

開 発 途 上 国 に 建 設 さ れ た  
実 規 模 ス ケ ー ル D H S リ ア ク タ ー の  
有 機 物 お よ び ア ン モ ニ ア 性 窒 素 除 去 特 性

平成 29 年 8 月

野 本 直 樹



# 目次

<b>第1章 序論</b>	<b>1</b>
第1節 研究の背景と目的	2
第2節 論文の構成	5
引用文献資料	6
<b>第2章 既往の知見</b>	<b>9</b>
第1節 インド国における下水処理	10
第2節 UASB リアクター	12
第3節 UASB リアクターの後段処理技術	14
第4節 DHS リアクター	15
第5節 DHS リアクターの下水処理過程	22
第6節 下水処理リアクターの微生物群集構造	24
第7節 小括	27
引用文献資料	28
<b>第3章 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ特性</b>	<b>37</b>
第1節 緒論	38
第2節 実験方法	38
2.1 DHS リアクター	38

2.2	水質分析 .....	40
2.3	保持汚泥濃度 .....	40
2.4	微生物群集構造解析 .....	41
第3節	結果 .....	41
3.1	DHS リアクターへの流入水量と下水水温 .....	41
3.2	UASB リアクターおよび DHS リアクターの有機物除去 .....	42
3.3	DHS リアクターのアンモニア性窒素除去 .....	43
3.4	DHS リアクターの水質プロファイル .....	44
3.5	UASB リアクターおよび DHS リアクターの保持汚泥濃度 .....	45
3.6	DHS リアクターの微生物群集構造 .....	46
第4節	考察 .....	47
4.1	UASB リアクターおよび DHS リアクターの有機物除去特性 .....	47
4.2	DHS リアクターのアンモニア性窒素除去 .....	52
4.3	DHS リアクターの水質プロファイル .....	52
4.4	DHS リアクターの微生物群集構造 .....	52
第5節	小括 .....	54
	引用文献資料 .....	55
第4章	実規模スケール DHS リアクターの下水処理機構 .....	60
第1節	緒論 .....	61
第2節	実験方法 .....	61
2.1	DHS リアクター .....	61
2.2	試料採取 .....	62

2.3 分析 .....	62
第3節 結果 .....	65
3.1 プロファイル分析試料採取日近辺における DHS リアクターの下水処理性能 ....	65
3.2 流入水量および流入有機物負荷が異なる条件下におけるプロファイルの比較 ..	66
3.3 温度条件が異なる条件下におけるプロファイルの比較 .....	70
3.4 リアクター水平方向のプロファイルの比較 .....	71
第4節 考察 .....	73
4.1 各条件下における DO プロファイル特性.....	73
4.2 各条件下における COD <sub>Cr</sub> プロファイル特性.....	75
4.3 各条件下における窒素プロファイル特性.....	78
第5節 小括 .....	82
引用文献資料 .....	83
 第5章 実規模スケール DHS リアクターの保持汚泥の酸素消費特性 .....	88
第1節 緒論 .....	89
第2節 実験方法 .....	89
2.1 DHS リアクター .....	89
2.2 試料採取と分析 .....	89
2.3 分析 .....	90
2.4 酸素利用速度試験 .....	91
第3節 結果 .....	91
3.1 水質プロファイル分析 .....	91
3.2 DHS リアクターの酸素消費 .....	93

3.3 保持汚泥濃度および酸素利用速度 .....	94
第4節 考察 .....	96
4.1 水質プロファイルと保持汚泥の酸素消費量.....	96
4.2 酸素利用速度試験 .....	97
第5節 小括 .....	99
引用文献資料 .....	100
<b>第6章 実規模スケール DHS リアクターの微生物群集構造およびその季節変動 ..</b>	<b>104</b>
第1節 緒論 .....	105
第2節 実験方法 .....	106
2.1 DHS リアクター .....	106
2.2 試料採取 .....	106
2.3 分析 .....	106
2.4 16S rRNA 遺伝子解析.....	107
2.5 統計解析 .....	107
第3節 結果 .....	108
3.1 保持汚泥試料採取日近辺における DHS リアクターの運転状況.....	108
3.2 DHS リアクターの微生物群集の $\alpha$ 多様性 .....	110
3.3 試料間の微生物群集の類似度.....	111
3.4 DHS リアクターの微生物群集の種構成 .....	115
第4節 考察 .....	120
4.1 本 DHS リアクターの微生物群集構造の特徴.....	120
4.2 季節間の微生物群集構造の変化.....	124

4.3 微生物群集構造と有機物およびアンモニア除去性能との関連性 .....	125
第5節 小括 .....	128
引用文献資料 .....	128
<b>第7章 総括 .....</b>	<b>135</b>
第1節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ特性 .....	136
第2節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターの下水処理機構 .....	137
第3節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターの適用に関して .....	139
本論文の基礎となる学術論文および参考論文	
謝辞	





# 第 1 章

## 序論

## 第 1 節 研究の背景と目的

水、食物、空気等は、人類にとって、生きていくうえでなくてはならないものである。中でも水は、使用された後に「水」の状態では環境に返され、再度「水」として使用される循環を繰り返し行われる。食物と異なり生産する手間、時間が不要である一方、便利であるが故に大量に消費し、そこで汚染された水が環境中に放流されることもしばしばある。特に開発途上国においては、し尿・排水に起因する感染症が蔓延しており、健康被害をもたらしている（北脇, 2000）。このような水環境の汚染および健康被害を改善するため、近年世界的取り組みがなされている。2000 年に国連本部で開催された国連ミレニアム・サミットにおいて、国連ミレニアム宣言が採択された（国連開発計画（UNDP）駐日代表事務所, 2017）。これをもとにまとめられた「ミレニアム開発目標」では、2015 年までに安全な衛生施設を利用できない人々の割合を半減することが目標の一つとして掲げられた（外務省, 2017）。また、ポストミレニアム開発目標となる「持続可能な開発目標」（United Nations, 2017）においても、引き続き衛生設備の整備が取り上げられる等、先進国では当たり前の様に存在する衛生施設の整備が急務であることが世界的に認識されている。

衛生施設の整備において、下排水処理設備の設置は最も重要な事項の一つとして挙げられる。しかし、下排水処理設備が整っていない開発途上国にとって、その普及は容易なことではない。下排水処理設備として、先進国では主に活性汚泥法が用いられている。しかし、この活性汚泥法は曝気工程で大量のエネルギーを消費し、同時に大量の余剰汚泥が発生するため、運転管理費用が高価となる。また、排水を処理する微生物の管理に技術を要するが、技術を有する人材が必ずしも豊富に存在するわけではない開発途上国にとって、費用面のみならず、技術的にもその普及は困難である。

他方、活性汚泥法とは異なり、曝気工程を必要としない嫌氣的排水処理方法の一種として、上昇流嫌気性汚泥床（Up-flow anaerobic sludge blanket: UASB）法が挙げられる。UASB 法は、運転管理費用が安価であること、運転管理が容易であるという特長を有することから、開発途上国の実情に即した下水処理法として、インド国、ブラジル国、コロンビア国、エジプト国、メキシコ国などの亜熱帯地域への適用が進んでいる（Draaijer et al., 1992; Florencio et al., 2001; Shellinkhout et al., 1992, 1993; 大久保ら, 2008）。UASB 法は、単独で下水処理に適用する場合、インド国等多数の開発途上国の放流基準を満たすことは困難であることがか

ら、後段処理設備が同時に設けられる。インド国では特に、後段処理として FPU (Final polishing unit) が主に使用される。FPU とは安定化池であり、運転管理にかかる費用が安価であることから、インド国で広く受け入れられてきた。しかしながら、インド国に設置されている FPU は適切な HRT を設定されておらず、そのため、放流基準を満たさない処理水が放流されており、さらに、広大な敷地面積を必要とする等の課題を抱えていることから、UASB リアクターの後段処理として適切な技術であるとは言い難い (Cavalcanti et al., 2001; Dixo et al., 1995; Sato et al., 2006; van Haandel and Lettinga, 1994)。故に、FPU に替わる UASB リアクターの後段処理技術の開発は、今後インド国をはじめとした開発途上国で持続可能な下水処理技術を普及させるにあたって、喫緊の課題である。そこで、我々の研究グループは、この FPU に代わる後段処理技術として、DHS (Down-flow hanging sponge, 下降流懸垂型スポンジ) 法の開発を行ってきた。DHS 法は、スポンジを汚泥保持担体として用いた散水ろ床形式の排水処理方法である。下水等の流入水は、リアクター上部からスポンジ担体に散水され、スポンジの表面および内部に保持された微生物により、有機物分解等の浄化が進行する。また、酸素は排水がスポンジ担体を流下中に空気中から自然に供給されるため、酸素供給のための曝気が不要であり省エネルギー型の技術である。本研究グループではこれまでに、国内下水処理場にベンチスケール DHS リアクターを設置し、様々なスポンジ担体の形状および充填形式に対して、実下水を供給して試験を実施してきており、いずれの形式の担体においても優れた有機物除去性能を確認してきた (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997, 2000; Tawfik et al., 2006; Tandukar et al., 2005, 2006, 2007; Onodera et al., 2014)。中でも第 3 世代 (G3) 型のスポンジ担体は、円柱状のスポンジ担体をランダムにリアクター内に充填したもので、非常に施工性に優れている。我々のグループは、開発途上国での UASB-DHS システムの適応性を確認するため、インド国カルナール市に DHS リアクターを建設した。本リアクターには第 3 世代型スポンジを適用し、実下水の処理を行っている既設 UASB リアクターの処理水を供し、下水処理性能を評価した。その結果、下水に対する UASB-DHS システムの BOD 除去率は 90%以上と、高い有機物除去性能を示した (Okubo et al., 2016)。

この様に、UASB-DHS システムは、開発途上国現地での適応性が確認されたものの、上記の実験 (Okubo et al., 2016) ではそのスケールはやや小規模 ( $500 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ ) であった。インド国には数万  $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$  の流量の処理能力を有する下水処理場が多数あり (Sato et al., 2006)、本スケールを適用すると DHS リアクターが数百基必要となる。このため、DHS リアクター

の普及に当たって、1 基当たりのスケールのサイズアップ、特に水平方向に拡大することが必要と考えられる。一方、DHS リアクターにおける酸素供給は、外気からの自然供給としているため、リアクターを水平方向に拡大した際、リアクター内部において酸素濃度の勾配が生じる可能性がある。また、表面積がリアクター中心から外部にかけて大きくなるため、散水負荷がリアクターの水平方向で異なる可能性もある。これらの要因により、リアクターの水平方向で下水処理性能が変化することが考えられるが、これまでにその様な水平方向で処理性能に違いが生じる様なスケールで試験した例はなく、最終処理水質への影響も不明確であり、DHS リアクターの普及に当たって、確認すべき課題と考えられる。さらに、上記試験においては、DHS 流入水、つまり UASB 処理水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は、 $168 (\pm 34) \text{ mg L}^{-1}$  程度と、比較的低濃度であった。一方で、佐藤ら (2006) がインド国内の 14 か所の下水処理場において UASB 処理水を調査した結果、UASB 処理水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  平均値は  $419 (\pm 217) \text{ mg L}^{-1}$  と、高濃度であるとの報告もある。佐藤ら (2006) は、UASB 処理水の有機物濃度が高い原因として、リアクターメンテナンスが適切に行われていない可能性があると考えしている。また、原田ら (2003) はニジェール国で UASB-DHS システムを用いて下水処理試験を行った結果、流入下水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  が  $1,000 \text{ mg L}^{-1}$  以上と、非常に高濃度であり、その原因について、工業排水が下水中に含まれているためと考察している。開発途上国における DHS 流入水については、この様に有機物濃度が高い可能性も考えられることから、開発途上国への DHS 法の適応性を実証するためには、高有機物濃度条件下における DHS リアクターの下水処理特性を調査することが望ましいと考えられる。そこで、本研究ではインド国アグラ市に、実際の普及サイズを想定した、処理水量  $5,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  の実規模 DHS リアクターを新たに建設し、既設 UASB リアクターの処理水を供給し、その下水処理性能の評価を行った。供試下水は、工業地域に位置し有機物濃度が高いアグラ市の実下水とした。

本研究では、実規模スケール DHS リアクターの下水処理性能の経時変化の観測、水質プロファイル分析、酸素利用速度試験、微生物群集構造解析等を実施し、その有機物およびアンモニア性窒素の処理特性を評価した。

## 第 2 節 論文の構成

第 1 章 「序論」では、本研究の背景および目的について述べた。

第 2 章 「既往の知見」では、インド国における下水処理の現状、UASB 法の特徴、および DHS 法の開発経緯について記述し、DHS 法の下水処理機構や微生物群集構造等の特性について述べた。

第 3 章 「開発途上国における実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ特性」では、実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ特性に関して、運転開始後 1 年間の有機物およびアンモニア性窒素の除去特性について記述した。

第 4 章 「実規模スケール DHS リアクターの下水処理機構」では、本 DHS リアクターが定常状態に入った後、流入水温や有機物負荷を変化させた時の有機物および窒素除去機構に関して、水質プロファイル分析を元に、その特性を評価した。

第 5 章 「実規模スケール DHS リアクターの保持汚泥の酸素消費特性」では、DHS リアクター内における下水処理特性を理解することを目的として、水質プロファイル分析を元にした酸素消費速度および、保持汚泥を用いた酸素利用速度試験より、酸素消費の観点から有機物、アンモニア性窒素の除去特性を評価した。

第 6 章 「実規模スケール DHS リアクターの微生物群集構造およびその季節変動」では、DHS リアクターの下水処理機構の理解を目的として、DHS リアクター内の微生物群集構造解析を実施した。

第 7 章 「総括」では、本研究によって得られた知見をまとめた。

## 引用文献資料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi, A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the Hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36 (6-7), 433-440.

Cavalcanti P. F.F., van Haandel A., Lettinga G., 2001. Polishing ponds for post-treatment of digested sewage part 1: flow-through ponds. *Water Science and Technology*, 44 (4) 237-245.

Dixo N.G.H., Gambrill M.P., Catunda P.F.C., van Haandel A.C., 1995. Removal of pathogenic organisms from the effluent of an upflow anaerobic digester using waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 31(12), 275-284.

Draaijer H., Maas J. A. W., Schaapman J. E., Khan A., 1992. Performance of the 5 MLD UASB Reactor for Sewage Treatment at Kanpur, India. *Water Science and Technology*, 25(7), 123-133.

Florencio L., Kato M. T., de Morais J. C., 2001. Domestic sewage treatment in full-scale UASBB plant at Mangureira, Recife, Pernambuco. *Water Science and Technology*, 44(4) 71-77.

Machdar I., Harada H., Ohashi A., 1997. A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries. *Water Science and Technology*, 36 (12), 189-197.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42 (3-4), 83-88.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: Performance evaluation of a full-scale down-flow

hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. *Water Research*, 102, 138-146.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, 152, 93-100.

Sato N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A., Harada H., 2006. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 198-207.

Schellinkhout A., Collazos C. J., 1992. Full-Scale Application of the UASB Technology for Sewage Treatment. *Water Science and Technology*, 25 (7) 159-166.

Schellinkhout A., 1993. Uasb Technology for Sewage Treatment: Experience with a Full Scale Plant and Its Applicability in Egypt. *Water Science and Technology*, 27(9) 173-180.

Tandukar M., Uemura S., Machdar I., Ohashi A., Harada H., 2005. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the "fourth-generation" downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*, 52 (1-2), 323-329.

Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the "fourth generation" down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 53 (3), 209-218.

Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41, 2697-2705.

Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge

blanket (UASB) – down-flow hanging sponge (DHS) system. Biochemical Engineering Journal, 29, 210-219.

United Nations, 2017. Sustainable development knowledge platform. URL. <https://sustainabledevelopment.un.org/topics/waterandsanitation>

van Haandel A., Lettinga G., 1994. Anaerobic wastewater treatment. Willey, p.226.

大久保努, 原田秀樹, 小野寺崇, 上村繁樹, 山口隆司, 大橋晶良, 2008. 開発途上国のためのエネルギー最小型下水処理技術の開発—実規模 DHS リアクターの有機物処理特性評価—. 土木学会論文集 G, 64(2), 187-195.

外務省, 2017. 国際協力 政府開発援助 ODA のホームページ. URL. <http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/oda/bunya/water/>

北脇 秀敏, 2000. 開発途上国の環境衛生に関わる諸問題, 保険医療科学, 49 (3), 230-234.

国連開発計画 (UNDP) 駐日代表事務所. 2017.

URL <http://www.jp.undp.org/content/tokyo/ja/home/sdg/mdgoverview/mdgs.html>



## 第 2 章

### 既往の知見

## 第1節 インド国における下水処理

開発途上国の中でも、特に人口が多いインド国では、人口は12億人、人口増加率も18% (2011年国勢調査, 外務省, 2017) と、日本の約10倍の人口を誇りつつ、今なおその人口は増加している。これだけの人口を抱えている一方で、大部分において基本的なインフラの整備がなされていない。インド国の中央公害対策委員会 (Central Pollution Control Board; CPCB) によると、既存の下水処理場の容量では発生する下水を処理しきれず、73%は未処理のまま放流されている (CPCB, 2005)。また、インド国の中でも主要な川の一つである Ganga 川流域においても、31.6%の使用済みの水が、未処理のまま環境中へ放流されている (Birol and Das, 2010; Chatterjee et al., 2016)。処理流量の観点からは、29,000 MLD (million liter per day =  $1,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ ) の下水が日々発生しているのに対し、インド国全体での処理能力は 6,000 MLD に留まっている (Quaff et al., 2014)。さらに、稼働している下水処理場の中で115の処理場に関して水質を確認したところ、そのうちの45の処理場は放流基準を満たしていないとされている (CPCB, 2005)。このため、水環境の汚染も著しく、75%の飲料水源が汚染されている (榊原, 2013)。インド国では、1993年よりニューデリーを流下するヤムナ川の水質改善を図るため、ヤムナ川浄化計画 (Yamna action plan; YAP) を実施し、34の下水処理場を建設している (Sato et al., 2006)。にもかかわらず、ヤムナ川流域の水質は、1996年と2011年を比較してもほとんど変化がなかったとされており (榊原, 2013)、開発途上国において水環境を改善することがいかに難しいかが示されている。また、インド国においては、下水処理場の不足だけでなく、電力の供給が連続的でないうえに、運転管理の技術を要する人材も不足しているために、下水処理の性能を維持することが難しいこと (Chatterjee et al., 2015) や、工場での排水処理が適切になされていないために工業排水も下水に流入していること (Khan et al., 2014) 等も、水環境の改善が容易でない要因として挙げられる。Khan ら (2014) はインド国内の下水処理場の調査を実施した結果、通常の下水の硫酸濃度が  $20\sim 50 \text{ mg L}^{-1}$  であるのに対し、ルディヤーナー市では  $120\sim 270 \text{ mg L}^{-1}$  の硫酸を含んでいたことを確認し、この原因について、工業排水の流入によるものと考察している。また、下水中に高い BOD, COD を含む地域は、工業地域に位置していたとしている。

インド国の下水処理場における有機物除去性能に関しては、種々の報告がされて

いる。Jamwal ら (2009) は、首都 Delhi デリーにおいて 17 の下水処理場 (活性汚泥法×9, 長時間曝気活性汚泥法×4, BIOFORE (Biological Filtration And Oxygenated Reactor) 法×2, 散水ろ床法×1, 安定化池×1) の有機物等の処理性能を確認したところ、BOD 除去率 71~99%と良好な処理性能を示していた。また、Maharajan (2016) はインド国内の 6 つの下水処理場において 7 種類の処理方法 (UASB-DHS 法, UASB-FPU (final polishing unit), UASB-EASP (extended aeration sludge process), EASP 法, MBBR (moving bed biofilm reactor) 法, SBR (sequential batch reactor) 法, 散水ろ床法) における下水処理性能を調査している。UASB-DHS 法, EASP 法, MBBR 法, SBR 法等においては、BOD 除去率 81~97%と良好な有機物除去性能を示している。一方、UASB-FPU, UASB-EASP, 散水ろ床法等は、BOD 除去率が 58~64%に留まっている。また、Sato ら (2006) はインド国内において、15 の下水処理場の UASB-FPU 法の下水処理性能を調査した結果、15 箇所の処理水 BOD および COD の平均がそれぞれ  $96 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $238 \text{ mg L}^{-1}$  と、高濃度であったと報告している。また、調査した全ての処理場においてインド国の放流基準 (BOD  $30 \text{ mg L}^{-1}$  以下) を満たしていなかったとしており、適切な処理がなされていないことが示されている。この様に、適切な下水処理がされている処理場がある一方で、下水処理場が設置されても適切な処理がなされておらず、放流基準に満たない処理水を放流している所も多数あるのが、インド国の下水処理の現状とされている。

インド国をはじめとした開発途上国においては、今後より一層の人口の増大に伴い、市民の健康を守るための下水処理設備の需要が増してくると考えられる。このような開発途上国において下水処理場を建設するためには、様々な制約条件がある。資金および技術を有する人材が不足しているため、構造が簡素であること、複雑な機器を必要としないこと、運転管理が容易であること、建設および運転管理費用が安価であること等が挙げられる。これに加え、最近では都市化の進行に伴って土地を有効利用することも求められており、よりコンパクトな設備が要求される。これらの条件を満たした上で、高い下水処理効率を有することが求められる。最も一般的な排水処理方式として、活性汚泥法が挙げられる。しかし活性汚泥法は、運転管理が複雑であることや、曝気や汚泥処理等、運転管理費用が高額になること等から、開発途上国には適していない。次に挙げられる下水処理方式として、安定化池法がある。この方法は、建設費や運転管理費が低額に抑制できることが利点である。その一方で、広大な面積

を要するという欠点も有する。これらに代わる処理方法として嫌氣的処理方法が挙げられる。嫌氣的処理方法の特徴として、技術的に簡素であること、様々な処理流量に対応できること、余剰汚泥が少ないこと、消費エネルギーが少ないだけでなく発生するガスがエネルギー源となること等が挙げられる。その代表的手法として UASB 法が挙げられ、開発途上国、特にインド国において近年多数導入されている (Quaff et al., 2014)。

## 第2節 UASB リアクター

UASB リアクターは、排水を下から上に流して、リアクター内に保持した汚泥と接触させて、嫌氣的に排水を処理することを特徴としている。有機物は最終的にメタンと二酸化炭素に分解される。発生したガスは、浮上する中で排水を混合して、汚泥と排水の接触機会を向上し、最終的にガスホルダーに集められる。また、微生物間で栄養共生を有し、これが凝集効果をもたらし、沈降性の高いグラニュールを形成する。このグラニュール化した汚泥により、高い上向流速度を有することができ、処理時間を削減することが可能となる (Quaff et al., 2014)。UASB リアクターの年間の運転管理費用は、建設費の 1%以下とされる。また、その年間の運転管理費用は活性汚泥法の 30%程度と見積もられており、廉価な手法と言える (Khalil et al., 2008)。その他の特長として、高負荷および低い水温条件下でも高い有機物除去性能を有すること、曝気が不要のために省エネルギーであること、とりわけ下水においては栄養補給や pH 調整のための薬品添加が不要であること等が挙げられる (Seghezzo et al., 1998)。この UASB 法は、1980 年代後半より適用が進み、現在インド国、ブラジル国、コロンビア国、アラブ首長国連邦、アンゴラ共和国、インドネシア国等、様々な国で利用されている (Chernicharo et al., 2006; Khan et al., 2011, 2014; Seghezzo et al., 1998; von Sperling et al., 2008)。特にインド国では UASB 法の適用が進んでおり、37 の下水処理場で稼働している。これは、全世界で設置された下水処理 UASB リアクターの 80%に相当する。UASB リアクターにおける BOD 除去率は、55~75%、処理水 BOD は  $60\sim120\text{ mg L}^{-1}$  とされている。インド国においては放流基準を  $30\text{ mg L}^{-1}$  としており、UASB リアクター単独ではこの放流基準を満たすことが困難であるため、一般的には後段処理設備を同時に設けて処理がなされている (Khan et al., 2014)。

インド国においては、ガンジス川の水質改善のために、1983 年よりガンジス川浄化計画 (Ganga Action Plan; GAP) が実施された。この中で、1985 年に下水処理に関してオランダ国との 2 国間の協力体制が築かれた。この GAP において、UASB 法の導入が始まった。ここではカーンプル市に 2 箇所 (5 MLD, 36 MLD), ミールザープル市 (14 MLD) に 1 箇所の計 3 箇所において UASB リアクターが設置されている。インド国では、この GAP での実績を元に、1995 年よりヤムナ川の浄化に向け YAP が実施された。YAP では、GAP における UASB 法の評価を受け、新設する 34 箇所の下水処理場のうち、16 箇所を UASB 法とした。処理水量の合計は 598 MLD であり、これは YAP での全処理水量の約 80%に相当する (Quaff et al., 2014; Sato et al., 2006)。この YAP で導入された UASB リアクターのうち、15 箇所における下水処理性能に関して、Sato ら (2006) が調査している。Sato ら (2006) が調査した下水処理場の流入下水の COD は  $363\sim1194\text{ mg L}^{-1}$ , 平均  $754\text{ mg L}^{-1}$  と、高有機物濃度であった。Sato ら (2006) は、調査した全ての処理場において処理水が放流基準を満たしていないとしているが、その原因の一つとして、流入水の有機物濃度が、下水処理場の設計値を上回っていることを挙げている。また、UASB 処理水の平均 COD は  $403\text{ mg L}^{-1}$  としている。Sato ら (2006) はこの UASB リアクターの運転状況に関して、汚泥のウォッシュアウトが生じていたことを指摘している。この原因として、汚泥引き抜きがなされていないことを挙げている。また、スカムも除去されていないことも確認しており、適切な運転管理がなされていないことを示している。Khan ら (2014) は、インド国内 10 箇所の下水処理場に関して、UASB リアクターの処理性能を評価している。処理水 COD は  $143\sim567\text{ mg L}^{-1}$ , 除去率は 29~75%と、処理場によって値が異なっていたことを示している。特に COD 除去率が低かった (29~43%) 3 つの処理場に関して、その原因は運転管理が適切に行われていない (汚泥引き抜き, グリットチャネルの汚泥排出等) ためと、Khan ら (2014) も考察している。また、Khalhil ら (2006) はインド国における UASB 法に関して、課題として同様に運転管理, 水質, モニタリングおよび訓練等を挙げている。一方、Khan ら (2014) の報告の中では、UASB 処理水の COD は 10 サンプル中 5 サンプルで  $139\sim163\text{ mg L}^{-1}$  と低濃度であった。また、 $400\text{ mg L}^{-1}$  以上であったのはわずか 3 サンプルであったことから、Sato ら (2006) の報告と比較して全体的に低い傾向を示している。一方で、Khan ら (2014) の報告の中で、アグラ市の 78 MLD

の下水処理場の調査結果が挙げられており、UASB 処理水の COD が  $143 \text{ mg L}^{-1}$  とされている。この処理場は、恐らく筆者が試験を実施した処理場と考えられるが、第3章において UASB の1年間の処理性能を示している様に、この様な低濃度の処理水が得られることは無かった。筆者の試験では、第3章で取り扱っている1年間の UASB 処理水の平均 COD<sub>Cr</sub> は  $327 \text{ mg L}^{-1}$  であり、Khan ら (2014) の報告の2倍以上であった。Khan ら (2014) の結果では、COD 除去率は43%と、筆者の結果と同等(1年間の平均:35%)であったことから、偶然下水の有機物濃度が低い時に試料が採取された可能性も考えられる。他方、Okubo ら (2015) はカルナール市の下水処理場において、1,800 日間 UASB リアクターの下水処理性能を観測し、平均処理水 COD<sub>Cr</sub> が  $177 \text{ mg L}^{-1}$  と、低濃度であったとの事例もある。以上の様に、インド国における下水処理 UASB リアクターは、有機物除去率が高く、低有機物濃度の処理水が得られる場合もある一方で、運転管理の不備や想定以上の下水の有機物濃度の高さ等により、有機物処理性能の低下および高有機物濃度の処理水となることも多々あることが示されている。

### 第3節 UASB リアクターの後段処理技術

UASB 法の欠点として、UASB リアクター単独では、BOD 除去率は、55~75%、処理水 BOD は  $60\sim120 \text{ mg L}^{-1}$  とされており (Khan et al., 2014)、有機物に関する下水放流基準を満たせないことが挙げられる。また、アンモニア性窒素の除去も、UASB リアクター単独では困難である。そこで、一般的には後段処理が合わせて設置される。インド国で実施された YAP では、後段処理として FPU が主に採用されている (Sato et al., 2006)。Sato ら (2006) はインド国内において、15 の下水処理場の UASB-FPU 法の下水処理性能を調査した結果、上述した様に調査した全ての処理場においてインド国の放流基準 (BOD  $30 \text{ mg L}^{-1}$  以下) を満たしていなかった。FPU の適切な HRT は4~30日とされているのに対し、インド国に設置されている FPU の HRT は1日であり、十分な下水処理性能を発揮できない環境にある (Sato et al., 2006; 大久保ら, 2008)。また、1~2 年毎に定期的に、あるいは汚泥が 40cm 以上堆積した際は清掃することがガイドラインで示されているが、現地におけるこの様な運転管理の重要性が十分に認識されていない (Sato et al., 2006)。

また、Sato ら (2006) は、UASB-FPU システムのアンモニア性窒素除去についても

調査している。FPU の様なポンド法におけるアンモニア性窒素の除去は、硝化や脱窒よりも、むしろ藻類の繁殖の方が影響が大きい。この藻類の成長因子として、pH および DO の上昇が挙げられる。しかし、Sato ら (2006) が調査した下水処理場においては、pH は 7.0~8.2, DO は  $0.2\sim 2.2\text{ mg L}^{-1}$  と、低い値に留まっていた。この影響を受け、FPU 処理水のアンモニア性窒素濃度は  $19\sim 54\text{ mg L}^{-1}$ , 平均  $34.4\text{ mg L}^{-1}$  (UASB 処理水の平均:  $33.0\text{ mg L}^{-1}$ ) と、アンモニア性窒素の除去性能が制限されていた。また、Sato ら (2006) は同時に、アンモニア性窒素除去が不十分である要因は、適切な HRT が設定されていないことを指摘している。藻類の増殖には少なくとも 2~2.25 日必要とされているのに対し、FPU の設計値は 1.0~1.6 日であった。

Khan ら (2014) は、UASB リアクターの後段処理技術の比較を行っている。10 箇所の下水処理場において、後段処理として DHS 法 (1 箇所)、ポンド法 (5 箇所)、活性汚泥法 (2 箇所)、表層曝気付きポンド法 (3 箇所) を用いた時の、下水処理性能等を比較している。この中で有機物除去性能が優れていたのは DHS 法と活性汚泥法であり、それぞれの処理水 COD および COD 除去率は  $21\text{ mg L}^{-1}$ ,  $32\sim 77\text{ mg L}^{-1}$  および 87%, 75~81% であった。Khan ら (2014) は、比較した中で、UASB-DHS システムの有機物処理性能が最も優れていたと述べている。アンモニア性窒素除去についても同様に、DHS 法および活性汚泥法が優れており、それぞれの処理水アンモニア性窒素濃度および除去率は、 $11.4\text{ mg-N L}^{-1}$ ,  $7.5\sim 14.67\text{ mg-N L}^{-1}$ , 81%, 62~82% であった。

#### 第4節 DHS リアクター

UASB リアクターの後段処理手法の一つとして、DHS リアクターが開発されてきた。(Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997, 2000; Tawfik et al., 2006; Tandukar et al., 2005, 2006, 2007; Onodera et al., 2014a)。上述した様に、DHS 法は他の UASB リアクターの後段処理技術と比較して、優れた有機物およびアンモニア性窒素除去性能を有することが示されている。DHS 法は、スポンジを汚泥保持担体として用いた散水ろ床型の排水処理方法である。UASB 法により前処理された排水は、DHS リアクター上部からスポンジ担体に散水され、スポンジの表面および内部に保持された微生物により、有機物分解や硝化が行われる。また DHS 法では、酸素は排水がスポンジ担体を流下中に空気中から自然に供給されるため、酸素供給のための

曝気が不要であり、省エネルギー型の技術である。さらに、運転管理も容易であることから、開発途上国の様な金銭面および技術を有する人材が不足している環境に適した特徴を有している。

DHS 法の特徴であるスポンジ担体に関して、これまでに様々なスポンジ担体の形状および充填方式を用いて下水処理試験が実施されてきた。まず第1世代型 (G1) として、1辺 1.5 cm の立方体型のポリウレタンスポンジを垂直に連結して懸垂させた形式が考案された (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997)。第2世代型 (G2) は、三角柱スポンジバー (断面1辺 3 cm, 幅 75 cm) をプラスチック板 (幅 75 cm, 高さ 200 cm) の両面に接着し、カーテン状とした (Machdar et al., 2000)。第3世代型 (G3) は、スケールアップを容易にするために、小サイズのスポンジ担体をランダムに充填する方式とした。スポンジ担体は直径 27 mm, 高さ 27 mm の円柱状とし、圧密による潰れを防止するために、外側にネットリングを装着した (高橋ら, 2004)。第4世代型 (G4) は、棒状スポンジ (2.5 cm×2.5 cm×50 cm) を同サイズのネットリングにはめ込んだものを1段に15本並べ、このスポンジ層を格子状に20段積み重ねた (Tandukar et al., 2006)。第5世代型 (G5) は、第2世代型と同様にカーテン状をしており、長方形のプラスチックシート (85 cm×47.5 cm) 両面に、断面が三角形の形状をしたスポンジを接着し、これを4 cm 毎に並べてモジュール化したものである。モジュールは一つ当たり 85 cm×49.5 cm×49.5 cm であり、これを垂直方向に4層設けている (Tandukar et al., 2007)。第6世代型 (G6) は、第3世代型よりもさらに施工性を向上することを目的として、ポリウレタンとエポキシ樹脂を共重合したスポンジ担体を開発した。本担体は物理的強度が高められており、第3世代型で装着されていたネットリングを不要とした (Onodera et al., 2014a)。

この様な様々なスポンジ形式の DHS リアクターを用いて、日本の都市下水を対象として下水処理試験が実施されてきた (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997, 2000; Tawfik et al., 2006; Tandukar et al., 2005, 2006, 2007; Onodera et al., 2014a)。各試験において、DHS リアクターの前段には UASB リアクターが設けられており、前処理された下水が DHS リアクターに流入する構成となっている。各試験結果を Table 2-1 に示す。DHS リアクターの HRT は、第1世代型 (Agrawal et al., 1997;



Machdar et al., 1997) を除いて、2~2.7 時間の範囲で設定された。第1世代型のみ 0.49~1.3 時間と短い HRT で運転していた。流入 COD 濃度および有機物負荷はそれぞれ、144~226.8 mg L<sup>-1</sup>, 1.59~2.66 kg-COD m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> と、低濃度、低有機物負荷条件下での運転であった。この様な環境下で試験を実施した結果、処理水 COD および COD 除去率はそれぞれ、40~65 mg L<sup>-1</sup>, 59~72%と、高い有機物除去性能を示している。また、アンモニア性窒素除去に関しては、流入水濃度および負荷が 22.8~35 mg-N L<sup>-1</sup>, 0.219~0.468 kg-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> (HRT が短い第1世代型 (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 1997) を除く) であったのに対し、アンモニア性窒素濃度、除去率、除去速度は、8.8~20 mg-N L<sup>-1</sup>, 28~83%, 0.134~0.246 kg-NH<sub>4</sub>-N m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> であり、有機物除去以上に、運転条件によって処理性能が異なることが示されている。

また、日本国内のみならず、世界各国 (インド国, インドネシア国, タイ国, エジプト国, ニジェール国) で実下水を用いた試験も実施されている (Machdar et al., 2014, 2015; Mahmoud et al., 2010, 2011; Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2014b, 2016; Tawfik et al., 2008, 2011; 原田ら, 2003)。各試験結果を Table 2-2 に示す。施工性に優れる第3世代型のスポンジ形式が、試験によく利用されている。各試験において、2例 (Machdar et al., 2015; 原田ら, 2003) を除いて、DHS リアクター単独での COD 除去率が 56~96%, 処理水 COD が 11.4~121 mg L<sup>-1</sup> と、良好な有機物除去性能が示されている。また、各試験において、様々な HRT, 流入有機物負荷および有機物濃度条件下における、有機物およびアンモニア性窒素の除去性能が調査されている。Onodera ら (2014b) は、低有機物濃度 (流入水 COD 61~67 mg L<sup>-1</sup>) 条件下において、HRT を 1, 2, 4 時間と変化した時の有機物およびアンモニア性窒素除去性能について評価している。各処理水 COD および COD 除去率は、21.1~25.4 mg L<sup>-1</sup>, 59~67%と同様であった。また、処理水アンモニア性窒素濃度およびアンモニア性窒素除去率は、0.1~0.2 mg-N L<sup>-1</sup>, 97~99%と、こちらも同様であることが確認されており、この様な低有機物濃度環境下においては、HRT および有機物負荷が 1~4 倍変化しても有機物およびアンモニア性窒素除去への影響が無いことが示されている。逆に、流入有機物濃度が高い条件下 (COD 287~849 mg L<sup>-1</sup>) において HRT を変動させた時の有機物およびアンモニア性窒素除去性能に関

して, El-Tabl ら (2013), Mahmoud ら (2010), Tawfik ら (2011) は調査している。El-Tabl ら (2013) は, 平均流入水有機物濃度が  $410 \text{ mg L}^{-1}$  の条件下において, HRT を 6, 3 時間 (各平均 COD 負荷 ;  $1.6, 3.3 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ) と変動させた際, 各有機物除去率は平均 95%, 94%と, 変化が無かったことを示している。一方, Mahmoud ら (2010) および Tawfik ら (2011) の試験結果は, HRT 減少および有機物負荷の増加に伴い, 処理水有機物濃度およびアンモニア性窒素濃度が上昇することを示している。特に, アンモニア性窒素除去に関してはその影響が顕著であり, 平均 COD 負荷が  $1.9 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  であった時のアンモニア性窒素除去率が平均 91% を示していたのに対し, 平均 COD 負荷が  $6.8 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  になると, 平均アンモニア性窒素除去率が 26.8%にまで減少した (Tawfik et al., 2011)。

インド国においては, 第 2 世代型 (Okubo et al., 2015; Onodera et al., 2016) および第 3 世代型 (Okubo et al., 2016) のスポンジ形態を適用して, 実証規模リアクターを用いた試験が実施されている。カルナール市の下水処理場において, UASB リアクターの後段に,  $500 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  スケールの DHS リアクターを建設し, 開発途上国における実下水を用いた, 実証規模 DHS リアクターの下水処理性能が評価された。まず第 2 世代型のスポンジ担体を投入した際の下水処理性能を, 1,800 日間の長期にわたって評価された (Okubo et al., 2015; Onodera et al., 2016)。平均流入 COD が  $177 \text{ mg L}^{-1}$  の条件下において, 平均処理水 COD が  $37 \text{ mg L}^{-1}$ , BOD が  $6 \text{ mg L}^{-1}$  と, 高い有機物除去性能を示している。また, アンモニア性窒素除去についても, 平均流入濃度  $26 \text{ mg-N L}^{-1}$  に対し, 処理水平均  $6 \text{ mg-N L}^{-1}$  まで低減可能であることを示している。一方で, 第 2 世代型は, 建設や運転管理における施工が煩雑となるため, DHS リアクターの普及に当たっては施工性に優れる第 3 世代型が適していると考えられた。そこで, 充填剤を第 3 世代型のスポンジ担体に変更して, 下水処理試験が実施された (Okubo et al., 2016)。HRT1.33 時間の条件で試験を実施した結果, 平均処理水 COD は  $40 \text{ mg L}^{-1}$ , BOD は  $10 \text{ mg L}^{-1}$  と, 良好な有機物処理性能を示した。また, いずれもインド国の放流基準 (BOD  $30 \text{ mg L}^{-1}$ ) を満たしており, インド国における適応性が証明された。

他方, 原田ら (2003) や Machdar ら (2015) の試験例の様に, 十分な有機物除去性能が確認できなかった例もある。原田ら (2003) は, 運転開始後 3 か月間の

UASB-DHS システムの下水処理性能について報告している。原田ら (2003) は十分な有機物処理性能を示せなかった要因を 3 点挙げている。1 点目は、工業排水が流入していたことにより下水の有機物濃度が高くなり、UASB リアクター、DHS リアクターともに過負荷で運転されていたこと、2 点目は自己植種としていたため、十分な UASB リアクターのスタートアップ期間を経ていなかったこと、3 点目は DHS リアクターの散水効率が良くなかったこと (1 本の V 字横越流堰を回転させて越流水を散水させる方式) である。一方、Machdar ら (2015) の報告に関しては、その有機物除去率の低さの原因については触れられていない。この様に、開発途上国において DHS 法が適用し得ることを示す報告が蓄積されている一方で、開発途上国においては工業排水が下水に直接流入する可能性を有する等、下水の構成が不安定である可能性も秘めている。開発途上国において DHS リアクターを普及するためには、この様な工業地域における DHS リアクターの下水処理特性の把握が今後必要と考えられる。

他方、DHS リアクターについては、下水のみならず、ゴム廃水 (Watari et al., 2017)、化学合成樹脂排水 (谷口ら, 2008)、染色廃水 (Tawfik et al., 2014)、糖蜜廃水 (Pattananuwat et al., 2013)、タピオカ排水 (Racho et al., 2012) 等の産業排水処理への適応性も確認されており、今後さらにその用途もより広がると考えられる。

Table 2-1 Review of the performance of DHS reactor of previous studies in Japan for various sponge media model

Sponge model	HRT (hr)	DHS OLR-(COD) (kg-COD m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> )	DHS inf. COD (mg L <sup>-1</sup> )	DHS eff. COD (mg L <sup>-1</sup> )	COD Removal ratio (%)	DHS inf. NH <sub>4</sub> (mg-N L <sup>-1</sup> )	DHS eff. NH <sub>4</sub> (mg-N L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> Removal ratio (%)	Reference
G1	0.97-0.49	—	170-205	—	—	35	0-15	—	Agrawal et al., 1997
G1	1.3	2.66	144 (54)	40 (18)	71	32 (15)	6 (±5)	78	Machdar et. al., 1997
G2	2	1.93	161 (49)	65 (33)	59 (18)	39 (8)	20 (±8)	52 (16)	Machdar et al., 2000
G3	2.7	1.59	178 (82)	43 (14)	72 (12)	—	—	—	Tawfik et al., 2006
G4	2	2.4	197	46 (16)	76	—	—	28	Tandukar et al., 2006
G5	2.5	2.18	227 (54)	62.0 (30)	72	22.8 (3)	8.8 (±6)	61	Tandukar et al., 2007
G6	2	2.03	169 (80)	48 (19)	68 (17)	24.6 (6.4)	4.1 (±3.3)	83	Onodera et al., 2014

The numbers in parentheses are standard deviations.

Table 2-2 Review of the performance of DHS reactor of previous studies in various countries

Sponge model	HRT (hr)	DHS OLR-(COD) (kg-COD m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> )	DHS inf. COD (mg L <sup>-1</sup> )	DHS eff. COD (mg L <sup>-1</sup> )	COD Removal ratio (%)	DHS inf. NH <sub>4</sub> (mg-N L <sup>-1</sup> )	DHS eff. NH <sub>4</sub> (mg-N L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> Removal ratio (%)	Place	Reference
G1	—	—	337 (146)	209 (70)	35	52 (23)	45 (29)	19	Niger	原田ら, 2003
G1	2.3	1	69 (62)	18 (8)	74	27 (8)	6 (4.7)	78	Indonesia	Machdar et al., 2014
G2	1.5	2.84	177 (44)	37 (18)	79	—	—	—	India	Okubo et al., 2015
G2	1.5	2.842	177 (44)	37 (18)	79	26 (8)	6 (5)	77	India	Onodera et al., 2016
G3	1.33	3.03	168 (34)	40 (13)	76	26 (6)	12 (6)	53	India	Okubo et al., 2016
G3	0.66	6.10	168 (34)	52 (20)	86	26 (6)	19 (8)	28	India	Okubo et al., 2016

G3	2	1.84	169 (55)	50 (18)	70	—	—	—	Egypt	Mahmoud et. al., 2011
G3	4	1.3	—	—	—	—	—	88 (7.9)	Egypt	Tawfik et al., 2008
G3	3	1.6	—	63.0 (13)	—	—	3.0 (2.0)	88 (10.5)	Egypt	Tawfik et al., 2008
G3	2	2.6	—	—	—	—	8.0 (3.8)	59 (21)	Egypt	Tawfik et al., 2008
G3	11.7	1.9	676 (117)	25.6 (9)	96	13.4 (8.8)	1.2 (1.0)	91 (22)	Egypt	Tawfik et al., 2011
G3	5.8	3.6	849 (35)	48.5 (7)	94	16.4 (4.4)	6.8 (4)	58.5 (13)	Egypt	Tawfik et al., 2011
G3	2.9	6.8	834 (92)	76.8 (14)	91	13.8 (6.3)	10.1 (5)	26.8 (16)	Egypt	Tawfik et al., 2011
G3	6	1.2	302 (48)	34 (8)	89 (3)	24 (5)	0.2 (0.5)	99 (2.5)	Egypt	Mahmoud et al., 2010
G3	4	1.8	300 (37)	60 (12)	79 (7)	25 (4)	2.5 (2)	90 (8)	Egypt	Mahmoud et al., 2010
G3	2	3.4	287 (51)	121 (31)	56 (15)	21 (2)	5.9 (1)	72 (4)	Egypt	Mahmoud et al., 2010
G3	6	1.6	410 (25)	11.4 (7)	95 (3)	—	—	—	Egypt	El-Tabl et al., 2013
G3	3	3.3	410 (25)	6.6 (0.9)	94 (3)	—	—	—	Egypt	El-Tabl et al., 2013
G3	4	0.401	67 (18)	22.0 (10.1)	67	7.0 (1.6)	0.1 (0.1)	99	Thailand	Onodera et al., 2014b
G3	2	0.751	63 (21)	25.4 (9.8)	59	6.9 (0.8)	0.1 (0.1)	99	Thailand	Onodera et al., 2014b
G3	1	1.45	61 (17)	21.1 (9.0)	65	7.3 (1.7)	0.2 (0.6)	97	Thailand	Onodera et al., 2014b
G3	3	3.82	477 (145)	373 (119)	21 (16)	26 (12)	19 (11)	33 (24)	Indonesia	Machdar et al., 2015

The numbers in parentheses are standard deviations.

## 第 5 節 DHS リアクターの下水処理機構

DHS リアクターの反応相内における下水処理機構を理解するために、既往研究において、水質プロファイル分析および保持汚泥濃度分析が行われてきた (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 2000; Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2014a; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2006, 2008, 2011)。

水質プロファイル分析では、DHS リアクターの下水処理機構を理解することを目的として、DHS リアクターの基軸方向の複数箇所における処理水を採取し、DO, BOD, COD, アンモニア性窒素等の各種水質の挙動が調査されてきた。DHS リアクターの前段には嫌気性の UASB リアクターが設けられていることから、流入水の DO は 0 もしくは  $1 \text{ mg L}^{-1}$  以下の低い値となるが、散水後すぐに、 $2 \text{ mg L}^{-1}$  以上 (1 例のみ  $1 \text{ mg L}^{-1}$  以上 (Machdar et al., 2000)) となることが示されており、DHS リアクターに流入後早々に、下水が好気的環境になるとされている (Agrawal et al., 1997; Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2014a; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2006, 2008, 2011)。

また、下水の DO は、リアクターを流下するに従い徐々に上昇するとされている (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 2000; Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2006, 2008, 2011)。BOD あるいは COD として検出される有機物は、リアクター基軸方向に、1 次反応式に沿って除去が進行すると報告されている (Okubo et al., 2016; Mahmoud et al., 2010; Fleifle et al., 2013)。つまり、基質濃度に依存して有機物除去が進行するとされている。アンモニア性窒素除去は、有機物濃度が低下した下層において生じるとされている (Tandukar et al., 2005)。また、アンモニア性窒素の減少とともに、硝酸性窒素濃度の上昇、および全窒素濃度の減少も確認されている。DHS リアクターでは、スポンジ表面が空気に曝されて好気的環境となる一方、スポンジ担体深部においては嫌気的環境になることが知られている (Kubota et al., 2014)。スポンジ表面でアンモニアが酸化されて硝酸が生成した後、スポンジ深部の嫌気領域において、脱窒が生じ、窒素除去が行われると考えられている (Araki et al., 1999)。他方、開発途上国において実証規模の DHS リアクターの反応相内における下水処理機構を調査した事例は限られている (Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2016)。また、DHS リアクターは、リアクター中心から外側に向けて表面積が拡大し、これに伴い散水負荷がリアクター水平方向で異なる可能性がある。さ

らに、リアクター中心に向かうほど外気との接触頻度が低くなり、リアクター内の気相の酸素濃度が水平方向で異なる可能性も考えられる。しかし、DHS リアクターにおいてこの様な水平方向における下水処理機構の違いはこれまで調査されていない。また、DHS リアクターの酸素消費を考える際、有機物およびアンモニア性窒素の他、硫黄の酸化も一つの因子として挙げられる。しかし、上述の様な DO, BOD, COD, アンモニア性窒素等のプロファイルに関しては知見が蓄積されているものの、硫黄に関連するプロファイルに関しては報告例がない。

保持汚泥濃度分析も同様に、リアクター基軸方向に沿って行われ、既報では 13~33 g-VSS L<sup>-1</sup> とされている (Mahmoud et al., 2010, 2011; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2011)。また、Tawfik ら (2011) によると、高負荷 (6.8 kg-COD m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>) で運転した結果、保持汚泥濃度が 33 g-VSS L<sup>-1</sup> と高濃度となったと報告されている。

DHS リアクターにおける下水の有機物およびアンモニア性窒素除去において、好氣的生分解が重要な役割を果たす。このため、DHS リアクターによる水処理時における酸素消費特性について、調査されてきた。Hatamoto ら (2011) は、DHS リアクターの酸素消費量に関して、空気供給速度および流入水の供給速度 (HRT) を変化させた時の特性を調査している。水処理時に有機物 (COD), 硫黄, メタン, アンモニア等が酸化される際に消費する酸素量の合計を DHS リアクターの酸素消費量として、様々な条件下で試験が実施された。結果、2.5 kg-O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> が、DHS リアクターの酸素消費量の上限であることが明らかにされている。また、酸素供給速度を変化させていく中で、最も変化を受けたのは、アンモニア酸化であったとしている。酸素供給速度が小さい時、つまり低酸素濃度条件下にある時は、アンモニア酸化速度が小さかった。この原因は、アンモニア酸化細菌の酸素への親和性が低いことや、アンモニア酸化による自由エネルギー変化量が、他の酢酸, プロピオン酸, メタン, 硫化物等と比較して低いこと等と、考察されている。微生物の増殖速度は代謝による自由エネルギーの獲得と関連しており、このためアンモニア酸化細菌の増殖速度が低いことが知られている。このため、酸素が制限された条件下においては、他の従属栄養細菌の方がアンモニア酸化細菌よりも酸素を獲得しやすい (Hatamoto et al., 2011)。逆に、硫黄酸化は低酸素濃度条件下においても生じることが知られている (Matsuura et al., 2010)。また、

DHS リアクターの保持汚泥を用いて、酸素利用速度試験も実施されている。日本の都市下水を処理した DHS リアクターに関して、第3世代型のスポンジの保持汚泥を酸素利用速度試験に供した所、UASB 処理水を基質として供給した試験において、 $3.05\sim 19.50 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ であった (Tawfik et al., 2006)。また、硝化に由来する酸素利用速度は、 $1.29\sim 3.79 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (Tawfik et al., 2006)、内生呼吸に由来する酸素利用速度は、 $0.75\sim 7.46 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ であったとされている (Onodera et al., 2013)。Okubo ら (2016) は、インド国における実証規模 DHS リアクターの保持汚泥の酸素利用速度を確認しており、下水および UASB 処理水の溶解性画分を基質として供給した時、それぞれ  $9.66\sim 14.52 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、 $9.21\sim 14.30 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ であったとしている。また、アンモニア性窒素を基質とした時は、 $2.05\sim 16.25 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、内生呼吸については、 $1.02\sim 2.21 \text{ mg-O}_2 \text{ g-VSS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ であったと報告している。

## 第6節 下水処理リアクターの微生物群集構造

生物学的排水処理は、世界で数十億ドルの市場規模を有し、バイオテクノロジーで最も大きい規模の産業の一つとされている。水環境および経済への寄与が大きいのにもかかわらず、生物学的排水処理における微生物群集構造に関する情報は十分とはいえない (Wang et al., 2012)。近年、解析手法の発展に伴いその知見が集積されつつあるものの、微生物種と環境条件との関連性については多くの疑問点が残されている (Ju and Zhang, 2015)。排水処理において、リアクター内の微生物群集を理解することは、リアクターの適切な設計および安定した運転管理につながることから、重要であると考えられている (Wang et al., 2011)。

排水処理方式の一つである生物膜法は、密集した微生物群集が、高い代謝速度を有するとされている (Kuhl et al., 1992)。生物膜法の一つである DHS 法では、スポンジ表面は大気との接触により好氣的となり、スポンジ内部では嫌氣的になること等が知られており (Kubota et al., 2014)、1つのスポンジ担体内において様々な微生物が棲息すると考えられる。また、DHS リアクターは、リアクター全体においても、高濃度の有機物が流入するリアクターの上層と、有機物除去が進行して有機物濃度が減少している下層とで、微生物群集構造が異なることが知られている (Kubota et al., 2014)。この様な DHS リアクターの微生物群集構造に関して、



これまでに2件の報告例がある (Kubota et al., 2014; 井口ら, 2013)。Kubota ら (2014) は、日本の都市下水を処理する G3 型の DHS リアクターの微生物群集構造を調査しており、リアクター1層目において *Dechloromonas* 属が大半 (40%) を占めており、DHS リアクターの有機物除去に関して重要な役割を果たしていると考えられている。また、アンモニア酸化細菌に関しては、活性汚泥法の既往の知見では、その存在割合が 0.0033~0.33% (Dionisi et al., 2002; Harms et al., 2003; Limpiyakorn et al., 2005, 2006) とされているのに対し、Kubota ら (2014) は、DHS リアクターでは 0.01~0.76% と、同程度であったと述べている。また、*Bacteroidetes* 門および *Firmicutes* 門は嫌気性細菌として知られており (Baker et al., 2009), *Deltaproteobacteria* 綱には嫌気性細菌である硫酸還元菌が多数属する (Barton and Hamilton, 2007)。Kubota ら (2014) の報告の中で、これらに属する細菌が 10.6~26.0% 検出されており、スポンジ担体表層に存在していると考えられる好気性細菌だけでなく、嫌気性細菌も DHS リアクターにおける下水処理に寄与していることが示唆されている。

井口ら (2013) は、インド国カルナール市に建設された実証規模の DHS リアクターにおける保持汚泥の微生物群集構造を調査している。ここでは、低水温期間 (DHS 流入水温  $\leq 20^{\circ}\text{C}$ ) と高水温期間 (DHS 流入水温  $> 30^{\circ}\text{C}$ ) における微生物群集構造の違いについても評価している。高水温時には、*Alpha-*, *Beta-*, *Gammaproteobacteria* 綱が6割を占めており、これらに属する好気性細菌が DHS リアクターの有機物分解に主に寄与していると考えられている。その一方で、*Propionisicella* 属、*Clostridium* 属、*Smithella* 属、*Syntrophobacter* 属といった嫌気性細菌も検出されており、このような嫌気性細菌も有機物分解に寄与していることが示唆されている。低水温時には、微生物群集の多様性が低下し、*Pseudomonas fluorescens* が高頻度で検出された。井口ら (2013) は、低水温時には *Pseudomonas* 属をはじめとする低温でも活性を有することができる低温細菌が優占し、これらが DHS リアクターの有機物除去性能の維持に寄与していると考えられている。また、Kubota ら (2014)、井口ら (2013) のいずれの報告においても、DHS リアクター内で基軸方向に有機物除去が進行するに従い、微生物群集構造が変化することが明らかとなっている。

他方、DHS 法以外の排水処理方式に関しては、活性汚泥法をはじめとして、様々な実機リアクターにおける微生物群集構造が、特に近年になって調査されている。活性汚泥法に関しては、Zhang ら (2012) が、下水処理場 14 箇所、15 サンプル (中国、香港、シンガポール国、カナダ国、アメリカ国) の微生物群集構造を調査している。まず門レベルの検出頻度を確認した結果、全てのサンプルで *Proteobacteria* 門が 36~65% と最も検出された。この傾向は、土や下水の群集構造を調査した他の事例と同様であった。続いて優占していたのが、*Actinobacteria* 門 (1.3~14.0%) や、嫌気性細菌として知られている (Baker et al., 2009) *Firmicutes* 門 (1.4~14.6%)、*Bacteroidetes* 門 (2.7~15.6%)、等であった。次に、属レベルの検出頻度を確認した結果、全部で 744 種検出され、そのうち 70 種が 15 サンプルで共通して確認された。また、235 種が 10 サンプルで共通して確認され、これは全シーケンスの 92.7% を占めていた。他方、検出頻度が低かった 271 種については、1, 2 サンプルでしか現れず、全シーケンスの 0.9% に過ぎなかった。検出された種の中で、*Zoogloea* 属、*Dechloromonas* 属の検出頻度が高く、10 サンプル以上において 1% 以上の検出頻度を示した。その他では、*Caldilinea* 属、*Trichococcus* 属、*Prosthecoactor* 属等が、6 サンプル以上で高い検出頻度 (1% 以上) を示していた。低温耐性の *Trichococcus* 属は、低温条件下で採取されたサンプルで確認され、群集構造は温度に依存することが例示されている。なお、*Zoogloea* 属、*Dechloromonas* 属、*Trichococcus* 属と言った種は、他の報告においても主に検出された種として取り上げられている (*Zoogloea* 属 (Sanapareddy et al., 2009; Ye and Zhang, 2013 ; Zhang et al., 2012), *Dechloromonas* 属 (Wang et al., 2011; Yang et al., 2011; Ye and Zhang, 2013 ; Zhang et al., 2012), *Trichococcus* 属 (Wang et al., 2011; Wangner et al., 2013; Ye and Zhang, 2013 ; Zhang et al., 2012)。

また、Zhang ら (2012) は、微生物群集構造の特徴を示す要因として、地理的要因、下水中の有機物の濃度や種類 (人々の食物にも依存する)、運転条件 (A/A/O 法, A/O 法, 標準活性汚泥法), DO, 温度, 塩分濃度, 季節, 産業排水の含有率等が挙げられると記述している。

## 第7節 小括

開発途上国の中でも特に人口が多いインド国においては、下水処理設備が十分に普及しておらず、約7割の下水が未処理のまま環境中に放流されている。このため、水環境の汚染も著しく、75%の飲料水源が汚染されている等、一刻も早い対応が望まれる。インド国では、この状況を改善すべく、近年GAP、YAP、等の河川浄化対策を実行している。特に、YAPにおいては、資金源に乏しい開発途上国においても適用可能な技術としてUASB法が多数採用された。また、UASB法は、単独では放流基準を満たすことが困難であることから、通常後段処理設備も設置される。YAPにおいては、FPU法が、後段処理として採用された。しかし、UASB-FPUシステムが採用されたうちの15の処理場に関して、処理水質が調査された結果、いずれも放流基準を満たしていないことが明らかとなっている。他方、UASB法の後段処理技術に関して、種々の手法の下水処理性能の比較が行われた結果、DHS法が優れた有機物およびアンモニア性窒素除去性能を有していることが明らかとなっている。

DHS法に関しては、日本の都市下水を対象とした下水処理試験において、優れた有機物およびアンモニア性窒素除去性能を有することが示されてきた。また、国外においても様々な条件下で下水処理試験が実施され、良好な有機物除去性能が示されている。特に、インド国においては、実証規模のDHSリアクターを用いた下水処理試験が実施され、1,800日間の長期にわたるモニタリングの結果、処理水平均BOD  $6 \text{ mg L}^{-1}$  と、良好な有機物除去性能を示した。また、インド国の放流基準はBOD<sub>30</sub>  $\text{mg L}^{-1}$  以下であることから、インド国における適応性が確認された。他方、本実証規模DHSリアクターが行われた下水処理場のUASB処理水、つまりDHSリアクターの流入水の有機物濃度は、 $177 \text{ mg L}^{-1}$  と、低濃度であったが、インド国においてはUASB処理水の有機物が平均  $403 \text{ mg L}^{-1}$  と高濃度であるとの報告もある。故に、DHS法を開発途上国で普及するにあたり、高有機物下水流入条件下における、DHSリアクターの下水処理性能を評価することが必要と考えられる。また、Okuboら(2015)の試験では、処理能力が  $500 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  とやや小規模であった。DHS法の普及を検討する上で、リアクターのサイズアップが必要となる。リアクターを水平方向に拡大すると、リアクター中心に向かうほど気相

の酸素濃度が低くなり、下水処理性能に影響を及ぼす可能性も考えられる。しかし、DHS リアクターの水平方向間における下水処理特性に関する知見は皆無である。

また、DHS 法に関しては、下水処理機構を理解するために、水質プロファイル分析、酸素利用速度試験、保持汚泥濃度分析、微生物群集構造解析等、様々な調査がなされ、知見が蓄積されている。他方、これらのほとんどは低有機物濃度の流入下水条件下における試験であり、高有機物濃度下水流入時における有機物およびアンモニア性窒素除去特性に関する知見は乏しいのが現状である。

そこで本研究は、実際の普及サイズを想定した実規模スケール DHS リアクターを建設し、高有機物濃度の下水を供給した時の有機物およびアンモニア性窒素除去特性について評価することを目的とした。また、リアクター水平方向間における下水処理機構の相違に関して、水質プロファイル分析を元に評価した。その他、高濃度下水流入時における有機物およびアンモニア性窒素の除去機構を理解するため、酸素利用速度試験、微生物群集構造解析等も実施した。

#### 引用文献資料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi, A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the Hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36(6-7), 433-440.

Araki, N., Ohashi, A., Machdar, I., Harada, H., 1999. Behaviors of nitrifiers in a novel biofilm reactor employing hanging sponge-cubes as attachment site. *Water Science and Technology*, 39 (7), 23-31.

Baker P. I., Love D. R., Ferguson L. R., 2009. Role of gut microbiota in Crohn's disease. *Expert review of gastroenterology and hepatology*, 3(5), 535-546.

Barton L. L. and Hamilton W. A., 2007. Sulfate-reducing Bacteria. Cambridge University, p.39

Birola E., Das S., 2010. Estimating the value of improved wastewater treatment: The case of River Ganga, India. *Journal of Environmental Management*, 91(11), 2163–2171.

Chatterjee P., Ghangrekar M. M., Rao S., 2016. Low efficiency of sewage treatment plants due to unskilled operations in India. *Environmental Chemistry Letters*, 14(3), 407-416.

Chernicharo C. A. L., 2006. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 73–92.

Chernicharo C. A. L., 2006 Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5(1), 73–92.

CPCB, 2005. Status of Sewage Treatment in India, Central Pollution Control Board, India. <http://www.cpcb.nic.in/newitems/12.pdf>. 23, May, 2017.

Dionisi H. M., Layton A. C., Harms G., Gregory I. R., Robinson K. G., Sayler G. S., 2002. Quantification of *Nitrosomonas oligotropha*-like ammonia-oxidizing bacteria and *Nitrospira* spp. from full-scale wastewater treatment plants by competitive PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(1), 245-253.

El-Tabl A. S., Wahaab R. A., Younes S. Y., 2013. Downflow Hanging Sponge (DHS) Reactor as a Novel Post Treatment System for Municipal Wastewater. *Life Science Journal*, 10(3), 409-414.

Harms G., Layton A. C., Dionisi H. M., Gregory I. R., Garrett V. M., Hawkins S.A.,

Robinson K. G., Saylor G. S., 2003. Real-time PCR quantification of nitrifying bacteria in a municipal wastewater treatment plant. *Environmental Science and Technology*, 37(2), 343-351.

Hatamoto M., Miyauchi T., Kindaichi T., Ozaki N., Ohashi A., 2011. Dissolved methane oxidation and competition for oxygen in down-flow hanging sponge reactor for post-treatment of anaerobic wastewater treatment. *Bioresource. Technology*, 102, 10299-10304.

Jamwal P. Mittal A. K., 2009. Efficiency evaluation of sewage treatment plants with different technologies in Delhi (India). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153, 293-305.

Ju F., Zhang T., 2015. Bacterial assembly and temporal dynamics in activated sludge of a full-scale municipal wastewater treatment plant. *ISME Journal*, 9(3) 683-95.

Khalil N., Mittal A. K., Raghav A. K., Rajeev S., 2006. UASB Technology for Sewage Treatment in India: 20 Years Experience. *Environmental Engineering and Management Journal*, 5(5), 1059-1069.

Khan A.A., Gaur R.Z., Tyagi V. K., Khursheed A., Lew B., Mehrotra I., Kazmi A. A., 2011. Sustainable options for post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 55, 1232–1251.

Khan A. A., Gaur R. Z., Mehrotra I., Diamantis V., Lew B., Kazmi A. A., 2014. Performance assessment of different STPs based on UASB followed by aerobic post treatment systems. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 12(43), 1-13.

Kubota K., Hayashi M., Matsunaga K., Iguchi A., Ohashi A., Li Y. Y., Yamaguchi T., Harada H., 2014. Microbial community composition of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor

combined with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of municipal sewage. *Bioresource Technology*, 151, 144-150.

Kuhl M., Jorgensen B. B., 1992. Microsensor Measurements of Sulfate Reduction and Sulfide Oxidation in Compact Microbial Communities of Aerobic Biofilms. *American Society for Microbiology*, 58(4), 1164-1174.

Limpiyakorn T., Shinohara Y., Kurisu F., Yagi O., 2005. Communities of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of various sewage treatment plants in Tokyo. *FEMS Microbiology Ecology*, 54(2), 205-217.

Limpiyakorn T., Kurisu F., Yagi O., 2006. Development and application of real-time PCR for quantification of specific ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of sewage treatment systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 72(5), 1004-1013.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42(3-4), 83-88.

Machdar I., Matsuura N., Kodera H., Ohashi A., 2014. Prospective combined system of UASB and DHS reactor for the treatment of domestic wastewater in Jakarta. *Journal of Water and Environment Technology*, 12(6), 459-468.

Machdar I., Faisal, Muhammad S., Onodera T., Syutsubo K., 2015. Use of G3-DHS Bioreactor for Secondary Treatment of Septic Tank Desludging Wastewater. *Waste Technology*, 3(2), 41-46.

Maharjan N., 2016. Sustainability Assessment and Investigation of Appropriate Nutrient

and Pathogen Removal Post Treatment Units for UASB-DHS System. Nagaoka University of Technology Doctor thesis.

Mahmoud M., Tawfik A., El-Gohary F., 2010. Simultaneous Organic and Nutrient Removal in a Naturally Ventilated Biotower Treating Presettled Municipal Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 136(3), 301-307.

Mahmoud M., Tawfik A., El-Gohary F., 2011. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 168, 535-543.

Matsuura N., Hatamoto M., Sumino H., Syutsubo K., Yamaguchi T., Ohashi A., 2010. Closed DHS system to prevent dissolved methane emissions as greenhouse gas in anaerobic wastewater treatment by its recovery and biological oxidation. *Water Science and Technology* 61, 2407–2415.

Okubo T., Onodera T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2015. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, 194, 156–164.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: Performance evaluation of a full-scale down-flow hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. *Water Research*, 102, 138-146.

Onodera T., Matsunaga K., Kubota K., Taniguchi R., Harada H., Syutsubo K., Okubo T., Uemura S., Araki N., Yamada M., Yamauchi M., Yamaguchi T., 2013. Characterization of the retained sludge in a down-flow hanging sponge (DHS) reactor with emphasis on its low



excess sludge production. *Bioresource Technology*, 136, 169–175.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014a. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, 152, 93-100.

Onodera T., Yoochatchaval W., Sumino H., Mizuochi M., Okadera T., Fujita T., Banjongproo P., Syutsubo K., 2014b. Pilot-scale experiment of down-flow hanging sponge for direct treatment of low-strength municipal wastewater in Bangkok, Thailand. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37, 2281-2287.

Onodera T., Okubo T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2016. Long-term performance evaluation of down-flow hanging sponge reactor regarding nitrification in a full-scale experiment in India. *Bioresource Technology*, 204, 177-187.

Pattananuwat N., KAWAI T., Hatamoto M. Syutsubo K., Takahashi M., Harada H., Yamaguchi T., 2013. Development of Combined Anaerobic-Aerobic System for Treating Industrial Molasses Wastewater. *Journal of Water and Environment Technology*, 11(6), 519-528.

Quaff A. R., Mondal S., Tiwari A., 2014. Sewage Treatment Using Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor in India. *International Journal of Advanced Research*, 2(4), 777-781.

Racho P., Jindal R., Wichitsathian B., 2012. Posttreatment of UASB Effluents of Tapioca Starch Wastewater Using Downflow Hanging Sponge System. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 16(1), 9-17.

Sato N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A., Harada H., 2006. Prospects for a self-sustainable

sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 198–207.

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, 175-190.

Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology* 53(3), 209-218.

Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41(12), 2697-2705.

Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) – down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, 29(3), 210-219.

Tawfik A., El-Gohary F., Ohashi A., Harada H., 2008. Optimization of the performance of an integrated anaerobic–aerobic system for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 58 (1), 185-194.

Tawfik A., Wahab R. A., Al-Asmer A., Matary F., 2011. Effect of hydraulic retention time on the performance of down-flow hanging sponge system treating grey wastewater. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 34, 767-776.

Tawfik A., Zaki D.F., Zahran M.K.. 2014. Degradation of reactive dyes wastewater supplemented with cationic polymer (Organo Pol.) in a down flow hanging sponge (DHS)

system. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 20, 2059–2065.

von Sperling M., Oliveira C. M., Andrada G. J. B., Godinho V. M., Assuncao F. A. L., Melo W. R. J., 2008. Performance evaluation of simple wastewater treatment system comprised by UASB reactor, shallow polishing ponds and rock filter. *Water Science and Technology*, 58(6), 1313–1319.

Wang X., Wen X., Yan H., Ding K., Zhao F., Hu M., 2011. Bacterial community dynamics in a functionally stable pilot-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 102, 2352–2357.

Wang X., Hu M., Xia Y., Wen X., Ding K., 2012. Pyrosequencing Analysis of Bacterial Diversity in 14 Wastewater Treatment Systems in China. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(19), 7042–7047.

Wagner M., Loy A., Nogueira R., Purkhold U., Lee N., Daims H., 2002. Microbial community composition and function in wastewater treatment plant. *Antonie van Leeuwenhoek*, 81, 665–680.

Watari T., Mai T. C., Tanikawa D., Hirakata Y., Hatamoto M., Syutsubo K., Fukuda M., Nguyen N. B., Yamaguchi T., 2017. Performance evaluation of the pilot scale upflow anaerobic sludge blanket – Downflow hanging sponge system for natural rubber processing wastewater treatment in South Vietnam. *Bioresource Technology*, 237, 204–212.

Yang C., Zhang W., Liu R., Li Q., Li B., Wang S., Song C., Qiao C., Mulchandani A., 2011. Phylogenetic Diversity and Metabolic Potential of Activated Sludge Microbial Communities in Full-Scale Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science and Technology*, 45, 7408–7415.

Ye L. and Zhang T., 2013. Bacterial communities in different sections of a municipal wastewater treatment plant revealed by 16S rDNA 454 pyrosequencing. *Environmental Biotechnology*, 97, 2681-2690.

Zhang T., Shao M. F. Ye L., 2012. 454 Pyrosequencing reveals bacterial diversity of activated sludge from 14 sewage treatment plants. *The ISME Journal*, 6, 1137-1147.

大久保努, 原田秀樹, 小野寺崇, 上村繁樹, 山口隆司, 大橋晶良, 2008. 開発途上国のためのエネルギー最小消費型下水処理技術の開発-実規模 DHS リアクターの有機物処理特性評価-. 土木学会論文集 G, 64(2) 187-195.

大久保努, 上村繁樹, 小野寺崇, 山口隆司, 大橋晶良, 原田秀樹, 2011. 開発途上国における下水処理 UASB システムの後段処理オプションに関する現況. 用水と廃水, 53(11), 865-875.

外務省, 2017. <http://www.mofa.go.jp/mofaj/area/india/data.html>. 2017, 5, 23.

榊原隆, 2013. 海外水ビジネス展開に向けた日本の途上国向け水処理技術の開発の最先端. 水環境学会誌, 36(11), 390-394.

谷口涼子, 井口晃徳, 多川正, 山崎慎一, 荒木信夫, 井町寛之, 山口隆司, 2008. UASB-DHS システムによる化学合成樹脂含有廃水の分解. 環境工学研究論文集, 45, 325-331.

原田秀樹, 上村繁樹, 鈴木薫, Sunil K. K., Lalit K. A., 2003. アフリカ・ニジェールの首都に雨の衛生状況と世界初の UASB-DHS バイオタワー下水処理プラントに関する報告. 下水道協会誌, 40(486), 140-151.

## 第3章

開 発 途 上 国 に お け る  
実規模スケール DHS リアクター  
の ス タ ー ト ア ッ プ 特 性

## 第1節 緒論

UASB-DHS システムは、Okubo ら (2015, 2016) が実施した試験の結果、開発途上国現地で適用し得ることが証明された。一方で、その試験におけるリアクターのスケールはやや小規模であった ( $500 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ )。また、Okubo ら (2016) の試験においては、DHS 流入水、つまり UASB 処理水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は、 $168 (\pm 34) \text{ mg L}^{-1}$  程度と、比較的低濃度であった。他方、佐藤ら (2006) がインド国内の14か所の下水処理場において UASB 処理水を調査した結果、UASB 処理水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  平均値は  $419 (\pm 217) \text{ mg L}^{-1}$  と、高濃度であるとの報告もある。佐藤ら (2006) は、UASB 処理水の有機物濃度が高い原因として、リアクターのメンテナンスが適切に行われていない可能性があると考えしている。また、原田ら (2003) はニジェール国で UASB-DHS システムを用いて下水処理試験を行った所、流入下水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  が  $1,000 \text{ mg L}^{-1}$  以上と、非常に高濃度であり、その原因について、工業排水が下水中に含まれているためと考察している。開発途上国における DHS 流入水については、この様に有機物濃度が高い可能性も考えられることから、開発途上国への DHS 法の適応性を証明するためには、高有機物濃度流入水条件下における DHS リアクターの処理特性を調査することが必要であると考えられる。そこで、本研究ではインド国アグラ市に実際の普及サイズを想定した、処理水量  $5,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  の実規模 DHS リアクターを新たに建設し、既設 UASB リアクターからの処理水を供給し、その性能の評価を行った。本章では、実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ期間のおよそ1年間の下水処理性能の挙動を水質プロファイルおよび微生物群集構造解析も交えて評価した。また、DHS リアクターの下水処理性能に影響を与えられとされる、前段の UASB リアクターに関しても、インド国における実機リアクターの有機物除去性能について、合わせて評価した。

## 第2節 実験方法

## 2.1 DHS リアクター

実規模スケールDHSリアクターは、インド国ウッタルプラデーシュ州アグラ市にある下水処理場内に建設した。本処理場の処理プロセスは、スクリーン、沈砂池、UASBリアクター、FPU (Final Polishing Unit) より構成されている。流入した下水は、スクリーン、沈砂池でゴミおよび砂泥の除去がなされた後、UASBリアクターに供給

される。UASBリアクターは、1基当たり  $40\text{ m} \times 24\text{ m} \times 5.85\text{ m}$  のリアクター6基より構成されており、設計HRTは9.75 時間である。FPUは、生物学的処理を行う安定化池である。FPUは3つの池で構成され、総有効面積  $60,642\text{ m}^2$ 、深さ  $1.25\text{ m}$ 、設計HRTは24 時間とされている (Fig. 3-1)。

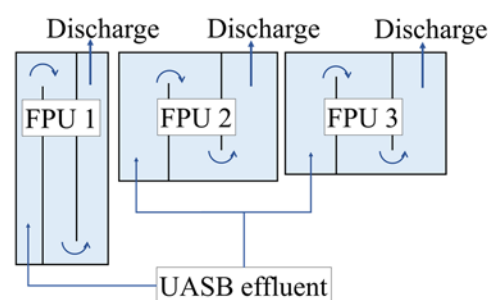


Fig. 3-1 Schematic drawing of the FPU

本研究では、UASB 処理水の一部を、新設した DHS リアクターへ送水し、試験に供した。DHS リアクターの外観写真、概要を Fig. 3-2 (a, b) に示す。

DHS リアクターは、直径  $16\text{ m}$  の円筒型のコンクリート製リアクターである。UASB 処理水の DHS リアクターへの流入、および散水のためのディストリビューターの回転は水頭圧で行われる。DHS リアクター内には G3.4 型のスポンジ担体 (Fig. 3-2 (c)) をランダムに充填した。スポンジはポリウレタン製で、一辺  $25\text{ mm}$  × 高さ  $40\text{ mm}$  の六角柱の形状をしており、酸素がスポンジ内部に行き渡りやすい様に真ん中に直径  $12\text{ mm}$  × 高さ  $40\text{ mm}$  のくり抜きが施さ

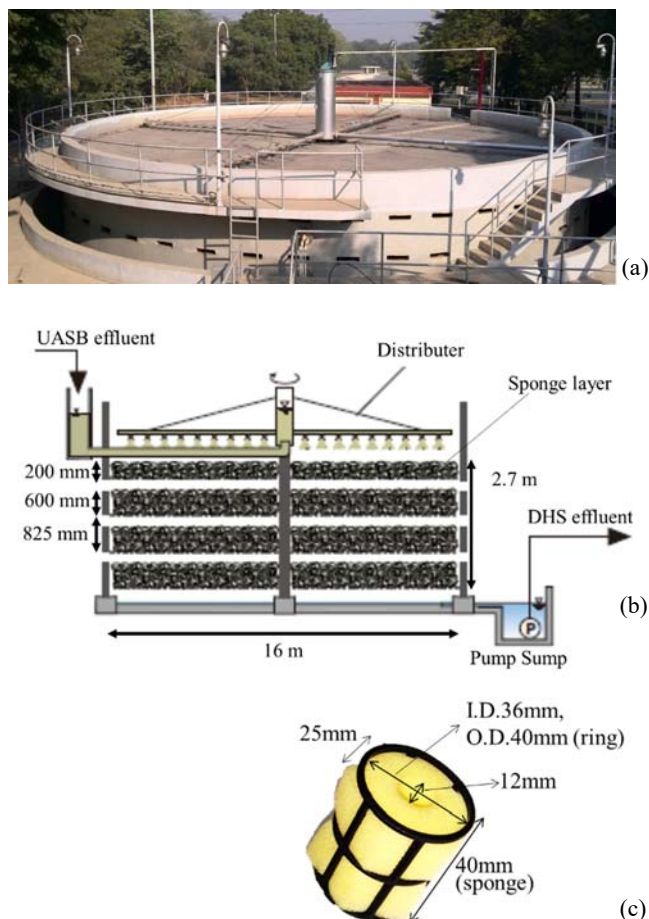


Fig. 3-2 DHS Reactor (a) Overview of the DHS reactor, (b) Schematic drawing of the DHS reactor, (c) DHS sponge media

ンジ内部に行き渡りやすい様に真ん中に直径  $12\text{ mm}$  × 高さ  $40\text{ mm}$  のくり抜きが施さ

れている。また、重圧によるスポンジの潰れを防止するため、内径 36 mm × 外形 40 mm × 高さ 44 mm のネットリングにスポンジをはめ込んでいる。スポンジ担体は合計 470 万個、総有効容積 187 m<sup>3</sup> (スポンジ部の容積) を DHS リアクターの高さ方向に 4 層に分けて充填した。リアクター反応部容積に対するスポンジ充填率は 34% とした。スポンジ充填層には、1 層目のみ 200 mm, 2~4 層目に関しては 1 層当たり 600 mm の高さでスポンジ担体を充填した。リアクター外壁には、各スポンジ充填層の空間に適宜空気窓を設け、リアクター内に自然に空気を供給できる構造とした。設計 HRT は処理水 5,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> に対し、スポンジ容積基準で 0.95 時間とした。2014 年 7 月に試験を開始した。スポンジ担体への汚泥の植種は行わずに、試験に供した。

## 2.2 水質分析

水質分析は、下水 (スクリーン、沈砂池通過後)、UASB 処理水、FPU 処理水、および DHS 処理水について、週 1~3 回程度の頻度で採取し実施した。DHS リアクターに関しては、リアクター基軸方向の水質の変化を観測するため、5, 10 箇月目 (138, 277 日目) に各スポンジ充填層通過後の水試料を採取し、水質プロファイル分析を行った。水試料は各層水平方向に 2 m 毎に 3 箇所より (一部試料は 2 箇所) 採取し、結果はその平均値を示した。分析項目は水温、DO、COD<sub>Cr</sub>、BOD、SS、アンモニア性窒素 (NH<sub>3</sub>-N)、硫酸イオン (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) とした。COD<sub>Cr</sub> は重クロム酸カリウム法、アンモニア性窒素はネスラー法、硫酸イオンは Sulfa Ver 4 法とし、それぞれを HACH 社の水質分析器 (DR5000) にて測定した。BOD および SS は下水試験方法 (1997) に従い、BOD は硝化抑制試薬 (アシルチオ尿素 (ATU)) を添加して分析した。

## 2.3 保持汚泥濃度

DHS リアクター基軸方向の各層におけるスポンジ担体を約 2 箇月毎にランダムに 3~9 個採取し、純水に浸水させながら強く圧搾し、汚泥の流出が無くなるまで何度も繰り返し行ない保持汚泥を搾取した。保持汚泥濃度は、STANDARD METHODS (APHA, 2005) の Total Suspended Solids および Fixed and Volatile Solids に沿って分析し、g-SS L<sup>-1</sup>-sponge, g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge として算出した。



## 2.4 微生物群集構造解析

DHS リアクターのスポンジ担体保持汚泥内の微生物群集構造を明らかにするため、16S rRNA 遺伝子を標的とした超並列シーケンス解析を行った。まず、解析に供する試料として、汚泥を保持するスポンジ担体を DHS リアクターより採取した。スポンジ担体は、1~4 層目各層において、水平方向に 2 m 毎に 3 か所、合計 12 か所より 3 個ずつ採取した。結果は水平方向 3 か所分の平均値を示した。試料採取は、運転開始後 10 箇月目 (276 日目) に行った。次に、ポート毎に採取したスポンジ担体から汚泥を搾取し、混合した。搾取した汚泥を PBS (Phosphate-Buffered Saline) で洗浄した後、FastDNA Spin Kit for Soil (MP Biomedicals) を用いて DNA 抽出を行った。続いて Univ515F-Univ806F のプライマーセットを用い、黒田ら (2014) の方法に沿って PCR 反応を行った。PCR 産物は QIAquick PCR Purification Kit (QIAGEN) を用いて精製した。超並列シーケンシングには MiSeq reagent Kit v2 (illumina) を用い、MiSeq (illumina) シーケンサーを用いて解析した。得られた 16S rRNA 遺伝子配列のデータ解析は Quantitative Insight Into Microbial Ecology (QIIME) のパイプラインを用いて行った。詳細な解析方法は黒田ら (2014) の方法に従った。

## 第3節 結果

### 3.1 DHS リアクターへの流入水量と下水水温

試験期間中のDHSリアクターへの流入水量および、下水水温の経時変化をFig. 3-3 (a) に示す。DHSリアクターへの供給水量は $5,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  に設定して運転を開始した。しかしながら、停電や、メインポンプ場およびUASBリアクターの補修工事などの各種外的要因により、UASBリアクターへの下水流入停止が頻繁に生じ、実際に終日DHSリアクターへ原水が供給されることはほとんどなかった。特に運転開始後の3箇月間においては、平均で $1,650 (\pm 1,440) \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  にとどまった (±および各図のエラーバーは標準偏差を示す)。長時間の停電および下水の供給停止、ならびにメンテナンス等があった日に関して、Fig. 3-3 (a) 上にTrouble dayとして図示した。また、7箇月目までは数日間のリアクターの運転停止が断続的に行われ (Fig. 3-3 (a)),

十分な供給水量が得られない状況が継続していたが、8箇月目以降は供給水量が安定した(8~12箇月目の5箇月間の平均値: 3

,760 ( $\pm 1,150$ )  $\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ 。

水温については、3箇月目まで  $30^\circ\text{C}$  前後で推移した後、気温の変化に伴い 4, 5 箇月目に  $25^\circ\text{C}$ ,  $20^\circ\text{C}$  前後へと低下した。7 箇月目にさらに低下した後、8 箇月目より徐々に上昇した。9 箇月目には  $25^\circ\text{C}$  以上となり、11 箇月目には再び  $30^\circ\text{C}$  以上に達した。

### 3.2 UASB リアクターおよび DHS

リアクターの有機物除去

下水および各下水処理工程の処理水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去速度の推移をそれぞれ Fig. 3-3 (b,c) に示す。DHS リアクター運転開始 2 日目より, DHS リアクターにおける  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は 43%を示した。DHS リアクター運転開始後の 1 箇月間は, UASB リアクター, DHS リアクターの  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率はそれぞれ 43

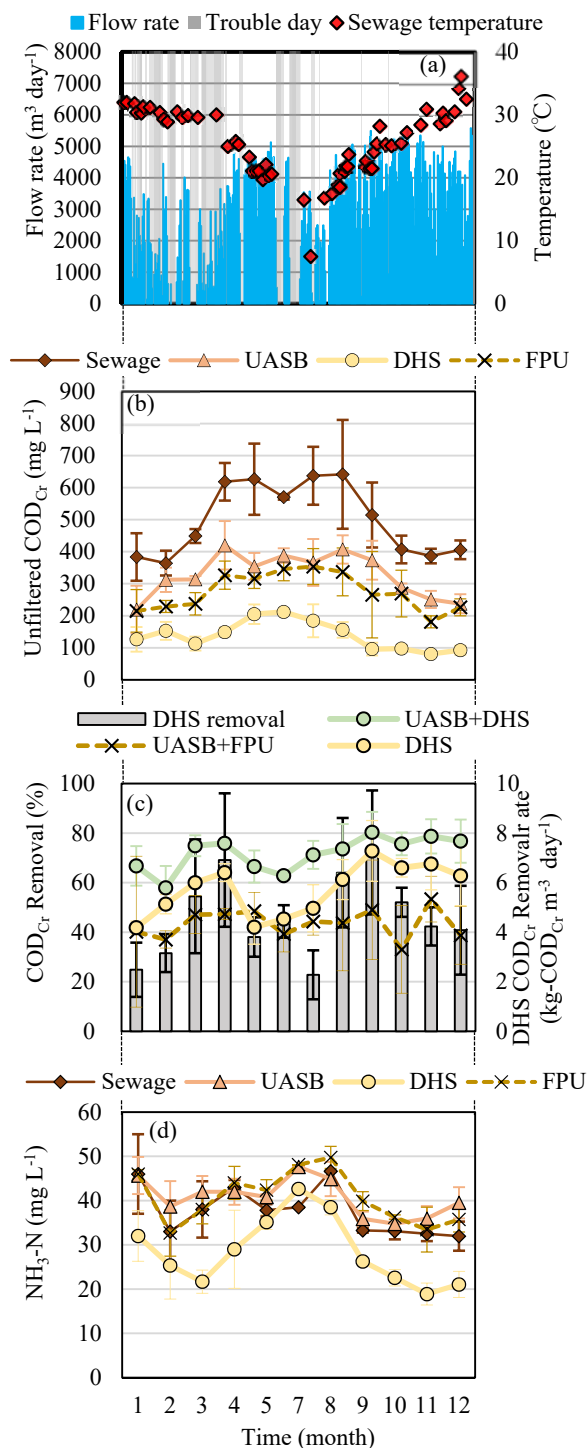


Fig. 3-3 Performance of the UASB-DHS system and the UASB-FPU system,

(a) Sewage temperature and flow rate,

(b)  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  concentration, (c)  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  removal rate,

(d)  $\text{NH}_3\text{-N}$  concentration

( $\pm 15$ ) %, 42 ( $\pm 3$ ) % ( $n=7$ ) であり, 特に DHS リアクターに関しては, 40%前後 (39~46%) で推移した。その後, 2, 3 箇月目と進むにつれ, DHS リアクターにおける  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率および除去速度はともに上昇し, 3 箇月目には  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率 60%, 除去速度は  $1.88 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  ( $n=2$ ) に達した。この時の月平均処理水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は  $113 \text{ mg L}^{-1}$  であった。この間, UASB リアクターの  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は 2~32%と低下した。一方, 4 箇月目より冬季, 乾季に向かうに伴い, 水温および降雨量が低下し, 下水および UASB 処理水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  が上昇した。4~8 箇月目においては, 下水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は  $600 \text{ mg L}^{-1}$  前後, UASB 処理水が  $400 \text{ mg L}^{-1}$  前後と, 高い有機物濃度を示した。これに伴い, DHS 処理水水質も低下し, 特に 5~7 箇月目にかけては月平均  $184\sim 205 \text{ mg L}^{-1}$  と高い値を示した。この間の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は, UASB リアクターにおいては月平均 32~43%と冬季以前と同様であったものの, DHS リアクターに関しては月平均 42~50%と低迷した。DHS リアクターの  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去速度も減少し, 特に 7 箇月目に著しく低下した。この期間は上述の通り数日間のリアクターの運転停止が断続的にあり, 運転再開後も流入水量が安定せず, 1 日に実際に流入した水量は  $1,600 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  程度にとどまった。8 箇月目より, 再び DHS 処理水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は改善され, 特に 9~12 箇月目においては, DHS 処理水の平均  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は  $92 (\pm 20) \text{ mg L}^{-1}$ , DHS リアクターによる  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は  $67 (\pm 12) \% (n=20)$  と, 良好な数値を示した。また, 9~12 箇月目の DHS 処理水の平均 BOD は  $26 (\pm 8) \text{ mg L}^{-1}$  ( $n=17$ ) を示した。スタートアップ後 (9~12 箇月目の平均値) の水質一覧を Table 3-1 に示す。UASB-DHS システムは, 既設 UASB-FPU システムよりも有機物除去性能に長けていることも確認された。他方, この間 UASB リアクターの除去率は  $32 (\pm 10) \% (n=17)$  であり, 年間を通して大きな変化がないことが明らかとなった。

### 3.3 DHS リアクターのアンモニア性窒素除去

アンモニア性窒素の経時変化を Fig. 3-3 (d) に示す。アンモニア性窒素除去率は, 運転開始より 1~3 箇月目にかけて, 30%から 48%に上昇した。3 箇月目の UASB 処理水, DHS 処理水のアンモニア性窒素濃度の月平均値はそれぞれ,  $42 (\pm 4)$ ,  $22 (\pm 3) \text{ mg-N L}^{-1}$  ( $n=3$ ) であった。その後, アンモニア性窒素除去率は 5, 7, 8 箇月目に著しく低下し, 月平均 10~14%となった。この間, 流入水アンモニア性窒素濃度

Table 3-1 Characteristics of untreated and treated sewage at different stages of wastewater treatment system

Parameters	Sewage	UASB	DHS	FPU
Unfiltered COD <sub>Cr</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	440 (97)	298 (74)	92 (20)	240 (99)
Unfiltered BOD (mg L <sup>-1</sup> )	159 (44)	92 (26)	26 (8)	76 (25)
SS (mg L <sup>-1</sup> )	241(57)	83 (33)	37 (13)	44 (13)
NH <sub>3</sub> -N (mg L <sup>-1</sup> )	33 (2)	37 (3)	22 (3)	36 (4)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	178 (35)	153 (27)	197 (25)	149 (50)
Removal	-	UASB	UASB+DHS	UASB+FPU
Unfiltered COD <sub>Cr</sub> (%)	-	32 (10)	78 (8)	45 (18)
Unfiltered BOD (%)	-	42 (11)	84 (6)	54 (15)
SS (%)	-	65 (12)	84 (7)	81 (6)
NH <sub>3</sub> -N (%)	-	-13 (9)	34 (9)	-10 (10)

All data is average values after the start-up periods (the 9th to the 12th month) of the DHS reactor.

The numbers in parentheses are standard deviations.

も上昇しており、41~48 mg-N L<sup>-1</sup> を示した。9 箇月目より再度除去性能が向上し、9~12 箇月目における UASB 処理水、DHS 処理水のアンモニア性窒素濃度平均値はそれぞれ、37 (±3), 22 (±3) mg-N L<sup>-1</sup> (n=15) を示した。また、この期間における FPU 処理水のアンモニア性窒素濃度平均値は、36 (±4) mg-N L<sup>-1</sup> (n=15) であり、アンモニア性窒素除去に関しても FPU より DHS リアクターの方が優れていることが確認された。

### 3.4 DHS リアクターの水質プロファイル

DO, COD<sub>Cr</sub>および SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>について、DHS リアクター基軸方向の水質プロファイルを Fig. 3-4 に示す。測定は運転開始後 5 箇月目 (138 日目) および 10 箇月目 (277 日目) に行った。DO プロファイルは、5 箇月目と 10 箇月目とで 1, 2 層目における挙動が異なった。5 箇月目の結果では 1 層目処理水において DO 3.1 mg L<sup>-1</sup> と溶存酸素の存在が確認されたのに対し、10 箇月目の結果では、1, 2 層目の溶存酸素は 0.3 mg L<sup>-1</sup> とほとんどなく、3, 4 層目にかけて上昇していた。COD<sub>Cr</sub> プロファイルは、5 箇月目、10 箇月目ともにリアクター基軸方向に下降するに従い COD<sub>Cr</sub>が減少した。10 箇月目に関しては、2 層目で顕著な COD<sub>Cr</sub>除去が生じ、この時点で UASB 処理水に対して 62%除去された。一方、3, 4 層目においては

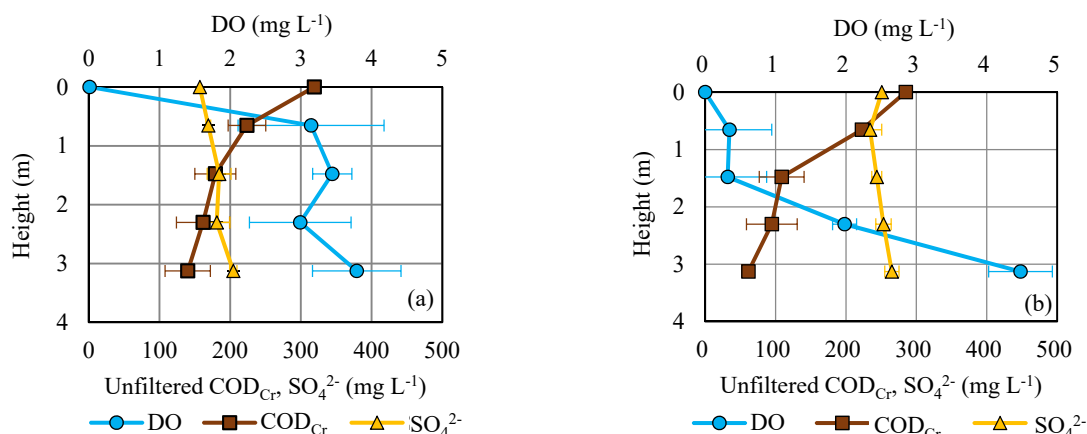


Fig. 3-4 Profile analysis of DO, unfiltered COD<sub>Cr</sub>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in the DHS reactor (a) At the 5th month of startup (1st ~ 4th layer : n=3), (b) At the 10th month of start-up (1st ~ 3rd layer : n=3, 4th layer : n=2)

COD<sub>Cr</sub>除去が鈍化し、特に3層目においては5箇月目、10箇月目ともにUASB処理水COD<sub>Cr</sub>に対して5%程度しか除去が進行していなかった。SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>については、1~4層目にかけて、徐々に上昇することが確認された。

Fig. 3-5に、アンモニア性窒素の水質プロファイルを示す。10箇月目の結果において、4層目でアンモニア性窒素の除去が生じていることが確認された。

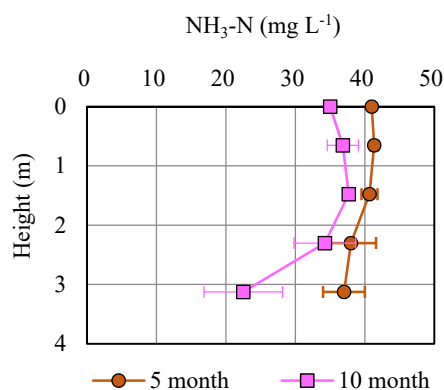


Fig. 3-5 Profile analysis of NH<sub>3</sub>-N in the DHS reactor at the 5th month (1st ~ 4th layer : n=3) and the 10th month (1st ~ 3rd layer : n=3, 4th layer : n=2) of start-up

### 3.5 UASB リアクターおよび DHS リアクター保持汚泥濃度

保持汚泥濃度 (VSS) の経時変化を Fig. 3-6 に示す。測定を開始した3箇月目(60日目)においては、1~4層目の間で変化は見られなかった。保持汚泥濃度は、それぞれ29~34 g-SS L<sup>-1</sup>-sponge, 14~17 g-VSS L<sup>-1</sup>-spongeであった。その2箇月後の5箇月目(129日目)において、保持汚泥濃度は急上昇し、1層目で80 g-SS L<sup>-1</sup>-spongeに達した。また、この時上層(1, 2層目)と下層(3, 4層目)とで保持汚泥濃度に差が生じ始めた。その後、7箇月目(208日目)を除いて、1, 2層目の保持汚泥濃度は緩やかに上昇した。3, 4層目の保持汚泥濃度も上昇し続け、12

箇月目 (333 日目) には3層目の VSS は1, 2 層目と同様の値になった。12 箇月目 (333 日目) における保持汚泥濃度は、それぞれ 1~4 層目で 100, 90, 75, 63 g-SS L<sup>-1</sup>-sponge, 46, 44, 42, 33 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge であった。

他方, DHS リアクター運転 10 箇月目に UASB リアクターの保持汚泥濃度を測定した結果, MLSS, MLVSS

はそれぞれ 93 g L<sup>-1</sup>, 27 g L<sup>-1</sup>であり, MLVSS と MLSS の比は 0.29 と, 保持汚泥の約 7 割が無機成分であることが示された。

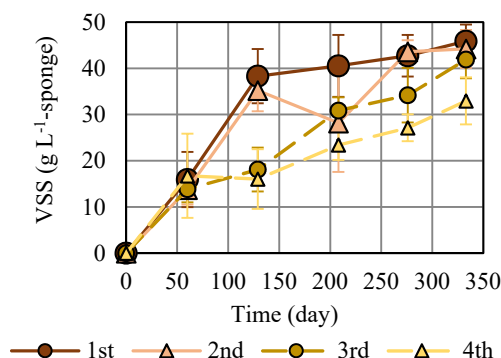


Fig. 3-6 Retained sludge concentration in the DHS reactor during the period

### 3.6 微生物群集構造

DHSリアクター基軸方向各層のスポンジ担体保持汚泥試料に対し, 16S rRNA 遺伝子を対象とした超並列シーケンス解析を行った結果, 各試料あたり約2万~4万リードの16S rRNA遺伝子配列を得た。各層サンプリングポートの細菌の門, 綱レベルの検出頻度をFig. 3-7に示す。*Proteobacteria*門が, いずれのサンプルにおいても約半分の検出頻度を示した。1層目では特に*Gammaproteobacteria*綱, *Deltaproteobacteria*綱, *Alphaproteobacteria*綱, が顕著に検出され, この3綱だけで半分以上を占めていた。2層目以降, *Gammaproteobacteria*綱, *Deltaproteobacteria*綱, の検出頻度は低下し, 替わって*Actinobacteria*門, *Bacteroides*門の検出頻度が増加した。特に3, 4層目においてその傾向は顕著に見られた。

より詳細な微生物種を確認した所, 1層目では硫黄酸化細菌である*Thiothrix*属に近縁な種が最も多く存在し, 21.20%の検出頻度を示した。次に高頻度で検出されたのは, 硫酸還元能力を有する*Desulfobulbaceae*科に分類される種で, 11.67%の頻度で確認された。2層目でも, *Thiomonas*属, *Thiothrix*属, *Thiofaba*属等硫黄酸化を担う細菌に近縁な種が高頻度で検出され, これら3種で17%を占めた。

3, 4層目においては, *Leucobacter*属に近縁な種が最も検出頻度が高く, それぞれ 9.80%, 7.80%を占めていた。その他, *Sinobacteraceae*科, *Beijerinckiaceae*科,

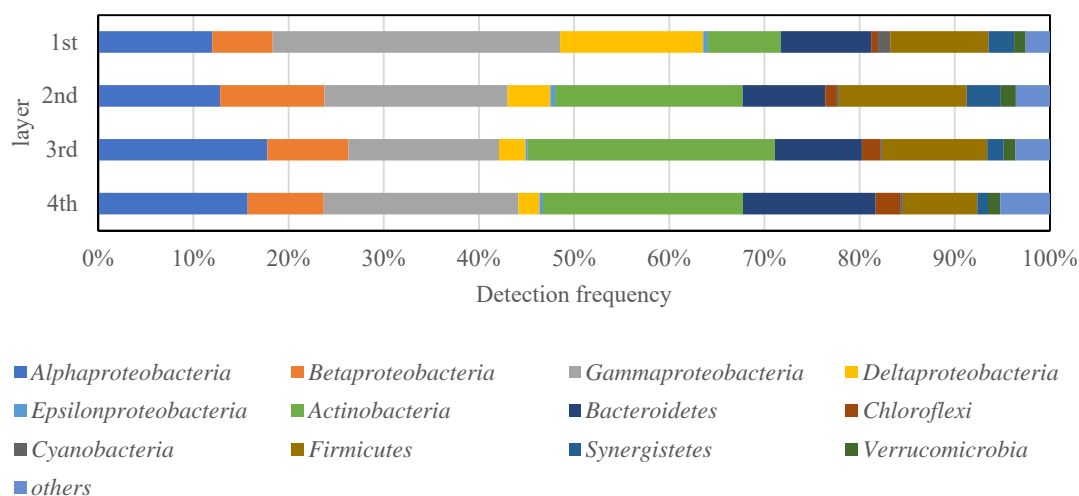


Fig. 3-7 Microbial community compositions in the DHS reactor at phylum and class level

*Intrasporangiaceae*科, *Saprospiraceae*科等に近縁な種も2層目以降に高頻度で検出された (各種の2~4層目における各層の平均検出頻度: 1.43~3.23%, 2.00~3.23%, 1.67~3.23%, 0.73~2.33%)。これらは, 1層目でほとんど検出されていない種であった (1層目の各検出頻度: 0.00%, 0.80%, 0.07%, 0.07%)。

アンモニア酸化細菌は, 4層目において *Nitrosomonadaceae* 科に近縁な種が 0.0266%確認された。

## 第4節 考察

### 4.1 UASB リアクターおよび DHS リアクターの有機物除去特性

本実験に用いた実規模スケールDHSリアクターは, 植種を用いずに運転を開始したが, 運転開始より3箇月間は, 保持汚泥量が上昇するとともに,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は上昇し, 3箇月目には $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は月平均値60% (n=2) に達した。その後, 5箇月目において処理水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ の上昇および除去率の低下等, 処理性能の低下が確認された。原因として, 4箇月目後半より水温低下および流入負荷が上昇し始めたことが考えられる。その後, 6, 7箇月目においても, DHS処理水は改善されなかった。これは, 冬季のためにさらに水温が低下したことと, リアクターのメンテナンスや停電等のために数日~1週間単位のリアクター停止期間が幾度もあり, 運転再開後も流入水量が安定しなかったことが原因と考えられる。このような不安定な運転条件下においても安定した処理水を得るためには, 最終沈殿池を設けることも, 一つ

の方法として挙げられる。4~7箇月目における固形物由来の $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は、月平均 $50\sim 73 \text{ mg L}^{-1}$ 程度含まれており、最終沈殿池の設置により有機物除去効果が期待できると考えられる。その一方で、この様に流入水量が不安定であった7箇月目までの間においても、DHSリアクター停止後の運転再開時においては、停止前と同様の除去率を速やかに示した。世界的によく利用されている活性汚泥法では、流入水量低下等に伴い負荷が低い状態で運転を継続すると、汚泥の解体が生じ得る。この時、機能回復のためには曝気量の調整、返送汚泥量の調整等の運転操作の他、場合によっては植種が必要となり、種汚泥の馴致期間も必要となる (桜井ら, 1980)。しかし、DHSリアクターに関しては、この様な流入水量が不安定な状況下においても、特別な運転管理を必要としないことが明らかとなった。越冬後の9~12箇月目においては、水温が上昇し、DHSリアクターへの流入水量も安定したことから、処理水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は低下し、処理性能は向上した。本DHSリアクターは、この様に下水の供給が不安定であったにも関わらず、特別な運転管理を行わなくとも徐々にリアクターのスタートアップに成功した。最終的にはDHS処理水 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は月平均 $81\sim 98 \text{ mg L}^{-1}$ 程度で安定しており、運転開始後9箇月で定常状態に達したと考えられる。また、この時のDHS処理水の平均BODは $26 (\pm 8) \text{ mg L}^{-1}$  ( $n=17$ ) と、インド国の放流基準 ( $\text{BOD } 30 \text{ mg L}^{-1}$ ) を満たしており、高有機物条件下においてもDHSリアクターが適用可能であることが示された。

これまでに報告されているDHSリアクターの下水処理性能をTable 3-2に示す。DHS法は、スポンジの形状や充填方法等違いがあるものの、原田ら (2003) の結果を除いていずれもDHS処理水有機物濃度は低く、高い有機物除去性能を有することが示されてきた。これらのスポンジ容積あたりの有機物負荷および有機物除去速度は、一例 (Tawfik et al., 2011) を除いて、それぞれ $0.665\sim 3.6 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ,  $0.49\sim 3.4 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった。これに対し、本研究におけるDHSリアクターの有機物負荷は、DHSリアクターへの流入水量が安定した9~12箇月目の平均値で $6.34 (\pm 2.37) \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  ( $n=20$ ) であり、以前の研究報告の1.8~9.5倍の高負荷であった (Table 3-2)。同時に、有機物除去速度も $4.39 (\pm 2.06) \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  ( $n=20$ ) と過去の研究の1.3~9倍と高い数値を示した。Tawfikら (2011) は、平均 $834 \text{ mg L}^{-1}$ と高濃度の有機物を含む下水をDHSリアクターで処理した時、有機物負荷6.8



$\text{kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と高有機物負荷環境下において、COD除去速度が $6.1 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と高い有機物除去性能を示している。Tawfikら (2011) はHRTを2.9時間に設定して処理を行っているが、本研究においては、HRT0.95時間と、およそ三分の一の滞留時間においても、高い有機物除去性能を維持することが可能であることが明らかとなった。

また、定常状態後も、有機物負荷は $2.59\sim 12.6 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と変動し、かつ高負荷であった。一方、Fig. 3-8に示す様に、高い有機物負荷を受け入れているにもかかわらず、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 負荷と除去速度は比例関係を示した。このことから、DHSリアクターは高有機物負荷流入時にお

いても高い有機物処理性能を維持可能なシステムであることが明らかとなった。また、本DHSリアクターの有機物処理性能と既存の散水ろ床法を比較すると、既存の散水ろ床法は流入水 $\text{BOD}100 \text{ mg L}^{-1}$ 、流入有機物負荷 $1.5 \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 条件下において、BOD除去速度 $0.3 \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 程度とされているのに対し (野中, 1978), 本試験においては、 $1.42 (\pm$

$0.43) \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と、4倍以上の除去性能を有した。この様に既存の散水ろ床法と比較して高い有機物除去性能を示した要因は、DHS法の担体がスポンジであり、担体内部にも汚泥を保有することができるために、担体容積当たりの除去量が大きくなるためと考えられる。

この様に高い有機物除去速度を示した要因の一つとして、高い保持汚泥濃度が考えられる。これまでの報告では、DHSリアクターの保持汚泥濃度は運転開始後約4箇月~1年で安定化し、 $20\sim 43 \text{ g-SS L}^{-1}\text{-sponge}$ 、 $18\sim 33 \text{ g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$ 程度であるとされている (タンドカールら, 2004; 高橋ら, 2004; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2007; Tawfik et al., 2011)。本研究での保持汚泥濃度は、12箇月目 (333日目) には1層目で $100 \text{ g-SS L}^{-1}\text{-sponge}$ 、 $46 \text{ g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$ と、上記既報と比

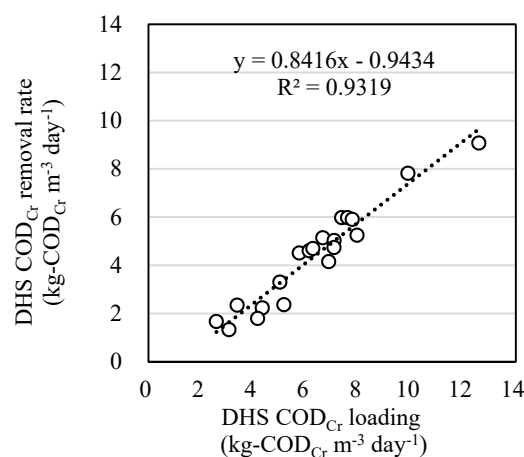


Fig. 3-8 Relationship between  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  loading and removal rate of the DHS reactor during the 9th to the 12th month

較して高濃度であることが確認された。また、Tawfikら (2011) は、有機物負荷が変化した時の保持汚泥濃度の変化について調べており、有機物負荷が $1.9 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった時の保持汚泥濃度が $22 \text{ g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$ であったの対し、 $6.8 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ の時は $33 \text{ g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$ と上昇したと述べている。担体の保持汚泥量は、汚泥増殖量とSSの流入出濃度、内生呼吸による汚泥減容などによって決まると考えられるが、本試験においても、高負荷の運転を続けた結果、高濃度の汚泥保持が可能となったと考えられた。

一方、既設FPUのUASBリアクター処理水に対する $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は、最も良い9箇月目においてさえ41%にとどまっていた。その他では、月平均1~28%程度しか除去されていなかった。これに対し、UASBリアクター処理水に対するDHSリアクターの除去率は、月平均42~73%を示し、同条件で処理していた既設のUASB-FPUシステムと比較して、UASB-DHSシステムの方が、恒常的に有機物除去性能が優れていることが明らかとなった。

UASBリアクターの有機物処理性能は、1年間を通しておおよそ $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率30~40%の間で推移した。この間、停電や補修工事等に伴うリアクターの停止、流入水の温度および有機物濃度の変化等、リアクターの性能に影響をおよぼす各種要因に遭遇したものの、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は影響を受けにくいことが明らかとなった。一方、Okuboら (2015) が1,800日間インド国で観測した、稼働中のUASBリアクターの $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率平均は $56 (\pm 14) \%$ であったのに対し、本UASBリアクターの $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は低かった。この様に、本UASBリアクターの処理性能が低かった要因として、沈砂池およびUASBリアクターにおいて汚泥引抜等の維持管理が適切に行われていなかったことが挙げられる。本UASBリアクター内に含まれる汚泥の大部分は無機成分で占められており、有機物分解に必要な微生物の割合が低くかった。一般的にUASBのVSS/SS比は0.60~0.85程度とされている (Ghangrekar et al., 2005)。また、汚泥濃度は $65 \sim 70 \text{ g-SS L}^{-1}$ 、汚泥床高さがガスコレクターの高さに対して80~85%までにとどまる様に調整することが推奨されている (Khalil et al., 2006)。UASBリアクターの性能向上のためには、沈砂池で無機分を排除するとともに、UASBリアクターの汚泥引抜により汚泥濃度を上述の値に調整する等、適切な運転管理を実施する必要があることが示唆された。

Table 3-2 Review of the performance of DHS reactor of previous studies in different regions

Sponge model	HRT (hr)	DHS inf. COD <sub>Cr</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	DHS eff. COD <sub>Cr</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	DHS OLR-COD <sub>Cr</sub> (kg-COD m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> )	COD <sub>Cr</sub> Removal (kg-COD m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup> ) (%)	Sewage treatment place	Reference	
G1	1.3	144 (54)	40 (18)	2.66	1.03	71	Nagaoka, Japan	Agrawal et al., 1997
G1	-	337 (146)	209 (70)	-	-	35	Niamey, Niger	原田 ㇏, 2003
G1	2.3	69 (62)	18 (8)	0.665	0.49	74	Jakarta, Indonesia	Machdar et al., 2014
G2	2	161 (49)	65 (33)	1.93	1.15	59 (18)	Nagaoka, Japan	Machdar et al., 2000
G2	1.5	177 (44)	37 (18)	2.84	2.24	79	Karnal, India	Okubo et al., 2015
G3	2.7	178 (82)	43 (14)	1.59	1.20	72 (12)	Nagaoka, Japan	Tawfik et al., 2006
G3	1.33	168 (34)	40 (13)	3.03	2.31	76	Karnal, India	Okubo et al., 2016
G3	1	60.5 (16.6)	21.1 (9)	1.45	0.946	65	Bangkok, Thailand	Onodera et al., 2014
G3	2	169 (55)	50 (18)	1.84	1.43	70	Cairo, Egypt	Mahmoud et al., 2011
G3	11.7	676 (117)	26 (9)	1.9	1.8	96	Cairo, Egypt	Tawfik et al., 2011
G3	5.8	845 (35)	49 (7)	3.6	3.4	95	Cairo, Egypt	Tawfik et al., 2011
G3	2.9	834 (92)	77 (14)	6.8	6.2	91	Cairo, Egypt	Tawfik et al., 2011
G3&5	2.5	147 (35)	78 (22)	1.4	0.662	47	Kirishima, Japan	Tanaka et al., 2012
<b>G3.4</b>	<b>0.95</b>	<b>298 (74)</b>	<b>92 (20)</b>	<b>6.34 (2.37)</b>	<b>4.39 (2.06)</b>	<b>67 (12)</b>	<b>Agra, India</b>	<b>This study*</b>
G4	2	197	46 (16)	2.4	1.81	76	Nagaoka, Japan	Tandukar et al., 2006
G5	2.5	226.8 (54)	62 (30)	2.18	1.58	72	Nagaoka, Japan	Tandukar et al., 2007
G6	2	169 (80)	48 (19)	2.03	1.45	68 (17)	Nagaoka, Japan	Onodera et al., 2014

\* All data is average values after the start-up periods (9th to 12th month) of the DHS reactor.

The numbers in parentheses are standard deviations.

#### 4.2 DHS リアクターのアンモニア性窒素除去

DHSリアクターのアンモニア性窒素除去率は、運転開始後3箇月間で徐々に向上したが、その後4～8箇月目には、アンモニア性窒素の除去率は低下した。これは、流入有機物濃度の上昇および気温の低下の影響によるものと考えられる。9箇月目より、アンモニア性窒素除去率は再度上昇したものの、27～47%にとどまった。Okuboら (2016) はDHSリアクターへの流入水量を2倍に変更し、有機物およびアンモニア性窒素の除去を比較評価した結果、流量変更前においてはアンモニア性窒素除去率が40～80%で推移していたのに対し、流量変更後は30%前後に低下したと報告している。この原因は、流入負荷の上昇により処理水有機物濃度が悪化し、硝化細菌の増殖が期待されるリアクター下部においても、従属栄養細菌が優占したためと推測されている。これまでのDHSリアクターを用いた研究において、優れたアンモニア性窒素除去性能を示した時のCOD<sub>Cr</sub>除去速度は 1.0～1.6 kg-COD m<sup>-3</sup>-sponge day<sup>-1</sup> 程度であり (Machdar et al., 1997; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2007), 本研究ではその2.7～4.4倍の有機物除去が生じていたことから、従属栄養細菌の活動が活発であったため、硝化細菌の活動が抑制されたと考えられる。

#### 4.3 DHS リアクターの水質プロファイル

DHSリアクターにおけるDOのプロファイルは、運転開始5箇月目については、過去の報告 (Okubo et al., 2016) と同様に、1層目の処理水から溶存酸素が増加し、下層に進むに従ってDO値がさらに大きくなっている。しかし、10箇月目のDOプロファイルにおいては、1, 2層目の溶存酸素は0.3 mg L<sup>-1</sup>と僅かであった。これは、高負荷な運転を行ったことで、1, 2層目において微生物による有機物酸化が活発に行われ、酸素消費速度が大気からの酸素供給速度を上回ったためと考えられる。特に277日目においては、気温が上昇傾向にあったことや、高有機物負荷運転に馴致されたこと等により微生物活動が活性化され、酸素消費が活発に行われていたものと考えられる。

#### 4.4 DHS リアクターの微生物群集構造

DHS リアクター保持汚泥の微生物群集構造を確認した結果、まず門、綱レベ

ルの検出頻度より、*Gammaproteobacteria* 綱が高頻度で検出された。この結果は、Kubota ら (2014) や井口ら (2013) が報告した日本の都市下水やインド国カルナール市の下水の処理を行う DHS リアクターの微生物群集構造と共通の結果であった。科、属レベルの検出頻度では、1 層目において *Thiothrix* 属および *Desulfobulbaceae* 科に近縁な種が高頻度で確認された。この結果より、最上段の保持汚泥表面では、UASB 処理水に含まれる硫化物と、大気から供給される酸素を用いて、硫黄酸化が生じていたと考えられる。同時に、保持汚泥内部では嫌氣的雰囲気となり *Desulfobulbaceae* 科に近縁な種による硫酸還元が生じ、これらによる硫黄の酸化・還元サイクルが生じていたと考えられる。この 1 層目における硫黄の酸化・還元サイクルに関して、10 箇月目の硫酸イオンの水質プロファイルの結果より (Fig. 3-4)、硫酸イオンは 1 層目でやや低下したことから、還元作用が優勢していたことが示された。2 層目においても、3 種の硫黄酸化細菌の合計が 17%と、高い検出頻度を示した。3, 4 層目においては *Leucobactor* 属に近縁な種が、9.80%, 7.80%と最も高頻度で検出された。*Leucobactor* 属は、好気性の従属養細菌であり (Takeuchi et al., 1997)、これまでに、クロムを含む活性汚泥、土、空気、土壌、河川の底泥等様々な環境から分離されており (Halpern et al., 2009; Sturm et al., 2011)、DHS リアクターから検出されても不思議はないと考えられる。

最後にアンモニア酸化細菌に関して、Kubota (2014) らは日本の都市下水において、大久保ら(2014) はインド国カルナール市でそれぞれ DHS リアクターの保持汚泥中のアンモニア酸化細菌の定量を行った結果、それぞれ 0.01~0.76%, 0.04~0.21%であったと報告している。また、都市下水の活性汚泥中のアンモニア酸化細菌を定量した結果、その存在率は 0.0033-0.33%であったと報告されている (Dionisi et al., 2002; Harms et al., 2003; Limpiyakorn et al., 2005, 2006)。本研究で検出されたアンモニア酸化細菌の検出頻度 0.027%という結果は、活性汚泥や他の DHS リアクターと同程度であったことが確認された。また、Kubota ら(2014) の試験で検出されたアンモニア酸化細菌は、全て *Nitrosomonas* 属近縁種であった。*Nitrosomonas* 属は本試験で検出された *Nitrosomonadaceae* 科に属しており、アンモニア酸化細菌については、日本の都市下水時とインド国の下水処理時において同様の種が存在していることが示唆された。また、*Nitrosomonas* 属の適正 pH は

7.7, 温度は 25°C と報告されているのに対し (今井, 1984), 試料採取日直近 1 箇月における DHS 処理水の pH は 7.7 ( $\pm 0.2$ ) ( $n=9$ ), 温度は 24 ( $\pm 2$ ) °C ( $n=8$ ) と好条件であった。アンモニア性窒素除去効率をさらに高めるためには, 4 層目における有機物濃度を低減し, 独立栄養細菌が増殖しやすい環境を整える, あるいは流量負荷を低減し, 反応層内での滞留時間を増加すること等が必要と考えられる。

## 第5節 小括

UASB -DHS システムの実規模下水処理リアクターをインド国に建設し, 実証試験を行った。運転開始 3 箇月目に, DHS リアクターの  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は月平均 60%に達した。その後リアクター停止, 流入水量変動等種々の影響を受けながら 9 箇月目に定常状態になった。9~12 箇月目は, DHS 処理水は平均  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  92 ( $\pm 20$ )  $\text{mg L}^{-1}$ を示した。また, この間の DHS 処理水の平均 BOD は 26 ( $\pm 8$ )  $\text{mg L}^{-1}$  ( $n=17$ ) と, インド国の放流基準 ( $\text{BOD } 30 \text{ mg L}^{-1}$ ) を満たしており, 高有機物条件下においても DHS リアクターが適用可能であることが示された。

定常状態後も, 有機物負荷は  $2.59\sim 12.6 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  と変動し, かつ高負荷であったが,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  負荷と除去速度は比例関係を示し, 高有機物負荷流入時でも有機物処理性能を維持することが明示された。

アンモニア性窒素除去に関しては, 流入有機物濃度および水温の影響を受けることが示唆された。本 DHS リアクターのアンモニア性窒素除去には, *Nitrosomonadaceae* 科が主に関与していると考えられ, その検出頻度は 0.046%と, 既報の活性汚泥や DHS リアクターと同程度であることが示された。

水質プロファイルの結果より, 高有機物負荷条件下では, 既報と異なり, 上層では DO が低くなることが示された。

微生物群集構造解析の結果より, DHS リアクター内で硫黄の酸化還元サイクルが生じていることが示唆された。

また, 本リアクターは開発途上国で生じ得る様々な問題に遭遇しながらも特別な運転管理を行わずにスタートアップに成功し, 開発途上国における適応性が示された。

## 引用文献资料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi, A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the Hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36(6-7), 433-440.

APHA, 2005. *Standard Methods* 21st ed. Washington DC, pp. 2-58, 2-59.

Dionisi H. M., Layton A. C., Harms G., Gregory I. R., Robinson K. G., Sayler G. S., 2002. Quantification of *Nitrosomonas oligotropha*-like ammonia-oxidizing bacteria and *Nitrospira* spp. from full-scale wastewater treatment plants by competitive PCR. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(1), 245-253.

Ghangrekar M.M., Asolekar S.R., Joshi S.G., 2005. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Water Research* 39, 1123–1133.

Halpern M., Shake' d T., Pukall R., Schumann P., 2009. *Leucobacter chironomi* sp. nov., a chromateresistant bacterium isolated from a chironomid egg mass. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 59, 665-670.

Harms G., Layton A. C., Dionisi H. M., Gregory I. R., Garrett V. M., Hawkins S.A., Robinson K. G., Sayler G. S., 2003. Real-time PCR quantification of nitrifying bacteria in a municipal wastewater treatment plant. *Environmental Science and Technology*, 37(2), 343-351.

Khalil N., Mittal A. K., Raghav A. K., Rajeev S., 2006. UASB Technology for Sewage Treatment in India: 20 Years Experience. *Environmental Engineering and Management Journal*, 5(5), 1059-1069.

Kubota K., Hayashi M., Matsunaga K., Iguchi A., Ohashi A., Li Y. Y., Yamaguchi T., Harada H., 2014. Microbial community composition of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor combined with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of municipal sewage. *Bioresource Technology*, 151, 144-150.

Limpiyakorn T., Shinohara Y., Kurisu F., Yagi O., 2005. Communities of ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of various sewage treatment plants in Tokyo. *FEMS Microbiology Ecology*, 54(2), 205-217.

Limpiyakorn T., Kurisu F., Yagi O., 2006. Development and application of real-time PCR for quantification of specific ammonia-oxidizing bacteria in activated sludge of sewage treatment systems. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 72(5), 1004-1013.

Machdar I., Harada H., Ohashi A., 1997. A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic post-treatment and aerobic post-treatment units for developing countries. *Water Science and Technology*, 36(12), 189-197.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42(3-4), 83-88.

Machdar I., Matsuura N., Kadera H., Ohashi A., 2014. Prospective combined system of UASB and DHS reactor for the treatment of domestic wastewater in Jakarta. *Journal of Water and Environment Technology*, 12(6), 459-468.

Mahmoud M., Tawfik A., El-Goharya F., 2011. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. *Chemical*



Engineering Journal, 168(2), 535-543.

Okubo T., Onodera T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2015. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, 194, 156–164.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: performance evaluation of a full-scale down-flow hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. *Water Research*, 102, 138–146.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, 152, 93-100.

Onodera T., Yoochatchaval W., Sumino H., Mizuochi M., Okadera T., Fujita T., Banjongproo P., Syutsubo K., 2014. Pilot-scale experiment of down-flow hanging sponge for direct treatment of low-strength municipal wastewater in Bangkok, Thailand. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 37(11), 2281-2287.

Sturm G., Jacobs J., Sproer C., Schumann P., Gescher J., 2011. *Leucobacter chromiirens* sp. nov., a chromate-resistant strain. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61, 956-960.

Takeuchi, M., Weiss N., Schuma P., Yokota A., 1996. *Leucobacter komagatae* gen. no., sp. nov., a new aerobic gram-positive nonsporulating rod with 2,4-diarninobutyric acid in the cell wall. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 46(4), 967-971.

Tanaka H., Takahashi M., Yoneyama Y., Syutsubo K., Kato K., Nagano A., Yamaguchi T., Harada H., 2012. Energy saving system with high effluent quality for municipal sewage treatment by UASB-DHS. *Water Science and Technology*, 66(6), 1186-1194.

Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 53(3), 209-218.

Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41(12), 2697-2705.

Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) – down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, 29(3), 210-219.

Tawfik A., Wahab R A, Al-Asmer A, 2011. Effect of hydraulic retention time on the performance of down-flow hanging sponge system treating grey wastewater *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 34, 767–776.

井口晃徳，大久保努，立花真，永井寛之，上村繁樹，山口隆司，久保田健吾，原田秀樹，2013. 実証規模下水処理UASB-DHSシステムにおける後段DHSリアクターの微生物群集構造解析と脱窒細菌群の定量. *土木学会論文集G*, 69 (7), 539-546.

今井和民，1984. 独立栄養細菌. 株式会社化学同人，東京，p. 57.

大久保努，井口晃徳，久保田健吾，山口隆司，上村繁樹，原田秀樹，2014. 実証規模DHSリアクターの処理性能と硝化細菌群に及ぼすスポンジ担体の影響. *下水道協*

会誌 51(623), 121-128.

黒田恭平, 幡本将史, 中村明靖, 阿部憲一, 山田真義, 山内正仁, 山口隆司,  
2014. 各種廃水処理槽内汚泥に存在する門レベル未培養系統分類群の処理方式に応じた出現パターン. 土木学会論文集G 70(3), 42-52.

下水試験方法, 1997. 社団法人日本下水道協会, 東京, pp. 264, 265, 270-278.

佐藤伸幸, 大久保努, 小野寺崇, 大橋晶良, 原田秀樹, 2006. インドで運転されている各種下水処理プロセスの費用対効果に関する評価. 環境システム研究論文集 34, 575-583.

高橋優信, 山口隆司, 上村繁樹, 大橋晶良, 原田秀樹, 2004. 発展途上国に適用可能なエネルギー最小消費型の下水処理プロセスの開発~スポンジ担体散水ろ床 (DHS-G3)リアクターの処理特性~. 環境工学研究論文集, 41, 175-186.

タンドカールマダン, 大久保努, 小野寺崇, 上村繁樹, 大橋晶良, 原田秀樹,  
2004. UASBと第四世代DHSリアクターから構成される新規下水処理システムの開発. 環境工学研究論文集, 41, 155-164.

野中八郎, 1978. 下水処理プロセスとプラントの設計. 社団法人日本下水道協会, 東京, p. 164.

桜井敏郎, 須藤隆一, 星野芳生, 1980. 活性汚泥法と維持管理. 産業用水調査会, p. 172, 269, 270.

原田秀樹, 上村繁樹, 鈴木薫, Sunil K. K., Lalit K. A., 2003. アフリカ・ニジェールの首都に雨の衛生状況と世界初のUASB-DHSバイオタワー下水処理プラントに関する報告. 下水道協会誌, 40(486), 140-151.

## 第4章

# 実規模スケール DHS リアクター の 下 水 処 理 機 構

## 第1節 緒論

DHS 法に関して、その下水処理プロセスを理解するために、リアクター基軸方向の水質プロファイル分析がこれまで行われてきた (Machdar et al., 2000; Onodera et al., 2014, Tandukar et al., 2006, 2007)。しかし、既往の知見においては、異なる有機物負荷および流量や、異なる温度で試験した時の DHS リアクターの有機物およびアンモニア除去特性については明らかにされていない。また、実規模スケールのリアクターによる試験事例は限られている (Okubo et al., 2015, 2016; Onodera et al., 2016)。Okubo ら (2016) が実施した試験においては、流入水 COD<sub>Cr</sub> は平均 168 mg L<sup>-1</sup> と比較的低濃度であった。一方で、開発途上国では流入有機物濃度が高いことも想定される (Sato et al., 2006) が、高有機物負荷条件下での試験事例はない。また、リアクター水平方向については、リアクター中心から外周にかけて表面積が異なり、これに伴って散水負荷が水平方向で異なると考えられる。リアクター内部においても、外気の流入頻度がリアクター中心と外側とで異なる可能性がある。これに伴ってリアクターの気相の酸素濃度も水平方向で違いが生じる可能性がある。この様な要因から、リアクター水平方向で水質プロファイルに違いが生じることも考えられるが、その下水処理特性の相違については全く知見がない。そこで本章では、インド国に建設された実規模スケール DHS リアクターを用いて、様々な流量・負荷および温度条件における水質プロファイル分析を行い、その有機物およびアンモニア除去特性を明らかにした。同時に、リアクター水平方向の水質プロファイルの違いについても調査した。

## 第2節 実験方法

### 2.1 DHS リアクター

インド国ウッタルプラデーシュ州アグラ市にある下水処理場内に建設された、実規模スケールDHSリアクターを用いて試験を実施した。実規模スケールDHSリアクターの詳細については、第3章 第2節を参照。

試料採取日におけるDHSリアクターの流入水量、温度等をTable 4-1に示す。また、試料採取日より前の1か月間の水質をTable 4-2に示す。DHSリアクターへの流入水量は、5,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> (277, 327, 388日目), 3,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> (439, 489, 565, 628日目), 1,000

$\text{m}^3 \text{ day}^{-1}$  (574日目) にそれぞれ設定された。

## 2.2 試料採取

試料採取は、第3章においてスタートアップ期間を終えたとした運転開始後9箇月目以降にあたる277日目より、約2か月毎に実施した。また水温が異なる各季節(春季, 夏季, 秋季, 冬季)において、特に夏季および冬季においては有機物負荷が異なる条件下において、試料採取を実施した。水試料は、リアクター基軸方向に4箇所、リアクター水平方向にリアクター中心より2 m毎に3箇所 (inner, middle, outer) の合計12箇所より採取した。DHSリアクター内の試料採取場所をFig. 4-1に示す。合わせて、DHS流入水 (UASB処理水) を採取した。

DHS リアクターのスポンジ担体中の保持汚泥濃度を測定するため、水質プロファイル分析と同様に、約 2 か月毎に保持汚泥試料を採取した。試料採取場所は、水試料と同様に 12 箇所とし、各箇所より 3 個のスポンジ担体を採取した。

## 2.3 分析

分析項目は、DO,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , アンモニア性窒素 ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), 全窒素 (TN), 硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ ) とした。DO は Winkler 法で測定した (APHA, 2005)。 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$ , TN,  $\text{NO}_3^-$ はそれぞれ重クロム酸カリウム法, ネスラー法, 過硫酸分解法, クロモトロブ酸法を用い、水質分析器 (DR5000, HACH) により測定した。また、 $\text{NH}_3\text{-N}$  および  $\text{NO}_3^-$ はガラス繊維ろ紙 (孔径: 0.45 mm, ADVANTEC-GB140) でろ過した後、分析に供した。

保持汚泥濃度の測定に関して、まず各箇所で採取した 3 個の保持汚泥試料を圧搾し、純水を用いて洗浄しながら、全ての保持汚泥試料を抽出した。保持汚泥濃度は Standard Methods (APHA, 2005) に沿って分析し、 $\text{g-SS L}^{-1}\text{-sponge}$  および  $\text{g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$  として算出した。

Table 4-1 Running condition of the DHS reactor at the sample points

Time	(days)	277	327	388	439	489	565	574	628
Temperature	(°C)	25	31	30	31	26	17	19	24
Set flow rate	(m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup> )	5,000	5,000	5,000	3,000	3,000	3,000	1,000	3,000
Flow rate	(m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup> )	4,510	4,410	3,820	2,550	2,200	2,090	910	3,020
COD <sub>Cr</sub> loading	(kg-COD <sub>Cr</sub> m <sup>-3</sup> -sponge day <sup>-1</sup> )	6.87	5.85	4.15	2.07	4.40	3.70	2.37	4.49
COD <sub>Cr</sub> inf.	(mg L <sup>-1</sup> )	285	248	203	152	374	331	488	278

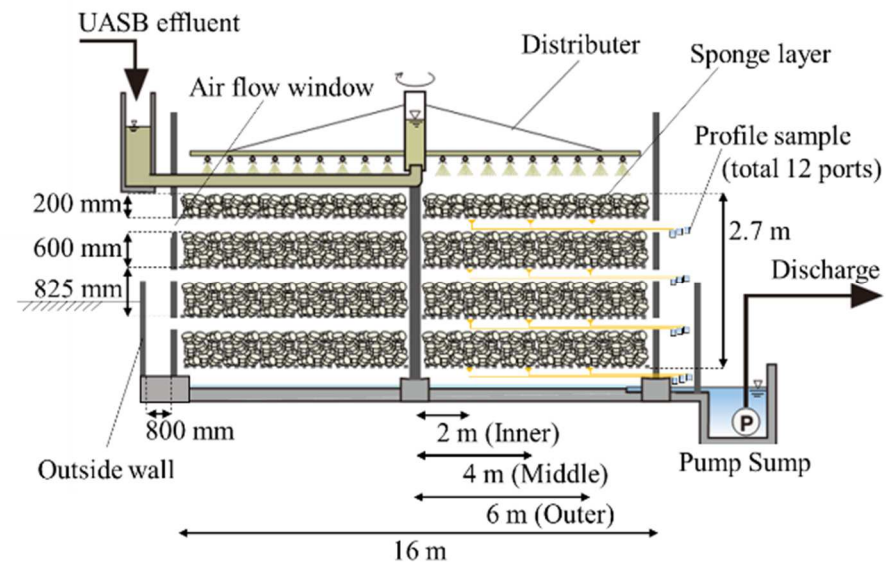


Fig. 4-1 Sampling port for profile analysis

Table 4-2 Performance of the DHS reactor before a month period around the sample points

Sampling date	Days	277	327	388	439 <sup>*)</sup>	489	565	574 <sup>**)</sup>	628
DHS influent temperature	°C	24 (2)	30 (1)	31 (1)	32 (1)	28 (2)	18 (1)	18 (1)	24 (1)
DHS influent quantity	m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup>	4150 (710)	4000 (520)	3200 (800)	2240 (470)	2370 (350)	1950 (480)	790 (220)	2320 (560)
DHS organic load	kg-COD <sub>Cr</sub> m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup>	7.89 (2.16)	5.41 (0.94)	4.23 (1.39)	3.21 (0.56)	3.89 (1.00)	4.00 (1.22)	1.60 (0.56)	3.79 (0.93)
COD <sub>Cr</sub> influent	mg L <sup>-1</sup>	355 (67)	252 (12)	245 (45)	273 (33)	302 (51)	381 (65)	375 (73)	307 (29)
COD <sub>Cr</sub> effluent	mg L <sup>-1</sup>	97 (20)	79 (32)	100 (20)	90 (18)	77 (24)	131 (23)	87 (2)	97 (10)
NH <sub>3</sub> -N influent	mg L <sup>-1</sup>	42.0 (1.9)	44.5 (3.7)	37.5 (2.2)	37.9 (-)	41.2 (6.9)	49.5 (2.4)	45.5 (-)	49.0 (2.9)
NH <sub>3</sub> -N effluent	mg L <sup>-1</sup>	30.2 (2.1)	22.4 (4.1)	26.8 (5.8)	7.3 (-)	20.2 (9.0)	32.9 (3.2)	19.8 (-)	31.4 (4.1)
NH <sub>3</sub> -N load	kg-N m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup>	0.883 (0.150)	0.972 (0.209)	0.723 (0.075)	0.491 (-)	0.516 (0.145)	0.567 (0.296)	0.329 (-)	0.739 (0.293)
Removal ratio (DHS)									
COD <sub>Cr</sub>	%	71 (11)	68 (15)	58 (12)	67 (7)	75 (6)	65 (6)	76 (8)	68 (4)
NH <sub>3</sub> -N	%	28 (5)	50 (8)	29 (15)	81 (-)	52 (17)	33 (8)	57 (-)	36 (8)

The numbers in parentheses are standard deviations.

\*) Data from 416 days, when the flow rate was changed to 3,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, were used.

\*\*) Data from 570 days, when the flow rate was changed to 1,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, were used.



## 第3節 結果

## 3.1 プロファイル分析試料採取日近辺における DHS リアクターの下水処理性能

流入水温は、277, 327, 388, 439, 489, 628日目においては、25°C以上と高かった (Table 4-1)。特に、327, 388, 439日目は夏季であり、30°C以上であった。565, 574日目は、冬季にあたり、流入水温は17, 19°Cと、他の時期と比較して低かった。また、388, 439日目のみ雨季であり、その他は乾季であった。489日目に関しては、直近1ヵ月の平均水温は28°Cであったが、試料採取直近の一週間で水温が変化しており、479日目までは28~30°Cであった水温が、486, 489日目には25~26°Cに低下した。

試料採取日直近の1ヵ月間の有機物流入負荷は、277, 327日目は7.89, 5.41 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>と高かった。その一方で、処理水 COD<sub>Cr</sub> は 100 mg L<sup>-1</sup>を下回っており、良好な処理性能を示した。388, 439, 489, 565, 628日目においては、流入有機物負荷は3.21~4.23 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>であった。この中で、388, 439日目は雨季であり、同流量で設定された他の試料採取日より、雨水による下水の希釈効果のために流入有機物濃度が低くなったため、有機物負荷が低かった。設定流量を3,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>とした489, 565, 628日目の有機物負荷は、およそ4 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>であった。この間、試料採取直近一箇月間の DHS リアクターの COD<sub>Cr</sub> 除去率は70 %前後を示した。一方、489日目に関しては、460~486日目間の流入水平均 COD<sub>Cr</sub> が 293 mg L<sup>-1</sup>程度であったのに対し、雨季から乾季への移行の影響を受け、489日目は374 mg L<sup>-1</sup>と大幅に上昇した。このため、この日の流入水有機物負荷は4.40 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>と、直近1ヵ月間の平均と比較して高かった。設定流量を1,000 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>とした574日目においては、流入有機物負荷は1.60 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>であった。この時、設定流量変更前と比較して、COD<sub>Cr</sub> 除去率が11%向上した。

アンモニア性窒素に関しては、試料採取日直近の1ヵ月間の流入濃度は、37.5~49.5 mg-N L<sup>-1</sup>、除去率は28~81%であった。水温が高く、流入有機物負荷が低かった439日目付近が最もアンモニア性窒素除去率が高く (81%)、処理水アンモニア性窒素濃度も低かった (7.3 mg L<sup>-1</sup>)。また、水温が高かった327日目や、流入有機物負荷が低かった574日目においては、それぞれ除去率50, 57%と、良好な処理性能を示した。他方、489日目に関しては、直近一ヵ月間の平均除去率は52%であった

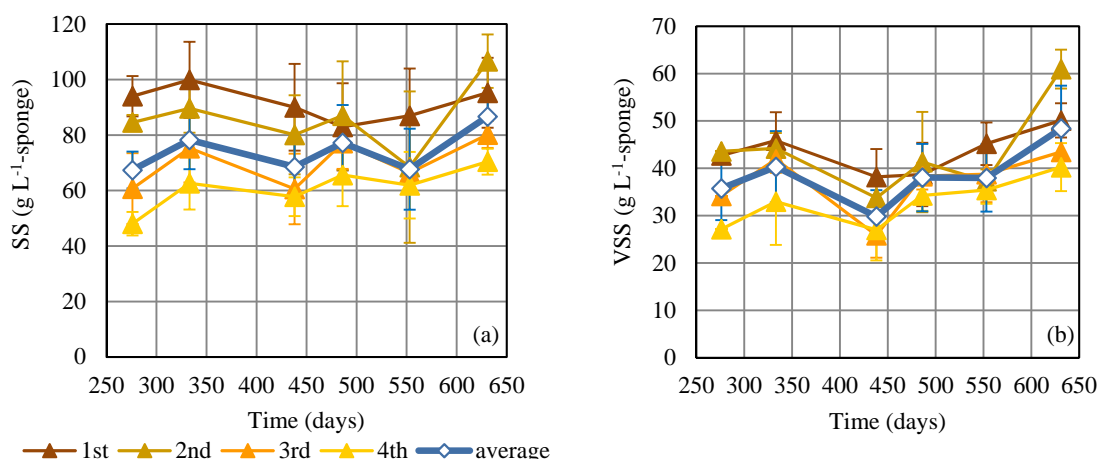


Fig. 4-2 Retained sludge concentration ((a) SS, (b) VSS) in the DHS reactor

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation.

が、採取日直近の有機物濃度の上昇に伴い、試料採取日のアンモニア性窒素の除去率は27%と約半分にとどまった。

DHS リアクターの保持汚泥濃度を Fig. 4-2 に示す。DHS リアクターの保持汚泥濃度は、3 章でスタートアップ期間とした 9 箇月目以降は安定し、276 日目~631 日目における SS および VSS の DHS リアクター全試料の平均は、67~87 g-SS L<sup>-1</sup>-sponge, 30~48 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge であった。

### 3.2 流入水量および流入有機物負荷が異なる条件下におけるプロファイルの比較

水温が同様で、流入水量および流入有機物負荷が異なる試験に関して、DO, COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-Nのプロファイルを比較した。水温が高かった(約31°C)夏季において、流入有機物負荷が高かった327日目と有機物負荷が低かった439日目のプロファイルを比較した。各採取日における流入水量および有機物負荷は、4,410 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, 5.85 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> (327日目), 2,550 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, 2.07 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> (439日目) であった。また、水温が低かった冬季において、流入有機物負荷が高かった565日目と有機物負荷が低かった574日目のプロファイルを比較した。各採取日における流入水量および有機物負荷は、2,090 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, 3.70 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> (565日目), 910 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, 2.37 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup> (574日目), 流入水温はそれぞれ17°C (565日目), 19°C (574日目) であった。

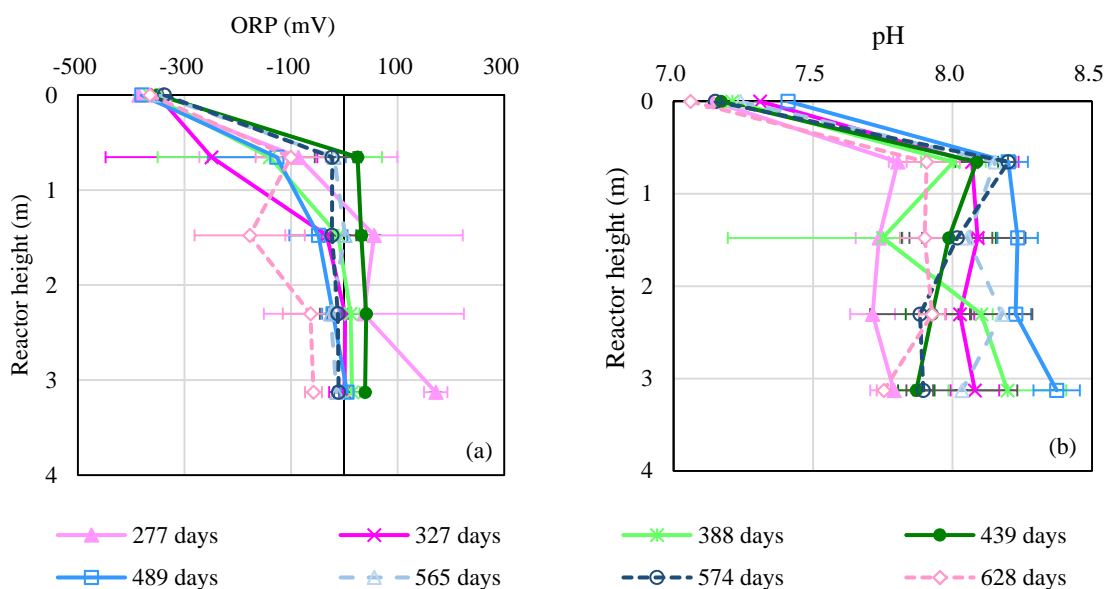


Fig. 4-3 Profiles of ORP (a) and pH (b) along the main axis of the DHS reactor.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation.

1層目処理水のDOに関して、327日目においてはMiddleポートを除いて $0 \text{ mg L}^{-1}$ と低い値を示していたのに対し、439日目においては $3.3 \text{ mg L}^{-1}$ 以上のDOを有していた。565, 574日目についても、1層目より $2.7 \text{ mg L}^{-1}$ 以上のDOを有していた。また、1層目処理水のORPを確認した結果、DOと同様に327日目は還元雰囲気であったのに対し、439, 565, 574日目に関しては、UASBリアクターより供給された還元雰囲気の下水より、 $0 \text{ mV}$ 付近まで大幅にORPが上昇していた (Fig. 4-3 (a))。

277, 327, 388, 439日目等夏場の高温時においては、流入水温が約 $30^\circ\text{C}$ であった。439日目においては1層目処理水より十分なDOを有していたが、他の277, 327, 388日目に関しては、リアクター上層において低いDOを示した (Fig. 4-4 (a))。各採取日における1層目の有機物負荷は、それぞれ $68.7$ ,  $58.5$ ,  $41.5$ ,  $20.7 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった。故に、少なくとも有機物負荷が $41.5 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 以上の条件下においては、酸素消費速度が酸素供給速度を上回ることが示唆された。

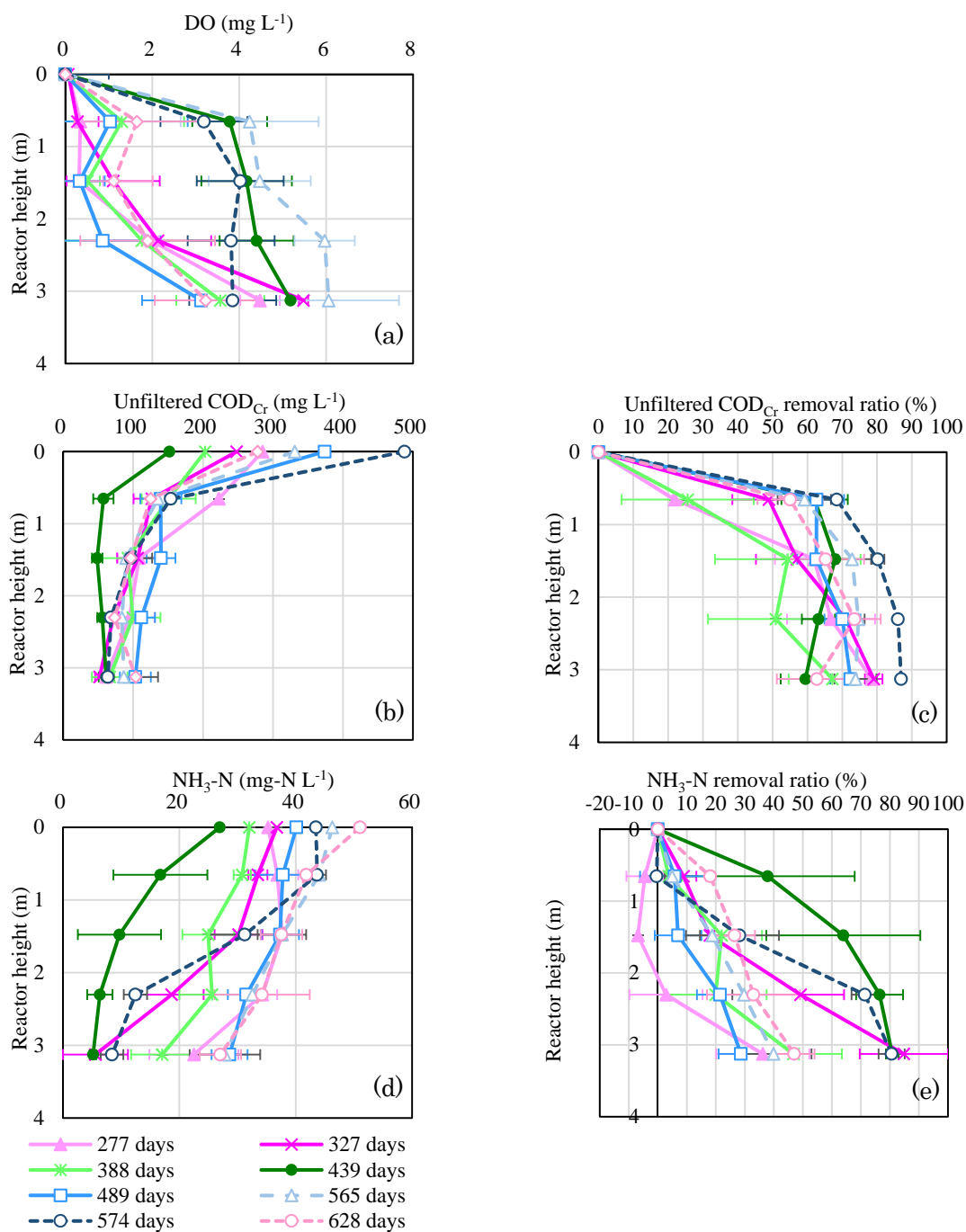


Fig. 4-4 Profiles of DO (a), COD<sub>Cr</sub> (b, c), and NH<sub>3</sub>-N (d, e) along the main axis of the DHS reactor.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation

各採取日におけるCOD<sub>Cr</sub>プロファイルを図. 4-4 (b, c) および図. 4-5に示す。  
全試験において、流入水に対して大半のCOD<sub>Cr</sub>が、1層目で除去された。また、

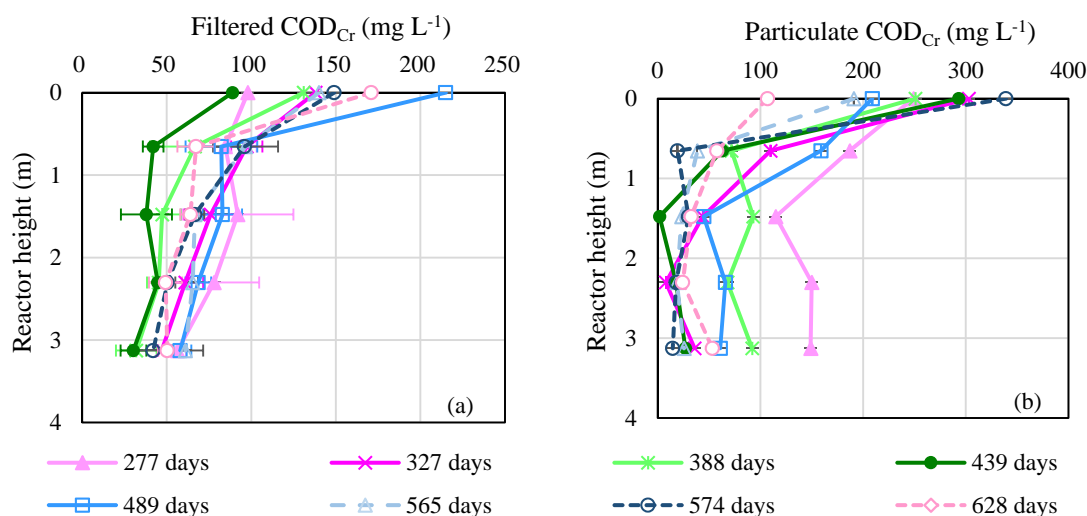


Fig. 4-5 Profiles of filtered COD<sub>Cr</sub> (a) and particle COD<sub>Cr</sub> (b) along the main axis of the DHS reactor.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation

固形性有機物および溶解性有機物ともに、1層目で顕著に除去されることが明らかとなった (Fig. 4-5)。327日目においては、COD<sub>Cr</sub>は下層に進むに従い徐々に低下した。一方、439日目においては、1層目処理水のCOD<sub>Cr</sub>が既に58 mg L<sup>-1</sup>に低下しており、その後2~4層目においてはほとんど変化がなかった。冬季 (565, 574日目) のCOD<sub>Cr</sub>プロファイルに関しては、いずれも1層目で大半のCOD<sub>Cr</sub>除去が生じた後、2~4層目において徐々に低下した。また、全ての試験結果において、4層目処理水のCOD<sub>Cr</sub>の下限値は、約50 mg L<sup>-1</sup>であった。

アンモニア性窒素のプロファイルの結果を、Fig. 4-4 (d, e) に示す。327日目において、アンモニア性窒素は、COD<sub>Cr</sub>が低くなる下層において、主に濃度が低下した。一方、上層において既にCOD<sub>Cr</sub>が低かった439日目においては、アンモニア性窒素濃度は1, 2層目より低下した。冬季において、574日目に関しては、2, 3層目よりアンモニア性窒素の除去が顕著となり、4層目処理水においては8.4 mg-N L<sup>-1</sup>を示した。他方、同程度の水温で有機物負荷が高かった565日目においては、4層目処理水のアンモニア性窒素濃度は、27.8 mg L<sup>-1</sup>にとどまった。また、アンモニアが酸化されて生成する硝酸イオンの濃度に関して、565日目においては3, 4層目それぞれ3.1, 5.0 mg L<sup>-1</sup>であったのに対し、574日目においては、11.3, 15.2 mg L<sup>-1</sup>であった (Fig. 4-6)。また、これらの値は除去されたアンモニア性窒素濃度よりも低い値であった。全

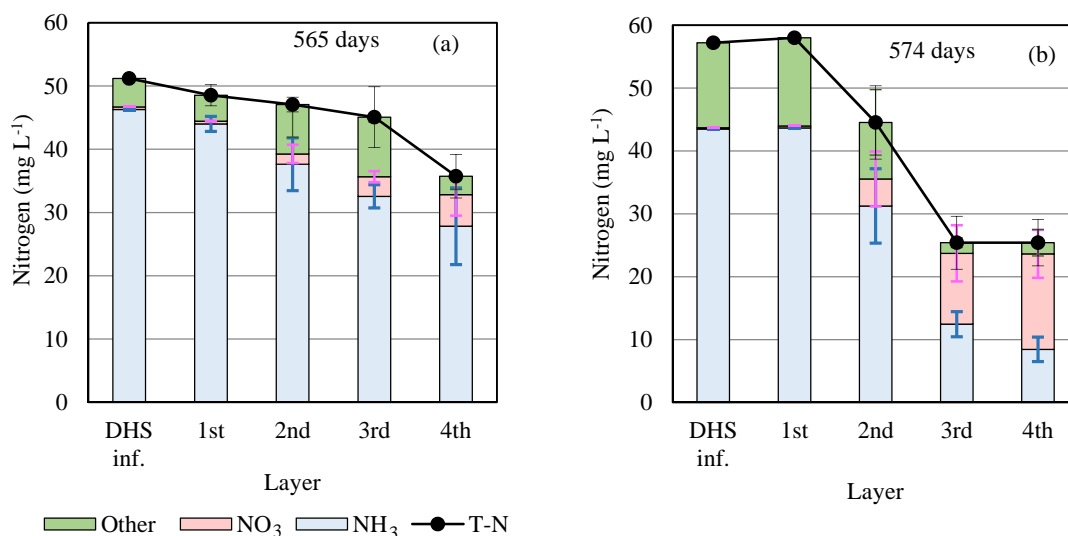


Fig. 4-6 Nitrogen concentration profile at operational days of 565 (a) and 574 (b)

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation

窒素濃度は4層目処理水において減少しており、有機物濃度が低下する下層において脱窒が生じていることが示された。

### 3.3 温度条件が異なる条件下におけるプロファイルの比較

489日目、565日目においては、DHSリアクターへの流入水量を $3,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ に設定した。それぞれ流入負荷は、 $4.40$ 、 $3.70 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、各採水日の流入水温は、 $26$ 、 $17^\circ\text{C}$ 、気温は $28$ 、 $24^\circ\text{C}$ であった。

489日目においては、1~3層目処理水までDOが $1 \text{ mg L}^{-1}$ 以下と低かった。一方、565日目においては、1層目処理水で既に $2 \text{ mg L}^{-1}$ 以上に上昇していた (Fig. 4-4 (a))。

$\text{COD}_{\text{Cr}}$ に関しては、489日目、565日目いずれにおいても、上層で顕著な除去が生じた。一方、下層においてはその除去は緩やかとなった (Fig. 4-4 (b, c))。それぞれの4層目処理水における $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率は、 $74\%$ 、 $72\%$ と同様であり、 $26^\circ\text{C}$ と $17^\circ\text{C}$ という温度差の間では、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ の処理過程については水温の影響は受けにくいことが示された (Fig. 4-4 (b, c))。

アンモニア性窒素除去に関しては、489、565日目はそれぞれ下層に進むに従い徐々に低下した (Fig. 4-4 (d, e))。また、流入水温は565日目の方が489日目より

低かったが、4層目におけるアンモニア性窒素除去率は565日目（40%）の方が489日目（29%）より高かった。

### 3.4 リアクター水平方向のプロファイルの比較

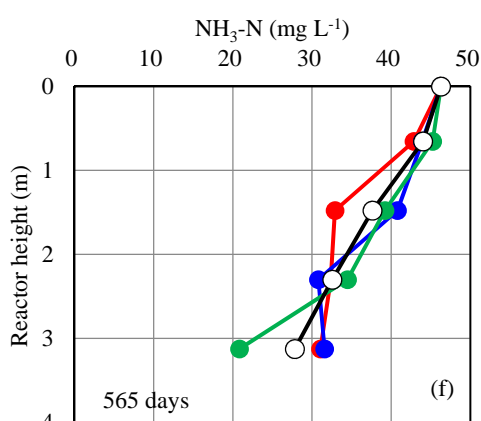
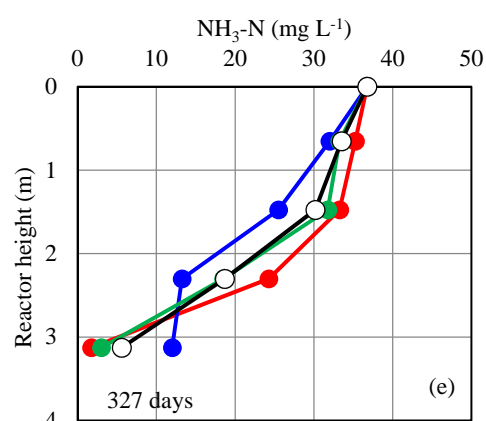
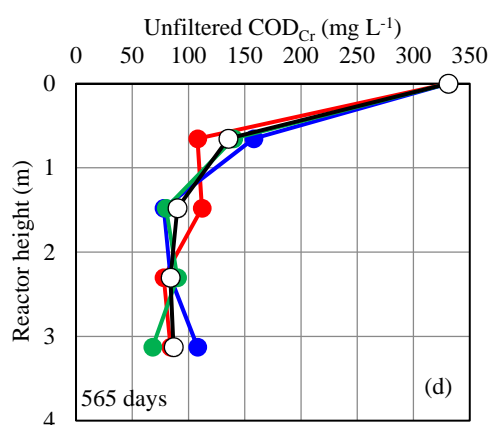
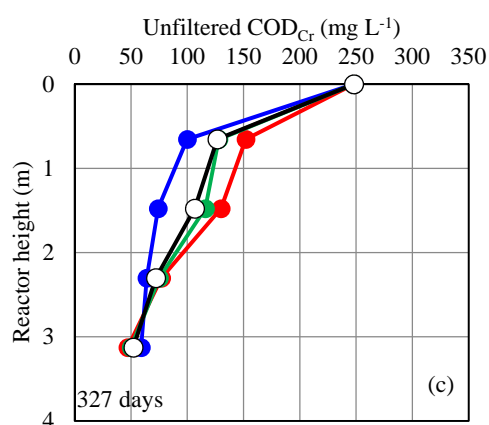
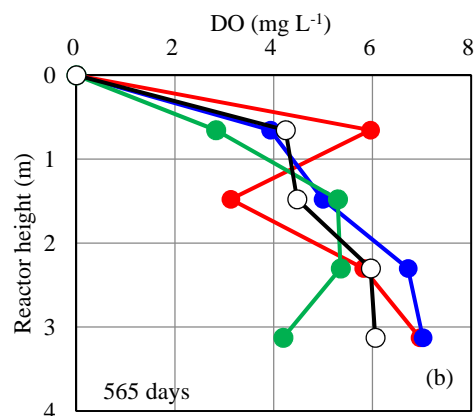
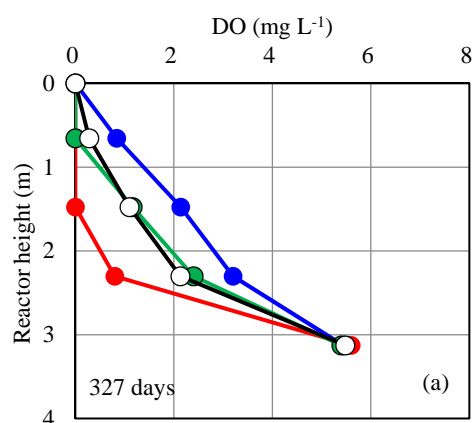
リアクター水平方向間（inner, middle, outerポート）のプロファイルの違いを調査した。Fig. 4-7に例として327, 565日目の各項目のプロファイルを示す。

327日目（夏季）において、1層目のmiddleポートの処理水DOは $0.8 \text{ mg L}^{-1}$ であり、2層目以降さらに上昇した。一方、outer, innerポートに関しては、1, 2層目処理水がそれぞれ $0 \text{ mg L}^{-1}$ であった。その後、それぞれ2, 3層目処理水で $1 \text{ mg L}^{-1}$ 前後に上昇し、4層目処理水においてはinner, middle, outerポートは同様の値を示した。これらの結果より、同様のリアクター高さ地点において、好氣的環境と嫌氣的環境が存在する可能性があることが示された。また、各層におけるDOの最大値と最小値の差は、 $0.2 \sim 2.4 \text{ mg L}^{-1}$ であった。565日目においては、327日目よりその差は小さかった。

COD<sub>Cr</sub>に関しては、327, 565日目いずれに関しても、1層目処理水の値がinnerポートおよびmiddleポート間で約 $50 \text{ mg L}^{-1}$ 異なった。また、それぞれの採取日における1層目処理水COD<sub>Cr</sub>の最大値は、 $150 \text{ mg L}^{-1}$ であり、故に、最大値に対するその差の比は30%であった。327日目においては、COD<sub>Cr</sub>は4層目処理水において水平方向間で同様の値に収束した。

アンモニア性窒素についても同様に水平方向で相違が確認され、特に下層において顕著に差が表れることが示された。

保持汚泥濃度は、リアクター水平方向間3点の平均が、333, 553日目それぞれ $43 \sim 30, 45 \sim 35 \text{ g-VSS L}^{-1}$ であった。また、いずれも1層目から4層目に下降するに従い、その値は減少した（Fig. 4-2, 4-7 (g, h)）。水質プロファイルと同様に、保持汚泥濃度も水平方向間で異なり、その差の最大値は $26 \text{ g-VSS L}^{-1}$ に達した（Fig. 4-7 (g, h)）。553日目の保持汚泥担体の写真をFig. 4-8に示す。



—●— Inner —●— Middle —●— Outer —○— Ave.



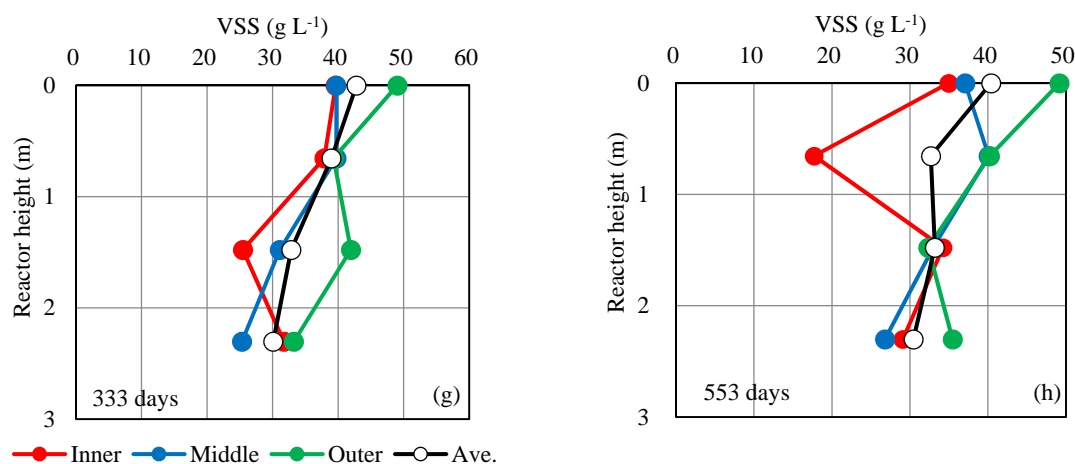


Fig. 4-7 Profiles of DO (a, b), COD<sub>Cr</sub> (c, d), NH<sub>3</sub>-N (e, f), and retained sludge (g, h) concentration along the main axis of the DHS reactor at day 327 (a, c, e), day 333 (g) and day 565 (b, d, f), day 553 (h)

#### 第4節 考察

##### 4.1 各温度および有機物負荷条件下における DO プロファイル特性

これまでにDHSリアクターのプロファイルに関して各種報告がなされているが (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 2000; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2006, 2008, 2011; Okubo et al., 2015, 2016), 1例を除いて ( $1 \text{ mg L}^{-1}$ 以上 (Machdar et al., 2000)) いずれも散水後すぐにDOが $2 \text{ mg L}^{-1}$ 以上に上昇することが確認されており, 327日目は既往の知見と異なった。原因として, 高い有機物負荷が挙げられる。既往研究におけるDHSリアクターへの有機物流入負荷は,  $0.7\sim 6.8 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であったが (Agrawal et al., 1997; Machdar et al., 2000; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2006, 2008, 2011; Okubo et al., 2015, 2016), 327日目の有機物流入負荷は $5.85 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった。Tawfikら (2011) の試験において, リ

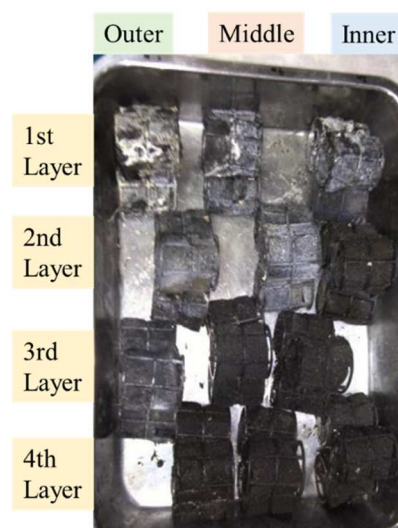


Fig. 4-8 Picture of sponge media on each port at 553 days

アクター全体および1層目におけるCOD負荷がそれぞれ $6.8 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ,  $21.8 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ であった時, 1層目処理水のDOが $2.1 \text{ mg L}^{-1}$ であった。本試験における327日目の1層目の有機物負荷は $58.5 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と, Tawfikら (2011) の試験の2倍以上であった。このため, 酸素消費速度が大気からの酸素供給速度を上回ったため, DOが低い値にとどまったと考えられる。

489日目および565日目は, 有機物負荷が同程度であり, 水温条件が異なっていた。489日目におけるDOは, 3層目まで $1 \text{ mg L}^{-1}$ であったのに対し, 565日目においては, 1層目処理水において既に $2 \text{ mg L}^{-1}$ 以上を有していた (Fig. 4-4 (a))。このような差が生じた要因として, 2つの可能性が考えられる。1点目は, 水温の低下に伴い, 飽和溶解酸素濃度が上昇したことである。冬季であった565日目および574日目は, ともに1層目処理水において既に十分なDOを有していた (Fig. 4-4 (a))。2点目は, リアクターの内外の温度差による通気性の変化である。489日目においては, 流入水温が $26^{\circ}\text{C}$ であったのに対し, 気温は $28^{\circ}\text{C}$ であり, その差はわずか $2^{\circ}\text{C}$ であった。一方, 565日目は, 流入水温は $17^{\circ}\text{C}$ , 気温は $24^{\circ}\text{C}$ とその差は $7^{\circ}\text{C}$ であった。それぞれリアクター内の気相の温度は, 水温と外気温との間であると考えられる。散水ろ床法におけるリアクター内外の空気の循環は, その気相の温度差に依存するとされている (高原, 1980)。高原 (1980) によると, リアクター内と外気との温度差が $7^{\circ}\text{C}$ の時は,  $35 \text{ cm min}^{-1}$

の空気が流れるが, 温度差が $2^{\circ}\text{C}$ の場合は空気流がほぼ $0 \text{ cm min}^{-1}$ になるとされている (Fig. 4-9)。故に, 489日目においては, 外気とリアクター内との気温差が小さかったために空気流が起こり

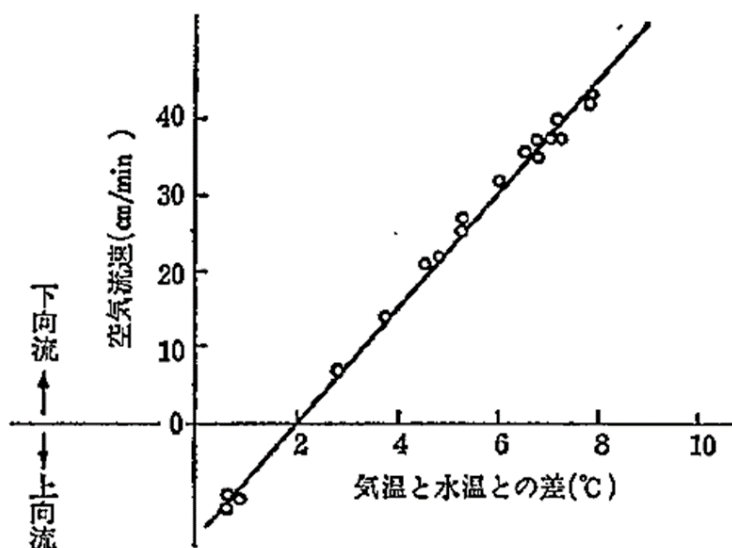


Fig. 4-9 Relationship between air flow rate into the trickling filter reactor and difference between ambient temperature and water temperature (高原, 1980)

にくくなっており、リアクター内の気相中の酸素濃度が低下していた可能性があると考えられる。また、本DHSリアクターは、UASBリアクターからの水頭差による送水を試みたため、地面付近の高さに位置している。さらに、本DHSリアクターは木々や制御室に囲まれており、リアクター内外の空気流に関して、外気の風の影響を受けにくくなっていることも、要因の一つとして挙げられる。

327日目において、inner, middle, outerポート間で、1, 2層目処理水におけるDOが異なった。このような差が生じた要因として、リアクター水平方向における供給水量の違いと、リアクター内での気相濃度の違いの2点が考えられる。まず1点目として、リアクターの散水面積は内側から外側にかけて大きくなるため、水平方向で面積当たりの流量が異なっていたと考えられる。各地点への流量が異なることで、有機物流入負荷も異なり、結果として327日目においてはinner, outerポートでは多くの溶存酸素を消費したために、上層ではmiddleポートと比較して溶存酸素濃度が低くなったと考えられる。2点目は、リアクターの水平方向で中心側 (Inner) と壁面側 (Outer) で、気相の酸素濃度が異なっていた可能性があると考えられる。本試験の327日目においては、DHSリアクターのinner側は空気の交換が行われにくく、微生物の活動によって消費された酸素が補充されにくくなっており、気相中の酸素濃度が低かった可能性があると考えられる。

COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-Nについても、同様の原因により、リアクター水平方向で差異が生じたものと考えられる。

他方、この様に溶存酸素濃度がリアクター水平方向で異なったにもかかわらず、4層目処理水においては同様の値に収束した。また、DOだけでなくCOD<sub>Cr</sub>に関しても同様の傾向を示したことから、本リアクターサイズにおいては水平方向間の水質の違いによる最終処理水への影響は限られており、普及サイズとして適用可能であることが示された。

#### 4.2 各温度および有機物負荷条件下における COD<sub>Cr</sub> プロファイル特性

327日目において、COD<sub>Cr</sub>は1層目で大きく除去された後、その後も下段に進むにつれ徐々に除去された (Fig. 4-4 (b))。最上段におけるCOD<sub>Cr</sub>除去量は、全試験

を通して  $11\sim 29 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  と非常に大きな値を示しており、最上段では好氣的生分解のみでなく、吸着による有機物の捕捉と、捕捉した有機物の嫌氣的生分解も生じていることが示唆された。Fig. 4-10に、保持汚泥搾取液の ORPを示す。1層目は保持汚泥全体として

は還元的雰囲気であることが示されており、嫌氣的反応も生じていたと考えられる。また、この1層目においては、いずれの試料においても pH の上昇が確認された (Fig. 4-3 (b))。これは前段の嫌氣性の UASB リアクターにおいて生成した有機酸が、この1層目で主に除去されたためと考えられる。他方、333日目および553日目の保持汚泥濃度は、1層目において  $42\sim 50, 39\sim 53 \text{ g-VSS L}^{-1}$  (333, 553日目) と高濃度に保持しており、この高い保持汚泥濃度が大きな  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去に寄与していたと考えられる。既報において、DHS リアクターの保持汚泥濃度は  $13\sim 33 \text{ g-VSS L}^{-1}$  とされている (Mahmoud et al., 2010, 2011; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007; Tawfik et al., 2011)。Tawfik et al. (2011) は、高有機物負荷条件下 ( $6.8 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ) で試験した際、 $33 \text{ g-VSS L}^{-1}$  と、高い保持汚泥濃度を示したと報告している。本研究においても同様に、高い有機物負荷条件下 ( $3.21\sim 7.89 \text{ kg-COD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ) で試験された結果、高い保持汚泥濃度を有したと考えられる。

DHS リアクターの有機物除去は、リアクター基軸方向に一次反応式に沿って進行すると報告されている (Fleifle et al., 2013; Mahmoud et al., 2010; Okubo et al., 2016)。そこで、本 DHS リアクターの有機物除去過程を調査するため、filtered  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  の減少に対し、1次反応式への適用を試みた。ここでは、固形分のスポンジ担

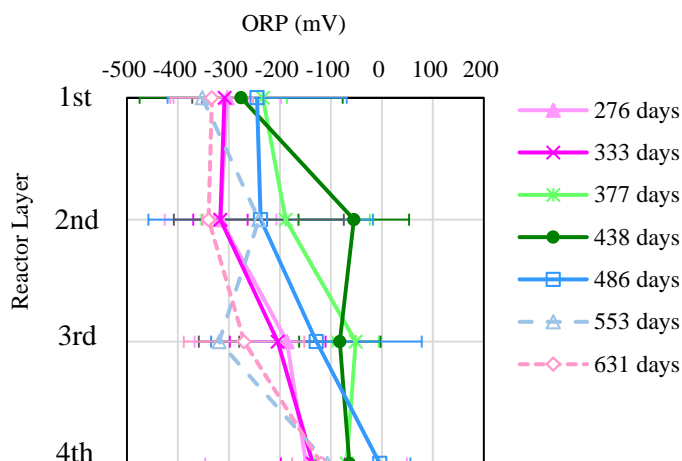


Fig. 4-10 Profiles of ORP of retained liquids on the sponge medium samples along the main axis of the DHS reactor.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation.

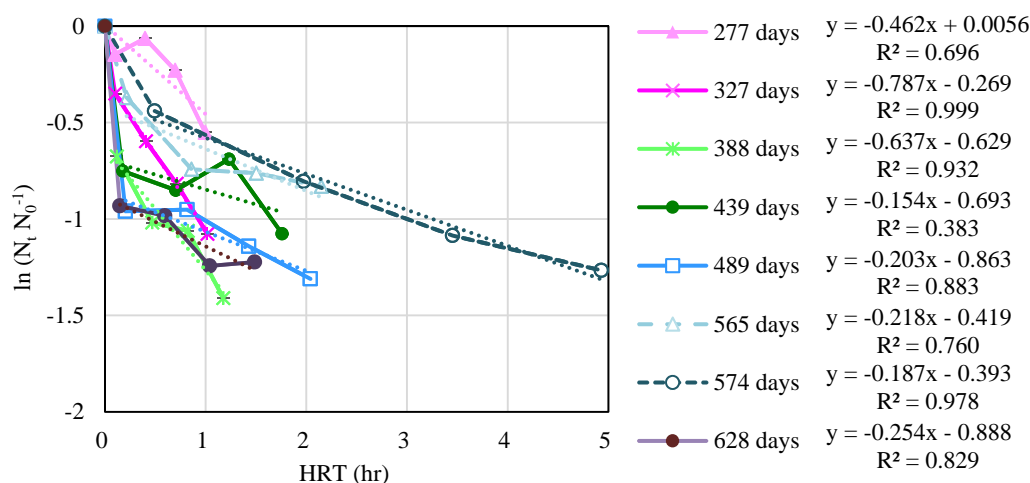


Fig. 4-11 Reduction rate constants of filtered COD<sub>Cr</sub>.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor.  $N_0$ : COD<sub>Cr</sub> concentration at time 0,  $N_t$ : COD<sub>Cr</sub> concentration at time  $t$ . Approximating curves were applied to the value of the first to the fourth layer beside influent.

体への吸着の影響を考えず、生物学的な有機物除去を評価するため、溶解性画分のCOD<sub>Cr</sub>を対象とした。その結果、流入水を除く1~4層目処理水に関し、1次反応に従うことが示された (Fig. 4-11)。図中の近似曲線の傾きは、filtered COD<sub>Cr</sub>の減少速度定数を示している ( $N_0$ : 0時間後におけるCOD<sub>Cr</sub>,  $N_t$ :  $t$ 時間後におけるCOD<sub>Cr</sub>)。そのfiltered COD<sub>Cr</sub>の減少速度定数は、設定流量が5,000, 3,000m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>の時、それぞれ0.462~0.787, 0.154~0.254 hr<sup>-1</sup>と、設定水量毎におおよそ同様の反応速度係数を示し、流量が大きいほど大きい反応速度係数となる傾向が示された。Okuboら (2016) は有機物除去をBODにより評価し、1次反応式に当てはめた結果、リアクター流入水を含めて、滞留時間と $\ln(N_t/N_0)$ 間に比例関係が見られたとしている。一方、本試験では流入水を含めると1次反応式に適用できなかったことから、既報と異なる様相を示した。これらの結果は、本試験においては1層目と2~4層目とで有機物除去の機構が異なっていることを示している。故に、1層目において大半の溶解性のCOD<sub>Cr</sub>が除去されているが、これは微生物による好氣的分解のみでなく、スポンジ担体による固形性および溶解性の有機物の吸着作用も寄与していると考えられる。他方、Okuboら (2016) によると、BODの除去速度定数は2.5 hr<sup>-1</sup>であったとされており、これは本研究でfiltered COD<sub>Cr</sub>において得られた値よりも高かった。この原因は、本試験では1層目で易分解性の有機物が除去されたため、

微生物にとって利用しにくい有機物が2層目以降に残留していたためと考えられる。例として、439日目においては低有機物負荷条件下で運転されており、1層目処理水において $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は既に $50 \text{ mg L}^{-1}$ まで低減したが、その後2~4層目においてその数値はほとんど変化しな

かった。また、Fig. 4-12に示す様に、下層に進むほどBOD-COD比が減少する傾向を示しており、生分解性の低い有機物が下層で残留していることが示唆された。

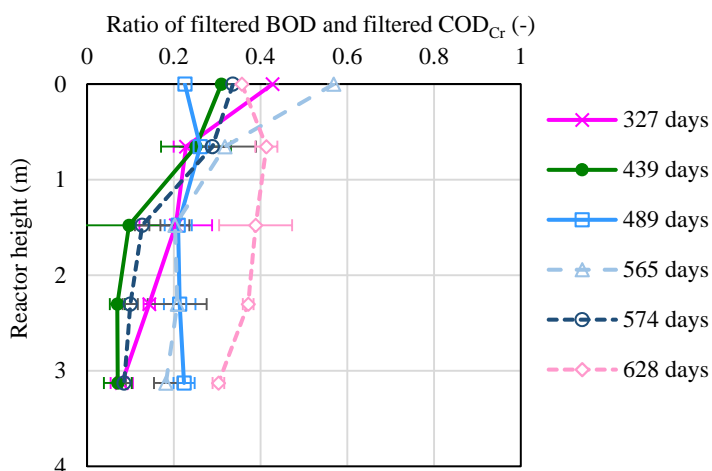


Fig. 4-12 Profiles of Ratio of filtered BOD and filtered  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  along the main axis of the DHS reactor.

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor. Error bars show the standard deviation.

#### 4.3 各温度および有機物負荷条件下における窒素プロファイル特性

既報では、有機物負荷が低くなる下層において、独立栄養細菌が酸素を獲得しやすくなり、アンモニア性窒素の除去が顕著になるとされている(Tandukar et al., 2005)。本試験では、327日目において、4層目で $\text{NH}_3\text{-N}$ の顕著な除去が生じた。これは、既報と同様に、3層目までに有機物が十分に除去されたためと考えられる(Fig. 4-4 (b))。他方、439日目においては、アンモニア性窒素の除去が1層目より進行した。この原因は、他の試料採取日と異なり流入水の有機物濃度が低く、硝化細菌の様な独立栄養細菌が酸素を利用し得たためと考えられる。

冬季においては、574日目については、2, 3層目においてアンモニア性窒素の除去が観測されたが、565日目については2, 3層目において同程度のアンモニア性窒素の除去は確認されなかった。また、4層目処理水のアンモニア性窒素濃度は、565日目、574日目それぞれ $27.8, 8.4 \text{ mg-N L}^{-1}$ と、各試験条件で差が生じた。これら2条件は、水温および流入有機物濃度は同様であったことから、このアンモニア性窒素の

除去性能の差は、流量の変化に伴う有機物負荷の差により生じたものと考えられる。DHSリアクターへの流入水量が $1,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ および $3,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ に設定されていた時、2~4層目においてアンモニア性窒素の除去率はfiltered  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 負荷に反比例しており、有機物負荷が減少するに伴いアンモニア性窒素の除去率が向上する傾向が示された (Fig. 4-13)。既報において、流入有機物濃度あるいは負荷が上昇した時、アンモニア除去性能が低下している (Mahmoud et al., 2010; Tang et al., 2013)。本試験の結果は、既報と同様の傾向を示した (Fig. 4-13)。また、DHSリアクターの水平方向間において、アンモニア性窒素の除去率が異なっているが、この原因も同様に、各地点での流入有機物濃度あるいは負荷が異なったためと考えられる。

565日目および574日目におけるアンモニア性窒素の負荷と除去量の比は、それぞれ0.148, 0.489であった。既報では、HRTを長くすると、アンモニア性窒素の除去率が改善されたとされている (Mahmoud et al., 2010; Okubo et al., 2016)。Okuboら (2016) はDHSリアクターのHRTが1.33 時間および0.66 時間に設定された時、アンモニア性窒素除去率はそれぞれ53%, 28%であったと報告している。本試験でも既報と同様の傾向が示された。

565日目におけるDHSリアクターへの流入水温は、489日目より低かったが、これらは同程度の有機物負荷であったにもかかわらず、565日目の方が489日目よりアンモニア性窒素の除去率は高かった。このような結果が生じた要因として、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 濃度とDOの値の差が挙げられる。565日目においては、2層目において、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は $90 \text{ mg L}^{-1}$ 程度まで低下し、DOは $2.5 \text{ mg L}^{-1}$ 以上有していた。その結果、アンモニア性窒素の除去が2層目より進行していたと考えられる。他方、489日目においては、

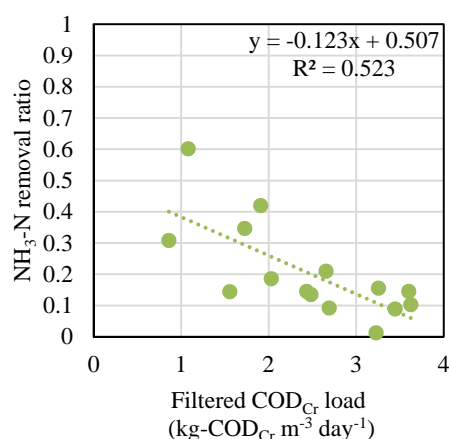


Fig. 4-13 Relationship between filtered  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  load  $\text{NH}_3\text{-N}$  removal ratio on each layer from 439 to 628 days when flow rate was set to  $3,000$  and  $1,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ .

The values of influent and the first layer when  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  load were high was removed, i.e., values of the second to the fourth layer, were plotted.



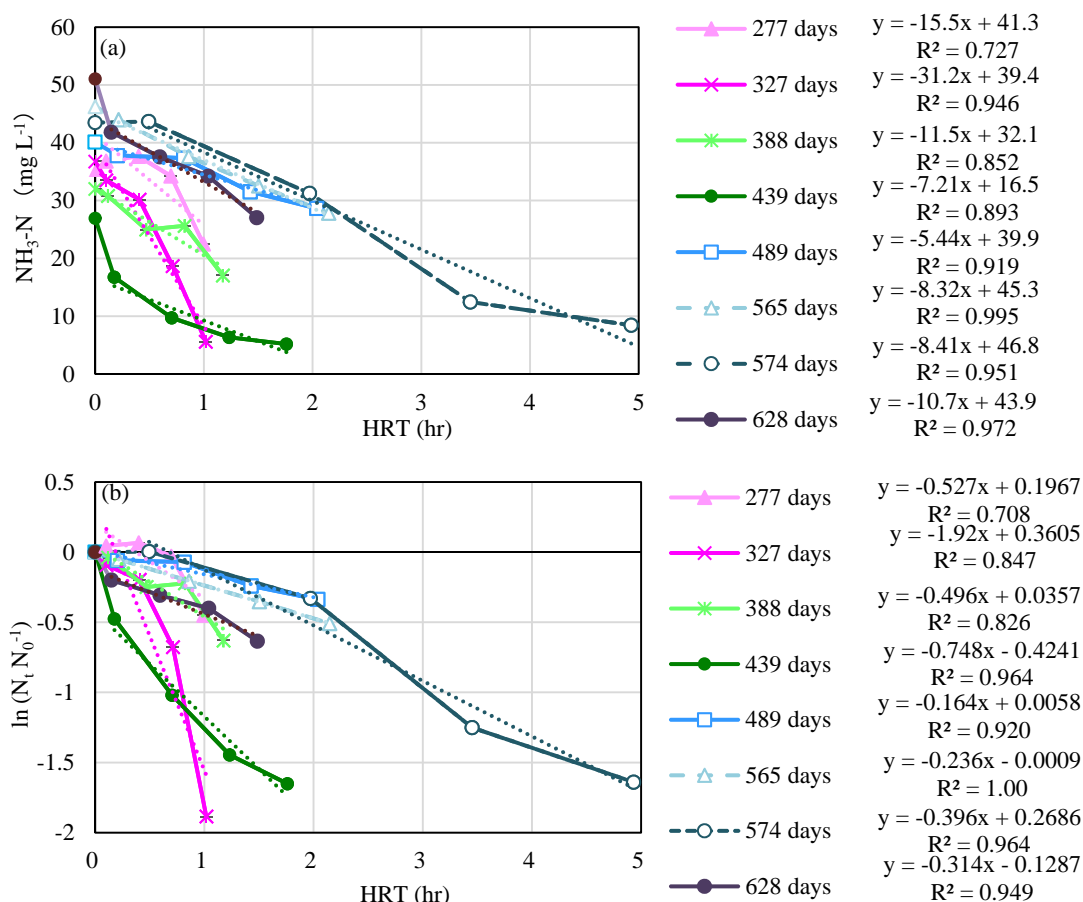
3, 4層目においても $\text{COD}_{\text{Cr}}$ が $100 \text{ mg L}^{-1}$ 以上残存し、DOもinner, middleポートに関しては3層目まで $1 \text{ mg L}^{-1}$ 以下であった。有機物を含まない試験系において、低DO条件下 ( $0.2\sim 0.8 \text{ mg L}^{-1}$ ) でも効果的なアンモニア性窒素の除去が生じたという報告もある (Ali et al., 2016; Chai et al., 2015)。その一方で、Paradesら (2007) はDOが $1 \text{ mg L}^{-1}$ 以下の条件下では、アンモニアの酸化が抑制されるとしている。本試験では、Paradesら (2007) と同様の傾向を示すとともに、 $26^{\circ}\text{C}$ と $17^{\circ}\text{C}$ の温度差では、水温よりも有機物濃度やDOの影響が大きいことが示唆された。アンモニア酸化と水温との関係を調査した結果が、これまでに報告されている。例えば、アンモニア酸化速度は $15^{\circ}\text{C}$ と $25^{\circ}\text{C}$ とで1.6~3.2倍異なったという報告もある (Groeneweg et al., 1994; Jiang et al., 1999)。その一方で、ZhuとChen (2002) は、 $14^{\circ}\text{C}$ と $27^{\circ}\text{C}$ の間でアンモニア酸化速度に顕著な差は見られなかったと報告している。本試験では、ZhuとChen (2002) と同様の傾向を示した。

アンモニア性窒素除去は0次反応 (Nogueira et al., 1998) および1次反応 (Kimura et al., 2001) に沿って進行すると報告されている。本試験の結果を0次反応に適用した所、アンモニア性窒素濃度はHRTと反比例することが示された (Fig. 4-14 (a))。故に、アンモニア性窒素は、アンモニア性窒素の基質濃度に関わらず、時間と共に減少することが示唆された。565日目および574日目において、各試験条件の流入水量は異なったが、アンモニア性窒素の除去速度定数は同様であった (Fig. 4-14 (a))。Liら (2013) はアンモニア酸化速度に対するHRTの影響は大きくないと報告している。また、この結果はHRTの延長がアンモニア性窒素の除去率向上に寄与することを支持している。本試験の結果を1次反応にも適用を試みた所、良好な相関関係が確認された (Fig. 4-14 (b);  $N_0$ : 0時間後における $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $N_t$ :  $t$ 時間後における $\text{NH}_3\text{-N}$ )。アンモニア性窒素除去はMonod式に従うとされている。

$$R = \mu_{\max} \frac{X}{Y_s} \frac{S}{K_s + S}$$

ここで、 $R$ は基質除去速度 ( $\text{g m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ );  $\mu_{\max}$ は微生物の最大比増殖速度 ( $\text{day}^{-1}$ ),  $X$ は微生物の濃度 ( $\text{g-cell m}^{-3}$ ),  $Y_s$ は基質摂取による菌体収量 ( $\text{g-cell g}^{-1} \text{ substrate}^{-1}$ ),



Fig. 4-14 Reduction rate constants of  $\text{NH}_3\text{-N}$ .

(a) Relationships between  $\text{NH}_3\text{-N}$  concentration and HRT show zero order reaction. (b) Relationships between  $N_t/N_0$  and HRT show first order reaction.  $N_0$ :  $\text{NH}_3\text{-N}$  concentration at time 0,  $N_t$ :  $\text{NH}_3\text{-N}$  concentration at time t. The values were averaged while in a horizontal direction. Approximating curves were applied to the values of the first to the fourth layer.

$S$ は基質濃度 ( $\text{g m}^{-3}$ ),  $K_s$ は半飽和定数 ( $\text{g m}^{-3}$ ) を示す。上式は、基質濃度が十分に高い時は0次反応に従い、基質濃度が低い時には1次反応に従うことを示す (Chen et al., 2006)。本リアクターにおいては、2～4層目におけるアンモニア性窒素濃度が、半飽和定数に近い値であるため、0次および1次反応の両方に従ったと考えられる。

硝酸イオン濃度は流入水量の減少、故にHRTの増加と共に上昇した (Fig. 4-6)。既報では、HRTが長くなると硝化細菌が増殖し、その結果硝酸イオンの生成速度が上昇したとされている (Awolusi et al., 2016; Tao et al., 2016)。本試験の結果は、これらの既報と同様の傾向を示した。また、DHSリアクターでは、スポンジ担体

の表面は空気に曝されて好氣的となり、スポンジ担体の内側は嫌氣的となることが知られている (Kubota et al., 2014)。全窒素の除去は、最初にスポンジ表面の好氣的条件下で硝酸イオンに酸化され、続いてスポンジ担体の内部の嫌氣的条件下で脱窒反応が生じ、除去されたと考えられる。

## 第5節 小括

DHS リアクターの下水処理プロセスを理解するため、水温、有機物負荷等に関して様々な条件において水質プロファイル分析を行った。DO プロファイルに関しては、既往の知見と異なり、上層で低い値を示した。高温で微生物の活動が活発な時期に高有機物負荷が流入した時や、外気とリアクター内の温度が近い時には、上層の DO が小さい値を示すことが示唆された。COD<sub>Cr</sub> プロファイルに関しては、DHS リアクター内最上部においては全試験を通して  $11\sim 29 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  と非常に大きな値を示し、スポンジ担体への吸着作用および、好氣的、嫌氣的分解により有機物が除去されていることが示唆された。また、2 層目以降においては 1 次反動的に有機物除去が生じていることが示された。アンモニア性窒素除去に関しては、有機物濃度が高い条件や、DO が低い条件においては DHS リアクター内で除去が進行しにくいことが示唆された。また、2 層目以降 0 次および 1 次反動的にアンモニア性窒素除去が進行することが示された。HRT を長くすると、硝化が進み、脱窒反応も生じやすくなることが示された。他方、DHS リアクターの水平方向間で、DO、COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-N のプロファイルの挙動が異なることが明らかとなった。その一方で、有機物濃度はリアクター4 層目に達すると同様の値に収束する傾向が確認された。故に、本リアクターのサイズ (直径 16 m) は、DHS リアクターを普及するにあたり、適用可能なスケールであることが示された。

## 引用文献資料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36(6-7), 433–440.

Ali M, Chai L, Min X. B., Tang C. J., Afrin S., Liao Q., Wang H. Y., Peng C., Song Y. X., Zheng P., 2016. Performance and characteristics of a nitrification air-lift reactor under long-term HRT shortening. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 111, 45-53.

APHA. 2005. *Standard Methods* 21st ed. Washington DC, pp. 4–136–140.

Awolusi O. O., Nasr M., Kumari S., Bux F., 2016. Artificial Intelligence for the Evaluation of Operational Parameters Influencing Nitrification and Nitrifiers in an Activated Sludge Process. *Environmental Microbiology*, 72, 49–63.

Chai L., Ali M., Min X., Song Y. X., Tang C. J., Wang H. Y., Yu C., Yang Z. H., 2015. Partial nitrification in an air-lift reactor with long-term feeding of increasing ammonium concentrations. *Bioresource Technology*, 185, 134–142.

Chen S., Ling J., Blancheton J. P., 2006. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. *Aquacultural Engineering*, 34, 179–197.

Fleifle A., Tawfik A., Saavedra O., Yoshimura C., Elzeirb M., 2013. Modeling and profile analysis of a down-flow hanging sponge system treating agricultural drainage water. *Separation and Purification Technology*, 116, 87–94.

Kubota K., Hayashi M., Matsunaga K., Iguchi A., Ohashi A., Li Y. Y., Yamaguchi T.,

Harada H., 2014. Microbial community composition of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor combined with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of municipal sewage. *Bioresource Technology*, 151, 144-150.

Groeneweg J., Sellner B., Tappe W., 1994. Ammonia oxidation in *Nitrosomonas* at  $\text{NH}_3$  concentrations near  $\text{km}$ : effects of pH and temperature. *Water Research*, 28, 2561–2566.

Jiang QQ, Bakken LR., 1999. Comparison of *Nitrospira* strains isolated from terrestrial environments. *FEMS Microbiology Ecology*, 30(2), 171–186.

Kimura K., Watanabe Y., Okabe S., Satoh H., 2001. Kinetic analysis of nitrifying biofilm growing on the rotating membrane disk. *Water Science and Technology*, 1(4), 111–118.

Li H., Zhang Y., Yang M., Kamagata Y., 2013. Effects of hydraulic retention time on nitrification activities and population dynamics of a conventional activated sludge system. *Frontier Environtal Science Engineering*, 7(1), 43–48.

Lim F. Y, Ong S. L, Hu J., 2017. Recent Advances in the Use of Chemical Markers for Tracing Wastewater Contamination in Aquatic Environment: A Review. *Water*, 9(143), 1-26.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42(3-4), 83–88.

Mahmoud M., Tawfik A., El-Gohary F., 2010. Simultaneous Organic and Nutrient Removal in a Naturally Ventilated Biotower Treating Presettled Municipal Wastewater.

Journal of Environmental Engineering, 136(3), 301-307.

Mahmoud M., Tawfik A., El-Gohary F., 2011. Use of down-flow hanging sponge (DHS) reactor as a promising post-treatment system for municipal wastewater. Chemical Engineering Journal, 168, 535–543.

Nogueira R., Lazarova V., Manem J., Melo L.F., 1998. Influence of dissolved oxygen on the nitrification kinetics in a circulating bed biofilm reactor. Bioprocess Engineering, 19(6), 441–449.

Okubo T., Onodera T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2015. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. Bioresource Technology, 194, 156–164.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: performance evaluation of a full-scale down-flow hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. Water Research, 102, 138–146.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. Bioresource Technology, 152, 93–100.

Onodera T., Okubo T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2016. Long-term performance evaluation of down-flow hanging sponge reactor regarding nitrification in a full-scale experiment in India. Bioresource Technology, 204, 177-187.

Paredes D., Kusch P., Mbvette T.S.A., Stange F., Mülle R.A., Köser H., 2007. New aspects of microbial nitrogen transformations in the contest of wastewater treatment – a review. *Engineering Life Science*, 7(1), 13–25.

Sato N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A., Harada H., 2006. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80(3), 198–207.

Tandukar M., Uemura S., Machdar I., Ohashi A., Harada H., 2005. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the fourth-generation downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*, 52(1-2), 323–329.

Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 53(3), 209–218.

Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41(12), 2697–2705.

Tang C., Zheng P., Chai L., Min X. B., 2013. Thermodynamic and kinetic investigation of anaerobic bioprocesses on ANAMMOX under high organic conditions. *Chemical Engineering Journal*, 230, 149-157.

Tao C., Peng T., Feng C., Chen N., Hua Q., Hao C., 2016. The feasibility of an up-flow partially aerated biological filter (U-PABF) for nitrogen and COD removal from domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 218, 307–317.

Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2010. Effect of sponge volume on the performance of

down-flow hanging sponge system treating UASB reactor effluent. *Bioprocess Biosyst Eng.*, 33, 779–785.

Tawfik A, Ohashi A, Harada H. 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) – down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, 29(3), 210–219.

Tawfik A., F. El-Gohary, A. Ohashi Harada H., 2008. Optimization of the performance of an integrated anaerobic–aerobic system for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 58(1), 185-194.

Tawfik A., Wahab R. A., Al-Asmer A., 2011. Effect of hydraulic retention time on the performance of down-flow hanging sponge system treating grey wastewater *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 34, 767–776.

Wang Q., Yang Z., 2016. Industrial water pollution, water environment treatment, and health risks in China. *Environmental Pollution*, 218, 358-365.

Zhu S., Chen S., 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, 26(4), 221–237.

高原義昌, 1980. 廃水の生物処理, 株式会社地球社, pp.100.

## 第5章

実規模スケール DHS リアクター  
の保持汚泥の酸素消費特性



## 第 1 節 緒論

DHS リアクターにおける下水の有機物およびアンモニア性窒素除去において、好氣的生分解が重要な役割を果たす。DHS リアクターの処理プロセスを理解するために、保持汚泥の酸素消費特性について、これまで調査されてきた (Machdar et al., 2000; Okubo et al., 2016; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2006, 2007)。これらの既往研究において、開発途上国現地において実規模スケールの DHS リアクターの酸素消費速度を調査した例は Okubo ら (2016) の試験の一例のみである。また、Okubo ら (2016) の試験における流入水 (UASB 処理水)  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は平均  $168 \text{ mg L}^{-1}$  と比較的 low 濃度であったのに対し、開発途上国における UASB 処理水は高濃度 ( $403 \text{ mg L}^{-1}$ ) であるとの報告もある (Sato et al., 2006)。従って、開発途上国に DHS リアクターを適用する上で、高濃度有機物受け入れ時の DHS リアクターの処理プロセスを理解することは有用であると考えられる。

本章では、高濃度有機物受け入れ時の実規模スケール DHS リアクターの酸素消費特性を調査した。DHS リアクターの下水処理時において酸素を消費する項目として、有機物 ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )、硫黄、アンモニア等の酸化が挙げられる。このため、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、硫酸、アンモニア性窒素の水質プロファイル分析、および有機物あるいはアンモニア性窒素を基質とした酸素利用速度 (oxygen uptake rate; OUR) 試験を実施した。また、水温が異なる時の酸素消費特性の違いを調査するため、温度条件が異なる 2 つの条件下 (秋季・冬季) で実施した。

## 第 2 節 実験方法

### 2.1 DHS リアクター

インド国ウッタラプラデーシュ州アグラ市にある下水処理場内に建設された、実規模スケール DHS リアクターを用いて試験を実施した。実規模スケール DHS リアクターの詳細については、第 3 章 第 2 節を参照。

本試験期間では、DHS リアクターへの流入水量を、 $3,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  に設定した。

### 2.2 試料採取

保持汚泥試料および水質プロファイル分析の試料採取は、2 つの季節 (秋季およ

び冬季) において実施した。それぞれの期間を、以下 phase 1 (475~491 日目), phase 2 (551~565 日目) とする。水試料は、489 日目および 565 日目に、リアクター基軸方向に 4 箇所、リアクター水平方向にリアクター中心より 2 m 毎に 3 箇所 (inner, middle, outer) の合計 12 箇所より採取した。DHS リアクター内の試料採取場所を Fig. 5-1 に示す。合わせて、DHS 流入水 (UASB 処理水) を採取した。

DHS リアクターの保持汚泥の保持汚泥濃度を測定するため、保持汚泥試料を、486, 553 日目に採取した。

試料採取箇所は、水試料と同様に 12 箇所とし、各箇所より 3 個のスポンジ担体を採取した。また、保持汚泥の酸素利用速度を測定するため、保持汚泥試料を 486~491 日目 (phase 1) および 555~563 日目 (phase 2) に各層の middle ポートより 3 個ずつ採取した。

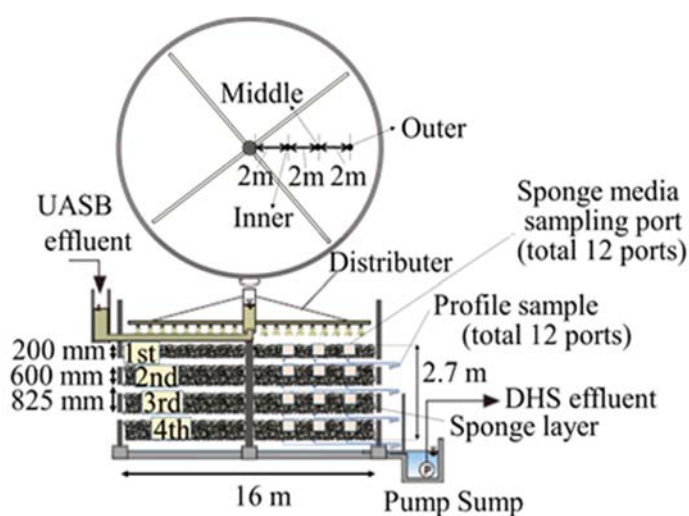


Fig. 5-1 Schematic of the DHS reactor.

### 2.3 分析

分析項目は、DO,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , アンモニア性窒素 ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), 硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) とした。DO は Winkler 法で測定した (APHA, 2005)。 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{NH}_3\text{-N}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  はそれぞれ重クロム酸カリウム法, ネスラー法, Sulfa Ver4 法を用い, 水質分析器 (DR5000, HACH) により測定した。また,  $\text{NH}_3\text{-N}$  および  $\text{SO}_4^{2-}$  はガラス繊維ろ紙 (孔径: 0.45 mm, ADVANTEC-GB140) でろ過した後, 分析に供した。

保持汚泥濃度の測定に関して、まず各箇所では採取した 3 個の保持汚泥試料を圧搾し、純水を用いて洗浄しながら、全ての保持汚泥試料を抽出した。抽出された汚泥試料は、純水で 2 回洗浄した。保持汚泥濃度は Standard Methods (APHA, 2005) に沿って分析し、 $\text{g-VSS L}^{-1}\text{-sponge}$  として算出した。

## 2.4 酸素利用速度試験

採取した保持汚泥試料を搾取し、10 mM リン酸緩衝液 ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  1.432  $\text{g L}^{-1}$ ,  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  0.936  $\text{g L}^{-1}$ ) で洗浄した。洗浄した汚泥試料 (終濃度 3~5  $\text{g L}^{-1}$ ) と栄養塩、各基質をセルに投入し、溶存酸素濃度の経時変化を測定した。栄養塩としては、BOD 測定に使用される A~D 液を使用した (APHA, 2005)。基質は、有機物酸化系としてグルコースあるいは下水溶解性画分を 80  $\text{mg-COD}_{\text{Cr}} \text{ L}^{-1}$  (heterogenous oxygen uptake rate; HOUR), アンモニア酸化系として  $\text{NH}_4\text{Cl}$  を 25  $\text{mg-N L}^{-1}$  (autotrophic oxygen uptake rate; AOUR) を添加した。内生呼吸を測定するため、基質を添加しない試験も実施した (endogenous oxygen uptake rate; EOUR)。基質として用いた下水試料は、ガラス繊維ろ紙 (pore diameter: 0.45 mm, ADVANTEC-GB140) によりろ過した試料を用いた。アンモニア酸化系以外については、硝化抑制剤としてアリルチオ尿素 (ATU) 2  $\text{mg L}^{-1}$  を添加した。溶存酸素濃度の測定は、YSI5300A (YSI 社製) を用いた。試験は 20°C で行った。恒温バスおよび攪拌機として YSI5301B (YSI 社製) を用いた。

## 第3節 結果

### 3.1 水質プロファイル分析

水質プロファイル分析を実施した日より前の2週間の平均の水質をTable 5-1に示す。水質プロファイル分析実施日におけるDHSリアクターへの流入水の温度は26 °C (489 days (phase 1)) と 17 °C (565 days (phase 2)) であった。水質プロファイル分析の結果をTable 5-2に示す。

DOは、phase 1において1~3層目処理水まで1  $\text{mg L}^{-1}$ 以下と低い値を示した (Table 5-2)。しかし、phase 2においては、DOが1層目処理水において既に4.24  $\text{mg L}^{-1}$ に上昇した。

$\text{COD}_{\text{Cr}}$ は、大半が1層目に除去された (Table 5-2)。1層目におけるその除去率は、それぞれ63% (phase 1) および 59% (phase 2) であった。2層目以降においては、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ は徐々に減少した。2~4層目における除去率は、26% (phase 1) および 36% (phase 2) であった。乾燥汚泥重量当たりの $\text{COD}_{\text{Cr}}$ の除去速度をFig. 5-2 (a) に示す。

Table 5-1 Summary of averaged water quality data had gathered in the two weeks before profile analysis was conducted

Period	DHS influent temperature	DHS influent load	COD <sub>Cr</sub> influent	COD <sub>Cr</sub> effluent	NH <sub>3</sub> -N influent	NH <sub>3</sub> -N effluent
	°C	kg-COD <sub>Cr</sub> m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
Phase 1 (475–489 days)	27 (1)	4.69 (0.45)	338 (31)	106 (15)	40.0 (-)	29.5 (-)
phase 2 (551–565 days)	19 (1)	3.54 (1.45)	385 (92)	136 (22)	45.4 (1.2)	32.9 (2.7)

The numbers in parentheses are standard deviations.

Table 5-2 Profiles for DO, COD<sub>Cr</sub>, and NH<sub>3</sub>-N along the main axis of the DHS reactor at phase 1 (489 days) and phase 2 (565 days).

Period	Phase 1				Phase 2			
Item	DO	Unfiltered COD <sub>Cr</sub>	NH <sub>3</sub> -N	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	DO	Unfiltered COD <sub>Cr</sub>	NH <sub>3</sub> -N	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>
influent	0.00 (-)	374 (-)	40.1 (-)	175 (-)	0.00 (-)	331 (-)	46.3 (-)	194 (-)
1st	1.03 1.78	140 29	37.8 4.8	339 29	4.24 0.65	135 25	44.0 1.2	300 30
2nd	0.33 0.58	140 21	37.3 3.2	332 27	4.47 1.48	90 19	37.6 4.2	285 6
3rd	0.86 1.33	112 19	31.5 3.2	345 31	5.96 2.30	84 6	32.6 1.8	293 7
4th	3.12 1.36	103 22	28.6 3.1	334 26	6.06 3.13	87 20	27.8 6.1	272 13

The values were averaged while in a horizontal direction on the DHS reactor.

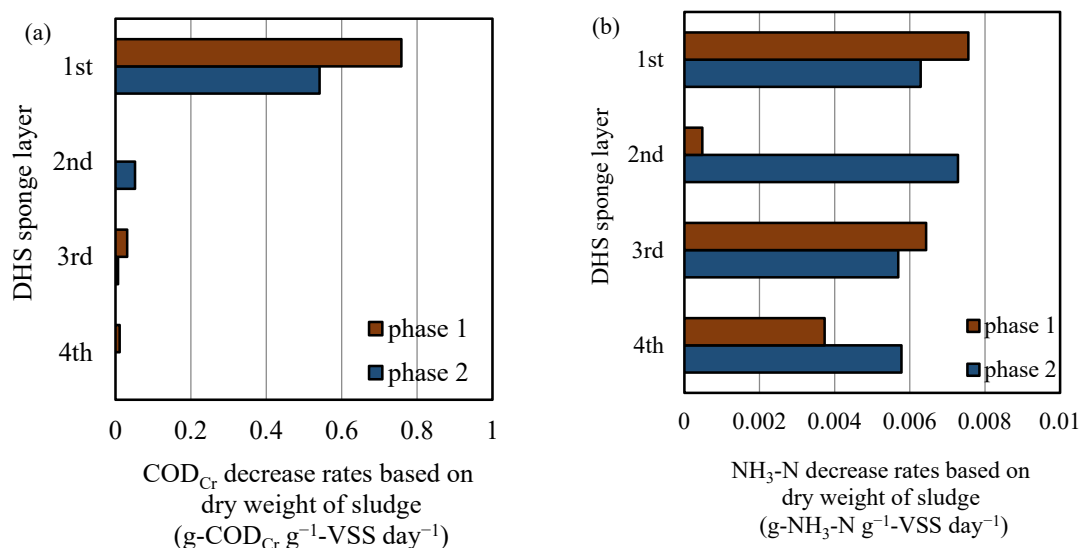


Fig. 5-2 COD<sub>Cr</sub> (a) and NH<sub>3</sub>-N (b) decrease rates based on dry weight of sludge at each layer

1層目における乾燥汚泥重量当たりのCOD<sub>Cr</sub>除去速度は、それぞれ0.76 g-COD<sub>Cr</sub> g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup> (phase 1), 0.54 g-COD<sub>Cr</sub> g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup> (phase 2) であった。

アンモニア性窒素濃度の変化は、phase 1においては、1, 2層目ではわずかにあり、3, 4層目で徐々に減少した (Table 5-2)。他方、phase 2においては、アンモニア性窒素濃度は、1層目より2~6 mg-N L<sup>-1</sup>の範囲で徐々に減少した。乾燥汚泥重量当たりのNH<sub>3</sub>-N除去速度は、phase 1およびphase 2でそれぞれ0.00373~0.00756 g-NH<sub>3</sub>-N g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup> (2層目除く), 0.00570~0.00728 g-NH<sub>3</sub>-N g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup>と、各期間で同程度であった (Fig. 5-2 (b))。

硫酸イオン濃度は、流入水に対し、1層目でそれぞれ1.9倍 (phase 1), 1.5倍 (phase 2) 上昇した。その後、2~4層目においては、硫酸イオン濃度はほとんど変化しなかった。

### 3.2 DHS リアクターの酸素消費

COD<sub>Cr</sub>, アンモニア性窒素, および硫黄の酸化を元に計算したDHSリアクターの各層における酸素消費速度をFig. 5-3に示す。phase 1およびphase 2いずれにおいても、1層目で高い酸素消費速度を示した。COD<sub>Cr</sub>由来の酸素消費速度は、27.6

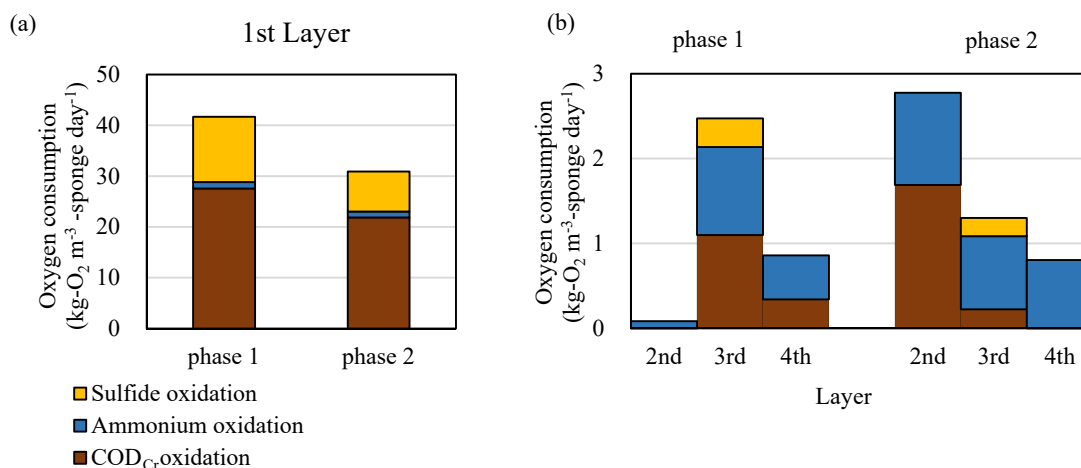
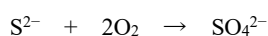


Fig. 5-3 Oxygen consumption rates at phase 1 (489 days) and phase 2 (565 days) in the DHS reactor in the first layer (a) and the second to fourth layers (b).

The oxygen consumption rates are calculated from ammonia and COD<sub>Cr</sub> reduction and sulfate production rates. Ammonia oxidation and sulfur oxidation are calculated by the following formulae:



kg-O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>-sponge day<sup>-1</sup> (phase 1) および 21.9 kg-O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>-sponge day<sup>-1</sup> (phase 2), 硫黄酸化由来の酸素消費速度は, 12.9, 7.87 kg-O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>-sponge day<sup>-1</sup> (phase 1, phase 2) を示した。2~4層目における各層の酸素消費量の合計は, 0~2.78 kg-O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>-sponge day<sup>-1</sup>であった。

### 3.3 保持汚泥濃度および酸素利用速度試験

保持汚泥濃度は, 1~4層目においてそれぞれ, 36 (± 9), 38 (± 11), 35 (± 6), 30 (± 5) g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (phase 1) および 40 (± 8), 33 (± 13), 33 (± 1), 30 (± 4) g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (phase 2) であり, 基軸方向に沿って減少した。

酸素利用速度 (OUR) 試験の結果をFig. 5-4に示す。下水溶解性画分を基質とした試験系におけるOURは, 5.78~14.4 mg-O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>-VSS h<sup>-1</sup> (phase 1) および 14.6~27.6 mg-O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>-VSS h<sup>-1</sup> (phase 2) であった。また, 内生呼吸分 (EOUR) を差し引いた値は, 1.69~9.65 mg-O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>-VSS h<sup>-1</sup> (phase 1) および 7.42~15.9 mg-O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>-VSS h<sup>-1</sup> (phase 2) であった (Fig. 5-5)。また, リアクター基軸方向においては, 上層の方が下層よりも高いOURを示した。phase 2におけるOURは, 特に下層にお

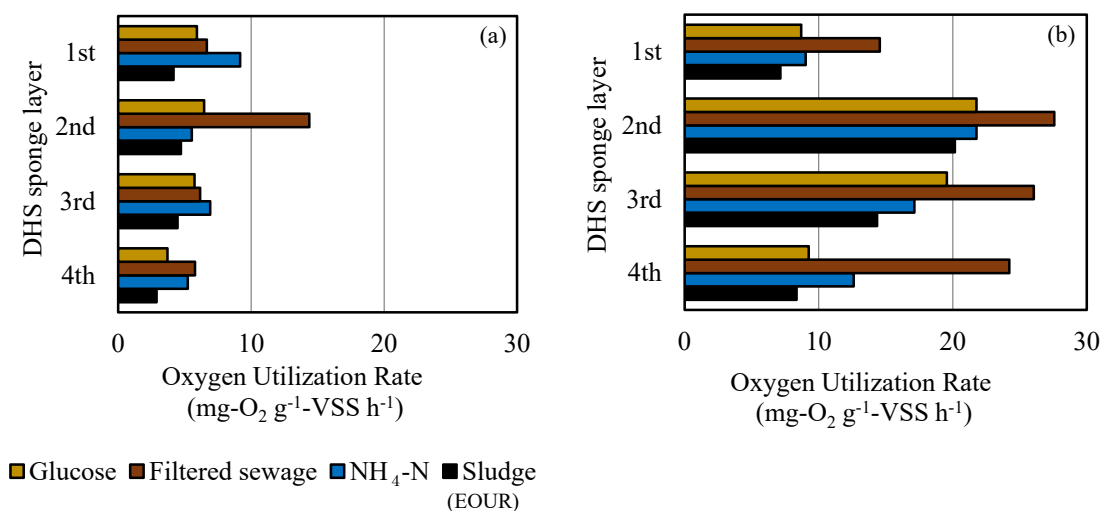


Fig. 5-4 OURs at phase 1 (486–491 days) (a) and phase 2 (555–563 days) (b)

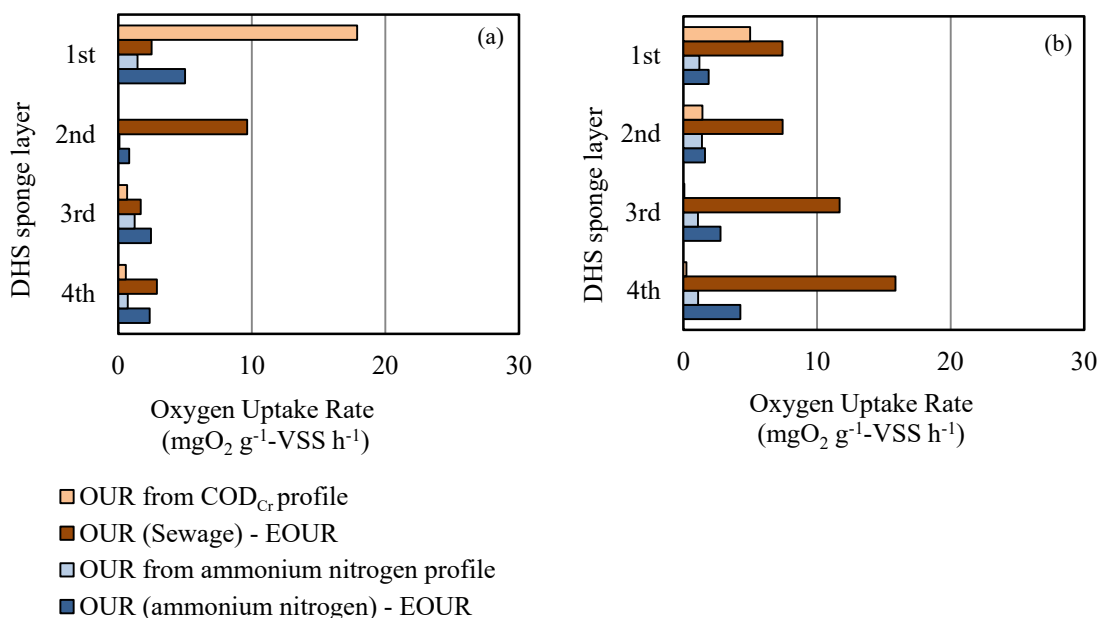


Fig. 5-5 OURs at phase 1 (486–491 days) (a) and phase 2 (555–563 days) (b)

“OUR from  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  profile” and “OUR from ammonium nitrogen profile” are calculated OUR from  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  profile and ammonium nitrogen profile. “OUR (Sewage) - EOUR” and “OUR (ammonium nitrogen) - EOUR” are results of OUR tests with the EOUR subtracted for the filtered sewage substrate and the ammonium substrate.

いてphase 1よりも高い値を示した。アンモニア性窒素を基質とした試験系においては、3, 4層目においてそれぞれ6.92, 5.24  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 1) および 17.1, 12.6  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 2) を示した。また、EOURを差し引いた値は、2.45, 2.35  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 1) および 2.78, 4.26  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase

2) であった。

#### 第4節 考察

##### 4.1 水質プロファイルと保持汚泥の酸素消費量

COD<sub>Cr</sub>は1層目で大半除去された。この時の酸素消費量は非常に大きかった (Table 5-2, Fig. 5-2, 5-3, 5-5)。そのため、1層目におけるCOD<sub>Cr</sub>の減少は、好気的生分解だけでなく、スポンジ担体への吸着作用および、その後のスポンジ担体内での嫌気的生分解等も寄与していると考えられる。1層目のスポンジ層の厚みは200 mmであり、リアクター全体のわずか10%であった。また、そのHRTはわずか0.2時間であった。故に、流入した有機物の大半は、まず1層目のスポンジ層で直ちに捕捉され、続いてスポンジ担体に保持された微生物により分解されたと考えられる。保持汚泥試料を採取した486日目 (phase 1) と553日目 (phase 2) の間の67日間において、UASB処理水に含まれたVSSよりDHSリアクターにより除去されたVSSの総量は6.0 ton (平均流入水量：2,210 m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup>, 平均除去VSS濃度：41 mg L<sup>-1</sup>) であった。この値は、DHSリアクターの総汚泥量と同等であった (6.2 ton (486 days (phase 1)), 6.5 ton (553 days (phase 2))). phase 1およびphase 2において、1層目における保持汚泥濃度は、それぞれ27~45, 35~49 g-VSS L<sup>-1</sup>-spongeであった。2~4層目においても、phase 1およびphase 2間における保持汚泥濃度は同様であった。Fig. 4-2においても、運転開始後9箇月目以降、保持汚泥濃度に上昇傾向は確認されなかった。故に、phase 1とphase 2の間でDHSリアクターにより除去されたVSS量が、DHSリアクターが保持汚泥として保有するVSS量と同等であることから、有機性の固形物とされるVSS成分が、DHSリアクターにより吸着のみでなく、生分解により除去されていることが示されている。また、DHSリアクターの1層目の保持汚泥濃度が、phase 1とphase 2の間だけでなく、運転開始後9箇月目以降上昇傾向がなかったことから、DHSリアクター全体としてだけでなく、顕著な有機物除去が生じていた1層目においても、吸着のみでなく生分解により有機物が除去されていることが示された。1層目における汚泥乾燥重量当たりのCOD<sub>Cr</sub>除去速度は、0.76 g-COD<sub>Cr</sub> g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup> (phase 1) および0.54 g-COD<sub>Cr</sub> g<sup>-1</sup>-VSS day<sup>-1</sup> (phase 2) であった。これらの値は、活性汚泥 (0.20–0.48 g-COD<sub>Cr</sub>



$\text{g}^{-1}\text{-VSS day}^{-1}$ , Sperling et al., 2001), 嫌気・好気法 ( $0.14 \text{ g-COD}_{\text{Cr}} \text{ g}^{-1}\text{-VSS day}^{-1}$ ), オキシデーションディッチ法 ( $0.17 \text{ g-COD}_{\text{Cr}} \text{ g}^{-1}\text{-VSS day}^{-1}$ ), シーケンスバッチ法 ( $0.20 \text{ g-COD}_{\text{Cr}} \text{ g}^{-1}\text{-VSS day}^{-1}$ ) 等 (Ding et al., 2014) の他の処理方法と比較しても高く, 本DHSリアクターの最上層では高い有機物除去性能を有していることが示された。

硫黄酸化由来の酸素消費量も1層目において非常に高かった (Fig. 5-3)。排水中においては, 硫黄は生物学および化学的に酸化されるとされている。既報において, 生物学的硫黄酸化は, 全体の3~56%であったとされている (Wilmot et al., 1988; Kotronarou and Hoffmann 1991; Nielsen et al., 2003; Preisler et al., 2007)。中でも, Preislerら (2007) は, 硫黄酸化に関する化学的酸化と生物学的酸化の比は, 97:3と, ほとんどが化学的酸化であると報告している。故に, 本DHSリアクターにおいても, 硫黄酸化は生物学的酸化のみでなく, 化学的酸化も寄与していると考えられる。

2~4層目における酸素消費量は,  $0\text{--}2.78 \text{ kg-O}_2 \text{ m}^{-3}\text{-sponge day}^{-1}$ であった (Fig. 5-3)。これは, DHSリアクターにおいて既往研究で報告されている値 ( $2.5 \text{ kg-O}_2 \text{ m}^{-3}\text{-sponge day}^{-1}$ ) と同程度であった (Hatamoto et al., 2011)。

乾燥汚泥重量当たりのアンモニア除去速度は, phase 2において, リアクター基軸方向で顕著な差は確認されなかった。DHSリアクターの既往研究において, 優れたアンモニア性窒素除去性能 (除去率: 61~83%) を示した時のDHSリアクターへのCOD負荷は  $2.03\text{--}2.66 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3}\text{-sponge day}^{-1}$ 程度であった (Machdar et al., 1997; Onodera et al., 2014; Tandukar et al., 2007)。一方, 本試験においては, 4層目において  $3.13 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3}\text{-sponge day}^{-1}$  (phase 2) の有機物負荷を受け入れていた。この様な高有機物負荷環境下においては, 1層目から4層目までその乾燥汚泥重量当たりのアンモニア除去速度は大差が無いことが示された。

## 4.2 酸素利用速度試験

下水溶解性画分を基質とした試験系におけるOURは,  $5.78\text{--}14.4 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 1) および  $14.6\text{--}27.6 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 2) であった (Fig. 5-4)。Okuboら (2016) が, インド国において低有機物濃度の流入下水受け入れ時にお

ける実規模スケールのDHSリアクターの保持汚泥のOURを調査した結果、 $6.87\sim 27.4 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$ であった。また、本試験において、上述の結果より内生呼吸 (EOUR) 分を差し引いたOURの値 (Fig. 5-5) は、 $7.42\sim 15.9 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 2) であり、この値もOkuboら (2016) の試験 ( $9\sim 12 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$ ) と同程度であった。以上の結果より、DHSリアクターにおける下水溶解性画分を基質とした酸素利用速度は、流入水の $\text{COD}_{\text{Cr}}$ が低濃度の時 ( $168 \text{ mg L}^{-1}$ ; (Okubo et al., 2016)) と高濃度の時 ( $385 \text{ mg L}^{-1}$ ; phase 2) とで、同程度であることが明らかとなった。他方、本試験の結果は、既往研究において活性汚泥を用いて実施された試験と同等かもしくは低い値であった。既報では、グルコースを基質として用いた時のOURが $5 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-MLSS h}^{-1}$  (Chiemchaisri et al., 1994)、およびEOURを差し引いた値が $4.5 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-MLVSS h}^{-1}$  (Witzig et al., 2002)、酢酸を基質とした時は $12\sim 31 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (Kristensen et al., 1992) とされている。水質プロファイル分析の結果より、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ の減少より算出した酸素消費速度は、phase 1において1層目で $17.9 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$ 、2~4層目で $0\sim 0.66 \text{ mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$ であった (Fig. 5-5)。1層目においては、水質プロファイルより算出した酸素消費速度は、OUR試験の結果より高かった。本結果も、1層目における $\text{COD}_{\text{Cr}}$ の大幅な減少は、好氣的な生分解だけでなく、嫌氣的な生分解も寄与していることを支持している。2~4層目においては、OURの試験の結果は、水質プロファイルより算出した酸素消費速度より高かった。OUR試験において基質として用いた下水中には、様々な易分解性有機物が含まれると考えられる。この様な基質を供給した場合には、2~4層目においても高い酸素利用速度を有するポテンシャルが示された。一方、実際のリアクターにおいては、易分解性の有機物は上層で除去されるとも考えられるため、試験で確認された酸素利用速度と差が生じたと考えられる。

2~4層目において、下水溶解性画分を基質とした試験系のOURよりEOURを差し引いた値は、phase 1よりもphase 2の方が高かった。保持汚泥試料を採取したmiddleポートにおいて、phase 2の2~4層目における流入水のDOは $3.93\sim 6.72 \text{ mg L}^{-1}$ であった。他方、phase 1においては、流入水のDOはわずか $0\sim 1.00 \text{ mg L}^{-1}$ であった。Samiotisら (2015) は、DOが $0.8 \text{ mg L}^{-1}$ 以下の条件下において、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 除去率が低下したと報告している。本試験におけるphase 1とphase 2のOURの差は、

phase 1においては流入水DOが低かったために微生物の活性が低下していたことに起因していると考えられる。

アンモニア性窒素基質のOUR試験において、3, 4層目におけるEOURを差し引いた値は、2.45, 2.35  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 1) および 2.78, 4.26  $\text{mg-O}_2 \text{ g}^{-1}\text{-VSS h}^{-1}$  (phase 2) であった。3層目においては、phase 1とphase 2でそれらの値は同様であった。また、乾燥汚泥重量当たりのアンモニア性窒素除去速度もphase 1とphase 2とで同様であった。ZhuとChen (2002) は、アンモニア酸化速度は14 °Cと27 °Cの間では温度に依存しないと報告している。本研究において、DHSリアクターへの流入水温は26 °C (486 days (phase 1)) および 17 °C (565 days (phase 2)) であり、既報と同様の傾向を示した。4層目に関しては、EOURを差し引いたアンモニア性窒素基質の試験系は、phase 2の方がphase 1より2倍高い値を示した。さらに、phase 2においてアンモニア性窒素基質の試験系のEOURを差し引いたOURの値は、4層目の方が3層目より高かった。このような差が生じた要因として、流入水のDOおよび保持汚泥中のORP環境の違いが挙げられる。Garridoら (1996) は、DOが1  $\text{mg L}^{-1}$ 以下の時、アンモニアの除去が阻害されたと報告している。4層目において、保持汚泥を採取したmiddleポートの流入水DOは、phase 1およびphase 2でそれぞれ0.20  $\text{mg L}^{-1}$ , 6.72  $\text{mg L}^{-1}$ であった。故に、phase 1とphase 2の間のOURの差は、流入水DOの影響によるものと考えられる。また、553日目にスポンジ担体試料を採取した際、試料を搾取してその搾取液のORPを測定した結果、3, 4層目においてそれぞれ-325, -155 mVであった。故に、phase 2においては、3層目では保持汚泥は嫌気的環境にあったが、4層目ではORPが上昇し、スポンジ担体内に酸化的な空間が広がったと考えられる。以上の結果より、4層目においては3層目よりアンモニア酸化が生じやすい環境にあったため、OURの値も大きくなったと考えられる。

## 第5節 小括

本章では、高濃度有機物受け入れ時の実規模スケール DHS リアクターの有機物、アンモニア性窒素、硫黄除去機構を明らかにすることを目的として、DHSリアクターの保持汚泥の酸素消費特性を調査した。

有機物は、1層目で除去率 63% (phase 1), 59% (phase 2) と、大半が除去された。保持汚泥の実測の酸素消費量, OUR 試験, および保持汚泥濃度, ならびに DHS リアクターにより除去された VSS 量等より, この 1 層目における大量の有機物除去は, 好氣的生分解だけでなく, 保持汚泥への有機物の吸着作用および嫌氣的生分解によることが示唆された。また, 下水溶解性画分を基質とした OUR 試験の結果より, 低有機物環境下 ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ;  $168 \text{ mg L}^{-1}$ , Okubo et al., 2016) で馴致された保持汚泥の酸素利用速度と, 高有機物濃度条件下で運転された時 ( $385 \text{ mg L}^{-1}$ ; phase 2) の保持汚泥の酸素利用速度は, 同等であることが明らかとなった。

硫黄酸化についても,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  と同様に 1 層目で大きな反応が生じ, 流入水に対して硫酸濃度が 1.5~1.9 倍に上昇した。この 1 層目における硫黄酸化は, 生物学的酸化のみでなく, 化学的酸化も寄与していることが示唆された。

アンモニア酸化速度に関しては,  $17^{\circ}\text{C}$  と  $26^{\circ}\text{C}$  の間では, 水温よりも, 有機物濃度や酸素濃度等の環境が影響することが示唆された。

#### 引用文献資料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the Hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36 (6-7), 433-440.

APHA. 2005. *Standard Methods* 21st ed. Washington DC, pp. 4-136-140.

Chiemchaisri C., Yamamoto K., 1994. Performance of membrane separation bioreactor at various temperatures for domestic wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 87(1-2), 119-129.

Hatamoto M., Miyauchi T., Kindaichi T., Ozaki N., Ohashi A., 2011. Dissolved methane oxidation and competition for oxygen in down-flow hanging sponge reactor for post-treatment of

anaerobic wastewater treatment. *Bioresource. Technology*, 102, 10299-10304.

Garrido J. M., van Benthum W. A. J., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J., 1996. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 53(2), 168-178.

Kotronarou A., Hoffmann M. R., 1991. Catalytic Autoxidation of Hydrogen Sulfide in Wastewater. *Environmental Science and Technology*, 25(6), 1153- 1160.

Kristensen G. H., Jørgensen P. E., Henze M., 1992. Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR. *Water Science and Technology*, 25(6), 43-57.

Li J., Ding L.-B., Cai A., Huang G.-X., Horn H., 2014. Aerobic Sludge Granulation in a Full-Scale Sequencing Batch Reactor. *BioMed Research International*, 2014, 1-12.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42 (3-4), 83-88.

Nielsen A. H., Vollertsen J., Hvitved-Jacobsen T., 2003. Determination of Kinetics and Stoichiometry of Chemical Sulfide Oxidation in Wastewater of Sewer Networks. *Environmental Science and Technology*, 37(17), 3853–3858.

Okubo T., Onodera T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2015. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource. Technology*, 194, 156-164.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: Performance evaluation of a full-scale down-flow hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. *Water Research*, 102 (1), 138-146.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, 152, 93-100.

Preisler A., de Beer D., Lichtschlag A., Lavik G., Boetius A., Jørgensen B. B., 2007. Biological and chemical sulfide oxidation in a Beggiatoa inhabited marine sediment. *The ISME Journal*, 1, 341-353.

Samiotis G., Trikoilidou E., Bellos D., Pekridis G. Amanatidou E., 2015. Complete Solids Retention Activated Sludge Process. IWA-BYWP2015.

Sato N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A., Harada H., 2006. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80 (3), 198-207.

von Sperling M., Freire V.H., Chernicharo C.A. de L., 2001. Performance evaluation of a UASB-activated sludge system treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 43(11), 323-328.

Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the "fourth generation" down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 53(3), 209-218.

Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and

DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41(12), 2697-2705.

Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB)–down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, 29 (3), 210-219.

Wilmot P. D., Cadee K., Katinic J. J., Kavanagh B. V., 1988. Kinetics of Sulfide Oxidation by Dissolved Oxygen. *Water Pollution Control Federation*, 60(7), 1264-1270.

Witzig R., Manz W., Rosenberger S., Krüger U., Kraume M., Szewzyk U., 2002. Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 36(2), 394-402.

Zhu S., Chen S., 2002. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, 26(4), 221-237.

## 第6章

実規模スケール DHS リアクター  
の微生物群集構造  
およびその季節変動



## 第 1 節 緒論

第 4 章および第 5 章では、水質プロファイル分析および保持汚泥の酸素消費速度より、実規模スケール DHS リアクターの有機物およびアンモニア性窒素除去機構の理解を試みた。DHS リアクターの下水中の有機物およびアンモニア性窒素除去特性を理解するために、保持汚泥内の微生物群集構造解析を行うことで、存在する微生物種の特性および構成と環境因子との関係から、有機物、アンモニア性窒素の除去特性がより明確になると考えられる。一方で、下水処理に関する DHS リアクターの保持汚泥の微生物群集構造に関しては、報告例は 2 件と限られている (Kubota et al., 2014; 井口ら, 2013)。また、既報 (Kubota et al., 2014; 井口ら, 2013) では比較的低濃度の流入有機物濃度条件下での微生物群集が調べられているが ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$  110~150  $\text{mg L}^{-1}$  (Kubota et al., 2014),  $\text{BOD}$  60~64  $\text{mg L}^{-1}$  (井口ら, 2013)), 一方で開発途上国においては、DHS リアクターへの流入水となる、UASB 処理水の有機物が高濃度であるとの報告もある (Sato et al., 2006)。さらに、流入水の温度や有機物濃度は季節と共に変動し、これに伴って微生物群集構造も変動することが知られているが (Ju et al., 2014), DHS リアクターに関しては季節による微生物群集構造の変動を調べられた例は、井口ら (2013) の報告のみである。また、微生物群集構造の違いはリアクター基軸方向のみでなく、リアクター水平方向でも異なる可能性が考えられる。リアクター水平方向については、リアクター中心から外周にかけて表面積が異なり、これに伴って散水負荷が水平方向で異なると考えられる。このため、リアクター水平方向で微生物群集構造に違いが生じることも考えられるが、全く知見がないのが現状である。そこで本章では、高有機物濃度の流入下水受け入れ時の実規模スケール DHS リアクターの微生物群集構造を調査した。また、季節間における微生物群集構造の変化、およびリアクター内水平方向間の微生物群集構造の違いについても調査した。季節としては、水温が高かった夏季において乾季と雨季、水温が低かった冬季、その中間であった秋季の 4 つについて調査した。

## 第 2 節 実験方法

### 2.1 DHS リアクター

インド国ウッタラプラデーシュ州アグラ市にある下水処理場内に建設された、実規模スケールDHSリアクターを用いて試験を実施した。実規模スケールDHSリアクターの詳細については、第3章 第2節を参照。

### 2.2 試料採取

微生物群集構造解析を行うための保持汚泥担体試料を、夏季・乾季 (333 日目, summer/dry; S/D), 夏季・雨季 (377 日目, summer/rainy; S/R), 秋季・乾季 (486 日目, autumn/dry; A/D), 冬季・乾季 (553 日目, winter/dry; W/D) の 4 つの季節において採取した。DHS リアクターにおける保持汚泥試料は、リアクター水平方向に 2 m 毎に 3 箇所 (リアクター真ん中より Inner, Middle, Outer), 基軸方向各層 4 箇所の合計 12 箇所において、各サンプリグポートより 2 個ずつ採取した。試料採取箇所を Fig. 6-1 に示す。

保持汚泥試料採取と同時期にあたる運転開始後 327, 388, 489, 565 日目に、水質プロファイル分析を実施した。保持汚泥試料と同様に DHS リアクター内 12 箇所より、水試料を採取し

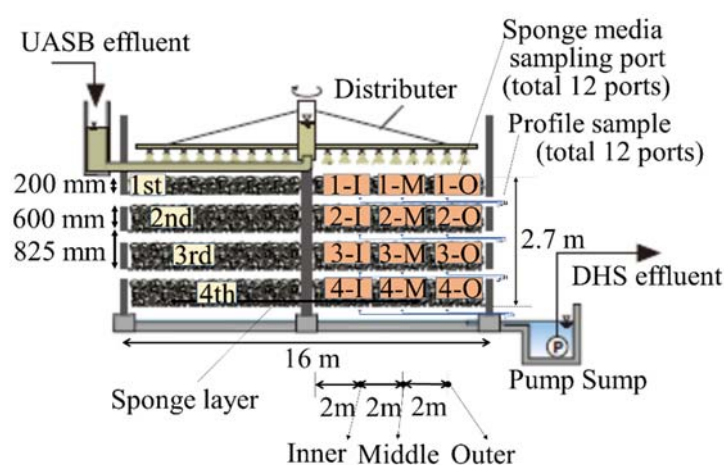


Fig. 6-1 Schematic of the DHS reactor.

た。また、合わせて UASB 処理水 (DHS 流入水) も採取した。

### 2.3 分析

分析項目は水温, DO,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , アンモニア性窒素 ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ), 硫酸イオン ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) とした。DO はウィンクラー法を用いて測定した (APHA, 2005)。 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  は重クロム酸カリウム法, アンモニア性窒素はネスラー法, 硫酸イオンは Sulfa

Ver 4 法とし、それぞれを HACH 社の水質分析器 (DR5000) にて測定した。アンモニア性窒素および硫酸イオンに関しては、ガラス繊維ろ紙 (pore diameter: 0.45 mm, ADVANTEC-GB140) を用いて試料をろ過した後、分析に供した。

## 2.4 16S rRNA 遺伝子解析

DHS リアクターのスポンジ担体保持汚泥内の微生物群集構造を明らかにするため、16S rRNA 遺伝子を標的とした超並列シーケンス解析を行った。一連の操作は Kuroda ら (2015) の方法に従った。まず、採取したスポンジ担体から汚泥を純水で洗浄しながら搾取した。搾取した汚泥を PBS (Phosphate-Buffered Saline) で 2~4 回洗浄した後、FastDNA Spin Kit for Soil (MP Biomedicals) を用いて DNA 抽出を行った。続いて Univ515F-Univ806F のプライマーセットを用い、既報 (Kuroda et al., 2015) に沿って PCR 反応を行った。PCR 産物は QIAquick PCR Purification Kit (QIAGEN) を用いて精製した。超並列シーケンシングには MiSeq reagent Kit v2 (illumina) を用い、MiSeq (illumina) シーケンサーを用いて解析した。得られた 16S rRNA 遺伝子配列のデータ解析は Quantitative Insight Into Microbial Ecology (QIIME) のパイプラインを用いて行った。詳細な解析方法は Kuroda ら (2015) の方法に従った。また、 $\alpha$  多様性指数 (ACE, simpson) に関しては、各試料において得られたシーケンスデータのうち 10,000 リードを無作為に抽出して計算を実施した。本計算を 10 回行い、その平均値を用いた。

## 2.5 統計解析

試料間における微生物群集構造の相関関係、および微生物群集構造と水質との相関関係を調査するために、統計解析を行った。統計解析は、R ソフトウェア (version 3.3.2) の vegan パッケージを用いて行った (Oksanen et al., 2016)。各試料間の微生物群集構造の相関関係を調査するため、主座標分析 (Principal Coordinate Analysis; PCoA), クラスタ解析 (CA), および Anosim (Analysis of similarities) 解析を行った。各解析は、各試料の微生物種の属レベルにおける検出頻度に関する Bray-Curtis 距離を元に行った (Ju et al., 2014; Xin et al., 2016)。Anosim 解析に関して、R 値は試料間の群集構造の違いを示しており、-1~1 の

範囲で示される。R 値が-1 もしくは 1 の時、それら試料間の群集構造は全く異なることを意味する。逆に、R 値が 0 の時は群集間に違いが無いことを示す (Lee et al., 2015)。R 値が 0.75 より大きい時、群集構造が明確に異なっており、 $0.75 \geq R > 0.5$  間では重なる部分もあるものの試料間の群集構造が異なっているとされる。 $0.5 \geq R > 0.25$  の間では程々に群集構造が異なっており、0.25 以下では、試料間の群集構造にあまり差が無いことを示す (Clarke and Warwick, 2001; Flaherty et al., 2013)。微生物群集構造と水質との相関関係を調査するために、微生物群集の多様性指数 (ACE, simpson) および水質間の主成分分析 (Principal Component Analysis; PCA) 解析を行った (Huang et al., 2010)。その他、群集間における  $\alpha$  多様性の有意差を確認するため、各層毎で Tukey-Kramer 検定を行った (Asano et al., 2013)。

### 第 3 節 結果

#### 3.1 保持汚泥試料採取日近辺における DHS リアクターの運転状況

汚泥試料採取日前の一か月間の水質などを Table 6-1 に示す。また、各汚泥採取日の直近に行った水質プロファイル分析の結果を Fig. 6-2 に示す。水温は夏季

Table 6-1 Performance of the DHS reactor before a month period around the sample points

Season		Summer/Dry (S/D)	Summer/Rainy (S/R)	Autumn/Dry (A/D)	Winter/Dry (W/D)
sampling date	days	333 days	377 days	486 days	553 days
DHS influent temperature	°C	31 (1)	32 (1)	29 (1)	19 (1)
DHS influent quantity	m <sup>3</sup> day <sup>-1</sup>	3610 (830)	2820 (960)	2320 (350)	2160 (320)
DHS organic load	kg-COD <sub>Cr</sub> m <sup>-3</sup> day <sup>-1</sup>	4.92 (1.10)	3.44 (1.37)	3.57 (1.00)	4.32 (0.91)
COD <sub>Cr</sub> influent	mg L <sup>-1</sup>	256 (14)	227 (28)	283 (52)	374 (61)
COD <sub>Cr</sub> effluent	mg L <sup>-1</sup>	81 (23)	107 (19)	69 (18)	140 (24)
NH <sub>3</sub> -N influent	mg L <sup>-1</sup>	43.1 (3.4)	42.8 (6.5)	39.9 (7.9)	44.7 (7.3)
NH <sub>3</sub> -N effluent	mg L <sup>-1</sup>	22.6 (3.0)	27.5 (6.4)	15.9 (3.0)	30.3 (3.0)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> influent	mg L <sup>-1</sup>	170 (90)	143 (68)	261 (4)	258 (43)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> effluent	mg L <sup>-1</sup>	231 (102)	211 (87)	330 (0)	301 (89)

The numbers in parentheses are standard deviations.

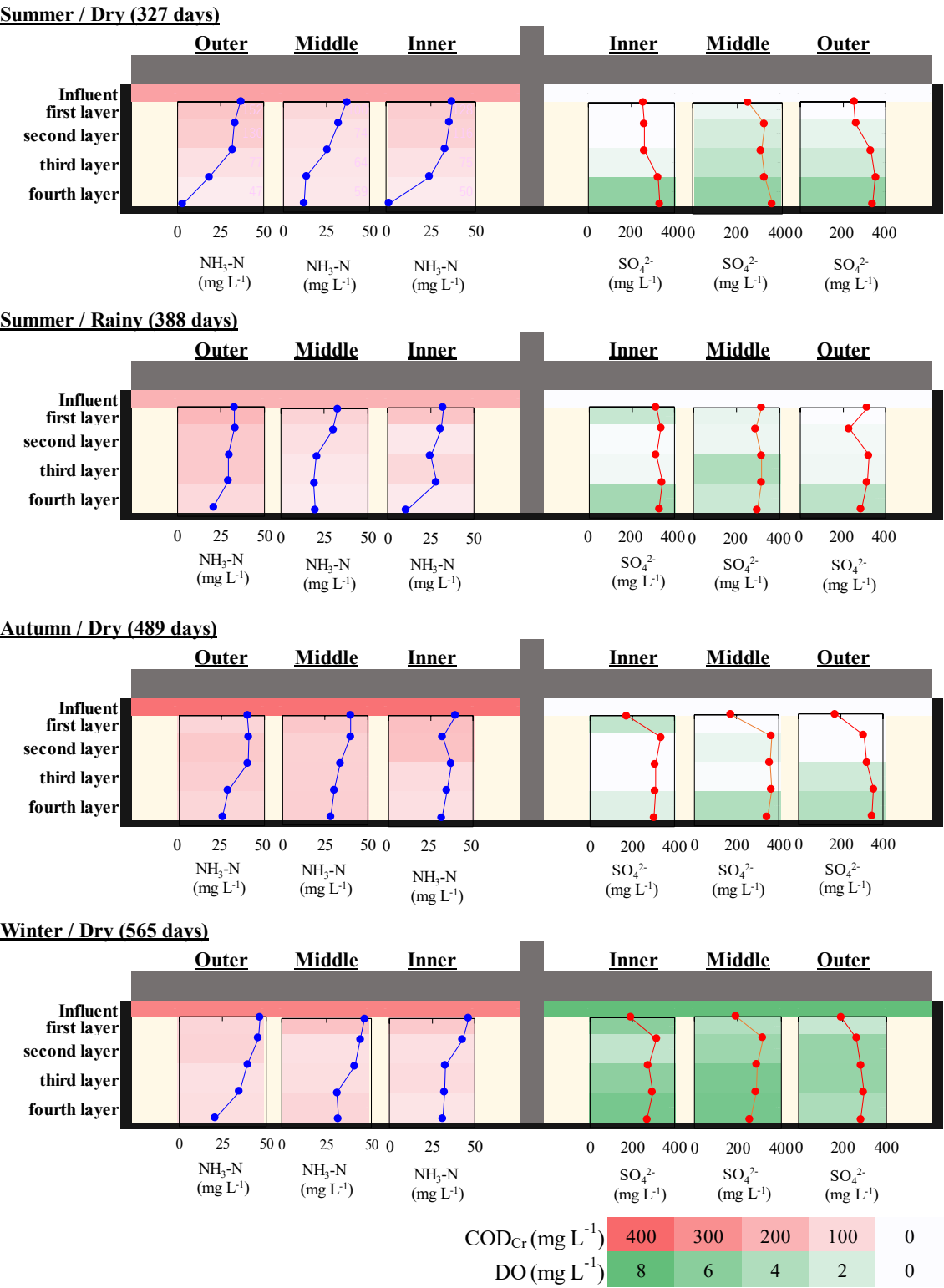


Fig. 6-2 Profile analysis of DO, COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-N, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> at each port on 327, 388, 489, 565 days

において30℃程度を維持し、その後秋季、冬季に進むに従い水温が低下した。保

持汚泥試料採取時に、保持汚泥周辺の温度を測定した結果、リアクター内における平均温度は、30°C (S/D)、31°C (S/R)、25°C (A/D)、20°C (W/D) であった。水質プロファイルに関しては、第4章、第5章で取り上げたため、以下簡潔に記述する。有機物は大部分1層目で除去された後、下層に進むに従い徐々に低下した。硫酸濃度は夏季においては下層に進むに従い徐々に低下 (S/D)、もしくは流入水から4層目処理水までほとんど変化が無かった (S/R)。秋季および冬季に関しては、1層目で上昇した後、2層目以降は変化がほとんど無かった。アンモニア性窒素濃度は、逆に下層において低下する傾向を示した。

### 3.2 DHS リアクターの微生物群集の $\alpha$ 多様性

DHSリアクターにおいて12箇所より2個ずつ、4つの季節において、合計96個の保持汚泥試料を微生物群集構造解析に供した結果、2,036,528リードのシーケンスデータが得られた。各試料で得られたリード数は、10,889~41,621、得られたOTUs(相同性97%) は、522~1,836であった。推定種数 (ACE) と多様度 (simpson 指数) の結果をFig. 6-3に示す。各季節のDHSリアクター内の全試料の平均の simpson指数は、0.983 (S/D)、0.982 (S/R)、0.985 (A/D)、0.970 (W/D) であった。

Fig. 6-3 (a) より、多様度に関しては季節間で冬のみ他の季節と比較して低い傾

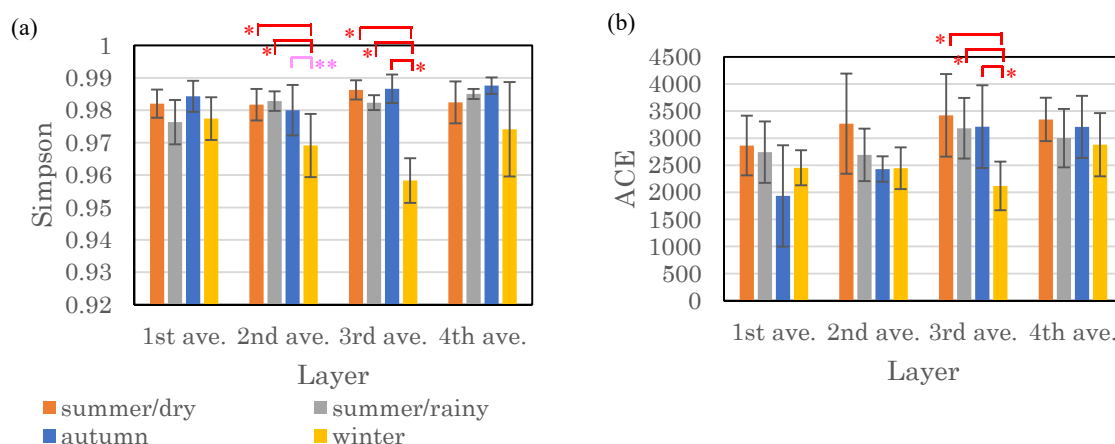


Fig. 6-3 Simpson index (a) and ACE (b) for each season and layer in the DHS reactor

The value was averaged between the result of horizontal direction.

P value shows result of Tukey-Kramer test. \* indicates  $p < 0.05$  and \*\* indicates  $p < 0.055$ .

向を示し、特に2, 3層目においては季節間で有意差が確認された (各季節間の Tukey-Kramer検定より, 2, 3層目における冬季と他の季節との比較において,  $p$  値は0~0.055, 冬季以外の季節間では $p > 0.05$ )。一方, DHSリアクター内の高さ方向間においては, simpson指数に関して有意差は確認されなかった ( $p > 0.05$ )。DHSリアクター各層におけるACEの平均値は, 2,860~3,350 (S/D), 2,740~3,180 (S/R), 1,930~3,210 (A/D), 2,120~2,880 (W/D) であった (Fig. 6-3 (b))。夏の乾季が比較的高く, 冬季は低い傾向を示した。特に冬季の3層目以降においては, 他の季節と比較して有意に低いことが確認された ( $p < 0.05$ )。

### 3.3 試料間の微生物群集の類似度

DHSリアクター内の微生物群集構造に関して, 季節間の類似性を確認するため, 各季節の試料の種構成に対し, クラスタ解析を行った (Fig. 6-4)。クラスタ解析に関して, Bray-Curtis距離を計算する際, 各時期の種構成は, DHSリアクター内の各微生物種の平均濃度を用いた。季節間における微生物群集構造の類似性は, 夏同士 (乾季, 雨季) が最も近く, 秋, 冬と進むにつれ変化することが示された。DHSリアクター内の各サンプリングポート間における

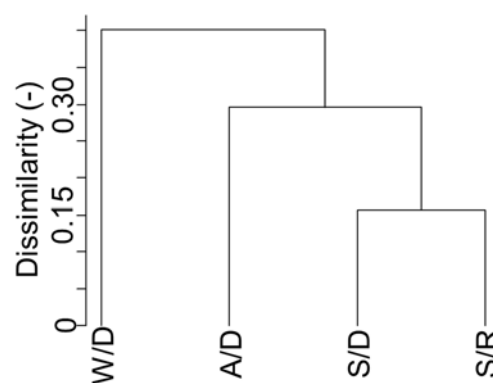


Fig. 6-4 The similarity of the microbial community in the DHS reactor between seasons

Figures show results of cluster analysis (CA) based on Bray-Curtis distances. For calculation of Bray-Curtis distance, the detection frequency at genus level averaged in the whole of DHS reactor in each season was used as the microbial community composition data.

る微生物群集の類似性を, 季節毎にPCoAおよびCAにより調査した (Fig. 6-5)。いずれの季節においても, 1層目の試料同士および4層目の試料同士の微生物群集構造は類似していた。特に1層目の試料に関しては, 他層の微生物群集構造と離れている傾向を示した。他方, DHSリアクター内水平方向 (inner, middle, outer) 間で微生物群集の類似性を比較した際, innerポートの試料同士が近い群集構造を示す等の特徴的な傾向は確認されなかった。

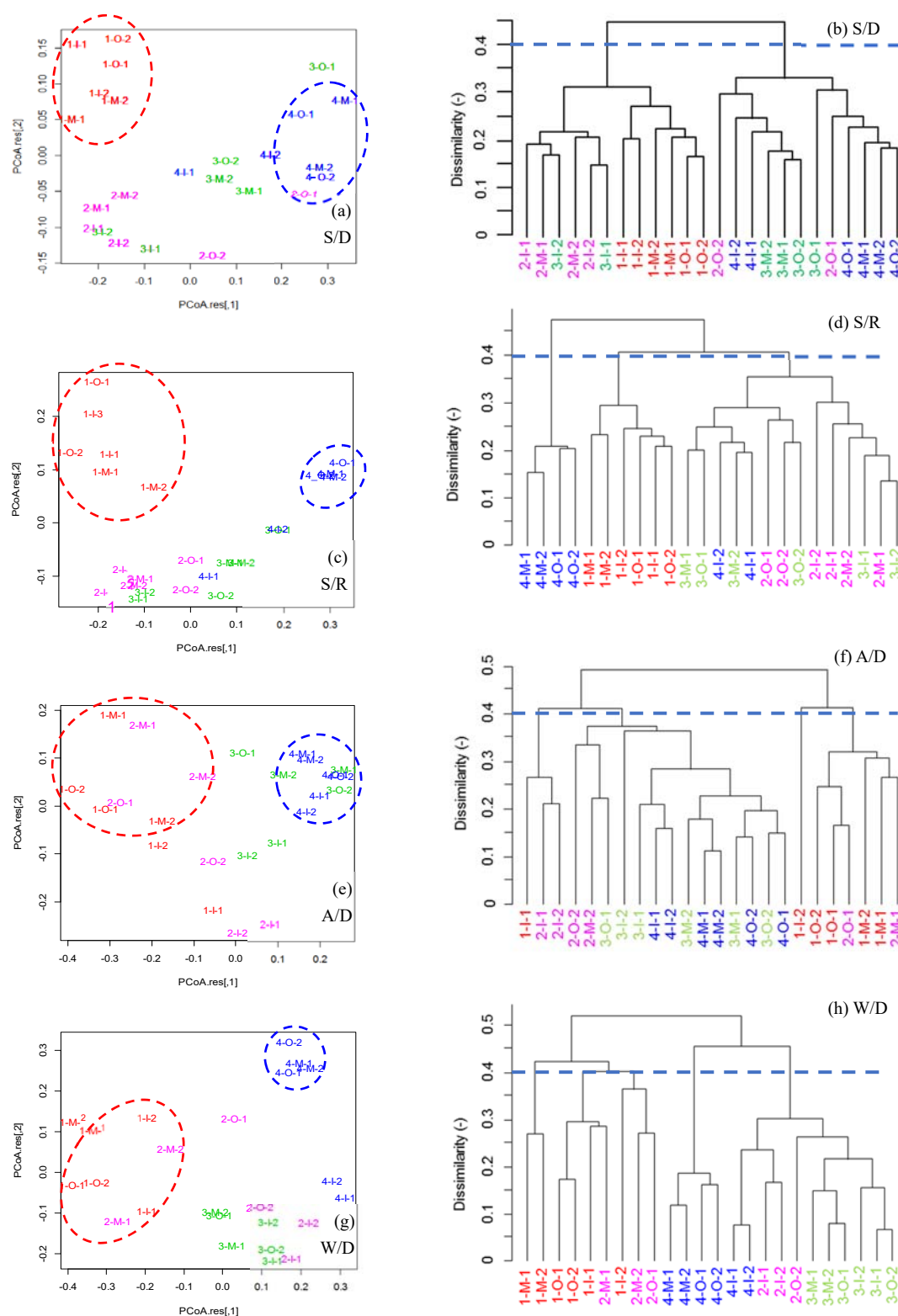


Fig. 6-5 The similarity of the microbial community between the samples in the DHS reactor for each season. Left figures show principal coordinate analysis (PCoA) (a, c, e, g), and right figures show cluster dendrogram (b, d, f, h) in summer/dry, summer/rainy, autumn/dry, and winter/dry season, respectively. Sample number: layer-port-branch number. The dot lines show the dissimilarity cutoff levels, which were selected 0.4.



試料間の類似度をAnosim解析により評価した結果をTable 6-2, 6-3に示す。

DHSリアクター内の同一箇所より採取した2つの保持汚泥試料の類似性を確認するため、それら2つの試料を1つのグループとしてDHSリアクター内12箇所のサンプリングポート間においてAnosim解析に供した。その結果、各季節において、それぞれR値は0.766 (S/D), 0.848 (S/R), 0.686 (A/D), 0.847 (W/D) ( $p < 0.05$ ) を示し、各個別の試料間よりもサンプリングポート間で有意に異なることが示された (Table 6-2; Each port)。各季節において、DHSリアクターの高さ方向各スポンジ充填層 (1~4層目) を1グループとして解析した結果、R値が0.487~0.637 ( $p < 0.05$ ) を示し、層毎で群集構造が異なることが確認された (Table 6-2; Each layer)。ある層とその一つ下の層を比較した結果、1層目と2層目の間では、秋季を除く3サンプルにおいてR値が0.467-0.774 ( $p < 0.05$ ) と試料間の群集が異なる傾向を示した (Table 6-2; 1st layer  $\times$  2nd layer)。一方、その下の2, 3層目間では、秋季を除く3サンプルにおいて R値が0.3未満と低い傾向を示し、高さ方向で群集構造に明確な差が無いことが示唆された (Table 6-2; 2nd layer  $\times$  3rd layer)。3, 4層目間では、冬季のみR値が0.861 ( $p < 0.05$ ) と有意差を示した (Table 6-2; 3rd layer  $\times$  4th layer)。また、この冬季においては、2, 3層目間を除く各層間で有意差を示した。DHSリアクターの水平方向間において、各サンプリングポート (inner, middle, outer) を一つのグループとして群集の類似性を確認した結果、3層目を除く全ての試料でR値が0.444以上を示し、群集構造が異なる傾向が示された (Table 6-2; Each port in horizontally on 1st layer-4th layer)。他方、季節間での類似性を比較した結果、DHSリアクター全体の微生物群集構造間、および各層において、全体的にAnosim解析の結果が有意差を示した (Table 6-3; All season)。また、ある季節から次の季節を比較しても、大部分において有意差が確認され、季節とともに群集構造が変化していることが示された (Table 6-3; S/D  $\times$  S/R- A/D  $\times$  W/D)。

Table 6-2 Anosim (the similarity between the ports and between the layer in the DHS reactor)

		R value							
		1-0.75		0.74-0.5		0.49-0.26		0.25-0	
Season		S/D		S/R		A/D		W/D	
Group		R	P	R	P	R	P	R	P
Each port		<b>0.766</b>	0.000	<b>0.848</b>	0.000	<b>0.686</b>	0.000	<b>0.847</b>	0.000
Each layer		<b>0.492</b>	0.000	<b>0.681</b>	0.000	<b>0.487</b>	0.000	<b>0.637</b>	0.000
1st layer × 2nd layer		<b>0.467</b>	0.003	<b>0.774</b>	0.002	0.074	0.212	<b>0.541</b>	0.005
2nd layer × 3rd layer		0.065	0.180	0.213	0.088	<b>0.482</b>	0.006	<b>0.298</b>	0.017
3rd layer × 4th layer		0.182	0.083	<b>0.435</b>	0.021	0.063	0.698	<b>0.861</b>	0.002
Each port in horizontally on 1st layer		<b>0.833</b>	0.067	0.444	0.200	0.444	0.067	<b>0.889</b>	0.067
Each port in horizontally on 2nd layer		0.667	0.067	0.556	0.133	0.722	0.133	0.667	0.067
Each port in horizontally on 3rd layer		0.444	0.133	0.444	0.200	0.222	0.200	0.056	0.600
Each port in horizontally on 4th layer		0.444	0.133	<b>0.778</b>	0.067	<b>1.000</b>	0.067	<b>1.000</b>	0.067

Table 6-3 Anosim (the similarity between seasons)

Target part in reactor	Entire reactor		1st layer		2nd layer		3rd layer		4th layer	
Group	R	P	R	P	R	P	R	P	R	P
All season	<b>0.481</b>	0.000	<b>0.651</b>	0.000	<b>0.603</b>	0.000	<b>0.809</b>	0.000	<b>0.733</b>	0.000
S/D × S/R	<b>0.144</b>	0.003	<b>0.732</b>	0.002	0.193	0.053	<b>0.809</b>	0.000	<b>0.402</b>	0.002
S/R × A/D	<b>0.466</b>	0.000	<b>0.859</b>	0.002	<b>0.652</b>	0.002	<b>0.889</b>	0.003	<b>0.694</b>	0.002
A/D × W/D	<b>0.532</b>	0.000	<b>0.407</b>	0.006	<b>0.663</b>	0.002	<b>1.000</b>	0.002	<b>0.852</b>	0.002

Statistically significant ANOSIM R values ( $P < 0.05$ ) are indicated in bold face letters.

R value	1-0.75	0.74-0.5	0.49-0.26	0.25-0
---------	--------	----------	-----------	--------

### 3.4 DHS リアクターの微生物群集の種構成

各季節における門レベルの各層の平均の検出頻度をFig. 6-6に示す。いずれの季節においても*Proteobacteria*門が各層で34%~55%と大半を占めた。季節毎では、*Bacteroidetes*門の検出頻度が夏場において他の季節より高い傾向を示した(5~12%)。秋季においては、*Planctomycetes*門、*Acidobacteria*門が他の季節と比較して検出頻度が高い傾向を示した(3~6%)。冬季においては、*Actinobacteria*門の検出頻度が高い傾向を示した(2~4%)。夏季においては、乾季(S/D)と雨季(S/R)とで、門レベルにおける検出頻度は同様であった。DHSリアクターの基軸方向間においては、*Firmicutes*門が、いずれの季節でも上層で検出頻度が高く(11~28%)、下層、特に4層目では検出頻度が低い傾向を示した(7~14%)。

属レベルの検出頻度に関して、各層で検出頻度が高かった20種の検出頻度を、Fig. 6-7に示す。全96試料において、*Leucobacter*属が最も多く検出され、同定されたシーケンス数は合計173,221リード(全リード数の7.34%)であった。続いて*Sinobacteraceae*科が95,693リード(全リード数の4.25%)、*Rhodobacter*属が85,471リード(全リード数の3.63%)、*Thiothrix*属が80,904リード(全リード数の3.72%)検出された。季節間の特徴としては、夏季の乾季と雨季はDHSリアクター内の各層いずれも同様の構成を示した。秋季および冬季においては、上述した*Leucobacter*属に関して、1層目における検出頻度が、夏季よりも高い傾向を示した(A/D; 8.00%, W/D; 7.37%, S/D; 4.82%, S/R; 2.34%)。逆に、*Thiocapsa*属に関しては、1層目において秋季は他の季節より少ない傾向を示した(2.03%(A/D), 6.12%(S/D), 7.28%(S/R), 5.27%(W/D))。また、冬季は他の季節とは異なる様相を示し、*Rhodobacter*属、*Beijerinckiaceae*科、*Bifidobacterium*属、*Phycococcus*属等が全体平均で3%以上を占めているが、一方で他の時期では検出頻度が低かった(各細菌種に関して、夏季、秋季において1.82~2.82%(冬季は6.65%), 0.28~0.53%, 0.29~1.04%, 0.34~1.01%)。DHSリアクターの高さ方向においては、*Leucobacter*属は上から下まで5.65~8.50%と高い検出頻度を示した(Fig. 6-7)。

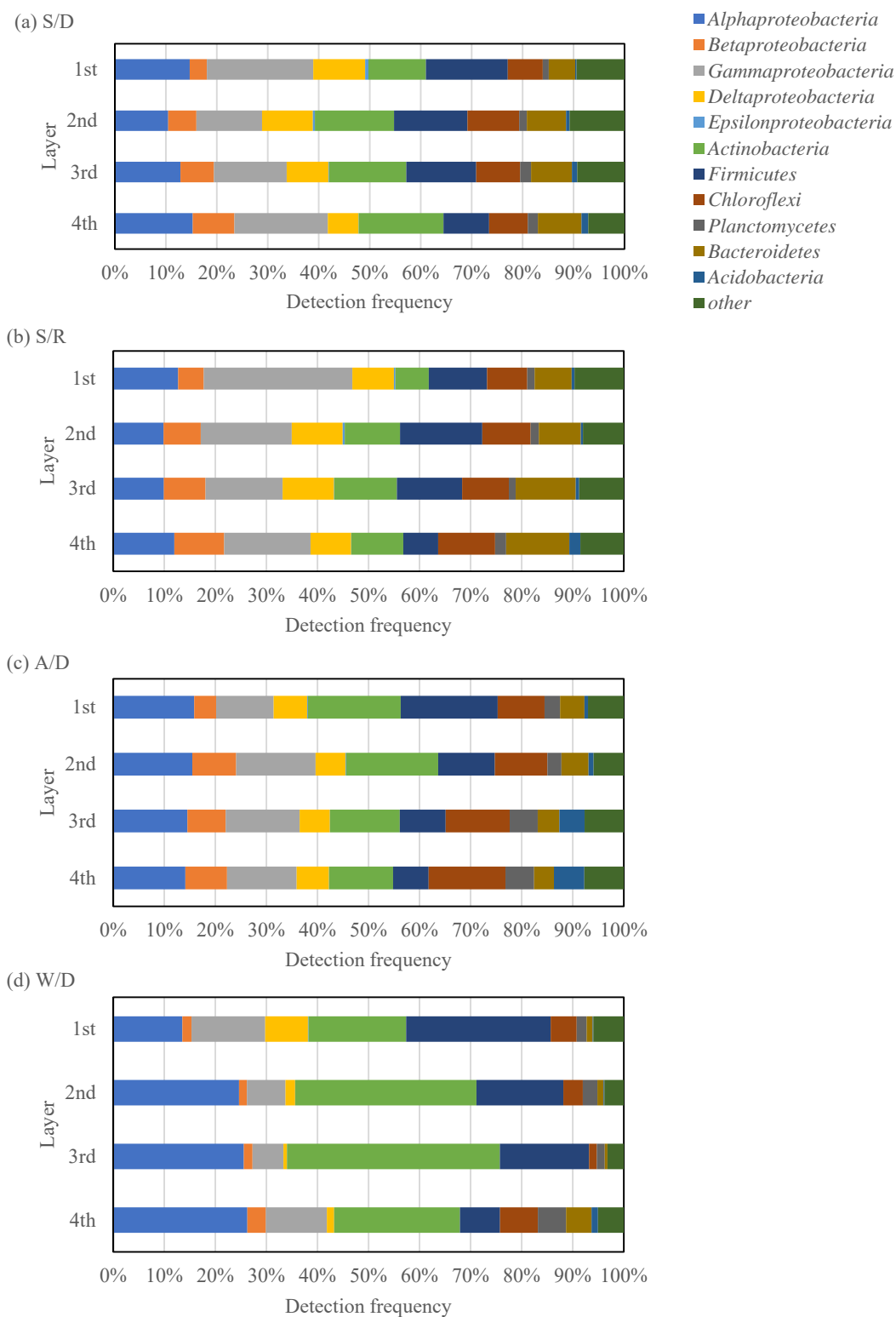


Fig. 6-6 The detection frequency of bacteria at phylum level

The detection frequency is averaged between samples at same layer.

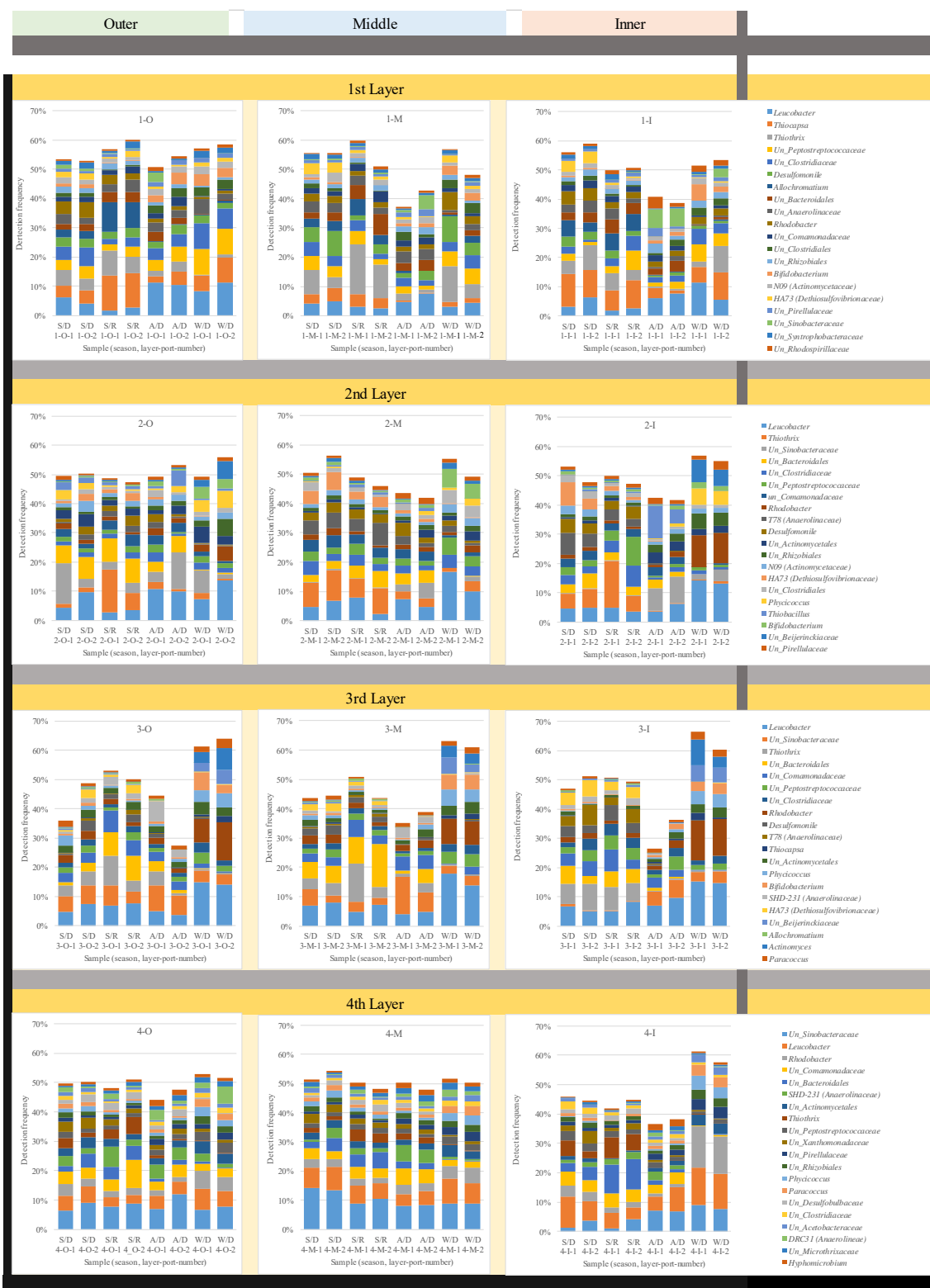


Fig. 6-7 The detection frequency of bacteria species mainly existed at each layer

A fraction of the sequences that were assigned at class or family level could not be further classified and are labeled as unclassified (*un*).

逆に4層目で検出率が高くなるのは, *Sinobacteraceae*科 (1.21, 3.43, 4.36, 7.82%), *Comamonadaceae*科 (1.80, 2.49, 3.41, 3.70%), *Anaerolinaceae*科 (0.83, 1.24, 1.41, 2.43%), *Actinomycetales*目 (0.73, 2.04, 2.12, 2.34%), *Xanthomonadaceae*科 (0.73, 1.19, 1.08, 1.77%) であった (それぞれ全季節における1, 2, 3, 4層目各層の平均の検出頻度)。本DHSリアクターにおいては, 上述した*Thiothrix*属や*Thiocapsa*属の様な硫黄の酸化還元に関与する微生物が多数検出された。それらの各微生物種の検出頻度は, サンプルングポートや季節によって異なった。Fig. 6-8に, 各季節における硫黄関連細菌の検出頻度を示す。夏季の1層目においては, 硫黄酸化細菌が平均15.3% (S/D), 20.7% (S/R) 存在していた。その後秋季に進むと,

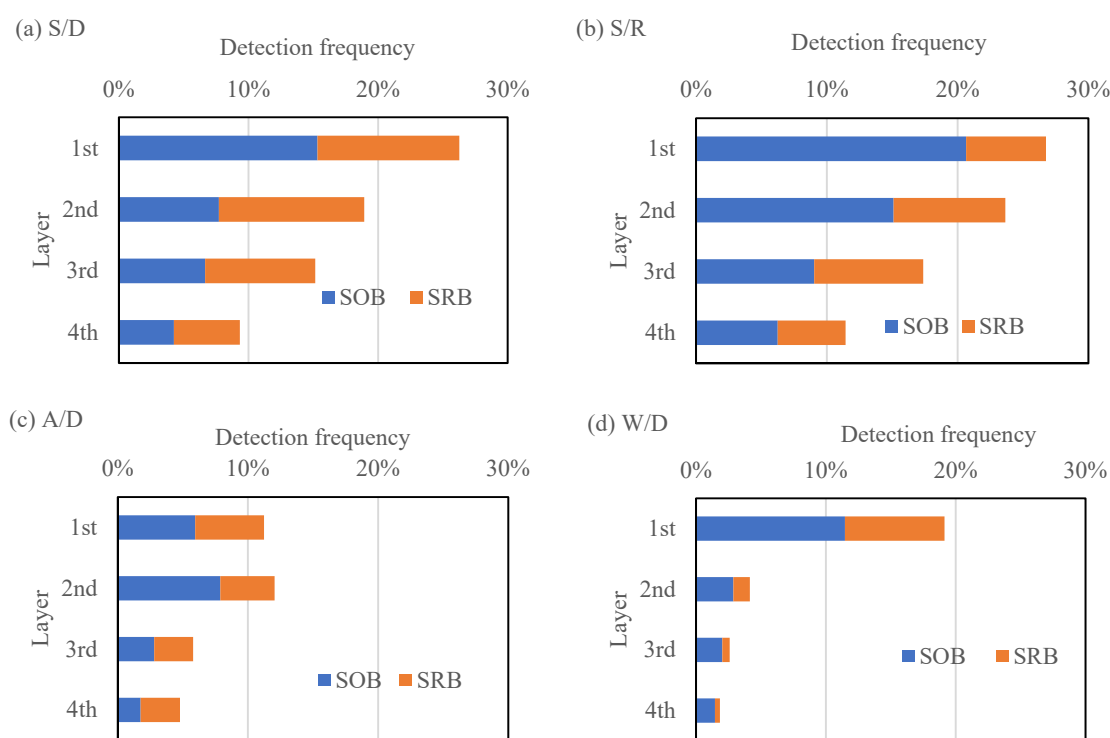


Fig. 6-8 The detection frequency of sulfur oxidizing bacteria (SOB) and sulfate reducing bacteria (SRB)

The detection frequency is averaged between samples at same layer. SOB is included *Thiothrix*, *Thiomonas*, *Thiofaba*, *Thiobacillus*, *Ectothiorhodospiraceae*, *Thiocapsa*, *Halothiobacillus*, *Piscirickettsiaceae*, *Thiocystis*, *Thiobacterales*, *Acidithiobacillales*, *Thiococcus*, *Thiorhodococcus*, *Halothiobacillaceae*. SRB is included *HA73* (*Dethiosulfovibrionaceae*), *PD-UASB-13* (*Dethiosulfovibrionaceae*), *Geobacter*, *Desulfomonile*, *Desulfatirhabdium*, *Desulfobulbaceae*, *Desulfobacteraceae*, *Desulfococcus*, *Desulfobulbus*, *Desulfomicrobium*, *Desulfosarcina*, *Desulforhopalus*, *Desulfovibrionaceae*, *Desulfofrigus*, *Desulfovibrio*, *Desulfobacca*.

1層目における検出頻度は平均5.95%に低下した。冬季においては、1層目の平均検出頻度が11.5%と再び上昇した。2~4層目においては、夏季においては硫黄酸化細菌が平均4.25~15.1%存在していたが、秋季、冬季と進むにつれ、1.75~7.88%, 1.45~2.87%と低下した。一方、硫酸還元細菌に関しては、各季節、リアクター高さ方向において、硫黄酸化細菌と、同程度の存在量を有しており、DHSリアクター内全体で硫黄の酸化還元サイクルが生じていることが示唆された。硫黄酸化細菌の中で最も多く検出された*Thiothrix*属は、夏季においてはリアクター内全体的に検出頻度が高かった (各層の平均検出頻度：2.65~5.73% (S/D), 4.66~9.28% (S/R))。また、秋季、冬季に関しては夏季と比較して検出頻度が低かった (秋季、冬季の平均検出頻度：1.48% (A/D), 1.78% (W/D))。また、リアクター内の分布に関しては、秋季はリアクター内で検出頻度は同様であったが (各層の平均検出頻度：1.14~1.75%), 冬季においては1層目のみ検出頻度が高く (平均検出頻度：4.93%), 2~4層目は低かった (各層の平均検出頻度：0.26~1.47%)。硫酸還元細菌に関しては、*Desulfobulbaceae*科が、冬季を除き最下層で検出頻度が高かった (4層目の夏・秋の平均の検出頻度：1.44~1.97%)。*Dethiosulfovibrionaceae*科は、夏に検出頻度が高かった (DHSリアクター全体の平均の検出頻度：2.81% (S/D), 1.51% (S/R))。

硝化細菌に関して、アンモニア酸化細菌は*Nitrosomonadaceae*科、亜硝酸酸化細菌は*Nitrospira*属が主に検出された。他にも各季節で数リード検出されている種はあったが、いずれの季節においても主な種はこの2種であった。*Nitrosomonadaceae*科は、主に3, 4層目で検出された。DHSリアクター3, 4層目における平均の検出頻度は、0.11%, 0.09% (S/D), 0.07%, 0.22% (S/R), 0.24%, 0.14% (A/D), 0.00%, 0.05% (W/D) であり、水温が高い時期の方が冬季より検出頻度が高い傾向を示した。他方、各季節における1, 2層目を合わせた平均の検出頻度は、0.01% (S/D), 0.02% (S/R), 0.05% (A/D), 0.00% (W/D) であった。

属レベルにおける種数は、全ての試料の合計が1,446種であった。このうち、全ての季節で共通して検出された種は775種であった。また、この775種のうち308種は、100リード未満 (4~97リード、全シーケンスの0.000196~0.00476%), 263

種が100~1,000リード (全シーケンスの0.00500~0.0482%), 40種が10,000リード以上 (全シーケンスの0.520~7.34%) であった。他方, 全1,446種のうち212種 (全種数に対し15%) は, 1つの試料にしか現れず, さらにそのうち196種に関しては1リードのみ (全リードの0.000049%), その他の15種も30リード以下 (全リードの0.000098~0.00147%) と, 非常に少数であった。逆に, 全ての試料で現れた種は74種あり, これらの種の検出頻度は, 高いものから低いもの (中には1リードのみもある) まで様々であった。一例をTable 6-4に示す。

#### 第 4 節 考察

##### 4.1 本 DHS リアクターの微生物群集構造の特徴

DHSリアクターの微生物群集構造は, リアクターの高さ方向間で変化することが示された。特に, DHSリアクター全体のスポンジ容量のわずか10%である1層目において, 下層の2層目と比較して微生物群集構造が変化することが明らかとなった

Table 6-4 The bacteria species which are detected in all samples, and the number of samples detected more than 1% in each sample

Species	The number of samples detected more than 1% in each sample
<i>Leucobacter</i>	96
<i>Rhodobacter</i>	93
<i>Un_Peptostreptococcaceae</i>	92
<i>Un_Rhizobiales</i>	86
<i>Un_Clostridiaceae</i>	85
<i>Un_Comamonadaceae</i>	83
<i>Thiothrix</i>	68
<i>Un_Pirellulaceae</i>	68
<i>Un_Actinomycetales</i>	67
<i>N09 (Actinomycetaceae)</i>	62
<i>Un_Clostridiales</i>	55
<i>Paracoccus</i>	48
<i>Un_Acetobacteraceae</i>	42
<i>Bifidobacterium</i>	37
<i>Un_Rhodospirillaceae</i>	27
<i>Hyphomicrobium</i>	24
<i>Turicibacter</i>	24
<i>Rhodoplanes</i>	12
<i>Un_Gaiellales</i>	6
<i>Un_Sphingomonadales</i>	12
<i>Phenylobacterium</i>	2
<i>Clostridium</i>	1
<i>Sarcina</i>	0
<i>Mycobacterium</i>	0

A fraction of the sequences that were assigned at class or family level could not be further classified and are labeled as unclassified (*un*).



(Table 6-2; 1st layer×2nd layer)において1層目と2層目とで、有意に異なっており(秋季除く), Fig. 6-5においても, 1層目は2層目と群集構造が離れている傾向を示した)。また, PCoA解析 (Fig. 6-5) および各層を1グループとした時のAnosim解析 (Table 6-2; Each layer) より, 各層毎で, 微生物群集構造が異なることも示された。DHSリアクターの水平方向間に関しては, inner~outer間で各微生物種の検出頻度に違いがあった (Fig. 6-7)。例えば, 夏の雨季における*Tiocapsa*属の検出頻度は, 1層目のouterポートで12.2, 11.8%検出されているのに対し, middleポートでは3.40, 4.30%程度であった。また, Anosim解析の結果 (Table 6-2; each port on 1st layer-4th layer) においても, ほとんどの試料間において0.444以上を示しており, 水平方向間で微生物群集構造が異なることが示唆された。一方, PCoA (Fig. 6-5) の結果より, DHSリアクター内全体では, 微生物群集の変化は, リアクター内の水平方向よりは, 高さ方向の方が大きいことが示唆された。他方, 同一のサンプリングポート内における2つの保持汚泥試料間の微生物群集構造を比較すると, 各微生物種の検出頻度は異なっていた (Fig. 6-7)。例えば, S/Rの2層目のinnerポートにおいて, *Rhodobacter*属の様に2つの試料で同程度 (1.10, 0.90%) の場合もあれば, *Thiothrix*属の様に5.20, 16.10%と大きく異なる場合もあった。また, 同一サンプリングポート内の2つの保持汚泥試料は,  $\alpha$ 多様性指数も異なった。例えば, 推定種数ACEは, 数百程度異なった。この様に2つの試料間で個々の数値に関しては違いが確認された一方で, Anosim解析の結果 (Table 6-2; Each port) より, 同一サンプリングポート内の試料は, 微生物群集としては1つのグループとして差し支えないことが示唆された。

DHSリアクターの保持汚泥中の微生物の種数に関して, 保持汚泥試料毎の推定種数ACEは, 624~4,620であり, その平均は2,824であった。Zhangら (2012) が活性汚泥に関して15試料のACEを調査した結果, 2,000~7,000程度, 平均3,662であったと報告しており, 本結果は活性汚泥と同程度であることが示された。本研究において属レベルで検出された全1,446種のうち, 約半数の775種が全季節において検出され, これらが本DHSリアクターで主に機能している微生物であると考えられる。特に, そのうちの40種は合計10,000リード以上 (全シーケンスの0.520~7.34%) を示し, 本DHSリアクターの下水処理において, 重要な役割を担

っていると考えられる。他方、日本の都市下水を処理したDHSリアクターにおけるアンモニア酸化細菌の検出頻度は0.01~0.76%とされている様に (Kubota et al., 2014), 少数ながら下水処理に重要な役割を果たす微生物種も存在する。本DHSリアクターでは、全試験において確認された775種のうち、その約半分の308種は全試料の合計で100リード未満 (全シーケンスの0.000196~0.00476%) であり、また、全試料において確認された74種の中にも、検出頻度が1%に満たない種も存在していることから (Table 6-4), 多様な種がDHSリアクターの下水処理に関与していると考えられる。Wangら (2012) は14箇所の下水処理場において、多様な排水処理方法 (absorption biodegradation, modified sequencing batch reactor, anaerobic/anoxic/aerobic, membrane bioreactor) における微生物群集構造を比較し、種多様性を示すshannon指数が6.26~7.36であったと報告している。本DHSリアクターにおいても、各季節におけるDHSリアクター平均のshannon指数は6.92~7.92であり、他の処理プロセスと同程度の多様性を有していることが示された。

門レベルにおける検出頻度に関して、*Proteobacteria*門がいずれの季節、サンプリングポートにおいても最も優占していた。*Proteobacteria*門が最も優占するのは、活性汚泥法による既往の知見と同様であった (Meerbergen et al., 2017, Zhong et al., 2015)。*Proteobacteria*門の中での綱レベルの優先順位は、活性汚泥の既往の知見 (Zhang et al., 2012) と異なっていた。Zhangら (2012) は活性汚泥において *Betaproteobacteria* 綱が最も多く、続いて *Alpha-*, *Gamma-*, *Deltaproteobacteria* 綱と続くと報告している。しかし本研究においては、*Alpha-*, *Gammaproteobacteria* 綱が多く (各季節におけるDHSリアクター内の平均: *Alphaproteobacteria* 綱11~23%, *Gammaproteobacteria* 綱10~20%), *Betaproteobacteria* 綱は少ない傾向を示した (各季節におけるDHSリアクター内の平均: 2~8%)。今回既報と異なった原因は、*Gammaproteobacteria* 綱に属する *Thiothrix* 属や *Thiocapsa* 属等の硫黄酸化細菌の検出頻度が高かったためと考えられる。本DHSリアクターの流入水には、各季節において143~261 mg L<sup>-1</sup>と高濃度の硫酸イオンが含まれていた (Table 6-1)。また、前段に嫌気性のUASBリアクターを設けており、硫酸の一部はUASBリアクターにおいて硫化物イオンに還元されていると考えられる。この硫化物イオンの供給のために、これら硫黄酸化細菌の検出頻度が

高かったと考えられる。

属レベルの微生物種に関して、既報 (Kubota et al., 2014) のDHSリアクターにおける微生物群集構造解析の結果と比較したところ、既報では*Dechloromonas*属が最上層で40%を占めていたのに対し、今回はほとんど検出されなかった (全試料の最大の検出頻度：0.80%)。また、活性汚泥においては、*Zoogloea*属、*Trichococcus*属、*Dechloromonas*属などが良く検出されるとされているが (活性汚泥15試料の平均：約2~3%) (Zhang et al., 2012)、今回はいずれもほとんど検出されていない (全試料平均検出頻度：0.00~0.10%)。本DHSリアクターにおいて、これらに代わって存在量が多かった種として、硫黄の酸化還元に関わる微生物種と*Leucobacter*属が挙げられる (Fig. 6-7, 6-8)。硫黄の酸化還元に関わる微生物種は、リアクター内の場所によって検出頻度が異なった。硫黄酸化細菌に関して、例えば*Thiocapsa*属は、上段で多い傾向、下層では検出頻度が低下する傾向を示した。硫黄酸化細菌は、硫化物を元素硫黄や硫酸に酸化することによりエネルギーを得ることが知られている (Bricgmon et al., 1994)。硫酸イオンの水質プロファイルより (Fig. 6-2)、秋季、冬季においては、硫酸イオン濃度が1層目処理水において流入水よりもそれぞれ1.8~2.1倍、1.4~1.6倍上昇していることから、硫化物イオン等の還元型硫黄が1層目で酸化されたと考えられる。最上段においては、UASBリアクターで生成した硫化物イオンが豊富にあり、これをDHSリアクター上段では硫黄酸化細菌がエネルギー源として利用することができたために、上段では硫黄酸化細菌の検出頻度が高かったと考えられる。また、夏季においては、1層目における硫酸濃度の変化は限られていた (Fig. 6-2)。硫酸還元細菌の至適温度は28~32°Cとされており (Hao et al., 2014)、水温が30°C程度と比較的高かった夏季においては、高い活性を有していたと考えられる。故に、硫黄の酸化還元サイクルが活発に生じていたために、夏季においては秋季、冬季とは異なり1層目で急激な硫酸イオン濃度の変化が生じなかったと考えられる。また、夏季においては硫黄酸化細菌が2~4層目においても4.25~15.1%と高頻度で検出されていたのに対し、秋季、冬季においては、それぞれ1.75~7.88%、1.45~2.87%と、特に冬季においては検出頻度が顕著に減少していた。この結果より、硫酸還元細菌からの還元型硫黄の供給が減少したことにより硫黄酸化細菌の検出頻度が減少したと

も考えられる。本DHSリアクターにおいて高頻度で検出された硫黄酸化細菌として、*Thiothrix*属および*Thiocapsa*属が挙げられ、これらの種はいずれも独立栄養性および従属栄養性の種が存在する。*Thiothrix*属については特に、酢酸、乳酸、プロピオン酸、ピルビン酸、コハク酸、フマル酸、オキサリ酢酸等の低分子量の有機化合物を利用する種も存在する (Garritty, 2005)。故に、本DHSリアクターに存在した硫黄酸化細菌は、有機物よりも硫黄の酸化によりエネルギーを得る独立栄養性の種であったか、もしくは前段のUASBリアクターより供給された易分解性の有機物を代謝可能であった種かの、いずれかと考えられる。*Leucobacter*属は本DHSリアクターにおいて最も多く検出された。この*Leucobacter*属は、好気、嫌気環境下で棲息可能な従属栄養性細菌であり、種々の有機物に関して代謝可能な種が存在することが報告されている (Martin et al., 2010; Joutey et al., 2017)。また、これまでに、クロムを含む活性汚泥、土、空気、土壌、河川の底泥等様々な環境から分離されている (Halpern et al., 2009; Sturm et al., 2011)。さらに、高硫黄環境下でも検出されており (Okabe et al., 2007; Gilfillan et al., 2000)、今回高頻度で検出された要因の一つとして、流入水の硫酸濃度が高かったことも関連していると考えられる。このような硫酸還元菌や*Leucobacter*属は高頻度で検出されていたことから (Fig. 6-7, 6-8)、本DHSリアクターにおける下水中の有機物除去に寄与していたと考えられる。

#### 4.2 季節間の微生物群集構造の変化

季節間における微生物群集の類似度を確認した結果 (Fig. 6-4)、夏の乾季 (S/D) および雨季 (S/R) 間が最も近く、ついで秋 (A/D)、冬 (W/D) と進むにつれ群集構造が変化していったことが示された。夏季の乾季と雨季は、それぞれ水温が約30°Cと同様であった (Table 6-1)。その一方で、この二つの期間における運転状況は異なっていた。夏の乾季 (S/D) から雨季 (S/R) の試料採取の間の期間において、夏の乾季までほとんど降らなかった雨が降り、その影響を受けてプラントが度々止まった。にもかかわらず、微生物群集の多様性 (Fig. 6-3) はおおよそ似ており、また、Anosim解析の結果からも、S/DおよびS/R試料間のリアクター全体の種構成に関するR値は0.144 ( $p < 0.05$ ) と類似していることが示され

たことから (Table 6-3; S/D × S/R, Entire reactor), 微生物群集構造は安定に維持されることが明らかとなった。

α多様性に関して、冬季は、simpson指数、ACE等が、他の季節と比較して低い傾向を示した。夏季および秋季においては保持汚泥周囲の温度が25°C以上であったのに対し、冬季は20°C程度であり、この5°Cの温度差で多様性が低くなることが示唆された。既報の実機の下水处理活性汚泥において、ChaoとACEは冬季と比較して夏季の方が高いと報告されており (Whang et al., 2016), 本試験は既報と同様の傾向を示した。また、井口ら (2013) は、インド国で運転したDHSリアクターに関して、冬季は夏季よりも多様性が低下したと述べている。井口らの試験では供給水のBODは60 mg L<sup>-1</sup>前後であったのに対し、本試験では流入水BODは107~121 mg L<sup>-1</sup>と、約2倍異なっていた。故に、有機物濃度が高濃度および低濃度いずれにおいても、季節により微生物群集の多様性が変動する傾向は同様であることが示された。

アンモニア酸化細菌に関しては、水温が高い夏季、秋季の方が、冬季より検出頻度が高かった。実機の下水处理活性汚泥において、アンモニア酸化細菌は夏季の方が冬季より多いとの報告があり (Whang et al., 2016), 本試験においてもその傾向と一致していた。

#### 4.3 微生物群集構造と有機物およびアンモニア性窒素除去性能との関連性

微生物群集構造と水質との関連性を調査するため、PCA解析を行った (Fig. 6-9)。微生物群集の多様性 (simpson指数) は、温度と高い相関性を示した。その一方で、COD負荷、除去速度、除去率等と、微生物群集の多様性とは関連性が低いことが示された。Leeら (2015) は、14の環境指数と微生物群集構造の関連性を調査した結果、水温以外は微生物群集構造の変動に影響を及ぼすと明確に言えないと報告している。本研究においても、COD負荷、除去速度、除去率等と関連性が無く、既報と同様に、微生物群集の多様性には水温が最も密接に関与していることが示唆された。Liら (2012) は、排水構成成分の複雑さは微生物の多様性に影響を与えると述べている。下水の様に日々構成成分が変化する排水を、安定して処理するには、多様な微生物が存在していることが重要であると考えられ

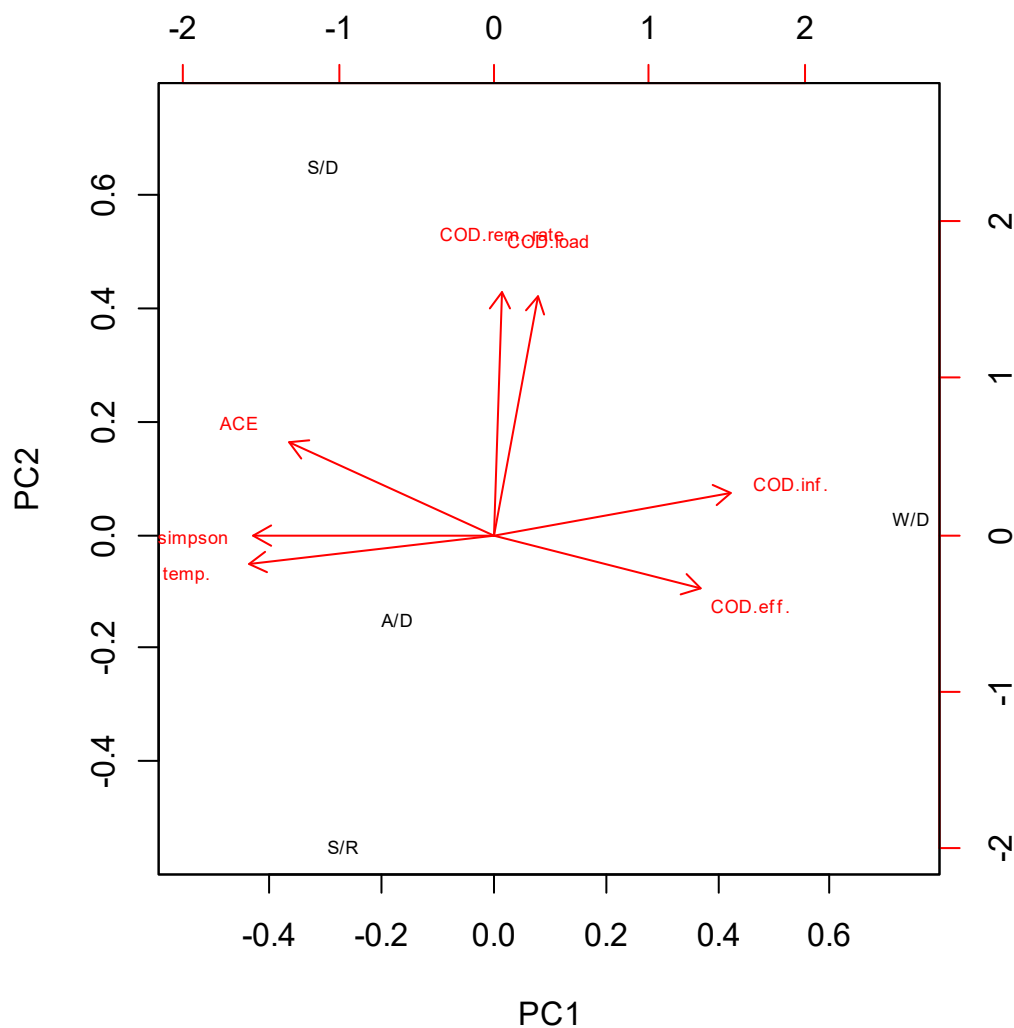


Fig. 6-9 PCA about the diversity of the microbial community (simpson, ACE) and the water quality (influent COD, effluent COD, COD load, COD removal rate, temperature) in each season

る。良好な処理水質を安定して得るためには、リアクター内の温度を30℃程度に維持することで、微生物の多様性を高く保つことが一つの手法であることが示唆された。

水質プロファイルより (Fig. 6-2), 1層目が有機物除去に最も大きく関与している。この1層目と次層の2層目を比較すると, simpson指数やACE等の微生物群集の多様度, 種数に関しては, 1, 2層目間で有意な差は認められなかった (Fig. 6-3,  $p > 0.05$ )。また, 各季節における1, 2層目の保持泥濃度は, 43, 39 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (S/D), 48, 44 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (S/R), 36, 38 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (A/D), 40,

33 g-VSS L<sup>-1</sup>-sponge (W/D) と、1, 2層目間で保持汚泥濃度に顕著な差はなかった。故に、1, 2層目間の有機物除去性能の差に関して、微生物の多様性および存在量との関連性は低いと考えられる。一方、1, 2層目間で種構成が異なることが、Anosim解析およびPCoA解析より示された。また、第4章のFig. 4-12 (BOD/COD比のプロファイル図) より、上層では生分解性の比較的高い有機物が流入し、下層ではBOD/COD比が低下して、生分解性の低い有機物が流入している。また、第5章より、1層目の保持汚泥に関する下水溶解性画分を基質とした酸素利用速度は、2~4層目と同程度か、むしろ、水質プロファイルにおいて有機物除去量が低下している2~4層目の方が高い酸素利用速度を有することもあることが示されている。以上の結果より、1層目で顕著であった有機物除去の要因は、微生物群集の多様性や微生物の量によるものではなく、微生物群集の種構成か、あるいは流入水中に易分解性の有機物が多分に含まれていたためと考えられる。他方、DHSリアクターにおいては有機物負荷および有機物の構成成分が基軸方向で変化するにもかかわらず、上層から下層まで同程度の種数および多様性が保持されていた。第5章の結果より、2~4層目において下水溶解性画分を基質とした酸素利用速度は高い値が示されており、2~4層目においても1層目と同程度の多様性を有する微生物群集により、同等の有機物除去性能を示すポテンシャルを有することが示された。また、第4章および第5章において、1層目の大量の有機物除去は、好氣的生分解だけでなく、嫌氣的生分解も寄与していることが示唆されている。Fig. 6-6において、*Bacteroidetes*門および*Firmicutes*門は嫌気性細菌として知られており (Baker et al., 2009), *Deltaproteobacteria*綱には嫌気性細菌である硫酸還元菌が多数属する (Barton and Hamilton, 2007)。本DHSリアクターの1層目においては、これらに属する細菌が、各季節で31% (S/D), 27% (S/R), 30% (A/D), 38% (W/D) と、多数検出されたことから、第4章、第5章における考察、つまり、1層目における有機物除去には嫌氣的生分解も寄与していることが支持された。また、Kubotaら (2014) は、日本の都市下水を処理したDHSリアクターにおいて、最上層の保持汚泥中に通性嫌気性細菌の*Dechloromonas*属が40%占めていたと報告している。本結果より、低有機物濃度 (Kubota et al., 2014; COD<sub>Cr</sub> 110~150 mg L<sup>-1</sup>) および高有機物負荷環境下 (本試験; COD<sub>Cr</sub> 203~374 mg L<sup>-1</sup>) いずれにおいて

も、同等の嫌気性細菌が保持汚泥中に生息していることが示唆された。

## 第 5 節 小括

高有機物濃度の流入下水受け入れ時の実規模スケール DHS リアクターの微生物群集構造を調査した。季節間で微生物群集構造を比較すると、夏の乾季、雨季が最も近く、続いて秋季、冬季と進むに従い群集構造が変化した。微生物群集の多様性は、水温に影響され、高温であるほど高くなることが示された。また、この季節変動による多様性の変化の傾向は、低有機物下水受け入れ時も高有機物濃度受け入れ時も同様であることが示された。種構成に関して、DHS リアクター内において、リアクター高さ方向および水平方向で種構成が変化することが示された。最上層においては、低有機物濃度の下水を処理した既報の試験と比較し、高濃度有機物下水受け入れ時においても同等の嫌気性細菌が存在し、これらが DHS リアクターにおける下水中の有機物除去に関与していることが示唆された。

下水中に高い硫黄関連物質が含まれていると、硫黄に関連する微生物種が優占することが示された。リアクター水平方向間において、Anosim 解析および個々の種の検出頻度の結果より、微生物群集構造が異なることが示唆された。

## 引用文献資料

Agrawal L. K., Okui H., Ueki Y., Harada H., Ohashi A., 1997. Treatment of raw sewage in a temperate climate using a UASB reactor and the hanging sponge cubes process. *Water Science and Technology*, 36, 433–440.

APHA. 2005. *Standard Methods* 21st ed. Washington DC, pp. 4–136–140.

Aruga S., Kamagata Y., Kohno T., Hanada S., Nakamura K., Kanagawa T., 2002. Characterization of filamentous Eikelboom type 021N bacteria and description of



*Thiothrix disciformis* sp. nov. and *Thiothrix flexilis* sp.. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 52, 1309–1316.

Asano R., Nakai Y., Kawada W., Shimura Y., Inamoto T., Fukushima J., 2013. Seawater Inundation from the 2011 Tohoku Tsunami Continues to Strongly Affect Soil Bacterial Communities 1 Year Later. Microbial Ecology, 66(3), 639–646.

Baker P. I., Love D. R., Ferguson L. R., 2009. Role of gut microbiota in Crohn's disease. Expert review of gastroenterology and hepatology, 3(5), 535-546.

Barton L. L. and Hamilton W. A., 2007. Sulfate-reducing Bacteria. Cambridge University, p.39

Biswas K., Taylor M. W., Turner S. J., 2014. Successional development of biofilms in moving bed biofilm reactor (MBBR) systems treating municipal wastewater. Applied Microbiology and Biotechnology, 98(3), 1429–1440.

Brigmon R. L., Martin H. W., Morris T. L., Bitton G., Zam S. G., 1994. Biogeochemical ecology of *Thiothrix* spp. In underwater limestone caves Geomicrobiology Journal, 12(3), 141-159.

Clarke, K.R., Warwick R.M., 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation, 2nd ed. Plymouth: Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory.

Flaherty K. E., Matheson R. E. Jr., McMichael R. H. Jr., Perry W. B., 2013. The Influence of Freshwater on Nekton Community Structure in Hydrologically Distinct Basins in Northeastern Florida Bay, FL, USA. Estuaries and Coasts, 36, 918-939.

Garrity G. M. Bergey's manual of systematic bacteriology. 2005. Springer.

Gilfillan J., Bruning E., Rose P. Dorrington R., 2000. THE MICROBIAL ECOLOGY OF A FLOATING SULPHUR BIOFILM. The WISA 2000 Biennial Conference.

Halpern M., Shake' d T., Pukall R., Schumann P., 2009. *Leucobacter chironomi* sp. nov., a chromate resistant bacterium isolated from a chironomid egg mass. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 59, 665-670.

Hao T., Xiang P., Mackey H. R., Chi K., Lu H., Chui H., van Loosdrecht M. C. M., Chen G., 2014. A review of biological sulfate conversions in wastewater treatment. Water Research, 65, 1-21.

Huang Z., Gedalanga P. B., Asvapathanagul P., Olson B. H., 2010. Influence of physicochemical and operational parameters on *Nitrobacter* and *Nitrospira* communities in an aerobic activated sludge bioreactor. Water Research, 44(15), 4351–4358.

Joutey N. T., Bahafid W., Sayel H., Nassef S., Ghachtouli N. E., 2016. *Leucobacter chromiireducens* CRB2, a new strain with high Cr(VI) reduction potential isolated from tannery-contaminated soil (Fez, Morocco). Annals of Microbiology, 66(1), 425–436.

Ju F., Guo F., Ye L., Xia Y., Zhang T., 2014. Metagenomic analysis on seasonal microbial variations of activated sludge from a full - scale wastewater treatment plant over 4 years. Environmental Microbiology Reports, 6(1), 80-89.

Ju F., Zhang T., 2015. Bacterial assembly and temporal dynamics in activated sludge of a full-scale municipal wastewater treatment plant. ISME Journal, 9(3), 683-95.

Kubota K., Hayashi M., Matsunaga K., Iguchi A., Ohashi A., Li Y. Y., Yamaguchi T.,

Harada H., 2014. Microbial community composition of a down-flow hanging sponge (DHS) reactor combined with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for the treatment of municipal sewage. *Bioresource Technology* 151, 144-150.

Kuhl M., Jorgensen B. B., 1992. Microsensor Measurements of Sulfate Reduction and Sulfide Oxidation in Compact Microbial Communities of Aerobic Biofilms. *American Society for Microbiology*, 58(4), 1164-1174.

Kuroda K., Chosei T., Nakahara N., Hatamoto M., Wakabayashi T., Kawai T., Araki N., Syutsubo K., Yamaguchi T., 2015. High organic loading treatment for industrial molasses wastewater and microbial community shifts corresponding to system development. *Bioresource Technology*, 196, 225–234.

Lee S. H., Kang H. J., Park H. D., 2015. Influence of influent wastewater communities on temporal variation of activated sludge communities. *Water Research*, 73(15) 132–144

Li T., Bo L., Yang F., Zhang S., Wu Y., Yang L., 2012. Comparison of the removal of COD by a hybrid bioreactor at low and room temperature and the associated microbial characteristics. *Bioresource Technology*, 108, 28–34.

Liu L., Liu M., Wilkinson D. M., Chen H., Yu X., Yang J., 2017. DNA metabarcoding reveals that 200- $\mu$ m-size-fractionated filtering is unable to discriminate between planktonic microbial and large eukaryotes. *Molecular Ecology Resources*.

Machdar I., Sekiguchi Y., Sumino H., Ohashi A., 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. *Water Science and Technology*, 42, 83–88.

Martin E., Lodders N., Jäckel U., Schumann P., Kämpfer P., 2010. *Leucobacter aerolatus* sp. nov., from the air of a duck barn. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 60, 2838–2842.

Meerbergen K., Geel M. V., Waud M., Willems K. A., Dewil R., Impe J. V., Appels L., Lievens B., 2017. Assessing the composition of microbial communities in textile wastewater treatment plants in comparison with municipal wastewater treatment plants. *Microbiology Open*, 6(1), 1-13.

Okabe S., Odagiri M., Ito T. Satoh H., 2007. Succession of Sulfur-Oxidizing Bacteria in the Microbial Community on Corroding Concrete in Sewer Systems. *Applied Environmental Microbiology*, 73(3) 971-980.

Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos, Stevens M.H.H., Wagner H., 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-4.

Okubo T., Onodera T., Uemura S., Yamaguchi T., Ohashi A., Harada H., 2015. On-site evaluation of the performance of a full-scale down-flow hanging sponge reactor as a post-treatment process of an up-flow anaerobic sludge blanket reactor for treating sewage in India. *Bioresource Technology*, 194, 156–164.

Okubo T., Kubota K., Yamaguchi T., Uemura S., Harada H., 2016. Development of a new non-aeration-based sewage treatment technology: performance evaluation of a full-scale down-flow hanging sponge reactor employing third-generation sponge carriers. *Water Research*, 102, 138–146.

Onodera T., Tandukar M., Sugiyama D., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2014. Development of a sixth-generation down-flow hanging sponge (DHS) reactor using rigid

- sponge media for post-treatment of UASB treating municipal sewage. *Bioresource Technology*, 152, 93–100.
- Sato N., Okubo T., Onodera T., Ohashi A., Harada H., 2006. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: a case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. *Journal of Environmental Management*, 80, 198–207.
- Sturm G., Jacobs J., Sproer C., Schumann P., Gescher J., 2011. *Leucobacter chromiirens* sp. nov., a chromate-resistant strain. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 61, 956–960.
- Tandukar M., Uemura S., Machdar I., Ohashi A., Harada H., 2005. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the fourth-generation downflow hanging sponge reactors. *Water Science and Technology*, 152, 323–329.
- Tandukar M., Uemura S., Ohashi A., Harada H., 2006. Combining UASB and the “fourth generation” down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 53, 209–218.
- Tandukar M., Ohashi A., Harada H., 2007. Performance comparison of a pilot scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 41, 2697–2705.
- Tawfik A., Ohashi A., Harada H., 2006. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) – down-flow hanging sponge (DHS) system. *Biochemical Engineering Journal*, 29, 210–219.
- Xin X., He J., Wang Y., Feng J., Qiu W., 2016. Role of aeration intensity on performance and microbial community profiles in a sequencing batch reaction kettle (SBRK) for

wastewater nutrients rapid removal. *Bioresource Technology*, 201, 140-147.

Wang X., Wen X., Yan H., Ding K., Zhao F., Hu M., 2011. Bacterial community dynamics in a functionally stable pilot-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*, 102, 2352–2357.

Wang X., Hu M., Xia Y., Wen X., Ding K., 2012. Pyrosequencing Analysis of Bacterial Diversity in 14 Wastewater Treatment Systems in China. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(19), 7042–7047

Wang Z. B., Miao M. S., Kong Q., Qing S., 2016. Ni Evaluation of microbial diversity of activated sludge in a municipal wastewater treatment plant of northern China by high-throughput sequencing technology. *Desalination and Water Treatment*, 57, 23516–23521.

Zhang T., Shao M. F., Ye L., 2012. 454 pyrosequencing reveals bacterial diversity of activated sludge from 14 sewage treatment plants. *The ISME Journal*, 6(6), 1137–1147.

井口晃徳，大久保努，立花真，永井寛之，上村繁樹，山口隆司，久保田健吾，原田秀樹，2013. 実証規模下水処理UASB-DHSシステムにおける後段DHSリアクターの微生物群集構造解析と脱窒細菌群の定量. 土木学会論文集G, 69 (7), 539-546.

大久保努，井口晃徳，久保田健吾，山口隆司，上村繁樹，原田秀樹，2014. 実証規模DHSリアクターの処理性能と硝化細菌群に及ぼすスポンジ担体の影響. 下水道協会誌 51(623), 121-128.

## 第 7 章

### 総括

本研究では、開発途上国現地に実規模スケール DHS リアクターを建設し、その下水処理性能を評価した。また、水質プロファイル分析、酸素利用速度試験、微生物群集構造解析等を用いて、本 DHS リアクターの下水処理機構を調査した。

試験結果および解析から得られた知見について、以下に整理した。また、得られた知見より、開発途上国において DHS リアクターを適用する際の留意点についてまとめた。

## 第1節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターのスタートアップ特性

開発途上国に UASB-DHS システムの実規模下水処理リアクターを建設し、下水処理性能を評価した。第3章では、本 DHS リアクターのスタートアップ特性を調査した。運転開始当初、本下水処理リアクターに対し、規定流量が供給されない状況が、運転開始より7箇月間継続した。また、DHS リアクター前段の沈砂池および UASB リアクターの運転管理の不備により、UASB リアクターが十分な下水処理性能を発揮することができず、高濃度の有機物を含む下水が、DHS リアクターに供給された。本研究では、このような開発途上国特有の諸問題を抱えた環境下における、実規模スケール DHS リアクターの下水処理性能を評価した。本 DHS リアクターは、無植種ながら運転開始2日目より1箇月間、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率40%前後を示した。その後、運転開始3箇月目に、DHS リアクターの  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は月平均60%に達した。その後リアクター停止、流入水量変動等様々な影響を受けながら9箇月目に定常状態になった。9~12箇月目は、DHS 処理水は平均  $\text{COD}_{\text{Cr}}$   $92 (\pm 20) \text{ mg L}^{-1}$  を示した。また、この間の DHS 処理水の平均 BOD は  $26 (\pm 8) \text{ mg L}^{-1}$  と、インド国の放流基準 ( $\text{BOD } 30 \text{ mg L}^{-1}$ ) を満たしており、高有機物流入条件下においても DHS リアクターが適用可能であることが示された。本 DHS リアクターは開発途上国で生じ得る様々な問題に遭遇しながらも、特別な運転管理を行わずにスタートアップに成功し、開発途上国における適応性が示された。定常状態後も、有機物負荷は  $2.59 \sim 12.6 \text{ kg-COD}_{\text{Cr}} \text{ m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  と変動し、かつ高負荷であったが、 $\text{COD}_{\text{Cr}}$  負荷と除去量は比例関係を示した。このことから、DHS リアクターは高負荷有機物流入時においても高い有機物処理性能を維持可能なシステムであることが明らかとなった。また、本 DHS リアクターの有機物処理性能と既存の散水ろ床



法を比較したところ、既存の散水ろ床法は流入水  $\text{BOD} 100 \text{ mg L}^{-1}$ 、流入有機物負荷  $1.5 \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  条件下において、 $\text{BOD}$  除去速度  $0.3 \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  程度とされているのに対し、本試験においては、 $1.42 (\pm 0.43) \text{ kg-BOD m}^{-3} \text{ day}^{-1}$  と、4 倍以上の除去性能を有することが示された。一方、既設 FPU の UASB リアクター処理水に対する  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  除去率は、最も良い 9 箇月目においてさえ 41%にとどまり、その他では、月平均 1~28%程度の除去率であった。これに対し、UASB リアクター処理水に対する DHS リアクターの除去率は、月平均 42~73%を示し、同条件で処理していた既設の UASB-FPU システムと比較して、UASB-DHS システムの方が、恒常的に有機物除去性能が優れていることが明らかとなった。

DHS リアクターのアンモニア性窒素除去率は、運転開始後 3 箇月間で徐々に向上したが、その後は流入有機物濃度および水温の影響を受けて除去率が変動した。9 箇月目より、アンモニア性窒素除去率は再度上昇したものの、27~47%にとどまった。第 4 章において、アンモニア性窒素の除去性能には、有機物濃度あるいは負荷が影響していることが示唆されている。アンモニア性窒素除去率を向上するためには、前段の UASB リアクターの保持汚泥濃度管理等の運転管理を適切に行って有機物濃度を低減し、DHS リアクターの上層で有機物濃度を低減することが重要であると考えられる。

## 第 2 節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターの下水処理機構

本研究では、実規模スケール DHS リアクターの下水処理機構の理解を試み、プロファイル分析、保持汚泥の酸素利用速度試験、微生物群集構造解析を実施した。

第 4 章では、流入水温や有機物負荷を変化させた時の有機物および窒素除去機構に関して、水質プロファイル分析を元に、その特性を評価した。また、第 5 章では、下水処理時に消費する酸素量の観点から、有機物およびアンモニア性窒素の除去特性を評価した。

DHS リアクター内における下水中の溶存酸素濃度に関しては、DHS リアクター内を下降するに従い、上昇することが示された。一方で、その値は有機物負荷や季節によって異なった。高有機物負荷流入時やリアクター内外の気温差が小さい時

には、 $1 \text{ mg L}^{-1}$  以下の小さい値になることが示唆された。他方、低温期においては、溶存酸素濃度は DHS リアクター 1 層目より高くなることが示された。

有機物の除去機構に関しては、第 4 章および第 5 章より、1 層目で大半の有機物が除去され、その後 2 層目以降では徐々に除去されることが示された。この 1 層目においては、有機物由来の酸素消費量、保持汚泥の酸素利用速度試験、保持汚泥濃度等、様々な視点から考察した結果、好氣的生分解はもちろんのこと、スポンジ担体への有機物の吸着および保持汚泥内での嫌氣的生分解も生じていることが示唆された。第 6 章における微生物群集構造解析の結果からも、一定量の嫌気性細菌が存在することを確認した。また、下水溶解性画分を基質とした OUR 試験の結果より、低有機物環境下 ( $\text{COD}_{\text{Cr}}; 168 \text{ mg L}^{-1}$ ) で馴致された保持汚泥の酸素利用速度と、高有機物濃度条件下で運転された時 ( $385 \text{ mg L}^{-1}$ ; phase 2) の保持汚泥の酸素利用速度は、同等であることが明らかとなった。

アンモニア性窒素除去に関しては、有機物濃度が高い条件や、DO が低い条件においては DHS リアクター内で除去が進行しにくいことが示唆された。また、2 層目以降 0 次および 1 次反応的にアンモニア性窒素除去が進行することが明らかとなった。HRT を長くすると、硝化が進み、脱窒反応も生じやすくなることが示された。他方、アンモニア酸化速度に関しては、 $17^{\circ}\text{C}$  と  $26^{\circ}\text{C}$  の間では、水温よりも、有機物濃度や酸素濃度等の環境要因が影響することが示唆された。第 6 章の微生物群集構造解析において、主にアンモニア性窒素除去に関与していると考えられる *Nitrosomonadaceae* 科の存在量と水質との関連性を確認した結果、COD 負荷が低い時にその存在量が多くなることが示された。つまり、アンモニア性窒素濃度を低減するためには、上層において十分に有機物を除去しておくことが重要であることや (上述 DO の結果より、有機物負荷を低減すれば、DO も上昇する)、HRT を長くすることも有効な手段であることが示唆された。

本試験に供した下水中には、高濃度の硫酸が含まれていた。この硫酸が前段の UASB リアクターで還元されて硫化物が生じており、DHS リアクター流入水には多分の硫化物が含まれていたと考えられる。本試験においては、特に秋季および冬季において、1 層目で大きな硫酸の生成反応が生じており、流入水に対して硫酸濃度が 1.5~1.9 倍に上昇した。この 1 層目における硫黄酸化は、生物学的酸化のみで

なく、化学的酸化も寄与していることが示唆された。

第6章では、DHSリアクターの保持汚泥の微生物群集構造を調査した。DHSリアクター内において、下水処理の進行に伴い、リアクター高さ方向で種構成が変化することが示された。本試験では下水中に高い硫黄関連物質が含まれており、このような条件下においては硫黄に関連する微生物種が優占することが示された。季節間で微生物群集構造を比較すると、夏の乾季、雨季が最も近く、続いて秋季、冬季と進むに従い群集構造が変化した。微生物群集の多様性は、水温に影響され、高温であるほど高くなることが示された。

また、DHSリアクターの水平方向間においては、DO、COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-Nのプロファイルの挙動および微生物群集構造が異なることが明らかとなった。他方、最下層においては水質が収束して同様になる傾向が示され、最終処理水質への影響は限られていることが示された。故に、本DHSリアクターを実際の普及サイズのリアクターとして適用し得ることが示された。

### 第3節 開発途上国における実規模スケール DHS リアクターの適用に関して

本DHSリアクターは、開発途上国特有の様々な問題に遭遇しながらも、特別な操作をせずに運転可能であることが実証された。第3章で示した様に、本DHSリアクターは下水の供給が頻繁に止まる環境下においても、特別な運転管理をせずにスタートアップに成功した。これは、技術を有する人材が必ずしも豊富ではない開発途上国にとって、非常に有用な特長である。また、本試験は、流入有機物負荷が2.59~12.6 kg-COD<sub>Cr</sub> m<sup>-3</sup> day<sup>-1</sup>と大きく変化する環境下で試験が実施された。にもかかわらず、有機物負荷に比例して有機物除去速度も増加し、このような環境にDHSリアクターは順応し得ることが示された。DHSリアクターの設計面では、本DHSリアクターのスケールにおいて、水平方向で上層では有機物処理性能に差が生じることが確認されたものの、最下層においては水質が収束して同様になることが示され、最終処理水質への影響は限られていることが示された。運転管理上も問題はなく、本DHSリアクターを実際の普及サイズのリアクターとして適用し得ることが示された。一方、本DHSリアクターにおいては、目詰まりや太陽光による劣

化を想定して、1層目のみ交換が容易になる様に層高さを全体の十分の一としていた。しかし、本試験の結果より、目詰まりを起こすどころか、1層目で馴致された保持汚泥が有機物除去に重要な役割を担っていることが示されたことから、長期にわたって利用し得ることが示唆された。2層目以降においては、有機物およびアンモニア性窒素ともに、1次反応式に沿って有機物が除去されることが示された。つまり、HRTを延長することにより、さらに良好な処理水質が得られることが示唆された。流入水の有機物濃度が高い時や、今後環境規制の強化により、さらに厳しい放流基準が設けられた際、基軸方向にスポンジ層の厚みを調整して、より長時間のHRTを確保することで、対処可能であることが示唆された。

他方、安定した処理性能を維持するためには、下水が安定に流入することが望ましい。本研究においては、下水の安定供給に関して試験開始当初より現地のスタッフに交渉し、運転開始8箇月目以降にようやく安定した供給水量を得るに至った。また、DHSリアクター前段の沈砂池やUASBリアクターに関して、汚泥排出等の運転管理がなされていなかった。筆者をはじめとした研究グループは、何度もUASBリアクターの汚泥引き抜きを要請したが、試験期間中に適切な運転管理が実施されなかった。UASB-DHSシステムにおいては、良好な処理水質を得るためにUASBリアクターの有機物除去性能も重要な因子の一つである。このため、この様な開発途上国においてUASB-DHSシステムを採用する際は、DHSリアクターの前段の沈砂池やUASBリアクターの運転管理を適切に実施することに加え、上述した様に下水の安定供給を実施していただく様、現地スタッフへの教育も重要であると考えられる。第2章、第3章で記述した様に、UASBリアクターの保持汚泥濃度を、 $65\sim70\text{ g-SS L}^{-1}$ 、VSS/SS比は0.60~0.85程度となる様調整し、UASBリアクター単独での有機物除去率が55~75%程度になる様、運転管理を行うことで、DHSリアクターへの有機物負荷を減少させることが重要である。

また、本研究において、開発途上国特有の環境下で試験した結果より得られた、DHSリアクターの設計に関する留意点を以下に挙げる。

- A) 複数回にわたる現地調査が必要
- B) 最終沈殿池の設置

## C) 散水器具の改善

A) に関しては、装置を設計する際、根拠となる原水質が必要となる。本試験結果より、インド国においては流入下水の水質は日々変化し、季節変動も大きいことが確認された。特に冬季、乾季においては微生物の活性が低下する他、雨水の流入が無いことにより下水の有機物濃度も高くなることから、この時期における水質調査は重要である。また、開発途上国においては工業排水も流入し得ることから、DHS リアクターの機能障害の原因となる様な無機物 (例えば重金属) の様な物が下水中に含まれていないかの事前確認も必要である。その他、工業排水が流入する地域においては、本試験の様に流入下水に高濃度の硫酸を含む可能性がある。硫酸は UASB リアクターの嫌気的環境下において硫化物イオンに還元される。この硫化物イオンは硫化水素として気化し、空気中で酸化されて硫酸となり、DHS リアクターの金属部や電気制御部品等の腐食をもたらす。実際、本試験期間中に制御盤の補修工事が幾度も行われた。開発途上国においては、この様な補修工事を現場の作業員の手で行うことは容易ではなく、補修にかかる工事費や部品費を調達することも容易ではない。また、物品の調達も時間を要するため、すぐに補修できる環境ではない。故に、事前調査で硫酸濃度を調査し、硫酸濃度が高い場合 (一般的な下水の硫酸濃度は  $20\sim 50 \text{ mg L}^{-1}$  (第 2 章 第 1 節より)) は、塗装のグレードを上げる、制御部品はできるだけ硫化水素雰囲気に触れない様密閉する等、設計時の配慮が必要である。また、制御系の不具合が生じて、手動で簡易に運転を継続できる様な仕組みにしておくことも重要である。

B) に関して、本試験では最終沈殿池を設けなかった。一方、DHS リアクターの処理水質は、流入有機物濃度の影響も受ける。また、第 3 章で記述した様に、処理水中に固形性有機物が含まれており、沈殿池を設けることでこれを除去可能となる。故に、日々変動する開発途上国における下水を処理する際、最終沈殿池の設置は、安定した処理水質を得るための一つの手段となると考えられる。

C) に関しては、本試験では流入負荷を変動させた時の処理性能の変動を確認するため、処理水量を小さくして運転することがあった。その際、DHS リアクター





Fig. 7-1 Picture of sprinkling wastewater of the DHS reactor ((a)  $5,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  (2 arms), (b)  $3,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  (4 arms))

への流入水量を調整する弁をしぼったために散水時に圧力が確保できず、水が分散されずに真下に落ちる現象が生じていた。Fig 7-1 (a) に示す様に、設定流量  $5,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  (4 本の散水アームのうち 2 本を使用) の条件では、散水アームから放出された水が広がっている。一方、設定流量  $3,000 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$  (4 本の散水アームのうち 4 本を使用) の条件では、散水アームから放出された水はほぼ真下に落ちている (Fig. 7-1 (b))。このため、表面積全体を有効利用できていないために、処理効率が

低下していたことも考えられる。今回採用した散水器具の形式は、散水アームを十字型に設け、アームの各箇所に流量調整用の弁を設けて、先端で広がる様にスコップの様な器具を取り付けている。今後は、散水器具を改良して、表面全体に一様に散水される様、散水効率を高めることも有効であると考えられる。

また、本研究では、開発途上国現地での実規模装置を用いた下水処理試験を実施したことで、日本国内では起こりえない様々な問題にも直面した。逆に、開発途上国向けの研究開発を行うためには、現地で試験を実施することで、その地域特有の課題を抽出することも非常に重要であることが示された。本研究で得られた知見は、開発途上国現地で行う試験に関して、今後、DHS リアクターに限らず、他の下水処理方式を用いた研究開発においても、有用であると考えられる。上述したことも含め、開発途上国現地で試験をする上で重要なこととして、下記挙げられる。

- i) 試験を実施する下水処理場の運転状況の把握
- ii) 下水処理場の管理者および作業員との関係構築
- iii) 運転状況の確認 (特に停電対策)
- iv) 装置はできる限り簡素にし、多少の破損が生じてでも運転可能な構造としておくこと
- v) スケジュール管理 (建設、物品購入、補修等各種工事)
- vi) できるだけ現地で調達可能な物を使用すること

i) に関して、本試験を実施した下水処理場において、当初十分な供給水量が得られない状況が継続した。また、DHS リアクターの前段設備の運転管理が適切に行われていなかった。この様な下水処理場の運転状況は、地域や下水処理場によって異なるため、上述した下水の水質の事前調査も含めて、研究目的に合わせた下水処理場を選定することが重要である。

ii) に関して、運転開始 8 箇月目以降、安定した供給水量が得られた要因として、現地の下水処理場の管理者および作業員と、研究者間で、協力関係が築けたことが挙げられる。実際、その後も停電および、諸事情によるメインポンプの運転停止により下水供給が停止することがあった。しかし、特に現地の下水処理場の作業員の

方の協力を得て、数時間から 1, 2 日程度で下水供給を得ることが可能となった。このため、限られた滞在期間の中で実験を遂行することができた。

iii) に関して、運転状況はできる限りこまめに (可能な限り毎日) 確認することが重要である。これは、下水の水質が毎日変化することと、頻繁に停電が生じて下水の供給が停止されるためである。日によっては、下水の  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  が、 $1,000 \text{ mg L}^{-1}$  に達することもあった。また、夜間に停電しており、朝には復旧していることも多々あったが、停電から復旧後すぐに水試料を採取すると、定常運転時の下水処理性能を正しく評価できない。このため、停電に注意を払いながら、装置の運転管理、水試料の採取等を行う必要がある。

iv) に関して、技術を有する人材を確保することが、開発途上国では容易ではない。装置に不具合が生じて、現場に常駐する作業員はすぐには対応できない。一例として、本試験中に制御系の不具合があり、その修理に約 1 年かかっている。その間、手動運転により運転を継続することが可能であった。

v) に関して、本研究プロジェクトにおいて、建設工事の完了は、当初の予定より 1 年以上遅れた。また、物品調達や機器等の補修に関してもすぐにできるわけではなかった。例えば、分析に使用した試薬を入手するのに発注後 2 箇月以上要することも多々あった。また、室温を一定に保つための空調設備が壊れた際、修理業者が来るのに 1 箇月かかるということもあった。このため、時間に余裕を持ったスケジュール管理が非常に重要である。

vi) に関して、現地で調達可能な物でなければ、例えば機器の破損が生じた際、修理対応ができない。実際、実験機器の不具合が生じた際、日本に持ち帰って修理することも多々あった。また、その様な状況下では、現地の人間に機器を引き渡しても、継続して水質調査等必要な管理を行うことが困難となる。このため、できる限り現地で調達可能な機器を利用するのが望ましい。

本研究で得られた知見を活用し、開発途上国で UASB-DHS システムが普及することで、開発途上国における衛生問題の解決の一助となることが期待される。



本論文の基礎となる学術論文および参考論文

1. 野本直樹, Vinay Kumar TYAGI, Muntjeer ALI, Komal JAYASWAL, Namita MAHARJAN, 井口晃徳, 幡本将史, 大久保努, 高橋優信, 久保田健吾, 多川正, 上村繁樹, 山口隆司, 原田秀樹. 2017. 開発途上国における実機スケール DHS リアクターのスタートアップ特性および高有機物負荷条件下における有機物処理性能. 日本水環境学会誌, 40(1), pp 11~19.
2. Naoki NOMOTO, Muntjeer ALI, Komal JAYASWAL, Akinori IGUCHI, Masashi HATAMOTO, Tsutomu OKUBO, Masanobu TAKAHASHI, Kengo KUBOTA, Tadashi TAGAWA, Shigeki UEMURA, Takashi YAMAGUCHI, Hideki HARADA. 2017. Characteristics of DO, organic matter, and ammonium profile for practical scale DHS reactor under various organic load and temperature conditions. Environmental Technology, in press.  
DOI: 10.1080/09593330.2017.1316319
3. Naoki NOMOTO, Muntjeer ALI, Komal JAYASWAL, Akinori IGUCHI, Masashi HATAMOTO, Tsutomu OKUBO, Masanobu TAKAHASHI, Kengo KUBOTA, Tadashi TAGAWA, Shigeki UEMURA, Takashi YAMAGUCHI, Hideki HARADA. 2017. Removal and oxygen consumption of retained sludge for organic matter, ammonium, and sulfur in a practical-scale down-flow hanging sponge sewage-treatment reactor. 6th Annual International Conference on Sustainable Energy and Environmental Sciences (SEES) proceedings pp 52~57.

## 謝辞

本論文は、筆者が長岡技術科学大学 エネルギー・環境工学専攻において行った研究成果をまとめたものです。この間、多くの方々よりご指導とご協力を受け賜りました。心より感謝致します。

長岡技術科学大学 環境・建設系 山口隆司教授には、筆者の年齢が当時 31 歳と難しい年齢であるにもかかわらず、筆者を受け入れてくださり、研究指導はもちろんのこと、海外での研究、様々な研究者の方々との交流、産学連携での研究、教育事業等、様々な機会を与えていただきました。同大学 幡本将史准教授には、論文の書き方を 1 から懇切丁寧にご指導いただきました。山口先生と幡本先生のご指導と温かいお気遣いが無ければ、本論文の完成には至らなかったと思います。同大学 生物系 小笠原渉教授、笠井大輔准教授、国立環境研究所 小野寺崇主任研究員には、論文の審査に際して細部にわたり貴重な助言と建設的な意見を賜りました。

東北大学 原田秀樹教授、久保田健吾准教授、高橋優信助教 (現株式会社日水コン)、木更津高専 上村繁樹教授、大久保努准教授、香川高専多川正准教授、新潟薬科大学 井口晃徳助教には、インドでの研究活動において多大なご指導及びご支援をいただきました。また、東北大学 研究員 Dr. Muntjeer Ali (現 Hydroplan)、インド工科大学ルールキー校 博士課程 Komal Jayaswal 氏、NJSEI Adnan Noori 氏、現地下水処理場職員 Pawan Shekhar 氏には、現地での研究活動に多大な協力をいただきました。JICA 調整員の岩佐了介氏には、インドでの生活面も含め、研究に多大なるご支援をいただきました。東北大学 研究員 Dr. Vinay Kumar Tyagi (現ナンヤン工科大学 研究員)、長岡技術科学大学 Namita Maharjan 助教、Dolphinn Homestay (宿泊先) のスタッフには、インドでの研究および生活を送る上で、様々な支援をしていただきました。長岡技術科学大学 水圏土壌環境研究室の学生の皆様には、実験、分析、物品調達等、多岐にわたってご支援いただきました。その他、ここでは書ききれなかった方々含め、本研究プロジェクトに関わった皆様の多方面にわたるご支援により、本研究を遂行することができました。

最後に、筆者の健康を気遣ってくれた両親と、本学での研究生活を全面的に支援し、インドでの過酷な生活を支えていただいた妻に感謝の意を表して、本論文の結びとします。

平成 29 年 8 月 野本 直樹