UASB リアクターと散水ろ床を組み合わせた 処理システムの豚舎汚水処理性能

Performance of a Process Consisted of UASB Reactor and Trickling Filter for Swine Wastewater Treatment

田中康男¹、北山和茂²、福永栄²、羽賀清典¹

¹農水省畜産試験場/〒305-0901 茨城県稲敷郡茎崎町池の台2

²石川島播磨重工業株式会社/〒235-8501 横浜市磯子区新中原町1

YASUO TANAKA¹, SAKAE FUKUNAGA², KAZUSHIGE KITAYAMA², and KIYONORI HAGA¹

¹National Institute of Animal Industry

/Ikenodai 2, Kukisaki-cho, Inashiki-gun, Ibaraki 305-0901, Japan

²Ishikawajima-Harima Heavy Industries Co., Ltd.

/Shin-nakahara-cho, Isogo-ku, Yokohama, Kanagawa 235-8501, Japan

Abstract

The performance of a swine wastewater treatment process composed of an upflow sedimentation tank for pretreatment, an UASB reactor, and a trickling filter for post treatment was examined using a pilot plant. The UASB reactor has a volume of 1 m³ (0.6 m diameter × 3.5 m height), 48 hrs for hydraulic retention time (HRT) and 25 °C in reactor temperature. The trickling filter was 0.6 m in diameter and 2 m in height. The operation of the pilot plant was carried out from February 1998 to July 1998 with supplying 0.5 m³/day wastewater discharged from a swine barn. Water quality of influent was 5,000~30,000 mg/l for suspended solids, 10,000~30,000 mg/l for COD_{Cr}, 3,000~10,000 mg/l for BOD, 200~400 mg/l for total phosphorus, and 600~1,500 mg/l for total nitrogen. Effluent water quality was 200~600 mg/l for suspended solid, 500~2000 mg/l for COD_{Cr}, 100~300 mg/l for BOD, 80~100 mg/l for total phosphorus and 400~600 mg/l for total nitrogen. The removal efficiency of BOD was 80~95% by the UASB reactor and 97~99% by the total process. Methane gas production was about 1 m³/m³-reactor·day during the initial stage and declined gradually with the dropping of influent BOD. Sulfide contained in biogas was removed from 3,000 ppm to less than 2 ppm by a packed column type H₂S remover in which the effluent was spreaded continuously.

Key words : UASB reactor, trickling filter, swine wastewater, wastewater treatment

1. はじめに

畜舎汚水の処理については従来から多くの研究がなされ¹⁻⁹⁾、現在では主に活性汚泥法を基盤にした処理法が普及している。活性汚泥法はすでに確立した優れた処理法であり、適正な設計と管理がなされるならば必ず良好

な処理水質が得られる。しかしながら、活性汚泥法は曝気用の電力と余剰汚泥の処理に経費がかかることと、活性汚泥濃度の調整が日常的に必要ななどの面もあり、よりランニングコストが低く維持管理の容易な処理法が求められている実情もある。

嫌気性処理法は活性汚泥法と異なり空気供給が不用な

ため所要電力が少なく、また余剰汚泥の発生量が少ないという利点もあり、処理経費を削減できる可能性がある。また、汚泥濃度の日常的な調整は不用という管理面の長所もある。種々の嫌気性処理法の中でも近年 UASB 法が食品工場排水処理及び高温地域の下水处理分野を中心に適用例を拡大している。畜舎汚水への適用については Foresti and de Oliveira⁶⁾, Cintoli *et. al.*⁷⁾, de Oliveira *et. al.*⁸⁾ によって基礎的な検討が行われている。また Tanaka and Haga⁹⁾, Tanaka¹⁰⁾ により、リアクター内の汚水の pH が適性に維持され、また UASB リアクターの後に好気性の仕上げ処理を行えば放流可能な処理水の得られる可能性が示されている。

しかし、これらの検討はベンチスケールの小型装置によるものであることから、その実用性についてはまだ十分な知見が得られていないのが現状である。そこで、本研究では、容積 1 m^3 の UASB リアクターを中心とするパイロットプラントを使用し、冬から夏にかけて豚舎汚水を用いて連続的な処理実験を行い、その性能に関する

テストを行った。実用性に関する最終的な結論はまだ得られていないが、いくつかの知見が得られたのでここに報告する。

2. 方法

2.1 パイロットプラント

プラントのフローシートを Fig. 1 に、また主要部分の諸元を Table 1 に示した。汚水は畜産試験場内のバークリーナーを設置した平床式肥育豚用豚舎の汚水槽から水中ポンプで揚水し、1.5mm 目幅のスクリーンで処理して夾雑物を除去した。この汚水をポンプでパイロットプラントの貯留槽に送り、原水として使用した。

パイロットプラントは前処理用の上向流方式の沈殿槽、UASB リアクター、後処理用の散水ろ床、及び脱硫用充填塔（脱硫塔）よりなる。UASB リアクターには食品工場の排水処理に使用されている UASB リアクターより採取したグラニュールを層高約 1.5m になるように投入

Fig. 1 Flowsheet of the pilot plant

Table 1 Structural and operational factors of the pilot plant

Name	Structural factors	Operational factors
Sedimentation tank	0.5m diameter × 1.85m height	HRT 15.8hr, Hydraulic load $2.5\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{day}$
UASB reactor	0.6m diameter × 3.5m height	HRT 48hr, Recirculation ratio 7
Circulation tank	0.6m diameter × 0.65m height	HRT 8.8hr
Trickling filter	0.6m diameter × 2m height	Nominal HRT 24hr, Recirculation ratio 4~20
Effluent reservoir	0.8m × 0.8m × 0.31m depth	HRT 9.5hr, Hydraulic load $0.78\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{day}$

した。原水は原水ポンプにより沈殿槽に送り、懸濁物の一部を分離した。流出水は循環水槽に自然流下で流入させ、循環水槽と UASB リアクターの間を $3.4\text{m}^3/\text{日}$ の流量で循環させた (循環比 7)。UASB リアクター上部からの流出水は自然流下で散水ろ床に散水した。なお、UASB リアクターの流出水の循環は槽内の懸濁物の蓄積を防ぐとともに汚水とグラニユールの接触を促進する目的で行った。また、循環水槽には電気ヒーターを設置し UASB リアクターの水温が 25°C 以下に低下しないよう制御した。

UASB リアクターからの発生ガス量は積算型湿式ガスメータによって連続的に測定した。なお、温度による補正は行わず、ガスメータによる積算流量の読取値を発生量とした。

散水ろ床にはろ材としてポリエステル不織布と硬質塩化ビニール芯材より成る土木用平面排水材を切断面を上下にして渦巻状に巻いた物を使用した。なお、このろ材についての詳細及び処理性能については Tanaka¹⁰⁾ によって報告されている。散水ろ床は加温は行わなかった。散水ろ床流出水は散水ろ床の下部に設置した処理水貯槽に流下した後、散水ろ床循環ポンプによって脱硫塔を経由して散水ろ床に循環させた。また、処理水貯槽からの越流水を処理水とした。処理水貯槽に蓄積した汚泥は適宜引抜きを行った。

脱硫塔の内部には直径 2 cm、長さ 2 cm のポリプロピレン製リング状接触材 (ネットリング) を充填し、下部から発生ガスを上向流で通気した。

運転は 1997 年 12 月より低負荷の予備運転を開始し、一旦高負荷運転を試みた後に、1998 年 2 月 9 日より処理水量 $0.5\text{m}^3/\text{日}$ で本運転を開始した。

2. 2 分析方法

水質分析は原水、沈殿槽流出水、UASB 流出水、処理水について行った。分析は工場排水試験方法¹¹⁾ により、pH はガラス電極法、SS はガラス繊維ろ紙法、BOD は ATU 添加法、ケルダール態窒素は硫酸-硫酸銅による加熱分解後のアンモニア分析、アンモニアは水蒸気蒸留法による前処理の後中和滴定法で、亜硝酸はナフチルエチレンジアミン吸光度法、硝酸は還元蒸留-インドフェノール青吸光度法によってそれぞれ行った。COD (クロム法) は Hach 社の試薬を用い Hach 社製 DR/2000 分析計を用いて行った。また、ミリポア HA フィルター (孔径 $0.45\mu\text{m}$) でろ過したろ液でも COD を測定し溶解性 COD (SCOD) とした。全リン、リン酸についても

DR/2000 分析計を用いて分析した。水中のマグネシウムイオン濃度はキレート滴定法により測定した。また汚泥中のマグネシウムとカルシウムは乾燥後、硝酸・過塩素酸分解を行い ICP 発光分析法で測定した。発生ガスの組成は TCD 検出器付きのガスクロマトグラフィーで分析した。また、硫化水素濃度を検知管法で分析した。

2. 3 グラニユールの単位 VSS 当りメタン生成活性の測定

1 ml のグラニユールと無酸素水 8.8ml 、 1.5M 酢酸ナトリウム 0.2ml を容量 68ml のバイアルビンに入れ、ヘッドスペースを窒素で置換し密栓した後 35°C で回転培養を行った。1 時間、3 時間、5 時間及び 24 時間後にヘッドスペース中のメタン濃度をガスクロマトグラフィーで測定し、各測定期間の発生速度の内の最高値を単位 VSS 及び 1 日当りに換算しグラニユールの活性とした。

3. 結果

3. 1 水温の変化

UASB リアクターは約 150 日間の運転期間中の大部分は 25°C 前後でコントロールされたが、最後の 10 日間は気温とともに上昇し 30°C 前後になった。散水ろ床の水温は外気温の上昇とともに 10°C から 30°C まで運転期間中徐々に上昇した。

3. 2 水質の変化

pH は原水、沈殿槽流出水、UASB 流出水とも 7 前後であったが、処理水では 7.5 程度まで上昇した。

Fig. 2 に SS、COD、BOD の変化を示した。まず SS は、原水では $5,000\sim 35,000\text{mg/l}$ の間を変動したが、沈殿槽流出水では $600\sim 2,000\text{mg/l}$ と約 $1/10$ に低下した。UASB 流出水では $200\sim 3,000\text{mg/l}$ で、沈殿槽流出水よりも低下する場合と増加する場合とが見られた。UASB リアクターに流入した懸濁物が槽内に徐々に蓄積し、周期的に流出するものと考えられた。ただし、リアクターからのグラニユールの流出はほとんど見られなかった。処理水の SS は $200\sim 600\text{mg/l}$ であった。

原水の COD は前半 $20,000\text{mg/l}$ 前後で、後半は $6,000\sim 10,000\text{mg/l}$ に低下した。沈殿槽により COD は約半減した。さらに UASB 処理水では $1,000\sim 5,000\text{mg/l}$ 、散水ろ床処理水では $700\sim 2,000\text{mg/l}$ となった。なお、溶解性 COD は前処理と散水ろ床での除去率は小さく、大部分は UASB リアクターによる低減であった。

Fig. 2 Changes in SS, COD and BOD during the experimental period

BOD は原水については調査期間中 1 回しか測定を行わなかったが、予備運転段階での COD と BOD との相関関係により COD 値から推定すると前半は10,000mg/l、後半は3,000~5,000mg/l程度と推定された。沈殿槽流出水の BOD は前半約5,000mg/l前後であったが後半は2,000~3,000mg/lになった。UASB 流出水では200~1,400mg/lまで低下した。さらに処理水では90~300mg/lになった。プロセス全体での BOD 除去率は97~99%であった。

Fig. 3 は全リンおよびリン酸態リンの変化である。全リンは、原水の平均値が約300mg/lであったが、前処理により約半減した。これは、懸濁態のリンが沈降分離されたためと考えられる。UASB および散水ろ床でも全リ

ンの低下が見られ、プロセス全体での除去率は約70%となった。リン酸態リンは原水では90~220mg/lの値を示した。全リンの場合に比較してリン酸態リンは前処理での低下はわずかであったが、逆に UASB リアクターでの除去率が40~50%と高い値であった。試験期間終了後 UASB リアクターの最下部ドレインバルブを開けたところ結晶状粒子が流出したこと、1 回だけの測定ではあるが UASB リアクターでのマグネシウムイオンの低下傾向が見られたこと (UASB 流入水で117mg/l、流出水で51mg/l)、さらに沈殿槽と処理水貯槽の汚泥乾重当りの Mg とリンの含有率を測定したところ Mg は沈殿槽汚泥が3.4g/kg に対し処理水貯槽汚泥が44g/kg と約13倍に、またリンは沈殿槽汚泥が10g/kg に対し処理水貯槽汚泥

Fig. 3 Changes in T-P and PO₄-P during the experimental period

は67g/kgと約7倍に上昇していたことなどから、リン酸イオンとアンモニウムイオンとマグネシウムイオンがリン酸マグネシウムアンモニウム (MAP) 結晶を形成する反応がUASBリアクターにおいて進行した可能性が考えられる。なお、汚泥中のCa含有率は沈殿槽汚泥で22.5g/kgに対し処理水貯槽汚泥では35.6g/kgと約1.6倍にしか増加していないことからCaのリン酸除去への寄与は小さかったものと推測される。

Fig. 4は各態窒素の変化である。全窒素について見ると、原水の初期は1,000~1,500mg/lであったが徐々に低下し、後半には600~700mg/lになった。全窒素は前処理槽と散水ろ床により低下し、処理水中の全窒素は全期間を通じて500mg/l前後の値を維持した。除去率はおよそ50%であった。アンモニア態窒素は散水ろ床処理のみで低下した。散水ろ床でのアンモニア低減率は後半低下したが、これは散水用有孔管の細孔の閉塞が進行し散水が不均一になったためと推定される。処理水中の硝酸は0~50mg/l、亜硝酸は10~180mg/lの範囲で変動した。

3. 3 UASB リアクターと散水ろ床の有機物除去特性

UASBリアクターにおける有機物負荷と除去率の関係をFig. 5とFig. 6に示した。CODの場合、COD容積負荷1~6 kg/m³・dayの範囲で除去率は60から80%のほぼ一定の値を示した(Fig. 5)。BOD除去率はBOD容積負荷2 kg/m³・dayまでは90~95%と高かったが、それ以上の負荷では除去率が若干低下する傾向が見られた(Fig. 6)。溶解性COD除去率は溶解性COD容積負荷0.5~3 kg/m³・dayの範囲内で80~90%とCODに比較して高い値を示した。

散水ろ床におけるBOD容積負荷とBOD除去率との関係はFig. 7に示した。容積負荷0.4から1.2kg/m³・dayの範囲では60~80%の除去率を示したが、0.4kg/m³・day以下の負荷では除去率が急激に低下した。

3. 4 ガス発生量及びガス組成

発生ガスのメタン含有率は72~80%であったが脱硫塔通過によってメタン含有率は85%程度にまで上昇する傾向が見られた。一方、二酸化炭素の含有率は発生ガスで15~25%程度であったものが、脱硫後は10%以下に低下した。この低下は、二酸化炭素が循環水に溶解したためと推定される。また、メタン含有率の上昇はこの二酸化炭素含有率の減少によって生じたものと考えられる。UASBリアクターの単位容積当りのメタン発生量は初期には1 m³/m³・日程度であったが、運転期間中徐々に低下

し、最終的に0.2m³/m³・日になった(Fig. 8)。この減少は原水BODの低下が原因と考えられる。なお、発生量の急激な低下が時折見られたがこれはポンプ等のトラブルによる運転中断が影響したものと思われる。

硫化水素含有率は発生ガスで500~3,000ppmであったが、脱硫後は検知管の検出限界以下(2 ppm以下)であった。

3. 5 グラニュール活性の変化

グラニュールのメタン生成活性を単位VSSあたりのCOD換算メタン量で表すと、投入時は0.486gCH₄-COD/gVSS・dであったものが調査期間終了時は0.581gCH₄-COD・gVSS・dとなり若干の上昇が見られた。

4. 考察

UASBリアクターと散水ろ床とを組み合わせた処理システムで2月~7月にかけて97~99%のBOD除去率が維持されたが、水質汚濁防止法の一律基準値である日間平均値120mg/lを超過する場合もあった。BODの低下が不十分であったのは、散水ろ床によるBOD除去率が低目だったことによる(Fig. 7)。この原因は散水用有孔管の細孔が閉塞し易く散水がかなり不均一であったことに加えて、処理水貯槽での固液分離が充分でなかったためと推定される。なお、低負荷条件で除去率が低下したのはたまたまこの時期に散水の状況が特に悪化したためと推測される。散水方法を改善するとともに最終沈降槽を付加すれば処理水のBOD濃度はさらに低下することが期待できる。

UASBリアクターによるBOD除去率は80~95%であり十分な性能が得られたと言える。特に2 kg/m³・day以下の低い負荷での除去率は90~95%とかなり高かった(Fig. 6)。豚舎汚水を処理対象としたベンチスケール装置の実験¹⁰⁾では水温25℃、BOD容積負荷0.4~0.6kg/m³・dayの条件でおおよそ40~80%で、今回よりかなり低い除去率であった。この原因は、ベンチスケール装置ではUASBリアクター流出水の循環を行わなかったためと推定される。なお、最適な循環比については今後の検討課題である。

UASB法による豚舎汚水の処理に関する従来の論文から各種処理条件におけるCOD除去率の値を整理し、今回の結果と比較したのがTable 2である。これを見ると、Foresti and de Oliveira⁶⁾及びOliveira *et. al.*⁸⁾の結果は今回の結果とほぼ一致することが分かる。一方、Lo *et.*

Fig. 4 Changes in T-N, NH₄-N and NO_x-N during the experimental period

Fig. 5 Effect of volumetric loading of COD for the UASB reactor on COD removal efficiency

Fig. 6 Effect of volumetric loading of BOD for the UASB reactor on BOD removal efficiency

Fig. 7 Effect of volumetric BOD loading for the trickling filter on BOD removal efficiency

Fig. 8 Change in CH₄ production rate during the experimental period

al.¹²⁾ の報告では約 $1 \sim 2 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{day}$ の負荷で95%以上の高い除去率が得られているが、これはHRTが約170時間と他に較べてかなり長かったためと思われる。逆に約 $3.5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{day}$ の負荷でのLo et. al.¹²⁾ の除去率は約60%で今回の結果に較べて低めであった。

UASB リアクター流入水のSS濃度は約600~2,000 mg/lと高めであったが、グラニユールの崩壊・流出等の悪影響は特に観察されなかった。また、運転期間終了後リアクターの各高さから汚泥を引き抜いて観察したところ、グラニユール層は良好な状態で維持され、単位グラニユールVSS当りのメタン生成活性性の低下も見られなかった。ただし、リアクター最下部にはMAP結晶と思われる粒状物の蓄積が見られ、またグラニユール層の上部には流入懸濁物に由来すると思われる汚泥の蓄積がみられた。従って、年に数回最下部及び最上部から蓄積物を引き抜く必要があると考えられた。

原水のSS、BOD、CODは実験前半の冬期に較べて後半にはかなり低下したが、これは冬期には豚舎内の屋内豚房部分だけで飼養されるのに対して、それ以外の季節には各豚房毎に設置されている屋外部分も解放され豚の行動面積が広がることから糞と尿の分離率が高くなり、そのため尿汚水中への糞の混入量が低下したためと思われる。

なお、実際の農家の豚舎汚水の水質は羽賀ら¹³⁾ の調査結果によると非常に多岐にわたっておりBODの場合780~38,260mg/lと大きくばらつき、平均は9,224mg/lであった。また、徐ら¹⁴⁾ による調査結果では平床式の平均値

が6,386mg/lでスノコ式・ケージ式では10,853mg/lであった。これらの値からすると、今回の調査では冬期の原水が実際の農家の平均的な水質に近いと推測される。なお、実処理施設の設計に際しては、上に述べたように状況によって汚水の水質が大きく異なることから、あらかじめある程度の期間にわたって水質調査を行うことが重要と考えられる。また、この際飼養頭数の最も多くなる時期を選ぶことが重要であろう。このような事前調査が不可能な場合には、少なくとも飼養条件、畜舎構造等の類似する他施設の実績値を参考にすべきと思われる。

UASB リアクターは今回循環水槽を電気ヒーターで加温することで25℃以下への低下を防止したが、実施設では低温期に発生ガスの燃焼熱によってリアクターの加温を行う必要がある。今回の調査において、原水有機物濃度の高かった冬期のメタン発生量は約 $1 \text{ m}^3/\text{日}$ であった (Fig. 7)。この量のメタンを燃焼させた場合の発生カロリーは約8,570kcalとなる。この熱量で $0.5 \text{ m}^3/\text{日}$ の汚水を加温すると約18℃の上昇が期待できる。ただし、実際にはリアクターや配管からの熱損失、ボイラ効率等を考慮する必要があり、現実的な上昇可能温度は18℃より小さくなると考えられる。具体的な数値は今後の検討課題である。なお、van der Last and Lettinga¹⁵⁾ によると下水処理の場合UASBリアクターが機能するための温度下限はおおよそ15℃であった。

発生ガスの利用を行う際には一般に硫化水素濃度を10ppm以下にする必要がある¹⁶⁾。今回の運転結果では脱硫塔通過後の硫化水素濃度は常時2ppm以下であり、十

分な除去性能であったと言える。この脱硫方法は薬剤を使用しないことから低コストでしかも維持管理が容易である。ただし、散水方法については今回採用した有孔塩ビ管では閉塞しやすいことから、閉塞しにくい散水方式の選択が必要である。また、最適のリアクター形状及び散水負荷の検討が今後の検討課題である。

脇ら¹⁷⁾によると下水処理場の消化汚泥脱離液の移送管中に多量の MAP スケールが付着する現象が見られ、脱離液が移送中に攪拌されることにより結晶が生成すると推定している。パイロットプラントでは UASB リアクターに付属する循環水槽で機械攪拌を行っており、これが MAP 化反応を促進した可能性も考えられる。なお、MAP 反応は pH が高いほど促進されることから、アルカリ注入によって UASB リアクター流出液の pH を上昇させ、さらに必要に応じてマグネシウム塩を注入すればリン酸の除去率をさらに高めることができると予想される。なお、MAP 結晶の形成が配管内で生ずるとスケール化し、閉塞の原因となる懸念もある。茨城県養豚試験場¹⁸⁾によると豚舎汚水の活性汚泥法処理施設内の原水貯留槽から曝気槽への配管内に結晶物が付着し閉塞するトラブルがあり、調査を行ったところ結晶物は MAP であった。このように、豚舎汚水には飼料に由来するマグネシウムの濃度が高く MAP が生じやすい傾向があるとも考えられる。なお、今回の試験では約 1 年間の運転中 MAP スケールによる配管の閉塞は特に見られなかったが、長期間の運転を行う場合にはその可能性も考慮する必要がある。茨城県養豚試験場¹⁸⁾によるとスケールの付着は水平配管部位で顕著であり、垂直配管部位では問題が無かった。従って、水平配管で閉塞の生ずる可能性の懸念される部位については交換の容易な設計をしておくべきと考える。

硝化・脱窒は今回の運転では不十分であったが、少なくとも硝化については有機物の場合と同様散水ろ床の散

水方法の改良によって促進されるものと予想される。なお、今回使用したろ材は一般のろ材に比較して比表面積が大きくまた表面積あたりの硝化活性の高いことが報告されている¹⁰⁾。ただし、一般的に比表面積が大きいことはろ材の閉塞につながりやすい面を持つと考えられる。現在までの半年間の運転ではろ材の閉塞の兆候は見られなかったが、さらに長期間の運転による確認が必要であろう。脱窒は散水ろ床の生物膜によっても進むと予想されるが、電子供与体となる有機物が UASB リアクターによって低下しているため除去率には限界があると推定される。この点を補う手法としては脱硫塔に一定量の空気を供給することが考えられる。脱硫塔内のろ材上に形成された生物膜に酸素が供給されるとメタン酸化細菌によりメタンが資化され、これに付随して硝酸の脱窒が進行する可能性がある^{19,20)}。ただし、空気供給量はメタンガスの燃焼に悪影響を与えない程度までにする必要がある。また、爆発事故を防ぐためにはメタンと空気の混合比率をメタン含有率が 5～15% の範囲に入らないようにすることも重要である²¹⁾。なお、適正空気流量はまだ明らかでないが発生ガス量の数 10% 以下になることが予想される。この程度の通気量であれば処理施設の消費電力に大きな影響は与えないと予想される。

今回の試験により、UASB リアクターと散水ろ床を組み合わせた処理システムにより BOD については 97～99% の除去率が得られ、また窒素・リンの除去についても今後の除去性能の向上を図る上での基礎的な知見が得られた。一方、脱硫塔と散水ろ床の散水方法の改善、最終沈殿槽の付加等の必要性が明らかとなった。今後これらの面の対応を行った上で処理性能の確認を行うとともに、消費電力、汚泥発生量、熱損失等についても検討を行い、処理コストの算定を行う予定である。

なお、消費電力量については一般的に好気性処理だけで処理する場合に較べて、UASB リアクターと好気性後

Table 2 Comparison of COD removal efficiencies of the UASB reactors

Volumetric load (kg COD/m ³ ・day)	HRT (hrs)	Temperature (℃)	COD removal efficiency (%)	References
1～6	48	25	50～90	Present study
1～8	8～30	25～30	75～90	6), 8)
2.8～12.4	21.2～46.7	Mesophilic	50～70	7)
0.88～1.78	162～176	22～28	More than 95	12)
3.51～3.58	79～81	22～28	57～61	12)

処理を組み合わせた処理では大幅に低減できることが報告されている。ある食品工場排水の例では²²⁾ 活性汚泥法による場合と UASB 法と後処理用活性汚泥処理を組み合わせた場合とを比較すると、後者では消費電力量が約 1/6 になると推定されている。畜舎污水の場合、污水の性状や目標処理水質が場合によって大きく異なるため一般化した比較は困難であるが、予備的な試算では UASB 法（後処理も含む）の消費電力は、活性汚泥法の消費電力から曝気用ブローアの消費電力を差し引いた程度になるものと予想される²³⁾。ただし、この面については各種設定条件におけるより詳細な検討が必要である。

5. まとめ

UASB リアクター（1 m³）と後処理用散水ろ床（0.5 m³）から成るパイロットプラントによる豚舎污水处理性能の調査を約半年間行った。この結果以下のことが明らかとなった。

- 1) BOD 3000~10000mg/l、全リン200~400mg/l、全窒素600~1500mg/lの污水を日量0.5m³の処理水量で処理した際の BOD 除去率は97~99%であった。また、全リンは約70%、全窒素は約50%の除去率であった。
- 2) UASB リアクター中のグラニューロ層は良好な状態で維持され、単位グラニューロ VSS 当りのメタン生成能は若干高くなった。
- 3) 発生ガス中の硫化水素は処理水を吸収液として使用する充填塔形式の脱硫塔によって 2 ppm 未満にまで除去された。

謝辞

研究を進めるにあたり分析等の補助をしていただいた畜産試験場非常勤職員住谷啓子さんに謝意を表します。またパイロットプラントの維持管理を担当された中山環境エンジニア株式会社の船木英世氏、桑原健太郎氏に感謝いたします。

参考文献

- 1) 和賀井文作（1985）家畜のふん尿処理と利用，養賢堂
- 2) 長田隆、羽賀清典、原田靖生（1989）制限曝気式活性汚泥法による豚舎污水中の窒素の除去，水質汚濁研究，12，122-130
- 3) 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. Water Research, 25, 1377-1388
- 4) 本多勝男（1998）豚舎廃水処理の現状と対策，日本の養豚，2月号，20-29
- 5) 押田敏雄、柿市徳英、羽賀清典（1998）畜産環境保全論，養賢堂
- 6) Foresti, E. and de Oliveira, R. A. (1995) Anaerobic treatment of piggery wastewater in UASB reactors, International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes, 7th, June 18-20, Chicago-USA. Proceedings 309-318
- 7) Cintoli, R., Di Sabatino, B., Galeotti, L. and Bruno, G. (1995) Ammonium uptake by zeolite and treatment in UASB reactor of piggery wastewater, Wat. Sci. Tech., 32, 73-81
- 8) de Oliveira, R. A., Vanzoller, R. F. and Foresti, E. (1997) Sludge bed characteristics of UASB reactors : growth, activity, microbial structure and chemical composition of granules, Proc. 8th International Conf. on Anaerobic Digestion, Vol.2, 524-531.
- 9) Tanaka, Y. & Haga, K. (1997) Influence of pH on UASB treatment of swine wastewater, Proc. 8th International Conf. on Anaerobic Digestion, Vol.3, 405-408
- 10) Tanaka, Y. (1998) Swine wastewater treatment by a process consisted of UASB reactor and aerobic biological filter, Japanese Journal of Water Treatment Biology, 34 (2), 45-60
- 11) 日本規格協会(1993) 工場排水試験方法 (JIS K0102-1993)
- 12) Lo, K.V., Liao, P. H. and Gao, Y. C. (1994) Anaerobic treatment of swine wastewater using hybrid UASB reactors. Bioresource Technology, 47, 153-157
- 13) 羽賀清典、長田隆、原田靖生（1989）豚舎排水の実態調査と窒素・リン対策，環境情報科学，18(1)，57-60
- 14) 徐開欽、全恵玉、須藤隆一（1997）畜舎排水の性状と原単位、用水と廃水，39，1097-1105
- 15) van der Last, A. R. M. and Lettinga, G. (1992) Anaerobic treatment of domestic sewage under moderate climatic (Dutch) conditions using upflow reactors at increased superficial velocities, Wat. Sci. Tech., 25, 167-178
- 16) 日本下水道協会（1994）下水道施設計画・設計指針と解説、後編
- 17) 脇信利、近藤久幸、西田政司（1987）エアレーションによる消化槽脱離液からのリン除去の検討，用水と廃水，29，636-640
- 18) 茨城県養豚試験場（1972）家畜（豚）ふん尿処理実験施設の調査成績書（玉川農協集団豚舎に設置された活性汚泥法二段酸化方式の処理施設について），148
- 19) 和木美代子、田中康男（1999）メタンを利用した生物学的窒素除去の検討，第33回日本水環境学会年会

- 講演集, 255
- 20) 田中康男 (1999) 嫌気性汚水処理に適した窒素除去手法の検討, 第33回日本水環境学会年会講演集, 46
- 21) 日本化学会編 (1980) 化学便覧、応用編改訂3版, 1482, 丸善
- 22) 茂木浩一 (1991) IHI-UASB 法による食品排水処理について, 食品機械装置, 6, 65-78
- 23) 和木美代子、田中康男、長田隆 (1998) 畜産廃棄物処理技術の LCA 評価方法の検討, 第3回エコバランス国際会議「持続可能な社会に向けての LCA の展開」講演集 (日本語版), 601-604
(受付 1998. 12. 21)
(受理 1999. 3. 11)