神鋼パンテック 技報 2002年度・Vol.46・No.2



E 次 CONTENTS 1 <巻頭言> 20世紀 負の遺産 2 分子生物学的手法をもちいた生物学的廃水処理装置 Analysis of Microbial Communities in the Biological の微生物相の解析 Wastewater Treatment Systems with Molecular -フタル酸分解嫌気性細菌の特定-**Biological Techniques** - Specification of phthalate-degrading anaerobic bacteria using RT-PCR-DGGE-7 還元加熱脱塩素法と金属 Na 分散体法(SP 法)に PCB Contaminated Soil Treatment via Hybrid Process よる PCB 汚染土壌処理 of Thermal Dechlorination Process and Sodium **Dispersion** Process 12 海面埋立処分場における余水の高度処理 Advanced Treatment of Surplus Wastewater from a Sea Area Landfill 18 台湾の大型 TFT 液晶工場向け排水回収処理設備 Wastewater Treatment System for a Large TFT LCD Manufacturing Plant in Taiwan 23 PABIO DENI による窒素・リン除去技術 Nitrogen and Phosphorus Removal Technique with PABIO DENI 32 ACT21から e-Water へ New Trend of Water Purification Technology ―浄水技術開発の新しい流れ― - From sand to membrane -41 産廃焼却炉排ガス処理設備納入実績 Gas Treatment Facilities of Industrial Waste Incinerator 47 サントリー(株)高砂工場殿向清涼飲料製造排水処理 Wastewater Treatment System for Suntory Takasago 設備 Plant 54 グラスライニング製新アクセサリー Glasslined New Accessories 「クリーンフラッシュバルブ」「クランプレスマ "CLEAN FLUSH VALVE". "CLAMPLESS MANHOLE" & ンホール」「スーパーサイトマンホール」 "SUPER SIGHT MANHOLE"

Servers

A New Series of HHOG-Package Type Hydrogen

- **61** -製品紹介-新シリーズパッケージ型 HHOG「水素サーバー」
- **64** TECHNICAL NOTE 嫌気性処理技術

20世紀 負の遺産



京都大学大学院工学研究科環境工学専攻

工学博士 武 田 信 生 Nobuo Takeda

第二次世界大戦のみじめな敗戦ののち,わが国の経済は奇跡的な速さで復興を遂げ,その後の経 済発展には目覚しいものがあった。しかし20世紀も終わりに近づくと,バブルの崩壊,廃棄物問題 の深刻化など,いわゆる負の遺産といわれるものが次から次へと表面化していった。この30年ほど というものは,おおざっぱにいって前半は光,後半は陰が支配的にわが国を覆ってきたように見え る。

PCB およびその汚染物,ダイオキシン類汚染物,豊島や青森・岩手県境における不法投棄廃棄物などは最も明確に,目に見える形で現れた負の遺産である。これらの他にも,土壌・底質の汚染や不適正埋立など,潜在している負の遺産も多くあるものと推定される。また,いじめや不登校といった,いわば無形の負の遺産もある。

顕在化していた負の遺産の始末もついに21世紀に持ち越されてしまった。ただ, PCB の処理や 豊島の再興はやっと緒について, 曙光が見え出したことは何よりのことである。一般に廃棄物のい いかげんなあつかいは後に十倍, いや百倍ほどのコストがかかってしまうことになることが教訓と して残ることになるだろう。

負の遺産が21世紀にまで持ち越されることになってしまったのについては「シャカリキ」になっ てこれを精算しようとする人がなかなか現れなかったことにもよると考えられる。近頃は誰もがい やがるような仕事をしようとする人が少なくなってしまったように感じられる。筆者は,この問題 は20世紀後期の文化の問題,とくに言葉の問題と象徴的に繋がっているように考えている。

20世紀の文化は物やエネルギーを使い捨てしてきただけではなく,言語までも使い捨てにしてき たのではないのかということである。次々と新しい言葉が作られ,その概念もあいまいな状態のま まに使い捨てられていく。そのような文化の中にこそ問題の本質が含まれているのではないかとい う疑問である。あらゆる行為や言葉は無責任,その場逃れとなり,無難なこと,きれいごとだけが まかりとおる。そのような世の中になっていたのではないであろうか。

いま,「循環型社会」という言葉がいろいろな分野で使われてきている。この言葉が広く支持されてきていることは好ましいことではあるが,一体この言葉の意味や意義が深く議論され考察されているのかというと,はなはだ心もとないことではある。この言葉自身が20世紀の遺産的意味しかもたないようにならないことを祈るものである。

分子生物学的手法をもちいた生物学的 廃水処理装置の微生物相の解析 ーフタル酸分解嫌気性細菌の特定ー Analysis of Microbial Communities in the Biological Wastewater Treatment Systems with Molecular Biological Techniques --Specification of phthalate-degrading anaerobic

bacteria using RT-PCR-DGGE-



(技)研究開発部第5研究室
 赤 司 昭
 Akira Akashi

分子生物学的手法の発達により、培養を介さずに廃水処理装置内の微生物集団を解析することが 可能になった。本稿では、RT-PCR-DGGE 法をもちいて、フタル酸を処理する上向流嫌気性ブラン ケット反応器(UASB)内のフタル酸分解細菌を特定した結果について報告する。ビール工場より 採取したグラニュール汚泥を種汚泥として、テレフタル酸とイソフタル酸を炭素源とする廃水で UASB 反応器を立ち上げた。種汚泥、および、経時的にサンプリングした汚泥の微生物群集の解析 から、種汚泥や分解活性のない汚泥には存在せず、分解活性のある汚泥のみに特異的に出現する細 菌、すなわち、フタル酸分解菌を3種特定した。

Recent development of molecular biological techniques provided us new approaches to the analysis of microbial dynamics in biological wastewater treatment systems. Phthalate-derading anaerobic bacteria were specified using molecular biological technique, RT-PCR-DGGE. An upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor was inoculated with granular sludge from a full-scale UASB reactor treating brewery wastewater, and was fed with synthetic wastewater containing terephthalate and/or isophthalate as carbon source. Changes in bacterial diversity during treatment of both compounds were monitored with DGGE. Three specific bands were observed in the granular sludge which degraded terephthalate and isophthalate, but not in seed sludge and the sludge which did not degrade the compounds. DGGE pattern did not change in the granular sludge during the feed of terephthalate-containing wastewater. After the change of component of the influent to isophthalate, one of these three bands was disappeared. These results indicate that two kinds of bacteria participated in the degradation of both terephthalate and isophthalate, and that the other contributed the degradation of terephthalate in an anaerobic granular sludge system.

Key Words :

上向流嫌気性ブランケット法Upflow anaerobic sludge blanket (UASB)嫌気性細菌Anaerobic bacteriaテレフタル酸Terephthalic acidイソフタル酸Isophthalic acidポリメラーゼチェインリアクションPolymerase chain reaction (PCR)変性剤濃度勾配ゲル電気泳動Denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE)

まえがき

活性汚泥法や上向流嫌気性ブランケット法 UASB)等の生物学的廃水処理方法は、ランニン ブコストが安価で、運転管理も比較的容易であるこ こから有機性廃水の処理方法として広くもちいられ ている。本来、生物学的処理方法では、そこに生息 する微生物により廃水の浄化がなされるわけである から、それらの微生物の状態を把握しながら、運転 筆理がなされるべきである。しかしながら従来、こ こら生物学的廃水処理装置の運転は、流入原水と処 里水の水質を指標にしてもっぱら現場担当者の勘と 経験に頼る部分が大であった。つまり、装置の性能 と左右する微生物に関してはブラックボックスのま 実運転がなされてきた。

廃水処理装置内には多種多様な微生物が存在し, これらの微生物の共同作用により浄化がおこなわれ こいるが,このような複合微生物群集を解析する適 りな手法がなかった。従来微生物の検出・定量に使 引されている培養法では,廃水処理装置(環境)に と息する微生物のせいぜい10%しか検出できない こいわれており¹¹,残りの90%以上の微生物は,生 ミているが培養できない(Viable but nonculturable: NC)²¹ことになる。したがって,培養可能な微生 りだけを対象とした研究では,処理装置の性能と微 こ物との関係を正しく把握することは不可能である。

医学・生物学分野で発展した分子生物学手法が, 環境微生物の研究に適用されるようになり,培養操 Fを経ずに廃水処理装置内の微生物群集を解析する ことが可能になった。中でも,Polymerase Chain eaction (PCR)法³⁾, Fluorescent *in situ* Hybridization FISH)法⁴⁾,および,Denaturing Gradient Gel lectrophoresis (DGGE)法⁵⁾の貢献は大きく,今ま ごブラックボックスであった装置内の微生物群集に 引する理解を飛躍的に深めた。

本報告では、細菌の16SrRNA をターゲットとし こRT-PCR-DGGE 法を活用して UASB 装置内のフ パル酸分解細菌を特定した例について報告する。テ シフタル酸をはじめとするフタル酸は、世界で製造 いる化学物質の上位50位内に入る大量合成品であ 1994年における全世界でのテレフタル酸生産量 は、年間1000万トンにも達する⁵⁾。従来、本物質を 言有する廃水は、活性汚泥法等の好気的廃水処理方 により処理されていた。近年、UASB 等のエネル ビー消費の少ない嫌気的処理方法をフタル酸含有廃 い処理に適応する例が増えてきている。1999年の 長では、世界で約10基の実装置が稼働、もしくは、 建設中とのことである⁷⁾。当社では,PANBIC-Hを はじめとする嫌気的処理装置を製造・販売しており, フタル酸もそれらの処理対象のひとつになりうるも のと考えられる。このように,実機レベルの運転が 実施されているにもかかわらず,フタル酸を分解す る嫌気性細菌に関する情報はきわめて少ない。

最近、Wuら⁸⁾はテレフタル酸を処理する UASB 装置より採取したグラニュール汚泥を種汚泥として、 テレフタル酸を唯一の炭素源とする廃水で馴養し、 そこに生息する微生物群集を明らかにした。しかし、 彼らは、これらの微生物群のうち、どの細菌がテレ フタル酸の分解に関与しているかについては明らか にしていない。

本研究では、フタル酸を処理する嫌気的処理装置 の微生物学的側面からの運転指標の確立を目的とし て、PCR-DGGE をもちいて、テレフタル酸やイソ フタル酸の分解に関与する嫌気性微生物を特定した 結果について報告する。

材料・方法

1.1 フタル酸処理 UASB 反応器の運転

1.2 微生物群集の解析

グラニュール汚泥に生息する微生物群集の解析は, DGGE 法により実施した。経時的にサンプリング したグラニュール汚泥から RNA を精製し, 真性細 菌(酸生成細菌)に特異的なプライマーセットをも

表 1 UASB の運転条件 Table1 Operating condition of UASB reactor

Run	Composition of Influent	TOD-SS Loading (kg/kg/d)
1	TP* + IP**	0.05, 0.1, 0.2
2	TP	0.2
3	IP	0.1, 0.15, 0.2
4	ТР	0.1, 0.15, 0.2

* TP: Terephthalate

**IP: Isophthalate

ちいた RT-PCR により16SrRNA の V3 領域を含む DNA を増幅した。PCR 産物は,40~45 %の変性剤 濃度勾配の6.5 %ポリアクリルアミドゲル電気泳動 により分画した。

1.2.1 RNA の精製

グラニュール汚泥の RNA は, TRIzol Reagent (Invitrogen Corp., Carlsbad, CA, USA)をもちいて 抽出し,引き続いて, RNeasy Mini Kit (Qiagen, Tokyo, Japan)で精製した。すなわち,グラニュー ル汚泥約100 mgと1 mLの TRIzol Reagent,ならび に,0.2 mLのクロロホルムを混合し,1 mLのガラ スビーズ(直径0.1 mm)を含む2 mL容のスクリュー キャップチューブ中で,3000 rpm,3分間振とう することにより抽出した。粗精製した RNA は, DNase 処理により混在する DNA を分解後, RNeasy Mini Kit をもちいて精製した。

1. 2. 2 RT-PCR

cDNA の合成は、逆転写酵素 ReverTra Ace(東洋 紡)をもちい、製造者の推奨する反応条件によりお こなった。すなわち、90 °C、5 分熱変性した $0.1 \mu g$ の RNA に25 pmoles の random hexamer、1 mM の dNTP,反応溶液、および、100 U の逆転写酵素を 加え、25 °C で15分処理した後、42 °C で45分反応す ることにより cDNA を合成した。

PCR は, 真性細菌の16SrRNA 遺伝子のV3領域 を増幅する GC-PRBA338f と PRUN518r⁹⁾をプライ マーとしてもちいた。反応液は、10 ngの cDNA、2 mM の dNTP, 2 mM の MgSO4, 0.5 µM のプライ マー, 1 Uの耐熱性 DNA polymerase (KOD-Plus-, 東洋紡),および、1×KOD-Plus-buffer (東洋紡) より成る。この反応液を94 ℃, 2分処理後,94 ℃ 30秒,65 ℃30秒,72 ℃30秒の反応を10回,引き続 き、94 ℃30秒,60 ℃30秒,72 ℃30秒の反応を10回, さらに、94 ℃30秒,56 ℃30秒,72 ℃30秒の反応を10回, 12回おこない, 16SrRNA 遺伝子を増幅した。計32 回の増幅反応後, 72 ℃ 7 分の反応を 1 回おこなっ た。PCR 産物は, マイクロコン-100 (Millipore) で 脱塩・濃縮した後 DGGE に供試した。

1. 2. 3 DGGE

DGGE は,40~45%の変性剤濃度勾配(100% 変性剤は,40%ホルムアミドと7M尿素の混合物 である)を含む6.5%ポリアクリルアミドゲルを使 用した。脱塩・濃縮した500 ngの PCR 産物をアプ ライし,50V30分の泳動後,200V5時間の泳動を おこなうことにより実施した。泳動終了後,ゲルを SYBR Goldで20分染色後,302 nmの紫外線を照射 して観察した。

2. 結 果

2.1 UASB によるフタル酸の処理

UASB反応器は、ビール工場のUASB反応器か ら採取したグラニュール汚泥を種汚泥として立ち上 げた。表1に示すように、まず、テレフタル酸とイ ソフタル酸の両成分を炭素源とする廃水を連続的に 供給することにより装置を立ち上げた(Run 1)。 計画 TOD-SS 負荷0.05 kg/kg/dより運転を開始し、 その後テレフタル酸とイソフタル酸の分解を見なが ら順次0.1 kg/kg/d, 0.2 kg/kg/d に負荷をアップした。 引き続き、廃水組成をテレフタル酸単独廃水に換え 約1ヶ月運転した後(Run 2)、イソフタル酸単独 廃水に換え運転した(Run 3)。

図1,2にそれぞれテレフタル酸の一日当たりの 除去量とガス発生量の推移を示す。運転開始後テレ フタル酸とイソフタル酸の分解活性が出現し始める までに約90日必要とした。その後徐々に両成分の除 去量は上昇し,TOD-SS 負荷0.1 kg/kg/d 運転時のテ レフタル酸の最大除去量は10.6 g/d (除去率78.4%), イソフタル酸の最大除去量は3.1 g/d (除去率99.3



神鋼パンテツク技報

%) であった。TOD-SS 負荷0.2 kg/kg/d 運転時は,

それぞれ16.7 g/d (除去率56.4 %) と6.4 g/d (除去 率91.1 %) であった。0.2 kg/kg/d における運転期間 中,イソフタル酸の除去量は,6 g/d 前後でほぼ一 定だったのに対し,テレフタル酸の除去量は一定せ ず,不安定であった。また,除去量が増大するに従 い,ガス発生量も増大した。

テレフタル酸とイソフタル酸の両成分を含有する 廃水の処理を280日間継続したが、両成分の除去量 の増加は認められなかったので、廃水組成をテレフ タル酸単独廃水に変更し処理を継続したが(Run2), 除去量の上昇は認められなかった。

引き続き,廃水組成をイソフタル酸単独に換え処 理をおこなった(Run 3)。負荷の上昇にともない 除去量も急激に上昇し, TOD-SS 負荷0.25 kg/kg/d 運転時に最大30.1 g/d(除去率89.7%)の除去量が えられた。

なお,実験期間中,処理水の酢酸濃度は10 mg/L 未満であった。

2.2 RT-PCR-DGGE 法によるフタル酸分解細菌の特定

2.2.1 テレフタル酸とイソフタル酸含有廃水での 馴養期間中における細菌群集の変化とフタル 酸分解細菌の特定

図3にテレフタル酸とイソフタル酸両成分を含有 する廃水でグラニュール汚泥を馴養した期間 (Runl)における細菌群集の経時変化をRT-PCR-DGGEにより解析した結果を示す。種汚泥(レー ン1)、および、フタル酸の分解活性のない汚泥 (レーン2と3) では存在する微生物群集に差は見られなかった。しかし、フタル酸分解活性の発現とともに、新しい3本のバンド(図3レーン4—10,矢印a,b,c)、すなわち、細菌が出現した。これらのバンド(細菌)は、種汚泥や分解活性のない汚泥には見られず、分解活性のある汚泥に特異的に見られ、かつ、長期に渡り安定に観察されたことから、これら3種の細菌がテレフタル酸とイソフタル酸の分解に密接に関与しているものと考えられる。

2.2.2 廃水組成の変化にともなう微生物群集の変化

テレフタル酸とイソフタル酸の両成分を含有する 廃水から、テレフタル酸だけ含有する廃水、次いで、 イソフタル酸含有廃水、さらに、テレフタル酸含有 廃水と廃水の組成を変え、それにともなう微生物群 集の変化を RT-PCR-DGGE 法により解析した(図 4)。テレフタル酸だけ含む廃水で約1ヶ月処理し たが、バンドパターンに変化は見られなかった(レー ン3-5)。次いで、イソフタル酸含有廃水に換え たところ(レーン6-8)、aとcのバンドに変化

表 2 廃水組成とフタル酸分解菌の出現

 Table2
 Influence of influent composition on the presence of phthalate-degrading bacteria

Dand	Composition of Influent					
Dalia	TP+IP	TP	IP			
а	+ '	+	+			
b	+	+	_			
c	+	+	+			



図 3 Run1における細菌群集の変化 Fig.3 Changes of bacterial communities in Run1



図 4 原水組成の変化にともなう細菌群集の変化 Fig.4 Changes of bacterial communities following the changes of influent composition

*The arrows indicate the DNA bands which were observed in the granular sludge which had phthalate-degrading activity.

は見られなかったが、7日目にバンドbが消失した (レーン6)。また、一度消失したバンドbは、廃水 組成をテレフタル酸に戻しても復活しなかった(図 $4 \nu - 29 - 11$,表2)。

今回の実験は、フタル酸を唯一の炭素源とする廃 水で UASB 反応器を立ち上げた。したがって、種 汚泥やフタル酸分解活性のない汚泥には見られず、 分解活性を有する汚泥に特異的に出現するバンド (細菌)がフタル酸の資化、すなわち、分解に関与 しているものと考えられる。

今回の結果から,テレフタル酸とイソフタル酸の 分解には,少なくとも3種類の細菌が関与しており, その内2種(aとc)は,両物質の分解に関与して おり,残り1種(b)はテレフタル酸だけの分解に 関与していることが示唆された。

むすび

最新の分子生物学的手法である RT-PCR-DGGE をもちいることにより、今まで未知であったフタル

酸処理 UASB 装置内のフタル酸分解菌を特定する ことができた。今回えられた情報は、従来の運転管 理方法に加え、微生物学的側面からの運転管理指標 を提供するものであり、フタル酸処理装置のより適 切で安定な運転管理が可能になるものと期待され る。

[参考文献]

- 1) R. I. Amman et al., Microbiol. Rev., 59 (1995), p.143
- 2) R. R. Colwell et al., Bio/Technol., 3 (1985), p.817
- 3) R. K. Saiki et al., Science, 230 (1985)
- 4) R. I. Amann et al., Microbiol. Rev., 59 (1995), p.143
- 5) G. Muyzer et al., Appl. Environ. Microbiol., (1993), p.695
- 6) M-Y. Tur et al., J. Environ Engin., 123 (1997), p.1 093
- 7) R. Kleerebezem et al., Appl. Environ. Microbiol., 65 (1999), p.1 161
- 8) J-H. Wu et al., Microbiology, 147 (2001), p.373
- 9) L. Φvreas et al., Appl. Environ. Microbiol., 64 (1997), p.3 367

連絡先

赤	司	昭	技術開発本部
	(医学博士)		研究開発部
			第5研究室
			主任研究員
		ΤEL	078 - 992 - 6525
		FΑΧ	078 - 992 - 6510
	E	mail a.ak	ashi@pantec.co.jp

還元加熱脱塩素法と金属 Na 分散体法

(SP 法)による PCB 汚染土壌処理

PCB Contaminated Soil Treatment via Hybrid Process of Thermal Dechlorination Process and Sodium Dispersion Process



(技)研究開発部第2研究室 小 倉 ŦĒ Masahiro Ogura 加賀城 哉 直 Naoya Kagajo 出 明 Shoaki Ide 井 夫 Ш 隆 Takao Kawai

PCB およびダイオキシン類等の POPs 汚染土壌の処理方法として、比較的低温で処理可能であり、 オンサイト処理可能な処理技術の開発をめざし、「還元加熱脱塩素法+金属 Na 分散体法」複合プ ロセスにより PCB 汚染土壌の処理試験をおこなった。小型装置による試験の結果、還元加熱温度 の上昇とともに残留 PCB 濃度は低下し、処理前濃度27 mg/kg に対し、650 ℃では0.0038 mg/kg を 示した。排ガス洗浄油には処理前土壌中 PCB 量の1.3~16 %が捕捉されたが、SP 法により0.1 mg/kg 未満にできることを確認した。パイロット機での実証試験により、PCB 濃度26 mg/kg の汚 染土壌を残留 PCB 濃度0.0038 mg/kg まで処理し、PCB 濃度9.8 mg/kg の排ガス洗浄油は0.056 mg/kg まで処理できることを確認した。本プロセスによる PCB 分解率は99.9 %であった。

PCBs-contaminated soil treatment were examined applying the hybrid system of reductive thermal dechlorination and sodium dispersion (SP process) to develop an easy on-site treatment process for POPs materials such as PCBs and dioxins in polluted soil at a lower temperature. The results of bench-scale test showed that the residual PCBs content decreased with increasing temperature and reduced from 27 mg/kg to 0.0038 mg/kg at a temperature of 650 $^{\circ}$ C. The gas cleaning oil of the scrubber absorbed a range from 1.3 % to 16 % of initial PCBs content of contaminated soil, and also decontaminated less than 0.1 mg/kg via SP process. The pilot-scale test confirmed the reduction of PCBs from 26 mg/kg to 0.0038 mg/kg for contaminated soil, and from 9.8 mg/kg to 0.056 mg/kg for scrubbing oil, and also PCBs decomposition rate of 99.9 %.

Key Words :

PCB 汚染土壤 還元加熱脱塩素法 金属 Na 分散体 PCBs contaminated soil Thermal dechlorination process Sodium dispersion oil

まえがき

POPs の代表的な化合物である PCB やダイオキシン類の分解無害化技術は各種の方法が実用化されは じめているが,汚染土壌などの処理には PCB,ダ イオキシン処理法をそのまま適用するには課題も多 く,開発は緒についたところである。

PCB,ダイオキシンそのものの処理法の一つとし てガイドブック^{1),2)}に記載されている SP 法は, 1997年にカナダ Powertech 社より基本技術を導入し, 日本の基準に適合するための技術改良をおこない, PCB 処理技術として旧3省庁(環境庁,厚生省, 通産省)の技術評価を受けた技術である³⁾。本法は, 金属 Na 分散体と水素供与体を使用し,反応温度90 ℃でも高濃度 PCB およびダイオキシン類を無害化 可能であり,重合体等の副生成物をほとんど生成し ない,排ガス生成量が少なく安全性に優れているな どの特長がある^{4),5)}。

一方,ハーゲンマイヤー法として低濃度ダイオキ シン類汚染焼却飛灰の分解処理適用実績のある還元 加熱脱塩素法は,最終埋立処分場の凝集沈殿汚泥や 焼却由来の汚染土壌に含まれるダイオキシン類の分 解試験により99%以上の高い分解率がえられるこ とを確認している⁶⁾。

そこで、両者の特長を活かした PCB、ダイオキ シン類等汚染土壌の処理方法として、処理温度が比 較的低温で、オンサイト処理可能な処理方法の開発 を目指し、金属 Na 分散体法(SP 法)と還元加熱 脱塩素法を組み合わせた複合プロセスによる検討を おこなった。本報では PCB 汚染土壌処理試験をお こなった結果について報告する。

1. プロセス概要

図1に「還元加熱脱塩素法+金属 Na 分散体法」 プロセスの概要を示す。本プロセスは PCB 汚染土 壌処理工程と排ガス洗浄油処理工程から構成される。 PCB 汚染土壌処理工程では,汚染土壌を窒素雰囲 気で加熱して PCB を脱塩素無害化させ処理土壌を える。還元加熱時に発生する排ガスは,排ガス洗浄 装置を経由した後,活性炭フィルターを通して排出 される。排ガス洗浄油処理工程では,排ガス洗浄油 に金属 Na および水素供与体を添加して PCB を脱 塩素無害化した後,処理油は排ガス洗浄油として再 利用のため余剰の Na および NaCl を油中から水洗 除去し処理油および処理排水とする。

2. 試験方法

2.1 土壤試料

非汚染土壌の4mm ふるい通過分にカネクロール KC-300のアセトン溶液を添加・混合し乾燥させて 調製した模擬汚染土壌を試験に使用した。表1に試 料の分析結果を示す。

2.2 試験方法

図2に試験装置の模式図を示す。約500gの土壌 試料を6L容量の回転炉に装入し,乾燥空気パー ジ下で350~650℃に昇温した。所定温度に到達後, 窒素パージに切り替えて1~6時間加熱後,50℃ 以下まで急冷し処理土壌をえた。回転炉の排ガスは 洗浄瓶にて絶縁油に吸収させた後,活性炭を通過さ せて排出した。

排ガス洗浄油は、2L容量のセパラブルフラスコ 内で金属 Na 分散体と水素供与体を添加、撹拌しな がら90℃、1時間で脱塩素化反応後、水を添加し て反応生成物である NaCl および余剰の金属 Na を

表1 PCB 汚染土壌の分析結果 Table 1 Analytical results of sample used

Parameter	Sample
PCBs [mg/kg] (HRGC/HRMS)	27
Moisture Content [%]	8.0
Ignition Loss [%]	1.9



図1 「還元加熱脱塩素法+金属 Na 分散体法」プロセスの概要

Fig. 1 Schematic diagram of combined hybrid process of thermal dechlorination and sodium dispersion processes

表2 還元加熱試験結果

Table 2 Result of thermal reduction test

Test No.	1	2	3	4	5	6
Temperature [°C]	350	450	550	650	550	550
Heating Time [h]	3	3	3	3	1	6
Initial PCBs Content of Soil [mg/kg]	27	27	27	27	27	27
PCBs Content of Treated Soil [mg/kg]	0.17	0.028	0.0066	0.0038	0.014	0.0089
PCBs Extraction [mg/L]	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
PCBs Content of Exhaust Gas Cleaning Oil [mg]	1.51	0.80	0.18	0.87	—	
Decomposition Rate of PCBs in Soil [%]	99.4	99.9	99.9	99.9	99.9	99.9



図2 試験装置の模式図

Fig. 2 Schematic diagram of experimental units

水和抽出した後,静置分離して処理油と処理廃水を えた。

試験結果および考察

3.1 還元加熱試験結果

表2に還元加熱試験結果を,図3に還元加熱温度 と処理土壌中の残留 PCB 濃度の関係を示す。

処理土壌の残留 PCB 濃度は、還元加熱温度の上 昇とともに低下した。その低下率は温度に依存し、 350~550 ℃では大きく低下したが、550~650 ℃で は小さくなる傾向を示した。還元加熱温度550 ℃に おいて土壌中残留 PCB 濃度に及ぼす処理時間の影 響を調査した結果、処理土壌の残留 PCB 濃度に顕 著な違いは認められなかった。

土壌中 PCB 除去率は99.4~99.9 %であったが, 排ガス洗浄油中には0.18~1.51 mg の揮発 PCB が含 まれた。したがって,還元加熱試験による PCB 分





解率は88.2~98.6%となった。

処理土壌の PCB 溶出試験結果は,全て不検出 (0.0001 mg/L - 検液未満)を示し,土壌環境基準を 満たした。

3.2 排ガス洗浄油処理試験結果

表3に排ガス洗浄油処理試験結果を示す。排ガス 吸収後の洗浄油中の PCB 濃度は,0.35~4.53 mg/kg であった。還元加熱時に揮発した PCB は SP 法に より脱塩素化され,0.1 mg/kg 以下となることを確 認した。

この結果,「還元加熱脱塩素法+金属 Na 分散体 法」 複合プロセスによる PCB 分解率は99.6~99.8 %となった。

4. パイロット機による実証試験

小型装置での試験結果を踏まえ,パイロットスケー ルの実証試験をおこなった。 表3 排ガス洗浄油処理試験結果

Table 3 Result of gas cleaning oil treatment

Test No.	1	2	3	4
Initial PCBs Content of Oil [mg/kg]	4.53	2.42	0.35	2.32
PCBs Content of Treated Oil [mg/kg]	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Decomposition Rate of PCBs Through the Process [%]	99.8	99.8	99.6	99.7

4.1 実証試験装置

実証試験装置は,還元加熱装置,オイルトラップ, 排ガス洗浄油処理装置からなる。写真1に還元加熱 装置,写真2に排ガス洗浄油処理装置を示す。装置 の仕様は以下のとおりである。

1) 還元加熱装置

・装置形状:横型回転円筒型,スクレーパ 付
・寸 法: Ø700 mm×1000 mm
・空間容積:385 L
・加熱方式:燃焼ガスによる間接加熱方式
2)オイルトラップ
・トラップ缶:SUS 製20 L 缶,4本
・排ガス洗浄油:絶縁油 20 L

- ・排気ブロア:0.3 m³/min, 550 mmAq
- ・活性炭カラム: *ϕ*500 mm×500 mm
- 3) 排ガス洗浄油処理装置

・減 圧 蒸 留 槽:20 L 容量, 撹拌機, 油回転
 式真空ポンプ, ヒーター付

- ・反 応 槽:20L容量, 撹拌機, ヒーター
 付
- ・水和・油水分離槽:20L容量, 撹拌機付

・排 気:凝縮器,活性炭フィルター

4.2 土壤試料

非汚染土壌の5mm ふるい通過分にカネクロール KC-300のアセトン溶液を添加・混合し乾燥させて 調製した模擬汚染土壌を試験に使用した。表4に試 料の分析結果を示す。

4.3 試験方法

土壌試料43.4 kg を還元加熱装置に入れ,空気雰 囲気下で530 ℃まで昇温した。530 ℃到達後,窒素 雰囲気に切り替え3時間還元加熱した後,50 ℃以 下まで急冷し処理土壌をえた。還元加熱排ガスはオ イルトラップにて絶縁油に吸収させた後,活性炭を 通過させた。

排ガス吸収液は、排ガス洗浄油処理装置において、 金属 Na 分散体と反応促進剤を添加し、窒素雰囲気 下、90℃、60分間の脱塩素化処理をおこなった。 反応終了後、反応液を40℃以下に冷却した後、水 を添加して余剰の Na 分を水和抽出し、処理油と処 表4 PCB 汚染土壌の分析結果

Table 4 Analytical result of sample used

	-
Parameter	Sample
PCBs [mg/kg] (HRGC/HRMS)	26
Moisture Content [%]	2.0
Ignition Loss [%]	2.5



写真 1 還元加熱脱塩素装置 Photo 1 Thermal dechlorination equipment



写真 2 排ガス洗浄油処理装置 Photo 2 Gas cleaning oil treatment equipment

表 5	パイロット機による実証試験結果
Table 5	Result of pilot-scale test

		PCBs	Thermal Dechlorination Process			SP	Total	
		Contaminated Soil	Treated Soil	Gas Cleaning Oil	Exaust Gas	Treated Oil	Wastewater	Decomposition Ratio
PCBs	[mg/kg] [mg]	26 1 100	0.0038 0.15	9.8 180	0.53 μg/m³N 0.0093	0.056 1.0	0.0002 mg/L 0.00015	99.9 %
Dioxins	[pg-TEQ/g] [ng-TEQ]	130 5 600	0.93 36	1.7 32	0.038 ng-TEQ/m ³ N 0.67	0.22 3.9		99.3 %

理廃水をえた。排ガスは活性炭フィルターを通して 排出した。

4.4 試験結果

試験結果を表5に示す。土壌中のPCB 濃度は 26 mg/kg から0.0038 mg/kg に,ダイオキシン類は 130 pg-TEQ/g から0.93 pg-TEQ/g に分解無害化でき た。排ガス洗浄油には処理前土壌中の初期 PCB 量 の約16%がトラップされ,コプラナー PCB が 1.7 pg-TEQ/g, PCDDs + PCDFs は不検出であった。 SP 法により処理油は PCB 0.056 mg/kg,ダイオキシ ン類0.22 pg-TEQ/g に分解無害化できた。

処理土壌の PCB 溶出試験結果は,不検出(0.0001 mg/L-検液未満)を示し,土壌環境基準を満たした。 む す び

「還元加熱脱塩素法+金属 Na 分散体法」複合プ ロセスによる PCB 汚染土壌処理試験をおこない, 次の結果をえた。

- 1) 還元加熱温度の上昇とともに土壌の残留 PCB 濃度は低下し,処理前濃度27 mg/kg に対して処 理温度650 ℃では0.0038 mg/kg を示した。
- 2) 排ガス洗浄油中には処理前土壌中 PCB 量の1.3 ~16%が捕捉されたが,SP法により0.1 mg/kg 未 満にできることを確認した。
- 3) 還元加熱+SP法による土壌中 PCB 除去率は

99.4 %以上, PCB 分解率は99.6 %以上であった。

- 土壌試料43.4 kg をもちいた大型実証試験の結果, PCB 濃度26 mg/kg が0.0038 mg/kg に低減することが確認された。PCB 濃度9.8 mg/kg の排ガス洗浄油は0.056 mg/kg に低減した。
- 5)処理土壌の PCB 溶出試験結果は,全て不検出 (0.0001 mg/L-検液未満)を示し,土壌環境基準を 満たした。

[参考文献]

- 1)(財)産業廃棄物処理事業振興財団:PCB 処理技術ガ イドブック(1999), p.321, p.340~343
- 2) 厚生省:高濃度ダイオキシン類汚染物分解処理技術 マニュアル (1999), p.18-20, p.36-38, p.43-49
- 3)(財)産業廃棄物処理事業振興財団:PCB処理技術資 料集増補版(2000), p.3-5, p.5-2~5-3
- 4)川井隆夫,大塚剛樹,小西嘉雄,西村裕太:金属 Na 微粒子による絶縁油,土壌,排水汚染ダイオキシン類 の分解無害化,粉体工学会誌,Vol.37,No.6 (2000), p.442~448
- 5) 井出昇明,小倉正裕,川井隆夫: "新"SP法(高濃 度 PCB 処理) における水素供与体の作用効果,エコイ ンダストリー, Vol.7, No.9 (2002), p.50~55
- 6)小林哲男,牛越健一,児島大:浸出水および汚泥中のダイオキシン類処理,資源処理技術,Vol.48,No.2 (2001), p.133~137

連絡先

小	倉	正	裕	技術開発本部 研究開発部 第2研究室
		-	T E L F A X	078 - 992 - 6525 078 - 992 - 6504
		E-	-mail m.og	gura@pantec.co.jp

海面埋立処分場における 余水の高度処理

Advanced Treatment of Surplus Wastewater

from a Sea Area Landfill



(環)環境本部計画部第2計画室 尾 侒 康 Toshiyasu Oya 朋 H 路 宏 Akihiro Toji (環)技術本部技術部第3技術室 见 鳯 大 Dai Kojima (環)技術本部製品開発室 林 男 小 赾 Tetsuo Kobayashi

海面埋立処分場における余水の有機物と窒素成分をおもな処理対象とした連続処理実験をおこなった。実験の処理システムは逆浸透膜を使用した DT モジュール処理システムおよび浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムの2方式とした。DT モジュール処理システムでは前処理として凝集沈殿設備を設置するだけで安定した連続運転がおこなえ, BOD<2~5 mg/L, COD_{Mn}<3~5 mg/L, T-N<1~2 mg/L, TS<50 mg/L と場内用水等への再利用可能な水質結果がえられた。浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムでは、最後に活性炭吸着処理をおこなうことにより, BOD<2 mg/L, COD_{Mn}<10 mg/L を達成した。また、高濃度の窒素除去のための安定した運転操作方法を確認し、その適正管理により T-N<10 mg/L が可能であることが示された。本実験により、両システムとも余水処理への適用の可能性が確認できた。

Continuous treatment of surplus wastewater from a sea area landfill was performed for removal of mainly organic matter and nitrogen with two systems; a DT-module system with reverse osmosis membrane, and a submerged membrane bioreactor system for nitrogen removal. The former was operated successfully by adding coagulation method as pretreatment, producing water reusable in the landfill or plant, namely BOD<2 - 5 mg/L, COD_{Mn}<3 - 5 mg/L, T-N<1 - 2 mg/L and TS<50 mg/L. The latter achieved BOD<2 mg/L and COD_{Mn}<10 mg/L by adding activated carbon adsorption at the end. Controlling factors for stable removal of high nitrogen content was confirmed, by which T-N<10 mg/L would be attained. This experiment proved the effectiveness of the two systems in the treatment of surplus wastewater from a sea area landfill.

Key Words :

海面埋立処分場 逆 浸 透 膜 DT モジュール 精 密 ろ 過 膜 浸 漬 膜 Sea area landfill Reverse osomosis membrane DT-module Microfiltration membrane Submerged membrane

まえがき

平成12年,循環型社会形成推進基本法が制定され, 20世紀の「大量生産,大量消費,大量廃棄型の社会」 から「循環型社会」への移行へと本格的な取り組み が始まった。循環型社会の構築に向けては,「リサ イクルの推進」とともに「廃棄物の適正処理」が非 常に重要であり,廃棄物の埋立処分場への適切な処 分および埋立処分場からの浸出水の適切な処理も必 要不可欠である。埋立処分場に関しては,その処分 場用地の確保が重要課題の1つであり,そのような 観点から大容量の埋立容量を確保できる海面埋立処 分場にかけられる期待は大きくなってきている。

海面埋立処分場からの処理対象水である余水は, おもに廃棄物の海中投入による汚濁海水で,かつ, 長期間廃棄物と海水が接触し,また水中の廃棄物が 嫌気状態で自浄作用が起こりにくいなど,基本的に 陸上埋立処分場からの処理対象水である浸出水とは 異なり,とくに有機物や窒素成分が高濃度となるこ とが多いとされる。¹⁾

また一方では,排出先が多くの場合海域となる海 面埋立処分場は,有機物の指標である COD はもち ろんのこと,さらなる高度処理として富栄養化の原 因物質となりうる窒素成分の適正な処理が求められ つつあり,排出基準も環境問題への関心の高まりと 共に厳しくなる傾向がある。

以上のような背景がある中,陸上埋立処分場の浸 出水とくらべて余水の窒素の高度処理まで含めた処 理技術に関する知見は現在のところ十分とはいい難 い。そこで本研究では,海面埋立処分場からの余水 について,おもに有機物および窒素成分を処理対象 とした実証実験を2種類の処理システム,すなわち 逆浸透膜を使用した DT モジュール処理システムお よび浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムをもちい て実施した。そこでえられたいくつかの知見を報告 する。

実証実験概要

1.1 実験場所

本実証実験は(財)岡山県環境保全事業団が運営 管理する水島産業廃棄物処分場内でおこない,同処 分場からの余水を処理対象水としておこなった。処 分場の概要について以下に示す。

- ・埋 立 総 面 積: 962 580 m²
- · 埋 立 総 容 量: 12 651 000 m³
- ・埋立廃棄物量:17 600 000 t
- 1.2 実証実験期間

2001年5月16日~2002年2月15日

1.3 処理対象水質項目

本実証実験では、おもな処理対象水質項目として BOD, COD_{Mn}, T-N を挙げ、それぞれ目標処理水質 を以下のように設定した。

- BOD : <10 mg/L
- COD_{Mn} : <10 mg/L
- T-N : <10 mg/L

なお, COD_{Ma}<10 mg/L は水島産業廃棄物処分場に おける排出基準(日間平均値)である。

- 2. 処理システム
- 2.1 DT モジュール処理システム
- 2.1.1 DT モジュール

DT モジュールは、平膜型の逆浸透膜(RO 膜) とディスクと呼ばれるプラスチック製スペーサーを 組み合わせたモジュールであり、一段目 RO 膜(以 下、1stRO)および二段目 RO 膜(以下、2ndRO) による2段階の膜分離により有機物、窒素成分の高 度処理はもちろんのこと、無機塩類、ダイオキシン 類、重金属類等の分離が可能であり、天然水並の処 理水質がえられる。そして、原水の流路が広く独特 の形状を有するスペーサーディスクの働きにより、 膜の目詰まりや生物ファウリングを受けにくいため、 従来の RO 膜をもちいたシステムでは不可欠であっ た RO 膜の前段における生物処理や砂ろ過、活性炭 吸着などの高度処理をもちいずに、簡単な前処理の 付加のみで運転可能という特徴がある。以下に本実 証実験で使用した DT モジュールの仕様を示す。

①最大運転圧力

- · 1stRO : 12 MPa
- · 2ndRO : 6.5 MPa
- ②モジュール本数
 - ・1stRO : 2本×2ブロック
 - ・2ndRO:2本
- ③寸 法 (外径×長さ):200 mm×1 200 mm
- ④材 質(ディスク/外筒)
 - ・1stRO :ABS 樹脂/SUS
 - ·2ndRO:ABS 樹脂/FRP
- ⑤膜 面 積:7.65~7.78 m²/module
- ⑥膜 材 質:ポリアミド系高分子
- ⑦運転温度:5~35℃

当社では陸上埋立処分場からの浸出水への適用実 績がある。^{2),3)}

2.1.2 システムフロー

DT モジュール処理システムの概略システムフロー を図1に示す。原水槽では嫌気腐敗防止のために曝 気をおこない,凝集沈殿設備ではおもに SS の除去







a Sea Area Landfill

浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムフロー 図 2

Fig. 2 Flow diagrams of the submerged membrane bioreactor system for nitrogen removal

をおこなう。その後, DT モジュールに移送され, ミクロンフィルター, 1stRO, ならびに2ndRO によ りその他の有機物および窒素成分の除去をおこなう。 2.2 浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システム 2.2.1 浸漬膜式生物硝化·脱窒処理装置 浸漬膜式生物硝化・脱窒処理装置は循環式硝化・

脱窒法の硝化槽に平膜型の精密ろ過(MF)膜を浸 漬させたものであり, 膜分離装置により安定した固 液分離がおこなわれるだけでなく、汚泥の高濃度で の維持が可能なため高負荷での運転にも対応可能と いう特徴がある。また膜表面は硝化槽における曝気 空気による気液混合上昇流により、常時洗浄状態と なるため、汚泥の蓄積等のファウリングが最小限に

抑えられる。以下に、本研究で使用した浸漬膜式生 物硝化・脱窒処理装置の仕様を示す。 面 積: 0.11 m²/module ②設置モジュール数:10枚 ③モジュール寸法:226 mm×316 mm×6 mm 質:ポリオレフィン ④膜 材 ⑤膜 ŦL 径:0.4 µm 2.2.2 システムフロー 浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムのシステム

フローを図2に示す。凝集沈殿設備ではおもに SS を除去し、浸漬膜式生物硝化・脱窒処理装置におい て有機物処理および窒素成分の硝化・脱窒処理をお こなう。浸漬膜透過水に残存した生物難分解性の有

機物は活性炭吸着塔により除去される。

3. 余水水質

実証実験期間中の余水のおもな水質を表1に示す。 なお、2001年5月16日~2001年9月18日はDTモジュー ル処理システムの原水槽より採水していたため表1 には含めなかった。期間中のBOD, CODMa ならび にT-Nの平均値はそれぞれ、280 mg/L, 145 mg/L ならびに122 mg/L であり、最大値と最小値の差が 大きいという特徴があった。本埋立処分場は埋立残 存容量が残り少ない埋立後期に相当し、海水による 希釈効果が少ないため雨等の気象条件が大きく影響 を及ぼしたこともこの一因と考えられる。また pH は10~13の高アルカリ性であった。蒸発残留物(以 下,TS)は8260~13500 mg/L であり、一般の海水 塩分濃度と比較すると1/3~1/2程度であった。

実証実験結果

4.1 DT モジュール処理システム

4.1.1 運転データ

図3に1stRO,および2ndROの透過水量の運転デー タを示す。システム全体としての回収率が68%お よび75%となるような条件で運転をおこなったが, ともに1stROが75L/h/module, 2ndROが100L/h/ moduleの設定で,また1~2週間に1回の洗浄操



Fig. 3 Operating data about permeate flow rate



4.1.2 電気伝導率

図4に余水,1stRO 透過水,ならびに2ndRO 透過 水の電気伝導率のデータを示す。それぞれの平均値 はそれぞれ,1670 mS/m,89.3 mS/m ならびに11.6 mS/m であった。一般的に塩類濃度が高いという特 徴がある余水に関しては、電気伝導率とTS には高 い相関があり、本実験で使用した余水においても、

[TS (mg/L)]=[電気伝導率 (mS/m)]×6.14 で表される相関関係が認められた。すなわち,図4 より,本実験期間中 TS が安定した阻止率で除去さ れていたことがわかり,このことからもDT モジュー ル処理システムの安定した運転が確認された。

表 1 余水水質

lablel Analysis of wastewater from a sea area la	ndfil	1	1	
--	-------	---	---	--

Parameter	Units	Max.	Min.	Ave.
pН		12.7	11.6	12.2
Water Temperature	C	23.3	7.7	14.5
$\mathrm{COD}_{\mathrm{Mn}}$	mg/L	160	120	145
BOD	mg/L	405	194	280
Total Nitrogen	mg/L	167	57.3	122
Ammonium Nitrogen	mg/L	137	31.3	83.2
Nitrate Nitrogen	mg/L	< 2.25	<2.25	<2.25
Nitrite Nitrogen	mg/L	< 0.050	< 0.050	< 0.050
TS	mg/L	13 500	8 260	10 600

表 2	水質分析結果	(平均値)
Table2	Water analysis	(average)

Parameter	Units	Raw	Water	2nd Stage Permeate	Removal Ratio (%)
pH	_		12.2	6.4	_
$\operatorname{COD}_{\operatorname{Mn}}$	mg/L		145	3.3	97.7
BOD	mg/L		280	4.6	98.4
Total Nitrogen	mg/L		122	1.3	98.9
TS	mg/L	10	600	42	99.6



写真 1 原水, 1stRO 濃縮水, 2ndRO 透過水 Photo 1 Influents to DT-modules, 1st stage concentrate and 2nd stage permeate

4.1.3 処理水質

2ndRO 透過水のおもな水質について表2に示す。 BOD は余水水質194~405 mg/L に対して<2~5 mg/L, COD_{Mn} は余水水質120~160 mg/L に対して< 3~5 mg/L, T-N は余水水質57.3~167 mg/L に対し て<1~2mg/Lを達成した。また, TS も平均とし て99.6%の除去率を示し、TSに関しては天然水並 みの処理水質となった。以上より, DT モジュール 処理システムによる処理水は、排出可能な水質であ るのみならず、場内用水等への再利用も可能な水質 であることが示された。ここで、DT モジュール装 置への流入水および2ndRO 透過水の外観を写真1 に示す。

4.2 浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システム

4.2.1 運転データ

浸漬膜式生物硝化・脱窒処理装置からの透過水量 は、基準水位との水位差(浸漬膜にかかる圧力を表 す。),汚泥の性状や濃度,膜の透過性の状態,なら びに水温等の影響を受けるものである。ここで、図 5に透過水量を膜面積1m²当たり、圧力1kPa当た り、ならびに水温25℃に換算した補正透過水量を、 また図6に装置中のMLSS, MLVSS ならびに MLVSS/MLSS 比を示す。装置からの補正透過水量

はおおよそ200~400 (L/d/m²/kPa at 25℃) であっ たが、図5の区間 I および区間 II においては特異的 に低かった。この区間 I および区間 Ⅱを図6の同区 間に当てはめると以下のことが示される。

○区間 I→MLSS および MLVSS 濃度が低い。

運転開始当初, MLSS が低く巨大フロックになっ ていない微細な SS が膜の目詰まりの原因になった と考えられる。汚泥を追加し、MLSS を8 000 mg/L 程度以上にした後に膜性能の向上が見られた。 ○区間 II → MLSS および MLVSS 濃度が高い。

MLVSS/MLSS が低下。

この区間では、逆に MLSS 濃度が25 000 mg/L を 超え,非常に高濃度になっている。また, MLSS の 増加に対して MLVSS はむしろ低下しており、無機 汚泥の蓄積が生じていることが示されている。汚泥 の引抜きなどをおこない、MLSS 濃度を減少し, MLVSS/MLSS 比を増加することで膜性能の向上が 見られた。

以上より, MLSS<8000 mg/L, MLSS>25000 mg/L, ならびに MLVSS/MLSS 比の低下により膜性 能が低下する可能性が考えられ、汚泥の定期的な引 抜きなどの運転管理が必要であることが確認された。



補正透過水量の経日変化 図 5 Fig. 5 Change of modified flux with elapsed days





COD_Mの経日変化 図 7 Fig.7

8/1

Raw Water

200

(T/gm) 100

50

0

5/1

CODM

Activated Carbon Treated Wate

Change of COD_{Mn} with elapsed days



11/1

Date

Fig.8 Change of T-N with elapsed days

- Membrane Separated Water

հներ-

2/1

4.2.2 処理水質

 COD_{Mn} に関する処理結果を図7に示す。余水水 質120~160 mg/L に対して浸漬膜式生物硝化・脱窒 処理装置からの透過水(以下,浸漬膜透過水)は20 ~35 mg/L であった。一方,浸漬膜透過水の BOD 濃度は余水水質194~405 mg/L に対してほぼ<2.0 mg/L を達成しており,この残存した COD_{Mn} が生物 難分解性であることが示唆された。しかし,その後 の活性炭吸着後の処理水 COD_{Mn} は1~6 mg/L と <10 mg/L を達成しており,活性炭の吸着性能は確 認できた。

T-N に関する処理結果を図8に示す。余水水質 57.3~167 mg/L に対して連続実験開始後,良好な硝 化・脱窒反応が進行し、8月下旬~9月にかけて T-N<10 mg/L を達成したが、その後 T-N の処理成 績が悪化した。これは硝化・脱窒のおもに硝化反応 の悪化によってもたらされたが、この硝化反応の悪 化の時期は図5における区間Ⅱ頃に相当し、その悪 化の原因の1つとして MLVSS/MLSS 比の低下が考 えられた。そこで、汚泥の交換をおこない、 MLVSS/MLSS>0.7にしたところ再び硝化・脱窒反 応の回復が見られた。このことより、硝化・脱窒反 応の進行のための条件の1つとして MLVSS/MLSS >0.7の必要性が確認された。MLVSS/MLSS 比が硝 化に影響を与える原因としては無機汚泥の蓄積が生 物活性を阻害するのではないかと考えられた。また, T-N/MLVSS 負荷が急上昇した際にも硝化の悪化が 認められ、急激な負荷上昇を避けることの必要性も 確認された。

むすび

海面埋立処分場からの排水である余水の,主に有 機物および窒素成分を処理対象とした実証実験を2 種類の処理システム,DTモジュール処理システム および浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システムをもち

いておこなった。その結果, DT モジュール処理シ ステムでは前処理として凝集沈殿処理を付加するだ けで安定した連続運転がおこなえた。また処理水質 に関しても BOD< $2 \sim 5 \text{ mg/L}$, COD_{Ma} < $3 \sim 5$ mg/L, T-N<1~2mg/L, TS<50mg/Lを達成し, 排出可能であることは勿論のこと, 場内用水等への 再利用も可能な処理水質がえられた。一方、浸漬膜 式生物硝化・脱窒処理システムでは操作因子の適正 な管理,とくに,膜の透過性能の維持および硝化・ 脱窒活性の維持の両方の観点より、定期的な汚泥の 引き抜きをおこない, MLVSS/MLSS を一定以上に 維持することが重要であることを確認した。余水の 有機物には生物難分解性のものが含まれており浸漬 膜透過水では, BOD < 2 mg/L を達成したのに対し て COD_{Mn} は25~30 mg/L 残存したが,活性炭吸着処 理することにより COD_{Mn}<10 mg/L を達成した。ま た、T-N についても、上記の操作因子の適正な管理 により T-N<10 mg/L が可能であることが示された。

海面埋立処分にかけられる期待が大きくなりつつ ある中,本実証実験により,DTモジュール処理シ ステムおよび浸漬膜式生物硝化・脱窒処理システム の余水処理に対する適用可能性が示されたと考えら れる。

最後に、本実証実験は循環型社会形成システム研 究会(会長:岡山大学 田中 勝教授、事務局: (財)岡山県環境保全事業団)の平成13年度の研究活 動の一部として実施された。研究会のメンバー各位 の貴重な助言、指導に感謝いたします。

[参考文献]

- 1) WOW システム研究会水処理技術研究部会: 浸出水 処理技術ガイドブック (2001), p.16, 環境産業新聞社
- 2) 植松一也:神鋼パンテツク技報, Vol.43, Nal (1999),
 p.82
- 3) 荻野行洋:神鋼パンテツク技報, Vol.44, No2 (2001), p.58

連絡先

尾	家	俊	康	環境装置事業部
				環境本部
				計画部
				第2計画室
			ΤEL	078 - 232 - 8184
			FΑX	078 - 232 - 8057
			E-mail t	.oya@pantec.co.jp

台湾の大型 TFT 液晶工場向け 排水回収処理設備

Wastewater Treatment System for a Large TFT LCD Manufacturing Plant in Taiwan



(環)水処理本部計画部第1計画室 西澤昭彦
Akihiko Nishizawa
(環)技術本部技術部第2技術室 秋吉栄宏
Masahiro Akiyoshi

台湾の大型 TFT 液晶工場に昨年排水回収処理設備を納入した。この設備の目的は,所轄官庁が 工業用水の供給不足のため設定したガイドラインに基づく高い排水回収率を達成することである。 設計のポイントは多様な排水の成分や濃度に合わせて最新の処理プロセスを組み合わせたところ にある。とくに高濃度の有機排水処理には蒸発装置を使い,地価高騰の対処策として省スペース化 をおこなった。装置は昨年の運転開始以来80%以上の回収率を達成し順調に稼動している。

A wastewater treatment system was delivered to a large TFT LCD manufacturing plant in Taiwan. The objective of the system was high water recovery rate based on the municipal guideline to cope with the short supply of industrial water. The system features separate treatments depending on the content and concentration of different wastewaters. The highly concentrated organic wastewater was treated with evaporators for minimum installation area against the increasing land price there. The system has been operating successfully achieving recovery rate of 80 % since the start of operation in 2001.

Key Words :

TFT 液晶工場向け排水回収設備 Wastwater reco manufacturing	overy system for TFT LCD
回収率80%以上 Water recovery	y rate of 80 % or more
成分濃度による排水の分類処理 Separate treatm	nents depending on concentration
and content of	f wastewater

まえがき

近年台湾では,新竹・台南の工業地帯などにみら れるように半導体・液晶などの IT 関連の設備投資 が活発におこなわれ,経済面で目覚ましい発展をと げている。

一方,台湾の工業用水の供給は,大量に水を使用 する IT 関連工場があいついで建設されたため渇水 期には,深刻な水不足におちいっている。そのため, 自治体は工場に対して排水の再利用の指導をおこなっ ている。このような状況下で多量の水を使用する液 晶工場では,特に排水の再利用が不可欠になってい る。また,地価が経済成長とともに高騰しているこ とから,広大な敷地が必要となる液晶工場では,排 水回収設備に対して省スペースの設備が要求される。 当社の設備は,これらのニーズに応えることができ るものとして評価されて納入されることとなった。 本稿では,効率の良い排水回収システム設計の考え 方と当社の特徴であるジメチルスルホキシド(以後 DMSOと略す),テトラメチルアンモニウムハイド ロオキサイド(以後 TMAHと略す)などの薬品を 含む有機排水の再利用システムに焦点を絞って紹介 する。

1. 設備設計におけるポイント

- ①水不足を考慮した高い回収率
- ②排水水質別の分類による処理コストの低減
- ③処理設備の省スペース設計
- ④省エネ,廃棄物の低減,悪臭対策などの環境対策 に配慮した設備の設計
- ⑤異常時にも安定かつ安全な工場の運営ができる設 備の設計

上記のポイントを全て満足させるため,最新の処 理プロセスを組み合わせることで排水回収全体シス テムの設計をおこなった。

- 2. 排水回収処理設備の概要
- 2.1 排水の分類

排水回収処理設備を写真1~6に示す。またその フローシートを図1に示す。

排水は含まれる成分および濃度の違いにより分類 している。

製造工程から排出される排水は大きく分けて以下 の7種類に分類できる。

①低濃度有機系排水

- ②高濃度有機系排水
- ③無機系排水
- ④界面活性剤排水
- ⑤希薄洗浄排水
- ⑥スクラバー排水

⑦空調ドレンおよび雑排水

2.2 低濃度有機系排水の特徴

有機薬品を含む①の低濃度有機系排水は,現像, レジスト剥離,エッチングなど多種類の工程排水か ら構成されている。また,水量の占める割合は最も 多い特徴をもっている。

この排水は、全有機炭素(Total Organic Carbon: 以後TOCと略す)濃度が数十〜数百mg/Lと比較的 低いため、従来は生物処理した後、放流されていた。

80%以上の高い回収率を達成するためには、この排水を回収する事が不可欠となる。システムの概略は、まず固定床式好気性生物処理装置(当社商標: バイオ・コンタクト・フィルター「BCF」)にて TOC 成分を生物で分解した後、精密ろ過膜装置 (当社商標:SP-MEMCOR)、逆浸透膜(以後 RO と 略す)、紫外線酸化(以後 UV と略す)、活性炭を駆 使し、再利用可能な水質にする。

<排水諸元>

主要成分

ジメチルスルホキシド (DMSO)

モノエタノールアミン(MEA)

- テトラメチルアンモニウムハイドロ オキサイド (TMAH) イソプロピルアルコール (IPA) リン酸 硝 酸 酢 酸
- 界面活性剤
- 2.2.1 各装置の概要
- 1) BCF

BCF は、微生物を特殊な充填材に増殖させて保持し同時にろ過機能をもった装置である。そのため、 頻雑な MLSS 管理や沈殿槽の設置が不要になるな どの特徴をもっている。

本排水中には, TOC の成分として主に DMSO が 含まれる。DMSO は, 生物によって分解されると 硫酸イオンを生成するため, 排水の pH を低下させ てしまう性質をもっている。排水の pH が中性域を 逸脱すると微生物の活性が落ちて処理が悪くなるた め, あらかじめアルカリ剤や pH 緩衝剤を注入する 設計をおこなっている。(当社登録特許)

2) SP-MEMCOR

MFは, RO膜の保護のために, BCFの処理水中に 含まれる SS を除去する役割をもっている。

本装置に使用される膜の材質は、物理的強度が高 く伸縮性に富んでいるポリプロピレン製を採用して いる。洗浄の方式には、回復性に優れた逆圧空気洗 浄方式を採用している。

3) RO 装置

MFの処理水には、約10 mg/L 程度の TOC 成分が 残留している。また、有機排水を生物で分解する過 程において生成するアンモニア性窒素、硝酸性窒素、 硫酸ナトリウムなどの溶解性塩類を多く含んでいる。 このままでは再利用できないため RO 装置により、 これらの TOC 成分および塩分を除去する。RO 膜 は、全芳香族ポリアミド系の素材で、モジュールは 超低圧スパイラル型を使用している。塩分の除去率 は99.7%と非常に高い。また、操作圧が0.6~0.7 Mpa 程度の低圧運転が可能である特徴をもってい る。これにより、処理水の向上と同時に大幅な電力 費の低減、ポンプや配管などの設備コストの低減、 設置スペースの削減が可能になった。

4) UV 酸化装置

RO装置の処理水にTOCは1mg/L程度残留する。 純水原水として回収するためには,TOCをUV酸 化装置を使用して200µg/L以下まで下げる必要があ る。この処理方法として従来は,大出力の高圧UV



写真1 生物膜ろ過装置 Photo1 BCF



写真3 逆浸透装置 Photo3 RO unit



写真5 活性炭槽 Photo5 AC tower



写真2 膜ろ過装置 Photo2 SP-MEMCOR



写真 4 低圧 UV 酸化装置 Photo 4 Low pressure UV oxidation unit



写真6 蒸発装置 Photo 6 Evaporator



図 1 低濃度有機系排水処理フロー

Fig.1 Flow diagram for treatment of low-concentration organic wastewater

酸化装置がもちいられてきたが,消費電力が処理水 1m³あたり1~3kWhと大きく,消費電力の低減 が大きな課題であった。本設備では省エネルギーを 実現するため高圧 UV 酸化装置と比較して,UV 変 換効率が2~3倍程度よいといわれている低圧 UV 酸化装置を採用した。運転結果は,処理水1m³あ たり0.5kWh 前後の消費電力で同等の TOC 分解が 可能になった。その結果,大幅なランニングコスト の低減が実現した。また,高圧 UV 酸化装置の設置 スペースと比較すると,ブロワーや動力盤,ポンプ などの付帯機器を省略することができるため,約50 %の設置スペースを削減することもできた。

5)活性炭塔

UV酸化装置の紫外線による TOC の酸化分解を 促進するために H_2O_2 が添加される。酸化のメカニ ズムは、UV ランプから発せられる波長光により H_2O_2 が活性の強い水酸化物ラジカルを生成し、こ れが有機物を酸化する。

この H_2O_2 は原水の TOC 濃度の変化を考慮し, TOC 分解反応に必要な量に対してやや過剰気味に 添加する。そのため、処理水中には少量の H_2O_2 が 残留する。

これを活性炭塔に通水することで活性炭の触媒作 用により H₂O₂ をO₂ および H₂O の無害な物質とする。 えられた処理水は、純水の原水として、液晶工場で 再利用される。

2.3 高濃度有機排水の設備概要

水量が比較的少なく,TOC 濃度が数千~数万 ppm と高濃度な有機排水は,そのままの濃度で生 物処理をおこなう事が難しい。低濃度の有機排水で 希釈して生物処理をおこなうことは可能だが,設備 規模が大きくなり,数倍の敷地面積が必要となるの で非常に効率の悪い設計となる。また,TMAH が 含まれる場合は,放流水中の窒素濃度を押し上げる 原因となるため,硝化脱窒などの窒素処理設備が, さらに必要となる。

高濃度の有機排水処理によるコストアップおよび 設備面積の拡大という問題を解決するために,本設 備では蒸発装置を採用した。蒸発装置の概略フロー を図2に示す。

蒸発装置は,熱効率が高い機械圧縮式の蒸発器と エゼクター方式の蒸発器から構成されている。高濃 度有機排水は,蒸発器内の加熱管表面で濃縮される ことで,減容される。

この時に発生する凝縮水は、回収して再利用する。 また、濃縮された廃液は、工場外に搬出して処理さ れる。このプロセスは、台湾では前例のないもので あるが、工場の大型化にともない、今後は有効な方 法になると思われる。



図 2 蒸発装置の概略フロー

Fig. 2 Schematic diagram for evaporation unit

3. 運転結果

表1に各設備の回収率を表2に低濃度有機排水回 収設備の各装置出口の TOC 濃度について示す。表 中の運転値は,試運転時に採取したデータである。

回収率は, 有機系が70%, 無機系が100%, 全体 で82%と満足した値であることが確認された。

水質は,各装置とも設計水質以下の良好な水質で あることを確認できた。

むすび

液晶工場は,基板サイズの超大型化や低温ポリシ リコン TFT 専用工場など,新しい製造プロセスが 日進月歩で進化している。

また台湾・中国などアジア圏内へ生産拠点が急激 にシフトされている。その中で設備メーカーへの要 求は,低コスト化,工期のさらなる短縮化,省スペー スなど,さらに厳しくなっている。水処理プラント メーカーもこれらのニーズに応えるべく,当社は, 表 1 各回収設備の回収率

Table1 Recovery rate

	Entire	System	Organic	Line	Inorganic Line
Design	≥	80 %	67	%	100 %
Operating Data		82 %	70	%	100 %

表 2 低濃度有機排水回収設備の各装置出口水質 Table2 Effluent TOC of units for low-concentration organic

wastewater treatment

	TOC (mg/L) at Exit							
	BCF	RO	AC					
Design	≦ 10	1	0.2					
Operating Data	5.6	0.5	0.1					

国内で培った豊富な実績に基づく特徴あるシステム を,台湾をはじめ中国各地の工場に提案し,コスト 低減と環境問題の解決に貢献したいと考えている。

ĺ

連絡先

西 澤 昭 彦 環境装置事業部 水処理本部 計画部 第1計画室

> T E L 078 - 232 - 8098 F A X 078 - 232 - 8056 E-mail a.nishizawa@pantec.co.jp

PABIO DENI による窒素・リン 除去技術 Nitrogen and Phosphorus Removal Technique

with PABIO DENI



(技)研究開発部第5研究室 川 嶋 淳 Jum Kawashima 野 中 信 一 Shinichi Nonaka

担体窒素除去プロセス PABIO DENIと、ステップ流入式多段硝化脱窒法を組み合わせた下水高 度処理プロセスのパイロットテストを実施した。

2年間に渡る本プロセスの実用化実験において, HRT 6h 以下の条件で, 処理水 T-N≤10 mg/L, T-P≤0.5 mg/L の高度処理が可能であることを実証した。

A report was made previously on development of a sewage treatment process combined with the fluidized bed biofilm treatment process (PABIO DENI) and step feeding system for nitrogen and phosphorus removal. The pilot test for the process conducted for two years achieved the high quality performance of T-N ≤ 10 mg/L and T-P ≤ 0.5 mg/L with hydraulic retention time less than 6 hours, proving practical application.

Key Words :

硝		化	Nitrification
脱		窒	Denitrification
流	動	床	Fluidized bed process
ステッ	プ流入式	多段硝化脱窒法	Nitrogen removal with step feeding
脱	IJ	ン	Phosphorus removal

まえがき

閉鎖性水域の富栄養化防止対策として栄養塩類等 に係る排出規制が強化されている。この傾向は今後 他水域にも拡大されると予想され,排水処理の高度 化に対する要求が高まってきている。下水処理場に おいても,より高度な窒素・リン除去が望まれてお り,既設処理場の高度処理への対応が重要な課題と なっている。

当社は既報¹⁾で紹介したように、下水を対象とし た担体-活性汚泥併用法によるステップ流入式多段 硝化脱窒法の開発に取り組んでおり、平成11年度か らは日本下水道事業団(JS)と「既設処理場の高度 化を可能とする処理システムの開発」をテーマとし て共同研究を継続している。今回,共同研究でえら れた知見について報告する。

1. PABIO DENI の概要

1.1 原理·構造

当社では有機物除去プロセスには PABIO MOVER を, 窒素除去プロセスには PABIO DENI を商標としてもちいており,本報ではこれ以降 PABIO DENIの名称を使用する。

PABIO DENI 概念図を図1に示す。硝化槽,脱 窒槽内に充填した担体は,硝化槽では全面曝気によるエアレーションによって,脱窒槽では機械撹拌に よって流動化される。担体は比重が水とほぼ同等 (0.95)であるため、曝気および機械撹拌において、 少ない動力による撹拌・流動化が可能である。おの おのの槽には担体流出防止の目的でスクリーンが設 置されている。担体の形状は直径10 mm,高さ7 mmの円筒形で、内部に十字の仕切りが入っている。 担体周囲には担体同士の衝突による撹拌効率向上を 目的として、18枚のフィンが付設されている。担体 の比表面積は、500 m²/m³である。担体付着汚泥は、 写真1に示すように、担体内部空隙壁面に、生物膜 の形で付着する。

1.2 担体の特長

PABIO DENI プロセスにもちいる担体は、その 独特の形状により、以下のような特長を有している。

- 担体の比表面積が広く、単位体積当たりの微生 物保持量を高められるため、高負荷処理が可能で ある。
- ② 担体付着微生物により処理するため、返送汚泥が不要等、汚泥管理ならびに運転管理が容易である。
- ③ 担体の激しい撹拌,流動により増殖微生物によ る生物膜の閉塞がなく,逆洗が不要である。
- 2. 開発プロセス

分流式下水処理場の最初沈殿池流入水および流出 水を対象として, PABIO DENIとステップ流入式 多段硝化脱窒法および凝集剤添加脱リン法を組み合 わせたプロセスの開発に取り組んでいる。

2.1 ステップ流入式多段硝化脱窒法の概要^{2), 3), 4)}

現在,日本国内の下水処理分野における窒素除去 法として,循環式硝化脱窒法が標準的な処理法とし て広く採用されている。本法は優れた生物学的窒素 除去法であるが,



- 硝化細菌維持のため、長い A-SRT(曝気槽汚 泥滞留時間)を必要とし、反応槽が大型となる。
- ② 反応槽の大型化により、反応の均一化や MLDO制御が困難である。
- ③ 達成可能な窒素除去率の上限が循環比により限 定される。
- ④ 窒素除去率の上限が約70%(循環比200~300 %条件時)と比較的低い。

等の問題がある。このような循環式硝化脱窒法の欠 点の改善・解消を目指して開発された方法が,ステッ プ流入式多段硝化脱窒法である。

本法の基本構成は、以下のとおりである。

- 各反応槽は完全混合槽を基本とし、1対をなす 脱窒/硝化槽を複数段直列に配置する。
- ② 原水が各段の脱窒槽に等分配されるように、分 配槽をもちいて原水をステップ供給する。
- ③ 各段の硝化槽内の固形物量が同量となるように 槽の容積を設定する。脱窒槽も同様に設定する。
- ④ 十分な硝化反応の維持が可能となるよう,適切 な A-SRT を設定する。
- ⑤ 必要に応じて,最終段の硝化槽から脱窒槽へ混 合液の内部循環をおこなう。
- 2.2 ステップ流入式多段硝化脱窒法の特徴
- ・ 金素除去率の向上

N段で運転されるステップ流入式多段硝化脱窒法の理論窒素除去率は,(1)式で示される。

$$\eta_{TN} = \left(1 - \frac{1}{N} \cdot \frac{1}{1 + r + R}\right) \cdot 100 \tag{1}$$

ここに、η_{TN} :理論最大窒素除去率(%)

N :多段化の段数

r :汚泥返送比(-)

R :最終段における内部循環比(-)

本法では,循環式硝化脱窒法にくらべて同じ窒素 除去率を達成するために高水量の循環を必要とせず, 3 段法では 2/3 (r+R = 0.67), 4 段法では 1/4 (r+R = 0.25)の循環で80%の窒素除去率が達成



 Denitrification Tank
 Nitrification Tank

 写真1
 担体付着汚泥

 Photo1
 Biofilm attached to carrier elements

Vol. 46 No. 2 (2003/2)

できる。

2 窒素除去の安定化

原水を分配槽で等分配して各段の反応槽にステッ プ流入することで,流入水量の時間変動による硝化 対象窒素および脱窒に利用される有機物の分配の不 均一化を防ぐ。これにより各段の反応の進行を均一 化できる。

3 維持管理が容易

各段の好気槽に保持される固形物量が等しくなる ように槽容積を設定することにより、流入 BOD, 窒素等の固形物負荷が等しくなるため、各槽で必要 とされる酸素量ならびに消費アルカリ度が等しく、 最終段の硝化槽の DO, pH を管理するだけで全好 気槽の管理が可能となる。

④ 設備のコンパクト化

循環式硝化脱窒法に比較して,設備がコンパクト になる。ステップ段数N = 3,汚泥返送比r = 0.5で設計する場合,循環式硝化脱窒法と同じSRT お よび A-SRT を確保するために必要な反応槽容積は, 8 割弱でよい。

2.3 凝集剤添加脱リン法⁵⁾

本法は反応槽に凝集剤を添加して,既存の生物処 理による窒素除去機能にリン除去機能を付加する高 度処理プロセスである。リン除去の原理は,(2)式に 示すように3価金属イオンが下水中の正リン酸イオ ンと反応して難水溶性物質を生成する反応に基づい ている。

$$M^{3+} + PO_4^{3-} \to MPO_4 \downarrow \tag{2}$$

通常は中性付近で沈殿生成が可能なアルミニウム 塩や鉄(Ⅲ)塩が凝集剤として使用される。

本研究においては,凝集剤として PAC (ポリ塩 化アルミニウム)を使用した。

3. パイロット実験^{6)、7)}

3.1 実験装置

実験フローを図2に,装置仕様を表1に,装置外 観を写真2に示す。実験装置は3段の脱窒・硝化槽 と沈殿槽で構成され,この他に硝化処理水ピット, 凝集撹拌槽および薬品注入設備を有している。原水 を分配槽で等分割して1~3段の各脱窒槽に供給し, 沈殿槽からの返送汚泥を1段目の脱窒槽に導入する。 硝化槽の汚泥滞留時間(A-SRT)管理を容易にする



写真 2 パイロットテスト装置外観 Photo 2 Pilot test equipment

表 1 実験装置仕様

lable1	Specification	of	test	equipment
--------	---------------	----	------	-----------

	Ano	kic Re	actor	Aerobic Reactor			
Mixer/Aerator	Vertical Paddle Mixer			Diffuser (Fine and Rough Bubble)			
No. of Steps	1	2	3	1	2	3	
Reactor Volume (m^3)	2.63	3.68	4.73	2.63	3.68	4.73	
Ratio of Reactor Volume	1 : 1.4 : 1.8		1 : 1.4 : 1.8				
Filling Volume of Carrier Elements (m ³)	0.71			1.42			
Filling Ratio of Carrier Elements (%)	27	19	15	54	39	30	
MLSS [Plan] (mg/L)	3 150	2 250	2 000	3 150	2 250	2 000	



図 2 パイロットテストフローシート Fig. 2 Flow diagram of pilot test ため、余剰汚泥引き抜きは硝化処理水ピットよりお こなった。反応槽内の活性汚泥および担体の混合撹 拌は、硝化槽は全面曝気(粗大気泡+微細気泡), 脱窒槽は竪型撹拌機によりおこなった。脱窒、硝化 反応槽の寸法は幅1.5 m、長さ5.88 m、水深2.5 mで、 有効容積は22.1 m³である。

各段の容積比率は上述のステップ法の設計に関す る考え方に基づき1段目:2段目:3段目=1: 1.4:1.8とした。硝化能力増強を優先させるため, 各硝化槽には1.42 m³,各脱窒槽には0.71 m³と,硝 化槽には脱窒槽の2倍量の担体を投入した。

- 3.2 実験方法
- 実験場所
 分流式下水処理場にて実験をおこなった。
- 2)実験期間
 2000年5月~2002年8月(今回報告分実験期間)
- 3)目標値 総反応槽HRT:≤6h 目標処理水質:T-N≤10 mg/L, NH₄-N<1 mg/L T-P≤0.5 mg/L
- 4) 実験条件

表2に実験条件を示す。RUN①, ②において活 性汚泥単独運転, RUN③~ ⑫において担体-活性 汚泥併用運転をおこなった。

実験原水には最初沈殿池流出水をもちいた。汚泥 返送比は $0.6 \sim 1.0 \ge 1$,活性汚泥単独運転では HRT を $5 \sim 12 h$,担体 — 活性汚泥併用運転では HRT を $5 \sim 6 h \ge 1.2$ 。硝化槽部の A-SRT は $1.9 \sim 4$ 日の 範囲とし,最終段の内部循環はおこなわなかった。 硝化槽の DOは $2 \sim 3 mg/L \ge 1$,後段の脱窒槽に DO の持ち込みがないように配慮した。

RUN①~⑤までは窒素除去のみの実験とし、リ

ン除去実験は RUN⑥以降に実施した。

RUN①~⑧は定水量条件, RUN⑨~⑫は HRT 5 ~6hにおいて水量負荷変動条件での運転をおこなっ た。水量変動パターンを図3に示す。水量負荷変動 条件は,大規模処理場における1日の水量変動パター ンを考慮したもので,変動比は±40%である。

3.3 実験結果

各 RUN における原水および処理水の水質の平均 値を表3に, T-N と NH₄-N の推移を図4に, BOD の推移を図5に, BOD (T-BOD)/T-N 比の推移を図 6に, SS の推移を図7に, T-P と PO₄-P の推移を 図8に示す。

3.3.1 活性汚泥単独運転結果

RUN①の活性汚泥単独運転(HRT12~6h, 定水 量負荷)においては,運転当初に処理水T-Nが目 標値以上の不安定な状態であったが,運転開始約2 週間で安定し,HRT6hの条件で目標処理水質達成 が確認された。続くHRT5h条件(定水量負荷)の RUN②においては,硝化が不十分で処理水中



図 3 大規模処理場想定流量変動パターン

Fig. 3 Fluctuating flow pattern assuming large sewage treatment plant

表 2 実験条件

TableZ	Operating	condition
--------	-----------	-----------

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	12
Method		Acti Slu	vated dge	Activat			ted Sludge + Carrier Elements						
HRT	[h]	$\begin{array}{c} 12 \\ \sim 5 \end{array}$	5		5		6 5		6		5		
Loading Pattern Fixed			red	Fixed					Fluctuated				
A-SRT	[d]	4	2.5	1.9	2.8	2.4	3.5	3.5	2.7	3.1	3.5	3.3	2.9
MLSS (3rd [mg/L]	Stage)]	2 090	1 650	1 580	1 270	1 840	1 870	2 510	2 520	2 330	2 380	2 230	2 530
Temperature Me (3rd Stage) [°C] Rat	Mean	24.7	27.0	30.0	27.4	19.6	18.0	23.2	28.8	25.0	17.0	21.7	28.4
	Range	$23.1 \\ \sim 25.5$	25.6 ~28.6	29.1 ~30.8	$23.5 \\ \sim 30.9$	$15.6 \\ \sim 23.3$	$15.8 \\ \sim 22.6$	$18.5 \\ \sim 26.6$	25.9 ~31.5	18.1 ~29.5	15.6 ~19.7	18.4 ~25.1	$25.1 \\ \sim 31.2$

表 3	原水および処埋水水質(半均値)		
Table3	Comparison of water quality of pilot test (N	lean valu	e)

	companion of which drawny of prior tool (intern target)												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	12
T-N	Influent [mg/L] Effluent [mg/L]	31.7 9.8	27.8 10.1	29.0 9.0	29.8 15.6	31.0 12.7	31.4 13.1	29.1 7.4	31.0 7.8	29.2 10.2	34.5 15.0	32.3 10.1	27.7 8.5
NH4-N	Influent [mg/L] Effluent [mg/L]	21.7 0.6	20.5 3.8	23.7 0.9	21.5 5.6	23.3 2.8	22.7 0.7	21.3 0.3	18.1 0.4	21.0 0.8	24.6 9.2	25.9 0.4	23.1 0.2
NO _x -N	Effluent [mg/L]	7.6	4.4	6.4	8.4	8.1	10.2	6.1	5.5	7.2	4.2	8.3	7.0
T-BOD	Influent [mg/L] Effluent [mg/L]	87.2 13.8	80.0 20.7	79.3 11.8	64.0 16.7	74.0 19.8	96.2 13.3	77.0 7.2	71.7 8.6	73.1 8.9	100.1 37.0	94.0 12.2	81.3 8.2
C-BOD	Effluent [mg/L]	7.6	8.7	6.2	5.7	5.4	5.9	5.1	5.5	5.0	5.0	5.0	5.0
BOD/N	ratio of influent	2.8	2.9	2.7	2.1	2.4	3.1	2.6	2.3	2.5	2.9	2.9	2.9
SS	Influent [mg/L] Effluent [mg/L]	72 11.0	63 12.5	76 6.8	57 9.6	52 6.6	54 8.9	62 5.7	65 5.5	59 6.1	74 12.0	64 10.5	82 3.9



図 4 T-N, NH₄-Nの推移

Fig. 4 Change of T-N and NH4-N



Fig. 5 Change of BOD







図 7 SSの推移 Fig.7 Change of SS

150



図 8 T-P, PO4-Pの推移

NH4-Nが増大し,目標処理水質が達成できなかった。 同様に,処理水中BOD,SSについてもRUN②で は不安定な状態であり,活性汚泥単独運転において は,HRT6hまでの処理が限界であることが確認さ れた。

3.3.2 担体-活性汚泥併用運転

- 1) 定水量負荷運転結果
- ·窒素除去性能

活性汚泥単独運転・HRT5h条件のRUN2の後,

Fig. 8 Change of T-P and PO₄-P

所定量の担体を投入した RUN③においては,担体 投入後約1週間で HRT 5h における目標処理水質を 達成することが確認され,担体投入による硝化・脱 窒活性の向上が示唆された。この時点では担体付着 汚泥量はごくわずかであったが,硝化菌・脱窒菌が 優勢に固定化されたものと考えられた。

RUN④においては,担体付着汚泥中にミズミミ ズ(*Dero*)が大量発生し,付着性微生物の大半が 捕食されたため,硝化・脱窒ともに不調となった。 対策として,硝化槽に NaClを1%量投入すること でミズミミズを除去することができ,処理状況も改 善された。

RUN⑤においては, 硝化活性は復帰したが, 脱 窒活性が不調であり, 目標処理水質は達成できなかっ た。これは, 浮遊汚泥濃度が想定値より低い (1840 mg/L) ことと, 原水 BOD/T-N 比が低いこと が原因と考えられた。

一般的に, 生物学的脱窒には, 窒素還元反応に水 素供与体が必要なため, 原水中の BOD/T-N 比が3 以上必要であると言われている。RUN⑤において は原水中 BOD/T-N 比は1.8~2.2であり, 脱窒に十 分な水素供与体(有機物)が不足していたと考えら れる。

RUN⑤の後半(2001年1月初旬)より原水中 T-N, BOD 濃度の増大,および急激な水質変動のため硝化率が低下した。このため,RUN⑥においては,HRT6hとして負荷を低減し,処理状況の復帰を図った。負荷低減直後より硝化率は復帰したが,脱窒性能の復帰には約1ヶ月の期間を要した。

窒素除去性能復帰後は、HRT 6 h の RUN⑥およ び、HRT 5 h の RUN⑦においても良好な処理が確 認された。これらの結果より、定水量負荷運転にお いて、水温≥18 ℃の条件では HRT 6 h 処理が、水 温≥25 ℃の高水温期では HRT 5 h 処理が可能なこ とが確認された。

・リン除去性能

RUN⑥より PAC 添加によるリン除去実験を開始 した。RUN⑥でリン除去安定化のため PAC 添加量 を徐々に上昇させたが、RUN⑥期間中に目標処理 水質(T-P \leq 0.5 mg/L)はえられなかった。しかし ながら、続く RUN⑦においてはほぼ目標水質に到 達し、RUN⑧においては安定した処理が確認され た。RUN⑦、⑧の PAC 添加量は6 L/d であり、理 論値(5.5 L/d)より高めであったため、添加量を4.8 L/dまで低減したところ、リン濃度の若干の上昇が 認められたが、目標処理水質は達成されていた。 ・その他の水質

処理水 BOD は、RUN④、⑤において T-BOD の 上昇が認められたが、その他の RUN ではおおむね 10 mg/L 程度であった。硝化活性を除いた C-BOD については、RUN③~⑦において $\leq 6 \text{ mg/L}$ であり、 有機物処理は良好におこなわれていたと考えられる。

処理水 SS は, RUN③~⑦において<10 mg/Lで あり,良好に処理されていた。

2) 水量負荷変動運転結果

RUN⑨~⑫においては,実処理場の経時的な水 量負荷変動モデルを採用し,実用化を目的とした実 験をおこなった。

·窒素除去性能

RUN⑨~①においては、HRT 6 h 負荷変動運転を おこなった。RUN⑨においては、硝化はほぼ完全 におこなわれていたが、実験期間前半においては、 処理水 T-N が 8 ~12 mg/L と不安定な状態であった。 これは、原水中の BOD/T-N 比が 1.8 ~ 2.3 と低かっ たため、脱窒反応が十分に進行しなかったためであ ると考えられる。一方、期間後半には原水 BOD が 上昇し、BOD/T-N 比は 3 ~ 4 となった。この期間 は、脱窒も十分おこなわれ、目標処理水質を達成す ることが確認された。

RUN⑩においては、2002年1月初旬より原水 T-N, BOD 濃度が急激に上昇し、これにともない硝 化活性が低下、処理状況は悪化した。RUN⑤での 知見と合わせ、本下水処理場では、年始の1~2ヶ 月間、下水中の T-N, BOD 濃度が増大すると推察 された。硝化不良の状態は約2ヶ月続いたが、RUN ⑪では硝化が完全におこなわれるまでに回復し、安 定した処理を確認することができた。

RUN⁽²⁾においては, HRT 5 h 負荷変動条件にて実 験をおこなった。約2ヶ月の実験期間中,処理水T-N, NH₄-N ともに目標値を達成する安定した処理が 確認された。

・リン除去性能

リン除去については, RUN⑨, ⑩においては目 標処理水質を達成したが, RUN⑪で処理水 T-P が 0.8 mg/L まで上昇した。このため, PAC 添加量を 5.8 L/dまで上昇させたところ, 処理水リン濃度は目 標値まで低下した。RUN⑫においては, PAC 添加 量を5.3 L/d に調節した条件(PAC 理論添加量5.5 L) でも目標処理水質を達成する安定処理が確認された。

・その他の水質

BOD 処理は, RUN¹⁽¹⁾で処理不良であったが, 他 の RUN においては処理水 T-BOD はおおむね≦10

mg/L, C-BOD は≦ 5 mg/L であった。SS について も同様であり, RUN⑩以外では, 処理水 SS はおお むね≦10 mg/Lであった。

これらの結果より,水温18~30℃において, HRT6h負荷変動条件での処理が可能であることが 確認された。

3.3.3 担体付着汚泥量の変動

担体付着汚泥を超音波により剥離し,付着汚泥量の推移について調査した。硝化槽担体付着汚泥濃度の変動を図9,脱窒槽担体付着汚泥濃度の変動を図10に示す。

硝化槽担体付着汚泥は300~2000 mg/L, 脱窒槽 担体付着汚泥は150~500 mg/Lの範囲で変動した。 硝化槽の担体投入量は脱窒槽の2倍であるが,付着 汚泥量の比較から, 脱窒槽より硝化槽の方がより多 くの付着汚泥が保持されていることが示唆された。

これは,好気条件の硝化槽中には,付着性の原生動物,後生動物が多数存在するためであると考えられる。担体付着汚泥濃度は1段目>2段目>3段目の関係にあり,浮遊汚泥濃度の環境に影響されることが示唆された。また,水温に応じた季節変動が認められ,高水温期(夏期)は担体付着汚泥量が低下,

低水温期(冬期)は増加する傾向が認められた。こ の傾向は,脱窒槽よりも硝化槽でより顕著に観察さ れた。

3.3.4 担体付着汚泥および浮遊汚泥の硝化脱窒速 度

汚泥の硝化および脱窒速度を下水試験方法に準じた回分試験により測定した。反応槽の状態を模した [担体+活性汚泥]および[活性汚泥のみ]の実験 系で測定し,担体付着汚泥および活性汚泥の単位容 積当たりの硝化,脱窒速度(mgN/L・h)として算出 した。図11に付着および浮遊汚泥の硝化速度の変動 を,図12に脱窒速度の変動を示す。

担体付着汚泥の硝化速度は7~25 mgN/L・h,浮 遊汚泥は3~13 mgN/L・h の範囲であり,付着汚泥 が浮遊汚泥より最大で約4倍高い活性を有すること が確認された。担体付着汚泥の硝化速度は水温に応 じた季節変動が認められ,低水温期(12~2月)に 高活性(15~25 mgN/L・h),高水温期(7~9月) には低活性(7~12 mgN/L・h)であった。浮遊汚 泥は,これとは逆に低水温期に低活性(3~7 mgN /L・h),高水温期に高活性(8~12 mgN/L・h)の傾









Attached Biomass
 Suspended Biomass

図 11 付着および浮遊汚泥の硝化速度の推移

Fig. 11 Nitrification rate of biomass

30



図 12 付着および浮遊汚泥の脱窒速度の推移 Fig. 12 Denitrification rate of biomass

向が認められた。これより,反応槽内における全硝 化活性のうち,高水温期には浮遊汚泥の寄与率が高 く,低水温期には担体付着汚泥の寄与率が高いこと が判明し,担体投入による低水温期の硝化活性増強 効果について確認することができた。

一方,脱窒速度については硝化速度ほど水温の影響は認められなかった。担体付着汚泥の脱窒速度は 2~8 mgN/L・h,浮遊汚泥は1~6 mgN/L・h であ り,担体付着汚泥は浮遊汚泥の約1~2倍の活性で あった。担体付着汚泥による活性増強効果は確認さ れたが,反応槽内の全脱窒活性のうち,担体付着汚 泥の寄与率は硝化の場合ほど高くないことが判明し た。

3.3.5 BOD/T-N比と窒素除去率の関係

図13に原水 BOD/T-N<3の場合の処理水 Nの内 訳を示す。本データ採取時の原水 BOD/T-N 比は2.1 であった。このときの原水 T-N 濃度(25.1 mg/L) からステップ法の理論窒素除去率((1)式, 79.2%) を適用して算出される処理水 T-N 理論値は, 6.2 mg/L であるが、実際にえられた処理水の T-N 濃度 は12.9 mg/L であった。原水中の硝化対象窒素と処 理水中の NO_x-N 濃度から算出した窒素除去率は 38.4 % であり, 理論窒素除去率より約41 % 低い値 であった。窒素除去不良の原因究明のため、3段目 の脱窒槽および硝化槽の処理水 N の内訳について 検討したところ, 脱窒槽において脱窒が不十分であ り, NO_x-N の残留(6.6 mg/L)が認められた。この 残留 NOx-N が続く3段目硝化槽に持ち込まれるこ とで、最終的な処理水 T-N 濃度が上昇(12.9 mg/L) し,処理水 T-N 理論値6.2 mg/L を大きく上回る結 果となった。NH4-N はほぼ完全に硝化されている (0.2 mg/L) ことから, 目標処理水質を達成できな かった主因は,3段目脱窒槽における脱窒不良であ ると判断できる。

比較として、原水 BOD/T-N≥3の場合について 検討した。図14に原水 BOD/T-N≥3の場合の処理 水Nの内訳を示す。本データ採取時の原水 BOD/T-N 比は3.2であった。3段目脱窒槽において、NOx-N はほぼ完全に脱窒(0.9 mg/L)され,続く3段目硝 化槽において, NH4-N が完全に硝化(0.1 mg/L) さ れた。このときの原水 T-N 濃度(25.4 mg/L)から ステップ法の理論窒素除去率((1)式, 79.2%)を適 用して算出される処理水 T-N 理論値は6.5 mg/L で ある。これに対して、実験でえられた処理水 T-N "濃度は8.7 mg/L と若干高い値であったが,目標処理 水質を達成することができた。原水中の硝化対象窒 素と処理水中の NO_x-N 濃度から算出した窒素除去 率は61.7%であり、理論窒素除去率との差は約18 %であった。脱窒槽における NOx-N 除去が良好に おこなわれていることから,処理水 T-N 濃度上昇 の主因は、1・2段目で残留した NH4-N の持ち越 しであると考えられた。

これらの結果より,目標処理水質をえるためには, 原水中に,脱窒反応を進行させるのに十分な水素供 与体が必要であると考えられる。原水 BOD/T-N≥ 3の条件を満たすため,最初沈殿池流出水で本水質 がえられない場合は,有機物濃度の高い最初沈殿池 流入水に変更,もしくは混合する等の措置が必要で あると考えられる。

3.4 今後の課題

担体投入型ステップ流入式多段硝化脱窒・脱リン システムにて、中~高水温期において目標値を達成 できることが確認された。本システム開発のまとめ として、今後低水温期における硝化脱窒能力および、









担体投入率・曝気/撹拌方法・硝化槽 DO 制御等の 運転方法の最適化について検討し,設計手法の確立 に取り組む予定である。

むすび

今回紹介した担体投入型ステップ流入式多段硝化 脱窒・脱リン法に関する JS 共同研究は平成14年度 にて終了の予定であり,開発の最終段階に入ってい る。今後,当社担体の特長を生かした新規高度処理 対応システムの確立に向けて,鋭意努力していく所 存である。

<記号説明>

- A-SRT: Aerobic-solids retention time 好気的固形物滞留時間 (曝気槽内汚泥滞留時間)
- MLDO: Mixed liquor dissolved oxygen 混合液中溶存酸素濃度
- HRT : Hydraulic retention time 水理学的滞留時間(反応槽内水滞留時間)

連絡先

川 嶋 淳 技術開発本部 研究開発部 第5研究室 主任研究員 TEL 078 - 992 - 6525 FAX 078 - 992 - 6504 E-mail j.kawashima@pantec.co.jp [参考文献]

- 野中信一ほか:神鋼パンテツク技報, Vol.43, No.2 (2000), p.26
- 2) 堺好雄,既設処理場の高度処理化と超高度処理 日本 下水道事業団における高度処理技術開発,月刊下水道, Vol.20, No.5 (1997), p.15
- 3) 堺好雄ほか:既設処理場の高度処理化,第36回下水道 研究発表会講演集(1999), p.526
- 4) 堺好雄ほか:既設処理場における下水処理の高度化 に関する調査,日本下水道事業団技術開発本部 技術 開発部報,平成10年, p.258
- 5)高度処理設計マニュアル(案),日本下水道協会,平 成6年, p.79
- 6)川嶋淳ほか:担体投入型ステップ流入式多段硝化脱
 窒法の実証実験,第38回下水道研究発表会講演集
 (2001), p.478
- 7)川嶋淳ほか:担体投入型ステップ流入式多段硝化脱 窒法の実用化実験,第39回下水道研究発表会講演集 (2002), p.581

ACT21から e-Water へ 一浄水技術開発の新しい流れ— New Trend of Water Purification Technology — From sand to membrane—



(環)環境本部計画部第2計画室 西尾弘伸 Hironobu Nishio

日本の近代水道は、1887年の横浜市をはじめとして緩速ろ過、急速ろ過と技術的に発展進歩して きた。しかし、1991年の MAC21(膜利用型新浄水システム開発研究)を契機に、浄水方法は「砂 でろ過する」から「膜でろ過する」技術へと代わりつつある。

当社は、MAC21プロジェクトで浄水用膜ろ過装置の実用化をおこない、その後のACT21(高効 率浄水技術開発研究)では、膜ろ過、高速ろ過などの技術開発をおこなった。このACT21では、 大規模膜ろ過施設に対応可能な浸漬膜、ろ過速度を従来の2倍とした高速ろ過の実用化を目指した 実証実験をおこなった。さらに、2002年から始まる e-Water(環境影響低減化浄水技術開発研究) にも、当社は、大規模膜ろ過施設の開発に実証実験で参画する。

Modern water purification system has developed from slow filtration to rapid filtration in terms of technology since the one in Yokohama City in 1887. The filtration media began to shift from sand to membrane at the start of MAC 21 in 1991, a national project for development of membrane technologies. Shinko Pantec participated in the commercialization of the membrane purification system as a part of the project. In the subsequent ACT 21, achievements were made in submerged membrane systems for large-scale plants, and rapid membrane filtration at doubled filtration velocity. In the new project, e-WATER just started in 2002, a demonstration test is scheduled for development of large-scale purification plants.

Key Words :								
	浄 膜	水 ろ	処	理 過				

Water Purification Membrane

まえがき

水道における浄水技術の革新と高効率化の実現を 最終目標とした「高効率浄水技術開発研究」 (ACT21)が1997年度から2001年度の5カ年実施さ れた。このACT21では、従来浄水技術の高効率化、 新技術の開発(膜ろ過の新分野への適用)、および 代替消毒法の実用化などの成果を挙げた。しかし、 膜ろ過の大容量化(数十万 m³/d)に対する技術的 課題,「高効率な浄水単位プロセス」と「排水処理 の高効率化」を組み合わせたトータルシステムの最 適化技術の開発(上下排水一体化処理),さらに, 省エネルギーも含めた環境負荷低減など残された課 題も多い。

これらの課題に対処するために2002年度から「環 境影響低減化浄水技術開発研究」(e-Water)が(財) 水道技術研究センター,国立保健医療科学院,大学, 水道事業体,および企業の協力のもとに,2002年度 から2004年度の3カ年実施されることになった。本 報では,ACT21での当社の成果概要,ならびに e-Waterの概要,当社の取り組みについて報告する。

1. ACT21での当社の成果概要

より安全で信頼性のある水道システムの構築を目 指し,従来の浄水技術と比較して高効率な浄水技術 の開発をおこなうことを目的とした ACT21の具体 的な研究テーマは,

 ①湖沼・貯水池系原水を対象にした高効率な浄水 技術開発

②河川系原水を対象にした高効率な浄水技術開発
③膜ろ過法の適用分野の拡大方策の検討

④代替消毒法の実用技術の開発研究

⑤浄水場から発生する排水処理技術の効率化の研 究

⑥老朽化した浄水施設の機能診断,機能改善手法の研究

⑦浄水場における計測・制御技術の高度化の研究 である。当社は、この ACT21に膜ろ過で2件、高 効率浄水技術開発で2件、排水処理で2件の計6件 に実験参画した。以下に、これらの成果概要につい て述べる。¹⁾

1.1 河川系原水を対象とした高度浄水処理システムにおける効率的ろ過プロセスの研究

淀川表流水を水道原水とする阪神水道企業団は, 凝集沈澱/オゾン/流動層活性炭/再凝集/急速ろ 過の高度浄水処理を導入している。この高度処理プ ロセス(オゾン/活性炭)の運用結果から,最終の 急速ろ過のろ過抵抗が従来より低くなることが認め られた。この原因を調査した結果,凝集沈澱のみを 前処理とする従来の急速ろ過は砂層表面で濁質を捕 捉するが,高度処理をおこなうことで濁質が砂層内 部まで進行していることが判明した。このことは, 砂層全体を有効に利用できる,すなわち,ろ過池の 高速化が可能であることを示唆しており,この実用 化に向けての実証実験をおこなうこととした。 1.1.1 実験プラント,研究成果

写真1に実験プラントを示す。実験には、より高速化とするために砂ではなく、有効径0.81 mmのアンスラサイトを使用し、これを1.5 m充填し、ろ過速度を従来型の急速ろ過の2倍の300 m/d、洗浄間隔を48 h とし実験をおこなった。下部集水装置は、支持砂利不要の IMS レオポルドブロックを使用した。洗浄工程は空気洗浄→気水洗浄→水洗浄→ろ過とし、逆洗後のろ過開始時には捨水工程を設けた。

処理水の評価指標としては,濁度より高感度の微粒 子数計をもちい,目標値をろ過初期100個/mL以下, 通常時10個/mL以下とした。

処理水微粒子数の一例を図1に示す。処理水の微 粒子数は目標値を満足したが,水温15℃以下の低 水温期において,ろ過初期の微粒子数が増加する傾 向が認められたため,この結果から逆洗後の処理水 の捨水時間を30 min とした。また,処理水の微粒 子数の低減を目的にろ材仕様の検討をおこなった。 粒度分布の比較を図2に,処理水微粒子数の比較を 図3に示す。有効径,均等係数が同じろ材でも,粒



写 真 1 高速ろ過実験プラント Photo 1 Experimental plant for rapid filtration



Fig. 1 Particle counts in treated water



図 2 ろ材の粒度分布 Fig. 2 Particle distribution of filter media



図 3 処理水微粒子数比較



度分布の分布状態のピーク値が低いろ材の方が処理 水微粒子数を低減でき,損失水頭も減少した。さら に,この微粒子数を低減するためにろ過開始方法の 検討をもおこなった。ろ過速度300 m/d 一定にてろ 過開始する方法と150から300 m/d へ上昇させるス ロースタート方法を比較した結果,図4に示すよう にスロースタート方法によりろ過初期の処理水微粒 子数漏出を抑制できることが確認できた。

阪神水道企業団では,新尼崎浄水場(373000 m³/d) を建設し,2001年4月に稼働を開始した。施設更新 にともない能力増強と高度浄水処理の導入をおこなっ たが,本研究成果でえられた高速ろ過方式を採用す ることで省スペース化が図られた。



é







1.2 中・大規模向浸漬型膜ろ過技術の研究

中・大規模浄水場に膜ろ過を適用する場合, 膜モ ジュールの高流束化, 大型化が必要となる。浸漬膜 の場合, 高い流束の設定は, 吸引ろ過であるため難 しく, 槽内に高い充填率で膜モジュールを充填する ことにより中・大規模への対応が可能となる。この 浸漬型膜ろ過の実用化を目指した実証実験を, 北千 葉広域水道企業団北千葉取水場にておこなった。

1.2.1 実験プラント,研究成果

実験に使用した膜モジュールは,材質がポリフッ 化ビニリデン (PVDF,公称孔径0.1 µm)の中空糸 膜であり,膜面積は32.6 m²/本である。図5に実験 フローを示す。

原水(江戸川表流水)は,目開き0.2 mmのスト レーナにて夾雑物を除去した後,浸漬槽に移送し,

膜ろ過をおこなった。実験期間中の原水の平均濁度 は20度程度であった。浸漬槽内部には, 膜モジュー ルを4本設置し,吸引ポンプにより定流量全量ろ過 方式で実験をおこなった。

設定流束0.4 m³/m²/d での補正膜差圧,原水濁度の 経日変化を図6に示す。運転時間が600hを越えた ところで原水に殺藻程度(1.0 mg/L 程度)の次亜塩 酸ナトリウムを注入した。運転期間中の補正膜差圧, 原水濁度の推移から,原水に次亜塩素酸ナトリウム を注入していない期間は膜差圧の上昇が認められた が,殺藻程度の次亜塩素酸ナトリウムを注入するこ とで,長期にわたり膜差圧が上昇することなく安定 した運転ができた。また,原水に次亜塩素酸ナトリ ウムを注入していた期間中に原水濁度が約50度まで 上昇したが膜差圧は上昇することなく安定に運転で きることが実証できた。

 1.3 振動型膜ろ過装置による膜ファウリングの低 減

浄水の膜ろ過において, 膜ファウリングの低減, 溶解性成分の除去など解決すべき課題は多い。本研 究では精密ろ過(MF)膜,限外ろ過(UF)膜と比 較して溶解性成分の除去能力が高いナノろ過(NF) 膜による河川水直接ろ過システムの開発,実証実験 をおこなった。

1.3.1 実験プラント,研究成果

比較的高い色度,高い濁度である千歳川表流水を 原水として,定圧下で NF 膜の直接ろ過実験をおこ なった。実験装置には,50 Hz の周波数で膜を水平 円周方向に振動させる振動型膜ろ過装置(写真2参 考)をもちいた。本装置は,膜を振動させることに より膜表面の流体に剪断力と遠心力が作用し,膜表 面でのファウリングと濃度分極が低減される特長を 有している。実験にもちいた原水の濁度は,9~ 200度(平均25度),E260は0.06~0.21 cm⁻¹(平均 0.13 cm⁻¹)であった。

図7に、千歳川表流水のNF 膜直接ろ過における 補正膜ろ過流束の推移を示す。膜差圧900 kPa,回 収率95%,振動幅3/4 inch にて連続運転をおこなっ た結果、補正膜ろ過流束を1.4 m³/m²/d 以上で約800 h維持でき、高色度、高濁度の原水をNF膜直接ろ 過できることがわかった。さらに、千歳川表流水の 場合、フミン質の膜面への堆積が膜ファウリングの 主な原因となることが報告されている。本装置の特 長である膜の振動を0~1 inch の各振動幅における 濃縮水中のフミン質の濃縮倍率を測定した結果、 1/2 inch 以上の振動幅の膜振動では、フミン質が膜 面に堆積せず、濃縮水中に逆輸送されることがわかっ た。(図8)





1.4 凝集沈澱代替プロセスとしての生物高速ろ過 の研究

浄水場における凝集沈澱処理は、原水水質悪化に よってアルミニウム系凝集剤注入率が増加する傾向 にある。従来は高度浄水処理として導入される生物 ろ過処理の持つ除濁機能を向上させることによって、 少ない凝集剤注入率で生物処理機能と固液分離機能 を併せ持つ凝集沈澱代替プロセスとして生物高速ろ 過(BRF)を開発、実証実験をおこなった。

1.4.1 実験プラント,研究成果

実験プラントは,阪神水道企業団猪名川浄水場の 高度浄水処理実証プラント内に設置した。実験対象 となる原水は淀川表流水である。

BRFの基本システムは、下層を球状セラミック ろ材(有効径0.83 mm×層高0.5 m)、上層を中空ポ リプロピレンろ材($\phi 4 \text{ mm} \times 5 \text{ mm} \times \overline{\text{P}}$ 高2.0 m) としたろ層構成の BRF 塔と,その前段に凝集混和 槽を設けたものである。実験プラントには,前段に 原水濁度50度以上の高濁度時に BRF の負荷軽減を 目的した前処理装置(傾斜管式簡易除濁装置)を, 後段にはシステム全体の評価をおこなうための砂ろ 過塔を設置した。BRF 塔のろ過速度は240 m/d とし, システム全体で凝集沈澱より省スペースであるもの とした。図9に実験プラント概略フローを示す。

濁度除去性能に関して,通常の原水濁度(15~25 度)に対して,BRF処理水濁度は1度以下であり, 80h以上のろ過継続時間がえられた。原水濁度が50 度を超える高濁度時においても前処理装置を稼働さ

ų



2.5

図 9 生物高速ろ過実験フロー

Fig. 9 Test flow for biological rapid filtration

せることで BRF 処理水濁度は1度未満をえること ができた。さらに砂ろ過の前段で再凝集操作(硫酸 バンド注入率5 mg/L)をおこなうことで,最終の 平均砂ろ過水濁度は0.07度がえられ,この場合の全 凝集剤使用量は,凝集沈澱/砂ろ過システムの約半 分となった。

BRFと凝集沈澱(高度浄水処理実証プラント) の水質項目を図10に示す。アンモニア性窒素,鉄, マンガンについては凝集沈澱よりBRFの方が高い 除去率がえられており,生物処理効果であると思わ れる。

 5 浄水場排水のクリプトスポリジウム対策技術 の探索

水道原水中に病原性原虫クリプトスポリジウム

(クリプト)が混入した場合,通常,凝集沈澱などの固液分離により2log以上の除去率がえられるが, 沈澱汚泥には存在し浄水場内でクリプトが循環する ことが懸念されるため,クリプトの浄水場内での挙



Fig. 10 Average removal ratio



Treated Water

Figures in show the counts of oocysts when the incoming oocysts are assumed 100.

図 11 浄水場内のクリプトの挙動

Fig. 11 Behavior of cryptosporidium oocysts in purification system

Vol. 46 No. 2 (2003/2)

動の確認をおこない,クリプトを排水処理から排出 しないプロセスの検討をおこなった。

1.5.1 研究成果

浄水場内のクリプトの存在状況をシュミレーショ ンした結果を図11に示す。大部分のクリプトは濃縮 スラッジに存在し、クローズドシステムを採用して いる浄水場では、約18%のクリプトが着水井に返 送されると推定できる。

さらに、この研究成果をもとに、100 000 m³/d 規 模のクローズドシステムの浄水場のケーススタデイ をおこなった。排水処理設備よりクリプトを排出し ないシステムフローを図12に示す。クローズドシス テムの場合、浄水場内に流入したクリプトの大部分 は脱水ケーキ中に捕捉されて場外に搬出され、一部 は着水井に返送される。ここに、濃縮スラッジ中の クリプトは加温処理、脱水ケーキのクリプトは造粒 乾燥処理、返送水中のクリプトは濁度が20度以下で あれば紫外線照射処理が有効であると推定された。

また,この加温処理,造粒乾燥処理にコージェネ レーションシステムを導入することで環境への負荷 低減や省エネルギーに寄与するものと考えられる。

 環境影響低減化浄水技術開発研究 (e-Water)²⁾

2.1 実施の背景・目的

水道として生活に関わる「水」は、流域圏の大き な水循環系を構成する重要な要素となっている。大 都市地域の水道では、上流の下水処理水や家庭排水 をやむなく取水し浄水処理をおこなっている。さら に、近年の病原性原虫クリプトスポリジウムや化学 物質の水道原水への混入など、水道の安全性を確保



Treated Water

図 12 クリプト対応型排水処理システム

Fig. 12 Cryptosporidium-proof wastewater treatment system

するための課題も多い。これらの課題には,水道個 別では解決できず,利用者個別の水利用形態から流 域圏までも含めた対応が必要となる。また,現状の 浄水処理システムにおいて,取水,送水などにかな りの電力を使用しており,地球環境の立場からも負 荷を低減する必要がある。

このような水循環系において、今後の水道に求め られるのは安全な水の供給のみでなく、浄水処理シ ステム全体で水の有効利用を図り、河川への負荷の 低減、さらには省エネルギーや発生汚泥量の削減な ど環境影響の低減化に繋がるシステムを構築してい くことである。2000年度に「水道施設の技術的基準 を定める省令(施設基準)」が施行され、浄水処理 技術の自由化、多様化などその地域独自の原水水質 に応じた多様なシステム構築の気運が高まっている。 このような背景のもと、e-Water は、環境配慮型の 社会実現に向けて必要となる施設の整備、既存施設 の改良に貢献できる技術開発を目指して2002年度か ら2004年度の3カ年実施される。

2.2 研究課題,研究概要

e-Water では以下に示す研究が実施される。

(1) 大容量膜ろ過技術の開発に関する研究

小規模浄水場では、すでにクリプト対策として膜 ろ過技術が有効であることが実証され、実施設への 普及が順調に進行しており、現在、日本全国で280 カ所の膜ろ過施設が稼働中、もしくは建設中である。 しかし、高度浄水処理を導入するまでもない比較的 清浄な水道原水を有する中・大規模浄水場において は、クリプト対策として、急速ろ過処理水の濁度 0.1度(クリプト暫定指針値)管理には、凝集剤の 過剰注入、ろ過継続時間の短縮、これらにともなう 汚泥の難脱水性など問題が多い。とくに、低水温、 低濁度時には顕著であり、中・大規模浄水場でも膜 ろ過の導入を検討し始めている。また、汚染が進行 している水道水源では、クリプト、臭気、藻類、難 分解性有機物、さらには消毒副生成物などの対策・ 対応のため、その浄水処理は一層難しくなってきて いる。こうしたことから、既存の高度浄水処理と膜 ろ過を組み合わせた多様な応用技術の開発も求めら れている。

本研究では, 膜の大容量化 (50 000~200 000 m³/d) における技術的課題を解決し,より高い安全 性の確保と浄水技術の信頼性を向上させるために 「大容量膜技術の開発研究」をおこなう。具体的に は省エネルギー化が重点課題であり,オンラインで の効率的な薬品洗浄方法の確立,薬品洗浄廃液処理 も含む排水処理,あるいは上下排水一体化処理の検 討,使用済み膜モジュールの再利用,処分方法の最 適化を目指す。さらには、コスト、スペースなどに おけるスケールメリット化、システム全体の自動運 転,制御化による容易な運転維持管理システムの開 発の確立を目指す。

(2) 浄水処理トータルシステムの開発に関する研究 日本の浄水システムは圧倒的に急速ろ過法が大勢 を占めているのが現状である。臭気,藻類対策,消 毒副生成物対策,クリプト対策が相互に関連して急 速ろ過処理水の濁度0.1度管理に苦慮している浄水 場も多い。これらの浄水場では既存技術である急速



写真 3 高流束型(MF 膜) Photo 3 High-flux type MF membrane



写真4 大型膜モジュール(UF膜) Photo4 Large UF module

ろ過法の最適化活用域あるいは従来の急速ろ過法に 代わる代替技術と排水処理の高効率化が望まれてい る。本研究では、ACT21の成果である「高効率な浄 水単位プロセス」および「排水処理の高効率化」を 組み合わせたトータルシステムとしての最適化技術 の開発を目指す。このシステムの中では、計測技術、 薬品注入制御システムなど IT を駆使した効率的な 制御システムの導入も考慮し総合的な最適化システ ムの技術開発を目指す。

(3) 水道水源における監視技術の向上に関する研究 水道水源の水質事故による汚染,近年の化学物質 やクリプトなどの病原性微生物による水源汚染に対応し安全性を確保するうえで,水源の監視能力の向 上が望まれている。また,科学技術の進歩とともに, 通信,制御,OA 機器,省エネルギー技術などの高 度化,高機能化が図られきている現状を鑑みて,該 当技術を浄水処理システムに積極的に導入すること を目的とし,迅速な危機管理,多様な情報公開,多



写真 5 高充填浸渍型(MF膜) Photo 5 High density submerged MF membrane

次元的な情報交換を達成しようするものである。 2.3 e-Waterに対する当社の取り組み

当社では、この e-Water に(1)の大容量膜と(2)の浄 水処理トータルシステムに参画する。特に、「大容 量膜技術の開発研究」には、実証実験を含めて積極 的に取り組んでいる。これは、今後5~10年後の浄 水処理は、膜を核としたシステムになり、さらに中・ 大規模の膜ろ過施設が増加するものと予想されるた めである。

以下に、当社の大型膜ろ過施設の概要を紹介する。 大規模浄水場に膜ろ過を適用する場合、まずその設 置スペース、エネルギー消費が問題となる。現状、 これらの問題には、当社として膜の高流束化(5 m³/m²/d 以上)、大型膜モジュール(125 m²/モジュー ル)、設置膜モジュールの高充填率化での対応を考 えている。

(1) 高流束化

膜材質に耐薬品性(耐塩素性)に優れたポリフッ 化ビニリデン(PVDF)を使用し,原水にわずかの 塩素を注入することで高流束化を可能にしたもので ある。運転方式も消費電力が少ない全量ろ過方式を 採用している。(写真3)

(2) 大型膜モジュール

膜材質は地球環境に配慮した酢酸セルロースである。膜モジュール1本あたりの膜面積は125 m²と 従来のセルロースモジュールの約2.5倍の膜面積を 有している。この膜モジュールも運転方式は全量ろ 過方式である。(写真4)

(3) 高充填率化(浸漬膜)

膜材質は PVDF であり,浸漬槽内に高充填率で 膜モジュール(32.6 m₂/モジュール)を充填する。 運転方式は吸引式全量ろ過方式である。(写真5)

Vol. 46 No. 2 (2003/2)

むすび

当社では、日本で最初の膜を利用した浄水技術を 開発するための官学民共同プロジェクト MAC21 (1991年度から3カ年)に実証実験に参画して以来、 高度処理 MAC (1994年度から3カ年)、ACT21、 e-Water と十年以上にわたり浄水膜ろ過技術の開発 に取り組んできている。当社の浄水膜ろ過施設の納 入実績も1998年に第1号機を納入してから、その数 も27件(総処理水量:約15000 m³/d, 2002年11月現 在)と着実に増えている。膜ろ過は、その処理の確

連絡先

西 尾 弘 伸 環境装置事業部 環境本部 計画部 第2計画室 課長 TEL 078 - 232 - 8102 FAX 078 - 232 - 8057 E-mail h.nishio@pantec.co.jp 実性,安全性に優れた技術であり, 浄水処理におい て, 今後主流となるものと思われる。当社は, 今後 も浄水膜ろ過の研究開発に積極的に取り込んでいく 所存である。

[参考文献]

- (財)水道技術研究センター:高効率浄水技術開発研究(ACT21)成果概要集,(2002)
- 2)(財)水道技術研究センター:環境影響低減化浄水技 術開発研究の実施に関する基本方針,(2000)

6

Į.

産廃焼却炉排ガス処理設備納入実績

Gas Treatment Facilities of Industrial Waste Incinerator



(気)冷却塔部工事グループ
 小 出 鉄 ー
 Tetsukazu Koide

当社は日鉱環境(株)向けに産業廃棄物焼却施設用の排ガス処理設備を納入し、出口ダスト濃度 として0.02 g/m³N・dry 以下の高性能を達成した。排ガス処理設備は排ガスを急冷するための急冷塔、 多量のダストおよび有害ガスを荒取りするためのアトマイジングウェットスクラバ、および微細な ダストおよび有害ガス(HClやSOx)を99.9%という高効率で除去するためのイオンスクラバの3 つの装置から構成されている。本設備は2001年3月に納入され、目標値を達成して順調に稼働して いる。

A waste gas treating system was delivered to Nikko Environmental Services Co., Ltd. for the industrial wastes incinerator to achieve outlet dust concentration of $0.02 \text{ g/m^3N} \cdot \text{dry}$ or less. The gas treating system is composed of three main units; a quenching tower for cooling exhaust gases, an atomizing wet scrubber for roughing dust and noxious gases (HCl and SOx) and an ionizing wet scrubber for high removal efficiency of 99.9 %. The system has been in successful operation, attaining the target concentration since the delivery in March 2001.

Key Words :

ガ	スタ	処理	設	備	IWS, AWS, QT
					Ionizing wet scrubber, atomizing wet scrubber,
					Quenching tower
ダ		ス		ኑ	Dust
産	廃	焼	却	炉	Industrial wastes incinerator

ている。

まえがき

工場等から出る産業廃棄物は年々増加し,環境へ の脅威となっている。環境対策も年々厳しくなる方 向にあり,最近ではダイオキシン排出濃度規制が制 定された。しかし,処理システム,施設は十分とは いえず,処理体制の強化が大きな課題となっている。

このような状況のもとで,当社は高効率の集塵, 除ガス処理装置であるイオンスクラバー(IWS)を はじめ,種々の排ガス処理装置を製造販売しており, ユーザー各位へ最適な排ガス処理システムを提案し 当社は2001年3月に日鉱環境(株)C&R工場へ 産業廃棄物処理施設の強化・拡充の一環として排ガ ス処理設備を納入した。

日鉱環境(株) C&R 工場は日鉱金属(株)日立 工場内にあり、2002年4月に現社名に変更した。 C&R はクリーン&リサイクルの意味であり、国内 最大級,最新鋭のクリーンZ炉(高温熱分解法) による液状(廃油,廃液)産業廃棄物の無害化処理, リサイクル炉(高温溶融法)によるスラッジ,汚泥 等の産業廃棄物の溶融スラグ化処理をおこなってい る。また、クリーン Z 炉とリサイクル炉の有機的 な組み合わせによる操業で、系外へ二次廃棄物を排 出しない工程となっており、有価金属はマットとし て回収、スラグはセメント原料として販売し、資源 のリサイクルをおこなっている。

その内クリーン Z 炉の処理能力は5 000トン/月 (廃油+廃液)の能力を有している。

今回納入した排ガス処理設備は、このクリーンZ 炉より排出される排ガス処理用である。2001年3月 に納入、同月より運転を開始し現在順調に稼働して いる。

本稿では,今回納入した産業廃棄物処理プラント 用排ガス処理設備の概要を紹介する。

1. C&R 工場クリーン Z 炉設備の概要

図1にクリーンZ炉の概略フローシートを示す。 クリーンZ炉は主に廃油,廃液を処理するための 焼却炉でストーカ付ロータリキルンを採用し,廃棄 物を完全燃焼する事により無害化している。さらに 完全燃焼をより確実にするため二次燃焼炉を設置し ている。また,ピットおよびクレーンを備えている ため、液状廃棄物だけでなく固形物も同時に処理可 能である。焼却炉より排出される高温ガスは急冷塔 (QT)でガス冷却した後、ダスト、酸性ガス(HCl, SOx)をアトマイジングウェットスクラバ(AWS), イオンスクラバ(IWS)で除去し、完全無害化を達 成している。

また, 遠隔操作による最新鋭の集中コントロール システムを導入し, 常時安全運転を監視し自動化を サポートしている。

2. 排ガス処理設備の概要および特徴

排ガス処理設備は急冷塔,アトマイジングウェッ トスクラバ,イオンスクラバの各装置で構成されて おり,図2にそのフローシートを示す。

要求仕様の設計条件は、ガス温度900 ℃,処理前 ダスト20 g/m³N・dry, HCl ガス濃度1 200 ppm と非 常に高温、高濃度であり、いっぽう排ガス処理後の ダスト濃度は 0.02 g/m^3 N・dry 以下,HCl ガス濃度 5 ppm 以下が要求されており、99.9 %以上の高効率 のダスト除去性能が必要である。この条件をクリア するために、当社は湿式タイプの排ガス処理設備を 採用した。



図 1 C&R 工場クリーン Z 炉フローシート

Fig. 1 Flowsheet of clean Z furnace (C&R PLANT)



図 2 廃ガス処理設備フローシート

Fig.2 Flowsheet of gas treatment facility

設備は高温ガスをダイオキシン類の再合成させな いために、断熱飽和温度81.5 ℃までに急冷する急冷 塔,高濃度ダスト,HCI,SO₂などの高濃度酸性ガ スを荒取りするためのアトマイジングウェットスク ラバ,および残りのダスト,酸性ガスを高効率に除 去するための湿式集塵機であるイオンスクラバより 構成されている。

また,このように高効率でダストを集塵するため, ダスト状ダイオキシン類の大幅な低減除去効果も期 待できる。

付帯設備として, 排水量の低減を目的に沈殿槽を 設置しており, 急冷塔, アトマイジングウェットス クラバ, イオンスクラバの各排水は各装置間に使用 する事により給水量の低減を図っている。さらに, 排ガス処理設備全体の圧力損失は3.7 kPa 以下であ り低ランニングコストとなっている。

また、本設備の設計するにあたっては、当社が選 定した各装置のパイロットテスト機を現地へ据付、 実際の排ガスを導入したテストを実施し、高濃度処 理の確認、各装置の性能確認をおこなった。このテ ストより要求仕様が満足出来ることが確認でき、本 システムの仕様の詳細を決定した。

2.1 急 冷 塔 (QT)

急冷塔は循環液スプレー方式を採用し,900 ℃の 高温ガスを断熱飽和温度81.5 ℃まで急冷させている。 図3に急冷塔の断面図を示す。



図 3 急冷塔断面図

Fig. 3 Sectional view of quench tower

スプレーは外部リング配管より, 塔壁にスプレー ノズルを配置し塔内へスプレーする構造となってい る。そのため, 塔内には散水管が無いのが特長であ り, 従来のように散水管の腐食等によるトラブルの 発生がなく, スプレーノズルのメンテナンスが塔外 より容易に実施できるという特長を持っている。ま た,内面は坑火石,カーボンレンガにより断熱性お よび耐食性を持たせており,さらに,カーボンレン ガ表面には,循環液を塔上部よりオーバーフローさ せて,濡れ壁を形成し耐久性を向上させている。蒸 発等による水損失の補給は,沈殿槽のオーバーフロー 水を再使用し新水の供給を低減している。また,酸 性ガスの除去効率を高めるため NaOH 水溶液を自 動注入して,循環液をアルカリ側に維持している。 2.2 アトマイジングウェットスクラバ (AWS)

アトマイジングウェットスクラバは慣性力, 拡散 力, 遠心力等を利用した溜水式スクラバである。図 4に AWS の内部構造を示す。

集塵効率は濾布集塵,電気集塵,ベンチュリスク ラバ等の高性能集塵装置と比べて劣るものの,構造 が非常に簡単で高濃度のダストにも詰りを生ずるこ となく,長期安定運転が可能であるという特長を持っ ている。さらに,設備コストが安価であること,有 害ガスも同時に除去できることから高濃度ダスト, 高濃度有害ガス処理の前処理用集塵機として採用し ている。なお,今回納入のAWSのダスト除去率は パイロットテスト機でのテストデータで80%以上 の除去率を持つことが確認された。

ガス入口部より導入された排ガスは水面に衝突し て液面を押し下げて,ガス案内板と液面の間に生じ たスロート部を高速で通過する。その際,霧吹き作 用により水を同伴・分散し,スクラビング部で渦流 となり,理想的な気液混合により集塵および有害ガ スを同時に除去している。ガス中の同伴水滴は,水 切り板に衝突して捕捉され,ガス出口では飛沫同伴 はほとんど無い。AWS はガス流のみで水を分散・ 微細化するため、ポンプなどの機械装置が不要であ り、装置内はシンプルな構造であるため、トラブル が少なく保守点検が容易である。また、溜水中の SS 濃度は2~3%の高濃度でも使用可能であるた め、給水は急冷塔の排水を使用し、新水の供給を低 減している。さらに、酸性ガス吸収用に NaOH 水 溶液を自動注入している。

2.3 イオンスクラバ (IWS)

イオンスクラバは, AWS で集塵できなかった微 細なダストと有害ガスを高効率で同時に除去できる 装置であり, その断面図を図5に示す。高効率でダ



図 4 AWSの内部構造 Fig.4 Construction of AWS



Fig. 5 Sectional view of 3-stage IWS

ストを集塵除去する必要があるため、パイロットテ スト機によるテスト結果より、IWS は3ステージ タイプを選定した。

IWS へ導入されたダストは,高電圧で荷電され 集塵板での除去,充填部において慣性衝突およびイ メージフォース(影像力)により除去される。高電 圧イオン化部は,イオナイザープレート,放電線お よび高圧電源装置にて構成されている。40 kV の直 流高電圧によりコロナ放電を発生させ,ダストに荷 電している。イオナイザープレートはダストまたは 析出物の付着成長を防止する目的で連続的に循環水 または新水をオーバーフローさせて濡れ壁を形成さ せる構造となっている。

充填層部は充填材, 散水装置, ミストセパレータ で構成されている。充填材上部からは循環液をスプ レーしており, ダストと有害ガスを同時に除去する。 また, 有害ガス除去吸収用に NaOH 水溶液を自動 注入している。

IWS 内部には洗浄目的のための洗浄配管を設置 している。洗浄は定時刻になれば自動的に開始し, 終了後通常運転に復帰する。循環および洗浄は同一 ポンプを使用し,循環弁,洗浄弁の切換をおこなう ことにより実施される。循環弁,洗浄弁の切換はタ イマーにより自動運転される。

循環槽には水位コントロール用のレベル計,循環 液のpHコントロール用のpH制御計が取り付けら れており,安全対策として,急冷塔出口温度計によ り高温ガスを検知した場合,IWS入口外気導入ダ ンパが開きIWS内部へ高温ガスが流入しないシス テムとなっている。

IWS の運転,停止は自動シーケンスを組み込ん でおり,押しボタンスイッチーつで一連の動作およ び運転,停止をおこなうことができるシステムとなっ



写 真 1 排ガス処理設備外観 Photo 1 Outside of gas treatment system

ている。また,メンテナンスが容易にできる構造と なっている。

3. 納入設備の仕様

納入設備の外観を写真1に示す。設計条件および 仕様は次のとおりである。

本設備を設計するにあたっては,前述したパイロッ トテスト機によるテストデータをもとに最適設計を おこなった。

3.1 設計条件 処理ガス量 $61\,500\,\mathrm{m^3N/h}\cdot\mathrm{wet}$ 900 ℃ 処理ガス温度 11 200 m³N/h 処理ガス水分量 入口ダスト濃度 $20 \text{ g/m}^3 \text{N} \cdot \text{dry}$ 出口ダスト濃度 0.02 g/m³N·dry 以下 入口 HCl 濃度 1 200 ppm 出口 HCI 濃度 5 ppm 以下 入口 SO2 濃度 1 400 ppm 出口 SO₂ 濃度 5 ppm 以下 取合圧力 -0.4 kPa **圧力損失** 3.7 kPa (QT + AWS + IWS)洗净液質 NaOH 水溶液 **薬品注入方式** pH 計による ON-OFF 制御

24 h/d

運転時間

3.2 機器仕様

急冷塔	型番 QT-300 1 台
	ФЗ 500×8 600 Н
アトマイジングウェットスクラバ	型番 AWS-1150-H 2 台
	$7\ 000\ L \times 2\ 400\ W \times 2\ 475\ H$
イオンスクラバ	型番#2000×3ステージ1基
	$16\ 170\ L \times 9\ 250\ W \times 7\ 113\ H$
直流電源装置	40 kV×300 mA 6 台
急冷塔循环槽	$3\ 000\ W \times 4\ 300\ L \times 2\ 500\ H$
	1台
沈 殿 槽	Φ7 300×5 000 H 1 台
QT 循環ポンプ	3台
IWS 循環ポンプ	4 台
前ミスト洗浄ポンプ	1台
急冷塔循環槽ポンプ	2台
NaOH 注入ポンプ	2 台
ブースターファン	1台
制 御 盤	1 面
機側操作盤	IWS用 3面
	OT 用 1 面

3.3 機器主要部材

各機器の主要部材を下記に示す。

•	急	冷	r t	塔						
	本				体	SS4	00	内面 FR	Pライ	ニング
	耐		熱		材	カー	-ボ	ンレンガ	坑火	石
	散	水	IJ	ン	グ	SUS	5316	L		
•	7	トマ	イ	ジン	グス	エット	、ス :	クラバ		
	本				体	SS4	00	内面 FR	Pライ	ニング
•	イ	オン	ス	クラ	バ					
	本				体	FRF)			
	イオ	トナイ	ザー	プレー	- ト	SUS	5316	L		
	充		填		材	PP	R-	- 2		
A		VSE	±	4 +	H					

4. 運転結果

2001年3月より運転を開始しているが、その性能 テスト結果を表1に示す。

表1のように、処理ガス量および水分量は設計条件とほぼ同一であった。急冷塔での排ガス冷却後の 温度は、設計値81.5℃に対して82℃であり、設計 値通りであった。

ダスト濃度は、急冷塔入口設計濃度20 g/m³N・dry に対し測定値は11.3~10.8 g/m³N・dry であり、設計 値の約1/2であった。IWS 出口設計濃度0.02 g/m³N・ dry 以下に対して測定値は0.01 g/m³N・dry 以下であ り、ダスト除去率は99.9 %以上であった。このダス ト除去率は計画値99.9 %を満足している。また、出 ロダスト濃度の測定値が0.01 g/m³N・dry 以下と非常 に低い濃度であるため、排突よりの煙の棚引きが大 幅に改善された。

HCl ガスは IWS 出口において設計値 5 ppm 以下 に対して測定値は 3 ppm であり,設計条件以下の 値がえられた。

以上の性能テストの結果,当初の設計条件を十分 に満足していることが確認された。また,本設備を 設計するに当たりパイロットテスト機によるテスト 表 1 性能テスト結果

Table1 Performance test results

Item	Ĩ	Measured Value (IWS Outlet)		
Gas Quantity (Gas Quantity (Gas Quantity (Gas Temperatu	Actual) Wet) Dry) re	105 260 m ³ /h·wet 80 950 m ³ N/h·wet 46 140 m ³ N/h·dry 82 ℃		
Composition	O ₂	13 %		
of Fly Gas	N ₂	63.2 %		
H ₂ O		43.0 %		

	_	Measure	Macquing		
Item		Quench Tower Inlet	IWS Outlet	Method	
D	g/m³N	11.3	0.01	110 70000	
Dust Content		10.8	< 0.01	JIS Z0000	
HCl Gas	ppm		3	JIS K0107	

を実施したデータも有効であることが確認できた。 む す び ¢

産業廃棄物焼却施設向け排ガス処理設備の納入例 について紹介した。本排ガス処理設備は,非常に高 濃度のダスト,有害ガスを高い除去率で処理するこ とができ,産廃焼却炉向けに有効であることが確認 された。

最後に,パイロットテストおよび本設備の計画, 据付,運転にあたり多大なご指導,ご協力をいただ きました日鉱環境(株)C&R工場殿に深く感謝の 意を表します。

[参考文献]

- 1) 日鉱環境(株) カタログ
- 小出鉄一;神鋼パンテツク技報, Vol.43, No.2 (2000)
 p.83
- 3)野田晃;神鋼パンテツク技報, Vol.42, No.1 (1998) p.72

連絡先

<u>۱</u> ۱	出	鉄	_	気熱装置事業部 冷却塔部 工事グループ
		1	TEL FAX E-mail t.ke	078 - 232 - 8132 078 - 232 - 8066 pide@pantec.co.jp

サントリー(株)高砂工場殿向 清涼飲料製造排水処理設備 Wastewater Treatment System for





 (環)技術本部技術部第3技術室 水 口 護 Mamoru Mizuguchi
 宮 本 武 Takeshi Miyamoto

最新の清涼飲料工場であるサントリー(株)高砂工場殿で稼働している多くの生産品目に対応でき る排水処理設備の実績について紹介する。本設備は担体をもちいた好気性処理設備(PABIO MOVER)と、その後の処理排水の変化にともない2001年に前処理設備として導入した嫌気性処理 設備(PANBIC-H)からなっている。嫌気性処理設備導入後、ほぼ一年が経過したが原水水質変動 に対しても安定した処理が継続でき、放流規制値よりも低く設定した工場自主規制値が満足されて いることを確認した。

また、嫌気性処理設備を導入することにより、導入前と比べて余剰汚泥発生量が3分の1に減少 した。

A wastewater treatment system was delivered to Suntory's Takasago plant that produces a variety of soft drinks. The system is composed of an aerobic system (PABIO MOVER) using carrier elements, and anaerobic system (PANBIC-H) added as pretreatment in 2001 to comply with the subsequent change of wastewater. About one-year operation has proved stable treatment despite the fluctuated quality of raw water, achieving the Suntory's voluntary discharge quality that is much stricter than the municipal regulations. The introduction of the system also enabled decrease of excess sludge generation to one third.

Key Words :

嫌	気 性	処	理	Anaerobic treatment
グ	ラニュ		ル	Granule
好	気 性	処	理	Aerobic treatment
活	性		炭	Activated carbon

まえがき

サントリー(株)高砂工場は兵庫県高砂市の旧国鉄 工場跡地に1999年に建設された最新鋭の清涼飲料工 場である。工場操業開始時より廃棄物の再資源化 100%の達成,風力・太陽光発電,工程用水の循環 再利用等積極的な省資源・省エネルギーを推進して いる21世紀型の先進工場である。

また、瀬戸内海に面した総量規制適応の工場地帯

にあるため厳しい放流基準が求められる立地にある。 排水処理設備は,1999年の工場建設にともなう設備 とその後生産品目の変更にともなう排水負荷増に対 応するため2001年度に増設した増強設備から構成さ れている。

本稿では,生産品目の多様化にともなう負荷変動 に強い排水処理設備の概要を紹介する。



図 1 1999年納入装置 フローシート Fig.1 Flow sheet for initial system



写真 1 1999年納入設備 全景 Photo 1 System delivered in 1999 (Initial)

1. 1999年納入設備(工場建設時)

1.1 設計条件と実際

表1に建設当初の設備設計条件,フローシートを 図1,外観を写真1に示す。原水はロット切替え時 の容器洗浄排水であり,生産品目に由来して水質が 変化する。建設当初の生産品目は,烏龍茶等の有機 物負荷が高くないものであった。しかし,運転開始 後約1年を経過する頃から生産品目が多くなり,当 初の品目に加えて果実飲料・炭酸飲料に由来する工 程廃水の処理が必要となった。後述する増強設備の 検討はこれを契機に開始された。生産品目の変更に ともなう有機物負荷の増大は設計条件の最大5倍程 度が予想された。



Fig. 2 Operating data of initial system

表 1 1999年納入設備 設計条件 Table1 Design basis for the initial system

	Raw Water	Treated Water
Quantity (m ³ /d)	1 1	200
pH	5-8	5.8-8.6
SS (mg/L)	148	5
BOD (mg/L)	587	5
COD (mg/L)	587	8

Ę

実際の運転結果を図2に示す。設計条件以上の負 荷流入に対しても運転調整変更など適時必要な対応 をおこなった結果,放流水質を規制内に維持するこ とができた。

次項に構成する主要設備プロセスの特長を示す。

1.2 設計条件と実際

原水ピット,スクリーン,原水貯留槽,中和槽か ら構成される。

原水ピットは地下配管により流入する工場排水を ポンプ中継するために設置した。スクリーンは工程 排水中に混入する茶滓などの夾雑物除去を目的に設 置された。原水貯留槽は排水量および質を緩衝させ るために排水約1日分の容量を確保した。中和槽は 後段の生物処理設備に悪影響を与えないように原水 貯留槽の排水を中性に調整するために設置した。

1.3 PABIO MOVER (パビオムーバー)

本設備は曝気槽または脱窒槽に特殊形状担体を充 填し,曝気またはガス撹拌のもとで流動させる方式 の高効率有機排水処理装置である。写真2に担体写 真,図3に概念図を示す。本設備は高砂工場殿の水 質変動を十分に考慮した処理方式で数多くの特長を 有している。主なものとしては次の点があげられる。 ①環境に適した微生物の活用と担体を流動させるこ

とにより,大きな接触効果がえられ高負荷処理が 可能である。

②リアクター内の担体に付着した微生物で処理する ため、返送汚泥が不要である。

余剰汚泥は小さい SS となって流出するが, 沈殿 池などで除去できるためバルキングの心配がない。

- ③下水道放流から公共水域放流まで目的に合わせた 処理水が容易にえられる。
- ④食品,化学,紙・パルプ,下水等広い範囲の排水 に適用できる。
- ⑤既設の曝気槽や遊休タンクなど様々な形状の水槽 を転用することができるため、既設設備を有効利 用し、能力増強を図ることが可能である。
- ⑥担体の目詰まりの心配はまったくなく,他の生物 ろ過法,固定床法のような逆洗操作は一切不要で ある。 実際の運転においては,設計条件を越える流入負

荷となることがあったが,負荷状況に応じた水質 の上昇が見られるのみで悪影響は一切なかった。 また,機械的なトラブルもない。

1.4 凝集沈殿設備

PABIO MOVER で発生する余剰汚泥の分離回収 (SS 除去), PABIO MOVER 処理水の COD 除去, および色度除去を目的とした設備である。



写真 2 PABIO MOVER 担体写真 Photo 2 PABIO MOVER carrier element



色度除去については製品をサンプルとした試験確 認結果に基づき酸性下での凝集法を採用した。

大きな負荷変動に対しては凝集反応用薬品の注入 条件を変更することで安定した処理が継続できた。 ただ果汁由来排水を処理する場合には,スカムの発 生が増える傾向が見られた。

1.5 マルチアクトス

本設備は凝集沈殿処理水を砂ろ過設備と合わせて 放流水質まで仕上げ処理をおこなう多段流動床式活 性炭吸着装置で,図4にプロセスフローを示す。本 設備の特長は次のとおりである。

- 小粒子の活性炭を利用するため、吸着速度が大きく、かつ活性炭の利用率も高い。
- ②活性炭は、常に排水と向流接触状態にあり、また、 デットスペースの少ない内部構造により、接触効 率が高い。
- ③活性炭の供給量を調整することによって、原水の 水質が変動しても処理水質を維持できる。
- ④活性炭の利用率が高くとれるため、ランニングコ ストが低い。
- ⑤1塔多段式であり、吸着速度が大きいので、装置 がコンパクトになり設置面積が小さい。
- ⑥流動式であるため、原水中の懸濁物質によるろ床 閉塞が無く、固定床のような逆洗装置が不要であ る。
- ⑦全自動シーケンスによる運転のため、運転管理が 容易である。
- 1.6 脱水設備

凝集沈殿設備で回収された余剰汚泥を対象とした

設備であり、脱水ケーキホッパーを付属する。

形式はベルトプレスタイプを採用した。

本設備も負荷増加時点では脱水薬品の注入条件な どを適宜変更することで安定した運転が可能であっ た。

1.7 脱臭設備

工場敷地境界において臭気強度2,臭気濃度10以 下を遵守するため、臭気源に該当する水槽および設 備には覆蓋を設置し、発生臭気はダクト吸引し脱臭 用活性炭吸着塔を通過後に大気放散する設備とした。 1.8 薬品注入設備

設備で使用する劇物薬品は受入や貯留上の安全性 や管理面を考慮して一カ所にまとめ,防液提の中に 貯留タンクを設置した。

2. 2001年納入設備(増強設備)

2.1 設計条件

表2に増強設備の設計条件を示す。増強設備は, 生産品目の変更にともなう有機物負荷の増大分を既 設設備の流入負荷条件に低減させるもので,設計条 件は増強設備の流入条件と流出条件(既設設備の流

表 2 2001年納入設備 設計条件

Table2 Design basis for the retrofit system

	Raw Water	Treated Water			
Quantity (m ³ /d)	1 200				
pН	2-8	5.8-8.6			
SS (mg/L)	100-460 (200)				
BOD (mg/L)	180-4 250	< 600			
COD (mg/L)	230-2 950				





図 5 2001年納入装置 フローシート Fig.5 Retrofit system

rig. 5 Keuom sys

•

b

入条件)より設定された。

検討にあたっては次の項目がポイントとなった。

- ・各製品間の水質格差に由来する激しい原水濃度変 動に影響を受けない設備であること
- ・既存設備に影響をあたえる果汁排水由来の繊維分 は凝集加圧浮上前処理設備を設置し分離除去する こと
- ・省スペースであること
- ・運転管理が容易であること
- ・ランニングコストが極力かからない設備であること

フローシートを図5に,外観を写真3に示す。 次に構成主要設備のプロセスの特長を示す。

2.2 前処理設備

増強設備の中心である嫌気性処理設備の安定運転 に影響を与える果汁排水に由来する繊維分の除去と 原水 SS 成分の低減を目的に設置した。

2.3 酸生成槽設備

嫌気性処理は数多くの微生物が関与している複雑 なプロセスである。大きく分類すると加水分解によ る複雑な有機物から単純な有機物への分解,酸生成 菌の発酵作用による揮発性脂肪酸(VFA)の生成と 低分子化,およびメタン生成菌によるメタン発酵が ある。

酸生成槽は嫌気分解反応を促進,安定化させる。 メタン発酵以前の生物反応の促進・安定化を図る。 加水分解や酸生成が進みにくい基質を対象とする場 合には,酸生成槽の要否は,対象排水をもちいた回 分試験で判断することが可能で,種々の排水や模擬



写真 3 2001年納入設備 全景 Photo 3 System delivered in 2001 (Retrofit)

排水をもちいて検討をおこなった。その結果,各排 水は比較対象系としてもちいたグルコースと同様に 短期間で嫌気分解が終了していることから,酸生成 槽を設けないプロセスを提案した。

ただし、運転に際しては将来的な市場の変化やそれにともなう生産品目の変更を考慮して酸生成槽を 嫌気リアクターの前段に設置することとした。図6 は試運転時に確認した酸生成槽処理と嫌気処理結果 を示す。酸生成および嫌気処理の評価については VFA 濃度により確認した。嫌気処理水レベルが原 水の激しい水質変動に対しても安定していること、 原水貯留槽出口(酸生成槽入口),酸生成槽出口に おいて顕著な低分子化(VFAの増加)が確認され ないことから,対象排水については事前検討結果と 同様,酸生成槽がとくに必要ないことを確認した。



2.4 PANBIC-H システム

現在の嫌気性処理設備における主流は UASB(上 向流嫌気性スラッジブランケット)方式と呼ばれる ものである。図7に概念を示す UASB 方式は、嫌 気性微生物を高濃度に保持することが可能な優れた 方式であるが、有機物除去反応の大部分は、容積に 対して1/3前後のスペースでおこなわれている。

リアクターの上部には、発生ガスの捕集と直径1 ~2mmの塊となった嫌気性微生物の粒子(以下グ ラニュールと呼ぶ)の流出防止の目的でGSS(Gas-Solid Separator)と呼ばれる気固分離装置が設置さ れリアクター全体の容積に対して多くの比率を占め る。

ガスの付着していないグラニュールの沈降速度は 直径0.5~1 mm のもので平均40 m/h にも達する¹⁾。 一方, UASB リアクター内の水面積負荷は通常1~ 2 m/h 前後である。このため,あらかじめ付着ガス を分離すれば, UASB リアクターよりはるかに小さ な面積でグラニュールの沈降分離がおこなえる。

図8に PANBIC-H システムの概念を示す。 PANBIC-Hシステムは嫌気リアクター,分離槽,汚 泥返送手段より構成される。本設備は UASB と同 様にグラニュールにより嫌気処理をおこなう装置で, UASB 方式よりもさらに高負荷処理を可能とさせる 目的で自社開発したものである。UASB 方式のよう に内部に GSS は装着されておらず,次のようなプ ロセスで有機物の分解・ガスの捕集・グラニュール の流出防止をおこなっている。

①排水はリアクター下部より導入され、グラニュー ル層を上向流で通過する。ここで有機物はメタン ガスと二酸化炭素に分解される。

②発生したガスはリアクター内を上昇し、リアクター



図 7 UASB リアクター概念図 Fig.7 Concept of UASB reactor



図 8 PANBIC-Hシステム概念図 Fig. 8 Concept of PANBIC-H

上部で捕集され,ガス利用設備へ導かれる。 ③有機物を除去された液はリアクター上部より流出 する。この時グラニュールの一部は処理水ととも に流出する。

④流出液中のグラニュールは後段の分離槽で沈降分離され、ポンプにてリアクターに返送される。

このような構成を採用したことにより, UASB と 比較して大幅に能力アップが実現した。

①高負荷への対応と装置のコンパクト化

(全容積は UASB の1/3)

②省スペース化

 $(UASB \mathcal{O} 1 \neq 2)$

これらの優れた要因に合わせて,嫌気性処理の有 する特長である

①好気性処理と比較してランニングコストが安い
 ②原水の濃度変動に対して安定している



Fig. 9 Operating data of retrofit system

ことにより, 増設設備に PANBIC-H システムが採 用された。

2.5 ガス処理設備

嫌気性処理設備から回収されるメタンガスは蒸気 ボイラーの燃料として有効利用した。ガス利用に当 たり,脱硫塔,ガスホルダー,および蒸気ボイラー ユニットを設置した。また,ボイラー停止時のメタ ンガス処理のために余剰ガス燃焼装置も設置した。

2.6 薬品注入設備

増強設備で使用する薬品は既存の薬品注入設備か ら供給した。

3. 運転状況

図9,10に2001年初頭からの排水処理設備の運転 データ,表3に2001年度の放流水実績²⁾を示す。嫌 気性処理設備の運転は2001年8月から開始し,運転 開始後約1年を経過した。

嫌気性処理設備は,原水の負荷変動に影響される ことなく安定した処理を継続しており,排水処理設 備全体としても放流基準を十分に満足する結果がえ られている。

また、嫌気性処理設備を導入することにより、増 強設備導入前と比較して、余剰汚泥処分量が3分の 1に減少し、廃棄物量を削減することができた。

むすび

5

サントリー(株)高砂工場殿は、2001年10月23日に 平成14年度「リデュース・リユース・リサイクル推



図 10 放流水データ

Fig. 10 Quality of discharge water

表 3 2001年度放流水実績

Table3 Actual quality of discharge water

	Regulation	Voluntary Target	Actual (Average)
pH	5.8-8.6	5.9-8.5	7.7
SS (mg/L)	30	7 (average 5)	1.3
BOD (mg/L)	20	8(average 5)	2.1
COD (mg/L)	20	15(average 8)	5.7

進功労者等表彰」において農林水産大臣賞を受賞した。

この賞は循環型社会に向けてリデュース・リユー ス・リサイクル運動に率先して取り組み,継続的な 活動を通じて顕著な実績を挙げている個人,グルー プおよびとくに貢献の認められる事業所等を表彰す るものであり,今年度は高砂工場殿が唯一の受賞で ある。評価されたポイントのひとつに,当社が納入 した排水処理設備があげられたことは我々にとって も大きな喜びであり,今後とも環境活動への取り組 みにご協力していく所存です。

最後に本稿の執筆にあたりご指導とご協力をいた だいた,サントリー(株)高砂工場殿に深甚の謝意を 表します。

[参考文献]

 加治正廣, 隅晃彦:神鋼パンテツク技報, Vol.41, No.1 (1997), p.9

2) サントリー環境レポート 2002

連	絡	先

水		護	環境装置事業部 技術本部 技術部 第3技術室	
	E-	T E L F A X mail m.mizugu	078 - 232 - 8117 078 - 232 - 8058 uchi@pantec.co.jp	

グラスライニング製新アクセサリー 「クリーンフラッシュバルブ」 「クランプレスマンホール」 「スーパーサイトマンホール」



Glasslined New Accessories "CLEAN FLUSH VALVE", "CLAMPLESS MANHOLE" & "SUPER SIGHT MANHOLE" (プ)技術部 GL グループ 由 朌 Hiroyuki Tokuoka 阪 也 Ŀ 達 Tatsuya Sakagami 村 隆 彦 Takahiko Nakamura 志 帀 剛 Takeshi Nishi

(

ł

グラスライニング製反応機は医薬・ファインケミカル分野で数多く使用されており、近年反応機 の性能向上にとどまらず、アクセサリー部品まで含めた操作性や洗浄性の向上が望まれている。こ れらの要求にこたえるべく、アクセサリー部品について三つの新製品『クリーンフラッシュバルブ』、 『クランプレスマンホール』、『スーパーサイトマンホール』を開発した。『クリーンフラッシュバル ブ』は、分解組み立てが容易で洗浄性を向上させるとともに、ベローズ形状も工夫し、コンタミを 防いでいる。『スーパーサイトマンホール』は、蓋板に覗きガラスを埋め込んでおり、従来のノズ ルの立ち上がりとガスケットがなくなり洗浄性にすぐれている。『クランプレスマンホール』は、 多数のクランプに替わり中央のハンドル操作だけで開閉できる構造となっており、耐圧0.2 MPa を 満足するとともに、開閉時間を大幅に短縮する。

Many glasslined reactors used in pharmaceutical and fine-chemical fields need improved operability and cleanability of the accessories in addition to the performance of reactors themselves. Three new products of the glasslined accessories "CLEAN FLUSH VALVE", "CLAMPLESS MANHOLE" and "SUPER SIGHT MANHOLE" have been developed to meet these needs. CLEAN FLUSH VALVE and SUPER SIGHT MANHOLE offers high cleanability. The former is easy to assemble and disassemble, having improved bellows to prevent contamination. The latter, a cover with an embedded sight glass, is of simple construction without conventional gaskets and riser nozzles. CLAMPLESS MANHOLE, withstanding the pressure of 0.2MPa, can be opened and closed quickly by only operating a handle instead of many clamps.

Key Words :

グラスライニング製アクセサリーGlasslined accessory操作性Operability洗浄性Cleanability

まえがき

グラスライニング(以下 GL と呼ぶ) 製反応機は, 図1に示すように主要部品である容器と撹拌翼のほかに,底排弁,マンホール,センサーなどのアクセ サリー部品で構成されている。

容器が GL 製になれば,アクセサリー部品も GL 製を要求されることになり,当社もこれまで多種多 様な部品を製作,納入してきた。

しかしながら近年,プラントの生産性を高めるこ とを目的に反応機の操作性や,不純物除去の洗浄性 を重視する顧客ニーズが高まってきており,既存の 製品では対応しきれなくなっている。

当社では、これらのニーズにこたえるために、ま ず撹拌翼に着目し、2001年8月に新型撹拌翼『ツイ ンスター[®]』を上市した。(神鋼パンテツク技報 Vol.45 No.1)

続いて反応機の総合力を高めるため,アクセサリー 部品にも着目し,GL 製底排弁とマンホールについ て三製品を開発,販売を開始した。

本報ではこれら三つの新製品である,『クリーン フラッシュバルブ』,『クランプレスマンホール』, 『スーパーサイトマンホール』について順をおって その特長,構造などを紹介する。

- 1. クリーンフラッシュバルブ
- 1.1 クリーンフラッシュバルブの特長

従来のフラッシュバルブは,弁棒の軸封部にグラ ンドパッキンを使用しているタイプが最も標準的で ある。しかし,グランド部からの製品へのコンタミ, 液漏れによるバルブの腐食や分解・洗浄が困難な構 造であるなどの問題を有している。このため医薬・ 電子材料のような高付加価値製品を扱う分野におい ては改善を求める声が多い。

また,PTFE 製ベローズを使用した既存タイプは 切削形状であることや,ベローズ位置の問題により バルブ内部に液が溜まりやすくコンタミ発生の原因 となっている。とくに結晶物を含む液体には使用で きないという制約を受け,改善が望まれている。

当社はこのたびこれら従来品の問題点を改善すべ く GL 製新底排弁『クリーンフラッシュバルブ』 (以下クリーン FV と呼ぶ)を開発した。

クリーン FV の外観を写真1に示す。また、従来 品との構造比較を図2に示す。クリーンFVは軸封



図 1 グラスライニング製反応機 Fig. 1 Glasslined reactor





CLEAN FV

Photo 1

図 2 構造比較図

Ŀ

Fig. 2 Comparison of structure between CLEAN FV and conventional type

部に新開発の PTFE 製波型ベローズを採用し,軸封の取り付け方法の見直しと弁本体の形状見直しにより次の特長を有している。

①コンタミ,液漏れ,噛み込みを解消

- ・グランド部を持たないので、コンタミ、液漏れ が無い
- ・新開発 PTFE 製ベローズは結晶物などの噛み込 みが無い
- ②分解・組立が容易で洗浄性が向上
 - ・主要パーツは丸洗い可能
- ③結晶物を含む液体排出時の詰まりを防止
 - ・弁頭位置の最適化で結晶物の詰まりを防止
 - ・開口面積が向上し、排出時間を短縮
- ④軽量化を実現
 - ・当社従来品と比較して約30%軽量
 - ・80-50A 手動タイプで13 kg
 - ・自動タイプは複作動型エアーシリンダーの採用 で16 kg を実現
- ⑤開閉の操作性を向上
 - ・手動タイプは大型ハンドルを採用



図 3 分解手順

56

Fig. 3 Disassembling steps

なお分解手順を図3,断面積(開口面積)比較を 図4に示す。

- 1.2 新開発 PTFE 製ベローズ
- 1.2.1 軸封部形状検討

グランドパッキンはコンタミ,液漏れの問題があ るため,軸封部には PTFE 製ベローズを採用した。

従来の PTFE 製切削ベローズは内容物の噛み込み が問題であったためベローズ形状は波型とした。弁 棒および弁本体とのシール部には O リングを採用 することにより液漏れがない構造となっている。ま た,分解・組立を容易とするため,弁棒に軸封部を 組み込んだまま分解できるよう寸法,構造の最適化 をおこなった。

1.2.2 伸縮耐久テスト

新開発 PTFE 製ベローズの耐久性確認のため,温 度-35℃, 圧力0 MPa の条件,および温度158℃, 圧力0.3 MPa の条件において各々10 000回の伸縮耐 久テストを実施した。

いずれの場合においてもベローズ部からの漏洩は なかった。また、ベローズのひび割れ、極度な変形 もなく、当社の過酷な伸縮耐久テストに合格した。

1.3 設計仕様

クリーン FV の基本設計仕様を以下に示す。

- ①材 質:炭素鋼+GLまたはステンレス鋼+ GL
- ②設計圧力:-0.1~0.5 MPa

但し, ベローズは-0.1~0.3 MPa

- ③設計温度:-35~158℃
- ④サ イ ズ:50-40A, 80-50A, 100-80A
- ⑤開閉操作:手動型または自動型



Conventional Type

図 4 断面積(開口面積)比較 Fig 4 Comparison of another stati

Fig. 4 Comparison of cross section area

神鋼パンテツク技報

Clean Flush Valve

- 1.4 クリーン FV のバリエーション クリーン FV は、オプション品を含め以下に示す ように、豊富なバリエーションを備えている。
 - ・測温抵抗体付:手動、自動型ともオプション ・自動型:複作動と単作動型の2型式を用意

自動型の手動ハンドルは、復作動型ではオプショ ンとし、単作動型では標準装備としている。

クランプレスマンホール

2.1 クランプレスマンホールの特長

GL 製反応機のマンホールは、通常8~16個のク ランプで固定されている。図5に従来のマンホール を示す。マンホールを開閉する場合、これらのクラ ンプを緩めたり締めたりすることになるが、とくに 締付け時は均等なトルクで締付けねばならないため. 大変な手間が必要である。また、原料の投入などで 頻繁な開閉の必要があるマンホールでは、この作業 性の悪さが作業効率を大きく悪化させている。作業 性の悪さから, クランプを間引いて使用されている ケースもあり、これではマンホール本来の気密性が 損なわれ、加圧時には事故につながる恐れも考えら れる。



図 5 従来のマンホール Fig. 5 Conventional manhole

従来にもマンホール蓋の締付け操作をワンタッチ 化した商品はあったが、大気圧程度でしか使用でき ず,GL 製反応機の一般的な仕様である内圧0.2 MPa に耐えるものはなかった。当社では、従来品の耐圧 度を改善する新タイプのクランプレスマンホール (以下クランプレス MH と呼ぶ)を開発した。クラ ンプレスMHの外観を写真2に示す。

クランプレス MH は従来のクランプを使用しな い構造で、次の特長を有している。

①中央のハンドル操作だけで蓋の締付け、締付け解 除がおこなえる。

②缶内圧0.2 MPa まで適用が可能。

③バネバランス装置付で蓋の開閉がスムーズである。

2.2 外観と動作

図6にクランプレス MH を示す。クランプレス MH は蓋を缶体に締付けるフック部,蓋と缶体の気 密性を保持するためのガスケット、3個のフックを 連動させるアーム部そしてアームを上下に昇降させ るハンドル部から構成されている。

クランプレス MH 蓋中央に取付けられたハンド ルを回転させることによりアームが上下に移動する。 アームの上下動により蓋周辺部に取付けられたフッ クは同時に動作する。つまり1個のハンドルを回転 させるだけで蓋の缶体への締付け, 締付け解除操作 が完了することになる。ここでフック部の動作を図 7に示す。

クランプレス MH において蓋の締付けを解除さ せるには中央のハンドルを反時計廻りに回転させる。 これによりアームは上方へ移動し、レバーが回転し フックが下方へ移動する。(図7(b))

さらにハンドルを回転させると、フック左右の突 起部が固定支持金具に乗り上げ、フックが回転し始 める。(図7(c))



図 6 クランプレス MH Fig. 6 CLAMPLESS MANHOLE





写真2

クランプレス MH Photo 2 CLAMPLESS MANHOLE

その後ハンドルを廻し続けると図7(d)の状態と なり,開放操作が完了する。蓋と缶体の締付けは解 除され蓋は自由に開閉できる。

蓋を締付ける場合はハンドルを時計廻りに廻すこ とにより,開放時とは逆の動作がえられ,蓋と缶体 は確実に締付けられる。

ハンドルの締付けトルクは,55 Nm としている。 従来のクランプの場合,一本あたり100 Nm のトル クで何本も締付けなければならないが,クランプレ ス MH では1 個のハンドルをこのトルクで締付け るだけでよい。作業効率は大きく改善されているが, 蓋の締付け力は従来より低下している。したがって 弱い締付け力でも気密性を保持するために,特殊ガ スケットの開発も同時におこなった。この特殊ガス ケットの使用に当たっては,ガスケットペーストの 塗布を推奨している。

2.3 強度検証

缶体の内圧0.2 MPa に対し、3本のフックのみで MH 蓋を締付けている(ϕ 450 mm の場合:4本フッ ク)。このため従来のマンホールのクランプと比較 すると、1本のフックに働く内圧による荷重は大き くなっている。そこで実際にフック各部の応力を測 定し、強度の検証をおこなった。このうち最も大き な応力が発生した点の測定結果を図8に示す。

ハンドルの締付により34~43 N/mm²の応力が発 生しさらに内圧による応力が付加され,最大値は 120 N/mm²となった。これはフック材質の許容応力 である150 N/mm² に対して20 %の余裕があり,強 度の点で問題のないことが立証できた。

2.4 設計仕様

クランプレス MH の基本設計仕様を以下に示す。 ①設 計 圧 力:-0.1~0.2 MPa ②設 計 温 度:-30~158 ℃

③適用法規:消防法

④サ イ ズ: 300×400 mm楕円または \$\phi400 mm,\$
 \$\phi450 mm 円形\$



- ⑤蓋 材 質:炭素鋼+GLまたはステンレス鋼+ GL
 - 締付け機構主要部:ステンレス鋼
- ⑥ 覗窓サイズ: $\phi 80 \text{ mm}, \phi 100 \text{ mm}$
- ⑦付 属 品:バネバランス装置
- ⑧オプション: 覗窓の安全カバー, ステンレス部外面の磨き処理
- 3. スーパーサイトマンホール
- 3.1 スーパーサイトマンホールの特長

このたび当社の開発したスーパーサイトマンホー ル(以下スーパーサイト MH と呼ぶ)は蓋と覗窓 が一体となっている。この一体構造は,GL 施工の 過程において,蓋の中央に設けた穴部分に覗きガラ スをはめ込み,高温で焼成することで,GL のガラ スと覗きガラスを密着させるものである。同時にガ ラスと鋼板の熱膨張係数の違いにより,冷却時に覗 きガラスに残留圧縮応力が発生し,覗きガラスを強 化する構造となっている。

図9に従来型マンホールとスーパーサイト MH の構造図を示す。

このスーパーサイト MH は, 従来もちいられて きた覗窓付き MH と比較し以下の特長を有する。

- 一体構造であるため、コンタミの要因となるガ スケットが不要である。
- ② 視窓取り付けに必要なノズルの立ち上がり部分 がないため、洗浄性に優れ、視界も広い。

次に,スーパーサイト MH の耐圧テストの結果 について紹介する。

3.2 ガラス厚み・配置の最適化

当初試作したスーパーサイト MH は当社が目標 としていた耐圧強度を満足することができなかった。 そこで FEM による解析をおこない,ガラスの厚み と配置の最適化を試みた。図10に覗窓部に発生する 円周方向応力の応力分布を示す。



Fig. 8 Internal pressure and stress

覗きガラスには内圧が作用した際,ガラス中心部 に最大応力が発生するが,厚み方向の配置を変化さ せると,発生応力が変化することが FEM 解析から 分かった。この結果をもとに発生応力が小さくなる 位置にガラスを配置することで,耐圧強度を高める ことが可能になった。なお,最適化により発生応力 を約20%減少させることができた。

3.3 耐圧テスト結果

最適化による試作品で耐圧テストをおこなった。 写真3にテスト装置を示す。

テストは水圧テストとし, 覗きガラスにクラック が発生するまで順次加圧を繰り返した。 図11, 12にその結果を示す。

図11,12より,クラックが発生した圧力条件では, 覗きガラス中心部に約90~110 N/mm²の応力が発生 していることがわかる。同時に鋼板部には240 N/mm²を越える応力が発生しており,母材である SF390A の公称降伏点195 N/mm²を大きく上回って いる。

この耐圧テストの結果より母材が降伏点に達しな ければ, 覗きガラスにクラックが発生しないことが 確認された。

表1にテスト結果をまとめる。

なお,安全率=クラック発生圧力/設計圧力と定

義する。

表1に示すとおり,設計圧力に対して安全率が 11.5と8であるから,十分な強度を有している。ま た,覗きガラスに発生するクラックは覗窓の中心部 であり,GLと覗きガラスの密着強度も十分である。 このことから,スーパーサイトMHが高い安全性 を有していることが立証された。

3.4 設計仕様

スーパーサイト MHの基本設計仕様を以下に示す。
 ①サ イ ズ: 300×400 mm 楕円または \$\$\phi400 mm
 円形



写真3 テスト装置 Photo3 Test equipment

Conventional Type Manhole



Super Sight Manhole

図 9 構造比較図

Fig. 9 Comparison of structure



図 10 視窓部の応力分布図 Fig.10 Stress distribution of sight glass



図 11 300×400 MH テスト結果

Fig. 11 Pressure test of manhole $(300 \times 400 \text{ mm})$



図 12 400 MH テスト結果 Fig. 12 Pressure test of manhole (400ϕ)

連絡先

 徳 岡 洋 由 プロセス機器事業部 技術部 GL グループ グループ長 TEL 0794 - 36 - 2513 FAX 0794 - 36 - 2585
 E-mail h.tokuoka@pantec.co.jp

表 1 クラック発生圧力と安全率

Table1 Crack generation pressure and safety factor

Size [mm]	Crack Generation Pressure [MPa]	Design Pressure [MPa]	Safety Factor
$300 \times 400 \\ 400$	2.3 1.6	0.2	11.5 8

②設計圧力:-0.1~0.2 MPa
③設計温度:-30~158 ℃

④適 用 法 規:消防法

むすび

GL 製アクセサリーの新製品について,開発過程 でのテストを含め紹介した。ここに紹介した『クリー ンフラッシュバルブ』『クランプレスマンホール』 は、すでに納入実績もありユーザから高い評価を得 ている。『スーパーサイトマンホール』も洗浄性や シンプルな構造など評価が高く,ユーザ各位の生産 性向上に寄与するものと確信している。

Ó

また,これらアクセサリーは,既存缶体にも取り 付けができる互換性を備えており,豊富なサイズと バリエーションから部品単独の納入が可能である。

当社では,新型撹拌翼『ツインスター[®]』とこれ らアクセサリーを組み合わせ,ユーザニーズに沿っ た反応機を提供していく所存である。

Vol. 46 No. 2 (2003/2)

<製品紹介>



新シリーズパッケージ型 HHOG 「水素サーバー」

A New Series of HHOG-Package Type Hydrogen Servers



取り扱いが非常に容易で安全性が高い高純度水素酸素発生装置(HHOG)は、従来のプロセスガ ス用途だけでなく燃料電池用の水素ガス発生装置としても好適である。当社はこのたび、これらの 広範囲な用途に向け、小容量のパッケージ型 HHOG 「水素サーバー」を商品化した。水素サーバー は、従来の HHOG の気液分離器、直流電源、除湿装置を改良することで、小容量化が実現され、 さらに、スイッチを押すだけで水素が発生するという使い易さを持つ商品である。その水素発生量 は1、5、10 m³/h(normal)の3種類であり、機種としては4 機種が揃っている。

Easy handling and high safety High-purity Hydrogen Oxygen Generator (HHOG) serves as hydrogen generator for not only process gases but also fuel cells. A small package-type HHOG, hydrogen server, was recently put on the market for wide applications. The server has been miniaturized by improving gas/liquid separator, DC power supply and dryer of the HHOG. Only a pres of a button can generate hydrogen. Four models are available, having hydrogen generation capacity of 1, 5, and 10 m³/h (normal).

Key Words :

水素発生装置 コンパクト パッケージ型 気液分離器 除湿装置

まえがき

5

固体高分子電解質膜を使用した水電解式の高純度 水素酸素発生装置の HHOG は安全に,いつでも必 要な時に,ただちに高純度水素・酸素を発生するも のである。取り扱いが容易で煩雑なボンベ交換が無 く,さらにガス単価が安いといった特長から半導体, セラミック,電力,冶金等の水素をプロセスガスと して使用している各分野のユーザーに非常な好評を 博している。このたび上記の分野だけでなく水素エ ネルギー社会の実現にむけて開発競争が激化してい る燃料電池の評価試験用にも最適な小容量の HHOG である水素サーバーを商品化したので紹介 する。

1. 水素サーバー

Hydrogen generator

Compact

Dryer

Package type

Separation tank

水素サーバーは気液分離器,直流電源および除湿 装置に新機軸を採用しデザインを一新した軽量・小 型の新しいパッケージ型 HHOG であり,その水素 ガス発生量は1,5,10 m³/h (normal)の3種類が ある。

水素発生圧力は 1 m³/h では BL タイプの0.2 MPa (G), CLH タイプの0.6 MPa (G) があり, 5 およ び10 m³/h の CL タイプは0.4 MPa (G) である。 水素サーバーは従来の HHOG と同じく半導体製 造におけるキャリアガス,熱処理における雰囲気ガ スあるいは発電機の冷媒ガスの発生装置として,い わば工場設備のユーティリティとしても適している が,ユーティリティ以外の用途として例えば研究所 等で使用される燃料電池の評価試験装置と一体となっ た水素ガス発生ユニットなどにも最適である。

水素サーバーは煩わしいボンベ交換が不要でスイッ チをおせばすぐ水素がえられるきわめて使いやすい 装置である。

表1に寸法一覧表を,写真1に外観を示す。

表 1 水素サーバー寸法一覧表 Table1 Hydrogen server

CL-5

水素サーバー

Hydrogen server

Model			BL-1, CLH-1	CL-5	CL-10
H ₂ Flow Rate		m³/h (Normal)	1	5	10
Size	Width	mm	650	900	1 500
	Length	mm	900	1 200	2 000
	Height	mm	1 300	$1\ 800$	1 900
Approx	. Weight	kg	300	750	1 100

Hydrogen Dryer: Standard (Membrane Dryer)

Option (Thermal Swing Adsorption Dryer)



従来の酸素/水素の気液分離器は単なる容器であ り,流速を減少することにより重力分離にて気泡と 純水を分離していた。分離方式の変更で小型化を達 成すべく酸素分離器は小径の円筒胴容器を横置きに して流入口と流出口を両端に設け,その間に純水が 流動しつつ気泡を分離する手段を配置した。

水素分離器はより小径の円筒胴容器をループ状に し、やはり流入口と流出口を離して間に液面変動を 抑える流動抵抗体を配置した。なお気相部の容積を 従来に比較して非常に小さくしているのでスタート 時の昇圧時間が大幅に短縮されている。

図1に気液分離器の外観を示す。

1.2 直流電源

従来の直流電源はサイリスタ整流器と商用周波数 の変圧器を使用していたため寸法,重量ともに大き くパッケージ型に組み込めるようなものではなかっ た。また空冷式で冷却空気量もかなり多くその流入, 流出口に制約され筐体のデザインの自由度も少なかっ た。

これを打開するため CL タイプでは水冷式の高周 波スイッチング素子と高周波スイッチングトランス を採用したスイッチング電源とすることにより小型





BL-1

写真1

Photo 1





Fig. 4 Thermal swing adsorption dryer flow diagram

軽量化を達成した。

また水冷式とすることで従来の HHOG の主騒音 源であった冷却ファンをなくした低騒音タイプとなっ ている。図2にそのブロック図を示す。

なお小型の BL, CLH タイプは冷却空気量が少量 につき水冷式にする必要性が少なく空冷式の高周波 スイッチング電源としている。

1.3 除湿装置

固体高分子電解質膜を使用した水電解式水素発生 装置では発生水素が飽和の水分を含むため除湿が必 要である。除湿装置は図3に示すように水分のみを 透過する中空膜の外側に乾燥空気を流して除湿する 膜除湿装置が標準で装備されている。膜除湿装置は 小型軽量で取り扱いも非常に容易であるが、大気圧 換算露点が-20℃程度とボンベのガスよりは水分 が多い。

露点の低いガスが必要な場合は-70~-80 ℃程 度の露点がえられる加熱再生式吸着除湿装置がオプ ションで選択できる。本体同様に小型コンパクトさ が必要な除湿装置であるが、従来は水分を吸着する 吸着材の充填量を減少する目的でチラー水により発 生水素ガスを10℃程度に冷却してドレンを分離し 水分量を減少してから吸着していた。これではチラー, 水素ガスクーラー,ドレン分離ポット等付属機器の ほうが大きくなり小型コンパクトという商品コンセ プトが成立しない。そこで冷却してドレンを分離し なくても吸着材量が大幅に増加しないよう吸着筒の 切り替え時間を従来の24時間から12時間に半減し, そのままでは不足する冷却時間を外部からの強制冷 却により充足した新しい除湿装置を開発した。その フロー図を図4に示す。

むすび

今回商品化した水素サーバーをより手軽にご使用 いただけるよう CL タイプは通常販売に加えてリー ス販売も用意している。また BL, CLH タイプは OEM 供給も実施している。これにより多数のユー ザーに水素サーバーを使用いただいてその性能を実 感いただけるものと確信している。

今後ともさらに水素サーバーの性能アップ,コス トダウンを重ねて水素エネルギー社会の実現に向け て少しでも貢献できるよう努力していく所存である。

連絡先

b

安 井 信 ー プロセス機器事業部 UC 事業室

> T E L 078 - 232 - 8100 F A X 078 - 232 - 8110 E-mail s.yasui@pantec.co.jp

TECHNICAL NOTE



嫌気性処理技術

多川 正 環境装置事業部 水処理本部 計画部 第2計画室 工学博士

まえがき

近年嫌気性処理の世界において注目を浴びている 微生物たちは、大気中に酸素がなかった大昔から地 球に生息していた。誕生から数十億年のときを経て それらは、活躍の場を広げつつある。つい30年前ま での嫌気性処理といえば微生物は余剰汚泥の減量化 や屎尿処理に実用化されていた程度であったが、近 年増殖の遅い嫌気性微生物を効率よく反応器に保持 し、かつ微生物と排水との接触効率を高めることが 可能な様々なタイプの微生物固定型嫌気性廃水処理 装置の開発により、一気に普及した経緯がある。現 在ではその処理対象も広範囲に及び、食品廃棄物、 家畜糞尿といった、これまでは焼却・埋め立て処理 されていた有機性固形物を対象とした嫌気性処理 (メタンエネルギー回収)の導入も盛んである。

しかしながら,この劇的な嫌気性処理の普及とは 相反して嫌気環境下における有機物の分解挙動やそ れに関与する複雑な微生物とその生態系は未だに不 明な点が多く,現状においても反応器の運転,計画 に関しては経験的要素に依存する点が多い。今後さ らなる安定・確実なプロセスの管理,微生物の持つ 能力を最大限に引き出す(=高効率化)ためには, これらの知見を収集することが不可欠である。

本稿では、当社における嫌気性処理の技術と適応 を確認するとともに、嫌気性処理の研究開発では black box 的扱いをしてきた、嫌気性微生物群衆の 解析について、遺伝子情報を利用した解析例につい て紹介する。

1. 嫌気性処理方式と PANBIC システム 嫌気性処理における成功の良否は,前述のとおり いかにして増殖の遅いメタン生成菌を反応器系外 流出させることなく高濃度かつ安定的に保持でき かであるが,その方式を大別すると表1のように る¹⁾。また,図1に2000年度における全世界の嫌 性処理の導入実績を,(a)適応廃水種および(b)反 器の種類別に示した²⁾。本調査結果では総導入 1330件のうち,UASBは全体の58%(775件)でト プであり,次点で固定床方式(AF)が11%(1 件),膨張床,内部循環方式などの高負荷型がそ



- 図 1 嫌気性処理設備の導入状況
 (a)廃水種および(b)リアクタ形式
- Fig. 1 Applications of full-scale anaerobic reactor built the world; (a) type of wastewater, and (b) reac configurations

表 1 嫌気性処理技術の分類

Table1 Classification of anaerobic wastewater/waste treatment systems

	Wastewater and Waste	Reactor Configurations	Principles	SP Tradename
Organic Wastewater	Easy-degradable Wastewater (ex; Brewery, Food Industrial Wastewater) Suspended Solids Low Inhibitory and/or Toxicity None Refractory Wastewater (ex; Leachates, Chemical Wastewater) Suspended Solids High Inhibitory and/or Toxicity High	Anaerobic Pond Anaerobic Contact Process (AC) Anaerobic Sequencing Batch Reactor (ASBR) Anaerobic Fixed-bed (AF) (Upflow, Downflow) Anaerobic Fluidized Bed (AFB) Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Anaerobic Baffled Reactor (ABR) High-rate, Advanced Reactor System Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) Hybrid UASB Internal Circulation (IC)	Biomass Separation (Lamella Separators and Flotation) Biofilms Adhesion on Fixed Packing Adhesion on Fluidized Media (GAC) Self-immobilization Granule	PANBIC-F (Fixed-bed) 26 Users PANBIC-G (Granule) 12 Users PANBIC-H (High-rate) 12 Users
Organic Solid Waste	Excess Sludge Municipal Solid Waste (MSW) Livestock	 Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) with Post Treatment Sludge Decomposition Process (S-TE process)	Complete-Mix Plus Sedimentation, Dewatering	PAMEDIS PANBIC-BIGADAN

ぞれ4%程度で追従しており最近急速に導入実績を 伸ばしている。

現状は処理対象により廃水および固形性廃棄物に 分類され、その性状や嫌気性分解性により、それぞ れ特徴のある反応器の中から最適なプロセスを選定 する。現在のニーズとしては少ない敷地面積で高グ レードの処理水が要求されるため、単位反応器当た りに保持する微生物量の多い UASB や EGSB など の適応が多く、当社でもこれらの処理方式は PANBIC-G, Hの登録商標にて拡販しており,現状 24 (G+H) 基の納入実績がある。この高い微生物 保持量は、微生物自身の持つ凝集・集塊機能を利用 して沈降性の非常に優れたグラニュール状の汚泥形 成・保持することにより実現される。グラニュール の形成メカニズムについてはまだ完全には解明され ていないが、微生物自身の持つ機能に依存するため、 微生物に対して阻害/毒性をおよぼす物質の流入や 栄養塩類不足,高濃度のSS成分の反応器内への流 入はグラニュールの流出・崩壊を招き、プロセスの 長期間の安定性を欠く原因となる。

このような廃水種の処理には、水質変動や阻害物 質(とくに、化学工場廃水に多い)に対しても安定 性の高い固定床方式が有利となり、当社でも PANBIC-Fの商標として販売している。また、固形 性廃棄物に対しては処理対象により PAMEDIS およ び BIGADAN 方式による対応が可能で、当社は広 範囲の廃水・廃棄物種に対して適応可能な嫌気性処 理技術を保有している。

廃水・廃棄物からメタンガスまでの複 雑な道のり

図2に嫌気環境下における有機物の連続代謝と関 与する微生物種について示した³⁾。好気性微生物と





くらべ,その嫌気性微生物の際だった特徴は,物質 の分解の各ステップがまったく別の微生物種によっ て担われていることであり,かつそれぞれの微生物 種が密接な共生関係を形成しなければ反応全体が絶 対に進行しない点にある。たとえばグルコースなど の非常に単純な有機物の分解にも,有機酸を生成す る発酵性微生物,生成した有機酸から酢酸および水 素を生成する嫌気共生細菌,生成した水素および酢 酸からメタンを生成するメタン生成細菌といった, 少なくとも4~5種類の微生物の連携プレーにより 分解が終了する。この点が,嫌気環境下での微生物 生態の解析を困難にさせてきた大きな原因である。

グラニュール汚泥 その高度に集積された専門家集団

グラニュール汚泥の形成は PANBIC-G, H 法の成 否を決定する重要な現象である。しかしながらこれ までのグラニュール汚泥の評価方法は沈降性や粒径 といった物理化学的性状,メタン転換速度等に代表 される生態学的性状,実体顕微鏡や電子顕微鏡といっ た形態学的観察などであり、グラニュール内部にて、 "誰が(微生物)?何処で?何をやっているのか?" といった重要な情報については、モデル等からの推 察でしか知ることはできなかった。

しかしながら,近年の微生物遺伝子情報データの 蓄積より,グラニュール内部にて,上記の疑問に回 答できる様々な解析ツールが開発されてきた。ここ でその一例として16 SrRNA 遺伝子を標的とした FISH 法(Fluorescence *in situ* hybridization)を適用 した結果を写真1に示した。

解析にもちいたグラニュール汚泥は直径2~3 mm. 程度の整った粒径をしており(a),メスにて半分に 切断した断面は2~3(白色,黒色)の層状構造を 示している(b)。写真(c)は真性細菌(緑:酸生成菌) のみを特異的に検出する DNA プローブと古細菌 (赤:主にメタン生成細菌)を検出する DNA プロー ブを適用して二重染色した結果である。グラニュー ル外部は酸生成菌が多く存在し、グラニュール内部 に進むにつれてメタン生成細菌が多く存在すること が解り、前述の疑問に対して以下の回答がえられる。

		誰が?	何処で?	何をやっているの か?
グラニュール	酸生成菌群	表層付近	廃水から有機酸を 生成	
	メタン生成 細菌	内部	生成した有機酸か らメタンを生成	

さらに、写真(d)は水素を基質として利用するメ タン生成細菌(赤)と酸生成菌(緑)の二重染色結 果であるが、図2でも示したとおり、有機酸の生成 と同時に生じた水素を水素資化性メタン生成細菌が グラニュール表層付近に位置することですみやかに 利用し、メタンを生成するといった、非常に効率の よい空間的配置を形成していることがわかる。

この,検出するプローブの組み合わせは目的に応 じて自由に構成することが可能で,さらに解析の困 難な嫌気性共生細菌(プロピオン酸分解共生細菌⁴), β酸化細菌⁵など)と水素除去のパートナー(水素 資化性メタン生成菌,硫酸還元菌)といった組み合 わせ解析や定量化⁶),高温性のメタン生成細菌と中 温性のメタン生成細菌の識別⁷),グラニュールの浮 上の原因となる糸状菌の異常増殖⁸といった,より ミクロな解析かつ,プロセス管理への応用にも近い 解析にも適用されている。また,蛍光の強さは各微 生物の活性と強い相関関係にあるため,微生物の至 適濃度を大きく超えた塩(Na)濃度にて培養され たグラニュール汚泥では蛍光が点在程度しか観察さ れず,内部はまったく活性がない(蛍光がない)な



- (a) Whole View of the Retained Granular Sludge;
- (b) Cross Sectional View of the Sliced Granular Sludge
- (c) and (d) Cross Sectional Views of Granular Sludge Hybridi with 16SrRNA-targeted Oligonucleotide Probes Viewed CLSM
- (c) Hybridized with Domain *Bacteria* (EUB338, Green) Domain *Archaea* (ARC915, Red)
- (d) Hybridized with Domain Bacteria (EUB338, Green) and Family-specific Probe for Hydrogen-utilizing Methanog Methano-bacteriaceae (MB1 174, Red)
- **写 真 1** UASB リアクターにて形成されたグラニュ ルの生態学的構造解析
- Photo 1 Microbial-ecological structure analysis of gr ules as developed in the UASB reactor

どの詳細な情報がえられるようになり、その解析デ タの意義は大きい。

むすび

嫌気性処理技術の第2のブレイクスルーは,い にして正直な嫌気性微生物群の機嫌をとるかにかか ている。すなわち,彼らの生態学的特性を認識, 握して,彼らの機嫌を損なう条件(温度,阻害/ 性物質濃度,共存化合物など)があらかじめ設備 討段階で判明している場合には対策を検討するこ で,不幸にも発生したトラブル等に対しては現状 汚泥診断で,あるいは回復操作期におけるデータ 蓄積により,強力な"ソフト"的嫌気性処理技術 確立されていくものと期待する。

[参考文献]

- 1) Speece, R. E.: Anaerobic Biotechnology for Indust Wastewaters, Archae Press, 1996
- 2) Macarie, H.: Wat. Sci. Tech., vol.42, 5-6, (200 p.201-214
- 3) Schink, B.: Mol. Bio. Rev., 61, (1997), p.262-280
- 4) Imachi, H. et al.,: Appl. Environ. Microbiol., 66, (2000), p.3 608-3 615
- 5) Hansen, K. H. et al: Appl. Environ. Microbiol., (1999), p.4 767-4 774
- 6) Tagawa, T. et al: Wat. Sci. Tech., 42, 3-4, (200 p.77-82
- 7) 多川正他:環境工学研究論文集, 38, (2001), p.15 162
- 8) Sekiguchi, et al.,: Appl. Environ. Microbiol., 67, (2001), p.5740-5749