# 糞尿處理場 發生 硫黃系 惡臭成分의 生物學的 脫臭

許　　木

## Biological Deodorization of Malodorous Sulfur Containing Gases from the Night soil Treatment Plant

*Huh, Mock*


### Summary

Malodorous gas from the nightsoil treatment plant cause one of the serious environmental problems.

Therefore, this lab-scale experimental study was performed to develop the economical and efficient biological deodorization method using the waste activated sludge as new deodorization process.

The results from this study can be summarized as follows;

1. It is ascertain that the odor from nightsoil teatment plant can be deodorized biologically by activated sludge.
2. It can be interpreted that the biological deodorization using activated sladge and organic waste treatment confirmed simultaneously can be achived at the loading conditions below 0.28mg glucose/mg MLVSS for hydrogen sulfide and below 0.37mg glucose/mg MLVSS for methyl mercaptan.
3. In this process. main environmental factor to decrease the deodorization efficiency was acidification of liquid by decrease of pH.


## 序　　論

糞尿의 處理는 人類의 生存에 불가피한 事項이며 國內에서도 約 10餘年前부터 糞尿를 수거해서 집단으로 처리하는 糞尿處理場의 建設이 開始되어 現在에는 읍·면단위까지 糞尿處理場의 建設이 進行되고 있는 실정이다. 그러나 近來에 와서는 處理場用地의 확보에 어려움을 겪고 있다. 그 근본 이유중에 가장 큰 문제가 糞尿處理場 發生惡臭에 따른 被害로써 항상 주변 주민들의 진정의 對象이 되고 있다. 따라서 糞尿處理場의 탈취대책은 糞尿處理場의 設置 및 運營에 있어서 重要한 位置를 차지하게 되었다.

海洋科學大學 專任講師

이에 보다 經濟的이며 效率的인 糞尿處理場 發生惡臭에 대한 惡臭制御技術의 開發이 시급히 要求되고 있다. 이러한 現實에서 糞尿處理場 發生惡臭 대한 惡臭防止技術로써 稀釋, 溶解, 化學的固定, 吸着, 이온交換, 化學的 酸化分解, 燃燒 等의 方式이 一般的으로 使用되어 왔으나 非經濟性과 最終的으로 第2次 公害物質로 環元 發生하는 等의 問題點을 가지고 있다. 이러한 觀點에서 糞尿處理場 發生惡臭의 微生物에 依한 制御技術開發이 要求되고 있다.

따라서 本 研究에서는 이러한 問題點을 解決할 수 있는 生物學的 脫臭技術의 한 方法으로 本多 等(1979, 1980, 1981)과 福山 等(1982A, 1982B, 1983)에 依해서 基礎研究가 進行되고 있으며, 岡田(1981, 1982)에 依해서 現場適用性을 檢討하는 研究가 一部進行되고 있는 段階에 있는 廢活性슬러지를 利用한 糞尿處理場 發生惡臭의 生物學的 脫臭技術을 開發하고자 하였다. 이러한 研究目的에 따른 研究의 一環으로써 本 實驗研究에서는 糞尿處理場 發生 惡臭成分中에서 비교적 生物學的 脫臭가 容易하지 않는 硫黃系 惡臭成分을 對象으로 하여 生物學的 脫臭技術開發을 위한 實驗室的 基礎研究를 遂行하였다.

## 材料 및 方法

### 1. 實驗裝置

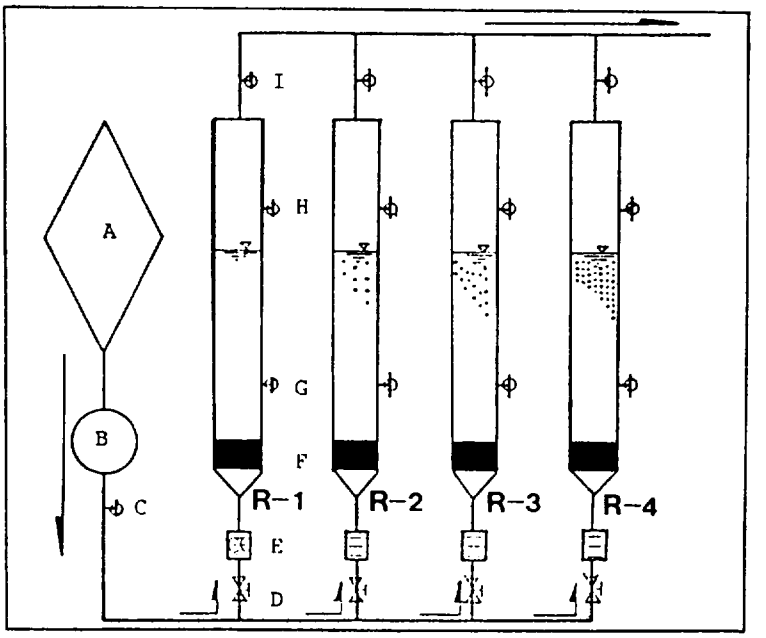


Fig. 1 Schematic diagram of basic experimental apparatus for activated sludge deodorization

A. Gas bag (Polyethylene)
B. Air pump (Handy sampler, KIMOTO ELECTRIC CO., LTD., HS-6A)
C. Sampling point of inlet gas
D. Control valve of aeration volume
E. Air flow meter (Soap buble air flow meter)
F. Air distributor (G2 Glass fiter)
G. Sampling point of column material
H. Injection point of column material
I. Sampling point of outlet gas

本 實驗에서는 Fig.1과 같은 裝置를 自體製作하여 實驗하였다. 150ℓ 容量의 polyethylene bag [A]에 所定의 濃度로 稀釋된 惡臭가스를 넣고 공기펌프[B]를 利用하여 길이 150cm, 內徑 2.7cm의 圓型 유리관을 통하여 밑바닥에는 유리여과기[F]를 附着시킨 反應槽로 注入하였다. 注入流量의 調節은 조정밸브[D]로 하고 流量의 測定은 가스流量計[E]로 하였다. 惡臭가스濃度의 調定은 1,000ppm濃度의 메틸멜캅탄(韓國標準硏究所製)과 99.99%의 黃化水素(美國製) 標準가스를 使用해서 Fig.2와 같은 裝置에서 使用 直前 室內空氣로서 稀釋하여 調製하였다. 稀釋方法은 高濃度의 標準가스가 들어 있는 Gas bag[1]로부터 공기펌프[2]로 가스를 定量하여 稀釋 gas bag[5]로 供給하고 同時에 稀釋用 空氣는 공기펌프[3]으로 吸入하여 稀釋 Gas bag[5]로 注入하였다. 그리고 積算流量計[4]를 使用해서 稀釋가스의 全體容量을 定量하였다.

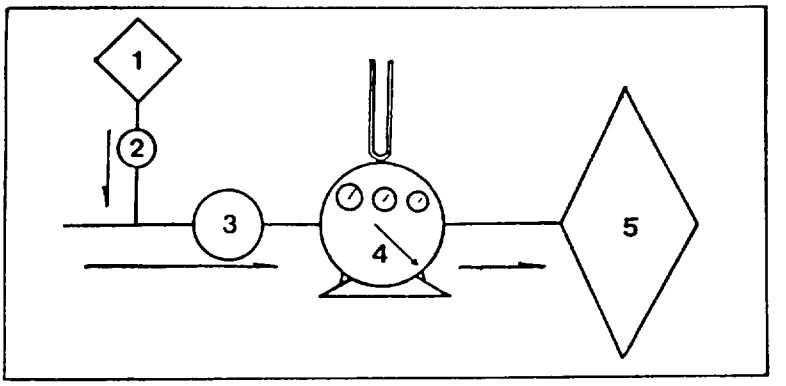


Fig. 2 Schematic diagram of air and specified odor gas mixing system
1. Law gas bag (Teflon, 2ℓ)
2. Air pump (Personal air sampler, SKC Inc., MODEL 223—3, 0.498mℓ/Count)
3. Air pump (Handy sampler, KIMOTO ELECTRIC CO., LTD., HS—6A)
4. Gas meter (Wet type integral gas flow meter, WT—1A)
5. Gas bag (Polyethylene, 150ℓ)

## 2. 運轉方法

1) 活性슬러지의 培養과 馴化

本 實驗에 使用된 活性슬러지는 W食品工場의 廢水處理場에서 發生된 剩餘슬러지를 利用하였다. 채취된 活性슬러지는 實驗室에서 沈澱, 分離하고 수도물로 3回以上 洗淨하여 液中 溶存有機物 및 活性슬러지 吸着有機物을 除去한 다음 濃縮시켜 使用하였다. 이러한 前處理過程을 거친 濃縮 活性슬러지를 다시 目的하는 臭氣에 대하여 미리 約 3日間 比較的 低濃度($H_2S$ 5~20ppm, $CH_3SH$ 2~5ppm)인 被處理가스를 注入시켜 馴化(acclimation)시켰다. 馴化가 完全히 되었는가의 確認은 反應槽의 排氣口에서 排出되는 惡臭濃度를 官能法으로 測定하여 臭氣가 感知되지 않는 것으로 하였다.

本多 等(1979)의 硏究에 의하면 黃化水素와 메틸멜캅탄 가스에의 馴化를 위한 期間이 2~3日로써 本 實驗에서도 上記 事實이 確認되었다. 이렇게 馴化가 完了된 反應槽內 活性슬러지를 使用해서 流入가스의 成分濃度를 단계적으로 增加시켜 注入시키는 方法으로 本 實驗을 進行하였다.

2) 運轉方法

4槽의 圓型유리 反應槽에 500mℓ의 馴化된 活性

슬러지를 넣고 水深은 約 90cm정도로 調整하여 曝氣를 하면 水面은 通氣流量에 따라 上昇하게 된다. 여기서 注入되는 活性슬러지의 液量을 500mℓ 정도로 하여 總 水深을 90cm로 한 것은 本 處理方式의 實際 現場適用을 前提로 할 때 1m 이상의 水深에서는 所要動力이 훨씬 많이 要求되는 Roots型 送風機를 使用하여야 하기 때문이다.

또한 本 實驗에서 反應槽 I (R－1)은 空試驗用으로 슬러지가 전혀 들어있지 않는 BOD補强稀釋水로 채웠다. 여기서 補强稀釋水를 使用한 理由는 反應槽들(R－2,3,4)에 投入되는 活性슬러지가 미리 馴化된 슬러지를 微生物의 生育에 有理한 條件으로 해주기 위해 BOD補强稀釋水를 利用해서 所定濃度로 稀釋調製한 것이므로 서로 同一한 條件의 이온强度를 갖도록 하기 위함이었다.

또한 각 反應槽에의 注入가스斷面流量 (superficial influent gas mass flow rate)은 17.5cm/min으로 一定하게 運轉하였다. 이와 같은 條件은 本多等(1979, 1980, 1981) 및 福山(1982A)의 硏究結果를 參考로 한 本 硏究者의 豫備實驗에서 反應槽內로 注入된 惡臭가스의 氣泡들이 서로 合體되지 않는 最大限界流量이 約 100mℓ/min(17.5cm/min)으로 觀察되어 이를 本 實驗에서 惡臭가스의 注入流量으로 選定하였다. 또한 注入되는 黃化水素가스의 濃度는 糞尿處理場 發生 惡臭成分中 黃化水素의 高濃度範圍에 해당하는 300, 500ppm이 되게 하여 運轉, 試驗하였으며 運轉의 順序는 低濃度인 300ppm을 먼저하고 그 다음에 500pm의 順으로 運轉하였다. 이 때의 各 反應槽의 條件은 實驗期間中 平均 活性슬러지 濃度(MLSS)로서 0, 4,270, 7,195, 10,555mg/ℓ으로 運轉되었으며 各 實驗이 끝난 후 最終的으로 有機營養源인 글루코즈의 投入試驗을 施行하였는데 이 때의 流入가스의 黃化水素濃度는 500 ppm이었다.

메틸멜캅탄의 境遇도 黃化水素에 대한 試驗에서와 同一한 方法을 適用하였으며 流入가스의 濃度는 마찬가지로 糞尿處理場 發生 메칠멜캅탄의 濃度範圍에 해당하는 20, 50 ppm으로 하였으며, 實驗期間中 平均 活性슬러지 濃度는 各各 0, 3,819, 5,419, 6,593 mg/ℓ이었다.

## 3. 試料의 採取 및 分析

가스試料의 採取는 適切한 시간 간격으로 反應槽 流入 및 流出가스를 各 10分씩 2ℓ容量의 Teflon bag(日本 近江製)에 包集하였으며, 가스크로마토그래피를 使用하여 試料를 濃縮 調製치 않고 直接 注入法으로 測定, 分析하여 惡臭成分의 除去效率을 求했다.

本 實驗에서의 가스크로마토그래피의 分析條件은 table 1과 같다.

또한 實驗期間동안의 反應槽內 液中 水素이온濃

Table 1. GC—FPD operating condition for determination of $CH_3SH$ and $H_2S$

| Model | | SHIMADZU GC 7 AG |
|---|---|---|
| Colum | | 5ft x 1/8 inch O.D. Teflon(FEP) Chromosil 330 (60-80 Mesh) |
| Detector | | FPD(Flame photometric Detector) |
| Temp. (℃) | Injection | 80 |
| | Oven | 45 |
| | Detector | 40 |
| Flow Rate (ml/min) | $N_2$ | 20 |
| | $H_2$ | 40 |
| | Air | 300 |
| Integrator | | SHIMADZU CR-1B, Sp4270 |

度(PH)의 變化 및 活性슬러지濃度(MLSS, MLVSS)와 被處理가스成分의 最終代謝產物로서 黃酸이온($SO_4^{2-}$) 濃度의 液中 변화를 觀察하였다. 上記와 같은 液中 試料의 採取 및 分析은 注入가스의 濃度를 변화시킬 때마다 하였다. 그리고 分析用 試料의 採取後 反應槽內 液의 減少量은 馴化된 活性슬러지를 利用해서 補充한 後 다음 단계의 實驗을 行하였다.

本 實驗에서의 各 分析項目 및 分析法은 Table 2와 같다.

Table 2. Analtical methods and instruments

| CONSTITUENTS | UNIT | METHODS AND INSTRUMENTS |
|---|---|---|
| pH | | pH meter(HORIBA, H-7LD) |
| SS, VSS | mg/l | Gravimetric method (Glass fiber filter) |
| $SO_4^{2-}$ | mg/l | Absorption spectrophotometric method (SHIMADZU, Double-beam UV 140-02) |

## 結果 및 考察

### 1. 活性슬러지에 依한 脫臭機構

活性슬러지에 의한 脫臭機構는 아직 明確하게 밝혀진 것은 아니나 現在까지 研究發表된 本多 等(1979, 1980, 1981), 福山(1982A, B, 1983), 岡田(1981, 1982) 및 manfred C., et al(1979)의 研究結果들에 依하면 다음과 같이 3단계로 整理될 수 있다.

① 惡臭成分을 가진 氣體를 물에 接觸시켜서 일단 惡臭成分이 물에 溶解되는 吸收溶解段階

② 水中에 溶解된 惡臭成分이 바로 微生物膜으로 吸着되는 生物吸着段階

③ 吸着된 惡臭成分이 活性슬러지를 構成하고 있는 各種 微生物群에 依해 酸化分解되어 生體增殖 및 生育 에너지로 利用되는 生物酸化分解段階

이러한 3段階의 現象은 各各 그 速度를 달리하며 또한 서로 영향을 미치면서 連續的으로 일어나게 된다. 그중에서 第1段階의 吸收溶解段階는 단순히 물에 依한 物理吸收作用이라고 생각될 수 있다. 그러나 그 後의 微生物에 의한 生物吸着反應과 관련한다면 反應吸收作用이다.

反應吸收速度가 물에 依한 物理吸收速度의 數倍에서 數十培의 吸收速度를 가진다는 것은 이미 一般化된 事實이다. 따라서 吸收溶解段階와 生物吸着段階의 反應이 同時에 進行되기 위해서는 당연히 특별한 미생물을 含有한 液을 吸收液으로 하는 것이 必要條件이 된다.

그리고 第2 및 第3段階의 微生物에 의한 水中 惡臭成分의 吸着, 分解現象은 一般的으로 일어나는 有機物 含有廢水의 微生物處理에 있어서와 마찬가지로 吸着有機物의 分解가 끝난 微生物은 다시 새로운 에너지源으로서 새로이 惡臭成分을 吸着하고 또 다시 分解, 吸着을 되풀이 한다.

이러한 活性슬러지에 依한 惡臭物質 除去現象을 模式圖로 나타낸 것이 Fig.3이다.

그런데 吸收溶解段階에서 氣體相의 惡臭成分이 먼저 물에 吸收溶解한다고 하는 것은 被處理 惡臭

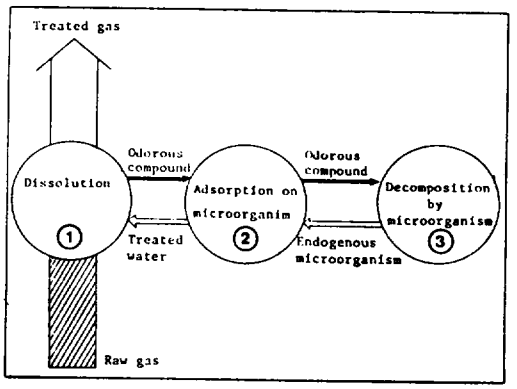


Fig. 3. Schematic diagram of deodorization mechanism by activated sludge

成分의 물에의 溶解度에 크게 支配를 받게될 것이며, 一般的으로 惡臭成分의 물에의 吸收溶解速度 즉 物質移動速度는 Henry의 法測이 成立된다 (Danckwerts, P. V., 1970; 石川, 1979).

$P_i = H_e X_i$

$P_i$; 液과 平衡으로 있는 氣相中의 溶質氣體分壓(atm)

$X_i$; 液相中의 溶質氣體의 濃度(g mole/$cm^3$)

He; Henry定數(atm $cm^3$/g mole)

다음의 微生物 吸着段階에서는 溶解된 溶存惡臭成分이 바로 微生物에 의해 吸着된다고 하는 現象은 廢水處理의 方法에서는 溶存有機物 즉 基質의 微生物 初期吸着이라고 불려지고 있다(Benefield, L. D and C. W. Randall, 1980). 이러한 初期吸着에 의한 溶存惡臭成分의 除去는 一定의 負荷限界를 초과하지 않는 範圍內에서 一般的 化學反應에 따르는 速度로서 일어나므로 惡臭成分氣體의 吸收溶解能力이 回復되어 다시 吸收溶解反應에 利用될 수 있게 된다. 이에 溶存惡臭成分의 微生物로의 吸着速度는 惡臭成分 및 活性슬러지의 性狀, 反應槽의 pH 및 溫度, 壓力 等의 여러가지 條件에 따라서 다르지만 單位體積當의 吸着量은 微生物의 量(biomass)에 比例하기 때문에 槽內 液中의 微生物濃度가 重要한 因子가 된다.

그리고 다음 단계의 吸着된 惡臭成分의 活性슬러지에 의한 酸化分解反應은 生物學的 廢水處理分野에서 많이 硏究되어온 活性슬러지에 依한 有機物分解反應과 一般的으로 同一한 反應機構를 갖게 된다(本多·福山, 1981). 微生物의 體內에 섭취된 惡臭成分은 酸化分解에 依해서 微生物의 에너지源이 되거나 細胞物質로서 微生物의 增殖에 利用되는 것으로서 이러한 各種 惡臭成分에 對應하는 微生物學的 反應機構는 아주 複雜多樣하다. 이 中에서 특히 黃化水素, 메르캅탄類 및 설파이드類, 等의 硫黃系 惡臭成分은 一般細菌이나 硫黃酸化細菌等에 依해서 微生物學的 酸化分解가 되는 것으로 그 過程의 經路는 Fig.4와 같다(本多·福山, 1981; Mara, D. D., 1984).

여기서 黃化物(sulfide, $S^=$) 즉 黃化水素의 硫黃(sulfur, S)으로의 酸化(sulfur oxidation)는 *Thiobacillus*屬인 *Th. thiospirillum, Th, thiocystis* 等

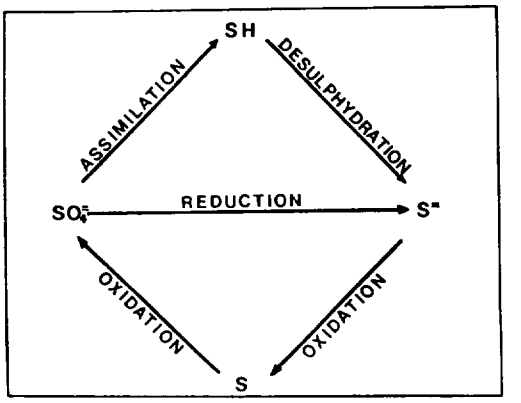


Fig. 4. The diagram of surfur cycle

과 *Chromatium, Chlorobium* 等의 光合成硫黃細菌(photosynthetic sulfur bacteria)과 *Beggiatoa, Thothrix* 等의 綠色藻類(colorless blue-green algae)들에 의해서 다음 式과 같이 이루워진다.

$CO_2 + 2H_2S \rightarrow (CH_2O) + H_2O + 2S$

黃山水素는 여기서 電子의 供與體가 되고 炭酸가스가 炭素源이 된다. 이렇게 生成된 硫黃은 微生物의 內部에 축적되거나 黃化水素의 供給이 不足할 때 다음과 같이 黃酸으로 酸化된다.

$3CO_2 + 2S + 5H_2O \rightarrow 3(CH_2O) + 2H_2SO_4$

또한 特異하게는 *Th. denitrificans*에 依해서 液中의 窒酸鹽(nitrate, $NO_3^-$)의 脫窒化에 硫黃이 電子供與體(electron donor)로 利用되어 黃酸이 生成되기로 한다.

$$5S + 6NO_3^- + 2H_2O \rightarrow SO_4^{2-} + 4HSO_4^- + 3N_2$$

그리고 黃化水素의 空氣酸化物로서 生成된 티오황산염(thiosulfate, $S_2O_3^{2-}$)은 *Th. thioparus* 等의 硫黃酸化細菌에 의해서 黃酸이 만들어진다.

$5S_2O_3^{2-} + 4O_2 + H_2O \rightarrow 5SO_4^{2-} + H_2SO_4 + 4S$

이렇게 만들어진 黃酸은 各種 微生物群에 의해서 아미노酸의 一種인 cystine, methionine等과 vitamine B complex인 thiamine, 그리고 thionic acid($H_2S_nO_6$, $n \geqq 2$) 等을 만드는 水黃基(sulfydryl group, R-SH)로 生物學的 同化(biological sulfur assimilation)가 된다.

또한 岡田(1981)은 鑄造工場排가스의 生物學的

處理硏究에서 一般的인 生物學的 脫臭機構에서의 吸收溶解-生物吸着뿐만 아니라 微生物의 呼吸作用에 기인되어 發生된 炭酸가스에 의해서 臭氣가 中和되며 이것이 生物學的 脫臭效果를 上昇시킨다는 理論도 提示하고 있다.

## 2. 活性슬러지에 依한 脫臭效果

黃化水素와 메틸멜캅탄에 대한 脫臭實驗結果는 Fig.5 및 Fig.6에서와 같이 모두 높은 脫臭效率을 나타내었다.

그러나 Fig.5 및 Fig.6에서 모두 낮은 惡臭濃度에 대한 最初實驗에서는 다소 낮은 脫臭效率을 보이다. 다음 段階에서의 보다 높은 脫臭濃度에 대한 實驗에서는 오히려 脫臭效率이 보다 上昇하는 경향을 나타내고 있다. 이러한 現象은 實驗의 初期에 있어 反應槽內에 注入된 活性슬러지가 充分하게 馴化가 되지 않은 狀態에서 그 脫臭機能이 定常狀態에 도달되지 못한 때문이라 思料된다. 따라서 實驗初期에 發生된 脫臭效率의 一時的인 低下를 除外시키고 解析할 때 本 實驗條件下에서의 活性슬러지에 依한 硫黃系 脫臭成分의 除去效率은 約 98% 以上으로써 우수한 脫臭效率을 가질 수 있음이 確認되었다.

## 2. 글루코즈注入에 의한 脫臭效果의 影響

活性슬러지에 依한 脫臭方法의 實際適用時 有機性廢水와의 同時處理 可能性을 檢討하여 보기 위한 方法으로 微生物의 有機榮養源으로 글루코즈를 活性슬러지 反應槽內에 注入하였을 때에 나타나는

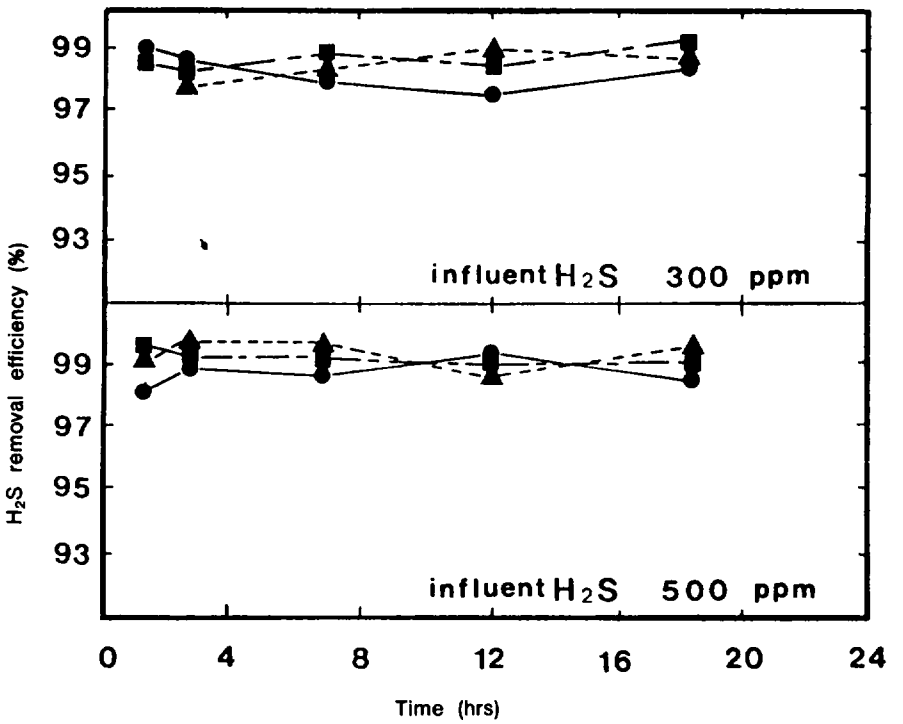


Fig. 5. Removal efficiency at different $H_2S$ concentrations
gas flow rate : 100mℓ/min (17.5cm/min)
●—● : $H_2S$ removal efficiency at MLSS 4,720 mg/l
■—■ : $H_2S$ removal efficiency at MLSS 7,195 mg/l
▲—▲ : $H_2S$ removal efficiency at MLSS 10,555 mg/l

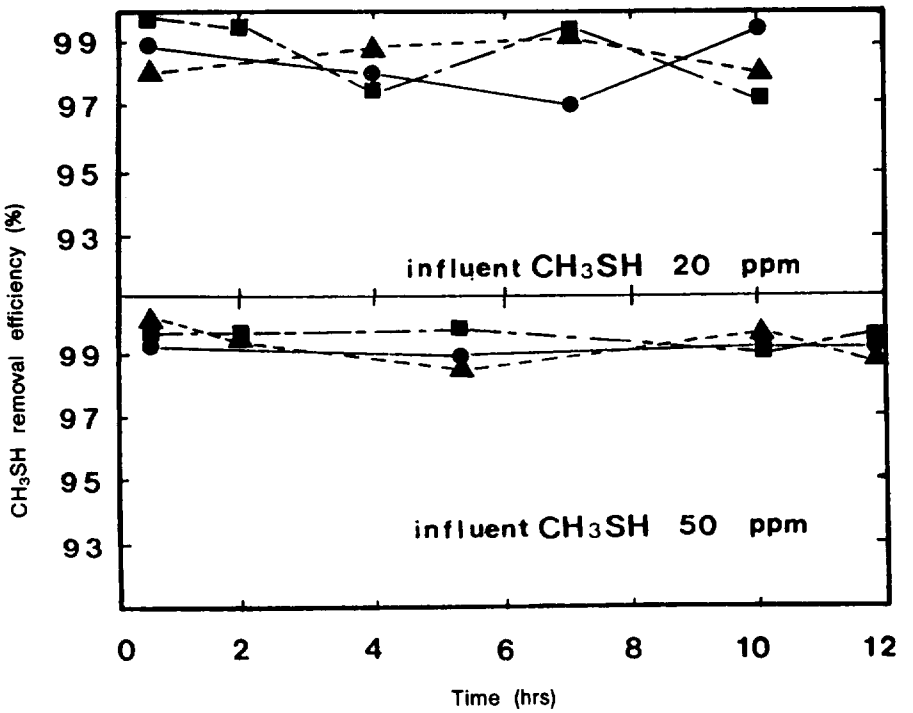


Fig. 6. Removal efficiency at different $CH_3SH$ concentrations
gas flow rate : 100mℓ/min (17.5cm/min)
●—●: $CH_3SH$ removal efficiency at MLSS 3,819 mg/1
■—■: $CH_3SH$ removal efficiency at MLSS 5,415 mg/1
▲—▲: $CH_3SH$ removal efficiency at MLSS 6,593 mg/1

脫臭機構效率에의 影響을 調査하여 보았다.

各 反應槽別 MLSS濃度를 3,819, 5,415, 6,593mg／ℓ로 維持하고 30ppm의 메틸멜캅탄가스를 10mℓ/min(17.5cm/min)의 流量으로 各 反應槽로 注入하여 그 流出가스의 脫臭效率이 98%以上으로 安定된 脫臭가 이루워졌을 때 各 反應槽에 글루코즈를 混合液中의 濃度가 2,000mg／ℓ가 되도록 注入하였다. 그 以後의 流出가스의 濃度變化를 調査分析하였으며 이 때의 各 反應槽別 單位微生物當 有機物負荷量(글루코즈注入量／反應槽內 MLVSS)은 各各 0.52, 0.37, 0.30mg glucose/mg MLVSS이었다.

그리고 500ppm 黃化水素가스에 대한 實驗에서도 메칠멜캅탄實驗에서와 同一한 方法으로 行하였으며 그 때의 各 反應槽別 MLSS濃度는 4.720, 7,195, 10.555mg／ℓ이었고 또한 單位微生物當 有機物負荷量은 各各 0.42, 0.28, 0.19 mg glucose/mg MLVSS이었다.

이러한 實驗條件들로써 行한 實驗結果는 Fig.7 및 Fig.8에서와 같다.

Fig.7 및 Fig.8에서 나타내어진 바와 같이 메칠멜캅탄과 黃化水素가스에 대한 實驗 모두에서 單位微生物當 有機物負荷量이 가장 큰 反應槽2(R－2)의 경우는 글루코즈注入 直後부터 流出가스의 濃度가 높아졌으며 反應槽3(R－3) 및 反應槽4(R－4)의 경우는 特別한 影響을 나타내지 않는다. 이러한 實驗結果를 分析하여 볼 때 注入되는 惡臭成分가스 이외에 有機榮養物質을 높은 有機物負荷量으로 注入되는 條件 즉 黃化水素 0.42mg glucose／mg MLVSS, 메틸멜캅탄 0.52mg glucose／mg MLVSS의 負荷條件下에서는 그 物質들中 微生物에 依해서 分解되기 쉬운 基質의 分解가 우

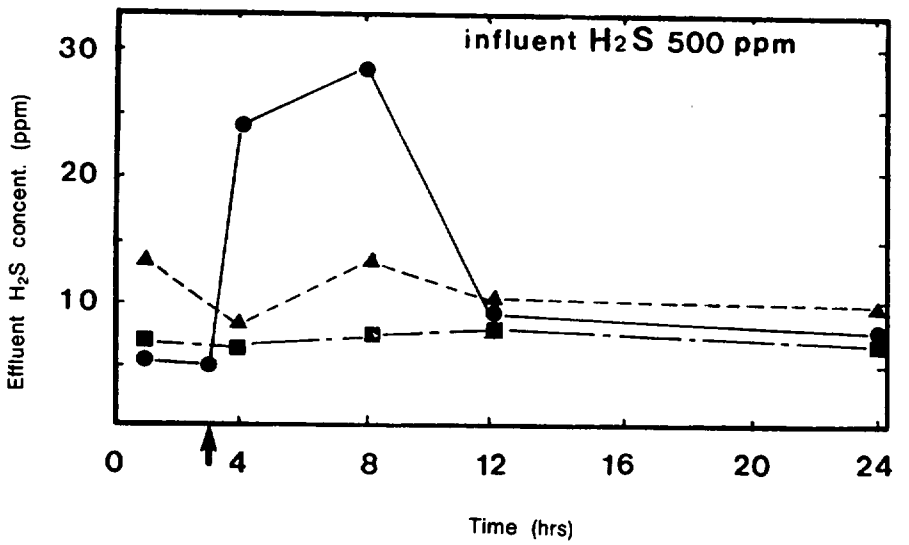


Fig. 7. Effect of glucose addition on the deodorization by activated sludge
gas flow rate : 100mℓ/min (17.5cm/min)
●——●: effluent $H_2S$ concentration at MLSS 4,720 mg/1
■- -■: effluent $H_2S$ concentration at MLSS 7,195 mg/1
▲----▲: effluent $H_2S$ concentration at MLSS 10,555 mg/1
➔ : glucose addition

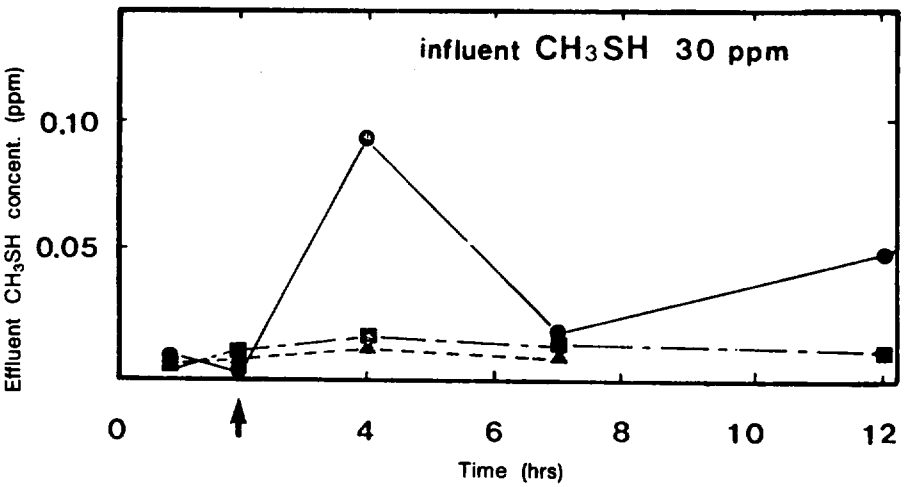


Fig. 8. Effect of glucose addition on the deodorization by activated sludge
gas flow rate : 100mℓ/min (17.5cm/min)
●——●: effluent $CH_2SH$ concentration at MLSS 3,819 mg/1
■- -■: effluent $CH_2SH$ concentration at MLSS 5,415 mg/1
▲----▲: effluent $CH_2SH$ concentration at MLSS 6,593 mg/1
➔ : glucose addition

선하고 이러한 基質의 分解後에 分解시키기 어려운 惡臭狀基質의 分解가 일어난다고 하는 本多 等(1979), 福山(1982, 1983) 및 岡田(1981, 1982)의 研究結果와 一致됨을 確認할 수 있었다.

이러한 負荷條件은 實際 下·廢水處理場 等의 標準活性슬러지法에서의 有機物負荷(BOD-SS負荷) 運轉條件인 0.2~0.4kg BOD/kg SS·day을 考慮할 때 有機物負荷가 比較的 낮은 條件下에서만 有機性廢水와의 同時處理가 可能할 것으로 판단된다.

## 3. 液中 黃酸이온濃度 및 pH의 變化

實驗期間 동안의 反應槽內 水溶液中의 黃酸이온濃度의 變化는 Table 3 및 Table 4에서와 같이 약간씩 增加되는 傾向을 나타내었다. 이러한 液中

Table 3. Variation of pH and $SO_4^{2-}$ concentration during $H_2S$ deodorization

| $H_2S$ | | 100 ppm | | 500 ppm | | 500 ppm* | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $SO_4^{2-}$ | pH | $SO_4^{2-}$ | pH | $SO_4^{2-}$ | pH |
| R-1 | St. | 6.10 | 7.23 | 1.04 | 7.06 | 0.95 | 7.27 |
| | Fi. | 6.46 | 7.23 | 3.79 | 5.65 | 4.20 | 6.65 |
| R-2 | St. | 5.49 | 9.56 | 9.56 | 6.83 | 8.71 | 7.15 |
| | Fi. | 9.47 | 7.52 | 11.08 | 7.14 | 16.29 | 6.10 |
| R-3 | St. | 4.49 | 7.48 | 10.84 | 6.65 | 13.07 | 7.13 |
| | Fi. | 9.66 | 7.39 | 13.07 | 7.36 | 24.62 | 6.39 |
| R-4 | St. | 10.04 | 7.44 | 16.10 | 7.00 | 17.70 | 7.17 |
| | Fi. | 11.36 | 7.37 | 16.57 | 7.15 | 27.46 | 6.58 |

*; glucose test St.; starting condition Fi.; Final condition

Table 4. Variation of pH and $SO_4^{2-}$ concentration during $CH_3SH$ deodorization

| $CH_3SH$ | | 20 ppm | | 50 ppm | | 30 ppm* | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $SO_4^{2-}$ | pH | $SO_4^{2-}$ | pH | $SO_4^{2-}$ | pH |
| R-1 | St. | 8.08 | 7.28 | 3.27 | 7.35 | 107.40 | - |
| | Fi. | 8.55 | 7.00 | 4.97 | 7.11 | 111.20 | - |
| R-2 | St. | 6.84 | 7.64 | 5.97 | 7.76 | 65.00 | - |
| | Fi. | 7.39 | 7.79 | 6.68 | 7.01 | 110.00 | - |
| R-3 | St. | 7.78 | 7.78 | 7.24 | 7.74 | 25.00 | - |
| | Fi. | 8.24 | 7.70 | 9.66 | 7.01 | 56.20 | - |
| R-4 | St. | 9.90 | 7.70 | 9.26 | 7.42 | 88.60 | - |
| | Fi. | 11.36 | 7.72 | 11.36 | 7.14 | 116.80 | - |

*;glucose test St.; Starting condition Fi.; Final condition

黃酸이온 濃度의 增加는 硫黃系 惡臭成分의 微生物에 의한 最終代謝生成物에 따른 것으로 本多 等(1979)의 實驗結果에서도 이러한 現象이 發見되었었다. 또한 各 反應槽內 液中 pH의 變化는 脫臭實驗期間이 짧았던 관계로 뚜렷한 變化의 幅은 發見되지 않았으나 全體的으로 多少 pH가 低下되는 傾向을 보였다. 이러한 pH의 低下는 硫黃系 惡臭成分의 微生物에 의한 最終代謝產物인 液中 黃酸이온 等의 增加에 起因되었다고 判斷되었다.

## 摘 要

剩餘活性슬러지를 利用하여 糞尿處理場 發生惡臭를 除去하고자 하는 本 硏究目的의 適用可能性을 確認하기 위해서 糞尿處理場 發生 惡臭成分中 代表的인 硫黃系 惡臭成分인 黃化水素와 메틸멜캅탄에 대한 基礎的 實驗硏究를 한 結果는 다음과 같다.

1. 剩餘活性슬러지를 利用한 糞尿處理場 發生 惡臭成分中 硫黃系 惡臭成分의 生物學的 脫臭는 可能하며 그 處理效率은 優秀하였다.

2. 活性슬러지에 의해서 糞尿處理場 發生 惡臭成分과 有機性廢水를 同時에 處理하고자 할 때 單位微生物量等 有機物負荷量이 黃化水素의 경우 0.28mg glucose/mg MLVSS 및 메틸멜캅탄의 경우 0.37mg glucose/mg MLVSS의 負荷條件 以下에서만 可能하다.

3. 惡臭成分中 硫黃系 惡臭成分의 脫臭時 微生物에 依한 硫黃系 惡臭成分의 最終代謝產物로써 液中 黃酸이온($SO^{2-}$)濃度는 增加되며, 이에 따른 影響으로 反應槽內 液의 pH가 低下된 것으로 思料된다.

## 參 考 文 獻

Benefield, L. D. and C. W. Randall, 1980, Biological process design for wastewater treatment, Prentice-Hall Inc., London, 129~274.

Danckwerts, P. V., 1970, Gas-liquid reactions; McGraw-Hill Books Co., London, 6~20.

本多淳裕 外, 1979, 活性汚泥による惡臭除去に關する硏究(第1報); イオウ系臭氣の活性汚泥による除去, 大氣汚染學會誌, 14(10), 22~29.

本多淳裕 外, 1980, 活性汚泥による惡臭除去に關する硏究(第2報); アミン系臭氣の活性汚泥による除去, 大氣汚染學會誌, 15(2), 12~19.

本多淳裕 外, 1981, 活性汚泥による惡臭除去に關する硏究(第3報); 低級アルユール系臭氣の活性汚泥にする除去, 大氣汚染學會誌, 16(2), 125~132.

福山丈二. 本多淳裕, 1981, 惡臭の生物學的處理法とその實例, 環境技術, 10(6), 491~500.

福山丈二, 1982A, 活性汚尼による脫臭, 惡臭公害對策セミナ講演集, 69~82.

福山丈二, 1982B, 微生物による脫臭技術とその將來性について, 惡臭公害對策セミナ講演集, 16~32.

福山丈二, 1983, 生物脫臭法總論, 惡臭公害對策セミナ講演集, 74~90.

Manfred C., Friedheim S. and S. Egbert, 1979. Grundlagen der biologischen abluftreinigung (Ⅳ)-Abgasreinigung durch mikroorganismen mit hilfe von biowaschern, *Staub-Reinigung. Luft*, 39(9), 308~314.

Mara, D. D., 1984, Bacteriology for sanitary engineers, Alden and Mowbray Ltd., London, 129~141.

岡田和夫, 1981, 微生物處理による鑄造工場及び塗裝排カス對策, 惡臭公害對策セミナ講演集, 159~172.

岡田和夫, 1982, 微生物利用による脫臭方法の紹介, 環境技術, 11(6), 51~56.