

溶存酸素自動計測システムを用いる  
三槽式活性汚泥法の最適化と省エネルギー化

筑波大学大学院  
生命環境科学研究科  
国際地縁技術開発科学専攻  
博士（生物資源工学）学位論文

張 健

## 目次

第1章 緒論.....	1
1.1 水環境問題の現状.....	1
1.2 日本における汚水処理および汚水処理電力消費量の現状.....	1
1.2.1 日本における汚水処理の現状.....	1
1.2.2 日本における汚水処理電力消費量の現状.....	2
1.3 窒素除去プロセスおよび窒素・リン同時除去高度処理の種類.....	3
1.3.1 窒素除去プロセス.....	3
1.3.2 高度処理の種類.....	4
1.4 活性汚泥法制御に関する既往の研究.....	6
1.4.1 活性汚泥モデル.....	6
1.4.2 間欠曝気法の自動制御システム.....	6
1.4.3 AOSD (Automatic Oxygen Supply Device) システム.....	7
1.4.4 AOSD システムと固定時間間欠曝気システムの処理特性の知見.....	7
1.5 本研究の目的および論文構成.....	8
引用文献.....	21
第2章 AOSD システム三槽式活性汚泥法における溶存酸素センサー設置位置の最適化 .....	23
2.1 はじめに.....	23
2.2 材料と方法.....	24
2.2.1 実験装置.....	24
2.2.2 分析方法.....	25
2.3 結果と考察.....	26
2.3.1 処理特性の解析.....	26
2.3.2 活性汚泥指標微生物特性の解析.....	27
2.3.3 日平均曝気時間の比較.....	28
2.4 まとめ.....	28

引用文献	37
第3章 AOSD システム導入の有無による三槽式活性汚泥法における電力削減高度処理の比較解析	39
3.1 はじめに	39
3.2 材料と方法	41
3.2.1 AOSD システムの制御の原理と特徴	41
3.2.2 実験装置と運転条件	41
3.2.3 分析方法	43
3.3 結果および考察	43
3.3.1 AOSD システム導入三槽式活性汚泥法の処理特性から見た優位性	43
3.3.2 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する汚泥特性から見た優位性	47
3.3.3 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する生物相特性から見た優位性	47
3.3.4 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する省エネルギー化の評価	48
3.4 まとめ	49
引用文献	61
第4章 膜分離活性汚泥法における AOSD システム導入による処理特性, 膜ファウリングおよびエネルギー削減効果解析	64
4.1 はじめに	64
4.2 材料と方法	66
4.2.1 供試 AOSD システム	66
4.2.2 供試排水処理装置	66
4.2.3 分析項目	67
4.3 結果と考察	67
4.3.1 実験系(AOSD-MBR 法)/対照系(AO-MBR 法)における処理特性の比較	67
4.3.2 AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における汚泥特性	68

4.3.3	AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における膜間差圧の特性.....	69
4.3.4	AOSD-MBR 法/AO-MBR 法におけるファウリング原因物質の解析.....	69
4.3.5	AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における省電力効果の解析.....	70
4.4	まとめ.....	71
	引用文献.....	80
第5章	総括.....	82
5.1	総括.....	82
5.2	今後の課題および展望.....	82

## 略語表

AO (Anaerobic/Oxic)	: 嫌気/好気
A <sub>2</sub> O (Anaerobic/Anoxic/Oxic)	: 嫌気/無酸素/好気
ASP (Activated Sludge Process)	: 活性汚泥法
ASM (Activated Sludge Model)	: 活性汚泥モデル
AOSD (Automatic Oxygen Supply Device)	: 酸素供給自動制御装置
BOD (Biochemical Oxygen Demand)	: 生物化学的酸素要求量
COD (Chemical Oxygen Demand)	: 化学的酸素要求量
DO (Dissolved Oxygen)	: 溶存酸素
EPS (Extracellular polysaccharides)	: 細胞外高分子物質
eEPS (extractable Extracellular polysaccharides)	: 抽出細胞外高分子物質
HRT (Hydraulic Retention Time)	: 水理学的滞留時間
IWA (International Water Association)	: 国際水協会
LED (Light Emitting Diode)	: 発光ダイオード
LDOs (luminescent dissolved oxygen sensor)	: 蛍光式溶存酸素計
MF 膜 (Microfiltration)	: 精密ろ過膜
MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids)	: 活性汚泥浮遊物質
MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)	: 活性汚泥有機性浮遊物質
ORP (Oxidation- Reduction Potential)	: 酸化還元電位
PLC (Programable Logic Controller)	: プログラマブルロジックコントローラ
PGDOs (polarographic dissolved oxygen sensor)	: ポーラロ溶存酸素計
SS (Suspended Solids)	: 浮遊物質
SVI (Sludge Volume Index)	: 汚泥容量指標
SMP (Soluble Microbial Products)	: 溶解性微生物産物
SBBR (Sequencing Biofilm Batch Reactor)	: 連続バッチ式バイオフィーム反応槽
TN (Total Nitrogen)	: 全窒素
UF 膜 (Ultrafiltration)	: 限外ろ過膜
TP (Total Phosphorus)	: 全リン
TMP (Transmembrane Pressure)	: 膜間差圧
UV 計 (Ultra Violet spectrophotometer)	: 紫外線吸光光度計

## 图目录

Figure 1-1 Trend of environmental standard achievement rate (BOD and COD) .....	10
Figure 1-2 Sewage treatment by city size Population penetration rate.....	11
Figure 1-3 Transition of sewage penetration rate and electricity consumption .....	12
Figure 1-4 Electric power consumption of business type in 2008 .....	13
Figure 1-5 Construction of sewage facilities.....	14
Figure 1-6 Breakdown of electricity consumption of sewage facilities in 2011.....	15
Figure 1-7 Biological nitrification and denitrification process.....	16
Figure 1-8 Block diagram of flocculant-added activated sludge process .....	17
Figure 1-9 Block diagram of A <sub>2</sub> O process .....	18
Figure 1-10 Block diagram of rapid filtration .....	19
Figure 1-11 Block diagram of membrane bioreactor .....	20
Figure 2-1 Schematic diagram of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process .....	29
Figure 2-2 Operation strategy of the MRASP controller by AOSD system.....	30
Figure 2-3 BOD performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1 <sup>st</sup> , 2 <sup>nd</sup> , or 3 <sup>rd</sup> bioreactor.....	31
Figure 2-4 TN performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1 <sup>st</sup> , 2 <sup>nd</sup> , or 3 <sup>rd</sup> bioreactor.....	32
Figure 2-5 NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1 <sup>st</sup> , 2 <sup>nd</sup> , or 3 <sup>rd</sup> bioreactor.....	33
Figure 2-6 The number of <i>Epistylis</i> sp. and pH at each stage .....	34
Figure 2-7 The number of biota and pH at each stage.....	35
Figure 2-8 Dominant species at each stage .....	36

Figure 3-1 Simplified algorithm of AOSD .....	51
Figure 3-2 Schematic diagram of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process (a) and the anaerobic-oxic activated sludge process (b) .....	52
Figure 3-3 Performance of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process and anaerobic-oxic activated sludge process .....	53
Figure 3-4 The DO patterns of each reactor in AOSD-MRASP .....	54
Figure 3-5 One cycle of the DO pattern of LDOs and PGDOs .....	55
Figure 3-6 MLSS concentration and SVI .....	56
Figure 3-7 The numbers of primary protozoa and metazoa during two phases .....	57
Figure 4-1 Schematic diagram of the AOSD-MBR (a) and AO-MBR (b) .....	72
Figure 4-2 Performance of the AOSD-controlled MBR and AO-MBR .....	73
Figure 4-3 Performance of the AOSD-controlled MBR and AO-MBR .....	74
Figure 4-4 Changes of MLSS and MLVSS concentration during the experimentation .....	75
Figure 4-5 Changes of transmembrane pressure (TMP) during the experimentation .....	76
Figure 4-6 Changes of eEPS over the experimental period .....	77
Figure 4-7 Changes of soluble microbial products (SMP) over the experimental period ...	78

## 表目次

Table 3-1 Components and concentration of the synthetic wastewater .....	58
Table 3-2 Influent and effluent water quality of two phases .....	59
Table 3-3 Daily energy consumption and energy-saving ratio of each series .....	60
Table 4-1 Comparison of blowing rate reduction efficiency .....	79

## 第1章 緒論

### 1.1 水環境問題の現状

富栄養化とは、海、湖沼、河川において貧栄養化状態から富栄養化状態に移行する過程である。特に湖沼等の閉鎖性水域に、長年にわたり流域から窒素化合物およびリン酸塩等の栄養塩類が流入し、生物生産の高い富栄養湖に移り変わっていく自然現象が現状である。陸域から流入する人間活動由来の有機汚濁物質および窒素・リンは有毒アオコの異常増殖や水生植物・藻類が増大する赤潮など富栄養化の原因となる。特に自然水域における藻類などの生産者の増殖には無機金属などよりも窒素やリンが限定要因となる場合が多い。例え汚濁負荷発生源対策などで流入有機物が削減されたとしても、閉鎖性水域などでは窒素・リンが環境負荷を高めることから、それらの除去は環境負荷を低減し、富栄養化の解消のために必須である<sup>1,2)</sup>。

富栄養化と密接に関係する公共用水域の環境基準の達成状況においては、湖沼・内湾・内海等の閉鎖性水域の中でも、特に湖沼において達成率が低く、その水質改善が可及的課題となっている。水質環境基準の達成率が総合では91.1%、河川では95.8%、海域では81.1%程なのに対し、湖沼等閉鎖性水域での達成率が、58.7%前後(Figure 1-1)と低いことからその必要性が分かる<sup>3)</sup>。閉鎖性水域の環境保全を考える場合、水質汚濁の流入汚濁負荷源の70%程度を占める生活排水対策が必須であり、中でも生活雑排水を垂れ流す単独処理浄化槽や窒素・リンを除去できない合併処理浄化槽の存在は深刻な問題であることから、これらの政策の推進は社会的重要な課題である。また、このような生活排水、生活雑排水の窒素・リン対策ばかりでなく、現在のし尿処理施設および下水処理施設に対して窒素・リン除去機能を付加させるなどの高度化を行い、富栄養化の原因物質である窒素・リンに的絞った抜本的対策を緊急に講じることは必要不可欠である。

### 1.2 日本における汚水処理および汚水処理電力消費量の現状

#### 1.2.1 日本における汚水処理の現状

環境省・農林水産省・国土交通省の報告による、日本における平成23年度末時点での全国の下水道普及率は全国平均では75.8であり、平成22年度末と比べて0.7%増加し、下水道整備人口は約9,355万人となった。都道府県別で見ると、全国平均(75.8%)以上の普及率の件数は13都道府県、普及率50%~75.7%が23県であったが、普及率が50%未満にとどまっている都道府県は四国全県を含め9県に上った。この内、最も普及率が高かったのは東京都の99.3%、最も低かったのが徳島県の15.5%であった。各市町村単位で見ると5万人以下の市町村では48%と未だに低い現状であり、地域による格差が大きく見られる。平成6年度に全国の下水道普及率が50%以上となり、年々増加傾向にある<sup>4)</sup>。

Figure 1-2 に示すように、平成28年度末の全国の下水道処理施設の処理人口は岩手



県・福島県を調査対象外とした場合、1億531万人となった。これを総人口に対する割合でみた汚水処理人口普及率は90.4%であった。しかし、汚水処理人口普及状況は大都市と中小市町村で大きな格差があり、特に人口5万人未満の市町村の汚水処理人口普及率は78.3%にとどまっている。

一方で、処理人口を各処理施設別にみると、下水道によるものが9,355万人、農業集落排水施設等によるものが350万人、コミュニティ・プラントによるものが26万人だった。この内、浄化槽の普及率においては、平成23年度末における浄化槽の普及人口は岩手県・福島県を調査対象外とした場合、1,079万人であり浄化槽普及人口の総人口に対する割合（普及率）は8.8%であり、汚水処理施設に係る普及人口は10,811万人、普及人口の総人口に対する割合（普及率）は87.6%であった<sup>5)</sup>。下水道は都市の規模別にみると、人口規模の大きい都市ほど普及率が高く、大規模化のスケールメリットや効率的に水質保全を達成できる利点はあるが、一方で管渠がいたらずに長くなり完成まで長い期間と巨額の費用を要すること、河川の望ましい水量維持ができなくなるなどの欠点も指摘された。それゆえ、高度に処理を行いオンサイトで処理水を還元する水の涵養可能な分散型の高度処理システムが重要な位置づけになりつつある。下水道の建設には巨額の費用を要することから、人口規模の小さい農村地域などでは経済的に課題が多く、前述するように、合併浄化槽の適用など多様な分散型の施設が提案されている<sup>6)</sup>。これからの生活排水処理システムの整備を図るにあたっては、浄化槽などにおいては当然のこと、下水道においても特に人口非密集地域においては小規模分散型の施設の設置面積を考慮し、流域単位においてもっとも適正なシステムを導入することが必要不可欠であるといえる。すなわち、汚水処理において、高度処理技術の導入が水環境の改善・保全に非常に重要な役割を担っており、これらの推進が急務となっている<sup>7,8)</sup>。

### 1.2.2 日本における汚水処理電力消費量の現状

下水道施設は公衆衛生の確保、浸水の防除及び水環境の保全に大きく貢献しているが、同時に、下水処理工程で大量のエネルギーを消費し、結果として温室効果ガスを排出している。下水道施設における消費されるエネルギーの中で電力が最も消費され、電力消費量は下水道普及率の増加に伴い年々増加傾向にある。Figure 1-3のとおり、下水道施設で使用される電力量は、平成16年度下水道統計によると約70億kWhとされており、これまで毎年1.5億kWh程度増加してきた。Figure 1-4に示すように、平成20年度電力調査統計によると下水処理場が使用する電力使用量は国内で消費される電力の約0.7%を占めており、地方公共団体の事業の中では最もエネルギーを消費する事業であると言える。

下水道施設（Figure 1-5）は排水施設、処理施設、補完施設から構成されている。平成16年度下水道統計による下水道施設の維持管理費は8,698億円であり、そのうちに約10%が電力費を占めている。これにより、下水道普及率は年々増加傾向にあるが、下水道施設対しては電力消費量を削減する必要があるといえる。下水施設電力使用量の内訳と

しては、揚水ポンプ、ブロワーなどで使用される電力量が特に多く、この二つで全体の50%以上を占めるとも言われている。水処理全体では使用量の70%以上(Figure 1-6)を占めており、水処理をどのように運転するかが電力使用量に大きな影響を与えていると見られる<sup>9)</sup>。

活性汚泥法は、生物学的排水処理の代表的な技術である。日本全国にある下水処理場(小規模なものは除く)のうち、約80%の処理場で活性汚泥法が用いられている<sup>10)</sup>。活性汚泥処理法において最も重要な曝気工程では、エアレーションに全消費電力の30~50%もの電力を消費している<sup>7)</sup>。従って効率の良い曝気方式によってブロワー動力費を低減することで、大幅な省エネルギー化が可能となり、排水処理コスト削減、並びにCO2削減に大きく貢献することとなる。

### 1.3 窒素除去プロセスおよび窒素・リン同時除去高度処理の種類

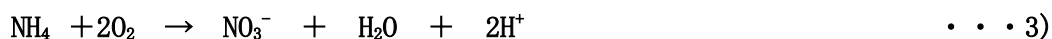
#### 1.3.1 窒素除去プロセス

窒素除去の方法として、硝化・脱窒法やアナモックス菌を用いた生物学的窒素除去と、アンモニアストリッピング法、次亜塩素酸添加法、電解脱窒法、イオン交換法、結晶化法、逆浸透法などの物理化学的窒素除去法の二通りある。物理化学的窒素除去法はコスト、環境へ及ぼす影響、再生方法の未確立などの問題点を有しているのに方法もあるのに対して、生物学的窒素除去法はその原理機構が解明されつつあり、物理化学的窒素除去法に比べて利点が多い為、窒素除去法は主流となっている<sup>1)</sup>。また、一般に生活排水に多く含まれるおもな窒素成分は、尿素とタンパク質であると考えられている。Figure 1-7 示すように、尿素は空気中あるいは水中に自然に存在するウレアーゼによる加水分解により、またタンパク質はプロアーゼによるタンパク質からアミノ酸への分解を経て、それぞれアンモニアを生じる。ここで生成されたアンモニアは、アンモニアから亜硝酸、硝酸への硝化(nitrification)と亜硝酸あるいは硝酸から窒素ガスへの脱窒(denitrification)とからなる窒素除去反応により脱窒が行われる。

硝化反応は、次式の亜硝酸化と硝酸化に分けられる。



1) + 2)



1)で示されるアンモニアを亜硝酸に酸化させる反応を担うアンモニア硝化細菌と2)で示される亜硝酸を硝酸に酸化させる反応を担う硝化菌に分けられる。これらの比増殖速度は極めて小さく、SRTを長く保持しないと硝化菌の流出が起こり、硝化反応は抑制さ

れる。さらに、硝化反応においてはNH<sub>4</sub>-N 1mg あたり 7.1mg のアルカリ度が消費され pH が低下する場合があります、pH 管理が必要である。

脱窒反応は、通性嫌気性細菌は分子状酸素が存在する場合、これを用いて呼吸を行うが、嫌気条件下において NO<sub>2</sub> あるいは NO<sub>3</sub> があれば、分子状酸素の代わりにこれらを用いて、硝酸呼吸を行っている。



よって、2mol の硝酸および亜硝酸から 1mol の N<sub>2</sub> が生成され、脱窒がおきる<sup>11)12)</sup>。

生物学的硝化脱窒プロセスは、従来主として、し尿を対象として行われてきたが、現在では生活排水全般にまで適用されるようになってきた。その処理フローは好気・嫌気槽の組み合わせからなり、硝化・脱窒反応を段階的に行わせるようになっているのが特徴である。

### 1.3.2 高度処理の種類

有機性排水の処理において、物理化学的処理法、生物学的処理法に大別され、物理化学的処理法は、物理的な作用（沈殿、スクリーン、ろ過、浮上、）または化学的な作用（凝集、中和、消毒、吸着）等がある<sup>1)</sup>。

生物学的処理法は、微生物の働きにより有機性排水中の汚濁物質を除去する方法で、従来は有機物質や浮遊物質を対象としてきたが、窒素やリンなどの除去も可能となり、有機性排水処理の主流となっている。生物学的処理方法としては、好気性処理（活性汚泥法、生物膜法、安定化池法等）、嫌気性処理（嫌気性消化法、嫌気性ろ床法、UASB 法等）、嫌気・好気処理（硝化液循環活性汚泥法）などが挙げられる。この中でも、近年窒素やリン除去に用いられている主な方式は以下に示すとおりである。

#### a) 凝集剤添加活性汚泥法

Figure 1-8 に示すように、反応槽にアルミニウム塩、鉄塩の無機凝集剤を添加し、リンを効率よく除去する方法。この方式では、有機性排水中に含まれるリンのほかに SS、有機物質、金属水酸化物なども反応し、フロックを形成する。これらの生成したフロックとともに沈殿槽で沈降分離する。凝集剤を使用する事で、リン等の除去に伴い余剰汚泥の発生も確認されている。また、無機凝集剤の添加量を大量にしすぎると、硝化反応に障害がおこる為、適切量の制御や反応槽を大きくするといった対策が必要である。

#### b) 嫌気／無酸素／好気法（Anaerobic/Anoxic/Oxic : A<sub>2</sub>O 法）

Figure 1-9 より、生物反応槽を三つに分け、それぞれを異なる状態に保つことで、活性汚泥の働きにより生物学的に窒素、リンともに除去する方法である。好気槽から硝化液の一部を無酸素槽に循環させ、さらに沈殿槽から嫌気槽へ返送汚泥（硝化液含む）を循環されることで、脱窒菌により硝酸、亜硝酸の結合型酸素が呼吸に使われ脱窒がおきる。さらに、嫌気過程で微生物に過剰に取り込ませてリンを余剰汚泥のかたちで系外に取り除き、リンを除去することを特徴としている。

#### c) 急速ろ過法（重力式下降流）

Figure 1-10 により、最終沈殿槽を経て、除去されなかった細かな浮遊物質等の砂などのろ材を充填した池（筒）内に処理水を通過させることで、処理水中の浮遊物質（SS：Suspended Solids）を捕捉する。また、SS等を除去することでBOD（生物化学的酸素要求量：Biochemical Oxygen Demand）やCOD（化学的酸素要求量：Chemical Oxygen Demand）、リンも同時に除去する。ろ過材としては、サイズの異なる砂や活性炭、または重金属などにも利用可能な吸着素材キレート樹脂やゼオライト等、一般での排水から工場等の工業排水まで、用途に合わせたろ材を選択する事で幅広い範囲での浮遊物質の除去、水質浄化が可能である。

#### d) 膜分離活性汚泥法

Figure 1-11 に示すように、膜分離活性汚泥法（MBR：Membrane Bioreactor）は、従来技法としての沈殿槽を用いた固液分離に替わりMF膜（精密ろ過膜：Microfiltration Membrane）やUF膜（限外ろ過膜：Ultrafiltration Membrane）を用いた固液分離を行う水処理方式である<sup>13, 14</sup>。処理装置がコンパクトになることや、処理水に汚泥（SS分）が流出しないことから、一般に得られる水質に優れ、大腸菌等の菌類も同時にろ過できるため、近年では中水としての再利用や高度処理技法としての採用が増加しつつある。このような標準活性汚泥法の変法の普及によりBOD除去はもちろん、窒素、リンの除去が期待されている。

活性汚泥法は曝気して好氣的な微生物に汚濁物質を分解させ、汚濁物質濃度と曝気量を適切に管理することで凝集する細菌を増殖させて沈降分離することで、きれいな処理水を得る方法である。適切に管理すれば、比較的lowコストで放流レベルの処理水になることから、生活雑排水や工場排水などで多く利用されている方法である。従って、活性汚泥法が開発されて以来、もっとも普及しており、とても良好な処理水が得られる。しかし、正常に稼働するための条件が厳しい、負荷変動に弱い、窒素やリンの除去率が比較的低いといった問題があります。他の活性汚泥法はこういった問題を改善するために開発された、標準活性汚泥法の変法ある。活性汚泥法の基本形は標準活性汚泥法ですが、様々な活性汚泥法が開発されている。窒素・リン同時除去プロセスは、基本的には窒素除去プロセスおよびリン除去プロセスを組み合わせた方式となり、全ての活性汚泥法の基本となる方法である。つまり、いずれの方式においても、生物反応槽への曝気が不可欠であり、従って効率の良い曝気方式の開発は必要となっている。

## 1.4 活性汚泥法制御に関する既往の研究

### 1.4.1 活性汚泥モデル

活性汚泥モデルは近年排水処理分野において定着しつつある専門用語である。国際水協会（IWA: International Water Association）のタスクグループ（IWA Task Group on Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment）が提案してきた IWA 活性汚泥モデルが、活性汚泥法の挙動を記述するための数学モデルとして世界的に認知されると共に、プロセスの設計や運転管理の実務の上で使われるようになったためである<sup>15)</sup>。

これまでに活性汚泥モデルではその頭文字（ASM: Activated Sludge Model）をとり、ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3 の 4 種類のモデルが提案されている。ASM1 は、酸素収支から有機物と窒素除去をシュミレーションするものである。この ASM1 を改良しリン除去を加えたものが ASM2 である。近年では脱窒性リン除去細菌などの存在も明らかになってきており、リン除去と脱窒の関係を改良したものが ASM2d、ASM3 である<sup>16, 17)</sup>。

ASM1 が発表された 1986 年頃はコンピュータの演算速度が遅く実現場での利用の障壁となっていた。計算時間の短縮のためにモデルの簡略化が行われたものの、ASM が実現場で使えるという認識は浸透していなかった。その後、コンピュータの技術発展が急速に進んだ結果、ASM の予測精度の高さが認知されるようになり、1990 年代中旬頃から実用を想定した利用方法が議論され始まった。このように ASM は世界的に見てもまだ数十年の歴史のものである。今後窒素・リン除去を行う高度処理システムの普及と共にますます適用範囲が広がることが予想される。

### 1.4.2 間欠曝気法の自動制御システム

活性汚泥処理法における間欠曝気法は水処理電力削減の有効な手法として利用されてきている。しかしながら、流入水の汚濁物質量や水量の負荷変動に対して、間欠曝気運転を人為的な操作に依存することは運転管理上好ましくないことから、流入水の有機物濃度、濁度などの水質を指標とする、あるいは生物反応槽内の DO (溶存酸素: Dissolved Oxygen) や MLSS (活性汚泥浮遊物質: Mixed Liquor Suspended Solids), pH, ORP (酸化還元電位: Oxidation-Reduction Potential) などのパラメータを指標とし制御する方法が開発されてきている。

藤田ら<sup>18)</sup>の開発したファジィ自動制御システムでは、流入下水を UV 計（紫外線吸光度計: Ultra Violet spectrophotometer）を用いて COD や SS 濃度を計測し、これらをファジィラベルとすることでファジィ演算を行い、曝気風量を調節するシステムである。しかしながら藤田らのファジィ自動制御システムでは富栄養化の因子となる窒素やリンの除去項目が制御式に組み込まれていない点が課題とされていた。

浜本ら<sup>19)</sup>の開発した、反応槽内の DO 値をモニタリングし KLa (総括酸素移動係数) を測定することで間欠曝気を制御するシステムでは窒素除去率で 75~96 % を達成し、

ブロワー電力を 30～85 %削減することが実証された。しかしながら、浜本らの自動制御システムでは、DO センサーの汚れにより DO が感知しなくなることや月に 1 回の洗浄・校正が必要なこと、適用が小規模処理場に限られるといった点が課題とされた。

このような点を鑑みると既存下水処理場に対して間欠曝気の自動制御システムを導入する際に課題となるのは、①有機物除去主体ではなく窒素除去を主とした制御システムであること、②計測機器や制御システムが複雑な構成でないこと、③処理場の規模に左右されないこと、などであるといえる。

#### 1.4.3 AOSD (Automatic Oxygen Supply Device) システム

窒素除去を主体にした送風量操作に関する制御方式は 1984 年に制御理論が提唱されていた<sup>20)</sup>。富士元らの考案した動力学モデルでは、基質除去において炭素系と窒素系の式が組み込まれており、これらの式と汚泥増殖の式を用いて Rr (呼吸速度) と KLa を算出し送風量を制御するというシステムである。この動力学モデルは後の ASM1 の基本となる理論である。また、この動力学モデルにおいて重要となるのが生物反応槽内の DO 値であるが、DO 電極の汚れにより連続測定が困難なことや頻繁な校正により取り扱いが煩雑であることが問題とされていた。しかしながら、このモデルが提唱されてから 30 年近く経った現在 LED (発光ダイオード: Light Emitting Diode) 技術の進歩により従来のポーラロ式やガルバニ式 DO 電極では不可能であった脱窒に必要な DO 0.2 mg/L 以下から硝化に必要な DO 2.0 mg/L 以上の範囲の測定感度が極めて高い LDO (Luminescent Dissolved Oxygen) 電極が登場した。LDO 電極は測定感度が極めて高いだけでなく LED の発光により DO を測定するため電解液が不要なばかりでなく、隔膜が不要なため高い安定性とメンテナンスフリー化を実現した。

LDO 電極の登場によりモデル式の改良、制御システムの見直しがされ、2012 年に AOSD システムが開発された<sup>21)</sup>。AOSD システムの原理および構成については後述することとし、AOSD システムに関して今までに得られている知見を次に記述する。

#### 1.4.4 AOSD システムと固定時間間欠曝気システムの処理特性の知見

AOSD システムの導入により曝気/曝気停止時間を制御した系列と曝気/曝気停止時間を固定した系列において、曝気空気量と処理水質の関係性を比較解析した研究が行われた。

ここでは茨城県美浦村農業集落排水処理施設から実生活排水を用いて、BOD 容積負荷 0.4 kg/BODm<sup>3</sup>・d, HRT (水理学的滞留時間: Hydraulic Retention Time) 12 h の負荷条件のもと、20°C 恒温試験を行っていた。曝気/曝気定時間の差異による水質特性を解明するため、生物反応槽は有効容積 30 L の角形反応槽 (単槽式生物反応槽) で、最終沈殿槽容積は有効容積 9.5 L となっている。実験系列は 4 系列で、Run1 と Run2 は 30min 曝気/30min 曝気停止、Run2 には中空担体を生物反応槽容積に対して 20 %充填している。

Run3はAOSDシステムにより曝気/曝気停止時間を自動制御し、Run4は40min曝気/40min曝気停止となっている。

結果として、Run1では曝気量が不足し処理水BOD濃度が30 mg/L以上、TN濃度が10 mg/L以上となり曝気空気量が不足していた。担体を充填したRun2では曝気された気泡と担体が水中で接触し酸素の溶解効率が向上したためRun1と同じ曝気時間で処理水BOD15 mg/L、TN（全窒素：Total Nitrogen）濃度が10 mg/L以下となった。Run4においては曝気サイクル中にDO値が急激に増加すること過曝気となることで確認され、処理水BOD濃度は10mg/Lと良好であったが硝酸態窒素が8.66 mg/L残存しており脱窒反応が不十分となったためTN濃度は10 mg/L以上となった。AOSDシステムを導入したRun3では曝気時間平均32min（29～33min）/曝気停止時間平均88min（87～91min）と曝気空気量を最適にの制御し処理水BOD濃度が18 mg/L、TN濃度が10 mg/L以下となった。この時アンモニア態窒素、硝酸態窒素濃度はそれぞれ3.07 mg/L、2.19mg/Lとなり硝化・脱窒反応が適正に進行していることが明らかとなった。

そこで、単槽式活性汚泥法においてAOSD制御を用いると、主な水質パラメータである窒素と有機物が安定的に十分に除去され、またブロー電力消費を15～30%削減できること、そしてDO検出部の自動洗浄方式蛍光電極LDOを使用することにより生物反応の管理に対して事実上メンテナンスフリーとなることが明らかとなった<sup>22)</sup>。実用化を実現するための非常に重要な結果が得られた。

## 1.5 本研究の目的および論文構成

AOSDシステムに関して得られている知見は上記に示す通りである。しかし、一般的に、実現場の活性汚泥処理法では生物反応槽は隔壁により複数の反応槽に隔てられていることが一般的である。また、複槽式反応槽内のDO分布は有機物の分解によるDO消費が高まる第一槽の入口ほど低く、有機物の分解が進む最終槽の出口にかけて徐々に増加していくと考えられる。そのため、AOSDシステム制御を行う際に処理水濃度が最も良好に制御可能なDO電極の最適設置位置を検討するのはポイントであると考えられる。

一方で、DO濃度測定の精度はAOSD制御の性能に対して非常に重要であり、精確および高性能の蛍光式DOセンサーを用いることにより、排水中の汚濁物質除去性能向上と電力削減効果が期待される。しかし、維持管理の容易性の観点から従来型と比較し、AOSD制御の連続性、DO濃度測定の挙動等に及ぼす影響についても明確にされていなかった。また、複槽式活性汚泥法に導入する際、AOSDシステム制御効果および維持管理性に関する研究がされていない。さらに、AOSDシステムの実用化を最大限発揮するために、他の処理プロセスに適用できるかも課題となっている。

したがって、上記の点を踏まえ、本研究ではAOSD制御を導入した複槽式三槽式活性汚泥法において蛍光式DOセンサーを用い、従来式の嫌気・好気活性汚泥法と比較し、窒素などの除去性能、微生物の特性、および省エネルギー化に及ぼす影響を明らかにす

ることを目的とした。同時に、ポーラロ式 DO センサーの維持管理性に関しても検討を加えた。さらに、膜分離活性汚泥法における膜分離槽の前段の生物反応槽に AOSD システム導入することで、硝化・脱窒反応の進行特性とセラミック平膜ファウリング特性、相関関連性および省電力効果を目的として実験的検討も行った。

本論文は全 5 章から構成されている。その概要は以下に示すとおりである。

第 1 章では、博士論文研究の背景、既往研究および目的を述べた。

第 2 章では、自動制御三槽式活性汚泥法における DO センサー設置位置の最適化について述べた。

第 3 章では、第 2 章に基づき行った実験の結果において三槽式活性汚泥法における AOSD システム導入の有無の影響について述べた。

第 4 章では、膜分離活性汚泥法における AOSD システム導入による処理性能およびエネルギー削減効果解析について述べた。

第 5 章では、本研究論文の第 2 章から第 4 章までに得られた結果について総括し、また、今後の課題および展望について述べた。



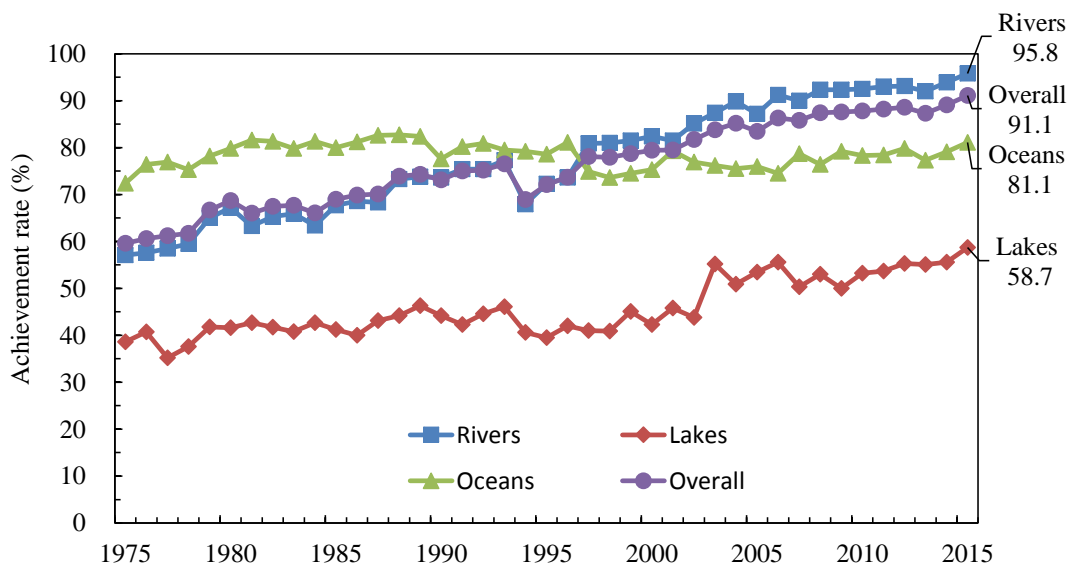


Figure 1-1 Trend of environmental standard achievement rate (BOD and COD)

(<http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/tbldata/h29/2017-5.html#capt5>)

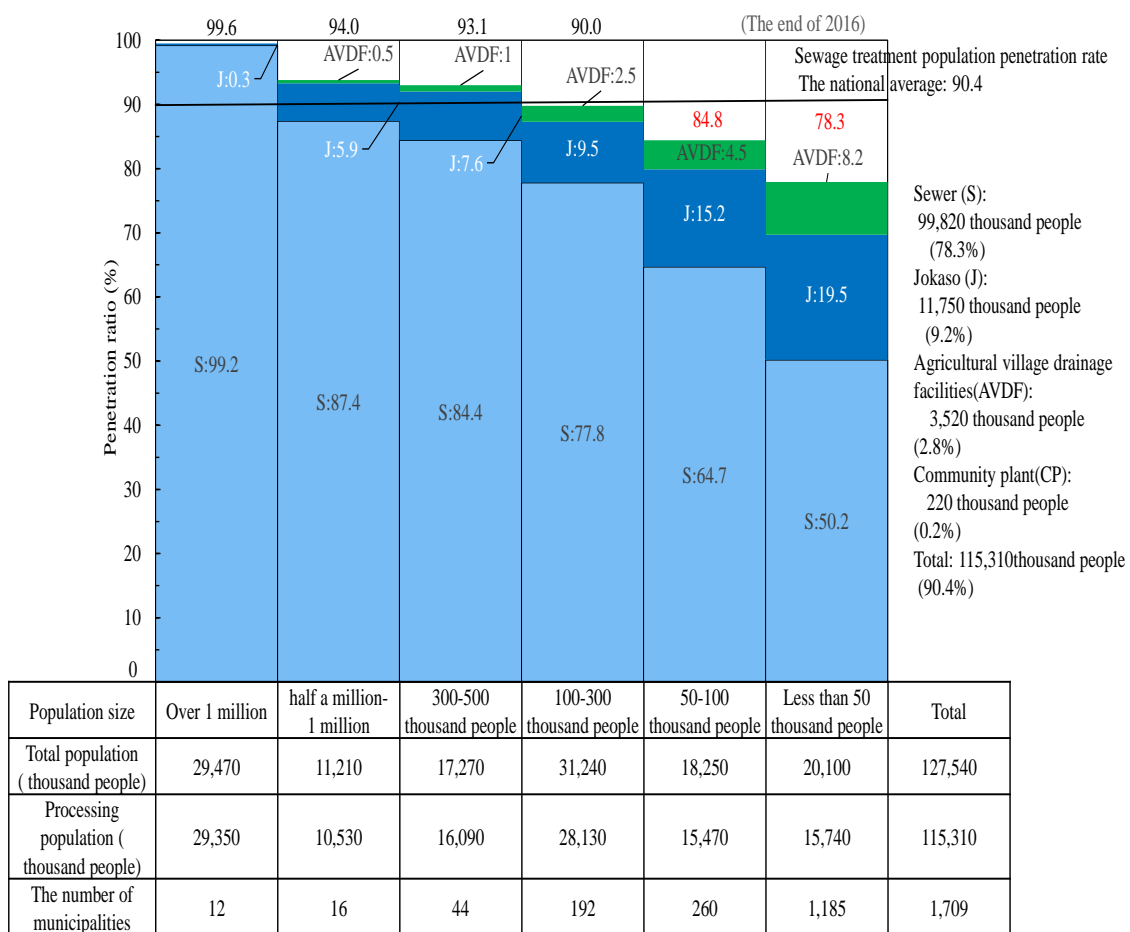


Figure 1-2 Sewage treatment by city size Population penetration rate  
<http://www.env.go.jp/doc/toukei/contents/tbldata/h29/2017-5.html#capt5>

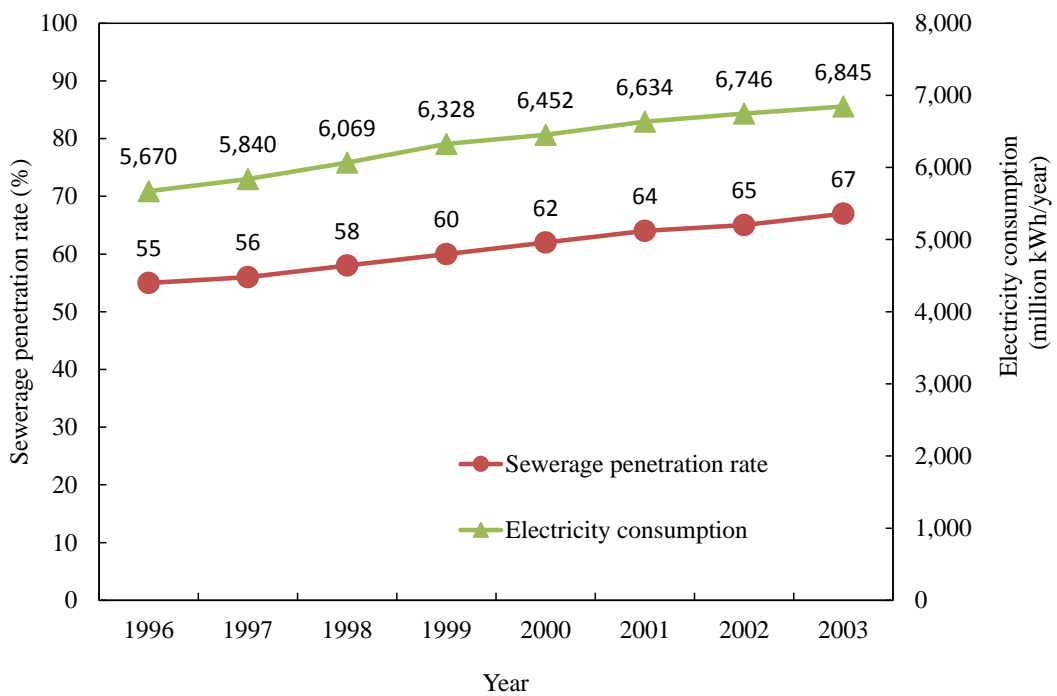


Figure 1-3 Transition of sewage penetration rate and electricity consumption  
 (<http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewage/gyosei/sigen1st/04.pdf>)

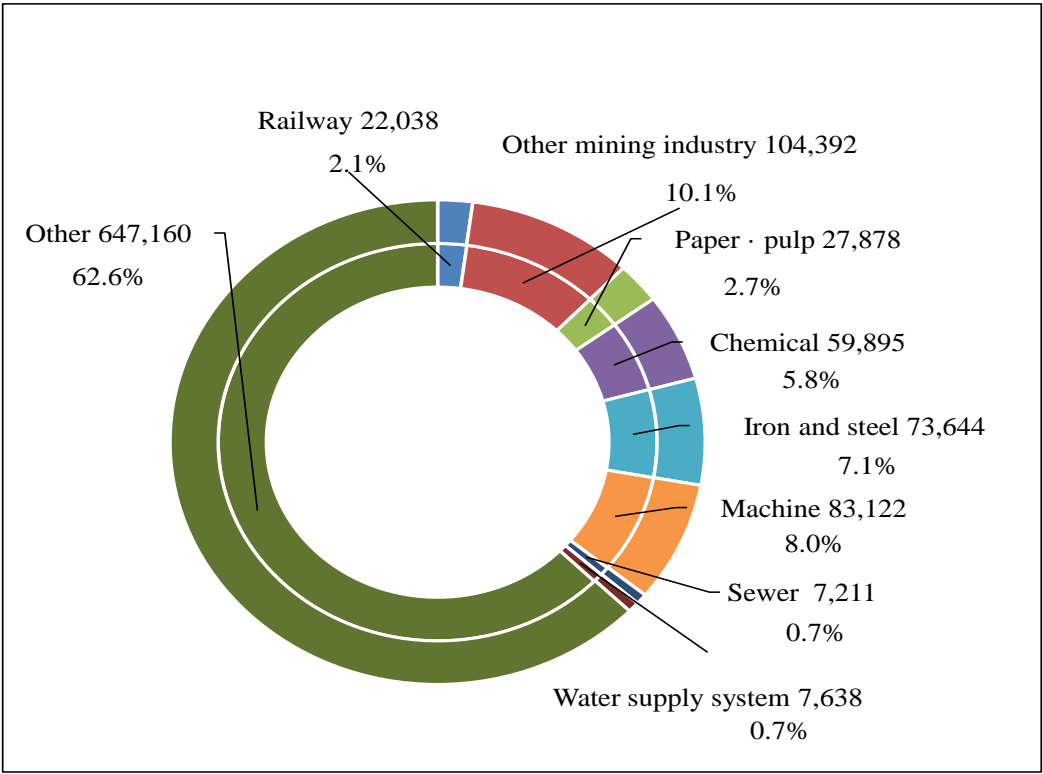


Figure 1-4 Electric power consumption of business type in 2008  
 (<http://www.enecho.meti.go.jp/statistics/>)

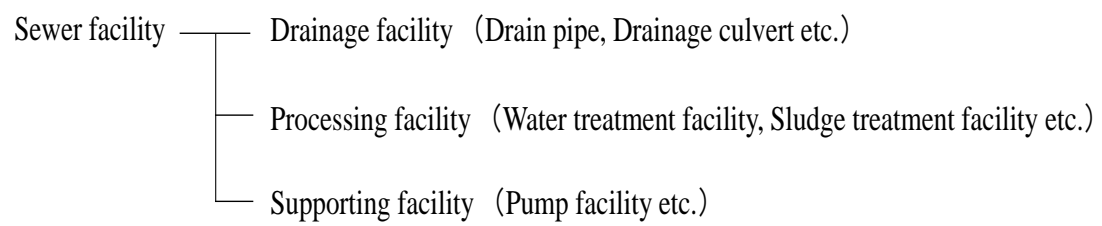


Figure 1-5 Construction of sewage facilities  
(Source: Ministry of Land, Infrastructure and Transport)

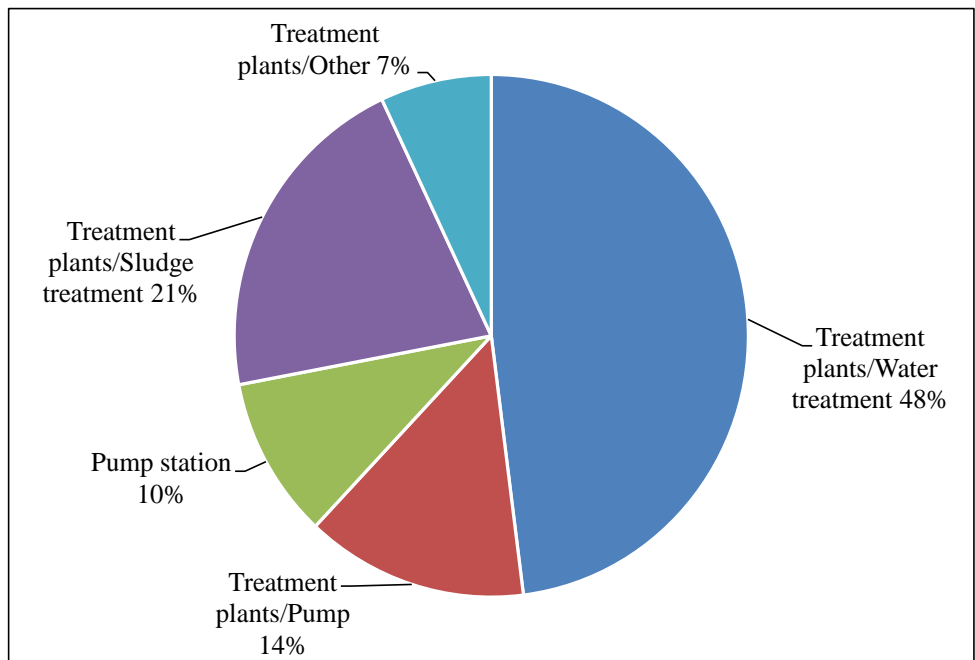


Figure 1-6 Breakdown of electricity consumption of sewage facilities in 2011

(<http://www.mlit.go.jp/common/001022698.pdf#search=%27%E4%B8%8B%E6%B0%B4%E9%81%93%E9%9B%BB%E5%8A%9B%E4%BD%BF%E7%94%A8%E9%87%8F%27>)

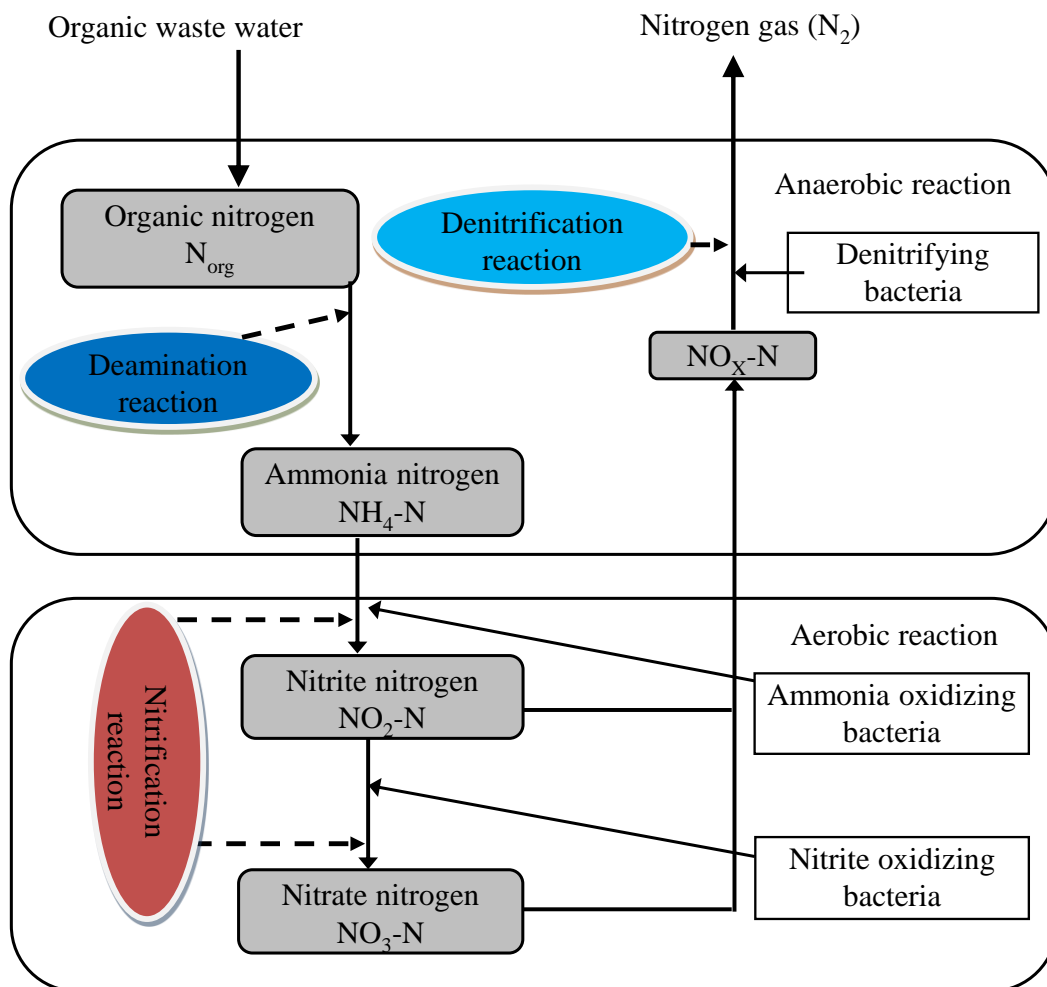


Figure 1-7 Biological nitrification and denitrification process

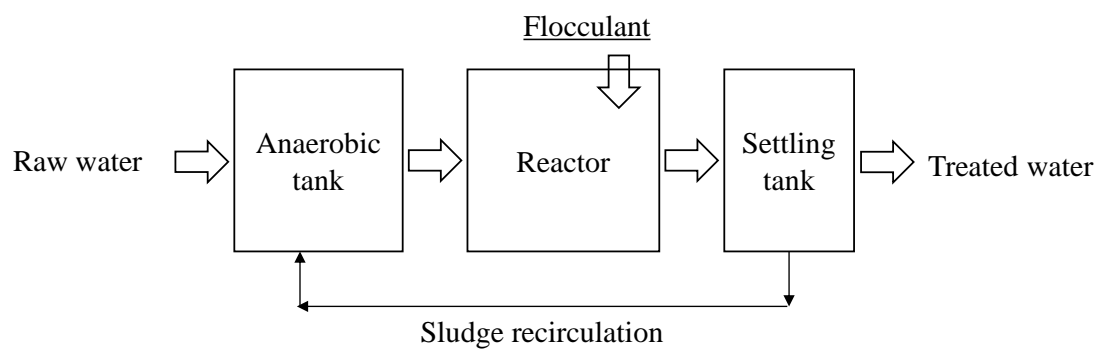


Figure 1-8 Block diagram of flocculant-added activated sludge process



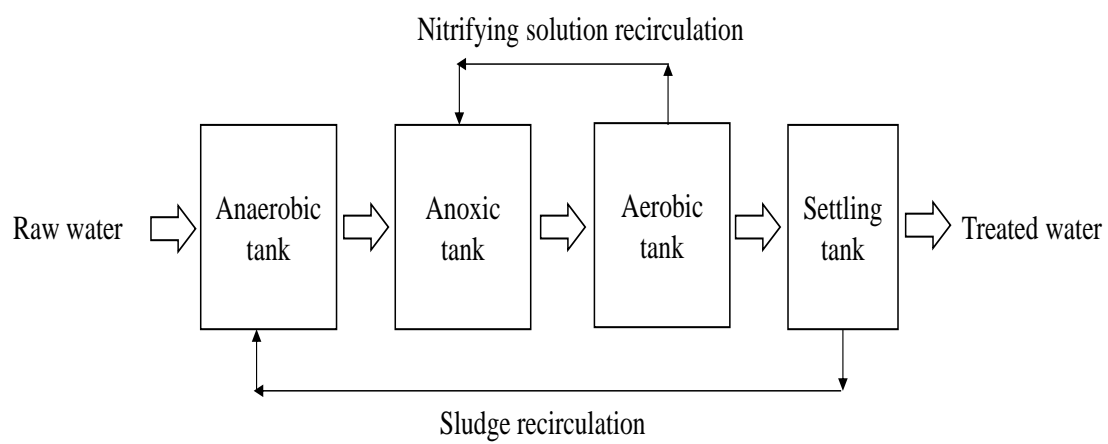


Figure 1- 9 Block diagram of A<sub>2</sub>O process

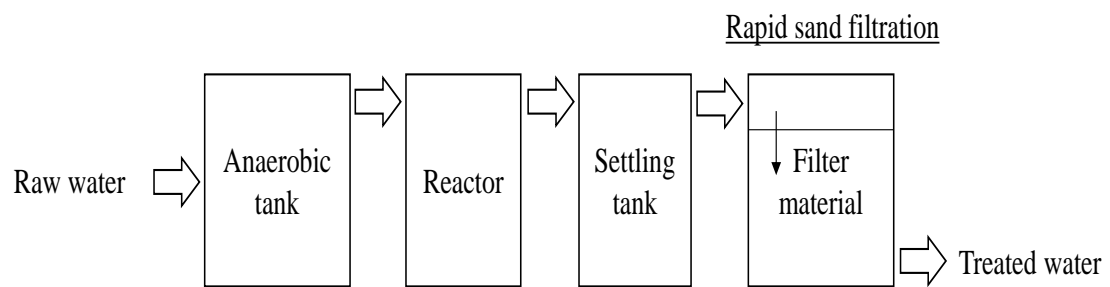


Figure 1-10 Block diagram of rapid filtration

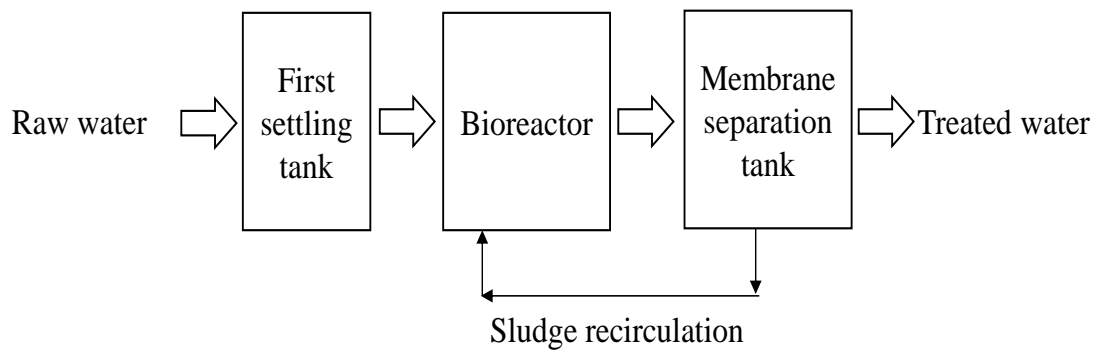


Figure 1-11 Block diagram of membrane bioreactor

## 引用文献

- 1) Inamori, Y.: Newest microbiology for environmental purification. Kodansha Scientific, pp.197-198 (2008)
- 2) Inamori, Y., JIN, X.-C., PARK, J.-D., XU, K.-Q.: Guideline on the management for establishment of eco-sound watershed environment of lakes and marshes. The Industrial Water Institute, Tokyo, Japan, pp.2-3 (2008)
- 3) 平成 22 年度公共用水域水質測定結果について. (<https://www.env.go.jp/water/suiiki/h22/full.pdf#search=%27E5%B9%B3E6%889022%E5%B9%B4E5%BA%A6E5%85%ACE5%85%B1E7%94%A8E6%B0B4E5%9F%9FE6%B0B4E8%B3AAE6%B8%ACE5%AE%9AE7%B5%90E6%9E%9CE3%81%AB%E3%81%A4E3%81%84E3%81%A6%27>) (2011)
- 4) 平成 23 年度末の汚水処理人口普及状況について. (<https://www.env.go.jp/recycle/jokaso/data/population/pdf/osui-h23.pdf#search=%27E5%B9%B3E6%889023+%E5%B9%B4E5%BA%A6E6%9C%AB%E3%81%AE%E6%B1%9AE6%B0%B4E5%87%A6E7%90%86%E4%BA%BA%E5%8F%A3E6%99AE%E5%8F%8AE7%8A%B6E6%B3%81%E3%81%AB%E3%81%A4E3%81%84E3%81%A6%27>) (2012)
- 5) 平成 23 年度末の浄化槽の普及状況について. (<https://www.env.go.jp/recycle/jokaso/data/spread/pdf/gappei-h23.pdf#search=%27E5%B9%B3E6%889023+%E5%B9%B4E5%BA%A6E6%9C%AB%E3%81%AE%E6%B5%84E5%8C%96E6%A7%BD%E3%81%AE%E6%99AE%E5%8F%8AE7%8A%B6E6%B3%81%E3%81%AB%E3%81%A4E3%81%84E3%81%A6%27>) (2012)
- 6) 川本克也, 葛西栄輝: 環境の化学と工学. 共立出版株式会社, pp.197-198 (2003),
- 7) 須藤隆一, 稲森悠平: 高度処理対応型浄化槽の開発. 水環境学会誌, Vol. 19 No. 3, 196-197 (1996)
- 8) 稲森悠平, 徐開欽, 井上廣輝, 稲森隆平, 須藤隆一: 生活排水対策の要としての浄化槽の性能評価における日本型システム国際標準化の必要性. 用水と廃水, Vol. 54 No. 11, 816-817 (2012)
- 9) 榎本博, 他: 下水処理場の送風機設備におけるエネルギー評価手法. 学会誌 EICA11-2.3, 115-118 (2006)
- 10) 吉澤直人, 他: 省エネ, 省資源, 及びリスク低減を実現する下水道ソリューション. 東芝レビュー, Vol. 67 No. 5, 24-27 (2012)
- 11) 稲森隆平, 孔海南, 稲森悠平: 生物処理における硝化・脱窒. 月刊食品工場長, Vol. 11, 68-69 (2006)
- 12) 稲森悠平, 藤本尚志, 須藤隆一: 生活排水の硝酸性窒素および亜硝酸性窒素対策. 用

- 水と廃水, Vol. 41 No. 10, 893 (1999)
- 13) Hai, F.I., Yamamoto, K. and Lee, C.-H.: Membrane Biological Reactors. IWA Publishing London (2014)
  - 14) Judd, S.: The MBR Book—Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. Elsevier UK (2011)
  - 15) 味埜俊：活性汚泥モデル. 株式会社平河工業社, pp. 8-9 (2005)
  - 16) 常田聡, 他：脱窒性リン蓄積細菌を利用した新しい高度排水処理プロセス. 水環境学会誌, Vol. 25 No. 12, pp. 751-755 (2002)
  - 17) 庄司仁, 佐藤弘泰, 味埜俊：実下水処理場の生物学的リン除去プロセスにおける脱窒性脱リン細菌の評価. 水環境学会誌, Vol. 27 No. 4, pp. 255-260 (2004)
  - 18) 岩堀恵祐, 大石亮, 市川雅英, 後藤浩之, 山川浩一郎, 藤田正憲：活性汚泥法フエッジ自動制御システムの実規模下水処理場における検証. 第 12 回環境システム計測制御研究発表会 学会誌 EICA, Vol. 5 No. 1 号, pp. 85-88 (2000)
  - 19) 浜本洋一：自動制御間欠曝気活性汚泥法による生活污水の窒素除去. 日本水処理生物学会誌, Vol. 40 No. 1, pp. 11-21 (2004)
  - 20) 富士元英二, 関根孝夫, 岩堀恵祐, 半田隆, 稲森悠平：硝化を指標にした活性汚泥プロセスの送風量操作に関する研究. 用水と廃水, Vol. 26 No. 7, pp. 18-25 (1984)
  - 21) 陶村貴, 徐開欽, 稲森悠平：AOSD システムを活用した浄化槽の間欠曝気高度化技術の開発. 日中環境産業, Vol. 48 No. 8, pp. 46-50 (2012)
  - 22) Muhmoud, B., Satake, T., Inamori, R., Suemura, T., Xu, K.-Q., Inamori, Y.: Domestic wastewater treatment by ASP using AOSD and fix ON/OFF time in intermittently aerated single reactor. J. Bioindustrial Sci., 2, 25-32 (2013)

## 第2章 AOSD システム三槽式活性汚泥法における溶存酸素センサー設置位置の最適化

### 2.1 はじめに

生活、工業、農業等の排水による閉鎖水域の水質悪化が依然として進んでいる<sup>1)</sup>。そのため、富栄養化等の水質悪化問題を抑制するために、リンと窒素を除去できる高度処理活性汚泥法を採用した施設の設置が求められている<sup>2)</sup>。近年は、嫌気・無酸素・好気法 (A<sub>2</sub>O法) などの高度処理を導入する例が増加しつつある<sup>3)</sup>。しかし、処理能力を維持するため、曝気による大量のエネルギーがかかり、余剰汚泥の処理は解決すべき課題である<sup>4,5)</sup>。近年では高度排水処理として、コンパクト化や汚泥減量化に対応した膜分離活性汚泥法 (Membrane Bioreactor: MBR) が開発されている<sup>6)</sup>。しかし、膜の閉塞を防ぐ洗浄操作に対して電力消費を多く要するため、維持管理電力が従来法よりも高くなることが課題とされている<sup>7)</sup>。そのために、新しい処理法においても従来法においても、電力削減が重要な課題となっている。活性汚泥処理法 (ASP: Activated Sludge Process) において最も重要な曝気工程では、全消費電力の50~60%もの電力を消費している<sup>4)</sup>。したがって、効率の良い曝気方式によってブロー電力を低減することで、大幅な省エネルギー化が可能となる。ブロー電力を低減するため、従来法としては間欠運転法がよく利用され、操業経験によって曝気時間を決めている。しかし、この運転方法は経験的な結果を利用するので、負荷変動に対する曝気時間が適切に制御できない問題があった。

Henze ら<sup>8)</sup>は1999年に、反応タンクの物質 (炭素, 窒素, リン) の収支と活性汚泥という微生物群集の各種反応を数式化した活性汚泥モデルを発表し、高度処理や最適の必要酸素量, 余剰汚泥発生量などの予測を可能にした。そして、排水処理電力の削減と制御システムの動作最適化を図るため、排水および水産業における計装, 制御および自動化の様々な側面が提示されている<sup>9)</sup>。そのために、曝気時間の最適化に対して、様々な自動制御システムが開発された。例えば、一般的な自動制御システムはいくつのオンラインセンサーを用いて、アンモニア態窒素 (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)・ORP・pH・DOの屈曲点などの1つ以上の物理化学的制御パラメーターに基づいて曝気時間の制御を行う<sup>10, 11, 12)</sup>。その中では、センサーの位置も議論されていたが、コントローラへの入力として使用されたのは、多くの既往の研究結果であった。また、センサーの位置が処理特性および省電力効果等へ及ぼす影響に関して研究を行った例は少ない。

この点に関しては、Amandら<sup>9)</sup>はセンサーの位置は曝気コントローラで使用可能な入力情報に影響すると報告し、Rehmanら<sup>13)</sup>は、区画化された非均一混合型パイロット生物反応槽におけるセンサーの位置は、効率的な省電力効果を達成するための一つの要因であると報告している。

本研究では、1本のDOセンサーを用いて、生物反応槽内の温度とDOをリアルタイムでモニタリングし、硝化速度・脱窒速度などの微生物反応速度関数から有機物の酸化分解, 硝化・脱窒反応に必要な酸素量を瞬時に計算し、ブローの間欠 (ON/OFF) を自

動制御するシステム (Automatic Oxygen Supply Device制御: AOSD制御と呼称) を用いる<sup>14)</sup>。1本だけのDOセンサーを用いるため、AOSDの性能に対するDOセンサー設置位置は非常に重要であると考えられる。既往研究では、連続バッチ式バイオフィーム反応槽 (SBBR: Sequencing biofilm batch reactor)<sup>15, 16)</sup> および単槽式活性汚泥法<sup>17)</sup> に AOSDを導入し、曝気時間を最適に制御でき、省電力を達成すると同時に、安定的な処理効果も実現できた。しかし、これらの処理方式はいずれも単槽式の生物反応槽で構成され、複槽式三槽式活性汚泥法 (以下、三槽式活性汚泥法と称す) でのDOセンサーの位置の影響については、まだ検討されていなかった。したがって本研究では、AOSDで制御する三槽式活性汚泥反応槽において、DOセンサーの設置位置と処理特性を解析する上で、DOセンサーを設置する位置を第3槽 (最終槽)、第2槽 (中間槽)、あるいは第1槽 (初期槽) とし、それぞれの処理能力、活性汚泥指標微小動物の挙動、および日平均曝気時間と電力削減効果の比較実験を行った。なお、溶存酸素計としては蛍光式DOセンサーを用いた。

## 2.2 材料と方法

### 2.2.1 実験装置

実験装置は室内において、温度が 20~25°Cとなるように設置し、安定した環境を保った。活性汚泥処理プロセスとしては、微生物群が息する反応槽 (1-Bioreactor)、固液分離のための沈殿槽 (2-settling tank) からなるベンチスケール装置を用いた (Figure 2-1)。反応槽は3槽から成り、各槽の容量は 10 L (全容量 30 L) で、沈殿槽の容量は 9.5 Lである。Figure 2-1 に示すように、反応槽は左から第1槽、第2槽、第3槽の三段式で、通算 91 日間の連続実験を行えるようにした。AOSD はパソコン (13-PC)、プログラマブルロジックコントローラ (12-PLC: Programable Logic Controller)、蛍光式 DO センサー (8-DO sensor) で構成されている。

運転条件としては、3槽式活性汚泥法の生物反応槽に AOSD を組み込んだプロセス 1 系列を用いて連続実験を行った。AOSD による三つの生物反応槽の曝気・非曝気 (間欠) 状態を自動制御し、全生物反応槽に攪拌機 (6-mixer) を用いて完全攪拌混合を行った。なお今回は、攪拌効果を考慮しなかった。流入槽 (4-influent tank) からはぜん動ポンプ (5-peristaltic pump) を用いて第一槽に汚泥を導入し、水理学的滞留時間 (HRT) を 26 時間とした。

生物化学的酸素要求量 (BOD) 容積負荷を  $0.18 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{day})^{-1}$ 、汚泥循環比を 4Q (Q: 日水量)、および活性汚泥濃度を  $3,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  とした。活性汚泥の活性を維持するため、一週間に一回汚泥を引き抜いた。また、送風量は1つの生物反応槽に  $0.5 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$  とした。

均一曝気の場合には、3槽式反応槽内の DO 分布は第一槽の入口ほど低く、内生呼吸段階の第3槽の出口にかけて徐々に増加してゆくと考えられる。本研究の制御システム

は1本だけのDOセンサーを用いているため、DOセンサーの生物反応槽設置位置が処理特性および省電力効果へ影響することが予測される。

DOセンサーを第3槽、第2槽、第1槽の順に7~28日ごとに設置し、それぞれStage I (7~28日、第3槽に設置)、Stage II (35~56日、第2槽に設置)、Stage III (63~84日、第1槽に設置)とした。Stenstromら<sup>18)</sup>によると、安定している条件下で、活性汚泥プロセスにおける硝化反応の明らかな限界DO濃度は、平均汚泥滞留時間および質量輸送抵抗の程度に応じて、 $0.5\sim 2.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ の範囲である。このことから、本研究では各制御の開始時に、DOセンサーの下限値を $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 設定した。

Figure 2-2に示すように、最初のサイクルを曝気段階(60min)と非曝気段階(60min)に分け、この間にプログラムの初期化を行った。すなわち、温度およびDO量の変化(勾配)をもとに微生物の呼吸速度を換算した。つぎに、その微生物の呼吸速度に基づいて、微生物の必要酸素量を算出した。ついで微生物の必要酸素量によって次の第1サイクルの曝気時間( $T1\text{min}$ )を算出した。各サイクルの合計時間は120min( $T1+T2=120\text{min}$ )であるため、非曝気時間( $T2\text{min}$ )も求められる。同様に、第2サイクルの曝気時間( $T1'\text{min}$ )は第1サイクルにおけるDOの推移データから算出でき、第3サイクルの曝気時間( $T1''$ )は第2サイクルのDO推移データから算出できる。1サイクル前のDOの消費データをもとに、曝気時間(ブローON)と非曝気時間(ブローOFF)が決められ、制御を繰り返して行う。反応槽内の温度と微生物の呼吸速度によって各サイクルの曝気時間( $T1$ ,  $T1'$ ,  $T1''\dots$ )と非曝気時間( $T2$ ,  $T2'$ ,  $T2''\dots$ )が変化する。

また、流入負荷が急に変動する場合では、曝気不足と過剰曝気を避けるため、各曝気時間帯の最後に、反応槽内のDO濃度がシステムに設定された下限DO値よりも低い場合、反応槽はDO濃度が下限DO値( $0.2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ に設定)に達するまで続けて送風される。逆に、反応槽内のDO濃度が非曝気時間帯の終了時の下限DO値よりも高い場合、反応槽はDO濃度が下限DO値の以下に減少するまで継続送風しないように制御される。AOSDを通じて、温度とDO濃度が制限要因であり、これにより実際の時間が決定された。

供試人工排水の構成は、浄化槽性能評価基準に合わせて、BOD、全窒素(TN)、全リン(TP: Total Phosphorus)、それぞれ200, 45,  $5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ とし、有機物源としてバクトペプトン、酵母エキス、肉エキスを主成分とした。窒素源に尿素、リン源にリン酸二水素カリウム、ミネラルを加えて濃度調整後、10Lのナルゲン瓶に注ぎ入れて10Lとした。ナルゲン瓶はシリコンチューブ、圧抜き用マイレックスメンブレンフィルターを取り付けたシリコンキャップで封をし、 $121^{\circ}\text{C}$ 、40分のオートクレーブ滅菌処理したものを使用した。また人工排水は成分の変性を防ぐために4~5日おきに新たに調製したものと交換した。

## 2.2.2 分析方法

日本下水道協会の下水試験法に準じてBODを測定した。アンモニア態窒素( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )、



TN の測定はビーエルテック製 QuAAtro 2-HR による連続流分析法 (JIS K 0170) を用いた。また東亜 DKK 製の pH 測定器 (型番: HM-25R) により pH 測定を行った。DO 量と温度は蛍光式 DO (HACH LDO) センサーにより測定を行った。

また、硝化反応の良否を判断する上で、その進行の指標として活性汚泥生態系を構成する様々な微小動物 (繊毛虫類と肉質虫類などの原生動物・輪虫類などの後生動物) について、検鏡を行い、属毎に数を計測した。これらは浄化能の指標となる。活性汚泥サンプルは生物反応槽の第 3 槽より採取した。マイクロピペットでスライドガラス上に試料水を 50  $\mu\text{L}$  採り、カバーガラスをして計数に供した。これを各サンプルにつき 3 回を行い、1 mL 当たりの個体数は以下に示す式から計算した。

$$N = \frac{(a_1 + a_2 + \dots + a_n) \times R}{n \times v} \quad \dots \dots 1)$$

ここで、 $N$ : 個体数の平均値 ( $\text{N} \cdot \text{mL}^{-1}$ )

$a_1, a_2, a_n$ : 各回の計数した個体数 ( $\text{N} \cdot \text{mL}^{-1}$ )

$R$ : 希釈倍数あるいは濃縮倍数 (1/濃縮倍数)

$n$ : 計数した回数 (回)

$v$ : スライドガラス上に採取したサンプル量 (mL)

## 2.3 結果と考察

### 2.3.1 処理特性の解析

#### 1) 有機物除去特性の解析

Figure 2-3 は各 Stage の処理水における BOD 濃度と除去率の経日変化を示したものである。各 Stage の処理水の平均 BOD 濃度に関しては Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ  $14.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $14.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $23.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  となり、平均 BOD 除去率はそれぞれ 93%, 93%, 89% であった。処理水の BOD 経日変化に関しては全体から見れば実験の進行とともに Stage I, Stage II おいては平均 90% を超える除去率に達した。これに対して、Stage III において平均 BOD 除去率は 89% であり、Stage I, Stage II より低く、90% を超える除去率に達しなかった。DO センサーを設置する位置による BOD 除去能力には影響が見られた。

3 槽式または多槽式活性汚泥法の初段では負荷が変動して制御が不安定になり、それに対して後段の最終槽では生物反応が安定し、DO 消費も安定している。そのため、Stage III において脱窒反応が十分に進行せず、この反応に炭素源としての有機物がうまく利用されないことが挙げられる。

#### 2) 全窒素除去特性の解析

Figure 2-4 は処理水における TN 濃度と TN 除去率の経日変化である。窒素除去能力に関しては全体から見れば実験の進行とともに低下する傾向がみられ、特に Stage III

の方が顕著であった。処理水の平均 TN 濃度は Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ  $8.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $14.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $23.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  となり, 平均 TN 除去率は, それぞれ 81%, 69%, および 50% であった。各 Stage においては硝化・脱窒反応が確認されたが, Stage I においては Stage II と Stage III より安定して高い処理能が確認され, 最も高いことがわかった。

したがって, AOSD の DO センサーは生物反応槽の第 3 槽に導入することによって高い窒素除去能の得られることが示された。

### 3) アンモニア窒素除去特性の解析

Figure 2-5 は処理水における  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度の経日変化である。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  除去能力に関しては全体から見れば実験系において処理水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が上昇する傾向であり, Stage III の後期に  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が  $8.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  となった。処理水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  の濃度は徐々に増加しているため, Stage I から Stage III まで硝化・脱窒反応が低下してきた。続いて, 各 Stage の処理水の平均  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度に関しては Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ  $0.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $4.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $7.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  であり, 平均  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  除去率はそれぞれ 97%, 82%, 69% であった。この結果は, Stage I においては  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が極めて低く, これに対して, Stage II では高くなったが, TN 除去率 (Figure 4) による硝化・脱窒反応が良好に進行していることを示している。また, Stage III においては  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が最も高かったことから, 硝化・脱窒反応がうまく進行していないことが分かった。窒素形態を把握することで硝化・脱窒反応の進行の程度を把握することができる。各 Stage に硝化・脱窒反応が進行していることが分かったが, 特に Stage I においては最も安定して良好な  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  除去能力が確認できた。

したがって, AOSD を導入した三槽式活性汚泥法では第 3 槽に DO センサーを設置することにより, 硝化・脱窒反応が最も良好に進行することが明らかとなった。

### 2.3.2 活性汚泥指標微生物特性の解析

Figure 2-6 および Figure 2-7 は, 各 Stage における原生動物, 後生動物の個体数および pH 変化である。各 Stage において指標微小動物に関しては, Stage I の原生動物において繊毛虫類である *Aspidisca* sp., *Epistylis* sp., 肉質虫類である *Arcella* sp., *Euglypha* sp., 後生動物において輪虫類である *Lecane* sp. の生息が認められた。一方で, Stage II と Stage III においては肉質虫類 *Euglypha* sp. の生息が認められなかった。優占種に関しては, Figure 2-8 の (A) に示すように Stage I, Stage II において繊毛虫類 *Epistylis* sp. となり, (B) に示すように Stage III においては原生動物 *Aspidisca* sp. であった。全体から見れば, 平均総個体数に関しては Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ  $12.35 \times 10^3 \text{ N} \cdot \text{mL}^{-1}$ ,  $7.74 \times 10^3 \text{ N} \cdot \text{mL}^{-1}$ ,  $3.43 \times 10^3 \text{ N} \cdot \text{mL}^{-1}$  であり, 平均 pH は順に 7.1, 6.0, 5.8 であった。生物反応槽の pH は DO センサーを設置する位置により

大きく変動し、Stage I から Stage III までは低下したため、微小動物の総個体数も減少していき、微小動物の生息環境はだんだん厳しくなることが確認された。

これらの結果は、DO センサーを生物反応槽の第三槽に導入することにより活性汚泥内の生物活性の向上に効果が現れることを示している。原因としては、Stage I においては硝化反応が良好に進行する指標としての原生動物肉質虫類 *Arcella* sp., *Euglypha* sp. が出現したことが挙げられる<sup>19, 20)</sup>。さらに、Stage II, Stage III と比較して、もっとも適切な量の空気が供給されたため、効率的な硝化・脱窒反応が起こり、そのため、生物反応槽の pH が中性付近に維持され、微小動物の凝集能を高めると同時に生物活性を適正化したことが挙げられる<sup>17, 21, 22)</sup>。

### 2.3.3 日平均曝気時間の比較

AOSD 制御 3 槽式活性汚泥法における曝気は自動間欠で行った。曝気時間帯は Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ 5~32min, 5~32min, 5~38min であった。2 時間 1 サイクルとして運転したため、一日に 12 サイクルを運転し、安定している期間中で 3 日間の一当りの曝気時間を合算し、日平均曝気時間を求めた。その結果、日平均曝気時間は Stage I, Stage II, Stage III でそれぞれ 194min, 223min, 247min となった。

以上のことから、AOSD を導入した三槽式活性汚泥法では第三槽に DO センサーを設置して自動間欠曝気を用いると、安定な処理効果を維持し、またブロワーの消費電力を最も節約ができることが明かとなった。なお、この条件と嫌気好気活性汚泥法をモデル化した条件との比較実験については、別に報告する<sup>23)</sup>。

## 2.4 まとめ

AOSD 制御による 1 本だけの DO センサーの生物反応槽設置位置と処理特性について比較するため、反応槽が三槽からなる活性汚泥法において、DO センサーを設置する位置を第 3 槽 (Stage I), 第 2 槽 (Stage II), あるいは第 1 槽 (Stage III) として、それぞれの処理能力、活性汚泥指標微小動物および日平均曝気時間の比較を行った。

1) 生物反応槽を完全に攪拌した時、第 3 槽に DO センサーを設置した場合 (Stage I) に最終濃度が TN  $8.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$   $0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , BOD  $14.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  となった。

2) 活性汚泥指標微小動物の平均総個体数は  $12.35 \times 10^3 \text{ N}\cdot\text{ml}^{-1}$  であり、日平均曝気時間は 194min であった。

3) DO センサーを生物反応槽第三槽に導入することにより処理能力は最も高く、活性汚泥内の生物活性の向上に効果があった。この方法は最も省エネルギー効果がある。

この結果に基に、第 3 章においては AOSD 制御 3 槽式活性汚泥法と嫌気好気活性汚泥法をモデル化した条件との比較実験を行った。

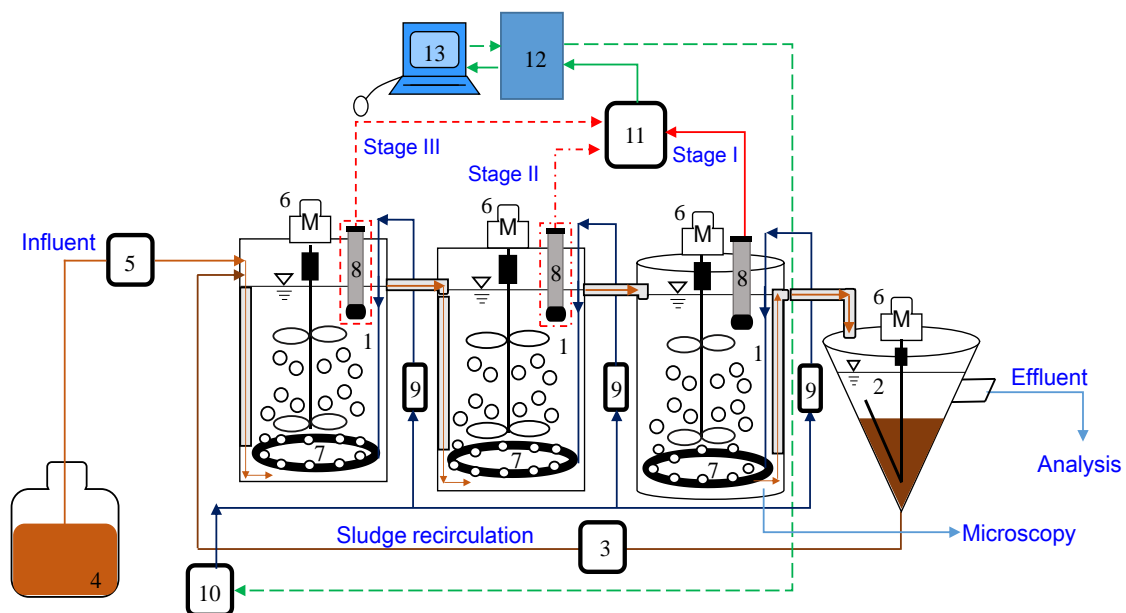


Figure 2-1 Schematic diagram of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process

Legend: 1-bioreactor, 2-settling tank, 3-roller pump, 4-influent tank, 5-peristaltic pump, 6-mixer, 7-air diffuser, 8-DO sensor, 9-air flowmeter, 10-blower, 11-digital converter, 12-PLC, 13-PC.

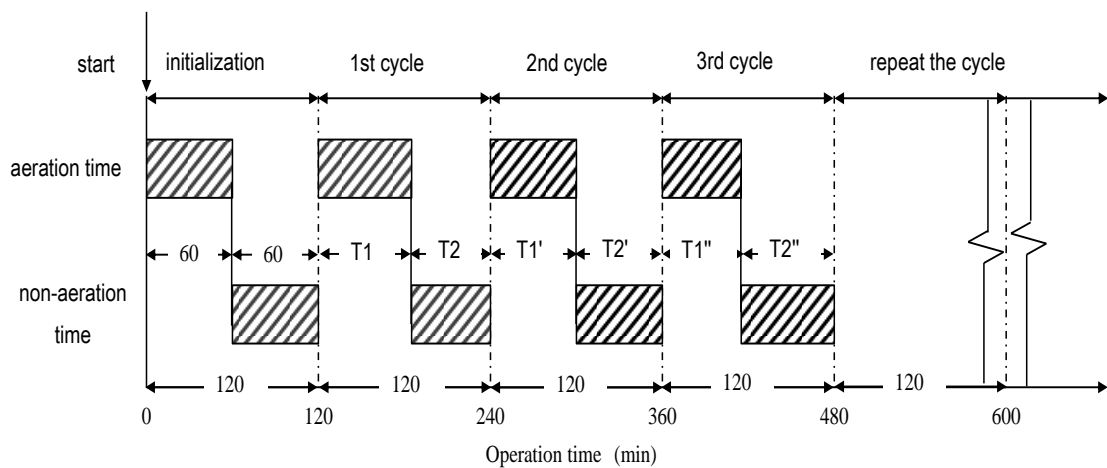


Figure 2-2 Operation strategy of the MRASP controller by AOSD system

Legend:  $T1+T2=120$  min,  $T1'+T2'=120$  min,  $T1''+T2''=120$  min, the rest may be deduced by analogy; Stage I:  $T1, T1', T1'' \dots (5 \sim 32$  min), Stage II:  $T2, T2', T2'' \dots (5 \sim 32$  min), Stage III:  $T2, T2', T2'' \dots (5 \sim 38$  min); MRASP: Multiple-reactor activated sludge process.

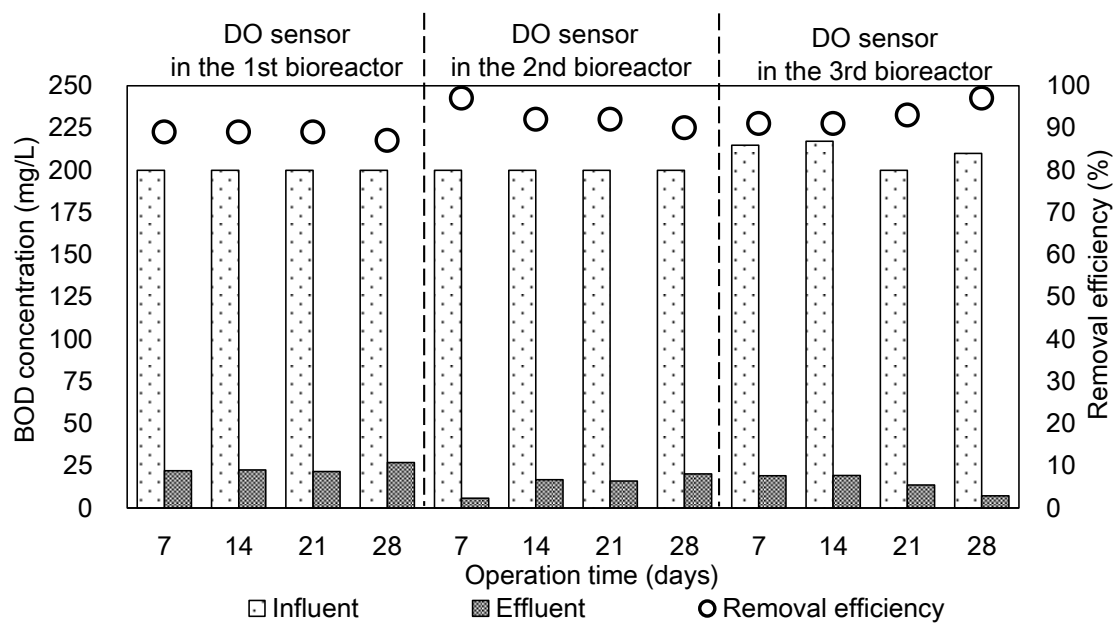


Figure 2-3 BOD performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1<sup>st</sup>, 2<sup>nd</sup>, or 3<sup>rd</sup> bioreactor

Legend: DO sensor in the 3rd bioreactor (Stage I);  
 DO sensor in the 2nd bioreactor (Stage II);  
 DO sensor in the 1st bioreactor (Stage III).

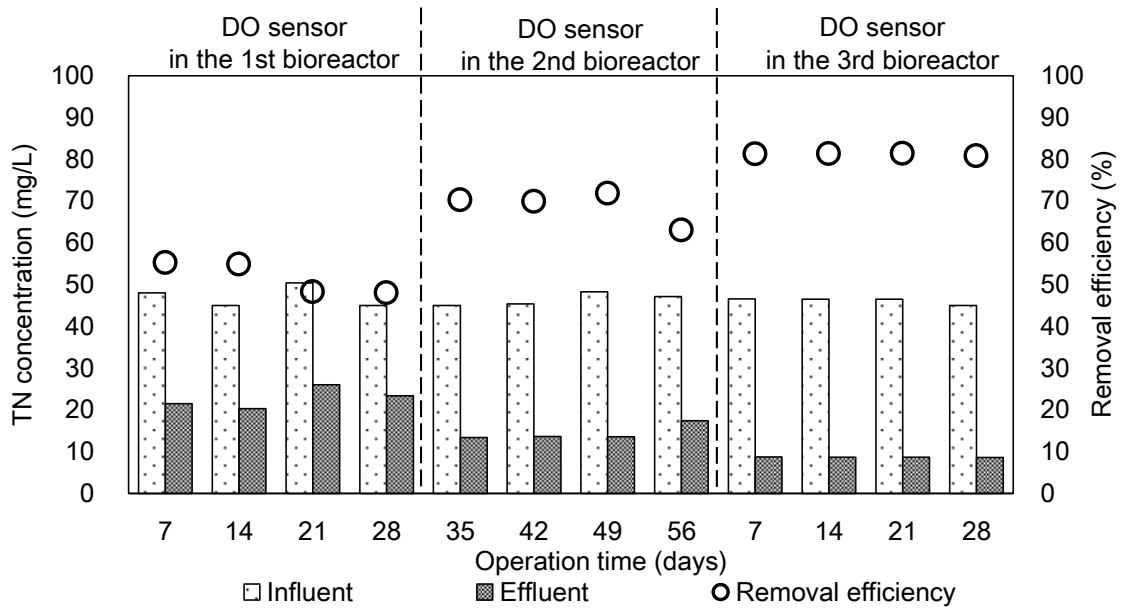


Figure 2-4 TN performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1<sup>st</sup>, 2<sup>nd</sup>, or 3<sup>rd</sup> bioreactor

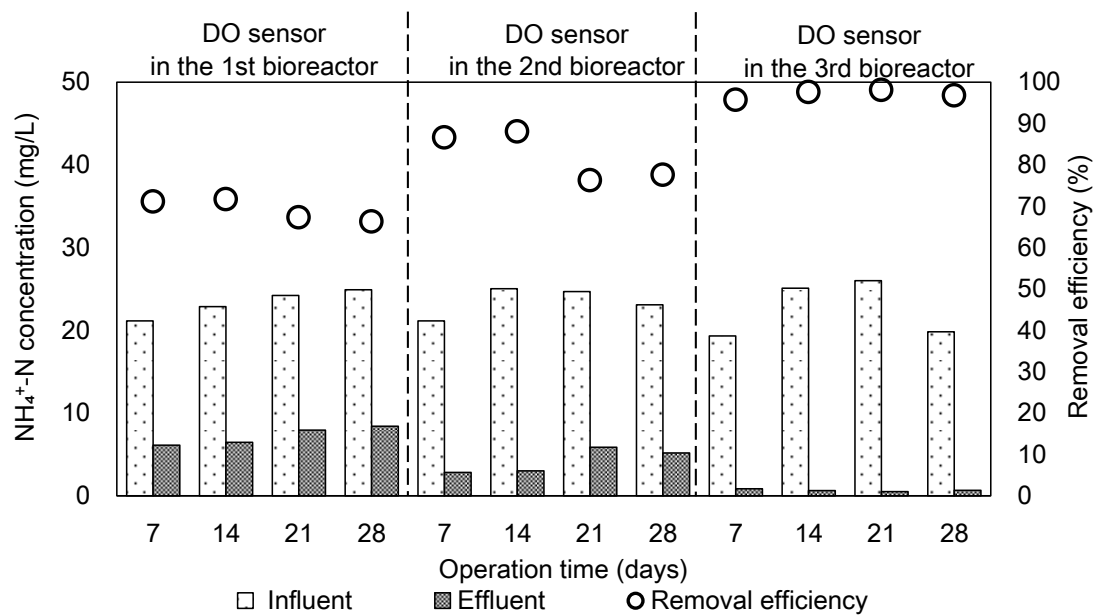


Figure 2-5 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N performance of AOSD-MRASP for setting a DO sensor in the 1<sup>st</sup>, 2<sup>nd</sup>, or 3<sup>rd</sup> bioreactor



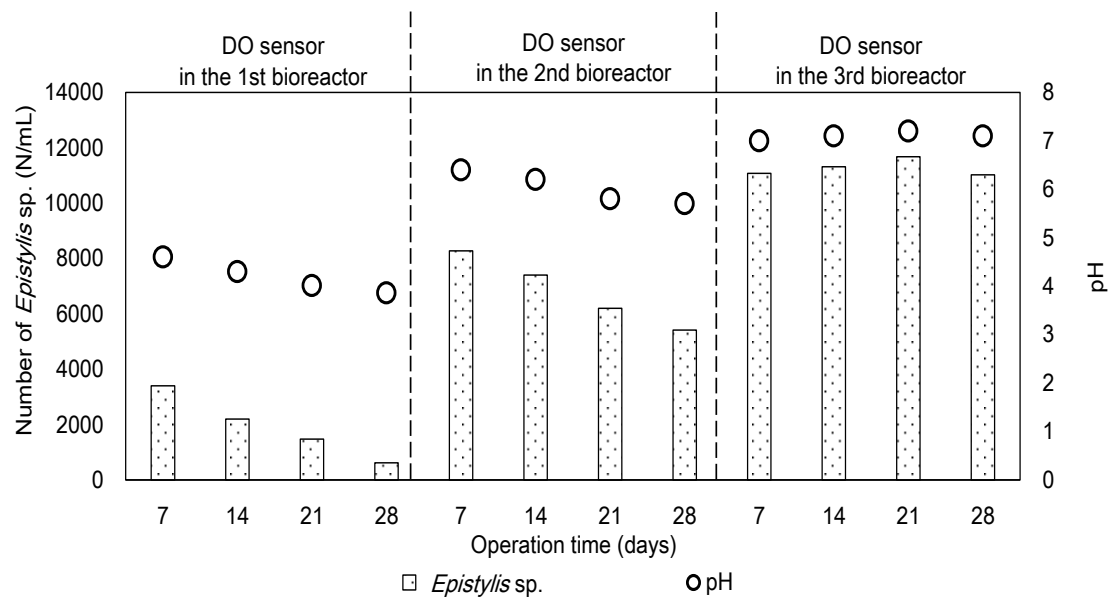


Figure 2-6 The number of *Epistylis* sp. and pH at each stage

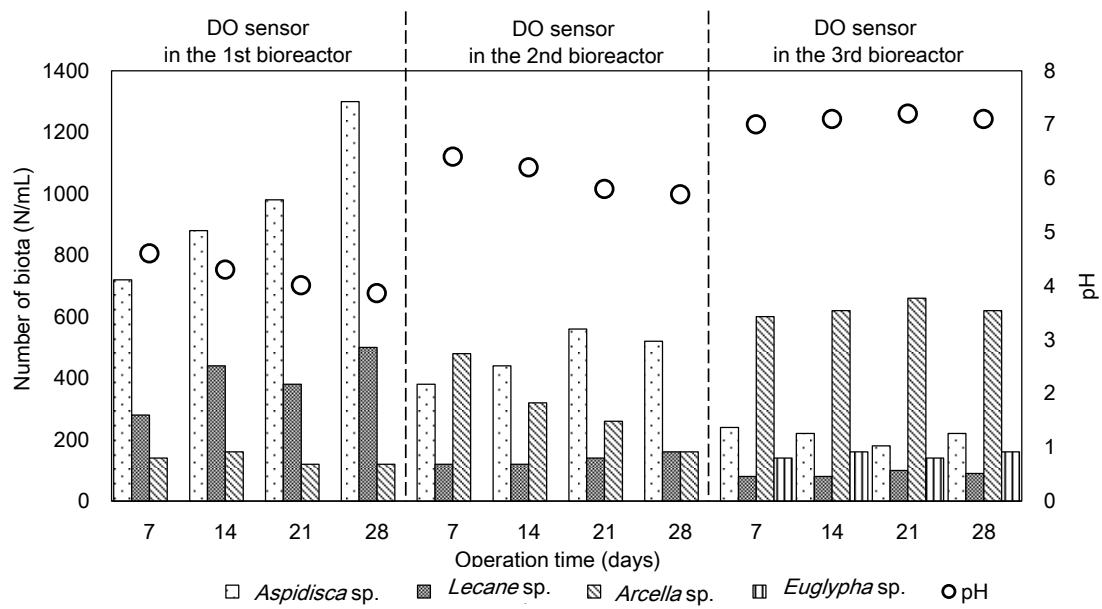
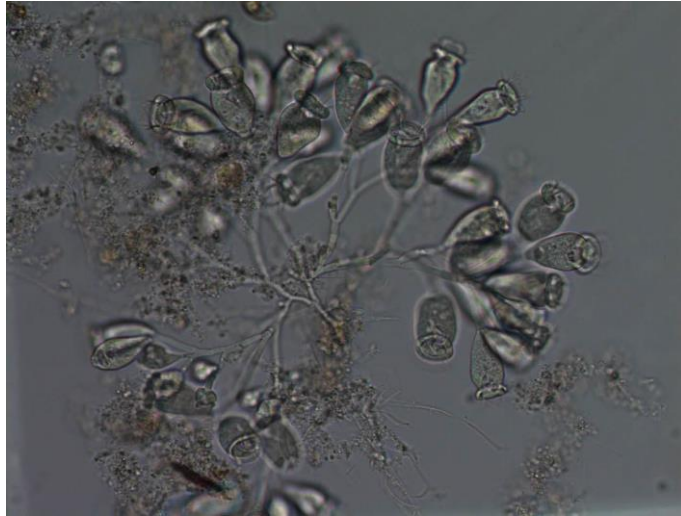


Figure 2-7 The number of biota and pH at each stage



(A) *Epistylis* sp. at Stage I and Stage II.



(B) *Aspidisca* sp. at Stage III.

Figure 2-8 Dominant species at each stage

## 引用文献

- 1) Shrivastava, A.: Major nutrients and their stoichiometry over 45 years (May 1963-May 2008) at the northern and southern basin of lake Biwa, Japan. *World J. Environ. Eng.*, 2(1), 6-11 (2014)
- 2) Hamamoto, Y.: Nitrogen removal by intermittent aeration activated sludge process with automatically controlled aeration time. *Jpn. Soc. Water Treat. Biol.*, 40(1), 11-21 (2004)
- 3) Okuda, N., Okada, Y., Sasaki, K.: High-degree treatment apparatus of sewage control system for protecting aqueous environment (in Japanese). *Fiji-jihō*, 74(8), 469-473 (2001)
- 4) Mamais, D., Noutsopoulos, C., Dimopoulou, A., Stasinakis, A., Lekkas, T.D.: Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions. *Water Sci. Technol.*, 71(2), 303-308 (2015)
- 5) Liu, Y.: Chemically reduced excess sludge production in the activated sludge process. *Chemosphere*, 50(1), 1-7 (2003)
- 6) Judd, S.: The status of membrane bioreactor technology. *Trends Biotechnol.*, 26(2), 109-116 (2008)
- 7) Le-Clech, P., Chen, V., Fane, T.A.G.: Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *J. Membrane Sci.*, 284(1-2), 17-53 (2006)
- 8) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C., Marais, G.v.R. and Loosdrecht, M.C.M.V.: Activated sludge model No. 2d ASM2d. *Water Sci. Technol.*, 39(1), 165-182 (1999)
- 9) Amand, L., Olsson, G., Carlsson, B.: Aeration control - a review. *Water Sci., Technol.*, 67(11), 2374-2398 (2013)
- 10) Won, S.G., Ra, C.S.: Biological nitrogen removal with a real-time control strategy using moving slope changes of pH(mV)- and ORP-time profiles. *Water Res.*, 45(1), 171-178 (2011)
- 11) Guerrero, J., Guisasola, A., Vilanova, R., Baeza, J.A.: Improving the performance of a WWTP control system by model-based setpoint optimisation. *Environ. Modelling & Software*, 26(4), 492-497 (2011)
- 12) Amand, L., Carlsson, B.: The optimal dissolved oxygen profile in a nitrifying activated sludge process - comparisons with ammonium feedback control. *Water Sci. Technol.*, 68(3), 641-649 (2013)
- 13) Rehman, U., Vesvikar, M., Maere, T., Guo, L., Vanrolleghem, P.A., Nopens, I.: Effect of sensor location on controller performance in a wastewater treatment plant. *Water Sci. Technol.*, 71(5), 700-708 (2015)

- 14) Xu, K-Q., Inamori, R., Suemura, T., Inamori, Y.: Development of advance treatment technology using automatic oxygen supply device (AOSD) system in activated sludge processes. *J. Water and Waste*, 57, 297-304 (2011)
- 15) Ding, D., Feng, C., Jin, Y., Hao, C., Zhao, Y., Suemura, T.: Domestic sewage treatment in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) with an intelligent controlling system. *Desalination*, 276(1-3), 260-265 (2011)
- 16) Jin, Y., Ding, D., Feng, C., Tong, S., Suemura, T., Zhang, F.: Performance of sequencing batch biofilm reactors with different control systems in treating synthetic municipal wastewater. *Bioresour. Technol.*, 104, 12-18 (2012)
- 17) Muhmoud, B., Suemura, T., Inamori, R., Satake, T., Xu, K-Q., Inamori, Y.: Domestic wastewater treatment by ASP using AOSD and fix ON/OFF time in intermittently aerated single reactor. *J. Bioindustrial Sci.*, 2(1), 25-32 (2013)
- 18) Stenstrom, M.K., Song, S.S.: Effects of oxygen transport limitation on nitrification in the activated sludge process. *Research J. WPCF.*, 63(3), 208-219 (1994)
- 19) Sudo, R., Inamori, Y.: Illustrated diagnosis of processing functions in view of biota, 10th edn. Sangyo Yosui Chosakai, Tokyo, Japan, pp.185, pp.191-192 (1983)
- 20) Li, X.N., Kohama, A., Kim, J.-H., Chiba, N., Nishimura, O., Sudo, R.: Testacealobosia arcella vulgaris as an indicator in nitrification process, *Environ. Eng. Res.*, 37, 41-49 (2000)
- 21) Hayashi, N., Ouchiyama, T., Fujimoto, N., Inamori, Y.: Effect of environmental factors on growth characteristics of peritrichida, *Jpn J. Water Treat. Biol.*, 35(4), 271-278 (1999)
- 22) Hayashi, N., Kuniyasu, K., Inamori, Y., Sudo, R.: Effect of environmental factors on growth characteristics of rotatoria, *Jpn J. Water Treat. Biol.*, 34(3), 205-213 (1998)
- 23) Zhang, J., Inamori, R., Suemura, T., Feng, C., Xu, K.-Q., Inamori, Y.: Advanced wastewatertreatment and power reduction in a multiple-reactor activated sludge process with automatic oxygen supply device system installation, *Jpn J. Water Treat. Biol.*, 54(1), 1-15 (2018)

### 第3章 AOSD システム導入の有無による三槽式活性汚泥法における電力削減高度処理の比較解析

#### 3.1 はじめに

湖沼をはじめとする閉鎖水域では、排水中の窒素・リン等に起因する富栄養化が依然として進行している<sup>1-4)</sup>。この問題を解決するため、窒素・リンを除去できる高度処理活性汚泥法が広く利用されるようになってきた<sup>5-7)</sup>。従来の曝気法である標準活性汚泥法と長時間曝気活性汚泥法は、過剰な曝気とエネルギーを消費すると同時に、窒素を含む栄養塩類等の除去が困難であるという短所を有している。そのため、嫌気好気法(AO: Anaerobic Oxidation法, A<sub>2</sub>O法)が適用されるようになってきている。しかし、これらの嫌気好気法においても、好気槽の曝気時間が固定されているため、曝気工程で流入負荷変動下において無駄な曝気がなされることになる。

活性汚泥処理プロセスでは、微小動物に依存して有機物は酸化され処理されるので、曝気は微小動物の活性を維持する上で最も重要なパラメータである<sup>8)</sup>。曝気動力は排水処理プラントの中で最もエネルギーを消費する工程であり、総エネルギー消費の50～75%を占めているともいわれている<sup>8, 9)</sup>。そのため、曝気システムの制御では、エネルギーを節約すると同時に処理能力も確保できるということがさらに重要になってきている。

溶存酸素(DO)濃度の制御は、曝気システムを制御するために最も一般的に使用される手段であり、DOセンサーを生物反応槽に設置してDO濃度に基づいてブローの駆動が制御されるようになってきている。1950年代にBriggsらは、ウィンクラー法および滴下水銀電極法と組合せた半連続式比色計を使用してDO濃度を連続的に測定することを初めて試み、1970年代までに、多くの排水処理プラントがオンラインを目途としてモニタリングするDOセンサーが使用され始めた<sup>10)</sup>。同時に、排水処理プラントの生物活性および有機物除去効率の両方に関して、DO制御の優位性も明らかにされてきた<sup>10, 11)</sup>。

しかし、従来式のDO制御では間欠曝気時間の設定は固定式の曝気条件に基づき行われており、負荷変動に対して迅速に対応することができなかった。したがって、近年の研究では、負荷変動に対応できるように排水処理プラントにおける自動制御化が開発され、発展してきている<sup>12)</sup>。現在では、自動制御装置はいくつのオンラインセンサーを用いて、アンモニア態窒素/硝酸態窒素(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)・酸化還元電位(ORP)・pH・DOの屈曲点などの一つ以上の物理化学的制御パラメータに基づいて曝気時間の制御を行う方法が開発されてきている<sup>13, 14)</sup>。なお、このような自動制御の開発・適用においては、制御装置およびセンサーの再較正などの日常的な管理を可能な限り容易化することが重要といえる。

これらの技術的課題を解決するために、稲森ら<sup>15-18)</sup>によって簡易な制御システムが開発されてきた。このシステムは、生物処理反応槽に設置されたDOセンサーを使用して温度とDOをリアルタイムでモニタリングし、理論的な酸素移動速度・硝化速度・脱

窒速度の微小動物反応速度関数から有機物の酸化分解、硝化・脱窒反応に必要な酸素量を演算する自動酸素供給装置で制御されるようになっている。すなわち、必要な酸素量に応じてブロワーの間欠（ON/OFF）運転を自動制御するシステムであり、自動酸素供給装置（Automatic Oxygen Supply Device: AOSD）と呼称する<sup>15-18)</sup>。

D0 濃度測定の精度は AOSD 制御の性能に対して非常に重要である。従来のポーラロ式 D0 センサーは、陰極と陽極および電解液を使用してきた<sup>19)</sup>が、陰極と陽極の劣化および電解液の消費による定期的な交換が必要となるため、センサーの再校正が必要となり、かつ、校正管理に時間を要すると共に測定誤差などが発生しやすいといわれている<sup>20)</sup>。そのため、近年では、蛍光盤が設置され、零点補正用の赤色 LED、計測用の青色 LED を照射し、酸素濃度の低い時強い反射、酸素の濃度の高い時弱い反射の原理に基づく新しい技術が開発されることとなった<sup>21)</sup>。D0 測定のため、このような蛍光（光学）式技術の導入により、上述のメンテナンス上の問題を解決することができると考えられる。このことから、精確および高性能の蛍光式 D0 センサーを AOSD システムにおいて用いることにより、排水中の汚濁物質除去性能向上と電力削減効果が期待される。

これまでの研究では、単槽式活性汚泥法において AOSD 制御と蛍光式 D0 センサーを用いると、主な水質パラメータである窒素と有機物が効果的に除去され、またブロワー電力消費を少なくとも 15~30%削減できることを明かにしている<sup>18)</sup>。

なお、実現場の活性汚泥処理法では生物反応槽は隔壁により複数の反応槽に隔てられている複槽式であることが一般的である。また、複槽式反応槽内の D0 分布は有機物の分解による D0 消費が高まる第一槽の入口ほど低く、有機物の分解が進む最終槽の出口にかけて徐々に増加していくと考えられる。これらの点を踏まえて、D0 センサーの生物反応槽設置位置の最適場所について検討した結果、生物処理機能の安定する最終槽への設置が効果的なことが検証されている<sup>22, 23)</sup>。そのため、単槽式活性汚泥法と比べて、生物相および硝化反応・脱窒反応等の微小動物反応が複雑になると考えられる。しかし、複槽式活性汚泥法における AOSD 制御の適用性に関しては、未だ明かにされていなかった。

また、従来方式のポーラロ式 D0 センサーは完全に管理されると、蛍光式 D0 センサーと同様な測定結果が得られるといえる。しかし、維持管理の容易性の観点から従来ポーラロ式 D0 センサーと比較して蛍光式 D0 センサーを導入することにより AOSD 制御の連続性、D0 濃度測定の挙動等に及ぼす影響についても明確にされていなかった。さらに、単槽式の活性汚泥法における Muhmoud ら<sup>18)</sup>の研究においては、AOSD 制御における蛍光式 D0 センサーを導入の優位性が確認されているが、複槽式では公表されていなかった。

本研究では、上記の点を踏まえて第一に、単槽式で開発してきた AOSD 制御を複槽式三槽式活性汚泥法に導入し、従来式の嫌気好気活性汚泥法と比較しながら、窒素などの除去能、生物特性、汚泥特性および省エネルギー特性等の観点からの有効性について検討する。第二に、維持管理の観点から、AOSD 制御と蛍光式 D0 センサーを組み合わせた

場合の有効性について、ポーラロ式 DO センサーと比較する。

## 3.2 材料と方法

### 3.2.1 AOSD システムの制御の原理と特徴

AOSD システムの制御の特性は Figure 3-1 に示す通りである。すなわち、AOSD 制御のプログラムで 1 サイクル 120min の場合、60min の曝気、60min の非曝気が開始されると、曝気時間時の DO 上昇および非曝気時間の DO 下降における DO 上昇、下降の勾配から係数が決定される。最初のサイクルを曝気段階 (60min) と非曝気段階 (60min) において、プログラムの初期化がなされ、硝化速度、脱窒速度、水温などのパラメータに基づいて自動的に演算される。PLC (Programmable Logic Controller) を活用したプログラムにおいては、硝化および脱窒反応モデルから、係数およびパラメータが自動設定され、運転中の各サイクルで収集したデータ (検出 DO 濃度および温度) に基づいて活性汚泥の酸素消費量が演算される。演算で得られた酸素消費量に基づいて、次サイクルの 1 サイクル 120min の運転期間中の曝気時間と非曝気時間が演算される。

すなわち、曝気時間 (ブローラ運転/攪拌機停止時間)  $T1min$ 、非曝気時間 (ブローラ停止/攪拌機運転時間)  $T2min$  となる。最初の 1 サイクルにおいて 60min の曝気と 60min の非曝気があり、そこから曝気時間時の DO 上昇と非曝気時間の DO 下降により  $T1$  が決められることになる。非曝気時間  $T2$  は  $120 - T1 min$  となる。さらに、演算された曝気時間が  $T1 > 115min$  または  $T1 < 5min$ 、高負荷時である場合、 $T1 = 115min$  または低負荷時  $T1 = 5min$  に設定されるようにプログラム制御されている。

AOSD 制御が停止または再初期化されない限り、各運転サイクルで収集されたデータによって次サイクルの曝気時間の演算を繰り返して行われる。

AOSD システムは Figure 3-2 に示すように、PLC (13)、DO センサー (9)、デジタルコンバータ (12) およびパソコン (14) で構成されている。PLC は DO センサーを用いて、デジタルコンバータによって DO および温度の読取り値を受信する。次に、パソコンにおいて AOSD システム制御に必要なパラメータおよびデータ記憶のためのインタフェース制御がなされる。データは処理され、最適な曝気時間は、理論的酸素要求量および DO プロファイルに従って、曝気/非曝気の 2 時間サイクル後に自動的に演算され流入負荷条件に応じて最適値で制御されることになる。

### 3.2.2 実験装置と運転条件

#### 1) AOSD システム 3 槽式活性汚泥法の特性

Fig 3-2 に示すように、実験系の AOSD システム 3 槽式活性汚泥法の一列 (a) のプロセスとしては、微小動物が生息する反応槽 (bioreactor)、固液分離のための沈殿槽 (settling tank) から成る研究用装置を用いた。反応槽は第 1 槽、第 2 槽、第 3 槽の三段式で、各槽の容量は 10 L (全容量 30 L) で、沈殿槽の容量は 9.5 L である。AOSD



システムはパソコン (14-PC), PLC (13-programable logic controller), DO センサー (9-DO sensor) で構成されている。

運転方法としては, 3 槽式活性汚泥法の生物反応槽に AOSD システムを組み込んだプロセスを用いて連続実験を行った。AOSD システムによる三つの生物反応槽の曝気・非曝気 (間欠) 状態を自動制御し, 全生物反応槽に攪拌機 (7-mixer) を用いた。なお, 曝気する時には攪拌機が停まり, 曝気が停止する時には完全攪拌混合を行った。また, 各生物反応槽の底部に散気装置 (8-air diffuser) に設置し, 生物反応槽への一槽あたりの送風量を対照系と同様に 0.5 L/min をとし, 合計送風量は 1.5 L/min とした。貯水槽 (influent tank) からはぜん動ポンプ (6-peristaltic pump) を用いて第一槽に人工排水を導入し, 沈澱槽の底部からはローラポンプ (15-roller pump) を用いて第一槽に汚泥を循環させた。

## 2) 嫌気・好気活性汚泥法の特徴

Figure 3-2 に示すように, 対照系は従来式嫌気・好気活性汚泥法 (Anaerobic-oxic activated sludge process) の一系 (b) のプロセスとして, 生物反応槽が 3 槽から成る容積 30L の生物反応槽 (10L×3) および容積 9.5L の沈澱槽からなっている。対照系の従来式系 (b) では, 嫌気槽 (anoxic bioreactor) (第 1・第 2 嫌気槽) では 24 時間の攪拌, 好気槽 (aerobic bioreactor) (第 3 好気槽) では 24 時間の連続曝気での運転操作を行った。また, 従来法系 (b) の嫌気槽 (第 1・第 2 生物反応槽) に攪拌機を装備し, 好気槽 (第 3 生物反応槽) に散気装置を設置して, 活性汚泥が沈降しないように曝気流速を確保するために最低限送風量を 0.5 L/min とした。人工排水の導入方法および汚泥循環方法は実験系と同様である。

## 3) AOSD システムにおける蛍光式およびポーラロ式 DO センサーの比較解析

DO センサーの差異が AOSD システム制御効果に及ぼす影響を維持管理性に着目して分析するために, 蛍光式 DO センサー (HACH, 5790018 LD0) およびポーラロ式 DO センサー (METTLER, TOLEDO Pro6050 Polarographic Oxygen Sensor) を用いて実験を行った。

AOSD システム制御 3 槽式活性汚泥法では DO センサーの設置位置に関する処理機能が最も高まる場所の選定の評価結果 22) に基づき, 第 3 槽 (生物学的処理機能が最も安定する最終生物反応槽) に両 DO センサーを設置し, AOSD 制御を行い比較評価した。このような条件で, 生物反応槽の好気状態の自動制御を行った。また, 浜本<sup>24)</sup> は実際の污水処理施設において低負荷で運転されている施設が多いこと, 特に, 下水処理場などでは計画負荷に対して実流入水量が少ない場合も数多くあることを報告している。

上記の点を踏まえて, 本研究では運転条件として, 水理学的滞留時間 (HRT) を流入負荷の低い施設が現在多いことを考慮して原水濃度は標準濃度として滞留時間を長くして 26h とし, BOD 容積負荷を 0.18 kg BOD /m<sup>3</sup>・d, 返送汚泥流量を 4Q (Q は一日の流入水量), 室温 25~27°C として行った。

すなわち, AOSD システム (蛍光式 DO センサー) 三槽式活性汚泥法と嫌気・好気活性

汚泥法は102日間の連続実験を行い、同時に、AOSDシステムにおけるDOセンサーの維持管理性を検討するため、AOSDシステム（ポーラロ式DOセンサー）制御三槽式活性汚泥法は32日間の連続実験を行い、自動制御の重要な中核となるDOセンサーの維持管理性の比較評価を同時に行うことにした。

#### 4) 活性汚泥および供試排水

国立環境研究所の性能評価の原水を供給している茨城県美浦農村の生活排水処理施設から活性汚泥を採取し、各系列の生物反応槽に投入した。活性汚泥有機性浮遊物質（MLSS）濃度を約3,000 mg/L前後に調整し、約1ヶ月間馴養した後、実験を行った。

供試排水には、Bacto Peptone,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ,  $(\text{NH}_2)_2\text{CO}$ , および他の微量栄養素を含む合成排水を使用した。その成分および濃度をTable 3-1に示した。流入排水のBOD, 全窒素および全リン濃度は性能評価におけると同様な標準排水濃度になるようにそれぞれ、200 mg/L, 45 mg/L および5 mg/Lに調整した。

### 3.2.3 分析方法

#### 1) 水質および活性汚泥特性

BOD, TN,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , MLSS および汚泥容量指標（SVI: Sludge Volume Index）は、日本下水道協会の下水試験法に準じて測定した<sup>25)</sup>。また、東亜 DKK 製の pH 測定器（型番: HM-25R）により pH 測定を行った。

#### 2) 浄化指標生物としての微小動物の評価

微小動物相は光学顕微鏡を用いて行った。なお、処理性能の安定化する各系列の第三槽からピペットを用いてMLSSを採取し、1試料3つのスライドを作成し、50 $\mu\text{L}$ の試料について検鏡した。また、次式(1)<sup>26)</sup>に従って微小動物の個体数(N/mL)を計測評価した。

微小動物の個体数 (N / mL)

$$= \frac{a_1 + a_2 + \dots + a_n}{n} \times \frac{1}{\text{sample (mL)}} \quad \dots 1)$$

ここで、 $a_1$ ,  $a_2$ ,  $a_n$ は一回における各種類の微小動物の個体数を表し、 $n$ は計数された回数である。

### 3.3 結果および考察

#### 3.3.1 AOSDシステム導入三槽式活性汚泥法の処理特性から見た優位性

##### 1) 嫌気好気活性汚泥法の処理特性

Figure 3-3は流入水、処理水のBOD, TN,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ および $\text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$ の濃度および除去率を示している。Figure 3-3aに示すように、対照系嫌気好気活性汚泥法において、BODの処理除去能および除去率に関しては、実験経過と共に、75日目から徐々に上昇し変動が見られた。それにも関わらず、処理水のBODの濃度20 mg/L以下、90%以上の除

去率が得られた。なお、処理水の平均 BOD 濃度および除去率はそれぞれ 13 mg/L, 94%であった (Table 3-2)。

処理水の TN 濃度と除去率は Figure 3-3b に示す通りである。対照系において、開始から 40 日間までは処理水の TN 濃度が 10 mg/L 前後であったが、42 日目から徐々に増加する傾向が見られ、最終的には 19 mg/L になった。処理水の平均 TN, 除去率および  $\text{NO}_2^-$ -N+ $\text{NO}_3^-$ -N 濃度については、各々 13 mg/L, 70%, 7.7 mg/L であったが全体的に見ると、実験期間中において変動し、安定性に欠けることが分かった (Table 3-2)。硝化脱窒反応は起こってはいるものの、Figure 3-3c に示すように、処理水の  $\text{NO}_2^-$ -N+ $\text{NO}_3^-$ -N 濃度は 42 日目以降上昇する傾向が認められたため、低負荷での硝化促進により、脱窒反応が抑制されていることが確認された。この原因としては対照系の好気槽は 24 h 曝気されるため、返送汚泥にともなう DO (2.6~3.2mg/L) 持ち込みが多くなるなどで、脱窒反応の適正条件が形成され難くなり、TN 除去能力も低下したものと考えられる。Figure 3-3d は処理水の  $\text{NH}_4^+$ -N 濃度と除去率を示している。対照系の好気槽においては、24h 曝気しているため、処理水の  $\text{NH}_4^+$ -N 濃度は 1.1mg/L 以下で、94%以上の除去率が得られた。処理水の平均  $\text{NH}_4^+$ -N 濃度と除去率は 0.8 mg/L, 97%であった (Table 3-2)。これらのことから、嫌気好気活性汚泥法では硝化反応は促進されるが脱窒反応の安定し難いことが分かった。

## 2) AOSD システム導入 3 槽式活性汚泥法の処理特性

### 2.1) 蛍光式 DO センサーとポーラロ式 DO センサーにおける処理特性の比較

ポーラロ式 DO センサーと蛍光式 DO センサーを用いた AOSD システム導入三槽式活性汚泥法におけるの流入水、処理水の BOD, TN,  $\text{NH}_4^+$ -N および  $\text{NO}_2^-$ -N+ $\text{NO}_3^-$ -N, 除去率は Figure 3-3 に示す通りである。なお、両センサーにおいては特に維持管理性を確認するために行ったことから、ポーラロ式 DO センサーでは約 30 日、蛍光式 DO センサーでは約 100 日間での水質特性で比較評価することとした。

処理水の BOD 濃度および除去率に関しては、Figure 3-3a に示すように、両センサーともに、11 mg/L 以下、90%以上の高い処理除去能が得られた。ポーラロ式 DO センサーにおいては、平均 11 mg/L, 95%であり、蛍光式 DO センサーにおいては 8 mg/L, 96%であった (Table 3-2)。

処理水の TN 濃度および除去率に関しては、ポーラロ式 DO センサーと蛍光式 DO センサーにおいてそれぞれ 10 mg/L, 79%, 9 mg/L, 80%であった (Table 3-2)。Figure 3-3b に示すように、両センサー共に 10 mg/L 以下の安定した TN 除去能力が得られた。

Figure 3-3c および Figure 3-3d は両センサーにおける処理水の  $\text{NO}_2^-$ -N+ $\text{NO}_3^-$ -N,  $\text{NH}_4^+$ -N 濃度および除去率を示している。処理水の  $\text{NO}_2^-$ -N+ $\text{NO}_3^-$ -N 濃度に関しては、両センサーにおいて若干変動したが、5.9 mg/L 以下の低いレベルであることが確認され、ポーラロ式 DO センサーは平均 5.4 mg/L, 蛍光式 DO センサー 5.1 mg/L であった (Table 2)。処理水の  $\text{NH}_4^+$ -N 濃度および除去率に関しては、両センサー共に 1mg/L 以下、96%以

上の安定した除去能力が達成した。両センサーは同じく、平均 0.8mg/L, 97%であった。以上の結果から、ポーラロ式 DO センサーと蛍光式 DO センサーを設置した実験系では、BOD おいて両センサー共に対照系とほぼ同じ処理能力が得られ、TN においては対照系と比較して両センサー共に高い処理能力が得られた。また、DO センサーの設置位置に関する処理機能が最も高まる場所の選定の評価研究においては、3 槽目に設置した時、処理水の BOD、TN 濃度 10.8mg/L, 9.9mg/L<sup>22)</sup>の結果が得られているが、本研究と同じ処理能力が確認された。これにより、3 槽式活性汚泥法にポーラロ式 DO センサーと蛍光式 DO センサーを導入した AOSD システムは適切な曝気時間を確保すると同時に高く安定した BOD および TN 除去能力を得ることが可能であり優位性が明らかになった。

## 2.2) 蛍光式 DO センサーとポーラロ式 DO センサーにおける DO 濃度測定における挙動解析

3 槽式反応槽での 2 時間 1 サイクル運転における 12 時間の 6 サイクル分の各反応槽の DO 変化パターンは Figure 3-4 に示すとおりである。Figure 3-4 各反応槽の DO 変化パターンに関しては、曝気時における DO 濃度が徐々に上昇し、各反応槽は 3 mg/L 以上の好気状態になることが確認された。また、非曝気時においては DO 濃度が少しずつ減少し、各反応槽は無酸素状態になることが確認された。すなわち、DO パターンはいずれにおいても同様のパターンの得られることがわかった。

なお、Stenstrom ら<sup>27)</sup>、Sekine ら<sup>28)</sup>および Inoue ら<sup>29)</sup>の研究によると 0.25~2.46 mg/L 範囲の DO 飽和定数  $K_c$  値をまとめた結果から、0.5~4 mg/L 以下の DO 濃度で硝化速度が強く律速されることが報告されている。また、Rittmann ら<sup>30)</sup>はフロックを形成する活性汚泥での硝化・脱窒の律速の DO 濃度を分散状で 0.2mg/L, フロック状で 0.2~1 mg/L と報告している。このようなこれまでの上記論文などの各種パラメータ値を踏まえて、AOSD システム開発においては、設定値の変更を積み重ねて適切な値を求めて設定値を見出し、DO の下限値は 0.5 mg/L 前後で変更できるような制御法とした。

Figure 3-5 は、Figure 3-4 に示した DO パターンを基に 3 サイクルを例として、0.5 mg/L を設定値とした形で記載した両 DO センサーの 1 サイクルの DO 濃度推移パターンを示している。なお、Figure 3-4 においては、DO パターンは時間の横軸の表示によって Fig. 5 とピークの形が異なっている。図の DO 0.5 mg/L においては、文献値を基にした AOSD システムの曝気 ON/OFF を予測し、DO 下限値の参考値としている。三槽式活性汚泥法の曝気時における第 3 槽の DO 濃度は、蛍光式とポーラロ式 DO センサーを用いた時に、それぞれ 5.1 mg/L (Figure 3-5a) および 4.3 mg/L (Figure 3-5b) まで上昇し、両センサーの DO 濃度変化は共に非直線状に上昇した。非曝気時においては、設定下限値 DO 濃度 0.5 mg/L によって二つの段階に分けられた。すなわち、第 1 段階において、蛍光式とポーラロ式 DO センサーを用いた時に、DO 濃度はそれぞれ 5.1 および 4.3 mg/L から時間との線形関係により 0.5 mg/L まで減少し、第 2 段階において、共に 0 mg/L となる結果が得られた。

これに対して、Figure 5a および Figure 5b に示すように、D0 濃度の変化は 0.5~0 mg/L の間で、ポーラロ式と蛍光式においては D0 濃度が時間との非線形関係であった。両センサーにおいて曝気 ON の場合、D0 は流入水の BOD 酸化分解、アンモニア性窒素の硝酸化などの反応で必要な酸素量が供給されると、曝気は停止する。このような条件下、両センサーの D0 濃度変化は共に非直線状に上昇した。

両センサーにおいて曝気 OFF の場合、それぞれ 5.1 および 4.3 mg/L から設定下限値 D0 濃度まで、両センサーとも時間との線形関係により減少した。また、両センサーにおいて 0.5~0mg/L の間で、D0 の濃度が 0.5 mg/L 以下になると、脱窒反応などの複雑な挙動が生じることが原因か否かは不明であるが、両センサーともに D0 濃度が時間との非線形関係であった。これらの点については、更に今後の課題として検討を進めることとしている。

以上のことから、完全メンテナンスのポーラロ式 D0 センサーは蛍光式 D0 センサーと同様といえる D0 濃度挙動が確認された。しかし、この点については今後の解明すべき課題であると考えられる。

### 2.3) 蛍光式 D0 センサーとポーラロ式 D0 センサーにおける維持管理性の比較解析

AOSD システム導入 3 槽式活性汚泥法において、蛍光式およびポーラロ式 D0 センサーのメンテナンス頻度を評価するために、週ごとにセンサー先端部分を観察した。

ポーラロ式 D0 センサーを用いた場合は隔膜の汚染が認められたため、二週間ごとの洗浄および校正が必要となった。すなわち、ポーラロ式 D0 センサーでは、洗浄および校正後は AOSD の初期化を再度行う必要が生じ、停止時間が生じることによって自動制御の連続性に影響を与えた。さらに、電解液の消耗および隔膜の劣化のため、定期的な交換が必要となった。

これに対して、蛍光式 D0 センサーを用いた場合は、センサーのキャップを観察する際に付着した堆積物を拭き取るのみで、実質的にメンテナンスを行わず、AOSD 制御の連続性は完全に維持された。なお、蛍光式 D0 センサーには自動洗浄機構も敷設可能なことから有用性は確実といえる。このように、蛍光式 D0 センサーを用いたことにより高精度で制御性能を向上させ、高い処理除去能の得られることが確認された。

AOSD システム導入三槽式活性汚泥法における処理特性と省エネルギー化で述べるように、処理水の水質と省エネルギー化では、完全メンテナンスのポーラロ式 D0 センサーは蛍光式 D0 センサーと同様の処理を達成することは可能であった。しかし、現在多くの下水処理施設などでは、メンテナンス費用の削減が重要な課題となっており、高い頻度で実施されるメンテナンスおよびそれに伴う停止時間の増加などについては回避すべき対応が重要になってきているといえる。

このような、維持管理性の観点から、ポーラロ式 D0 センサーを用いた AOSD システム導入三槽式活性汚泥法については 32 日までの運転成果で水質特性については解析評価したところであるが、AOSD システムにおける完全に管理されたポーラロ式 D0 センサー

と蛍光式 DO センサーの両者で同じ制御効果が得られると同時に、ポーラロ式 DO センサーにおいては維持管理と精度管理に労力を要することが分かった。

これらの成果を踏まえて、以下の比較解析においては、AOSD システム導入 3 槽式活性汚泥法において維持管理性の点から自動制御において優位性の極めて高い蛍光式 DO センサーとした場合で解析評価することとした。

### 3.3.2 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する汚泥特性からみた優位性

MLSS および SVI の両系列の変化は Figure 3-6 に示す通りである。MLSS 濃度は全期間にわたって 3,000 mg/L 前後に維持された。実験系において 2,930~3,500 mg/L, 対照系において MLSS 2,790~3,450 mg/L であった。SVI に関しては、バルキング現象が生じる時に、Mesquita ら<sup>31)</sup>は活性汚泥の SVI が 150 より高く、須藤ら<sup>26)</sup>は SVI が 200 以上になるという報告がなされている。本研究では、実験系 AOSD システム導入(蛍光式)三槽式活性汚泥法で SVI 121~148, 対照系で SVI 127~249 であった。40 日目から対照系は上昇する傾向が見られ、47 日目から SVI が 150 を超え、60 日目に 200 以上に達し、バルキング現象確認された。その理由としては、42 日から処理水の  $\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$  濃度が増加して最大 12.1 mg/L になり、また Figure 3-3d および Table 3-2 に示すように、対照系においては硝化反応が十分に起こったが、脱窒反応が十分ではなく嫌気好気条件の違いが影響したのではないかと考えられる。そのため、60~102 日間に対照系の活性汚泥系の pH は酸性 (pH 4.2~5.4) 化し、SVI が高く (バルキング現象) なったと考えられる。すなわち、バルキングを引き起こす糸状生物の制御として嫌気好気法が有効とされている<sup>32, 33)</sup>が、固定式の曝気条件では低負荷条件では曝気が過多になり硝化脱窒反応が抑制されバルキングが生じたものと考えられる。このことから、嫌気好気三槽式活性汚泥法においては送風空気量の適正化が重要な要因となることが示唆された。

これに対して、AOSD システムを導入した系においては、SVI が 150 以下で変動し、活性汚泥は沈降性が良好であることが確認された。すなわち、流入有機物負荷量に応じて必要酸素量が供給されて硝化脱窒反応が効果的に起こり、嫌気好気条件が適正に制御されたことが要因と考えられる。

このことは、蛍光式 DO センサーを用いた AOSD 三槽式活性汚泥法では効率的な生物学的硝化と脱窒が起こったため、生物反応槽での活性汚泥の pH は中性範囲 7.0~7.2 を維持し、微小動物に適した環境が維持されていたことから裏付けられる。

### 3.3.3 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する生物相特性からみた優位性

原生動物および後生動物の個体数は Figure 3-7 に示す通りである。微小動物相は活

性汚泥法の処理性能の指標として使用されてきている<sup>26)</sup>。特に、活性汚泥性の原生動物や後生動物は捕食者としてまた体外にバイオポリマー状物質を分泌して凝集能力を高め沈降性を良好にして透明な処理水が得られることにより、活性汚泥の処理能力を改善するといわれている<sup>26, 34, 35)</sup>。したがって、定期的な検鏡は活性汚泥法を監視・制御するための比較的迅速かつ効果的な手法となり得る<sup>26, 36)</sup>。本実験では、両系列は処理性能が安定した時、すなわち、実験スタートから30日目、60日目、80日目、100日目の代表的な検鏡結果から評価した。結果はFigure 3-7に示す通りであり、主に出現した微小動物は、両系列において原生動物 *Aspidisca* sp., *Epistylis* sp., *Arcella* sp. および後生動物 *Lecane* sp. などであった。

実験系 AOSD システム 3 槽式活性汚泥法において、原生動物と後生動物の平均総個体数は1 mL 当たり 15,700 であり、対照系は5,410 であった。実験系の原生動物と後生動物の平均総個体数は対照系の約3 倍であった。特に、蛍光式 DO センサー用いた実験系においては *Epistylis* sp. が1 mL 当たり 10,000 以上に達した (Figure 3-7a)。原生動物 *Aspidisca* sp. (Figure 3-7b) に関しては、実験系において平均個体数が1 mL 当たり 2,000 であり、対照系 1,080 であった。 *Aspidisca* sp. は DO の高低にかかわらず常時大量に出現した活性汚泥性の生物であることが報告されている<sup>11)</sup>。しかし、対照系において減少する傾向が見られ、それは生物反応槽の pH が低下していたことが原因の一つと考えられる。硝化の指標微小動物として *Arcella* sp.<sup>37)</sup> (Figure 3-7c) の個体数に関しては、実験系において平均個体数が1 mL 当たり 620 であり、対照系においては610、両系列ともに硝化反応が十分に進行していたため、大きな差が見られなかった。また、対照系の好気槽 (DO は約 4.0 mg/L である) における過剰な連続曝気であったため、低負荷条件で出現しやすい後生動物 *Lecane* sp.<sup>26)</sup> (Figure 3-7d) の個体数は対照系の方が多かった。Table 3-2 に示すように、対照系においては硝化が十分に起こったが、過剰な連続曝気で脱窒槽への DO (2.6~3.2mg/L) の持ち込み量が増大したため、脱窒反応が不十分であったことが確認された。そのため、60~102 日間に対照系の pH 変化は 4.2~5.4 の範囲であり、活性汚泥が弱酸性であったため、微小動物の活性阻害と個体数抑制が観察されたものと考えられる。これに対して、AOSD システム 3 槽式活性汚泥法で蛍光式 DO センサーを用いる場合、効率的な生物学的硝化・脱窒反応が起こったため、pH が 7.0~7.2 の範囲の中性付近に維持された。すなわち、蛍光式 DO センサーを用いた場合には活性汚泥の pH は中性付近に維持されることにより、微小動物の生育と活性保持に適した環境が形成されたといえる。また、同時に、pH が中性付近に維持されることで微小動物の凝集能力が向上し、微小動物の活性および生息環境の最適化することが示唆された<sup>18)</sup>。

### 3.3.4 AOSD システム導入(蛍光式)の嫌気好気活性汚泥法に対する省エネルギー化の

## 評価

実験系と対照系の1日のエネルギー消費量と省エネルギー効率は、Table 3-3に示す通りである。本解析評価においては、実験に使用した機器として、実験系と対照系で使用された同じ効率のペリスタルティックポンプ、ローラーポンプの電力消費量およびブロワーと攪拌機の作動時間に基づく電力消費量から求め比較した。その結果、Table 3-3に示すように、AOSD 三槽式活性汚泥法における蛍光式 DO センサー、対照系において、日平均曝気時間・攪拌時間は、それぞれ 3.0, 21.0 h/day および 24.0, 24.0 h/d であり、毎日の電力消費量は、それぞれ 0.47, 1.06 kWh /d であった。なお、AOSD 3 槽式活性汚泥法におけるポーラロ式 DO センサーと蛍光式 DO センサーの1日あたりの電力消費量はほぼ同じであった。しかし、蛍光式 DO センサーはメンテナンスがほとんど必要なかった。さらに、蛍光式 DO センサーを用いたことにより高精度で制御性能を向上させ、高い処理除去能を得られることが確認された。

AOSD システム導入 3 槽式活性汚泥法の一日の電力消費量は、従来法の再循環脱窒式嫌気・好気活性汚泥法の送風量の設定値により変化する可能性はあるものの、本実験条件下の対照系と比較して 56%減少した。

すなわち、微小動物の必要とする酸素量のみを供給する自動制御技法を導入した AOSD システムは高度処理と同時に電力削減効果の極めて大きいことが明らかとなった。

### 3.4 まとめ

本研究では AOSD システムを用いた 3 槽式活性汚泥法と、嫌気好気活性汚泥法の処理特性・汚泥特性・生物相・電力削減効果の特性などの性能の優位性比較を行い以下の結論を得た。

1) AOSD システム導入系では BOD  $96 \pm 1\%$ 、TN  $80 \pm 2\%$ 、および  $\text{NH}_4^+-\text{N}$   $97 \pm 1\%$  の高い安定した処理能力が得られたのに対して、非導入系では平均では  $94 \pm 2\%$ 、 $70 \pm 9\%$  および  $97 \pm 1\%$  であったが実験期間中において不安定であり、AOSD システムの優位性が明らかとなった。また、硝化率はいずれの系においても高かったが、AOSD システムの導入された系が必要酸素量のみが供給されるために脱窒能の高いことが明らかになった。

2) pH 特性については、AOSD システム導入の有無において、導入系の三槽式活性汚泥法においては効率的な生物学的硝化・脱窒反応が起こったため、pH が中性付近に維持され、活性汚泥の沈降性が良く、同時に微小動物の活性化および汚泥の凝集能が促進されたが、非導入系では 60~102 日間に活性汚泥の pH は弱酸性となり、バルキング現象が確認されたことから、AOSD システムの優位性が明らかになった。

3) 電力消費量は、DO センサーを用いる AOSD 制御三槽式活性汚泥法では、従来法の再循環脱窒式嫌気・好気活性汚泥法の送風量の設定値により変化する可能性はあるものの、対照系に比べて、56%減少し、大幅な電力削減の効果を得られ、AOSD システムの



優位性が明らかとなった。

4) AOSD システム導入系では原生動物と後生動物の平均総個体数は 1 mL 当たり 15,700 あったのに対して、非導入系では 5,410 であり、微小動物の生物群集の適正な維持に関しては AOSD システムの優位性が明らかとなった。

5) 以上のことから、蛍光式 DO センサーと AOSD システム制御を導入した 3 槽式活性汚泥法においては、高い除去性能の高度処理と電力削減省エネルギー化を両立可能であることが明らかとなった。

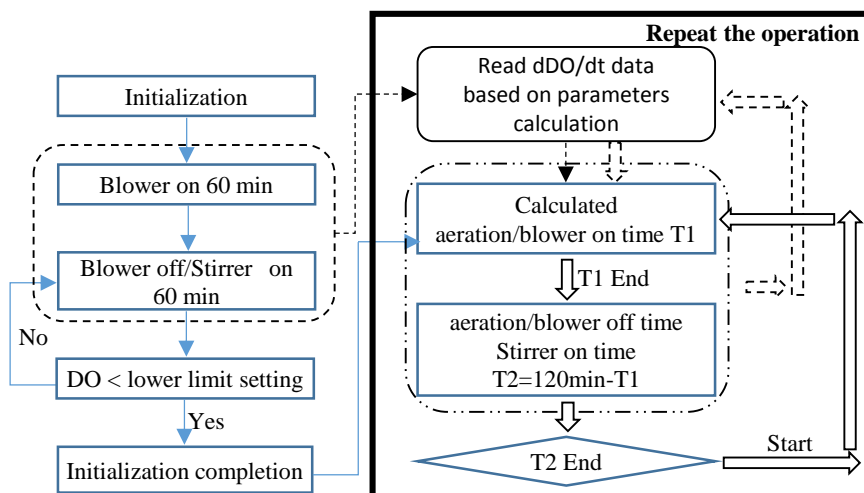


Figure 3-1 Simplified algorithm of AOSD

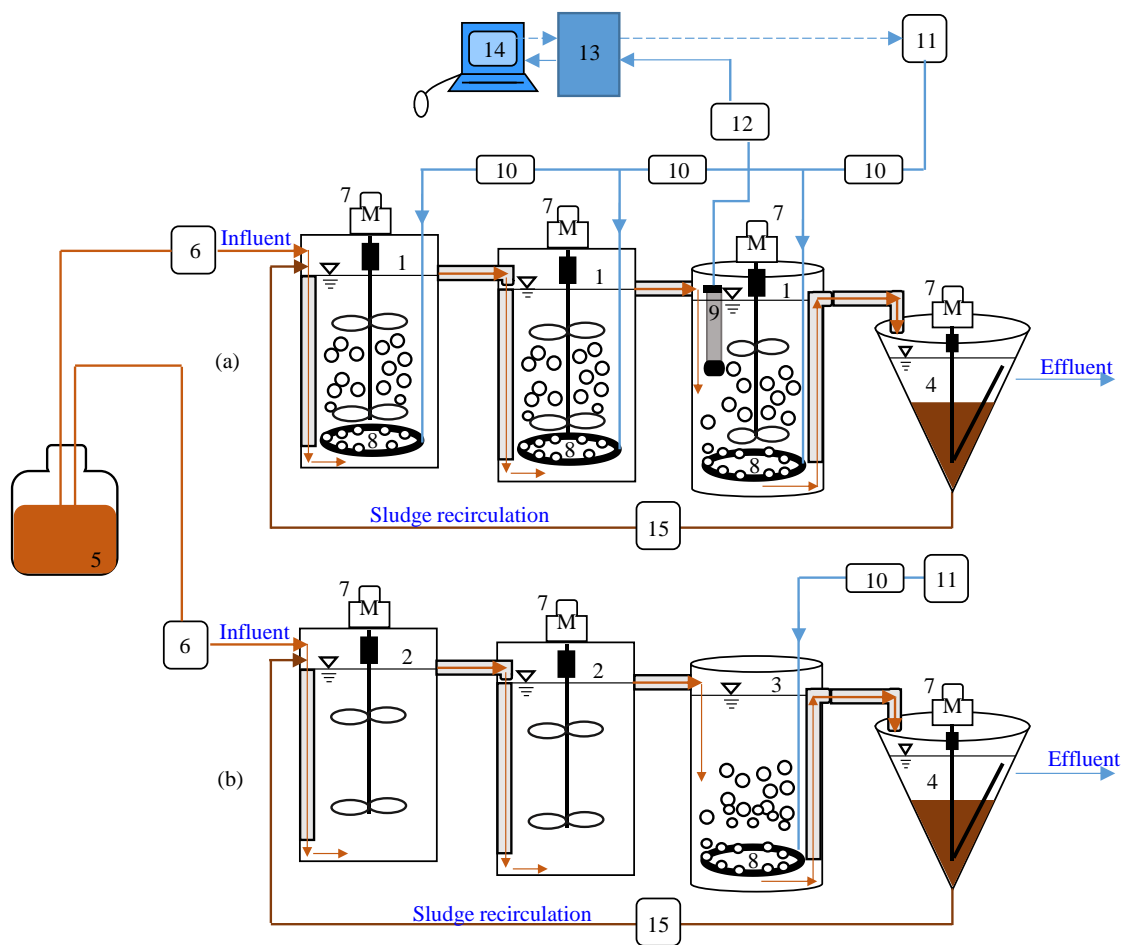


Figure 3-2 Schematic diagram of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process (a) and the anaerobic-oxic activated sludge process (b)

Legend: 1-Interchangeable bioreactor, 2-anoxic bioreactor, 3-aerobic bioreactor, 4-settling tank, 5-influent tank, 6-peristaltic pump, 7-mixer, 8-air diffuser, 9-DO sensor, 10-air flowmeter, 11-blower, 12-digital converter, 13-programable logic controller, 14-personal computer, 15-roller pump.

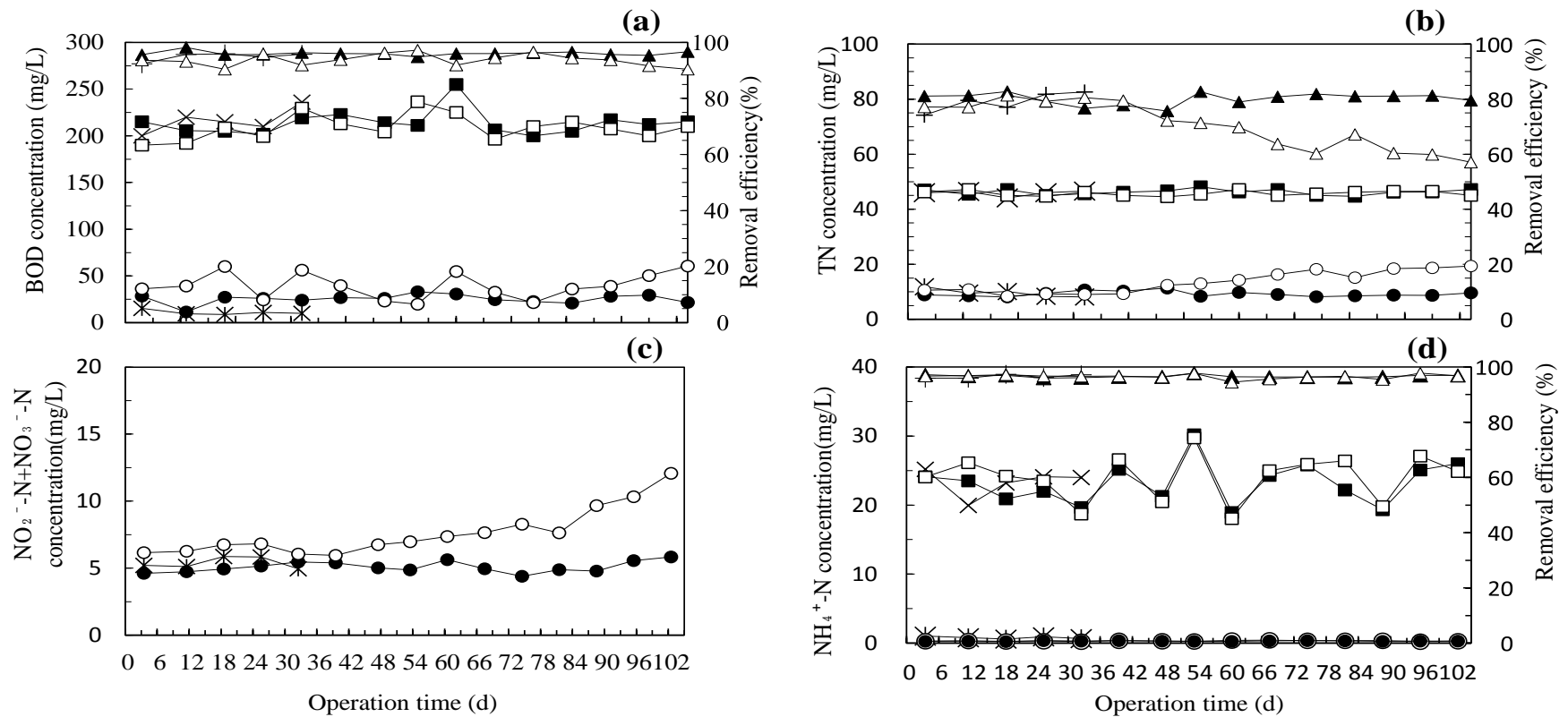


Figure 3-3 Performance of the AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process and anaerobic-oxic activated sludge process

(a) BOD, (b) TN, (c) NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N+NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, (d) NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Legend: ■, ●, ▲ Influent, effluent, and removal efficiency of AOSD-MRASP (LDOs): AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process with luminescent dissolved oxygen sensor; ×, \*, + Influent, effluent, and removal efficiency of AOSD-MRASP (PGDOs): AOSD-controlled multiple-reactor activated sludge process with polarographic dissolved oxygen sensor; □, ○, △ Influent, effluent, and removal efficiency of AO-ASP: anaerobic-oxic activated sludge process.

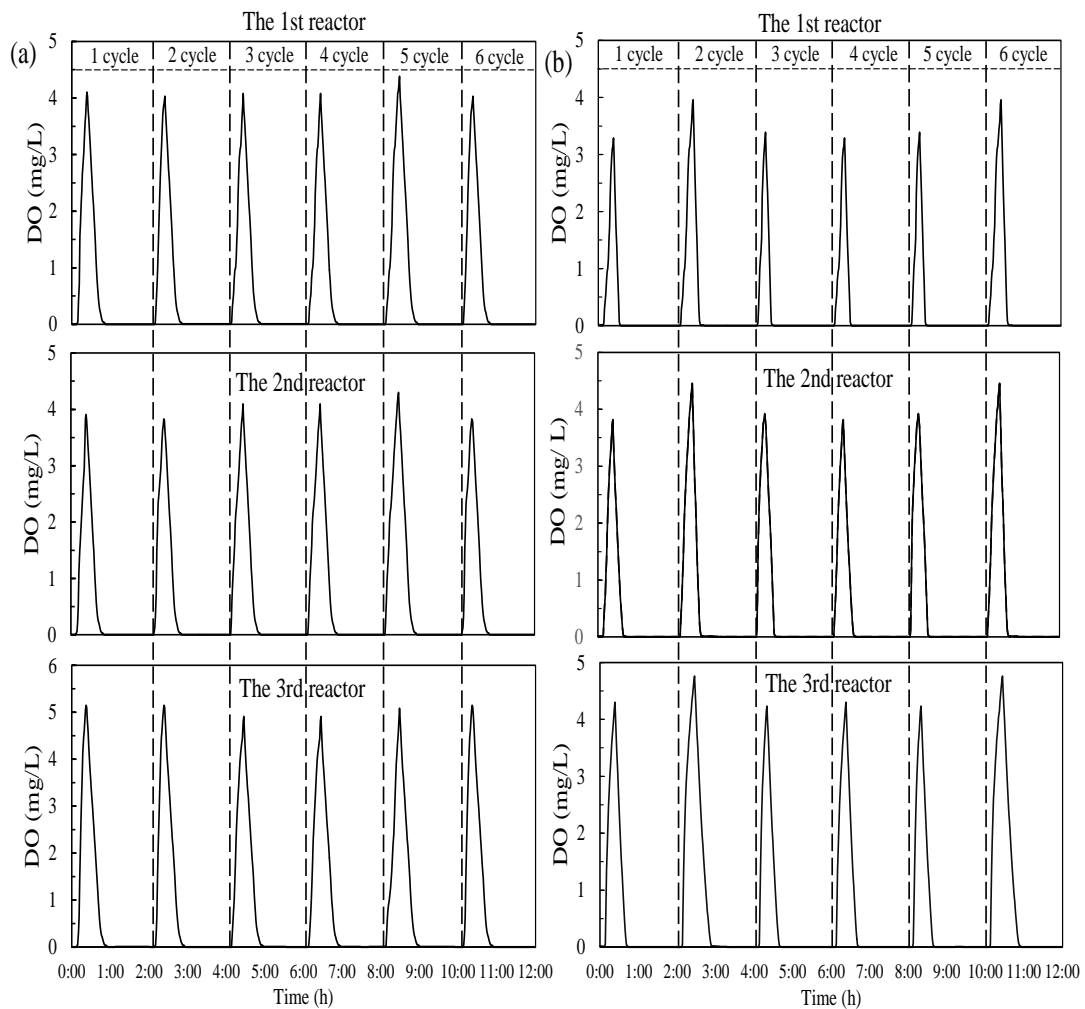


Figure 3-4 The DO patterns of each reactor in AOSD-MRASP

(a) LDOs, (b) PGDOs.

Legend: Only six cycles in a row. However, the value of DO is logged with a setting of one measurement per minute during the experiment.

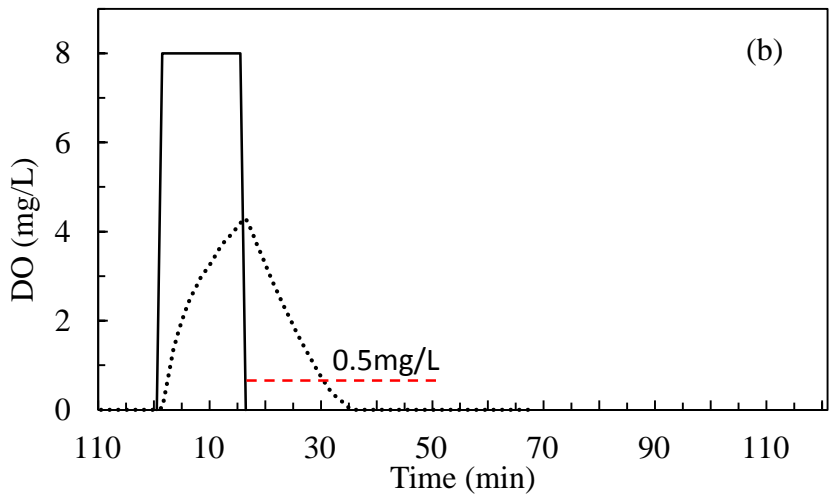
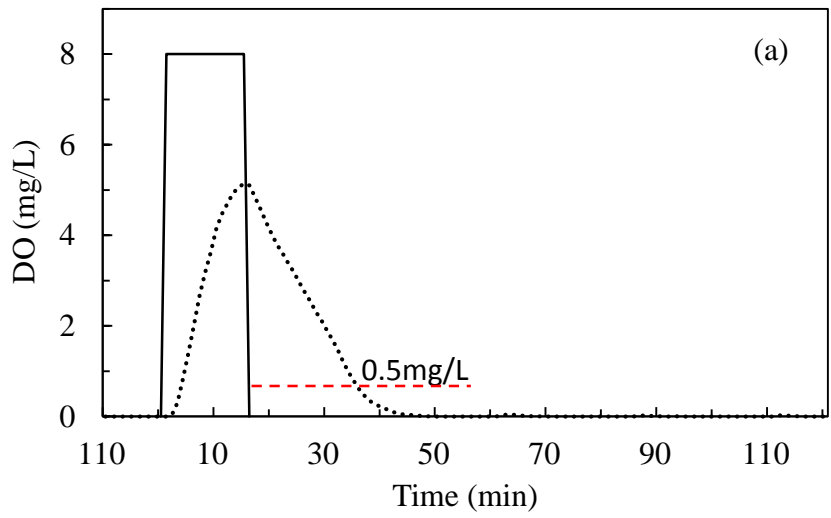


Figure 3-5 One cycle of the DO pattern of LDOs and PGDOs  
 (a)LDOs, (b) PGDOs.

Legend: •••: DO, —: Blower on.

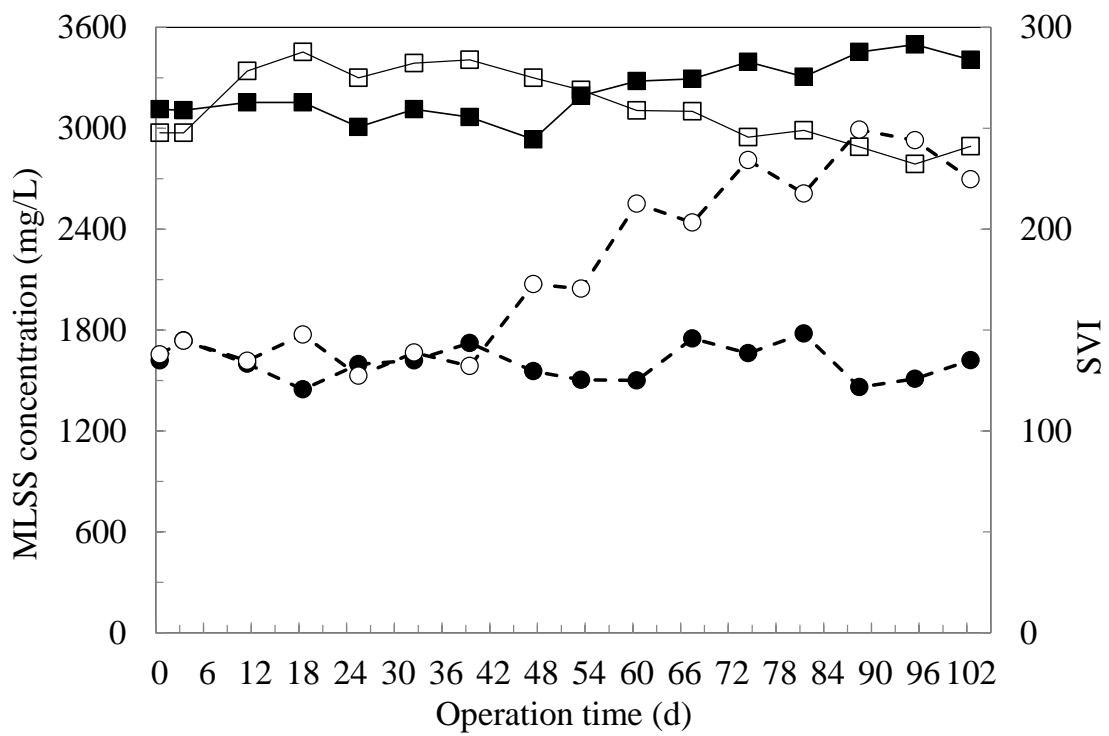


Figure 3-6 MLSS concentration and SVI

Legend: ■ The MLSS of AOSD-MRAS, □ The MLSS of AO-ASP,  
 ● The SVI of AOSD-MRAS, ○ The SVI of AO-ASP.

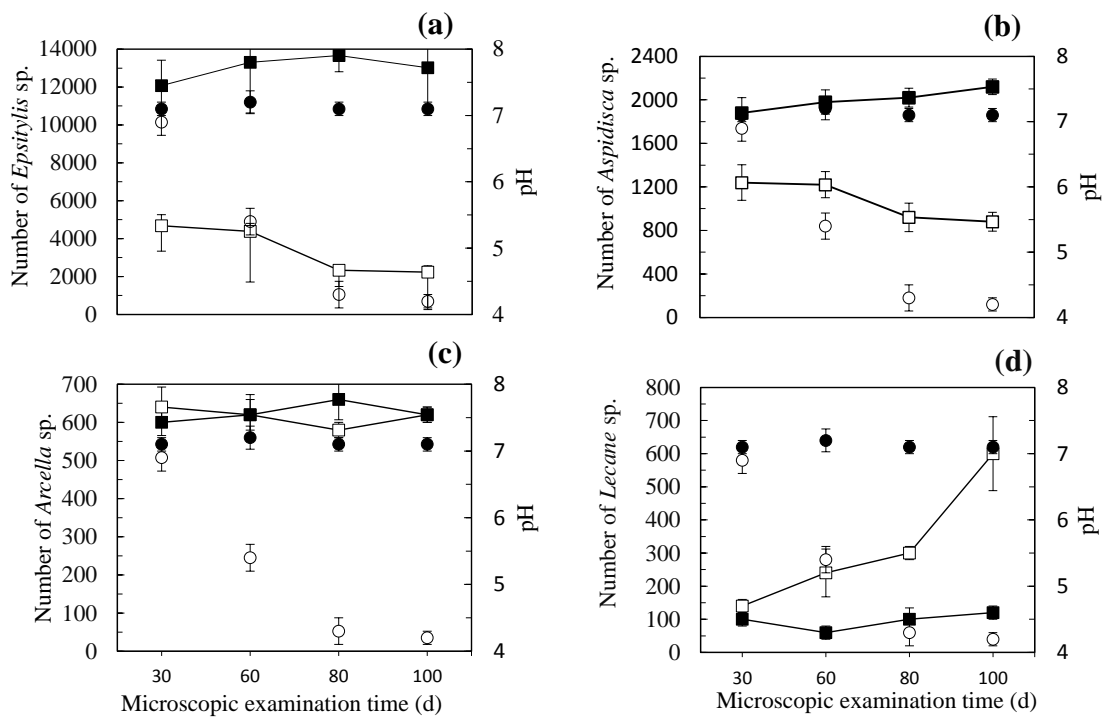


Figure 3-7 The numbers of primary protozoa and metazoa during two phases

(a) *Epistylis* sp., (b) *Aspidisca* sp., (c) *Arcella* sp., (d) *Lecane* sp..

Legend: ■ AOSD-MRASP, □ AO-ASP,

● The pH of AOSD-MRASP, ○ The pH of AO-ASP.



Table 3-1 Components and concentration of the synthetic wastewater

Component	Concentration (g/L)
Bacto Peptone <sup>a</sup>	16.35
Yeast extract <sup>b</sup>	7.45
Meat extract <sup>c</sup>	7.45
Dextrin	7.65
NaCl	1.65
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	1.00
(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO	12.22
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	4.65
KCl	3.35

<sup>a</sup> The product of Difco Laboratory;

<sup>b</sup> The product of Nacalai Tesque;

<sup>c</sup> The product of Kyokuto.

Table 3-2 Influent and effluent water quality of two phases

Series	Parameters												
	BOD			TN			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N			NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N			
	Max	Min	Value <sup>e, f</sup>	Max	Min	Value	Max	Min	Value	Max	Min	Value	
AOSD-MRASP <sup>a</sup> (PGDOs <sup>b</sup> )	Influent (mg/L)	336	215	216±13	47	44	46±1	25.2	19.9	23.3±2.0	-	-	
	Effluent (mg/L)	15	9	11±2	12	8	10±1	1.0	0.6	0.8±0.2	5.9	5	5.4±0.4
	Removal efficiency (%)	96	92	95±1	82	74	79±3	97	96	97±1	-	-	
AOSD-MRASP (LDOs <sup>c</sup> )	Influent (mg/L)	319	196	214±13	48	45	46±1	30.2	18.9	23.2±3.0	-	-	
	Effluent (mg/L)	11	4	8±2	11	8	9±1	0.9	0.6	0.8±0.1	5.8	4.4	5.1±0.4
	Removal efficiency (%)	98	95	96±1	83	76	80±2	98	96	97±0	-	-	
AO-ASP <sup>d</sup>	Influent (mg/L)	290	172	209±13	47	45	46±1	29.7	18.1	24.0±3.4	-	-	
	Effluent (mg/L)	20	7	13±5	19	8	13±4	1.1	0.6	0.8±0.1	12.1	6.0	7.7±1.8
	Removal efficiency (%)	97	90	94±2	81	57	70±9	98	94	97±1	-	-	

<sup>a</sup> AOSD-multiple reactors activated sludge process: AOSD-MRASP;

<sup>b</sup> Polarographic dissolved oxygen sensor: PGDOs;

<sup>c</sup> Luminescent dissolved oxygen sensor: LDOs ;

<sup>d</sup> Anaerobic-oxic activated sludge process: AO-ASP;

<sup>e</sup> Value: Mean ± standard deviation;

<sup>f</sup> n = 15 for AOSD-MRASP (LDOs) and AO-ASP, 5 for AOSD-MRASP (PGDOs).

Table 3-3 Daily energy consumption and energy-saving ratio of each series

Series	Aeration time		Mixing time		Total energy consumption <sup>c</sup> (kWh/d)	Energy-saving ratio <sup>d</sup> (%)
	min/cycle <sup>a</sup>	h/d <sup>b</sup>	min/cycle	h/d		
AOSD-MRASP (LDOs)	12~21	3.0±0.1	99~108	21.0±0.1	0.47	56
AO-ASP	-	24.0	-	24.0	1.06	-

<sup>a</sup> One cycle of the AOSD system is 120 min. The aeration time plus the mixing time is equal to 120min. Moreover, in the aeration period, the mixer is stopped working in AOSD-MRASP.

<sup>b</sup> h/day: Mean ± standard deviation; n=7.

<sup>c</sup> Powers of the blower and the mixer are 32W and 6W, respectively. There are one blower and two mixers in the AO-ASP and one blower and three mixers in the AOSD-MRASP.

<sup>d</sup> The energy-saving ratio is the result of a comparison with AO-ASP.

## 引用文献

- 1) Song, H., Xu, J., Lavoie, M., Fan, X., Liu, G., Sun, L., Fu, Z., Qian, H.: Biological and chemical factors driving the temporal distribution of cyanobacteria and heterotrophic bacteria in a eutrophic lake (West Lake, China). *Appl. Microbiol. Biotechnol.* (Online), 1-12 <DOI: 10.1007/s00253-016-7968-8> (2016)
- 2) Qin, B., Gao, G., Zhu, G., Zhang, Y., Song, Y., Tang, X., Xu, H., Deng, J.: Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chin. Sci. Bull.*, 58, 961-970 (2012)
- 3) Shrivastava, A.: Major nutrients and their stoichiometry over 45 years (May 1963-May 2008) at the northern and southern basin of lake Biwa, Japan. *World J. Environ. Eng.*, 2, 6-11 (2014)
- 4) Inamori, Y., JIN, X.-C., PARK, J.-D., XU, K.-Q.: Guideline on the management for establishment of eco-sound watershed environment of lakes and marshes. The Industrial Water Institute, Tokyo, Japan, pp.2-3 (2008)
- 5) Yan, P., Guo, J.S., Wang, J., Chen, Y.P., Ji, F.Y., Dong, Y., Zhang, H. and Ouyang, W.J.: Enhanced nitrogen and phosphorus removal by an advanced simultaneous sludge reduction, inorganic solids separation, phosphorus recovery, and enhanced nutrient removal wastewater treatment process. *Bioresour. Technol.*, 183, 181-187 (2015)
- 6) Tian, M., Zhao, F., Shen, X., Chu, K., Wang, J., Chen, S., Guo, Y. and Liu, H.: The first metagenome of activated sludge from full-scale anaerobic/anoxic/oxic (A<sub>2</sub>O) nitrogen and phosphorus removal reactor using Illumina sequencing. *J. Environ. Sci.-China*, 35, 181-190 (2015)
- 7) Inamori, Y.: *Newest microbiology for environmental purification*. Kodansha Scientific, pp.197-198 (2008)
- 8) Ozturk, M.C., Martin, S.F., Teymour, F.: Optimization of aeration profiles in the activated sludge process. *Chem. Eng. Sci.*, 139, 1-14 (2016)
- 9) Rosso, D., Stenstrom, M.K., Larson, L.E.: Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water. Sci. Technol.*, 57, 973-978 (2008)
- 10) Olsson, G.: ICA and me--a subjective review, *Water Res.*, 46, 1585-1624 (2012)
- 11) Handa, T., Fruya, N., Fujimoto, E., Inamori, Y.: Effects of dissolved oxygen concentration on activated sludge organisms. *Jpn. J. Water Treat. Biol.*, 16, 1-10 (1980)
- 12) Amand, L., Olsson, G., Carlsson, B.: Aeration control - a review. *Water Sci. Technol.*, 67, 2374-2398 (2013)
- 13) Won, S.G., Ra, C.S.: Biological nitrogen removal with a real-time control strategy using moving slope changes of pH(mV)- and ORP-time profiles. *Water Res.*, 45, 171-178 (2011)
- 14) Guerrero, J., Guisasola, A., Vilanova, R., Baeza, J.A.: Improving the performance of a WWTP control system by model-based setpoint optimization. *Environ. Modell. Softw.*, 26, 492-497 (2011)

- 15) Xu, K.-Q., Inamori, R., Suemura, T., Inamori, Y.: Development of advance treatment technology using automatic oxygen supply device (AOSD) system in activated sludge processes. *J. Water and Waste*, 57, 297-304 (2015)
- 16) Xu, K.-Q., Inamori, Y.: Development of energy-saving and low-carbon technologies for advanced wastewater treatment. *J. Water and Waste*, 57, 805-813 (2015)
- 17) Inamori, Y., Xu, K.-Q., Inamori, R., Suemura, T., Sudo, R.: International prospect of low carbon society oriented wastewater treatment on global environment problem. *J. Water and Waste*, 52, 788-797 (2010)
- 18) Muhmoud, B., Satake, T., Inamori, R., Suemura, T., Xu, K.-Q., Inamori, Y.: Domestic wastewater treatment by ASP using AOSD and fix ON/OFF time in intermittently aerated single reactor. *J. Bioindustrial Sci.*, 2, 25-32 (2013)
- 19) Kanwisher, J.: Polarographic oxygen electrode. *Limnol. Oceanogr.*, 4, 210-217 (1959)
- 20) Gatti, S., Brey, T., Muller, W.E.G., Heilmayer, O., Holst, G.: Oxygen microoptodes: a new tool for oxygen measurements in aquatic animal ecology. *Mar. Bio.*, 140, 1075-1085 (2002)
- 21) Stephen, B., Frank, D.: A comparison of amperometric and optical dissolved oxygen sensors in power and industrial water applications at low oxygen levels ( $<5\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). *PowerPlant Chem.*, 12, 296-303 (2010)
- 22) Zhang, J., Inamori, R., Suemura, T., Mahmoud, B., Satake, T., XU K.-Q., Inamori, Y.: Analysis on relation between treatment characteristic and microbial biota in the activated sludge system introduced AOSD control process. Papers of the 48th annual meeting of the Japan society on water environment, Sendai, 401 (2014)
- 23) Ministry of the Environment, Japan: Ministry of the Environment Asian water environment improvement model report in 2016. (2017)
- 24) Hamamoto, Y.: Nitrogen removal by intermittent aeration activated sludge process with automatically controlled aeration time. *Jpn. J. Water Treat. Biol.*, 40, 11-21 (2004).
- 25) J.S.W. Association: Water examination method, Japan Sewage Works Association. Tokyo, Japan. (2012)
- 26) Sudo, R., Inamori, Y.: Illustrated diagnosis of processing functions in view of biota, 10th edn. Sangyo Yosui Chosakai, pp.40, pp.203, pp.250-253 (1983)
- 27) Stenstrom, M.K., Richard, A.P.: The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Res.*, 14, 643-649 (1980)
- 28) Sekine, T., Sato, S., Fujimoto, E., Inamori, Y., Sunahara, H.: Study on the nitrification of the year stability control in the activated sludge process. *J. Japan sewage works Association*, 26, 60-74 (1989)
- 29) Inoue, M.: Study on direct purification of polluted waterway by intermittent aeration batch type activated sludge process. Ph.D. thesis, pp.71 (1999)

- 30) Rittmann, B.E., Langeland, W.E.: Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches. *Water Environ. Federat.*, 57, 300-308 (1985)
- 31) Mesquita, D.P., Amaral, A.L., Ferreira, E.C.: Identifying different types of bulking in an activated sludge system through quantitative image analysis. *Chemosphere*, 85, 643-652 (2011)
- 32) Ikemoto, R., Komori, T., Miyake, Y., Mastui, S.: A study on filamentous bulking and sulfate reduction in anaerobic-oxic activated sludge system of the municipal plant. *Environ. Eng. Res.*, 31, 295-303 (1994)
- 33) Shoji, S., Inoue, M., Nishimura, O., Inamori, Y.: Advanced treatment using sequencing batch reactor activated sludge process combined with UF membrane process. *Jpn. J. Water Treat. Biol.*, 36, 15-23 (2000)
- 34) Ryuichi, S., Shuichi, A.: Mass and monoxenic culture of vorticella microstoma isolated from activated sludge. *Water Res.*, 7, 615-621 (1973)
- 35) AL-Shahwani, S.M., Horan, N.J.: The Use of protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants. *Water Res.*, 25, 633-638 (1991)
- 36) Andreadakis, A.D.: Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Res.*, 27, 1707-1714 (1993)
- 37) Li, X.-N., Kohama, A., Kim, J.-H., Chiba, N., Nishimura, O., Suido, R.: Testacealobosia *arcella vulgaris* as an indicator in nitrification process. *Environ. Eng. Res.*, 37, 41-49 (2000)

## 第4章 膜分離活性汚泥法における AOSD システム導入による処理特性, 膜ファウリングおよびエネルギー削減効果解析

### 4.1 はじめに

生活・産業排水の高度排水処理手法として、コンパクト化や汚泥減量化に対応した膜分離活性汚泥法（MBR: Membrane Bioreactor）が開発されてきている<sup>1)</sup>。膜分離活性汚泥法は、従来の沈殿池に代えて精密ろ過膜を用い、下水・工場排水の処理水と活性汚泥の分離浄化を行うプロセスである<sup>2)</sup>。したがって、従来の標準活性汚泥法に比べて、沈殿池設備、消毒設備が不要となり、反応タンクでの活性汚泥濃度を上げ、施設を小型化でき、さらに汚泥生産量が少なく、高度処理もできる。その結果、膜分離活性汚泥法は産業排水だけではなく、生活排水の処理および水の再利用にとって魅力的な選択肢になっている。しかし、膜の閉塞（ファウリング）を防ぐ操作に対して維持管理コストが従来法よりも高くなるのが解決すべき課題とされている<sup>3, 4)</sup>。最近では低ファウリングの膜も開発されてきているが、実処理では膜ファウリングのために膜の交換を余儀なくされる例も多い。そのため、高度処理の安定化および維持管理の面から、MBRにおける膜ファウリングの抑制は急務であり、膜ファウリング対策に伴う維持管理コストを効率的に削減しつつ、排水の高度処理化を図る必要がある。

さて、膜ファウリングは(1)物理的に可逆なファウリング：スポンジ洗浄，エアースクラビングや逆流洗浄等によって解消が可能なファウリング，(2)物理的に不可逆なファウリング：次亜塩素酸等の薬液洗浄によってのみ解消が可能なファウリングに分けられる<sup>5)</sup>。効果的な物理洗浄を定期的に行い、物理的に可逆的膜ファウリングをほぼ完全に解消させることが出来る。しかし、それに伴い物理的に不可逆的膜ファウリングも徐々に進行してゆくため、物理的に不可逆的なファウリングの制御が膜ファウリング抑制の根本となる。これに対して、膜ファウリングの抑制手法としては、流入原水の前処理，膜透過水フラックスの低下化運転，物理的・化学的な膜の洗浄，曝気量の増加，化学的もしくは生化学的に汚泥性状の改良，五つの対策が取れている<sup>2)</sup>。そこで、送風量の調整，間欠曝気や逆洗と膜表面改質の組み合わせ等のファウリングを抑制するための様々な手法が報告された<sup>6-8)</sup>。

一方、膜分離活性汚泥法における膜ファウリング原因物質は微生物の代謝産物に起因するものという報告が多かった。にもかかわらず、その中でどのような特性を有する成分がファウリングを引き起こすのかについては未だ統一された見解がない。例えば、膜表面に付着する高粘性のゲル状物質は糖やタンパクを主成分とする物質であり、主に汚泥中の微生物が生産する菌体外ポリマー（EPS: Extracellular polysaccharides）に由来するものであると判断している<sup>8)</sup>。さらに、細胞外タンパク質濃度の増加に伴って膜フラックスは低下傾向にあったことから、細胞外タンパク質濃度が膜ファウリングの進行と関係が深いことも報告されている。膜ファウリング物質の発生メカニズムは汚水中に含まれる汚濁物質を分解する活性汚泥中の微生物が産出する高分子の有機性物質 EPS

がファウリング物質の主な発生源の一つとされている。この EPS が分解した溶解性微生物産物 (SMP: Soluble Microbial Products) または、EPS が付着した微生物が膜表面に付着することによって膜ファウリングが発生し、膜透過性能が著しくするものと考えられている。

活性汚泥法において、曝気は微生物の活性を維持する上で最も重要なパラメータである。膜分離活性汚泥法において曝気は、微生物に酸素を提供するだけでなく、膜表面上の汚れの形成も制限される。すなわち、曝気量を増加させることで、クロスフローおよび曝気剪断応力による膜表面洗浄効果を向上できる。しかし、膜ファウリングを抑制するため、エア洗浄などによる高電力消費量の解決は必須課題となっている。Lee ら<sup>9)</sup>は、膜ファウリングに対して DO 濃度の影響は複数であり、バイオフィーム構造の変化、SMP レベル、およびフロックサイズ分布が含まれる。そこで、連続曝気膜分離活性汚泥法、間欠曝気膜分離活性汚泥法において膜分離槽の DO 濃度に関する研究は、高い DO 濃度を維持すれば、良好な濾過性をもたらし、膜ファウリング速度を低下させる傾向があることが多く報告された<sup>10)</sup>。しかし、高い DO 濃度はバイオマス特性にも大きな影響を及ぼすことも報告された<sup>11)</sup>。一方、膜ファウリングを抑制すると同時にバイオマス特性の改善や電力も削減できる様々な間欠曝気膜分離活性汚泥法が検討されてきた。

Sun ら<sup>12)</sup>は膜分離活性汚泥法における膜分離槽の前段にある曝気槽にアンモニア態窒素および DO オンラインセンサーを設置し、アンモニア態窒素に基づくフィードバック制御による、電力削減効果がある報告があった。Capodici ら<sup>13)</sup>は膜分離活性汚泥法における膜分離槽の前段にある曝気槽を異なる固定曝気間隔で処理性能および膜ファウリング原因物質の特性を検討した。その結果としては、高い有機物処理除去能を得られ、非曝気時間の設定が脱窒反応および全窒素 (TN) の除去に影響を与えた。さらに、非曝気時間を長く設定する場合、脱窒反応を強化する可能性があったが、EPS の生産に関連する膜の汚れに重大な影響を及ぼす可能性もあった。そこで、膜分離活性汚泥法における生物処理に最適な曝気・非曝気時間を供給出来れば、高い処理性能を得ると同時に膜ファウリングの抑制および電力の削減が考えられる。

Lim ら<sup>14)</sup>は単槽式膜分離活性汚泥法における 2h サイクルによる異なる曝気・非曝気の間隔で 97% 及び 82% 以上の BOD, TN 除去率であり、微生物単位あたりの EPS は、非曝気時間を増やすとともに増加したことが報告した。近年では、稲森らは簡単な制御システムが開発された。このシステムは自動酸素供給装置で制御され、生物処理反応槽に設置されて、1本の DO センサーを使用して温度と DO をリアルタイムでモニタリングし、理論的な酸素移動速度・硝化速度・脱窒速度の微生物反応速度関数から有機物の酸化分解、硝化・脱窒反応に必要な酸素量を演算する。必要な酸素量に応じてブローの間欠 (ON/OFF) を自動制御するシステムで、本研究では自動酸素供給装置 (AOSD: Automatic Oxygen Supply Device) システムと称する<sup>15-17)</sup>。



本研究では、上記の点を踏まえ、膜分離活性汚泥法における膜分離槽に平膜セラミック入れ、その前段の生物反応槽に AOSD システム導入することで、硝化・脱窒反応の進行特性とセラミック平膜ファウリング特性、相関関連性および省電力効果を目的として実験的検討を行った。

## 4.2 材料と方法

### 4.2.1 供試 AOSD システム

本研究では電力削減のために、AOSD システムを導入した。本システムは、嫌気好気反応に真に必要とされる酸素量のみ供給するようにプログラムされた硝化速度、脱窒速度などの微生物反応速度式からリアルタイムで演算し、ブロワーによる空気量を最適制御することで BOD、窒素除去などの高度処理と電力削減を両立するシステムである。また、流入原水の負荷変動に追従できるように、曝気サイクル中に DO 値が設定値以下ならば曝気時間を延長し、設定値を超える場合は曝気を停止し曝気時間を短縮するプログラムが組み込まれている。このシステムとセラミック平膜(明電舎製)を導入した膜分離活性汚泥プロセスを組み合わせることで試験に供した。

### 4.2.2 供試排水処理装置

AOSD システム導入における効果を解析するために、実験系(a)の生物反応槽：膜分離槽容積比が 4.8 : 1.3 の生物反応槽を AOSD 制御した膜分離活性汚泥法(AOSD-MBR: Automatic Oxygen Supply Device-controlled Membrane Bioreactor) および対照系(b)の嫌気槽：膜分離槽容積比が 4.8 : 1.3 の嫌気・好気膜分離活性汚泥法(AO-MBR: Anaerobic-Oxic Membrane Bioreactor)の2系列を用いた。実験装置は恒温 20°C に設置した室内において、膜分離活性汚泥処理プロセスとしては、微小動物が生息する反応槽(実験系 a: 1-Interchangeable A/O bioreactor, 対照系 b: 3-anaerobic bioreactor), 固液分離のための膜分離槽(2-Membrane separation tank) から成る研究用装置を用いた(Figure 4-1)。反応槽は三槽から成り、各系列の生物反応槽の容量は 24L×2 つ(全容量 48L)で、膜分離槽の容量は 13L である。Fig 4-1 に示すように、反応槽は左から第1槽、第2槽、第3槽の3槽式で、94日間の連続実験を行えるようにした。AOSD システムはパソコン(18-PC)、プログラマブルロジックコントローラ(17-Programmable logic controller)、蛍光式 DO センサー(9-DO sensor)などで構成されている。

運転方法としては、実験系(a)における AOSD システムによる生物反応槽の曝気・非曝気(間欠)状態を自動制御し、対照系(b)における生物反応槽に攪拌機(7-Mixer)を用いて完全攪拌混合を行った。流入タンク(4-Influent tank)からは汚水ポンプ(5-Sewage pump)および注入システム(6-Injection system)を用いて第一槽に実生活排水を導入した。膜分離槽からはローラポンプ(11-roller pump)を用いて第一槽に活性汚泥を循環させた。膜分離の運転としては、ローラポンプを用いて処理水タンク(14-effluent tank)

に吸引して処理水を溜めた。また、処理水タンクからはバースポンプ(15-bath pump)を用いて逆洗を行った。

供試原水は茨城県美浦村農業集落排水処理施設より真空下水道で国立環境研究所バイオ・エコエンジニアリング研究施設に導入された実生活排水を BOD 200mg/L、TN 45mg/L、TP 5mg/L に調整後用いた。

運転条件として、日流量 91.5 L/d, HRT 16h, 活性汚泥循環比 4Q (Q: 日流量), 膜ユニットは、セラミック平膜(10-ceramic flat membrane)を3枚装着し、膜吸引/逆洗/休止時間 300s/15s/100s を1サイクルとし、送風量とスクラビングエア量を合わせて対照系の膜分離槽に 5 L/min, 実験系の生物反応槽(1つの生物反応槽に 1 L/min とした)と膜分離槽(3 L/min とした)に合計 5 L/min とし、膜フラックス  $0.6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  の条件下で実験に供試した。

### 4.2.3 分析項目

AOSD システムを導入することで水質・汚泥特性に関する BOD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , TN, SS, MLSS 等の測定については、下水試験方法に準じて行った。また、膜表面の付着物質の分析には、EPS である抽出細胞外高分子物質 (eEPS: extractable EPS) と SMP 別に回収する。その回収物に含まれる糖についてはフェノール硫酸法<sup>18)</sup>、タンパク質は Lowry 法<sup>19)</sup>を用いて行い解析評価した。

## 4.3 結果と考察

### 4.3.1 実験系(AOSD-MBR 法)/対照系(AO-MBR 法)における処理特性の比較

#### 1) AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における BOD および SS 除去特性

Figure 4-2 は SS, BOD 濃度および BOD 除去率を経日変化を示したものである。流入水の BOD 濃度変動範囲は 73~153 mg/L であった。実験の進行とともに平均 BOD 除去率は AOSD-MBR 法 99%, AO-MBR 法 98% であり、両系列共に 98% を超える除去率を得た (Figure 4-2(a))。また、SS 除去特性に関しては、本研究では流入水の前処理行わず、流入水の SS 濃度変動範囲は 90~144 mg/L であった。それにもかかわらず、両系列において処理水中の SS が検出されなかった (Figure 4-2(b))。原因としては、本研究に導入されるセラミック平膜の孔径は 0.1 $\mu\text{m}$  であり、細菌等の懸濁物質を十分に分離出来るからである。このことから、処理水中の好気性微生物はほぼ分離されたため、両系列共に高い BOD 除去能力が見られた。対照系、実験系と似たような処理水の BOD, SS 濃度変化の推移が見られたことから、AOSD システム導入による大きな特性は見られなかったが、両系列ともに安定した処理能であった。

#### 2) AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における TN および $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 除去特性

Figure 4-3 は TN,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度および除去率の経日変化である。Figure 4-3 (a) に示すように、流入水の TN 濃度は 41.0~47.5 mg/L であった。処理水の TN に関して、運転開始当初の 1 週間は、AO-MBR 法における処理水の TN 濃度が増加する傾向があった。その後は AOSD-MBR 法と同じく 10 mg/L 以下の高い TN 除去能力が確認された。また、運転開始後 74 日から処理水の TN 濃度が上昇する傾向が見られた。MBR-AO 法が 11mg/L 前後の変動に対して、MBR-AOSD 法が依然 10 mg/L 以下の TN 除去能力を維持したことが確認された。AOSD-MBR 法は平均 TN 濃度 6.9mg/L, 平均除去率 84.3% であり、対照系ではそれぞれ 9.0mg/L, 79.6% であった。この結果から、実験系における硝化・脱窒反応の進行が確認され、対照系に比べ高い処理能が得られた。続いて、Figure 4-3 (b) に示すように、処理水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  に関して、AO-MBR 法において  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  変化は上述の TN 変化と同じく運転開始後 74 日から処理水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が上昇する傾向が見られた。最大は 4.8mg/L まで上昇したことが分かった。これに対して、AOSD-MBR 法においては処理水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度が 0.5mg/L 以下で変動していた。流入水の  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度は 22.8~42.5 mg/L であった。AOSD-MBR 法は処理水の平均  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度 0.2mg/L, 平均除去率 99.4% であり、対照系ではそれぞれ 1.6mg/L, 95.7% であった。このことから、AOSD システムを導入した AOSD-MBR においては、膜分離槽の送風量を減らして、前段の生物反応槽を自動間欠曝気制御による良好な硝化・脱窒反応が進行したことが確認できた。

したがって、AOSD システム導入による最適な曝気非曝気時間を制御することで硝化反応が促進され、高い窒素除去能を得ることが分かった。

#### 4.3.2 AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における汚泥特性

Figure 4-4 は MLSS, MLVSS (活性汚泥有機性浮遊物質: Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) 濃度の経日変化および MLVSS/MLSS である。MLSS 濃度は両系列ともに最初約 10,000mg/L 前後の条件下で連続実験が始まった。1 週間を立って、AOSD-MBR 法 11,815mg/L, AO-MBR 法 11,760mg/L まで増加した。MLSS 濃度をコントロールし、活性汚泥の活性を保持するために、その後、8 日目から毎週一回汚泥を引き抜いた。しかし、両系列共に MLSS 濃度が低下になっていって、42 日まで AOSD-MBR 法, AO-MBR 法それぞれ 4,287 mg/L, 4,585mg/L であった。43 日目から、汚泥の引き抜きを停止し、両系列の MLSS 濃度が上昇する傾向が確認された。最後まで、AOSD-MBR 法, AO-MBR 法それぞれ 7,650 mg/L, 10,950 mg/L となった。しかし、AOSD-MBR 法においては MLSS 濃度の上昇する傾向が緩やかであった。これに対して、MLVSS 濃度の経日変化に関しては、両系列において MLSS 濃度と類似する変化であった。また、MLVSS/MLSS に関して、AOSD-MBR 法に

においては 0.83~0.89, AO-MBR 法においては 0.82~0.89 であり, 両系列共に 0.80 以上であったため, 活性汚泥の処理能力が低下したことが見られなかった。

膜分離槽における MLSS 濃度の増加に伴う膜表面への汚泥の付着によって TMP が上昇する。本研究では, 吸引ポンプが一定の回転数で吸引したため, MLSS 濃度の増加に伴う最大 TMP が徐々に低下になっていた。そして, スポンジ洗浄によっての回復力も徐々に低下になっていき, AO-MBR 法の方が顕著であったことが見られた。

微生物量当りの有機物量が多くなって有機物の分解が十分に行われず, 膜が目詰まりして吸引圧が上昇し不安定になったと考えられる。

#### 4.3.3 AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における膜間差圧の特性

Figure 4-5 は膜間差圧 (TMP: Transmembrane pressure) の経日変化を示している。本研究では, 物理的不可逆なファウリングによる膜間差圧に及ぼす影響を解析するため, スポンジ洗浄だけを行った。図に示すように, 両系列においては TMP の経日変化はほぼ同じであった。最初は 10kPa からスタートし, 一回目のスポンジ洗浄までは AOSD-MBR 法において 43kPa であり, AO-MBR 法において 42kPa であった。その後は, 両系列共ににおいては MLSS 濃度を増加したため, SMP の蓄積によって, 最大 TMP が徐々に低下になっていた。AOSD-MBR 法においては 33kPa であり, AO-MBR 法において 32kPa であった。これに対して, スポンジ洗浄によっての回復力に関しては, AO-MBR 法は徐々に低下になっていき, 最後にスポンジ洗浄した後の TMP が 26kPa であった。AOSD-MBR 法はスポンジ洗浄によって洗浄後には 22kPa 前後で推移し, 最後 TMP が 22kPa であった。また, Figure 5 に示すように両系列においてはスポンジ洗浄の頻度がほぼ同じであった。しかし, スクラビングエア量に関しては, AOSD-MBR 法 3L/min であり, AO-MBR 法 5L/min であったため, AOSD-MBR 法においては, AOSD システム導入による膜ファウリング抑制効果が見られた。

#### 4.3.4 AOSD-MBR 法/AO-MBR 法におけるファウリング原因物質の解析

##### 1) AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における eEPS の変化特性

Figure 4-6 (a) は AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における eEPS 濃度変化を示している。eEPS 濃度に関しては, 両系列において 42 日目から徐々に減少する傾向が見られ, AO-MBR 法は AOSD-MBR 法より顕著であった。

Figure 4-6 (b), Figure 4-6 (c), Figure 4-6 (d) は eEPS において両系列のタンパク質/糖類比, タンパク質および糖類の変化を示している。最初の 42 日間では, eEPS におけるタンパク質/糖類に関しては, AOSD-MBR 法は AO-MBR 法より高かったあることが見られた。しかし, 42 日後, AO-MBR 法の eEPS のタンパク質/糖類比は低下し始め, MBR-AOSD 法のタンパク質/炭水化合物比を下回った。

スクラビングエア量に関するタンパク質、糖類、およびタンパク質/糖類の比の変化は、成長速度、F/M比および活性汚泥の微生物群の変化に関連している可能性がある<sup>20)</sup>。スクラビングエア量の増加、すなわち D0 濃度の増加は所与の条件下での微生物の増殖速度の増加をもたらす十分な栄養が供給されている。そして、微生物がゆっくと増殖するとき、微生物はより多くのタンパク質を生成し、より少量の糖類を含み得る。同時に、高い活性汚泥濃度、したがってより高いスクラビングエア量での F/M 比の低下は、利用可能な炭素を反映する貯蔵炭水化合物の減少をもたらした。両方の要素がこのプロセスで役割を果たす可能性がある。したがって、0~42 日間に示されるように、AOSD-MBR 法のタンパク質/糖類比は MBR-AO 法より高かった。

両系列の eEPS の糖類とタンパク質を比較することにより、本実験においては、膜ファウリングと eEPS の糖類とタンパク質の間には明確な関連性は見られなかった。

## 2) AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における SMP の変化特性

Figure 4-7 (a) は両系列においての SMP 濃度変化を示している。Figure 4-7 (a) に示すように、最初の 42 日間では両系列の SMP 濃度変化が類似した。42 日後から両系列において SMP 濃度が上昇する傾向があったが、AO-MBR 法の方は顕著であった。原因としては、スクラビングエア量によって発生した剪断応力の影響あるいは汚泥濃度の増加に関わったことと考えられる。スクラビングエア量の増加に伴い、生物反応槽内の剪断応力がそれに応じて増加し、微生物フロックの破損、フロックサイズの減少、EPS の上清への放出がより大きくなった。AO-MBR 法においてスクラビングエア量が高いにもかかわらず、SMP の蓄積によってスポンジ洗浄の頻度は MBR-AOSD 法と同じであった。そして、42 日後の SMP 濃度の蓄積変化に関しては、MBR-AOSD 法はほぼ一定となっていたが、MBR-AO 法は上昇する一方であった。スクラビングエア量にかかわらず、運転時間が延長されるにつれて、SMP の量はほぼ同じレベルで減少し、安定して行くという報告があった<sup>21)</sup>。しかし、42 日後 AO-MBR 法においてこの現象は確認されなかった。AOSD-MBR 法においては AOSD システム導入による硝化・脱窒反応が最適化され、特に、脱窒反応に伴う炭素分の消費において、微生物由来の膜ファウリング原因物質に影響を及ぼしていると考えられる。そして、そのことにより代謝産物等が、脱窒微生物に効果的に資化利用され効率的に生分解されたため、AOSD-MBR 法の SMP 濃度変化は緩やかであった。

Figure 4-7 (b), Figure 4-7 (c), Figure 4-7 (d) は eEPS において両系列のタンパク質/糖類比、タンパク質および糖類の変化を示している。両系列において eEPS のタンパク質および糖類の変化は eEPS の変化と類似していた。したがって、eEPS において両系列のタンパク質/糖類比はほぼ同じであったことが見られた。

3.3 節と 3.4 節による、AOSD システム導入によるファウリング抑制効果が見られた。

### 4.3.5 AOSD-MBR 法/AO-MBR 法における省電力効果の解析

本研究では省電力効果は総曝気量による計算した。結果としては、Table 4-1 に示し

ている。両系列において膜分離槽への送風は24h連続であった。そこで、AOSD-MBR法において、AOSDシステムの曝気ON・OFFが含まれたため、計算は2段階とした。2hの中で、AOSDシステムの曝気ON（平均25min）の時、送風強度はAOSDシステム生物反応槽用（2L/min）と膜分離槽用（3L/min）の送風量を合わせて、5L/minであった。総送風量は $25\text{min} \times 5\text{L/min} = 125\text{L}$ であった。AOSDシステムの曝気OFF（平均95min）の時、膜分離槽を（3L/min）送風するだけで、総送風量は $95\text{min} \times 3\text{L/min} = 285\text{L}$ であった。したがって、AOSD-MBR法においては2hの送風量は $125\text{L} + 285\text{L} = 410\text{L}$ であった。これに対して、AO-MBR法においては、送風強度は膜分離槽用と生物反応槽の送風量（5L/min）同じであったため、2hの中で総送付量は $120\text{min} \times 5\text{L/min} = 600\text{L}$ であった。以上の結果から、AOSD-MBR法はAO-MBR法と比較すると、32%の送風量削減効果が確認された。

通常は膜洗浄用曝気量がさらに加算されるので更に削減率は向上するといえる。したがって、AOSD-MBR法におけるAOSD自動制御によりブロワーの曝気動力を約32%以上削減することの可能なことが、実験期間で明らかになった。

#### 4.4 まとめ

本研究では、膜分離活性汚泥法における膜分離槽に平膜セラミック入れ、その前段の生物反応槽にAOSDシステム導入することで、硝化・脱窒反応の最適化により脱窒微生物に効果的に資化利用され効率的に生分解されるため、省エネルギー化が達成すると同時に、膜ファウリングの抑制効果および高い処理除去能力も得られた。

1) AOSD-MBR法による好気槽ブロワー曝気動力の約32%削減下で、 $\text{BOD}1\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{TN}10\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{NO}_3^- 5\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下を確実に達成可能なことが実証された。

2) AOSDシステム導入による閉塞抑制効果は、微生物由来の膜ファウリング原因物質が、硝化・脱窒反応の最適化で脱窒微生物に効果的に資化利用され効率的に生分解されたためであることが実証された。

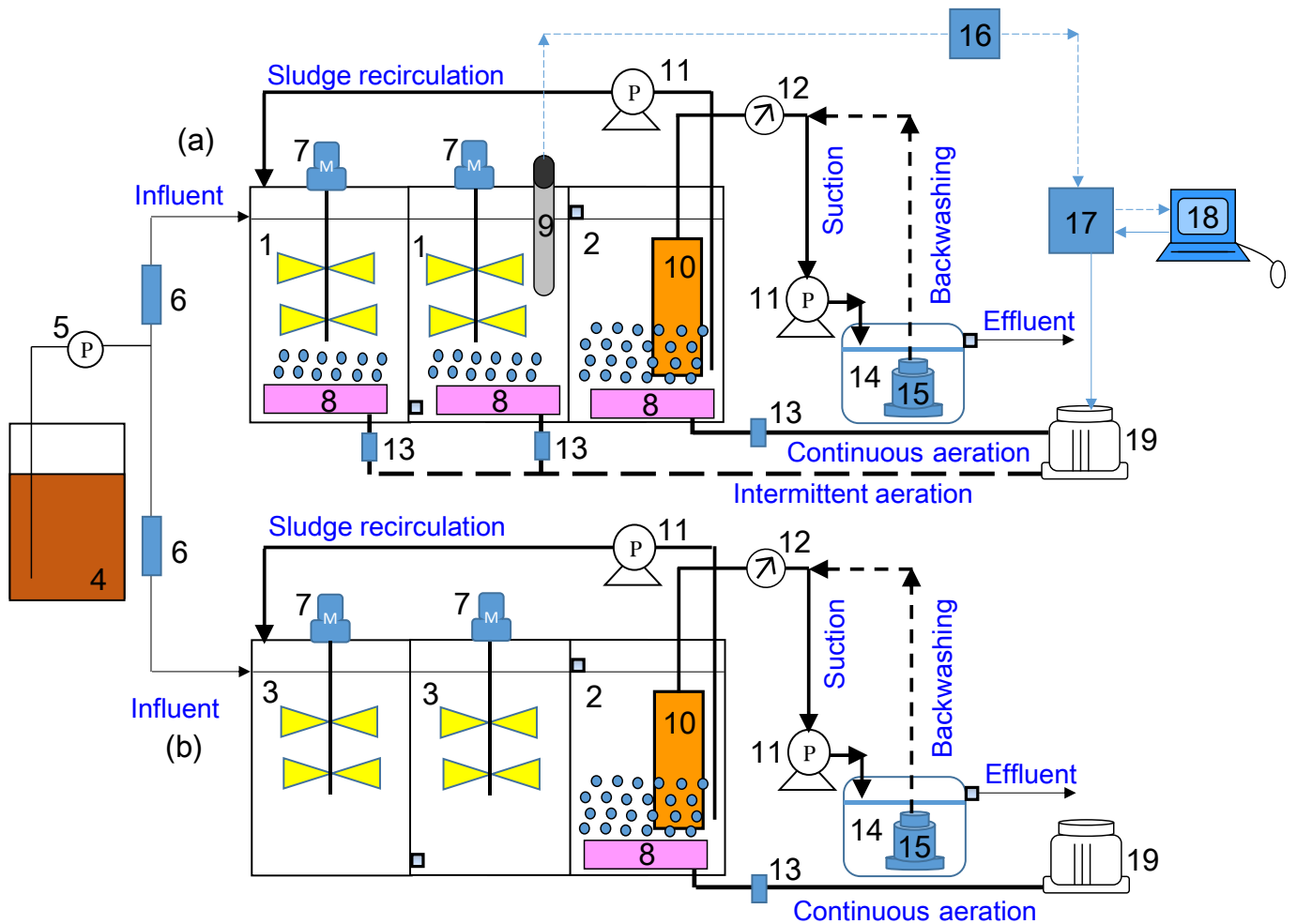


Figure 4-1 Schematic diagram of the AOSD-MBR (a) and AO-MBR (b)

Legend: 1-Interchangeable A/O bioreactor, 2-membrane separation tank, 3-anaerobic bioreactor, 4-influent tank, 5-Sewage pump, 6-injection system, 7-mixer, 8-air diffuser, 9-DO sensor, 10-ceramic flat membrane, 11-roller pump, 12-digital pressure gauges, 13-air flowmeter, 14-effluent tank, 15-bath pump, 16-digital converter, 17-programable logic controller, 18-personal computer, 19-blower.  
 AOSD-MBR: AOSD-controlled membrane bioreactor;  
 AO-MBR: Anaerobic-oxic membrane bioreactor

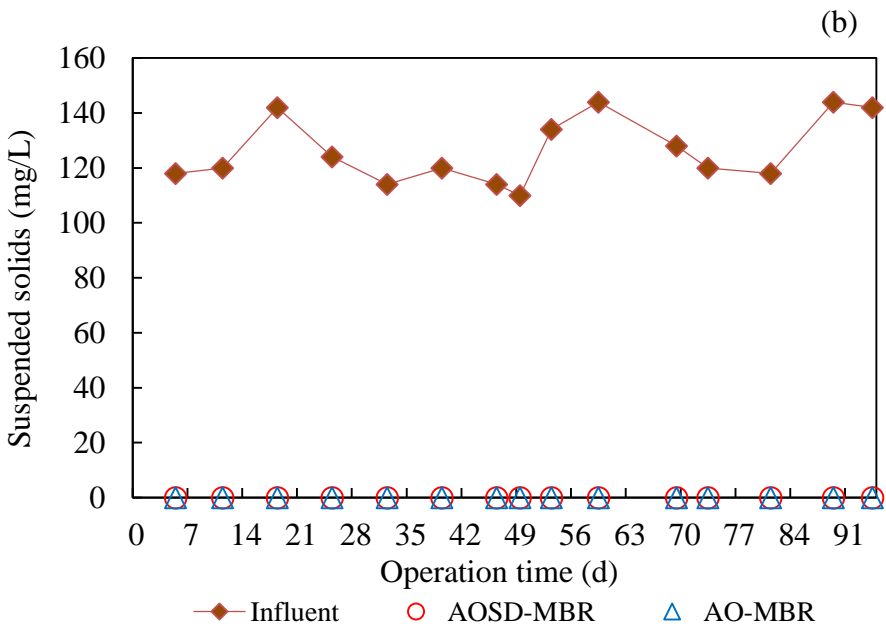
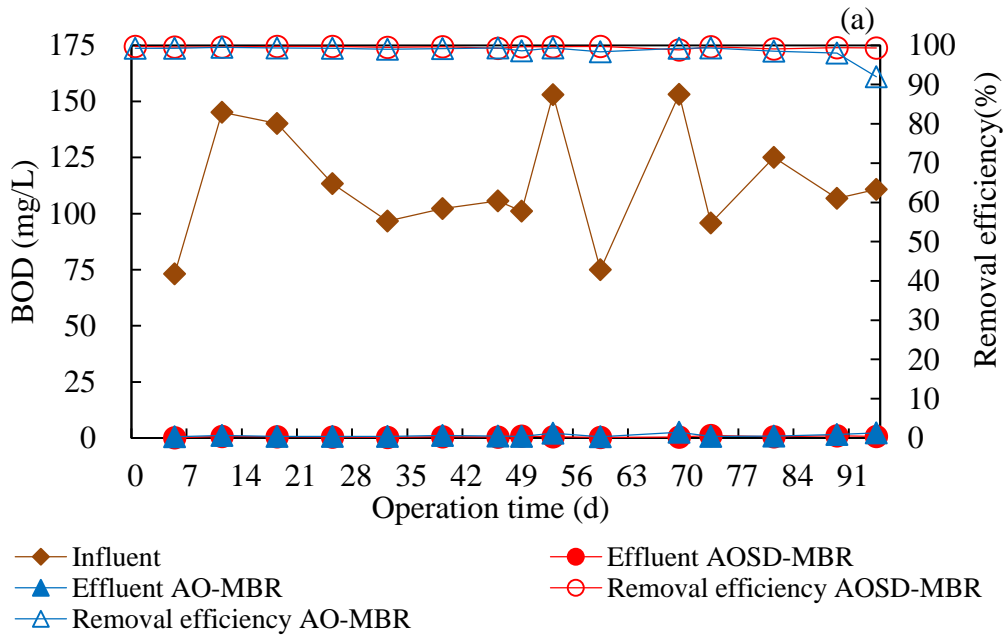


Figure 4-2 Performance of the AOSD-controlled MBR and AO-MBR  
(a) BOD, (b) SS.



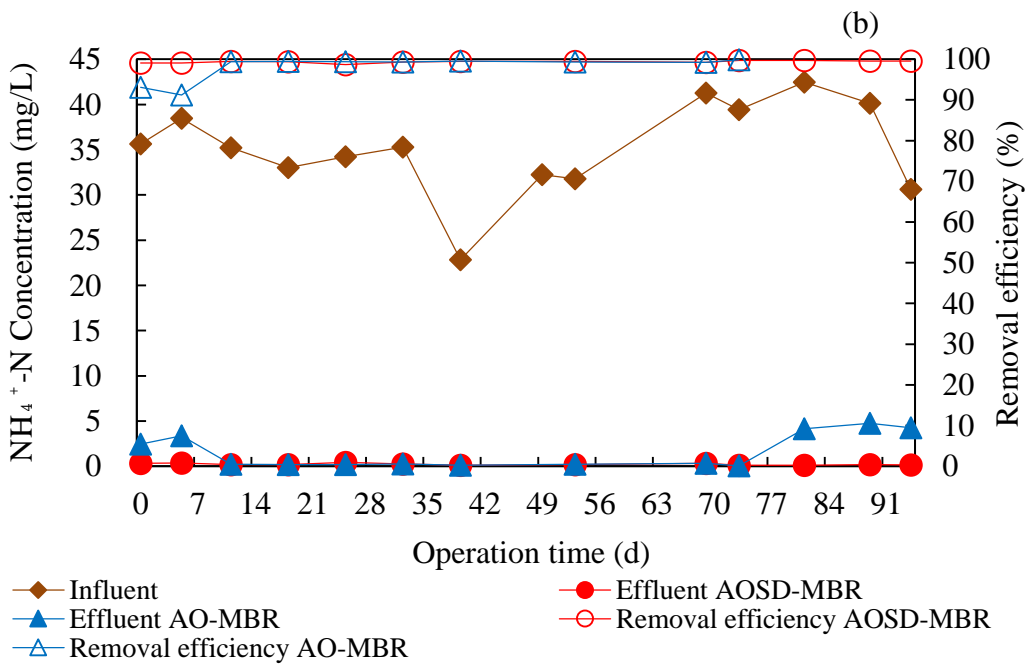
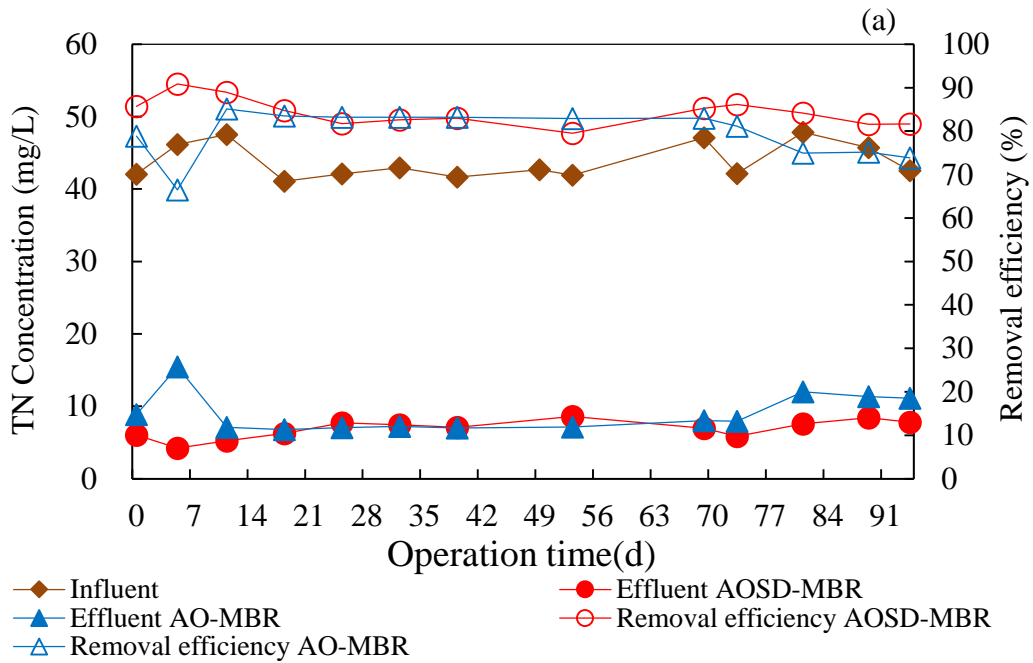


Figure 4-3 Performance of the AOSD-controlled MBR and AO-MBR  
 (a) TN, (b)  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ .

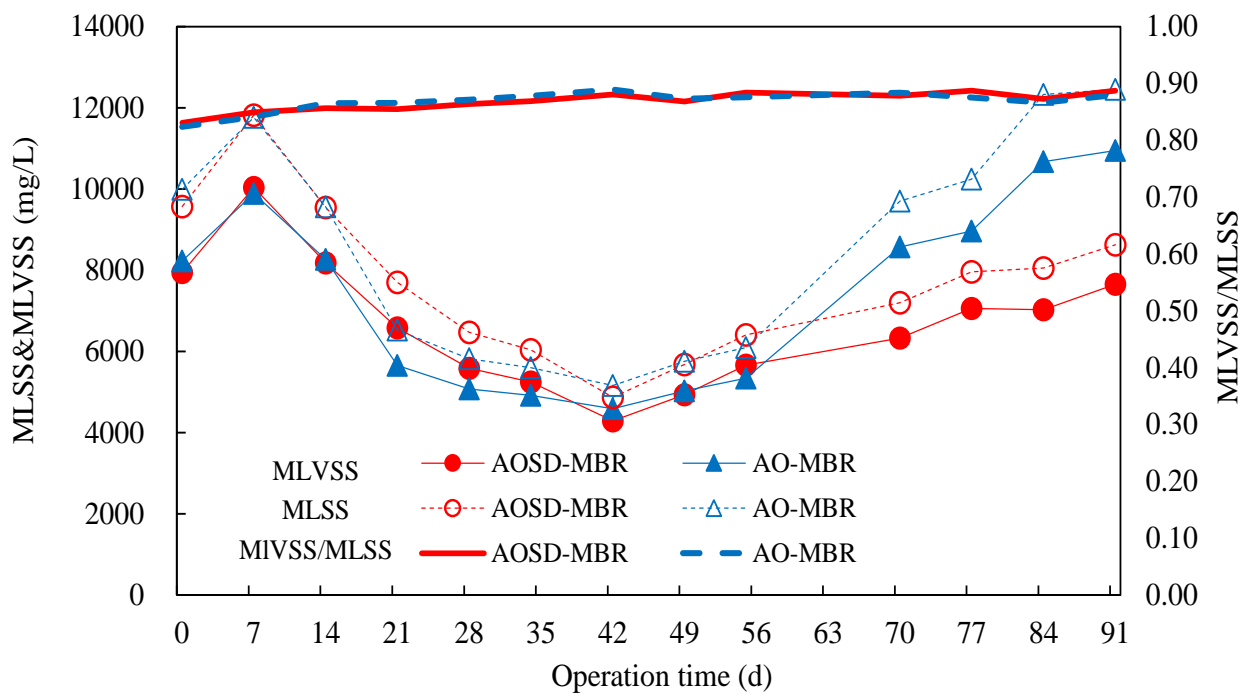


Figure 4-4 Changes of MLSS and MLVSS concentration during the experimentation

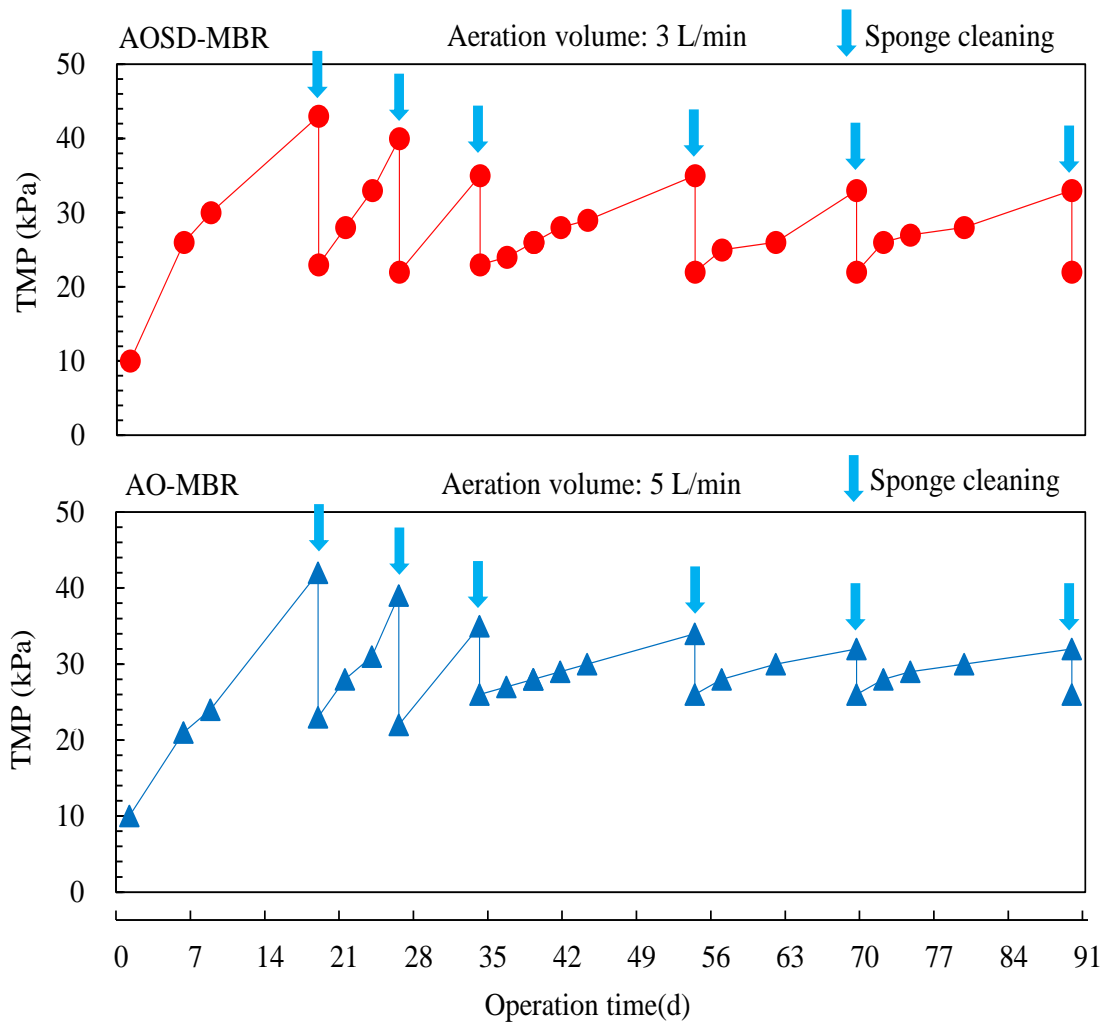


Figure 4-5 Changes of transmembrane pressure (TMP) during the experimentation

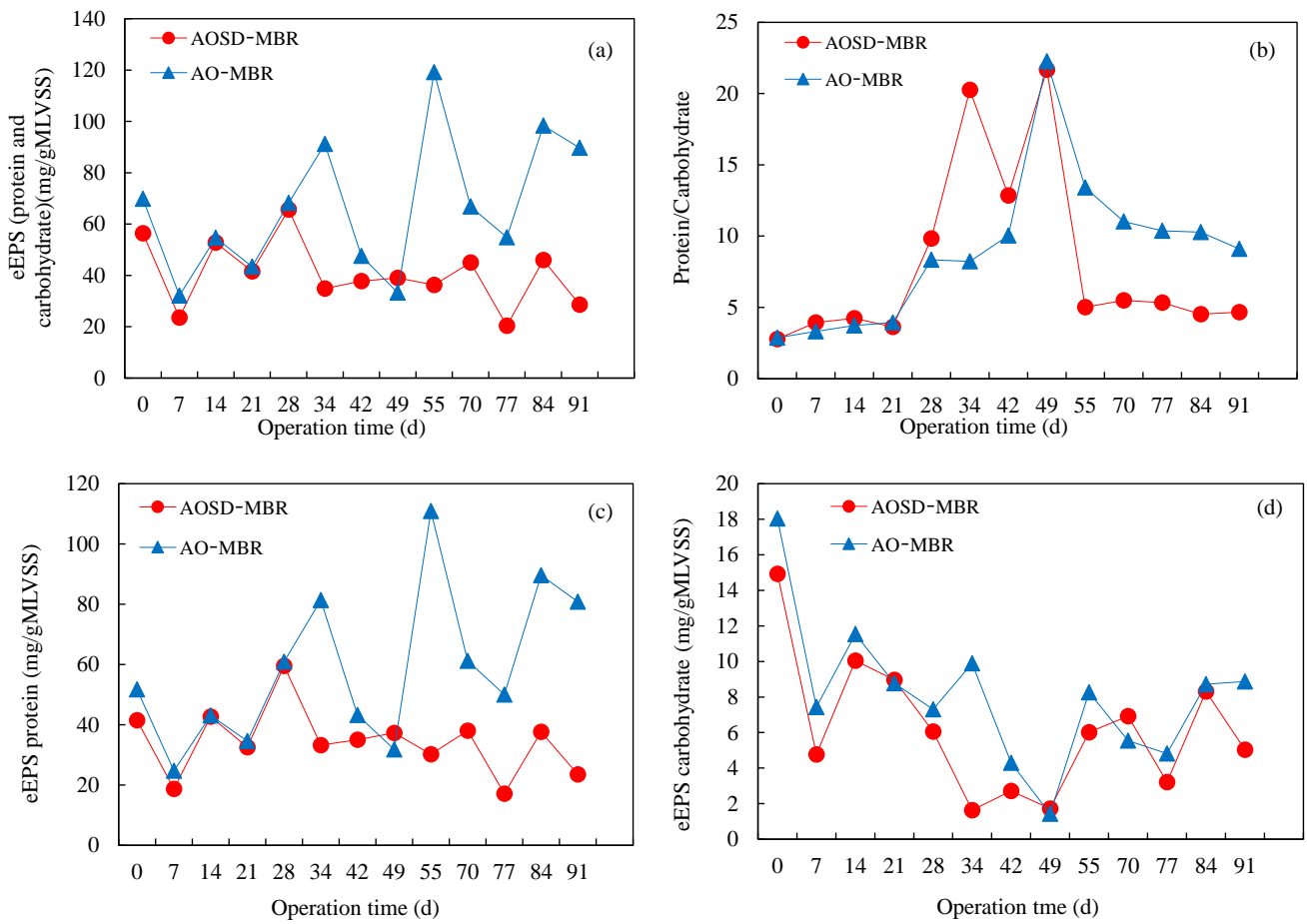


Figure 4-6 Changes of eEPS over the experimental period

Legend: (a) quantity changes of eEPS (sum of protein and carbohydrate);

(b) eEPS protein/ carbohydrate; (c) eEPS protein; (d) eEPS carbohydrate.

eEPS: the EPS (extracellular polymeric substances) from the biological cell floc.

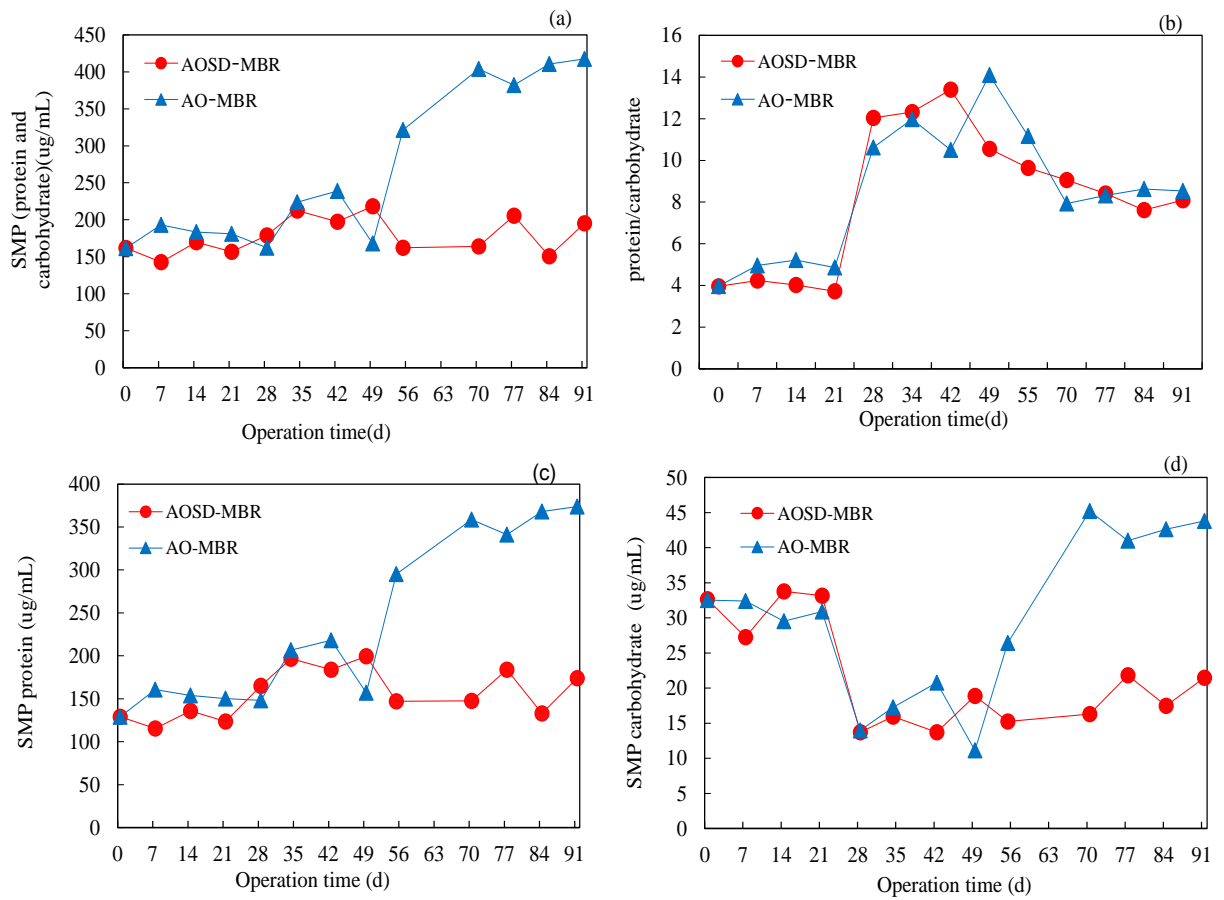


Figure 4-7 Changes of soluble microbial products (SMP) over the experimental period  
 Legend: (a) quantity changes of SMP (sum of protein and carbohydrate);  
 (b) SMP protein/ carbohydrate; (c) SMP protein; (d) SMP carbohydrate.

Table 4-1 Comparison of blowing rate reduction efficiency

	AOSD-MBR		AO-MBR
Aeration time (min · 2h <sup>-1</sup> )	AOSD aeration on	25 <sup>a</sup>	120 <sup>c</sup>
	AOSD aeration off	95 <sup>b</sup>	
Total aeration volume (L · 2h <sup>-1</sup> )	410		600
Reduction efficiency (%)	32%		-

Legend:

a: Aeration volume is sum of aeration volume for the bioreactor AOSD system (2L/min) and membrane bioreactor (3L/min) during the AOSD system aeration on time.

b: Aeration volume only for the membrane bioreactor (3L/min) during the AOSD system aeration off time.

c: Aeration volume for the membrane bioreactor (5L/min)

## 引用文献

- 1) Hai, F., Yamamoto, K. and Lee, C.: Membrane Biological Reactors. IWA Publishing London (2014)
- 2) Judd, S.: The MBR Book—Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. Elsevier UK (2011)
- 3) Iorhemen, O.T., Hamza, R.A. and Tay, J.H.: Membrane fouling control in membrane bioreactors (MBRs) using granular materials. *Bioresour. Technol.*, 240, 9-24 (2017)
- 4) Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H.S. and Chae, S.R.: Fouling in membrane bioreactors: An updated review. *Water Res.*, 114, 151-180 (2017)
- 5) Kimura, K., Hane, Y., Watanabe, Y., Amy, G. and Ohkuma, N.: Irreversible membrane fouling during ultrafiltration of surface water. *Water Res.*, 38(14-15), 3431-3441 (2004)
- 6) Jin, Y.L., Lee, W.N., Lee, C.H., Chang, I.S., Huang, X. and Swaminathan, T.: Effect of DO concentration on biofilm structure and membrane filterability in submerged membrane bioreactor. *Water Res.*, 40(15), 2829-2836 (2006)
- 7) Lim, B.S., Choi, B.C., Yu, S.W. and Lee, C.G.: Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. *Desalination*, 202(1-3), 77-82 (2007)
- 8) Le-Clech, P., Chen, V. and Fane, T.A.G.: Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment. *J. Membrane Sci.*, 284(1-2), 17-53 (2006)
- 9) Lee, W., Jeon, J.-H., Cho, Y., Chung, K.Y. and Min, B.-R.: Behavior of TMP according to membrane pore size, in: Proceedings of the International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM). Seoul, Korea (2005)
- 10) Kim, H.Y., Yeon, K.-M., Lee, C.-H., Lee, S. and Swaminathan, T.: Biofilm structure and extracellular polymeric substances in low and high dissolved oxygen membrane bioreactors. *Sep. Sci. Technol.*, 41(7), 1213-1230 (2006)
- 11) Meng, F., Yang, F., Shi, B. and Zhang, H. : A comprehensive study on membrane fouling in submerged membrane bioreactors operated under different aeration intensities. *Sep. Sci. Technol.*, 59(1), 91-100 (2008)
- 12) Sun, J., Liang, P., Yan, X., Zuo, K., Xiao, K., Xia, J., Qiu, Y., Wu, Q., Wu, S., Huang, X., Qi, M. and Wen, X.: Reducing aeration energy consumption in a large-scale membrane bioreactor: Process simulation and engineering application. *Water Res.*, 93, 205-213 (2016)
- 13) Capodici, M., Di Bella, G., Di Trapani, D. and Torregrossa, M.: Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: analysis of biological performance. *Bioresour. Technol.*, 177, 398-405 (2015)
- 14) Lim, B.S., Choi, B.C., Yu, S.W. and Lee, C.G.: Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. *Desalination*, 202(1-3), 77-82

(2007)

- 15) Xu, K.-Q., Inamori, R., Suemura, T., Inamori, Y.: Development of advance treatment technology using automatic oxygen supply device (AOSD) system in activated sludge processes. *J. Water and Waste*, 57, 297-304 (2015).
- 16) Xu, K.-Q, Inamori, Y.: Development of energy-saving and low-carbon technologies for advanced wastewater treatment. *J. Water and Waste*, 57,80-813 (2015)
- 17) Inamori, Y., Xu, K.-Q, Inamori, R., Suemura, T., Sudo, R.: International prospect of low carbon society oriented wastewater treatment on global environment problem. *J. Water and Waste*, 52, 788-797 (2010)
- 18) DuBois, M., Gilles, K.A., Hamilton, J.K., Rebers, P.A. and Smith, F.: Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical. Chemistry.*, 28(3), 350-356 (1956)
- 19) Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L. and Randall, R.J.: Protein measurement with the folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, 193, 265-275 (1951)
- 20) Ji, L.and Zhou, J.: Influence of aeration on microbial polymers and membrane fouling in submerged membrane bioreactors. *J. Membrane Sci.*, 276(1-2), 168-177 (2006)
- 21) Huang, X., Liu, R. and Qian, Y.: Behaviour of soluble microbial products in a membrane bioreactor. *Process Biochem.*, 36, 401-406 (2000)



## 第5章 総括

### 5.1 総括

本研究では、嫌気・好気時間を微生物の酸素消費速度に応じ自動制御する AOSD システム導入による AOSD システムの DO 電極の生物反応槽設置位置と処理特性の解析、高い処理性能の解析および曝気運転時間から省エネルギー効果の解析を目的として複槽式活性汚泥法(三槽式)を用いた比較連続実験を行った。また、膜分離活性汚泥法(三槽式)における膜分離槽の前段の生物反応槽に AOSD システム導入することで、硝化・脱窒反応の進行特性とセラミック平膜ファウリング特性、相関関連性および省電力効果を目的として実験的検討をも行った。得られた結果は以下に示す通りである。

1) AOSD システム制御した複槽式活性汚泥法(三槽式)における DO センサーは生物反応槽第三槽に導入することにより処理能力は最も高く、活性汚泥内の生物活性の向上に効果があり、最も省エネルギー効果があることが明らかになった。

2) 複槽式活性汚泥法における AOSD システム導入により、BOD 93%、TN 80%、および  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  97%高い安定した処理能力が得られた。

3) AOSD システム導入複槽式活性汚泥法における効率的な生物学的硝化・脱窒反応が起こったため、pH が中性付近に維持され、活性汚泥の沈降性が良く、同時に微生物の活性化および汚泥の凝集能が促進された。

4) 毎日の電力消費量は、DO センサーを用いる AOSD 制御複槽式活性汚泥法では、従来式の嫌気・好気活性汚泥法に比べて、56%減少した。

5) ポーラロ式 DO センサー維持管理頻度が高く、蛍光式 DO センサーの優位性が認められた。蛍光式 DO センサーと AOSD システム制御を導入した複槽式活性汚泥法においては、高い除去性能と省エネルギー化の達成が可能であり、実際の排水処理への実用化が期待できる。

6) MBR-AOSD 法による好気槽ブロー曝気動力の約 32%削減下で、 $\text{BOD}1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{TN}10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+-\text{N}0.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下を確実に達成可能なことが実証された。

7) AOSD システム導入による閉塞抑制効果は、微生物由来の膜ファウリング原因物質が、硝化・脱窒反応の最適化で脱窒微生物に効果的に資化利用され効率的に生分解されたためであることが実証された。

### 5.2 今後の課題および展望

AOSD システムを用いることで様々な効果を得ることが出来た。多様な処理方式への新規・既設を問わずに導入可能な自動制御システムとしては期待できる。しかしながら、実現場への導入を試みる際には次に示すような点に注意が必要である。

1) リンによる栄養塩類の除去としての高度処理は、窒素除去に関しては効果が得られたもののリン除去においても効率よく除去に適した手法、システムの構築が必要である。

2) ブローターの電力は水質の高度化が達成された上で削減されるべきものであり、流入負荷とブローター能力の関係上電力削減が行えない処理施設もあるため将来的な流入負荷の変動調査は必須である。

3) AOSD システム活性汚泥法における産業排水処理に関しては重金属やフェノールやベンゼンなどの有害物質が含まれる排水処理の知見はまだないため、上記の産業排水処理対策を目指す場合には十分な検討が必要である。

今後の展望としては、リン除去を可能とする高度処理システムの構築、さらに水質汚濁・富栄養化対策の必要とされている流域の水質保全および地球温暖化対策によるCO<sub>2</sub>削減・省エネルギー・電力料金のコストダウン等に対し、Artificial Intelligence(人工知能)型の呼吸速度知能演算方式を導入したAOSDシステムは生活系・産業系排水の高度処理化を図る重要な技法となることで大きな効果が得られるようになると思われる。