<論文>

回分式間欠曝気活性汚泥法による豚舎排水の有機物・窒素除去に関するパイロットプラント実験

金 主 鉉* 酒 村 哲 郎* 千 葉 信 男*
西 村 修* 須 藤 隆 一*

Carbon and Nitrogen Removal in Sequencing Batch Reactor Treating Piggery Wastewater—Pilot Scale Experiment

Ju-Hyun KIM*, Tetsuro SAKAMURA*, Nobuo CHIBA*,
Osamu NISHIMURA* and Ryuichi SUDO*

* Graduate School of Engineering, Tohoku University, Aoba06, Sendai 980-8579 Japan

Abstract

A pilot scale experiment of intermittently aerated sequencing batch reactor process (SBR) was carried out during 5 months to investigate the removal characteristics of BOD and nitrogen from a piggery wastewater. The pilot plant was set to operate in automatic control. The SBR pilot plant was operated on a 24h cycle, as mix of 5h, aeration of 15h, sedimentation of 3.5h and withdraw of 0.5h. The concentration of MLSS was highly controlled as $6,000 \sim 7,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. The operation of the SBR pilot plant was conducted with low BOD volumetric loading (mean value is $0.26 \text{ BODkg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), and very long sludge age (57d).

The percentage removals of BOD and COD_{Mn} during the experimental period were 99.5% ($< 37 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) and 89.9% ($< 170 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$), respectively. The mean $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration of effluent was $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ and any ammonia accumulation was not observed during the operational period except for the conditions that pH value of treated water was less than 5.5. This nitrate accumulation was because the carbon sources for denitrification was deficient. The maximal $\text{NO}_3\text{-N}$ concentration of effluent increased up to $250 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ at BOD/T-N 1.0. The percentage removal of T-N decreased remarkably when BOD/T-N ratio was less than 3.0. This result indicates that to maintain BOD/T-N ratio of piggery wastewater suitably is important for the treatment performance of nitrogen. Filamentous microorganisms were always observed in activated sludge, however settling control problems by filaments were not seen during the experimental period. The influence of BOD-MLSS loading on the settling process was more significant rather than the occurrence of filamentous microorganisms in activated sludge.

Key words: piggery wastewater, sequencing batch reactor, nitrification, denitrification, BOD/T-N ratio

1. はじめに

畜舎排水中には窒素、リン、カリウムといった肥料成分を多く含んでいるために、昔から水田や畑を活用した自然還元的な有効利用が行われてきた¹⁾。しかし、畜産経営が大規模化、専門化した現状においては、大量に発生する畜舎排水を施用するに必要な農地を近くに確保することはかなり困難である²⁾。また、農地還元そのものについても土壌・地下水汚染を引き起こす恐れがあるため、結局適切な処理を行った上で公共用水域に放流することが必要となっている。

しかし、今まで畜舎排水の処理に最も一般的に用いら

れてきた活性汚泥法では、窒素やリンの除去効率が低いので、年々強化される放流水の基準に対応するには不十分である。したがって、現状の有機物を対象とする処理技術にかわる窒素・リンの除去対策を含めた畜舎排水の高度処理技術の開発が必要である。

有機物、窒素、リンの除去に関しては、様々な処理手法が開発されてきた³⁾。その処理手法は主に活性汚泥法の変法で時間的、もしくは空間的に嫌気・好気工程を組み込み硝化・脱窒および生物学的脱リンを行う。原理的には生活排水等を対象に開発されてきたこれら高度処理技術のほとんどが畜舎排水の処理に適用可能である。しかし、畜舎排水の浄化処理施設は、生活排水や工場排水

* 東北大学大学院工学研究科 〒980-8579 仙台市青葉区荒巻字青葉06

処理施設と異なり、専門の技術者にかかわって農家自身が維持管理を行うことが多く、また処理にかかる諸費用が畜産経営に直接影響を与えるので、(i)維持管理が容易で、(ii)建設コストが安く、(iii)ランニングコストが安く、かつ、(iv)処理性能が高効率であること、といった畜産農家のニーズ⁴⁾に答えなければならない。

回分式活性汚泥法 (Sequencing Batch Reactor, 以下 SBR と表す) は回分式反応槽を連続的に運転するよう改善した方法で、全世界的に急速に広まりつつある⁵⁾。SBR は 1 つの反応槽で反応 (嫌気工程, 好気工程) と沈殿を行うので、設計, 施工, 運転が簡単であり、間欠曝気等、運転条件にバリエーションを与えることによって有機物のみならず窒素やリンの除去が可能である⁶⁻⁸⁾。したがって、SBR は既存の活性汚泥法にかわる畜舎排水の高度処理手法として、特に中・小規模の畜舎排水の処理において多くの長所を持っていると考えられる。しかし、連続流入式活性汚泥法に比べ、定常状態での運転が難しく、単一槽で処理を行うために処理性能が低下した場合に対応が困難である。特に負荷変動に弱く、一度活性汚泥の活性度や沈降性が低下すると、その回復をはかることは容易ではない。したがって、性状の変動が著しいといわれる畜舎排水を回分式間欠曝気活性汚泥法で高度処理するためには、原水の性状に対応した運転操作方法の最適化をはかる必要がある。しかしながら、原水の性状変化に関する調査研究例は少なく、実際にどの程度、有機物や窒素・リン濃度、特に脱窒のために重要な指標である C/N 比が変動し、それに対して SBR の処理性、すなわち処理の安定性や窒素除去性がどのように応答するのかは明らかではない。これを明らかにするためには現場にて实际的に検討することが必要不可欠である。

そこで本研究では、豚舎排水中の有機物および窒素の高度除去を目的として、パイロットスケールの SBR プラントを試作し、現場にて 5 カ月間の実験を実施した。そして、畜舎排水の性状変化とそれに対する回分式間欠曝気活性汚泥法の炭素、窒素除去特性を解析し、高度処理のための運転管理に関して検討を加えた。

2. 実験方法

2.1 実験装置

実験に用いたパイロットプラントは宮城県栗原郡高清水町の S 養豚施設内に設置し、施設の排水を貯蔵する原水槽から汲み上げた畜舎排水を流入させ、実験を行った。

S 養豚施設は約 5,500 頭 (母豚 500 頭) の豚を一貫生産しており、スノコ式床を通ったふん尿排水は多重円板型脱水機によって固液分離を行い、固形物はコンポスト化によって出されている。したがって、実験に用いた畜舎排水は畜舎からの尿汚水および脱離液、洗浄排水を含んでいる。パイロットプラントは回分反応槽、沈砂槽、流量調整槽、汚泥貯蔵槽、処理水貯蔵槽の 5 室からなっている。実験装置の構造、各槽の有効容積および処理のフローシートを Fig. 1 に示す。

2.2 運転条件

1 サイクルの運転工程は、流入・非曝気攪拌、曝気攪拌、沈殿、排出の順になっており、各工程の操作時間は Table 1 に示す通りである。運転操作はすべて自動制御される。流入と非曝気工程は同時に始まり、このうち流入工程は 0.5 時間で終了する。通常、畜舎排水は 1 日に 1 ~ 2 回の清掃の際に出されることから、1 サイクルの運転時間は 1 日 1 回の処理を前提に 24 時間とした。

パイロットプラントによる現場実験は 1998 年 4 月から開始し、2 カ月の馴致期間を含め、8 月まで約 5 カ月間行った。1 日の流入排水量は 1997 年に行った現場調査の結果 (平均 $\text{BOD}_{3,500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}}$) を基準に BOD 容積負荷が $0.2\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ になるよう 0.92m^3 と設定した。

汚泥発生量は約 $0.6\text{kgSS}\cdot\text{d}^{-1}$ で、汚泥発生量は流入水の性状により大きく変動するため、1 ~ 2 回/週の間隔で求められた汚泥発生量に基づき自動運転あるいは手動操作による引き抜きを行い、MLSS をおよそ $7,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となるように調整した。また、馴致期間を除いた反応槽内部の 1 サイクル終了時の水温は $24.5\sim 33.5^{\circ}\text{C}$ の範囲であった。

2.3 測定項目および方法

定期調査の水質分析は Fig. 1 に示すサンプリングポイントで採水した流入水および処理水に対し、週 2 回の頻度で行った。サンプリング頻度は、出荷等による飼養

Table 1 Operational cycle of SBR

Sequence	Duration (h)	Description
fill/mix	5.0(fill:0.5)	Anaerobic condition
aeration/mix	15.0	Aerobic condition
sedimentation	3.5	Quiescent condition
discharge	0.5	Effluent decanting

Fig. 1 Process flow sheet of the SBR system

頭数の変化や畜舎で使われる水量の季節的変動、固液分離の性能変化等を考慮し設定する必要がある、本実験では1997年の水質調査および現場での聞き込み調査の結果、3～4日の間隔であれば水質動向が把握できるものと考え、頻度を設定した。水質項目はSS、BOD、COD、TOC、T-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、アルカリ度、pH、電気伝導度および水温等であり、工業排水試験法(JIS-K-0102)と下水試験方法に準じて分析を行った。CODについては過マンガン酸カリウム法で行った。

2.4 汚泥の性状

汚泥の性状は水質分析と同様に週2回の頻度で $\text{SV}_{\text{reactor}}$ (固液分離境界面までの高さ/反応槽の高さ)、MLSS、糸状性細菌、微小動物相について測定した。MLVSSおよび汚泥中のNの含量はCHNコーダー(ヤナコMT5)により月1回の頻度で調査した。以上の項目は2.3と同様に下水試験方法に準じて行った。

$\text{SVI}_{\text{reactor}}$ は3.5時間の沈殿工程が終わった後、回分反応槽の固液分離境界面までの深さをMLSS計により直接測定し、計算した値である。なお、MLSSについてはろ過法で、MLVSSは強熱減量法を用いた。また、SVIと同様の考え方で $\text{SVI}_{\text{reactor}}$ を定義した。すなわち、 $\text{SV}_{\text{reactor}}$ をMLSSで割った値となる。

汚泥の糸状性細菌の出現状態は光学顕微鏡で観察し、その出現状態を6段階にわけ、下水試験方法に準じて評価を行った。採取した試料は汚泥濃度に応じて5倍あるいは10倍に水で希釈し、その0.05mlを定量ピペットを用いて、出現した糸状性細菌の検鏡を行った。

3. 実験結果および考察

3.1 豚舎排水の水質特性

Table 2に運転期間中における豚舎排水の水質 (Fig. 1のS1, 供試試料数=17)をまとめた。調査した豚舎排水の水質は、原田ら²⁾が調査したスノコ式・ケージ式の豚舎排水より全体的に低い濃度を示した。これは対象畜舎が、通常の飲料用を除いた管理水使用量 $10\sim 20\text{ l}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ¹⁹⁾より比較的多くの管理水($18\text{ l}\cdot\text{頭}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)を使っていたためと考えられる。流入水の平均BODは $4,400\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、最高値が $8,700\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、最低値 $1,100\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とその変動幅が大きかった。またSSにおいても $600\sim 21,000\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と他の水質パラメーターに比べ濃度の変動幅が著しく大きかった。その原因としてはFig. 2に示すようにこの流入水のBODとSS間には高い相関($r^2=0.85$)が認め

められ、BOD成分の大部分がSSから由来することがわかる。したがって、ふん尿分離型畜舎における豚舎排水のBODはふん尿分離工程(凝集・脱水等)の効率、すなわち脱離液中のSSの混入程度によって特徴づけられ、これは同一の畜舎においても大きく変動することから、排水処理においては注意を要する重要な因子であると考えられる。

一方、T-Nは平均 $1,300\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、最高値は $1,900\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、最低値 $990\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と、BODに比べ水質の変動が小さい特徴を示した。これは、BODは尿よりふん中に多いのに対し、窒素成分は尿に多い豚ふん尿の特性によるものと考えられる。T-N中の $\text{NH}_4\text{-N}$ は平均72%を占めており、BODほどではないがSS成分由来の有機性窒素も多く含んでいる。しかし、主成分は溶存態の窒素であり、ふんの混入程度はT-Nに対してBODほど影響を与えないと考えられる。

T-PについてはBOD、SSと同様に変動が大きく、固液分離の程度が直接的に影響を与えるふん尿分離工程での適切な処理が排水処理への負荷を軽減するのに重要であることがわかる。

豚舎排水のBOD/T-N比はすでに示したBOD、T-Nの変動特性を受け、 $1.0\sim 5.3$ (平均3.2)と大きな変動幅を示した。これは先にも述べたように、BODの変動の影響がBOD/T-N比に表れたためであり、Fig. 3に示すようにBOD/T-N比とSSの間にも相関が認められる。したがって、本畜舎排水の性状においては比較的簡便に

Fig. 2 Correlation between influent BOD and influent SS

Table 2 Characteristics of piggery wastewater

Parameter	Mean	Maximum	Minimum	Std.Dev.
BOD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	4,400	8,700	1,100	2342
COD _{Mn} ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	1,700	4,000	630	1194
SS ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	6,000	21,000	600	6517
T-N ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	1,300	1,900	990	266
$\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	900	1,200	690	127
T-P ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	370	1,200	110	309
Alkalinity ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ as CaCO_3)	3,700	5,100	2,800	642
pH	7.9	8.3	7.5	0.3
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	23.7	30.1	20.1	2.8
Electronic conductivity ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	8.1	9.0	7.3	0.5

Fig. 3 Correlation between BOD/T-N ratio and SS in influent

測定できる SS を用いて BOD および BOD/T-N 比の予測がおよそ可能であり、運転操作のための重要なパラメータになると考えられる。

このような原水の性状変化を受けて BOD 容積負荷や T-N 容積負荷等の運転条件も大きく変化した。それらの結果を Table 3 に示す。BOD 容積負荷は $0.06 \sim 0.51 \text{ kgBOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 、T-N 容積負荷は $0.06 \sim 0.11 \text{ kgT-N} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ と大きく変動した。MLSS は平均 $6,800 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で、HRT は 17 日、SRT は平均 84 日であった。

3.2 有機物の除去特性

BOD および COD の除去特性を Fig. 4 に示す。BOD は全運転期間中効率よく除去され、処理水の平均水質は $15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、平均除去率は 99.5% と、実線で示す畜舎排水の放流基準 (BOD)¹⁰⁾ を大きく下回った。以上の結果は高い MLSS、HRT の維持により豚舎排水中の生物分解可能な成分がほぼ完全に分解されたことを示す。しかしながら、Fig. 5 に示すように BOD-MLSS 負荷 $0.02 \sim 0.08 \text{ kgBOD} \cdot \text{kg MLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ の間では良好な水質を示したが、BOD-MLSS 負荷 0.02 以下では BOD 除去率の低下がみられた。Fig. 4 の 7 月 23 日～7 月 30 日の間では流入水の BOD が $2,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を下回り、BOD-MLSS 負荷が低下した。このような負荷の低下に対して処理水 BOD 濃度および COD 濃度は上昇したが、これは処理水中の SS が $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上と多くなったことが原因である。Chiesa ら¹¹⁾ は SBR の流入工程において増加する有機物量が汚泥の性状、すなわち SVI の変化に影響を与える重

Fig. 4 Removal of BOD and COD_{Mn}

要な因子であると報告しており、その増加量が $100 \text{ mgTOC} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の場合にはフロック形成が困難となり、SVI の上昇をもたらすと述べている。本実験においては、流入水 BOD 濃度が $2,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、流入工程における反応槽内の TOC 増加量は約 $54 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で、このような有機物負荷の低下が SVI の上昇をもたらしたものと考えられる。

本実験において処理水 BOD の上昇がみられたときの BOD-MLSS 負荷は $0.02 \text{ kgBOD} \cdot \text{kgMLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下で、通常の標準活性汚泥法 $0.2 \sim 0.4$ に比べ極端に低く、長時間曝気法 $0.03 \sim 0.15$ 、オキシデーションディッチ法 $0.03 \sim 0.05$ に比べ¹²⁾、負荷として適切な範囲の下限を超える値である。このような低負荷および長時間曝気 (15 h) を行ったことで汚泥が分散状態 (starvation) となり、固液分離が十分に行われず SS が上昇し、処理水質の悪化をもたらしたと考えられる。処理水質が良好なときの SS が $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下であったのに対し、このときの処理水 SS は $130 \sim 160 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ にまで達し、平均値 $58 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の約 3 倍と高い値を示した。このような汚泥の分散化を制御するためには、BOD-MLSS 負荷を 0.02 以上維持する必要がある、有機物除去および硝化に必要な曝気時間の効率性を検討したうえ曝気時間を短縮するなどの対策が必要と考えられる。

COD は 75.4% 以上の除去率を示し、平均水質は $113 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ($84 \sim 170 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) であった。流入水 BOD/COD 比は平均 2.9 ($1.7 \sim 5.15$) であるのに対し、処理水は 0.13 ($0.07 \sim 0.22$)、処理水の BOD/TOC 比においても

Table 3 Operational conditions

Parameter	Mean value	Maximum	Minimum
BOD Volumetric loading ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.26	0.51	0.06
T-N Volumetric loading ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.08	0.11	0.06
sludge age (d)	57	142	6
MLSS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	6,800	8,900	5,000
MLVSS/MLSS	0.8		
sludge production ($\text{kgSS} \cdot \text{d}^{-1}$)	0.61		
hydraulic retention time (d)	17		
sludge retention time (d)	84

Fig. 5 Effect of influent BOD and BOD-MLSS loading on BOD removal

平均0.28と処理水中の有機性物質は難分解性が中心になっていくことがわかる。畜舎排水の処理水COD成分中の難分解性物質としては流入水由来の物質と微生物の自己分解や増殖の際に生成されるSMP (soluble microbial products) のような反応過程で生成される物質が考えられる。SMPはMCRT (mean cell retention time) が長い場合、処理水の溶存性CODのほとんどを占めるとされているので¹³⁾、SRTが84日と長い本実験ではこのようなSMPの生成が十分に考えられる。また、流入水由来のものとしては豚の排泄物に含まれる胆汁やリグニン、セルロース、ヘミセルロース等が考えられ、これらの物質は生物学的処理でその除去が難しいとされている¹⁴⁾。本実験で得られた結果ではCOD約 $80\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (そのときのSS $15\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) が処理の限界であり、これ以上の除去のためには物理化学的処理とのハイブリッド化が必要であると考えられる。

3.3 窒素の除去特性

Fig. 6に処理水中のT-Nおよび $\text{NH}_4\text{-N}$ の濃度を示した。流入水の平均T-Nおよび $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $1300, 900\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、それぞれ90.7, 98.9%以上の除去率を示した。反応槽内の $\text{NH}_4\text{-N}$ の初期濃度は $62\sim 119\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲内で、pH、活性汚泥混合液の温度より求めた遊離アンモニア¹⁵⁾の濃度は $0.01\sim 5.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ 酸化細菌に対する阻害はないと考えられるが、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 酸化細菌に対しては阻害を引き起こす濃度であった^{16,17)}。しかし、全運転期間中において処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ は平均 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と $\text{NH}_4\text{-N}$ の蓄積はみられず、また $\text{NO}_2\text{-N}$ においても $0.1\sim 1.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とその蓄積はなく、遊離アンモニアによる硝化反応の阻害は認められなかった。処理水T-N中の約90%は $\text{NO}_3\text{-N}$ で、硝化が活発に行われたことがわかる。硝化細菌の活性が最大となるBOD負荷条件は、窒素負荷 $0.02\text{kgTKN}\cdot\text{kgVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下の場合、 $0.02\sim 0.06\text{kgBOD}\cdot\text{kgVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ と非常に狭い範囲に存在することが知られており、また窒素負荷が $0.002\sim 0.05\text{kgN}\cdot\text{kgMLVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ での硝化速度は窒素負荷条件に依存しないとの報告がある¹⁸⁾。本実験においても、実験期間中のBOD負荷は $0.01\sim 0.08\text{kgBOD}\cdot\text{kgMLVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、T-N負荷は $0.007\sim 0.016\text{kgT-N}\cdot\text{kgMLVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ と変動するなか、窒素負荷と処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度との相関は認められず、窒素負荷の変動に関係なく硝化細菌の

Fig. 6 Removal of T-N and $\text{NH}_4\text{-N}$

Fig. 7 Effect of pH on effluent $\text{NH}_4\text{-N}$

活性が最大に発揮できる負荷条件を中心として運転が行われたと考えられる。

豚舎排水は典型的な有機性排水であるため、流入するすべての懸濁態窒素は脱アミノにより $\text{NH}_4\text{-N}$ が生成されるものと考え、その硝化率は流入T-Nに対する処理水 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の比より求めることができる。本実験期間中における硝化率は84.8~99.9%を示し、良好に硝化が行われたことがわかる。しかしながら、Fig. 6の7月21日、7月23日および8月17日にみられる処理水T-Nの上昇期間においては処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 蓄積がみられ、Fig. 7に示す処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ とpHの関係から明らかのようにpHも著しく低下する傾向を示した。この時期は流入水のC/N比が小さく(1.0~2.3)、その結果脱窒が阻害されて $\text{NO}_3\text{-N}$ が蓄積し、それに伴うpH低下が硝化活性を低下させる結果を引き起こしたと考えられる。これに関して、Fig. 8に流入水のBOD/T-N比とT-N除去率の関係を示す。BOD/T-N比1.0~5.3の変動範囲ではBOD/T-N比が小さいほどT-N除去率が低下する結果が得られ、特にBOD/T-N比3.0以下ではT-N除去率の顕著な低下がみられた。

羽野^{19,20)}は、生活排水を模した人工排水の嫌気-好気活性汚泥法において、BOD/T-N比2~3以上が効率的な脱窒の進行に必要であると述べており、吉野²¹⁾も合成下水の脱窒においてBOD/N比(この実験でNは硝酸態窒素として与えている)は3以上の条件であれば90%

Table 4 Nitrogen balance

Influent T-N(g·d ⁻¹)	Effluent			In biomass	Unaccounted
	As NH ₄ -N	As NO ₂ -N	As NO ₃ -N		
1190	8.9	0.2	88.3	44.5	1048.1
	(0.7)	(≒0.0)	(7.4)	(3.8)	(88.1)

Fig. 8 Effect of BOD/T-N ratio on T-N removal

以上の高い脱窒率が得られたと報告している。一方、Osada ら²²⁾は、畜舎からふんと尿を別々に採取し、それらを混合し、また水道水で希釈して Nitrogen/BOD₅比を調整した原水を用いて回分式活性汚泥法（1 サイクル 24 時間、曝気工程 11 時間）の実験を行い、N/BOD 比が 0.18 (BOD/N 比 2.2) において窒素除去率が 25.2% であり、BOD/N 比 3.2 において 49.2%，さらに BOD/N 比 5.6 において約 60% の窒素除去率が得られたと報告している。これらは BOD/N 比を一定に制御した実験での値であり、本実験結果と一概に比較できないが、本実験（1 サイクル 24 時間、曝気工程 15 時間）では BOD/N 比 1 ～ 5 の変動に対しても除去率 70% 以上を確保でき、BOD/N 比 3.0 以上では安定して 90% 以上の除去率を達成することができた。この理由は、流入・攪拌工程（嫌気工程）の時間を適切に確保したためであり、1 サイクルにおける窒素の挙動を解析した結果からおよそ処理水中に残存した硝酸性窒素は流入・攪拌工程の最後にはほとんど除去されることがわかった。

Osada らはさらに、曝気工程において短い間隔（1 あるいは 3.5 時間）で間欠曝気（曝気・非曝気）を繰り返すことで、窒素除去能を向上させることに成功している。しかしながら、BOD/N 比 2.2 においては 70% 強の除去率にとどまっており、より高率の除去を可能とするための BOD/N 比としては 3 以上が必要条件であると考えられる。BOD/T-N 比 3.0 以下では Fig. 3 に示したように流入水の SS が 4,500mg·l⁻¹ 以下、つまりふん尿の分離が効率よくなされたことを意味する。このような尿が主成分となる畜舎排水の高度処理においては脱窒反応が律速になることが示唆され、窒素の高度除去のためには、極端にふん尿を分離せず排水の BOD/T-N 比を適切に管理することが重要であると考えられる。

Table 4 に 1998 年 6 月～8 月における窒素収支を示し

た。平均水質および発生汚泥量をもとに計算した 1 日当たりの収支で、() 内はその百分率である。MLSS 中の窒素含量は平均 6.73%（供試試料数 = 5）で、バイオマスに取り込まれた N は 3.8% であった。処理水として 8.1% が放流され、流入 T-N のおよそ 88% が消失した。この消失分はエアストリッピングおよび生物学的脱窒素によるものと考えられる。この結果は高濃度有機物・アンモニア性窒素を含んだ排水や生活雑排水等を用いた SBR 実験^{16,23,24)}の窒素除去率 35～76% に比べて高く、本実験においては高い脱窒能が維持されたことを示している。これは高濃度の MLSS 下で低い BOD 負荷の運転を行い、発生汚泥量が 0.61kgSS·d⁻¹ と少なく、長い SRT により硝化および脱窒が効率よく行われたためと考えられる。

3.4 活性汚泥の性状

活性汚泥における糸状性細菌の出現状態と SVI_{reactor} および処理水 SS の経日変化を Fig. 9 に示す。出現状態のランキング「0」は出現が認められない、「1」は時々認められる、「2」は普通に認められる、「3」低い密度で、すべてのフロックに認められる、「4」中程度の密度で、すべてのフロックに認められる、「5」高い密度で、すべてのフロックに認められる、「6」フロックより多量に認められる、という状態を表す。処理水の SS は平均 58mg·l⁻¹ と良好で、通常活性汚泥法でみられるバルキングによる沈殿不良の問題^{25,26)}や糸状性細菌の異常増殖は認められなかったが、全期間中における糸状性細菌の出現状態は 2～4 までを示し、定常的出現が認められた。出現状態 3, 4 の場合は SVI_{reactor} が 80～120ml·g⁻¹ で、出現状態 2 では SVI_{reactor} 70～80ml·g⁻¹ と汚泥性状の改善がみられた。

Ranking: (0)none, (1)few, (2)some, (3)common, (4)very common, (5)abundant, (6)excessive

Fig. 9 SVI_{reactor} and effluent SS along with the abundance of filamentous microorganisms in the SBR pilot plant

しかし、SVI を指標とする汚泥沈降性の評価が必ずしも処理水 SS に反映されない傾向がみられた。すでに3.2で述べたように低 BOD-MLSS 負荷 (0.02以下) では処理水の SS が高くなり、このときの pH は脱窒に必要な有機物不足により5.5以下まで低下した。この時期の糸状性細菌の出現状態は2~3と比較的抑えられており、糸状性細菌は低い pH に対する耐性が弱いと考えられる。

このことから、回分式間欠曝気活性汚泥法において汚泥の沈降不良が深刻な問題となるのは、硝化のみが進行し、脱窒が阻害される低 C/N 比の場合であり、原水の性状に対応した適切な運転操作が行われない場合、窒素除去のみならず SS の流出に起因する有機物除去の低下にもつながるため、対策を考慮する必要があると考えられる。

4. ま と め

本研究では、養豚施設に設置した反応槽容積約17m³のパイロットプラントを約5カ月間稼働させ、回分式間欠曝気活性汚泥法における豚舎排水の性状変化とそれに対する有機物および窒素除去性について検討を行った。その結果を以下にまとめる。

1) ふん尿分離型畜舎の豚舎排水はその性状が大きく変動し、特に排水の BOD はふん尿分離工程の効率、すなわち脱離液中の SS の混入程度によって特徴づけられ、比較的簡便に測定できる SS を用いて BOD および BOD/T-N 比の予測が可能であると考えられた。

2) 嫌気5時間、好気15時間、沈殿3.5時間の1日1サイクルの運転条件で、処理水の平均水質は BOD15mg・l⁻¹ (除去率99.5%)、COD_{Mn}113mg・l⁻¹ (除去率89.9%)、T-N109mg・l⁻¹ (除去率90.7%) とほぼ良好な除去能が示され、高度な処理水質が得られた。

3) 有機物処理性の低下は、BOD-MLSS 負荷0.02 kgBOD・kgMLSS⁻¹・d⁻¹以下、すなわち低い BOD/T-N 比 (2.0以下) においてみられ、これはフロクの分散化による SS の流出が原因であった。

4) 窒素処理性の低下は、豚舎排水の BOD/T-N 比が低下することで生じ、脱窒のみならず NO₃-N の蓄積による pH の低下をもたらす、硝化にも悪影響を及ぼすことが明らかであった。BOD/T-N 比3.0以下では、T-N 除去能の顕著な低下がみられた。

5) 活性汚泥の沈降不良による処理水 SS の流出は、糸状性細菌の出現状態より、低 BOD-MLSS 負荷によっておこることがわかった。

(原稿受付 1999年2月15日)

(原稿受理 1999年10月15日)

参 考 文 献

- 徐開欽, 全惠玉, 須藤隆一 (1997) 畜舎排水の性状と原単位, 用水と廃水, **39**(12), 13-21.
- 原田靖生 (1986) 家畜尿汚水中の窒素・リンの除去対策, 用水と廃水, **28**(10), 47-41.
- 稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一 (1988) 嫌気性条件を組み込んだ小規模合併処理浄化槽における脱窒・脱リン, 用水と廃水, **30**(4), 54-60, 1988.
- 徐開欽, 李賛雨, 全惠玉, 須藤隆一 (1998) 畜産排水の処理対策とその高度化, 用水と廃水, **40**(2), 25-33.
- Goronszy, M. C. (1994) Coupled Nitrogen and Phosphate Removal in a Cyclic Activated Sludge System. In Nutrient Removal from Wastewaters. Ed. N. J. Horan, P. Lowe and E. I. Stentiford, Publ. Technomic.
- Vlekke, G., Comeau, Y. and Oldham, W.K. (1988) Biological Phosphate Removal from Wastewater with Oxygen or Nitrate in Sequencing Batch Reactors, *Environ. Tech. Lett.*, **9**, 791-796.
- Okada, M. and Sudo, R. (1986) Performance of Sequencing Batch Reactor Activated Sludge Processes for Simultaneous Removal of Nitrogen, Phosphorus and BOD as Applied to Small Community Sewage Treatment, *Wat. Sci. Tech.*, **18**, 363-370.
- Manning, J.F. and Irvine, R.C. (1985) The Biological Removal of Phosphorus in a Sequencing Batch Reactors, *JWPCF*, **67**, 87-94.
- 農山漁村文化協会 (1995) 畜産環境対策大事典, pp.21.
- 農山漁村文化協会 (1995) 畜産環境対策大事典, pp.568-569.
- Chiesa, S.C. (1982) Control and Growth of Filamentous Organisms in Activated Sludge Systems. Ph. D. Dissertation, University of Notre Dame, Indiana, USA.
- 日本下水道協会編 (1990) エアレーションタンクの微生物 (検鏡と培養の手引き), 東京.
- Pitter, P. and Chuboda (1990) Biodegradability of Organic Substances in the Aquatic Environment, CRC Press, Florida, USA.
- Germirli, F., Bortone, G., Orhon, D. and Tilche, A. (1993) Fate of Residuals in Nitrification-Denitrification Treatment Piggery Wastewaters, *Biores. Tech.*, **45**, 205-211.
- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S. and Srinath, E.G. (1976) Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous acid, *J. Water. Poll. Cont. Fed.*, **48**, 835-852.
- Guputa, S.K. and Sharma, R. (1996) Biological Oxidation of High Strength Nitrogenous Wastewater, *Wat. Res.*, **30**(3), 593-600.
- Balmelle, B., Nguyen, K.M., Capdeville, B., Cornier, J.C. and Deguin, A. (1992) Study of Factors Controlling Nitrite Build-up in Biological Processes for Water Nitrification, *Wat. Sci. Tech.*, **26**(5-6), 1017-1025.
- Jose R. Bicudo and Ivo F. Svoboda (1995) Intermittent Aeration of Pig Slurry-Farm Scale Experiments for Carbon and Nitrogen Removal, *Wat. Sci. Tech.*, **32**(2), 83-90.
- 羽野忠 (1990) 嫌気-好気活性汚泥法, 大分大学研究報告書, pp. 192-215.
- 羽野忠, 松本道明, 野上昭夫, 川原明浩, 堀文昭 (1990) 嫌気-好気活性汚泥法による窒素の除去, 第24回日本水環境学会年会講演集, 469-470.
- 吉野常夫 (1994) 硝化液循環嫌気好気ろ床法の脱窒槽に及ぼす BOD/N 比と HRT の影響, 用水と廃水, **36**(12), 25-30.
- Osada, T., Haga, K. and Harada, Y. (1991) Removal of Nitrogen and Phosphorus from Swine Wastewater by the Activated Sludge Units with the Intermittent Aeration Process, *Wat. Res.*, **25**(11), 1377-1388.
- 井村正博, 長谷川宏治, 須藤隆一 (1994) 嫌気-好気回分式活性汚泥方式による生活排水の BOD, 窒素およびリンの同時除去, 水環境学会, **17**(12), 47-56.
- 寺蘭克博, 岡田光正, 須藤隆一 (1988) 回分式活性汚泥法による醸造排水の処理, 用水と廃水, **30**(6), 30-35.
- Oleszkiewicz, J.A. and Koziarski, S. (1983) Optimization of Wastes Treatment with Reference to Biogas and Protein Recovery, USEPA, 600/2-82-023.
- Cumty, J. (1987) Review of Slurry Aeration; 2. Mixing and Foam Control, *J. Agri. Eng. Res.*, **36**, 157-174.