

B-5 標準活性汚泥法における 有機性一時貯蔵物質の挙動

近藤光佳¹・○佐藤弘泰^{2*}・小貫元治³・味埜俊²

¹ 東京大学工学部都市工学科 (〒113-8656 東京都文京区本郷 7-3-1)

² 東京大学大学院新領域創成科学研究科 (〒277-8563 千葉県柏市柏の葉 5-1-5)

³ 東京大学サステナビリティ学連携研究機構 (千葉県柏市柏の葉 5-1-5)

* E-mail: hiroyasu@k.u-tokyo.ac.jp

1 はじめに

自然界の微生物には PHA(ポリヒドロキシアルカン酸)等の有機性一時貯蔵物質を蓄積するものが存在する。下水処理法として広く普及している標準活性汚泥中の細菌にも同能力を有するものが存在する。近年、これらの有機蓄積物の重要性は下水処理分野で注目されているものの、生物学的リン除去法との関連では深く研究されているものの、好気条件での有機物除去過程での PHA の生成に関する知見は非常に限られている。本研究では実下水処理場から採取した活性汚泥と酢酸溶液または実下水を好気条件で混合してバッチ試験をすることにより、好気条件での有機物除去における PHA の挙動を調べた。また、その結果を IWA 活性モデル ASM3 (Henze et al., 2000) に適用し、モデルによる再現性を評価した。

2 バッチ試験の方法

バッチ試験には、標準活性汚泥法で運転されている A 処理場および B 処理場の各活性汚泥を用いた。各汚泥に対して好気条件下で実下水を投与する実験(実下水投入実験)と、酢酸ナトリウムを与える実験(酢酸ナトリウム投入実験)を行った。

装置はポリバケツと三角フラスコの二つの反応槽で構成されており、両者はマスターフレックスポンプとタイマーにより一定時間毎に水の入替えが出来る。ポリバケツ側は常時曝気した。反応槽内の MLSS は 1,000mg/L 前後とした。ポリバケツから一定時間毎にメスピペット等により採水を行いそのサンプルを分析する。また、三角フラスコ側は活性汚泥混合液の流入・流出口を除けば密閉されており、溶存酸素濃度(DO)は DO 計により測定し、そこから酸素摂取速度(OUR)を算出した。

実下水投入実験に用いた下水は最初沈殿地越流水を用いた。酢酸ナトリウム投入実験では、塩化カルシ

ウム 2 水和物 2.2mg/L、塩化マグネシウム 6 水和物 23mg/L、塩化カリウム 10.5mg/L、塩化アンモニウム 4.4mg/L、硫酸アンモニウム 5.4mg/L、リン酸水素二カリウム 4.5mg/L、リン酸二水素カリウム 3.5mg/L、酢酸ナトリウム 3 水和物 400mg/L を含む溶液を用いた。いずれの実験も室温 20℃ の恒温室内で行い、pH 調整および硝化抑制は行っていない。

測定項目は MLSS、MLVSS、OUR、溶解性 COD、用いた下水中の全 COD、PHA、酢酸イオン濃度である。OUR は DO の減少速度から計算した。溶解性および全 COD の測定には重クロム酸カリウムを酸化剤として使い、分解後比色法により定量した(Hach 社 COD 測定キット)。PHA はメチル化分解後ガスクロマトグラフ法により 3-ヒドロキシ酪酸(3HB)および 3-ヒドロキシ吉草酸(3HV)の和として定量した。酢酸イオンはイオンクロマトグラフ法により定量した。また、PHA および酢酸イオン濃度は全 COD 換算した。

3 実験結果

図 1 に例として実下水投入実験の測定結果を示す。なお図 1 a)および c)の点線は内生呼吸実験により求めた内生呼吸速度を表している。

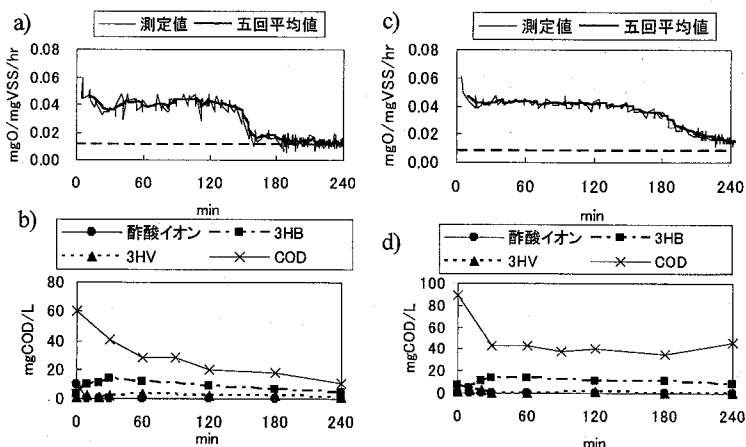


図 1 実下水投入実験の結果 (a)A 処理場:OUR (b)A 処理場:酢酸イオン、PHA、COD (c)B 処理場:OUR (d)B 処理場:酢酸イオン、PHA、COD)

4 実験結果の解析

4.1 酢酸から PHA への変換率

本研究の酢酸ナトリウム投入実験において、酢酸から生成される PHA の主成分である 3HB への変換率を求めた。A 処理場では 50%、B 処理場では 74%であった。

4.2 流入 COD から PHA への変換率

ASM3 で定義されている流入下水中の易分解性有機物 (RBCOD) から PHA への変換率を求めた。RBCOD 量はここでは各実下水投入実験において COD 減少速度が変化した時間 (A 処理場 120min、B 処理場 30min) までに消費された COD 量とした。

4.3 PHA 消費速度

PHA の減少速度は $0 \sim 0.004 \text{ mgCOD/mgVSS/hr}$ であった。生物学的リン除去活性汚泥についての Petersen *et al.* (1998) の結果では $0.003 \text{ mgCOD/mgVSS/hr}$ であり、本研究の結果に近い値であった。

4.4 バッチ試験の酸素収支

各バッチ試験において、酸素の収支を評価した。結果の例を図 2 に示す。収支計算においては、投入した基質 (下水又は酢酸ナトリウム溶液) 中の全および溶解性 COD、各時点で残存する溶解性 COD および PHA として蓄積された COD 量、および各時点までの累積酸素消費量を直接実験により求めた。残存溶解性 COD、蓄積 PHA 量、および累積酸素消費量の和は、ほぼ投入した溶解性 COD 量と等しくなると予想できる。実下水投入実験における収支の状況を図 2 に示す。

図 2 中、「その他」として表した部分は、収支がとれなかった部分であり、PHA 以外の蓄積有機物として蓄積されたと考えられる部分である。

A 処理場、B 処理場ともにバッチ試験開始後 30～60 分程度で「その他」としての蓄積が最大となっていた事がわかる。実下水投入実験のみであった。PHA の蓄積と合わせて投入 COD の 3 割程度にあたる量の蓄積があったことがわかる。また、そのうち PHA の割合は、A 処理場で 4 割くらい、B 処理場では 2 割未満であった。

B 処理場では 120 分以降は累積酸素消費量の増加により酸素収支がとれなかった。収支がとれなかった主原因は硝化の影響であると考えている。

5 ASM3 との比較

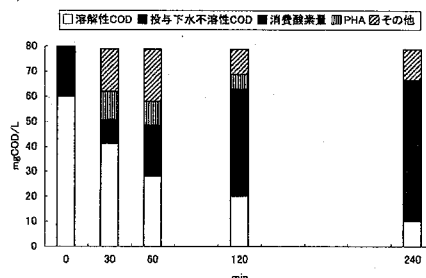
簡略化した ASM3 を用いて実験結果のシミュレーションを試みた。硝化プロセスや、アルカリ度等の項目が省略されたものである。各反応速度式を Microsoft Excel に入力し 4 次のルンゲクッタ法により計算した。

5.1 検討した系と初期条件

酸素収支の取れた A 処理場実下水投入実験について検討した。用いた下水中の成分は、溶解性のもののうち 120 分までに消費された部分を易分解性有機物 (RBCOD) と

した。また、初期の活性汚泥中の従属栄養微生物濃度 X_H は Dionisi *et al.* (2005) を参考に $\text{mgVSS} \rightarrow \text{mgCOD}$ の単位変換を行い、RBCOD (S_S) は COD の測定結果から、COD 減少速度が変化する前までに消費された COD 量とした。

a)



b)

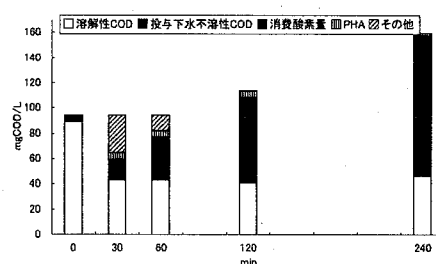


図 2 実下水投入実験の酸素収支 (a) A 処理場 b) B 処理場)

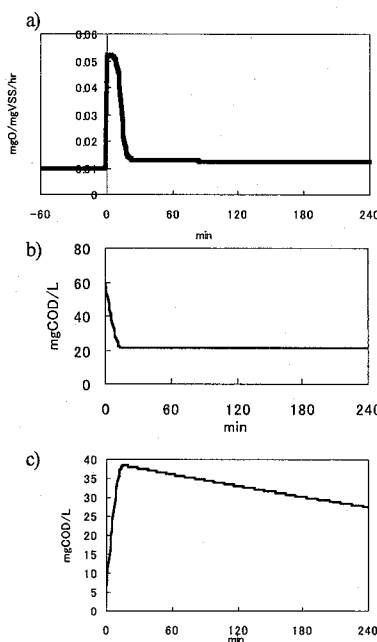


図 3 ASM の推奨値でモデルを作った時の結果 (a) OUR b) COD c) PHA)

5.2 パラメータの調整

まず、ASM3 がデフォルトで採用している推奨値を用いてシミュレーションを行った。その結果を図3に示す。基質摂取が実際よりも著しく速く進み、実測とはだいぶ異なる結果となった。そこで、 k_{STO} (最大比貯蔵速度)の値を推奨値 5 を 0.93 に、 $b_{H_{2}O_2}$ (内生呼吸速度)の値を推奨値 0.2 を 0.19 に、 b_{STO, O_2} (貯蔵物質の内生呼吸分解速度)の値を推奨値 0.2 を 0.19 に、 Y_{STO, O_2} (貯蔵物質の生成収率)の値を推奨値 0.57 に変更した。この調整後のシミュレーション結果を、回分試験による実測値とともに図4に示す。

5.3 ASM3 の計算結果とバッチ試験の比較

図4について、シミュレーションの結果と実測値との比較を行う。

OUR について、60 分過ぎまではバッチ試験とシミュレーション結果の差は小さかったが、その後、シミュレーション結果の方は OUR が内生呼吸レベルまで急速に低下したのに対し、実験結果では OUR は 150 分頃までほぼ一定であった。溶存 COD の挙動はシミュレーションにより比較的良く再現できていた。一方、蓄積された有機物はシミュレーションの方が実測された PHA 量よりも多かった。特に 60 分以降の違いが顕著であった。また、シミュレーション結果は、実測された PHA の挙動よりも、酸素収支から推定した PHA 以外の貯蔵有機物量と PHA をあわせた全貯蔵有機物量に近い挙動を示した。

ASM3 によるシミュレーションでは、OUR の減少が見られた時間帯は COD の減少が止まった時間帯および蓄積有機物量がピークに達した時間帯と一致していた。一方、実験結果では、COD の減少が止まった時間帯と PHA の量がピークに達した時間帯は互いに近かったものの、OUR の減少が見られた時間帯とは大きく異なっていた。

実測の OUR は 150 分頃に減少したが、その原因が図4からは見いだしがたい。PHA の減少速度は、150 分前後では変化していない。また、全貯蔵有機物量を見ると、120 分頃以降減少速度が低下しており、やはり OUR の変化時期と一致していない。

5.4 OUR の減少を引き起こした原因

興味を持たれるのは、図4で実測の OUR の 150 分前後における減少の原因である。

ところで、本実験では硝化を抑制しなかったため、硝化による酸素消費が実測の OUR に影響を与えたことを考慮しなければならない。また、全貯蔵有機物量の推定は、硝化の影響を受けているであろう事に加え、そもそも OUR 測定精度から考えて、十分な精度を持つて行うことができたとは考えられない。

そうした OUR 測定に関わる問題点、および、全一時貯蔵有機物量測定にかかわる問題点を認識しつつ、OUR の減少を引き起こした要因について考える。まず、OUR の減少に硝化の完了(アンモニアの枯渇)が関与した影響がある。

しかし、開始直後から 150 分頃まで OUR がほぼ一定であった事を考えると、アンモニアの枯渇だけが OUR 減少の主たる要因であるとは考えにくいように思われる。また、PHA の貯蔵レベルが基底状態に達したためであるとは考えにくい。PHA の減少速度は 30 分から 240 分にかけてほぼ一定である。こうしたことから一時貯蔵物質のうちの一部の成分の枯渇が OUR の減少の原因となったのではないかと考えている。

6 まとめ

- ・酢酸ナトリウム投入実験で酢酸から 3HB への変換率は 5-7 割であり、汚泥による差がある。
 - ・実下水投入実験において RBCOD から PHA への変換率は 1-3 割であった。
 - ・ASM3 の結果から、また、バッチ試験における酸素収支の計算結果から、PHA 以外の蓄積有機物の影響が大きい事が分かった。
- 今後、実験手法に改良を加え、OUR の挙動と有機物の一時貯蔵との関連を解明していきたい。

参考文献

- D. Dionisi *et al.*, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, Vol.80, pp1306-1318, 2005.
- B. Petersen *et al.*, *Wat. Res.*, Vol.32, No.1, pp91-100, 1998.
- Henze, M. *et al.* (2000) *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*. IWA Publishing. (「活性汚泥モデル ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3, 味埜俊監訳, 環境新聞社, 2005.)

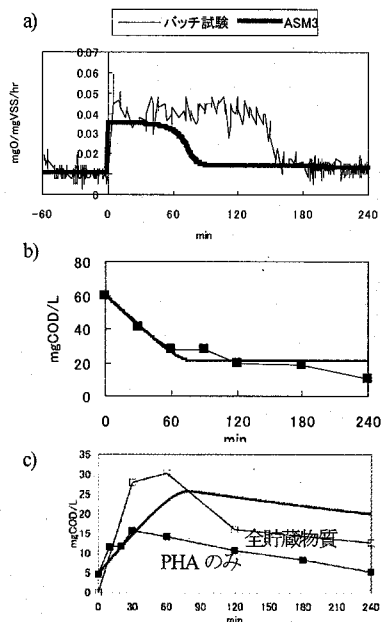


図4 A 処理場実下水実験結果と ASM3 による結果 (a)OUR (b)COD (c)PHA)