

活性汚泥による有機物の取り込み機構と省エネルギー新技術
(既存処理施設高度化への改善試案)

都立大学工学部 生 方 悠

1 はじめに

活性汚泥や生物膜において、有機物除去に直接関与している微生物膜の厚さについて実験的に検討した。その厚さは $20\mu\text{m}$ 程度との結果が得られた。既存の処理施設を用いてリンや窒素を生物学的に除去する高度施設への改善について、先の結論と省エネルギーとの観点から考察した。

2 活性汚泥などの微生物(細菌)による基質取り込み過程における律速因子

曝気槽流入有機物の大部分はコロイド成分などの高分子有機物であり、活性汚泥微生物は分子量約 600 以下の低分子有機物しか取り込めないことから、活性汚泥処理においては高分子有機物を低分子有機物に加水分解する過程が有機物除去の律速段階となっている(1)。一方好気性細菌が有機物を代謝したり、また硝化細菌がアンモニア性窒素を硝酸性窒素に酸化する場合には酸素が必要である。この酸素は溶存酸素として溶液から細菌に供給される。活性汚泥や生物膜は微生物(細菌)の集合体である。この集合体においては水溶液に面した周辺部の細菌には酸素と基質が十分供給されているが、集合体内部においては周辺部の細菌により基質や酸素が消費されているので、それらの物質の利用が制限されているものと考えられる。このような状態は有機物除去における物質拡散速度律速と言って良からう。長期間にわたりそれらの物質の利用が制限されている細菌は活動が不活発になり、そのうちに休眠状態になるであろう。従ってMLSSなどの測定法では基質除去に直接関与している微生物量を表現できないことになる。

活性汚泥や生物膜などの微生物集合体において、基質除去に直接関与している細菌量を把握し、また物質拡散速度律速に関する因子を解析するため次に示す実験を行った。基質にはデキストリン(分子量 20000 以上でデンプンの代用物である)とグルコース(デキストリンはマルトデキストリンの形で取り込まれるがグルコースでも代用できる(1))を用い、活性汚泥にはデキストリン活性汚泥を使用した。基質除去反応槽の攪拌条件は3種類である。Diffuser は活性汚泥に対して酸素と基質を十分供給する。Stirrer は活性汚泥が沈殿しない程度に緩やかに攪拌し基質の供給のみを行わせた。一方生物膜を仮定して活性汚泥を静止沈殿させたものを Still とした。Stirrer と Still では酸素の供給は反応槽水面からの拡散に依存する。各々の条件のもとで基質の取り込みを測定した。実験結果とそれに基づく考察とを次に示す。

(A) RUN 1, 3, 7 における基質の除去速度 (mgTOC/gMLSS/h) は各々 100, 1, 73 であった。

(B) RUN 3 から沈殿活性汚泥は生物活性をほとんど示さない。

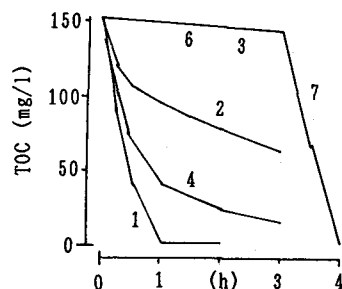
(C) RUN 1, 7 から3時間の嫌気条件で活性汚泥の活性度は3割ほど低下する。

(D) RUN 1, 4 から高分子有機物の取り込みは加水分解律速となっている。

(E) RUN 2 においては最初の15分間は溶液中の酸素を利用して有機物を取り込み、その後3時間までは反応槽水面からの酸素供給により活性汚泥は有機物を取り込んでいると考えられる。この有機物除去においては溶存酸素の供給が律速段階となっていると判断して良からう。

(F) RUN 3 における有機物の除去量は RUN 2 における15分までの除去量に比較しても極め

RUN NUMBER		
基質		
攪拌	Glc.	Dext.
Diffuser 1	4	
Stirrer 2	5	
Still 3	6	
Diffuser 7		
$X_0=2200, S_0=400$		



て少量であるので、溶存酸素が基質取り込みにおける律速段階にはなっていないと考えられる（DOを測定すべきであった）。従って沈殿活性汚泥内部においては、基質と溶存酸素の供給のうち一方ないし両者が、有機物除去における律速段階になっている。

(G) RUN 1, 3 から沈殿汚泥のわずか1%が基質除去に関与していることになる。活性汚泥反応槽には容量500ccのビーカーを用いた。反応液の高さは約9cmである。活性汚泥濃度は2200 mg/lであり、活性汚泥のSVIを100（測定していない）を仮定すると、沈殿活性汚泥の厚さは2cmである。この活性汚泥のうち有機物除去に関与する微生物を有効微生物とすると、有効微生物の厚さはわずか200 μmである。

(H) 活性汚泥のSVIは30以下を示すこともある。活性汚泥を球形と仮定するとフロックの間に隙間がある。生物膜では流水の煎断力に抵抗するため細菌はより高密度に充填されているであろう。また生物膜では酸素の拡散は一方向からであるので、その拡散量は球体の場合の3割程度となる。これらの関係を総合すると、生物膜において基質の除去に関与している有効生物の厚さは最大でも20 μm程度と計算される。

(I) 低酸素濃度においては生物活性が低下するので、生物膜内には溶存酸素濃度勾配が生じており、好氣的に生存を維持している細菌の厚さは40 μm程度になるであろう。この厚さ以上の担体部近くの生物膜の細菌は活動を休止しているか、また時間が経てば嫌氣的分解の基質となるであろう。

(J) 活性汚泥フロックにおいても、基質の除去に直接関与している有効生物の厚さは生物膜と同様に最大でも20 μm程度であろう。活性汚泥を球形と仮定すると、フロックの最大直径は有効生物膜厚の10倍程度であろう。これ以上の直径になると内部で嫌気反応が進行しフロックが分裂することになる。

(K) 有機物除去施設の設計において、生物膜法は生物膜面積を、また活性汚泥法では汚泥量を設計単位に用いるのは、有機物除去に関与する生物量がこのように決定されるからである。

3 既設処理施設高度化への改善試案

3.1 曝気槽流入有機物の成分

東京都の8処理場11系統における曝気槽流入水の有機性窒素とBODとの関係は次式で示される(2)。

$$BOD = 6.4 \times \text{有機性窒素} + 2.7 \quad (\text{単位 mg/l}) \quad (\text{相関係数 } R = 0.86)$$

平均値はBOD=105mg/l、同有機性窒素=12.2mg/lである。蛋白質の窒素含有率を16%として、また蛋白質のBODを0.8 g/gと仮定すると、下水中の蛋白質はBOD=61.5mg/lを示すことになる。したがって曝気槽に流入するBODの約6割は蛋白質に由来することになる。したがって都市下水処理においては有機物成分の蛋白質の分解代謝を主体にして考えるべきである。

3.2 種々の水域におけるN/P比ならびに窒素循環

種々の水域におけるN/P (mg/mg)比は主に人為的な汚染により変化している。概略的な数値を示すと、汚染の少ない黒潮・貧栄養湖では15以上、やや汚染の進行した東京湾などで12程度(3)、下水処理水で8程度である(4, 5)。一方細菌の増殖に要するその比は5程度である(6)。従って細菌の増殖にとって大部分の水域は窒素が過剰に存在しリンが不足しているリン律速の状態にある。このことから下水から窒素とリンを除去する場合にはリン除去を優先すべきである。アンモニア性窒素は水生生物に対して有害であり、また放流水域の溶存酸素を消費する。下水処理場で窒素除去が困難な場合には、酸化し硝酸性窒素として放流すべきであろう。放流域での有機物を利用した脱窒作用も期待できる。

3.3 既存処理場高度化への改善計画

既存の活性汚泥処理施設に対して曝気槽の前段部を嫌氣的に操作する嫌気・好気活性汚泥法に変更すれば、リンと窒素の両栄養塩が同時に除去できることは実施設を用いた実験でも確認されている(4, 5, 7)。両栄養塩を微生物を用いて除去する場合には、有機物が競合関係にあること、最適な汚泥返送率が逆関係にあること、また硝化反応を促進させるためにはSRT (SAT)を大きく取る必要がある。新たな処理場用地の取得が困難な所では両栄養塩を除去する嫌気・好気活性汚泥への変更は、技術的にも経済的にも不可能である。

放流域の富栄養化を防止するためには、有機物の他リン・窒素の両栄養塩を除去すべきであることは理解できる。新設の処理場では現在持てる処理技術のすべてを投入すべきであろう。処理水量が計画水量に達しており、既存の施設の改善ができない所では、暫定的な方策として次善の策を考える必要がある。完全な技術を要求すると改善策は先送りとなり、結果的に環境汚染を助長することになる。過剰なエネルギーを消費するような技術の開発は時の流れに逆行する。省エネルギーを考慮した具体的な改善案を次に示す。

(A) リン除去を主目的とした嫌気・好気活性汚泥法に改善する。有機物負荷、汚泥返送率、SRTは現状のままで良い。活性汚泥と下水を混合するために曝気槽前段部の空気量を減らすか、水中攪拌機を設置する。処理水リン濃度は通常状態でも 1.0 mg/l(9)が、また運転管理が行き届けば 0.5 mg/l(8) 以下が達成できる。この変更だけで栓流方式の処理場では曝気槽送風電力費が約 50%ほど節約できる(4)。

(B) 曝気槽後半部に硝化作用のみを目的とする回転円板を新たに設置する。嫌気・好気活性汚泥法の曝気槽に回転円板を設置すると、低水温期における硝化速度が活性汚泥法の 3 倍程度にまで増加することが実験的に確認されている(5)。水没型の回転円板では硝化作用が促進されていない(5)。有機物除去細菌の増殖速度は硝化細菌のそれより速いので、水没型の円板は有機物除去細菌で覆われ、溶存酸素が不足することから硝化細菌の活動が十分できないものと考えられる。散水濾床法や回転円板法などの生物膜法では生物膜が空気に直接接することにより溶存酸素濃度が上昇し硝化細菌の活動が促されるのであろう。生物膜法では硝化細菌と有機物除去細菌の棲み分けが可能なのであろう。曝気槽送風量と硝化速度に相関関係があるのは(4, 8)溶存酸素の不足に原因がある。硝化反応を通常の活性汚泥法で行っては省エネルギーにならない。

(C) 曝気槽内で硝酸性窒素が生成すると、返送汚泥中の硝酸性窒素は嫌気槽で脱窒作用を受けるのでその分の窒素除去が期待できる。また硝酸性窒素が存在すると第二沈殿池の沈殿汚泥が完全な嫌気性になるのを防止できるので、第二沈殿池におけるリン除去細菌からのリンの放出が抑制できる。更に硝酸性窒素の生成により曝気槽 pH が低下する。この pH 低下により糸状性細菌によるバルキングならびに放線菌によるスラム発生が抑制されるであろう。糸状性細菌や放線菌について数種の菌が純粋培養されており、増殖特性が報告されている。これらの細菌の増殖最適 pH は弱アルカリ側の pH 7-8 であり、これより酸性側の pH では増殖速度が著しく低下する(10, 11, 17)。

(D) 曝気槽嫌気部に種々の担体を組み込み、下水中の蛋白質を嫌気的に分解し揮発性脂肪酸を生成させる。HRT が長い場合にはメタン生成反応まで嫌気反応が進行するが、HRT が短いと有機酸生成反応までで反応が停止するようである(12, 18)。下水中のリン濃度が低下した場合でも、ある特定な嫌気・好気活性汚泥は嫌気過程で有機酸を取り込める(13, 14)。この現象を利用すると好気槽への有機物の流出を防止できるので、絶対好気性の糸状性細菌や放線菌の増殖が抑制され、バルキングやスラムの発生が少なくなるであろう。またアミノ酸を有機酸に変換しておけば、リン除去細菌は PHB や PHA を貯蔵できるので(15)、生分解性プラスチックの製造原料を余剰汚泥から生産できる可能性もある。

(E) 曝気槽での硝化作用を促進させるには回転円板法を併用する他、プラスチック製の浮遊担体を添加することでも可能である(16)。溶存酸素が少なくても担体が空気に触れることにより硝化菌の活動は活発になる。排出者に処理義務があるとすれば、処理場内で硝化反応が不完全な場合には放流水域に硝化用の回転円板を設置することも環境保全のためには必要となるであろう。有機物量が少ないので硝化を目的とする回転円板法の円板間隔は著しく狭くできるので、小型化が可能である。

<参考文献> (1)生方(1990):土木年講, (2)生方(1989):下水研究, (3)特集(1990):水濁, No. 4, (4)星加(S63):都下水技術調査年報, No. 7, (5)奥野(S62):都下水技年報, No. 7, (6)スタニア(1978):微生物学, p31, (7)原田(1990):博士論文, (8)北沢(1991):下水研究, (9)谷口(1988):下協誌, No. 292, (10)河野(1991):微生物の生態 17, (11)堺(1988):博士論文, (12)石黒(1985):下協誌, No. 255, (13)松尾(1984):下協誌, No. 241, (14)深瀬(1986):博士論文, (15)佐藤(1991):土木年講, (16)田中(H3):都下水技年報, No. 2-3, (17)竹内(H3):都下水技年報, No. 2-5, (18)渡辺(H1):下水の嫌気性処理, No. 3.