高効率固液分離技術を活用した流入下水の アナモックス処理法の処理速度向上策の検討

武田 茂樹^{1),*}

西村 文武²⁾

高岡 昌輝²⁾

Improvement of Anammox Rate in High-Efficiency Solid-Liquid Separation and Anammox Treatment of Mainstream Municipal Wastewater

Shigeki TAKEDA^{1),*}, Fumitake NISHIMURA²⁾ and Masaki TAKAOKA²⁾

¹⁾ METAWATER Co., Ltd., 1-25, Kanda-sudacho, Chiyoda-ku, Tokyo 101-0041, Japan

²⁾ Department of Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Kyoto University, Kyoto-Daigaku-Katsura, Nishikyo-ku, Kyoto 615-8540, Japan

Abstract

The application of anammox for nitrogen removal from domestic wastewater was investigated in this study. In order to increase the treatment efficiency, polyurethane foam was used as an attached growth medium, and the organic loading rate was reduced by the high-efficiency solid-liquid separation device. Design and operational parameters such as the volumetric nitrogen loading rate to both the attached growth medium and the reactor, the substrate concentration, and agitation conditions were examined with actual sewage using a pilot-scale experimental apparatus. The main results obtained in this study were as follows; 1) the Kj-N loading rate should be kept less than 100 mg-N L-medium⁻¹ h⁻¹ from the viewpoint of sufficient nitrogen removal by anammox; 2) the T-N removal rate was approximately proportional to the square root of NH₄-N concentration, therefore, the plug-flow style in the bioreactor was considered to be desirable for increasing the treatment efficiency; 3) it was also founded that aeration control based on the NO₂-N concentration in the reactor was effective for simultaneous reaction of both nitrification and anammox; 4) the minimum agitation condition was required to avoid the suppression of the reaction rate. Operation under the minimum agitation condition should be adopted from the viewpoint of energy saving.

Keywords: Anammox; Mainstream municipal wastewater; Ambient temperature; Treatment rate; Operating factor

1. はじめに

三大湾や指定湖沼などの閉鎖性水域の水質改善にはいうまでもなく、富栄養化の原因である窒素・リンの放流負荷の早期削減が重要である。そのためには、下水処理場への高度処理の導入が迅速に推進されねばならない。しかしながら、国土交通省によれば、平成25年度末時点で、高度処理実施率は全国平均で約41%と依然として低い状態にある¹⁾。高度処理実施率が容易に伸びないことの最大の要因は、国や自治体の財政が逼迫するなかで、高度処理にかかる費用負担が大きいことといわれる^{2, 3)}。これらのことを背景に、流入下水からの窒素除去を低ランニングコストで行える技術の実用化が望まれ、アナモックスプロセスの流入下水処理への適用の実現が期待される。ただし、下水処理場での窒素除去技術の普及率向

上は、費用負担の低減を実現しただけで達成されるわけでない。その技術が中小規模の施設のみならず、大規模施設にも適用できるものでなければならない。さらには、既設施設の改造により高度処理を導入する場合も多いため、それにも対応できることが必要である。

アナモックスプロセスは本来、汚泥処理返流水のような高温・高濃度窒素排水の処理に適しているが^{4, 5)}、常温(ここでは10~30℃とする)かつ低濃度窒素排水(ここでは70 mg-N L⁻¹以下とする)に対して実用的な処理速度を確保することに取り組んだ研究が報告されている^{6~12)}。これら研究で得られた窒素除去速度のうち最も低い0.055 kg-N m⁻³ day⁻¹¹²⁾でも、実用レベルの反応槽滞留時間が得られる(例えば、30 mg-N L⁻¹を10 mg-N L⁻¹に減ずる場合の必要滞留時間は8.7 hrである)。それゆえ、いずれの研究も実用レベルの窒素除去速度が得られている

1) メタウォーター株式会社 〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25

2) 京都大学大学院工学研究科 都市環境工学専攻 〒615-8540 京都市西京区京都大学桂

* 連絡先: takeda-shigeki@metawater.co.jp

といえる。しかし、これら既往研究の採用した処理方式（上向流固定床法⁶⁾、UASB 法⁷⁾、活性汚泥法 SBR⁸⁾、回転円板法⁹⁾、上向流嫌気性流動床法¹⁰⁾、担体投入間欠曝気活性汚泥法¹¹⁾、プラグフロー・グラニュール法¹²⁾）はいずれも、大規模処理施設や既存処理施設への適用が難しい。また、反応槽流入水には、有機物を含まない合成排水が用いられたり^{6, 8, 10)}、亜硝酸を含む合成排水が用いられたりしている^{7, 10)}。Malovanyy ら¹¹⁾ の反応槽流入水には亜硝酸は含まれないものの、アンモニアの硝酸化と、硝酸の亜硝酸への異化的還元がなされており、アナモックスプロセス適用の効果が半減されるものである。Lotti らの研究¹²⁾ も、アナモックス反応に利用されない硝酸に転換されるアンモニアの割合が大きく、やはりアナモックスプロセス適用の効果が十分に得られないといえる。したがって、都市下水の大規模処理施設や既存処理施設への適用に適した方式にて、有機物を含む実下水を流入させ、アンモニアから適量の亜硝酸を生成しつつアナモックス反応を進めた研究は現在のところみられない。

本研究で採用した処理方式は、高効率固液分離・アナモックス処理である。アナモックスプロセスを進める反応槽としては、大規模処理施設や既存処理施設への適用が可能な方式として担体投入型を採用した。担体表面に形成される生物膜において亜硝酸生成とアナモックス反応を同時進行させるものである。反応槽の前段には高効率固液分離槽を配する。高効率固液分離槽は、従来の最初沈殿池より高い除去率で固形性有機物を分離できる技術である。高効率固液分離槽により反応槽への有機物負荷を低減するのは、第1に、窒素除去量に占める従属栄養脱窒の寄与率が高まることや、酸素の獲得競合により硝化不足に陥ることを防止するためである。第2に、アナモックスプロセスには水素供与体としての有機物が不要であるという特長を活かして、反応槽流入有機物負荷低減の面からも曝気動力を低減できると考えられるからである。高効率固液分離槽は既に実用化されており、既設最初沈殿池の改造による適用も可能なものである^{13, 14, 15)}。本研究はこの高効率固液分離・アナモックス処理において、常温かつ低濃度窒素排水に対して実用的な処理速度を確保するための設計・操作因子について検討した。具体的には、処理速度を向上させる可能性のある因子として、担体投入率、槽容積当り生物保持量、窒素容積負荷、反応槽内攪拌強度の4つをとりあげ、実下水を用いたベンチスケール連続実験を行い、各因子の処理速度への影響を検証した。

2. 研究方法

2.1 実験概要

実下水を用いた連続実験により、担体投入率（実験Ⅰ）、槽容積当り生物保持量（実験Ⅱ）、窒素容積負荷（実験Ⅲ）、槽内攪拌強度（実験Ⅳ）それぞれの T-N 除去速度に及ぼす影響を検証した。

2.2 連続実験装置

実験装置について、図1及び表1に示す。高効率固液分離槽には A 下水処理場の最初沈殿池流出水を連続送水した。ただし、本研究では、反応槽流入水（高効率固液分離槽流出水）を実験原水とした。反応槽は1系反応槽と2系反応槽の2槽あり、それぞれに同一の原水を連続

図1 実験装置

表1 実験装置仕様

機器・測定器	仕様
反応槽	アクリル製円形槽 有効容量：14.8 L 寸法：内径 300 mm × 有効水深 210 mm
攪拌機	プロペラ式攪拌機・新東科学 BL600 定格トルク：0.7 N・m
pH 計	工業用 pH 計・HORIBA HP-480 測定方式：ガラス電極法
NO _x -N 濃度計	WTW TresCon N211 測定方式：UV 吸光度法
DO 計	工業用溶存酸素計・HORIBA HD-480 測定方式：ガルバニ電池法

流入させた。曝気風量は NO_x-N 濃度計を用いて自動制御した。具体的には、設定 NO_x-N 濃度 3.0 mg L⁻¹ に保たれるように、3.1 mg L⁻¹ を上まわったら風量を減じ、2.9 mg L⁻¹ を下まわったら風量を増すとの操作を一定時間間隔で行った。また、担体と水を混合させるために機械攪拌を行った。

2.3 担体

本研究に用いた担体の仕様を表2に示す。担体の T-N 除去速度は事前に 50 mg-N L⁻¹・担体 hr⁻¹ 以上に高めた。また、本担体に付着した生物による脱窒がアナモックス反応であることは、窒素として、¹⁵N でラベルした NO₂-N と、¹⁴N よりなる NH₄-N のみが存在する系において、²⁹N₂ の生成量を測定することで確認している¹⁷⁾。

表2 担体仕様

形式	結合固定化担体 ¹⁶⁾
材質	ポリウレタン樹脂
比重	1.00~1.01
形状	円柱型（ただし断面形状は円ではなく歯車型） [写真右の通り、多孔質であるが、内部の孔は表面部と通じていない。したがって、微生物は表面部のみに付着する。]
寸法	最大径 5 mm × 最小径 4 mm × 長さ 5 mm
<p>担体外観写真</p> <p>担体断面切片的の蛍光顕微鏡写真</p>	

表3 実験Ⅰの運転条件

	1系	2系
水温	約 17.5 ℃	同左
攪拌機回転数	560 rpm	同左
担体投入率（容積比）	3.0%	5.5%
滞留時間	約 8.0 hr	同左
pH 調整	NaOH にて 7.4 以上	同左

2.4 実験条件

2.4.1 担体投入率の影響評価（実験Ⅰ）

実験Ⅰの運転条件を表3に示す。担体を1系に容積比率3.0%分投入し、2系に5.5%分投入したうえで、他の条件は同一として並列運転した。表3の条件にて25日間運転した時点を実験Ⅰの開始時とした。攪拌機回転数は、担体を槽内に均一分布させられると目視にてみとめられる560 rpmに固定した。反応槽内のpHは、水酸化ナトリウムを自動注入することにより7.4以上に保った。

2.4.2 槽容積当り生物保持量の影響評価（実験Ⅱ）

実験Ⅰでは2系列の担体投入率を違えてその影響をみたが、生物保持量の比率は担体投入率の比率と必ずしも同じとはいえない。そこで実験Ⅱでは、生物保持量の影響がみられるように、1系・2系を、同履歴の担体を同一の投入率にして運転開始した後、2系の担体の一部を1系に移し替えたうえで運転継続した。その他運転条件は表4に示すとおりである。

2.4.3 窒素容積負荷の影響評価（実験Ⅲ）

実験Ⅲの運転条件を表5に示す。実験Ⅲでは実験装置1系列のみを用い、反応槽の滞留時間をRun1, Run2, Run3, Run4の4段階に増減させた。担体投入率は容積比率で3.0%とした。他の条件は実験Ⅰと同一とした。

表4 実験Ⅱの運転条件

	1系	2系
水温	約 23 ℃	同左
攪拌機回転数	560 rpm	同左
担体投入率	6.0%（容積比）	同左
	運転開始時～90日後	
	91日後～117日後	3.0%（容積比） [2系の3.0%分移設] [3.0%分拔出し]
滞留時間	約 4.5 hr	同左
pH 調整	NaOH にて 7.4 以上	同左

表6 実験Ⅳの運転条件

水温	約 17.5 ℃
攪拌機回転数	280～560 rpm の範囲で段階的に増減
担体投入率	3.0%（容積比）
滞留時間	約 4.5 hr
pH 調整	NaOH にて 7.4 以上

2.4.4 反応槽内攪拌強度の影響評価（実験Ⅳ）

実験Ⅳでは、実験装置1系列において攪拌機回転数を280 rpm～560 rpmの範囲で段階的に増減させた。回転数変更の窒素除去速度への影響をみるための水質データは、回転数変更後少なくとも5日後以降のものを採用した。攪拌機回転数以外の運転条件は表6に示すとおり固定した。滞留時間は実験Ⅲの結果（後述）をふまえて設定した。

2.4.5 水質分析方法

試料採取時のDO濃度、pH、ORPについてはハンディメータD-55T（HORIBA）で測定した。T-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、TOCの測定はいずれも工場排水試験方法（JIS K 0102）¹⁸⁾に準拠して行った。T-N測定値より、NO₂-N測定値とNO₃-N測定値を減じて得られた値を、Kj-Nの値とした。

3. 結果および考察

3.1 担体投入率の影響（実験Ⅰ）

実験Ⅰの結果を図2及び図3に示す。担体投入率3.0%の系列と5.5%の系列両者のT-N除去速度の差は有意でなかった（共分散分析によるp値0.88）。担体容積当りKj-N負荷は、1系平均で100 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹、2系平均で54 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹であり、担体容積当りT-N除去速度は、1系平均で39 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹、2系平均で21 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹であった。このように、担体容積当りKj-N負荷が大きい方が、担体容積当りT-N除去速度が大きかったことより、担体量律速ではなかったといえる。つまり、担体容積当りKj-N負荷が、上限は明らかでないが少なくとも100 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹以下の範囲では、担体量律速とならないと考えられる。換言すれば、担体量律速とならないようにするには、担体容積当りKj-N負荷が少なくとも100 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹以下となるように、担体投入率を設定すればよいといえる。

なお、1系・2系いずれにおいても、特にKj-N容積負荷が3～4 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹のときにおいて、Kj-N

表5 実験Ⅲの運転条件

水温	約 17.5 ℃
攪拌機回転数	560 rpm
担体投入率	3.0%（容積比）
滞留時間	Run1 約 8.0 hr （平均 Kj-N 容積負荷 3.7 mg-N L ⁻¹ hr ⁻¹ ）（実験開始時～13日後）
	Run2 約 4.5 hr （平均 Kj-N 容積負荷 5.9 mg-N L ⁻¹ hr ⁻¹ ）（13日後～30日後）
	Run3 約 12.0 hr （平均 Kj-N 容積負荷 1.9 mg-N L ⁻¹ hr ⁻¹ ）（31日後～41日後）
	Run4 約 4.5 hr （平均 Kj-N 容積負荷 5.6 mg-N L ⁻¹ hr ⁻¹ ）（42日後～44日後）
pH 調整	NaOH にて 7.4 以上に調整

※横軸は全て運転開始後の経過日数である
図2 実験 I における T-N 濃度等の経日変化

図3 Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度の関係 (実験 I)

(ケルダール窒素) 容積負荷と T-N 除去速度に正の相関がみられた。

3.2 槽容積当り生物保持量の影響 (実験 II)

実験 II の結果を図 4 及び図 5 に示す。1 系において、担体投入率を 6% から 9% に増したことにともない、少なくともその直後には槽容積当り生物保持量も 1.5 倍になったといえる。それにより T-N 除去速度は増加した。2 系においては、担体投入率を 6% から 3% に減じたことにともない、少なくともその直後には槽容積当り生物保持量は 0.5 倍となったといえる。しかし、図 5 では、T-N 除去速度の低下はみられなかった。

1 系・2 系いずれにおいても実験 I と同様に、Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度に正の相関がみられた。そこで、1 系において流入水質以外の条件が一定であった 0~90 日目の期間の槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度それぞれと T-N 除去速度の関係を図 6 にプロットした。図 6 より、本アナモックスプロセスでは、T-N 除去速度は槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度のほぼ 1/2 乗に比例することがわかった。生

物反応そのものが 0 次反応であれば、生物膜における反応は槽内基質濃度に対し 1/2 次反応となり、生物反応そのものが 1 次反応であれば、生物膜における反応も 1 次反応となることが明らかになっている¹⁹⁾。既往研究において、懸濁状アナモックスバイオマスの半飽和定数が測定されており、 $\text{NH}_4\text{-N}$ に関する測定値として 0.15 mg-N L^{-1} ²⁰⁾、0.39 mg-N L^{-1} ²¹⁾、0.1 mg-N L^{-1} 未満²²⁾ が報告されている。図 6 における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、これらの値より十分に大きいため、アナモックス反応そのものは 0 次反応であった可能性が高い。一方、槽内 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は図 6 において、それが 1.5 mg-N L^{-1} 以上の領域において、高くなるほど T-N 除去速度が低くなる傾向がみられた。なお、基質濃度とアナモックス反応速度との関係は既往研究により、上向流嫌気性ろ床 (流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度: 280~462 mg-N L^{-1} 流入 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度: 280~420 mg-N L^{-1}) の場合²³⁾、嫌気性メンブレンリアクター (流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度: 115~153 mg-N L^{-1} 流入 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度: 297~313 mg-N L^{-1}) の場合²⁴⁾、UASB (流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度: 212~378 mg-N L^{-1} 流入 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度: 337~558 mg-N L^{-1}) の場合²⁵⁾ について求められ、いずれにおいても、1 次反応モデルよりも Grau の 2 次反応モデル²⁶⁾ の方が実態に適合するとの結果が得られている。しかし、都市下水レベルの濃度のアンモニアから、亜硝酸を生成しつつアナモックス反応を進める場合については、報告されていない。

そこで、槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と T-N 除去速度の関係を図 7 に示す。本図には、T-N 除去速度が槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の 1/2 乗に比例するとしたときの近似曲線を示した。1 系においては、槽容積当り生物保持量を増した後のほうが増す前よりも T-N 除去速度はより大きかった。2 系においては、槽容積当り生物保持量を減じた後のほうが減じる前よりも T-N 除去速度はより小さかった。これらのことから、槽容積当り生物保持量が高いほど T-N 除去速度は大きくなるといえる。

※横軸は全て運転開始後の経過日数である

図4 実験Ⅱにおける T-N 濃度等の経日変化

図5 Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度の関係 (実験Ⅱ)

図6 1系槽内 NH₄-N 濃度と NO₂-N 濃度の影響

図7 槽内 NH₄-N 濃度と T-N 除去速度の関係 (実験Ⅱ)

3.3 槽内 NO₂-N 濃度の影響

図6にみられた槽内 NO₂-N 濃度と T-N 除去速度の関係より、曝気風量制御法として、反応槽各区画において槽内 NO₂-N 濃度が最適範囲 (図6では 1.5~2.5 mg-N L⁻¹) に入るように調整するのが望ましい。ここで、槽内 NO₂-N 濃度が T-N 除去速度に及ぼす影響について考察する。NH₄-N と NO₂-N の生物膜における濃度分布を図8に概念的に示す。本図では、生物膜厚さと、生物膜単位容積当りの NH₄-N 消費速度と NO₂-N 消費速度が定常状態にあること、加えて、槽内 DO 濃度の増減により好気域厚さが増減することを前提とする。図8 (a) と図8 (b) はいずれも、槽内 NH₄-N 濃度 C_{BNH4} に対して最適な槽内 DO 濃度が与えられ、無酸素域において NH₄-N と NO₂-N が過不足なく消費されている状態を示す。このとき、C_{BNH4} が大きい方 (図8 (a)) が小さい方 (図8 (b)) より、好気域・無酸素域境界部 NH₄-N 濃度 C_{ANH4}

図8 窒素濃度分布の模式図

※横軸は全て運転開始後の経過日数である

図9 実験Ⅲにおける T-N 濃度等の経日変化

と好気域・無酸素域境界部 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度 C_{ANO_2} のいずれも大きくなり、結果として無酸素域での N 減少量は大きくなる。図 8 (c) は、過剰な $\text{NO}_2\text{-N}$ 生成がなされている場合を示す。この場合は図 8 (a) に比して、槽内 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度 C_{BNO_2} が大きくなる一方、 C_{ANH_4} は小さくなるために、無酸素域での N 減少量は小さくなる。図 8 (d) は逆に、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 生成が不十分な場合であるが、 C_{BNO_2} が小さくなり、 C_{ANO_2} も小さくなるために、無酸素域での N 減少量は小さくなる。これらのことが、 C_{BNO_2} に最適範囲があることの理由と考えられる。ただし、図 6 において、槽内 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が 1.5 mg-N L^{-1} 以下であっても T-N 除去速度が低下しないケースもみられる。これは、図 8 (a) と図 8 (b) を対比することで、 C_{BNO_2} の最適値が C_{BNH_4} の値により変わることが原因であると推察される。

3.4 窒素容積負荷の影響 (実験Ⅲ)

実験Ⅲにおける T-N 濃度等の経日変化を図 9 に示す。また、Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度の関係を図 10 に示す。図 10 より、滞留時間が小さく Kj-N 容積負荷が大きいほど、T-N 除去速度は大きくなる傾向にあった。そこで、Kj-N 容積負荷と槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の関係を図 11 に示す。槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は Kj-N 容積負荷に対して右上がりの傾向を示す。前述した、T-N 除去速度が槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の $1/2$ 乗に比例することをふまえると、このことが、

図10 Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度の関係 (実験Ⅲ)

図11 Kj-N 容積負荷と槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 (実験Ⅲ)

Kj-N 容積負荷が高くなるほど T-N 除去速度が高くなる傾向がみられたことの理由と考えられる。

上記したことをふまえると、反応槽内の流動を押出流れ状態とするのが理想である。それは、流れ方向にかけて $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に勾配がつくことで、流入部に近いところで高い T-N 除去速度が得られ、反応槽全体での T-N 除去速度も向上するためである。ただし、3.3 に述べた曝気風量制御を行うには、押出流れ槽でなく完全混合槽でなければならない。そこで、本プロセスの T-N 除去速度を高めるには、完全混合の複数区画からなるものとし、区画数は許容される範囲内で可能な限り多くすることが、現実的に採りうる手法の一例であると考えられる。

3.5 反応槽内攪拌強度の影響 (実験Ⅳ)

攪拌機回転数は図 12 に示すスケジュールにて増減させた。攪拌機回転数が 560 rpm のときには担体の槽内分布が目視ではほぼ一様とみられたが、攪拌機回転数を下げるほど担体は下方に偏在するようになった。ただし、本実験における最低回転数である 280 rpm においても、槽底に沈んだ担体はみられず、全担体が流動した状態であった。本プロセスでは Kj-N 容積負荷と T-N 除去速度に正の相関関係があることがわかっているため、図 13 にその関係を攪拌機回転数別に示す。攪拌機回転数を 320 rpm まで下げると T-N 除去速度は不安定となり、360 rpm 以上におけるデータに比べて著しく低いケースがみられた。

図12 攪拌機回転数変更スケジュール

図13 攪拌回転数の影響 (実験Ⅳ)

そして 280 rpm における T-N 除去速度は常に低下した状態にあった。したがって、本反応の進行に必要な攪拌強度は、本実験装置における 360 rpm に相当するものといえる。換言すれば、360 rpm まで下げて動力を低減できる可能性がある。なお、攪拌強度が T-N 除去速度に影響を及ぼしたことの理由として、生物膜面上に形成される境膜 (図 8) における $\text{NH}_4\text{-N}$ の移動速度に、攪拌強度が影響を及ぼしたことが考えられる。橋本らは、槽内に固定された平板に付着した生物膜における $\text{NH}_4\text{-N}$ の物質移動係数を測定し、それが槽内液の攪拌強度の増加とともに増加するが、ある攪拌強度以上では一定値に漸近するとの結果を得た²⁷⁾。Nogueira らの流動床リアクターを用いた実験では、硝化による $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去速度が、攪拌強度の増加とともに増加するが、ある攪拌強度以上では一定値に漸近するとの結果を得た²⁸⁾。そこで、今後、Nogueira らの測定手法を用いて、本プロセスに必要な攪拌強度を、硝化に要するそれと比較し評価する予定である。

4. まとめ

都市下水の大規模処理施設や既存処理施設への適用に適し、アンモニアから亜硝酸を生成しつつアナモックス反応を同時並行で進められるプロセスについて、反応槽における処理速度を向上させるための設計・操作因子を検討した。有機物を含む実下水を高効率固液分離槽に導入して、その流出水を原水とし、反応槽内を常温に保つてのベンチスケール実験を行い、以下の知見を得た。

- 1) T-N 除去速度向上の手段として槽容積当り生物量を増すことが有効であった。それにもかかわらず、担体容積当り Kj-N 負荷が $100 \text{ mg-N L}^{-1}\text{-担体}$

hr^{-1} 以下という、Kj-N 負荷に対する担体量が比較的大きい条件下では、担体投入率増加が T-N 除去速度向上に寄与しなかった。したがって、担体容積当り Kj-N 負荷が、上限は明らかでないが少なくとも $100 \text{ mg-N L}^{-1}\text{-担体 hr}^{-1}$ 以下であれば、担体量律速とならないものと考えられる。

- 2) T-N 除去速度が槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の $1/2$ 乗に比例するという関係が得られた。それゆえ、本プロセスの処理時間を短縮するためには、反応槽を押し出流れに近い形にするのが望ましい。
- 3) 反応槽各区画の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度に T-N 除去速度を安定化する最適範囲があることがわかった。そのため曝気風量制御法として、反応槽各区画において槽内 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が最適範囲に入るように調整するのが望ましい。
- 4) T-N 除去速度を低下させない限界攪拌強度 (本実験装置の場合では回転数 360 rpm) が存在することがわかった。

謝 辞

本論文は、横須賀市上下水道局のもとで行わせていただいたフィールド研究の成果の一部をまとめたものである。

(原稿受付 2016 年 2 月 10 日)

(原稿受理 2016 年 7 月 4 日)

参 考 文 献

- 1) 国土交通省, 施策目標個票 (国土交通省 26-⑧). URL. <http://www.mlit.go.jp/common/001101446.pdf> (2016 年 3 月時点).
- 2) 国土交通省, 水環境マネジメント検討会・報告書. URL. <http://www.mlit.go.jp/common/000992873.pdf> (2016 年 3 月時点).
- 3) 国土技術政策総合研究所, 日本の下水道技術の動向と国際展開. URL. <http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryou/tnn/.../ks061407.pdf> (2016 年 3 月時点).
- 4) 日本下水道事業団技術開発部, 2010. アナモックス反応を利用した窒素除去技術の評価に関する報告書.
- 5) Kumar, M., Lin, J.G., 2010. Co-existence of anammox and denitrification for simultaneous nitrogen and carbon removal-Strategies and issues. *Journal of Hazardous Materials* 178 (1-3), 1-9.
- 6) Kwak, W., McCarty, P.L., Bae, J., Huang, Y.T., Lee, P.H., 2012. Efficient single-stage autotrophic nitrogen removal with dilute wastewater through oxygen supply control. *Bioresource Technology* 123, 400-405.
- 7) Ma, B., Peng, Y., Zhang, S., Wang, J., Gan, Y., Chang, J., Wang, S., Wang, S., Zhu, G., 2013. Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. *Bioresource Technology* 129, 606-611.
- 8) Hu, Z., Lotti, T., de Kreuk, M., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M., Kruit, J., Jetten, M.S., Kartal, B., 2013. Nitrogen removal by a nitrification-anammox bioreactor at low

- temperature. *Applied and Environmental Microbiology* 79(8), 2807-2812.
- 9) De Clippeleir, H., Vlaeminck, S.E., De Wilde, F., Daeninck, K., Mosquera, M., Boeckx, P., Verstraete, W., Boon, N., 2013. One-stage partial nitrification/anammox at 15°C on pretreated sewage: feasibility demonstration at lab-scale. *Applied and Environmental Microbiology* 79(23), 10199-10210.
- 10) Ren, Y., Li, D., Li, X., Yang, L., Ding, A., Zhang, J., 2014. High-rate nitrogen removal and microbial community of an up-flow anammox reactor with ceramics as biomass carrier. *Chemosphere* 113, 125-131.
- 11) Malovanyy, A., Trela, J., Plaza, E., Trela, J., 2015. Mainstream wastewater treatment in integrated fixed film activated sludge (IFAS) reactor by partial nitrification/anammox process. *Bioresour. Technol.* 198, 478-487.
- 12) Lotti, T., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M.C.M., Hu, Z., Kartal, B., de Kreuk, M.K., van Erp Taalman Kip, C., Kruit, J., Hendrickx, T.L.G., 2015. Pilot-scale evaluation of anammox-based mainstream nitrogen removal from municipal wastewater. *Environ. Technol.* 36(9-12), 1167-1177.
- 13) 島田正夫, 宮田篤, 坪井 博和, 2015. 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム. 環境衛生工学研究: 京都大学環境衛生工学研究会機関誌 29(3), 79-82.
- 14) 宮田篤, 2012. 省エネルギー対策の最新動向と展望 下水処理における革新的な省エネルギー対策—国交省下水道革新的技術実証事業 (B-DASH プロジェクト) の事例として—. 月刊産業と環境 41(12), 35-38.
- 15) 国土技術政策総合研究所, 2013. 超高効率固液分離技術を用いたエネルギーマネジメントシステム導入ガイドライン (案).
- 16) 社団法人日本下水道協会, 2009. 下水道施設計画・設計指針と解説 後編.
- 17) 武田茂樹, 西村文武, 高岡昌輝, 2016. 下水の高効率固液分離・アナモックス処理の性能安定化手法の検討. 環境技術 45(6), 313-324.
- 18) 日本工業規格 (JIS), 2013. 工場排水試験方法 (K 0102).
- 19) 北尾高嶺, 2003. 生物学的排水処理工学. コロナ社, 東京.
- 20) Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S., 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology* 65(7), 3248-3250.
- 21) Oshiki, M., Shimokawa, M., Fujii, N., Satoh, H., Okabe, S., 2011. Physiological characteristics of the anaerobic ammonium-oxidizing bacterium 'Candidatus Brocadia sinica'. *Microbiology* 157, 1706-1713.
- 22) Jetten, M.S., Cirpus, I., Kartal, B., van Niftrik, L., van de Pas-Schoonen, K.T., Sliekers, O., Haaijer, S., van der Star, W., Schmid, M., van de Vossenberg, J., Schmidt, I., Harhangi, H., van Loosdrecht, M.C.M., Gijss Kuenen, J., Op den Camp, H., Strous, M., 2005. 1994-2004: 10 years of research on the anaerobic oxidation of ammonium. *Biochemical Society Transactions* 33, 119-123.
- 23) Jin, R.C., Zheng, P., 2009. Kinetics of nitrogen removal in high rate anammox upflow filter. *Journal of Hazardous Materials* 170(2-3), 652-656.
- 24) Ni, S.Q., Lee, P.H., Sung, S., 2010. The kinetics of nitrogen removal and biogas production in an anammox non-woven membrane reactor. *Bioresour. Technol.* 101(15), 5767-5773.
- 25) Ni, S.Q., Sung, S., Yue, Q.Y., Gao, B.Y., 2012. Substrate removal evaluation of granular anammox process in a pilot-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Ecological Engineering* 38(1), 30-36.
- 26) Grau, P., Dohanyas, M., Chudoba, J., 1975. Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Res.* 9, 337-342.
- 27) 橋本邦彦, 寺西靖治, 1988. 生物膜と拡散層内の物質移動. 広島大学工学部研究報告 36(2), 171-179.
- 28) Nogueira, B.L., Pérez, J., van Loosdrecht, M.C.M., Secchi, A.R., Dezotti, M., Biscaia Jr., E.C., 2015. Determination of the external mass transfer coefficient and influence of mixing intensity in moving bed biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Research* 80, 90-98.

【論文要旨】

都市下水の大規模処理施設や既存処理施設への適用に適し、アンモニアから亜硝酸を生成しつつアナモックス反応を同時並行で進められるプロセスについて、実用的な処理速度を確保するための設計・操作因子について検討した。常温の実下水を用いたベンチスケール実験を行うことにより、次の知見を得た。① K_j-N 負荷が少なくとも 100 mg-N L⁻¹-担体 hr⁻¹ 以下であれば、T-N 除去速度は担体量律速とならないと考えられる。② T-N 除去速度は槽内 NH₄-N 濃度の 1/2 乗に比例する。それゆえ、処理時間短縮のために反応槽を押し出流れに近い形にするのが望ましい。③反応槽各区画において槽内 NO₂-N 濃度に基づいた曝気風量制御を行うのが有効と考えられる。④担体流動のための攪拌強度には、T-N 除去速度を低下させない下限値が存在する。動力低減のために下限値付近にて運転する必要がある。

キーワード: アナモックス; 流入下水; 常温; 高効率固液分離; 操作因子