

(24) オゾン添加活性汚泥法における微生物構成特性 と廃水処理特性

西村 文武^{1*}・上住 僚¹・岡田 由希子¹・藤原 拓²・増田 理子³

¹愛媛大学大学院理工学研究科生産環境工学専攻 (〒790-8577 愛媛県松山市文京町3番)

²高知大学農学部生産環境工学科 (〒783-8502 高知県南国市物部乙200)

³名古屋工業大学工学部社会開発工学科 (〒466-8555 名古屋市昭和区御器所町)

* E-mail: nisimura@dpc.ehime-u.ac.jp

本研究では、オゾン濃度約1(mg/L)の混合空気を接触槽での平均オゾン注入率が6.7 (mgO₃/gSS)の条件下に注入させたオゾン添加活性汚泥法での廃水連続処理特性と微生物・微小動物相への影響について調査した。オゾン添加による、生物多様性や脱水素酵素活性の変化は無く、微小動物相への影響は観察されなかった。オゾン添加系においても *Stentor polymorphus* や *Aeolosoma hemprichi* 等の有機物除去が高い時に出現する微生物の優占化が目察され、低負荷のオゾン添加時においても処理状態は安定することがわかった。またこの程度のオゾン添加により、フェノールなど生物活性阻害のある物質が分解され、微生物活性の阻害発現が抑制されることもわかった。これらの結果よりオゾン添加活性汚泥法は、生物活性阻害物質の突発的な流入に対しても阻害を受けずに処理を行いうる安定した廃水処理システムとなりうることを明らかにした。

Key Words : ozone-added activated sludge system, activity of microorganisms, protozoa, metazoan, phenol

1. はじめに

余剰汚泥の排出量削減を図る画期的な改良型活性汚泥法として、活性汚泥にオゾンを直接添加する処理法(オゾン添加活性汚泥法)が開発され、注目されている¹⁾。これまでに基礎的検討や実証実験等が数多く実施され、実用化に向けての知見が数多く集積されている^{2,3)}。このプロセスによる発生汚泥量削減の原理は、オゾンの直接添加による汚泥の液化(可溶化)と、液化有機物の生物学的な代謝の組み合わせによる、固形性有機物の無機化の促進である⁴⁾。この原理に着目した、別の汚泥液化プロセスを組み込んだ発生汚泥量削減型活性汚泥法も種々検討され、報告されている^{5,6,7)}。下水汚泥は、下水処理量が多くなる人口の多い都市部において発生が集中するため、その処理・処分問題が顕在化しつつある。処理のための用地取得や処理コスト面からも水処理プロセスにおいて汚泥発生抑制が行えることは非常に魅力的である。そのため、オゾン添加活性汚泥法をはじめとする種々の汚泥液化-生物学的代謝過程を組み込んだ改良型活性汚泥法では、多くの場合、汚泥発生抑制、汚泥発生削減面

が最も注目され、また汚泥液化のみを検討しているケースにおいても余剰汚泥無発生を見据えているものがほとんどである。しかし、溶解性有機汚濁の一部を生物学的代謝により無機化(ガス化)させるとともに、同時に汚泥という固液分離が可能な形に変換することで水中から分離除去させることが、活性汚泥法のそもそもの処理原理である。すなわち汚泥生成が浄化の大きな機構となっている以上、処理水質を変化させずにかつ汚泥削減を図るプロセスとするためには、汚泥として除去されていた有機物をすべてガス化させることが必要であり、これが達成されてはじめて廃水処理と汚泥削減が可能といえる。ところが、液化過程を組み入れると、処理水の有機物はBODで評価した場合はあまり変化しないが、TOCやCODベースでは処理水質は悪化すると報告⁸⁾もあり、液化有機物は70%は代謝されるが30%は生物難分解性画分となる実験結果も報告されている⁹⁾。従って汚泥削減にのみ重点をおいた評価では、オゾン添加活性汚泥法をはじめとする種々の汚泥液化-生物学的代謝過程を組み込んだ改良型活性汚泥法の優位性や有効性が証明されるとは限らない。ましてや余剰汚泥無発生型の好気性廃水

処理プロセスの実現が可能⁹か否かは慎重に評価される必要がある。

一方で、活性汚泥へのオゾン直接添加により、汚泥の沈降性・濃縮性の改善、スカム抑制に効果があることが報告されている^{10,11}。発生汚泥削減のみならず、汚泥の性状改善に関する効果も考慮してシステムを評価すれば、既存の活性汚泥法に対してオゾン添加活性汚泥法の有効性を別の側面から示すことが出来るかもしれない。また、システムにオゾン添加過程を組み入れることにより、オゾンの汚泥液化効果に加え、廃水中の種々の化学物質を酸化させる効果も期待できる。たとえば、生物活性阻害物質が突発的に処理システムに流入した場合、オゾンを導入していなければ微生物の活性低下やそれに起因する処理システムの機能低下・停止が考えられるが、オゾンを導入することで活性阻害物質の酸化分解と生物活性低下防止が期待でき、結果として生物学的廃水処理システムとしての安定性を向上させる効果も考えられる。

しかしながら、汚泥にオゾンを直接添加し汚泥の性状改善を図るためには、一部の汚泥にオゾンを添加するのではなく、システム中での少なくとも割合の汚泥に、オゾン添加を行う必要がある。汚泥性状を改善しかつ生物学的処理システムとして機能させるためには、効果が発現するに必要な量のオゾン添加を行わなければならないが、過剰な添加は汚泥の生物活性そのものを低下させるため、適切なオゾン添加方法について検討する必要がある。これまでに、汚泥活性へのオゾン添加の影響についてはいくつかの検討例があり、オゾン注入率が20 (mgO₃/gSS)程度までは、硝化活性は維持されることや40 (mgO₃/gSS)程度までは酸素消費速度や脱水素酵素活性に大きな影響を与えないことが報告されてきた^{3,4}。しかしこれらは回分実験による短時間での影響評価である。連続通水処理においてオゾン添加を継続的に行う場合では、汚泥の微生物構成そのものが変化する可能性があり、システムとしての廃水処理特性にも影響を及ぼす可能性がある。従って従来法と比較して有効性を打ち出すためには、オゾン添加を行うことによる汚泥中の微生物叢や生物活性、廃水処理特性への長期的な影響を把握しておく必要がある。

また、生物活性阻害物質の突発的な混入時での対処の

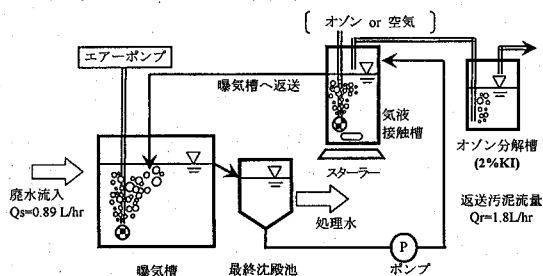


図-1 実験装置の概略図

可能性についても、オゾン添加自身による生物活性阻害が生じない条件で、生物活性阻害物質を酸化分解させることが必要になる。しかしオゾン添加活性汚泥法は、汚泥の減容効果について主として検討されてきたものの、生物活性阻害物質の影響回避など、システム安定性に着目して検討されることはなされていない。

そこで本研究では、オゾン添加活性汚泥法の発生汚泥量削減効果面以外において、標準法と比較して有効なシステムとなりうるか実験を通じて検討することとした。従来から報告されている汚泥性状改善効果やシステム安定性の可能性について検討するためには、連続通水処理において汚泥にオゾン直接添加を行うことによる汚泥中の微生物構成への影響を把握する必要がある。ここでは活性汚泥に出現する微小動物の中でも比較的同定及び定量が容易な原生動物及び微小後生動物の構成特性等に関して調査を行い、オゾン添加による微生物構成特性への影響について検討した。また、生物活性への阻害性があり、ときおり下水処理場への流入が報告されている物質例としてフェノール類があげられる。活性汚泥法の場合25-50 (mg/L)のフェノール類が存在すると浄化機能に関する生物活性が阻害されることいわれるが¹²、フェノール類はオゾンにより容易に酸化分解される物質である。フェノール混入時の生物活性への影響と、オゾン添加の効果についても実験的検討を行い、オゾン添加活性汚泥法のシステム安定性について考察した。

2. 実験方法

オゾン添加活性汚泥法の処理特性を把握するために、①連続処理時における微小動物構成特性把握と②オゾン添加による生物難分解性物質(フェノール)の除去と生物活性への影響把握についての2つの実験を行った。以下に各々についての詳細を示す。

(1) 連続処理時における微生物構成特性把握

図-1 に実験装置の概略図を示す。実験における操作

表-1 連続処理条件

	オゾン添加系	空気添加系 (対照系)
人工廃水流入流量 (L/hr)	0.894	0.894
HRT (hr)	10.6	10.7
好気槽容量 (L)	8.05	8.16
気液接触槽容量 (L)	1.0	1.0
ガス流量 (L/min)	0.30	0.30
注入 O ₃ 濃度 (mgO ₃ /L)	1.02	—
返送汚泥流量 (L/hr)	1.80	1.80
MLSS 濃度 (mgSS/L)	1320	1040
オゾン注入率 (mgO ₃ /gSS)	6.7	—

条件を表-1 に示す。ラボスケールの標準活性汚泥反応システムを2系作製し、供試汚泥として、標準活性汚泥法で運転されているA都市下水処理場の返送汚泥を投入し、表-2 に示す人工廃水を処理系全体での水理学的滞留時間(HRT)が約11時間となるように流入させて連続処理を行った。最終沈殿池からは連続的に汚泥を引き抜き気液接触槽に導入し、オゾン接触後、再び反応槽に戻す操作を行った。オゾン接触槽へは約1 (mg/L)のオゾン混合空気を0.3 (L/min)の流量で流入させた(オゾン添加系)。別の1系は対照系としてオゾン化空気の代わりに空気注入を行った(空気添加系)。汚泥試料は反応槽から定期的にサンプリングを行った。そして顕微鏡を用いて活性汚泥に出現した原生動物ならびに微小後生動物について、下水試験方法¹²⁾に準拠して同定及び定量、及びそれに基づいた多様性指数の算出を行った。多様性指数はShannon-Wienerの式を用いた。本論文では自然対数を用いた式で表示した。また、脱水素酵素活性についても有機物酸化に関する微生物の活性を評価するために下水試験方法¹²⁾記載の方法により測定を行った。

(2) オゾン添加による生物難分解性物質の除去と生物活性への影響把握

実験における操作条件を表-3に示す。ガラス製セパラブルフラスコを反応槽とし、所定量の混合液に対してオゾン化空気を連続的に注入して処理する、半回分式処理形式で行った。供試汚泥は(1)に示した連続実験と同様にA都市下水処理場の返送汚泥を用いた。反応槽に所定濃度となるように調整した活性汚泥を入れ、スターラーで攪拌させながら底部に設置した散気管より連続的にオゾン接触させた。また、同様にして空気接触によるフェノールの生物活性への影響に関しても実験的検討を行った。試料採集は経時的に行い、フェノールの濃度変化と

脱水素酵素活性、生物数について調査を行った。脱水素酵素活性は、活性汚泥混合液を表-2に示す人工廃水で洗浄した後に測定した潜在的脱水素酵素活性と、BOD希釈液で洗浄した内生呼吸による脱水素酵素活性の双方を測定した。原生動物および後生動物の計数は、ビルケルチュルク型の血球計算器に試料を滴下し、生物顕微鏡で複数回(3回以上)測定する方法で行った。これら水質分析や微生物の観察、定量化については下水試験方法¹²⁾に記載されている方法に従って実施した。

3. 実験結果及び考察

(1) 連続処理時における微生物構成特性把握

アンモニア性窒素と硝酸性窒素の経時変化を図-2および図-3に示す。オゾン添加系の窒素に関する処理水質は、空気添加系の処理水質と相違がなく、オゾンを添加することによる硝化能力の低下や有機物除去能の低下は観察されなかった。本実験での平均オゾン注入率は6.7 (mgO₃/gSS)であり、従来の研究で沈降性や濃縮性に改善が見られる範囲¹⁰⁾であり、また硝化細菌や他栄養性細菌に対する活性阻害も発現しない⁹⁾条件で運転されていた。この連続処理条件においても、回分実験により得られている従来の知見と同様に硝化細菌への活性阻害を発現することなく処理できることが示されている。亜硝酸性窒素の蓄積も観察されず、また有機物除去に関しても両系列で差異は認められず良好に処理される結果となった。図-4にオゾン添加系及び対照系に出現した原生動物及び後生動物個体数を示す。微生物の同定及び定量結果より、原生動物及び後生動物に関してここに示した個体数の経時的な変化の比較を行った。原生動物に関しては実験開始20日目までは両系列とも一様に個体数増加の傾向にあった。これを過ぎた点よりオゾン添加系では個体数の減少がみられ、1000 (個体/mgSS) 付近で50日間安定した挙動が得られた。対照系では、40日間で500-4000 (個体/mgSS)と不安定な個体数変動がみられた。後生動物に関しては開始後55日目まで両系列ともに同程度定量されたが、その後、個体数増加が顕著に現れオゾン添加系では約7500 (個体/mgSS)、対照系で約4000 (個体/mgSS)に増加した。図-5に脱水素酵素活性を示す。対照系がオゾン添加系に比べ活性が高い点がいづつか観察されたが、両系列とも0.2 (μgTF/mgMLSS)程度において増減を繰り返しながら、両系列とも同程度の生物活性を有していることが示された。原生動物や後生動物の種類別存在数結果から算出したShannon-Wienerの式に基づく多様性指数を図-6に示す。実験開始40日目までは多様性指数値にばらつきが見られたが両系列とも同程度の多様性を示した。また実験開始40日目以降はオゾン添加系に関しては1.9-2.2付近

表-2 人工廃水組成

基質	濃度
グルコース	80.0 mgC/L
NH ₄ Cl	30.0 mgN/L
KH ₂ PO ₄	3.0 mgP/L
MgSO ₄ ·7H ₂ O	1.0 mgMg/L
NaHCO ₃	214.0 mgCaCO ₃ /L
水道水中に溶解させて作成した	

表-3 操作条件

反応槽容量 (L)	2
注入 O ₃ 濃度 (mgO ₃ /L)	1.02
ガス流量 (L/min)	0.3
MLSS 濃度 (mgSSL)	2500
単位時間あたりのオゾン注入率 (mgO ₃ /gSS・min)	0.061

で安定した多様性指数が得られた。対照系に関しては70日以降約1.5と、添加系と比較して少し低い値が得られたが、特に多様性指数に関しても両系列間で大きな差異が見られるには至らなかった。しかし、系内での原生動物の優占種は必ずしも同様な挙動を示すものではなかった。両系列には、当初共通して*Pleuromonas jacularis*が優占して観察された。本種は体長6-10 μm 、殻は持たず、アメーバ状体形であり動物栄養性又は腐食性、付着性で他物に付着し、停滞した淡水域に多いと言われる。Sládečekは本種の水質階級として α 中腐水性(8)、強腐水性(2)としている¹³⁾。実験開始2日目よりオゾン添加系において、糸状性細菌が原因と思われるフロックが多数形成され始め、沈降性は良好であったが粘り気の強い汚泥へと変化し始めた。10日を過ぎたあたりから、汚泥の色が茶褐色から緑色へと変化した。糸状性細菌によるものと思われるフロックが点在しているものの、曝気槽内では粘り気のとれた、凝集性の良い汚泥へと変化した。この時点から、原生動物繊毛虫の一種*Stentor polymorphus* (ミドリラップムシ)が観察され始め、実験開始20日目を過ぎた頃より*Stentor polymorphus*が優占種として観察されるようになった。本種は伸長時の体長が1-2 mmあり、体内に共生藻を有しているため体は緑色を呈する¹⁴⁾。一時的には両系列の反応槽内の概観は大きく異なる結果となった。*Stentor polymorphus*は淡水環境を好み、停滞水域に出現すると言われている。Sládečekはこの水質階級として貧腐水性(1)、 β 中腐水性(6)、 α 中腐水性(3)、強腐水性(-)としており、*Pleuromonas jacularis*が優占化した実験開始当初と比較すると、処理水質は良好になっていたと考えられた。その後、オゾン添加系では38日目以降、対照系では72日目以降から後生動物で環形動物の一種*Aelosoma hemprichi*(ベニアブラミミス)が優占種となった。*Aelosoma hemprichi*は長時間曝気の活性汚泥法及び生物膜に出現頻度が高く、硝化が十分に進行した状態で観察されることが多い¹⁴⁾。またSládečekはこの水質階級として貧腐水性(1)、 β 中腐水性(6)、 α 中腐水性(3)、強腐水性(-)と*Stentor polymorphus*のそれと同様の値を与えており、処理

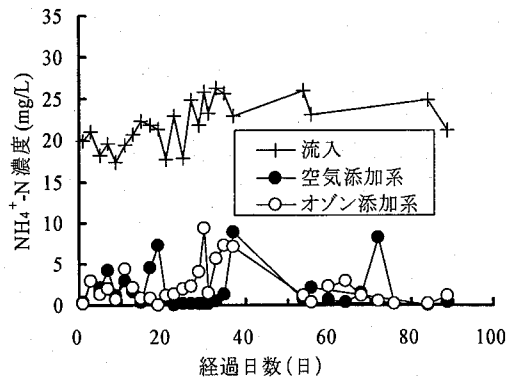


図2 アンモニア性窒素の経時変化

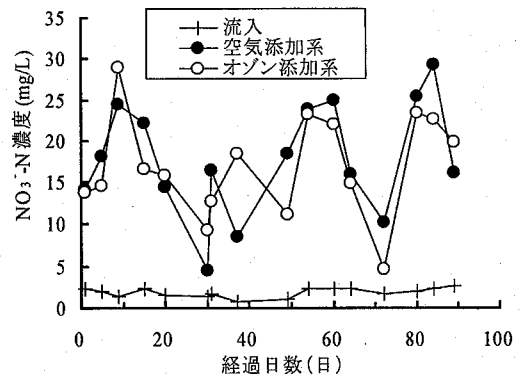


図3 硝酸性窒素の経時変化

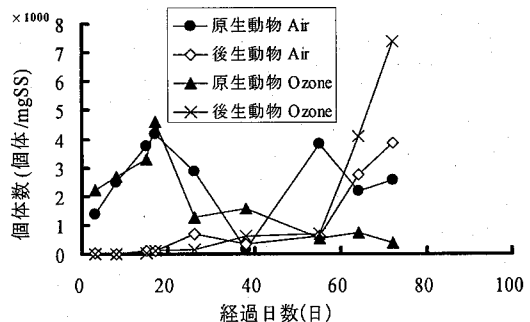


図4 添加系及び対照系に出現した原生動物及び後生動物個体数

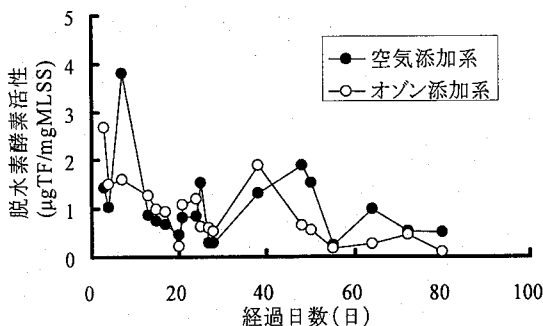


図5 脱水素酵素活性の経時変化

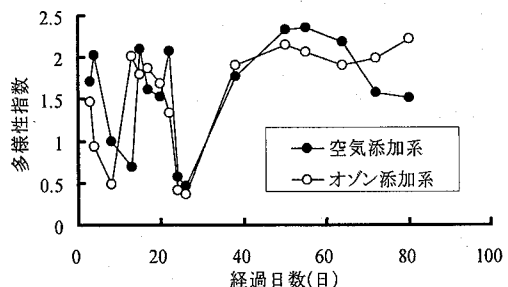


図6 多様性指数の経時変化

が十分になされている、安定した処理水質に応じた生物相が構成されたと考えられた。これら原生動物や後生動物が出現する時期や優占種がオゾン添加系と対照系で差異が見られることから、オゾン添加により活性汚泥構成生物は何らかの影響を受けうることは考えられた。しかし、活性汚泥中に出現する原生動物・後生動物の各属種の出現頻度と浄化の程度との関係に従い¹³⁾、微小動物を浄化程度の高い時によく出現するもの、中間程度の時によく出現するもの、低いときによく出現するものの3グループに分け、それらのグループ間の出現率の変化でとらえると、オゾン添加系と対照系では差がないことが示されている。例として図-7に原生動物の出現率の変化を示す。図の下半分に示されているオゾン添加系では、

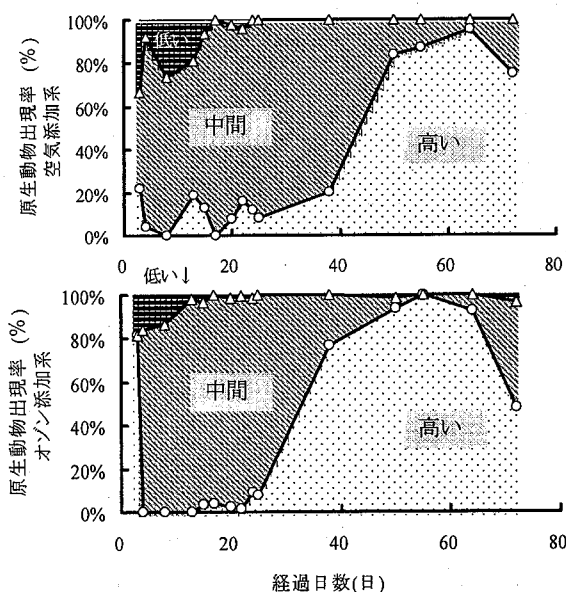


図-7 原生動物の出現率の変化

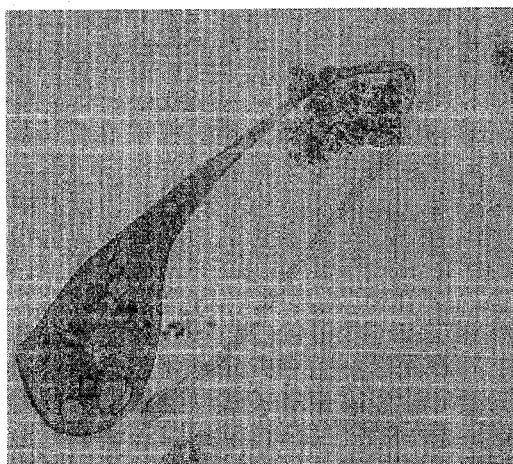


図-8 *Stentor polymorphus*

*Stentor polymorphus*の優占に伴い30日過ぎから浄化程度の高い時によく出現するものの割合が高くなっているが、オゾン添加系と対照系では変化傾向に差はほとんど見られない。廃水処理の観点からは、接触槽でのオゾン注入率が6.7 (mgO₂/gSS)である比較的低オゾン負荷の条件では、微生物構成の変化による処理水質の悪化は観察されなかった。また原生動物組成から判断すると、処理水質は時間経過とともにより良好となっていると考えられるケースともなり、オゾン添加活性汚泥法は安定した処理を行えるシステムとなることがわかった。図-8に*Stentor polymorphus*を、図-9に*Aeolosoma hemprichi*の概観を示す。

(2) オゾン添加による生物難分解性物質の除去と生物活性への影響把握

図-10にフェノール濃度の経時変化を示す。オゾン接触を行ったケースはオゾン注入率が約3.4 (mgO₂/gSS)においてフェノールがおよそ92%分解され、オゾン注入率が約4 (mgO₂/gSS)におけるフェノール分解率はおおよそ99%であった。図-11に半回分式試験の脱水素酵素活性を示す。オゾン接触を行った場合の潜在的脱水素酵素活性は約0.3~0.8 (μgTF/mgMLSS)であり、また内生呼吸による脱水素酵素活性は約0.2~0.6 (μgTF/mgMLSS)であった。オゾン注入率0.4 (mgO₂/gSS)における生物活性の顕著な減衰は見察されなかった。オゾン添加によってフェノールは99%分解されたが、供試汚泥が4 (mgO₂/gSS)のオゾンを吸収しても微生物の活性は阻害されることがないことが示された。空気添加の場合はオゾンによるフェノール分解は期待できず、活性は減少傾向を示し、30分経過以降での潜在的脱水素酵素活性は0.1 (μgTF/mgMLSS)を超過することはなかった。また、内生呼吸による脱水素酵素活性はフェノール添加直後から0 (μgTF/mgMLSS)付近の値を示し、時間とともに回復することはなかった。供試汚

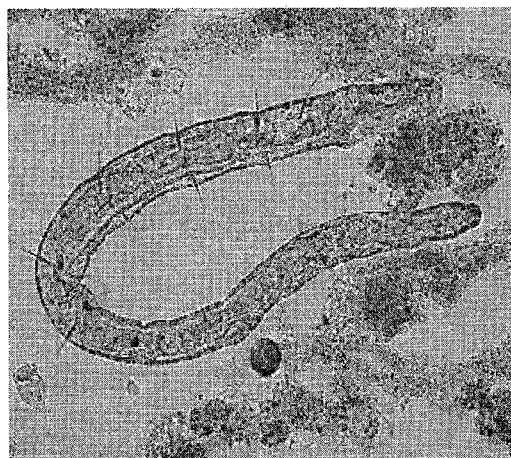


図-9 *Aeolosoma hemprichi*

泥内に除去されずに残留したフェノールの影響で生物活性が阻害されたと考えられた。このときのオゾン添加したケースでの汚泥内の原生動物ならびに後生動物の個体数の経時変化を図-12に、多様性指数の経時変化を図-13に示す。オゾンの注入率は、連続処理実験での接触槽において設定したものと同程度であり、オゾン添加の影響は、微小動物全体の個体数を大きく変化させることはなく、同時に多様性指数への変化も観察されなかった。

ここで、先に示した、活性汚泥中に出現する原生動物・後生動物の各属種の出現頻度と浄化の程度の関係¹²⁾に従い、微小動物を浄化程度の高い時によく出現するもの、中間程度の時によく出現するもの、低いときによく出現するものの3グループに分け、それらのグループ間の出現率の変化として表したものが図-14である。ここで、活性汚泥性生物の構成比が50%に減少し、中間程度の処理時ならびに処理程度が低い時によく出現する生物群の構成比が増加した点は、フェノール濃度が約0.5 (mg/L)、オゾン注入率が約3 (mgO₃/gSS)の時であった。オゾン接触槽内では、この程度のオゾン注入率でも微小動物相の構成に関して影響を及ぼす可能性があることが示唆された。しかし、本研究で示したような、汚泥へのオゾン注入がオゾン接触槽内においてのみ実施され、曝気槽でのオゾン注入を行わないケースでは、システム全体内の微小動物への影響はより小さくなるものと考えられ、連続処理時において接触槽内でのオゾン注入率が6.7(mgO₃/gSS)程度であれば微小動物への影響はほとんど

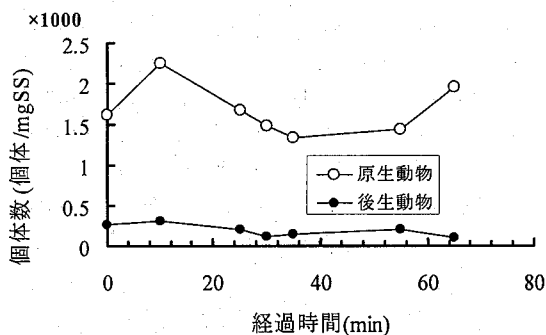


図-12 微小動物の個体数の経時変化

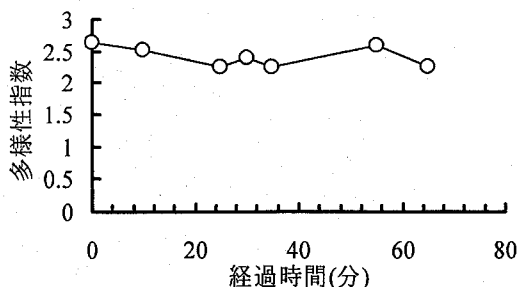


図-13 多様性指数の経時変化

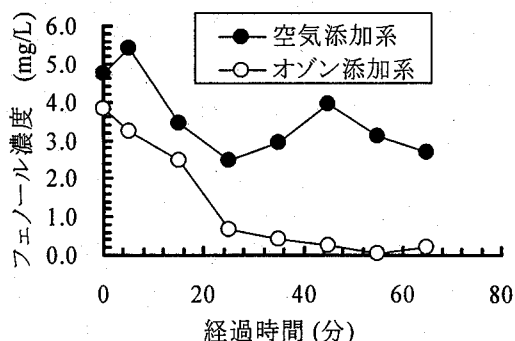


図-10 フェノール濃度の経時変化

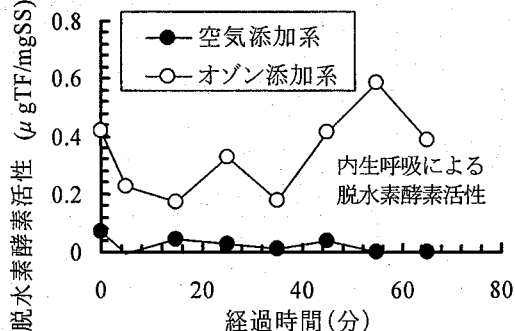
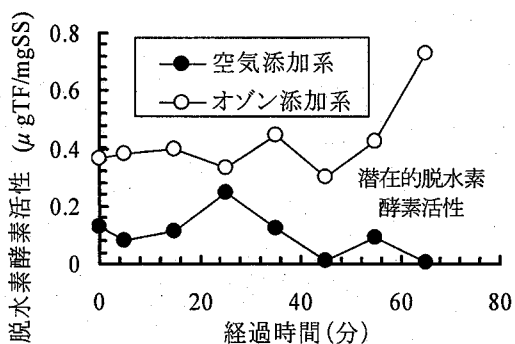


図-11 半回分式試験時の脱酸素酵素活性
上：潜在的活性、下：内生呼吸による活性

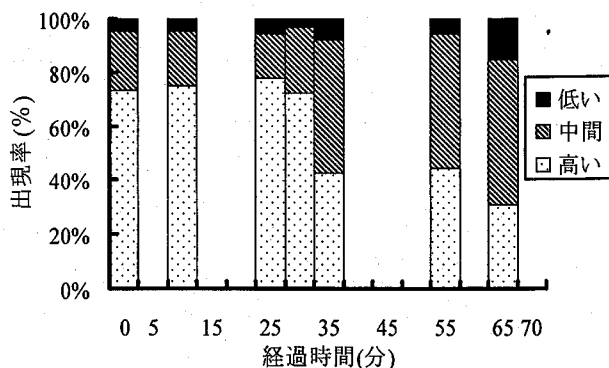


図-14 出現微生物の構成比

無い結果となったことに対しても、矛盾は無いものと考えられた。このようにオゾン注入率が小さいケースでは生物相には変化がなく、また本実験ケースで示されたように、フェノールが初期に存在場合では、汚泥の活性は低下しうが、オゾンの添加でフェノールが分解され活性低下を防止しうこともわかった。連続処理実験の結果とあわせると、低オゾン負荷条件下では、オゾン添加活性汚泥法は、生物活性阻害物質が突発的に流入する場合にも安定したシステムとなりうることがわかった。

4. まとめ

本研究では、下水汚泥へのオゾン添加及びフェノール類混入時の微小動物構成特性に関する基礎的な知見を得ることを目的として、微小動物相の生物活性、生物多様性、構成生物に与える影響に関して実験的検討を行った。また生物活性阻害物質の突発的な流入に対するシステムの安定性に関しても検討した。以下に得られた結果をまとめて示す。

- (1) 連続試験におけるオゾン添加系に関して、平均オゾン注入率約6.7 (mgO₂/gSS)で連続的にオゾン接触を試みたところ、オゾン添加により後生動物に関しては個体数が7500 (個体/mgSS) 程度まで増加し、原生動物に関しては30日目以降の個体数は500-1000 (個体/mgSS) 程度となった。対照系に関しては、後生動物の個体数で添加系の1/2程度、原生動物の個体数で結果的に6倍程度となった。これより、55日目以降では特にオゾン接触による活性汚泥内の微小動物相の構成への影響が示唆された。しかし廃水処理システムとしては安定した系が維持される結果となった。
- (2) 連続試験より、オゾン添加系に関しては *Stentor polymorphus* (ミドリラッパムシ) や *Aeolosoma hemprichi* (ベニアブラミミズ) の増殖が確認されたことから、処理状態は良好で安定した状態であることが推察された。また、対照系に関しても *Aeolosoma hemprichi* の増殖は目察されたため、この程度のオゾン注入においては、微小動物相やそれらの活性ならびに細菌活性に対して大きな影響を与えず、かつ安定した処理が行われることが考えられた。
- (3) 半回分式試験より、オゾン注入率0~4 (mgO₂/gSS) でオゾン接触を試みるとフェノールが約99%分解され、潜在的脱水素酵素活性は0.3~0.8 (μgTF/mgMLSS) 程度を示した。一方、対照とした空気系ではフェノールの残留が示され、潜在的脱水素酵素活性は減少する一方であり活性が回復することはなかった。連続処理実験の結果とあわせると、低オゾン負荷

条件下では、オゾン添加活性汚泥法は、生物活性阻害物質が突発的に流入する場合にも安定したシステムとなりうることがわかった。

- (4) オゾン接触によるフェノール除去プロセスにおいては、フェノール濃度約0.5 (mg/L)、オゾン注入率約4 (mgO₂/gSS) で中間活性汚泥性生物が約20%増加したことから、この範囲においても、オゾン注入率の増加に伴い、活性汚泥中の微小動物相も影響を与えることが示唆された。しかし、オゾン添加をシステムの一部であるオゾン接触槽において行う処理形式の場合は、システム全体内の微小動物への影響はより小さくなるものと考えられ、オゾン注入率が本研究で設定した程度であれば、オゾン添加活性汚泥法は、従来の活性汚泥法と比較して安定した処理システムとして活用できることがわかった。

謝辞：本研究の一部は、科学研究費(若手研究B 課題番号16760444)ならびに平成16、17年度愛媛大学研究開発支援経費(萌芽的研究)の補助を得て実施されました。ここに記して謝意を表します。

参考文献

- 1) H. Yasui and M. Shibata: An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30, No. 9, pp. 11-20, 1994.
- 2) H. Yasui, K. Nakamura, S. Sakuma, M. Iwasaki and Y. Sakai: A full-scale operation of a novel activated sludge process without excess sludge production, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 34, No. 3-4, pp. 395-404, 1996.
- 3) 荒川清美, 葛甬生, 小林琢也, 田中俊博: オゾンを用いた活性汚泥法における汚泥減容化の基礎的研究, 環境工学研究論文集, Vol. 37, pp. 107-118, 2000.
- 4) 西村文武: オゾン処理による下水汚泥の改質ならびに減容化特性, 環境衛生工学研究, Vol. 13, No. 3, pp. 42-46, 1999.
- 5) 桂健治, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性汚泥プロセス, 水環境学会誌, Vol. 21, No. 6, pp. 360-366, 1998.
- 6) 村上定昭, 谷口稔, 清水英男, 竹内正美, 石川宗孝, 中西弘: 水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法(水熱・生物法)に関する研究, 環境技術, Vol. 28, No. 8, pp. 566-570, 1999.
- 7) V.アラヴィンタン, 味埜俊, 佐藤弘泰, 滝沢智, 松尾友矩: 発生汚泥量の減容のためのアルカリ・酸・熱処理による汚泥可容化, 環境工学研究論文集, Vol. 35, pp. 189-198, 1998.
- 8) F. Nishimura, G. Kato, T. Fujiwara: Improvement and reduction of

- activated sludge by ozonation and its application to wastewater treatment, Proceedings of the 15th OZONE WORLD CONGRESS, London 2001, Vol. I, pp. 324-331, 2001.
- 9) 今井剛, 浮田正夫, 深川勝之, 河村友喜, 関根雅彦, 樋口隆哉: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の高効率可溶化処理に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol. 38, pp. 131-139, 2001.
- 10) 清水公一, 吉野徳正, 佐藤茂雄: オゾンによる汚泥の濃縮性改善効果, 第8回日本オゾン協会年次研究講演会講演集, pp. 202-205, 1999.
- 11) 金咲蘭, 宗宮功: オゾン処理による活性汚泥の糸状性バクテリア制御効果の定量化, 環境技術, Vol. 27, No. 8, pp. 590-597, 1998.
- 12) (社)日本下水道協会: 下水試験方法 上巻, p. 259, p. 355, p. 374, pp. 378-384, pp. 760-763, 1997.
- 13) Vladimír Sládeček 著, 鈴木實訳: 淡水指標生物図鑑, 北隆館, 1991.
- 14) 小島貞男, 須藤隆一, 千原光雄編: 環境微生物図鑑, 講談社サイエンティフィク, p. 596, pp. 669-670, 1995.

(2006. 5. 26 受付)

Composition of microorganisms in ozone-added activated sludge system and treatment characteristics of wastewater by the system

Fumitake NISHIMURA¹, Tsukasa UEZUMI¹, Yukiko OKADA¹, Taku FUJIWARA² and Michiko MASUDA³

¹Dept. of Civil and Environmental Engineering, Ehime University

²Dept. of Environmental Engineering, Kochi University

³Dept. of Architecture and Civil Engineering, Nagoya Institute of Technology

Ozone-added activated sludge system has been developed for improving treatment operation. Although ozone added activated sludge system was originally developed in order to reduce excess sludge production, it is expected that its direct ozonation to activated sludge system can also remove some biorefractory compounds chemically, and the treatment efficiency and stability can be increased as results. In this study, low ozone loading condition was set, and treatment characteristics of continuous operation and effects of ozone adding on both composition of microorganisms and their biological activity were investigated. Moreover phenol was used as a biorefractory compound in wastewaters and the treatment characteristics were investigated with lab scale experimental setups. It is made clear that direct ozonation to activated sludge within a range of 6.7mgO₃/gSS does not inhibit biological activities and biorefractory compound(phenol) can be promptly removed chemically. On the other hand, the experimental case without ozonation can not remove phenol quickly and biological activity is inhibited by existence of phenol. These results suggest that ozone-added activated sludge system can treat wastewaters which contain biorefractory compounds effectively and stably. The possibility is also verified from the observation of microorganisms activity, and composition of protozoa and metazoan in continuous treatment.