



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	流動床を使用した既設下水処理場向け窒素除去システム
Author(s)	矢澤, 賢一郎; 長野, 晃弘; 戸松, 裕貴 他
Description	第10回衛生工学シンポジウム (平成14年10月31日 (木) -11月1日 (金) 北海道大学学術交流会館) . 1 水処理 . 1-3
Citation	衛生工学シンポジウム論文集, 10, 9-12
Issue Date	2002-10-31
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/7088
Type	departmental bulletin paper
File Information	10-1-3_p9-12.pdf



1-3 流動床を使用した既設下水処理場向け窒素除去システム

○矢澤 賢一郎, 長野 晃弘, 戸松 裕貴, 加藤 孝 (三機工業)

1. はじめに

近年、下水道における高度処理、特に窒素およびリン除去の必要性が高まってきている。しかし、従来の窒素除去法では長い滞留時間が必要であるため、生物反応槽の滞留時間が6~8時間で設計された標準活性汚泥法などで運転されている既設の下水処理場への導入が困難となっている。このため、既設処理場に導入可能な、標準活性汚泥法と同程度の滞留時間で窒素除去が可能なシステムの開発が求められている。

筆者らは、既設下水処理場へ導入できるように、生物反応槽の総滞留時間が6時間以下の窒素除去システムの開発を行った。滞留時間6時間以下を達成するため、無酸素タンク(脱窒槽)に流動床を導入して滞留時間を0.7時間まで短縮し、これを滞留時間5.3時間の活性汚泥法による好気タンクと組み合わせ、窒素除去システムを構築した。

本法は、好気タンクを、既設の下水処理場の好気槽をそのまま使用できるメリットがある。また、流動床式脱窒タンクは狭い敷地でも設置が可能であり、もし既設の反応タンクに少しの余裕がある場合は、その一部を流動式脱窒タンクにも利用できる。このため、簡単な改造により既設下水処理場を、窒素除去システムに改造できる利点がある。

このシステムについて、日処理量120m³/日の設備により実証実験を行ったので、結果を報告する。

2. 実験方法

2.1 実験装置

実験装置の設備概要を表1に、フローシートを図1に示す。

実験原水(初沈越流水)と好気タンクからの循環液は、混合槽において混合された後、流動床式無酸素タンクに供給される。流動床において脱窒を行った後、脱窒処理水は好気タンクに流入し、硝化を行う。硝化タンク混合液の一部は再度混合槽へ循環し、残りは最終沈殿池において固液分離を行い、返送汚泥は好気タンクへ返送する。なお、循環液は重力により循環するので、循環ポンプは不要である。

表1 実験装置設備概要

	無酸素タンク (流動床)	好気タンク (曝気槽)
タンク寸法	0.77m ^W × 0.77m ^L × 5.5m ^H	2.58m ^W × 2.30m ^L × 5.0m ^H
タンク容量	3.2 m ³	26.7 m ³
攪拌方法	上向流式流動床方式	超微細気泡散気装置による全面曝気
担体	珪砂 (平均径0.3mm)	なし

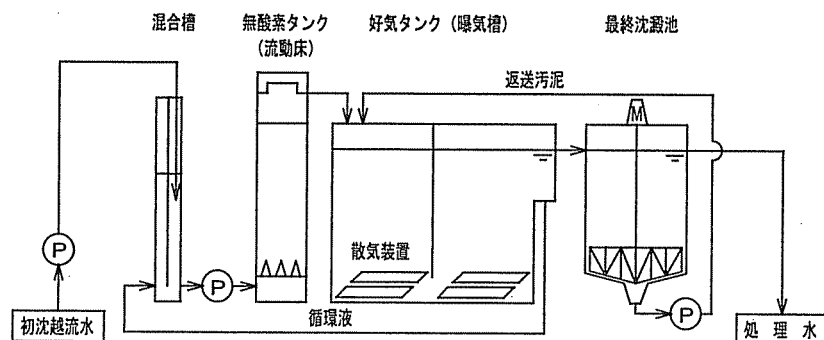


図1 実験装置フローシート

また、実験設備の余剰汚泥は好気タンクから直接引き抜いて排出した。

2. 2 実験条件

実験条件を表 2 に示す。実験の原水は、分流式下水道の下水処理場の最初沈殿池越流水とした。実験では、120m³/日の一定水量、または図 2 に示す大規模下水処理場の模擬変動パターンに従い日平均処理水量に対して±40%変動させた流動変動時の処理性能を確認した。

一方、流動床での流量は一定流量および流量変動実験に関係なく、日平均処理水量の 3 倍の 360m³/日に固定して運転を行った。この時、循環比は 1.1～4.0 に変動し、平均値は 2.0 であった。好気タンクの A-SRT は、

- ・ 硝化菌が維持できる
- ・ 既設最終沈殿池の利用を考え、固液分離に障害が出ない

ように考慮し、A-SRT で 6.3 日～10 日、好気タンク MLSS で概ね 1,300 mg/L～2,200mg/L とした。

実験装置のサンプルの採取は、原水および処理水を 24 時間のコンポジットサンプルとし、それ以外はスポットサンプルとして採水した。流量変動実験の場合は、サンプリング時間を制御し、流量比例コンポジットサンプリングを行った。

また、2002 年 3 月に、流動床入口部に酢酸ナトリウム (2.6mg-COD/L) を添加し、外部有機物添加による窒素除去性能を検討した。

3. 実験結果

3. 1 水質処理結果

図 3 に、各 Run の平均の T-N 処理状況を示す。いずれも、左側 6 点が原水水量一定運転時、右側 4 点が原水水量を日間変動させた場合の結果である。また、右端は、原水水量変動運転時に、流動床流入部に酢酸ナトリウムを添加した条件での結果である。なお、実験期間中の処理水 C-BOD は全ての運転条件で 10mg/L 以下であり、有機物処理については良好な結果であった。

T-N 除去に関しては、水量一定運転では、極低水温期を除き、T-N 除去率が 63.7%～72.7% となり、処理水 T-N は 10mg/L 以下であった。極低水温期は、流動床出口に 6～9mg/L と NO_x-N が多く残存し、また処理水では NH₄-N は 1mg/L 以下であったが、Kjel-N は 2～5mg/L であり、有機態窒素が多く残存していた。処理水に有機態窒素が多いのは、水温低下により最終沈殿池

表 2 実験条件

	無酸素タンク (流動床)	好気タンク (曝気槽)
実験期間	2000年10月20日～2002年3月25日	
処理水量	120 m ³ /日固定, または 72～168 m ³ /日 (日平均 120 m ³ /日)	
滞留時間	0.7hr	5.3hr
循環比	2.0 (平均値)	

注記) 滞留時間は原水水量ベース

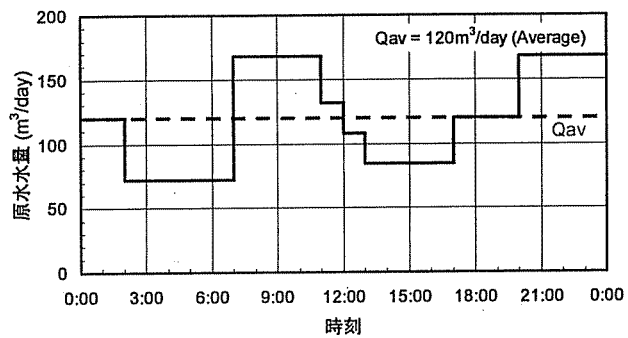


図 2 流量変動パターン (大規模下水処理場模擬)

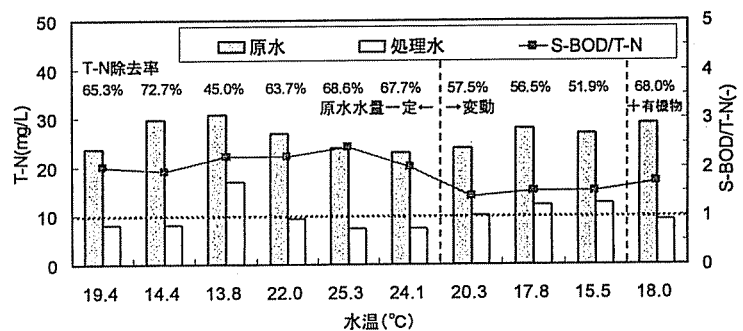


図 3 T-N 処理結果

で汚泥の一部がフロックを形成できず、処理水とともに流出したためであると考えられる。

このことから、極低水温期の窒素除去性能の低下は、

- ・ 水温の影響によって脱窒槽の能力が低下し、NO_x-Nが多めに残存した
- ・ 最終沈殿池の固液分離に若干の障害により、処理水の有機体窒素が多くなった

の2点により発生したものと考えられる。

一方、原水水量変動運転では、原水のC/N比が、S-BOD/T-Nで水量一定運転の2前後から、流量変動運転により1.5前後まで低下した。この影響を受けてT-N除去率51.9%~57.5%となり、処理水T-Nは10mg/Lを上回る結果であった。

この窒素除去性能の低下は、脱窒時の有機物不足が原因であると考えられたため、2002年3月に、流動床入口部にCODとして2.6mg/L(水素供与体としてNO₃-N 0.9mg/L除去分に相当)の酢酸ナトリウムを添加して運転を行った。その結果、図4の右端に見られるように、有機物添加による窒素除去性能の向上が確認できた。

この時の酢酸ナトリウム添加の有無による処理結果の比較を、次頁表3に示す。

表3 有機物添加の有無による処理状況の差

期間	平均水温	有機物添加	原水 BOD (mg/L)		T-N(mg/L)		T-N除去率	脱窒速度 [g/(m ³ ・hr)]
			T-BOD	S-BOD	原水	処理水		
2001/11 ~12	17.8°C	無し	80	40	28.0	12.2	56.5%	23.5
2002/3	18.0°C	有り	95 (※)	49 (※)	28.9	9.2	68.0%	33.3

※ 有機物添加前の数値。添加した有機物により、BODは約4mg/L増加する。

3. 2 脱窒速度と有機物濃度について

有機物の添加により窒素除去性能の向上が見られたことから、実験設備の脱窒性能が、現状では原水に含まれる有機物により制限されていると推測される。そこで、原水の有機物量と脱窒速度の関係を調査した。

図4に、各運転条件における原水S-BOD濃度と脱窒速度の関係を示す。なお、図4では、有機物(酢酸ナトリウム)添加時の原水S-BODは、その分を上乗せして補正した。

図4からわかるように、流動床の脱窒速度は流入S-BOD濃度に比例しており、有機物濃度が増加すると脱窒速度も増加することがわかった。この時、脱窒速度は原水S-BOD濃度×0.6として表された。表3に示した有機酸添加時の脱窒性能向上は、有機物添加によるBODを補正することで図4に示すように他の実験結果と整合することから、原水S-BODの増加と添加した有機物増加の両方により、各々の増加分に比例して生じたと考えられる。

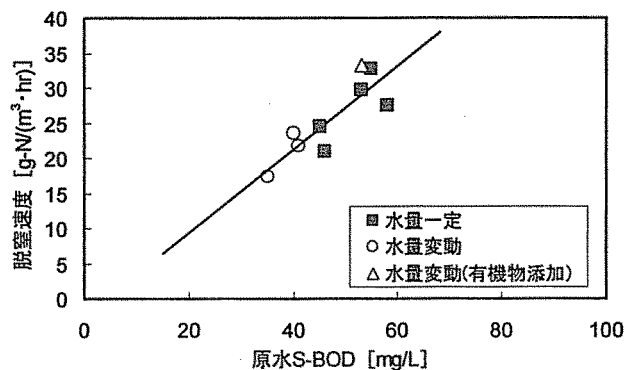


図4 原水S-BODと脱窒速度の関係

また、流動床における容積当たり脱窒速度は $15\sim 35\text{g-N}/(\text{m}^3\cdot\text{hr})$ と、活性汚泥循環変法の脱窒槽の脱窒速度 $1.6\sim 3.0\text{g-N}/(\text{m}^3\cdot\text{hr})$ に比べ、約 10 倍という高い速度を持っていることが確認できた。

3. 3 浮遊汚泥と流動床内汚泥の脱窒速度の差について

流動床内の汚泥の比率は、図 5 に示されるように、流動床内保持汚泥が $11,700\text{mg/L}$ 、そのうち浮遊汚泥が $1,500\text{mg/L}$ であった。したがって、流動床内の担体に付着している汚泥と、流動床内部を通過する浮遊汚泥の比率は、約 7:1 であった。

汚泥あたりの脱窒速度を、脱窒活性試験を行って求めたところ、 15°C において流動床内保持汚泥が $1.06\text{mg-N}/(\text{g-SS}\cdot\text{hr})$ 、浮遊汚泥が $1.06\text{mg-N}/(\text{g-SS}\cdot\text{hr})$ であった。このことから、流動床が高い容積当たり脱窒速度を持つことは、流動床内に脱窒菌を高濃度に保持できることにより生じていると考えられた。

4. まとめ

流動床を無酸素タンクに用い、これに好気タンクの活性汚泥を循環させて脱窒を行うシステムについて、処理水量 $120\text{m}^3/\text{日}$ の水量一定運転、および大規模下水処理場模擬パターンによる日変動運転で実証実験を行い、以下の結果を得た。

- (1) 運転条件によらず、処理水 C-BOD は 10mg/L 以下であり、問題なく有機物は処理できた。
- (2) 処理水量一定の条件では、平均水温 13.8°C の極低水温期を除き T-N 除去率 $63.7\%\sim 72.7\%$ であり、処理水 T-N は 10mg/L 以下であった。
- (3) 処理水量を大規模下水処理場模擬パターンにより変動させた条件では、原水 BOD 減少の影響を受け T-N 除去率は $51.9\sim 57.5\%$ となったが、有機物量を増加させることで、T-N 除去率は 68.0% まで増加した。
- (4) 流動床の脱窒速度は、流入 S-BOD に比例して増加し、脱窒速度 = 流入 S-BOD $\times 0.6$ となることがわかった。
- (5) 流動床における容積当たり脱窒速度は $15\sim 35\text{g-N}/(\text{m}^3\cdot\text{hr})$ が得られた。これは活性汚泥循環変法の脱窒槽の約 10 倍であった。
- (6) 脱窒活性試験の結果から、下水処理の窒素除去における水素供与体としては、有機酸がアルコールや糖類に比べて利用されやすいことがわかった。
- (7) 流動床における脱窒速度は、汚泥単位重量あたりでは、浮遊汚泥と流動床内保持汚泥は同じであり、流動床の高い脱窒能力は、流動床が汚泥を高濃度に保持できることにより生じていた。

なお、この研究報告は、日本下水道事業団と三機工業（株）の共同研究成果の一部であり今後とも検討を続けていく予定である。

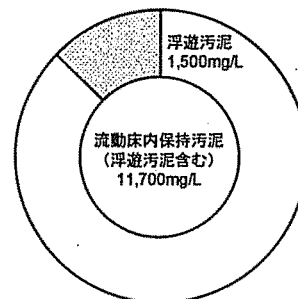


図 5 流動床内汚泥の比率

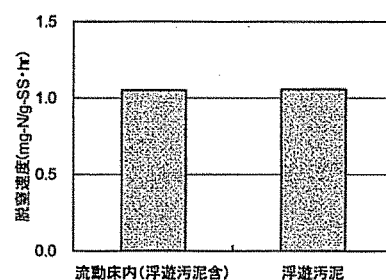


図 6 汚泥あたり脱窒速度