

伊勢湾の干潟および浅海域における窒素除去量の推定の試み

坂口 研一

Estimation of Nitrogen Removal from Tidal Flats and Shallow Sea in Ise Bay

Ken-ichi SAKAGUCHI

キーワード：伊勢湾，浅場，窒素除去

The nitrogen removal from tidal flats and shallow sea in Ise Bay was estimated as the sum of following processes including the removal rate of particulate organic nitrogen (PON) by the suspension feeder, denitrification rate by the bacteria and the removal rate of shellfish and laver.

The results were as follows: the removal of PON was 80.4tNyear^{-1} from the tidal flats and 807.4tNyear^{-1} from the shallow sea, the total denitrification was 322tNyear^{-1} from the tidal flats and $3,861\text{tNyear}^{-1}$ from the shallow sea, the harvest of shellfish and laver was 63tNyear^{-1} and 270tNyear^{-1} , respectively. Thus, total nitrogen removal from the tidal flats and shallow sea in Ise Bay was estimated at $5,403\text{tNyear}^{-1}$.

伊勢湾は面積 $1,738\text{km}^2$ ，容積 33.9km^3 ，平均水深 19.5m ，最大水深 37m を持つ我が国最大級の内湾の1つであり，海底地形は中央部が最も深く，水深 30 数メートルの海底が広がっている。また，伊勢湾は他の多くの内湾でみられるように富栄養化による赤潮，さらに貧酸素水塊の接岸による二枚貝のへい死など漁業被害がみられる(萩田 1985, 坂口ら 1998)。

伊勢湾の干潟および 5m 以浅の浅海域は知多半島の野間以北，湾奥部，松阪以南に比較的多く存在している。近年，干潟および浅海域はマクロベントスによる水質浄化や脱窒素反応による窒素の系外への除去，採貝漁業やノリ養殖による有機物の人為的な取り上げの場として注目されている。東京湾や三河湾では干潟・浅海域における水質浄化量の定量的な評価が行われ(Hata *et al.* 1996, 鈴木ら 1997, 青山・鈴木 1997)，高い浄化能力を有することが指摘されている。しかし，伊勢湾ではそのような調査事例が少なく，干潟および浅海域における浄化能力の実態については明らかにされていない。

そこで伊勢湾内に干潟及び浅海域の調査モデル海域を設定し，その海域における単位面積あたりの窒素除去速度を算出し，伊勢湾の干潟及び浅海域における窒素除去量を現段階の調査規模および調査技術において推定する

ことにより，伊勢湾の干潟及び浅海域の窒素除去の重要性について定性的なものではなく，数値レベルで評価を試みた。

本研究は三重県科学技術振興センター共同研究事業「伊勢湾の生態系の回復に関する研究」の一環として実施された。

方 法

調査は2001年8月，10月，12月，2002年2月，4月，6月，8月，10月の計8回にわたり，Fig. 1に示した海域の6測点において実施した。水深はST1とST2は東京湾平均海面下 3m ，ST3とST4は 5m の浅海域で，ST5およびST6は干潟域の測点である。

1. モデル海域の底質および水質

底質の採集はダイバーによるコアサンプリングで行った。底質は粒度組成，化学的酸素要求量(COD)，間隙水中の溶存態無機窒素(DIN)，堆積物中のクロロフィルaおよびフェオ色素を測定した。粒度組成は標準網ふるいで篩い分けた。CODはアルカリ性過マンガン酸ヨウ素滴定法，間隙水中のDINは底質 20g を 1N の塩化カリウム 200ml で抽出した後，ガラスフィルター(GF/C ワツ

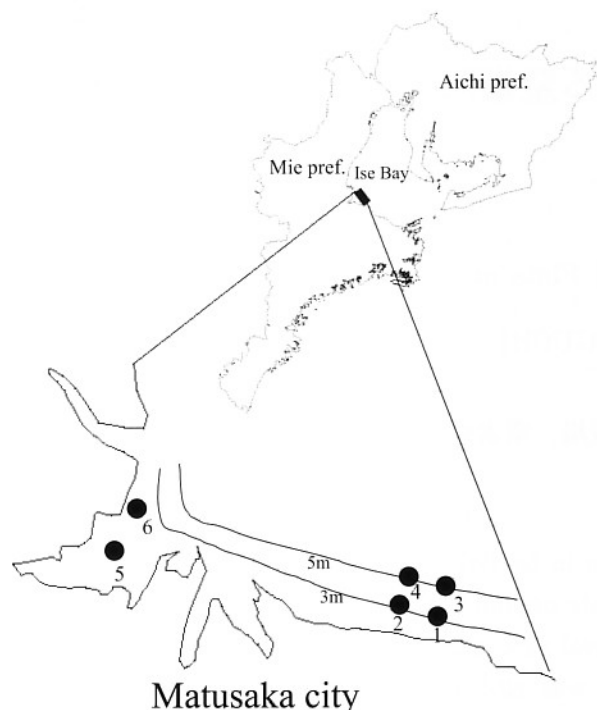


Fig 1. Map showing the location of the sampling stations in Ise Bay.

トマン)で濾過を行い、濾液をイオン交換水で10倍希釈した後、オートアナライザー (TRAACS 800 BRAN+LUEBBE)を用いて分析した。堆積物中のクロロフィル a は約 1 g の堆積物に90%アセトン溶液を10mlずつ分注し、超音波洗浄機 (U204型 シャープ)で約10分間、超音波処理を行った。その後、遠心分離器 (LC-120 トミー工業)で3000rpm, 10分間、遠心分離を行い、この上澄み液を試料溶液とし、分光蛍光光度計 (650-10S型 日立製作所)を用いて測定を行った。フェオ色素は試料溶液に希塩酸を2, 3滴添加してしばらく放置した後、再度蛍光値を測定した。これに別途求めた乾燥減量 (%) の値から乾燥試料当りのクロロフィルaおよびフェオ色素量を算出した。

水質は懸濁態有機窒素 (PON) を測定した。海水をろ過した濾紙を濃塩酸により無機炭素を除去した後、デシケータ中で約48時間乾燥させ、分析試料とした。試料はCHNコーダー (CHN CORDER MT-5 ヤナコ) を用いて測定した。

2. モデル海域における生物の現存量

各測点別に細菌、メイオセントス、付着藻類、ろ過食性者、表層堆積物食者の単位面積当たりの現存量を窒素ベースで算出し、*t* 検定 (両側確率) により有意

水準0.05で有意差検定を行った。

1) 細菌は滅菌済チップを採泥用コアとして用い、約0.5mlの泥を採取した後、最終濃度が1%になるようグルタルアルデヒドを添加した濾過滅菌海水10mlに懸濁させて固定した。その後、界面活性剤としてピロリン酸を添加し、攪拌した後、超音波破砕機 (UH-50 エスエムテ) で約50秒処理し10分間静置後、上澄み液についてDAPI染色を行った。試料は、孔径0.2 μmスクレポアフィルター (ワットマン) で濾過し、細菌をフィルターの表面に捕集した。細菌細胞数は、落射蛍光顕微鏡 (LEITZ DM RB ライカ) を用い、プレパラートにU励起光を当て、検鏡倍率1000倍で観察し計数した。細菌の窒素現存量は次式を用いた。

細菌の窒素現存量

$$= \text{総細胞数} \times \text{炭素含有量} \div \text{C/N比}$$

ただし、炭素含有量は0.052pgC/細胞、C/N比は5.22とした (Kogure, K., and Koike, I. 1987)。

2) メイオセントスは目合い1mmのふるいを用い、ふるい上に残る底生生物を除去した後目合い32 μmのふるいを用い、ふるい上に残る底生生物を捕集、遠沈管に収容した後、保存剤としてエチレングリコールを約20%になるよう加え、メイオセントス分析用の試料とした。双眼実体顕微鏡下でマイクロメータを用い、各動物群につき体長 (長径) と体幅 (短径) の測定を行ない、窒素量換算係数を算出する基礎データとした。メイオセントスの窒素現存量は次式を用いた。

メイオセントス窒素現存量

$$= \text{個体数} \times \text{体積} \times \text{比重} \times \text{湿乾重量比} \times \text{炭素含有比} \div \text{C/N}$$

体積は、体長と体幅から係数および近似する図形で算出した。また、比重は1.13、湿乾重量比はWeiser, W. (1960)から0.25、炭素含有比は佐々木(1989)から0.4、ただし、線虫類は、湿乾重量比はMyers, R. F. (1967)から0.20、炭素含有比は会沢(1988)から0.275、C/N比はそれぞれ線虫類はMyers, R. F. (1967)から5.9、ハルパクチクス類はUye, S. (1982)から3.9、その他の生物群はStoecker, D. K. and Sanders, N. K. (1985)から4.0を用いた。

- 3) 付着珪藻の現存量は堆積物中のクロロフィル a の分析値を、窒素/クロロフィル a = 5.3 (富栄養化予測手法マニュアル 1987) で換算することにより求めた。
- 4) ろ過食性者と表層堆積物食者の現存量は試料を室温 ~ 45°C で乾燥後、乾重量を測定し、メノウ乳鉢で粉碎後、試料に供した。試料は CHN コーダー (CHN CORDER MT-5 ヤナコ) を用いて測定した。

3. モデル海域におけるろ過食性者による有機懸濁物除去速度

ろ過食性者による直接窒素除去速度は 2001 年 8 月 ~ 2002 年 10 月のろ過食性者および表層堆積物食者の現存量を窒素量に換算し、各測点における現存量を平均した後、鈴木ら (2000) の次式を用いて有機懸濁物除去速度を算出した。

$$\begin{aligned} \text{PONrm} &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex}) + \text{SFfd} \times \text{Ex} \times (1 - \text{Rs}) \\ &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex} \times \text{Rs}) \\ \text{SFfd} &= (\text{SFst} \times \text{PBsf}) / \text{FDsf} / 365 \\ \text{RS} &= (\text{SFfd} \times \text{Ex} - \text{SDFfd}) / (\text{SFfd} \times \text{Ex}) \\ \text{SDFfd} &= (\text{SDFst} \times \text{PBsdf} \times (1 - \text{CP})) \\ &\quad / \text{FDsdf} / 365 \\ \text{CP} &= \text{Chl-a} / (\text{Chl-a} + \text{Pheo}) \end{aligned}$$

上式で PONrm は有機懸濁物除去速度 ($\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$)、SFfd はろ過食性者による有機懸濁物摂餌速度 ($\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$)、Rs は糞・偽糞の再懸濁率、SDFfd は表層堆積物食者による糞・偽糞摂餌速度 ($\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$)、CP は表層堆積物食者が摂食する付着藻類の割合を示す。

また、Ex (ろ過食性者の糞・偽糞排泄率) は秋山 (1988) から 0.55、PBsf (ろ過食性者の P/B (生産量/現存量) 比) は堀越・菊池 (1976) から 2.5、FDsf (ろ過食性者の転換効率) は佐々木 (1989) から 0.15、PBsdf (表層堆積物食者の P/B 比) は堀越・菊池 (1976) から 3.0、FDsdf (表層堆積物食者の転換効率) は木村ら (1991) から 0.15 を適用した。

4. モデル海域における脱窒素速度

各測点の脱窒素速度の測定にはアセチレンブロック法を用いた。すなわち、底泥をスミスマッキンタイヤー式採泥器を用いて採集し、実験室に持ち帰った後、現場海水を用いて 50ml のスラリー試料を 131ml 容ポリ容器に移した。スラリーに含まれる水分と容器に満たす海水を合

計したもののアセチレン飽和濃度が 10% になるようにアセチレン飽和海水を調整した後容器に加え、気相が残らないように密閉し、20°C で 30 分間の振とう培養を行った。培養後、気相を吸引できるように改良したアクリルパイプに移し替え、20% ホルマリン 20ml を加えた後、20°C で気相平衡を 1 時間行った。ガラスシリンジで気相 100 ml を採取し、テドラーバック中に入れ、空気 400ml で 5 倍希釈した後ガスクロマトグラフ (GC-8AI 島津製作所) による亜酸化窒素 (N_2O) 分析に供した。測定は各測点につき培養から分析まで 2 連とブランク 1 連で行い、 N_2O 濃度は各測定値からブランクの値を差し引いたものの平均値とした。測定した気相の N_2O 濃度より、 N_2O 溶解度定数 (Weiss, R. F., and Price, B. A. 1980) を用いて試料中の N_2O 量を算出した。

5. 伊勢湾の干潟および浅海域における 1 年間の窒素除去量の推定

干潟および浅海域の窒素除去はろ過食性者による有機懸濁物除去量や表層堆積物食者、メイオバントス、バクテリアによる沈降有機物の固定による海水中への再懸濁物の防止や鳥類による搬出、脱窒素量、採貝漁業やノリ養殖による陸上への取り上げ量などが考えられるが、ここでは窒素除去速度として表現できるろ過食性者による有機懸濁物除去速度、脱窒素速度、採貝漁業やノリ養殖による陸上への窒素回収速度の合計を窒素除去速度とした。ろ過食性者による有機懸濁物除去速度、脱窒素速度はモデル海域の単位面積当たりの 1 年間の窒素量として算出し、伊勢湾の干潟および浅海域の面積を乗じた。伊勢湾の浅海域の面積は海上保安庁発行の海図 (W1051) より、干潟域の面積は航空機を用いたマルチスペクトラルスキャナー (MSS) による解析で求められた面積 (水野 未発表) を、伊勢湾の採貝漁業やノリ養殖による陸上への回収速度は 1993 年 ~ 1997 年の 5 年間の平均値を用いた。これらの合計から、伊勢湾の干潟および浅海域の 1 年間の窒素除去量を推定した。

結 果

1. 底質によるモデル海域の区分

調査開始時の 2001 年 8 月の底質の粒度組成をみると ST 1 は粗砂より粒径が大きい堆積物の割合が 30% 占め、浅海域の測点の中で最も粒度が粗い底質であった。一方、ST 2 および 3 はほぼ同様の粒度組成を示し、ST 4 は中砂より粒径が小さい堆積物の割合が 90% 占め、最も粒度が細かい底質であった。干潟である ST 5 と 6 は中砂よ

り粒径が小さい堆積物の割合が40%を占めるほぼ同様の粒度組成を示した (Fig. 2)。CODの値はST 1と2では1.8mg/乾泥gと低く、ST 3と4では6.5および6.8mg/乾泥gとやや高い値を示した。ST 5は8.28mg/乾泥g、ST 6は0.7mg/乾泥gであった (Fig. 3)。また、粒度組成およびCODの傾向は調査期間をとおして類似したものであった。この結果から、モデル海域をST 1と2を有機物が少ない浅海域 (Type 1)、ST 3と4を有機物が多い浅海域 (Type 2)、ST 5を有機物が多い干潟 (Type 3)、ST 6を有機物が少ない干潟 (Type 4) の4海域に分類した。

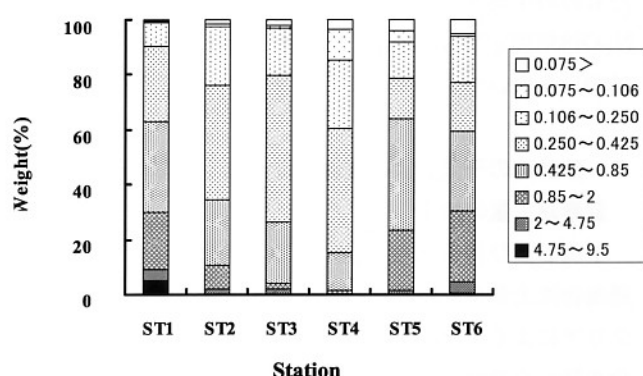


Fig 2. Particle size compositions of the sediments at six stations.

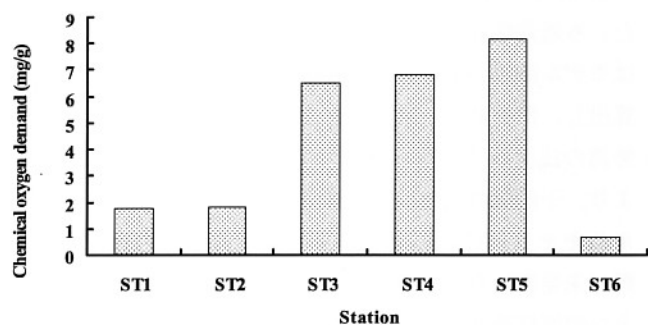


Fig 3. Chemical oxygen demand (COD) of the sediments at six stations.

2. モデル海域における生物の現存量

バクテリアの現存量は2003年6月と8月の調査で多かった。全調査8回の平均値を海域別にみるとType 1は531mgNm⁻²、Type 2は613mgNm⁻²、Type 3は534mgNm⁻²、Type 4は504mgNm⁻²とType 2でやや多かったがいずれの海域間においても有意な差は認められなかつ

た (Fig. 4)。メイオセントスの現存量は季節的に特徴のある変動はみられなかった。全調査8回の平均値を海域別にみるとType 1は242mgNm⁻²、Type 2は154mgNm⁻²、Type 3は174mgNm⁻²、Type 4は183mgNm⁻²でややType 1が多かったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった (Fig. 5)。付着藻類の現存量は季節的には冬季に少なく、春季から夏季にかけて多くなる傾向がみられた。全調査8回の平均値を海域別にみるとType 1は37mgNm⁻²、Type 2は59mgNm⁻²、Type 3は29mgNm⁻²、Type 4は102mgNm⁻²でtype 2とType 4が多かった。Type 4はType 1、Type 3のそれぞれに対し有意に現存量は多かった (Fig. 6)。ろ過食性者の現存量は季節的に特徴のある変動はみられなかった。全調査8回の平均値を海域別にみるとType 1は169mgNm⁻²、Type 2は186mgNm⁻²、Type 3は646mgNm⁻²、Type 4は45mgNm⁻²でType 3で多く、Type 4では少なかったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった (Fig. 7)。表層堆積物食者の現存量は2001年12月と2002年2月と4月の調査で多かった。全調査8回の平均値を海域別にみるとType 1は127mgNm⁻²、Type 2は121mgNm⁻²、Type 3は246mgNm⁻²、Type 4は947mgNm⁻²でType 4でかなり多かったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった (Fig. 8)。

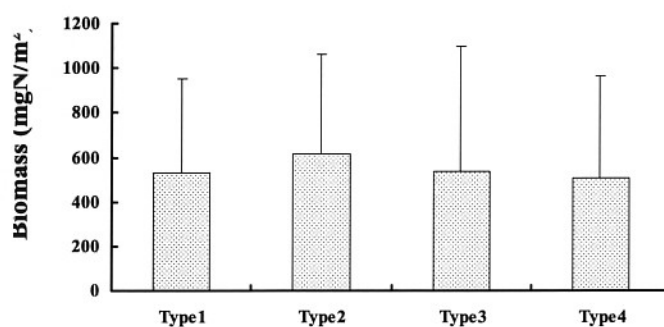


Fig 4. Mean Bacterial biomass (n=8) expressed by nitrogen amount at four sediment types representing six sampling stations.

Type 1 represents st.1 and st.2 of shallow sea that has low organic matter. Type 2 represents st.3 and st.4 of shallow sea that has high organic matter. Type 3 represents st.5 of tidal flat that has high organic matter. Type 4 represents st.6 of tidal flat that has low organic matter.

Vertical error bars show standard deviation.

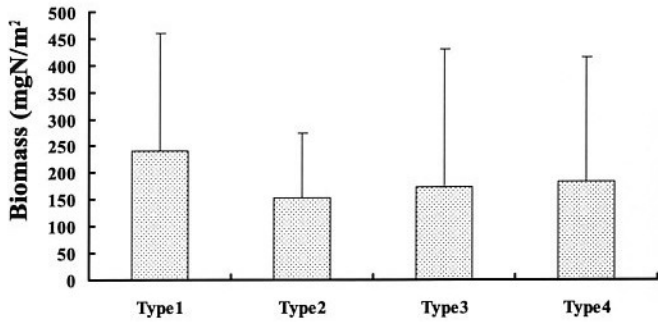


Fig 5. Meibenthos biomass expressed by nitrogen amount at four sediment types.

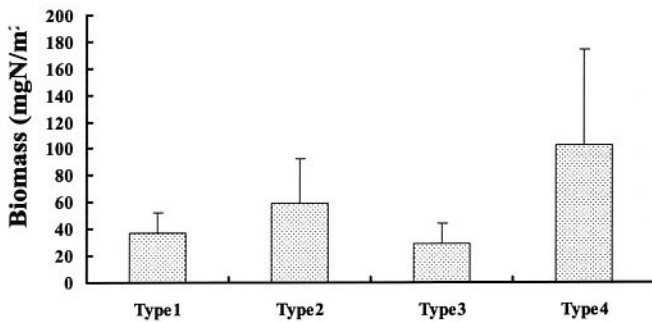


Fig 6. Benthic algae biomass expressed by nitrogen amount at four sediment types.

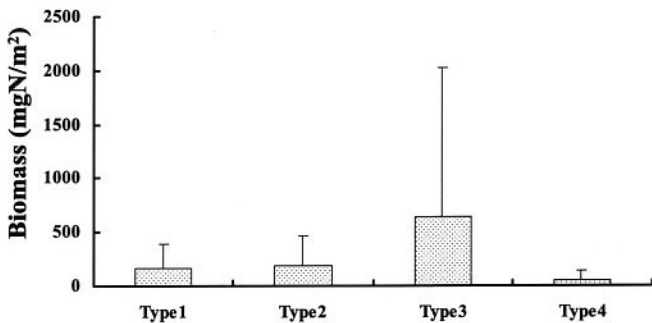


Fig 7. Suspension feeder biomass expressed by nitrogen amount at four sediment types.

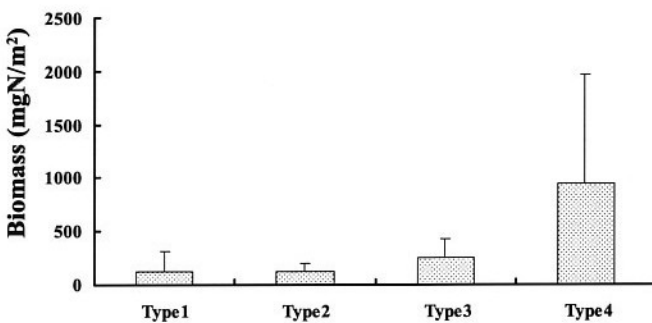


Fig 8. Surface deposit feeder biomass expressed by nitrogen amount at four sediment types.

3. モデル海域におけるろ過食性者による有機懸濁物除去速度

ろ過食性者による平均有機懸濁物除去速度は2001年8月と10月、2002年2月の調査で高かった。海域別にみるとType 1は $7.2\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 2は $13.6\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 3は $11.3\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 4は $9.6\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ でType 2で高かったのに対し、Type 1は低かったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった(Fig. 9)。ろ過食性者によるモデル海域における平均有機懸濁物除去速度は干潟域 (Types 3, 4) では $4,490\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ 浅海域 (Types 1, 2) では $4,417\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ で合計は $8,907\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ あった。

4. モデル海域における脱窒素速度

脱窒素細菌による脱窒素速度は季節的に特徴のある変動はみられなかった。海域別にみるとType 1は $6.1\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 2は $109.8\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 3は $95.1\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 4は $3.6\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ でType 2とType 3はType 1とType 4のそれぞれに対し有意に脱窒素速度は速かった (Fig.10)。脱窒素のモデル海域の平均速度は、干潟域では $17,995\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ 浅海域では $21,134\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ で合計は $39,129\text{kgNkm}^{-2}\text{year}^{-1}$ あった。

5. 伊勢湾の干潟および浅海域における1年間の窒素除去量の推定

2000年の伊勢湾の干潟の面積は 17.9km^2 、5m以浅の浅海域の面積は 182.7km^2 である(水野 未発表)。これにモデル海域におけるろ過食性者による有機懸濁物除去速度を乗じると伊勢湾の有機懸濁物除去速度は干潟域では 80.4tNyear^{-1} 、浅海域では 807.0tNyear^{-1} で合計は 887.4tNyear^{-1} であった。

同様に脱窒素についてモデル海域の平均速度を面積に乗じると脱窒素速度は干潟域では 322tNyear^{-1} 浅海域では $3,861\text{tNyear}^{-1}$ で合計は $4,183\text{tNyear}^{-1}$ であった。伊勢湾全体の採貝漁業による窒素の回収速度は 63tNyear^{-1} 、ノリ養殖による窒素の回収速度は 270tNyear^{-1} であった。これらの結果から、1年間のろ過食性者による有機懸濁物除去量、脱窒素細菌による脱窒素量、採貝漁業およびノリ養殖による窒素の回収量を合計すると伊勢湾の干潟および浅海域の窒素除去量は $5,403\text{tNyear}^{-1}$ と見積もられた。(Table 1)。

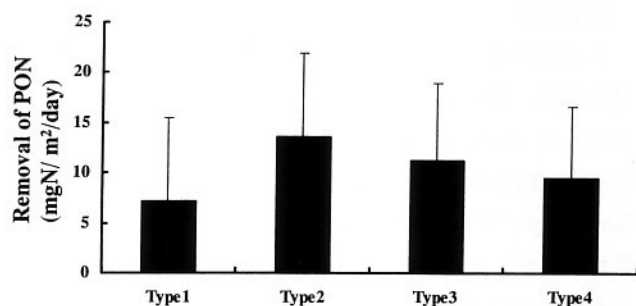


Fig 9. The removal rate of particulate organic nitrogen (PON) by shellfish at four sediment types.

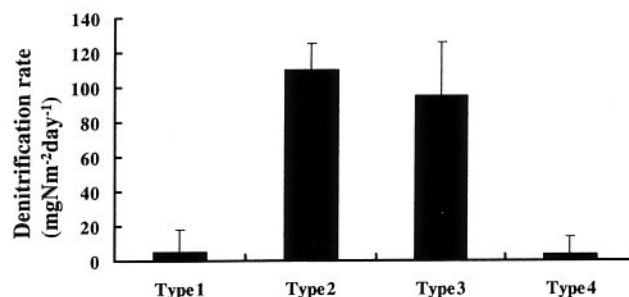


Fig 10. Denitrification rate at four sediment types.

Table 1. Annual nitrogen removal (tN/y) from tidal flats and shallow sea in Ise Bay

Items	Annual nitrogen removal (tN/year)		
	Tidal flat	Shallow sea	Total
Removal of PON	80	807	887
Denitrification	322	3,861	4,183
Shellfish catch	—	—	63
Laver cultivation and harvest	—	—	270

考 察

本研究のモデル海域では有機物が少ない浅海域（水深 3 m, Type 1）、有機物が多い浅海域（水深 5 m, Type 2）、有機物が多い干潟（Type 3）、有機物が少ない干潟（Type 4）の 4 海域に分類された。Type 1 と Type 2 の底質の違いは波浪による底質の攪拌力および溶存酸素量の違いによる有機物の分解速度の差により生じたものと考えられる。一方、干潟域である Type 3 と Type 4 で底質に違いが生じたのは、両海域における海水交換率と有機物の供給量の差、すなわち海水交換が良い Type 3 に対して、Type 4 では三渡川により有機物の供給量が多く、地形的にも海水が停滞しやすいこと（坂口ら 2001）、周期的にアオサの堆積が起こることによると考えられる。

細菌の現存量は 2002 年 6 月と 8 月の調査で多かった。年間を通じた調査ではないものの鈴木ら（1998）の

三河湾の例でも春季より夏季に大きく増加し、その後減少する同様の傾向がみられている。今回の調査ではメイオセントスと表層堆積物食者の現存量が夏季において特に減少した傾向がみられないことから、夏季に細菌の現存量が多いのは摂食圧の低下によるものではなく、分解基質の増加や底泥温度の上昇により増加速度が速くなったことに起因していたと考えられる。一方、調査期間を通じた細菌現存量の平均値ではいずれの海域間においても有意な差は認められなかったことから、調査海域においては分解基質の量が細菌の現存量の主な制限要因にはなっていないと考えられた。

附着藻類の現存量は季節的には冬季に少なく、春季から夏季にかけて多くなる傾向がみられた。海域別にみると type 2 と Type 4 で多く、Type 4 は Type 1、Type 3 のそれぞれに対し有意に現存量は多かった。附着藻類の現存量の季節変化に日射量が強く寄与していると考えら

れる。Type 4 と type 3 はともに干潟であり、日照量としては十分であるにもかかわらず現存量に大きな差が出ているのは type 3 が還元的な底質の干潟であることからアンモニウム態窒素が附着藻類の光合成を阻害 (Addmiraal *et al.* 1984) したためと考えられる。

表層堆積物食者の現存量は2001年12月と2002年2月と4月のType 4 で多かった。海域別にみるとType 4 では他の海域に比べ多かったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった。

メイオセントスとろ過食性者の現存量は季節的に特徴のある変動はみられなかった。海域別にみると多少の違いはみられるもののいずれの海域間においても有意な差は認められなかった。夏季に著しい生物の現存量の減少がみられなかったことから、調査期間中に貧酸素水による大量への死はなかったものと考えられる。

ろ過食性者による平均有機懸濁物除去速度は季節的に特徴のある変動はみられなかった。海域別にみるとType 2 で高かったのに対し、Type 1 は低かったが、いずれの海域間においても有意な差は認められなかった。鈴木ら (2000) によるとろ過食性者による平均有機懸濁物除去速度は三河湾では $49\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ であり、基本水準面下 - 3 m 以深では水深が深くなるにつれ除去量が低下する傾向にあることを報告している。それと比較すると、当調査海域ではろ過食性者による平均有機懸濁物除去速度は $10.4\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ と約 1/5 にとどまった。また、水深が深くなるにつれ除去量が低下する傾向も見出せなかった。平均有機懸濁物除去速度が小さいこと、水深別で有機懸濁物除去速度の傾向がみられないことには、いずれも三河湾での調査事例と比較してろ過食性者の現存量がかなり少ないことに起因していると考えられる。事実、近年伊勢湾沿岸域ではアサリをはじめとした二枚貝が減少しており、調査海域においても数年前に比べて二枚貝が減少していた (坂口 未発表)。

本調査海域における脱窒素速度はType 1 は $6.1\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 2 は $109.8\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 3 は $95.1\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、Type 4 は $3.6\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ であった。熊田 (1988) によると一色干潟の脱窒素速度は $20\sim 100\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ 、黒田 (1997) によると $3.07\sim 24.84\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ (スラリー法) と報告している。また、三番瀬での測定では $53\sim 118\text{mgNm}^{-2}\text{day}^{-1}$ と報告されており、当調査海域における測定値と大差はなかった。調査海域の中で大きな差が生じるのは、Type 1 と Type 4 は酸化的な底質であることからバクテリアによる脱窒素反応が起こりにくく、Type 2 と Type 3 は還元的な底

質であることから脱窒素反応が起こりやすかったためと考えられる。

伊勢湾の干潟および浅海域における窒素除去速度は $5,403\text{tNyear}^{-1}$ と見積もられた。この値はろ過食性者による有機懸濁物除去速度、脱窒素速度、採貝漁業やノリ養殖による陸上への回収速度の合計から求めたものである。この中で脱窒素速度が $4,183\text{tNyear}^{-1}$ と大きな部分を占めている。しかし、今回脱窒素速度の測定に用いたスラリー法は一般的に測定値が高い値を示す。また、培養時間を30分と短く設定したことから、硝酸態窒素および基質となる有機態炭素の消費による脱窒反応の制限は小さくなっていると考えられる。これらのことから、実際の海域で起こっている脱窒素速度は今回求められた速度より小さいと考える方が妥当であろう。今後、伊勢湾の干潟および浅海域における窒素除去速度について精度の高い値を求めるためには、今回のモデル海域においても底質のタイプにより窒素除去速度が大きく異なることから、湾内に別のモデル海域を設け、伊勢湾の干潟および浅海域の窒素除去機能の特徴について知見を集積すること、また実際の海域で起こっている脱窒素速度を再現することが必要である。これらのことから、本研究で算出された数値は伊勢湾の窒素除去の絶対的な数値ではなく、今後の伊勢湾の窒素除去に関する研究の最初の算出事例と考えるべきである。

要 約

伊勢湾内に干潟及び浅海域のモデル海域を設定し、その海域における単位面積あたりの窒素除去速度を算出することにより伊勢湾の干潟及び浅海域における窒素除去速度の推定を行った。その結果、伊勢湾の有機懸濁物除去速度は干潟域では 80.4tNyear^{-1} 、浅海域では 807.0tNyear^{-1} で合計は 887.4tNyear^{-1} であった。脱窒素速度は干潟域では 322tNyear^{-1} 、浅海域では $3,861\text{tNyear}^{-1}$ で合計は $4,183\text{tNyear}^{-1}$ であった。伊勢湾全体の採貝漁業による窒素の回収速度は 63tNyear^{-1} 、ノリ養殖による窒素の回収速度は 270tNyear^{-1} であった。これらの結果から、ろ過食性者による有機懸濁物除去速度、脱窒素細菌による脱窒素速度、採貝漁業およびノリ養殖による窒素の回収速度を合計すると伊勢湾の1年間の干潟および浅海域の窒素除去量は $5,403\text{tN}$ と見積もられた。今後の課題として、湾内に別のモデル海域を設け、伊勢湾の干潟および浅海域の浄化機能の特徴について知見を集積すること、実際の海域で起こっている脱窒素速度を再現することが必要である。

文 献

- Admiraal, W., Peletier, H., and Brouwer, T. (1984) : Experimental analysis of the seasonal succession patterns of diatom species on an intertidal mud-flat. *Oikos*, 42, 30-40.
- 青山裕晃・鈴木輝明 (1997) : 干潟上のマクロベントス群集による有機態懸濁物除去速度の現場測定. 水産海洋研究, 61(3), 265-274.
- 秋山章男 (1988) : 底生生物の挙動と食物連鎖. 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究, 農林水産技術会議事務局, pp. 82-102.
- Hata, K., Oshima, I., and Nakata, K. (1996) : Evaluation of the nitrogen cycle in a tidal flat. *Estuarine and Coastal Modeling*, 542-554.
- 萩田健二 (1985) : 貧酸素水と硫化水素水のアサリのへい死に与える影響. 水産増殖, 33(2), 67-71.
- 堀越増興・菊池泰二 (1976) : ベントスの生物生産性. 海藻・ベントス (元田 茂編), 東海大学出版会, pp. 241-271.
- Kogure, K., and Koike, I. (1987) : Particle counter determination of bacterial biomass in seawater. *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 274-277.
- 木村賢史・三好康彦・嶋津暉之・赤沢 豊 (1991) : 人工海浜の浄化能力について(2)—葛西人工海浜及びその地先における底生動物の現況とその浄化能力の検討—. 東京都環境科学研究所年報1991, pp. 141-150.
- 熊田 弘 (1988) : 潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究. 農林水産技術会議事務局, pp. 149.
- 黒田伸郎 (1997) : 干潟脱窒速度の測定について. 愛知水試研報, 4, 49-56.
- Myers, R. F. (1967) : Osmoregulation in *Pangrellus redivivus* and *Aphelenchus avanae*. *Nematologica*, 12, 579.
- Stoecker, D. K. and Sanders, N. K. (1985) : Differential grazing by *Acartia tonsa* on a dinoflagellate and a tintinnid. *J. Plankton Res.*, 7, 85-100.
- 坂口研一・南 勝人・瀬古準之助・伊藤 徹 (1998) : 貧酸素によるアサリ漁場影響調査. 三重県水産技術センター事業報告. 平成9年度, 187-188.
- 坂口研一・辻ヶ堂 諦 (1998) : 緊急地域雇用対策事業. 雲出川, 櫛田川河口周辺流況調査. 三重県科学技術振興センター水産技術センター事業報告. 平成12年度, 100-101.
- 鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子 (1997) : 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化—三河湾一色干潟における事例—. 海洋理工学会誌, 3(1), 63-80.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正 (1998) : 底層の貧酸素化が内湾浅海底生生物群集に及ぼす影響. 海の研究, 7, 223-236.
- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正 (2000) : マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海部における事例研究—. 水産海洋研究, 64(2), 85-93.
- Uye, S. (1982) : Length-weight relationships of important zooplankton from the inland sea of Japan. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 38, 149-158.
- Weiss, R. F., and Price, B. A. (1980) : Nitrous oxide solubility in water and seawater. *Marine Chemistry*, 8, 347-359.
- Wieser, W. (1960) : Benthic studies in Buzzard's Bay II. The meiofauna. *Limnology and Oceanography*, 5, 121-137.