

科学研究費助成事業（科学研究費補助金）研究成果報告書

平成 24 年 5 月 31 日現在

機関番号：12101
 研究種目：若手研究(B)
 研究期間：2010 ～ 2011
 課題番号：22760405
 研究課題名（和文） 硝化ポテンシャルの変動ともなう N₂O 生成機構の解明
 研究課題名（英文） N₂O production mechanism due to the variation of nitrification potential
 研究代表者
 藤田 昌史（FUJITA Masafumi）
 茨城大学・工学部・准教授
 研究者番号：60362084

研究成果の概要（和文）：

- ・ N₂O 生成量は、初期キノン含有量と NO₂ 濃度で定量的に説明できることを明らかにした。
- ・ 都市下水を用いて N₂O 還元細菌を集積したところ、標準活性汚泥の N₂O 生成能力の 242～692 倍の N₂O 消費能力を示した。
- ・ ラボ実験により得られた AOB の亜硝酸還元による N₂O の生成にはアンモニア酸化量が関係するという知見で実処理施設における N₂O 生成を説明できた。
- ・ アンモニア酸化量をベースとして、N₂O の生成量を予測可能な簡易モデルを作成したところ、通常運転系と節電運転系で N₂O の生成量を精度よく再現することができた。

研究成果の概要（英文）：

- ・ N₂O production is controlled by initial quinone content and nitrite concentration.
- ・ N₂O consumption rate of N₂O-reducing bacteria which is enriched using municipal wastewater is 242-692 times as much as N₂O production rate of activated sludge in a municipal wastewater treatment plant.
- ・ N₂O production in municipal wastewater treatment plants is also explained by the amount of ammonia oxidation.
- ・ A simple model for N₂O production based on the amount of ammonia oxidation by AOB can predict N₂O behavior in municipal wastewater treatment plants.

交付決定額

(金額単位：円)

	直接経費	間接経費	合計
2010 年度	1,700,000	510,000	2,210,000
2011 年度	1,400,000	420,000	1,820,000
総計	3,100,000	930,000	4,030,000

研究分野：工学

科研費の分科・細目：土木工学・土木環境システム

キーワード：一酸化二窒素、標準活性汚泥法、硝化、数学モデル

1. 研究開始当初の背景

硝化による N₂O の生成速度式は、概念的には次のように表現することができる。

$$\frac{dN_2O}{dt} = \eta \cdot q_{\max} \cdot \left[\frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right] \cdot X \quad \dots (式-1)$$

ここで、 η : NH₄-N から N₂O への転換率、 q_{\max} : 最大比 NH₄-N 酸化速度、 S_{O_2} : DO、 K_{O_2} : S_{O_2} の飽和定数、 S_{NH_4} : NH₄-N、 K_{NH_4} : S_{NH_4} の飽和定数、 S_{ALK} : アルカリ度、 K_{ALK} : S_{ALK} の飽和定数、 X : アンモニア酸化細菌 (AOB) である。DO、NH₄-N、アルカリ度の制限が無視できる場合、式の[]内は 1 と見なすこと

ができる。つまり、 N_2O への転換率を最大比 NH_4-N 酸化速度に乗じたものとなる。

下水処理施設において AOB の最大比増殖速度が一意的に定まらないことは、20 年以上も前から知られている。つまり、式のなかの q_{max} は最大値と想定されているにも係わらず、実測すると時間変動する。その要因としては、流入下水の pH や産業廃水由来の成分、AOB 構成種の遷移などが可能性として挙げられているが、明らかにはされていない。申請者らは、廃水処理施設において AOB の細胞数あたりの最大アンモニア酸化速度を長期間追跡したところ、AOB の構成種が変わらなくても、細胞数あたりの NH_4-N 酸化量に応じて時間変動することを見出した。このとき、電子伝達差において水素キャリアーとして機能するキノンの含有率も連動していたことから、AOB 一細胞あたりの NH_4-N 酸化量に応じて、AOB の細胞数あたりの最大アンモニア酸化速度が、変動するものと考えた。

このように、 N_2O の生成速度は硝化ポテンシャルの時間変動の影響を受けることを前提とすると、これまでに見出されているような N_2O が生成しやすい環境条件に関する知見だけで、 N_2O 発生量の時空間的な変動を定量的に説明することが難しいのはもったいである。また、 N_2O への転換率も環境条件によりばらつくことが知られているが、申請者らが予備実験を実施したところ、AOB の細胞数あたりの NH_4-N 酸化量に応じて変動することを確認している。以上のことから、 N_2O 生成の反応速度論を突き詰めるためには、申請者らが着眼しているように AOB の NH_4-N 酸化ポテンシャルに関係する現象とこれまでの研究者が見出している環境条件に関係する現象をわけて実験研究を進めたいと、得られた知見を体系的に整理することが鍵になるものと考えている。

2. 研究の目的

- (1) N_2O の生成速度を支配する要因として AOB の NH_4-N 酸化履歴に着目し、 NH_4-N 酸化ポテンシャルと N_2O 転換率の非定常応答を定量化する。そして、既存の知見も踏まえて、 N_2O 生成の反応速度式を構築する。
- (2) 実験室規模の水処理装置や下水処理施設において、 N_2O の生成をモニタリングし、構築した反応速度式の有効性や限界点を明確にする。また、申請者らが既に開発しているモデルに組み込むことにより、曝気エネルギーの削減による CO_2 排出量削減と N_2O 生成というトレードオフの関

係を最適化するためのシナリオ解析を行う。

3. 研究の方法

(1) N_2O 生成速度の支配要因の検討 (目的 1)

① 硝化細菌の集積

都市下水処理施設から採取した活性汚泥を有効容積 50 L の連続回分式反応装置 (以下、SBR) に植種して、電子供与体として NH_4-N のみを含む人工下水を用いて、好気回分運転 (流入・曝気:沈殿・排水 = 5:1 時間、水温 20 °C、pH 7.0、汚泥滞留時間 12.5 日) を行った。流入窒素負荷は、実験の目的に応じて、都市下水処理施設の平均的な負荷である $0.05 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$ または、その 2 倍にあたる $0.10 \text{ kg-N/m}^3 \cdot \text{d}$ とした。この運転を 200 日以上継続し、硝化細菌を集積した。以下では、硝化細菌を集積した活性汚泥を、硝化汚泥とする。実験には、各負荷で 200 日以上継続して運転した硝化汚泥を使用した。

② 窒素酸化量の調整

硝化汚泥を採取し、硝化汚泥濃度 (以下、MLSS) あたりの NH_4-N 酸化量を調整することを目的とし、2 倍希釈 (以下、Run A)、2 倍濃縮 (以下、Run B) して、三角フラスコに回収した。また、MLSS をリアクターと同じ値に保った対照系 (以下、Control) を用意した。そして、上述の SBR 運転と同じ人工下水を用いて、1 サイクル 12 時間の好気運転 (流入・曝気:沈殿・排水 = 11:1 時間、水温 20 °C、pH 7.0) を合計 2 サイクル行った。2 サイクル目の終了時に三角フラスコから硝化汚泥を採取し、キノン分析を行った。

③ 最大比硝化速度の評価

窒素酸化量を調整した硝化汚泥に十分量の NH_4-N 、炭酸水素ナトリウム、微量元素を与えて pH 7.0 に調整し、水温 20 °C でバッチ試験を行った。試験開始から 10 分毎に 60 分間採水し、 NH_4-N の分析に供した。そして、 NH_4-N の減少速度を MLSS で除したものを、最大比 NH_4-N 酸化速度として算出した。

④ 一酸化二窒素の生成量の評価

N_2O の生成量を評価するにあたり、事前にバイアル試験の溶存酸素 (以下、DO) の保持時間、硝化汚泥の活性を止める阻害剤であるグルコン酸クロルヘキシジンの有効時間、気液平衡に到達するまでの時間の 3 つの条件を検討した。その結果、試験時間を 1 時間、グルコン酸クロルヘキシジンの濃度を 0.4 %、気液平衡待ち時間を 10 分間に設定することで N_2O を正しく評価できることがわかった。この条件を用いて、下記に述べた手順に従って N_2O の生成量を評価した。

硝化汚泥に、十分量の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、炭酸水素ナトリウム、微量元素を与えて pH 7.0 に調整し、温度 20 °C でバイアル試験を行った (N = 3)。密閉したバイアル瓶は振盪装置に設置し 20 °C、150 rpm で振盪を開始した。振盪開始 20、40、60 分後、グルコン酸クロルヘキシジンを加え、完全に混合した。その後、10 分間気液平衡を待った。気液平衡の後、ガスタイトシリンジを用いて気相部からサンプリングし、 N_2O の分析を行った。気相部と液相部の合計を $\text{N}_2\text{O-N}$ とした。一方で、液相部も採取し $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 分析に供した。同様の方法でバイアル試験の開始時に $\text{NO}_2\text{-N}$ を添加した系についても行った。

⑤ 水質の分析

$\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ はそれぞれ陽イオンカラム (IC YS-50、Shodex 社)、陰イオンカラム (Shim-pack IC-A3、Shimadzu 社) を用いて、HPLC (SCL-10A、Shimadzu 社) により分析した。

⑥ 一酸化二窒素の分析

N_2O は、キャピラリーカラム (25 m×0.53 mm、Varian 社) を用いて、電子捕獲型検出器 (ECD) 付 GC により分析した。

⑦ キノンの分析

キノンは、細菌の電子伝達鎖に存在し、水素輸送を担う補酵素の一つである。AOBs は、ユビキノン-8 (以下、Q-8) を持つことが知られている。既報にしたがい溶媒抽出を行い、固相抽出カートリッジ (Sep-Pak® Plus Silica、Waters 社) で分離・精製して、フォトダイオードアレイ検出器付 HPLC (SCL-10A VP、Shimadzu 社) により定量した。

(2) 下水処理施設における N_2O 生成のモニタリング (目的 2)

① 調査対象施設

埼玉県内の標準活性汚泥法で運転されている下水処理場の1つの系を調査対象とした。2011年3月までは、硝化促進運転 (case1) であったのに対し、それ以降は曝気風量を抑制した硝化抑制運転 (case2) に切り替わっている。これにより、曝気風量が30%程度削減されている。本施設の流入水 (最初沈澱池越流水)、処理水 (最終沈澱池越流水)、反応槽内混合液を定期的に採水した。なお、反応槽内混合液については、流れに沿って等間隔に4箇所 (SP1~SP4) を選定し採水を行った。これらの試料の溶存態 N_2O (D- N_2O) を含む、窒素成分を分析した。

本施設では、すべてのガスが集約されて脱臭処理されているため、脱臭処理前において真空瓶でガスを採取した。また、反応槽内混

合液と同様に反応槽の4箇所 (SP1~SP4) の上部の管からガスを採取した。

② 硝化活性、脱窒活性の評価

硝化活性、脱窒活性を測定するために、室内回分試験を行った。硝化活性試験では、汚泥を蒸留水で洗浄後、pHを6.8~7.2に調整し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が20mgN/Lになるように添加し、連続曝気した。脱窒活性試験では、 $\text{NO}_3\text{-N}$ を20mgN/Lに、酢酸を60mgC/Lになるよう添加した。また、窒素ガスで曝気を行い、DOの混入を防いだ。いずれの試験も2時間実施し、30分おきに試料の一部を採取し、試料をろ過し、窒素成分を分析した。

③ 水質の分析

窒素成分 ($\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$) はイオンクロマトグラフィーを用いて分析した。 $\text{G-N}_2\text{O}$ はECD-GCを用いて分析した。D- N_2O については、活性阻害剤添加後に気液平衡を待ってガスを採取し、ECD-GCにて分析した。その後、オストワルド溶解度係数を用いて試料水中の N_2O 濃度に変換した。

4. 研究成果

(1) N_2O 生成速度の支配要因の検討 (目的 1)

① 硝化リアクターの運転状況

MLSS は、600 日以降から概ね 120 mg-SS/L 程度で安定していた。また、サイクル終了時の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は、どちらも 0 mg-N/L であり、完全に処理されていたことから、硝化細菌を十分に集積できたといえる。

② 既存の一酸化二窒素生成速度式の限界

AOBs あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度は、式-1 のように、最大比 $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化速度 (比は、AOBs の重量あたりを意味する) に酸化した $\text{NH}_4\text{-N}$ のうちどれだけが $\text{N}_2\text{O-N}$ になるかを表現する N_2O 転換率を乗じることで算出される。そこで、最大比 $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化速度と MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度との関係を調べたところ、

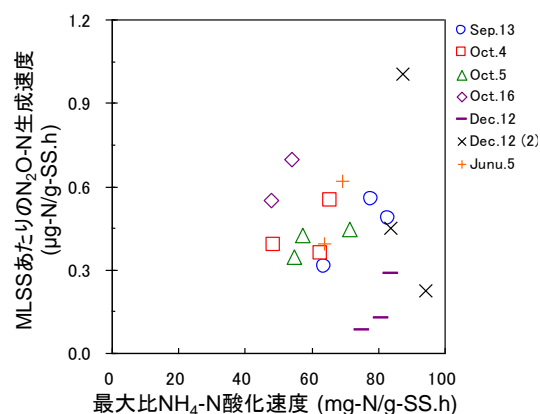


図-1 最大比 $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化速度と MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度との関係

式-1 で表現されるような対応は見られなかった (図-1)。つまり、 N_2O-N の生成は、一定値の N_2O 転換率では説明できないことが改めて示された。

さらに、最大比 NH_4-N 酸化速度は、47.7 ~ 94.3 mg-N/g-SS.h とばらついており、一方で、MLSS あたりの N_2O-N 生成速度も、0.08 ~ 1.01 $\mu\text{g-N/g-SS.h}$ とばらついていた。両者のばらつきに相関がみられなかったことから、最大比 NH_4-N 酸化速度と MLSS あたりの N_2O-N 生成速度の変動には、それぞれに要因があると考えられる。

以上のことから、現在の考えに基づく反応速度式を用いて、 N_2O-N の生成を表現するには、限界があると考えられる。

③ 硝化污泥あたりの窒素酸化量と最大比硝化速度との関係

単位重量の AOBs がどれだけの NH_4-N を酸化したのかを示す MLSS あたりの NH_4-N 酸化量と最大比 NH_4-N 酸化速度との関係を調べた。その結果、Control の最大比 NH_4-N 酸化速度が 60.6 mg-N/g-SS.h であったのに対し、Run A, Run B ではそれぞれ 74.0 mg-N/g-SS.h, 44.8 mg-N/g-SS.h であった。つまり、AOBs の最大比 NH_4-N 酸化速度は、AOBs が一日の間に酸化した NH_4-N の量に応じて変動することが確認された。

④ 最大比硝化速度の変動要因

最大比 NH_4-N 酸化速度の変動要因を検討するため、AOBs が呼吸の際に、水素キャリアーとして利用している Q-8 に着目した。AOBs の Q-8 含有量は、Control が 118 nmol/g-SS だったのに対し、Run A, Run B ではそれぞれ 160 nmol/g-SS, 34 nmol/g-SS であった (図-2)。つまり、MLSS あたりの NH_4-N 酸化量に応じて AOBs の Q-8 が変動する結果であった。

これは、AOBs の唯一の電子供与体である

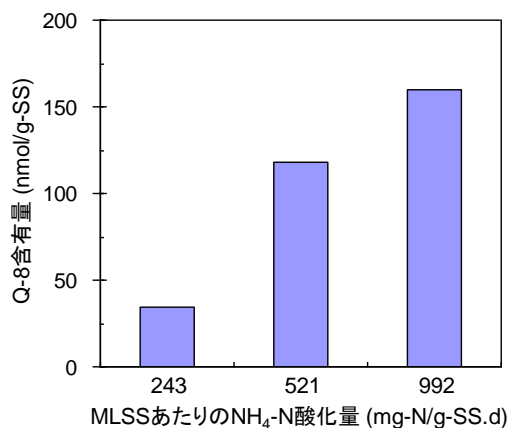


図-2 AOB の NH_4-N 酸化量と Q-8 含有量

NH_4-N の酸化量が増減したことで、Q-8 含有量がそれに応じて変動したと考えられる。一方、Q-8 含有量が変動したことで水素の輸送しやすさが変わり、その結果として最大比 NH_4-N 酸化速度の変動に至ったとも考えられる。流入窒素負荷を 0.10 kg-N/m³.d で運転した硝化汚泥を用いた実験でも、同様の傾向が観察されている。

⑤ 窒素酸化量と一酸化二窒素生成量との関係

MLSS あたりの窒素酸化量に着目し、 N_2O-N 生成速度の変動要因について調べた。0.10 kg-N/m³.d で運転した硝化汚泥を一日間、0.05 kg-N/m³.d (Run 1) と 0.15 kg-N/m³.d (Run 2) で馴致させたのち、バイアル試験を行った。このとき、亜硝酸が残存しないように NOBs を添加した。そのため、各時間において NO_2-N は、検出されなかった。試験の結果、 NH_4-N は、直線的に減少しているのに対し、MLSS あたりの N_2O-N は、指数関数的に上昇していた (図-3)。つまり、時間の経過に伴い、 N_2O-N の生成量が変動していた。これは、時間の経過とともに N_2O-N を生成するために必要な酵素や補酵素群の発現が進んだためと考えられる。

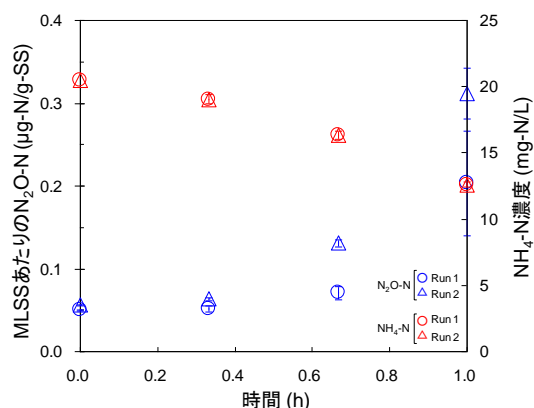


図-3 NH_4-N 濃度と MLSS あたりの N_2O-N の変化

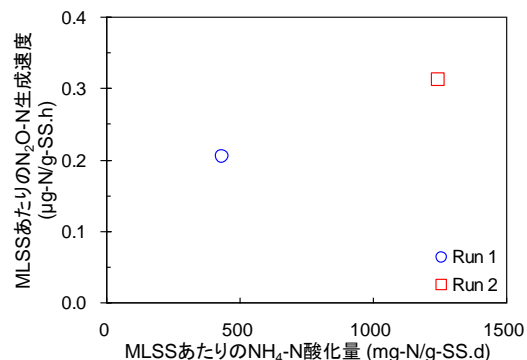


図-4 AOBs の NH_4-N 酸化量と MLSS あたりの N_2O-N 生成速度との関係

さらに、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量と MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度との関係を調べた(図-4)。その結果、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量に応じて、MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度が変動する可能性が示された。このとき、前述と同様に $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量が多い方が、Q-8 含有量も高かった。電子伝達鎖で水素キャリアーとして機能する補酵素である Q-8 が変動したということは、 N_2O の生成に係わる酵素や、補酵素群の状態も Q-8 と同様に AOBs の $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量に応じて変動していることが考えられる。

⑥ 亜硝酸の濃度と一酸化二窒素生成量との関係

試験開始時の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成量との関係を調べたところ、既報と同様に $\text{NO}_2\text{-N}$ が存在している場合、 $\text{N}_2\text{O-N}$ が生成されやすい結果が得られた(図-5)。これは、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化の副生成物からの生成ではなく、 $\text{NO}_2\text{-N}$ が環境中に存在したことで、Kimら(2010)が主張する AOBs による $\text{NO}_2\text{-N}$ の脱窒が起こりやすい状況にあったためと思われる。 $\text{NH}_4\text{-N}$ を $\text{NO}_2\text{-N}$ に酸化する際に 66.5 kcal/mol のエネルギーが得られるわけだが、さらに $\text{NO}_2\text{-N}$ を $\text{N}_2\text{O-N}$ に還元することで、54.2 kcal/mol のエネルギーが得られる。つまり、より効率よくエネルギーを獲得するため、AOBs は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化と $\text{NO}_2\text{-N}$ の還元の両方を利用していただことが考えられる。

⑦ 一酸化二窒素の生成のメカニズム

これまでの結果から N_2O の生成には、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量と $\text{NO}_2\text{-N}$ の濃度が関わっていると考えられる。そこで、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量と試験開始時の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度をそれぞれ x 軸、y 軸にとり、各条件における MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度との関係を調べた(図-6)。その結果、概ね、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量と $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度

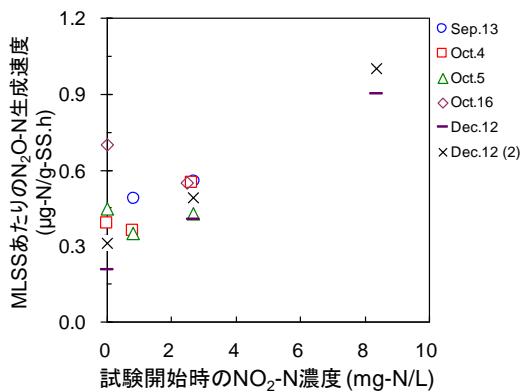


図-5 試験開始時の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度と MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成量との関係

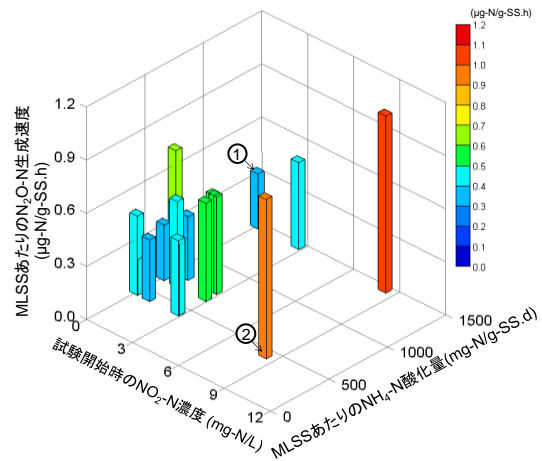


図-6 硝化反応における一酸化二窒素の生成要因

に応じて MLSS あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成速度が変動することがわかった。例外として、①は NOBs を添加していたことで、環境中に $\text{NO}_2\text{-N}$ が存在していなかったことが推測される。その結果、MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量が高かったにもかかわらず、 $\text{NO}_2\text{-N}$ の脱窒が行われなかったため、 $\text{N}_2\text{O-N}$ 生成量が低かったと考えられる。一方、②は MLSS あたりの $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化量が低かったため、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を $\text{NO}_2\text{-N}$ まで酸化する能力を有さず、その結果、中間生成物として $\text{N}_2\text{O-N}$ が生成するといった亜硝酸の脱窒とは別の代謝経路が働いたのではないかと考えられる。

(2) 下水処理施設における N_2O 生成のモニタリング(目的2)

① 標準活性汚泥処理施設の窒素除去特性

流入水および処理水の窒素成分の内訳は、case1、case2 とともに流入水中の窒素は有機態窒素もしくは $\text{NH}_4\text{-N}$ であった。case1 の処理水においては、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が主要な成分であることから、硝化が進行し $\text{NO}_3\text{-N}$ が処理水に残存したことがわかる。case2 では、処理水に $\text{NO}_3\text{-N}$ はなく、ほとんどが $\text{NH}_4\text{-N}$ となった。これは、曝気量の削減により、硝化量が減少し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ がそのまま残存したためであると考えられた。また、case2 においては処理水の $\text{NO}_2\text{-N}$ がやや高めであった。

② 硝化活性と脱窒活性

case1 の硝化活性は $3.4 \pm 1.2 \text{ mgN/gVSS.h}$ 、脱窒活性は $3.8 \pm 0.9 \text{ mgN/gVSS.h}$ であり、case2 ではそれぞれ $1.4 \pm 0.7 \text{ mgN/gVSS.h}$ 、 $4.0 \pm 0.7 \text{ mgN/gVSS.h}$ であった。

硝化活性試験においては case1 と比較して case2 では全体的な硝化活性 ($\text{NO}_x\text{-N}$ 生成) が低下した。しかしながら、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 生成活性

と NO₂-N 生成活性は同程度であり、NO_x-N のほとんどが NO₂-N であった。これは、硝化が NO₂-N までの酸化で停滞していたことを示唆しており、亜硝酸酸化細菌の減少や活性の低下によるものであることが考えられた。一方、脱窒活性試験では case1、case2 で脱窒活性 (NO_x-N 減少) に大きな差異はなく平均値もほぼ同等であった。また、case2 では、添加した NO₃-N からの NO₂-N 生成は認められなかった。

③ N₂O の生成

case1 の処理過程では、DO が徐々に上昇し、それに伴って、NH₄-N の減少、NO₂-N および NO₃-N の増加が観察された。一連の硝化反応は SP2 以降において顕著であった。また、SP2 以降において、D-N₂O が生成していた。つまり、硝化が進行する過程で D-N₂O が生成していた。また、処理水において D-N₂O の減少が認められるが、これは最終沈殿池で D-N₂O が N₂ に還元され消失したと考えられた。

case2 においては、case1 と比較すると DO が SP3 まで低く推移した。NH₄-N の減少は顕著ではなく、NO₃-N の増加は認められなかった。DO が増加した SP4 では NO₂-N も増加し、これが処理水に残存した。D-N₂O は SP3 まで極めて低濃度であり、NO₂-N の増加がみられた SP4 で 0.02mgN/L 程度生成した。このように、case2 では曝気風量の抑制によって、硝化が進行せず D-N₂O の生成も抑制されたことが明らかになった。実際に排出された G-N₂O の減少も確認している。一方、DO が存在する好氣的な条件で NO₂-N が蓄積した際に D-N₂O が生成したことは、アンモニア酸化細菌による NO₂-N の還元によって D-N₂O が生成されている可能性が示された。

④ N₂O 生成の簡易モデル

以上の検討により一酸化二窒素の生成の重要な要因として見出されたアンモニア酸化量をベースとして、一酸化二窒素の生成量を予測可能な簡易モデルを作成した。アンモニア酸化量と一酸化二窒素生成量との間には Monod 型の関係が見出されたのでこれを定量化した。実処理施設に適用したところ、通常運転系と節電運転系で一酸化二窒素の生成量を精度よく再現することができた。

5. 主な発表論文等

〔雑誌論文〕(計 3 件)

- ① Mishima, I., Yoshida, Y., Fujita, M.: Characteristics of nitrogen removal and N₂O generation in small scale wastewater treatment plant, IWA Conference on Small Sustainable Solutions for Water, 712-713, 2011. (Abstract

査読有)

- ② Suzuki, J., Tsuji, K., Fujita, M.: Factors controlling nitrification potential and nitrous oxide production in wastewater treatment, IWA-ASPIRE Regional Conference and Exhibition, oral-14-15-1, 2011. (Abstract 査読有)
- ③ Mishima, I., Ito, K., Yoshida, Y., Fujita, M.: Evaluation of nitrous oxide production potential based on nitrite behavior in nitrification and denitrification process, Water and Environment Technology Conference 2012 (WET2012), 2012 (accepted) (Abstract 査読有)

〔学会発表〕(計 6 件)

- ① 鈴木準平, 内山慶子, 見島伊織, 藤田昌史: 硝化細菌の窒素酸化量に応じた一酸化二窒素生成速度の変動, 第 45 回日本水環境学会年会, 2011 年 3 月 18 日 (札幌)
- ② 藤田昌史, 内山慶子, 鈴木準平: 標準活性汚泥の一酸化二窒素の生成・消費能力の評価, 第 48 回下水道研究発表会, 160-162, 2011 年 7 月 26 日 (東京)
- ③ 見島伊織, 吉田征史, 藤田昌史: 標準活性汚泥法における運転条件の変更に伴う N₂O 発生特性の変化, 第 48 回日本水処理生物学会大会, 2011 年 11 月 18 日 (滋賀)
- ④ 見島伊織, 伊藤耕輔, 吉田征史, 藤田昌史: 硝化過程における NO₂-N および N₂O の生成特性, 第 39 回土木学会関東支部技術研究発表会, 2012 年 3 月 13 日 (東京)
- ⑤ 橋本一輝, 吉田征史, 見島伊織, 藤田昌史: ヘッドスペース型回分試験を用いた硝化、脱窒プロセスにおける N₂O 生成ポテンシャルの検討, 第 46 回日本水環境学会年会, 2012 年 3 月 14 日 (東京)
- ⑥ 藤田昌史, 井上龍太郎: 都市下水を用いて集積した N₂O 還元細菌の速度論的特性, 第 46 回日本水環境学会年会, 2012 年 3 月 16 日 (東京)

〔その他〕

<http://env32.civil.ibaraki.ac.jp/fujita/>

6. 研究組織

研究代表者

藤田昌史 (FUJITA Masafumi)

茨城大学・工学部・准教授

研究者番号: 60362084