

実下水処理UASBリアクターの処理特性 および保持汚泥性状評価

水圏土壌環境制御研究室
05581786 草野 真一
指導教官 山口隆司

1. はじめに

UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket: 上昇流嫌気性汚泥床) 法は、中高濃度の有機性産業廃水処理において、エアレーション不要で省エネルギー、汚泥排出が少ない、メタン回収が可能などの利点を有しており広く普及している^{1, 2)}。UASB 法は、熱帯、亜熱帯地域においては産業廃水のみならず、下水のような低濃度有機性排水処理にも積極的に用いられるようになってきている。UASB 法で下水を処理した場合の処理水質は、水理学的滞留時間 (HRT) 8~12 時間において、50~150 mg CODcr/L (CODcr 除去率 60~70%)、50~100 mgSS/L 程度である^{ルークス)}。この処理水質は、排水基準に達する良好なレベルではないが、排水処理にかけられるエネルギー事情も考慮され、UASB 法が処理方法として選定されている^{のぶさん)}。こうした背景から、現在、世界的に UASB 処理水質を向上させる研究が進展している。本研究グループも UASB 処理水質向上のための装置として DHS (Downflow Hanging Sponge: 下向流懸架式スポンジ) を提案してきている^{4~12)}。UASB と DHS を組み合わせたシステムの実証試験は、日本およびインドで数年間に渡り実施し、有機物除去率 95% 程度、硝化率 70~100% 程度という優れた処理成績を得るに至っている^{13, 14)}。

しかしながら、下水処理を対象とした UASB 法の設計、運転管理に関する知見の蓄積は充分に得られていない。下水処理 UASB 法の処理特性については、中温微生物の生育に適した熱帯、亜熱帯を中心とした地域での実験、実プラント運転における性能評価のデータに偏っている。また、UASB リアクターの保持汚泥量の増減、汚泥性状について定量的な報告は少ない状況にある。

そこで本研究では、日本を含めた温帯地域 (特に、冬季に処理水温の低下を伴う地域) での実下水処理 UASB リアクターを対象として、通年連続処理における保持汚泥量の増減および汚泥性状についての定量的な知見を得ることを目的とし実験を行った。実験では、長岡中央浄化センターに UASB リアクターを設置し、植種汚泥に同センターの中温消化汚泥を用いて、通年の連続下水処理試験を行った。保持汚泥量および保持汚泥性状はリアクター・プロファイル実験を基に評価した。

2. 実験方法

2.1 実験装置

Fig. 1 は、本研究に用いたパイロットスケール UASB リアクター (以下、UASB と略す) の概要を示す。UASB は、カラム高さ 4 m、内径 0.56 m の金属製カラムに、無攪拌の GSS (Gas-Solid Separator) を備えた構造とした。UASB 全容量は 1,148 l (カラム容量 1,022 l, GSS 容量 126 l) とした。

2.2 実験方法および条件

本 UASB は長岡中央浄化センター内に設置した。供給下水は、長岡中央浄化センターの分流・スクリーン通過後の実下水とした。植種汚泥には、本浄化センターの下水中温嫌気性消化汚泥を約 500 L 用いた。GSS を含む水理学的滞留時間 HRT 24~12 h で 80 日間馴養運転後、HRT を 8 h に設定した。HRT 8 h とした時点を実験開始日とした。UASB の温度調節は行わず運転を行った。なお、装置稼働のための pH 調整剤、SS 凝集剤等の薬品投入は行わなかった。

2.3 分析方法

2.3.1 連続処理実験

試料採取は、コンポジットサンプリング (タイマーによる 5 min-on, 55 min-off の 24 h 制御, 4°C 保存) で行った。ただし、pH, ORP, 水温の測定は、スポットサンプリングにより行った。SS, VSS の測定

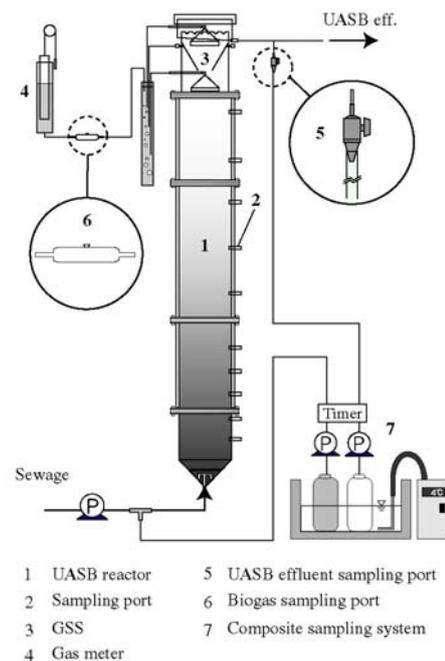


Fig.1 Schematic representation of the semi pilot scale plant

はADVANTEC-GB140濾紙 (0.45 μm) を用いて行った。CODの測定はHACH社の重クロム酸カリウム法を用い、全成分及び溶解性成分(濾紙を通過したもの)について行った。UASBからのガス発生量は水上置換法により連続的に記録し、ガス組成はガスクロマトグラフ(島津, GC-8AIT)を用いて測定した。

2.3.1 水質, 汚泥プロファイルおよび汚泥性状

リアクター高さ方向の溶解性COD, 汚泥濃度, 汚泥容量指標(SVI), C/N比, セルロース等の測定は、約1~2ヶ月おきに行った。溶解性CODの測定は、サンプリングした混合液を高速遠心分離機(12,000 $\times g$, 10 min, 4 $^{\circ}\text{C}$)で遠沈した後、ADVANTEC-GB140濾紙により濾過して、HACH社の重クロム酸カリウム法にて行った。MLSS, MLVSSおよびSVIの分析方法は、下水試験方法(1997年度版)に準じた。C/N比は汚泥を105 $^{\circ}\text{C}$ で乾燥後粉碎し、CNコーダー(ヤナコMT-700)にて測定した。

3. 実験結果および考察

3.1 UASB処理特性

3.1.1 全COD, SS

Fig. 2 は、UASB連続運転における水温(A図)、全COD(B図)、SS(C図)、ガス発生量(D図)、およびガス組成(E図)の経日変化を示す。運転は410日間連続して行った。UASB処理水温は、年間平均で20.6 $^{\circ}\text{C}$ 程度であったが、その後徐々に低下した。運転130日(12月下旬)から215日(3月下旬)までの約80日間は水温が15 $^{\circ}\text{C}$ 以下(最低水温: 11.3 $^{\circ}\text{C}$)であった(本論文ではこの期間を冬季期間と呼ぶ)。全CODは、流入下水で平均 $382 \pm 162 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (平均 \pm 標準偏差)、処理水で平均 $123 \pm 42 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、全COD除去率は平均 $65 \pm 13 \%$ となった(ただし、送液ポンプのトラブルが生じた88, 119, 123日目のデータは省いた)。SSは流入下水で平均 $142 \pm 81 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、処理水で平均 $40 \pm 35 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、UASBによるSS除去率は平均 $71 \pm 21 \%$ となった。15 $^{\circ}\text{C}$ 以下の冬季期間が約80日間あったにもかかわらず、連続処理運転における処理水質は全COD除去率 $60 \pm 9 \%$ 、SS除去率 $67 \pm 15 \%$ と安定していた。なお、pHは、流入下水で 7.2 ± 0.4 、処理水で 6.9 ± 0.3 であった。ORPは、流入下水で $-202 \pm 52 \text{ mV}$ 、処理水 $-245 \pm 40 \text{ mV}$ であった。処理水の揮発性脂肪酸は、流入下水、処理水ともに 2mg/L 未満であった(島津, GC-1700で分析)。

3.1.2 メタン生成量

ガス発生量(Fig. 2, D 図)は、夏季平均で $107.5 \text{ NL}\cdot\text{day}^{-1}$ 、冬季平均で $50.0 \text{ NL}\cdot\text{day}^{-1}$ であり、冬季期間において減少をみせた。ガス組成は、メタン $69 \pm 8 \%$ 、窒素 $27 \pm 10 \%$ 、二酸化炭素 $4 \pm 1 \%$ のレベルであった。

3.1.3 UASBにおけるCOD分解特性

Fig. 3は、UASB高さ方向の溶解性COD濃度を示す。溶解性CODは、UASB下部0.3 mまで上昇した

後、上部に向かって低下した。これは流入SSがUASB下部において加水分解し溶解性CODが生成され、UASB内を通過することで除去されることを示している。水温15 $^{\circ}\text{C}$ 以下となった158~238日目の冬季期間に、UASB上・中部の溶解性CODが上昇した。これは温度低下に伴い微生物の活性が低下したことで、溶解性COD代謝速度が低下し、溶解性CODがUASB下部だけでは処理しきれなくなったためと考えられる。

Fig. 4は、UASB連続処理運転における単位汚泥当たりの全COD分解速度と溶解性COD代謝速度を示す。単位汚泥当たりの全COD分解速度(流入全COD汚泥負荷)の算出は、1日当りの流入全CODと流出全CODの差をUASB保持汚泥量で除して求めた。平均流入全COD汚泥負荷は $0.058 \text{ kgCOD}\cdot$

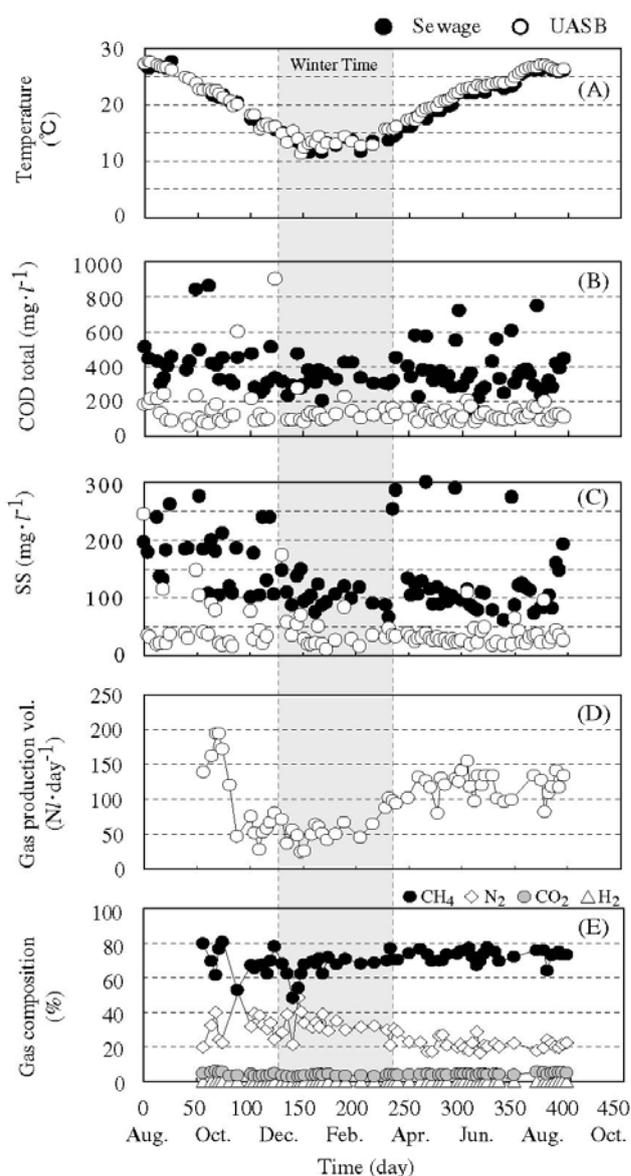


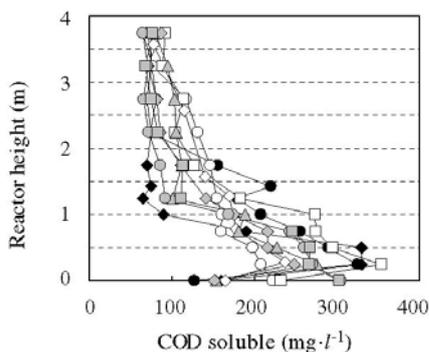
Fig.2 Time course of Temperature (A), Total COD (B), SS (C), Gas production (D), Gas composition (E)

kgVSS⁻¹・day⁻¹と低いレベルであった。

また、単位汚泥当たりの溶解性COD代謝速度の算出は、Fig. 3の溶解性CODプロファイル結果を基として、UASB高さ0.3 m以上のカラム部分で溶解性CODが直線的に減少した量を、対応するカラム部分の滞留時間および保持VSS量で除して求めた（本溶解性COD代謝速度は、カラム0.3 m以上における溶解性COD生成速度も含む値である）。溶解性COD代謝速度は、夏季（56日目、22.5℃）では0.13 kgCOD・kgVSS⁻¹・day⁻¹であったが、冬季（158日目、13.3℃）では0.017 kgCOD・kgVSS⁻¹・day⁻¹となった。158日目以降、溶解性COD代謝速度は、0.053 kgCOD・kgVSS⁻¹・day⁻¹程度で一定となった。冬季の処理水質は、全COD除去率60%程度と安定していたが、この要因は、高濃度汚泥保持によって流入全COD汚泥負荷が低くなっていたためと考えられる。

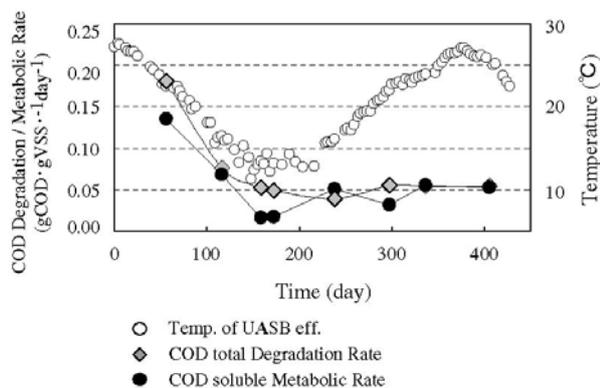
3.1.4 CODバランス

Fig. 5は、流入全COD量を100%としたUASBのCODバランスを示す。COD成分は下記のように分類した。COD solid（流出全COD－流出溶解性CODの平均量）、COD soluble（溶解性CODの平均



- ◆ 56th day 22.5℃
- 116th day 16.5℃
- ◇ 158th day 13.5℃
- △ 173th day 13.3℃
- 238th day 16.1℃
- ▲ 257th day 17.2℃
- ◇ 297th day 22.0℃
- 336th day 23.9℃
- 405th day 25.9℃

Fig.3 Soluble COD profile in the UASB reactor at different cultivation days



- Temp. of UASB eff.
- ◇ COD total Degradation Rate
- COD soluble Metabolic Rate

Fig.4 Time course of COD degradation and metabolic rate

量)、CH₄ gas（ガス発生量に発生ガス組成を乗じた量）、CH₄ dissolved（メタンガス量を基にベンゼンの式より算出した溶存メタン量）、COD utilized by sulfate reduction（流入SO₄²⁻-Sの平均量からのCOD換算量、1 gCOD = 0.5 gSO₄²⁻-S）、COD-VSS accumulation（蓄積VSSのCOD換算量）、Unknown（その他未知COD量）。通年メタンガス及び溶存メタンの割合は、30-40%であった。硫酸還元反応に利用されたCOD量は、5-8%であった。蓄積VSSの挙動は、冬季と夏季で違いが見られた。蓄積VSSは、158日目から238日目の冬季期間で10%程度となった。これに対し、238日目以降の夏季ではVSS蓄積がみられなくなった。メタンガスの割合（メタンガス+溶存メタン）は、夏季で38.5%であった。これらのことから、UASBは、14 ± 1℃以下の低水温条件ではSS蓄積し、23 ± 3℃以上の温度条件ではSS分解を分解することがわかった。

3.2 汚泥蓄積の挙動

Fig. 6は、UASB高さ方向のMLSS (A図)およびMLVSS (B図)を示す。UASB下部の汚泥濃度は、45,000 mgSS・l⁻¹、30,000 mgVSS・l⁻¹程度で保持された。またUASB上部（高さ3.0 m以上）においては約8,000~15,000 mgSS・l⁻¹、5,000~11,000 mgVSS・l⁻¹で推移していた。UASB上部の保持汚泥濃度レベルは、下水をUASBを用いて25~13℃で処理したUemuraら¹⁶⁾、同じく15℃程度で処理したMahmoudら¹⁷⁾によって報告された保持汚泥濃度と同程度であった。UASB上部ではMLSSが高かったが、GSSによる気固液分離効果によりUASB処理水中のSS濃度は平均52 mg・l⁻¹に抑えられた。UASB保持汚泥濃度の変化は、UASB中部（1.5~3.0 m）で顕著に見られた。UASB中部では、冬季に最大22,000 mgSS・l⁻¹程度（238日目）まで増加

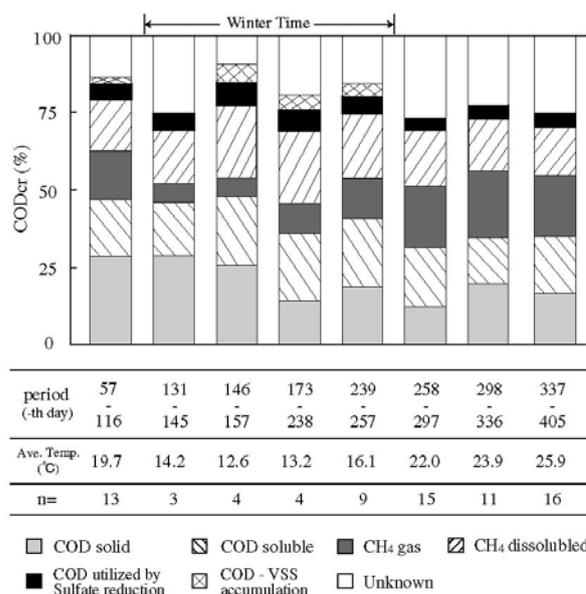


Fig. 5 COD balance

し、夏季に15,000 mgSS \cdot l $^{-1}$ 程度 (405日目) まで減少した。

Fig. 7 は、カラム有効容積当りの UASB 保持汚泥量の推移を示す。図は UASB への SS 蓄積負荷量 (流入 SS 量から流出 SS 量を差し引いた SS 量の積算値) と、実際に UASB に蓄積した TS 量 (Fig. 7 の MLSS profile より算出) の経日変化を示す。実際の TS 蓄積量は、冬季に増加傾向を示し、最大 25.5 g \cdot l $^{-1}$ (238 日目) まで増加した。実際の TS 蓄積量は、SS 蓄積負荷量に対して 18.9 % レベルであった。また、夏季において実際の TS 蓄積量は、22.4 g \cdot l $^{-1}$ (405 日目, 25.9 $^{\circ}$ C) ま

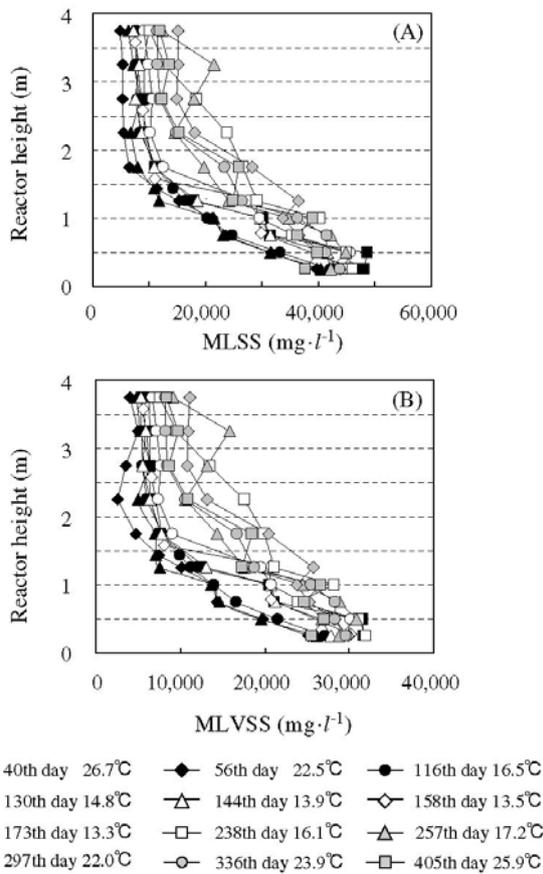


Fig.6 MLSS, (B) MLVSS profile in the UASB reactor at different cultivation days

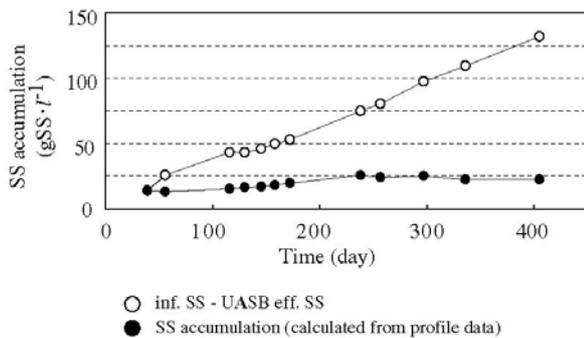


Fig.7 Time course of SS accumulation in the UASB reactor

で減少した。実際の TS 蓄積量は、SS 蓄積負荷量に対して 7.1 % のレベルとなった。実際の TS 蓄積量が低レベルとなった理由は、UASB 内の保持汚泥が高濃度であったため、COD-汚泥負荷 (0.058 kgCOD $^{-1}$ \cdot kgVSS $^{-1}$ \cdot dsy $^{-1}$) が低くなり、微生物の同化が低く抑えられたことが原因であると考えられる。

3.3 保持汚泥性状

3.3.1 保持汚泥サイズ

Fig. 8 は、保持汚泥の粒径分布特性を示す。粒径分布特性は、重量比率 (各粒径の gVSS \cdot Total-gVSS $^{-1}$) によって評価した。保持汚泥の分級は 2.00, 0.85, 0.43 mm メッシュのフルイを用いて行った。また、サンプルは UASB 高さ 3.25 m, 1.75 m, 0.50 m より引抜いた汚泥を用いた。UASB 下部では、2.00 mm 以上の重量比率は 13 % であり、0.85 mm 以上のグラニュールは 41 % を占めた。また UASB 上部では、2.00 mm 以上のグラニュールは存在しなかったが、0.43~0.85 m のグラニュールの重量比率は約 26 % を占めた。温帯で低水温期のある下水処理 UASB のグラニュール汚泥の形成、保持についてこれまで定量的な知見が少なかったが、本実験により、15 $^{\circ}$ C 以下の低水温期間が 80 日程度ある条件で、消化汚泥からグラニュール形成、保持が可能であることがわかった。

3.3.2 VSS/SS 比

Fig. 9 (A 図) は、UASB 高さ方向における VSS/SS 比 (g/g) を示す。VSS/SS 比は、UASB 上・中部 (1.5 m 以上) において 0.69~0.75, UASB 下部で 0.61~0.68 のレベルであった。UASB 下部では VSS/SS 比が小さくなっていること

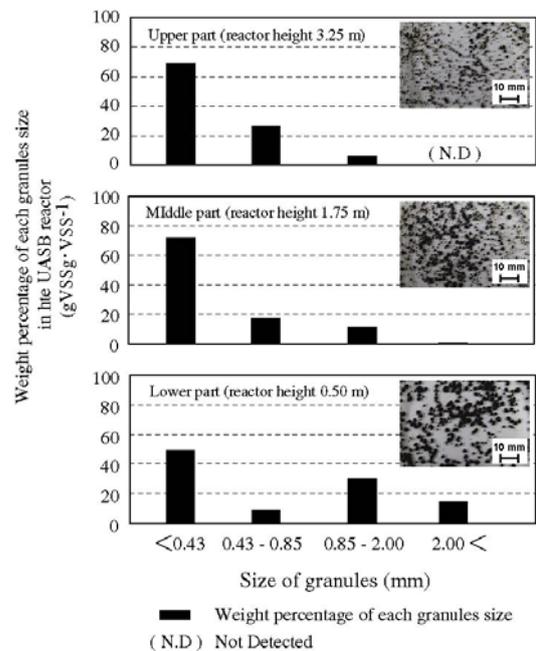


Fig.8 Weight percentage of each granules size in the UASB and the number of weight of granule per 1 gVSS

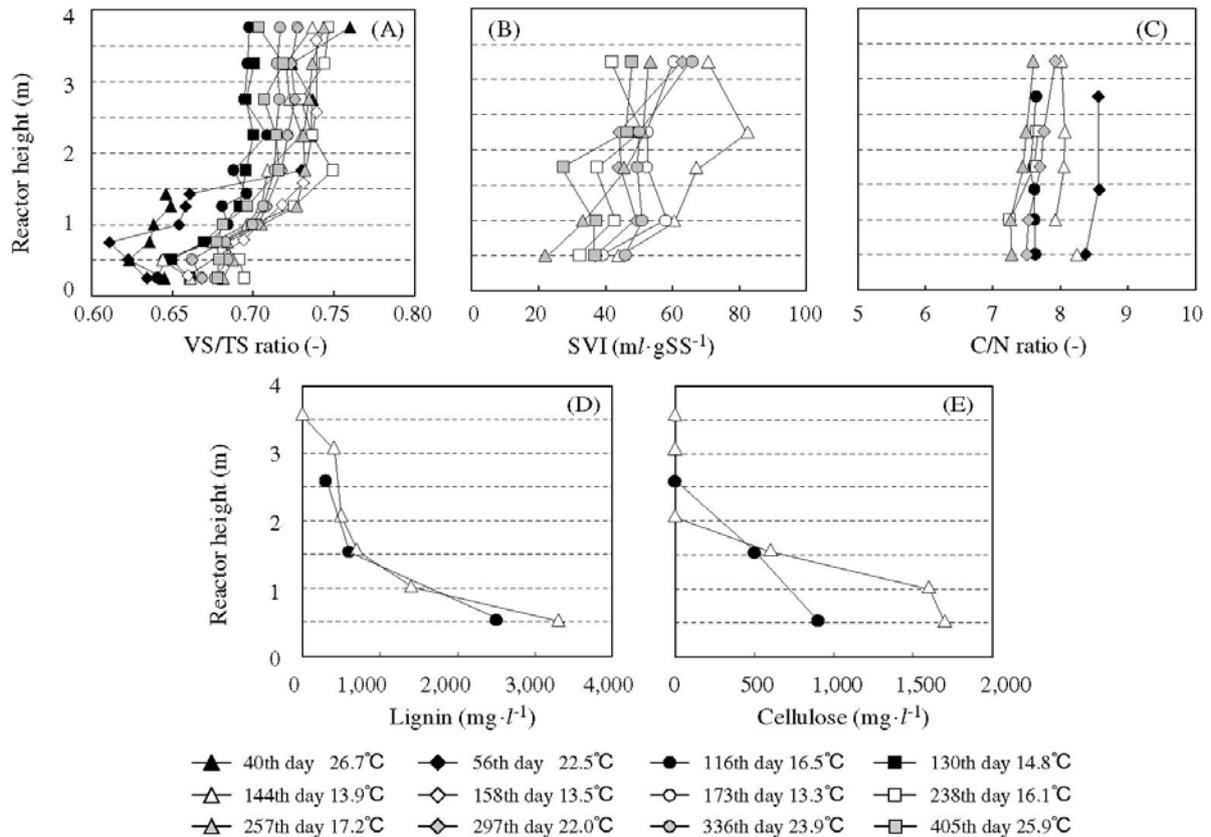


Fig. 9 Profile of characterization of a retained sludge in a UASB reactor at different cultivation days

から、砂分や無機塩を多く含む SS の沈積があることが示唆された。

3.3.3 SVI

Fig. 9 (B 図)は、SVI プロファイルの結果を示す。144 日目において UASB 上・中部 (1.5 m 以上) の SVI は $60 \text{ mL} \cdot \text{gSS}^{-1}$ 以上を示した。運転の経過に伴い 144 日目以降、SVI は低下から、汚泥の沈降性が向上したことが分かる。UASB 下部においては $50 \text{ mL} \cdot \text{gSS}^{-1}$ 以下程度に安定していった。汚泥の沈降性が高くなった理由は、消化汚泥からグラニューールの形成がなされたためである (Fig. 8)。また、Fig. 9 (A 図)より保持汚泥の VSS/SS 比が 0.61~0.75 レベルと低かったことも沈降性の向上に寄与したと考えられる。

3.3.4 C/N 比

Fig. 9 (C 図)は、UASB 高さ方向の C/N 比 (g/g) を示す。56 日目から 116 日目において C/N 比が 8.5 から 7.6 に減少したことから、VSS 中の菌体割合が増加したと考えられる。238 日以降は保持汚泥の C/N 比は 7~8 程度で安定した。

3.3.5 リグニン、セルロース、ヘミセルロース

Fig. 9 にリグニン (D 図)、セルロース (E 図) の UASB 高さ方向の濃度を示す。リグニン、セルロース共に UASB 下部で濃度が高く、上部で濃度が低くなっていた。リグニンのプロファイルは夏季 (116

日目, 16.5°C) と冬季 (144 日目, 13.9°C) セルロースの濃度は、UASB 下部において、夏季 $900 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であったのに対し、冬季 $1,700 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ まで上昇した。流入固形成分であるセルロース濃度と TS 濃度の増減挙動が一致したことから、UASB は、流入由来の SS が蓄積し、温度によって保持汚泥量が増減することがわかった。なお、リグニンの濃度は、夏季、冬季とも同程度であり、ヘミセルロースは検出限界以下であった (検出限界: $500 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下)。

4. ま と め

本研究では、消化汚泥を種汚泥として用いて実下水処理無加温 UASB の通年連続運転を行い、その処理特性、保持汚泥量増減、および保持汚泥性状について以下の知見を得た。

- (1) UASB は、HRT 8 h で平均水温 00°C (冬季平均 00°C , 夏季平均 00°C) において、全 COD 除去率 62%, SS 除去率 65% の安定した処理性能を発揮した。処理水質が安定した理由は、UASB 下部で $40000 \sim 45000 \text{ mgVSS} \cdot \text{l}^{-1}$ 高濃度の汚泥が保持され、COD-汚泥負荷が $0.058 \text{ kg} \cdot \text{kgVSS}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ と低くなったためと考えられる。
- (2) UASB 内の溶解性 COD 代謝速度は、 22.5°C (夏季, 56 日目) では $0.13 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$, 13.3°C (冬季, 158 日目) では $0.020 \text{ gCOD} \cdot \text{gVSS}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$ であった。水温低下に伴い溶解性

- COD代謝速度が低下したにもかかわらず、
- (3) UASB内保持汚泥量は、夏季から冬季にかけて最大 $25.5 \text{ g} \cdot \text{l-column}^{-1}$ まで増加した。一方、冬季から夏季にかけては $22.4 \text{ g} \cdot \text{l-column}^{-1}$ まで減少した。流入固形物質であるセルロース濃度とTS蓄積量の増減が同様の傾向を示したことから、UASBは、夏季においては固形物質の分解能を有することがわかった。また、冬季に見られるUASB内への汚泥蓄積は、流入由来のSSが原因であることがわかった。
 - (4) UASB内への実際のTS蓄積量は、SS蓄積負荷量（流入SS量から流出SS量を差し引いたSS量の積算値）に対して冬季で18.9%，夏季で7.1%のレベルとなった。これは、UASBが高濃度に汚泥を保持していたことで、全COD汚泥負荷が低く運転されたため、微生物の同化が低いレベルとなったことが原因と考えられる。
 - (5) グラニューールの粒径分布は、UASB上部では、0.85 mm以上の重量比率が41%を占め、一方、UASB下部では0.43~0.85 mmのグラニューールが約26%を占めた。SVIは、約 $50 \text{ mL} \cdot \text{gSS}^{-1}$ 以下であり、良好な汚泥の沈降性を示した。この良好な沈降性は、グラニューール形成のほかに、VSS/SS比が0.6-0.7レベルと低かったことも要因と考えられる。
 - (6) SS蓄積量は、夏季に減少傾向を示すものの、通年では増加し続けることから、UASB法の安定化ための方法として、蓄積汚泥の引抜き的重要性が示された。蓄積汚泥の引抜きは、(1) 通年でのUASB下部において高濃度のグラニューールが保持されたこと、(2) UASB中部においてMLSS、セルロース濃度が増加したこと、(3) 冬季においてSS蓄積量が増加すること、といった実験結果から、冬季にUASB中部の蓄積汚泥を対象として行うことがウォッシュアウト対策として有効であると結論付けられた。

参 考 文 献

- 1) M. Von Sperling. (1996) Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries, *Wat. Res.*, 33, pp. 59-72.
- 2) R. J. Frankin. (2001) Full-scale experiences with anaerobic treatment of industrial wastewater., *Wat. Sci. Tech.*, 44(8), pp. 1-6.
- 3) R. A. Barabosa and G. L. SantAnna. (1989) Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater., *Wat. Res.*, 23, pp. 1483-1490.
- 4) G. Lettinga, A. D. M., A. R. M. van der Last, W. Wiegant, K. van Knippenberg, J. Frijns, J. C. L. van Buuren (1993) Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater, *Wat. Sci. Tech.*, 27(9), pp. 67-73.
- 5) T. Elmitwalli, Gr., Zeeman, and G. Lettinga (2001) Anaerobic treatment of domestic sewage at low temperature, *Wat. Sci. Tech.*, 44(4), pp. 33-40.
- 6) Seghezzi, L., (2004) Anaerobic treatment of domestic wastewater in subtropical regions. pp. 35-36, wageningen Univ., wageningen, the Netherlands.
- 7) Agrawal, L. K., Ohashi, Y., Mochida, E., Okui, H., Ueki, Y., Harada, H. and Ohashi, A. (1997) Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process, *Wat. Sci. Tech.*, 36(6/7), pp. 433-440.
- 8) Machdar, I., Sekiguchi, Y., Sumino, H., Ohashi, A. and Harada, H. (2000) Combination of a UASB reactor and a curtain type DHS (Downflow Hanging Sponge) reactor as a cost effective sewage treatment system for developing countries, *Wat. Sci. Tech.*, 42(3/4), pp. 83-88.
- 9) Tandukar, M., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006) Combining UASB and the "fourth generation" down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment, *Wat. Sci. Tech.*, 53(3), pp. 209-218.
- 10) Tandukar, M., Machdar, I., Uemura, S., Ohashi, A. and Harada, H. (2006) Potential of a combination of UASB and DHS reactor as a novel sewage treatment system for developing countries: Long-term evaluation, *J. Environ. Eng., ASCE*, 132, pp. 166-172.
- 11) 原田秀樹 (2005) 途上国に適用可能な下水処理技術の国際共同開発 -インドでの実規模プラントによる実証試験-, 水環境学会誌, 28, pp. 429-434.
- 12) 高山大輔, 小野寺崇, 大橋晶良, 原田秀樹 (2007) 長期間停止が実規模DHSプラントの処理性能に及ぼす影響. 第41回日本水環境学会年会講演集, pp. 77.
- 13) Seghezzi, L., Zeeman, G., Van Lier, J. B., Hamelers, H. V. M., Lettinga, G. (1998) A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors, *Bioresource Technology*, 65, pp. 175-190.
- 14) Nobuaki, S., Tutomu, O., Takashi, O., Akiyoshi, O., Hideki, H. (2005) Prospects for self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin., *Journal of Environmental Management*, 80, pp. 198-207.
- 15) Uemura, S., and Harada, H. (2000) Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature condition., *Bioresource Technology*, 72, pp. 275-282.