

(3) 嫌気性流動床における生物膜の物理性状に及ぼす浮遊固形物の蓄積の影響

EFFECTS OF ACCUMULATION OF PARTICULATE ORGANICS ON BIOFILM PHYSICAL PROPERTIES IN ANAEROBIC FLUIDIZED BED REACTORS

荒木 信夫*・原田 秀樹**・桃井 清至**

Nobuo ARAKI*, Hideki HARADA**, Kiyoshi MOMONOI**

ABSTRACT; Effect of particulate organic loading on performance of anaerobic fluidized bed reactor was investigated during a start-up period. Experiments were conducted by in parallel operating two laboratory-scale reactors with an identical size fed with a synthetic wastewater containing two different strengths of cellulose: 25% and 50% of the influent COD (referred to as 25%-run and 50%-run). Organic loadings were increased stepwise throughout 140 days from 0.5 to $10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ in the 25%-run, and from 0.5 to $5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ in the 50%-run. The influent cellulose strength caused a distinctive difference in the behaviors of cellulose retainment and degradation in the reactors. At the low strength (as for 25%-run) cellulose particles tended to be captured by attachment onto biofilm surfaces and then they were slowly but eventually degraded. On the other hand at the high strength (as for 50%-run) cellulose was more subject to being entrapped into inter-lattice voids between bioparticles one another, rather than attached onto biofilms themselves. A subsequent extrusion of cellulose particles entrapped in bed voids from the reactor was associated with a sharp decline in bed expansion within the initial 20 days. Cellulose accumulation in biofilms in the early stage of the 25%-run accounted for 16% of MLVSS, while in the last stage of the 50%-run it attained 36% of MLVSS. Cellulose accumulation affected significantly biofilm density, rather than biofilm thickness. The biofilm density decreased with an increase in cellulose content of biofilm. Bioparticles located at the upper portion of reactor had tendency to have larger thickness as well as higher cellulose content.

KEYWORDS; Anaerobic treatment, Fluidized bed reactor, Biofilm, Particulate organics, Cellulose

1. はじめに

近年、溶解性で易分解性の食品工業廃水を中心として嫌気性付着増殖型プロセスの処理への適用が進んでいる。これらのプロセスは、反応器内での生物膜やグラニュールといった微生物集塊体の形成によって高濃度の微生物を保持できることが特徴である。しかし、廃水中に浮遊固形物が含まれる場合、処理効率は極めて悪化する。その原因は、固形物の可溶化が律速になること¹⁾、固形物によって微生物集塊体の形成が阻害されること²⁾、反応器底部への固形物の蓄積によって活性菌体が流亡すること³⁾があげられる。

嫌気性流動床は、固形物の局所的な蓄積が発生しないことから付着増殖型プロセスの中では浮遊固形物の影響が小さいとされている。流動床内に流入した浮遊固形物は、生物膜の吸着能によって膜表面に捕捉される^{4, 5)}。流動床は、比表面積の大きい担体を用いるため単位反応器容積当たりの生物膜表面積が大きく、極めて高い浮遊固形物捕捉能を有している。したがって、廃水中に固形物が含まれる場合、流動床内

*長岡工業高等専門学校土木工学科(Dept. of Civil Engr., Nagaoka National College of Technology)

**長岡技術科学大学工学部建設系(Dept. of Civil Engr., Nagaoka University of Technology)

の生物膜は固形物を吸着することにより物理的な性質と生物学的な構造に大きな影響を受けることが考えられる。嫌気性流動床は、高い固形物吸着能と高濃度に微生物が保持できることから、セルロースのメタン発酵装置としての検討も行われている^{6, 7, 8)}。筆者ら⁸⁾は、COD割合で25%のセルロースを添加した人工基質を用いて嫌気性流動床をスタートアップし、生物膜の生物学的な構造の変化を追跡した。生物膜のセルロース分解比活性は種汚泥の5倍の $0.20\text{gCellulose}\cdot\text{gVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ に増加したものの、セルロース負荷を $0.25\text{gCellulose}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ に上昇すると、活性は $0.06\text{gCellulose}\cdot\text{gVSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ にまで低下した。セルロース負荷の増大は、生物膜内に過度のセルロースの蓄積を招き、生物膜の機械的な強度の低下によってSRTの急激な低下を引き起こした。その結果、増殖速度の小さい酢酸生成菌と酢酸資化性メタン菌の活性を著しく低下させるものであった。すなわち、浮遊固形物の流入が生物膜型プロセスへ及ぼす影響は、まず生物膜への吸着により生物膜の物理性状を変化させ、次にSRTの急激な低下によって生物膜の生物学的な構造に影響を与える。

しかし、これまでに浮遊固形物の吸着が嫌気性生物膜の物理性状に与える影響について検討した研究はほとんど行われていない。本研究は、浮遊性有機物としてセルロースをCOD割合で25%および50%添加した人工基質を用いて嫌気性流動床型反応器のスタートアップ実験を行い、流入したセルロースが流動床内の生物膜に与える影響を生物膜厚や膜密度といった物理性状の変化や反応器内での保持形態の観点から考察するものである。

2. 実験装置と方法

2. 1 実験装置

Fig. 1 に、流動床型反応器の概要を示す。反応器は、内径8cm、高さ160cmの塩ビ性カラムで、下部に流体整流器、上部に分離槽を設置した。反応器の全容積は13L、カラム部の容積は8Lである。基質の供給は定量チューブポンプにより循環ラインから注入し、上昇線流速は $7\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ に設定した。反応器の温度はウォータージャケットにより 30°C に制御した。付着担体は、クレハビーズ活性炭を標準フルイで調整し、脱イオン水で洗浄、脱気して用いた。この活性炭の平均粒径は 0.48mm であり、ピクノメータ法で測定した真密度は $1.696\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ である。付着担体の静置充填高さは40cmである。

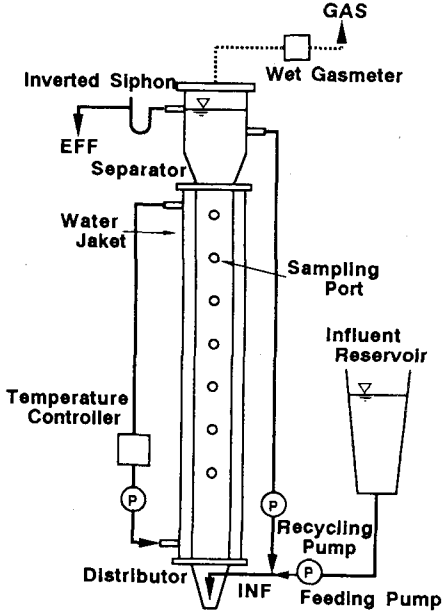


Fig.1 Schematics of fluidized bed reactor

2. 2 実験方法

実験は、COD割合でセルロースを25%および50%添加した2種の溶解性+浮遊固形物混合人工基質を用いた2系列で構成する。セルロース25%添加基質を用いた実験を25%系(25%-Run)、50%添加基質の実験を50%系(50%-Run)と呼ぶことにする。種汚泥は、都市下水処理場中温消化汚泥($14.04\text{gVSS}\cdot\text{l}^{-1}$)を用い、植種後の反応器内濃度が $2.5\text{gVSS}\cdot\text{l}^{-1}$ となるように投入した。Table 1に25%系および50%系実験に用いた基質組成を示す。溶解性有機成分としては、ショ糖+スキムミルクを用い、浮遊性有機成分

Table 1 Influent Compositions for The 25%-Run and The 50%-Run.

Composition	mg·l ⁻¹	Composition	mg·l ⁻¹
25%-Run		-- Mineral Solution --	
Cellulose	500	MgC ₂ ·6H ₂ O	33.3
Sucrose	800	MnSO ₄ ·4H ₂ O	15.0
Skimmed Milk	700	FeC ₂	5.0
50%-Run			
Cellulose	1000	CuSO ₄ ·5H ₂ O	5.0
Sucrose	530	CaC ₂ ·2H ₂ O	36.8
Skimmed Milk	470	Na ₂ SO ₃ ·7H ₂ O	107.0
-- Nutrients --		CoC ₂ ·6H ₂ O	1.2
NH ₄ Cl	172	Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	1.0
K ₂ HPO ₄	36		
NaHCO ₃	1500		

としてセルロースパウダー（ナカライテスク、100mesh通過粉末）を添加した。この基質のCOD_{cr}（以後CODと略す）は $2.0\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ である。人工基質は腐敗を防止するために毎日調整した。

有機物容積負荷（リアクター容積13Lを基準とする）は、HRTを短縮することにより、25%系実験では $0.5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ から段階的に1、2、3、5、 $10\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ まで上昇させ、それぞれをPhase-1（以後Phsと略す）～Phs-6とし、50%系実験では $0.5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ から1、 $2.5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ に上昇させ、それぞれをPhs-1'、2'、3'、5'とした。容積負荷 $5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ におけるHRTは9.6時間である。反応器のCOD物質収支に関する測定は、3～5日間隔に行い、それと並行して7～14日間隔に生物膜を採取して生物膜の物理性状（生物膜厚、膜密度）、流動床MLVSSと生物膜中のセルロース含有率を測定した。実験期間は140日である。25%系実験では、Phs-3（運転76日目）、Phs-5（104日目）、Phs-6（127日目）に反応器軸方向の3箇所から生物膜試料を採取し、物理性状、MLVSSとセルロース含有率の測定を行った。

3) 分析方法

①COD物質収支

流入CODに関しては、全COD濃度、溶解性COD濃度の項目から、流出CODに関しては、ガス生成速度、ガス組成、全COD濃度、溶解性COD濃度と流出セルロース濃度の項目から評価した。流出有機固形物濃度は、全COD濃度と溶解性（ $0.45\mu\text{m}$ メンブランフィルターろ液）COD濃度の差として求めた。流出セルロース濃度の測定は、流出水中の浮遊性物質を遠心分離（ $8000\times g$ 、 4°C 、5min）で捕集し、セルロースの抽出を行い、その抽出物の糖当量（COD換算値 $1.067\text{gCOD}\cdot\text{gCellulose}^{-1}$ ）として測定した。

②セルロース

試料中にはセルロースと微生物が混在しているため、湊⁹⁾の方法に準じて、微生物細胞をドデシル硫酸ナトリウム（SDS）で可溶化して取り除いた後にフェノール硫酸法により糖量を測定し、被抽出汚泥重量に対する抽出糖量からセルロース含有率を求めた。

セルロースの抽出方法は、まず、10mLの試料に対してSDS溶液（10mM）を40mL加え、超音波破砕器（BRANSON 250、max200W、本試料への照射時は50～55W）で2分間分散処理を行い、遠心分離（ $1000\times g$ 、 4°C 、5min）でセルロースの捕集を行う。遠心分離後上澄水を捨て、再度SDS溶液を加えてこの操作を3～4回繰り返す。次に遠心分離沈澱物をピーカーに移し、SDS溶液を加えて沸騰水中で約1時間加熱し、冷却後再度遠心分離（ $1000\times g$ 、 4°C 、5min）でセルロースを捕集する。蒸留水を用いてこの操作を2回繰り返す、遠心分離して得た沈澱物を抽出セルロースとした。

③生物膜の物理性状と流動床MLVSS

生物膜厚と膜密度は、Shiehら¹⁰⁾の方法を用いて測定した。まず、流動床の中層部に位置するサンプリング口から試料を採取し、全容積を測定した後に超音波（BRANSON 250、max200W、本試料への照射時は50～55W、1min）によって生物膜と担体を分離した後、生物膜は 600°C 揮発重量（VSS量）、担体は 105°C 乾燥重量を求める。次に、膜厚を測定するためにシリンジを用いて生物膜を剥離させないように生物膜付着担体（以後バイオパーティクルと呼ぶ）を別に採取し、実体顕微鏡写真を撮影する。生物膜厚は、200個以上のバイオパーティクルから得た平均粒径と担体の平均粒径の差から算出した。生物膜密度の算定は、まず、担体の乾燥重量を平均粒径を持つ担体一個の乾燥重量で除して試料中の担体個数を算出する。次に、試料中の全バイオパーティクル容積と担体の全容積から全生物膜容積を算出する。生物膜密度は、試料の剥離生物膜重量を全生物膜容積で除して算出した。

流動床内のMLVSS当量は、物理性状測定時のサンプル容積と剥離VSS量（試料中の浮遊VSSを含む）から算出した。この値は、反応器容積を基準としてしている。また、流動床内のセルロース含有率は、MLVSS測定と同様に、活性炭を取り除いた汚泥試料を用いて測定した。

3. 結果と考察

3. 1 反応器の運転状況

Fig. 2に、25%系および50%系実験の容積負荷、メタン回収率、溶解性COD除去率と全COD除去率の経日変化を示す。溶解性COD除去率は、流入全CODに対する流出溶解性CODから評価した。25%系実験では、Phs-3までは良好な処理成績を示した。Phs-3における全COD除去率、溶解性COD除去率は、それぞれ89.9%、94.0%であった。Phs-4以降COD除去率は徐々に減少し、有機物負荷 $10\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (Phs-6)で急激に低下した。メタン回収率もCOD除去率と同様にPhs-3、5では、流入CODの73%、59%と緩やかに低下傾向を示したが、Phs-6では25%にまで急激に低下した。

50%系実験では、運転開始後のPhs-1'における溶解性COD除去率、全COD除去率は50~70%であったが、メタン回収率は20%と小さな値を示した。メタン回収率は、運転25日目以降急激に70%まで上昇した。その後溶解性および全COD除去率は、容積負荷 $5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ に上昇するまで緩やかに上昇傾向にある。一方、メタン回収率は、0.5から $1.0\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、1.0から $2.0\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ への2回の負荷上昇直後には40%まで急激に低下し、その負荷での運転を継続すると再び急激に70%程度まで回復するといった変化を示した。

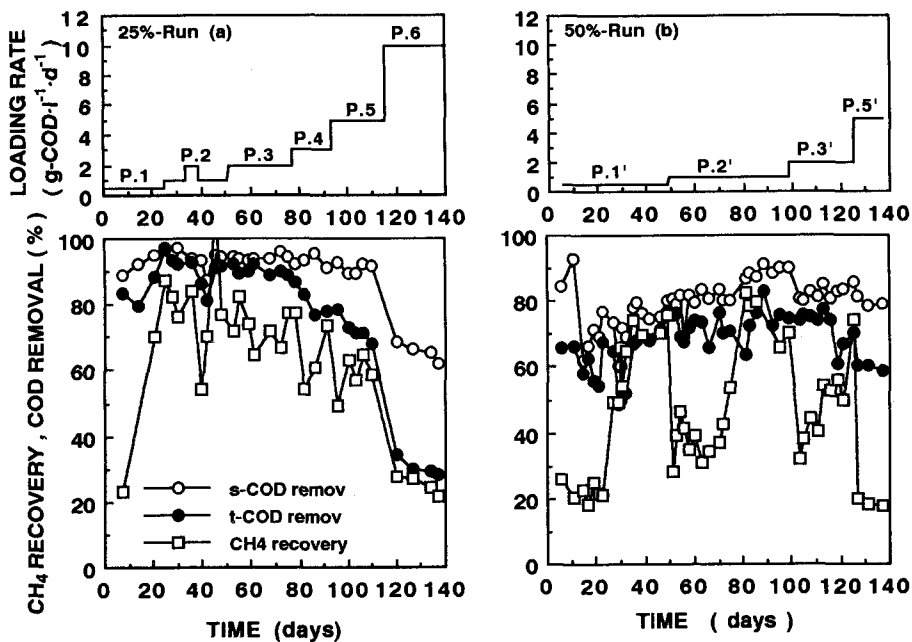


Fig.2 Time course of loading rates, methane recovery, soluble COD removal and total COD removal for the 25%-Run and the 50%-Run.

Fig. 3に、25%系および50%系実験の流出有機固形物濃度と流出セルロース濃度の経日変化を示す。25%系の流出有機固形物濃度は、高いメタン回収率を示したPhs-3までは、 $100\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の低い値であったが、Phs-4以降急激に上昇し、Phs-6には $750\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ に達した。流出セルロース濃度はPhs-4までは $6\sim 65\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ と小さく、流入セルロースのほぼ全量が反応器内に抑留されたが、Phs-5以降徐々に上昇しPhs-6には $200\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ まで増大した。50%系の流出有機固形物濃度は、実験期間を通じて $70\sim 400\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ で周期的に変動した。流出セルロース濃度は、Phs-1'では $10\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下であったが、Phs-2'で一時的に $70\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ まで上昇し、Phs-5'には $350\text{mgCOD}\cdot\text{l}^{-1}$ に達した。

Fig. 4に、25%系および50%系実験の流動床MLVSS(a)と流動床内生物膜(汚泥)のセルロース含有率(b)の経日変化を示す。25%系の流動床MLVSSは、生物膜の成長によってPhs-3までに $2.5\text{gVSS}\cdot\text{l}^{-1}$ から $12.5\text{gVSS}\cdot$

1⁻¹に急上昇したが、Phs-4以降MLVSSの増大する速度は低下し、Phs-6では13.5gVSS・1⁻¹で平衡に達した。50%系の流動床MLVSSは、Phs-1'で8.9gVSS・1⁻¹に上昇した後、Phs-2'の運転83日目まで上昇を示さなかった。Phs-2'の83日目以降MLVSSは急激に上昇し、Phs-3'では19.2gVSS・1⁻¹、Phs-5'では23.0gVSS・1⁻¹にまで増大した。

25%系の流動床内セルロース含有率は、運転24日目に15.8%（流動床蓄積濃度564mgCellulose・1⁻¹）まで上昇したが、それ以後Phs-4までは、含有率は2.5%にまで徐々に減少した。負荷が5gCOD・1⁻¹・d⁻¹に達したPhs-5からセルロース含有率は上昇し、Phs-6には17.6%（2520mgCellulose・1⁻¹）まで上昇した。50%系実験の流動床内セルロース含有率は、負荷上昇にともなって8.2%~18.8%の範囲で周期的に変動したが、Phs-5'、6'とセルロース含有率は急上昇し、Phs-6'には36.1%（8300mgCellulose・1⁻¹）に達した。

両実験系の運転開始時にセルロース含有率が上昇した原因は、種汚泥のセルロース分解活性（0.03g-Cellulose・gVSS⁻¹・d⁻¹）⁸⁾が小さく、運転開始時のセルロース汚泥負荷（25%系、0.025；50%系、0.05gCellulose・gVSS⁻¹・d⁻¹、植種汚泥量から算定）が分解速度と同等か大きかったためである。その後、25%系実験のセルロース含有率は、セルロース分解活性が徐々に0.20gCellulose・gVSS⁻¹・d⁻¹にまで上昇した⁸⁾ためにPhs-3（セルロース汚泥負荷0.11gCellulose・gVSS⁻¹・d⁻¹、反応器内の総汚泥量は流動床MLVSSと展開高より算定⁸⁾）まで減少傾向にある。一方、50%系実験はセルロース負荷が大きいために、Phs-2'への負荷上昇後にもセルロース含有率の上昇を招いた。しかし、セルロース負荷0.5gCellulose・1⁻¹・d⁻¹まではセルロース分解菌の馴養によって過剰なセルロースの蓄積は発生しないものであった。Phs-3'まで流出溶解性COD濃度は小さく、溶解性成分のメタン化は阻害されることなく進行した。

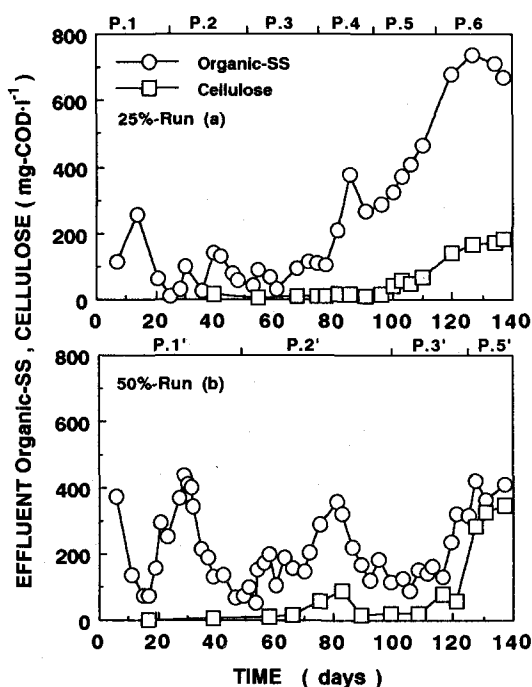


Fig.3 Changes in effluent organic-SS and effluent cellulose for the 25%-Run and for the 50%-Run.

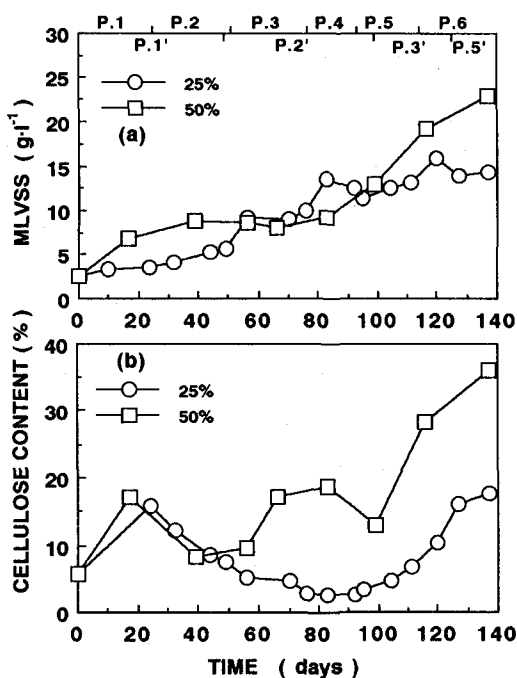


Fig.4 Changes in MLVSS based on reactor volume (a) and cellulose content of biofilm (b).

3. 2 セルロースの蓄積が生物膜の物理性状に及ぼす影響

Fig. 5に、25%系および50%系の生物膜厚(a)と膜密度(b)の経日変化を示す。生物膜厚はいずれの系も初期生物膜形成現象^{11, 12)}が発生することにより、運転開始当初に250μmに発達した。25%系では、膜厚はその

後徐々に100 μm にまで減少し、Phs-5以降は上昇傾向にある。25%系の膜密度は、Phs-4まで一貫して上昇したが、Phs-5以降はみかけ上の平衡に達した。負荷の増大したPhs-5以降は、膜厚は増大し、逆に膜密度は減少するといった生物膜の膨化現象を招いた。Sheihら¹⁰⁾も、高濃度に炭水化物を含有した産業廃水や都市下水を処理する流動床 (Oxitron System) 内の生物膜厚は、生物膜の密度と共に変化し、生物膜密度が上昇すると膜厚は低下すると報告している。

50%系の生物膜厚は、運転56日目まで25%系と全く同じ挙動を示したが、66日目には200 μm に急上昇した。運転83日目以降は減少傾向にある。膜密度は56日目まで上昇しており、25%系に比較すると3~4倍も大きい値を示した。運転66日目以降99日目までは、生物膜厚の上昇にともなって膜密度は急激に低下した。その後、膜密度はPhs-3'で38.8 $\text{mgVSS}\cdot\text{cm}^{-3}$ 、Phs-5'で54.5 $\text{mgVSS}\cdot\text{cm}^{-3}$ と急激に増大した。50%系実験のPhs-3'、5'における生物膜密度が大きく算定されたのは、バイオパーティクル間に捕捉された汚泥も生物膜として評価されたことが原因と考えられる。50%系実験のPhs-3'、5'では、MLVSSも極めて大きな値を示しており、バイオパーティクルが上昇流下で浮遊するといった流動床は存在せず、濃厚汚泥からなるスラッジベッドに担体が混入しているといった状態にあった。

流動床は担体への生物膜の付着によってバイオパーティクルの物理性状の変化とともに流動床の展開高が変化する。Fig. 6に、25%系および50%系実験における流動床展開高さの経日変化を示す。いずれの系も運転開始当初に初期生物膜形成現象^{11, 12)}が発生し、25%系では運転4日目、50%系では運転2日目に流動床は反応器最上部 (160cm) まで展開した。50%系実験では、流動床の展開高は当初反応器の最上部に達したが、その後70cm程度まで低下した。Phs-2'以降も流動床の展開率に強く影響を与える生物膜厚が変化しても流動床の展開高は急激な変化を示していない。これは、セルロース負荷が大きいためバイオパーティクル間の空隙にセルロースが捕捉され、このセルロースがバイオパーティクル同士を緩く架橋したために、沈降速度が増大し流動床空間率が低下したものと考えられる。

Fig. 7に25%系実験の運転56日目(a)および50%系実験の運転66日目(b)におけるバイオパーティクルの実体顕微鏡写真を示す。25%系のバイオパーティクルのセルロース含有率は6%と小さく、生物膜は滑らかな表面を有している。一方、50%系のバイオパーティクルはセルロース含有率が17%であり、膜厚も200 μm と大きくセルロースの蓄積による生物膜の膨化が進行している。生物膜表面は流入セルロースと類似の物質によってブランケット状に毛羽立っており、この物質によってバイオパーティクル同士が架橋されている様子が観察できる。

流動床の運転開始後の浮遊固形物負荷は、流動床内の固形物の抑留形態を大きく変化した。セルロ

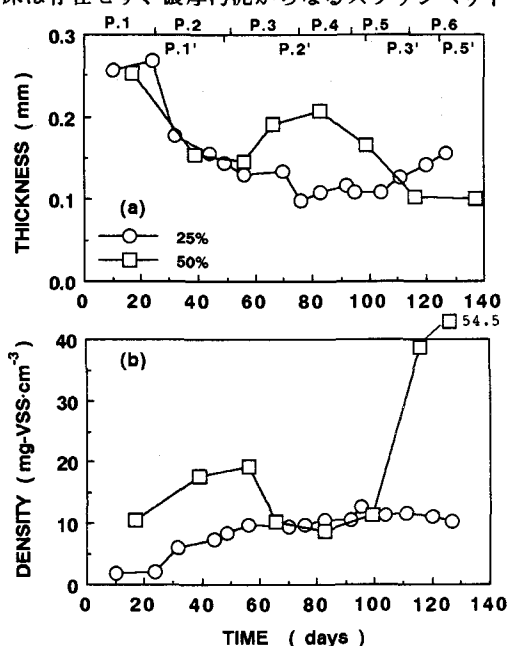


Fig.5 Changes in biofilm physical properties with respect to thickness (a) and density (b).

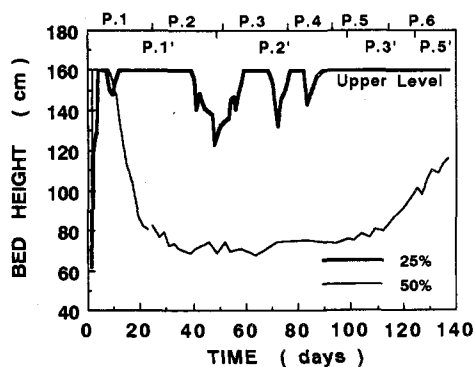


Fig.6 Changes in fluidized bed height.

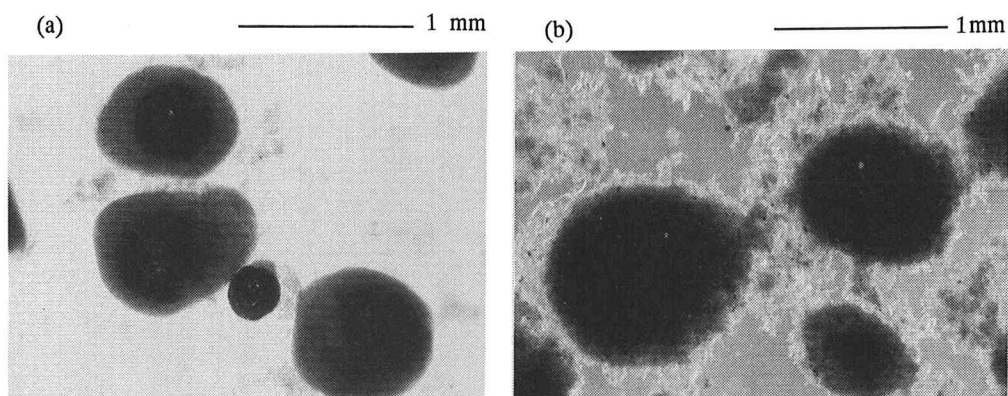


Fig.7 Photographs of bioparticles for the 25%-Run at 56 days after start-up (a) and for the 50%-Run at 66 days after start-up (b).

ース分解速度よりも小さなセルロース負荷で運転を開始した場合（25%系実験）、セルロースは生物膜表面に吸着する。その後、セルロースは生物膜内で可溶化されメタンにまで分解される。生物膜内部には増殖した菌群が集積する。このようなセルロースの抑留形態では、セルロース負荷が増大すると生物膜の膨化が発生する（Fig. 5）。膨化が進行すると生物膜の機械的な強度が低下することから生物膜の剥離が卓越するようになる。流動床内の生物膜に含まれるセルロース含有率（19%）に対して流出汚泥に含まれるセルロース含有率（26%）が50%系実験に比較すると近い値を示していることから（Fig. 3、Fig. 4）、過剰に吸着したセルロースは分解される前に微生物と共に剥離し、流出するものと考えられる。

一方、セルロース負荷を分解速度よりも大きい条件で生物膜を馴養した場合（50%系実験）、流入したセルロースはバイオパーティクル表面の吸着サイトが満杯になるとしだいにバイオパーティクル間隙に捕捉されるようになる。その結果、流動床の展開率は小さくなり（Fig. 6）、上昇線流速による流動床の空間率の制御ができない状態となる。このような抑留形態では、負荷を増大するとセルロースの捕捉によって流動床内の汚泥濃度は急激に上昇する。流動床内の汚泥のセルロース含有率（35%）に対して、流出固形物に占めるセルロースの割合（90%）が大きいことから（Fig. 3、Fig. 4）、セルロース負荷がバイオパーティクル間隙による固形物の捕捉能力を越えると、流入したセルロースは反応器内に全く抑留されることなく流出するようになると思われる。

また、基質中に占めるセルロース含有率の違いは、セルロースが完全に分解されている条件では問題とならないが、セルロース負荷が分解速度より大きくなった場合には汚泥の流動床内での保持形態に影響を及ぼすものとなる。蓄積セルロースは、未分解成分だけ微生物の増殖量を低下させる。また、浮遊固形物が流入する場合、固形物の加水分解と酸生成は主に浮遊状態の微生物が行い、有機酸等の溶解性成分は生物膜を形成した微生物が担っているとされている⁶⁾。これらのことから、流動床内にセルロースの蓄積が発生した場合には、メタンにまで分解される成分が減少し、生物膜を構成する微生物の増殖量が低下する。したがって、基質中にセルロースの占める割合が大きいほど、流動床内の固形物（増殖微生物も含む）の抑留形態が生物膜からバイオパーティクル間の捕捉に変化しやすいことになる。

3. 3 反応器軸方向の生物膜の変化

Fig. 8に、25%系実験のPhs-3（運転76日目）、Phs-5（104日目）、Phs-6（127日目）に測定した反応器軸方向の生物膜厚(a)と膜密度(b)の変化を示す。生物膜厚はいずれのRunも反応器底部から上部へと大きくなる傾向にある。特に、Phs-3では他の測点に比較して反応器上部の値が大きくなっている。生物膜密度は、Phs-3、5では反応器底部、中部に対して反応器上部の値が小さい。Phs-6の膜密度には大きな変化はない。

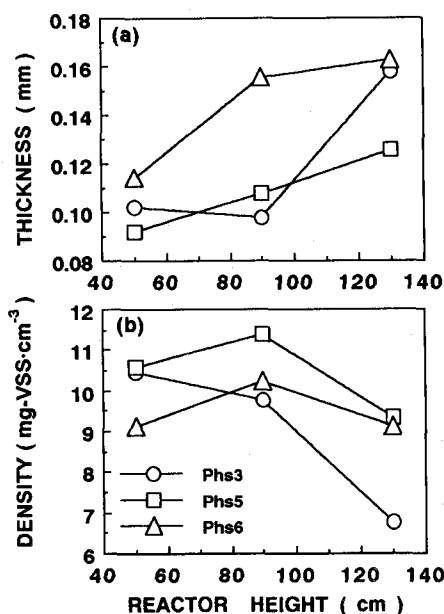


Fig.8 Profiles of biofilm physical properties with respect to thickness (a) and density (b) along reactor height for the 25%-Run.

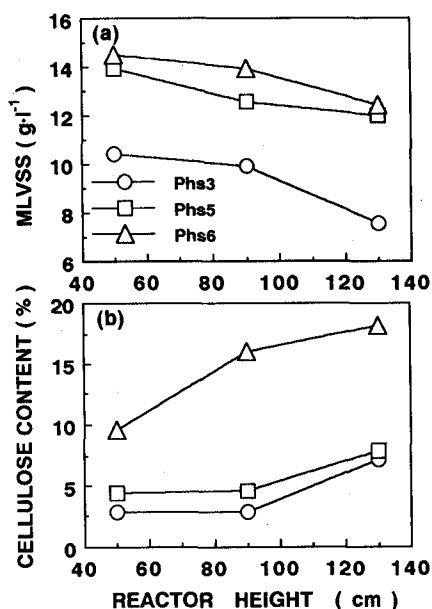


Fig.9 Profiles of MLVSS (a) and cellulose content of biofilm (b) along reactor height for the 25%-Run.

Fig. 9に、25%系実験のPhs-3、5、6における反応器軸方向の流動床MLVSS(a)とセルロース含有率(b)の変化を示す。流動床MLVSSは、いずれのRunも反応器底部から上部へと減少した。一方、流動床内のセルロース含有率は、MLVSSとは逆に底部から上部へと大きくなる傾向にある。

流動床MLVSSは、浮遊固形物の流入しない条件では、反応器底部から上部へとわずかに増大する^{11, 18)}。しかし、セルロースが流入する本実験では、逆に底部から上部へとMLVSSは減少している。バイオパーティクルの沈降速度は、膜厚の増大によって低下するが、粒径がある値以上に大きくなると逆に増大する。0.2~0.5mm程度の微細な粒状担体を用いた場合、嫌気性流動床内で形成する薄い生物膜厚の範囲(<250 μm)^{14, 15, 16)}では、膜厚の増加は流動床の空間率を増大させる場合が多い¹¹⁾。したがって、セルロースの吸着によって膨化の進行したバイオパーティクルは、密度低下によって流動床上部へと移動する。流動床上部では、粒径の大きいバイオパーティクルが存在するために流動床の空間率が大きく、単位流動床容積あたりのMLVSS当量を小さくしている。浮遊固形物の流入しない条件では、反応器上部の生物膜は増殖微生物の付着によって肥厚化が進行し、膜密度も上昇する。一方、浮遊固形物の流入する条件では、セルロースの蓄積によって生物膜の肥厚化が進行するために、膜密度の低下をもたらしている。膨化の進行したバイオパーティクルは膜密度が小さいために単位付着生物膜量が小さくなり、さらにMLVSSを低下させていることになる。

4. まとめ

浮遊性有機物としてセルロースをCOD割合で25%および50%添加した人工基質を用いて嫌気性流動床型反応器のスタートアップ実験を行い、浮遊性物質の蓄積が生物膜の性状に及ぼす影響について検討した結果、以下の結論が得られた。

- 1) 流動床の運転開始後の設定セルロース負荷は、流入セルロースの反応器内での保持形態を大きく変化させた。すなわち、負荷の小さい場合、セルロースは生物膜に表面に保持され、負荷の大きい場合は、バイオパーティクル間隙に捕捉されて保持される。

- 2) 流動床内のセルロース含有率は、流動床内の汚泥が生物膜で保持された場合（セルロース25%添加基質）には、容積負荷 $10\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ($2.5\text{gCellulose}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) で流動床MLVSSの16%に増大した。セルロースが主にバイオパーティクル間隙に捕捉される場合（50%添加基質）には、容積負荷 $5\text{gCOD}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ($2.5\text{gCellulose}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) で流動床MLVSSの36%にまで上昇した。
 - 3) セルロース負荷の増大によって流入セルロースがバイオパーティクル間隙での捕捉されると流動床の展開率が低下し、上昇線流速による流動床空間率の制御ができなくなった。このような汚泥の保持形態では、流動床のMLVSSは上昇するものの流出固形物濃度が高い。
 - 4) 生物膜密度は、生物膜厚に比較してセルロースの蓄積の影響を大きく受ける。生物膜密度は、セルロース含有率が大きくなると低下する。
 - 5) 生物膜厚は、反応器軸方向に底部から上部へと増大する。生物膜密度は逆に、セルロースの蓄積によって膨化したバイオパーティクルが上部へと移動するために反応器上部へと減少する。そのために、流動床MLVSSは反応器底部から上部へと減少するものであった。
- 本論文のFig. 2~4の25%系実験のデータは、引用文献8に発表したものを再掲載した。

謝 辞

本研究を行うにあたり、当時長岡工業高等専門学校学生、西尾克貴君（現岩手大学学生）、瀬下克志君（現電源開発（株））の多大なる協力を得た。ここに記して謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) 遠藤銀朗 (1980) 嫌気性消化の酸生成相に関する研究、東北大学学位論文。
- 2) Sayed, s., de Zeew, W., and Lettinga, G. (1983) Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a flocculant sludge UASB reactor. *Agricultural Waste*, 11, 197-226.
- 3) Young, J.C. and Dahab, M.F. (1982) Operational characteristics of anaerobic packed-bed reactors. *Biotechnology and Bioengineering Symposium* No.12, 303.
- 4) Sprouse, G. and Rittmann, B.E. (1990) Colloid filtration in fluidized beds. *Journal of Environmental Engineering*, 116, 299-313.
- 5) Rittmann, B.E. and Wirtel, S.A. (1991) Effect of biofilm accumulation on colloid cohesion. *Journal of Environmental Engineering*, 117, 692-695.
- 6) Morris, J.W. and Jewell, W.J. (1983) Organic particulate removal with the anaerobic attached-film expanded-bed process. *Proceedings of 38th Industrial Waste Conference*, Purdue University, 591-601.
- 7) Reig, M., Tolgra, F., Tsai, G.J., Jansen, N.B. and Tsao, G.T. (1989) Methane generation from chemically pretreated cellulose by anaerobic fluidized bed reactors. *Biological Wastes*, 29, 201-210.
- 8) 荒木信夫, 原田秀樹, 桃井清至 (1993) 嫌気性流動床による浮遊性固形物の捕捉と分解, 水環境学会誌, 16, 585-592.
- 9) 湊一 (1962) 反すう獣第一胃内醗酵の生体内機作に関する研究, 農業化学, 36, 101-106.
- 10) Shieh, W.K., Sutton, P.M. and Kos, P. (1981) Predicting reactor biomass concentration in a fluidized bed system. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 55, 1191-1195.
- 11) 荒木信夫, 原田秀樹, 桃井清至 (1993) 嫌気性流動床内の生物膜の物理性状に及ぼす上昇線流速の影響, 水環境学会誌, 16, 209-218.
- 12) 柴崎和夫, 小林茂, 足利伸行 (1993) 嫌気性流動床の造粒物形成に及ぼす操作因子の影響, 水環境学会誌, 16, 37-45.
- 13) Gorris, L.G.M., van Deursen, J.M.A., van der Drift, C. and Vogels, G.D. (1989) Biofilm development in laboratory methanogenic fluidized bed reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 33, 687-693.
- 14) Schraa, G. and Jewell, W.J. (1984) High rate conversions of soluble organics with a thermophilic anaerobic attached film expanded bed. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 56, 226-232.
- 15) Chen, S.J., Li, C.T. and Shieh, W.K. (1988) Anaerobic fluidized bed treatment of an industrial wastewater. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 60, 1826-1832.
- 16) Rao Bhamidimarri, S.M., Greenfield, P.F. and Bull, P.R.F. (1987) Biofilm characteristics in a fluidized bed bioreactor. *Proceedings of 38th Industrial Waste Conference*, Purdue University, 103-111.