

# 多孔性セラミックス充填好気・嫌気固定床型リアクターによる窒素除去

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2022-09-15 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: メールアドレス: 所属:
URL	<a href="https://doi.org/10.24517/00064515">https://doi.org/10.24517/00064515</a>

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 International License.



## 論文

# 多孔性セラミックス充填好気・嫌気固定床型リアクターによる窒素除去

三木 理\*  
兼 森 伸 幸\*\*

嘉 森 裕 史\*\*\*

## 1. はじめに

内湾、湖沼などの閉鎖性水域の富栄養化を防止するためには、下水や排水に含まれる窒素・リンの流入を削減する必要がある。これに対し、生物学的な窒素除去プロセスとして、活性汚泥循環変法などが確立されている<sup>1)2)</sup>。しかし、活性汚泥循環変法は、反応タンクでの水理学的滞留時間(HRT:Hydraulic Retention Time)が、都市下水を対象とした場合で、12~16時間程度必要であり、処理効率の向上が課題となっている。反応タンクでのHRTの短縮を計るためには、微生物滞留時間(SRT:Sludge Retention Time)を増大させ、硝化細菌や脱窒細菌を反応タンクに高濃度に保持しておく必要がある。このため、さまざまな担体に硝化細菌や脱窒細菌を付着させ、窒素除去の効率化をはかるプロセスが研究されている<sup>3)</sup>。例えば、包括固定化担体を用いた循環変法では、担体内に硝化細菌を保持しているため、SRTを管理することなく、都市下水の場合で、HRTが6~8時間に短縮されると報告されている<sup>4)</sup>。

さらに、浮遊型の処理方式ばかりでなく、各種

担体を用いた好気性ろ床などの固定床方式(以下、固定床型リアクターと述べる)による窒素除去も、小規模下水・排水を対象とし広く研究が進められている<sup>5)6)</sup>。固定床型リアクターは、汚泥発生量が小さく、また、リアクターのSRT管理やパルキング対策も不要なため、維持管理が容易である。また、固定床型リアクターは、低水温下において、硝化が安定して起こるなどの報告もある<sup>5)</sup>。このことから、小規模下水・排水処理に適した処理プロセスと思われる。

しかし、一方で、固定床型リアクターは、リアクターの微生物濃度の制御が困難であることから浮遊型の活性汚泥処理法よりも運転の融通性が小さい。このため、当初の設計条件がより重要と考えられる。特に、小規模な下水・排水処理の場合には、下水の水質変動が大きいばかりでなく、冬季に水温がかなり低下する場合がある。したがって、低水温の期間が長く続くような条件下で固定床型リアクターによって高度処理を行う場合、硝化反応や脱窒反応が進行する条件の把握が重要である。

そこで、比表面積が大きな多孔性セラミックスを担体として充填した固定床型リアクターを用い、

窒素濃度が $100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高い下水を対象として、現場実験を行い、硝化・脱窒に対する水温の影響を中心に処理性能を検討した。

## 2. 実験方法と実験条件

### (1) 下水の性状と処理フロー

本実験に用いた下水は、生活排水＋し尿を簡易処理した下水である。BOD<sub>5</sub>が $50\sim 100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であるのに対し、K<sub>j</sub>-Nが $90\sim 110\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、NH<sub>4</sub>-Nが $80\sim 100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と都市下水に比べてかなり高い。したがって、脱窒のための水素供与体が不足している。このことから、処理フローは（硝化用好気性固定床型リアクター）→（脱窒用嫌気性固定床型リアクター）→（再曝気槽）→（沈殿池）の順とした。脱窒用固定床型リアクターの水素供与体として、メチルアルコールを使用した。

### (2) 連続実験装置の概要

連続実験に使用した固定床型リアクター実験装置を図-1に示す。

硝化用および脱窒用固定床型リアクターは、透明アクリル製で、有効容積が20l（直径150mm、有

効深さ1,100mm）である。

微生物の付着担体としては、比表面積が $335\text{m}^2/\text{m}^3$ と大きく、また、空間率も77%と大きな多孔性サドル型セラミックス（以下、多孔性セラミックスと述べる。）を使用し、各リアクター容積当り70%充填した。

この多孔性セラミックスは、水処理や生物脱臭の担体として用いられており<sup>8)9)</sup>、以下の特長がある。

- ①多孔質（5～6μmの細孔）、親水性であり、比表面積が大きいため、反応効率が高いことが予想される。
- ②空間率が77%とかなり大きいため、リアクターでの実滞留時間を大きくとれる。
- ③多孔性セラミックスがサドル型の形状をしているため、微生物が付着しても偏流が生じにくいことが予想される。

さらに、脱窒用リアクター処理水に残留するメチルアルコールを除去するため、脱窒用リアクターの後段に、再曝気槽（透明アクリル製、有効容積20l、直径150mm、有効深さ1,100mm）を設置した。

### (3) 連続実験方法

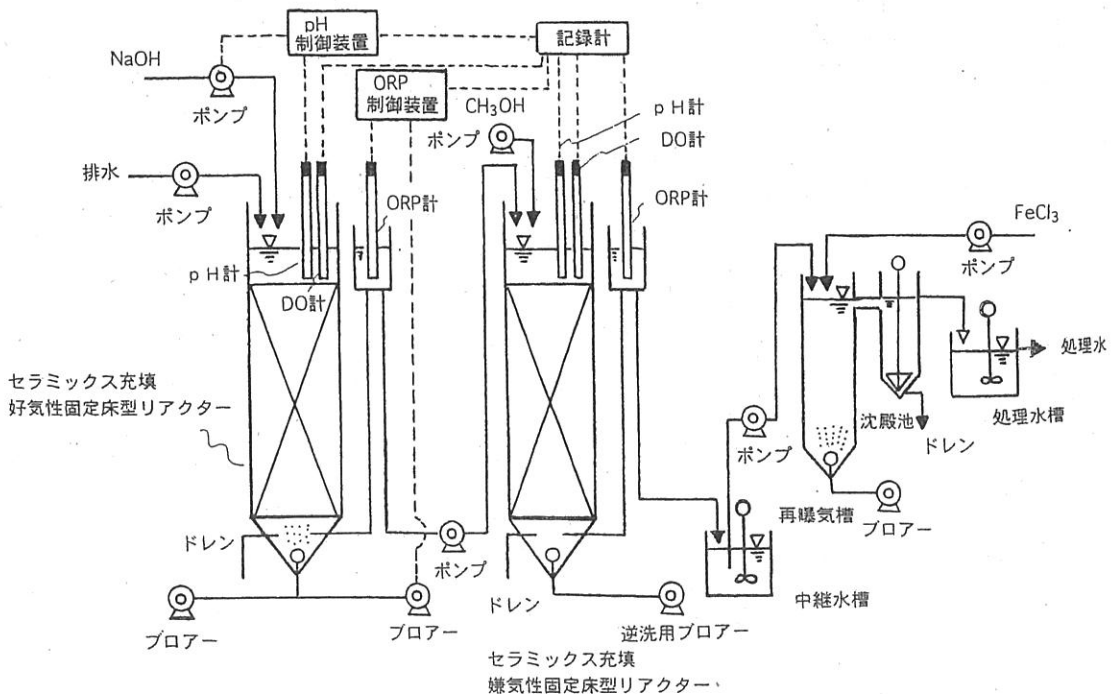


図-1 連続実験装置概略図

本下水を用いた実験を1年6カ月連続して実施し、固定床型リアクターの処理性能を評価した。

#### 1) 硝化用固定床型リアクターの運転方法

硝化用固定床型リアクターに下水処理場から採取した活性汚泥を投入した後、曝気を行いながら循環ポンプによって活性汚泥をリアクター内で24時間混合し、活性汚泥をセラミックスに付着させた。その後、リアクターのHRTが12時間の条件下で下水を通路して、硝化細菌を馴養した。リアクターのpHは、硝化反応の進行とともに、4まで低下することが確認されたので、5%NaOH溶液で7に制御した。

リアクターの曝気は、リアクターの酸化還元電位(ORP:Oxidation Reduction Potential)を指標にしてベースフロアと制御用フロアのON-OFF制御によって行った。ORPの制御値は+150mV~+200mV(AgCl基準)とした。ベースフロアの曝気量は $5\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ と一定とし、制御用フロアの曝気量は $5\text{ l}\sim 10\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ と変動させた。

リアクターの溶存酸素(DO:Disolved Oxygen)は、連続測定し、記録した。DOは、実験期間中、 $2\sim 9\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲に維持されていた。

硝化細菌の馴養完了後、冬場の水温が低下する時期は、HRTが8~12時間の条件下で連続運転し、低水温時の処理性能を検討した。さらに、中~高水温期においては、HRTを3時間まで短縮した条件下で連続運転し、処理性能を検討した。硝化用固定床型リアクターの逆洗は、逆洗水速度が $3\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、逆洗空気速度が $30\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ の条件下で、圧損増大時のみ、10分間実施した。

#### 2) 脱窒用固定床型リアクターの運転方法

脱窒用固定床型リアクターについても、下水処理場から採取した活性汚泥を用い、硝化用固定床型リアクターと同様の方法で活性汚泥をセラミックスに付着させた。その後、硝化用固定床型リアクターの処理水をHRTが12時間の条件下で通路して、脱窒細菌を馴養した。脱窒用リアクターのpHは無制御で運転した。また、脱窒用リアクター出口付近のORP(AgCl基準)を連続測定し、記録した。ORPは、実験期間中かなり変動したが、 $-50\text{ mV}\sim -250\text{ mV}$ の範囲にほぼ維持されていた。実験に用いた下水は、窒素濃度に対しBOD濃

度が低いため水素供与体として用いるには不十分である。このため、脱窒用リアクターへの水素供与体としてはメチルアルコールを使用し、下水の窒素量に対して、3~3.5倍量(重量比)添加した。

脱窒細菌の馴養完了後、冬場の水温が低下する時期は、HRTが8~12時間の条件下で連続運転し、低水温時の処理性能を検討した。さらに、中~高水温期においては、HRTを3時間まで短縮した条件下で連続運転し、処理性能を検討した。脱窒用固定床型リアクターの逆洗は、週に3回、逆洗水速度が $3\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ 、逆洗空気速度が $30\text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ の条件下で10分間実施した。

また、再曝気槽にて、残留メチルアルコールとリンを同時除去するため、塩化第二鉄水溶液を排水の全リン量に対して1.0~1.5倍量(モル比)添加した。再曝気槽の後段に沈殿池を設置し、凝集したSSを沈降除去し、最終処理水とした。

#### (4) 回分実験方法

硝化用固定床型リアクターへのアルカリ度の影響を調べるため、回分実験を行った。恒温槽に設置した2 lビーカーに、馴養後のセラミックスを1 l充填し、下水を1 l投入した。 $1\text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ の曝気を行いながら、2時間ごとにサンプリングを行った。pH無制御とNaOHでpHを7以上に維持した場合の処理性能を比較した。

#### (5) 分析項目と分析方法

下水および処理水の性状は、週に2~3回分析した。BODはBOD自動測定装置(大倉電気製クロメーター)を用いて測定した。COD<sub>Mn</sub>、SSはJISの工場排水試験方法(JIS K 0102)に従い分析した。TOCは全自動TOC分析装置(島津製作所製TOC-5000型)を用いて、また、窒素、リンはオートアナライザー(プランルーベ社製)を用いて測定した。

### 3. 実験結果と考察

#### (1) 固定床型リアクターのスタートアップ

図-2に硝化用固定床型リアクター、図-3に脱窒用固定床型リアクターの立ち上げの経日変化を示す。

立ち上げ期間中の水温は $13^{\circ}\text{C}\sim 21^{\circ}\text{C}$ (平均 $16^{\circ}\text{C}$ )

であった。立ち上げ時の各リアクターのHRTは、12時間で、硝化用固定床型リアクターの平均 $K_j$ -N容積負荷は、 $0.19\text{kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、平均BOD容積負荷は $0.14\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。

硝化用固定床型リアクターにおいて、15日後から、処理水中に $\text{NO}_3\text{-N}$ が徐々に蓄積しはじめた。30日後には処理水中に、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が $70\sim 90\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 蓄積した。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下となった。

一方、脱窒用固定床型リアクターは、立ち上げ直後から、硝化用固定床型リアクターによって生成された $\text{NO}_3\text{-N}$ をほぼ完全に除去していた。最終処理水中のT-Nは、約1カ月後に $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下となり、除去率90%の結果が得られた。

したがって、脱窒用固定床型リアクターの馴養期間は、硝化用固定床型リアクターより短く、硝化用固定床型リアクターが立ち上げ期間の律速になると推定される。

以上の結果から、固定床型リアクターの立ち上げには、水温が $13\text{C}\sim 21\text{C}$ の条件下で、硝化用固定床型リアクターの馴養が律速となるため、約1カ月が必要と考えられる。

(2) 水温の窒素除去性能への影響

水温と窒素除去性能の関係を把握する実験を6カ月実施し、水温の影響を検討した。本実験期間中のリアクターの水温は、 $9\text{C}\sim 29\text{C}$ であった。

活性汚泥法の場合、硝化反応、脱窒反応は0次反応で近似される<sup>4)5)</sup>。しかし、多孔性セラミックスを充填した固定床型リアクターでは、排水の窒素濃度が $100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合、硝化反応が0次でなく一次反応に近かった<sup>9)</sup>。このため、今回の検討では、処理水中に窒素が $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上残留しているデータのみを用い、単位時間当りの平均 $K_j$ -N除去量を硝化速度、単位時間当りの平均 $\text{NO}_x\text{-N}$ 除去量を脱窒速度として、水温の影響を検討した

図-4に、水温の硝化速度への影響を、図-5に水温の脱窒速度の影響を示す。

図-4から、固定床型リアクターにおいても、硝化速度は、水温の影響を大きく受けることが明らかになった。また、硝化速度と水温の関係は、以下の式で近似できた。

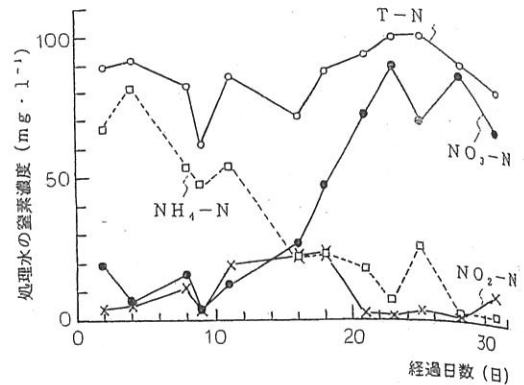


図-2 セラミックス充填好気性固定床型リアクターの立ち上げ状況

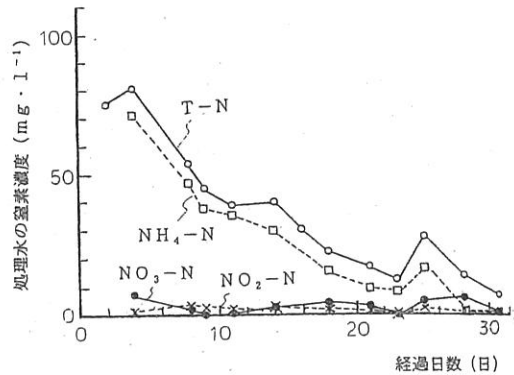


図-3 セラミックス充填嫌気性固定床型リアクターの立ち上げ状況

$$Y = 6.33 \exp(0.064t)$$

ただし、

Y : 硝化速度 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ )

(単位時間当りの平均 $K_j$ -N除去量)

t : 水温 ( $\text{C}$ )

$$\text{BOD}/\text{T-N} = 0.5 \sim 1.0$$

この結果から、水温が $10\text{C}$ の場合の硝化速度は、 $12\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 程度と推定される。ただし、今回の下水は、 $\text{BOD}/\text{T-N}$ 比が $0.5\sim 1.0$ と有機物濃度が窒素濃度に比較して小さい。有機物濃度がさらに高い下水の場合には、硝化速度が影響を受ける可能性もある。

一方、図-5から、固定床型リアクターにおける脱窒反応も水温の影響を受けた。しかし、脱窒反応への水温の影響は、硝化反応への水温の影響

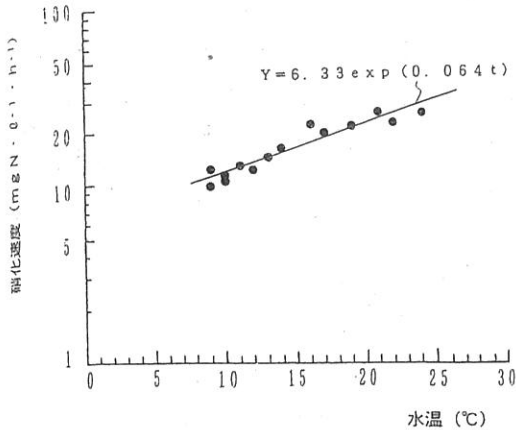


図-4 水温の硝化反応への影響

よりもやや小さかった。

また、脱窒速度と水温の関係は、以下の式で近似できた。

$$V = 12.1 \exp(0.027t)$$

ただし、

V : 脱窒速度 ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )

(単位時間当りの平均 $\text{NO}_x - \text{N}$ 除去量)

t : 水温 ( $^{\circ}\text{C}$ )

水素供与体 : メチルアルコール

この結果から、水温が $10^{\circ}\text{C}$ の場合の脱窒速度は、 $15.9 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 程度と推定される。ただし、今回の実験の水素供与体は、メチルアルコールであり、下水の有機物を利用できる場合には、脱窒速度は低下することが予想される。

これらの結果から、硝化用固定床型リアクターと脱窒用固定床型リアクターの反応速度は、排水の水温が $17^{\circ}\text{C}$ 付近を境にして逆転することが明らかになった。このことから、 $17^{\circ}\text{C}$ 以下の場合には、硝化用固定床型リアクターが律速に、また、 $17^{\circ}\text{C}$ 以上の場合には脱窒用固定床型リアクターが律速になると予想される。

したがって、例えば、水温が $17^{\circ}\text{C}$ の条件を基準とした場合、硝化用固定床型リアクターと脱窒用固定床型リアクターの容積比はほぼ1 : 1となると予想される。

### (3) 処理性能

水温別の硝化速度、脱窒速度を指標として、各

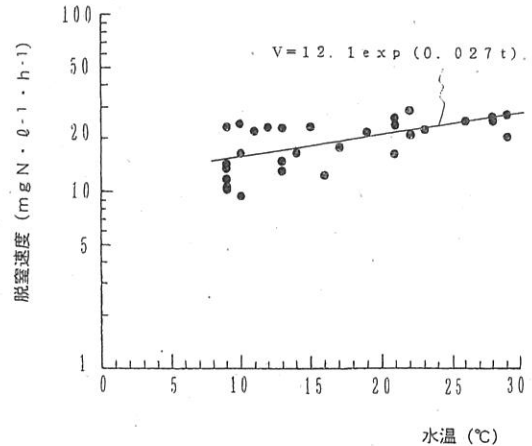


図-5 水温の脱窒反応への影響

リアクターのHRTを設定して連続実験を行った。水温が $21^{\circ}\text{C} \sim 26^{\circ}\text{C}$ の夏季において、硝化用固定床型リアクター、および脱窒用固定床型リアクターの各HRTを3時間と設定し、処理性能を評価した。この結果を表-1に示す。

また、水温が $9^{\circ}\text{C} \sim 11^{\circ}\text{C}$ まで低下する冬季においては、硝化用固定床型リアクター、および脱窒用固定床型リアクターの各HRTを10時間と設定し、処理性能を評価した。この結果を表-2に示す。なお、硝化率は、 $K_j - \text{N}$ 除去量から、脱窒率は $\text{NO}_x - \text{N}$  ( $\text{NO}_2 - \text{N} + \text{NO}_3 - \text{N}$ ) 除去量からそれぞれ算定した。

#### 1) 高水温期の処理性能

HRTが3時間、平均 $K_j - \text{N}$ 容積負荷が $0.72 \text{kg} \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の条件で、硝化率は約98%となった。また、HRTが3時間、平均 $\text{NO}_x - \text{N}$ 容積負荷が $0.63 \text{kg} \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の条件で、脱窒率は約97%となった。

また、BODは $9 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と良好であり、さらに、塩化第二鉄水溶液添加によって、T-Pも86%除去できた。

#### 2) 低水温期の処理性能

HRTが10時間、平均 $K_j - \text{N}$ 容積負荷が $0.27 \text{kg} \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の条件で、硝化率は約93%となった。また、HRTが10時間、平均 $\text{NO}_x - \text{N}$ 容積負荷が $0.27 \text{kg} \text{N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ の条件で、脱窒率は約93%となった。

また、BODは $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と良好であり、さらに、塩化第二鉄水溶液添加によって、T-Pも81%除去できた。

これらの結果から、水温が $10^\circ\text{C}$ の条件でも、平均窒素容積負荷が $0.27\text{kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 程度の条件で、窒素を93%以上除去できることが明らかになった。

このようにセラミック固定床型リアクターを用いると、活性汚泥法のような浮遊生物法と比較して、窒素負荷を大きく取れ、しかも、水温が $10^\circ\text{C}$ 程度の低水温でも窒素除去を安定して行うことが可能である。

#### (4) アルカリ度の影響

硝化反応によって $7.14\text{g}$ のアルカリ度が消費され、pHが低下する<sup>2)</sup>。図-6に回分実験によるpHを調整した場合と未調整の場合の固定床型リアクターでの硝化反応の比較例(水温 $6^\circ\text{C}$ )を示す。

pHが未調整の場合、pHが4.5まで急速に低下し、pH低下により硝化反応は停止した。

一方、pHを7以上に維持した場合、硝化反応は進行した。 $\text{NH}_4-\text{N}$ は、水温が $6^\circ\text{C}$ の条件でも24時間後には、 $4.3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで低下した。

これらの結果から、固定床型リアクターにおいても、pHの硝化速度に与える影響はかなり大きく、アルカリ度が不足する場合は、pHを中性付近に維持する必要がある。

#### (5) セラミックスに付着した微生物相

写真-1にセラミックスの外観写真、写真-2に馴養後の硝化用固定床型リアクター表面のセラミックスに付着した微生物、写真-3に馴養後の脱窒用固定床型リアクター表面のセラミックスに付着した微生物の電子顕微鏡写真を示す。

写真から明らかのように、セラミックス表面上

表-1 高水温期の連続実験結果

(数字：平均値±標準偏差；サンプル数：13)

	下水	硝化リアクター	脱窒リアクター
pH (-)	$7.8\pm 0.11$	$7.0\pm 0.27$	$7.8\pm 0.16$
BOD <sub>5</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$50\pm 24$	$29\pm 11$	$9.0\pm 3.8$
COD <sub>Mn</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$46\pm 3.5$	$32\pm 10$	$21\pm 4.4$
TOC ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$30\pm 4.4$	$17\pm 1.8$	$14.5\pm 2.2$
SS ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$27\pm 4.3$	$20\pm 18$	$7.4\pm 8.8$
T-N ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$98\pm 15$	$83\pm 12$	$3.6\pm 2.9$
K <sub>j</sub> -N ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$90\pm 19$	$1.5\pm 1.9$	$1.1\pm 3.5$
NH <sub>4</sub> -N ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$79\pm 9.1$	$2.0\pm 4.3$	$0.65\pm 1.3$
NO <sub>2</sub> -N ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$0.92\pm 0.91$	$1.3\pm 1.0$	$0.32\pm 0.32$
NO <sub>3</sub> -N ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$4.6\pm 6.3$	$78\pm 12$	$2.1\pm 2.0$
T-P ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$11\pm 1.6$	$9.2\pm 2.3$	$1.5\pm 0.85$
Mアルカリ度 ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	$418\pm 49$	$38.6\pm 16.8$	$220\pm 60$
○主要な運転条件 水温： $21\sim 29^\circ\text{C}$ (平均 $26^\circ\text{C}$ ) HRT：6時間(硝化：3時間；脱窒：3時間) 硝化リアクターの平均BOD容積負荷( $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{日}$ ):0.40 硝化リアクターの平均K <sub>j</sub> -N容積負荷( $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{日}$ ):0.72 脱窒リアクターの平均NO <sub>x</sub> -N容積負荷( $\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{日}$ ):0.63			

表-2 低水温期の連続実験結果

(数字：平均値±標準偏差；サンプル数：9)

	下 水	硝化リアクター	脱窒リアクター
pH (-)	7.9±0.12	7.5±0.18	8.4±0.35
BOD <sub>5</sub> (mg・l <sup>-1</sup> )	61±15	52±8	10±0.4
COD <sub>Mn</sub> (mg・l <sup>-1</sup> )	70±7.4	50±9.2	23±3.6
TOC (mg・l <sup>-1</sup> )	48±16	16±6.3	13.2±3.2
SS (mg・l <sup>-1</sup> )	72±18	60±14	24±4.8
T-N (mg・l <sup>-1</sup> )	119±6.4	119±7.4	10.9±5.0
K <sub>j</sub> -N (mg・l <sup>-1</sup> )	112±7.8	8.4±7.4	3.1±4.0
NH <sub>4</sub> -N (mg・l <sup>-1</sup> )	94±5.3	2.9±6.1	1.9±4.1
NO <sub>2</sub> -N (mg・l <sup>-1</sup> )	1.5±1.2	0.74±0.58	0.26±0.42
NO <sub>3</sub> -N (mg・l <sup>-1</sup> )	5.8±5.0	110±4.4	7.6±3.9
T-P (mg・l <sup>-1</sup> )	11.2±0.9	11.2±1.3	2.1±0.8
Mアルカリ度 (mg・l <sup>-1</sup> )	462±73	90±22	269±53
○主要な運転条件 水温：9～11℃(平均10℃) HRT：20時間(硝化：10時間；脱窒：10時間) 硝化リアクターの平均BOD容積負荷(kg/m <sup>3</sup> ・日):0.15 硝化リアクターの平均K <sub>j</sub> -N容積負荷(kg/m <sup>3</sup> ・日):0.27 脱窒リアクターの平均NO <sub>x</sub> -N容積負荷(kg/m <sup>3</sup> ・日):0.27			

には、多種類の微生物が密集して存在していることが確認された。

さらに、硝化用固定床型セラミックス表面上の微生物を洗浄した後、回分実験で洗浄後のセラミックスの硝化性能を検討したところ硝化性能を有していた。

また、図-7に硝化用固定床型リアクターの逆洗後の水質変化の一例を示すが、逆洗後1時間から硝化性能の低下はほとんど見られなかった。

したがって、セラミックスの表面上ばかりでなく、セラミックスの細孔内部にも細菌が存在していることが推定される。セラミックス内部と表面に存在している細菌が全体の反応に対してどの程度寄与しているのかは今後の検討課題である。

#### 4. ま と め

多孔性セラミックスを充填した固定床型リアクターの窒素除去性能を、窒素濃度が90～110mg・l<sup>-1</sup>と高い下水を対象とした現場実験により検討した。この結果、以下のことを明らかにした。

- ①水温が13℃～21℃の条件における固定床型リアクタープロセスの馴養は、硝化用固定床型リアクターの馴養が律速となり約1カ月が必要であった。
- ②硝化用および脱窒用固定床型リアクターの処理性能は水温の影響を大きくうけた。また、硝化速度、脱窒速度は以下の式で近似できた。

硝化速度：

$$Y = 6.33 \exp(0.064t)$$



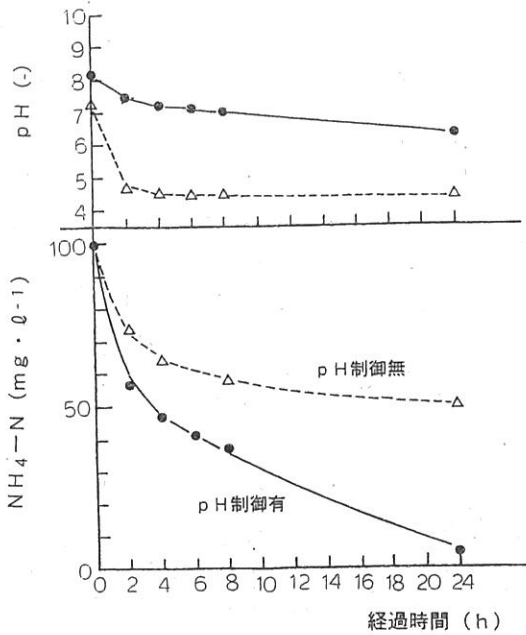


図-6 pHの硝化反応への影響 (回分実験; 水温: 6℃)

脱窒速度:

$$V = 12.1 \exp(0.027t)$$

t: 水温 (℃)

したがって、水温が17℃以下の場合には、硝化工程が律速に17℃以上の場合には脱窒工程が律速条件になりやすいことがわかった。

③高水温期においては、HRTが3時間、平均K;

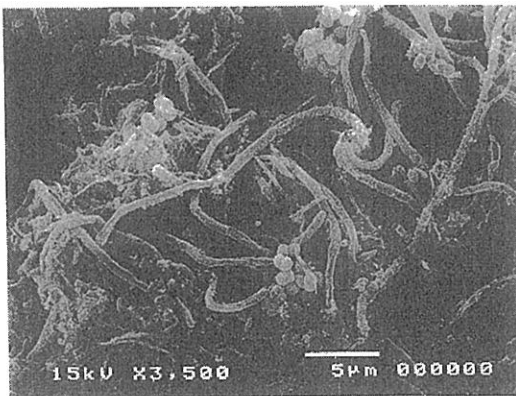


写真-3 セラミックス担体付着微生物 (脱窒)

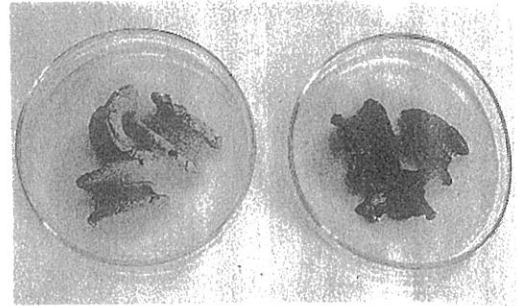


写真-1 セラミックス担体 (左: 未使用; 右: 馴養後)

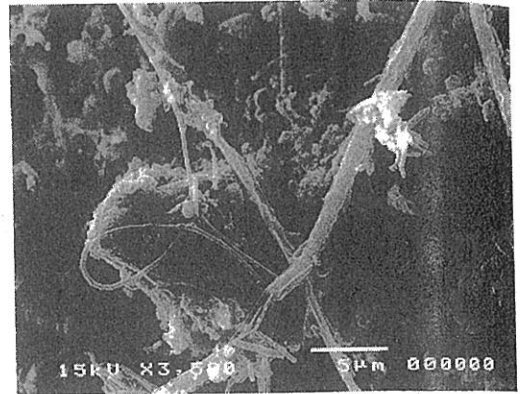


写真-2 セラミックス担体付着微生物 (硝化)

-N容積負荷が0.72kgN·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>、平均NO<sub>x</sub>-N容積負荷が0.63kgN·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>の条件で脱窒率は約97%であった。

④水温が10℃の低水温期においては、HRTが10

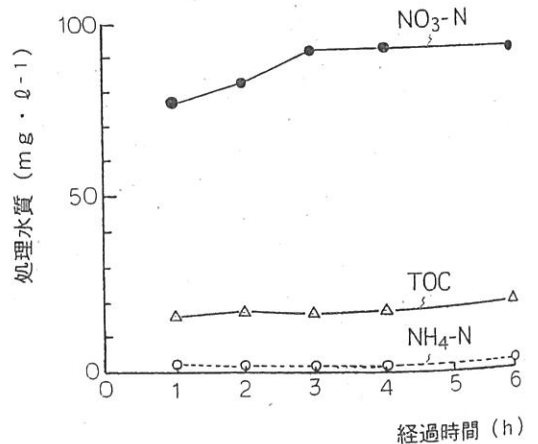


図-7 好気性固定床型リアクターの逆洗後の水質変化

時間、平均 $K_j-N$ 容積負荷が $0.27\text{kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $\text{NO}_x-N$ 平均容積負荷が $0.27\text{kgN}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ の条件で、脱窒率は約93%と安定していた。

⑤硝化用固定床型リアクターにおいて、pHの硝化速度に与える影響はかなり大きかった。

⑥セラミックス表面上には、多種類の微生物が密集して存在していることが確認された。硝化用固定床型リアクターの逆洗後、硝化性能の低下はほとんど見られなかったため、セラミックスの細孔内部にも細菌が存在していることが推定された。

〈参 考 文 献〉

- 1) 加藤三千男, 三羽宏明 (1978) 生物学的脱窒素法, 新しい生物学的処理技術総覧, 248~264
- 2) 環境技術研究会編 (1983) 微生物による環境制御・管理技術マニュアル, 263~270
- 3) 建設省 (1993) バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発
- 4) 竹島正 (1994) 包括固定化担体を用いた硝化促進型循環変法, 下水道協会誌, 31, 373, 18~28
- 5) 高橋正宏 (1994) 最新の固定床・流動床生物膜法, 下水道協会誌, 31, 373, 8~12
- 6) 青木正信, 石井宏和, 坂田敦 (1989) 好気性ろ床法による二次処理水中のアンモニアの硝化, 第26回下水道研究発表会講演集, 472~474
- 7) Ohgaki, S., Wantawin, C. (1989) Nitrification, Mathematical Submodels in Water Quality Systems, 247~276
- 8) 藤井正博, 舟橋栄次, 北野誠 (1991) 高炉水砕スラグ系サドル型セラミックスを用いた高効率生物脱臭技術の開発, 公害と対策, 23~29
- 9) 三木理, 兼森伸幸, 嘉森裕史, 矢部英明 (1996) セラミックス担体充填固定床型リアクターによる高濃度窒素含有排水の硝化, 第30回日本水環境学会講演集



\* (みき おさむ)  
新日本製鐵株技術開発本部設備技術センター水道技術室部長代理, 工学博士  
昭和57年3月, 東京大学工学部都市工学科修士課程修了, 同年新日本製鐵株入社



\*\*\* (かもり ひろし)  
新日本製鐵株技術開発本部プロセス技術研究所熱流・環境プロセス研究センター主任研究員  
昭和62年3月, 山口大学工学部化学工学科修士課程修了, 同年新日本製鐵株入社



\*\* (かねもり のぶゆき)  
新日本製鐵株技術開発本部設備技術センター水道技術室  
平成3年3月, 京都大学工学部衛生工学科修士課程修了, 同年新日本製鐵株入社

