

수소기질 결핍 및 공급 기간비 변화에 따른 슬러지 입상화

정병곤 · 이헌모* · 양병수**

군산대학교 해양환경학과, *동의공업전문대학 환경공학과, **부산수산대학교 환경공학과
(1996년 3월 4일 접수)

Sludge Granulation Depending on The Varying Periods of Hydrogen Feeding and Starvation

Byung-Gon JEONG, Heon-Mo LEE* and Byung-Soo YANG**

Dep't of Marine Environment, Kunsan National University, Kunsan, 573-702, Korea

*Dep't of Environmental Eng., Dong-Eui Technical Junior College, Pusan, Korea

**Dep't of Environmental Eng., National Fisheries University of Pusan, Pusan, Korea

(Manuscript received 4 March 1996)

Granular sludge formation and its activity change are the most important factors in achieving successful start-up and operation of UASB reactor. Nevertheless, the detailed mechanism is still unknown.

On the basis of the experiments in laboratory-scale UASB reactor, the effect of hydrogen partial pressure on sludge granulation was evaluated.

Size distribution method and specific metabolic activity of the sludge with the operation time were used as a means for estimating the degree of the sludge granulation.

At the constant hydrogen loading, the granulation increased as starvation periods in hydrogen supply increased, resulting in high organic removal efficiency. It was evident that hydrogen play very important role in granulation and sludge granulation was achieved through mutual symbiosis between hydrogen utilizing bacteria and hydrogen producing bacteria under the hydrogen deficient conditions.

Key words : granular sludge, UASB reactor, hydrogen partial pressure.

1. 序 論

一般的으로 複合 有機物이 有機酸으로 轉換되는 主經路는 Embden-Meyerhof 經路를 따르는 것으로 알려져 있다. 글루코스의 pyruvate로의 酸化를 예로들면 글루코스로 부터 除去된 水素原子는 먼저 運送分子(carrier molecule)인 NAD^+ 를 $NADH+H^+$ 로 바꾸며 다음에 溶存 水素가스로서 溶液中

에 放出된다. 酸化 反應이 進行되기 위해서는 이러한 過程이 反復되어져야 하나 溶液中 水素濃도가 높아지면 $NADH+H^+$ 의 NAD^+ 로의 酸化가 일어나지 못하게 되고 따라서 反應에 沮害가 일어나게 된다. 溶液중의 水素濃도가 낮은 경우에는 大部分이 아세트酸으로 轉換되나 水素濃도가 높은 경우에는 아세트酸 보다 水素를 더 많이 含有하는 化合物 즉 부틸酸이나 프로피온酸으로 轉換된다.

이들은 熱力學的인 側面에서 標準狀態下에서는 分解가 안되기 때문에 反應槽內 酸蓄積을 가져오게 되고 反應槽 pH를 低下시켜 결국은 全體 工程의 失敗를 가져오게 된다. 따라서 水素는 嫌氣性 分解 工程에 있어서 酸形成 反應의 速度와 生成된 酸의 組成을 調節하는 因子로서 作用한다 (Mosey, 1983).

그러나 UASB 등과 같은 上向流式 反應槽에서 生成되는 粒狀슬러지는 一般的인 嫌氣性 反應槽의 浮遊狀態로 成長 增殖하는 슬러지와는 달리 外部 水素濃도와 關係없이 프로피온酸이나 부틸酸과 같은 揮發性酸들을 分解시킬 수 있는 能力이 있는 것으로 알려져 있다. 이는 먹이 供與關係에 있는 微生物들간의 協助 關係를 最適化 시켜 代謝物質 傳達를 위한 擴散거리를 短縮시키게 되고 또한 生成된 水素가 水素 利用박테리아에 의해 즉시 消費되므로 周圍環境의 水素分壓이 낮게되어 有機酸 分解를 促進시키기 때문인 것으로 報告되고 있다 (McCarty & Smith, 1986).

그러므로 UASB工程의 start-up, 즉 UASB 反應槽內에서 粒狀슬러지를 빠른 期日內에 生成시키고 또 形成된 슬러지의 效率的인 管理를 위해서는 슬러지 粒狀化 메카니즘에 관한 研究가 必要하다고 생각된다. 그러나 UASB 反應槽에서 이러한 粒狀슬러지를 生成시키는데는 상당히 長時間이 所要되며 流入水 特性에 따라 粒狀슬러지 生成이 대단히 어렵거나 전혀되지 않는등 상당히 까다로운 것으로 알려져 있다 (Speece, 1986).

粒狀슬러지의 形成은 주로 上向流式 運轉形態下에서 무거운 粒子들이 選擇的으로 남게 된다는 物理的 메카니즘 (Hulshoff Pol et al., 1986)과 Ca^{2+} 등과 같은 物質에 의해 結合한다는 化學的 메카니즘 (de Zeeuw and Lettinga, 1980; Cail and Barford, 1985) 및 微生物細胞가 내놓는 高分子 粘性物質등에 의해서 微生物들이 뭉치는 凝集現象 (Costerton et al., 1981; Dolfing et al., 1985; Macleod et al., 1990)으로 주로 說明되어 왔다. 그러나 이와 같은 單純한 結合現象이나 무거운 粒子의 殘留現象에 의해 複雜한 微小 生態系를 構成하는 粒狀 슬러지

가 形成된다는 것은 疑問이다.

따라서 本 研究에서는 粒狀 슬러지 形成이 物理化學的인 影響보다는 生物學的인 먹이 供與關係에 의해서 이루어 지는지를 評價하기 위하여 水素基質 供給 및 缺乏期間을 달리한 反應槽를 運轉함으로써 먹이 供與關係에 따른 生物學的 粒狀化 形成原理를 糾明하고자 한다.

2. 材料 및 方法

2.1 實驗裝置

本 研究에 使用한 反應槽는 Fig. 1과 같이 지름 6.4 cm, 높이 1 m로 아크릴 원통을 使用하여 製作하였다. 反應槽 下部는 流入水의 흐름을 均一하게 하기 위하여 깔때기 형으로 製作한 후 직경 5 mm의 유리구슬을 충전하였고, 反應槽 下部 5 cm 높이에 試料 採取口를 設置하여 運轉時間 經過에 따른 슬러지 試料를 採取하여 粒狀化 정도를 評價하였으며 反應槽 上部에는 固·液·氣體 分離裝置를 設置한 UASB 反應槽 形態로 製作하였다.

또한 각 反應槽 有效 容量은 3.2l가 되게 4개 (R-1, R-2, R-3, R-4)의 反應槽를 製作하여 設置 運轉하였다. 流入水 및 返送水는 定量注入펌프를 利用하여 流入 및 再循環이 되도록 計劃하였으며 각 反應槽 流出水 返送라인에 1l 容量의 貯留槽를 設置하여 水素를 注入시키는 反應槽의 경우에는 散氣石을 통하여 air pump로 水素를 暴氣하여 水素가스로 飽和된 溶液이 反應槽로 返送되도록 計劃하였다. 또한 水素 注入槽內의 未溶解된 水素가 反應槽에서 生成되는 消化가스와 混在되어 빠져나가는 것을 防止하기 위하여 UASB反應槽의 固·液·氣體 分離裝置 上部를 密閉하여 消化槽에서 發生되는 消化가스는 固·液·氣體 分離裝置에 의해 分離되어 發生 가스量 測定裝置로 가계하고 水素 注入槽에서 溶解되지 않은 水素가스는 水素貯藏 튜브로 再循環 되도록 設計하였다. 한편, 對照 反應槽의 경우에는 水素 注入裝置를 除外하고는 水

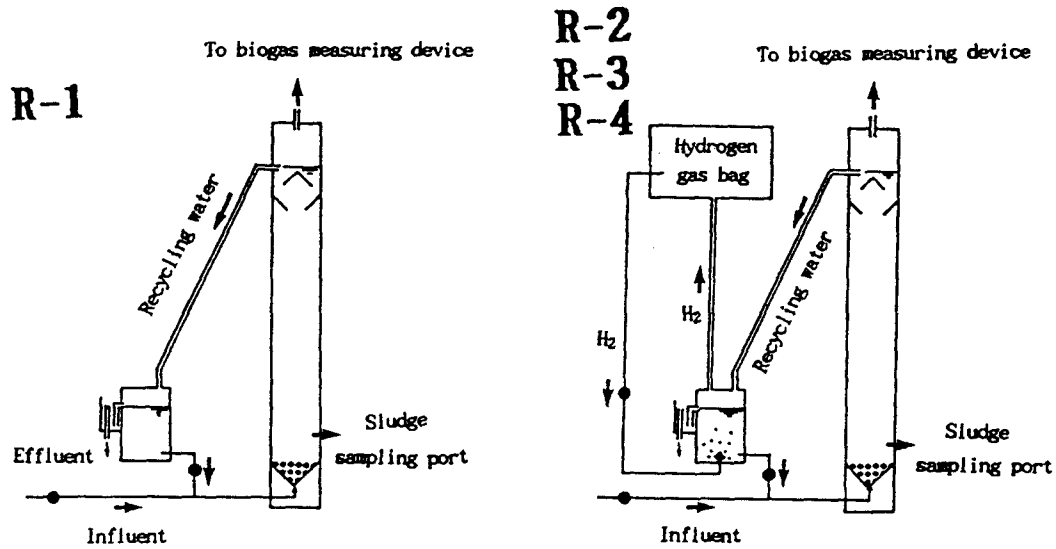


Fig. 1. Schematic diagram of experimental units.

素注入 反應槽와 같은 形態 및 크기로 設計 製作 하였다.

2.2 實驗方法

2.2.1 反應槽 運轉

水素分壓에 따른 슬러지 粒狀化 速度를 比較 評價하기 위하여 반응조는 3개의 수소 間歇 注入 反應槽와 水素의 注入없이 運轉한 1개의 對照 反應槽로 構成하였다. 각 反應槽에는 實驗室에서 炭水化合物을 基質로 하여 運轉되던 實驗室規模의 UASB 反應槽에서 形成된 微細 粒狀슬러지를 破碎하여 140 mesh 체로 거른 濾液을 同一量 反應槽에 植種 한후 並行 運轉하면서 運轉條件에 따른 슬러지 粒狀化 速度를 比較 評價하였다.

水素基質 供給을 달리한 각 反應槽別 運轉形態는 1번 反應槽 (R-1)는 對照 反應槽로서 典型的인 UASB 工程으로 流出水 再循環을 시키면서 運轉하였고 2번 (R-2), 3번 (R-3), 4번 (R-4) 反應槽는 間歇의 水素 注入反應槽로 水素注入 方法은 反應槽 流出水 중간에 水素 注入槽에서 再循環 流出水에 水素가스를 暴氣시켜 循環水中에 水素를 溶解시켜 反應槽로 連續的으로 注入하였다. 水素注入은 水素

貯藏 튜브로 부터 air pump를 利用하여 散氣石을 통해 水素 注入槽内에서 再循環水를 水素가스로 暴氣시켰고 暴氣된 流出水는 反應槽로 返送시켰으며 貯藏 튜브内 水素는 1週日마다 한번씩 交替하였다. 즉 Fig. 2에 提示되어 있는바와 같이 反應槽 R-2, R-3, R-4에 注入되는 總 水素量은 같게 하지만 水素注入 期間對 非注入期間의 比를 R-2 反應槽의 경우 1일 : 1일, R-3 反應槽의 경우 2일 : 2일, R-4 反應槽의 경우 4일 : 4일로 하여 水素基質 缺乏期間比 變化에 따른 影響을 評價하였다.

각 反應槽에 공히 30,000 mg VSS/l 濃度의 植種 슬러지를 50 gVSS가 되게 슬러지 植種을 한후 流入水는 3,000 mgCOD/l의 人造成廢水를 0.3 ml/min率로 注入하고 流出水 返送은 12 ml/min率로 返送시켰다. 이렇게 함으로써 反應槽内 容積 負荷는 0.41 kg/m³.d, 슬러지 有機物 負荷는 0.03 kgCOD/kgVSS.day 였고 水理學的 滯留時間은 9.7일, 反應槽内 上向流速은 5.4 m/hr로 維持되었다. 각 反應槽는 35°C 恒溫室에서 運轉되었으며 각 反應槽別 運轉形態는 Fig. 2에 提示하였다.

각 운전 形態별로 운전시간 경과에 따른 입상화 정도를 比較평가하기 위하여 정병근의 (1995)의 方法에 따라 슬러지 활성도 및 입도분포를 조사하였다.

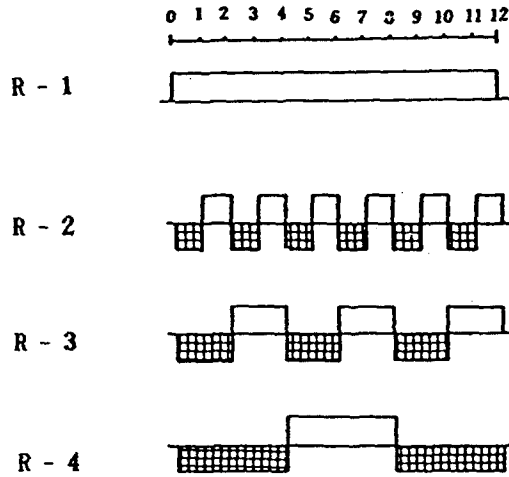


Fig. 2. Operational mode of experimental units.
 □ Normal operation
 ▨ Hydrogen injection

2.3 試料調製 및 分析 方法

無機物質에 의한 粒狀化를 排除하고 단지 水素 分壓에 따른 影響만을 考慮하기 위하여 Table 1에 提示된 바와 같이 微生物 成長에 必要時 되는 基

本 營養源만을 供給하는 澱粉과 脫脂粉乳를 基質로 한 合成廢水를 利用하였으며, 각 成分 含量은 3,000 mg COD/l의 合成廢水를 基準으로 하였을 때의 組成表이다.

그리고 本 實驗의 모든 分析은 Standard method (APHA, 1992)에 따랐으며 揮發性酸은 capillary column과 불꽃 이온화 檢出器 (FID: Flame Ionization Detector)를 裝置한 Hewlett packard model 5890 series II를 使用하였으며 運轉條件은 Table 2에 나타나 있다.

3. 結果 및 考察

3.1 化學的 因子的 變化

廢水의 嫌氣性 處理時 消化槽內 化學的 因子는 消化槽의 反應狀態를 나타내는 指標가 된다(梁秉洙, 1984). Table 3은 本 實驗에 使用된 4개 反應槽 流出水의 化學的 因子的 範圍를 나타낸 것으로 이를 통해 反應槽內 運轉狀態를 評價할 수 있다.

Table 1. Compositions of synthetic wastewater

constituent	content
◦ Non fat dry milk	1.5g
◦ Sucrose	1.5g
◦ NaHCO ₃	4.5g
◦ Tap water	to 1 liter

Table 2. Operating conditions of gas chromatography

Column	HP-1 capillary	
Gas flow rate	carrier : nitrogen	40 psi
	hydrogen	60 psi
	air	30 psi
Split ratio		100 : 1
Temperature	column	100°C(3min)
	rate	5°C/min to 150°C
	injector	190°C
	detector(FID)	220°C
Sensitivity	attenuation	1
Sample injection		1 μl

Table 3. Effluent characteristics of the experiment units

Items	R1	R2	R3	R4
Temp (°C)	35±1	35±1	35±1	35±1
pH	7.54~8.80	7.20~8.93	7.87~8.89	7.39~8.95
Total alkalinity	2307~3173 (2796)	2294~3870 (2851)	2195~4142 (2909)	2544~4130 (2969)
Volatile acid	225~943 (622)	254~1048 (757)	208~1103 (792)	240~1124 (777)
VA/TA	0.22	0.27	0.27	0.26

() : mean value, VA : Volatile acid, TA : total alkalinity.

먼저 pH는 全過程을 통하여 7.20~8.95로 嫌氣性 消化時 適用되는 一般의인 pH 範圍인 6~8보다 全般的으로 높은 값을 보이고 있다. 그러나 pH 5.8~10.2 範圍에서도 附着 微生物을 利用한 廢水의 嫌氣性 處理時 有機物 除去 效率에는 별 影響이 없었다는 Colleran et al.(1982)의 報告와 pH 값은 消化槽 流出水에 대해 測定한 값이므로 消化槽內와 大氣中의 氣體分壓의 差異로 인한 流出水중의 溶解된 CO₂ 濃度의 減少에 의한 影響을 考慮할때 實際 反應槽內의 pH는 實測值 보다 다소 낮을 것으로 豫測되어 (梁秉洙, 1984) pH에 의한 影響은 없었을 것으로 생각된다.

알칼리도는 消化槽內의 pH 降下에 대한 緩衝 能力을 나타내는 것으로서 2,195~4,142 mg/l의 範圍였으며 一般의으로 消化槽內의 許容值인 1,000~5,000 mg/l 以內에 들고 있어 消化槽內의 緩衝能力은 充分한 것으로 보인다.

揮發性酸은 208~1,124 mg/l로서 消化槽內의 適定 揮發性酸 濃度로 Lawrence and McCarty (1969)에 의해 提示된 200~800 mg/l 基準에 비해 볼때 比較的 높은 값을 보여주고 있으나 Fig. 3에서 볼 수 있듯이 反應槽 運轉 期間이 經過함에 따라 그 濃도가 낮아지고 있음을 알 수 있다.

한편 嫌氣性 消化槽의 調節 因子로 使用되는 揮發性酸/알칼리도의 比는 0.8 以上이 되면 pH 降下에 의한 메탄 生成 抑制가 일어나 運轉이 失敗하게 되므로 그 比가 0.3~0.4 以上이 되면 調節해줄 必要가 있는데 이런 調節은 늦어도 그 比가 0.5 以上일때 始作해야 하는것으로 報告하고 있다 (WPCF, 1977). 本 研究에서는 그 比가 0.22~0.27로써 反應

槽 運轉 初期에 比較的 높은 값을 나타내었으나 이 역시 運轉期間이 經過됨이 따라 낮아지는 것을 알 수 있었다.

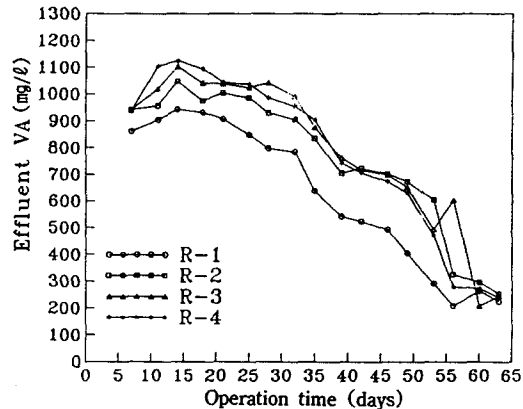


Fig. 3. Variations of effluent volatile acid concentrations during operation time.

3.2 슬러지 粒狀化 評價

3.2.1 粒子 分布

粒狀슬러지의 形成이 먹이供與關係의 相互共生을 위한 結合에 의해 이루어지는가를 評價하기 위하여 基質制限에 따른 影響을 檢討하였다. 즉 反應槽 R-2, R-3, R-4에 대해 같은 量의 水素를 注入하되 基質制限에 따른 影響檢討을 위해 缺乏期間을 1일, 2일, 4일로 각각 달리하여 運轉하면서 運轉時間 經過에 따른 粒狀化 程度를 對照 反應槽인 R-1과 比較 評價하였다.

實驗期間동안 運轉時間 經過에 따른 R-1, R-2,

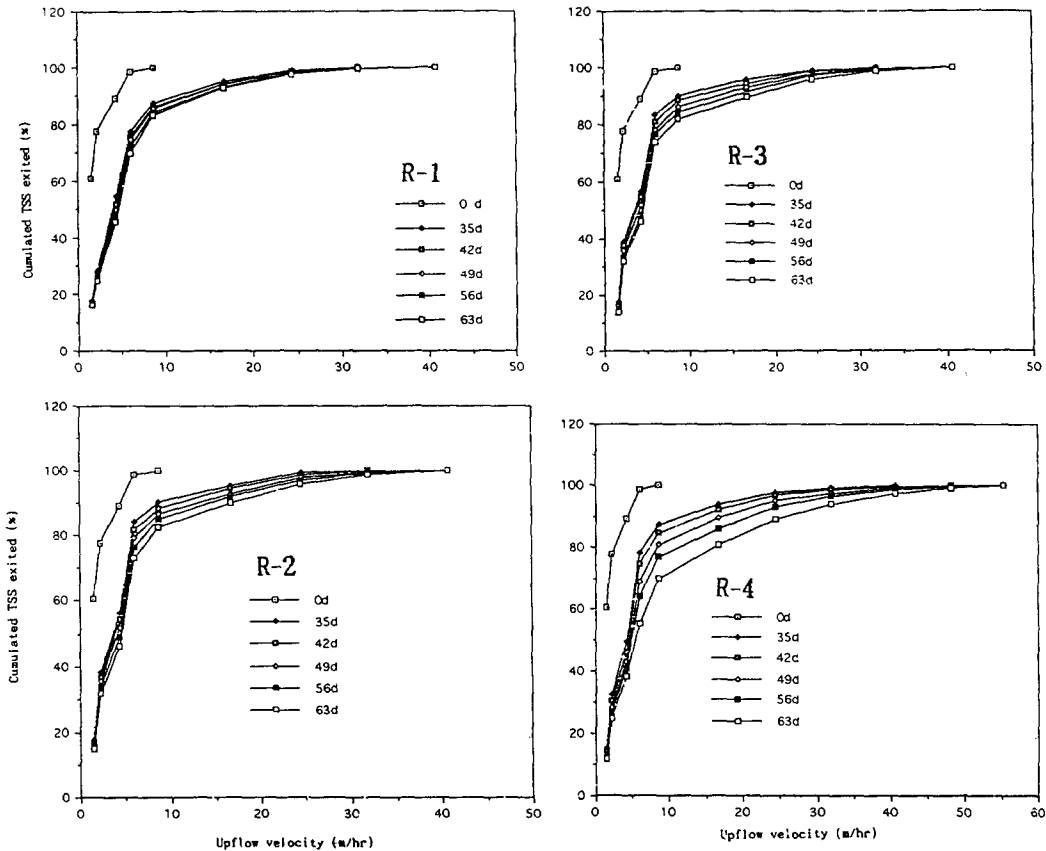


Fig. 4. Cumulated solids loss plots.

R-3, R-4 각 반응槽의 上向流速別 TSS 累積 流失率을 Fig. 4에 提示하였다. 그림에서 볼수 있는 바와 같이 水素 間歇 注入 反應槽의 運轉時間 經過에 따른 粒狀化 程度는 對照 反應槽에 비해 상당히 빠른 速度로 增加하고 있는 것을 볼수 있다. 각 反應槽別로는 暴氣時間對 缺乏時間의 比가 4일 : 4일인 R-4 反應槽에서 粒狀化 現象이 가장 많이 일어나고 있는 것을 알 수 있는데 이는 水素 暴氣時間에 過剩으로 增殖한 水素 消費 細菌아가 酸生成 細菌과 結合할 수 있는 期間 즉 水素 缺乏期間이 粒狀化 速度를 左右하는 因子가 되는 것으로 생각된다.

Fig. 5는 運轉期間에 따른 슬러지 90%를 流失시키는 데 要求되는 上向流速을 나타낸 그림이다. 그림에서 알 수 있듯이 運轉始作 約 30일 까지는 反應槽內 有機物 分解에서 야기된 微量의 水素가 存

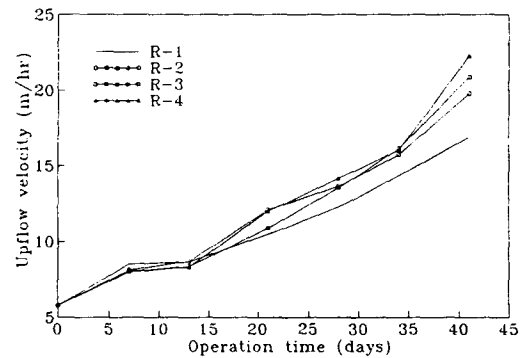


Fig. 5. Variations of V_{90} according to the reactors and operation time.

在하는 R-1 反應槽가 가장 빠른 粒狀化 速度를 나타내었으나 그 이후로는 水素 間歇 注入 反應槽에서의 粒狀化 速度가 加速化 되는 것을 알 수 있다. 같은 水素 間歇 暴氣의 경우에는 水素 暴氣期間

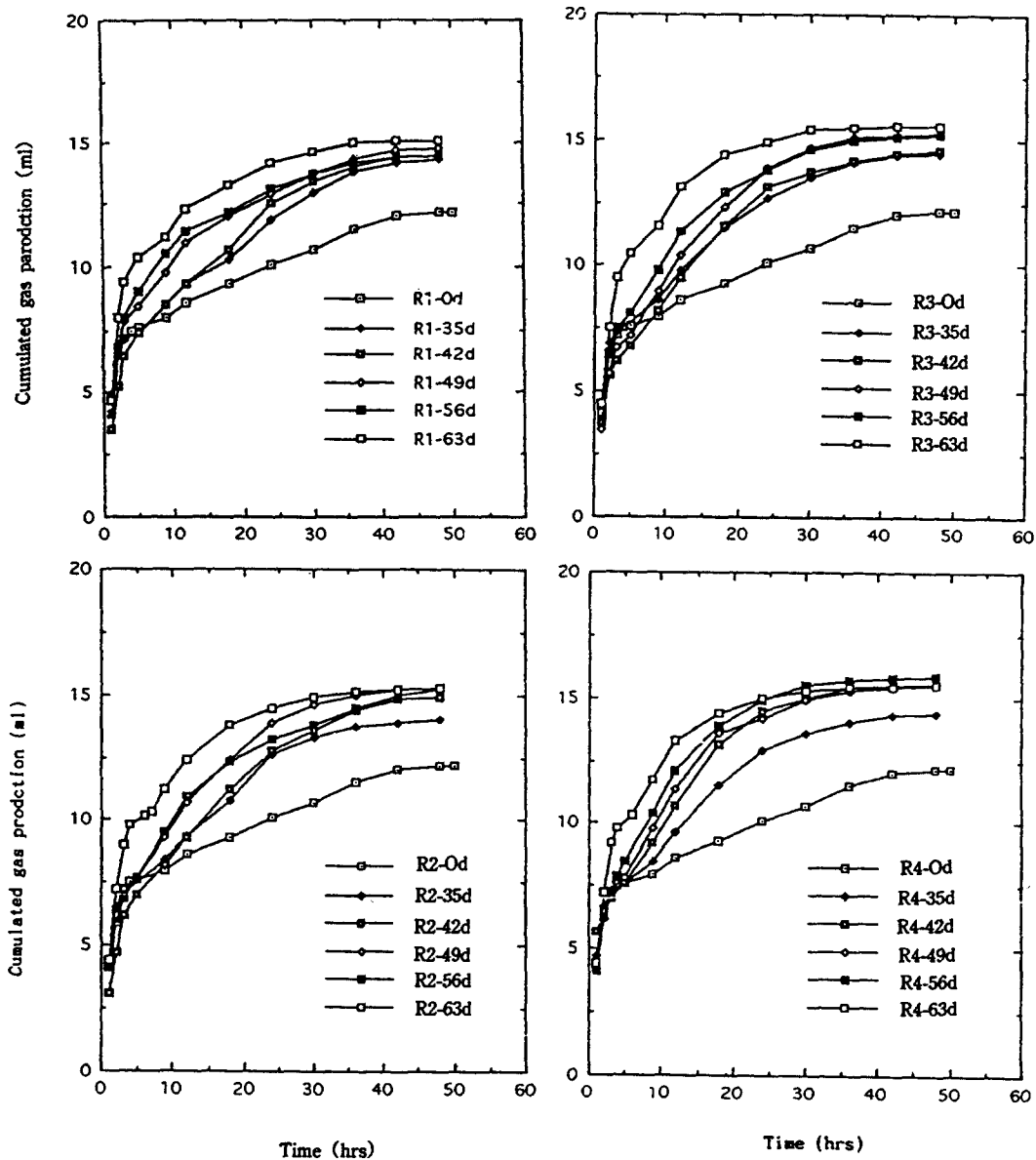


Fig. 6. Changes in acetate conversion activity at the different incubation period.

및 기질제한기간을 4일로 가장 길게 준 R-4 反應槽에서 粒狀화가 가장 많이 일어나는 것을 알 수 있는데 이러한 理由로는 反應槽내 상당량의 水素消費박테리아를 增殖시킨 狀態에서 水素基質制限段階를 만들어 주면 基質制限 狀態下에서 水素消費박테리아는 水素를 生成하는 酸生成 박테리아와 結合하여 水素利用 박테리아는 酸生成 박테리아가 代謝產物로 내어 놓은 水素가스를 基質로 利

用하고 酸生成 박테리아는 水素利用 박테리아의 이와 같은 代謝作用으로 熱力學的으로 有利한 反應條件을 만들게 되는 먹이供與關係를 形成하게 되고 이러한 것들이 점점 發展, 安定化되어 가면서 粒狀 슬러지를 形成하는 것으로 생각된다. 따라서 이러한 粒狀슬러지의 生成은 높은 水素分壓下에서도 安定的으로 代謝過程을 이끌어 가기 위한 微生物의 對應反應인 것을 알 수 있다.

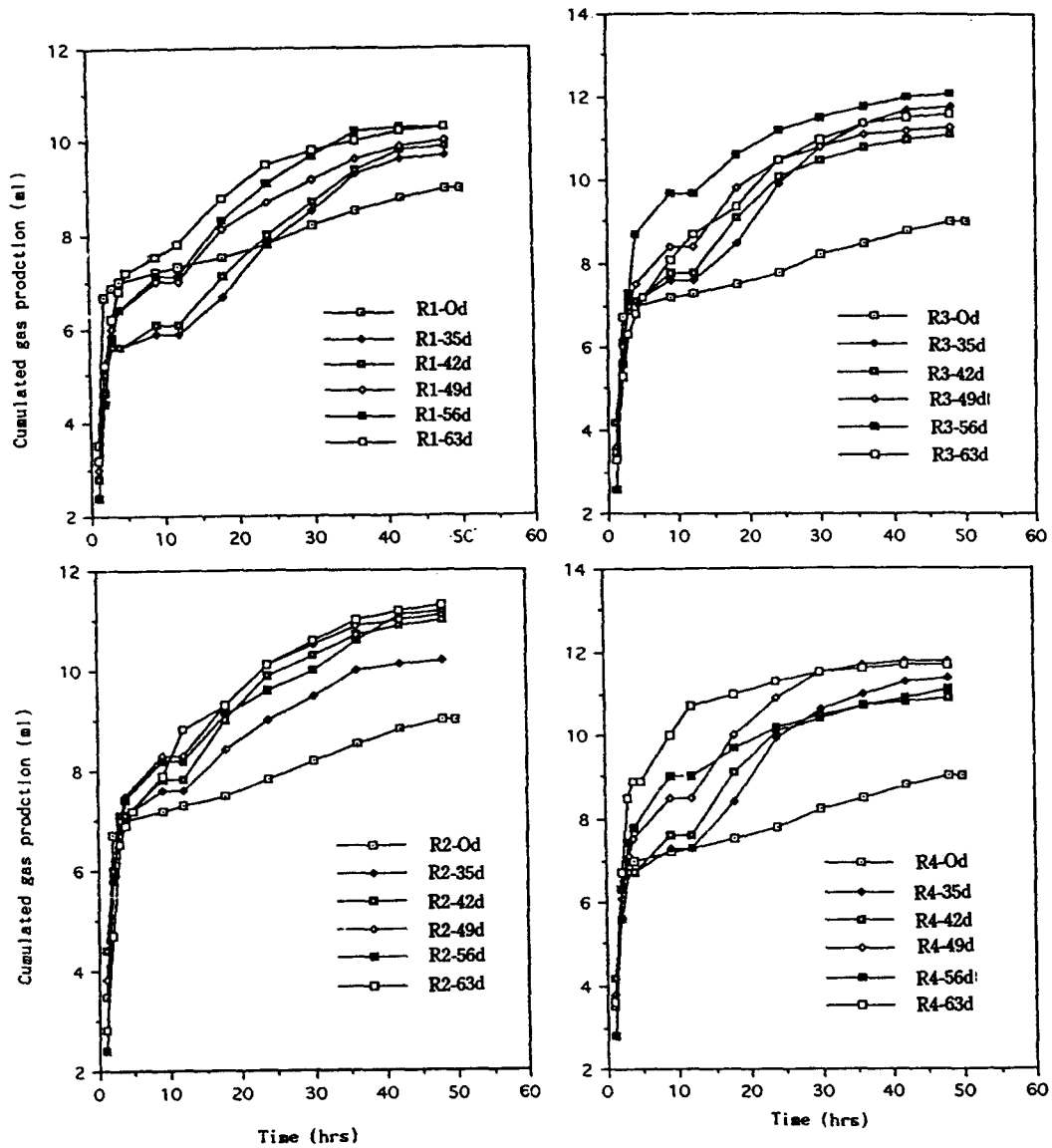


Fig. 7. Changes in propionate conversion activity at the different incubation period.

3.2.2 슬러지 活性度

運轉 期間에 따른 슬러지 粒狀化의 評價 및 粒狀 슬러지의 生成이 水素 生成 박테리아와 水素利用 박테리아 사이의 結合에 의한 것이라는 事實을 再 評價하기 위하여 아세트酸과 프로피온酸을 對象基 質로 하여 R-1, R-2, R-3, R-4 反應槽의 슬러지 活 性도를 評價한 結果를 Fig. 6과 Fig. 7에 提示해 놓 았다.

그림에서 알 수 있는 바와 같이 아세트酸과 프 로피온酸 分解 活性도 모두 앞의 粒度 分布 累積 曲線과 類似한 傾向을 보여 주고 있으며 특히 프 로피온酸 分解 活性도의 경우 缺乏期間이 긴 R-4 反應槽에서 가장 높게 나타나 앞의 粒度 分布 調 査 實驗에서의 粒狀 슬러지가 水素 生成 박테리아와 水素 利用 박테리아가 基質 制限 狀態에서 먹이 供與 關係를 形成하기 위해 結合한 狀態에서 粒狀 슬러지가 生成되고 이렇게 生成된 粒狀 슬러지 내

부의 수소분압이 낮은 영역에서 프로피온산 이용 박테리아들이 프로피온산을 분해하고 있다는粒狀 슬러지의 특성을 잘 나타내주고 있다. 또한 對照 反應槽인 R-1 反應槽 보다 프로피온산 분해 活性化도가 높은 것으로 볼 때 過剩의 수소 이용 박테리아를 增殖시킨 다음 수소 制限 條件을 만들어 주는 것이 슬러지 粒狀化에 有利한 條件이라는 것을 알 수 있다.

3.3 有機物 除去

수소基質 制限이 反應槽 有機物 除去效率에 어떠한 影響을 미치는 가를 評價하기 위하여 對照 反應槽인 R-1과 缺乏期間을 달리한 R-2, R-3, R-4 反應槽에 대하여 運轉時間 經過에 따른 有機物 除去效率 變化를 살펴보았다. 즉, 수소注入 및 缺乏 期間의 比를 1일 : 1일, 2일 : 2일, 4일 : 4일로 각각 달리하여 運轉하면서 運轉期間 經過에 따른 有機物 除去效率 變化를 살펴본 바 Fig. 8와 같은 結果를 나타내었다.

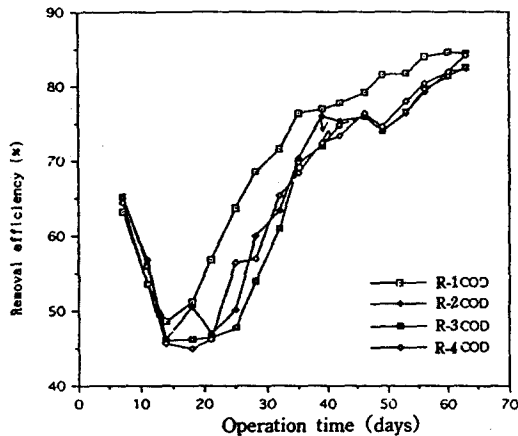


Fig. 8. Variations of COD removal efficiencies during operation time.

그림에서 볼 수 있는 바와 같이 運轉 初期에는 수소를 間歇的으로 注入시키는 R-2, R-3, R-4 反應槽의 有機物 除去效率이 對照反應槽인 R-1 보다 상당히 낮은 값을 나타내었으나 運轉期間이 經過

함에 따라 수소 間歇 注入 反應槽의 COD 除去效率이 상당히 增加하여 運轉 始作 60일 이후에는 거의 비슷한 效率을 보여주며 基準 反應槽인 R-1 反應槽보다도 效果가 增大될 可能性을 보여주고 있다. 이는 상당한 量의 수소가 間歇的으로 注入되는 경우에는 一定時間 후에는 이러한 수소注入에 의한 衝擊負荷가 없는 R-1 反應槽와 類似한 效率을 이룰 수 있는 微生物의 對應 反應이 反應槽內에서 일어나고 있다는 것을 보여준다. 이러한 對應 反應으로 생각할 수 있는 것은 수소 暴氣를 間歇的으로 시키는 경우 수소 暴氣 期間中에는 수소 이용 박테리아의 增殖이 일어나고 수소를 暴氣하지 않는 경우에는 수소 暴氣 期間中 增殖된 수소 이용 박테리아에 의해 反應槽內 수소 缺乏이 일어나며 이러한 수소 缺乏 狀態下에서는 수소 이용 박테리아들이 수소를 發生시키는 酸形成 過程에 關係하는 酸生成 박테리아와 먹이 供與關係를 維持하기 위해서로 가까이 結集하는 粒狀化 現象이 일어난 것으로 생각된다.

이를 鄭炳坤外 (1995)의 結果와 比較해 보면 수소의 供給이 連續的으로 이루어지는 경우는 基質의 連續的인 供給으로 微生物의 分散成長을 誘導시켜 粒狀化가 잘 일어나지 않는 것으로 생각되며 脫氣等으로 수소를 制限시키는 경우는 수소 이용 박테리아의 制限으로 인해 粒狀化 現象이 일어나기 어려운 것으로 豫測된다. 그러나 一定量의 수소를 多量 供給하여 多量의 수소 이용 박테리아를 增殖시킨후에 뒤이어 缺乏期間을 주게 되면 그 期間內에 酸生成 박테리아와 수소消費 박테리아간의 먹이 供與 關係에 의한 結合 現象으로 粒狀化가 일어나고 缺乏 期間이 길수록 粒狀化 效果는 크게 나타나고 있는 것으로 나타났다.

또한 R-2, R-3, R-4 反應槽 流出水에 대하여 揮發性酸의 組成을 나타낸 Fig. 9를 보면 流出水 프로피온酸 및 아세트酸 濃度의 경우 R-2, R-3, R-4 順으로 높게 나타나 수소 缺乏期間이 길수록 揮發性酸의 除去效率이 增加하는 것을 볼 수 있다.

한편 각 反應槽 공히 運轉시작 25일 후에 都市下水 處理場 消化槽 廢 슬러지를 3.5 g VSS씩 再植

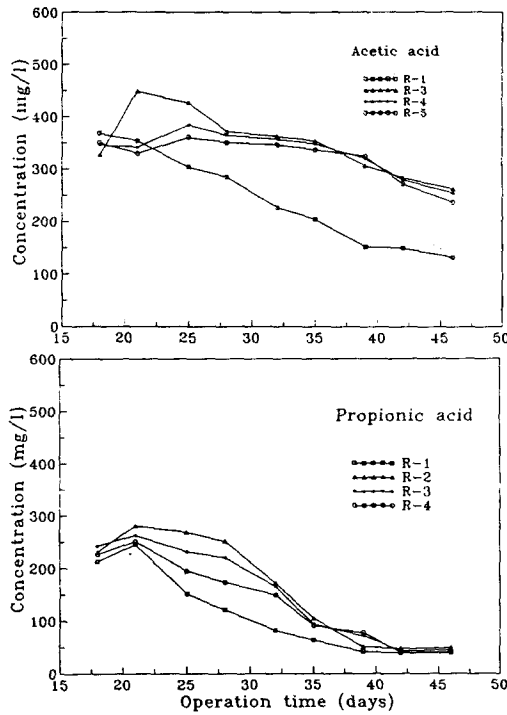


Fig. 9. Variations of acetate and propionate concentrations in reactor R2~R4.

種하였는데 植種 후 反應槽內 슬러지層의 膨脹과 이로 인한 슬러지 流失이 일어났다. 流出水內 TSS와 VSS의 運轉時間 經過에 따른 濃度 變化는 Fig. 10 및 11에서 보는 바와 같이 流出水 TSS 및 VSS의 급작스런 增加를 가져왔으나 3주 후 부터는 安定된 값을 나타내었다. 즉 Fig. 8에 나타난 바와 같이 水素濃도가 낮은 狀態로 運轉된 R-1의 경우에는 再植種에 의한 有機物 除去 效率變化 趨勢變化가 거의 없었으나 水素를 間歇적으로 注入한 R-2, R-3, R-4 反應槽의 경우 再植種 후 有機物 除去 效率가 상당히 增加하는 것을 알 수 있다. 이는 많은 量의 SS 및 VSS가 流出되어 再植種에 따른 反應槽內 微生物量의 增加가 크게 影響을 주지 않았다는 점을 考慮할 때 UASB 反應槽 start-up時 粉碎粒狀슬러지를 再植種하면 start-up 速度를 훨씬 빨리 할 수 있다는 Hulshoff et al. (1986)의 結果와 다소 一致하고 있으나 그 效果面에 있어서는 基質을 間歇적으로 制限한 狀態로 運轉한 R-2, R-3, R-4에 比較의 크게 影響을 주고 있음을 알 수 있다.

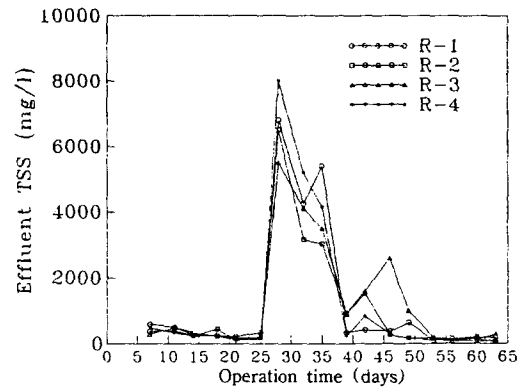


Fig. 10. Variations of TSS concentrations during operation time.

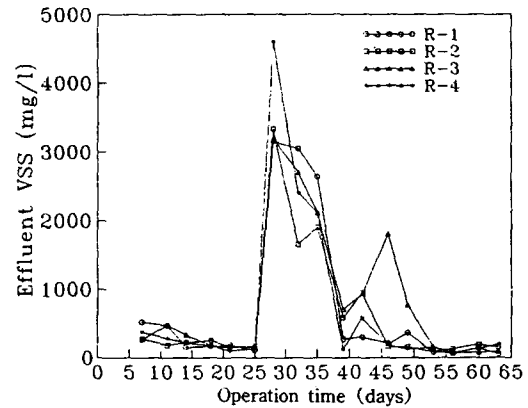


Fig. 11. Variations of VSS concentrations during operation time.

水素 間歇注入 反應槽의 경우 水素注入 期間과 缺乏期間을 각각 달리하여 R-2, R-3, R-4 反應槽를 運轉하였으나 運轉方式에 따른 效率差異는 微微한 것으로 나타났다. 다만 再植種 후 水素注入 期間 對 缺乏期間의 比를 4일 : 4일로 運轉한 R-4 反應槽의 有機物 除去效率 增加가 水素注入期間 對 缺乏期間의 比가 1일 : 1일, 2일 : 2일 인 R-2 反應槽나 R-3 反應槽 보다 더 큰 것으로 보아 注入期間 對 缺乏期間의 比가 길수록 水素利用 박테리아 및 水素生成 박테리아의 成長에 有利하다는 것을 알 수 있었다.

4. 結 論

UASB반응조의 start-up 및 安定的 運轉에 가장 중요한 因子인 粒狀슬러지 生成에 관해서는 그 根本的인 메카니즘이 아직 알려져 있지 않고 粒狀 슬러지 生成에 관해서는 水素濃度 또는 水素分壓이 미치는 影響에 대해서도 相反된 理論이 報告되고 있다.

본 研究에서는 實驗室 規模의 UASB반응조를 利用하여 一定한 量의 水素氣質을 提供하면서 그 供給 및 缺乏期間比를 달리하여 運轉하면서 이러한 條件變化가 슬러지 粒狀화에 미치는 影響을 슬러지 粒度 크기分布, 슬러지 活性度, 有機物 除去側面에서 살펴본 結果 다음과 같은 結論을 얻을 수 있었다.

1. 運轉期間 經過에 따른 슬러지 粒狀化 程度를 評價하기 위하여 본 實驗에 使用한 아세트산과 프로피온산을 기질로 利用한 活性度 實驗 및 上向 流速 차이에 따른 固形物 流失率은 슬러지 粒狀化 程度를 評價 할 수 있는 효율적인 方法으로 思料된다.

2. 슬러지 粒狀化 速度는 반응조내 水素分壓과 密接한 聯關을 가지고 있는 것으로 판단된다.

3. 同一 水素量을 注入한 條件에서 水素基質 缺乏期間을 달리한 境遇 氣質 缺乏期間이 길수록 슬러지 粒狀化 速度가 크게 나타났다.

4. 슬러지 粒狀化는 水素利用박테리아와 水素缺乏 狀態에서 水素을 生成하는 酸 形成 박테리아와 相互共生을 위한 結合에 의해 이루어지는 것을 알 수 있었다.

參 考 文 獻

梁秉洙, 1984, 浮上메디아를 利用한 廢水의 嫌氣性 處理. 東亞大學校 大學院 環境工學科 博士學位 論文, 12.

鄭炳坤, 윤종호, 梁秉洙, 1995, UASB반응조내에서 水素分壓이 슬러지 粒狀화에 미치는 影響 (I).-水素分壓에 따른 슬러지 粒狀化 速度 比較-, 韓國 廢棄物 學會誌, 12 (4), 437~449.

APHA, AWWA, WPCF, 1992, Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, AWWA, WPCF, 18th.ed.

Cail, R. G. and J. P. Barford, 1985, The development of granulation in an upflow floc digester and upflow anaerobic sludge blanket digester treating cane juice stillage. *Biotechnology Letters*, 7, 493~498.

Colleran, E., M. Barry, A. Wilkie and P. J. Newell, 1982, Anaerobic filter design. *process Biochemistry*, March/April, 12~17.

Costerton, J.W., R.T. Irvin and K.J. Cheng, 1981, The bacterial glycocalyx in nature and disease. *Ann.Rev.Microbiol.*, 35, 299~324.

Dolfing, J., Griffioen, A., Van Neerven, A.R.W and Zevenhuizen, 1985, chemical and Biological composition of Granular Methanogenic Sludge. *Can. J. Microbiol.*, 31, 744~750.

Hulshoff Pol, L.W., J.J.M. van de Worp, G. Lettinga and W.A. Beverloo, 1986, Physical characterization of anaerobic granular sludge. *Proceedings of the NVA/EWPCA conference Anaerobic Treatment a Grown-Up Technology*, 15~19 September, 1986, Amsterdam, The Netherlands, 89~101.

Lawrence, A.W. and P.L. McCarty, 1969, Kinetics of methane fermentation in anaerobic treatment. *JWPCF*, 41 (1), 17.

Macload F.A., Guiot S.R. and Costerton J.W., 1990, Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludgebed and filter

McCarty, P.L., and D.P. Smith, 1986, Anaerobic wastewater treatment. *Environmental Science and Technology.*, 20 (12), 1200~1206.

Mosey, F.E., 1983, Mathematical modelling of the anaerobic digestion process: Regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. *Wat. Sci. Tech.*, 15,

- 209~232.
- Speece, R. E., 1986, Advances in anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment, *2nd national conferenc on anaerobic treatment of industrial wastewaters*, Chicago, Illinois, September WPCF., 1977, Anaerobic Sludge Digestion, MOP-16, WPCF.
- Zeeuw, W.J. de and G. Lettinga, 1980, Use of anaerobic digestion for wastewater treatment. *Antonie van Leeuwenhoek*, 46, 110~112.