河口干潟における底生動物と有機物分解活性

富永 明・栗原 康

(東北大学理学部生物学教室)

Study on the microbial organic decomposition in the tidal
flat at river mouth with reference to the occurrence
of benthic invertebrate animals

Akira TOMINAGA and Yasushi KURIHARA

(Biological Institute, Faculty of Science, Tohoku University, Sendai 980, Japan)

Abstract

TOMINAGA, Akira and Yasushi KURIHARA (Biological Institute, Faculty of Science, Tohoku University). 1987. Study on the microbial organic decomposition in the tidal flat at river mouth with reference to the occurrence of benthic invertebrate animals. Benthos Research (Bull. Jap. Assoc. benthology), 32:1-11.

The microbial activities for decomposition of organic matters in the river mouth were highest in mud of the tidal flat, but low in the brackish reed marsh and bottom mud of the riverbank which was always submerged in the water. The C/N ratio in the tidal flat was lower than those in the riverbank bottom mud and brackish reed marsh, indicating that the quality of sedimentary organic matters in the tidal flat was different from the other places.

Surface of the bottom mud in the tidal flat, on the other hand, is covered sometimes with microalgal mat including *Euglena* as the dominant species. Therefore, a black box (2.5 x 2.5 x 1.0 m) was installed on a part of the tidal flat in order to avoid the effects of algal mat on the activities of microbial decomposition and benthic animals, and the microbial activities for decomposition of organic matters and the fauna of benthic animals in the darkened condition were compared with the control. No differences were found on the organic matters-decomposing activities between the darkened and control conditions, except for denitrification. In the darkened condition, compared to the control, the denitrification activity was obviously high and the benthic animals including polychaetes were found also in high numbers of individuals. These results indicated that the organic matters-decomposing activities excepting the denitrification were not affected by the benthic animals and microalgal mat and the denitrification activity was enhanced by the presence of polychaetes.

序 論

河川は河口に近づく、川幅が広くなり、海水が遡上するために抵抗が加わって流速がおそくなる。また河川水は海水と混合するために、上流より運ばれてきた懸濁性粒状有機物はしばしばフロックを形成する (Sakamoto 1972, Sholkovitz 1976)。以上の2つの要因が働いて河口域には有機物が堆積しやすくなり、それは微生物分解を受け、デトリタス食物連鎖に組み込まれ、質的・量的に大きな変化を受けた後海洋へ吐出される。このように河口域は陸水生態系と海洋生態系との接点に位置するので、河口域における物質変化と生物との関係はきわめて重要な課題となりうる。

ところで感潮河川の岸边には、しばしばヨシの群落が発達するが、ヨシ群落と河川との間には、潮汐周期に従って干出、水没をくりかえす平坦な砂泥質地帯、すなわち河口干潟がよく発達する。河口干潟は河口域のなかでも底生動物と微小藻類の高い生産力を有する場所であり、有機物分解活性も極めて高い (左山・栗原 1984, Kikuchi 1986)。本研究は河口干潟における底生動物と有機物の分解との関係を、微小藻類に注目しつつ明らかにすることを目的としたものであるが、そのためには、微小藻類の影響を出来るだけ抑制した条件下で底生動物と微生物活性との関係を知る必要がある。そこで本研究では2つの現場実験を行った。その一つは、干潟における底生動物と有機物分解活性を、隣接する河岸底土やヨシ原のそれらと比較することにより、干潟の特性を知ろうとした。もう一つは、微小藻類の影響をできるだけ少なくするために、干潟の一部に遮光区を設置して、底生動物と有機物分解との関係に対する微小藻類のかかわり合いについて検討を行った。

方 法

実験Ⅰ 干潟・河岸・ヨシ原における底生動物と有機物分解

1. 調査地の概況

本研究は、仙台市北東部を流れる七北田川の河口から上流2.2 kmの地点に発達する干潟と、それに接続するヨシ原において行った (Fig. 1a参照)。

試料採取地点としては図1に示すように、河岸底土、干潟、ヨシ原に至るラインに沿って6地点を選定した (Fig. 1b)。st.1は河川の底土で干潮時でもほとんど干出することはない。st.2は河川と干潟の境界で大潮の干潮線付近にあたる。st.3及び4は干潟中心部で、st.5はアシ原との境界付近、st.6はアシ原内である。

試料の採取は、川の出水がなく比較的安定した状態に保たれていた1983年7月から10月にかけて行った。

Fig. 1. (a) Nanakita river and its vicinity. An arrow indicates the position of the sampling station. (b) Sampling stations at the river, tidal flat and reed marsh.

2. 底泥の有機物分解活性

1) 土壌の採取。土壌の採取は、直径5 cmの塩化ビニール製円筒を用いて、深さ15 cmの柱状試料を、1箇所につき5～6本採取し、実験室に持ち帰って層別に切断した後よく混合して分析に供した。

2) 有機物分解活性の測定。有機物分解活性として炭酸ガス生成活性、メタン生成活性、硫酸還元活性、脱窒活性の4項目について、測定した (左山・栗原 1984)。炭酸ガス生成活性は、左山と栗原 (1984) の報告に基づいて、嫌氣的活性について測定した。各活性の具体的測定手順は以下の通りである。

(1) 炭酸ガス生成活性。湿重10 gの底泥を容量68 mlの血清ビンにつめ、プチルゴム栓とアルミシールで封じ、気相をヘリウムガスで置換した後、20°Cで30分間培養を行ない気相中の二酸化炭素濃度を測定して炭酸ガス生成活性とした。二酸化炭素濃度の測定は熱伝導度検出器付きガスクロマトグラフ

(柳本 G-1800) を用いて行なった。カラムは円径 2 mm、長さ 2 m のステンレスカラムで、充填剤は活性炭 (80-100 mesh)、カラム温度 140°C、試料注入口および検出器の温度 150°C、キャリアーガスにはヘリウムガスを用い、50 ml/min で流した。

(2) メタン生成活性。湿重 10 g の底泥を容量 68 ml の血清ビンにつめ、プチルゴム栓とアルミシールで封じ、気相をヘリウムガスで置換した後、暗条件、20°C で 3 時間培養を行ない、気相中のメタンガス濃度を測定してメタン生成活性とした。メタンガス濃度の測定は水素炎イオン化検出器付きガスクロマトグラフ (日立 K-23) を用いて行なった。カラムは円径 2 mm、長さ 2 m のステンレスカラムで、充填剤はボラパック R (80-100 mesh)、カラム温度 50°C、試料注入口温度 70°C、水素ガス圧力 0.5 kg/cm²、空気圧力 2 kg/cm²、キャリアーガスには窒素ガスを用い、30 ml/min で流した。

(3) 脱窒活性。湿重 5 g の底泥を容量 68 ml の血清ビンにつめ、プチルゴム栓とアルミシールで封じ、気相をヘリウムガスに置換後、直ちにアセチレンガス (アセソン社) 2 ml、硝酸態窒素 (10 µg-at N/ml) 1 ml を添加、暗条件、20°C で 25 分間培養を行ない、気相中の亜酸化窒素濃度を測定して脱窒活性とした (Sayama and Kurihara 1983)。硝酸態窒素溶液は、硝酸カリウムを塩素イオン濃度 1.5 g/l の人工海水 (Herbst 液、佐藤・伊藤 1960) に溶かして調整した。これは現場の底泥間隙水の塩素イオン濃度にはほぼ等しい。

亜酸化窒素濃度の測定は、電子捕獲検出器付きガスクロマトグラフ (島津 GC6-AE) を用いて行なった。カラムは円径 2 mm、長さ 2 m のステンレスカラム、充填剤はボラパック Q (80-100 mesh)、カラム温度 75°C、試料注入口および検出器温度 350°C、キャリアーガスには高純度窒素ガスを用い、30 ml/min で流した。

(4) 硫酸還元活性。湿重 10 g の底泥を容量 68 ml の血清ビンにつめ、プチルゴム栓とアルミシールで封じ、気相をヘリウムガスで置換した後、直ちに無酸素の Na₂³⁵SO₄ 溶液 (2 µCi/ml) 1 ml を添加、暗条件 20°C で 2 時間培養を行なった。

Na₂³⁵SO₄ 溶液は carrier-free の Na₂³⁵SO₄ (New England Nuclear Corp, 884 mCi/mM) を、塩素イオン濃度 1.5 g/l の人工海水 (Herbst 液、佐藤・伊藤 1960) を硫酸を含まないよう改変したものに溶かして調整した。培養後、還元された ³⁵S²⁻ を、無酸素の 6 N 塩酸溶液を添加し、窒素ガスを流して (流量約 30 ml/min) 追い出し、エタノールアミン、無水メタノール混合溶液 10 ml (体積比 3:7) に捕集、これに液体シンチレーター 10 ml を加え、液体シンチレーションカウンター (Aloka LSC 903) を用いて捕集された ³⁵S の放射能を測定した。計数効率の補正は外部標準線源法で行なった。計数効率は 50% 以上であった。なお液体シンチレーターはトルエン 425 ml、無水メタノール 75 ml、DPO 2 g、bis MSB 0.1 g

の割合で混合したものをを用いた。捕集溶液および液体シンチレーターに用いた試薬はすべて液体シンチレーション用試薬 (同仁科学研究所) を使用した。

硫酸還元活性は、以上の結果より以下の手順で算出し、同位体効果の補正は行なわなかった。硫酸イオン濃度は底泥間隙水の硫酸イオン濃度より算出した。

硫酸還元活性 (ng-at. S/g dry wt)

= 硫酸イオン濃度 (ng-at. S/g dry wt)

$$\times \frac{\text{還元された } ^{35}\text{S (d. p. m.)}}{\text{加えた } ^{35}\text{S (d. p. m.)}}$$

各ガスの定量のための検量線は標準ガス (高千穂科学) を用いて作製した。また、血清ビン中の気相の体積は底泥試料の間隙水の体積と比較して十分に大きいため、間隙水に溶解しているガスについて補正は行なわなかった。また各活性の測定はすべて 3 連で行なった。この方法で測定される気相に蓄積した炭酸ガスには、培養期間中に生物反応により新たに生成された炭酸ガス以外に、底泥中に最初から存在していた無機の炭酸物質から気相へ拡散してきた炭酸ガスも含まれているが、我々が調査地とした七北田川河口域の底泥においては、この方法で測定した炭酸ガス生成の約 60% が生物反応のみに由来するものであると報告されている (左山・栗原 1984)。

以上の方法で得られた測定値は、現場で発現している活性そのものではなく、河口域底泥のもつ潜在的な能力を示すものであるが、相対的な比較をする場合には有効であろう。

3. 底生動物

塩化ビニール製円筒 (直径 5 cm、長さ 15 cm) を用いて底泥を採取し、現場で 1 mm 目のふるいにかけて選別した後、ホルマリン固定して実験室に持ち帰り、同定を行い、個体数を数えた。測定は 5 連で行なった。

4. 底泥の含水量および炭素、窒素含量

含水量は 120°C、24 時間乾燥後の減量より求めた。その乾燥試料を用いて C-N コーダー (柳本 MT 500 S) により炭素量、窒素量を求めた。

5. 底泥間隙水の塩素イオン濃度および硫酸イオン濃度

底泥間隙水の塩素イオン濃度、硫酸イオン濃度は以下の手順で測定した。湿重 20 g の底泥に蒸留水 20 ml を加えて 1 時間振盪抽出した後遠心分離 (12,000 r.p.m.、15 分間) し、その上澄み液をグラスファイバーフィルター (Whatman GF-C) で濾過し、濾液について測定を行なった。

塩素イオン濃度は硝酸銀滴定法 (海洋観測指針 970)、硫酸イオン濃度は比濁法 (水の分析 1981) で滴定した。比濁の測定は波長 760 nm、光路長 5 cm で行った。

6. 光合成活性

微小藻類による光合成活性は、bell jar 法を用いて測定した。

測定は干潟が干潮で露出している時間帯に行なった。bell jar

には直径17cm、容量約4ℓの透明ガラス容器を用いた。測定はbell jar 2個のうち一方をそのまま、もう一方をアルミホイルで暗くして、それぞれを気相部分の容積が2ℓになるように現場の底泥にさしこみ、その場所で培養し、気相の二酸化炭素変化量を記録した。前者の二酸化炭素変化量が純生産量に、後者のそれが呼吸量となる。また、純生産量に呼吸量を加えたものが総生産量になる。培養時間は前者を10分、後者を60分で行ないそれぞれ単位面積当りの純生産量、呼吸量に換算した。測定は3連で行ない、二酸化炭素変化量に伴う底泥間隙水中の溶存二酸化炭素量の変化については考慮しなかった。本実験の測定値は大よその目安という意味しかない。二酸化炭素濃度の測定は、炭酸ガス生成活性測定の際用いた熱伝導度検出器付ガスクロマトグラフ（柳本 G-1800）を同条件下で使用した。

7. 地下水位

底泥の地下水位は側面に多数の細孔をもつ直径1cmの塩化ビニール製パイプを底泥に突き刺し、パイプ上端から水面までの長さを測定することにより求めた。パイプは底面にコルク栓をはめ、側面にはガーゼを巻いて穴から泥がはいりこまないようにした。なお、測定はパイプを現場にセットして2日後に行なった。同時に河川潮位の変化を水位計により測定した。

実験Ⅱ 干潟の有機物分解に及ぼす遮光の影響

七北田川河口干潟では微小藻類のマットが形成されることが観察されている。微小藻類は高い光合成活性を有しているために干潟の有機物活性や底生動物に様々な影響を与えていることが予想される。そこで微小藻類の影響をみるために、干潟の一部を暗黒条件下に置くことによって藻類の生育を抑制し、このような場所における有機物分解活性と底生動物を測定し、対照区としての干潟のそれと比較した。

現場に暗条件をつくるために Fig. 2 に示す箱状の物体を st. 3 に設置した。すなわち、角材の脚を有する板(2.5×2.5 m)を図のように干潟に設置し、側面にビニール製の暗幕をめぐるして遮光した。そして天井部に相当する板は一部開閉できるようにして、そこから底泥の試料を採集した。このような設置物は、水の運動を防げることはないから、同じ潮位の干潟（対照区）と比較することにより、藻類の影響をしらべることができる。試料の採取、有機物分解活性、底生動物個体数、底泥の炭素含量、窒素含量、底泥間隙水の塩素イオン濃度、硫酸イオン濃度、光合成活性の測定はすべて実験Ⅰで記した方法と同じ手順で行なった。微小藻類の個体数は底泥表面をミクロスパチュラでうすくはぎ、光学顕微鏡下で計数盤を用いて計数し、面積当りに換算した。なお、遮光のための構造物は1983年の1月に設置し、生物相が安定し、藻類

Fig. 2. Diagrammatic representation of experimental set up for darkening a mud flat with wooden frames equipped with plates and polyvinyl blackout curtains.

が十分に繁殖するための期間を考慮して、秋の初め（1983年9月上旬）に有機物分解活性や底質、生物の調査を行なった。

結 果

実験Ⅰ 干潟・河岸・ヨシ原における底生動物と有機物分解

1. 底泥間隙水の塩素イオン濃度および硫酸イオン濃度

底泥間隙水の塩素イオン、硫酸イオン濃度をそれぞれ Fig. 3 と Fig. 4 に示す。塩素イオン濃度、硫酸イオン濃度とも st. 2～6 では各々 1～3 g/ℓ、0.4～2 mM ときわめて低かった。一方、最も潮位が低く、常時水没している st. 1 は塩素イオン濃度が約 11 g/ℓ、硫酸イオン濃度が約 7.5 mM であるかに高い値を示した。

七北田川河口域は二層流型であるため海水が河川水の下を楔状に遡上し、その結果河川深部の底泥は海水におおわれ、両岸の水深の浅い部位の底泥は河川水におおわれる。海水は硫酸イオン濃度が高いため、海水の影響を強く受ける底泥の間隙水は塩素イオン濃度と硫酸イオン濃度ともに高くなる。以上の点から st. 1 は海水の影響が強く、一方 st. 2～6 は河川水の影響が強いと云える。すなわち、干潟とアシ原内は満潮時に主として河川水由来の水におおわれる。

2. 底泥の炭素含量、窒素含量

底泥の炭素・窒素含量およびその比率(C/N比)を Fig. 5 と Fig. 6 に示す。炭素・窒素含量はアシ原の st. 6 でやや高い値を示したが、そのほかの地点はいずれも炭素含量は 1.5～2%、窒素含量は 0.15% 程度で、地点による差はほとんどみられなかった。しかし C/N 比は明確なパターンを示した。即

ち中央部からヨシ原寄りの干潟である st.3~5 は 10.3~12.1 とかなり低い値を示したのに対し、他の st.1, 2, 6 は 12.1~15.0 と高い値を示した。このような地点によるちがいは、測定値の振れ (く 3.1 %) を考慮しても有意であると考えられる。

3. 地下水位

結果を Fig. 7 に示す。いずれの場所も、底泥干出時にその地下水位が低下する傾向はほとんど認められなかった。従って、潮汐に伴う底泥間隙水の移動はほとんどないと考えられる。

Fig. 3. The concentration of Cl^- of interstitial water at each sampling station. Bars indicate the ranges of five determinants.

Fig. 4. The concentration of SO_4^{2-} of interstitial water at each sampling station. Bars indicate the ranges of five determinants.

Fig. 5. Carbon and nitrogen contents of mud flat at each sampling station (average of five determinants).

Fig. 6. C/N ratios of mud flats at sampling stations. Bars indicate the ranges of five determinants.

Fig. 7. The diurnal changes of water levels in Nanakita river (A) and those in sampling stations 2 and 4 (B) on Oct. 27-28, 1983. St.2 ---, St.4 —.

Fig. 8. The densities of benthic animals at each sampling station. Bars indicate the standard deviations.

Fig. 9. The net production of benthic community at the tidal flat of Nanakita river. 0 and 5 in abscissa indicates LWN tide level and the boundary between the tidal flat and the reed marsh, respectively.

4. 底生動物個体数

河川の底泥、干潟、ヨシ原の各測定点における底生動物の個体数を Fig. 8 に示す。出現種は *Neanthes japonica* (ゴカイ) *Notomastus latericeus* (シダレイトゴカイ)、Tubificidae spp. (イトミミズ類) の3種であった。*N. japonica* *No. latericeus* は河川に近い干潟の st. 2 で最も多く、常時水没している st. 1 でもかなりの個体数がみられたが、干潟中央部からヨシ原に至る地点では減少した。一方イトミミズは逆にヨシ原に近い干潟上部の st. 5 で最も多く、河川に向かって個体数は減少する傾向がみられた。

5. 光合成活性

結果を Fig. 9 に示す。測定日が場所により異なるため直接比較することはできないが、干潮線付近(干潟最下部)およびアシ原では光合成活性が低いのにに対し、その中間の干潟部では 20 mg C/m²·hr 程度の高い光合成活性が認められた。

Fig. 10. The microbial activities of anaerobic organic decomposition in the mud flat at each sampling station. Bars indicate the ranges of five determinants.

6. 有機物分解活性

各地点における有機物分解活性をFig.10に示す。炭酸ガス生成活性はst.4が最も高く、約 $230\text{mg-at. C/m}^2\cdot\text{hr}$ の値を示した。次いでst.3と5が高く（約 $130\text{mg-at. C/m}^2\cdot\text{hr}$ ）、最低はst.2で（ $30\text{mg-at. C/m}^2\cdot\text{hr}$ ）、st.4の約1/8にすぎなかった。

メタン生成活性は干潟中央部のst.3, 4で最も高く、約 $5\text{mg-at. C/m}^2\cdot\text{hr}$ の値を示した。そして干潟中央部から離れると急激に低下し、アシ原や河川部及び河川に近い干潟では低い値を示した。

硫酸還元活性はメタン生成活性と同様な傾向を示した。即ち干潟中央部のst.3, 4で活性が高く、これより離れるに従って低下した。最高値を示したst.3での活性は約 $4.2\text{mg-at. S/m}^2\cdot\text{hr}$ で、最低値のst.1はその約1/10であった。

脱窒活性は河川の近くの干潟と中央部の干潟で高い値を示し、特にst.2で最も高く、約 $50\text{mg-at. N/m}^2\cdot\text{hr}$ であった。

実験Ⅱ 干潟の有機物分解に及ぼす遮光の影響

1. 微小藻類細胞数および光合成活性

干潟底泥表面の微小藻類個体数とその光合成活性をTable 1に示す。遮光区は対照区と比較して細胞数は少なく、光合成活性が極度に低かった。一方対照区では高い光合成活性を示した。なお藻類は *Euglena* sp. が優占していた。

2. 底泥間隙水の塩素イオン濃度および硫酸イオン濃度

底泥間隙水の塩素イオン濃度、硫酸イオン濃度を Table 2に示す。遮光区、対照区とも塩素イオン濃度は $0.8\sim 2.2\text{g/l}$ 、硫酸イオン濃度は $0.4\sim 1.2\text{ mM}$ と低く、遮光区と対照区の間には差はみられなかった。以上の点から、両区とも、主として河川水由来の水の影響を強く受けていることがわかる。

3. 底泥の炭素含量、窒素含量

底泥の炭素含量、窒素含量、その量的比率（C/N比）をTable 3に示す。遮光区、対照区とも炭素含量は $1.6\sim 2\%$ 、

Table 1. The density and gross production of benthic algae between mud flats under the continuous darkness and the natural light-dark cycle.

	Number of algae ($\times 10^9/\text{m}^2$)	Gross production ($\text{mg C/m}^2\cdot\text{hr}$)
	mean $\pm$ sd	mean (range)
Dark	1.2 ± 0.5	-5.8 (31.5)
Control	3.0 ± 0.7	99.2 (34.9)

Table 2. The concentrations of Cl^- and SO_4^{2-} of the interstitial water in the mud flats under the continuous darkness and the natural light-dark cycle.

	Cl^- (g/l)	SO_4^{2-} (mM)
Dark	0.8 – 1.2	0.38 – 1.20
Control	1.2 – 2.2	0.42 – 0.70

Table 3. Carbon, nitrogen and C/N ratios in the mud flats under the continuous darkness and the natural light-dark cycle. The values indicate the averages of five determinants.

	C (%)	N (%)	C/N
Dark	1.9	0.17	11.5
Control	1.6	0.14	11.1

Table 4. The densities of benthic animals (No./m^2) in the tidal flats under the continuous darkness and the natural light-dark cycle.

	<i>N. japonica</i>	<i>N. latericeus</i>	Tubificidae
Dark	730 ± 340	4160 ± 690	1470 ± 1320
Control	240 ± 100	910 ± 290	490 ± 390

Given are means $\pm$ standard deviations for five measurements.

Table 5. The microbial activities of anaerobic organic decomposition in the mud flats under the continuous darkness and the natural light-dark cycle.

The values in the parentheses indicate the differences between the minimum and maximum values.

	CO ₂ production (mg-at C/m ² ·hr)	CH ₄ production (mg-at C/m ² ·hr)	SO ₄ ²⁻ reduction (mg-at S/m ² ·hr)	denitrification (mg-at N/m ² ·hr)
Dark	157 (26)	5.2 (0.5)	5.1 (0.6)	49 (2.8)
Control	144 (31)	5.1 (0.5)	4.3 (1.0)	26 (2.4)

Fig. 11. Vertical profiles of the microbial activities of anaerobic organic decomposition at the mud flats under the darkness (—) and that the natural light-dark cycle (----). Bars indicate the standard deviations of three determinants. CO₂: CO₂ production rate (μg-at C/g dry soil 30min), CH₄: CH₄ production rate (ng-at C/g dry soil 3hr), SO₄²⁻: SO₄²⁻ reduction rate (ng-at S/g dry soil 2hr), denitrification: denitrification rate (ng-at N/g dry soil min).

窒素含量は0.15%前後ではほとんど差は認められなかった。

また C/N 比は遮光区、対照区で各々 11.1、11.5 とほぼ等しかった。

4. 底生動物個体数

出現した底生動物の種類およびそれらの個体数を Table 4 に示す。出現した種は両区ともゴカイ *Neanthes japonica*、シダレイトゴカイ *Notomastus latericeus*、イトミミズ類 *Tubificidae* spp. のみであった。しかし出現個体数は3種とも遮光区の方に多くみられ、特にシダレイトゴカイでその傾向が著しかった。

5. 有機物分解活性とその垂直構造

1) 有機物の分解活性。有機物分解活性を Table 5 に示す。両区とも炭酸ガス生成活性は $150 \text{ mg-at. C/m}^2 \cdot \text{hr}$ 前後メタン生成活性は $5 \sim 5.2 \text{ mg-at. C/m}^2 \cdot \text{hr}$ 、硫酸還元活性は $4.3 \sim 5.1 \text{ mg-at. S/m}^2 \cdot \text{hr}$ でほとんど差は認められないが、遮光区の方が活性がやや高くなる傾向がみられた。一方脱窒活性は遮光区が約 $50 \text{ mg-at. N/m}^2 \cdot \text{hr}$ 、対照区で約 $26 \text{ mg-at. N/m}^2 \cdot \text{hr}$ で遮光区は対照区の約2倍の活性を有した。

2) 有機物分解活性の垂直構造。有機物分解活性の垂直構造を Fig. 11 に示す。炭酸ガス生成活性は両区とも活性のピークが最上層に存在し、垂直構造もほぼ等しかった。メタン生成活性、硫酸還元活性は遮光区は対照区より2～4 cm深い部

位にピークを持ち、深さ10cm程度までの活性はおおむね対照区より高かった。脱窒活性は全層にわたって遮光区の方が対照区より高かった。

考 察

有機物分解活性は、いずれも干潟中央部のst.3, 4で高い値を示し、常時水没しているst.1やアシ原のst.6では低かった (Fig. 10)。しかしst. 1, 6の活性は、*Jørgensen* (1977) *Jones & Simon* (1980)によって報告された湖底泥、海底泥に比較するとほぼ同レベルであるので、本研究の対象とした干潟の有機物分解活性はいちじるしく高いものといえる。とくに有機物分解活性のうち、脱窒活性は、干潟のうちでも河川に近い場所で最も高くなっていることは注目に値する。

各地点における底泥のC/N比をみると (Fig. 6)、st. 3～5で低く、これが有機物分解活性の高い部位に対応していることは興味深い。有機物分解活性の場所による違いが、底泥の有機物の質の違いを反映している可能性を示唆する。

有機物の供給に関しては、干潟部は水深が浅く流速が遅いため、河川由来の細かい有機物に富む粒子が堆積しやすい。この場合、選択的な有機物の堆積が、底泥の質の違いをもたらす可能性が考えられる。底泥のC/N比を表面から深いところまでみてみると、st.1では土の深さが0～2cmでC/N比は14.2、2～4cmで14.5、4～6cmで15.0、6～10cmで14.0、10～15cmで14.1であり、st.4では0～2cmで11.9、2～4cmで11.3、4～6cmで11.0、6～10cmで11.4、10～15cmで11.8、st.6では0～2cmで12.9、2～4cmで12.7、4～6cmで12.7、6～10cmで13.6、10～15cmで13.0であった。このようにC/N比の値は底泥の深い部分までほぼ同じであるので、堆積した有機物は普通底泥表層部位で分解し、堆積した有機物の質の差による影響は底泥表層部位に限られる可能性が強いことを考えると、場所による底泥の質の差をもたらす原因については今の所充分な説明をすることができない。

底泥の有機物分解活性の高い部位は微小藻類の光合成活性の高い部位でもあった。したがって、藻類の増殖の結果として底泥のC/N比が変化し、さらに有機物分解活性の増加が起こる可能性が考えられる。

現場の底泥表面を暗条件下に置くことにより、底泥表面付近の微小藻類による光合成活性は極度に抑制された (Table 1)。そこで、藻類による生産を除去した場、即ち「遮光区」とそれに隣接する同じ潮位の干潟部である「対照区」との差異について検討しよう。

遮光区と対照区は実験Iにおけるst.3で、同じ潮位であり、底泥間隙水の塩素イオン濃度、硫酸イオン濃度は両区とも低く、差はなかった (Table 2)。また、水没時間、水没時の水深も同一であるため、両区とも底泥の堆積、流去のパターンは同一であると考えられる。実際、底泥の炭素含量、窒素含量

C/N比も両区で差は認められなかった (Table 3)。

これに対し、底生動物は明らかに遮光区に多く出現した。このことから藻類と底生動物の間には何らかの拮抗関係が存在している可能性や底生動物自身が暗条件に集まる性質がある可能性が考えられ、今後の検討を要する。

有機物分解活性については、脱窒活性のみが明らかに遮光区の方で高く、(Table 5, Fig. 11)、脱窒以外の活性では両区の間で差はほとんど認められなかった。このことは、底生動物だけでなく微小藻類も脱窒以外の有機物分解活性に対しては影響を与えていないことを示す。すなわち、干潟中央部のst. 3、st.4で脱窒以外の有機物分解活性が高い原因として藻類の影響は考えられない。藻類による光合成が可能な有光層は、底泥の深さ2～3mm程度 (*Fenchel & Strarup* 1971) で、藻類およびその代謝産物の所在は底泥最表層部に限られ、水没時には洗い流されることが考えられる。したがって、藻類の発生は有機物分解には影響を与えるには至らないものと思われる。

干潟における硫酸還元活性とメタン生成活性との関係をみると、両者の間にはFig.12に示すように、正の相関関係がみとめられた。通常メタン生成細菌と硫酸還元菌はその利用する基質をめぐって競合関係にあり、その際硫酸イオンの存在下では硫酸還元菌がメタン生成をほぼ完全に抑制することが報告

Fig. 12. The relationship between sulfate reduction and methan production at the mud flat.

されている (Winfrey & Zeikus 1977, Mountfort *et al.* 1980, Winfrey & Ward 1983)。したがって、干潟部では硫酸還元とメタン生成が基質に関して競争関係にあるにもかかわらず共存していることになる。左山・栗原 (1984) も河口干潟で同様の結果を得ており、硫酸還元細菌とメタン生成細菌については、硫酸イオン濃度の非常に低い微小な環境の存在など、基質の競合以外の機構を考える必要がある。

一方常時水没している st. 1 ではメタン生成活性は極度に低く、底泥間隙水の硫酸イオン濃度は高いので (Fig. 4)、メタン生成作用が阻害された可能性がある。硫酸イオンは主に上層水から供給されるので、メタン生成阻害作用は表層付近で最も強くあらわれるものと考えられる。

アシ原で硫酸還元活性とメタン生成活性が低下したのは、アシ原の干出時間が長いために偏性嫌気性細菌の活動が抑制されたことによるものと思われるが、これについては更に詳細な検討が必要である。

脱窒活性は、他の有機物分解活性とは異なり、st. 2 で最も高い活性を示した。そして st. 2 は最もゴカイの数が多場所であった。ところで、脱窒反応に必要な酸化態窒素は河川水中にはみられるが (Kikuchi & Kurihara 1981)、一般に底泥の還元層にはほとんどみられず、河口域で生成されるとしても、その場所は表層から深さ数ミリまでの酸化層内である。一方脱窒は酸化層と還元層の境界付近で最も進行しやすいことが知られている (Sayama & Kurihara 1983)。

さて、現場に生息する大型底生動物のゴカイは、底泥に U 字型の巣穴を形成し、呼吸、餌採取時には蠕動運動を行って上層水を呼びこむため (Inamori & Kurihara 1979) 還元層内への酸化態窒素の拡散が促進されるとともに、巣穴内壁が還元層内でも酸化状態に保たれる。したがって、酸化層と還元層の境界面が増して脱窒反応の起りうる部位が増加し、脱窒反応が促進される (Sayama & Kurihara 1983) ものと考えられる。実際、脱窒活性の最も高かった st. 2 はゴカイ個体数が最も多く、ゴカイの存在により脱窒が促進された可能性は高い。また、脱窒活性が遮光区の方で明らかに高かったのは、ゴカイの存在による脱窒反応の促進のためと思われる。即ち脱窒活性の垂直構造をみると (Fig. 11)、遮光区は対照区と比較して底泥深層部まで活性が低下せず、ゴカイの巣穴の存在により河川水中に含まれる酸化態窒素が底泥深くまで行き渡りやすくなったことが考えられる。また、Sayama & Kurihara (1983) はゴカイの巣穴表層部位が活発な硝化の場であることを報告しており、巣穴壁の酸化層で生成された酸化態窒素により脱窒反応が促進されたことも考えられる。しかし、st. 2 を除くとやはりゴカイの比較的に少ない干潟中央部の st. 3, 4 で活性が高い。

ま と め

河口干潟底泥における有機物分解活性は、干潟中央部で最も高く、アシ原や常時水没している河岸の底土では低下する。干潟の C/N 比は河岸の底土やアシ原のそれより低い値を示しており、干潟における堆積有機物の質が他の場所とは異なることが示唆された。一方、干潟底泥の表面はしばしば *Euglena* を優占種とする微小藻類の膜によって蔽われるので、これらの微生物分解活性や底生動物に対する影響を除去する為に、干潟の一部に暗箱を設置して、暗黒条件下に置き、有機物分解活性と底生動物を、対照区のそれらと比較した。脱窒以外の有機物分解活性は遮光区と対照区では差はみとめられず、脱窒活性は遮光区の方が明らかに高くなり、またゴカイをはじめとする底生動物も遮光区で高い個体数で生息した。以上の結果から、脱窒以外の有機物分解活性は、底生動物や微小藻類によっては影響をうけず、脱窒活性はゴカイの存在によって促進されることが示された。

謝 辞

本研究は、菊地永祐助教授 (東北大・理) と左山幹雄氏 (東北大・理) の助力と論議によって行った。ここに深甚の謝意を表する。また、この研究の一部は文部省科学研究費補助金によった。

引用文献

- Fenchel, T. and B. J. Straarup, 1971. Vertical distribution of photosynthetic pigments and the penetration of light in marine sediments. *Oikos*, 22, 172-182.
- Inamori, Y. and Y. Kurihara, 1979. Analysis of the environmental factors affecting the life of the brackish polychaete, *Neanthes japonica* (Izuka) IV. Effects of environmental factors on peristaltic movement in burrow. *Bull. Mar. Biol. St. Asamushi, Tohoku Univ.*, 16, 123-127.
- Jones, J. G. and B. M. Simon, 1980. Differences in microbial decomposition processes in profundal and littoral lake sediments, with particular reference to the nitrogen cycle. *J. Gen. Microbiol.*, 123, 297-312.
- Jørgensen, B. B., 1977. The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.*, 22, 814-832.
- 海洋観測指針. 1970. pp 157-167. 日本海洋学会.
- Kikuchi, E., 1986. Contribution of the polychaete, *Neanthes japonica* (Izuka), to the oxygen uptake

- and carbon dioxide production of an intertidal mud-flat of the Nanakita river estuary, Japan. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 97, 81-93.
- Kikuchi, E. and Y. Kurihara, 1981. Effect of river discharge on the distribution pattern of dissolved constituents in the Gamo Estuary, Miyagi Prefecture. *Jpn. J. Limnol.*, 42, 100-107.
- 水の分析. 1981. pp178-181. 日本分析化学会北海道支部編. 化学同人.
- Mountfort, D. O., R. A. Asher, E. L. Mays and J. M. Tiedje, 1980. Carbon and electron flow in mud and sandflat intertidal sediments at Delaware Inlet, Nelson, New Zealand. *Appl. Environ. Microbiol.*, 39, 686-694.
- Novitsky, J. A. and P. E. Kepkay, 1981. Patterns of microbial heterotrophy through changing environments in a marine sediment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 4, 1-7.
- Sakamoto, W., 1972. Study on the process of river suspension from flocculation to accumulation in estuary. *Bull. Ocean Res. Inst. Univ.*, Tokyo, 5, 1-46.
- 佐藤隼人・伊藤猛夫, 1960. 無脊椎動物. 採集・飼育・実験法. p40. 北隆館
- 左山幹雄・栗原康, 1984. 河口域の有機物分解の特性について. 微生物の生態, 12, 111-130.
- Sayama, M. and Y. Kurihara, 1983. Relationship between burrowing activity of the polychaetous annelid, *Neanthes japonica* (Izuka) and nitrification-denitrification processes in the sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 72, 233-241.
- Sholkovitz, E. R., 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40, 831-845.
- Winfrey, M. R. and D. M. Ward, 1983. Substrates for sulfate reduction and methane production in intertidal sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 45, 193-199.
- Winfrey, M. R. and J. G. Zeikus, 1977. Effect of sulfate on carbon and electron flow during microbial methanogenesis in freshwater sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33, 275-281.

(初稿受付 1986.11.11, 受理 1987.11.14)