

水温・pH・曝気風量の相違による硝化細菌の培養と N₂O 排出への影響The Effect of the differences in the water temperature, pH and aeration rate on the cultivation of nitrifying bacteria and N₂O emission.○大塚将吾¹, 吉田征史², 見島伊織³, 齋藤利晃²*Shogo Otsuka¹, Yukihito Yoshida², Iori Mishima³, Toshiaki Saito²

Abstract: Suppression of N₂O emission from wastewater treatment plant is imperative problem for the promotion of the advanced wastewater treatment introducing. However, because of changeable operational conditions, it is difficult to identify the affector in actual wastewater treatment plant. In this study, two lab-scale sequencing batch reactor (SBR) which can easily modify operational conditions were operated with synthetic wastewater to investigate the effects of the differences in the water temperature, pH and aeration rate on the cultivation of nitrifying bacteria and N₂O production. As a result, partial-nitrification was formed at the reactor with high temperature (35°C) and high pH (8.0) conditions. And completely-nitrification occurred at another reactor (25°C, pH 7.0). Besides, N₂O emission increased according to the increase of nitrite accumulation.

1. 背景および目的

下水処理に伴い排出される温室効果ガス(GHG)は、日本全体の GHG 排出量の約 0.5% を占めている。その内、下水処理場内の水処理に伴う排出量は約 38% を占める。下水道温暖化防止計画では CO₂, CH₄, N₂O の 3 種類が削減対象となっているが、特に N₂O については温室効果ポテンシャルが CO₂ の 310 倍、CH₄ の 15 倍と極めて高いことが知られていること、および汚泥処理に伴う排出への対策と比べて水処理に伴う排出への対策が遅れていることから高度処理導入に向けた急務の課題となっている。N₂O は水処理過程において硝化・脱窒反応からの排出が知られており、NO₂ が蓄積されるような不完全な窒素除去が生じた際に生成されることが報告されている¹。しかし、実処理施設からの排出傾向は規模によっても様々であり²、流入水質や運転条件の変動により実処理施設における影響因子の特定は困難となっている。これまで我々が実処理施設を対象に調査した結果から得られた知見³では、流入量、曝気風量、DO、降雨量、余剰汚泥引抜量、水温などが N₂O 生成に関与していた。そこで本研究ではリアクターの運転条件を任意に変更可能なラボスケールのリアクターを運転し、硝化由来の N₂O 生成抑制について検討していくことを目的とした。本稿では、運転条件の制御により異なる種の硝化細菌を集積した過程と、NO₂ 蓄積と N₂O 生成の相関を確認した内容を報告する。

2. 実験方法

実験には有効容積 10L の回分式リアクターを 2 つ用いた(Fig 1)。リアクター A(以下, A 系)は AOB (アンモニア酸化細菌) の集積を、リアクター A/N(以下, A/N 系)は AOB と NOB (亜硝酸酸化細菌) が混在する培養を目的とした。種汚泥には M 処理場 (標準活性汚泥法) の汚泥を用いた。1 サイクルの運転工程を Fig 2 に、人工排水の組成を Table 1 に示す。1 サイクル 6 時間で 1 日 4 サイクル運転し、引抜比は 1/2 とした。A 系では 189 日目、A/N 系では 175 日目から、連続 N₂O 計(日本サーモ株式会社 MODEL 46i)を設置し、24 時間 1 分毎にリアクター上部から吸気し、N₂O ガス濃度を測定した(連続 N₂O 計は 1 台のため A 系、A/N 系を相互に測定)。両リアクターの運転条件の変遷を Table 2,3 に示す。A 系における AOB 集積を試みたポイントは高水温および高 pH コントロールである。

Table 1. Composition of Substrate

	Reagent	Dosage		Reagent	Dosage	
Liquid 1	NH ₄ Cl	22.6g/L	Liquid 2	K ₂ HPO ₄	2.8g/L	
	NaHCO ₃	4g/L		Trace metals	10mL/L	
	MgSO ₄ · 7H ₂ O	1.8g/L		Liquid 3	NaHCO ₃	84g/L
	CaCl ₂	0.52g/L		Liquid 4	HCl	0.5N
	EDTA · 2Na	0.74g/L				

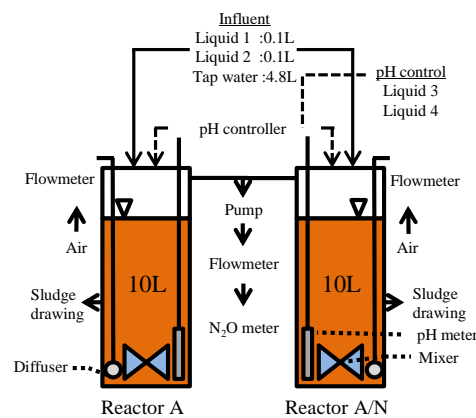


Fig 1. Schematic of SBR reactor

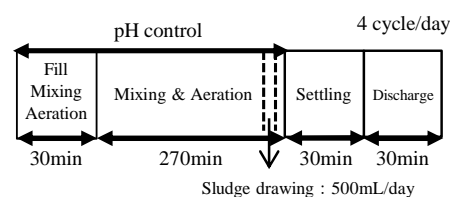


Fig 2. Operational schedule of SBRs

3. 実験結果および考察

曝気工程終了時の NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- の経日変化について, A 系を Fig 3 に, A/N 系を Fig 4 に示す. A 系の RUN1 において NO_3^- が生成されたため, RUN2 では水温を 35°C にコントロールした. その結果, NO_3^- の生成が抑えられ, NO_2^- の蓄積が進行した. RUN2 後半において NH_4^+ 除去量は変化しないものの, NO_3^- の生成が進み, NO_2^- の蓄積が著しく低下した. これは, 硝化反応が逐次反応であるため, NO_2^- が蓄積したことで NOB の活性が高まったと考えられる. このため RUN3 では, 曝気風量を $0.5\text{L}/\text{min}$ にすることでリアクターへの酸素供給量を抑えた. その結果, NO_3^- 濃度が低下し, NO_2^- が蓄積される状態へと戻った. RUN3 の途中から NH_4^+ が残存しているが, これは 359 日目に実験装置を元々設置していた施設から本学実験室へ移設して以降しばらく装置の不具合等により安定的な運転が出来なかったことが原因である. 400 日目を以降安定し, 現在は元の状態に戻りつつある.

A/N 系 (Fig 4) は, A 系の汚泥を種汚泥として 2 週間遅れて運転を開始したため, RUN1 初期は NO_2^- が蓄積していた. その後, NO_3^- の生成が確認されたものの, NO_2^- も蓄積していたため, RUN2 では曝気風量を $2.0\text{L}/\text{min}$ に上げた. これにより A/N 系では NO_2^- が蓄積せず NO_3^- が生成される系として安定した. しかしその後, pH 調整の管理ミスや汚泥の流出などにより, 250 日目あたりから系全体の硝化能が低下し, その後のリアクター移設も含め NO_2^- 蓄積を生じてしまったが, 運転が安定して以降, 現在は再度 NO_2^- が蓄積せず NO_3^- 生成型に回復した.

両リアクターで測定した N_2O ガス濃度の日平均と日最大値を算出した結果と曝気工程終了後の NO_2^- 濃度の関係を Fig 5 に示す. A 系においては既存の知見と同様に正の相関が得られていたが, A/N 系においては比較的高濃度の NO_2^- が蓄積した場合においても N_2O ガス濃度は A 系と比べて低い傾向が観察された.

4. まとめ

水温, pH, 曝気風量の設定条件が異なるラボスケール回分装置を用いて硝化細菌を培養した結果, 運転管理やリアクター移設などの影響もあったが概ね目的通りに NO_2^- が蓄積する系 (AOB の優占) と NO_3^- まで硝化される系 (NOB も混在) が形成された. また, N_2O 排出量は亜硝酸蓄積濃度と相関が得られた. 今後は, FISH 法を用いて両系の微生物叢を調べるとともに, 曝気風量を段階的に変動させた場合の窒素除去と N_2O 生成の関連および NOB の関与についても検討する予定である.

5. 参考文献

1) Kampschreur ら "Nitrous oxide emission during wastewater treatment", Water Res., Vol.43, pp4093-4103, 2009. 2) 増田周平ら: 「水処理工程における N_2O の発生特性」, 用水と排水, Vol.52, No.3, PP.2 13-226, 2010. 3) 見島伊織, 伊藤耕輔, 吉田征史, 藤田昌史: 「消費電力抑制のための運転条件変更が窒素除去および N_2O 生成に与える影響」 第 49 回下水道研究発表会講演集, pp676-678, 2012

Table 2. Operational conditions of Reactor A

	RUN1	RUN2	RUN3
Operation period (days)	0~61	62~298	299~
Aeration rate (L/min)	1	1	0.5
pH	7.9~8.5	7.9~8.5	7.9~8.5
Water temperature ($^\circ\text{C}$)	25°C	35°C	35°C
HRT (hours)	12	12	12
SRT (days)	20	20	20

Table 3. Operational conditions of Reactor A/N

	RUN1	RUN2
Operation period (days)	0~74	75~
Aeration rate (L/min)	1	2
pH	6.8~7.2	6.8~7.2
Water temperature ($^\circ\text{C}$)	25°C	25°C
HRT (hours)	12	12
SRT (days)	20	20

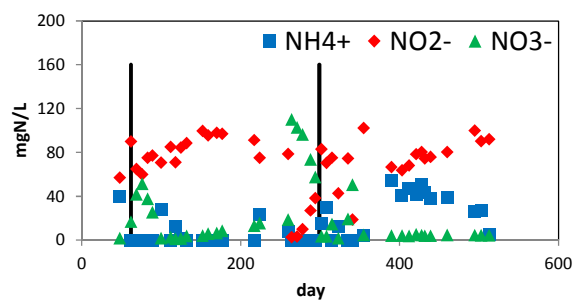


Fig 3. Behavior of nitrogen component (A) at the end of aeration phase

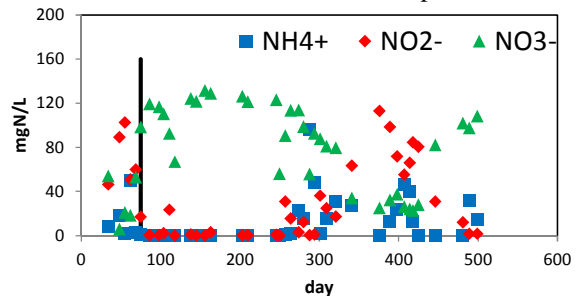


Fig 4. Behavior of nitrogen component (A/N) at the end of aeration phase

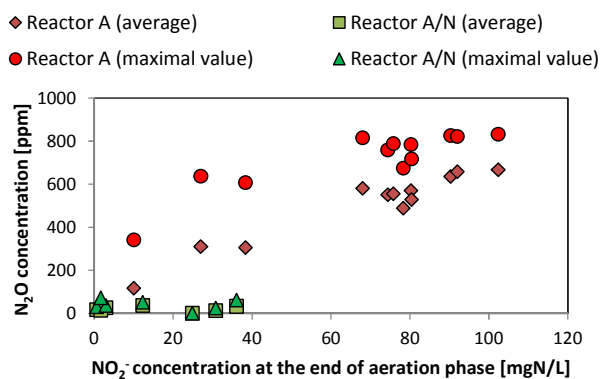


Fig 5. Correlation between NO_2^- concentration and N_2O emission from each reactor