

〈論文〉

アンモニアセンサーを使用した空気量制御運転の活性汚泥モデルによる最適化

蒲池 一将¹⁾, 本間 康弘²⁾, 鈴木 悟³⁾¹⁾ 水ing(株) 研究開発センター 開発二課
(〒251-8502 神奈川県藤沢市本藤沢4-2-1 E-mail: kamachi.kazumasa@swing-w.com)²⁾ 水ing(株) オペレーション営業部 オペレーション技術課
(〒108-8470 東京都港区港南1-7-18 E-mail: homma.yasuhiro@swing-w.com)³⁾ 水ing(株) 木曾川右岸管理事務所 (〒504-0923 岐阜県各務原市前渡西町1521)

概要

下水に含まれる栄養塩除去を目的とした高度下水処理施設では、窒素除去方法として微生物による硝化・脱窒を元にする窒素除去方法が採用されている。近年、空気量制御には従来の溶存酸素センサーに加えて、アンモニアセンサーを利用する事例が増えている。本報告ではアンモニアセンサーによる空気量制御を行っている嫌気-硝化内生脱窒法を適用した実プラントデータを基に、活性汚泥モデルを用いたシミュレーションを用いて最適条件の検討を行ない、硝化内生脱窒法におけるアンモニアセンサーによる空気量制御の特徴を明らかにした。

キーワード：活性汚泥モデル, 下水処理, 硝化内生脱窒, アンモニアセンサー, 実プラント

原稿受付 2015.5.10 原稿受理 2015.9.2

EICA: 20(2・3) 3-10

1. はじめに

1.1 下水における栄養塩除去

下水に含まれる栄養塩除去を目的とした高度下水処理施設では、窒素除去方法として微生物による硝化・脱窒を元にする窒素除去方法が採用されている。代表的な窒素除去方法として、循環式硝化脱窒法、ステップ流入式多段硝化脱窒法、硝化内生脱窒法がある。

循環式硝化脱窒法は脱窒工程のあとに硝化工程が続くフローであり、硝化液を前段の脱窒工程に循環することで下水中に含まれる有機物を脱窒反応に必要な水素供与体として利用する方法である。通常は流入水量の100~200%の循環を行うが、標準活性汚泥のフローを転用できる特徴がある。

硝化内生脱窒法は硝化工程のあとに脱窒工程が続くフローであり、脱窒反応に必要な水素供与体を外部から添加せず、活性汚泥に吸着されたり、細胞内に蓄積された下水中に含まれる有機物を水素供与体として利用する方法である。硝化内生脱窒法は循環式硝化脱窒法より長い処理時間が必要とされるが、硝化液循環に必要なポンプが不要となることや、窒素除去率の向上が期待されるため一部施設に適用されている¹⁻⁴⁾。また、硝化内生脱窒法は硝化工程における溶存酸素(Dissolved Oxygen, DO)を最適化することで、硝化と脱窒を同時進行させることができ、循環式硝化脱窒法と比較して空気量を21~29%、循環水量を100%削減した運転が可能で、NH₄-Nは0.2 mg/L以下、NO₃-N

は0.1~1.9 mg/L低く、PO₄-Pは0.1~0.4 mg/Lとわずかに高いものの、ほぼ同等の処理水質を得ることが示された⁵⁾。

従来の代表的な空気量制御方法として、曝気槽にDOセンサーを設置した方法が挙げられる。しかし、DOを最適化して硝化と脱窒の同時進行を制御する方法では、DOセンサー設定値を測定下限付近とする必要があり、測定誤差の影響が大きくなるといった課題があった。

近年、直接曝気槽内に浸漬して連続測定が可能なイオン電極式アンモニアセンサーの機能向上が進み⁶⁾、DOセンサーに替わる空気量制御手段として下水処理プロセスへの適用が進められている。その空気量制御方法として、好気槽末端付近にアンモニアセンサーを設置し好気槽での完全硝化を行う例や⁷⁻⁹⁾、上流側にアンモニアセンサーを設置しフィードフォワードで制御を行う例が報告されている¹⁰⁾。

1.2 活性汚泥モデル

近年、国際水協会(IWA)により活性汚泥における生物反応を数式で表した活性汚泥モデル(Activated Sludge Model, ASM)が提唱され¹¹⁾、日本国内でも運転方法の最適化や、増設・改築更新時の設計検討にASMを適用した報告が多くなされている¹²⁾。しかし、硝化内生脱窒法へのASM適用は、実プラント自体の例が少ないこともあり、その適用事例は限られている^{13,15)}。

本報告では、嫌気-硝化内生脱窒法における中間部

の好気槽に設置されたアンモニアセンサーを用いた空気量制御について、無酸素槽での内生脱窒を効果的にを行い $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ を最小にする硝化条件を明らかにすることを目的に、活性汚泥モデルによるシミュレーションを用いた検討を行った。

2. 調査方法およびシミュレーション方法

2.1 調査方法

(1) 対象施設

木曾川および長良川流域（4市6町）の下水を流入している分流式下水道の木曾川右岸流域下水道 各務原浄化センターの2系にて実測調査を行った。2系の処理能力は、日平均汚水量 $7,333 \text{ m}^3/(\text{日} \cdot \text{池})$ 、日最大汚水量 $9,000 \text{ m}^3/(\text{日} \cdot \text{池})$ 、公称容積 $5,482 \text{ m}^3/\text{池}$ であり、嫌気-無酸素-好気法（A2O法）にて設計された施設である。一部系列において硝化液循環を停止して嫌気・好気・無酸素・好気とした嫌気-硝化内生脱窒法（AOAO法）を適用している。

対象施設（2-B系列2-5池）の生物反応槽は隔壁によって8槽に分割されている（Fig. 1）。No. 1槽からNo. 3槽は生物学的リン除去を行うための嫌気槽，No. 4槽とNo. 5槽は好気槽，No. 6槽とNo. 7槽は無酸素槽，No. 8槽は好気槽としている（Table 1）。容量は水槽内の構造物を考慮した実容量を示す。いずれも各槽は水中攪拌機を用いて攪拌している。No. 5槽にはイオン電極式アンモニアセンサー（エンドレスハウザー製 ISE マックス CAS40D, $\text{NH}_4\text{-N}$: $0.1 \sim 1,000 \text{ mg/L}$ ）が設置されている。アンモニアセンサーのデータサンプリングは1秒間隔で行われコントローラーに送られ、センサー測定値と設定値の差異を風量調節弁の動作時間としてPID制御（比例帯430，積分時間300 sec，微分時間0.4 sec）にて出力することで空気量を調節している（Fig. 2）。風量調節弁は2-B系列2-5池の元にあり、各好気槽での空気量調整は手動弁を一定で固定している。センサー出力の割り付けはDOセンサーと同様に4~20 mA に対して0~10 mg/Lとしているが、風量調節弁の動作はDOセンサーの場合と逆動作となるように設定している。



(A: Anaerobic, Anoxic, O: Oxidative)

Fig. 1 Flow diagram (full-scale plant)

(2) 調査方法

原水分画データおよび流入水量は、各務原浄化センターにて2011~2012年に実施したDOセンサーによる空気量制御を行っている2-A系列2-1池での4~6

Table 1 Reactor setting and volume

No.	設定	容量
No.1槽	嫌気槽	397 m^3
No.2槽	嫌気槽	582 m^3
No.3槽	嫌気槽	582 m^3
No.4槽	好気槽	582 m^3
No.5槽	好気槽	556 m^3
No.6槽	無酸素槽	635 m^3
No.7槽	無酸素槽	688 m^3
No.8槽	好気槽	688 m^3

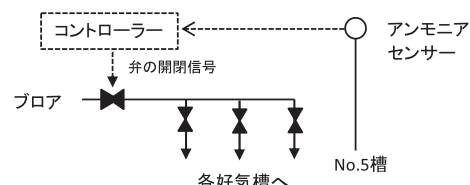


Fig. 2 Control diagram

時間ごとの24時間スポット調査結果¹³⁾、および2014年7月に実施したアンモニアセンサーによる空気量制御を行っている2-B系列2-5池における調査結果を使用した。流入水の有機物分画は、物理化学的方法である凝集ろ過法にて行った¹⁴⁾。

2.2 シミュレーション方法

(1) プロセスモデル

シミュレーターは市販のソフトを使用し、IWAの活性汚泥モデルASM2dを用いてシミュレーションを行った。実施設と同様に8槽の完全混合槽と最終沈殿池を組み合わせたプロセスモデルを作成した（Fig. 3）。最終沈殿池では脱窒による $\text{NO}_3\text{-N}$ の減少がみられたため、返送汚泥ラインに仮想無酸素槽を設置して脱窒の再現を図った。なお、今回使用したソフトでは酸素移動モデルとして総括酸素移動容量係数 (K_{La}) を用いた K_{La} モデルが採用され、空気量は相関する K_{La} で表されている。

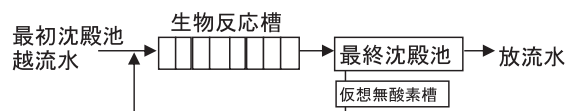


Fig. 3 Flow diagram (ASM)

(2) キャリブレーション

キャリブレーションはDOセンサーによる空気量制御を行っている2-A系列2-1池実測調査の結果を元に、水量と水質の時間変動データを用い、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の順に各槽の時間変化が実測値と合うようにパラメータの調整を実施した（Table 2）。さらに、最終沈殿池で脱窒による返送汚泥の $\text{NO}_3\text{-N}$ に合うよう仮想無酸素槽の容量を 200 m^3 に決定した¹⁵⁾。反応槽は水中攪拌機による混合であるため、嫌気槽の K_{La}

は0 (1/day) とした。ただし、2014年7月のアンモニアセンサーによる空気量制御を行っている2-B系列2-5池における実測調査結果をもとにNo.2槽とNo.3槽の K_{La} は20 (1/day) に設定した。No.4槽の好気槽からNo.3槽の嫌気槽への逆混合は嫌気槽流入水の20%に設定した。

Table 2 Parameter

パラメーター	項目	採用値	デフォルト値	単位
η_{NO_3-Hyd}	無酸素条件下での加水分解速度減少係数	0.2	0.6	(-)
η_{NO_3-Het}	無酸素条件下での従属栄養生物の増殖速度減少係数	0.3	0.8	(-)
K_{O_2-AUT}	従属栄養生物の溶存酸素濃度に対する飽和・阻害定数	0.3	0.5	(g O ₂ /m ³)
K_{NO_3}	従属栄養生物の硝酸性窒素および亜硝酸性窒素濃度に対する飽和・阻害定数	1.0	0.5	(g N/m ³)
K_{O_2}	硝化細菌の溶存酸素濃度に対する飽和・阻害定数	0.1	0.2	(g O ₂ /m ³)

(3) シミュレーション条件

[検討項目1] 水温条件によるNH₄-N最適設定値

実プラントと同様の処理フロー (Table 3, 処理フロー1) でアンモニアセンサーのNH₄-N設定値におけるNo.8槽のNH₄-N, NO₃-Nと各槽の K_{La} の合計について検討を行った。水温は、高水温期、中水温期、低水温期の3条件とし、それぞれ25.5℃, 22.0℃, 18.0℃とした。生物反応槽のMLSSは実プラントの代表的な運転条件に合わせて、それぞれ1,800 mg/L, 2,000 mg/L, 2,300 mg/Lとした (Table 4)。返送汚泥量は、実プラントの運転条件に合わせて水温期によらず流入水量の50%とした。余剰汚泥引抜量は、No.8槽のMLSSが所定値となるように、各シミュレーション条件において適宜調整した。No.5槽のNH₄-N濃度が所定値となるように、No.4槽とNo.5槽に空気供給を行ない、 K_{La} はNo.4槽:No.5槽=1:0.4の比とした。No.8槽についてはDO 1.0 mg/Lとなるようにした。No.5槽およびNo.8槽はPI制御で K_{La} を制御し、No.5槽の比例帯50, 積分時間0.1 d, No.

Table 3 Simulation flow

	処理フロー1	処理フロー2	処理フロー3
No.1槽	嫌気	嫌気	嫌気
No.2槽	嫌気	嫌気	嫌気
No.3槽	嫌気	好気	好気
No.4槽	好気	好気	好気*
No.5槽	好気*	好気*	無酸素
No.6槽	無酸素	無酸素	無酸素
No.7槽	無酸素	無酸素	無酸素
No.8槽	好気	好気	好気

*) アンモニアセンサー設定位置

Table 4 Simulation condition

	水温 (°C)	MLSS (mg/L)	SRT (d)	NH ₄ -N [No.5] (mg/L)
高水温期	25.5	1,800	15~18	2~8
中水温期	22.0	2,000	18~24	2~8
低水温期	18.0	2,300	20~24	2~8

8槽の比例帯25, 積分時間0.1 dとした。なお、各シミュレーション条件の平均流入条件に対して0.05日刻みで100日間運転した定常計算結果を用いた。

[検討項目2] 低水温期における処理フロー

低水温期における処理水質改善を目的に処理フロー変更による検討を行った。処理フロー1は検討項目1と同条件とした。処理フロー2では好気槽の数を増やすことで好気槽内での硝化と脱窒の同時進行促進を検討し、処理フロー3では内生脱窒槽の数を増やすことで内生脱窒による脱窒の促進について検討を行った (Table 3)。処理フロー2の K_{La} はNo.3槽:No.4槽:No.5槽=1:0.5:0.4に、処理フロー3ではNo.3槽:No.4槽=1:0.4の比となるように設定した。これ以外の条件は検討項目1と同じとした。

(4) 評価指標

シミュレーション結果の評価は、No.8槽の水質 (NH₄-N, NO₃-N, NH₄-N+NO₃-N) とした。検討項目2ではフロー変更による空気量増減を確認するため各槽の K_{La} の合計を加えた。なお、NH₄-Nについては1.0 mg/L以下を基準で行った。

3. 結果

3.1 調査結果

(1) 運転条件と流入水質

調査時の高水温期 (2011年9月13日~14日), 中水温期 (2012年10月31日~11月1日), 低水温期 (2012年2月22日~23日) における運転条件および流入水質の平均値を Table 5 に示す。流入水量は高

Table 5 Operating condition and raw water quality

調査時期		高水温期	中水温期	低水温期	
		2011/9/13 -9/14	2012/10/31 -11/1	2012/2/22 -2/23	
水温 (流入水)		(°C)	26.3	23.7	17.3
運転条件	流入水量	[m ³ /(日・池)]	8,645	7,340	7,185
	返送汚泥量	[m ³ /(日・池)]	3,279	1,797	3,310
	余剰汚泥引抜量	[m ³ /(日・池)]	60	44	60
	空気量	[m ³ /(日・池)]	23,276	23,584	22,874
	MLSS	(mg/L)	1,960	1,670	2,720
流入水質	SRT	(d)	21	21	28
	BOD	(mg/L)	82	94	22
	COD _{Cr}	(mg/L)	171	198	218
	NH ₄ -N	(mg/L)	14.2	18.2	19.4
	PO ₄ -P	(mg/L)	1.5	1.6	1.4

水温期に最も多く、また返送汚泥量および余剰汚泥引抜量は高・低水温期では同等であったが中水温期では少なく設定されていた。空気量は高・低・中水温期において大きな変化はなかった。

(2) キャリブレーション結果の検証

2014年7月17日～18日の実測調査結果による原水データを用い、高水温期、処理フロー1、No.5槽NH₄-N設定値を4 mg/Lとした条件で、ダイナミックシミュレーションを行い、水質の経時変化を求めた。原水データは1時間毎の水量と水質を割り当て、水質データのない時間は前後の分析値から補間した。ダイナミックシミュレーションは0.05日刻みで30日間分の計算を行った。

17:00 および 13:00 の槽別の NH₄-N と NH₄-N + NO₃-N 計算値、実測値を Fig. 4 に示す。各時刻ともに、NH₄-N と NH₄-N + NO₃-N の挙動は概ね一致し、無酸素条件における内生脱窒が再現されていた。No. 8 槽の 17:00 の NH₄-N は実測値：0.2 mg/L、計算値：1.1 mg/L、13:00 の実測値：0.6 mg/L、計算値：0.7 mg/L で最大 0.9 mg/L の誤差であった。同様に 17:00 の NH₄-N + NO₃-N は実測値：5.8 mg/L、計算値：5.9 mg/L、13:00 は実測値：5.1 mg/L、計算値：4.2 mg/L で最大 0.9 mg/L の誤差であった。誤差の要

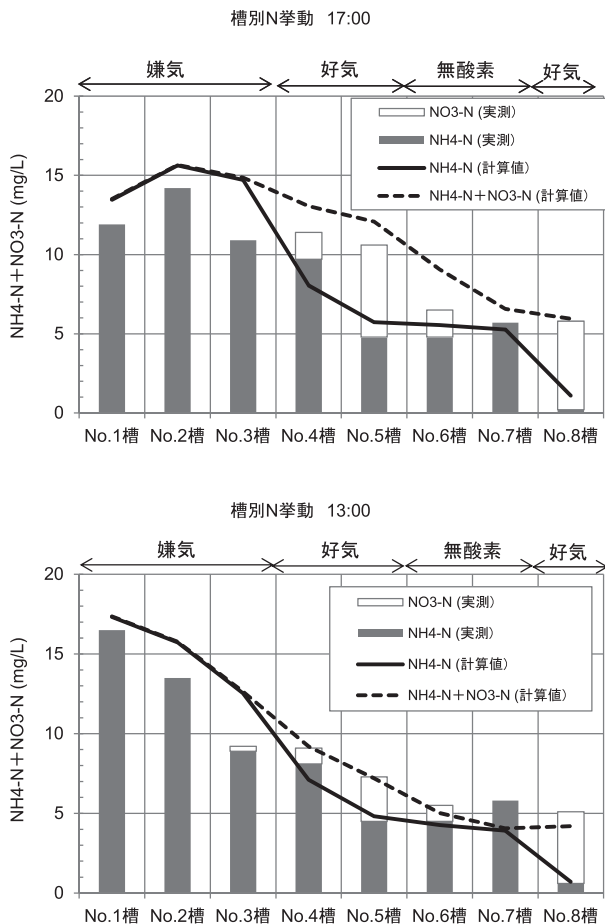


Fig. 4 NH₄-N and NO₃-N profile (measured and calculated)

因として、各水槽が理想的な完全混合ではないことや、採水に 30 分程度を要しているため代表時刻からのずれ等が考えられる。検討項目 1, 2 におけるシミュレーションは平均流入条件に対して行うため、誤差は支障のない範囲であると判断した。

(3) アンモニアセンサー測定結果

アンモニアセンサー点検時 (1 か月毎) における測定値と分析値の関係を Fig. 5 に示す。点検はアンモニアセンサーを浸漬している実液、およびメーカー標準液を処理場の放流水で希釈したもの (目標 NH₄-N 10 mg/L) を標準液として使用した。分析値と比較してセンサー測定値は若干低い傾向がみられたが、相関係数は高く、測定値と分析値の間に十分な直線性があることを確認できた。

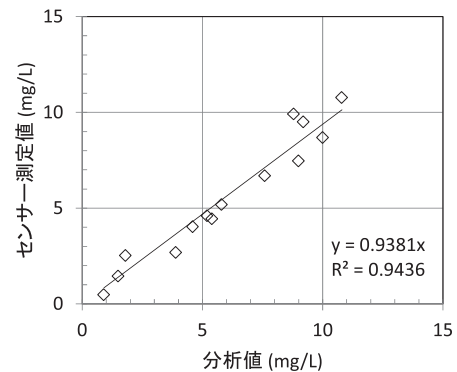


Fig. 5 value measured of the NH₄-N sensor and measured by chemical analysis

3.2 活性汚泥モデルによる運転条件の検討結果

(1) 水温条件による NH₄-N 最適設定値

No.5 槽 NH₄-N 設定値ごとの No.8 槽の水質を Fig. 6, Table 6 に示す。いずれの水温期も No.5 槽 NH₄-N 設定値の増加に伴い No.8 槽の NH₄-N が増加傾向を示したが、No.8 槽 NH₄-N + NO₃-N を最小とする No.5 槽 NH₄-N 設定値の範囲が存在した。No.8 槽 NH₄-N + NO₃-N を最小とする付近の NH₄-N + NO₃-N の変化は比較的ゆるやかであったが、No.5 槽 NH₄-N の最適設定値は、高水温期：4 mg/L、中水温期：5 mg/L、低水温期：6 mg/L であった。最適設定値における No.8 槽 NH₄-N + NO₃-N は、それぞれ 4.9 mg/L、6.8 mg/L、8.1 mg/L であった。なお、低水温期における No.8 槽 NH₄-N + NO₃-N を最小とする No.5 槽 NH₄-N 設定値は 7 mg/L であったが、No.8 槽 NH₄-N は基準値とした 1.0 mg/L を超過して 1.6 mg/L 残存した。そのため、No.5 槽 NH₄-N 最適設定値を 6 mg/L とした。

No.5 槽 NH₄-N 設定値の最適値が存在するのは、過剰に硝化させると、内生脱窒に必要な有機物を消費させてしまうためと考えられる。すなわち、好気槽での硝化を抑制することで、同時に有機物の分解も抑制

することが可能となり、無酸素槽での内生脱窒が進むことを示している。

また、水温が高いほど No.5 槽 NH₄-N 最適値が低く、水温期によって異なる最適設定値があることが判明した。水温が高いと好気槽で硝化を進行させても、無酸素槽で脱窒が進んだことが要因として考えられる。

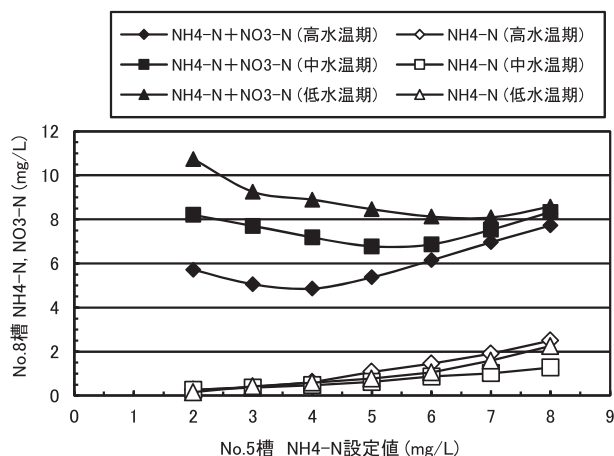


Fig. 6 NH₄-N and NO₃-N profile at No. 8 tank

Table 6 Operating condition and optimum NH₄-N at No. 5 tank

	水温 (°C)	MLSS (mg/L)	No. 5 槽 NH ₄ -N		No. 8 槽 NH ₄ -N+NO ₃ -N 計算結果 (mg/L)
			設定値 (mg/L)	最適値 (mg/L)	
高水温期	25.5	1,800	2~8	4	4.9
中水温期	22.0	2,000	2~8	5	6.8
低水温期	18.0	2,300	2~8	6	8.1

(2) 各槽の水質挙動

各水温期における最適条件 (Table 6) における各槽の水質挙動を Fig. 7~9 に示す。全ての水温条件において、無酸素槽である No.6 槽と No.7 槽にて内生脱窒により、3.4~3.6 mg/L の NO₃-N の減少が確認された。

好気槽である No. 4 槽と No. 5 槽にて DO が 0.5 mg/L 以下と低いため、硝化と脱窒が同時進行し、NH₄-N+NO₃-N が減少する特徴があった。また、No. 4 槽と No. 5 槽で減少した NH₄-N+NO₃-N は、高水温期：4.3 mg/L、中水温期：3.8 mg/L、低水温期：1.1 mg/L であり、水温が高いほど好気槽の脱窒で除去されることが分かった。

アンモニアセンサーにより好気槽で適切な NH₄-N を残留させた状態が、好気槽を低 DO 状態とし、硝化脱窒が同時進行したと考えられる。

(3) アンモニアセンサーによる制御の特徴

各水温期の No. 5 槽 NH₄-N 設定値と DO の関係を Fig. 10 に示す。NH₄-N 最適設定値付近では No. 5 槽 DO は 0.1~0.3 mg/L と低い値であった。中水温期の例では、No. 5 槽 NH₄-N：4~6 mg/L において、No.

5 槽 DO：0.10~0.18 mg/L であった。センサーの仕様書により (Table 7), 測定値の最大誤差を算出したところ、中水温期における最適 NH₄-N 設定での測定誤差は、測定値の±5% に±0.2 mg/L を加え±0.45 mg/L となった。この値は Fig. 6 における最適範囲において十分許容されると判断される。次に DO センサーについても検討した。NH₄-N 最適設定値 5mg/L に相当する DO は 0.13 mg/L であり、DO センサーの測定誤差は測定レンジ (20 mg/L) の±1% であることから 0.13±0.2 mg/L となる。Fig. 10 にてこの DO 範囲を NH₄-N 設定値へ読み替えると、誤差範囲は 2.5~8 mg/L 以上となる。このように、アンモニアセンサーと同様の制御を DO センサーで行うことは誤差範囲が広いいため適用が困難であり、アンモニアセンサーによる空気量制御が優位であると考えられる。

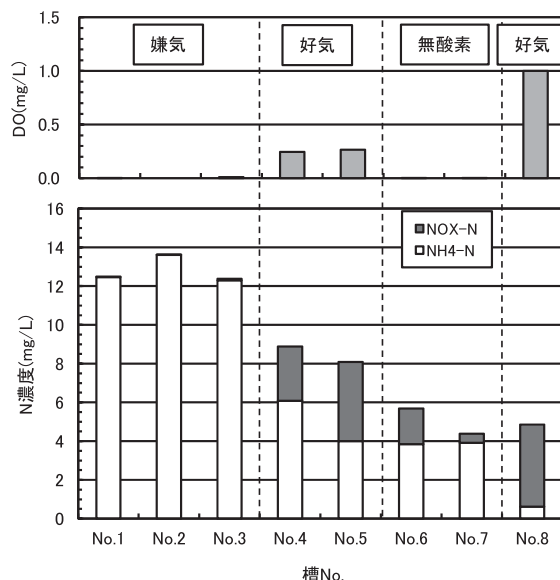


Fig. 7 NH₄-N and NO₃-N profile (high water temp.)

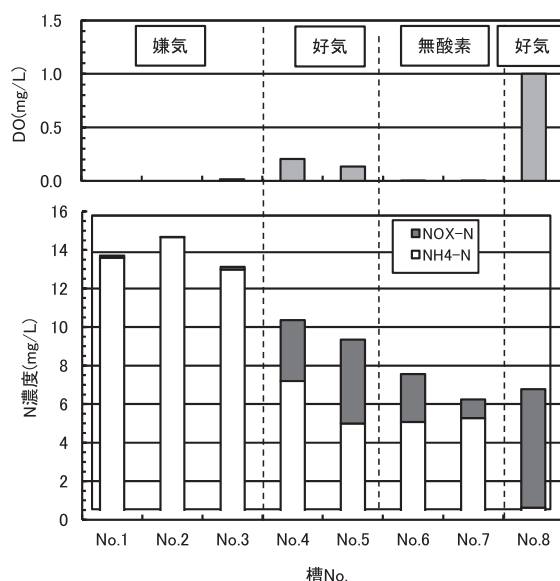


Fig. 8 NH₄-N and NO₃-N profile (middle water temp.)

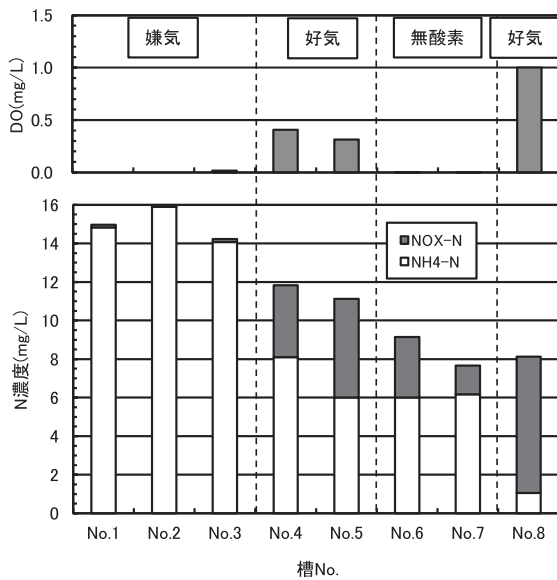


Fig. 9 NH₄-N and NO₃-N profile (low water temp.)

Table 7 Performance comparison between NH₄-N and DO sensor^{16,17)}

	アンモニアセンサー	DO センサー
測定レンジ	0.1~1,000 mg/L	0~20 mg/L
応答時間	<2分	60秒
最大測定誤差	測定値の±5%±0.2 mg/L	測定レンジの±1%
再現性	±3%	±0.5%

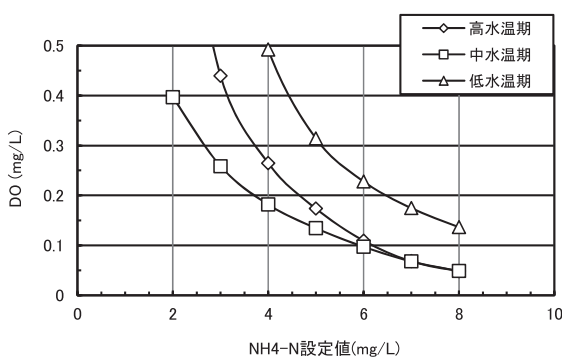


Fig. 10 NH₄-N and DO at No. 5 tank

なお、実プラントでは、DO制御系と比較してアンモニアセンサー制御系の空気量変動が大きくなっていった。この要因として、アンモニアセンサーによる空気量制御は、硝化による生物処理を経ているため、DOと比較して空気量がNH₄-Nに反映するまでの時間を要することや、日々の水質状況により空気量がNH₄-Nに反映するまでの遅れ時間が安定しにくいことが挙げられる。今後の課題として、空気量の変動を抑制できるように制御パラメータの調整が挙げられる。

3.3 低水温期における処理フロー

(1) 嫌気槽と好気槽の配置

各処理フローについてNH₄-N設定値ごとのNo.8槽の水質、各槽のK_Laの合計をFig. 11, Table 8に示す。

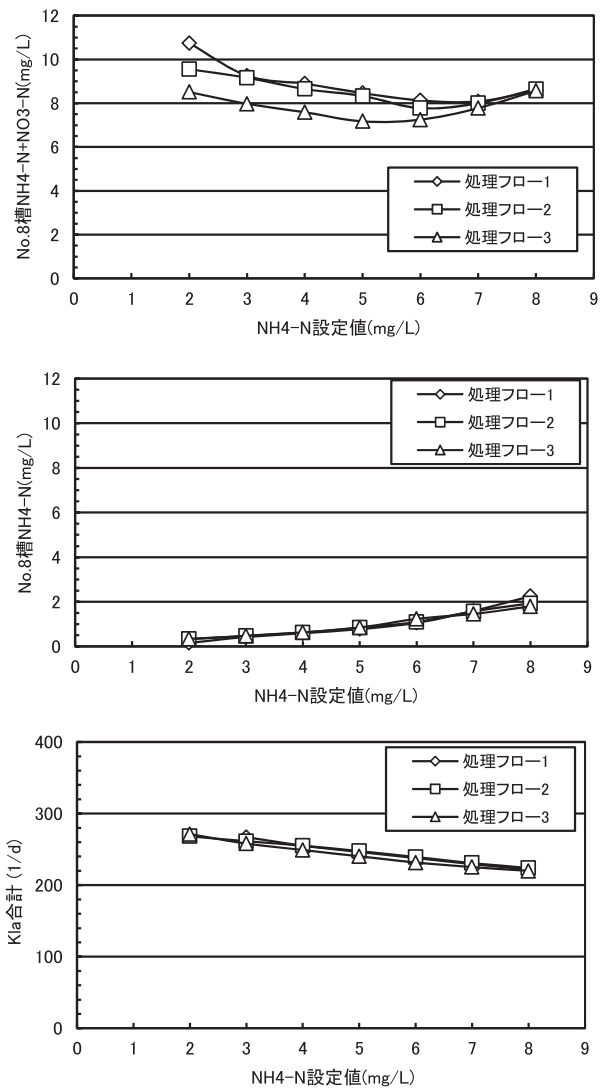


Fig. 11 NH₄-N and NO₃-N profile at No. 8 tank

Table 8 Operating condition and optimum NH₄-N at No. 5 tank

	水温 (°C)	MLSS (mg/L)	No. 5 槽 NH ₄ -N		No. 8 槽 NH ₄ -N+NO ₃ -N 計算結果 (mg/L)	KLa 合計 (1/d)
			設定値 (mg/L)	最適値 (mg/L)		
処理フロー-1	18.0	2,300	2~8	6	8.1	238
処理フロー-2	18.0	2,300	2~8	6	7.8	239
処理フロー-3	18.0	2,300	2~8	5	7.2	240

好気槽を2槽とした現状の処理フロー1から、好気槽を3槽に増やした処理フロー2としても、No.8槽のNH₄-N、NH₄-N+NO₃-Nともにほとんど変わらなかった。一方、内生脱窒槽を2槽から3槽に増やした処理フロー3では、NH₄-N設定値5 mg/Lが最適値であり、NH₄-N+NO₃-Nは7.2 mg/Lに減少した。無酸素槽での滞留時間が増え、内生脱窒が進んだためと考えられる。

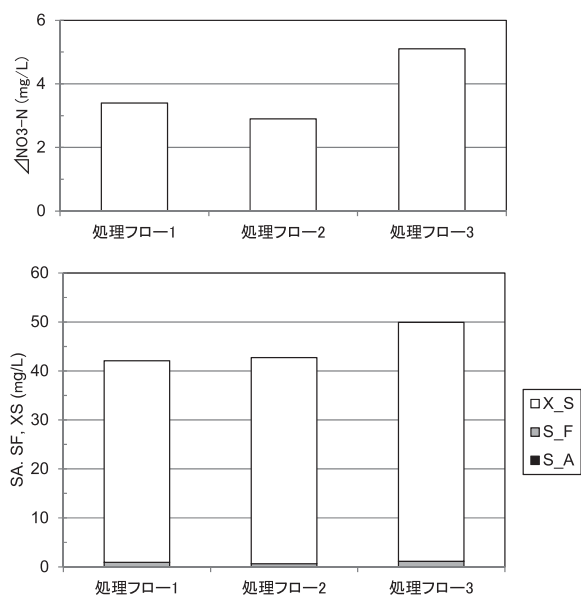
また、処理フローの違いによるK_Laの合計に差はほとんどみられなかった。

(2) 有機物挙動

処理フローの違いによって処理水質に違いが生じた

要因を確認するため、脱窒に必要な有機物に注目した。ASM2dでは従属栄養生物に関する反応プロセスにおいて、発酵性易分解性有機物 (S_F)、発酵生成物 (S_A) が設定されている。また、発酵性易分解性有機物は遅分解性有機物 (X_S) の加水分解によって生成される。そこで、無酸素槽の一段前の槽での S_F , S_A , X_S を Fig. 12 に示す。

いずれの処理フローも S_F は 0.1 g/m^3 以下、 S_A は 1.1 g/m^3 以下とわずかであり、 X_S が大部分を占めた。その合計は、処理フロー1: 42 g/m^3 、処理フロー2: 43 g/m^3 とほぼ同じであったが、処理フロー3: 50 g/m^3 と多く、無酸素槽での $\text{NO}_3\text{-N}$ 減少と同様の傾向であり、無酸素槽流入時の X_S が、内生脱窒のための指標になると考えられる。フロー3で X_S が高いのは、フロー1, 2と比較して1段上流側の水槽であるため、残存していたと考えられる。



(flow 1 at No.5 tank, flow 2 at No.5 tank, flow 3 at No.4 tank)

Fig. 12 S_A , S_F , X_S

4. ま と め

各務原浄化センターの実プラント実測調査結果をもとに、嫌気-硝化内生脱窒法におけるアンモニアセンサーを用いた空気量制御について、活性汚泥モデルによるシミュレーションでの最適条件の検討を行った。結果を以下にまとめる。

[検討項目1] 水温条件による $\text{NH}_4\text{-N}$ 最適設定値

- ① No. 8槽 $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ を最小とする No. 5槽 $\text{NH}_4\text{-N}$ の最適設定値が存在し、高水温期: 4 mg/L 、中水温期: 5 mg/L 、低水温期: 6 mg/L であった。
- ② $\text{NH}_4\text{-N}$ 最適設定値付近における No. 5槽 DO

は $0.1 \sim 0.3 \text{ mg/L}$ と低い値であった。DOセンサーで同様の制御を行うことは誤差範囲が広く適用が困難であり、アンモニアセンサーによる空気量制御が優位であると考えられる。

- ③ 各水温条件とも、No. 4槽とNo. 5槽にて $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ が減少した。これは、No. 4槽とNo. 5槽のDOが 0.5 mg/L 以下と低く、硝化と脱窒が同時進行したためと考えられる。
- ④ 各水温期において、No. 6槽とNo. 7槽で内生脱窒による $\text{NO}_3\text{-N}$ の減少が確認された。

[検討項目2] 低水温期における処理フロー

- ⑤ 好気槽を2槽とした現状の処理フロー1と、好気槽を3槽に増やした処理フロー2では、No. 8槽の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ ともにほとんど変わらなかった。
- ⑥ 内生脱窒槽を2槽から3槽に増やした処理フロー3では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 最適設定値は 5 mg/L となり、 $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ は 7.2 mg/L に減少した。
- ⑦ 処理フローによる違いによる K_{La} の合計に差はみられなかった。
- ⑧ 無酸素槽流入時の X_S が、内生脱窒のための指標になると考えられる。

謝辞

本調査の実施にあたっては(株)岐阜県浄水事業公社の関係者に多大なご協力を得て実施した。ここに感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 森山克美, 佐藤和明, 原田良誠, 北村武之: 硝化・内生脱窒法に関する研究, 衛生工学研究論文集, Vol. 24, pp. 65-73 (1988)
- 2) 宮崎 清, 室崎重信, 井野久美子: 循環式ステップ流入2段階硝化脱窒+内生脱窒による窒素除去向上試験, 第38回下水道研究発表会論文集, pp. 466-468 (2001)
- 3) 岸川昭夫, 福原敏生, 大津三月: 既存施設における内生脱窒運転, 下水道協会誌, Vol. 44, No. 534, pp. 105-112 (2007)
- 4) 坂本俊彦, 寺沢敏夫, 平等愛子, 三好孝枝: 嫌気・無酸素・好気法と嫌気・硝化脱窒法との処理状況比較について, 第47回下水道研究発表会論文集, pp. 170-172 (2010)
- 5) 蒲池一将, 本間康弘, 鈴木 悟, 小林勝朗, 坪内功資: 硝化内生脱窒法の適用事例と活性汚泥モデルによる運転条件の検討, 第51回下水道研究発表会論文集, pp. 874-876 (2014)
- 6) 室賀樹興, 石井章夫, 伊東裕一, 村上裕昭: 反応槽向けアンモニア態窒素計の開発, 環境システム計測制御学会誌, Vol. 19, No. 2/3, pp. 140-141 (2014)
- 7) 小原卓巳, 足利伸行, 山中 理, 山本勝也: 下水処理におけるシミュレーション技術の活用——活性汚泥モデルを利用したアンモニア計設置位置の決定と風量制御性能の評価——, 環境システム計測制御学会誌, Vol. 9, No. 3, pp. 42-46 (2004)
- 8) 長塚洋行, 遠藤和広, 岡村智則: アンモニア+DO制御シス

- テムの開発, 環境システム計測制御学会誌, Vol. 17, No. 2/3, pp. 31-38 (2012)
- 9) 中村知弥, 浜本洋一, 大下信子, 橋本敏一, 糸川浩紀: アンモニア・硝酸連続測定計を用いた送風量制御システムの下水処理場での実証, 第51回下水道研究発表会論文集, pp. 907-909 (2014)
- 10) 山野井一郎, 西田佳記, 武本 剛: アンモニアセンサを活用した高効率硝化制御システムの開発, 第51回下水道研究発表会論文集, pp. 598-600 (2014)
- 11) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., and van Loosdrecht: Activated sludge model ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3, IWA scientific and technical reports No. 9, IWA Publishing, London (2000)
- 12) 下水道新技術推進機構: 活性汚泥モデル利活用マニュアル (2010)
- 13) 蒲池一将, 本間康弘, 鈴木 悟: 活性汚泥モデルを用いた嫌気-硝化内生脱窒法と嫌気-無酸素-好気法における運転条件の比較, 環境システム計測制御学会誌, Vol. 19, No. 2/3, pp. 37-40 (2014)
- 14) Mamais, D., D. Jenkins and P. Pitt: A rapid physical-chemical method for the determination of readily biological soluble COD in municipal waste-water. Water Res., Vol. 27, No. 1, pp. 195-197 (1993)
- 15) 蒲池一将, 本間康弘: 活性汚泥モデル (ASM) を用いた内生脱窒法における運転条件の検討, 環境システム計測制御学会誌, Vol. 18, No. 2/3, pp. 42-45 (2013)
- 16) Endress+Hauser 技術仕様書 ISE マックス CAS40D アンモニア/硝酸計
- 17) Endress+Hauser 取扱説明書オキシマックス COS61D 溶存酸素センサ

Optimal Aeration Control of Nitrification and Endogenous Denitrification Process with Ammonia Sensor, Using the Activated Sludge Model

Kazumasa Kamachi^{1) †}, Yasuhiro Homma²⁾ and Satoru Suzumura³⁾

¹⁾ Swing Corporation, Research & Development Center, R&D Section No. 2

²⁾ Swing Corporation, Operation Sales & Marketing Unit, Operation Engineering Section

³⁾ Swing Corporation, Kisogawa-Ugan Maintenance Management Office

† Correspondence should be addressed to Kazumasa Kamachi:
(Swing Corporation, Research & Development Center, R&D Section No. 2
E-mail: kamachi.kazumasa@swing-w.com)

Abstract

The advanced wastewater treatment for nutrient removal from the sewage, biological nitrogen removal process is applied. Aeration control was conventionally used by dissolved oxygen sensor. In recent years, the usage cases of ammonia sensor are increasing. In this report, we investigated anaerobic-nitrification-endogenous denitrification process controlled by ammonia sensor in full-scale plant. Furthermore, the characteristics and the optimal aeration control were revealed by using the activated sludge model (ASM).

Key words: Activated sludge model, Sewage treatment, Nitrification-endogenous denitrification, Ammonia