

(73) 下水処理UASB後段のDHSにおける 余剰汚泥量の抑制要因の評価

松永 健吾¹・小野寺 崇¹・上村 繁樹²・山田 真義³・山内 正仁³
高橋 優信⁴・久保田 健吾⁴・原田 秀樹⁴・山口 隆司^{1*}

¹長岡技術科学大学大学院環境システム工学専攻 (〒940-2188 新潟県長岡市上富岡町1603-1)

²木更津工業高等専門学校環境都市工学科 (〒292-0041 千葉県木更津市清見台東2-11-1)

³鹿児島工業高等専門学校土木工学科 (〒899-5193 鹿児島県霧島市隼人町真孝1460-1)

⁴東北大学大学院工学研究科土木工学専攻 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

*E-mail: ecoya@vos.nagaokaut.ac.jp

下水を処理するUASB (Up-flow Anaerobic sludge blanket) (HRT=8.0時間) の後段に、好気性生物処理法であるDHS (Down-flow Hanging Sponge) (HRT=3.2時間) を設置し、2年以上の連続運転を行い、DHSにおける余剰汚泥発生量の抑制要因を評価した。DHSにおける除去BODあたりの汚泥流出量は0.25 g-VSS/g-BOD_{removed}であった。DHS保持汚泥は、酸素消費速度が水温25℃で最大0.18 g-O₂/g-VSS-dayであった。一方、DHSは保持汚泥濃度が平均26.9 g-VSS/L-spongeと高いため、COD_{Cr}汚泥負荷は約0.2 g-COD_{Cr}/g-VSS-dayと低く維持された。またDHS保持汚泥には微小動物が生息しており、流下長0.4mにおける個体数は、線虫類で50 個体/mg-SS、輪虫類で40 個体/mg-SS、貧毛類で20 個体/mg-SS、ミジンコで10 個体/mg-SSであった。このためDHSでは、保持汚泥の酸素消費速度および微小動物の生息数は活性汚泥と同程度であるが、保持汚泥量が多いために汚泥負荷が低く維持されることから、汚泥増殖量と同程度の汚泥分解量が得られる結果、余剰汚泥の発生が抑制されると考えられた。

Key Words : sewage, down-flow hanging sponge, sludge production, sludge autolysis, microfauna

1. はじめに

活性汚泥法による下水処理では、良好な処理水質が得られるが、多大なエネルギー消費や大量の余剰汚泥が発生するため、膨大な運転費用や汚泥処分が必要となることが課題である。そこで、本研究グループでは数年来、省エネルギーかつ余剰汚泥発生量の少ない下水処理技術として、嫌気性処理法のUASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) とスポンジを汚泥保持担体に適用したDHS (Downflow Hanging Sponge) を組み合わせたシステムを提案している¹⁾。UASB+DHSシステムの稼働のための動力は、下水をUASBに供給するためのポンプアップのみであり、後段DHSはエアレーションが不要であるため、運転にともなう消費電力量の抑制が可能である。パイロットスケール実験における本システムの平均処理水質は、BODで16.5 mg/L、SSで17.5 mg/L、TKNで11.3 mg/Lの良好なレベルに達している¹⁾。また、本システムから発生する余剰汚泥量は、0.06 g-SS/g-COD_{Cr removed}と低いことが明らかとなっている¹⁾。

本システムの余剰汚泥量が少ない要因は、嫌気性処理法であるUASBの汚泥流出率が0.03-0.2 g-SS/g-COD_{Cr removed}と低いこと^{2,3)}、さらに好気性処理法であるDHSにおいても余剰汚泥の発生量が抑制されることにある。DHSでは、汚泥が高濃度に保持されることや、その汚泥の酸素消費速度が活性汚泥の返送汚泥と同程度 (0.05-0.13 g-O₂/g-VSS-day) であることが明らかとなっている⁴⁾。しかしながら、これまで酸素消費速度の温度影響や微小動物の個体数やその影響についての評価は行われていない。これらDHSの余剰汚泥の抑制要因がどの程度寄与しているか定量的に評価することは、汚泥発生量が少ない要因を裏付けるとともに、DHSの運転管理や開発のための有用な知見となると考えられる。

そこで本研究では、DHSにおける有機物汚泥負荷、保持汚泥の酸素消費速度を測定するとともに、これまで未知であった汚泥中の微小動物の存在数を把握することで、DHSからの汚泥発生量が抑制される要因を評価した。

2. 実験方法

(1) 実験装置および運転条件

図-1に本実験装置の概要を示す。本実験装置は長岡中央浄化センターに設置した。UASBは全容積1,148 L、塔長4mとした。DHSの微生物保持担体は、33 mm立方体のスポンジをプラスチックネットリング（φ33 mm×33 mm）に挿入したものとした。DHSはスポンジ担体をランダムに充填したBoxを10個積み上げたもので構成した。スポンジ総容積は454 L（スポンジ担体16,240個）とし、リアクター容積に対する担体充填率は53 %とした。DHSの下部には容量32.5 Lの沈殿槽を設けた。

本実験装置にはスクリーン通過後の実下水を供給した。HRT（水学的滞留時間）はUASBで8.0時間、DHSで3.2時間とした。なお本実験装置は水温の制御なしで運転した。年間の外気温度は10~28℃であった。前段UASBは、2006年6月4日に運転を開始し、処理性能が安定した76日後に後段DHSの運転を開始した（運転開始0日目）。DHSは汚泥植種なしでスタートアップを行った。運転は約2年4ヶ月間継続した。

(2) 分析方法

a) 水質分析

SSとVSSの分析は孔径0.45μmのガラス繊維濾紙（GB-140, ADVANTEC）を用いた。COD_{Cr}の分析には、多項目水質分析計（DR-2500, HACH）を用いた。DOの測定はウインクラーアジ化ナトリウム変法を用いた。その他の分析項目は下水試験方法⁹⁾に準じて行った。

b) 汚泥流出率の算出

本研究では、DHSにおける除去COD_Cあたりに流出するSS（DHS処理水のSS+余剰汚泥のSS）を汚泥流出率と定義し、次式によって算出した。

$$Y_{obs} = \frac{Q_w \cdot X_w + Q_{eff} \cdot X_{eff}}{Q \cdot (C_{inf} - C_{eff})} \quad (1)$$

ここで、 Y_{obs} : 汚泥流出率 (g-SS/g-COD_C removed), Q_w : 余剰汚泥量 (L/day), X_w : 余剰汚泥の SS 濃度 (mg-SS/L), Q_{eff} : 処理水の流量 (L/day), X_{eff} : 処理水の SS 濃度 (mg-SS/L), Q : 系内流入流量 (L/day), C_{inf} : 流入水の COD_C 濃度 (mg-COD_C/L), C_{eff} : 処理水の COD_C 濃度 (mg-COD_C/L) とした。なお、余剰汚泥とは DHS 沈殿槽から引き抜いた汚泥とした。余剰汚泥の SS および VSS の分析方法は、水質分析と同様に孔径 0.45μm のガラス繊維濾紙（GB-140, ADVANTEC）を用いて行った。

c) DHSの保持汚泥濃度

DHSのスポンジ担体は、リアクターを構成する10個のBoxから3個ずつ採取した。スポンジからの汚泥採取は、蒸留水を用いてスポンジ中の保持汚泥が無くなるまで搾り取ることで行った。採取した汚泥溶液の汚泥濃度（SS, VSS）の分析は下水試験方法⁹⁾に準じた。

d) 汚泥の酸素消費速度試験

DHS保持汚泥の酸素消費速度の測定は、汚泥試料として運転開始後624日目にDHSのBox1, 4, 8より採取したものを用いた。スポンジ担体中の汚泥はPBSバッファー（NaCl 7.60 g/L, NaH₂PO₄ 0.50 g/L, Na₂HPO₄ 1.54 g/L）を用いて絞り出した。得られた汚泥試料はPBSバッファーにより基質洗浄した。汚泥試料は2.1~2.7 g-VSS/Lに調整して25℃で曝気を6時間行うことで、試料中の残存有機物を消費させてから酸素消費速度を測定した。

e) 微小動物群の定量試験

DHSおよび活性汚泥に生息する微小動物群の定量は顕微鏡観察により行った。微小動物群の定量は下水試験方法⁹⁾に準じた。なお本実験の定量試験対象生物は、纖毛虫類、肉質虫類、線虫類、輪虫類、貧毛類、ミジンコとした。汚泥試料の採取は、DHS運転781~785日目にスポンジ担体をBox1, 4, 8段目から行った。汚泥溶液の採取は、酸素消費速度試験と同様に行った。活性汚泥は長岡中央浄化センターの分流通活性汚泥曝気槽から採取した。スライドガラスに試料10μLを滴下し、位相差型生物顕微鏡でカバーガラス全視野の観察を行い、微小動物群の計数をカウントした。試験結果は汚泥溶液の滴下以降の操作を3回以上行った平均値により求めた。

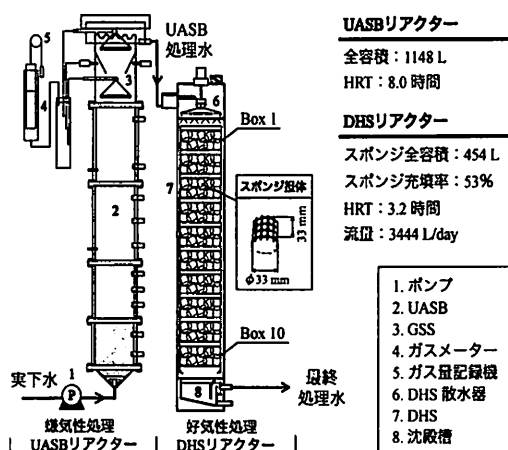


図-1 実験装置の概要図

3. 実験結果および考察

(1) 処理性能

表-1にUASB+DHSシステムの各位置における処理水質の平均値を示す。水質の平均値は、DHSの保持汚泥濃度が25~30 g-VSS/L-sponge (平均26.9 g-VSS/L-sponge) で安定していた運転開始から1年3ヶ月以後の約1年間の運転結果を用いた。前段UASBのSSおよび有機物除去性能は、平均除去率で60%程度を有しており年間を通じて安定していた。後段DHSでは、UASBから流出した未処理分をポリッシュアップした。DHSの平均処理水質は、SS 11 mg/L、全BOD 7 mg/L、TKN 3 mg/Lを獲得し、システム全体の除去率で90%以上の優れた処理性能を有した。しかしながら、水温低下時におけるDHSのSS処理性能は夏期の水温が比較的高い時期に比べ若干低下する傾向にあった。水温が15℃以下となった冬期のDHS処理水のSSは、20~30 mg/L程度まで増加して流出した。このときのDHS処理水のCOD_{Cr}も増加したが、BODは比較的安定していたことから、生物難分解性のSSが流出しているものと考えられた。

(2) DHSの汚泥流出率および汚泥性状

DHSの汚泥流出率は、運転開始から約1年3ヶ月後の年間平均で、0.30 g-SS/g-COD_{Cr removed} (0.25 g-VSS/g-BOD_{removed})であった。汚泥流出率は、水温15℃以下で平均0.32 g-SS/g-COD_{Cr removed}、水温25℃以上で平均0.02 g-SS/g-COD_{Cr removed}であり、温度に影響されていることが認められた。このとき、温度の低下に伴い増加した汚泥がスポンジの保持可能性を超えた結果、剥離・流出したものと考えられる。なお、DHSから発生する余剰汚泥の性状はVSS/SSが平均0.69であった。また、余剰汚泥のSVIは33 ml/g-SSと沈降性に優れていることが確認された。

(3) DHS基軸方向の汚泥の酸素消費速度

図-2にDHSの流下長0.4m、1.6mおよび3.2m (Box1, 4, 8)から採取した保持汚泥における酸素消費速度を示す。

表-1 UASB+DHSシステムにおける処理水質

	下水	UASB処理水	DHS処理水
SS, mg/L	94 (24)	32 (21)	11 (12)
VSS, mg/L	82 (21)	27 (17)	8 (8)
全BOD, mg/L	184 (61)	52 (22)	7 (4)
全COD _{Cr} , mg/L	291 (62)	112 (35)	35 (21)
TKN, mg/L	31 (4)	30 (4)	3 (3)
DO, mg/L	N.D.	N.D.	6.6 (0.7)

(): 標準偏差 N.D.: 検出限界以下

DHS保持汚泥の酸素消費速度は、流下長0.4mにおいて、25℃で0.179 g-O₂/g-VSS-day、15℃で0.027 g-O₂/g-VSS-dayとなり、温度低下にともない大きく減少することが確認された。このため、DHSの流出汚泥量は、温度による酸素消費速度の変化に関係していると考えられた。なお、本試験により得られた酸素消費速度は、細菌および微小動物による酸素消費の和と考えられる。ただし、DHSと試験装置内では汚泥の環境が異なることから、実際のDHSにおける酸素消費速度とは異なると思われる。

DHSの酸素消費速度は、25℃の条件下において、流下長0.4 mで0.179 g-O₂/g-VSS-day、1.6 mで0.029 g-O₂/g-VSS-day、3.2 mで0.018 g-O₂/g-VSS-dayであった。このようにDHS保持汚泥の酸素消費速度は、有機物負荷と同様に流下方向で減少する傾向を示した。そのため、DHSの酸素消費速度は、有機物汚泥負荷に依存している傾向が確認された。膜分離活性汚泥法における保持汚泥の酸素消費速度は、0.046-0.052 g-O₂/g-VSS-day (水温22-24℃)⁶⁾であり、活性汚泥法では0.072-0.192 g-O₂/g-VSS-day (水温20℃)⁷⁾と報告されている。DHSの酸素消費速度は、COD_{Cr}汚泥負荷の高い上部では、活性汚泥と同程度の活性を有していることが判明した。

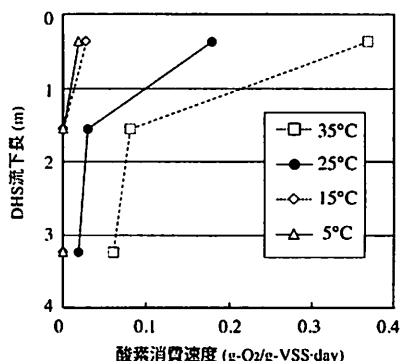


図-2 DHS基軸方向の酸素消費速度

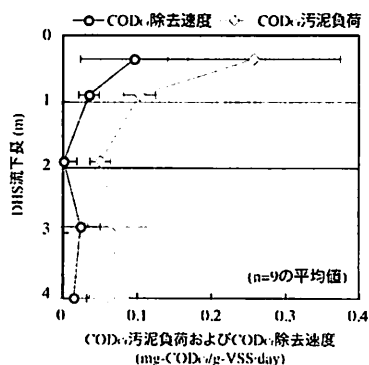


図-3 DHS基軸方向のCOD汚泥負荷およびCOD除去速度

(4) DHS基軸方向のCOD_{Cr}汚泥負荷と除去速度

図-3にDHS基軸方向のCOD_{Cr}汚泥負荷および除去速度を示す。本結果は446-841日間に行った水質プロファイルの平均値 (n=9) である。DHSがプラグフロー式の処理システムであるため、DHSにおけるCOD汚泥負荷は、概ねリアクター上部が高い傾向にある。また、DHSは保持汚泥濃度が高いことから、COD汚泥負荷が流下長0.4 mで0.26 g-COD_{Cr}/g-VSS-day、流下長2.9 mで0.07 g-COD_{Cr}/g-VSS-dayと低く抑えられた。Rosenbergerら (2002) は、汚泥濃度が高い膜分離活性汚泥法では、有機物汚泥負荷が0.07-0.1 g-COD_{Cr}/g-MLSS-dayのときに、余剰汚泥の発生量がほぼゼロになる⁹⁾と報告している。温度が25℃の条件におけるDHSのCOD除去速度は、流下長0.4 mでは0.096 g-COD_{Cr}/g-VSS-day、流下長2.9 mでは0.024 g-COD_{Cr}/g-VSS-dayであるのに対し、酸素消費速度は流下長0.4 mでは0.179 g-COD_{Cr}/g-VSS-day、流下長3.2 mでは0.018 g-COD_{Cr}/g-VSS-dayとなった。実際のDHSではスポンジ保持汚泥内部の無酸素・嫌気環境下では、汚泥分解に伴う酸素消費は進行しないが、保持汚泥の酸素消費速度のポテンシャルはCOD除去速度を上回るレベルであることが明らかとなった。このためDHSは、有機物汚泥負荷を低く維持し、同時に高い酸素消費速度を有していることから、増殖した汚泥量と自己分解により減少した汚泥量が均衡し、余剰汚泥の発生量が抑制していると考えられる。一方、水温が15℃の条件下では、流下長0.4mの酸素消費速度は0.029 g-COD_{Cr}/g-VSS-dayであり、COD除去速度を下回った。

(5) DHSにおける微小動物の定量評価

表-2にDHSおよび活性汚泥の微小動物相を示す。一般に、散水ろ床法などの生物膜法は活性汚泥法と比較して20-30%余剰汚泥の発生量が少ないが⁹⁾、これは微生物生態系の高次栄養レベルの生物である原生動物や後生動物などの微小動物の捕食による汚泥減量効果による影響である⁹⁾。DHSは散水ろ床法と同様に生物膜法に類似のシステムであるため、微小動物が多く生息していると考え

られた。活性汚泥法には繊毛虫類が最も多く存在していることが知られているが、本活性汚泥においても繊毛虫類が数多く確認された。一方のDHSでは、*Euglypha*属、*Arcella*属、*Centropyxis*属を含む肉質虫類の存在数が繊毛虫類よりも多いことが判明した。肉質虫類は流下長0.4mで2200 個体/mg-SS、流下長3.2mで4700 個体/mg-SSとなり、流下長が進むにつれ個体数が増加することが明らかとなった。これらの肉質虫類は、有機物汚泥負荷が低く、硝化反応が進行している生物処理反応槽に出現することが確認されている⁹⁾。DHSではリアクター上部で速やかに有機物が分解し、硝化反応が進行していたことから、肉質虫類がリアクター下部に多数生息していたといえる。

DHSでは原生動物だけでなく、生態系の上位に属する後生動物の線虫類、輪虫類、貧毛類、そしてミジンコなどが生息していた。これらの個体数は、流下距離0.4mでは、線虫類で50 個体/mg-SS、輪虫類で40 個体/mg-SS、貧毛類で20 個体/mg-SS、ミジンコが10 個体/mg-SSであった。後生動物の個体数は、概ね流下方向で減少する傾向が明らかとなった。これは、後生動物は有機物負荷が高い環境を好んで生息するためであると考えられる。回転円盤法に出現する微小動物は、活性汚泥と比較して著しい生物相の相違は認められないが、汚泥1 mg中の個体数は活性汚泥より多いことが報告されている⁹⁾。しかしながら、DHSに生息する後生動物の個体数は、活性汚泥法と比較しても、汚泥1 mg-SSあたりでは大きく上回ることを明確に示す結果は得られなかった。しかしながら、スポンジ担体1 mLと活性汚泥1 mLあたりの個体数を比較すると、DHSは活性汚泥法を1-2オーダー以上のレベルで上回ることが明らかとなった。よって、リアクターカラム容量を基準とすれば、DHSはきわめて多数の微小動物をリアクター内に保持しているといえる。このため、微小動物の個体数から判断すれば、DHSでは微小動物の捕食による汚泥減量化効果は、他の下水処理プロセスよりも高いことが示唆された。

表-2 DHSおよび活性汚泥の微小動物相

生物名		DHS			活性汚泥
		流下長 0.4 m	流下長 1.6 m	流下長 3.2 m	分流通式活性汚泥曝気槽
		汚泥1mg-SS中の個体数			汚泥1mg-SS中の個体数
原生動物	肉質虫類	2,200 (83,700)	3,700 (119,400)	4,700 (164,900)	920 (1,200)
	繊毛虫類	1,050 (40,100)	1,160 (37,300)	550 (19,500)	3,400 (4,400)
後生動物	線虫類	50 (1,740)	5 (160)	3 (100)	N.D.
	輪虫類	40 (1,590)	45 (1,460)	10 (400)	190 (250)
	貧毛類	20 (880)	5 (160)	- (20)	20 (25)
	ミジンコ	10 (400)	3 (100)	1 (30)	N.D.

(): スポンジ担体もしくは活性汚泥1mL中の個体数。N.D.: Not detected

(6) DHSにおける余剰汚泥抑制要因の定量評価

DHSに生息する微小動物による汚泥減量化のポテンシャルを評価するため、定量した個体数と文献から得た増殖速度を用いて、捕食に伴う汚泥減量化の速度の算出を試みた。捕食速度の算定方法は、須藤ら（1978）を参考にした¹⁰⁾。本論文では、純菌を用いた実験の算定結果を用いて、汚泥（VSS）に対する捕食速度として概算した。さらに、汚泥捕食の速度は捕食呼吸速度として表した。捕食呼吸速度の算定式を下記の式（2）に示す。

$$P_o = \frac{W}{Y_p \cdot t_d} \cdot N \cdot O \quad (2)$$

ここで、 P_o ：汚泥の捕食に伴う呼吸速度（ $\text{g-O}_2/\text{g-VSS}\cdot\text{day}$ ）， W ：個体あたりの微小動物の乾燥重量（ $\text{mg-predator/predator}$ ）， Y_p ：汚泥に対する微小動物の収率（ $\text{mg-predator/mg-VSS}$ ）， t_d ：微小動物の倍加時間（day）， N ：汚泥量あたりの微小動物の個体数（ predator/mg-VSS ）， O ：単位汚泥あたりの菌体酸化に必要な酸素量 $=1.414$ （ $\text{mg-O}_2/\text{mg-VSS}$ ）（捕食される菌体組成を $\text{C}_3\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ と仮定）とした。

表-3にDHSにおける微小動物の汚泥捕食に伴う呼吸速度を示す。ここでは、代表的な微小動物であり、増殖速度が調べられている繊毛虫類、輪虫類および貧毛類の捕食効果に着目した。繊毛虫類は*Colpidium campylum*、輪虫類は*Philodina sp.*、貧毛類は*Aeolosoma hemprichi*の乾燥重量、収率および倍加時間は文献値を用いた¹¹⁾。なお、文献値の収率および倍加時間は、培養温度 20°C において、純菌を被食者として用いた結果から得られた値である。DHSに生息する微小動物の呼吸速度は、流下長 0.4m においては原生動物の繊毛虫類では $0.033 \text{ g-O}_2/\text{g-VSS}\cdot\text{day}$ 、輪虫類では $0.014 \text{ g-O}_2/\text{g-VSS}\cdot\text{day}$ 、貧毛類では $0.041 \text{ g-O}_2/\text{g-VSS}\cdot\text{day}$ と算定された。後生動物は、原生動物と比較すると個体数が2オーダーほど少ないが、汚泥の減量化ポテンシャルは同程度に達していることが示唆された。また、微小動物による汚泥の捕食速度は、汚泥の酸素消費速度と同程度のオーダーであることが示唆された。このため、DHS保持汚泥の減量化には、微小動物の捕食効果が汚泥の自己酸化と同様に効果的に寄与していると思われる。

4. まとめ

本研究では、DHSからの余剰汚泥の発生量が抑制される要因を評価するため、有機物汚泥負荷、保持汚泥の酸素消費速度および微小動物の存在数を把握した。その結果、DHSで余剰汚泥が抑制されるのは、DHSに保持されている汚泥の酸素消費速度および微小動物の生息数は活性汚泥と同程度であるが、保持汚泥量が多いことから汚泥負荷が低く保たれるため、汚泥増殖量と同程度の汚泥分解量となることが理由であると結論づけられた。

謝辞：本研究はNEDO研究開発プロジェクト「無曝気・省エネルギー型次世代水資源循環技術の開発」および文部科学省科学技術振興調整費「途上国が適用可能な下水処理技術の創成」の一環である。また、本研究の場をご提供いただいた長岡中央浄化センターの関係各位に深く感謝致します。

参考文献

- 1) Tandekar M, Ohashi A. and Harada H. : Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater, *Wat. Res.*, Vol. 41, pp. 2697-2705, 2007.
- 2) Lettinga G, Roesma R, Grin P. : Anaerobic treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures using a granular bed UASB reactor, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 25, pp. 1701-1723.1983.
- 3) Cavalcanti P. F. F., Medeiros E. J. S., Silva J. K. M., Van Haandel A. : Excess sludge discharge frequency for UASB reactors, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 40, No. 8, pp. 211-220, 1999.
- 4) Rosenberger S., Kruger U., Witzig R., Manz W., Szwedzyk U. and Kraume M. : Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water, *Wat. Res.*, Vol. 36, pp. 413-420, 2002.
- 5) (社) 日本下水道協会：下水試験方法上巻，1997.
- 6) Witzig R., Manz W., Rosenberger S., Kruger U., Kraume M. and Szwedzyk U. : Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater, *Wat. Res.*, Vol. 36, pp. 394-402, 2002.
- 7) Kristensen G. H., Jorgensen P. E. and Henze M. : Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR, and OUR, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 25, No. 6, pp. 43-57, 1992.

表-3 DHSにおける微小動物の汚泥捕食に伴う呼吸速度

生物名	微小動物の捕食速度 ¹¹⁾					DHS微小動物の汚泥捕食に伴う呼吸速度		
	温度	収率	倍加時間	乾燥重量	捕食速度	流下長 0.4m	流下長 1.6m	流下長 3.2m
	$^\circ\text{C}$	$\frac{\text{mg-predator}}{\text{mg-VSS}\cdot\text{day}}$	day	mg/個体	$\text{mg}/\text{個体}\cdot\text{day}$	$\text{g-O}_2/\text{g-VSS}\cdot\text{day}$		
繊毛虫類 <i>Colpidium campylum</i>	20	0.53	0.20	1.6×10^{-6}	1.5×10^{-5}	0.033	0.037	0.018
輪虫類 <i>Philodina sp.</i>	20	0.37	3.01	1.8×10^{-4}	1.6×10^{-1}	0.014	0.015	0.004
貧毛類 <i>Aeolosoma hemprichi</i>	20	0.22	1.98	3.8×10^{-4}	8.7×10^{-1}	0.041	0.009	0.001

- 8) 林紀男：地球環境調査計測辞典第2巻-陸域編, pp. 448-454, pp. 469-471, フジテクノシステム, 東京, 2003. 活性汚泥および生物膜の微小動物相, 日本農芸化学会誌, Vol. 52, No. 2, pp. 57-68, 1978.
- 9) 須藤隆一：廃水の生物処理に出現する微小動物について(2) 活性汚泥および生物膜の微小動物相, 日本農芸化学会誌, Vol. 52, No. 3, pp. 51-57, 1978. 11) 小島貞男, 須藤隆一, 千原光雄：環境微生物図鑑, 講談社サイエンティフィック, 1995.
- 10) 須藤隆一：廃水の生物処理に出現する微小動物について(1) (2009.5.22受付)

Evaluation of the factors affecting reduction of excess sludge generation in a down-flow hanging sponge reactor applied as post-treatment of UASB treating municipal wastewater

Kengo MATSUNAGA, Takashi ONODERA, Shigeki UEMURA, Masayoshi YAMADA
Masahito YAMAUCHI, Masanobu TAKAHASHI, Kengo KUBOTA, Hideki HARADA
and Takashi YAMAGUCHI

A DHS (Down-flow Hanging Sponge) reactor was applied as a post-treatment unit for a UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Bed) reactor treating municipal sewage. The combination was operated for more than 2 years at an HRT of 3.2 h in order to investigate the factors affecting reduction of excess sludge generation in the DHS. The average excess sludge generation was 0.25 g-VSS/g-BOD removed in the DHS. The specific sludge loading rate was 0.2 g-COD/g-VSS-day, which appears to be a small value due to a high retained sludge concentration, i.e., 26.9 g-VSS/L-sponge on average. On the other hand, specific oxygen up-take rate of the retained sludge was as high as 0.18 g-O₂/g-VSS-day at 25 °C, which indicates high respiration rate. It was found that the DHS sludge harbors various microfauna. The counts were: 50 /mg-SS for nematodes, 40 /mg-SS rotifers, 20 /mg-SS oligotrichias, and 10 /mg-SS daphnias. The sludge respiration rate and population of the microfauna based on the sludge volume in the DHS was similar to that of the activated sludge. These results suggest that reduction of the excess sludge generation in the DHS was due to the combined effects of large volume of retained sludge, complex ecosystem of the sludge, and the high sludge activity.