技術報告

豚舎排水の2槽 UASB と接触酸化槽の 組合せシステムによる処理

－脱窒オリエンテッド操作によるパイロットスケール装置実験－

黒 田 正 和*・湯 沢 恩*・小 森 正 人*

要 旨

排水中の有機物を脱窒に優先利用するように、2相式 UASB 反応槽に脱窒槽を組合せ、さらにアンモニアを部分硝化する接触酸化槽を組合せて脱窒オリエンテッドシステム（著者が命名）とし、パイロット装置により豚舎排水の高度処理が検討された。アンモニアは部分硝化（硝化率68%で NO_2^- -N/ NO_3^- -N比は1:1）、第1 UASB 槽のBOD 残留率64.2%、BOD/N 比2~3、硝化液の脱窒槽への循環比9~10とし、BOD 除去率98.5%、TN 除去率76.5%、 COD_{Cr} 除去率91%が得られた。

キーワード：畜産排水、高度処理、脱窒処理、UASB、メタン発酵

1. はじめに

豚舎から排出される尿汚水は、尿、洗浄水にこぼれ糞などが入り、BOD 濃度が高いだけでなく、窒素及びSS濃度が非常に高い。活性汚泥法による処理が種々研究され、現在は主として間欠ばっ気活性汚泥法^{1,2)}が実施されているが、N/C 比が大きいと、高い脱窒率を達成することは容易ではなく、エネルギー消費も大きい。畜産農業の排水に対して一般排水基準の適用は延期され、暫定値が継続されているが、一般排水基準に対応できるような高度処理は必須である。水中の硝酸性、亜硝酸性窒素を除去する生物脱窒処理法については、電子供与体にメタノールなど有機物を使用する方法、チオ硫酸や硫黄を使用する方法がある。メタノールを添加する脱窒法は、窒素除去率が高く処理水質も安定しているが、コストは高くなる。硫黄を使用する硫黄脱窒法は、簡便であるが安定して高い脱窒率を得ることに課題があるが、改良された方法もある^{3,4)}。近年はアンモニアを部分酸化して亜硝酸を生

成させ、アンモニアと亜硝酸より窒素を生成させるアナモックス法⁵⁻⁸⁾も研究されているが、畜産排水への適用はこれからである。

省エネルギー化には嫌気性処理（メタン発酵）は有用であるが、排水を液肥として利用できない地域では、放流できないのでさらに処理が必要である。そのためメタン発酵処理と好気性処理を組合せ、窒素除去など高度処理が検討されており、UASB と活性汚泥、散水ろ床などとの組合せ処理プロセス^{7,9-12)}がある。UASB と散水ろ床の組合せでメタンを回収するとともに高いBOD 除去率に併せ効果的に窒素除去も達成している報告もある¹¹⁾。

大規模処理施設によるメタン回収は、発電した電力の場内使用や売電が可能で、メタン発酵処理は有意義であるが、小規模処理施設では発生メタンの有効利用が難しく、コストは高くなり、メタン回収のメリットは小さい。したがって、メタン発酵と好気性処理の組合せプロセスでも、メタン発酵で生成される揮発性有機酸などはメタンに変換しないで、BOD/N 比を高く

A Combined System of Two-phase UASB Reactors and Aerobic Biofilm Reactor for the Treatment of Swine Wastewater -Pilot Scale Experiments of Advanced Treatment by Denitrification-oriented Operations-

2011年8月9日受付

* ㈱ヤマト 大和環境技術研究所 Masao KURODA, Megumu YUZAWA, Masato KOMORI

2011年12月27日受理

維持して脱窒に利用し、高い脱窒率が得られるようにすることは有意義と考えられる。よって本研究では、メタン発酵の中間生成物である揮発性有機酸の生成と利用を高め、脱窒効率を大きくするように、メタン発酵を酸生成過程とメタン生成過程に分離（二相化）するとともに脱窒槽も設置する嫌気性処理（以降「脱窒オリエンテッドメタン発酵」と呼ぶ）と好気性処理を組合せる高度処理システムについて検討を行った。

2. 実験装置及び方法

図1に本研究のプロセスを示す。嫌気性処理と好気性処理の組合せの A_2O であるが、嫌気部は脱窒オリエンテッドメタン発酵で、従来のメタン発酵の後処理に脱窒を目的として嫌気（無酸素）・好気処理を組合せる A_2O あるいはリン、窒素除去を目的とする A_2O とは異なっている。脱窒オリエンテッドメタン発酵は、メタン発酵を酸生成槽（UASB1）とメタン生成槽（UASB2）の2相に分離し、脱窒槽を2槽の間に入れるので、プロセスは複雑になるが、UASB1の高分子物質（BOD）の可溶性・揮発性有機酸生成の環境条件、脱窒槽の脱窒の環境条件を適切に調整することによりBOD/N比を大きくして脱窒効率を高めることが期待できる。また、メタン生成槽（UASB2）ではメタン生成の適切な環境条件に調整できるので、脱窒槽で利用されなかった揮発性有機酸は、効率よくメタンに変換して除去され、メタン濃度も高くなる。BODはほとんど脱窒オリエンテッドメタン発酵で除去されるため、好気性の接触ばつ気槽では、主としてアンモニアの硝化を行う。アンモニアの硝化では、脱窒に必要な電子供与量を低減するため、できるだけ亜硝酸性窒素が生成されるように温度、DOを調節して部分硝化を行う。

脱窒処理のため接触ばつ気槽から硝化液が循環されるが、硝化液を酸生成槽（UASB1）に循環する場合（操

作方法2）と、脱窒槽へ循環する場合（操作方法1）が考えられ、このような操作方法による処理効果の相違について、小型実験装置により比較し検討した。

操作方法2は、硝化液をメタン発酵槽へ循環し、メタン発酵に脱窒を併起させる点で従来行われている多くのメタン発酵処理と好気性処理の組合せシステムと同様である。

パイロット実験装置は小型実験装置による実験結果に基づいて作成するとともに、同様の操作条件を設定して、高度処理の特性を検討した。

2.1 実験装置

2.1.1 小型実験装置

小型実験装置では、UASB1及びUASB2の容積はそれぞれ1.85L、脱窒槽は3.7L、接触ばつ気槽（硝化槽）は凡そ9.2Lであった。嫌気性グラニュール、脱窒細菌、硝化細菌は、半回分操作で凡そ2ヵ月間合成排水（UASB1ではしょ糖（5g/L）、UASB2では酢酸ナトリウムとしょ糖をそれぞれ（0.5g/L）、脱窒槽は硝酸ナトリウム（0.1g/L）としょ糖（0.05/L））で馴養した。その後、豚舎排水と合成排水を混合して凡そ1ヵ月間供給して馴養し、さらに豚舎排水を連続供給して凡そ1ヵ月間馴養した。全槽滞留時間は凡そ2.1～3.6日とした。温度は外気温（25～32℃）で温度制御はしなかった。接触ばつ気槽のDOは、2～3mg/Lとした。硝化液の循環比（R/Q）は4～6で変化させた。UASB内の液の上昇流速は、凡そ1.4m/hrとした。

2.1.2 パイロット実験装置

UASB1及びUASB2の容積はそれぞれ234L、脱窒槽は600L、硝化槽は凡そ1500Lであった。なお、UASB1、脱窒槽、UASB2にはそれぞれの槽に連結して調整槽（容積凡そ8L）を設置し、液をポンプで循環させ、槽内液の上昇速度を一定に調整できるようにした。UASB1、UASB2槽にグラニュール（それぞれ80Lと100L）を入れ、酸生成、メタン生成を優先するように、凡そ1ヵ月間合成排水（UASB1にはしょ糖（5g/L）、UASB2には酢酸ナトリウムとしょ糖（凡そ1.0g/L））を半回分操作で供給した。酸生成（BOD濃度）とメタン生成が安定したあと、さらに1ヵ月は原水と合成排水との混合比を1：1から順次合成排水の割合を減少させ、原水供給に切り替えた。

連続処理では、装置に原水を70～115L/日送液した。硝化槽から脱窒槽への循環は、循環比6～19で変えた。操作温度は、建屋に設置したエアコンディショナーに

図1 嫌気性（脱窒オリエンテッドメタン発酵）処理と好気性処理の組合せプロセス

より凡そ15℃（冬季）～35℃（夏季）とした。なお、接触ばっ気槽（硝化槽）は高分子糸製の接触材（揺動型フリンジ）を充填し、できるだけ部分硝化できる（亜硝酸性窒素生成を優先させる）ように槽内に補助ヒーターを投入し、冬季でも凡そ28℃に維持できるようにした。接触ばっ気槽のDOは、2～5mg/Lとした。なお、脱窒槽は、高分子糸製の接触材（揺動型フリンジ）を充填した。

2.1.3 原水の調整

UASBリアクターによる処理では、排水のSS濃度は低いことが望ましいが、平均SS濃度が1300mg/L程度で処理可能と報告されている¹¹⁾。簡単な沈殿操作の前処理で処理できることは望ましいことであるが、本実験では高度処理を目的としていることより、小型実験装置による実験では、凝集沈殿、ろ過をして原水とした。

豚舎に付設されている排水貯留槽から污水を採取し、硫酸バンド、高分子凝集剤に凝集補助剤を加えて凝集沈殿処理し、さらに砂及び粒状活性炭を充填したろ床によりろ過して貯留槽に貯留し、試料水（原水）とした。原水のBOD、TN、TPは採取排水の5～40%に減少した。原水の平均組成は、BODは3692mg/L、TNは1570mg/L、TPは12.5mg/L、SSは60mg/Lであった。

一方、パイロット実験装置による実験では、污水採取場所が小型装置実験の場所と異なり、飼育頭数等の大きな施設に変わり、污水はSS、BOD、TNが大きく変化するとともに、粘性も高かった。原水調整は、小型装置実験の場合と同様に、污水を凝集沈殿処理したが、ろ過処理はしないで、上澄みを貯留槽に貯留し、試料水（原水）とした。原水のBOD、TN、TPは採取污水の5%～45%に減少した。原水の平均の組成は、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 970[mg/L]、TN 978[mg/L]、BOD 1521[mg/L]、 COD_{Mn} 900[mg/L]、TP 34[mg/L]、SS 327[mg/L]、 COD_{Cr} 3170[mg/L]であった。硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素はほぼ0であった。

なお、TN、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 COD_{Cr} は吸光光度式測定器DR2800（HACH社）を用い、 COD_{Cr} 濃度の測定は重クロム酸カリウム法、TN濃度の測定はカドミウム還元法で測定した。

3. 実験結果と考察

3.1 小型実験装置による操作方法の検討

豚舎から排出される污水は、蛋白質などが多く含ま

れるので、蛋白質など高分子物質の可溶化と揮発性有機酸の生成を促進し、水中のN/BOD比を小さくするには、UASB1のpHは弱酸性が有利と考えられる¹³⁻¹⁵⁾。また、窒素負荷が高い場合、脱窒槽のpHは脱窒の進行とともに上昇し、脱窒細菌の活性を阻害することもあるので、UASB1のpHを弱酸性にして脱窒槽に供給すれば、脱窒槽のpHを適正に維持できることが期待できる。が、本実験では酸生成槽のpHは制御しなかったで、平均のpHは7.2であった。

実験結果の1例（全槽滞留時間3.2日、循環比(R/Q)=6.0)を図2、3に示す。図2は各槽のBOD変化で、BODは何れの操作方法でも処理槽を流下するにつれ低下するが、操作方法1では脱窒槽で大きく低下し、操作方法2ではUASB1でBODが大きく低下した。

脱窒に必要な電子供与体の量を低減し、脱窒効率を大きくするには、接触ばっ気槽でアンモニアを部分硝化（亜硝酸を生成）することが望ましい。部分硝化は、硝化槽の温度（25～30℃）、酸素濃度（DO）（3mg/L以下）を制御して、行われているので¹⁶⁾、DOを2～3mg/Lになるようにばっ気空気量を調整した。部分硝化率は、不安定であったが、凡そ50～80%であった。

各槽のTN除去率の変化を図3に示した。図に示すように、TN除去率は操作方法2ではBODと同様に

図2 各反応槽のBOD変化

図3 各槽のTN除去率

UASB1で大きく上昇し、操作方法1ではBODの低下に対応し脱窒槽で大きく上昇した。平均の脱窒率は操作方法1の80%に比べて操作方法2は60%と低く、操作方法1が有利と考えられた。この脱窒率の相違について、豚舎から排出される汚水は、蛋白質などが多く含まれるので、UASB1における可溶性・揮発性有機酸生成の促進には、酸性であるとともに *Clostridium* 属の嫌気性細菌の活性を高めるため絶対嫌気性¹³⁾であることが望ましいと考える。しかし、操作方法2では硝化液が循環されるため、可溶性・揮発性有機酸の生成が抑制されることも影響していると考えられるが、詳細な検討はできなかった。UASB1の揮発性有機酸濃度は酢酸が主で、プロピオン酸、酪酸の濃度は低かった。

3.2 パイロット装置の結果

図4はパイロット装置による原水の処理において、各槽のBOD、TN、CODの濃度の経日変化を示す。実験開始から2～3ヵ月間は、循環ポンプのトラブル、各槽に付設した調整槽内に貯留されたSSの不定期の流出、過ばっ気やばっ気不足による接触ばっ気槽（図4では硝化と標記）のDOの変化など操作条件が安定できず、処理水のBOD、TNなどは大きく変化し安定しなかった。また、pHは8.2～8.8と高かった。

1ヵ月に一度程度の調整槽の貯留汚泥の排出、及びUASB1から脱窒槽、脱窒槽からUASB2への配管の洗浄を行うとともに、UASB1の調整槽にpHコントローラーを設置し、pHを調整した。立ち上げから凡そ140日後からは処理水質は安定した。

UASB1の有機酸は主として酢酸で、その他の有機酸は非常に少なかった。また、接触ばっ気槽の平均DOは5.3mg/L、硝化槽の平均NO_xは114mg/Lで、亜硝

酸性窒素と硝酸性窒素の濃度の比は1:1、NH₄⁺-Nは50～60mg/Lであった。

なお、390日頃の大きな変化は、休日が重なりUASB1、脱窒槽から流出したSSが接触ばっ気槽まで入り、BOD、TNなどの濃度が上昇したことによるもので、各槽の調整槽及び管路の洗浄を行った後は、ほぼ前の状態に戻った。

処理水のBOD、TNが安定した後、循環比(R/Q)を6～19で変化させ、循環比による処理水BOD、TNの変化を検討した。処理水質はR/Qが大きくなるにつれ良くなったが、R/Q=10より大きくなると変化は小さくなり、さらに大きくなると処理水質は悪化傾向を示した。したがって、循環比R/Qは、9～10とした。

図5は各槽のSS、TPを示す。原水の平均SSは327mg/Lであるが、接触ばっ気槽を出る処理水の平均SSは35mg/Lであった。また、原水の平均TPは34mg/Lであるが、接触ばっ気槽では14mg/Lであった。TPのこのような減少は、脱窒槽、UASB2槽のpHが凡そ8.2であったので、MAP反応あるいはHAP反応の進行によるリン酸塩の生成・析出、SSの減少による濃度低下などの影響があると考えられた。

図6に各槽のBOD、COD_{Mn}の変化を示す。原水の平均BOD濃度は1571mg/Lであるが、UASB1槽（酸生成）の平均BODは、976mg/Lと低下した。UASB1槽におけるBOD/N比の低下を抑制する目的で、pHの制御を行ったものの平均pHは7.7で、UASB1で流入BODの凡そ36%が除去され、BOD/N比の低下の抑制、揮発性有機酸の生成の促進の目的は十分達成できなかった。なお、UASB1からはメタンガスが発生したが、ガスホルダーを設置できなかったためガス量は測定できなかった。発生ガス中のメタン濃度は凡そ50%であった。また、接触ばっ気槽におけるBOD除

図4 パイロット装置の水質経日変化

図5 パイロット装置の各槽のSS、TPの変化

図6 パイロット装置各槽のBOD, COD_{Mn}の変化

去を軽減するため、UASB2では脱窒槽で除去できないBODの除去を目的としたが、脱窒槽で残留するBODは低く、UASB2のBOD除去機能は小さかった(メタンガスは捕集できなかった)。なお、本研究では脱窒槽で残留するBODが極めて少なく、UASB2のメタン生成は見られなかったものの、高有機物濃度で窒素濃度の低い排水の処理では、脱窒槽で残留するBODは高く、UASB2で高濃度のメタンガスの回収が期待できる。

接触ばつ気槽における平均BOD除去率は98.5%であった。

処理装置のBOD, TNなどの除去機能は、処理対象の水質やこれらの負荷の大きさにより変わるので、本実験と同程度の負荷による既往の研究結果と比較すると、田中ら¹¹⁾のUASB-散水ろ床による豚舎排水処理のBOD除去率凡そ94%、倉本¹⁷⁾らの多段嫌気性反応槽と散水ろ床の組合せによる糖系食品排水のBOD除去率凡そ99.5%と同レベルであった。

COD_{Mn}の平均除去率は78.2%で、COD_{Cr}の平均除去率は90%と高かったが、処理水のCOD_{Cr}は254mg/Lと高かった。Hwangら⁷⁾は2相式メタン発酵とアナモックス法との組合せで、UASB1のCOD除去率は凡そ13%(pH=7.1)で、本実験より高い酸生成率であるが、COD除去率は88%であり、Kimら⁹⁾はUASBと接触ばつ気の嫌気-好気プロセスとの組合せでCOD除去率54~88%、Huangら¹⁰⁾はUASBと活性汚泥処理との組合せでCOD除去率95~97%、Yingyuら¹⁶⁾、山崎ら¹⁸⁾は合成排水のUASBと膜分離活性汚泥あるいは散水ろ床との組合せでCOD除去率91~98%と報告しており、本実験結果は、豚舎排水処理では既往の結果と同程度が高い除去率が得られた。

図7に各槽のTN除去率、NO_x-N, NH₄⁺-Nの変

図7 パイロット装置各槽のTN除去率、NO_x-N, NH₄⁺-Nの変化

化を示す。TNはBODと同様に脱窒槽で大半が除去され、脱窒槽の除去率は凡そ71%であるが、硝化槽ではTN除去率は76.2%であった。

Hwangら⁷⁾は2相式メタン発酵とアナモックス法との組合せで、TKN(ケルダール窒素)除去率86.5%、KimらはUASBと接触ばつ気槽による嫌気-好気プロセスの組合せでTN除去率86.7%、田中ら¹¹⁾はUASBと散水ろ床の組合せでTN除去率凡そ48%、Huangら¹⁰⁾はUASBと活性汚泥処理との組合せでTN除去率54~77%、合成排水の処理であるが、Yingyuら¹⁶⁾はUASBとMBR(膜活性汚泥処理)の組合せとし、TN負荷が本実験の凡そ1/2で、除去率48~82.8%、山崎ら¹⁸⁾は2槽UASBと散水ろ床の組合せで、温度10℃~20℃、UASB2に処理原水の1/2を流入させ、硝化液をUASB2に循環(循環比2)させ、COD_{Cr}/NO₃-N比を14として、TN除去率61%と報告している。Kimら⁹⁾はCOD/N比が凡そ40、また、Huangら¹⁰⁾はCOD/N比が5になるように原水を調整していることを考えれば、本実験のBOD/NあるいはCOD/N比が2~3でTN除去率76.2%は高い除去率といえる。なお、処理水のTN濃度は原水のTN濃度の変化により118~215mg/Lで変化し平均TN濃度は159mg/Lであったが、硝化槽の窒素濃度を(亜硝酸性窒素+硝酸性窒素+0.4NH₄⁺-N)とすれば、処理水の窒素濃度は一般排水基準を下回る場合があった。

今城ら¹⁹⁾は、アナモックス細菌はメタン菌グラニュール表面で増殖しやすく、適した反応器として嫌気状態であるメタン菌グラニュール槽(UASB)を推奨しており、本実験のUASB2はNO₂-NとNH₄⁺-Nの比が凡そ1:1であり、アナモックス細菌の植種により、さらに脱窒率の向上が図れると考えられる。

以上、脱窒オリエンテッドメタン発酵処理と好気性処理の組合せプロセスによる豚舎排水の高度処理を、パイロット装置により検討した結果、UASB1のpH調整は十分ではなく、また、硝化槽の部分硝化にも課題はあるが、既往のプロセスと比較してBODのみでなく、TNについても高い除去率が得られた。

4. ま と め

2槽式UASB反応槽に脱窒槽を組合せた脱窒オリエンテッドメタン発酵にさらに接触酸化槽を組合せたプロセスについて、パイロット装置により豚舎排出汚水の処理を行い、次の知見が得られた。

- (1)硝化槽の平均温度28℃、平均DO濃度5.2mg/L、平均pH6.5で、アンモニアの平均硝化率は68%、NO_x-Nの亜硝酸性窒素と硝酸性窒素の濃度比は1:1であった。
- (2)UASB1(酸生成)槽の原水に対する平均BOD低下率は35.8%、脱窒槽流入原水のBOD/N比2~3において、消化液の脱窒槽への循環比を9~10とすることにより、平均BOD除去率98.5%、平均TN除去率76.5%、平均COD_{Cr}除去率91%が得られた。BOD/N比が小さいので、UASB2におけるBOD除去機能は非常に小さかった。
- (3)脱窒オリエンテッドメタン発酵と接触ばつ気槽を組合せる処理法は、プロセスは複雑となるが、接触ばつ気槽では部分硝化を行うなど脱窒オリエンテッド操作により、既往のプロセスと比較して低いCOD/Nで高いTN除去率が得られる。また、低窒素濃度の排水の処理においては、メタン発酵を2相化に併せ脱窒槽を設置しているので、高濃度のメタンガスの回収が期待できる。

謝辞：本研究において、メタン発酵グラニュールの提供と有益なご意見をいただきました(独)農業・食品産業技術総合研究機構畜産草地研究所 田中康男氏、研究費の一部は(独)科学技術振興機構「群馬県地域結集型研究開発プログラム」の支援を受けたことを記して、謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) Osada T., Haga K., and Harada Y.; Removal of nitrogen and phosphorus from swine waste water by activated sludge units with the intermittent aeration process, *Wat. Res.*, **25**, 1377-1388, 1991.
- 2) Bernet N., Delgenes N., Akunna J. C., Delgenes J. P. and Moletta R.; Combined anaerobic-aerobic for the treatment of piggery wastewater, *Wat. Res.*, **34**, 611-619, 2000.
- 3) 陳昌淑, 田中康男; 硫黄酸化反応による畜舎汚水の窒素除去と脱色, 用水と廃水, **43**, 1053-1059, 2001.
- 4) 長峰孝文, 小堤恭平, 古谷修; 硫黄酸化脱窒による豚舎汚水の活性汚泥処理水の脱窒と脱色, 日本畜産環境学会誌, **7**, 1, 2008.
- 5) Ahn Y. H., Hwang I. S. and Min K. S.; ANAMMOX and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggery waste, *Water Sci. Technol.*, **49**, 145-153, 2004.
- 6) Waki M., Tokutomi T., Yokoyama H. and Tanaka Y.; Nitrogen removal from animal waste treatment by anammox enrichment, *Bioresour Technol.*, **98**, 2775-2780, 2006.
- 7) Hwang I. S., Min K. S., Choi E. and Yun Z.; Resource recovery and nitrogen from piggery waste using the combined anaerobic processes, *Water Sci. Technol.*, **54**, 229-236, 2006.
- 8) 高木啓太, 篠田高明, 山本太一, 古川憲治; 家畜ふん尿メタン発酵脱離液を対象としたアナモックス処理法の検討, 第40回日本水環境学会年会講演集, 167, 2006.
- 9) Kim B.U., Won C.H. and Rim J.M.; Combined UASB reactor and DAF/BF anoxic/aerobic for the removal of high-concentration organic matter and nutrients from slurry-type swine waste, *Water Sci. Technol.*, **49**, 199-205, 2004.
- 10) Huang J. S., Wu C. B. and Chen C. M.; Microbial activity in a combined UASB-activated sludge reactor system, *Chemosphere*, **61**, 1032-1041, 2005.
- 11) 田中康男, 鈴木一好, 福永栄, 永田龍三郎; UASBリアクターと不織布懸架式散水ろ床を組合せたプラントによる畜舎汚水の処理特性, 水環境学会誌, **29**, 107-113, 2006.
- 12) Huang J. S., Chou H. H., Chen C. M. and Chiang C. M.; Effect of recycle-to-influent ratio on activities of nitrifiers and denitrifiers in a combined UASB-activated sludge reactor system, *Chemosphere*, **68**, 382-388, 2007.
- 13) Ericson and Fung; *Hand Book on Anaerobic Fermentation*, Marcel Dekker Inc., 193, 194, 585, 599, 1988.
- 14) Mata-Alvarez, J. and Castillo, R. T.; A study of a two phase digestion process, *Anaerobic Treatment a Grown-up Technology*, AQUATECH'86, 676-679, 1986.
- 15) Attul A., Ehlinger F., Audic J. M. and Faup G. M.; Anaerobic fermentation at low pH: Glucose and intermediate products degradation kinetics, *Anaerobic Treatment a Grown-up Technology*, AQUATECH'86, 63-76, 1986.
- 16) Yingyu An., Fenglin Yang, Chua H. C., Wong F. S. and Bing Wu; The integration of methanogenesis with shortcut nitrification and denitrification in a combined UASB with MBR, *Bioresour Technol.*, **99**, 3714-3720, 2008.
- 17) 倉本恵治, 高橋優信, 霜崎敏, 長野晃弘, 山口隆司, 西尾尚道; 多段嫌気性反応とDHSを組み合わせた廃水処理システムによる中高濃度有機性廃水の連続処理特性, 第40回日本水環境学会年会講演集, 315, 2006.
- 18) 山崎慎一, 山口隆司, 荒木信夫, 角野晴彦, 原田秀樹; 2槽式UASB-接触酸化処理システムにおける有機物と窒素の除去特性, 土木学会論文集G, **61**, 9-16, 2006.
- 19) 今城麗, 徳富孝明, 古川憲治; Anammoxプロセスに適したリアクターの検討, 水環境学会誌, **28**, 185-190, 2005.