

好気性生物処理技術の特徴と発展の流れ

北川 政 美*

Characteristics and Chronology of Development in Aerobic Bio-treatment Technology

by Masayoshi KITAGAWA

Aerobic bio-treatment constitutes as the mainstay for treating wastewater containing organic pollutants. It is also considered as an important method for removing eutrophication causing elements such as nitrogen and phosphorus. The following outlines characteristics and discusses chronological data regarding development in aerobic bio-treatment technology. Also discussed is the combined use of both anaerobic and aerobic treatment, ammonium oxidation, as well as MBR (Membrane Bio Reactor) technology. Progress in these are looked forward to from the viewpoint of energy conservation, reduction in the amount of generated sludge, and the realization of safe and sanitary wastewater treatment.

Keywords: Biological treatment, Aerobic treatment, Anaerobic treatment, Activated sludge process, Biofilm process, Bulking control, Phosphorus removal and denitrification, Aerobic filtration, Moving-bed biofilm reactor, Anaerobic ammonium oxidation

1. はじめに

1950～1970年代の高度成長期に、生活污水や工場廃水の流入によって、日本の河川や湖沼の水質は著しく悪化した。しかし、水質汚濁防止法等による法規制と工場排水処理設備や下水道整備によって改善され、汚濁が著しかった多摩川にも鮎が生息し、かつての清水が蘇りつつある。特に水質汚濁の主な原因となった有機性汚水の処理では、処理性能、安定性、ランニングコストから生物処理が主流となった。また、今後の取組みが重要となっている富栄養化対策としての窒素、りん除去においても生物処理は重要な役割を果たしている。本報では生物処理、特に好気性処理について、その特徴と発展の流れを改めて振り返るとともに、今後の方向性についても考察する。

2. 生物処理の特徴

汚れた水が池などに流れ込むと、時間を経ると水面に膜を張ったような物質が浮遊し始め、底から小さな気泡が出てくる。表面に浮かんだ膜状の物質は、空気中の酸

素を使いながら有機物を分解する好気性微生物の集合体である。また、底から発生するガスは、酸素の無い嫌気的条件下で微生物が有機物を分解したときに出す炭酸ガスやメタンガスである。汚水の流入が一時的であれば時間の経過とともに池は元の清澄な水に戻る。生物処理はこうした自然浄化の機能をより効率的、効果的に発揮させたものである。

2-1 好気性処理と嫌気性処理

有機物の分解に直接携わるのは大きさが1 μm前後のバクテリアである。バクテリアは有機物を細胞内に取り込み、代謝してエネルギーを得るとともに自己増殖する。生物処理は、酸素を与えて処理する好気性処理と、酸素を与えず、嫌気的条件下で処理する嫌気性処理に大きく分けられる。好気性処理では、有機物分解の最終産物は、炭酸ガスと水、増殖した菌体である。処理水質は清澄で安定した処理性能が得られる。一方、嫌気性処理では、炭酸ガスとメタン、及び菌体である。水質は好気性処理に比べ若干悪く、腐敗臭の発生や処理が悪化した場合に、回復に時間を要するなどの難点がある。しかし、増殖菌体量は、好気性処理に比べ1/3～1/10と少なく、酸素を送る動力も不要で省エネルギー的であること、メタンとしてエネルギー回収ができることなどの利点もある。

* 荏原エンジニアリングサービス(株)

2-2 浮遊生物処理法と生物膜処理法

生物処理では、有機物の分解もさることながら、良好な処理水質を得るために、処理した水と増殖した菌体を分離することが重要である。バクテリアは、貧栄養条件の環境では互いに密着した集塊状の形態で増殖するか、あるいは物に付着した形態で分裂して増える。前者の形態を利用して処理する方法を浮遊生物処理法と称し、後者を生物膜処理法又は付着生物処理法と称し、それぞれ独自の発展をしてきた。以下、好気性処理における浮遊生物処理法の代表としての活性汚泥法と、生物膜処理法の特徴を述べる。

2-2-1 活性汚泥法

図1に、浮遊生物処理の代表である活性汚泥法の処理フローを示す。処理システムは、微生物によって有機物を分解する曝気槽と、処理水と微生物の集合体である混合液から汚泥を分離する沈殿池からなっている。沈殿池で分離した汚泥は曝気槽に戻され、一部は処理系外に排出される。

活性汚泥法では、バクテリアの集塊物を活性汚泥フロックと称し、静置した場合の沈降特性が処理性能に大きな影響を与える。活性汚泥フロックの大きさは数十～数百 μm であり、フロック周囲や表面には原生動物や後生動物も生息している(写真1)。活性汚泥法では、曝気槽でのBOD (Biochemical Oxygen Demand) 汚泥負荷(曝気槽の生物量に対し、1日当たり流入する有機物の指標であるBOD量の比)が、 $0.1 \sim 0.4 \text{ kg-BOD}/(\text{kg-MLSS} \cdot \text{d})$ で良好な凝集性フロックとなり、数十 m/d の沈降速度が得られる。しかし、汚泥濃度が高くなると沈殿池での沈降速度は低下する。したがって固液分離を安定して行うために、曝気槽の汚泥濃度を一定の範囲に調整して運転している。一方、活性汚泥を構成する微生物には、糸状の形態で増殖する糸状細菌もある。こうした糸状細菌が著しく増えると(写真2)、綿のように軽い汚泥が形成され、沈降分離が困難になる。この現象をバルキングと称し、著しいときには汚泥が沈殿池からキャリーオーバーする

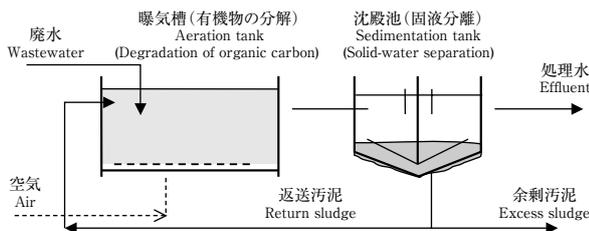
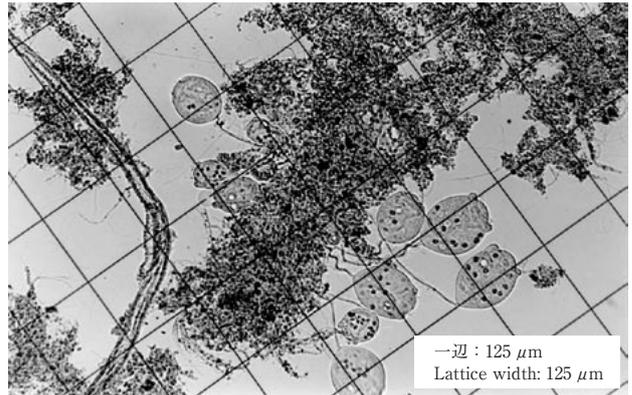


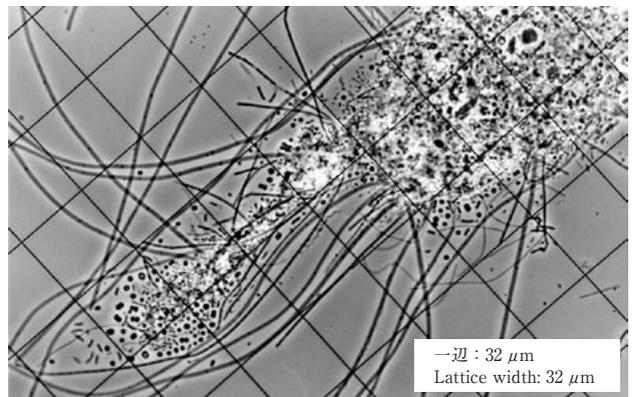
図1 連続式活性汚泥法の処理フロー
Fig. 1 Flow diagram of activated sludge process



10-91 01/228

写真1 活性汚泥フロック

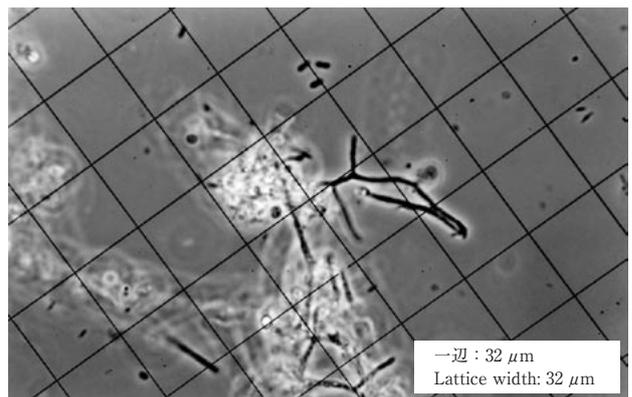
Photo 1 Picture of activated sludge flocs



10-91 02/228

写真2 糸状細菌

Photo 2 Picture of filamentous organisms extending from floc



10-91 03/228

写真3 放線菌

Photo 3 Picture of foaming micro-organism; *Nocardia* sp.

こともある。また、ミコール酸などの疎水性物質をもつ放線菌類(写真3)が増えることによって浮上汚泥の発生が著しくなることもある。活性汚泥法ではこうした固液分離障害の制御が重要な課題の一つとなっている。

活性汚泥法においては有機物の分解性能は高く、BOD汚泥負荷が0.5 kg-BOD/(kg-MLSS・d)以下では、一般に90%以上の高いBOD除去率が得られる。しかし、負荷がそれ以上になると除去率は徐々に低下する。また、排水に含まれる有機物の種類、水温、pHなどの水質、環境条件、生息する微生物の分解能力によっても除去性能は変わる。糖や有機酸などの低分子で易分解性の有機物は、多くのバクテリアによって速やかに分解される。しかし、高分子で複雑な化合物は、可溶化や低分子化を経た後、細胞内に取り込まれて代謝される。このため、多くの分解酵素や複雑な代謝経路を必要とし、エネルギーも消費されることから、分解できるバクテリアの増殖速度は小さく、種類も限られてくる。増殖速度は、単位時間当たり増えた生物量を、反応槽内全生物量で割った値である。曝気槽汚泥濃度を一定に保つためには増える汚泥量に相当する量を毎日引き抜く必要がある。発生汚泥量は1日当たり除去されたBOD量(ΔBOD-kg/d)に汚泥転換率(a)を掛けた値から内生呼吸で自己酸化した汚泥量を差し引いた値である。また、反応槽全生物量は、曝気槽容積V(m³)に汚泥濃度X(kg/m³)を掛けた値で示せる。したがって、みかけの増殖速度μ(1/d)は式(1)で表すことができる。

$$\mu = \frac{a \times \Delta \text{BOD}}{X \times V} - b \dots\dots\dots \text{式 (1)}$$

b: 内生呼吸による自己酸化率 (1/d)

式(1)は、増殖に伴って系内の活性汚泥が入れ替わる速度とみなすこともできる。その逆数は系内の生物量が入れ替わる平均的な時間となる。これを汚泥滞留時間(SRT: Sludge Retention Time)と称している。

ある特定の有機物を分解するバクテリアの増殖速度をμ₁とすると、式(1)で示される汚泥の入れ替わり速度よりもμ₁が大きいと、このバクテリアは活性汚泥系内で増えることができ、対象となる有機物も分解される。しかし入れ替わり速度より小さいと、増殖よりも排出される速度が大きくなり、このバクテリアは処理系からやがて排出され、対象となる有機物も分解されなくなる。

式(1)の $\frac{\text{BOD}}{X \times V}$ は、曝気槽でのBOD汚泥負荷(F/M比: food-to-microorganism ratio)であるから、増殖速度はF/M比に比例する。すなわち、高負荷で処理すればするほど、増殖速度の速いバクテリアでないと生息できないことになる。図2は、紙・パルプの黒液を対象にBOD汚泥負荷の異なる条件で連続運転した活性汚泥を用いて、回分的に溶解性BOD除去と反応時間(汚泥濃度に時間

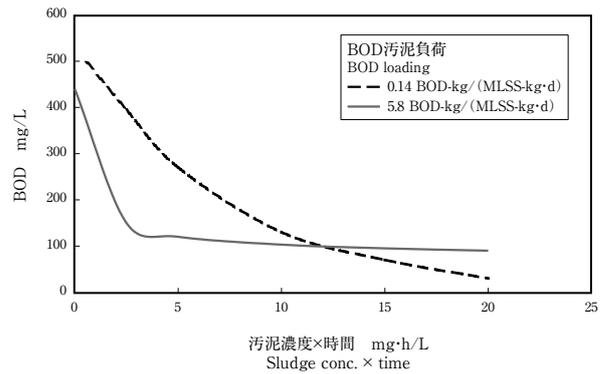


図2 BOD汚泥負荷の異なる活性汚泥によるBOD除去性能の比較
Fig. 2 Comparison in BOD removal performance of the activated sludge operated under different BOD loading conditions

を乗じたもの)との関係を調べた結果である。高負荷条件で運転した活性汚泥では、BODは速やかに除去されたが、100 mg/Lくらいで除去されなくなった。一方低負荷で運転した活性汚泥では、BODの除去速度は緩やかであったが低濃度レベルまで除去された。黒液には難分解性有機物も含まれており、これらの成分を分解できるバクテリアが高負荷の運転では生存できず、分解が途中で止まったといえる。一方、低負荷では分解できるバクテリアが生息できたため、低濃度まで除去できたと解釈できる。微生物の増殖速度は、水温やpH、溶存酸素濃度(DO:Dissolved Oxygen)によっても大きく変わる。このため活性汚泥法で難分解性物質を多く含む排水の処理や硝化など、増殖速度の小さなバクテリアを系内に保持する必要がある場合には、式(1)、あるいはSRTの値に注意して設計や運転を行う必要がある。

2-2-2 生物膜処理法

図3に、生物膜処理法の一つである接触酸化の処理フローを示す。接触酸化槽には生物付着媒体となるプラスチック材が設置され、後段にはく離した生物膜等を捕捉する簡単な沈殿池が設けられる。

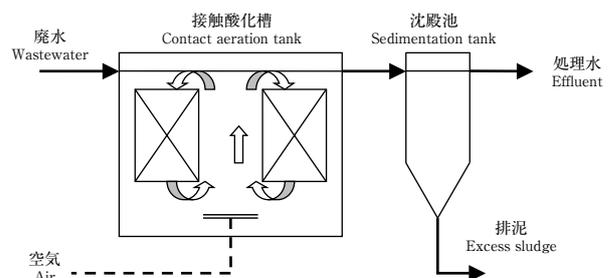


図3 接触酸化の処理フロー
Fig. 3 Flow diagram of contact aeration

生物膜処理法は、バクテリアが媒体に付着しているため活性汚泥法のような浮遊生物処理と比べ固液分離が容易である。

生物膜処理法は、付着媒体の設置の仕方によって、媒体を反応槽内に固定させた固定床式と付着媒体自身も流動化させた流動床式に分けられる。また、固定床式では汚水の通水の仕方によって下降流と上向流式に分けられる。

生物膜処理法では、増殖速度の遅い微生物も付着して増殖することができるため、難分解性有機物も比較的短い滞留時間で処理できる。

一方、浮遊生物処理法では返送汚泥量や排泥量の調節によって生物量を制御できるのに対し、生物膜法では定量的な調節ができない。このため、生物量の安定維持に難点が生じる。バクテリアの付着性には、媒体の形状や材質、微生物が生成する菌体外ポリマー等が影響する¹⁾。また、付着量は付着媒体の表面積に比例して増えることができる。付着媒体を球状と仮定した場合の粒径と反応槽容積あたりの比表面積の関係を図4に示す。粒径が小さくなるほど反応槽容積あたりの比表面積が急激に増え、付着生物量も増加できることが分かる。他方、生物膜の厚さは、排水の種類や負荷条件、付着媒体の設置方法、流速や曝気によるせん断力、付着生物の自己分解速度などによっても影響される。廃液処理では数mmから数cmオーダまで伸びることもあるが、上水や下水の高度処理では目視では判別しにくい μm オーダにあることも多い。また、生物膜は、水質や季節的な環境要因の変動、酸素供給不足によるはく離、及び後生生物の捕食によって急激に減少することもある。付着生物量は、好气的条件を保つために必要な酸素必要量や分解速度に影響を与えるが、この量の変動することによって処理性能が不安定になることもある。

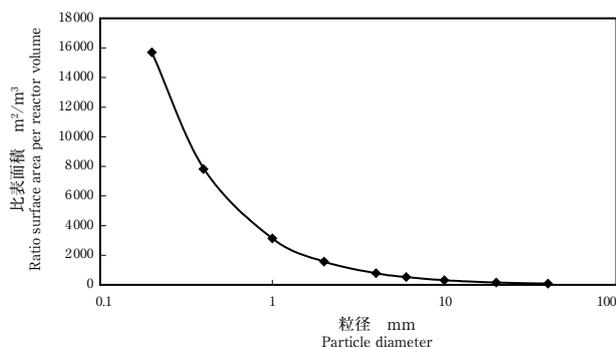


図4 粒径と表面積の関係

Fig. 4 Relationship between particle size and surface area

3. 好気性生物処理プロセスの特徴と発展の流れ

生物処理が着目され、汚泥や廃液処理として使われ始めてから1世紀以上を経た。この間、様々な改良や開発が行われてきた。以下に、好気性処理の代表的なプロセスについて、その特徴と発展の流れを述べる。

図5に、好気性生物処理プロセスの分類とその発展の流れの概要を示す。

3-1 浮遊生物処理プロセス

汚水をタンクに入れて曝気すると集塊状の浮遊物が現れる。曝気を止めると浮遊物は沈み清澄な処理水が得られる。上澄み液を排出し、再度汚水を入れて曝気と沈殿を繰り返すことによって沈降性の良い生物フロックが増えてくる。活性汚泥法は、このように一つの槽で曝気と沈殿を繰り返して処理する回分式活性汚泥法(図6)と、曝気と沈殿を別の槽に分けて連続的に処理する連続式活性汚泥法に大きく分けられる。

3-1-1 回分式活性汚泥法

1914年にArdenとLockettら²⁾によって提示された活性汚泥法は最初、回分的な処理で行われた。しかし、汚水の流入、曝気、沈殿、処理水排出の操作を経時的に切り替える必要があり、煩雑で手間がかかること、散気管が詰まりやすいことなどから、一部の小規模排水を除き、連続式処理に代わられた。しかし、自動制御技術が発展した1950年代以降、この方式が水質、水量変動に強いこと、良好な水質が得られること、汚泥の固液分離性が良好であること、窒素、りんの高度処理もできることなどの利点が見直され、再び使われるようになった。また複数の槽を用いて汚水を交互に受け入れることで下水等のように連続的に流入する汚水にも適用できるようになり、小規模汚水処理として広まるようになった。

3-1-2 連続式活性汚泥法

連続式活性汚泥法は曝気槽と沈殿池を分離し、沈殿池で分離した活性汚泥を曝気槽に戻すことで、安定した処理性能が得られるようになったことから急速に広まった。同時に、曝気槽滞留時間を短くしたハイレート法や、分離した汚泥を再曝気して初期の有機物取り込み量を高めた汚泥と、汚水を短時間で接触させるコンタクトスタビリゼーション法、負荷の均一化や曝気槽内DOの均一化を図ったステップエアレーションやテーパードエアレーションなどの各種変法も開発された。これらの変法は、現在では余り使われなくなったものもあるが、長時間曝気法やオキシデーション・ディッチ法などは現在でも敷地に余裕のある農村部で広く使われている。一方、敷地

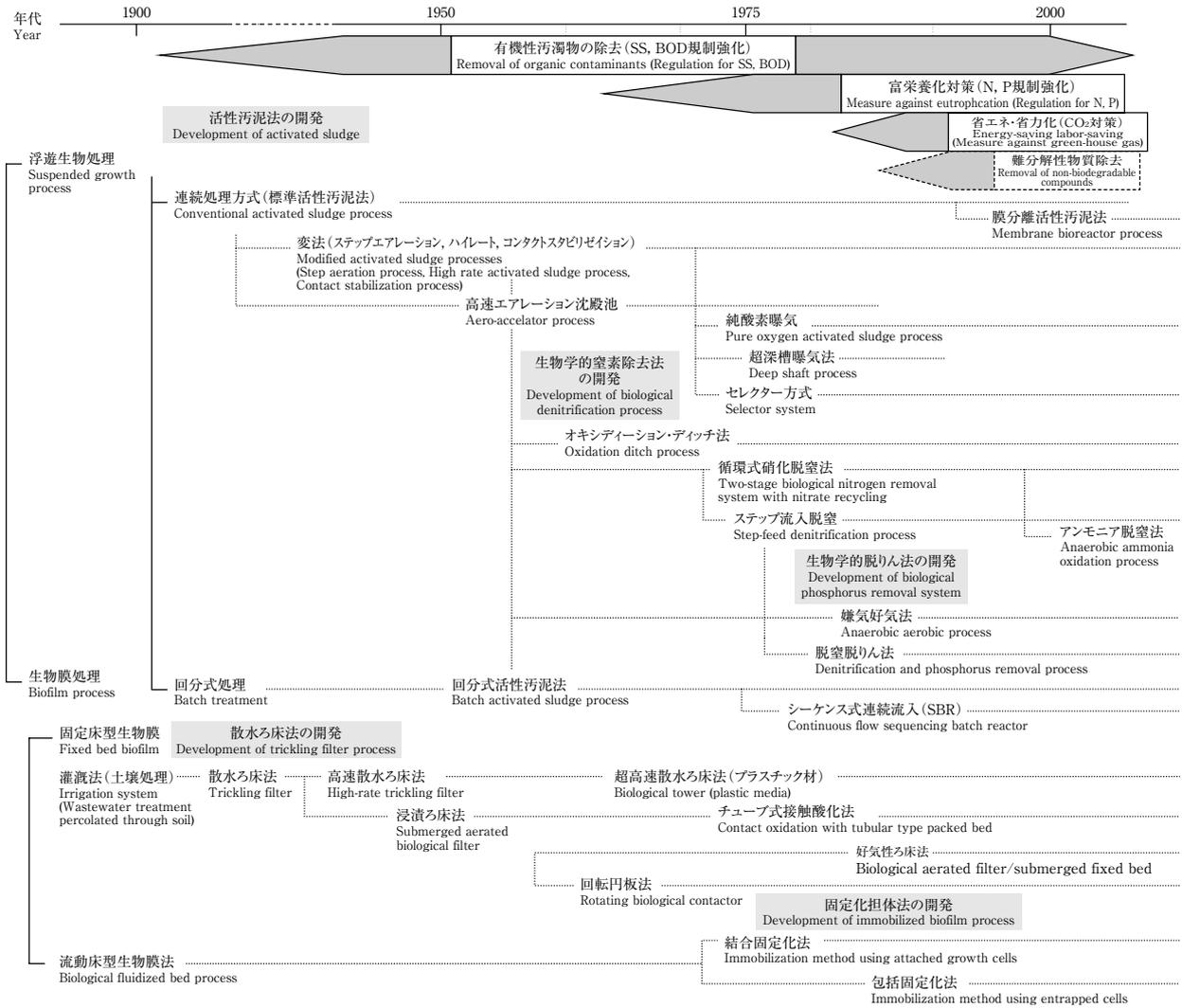


図5 生物処理技術発展の流れ

Fig. 5 Chronology of technological development of biological treatment processes

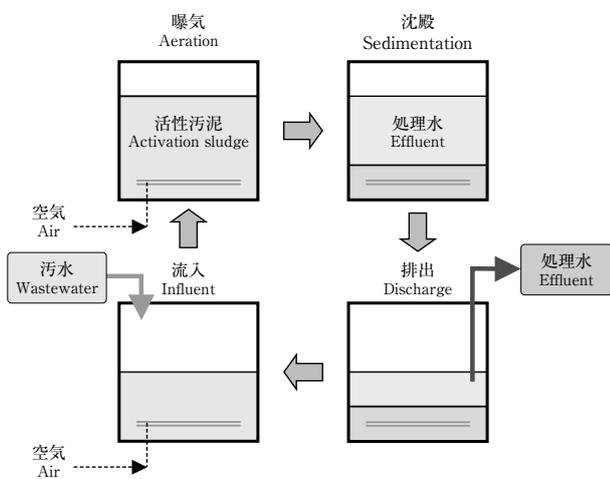


図6 回分式活性汚泥法における処理フロー

Fig. 6 Flow diagram of sequencing batch activated sludge operation

面積が限られた場所では、酸素の溶解を高めた深層曝気法や、酸素を供給する純酸素曝気法などが1970年代頃から行われ始めた。

活性汚泥法の適用が広まるに従って汚泥の沈降性が悪化するバルキングも各地で起こり、大きな問題となった。

当初は、曝気槽のpHや溶存酸素濃度の調整、凝集剤添加、塩素などの殺菌剤投与などの対策がされた。しかし、その効果は処理施設ごとに異なり、根本的な解決には至らなかった。1970年代に入り、固液分離障害に関する一連の調査が行われたことによって、障害を引き起こす糸状細菌の特定と増殖の因果関係が明らかになってきた。この結果、原因微生物の特性に応じた対策や、特定の糸状細菌に効果的な殺菌剤の開発が行われるようになった。また、曝気槽内の混合特性が糸状細菌の増殖や

汚泥の沈降性に影響することが分かると、槽内に多数の仕切りを入れた栓流方式や、選択槽と称する小さな曝気槽を前段に設けるなどの対策もとられるようになった。図7³⁾に、バルキング抑制プロセスとして開発したBFP (Bulking Free Process) 法と、完全混合槽との比較結果例を示す。選択槽を設けることで汚泥の沈降性を表す指標であるSVI (Sludge Volume Index) は、完全混合槽が500 mL/g以上に悪化したのに対しBFP法は300 mL/g以下で安定化し、バルキング抑止効果が認められた。しかし、排水の種類や季節等によってはバルキング抑制効果が低いケースもあった。1975年以降りん除去能を有する嫌気好気法が開発され、このプロセスがバルキング抑止効果にも優れていることが示されると、その適用が広まった。この結果、固液分離障害は以前ほど大きな問題にはならなくなってきている。

3-1-3 窒素、りん除去プロセス

窒素やりんの排出は赤潮や青潮などの富栄養化の原因となる藻類の異常増殖をもたらす。このため生物処理でも窒素、りんを効果的に除去する方法が求められた。

汚水に含まれるたん白質やアミノ酸は微生物によってアンモニアに変換される。自然界にはこのアンモニアを好気的条件下で亜硝酸、硝酸に酸化する微生物がいる。一方、分子状の酸素がない条件下で、亜硝酸や硝酸に結合した酸素を利用して有機物を分解し、窒素ガスを放出する微生物もいる。こうした微生物の反応を利用した窒素除去プロセスの開発が、1950年代後半以降盛んに進められた。その代表例として循環式硝化脱窒法がある (図8)。

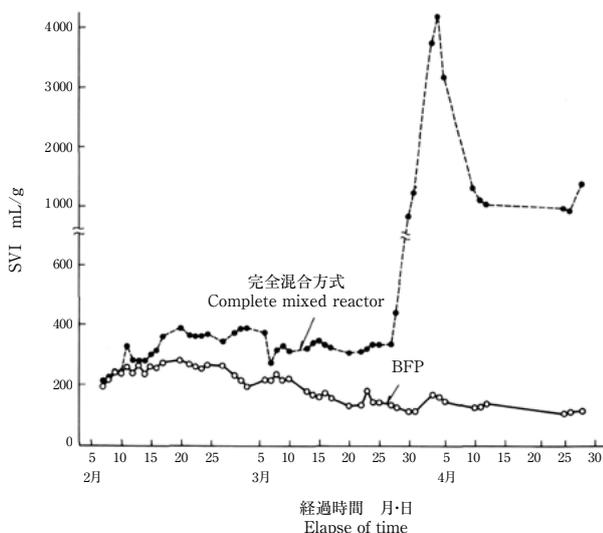


図7 完全混合方式とBFP法によるSVIの比較³⁾
 Fig. 7 Comparison in activated sludge SVI of complete mixed reactor and BFP system

この方式では前段に酸素を供給しない脱窒槽を設け、後段の硝化槽混合液をこの脱窒槽に戻している。このフローをとることによって、排水に含まれる有機物を脱窒の炭素源に使うとともに、pH調整用の薬品を添加することなく経済的に窒素除去を行うことができるようになった。また同様の窒素除去効果は、オキシデーション・デイツ法や回分式活性汚泥法でも発揮される。オキシデーション・デイツ法は、楕円形の水路に曝気装置を設けて曝気と循環を行う長時間曝気の一つである。水路内に酸素がある部分と無い部分が生じ、酸素がある部分で硝化が、酸素がない部分で脱窒が行われる。また、回分式活性汚泥では、曝気とかくはんを交互に行うことで、硝化と脱窒が行われる。ただし、窒素除去プロセスでは、アンモニアを酸化する亜硝酸菌や硝酸菌の増殖速度は小さいため、曝気槽滞留時間を長くした低負荷処理を行う必要があった。また、硝化に必要な酸素量も増えるため曝気動力が増えるなどの課題も残されている。

一方、生物学的なりん除去プロセスは、曝気槽入口で酸素不足が生じている処理施設で、高いりん除去効果が起きている現象をきっかけに、1970年代にそのメカニズムの解明と開発が進められた。その結果、酸素及び硝酸も含まない嫌気槽を曝気槽前段に設けることでりんをポリりん酸として蓄積するバクテリアを優占させた嫌気好気法が確立された (図9)。この微生物は、嫌気条件下

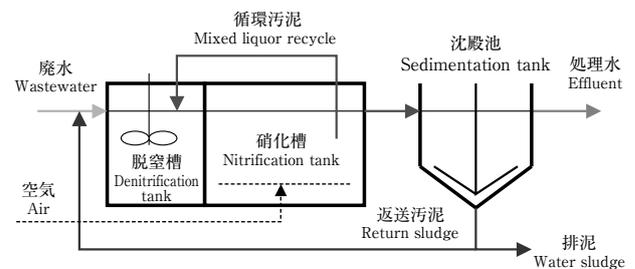


図8 循環式硝化脱窒法の処理フロー
 Fig. 8 Flow diagram of two-stage biological nitrogen removal system with nitrate recycling

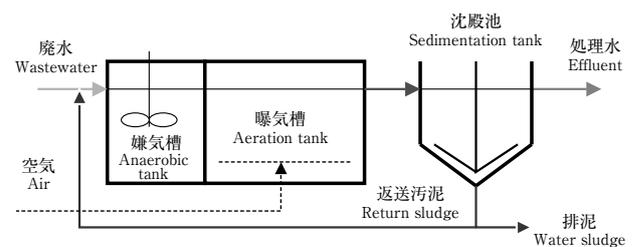


図9 嫌気好気法の処理フロー
 Fig. 9 Flow diagram of an anaerobic aerobic process

でポリリン酸のりん酸を、細胞内のエネルギー伝達経路に渡すことで有機物取り込みに必要なエネルギーを獲得した。このとき有機物の取り込みと同時にりん酸が液中に吐き出される。しかし、後段の曝気槽で、有機物の代謝によって得られたエネルギーを用いて嫌気槽で吐き出した以上のりん酸を取り込み、ポリリン酸に合成する能力をもっていた(図10⁴⁾)。汚水が最初に流入する嫌気槽で有機物を取り込むことができるため、他の細菌との増殖競争に打ち勝ち、優占化できることが示された。また、この微生物は沈降性も良好であることからバルキング抑制にも効果があった。

窒素やりん除去プロセスが確立されると同時に、嫌気槽、無酸素槽、硝化槽の反応槽を連ねることで窒素、りん同時除去も可能になった。ただし、嫌気好気法に比べ、りん除去効果が低下するため、凝集剤を一部添加してりん除去効果を高めるなどの方法をとることが多い。

一方、りん除去プロセスが適用された処理施設では、汚泥処理返流水中及び汚泥焼却灰中に含まれるりん濃度が高くなることから、りん資源価格の高騰もあって、りんを回収する技術が最近、注目を浴び始めてきている。

3-2 生物膜処理法

生物膜処理法は汚水を畑地などに撒くかんがい処理から発展し、1870年代に英国で下水を間欠砂ろ過で処理し

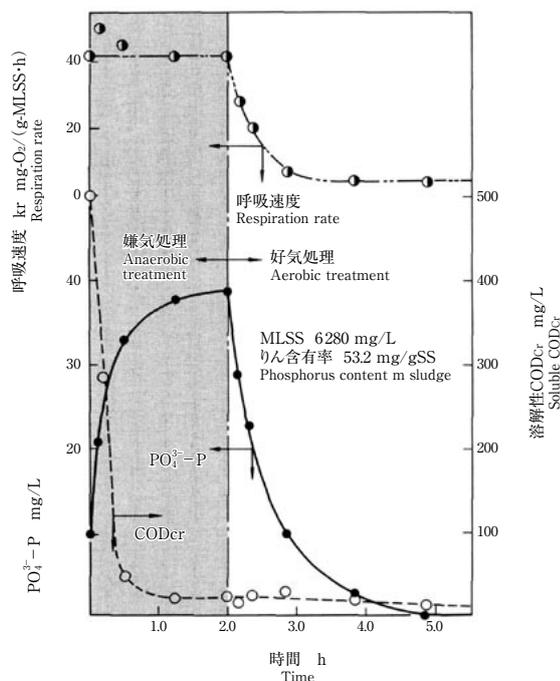


図10 有機物とリン摂取の挙動⁴⁾

Fig. 10 Profiles of COD_{cr} , PO_4-P and respiration rate (kr) in anaerobic aerobic batch experiments

たのが始まりといわれる⁵⁾。ろ過機能を併せもつことから良好な処理水質が得られたが閉塞したり、処理水量が取れないなどの問題もあった。20世紀初頭に入り、付着媒体として碎石を用いることで通気性を良くし、処理水量の増加を図った散水ろ床法が広まった。しかし、碎石を使うことでろ過機能が減少したこと、ろ床ばえ、臭気の発生などの問題が起こり、活性汚泥法に取って代わられた。その後、活性汚泥法で固液分離障害が大きな問題になると、分離の容易な生物膜処理が見直されるようになった。特に1960年代に入り、付着媒体として軽量のプラスチックろ材などが使えるようになると、様々な生物膜処理プロセスが発展してきた。

3-2-1 回転円板法

発泡スチロールや軽量のプラスチック板を多数シャフトに付けた円板体を、汚水が流入するタンクに半浸させて緩やかに回転させて処理する方法である(図11)。円板に付着した生物膜は回転により空気中で酸素を取り込み、水中で有機物の摂取と分解を行う。汚水のかくはんと生物膜との接触が均一にできること、回転によるせん断力で過剰な生物膜の付着が抑制できること、装置が簡便で動力も少ないことなどの利点がある。この方式の考案は20世紀初期に行われたが、軽量の付着材が入手できるようになった1960年代以降に発展した⁶⁾。円板体を水没させた槽と、半浸させた槽を連結させることで窒素除去もできる。曝気設備が不要で動力費が安く、維持管理も容易であることから、日本ではごみ浸出水処理などの小規模排水処理として多く採用されている。

3-2-2 好気性ろ床法

粒状媒体を充填したろ床の下部から空気を散気しながら汚水を通水処理する固定床法の一つである(図12⁷⁾)。粒径が3~5mmのアンストラサイトや活性炭を充填することでろ過機能も併せもち、安定して良好な処理水を得ることができる。ろ床下部から散気した空気は、ろ床内を緩やかに上昇するため酸素の溶解効率も高い。容積当りの比表面積が散水ろ床や回転円板法に比べて大きい

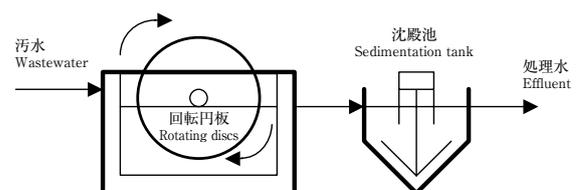


図11 回転円板法の概要

Fig. 11 Flow diagram of rotating biological contactor

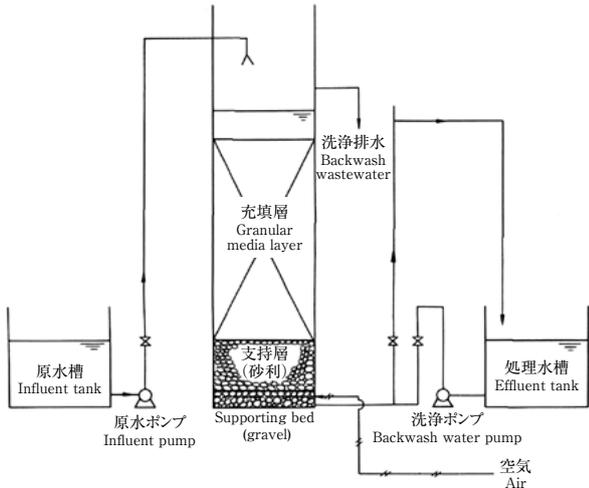


図12 好気性ろ床法⁷⁾

Fig. 12 Flow diagram of aerobic filtration process

め、BOD容積負荷も $2 \sim 5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ と高くとれる。ただし、ろ過を継続することで捕捉したSSや付着生物の増加によってろ床の閉塞が進む。このため砂ろ過と同様に定期的、もしくは一定のろ過抵抗に達したら排水の流入を止め、水洗、空洗等による逆洗を行う必要がある。排水のBODやSS濃度が高いと逆洗頻度が増えて処理効率が低下するため、中、低濃度排水への適用が経済的である。またろ過と生物分解機能を併せもつため、砂ろ過に替わる高度処理としても有効である。逆洗に必要な処理水量は原水性状によって異なるが処理水量の数%~10%である。複数槽のろ床を設け、逆洗のタイミングをずらすことで洗浄に必要な処理水貯槽容積を減らせる。好気性ろ床法は、洗浄操作によって付着性物量を制御できる生物膜処理法ともいえる。

3-2-3 流動床法

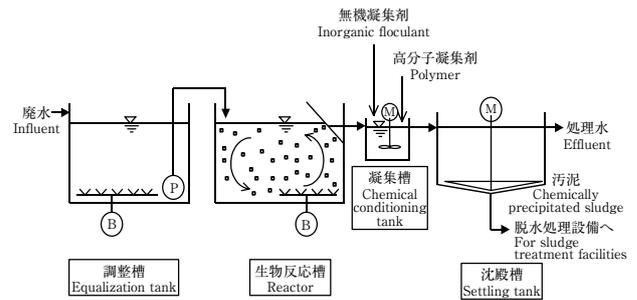
流動媒体に微生物を付着させることで微生物保持量が高めながら活性汚泥法における固液分離の難点やろ床法における閉塞の問題の解消を図った流動床法が1980年代前後から開発された。粒径が小さい担体ほど付着生物量が増えるため、当初、砂などを付着媒体として固液分離性を高めた流動床方式が多く検討された。しかし、運転初期には、密度の大きい媒体を流動化させる動力が必要になること、付着しすぎると流動媒体の見かけ密度も軽くなって流出しやすくなるなどの問題も生じた。このため径を大きくして密度の小さいスポンジや高分子担体を用いて、スクリーンで分離を行う方法が主流となった。流動床法では、排水に含まれるSSや担体からはく離した生物破片は、後段に設けた重力沈殿池で除去する。

BOD負荷を高く取り、滞留時間を短くした処理では、分散した菌体も流出する。この場合、後段に凝集沈殿池を設け、SSやCOD除去を図ることが多い。下水道放流を行う工場排水処理では、流動床単独処理で放流水基準を満足することも多く、施設のコンパクト化やコスト低減が図れる。

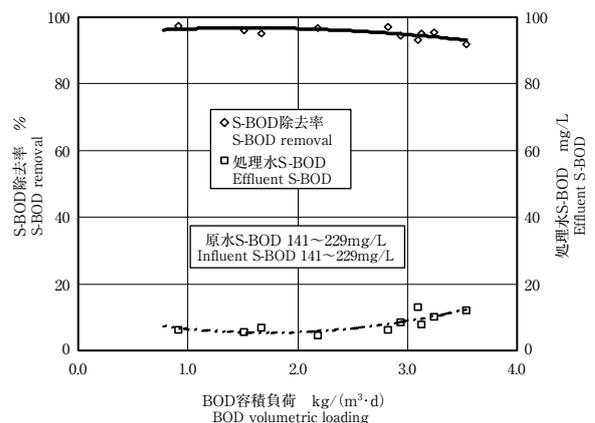
図13⁸⁾にスポンジ担体を用いた処理フロー及びBOD容積負荷とBOD除去率との関係を示す。BOD容積負荷が $2 \sim 4 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ の高い条件でも溶解性BOD除去に優れることが示された。

3-3 浮遊生物法と生物膜法の併用処理

閉鎖系水域での富栄養化現象に歯止めがかからないことから窒素、リンの排出規制が強められてきた。しかし、活性汚泥法では、硝化菌を保持するために反応槽を大きくする必要があり、敷地的制約から対応が困難となるケースも多い。そこで増殖速度の遅い硝化菌を生物担体



a) 流動床型生物膜処理法の処理フロー
a) Flow diagram of moving-bed biofilm reactor



b) BOD容積負荷と処理水S-BOD、S-BOD除去率
b) Relation among BOD volumetric loading, effluent S-BOD, and S-BOD removal

図13 スポンジ担体を用いた流動床法のフローシートと溶解性BODの除去性能⁹⁾

Fig. 13 Flow diagram of moving-bed biofilm reactor using sponge media and its soluble BOD removal performance

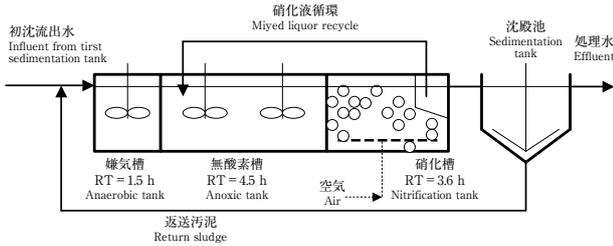


図14 担体投入型脱窒・脱りん法の処理フロー

Fig. 14 Flow diagram of phosphorus removal and denitrification hybrid system with moving biofilm media

に固着させて処理する方法が1980年代以降進められた。硝化菌の固着には包括固定化法と付着固定化法がある。包括固定化は集積培養した硝化菌をあらかじめゲル担体に封じ込める方法である。処理の立ち上げが速やかにできる利点はあるが、手間や製造コストがかかるなどの難点もある。一方、付着固定化は担体の表面に硝化菌を優占的に付着させる方法である。排水中のBOD濃度が高くなるとBOD酸化菌の占める割合が増え、付着した硝化菌の表面を覆う。また、BOD酸化菌によって酸素が先に消費されるため硝化に必要な酸素が不足し、硝化機能が発揮できなくなる。したがって、この方式の採用では、有機物は硝化を行う前に除去されていることが必要となる。循環式硝化脱窒法や脱窒・脱りん法では、嫌気槽や無酸素槽でBOD成分が先に除去されるため、硝化槽に流入するBOD濃度は低下する。この硝化槽に流動担体を入れることで自ずと担体表面に硝化菌を優占的に付着させることができる。図14は既存の下水処理施設をこの方式に改造したフローである。従来の循環式硝化脱窒法での曝気槽滞留時間は10時間以上必要としたのに対し、硝化槽滞留時間3.6時間で硝化がほぼ完全に行われ、安定した窒素・りん除去ができることが示された(表)。担体の硝化速度は季節によって変動はあるが、60～110 mg/(L・h)の高い値が得られた⁹⁾。有機物除去を目的と

表 担体投入型脱窒・脱りん法の処理結果

Table Treatment result of anaerobic-anoxic-oxic process with mobile biofilm carriers

水質項目 Parameter	流入水 Influent (mg/L)	処理水 Effluent (mg/L)	除去率 Removal rate (%)
BOD	108	1.8	98
SS	84	3.1	96
T-N	33	4.6	86
T-P	3.3	0.31	91

した既存施設でも高度処理への対応ができることから、その適用が広がることが期待される。

4. 今後の動向

生物処理は、今やあらゆる地域で休むことなく働いており、快適で安全な生活や水環境を良好な状態に保つ上で必要不可欠なものとなっている。しかし、その一方で運転や維持管理に多大なエネルギーやコストもかかっている。また、処理に伴って発生する汚泥の処分も大きな問題となっている。地球温暖化や石油などのエネルギー資源が高騰する中で、生物処理も更に省エネルギーで低コストな技術や設備の改良、開発が求められている。また、水資源賦存量の少ない発展途上国などでは、污水处理と同時に、安全で衛生的な処理水の再利用技術も必要とされている。こうした観点から、今後、期待される生物処理技術について、筆者の意見を述べる。

4-1 メタン発酵処理と好気性処理の組合せ

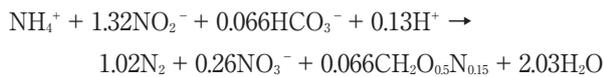
好気性処理では酸素を送り込む動力が使用電力の半分以上を占める。このため、酸素溶解効率の向上を図った様々な曝気装置の開発や実用化が行われてきた。その結果、微細気泡を発生させる散気装置等の開発によって高い酸素移動効率を得られ、大幅な省エネルギー化が図られてきた。しかし、溶解効率の向上はかなり限界に近くなっており、曝気装置の改良だけでは今後、大幅な省エネルギーを図ることは難しいようにも思える。一方、大量に発生する汚泥処分量の削減についても、汚泥脱水機の能力向上だけでなく、余剰汚泥発生量そのものを減らす試みもなされてきた。例えば余剰汚泥をオゾンやアルカリで処理した後、処理済み液を再度、生物処理することで大幅な減量化ができるようになった。しかし、可溶化した処理済み液を酸化するのに新たに酸素消費量が増えること、可溶化に要する動力や薬品コスト、施設償却費の増加等も含めると、大幅な省エネルギー化や低コスト化は難しいようにも思われる。

一方、汚泥の安定化、減容化、及び高濃度廃液の処理とエネルギー回収を主としてきたメタン発酵の技術も著しく進んできた。メタン発酵は、エネルギー回収ができるだけでなく、汚泥発生量も少ない利点をもつ。一方、低濃度廃水への適用ではメタン回収率は低く、有機物除去性能もそれほど高くない。このため、放流水基準を満足させるために後段での好気性処理が必須となる。しかし、前段での有機物の分解に酸素が不要になることから、酸素供給動力の削減ができる。例えば、最近行われた下水を対象にしたメタン発酵と好気処理を組合せたパイ

ロットプラント実証試験では、いくつかの前提条件はあるが、活性汚泥法での処理に比べ70%以上の大幅な省エネルギー、及び汚泥発生量の削減効果が認められている¹⁰⁾。メタン発酵は、低水温では処理性能が著しく低下することから温暖地域での適用に限られること、処理悪化時の回復に時間を要することなど、まだまだ解決すべき課題は残っている。しかし、大幅な省エネルギーや汚泥発生量の削減が期待できることから今後の技術進歩が望まれる。

4-2 アンモニア脱窒

窒素除去プロセスでは、硝化に要する酸素供給動力が増えること、また、脱窒に必要なBOD/N比の小さな排水ではメタノール等の有機物添加が必要であり、処理コストが増加するなどの課題が残されていた。これに対し、アンモニアと亜硝酸を用いて脱窒を行う特殊な能力をもつバクテリア（アナモックス菌）を用いたアンモニア脱窒法が注目されている。このバクテリアは、次に示す反応式で脱窒を行うことができる。



すなわち、1モルのアンモニアと1.32モルの亜硝酸で有機物の添加を必要とせずに脱窒ができる。これは、排水に含まれるアンモニア窒素の約半分を亜硝酸に酸化することで良いことになり、曝気動力が半減する。また、脱窒に必要なメタノール添加が不要になり、汚泥発生量も大幅に減少される。この結果、ランニングコストの大幅な削減が期待できる。アンモニア濃度の高い下水消化汚泥脱離液を対象にした実証試験が行われ、窒素除去率は80%以上で安定した処理性能が得られることが示された¹¹⁾。現状では亜硝酸とアンモニアの濃度比を一定に制

御するためには、アンモニア濃度の高い排水にその適用が限られる。しかし、今後の研究開発によってその適用範囲が広がることも期待できる。

4-3 MBR

1990年代に実用化されたメンブレンバイオリアクター（MBR）は、生物処理における固液分離の問題を解決し、MLSS（Mixed Liquor Suspended Solids）濃度を10000 mg/Lの高い値に保つことで曝気槽のコンパクト化が図られること、細菌の流出をほぼ完全に抑えることができ、塩素等の殺菌剤投入が不要となり、トリハロメタン等の有害な塩素化合物の生成が抑えられること、などの優れた効果をもつことを示した。既に国内外で多くの実績があるが、処理水の循環利用や再利用が迫られている水資源賦存量の少ない地域では、その適用がますます広がることが予想される。

現状では、まだ膜の洗浄に要する曝気動力が高く、定期的な薬品洗浄やメンテ、水量変動に対する経済的な運転方法などにまだ改善すべき項目が残されている。しかし、膜の性能改善や低コスト化も急激に進んでおり、今後の発展が期待される。

参考文献

- 1) 磯部賢治：表面科学, 22 (10), pp.652-662 (2001).
- 2) Ardern, E. and W. T. Lockett: J. Soc. Chem. Ind., 33, p.523 (1914).
- 3) 北川政美他：荏原インフィルコ時報, 83, p.4 (1981).
- 4) 松尾吉高他：荏原インフィルコ時報, 88, p.59 (1983).
- 5) 洞沢勇編：生物膜法, 思考社, p.12 (1982).
- 6) 回転円板技術研究会編：回転円板法による污水处理技術, 山海堂, p.33 (1978).
- 7) 府中裕一他：荏原インフィルコ時報, 85, p.3 (1981).
- 8) 徳野光宏他：エバラ時報, 204, p.9 (2004).
- 9) 三島浩二他：水環境学会誌, 21, 4, pp.237-243 (1998).
- 10) 田中秀治他：第46回下水道研究発表会講演集, p.730 (2009).
- 11) 葛甬生他：第46回下水道研究発表会講演集, p.703 (2009).