

フェルト状炭素質担体を浸漬した活性汚泥反応槽の窒素除去特性

田中恒夫¹・尾崎益雄²・黒田正和³

¹正会員 工博 前橋工科大学講師 工学部建設工学科 (〒371-0816 群馬県前橋市上佐鳥町 460-1)

²正会員 農博 前橋工科大学教授 工学部建設工学科 (〒371-0816 群馬県前橋市上佐鳥町 460-1)

³正会員 工博 群馬大学教授 工学部建設工学科 (〒376-8515 群馬県桐生市天神町 1-5-1)

活性汚泥プロセスの窒素除去能の向上を目的として、フェルト状炭素質担体を反応槽に浸漬することを提案し、その特性について実験的に検討した。フェルト状炭素質担体を連続曝気活性汚泥反応槽に浸漬することにより、硝化速度および脱窒速度は増大した。硝化速度の増大は、担体の浸漬により反応槽内に存在する硝化細菌の数が増加したためと考えられた。また、脱窒反応は主に担体内部の嫌気の部分で進行したと考えられた。担体の比表面積を $0 \sim 0.44 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ の範囲で変化させたが、比表面積が $0.36 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ の時に、有機物および窒素の除去は安定した。充填率 $0.44 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ で COD 除去効率が低下したのは、担体充填による MLSS 濃度の低下の影響と考えられた。間欠曝気と組み合わせることにより、窒素除去効率はさらに高くなった。

Key Words: carbon felt medium, nitrogen removal, activated sludge reactor, intermittent aeration

1. はじめに

生活系・畜産系排水から発生する栄養塩類による湖沼等の富栄養化は依然深刻な問題として残っている。その対策として公共下水道、農業集落排水処理施設および浄化槽等の整備が推進されているが、同時にそれらの高度化やコンパクト化も求められている。

現在、生活系・畜産系排水は、多くの場合、その有機物除去の安定性や易操作性等から、活性汚泥法により処理されている。しかしながら、栄養塩類の除去効率は有機物除去に比較して低い。特に窒素除去に関しては、間欠曝気法により単一槽でも脱窒は可能である¹⁾が、その除去効率は必ずしも高いとは言えない。多相汚泥方式²⁾や硝化液・脱窒素液循環方式³⁾の場合、窒素除去効率は高くなるが、装置は大掛かりにならざるを得ない。このようなことから、コンパクト化・高度化・省エネ化を目指して、活性汚泥反応槽に担体を添加し、硝化・脱窒効率を高める方法が提案されてきた。井上ら⁴⁾は、回分式活性汚泥反応槽に紐状接触材を組み込むことを提案した。近藤ら⁵⁾は、多孔質スポンジ様担体を添加した間欠曝気活性汚泥方式の性能を報告した。その他、包括固定化担体^{6),7)}、ポリエチレン担体⁸⁾等を添加する方法が提案されている。

本研究では、既存の処理装置の高度化も念頭に置き、フェルト状炭素質担体を活性汚泥反応槽に浸漬する

ことを提案し、単一反応槽において硝化・脱窒反応を促進することを目的として実験的検討を行った。フェルト状炭素材の主原料は炭素繊維であるが、炭素繊維の生物親和性は以前から報告されており⁸⁾、また耐久性に優れている⁹⁾ことから、活性汚泥反応槽に添加する微生物の担体として適していると考えられる。

さらに、フェルト状炭質材は現在車輛用防音断熱材やクッション材として使用されているが、最終的に産業廃棄物となる場合もある。上記のように、炭素繊維は安定物質であり、そのため廃棄物となった場合極めて厄介なものとなる。このフェルト状炭質材を高度処理において微生物の担体として再利用することができれば、廃棄物の発生量を抑えることができ、延いては循環型社会の構築の一助となると考えられる。

2. 実験方法

(1) 回分実験

連続実験に用いるフェルト状炭素質担体を選定するため、回分実験を行い、担体の窒素除去特性を検討した。本研究では、3種類のフェルト状炭素質担体を用いて実験を行った。

a) フェルト状炭素質担体

フェルト状炭素質担体の特性を表-1に示した。

表-1 実験に用いた炭素質担体

担体	原糸径 (μm)	原糸密度 (g/cm^3)	担体密度 (g/cm^3)	間隙率 (%)
担体 A (高密度)	18	1.6	0.039	97.6
担体 B (低密度)	18	1.6	0.018	98.9
担体 C (成形)	18	1.6	0.18	88.6

表-2 人工下水の組成

成分	濃度 (mg/L)
Peptone	150
Meat Extract	150
NaCl	20
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	10
KH_2PO_4	20
KCl	30
NH_4Cl	60
CaCl_2	20
NaHCO_3	200
BOD / TN の比: 5.4	

主原料は何れも炭素繊維で、その径は $18\mu\text{m}$ 、原糸密度は $1.6\text{g}/\text{cm}^3$ である。担体 A の見かけの密度（フェルト 1cm^3 当たりの質量）は約 $0.039\text{g}/\text{cm}^3$ 、間隙率は 97.6% であった。担体 B の密度は担体 A のその約半分、 $0.018\text{g}/\text{cm}^3$ である。担体 C はフェルト状炭素を成形したもので、その密度は担体 B の 10 倍程度で、約 $0.18\text{g}/\text{cm}^3$ であった。

b) 装置および方法

実験は、有効容量 1 リットルのガラス製の反応器を用いて行った。まず反応器の中に、塩化アンモニウムと硝酸カリウムを用いて所定の硝酸イオン濃度あるいはアンモニウムイオン濃度にした溶液を入れた。次に、微生物を付着させたフェルト状炭素質担体をステンレスバスケット（横 5cm × 縦 10cm × 厚さ 2cm ）に充填し、それを反応器の中に浸漬した。微生物の担体への固定は、担体を表-2 (BOD/N 比: 5.4) の基質を用いて培養した活性汚泥の中に約一ヶ月浸漬して行った。反応器内をマグネティックスターラーで攪拌し、アンモニウムイオンおよび硝酸イオンの濃度の変化を観察した。硝化実験は高 DO (溶存酸素) 濃度条件 ($5\text{mg}/\text{L}$ 付近) で、脱窒実験は高 DO 濃度と低 DO 濃度 ($1\text{mg}/\text{L}$ 以下) の条件で行った。

(2) 連続実験

a) 装置

連続実験に用いた装置の概略を図-1 に示した。装

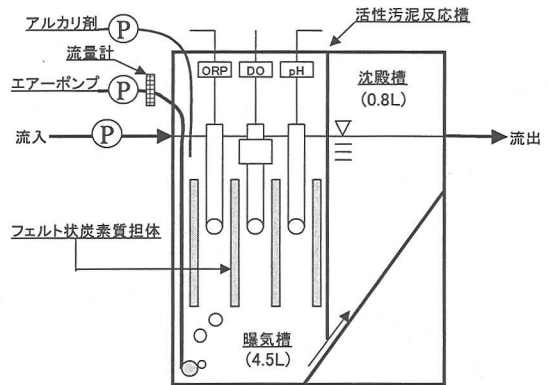


図-1 実験装置

表-3 実験条件

Run No.	比表面積 (cm^2/cm^3)	曝気条件	HRT (hr)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH
1	0	連続	24	22 ± 1	制御
2	0.18	連続	24	22 ± 1	制御
3	0.27	連続	24	22 ± 1	制御
4	0.36	連続	24	22 ± 1	制御
5	0.44	連続	24	22 ± 1	制御
6	0.36	連続	24	22 ± 1	制御
7	0.36	間欠	24	22 ± 1	-
8	0	間欠	24	22 ± 1	-

置はアクリル樹脂板を用いて作製し、活性汚泥反応槽と沈殿槽の有効容量はそれぞれ 4.5L および 0.8L とした。フェルト状炭素質担体は反応槽内に浸漬した。反応槽内の状態を把握するため、連続モニター用の ORP 計 (CENTRAL KAGAKU UC-23)、DO 計 (CENTRAL KAGAKU UC-12) および pH 計 (TOA HM-30G) を設置した。曝気はエアポンプを用いて行い、送気量は流量制御機能付の流量計 (KOFLOC RK1150) で調整した。供試原水およびアルカリ剤の供給は定量ポンプ (IWAKI PST-100) を用いて行った。

b) 実験方法

反応槽内に実験室で培養した種汚泥を投入した後、表-2 の人工下水を 1 日当たり約 4.5L 供給し、MLSS 濃度が約 $3,000\text{mg}/\text{L}$ になるまで培養・馴致した。連続曝気による培養の段階で pH の低下が確認できたため、アルカリ剤 (濃度 $1\text{g}/\text{L}$ の水酸化ナトリウム溶液) を定量ポンプを用いて 1 日当たり約 150mL 添加し、pH を中性付近に制御した。馴致の後、表-3 に示した条件で実験を開始した。担体は比表面積 (リアクター単位容積当たりの担体表面積) $0 \sim 0.44\text{cm}^2/\text{cm}^3$ の範囲で

回分実験と同様な方法で浸漬し、活性汚泥反応槽における窒素除去特性を検討した。Run1~6までは連続曝気条件、Run7およびRun8では間欠曝気条件とした。HRTは実験を通して24時間で一定とし、反応槽内の水温は温度制御機能付きの水槽内に装置を設置することにより22℃付近に保持した。pHは同様に中性付近に、連続曝気条件では送気量0.5L/minでDO濃度を4~6mg/Lに制御した。

(3) 測定項目および測定方法

本実験で測定した項目はBOD濃度、COD濃度、全窒素(TN)濃度、アンモニア性窒素(NH₄-N)濃度、亜硝酸性窒素(NO₂-N)濃度、硝酸性窒素(NO₃-N)濃度と、上記したDO濃度、pHおよびOPRである。BODとCODの濃度の分析は下水試験方法¹⁰⁾に準拠して行い、TN濃度はTN濃度自動測定装置(YANACO TN-301P)、NH₄-N濃度は陽イオンクロマトグラフィ(DIONEX DX-100)、NO₂-NとNO₃-Nの濃度は陰イオンクロマトグラフィ(HITACHI L7400)により決定した。担体付着微生物量は、微生物の付着している炭素質担体の全乾燥重量から担体乾燥重量を引いた値とした¹¹⁾。

3. 結果および考察

(1) 回分実験

a) 硝化および脱窒の特性

回分実験の結果を図-2(硝化実験)、図-3(高DO濃度条件の脱窒実験)および図-4(低DO濃度条件の脱窒実験)に示した。図-2からわかるように、担体Aを浸漬した場合において、NH₄-N濃度の減少速度は最も大きかった。次いで、担体C、担体Bの順であった。また、高・低DO濃度条件の脱窒実験においても同様に、担体A浸漬時において、NO₃-N濃度の減少速度は最も大きかった(図-3および図-4)。DO存在下でNO₃-N濃度の減少が認められたのは、担体内部に嫌氣的部分が存在し、その部分で脱窒反応が進行したためと考えられる。さらに、担体A浸漬時にNH₄-N濃度およびNO₃-N濃度の減少速度が最も大きかったのは、担体Aのもつ適度な空隙率(物質の担体内部への浸透速度が大きい)と担体1cm³当たりの付着微生物量の多さ(表-4)によると考えられる。なお、微生物の付着していない炭素質担体を浸漬した実験では、NH₄-N濃度およびNO₃-N濃度の変化は認められなかった。

b) フェルト厚の影響

担体Aについて、担体厚による窒素除去速度の変化について検討した。担体厚を0.25cm、0.5cm、1cm、2cm

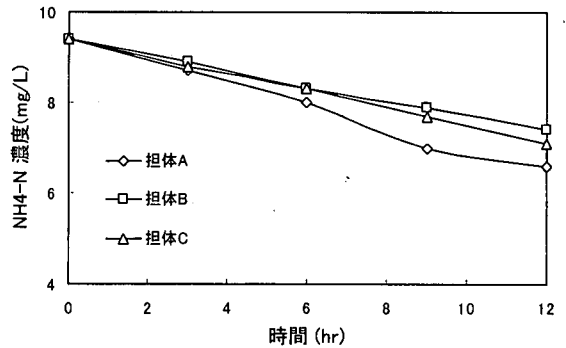


図-2 回分硝化実験 (高DO濃度条件)

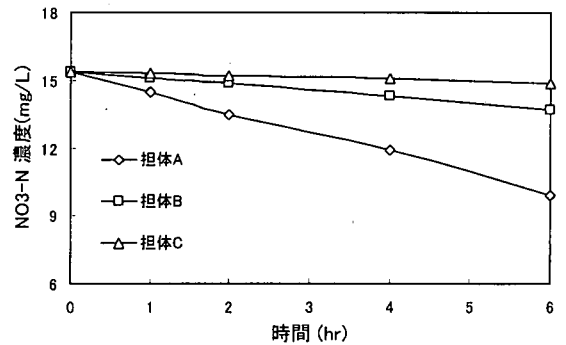


図-3 回分脱窒実験 (高DO濃度条件)

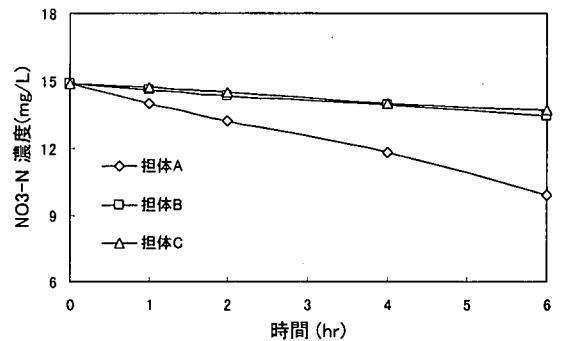


図-4 回分脱窒実験 (低DO濃度条件)

表-4 担体付着微生物量

担体	付着微生物量 (g-ss/cm ³)
担体 A(高密度)	0.029
担体 B(低密度)	0.021
担体 C(成形)	0.025

および4cmと変化させて、高DO濃度条件で回分実験を行った。ただし、担体充填率は20%(担体体積/反応器有効容積)で一定としたため、比表面積は担体厚

により変化する。図-5に実験結果を示した。担体厚が薄くなるにしたがって、すなわち比表面積の増加により窒素除去速度は大きくなっていることがわかる。本実験では被検水として塩化アンモニウムを添加した溶液を用いたが、反応器内のNH₄-N濃度および硝化反応により生成されるNO₃-Nの濃度とも減少し、D₀存在下において硝化・脱窒同時処理が確認できた。しかしながら、0.25cm厚の担体を浸漬した時の窒素除去速度は約3.3mg-N/L/hrで、0.5cm厚の担体を浸漬した時のそれと大きな差はなく、比表面積の増加による除去速度の変化は小さかった。すなわち、担体単位面積当たりの除去速度（窒素フラックス）は低下したことになる。これは、溶液中に残存していた成分の多くは硝酸性窒素であったことから、担体厚を0.25cmまで薄くすることにより担体嵩容積に占める嫌氣的部分の割合が減少し、脱窒反応が抑制されたためと考えられる。これらの結果より、硝化反応は担体表面付近で、脱窒反応は担体の内部（嫌氣的部分）で起こると考えられる。ただし上記したように、脱窒速度は比表面積の増加により増大したことから、その反応は担体中央部よりむしろ表面に近い部分で起こると推察される。硝化反応あるいは脱窒反応が担体のどの部分で起こるかについては、今後さらに検討する必要がある。ここでは0.5cm厚のフェルト状炭素質担体Aを連続実験に用いることとし、比表面積を主な操作因子として窒素除去特性等を検討した。

(2) 連続実験

a) 流出入水の濃度変化

実験装置の活性汚泥反応槽（図-1）にフェルト状炭素質担体Aを浸漬して連続実験を行った。流出入のTN濃度とCOD濃度の変化を図-6に、流出入NH₄-N濃度ならびに流出のNO₂-N濃度とNO₃-N濃度の変化を図-7に示した。流入人工下水のCOD、TNおよびNH₄-Nの濃度はそれぞれ約90mg/L、55mg/L、20mg/Lで概ね一定であった。図-6からわかるように、流出COD濃度については、比表面積等の実験条件を変化させても10~15mg/Lの範囲で大きな変化はなかった。一方、Run1~5では連続曝気条件で段階的に比表面積を増加させたが、それにより流出TN濃度は減少した。また、連続曝気から間欠曝気へ変更したRun7では流出TN濃度は20mg/L付近まで低下した。Run8では間欠曝気条件で担体をすべて取り除いたが、それにより流出TN濃度は図-6に示したように35~40mg/Lまで増大した。流出のNH₄-N、NO₂-NおよびNO₃-Nの濃度については、図-7に示したように、比表面積の増加（Run1~5）に伴いそれぞれ減少していることがわか

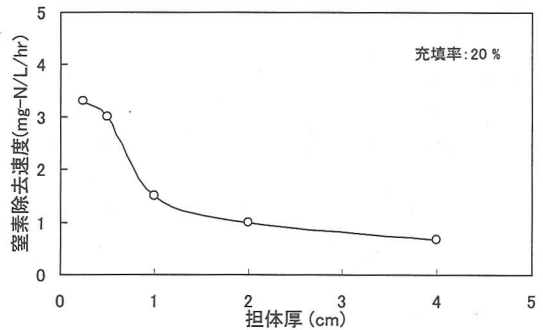


図-5 担体厚による窒素除去速度の変化

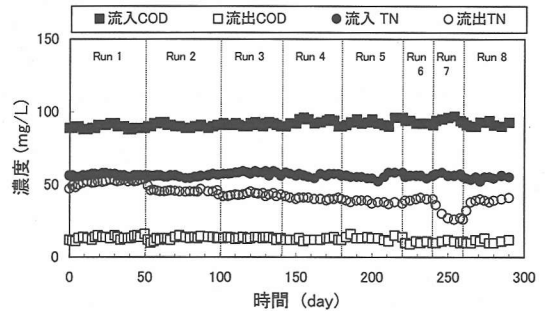


図-6 流出入 TN 濃度および COD 濃度の変化

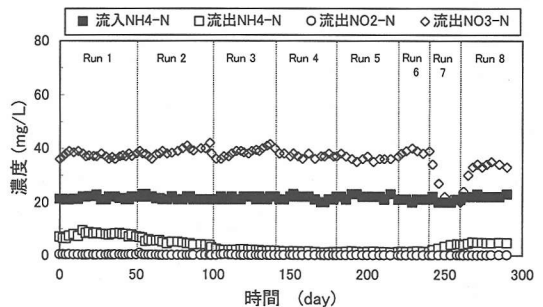


図-7 流出入 NH₄-N 濃度および流出 NO₂-N 濃度および NO₃-N 濃度の変化

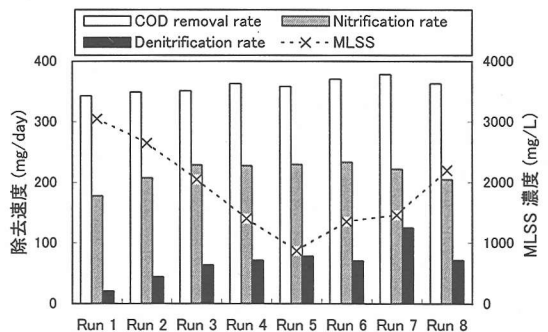


図-8 各 Run における除去速度と MLSS 濃度

る。本実験では Run1 でも流出 NH₄-N 濃度は流入濃度の半分以下であったが、担体を浸漬した Run3~5 では流入 NH₄-N の殆どは硝化され、流出水中の窒素成分の多くは NO₃-N であることがわかる。Run7 の間欠曝気条件では、NH₄-N 濃度は若干上昇するものの、NO₃-N 濃度は低くなっている。これにより、間欠曝気時にはアルカリ剤を添加しなくても pH は 6~8 に保たれた。Run8 では、流出 TN 濃度の変化と同様に、NO₃-N 濃度は担体を取り除くことにより上昇した。流出 NH₄-N 濃度も高くなったが、5mg/L 付近で安定した。本実験では担体を浸漬しなかった Run1 や Run8 においても比較的高い硝化率が得られたが、これは滞留時間を 24 時間と長めに設定したこと、MLSS 濃度および DO 濃度が比較的高かったこと等によると考えられる。以上の連続実験の結果より、フェルト状炭素質担体を活性汚泥反応槽内に浸漬することにより、脱窒反応は促進されること、また脱窒反応ほどではないが硝化反応も促進されることがわかった。さらに、間欠曝気併用の有効性が示された。

b) 最適比表面積

図-6および図-7の結果をもとに、式(1)、式(2)および式(3)より各 Run における COD 除去速度、硝化速度および脱窒速度をそれぞれ計算した。

$$R_{COD} = Q(C_{COD-inf} - C_{COD-eff}) \quad (1)$$

$$R_{NIT} = Q\{(C_{TN-inf} - C_{NOX-inf}) - (C_{TN-eff} - C_{NOX-eff})\} \quad (2)$$

$$R_{DEN} = Q(C_{TN-inf} - C_{TN-eff}) \quad (3)$$

ここで、R は除去速度 (mg/day)、Q は流量 (cm³/day)、C は物質濃度 (mg/cm³)、inf は流入、eff は流出、NIT は硝化、DEN は脱窒および NOX は NO₂-N と NO₃-N の合計である。計算結果を MLSS 濃度の変化と合わせて図-8に示した。上記したように、比表面積の増加に伴う COD 除去速度、硝化速度および脱窒速度の変化がよくわかる。比表面積を段階的に増加させた Run1~5 において、MLSS 濃度は比表面積の増加により減少したが、脱窒速度は徐々に増大した。すなわち、これは、脱窒反応は主に担体内部に存在する脱窒細菌により起こることを示唆する。硝化速度は Run1~3 において比表面積の増加により増大したが、それ以降大きな変化はなかった。担体浸漬により MLSS 濃度は減少するが、逆に担体付着生物量は増加するため、硝化速度の変化は比較的小さかったと考えられる。硝化反応は、浮遊性硝化細菌と担体付着硝化細菌の双方の作用により

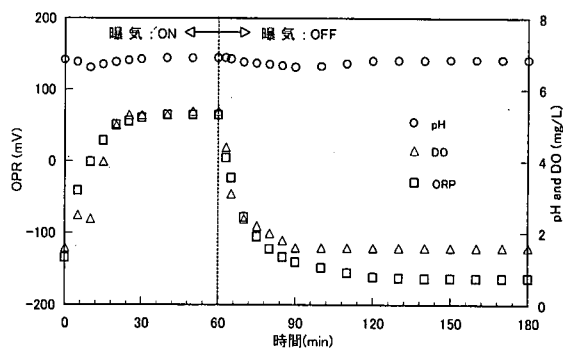


図-9 間欠曝気時における pH, DO および ORP の変化

表-5 担体への窒素フラックス

比表面積 (cm ² /cm ³)	窒素除去速度 (mg-N/cm ² /day)
0.18	0.030
0.27	0.035
0.36	0.031
0.44	0.029
0.36(間欠曝気)	0.033

進行したと考えられる⁴⁾。COD 除去速度に関しては、比表面積の増加により若干増大したが、その変化は硝化・脱窒速度の変化ほどではなかった。Run5 では比表面積は 0.44cm²/cm³で最大であったにも拘わらず、COD 除去速度は減少した。これは、MLSS 濃度が 1,000mg/L 以下まで減少したためと考えられる。Run6 では Run4 と同じ比表面積 0.36cm²/cm³に戻したが、その結果 COD 除去速度および MLSS 濃度は上昇した。COD 除去も同様に、浮遊性細菌および担体付着細菌の働きによると考えられる。したがって、これらの比表面積の変化による COD 除去速度、硝化・脱窒速度および MLSS 濃度の変化等を考慮すると、0.5 cm 厚のフェルト状炭素質担体 A を活性汚泥反応槽に比表面積 0.36cm²/cm³で充填することが最良と判断される。加えて、Run1~6 までは連続曝気条件であるが、このような DO 存在下 (DO 濃度 4~6mg/L) で硝化・脱窒 (主に脱窒) における担体浸漬の効果は認められたことから、例えば、平均負荷等より決定した比表面積で、既存の処理施設の活性汚泥反応槽に本実験と同様な方法 (ケーシングを用いる手法) でフェルト状炭素質担体を浸漬した場合、DO 濃度を制御しなくてもその効果はある程度期待できる。しかしながら、これまで活性汚泥反応槽にポリエチレングリコール担体¹³⁾や紐状接触材⁴⁾を投入する高度処理システムについて検討されているが、それらの硝化・脱窒における担体の適用効果と比較すると、

フェルト状炭素質担体の浸漬効果は小さかった。今後、充填法や担体形状等の変化による窒素除去の効率化の可能性について検討する必要がある。

Run7, 8 では、比表面積 $0.36\text{cm}^2/\text{cm}^3$ の条件で間欠曝気を併用したが、先に述べたように、その効果は比較的大きかった。Run7での脱窒速度は約 120mg-N/day で、Run6 でのその約 1.7 倍であった。Run8 では、担体をすべて取り除いたが、その時の脱窒速度は約 70mg-N/day で、Run6 でのそれと同等であった。すなわち、窒素除去における間欠曝気効果と担体浸漬効果は概ね等しかった。図-9に間欠曝気時(Run7)における pH, ORP および DO 濃度の変化を示したが、曝気が停止すると液本体中の DO 濃度は速やかに減少していることがわかる。このように、担体を浸漬した場合でも好気(酸化)-嫌気(還元)の状態が形成され、その結果窒素除去効率が向上したと考えられる。担体浸漬時においても、間欠曝気の併用が推奨される。なお、サイクル時間と好気時間比はこれまでの研究成果^{1,2)}を参考にそれぞれ 3 時間および 0.33 とした。また、90 分以降 DO 濃度は 1.5mg/L 程度で概ね一定であったが、これは、曝気停止時に汚泥が沈降し、その界面の位置が反応槽内に設置した DO センサーの先端部より下部になったことの影響(上澄み部分における酸素消費速度は小さい)と考えられる。

次に、担体 1cm^2 当たりの窒素除去量(窒素フラックス)の算出を試みた。これまでの実験結果から、脱窒反応は主に担体内部(表面に近いところ)で起こっていると考えられる。したがって、窒素フラックスは図-8に示した脱窒速度と担体の全比表面積から計算できる。連続曝気時の窒素フラックスの計算に際しては、担体浸漬時の脱窒速度から Run1 での速度(同化量も含む)を差し引き、間欠曝気時のフラックスは、Run7での脱窒速度から Run8 での速度を引いた値から求めた。その結果を表-5に示した。本実験における窒素フラックスは $0.029\sim 0.035\text{mg-N}/\text{cm}^2/\text{day}$ の範囲で、比表面積や曝気条件による大きな変化はなかった。浸漬したフェルト状炭素質担体の 1cm^2 当たりの窒素除去量は 0.03mg-N/day 程度である。

c) 窒素除去率と比表面積の関係

窒素除去に関して、フェルト状炭素質担体を浸漬した場合の連続活性汚泥反応槽(有効容量一定)における収支式は以下のように表される。

$$\frac{dC_{TN-eff}}{dt} = \frac{Q}{V}(C_{TN-inf} - C_{TN-eff}) - \alpha(\gamma_{TN-fix}) - R_{TN-sus} \quad (4)$$

ここで、 t は時間 (day), V は反応槽容積 (cm^3), fix は担体付着細菌, sus は浮遊性細菌, α は比表面積 (cm^2/cm^3), γ はフラックス ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$), R は除去

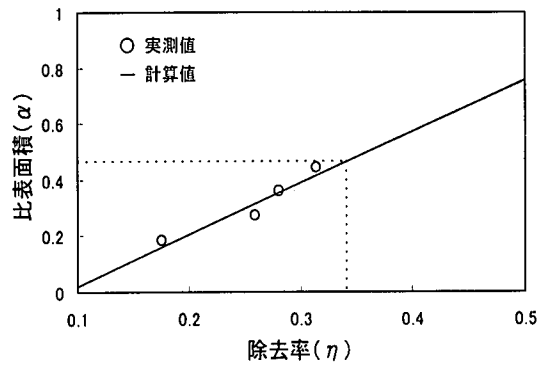


図-10 除去率と比表面積の関係

速度 ($\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$) である。式(4)において、定常状態では、

$$\frac{Q}{V}(C_{TN-inf} - C_{TN-eff}) = \alpha(\gamma_{TN-fix}) + R_{TN-sus} \quad (5)$$

窒素除去率(η)を

$$\eta = \frac{C_{TN-inf} - C_{TN-eff}}{C_{TN-inf}} \quad (6)$$

として、式(5)を整理すると、

$$\alpha = \frac{1}{\gamma_{TN-fix}} \left(\frac{\eta Q C_{TN-inf}}{V} - R_{TN-sus} \right) \quad (7)$$

となる。式(7)に、実験条件ならびに実験より得られた $\gamma_{TN-fix} = 0.03\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$ と $R_{TN-sus} = 0.005\text{mg}/\text{cm}^2/\text{day}$ (Run1)を代入し、窒素除去率と比表面積の関係を求めると図-10のようになる。ここで、Run1における R_{TN-sus} には同化による窒素消失等も含まれる。Run2~5における結果も同図に示したが、両者は良く一致していることがわかる。流入下水の BOD/TN 比は 5.4 (2.86 以上)なので、比表面積 $0.45\text{cm}^2/\text{cm}^3$ で窒素除去率が 34%では十分とは言えないが、担体を充填しなかった Run1 での除去率約 8.5%を考慮すると、担体充填の効果は明らかである。また、担体を既存施設の活性汚泥反応槽へ実際に充填する場合においても、必要な比表面積は式(7)から計算できると考えられる。ただし、MLSS 濃度の減少により硝化および COD 除去の効率が低下する恐れがあるので、比表面積は $0.45\text{cm}^2/\text{cm}^3$ 以下にする必要がある。

なお、本実験において BOD/TN 比が 5.4 で窒素除去は最大でも 60%程度であったが、上記の担体の性能を考慮すると、除去率を高めるには浮遊性細菌による窒素除去の効率化が不可欠と考えられる。今後は、窒素負荷、有機物負荷等を考慮し、担体浸漬時の間欠曝気の最適化について検討したい。

4. まとめ

活性汚泥プロセスの窒素除去能の向上を目的として、フェルト状炭素質担体を反応槽に浸漬することを提案し、その特性について実験的検討を行った。本研究で得られた知見は以下の通りである。

- 1) 3種類の密度の異なるフェルト状炭素質担体を用いて回分硝化・脱窒実験を行った結果、密度 $0.039\text{g}/\text{cm}^3$ の担体 (担体 A) を反応器に浸漬した場合において、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度および $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少速度は最も大きかった。この理由として、担体 A のもつ適度な空隙率 (物質の担体内部への効率的輸送) が挙げられた。また、担体付着微生物量を測定したところ、担体 A の付着微生物量が最も多かった。さらに、担体 A 浸漬時において高・低 DO 濃度の双方の条件で $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の減少は認められた。
- 2) 担体厚を $0.25\sim 4\text{cm}$ の範囲で変化させて行った回分実験より、厚さ 0.5cm で硝化・脱窒の効率が最も良い (担体への窒素フラックスが大きい) ことがわかった。同時に、厚さ 0.5cm のフェルト状炭素質担体を用いた場合でも、高 DO 濃度条件下において脱窒反応は進行することがわかった。
- 3) 0.5cm 厚の担体 A を活性汚泥反応槽に浸漬し人工下水を用いて行った連続実験より、回分実験の結果と同様に、硝化・脱窒速度は増大することがわかった。硝化速度の増大は反応槽内に存在する硝化細菌の数の増加、脱窒速度の増大は担体浸漬による嫌気的部分の形成によると考えられた。
- 4) 連続実験では、比表面積を $0\sim 0.44\text{cm}^2/\text{cm}^3$ の範囲で変化させたが、比表面積 $0.36\text{cm}^2/\text{cm}^3$ の時に有機物除去および窒素除去は安定した。
- 5) 連続実験より得られたフェルト状炭素質担体 1cm^2 当たりの窒素除去速度は約 $0.03\text{mg-N}/\text{cm}^2/\text{day}$ で、比表面積や曝気条件等により大きく変化することはなかった。
- 6) 連続実験において、連続曝気条件に引き続いて間欠曝気の条件としたが、そのより窒素除去効率は向上した。したがって、担体を浸漬した場合においても間欠曝気との併用が推奨される。
- 7) 今後は、産業副産物となっているフェルト状炭素質材の量を調査し、その高度処理への再利用の可能性について定量的に検討する必要がある。

参考文献

- 1) 橋本奨, 須藤隆一編著: 新しい活性汚泥法, 産業用水調査会, 1986.
- 2) 井出哲夫編著: 水処理工学, 技報堂, 1990.
- 3) Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J. L. C. and Arvin, E.: Wastewater treatment biological and chemical processes-, Springer-Verlag, 1995.
- 4) 井上充, 金主鉉, 西村修, 稲森悠平, 須藤隆一: 回分式活性汚泥・生物膜法による低水温下の BOD, 窒素およびリンの除去特性, 水環境学会誌, 22(10), pp. 839-844, 1999.
- 5) 近藤雅夫, 宝蔵鏡一, 里中幸雄: 多孔質スポンジ様担体添加間欠曝気活性汚泥方式による高度処理, 用水と廃水, 34(10), pp. 850-858, 1992.
- 6) Libman, V., Eliosov, B. and Argaman, Y.: Feasibility study of complete nitrogen removal from domestic wastewater by consequent nitrification-denitrification using immobilized nitrifiers in gel beads, *Water Environment Research*, 72(1), pp. 40-49, 2000.
- 7) 川嶋淳: プラスチック担体を利用した流動床式生物膜処理システムの開発事例-, 新しい水処理シリーズ①微生物固定化法による水処理-, NTS, pp. 160-184, 2000.
- 8) 小島昭, 佐藤誠, 山田徹郎: 炭素繊維による微生物大量固着と水質浄化, 炭素, No. 187, pp. 101-108, 1999.
- 9) 大谷杉郎: 炭素と生物, 炭素, No. 183, pp. 162-167, 1998.
- 10) 日本下水道協会: 下水試験方法, 1997年版.
- 11) 尾崎益雄, 田中恒夫, 中曽根英雄: 接触曝気方式の高度化における生物活性炭を用いたろ材の有効性, 農業土木学会論文集, No. 202, pp. 111-116, 1999.
- 12) 中曽根英雄, 尾崎益雄, 黒田久雄: 曝気槽前置システムによる接触曝気方式の窒素除去の高度化, 水環境学会誌, 20(10), pp. 655-660, 1997.
- 13) 三島浩二, 西村孝彦, 藤田正憲: 担体投入型活性汚泥法の硝化特性とその影響因子に関する研究, 水環境学会誌, 21(4), pp. 237-243, 1998.

(2000.11.8 受付)

NITROGEN REMOVAL FROM WASTEWATER BY ACTIVATED SLUDGE REACTOR WITH A CARBON-FELT MEDIUM

Tsuneo TANAKA, Masuo OZAKI and Masao KURODA

A carbon-felt medium was submerged into an activated sludge reactor to improve its nitrogen removal performance. Submerging the carbon-felt medium increased nitrification and denitrification rates in the activated sludge reactor. The increase in nitrification rate could be attributable to the increment of number of nitrifying bacteria being in the reactor. It was considered that denitrification took place at an anoxic portion of biofilm being attached to the medium. The optimum specific surface area obtained in this study was around $0.36 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ -reactor volume on COD and nitrogen removals. The COD removal efficiency was decreased with more than $0.36 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ -reactor volume of the specific surface area. This could be due to the decrease in MLSS concentration. In addition, nitrogen removal efficiency was increased by applying intermittent aeration manner.