

浸漬型 生物膜工法에 있어서 曝氣強度가 處理 効率에 미치는 影響

朴 鍾 雄

大邱韓醫科大學 環境保健學科

Effect of Aeration Intensity on the Treatment Efficiency in Submerged Biofilm Process

Jong Woong Park

*Dept. of Environmental Health,
Dae Gu Oriental Medical College*

Abstract

An aerated submerged biofilm reactor is the reactor in which influent organic substrates are aerobically oxidized by suspended biomass and attached biomass of biofilm grown on the surface of submerged media.

The objective of this study was to investigate the effect of aeration intensity on microbial characteristics and treatment efficiency in submerged biofilm process. In the organic loading rate($4.3\text{kg BOD/m}^3\cdot\text{day}$), biofilm thickness($420\text{-}780\mu\text{m}$) and attached biomass($1.79\text{-}2.94\text{mg/cm}^2$) increased as the aeration intensity increased ($2\text{-}8\text{m}^3 \text{ air/m}^2\cdot\text{hr}$), but biofilm density decreased ($42.25\text{-}37.69\text{mg/cm}^3$). The minimum aeration intensity for prevention of deposited biomass was $2\text{m}^3 \text{ air/m}^2\cdot\text{hr}$. The minimum dissolved oxygen of 2.5mg/l had to be maintained for improved efficiency.

I. 序 論

일반적으로 廢水의 生物學的 處理에 있어서
의 주체는 微生物이다. 이러한 미생물 성장을

그 상태에 따라 浮遊成長과 附着成長으로 구분
한다. 浮遊成長의 경우, 基質의 分解와 細胞의
合成이 浮遊狀態의 微生物에 의해서 이루어지
나, 附着成長의 경우에는 媒體에 부착된 微生
物에 의해서 이루어진다. 또한 生物膜을 이용

한 廢水處理 方法에는 溶存酸素의 공급과 관련 시켜 好氣性 處理와 嫌氣性 處理로 분류된다.

이러한 生物膜工法은 接觸媒體의 表面에 生物膜을 형성한 후, 그 生物膜과 수중에 포함된 有機物質을 接觸시켜 생물학적으로 酸化分解하는 방법이다.¹⁾ 이미 이러한 生物膜에 대한 기본적인 개념을 물리, 화학, 생물학적인 현상으로 설명하려는 많은 연구가 발표되었으며^{2,3),} Hoehn과 Ray⁴⁾는 生物膜工法에서 廢水의 安定化率을 조절하는 중요한 두 인자가 溶存酸素과 基質이라고 하였으며, Harris와 Hansford⁵⁾는 300mg/l 이하의 COD 농도에서는 活性生物膜의 깊이에 대한 酸素과 基質의 制限因子 중 基質이 制限因子가 되며 500mg/l 이상의 COD 농도에서는 酸素가 制限因子가 된다고 하였다. 基質除去率은 流速의 變化에 상당한 영향을 받는다. 流速이 대단히 느린 경우에는 生物膜 表面과 液體사이에 存在하는 物質傳達 境界層이 상대적으로 두꺼워져서 生物膜 表面으로의 基質移動이 감소하게 되어 基質除去率은 저조하게 된다. 반면에 流速이 빠를수록 基質移動이 증가하여 基質除去率은 커진다. 또한 反應槽 内의 溶存酸素濃度를 높게 유지하면 生物膜 内部에서의 酸素의擴散 깊이가 증가하여 處理効率을 향상시킬 수 있다. 이에 대하여 Bungay와 Harold⁶⁾는 生物膜內에서의 酸素傳達에 대한 모델을 제시하였고, Kornegay와 Andrews⁷⁾는 活性生物膜 두께 70μm에서 溶存酸素濃度가 2.5~18mg/l 범위에 있으면 溶存酸素濃度는 基質除去速度에 아무런 영향을 받지 않는다고 보고하였다. 그러나 生成初期에는 生物膜의 두께가 점점 두꺼워지나 어느 정도 지나면 액체의 흐름에 의한剪斷力에 의해 脱離되고 基質과 酸素가 制限因子로 작용하기 때문에 어느 한계 이상으로 두께가 두꺼워지지 않는다.

이와 같이 好氣性 浸漬型 生物膜工法에서 廢水의 安定化率을 制限하는 主要因子는 基質과

酸素이며 그중 하나가 生物膜 内부의 어느 지점에서 부족하게 되면 그로부터 生物膜 内에서 미생물에 의한 基質除去에 상당한 影響을 받게 된다.

따라서, 본 연구에서는 浸漬型 生物膜 反應槽을 이용하여 曝氣強度가 微生物의 性狀과 處理性能에 미치는 影響을 究明하고자 한다.

II. 實驗方法

1. 裝 置

본 연구에 사용된 實驗裝置는 Fig. 1에 圖示된 바와 같이 크게 原水槽, 原水 및 空氣의定量供給裝置, 反應槽, 恒溫培養器, 沈澱槽 등으로 구성되어 있으며 五個의 反應槽을 동시에 運轉할 수 있도록 하였다. 反應槽는 투명한 아크릴 원통(내경 146mm, 높이 410mm)으로 空氣와 人工廢水가 균등한 혼합이 이루어지도록 하부에 分配裝置를 설치하였으며, 이 용적을 세외한槽의 實容積이 6l가 되도록 제작하였다. 原水의 定量供給을 위해 原水移送用 마그네틱 펌프 1대, 일정수두의 流量分配槽 및 液相流量計(Dewyer, USA)를 설치하였으며, 공기의 정량적 공급을 위해 空氣流量計(Dewyer, UCA)를 각 反應槽마다 설치하였다.

反應槽들은 디지털 温度制御裝置가 부착된 恒溫庫에 설치하여 温度가 일정하게 유지되도록 하였다.

한편 接觸媒體는 Table 1에 나타낸 것과 같이 직경 25mm, 높이 25mm이고 비중 0.94, 비표면적 234m²/m³, 공극율 86.8%인 pall rings을 浸漬型 反應槽에 充填하였다.

2. 運 轉

본 實驗에서 사용한 人工廢水의 組成은 Table 2와 같으며, 廢水의 平均水質은 COD 600±20mg/l, BOD 360±15mg/l, pH 7.0±0.2, NH₃-N 25±1mg N/l 이었다.

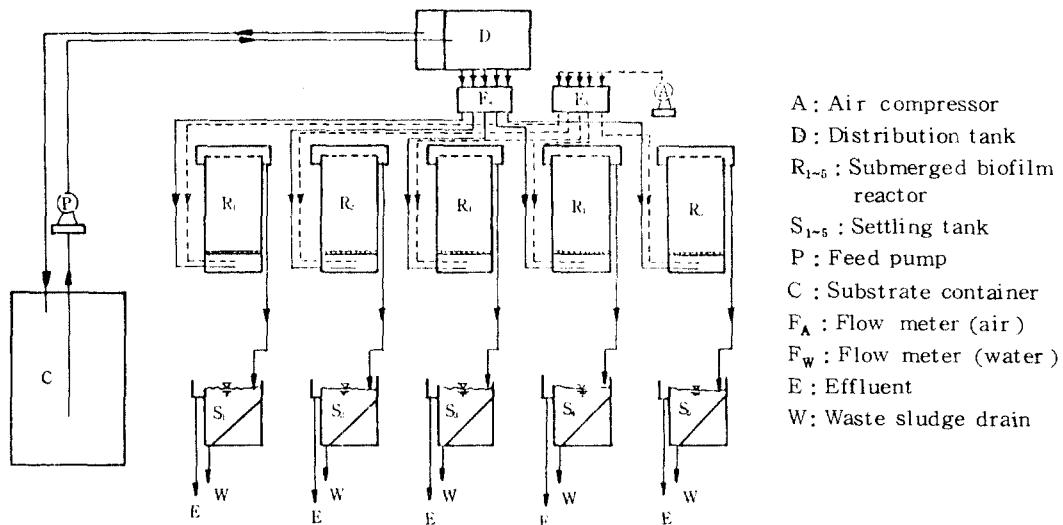


Fig. 1. Schematic diagram of the experimental apparatus

Table 1. Characteristics of media

Type of packing	Shape	Size (mm)	Specific surface area (m^2/m^3)	porosity (%)	Number of packed media (EA / m^3)	Material	Specific gravity	Heat transformation temp. (°C)
Bulk type (pall ring)		a 25 —a— b 25	234 (0.004336 m^2 / EA)	86.8	54,000	Ultrahigh molecular weight Polyethylene	0.94	130

Table 2. Composition of Feed Solution

Compound	Quantity in 100 l tap water(g)	Compound	Quantity in 100 l tap water(g)
Glucose	40.4	NaCl	1.2
Sodium glutamate	13.2	K ₂ HPO ₄	4.4
CH ₃ COONH ₄	17.2	KH ₂ PO ₄	3.0
MnSO ₄	0.5	CaCl ₂	1.0
Mg SO ₄ · 7H ₂ O	1.6	FeCl ₃ · 6 H ₂ O	0.08

식종된 미생물의 環境條件에 대한 적응과 식종된 미생물을 媒體에 附着形成하기 위하여 영양물질을 數回에 나누어 供給하면서 침전된 슬러지를 再循環시키는 方法으로 運轉을 하였다. 투명한 아크릴 원통으로 제작된 5개의 反應槽를 恒溫庫에 설치하여 일정한 温度가 유지되도록 한 후, 각槽에 附着微生物量이 일정하게 유지될 때를 정상상태로 하여 실험을 진행하였다.

본 실험에서는 수온 20 ± 1 °C, 용적부하율 4.3 kg BOD/ $m^3 \cdot day$, 수리학적 체류시간 2hr, 매체 충전을 90 %로 일정하게 유지한 후, 空氣 供給量을 變化시켜 曝氣強度를 2, 3, 5, 7, 8

$m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 的 5 단계로 운전하였다.

3. 分析

空氣量 및 流量, 水素이온濃度(pH), 溶存酸素濃度(DO)는 계측기를 사용하여 측정하였다. 越流微生物濃度는 반응조 상부의 유출지점에서 시료를 채취하여 微生物濃度를 측정하였고, 浮遊微生物濃度는 廉水의 유입지점으로 반응조 내에 있는 물을 전부排出한 후 代表試料를 채취하여 微生物濃度를 측정하였으며, 附着微生物量은 각 반응조 내의 중간지점에서 pall ring 4개씩을 채취하여 젖은 무게와 건조 무게를 测定하였다.

S-COD, S-BOD는 시료를 유리 여과시(Whatman International Ltd.)로 濾過한 후 濾液을 사용하였으며 BOD, COD($K_2Cr_2O_7$ reflux method), SS, NH_3-N (phenate method), NO_2-N (ethylenediamine method), NO_3-N (brucine method), 부유미생물량, 반응조 내의 원류미생물량, 부착미생물량을 매일 1회씩 측정하였다. 분석 항목 중 NO_3-N 의 测定은 下水試驗法⁸⁾으로 하였고, 그 밖의 모든 분석 항목은 Standard Method⁹⁾에 準하여 측정하였다.

III. 結果 및 考察

1. 溶存酸素濃度

曝氣强度의 범위를 결정하기 위하여 초기에 $0.75 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 부터 $7.0 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 까지 10 단계로 구분하여 실험한 결과 最小曝氣强度는 $2 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 이상이 되어야槽內에 脫離된 生物膜이 하부에 堆積되는 것을 防止할 수 있음이 입증되었다. 安原等¹⁰⁾의 立體網狀 接觸媒體를 사용한 生活污水 處理實驗에서 포기강도를 $1.75 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 이상으로 유지하는 것이 바람직하였음을 볼 때 最小曝氣强度는 $2 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 이상이 되어야 함이

타당하다고 믿어진다.

여기서 일반적으로 환성슬러지 工法에 사의 유량조정조의豫備曝氣 및 부유물질의堆積防止를 위한 最小曝氣強度 $1 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 보다 약 2배 정도 높은 이유는 脫離된 生物膜의 比重이 크고 接觸媒體 충전으로 인한 유체흐름의 抵抗때문이다. 그래서, 본 실험에서는 空氣供給量을 變化시켜 曝氣強度를 $2, 3, 5, 7, 8 m^3 \text{ air}/m^2 \cdot \text{hr}$ 的 5 단계로 운전한 결과 Fig. 2에 나타난 것과 같이 반응조 내의 溶存酸素濃度는 指數函數로 증가하였다. 이는 曝氣強度가 증가할수록 반응조내 미생물의 酸素利用速度보다도 酸素供給能力이 상대적으로 커지기 때문인 것으로 판단된다.

2. 微生物 性狀

反應槽內의 중간 지점에서 pall ring 4개씩 각 반응조에서 7회에 걸쳐 약 140개를採取한 후, 각 pall ring의 표면에 附着된 젖은 상태와 건조상태의 微生物量과 반응조 내의 浮遊微生物量을 측정하여 Fig. 3에 포기강도별 浮遊附着微生物의 特性을 나타내었다.

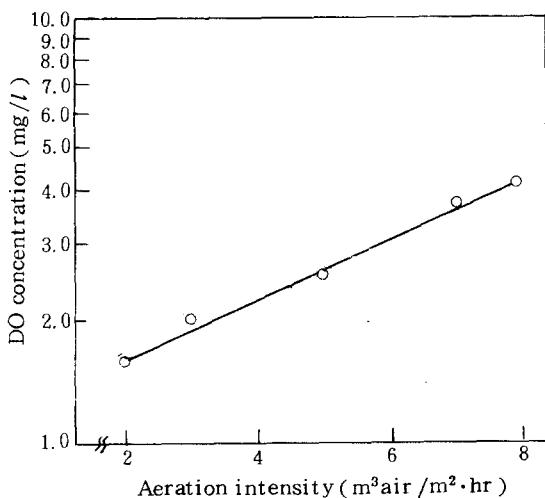


Fig. 2. Variation of DO concentration vs. aeration intensity

Table 3. Attached Biomass Data for Different Aeration Intensities

Reactor No.	R ₁	R ₂	R ₃	R ₄	R ₅
Aeration intensity (m ³ air/m ² ·hr)	2.0	3.0	5.0	7.0	8.0
Biofilm density (mg/cm ³)	42.25	41.50	40.69	41.49	37.69
Biofilm mass (mg/cm ²)	1.79	2.54	2.56	2.71	2.94

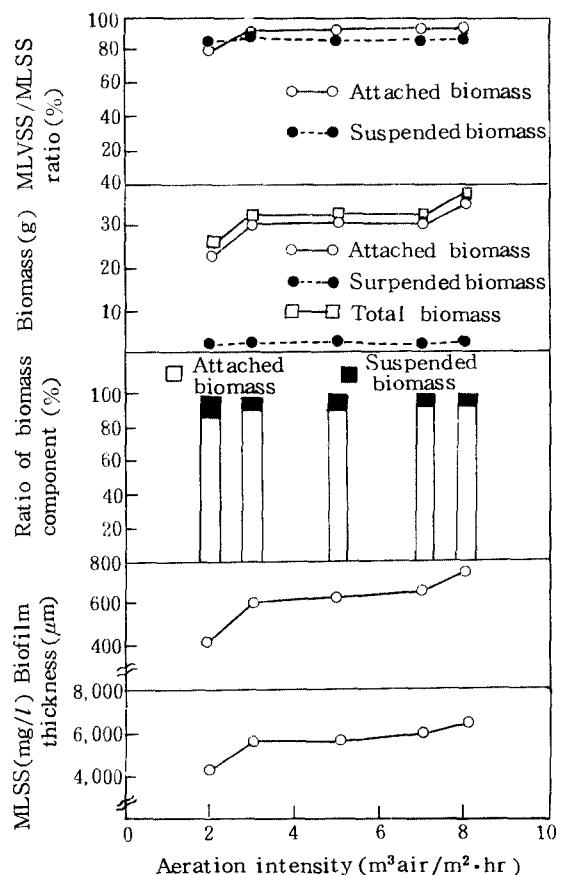


Fig. 3. Characteristics of attached and suspended biomass vs. aeration intensity

Fig. 3에 나타난 것과 같이 부유미생물의 MLVSS / MLSS 비율은 0.89~0.91로 曝氣強度에 影響을 받지 않고 거의 일정하나, 附着微生物의 MLVSS / MLSS 비율과 生物膜 두께는 각각 0.87~0.96 및 420~780 μm로 曝氣强度가 증가할수록 生物膜의 活性화와 두꺼운 膜을

형성하였다. 橋本 等¹¹⁾은 曝氣循環 慮床裝置를 이용하여 基質의 容積負荷率(0.248 kg TOC /m³ · day)로 운전한 결과 接觸媒體에 附着된 微生物의 MLVSS / MLSS 比率이 93.5 %라고 보고하였다. 江本 等¹²⁾은 上向流 슬리지 層의 슬리지 颗粒에 MLVSS / MLSS 비율이 91~97 %로 보고하였다. 본 실험에서 曝氣強度가 증가할수록 MLVSS / MLSS 비율 및 生物膜 두께가 커지는 이유는 剪斷力에 의한 脫離보다는 曝氣強度가 증가함에 따라 생물막 표면의 再生效果가 커져 막 표면으로의 基質移動이 增加되고 基質 및 溶存酸素가 생물막 깊숙이 까지 浸透하여 附着微生物의 活性화와 生物膜의 有効 두께를 增加시킴으로써 보다 활발한 基質除去가 일어나기 때문인 것으로 생각된다.

또한槽內의 총 미생물량 중 附着微生物이 차지하는 比率을 살펴보면 曝氣強度가 2 m³ air /m² · hr 에서는 88 % (부유미생물 12 %)이고 8 m³ air /m² · hr 에서는 95 % (부유미생물 5 %)로 曝氣強度가 增加할수록 浮遊微生物이 차지하는 比率은 減少하였다. MLSS 濃度는 曝氣強度가 2 m³ air /m² · hr 에서 3 m³ air /m² · hr로 증가함에 따라 4,300 mg/l에서 5,900 mg/l로 急增하였고, 그 후부터 완만하게 증가하였다. 이는 曝氣強度가 증가할수록 生物膜의 活性화와 두꺼운 膜의 형성으로 附着微生物量이 증가하기 때문이다.

한편 Table 3에 제시한 것과 같이 曝氣強度가 증가할수록 附着微生物量은 1.79 mg/cm²에서 2.94 mg/cm² 으로 증가하였으나, 生物膜 密度는 42.25 mg/cm³에서 37.69 mg/cm³으

로 감소하였다. Huang 等¹³⁾의 연구에서도 生物膜工法에서 溶存酸素濃度가 높을 수록 細胞生産係數는 증가하나 그 영향이 적으며, 반면에 生物膜 두께는 두꺼워지지만 密度는 감소한다고 하였다. 이는 본 실험에서 행한 포기장도별 生物膜 두께, 附着微生物量 그리고 生物膜 密度 等의 관계와도 거의 일치한다.

3. 處理性能

1) 포기장도별 BOD, COD, NH₃-N 濃度曝氣強度가 處理性能에 미치는 영향을 調査하기 위하여 수온 20 ± 1 °C, 기질의 용적부하율 4.3 kg BOD/m³ · day, 수리학적 체류시간 2 hr 그리고 매체총전율 90 %로 일정하게 유지한 후 空氣供給量을 변화시켜 운전한 결과, 曝氣強度에 따른 流出水의 S-COD, S-BOD 그리고 NH₃-N 濃度와의 관계는 Fig. 4에 나타난 것과 같이 曝氣強度가 증가 할 수록 指數函數로 감소하였다.

또한 Fig. 5에 나타난 것과 같이 曝氣強度가 2 m³ air/m² · hr에서 8 m³ air/m² · hr로 증가함에 따라 COD, BOD, NH₃-N의 除去効率은 각각 56 %에서 86 %로, 42 %에서 91 %로, 60 %에서 85 %로 향상되었다. 이는 앞서 언급한 바와 같이 曝氣強度가 증가할수록 생물막 표면의 再生效果, 부착생물의 活性化 그리고 생물막의 有効두께의 증가로 더욱 활발한 基質移動과 代謝反應 때문인 것으로 판단된다.

한편 F/M비가 0.65 ~ 1.0 kg BOD / kg MLSS · day이고 基質의 容積負荷率이 7.2 kg COD/m³ · day, 4.3 kg BOD/m³ · day에서도 曝氣強度를 5 m³ air/m² · hr 이상 유지하면 BOD, COD 및 NH₃-N의 除去効率은 각각 81 %, 77 %, 75 %이상 가능하며 특히 曝氣強度 8 m³ air/m² · hr에서는 BOD 除去効率 91 %, COD 除去効率 89 %, NH₃-N 除去効率 85 %까지 가능하였다.

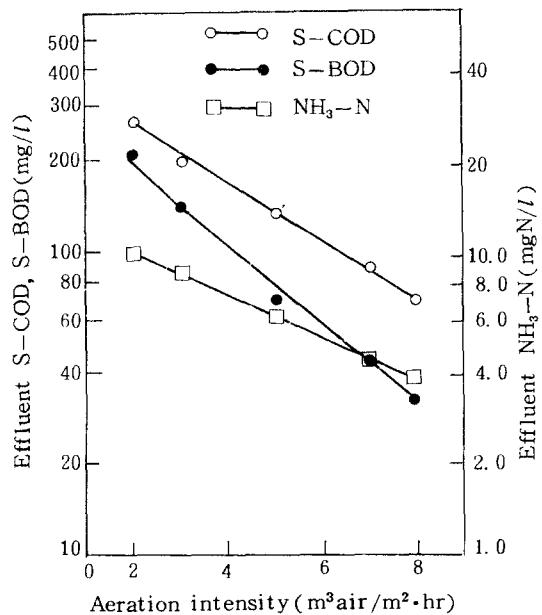


Fig. 4. Variation of effluent S-COD, S-BOD, NH₃-N vs. aeration intensity

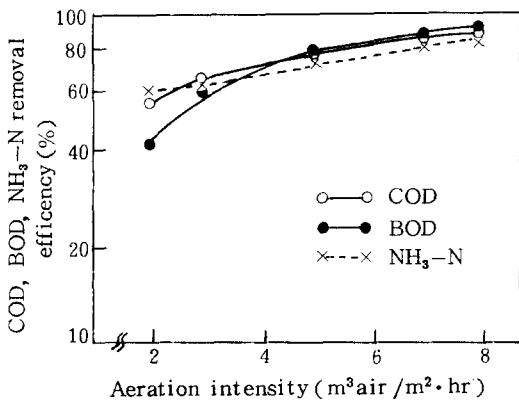


Fig. 5. COD, BOD, NH₃-N removal efficiency vs. aeration intensity.

그러나 NH₃-N 除去効率은 60 ~ 85 %로 曝氣強度가 증가할수록 향상되었으나 NO₂-N, NO₃-N은 거의 나타나지 않았다. Marsh 等¹⁴⁾에 의하면 유출수의 암모니아 濃度는 유입수의 암모니아 濃度 뿐만 아니라 BOD濃度, 容積負荷率, 溫度에 의존한다고 하였다. 또 그는 2

段回轉圓板接觸施設에서 BOD濃度가 60mg/l로 감소될때 까지는 窒酸化가 일어나지 않고 완전한 窒酸化는 BOD濃度가 12mg/l일 때 일어난다고 하였다. 中島等¹⁵⁾은 既存活性污泥工法에서 窒素·磷의 除去効率은 각각 35% 및 47%이며 長時間 曝氣法에서는 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 약 70%가 $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 轉換되어 窒酸化가 일어나고, 다른 處理方法에서는 거의 窒酸化가 일어나지 않는다고 보고하였다. Lida와 Teranishi¹⁶⁾는 單一浸漬型 生物膜 反應槽를 好氣性 및 無酸素(anoxic) 條件으로 水理學的 帶留時間 11시간에서 2시간 포기, 2시간 정지로 운전했을때 $\text{NH}_3\text{-N}$ 除去効率은 65%이있고 水理學的 帶留時間を 7시간으로 단축했을 때 약 55%가 제거되었다. 이때 窒酸化는 일어나지 않았으며 帶留時間 8시간으로 하여 계속 포기시켰을 때 窒酸化가 일어났다고 하였다.

本實驗에서 窒酸化가 일어나지 않는 이유는 水理學的 帶留時間が 너무 짧고 기질의 高負荷條件으로 운전하였기 때문에 窒酸化細菌의 增殖과 代謝反應이 억제된 것으로 판단된다.

2) 溶存酸素が 基質除去에 미치는 影響

溶存酸素과 BOD除去効率과의 관계를 Fig. 6에 나타내었다. Fig. 6과 같이 反應槽內의 용존산소농도를 1.6mg/l로 유지할 경우 BOD 제거효율은 42%로 극히 低調한 편이나 溶存酸素濃度가 2.5mg/l를 중심으로 하여 2~3mg/l 범위에서 BOD除去効率이 상당히 急變하여 3mg/l에서는 80%이상의 제거효율을 얻을 수 있었다.

이는 본 실험범위에서 基質보다도 酸素가 代謝反應에 制限要素가 된다고 볼 수 있으며, 基質 및 溶存酸素가 生物膜 깊숙이 까지 浸透하여 활발한 基質除去가 일어나기 때문인 것으로 생각된다. 이와 같이 生物膜을 이용한 好氣性廢水處理方法에서는 最小溶存酸素濃度를 2.5mg/l 이상 유지하여야 한다.

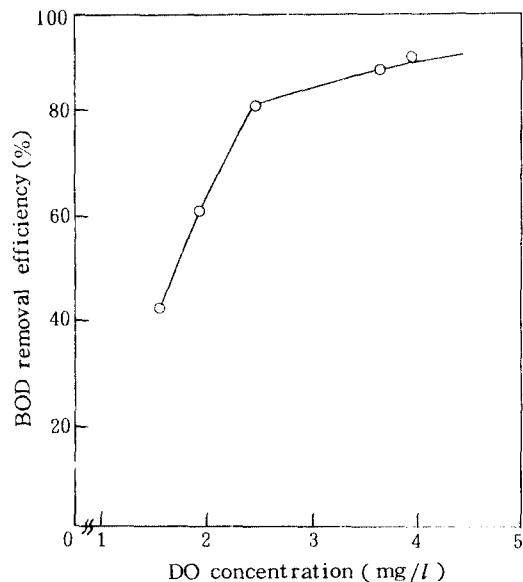


Fig. 6. Relationship between BOD removal efficiency and DO concentration.

IV. 結論

浸漬型 生物膜 反應槽을 이용하여 曝氣強度가 微生物 性狀과 處理性能에 미치는 影響을 調査分析한 結果 다음과 같은 結論을 얻을 수 있었다.

1. 基質의 容積負荷率($4.3 \text{ kg BOD/m}^3 \cdot \text{day}$)에서 曝氣強度($2 \sim 8 \text{ m}^3 \text{ air/m}^2 \cdot \text{hr}$)가 증가함에 따라 生物膜 두께($420 \sim 780 \mu\text{m}$) 및 附着微生物量($1.79 \sim 2.94 \text{ mg/cm}^2$)은 증가하였으나 生物膜 密度($42.25 \sim 37.69 \text{ mg/cm}^3$)는 감소하였다.

2. 脫離된 미생물의 堆積防止를 위한 最小曝氣強度는 $2 \text{ m}^3 \text{ air/m}^2 \cdot \text{hr}$ 이상이 바람직하다.

3. 溶存酸素濃度가 2.5 mg/l 이하에서는 BOD除去効率이 상당히 低調하므로槽內의 最小溶存酸素濃度는 2.5 mg/l 이상 유지하여야 한다.

参考文献

1. 朴鍾雄 外, “浸漬型 生物膜反応槽에 依한
負荷變動에 시의 基質除去에 關한 研究”, 韓
國環境衛生學會誌, 13(2), 83~90, 1987.
2. Characklis, W.G., “Fouling biofilm deve-
lopment; a process analysis, Biotechnol,
Bioeng., 23, 1923-1960, 1981.
3. Bryers, J.D., and Characklis, W.G., ‘Pro-
cesses governing primary biofilm forma-
tion,” Biotechnol. Bioeng., 24, 2451-
2476, 1982.
4. Hoehn, R.C., and Ray, A.D., “Effects
of thickness on bacterial film,” J. Water
Pollut. Control Fed., 45, 2302-2320,
1970.
5. Harris, N.P., and Hansford, G.S., “A
study of substrate removal in a microbial
film reactor,” Water Res. 10, 935-943,
1976.
6. Bungay, III, H.R., and Harold, Jr., D.M.,
“simulation of oxygen transfer in micro-
bial slimes,” Biotechnol. Bioeng., 13,
569-579, 1985.
7. Kornegay, B.H., and Andrews, J.F., “Kin-
etics of fixed-film biological reactors,”
J. Water Pollut. Control Fed., 40(11),
460-468, 1968.
8. 下水試験法, 日本下水道協會, 1984.
9. Standard Methods for the Analysis of
Water and Wastewater, APHA, AWWA,
WPCF, 15th Ed., 1980.
10. 安原稔 外, “ヘチマロンにする廢水の 2 次
處理および 3 次處理”, 環境科學 ヒンタ”,
1~17, 1982.
11. 橋本獎 外, “曝氣循環濾床法にする生活廢
水の處理に関する研究”, 水處理技術 24
(6), 459~472, 1983.
12. 江本ふで子, 明賀春樹, “上向流 汚泥床
(USB) 法にする脱窒の基礎研究結果”,
用水と廢水, 30(2), 133~139, 1988.
13. Huang, J.C., et al., “Biofilm growths
with sucrose as substrate,” J. Environ.
Eng., ASCE, 113(3), 353-363, 1985.
14. Marsh, D., et al., “Coupled trickling
filter-rotating biological contactor nitrifi-
cation process,” J. Water Pollut. Control
Fed., 53(10), 1469-1480, 1981.
15. 中島淳, 小倉久子, “既存下水處理施設にお
ける窒素・リン除去の現状”, 水處理技術,
25(11), 771~781, 1984.
16. Lida, Y., and Teranishi, A., “Nitrogen
removal from municipal wastewater by a
single submerged filter,” J. Water Pollut.
Control Fed., 56(3), 251-258, 1984.