

水族館水処理における脱窒システムの開発

水族館バックヤード水槽での実証試験

川又 瞳^{*1}・森 正人^{*2}・濱口 威真^{*3}・倉部 美彩子^{*3}・山口 隆司^{*3}

Keywords :aquarium, wastewater treatment, nitrate-nitrogen, denitrification, granular sludge

水族館、水処理、硝酸態窒素、脱窒、グラニュール

1. 背 景

水族館の水処理技術において、海水の補給量および排水量の削減技術は経済的かつ環境負荷低減の観点から重要な技術となる。特に、飼育水中の窒素成分を除去する脱窒システムは重要な技術であるが、水族館のみならず養殖の水処理技術においてもほとんど適用されてない。その理由は従来の水族館は沿岸域に立地する場合が多く、海水を無尽蔵に使用できる環境であった。しかしながら、最近では海岸から遠く離れた内陸（都市域）に立地することが多くなり、海水の取水やその輸送コストの増大のほか、窒素成分を高濃度で含む大量の海水を排水することによる環境への影響等が問題視されつつある。

2. 現 状

水族館において海水魚飼育水の処理設備のランニングコストを低減するために補給水の削減は重要であり、そのためには、海水を排水せずに循環して再利用する必要がある。すなわち、水生生物にとって有害である飼育水中の排泄物や残渣由来の窒素成分（アンモニア態窒素： $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、亜硝酸態窒素： $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、硝酸態窒素： $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ）を蓄積させないための管理が必要である。窒素成分の除去方法には新鮮な海水補給による飼育水の希釀が一般的である。この補給水には、一般に一日あたり全水量の約1~10%の海水を必要としている¹⁾。したがって、補給水の削減は、適応飼育温度維持のための熱エネルギーの低減、また海水の取水・運搬費用、換水後の排水処理費用および環境負荷(CO_2)の低減

に繋がる。

以上のように、一般に水族館設備ではすでに砂ろ過等により硝化処理は効率良く行われているが、蓄積した硝酸を除去する脱窒処理はほとんど行われていない^{2)~4)}。この脱窒処理が効率良く行われると、新鮮な海水を補給することで窒素成分を希釀することなく、海水飼育水を処理循環して使用することが可能となる。つまり、飼育水中の生物に悪影響を及ぼす硝酸態窒素を効率良く除去することが課題となる。

3. 目 的

本研究では、水処理設備の省エネルギー化やコスト低減に大きく寄与する技術開発の一環として、種々の実験^{5)~9)}により微生物（脱窒菌）を利用した基本的な脱窒性能を確認し、海水魚を実際に飼育した水族館のバックヤード水槽において循環型脱窒システムを導入してその最終性能を実証することを目的とした。

4. 脱窒リアクター（脱窒槽）の基礎的検討

4.1 電子供与体の選定

飼育水に蓄積する硝酸を除去する技術として微生物（脱窒菌）を利用した脱窒素システムの開発を目指し、まず嫌気的な環境下で起こる脱窒菌の脱窒反応に必要な電子供与体の選定を検討した¹⁰⁾。

脱窒リアクターは容積2L、高さ1mの円筒型カラム3本を直列に連結した上向流固定型のリアクターとした。固定床担体としてスポンジ担体（Down-flow Hanging Sponge; DHS G3: $\phi 33\text{mm} \times 33\text{mm}$ ）を充填し、電子供与体として酢酸ナトリウム（有機物添加型）と元素硫黄（硫黄添加型）の2種類を用いた。初期実験条件として模擬飼育水には人工海水を用い、塩濃度3.0%，

* 1 技術センター 土木技術研究所 水域・環境研究室

* 2 エンジニアリング本部 アクアグループ

* 3 長岡技術科学大学 水圈土壤環境制御研究室

NO_3^- -N 素濃度 40mg-N/L (硝酸ナトリウム)とした。また、模擬水槽の飼育水は、エアレーションにより溶存酸素量 (DO) は 6mg/L 以上とし、水温は 25°Cに制御した。有機物添加型脱窒リアクターの運転は、水理学的滞留時間 (HRT) を 6~10 h, 炭素/窒素 (C/N) 比 = 2~3 で行った (RUN1~RUN4)。一方、硫黄添加型脱窒リアクターでは、各カラムに粒状の元素硫黄を 120g-S となるように充填し、HRT10 h で有機物添加型の場合との脱窒性能を比較した。実験条件を表-1 に示す。

表-1 実験条件
Table1 Condition of experiment

	有機物リアクター			硫黄リアクター	
	経過日数 (日)	HRT (h)	C/N比	HRT (h)	元素硫黄 (g-S/カラム)
RUN 1	0~44	10		2	
RUN 2	45~62		6		
RUN 3	63~92			10	120
RUN 4	93~115	10		3	

有機物添加型および硫黄添加型の脱窒リアクターの連続通水試験を行い、水温、pH、酸化還元電位 (ORP)、DO、 NO_3^- -N の経日変化を測定した。その際の NO_3^- -N 濃度と除去率を表-2 に示す。

NO_3^- -N の処理性能は、電子供与体の供給不足により除去率が低下したところも見られたが、概ね HRT と C/N 比を適切に調整することで、システム全体の硝酸態窒素除去率は 96%，処理水中の NO_3^- -N 濃度は 1.6mg-N/L を達成した。

表-2 硝酸態窒素 (NO_3^- -N) 濃度と除去率
Table2 Removal efficiency of nitrate-nitrogen

	飼育水	カラム1	カラム2	カラム3	除去率 (%)
RUN 1	40.9	16.9	7.1	5.0	87.8
RUN 2 (mg-N/L)	40.0	21.1	15.3	10.4	73.9
RUN 3	40.0	27.2	19.4	14.0	65.1
RUN 4	40.0	12.9	2.9	1.6	96.0
硫黄 (mg-N/L)	39.0	—	—	25.8	35.4

一方、硫黄添加型の場合の除去率は 35.4%，硝酸態窒素濃度は 25.8mg-N/L となった。本実験では、有機物添加型の方が硫黄添加型より良好な処理性能を有していることを確認することができた。以上の結果より、電子供与体として酢酸ナトリウムを使用することとした¹¹⁾。

4.2 充填担体の選定

本実験では最適な充填担体の選定を目的とした。下記に示す 3 種類を選定して充填し、担体の違いによる

処理性能を検討した¹⁰⁾。固定床型の HRT では 10 h および 6 h で、USB 型は HRT を 12 h, 8 h, 6 h, 4 h, 2 h, 1.5 h で、サンゴ砂型は HRT 8 h および HRT 4 h で段階的に短縮して運転した。分析は水温、pH、ORP、DO、 NO_3^- -N の経日変化を測定した。

- 1) 固定床型：前節で用いた脱窒菌が付着したスポンジ担体を充填したリアクター
- 2) USB 型：グラニュールを充填した上向流汚泥床 (Upflow Sludge Blanket) 型リアクター
- 3) サンゴ砂型：水族館の砂ろ過槽 (硝化槽) から採取したサンゴ砂を充填したリアクター

4.2.1 固定床型

ORP は -200~-400mV の範囲で変動したが、HRT6 h では約 -400mV で安定し無酸素環境を得ることができた。固定床型における窒素成分の除去率は、HRT6 時間で除去率 97%を達成した。前節で使用したリアクターを継続して用いたため、長期間運転による微生物の馴養が進んだためと考えられる。なお、全期間における生成ガス中に占める窒素ガスの割合は 96.8±1.4% (酸素 : 2.7±1.6%，二酸化炭素 : 0.31±0.08%，メタン : 0.09±0.02%) であった。

4.2.2 USB 型

処理水の ORP は固定床型と同様であった。また、脱窒性能は固定床型と同等の性能を示した。

USB 型脱窒リアクターにおける窒素成分の除去率の経日変化を図-1 に示す。運転が安定した期間の硝酸態窒素の除去率は、各 HRT(12~1.5 h)において、全ての HRT で除去率 95%以上を達成した。このことから、USB 型は高い除去性能を有するとともに短い HRT で処理可能であることが示唆された。また、処理水中の TOC 濃度は全期間で 10mgC/L 程度であったことから、有機物は良好に利用および処理されていることを確認した。

4.2.3 サンゴ砂型

ORP は前二者に比べて -200~-300mV で低かった。HRT が 10 h および 6 h において、 NO_3^- -N の除去率は高く 94.5%であった。

5. 循環型脱窒システムの構築

5.1 脱窒リアクターの水処理システムへの導入 (試薬を用いた場合)

前章で検討した脱窒リアクターを導入した場合の脱窒処理性能を試薬レベルで確認し、硝化リアクターも併用した循環型システムの確立を目的とした。

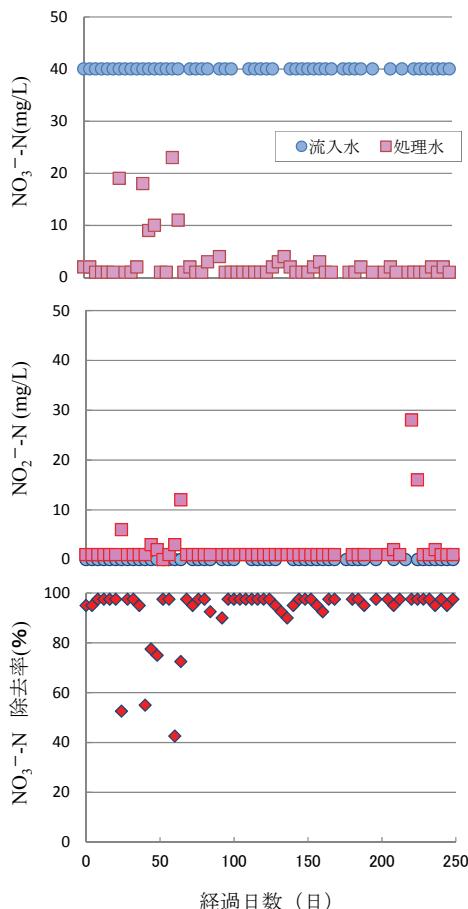


図-1 窒素成分の経日変化および除去率
Fig.1 Removal efficiency of nitrogen compounds

電子供与体として酢酸ナトリウムを用い、グラニュールを充填した USB 型脱窒リアクターを模擬水槽に導入して水循環型システムを構築して、脱窒処理性能に伴う人工海水中の NO_3^- -N の収束濃度に関して検討した。

本実験では、水槽 200 L に USB 型脱窒リアクター（グラニュール）10 L を導入した。固定床型 DHS 硝化リアクターにはスポンジ担体（DHS G3:φ33 mm×33 mm）を充填し、スポンジ容積で 18 L とした。水槽中の人工海水は硝化リアクターと脱窒リアクターへそれぞれ流入させた。脱窒リアクターの処理水は DO 回復および SS のトラップを目的として DHS 槽へ返送した。なお、硝化リアクターへの流入水量は 1 時間に水槽内の全海水（200L）が通過する流量とし、処理水は直接水槽に返送した。

運転期間は表-3 に示すように、116 日間で脱窒リアクターの HRT、エアレーションによる空気供給の有無、および C/N 比の条件を変更して行った。処理水率とは、水槽内の全水量に対して脱窒槽が一日あたりに処理する水量の比率である。

表-3 実験条件

Table3 Condition of experiment

RUN	1	2	3	4	5	6
期間 (day)	1-33	34-69	70-80	81-84	85-94	95-116
DHS 硝化槽				0.09		
HRT(h)	5.0	2.5		1.2		
USB 脱窒槽 [処理水率%]	[24]	[48]		[100]		
エアレーション	有	無		有		
C/N比	3.0			5.0		

本実験では魚体から発生する窒素源には、残渣や排泄物から発生するアンモニア態窒素を想定し、下記に示す算定式¹²⁾を用いた。すなわち、魚体密度 3 kg/m³から発生するアンモニア態窒素 (NH_4^+ -N) を計算し、今回は塩化アンモニウムで一日あたり 1.24mg-N/L で海水中に添加した。海水の水温は熱帶魚飼育を想定し 25°C に、DO は 6mg/L 以上、pH は 7.8~8.3 となるように制御した。

[NH_4^+ -N 発生量の算定式]

$$\approx 500 \text{mg/kg}(\text{魚体}) \times 3 \text{kg}(\text{魚体}) / 1,000 \text{L} (\text{水量})$$

本実験においては、定床型 DHS 硝化リアクターの HRT は 0.09 h であったが、海水中の NH_4^+ -N および NO_2^- -N 濃度は運転期間を通じてそれぞれ 0.1mg-N/L, 0.02mg-N/L 程度であり、 NH_4^+ -N の除去率は 99%以上を達成した。定床型 DHS 硝化リアクターの硝化性能は非常に高いことを確認できた。

上記の硝化性能を確認した上で USB 型脱窒リアクターの ORP, NO_2^- -N, NO_3^- -N の経日変化を図-2 に示す。海水中の各 HRT において、運転が安定した期間の USB 槽の ORP は、-200 mV 以下であり、 NO_3^- -N の除去率はいずれも 99%以上と高い処理性能を達成した。

以上、本システムにおいてはその構成上脱窒槽により硝酸が完全に処理される場合、飼育水中の NO_3^- -N は理論的に一定濃度に収束する³⁾。RUN 1 (HRT 5 h, 処理水量 24%)における NO_3^- -N 理論収束濃度は運転 25 日で 5.4 mg-N/L となる³⁾。RUN 1 では脱窒 USB の処理はほぼ 99%を維持しており、飼育水中の NO_3^- -N は、実験開始から徐々に増加し、運転 33 日目に 4.4 mg-N/L となった。ただし、運転期間によっては USB 処理水において脱窒反応の中間生成物である NO_2^- -N が確認されたことから処理水中の有機物が不足していたことが推測された。そこで、RUN 6 では C/N 比 5.0 で運転を行った結果、USB 槽の処理は安定し、飼育水中の NO_3^- -N は 1.0 mg/L まで低下した。

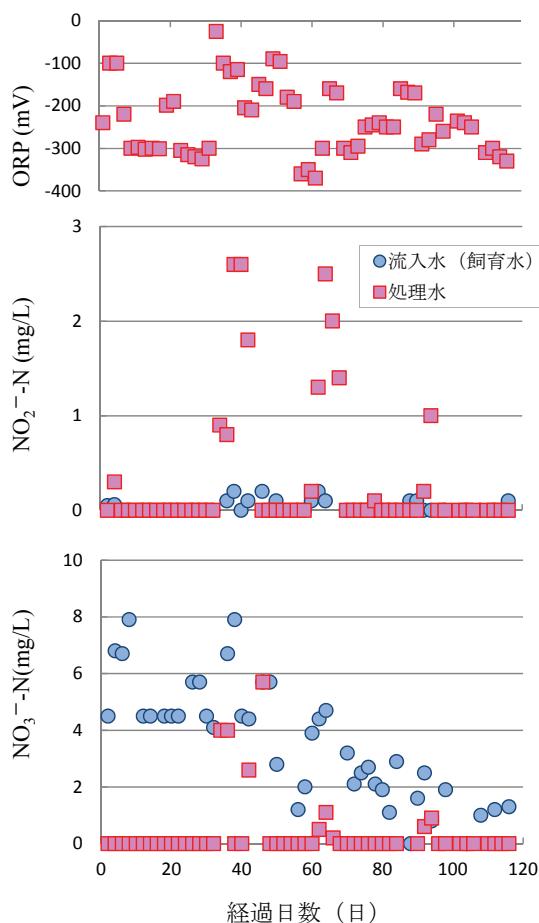
図-2 NO_2^- -N, NO_3^- -N および ORP の経日変化

Fig.2 Transition of nitrogen compounds and oxidation-reduction potential

5.2 脱窒リアクターの水処理システムへの導入（海水魚を飼育した場合）

本実験では、前節の実験のステップアップとして実際に海水魚を飼育した水槽に本開発の脱窒リアクターを導入し、試薬の場合同様に脱窒処理性能ならびに海水魚の生育にも影響がないことを確認することを目的とした。

本システムでは、飼育水槽 (120cm×60cm×60cm) に300L の人工海水を入れて、水温調節クーラー、殺菌装置、およびろ過槽（硝化リアクター）に、前節で用いたUSB型脱窒リアクター (10L) を導入した。

飼育水は水温調節クーラー、殺菌装置、ろ過槽の順に流入し、水槽に返送して循環させた。なお、水槽には供試魚として海水魚（コバルトスズメダイ、イシダイ、キジハタ）と無脊椎動物（イソギンチャク）を計約900g 投入して魚体密度を $3\text{kg}/\text{m}^3$ とした。給餌量は総魚体重の約1%とした。

本実験では生物にとって良好な水環境を保持するた

めに NO_3^- -N の濃度を 10mg-N/L 以下と高い目標に設定した。飼育水中の水質を 10mg-N/L 以下にするには、1日あたりに脱窒リアクターで処理する理論的な水量は全水槽水量に対して 12%であるため、その処理量である HRT 6.7h ($300 \times 0.12 : 10 = 24\text{ h} : 6.7\text{ h}$) で運転した。運転期間中の C/N 比は 3 とした。なお、他の飼育条件は前節と同様（水温： 25°C , DO： 6mg/L 以上）とした。飼育水の ORP は 100mV 付近で維持した。

脱窒処理水の ORP は約 -350mV で、この還元環境により脱窒は良好に進行していた。窒素成分の平均除去率を表-4 に示す。飼育水中の NH_4^+ -N および NO_2^- -N は $0 \sim 0.2\text{mg-N/L}$ の範囲であり、給餌の際に発生したアンモニアはろ過槽における硝化作用により約 0.1mg-N/L を維持していた。脱窒処理水中に NH_4^+ -N が増加しているが、ろ過槽（硝化リアクター）に直接流入させることで硝酸態窒素となるため生物への影響はないと考えられた。

脱窒リアクターにおいて除去率 97%前後を達成した結果、飼育水中の NO_3^- -N は目標の 10mg-N/L 以下を達成することができた。

表-4 窒素成分の平均除去率
Table4 Mean removal efficiency of nitrogen compounds

	飼育水	脱窒処理水
NH_4^+ -N (mg-N/L)	0.1 ± 0.2	0.2 ± 0.3
NO_2^- -N (mg-N/L)	0.02 ± 0.02	0.06 ± 0.17
NO_3^- -N (mg-N/L)	4.2 ± 2.1	0.3 ± 0.7
NO_3^- -N 除去率 (%)		96.8 ± 4.1

5.3 脱窒リアクター内の菌叢解析

USB 型脱窒リアクターは連続通水試験開始 60 日目にリアクタ下部から採取した汚泥より DNA を抽出し、細菌を標的とした菌叢解析および優占種の同定を試みた。

DNA の抽出には Ultra Clean Soil DNA Isolation kit を用い、16S rRNA 遺伝子の增幅には細菌に特異的なプライマー EUB 338F-mix および UNIV 1500R を用いた。クローニングには TOPO TA Cloning kit を用いた。得られた配列のうち BLAST 解析にて相同性が 97%以上であったものを系統的に同一と見なし近縁種の同定および分類を行った。

その結果を表-5 に示す。脱窒リアクター内では *Proteobacteria* 門に属する細菌が多く存在することを確認した。主な脱窒菌は、*Proteobacteria* の中でも β -

proteobacteria 綱に属する酢酸資化性脱窒菌の *Thauera* 属^{13~15)} や γ -*proteobacteria* 綱に属する海洋性脱窒菌である *Marinobacter* 属^{16~19)} が確認された。本脱窒リアクターでは、酢酸資化性の *Thauera* 属が優占した。菌叢全体としての脱窒菌の割合は約 24%を占めていた。

表-5 脱窒菌の分布
Table 5 Distribution of denitrifying bacteria

系統的分類	クローニング数	割合 (%)
<i>proteobacteria</i>	45	63
α - <i>proteobacteria</i>		
<i>Azospirillum</i>	1	1
β - <i>proteobacteria</i>		
<i>Tauera</i>	14	19
γ - <i>proteobacteria</i>		
<i>Pseudomonas</i>	2	3
<i>Marinobacter</i>	1	1
δ - <i>proteobacteria</i>		
<i>Desulfobacter</i>	1	1
<i>denitromonas</i>	2	3
<i>others</i>	25	35

6. バックヤード水槽における実証試験

本実証実験では、前章までに開発した循環型脱窒システムをエプソン品川アクアスタジアムのバックヤード水槽に適用し、現場の水槽に導入したシステムの脱窒性能を評価した²⁰⁾。

実験装置の概要図を図-3に示す。また、システム全体を写真-1に示す。実証試験は、バックヤードにある砂ろ過槽（硝化リアクター）および温度制御装置（25°C）が付随している 1m³ の飼育水槽に有効容積 10L のUSB型脱窒リアクターを適用した。

飼育水槽へは、熱帶性魚種タカサゴ(平均重量 245 g)を 4 匹、魚体密度 1 kg/m³ で実験を開始した。給餌は約 10g/日とした。

脱窒リアクターへは飼育水を直接流入させるとともに、脱窒反応に必要な電子供与体として酢酸ナトリウムを用い、C/N 比 3 で供給した。脱窒リアクターの HRT は 2.5h(全飼育水量に対する処理水量の割合 : 9.6% = 96L / m³・日) で運転した。脱窒処理水は砂ろ過槽に直接返送した。なお、水槽内の温度は、設定温度を 25.0°C、pH は塩酸により 8.0 に制御した。

脱窒性能および飼育環境を評価するための水質分析として、水温、pH、塩濃度、DO を測定するとともに、

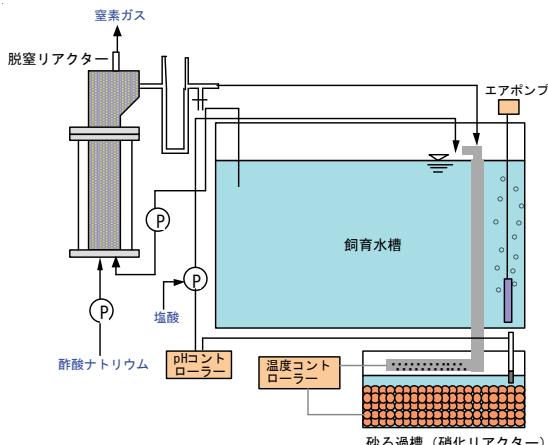


図-3 実験装置の概要図
Fig.3 Schematic diagram of experimental equipment

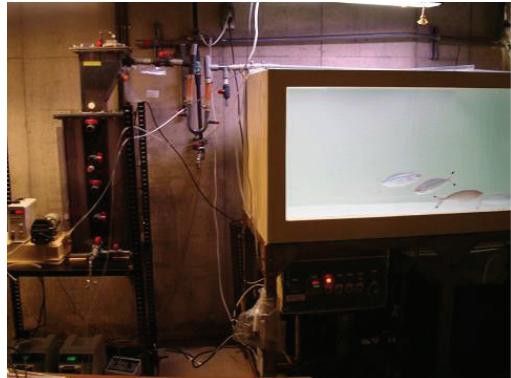


写真-1 実証実験
Photo 1 Demonstration test

窒素成分については簡易分析 (HACH 社製) により 1 回/日の測定を行った。精密測定として NH₄⁺-N はインドフェノール青吸光光度法により、NO₂⁻-N および NO₃⁻-N はイオンクロマトグラフィー (HPLC) により 1 回/週の測定を行った。C/N 比が大きく変動しないように、簡易分析の結果に基づき酢酸ナトリウムの添加量を日々決定した。脱窒性能の最終的な評価は精密分析の結果に基づいて行った。

菌叢解析は、実証実験開始時および終了時 (58 日目) にリアクター下部から採取した汚泥より DNA を抽出し、前章と同様にして優占種の同定を試みた。得られた配列のうち BLAST 解析および Classifier 解析にて相同性 95%以上を近縁種として分類した。

飼育環境の測定データの平均値を表-6に示す。これらの結果から、飼育水における供試魚の生育環境としては問題のない環境を維持することができたと考える。塩濃度の緩やかな上昇は飼育水の自然蒸発によるものと推定した。

表-6 飼育環境の水質分析

Table6 Analysis of seawater in a breeding environment

	目標水質	飼育水	脱窒処理水
水温 (°C)	25±1	24.8±0.3	24.2±0.2
DO (mg/L)	5~6	6.15	—
pH	7.8~8.3	8.0±0.1	8.1±0.2
ORP(mV)		130±24	-278±44
塩濃度 (%)		3.33±0.03	3.30±0.02

まず、硝化性能については、飼育水中の $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ は魚投入時に増加したもの、3日目には減少した。飼育水中の $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ の平均濃度は、表-7に示すように、 $0.01 \pm 0.02 \text{ mg-N/L}$ であり、アンモニア除去性能は良好であった。

脱窒性能については、脱窒処理水で $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ が若干上昇しているが、水中や汚泥中の有機態窒素が分解されたものである。しかし、本システムでは脱窒処理水は砂ろ過槽へ返送したので、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ は硝化反応により直ちに酸化され、飼育水中へのアンモニアの蓄積は見られなかった。また、飼育水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ の平均濃度は $0.001 \pm 0.002 \text{ mg-N/L}$ であり、 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 同様良好であった。

表-7 窒素成分の平均濃度

Table7 Mean concentration of nitrogen compounds

	飼育水		脱窒処理水		
	HACH	HPLC	HACH	HPLC	
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$	(mg-N/L)	0 ± 0.002	0.01 ± 0.02	0.299 ± 0.104	0.28 ± 0.25
$\text{NO}_2^- \text{-N}$	(mg-N/L)	0.009 ± 0.021	0.001 ± 0.002	0.299 ± 0.105	0.276 ± 0.253
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	(mg-N/L)	—		0.52 ± 0.66	0.2 ± 0.2
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ 除去率 (%)		—		82.2 ± 18.8	93.3 ± 10.5

実証実験における脱窒処理水中の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ は、ほぼ 0.1 mg-N/L 以下であり、図-4に示すように飼育水中から $\text{NO}_3^- \text{-N}$ はほとんど除去された。その結果、飼育水中の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ は、実験開始から徐々に低下し始め、運転 20 日程度までは理論収束濃度に近似した。その後、飼育水の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ は理論収束濃度 (4.2 mg-N/L) 以下まで低下し、実際には半減して 2.1 mg-N/L を達成した。硝酸の除去率平均値は 93.3% であったが、処理性能が安定した期間においては約 97% で高い脱窒性能を示した。飼育水中の $\text{NO}_3^- \text{-N}$ が理論収束濃度よりも下がった理由は、本脱窒リアクターにおける効率的な脱窒反応に加え、砂ろ過槽（硝化リアクター）においても脱窒が部分的に進行したことが推定された。

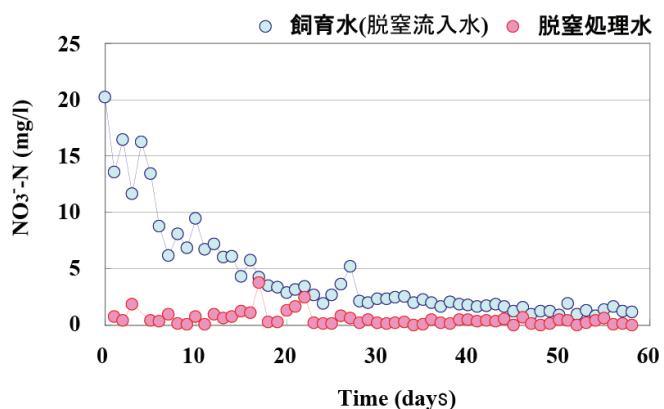


図-4 USB型脱窒リアクターの性能
Fig.4 Removal efficiency of nitrate-nitrogen in the USB reactor

本実証実験における脱窒菌は、前章の菌叢解析結果同様 β -proteobacteria 綱に属する酢酸資化性脱窒菌の *Thauera* 属や γ -proteobacteria 綱の海洋性脱窒菌である *Marinobacter* 属や *Pseudomonas* 属が確認され、運転開始時には脱窒菌は 28% を占めていた。運転終了時の菌叢は *Thauera* 属の占める割合が 62% に増大し、全菌に占める脱窒菌の割合は約 70% であった。

7. おわりに

本稿の循環型脱窒システムの開発では、基礎的なカラム実験から必要な基本データを得ることができた。その結果を踏まえて試薬や海水魚を用いて脱窒性能を確認するとともに水処理システム全体を構築することができた。水族館のバックヤード水槽において開発した循環型脱窒システムの実証試験を行って本システムが非常に高性能であり、ランニングコストの大幅な低減につながることを検証することができた。本システムは水族館の水処理設備において他の循環ろ過系統と独立して設置できるので、既設の水族館への導入も可能である。また、水族館を対象にするだけでなく、養殖施設への導入も計画していきたい。

謝辞

水族館バックヤード水槽における実証実験にあたっては、供試魚の飼育や給餌に関してエプソン品川アクアスタジアムの三浦晴彦氏、水野晋吉氏ならびに坪井邦生氏に多大なご協力をいただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- 1) Labbe N., Parent S. and Villemur R. : Addition of trace metals increases denitrification rate in closed marine systems, *Water Research*, 37, pp.914-920, 2003.
- 2) Grommen R., Verhaege M. and Verstraete W. : Removal of nitrate in aquaria by means of electrochemically generated hydrogen gas as electron donor for biological denitrification, *Aquacultural Engineering*, 34, pp.33-39, 2006.
- 3) Labelle M.A., Juteau P., Jolicoeur M., Villemur R., Parent S. and Comeau Y. : Seawater denitrification in a closed mesocosm by a submerged moving bed biofilm reactor, *Water Research*, 39, pp.3409-3417, 2005.
- 4) Wang J.,Lua H., Chena., G-H, Laua G.N., Tsanga W. L. and van Loosdrechtb M.C.M. : A novel sulfate reduction, autotrophic denitrification ,nitrification integrated (SANI) process for saline wastewater treatment, *Water Research*, 43, pp.2363-2372, 2009.
- 5) 倉部美彩子, 高橋優信, 山口隆司, 荒木信夫, 川又睦, 森正人, 帆秋利洋, 西村正宏:高濃度塩分含有廃水を対象とした脱窒リアクターにおける連続処理実験, 第44回日本水環境学会年会, p.269, 2010.
- 6) 濱口威真, 小野心也, 高橋優信, 山口隆司, 荒木信夫, 森正人, 川又睦, 帆秋利洋, 西村正宏:固定床硝化脱窒プロセスにおける高塩分条件下での廃水処理特性, 第44回日本水環境学会年会, p.87, 2010.
- 7) 小野心也ら:高塩分濃度含有廃水からの生物学的窒素除去, 第44回日本水環境学会年会, p.268, 2010.
- 8) 小野心也, 濱口威真, 山口隆司, 川上周司, 高橋優信, 森正人, 川又睦, 荒木信夫:海洋水族館における高塩分濃度含有廃水からの生物学的窒素除去技術の開発, 第65回土木学会年次学術講演会, pp.101-102, 2010.
- 9) 濱口威真, 高橋優信, 川上周司, 山口隆司, 倉部美彩子, 荒木信夫, 森正人, 川又睦:高濃度塩分環境下における生物学的脱窒システムの開発, 第65回土木学会年次学術講演会, pp.103-104, 2010.
- 10) 濱口威真, 小野心也, 倉部美彩子, 川上周司, 高橋優信, 山口隆司, 森正人, 川又睦, 帆秋利洋:海洋生物飼育水を対象とした循環型窒素除去システムの開発, 環境工学研究論文集, 47, pp.297-303, 2010.
- 11) Osaka T., Shirotani K., Yoshie S. and Tsuneda S. : Effects of carbon source on denitrification efficiency and microbial community structure in a saline wastewater treatment process, *Water Research*, 42, pp.3709-3718, 2008.
- 12) 本間昭郎:活魚大全,pp333-334,フジ・テクノシステム,1990.
- 13) Garrity G.M. : Bergey's manual of systematic bacteriology Secoond edition, Volume two the Proteobacteria part C the Alpha-, Beta-, Delta-, and Epsilonproteobacteria, Springer,2005a.
- 14) Song B., Palleroni N.J. and Haggmlon M.M. : Description of strain 3CB-1,a genomovar of *Thauera aromatica*,capable of degrading 3-chlorobenzoate coupled to nitrate reduction ,*Int. J. Syst. Evol.Microbiol.*, 50, pp.551-558, 2000.
- 15) Macy J.M., Rech S., Auling G., Dorsch M., Stackebrandt E. and Sly L. I. : *Thauera selenatis*, gen. nov.,sp. nov.,a member of the beta subclass of Proteobacteria with a novel type of anaerobic respiration, ,*Int. J. Syst. Bacteriol.*, 43, pp.135-142, 1993.
- 16) K. Takai, C.L.Moyer, M. Miyazaki, Y.Nogi., H. Hirayama, K.H.Nealson, K. Horikoshi : *Marinobacter alkaliphilus* sp nov., a novel alkaline serpentine mud from ocean drilling program site 1200 at South Chamono Seamount, Mariana Forearc,*Extremophiles*,9,pp.17-27,2005
- 17) Garrity G.M. : Bergey's manual of systematic bacteriology Secoond edition, Volume two the Proteobacteria part B the Gammaproteobacteria, Springer,2005b.
- 18) Gauthier M. J.,Lafay B., Christen R., Fernandez L., Aquoviva M., Bonin P. and Bertrand J. C. : *Marinobacter hydrocarbonoclasticus* gen. nov., sp. nov.,a new, extreamly halotolerant, hydrocarbon-degrading marine bacterium, ,*Int. J. Syst. Bacteriol.*, 42, pp.568-576, 1992.
- 19) Yoon J. H., Yeo S. H., Kim I. G. and Oh T. K. : *Marinobacter flavigularis* sp nov.and *Marinobacter deapoensis* sp nov., slightly halophilic organisms isolated from sea water of the Yellow Sea Korea, *Int. J. Syst. Evol.Microbiol.*, 54, pp.1799-1803, 2004.
- 20) 川又睦, 森正人, 濱口威真, 山口隆司:海水魚の飼育水槽における脱窒システムの実証実験, 第66回土木学会年次学術講演会, pp.95-96, 2010.