

# 底泥内の酸素濃度分布に及ぼす底生動物の影響

佐々木 裕 一\*・中村 吉志\*\*・佐藤 久\*\*\*

## Effect of bioturbation on oxygen concentration profile in river sediments

Yuichi SASAKI\*, Yoshiyuki NAKAMURA\*\* and Hisashi SATOH\*\*\*

### Abstract

The effect of bioturbation on the nitrification rate and the denitrification rate in the sediments was studied by batch experiments and the use of microelectrodes. Oxygen penetration depth was a few mm at the surface of the sediment, whereas there was an oxygen of 70  $\mu\text{M}$  in the burrow at a depth of 350 mm. Oxygen in the burrows was transported by ventilation of polychaete. Both the nitrification rate and the denitrification rate increased as the density of polychaete increased.

**Key words:** Sediment, Bioturbation, Nitrification, Denitrification, Microelectrode

### 1. はじめに

河川底泥への種々の物質の輸送およびこの結果形成される底泥内の様々な物質の濃度分布は底泥内の生態系に多大な影響を与える。河川感潮域の底泥内には多くの底生動物が生息しており、これら底生動物は底泥内に巣穴を掘ることにより底泥の物理的構造に影響を与えている(小池ら, 2000)。底泥に形成された巣穴内には底生動物の活動により  $\text{O}_2$  や有機物が積極的に取り込まれ、また、代謝過程において生産された  $\text{NH}_4^+$  等の代謝産物が河川水中に放出されることが知られている(西條ら, 1996; Boudreau BP and Jorgensen BB, 2001; Glud et al., 2001; Kristensen et al., 1991, 1985, 1983a, 1983b, 1983c, 1981)。従って、底生動物の活動に伴う河川底泥の生物攪乱 (bioturbation) は河川

底泥内の生態系に影響を与える重要な要因と考えられる。

河川底泥内では河川水中から取り込まれた窒素化合物は、有機態窒素の無機化、硝化反応、脱窒反応、無機態窒素の同化、等の反応により循環している。底泥内に底生動物が存在する場合には、底生動物自体の代謝により直接的に、また、底泥内の環境を変化させることにより間接的に窒素循環に影響を与えることが報告されている。しかしながら、窒素循環に与える底生動物の影響は極めて複雑であり、未知の部分が多く残されている。

そこで本研究では、河川感潮域の底泥で生ずる生物攪乱が底泥の硝化速度および脱窒速度に与える影響を解析した。さらに、微小電極を用いて生物攪乱が生じた底泥内の硝化反応および脱窒反応の機構を解明することを試みた。

### 2. 実験方法

本研究では八戸市内を流れる新井田川の河口から約 1.8 km 上流の河川感潮域に存在する底

平成 14 年 12 月 26 日受理

\* 大学院工学研究科土木工学専攻 博士前期課程・1 年

\*\* 大学院工学研究科土木工学専攻 博士前期課程・2 年

\*\*\* 環境建設工学科・講師

泥を解析した。底泥は一日の内の数時間干上がり、干上がっている期間に採取した底泥を全ての実験に用いた。

河川底泥の全硝化速度および全脱窒速度を求めるために回分試験を行った。回分試験は底生動物個体密度を 0 ind./m<sup>2</sup>~約 4,300 ind./m<sup>2</sup>まで変動させて行った。直径 114 mm, 深さ 300 mm の塩化ビニール製円柱型容器に、1 mm のふるいを通した底泥を容器表面まで入れた後、容器表面を河川底泥表面と合わせて固定した。5 個の容器には採取した底生動物を投入し、1 個の容器は対照系として底生動物を投入せず、底生動物の侵入を防ぐために表面を 1 mm の金網で覆った。二週間後これら容器を回収し、実験室に持ち帰り、水温 20°C の河川水 5 L を満たした容器内に固定し、経時的に NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, DOC, O<sub>2</sub>, pH, 水温, 塩分濃度を測定した。これら濃度の時間変動から単位底泥表面積あたりの全物質消費速度 [ $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ] を算出した。

底生動物により形成された巣穴の形状を可視化するため、幅 200 mm, 高さ 450 mm, 奥行き 9 mm の水路を作成した。側面には高さ 10 mm, 幅 30 mm の窓が同じ深さに 3 箇所空いており、これら窓は高さ 3 cm 間隔で深さ方向に 10 列存在する。これらの窓を寒天で塞いだ後、上記の地点から採取した底泥を敷き詰め、底生動物を投入した。底泥表面には底泥採取地点の河川水 (約 20 L) を表面流速約 2 cm/s で循環させた。河川水は 3 日毎に取り替えた。培養から 5 日目以降に微小電極を用いて底泥内の O<sub>2</sub> 濃度分布および NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 濃度分布を測定した。底泥表面の濃度分布を測定する場合には容器上部から、深さ 5 mm 以深の底泥内の濃度分布を測定する場合には寒天窓を通して微小電極を底泥内に挿入した。本研究で用いた微小電極はクラークタイプ O<sub>2</sub> 微小電極および LIX タイプ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 微小電極である (Okabe et al., 2001)。微小電極の先端径は共に約 15  $\mu\text{m}$  であった。90% 応答時間は 3s 以内 (O<sub>2</sub> 微小電極) および 10s 以内

(NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 微小電極) であった。

### 3. 結果

#### 3.1 回分試験

河川底泥の全硝化速度および全脱窒速度を求めるため、回分試験を行った (Fig. 1)。回分試験は底生動物個体密度が 0 ind./m<sup>2</sup>~約 4,300 ind./m<sup>2</sup>の範囲内で行った。個体密度が 0 ind./m<sup>2</sup>の時、全硝化速度は 50  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ~1,000  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$  ( $n=3$ ), 全脱窒速度は 500  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ~2,000  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$  ( $n=3$ ) であった。値に差が見られたのは測定時の季節が異なったためと考えられる。全硝化速度および全脱窒速度には共に底生動物の個体密度に比例して増大する傾向が見られた。個体密度が約 4,300 ind./m<sup>2</sup>の時、全硝化速度は 3,300  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ~4,400  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$  ( $n=2$ ), 全脱窒速度は 8,400  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$ ~8,600  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{h}$  ( $n=2$ ) であった。個体密度と全硝化速度および全脱窒速度に関する近似直線はそれぞれ  $y=0.7x+890$  ( $R^2=0.72$ ),  $y=1.7x+1200$  ( $R^2=0.88$ ) であった。

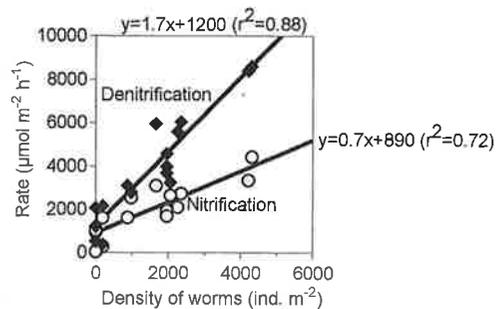


Fig. 1 Influence of the density of worms on the nitrification rate and the denitrification rate.

#### 3.2 巣穴内の O<sub>2</sub> 濃度および NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 濃度

Fig. 2 に微小電極を用いて測定した巣穴入り口付近の O<sub>2</sub> 濃度分布を示した。底泥表面の O<sub>2</sub> 濃度は河川水中と同程度の約 60  $\mu\text{M}$  であり、

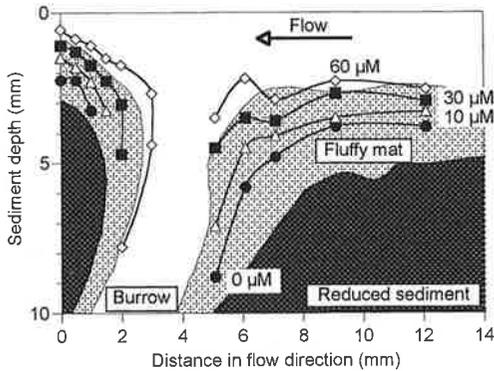


Fig. 2 Vertical section of the sediment with a burrow structure and  $O_2$  distribution.

$O_2$  は底泥内に約 1.5 mm 浸入した。これに対し巣穴内では巣穴壁面の形状に沿って  $O_2$  が分布しており、見かけの底泥表面である巣穴入り口から深さ約 5 mm の地点においても河川水中と同程度の約  $60 \mu M$  の  $O_2$  が存在していた。 $O_2 = 60 \mu M$  の等  $O_2$  濃度線と同様に、 $O_2 = 30 \mu M$ ,  $10 \mu M$ ,  $0 \mu M$  の等  $O_2$  濃度線も底泥表面および巣穴壁面に添った形状をしていた。

深さ約 5 mm 以深の巣穴壁面付近の  $O_2$  濃度分布を検討するため、装置側面の寒天窓を通して微小電極を底泥内に挿入し、深さ 70 mm の巣穴壁面付近の  $O_2$  濃度分布を測定した (Fig. 3)。巣穴壁面から約 1 mm 離れた巣穴内には河川水中と同程度の約  $130 \mu M$  の  $O_2$  が存在していた。しかしながら  $O_2$  濃度は巣穴壁面 ( $O_2 =$  約  $90 \mu M$ ) に向かって減少し、巣穴壁面から約 1 mm の地点では  $O_2$  は約  $20 \mu M$  に、約 2 mm の地点では  $O_2$  は枯渇した。

巣穴内の  $O_2$  濃度をより詳細に検討するため、河川水中から深さ約 350 mm の地点までの巣穴内  $O_2$  濃度分布を測定した (Fig. 4)。河川水中の  $O_2$  は約  $190 \mu M$  であった。深さ約 50 mm の地点でも河川水中と同程度の約  $190 \mu M$  の  $O_2$  が存在していた。これに対し深さ約 80 mm の地点では  $O_2$  濃度は約  $120 \mu M$  に低下した。深さ約 80 mm の地点以深の  $O_2$  濃度は約  $120 \mu M$  ~ 約  $70 \mu M$  の範囲内で変動しており、急激

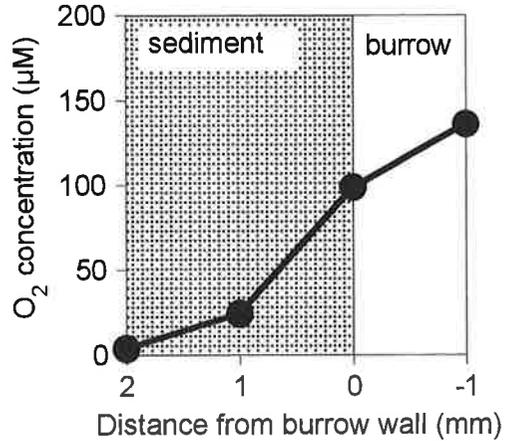


Fig. 3  $O_2$  concentration profile at the burrow wall.

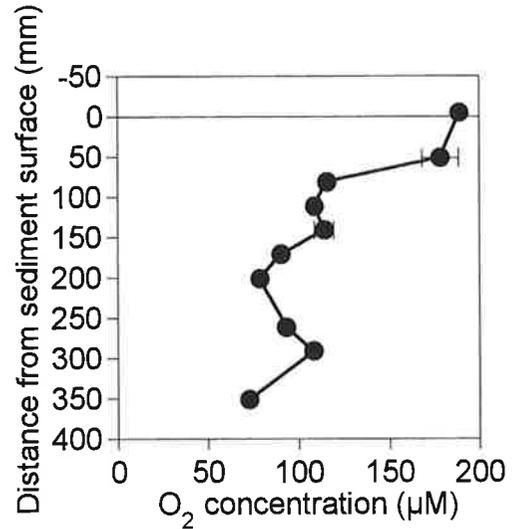


Fig. 4  $O_2$  concentration profile in the burrow of worms.

に濃度が変化することはなかった。深さ約 50 mm の地点の  $O_2$  濃度が比較的高かった理由として、底泥表面から深さ約 50 mm の部分では巣穴の直径が比較的大きく、水平方向の巣穴が存在したことが考えられる。

巣穴内に  $O_2$  が存在する理由を検討するため、巣穴内への  $O_2$  輸送機構を解明することを試みた。深さ約 70 mm の地点に約 50 分間  $O_2$

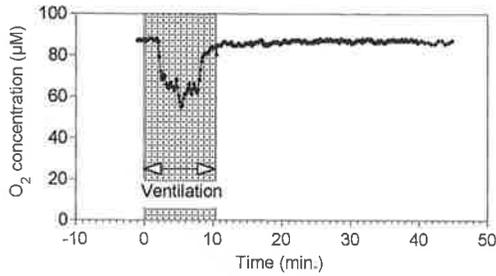


Fig. 5  $O_2$  concentration during 50 min. in the burrow of the worms.

微小電極を固定し経時的に  $O_2$  濃度を測定した (Fig. 5)。実験開始 ( $t=0$  min.) から約2分間は巣穴内の  $O_2$  濃度は約  $90 \mu M$  で安定していた。しかしながらその後  $O_2$  濃度は急激に低下し、 $t$  = 約5 min. の時に最も低い約  $50 \mu M$  となった。その後  $O_2$  濃度は再び増大し始め、 $t$  = 約10 min. では  $t=0$  min. の時の約  $90 \mu M$  まで増大した。その後約35分間  $O_2$  濃度は変動しなかった。 $t$  = 約0 min. ~  $t$  = 約10 min. の間に、深さ約200 mmの地点に存在していた底生動物が蠕動運動をしたことを目視により確認した。

底泥表面の硝化速度と巣穴壁面の硝化速度を比較するため、微小電極を用いて底泥表面および巣穴壁面の  $NH_4^+$  濃度分布を測定した (Fig. 6)。河川水中に約  $20 \mu M$  存在した  $NH_4^+$  は底泥表面から深さ方向に増大し、深さ約3 mmの地点では約  $30 \mu M$  となった。このように表面付近では  $NH_4^+$  濃度の減少は見られなかった。これに対し、巣穴壁面では河川水中に約  $180 \mu M$  存在した  $NH_4^+$  は壁面から深さ方向に減少し、深さ約1.5 mmの地点で最小 (約  $110 \mu M$ ) となり、それ以深では増大した。これらの結果から求めた  $NH_4^+$  消費速度は底泥表面では約  $0 \mu mol/m^2/h$ 、巣穴壁面では約  $400 \mu mol/m^2/h$  であった。巣穴壁面の  $NH_4^+$  濃度分布は形状を崩さぬように底泥を割り、現れた壁面に微小電極を適用し測定したため、壁面の  $NH_4^+$  消費速度は実際の速度ではなく硝化ポテンシャルを表している。

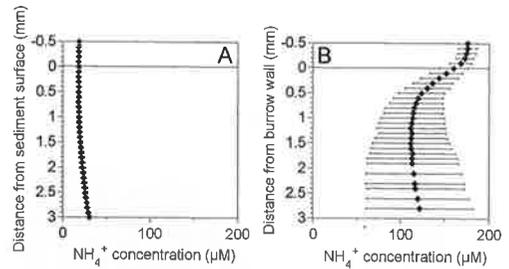


Fig. 6 The average  $NH_4^+$  concentration profiles at the sediment surface (A) and at the burrow wall (B).

## 4. 考 察

### 4.1 底生動物による巣穴内への $O_2$ 輸送

一般に底泥表面からの  $O_2$  浸入深さは数  $100 \mu m$  ~  $3 mm$  程度であり、それより深部は嫌気的環境となっている (Boudreau and Jorgensen, 2001)。本研究で解析した底泥についても、 $O_2$  浸入深さは表面から約  $1.5 \mu m$  であり (Fig. 2)、深さ約70 mmの底泥内部にも  $O_2$  は存在しなかった (Fig. 3)。しかしながら、巣穴入り口付近や巣穴内の深さ約50 mmの地点では河川水中と同程度の  $O_2$  が存在し、巣穴内の深さ約350 mmの地点においても河川水中の約40%に相当する約  $70 \mu M$  の  $O_2$  が存在していた (Fig. 4)。以上の結果から、河川底泥内に形成された底生動物の巣穴内には  $O_2$  が供給されることが明らかとなった。Gundersen et al. および Glud et al. は、 $O_2$  微小電極を用いて深さ約6 mm ~ 約11 mm および深さ約80 mmの地点に存在する巣穴内に  $O_2$  が存在したことを報告している。(Boudreau and Jorgensen, 2001)。これら巣穴内の  $O_2$  濃度は河川水中の数% ~ 80% であった。また Glud et al. (2001) は、底泥断面に planar  $O_2$  optode を適用し、深さ約15 mmの巣穴内にも  $O_2$  が存在することを報告している。

Kristensen et al. (1991, 1983a, 1983b, 1983c, 1981) は、底生動物の蠕動運動に伴う換水作用により巣穴内の  $O_2$  濃度が増加し、 $NH_4^+$  濃度

が減少することを詳細に調査している。本研究でも約 50 分の内の約 8 分の間、巣穴内の  $O_2$  濃度が約  $90 \mu M$  から約  $50 \mu M$  まで減少した (Fig. 5)。 $O_2$  濃度が低下したのは、深層の低酸素水が巣穴を介して河川水中へ放出されたためと考えられる。培養槽中には複数の巣穴が形成されており、この時他の巣穴では河川水中から高酸素水が底泥深層へ輸送されていたと考えられる。巣穴内の流速は測定していないが、濃度が低下した期間に底生動物が蠕動運動をしていたことを確認した。以上の結果より、巣穴内に  $O_2$  が輸送される理由の一つとして、底生動物の蠕動運動に伴い生ずる水流が挙げられることがわかった。

#### 4.2 河川底泥の硝化速度および脱窒速度に及ぼす底生動物の影響

河川底泥中に底生動物が存在することにより底泥の全硝化速度および全脱窒速度は著しく増大した (Fig. 1)。このことは、巣穴内に  $O_2$  が供給されていたことからわかるように、河川水中の  $NH_4^+$ 、 $NO_3^-$ 、有機物、その他の基質も巣穴を介し底泥深部に輸送されていたことを示している。この結果より、底生動物は底泥内の環境を変化させることが明らかとなった。底生動物が巣穴を形成することにより、好気反応である硝化反応と無酸素条件下で起こる脱窒反応がともに促進されたことから、巣穴壁面には薄い酸化層が、その深部には無酸素層が形成され、酸化層と無酸素層の両方に物質（主に  $O_2$ 、 $NH_4^+$ 、 $NO_3^-$ 、有機物）が供給されたものと推測される。底泥断面の写真（掲載せず）から、巣穴壁面は黄土色を呈する厚さ数 mm の層と、その深部の黒色の層からなることがわかった。この結果は以上の推測の正当性を裏付けるものである。

Fig. 2 および Fig. 3 のデータを基に計算した結果、巣穴壁面の  $O_2$  消費速度 (約  $280 \mu mol/m^2/h$ ) は底泥表面の  $O_2$  消費速度 (約  $440 \mu mol/m^2/h$ ) の約 60% であった。また、Fig. 6 のデー

タから、底泥表面の  $NH_4^+$  消費速度が約  $0 \mu mol/m^2/h$  であったのに対し、巣穴壁面の  $NH_4^+$  消費速度は約  $400 \mu mol/m^2/h$  であったことがわかった。Mayer et al. (1995) は、巣穴壁面の硝化ポテンシャルが底泥表面のそれに比べて 1.5~61 倍高かったことを報告している。Reichardt (1998) は巣穴壁面の微生物活性 (tritiated thymidine の DNA への取り込み量、グルコースおよび酢酸の同化量および分解量、alkaline phosphatase および sulfatase 分泌量) が底泥表面のそれよりも高かったことを報告している。以上の結果より、底生動物の巣穴壁面は底泥表面よりも高い  $O_2$  消費速度、硝化速度および脱窒速度を有している場合があることが明らかとなった。

底泥の全硝化速度および全脱窒速度には底生動物の個体密度に比例して増大する傾向が見られた (Fig. 1)。個体密度と反応速度に関する近似式から、個体密度が約  $4,300 \text{ ind./m}^2$  の場合、底生動物が存在しない底泥に比べて、全硝化速度および全脱窒速度はそれぞれ約 3 倍および約 4 倍増大することがわかった。Pelegri and Blackburn (1995) は、個体密度約  $50,000 \text{ ind./m}^2$  以下の底泥において、個体密度の増大に伴い全脱窒速度が約 3 倍に、全  $NH_4^+$  生成速度が約 26 倍に増大したことを報告している。また Pelegri et al. (1994) は、底生動物個体密度が約  $6,600 \text{ ind./m}^2$ 、河川水中  $NO_3^-$  濃度が約  $150 \mu M$  の条件において、底泥の全  $NO_3^-$  消費速度が約  $150 \mu mol/m^2/h$  であり、底生動物が存在しない底泥の全  $NO_3^-$  消費速度よりも約 2.7 倍高かったことを報告している。また Kristensen (1985) は、底生動物個体密度が約  $600 \text{ ind./m}^2$  の条件において、全無機態窒素消費速度が約  $132 \mu mol/m^2/h$  であり、底生動物が存在しない底泥の速度よりも約 1.5 倍高かったことを報告している。この場合、 $NH_4^+$  生成速度は底生動物が存在しない底泥で約  $21 \mu mol/m^2/h$  であったのに対し、底生動物が存在する底泥では約  $100 \mu mol/m^2/h$  に増大した。このように、底生動物

が底泥内の硝化速度および脱窒速度に与える影響は底生動物の種、河川水水質、等の様々な要因により異なると考えられる。

## 結 論

本研究では回分試験による全消費速度の測定および微小電極を用いた各種物質濃度の測定を行い、底生動物が河川底泥内の  $O_2$  消費速度、硝化速度および脱窒速度に及ぼす影響を検討した。底泥表面における  $O_2$  浸入深さは数 mm 以下であったものの、巣穴内では深さ約 350 mm の地点においても河川水中の約 40% に相当する約  $70 \mu M$  の  $O_2$  が存在していた。巣穴内の  $O_2$  は底生動物の蠕動運動に伴う換水作用により増大したと考えられる。巣穴を介して底泥内に物質が輸送されるため、河川底泥中に底生動物が存在することにより底泥の全硝化速度および全脱窒速度は著しく増大した。底泥の全硝化速度および全脱窒速度には底生動物の個体密度に比例して増大する傾向が見られた。

## 参 考 文 献

小池勲夫編：2000. 海底境界層における窒素循環の解析手法と実際 (社) 産業環境管理協会。  
西條八束, 奥田節夫編：1996. 河川感潮域 (社) 名古屋大学出版会。  
Boudreau BP, Jorgensen BB. 2001. The benthic boundary layer. OXFORD UNIVERSITY PRESS.  
Glud RN, Tengberg A, Kuhl M, Hall POJ, Klimant I. 2001. An in situ instrument for planar  $O_2$  optode measurements at benthic interfaces. *Limnol Oceanogr*, 46, 2073-2080.  
Kristensen E, Jensen MH, Aller RC. 1991. Direct measurement of dissolved inorganic nitrogen exchange and denitrification in individual polychaete (*Nereis* spp.) burrows. *Journal of Marine Research*, 49, 355-377.

Kristensen E. 1985. Oxygen and inorganic nitrogen exchange in a *Nereis virens* (polychaeta) bioturbated sediment-water system. *Journal of Coastal Research*, 1(2), 109-116.  
Kristensen E. 1983a. Ventilation and oxygen uptake by three species of *Nereis* (annelida: polychaeta). 1. effects of hypoxia. *Marine Ecology Progress Series*, 12, 289-297.  
Kristensen E. 1983b. Ventilation and oxygen uptake by three species of *Nereis* (annelida: polychaeta). 2. effects of temperature and salinity. *Marine Ecology Progress Series*, 12, 299-306.  
Kristensen E. 1983c. Comparison of polychaete (*Nereis* spp.) ventilation in plastic tubes and natural sediment. *Marine Ecology Progress Series*, 12, 307-309.  
Kristensen E. 1981. Direct measurement of ventilation and oxygen uptake in three species of tubicolous polychaetes (*Nereis* spp.). *Journal of Comparative Physiology B*, 145, 45-50.  
Mayer MS, Schaffner L, Kemp WM. 1995. Nitrification potentials of benthic macrofaunal tubes and burrow walls: effects of sediment  $NH_4^+$  and animal irrigation behavior. *Marine Ecology Progress Series*, 121, 157-169.  
Okabe S, Satoh H, Watanabe Y. 2001. Analysis of microbial structure and function of nitrifying biofilms. In *Methods in enzymology*, Academic Press, Edited by Doyle, R. J., Vol. 337, 213-224.  
Reichardt W. 1988. Impact of bioturbation by *Arenicola marina* on microbiological parameters in intertidal sediments. *Marine Ecology Progress Series*, 44, 149-158.  
Pegleri SP, Blackburn TH. 1995. Effect of *Tubifex tubifex* (oligochaeta: tubificidae) on N-mineralization in freshwater sediments, measured with  $^{15}N$  isotopes. *Aquatic Microbial Ecology*, 9, 289-294.  
Pegleri SP, Nielsen LP, Blackburn TH. 1994. Denitrification in estuarine sediment stimulated by the irrigation activity of the amphipod *Corophium volutator*. *Marine Ecology Progress Series*, 105, 285-290.