

II-363 熱変性メタン発酵プロセスに関する研究

京都大・工 ○(学) 王 偉 (正) 平岡正勝 武田信生

1. はじめに

熱変性メタン発酵プロセスは、下水汚泥の嫌気性消化法の効率向上をはかるプロセスとして提唱され、消化過程における生物分解性が低い余剰汚泥に対して熱処理を施すことによって、その分解性が向上し、ガス生成量が増大することが示されている。本研究はこのプロセスについて、汚泥の連続消化実験を行なうことによって、熱変性による汚泥の生物分解性およびプロセスの操作パラメータに対する影響を検討するとともに、動力学モデルを同定し、熱変性メタン発酵プロセスを動力学的に評価することを目的として行なったものである。

2. 動力学モデル

本研究では、嫌気性消化プロセスにおける加水分解、酸発酵、メタン発酵という一連の反応を加水分解と発酵の2段階に分け、次のような反応プロセスを考えた (Fig. 1)。

第1段階の加水分解反応は加水分解酵素によって行なわれる。加水分解速度はpH、温度、汚泥固形物の性状および分解できる汚泥固形物の残存濃度などの関数であると考えられるが、ここでは、一定の温度とpH条件下で加水分解速度は

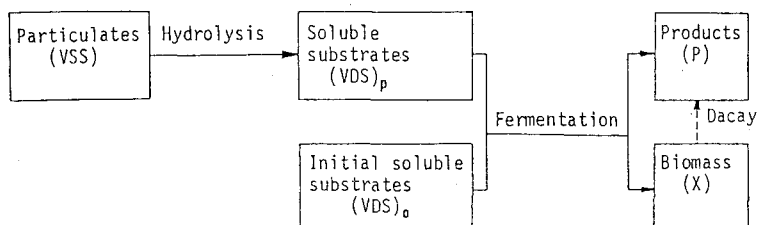


Fig. 1 The reaction process of anaerobic digestion

分解できる汚泥固形物の残存COD濃度について1次型であると仮定する ([] はCODをあらわす)。

$$-d[VSS]/dt = k_h [VSS] \cdots \cdots (1)$$

第2段階では、汚泥固形物の加水分解によって生成されたり、投入汚泥とともに流入する溶解性基質が、pH、菌体量および基質濃度などに依存する速度で微生物によって利用され、発酵生成物になる。溶解性基質利用速度

$$-d[VDS]/dt = k[VDS][X]/(K_s + [VDS]) \cdots \cdots (2)$$

菌体増殖速度

$$d[X]/dt = Yk[VDS][X]/(K_s + [VDS]) \cdots \cdots (3)$$

動力学パラメータを求めするための線形式は固形物質、溶解性物質および菌体に対する定常状態の物質収支方程式から得られる。

3. 実験結果

上記のモデルを同定するに際して、固形性基質、溶解性基質、菌体および生成物の濃度を決めることが必要である。これらのパラメータを得るため、嫌気性消化の連続実験を行なった。

熱変性汚泥と無変性汚泥のガス発生量および有機物分解率に差異が生じることは、熱処理によって汚泥中に含有する有機物の性状が変わったからであると考えられる。ここで、まず熱処理過程における汚泥性状の変化について述べる。

熱処理による汚泥固形物の可溶化については、昨年の土木学会で発表したもので、ここでは省略することにする。熱処理温度による汚泥のpH、アルカリ度、元素組成および有機物3成分の変化はFig. 2に示した。熱処理によって、またその温度が高いほど、pH、アルカリ度が低くなることが明かに示されている。有機物3成分については蛋白質は120℃までの分解が少なかったが、熱処理温度がそれ以上になると、急速に分解され、180℃では75%近く分解された。これに対して炭水化物は可溶化がかなり進んでいるが、分解がほとんど見られず、全脂質量は高温域で逆に増加した。熱変性汚泥の元素組成は顕著な変化が見られなかった。次に、各培養系の定常状態におけるガス発生量と有機物分解率の変化について述べる。まず、ガス生成速度と有機物負荷との関係については、汚泥の熱処理によって、ガス生成速度が高くなることがわかった。SRT=30日の消化槽について、無処理系に対する増加は、80℃系で5.1%、120℃系で17.4%、180℃系で13.0%であった。また、ガス生成速度が最大となる有機物負荷をシス

テムの「限界負荷」と呼ぶことにしておくと、無処理に比べ、熱処理系は比較的に低い負荷で過負荷となり、そして熱処理温度が高いほど、システムの限界負荷は低くなることがわかった。

限界負荷までの有機物分解率については、無処理系の30-40 %に対して、120 °C熱処理系は50-55 %、180 °C熱処理系は55-60 %であり、それぞれ15-20 %と20-25 %の向上が示されている。80 °C熱処理系では、無処理系との差が見られなかった。揮発性脂肪酸は酸生成菌の代謝生成物、メタン生成菌の基質として嫌気性消化の状態を知る重要な物質である。本研究では、スタートから定常状態になるまでの各消化槽におけるVFA濃度の変化を追跡した。熱処理が汚泥固形物の低分子化に及ぼす効果は、熱処理系におけるVFAの蓄積の増加によって現われた。このVFAの蓄積は熱処理温度が上がるにつれて多くなる。VFA濃度はある程度まで高くなると、ガス発生量が多くなるが、それを超えると、嫌気性消化に対する阻害が現われる。また、熱処理によって、VFAの蓄積が増加するとともに、消化汚泥のアルカリ度も高くなる。これは熱処理プロセスで蛋白質が可溶化または加水分解されることによるものだと考えられる。熱処理によるアルカリ度の増大はある程度VFAに対する緩衝能を高めるが、結局、VFAの増加が卓越すると、消化槽にVFAが蓄積され、システムの限界滞留時間が長くなる。

4. 動力学モデルの解析

連続実験のデータを用いて求めた各培養系の動力学定数はTable1 にまとめている。

まず、加水分解速度定数 (k_h) については、各培養系の k_h を比較すると、120 °C熱処理系は一番大きく、無処理系の約3倍となり、80 °C熱処理系は一番小さいことがわかった。このことから、汚泥に対して120 °C熱処理を施すと、汚泥の質的変化が起こり、

汚泥中の溶解性物質が増加するとともに、固形性有機物は分解しやすい形になって消化槽での可溶化反応は速くなるが、80 °C熱処理汚泥は質的変化が起こっていないので、消化槽での可溶化反応は遅くなると考えられる。

また、菌体収率 (Y) と菌体死滅速度係数 (k_d) について、本研究で求めた Y と k_d の値は文献により発表された値とよく一致している。各培養系について菌体収率を比較すると、熱処理温度の上昇につれて Y が低くなることがわかる。

最大比基質利用速度 (k) は微生物単位重量、単位時間あたり消費した基質重量として定義している。この k と菌体収率の積は最大比増殖速度 (μ_{max}) を与える。これらの値を比較すると、無処理系に比べ、120 °C熱処理は最大比増殖速度が低いことがわかる。

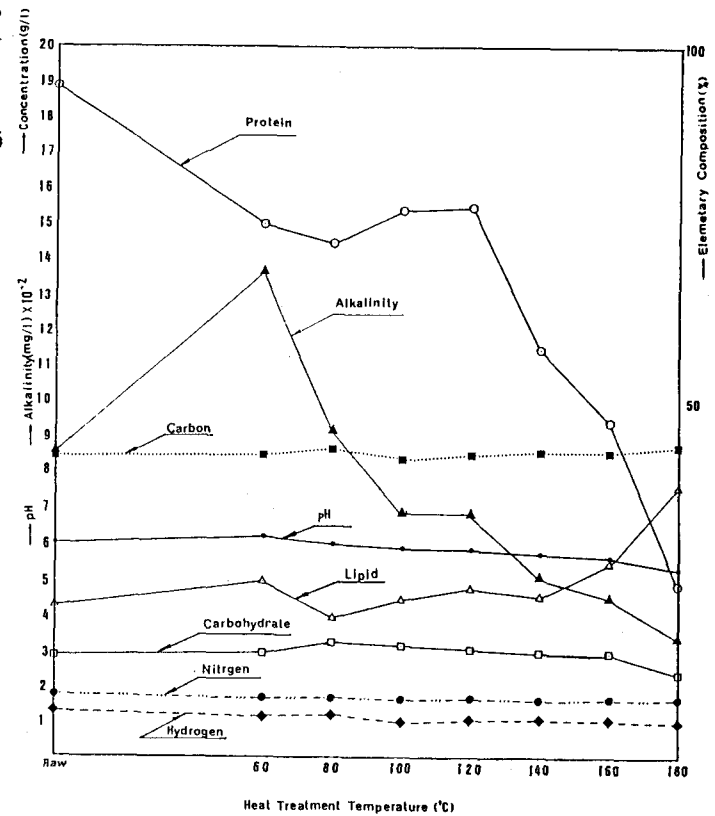


Fig.2 Change of Sludge Characteristic with Heat Treatment

、消化槽にVFAが蓄積され、システムの限界滞留時間が長くなる。

Table 1 Analysis of Hydrolysis-Fermentation Model (This Study)

Substrate	k_h (1/day)	Y	k_d (1/day)	k (1/day)	K_s (mg/l)
120°C H.T.	1.174	0.2342	0.0001	0.649	1232
80°C H.T.	0.238~0.266	0.299~0.363	0.0004~0.0024	-	-
Raw Sludge	0.327~0.410	0.226~0.420	0.0011~0.0115	0.857~1.330	3594~4872

、汚泥の質的変化が起こり、汚泥中の溶解性物質が増加するとともに、固形性有機物は分解しやすい形になって消化槽での可溶化反応は速くなるが、80 °C熱処理汚泥は質的変化が起こっていないので、消化槽での可溶化反応は遅くなると考えられる。

また、菌体収率 (Y) と菌体死滅速度係数 (k_d) について、本研究で求めた Y と k_d の値は文献により発表された値とよく一致している。各培養系について菌体収率を比較すると、熱処理温度の上昇につれて Y が低くなることがわかる。

最大比基質利用速度 (k) は微生物単位重量、単位時間あたり消費した基質重量として定義している。この k と菌体収率の積は最大比増殖速度 (μ_{max}) を与える。これらの値を比較すると、無処理系に比べ、120 °C熱処理は最大比増殖速度が低いことがわかる。