

## アナモックスプロセスにおける固定床型反応槽を用いた部分亜硝酸化処理の安定制御

高木 啓太<sup>1,4\*</sup>, 奥田 正彦<sup>1</sup>, 糸川 浩紀<sup>2,3</sup>, 中沢 均<sup>2</sup>, 古川 憲治<sup>4</sup>

<sup>1</sup>株式会社タクマ水処理技術部, <sup>2</sup>日本下水道事業団技術開発部,

<sup>3</sup>日本下水道事業団東日本設計センター計画設計課, <sup>4</sup>熊本大学大学院自然科学研究科

(2011年5月25日受付 2011年8月2日受理)

### Stable operation of partial nitritation using fixed-bed reactor for anammox process

Keita Takaki<sup>1,4\*</sup>, Masahiko Okuda<sup>1</sup>, Hiroki Itokawa<sup>2,3</sup>, Hitoshi Nakazawa<sup>2</sup> and Kenji Furukawa<sup>4</sup> (Sewerage Engineering Department, Takuma Co., Ltd., 2-2-33 Kinrakuji-cho, Amagasaki, Hyogo 660-0806<sup>1</sup>; Research and Technology Development Department, Japan Sewage Works Agency, 5141 Shimosasame, Toda, Saitama 335-0037<sup>2</sup>; Project Planning Division, East Japan Design Center, Japan Sewage Works Agency, 2-31-27 Yushima, Bunkyo-ku, Tokyo 113-0034<sup>3</sup>; Graduate School of Science and Technology, Kumamoto University, 2-39-1 Kurokami, Kumamoto 860-8555<sup>4</sup>) *Seibutsu-kogaku* **89**: 514-519, 2011.

The anammox process for nitrogen removal from wastewater containing high ammonia is a novel microbiological process. It makes possible to reduce operating costs for aeration and chemicals consumption compared with the conventional nitrification/denitrification process. This study focuses on the feasibility of nitrogen removal from anaerobic digestion supernatant in municipal wastewater treatment plant using anammox process with fixed-bed reactors. In a demonstration test using real wastewater, the NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N conversion rate more than 80% was constantly obtained in operation of nitritation reactor for about 7 months (including 2 months when a chemical precipitation was carried out as a pre-treatment). The NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N production was negligible during this period. The effect of fluctuation in influent nitrogen load was also evaluated. The nitritation reactor was operated under the load ranging from 0.67 to 1.22 kgN·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> and the performance was little changed from stable operation.

[**Key words:** anammox, partial nitritation, anaerobic digestion supernatant, fixed-bed reactor]

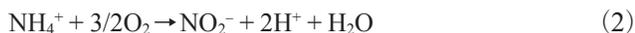
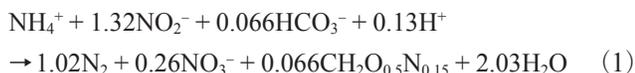
湖沼や内湾などの閉鎖性水域における富栄養化の拡大は、都市部に限らず広域的な問題として深刻化している。人為的な要素が大きいこの問題の解決のため、富栄養化の原因物質である窒素・リンに係る早期の水質改善が急務とされている。わが国では、2001年に水質汚濁防止法が改正され、指定水域の周辺事業所に対して、窒素・リンを規制の対象項目に追加した第5次水質総量規制が実施された<sup>1)</sup>。これにより、窒素・リンの除去を行なう高度処理の導入が推進されているが、平成20年度末の高度処理普及率は16.9% (全国平均、ただし滋賀県は琵琶湖の水質汚濁対策により84.3%と他の都道府県に比べて非常に高い) と依然として整備が進捗していない状

況である<sup>2)</sup>。さらに、地球温暖化防止の観点から、低炭素社会への移行が徹底されることとなり、今後はより省エネルギーの高度処理技術の開発が求められている。

近年、省エネルギーの新しい窒素変換プロセスとして、嫌気性アンモニア酸化 (通称、アナモックス) (anaerobic ammonium oxidation, ANAMMOX) 反応を利用した技術 (アナモックスプロセス) が注目されている<sup>3,4)</sup>。式(1)に既報のアナモックス反応式を示す。この反応は、独立栄養性のアナモックス細菌により行なわれ、1 molのアンモニア性窒素 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) に対して1.32 molの亜硝酸性窒素 (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) が反応し、1.02 molの窒素ガスと0.26 molの硝酸性窒素 (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) を生成する。そのため、

\*連絡先 E-mail: k-takaki@takuma.co.jp

アナモックス反応を排水からの窒素除去に適用する場合、排水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の約半量を $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に変換する部分亜硝酸酸化処理が必要になる<sup>5,6)</sup>。従来の硝化反応は式(2)、(3)に示すように、排水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の全量を*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*などのアンモニア酸化細菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB) により $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に変換し、さらに*Nitrobacter*, *Nitrococcus*などの亜硝酸酸化細菌 (nitrite-oxidizing bacteria, NOB) により $\text{NO}_3^-\text{-N}$ に変換する反応であったが<sup>7)</sup>、この部分亜硝酸酸化処理では排水中の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の約半量を $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に変換し、ここで亜硝酸酸化細菌の活性を抑制することで、意図的に $\text{NO}_2^-\text{-N}$ の蓄積を行なう。そのため、窒素変換プロセスにおける空気供給を大幅に削減でき、理論上約55%の削減効果が期待される。



筆者らは、亜硝酸化槽およびアナモックス槽から成る2槽式のアナモックスプロセスを用いて、実下水処理場の嫌気性消化汚泥脱水ろ液からの窒素除去を目的とした実証実験を実施してきた。本論文では、このうち亜硝酸化槽に着目し、約580日間の連続運転実績から固定床型反応槽による部分亜硝酸酸化処理の制御運転方法および安定性の検証について報告する。

### 実験方法

**供試原水** 実証実験では、実下水処理場の嫌気性消化汚泥脱水ろ液を原水として使用した。原水の水質性状をTable1に示す。本下水処理場では、消化汚泥の脱水に遠心脱水機が使用されており、実験期間中(消化槽や脱水機の影響による原水水質の悪化時は除く)の原水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度は416–1,060 (平均829)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。一方、有機物 (carbonaceous-biochemical oxygen demand,

C-BOD) 濃度は24–210 (平均64)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と低く、有機物/窒素 (carbon/nitrogen, C/N) 比が平均0.08と極めて小さい排水であった。浮遊物質 (suspended solid, SS) 濃度は47–250 (平均96)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、変動が大きい場合には、水質を均一化させるため、ポリ硫酸第二鉄を1,500 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加して凝集沈殿処理を行ない原水のSS濃度を低減させた。

**実験装置** 本プロセスは、原水槽、亜硝酸化槽、調整槽、アナモックス槽から構成される (Fig. 1)。原水は、下水処理場から直接移送され原水槽に貯留した。その原水の一部を亜硝酸化槽へ供給し、残りはバイパスさせて後段の調整槽へ供給した。亜硝酸化槽では、流入する $\text{NH}_4^+\text{-N}$ のほぼ全量を $\text{NO}_2^-\text{-N}$ に酸化処理した。その処理水とバイパスさせた原水を調整槽で混合させることで、 $\text{NO}_2^-\text{-N}/\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比を調整し、アナモックス槽へ供給して脱窒処理した。原水水質の変動が大きい場合には、凝集沈殿処理を行なった。

本論文の主対象となる亜硝酸化槽は固定床型の長矩形反応槽で、有効容量は200 l (300 mmW × 660 mmL × 1,050 mmH) とした。水理学的滞留時間 (hydraulic retention time, HRT) は14–27時間とした。固定化担体には、アクリル製網状担体 (エヌ・イー・ティ製) を使用し、平板状に加工した担体を槽容積比で20%程度になるように均一に充填した。種汚泥には下水処理場 (標準活性汚泥法) から採取した返送汚泥を使用し、槽内の浮遊汚泥 (mixed liquor suspended solid, MLSS) 濃度

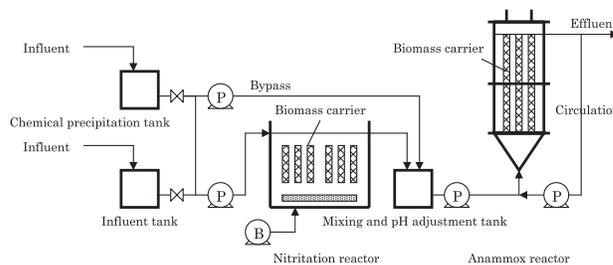


Fig. 1. Schematics of experimental system

Table 1. Characteristics of experimental wastewater

Items	0–378 [d]		379–584 [d]	
	Conc. range [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ]	Average conc. [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ]	Conc. range [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ]	Average conc. [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ]
SS	47–250	92	47–222	107
C-BOD	29–1,340	154	24–210	64
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	416–995	755	730–1,060	942
$\text{NO}_2^-\text{-N}$	0	0	0–13	1
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	0	0	0–1	0

が3,000mg・l<sup>-1</sup>程度になるように種汚泥を投入して担体への付着固定化を行なった。

**制御運転方法** 亜硝酸化槽の制御運転方法については、これまで多くの研究が報告されている<sup>8-16)</sup>。たとえば、Hellingsらは、高温域においてNOBはAOBに比べて増殖速度が遅いことを利用して、完全混合で汚泥滞留のない反応槽を1日程度の滞留時間で運転することでNOBをウォッシュアウトできると報告している。Anthonisenらは、遊離アンモニア (free ammonia, FA) 濃度が0.1-10 mg・l<sup>-1</sup>でNOBが選択的に阻害を受け、遊離亜硝酸 (free nitric acid, FNA) 濃度が0.2 mg・l<sup>-1</sup>以上ですべての硝化細菌が阻害を受けると報告している。Isakaらは、AOBとNOBを包括固定化した担体を60°C以上で1時間加熱処理することでNOBの増殖を抑制できると報告している。本研究では、NOBの活性を抑制して亜硝酸化処理を安定して維持させるため、槽内を高温、高pHに制御して運転を行なった。温度は槽内に投入型ヒータを投入して直接加温することで30-35°Cに制御し、pHは酸化反応の進行にともない低下した時点で苛性ソーダ (濃度4.8%) を自動添加して7.65-7.80に制御した。このとき、槽内のFAおよびFNAを(4)、(5)式より算出し、亜硝酸化処理との関連性を検証した。また、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-NからNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nへの酸化が進んだ場合の復旧方法として、担体洗浄による復旧効果を検証し、さらに凝集沈殿処理導入による処理の安定性を検証した。

$$FA = \frac{17}{14} \times \frac{[NH_4^+ - N] \times 10^{pH}}{e^{[6334/(273+T)]} + 10^{pH}} \quad (4)$$

$$FNA = \frac{47}{14} \times \frac{[NO_2^- - N]}{e^{[-2300/(273+T)]} \times 10^{pH}} \quad (5)$$

**負荷変動運転** 亜硝酸化槽における流入負荷変動の影響を評価するため、約580日間の連続運転の後に同様の実験装置を用いて、原水濃度を意図的に変動させる運転を行なった。具体的には、原水に硫酸アンモニウムを添加した高濃度原水 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N:1,132~1,220 (平均1,165) mg・l<sup>-1</sup>) と、原水を水道水で希釈した低濃度原水 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N:672~860 (平均764) mg・l<sup>-1</sup>) を準備し、24時間周期で2つの原水を切り換えて亜硝酸化槽へ供給した。

**分析方法** 水質分析は、原水、亜硝酸化槽処理水について、各態窒素濃度を測定した。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-NおよびNO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの分析は、それぞれインドフェノール青吸光度法、ナフチルエチレンジアミン吸光度法、銅・カドミウムカラム還元-ナフチルエチレンジアミン吸光度法により測定した<sup>17)</sup>。処理状況を把握するため、即座に水質データを要する場合は、Hach社製の多項目迅速水

質分析計 (DR2000) により各態窒素濃度を測定した。

## 実験結果および考察

**制御運転の検討** 亜硝酸化槽における窒素濃度の経時変化をFig. 2に、窒素生成率の経時変化をFig. 3に示す。運転開始時の運転条件は、温度30°C, pH7.65, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N容積負荷0.80 kg・m<sup>-3</sup>・d<sup>-1</sup>として、NOBの活性抑制を図った。運転開始直後から徐々に硝化反応の進行がみられたが、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-Nの蓄積は得られずNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの生成が顕著であった。そのため、運転15日目に設定pHを7.65から7.75に上昇させると、速やかにNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの生成は抑制され、100%に近い亜硝酸生成率が得られた (ここでは、亜硝酸生成率および硝酸生成率は反応槽内における脱窒などの窒素消失分を除いたものとした)。しかしその後、ヒータやアルカリポンプのトラブル (23, 189日目)、さらには原水水質の悪化にともなうSS, C-BOD濃度の上昇 (127, 154日目) により、運転条件が維持できず、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの生成が顕著にみられた。そこで温度、pHをいったん制御設定値に戻したが、改善には至らず、さらに抑制効果を高めるため、204日目以降、pHを7.80とし、260日目以降、温度を35°Cとしたが、それでも改善しなかった。

温度、pH制御のみでは十分な効果が得られなかったため、固定床型反応槽では生物膜肥大による影響も生じ

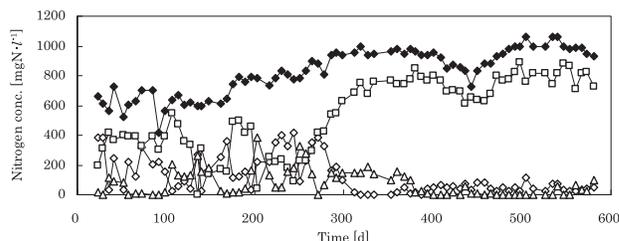


Fig. 2. Time courses of influent and effluent nitrogen concentration. ◆, influent ammonium; ◇, effluent ammonium; □, effluent nitrite; △, effluent nitrate.

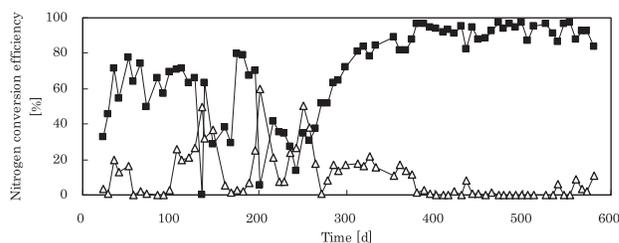


Fig. 3. Time courses of nitrogen conversion efficiency. ■, nitrite conversion efficiency; △, nitrate conversion efficiency.

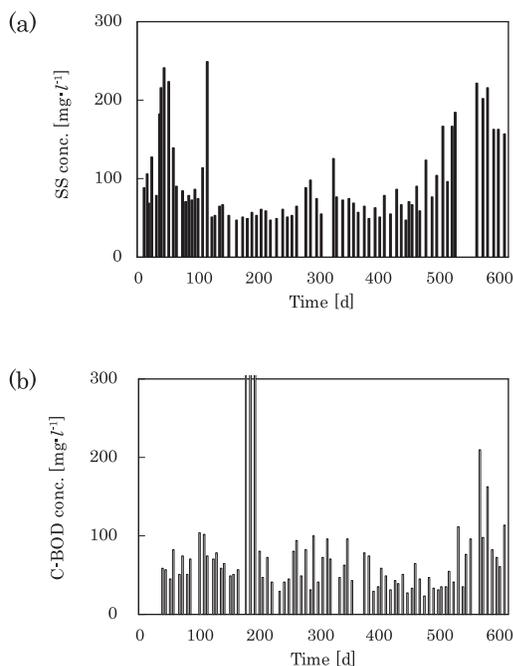


Fig. 4. Time courses: (a), SS concentration; (b), C-BOD concentration.

ることから、原水SS、C-BODの影響について検証した。原水SS、C-BOD濃度の経時変化をFig. 4に示す。運転開始以降（運転日数0～267日、ここでは消化槽や脱水機の影響による原水水質の悪化時も含む）の原水SS、C-BOD濃度はそれぞれ47～250、29～1,340  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と、非常に濃度変動が大きかった。Fig. 3にみられるように、原水水質の悪化にともないSS濃度が上昇した後、徐々にもしくは直後に $\text{NO}_3^-$ -Nが生成する傾向がみられ、亜硝酸生成率は低下した。このとき、原水C-BOD濃度は1,340  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度まで上昇することもあり、流入するSSと併せて生物膜への影響が考えられた。

このことは、高濃度のSSが亜硝酸化槽に流入すると、充填担体の表面に汚泥が堆積し、pHをはじめとした汚泥内部の環境条件が制御域から乖離して硝酸化反応の抑制効果が弱まることで、 $\text{NO}_2^-$ -Nから $\text{NO}_3^-$ -Nへの反応が進行することが推察された。同様に、高濃度の

C-BODが流入しても同じような現象が生じることが考えられた。

**復旧方法の検討** そこで、汚泥堆積による生物膜肥大の影響と考えられる処理性能の低下時の対応策として、286日目に充填担体の洗浄による効果について検討した。洗浄方法は、反応槽から充填担体をいったん取り出し、表面に過剰に堆積した汚泥を水洗して剥離させた。洗浄前と洗浄後の生物膜の付着量はそれぞれ43～45、9～15  $\text{g}\cdot\text{drySS}\cdot(\text{l}\cdot\text{担体})^{-1}$ で、生物膜量を1/3～1/5程度まで減少させた。担体洗浄後の処理性能の挙動をTable 2に示す。担体洗浄を実施した1～4日後には $\text{NO}_3^-$ -N濃度は低下し、それにともない亜硝酸生成率は回復した。実験期間中に行なった担体洗浄時（286、307、322、334日目の計4回）には同様の挙動がみられ、性能低下時の対応策として効果的であることが確認できた。また、担体洗浄により剥離した汚泥容量（sludge volume,  $\text{SV}_{30}$ ）を測定したところ、1000 mlメスシリンダに対して10.5%（105 ml）と、非常に沈降性が良好であった。実際の設備では過剰な汚泥の堆積を防止するため、粗大気泡などにより定期的に曝気洗浄を行うことで、適切に生物膜量を管理することが可能であると考えられるが、担体洗浄後に槽内のMLSS濃度が一時的に上昇したとしてもすぐに沈殿分離できるため、後段のアナモックス槽へ影響を与えることはないと考えられた。

しかしながら、担体洗浄による効果は確認できたが、長期的に安定した運転を維持する上では完全にリスク回避できるとは言い切れない。そこで、原水SS濃度が上昇したときには、前処理として凝集沈殿処理を行ない流入するSS濃度を低減させて処理の安定性を検証した。

**安定性の検証** 運転日数379～515日における原水SS、C-BOD濃度はそれぞれ47～167（平均77）、24～111（平均45） $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と比較的安定していたため、凝集沈殿処理を行わずに亜硝酸化槽の運転を行なった。流入 $\text{NH}_4^+$ -N濃度は730～1,060（平均918） $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。運転条件は、温度35°C、pH7.8、溶存酸素（dissolved oxygen, DO）濃度3～5  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+$ -N容積負荷0.88～1.14（平均1.02） $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ とした。この期間、 $\text{NO}_3^-$ -N

Table 2. Characteristics of  $\text{NO}_3^-$ -N concentrations after washing carrier

Time [d]	$\text{NO}_3^-$ -N concentration [ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ]				
	The day	1 days after	2 days after	3 days after	4 days after
286	145	107	—	92	67
307	148	115	53	7	—
322	221	—	70	22	3
334	157	91	87	28	—

の生成はほぼ抑制され、安定した亜硝酸化処理が維持できた。亜硝酸生成率、硝酸生成率はそれぞれ82~98(平均93)、0~8(平均1)%であった。亜硝酸生成速度、硝酸生成速度はそれぞれ0.68~0.96(平均0.83)、0~0.07(平均0.01)  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。

その後、516~584日の期間では、原水SS濃度は157~222(平均184)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と上昇したため、前処理として凝集沈殿処理を行ない亜硝酸化槽に流入するSS濃度を低減させた。凝集剤としてポリ硫酸第二鉄を1,500  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 添加してSS濃度は40~122(平均94)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで低減することができた。亜硝酸化槽の運転条件は379~515日の期間と同様とした。流入 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 容積負荷は934~1,060(平均996)  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、0.88~0.95(平均0.91)  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。この期間も同様に、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の生成はほぼ抑制され、安定した亜硝酸化処理が維持できた。亜硝酸生成率、硝酸生成率はそれぞれ84~98(平均92)、0~11(平均3)%であった。亜硝酸生成速度、硝酸生成速度はそれぞれ0.64~0.79(平均0.73)、0~0.10(平均0.03)  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。

以上のことから、亜硝酸化処理の長期的な安定性が確認でき、原水SS濃度が高いときには、凝集沈殿処理を行なうことで、約7ヶ月間にわたり安定して亜硝酸化槽の運転を維持できた。

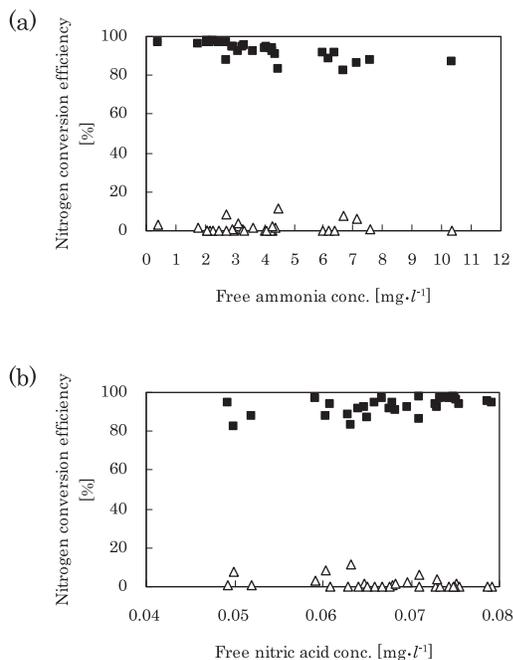


Fig. 5. Relation between nitrogen conversion efficiency and (a) free ammonia concentration, (b) free nitric acid concentration. ■, nitrite conversion efficiency; △, nitrate conversion efficiency.

亜硝酸化処理の制御(NOBの活性抑制)には温度やpHなど多くの因子が影響していることがこれまで報告されており、FAおよびFNAの効果についても多くの報告がある<sup>14,15)</sup>。本研究では、安定した亜硝酸化処理が維持できた379~584日の期間において、亜硝酸化槽内のFAおよびFNAは式(4)、(5)よりそれぞれ0.4~10.3、0.05~0.08  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と算出された(Fig. 5)。これは、既報の抑制濃度に概ね収まった値であった。このことは、亜硝酸化処理の制御に対して、これらの範囲では、温度やpHなどによる抑制効果に加えて、FAおよびFNAによる硝酸化反応の阻害効果もまた寄与していたことが示唆された。

**負荷変動の影響** 負荷変動運転時の亜硝酸化槽における窒素濃度およびHRTの経時変化、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 容積負荷および窒素生成率の経時変化をFig. 6に示す。原水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度を24時間周期で変動させることで、亜硝酸化槽における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 容積負荷は0.67~1.22  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ の範囲で変動させた。このとき、高負荷時には亜硝酸生成率は若干低下し、低負荷時には若干向上する傾向がみられたが、運転を通して亜硝酸生成率はほぼ80%以上と顕著な低下はみられなかった。ここで、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ および $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度の推移から明らかなように、亜硝酸生成率の増減は主として亜硝酸化量の変化に起因しており、低負荷時においても $\text{NO}_3^-\text{-N}$ までの硝酸化反応の進行はみられなかった。

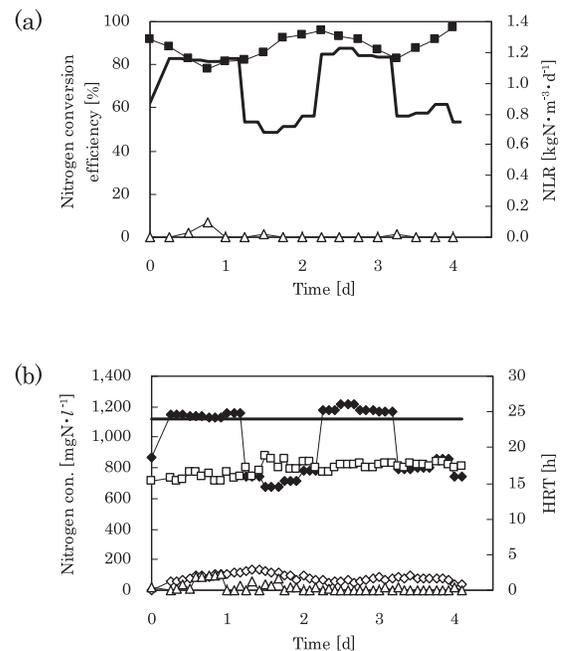


Fig. 6. Effect of fluctuation in the influent nitrogen load. Symbols (a): ■, nitrite conversion efficiency; △, nitrate conversion efficiency; bar, nitrogen loading rate (NLR). (b): ◆, influent ammonium; ◇, effluent ammonium; □, effluent nitrite; △, Effluent nitrate; bar, HRT.

アナモックスプロセスは省エネルギーの新しい窒素変換プロセスとして注目されており、実用化に向けて多くの研究が進められている。本研究では、アナモックスプロセスの中で亜硝酸化槽に着目し、固定床型反応槽による部分亜硝酸化処理の安定制御運転について検証した。

部分亜硝酸化処理において固定床型反応槽を用いる場合、制御運転には温度、pHの制御のみではなく、適切に生物膜量を管理することもまた重要であることが示された。そのための手法の一つとして、担体洗浄は有効であることが確認できたが、ここでは、原水SS濃度が上昇したときの対応として、凝集沈殿処理を行なうことで安定した制御運転が維持できることを確認できた。亜硝酸化槽の運転条件は、温度35°C、pH7.80、DO濃度3～5mg・l<sup>-1</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N容積負荷0.88～1.14 kg・m<sup>-3</sup>・d<sup>-1</sup>とし、原水SS濃度が高いときには、凝集沈殿処理を行なうことで、約7ヶ月間にわたり安定して亜硝酸化槽の運転を維持できた。この期間、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの生成はほぼ抑制できた。亜硝酸生成率、硝酸生成率はそれぞれ82～98、0～11%であった。負荷変動運転では、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N容積負荷0.67～1.22 kg・m<sup>-3</sup>・d<sup>-1</sup>の範囲で運転を行なったところ、高負荷時には亜硝酸生成率は若干低下し、低負荷時には若干向上する傾向がみられたが、運転を通して亜硝酸生成率はほぼ80%以上と顕著な低下はみられなかった。

以上のことから、高濃度のNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nを含む消化汚泥脱水ろ液から効率的に窒素を除去するアナモックスプロセスの運転方法として、固定床型反応槽を用いた部分亜硝酸化処理の有用性が示された。

- 1) <http://www.env.go.jp/water/mizu.html>
- 2) <http://www.mlit.go.jp/crd/sewage/index.html>
- 3) Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., and Kuenen, J. G.: *FEMS Microbiol. Ecol.*, **16**, 177–184 (1995).
- 4) Strous, M., Heijnen, J. J., Kuenen, J. G., and Jetten, M. S. M.: *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **50**, 589–896 (1998).
- 5) Jetten, M. S. M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K. T., Schalk, J., van Dongen, U., van de Graaf, A. A., Logemann, S., Muyzer, G., van Loosdrecht, M. C. M., and Kuenen, J. G.: *FEMS Microbiol. Rev.*, **22**, 421–437 (1999).
- 6) Van Dongen, U., Jetten, M. S. M., and van Loosdrecht, M. C. M.: *Water Science and Technology*, **44**, 153–160 (2001).
- 7) 村田恒雄：「下水の高度処理技術」理工図書 (1992).
- 8) Hellinga, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., and Heijnen, J. J.: *Water Science and Technology*, **37** (9), 135–142 (1998).
- 9) Van Dongen, U., Jetten, M. S. M., and van Loosdrecht, M. C. M.: *Water Science and Technology*, **44**, 153–160 (2001).
- 10) Turk, O. and Mavinic, D. S.: *Journal of WPCF*, **61**(8), 1440–1448 (1989).
- 11) Glass, C. and Silverstein, J.: *Water Research*, **32**(3), 831–839 (1998).
- 12) Ruiz, G., Jeison, D., and Chamy, R.: *Water Research*, **37**, 1371–1377 (2003).
- 13) Jianlong, W., and Ning, Y.: *Process Biochemistry*, **39**, 1223–1229 (2004).
- 14) Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., and Srinath, E. G.: *Journal of WPCF*, **48** (5), 835–852 (1976).
- 15) Abeling, U. and Seyfried, C. F.: *Water Science and Technology*, **26**, 1007–1015 (1992).
- 16) Isaka, K., Sumino, T., and Tsuneda, S.: *Process Biochemistry*, **43** (3), 265–270 (2008).
- 17) 日本下水道協会編：下水試験方法 (1997).