〈研究発表〉

し尿処理におけるアンモニアセンサーを用いた最適運転条件の検討

蒲 池 一 将¹⁾, 本 間 康 弘²⁾, 矢 口 良 夫³⁾ 村 澤 昌 志³⁾, 丸 山 洋太郎³⁾

1) 水 ing エンジニアリング(株) 研究開発センター

(〒251-8502 神奈川県藤沢市本藤沢 4-2-1 E-mail: kamachi, kazumasa@swing-w.com)

²⁾ 水 ingAM(株) アセットマネジメント業務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 ingAM㈱ 首都圏支店 北関東 RSC 部 長野 SS 課 (〒381-2206 長野県長野市青木島町綱島 769-11)

概 要

下水処理を対象に開発された活性汚泥モデル(ASM)は運転最適化や設計検討に多く適用されているが、し尿処理では下水と比較して難分解性有機物が多いため、ASMの適用において原水分画の見直しが必要とされている。本報告では、酸素利用速度法を用いて有機物分画を行い、ASM適用によるアンモニアセンサーを用いた曝気風量制御による硝化脱窒の最適運転条件を検討した。さらに実施設へのアンモニアセンサー導入による検証を行い、脱窒用メタノール使用量の大幅削減を達成した。

キーワード: し尿、活性汚泥モデル、硝化脱窒、アンモニアセンサー、メタノール原稿受付 2019.6.28

EICA: 24(2 · 3) 74-77

1. はじめに

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。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¹⁾,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。アンモニアセンサーの導入により、従来のDOセンサーによる空気量制御では制御困難であった低DOでの運転が可能となり、同一曝気槽で硝化と脱窒を同時進行させる効率的な処理が期待される²⁾。

活性汚泥モデル(Activated Sludge Model, ASM)は、都市下水を対象にした活性汚泥における生物反応を数式であらわしたもので、国際水協会(IWA)により提唱され³)、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適用した報告が多くされている⁵)。し尿処理への ASM 適用により、アンモニアセンサー導入による硝化脱窒の最適化や、脱窒用メタノール添加量の最適化などが期待されるが、し尿は都市下水と比較して難分解性有機物が多いため流入水の有機物分画の見直しが必要とされている⁵)。

本報告では、流入水について易分解性有機物と遅分解性有機物との有機物分画を行うことでし尿処理へのASM適用について検討を行った。さらに、し尿処理の実施設にアンモニアセンサーを設置し、適用検証試

験を行った。

2. 調査およびシミュレーション方法

2.1 対象施設

大町市クリーンプラント(長野県大町市)にて試験を行った。処理規模は60 kL/d(設計条件;し尿46 kL/d、浄化槽汚泥14 kL/d)、処理方式は膜分離高負荷生物脱窒素処理法(荏原製作所製、UFデニパックプロセス)である。処理フローを Fig.1 に示す。反応槽好気部にはアンモニアセンサー(㈱堀場アドバンスドテクノ製、AM-200)を設置した。ASMの適用検討範囲は、アンモニアセンサーを設置している反応槽部分(破線部分)とした。

2.2 調查方法

実測調査は2016年6月14日から16日の3日間実施し、1~2回/日の頻度でし尿、浄化槽汚泥、反応槽嫌気部、反応槽好気部、膜ろ過水、ポンプ井(硝化液循環)のサンプリングを行った。

2.3 シミュレーション方法

(1) プロセスモデル

ASM シミュレーションを行うプロセスモデル(処理フロー)を **Fig. 2** に示す。反応槽の容量は実際の水槽容量と等しく設定した。予備検討にて反応槽好気

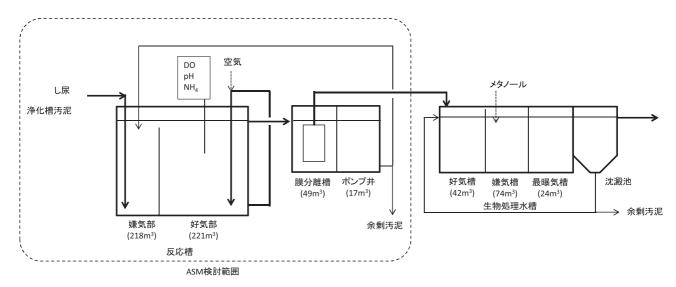


Fig. 1 Flow diagram of night soil treatment process (in full-scale plant)

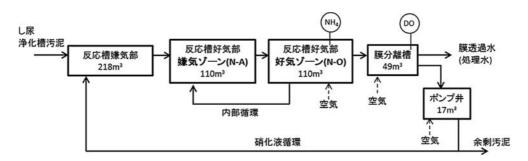


Fig. 2 Flow diagram for the setup of ASM

部を1槽としてシミュレーションを実施したところ、パラメーターを調整しても実際の処理結果とシミュレーション結果は大幅に離れていた。反応槽好気部内での嫌気ゾーンの存在が確認されたため、既報 6 を参考に、反応槽好気部を嫌気ゾーン (N-A) と好気ゾーン (N-O) に分割した。

(2) 原水分画, パラメーター

都市下水の流入水の有機物分画として採用されている物理化学的方法である凝集ろ過法である凝集の過法をベースに、酸素利用速度(OUR)を組み合わせ、し尿の有機物分画を行った。パラメーターは ASM2d のデフォルト値を使用した。

(3) シミュレーション条件

シミュレーションは、水温:35 $^{\circ}$ 、MLSS:10,000 mg/L,12,000 mg/L,15,000 mg/L の 3 条件,N-O の NH₄-N:0.7 $^{\circ}$ 10 mg/L,各水量はし尿 1.26 m³/h,浄化槽汚泥 0.62 m³/h,硝化循環液量 41 m³/h(硝化液循環比:21.8)で実施した。さらに,将来的に浄化槽汚泥の割合が増加した場合を想定した検討を行った。

2.4 アンモニアセンサーを用いた運転

ASM シミュレーション結果をもとに、アンモニアセンサー指示値をもとに反応槽好気部の空気量調整ならびに後段の生物処理槽のメタノール注入量の調整を

行った。

3. 結 果

3.1 調査結果

調査期間中の平均水質を **Table 1** に示す。 NH_4 -N は反応槽嫌気部で 24 mg/L,反応槽好気部で 16.8 mg/L,NOx-N は反応槽嫌気部,反応槽好気部とも に <0.1 mg/L であった。反応槽好気部で残存した NH_4 -N は膜分離槽で硝化され,膜分離槽の NH_4 -N は 1.1 mg/L であった。また,反応槽好気部の DO は平均 0.6 mg/L であった。

Table 1 Results of water quality survey

| | | し尿 | 浄化槽汚泥 | 反応槽 嫌気部 | 反応槽 好気部 | 膜ろ過水 |
|--------------------------|--------|--------|--------|------------|------------|------|
| рН | (—) | 7.7 | 6.6 | _ | _ | 7.4 |
| M-Alk | (mg/L) | 3,420 | 153 | _ | _ | 383 |
| COD_{Cr} | (mg/L) | 16,500 | 13,200 | _ | _ | 223 |
| S-COD _{C1} | (mg/L) | 5,660 | 420 | _ | _ | _ |
| MLSS | (mg/L) | 4,970 | 8,990 | 15,500 | 15,200 | _ |
| MLVSS | (mg/L) | 3,990 | 7,490 | 12,700 | 12,400 | _ |
| T-N | (mg/L) | 2,670 | 614 | _ | _ | _ |
| NH ₄ -N | (mg/L) | 1180 | 13.0 | 24.0 | 16.8 | 1.1 |
| NOx-N | (mg/L) | <10 | < 0.1 | < 0.1 | < 0.1 | 10.2 |
| T-P | (mg/L) | 193 | 106 | _ | _ | _ |
| PO ₄ -P | (mg/L) | 110 | 2.0 | 44.0 | 40.6 | 35.0 |

3.2 し尿と浄化槽汚泥の原水分画

2016 年 10 月 19 日採取の反応槽汚泥およびし尿, 浄化槽汚泥を用いて試験を行った。OUR 試験をもと に、し尿の易分解性有機物 (S_s) と遅分解性有機物 (X_s) の比率を $S_s/X_s=0.57$ と求めた。浄化槽汚泥の S_s は観察されなかったため $S_s/X_s=0.01$ とした。

3.3 活性汚泥モデルの適用

(1) シミュレーション結果の妥当性の確認

実測結果と計算結果を Fig.3 に示す。N-O 槽と処理水(膜透過水)の NH_4-N および NO_3-N の測定値はシミュレーション結果とおおよそ合致していた。この結果から、し尿処理にも ASM シミュレーションの適用が妥当であると判断できた。

(2) 反応槽好気部好気ゾーンの運転条件の検討

計算結果を **Fig. 4** に示す。N-O の NH₄-N+NO₃-N を最少とする N-O の NH₄-N 最適値: $3\sim5$ mg/L が存在した。また、MLSS が高くなると N-O の NH₄-N+NO₃-N が低くなる傾向にあった。

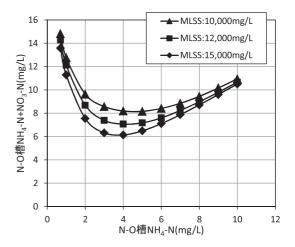


Fig. 4 Change of inorganic nitrogen in Tank N-O with set values of NH₄ sensor under different MLSS

(3) 浄化槽汚泥比率の検討

計算結果を **Fig. 5** に示す。N-O の NH_4-N+NO_3-N を最少とする N-O の NH_4-N 最適値が存在した。浄化槽汚泥比率が高まると、N-O の NH_4-N 最適値が低くなる傾向にあった。浄化槽汚泥の受け入れ比率に応じた運転条件を可能であることが分かった。

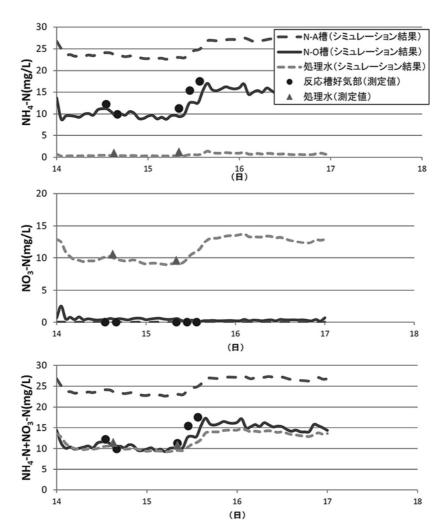


Fig. 3 Variation of NH₄-N and NO₃-N with time (measured and simulated)

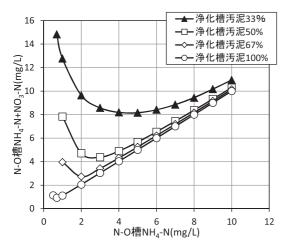


Fig. 5 Change of inorganic nitrogen in Tank N-O with set values of NH₄ sensor under different sludge dosage ratio from household wastewater treatment tank

3.4 アンモニアセンサーを用いた運転

ASM シミュレーション結果を踏まえて、反応槽好気ゾーンの NH_4 -N を目安に投入量や空気量を調整する運転を行った。アンモニアセンサー導入後は、生物学的窒素除去処理の安定化により、脱窒用メタノール使用量は導入前の 32% となり大幅に削減することができた。

4. ま と め

- ・UF デニパックプロセス反応槽を対象として ASM シミュレーションを行い、流入水について 易分解性有機物と遅分解性有機物との有機物分画 を行うことで、し尿処理への ASM シミュレー ションの適用が可能であることを確認した。
- ・反応槽好気部の NH_4 - $N+NO_3$ -N を最少とする反応槽好気部 NH_4 -N 最適値が存在した。ASM シミュレーションの適用により、アンモニアセンサー導入による硝化脱窒の最適化やアンモニアセ

- ンサーによる空気量制御の最適化が可能であることが示された。
- ・将来想定される浄化槽汚泥比率増加について、浄化槽汚泥比率が高まると反応槽好気部最適 NH₄-N 設定値が低くなることを ASM シミュレーションにより確認できた。
- ・アンモニアセンサー導入後は、生物学的窒素除去 処理の安定化により、脱窒用メタノール使用量は 導入前の32%に削減することができた。

謝辞

本報告掲載の調査内容にご協力いただいた大町市クリーンプラント様ならびに関係者各位に深く感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 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)
- 2) 蒲池一将,本間康弘,鈴村悟: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,環境システム計測制御学会誌, Vol. 20, No. 2/3, pp. 3-10 (2015)
- 3) 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)
- 4) 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)
- 5) 味埜俊監訳:活性汚泥モデル, p. 15, 環境新聞社, (2005)
- (6) 津野洋, 宗宮功, 山田登志夫, 西村文武:単一槽高負荷脱窒素反応器のモデル化と操作因子に関する研究, 土木学会論文集, No. 503/II-29, pp. 149-158 (1994)
- 7) 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)