

(30) 回分式活性汚泥法と電極内蔵型生物ろ床を組み合わせた硝酸性窒素と浮遊固形物の
効果的除去に関する研究

Effective Removal of Nitrate and Suspended Solid in Sequencing Batch Reactor Process Coupled
with Bioelectrochemical Filter

許燕青*, 渡辺智秀*, 黒田正和*

Yanqing XU*, Tomohide WATANABE* and Masao KURODA*

Abstract ; Fundamental performance of a novel sequencing batch reactor/bioelectrochemical filter (SBR/BEF) process which combined recirculating filtration and a biofilter with a multi-electrode system was investigated experimentally. In this process, the recirculating filtration passed through the sludge bed which comprising a stratified layer of activated sludge and porous carriers. Meanwhile the filtrate was introduced to BEF, in which the same porous carriers were immersed (fill rate 80 %) and a multi-electrode system was inserted. The obtained results showed that an effective suspended solid (SS) removal could be achieved by using the sludge bed as filter. In addition, the endogenous denitrification proceeded in the bed but the rate was small. When the filtrate introduced to BEF, the hydrogen gas produced by electrolysis of water was directly utilized for denitrification. The denitrification rate in BEF was estimated to be around 0.036 mg-N/mg-SS · d at electric current density of 0.76 mA/cm². The SS concentration reduced below 1.0 mg/l in the treated water, and the total nitrogen removal efficiency exceeded 90% under the condition of 6.25 hr of one cycle time.

Key words ; sequencing batch reactor, bioelectrochemical filter, recirculating filtration, denitrification rate, solid/liquid separation

1. はじめに

生活排水等から排出される窒素、リン成分は、閉鎖性水域の富栄養化を進行させたり、水道水源の汚濁の原因物質となることが指摘されている¹⁾。このため、都市域を中心として普及が図られている下水処理のみでなく、農業集落排水処理、コミュニティプラントおよび合併処理浄化槽などの小規模下水処理プロセスでも、窒素やリン除去に対する高度処理が求められてきている²⁻⁴⁾。これまでに、小規模下水処理に対して種々のプロセスが提案され、高度処理法の検討もなされてきているが、その中で、回分式活性汚泥法(Sequencing Batch Reactor, 以下 SBR と表す)は、単一槽で適切な工程操作により生物学的脱窒や脱リンも可能であり、高度処理対応の小規模プロセスとして、適用可能であることが示されてきている^{5,6)}。しかしながら、EPA が 1992 年に 170 箇所の SBR プロセスの窒素除去について調査した結果では、19 箇所で窒素除去率が 75 % 程度であるものの、ほぼ 9 割の施設では、56 % 以下であったことが報告されており、窒素除去率を向上することが課題の 1 つとなっている⁸⁾。

窒素除去率を向上させる 1 つの方法として、増殖速度の小さい硝化細菌を槽内に安定して保つために、SBR に微生物固定化担体を投入する方法が検討されてきている^{9,10)}。担体投入型 SBR では、低水温条件下

* 群馬大学工学部建設工学科 (Department of Civil Engineering, Gunma University)

においても比較的速やかに硝化の進行可能になるものの¹⁰⁾、窒素除去率を十分に高くするには、脱窒に必要な電子供与体を効率的に利用できるような操作が必要であると考えられ、SBR の無酸素工程の初めに外部からメタノールまたは汚水を添加して、脱窒速度を促進する方法⁷⁾も考えられている。

このように、SBR は溶解性である窒素成分の除去に対して、種々の検討がなされてきているが、最終的に処理水を槽内から排出するための固液分離は、主に自然沈降法で行われ、SS 濃度が十分に小さな処理水を得るためには、沈降時間を長くとる必要がある。著者等は、SBR において効果的に固液分離を行うことを目的として、SBR 内の活性汚泥で形成させた汚泥層を用いる下降流汚泥層循環ろ過法について検討を行い、自然沈降法に比べ、短時間で処理水の残留 SS 濃度を 5 mg/l 以下に低減することが可能であることを報告した¹¹⁾。

この固液分離操作の期間内に脱窒の電子供与体を投入して脱窒する方法を組み合わせることができれば、SS 除去に併せて窒素除去を効果的に達成する可能性があると考えられる。このような操作を想定した場合、脱窒の電子供与体としてメタノールなどの有機物を添加すると処理水中に溶解成分として残留すると考えられることから、代替の電子供与体として水素ガスの利用が 1 つの方法として挙げられる。

本研究は、SBR プロセスにおける固液分離に併せて窒素除去を効果的に達成する操作の可能性を検討することを目的とし、先に提案した SS 除去のための循環ろ過操作と脱窒細菌を固定した電極内蔵型生物ろ床(Bioelectrochemical Filter, 以下 BEF と表わす)を組み合わせた「SBR/BEF 循環ろ過法」を提案し、その基本的特性について実験的に検討を行った。本法では、SBR 内に形成させた沈殿汚泥層を通して SS 除去を行い、ろ過水中に脱窒反応の電子供与体として必要な水素生成させる BEF を導入することにより、結果的に SS と窒素の除去を達成しようとするプロセスである。本研究では、まず、本プロセスの脱窒特性を明らかにするために、BEF における電解生成水素を利用した脱窒速度と電流密度との関係および循環ろ過操作における SBR 槽内に形成した汚泥層による脱窒の検討を行った。これらの結果に基づいて、SBR/BEF プロセスによる SS および窒素の除去特性を実験的に検討した。

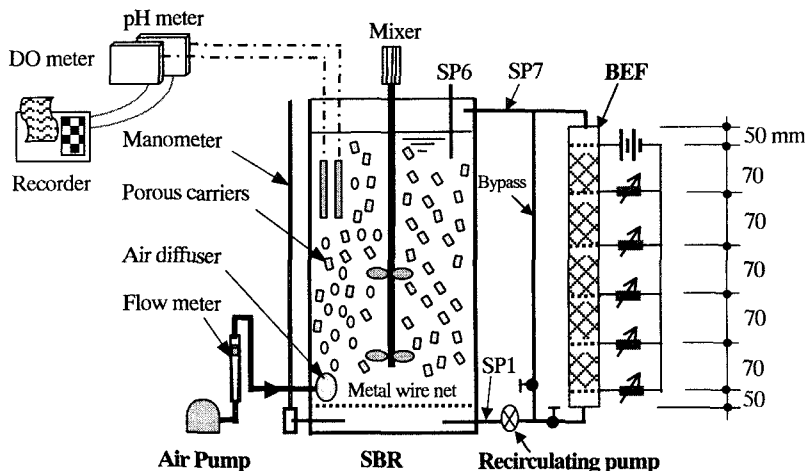


Fig. 1 Schematic diagram of an experimental apparatus. SP1, SP6 and SP7 represent sampling points.

2. 実験方法

2. 1 実験装置

実験装置は、Fig. 1 に示すように SBR と BEF 反応槽で構成されている。SBR 槽は透明アクリル樹脂製の円筒（内径 0.16 m、有効高さ 0.35 m、有効容積 6.75 l）で、底部に 10 メッシュのステンレス製金網を設置し、反応ゾーン（容積 6.0 l、有効高さ 0.31 m）と集水ゾーン（容積 0.75 l、高さ 0.04 m）に分割した。槽内にはポリウレタン製の菌体保持用の担体を反応ゾーンの容積に対する担体の見かけ容積比で 30 % となるように投入した。一方、BEF は、内径 0.08 m、高さ 0.45 m の透明アクリル樹脂製円筒で、図に示したように、0.07 m 間隔に 6 枚の金網電極（10 メッシュ）を設置した。なお、最上部の 1 枚を陽極とし、残りの 5 枚を陰極として用いた。また、各電極間には、SBR に投入されているものと同じ担体を見かけ容積比で 80 % となるように充填した。

液のサンプリング点は、図に示したように、SBR 頂部(水面から 50 mm 下方)と集水ゾーンおよび BEF の頂部にそれぞれ設置し、TOC、TN、NH₄-N および NO₃-N 等の測定を行った。なお、各槽における脱窒特性を検討するために、バイパス流路を設置して、それぞれ単独運転ができるようにした。

2. 2 供試固定化担体

SBR 反応槽に投入した多孔質担体として、一辺 6 mm の立方体に成形したポリウレタンを用いた。Table 1 に担体の性状を示す。SBR に投入した担体への微生物固定は、所定量の担体を反応槽に投入した後、Table 2 に示した人工廃水を定期的に入れ換えることにより行った。種汚泥として、K 市下水処理場から採集した返送汚泥を用いた。この操作における曝気量は 150 l/hr であり、MLSS 濃度は 1,000-5,000 mg/l であった。担体への付着汚泥量は 6,000-12,000 mg-SS/l-carriers 程度であった。

BEF に充填した担体は、SBR 槽内の担体と同様であり、研究室内で活性汚泥を種汚泥として予め培養している脱窒細菌培養槽に 3 ヶ月以上浸漬して生物付着を行った。担体の付着汚泥量は 6,000-8,000 mg-SS/l-carriers であった。

2. 3 SBR/BEF プロセスの運転条件

実験に用いた人工廃水は、Table 2 に示した試薬を水道水に溶解させて、TOC、TN および TP をそれぞれ 200、40 および 15 mg/l に調整した。本実験の運転条件を Fig. 2 に示す。SBR/BEF の 1 サイクルを 6-6.5 時間程度とし、その内分けは、流入工程(無曝気、0.5 時間)、好気反応工程(曝気、3 時間)、循環ろ過工程(無曝気、1-2 時間)および排出工程(無曝気、1 時間以下)とした。ここで、循環ろ過工程は、好気反応工程の後、SBR 内の浮遊汚泥を所定時間自然沈降させて汚泥濃縮層を沈降担体層の上面に形成させ、反応槽底部の集水ゾーンから反応槽上部へ

Table 1 Characteristics of porous carrier

Material	Polyurethane
Density	1.02 kg/m ³
Configuration	Cube (6*6*6 mm)
Pore size	0.5 mm
Porosity	0.523

Table 2 Composition of the synthetic wastewater¹²⁾

Parameters	Concentration (mg/l)
Glucose	500.0
(NH ₄) ₂ CO ₃	137.0
KH ₂ PO ₄	65.9
NaHCO ₃	150.0
FeSO ₄ ·7H ₂ O	2.0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2.0
NaCl	2.0
CaCl ₂	2.0
CuSO ₄ ·5H ₂ O	2.0

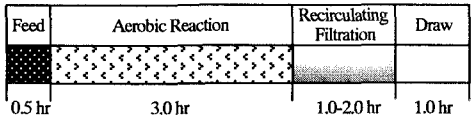


Fig. 2 Operational cycle for SBR/BEF.

蠕動ポンプ(PST-550H,IWAKI)を用いて液を定速循環する操作を表す¹⁰⁾。循環ろ過操作を開始すると同時に、BEFに設置された電極に定電流を通電し、水の電気分解により、水素ガス生成させた。なお、SBRの流入工程では攪拌機で液攪拌を行い、好気反応工程では、曝気と攪拌機による液攪拌を行った。

SBRは、排出工程が終了した後にMLSS濃度が2,200 mg/l程度になるように汚泥を引抜いて調整した。このような操作によって、SRTは15日以上であった。本実験における反応槽の温度は、22-30℃の範囲内であった。

微生物を付着させた担体をBEFに充填した後、BEFに設置した定電流回路に通電しながら人工無機硝酸イオン含有水(Table 3)を用いて4ヶ月間にわたり脱窒反応を安定させる操作を行った。その後、BEFによる脱窒実験を行った。SBRは以前汚泥層循環ろ過法の実験に用いられたものであり、本実験条件にあわせて約3ヶ月間安定化させた。最後に、SBRをBEFに連結してSBR/BEFプロセスによる実験を約2ヶ月間行った。

2. 4 脱窒速度の測定

2. 4. 1 BEFにおける脱窒

蠕動ポンプ(PST-100N, IWAKI 社製)を用いて、Table 3 に示した組成の硝酸イオン含有水(NO₃-N濃度 15 mg/l で、pH は 6.9)を BEF の底部から供給しながら、定電流回路を用いて 5 枚の陰極に等しい電流を通電した。各電極の電流値は 0(Run-1), 5.0 mA(Run-2), 7.5 mA(Run-3), 10.0 mA(Run-4), 12.5 mA(Run-5)および 15.0 mA(Run-6)と変化させて、流入水および流出水中の NO₃-N および NO₂-N の測定を行った。

Table 3 Composition of the synthetic nitrate wastewater

Parameters	Concentration (mg/l)
KNO ₃	108
NaHCO ₃	150
KH ₂ PO ₄	66
FeSO ₄ ·7H ₂ O	2
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2
NaCl	2
CaCl ₂	2
CuSO ₄ ·5H ₂ O	2

2. 4. 2 SBR 内の汚泥層による脱窒

好気反応工程が終了した後、所定時間静置することにより、沈降した担体層の上面に汚泥層を形成させてから、ポンプを用いて集水ゾーンから Fig. 1 に示したバイパス流路を通して反応槽の上部へ液を循環させた。このとき、SP6 および SP1 から採水したサンプルの NO₂-N および NO₃-N 濃度の経時変化を測定した。

2. 5 測定項目および分析方法

MLSS および VS は下水試験方法¹³⁾に基づいて測定した。SS 濃度は前報¹¹⁾で示したように、処理水中の懸濁固形物濃度と濁度の相関に基づいて、濁度の測定値から算出した。SVI は、下水試験方法¹³⁾に基づいて測定した。濁度の測定は下水試験方法¹³⁾に基づき、透過光測定法を用いた。懸濁成分の粒径分布の測定は、レーザー回析/散乱式粒径分布測定装置(LA-920, HORIBA 社製)を用いて行った。

溶解成分の分析はそれぞれ下水試験方法¹³⁾に基づき、NO₃-N、NO₂-N および PO₄-P はイオンクロマトグラフ(IC-7000, 横河アナリティカルシステムズ製)、TOC は TOC 分析装置(TOC-5000A, 島津製作所製)を用いて行った。また、NH₄-N はネスラー法、TN の測定は下水試験方法¹³⁾に基づき、紫外線吸光光度法を用いた。PN(粒子状窒素成分濃度)は、ろ紙(No.5C, ADVANTEC 社製)でろ過した液の窒素濃度(DTN)を溶解性窒素として測定し、TN 濃度から差し引いて求めた。DO と pH はそれぞれ DO メーター(UC-12, セントラル科学製)と pH メーター(UC-23, セントラル科学製)を用いてオンライン計測し、記録計(LR-4210E, 横河電機社製)に5分間隔でデータを収集した。

3. 結果および考察

3. 1 BEF における脱窒

Fig. 3 に、HRT が約 1 hr となるように硝酸イオン含有水を通水した場合の BEF における電流条件(A)および流出水の硝酸性窒素濃度(B)を示す。本実験結果は、BEF が 4 ヶ月間運転した後に得られたものである。Fig. 3(A)に示すように Run-1~Run-6 まで 1 時間ごとに電流値を上昇させた場合、処理水の NO₃-N 濃度は、電流値の増大に伴って低下した。通電を行わなかった Run-1 では、流入水の NO₃-N 濃度に比べて、約 0.7 mg/l 程度低下したが、被処理水中に脱窒の電子供与体となる有機物等は含まれていないため、主に内生脱窒によるものと考えられ、その速度は 0.007 mg-N/mg-SS・d であった。

Fig. 4 に、実験結果に基づく水素利用脱窒速度と理論値の関係を示す。ここで、理論値とは、通電により水素が電流効率 1 で Faraday 則に従って生成するとともに、その全量が化学量論関係に従って脱窒に利用されると仮定した場合の脱窒速度を表わす。図からわかるように、電流値が約 7.5 mA までの範囲では、実測脱窒速度は理論値とほぼ等しいが、電流値の上昇に伴い、脱窒に対する電流効率は低下した。Table 4 に、電流密度、脱窒速度および脱窒に対する電流効率を条件ごとに示す。電流密度の増大に伴い、水素生成速度が大きくなるため、脱窒速度は上昇するが、電流密度が 0.5 mA/cm² を超えると徐々にその効率が低下する傾向が認められた。この原因には、水素生成に対する電流効率の低下と生成水素の脱窒への利用率の低下が関与していると考えられるが、現段階では、生成水素が未反応のまま系外へ排出されているものと推察される。

Fig. 5 に BEF 内における脱窒反応の概略を示す。従

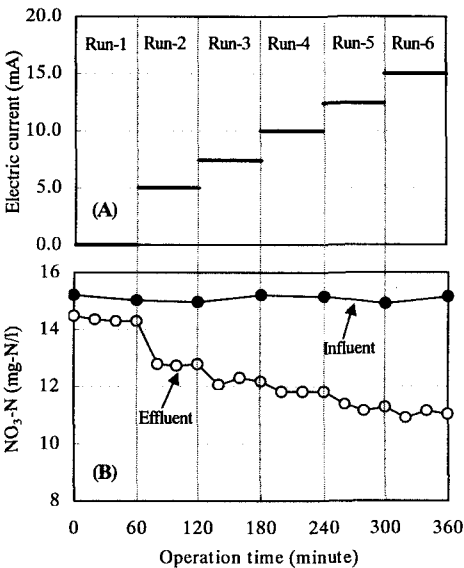


Fig. 3 Nitrate concentration in effluent under different electric currents.

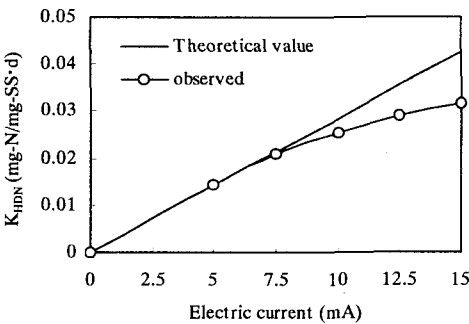


Fig. 4 Denitrification rate as a function of electric current in BEF.

Table 4 Denitrification rate and efficiency of electric current in Bioelectrochemical Expanded Filter

Run No.	Current density (mA/cm ²)	K _{BEF} (mg-N/mg-SS·d)	Current efficiency for denitrification (%)
Run-1	-	0.007	-
Run-2	0.30	0.021	101
Run-3	0.46	0.028	98
Run-4	0.61	0.032	89
Run-5	0.76	0.036	82
Run-6	0.91	0.039	76

来の生物膜電極法による脱窒では、電極に付着固定した脱窒細菌生物膜により、電解生成水素が利用されることが報告されている¹⁴⁻²⁰⁾。しかしながら、本実験に用いた BEF は、金属電極を用いるため生物付着がしにくいと考えられることおよび実験期間中に目視で観察した範囲では、電極からの生成水素の気泡が多数見られたことから、水素ガスは、主に脱窒細菌が固定された担体層で脱窒に利用されていたものと考えられる。電極間の担体層は、生物濃度が高いため、Table 4 に示したように、電流密度が比較的高い条件でも脱窒効率が大きかったものと考えられる。

3. 2 SBR に形成した汚泥床における脱窒

Fig. 6 に、循環ろ過操作における SBR に形成された汚泥層による脱窒の一例を示す。本実験結果を得るまでに槽内の MLSS 濃度は 2,000-2,500 mg/l, SVI は 60-90 になるように 3 ヶ月間にわたり SBR を調整した。本実験は、Table 2 に示した人工廃水を用いて好気反応工程の終了後、10 分間静置して、沈降担体層の上部に沈降汚泥層を形成させてから、ろ過速度 5.3 m/d で行った。循環ろ過開始時の DO, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の和を表す) 濃度はそれぞれ 1.3, 6.0, 0.4 および 15.3 mg/l であった。図からわかるように、循環ろ過を開始してから 20 分で DO 濃度は 0.7 mg/l 以下に低減し、その後ほぼ一定となった。TOC 濃度はほぼ一定であったが、循環ろ過により $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度が低減した。この $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度の低下に基づいて算出された脱窒速度 (K_{SBR}) は 0.019 mg-N/mg-SS $\cdot$ d であった。本系では、TOC 濃度の変化は見られなかったことから、脱窒は内生呼吸で進行しているものと考えられた。

脱窒速度は、pH, 温度, DO 濃度および電子供与体濃度などで大きく変わる^{21,22)}。担体投入した内生脱窒において、浮遊汚泥の脱窒速度は 0.017-0.021 mg-N/mg-MLSS $\cdot$ d, 担体に固定された汚泥の脱窒速度は 0.005-0.023 mg-N/mg-SS $\cdot$ d²³⁾, また、最終沈殿池あるいは SBR の固液分離工程における汚泥層内の脱窒速度は 0.01-0.1 mg-N/mg-MLSS $\cdot$ d^{24,26)}との報告がある。本実験結果の循環ろ過による汚泥層内の脱窒速度は、従来の活性汚泥法における内生脱窒速度と同程度であると考えられた。

3. 3 SBR/BEF プロセスにおける SS および窒素の除去

Fig. 7 に SBR 反応槽のみで行った「好気/嫌気 SBR 操作法」と本実験で行った「SBR/BEF 循環ろ過法」による実験結果の一例を示す。この結果は、装置を約 2 ヶ月間運転した後に得たものである。「好気/嫌気

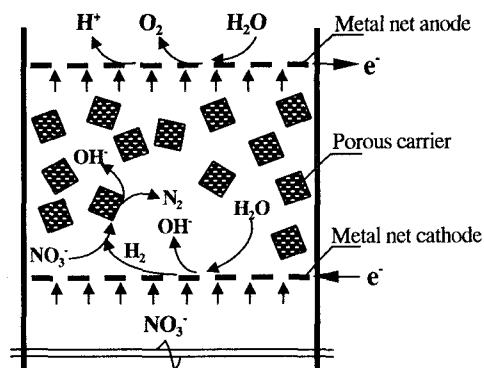


Fig. 5 Schematic diagram of denitrification in Bioelectrochemical Expanded Filter

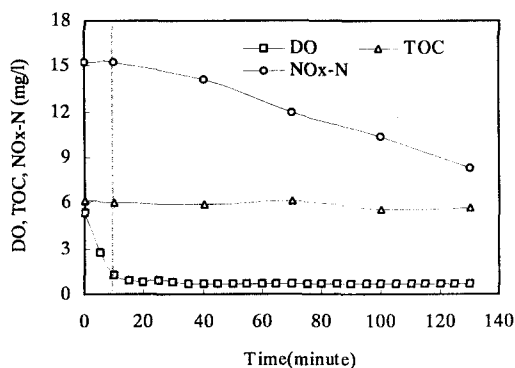


Fig. 6 Variation of DO, TOC and $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_2\text{-N}$ + $\text{NO}_3\text{-N}$) during sludge bed recirculating filtration. (Recirculating filtration was started after 10 min settling). Experimental condition: MLSS=2200 mg/l, packing rate of carrier=30 % and filtration rate=5.3 m/d

SBR 操作法」では、好気工程の後に、脱窒工程(無曝気、3.0 時間)、自然沈降(無曝気、1.0 時間)および排出(無曝気、0.5 時間)を行い、「SBR/BEF 循環ろ過法」では、好気工程の後に、10 分間自然沈降させた後、ろ過速度 5.3 m/d で、循環ろ過(無酸素、2.0 時間)および排出(無酸素、0.75 時間)を行った。Fig. 7(A)に示すように、両操作とも曝気を停止した後、DO は速やかに低減したが、処理水の $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度の経時変化は、SBR のみの場合、低減が緩やかであり、3 時間後の混合液 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度は 8.8 mg/l であったのに対して、SBR/BEF の場合、2 時間循環ろ過で $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度は 2.8 mg/l であり、短時間で低減された。

従来の他の研究者の結果より、硝化・内生脱窒法では、脱窒反応のうち 40-50 %が好気槽で起こっていることが報告されている²⁷⁾。また、好気槽内で生ずる脱窒の割合は、槽内に担体を投入した場合に、活性汚泥のみの場合より高くなることも報告されている^{23,29)}。脱窒速度係数(mgN/gVSS/h)が、担体を投入した場合において活性汚泥のみの場合に比べて大きくなることも報告されている²⁹⁾。

これらの知見に基づく、本実験では、SBR 内に微生物が付着固定した担体が投入されているため、好気工程において硝化反応の進行とともに、脱窒反応も進行していたものと考えられる。なお、好気工程の前半(0.5-2.0 hr)では、残留有機物濃度も比較的大きく、DO は 0-2.0 mg/l であった。このような環境が槽内に形成されていたことも好気工程における脱窒反応の進行に寄与したことも考えられる。一般に、担体内部は、液本体に DO が存在しても無酸素環境が形成されることも影響しているものと考えられる。なお、両操作とも好気反応工程において窒素収支が合わなかったのは、硝化の進行とともに、脱窒も起こっていたものと考えられる。

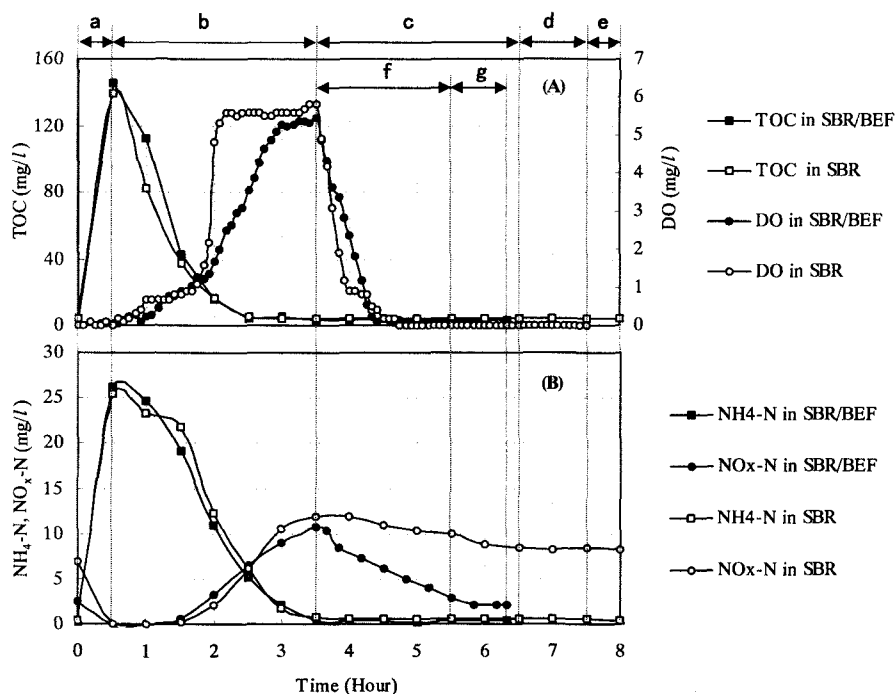


Fig. 7 DO, TOC, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_2\text{-N}$ + $\text{NO}_3\text{-N}$) time profiles during typical SBR operation or SBR/BEF operation for one cycle. The experiments were performed. One typical SBR cycle consists of [a]:anoxic feed, [b]:aerobic reaction, [c]:anoxic reaction, [d]:gravity settling and [e]:supernatant drawing. One SBR/BEF cycle consists of [a]:anaerobic feed, [b]:aerobic reaction, [f]:recirculating filtration and [g]:filtrate passing through sludge bed. (MLSS=2200 mg/l, air flow rate=30 l/l·hr, volumetric packing ratio of carrier=30 %, filtration rate=5.3 m/d and electric current of BEF=12.5 mA).

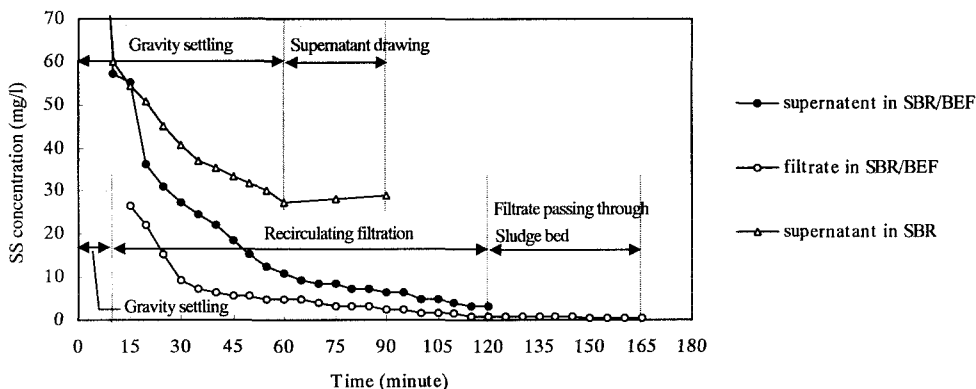


Fig. 8 Comparison of solid/liquid separation performance of gravity settling in SBR and recirculating filtration in SBR/BEF. Recirculating filtration in SBR/BEF was started after 10 min settling. Experimental condition:SVI=64, MLSS=2200 mg/l and filtration rate=5.3 m/d).

Fig. 7 に示した実験において、それぞれの固液分離工程および排出工程での SS 濃度変化を Fig. 8 に示す。図からわかるように、SBR では、自然沈降で生ずる上澄水 SS 濃度の低減は緩やかであり、固液分離工程(1 時間)終了時の SS 濃度は 27.4 mg/l であった。また、排出工程(0.5 時間)において、SS 濃度は 27.4-29.1 mg/l 範囲内であった。一方、SBR/BEF では、固液分離工程、すなわち循環ろ過工程(2.5 時間)において、BEF で $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去を行うと同時に、汚泥ろ床で SS が効率よく除去された。槽内の上澄水の SS 濃度は自然沈降により速やかに低減され、循環ろ過終了時において SS 濃度は 2.4 mg/l であった。なお、SP1 で採水したろ過水には、30 分循環ろ過で SS 濃度がすでに 10 mg/l 以下となった。排出工程(0.75 時間)は、汚泥層を通して排出することにより、処理水の SS 濃度は 0.9-0.5 mg/l 範囲であった。

以上の実験結果から、今後、BEF の構造や水素利用率についてさらに検討して改善がなされれば、1 サイクルの操作時間を従来に比べて低減しながら効果的な脱窒処理も行うことが可能になると考えられる。

4. まとめ

本研究では、SBR 法の処理水質およびプロセス効率を改善するために、槽内に投入される微生物固定化担体と浮遊汚泥を利用する汚泥層循環ろ過法と循環経路に電極内蔵型生物ろ床による脱窒法を組み合わせた SBR/BEF 循環ろ過法を提案した。本方法の基本的処理特性に関する実験的検討から、以下の知見が得られた。

1) 汚泥層循環ろ過に電極利用脱窒を組み合わせることにより、効果的固液分離に併せて硝酸性窒素の除去を行うことが可能であった。1 サイクルを 6.25 時間とした条件下において、処理水 SS 濃度は 1.0 mg/l 以下、硝酸性窒素の除去率は 90 % 以上となった。

2) 本法による SS 除去は、主に SBR 反応槽内の汚泥濾床で達成される。また、SBR に形成された汚泥ろ床における内生脱窒速度は $0.019 \text{ mg-N/mg-SS} \cdot \text{d}$ であり、BEF 内で水素利用により進行する脱窒が窒素除去に大きく寄与していると考えられた。

3) 電極内蔵型生物電気化学床(BEF)における脱窒速度は、電流密度は 0.76 mA/cm^2 で $0.036 \text{ mg-N/mg-SS} \cdot \text{d}$ であり、脱窒に対するみかけの電流効率は 80 % であった。

【参考文献】

- 1) 環境庁編 (1998) 環境白書(総編), 平成 10 年度編, 大蔵省印刷.
- 2) M.Boller (1997) Small wastewater treatment plants – a challenge to wastewater engineers, *Wat. Sci. Tech.*, **35**(6), 1-12.
- 3) 柴田貴昭, 細井由彦, 城戸由能, 木村晃 (1998) 費用および負荷削減効果から見た効率の小規模地域の生活系排水処理事業の評価に関する一考察, 下水道協会誌, **35**(430), 159-171.
- 4) L.H.Ketchum (1997) Design and physical features of sequencing batch reactors, *Wat. Sci. Tech.*, **35**(1), 11-18.
- 5) E.V.Munch, L.Paul, and K.Jurg, (1996) Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors, *Wat. Res.*, **30**(2), 277-284.
- 6) H.Kim, O.J.Hao, F.ASCE and T.J.Mcavog (2001) SBR system for phosphorus removal: linear model based optimization, *J. Environmental Engineering*, **2**, 105-111.
- 7) Metcalf and Eddy (1991) Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse., 3rd Edition., McGraw-Hill, New York.
- 8) EPA (1992) Sequencing Batch Reactors for Nitrification and Nutrient Removal, *U.S. Washington, D.C.* 20460.
- 9) 近藤雅雄, 宝蔵統一, 里中幸雄 (1992) 多孔質スポンジ様担体添加間欠バッチ式活性汚泥方式による高度処理, 用水と廃水, **34**(10), 850-858.
- 10) 井上充, 金主鉉, 西村修, 稲森悠平, 須藤隆一 (1999) 回分式活性汚泥法・生物膜法による低水温下の BOD, 窒素およびリンの処理特性, 水環境学会誌, **22**(10), 839-844.
- 11) 許燕青, 渡辺智秀, 黒田正和 (2001) 沈殿汚泥層を利用した回分式活性汚泥法における効果的固液分離に関する研究, 水環境学会誌, **24**(2), 103-109.
- 12) C.K.Lo, C.W.Yu, N.F.Y.Tam, and S.Traynor, (1994) Enhanced nutrient removal by oxidation-reduction potential (ORP) controlled aeration in a laboratory scale extended aeration treatment system, *Wat. Res.*, **28**(10), 2087-2094.
- 13) 建設省・厚生省 (1997) 下水試験方法, 日本下水道協会.
- 14) M.Kurt, I.J.Dunn and J.R.Bourne (1987) Biological denitrification of drinking water using autotrophic organisms with H₂ in a fluidized-bed biofilm reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, **29**, 439-501.
- 15) Y.Sakakibara and M.Kuroda (1993) Electric prompting and control of denitrification, *Biotechnology and Bioengineering*, **42**(4), 535-537.
- 16) 黒田正和, 渡辺智秀, 梅津嘉忠 (1994) バイオエレクトロ法による硝酸汚染水の脱窒特性とその高速処理に関する検討, 水環境学会誌, **17**(10), 623-631.
- 17) 趙哲石, 尾崎益雄, 黒田正和 (1997) バイオエレクトロ法による下水処理水からの硝酸性窒素の除去, 水環境学会誌, **20**(7), 481-485.
- 18) M.Kuroda, T.Watanabe and Y.Umedu (1997) Simultaneous COD removal and denitrification of wastewater by bio-electro reactors, *Wat.Sci.Tech.*, **35**(8), 161-168.
- 19) 郭一令, 渡辺智秀, 黒田正和 (1997) 回転円板電極を用いてバイオエレクトロ法による脱窒処理特性, 環境工学研究論文集, **34**, 155-162.
- 20) T.Tanaka and M.Kuroda (2000) Improvement of submerged biofilter process by bioelectrochemical method, *J.of Environ. Eng.*, **126**(6), 541-548.
- 21) M.Henze, P.Harremoes, J.I.C.Jansen and E.Arvin (1995) Wastewater treatment: biological and chemical processes, Springer-Verlog, Berlin.
- 22) A.Carucci, R.Ramadori, S.Rossetti and M.C.Tomei (1996) Kinetics of denitrification reactions in single sludge

- system, *Wat.Res.*, **30**(1), 51-56.
- 23) 滝沢智, 鈴木穰, 高橋正宏, 波多野伸, 宮田純 (1993) 硝化・内生脱窒法における固定化微生物の応用, *環境工学研究論文集*, **30**, 275-286.
- 24) M.H.Kim, I.A.Al-Ghusain, O.J.Hao and B.S.Lim (1994) Modeling of nitrate disappearance and sludge rising in a settling column system, *Wat.Res.*, **28**(9), 1861-1872.
- 25) A.A.Kazmi and H.Furumai (1998) Nitrate disappearance during batch settling in sequencing batch reactor activated sludge process, *Environmental Engineering Research*, **35**, 387-394.
- 26) H.E.Crabtree (1983) Some observations on denitrification in activated sludge final settlement tanks, *Wat.Pollut.Control*, **82**(3), 315-325.
- 27) 森山克美, 北村武之, 鷺山和男, 北村裕一 (1990) 硝化脱窒同時反応法に関する研究, 土木学会第 45 回年次学術講演集, 1060-1061.
- 28) 滝沢智, 高橋正宏, 波多野伸, 原田良誠 (1994) 循環式硝化脱窒法における結合固定化担体の応用, *環境工学研究論文集*, **31**, 275-283.
- 29) 出口浩, 柏谷衛, 田中育 (1992) スポンジキューブを結合固定化担体とした硝化液循環プロセスに関する研究—反応槽の攪拌が処理効率に及ぼす影響—, *衛生工学研究論文集*, **28**, 151-159.