

# 有明海干潟底泥の水質浄化能力と物理的かく乱による 能力強化に関する研究

原田 浩幸\*・滝川 清\*\*

本研究は有明海の泥質干潟底泥と砂質干潟底泥コアサンプルを用いて現地での脱窒速度を推定する式を提案した。Lineweaver-Burk の式に調査地の間隙水の硝酸態窒素濃度を適用すると泥質干潟底泥: 14.02, 砂質干潟底泥: 7.59(単位: mg-N/m<sup>2</sup>/d) となった。次に、浄化能力とその強化のための物理的かく乱が水質にどのように反映するかを検討した。物理的かく乱によって、アンモニア態窒素は海水より 2.5 mg/l 低下し、硝酸態窒素は砂質カラム浸透水で 1.0 また泥質カラム浸透水で 2.5 mg/l 増加し、硝化・脱窒は砂質・泥質干潟底泥カラムとも促進された。リン酸態リンは砂質カラム浸透水でかく乱の影響はなく、低い値を示した。泥質カラム浸透水はかく乱によって海水より 1.0 mg/l 減少した。COD はかく乱によって砂質カラム浸透水で 2.2 mg/l 海水より低下した。泥質カラム浸透水では海水より低くなることはなかった。

## 1. はじめに

熊本県はノリ不作問題を受けた緊急対策事業で、底泥の水質浄化機能強化の試みとして、荒尾市の沿岸干潟 200 ha において深さ約 30 cm を耕耘機で掘り返した。干潟の耕耘は熊本県のみならず有明海沿岸に面する他の県でもおこなわれるようになった。本論文中ではこのような人為的なかく乱を生物かく乱に対して以降、物理的かく乱と称する。

これは耕耘機のかく乱によって酸素が深い位置まで移送され脱窒や有機物分解が促進されるためであり、ゴカイなどの生物かく乱(バイオターベーション)の効果(栗原編、1988; 細見ら、1996)と同じ原理と考えられるが、いまだ確認されていない。

そこで本研究は有明海干潟底泥を対象にした物理かく乱の浸透水水質への効果を検討する。実験室における耕耘機かく乱による効果の再現は耕耘後の酸化還元電位 Eh を同じ範囲すればよいと考えた。

対象とする有明海干潟底泥は沿岸地域、また同じ地域でも深さや沿岸からの距離によってもその性状が異なり、浄化機能にも差がある(原田ら、2001)。最初の段階では、性状を代表とするものとして砂質と泥質干潟底泥を選び、コアサンプルを用いて現地浄化能力を推定した。次の段階では泥質と砂質干潟底泥コアサンプルカラムに海水を供給し水質と Eh の変化を調べた。そして物理かく乱の水質変化に及ぼす影響を直接的にみるために、Eh が安定したときに底泥を取り出し V 型混合機に入れてかく乱処理し、その後、カラムに戻して海水供給を継続した。かく乱後にかく乱前に比べて富栄養成分が減少すれば、浄化能力が強化されたと判断できる。

## 2. 実験材料と実験方法

### 2.1 採取場所

図-1にコアサンプル採取場所を示す。底泥粒子がシルト質主成分であるか、シルト質より大きいかによって泥質干潟底泥と砂質干潟底泥に分類することができる。図-2に粒度分布を示した(中野ら、1995)。その結果によって分類すると①, ②, ⑤のコアは泥質、③, ④のコアは砂質干潟底泥と分類された。

### 2.2 実験方法

#### a) 干潟における脱窒速度の推定

実験は①~④のコアを用いて比較検討した。採取は直径 10 cm, 高さ 20 cm のステンレス製カラムを使用し、その状態を壊さないように注意しながら底泥表層に差込み、1 つの区域につき 1 m 四方以内でサンプルを 5 つ採取した。また底泥間隙水中の硝酸態窒素濃度の測定のため深さ 10 cm 以下の底泥を 5B の濾紙で濾過し間隙水を採取した。

脱窒速度の測定はトレーサー法、N<sub>2</sub>ガス測定法、アセチレン阻害法、硝酸濃度の減少を測定する方法などが行われている(清水ら、1998)。本研究ではコアの状態を維持

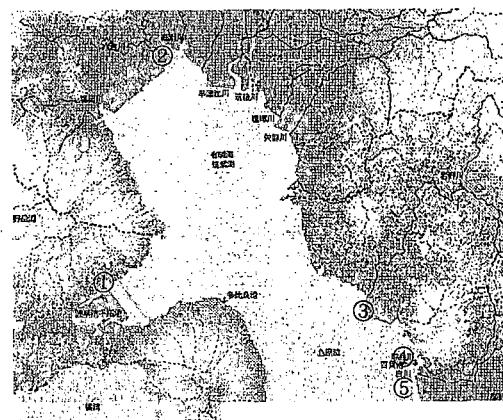


図-1 コアサンプル採取場所

\* 正会員 学(博) 熊本大学助教授 工学部環境システム工学科土木環境系

\*\* 正会員 工(博) 熊本大学教授 沿岸環境教育・研究センター

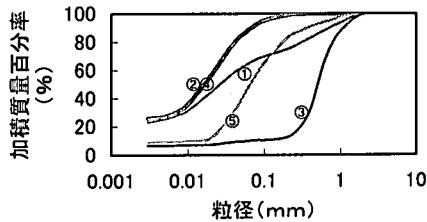


図-2 粒径加積曲線

するために硝酸濃度の減少を測定し、その変化量を脱窒速度とした。方法は採取したコアサンプルに海水と所定濃度を変えた硝酸カリウム溶液を加え放置する。それぞれ硝酸態窒素濃度の時間経過を測定しその直線的な部分を脱窒速度として算出した。

水質分析は、下水試験方法や上水試験方法では海水中の硫酸イオンの影響があったので海水対応のセントラル化学社製のDR-2000分析装置によった。

#### b) 干潟コアサンプルの浸透海水の水質とかく乱による変化

通水のためのコアサンプルは直径8cm、高さ10cmの塩化ビニール管を2本連結して用い、底部にはガラスビーズを詰めた円錐状とし、このガラスビーズの上にコアサンプルを接続した。なおコアサンプルは図-1の④と⑤から採取した。

そして通気によって酸化還元電位Ehをほぼ120mVまで高めた海水を上端から供給した。酸化還元電位電極は表層から3cmの位置に挿入した。海水の供給は2潮流を模して6時間サイクルで海水供給ポンプをON-OFF制御した。海水の供給速度は0.71/dとした。海水は図-1の⑤付近で満潮時に採取した。図-3は実験装置を示す。

Ehがほぼ一定になったときにカラムを解体し、最上部から5cmまでの表層部をV型混合機（筒井理化学器械ミクロ混合機）を用いて120rpmで10分かく乱する。その後、かく乱した底泥はカラムを連結して元に戻し、再度の海水の供給を再開した。

### 3. 結果と考察

#### 3.1 干潟底泥脱窒速度の推定

図-4は硝酸態窒素処理濃度と泥質、砂質干潟底泥の脱窒速度の関係を示す。図-1中の①の脱窒速度は砂質干潟底泥と同じ程度で低いが、②と④泥質干潟底泥の脱窒速度は③、⑤砂質干潟底泥に比べて大きいことがわかる。

N. Raymondら(1992)は地中海の沿岸を70kmにわたって数カ所の脱窒速度の測定をおこなった。干潟の脱窒速度の測定には、まずアセチレンプロック法で測定す

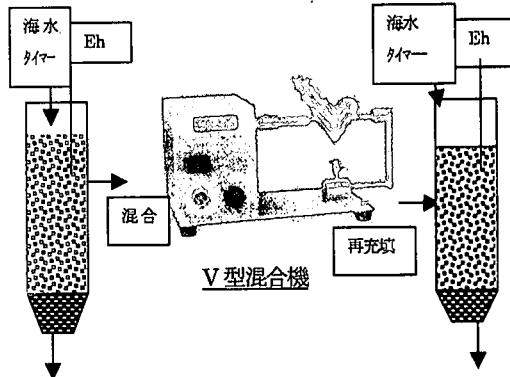


図-3 実験装置

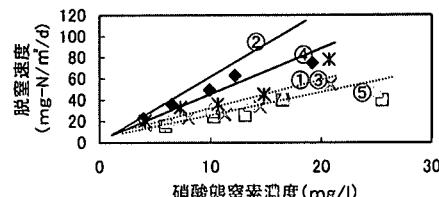


図-4 処理硝酸濃度と脱窒速度との関係

るのに際して添加する硝酸濃度を変えてMichaelis-Mentenの式(式1)で相関式をつくる。そしてフィールドの間隙水の値を代入して推定する方法をとっている。

具体的には脱窒速度Vの逆数 $1/V$ を縦軸、平衡濃度Cの逆数 $1/C$ を横軸にとったLineweaver-Burkプロット(式2)から、その切片と傾きにより $K_m$ :飽和定数と $V_{max}$ :比最大脱窒速度を算出する。

$$V = V_{max} \cdot C / (K_m + C) \quad \dots \dots \dots (1)$$

$$1/V = K_m / V_{max} \cdot C + 1/V_{max} \quad \dots \dots \dots (2)$$

図-4の結果を式2に適用した結果を図-5、図-6に示す。図中には直線回帰したときの相関係数を示し、表-1に算出した $K_m$ 、 $V_{max}$ をまとめる。

図-1の各調査地点で採取したサンプルの間隙水中の硝酸態窒素濃度を代入し、式1により脱窒速度を計算すると干潟での脱窒速度は①12.70、②14.02、③6.43、⑤7.59 mg-N/m²/dと推定された。これから泥質干潟である①、②六角川のほうが砂質干潟である③、⑤に比べ約2倍高い事がわかる。

#### 3.2 干潟コアサンプルの浸透海水の水質変化と物理かく乱の影響

##### a) 酸化還元電位 Eh の変化

図-7にEhの変化を示した。かく乱前、砂質・泥質カラムとも実験当初のEhは約300mVで日数の経過とともに-200mV程度に減少しほば一定となる。砂質カラムではかく乱後214mVまで増加し、再びかく乱直前の

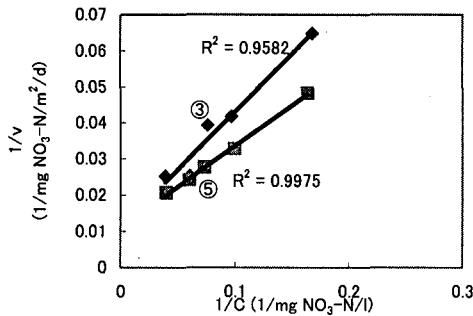


図-5 砂質干潟底泥 Lineweaver-Burk プロット

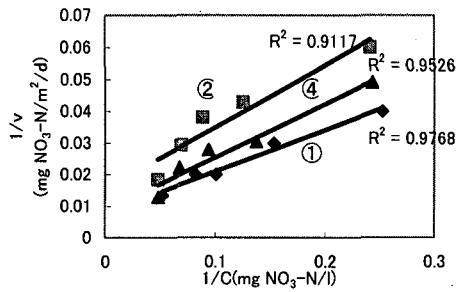


図-6 泥質干潟底泥 Lineweaver-Burk プロット

表-1 各サンプルの係数 ( $K_m$ ,  $V_{max}$ ) の決定

	①	②	③	④
$K_m$ (mg/l)	16.59	12.53	29.89	20.72
$V_{max}$ (mg-N/m²/d)	126.58	64.52	92.59	91.74

値までに減少する。また、泥質カラムにおいてはかく乱後-454 mVまで減少しその後156 mVまで増加した。かく乱前の  $E_h$  減少は同じように水の入れ替えをして潮汐を模したニホンオサガニによる有機物浄化を検討したカラム実験(矢持ら, 1997)でも見られている。かく乱によって砂質底泥の  $E_h$  はすぐに増加したが、一方泥質底泥の  $E_h$  増加はかく乱から4日後であった。この違いはかく乱した表層と下層で  $E_h$  の差が大きく、かく乱によって均一化されてもすぐには増加とならないためと考えられる(原田ら, 1999)。

図-8は浸透水中のアンモニア態窒素および硝酸態窒素のかく乱前後における変化を示している。

アンモニア態窒素について、砂質カラム浸透水は実験当初海水とほぼ同じ値を示していたが、かく乱前には0.5 mg/lまで減少した。かく乱によって1.0 mg/lほど溶出したものの日数の経過に従い0.1 mg/lまで減少した。泥質カラムにおいては、かく乱前は海水の50%程度となっているが、かく乱後一時的に溶出し、その後減少して0.1 mg/l以下と低い値で推移した。

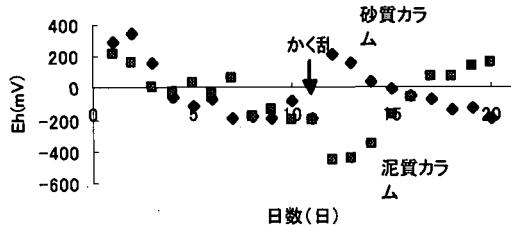
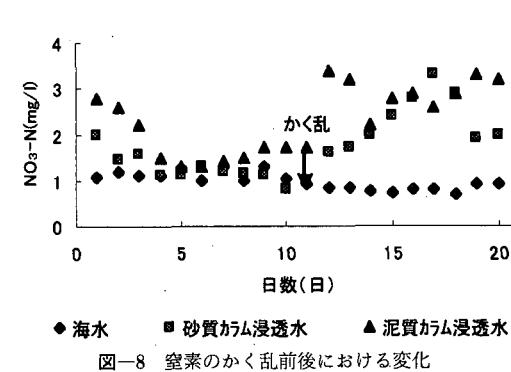
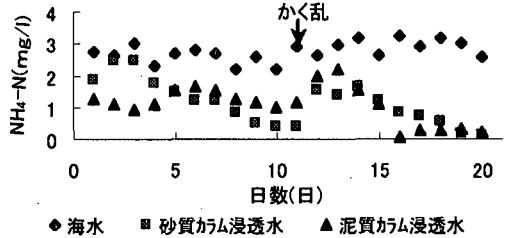
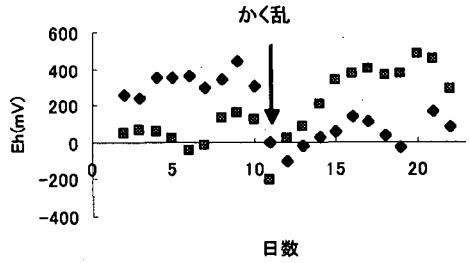
図-7  $E_h$  のかく乱前後における変化

図-8 窒素のかく乱前後における変化

図-9 連続供給における  $E_h$  のかく乱前後における変化

硝酸態窒素について、砂質カラム浸透水は当初海水と同じ程度の値を示すが、かく乱によって流入海水の2, 3倍の値となる。泥質カラム浸透水は実験当初、流入海水の3倍程度の値となるが、次第に減少して約1.5 mg/lで一定となる。かく乱後は平均で3.0 mg/l前後となる。

かく乱前に  $NH_4-N$  が海水より低い値を示し、対応して  $NO_3-N$  が増加しないことはすみやかに硝化と脱窒が

進行していることが考えられる。このときに海水を供給しないときの表層からの空気の流入の寄与が大きいと思われる所以、比較として連続的に海水を供給した実験をおこなった。このときに水位は底泥表層からほぼ3cmの位置でとなって常に冠水の状態となっている。図-9, 10にはE<sub>h</sub>とアンモニア態窒素の変化を示す。

図-7と異なり、連続供給下でのかく乱前E<sub>h</sub>は砂質カラムで200~400mV、砂質カラムで0~100mVを示し、低下はみられなかった。物理的かく乱で、砂質カラムは200mVまでしか増加しなかったが、泥質カラムでは400mVまで増加した。アンモニア態窒素は海水より高い値を示したが、かく乱によってその値は1.0mg/l以下と海水より低い値となった。E<sub>h</sub>が高いにもかかわらず、NH<sub>4</sub>-Nがかく乱前に濃度が海水よりも高くなつたこと、それが濃度が減少したこととは、海水のアンモニアの硝化の促進には表層からの空気の流入や物理的かく乱の影響が大きいことを示唆している。

図-11はリン酸態リンの変化を示す。砂質カラムではかく乱にかかわらず0.2mg/l以下の値で推移した。また、泥質カラムでは実験当初の濃度が3.0mg/l以上と高くなつたが、時間の経過とともに減少して0.5mg/l以下と海水の濃度より低くなつた。図-12は連続供給における結果を示す。泥質カラム浸透水は断続供給に比べて海

水よりも高くなることはなく、かく乱によって0.5mg/l前後に減少した。このことからリン酸態リン減少に対する断続供給の効果は少ないことがわかる。そして、E<sub>h</sub>が一となっても溶出がおこっていないことから溶出がおこる酸化還元電位状態までに低下せず、初期に間隙水中に生成した高濃度のリン酸態リンが洗いだされたもの(野村ら、2002)と考えている。かく乱後、濃度が減少しているのはE<sub>h</sub>が増加し吸着が促進されたためである。砂質カラムでは浸透水のリン濃度が特に低く、それは成分による化学的結合によるものと思われる。

表-2はかく乱後のCODを示す。砂質カラムでは7日目まで海水と同じ値であったが、かく乱後1~1.5mg/l減少した。泥質カラムでは7日目は海水より3mg/l高い値を示した。かく乱後、まだ海水よりも高い値ではあるが7日目より2mg/l程度減少した。

#### 4. まとめ

コアサンプルを用いて干潟での脱窒速度を推定するために硝酸の処理濃度を変えて対応する脱窒速度を求めた。このデータからLineweaver-Burkプロットをおこなつて比最大速度定数と飽和定数を算出した。間隙水中の硝酸濃度をMichaelis-Menten式に適用すると泥質干潟の脱窒速度は砂質干潟底泥に比べて約2倍であることがあきらかとなつた。

水質浄化能力の強化の評価は物理的かく乱によって、硝化・脱窒は砂質・泥質干潟底泥カラムとも促進された。リン酸態リンは砂質カラムの浸透水は特に低い値を示した。泥質カラムの浸透水は当初、海水より高い値をあつたが、時間経過とともに減少して、かく乱によつてさらにその約50%の値となつた。CODは砂質カラム

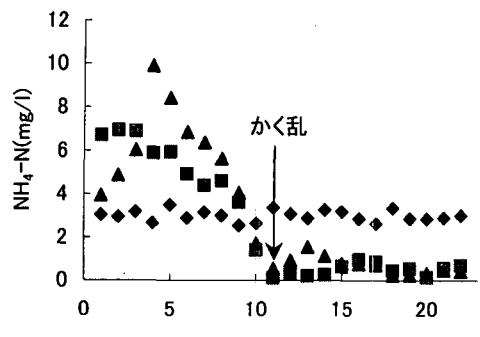


図-10 連続供給におけるかく乱前後のアンモニア態窒素の変化

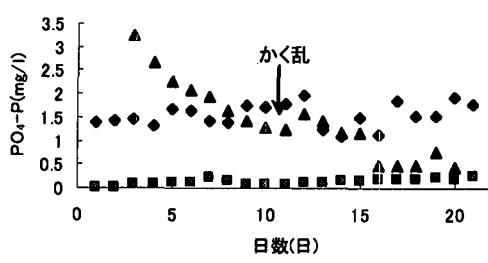


図-11 かく乱前後におけるリン酸態リンの変化

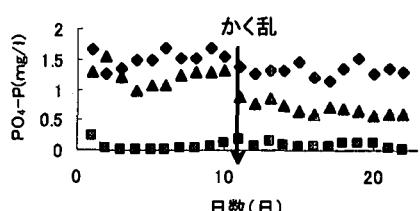


図-12 連続供給におけるかく乱前後のリン酸態リンの変化  
表-2 かく乱による浸透水のCOD変化

経過日数	海水	砂質カラムの浸透水	泥質カラムの浸透水
7	16	16	19
11(かく乱後)	15.5	14.8	17.4
14	15	14	17.5
19	16.2	14	17

単位 mg/l

ではかく乱後海水より 1~2 mg/l 低下した。

**謝辞：**研究の遂行に熊本大学工学部卒業生 村崎修司君に協力いただいた、また文部科学省の科学研究費金基盤/発展(滝川 清)より援助を受けた。記して感謝いたします。

### 参考文献

- 栗原 康 (1988): 河口沿岸域の生態系とエコテクノロジー, 東海大学出版会, pp. 86-96.
- 清水 徹・平岡喜代典・西嶋 渉・向井徹夫・滝本和人 (1998): 広島湾における水質浄化機能に関する研究—有機物の分解特性について—, 水環境学会誌, 第 21 卷, pp. 421-428.
- 中野正詩・宮崎 肇・塩沢 明・西村 拓 (1995): 土壌物理環境測定法, 東京大学出版会, pp. 86-96.
- 野村宗弘・中村由行 (2002): 播州干潟における潮汐に伴う水質変動に関する研究, pp. 217-225.

原田浩幸・滝川 清 (2001): 有明海干潟泥質・砂質干潟底泥の水質浄化機能と生物かく乱の影響, 海岸工学論文集, 第 48 卷, pp. 1126-1129.

原田浩幸・古川憲治・滝川 清 (1999): 干潟底泥の COD と ORP が生物かく乱による脱窒に及ぼす影響, 環境技術, pp. 907-912.

細見正明・白旗清伸・前田浩義・村上昭彦 (1996): 干潟底泥生物が水質浄化機能に及ぼす影響, 第 30 回日本水環境学会年会講演集, pp. 500.

矢持 進・岡田庄一・小田一紀 (1997): 砂浜や泥浜を優先する底生生物の底質浄化能力, 海岸工学論文集, 第 44 卷, pp. 1176-1196.

Franck, G., Pratrica, B. and Geroges, S. (0000): Effects of bioturbation in a marine sediments from the Western Mediterranean Littoral, Hydrobiologia, No. 304, pp. 49-58.

Raymand, N., P. Boinin and J.-C. Bertrand (1992): Comparison of methods for measuring denitrification activity in marine sediments from Western Mediterranean Costs, Oceanologica Acta, Vol. 15(2), pp. 137-143.