

微生物에 의한 廢水處理

申 錫 奉 · 市川邦介*

建國大學校 微生物工學科, *大阪大學 醱酵工學科

Wastewater Treatment by Microorganism

Suk Bong Shin and Kunisuke Ichikawa*

Department of Microbiological Technology, College of Engineering, Kon-Kuk University, Seoul, Korea

*Department of Fermentation Technology, Faculty of Engineering, Osaka University, Osaka, Japan

Abstract

The process of biological treatment of organic wastewater is principally associated with those of self-purification in the natural water environment. The treatment system has the intensive function of stabilizing wastewater more effectively than in natural water, which is like natural water concentrated in a small space.

Biological treatment of wastewater involves activated sludge and various modified process, trickling filter, rotating disk, oxidation ditch, etc. for aerobic decomposition and anaerobic processes such as anaerobic decomposition and methane fermentation. The basic characteristic of these processes is the use of mixed culture for the conversion of pollutants.

This review focuses on the various kinds of microorganisms related to each treatment processes. Kinetic analysis of the activated sludge process is discussed in order to understand the basis of control and maintenance of the biological treatment process.

I. 緒 論

微生物이 가지고 있는 分解能力이 土壤, 河川, 湖水 또는 海水中的 汚濁物質이 存在하는 場所에서, 環境淨化에 커다란 役割을 담당하고 있다는 것은 周知의 事實이다.

人類가 生活用的 上水를 구하려고 河川이나 湖水周邊에서 集團生活을 시작하면서 부터 上水施設이 먼저 發達하였다. 集團生活에 恐怖를 가져온 것이 傳染病으로, 그 蔓延을 防止하기 위해, 衛生工學的인 立場에서 下水道가 發達하였으며, 下水處理의 必要性에서 酸化池, 散水灘床 및 活性汚泥法이 普及되었다. 活性汚泥法을 처음으로 實施한 것은 1913년의 英國이고, 또 美國에서의 實施가 1916년이므로, 그 歷史¹⁾는 比較的 새로운 편이다.

이들 system은 自然界에서의 微生物의 淨化作用을 利用하여, 廢水를 一定한 容器內에서 効率的으로 淨化하려고 하는 것이다.

한편, 文明國에서의 急激한 工業의 發達は, 資源의 大量消費와 함께 發生되는 막대한 양의 産業廢棄物로 인해 自然環境保全의 balance가 붕괴되어, 일부에서는 微生物의 淨化能力을 喪失시키는 環境破壞에 까지 이르고 있다. 이러한 실정에도 불구하고, 人間의 生産活動이 中斷될 수 없는 이상은, 環境淨화와 그 保全을 위해 보다 많은 處理施設의 普及과 處理技術의 level-up이 絶실히 要求된다고 하겠다. 여기서는 微生物에 의한 廢水處理에 있어서의 基礎的인 諸項目에 대해 解說한다. 즉, 廢水處理에 關여하는 微生物에 대해, 處理形式에 따라 好氣的酸化(酸化池, 活性汚泥法 및 散

水濾床法)와 嫌氣의酸化(methane 醱酵法)로 나누어 設述한다. 또, 微生物에 의한 廢水處理의 原理와 動力學式의 活性汚泥法에의 應用에 對해서도 說明한다.

II. 混合微生物의 集團

II-1 廢水處理에 關여하는 微生物

廢水處理에 關여하는 微生物로서는, 下等植物인 細菌(Bacteria), 酵母(Yeast), 糸狀菌(Molds), 藻類(Algae)와 動物界의 最下等細胞生物인 原生動物(Protozoa), 後生動物(Metazoa)로 分類된다.

一般的으로, 廢水處理에 있어서 主役을 擔當하는 것은 細菌類이며, 그 다음으로 藻類나 原生動物이다. 그러나, 處理하려고 하는 廢水의 含有成分의 種類, 濃度 또는 處理方式에 따라 微生物의 種類 및 비율도 다르게 된다.

細菌에는 好氣의環境을 좋아하는 好氣性菌(Aerobes), 嫌氣의環境을 좋아하는 嫌氣性菌(Anaerobes)이 있으며, 그 중간의 環境에서 生育하는 偏性嫌氣性菌(Facultative anaerobes)도 있다. 微生物의 活動에 適合한 범위를, 酸化還元電位(Oxidation reduction potential)로 나타낸 것이 Fig. 1이다. 好氣性菌은 ORP로 +400~-200mV, 嫌氣性菌은 +50~-400mV에서 活動한다. 好氣性生物로서는 好氣性細菌, 酵母, 糸狀菌, 藻類, 原生動物 및 後生動物 등이 있지만, 嫌氣性生物은 大部分 嫌氣性細菌이며, 好氣性의 環境에 비해 단순하다.

河川, 湖沼 등의 自淨作用(Stream self purification), 즉 微生物에 의한 水中有機物의 安定化는 有機物의 酸化分解와 微生物細胞의 合成이라는 두가지의 代謝過程의 組合에 의해 이루어진다. 微生物에 의한 廢水處理는 自然界의 自淨作用을 人工的으로 管理, 運營하는 것으로서, 微生物은 廢水中의 有機榮養物을 酸化分解하여, 細胞의 生合成과 維持에 필요한 energy를 획득하며, 한편 廢水中의 有機物은 酸化되어 安定한 狀態로 된다. 이 酸化反應을 生物學的酸化(Biological oxidation)라고 하며, 好氣的酸化(Aerobic oxidation)와 嫌氣的酸化(Anaerobic oxidation)의 두가지 型이 있다. 이 경우의 酸化와 合成과의 關係를 나타낸 것이 Fig. 2이다.

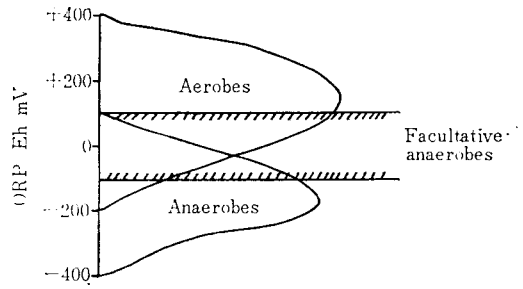


Fig. 1. Relationship between microorganism and oxidation-reduction potential.

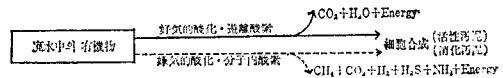


Fig. 2. Biooxidation and cell biosynthesis by microorganism.

II-2 廢水處理의 形式

a. 好氣的酸化(Aerobic oxidation)

a-1 酸化池(Oxidation pond)

酸化池에서는 Fig. 3과 같이 從屬榮養菌(Heterotrophic microbes)인 細菌과, 獨立榮養菌(Autotrophic microbes)인 藻類(특히 Chlorophyll을 가지고 光合作用을 하기 때문에 光合作用獨立榮養菌, photosynthetic microbes라고도 함)와의 共生關係(Symbiotic relationship)²⁾가 있다. 이러한 작용에 의해 물이 淨化되며, 細菌을 먹이로 하는 原生動物이나 後生動物도 존재한다. 有機物負荷나 SS(Suspended solids, 懸濁固形物)가 比較的 많거나, 또는 깊은 연못과 같이 低部에 陂(진흙)이 蓄積되는 부분에서는, 嫌氣狀態로 되어 偏性嫌氣性菌, 嫌氣性菌도 增殖하여 有機物質의 嫌氣分解로 이루어진다.³⁾

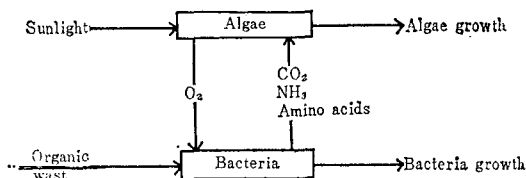


Fig. 3. Symbiotic relationship existing between algae and bacteria in an oxidation pond.

淡水에서는 藻類로서 綠藻類(Green algae)인 *Chlorella*, *Scenedesmus*가 잘 나타나지만, 有機物 負荷가 많아지면 藍藻類(Blue green algae)가 번식한다.

예컨대 日本의 Setto 內海의 연안 附近도 酸化池와 같이 생각할 수 있다. 藻類로서는 海産 플랑크톤이 있고, 경우에 따라서는 養殖用「김」(Red algae) 또는 「미역」일 수도 있다. 특히 海産플랑크톤이 異常번식하여, 海面을 빨갱게 또는 파랗게 하는 일이 있으며, 이를 赤潮(Red tide)現象이라고 한다. 赤潮가 發生하면 반드시 魚類에 被害를 준다고 할 수는 없지만, *Euglena*나 *Horneria* 등이 異常번식하면 被害를 주게 된다.⁴⁾ *Chlorella*나 *Spirulina*는 蛋白質資源으로서도 注目되고 있으며 廢水處理와 食糧生産의 併用을 고려해야 할 때도 멀지 않다고 하겠다.

a-2 活性汚泥法(Activated sludge process)

이 方法은 有機性廢水의 處理法으로서 가장 널리 利用되고 있다. 主役은 細菌類이며, 여기에 原生動物이 介入한다. 有機廢水가 處理되는 것은 微生物에 의한 酸化分解, 資化 외에, 微生物이 flocs를 形成하여 이 flocs에 휘감기거나, flocs에로의 生物化學的吸着現象에 의한 除去가 있다. 單細胞라면 간단히 沈降하지 못하지만, flocs를 形成하므로 比較的 短時間에 廢水를 處理할 수가 있다. 活性汚泥(Activated sludge)의 語源은 汚泥 flocs의 表面이 溶液中の colloid 物質이나 懸濁固形物質(SS)을 active하게 吸着하는 데서 유래한다. Fig. 4는 回分系에 있어서의 活性汚泥와 有機物除去와의 關係를 나타낸 것으로, 接觸初期에 生物學的인 吸着이 신속하게 進行되는 것을 보여주고 있다.

活性汚泥의 flocs 形成⁵⁾은 일반적으로 *Zoogloea*를 生成하기 때문이고, 活性汚泥로부터 각종의 균

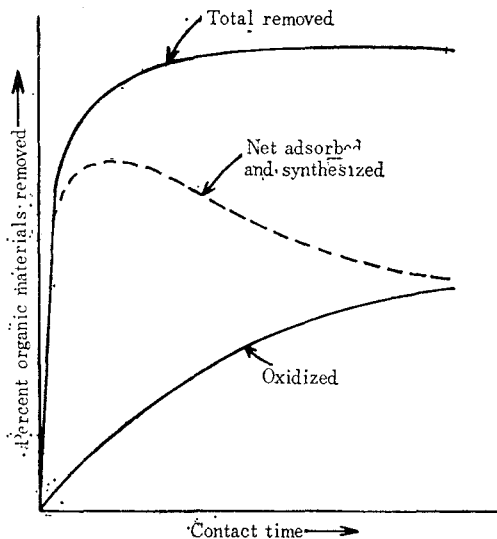


Fig. 4. Removal of organic materials upon contact with activated sludge in an aerated batch system as a function of time.

이 分離·同定되어 있다.⁶⁻⁸⁾ 종래부터 알려져 있는 것으로는 *Zoogloea ramigera*, *Pseudomonas fluorescens*, *P. putida*, *P. denitrificans*, *Flavobacterium*, *Brevibacterium*, *Achromobacter*, *Mycobacterium*, *Xanthomonas*, *Arobacterium*, *Chromobacterium*, *Aerobacter*, *Escherichia coli* 등이다. 이들 細菌은 純粹培養하여도 flocs의 형성은 어렵다. 細菌細胞膜은 주로 多糖類로 構成되어 있으나, 捕食 關係에 있는 原生動物, 특히 遊泳性纖毛虫(*Paramecium*) 또는 固着性纖毛虫(*Vorticella*, *Opercularia*)이 gelatin 狀의 slime을 分泌하기 때문에 *Zoogloea*가 生成된다는 것이 일반적인 생각이다. 이와같이 原生動物은, 細菌처럼 流入廢水中的의 有機物質을 分解하지 않지만, 汚染有機物의 酸化分解에 중요한 역할을 하는 分散된 細菌을 소비하여, 沈降性이 좋은 活性汚泥의 生成에 중요한 役割을 한다.⁹⁾

Cokes 工場의 廢水처럼 phenol, CN, H₂S 및 다량의 NH₃를 함유하는 廢水도 活性汚泥法에 의해 phenol, CN은 잘 分解되지만, 이처럼 毒性이 강한 廢水에서는 原生動物이 거의 나타나지 않는다. 그러나, 소위 flocs의 形成이나 沈降性도 좋고, 數種類의 細菌類의 混合系에서도, 이와같이 *Zoogloea*를 形成하는 경우도 있다.

a-3 散水濾床法(Trickling filter process)

散水濾上法은 濾材로서 5~15cm 徑의 碎石의 圓

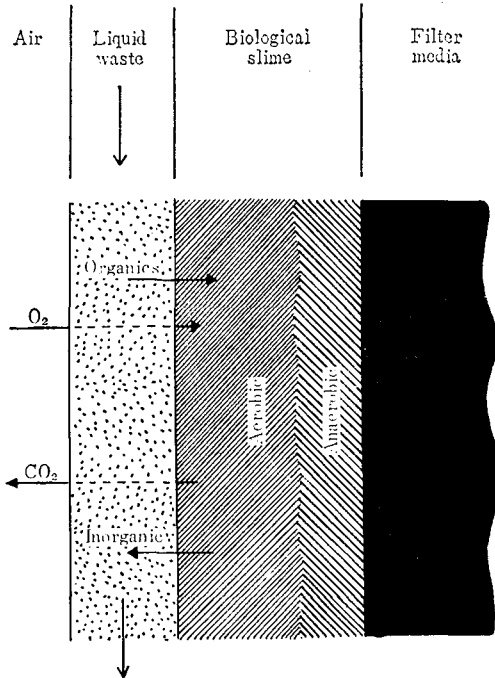


Fig. 5. Schematic representation of exchanges taking place along surfaces of biological slimes in a trickling filter.

形槽中에 쌓아 올려, 有機性廢水를 連續的으로 上部로 부터 散布하여, 濾材表面에 粘着性이 있는 gelatin 狀의 好氣性微生物의 生物膜을 形成시켜, 廢水를 이와 接觸시켜 處理하는 방법이다. 活性汚泥法에서와 같이 曝氣할 必要는 없으며, 大氣中의 酸素를 섭취하여 好氣的으로 分解한다. 濾材表面에서의 狀況을 Fig. 5에 나타냈다.¹⁰⁾ 生物膜이 어떤量 이상으로 증가하면, 自然히 떨어지고, 다시 生物膜이 形成된다. 최근에는 生物膜의 附着을 용이하게 하는 濾材로, 輕量의 plastic 製의 波板을 敷設하는 방법이 實用化되고 있다. 輕量이기 때문에 相當한 높이로 쌓아 올려 效率를 높이고 있다.

微生物은 好氣性細菌 외에, 濾材와의 附着面에서는 嫌氣性細菌이, 生物膜의 表面에는 糸狀菌, 藻類, 原生動物 또는 昆蟲의 幼虫도 존재하며, 이 들간에 捕食關係의 balance 를 유지하고 있다.^{11,12)}

b. 嫌氣의酸化(Anaerobic oxidation)

有機物의 濃度가 1.5% 이상되는 濃厚廢水(例, 분뇨, 醱酵廢液 등)는 嫌氣의消化(Anaerobic digestion)로 處理한다.

消化槽의 一例를 Fig. 6에 도시했다. 嫌氣性菌에 의한 分解이므로 密封容器가 사용되며, 消化槽內에서는 다음의 二段階의 分解過程이 있다. 第一

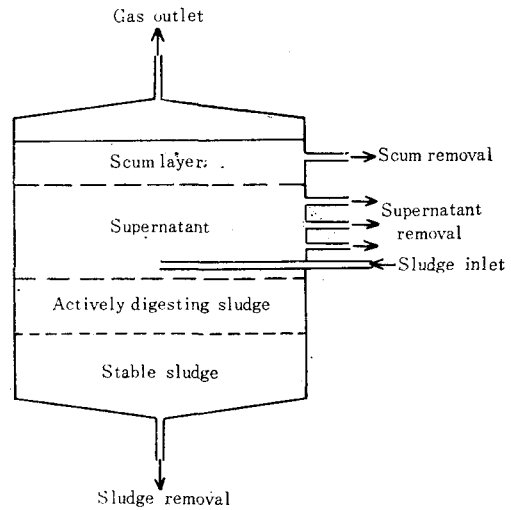
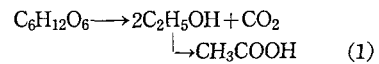
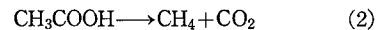


Fig. 6. Schematic representation of the stratification existing in a conventional standardrate digestion unit.

段階는 酵化段階로서, 溶解性有機物이나 Colloid 物質, 有機性 SS 物質의 酵化와 alcohol, aldehyde 및 acetate, propionate, 酪醇 등의 低級脂肪醇으로의 分解



第二段階는 第一段階生成物의 methane 醱酵菌에 의한 分解이다.



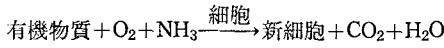
Methane 菌으로는 *Methanobacterium*, *Methanococcus*, *Methanosarcina* 등이 分離되어 있다.¹³⁾ methane 醱酵에 대해서는 아직도 불명한 점이 많다. 순수培養한 methane 菌에 의해 CO_2 Gas의 直接還元에 의한 methane 생성도 實驗的으로 認定되고 있다.^{14,15)}

消化溫度로서는 57°C 부근의 高溫消化와 35°C 부근의 中溫消化가 있다.¹⁶⁾ 嫌氣의 酸化는 好氣用 酸化에 비해서 反應은 완만하다. 그러나 생성된 CH_4 의 이용을 생각하면 有機性固型廢棄物의 集荷가 용이한 地域에서는 energy 문제와 관련시켜서도 嫌氣의 酸化는 再 검토의 필요가 있을 것이다.

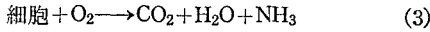
III. 微生物에 의한 廢水處理

有機物質이 微生物에 의해 溶液으로부터 제거될 때에는 두 가지의 基本的인 現象이 일어난다. 즉, 酸素가 微生物에 의해 energy 獲得을 위해서 消費

되는 것과 새로운 細胞가 合成되는 것이다. 合成된 微生物은 漸次 自己酸化를 받아 分解한다. 이들의 反應은 다음과 같은 일반식으로 나타낼 수 있다.¹⁷⁾



또,



設計나 運轉管理를 하는 技術者에 있어서 중요한 것은 反應이 일어나는 速度, 酸素와 營養物質의 所要量 및 生物性汚泥의 生産量이다.

III-1. 分解反應速度

好氣的酸化에서는 CO_2 와 H_2O 로 嫌氣的酸化에서는 CH_4 60~75%, CO_2 와 H_2 20~35% 기타 5%를 발생한다. 分解速度는 分解 가능한 有機質의 濃도에 비례하는 1次 反應에 따른다고 알려져 있다. 微生物은 有機質의 濃도에 비례하여 增殖하면서 物質代謝를 한다. 즉, 好氣的條件에서의 酸素消費도 嫌氣的條件에서의 gas 발생도 1次 反應에 따르며, 有機質의 分解와 평형하게 進行된다.

Fig. 7에 好氣的酸化에서의 BOD 經過의 時間的 變化, Fig. 8에는 嫌氣分解에서의 gas 發生의 時間적 變化를 나타냈다. Fig. 7에서 第1段階의 酸化는 1次 反應을 나타내며 炭素化合物이 酸化되고, 第2段階에서 N-化合物이 酸化된다고 알려져 있다. BOD 測定은 20°C 5일간의 값이 이용되고 있다. Fig. 8에서 種汚泥의 植種이 없으면 B曲線과 같이 初期에 誘導期가 존재하지만, 植種이 충분할 때는 A와 같이 1次 反應의 曲線으로 된다.

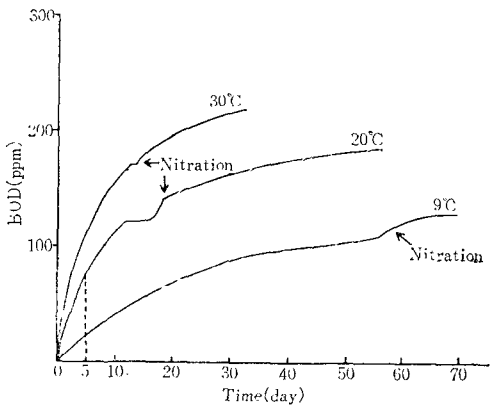


Fig. 7. Time course of BOD in an aerobic oxidation.

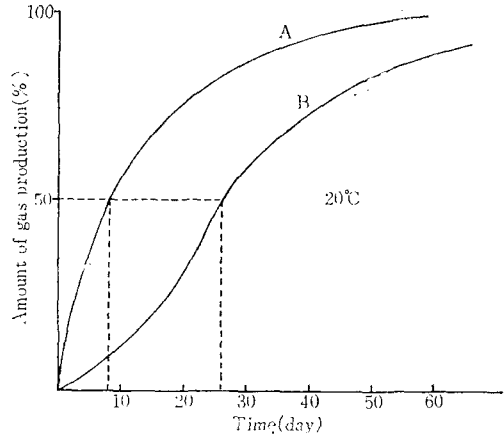


Fig. 8. Time course of gas formation in an anaerobic digestion.

III-2 動力學式的 活性汚泥法에의 應用¹⁸⁾

一般的으로 活性汚泥法은 曝氣槽에서 廢水를 微生物集團인 汚泥 flocs와 接觸시켜 廢水中의 有機物質을 好氣的으로 分解하고, 沈澱槽에서 處理水로부터 汚泥를 沈降分離하여, 이 汚泥의 一部를 曝氣槽에 返送시키는 連續方式이 採用되고 있다. 曝氣槽는 完全混合方式과 plug flow方式으로 大別할 수 있으며, 여기서는 前者에 대한 動力學式을 誘導한다.

完全混合反應槽에 의한, 活性汚泥法의 數學的 Model에 관해서는, Downing과 Wheatland,¹⁹⁾ McKinney,²⁰⁾ Grieves, Milbury 및 pipes,²¹⁾ Schulze,²²⁾ Reynolds와 Young²³⁾ 등의 研究者에 의해 발견되었으며, Canal²⁴⁾이나 Curds²⁵⁾ 등에 의해, 活性汚泥法의 細菌捕食과 淨化의 動力學 model을 세워, 전자계산기에 의한 simulation에 대해서도 研究되

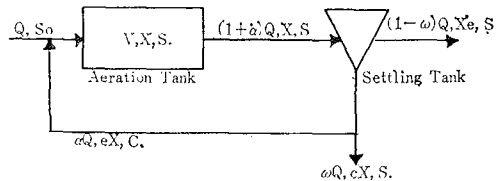


Fig. 9. Typical flow diagram of activated sludge process.

어 있다. Fig. 9에 完全混合型の 曝氣槽를 包含하는 連續式活性汚泥法の 工程을 나타냈다.

Q ; 廢水의 流入速度(m³/day)

V ; 膜氣槽의 實容量(m³)

S₀ ; 流入廢水中的 有機物濃度(kg BOD/m³)

S ; 曝氣槽內 또는 流出水中的 有機物 濃度(kg BOD/m³)

X ; 曝氣槽內的 活性汚泥濃度(kg MLSS/m³)

X_e ; 表理排出水中的 活性汚泥濃度(kg MLSS/m³) (MLSS=Mixed Liquor Suspended Solids)

C ; 濃縮率 (C>1)

α ; 返送率 (1>α>0)

W ; 除去率

Fig. 9에서 生物反應이 주로 曝氣槽內에서만 일어난다고 하여 活性汚泥의 物質收支를 取하면,

$$V \frac{dX}{dt} = \alpha QcX - (1+\alpha)QX + V\mu XVkdX \quad (4)$$

여기에서 μ ; 活性汚泥의 比增殖速度(1/day)

kd ; 活性汚泥의 自己分解係數(1/day)

有機物質의 物質收支를 취하면

$$V \frac{dS}{dt} = QS_0 + \alpha QS - (1+\alpha)QS - V \frac{\mu X}{Y} \quad (5)$$

여기에서 Y ; 汚泥의 收率係數

定常狀態에서는, (4)式으로부터

$$\begin{aligned} \mu &= \frac{Q}{V}(1+\alpha-\alpha C) + kd. \\ &= D(1+\alpha-\alpha C) + kd. \end{aligned} \quad (6)$$

여기에서 D는 稀釋率(day⁻¹)로서 曝氣槽內에서의 流入廢水の 平均滯留時間 θ의 逆數이다.

(5) 및 (6)의 定常狀態式으로부터

$$X = \frac{YD}{D(1+\alpha-\alpha C) + kd} (S_0 - S) \quad (7)$$

을 얻는다. 活性汚泥에 의한 BOD의 除去速度는 近似的으로 BOD에 대해 一次로 표시할 수 있다고 알려져 있다.^{26~28)}

$$\mu = YkS \quad (8)$$

여기에서 k ; 比有機物除去速度

活性汚泥의 比增殖速度 μ가 (8)式으로 조사되는 것으로 하면 (6), (7) 및 (8)로부터,

$$S = \frac{DS}{kX + D} = \frac{D(1+\alpha-\alpha C) + kd}{Yk} \quad (9)$$

한편, 定常狀態에서의 沈澱槽에서의 活性汚泥의 物質收支는

$$(1+\alpha)QX = (1-W)QX_e + \alpha QCX + wQcX \quad (10)$$

活性汚泥의 增殖速度, 즉, (6)식과 (10)식의 관계로부터

$$V\mu X - VkdX = (1-w)QX_e + wQcX \quad (11)$$

즉,

$$\mu - kd = \frac{(1-w)QX_e + wQcX}{VX} \quad (12)$$

로 된다. 여기서 沈澱槽로부터의 流出水中的 汚泥濃度를 無視하면,

$$X_e \approx 0, \mu - kd = wcD \quad (13)$$

로 되어, 定常狀態에서의 活性汚泥의 걸보기 증식 속도는 同汚泥의 제거속도와 같다.

또, (12)식의 右邊, 근사적으로 (13)식의 右邊 wcD의 逆수는 平均汚泥滯留時時(Mean cell residence time) ts라고 불리우며²⁹⁾ 系에서의 중요한 操作因子の 하나이다.

$$ts = \frac{\text{曝氣槽內 活性汚泥 微生物細胞量}}{\text{曝氣槽로 부터 流出, 除去된 活性汚泥 微生物의 細胞量}}$$

$$\frac{1}{ts} = \frac{(1-w)QX_e + wQcX}{Vx} \quad (14)$$

또는 (13)식과 같이 1/ts = wcD로 표시된다. 따라서 (6) 및 (7)식으로부터

$$\frac{1}{ts} = YD \frac{S_0 - S}{X} - kd \quad (15)$$

여기서 D(S₀-S)/X = kS

(15)식에 有機物質의 除去率 E = (S₀-S)/S₀를 사용하여 바꾸어 쓰면

$$\frac{1}{ts} = YE \frac{DS_0}{X} - kd. \quad (16)$$

을 얻는다. (16)식 중의 DS₀는 曝氣槽로의 有機物質의 容積負荷(kg BOD/m³·day)이고, DS₀/X는 有機物質의 汚泥負荷(kg·BOD/kg MLSS·day)³⁰⁾를 나타낸다.

한편, 沈澱槽에서의 壓密汚泥濃度 cX는 通常 혼합액을 30분간 靜置沈澱하므로써 충분한 壓密狀態를 얻을 수가 있기 때문에, 편의상 汚泥容數指標 SVI로부터 그 最大值 (cX)_{max}가 推定된다.³¹⁾

$$cX \leq (cX)_{\max} = \frac{10^6}{SVI} \quad (17)$$

(10)식에서 X_e가 무시되고, 또 α ≫ w라고 하면 曝氣槽內的 汚泥濃度 X는,

$$X \leq \frac{(\alpha+w)Q}{(1+\alpha)Q} \frac{10^6}{SVI} \approx \frac{\alpha}{1+\alpha} \frac{10^6}{SVI} \quad (18)$$

즉, 定常運轉下에서의 曝氣槽內的 汚泥濃度 X는 汚泥의 返送率 α와 SVI(汚泥容數指標)에 의해 결정된다. (18)은 汚泥의 沈降性이 좋고, SVI가 적으면 α를 적게하여 運轉할 수 있고, 또 膨化汚泥에서는 α를 크게 할 필요가 생기지만 SVI가 극단적으로 커지게 되면, 曝氣槽內的 汚泥

濃度は 이미 所定値를 유지할 수 없음을 나타내고 있다.²⁸⁾ 이 SVI 値는 混合液을 30분간 靜置했을 때, 汚泥 1g 이 차지하는 壓密體積으로, 正常的인 活性汚泥의 SVI 는 50-150의 값을 나타낸다. 대부분의 경우, SVI 가 200을 초과하면, 沈降性이 나쁘기 때문에 沈澱槽로 부터 汚泥가 流出한다. 이를 活性汚泥의 膨化(bulking) 現象^{32, 33)}이라고 한다. 아직까지 SVI 를 정확하게 操作하는 일은 용이하지 않으나 活性汚泥系의 環境 및 操作條件을 가능한 적정 範圍에서 유지하는 것이 바람직하다.

다음으로 曝氣槽內에서의 酸素의 收支에 대해 고찰해 보면, 活性汚泥의 酸素消費速度(呼吸速度) Rr 은

$$VRr - V\left(\frac{do_2}{dt}\right)_r = a'Q(S_0 - S) + b'VX \quad (19)$$

여기서 a' : 有機物質의 酸化에 필요한 酸素量

b' : 汚泥의 維持代謝에 필요한 酸素의 比消費速度

混合液中의 溶存酸素濃度 C 에 대해 物質收支를 취하면,

$$\frac{dC}{dt} = kLa(C^* - C) - Rr \\ = kLa(C^* - C) - a'D(S_0 - S) - b'X \quad (20)$$

定常狀態에서의 曝氣槽內의 溶存酸素濃度는

$$C = C^* - \frac{1}{kLa} [Da'(S_0 - S) + b'X] \quad (21)$$

여기서 C* ; 飽和溶存酸素濃度

kLa; 酸素移動의 總括容量係數

로 나타낼 수 있다.

IV. 結 語

微生物에 의한 환경정화는 微生物이 가지고 있는 두 가지 能力-生合成力(anabolic activities)과 生分解力(catabolic activities)-中的 生分解力을 이용하는 것이다. 대부분의 醱酵生産이 순수培養에 의한 微生物의 生合成力을 이용한 것인데 반해 分解系에는 多種類의 微生物이 參與하는 混合培養系이므로, 그 작용이 複雜하고 解析이 곤란한 경우가 많다.

이러한 까닭으로 微生物에 의한 廢水處理系에서 解決해야 할 問題點도 적지 않다고 하겠다. 예를 들어, 水域의 富營養化의 原因으로 되는 磷이나 窒素의 生物學的 除去 라든지, 活性汚泥法에서의 bulking(汚泥 膨化現象)의 制御 또는 酸素利用率의 增大³⁵⁾ 등이 있다.

결국 微生物에 의한 處理效率를 향상시키기 위해서는 微生物 相互間의 作用을 충분히 究明하여, 이들의 增殖이나 代謝를 制御할 수 있도록 微生物 研究者들의 보다 積極的인 研究가 實실효를 要求된다고 하겠다.

References

- 1) Sawyer, C.N.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **37**, 151 (1965).
- 2) Rich, L.G.: *Unit Process of Sanitary Engineering*, p.58, John Wiley and Sons, Inc., New York (1963).
- 3) Hendricks, D.W.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **46**, 333 (1974).
- 4) 柳田友道: 赤潮, p.157, 講談社, 東京(1976).
- 5) Van Gils, H.W.: *Bacteriology of activated sludge*, Report No. 32, Research Institute for Public Health Engineering, The Hague, Netherlands (1964).
- 6) Mckinney, R.E. and Weichleim, R.G.: *Appl. Microbiology*, **1**, 295 (1953).
- 7) Isace, P.C.G.: *Waste treatment*, p.52, Pergamon Press, New York (1960).
- 8) Pipes, W.O.: *Appl. Microbiology*, **8**, 77(1966).
- 9) Metcalf and Eddy, Inc.: *Wastewater Engineering*, p.409, McGraw-Hill Book Company, New York (1972).
- 10) Schulze, K.L.: *Water Sewage Works*, **107**, 100 (1960).
- 11) Solbe, J.F. de L.G. and Williams, N.V.: *Water Poll. Cont.*, **66**, 423 (1967).
- 12) Williams, N.V. and Taylor, H.M.: *Water Research*, **2**, 139 (1968).
- 13) Toerien, D.F., Siebert, M.L. and Hatting, W.H.J.: *Water Research*, **1**, 497 (1967).
- 14) Barker, H.A.: *Proc. Natl. Acad. Sci.*, **29**, 184 (1943).
- 15) Kluver, A.J. and Schnel, C.G.T.P.: *Arch. Biochem.*, **14**, 57 (1947).
- 16) Imhoff, K. and Fair, G.M.: *Sewage Treatment*, p.172, John Wiley and Sons, New York, (1956).
- 17) Eckenfelder, W.W. and Weston, R.F.: *Treatment of Sewage and Industrial Wastes*,

- Vol. 1, p.18, Reinhold, New York (1956).
- 18) 橋木 獎 : 水處理技術, **15**, 615 (1974).
 - 19) Downing, A. L. and Wheatland, A. B.: *Tans. Instn. Chem. Engrs*, **40**, 91 (1962).
 - 20) Mckinney, R. E.: *Am. Soc. Civ. Engrs*, **88**, SA 3, 87 (1962).
 - 21) Grieves, R. B., Milbury, W. F. and Pipes, W. O.: *J. Water Poll. Control Fed.*, **36**, 619 (1964).
 - 22) Schulze, K. L.: *Water Sewage Works*, **112**, 11 (1965).
 - 23) Reynold, I. D. and Yang, J. T.: *Proc. 21st Industr. Waste Conf.*, Purdue University, 696 (1966).
 - 24) Canale, R. P.: *Biotechnol. Bioeng.*, **11**, 887 (1969).
 - 25) Curds, C. R.: *Water Research*, **5**, 793 (1971).
 - 26) Mckinney, R. E.: *J. Sanit. Eng. Div.*, ASCE, **88**, SA3, p. 87 (1962).
 - 27) Eckenfelder, W. W., 市川邦介・前田嘉道譯 : “産業廢水の處理”, 恒星社厚生閣, p.139 (1970).
 - 28) 合葉修一, 永井史郎 : “生物化學工學”, 科學技術社, p.245 (1975).
 - 29) Lawrence, A. W., and P. L. McCarty: *J. Sanit. Div.*, ASCE, **96**, SA3 (1970).
 - 30) Shirazi, H., Maeda, Y., Mirazadeh, A., Dj-adali, M., and Fazeli A. A.: *J. Ferment. Technol.*, **55**, 249 (1977).
 - 31) 日本建設替監修 : “下水道施設設計指針と解説” 日本下水道協會, p.335 (1972).
 - 32) Pipes, O. W.: *Adv. In Appl. Microbiol.*, **9**, 185 (1967).
 - 33) Chudoba, J.: *Water Research*, **46**, 1888 (1974).
 - 34) 市川邦介 : 醱酵工學會誌, **56**, 606 (1978).
 - 35) 申錫奉 : 中小企業을 위한 廢水處理對策, p.117, 신용보증기금 (1980).