

仙台市蒲生干潟水域におけるクロロフィル *-a* と栄養塩の分布

熊坂 繁太郎

1 はじめに

宮城県仙台市の蒲生海岸は、七北田川の河口と干潟を有し、富栄養化の進んだ水域である¹⁾²⁾³⁾⁴⁾⁵⁾。七北田川河口から同河川の感潮域間における生態系や富栄養化機構の特徴に関して、次の点が議論されている。懸濁物とクロロフィルの分布状態⁵⁾から、この水域は、河川流量の少ない場合には、海水の遡上が多く、そのため河口域付近での水の滞留時間が長くなり、表層や不連続層での生物生産と分解機構が活発に維持され、また底層の最深点では、強腐水化が進行している²⁾⁵⁾。

さらに、この河口域水などを取り込んで形成されている蒲生干潟についても、塩分と懸濁物の分布の特徴から、干潟の入口から中央付近では、水の循環が良く懸濁物は好氣的分解が行われるが、中央部特に養魚場の排水口を有する付近から奥部にかけては、水の循環が悪く嫌氣的分解が行われている¹⁾⁶⁾。従って、干潟に流入した河川水・海水および養魚場の排水中の懸濁物および溶存物の一部は沈降し、その他は海へ放流される。このように干潟は、多様な機能を有する一種の沈殿槽の役割を担っている⁶⁾。

近年、河川流域が都市化し、それに伴う干潟の汚染、さらに開発行為による干潟の縮小および消滅などが、大きな問題になっている。従って、自然空間としての干潟のもつ機構や役割の解明が、極めて重要な課題になっている¹⁾。こ

のような観点から、本研究は蒲生干潟における水域の富栄養化と汚染の機構を定性的に明らかにすることを目的とした。特に、クロロフィル *-a* と栄養塩との関わりを通して、蒲生干潟水域における富栄養化機構の特徴について検討する。

2 調査の方法

2-1 調査地点の概要

蒲生干潟は、七北田川河口の北側に隣接している約38haの比較的小規模な干潟であり、シギ・千鳥類の渡来地¹⁾として知られている。また仙台湾に注ぐ七北田川は、中流に仙台市泉区があり、さらに宮城野区の北縁を流下している二級の都市河川である。河口の南側には、仙台市南蒲生下水処理場が隣接し、また北側には、仙台港と臨海工業地帯が広がっている⁶⁾。

2-1-1 調査および採水点

調査および採水点は、干潟の入口部から奥部にかけて、前報⁶⁾と同様 St.1, St.2, St.3, St.4, St.5, St.6, および St.7 とし、養魚場に St.F および河口のすぐ北側の海岸に St.S さらに、七北田川河口から約6 km上流に St.R を設定した (Fig.1)。

2-2 採水方法

採水は前報⁶⁾同様、1978年7月3日から同年7月18日および8月3日に行い、7月17日には、4:00から16:00まで3時間おきに採水した。なお、本論文では7月17日4:00から16:00ま

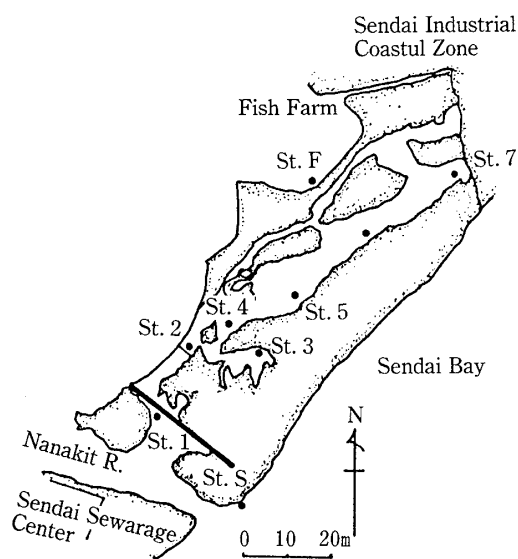


Fig. 1 Study area and sampling sites at Gamō lagoon.

での経時変化についてのみ対象とする。観測地点での採水は、ポリバケツで行いサンプル処理は、実験室に持ち帰って行った。

2-3 分析方法

2-3-1 懸濁物質の重量分析

乾燥重量は、試水をグラスファイバー・フィルター (Whatman, GF/C, 45mm) で濾過し、定温乾燥器中 $70 \pm 5^\circ\text{C}$ で48時間乾燥し秤量する。さらに灼熱減量は、乾燥重量を求めた試料を電気炉中 $450 \pm 10^\circ\text{C}$ で3時間灼熱し秤量したもから求めた。詳細については、前報⁵⁾⁶⁾に従った。

2-3-2 塩化物、及び無機栄養塩類の分析

塩化物 (Cl^-) は、モールの滴定法⁵⁾により求めた。栄養塩類、すなわち、アンモニア (NH_4^+-N) は、フェノールハイポクロライド法、亜硝酸 (NO_2^--N) は、グリースロミン法、硝酸 (NO_3^--N) は、銅-カドミウム・カラム法およびりん酸 ($\text{PO}_4^{3--}\text{P}$) は、リンモリブデン酸法により、それぞれ定量⁷⁾した。

2-3-3 クロロフィルの分析

グラスファイバー・フィルター (Whatman,

GF/C, 45mm) を用いて、採水した試水を正確に秤り取り、その中に MgCO_3 溶液を1cc加え攪拌してから吸引濾過した。試水の濾過量は採水地点によって異なり、200ccから1ℓまでの間で行われた。濾過したフィルターは、濾紙に包みアルミホイルで被い冷凍庫に保存し、ほぼ3日以内に分析を終えた。

クロロフィル-a, -b および-c 量などを、吸光光度法⁷⁾ によって決定した。すなわち、冷凍保存してあるクロロフィル定量用の試料を含む濾紙を、ハサミで細かく切り刻み、小型の乳鉢中で湿す程度のアセトンを加えてよくすり潰す。溶媒は90%アセトンを用い、抽出に使用するときあらかじめ正確に容量を計っておく必要がある。その他は定法⁷⁾ に従った。

3 結果と考察

3-1 干潟水域への流入水の動態

Fig.1で見られるように、河口から干潟の入口部 St.1 までの水域において、上げ潮時に流入する海水と河川水とが混合され、この水体が干潟水域へ遡上する。干潟水域では海の干満周期によって、水体の流入流出が繰り返される。従って、この水域での流入水の動態を考察する必要がある。

いま、河口から上流 6 km の St.R における河川水の懸濁物濃度は、4:00から16:00までの平均濃度が $35.52\text{mg}/\ell$ ($\sigma_{n-1} = 9.87\text{mg}/\ell$, $n = 5$) であり、また St.S における海水の懸濁物濃度と Cl^- 濃度は、それぞれ $28.4\text{mg}/\ell$, 15.35% (13:00) および $34.20\text{mg}/\ell$, 15.26% (16:00) である。海水と河川水が混合され、そのまま干潟へ流入して水質が形成されるとすれば、干潟の入口部 St.1 の水質はその塩分濃度から、計算上懸濁物濃度は、それぞれ $28.91\text{mg}/\ell$ (13:00) および $34.21\text{mg}/\ell$ (16:00) となるはずである。

ところが、St.1 の懸濁物濃度は、 $32.60\text{mg}/\ell$ (13:00) および $25.40\text{mg}/\ell$ (16:00) であっ

た。まず、13:00のSt.1における懸濁濃度が、計算値よりも高い値が観測される。これは潮が満ち始め干潟内に流入が始まる時刻であり、これまで干潟内から流出していた水体と海水との接触が起こり、懸濁物の凝集沈降が加速され、流入海水によって再度干潟内に運びこまれる。このように満潮になり始めの時刻には、河川水による懸濁物の影響より、干潟内からの流出水に含まれている懸濁物による影響が大きいものと推測される。

さらに、16:00のSt.1の懸濁物濃度は、計算値による濃度より低く、またSt.Sの海水中の懸濁物濃度より低い海水が干潟水域に流入するようになる。遡上する海水が、この水域で多量の海水と少量の陸水との間で混合沈殿が行わ

れ、懸濁物濃度の低い水体となり、周囲からの懸濁物の取り込みのない海水が干潟に流入するようになる。このように当水域は、河口付近に位置し、淡水の混合が行われ、沈殿物が生成される場であり、河口水が干潟水域へ流入する際、重要な影響を与える場所であると言えよう。

3-2 無機栄養塩類の分布

プランクトンや微生物など微小生物の働きと、干満周期による水体の変動とは、干潟水域に流入した栄養塩の挙動に密接に関連している。ここでは、水体の変動に伴う干潟水域の栄養塩の分布の特徴を、まず検討する。Fig.2およびFig.3の塩分(Cl^-)濃度の変動を見ると、干潟水域内では10:00(St.1, St.2およびSt.4)あるいは13:00頃(St.3およびSt.5)まで、

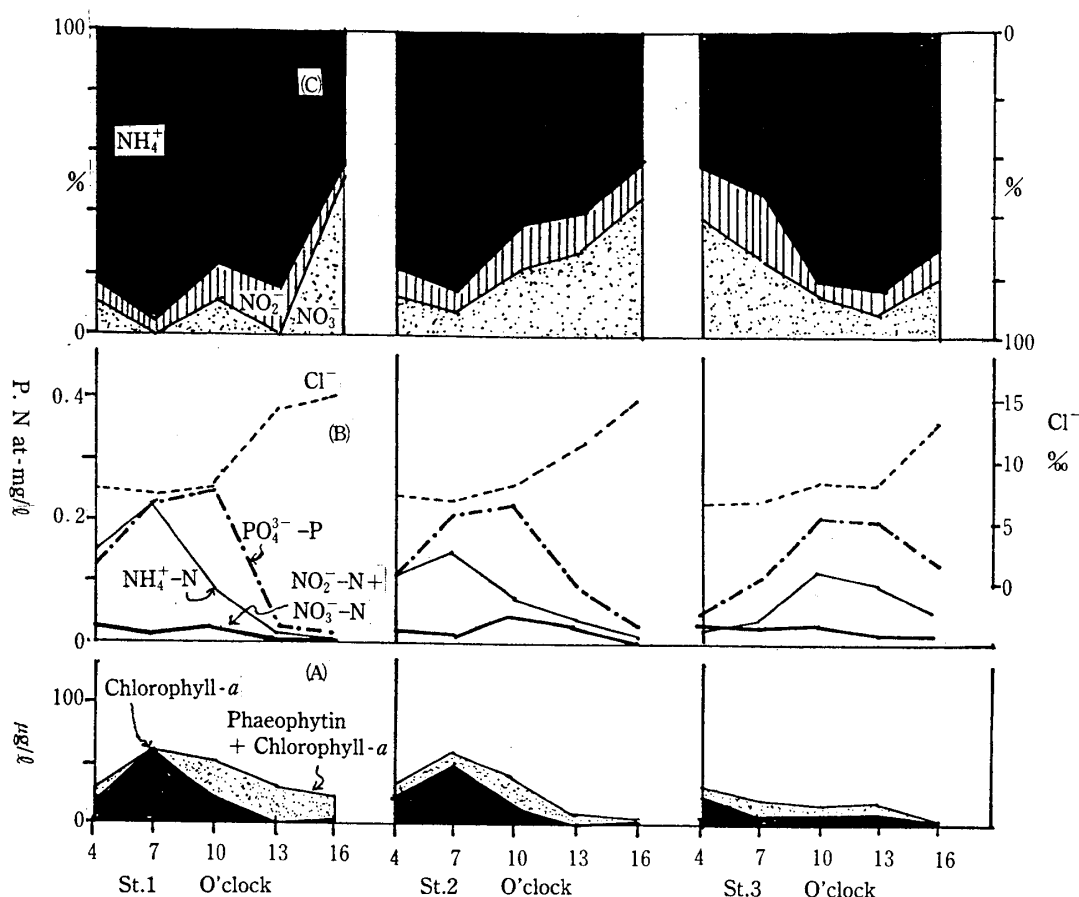


Fig. 2 Changes on standing of concentrations of chlorophyll-*a* and phaeophytin (A), inorganic nitrogens and reactive phosphate-phosphorus (B) and proportion of change in ammonium-, nitrite- and nitrate-nitrogen (C) in its lagoon area water at Stations from 1 through 3.

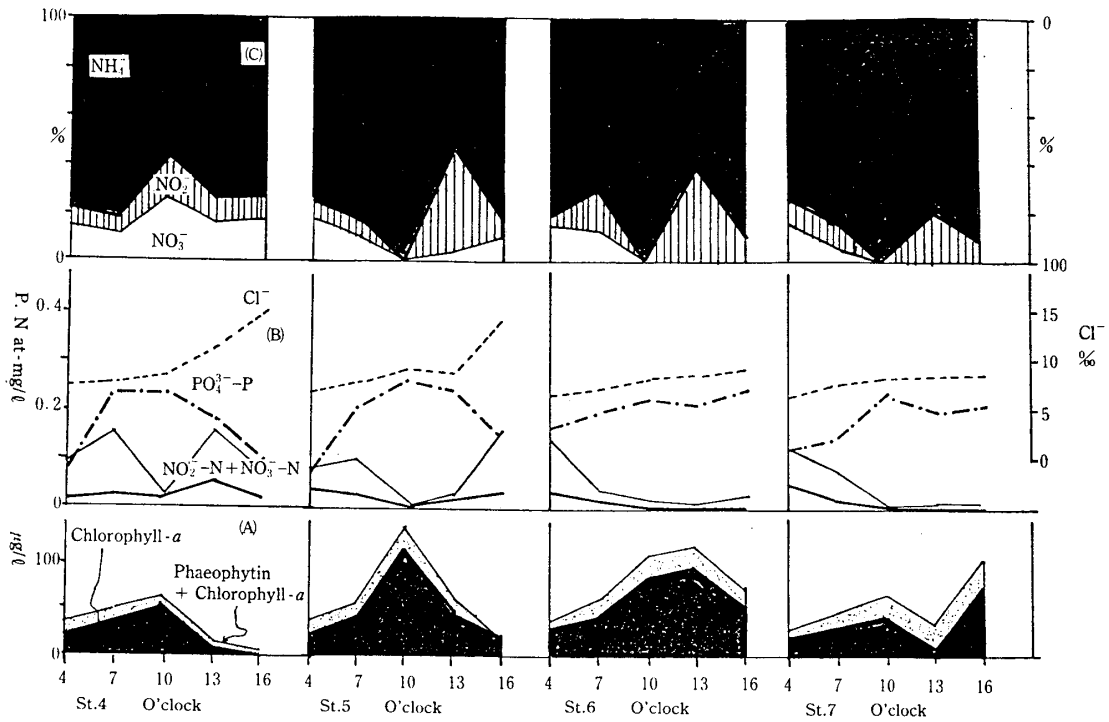


Fig. 3 Changes on standing of concentrations of chlorophyll-*a* and phaeophytin (A), inorganic nitrogens and reactive phosphate-phosphorus (B) and proportion of change in ammonium-, nitrite-, and nitrate-nitrogen (C) in its lagoon area water at Stations from 4 through 7.

水体が滞留しているか、あるいは干潟入口から外側へ流出している。それ以降の時間になると、海水を主成分とする水体が、干潟内に流入し始まる。干潟水域におけるリン酸 ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) 濃度およびアンモニア ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 濃度、硝酸 ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) 濃度+亜硝酸 ($\text{NO}_2^-\text{-N}$) 濃度の分布とその特徴を以下検討する。

3-2-1 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度

まず、St.1 の干潟水では、下げ潮時の Cl^- 濃度が4:00から10:00まで余り変動せず、平均7.68% ($\sigma_{n-1} = 0.388\%$, $n=3$) である。他方、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は、0.122mg/l (4:00)、0.229mg/l (7:00) および0.250mg/l (10:00) と変動し、上げ潮時になる直前で最大濃度を示す。なお、この時間内の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度の平均値は、0.200mg/l ($\sigma_{n-1} = 0.068\text{mg/l}$, $n=3$) である。さらに、上げ潮時の13:00以降になると、St.1 では、 Cl^- 濃度が急激に上昇し、同時に $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は急激に減少している。海が上げ潮時に入り、干潟内からの水の流出が停

止し、海水の成分に近い水が、干潟内に流入し始まる。 Cl^- の最大濃度が15.20%、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の最小濃度は、0.023mg/l である (Table 1)。なお、この時刻の海水域 St.S の Cl^- 濃度は15.31%、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は0.021mg/l になる。次に他の採水点を見ると、下げ潮時の St.2, St.3, St.4, St.5, St.6 および St.7 においても、 Cl^- 濃度の変動は少なく、その平均値は、7.50%から7.69%である。時間の経過と共に $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は、増大の傾向を示すが、下げ潮の停止する前に若干の減少を示す地点 (St.3, St.4 および St.5) も見受けられる。

さらに、上げ潮時になると各採水点において、St.1 とほぼ同時かそれ以降の時刻に St.2 から St.5 まで、 Cl^- 濃度が急激な増大を始め、 Cl^- の最大濃度が、12.92%から14.93%まで到達する。他方、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は Cl^- 濃度の増大にともなって、減少し始める (Table 1)。

しかし、干潟水域の奥部に位置する St.6 と St.7 では、 Cl^- の最大濃度は、8.95%および

8.56%と潮の干満周期に対し、その変化がはつきりしない。他方、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度は、上げ潮に変わった時刻に若干の減少はするものの、む

しろ平均0.224mg/l および0.200mg/l と緩慢な増加の傾向を示している。いわば、感潮性が他の水域に比較して低く、従って、水の循環や交

Table 1 Values of minimum concentration of reactive phospharate-phosphorus at each station at high tide.

Sampling station	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7
Min. $\text{PO}_4^{3-}\text{-Pmg/l}$	0.023	0.033	0.137	0.105	0.137	0.237	0.211

換性の低い独自の水域を形成しているようである。

干潟水域は、このように地点によって、水の循環や交換に相違があり、この違が水質や底質の状態を規定し、延いては、干潟を含む河口域の特性を形成する大きな要因になっている。ここで、干潟水域における海水の循環の状態を見る簡単な指標として、満潮時における海水の塩分濃度に対する干潟水域の各調査地点での最大塩分濃度との比率を求めた (Table 2)。この値により、少なくとも、それぞれの地点における

見かけの海水の到達割合が分かる。Table 2によれば、干潟水域の St.1 および St.2 が位置する入口部から St.4 および St.5 が位置する中央部にかけて、海水を含む水の循環がよく、St.6 および St.7 の位置する奥部が急激に水の循環が低下している。St.3 の位置は、入口部に近いが、地形的にかなり閉塞された部分にあり、水の循環が比較的低下していることがわかる。このように、干潟水域における水の循環の様子が、概ね推測可能である。

Table 2 The maximum concentration of the chlorinity in each station at high tide and its ratio to the chlorinity concentration at St. S.

Sampling station	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7
Max. Cl^- (%)	15.20	14.93	12.92	14.21	14.11	8.95	8.56
Ratio	0.99	0.97	0.84	0.93	0.92	0.58	0.56

リン濃度の分布の特徴については、次のように指摘できる。干潟水域の16:00における各地点の塩分濃度とリン濃度を見ると、入口部に位置する St.1 では、海水に極めて近い塩分およびリン濃度の値を示す。しかし、St.2 および中央部に位置する St.4, St.5 で、リン濃度の値が順に増大しており、奥部に位置する St.6, St.7 で、上げ潮から下げ潮になる時刻に、多少の変動はあるものの、増大傾向を示した。各地点の塩分とリン濃度の値は、Table 1によれば、相関係数の極めて高い負の相関を示した。

従って、リン濃度は、流入水の循環の度合いに大きく依存していることが指摘出来よう。干潟の閉塞部に位置する St.3 や中央部に位置する St.4 および St.5 においては、水の循環の度合いが低下すると共に、リン濃度の値が高い傾向にあるが、時間の経過と共にリン濃度は低下し、4:00頃から再び上昇の傾向を示すものと推測される。塩分濃度もこの後、減少すると推測されることから、淡水の流入があり、また、St.6 および St.7 などの奥部の水が、下げ潮の影響で緩慢な循環が引き起こされ、各地点でリ

ン濃度の変動が起こるものと考えられる。

3-2-2 NH_4^+ -N, NO_2^- -N および NO_3^- -N 濃度

窒素化合物の主要な変化経路については、種々の研究⁸⁾⁹⁾¹⁰⁾¹¹⁾¹²⁾¹³⁾¹⁴⁾¹⁵⁾がなされている。微生物の分解により、懸濁物や底泥から NH_4^+ が生成され、これが前段で亜硝酸酸化細菌、*Nitrosomonas* などにより、 NO_2^- が生成され、後段で硝酸細菌、*Nitrobacter* などにより、 NO_3^- が生成される。これらの栄養塩の存在量は、種々の環境条件に支配される。この環境条件の重要な要素である栄養塩の動態と分布について以下検討する。

Fig.2に見られるように、St.1 および St.2 の NH_4^+ -N, NO_2^- -N および NO_3^- -N 濃度の関係は、比較的類似性の高い変化パターンを示している。すなわち NH_4^+ -N 濃度は、全無機態窒素の大部分を占め、経時変化を見ると、引き潮時に7:00まで増大し、10:00には急激に減少し始める。他方、 NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度は、 NH_4^+ -N 濃度が最大値を示す7:00に最小値を示し、10:00には再び増大する。上げ潮時に NH_4^+ -N 濃度はさらに減少し、ついに最小濃度に達する。また NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度も、 NH_4^+ -N 濃度の変化と同様に減少する。

下げ潮時には、干潟の水体が緩慢な滞留をしているため、生物的活性が高まると考えられる。すなわち、7:00における NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度の減少に注目すると、これは植物プランクトンによる取り込みのための減少であると推定できる。ここでは、特に NO_3^- -N が選択的に取り込まれ、ほとんどゼロに近い濃度になるが、 NO_2^- -N 濃度はそれほどの変動が無い。この時、 NH_4^+ -N 濃度は逆に増大しているが、このように植物プランクトンの増殖が起こると、何らかの原因で NH_4^+ -N の回帰が加速される¹⁰⁾と考えられる。

10:00になると、 NH_4^+ -N 濃度が急激に減少していることと、 NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度が増大していること、との関連は、次のよう

に考えられよう。7:00以降植物プランクトンの増殖が続き、 NO_3^- -N 濃度の生成速度が取り込み速度より下回るために、植物プランクトンの増殖が抑えられ、それと同時に NH_4^+ -N の回帰速度が遅くなり、従って消費量に追いつかなくなり、その濃度が急速に減少することになる。このような状況の中で、 NO_3^- -N を取り込んで増殖していた植物プランクトンは、何らかの理由によって、活性が鈍り、増殖が抑制されるために、 NO_3^- -N 濃度が回復してくる。13:00以降は、上げ潮が始まっており、干潟水域内に外側の水体がかなりの流速で流入するため、複雑な混合は起こるものの、生物的活性は抑止されるであろう。

次に Fig.3 により、中央部に位置する St.4 および St.5 における無機態窒素の経時変化を見ると、St.4 の NH_4^+ -N 濃度は、7:00と13:00に極大を示し、10:00と16:00には、極小値を示すような変動をする。また、 NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度もまた、 NH_4^+ -N 濃度と同様な変動を示す。これらの変動は、生物的活性によるものとするならば、 NO_3^- -N 濃度の減少する10:00に植物プランクトンの増殖が活発に行われる。ここでは、 NO_3^- -N の取り込みと同時に、 NO_2^- -N 濃度の減少も見られ、さらに、 NH_4^+ -N 濃度もまた急激に減少している。St.1, St.2 の変動パターンとは極めて異なり、 NO_2^- -N, NH_4^+ -N の取り込みをするプランクトンも存在すると考えるべきなのかもしれない。13:00には、 NH_4^+ -N 濃度、 NO_2^- -N 濃度 + NO_3^- -N 濃度も回復するが、16:00には両者共減少傾向を示す。しかし、この変動は、上げ潮時に起こるために、植物プランクトンの増殖には、つながらないと考えられる。St.5 についても St.4 と同様な変動パターンを示し、10:00から13:00にかけて、多種の植物プランクトンの増殖が、活発に行われているのが推定できよう。

さらに Fig.3 により、奥部に位置する St.6 および St.7 について検討する。無機態窒素濃

度の経時変化を見ると、7:00あるいは10:00以降は、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が激減し、同様に $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度+ $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度もゼロに近い値になっている。また、この2点は感潮の程度が干潟水域内では低く、外側の水体が届きにくいために、干満の変化には反応が鈍い。そのため採水したどの時間においても、多種の植物プランクトンが、活発な増殖をしているようであり、栄養塩は、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度のいずれも減少している。このことは、生物生産活動にこれらの栄養塩を直接取り込んでいると考えべきなのであろうか。

なお、干潟水域の入口部と中央部の間において、閉塞した場所に位置するSt. 3における生物活性の状態は、St. 1およびSt. 2とは異なった経時変化のパターンを示している。下げ潮時の無機態窒素濃度の変化を見ると、St. 3では $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度+ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度の減少が認められず、むしろ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の低濃度状態が4:00、7:00台に見られ、10:00には増大している。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を取り込む植物プランクトンが、優先種として存在すると考えるべきなのか、あるいは $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の回帰が活発なため経時的に余り変化が見られないのか判断しにくい。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度+ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度と $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の増減が、比較的同時に起こっていることから、このパターンはSt. 6、St. 7の変化パターンと類似していると考えられる。

3-3 干潟水域のクロロフィル

干潟水域内の水体は、既述のように、遡上した海水、流入した河川水、さらに、養魚場の排水などの混合水から成り立っている。それぞれの水体において、多種の植物プランクトン類が、群集を構成していたはずである。この水域でそれぞれの水体が、種々の割合で混合されるために、各水体における群集が攪乱される。しかし、群集構成が、潮汐変化の中で、わずかな時間とはいえ、干潟水域の新たな水体において、適応して再び秩序立てられるであろう。塩分(Cl^- 濃度)や栄養塩($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 濃度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃

度、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度、および、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度)による環境の状態から、干潟における植物プランクトンの分布の変動を、クロロフィル-*a*などから、次に検討する。

Fig. 2により、St. 1およびSt. 2について見ると、クロロフィル-*a*濃度は、下げ潮時の4:00頃から増大し始め、7:00に最大値を示し、その後減少し始め、上げ潮時の13:00には最小値を示す。クロロフィル-*a*濃度の最大値を示す時刻と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の減少時刻とが一致することから、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ はプランクトン増殖時に優先的に取り込まれており、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ も若干の消費を示すが、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の消費はほとんど無い。しかし、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度の増減の傾向は、クロロフィル-*a*の増減の傾向と経時的に一致していることから、植物プランクトンの増殖時に、動物プランクトンの増殖も活発になり、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の再生が起こる¹⁰⁾とも考えられよう。また、下げ潮時の $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は、回帰が活発で、植物プランクトンの取り込みによる影響もわずかで、下げ潮が終わるまで濃度の増大が起こる。

水質の理化学分析によって、植物プランクトンの種類を判定するのは、極めて困難なことであるが、クロロフィル-*a*、*-b*、*-c*や植物カロチノイド(4.0 D₄₈₀、10 D₄₈₀)などの分析値の検討によって、大ざっぱな予測は可能である。St. 1、St. 2のクロロフィルなどの測定によれば、クロロフィル-*a*以外にクロロフィル-*c*および10 D₄₈₀の値が大きく、このような場合には、珪藻、黄色鞭毛藻、または、双鞭毛藻などが主な種類として存在する¹⁶⁾。また、St. 1におけるクロロフィルの分解物であるフェオ色素は、水の循環や交換性のよい地点の中で、比較的高い濃度を示す。これは干潟水域内での新たな生態系の秩序立てにより、環境に適合しない植物プランクトンは、阻害または淘汰され、死骸になり不活性化を起こしたものも多く含まれるためである。またSt. 1およびSt. 2に到達するまでの滞留時間が長いため、フェオ色素の濃度が、増大するものと考えられる。

次に Fig.3 により、干潟水域の中央部に位置する St.4 および St.5 について見ると、10:00 にクロロフィル-*a* の濃度が最大値を示すことから、植物プランクトンは、この時刻に最も増殖が盛んである。栄養塩では、クロロフィル-*a* 濃度が最大値を示す時刻に、 NH_4^+ -N 濃度が急激に減少しており、 NO_3^- -N 濃度、 NO_2^- -N 濃度の減少もあり、特に、St.5 では NO_3^- -N 濃度 + NO_2^- -N 濃度の値がゼロを示している。 PO_4^{3-} -P 濃度は、この時刻に最も活発な回帰が見られる。干潟水域の入口部とこのパターンを比較すると、植物プランクトンの最も高い活動の時刻が、3 時間遅れていることと、 NH_4^+ -N 濃度の減少が極めて急激であることが、大きな相違のように見受けられる。

さらに Fig.3 により、奥部に位置する St.6 についてまず見ると、クロロフィル-*a* の濃度が 13:00 に最大値を示し、 NH_4^+ -N 濃度および NO_3^- -N 濃度 + NO_2^- -N 濃度は、7:00 から 13:00 にかけて減少している。このことは、植物プランクトンによって取り込まれているかのような様相を呈している。また St.7 のクロロフィル-*a* の濃度は、10:00 に午前中で最大になり、13:00 には減少するが、16:00 には再び増大し、日中の最大値を示す。 NH_4^+ -N 濃度と NO_3^- -N 濃度 + NO_2^- -N 濃度は、St.6 および St.7 の両地点とも、7:00 以降減少し、 PO_4^{3-} -P 濃度は、若干の凹凸はあるものの経時的に増大している。この地点での特徴は、中央部 (St.4 および St.5) での NH_4^+ -N の減少と同様な NH_4^+ -N の減少が認められる。また、Table 2 によると、潮汐の影響が明確な形では現われず、この地点での水体の交換率が極めて悪い状態を示している。

いずれの地点においても、クロロフィルと栄養塩類の動態から活発な低次生産の様子が伺われるが、閉塞された位置にある St.3 の水域では、下げ潮時には栄養塩類の回帰が、他の水域と同様に活発であるが、他の水域に比較して、極めて生物生産が低い。栄養塩類の変動パター

ンは、干潟水域の典型的な特徴を示すものの、クロロフィル *a* 濃度の変化のパターンは、河口の海水側に位置する St.S のそれに極めて高い類似性を示している。

3-4 干潟水域の富栄養化機構

干潟水域のどの地点においても、下げ潮時に栄養塩類特に、 PO_4^{3-} -P の回帰が極めて活発である。ところで、干満周期の影響を受け易い干潟水域の PO_4^{3-} -P 濃度は、海水のそれに近い値まで減少するが、下げ潮時には、 PO_4^{3-} -P 濃度が平均 0.235 mg/l となる。干潟水域の PO_4^{3-} -P 濃度は、干潮時に、海水の濃度の 9 倍以上に達する。このように PO_4^{3-} -P 濃度の高い水域を構成する原因は、河口域の淡水の混合による水体の流入と養魚場の排水 (PO_4^{3-} -P 濃度平均値 0.354 mg/l, $\sigma_{n-1} = 0.064$ mg/l) の放流が極めて大きく関係している。排水の流入量については、調査時には確認できなかったが、干潟水域における干潮時の塩分濃度から、養魚場の排水量は、干潟水域の水体の 36.7% に達する⁶⁾ものと推定される。Fig.1 の養魚場に位置する St.F は、干潟水域よりも高い位置にあり、排水を放流できる場所であるが、常時放流されているわけではないようである。養魚場の水は、汲み上げられた地下水からなり、その排水は飼料の残滓などが多く、極めて富栄養化した水体⁶⁾となっている。Fig.4 によりクロロフィル-*a* 濃度の経時的な変動の様子を見ると、4:00 には増大を始めており、7:00 には早くも最大値に達し、その後減少を始めて 13:00 には、最小値を示すが、再び増大し始める。この変動と PO_4^{3-} -P 濃度の変動の様子とが、極めて類似している。

植物プランクトンが増殖する場合に、 PO_4^{3-} -P の消費が伴うはずであるが、むしろ PO_4^{3-} -P の回帰速度を加速させている。このことは、動物プランクトンなどの増殖が、当然触発されることから、動物プランクトンによる PO_4^{3-} -P の再生⁸⁾も考えられよう。 NH_4^+ -N 濃度を経時的に見ると、4:00 以降 16:00 まで一貫した

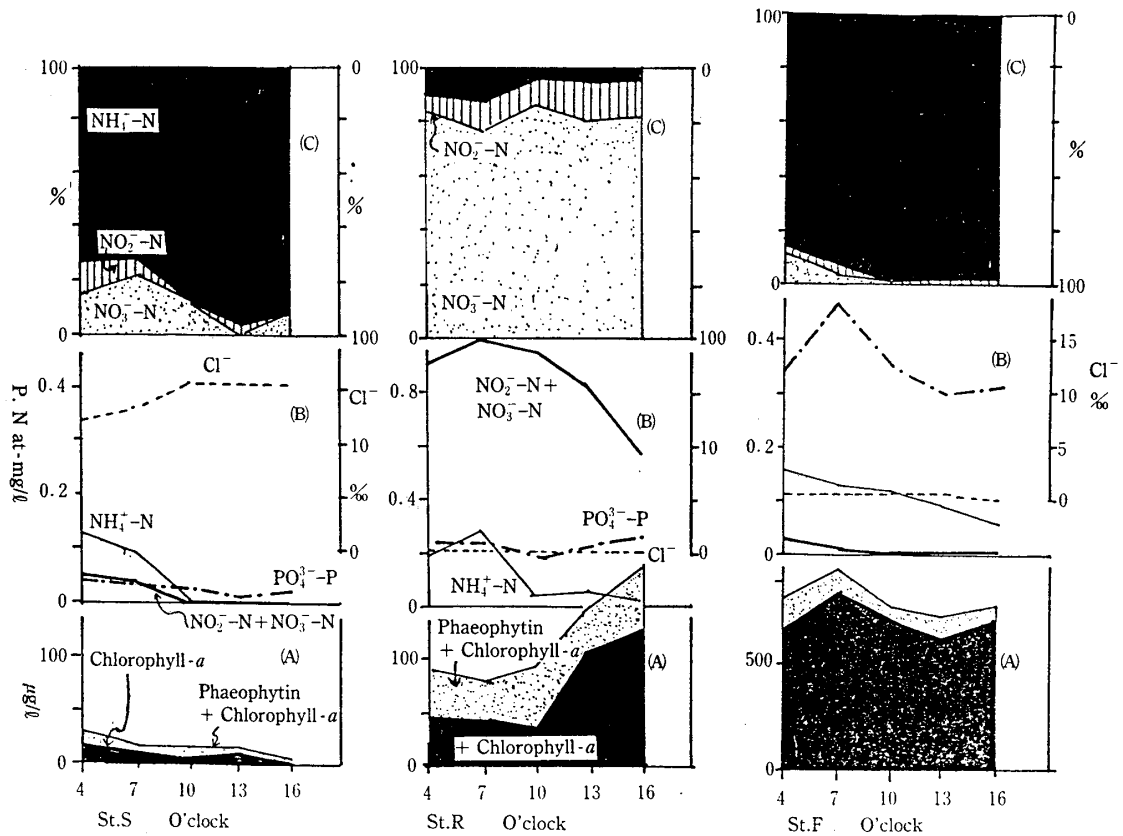


Fig. 4 Changes on standing of concentrations of chlorophyll-*a* and phaeophytin (A), inorganic nitrogens and reactive phosphate-phosphorus (B) and proportion of change in ammonium-, nitrite-, and nitrate-nitrogen (C) in its lagoon area water at St. R, St. S and St. F.

減少傾向を示した。この様子は、植物プランクトンの増殖のために、優先的に取り込まれるとも考えられる。

2, 3の鞭毛藻類の中には、例外的に $\text{NH}_4^+\text{-N}$ を優先的に取り込む⁹⁾ 場合があり、また、海表面から水深40メートルの $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の欠乏した水柱では、主に動物プランクトンによって再生した $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が使われる¹⁰⁾。Fig.4の $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度 + $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 濃度は、7:00以降極めて少なかった。特に、優先的な取り込みに必要な $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の欠乏は、植物プランクトンの増殖に影響を与えるはずである。しかし、クロロフィル-*a* が高濃度、616.3 $\mu\text{g/l}$ から830.5 $\mu\text{g/l}$ (平均値692.4 $\mu\text{g/l}$, $\sigma_{n-1}=82.27\mu\text{g/l}$)、で維持されることから、植物プランクトンは、高い増殖を示していると推定される。この傾向は、干潟水域の中央部の St.4 から、奥部の St.7 の水域におけるクロロフィル-*a* と栄養塩類の経時的な

濃度の変動パターンと極めて類似性が高い。養魚場から放流された排水 (Cl^- 濃度約0.6%) 中の植物プランクトンや動物プランクトンは、 Cl^- 濃度が6%から8%の水に適応できるとするならば、干潟水域でも生物生産が開始されることになる。しかし、干潟水域の入口部まで漂流する間に、適応できる種が減少するか、または、栄養環境の変化で、St.1 や St.2 の水域で示されるクロロフィル-*a* と栄養塩類の経時的な変動パターンの相違が起こるのではないかと考えられる。St.3の水域は、閉塞された地点で、20cmないし30cmの水深のため、強光阻害が起こりやすいため、植物プランクトンの生産が低下していると推定される。

4 結 語

干潟水域は、河川が海岸に達した場所に在り、

潮汐の干満周期によって遡上した海水および河川水を受け入れる場所であり、自然の力により構築された緩衝地帯である。この場所は、陸由来の汚染物質の集積点であり、同時に、また海洋への放出地点でもある。また、海由来の物質の集積場所でもある。

近年、河川流域の都市化にともない干潟の汚染や開発行為による干潟の縮小および消滅などが、大きな問題になっている。従って、自然空間としての干潟のもつ機構や役割の解明が、極めて重要な課題となってきた。このような観点から、本研究は蒲生干潟水域の富栄養化と汚染の機構を定性的に明かにすることを目的とした。特に、クロロフィル-*a* と栄養塩との関わりを通して、蒲生干潟水域における富栄養化機構の特徴について次に検討した。

1. 河口から干潟水域へ流入する水体の特徴について
2. 各調査地点における経時的な栄養塩濃度—反応性リン酸リン、アンモニア・亜硝酸および硝酸塩の各窒素濃度—の変動について
3. クロロフィル-*a*、*-b*、*-c* およびフェオ色素などの分布状態から見た植物プランクトンの活動の様相について

これまでの考察から、干潟水は、干潟水域に流入する前に海水と河川水が種々の割合で混合した河口域水と干潟水域の上部に位置する養魚場からの排水とが混合して形成されている。さらに、干潟水域の活性リン酸塩濃度は、各観測地点において、潮汐の影響による水の循環の規模によって変動する。硝酸塩濃度は、各観測地点におけるクロロフィル-*a* の増大に伴って減少している。St.1 および St.2 におけるアンモニア塩濃度は、クロロフィル-*a* の増大にともなって増大するが、St.3、St.4、St.5、St.6 および St.7 におけるアンモニア塩濃度は、クロロフィル-*a* 濃度の増大にともない減少する。St.5、St.6 および St.7 における亜硝酸塩濃度は、St.1、St.2、St.3 および St.4 に比較して、硝酸塩濃度よりも高い比率を示した。

既に述べた事実から、リン酸塩は、干潮時において干潟水中の懸濁物や底土から活発な回帰が見られ、硝酸塩濃度の減少は、植物プランクトンの増殖に直接関わりをもつものと考えられる。しかし、干潟水域の奥部に在る調査地点では、亜硝酸塩が酸化されにくいため硝酸塩が欠乏し、アンモニア塩も植物プランクトンによって、直接取り込まれるのではないかと推測される。

謝 辞

本研究は、前東北大学理学部栗原康教授による協同研究の一部であり、研究の機会とご指導を頂きました同教授ならびに種々資料を頂きました東北大学理学部菊地永祐博士に対しまして深甚の謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) 栗原 康, 1975, 蒲生干潟の環境保全に関する基礎的研究, 1-133, 宮城県.
- 2) 栗原 康, 1976, 河口域および沿岸域における汚染物質の挙動に関する研究; 佐々 学編, “人間生存にかかわる自然環境に関する基礎的研究”, 132-156, 東京大学出版会 (昭和52年).
- 3) 杉本隆成, 1975, 沿岸海洋における模型実験, 沿岸海洋研究ノート, 第11巻, 第1号, 34-40.
- 4) 熊坂繁太郎, 1981, 仙台蒲生七北田川河口域の最深点における懸濁物質および溶存物質の垂直分布, 仙台大学紀要, 13, 69-77.
- 5) 熊坂繁太郎, 1983, 仙台蒲生七北田川河口域における懸濁物質およびクロロフィル-*a* の分布, 仙台大学紀要, 15, 9-18.
- 6) 熊坂繁太郎, 1985, 仙台蒲生干潟水域における塩素と懸濁物質の分布, 仙台大学紀要, 17, 83-90.
- 7) Strickland, J. D. H. and T. R. Parson, 1972, A practical handbook of sea water analysis. 11-131, Fish. Res. Bd. Canada Ottawa.

- 8) Antia, N. J., C. D. McAllister, T. R. Parsons, K. Stephans and J. D. H. Strickland, 1963, Further Measurements of primary production using a large-volume plastic sphere, *Limnol. Oceanogr.*, 8, 166-183.
- 9) Strickland, J. D. H, 1965, Production of organic matter in the primary stages of the marine food chain, *Chemical Oceanography*, vol. 1, 477-610.
- 10) Goering, J. J., D. D. Wallen and R. M. Nauman, 1970, Nitrogen uptake by phytoplankton in the discontinuity layer of the eastern subtropical Pacific Ocean, *Limnol. Oceanogr.*, 15, 789-796.
- 11) Eppley, R. W., J. L. Coatsworth and L. Solorzano, 1969, Studies of nitrate reductase in marine phytoplankton, *Limnol. Oceanogr.*, 14, 194-205.
- 12) Eppley, R. W., J. L. Coatsworth, 1968, Uptake of nitrate and nitrite by *Ditylum brightwelli*-kinetics and Mechanisms, *J. Phycol.*, 4, 151-156.
- 13) Hattori, A., and Myers, 1966, Reduction of nitrate and nitrite by subcellular preparations of *Anabaena cylindrica*. I. Reduction of nitrite to ammonia, *Plant Physiol.*, 41, 1031-1036.
- 14) Hattori, A., 1962, Adaptive formation of nitrate reducing system in *Anabaena Cylindrica*, *Plant and Cell Physiol.*, 3, 371-377.
- 15) 大槻 晃, 相崎守弘, 河合崇欣, 1979, 栄養塩濃度から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴, 国立公害研究所報告, 6, 96-103.
- 16) 西條八東, 1975, クロロフィルの測定法, *Jap. J. Limnol.*, 36, 3. 103-109.

Distribution of Chlorophyll-*a* and Nutrients in the
Lagoon Water Area Located at Gamō, Sendai City

Shigetarō KUMASAKA

The purpose of the present study is to make a qualitative understanding of mechanism of eutrophication and pollution of the water area at Gamō lagoon, especially through the distribution of chlorophyll-*a* and nutrients in this lagoon water area.

This paper consists of the following topics:

1. Characteristics of water flowing into this lagoon water area from the sea and the river Nanakita.
2. Variation of nutrient concentration with lapse of the time at each station. Discussed nutrients are reactive phosphate-phosphorus, ammonium-, nitrite- and nitrate-nitrogen.
3. Aspects of reproduction of phytoplankton in terms of changes in the concentrations of chlorophyll-*a*, -*b*, -*c*, phaeophytin and so on.

From our observational results, its lagoon water is formed by the mixture of the sea water, the estualline water and the water drained from the fish farm located up the lagoon water area.

Furthermore reactive phosphate concentration in the lagoon water is brought about various changes by the degree of circulation of the water with tide at each station, while nitrate concentration decreases with increasing of chlorophyll-*a* at each station. At St. 1 and St. 2 ammonium concentration increased with increasing of chlorophyll-*a*, but at Stations from 3 through 7 ammonium is consumed with increasing of chlorophyll-*a*. At St. 5 and St. 6 nitrite is in high concentration, while at Stations from 1 through 4 nitrite is in low concentration as compared to nitrate concentration.

From the facts mentioned above, it is presumed that at low tide phosphate may be lively reproduced from particulate matters and subsoils in the lagoon water, and the decrease of nitrate concentration may indicate the reproduction of phytoplanktons. Around the stations located at the back parts of lagoon water area ammonium may be taken in by phytoplanktons, because nitrate is lack and nitrite may be not easily oxidized.