~34.1の範囲で変化したが, その季節変動は明確ではなかった。また, 塩分は沼奥から沼口に向けて上昇していた。Chl-*a*濃度は0.4~13.5 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で変動し, 最大値は2008年6月に記録された。また, Chl-*a*濃度の平均値は 2.5 ± 2.3

$\mu\text{g/l}$ であり、春季、夏季に高い値を記録する季節変動を示した。一方、Chl-*a* 濃度の空間的特徴は明瞭ではなかった。

同時期の Stn 0 表層水, Stn 6, 10, 14, 15 底層水における粒状態有機炭素・窒素(POC·N), 粒状態リン(PP)濃度を Fig. 4-3 に示す。POC 濃度は $6\sim 201\ \mu\text{M}$ の範囲であり、平均値は $42\pm 43\ \mu\text{M}$ であった。最低値 $6\ \mu\text{M}$ は 2007 年 4 月 Stn 14 にて記録され、最高値 $201\ \mu\text{M}$ は 2006 年 2 月に Stn 10 にて記録された。2006 年 2 月に Stn 10 にて得られたデータを除くと、POC 濃度は春季・夏季に高濃度を示す、Chl-*a* 濃度と類似した季節変動を示した。また、POC 濃度の空間的変動は明瞭ではなかった。PON 濃度は $0.5\sim 21\ \mu\text{M}$ の範囲で変動し、POC 濃度と同様に最高値 $21\ \mu\text{M}$ は 2006 年 2 月に Stn 10 にて記録された。また季節変動パターンも POC 濃度に類似し、2006 年 2 月に Stn 10 にて得られたデータを除くと、春季・夏季に高く、秋季・冬季に低い濃度を示した。PP 濃度は $0.1\sim 2.6\ \mu\text{M}$ の範囲で変動し、平均値は $0.5\pm 0.4\ \mu\text{M}$ であった。PP 濃度の時空間変化は POC·N 濃度のそれと類似していた。試料中の粒状態有機炭素・窒素(POC·N), 粒状態リン(PP)のモル比(C/N, N/P, C/P)を Fig. 4-4 に図示した。粒状態物質の平均 C/N 比は 7.9 ± 1.3 であり、明瞭な時空間変化を示さなかった。N/P 比は $0.7\sim 70$ の範囲で変動し、2005 年 10 月 Stn 0, 2006 年 2 月 Stn 10, 2008 年 6 月 Stn 14, 15, 8 月 Stn 6, 10 月 Stn 10, 15 にて 20 以上の高い値を示した。また、N/P 比は一定の季節的、空間的変動を示さなかった。C/P 比は $8\sim 536$ の範囲で変動し、平均値は 100 ± 88 であった。C/P 比は N/P 比と同様の変動傾向を示し、2005 年 10 月 Stn 0, 2006 年 2 月 Stn 10, 2008 年 6 月 Stn 14, 15, 8 月 Stn 6, 10 月 Stn 10, 15 にて 150 以上の高い値を示した。

溶存態有機物(DOC·N·P)について、粒状態物質と同様に Fig. 4-5 に示す。DOC 濃度は最低値 $60\ \mu\text{M}$ を 2007 年 12 月に Stn 14 にて記録し、最高値 $450\ \mu\text{M}$ を 2008 年 8 月 Stn 15 にて記録した。DOC 濃度は春季・夏季に高く、秋季・冬季に低い値を示す明確な季節変動を示した。また、春季・夏季には沼口に比較して沼奥にて高濃度を示す空間的変動を示した。DON 濃度は $4.8\sim 28.4$ の範囲で変動し、DOC 濃度と類似した時空間変動を示した。DOP 濃度は検出限界以下($<0.05\ \mu\text{M}$)の値を 2005 年 12 月 Stn 0, 2006 年 2 月 Stn 0, 14, 2007 年 10 月 Stn 0, 6, 10, 2008 年 2 月 Stn 0, 8 月 Stn 14, 12 月 Stn 0, 6, 10 にて記録した。平均 DOP 濃度は $0.4\pm 0.5\ \mu\text{M}$ であり、春季・夏季に高濃度を示し、秋季・冬季に低濃度を示す季節変動を示したが、空間的特徴は明瞭ではなかった。試料中の溶存態有機炭素・窒素・リン(DOC·N·P)のモル比(C/N, N/P, C/P)を Fig. 4-6 に示す。溶存態有機物の C/N 比は 2005 年 4 月に 25 以上の高い値を記録したが、平均値は 13 ± 5.2 であった。また、C/N 比は明瞭な時空間変化を示さなかった。溶存態有機物の N/P 比は $6.3\sim 165$ の範囲で変動し、一定の季節的、空間的変動を示さなかった。C/P 比は $110\sim 1700$ の範囲で変動し、平均値は 430 ± 340 であった。C/P

比はN/P比と同様の変動傾向を示した。

4. 3. 2. 沈降粒子フラックス

2008年4月～2009年4月, Stn 6, 10, 14の底層にて測定したChl-*a*, POC, PON, PP沈降粒子フラックスをTable. 4-1にまとめた。Chl-*a*フラックスは30～428 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{hr}$, POC, PON, PPフラックスは, それぞれ710～49000, 78～5600, 5～930 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{hr}$ の範囲で変動していた。また炭素・窒素とChl-*a*の重量比(C/Chl-*a*, N/Chl-*a*)はそれぞれ152～1372, 19～184の範囲で大きく変動していた。一方, POCフラックスとPONフラックスのモル比(C/N比)は8.4～9.5と全観測期間中ではほぼ一定の値を示した。PON, POCフラックスとPPフラックスのモル比(N/P比, C/P比)はそれぞれ4～16, 32～143と大きく変化していた。

4. 3. 3. 大型草類の物質代謝速度

溶存無機物: 溶存無機窒素(DIN)濃度は培養の前後で実験区BおよびCにおいて, それぞれ2.4 μM から0.5 μM , 2.6 μM から1.1 μM へ顕著に低下していた(Fig. 4-7)。一方DIP濃度は実験区Cにおいて0.6 μM から0.4 μM へ僅かに低下した(Fig. 4-7)。

溶存有機物濃度: 実験区Cにおいて, DOC濃度は48時間の培養により133 μM から210 μM へと急激な増加を示したが, DON濃度は培養初期に9.6 μM から9.0 μM へと低下した後, 11.3 μM へと増加していた。また, DOP濃度は実験区Cにおいて0.4 μM から0.6 μM へと増加し, その生産速度は昼間に高く, 夜間に低かった(Fig. 4-7)。

培養実験1日目, 2日目で変化した溶存無機物(DIN・P)量, 溶存有機物(DOC・N・P)量から求めたアマモ乾重量1gあたりの平均DIN, DIP代謝速度はそれぞれ, -9.0 ～ -2.5, -0.7 ～ -0.3 $\mu\text{M}/\text{g}/\text{day}$, DOC, DON, DOP代謝速度は+76～+406, -5.3 ～ +14, +0.4～+0.8 $\mu\text{M}/\text{g}/\text{day}$ (－:消費, +:生産)であった。

4. 4. 考察

4. 4. 1. 粒状態有機炭素・窒素濃度の多寡を決める主要因について

定期観測にて測定した全項目の相関係数をTable4-2にまとめた。粒状態有機炭素・窒素(POC・N)はChl-*a*濃度と最も強い正の相関を示した。また, モル濃度に原子量をかけたPOC・N濃度($\mu\text{g}/\text{l}$)とChl-*a*濃度はそれぞれ, $\text{POC}(\mu\text{g}/\text{l})=154\times\text{Chl-}a(\mu\text{g}/\text{l})+120$, $\text{PON}(\mu\text{g}/\text{l})=23\times\text{Chl-}a(\mu\text{g}/\text{l})+17$ の近似直線関係式を示した($r^2 > 0.47$) (Fig. 4-8)。これらの関係式は切片(120もしくは17)を差

し引いた分の POC・N 濃度の増減は Chl-*a* を持つ物質、植物由来成分の多寡によって決定されていることを示している。

次に沈降粒子フラックスが POC・N 濃度に与える影響について考察する。Table. 4-1 によると、沈降粒子フラックスの C/Chl-*a*, N/Chl-*a* は一定ではなかったことから、沈降粒子の組成が常に一定ではなく、Chl-*a* を持つ物質を多く含む場合と、そうではない場合が存在すると考えられた。Chl-*a* フラックスと同時期に記録された水柱 Chl-*a* 濃度、水柱 POC・N 濃度の相関関係をみると (Fig. 4-9), Chl-*a* フラックスはこれらの濃度と有意な正の相関関係を示した。第三章で述べたように、火散布沼においてはセジメントトラップに捕集された Chl-*a* の起源は底生の微細藻類であることから、Chl-*a* フラックスは底生微細藻類の再懸濁フラックスと見なすことができる。したがって底生微細藻類の再懸濁フラックスの規模が水柱の Chl-*a*, POC・N 濃度の多寡に寄与していることが推察された。このことは前段で述べた POC・N 濃度の増減が Chl-*a* を持つ物質の多寡によって決定されているという考察と整合的である。沈降粒子の Chl-*a* 含有率 (C/Chl-*a*, N/Chl-*a*) が変動することに一致して (Table. 4-1), POC・N フラックスと水柱 POC・N 濃度は有意な関係を示さなかった (Fig. 4-10)。このことから、水柱 POC・N 濃度の多寡は底生微細藻類の再懸濁フラックスのみに支配され、その他の砂泥・デトリティス由来の沈降粒子のフラックスによる寄与はほぼ認められないと判断された。このことは、沈降粒子成分のうち微細藻類のような軽い粒子は水柱に長時間留まるため、水柱の粒状態物質の組成に影響を与えるが、その一方で、砂泥のような比重の大きい粒子はすぐに沈降し水柱から除去されるため、水柱の物質に作用しないというプロセスによる可能性がある。

Eisma and Li (1993) は粒状態物質のサイズ組成は潮汐周期によって変化すると述べており、van Leussen (1988) は粒状態物質の生物化学的組成の変化はこのサイズ変化に起因しているとしている。底生微細藻類の再懸濁フラックスは潮汐周期によって変化することから (第三章)、本研究にて得られた結論は粒状態物質の組成が潮汐周期の影響を直接的に受けることを示しており、上述の報告例と整合的な結論である。

4. 4. 2. 溶存態有機炭素・窒素濃度の多寡を決める主要因について

溶存態有機炭素・窒素 (DOC・N) は水温と最も強い正の相関関係を示したことから (Table. 4-2), DOC・N は夏季に活発に活動する生物過程による影響を反映している可能性が高い。稲葉 (2006) は火散布沼内の大型草類現存量と DOC・N の間に有意な正の相関関係を報告している。大型草類の培養実験から求めたアマモ乾重量 1g あたりの平均 DOC, DON 代謝速度はそれぞれ、+76~+406, -5.3 ~ +14 $\mu\text{M/g/day}$ (−:消費, +:生産)であった。火散布沼のアマモ・コアマモの総現存量(ショー

ト部+根部)は2005年の8月, 363.1 乾重量トンであった(濱田ら, 2005). これに上述の代謝速度を乗算すると, 沼全体のアマモ・コアマモによる DOC 代謝速度は+28 ~+147 kmol/day, DON 代謝速度は-2~+5 kmol/day と算出できる. 2005, 7, 8 年 8 月の平均 DOC・N 濃度に水深を 1m, 沼面積を 3.58km²を掛算して, 沼全体の DOC・N 現存量を算出すると, DOC 現存量は 630kmol, DON 現存量は 44kmol であった. したがってアマモは最大で水柱の DOC の 23%, DON の 11%を 1 日に生産していると推定される. このことから大型草類の物質代謝は DOC・N 濃度の支配要因であると考えられた.

4. 4. 3. 粒状態—溶存態有機物の相互作用

前節で述べたように, POC・N 濃度は底生微細藻類の再懸濁という短期スケール(潮汐周期)の変動を反映するのに対し, DOC・N 濃度は生物過程による季節変動を強く反映していた. このことから判断すると, 粒状態物質と溶存態物質の挙動は全く異なるものであることが推察される. しかし, POC・N 濃度と DOC・N 濃度は有意な正の相関関係を示した(Table. 4-2). この相互作用については, 微細藻類や大型草類といった生物による基礎生産とは異なる生物過程, 例えばバクテリアによる代謝などが関与している可能性が考えられるが, これについては次節以降にて検討する.

4. 5. まとめ

- 粒状態有機物の多寡には底生微細藻類の再懸濁プロセスが支配的に作用している.
- 大型草類による物質代謝速度の季節変動は溶存態有機物の支配要因である.

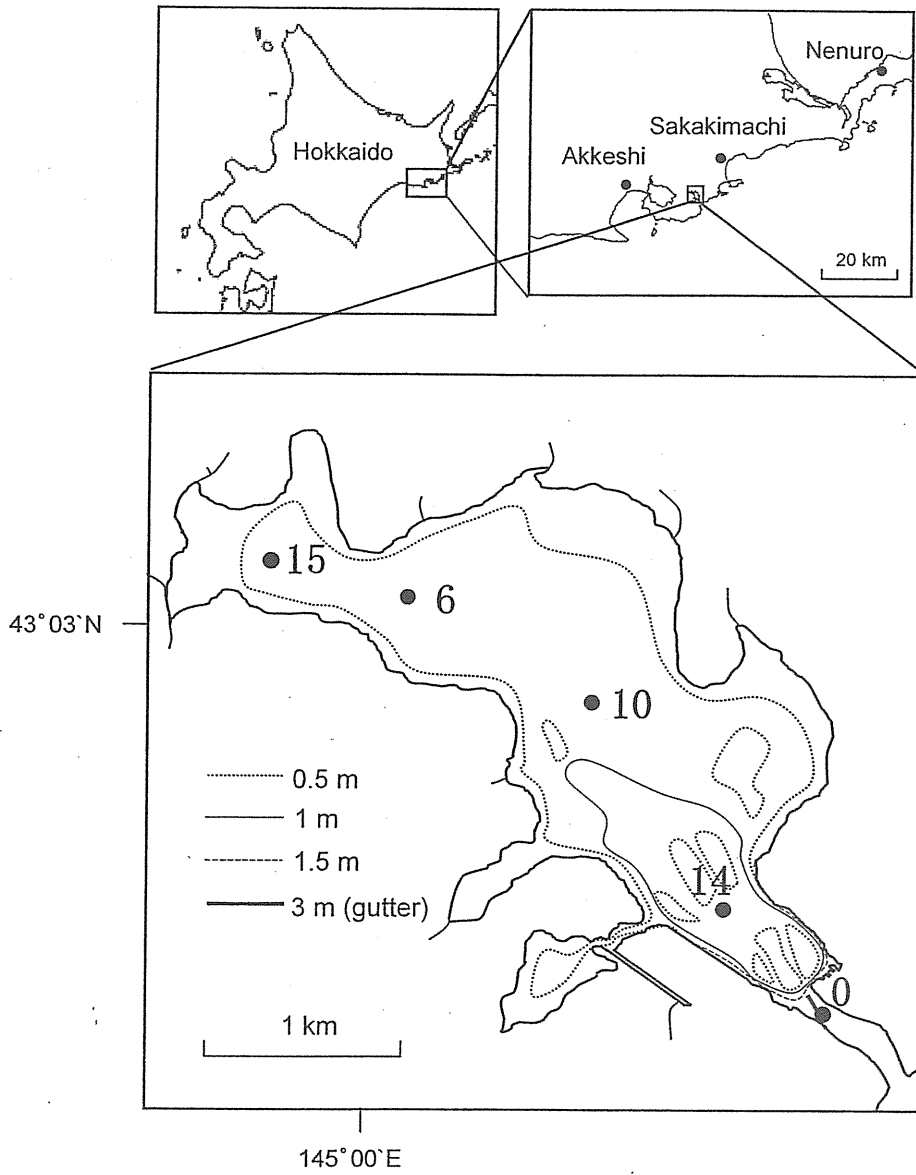


Fig.4-1. Map of sampling station locations in Hichirippu-numa.

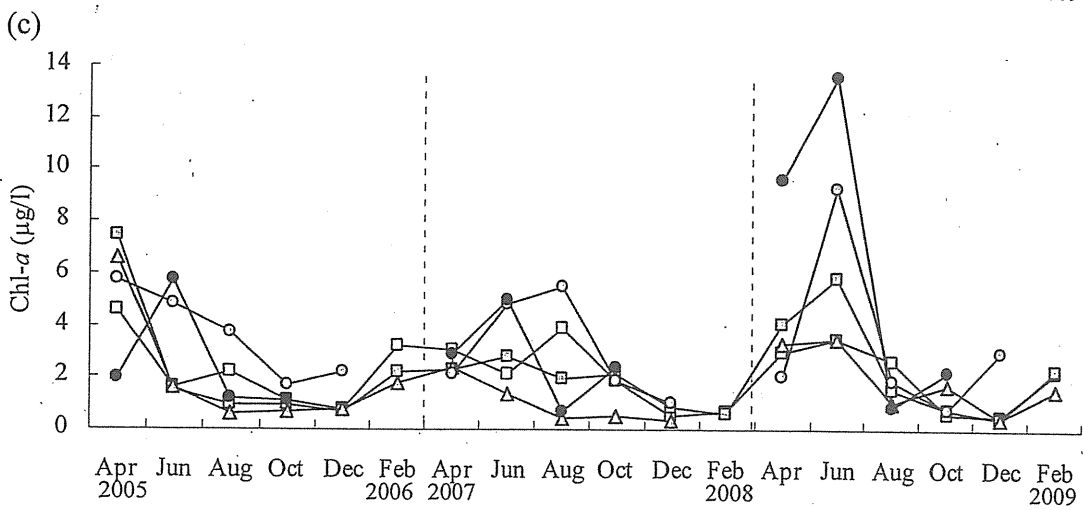
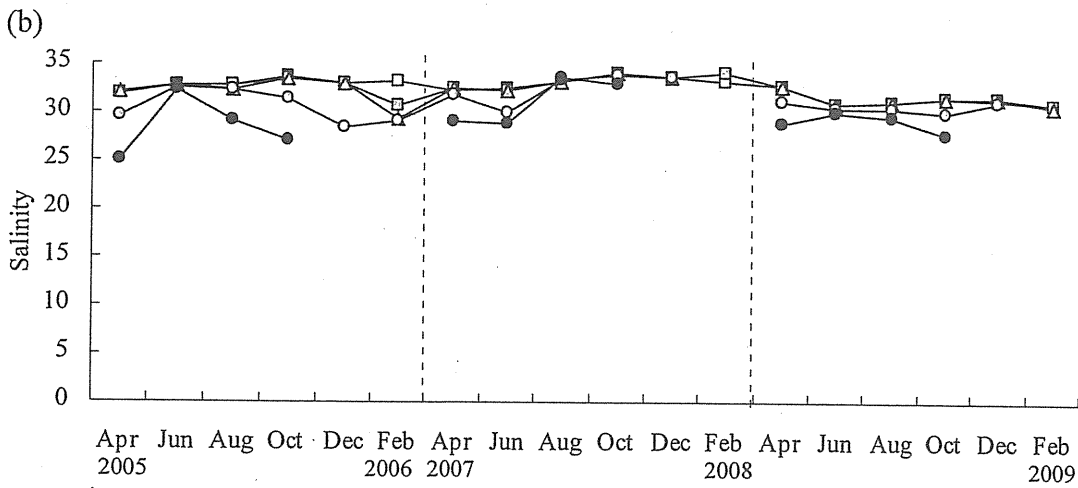
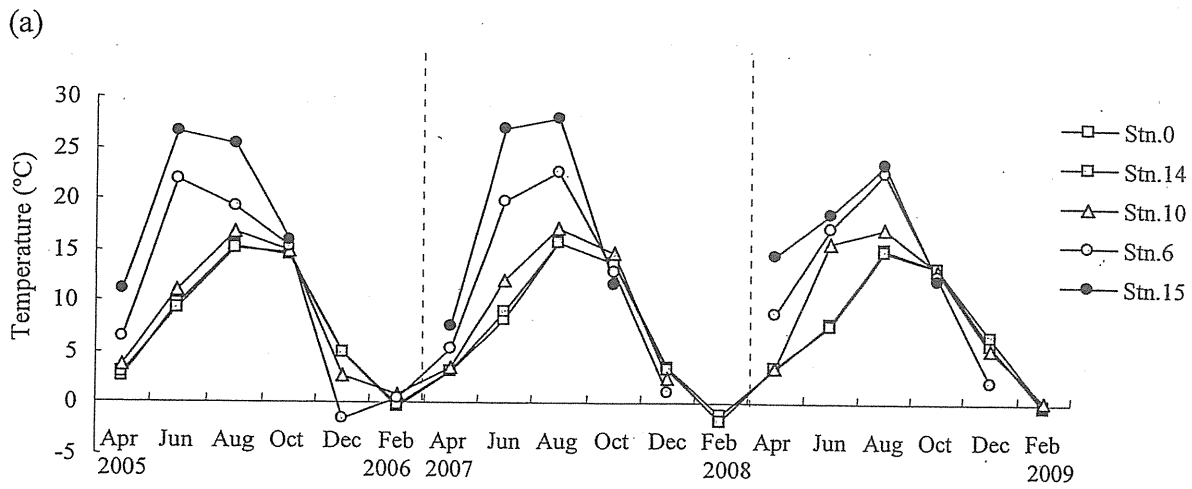


Fig.4-2. Spatial and temporal variation in (a) temperature, (b) salinity, and (c) Chl-*a* at Stns. A-E. The data between April 2005 and February 2006 from Inaba (2006).

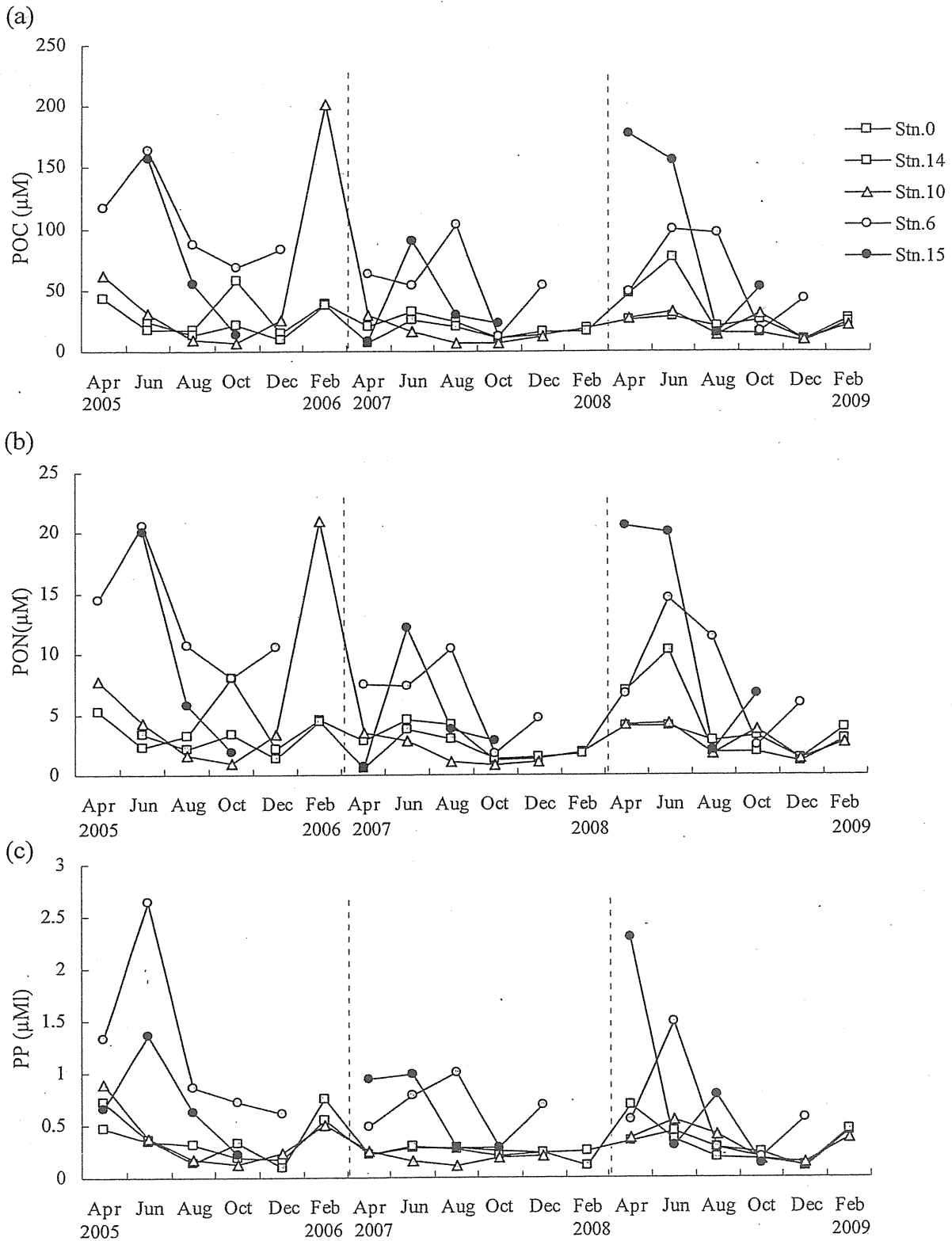
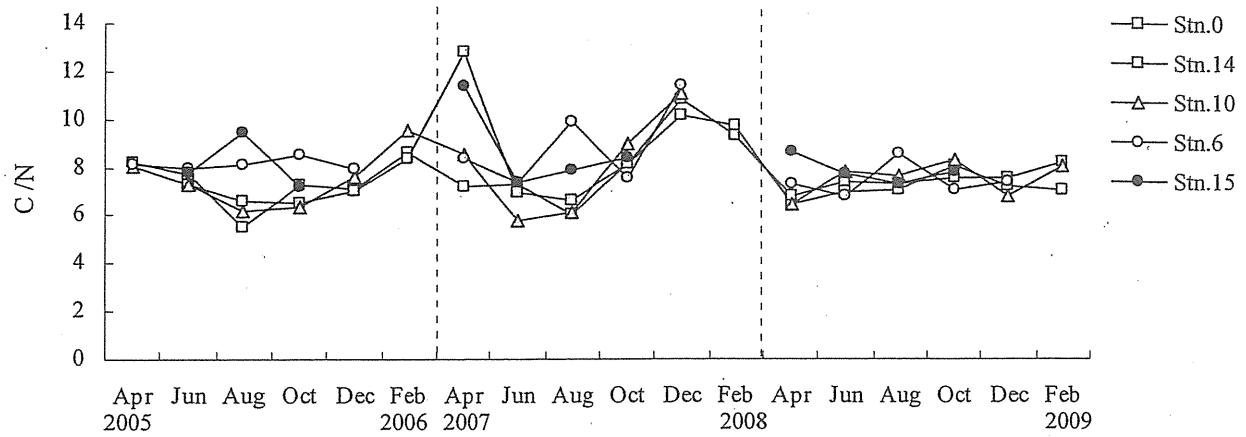
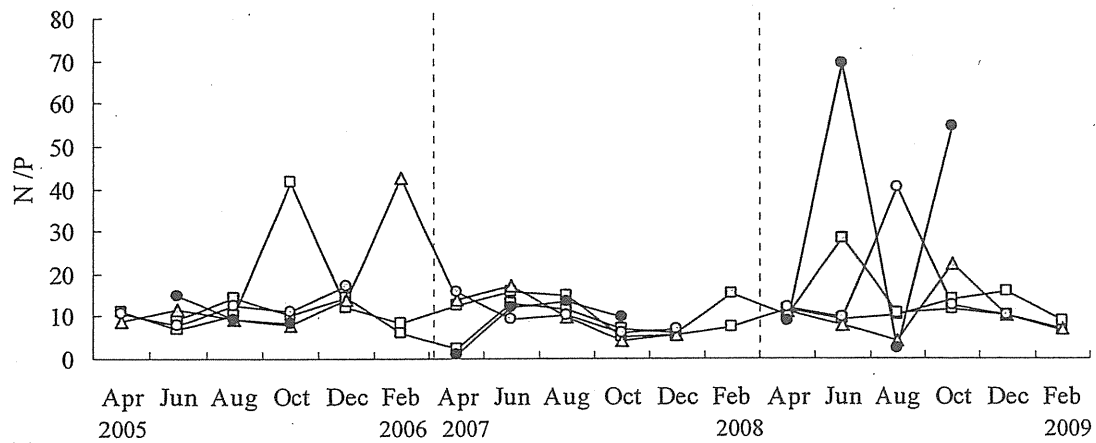


Fig.4-3. Spatial and temporal variation in (a) particulate organic carbon, (b) particulate organic nitrogen, and (c) particulate phosphorus at Stns. A–E. The data between April 2005 and February 2006 from Inaba (2006).

(a)



(b)



(c)

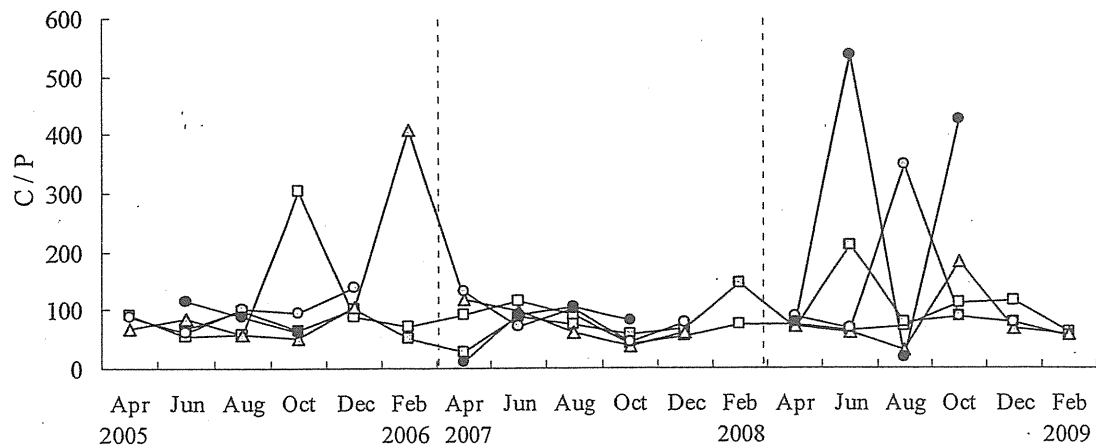


Fig.4-4. Spatial and temporal variation of (a) C/N ratio, (b) N/P ratio, and (c) C/P ratio in particulate matter at Stns. A-E. The data between April 2005 and February 2006 from Inaba (2006).

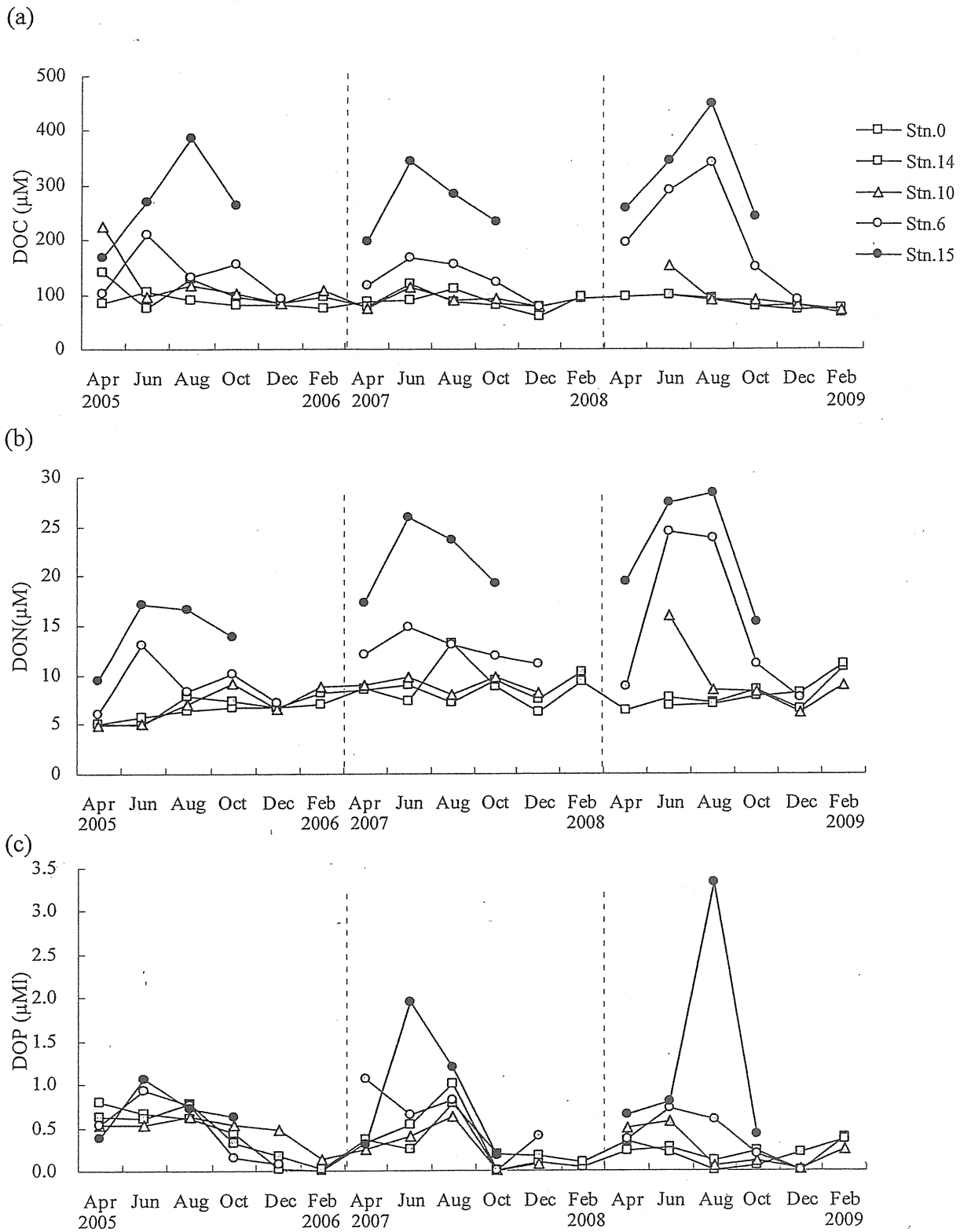


Fig.4-5. Spatial and temporal variation in (a) dissolved organic carbon, (b) dissolved organic nitrogen, and (c) dissolved organic phosphorus at Stns. A–E. The data between April 2005 and February 2006 from Inaba (2006).

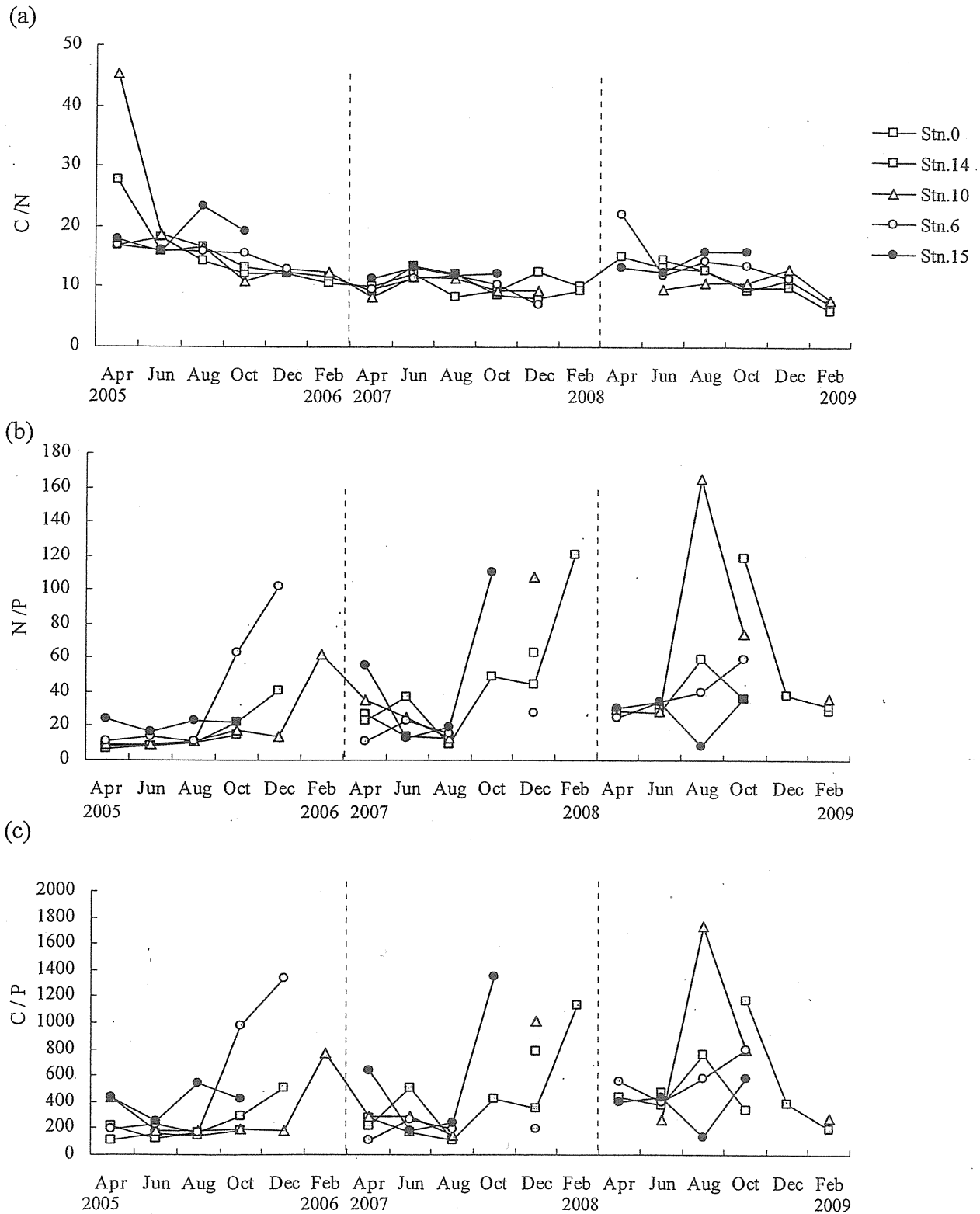


Fig.4-6. Spatial and temporal variation of (a) C/N ratio, (b) N/P ratio, and (c) C/P ratio in dissolved organic matter at Stns. A-E. The data between April 2005 and February 2006 from Inaba (2006).

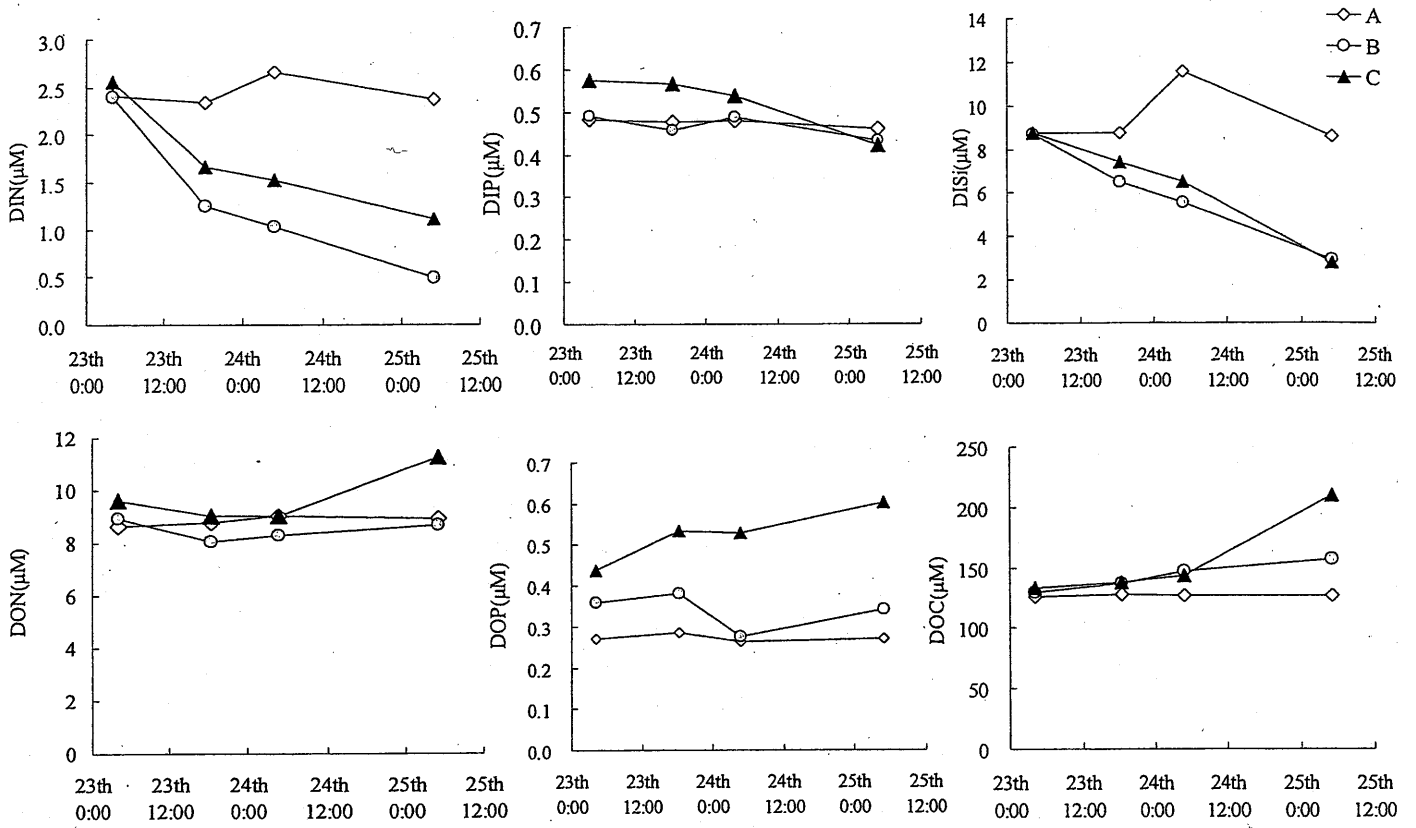


Fig.4-7. Temporal variation in (upper) dissolved inorganic matter and (bottom) dissolved organic matter during incubation period.

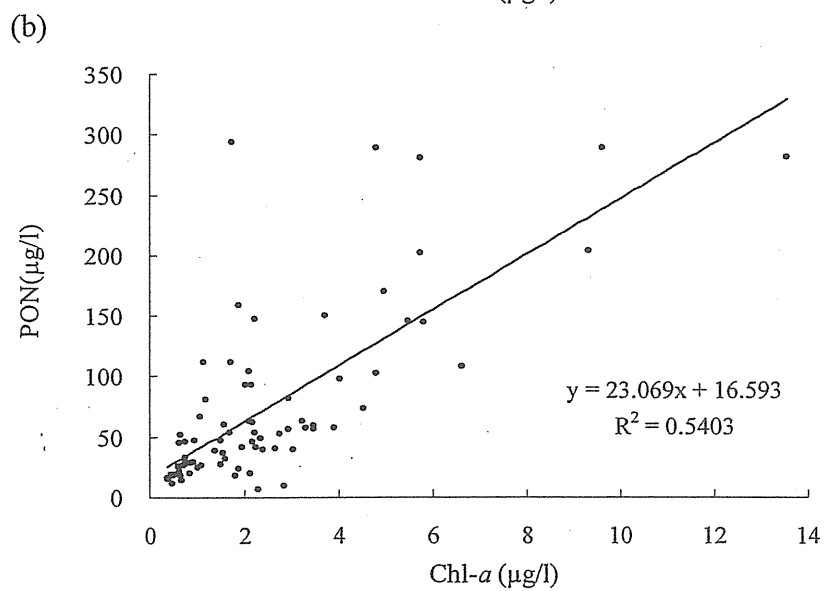
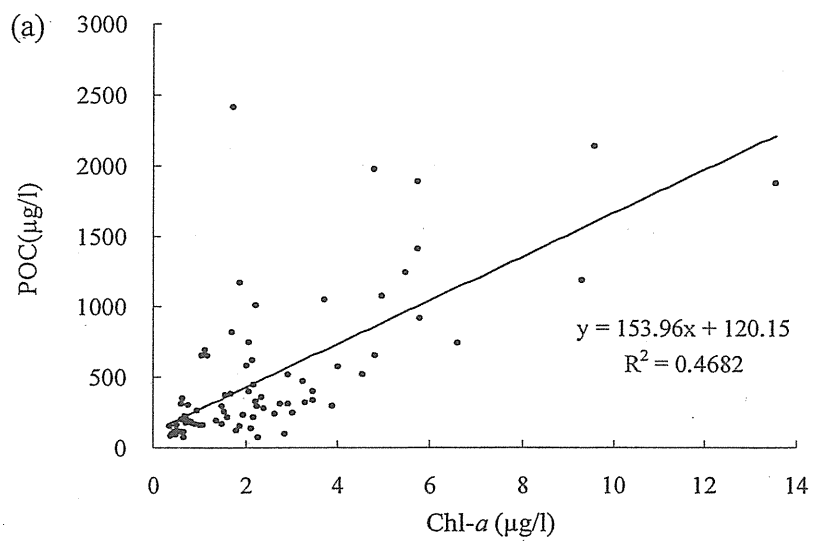


Fig.4-8. Correlation between (a) POC concentration, (b) PON concentration and Chl-*a* concentration.

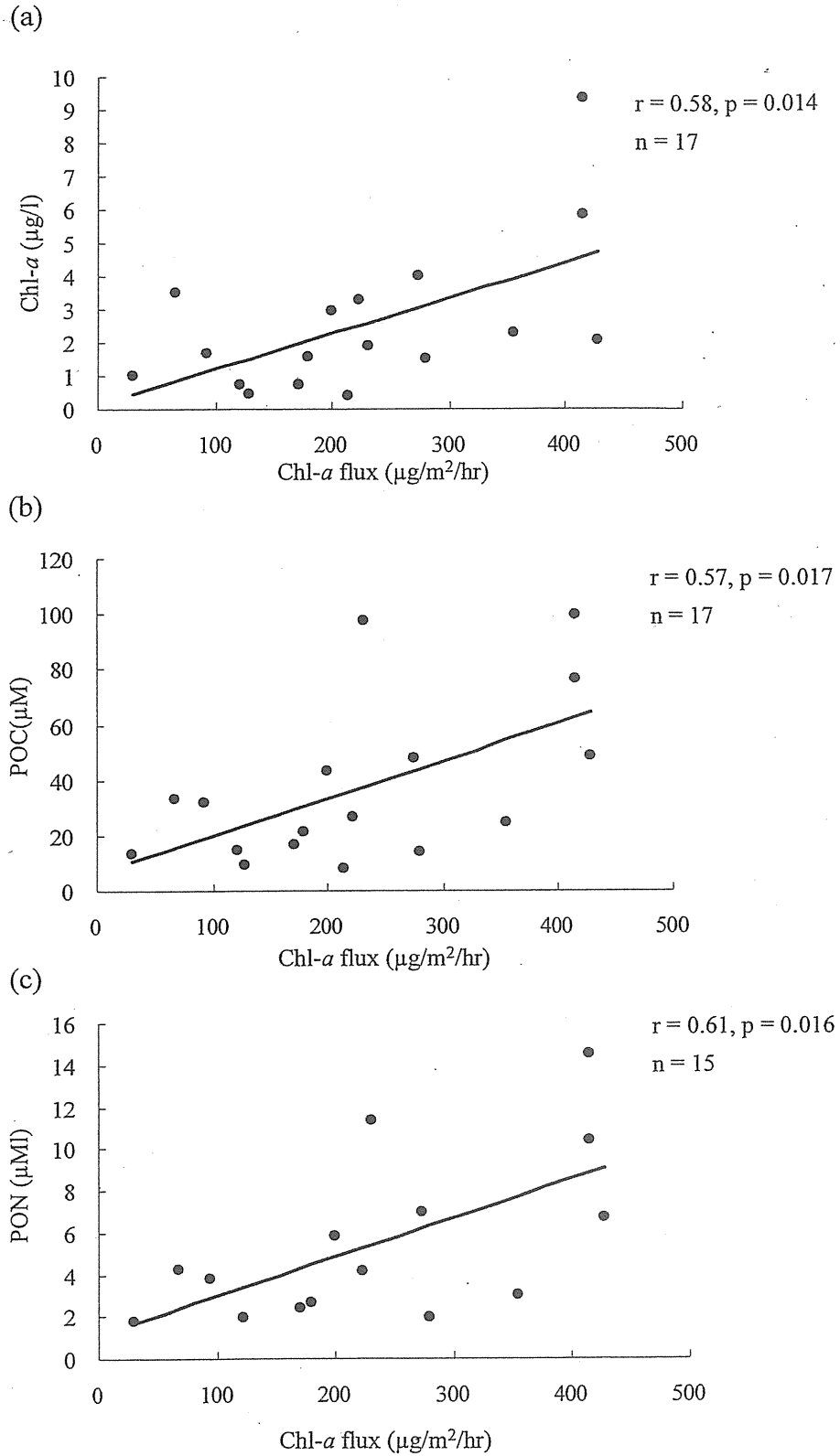


Fig.4-9. Correlation between (a) Chl-*a* concentration, (b) POC concentration, (c) PON concentration in water column and Chl-*a* flux.

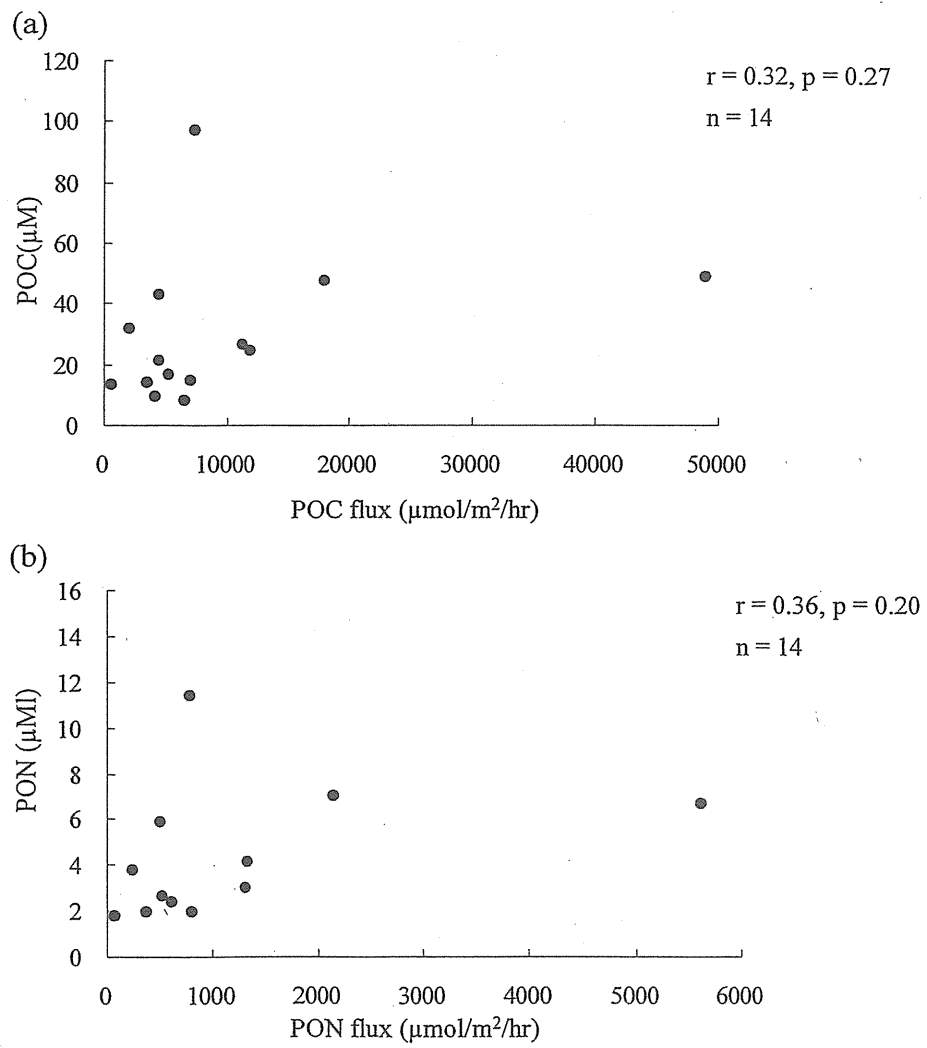


Fig.4-10. Correlation between(a) POC flux and POC concentration, (b) PON flux and PON concentration.

		Chl a flux ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$)	POC flux ($\mu\text{mol}/\text{m}^3/\text{hr}$)	PON flux ($\mu\text{mol}/\text{m}^3/\text{hr}$)	PP flux ($\mu\text{mol}/\text{m}^3/\text{hr}$)	POC flux ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$)	PON flux ($\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{hr}$)	C/Chl a	N/Chl a	C/N	N/P	C/P
Apr	Stn.6	428	48993	5629	925	587915	78811	1372	184	8.7	6.1	53
	Stn10	223	11408	1339	236	136893	18751	615	84	8.5	5.7	48
	Stn.14	274	18094	2155	165	217122	30165	792	110	8.4	13.1	110
Jun	Stn.6	416	n.d.	n.d.	270	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Stn10	67	n.d.	n.d.	46	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Stn.14	416	n.d.	n.d.	176	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Aug	Stn.6	231	7411	784	93	88938	10979	385	48	9.5	8.4	79
	Stn10	30	711	78	5	8533	1088	280	36	9.2	15.6	143
	Stn.14	279	3540	383	109	42484	5363	152	19	9.2	3.5	32
Oct	Stn.6	171	5377	625	49	64526	8753	378	51	8.6	12.7	110
	Stn10	93	2147	246	26	25769	3448	277	37	8.7	9.4	82
	Stn.14	122	7135	817	70	85615	11432	705	94	8.7	11.6	101
Dec	Stn.6	200	4501	515	60	54017	7204	270	36	8.7	8.5	75
	Stn10	129	4191	484	54	50292	6775	391	53	8.7	8.9	77
	Stn.14	215	6578	741	85	78938	10372	368	48	8.9	8.7	77
Feb	Stn.6	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Stn10	180	4599	530	77	55194	7415	307	41	8.7	6.9	60
	Stn.14	355	12033	1326	174	144397	18568	407	52	9.1	7.6	69

Table.4-1. Spatial and temporal variation of the fluxes at Stns. 6,10,14.

	Temp	Salinity	Chl-a	POC	PON	PP	DOC	DON	DOP	P-C/N	P-N/P	P-C/P	D-C/N	D-N/P	D-C/P
Temp	1														
Salinity	-0.11	1													
Chl-a	0.16	-0.26 *	1												
POC	0.24 *	-0.38 ***	0.68 ***	1											
PON	0.26 *	-0.39 ***	0.73 ***	0.99 ***	1										
PP	0.24 *	-0.29 *	0.59 ***	0.72 ***	0.72 ***	1									
DOC	0.63 ***	-0.47 ***	0.41 ***	0.43 ***	0.45 ***	0.42 ***	1								
DON	0.58 ***	-0.34 **	0.40 ***	0.39 ***	0.40 ***	0.35 **	0.86 ***	1							
DOP	0.55 ***	-0.17	0.23	0.21	0.22	0.33 **	0.66 ***	0.60 ***	1						
P-C/N	-0.27 *	0.03	-0.05	0.12	0.03	0.12	-0.02	0.07	-0.19	1					
P-N/P	0.11	-0.27 *	0.32 **	0.46 ***	0.47 ***	-0.16	0.25 *	0.25 *	-0.02	-0.12	1				
P-C/P	0.08	-0.28 *	0.31 **	0.52 ***	0.51 ***	-0.12	0.26 *	0.26 *	-0.03	0.01	0.99 ***	1			
D-C/N	0.12	-0.22 *	0.28 *	0.20	0.21	0.24 *	0.37 ***	-0.09	0.18	-0.16	0.04	0.03	1		
D-N/P	-0.07	0.16	-0.18	-0.16	-0.16	-0.13	-0.14	-0.07	-0.28 *	0.15	-0.12	-0.11	-0.16	1	
D-C/P	-0.08	0.13	-0.18	-0.15	-0.15	-0.12	-0.13	-0.08	-0.29 *	0.14	-0.11	-0.10	-0.12	0.99 ***	1

* p < 0.05 ** p < 0.01 *** p < 0.001

Table.4-2. The Pearson's product-moment correlation coefficient. The p value is based on significance test for the correlation coefficient.

第五章 消費者・分解者の時空間分布とその支配要因

5. 1. はじめに

汽水域の親生物元素は植物プランクトンに取り込まれ有機物となり、これを捕食する植食動物プランクトン、二枚貝へと転送されるような食物連鎖、バクテリアによる無機物への分解といった腐食連鎖を通して循環している。そのため、生態系システムを解明する上で、上述したような親生物元素の物質循環過程を定量的にとらえることが必要不可欠である (Yara et al., 2007)。近年、汽水域における基礎生産過程や、それに続く食物網のダイナミクスについての様々な過程に関する知見が集積されつつあり、例えば、Kohata (2003) は松川浦における物質循環過程の定量化により、二枚貝による粒状有機物 (PON) の除去過程や大型草類による溶存無機態窒素 (DIN) の取り込みの寄与について述べている。また、富栄養化した沿岸生態系においてはバクテリア群集の働きが増大しているという腐食連鎖に関する報告もある (野村ら, 2007)。また微生物群集は溶存態有機物を基質として利用し、増殖することで、溶存態有機物を捕食に耐える大きいサイズの粒子に作り変えることから、エネルギーフローの起点となる生産者の役割も担っていることが知られている (例えば Azam et al., 1983; Pomeroy, 1974)。先に挙げたような生物過程を全て考慮した生態系システムの解明が切に求められている一方で、様々な観測上の隘路により、そのような総合的な物質循環過程の定量化を行った報告例は極めて少ないのが現状である。例えば、瀬戸内海における物質循環過程については Yara (2007) がまとめているが、このモデルには二枚貝や動物プランクトンの要素は含まれていないものの、大型草類が無視されている。また、Kohata (2003) による松川浦の物質循環過程の定量化では大型草類の寄与は見積もられていたが、その DON 生産速度についての記載は無く、底生微細藻類やバクテリアの寄与は考慮されていない。

火散布沼における物質循環過程の解明に関する研究は、本研究の他に、二枚貝を中心とした栄養塩ダイナミクス (Komorita et al., 2010) が明らかになっているが、微生物群集、動物プランクトンのファクターについてはいまだ十分に明らかになっていない。そこで本章では、様々な生物過程の定量化を進め、亜寒帯汽水域 (火散布沼) の詳細な生態系モデルの構築を行なうことを目的とし、火散布沼の動物プランクトン、バクテリア現存量の定量化を行い、その支配要因について考察する。

5. 2. 調査内容と方法

本研究では 2007 年 4 月～2009 年 2 月の偶数月、浜中町火散布沼の中央トランセクトに設置した観

測定点、代表5地点 (Stn 0, 6, 10, 14, 15) にて動物プランクトン現存量、バクテリア現存量の調査を行った (Fig. 4-1)。各月の調査は大潮の上げ潮時に行った。沼奥部の Stn 6, 15 は冬季に結氷するため、12月、2月において数回欠測となった。動物プランクトン試料は50 μ プランクトンネットを使用し船上にて海水70リットルをろ過捕集し採取した。捕集した試料はポリ容器に入れ、実験室に持ち帰った。バクテリア分析用試料は Stn 0 においては表層水を手柄付きビーカーにて、Stn 6, 10, 14, 15 においては底層水を海底から10cm層をポンプにて汲み上げて採水し、それぞれ2Lのプラスチックボトルに入れ、実験室に持ち帰った。また試料採取時に、船上から多項目水質計 (YSI, Model 556) を海中に降ろして、各定点の水温、塩分の測定を行った。

動物プランクトン (>50 μ m サイズ粒子) 試料は実験室において、実体顕微鏡下で種組成を観察した後、ろ過海水にて適宜希釈し各分析用に分取、Whatman GF/F ガラス繊維フィルターを用いてろ過捕集した。なお、全炭素、窒素、安定同位体比の分析用には450 $^{\circ}$ Cで4時間加熱したGFFフィルターを用いた。動物プランクトン態粒子の乾燥重量はろ過前後にフィルターを秤量することによって求めた。動物プランクトン態有機炭素・窒素量は、フィルターを凍結乾燥したのちに、脱炭酸処理し、CHNS Analyzer (Fisons, NA-1500NC) による乾式灰化法にて定量した。動物プランクトン態リン量は過硫酸カリウムを用い加圧分解した後、比色定量した。動物プランクトンの安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$ - $\delta^{13}\text{C}$) は脱炭酸処理を行った後、EESdeltaVConfloにて測定した。また動物プランクトンサイズの植物プランクトンの存在を考慮するためにChl-a濃度の測定を行った。Chl-a濃度はフィルターを90%アセトンに抽出後、約24時間後に蛍光光度計 (ターナーデザイン, 10-AU) を用いて測定した。

バクテリア試料は採水した試料1.9mlをDAPI染色後、黒色メンブレンフィルターにろ過捕集し、落射型蛍光顕微鏡にて計数し、バクテリア現存量 (cells/ml) を算出した。

5. 3. 結果

5. 3. 1. 動物プランクトン優占種・現存量・安定同位体比

5. 3. 1. 1. 優占種

顕微鏡観察の結果、優占種として主にカイアシ類が観察され、その他に端脚類、有鐘類、多毛類幼生、連鎖した珪藻類などが見られた。また、2009年2月の優占種は動物プランクトンではなく、植物プランクトンの珪藻類であった。植物プランクトン量の指標となるChl-a濃度の時系列変化を Fig. 5-1 に示した。50 μ m以上サイズ粒子のChl-a濃度は0.003~0.74 $\mu\text{g/l}$ の範囲で変化し、平均値は0.19 $\mu\text{g/l}$ であった。また、最高値は2009年2月に記録された。50 μ m以上のサイズ粒子の

Chl-a 濃度は晩夏から初冬(8, 10, 12月)に低濃度を示す季節変化を示した。

5. 3. 1. 2. 動物プランクトン態粒子量, 炭素(C), 窒素(N), リン(P)量

2007年4月から2009年2月の動物プランクトン態粒子(>50 μm サイズ粒子)の乾重量は0.21~6.9mg/lであり, 最高値は2007年6月にStn 15にて記録された(Fig. 5-1)。また, 沼中央付近のStn 10にて低い値を示す空間的特徴があった。

動物プランクトン態炭素(C), 窒素(N), リン(P)量は, それぞれ, 0.41~72, 0.066~6.4, 0.006~0.26 μM の範囲で変動していた(Fig. 5-2)。動物プランクトン態C,N,P量は類似した季節変化を示し, 4,6,8月に高濃度, 10,12月に低濃度を示した。空間分布をみると, 沼中央付近(Stn 10)にて低濃度, 沼奥, 沼口付近(Stn 0,15)にて高濃度を示す傾向が認められた。

5. 3. 1. 3. 動物プランクトン態粒子の安定同位体比

動物プランクトン態粒子の安定同位体分析比, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ 値はそれぞれ, -22~-16, 0.12~11の範囲であった(Fig. 5-3)。 $\delta^{15}\text{N}$ 値は沼口(Stn 0,14)で高く, 沼奥(Stn 15)にて低い値を示す空間的な差異が確認された。

5. 3. 2. 水柱バクテリア現存量

2007年6月~2009年2月における水柱バクテリア現存量は0.2~4.4 $\times 10^6$ cells/mlの範囲であり, 夏季(6月)に高く冬季(12月)に低い季節変動を示した(Fig. 5-4)。

5. 4. 考察

5. 4. 1. 動物プランクトンの多寡を決定する要因

動物プランクトン態粒子の乾重量, C, N, P, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, C/N, C/P, N/P及び, バクテリア現存量, 前章にて得られた水温, 塩分, Chl-a 濃度, 粒状物(POC \cdot N, PP)濃度と溶存態有機物(DOC \cdot N \cdot P)濃度との相関係数をTable. 5-1にまとめた。動物プランクトン態粒子の乾重量は水柱のPOC \cdot N濃度特に強い正の相関関係を示したことから($r>0.48$, $p<0.001$), 動物プランクトンは食物源である粒状態物質の多寡によって最も強く支配されている可能性が高いと考えられた。その一方で, 動物プランクトン態粒子の乾重量はDOC \cdot Nにおいても, POC \cdot Nと同程度の強い正の相関関係を示していた($r>0.45$, $p<0.001$)。Park et al. (1997)は動物プランクトンの排泄はDOCを増加させると述べている。したがって, 本研究にて得られた結果は, このような動物プランクトンによる生物過程が溶存有機物の挙

動に密接に関与している可能性を示唆している。

動物プランクトン態粒子の乾燥重量, C, $\delta^{13}\text{C}$ は水温と有意な正の相関関係を示したことから ($r > 0.36$, $P < 0.01$), その時空間分布が水温による影響を受けているだけでなく, 動物プランクトンは季節(水温)によってその食物源を変化させていることが推測された。5.3.1 節に述べたように本章で述べる動物プランクトン態粒子には大型の植物プランクトン(Large Chl-*a*)を含む。50 μm 以上のサイズ粒子(動物プランクトン態)の Chl-*a* 濃度の平均値は 0.19 $\mu\text{g/l}$ は, 水柱 Chl-*a* 濃度の平均値 2.5 $\mu\text{g/l}$ (4.3.1 節) の 8% 程度であることから, 火散布沼内に生息する植物プランクトンおよそ 10% は大型 (50 μm 以上) の植物プランクトンであると考えられる。大型植物プランクトン(Large Chl-*a*) は水柱 Chl-*a* 濃度と正の相関関係を示したことから (Table. 5-1), 大型の植物プランクトンの挙動は 50 μm 以下の植物プランクトンと同調することが示唆された。

5. 4. 2. バクテリアの多寡を決定する要因

Table. 5-1 によると水柱バクテリア現存量は水温と非常に高い正の相関係数を示したため ($r > 0.82$, $P < 0.001$), 水柱バクテリア現存量の多寡は水温に依存していることが明らかになった。またバクテリア現存量は水柱 Chl-*a* 濃度, 粒状態有機物 (POC-N, PP), 溶存態有機物 (DOC-N-P) の 7 つの項目についても強い正の相関関係を示した ($r > 0.43$, $P < 0.001$)。Postma (1984) 粒状態および溶存態有機物濃度には水柱での微生物活動が深く関与していると述べている。したがって本章にて得られた結果は 4.3.3 節にて挙げた粒状態有機物と溶存態有機物をつなぐプロセスとしてバクテリアによる代謝活動による寄与が大きい可能性を示唆していた。

5. 4. 3. 動物プランクトン-バクテリアの相互作用

バクテリア現存量は動物プランクトン態粒子成分(乾重量, C, N, P)についても強い正の相関関係を示した ($r > 0.45$, $P < 0.001$)。一般にカイアシ類などのろ過食性動物プランクトンはろ過用の付属肢が粗すぎて微小粒子を捕集できないためバクテリアを直接捕食できない (Lally & Parsons, 1993)。そのため, 動物プランクトンとバクテリアは, 小型のバクテリア捕食者による連結を介した食物連鎖の関係にあると考えられた。また, Kragh & Sondergaard (2004) は動物プランクトンの存在がバクテリアによる溶存有機物の代謝を増大させることを報告している。したがって, 動物プランクトンとバクテリアの間には, 前述したような食物連鎖だけではなく, 溶存有機物 (DOM) を介した相互的プロセスが存在する可能性が考えられる。このことは前節にて指摘した DOM とバクテリア現存量との関係とも整合的である。

5. 5. まとめ

- 動物プランクトンの多寡には粒状態有機物が支配的に作用している.
- 水温はバクテリア現存量の支配要因である.

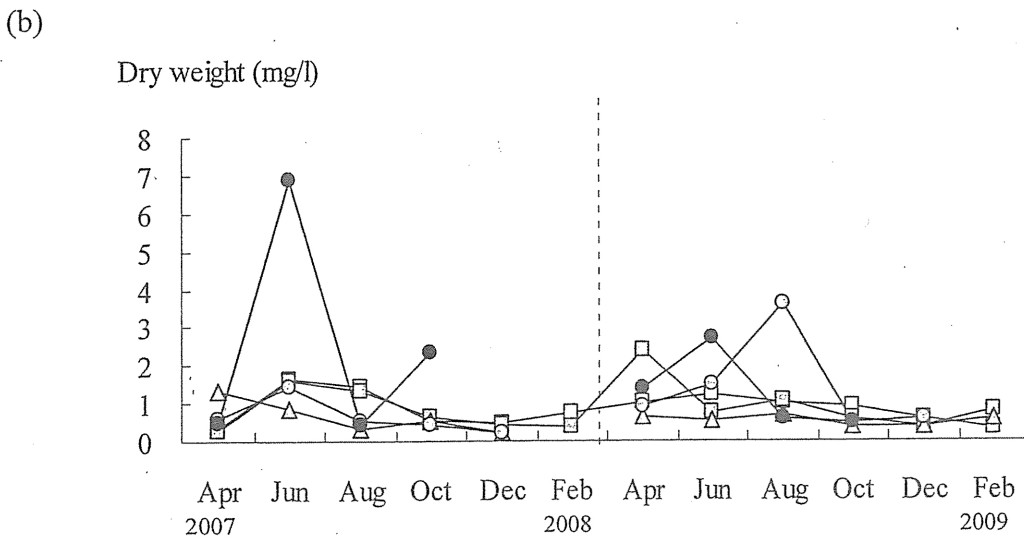
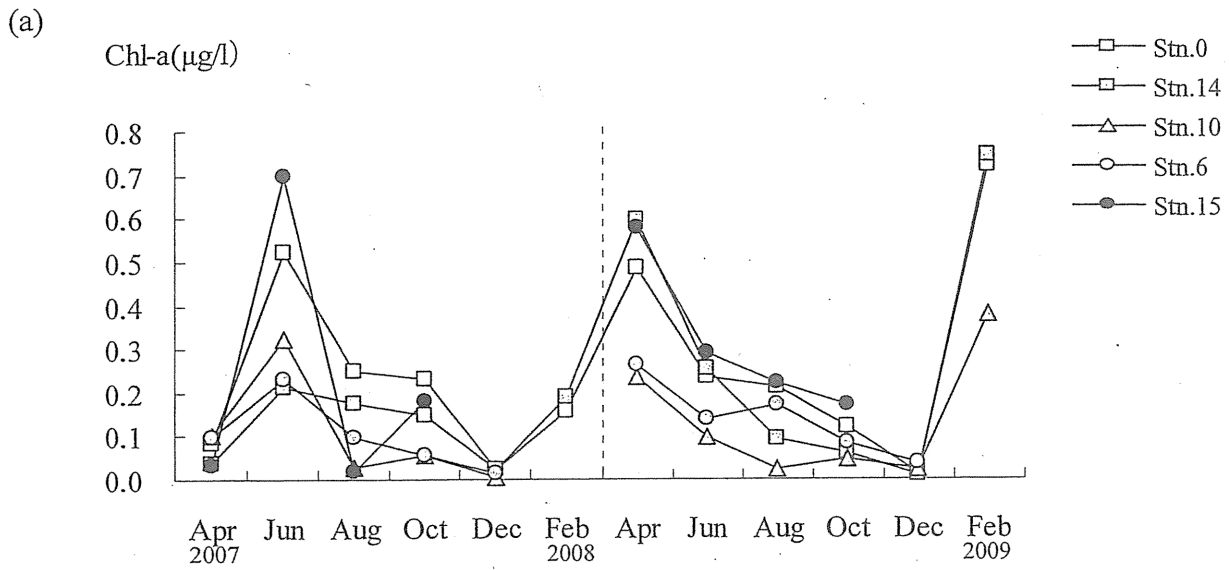


Fig.5-1. Spatial and temporal variation in (a) Chl-a, (b) dry weight of Zoo plankton ($> 50 \mu\text{m}$) at Stns. A-E.

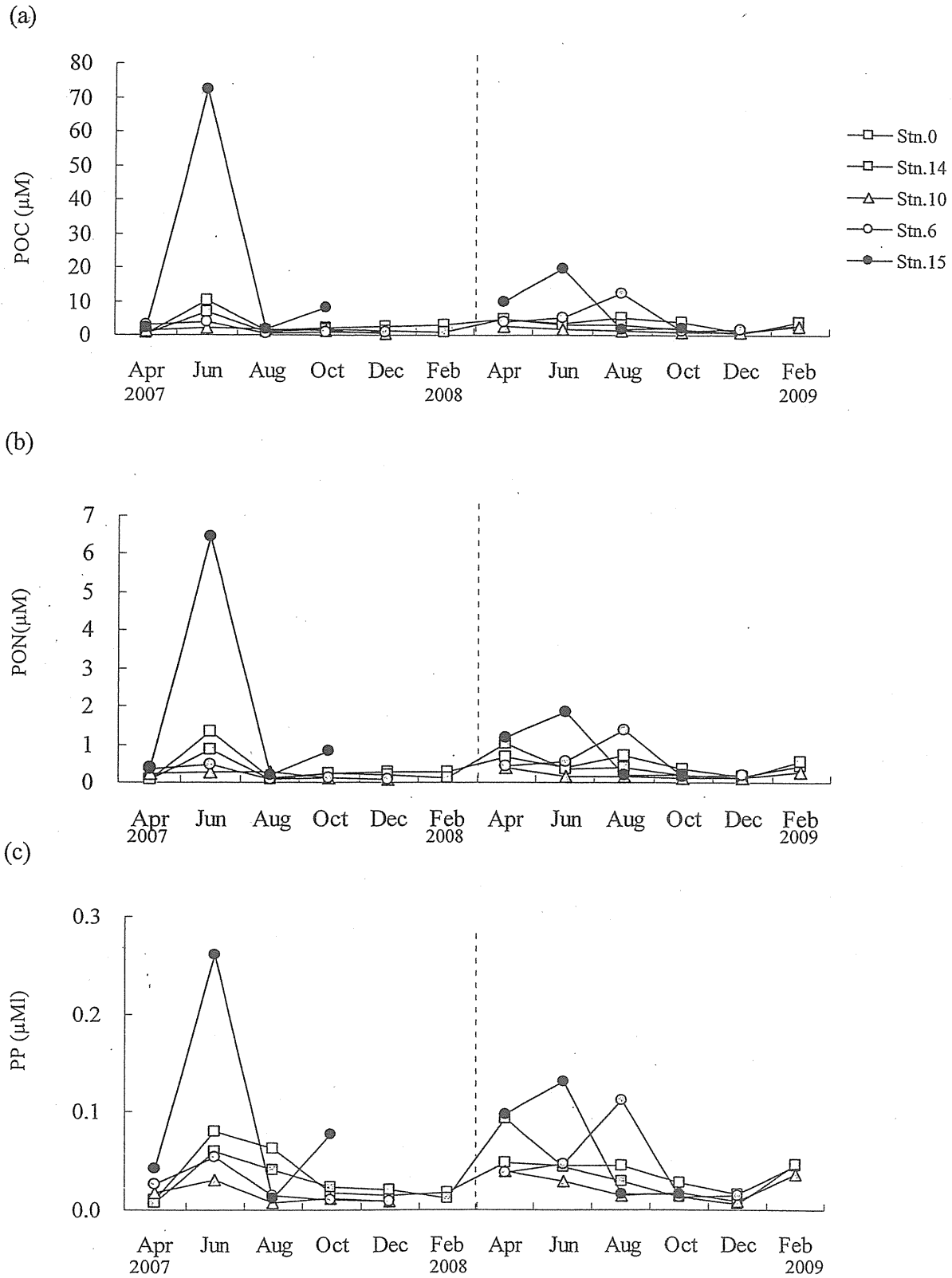


Fig.5-2. Spatial and temporal variation in (a) particulate organic carbon, (b) particulate organic nitrogen, and (c) particulate phosphorus of Zooplankton at Stns. A-E.

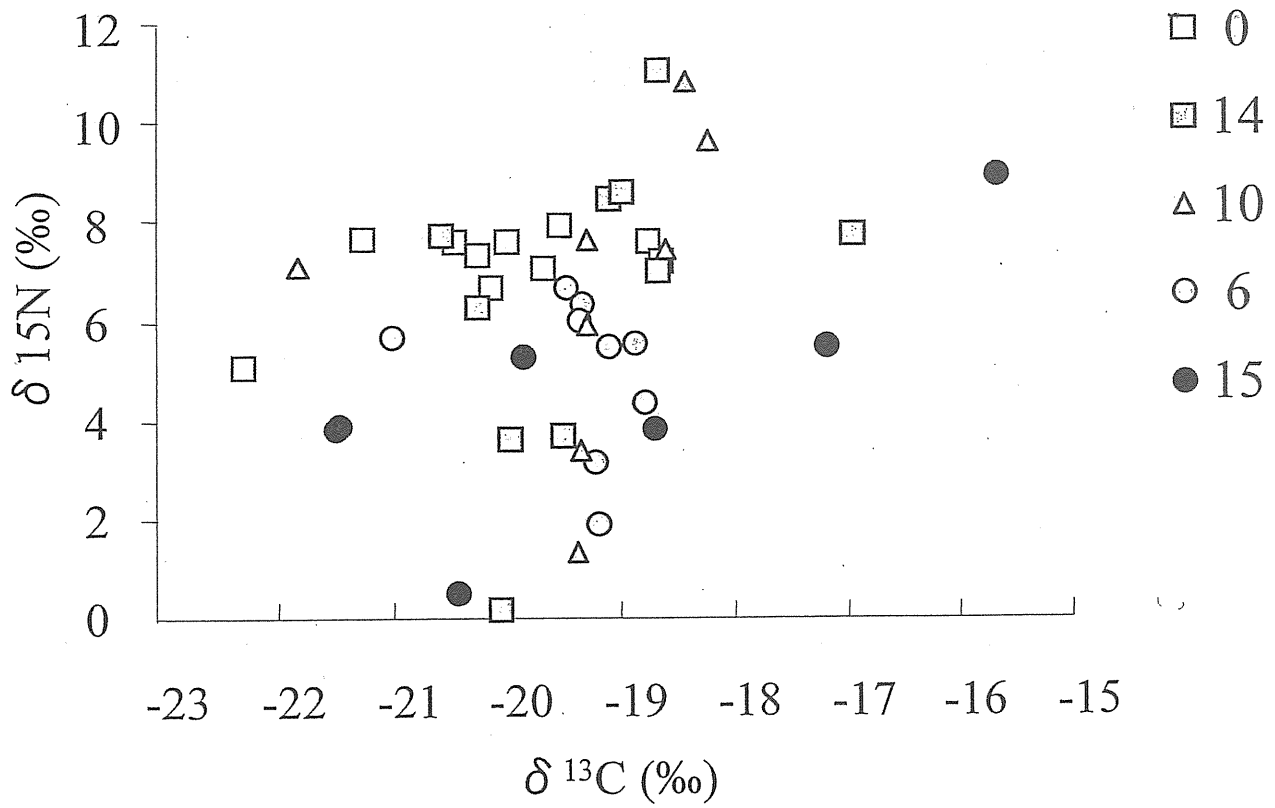


Fig.5-3. $\delta^{13}\text{C}$ vs $\delta^{15}\text{N}$ Dual plot of Zooplankton at Stns. A-E.

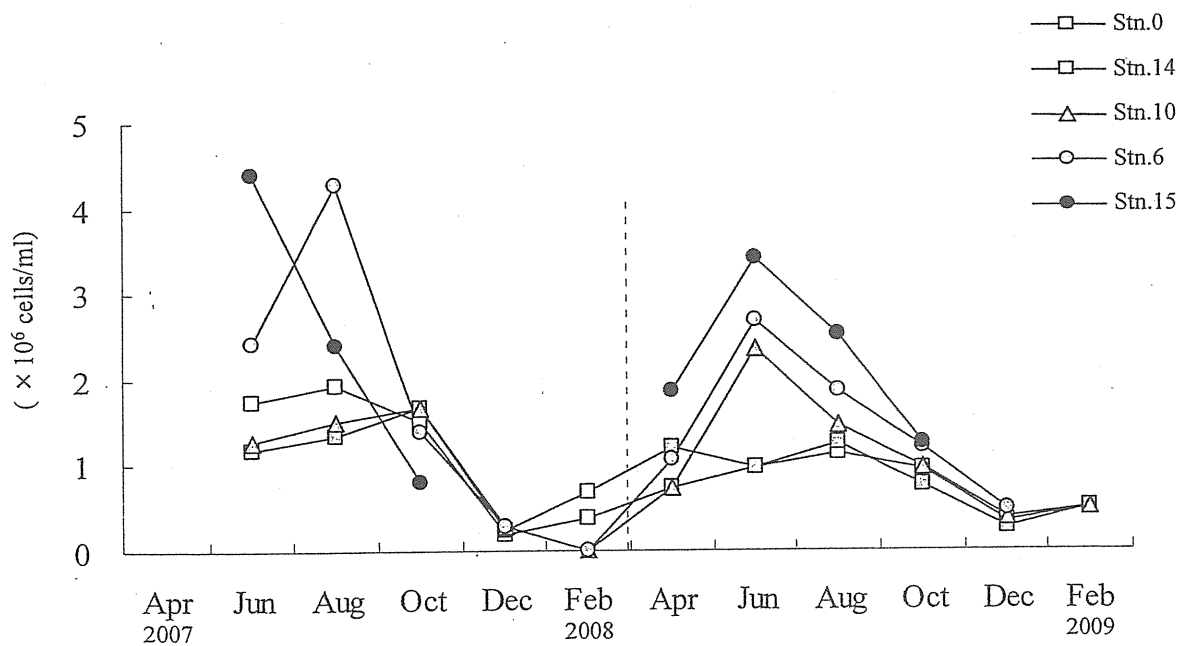


Fig.5-4. Spatial and temporal variation in bacterial abundance at Stns. A-E.

	Temp	Salinity	Large Chl-a	Zoo-D.W.	Zoo-C	Zoo-N	Zoo-P	Zoo-13C	Zoo-15N	Zoo-C/N	Zoo-N/P	Zoo-C/P	Chl-a
Temp	1.00												
Salinity	-0.09	1.00											
Large Chl-a	-0.06	-0.31 *	1.00										
Zoo-D.W.	0.42 **	-0.33 *	0.49 ***	1.00									
Zoo-C	0.36 **	-0.36 **	0.48 ***	0.90 ***	1.00								
Zoo-N	0.34 *	-0.37 **	0.54 ***	0.92 ***	0.99 ***	1.00							
Zoo-P	0.35 *	-0.41 **	0.64 ***	0.95 ***	0.90 ***	0.93 ***	1.00						
Zoo-13C	0.42 **	0.18	-0.09	-0.18	-0.27	-0.26	-0.24	1.00					
Zoo-15N	0.10	0.28	0.08	-0.01	-0.09	-0.07	-0.01	0.29	1.00				
Zoo-C/N	0.34 *	-0.22	0.10	0.38 **	0.41 **	0.36 **	0.36 **	-0.03	0.12	1.00			
Zoo-N/P	0.15	-0.02	0.00	0.20	0.34 *	0.35 *	0.16	-0.01	0.01	0.11	1.00		
Zoo-C/P	0.28	-0.11	0.08	0.40 **	0.56 ***	0.54 ***	0.35 **	-0.05	0.04	0.50 ***	0.90 ***	1.00	
Chl-a	0.16	-0.26 *	0.36 **	0.41 **	0.34 *	0.37 **	0.54 ***	-0.18	-0.07	0.23	-0.14	-0.01	1.00
DOC	0.63 ***	-0.47 ***	0.19	0.54 ***	0.47 ***	0.48 ***	0.54 ***	0.20	-0.15	0.42 **	0.11	0.29 *	0.41 ***
DON	0.59 ***	-0.35 **	0.10	0.45 ***	0.44 ***	0.42 **	0.44 ***	0.15	-0.09	0.49 ***	0.08	0.29 *	0.35 **
DOP	0.55 ***	-0.17	0.21	0.36 **	0.39 **	0.38 **	0.35 *	0.26	-0.01	0.21	0.11	0.22	0.23
POC	0.24 *	-0.38 ***	0.34 *	0.48 ***	0.42 **	0.44 **	0.58 ***	-0.21	-0.19	0.30 *	-0.03	0.12	0.68 ***
PON	0.27 *	-0.38 ***	0.40 **	0.52 ***	0.45 ***	0.48 ***	0.62 ***	-0.20	-0.14	0.34 *	-0.03	0.14	0.74 ***
PP	0.24 *	-0.29 *	0.36 **	0.26	0.28 *	0.31 *	0.39 **	0.00	-0.01	0.08	-0.08	-0.01	0.59 ***
Bacteria	0.82 ***	-0.23 *	0.19	0.55 ***	0.54 ***	0.53 ***	0.54 ***	0.21	0.04	0.31 *	0.05	0.22	0.43 ***
P-C/P	0.08	-0.28 *	0.04	0.28 *	0.19	0.19	0.29 *	-0.27	-0.33 *	0.33 *	0.00	0.13	0.31 **
P-N/P	0.11	-0.27 *	0.07	0.29 *	0.20	0.20	0.31 *	-0.27	-0.42 **	0.34 *	0.02	0.13	0.32 **
P-C/N	-0.27 *	0.03	-0.35 *	-0.21	-0.11	-0.13	-0.21	-0.26	-0.06	-0.08	-0.10	-0.08	-0.05
D-C/P	-0.07	0.13	-0.20	-0.11	-0.08	-0.10	-0.16	0.11	0.10	0.10	0.00	0.03	-0.19
D-N/P	-0.06	0.16	-0.19	-0.11	-0.08	-0.10	-0.16	0.12	0.14	0.09	-0.01	0.02	-0.19
D-C/N	0.12	-0.22 *	0.05	0.25	0.19	0.21	0.24	0.08	-0.16	0.17	0.13	0.20	0.28 *

* p < 0.05 ** p < 0.01 *** p < 0.001

	DOC	DON	DOP	POC	PON	PP	Bacteria	P-C/P	P-N/P	P-C/N	D-C/P	D-N/P	D-C/N
Temp													
Salinity													
Large Chl-a													
Zoo-D.W.													
Zoo-C													
Zoo-N													
Zoo-P													
Zoo-13C													
Zoo-15N													
Zoo-C/N													
Zoo-N/P													
Zoo-C/P													
Chl-a													
DOC	1.00												
DON	0.86 ***	1.00											
DOP	0.66 ***	0.57 ***	1.00										
POC	0.43 ***	0.37 ***	0.21	1.00									
PON	0.46 ***	0.38 ***	0.24 *	0.99 ***	1.00								
PP	0.42 ***	0.32 **	0.33 **	0.72 ***	0.73 ***	1.00							
Bacteria	0.68 ***	0.59 ***	0.62 ***	0.44 ***	0.48 ***	0.44 ***	1.00						
P-C/P	0.26 *	0.27 *	-0.03	0.52 ***	0.51 ***	-0.12	0.10	1.00					
P-N/P	0.25 *	0.25 *	-0.02	0.46 ***	0.47 ***	-0.16	0.11	0.99 ***	1.00				
P-C/N	-0.02	0.12	-0.19	0.12	0.03	0.12	-0.13	0.01	-0.12	1.00			
D-C/P	-0.13	-0.05	-0.29 *	-0.15	-0.17	-0.12	-0.12	-0.09	-0.11	0.15	1.00		
D-N/P	-0.14	-0.05	-0.27 *	-0.15	-0.17	-0.13	-0.11	-0.10	-0.12	0.15	0.99 ***	1.00	
D-C/N	0.37 ***	-0.09	0.18	0.20	0.22	0.24	0.22	0.03	0.04	-0.16	-0.12	-0.16	1.00

* p < 0.05 ** p < 0.01 *** p < 0.001

Table.5-1. The Pearson's product-moment correlation coefficient. The p value is based on significance test for the correlation coefficient.

第六章 物質循環過程の季節変動の特徴とその支配要因

6. 1. はじめに

第一章から第5章において、無機態栄養塩類、粒状態・溶存態有機物といった海水中の化学組成および、基礎生産者、消費者、分解者それぞれの時空間分布とその支配要因について議論を行ってきた。第六章ではこれらの現存量及びフラックスデータを全て統合し、炭素・窒素・リン循環過程の季節変動を模式することによって、火散布沼生態系システム全体での素過程の寄与について検討する。

6. 2. 調査内容と方法

本章では浜中町火散布沼の中央トランセクトに設置した観測定点、5 地点 (Stn. 0, 6, 10, 14, 15) にて 2003 年 4 月～2009 年 2 月の期間の 4 月, 8 月, 10 月, 12 月に得られたデータを用いる。また, 8 月, 12 月の外海からの正味の DIN, DIP 流入フラックスには Stn. 0 における 36 時間観測で得られた 2003 年 8 月 (2. 4. 1 節), 2008 年 2 月 (小森田, 2008) のデータから求めた。沼全体の Chl *a*, 溶存無機態 N·P, 溶存有機態 C·N·P, 粒状態 C·N·P, 動物プランクトン態 C·N·P, バクテリア現存量は, それぞれの平均濃度に沼容積 (面積 3. 58km² × 平均水深 1m) を掛算して算出した。なお, バクテリア現存量を C·N·P に換算する係数には 47. 9fgC/cell, 7. 3fgN/cell, 0. 78 fgP/cell (Fukuda et al., 1998, Fagerbakke et al., 1996) を用いた。植物プランクトン現存量は水柱 Chl *a* 現存量に C·N·P 換算係数 C/Chl *a* = 59, N/Chl *a* = 16. 5, P/Chl *a* = 1. 7 を掛算したものとした (Antia et al., 1963)。底生微細藻類現存量は堆積物中 Chl *a* 現存量に底生微細藻類の C·N·P 含有率 (C/Chl *a* = 33. 7, N/Chl *a* = 5. 6, P/Chl *a* = 1. 15) を掛算して算出した (Montani et al., 2003)。沼全体の沈降粒子フラックスは全観測点の平均フラックスに沼面積 (3. 58km²) を掛けて求めた。火散布沼においてセジメントトラップに捕集される Chl *a* の起源は底生の微細藻類であることから (第三章), Chl *a* フラックスに底生微細藻類の C·N·P 含有率を掛けたものは再懸濁した Chl-*a* 態 C·N·P フラックスとして図示した。大型草類の物質代謝速度はアマモ乾重量 1g あたりの平均代謝速度 (4. 3. 3 節) に火散布沼のアマモ・コアマモの総現存量 (ショート部+根部) (濱田ら, 2005) を乗算して求めた。なお, 本章で用いる流入フラックスは一日に Stn. 0 を通過して沼内に流入する物質輸送量, 沈降フラックスは沼全域の海底に一日で沈降する物質沈降量として kg/day/lagoon の単位で表記する。

6. 3. 結果

6. 3. 1. 炭素循環過程

Fig. 6-1 に4・8・10・12月の炭素循環過程を示す。水柱全有機炭素現存量($TOC_w = DOC + POC$)は冬季に低く、夏季に高い値を示した。水柱POC現存量から植物プランクトン態C、バクテリア態C、動物プランクトン態C現存量を差し引いた値は4, 8, 10, 12月においてそれぞれ、1000, 600, 470, 730 kgC/lagoonであり、POC中のそれらの占有率はそれぞれ、46, 40, 44, 69%であった。

4, 8, 10, 12月のPOC沈降フラックスは水柱POC現存量のそれぞれ、5.4~23, 0.46~5.0, 2.1~7.0, 4.0~6.4倍であった。沈降粒子中のChl a態Cフラックスは88~1200 kgC/day/lagoonの範囲で変動し、4月に最大値を記録した。Chl a態CフラックスはPOCフラックスの2~12%であり、植物プランクトン態C現存量の22~310%であった。

バクテリア態C現存量は動物プランクトン態C現存量の1.6~2.8倍であった。一方、植物プランクトン態C現存量はバクテリア態C現存量の1.1~4.1倍であった。また、大型草類のDOC生産速度は8月に最大値1800kgC/day/lagoonを示し、大型草類が枯死している4月には0 kgC/day/lagoonを示した。また、8月には水柱DOC現存量の4~24%が大型草類によって一日に生産されていた。8月の大型草類のDOC生産速度は沈降粒子中のChl a態Cフラックスを上回っていた。

6. 3. 2. 窒素循環過程

Fig. 6-2によると、DIN, DON, PON現存量はそれぞれ、53~283, 370~622, 138~327kgN/lagoonの範囲で変動しており、DINは夏季に低く、冬季に高い値、DONは夏季に高く冬季に低い値を示した。一方、水柱全窒素現存量($TN_w = DIN + DON + PON$)の季節変化は明瞭では無かった。TN_w現存量に対するDON, DIN現存量の占有率は夏季にはそれぞれ70, 6%, 冬季には47, 35%であった。

水柱PON現存量から植物プランクトン態N、バクテリア態N、動物プランクトン態N現存量を差し引いた値は4, 8, 10, 12月においてそれぞれ、31, 30, 36, 61 kgN/lagoonであり、POC中のそれらの占有率はそれぞれ、10, 14, 23, 44%であった。

4, 8, 10, 12月のPON沈降フラックスは水中PON現存量のそれぞれ、4.9~21, 0.42~4.3, 1.9~6.1, 4.2~6.4倍であった。沈降粒子中のChl a態Nフラックスは15~210 kgN/day/lagoonの範囲で変動し、4月に最大値を記録した。Chl a態N沈降フラックスはPON沈降フラックスの3~16%であり、植物プランクトン態N現存量の13~180%であった。植物プランクトンおよび底生微細藻類現存量はそれぞれ57~240, 1600~2500 kgN/lagoonの範囲であり、底生微細藻類現存量は植物プランクトン現存量の15~71倍の値を示した。

バクテリア態N現存量および動物プランクトン態N現存量はそれぞれ13~56, 8~24 kgN/lagoonであり, 全ての観測においてバクテリア態N現存量は動物プランクトン態N現存量を上回っていた。また, 大型草類のDIN, DON代謝速度は8月に最大値-46~-13, -27~+69 kgN/day/lagoon (-:消費, +:生産)を示し, 一日に水柱DIN現存量の25~87%を消費し, 水柱DON現存量の0~11%を生産していた。外海から正味で沼内へ流入するDINフラックスは8月に64, 12月に45 kgN/day/lagoonであった。

6. 3. 3. リン循環過程

水柱全リン量(TP_w=DIP+DOP+PP)は4, 8月に高く, 10, 12月に低い値を示す, 水柱全有機炭素(TOC_w)と類似した季節変動を示した(Fig. 6-3) 水柱PP現存量から植物プランクトン態P, バクテリア態P, 動物プランクトン態P現存量を差し引いた値は4, 8, 10, 12月においてそれぞれ, 44, 23, 13, 23 kgP/lagoonであり, PP中のそれらの占有率はそれぞれ, 58, 51, 48, 73%であった。

4, 8, 10, 12月のPP沈降フラックスは水柱PP現存量のそれぞれ, 5.7~33, 0.30~6.6, 2.6~7.0, 4.8~7.4倍であった。沈降粒子中のChl a態Pフラックスは3~42 kgP/day/lagoonの範囲であり, 最大値は4月に示された。Chl a態PフラックスはPPフラックスの2~23%であり, 植物プランクトン態P現存量の26~360%であった。

バクテリア態P現存量は動物プランクトン態P現存量の0.7~1.5倍であった。一方, 植物プランクトン態P現存量はバクテリア態P現存量の1.9~7.3倍であった。また, 8月に記録された大型草類のDIP消費, DOP生産速度はそれぞれ8~3, +5~+9であり, 水柱DIP現存量3~8%, DOP現存量の6~10%を一日で代謝していた。正味で沼内へ供給されるDIPフラックスは8月に6 kgP/day/lagoon, 12月に10 kgP/day/lagoonであった。

6. 4. 考察

6. 4. 1. 物質循環過程の特徴とその支配要因

沈降粒子のC・N・Pフラックスは水柱粒状態C・N・P現存量の0.3~7.4倍と常に大きな値を示した。また, 沈降粒子中のChl a態C・N・Pフラックスは植物プランクトン態C・N・P現存量の13~360%に相当していたことから, 底生微細藻類の再懸濁プロセスが水柱の藻類(植物プランクトン+底生微細藻類)現存量に与える寄与は非常に大きいことが示唆された。このことは第三章にて得られた結論と整合的である。

水柱粒状態C・N・P現存量から植物プランクトン態, バクテリア態, 動物プランクトン態C・N・P現

存量を差し引いた値は水柱に懸濁する生物由来ではない成分であると区分できることから、これらをデトリタス態 C・N・P 現存量と定義する。デトリタス態現存量は POC, PP 現存量のそれぞれ 40~69, 48~73%を占有していたのに対し, PON 現存量においては, その占有率は 10~44%と小さかった。したがって, デトリタス成分の寄与は C, P に対して大きく, N に対しては小さいと判断できる。

大型草類の DIN 消費速度は 8 月に水柱 DIN 現存量の 25~87%であるのに対し, その DIP 消費速度は水柱 DIP 現存量の 3~8%と低い値を示した。したがって, 大型草類による代謝速度の寄与は N 循環過程において大きい, P 循環過程においては小さいと判断できる。このことは火散布沼のアマモ草体中の N/P 比が 10~17 であることと整合的であり (濱田, 未発表), 大型草類は P と比較してより多くの N を利用するといえる。そこで, 大型草類の寄与が大きい N 循環過程における大型草類の役割についてさらに検討する。N 循環過程において TN_w 現存量は夏季・冬季ともに 800kgN/lagoon 程度と季節変化が認められないのに対し, DON, DIN 現存量の占有率は夏季にはそれぞれ 70, 6%, 冬季には 47, 35%と, その組成比は大きく季節変化していた (Fig. 6-2)。このことは大型草類による DON 生産・DIN 消費速度が夏季に大きく, 冬季に小さいことに起因していると考えられ, 大型草類による物質代謝は, N 循環過程の季節変動を支配する主要因であることが推察された。また, 8 月の大型草類の DOC 生産速度は沈降粒子中の Chl a 態 C フラックスを上回っていたことから, C 循環過程において大型草類による物質代謝の寄与は, 夏季には再懸濁プロセスと同程度であると言えた。

水柱バクテリア態 C・N・P 現存量は動物プランクトン態 C・N・P 現存量を常に上回っていたことから (12 回中 11 回), 火散布沼における物質循環過程には動物プランクトンよりもバクテリアの果たす役割が大きいと考えられた。また底生生物である底生微細藻類やアマモ類の C・N・P 現存量はそれぞれ, 水柱の他の現存量に比べ一桁大きかったことから, 底生生態系の重要性が示唆された。

6. 4. 2. 物質収支のバランスと適正人為活動範囲

第三章に述べたように, 捕集された沈降粒子の起源は水柱植物プランクトンではなく, 堆積物表層から再懸濁した底生の微細藻 (巻き上がり) である。また, 火散布沼に生息するアサリの $\delta^{13}\text{C}$ 値は底生微細藻のそれに近く, -14.2~12.2‰ であると報告されている (梶原, 2009)。アサリは高い濾水能力を持つことが知られていることから (Hiwatari et al., 2002 など), アサリは直上水を濾過することによって, 巻き上がった底生微細藻類を多量に摂食していると理解できる。すなわち, 底生微細藻の再懸濁プロセスはアサリの食物源を大きく増大させることから, 火散布沼のアサリ生産を支える重要な生物過程であると推察される。

火散布沼におけるアサリ漁業はコンブ漁が休漁期間である冬季 (12 月~3 月) に行われる。火散布

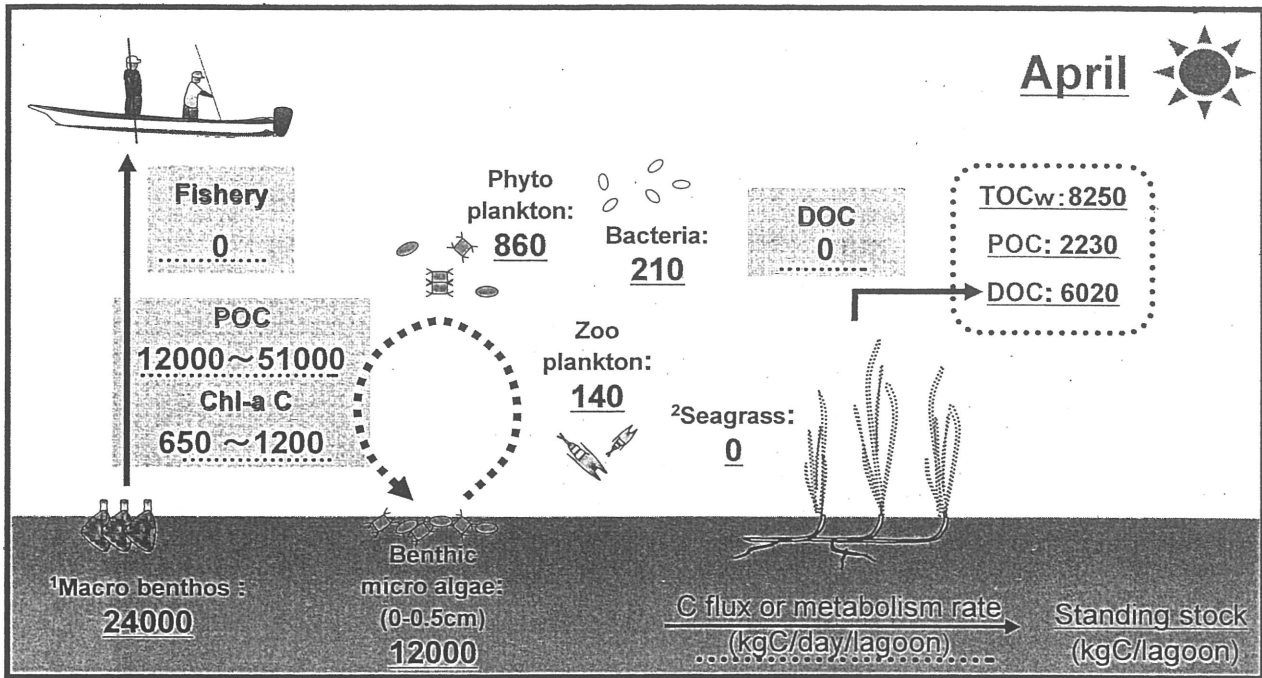
沼における 1998 年～2001 年の平均年間総漁獲量は約 90 t (散布漁業協同組合, 2004) であり, その 9 割はアサリ漁である. アサリ漁獲量(湿重量)を C, N に換算する係数としてそれぞれ 2.3, 0.5% (梶原ら, 未発表) を用いると, 年間約 2070kgC, 450kgN がアサリ漁により系外へ持ち出されていることがわかる. この値を漁業期間である 4 ヶ月(120 日)で割ると冬季の漁獲速度(漁獲フラックス)は 17kgC/day/lagoon, 4kgN/day/lagoon であると算出される. 12 月における C 循環過程によると (Fig6-1), この値は大型草類物質代謝速度の 34~180% であり, Chl-a C フラックスの 3~5% と非常に小さかった. また, 漁獲フラックスは同月の N 循環過程において, 大型草類フラックスを上回っていたが, Chl-a N フラックスの 4~6% の値であった. したがって, 火散布沼における漁獲の寄与はアサリ食物源の再懸濁プロセスに比較して小さいものであるといえる. N 循環過程(12 月)において, 藻類からアサリへの転送効率が 10% であると仮定した場合, アサリ食物源の供給速度(再懸濁による Chl-a N フラックス)を全て摂食したアサリの生産速度(アサリが次の栄養段階へ供給する速度)のは 6.2~10 kgN/day/lagoon である. このアサリ生産速度は, 漁獲フラックスの 1.5~2.5 倍であったことから, アサリ食物源は漁獲フラックスをまかなうのに十分な量が供給されていると考えられた.

火散布沼への淡水供給量は無視できる範囲であり(第一章), 火散布沼への DIN の供給源は外海水であることから(第二章), 火散布沼内システムと連結する系内・系外フラックスとして挙げられるのは外海水から系内への流入フラックス, 漁獲による系外へのフラックスの 2 つである. すなわち, 火散布沼の物質収支(マスバランス)を考える場合にはこれらのフラックスの大小を比較する必要がある. 12 月には外海水から正味で 45 kgN/day/lagoon の DIN が沼内へ供給されていた. 火散布沼でのアサリ個体群の二次生産量は 15 kgN/day/lagoon と報告されていることから(小森田 2008), 基礎生産者へ供給された 45 kgN のうち, 約 3 割がアサリ生産量に転送され, アサリ生産量の約 3 割, 系外からの N 供給量の約 1 割(9%) に相当する量が漁獲されていることが分かる. したがって火散布沼を指標にすると, 対象とする生態系システムを持続可能に利用するための適正な漁業活動範囲(漁獲量)はその系へ供給される N 量の 1 割程度であると推測された.

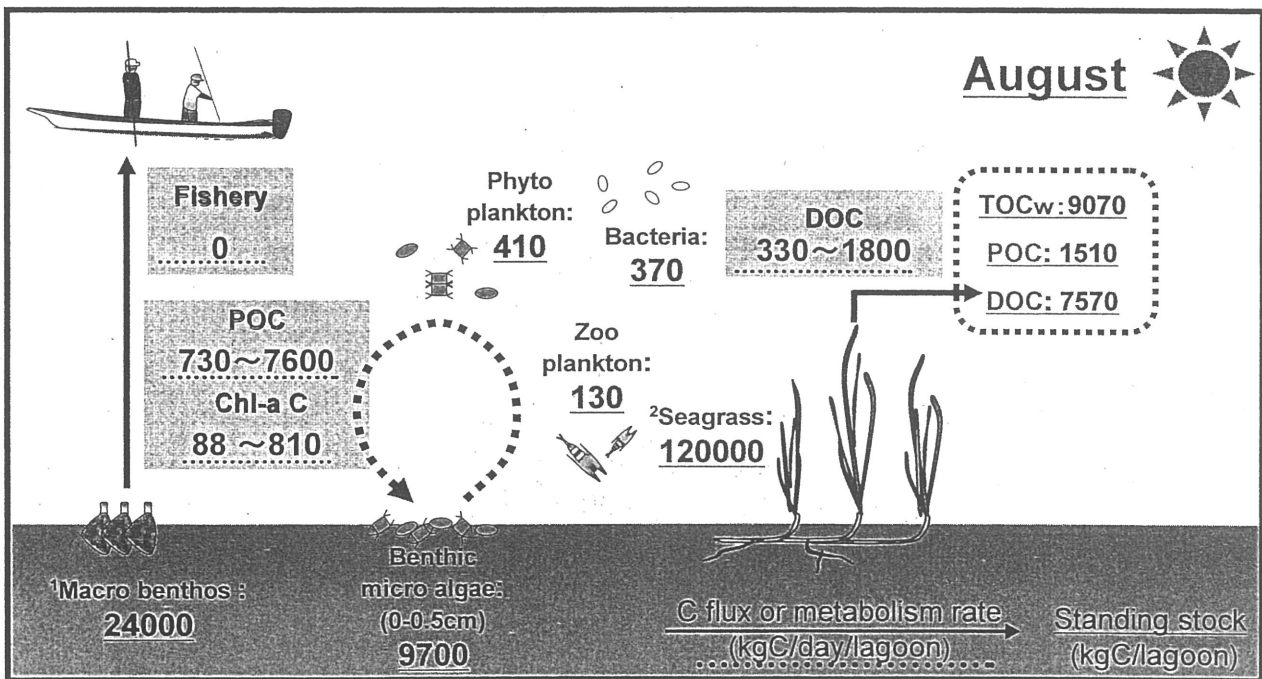
6. 5. まとめ

- 底生微細藻類の再懸濁プロセスは火散布沼のアサリ漁獲を支える重要なプロセスである.
- 大型草類は窒素循環過程の季節変動を支配する要因である.
- 生態系システムを持続可能に利用するための適正な漁業活動範囲(漁獲量)はその系へ供給される N 量の 1 割程度が指標である.

(a)



(b)

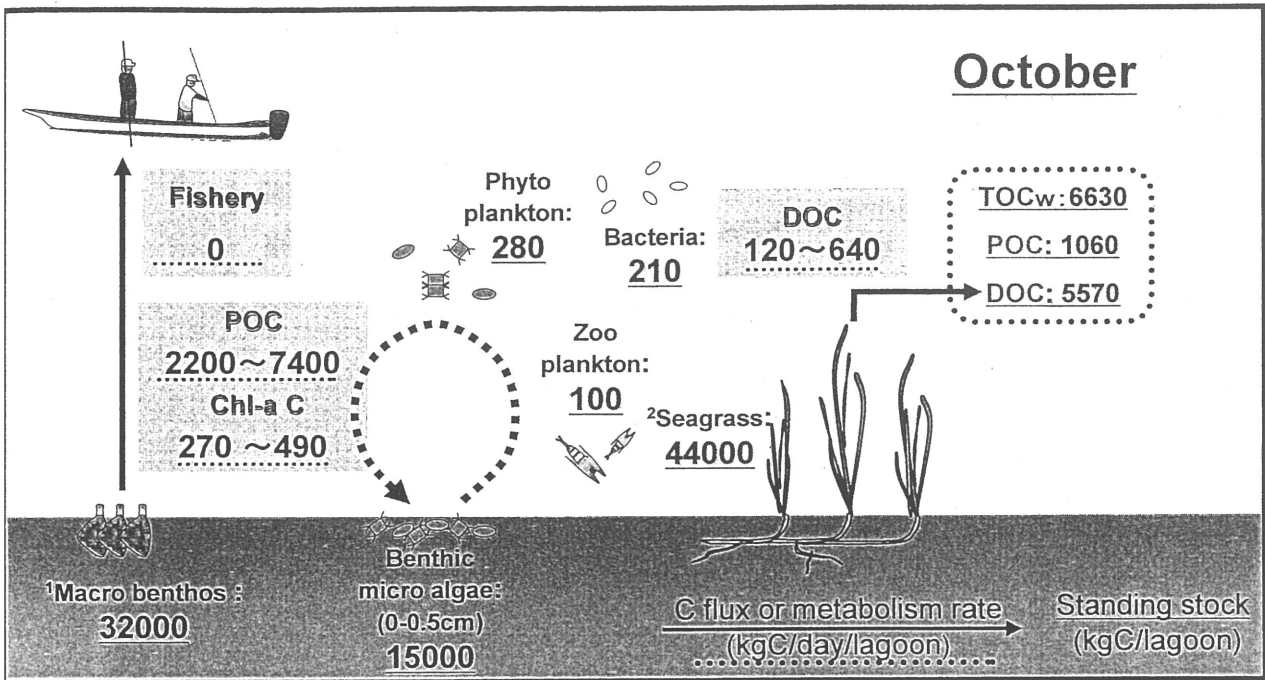


¹Kajihara & Komorita, unpublished; ²Hamada et al., 2005

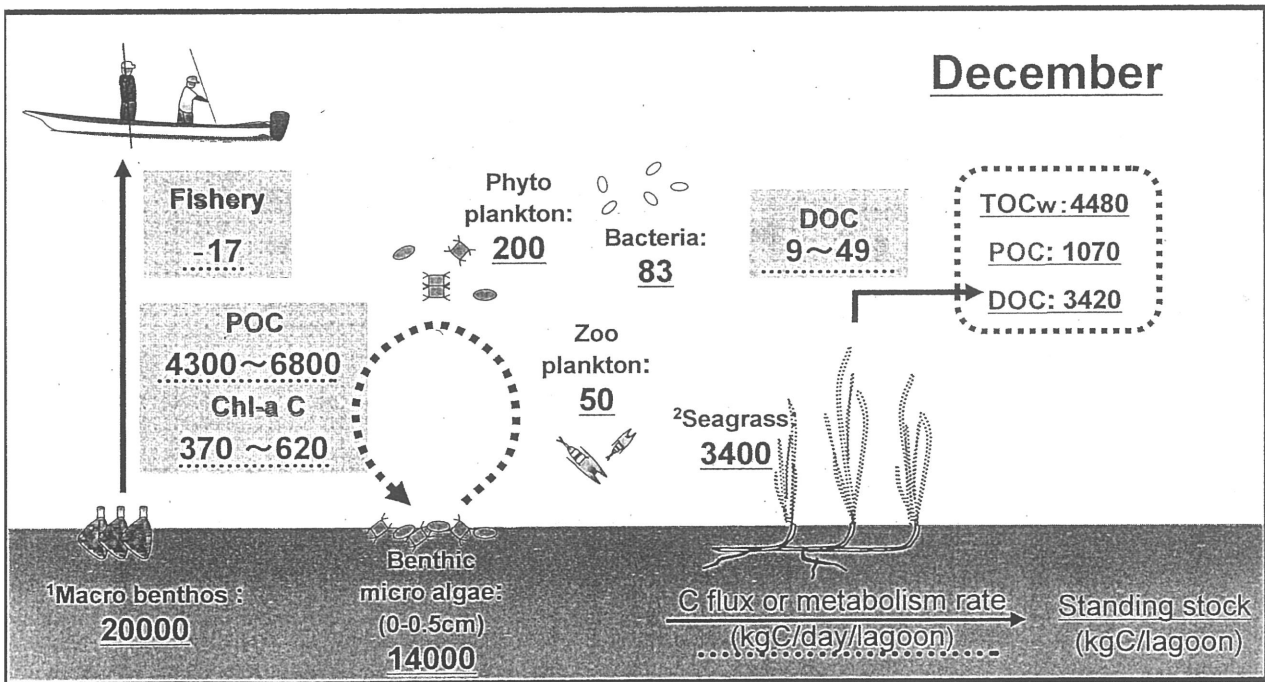
- : consumption + : production

Fig.6-1. Seasonal change of carbon dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

(c)



(d)

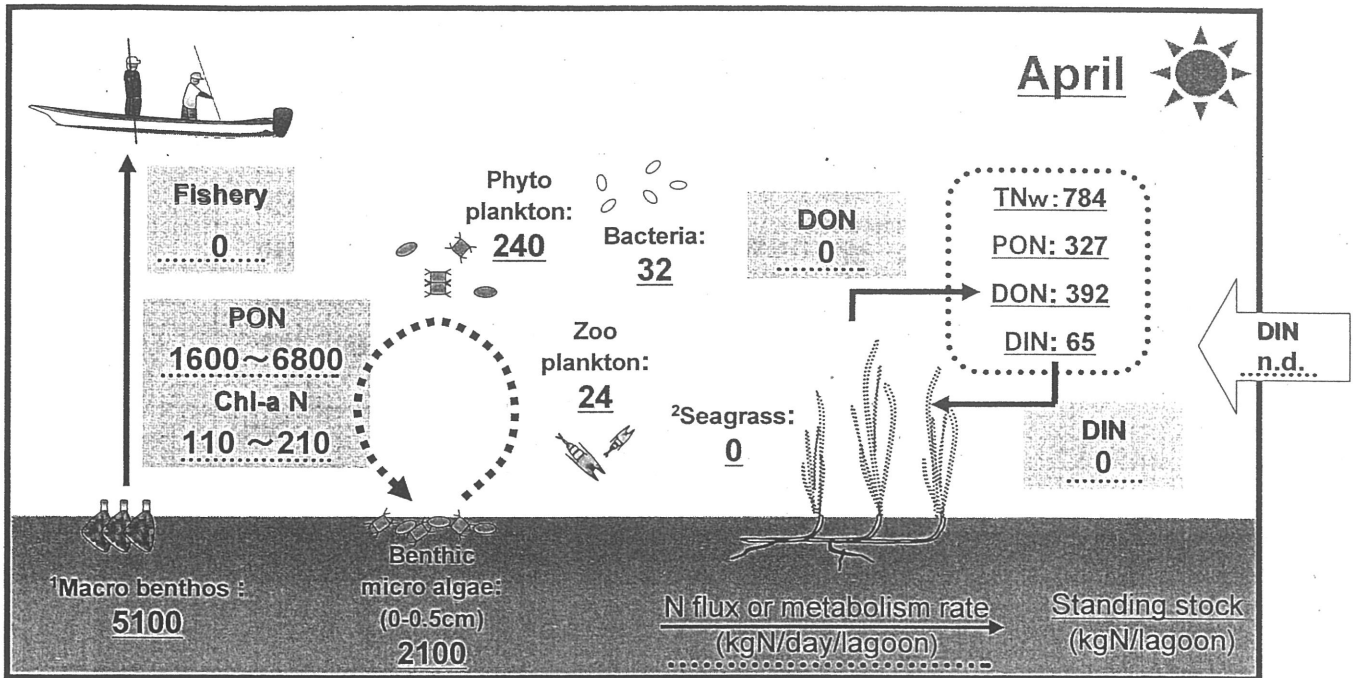


¹Kajihara & Komorita, unpublished: ²Hamada et al., 2005

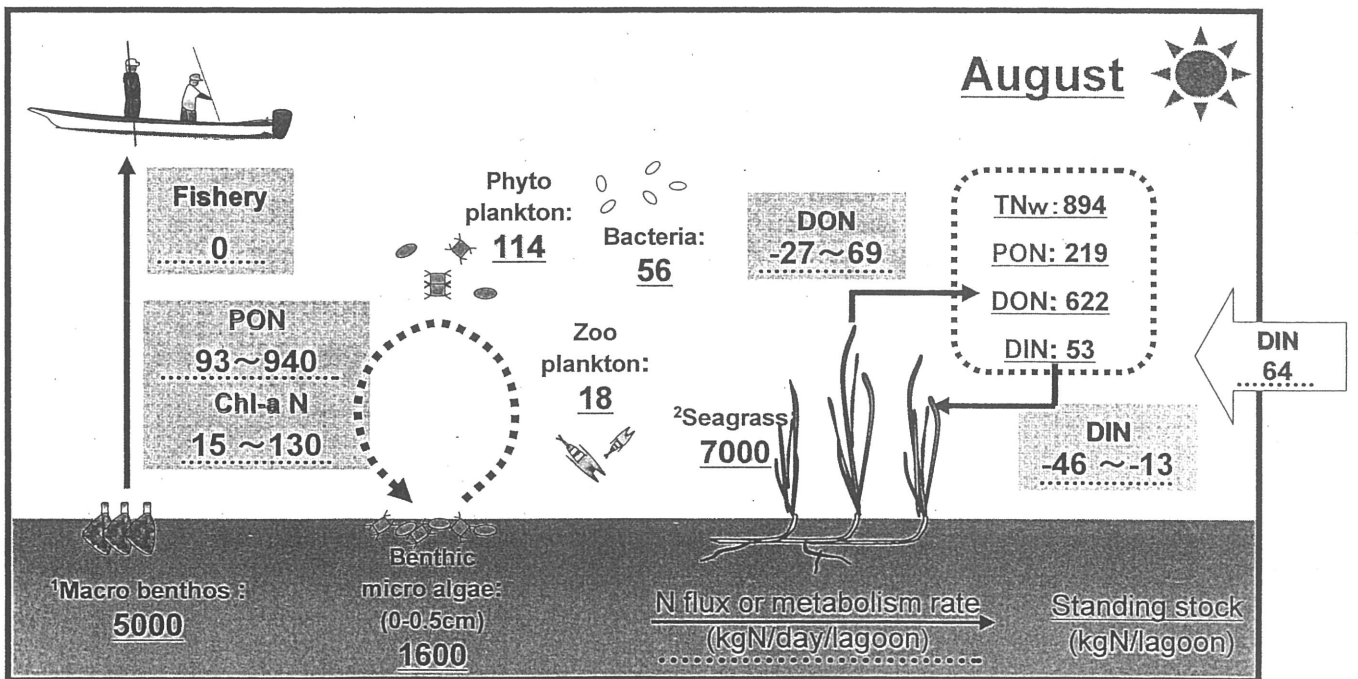
- : consumption + : production

Fig.6-1. Seasonal change of carbon dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

(a)



(b)

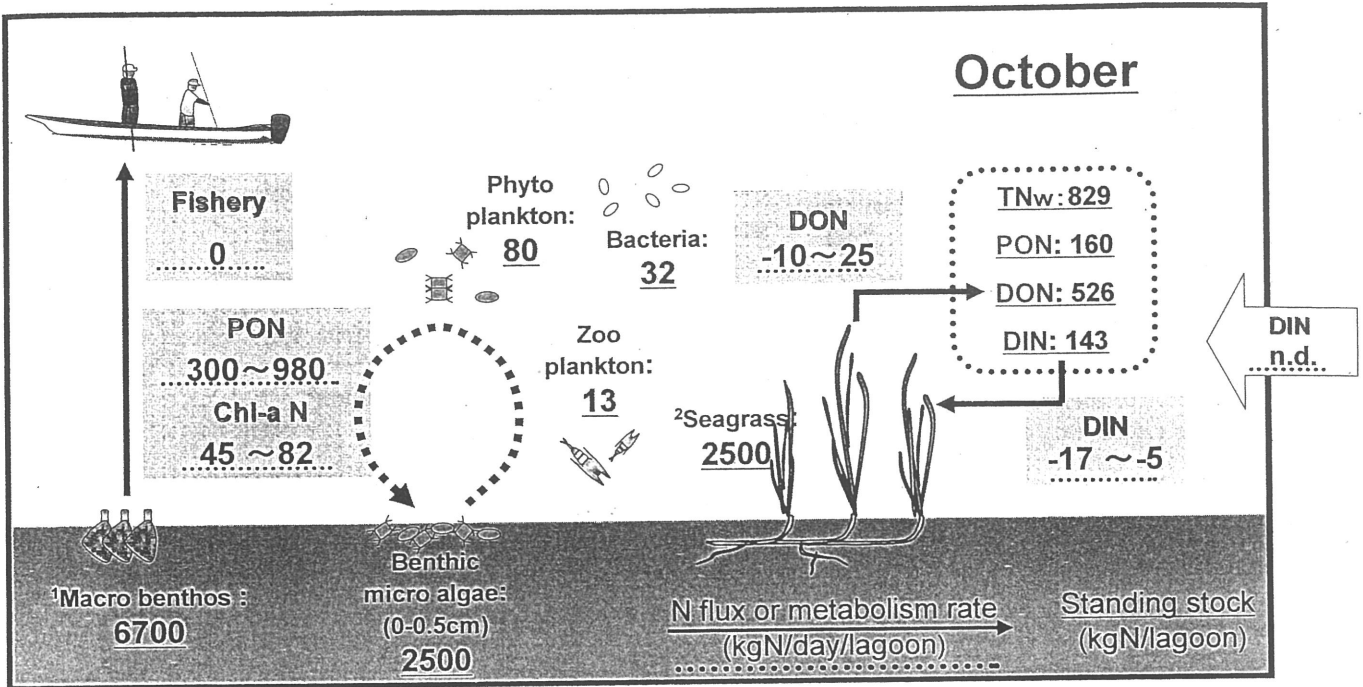


¹Kajihara & Komorita, unpublished: ²Hamada et al., 2005

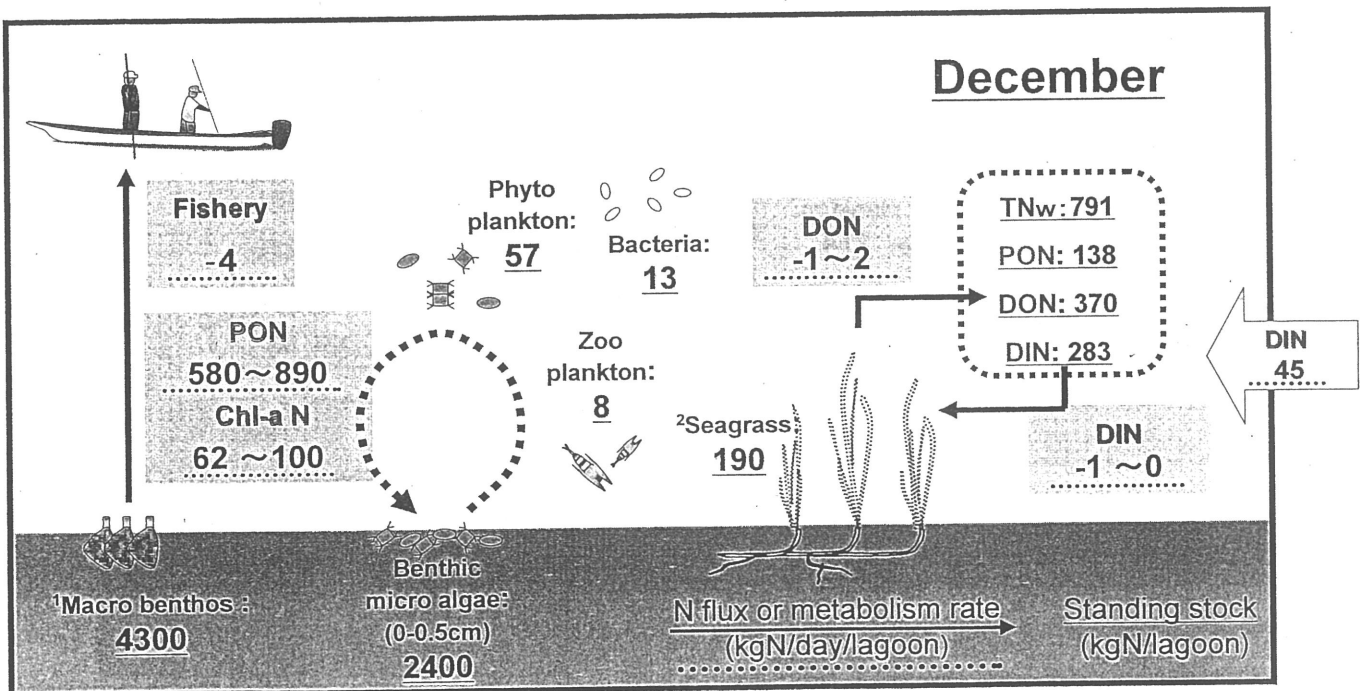
- : consumption + : production

Fig.6-2. Seasonal change of nitrogen dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

(c)



(d)

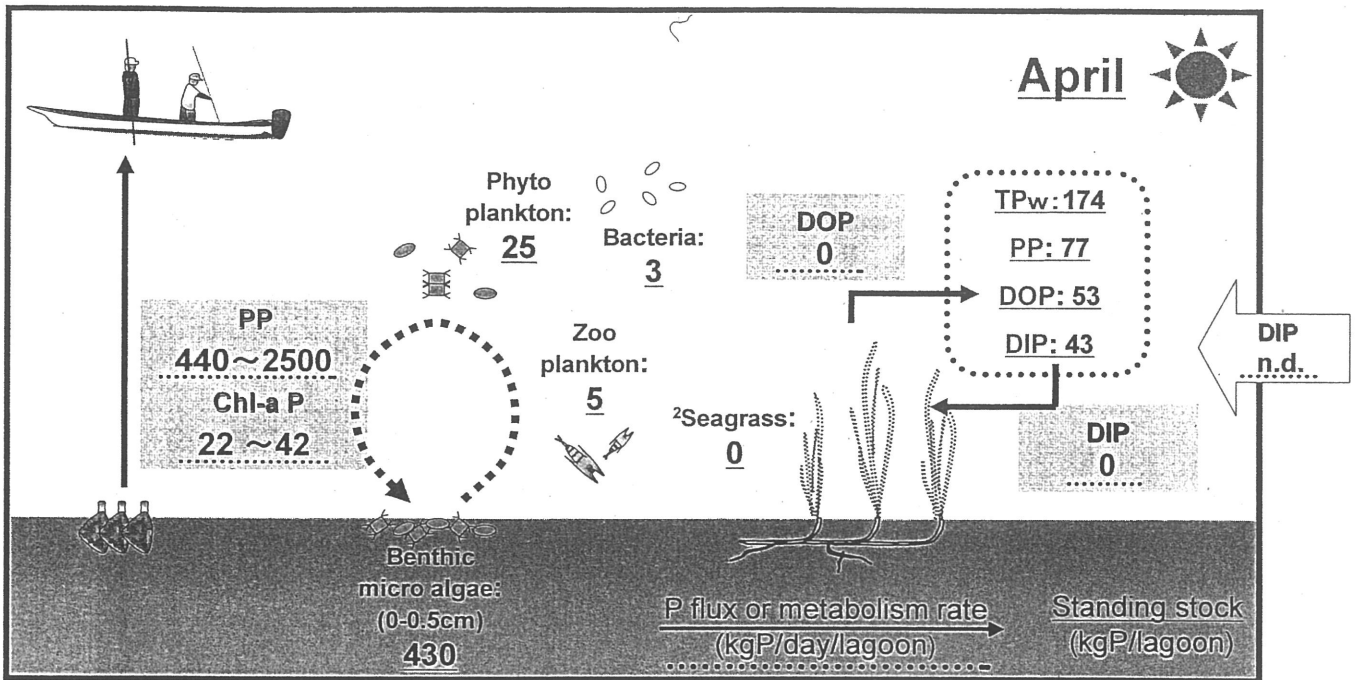


¹Kajihara & Komorita, unpublished: ²Hamada et al., 2005

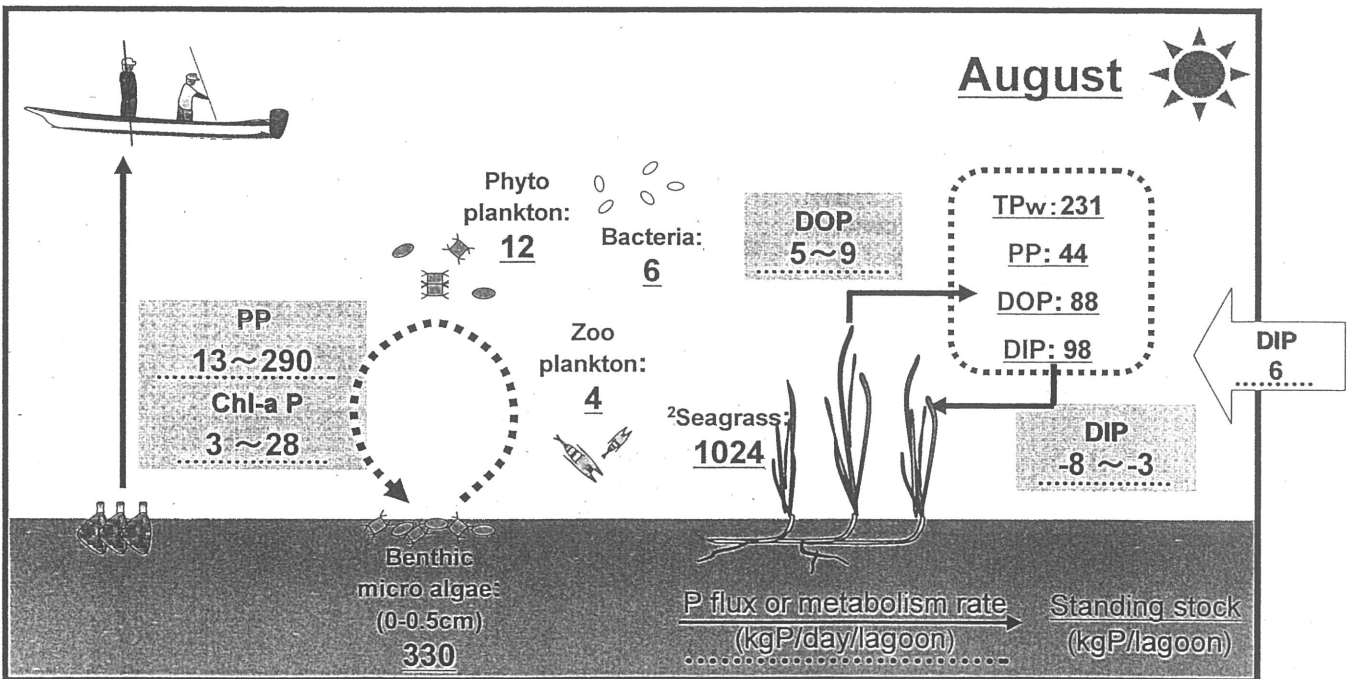
- : consumption + : production

Fig.6-2. Seasonal change of nitrogen dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

(a)



(b)

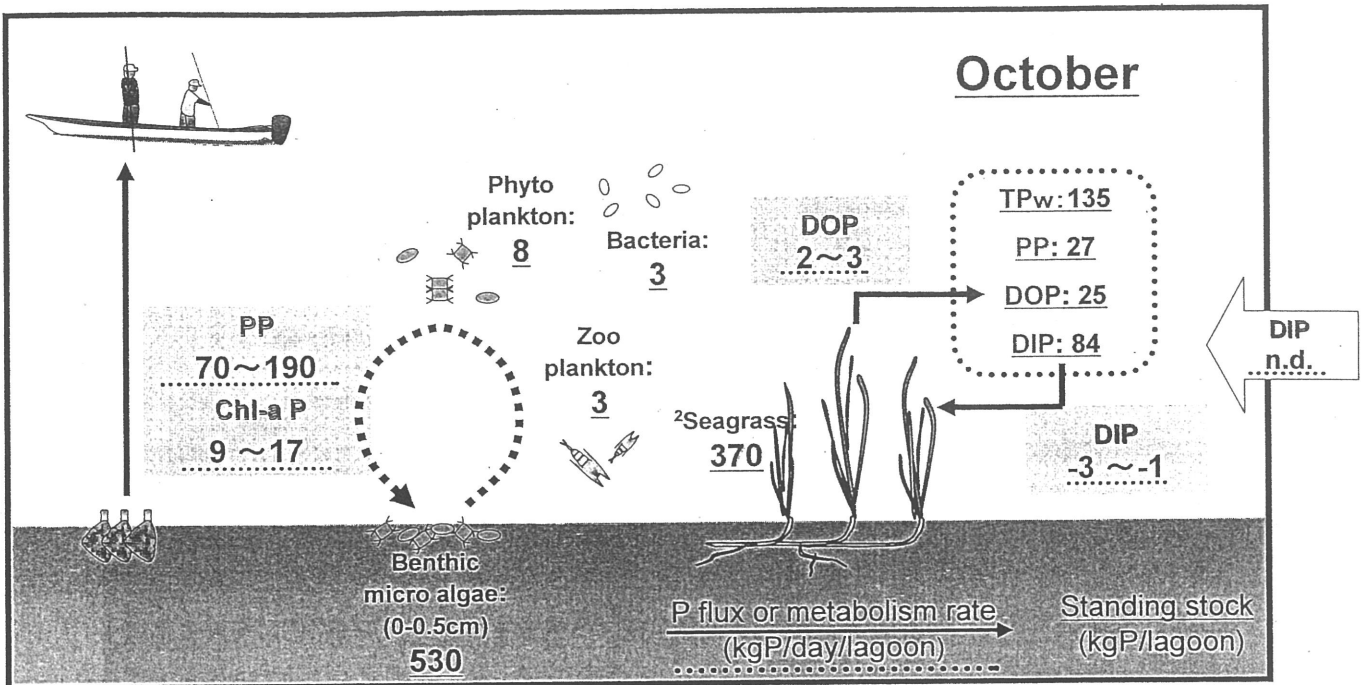


¹Kajihara & Komorita, unpublished: ²Hamada et al., 2005

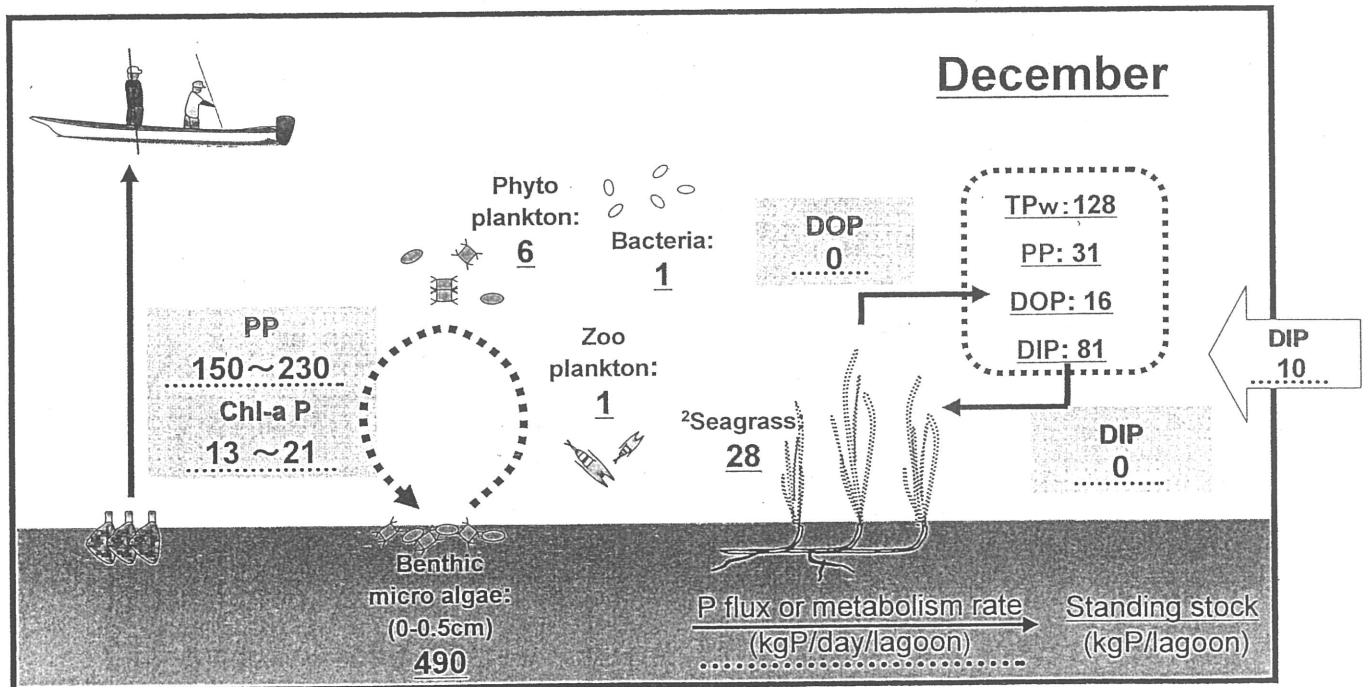
- : consumption + : production

Fig.6-3. Seasonal change of phosphorus dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

(c)



(d)



¹Kajihara & Komorita, unpublished: ²Hamada et al., 2005

- : consumption + : production

Fig.6-3. Seasonal change of phosphorus dynamics at Hichirippu-lagoon (a) April, (b) August, (c) October, (d) December.

総論

本研究は火散布沼における物質循環過程の定量化を行うことによって、1)火散布沼の漁業生産を支える生物プロセスを決定し、2)そのマスバランスから沿岸域における持続可能な漁業活動範囲の指標を掲示することを主目的とした。

第一章において、火散布沼への淡水供給量は無視できる範囲であることが確認され、第二章では、マスバランスを評価するために必要とされる系外からの唯一のN供給源として外海からのN供給量が算出された。第三章では火散布沼の漁業生産を支える基礎生産物の挙動が解明され、底生微細藻類の再懸濁プロセスの重要性が示唆された。さらに第四章においては火散布沼の物質循環過程における大型草類の物質代謝の寄与が大きいことが示された。第一～五章に得られたデータにC・Nに換算した漁獲データを加えることにより、最終章では火散布沼の物質循環過程のマスバランスから、生態系システムを持続可能に利用するための適正な漁業活動範囲(漁獲量)はその系へ供給されるN量の1割程度であることが述べられた。

近年、沿岸域では海底のヘドロ化や藻場の消失といった現象が多く報告されており、このような現象は底生微細藻類や大型草類が生息する底生生態系を改変している。上述したように、漁業活動と生態系保全が両立する火散布沼においてこの底生生態系(底生微細藻類・大型草類)の果たす役割が大きいことから判断すると、昨今の汚染海域における問題は底質の悪化に起因するものであると考えられる。したがって、問題の解決には覆砂や藻場の再生といった底生生態系の改善方策が有効であろう。

日本では沿岸・内水面漁業が盛んに行われているが、その漁業海域における物質収支が定量的にモニタリングされている海域は多くはない。第六章で述べたように、有史以来、良好な漁業活動が続いている火散布沼では、基礎生産者へ供給された45 kgNのうち、約3割がアサリ生産量に転送され、アサリ生産量の約3割、系外からのN供給量の約1割に相当する量が漁獲されていた。有明海での報告から算出すると(柳・阿部, 2006)、有明海では環境改変以前の1979年にはN供給量の10%が漁獲されており、改変後の1999年にはN供給量の7%が漁獲されていた。また、汚染が問題化している英虞湾の年間N供給量は187tと報告されていることから(高橋ら, 2008)、この値を漁獲量(330t, 2001年, 主にアオサ, 英虞湾自然再生協議会HP)と比較すると(アオサの含水率87%, N換算係数2.71%), N供給量の0.6%が漁獲されていることが分かる。火散布沼の漁獲量(N供給量の9%)は英虞湾や有明海(1999年)よりも大きく、環境改変前の有明海(1979年)より小さかったことから、健

全な海域ではその割合(漁獲/供給量)が徐々に大きくなると考えられた。

本研究により、持続可能な漁業活動を行うには、栄養塩流入量と漁獲量の収支をバランスのとれた状態に保つことが必要とされることが定量的に裏づけられた。それゆえ、今後、沿岸域を持続可能に利用していくには、物質収支のモニタリングを厳密に行うことが必要不可欠であり、漁業活動範囲(N換算した漁獲量)と、対象とする系へ供給されるN量が10%程度の関係になるように、集水域からの栄養塩負荷量、漁業活動範囲の双方をマネジメントすることが望ましいと考えられた。

参考文献

- Alongi DM, Hanson RB (1985) Effect of detritus supply on trophic relationships within experimental benthic food webs. II. Microbial responses, fate and composition of decomposing detritus. *J Exp Mar Biol Ecol* 88: 167-182.
- Anderson DM, Glibert PM, Burkholder J M (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* 25: 704-726.
- Antia NJ, McAllister CD, Parsons TR, Stephens K, Strickland JDH (1963) Further measurements of primary production using a large-volume plastic sphere. *Limnol Oceanog* 8: 166-183.
- Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray JS, Meyer-Reil LA, Thingstad F (1983) The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar Ecol Prog Ser* 10: 257-263.
- Baillie PW, Welsh BL (1980) The effect of tidal resuspension on the distribution of intertidal epipelagic algae in an estuary. *Estuar Coast Mar Sci* 10: 165-180.
- Blackford JC (2002) The influence of microphytobenthos on the northern Adriatic ecosystem: a modeling study. *Estuar Coast Shelf Sci* 55: 109-123.
- Brzezinski MA (1985): The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *J. Phycol.* 21: 347-357.
- 散布漁業協同組合(2004) 散布漁業統計. 火散布沼における各種漁業水揚げ実績報告
- Conway HJ, Harrison PJ (1977) Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. IV. Transient response of *Chaetoceros debilis*, *Skeletonema costatum*, and *Thalassiosira gravida* to a single addition of the limiting nutrient. *Mar Biol* 43: 33-43.
- Conway HJ, Harrison PJ, Davis CO (1976) Marine diatoms grown in chemostats under silicate or ammonium limitation. II. Transient response of *Skeletonema costatum*, to a single addition of the limiting nutrient. *Mar Biol* 35: 187-199.
- De Jonge VN, Van Beusekom JEE (1992) Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the Ems estuary and its possible role for grazers. *J Sea Res* 30: 91-105.
- Diaz RJ, Rosenberg R (2008) Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems,

- Science 321: 926-929
- Eisma D, Li A (1993) Changes in suspended matter floc size during the tidal cycle in the Dollard estuary. *Neth J. Sea Res.* 31: 107-117.
- Eppley RW, Rogers JN, McCarthy JJ (1969) Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnol Oceanogr* 14: 912-920.
- Fagerbakke KM, Heldal M, Norland S (1996) Content of carbon, nitrogen, oxygen, sulfur and phosphorus in native aquatic and cultured bacteria. *Aquat Microb Ecol* 10: 15-27.
- Fielding PJ, Damstra KSJ, Branch GM (1988) Benthic diatom biomass, production and sediment Chlorophyll in Langebaan Lagoon, South Africa. *Estuar Coast Shelf Sci* 27: 413-426.
- France RL (1995) Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: Foodweb implications. *Mar Ecol Prog Ser* 124: 307-312.
- FRA(2009): A-line data home page, <http://hnf.fra.affrc.go.jp/a-line/>
- Fukuda R, Ogawa H, Nagata T, Koike I (1998) Direct determination of carbon and nitrogen contents of natural bacterial assemblages in marine environments. *Appl Environ Microbiol* 64: 3352-3358.
- 濱田 明美(2005) 北海道火散布沼における大型草類現存量の推定と評価. 日本プランクトン・ベントス学会合同大会.
- 原島 省(2003) 陸水域におけるシリカ欠損と海域生態系の変質. *水環境学会誌* 26: 621-625.
- 北海道環境科学研究センター(2005) 北海道の湖沼・改訂版, 北海道環境科学センター環境科学部地域環境科, p.112.
- Gabrielson JO, Lukatelich RJ (1985) Wind-related resuspension of sediments in the Peel-Harvey Estuarine System. *Estuar Coast Shelf Sci* 20:135-145.
- Gasith A (1976) Seston dynamics and tripton sedimentation in the pelagic zone of a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 51: 225-231.
- Gearing JN, Gearing PJ, Rudnick DT, Requuo AG, Hutchins MJ (1984) Isotopic variability of organic carbon in a phytoplankton-based, temperate estuary. *Geochim Cosmochim Acta* 48: 1089-1098.
- Grossart HP, Ploug H (2000) Bacterial production and growth efficiencies: Direct measurements on riverine aggregates. *Limnol Oceanogr* 45: 436-445.

- Heip CHR, Goosen NK, Herman, PMJ, Kromkamp J, Middelburg JJ, Soetaert K (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 33: 1-149.
- Hiwatari T, Kohata K, Iijima A (2002) Nitrogen Budget of the Bivalve *Macraa veneriformis*, and its Significance in Benthic-pelagic Systems in the Sanbanse Area of Tokyo Bay. *Estuar Coast Shelf Sci* 55: 299-308.
- Hough JL (1940) Sediments of Buzzards Bay, Massachusetts. *J Sediment Petrol* 10: 19-32.
- Howarth RW (1988) Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann Rev Ecol Sys* 19: 89-110.
- Howarth RW, Marino R, and Scavia D (2003) Priority topics for nutrient pollution in coastal waters: An integrated national research program for the United States. National Centers for Coastal Ocean Science, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, 5pp.
- 石丸(菅) 夏海・柴沼 成一郎・門谷 茂(2008) 寒帯汽水域干潟(火散布沼)における栄養塩ダイナミクスについて, 海環境と生物および沿岸環境修復技術に関するシンポジウム発表論文集, 海底環境研究会 7: 87-92.
- 稲葉 友里(2006) 亜寒帯汽水湖における低次生産過程の時空間変動. 北海道大学大学院環境科学院 平成 18 年度 修士論文.
- 梶原 瑠美子(2009) 炭素・窒素安定同位体比を用いた亜寒帯汽水湖の生態系構造解析. 北海道大学大学院環境科学院 平成 21 年度博士論文.
- Kajihara R, Komorita T, Hamada A, Shibamura S, Yamada T, Montani S (2010) Possibility of direct utilization of seagrass and algae as main food resources by small gastropod, *Lacuna decorata*, in a subarctic lagoon, Hichirippu, eastern Hokkaido, Japan with stable isotope evidences of carbon and nitrogen. *Plankton Benthos Res* 5: 90-97.
- Kamermans P (1994) Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. *Mar Ecol Prog Ser* 104: 63-75.
- Kasai A, Horie H, Sakamoto W (2004) Selection of food sources by *Ruditapes philippinarum* and *Macraa veneriformis* (Bivalva: Mollusca) determined from stable isotope analysis. *Fish Sci* 70: 11-20.
- 柏井 誠(1984) 海水交換概念と海水交換率, *J Oceanogr Soc Japan* 40: 135-147.

- Kemp WM(1989) Chapter 3, Estuarine chemistry, p. 84. In Estuarine ecology, edited by Day, J.W. Jr., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. and Yanez-Arancibia, A. John. Wiley & Sons Inc.
- Kohata K, Hiwatari T, Hagiwara T (2003) Natural water-purification system observed in a shallow coastal lagoon: Matsukawa-ura, Japan. Mar Pollut Bull 47: 148-154.
- 国土地理院(2006) 湖沼湿原報告書(霧多布地区). 国土地理院技術資料D1-No. 440, p. 2-7
- 小森田 智大(2008) 亜寒帯汽水湖(火散布沼)における懸濁物食二枚貝(*Ruditapes philippinarum*)の個体群動態が親生物元素(C, N, P, Si)の循環過程に及ぼす影響. 北海道大学大学院環境科学院 平成20年度博士論文.
- Komorita T, Kajihara R, Tsutsumi H, Shibamura S, Yamada T, Higaki N, Montani S (2010) Reevaluation of the nutrient mineralization process by infaunal bivalves (*Ruditapes philippinarum*) in a shallow lagoon in Hokkaido, Japan. J Exp Mar Biol Ecol 383: 8-16.
- Koroleff F (1983) Determination of nutrients. In Grasshoff K, Ehrhardt M, Kremling K (eds) Methods of Seawater Analysis Verlag Chemie Weinheim 125-188.
- Lorenzen CJ (1967) Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. Limnol Oceanogr 12: 343-346.
- Lucas CH (2003) Observations of resuspended diatoms in the turbid tidal edge. J Sea Res 50: 301-308.
- Lucas CH, Widdows J, Brinsley MD, Salkeld PN, Herman PMJ (2000) Benthic-pelagic exchange of microalgae at a tidal flat. 1. Pigment analysis. Mar Ecol Prog Ser 196: 59-73.
- Mann KH (2000) Chapter2, Estuaries: their physical properties in relation to biological functioning. 18-30. In Ecology of Coastal Waters With Implications for Management, 2nd ed., Blackwell Science Inc.
- Magni P, Montani S(2005) Water Encyclopedia, Tidally mediated changes in nutrient concentration. 81-85. In Oceanography Vol 4 edited by JH Lehr, J Keeley, J Lehr and TB Kingery III, John Wiley & Sons Inc. Hoboken New Jersey.
- Menzel DW, Corwin N (1965) The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. Limnol Oceanogr 10: 280-282.

- Montani S, Magni P, Shimamoto M, Abe N, Okutani K (1998) The Effect of a Tidal Cycle on the Dynamics of Nutrients in a Tidal Estuary in the Seto Inland Sea, Japan, *J Oceanogr* 54: 65-76.
- Montani S, Magni P, Abe N (2003) Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Mar Ecol Prog Ser* 249: 79-91.
- 野村 英明・石戸 義人・石丸 隆・村野 正昭 (2007) 富栄養型内湾の東京湾における従属栄養性細菌密度の時空間分布. *海の研究* 16: 349-360
- 岡田智也・高尾敏幸・中山恵介・古川恵太 (2007) 東京湾における淡水流入量および海水の滞留時間の長期変化. *土木学会論文集 B* 63: 67-72.
- Oviatt CA, Nixon SW (1975) Sediment resuspension and deposition in Narragansett Bay. *Estuar Coast Mar Sci* 3: 201-217.
- Paashe E (1973) Silicon and the ecology of marine plankton diatoms. II. Silicate-uptake kinetics in five diatom species. *Mar Biol* 19: 262-269.
- Page HM, Petty RL, Meade DE (1995) Influence of watershed runoff on nutrient dynamics in a southern California salt marsh. *Estuar. Coast. Shelf Sci* 41: 163-180.
- Parsons TR, Maita Y, Lalli CM (1984) A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, 184 pp.
- Paterson, DM (1986) The migratory behavior of diatom assemblages in a laboratory tidal micro-ecosystem examined by low temperature scanning electron microscopy. *Diat Res* 1: 227-239.
- Phillips DL, Newsome SD, Gregg JW (2005) Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods. *Oecologia* 144: 520-527.
- Pomeroy LR (1974) The Ocean's Food Web, A Changing Paradigm. *Bioscience* 24: 499-504
- Poremba K, Tillmann U, Hesse KJ (1999) Tidal impact on planktonic primary and bacterial production in the German Wadden Sea. *Helgoland Mar. Res.* 53: 19-27.
- Postma H (1984) Introduction to the symposium on organic matter in the Wadden Sea. *Neth Inst Sea Res* 10: 15-22.
- Redfield AC, Ketchum BH, Richards FA (1963) The influence of organisms on the composition of seawater, p. 26-77. In *The Sea*, Vol. 2, edited by Hill MN. John Wiley & Sons, New

York.

Roman MR, Tenore KR (1978) Tidal resuspension in Buzzards Bay, Massachusetts. I. Seasonal changes in the resuspension of organic carbon and chlorophyll a. *Estuar Coast Mar Sci* 6: 37-46.

Shaffer GP, Sullivan MJ (1988) Water column productivity attributable to displaced benthic diatoms in well-mixed shallow estuaries. *J Phycol* 24: 132-140.

菅 夏海・柴沼 成一郎・山田俊郎・檜垣 直幸・門谷 茂(2011) 亜寒帯汽水湖の火散布沼(北海道)における栄養塩の時空間分布とその起源. *海の研究* 20: 19-36.

Strickland J, Parsons T (1972) *A Practical Handbook of Seawater Analysis*, Bulletin 167 (2nd ed.). Fisheries Research Board Canada, Ottawa, Ont., Canada 310 pp.

田井 明・矢野 真一郎(2008) 外海を基準とした有明海のM2潮増幅率の変動特性と諫早湾潮受け堤防建設による影響. *海の研究* 17: 205-211.

高橋 正昭・井岡 幹博・千葉 賢・篠田 成郎(2008) 集水域における土地利用と海域への負荷. *海洋と生物* 30: 341-347

谷口 旭(1986) 浮遊生物学概説(2). *海洋と生物* 44: 162-167.

樽谷 賢治・山本 民次(1994): 広島湾産 *Skeletonema costatum* のリン酸塩取り込みおよび増殖の動力学. *広島大学生物生産学部紀要*, 33, 59-64.

千賀 康弘・堀内 智啓(1999) 光・栄養塩そして一次生産 日本海大和堆ブイによる連続光学観測データの解析. *海洋と生物* 21: 29-35

堤 裕昭(2005) 有明海の再生をめざして1 赤潮の大規模化とその要因 (日本海洋学会編) 恒星社厚生閣 105-118

van Leussen W(1988) Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs. A review. In: J. Dronkers and W. Van Leussen, Editors, *Physical processes in estuaries*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 347-403.

van Leussen W (1996) Erosion/sedimentation cycles in the Ems estuary *Arch Hydrobiol Spec Issues Advanc Limnol* 47: 179-193.

Xu J, Ho AYT, Yin K, Yuan X, Anderson DM, Lee JHW, Harrison PJ (2008) Temporal and spatial variations in nutrient stoichiometry and regulation of phytoplankton biomass in Hong Kong waters: Influence of the Pearl River outflow and sewage inputs, *Mar. Pollut. Bull.*, 57:335-348.

- 山口一岩・門谷 茂 (2002) 沿岸海洋における生物生産過程と底生生態系. 陸水学会誌 63: 241-248.
- Yamaguchi H, Montani S, Tsutsumi H, Hamada K, Ueda N (2003) Estimation of particulate organic carbon flux in relation to photosynthetic production in a shallow coastal area in the Seto Inland Sea. *Mar Pollut Bull* 47: 18-24.
- Yamaguchi H, Tsutsumi H, Tukuda M, Shibamura S, Yamada T, Montani S (2006) Utilization of food sources by benthic suspension feeding bivalves in shallow coastal areas. *Japanese Journal of Benthology* 61: 59-65. (in Japanese with English abstract)
- 山本 晃一(2008) 河川汽水域の物理・化学環境の特徴. 河川汽水域-その環境特性と生態系の保全・再生- 財団法人河川環境管理財団 31-44
- 山本 民次・石田 愛美・清水 徹(2002) : 太田川河川水中のリンおよび窒素濃度の長期変動 - 植物プランクトン種の変化を引き起こす主要因として -. *水産海洋研究*, 66, 102-109.
(柳, 2001)
- 柳 哲雄・阿部良平 (2006) 有明海における 1979 年と 1999 年の窒素収支の変化. *海の研究* 15: 67-75.
- 柳 哲雄・石井 大輔 (2009) 博多湾奥部における貧酸素水塊発生・消滅機構. *海の研究* 18: 169-176.
- Yara Y, Yanagi T, Montani S, Tada K (2007) Role of tidal flat in material cycling in the coastal sea. *La mer* 45: 117-134
- Young DK (1971) Effects of infauna on the sediment and seston of a subtidal environment. *Vie et Milieu* 22: 557-571.