



JAEA-Technology

2008-084

硝酸塩廃液生物処理システム試験

Experiments of Sodium Nitrate Liquid Waste Treatment
by Biological Method

高橋 邦明 目黒 義弘 川戸 喜実 黒田 一彦* 小川 尚樹*

Kuniaki TAKAHASHI, Yoshihiro MEGURO, Yoshimi KAWATO

Kazuhiko KURODA* and Naoki OGAWA*

バックエンド推進部門

廃棄物処理技術開発グループ

Radioactive Waste Treatment Technology Development Group

Nuclear Cycle Backend Directorate

February 2009

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

JAEA-Technology

本レポートは独立行政法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp>)
より発信されています。

独立行政法人日本原子力研究開発機構 研究技術情報部 研究技術情報課
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村白方白根2番地4
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail: ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to
Intellectual Resources Section, Intellectual Resources Department,
Japan Atomic Energy Agency
2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail: ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2009

硝酸塩廃液生物処理システム試験

日本原子力研究開発機構

バックエンド推進部門バックエンド技術開発ユニット

高橋 邦明、目黒 義弘、川戸 喜実、黒田 一彦*、小川 尚樹*

(2008年12月4日受理)

再処理施設から発生する低レベル濃縮廃液は、硝酸ナトリウムを含んでおり、これをセメント等で直接固化して埋設処分した場合、固化体中の硝酸ナトリウムが地下水を介して環境中に移行し、周辺環境における硝酸態窒素濃度が高くなるおそれがある。そこで、硝酸ナトリウムを含む廃棄体自体を発生させないために硝酸ナトリウムを分解、処理する方法として一般産業界で広く普及している生物処理技術について、4wt%の硝酸ナトリウムを含む廃液を用いて適用試験を行った。

生物処理技術が抱える課題に対して、余剰汚泥発生量の削減試験、脱窒性能の限界見極め試験を行い、以下の結果を得た。

1. 余剰汚泥の焼却灰発生量は従来比 1/10 に低減され、二次廃棄物処分費低減の目途を得た。
2. 脱窒性能はこれまでの $4\text{kg-N/m}^3/\text{d}$ から $7\text{kg-N/m}^3/\text{d}$ まで上昇させることができた。膜分離システムの改良を行うことにより更に装置の小型化が期待できる。

Experiments of Sodium Nitrate Liquid Waste Treatment by Biological Method

Kuniaki TAKAHASHI, Yoshihiro MEGURO, Yoshimi KAWATO, Kazuhiko KURODA* and Naoki OGAWA*

Nuclear Cycle Backend Technology Development Unit
Nuclear Cycle Backend Directorate
Japan Atomic Energy Agency
Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received December 4, 2008)

Low level liquid waste discharged from a reprocessing facility includes sodium nitrate. In the case that it is directly solidified with cement and so on and then the solidified waste is disposed under the ground, sodium nitrate soaks into the environment through underground water layer. It has a risk that nitrate concentration of surrounding region is increased. To avoid this risk, it is important that we do not make waste include nitrate compounds. Therefore, we planned to apply the biological treatment system that many ordinary industrial plants are running in the field of waste water treatment to reduce nitrate. We carried out degradation experiments of nitrate for 4wt% sodium nitrate solution by biological method. We examined whether biological treatment technology can be applied to the nitrate liquid waste treatment technologies or not.

To solve the assignments that biological treatment technology has, we tested and obtained the results as shown below;

1. The amount of sludge ash could be cut down a tenth as much as usual. The disposal cost reduction of secondary waste is just in sight.
2. Treatment performance could be improved up to 7 kg-N/m³/d from 4 kg-N/m³/d. It could be expected the more compact system by improvement of the membrane set into the biological treatment tanks.

Keywords: Sodium Nitrate, Biological Treatment, Nitrate Liquid Waste, Degradation of Nitrate

* Mitsubishi Heavy Industries, LTD

目 次

1. はじめに	1
2. 全体概要	1
2.1 硝酸ナトリウム廃液処理方式	1
2.2 これまでの経緯	2
3. 生物脱窒技術の特徴	2
3.1 生物脱窒の原理	2
3.2 生物処理方式の特徴	3
3.3 再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液への 適用に際しての課題	4
4. 試験計画および実施項目	5
4.1 試験目的	5
4.2 生物脱窒試験装置	5
4.3 試験条件	5
4.3.1 余剰汚泥発生量の削減試験手順	5
4.3.2 限界脱窒性能の見極め試験手順	6
5. 試験結果および考察	7
5.1 余剰汚泥発生量の削減試験結果	7
5.1.1 C/N 比	7
5.1.2 有機物混合比率	7
5.1.3 余剰汚泥発生量	8
5.1.4 汚泥転換率	8
5.1.5 余剰汚泥中の灰分率	9
5.2 限界脱窒性能の見極め試験結果	10
5.3 今後の課題	11
6. まとめ	11
引用文献	12
用語の解説	12

CONTENTS

1. Introduction	1
2. Outline	1
2.1 Sodium nitrate waste water treatment technology	1
2.2 Progress	2
3. Principle of biological denitrification method	2
3.1 Fundamental denitrification by biological method	2
3.2 Characteristics of biological treatment method	3
3.3 Assignment for applying to low level liquid waste including sodium nitrate of the high density discharged from a reprocessing plant	4
4. Experimental plans	5
4.1 Purpose	5
4.2 Experiment device for biological denitrification	5
4.3 Experiment conditions	5
4.3.1 Experiment procedure relating to reduction of redundant sludge	5
4.3.2 Experiment procedure relating to evaluation of denitrification performance limit	6
5. Results and discussions	7
5.1 Reduction of redundant sludge	7
5.1.1 C/N ratio	7
5.1.2 Mixture ratio of the organic matters	7
5.1.3 Amount of redundant sludge	8
5.1.4 Conversion factor of sludge	8
5.1.5 Ash content ratio in redundant sludge	9
5.2 Result of denitrification performance limit	10
5.3 Future assignment	11
6. Summary	11
Reference	12
Glossary	12

表目次

表 1	硝酸ナトリウム処理方式一覧	1
表 2	生物処理方式の一般的特徴	3
表 3	有機物混合比率と性能達成の可否	7

図目次

図 1	硝酸還元および脱窒素反応の作用経路	2
図 2	生物脱窒試験装置	5
図 3	有機物添加量の適正化試験結果	7
図 4	余剰汚泥発生量	8
図 5	汚泥転換率	9
図 6	灰分率	10

This is a blank page.

1. はじめに

再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液は、セメント固化法等により固化体として保管・処分することを検討中である。固化体の処分を考えた場合、固化体中に含まれる硝酸態窒素が処分環境中に移行し、処分環境中における核種の収着分配係数等の処分性能に影響を及ぼす可能性がある。それらを回避するためには、硝酸ナトリウムを含む廃液をセメントで固化する前に硝酸態窒素を除去することが重要である。

そこで、再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液の処理技術を開発するため、4wt%の硝酸ナトリウムを含む廃液を用いた生物処理（脱窒処理）の適用試験を実施した。

本試験は、生物処理の課題である余剰汚泥発生量の削減効果の確認と脱窒性能の見極めを、膜分離方式の試験装置を用いて行った。

2. 全体概要

2.1 硝酸ナトリウム廃液処理方式

硝酸ナトリウム廃液処理の方式は、表1に示すように電解処理、化学処理、生物処理などある。生物処理は、低コスト、危険な薬品を使用しない、副生成物であるアンモニア等の発生がないなどの特徴を有するとともに、常温・常圧で窒素ガスまで分解処理できる処理方法である。

表1 硝酸ナトリウム処理方式一覧

処理方法	具体的処理方法
電解処理	次亜塩素酸生成法
	活性水素生成法
	その他
化学処理	ギ酸・ホルムアルデヒド
	ヒドラジン
生物処理	浮遊法、膜分離活性汚泥法
	固定化法
膜処理（濃縮）	拡散透析
	電気透析
	バイポーラ膜電気透析
	ナトリウム選択膜（セラミック）
その他処理	イオン交換法
	アナモックス反応
	冷却晶析

2.2 これまでの経緯

生物処理は、これまで低濃度及び大容量の廃液を対象に下水処理等の一般産業分野で広く普及している技術である。しかし、高濃度硝酸廃液に対する適用事例はほとんどない。放射性物質を含む廃液に対する生物処理の適用事例も皆無であるが、一般産業分野で使用されている脱窒菌の高濃度硝酸廃液への適用に関しては、これまでの試験で以下の成果を得ている。

- ・一般産業分野で使用されている塩濃度（1wt%以下）の脱窒菌に比べ、塩濃度が4wt%の廃液を処理できる脱窒菌を獲得した。
- ・一般産業分野における脱窒性能は2kg-N/m³/d以下であるが、有機物を選ぶことにより、脱窒槽の脱窒性能を4kg-N/m³/dに高性能化した。
- ・硝酸態窒素濃度6,700mg-N/lの原水に対して、処理水の硝酸態窒素濃度を10mg-N/l以下に維持できた。
- ・運転コスト（薬品、電力等）は、電解処理や化学処理等に比べて十分に低いと推察された。

これらの知見を基礎として、本試験では生物処理の課題である余剰汚泥発生量の削減と限界脱窒性能の見極めを目的とし試験を実施した。

3. 生物脱窒技術の特徴

廃水処理において生物処理は、広く普及しているが、低コストが最大の利点である反面、処理速度が遅く、設備の大型化が欠点である。このため、設備の小型化は、設置場所の選択肢を広げる重要な要素である。本項では、一般的な生物処理の特徴を述べ、再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液へ適用する場合の課題について述べる。

3.1 生物脱窒の原理

生物脱窒反応の原理は、図1に示す反応経路で説明されている。脱窒素工程では硝化工程で硝化された排水を溶存酸素のない嫌気的な条件下におき、脱窒素菌の硝酸呼吸、あるいは亜硝酸呼吸を利用して、NO₂-N、NO₃-Nを図1に示すような還元経路にしたがってN₂ガスへ還元する。脱窒素菌は、好気性状態でも嫌気性状態でも増殖できる通性嫌気性菌であり、嫌気性状態では、分子状酸素の代わりに、NO₂ないしはNO₃を水素受容体として呼吸する。

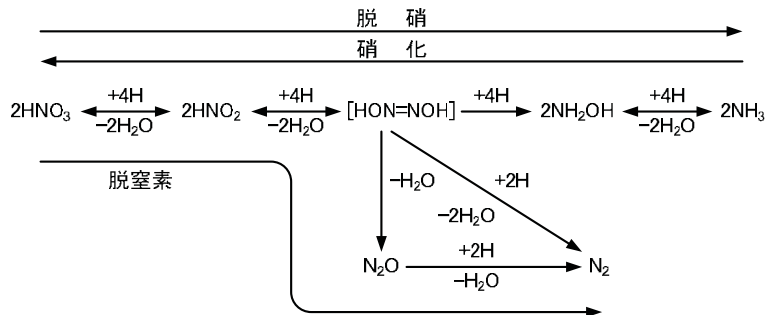
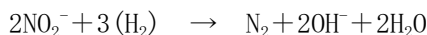


図1 硝酸還元および脱窒素反応の作用経路

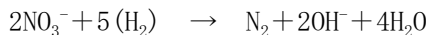
(出典：第二版水処理工学)

この呼吸反応は化学量論的に次の式で示される。

①亜硝酸呼吸



②硝酸呼吸



これらの式の H_2 は、微生物内の呼吸酵素系を經由して、水素供与体（基質）から与えられる。これまでに知られている脱窒素菌の種類は数多くあり、水素ガスや硫化物を水素供与体とする自栄養性の脱窒素菌もいるが、ほとんどは有機物を水素供与体とする他栄養性細菌に属するものである¹⁾。

3.2 生物処理方式の特徴

生物処理方式の一般的特徴を表2に示す。

表2 生物処理方式の一般的特徴

利 点	課 題
低コスト 常温・常圧処理 危険な薬品を使用しない 副生成物（アンモニア等）の発生がない	高濃度の廃液への適用 処理速度が小（装置の大型化要因） 余剰汚泥発生量が大（処分費の増大要因） 汚泥の耐放射線性 汚泥への重金属の影響

利点：

①低コスト

設備が大型化するが、設備構成が単純で製造コストが安価である。また、使用するユーティリティはブロワ、ポンプ、モータの動力と、栄養剤（リン酸など）、有機物（メタノールなど）の薬品費である。メタノールは工業原料として流通量が多く安価である。

②常温・常圧処理

大半は屋外設置型の設備であり、一般的な運転温度は10～40℃である。また、生物処理槽は開放タンクのため、運転圧力は大気圧である。微生物の反応速度は化学反応と同様に高温であれば早いですが、高すぎると触媒として作用している酵素が変性し反応が停止、あるいは微生物が死滅する。一方、液相反応なので、圧力を上げても反応速度の上昇は見られない。

③危険な薬品を使用しない

使用する薬品は、メタノール、リン酸等であり、消防法の規制対象外となるようにメタノール濃度を50%以下で使用する設備が多い。

④副生成物（アンモニア等）の発生がない

生物脱窒反応は微生物の呼吸作用の一環として行われるため、窒素はそのまま窒素ガスとして放出され、化学処理法で見られるようなアンモニア等の副反応生成物は発生しない。

課題：

①高濃度の廃液への適用

高濃度の廃液では微生物の生存そのものが危ぶまれることから適用例は少ない。ただし、微生物は海水中にも生存しており、高濃度の廃液中で全く生存できないものではなく、原水の希釈と汚泥の馴致によって使用環境に適応させることが可能である。

②処理速度が小（装置の大型化要因）

生物脱窒の処理速度は、容積負荷として $1\text{kg-N/m}^3/\text{d}$ 程度であり、電解処理、化学処理に比べて非常に遅く、生物処理の反応速度を高める技術はいろいろと開発されてはいるが、電解処理、化学処理の反応速度には及ばない。

③余剰汚泥発生量が大（処分費の増大要因）

生物処理では、運転条件によって大きく異なるが、反応に伴って必ず余剰汚泥が発生する。投入した有機物量の数%～10数%が余剰汚泥に変換される。

④汚泥の耐放射線性

再処理施設から発生する硝酸ナトリウム廃液は、低レベルの放射性物質を含むため、脱窒菌の耐放射線性を評価する必要がある。

⑤汚泥への重金属の影響

重金属類の一部は微生物にとって有害であり、処理性能を著しく阻害する場合がある。一方、微生物の生存にはいくつかの重金属が必須であり、積極的に重金属を取り込む機構が存在する。また、活性汚泥の表面へ電気的に吸着することも考えられる。従って、重金属の蓄積に対する挙動を把握する必要がある。

3.3 再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液への適用に際しての課題

再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液への適用に際して、生物処理は常温・常圧処理ができることやトラブル発生時でも急激な発熱が発生しないなど危険性が極めて少ないことが最大の特長である。また、危険性の高い薬品を使用しないなど、安全性の高い設備と言える。

反面、反応速度が遅いため、処理設備が大型化することが課題となっている。また、脱窒菌の生存作用を利用して行うため、処理に伴って脱窒菌が増殖し、増えすぎた菌は余剰汚泥として系外へ排出し、処理する必要があり、余剰汚泥の発生量は処理する窒素量に比例する。

従って、生物処理を再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液に適用するには、設備の小型化に向けた脱窒性能の向上と二次廃棄物処理コストに影響を与える余剰汚泥発生量の削減が重要な課題である。

4. 試験計画および実施項目

4.1 試験目的

再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液の処理技術に関して、生物処理の課題である余剰汚泥発生量の削減、限界脱窒性能の見極めについて評価を行い、処理方式選定の基本データとすることを目的とした。

4.2 生物脱窒試験装置

本試験に用いた生物脱窒試験装置を図2に示す。

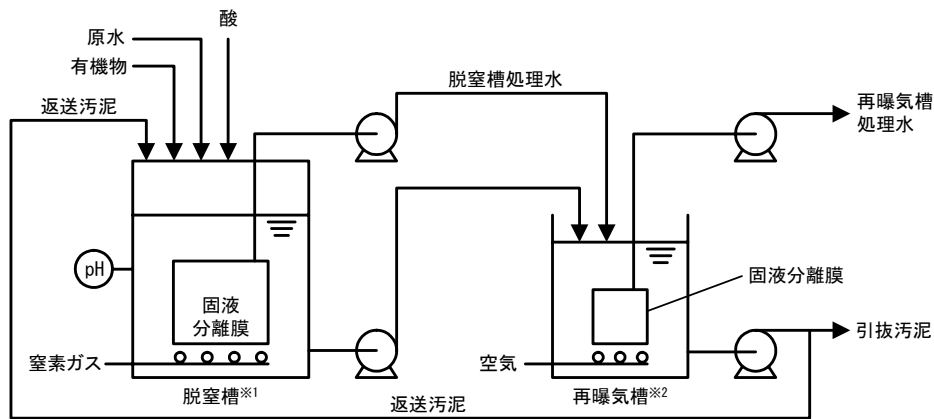


図2 生物脱窒試験装置

※1：脱窒槽は、脱窒菌の働きにより硝酸態窒素を窒素ガスに還元する槽である。また、硝酸ナトリウム廃液のpHが上昇しすぎると脱窒菌の性能が低下するため、酸によるpH調整を行う。処理された硝酸ナトリウム廃液は固液分離膜を通して再曝気槽へ排出される。膜の下面より窒素ガスによる曝気を行い、膜面洗浄を行う。

※2：再曝気槽は、水質規制項目のCOD（化学的酸素要求量）として検出される有機物を分解除去する槽である。脱窒槽からの有機物を微生物によって炭酸ガスと水に酸化分解し、液中のCOD濃度を低下させる。有機物の酸化分解のためには酸素の供給が必要であるため、空気曝気が行われる。また、膜面洗浄はこの空気曝気を利用して行う。

4.3 試験条件

4.3.1 余剰汚泥発生量の削減試験手順

本試験では、C/N（有機物量/硝酸態窒素量）の適正值、有機物の適正な混合比率、余剰汚泥の発生量、汚泥転換率、余剰汚泥中の灰分率を確認した。

試験は、同じ仕様、構成の装置を2系列準備した。一方はメタノールとメタノール以外の有機物（以下「炭素源B」という）を混合した系（以下「A系」という）、もう一方は炭素源Bの有機

物を単独で入れた系（以下「B系」という）として運転した。

試験手順の概要を以下に示す。

- ①所定の濃度の硝酸及び有機物を含む原水を所定量、脱窒槽に供給し、運転を開始する。
- ②脱窒槽内は、液中膜洗浄のため嫌気性ガス（窒素ガス）でバブリングを行い、酸により pH を調整する。
- ③運転中は、適宜、脱窒槽の膜ろ過水（脱窒槽の処理水）を吸引し、硝酸態窒素濃度、亜硝酸態窒素濃度（以下、これらを合わせて「窒素濃度」という）及び TOC 濃度（全有機炭素濃度）を測定する。
- ④また、再曝気槽についても、適宜、膜ろ過水（再曝気槽の処理水）を吸引し、窒素濃度及び TOC 濃度を測定する。
- ⑤脱窒槽の処理水の窒素濃度が 10mg/ℓ以下になっていることを確認し、原水の硝酸態窒素濃度を上昇させ、脱窒負荷を 4kg-N/m³/d にする。（本試験では、脱窒後の処理水中窒素濃度として 10mg/ℓ以下を判断基準とした。）
- ⑥脱窒性能が 4kg-N/m³/d に達した後は、負荷を一定のまま運転を行い、槽内の汚泥濃度が MLSS（活性汚泥濃度）として約 20,000mg/ℓとなるように適宜汚泥の引き抜きを行いながら運転する。
- ⑦A系については、脱窒性能が 4kg-N/m³/d に達した後、C/N や有機物の混合比率を変化させながら、処理水窒素濃度との関係を調べる。

4.3.2 限界脱窒性能の見極め試験手順

装置の小型化には、脱窒性能を向上させる必要がある。本試験では、高い脱窒負荷条件下での試験を行い、脱窒性能の限界を見極めることとした。試験は A 系の試験装置で実施した。手順は原水の硝酸態窒素濃度（6,700mg/ℓ）を一定にし、通水流量だけを順次増加（脱窒負荷を上昇）させ、処理水の窒素濃度が 10mg/ℓ以下にできる限界を確認した。

5. 試験結果および考察

5.1 余剰汚泥発生量の削減試験結果

5.1.1 C/N比

有機物添加量と脱窒槽処理水窒素濃度の関係を図3に示す。生物脱窒反応では、脱窒槽処理水窒素濃度は有機物の添加量に比例するのではなく、ある値を境にして改善されることがわかった。脱窒槽処理水窒素濃度を10mg/ℓ以下にするために必要なC/Nは、A系（炭素源Bの混合比率50%）では3.5、B系（炭素源B100%）では4.5であった。即ちメタノールと炭素源Bの混合系を用いる方が、処理すべき窒素1kgに対して添加する有機物の量を約1kg低減できる。

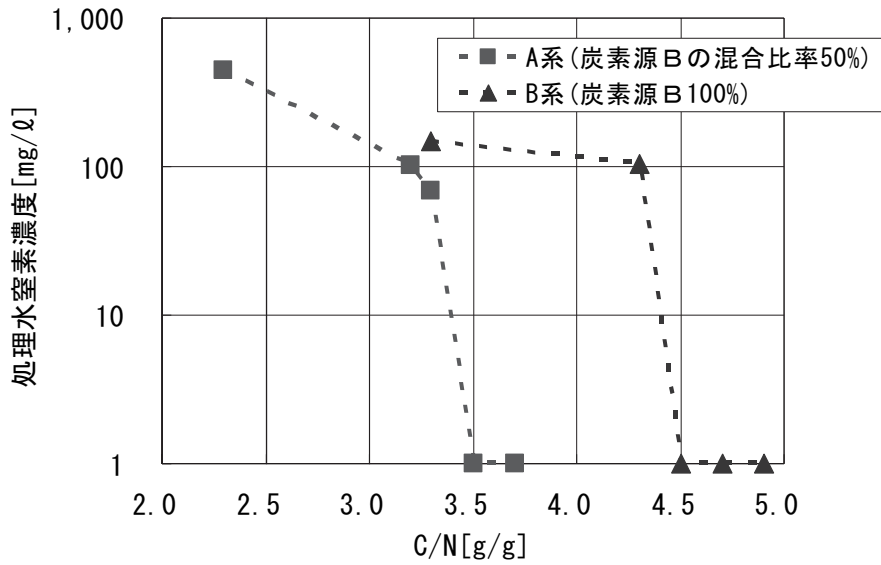


図3 有機物添加量の適正化試験結果

5.1.2 有機物混合比率

表3に示すように炭素源Bの混合比率が50%以上なければ脱窒性能4kg-N/m³/dを達成できないことがわかった。炭素源Bはメタノールよりも薬品価格が高いことを考慮すると、価格の安いメタノールを最大限利用することがコスト的に有利であるため、炭素源Bの混合比率は50%が望ましい。

表3 有機物混合比率と性能達成の可否

混合比率 (メタノール：炭素源B)	性能達成
100 : 0	×
75 : 25	×
50 : 50	○
0 : 100	○

5.1.3 余剰汚泥発生量

脱窒性能 4kg-N/m³/d の安定運転時における、単位原水あたり（硝酸態窒素濃度 6,700mg/l の廃液 1m³あたり）の余剰汚泥発生量を下式により算出した。

$$\text{余剰汚泥発生量} \frac{[\text{mg 汚泥}/\text{l 廃液}]}{[\text{mg 汚泥}/\text{l 廃液}]} = \frac{(\text{t2 時の MLSS} - \text{t1 時の MLSS}) [\text{mg}/\text{l}] \times \text{槽容積} [\text{l}] + \text{引抜汚泥量} [\text{mg}]}{\text{廃液通水量} [\text{l}/\text{d}] \times (\text{t2} - \text{t1}) [\text{d}]}$$

ここで、余剰汚泥発生量：[mg 汚泥/l 廃液]

引抜汚泥量[mg]：引抜汚泥の MLSS[mg/l] × 汚泥引抜量[l]とした。

t1、t2[d]：データ採取日

余剰汚泥発生量の算出結果を図 4 に示す。

余剰汚泥発生量は、A 系（炭素源 B の混合比率 50%）が約 900g/m³、B 系（炭素源 B 100%）が約 1,800g/m³であり、A 系の発生量は B 系の約 1/2 であった。これは、メタノールは炭素源 B に比べて脱窒菌の増殖率が低いことと A 系の C/N が低かったことによると考えられる。

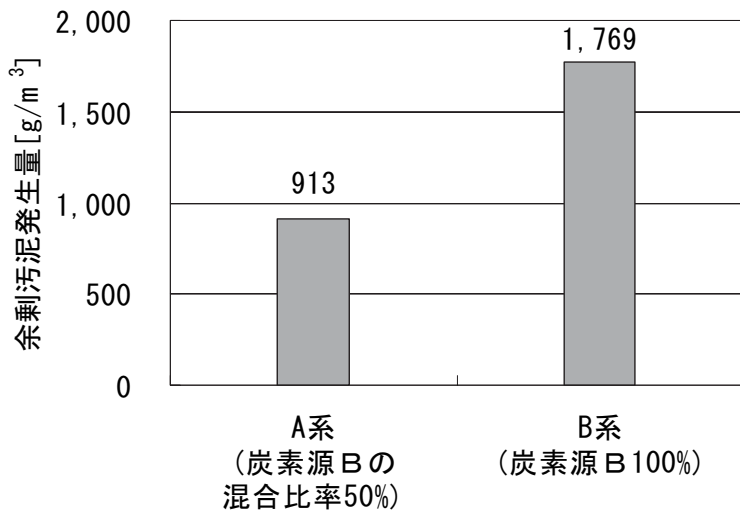


図 4 余剰汚泥発生量

5.1.4 汚泥転換率

投入した有機物量に対する汚泥の発生量（汚泥転換率）を確認するため、両系列の試験開始時からの汚泥発生量を下式により算出した。

汚泥転換率は、負荷上昇期間（脱窒負荷 1kg-N/m³/d から 4kg-N/m³/d に達するまでの期間）と定格負荷期間（脱窒負荷 4kg-N/m³/d 一定で運転している期間）に分けて算出した。

$$\text{汚泥転換率}[\%] = \frac{\Sigma (\text{余剰汚泥発生量}) [\text{mg}]}{\Sigma (\text{有機物濃度}[\text{mg}/\ell] \times \text{有機物添加量}[\ell/\text{d}])}$$

ここで、余剰汚泥発生量の算出は、5.1.3 項に示す式に従う。また、分母は 1 日毎の有機物濃度と有機物添加量の積を積算して求めた。

汚泥転換率の算出結果を図 5 に示す。

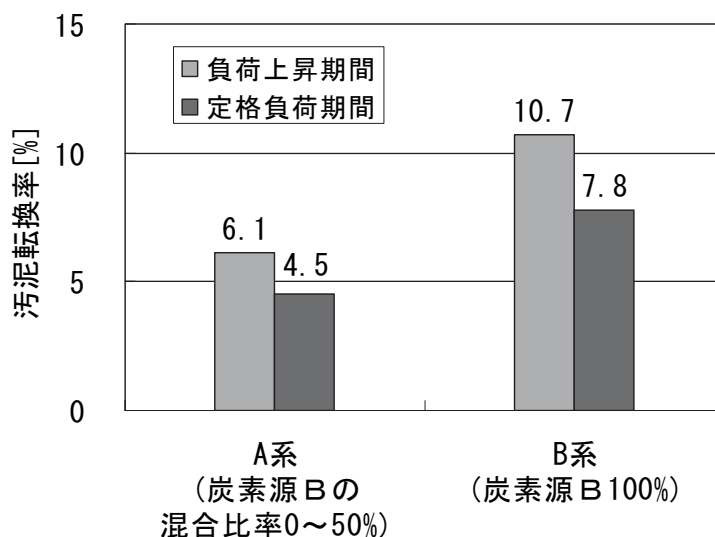


図 5 汚泥転換率

A 系（炭素源 B の混合比率 0~50%）の汚泥転換率は、B 系（炭素源 B 100%）に比べて低く、余剰汚泥の発生量を低減させるには混合系の利用が有利であることを確認した。

5.1.5 余剰汚泥中の灰分率

発生した余剰汚泥は、汚泥貯槽に貯留された後、脱水処理を行い脱水汚泥となる。また、脱水汚泥は、可燃物焼却炉で焼却処理され、焼却灰が最終的な廃棄物として保管・処分される。

そこで、余剰汚泥中の灰分率を求め、焼却灰として残留する固形物量を以下の手順に従い算出した。

- ①メンブレンフィルターを装備した吸引ろ過装置で余剰汚泥をろ過し、脱水する。
- ②脱水した汚泥を 105℃の乾燥機内で 2 時間以上乾燥させ、水分を完全に蒸発させた後、重量を測定する。（汚泥の乾燥重量）
- ③重量が既知の乾燥した汚泥をろつぽに入れ、バーナで加熱し完全に焼却する。冷却後、恒量に達した後の重量を測定する（灰分量）。
- ④灰分量/汚泥の乾燥重量で灰分率を算出する。
- ⑤灰分率の評価にあたっては、①の操作において、a. 余剰汚泥を直接用いる場合、b. 汚泥中の塩分を洗浄水で 10 倍に希釈する場合（塩分希釈操作）、c. フィルタ上で汚泥に洗浄水をかけ

て汚泥洗浄を行う場合（汚泥洗浄操作）の3ケースを想定した。

上記の手順により求めた余剰汚泥中の灰分率の結果を図6に示す。

本試験の結果から、次のことが推察される。

- ・余剰汚泥液を10倍に希釈した（b. 塩分希釈操作）後に脱水することで、灰分率は低下することから、汚泥に付着している液（引抜汚泥には約4%の塩水が付着）の塩分が配分比率に影響していると考えられる。
- ・塩分希釈を行うことにより、灰分率は8.0～8.5%（A系（炭素源Bの混合比率0～50%）、4.9～6.3%（B系（炭素源B100%））に低下するが、汚泥液を希釈する操作は現実的でないことから、実機では脱水時に水を添加して汚泥を洗浄する方法が良いと思われる。
- ・上述の汚泥洗浄を模擬し、フィルター上で汚泥に水をかけて洗浄（c. 汚泥洗浄操作）した場合の灰分率は7.5～10.3%となり、洗浄方法の適正化により、希釈法並みの灰分率（6～10%）に低減できる可能性があることが分かった。

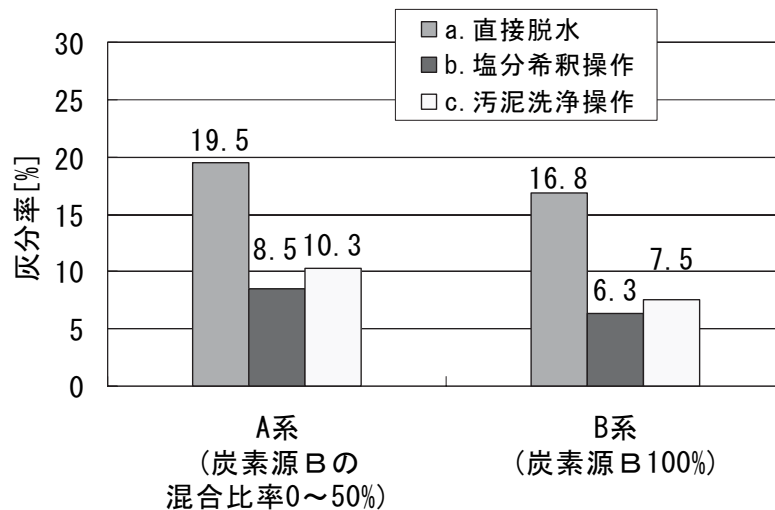


図6 灰分率

5.2 限界脱窒性能の見極め試験結果

前項の結果より、硝酸ナトリウム廃液の生物処理の運転条件として、薬品費が安価で、二次廃棄物発生量も削減可能なメタノール/炭素源Bの混合系が適していることが分かったため、ここではA系（メタノールと炭素源Bとの混合系）を用いて脱窒性能の限界を確認した。

なお、脱窒性能は、下式より算出した。

$$\text{脱窒性能}[\text{kg-N}/\text{m}^3/\text{d}] = \text{原水窒素濃度}[\text{kg-N}/\text{m}^3] \times \text{処理流量}[\text{m}^3/\text{d}] / \text{脱窒槽容積}[\text{m}^3]$$

- ・4kg-N/m³/d から段階的に負荷を上昇させ、再曝気槽の処理水中の窒素濃度を測定した結果、7 kg-N/m³/d まで十分な処理性能を有していることを確認した。但し、この結果は、分離膜

の透過流量が追従しなかったことにより、7kg-N/m³/d までしか処理性能を確認できなかったことによるものであり、膜システムの改善により更なる性能向上が期待できる。

- ・再曝気槽の処理水窒素濃度以外の水質は、負荷の上昇に伴い再曝気槽処理水 TOC の上昇が見られた。これは、従来の生物処理では原水窒素濃度が低いため、流出する有機物濃度も低く、再曝気槽の能力は十分であったが、高濃度廃液を処理する場合は、流出する有機物濃度が高くなるため、流出する有機物濃度に見合った容量の再曝気槽を設ける必要があることがわかった。

5.3 今後の課題

硝酸ナトリウム廃液を対象とした生物脱窒試験を実施し、余剰汚泥発生量の削減及び限界脱窒性能について一定の目途が得られたことにより、再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液への適用性を確認することができた。

今後、生物処理システムを実機として完成させるためには、ビーカ試験や工学試験などを通してデータの蓄積を図る一方、以下のような課題について検討することが必要である。

- ・脱窒槽から流出する有機物が多く、再曝気槽の負荷が増加するため、再曝気槽の容量の適正化を図る必要がある。
- ・膜の透過流量が律速となることから、膜の透過流量を向上させる対応が必要である。
- ・脱窒菌及び分離膜の長期安定性を確認するため、パイロット規模の工学試験が必要である。
- ・脱窒菌の耐放射線（ α 、 β ）性及び放射性核種の蓄積挙動を把握する必要がある。

6. まとめ

再処理施設から発生する濃度の高い硝酸ナトリウムを含む廃液の処理技術として、余剰汚泥発生量の削減試験、限界脱窒性能の見極め試験を実施し、生物処理の適用性について以下の知見を得た。

- (1) 脱窒負荷 4kg-N/m³/d での適正 C/N は、A 系 3.5、B 系 4.5 であり、混合有機物を用いることで薬品の使用量、余剰汚泥の発生量が削減可能である。
- (2) 余剰汚泥発生量は、A 系の有機物を用いることにより B 系の約 1/2 に削減可能である。
- (3) 余剰汚泥中の灰分は、脱水時に汚泥洗浄を行うことにより、二次廃棄物の発生量を従来比の約 1/10 に削減可能である。
- (4) 生物脱窒方式の限界負荷は 7kg-N/m³/d であったが、分離膜の透過流量が追従しなかったことが原因であり、膜システムの改善により更なる性能向上が可能である。

実用化に向けて、膜透過流量の向上及び生物処理性能の長期安定性等の工学データの取得、脱窒菌の耐放射線性、放射性核種の蓄積データの取得等が必要であるものの、生物処理方式は、二次廃棄物処分費も含めて、コストが低減できるシステムとなる可能性を示した。

引用文献

- 1) 井出哲夫編、(第二版) 水処理工学—理論と応用—、技報堂出版、1990

用語の解説

用語	解説
硝酸態窒素	硝酸イオン (NO_3^-) など酸化窒素に含まれる窒素(N)のことを指す。通常は硝酸イオンに金属と結合した硝酸塩の状態で存在する。
C/N	有機物C [g]/硝酸態窒素N [g]であらわされる生物脱窒に添加する有機物量の指標。
TOC	Total Organic Carbon(全有機炭素濃度) 試料中に含まれる有機物を構成する炭素濃度を示す。TOC 計を用いて測定する。試料を塩酸酸性条件下で空気曝気することで、試料中の無機炭素(主に炭酸塩)を放散させた後、TOC 計にて計測。TOC 計では試料液を高温で燃焼し、発生した炭酸ガス量を検出して定量する。
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solid (活性汚泥濃度) 生物処理槽内の活性汚泥濃度を示す。測定方法は、一定量の試料を $0.45 \mu\text{m}$ のメンブレンフィルター(ろ紙)でろ過し、 105°C の恒温槽内で乾燥させた後、重量を測定する。ろ過前のフィルター重量との差を試料量で割り、濃度を算出する。
容積負荷	生物処理方式の処理能力を表す単位。単位容積の生物処理槽が単位時間に処理できる物質で表す [$\text{kg}/\text{m}^3/\text{d}$]。処理能力は原水中の対象物の濃度、処理温度の影響を受けるため、濃度、温度を併記する必要がある。その他の指標として汚泥負荷がある。
脱窒負荷、脱窒性能	設定条件としての窒素処理能力を脱窒負荷といい、容積負荷 [$\text{kg-N}/\text{m}^3/\text{d}$] として表す。設定した窒素処理能力を達成した場合の脱窒槽の能力を脱窒性能といい、同じく、容積負荷 [$\text{kg-N}/\text{m}^3/\text{d}$] で表す。

