固定化微生物を用いた硝化促進型 循環変法による下水の窒素処理について

多田 実*・木 全
江 森 弘 祥***・森

隆**・藤井 裕子**
直道***・中村 裕紀***

1. はじめに

下水の窒素除去技術として活性汚泥循環変法が実用化されて久しいが、実施施設としての採用は閉鎖性水域の一部に限られている¹⁾。この理由として①BOD処理に比べ、微生物反応槽の容積が2倍以上必要、②低水温で硝化の進行が不安定、③硝化液循環などのコスト増などが挙げられる。①、②の主たる要因は特に低水温期に微生物反応槽内の硝化細菌の保持が困難なことである。

筆者らは包括固定化法により硝化細菌を保持した担体を活性汚泥循環変法の硝化槽に添加し、硝化に要する時間を大幅に短縮することにより、標準活性汚泥法のエアレーション時間内で硝化、脱窒を行うプロセス（硝化促進型循環変法）の開発を進めてきた。^{2, 3, 4)}本報告では硝化促進型循環変法について、約1年半のパイロットプラント実験の結果について報告する。

2. 実験方法

2.1 硝化担体

硝化槽に添加した硝化担体は、当初、滴下造粒法により固定化剤としてポリエチレングリコールを用い平均粒径2.5mmの球形担体を使用した。しかし、滴下造粒法では、担体の大量生産が難しいことから、大量造粒に適した方法について種々検討を行い、シート成形による方法が最も効率的に多量の担体を製造できることがわかった。そこで、平成元年度から実用化をふまえ、シート成形法を用いるとともに、担体の原価低減も考慮して固定化剤として、ポリエチレングリコール

とアクリルアミドを用いた一辺3mmの角形担体に切りかえ実験を行った。表1に各担体の造粒工程と薬品組成を示す。

2.2 パイロットプラント

図-1にパイロットプラントのフローシート、図-2に微生物反応槽構造を示す。微生物反応槽は脱窒槽と硝化槽から構成され、処理フローは活性汚泥循環変法と同様である。硝化槽には硝化担体が添加されており、硝化槽上部には硝化担体とMLSSとを分離するウェッジワイヤ型の分離装置と、底部には全面曝気型の散気装置を備えている。硝化混合液の一部は、ポンプではなく硝化槽でのエアレーションにより生じるエアリフト効果により脱窒槽に循環される。従って、硝化槽でのエアレーションは硝化担体の流動、MLSS並びに硝化担体への酸素供給、及びエアリフト効果によ

表1 各担体の造粒工程と薬品組成

造粒工程		滴下造粒法	シート成形法
薬品調整	溶解・混合	ポリエチレングリコール 18%	ポリエチレングリコール 9%
		重合促進剤 0.5%	ポリアクリルアミド 5%
混合	種菌 ↓ 混合	アルギン酸ソーダ 0.25%	重合促進剤 0.5%
		濃縮汚泥 2.0%	濃縮汚泥 2.0%
		重合開始剤 ↓ 混合	過硫酸カリウム 0.25%
成形	滴下成形 (CaCl ₂ 溶液)	(塩化カルシウム 1%)	——
	シート成形・切断	——	——
担体		球形 2～3mm	角形 3mm (大量造粒用)

* 横浜市北部第二下水処理場長 Minoru TADA

** 日本下水道事業団 Takashi KIMATA, Yuuko FUJII

*** 日立プラント建設(株)

Hiroyoshi EMORI, Naomichi MORI,

Hiroki NAKAMURA

図-1 パイロットプラントのフローシート

図-2 微生物反応槽構造

る脱窒槽への硝化液循環の三つの機能を果たしている。

連続実験は、下水処理場の返送汚泥をMLSS濃度として約2,500mg/ℓになるように投入し、開始した。表2に各RUNの運転条件を示す。硝化担体の充填量については、窒素負荷に見合う添加量として硝化槽容量の7.5%を硝化槽に投入した。循環量は循環比を3とするよう調整した。散気空気量は、窒素の硝化に必要な空気量、残存BODの酸化に必要な量及び、微生物の呼吸に必要な量を理論的に計算し、その値を用いることとした。なお、硝化担体の流動については、先に行った実験で、生物反応に必要な空気量の約 $\frac{1}{3}$ ～ $\frac{1}{2}$ の量で十分流動することを確認しており、本実験装置でも連続実験に先立ち、その流動性を確認した。

3. 実験結果及び考察

3. 1 連続処理結果

原水BODとBOD/T-N比の関係を図-3に示す。また、表3に各RUNにおける微生物反応槽流入

表2 各RUNの運転条件

RUN No.	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨
期 間	1/23 3/1	4/26 6/18	6/19 8/3	8/4 8/23	9/1 9/30	10/1 10/31	11/1 11/30	12/25 3/12	3/13 3/31
滞留時間 (h)	全 体	8.0	6.0	5.5	5.0	4.5	8.0	6.0	8.0
	脱窒槽	4.8	3.6	3.3	3.0	2.7	4.8	3.6	4.8
	硝化槽	3.2	2.4	2.2	2.0	1.8	3.2	2.4	3.2
処理水量 (m³/日)	31.5	42.0	45.8	50.4	50.4	56.0	31.5	42.0	31.5
硝化槽担体充填率 (%)	7.5								
循 環 比 (-)	3

図-3 原水BODとBOD/T-N比の関係

原水及び処理水水質を示す。BOD/N比は夏期の水質が薄い状態では1近くまでに低下しており、冬期の濃度の上昇とともにBOD/N比も上昇する傾向が認められた。図-3より微生物反応槽流入水のBODとBOD/N比は次式の回帰直線が得られた。

$$BOD/N = 0.028 \cdot BOD + 1.04$$

(相関係数: 0.849)

パイロットプラントの各運転条件の原水及び、処理水質の変化を図-4に示す。図-4より、BOD、T-Nともに年間を通して安定した処理結果が得られてい

表3 各RUNにおける原水及び処理水水质

水 温 条 件	低水温期		中水温期		高水温期		中水温期				低水温期		中水温期	
RUN No.	①		②		③・④		⑤・⑥		⑦		⑧		⑨	
期 間	1/23～3/1		4/26～6/18		6/19～8/23		9/1～10/31		11/1～11/30		12/25～3/12		3/13～3/31	
項 目	原水	処理水	原水	処理水	原水	処理水	原水	処理水	原水	処理水	原水	処理水	原水	処理水
BOD (mg/ℓ)	115	10.8	70.0	6.3	39.1	4.1	51.7	5.4	89.8	5.7	79.1	7.5	93.7	5.9
D-BOD (mg/ℓ)	33.8	1.5	30.3	2.5	20.0	2.3	23.7	1.4	26.0	1.7	39.3	1.7	37.9	3.0
SS (mg/ℓ)	54.3	7.2	36.6	5.5	30.8	5<	42.9	4.3	56.3	6.5	60.6	7.6	61.0	6.5
T-N (mg/ℓ)	27.5	7.0	24.9	6.6	18.8	6.5	18.5	6.6	23.0	7.4	28.9	8.0	29.5	7.3
NH ₄ -N (mg/ℓ)	22.6	0.4	17.8	0.53	13.8	0.19	13.2	0.29	15.8	0.18	22.2	0.63	23.2	0.13
NO ₃ -N (mg/ℓ)	0.02	5.5	0.39	4.6	0.96	4.8	0.41	5.3	0.34	6.2	1.1	6.3	0.7	6.3
T-P (mg/ℓ)	2.9	1.0	2.3	1.3	1.8	1.2	1.8	1.1	2.4	1.6	2.7	1.2	2.7	0.13
BOD/T-N (-)	4.2	—	2.8	—	2.1	—	2.8	—	3.9	—	2.8	—	3.2	—
水 温 (℃)	10.0～13.0		17.5～22.8		20.8～25.5		19.0～25.5		17.0～20.3		8.0～14.0		12.2～15.6

図-4 連続処理結果

ることが確認された。

RUN 1 では、水温 $10.0 \sim 13.0^{\circ}\text{C}$ 、滞留時間 8 h で、原水 BOD $115\text{mg}/\ell$ 、原水 T-N $27.5\text{mg}/\ell$ に対し、処理水 BOD $10.8\text{mg}/\ell$ 、処理水 T-N $7.0\text{mg}/\ell$ と、BOD 除去率 90.6%、T-N 除去率 74.5% が得られた。RUN 2 ~ 5 で、中水温期から高水温期にかけて滞留時間を 5 h に短縮し、さらに、RUN 6 では滞留時間を 4.5 h まで短縮した。RUN 5、6 の結果では通常の標準活性汚泥より短い滞留時間、4.5 ~ 5.0 h で、窒素除去率 64.3% が得られており、硝化担体による硝化

効率の向上による窒素除去率効果の大きいことがわかる。

また、RUN 8 において、水温 $8.0 \sim 14.0^{\circ}\text{C}$ 、滞留時間 6 h で、原水 BOD $79.1\text{mg}/\ell$ 、原水 T-N $28.9\text{mg}/\ell$ に対し、処理水 BOD $7.5\text{mg}/\ell$ 、処理水 T-N $8.0\text{mg}/\ell$ と、BOD 除去率 90.5%、T-N 除去率 72.3% が得られた。RUN 1 及び RUN 8 の結果から 10°C の低水温においても硝化担体の機能が充分発揮され、T-N 除去率 72.3 ~ 74.5% の処理ができることが確認できた。

下水の窒素除去の設計最低水温を 13°C とすれば、10

℃での処理結果が良好であることから、安定した処理が可能であると考えられる。

図-5にRUN 2及び、RUN 8の滞留時間6 hの時の各水温と処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、及び $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率との関係を示す。図-5より、水温の低下にともない処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ が上昇する傾向にあり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率低下の傾向が認められるが、8℃という低水温でも $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率95%以上が得られ、硝化担体の性能の高いことが認められた。

3. 2 硝化担体の硝化速度と浮遊汚泥と硝化担体の硝化性能

RUN 8において、回分試験により硝化担体の硝化速度と水温との関係を求めた。回分試験結果を図-6に示す。また、硝化槽における窒素の収支から各RUNの硝化速度を同時に示す。回分試験の回帰直線は次式となり、10℃では、 $108\text{mg-N}/\ell\text{-担体}\cdot\text{h}$ 、13

図-5 各水温と処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、及び $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率

図-6 水温と硝化速度との関係

図-7 水温と硝化速度との関係

℃では、 $119\text{mg-N}/\ell\text{-担体}\cdot\text{h}$ の値が得られた。

$$\text{KN}=79.1 \exp (0.0315 \cdot T)$$

図-6でRUN 4及びRUN 6の連続運転の硝化速度が、水温の上昇にともない低下しているのは夏期に原水水質が薄くなり除去すべき $\text{NH}_4\text{-N}$ 量が不足し、みかけの硝化速度が低下したためである。

図-7に、各水温の硝化槽の硝化担体と浮遊汚泥の総合硝化速度をその時の浮遊汚泥の単位重量当たりとして示す。またこれと合わせて、従来の活性汚泥循環変法の実施設のデータを示す⁵⁾。これより開発プロセスでは硝化担体の添加により、硝化反応速度は従来法に比べ数倍の能力を持つことがわかった。

4. おわりに

包括固定化法により硝化細菌を保持した担体を活性汚泥循環変法に適用した硝化促進型循環変法について、パイロットプラントの長期運転を行い、良好な結果を得た。現在、パイロットプラントの結果をもとに、実施施設の曝気槽を用い最大処理量 $3,000\text{m}^3/\text{日}$ の実証試験を開始している。

なお、本報告は、バイオフィーカスWTの一環として、日本下水道事業団が建設省土木研究所からの委託を受け、また、日立プラント建設(株)と実施している共同研究であり、建設省土木研究所をはじめ関係各位のご指導に深謝するものである。

参考文献

- 1) 日本下水道 (社)日本下水道協会 (1990)
- 2) 多田ほか：固定化硝化菌を用いた浮遊循環型窒素除去プロセスの検討、第25回下水道研究発表会講演集 (1988)
- 3) 多田ほか：固定化硝化菌を用いた下水2次処理水の硝化実験、第26回下水道研究発表会講演集 (1989)
- 4) 多田ほか：固定化硝化菌を用いた硝化促進型循環変法の検討、第27回下水道研究発表会講演集 (1990)
- 5) 活性汚泥循環変法研究会：循環式窒素除去プロセスの運転管理に関する技術調査 (1982)