

# 浸漬型膜分離活性汚泥法と低圧逆浸透法による 多成分系廃水の処理

尾崎博明<sup>1</sup>・金 時彦<sup>2</sup>・寺島 泰<sup>3</sup>

<sup>1</sup>正会員 工博 京都大学助教授 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 (〒606京都市左京区吉田本町)

<sup>2</sup>学生員 工修 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 (〒606京都市左京区吉田本町)

<sup>3</sup>正会員 工博 京都大学教授 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻 (〒606京都市左京区吉田本町)

活性汚泥反応槽にセラミック膜を浸漬し吸引ろ過する浸漬型膜分離活性汚泥法により、易分解性有機性模擬廃水と難分解性物質を多く含む焼却灰模擬浸出液の処理について検討した。また同浸出液については、膜分離活性汚泥法による処理水を低圧逆浸透法によりさらに処理し、難分解性物質や無機塩類の除去について検討を加えた。その結果、浸漬型膜分離活性汚泥法では、ばっ気時における間欠吸引ろ過と膜洗浄を行うことにより長期間の運転が可能であるとともに、間欠ばっ気により有機物および窒素の同時除去が可能であった。また低圧逆浸透法を併用すると、難分解性物質が除去できるとともに無機塩類もある程度除去でき、低圧逆浸透法は従来の浸出水処理における従来処理法の代替法となる可能性がある。

**Key Words :** *ASMF(activated sludge process combined with microfiltration), artificial organic wastewater, LPRO(low pressure reverse osmosis), artificial incineration ash leachate*

## 1. 緒論

一般廃棄物は全国的に焼却処理が進められ、その割合は1991年度には72.8%<sup>1)</sup>に達している。焼却残渣としての焼却灰は不燃ゴミ等とともに埋立処分され、埋立廃棄物は質的に従来からの生ゴミ主体から焼却灰主体に移行している。これにともない、現在の埋立地浸出水には、易分解性有機物のみならず有害なものも多い難分解性有機物や窒素化合物、無機塩類など様々な汚濁物質が含まれている。現行の浸出水の処理では、生物学的処理法と凝集沈殿・砂ろ過・活性炭処理などの物理化学的処理法との組み合わせ処理が主に行われているが<sup>2), 3), 4), 5)</sup>、この方法では、環境保全の点から今後ますます重要となってくる難分解性物質の除去や、すでに処理施設への影響や塩害の発生が指摘されている無機塩類の除去についてはきわめて不十分である。

このような状況の下で、ドイツにおいて「ばっ気」→「pH調整」→「限外ろ過膜」→「逆浸透膜」の処理フローで実処理が行われる<sup>6)</sup>など、膜分離法を組み込んだ新しい埋立地浸出水処理法が検討され始めている。膜分離法を使用する場合、浸漬型膜分離活性汚泥法の利用や、逆浸透法(低圧逆浸透法を含む)を単

独にあるいは微生物処理法などと併用して用いる方法なども考えられるが、これらを適用した場合、従来の処理法における凝集処理以降の物理化学的処理法の代替と無機塩類の除去が期待できる。

浸漬型膜分離活性汚泥法は反応槽内の微生物濃度を高く維持することができることから、すでにし尿処理などにおいて実用されている<sup>7), 8)</sup>。また、山本ら<sup>9)</sup>は浸漬型セラミック膜を用いたパイロットプラント規模の浸漬型膜分離活性汚泥法により生活排水を処理し、定期的な逆圧洗浄および薬品洗浄で安定した水透過フラックスを得ているほか、ビル排水への適用例もあり<sup>10)</sup>、有機廃水処理法として実用性は高い。用いる膜としては有機膜と無機膜(セラミック膜)の2者が考えられるがそれぞれに利点があり、汚染度の高い廃水の処理では膜の洗浄の点からセラミック膜を用いることも一法である。

一方、川西ら<sup>11)</sup>はセラミック膜を用いて埋立地浸出水処理を行い、反応槽内MLSS濃度を高くすることにより、負荷変動が大きいにもかかわらず安定した処理が可能であることを示した。ただし、浸出水中の有機物濃度が低い場合、浸漬型膜分離活性汚泥法を適用するにあたってはMLSS濃度を高く維持するというよりは、今後は高い無機塩類濃度に耐え、難分

解性物質の除去が可能な微生物の保持が主眼となる。また膜分離活性汚泥法を浸出水処理に用いた例は少なく、その知見の集積と無機塩類除去への対応が必要となる。

また、膜分離法を単独で用いる浸出水処理について著者ら<sup>12), 13)</sup>は、逆浸透法によれば各種の有機性および無機性溶質を高除去率で分離できるが高压での操作が必要である上、膜のファウリングが懸念されることを報告している。さらに、低压逆浸透法は生物処理後に適用すると無機塩類除去も含めて良好な処理を行える可能性があることも指摘している<sup>14)</sup>。低压逆浸透膜は最近開発された膜であるために、溶質分離性能については不明な点も多いが、低压で操作できる上に、比較的高い溶質阻止性能を有することから今後水処理への適用が期待されている。

このような状況を背景として本研究では、セラミック膜を用いた浸漬型膜分離活性汚泥法に関し、膜のファウリングの観点からの水透過特性と有機性模擬廃水および焼却灰模擬浸出液の処理特性とについて検討した。さらに、焼却灰模擬浸出液を浸漬型膜分離活性汚泥法により処理した処理水を低压逆浸透法によりさらに処理し、無機塩類除去をも含めた焼却灰模擬浸出液処理への低压逆浸透法の適用について検討を加えた。

## 2. 実験装置と方法

### (1) 供試試料水

供試試料水には後述する有機性模擬廃水および焼却灰模擬浸出液を使用した。有機性模擬廃水は易分解性有機物と窒素化合物を主成分とし、その組成を表-1に示す。なお、運転操作60日後からは有機性模擬廃水中の各有機成分濃度を高めることによりCODcr濃度を300 mg/Lから600 mg/Lに増加させるとともに、硝化反応を促進するためにNa<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>とNaHCO<sub>3</sub>の濃度をそれぞれ0.12 g/Lから0.36 g/L、0.18 g/Lから0.54 g/Lに増加させた。また、焼却灰模擬浸出液の作成に用いた焼却灰は、混合収集された一般廃棄物を焼却しているK市N清掃工場の灰出しコンベアから採取した焼却残灰(ボトムアッシュ)で、乾燥機内で乾燥(110°C, 3日間)させた後の開口部9.52 mmのふるいの通過分である。焼却灰模擬浸出液は、産業廃棄物に含まれる金属などの溶出試験方法である「環境庁告示13号」に準じて作成した<sup>15)</sup>。すなわち、焼却灰と溶媒の質量比が1:10になるように、焼却灰100 gに対して蒸留水1 Lを加え、回転速度200 rpmのジャーテスターを用いて1時間攪拌後、5Cろ紙でろ

表-1 有機性模擬廃水の組成

components	conc. (g/L)
Glucose	0.7
Beef extract	0.05
Pepton	0.05
NH <sub>4</sub> Cl	0.3
Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	0.12 - 0.36
NaHCO <sub>3</sub>	0.18 - 0.54
Mineral solution	1 mL/L
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	21.75
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	8.5
NaHPO <sub>4</sub> · 12H <sub>2</sub> O	44.6
MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	22.5
CaCl <sub>2</sub>	27.5
FeCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0.25

表-2 焼却灰模擬浸出液の組成

components	conc. (mg/L)
CODcr	350-600
TOC	170-300
T-N	30-62
Org-N	10-20
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	19-40
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0.18 - 0.29
Alkalinity	600
Ca <sup>2+</sup>	128
Na <sup>+</sup>	216
Cl <sup>-</sup>	495
pH	10.5

過したろ液に窒素濃度を高めるためにNH<sub>4</sub>Clを加えたものを焼却灰模擬浸出液とした。実験期間中に供したこの焼却灰模擬浸出液の水質を表-2に示す。

### (2) 浸漬型膜分離活性汚泥法の実験装置と方法

浸漬型膜分離活性汚泥法に用いた実験装置の概要を図-1に示す。同装置は、反応槽(内径: 80 mm, 長さ: 500 mm, 有効容量: 2 L)、膜モジュール、吸引用ローラポンプ(Furue science社製 RP-LVS1型)などから構成されている。用いた膜モジュールは酸化アルミナ系セラミック膜(日本ガイシ(株)製)であり、一端を閉じた管状のエレメント(外径: 12 mm, 内径: 8 mm, 長さ: 170 mm, 有効膜面積: 64 cm<sup>2</sup>, 公称孔径: 0.1 μm)であり、その2本を上記反応槽に浸漬させ、膜モジュールの一端に装着した吸引用ローラポンプにより、ばっ気時のみ吸引用ローラポンプを作動させ透過水を得た。ばっ気時のみ吸引する過を行う方式は、無ばっ気時に吸引する過すると膜の目詰まりが急速に進行するという予備実験結果に基づき採用した。反応槽には水位計を設置し、透過

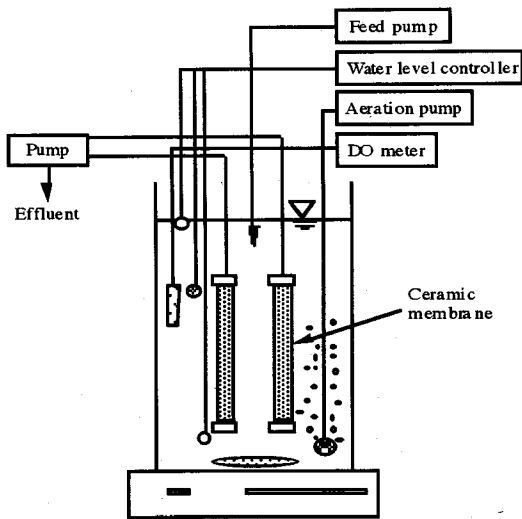


図-1 浸漬型膜分離活性汚泥法の実験装置

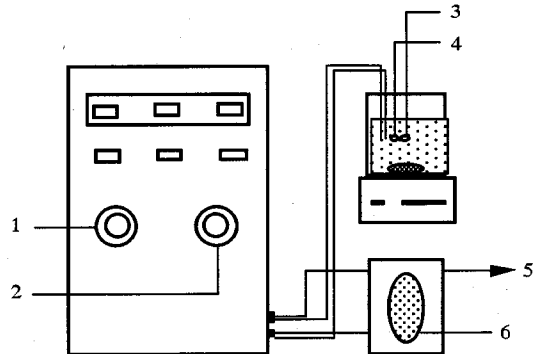
水量に応じて流入水を供給することにより液面高さを制御した。反応槽内の水理学的滞留時間（HRT）は18～22時間に調整した。ばっ気はそのパターンを検討する実験を除いてエアポンプによる30分ごとの間欠ばっ気とし、有機物と窒素の同時除去が可能となる方式とした。ばっ気量は溶存酸素濃度（DO）が2～4 mg/Lに保持されるように制御した。なお、反応槽はマグネチックスターラにより常時攪拌した。

浸漬型膜分離活性汚泥法の実験では、まず基質を添加しない活性汚泥水（初期MLSS濃度；5000 mg/L）を用い、水道水を流入させて透過フラックスの経時変化、ばっ気と吸引ろ過の時間パターン、次亜塩素酸ナトリウムによる膜洗浄の効果などについて調べた。続いて、同法による有機性模擬廃水の長期間（100日間）の処理を行い、透過フラックスに及ぼすMLSS濃度の影響および膜洗浄の効果、並びに基質除去特性について検討した。さらに、これらの結果を参考にして焼却灰模擬浸出液の処理を行い、同様に基質除去特性について検討を加えた。なお、この実験で用いた活性汚泥は焼却灰模擬浸出液により1週間程度馴養したものであり、その初期MLSS濃度は5000 mg/L程度とした。膜洗浄は透過フラックスがある程度低下し始めた時点で、膜を次亜塩素酸ナトリウム（0.1% NaClO）水溶液に60～120分間浸漬した後、吸引ローラポンプで同液および続いて蒸留水を吸引ろ過する方法により行い、引き続き膜分離実験を継続した。

### (3) 低圧逆浸透法の実験装置と方法

2.(2)において浸漬型膜分離活性汚泥法により処理

した焼却灰模擬浸出液処理水を対象に、残留している有機物と無機塩類などをさらに除去することを目的として低圧逆浸透法による処理実験を行った。低圧逆浸透処理に用いた実験装置（日東電工（株）製）の概要を図-2に示す。用いた膜はNTR-729 HF



- 1: Pressure controller
- 2: Flow controller
- 3: Electroconductivity meter
- 4: pH meter
- 5: Permeate
- 6: Reverse osmosis membrane

図-2 低圧逆浸透法の実験装置

（日東電工（株）製）であり、この膜の公称溶質阻止性能（評価条件；濃度1500 mg/L、操作圧力1.0 MPa [10 kgf/cm<sup>2</sup>]、温度25℃）は、NaCl、MgCl<sub>2</sub>、GlucoseおよびSaccharoseの溶質阻止率としてそれぞれ90%以上であると言われてる。図-2の膜モジュールはポンプ加圧方式の平膜型（有効膜面積：60cm<sup>2</sup>）であり、循環流により濃度分極と膜面汚れを防ぐ薄層流クロスフローろ過方式を採用している。実験は、2.1における浸漬型膜分離活性汚泥法による7日目の焼却灰模擬浸出液処理水（1L）を、この実験装置に連続通水し透過液を得ることにより行った。操作圧力はできるだけ低圧力を指向して0.3 MPa（3 kgf/cm<sup>2</sup>）とした。装置は循環型のため、初期には装置内に保持されている水溶液が原液に加わることから、透過液は通水開始30分後から採水し分析に供することとした。なお、一連の実験は20℃一定の恒温室内で行った。

### (4) 分析方法

上記実験で採取した試料水の分析は、COD<sub>Cr</sub>およびNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nはオートアナライザー（ブランルーベ社製 Technicon II型）、TNはTC-TN計（住友化学製 GCT-12NA型）、Ca<sup>2+</sup>およびNa<sup>+</sup>は原子吸光光度計（NIPPON Jarrell Ash社製 AA-11型）、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nはイオンクロマトグラフィー（DIONEX社製 2000 i）、分子

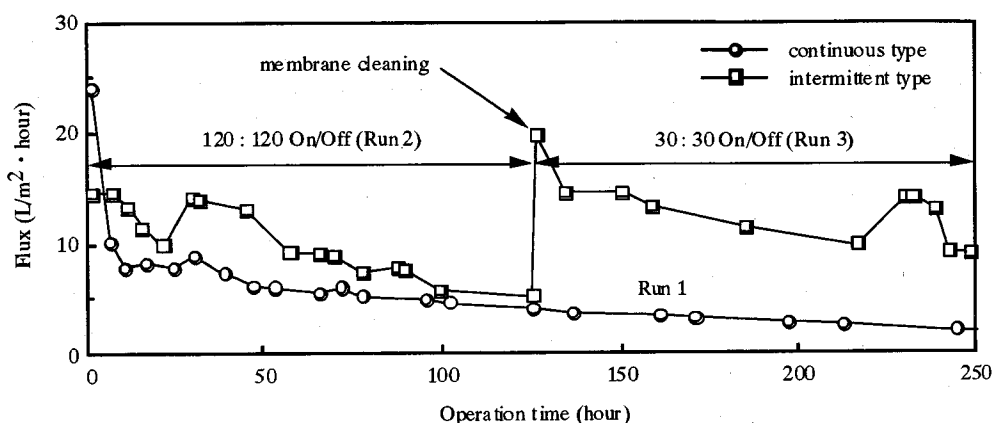


図-3 浸漬型膜分離活性汚泥法における水透過フラックスの経時変化

量分画はサイズ排除液体クロマトグラフSE-HPLC（島津製作所社製 LC-8A）によりそれぞれ行い、pH制御はpHコントローラー（Bionics機器社製 PC-7000）によった。

### 3. 結果および考察

#### (1) 浸漬型膜分離活性汚泥法における水透過と基質除去の特性

##### a) 活性汚泥水の膜分離における水透過特性

浸漬型膜分離活性汚泥反応槽に活性汚泥のみを投入して水道水を流入させ、以下で述べるRun 1～Run 3の条件で約250時間膜分離操作を行った。それらの水透過フラックスの経時変化を図-3に示す。Run 1では連続ばっ気・連続吸引ろ過方式で実験を行い、実験期間中には逆圧洗浄および次亜塩素酸ナトリウム水溶液による膜洗浄操作は行わなかった。Run 2は120分間隔の間欠ばっ気・間欠吸引ろ過方式とし、実験開始から125時間経過後に次亜塩素酸ナトリウム水溶液の膜洗浄を行い、その後30分間隔の間欠ばっ気・間欠吸引ろ過方式を行うRun 3の実験に移行した。Run 1の水透過フラックスは運転初期に $24.3 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ から $10.1 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ に急激な低下を示したが、その後は時間の経過とともに緩やかに減少した。Run 2の水透過フラックスは運転開始約125時間経過後には $16 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ から $5.4 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ に低下し、 $4.3 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ まで低下したRun 1と類似した傾向を示した。この透過フラックスの低下は、セラミック膜の細孔に微生物やその代謝産物が詰まることのほか、膜表面に活性汚泥や高分子状の粘性物質などが付着しゲルを形成することによると考えられる。Run 3ではRun 1およびRun 2と比較して透過フラックスが大きく、 $10 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ 程度の比較的安定した値を得ることが可能であっ

た。また、Run 2とRun 3で運転中に透過フラックスが若干上昇する現象が見られるが、これは膜表面の付着物が剥離した結果と推定される。また、次亜塩素酸ナトリウム水溶液の洗浄により透過フラックスは80～90%程度まで回復しており、膜の薬品洗浄が効果的であることがわかった。ここで、単純に透過フラックスを比較することはできないが、間欠吸引ろ過による方が連続吸引ろ過によるよりは透過フラックスが大きく、また透過フラックスの低下も緩慢であることから、吸引ろ過時にばっ気を行う30分間隔程度の間欠吸引ろ過方式が適当であると判断された。

2.(2)で記述したように、無ばっ気時の吸引ろ過は膜の目詰まりを急速に進行させ、透過フラックスがほとんど得られなくなったことから、吸引ろ過時のばっ気を行うことは膜の目詰まりを回避するために重要であると考えられる。ただし、連続ばっ気であっても連続吸引ろ過を行うと、吸引にともなう膜の目詰まりが生じる作用が常に働いていることが透過フラックスの低下をもたらす原因となっていると推察される。間欠吸引ろ過が膜の目詰まりを減少させる現象は田中ら<sup>17)</sup>によっても報告されているが、その理由は必ずしも明確ではない。無ばっ気時における攪拌にともなう水流による付着汚泥の脱落や単なる無吸引ろ過時分だけの膜の目詰まりの遅れなどが考えられるが、120分間隔よりは30分間隔の吸引ろ過の方が透過フラックスが大きくなっていることから、吸引ろ過時間が目詰まり物質の膜の微細構造への侵入と関連している可能性もあり、今後更に検討を要する。

上記の結果からは、連続ばっ気・間欠吸引ろ過方式が透過フラックスの点からは最も有利であることが考えられるが、有機物と窒素の同時除去など基質除去の観点から以下では30分間隔の間欠吸引ろ過方

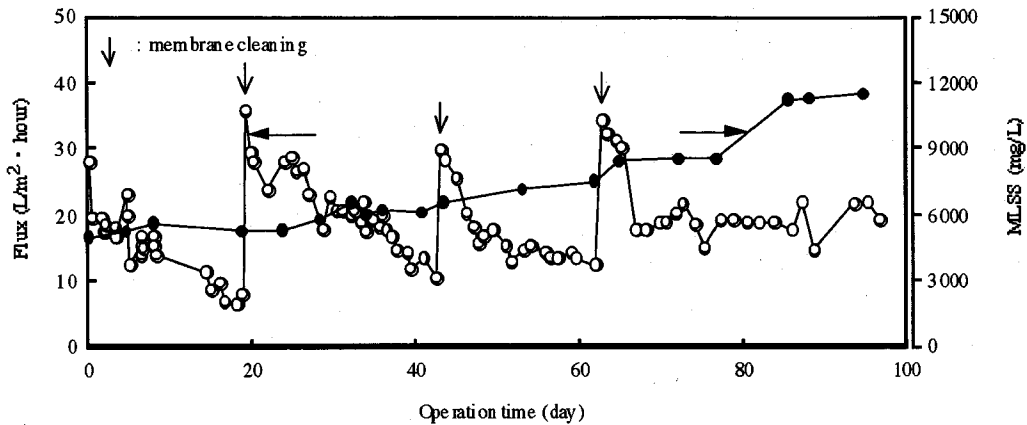


図-4 浸漬型膜分離活性汚泥法における水透過フラックスの経時変化

式（吸引時にばっ気）を採用した。

浸漬型膜分離活性汚泥法で、工学的にはある期間比較的一定の透過フラックスが得られることが望ましい。図-3をみると透過フラックスが吸引の過とともに急激に低下するが、その後は比較的一定の期間が続き、また、薬品洗浄を行うことで再度透過フラックスの回復が見られた。したがって、セラミック膜を組合わせた浸漬型膜分離活性汚泥法は水透過の点から十分に利用できると考えられる。

### b) 浸漬型膜分離活性汚泥法による有機性模擬廃水の処理

#### 1) 水透過フラックスの経時変化とMLSS濃度の影響

浸漬型膜分離活性汚泥法により、有機性模擬廃水を処理した場合の透過フラックスとMLSSの経時変化を図-4に示す。透過フラックスの回復は後述する次亜塩素酸ナトリウムによる洗浄効果であり、100日経過後においてもある程度一定の透過フラックスが得られた。透過フラックスは $10 \sim 30 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ で変化し、実験開始直後および膜の薬品洗浄直後に急激に低下し、その後は漸減した。この透過フラックスの低下は、活性汚泥水の場合と同様な作用によるもののほか、供試試料水中のコロイド成分の関与も考えられる。このような透過フラックスの低下に対処するため、透過フラックスが $10 \text{ L/m}^2 \cdot \text{hr}$ 程度まで低下した時、次亜塩素酸ナトリウムによる膜の定期的な洗浄を行った。洗浄時間は長くしても洗浄効果には限度があり、60~120分程度の洗浄時間が最適であった。膜洗浄により透過フラックスは回復し、その後の全体的な漸減傾向は1回目の洗浄前とほぼ同様であったが、透過フラックスは比較的大きく、1回目の洗浄後のようにほぼ一定な透過フラックスの期間も得られた。約100日間の実験により、膜の目詰まりをある

程度回避しながら操作を継続できることがわかり、膜洗浄方法を最適化することによって長期間の浸漬型膜分離活性汚泥法による処理が可能であると判断できた。

図-4よりMLSS濃度は初期の約5000 mg/Lから日数の経過とともに徐々に増加し11520 mg/Lまで達した。MLSSの増加による透過フラックスの急激な変化はなく、その影響は認められなかった。山本ら<sup>10)</sup>は浸漬型膜分離活性汚泥法においてMLSSが4000~24000 mg/Lの範囲では透過フラックスにはほとんど影響を与えないと報告しており、本実験の結果と一致している。

#### 2) 有機性模擬廃水の基質除去特性

有機性模擬廃水を浸漬型膜分離活性汚泥法により処理した時のCOD<sub>Cr</sub>の経時変化を図-5に示す。運転開始後55日目までにおいて、流入水COD<sub>Cr</sub>が220~350 mg/Lであるのに対し、処理水のCOD<sub>Cr</sub>は運転初

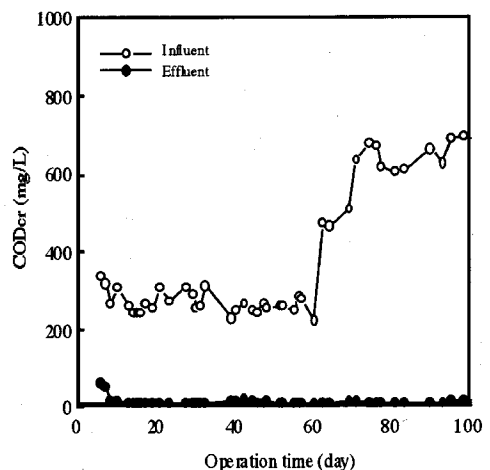


図-5 有機性模擬廃水のCOD<sub>Cr</sub>の経時変化

期の約50 mg/Lから減少しその後は8~13 mg/L程度で一定もしくは漸減した。これは、易分解性有機物あるいは生成したNO<sub>x</sub>-N成分にともなう消費によると考えられる。また、運転開始55日以降からは流入水COD<sub>Cr</sub>を500~700 mg/Lまで増加させ運転を行ったが、処理水COD<sub>Cr</sub>は前者と同じく8~13 mg/L程度で安定していた。なお、残余COD成分は比較的難分解性の有機物およびその代謝生成物と推定される。図-6に有機性模擬廃水と処理水の分子量分布を示す。有機性模擬廃水の分子量分布は大きく2つの部分で成り立っているが、それらを流出順位の早い順にピークI、ピークIIとすると各々のピークの分子量はポリエチレングリコール換算で、ピークIは10000~20000程度、ピークIIは2000~4000程度であった。処理水の分子量分布をみると10000~20000程度は完全に消失され、2000~4000程度の分子量ピークは70%程度消

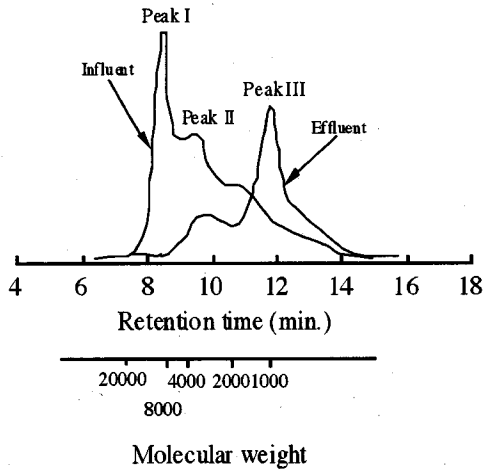


図-6 有機性模擬廃水およびその処理水の分子量分布

失していたが、流入水には存在しなかった分子量1000程度のピークIIIが検出された。これは活性汚泥処理により有機性模擬廃水中のピークI、ピークIIを構成する高分子物質が低分子化された結果と考えられる。また、T-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-NおよびNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの経時変化を図-7に示す。運転開始40日までの処理水のT-Nが高くなっており、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nが30~40 mg/L程度残留していることと対応しているが、これは、アルカリ度の不足によるものと考えられ、アルカリ度を増加させた操作開始40日以後から硝化はほぼ完全に進行し始めた。しかしながら、生成したNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nは十分には脱窒されずT-N除去率は60~70%にとどまった。これは、図-5の結果から脱窒に必要な易分解性有機物の不足

のためと推定される。膜分離法は活性汚泥を高濃度に保持でき、また間欠ばっ気により溶存酸素の制御も可能であることから、易分解性有機物をより多く含む廃水では有機物と窒素の良好な同時除去が可能であると考えられる。

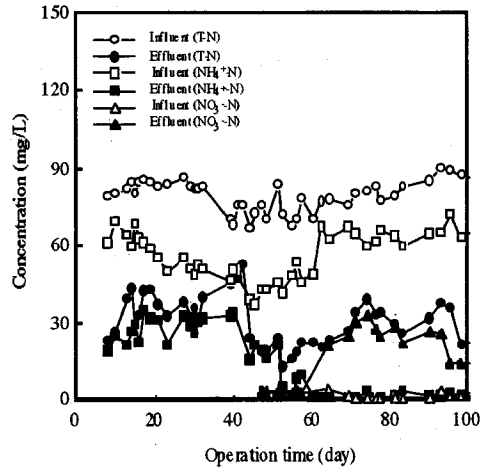


図-7 有機性模擬廃水処理におけるT-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-NおよびNO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Nの経時変化

### c) 焼却灰模擬浸出液の水透過と基質除去の特性

浸漬型膜分離活性汚泥法により焼却灰模擬浸出液を処理した場合の透過フラックスの経時変化を図-8に示す。透過フラックスは運転初期には急激に低下したが、その後は漸減し、有機性模擬廃水の場合と類似した傾向を示した。COD<sub>Cr</sub>の経時変化を図-

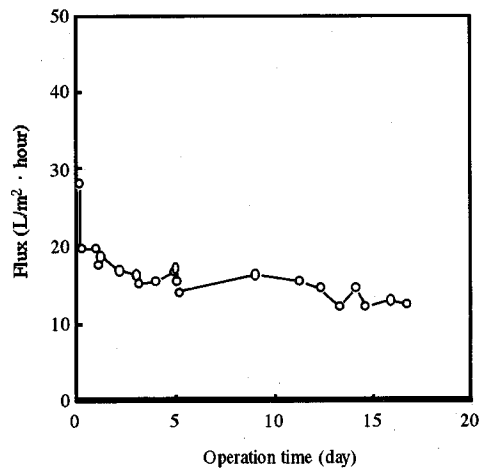


図-8 焼却灰模擬浸出液の透過フラックスの経時変化

9に示す。COD<sub>Cr</sub>は流入濃度350~600 mg/Lに対し、82%以上の除去率が得られたが、平均濃度で63 mg/L

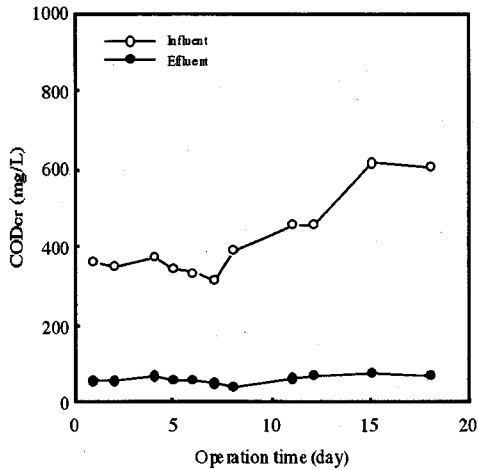


図-9 焼却灰模擬浸出液のCOD<sub>Cr</sub>の経時変化

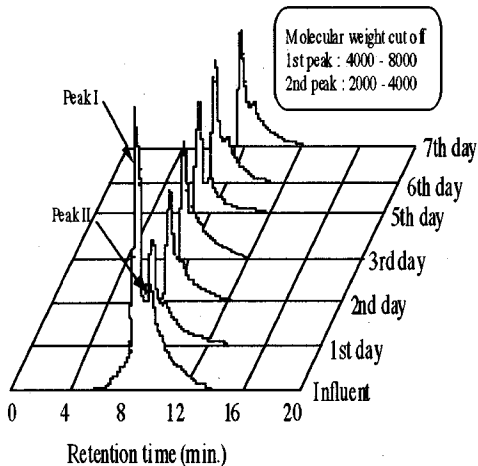


図-10 焼却灰模擬浸出液の分子量分布

が残留していた。焼却灰模擬浸出液および処理水中に含まれる物質の分子量分布を図-10に示す。流入水、処理水のいずれにも2000~4000と4000~8000付近に分子量ピークがあり、処理水における相対的ピーク面積は流入水のその約50%にとどまった。したがって、上記ピーク成分を構成すると推定される残留COD成分は比較的難分解性の有機物と考えられる。また、図-11にT-NおよびNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nの経時変化を示す。T-Nについては操作開始8~12日目に除去率が低下しているものの55%以上が除去され、約10~25 mg/L程度が残留していた。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nの消失は、活性汚泥にともなう摂取と生成したNO<sub>x</sub>-Nの脱窒にともなう消費に

よるものと考えられる。また、処理水のT-N濃度が高いのは、NO<sub>x</sub>-N成分の残留がほとんどなかったことから、有機性窒素があまり除去されなかったことによると考えられる。

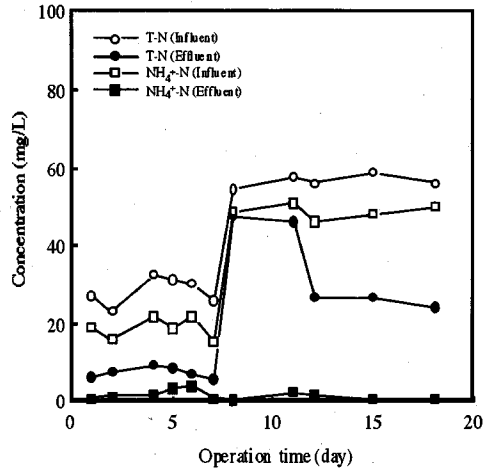


図-11 焼却灰模擬浸出液のT-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nの経時変化

## (2) 浸漬型膜分離活性汚泥法と低圧逆浸透法の組合せ処理

浸漬型膜分離活性汚泥法により焼却灰模擬浸出液を処理し、その7日目の処理水を低圧逆浸透法によりさらに処理した、そのCOD<sub>Cr</sub>の結果を図-12に、T-N、Org-NおよびNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nの結果を図-13に示す。また、焼却灰模擬浸出液に含まれる物質の分子量分布を図-14に示す。一連の図では浸漬型膜分離活性汚泥法をASMF、低圧逆浸透法をLPROと略記している。図-12より、COD<sub>Cr</sub>は浸漬型膜分離活性汚泥法

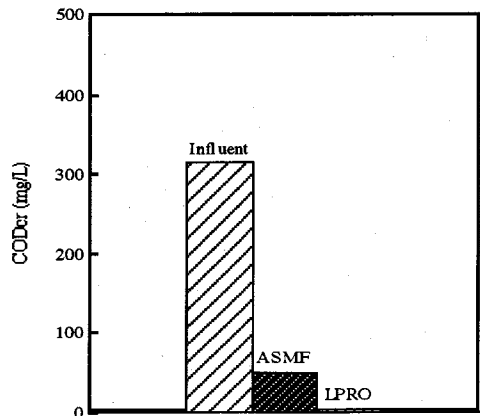


図-12 焼却灰模擬浸出液のCOD<sub>Cr</sub>の除去

では60 mg/Lが残したが、低圧逆浸透膜法によりさる。図-12より、COD<sub>Cr</sub>は浸漬型膜分離活性汚泥法では60 mg/Lが残したが、低圧逆浸透膜法によりさらに4 mg/Lまで処理できた。これは、図-14において低圧逆浸透法処理水中のピークがほとんど消失していることと対応している。また、図-13より、浸漬型膜分離活性汚泥法ではOrg-Nがあまり除去されな

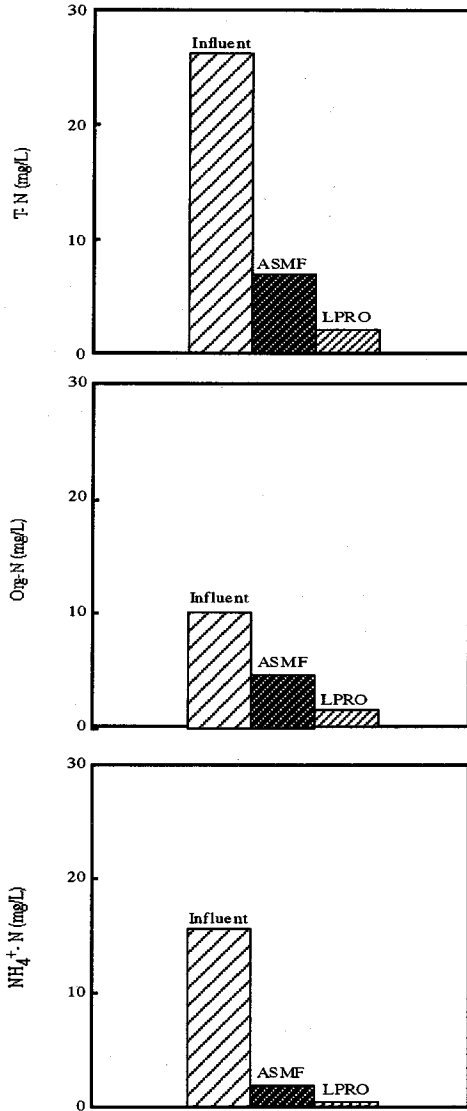


図-13 焼却灰模倣浸出液のT-N, Org-NおよびNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Nの除去

かった（除去率：52%）ことからT-N除去率は70%程度にとどまっていた。低圧逆浸透法による処理を行った結果、残余Org-Nはさらに85%除去され、T-Nも焼却灰模倣浸出液中のその93%が除去された。

焼却灰模倣浸出液の無機塩類（Ca<sup>2+</sup>とNa<sup>+</sup>）の処理結果を図-15に示す、Ca<sup>2+</sup>やNa<sup>+</sup>などの無機塩類は浸漬型膜分離活性汚泥法では除去できないが、図-15より、低圧逆浸透膜法によりCa<sup>2+</sup>は150 mg/Lから43 mg/L（除去率：72%）まで、Na<sup>+</sup>は212 mg/Lから101 mg/L（除去率：52%）まで除去できた。以上より低圧逆浸透法を併用すると、難分解性有機物と無機塩類がかなり除去され、従来法における物理

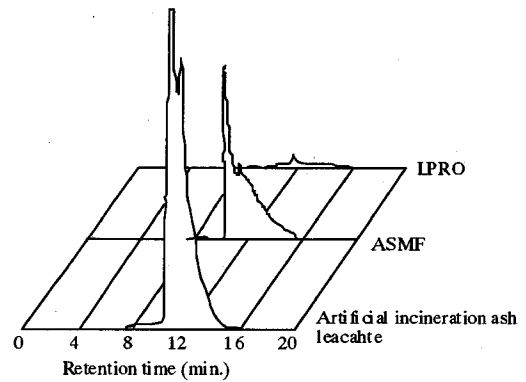


図-14 焼却灰模倣浸出液の分子量分布

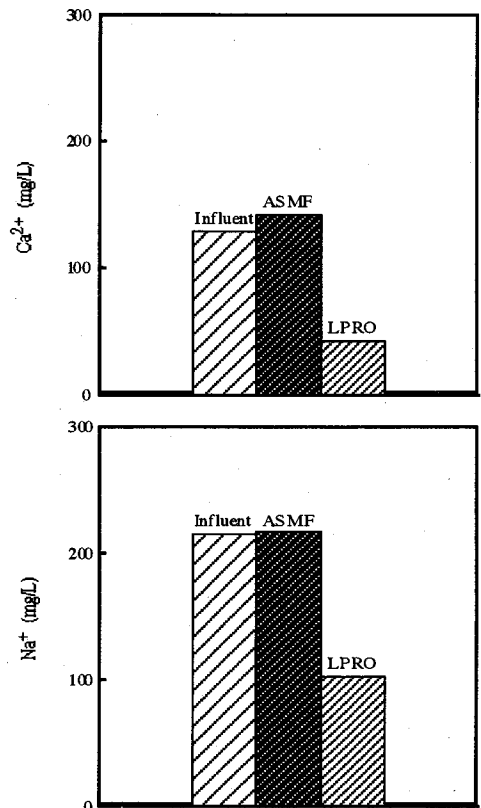


図-15 焼却灰模倣浸出液のCa<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>の除去



化学的処理法（凝集・砂ろ過・活性炭処理）の代替法となる可能性があるとともに、無機塩類除去機能も期待できると言える。

#### 4. 結論

本研究では、セラミック膜を用いた浸漬型膜分離活性汚泥法による有機性模擬廃水および焼却灰模擬浸出液の処理について実験を行った。また、低圧逆浸透法との組み合わせによる焼却灰模擬浸出液の処理についても実験を加えた。以下に得られた結果をまとめる。

- 1) セラミック膜を用いる膜分離活性汚泥法では、吸引ろ過時にばっ気を行う30分間隔程度の間欠吸引ろ過方式により比較的大きい水透過フラックスが得られる。また、無ばっ気時の吸引ろ過は膜の目詰まりを急速に進行させ、透過フラックスがほとんど得られなくなったことから、吸引ろ過時にばっ気を行うことは膜の目詰まりを回避するために重要である。
- 2) 目詰まりを生じたセラミック膜は次亜塩素酸ナトリウムによる洗浄により透過フラックスが80～90%程度まで回復し、同薬品による洗浄が効果的である。
- 3) 膜分離活性汚泥法により有機性模擬廃水を処理した場合、透過フラックスは $10\sim 30\text{ L/m}^2\cdot\text{hr}$ で変化し、膜洗浄により透過フラックスは回復した。約100日間の実験により、30日程度の間隔で膜洗浄を行うと膜の目詰まりをある程度回避しながら操作を継続し得た。なお、約 $11500\text{ mg/L}$ までにおいてMLSSの増加による透過フラックスの急激な変化はなく、その影響は認められなかった。
- 4) 有機性模擬廃水の処理でCOD<sub>Cr</sub>は92%以上が除去された。残留成分としては高分子物質が低分子化された結果と考えられる分子量1000程度の物質が検出された。窒素除去率は30分間隔の間欠ばっ気により60～70%程度と比較的良好であった。
- 5) 焼却灰模擬浸出液を処理した場合の透過フラックスは有機性模擬廃水の場合と類似した傾向を示した。COD<sub>Cr</sub>は82%以上の除去率が得られたが、平均濃度で $63\text{ mg/L}$ が残留し、分子量2000～8000の残留成分が検出された。T-Nは55%以上が除去されたが約 $10\sim 25\text{ mg/L}$ 程度が残留し、有機性窒素の残留に起因すると考えられる。

- 6) 焼却灰模擬浸出液中のCOD<sub>Cr</sub>は、浸漬型膜分離活性汚泥法による処理で $60\text{ mg/L}$ が残存していたが、さらに低圧逆浸透膜法により処理することにより $4\text{ mg/L}$ まで低減した。同様に残存していた有機性窒素も低圧逆浸透法により85%が除去できた。
- 7)  $\text{Ca}^{2+}$ や $\text{Na}^+$ などの無機塩類は浸漬型膜分離活性汚泥法では除去されないが、低圧逆浸透膜法によれば $\text{Ca}^{2+}$ が72%、 $\text{Na}^+$ が52%除去できた。低圧逆浸透法による処理を併用すると、難分解性有機物と無機塩類がかなり除去され、従来法における物理化学的処理法の代替法となりうる可能性がある。

#### 参考文献

- 1) 厚生省編：厚生白書（平成7年度版），pp. 302, 1995.
- 2) 圓谷哲男：最終処分場からの浸出液について，都市清掃，Vol. 43, No. 175, pp. 163-167, 1990.
- 3) 惣田郁夫，福井博，吉野秀吉，坂本広美，淡路宣男：一般廃棄物埋立最終処分場浸出水の性状と将来予測，用水と廃水，Vol. 33, No. 7, pp. 569-575, 1991.
- 4) 猪狩叔将，大方政信，加藤啓介：廃棄物埋立地浸出水の性状と処理(1) - 浸出水の性状 - ，産業公害，Vol. 14, No. 6, pp. 483-491, 1976.
- 5) 村木宏，小川泰一，藤井健，清水博，池原洋一：ごみ焼却残渣埋立における浸出水等の状況について，都市清掃，Vol. 42, No. 170, pp. 262-266, 1988.
- 6) J. T. Ketten: Biological or Chemico-Physical Landfill Leachate Purification an Alternative or a Useful Combination, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 26, No. 1-2, pp. 137-145, 1992.
- 7) F.W. Hartdt, L.S. Cleseri, L. Nemerow and D.R. Washington: Solid separation by ultrafiltration for concentrated activated sludge, *JWPCF*, Vol. 42, pp. 2135, 1970.
- 8) 山本和夫：高濃度活性汚泥膜分離プロセスによる高度処理，用水と廃水，Vol. 34, No. 11, pp. 911-917, 1992.
- 9) 山本康次：セラミック膜を用いた浸漬型膜分離活性汚泥法による生活排水処理，用水と廃水，Vol. 36, No. 2, pp. 131-137, 1994.
- 10) 日笠 勝：限外ろ過膜を組み込んだ高濃度活性汚泥法による排水処理，用水と廃水，27, pp. 1015, 1988.
- 11) 川西敏雄，堀井安雄，井原 浩：セラミック膜による埋立地浸出水の処理特性について，廃棄物学会第5回研究発表会講演論文集，pp. 429 - 431, 1994.
- 12) 尾崎博明，金時俊，寺島泰，山田佳子：廃棄物埋立地浸出水の膜分離処理特性，土木学会48回年次学術講演論文集，pp. 1326-1327, 1993.
- 13) 尾崎博明，金時俊，寺島泰，山田佳子：廃棄物埋立地浸出水への膜分離法の適用，第4回廃棄物学会研究発表講演論文集，pp. 519-521, 1993.
- 14) 神山義康：逆浸透複合膜の新展開，日東電工技報，Vol. 31, No. 5, pp. 66-76, 1993.
- 15) 厚生省生活衛生局水道環境部計画課編：廃棄物六法，pp. 74-78, 1987.
- 16) 山本和夫，浅見恵一，松尾友短：活性汚泥混合液の膜分離 - 透過速度に及ぼす汚泥濃度の影響，土木学会第42

回年次学術講演集, pp. 826,1987.

- 17) 田中俊博, 須山晃延, 二村修: 膜分離活性汚泥法による  
食品工場の高濃度有機廃水処理, PPM, No.6,  
pp. 24-30, 1996.

(1996. 3. 11 受付)

## TREATMENT OF MULTI COMPONENTS WASTEWATER BY ACTIVATED SLUDGE PROCESS WITH CERAMIC MEMBRANE AND LOW PRESSURE REVERSE OSMOSIS MEMBRANE PROCESS

Hiroaki OZAKI, Shijun GHIM and Yutaka TERASHIMA

The ASMF process was applied to treatment of artificial organic wastewater or artificial incineration ash leachate. The volumetric flux values through ceramic membrane module immersed in the aeration tank were measured under different conditions of aeration and suction mode. The intermittent aeration and suction mode reduced fouling and enabled a simultaneous removal of organic carbon and nitrogen.

The LPRO process could separate not only inorganic substances but also recalcitrant substances, in a leachate pretreated by the ASMF. A new and efficient leachate treatment process might be developed by replacing a conventional process for tertiary treatment by these processes.