

## 무산소 활성오니공정을 이용한 판지공장 폐수처리의 동력학적 해석 및 설계분석

조용덕<sup>†,\*\*\*</sup> · 이상화<sup>\*\*</sup> · 김영일<sup>\*\*\*</sup>

\*에코하이텍 · \*\*경원대학교 화학생명공학과 · \*\*\*한국 농촌공사

(2006년 3월 22일 접수, 2006년 9월 26일 채택)

### Bio-kinetic and Design Analysis for Box-mill Wastewater Treatment Using Anoxic Activated Sludge Process

Yong-Duck Cho<sup>†,\*\*\*</sup> · Sang-Wha Lee<sup>\*\*</sup> · Young-il Kim<sup>\*\*\*</sup>

\*Eco High Tech · \*\*Department of Chemical & Bio Engineering, Kyungwon University

\*\*\*Korea Rural Community and Agriculture Corporation

**ABSTRACT :** The anoxic activated sludge process was applied to the treatment of industrial box-mill wastewater, which exhibited the high removal efficiencies of 90~94% TCOD<sub>Mn</sub> and 58~81% Color. For the design of industrial anoxic activated sludge process, Monod bio-kinetic coefficients of box-mill wastewater were estimated as follows: K<sub>max</sub>(maximum specific substrate removal rate)=0.52 day<sup>-1</sup>, K<sub>s</sub>(half saturation constant)=314 mg/L, K<sub>d</sub>(decay coefficient)=0.274 day<sup>-1</sup>, y(microbial yield coefficient)=0.908 mg/mg, and μ<sub>max</sub>(maximum specific growth rate)=0.472 day<sup>-1</sup>. Space loading factors for the design analysis were practically determined as the values of F/M ratio=0.043~0.07 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day, BOD space loading=0.18~0.3 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/m<sup>3</sup>-day, and θ<sub>x</sub>=6.8~26.4 day. when considering the relationship of these loading factors with growth dynamics of microorganisms, the F/M ratio that is inversely proportional to θ<sub>x</sub> should be equivalent to μ<sub>max</sub> in units, but exhibited the significant difference between these two values. Therefore, it is considered that high safety factors are requested in the design of anoxic activated sludge process that is based on Monod bio-kinetics of microorganism.

**Key Words :** Anoxic Activated Sludge Process, Bio-kinetics, Box-mill Wastewater, Loading Factor

**요약 :** 판지공장 인쇄폐수에 무산소 활성오니공정을 적용한 결과 TCOD<sub>Mn</sub>=90~94%, Color=58~81%의 높은 제거효율을 얻었다. 산업현장 판지공장 폐수에 대한 무산소 활성오니공정의 설계분석을 위하여 Monod식에 의한 동력학적계수를 추정된 결과 K<sub>max</sub>(최대 기질제거속도)=0.52 day<sup>-1</sup>, K<sub>s</sub>(반포화 기질농도)=314 mg/L, K<sub>d</sub>(내생 호흡계수)=0.274 day<sup>-1</sup>, y(미생물의 합성계수)=0.908 mg/mg, μ<sub>max</sub>(최대 비성장속도)=0.472 day<sup>-1</sup>로 산출되었다. 설계분석을 위한 부하인자의 값은 F/M비=0.043~0.07 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day, BOD 용적부하=0.18~0.3 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/m<sup>3</sup>-day, θ<sub>x</sub>(미생물 체류시간)=6.8~26.4 day로 현장 검증되었다. 이러한 부하인자의 값을 미생물의 성장 동력학과 연계시켜 볼 때 F/M비는 θ<sub>x</sub>에 반비례하고, 단위측면에서 F/M비는 μ<sub>max</sub>와 같아야 하나 F/M비와 μ<sub>max</sub>는 상당한 차이가 있음을 알 수 있었다. 따라서 미생물의 성장 동력학을 이용한 무산소 활성오니공정을 설계하고자 할 때에는 충분한 안전율이 요구되는 것으로 사료되었다.

**주제어 :** 무산소 활성오니공정, 동력학, 판지공장폐수, 부하인자

## 1. 서론

활성슬러지 공정이 처음 발명된 1914년 당시에는 미생물 성장이나 기질 제거속도론에 대한 이해가 없었으며 설계는 체류시간, 부유미생물농도, BOD<sub>5</sub> 제거 등의 관계에 대한 경험적 관찰결과에 근거하였다. 그러한 설계는 산업폐수, 특히 고농도 폐수의 경우 종종 실패하여 공정에 영향을 주는 인자들에 대한 보다 나은 이해가 필요해졌다.<sup>1)</sup>

생물학적 폐수처리시설의 성공적인 설계 및 운전은 각종 운전인자의 변화에 따른 미생물의 성장 변화를 정확히 파악하

여야 가능하다. 이러한 운전인자와 미생물성장과의 관계는 경험적으로 어느 정도 알 수 있을지 모르지만 보다 정확한 상호작용의 이해를 위해서는 객관화된 정성적 혹은 정량적 의미를 갖는 상호관계식이 필요하다. 상호관계의 수식화는 여러 가정을 필수적으로 필요로 한다. 수식화된 생물학적 동력학을 이용하여 정량적인 값을 얻고 이것을 현장시설에 적용하는 것은 많은 제약을 받으나 동력학을 이용하여 여러 운전변수가 처리에 미치는 영향을 정성적 내지는 정량적으로 비교평가하면 설계 및 운전에 필요한 귀중한 자료를 얻을 수 있다. 동력학적계수는 유기물 성상이 같으면 그 유기물에서 성장하는 미생물 특성이 같으며 환경요인이 동일 할 때에는 유기물농도에 관계없이 동일한 유기물에서 일정한 값을 가져야 한다. 다시 말해서 동력학적상수 값들은 일정폐수, 일정미

<sup>†</sup> Corresponding author

E-mail: eco-high@hanmail.net

Tel: 031-492-1052

Fax: 031-495-8920

생물종류, 일정환경조건하에서 일정한 값을 가지며 미생물체류시간과는 무관하다.<sup>2)</sup>

미생물은 생육환경에 따라 미생물의 천이가 일어나며 또한 우점종 미생물이 출현하여 난분해성 물질을 생분해 또는 생합성하는 현상이 일어날 수 있다.<sup>3)</sup>

Flavo-bacterium과 Pseudomonas 속은 호기성 환경 하에서 PCP(Pentachlorophenol)를 분해한다고 알려져 있다.<sup>4-9)</sup> PCP로 오염된 토양에서 분리된 Flavo-bacterium과 Pseudomonas 속은 각각 PCP를 200 ppm과 160 ppm까지 광물화할 수 있다.<sup>10,11)</sup> 백색부후균(white-rot fungus)인 *Phanerochaete* sp.는 PCP뿐만 아니라 다염화비페닐(polychlorinated biphenyls, PCBs), 염화 아닐린(chlorinated anilines), 다핵방향족 탄화수소(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs), 다이옥신(dioxins), 다염화디벤조퓨란(polychlorinated dibenzofurans), 농약류(예: chlordane, lindane, toxaphene) 또는 폭약류(예: trinitrotoluene)같은 여러 인공화합물들을 분해할 수 있다.<sup>12-17)</sup>

본 연구에서는 난분해성 판지공장 인쇄폐수를 처리하기 위하여 무산소 활성오니공정을 산업현장 폐수처리장에 적용하였다. 적용결과에 따른 경험적 운전자료 및 미생물의 동력학적 계수를 도출하고, 이를 토대로 무산소 활성오니공정의 설계 및 분석에 따른 합리적인 처리시스템의 기초자료를 연구 제안하고자 하였다.

## 2. 실험 장치 및 방법

### 2.1. 실험 장치

미생물의 성장동력학을 기초로 무산소 활성오니공정의 설계 및 분석을 위하여 현재 운영중인 산업현장의 폐수처리장에 적용하였다. 기존 폐수처리장은 원수가 유입되면 집수조에서 일정시간 저류시킨 후 1차 화학적처리, 2차 미생물처리, 3차 화학적처리 후 방류하고 있다. 처리장의 설계사양은 집수조 200 m<sup>3</sup>, 1차 화학적처리 반응조 31 m<sup>3</sup>, 1차 여과기 15,000 L/Cycle, 유량조정조 31 m<sup>3</sup>, 2차 생물학적처리 미생물 반응조 31 m<sup>3</sup> × 4 set, 3차 화학적처리 반응조 31 m<sup>3</sup>, 2차 여과기 10,000 L/Cycle, 방류조 1 m<sup>3</sup>로 구성되어 있다. Fig. 1은 본 연구에 사용된 실제 폐수처리장 미생물 반응조의 개략도를 나타낸다.

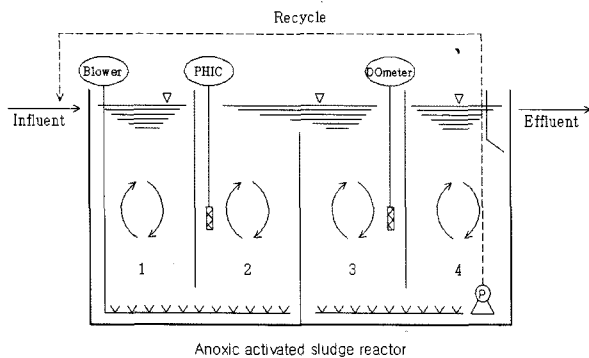


Fig. 1. Schematic diagram of anoxic activated sludge process.

### 2.2. 실험 방법

본 연구에서는 경기도 시화공단에 위치하고 있는 종이류 골판지(box) 제조시 접착공정에서 전분, NaOH, 붕사, 수용성 염화비닐을 사용하고 있으며 인쇄공정의 잉크는 안료, 아크릴계의 수지, 계면 활성제, 분산제, 실리콘 소포제, 솔벤트, 방향족 탄수화물 등을 포함하고 있다.<sup>18)</sup> 근본적인 폐수의 발생은 인쇄공정에서 필름 세척시 다량 배출되며 절단작업시 접착공정에서 사용된 물질이 미세먼지의 형태로 소량 폐수처리장에 유입된다. 유입된 인쇄폐수를 폐수처리장 집수조에 집수하여 충분히 균등화 시킨 후 1차 화학적처리 반응조에서 pH를 조정하고 floc을 형성시킨 후 1차 여과기로 여과하여 여액을 미생물 반응조로 유입시킨다. 미생물 반응조에서는 무산소로 유도하기 위하여 1차 기질의 투입으로 MLSS를 4,000 mg/L 이상 유지시킨 후 정상상태로 운전하였다. 정상상태에서 미생물 반응조의 운전인자를 도출하여 설계 및 분석의 기초자료로 이용하였다. 또한 미생물의 동력학적계수를 추정하기 위하여 미생물 반응조 4 set에 유입수를 각각 유입시켜 체류시간을 조정 한 후 미생물의 동력학적계수를 추정하였다. 본 연구의 모든 수질분석은 산업현장 폐수처리장인 점과 수질환경보전법의 규제항목, 규제기준을 감안하여 수질오염공정시험방법<sup>19)</sup>에 따라 실험하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 무산소 활성오니공정

산업현장 폐수처리장에 무산소 활성오니공정을 적용한 결과 Fig. 2와 같이 TCOD<sub>Mn</sub> 90~94%, Color 58~81%의 높은 제거효율을 보였다. 이러한 높은 제거효율은 미생물의 탄소원이나 에너지원으로 전분을 1차 기질로 투입하여 MLSS 4000 mg/L 이상을 유지하였기 때문에 분해속도가 빨라지는 현상이 나타난 것으로 사료된다. 이것은 미생물의 활성을 제한하는 환경조건이 바뀌었음을 의미하며 특히 1차 기질의 투입에 따른 MLSS의 증가로 효소의 활성이 증대하여 인쇄공정에서 배출되는 난분해성 물질이 2차 기질로 전환되어 미생물이 쉽게 분해하고 있는 것으로 생각된다.

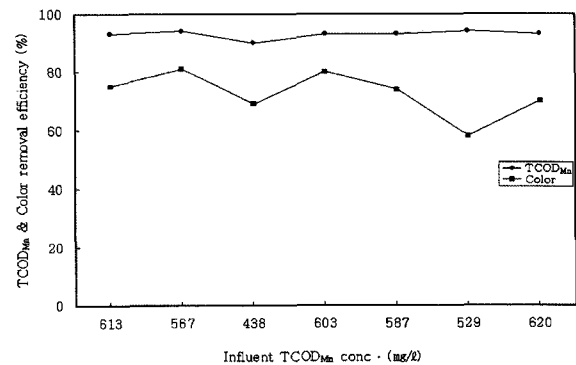


Fig. 2. Removal efficiency of TCOD<sub>Mn</sub> and color by anoxic activated sludge process.

**Table 1.** Characteristics of influent and effluent in anoxic activated sludge reactor

Q (m <sup>3</sup> /day)		pH		TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)		Color (P,C <sub>o</sub> )		SS (mg/L)		TN mg/L		TP mg/L	
inf	eff	inf	eff	inf	eff	inf	eff	inf	eff	inf	eff	inf	eff
46	44.5	6.1	7.4	613	42	123	31	3.2	73	52	61	0.09	0.06
51	50.0	6.3	7.5	567	34	151	29	5.4	82	36	54	0.05	0.03
55	54.5	6.1	7.1	438	40	134	41	3.1	70	50	58	0.07	0.06
48	46.5	6.0	7.6	603	38	166	34	4.0	77	43	61	0.05	0.04
50	48.7	6.3	7.7	587	42	124	32	5.1	86	51	63	0.08	0.05
45	44.0	6.0	7.3	529	30	106	45	3.7	78	42	60	0.06	0.04
53	51.8	6.2	7.5	620	45	126	38	4.2	82	47	57	0.05	0.05

Table 1의 반응조내 유입수와 유출수의 특성에서 pH의 변화를 보면 유출수의 pH가 증가하는 것을 볼 수 있다. TN이 산화되면 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>로 되어 pH가 저하 하겠으나 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 형태로 존재하기 때문에 pH가 증가하는 것으로 판단되며 또한 유출수의 TN이 증가하는 경향이 있는데 이것은 1차 기질의 주입 또는 2차 기질로 전환된 염료 분자구조의 변환에 기인하는 것으로 사료된다.

무산소 활성오니공정의 환경조건에서 유기물 및 색도의 제거효율이 높은 것을 주목할 필요가 있는데 이것은 Table 2의 반응조내 운전조건에서 나타나 있듯이 높은 MLSS와 낮은 DO의 영향인 것으로 사료된다. 다시 말해서 유입수중 유기물의 농도가 증가하면 MLSS의 농도가 증가 할 것이고, MLSS의 농도 증가는 TCOD<sub>Mn</sub> 및 DO를 저하시킬 것이다. 따라서 DO의 저하로 인하여 유입되는 인쇄폐수중 염료 분자구조의 변환이 쉽게 일어나 유기물과 색도가 동시에 저하되며 미생물의 천이가 발생하는 것으로 판단된다. 자료에 의하면 염료 제거기작에서 nitrate가 존재하면 nitrate와 azo 결합 사이의 환원적 경쟁이 일어난다. 이때 nitrate가 azo 결합보다 electronegativity가 더 큰 전자수용체로 작용하기 때문에 COD의 제거율은 일정정도 향상시키지만 색도제거는 저해한다고 하였다.<sup>20,21)</sup> 또한 호기조건에서의 색도는 azo dye의 경우 azo 결합이 파괴된 후 hydroxylation과 방향족 중간생성물의 분자구조 변환에 의해 제거되는 것으로 알려져 있다.<sup>22)</sup> 그러나 호기조건에서의 색도제거는 대부분 biosorption에 의한 것이며 이는 호기조건에서 일어나는 색도의 제거현상이 염료 분자구조의 변환을 수반하지 않는다는 실험 결과를 토대로 결론지었다.<sup>23,24)</sup>

**Table 2.** Operating condition of anoxic activated sludge reactor

TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)	t (°C)	DO mg/L	MLSS (mg/L)	Q <sub>e</sub> (m <sup>3</sup> /day)	X <sub>e</sub> (mg/L)	Q <sub>w</sub> (mg/day)	X <sub>w</sub> (mg/L)	Q <sub>r</sub> (m <sup>3</sup> /day)	X <sub>r</sub> (mg/L)
613	26	0.4	4213	44.5	73	1.5	8515	21	8515
567	25	0.5	4190	50.0	82	1.0	7782	20	7782
438	27	0.3	4296	54.5	70	0.5	8211	24	8211
603	26	0.3	4212	46.5	77	1.5	8420	23	8420
587	28	0.5	4263	48.7	86	1.3	9017	21	9017
529	24	0.4	4224	44.0	78	1.0	8226	21	8226
620	26	0.2	4219	51.8	82	1.2	7684	22	7684

한편 혐기성조건에서 azo dye의 경우 염료의 공유결합이 생화학적으로 파괴되어 aromatic amine을 형성하는 현상과 미생물 floc에 흡착현상이 동시에 작용하여 색도가 제거되는 것으로 보고하였다.<sup>25~28)</sup> 따라서 많은 연구자들은 다양한 염료의 생분해 연구에서 혐기-호기 시스템이 색도 및 유기물 제거에 적합한 공정이라고 제안하였다.<sup>29~33)</sup>

Table 2의 반응조 운전조건에서 TCOD<sub>Mn</sub> 438~620 mg/L로 유입될 때 DO가 매우 낮게 운전되고 있다. 일반적으로 호기성 활성오니 공정에서 DO 2.0 mg/L 이상을 요구하고 있지만 본 연구에서는 무산소 상태에서 운전되고 있으나 Fig. 2와 같이 처리수의 처리효율은 TCOD<sub>Mn</sub> 90~94%, Color 58~81%로써 수질환경보전법의 배출허용기준 이하로 배출되고 있다. 이러한 TCOD<sub>Mn</sub>의 제거효율은 MLSS를 4190~4296 mg/L로 유지하였기 때문에 낮은 F/M비와 DO의 저하로 앞에서 밝힌 연구자료에서와 같이 염료분자구조의 변환을 수반하여 색도와 TCOD<sub>Mn</sub>가 동시에 제거되는 것으로 사료 되었다.

따라서 상기 연구자료와 본 연구자료를 종합해 볼 때 판지 공장 인쇄폐수처리는 1차 혐기조건에서 염료 분자구조의 변환을 유도하고 2차 호기조건에서 유기물과 색도를 동시에 제거하는 방안과 본 연구에서 밝힌 무산소 활성오니공정에 의한 유기물과 색도를 동시에 제거하는 방안 2가지를 제안할 필요가 있는 것으로 판단된다.

**3.2. 동력학적계수의 추정**

본 연구에서는 TCOD<sub>Mn</sub>를 기준으로 Monod(1950)식에 의한 미생물의 동력학적계수인 기질반포화농도(K<sub>s</sub>)와 최대 기질 제거속도(K<sub>max</sub>), 미생물의 내생호흡계수(K<sub>d</sub>), 미생물의 합성계수(y), 미생물의 최대 비생장속도(μ<sub>max</sub>) 값을 추정하여 판지 폐수처리 시스템의 설계를 위한 기초 데이터를 도출하여 현

**Table 3.** Operating conditions of anoxic activated sludge reactor for bio-kinetic analysis

retention time (day)	influent TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)	reactor 1		reactor 2		reactor 3		reactor 4	
		MLSS (mg/L)	TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)	MLSS (mg/L)	TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)	MLSS (mg/L)	TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)	MLSS (mg/L)	TCOD <sub>Mn</sub> (mg/L)
3.44	612	4303	166	4238	72	4197	41	4505	23
3.0	561			4401	143	4082	58	3647	36
2.85	586					4311	160	2489	61
2.32	586							1299	87

장 실용화에 적용하고자 한다.

무산소 활성오니공정을 이용하여 동력학적계수의 추정을 위한 반응조는 완전혼합 연속류형이다. 유입폐수의 미생물농도는 무시하고 미생물에 의한 폐수의 안정화는 포기조내에서만 일어난다.

공정은 정상상태를 유지하기 위하여 반응기내의 MLSS, 유출수의 TCOD<sub>Mn</sub> 농도를 일정한 시간 간격으로 측정하여 반응기가 정상상태에 도달하면 체류시간을 변화시켰다. 여기서 정상상태는 시간의 변화에 따라 변수가 변화하지 않은 상태, 즉 유입수의 TCOD<sub>Mn</sub> 농도, MLSS와 처리수의 TCOD<sub>Mn</sub> 농도가 일정한 값을 나타내는 상태로 하였다.

체류시간은 긴시간에서 짧은 시간으로 변화시켰고 항상 반응기가 정상상태에 도달한 후 체류시간을 변화 시켰으며 미생물의 "Wash out" 현상이 생기지 않도록 하기 위하여 반응조의 운전조건을 Table 3과 같이 운전하였다.

동력학적계수를 추정하기 위하여 유입수를 반응조에 각각 단계적으로 유입시켜 체류시간을 조정하였으며 1단계는 반응조 4 set에 유입수가 체류하게 되고 2단계는 반응조 3 set에, 3단계는 반응조 2 set에, 4단계는 반응조 1 set에 유입수가 체류하게 된다. 체류시간에 따른 반응조내 MLSS와 TCOD<sub>Mn</sub>의 자료를 Table 4에 정리하였다. Table 4에 정리한 자료들을 이용하여 Monod(1950)식으로 부터 최대 기질제거속도(K<sub>max</sub>)와 반포화농도(K<sub>s</sub>)를 구하면 다음과 같다.<sup>34)</sup>

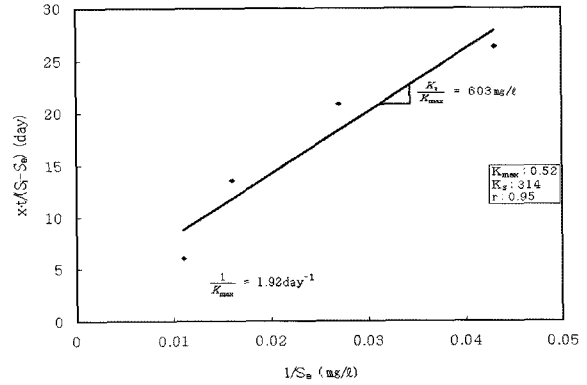
$$\frac{X \cdot t}{S_i - S_e} = \frac{K_s}{K_{max}} \cdot \frac{1}{S_e} + \frac{1}{K_{max}} \quad (1)$$

- 여기서 X : 반응조내 미생물의 총농도(g/m<sup>3</sup>)
- t : 수리학적 체류시간(day)
- S<sub>i</sub> : 유입수의 기질농도(mg/L)
- S<sub>e</sub> : 유출수의 기질농도(mg/L)
- K<sub>max</sub> : 최대 기질제거속도(day<sup>-1</sup>)
- K<sub>s</sub> : 반포화 기질농도(mg/L)

Monod식 (1)로 부터 Fig. 3의 x축에 1/S<sub>e</sub>(mg/L)를 y축에 x · t/(S<sub>i</sub>-S<sub>e</sub>)(day<sup>-1</sup>)로 하였을 때 y축의 절편 및 기울기는 각각 1.92 day<sup>-1</sup>, 603 mg-day/L로 나타났다. 따라서 최대 기질제거속도(K<sub>max</sub>)와 반포화 기질농도(K<sub>s</sub>)는 각각 0.52 day<sup>-1</sup>, 314 mg/L로 산출 되었으며 상관관계(r)는 0.95로 나타났다.

**Table 4.** Experimental data to maximum specific substrate removal rate(K<sub>max</sub>), half saturation constants(K<sub>s</sub>), decay coefficient(K<sub>d</sub>), microbial yield coefficient(y)

1/S <sub>e</sub> (mg/L)	x · t/(S <sub>i</sub> -S <sub>e</sub> ) (day)	(S <sub>i</sub> -S <sub>e</sub> )/x · t (day <sup>-1</sup> )	1/θ <sub>c</sub> (day <sup>-1</sup> )
0.043	26.31	0.038	0.29
0.027	20.84	0.047	0.33
0.016	13.51	0.074	0.35
0.011	6.04	0.175	0.43



**Fig. 3.** Relationship between maximum specific substrate removal rate(K<sub>max</sub>) and half saturation constants(K<sub>s</sub>).

또한 미생물의 내생호흡계수(K<sub>d</sub>)와 세포합성계수(y)를 추정하기 위하여 Monod(1950)식으로 나타내면 다음과 같다.<sup>34)</sup>

$$\frac{1}{\theta_c} = y \frac{(S_i - S_e)}{X \cdot t} - K_d \quad (2)$$

- 여기서 θ<sub>c</sub> : 미생물의 세포체류시간(day)
- y : 미생물 세포합성계수(mg-MLVSS/mg-TCOD<sub>Mn</sub>)
- K<sub>d</sub> : 내생호흡계수(1/day)

Monod(1950)식 (2)와 Table 4의 자료를 이용하여 Fig. 4의 x축에(S<sub>i</sub>-S<sub>e</sub>)/x · t(day<sup>-1</sup>)를 y축에 1/θ<sub>c</sub>(day<sup>-1</sup>)로 하였을 때 y축의 절편 및 기울기는 각각 0.274 day<sup>-1</sup>, 0.908 mg/mg으로 산출되었다. 따라서 미생물의 내생호흡계수(K<sub>d</sub>)와 세포합성계수(y)는 각각 0.274 day<sup>-1</sup>, 0.908 mg/mg이며 상관관계(r)는 0.97로 나타났다. 또한 Monod(1950)식 (1)과 (2)에 의하여 산출된 미생물의 최대 기질제거속도(K<sub>max</sub>)와 세포합성계수(y)를 Monod(1950)식 (3)에 대입하면 미생물의 최대 비성장속도(μ<sub>max</sub>)는 다음과 같다.<sup>34)</sup>

$$K_{max} = \frac{\mu_{max}}{Y} (\text{day}^{-1}) \quad (3)$$

따라서 최대 비성장속도(μ<sub>max</sub>)는 TCOD<sub>Mn</sub> 측면에서 볼 때 0.472 day<sup>-1</sup>로 나타났다. 인쇄공정 및 접착공정에서 발생하는 염화비닐, 아크릴계 수지, 솔벤트, 방향족화합물 등을 감안하여 상기 동력학적 계수의 값을 비교해 보면, K<sub>max</sub>와 K<sub>s</sub>, μ<sub>max</sub> 값은 PCE(Tetrachloroethene, CCl<sub>2</sub>=CCl<sub>2</sub>), TCE(Trichloroethene, CHCl=CCl<sub>2</sub>), VC(Vinyl Chloride, CH<sub>2</sub>=CHCl)의 혐기성 탈황로젠화에 대한 미생물의 동력학적 계수<sup>1)</sup> K<sub>s-PCE</sub> = 200 mg/L, K<sub>s-TCE</sub> = 240 mg/L, K<sub>s-VC</sub> = 360 mg/L와 K<sub>max-TCE</sub> = 0.6 day<sup>-1</sup>, K<sub>max-VC</sub> = 0.6 day<sup>-1</sup> 그리고 μ<sub>max-VC</sub> = 0.45 day<sup>-1</sup>와 유사하거나 일치하였다.

그러나 이러한 값은 일반적인 활성오니공정을 이용한 제지폐수, 염색폐수, 직물폐수 등과 비교해 볼 때 상당한 차이가 있는 것으로 나타났다.

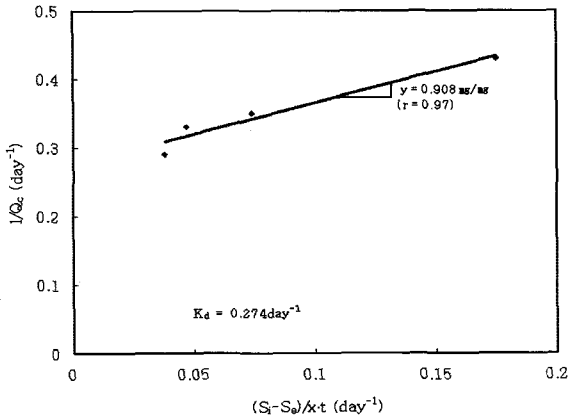


Fig. 4. Relationship between decay coefficient( $K_d$ ) and microbial yield coefficient( $y$ ).

연구자료에 의하면 인쇄폐수가 발생하는 제지폐수처리에서 순산소 활성오니공정의  $K_{max}$ 와  $K_s$ 를 각각  $2.25 \sim 3.84 \text{ day}^{-1}$ ,  $85 \sim 156 \text{ mg/L}$ 로 추정하였으며 다단활성슬러지 공법에서  $K_{max}$ 와  $K_s$ 를 각각  $1.3 \sim 1.2 \text{ day}^{-1}$ ,  $21.4 \sim 30.6 \text{ mg/L}$ 로 추정하였다.<sup>35)</sup>

또한 염색 및 직물공장 폐수를 대상으로 하여 일반 활성오니공정으로 생분해 실험하여 얻은 값  $K_d = 0.03 \text{ day}^{-1}$ ,  $y = 0.38 \text{ g VSS/g BOD}_{removed}$ 라고 하였다.<sup>36)</sup>

본 연구에서  $K_{max} = 0.52 \text{ day}^{-1}$ 와  $K_s = 314 \text{ mg/L}$ 로서 상기 연구 자료와 비교해 볼 때  $K_{max}$ 는 상당히 낮게 나타났으며  $K_s$ 는 상당히 높게 나타났다.  $K_{max}$ 가 낮고  $K_s$ 가 높다는 것은 기질의 친화성이 나쁘며 폐수내에 난분해성 물질인 염화비닐, 아크릴계 수지, 방향족화합물의 영향이 큰 것으로 생각된다.

$K_d$ 와  $y$ 측면에서 볼때 본 연구에서  $K_d = 0.274 \text{ day}^{-1}$ ,  $y = 0.908 \text{ mg/mg}$ 으로 나타났다. 상기 연구자료와 비교할 때  $K_d$ 와  $y$ 가 동시에 높게 나타났는데  $K_d$ 가 높다는 것은 미생물의 사멸률이 높다는 것으로서 앞에서 밝힌  $K_{max}$ 와  $K_s$ 에서와 같이 폐수내 난분해성 물질이 존재하고 있음을 재확인할 수 있었다. 그러나  $y$ 와  $\mu_{max}$ 가 높다는 것은 미생물의 성장율이 왕성하다는 것을 의미하며 앞에서 밝힌 난분해성 물질도 처리가 가능함을 시사하고 있다. 이러한 결과는 무산소 활성오니공정에 의한 난분해성 물질이 2차 기질로 전환 또는 분자구조의 변화에 기인하여 난분해성 물질이 분해되는 것으로 사료된다.

### 3.3. 무산소 활성오니공정의 설계분석

Fig. 5는 무산소 활성오니공정의 설계분석을 위한 반응이 있는 완전혼합 연속류형 반응조이다. 공정은 정상상태를 유지하며 평균 미생물의 체류시간은 반응조만을 대상으로 하였다. Fig. 5로부터 대상부하에 대한 미생물의 축적율과 기질의 변화율의 관계를 물질수지로 유도하면 다음과 같다.

#### 3.3.1. 반응조내 F/M비 및 BOD용적부하

BOD용적부하 및 F/M비는 활성슬러지공정의 설계 및 운영에 있어서 매우 중요한 요소이다. F/M비는 유입유기물부하에 대한 미생물량의 비이고 BOD용적부하는 단위반응조용

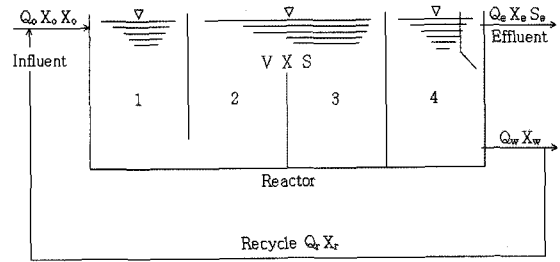


Fig. 5. Mass balance of anoxic activated sludge process.

적당 유입되는 유기물 부하로 처리효율뿐 아니라 미생물의 침전성 등에도 관계되므로 시설설계시에 신중히 고려되어야 하며 F/M비는 다음과 같이 정의된다.<sup>2)</sup>

$$F/M = \frac{Q_0 S_0}{VX} \quad (4)$$

여기서,

F/M = 미생물 대 기질 비, 포기조 내의 부유고형물 단위 무게당 하루에 유입되는 BOD나 COD 무게(kg-BOD 또는 kg-COD/kg-SS-day)

$Q_0$  = 유입 유량( $\text{m}^3/\text{day}$ )

$S_0$  = 유입폐수농도(BOD 또는 COD mg/L)

$V$  = 포기조 용적( $\text{m}^3$ )

$X$  = 포기조내 총 부유물(MLSS mg/L)

또한 BOD 용적부하의 정의는 다음과 같다.

$$\text{BOD 용적부하} = \frac{Q_0 S_0}{V} \quad (5)$$

Fig. 1의 산업현장 폐수처리장에 적용한 무산소 활성오니공정의 F/M비와 BOD용적부하를 산출해 보면 Table 1과 Table 2에서 유입수 유량( $Q_0$ ) $46 \sim 55 \text{ m}^3/\text{day}$ , 유입수 TCOD $_{Mn}$ ( $S_0$ )  $438 \sim 620 \text{ mg/L}$ , 반응조 유효용량( $V$ )  $112 \text{ m}^3$ , 반응조내 총 부유물농도(MLSS)  $4190 \sim 4296 \text{ mg/L}$ 를 상기 식 (4)와 (5)에 대입하면  $F/M = 0.043 \sim 0.07 \text{ kg-TCOD}_{Mn}/\text{kg-SS-day}$ , BOD 용적부하 =  $0.18 \sim 0.30 \text{ kg-TCOD}_{Mn}/\text{m}^3\text{-day}$ 로 산출되었다. 활성슬러지 공정의 변법에 대한 전형적인 F/M비와 BOD용적부하의 연구자료에 의하면 장기포기법의 F/M비 =  $0.05 \sim 0.2 \text{ kg-BOD}_5/\text{kg-MLVSS-day}$ , BOD 용적부하 =  $0.3 \text{ kg-BOD}_5/\text{m}^3\text{-day}$ 이며 표준포기법의 F/M비 =  $0.2 \sim 0.5 \text{ kg-BOD}/\text{kg-MLVSS-day}$ , BOD 용적부하 =  $0.6 \text{ kg-BOD}/\text{m}^3\text{-day}$ 를 제시하고 있다.<sup>1)</sup> 본 연구에서 밝힌 무산소 활성오니공정은 장기포기법에 가깝게 운전되고 있으며 F/M비가 매우 낮게 운전되고 있는 것을 볼 때 시스템내 물질대사가 내생적 단계로 원수중 난분해성 물질이 유입되어 분해에 많은 시간이 필요하다는 것을 알 수 있었다.

F/M비 및 BOD 용적부하의 개념은 다소의 이론적 근거가 있으나 실제로 사용된 값들은 경험적 관찰에서 도출되어 사용되고 있는 것이 현실이다. 그러나 이론적 측면에서 미생물

의 속도론과 연계시켜 볼 때 F/M비의 단위는 최대 비기질 제거속도( $\mu_{max}$ )와 거의 같다. F/M비 = kg-BOD<sub>5</sub>/kg-MLSS-day 와  $\mu_{max}$  = kg-BOD<sub>5</sub>/kg-VSS-day의 단위이다. 이를테면 F/M비에 대한  $\mu_{max}$ 의 비는 1.0에 가까울수록 기질의 최대이용율이 높을 것이다. 본 연구의 식 (3)에서 TCOD<sub>Mn</sub> 기준  $\mu_{max}$  = 0.472 day<sup>-1</sup>로 산출 되었으며 식 (4)에서 TCOD<sub>Mn</sub> 기준 F/M비 = 0.043~0.07 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day로 산출되었다.

실제 산업현장 경험치와는 상당한 차이가 있는데 이것은 MLSS가 얼마나 활성미생물량에 관련되어 있는지 정확히 측정할 수 없는 결과로 사료되며 어디까지나 실제의 F/M비 값은  $\mu_{max}$  보다 훨씬 작으므로 미생물의 기질 이용능력면에서 충분한 안전율을 가지고 설계하는 것이 타당할 것으로 사료되었다.

### 3.3.2. 평균 미생물의 체류시간( $\theta_x$ )

평균미생물체류시간의 산정은 Fig. 5로 부터 반응조내의 미생물량과 폐활성슬러지량 및 유출수내 미생물량을 기준으로 하여 다음과 같이 정의한다.<sup>2)</sup>

$$\theta_x = \frac{VX}{Q_w X_w + Q_e X_e} \quad (6)$$

- 여기서  $\theta_x$  : 평균미생물체류시간(day)
- V : 반응조 용적(m<sup>3</sup>)
- X : MLVSS농도 또는 MLSS농도(mg/L)
- Q<sub>w</sub> : 폐슬러지유량(m<sup>3</sup>/일)
- X<sub>w</sub> : 폐슬러지 VSS 또는 SS농도(mg/L)
- Q<sub>e</sub> : 처리수유량(m<sup>3</sup>/L)
- X<sub>e</sub> : 처리수 VSS 또는 SS농도(mg/L)

Fig. 1의 산업현장 폐수처리장에 적용한 무산소 활성오니공정의 SRT를 산출해 보면 Table 1과 Table 2에서 반응조용적(V) 112 m<sup>3</sup>, MLSS농도(X) 419~4296 mg/L, 폐슬러지유량(Q<sub>w</sub>) 0.5~1.5 m<sup>3</sup>/day, 폐슬러지SS농도(X<sub>w</sub>) 7684~9017 mg, 처리수유량(Q<sub>e</sub>) 44~54.5 m<sup>3</sup>/day, 처리수SS농도(X<sub>e</sub>) 70~86 mg/L를 상기 식 (6)에 대입하면 평균미생물의 체류시간( $\theta_x$ ) = 6.8~26.4 day로 산출되었다.

활성슬러지 공정의 변법에 대한 전형적인 미생물의 평균 체류시간( $\theta_x$ )의 연구자료에 의하면 장기포기법의  $\theta_x$  = 14 day 이상, 전통포기법의  $\theta_x$  = 4~14 day를 제시하고 있다.<sup>1)</sup>

본 연구에서 산업현장에 적용한 무산소 활성오니공정은 장기포기법에 가깝게 운전되고 있는데 이러한 운전은 앞에서 밝힌바와 같이 원수중 난분해성의 물질이 유입되어 분해에 많은 시간이 필요하다는 것을 재확인 할 수 있었다.

한편 이론적 측면에서 미생물의 속도론과 연계시켜 볼 때 식 (4)와 식 (5)의 F/M비와 BOD용적부하는 식 (6)의 평균 미생물체류시간( $\theta_x$ )에 반비례하고 단위측면에서 F/M비가 미생물의 최대 비성장속도( $\mu_{max}$ )의 개략치이므로  $\mu_{max}$ 는 다음과 같이  $\theta_x$ 와 연계된다.

$$\frac{1}{\theta_x} = \mu_{max} \quad (7)$$

$\mu_{max}$ 를 대변하는 식 (7)과 같이  $\theta_x$ 에 반비례한다. 식 (6)에 의한  $\theta_x$  = 6.8~26.4 day로 부터  $\mu_{max}$ 를 산출하면 0.14~0.038 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day로써 F/M비와 유사한 값으로 산출되었다.

그러나 Fig. 1의 산업현장 폐수처리장에 적용한 무산소 활성오니공정의 F/M비 = 0.043~0.07 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day,  $\theta_x$  = 6.8~26.4 day를 감안할 때 식 (3)에 의해 산출된  $\mu_{max}$  = 0.472 day<sup>-1</sup>와 상당한 차이가 있다. 따라서 앞에서 설명한 바와 같이 미생물의 활성도, 기질의 이용속도 등을 고려한 안전율을 가지고 설계하는 것이 타당할 것으로 재확인할 수 있었다.

### 3.3.3. 반응조의 용적

미생물 반응조의 소요용적은 적당한 F/M, BOD 용적부하, 미생물의 농도 및 처리효율을 동시에 만족시킬 수 있는 수리학적 체류시간에 의하여 결정된다.

본 연구의 무산소 활성오니공정은 전형적인 장기포기법과 유사하기 때문에 장기포기법에 의한 부하인자와 비교하고자 한다. 전형적인 장기포기법의 부하인자 값은 BOD 용적부하 = 0.3 kg-BOD<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>-day, F/M = 0.05~2.0 kg-BOD<sub>5</sub>/kg-SS-day,  $\theta_x$  = 4~14 day, 안전율 = 1.2~1.7을 요구하고 있다.<sup>1)</sup> 전형적인 장기포기법의 부하인자 값을 이용하여 Table 1과 Table 2의 운전 자료를 기초로 반응조의 용적을 산출해보면, BOD 용적부하 측면에서 반응조의 최대 용적은 113 m<sup>3</sup>, F/M비 측면에서 반응조의 최대 용적은 162 m<sup>3</sup>, 미생물의 체류시간( $\theta_x$ ) 측면에서 반응조의 최대 용적은 59 m<sup>3</sup>로 산출되었다. 실제 산업현장 폐수처리장에 적용한 반응조는 112 m<sup>3</sup>로서 전형적인 장기포기법의 최저 BOD 용적부하와 최저 F/M비 측면에서는 실제 산업현장에 만족한 값을 나타내었으나  $\theta_x$  측면에서 볼 때 안전율은 1.9가 요구되었다. 따라서 안전율은 미생물의 활성화와 부하인자, 환경조건 등의 고려가 요구되며 무산소 활성오니공정에 의한 판지폐수처리의 안전한 설계는 BOD 용적부하 = 0.3 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/m<sup>3</sup>-day 이하, F/M비 = 0.07 kg-TCOD<sub>Mn</sub>/kg-SS-day 이하,  $\theta_x$  = 6.8 day 이상이 요구되는 것으로 현장 검증되었다.

## 4. 결론

미생물의 성장동력학을 이용한 무산소 활성오니공정의 설계분석을 위하여 산업현장 폐수처리장에 적용한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

- 1) 무산소 활성오니공정 판지폐수처리장에 적용하여 TCOD<sub>Mn</sub> = 90~94%, Color = 58~81%의 높은 제거효율을 얻었다. 이러한 높은 제거효율은 1차 기질의 투입에 따른 MLSS의 증가로 난분해성 물질이 2차 기질로 전환되어 쉽게 분해되는

것으로 생각되었다.

2) Monod<sup>34)</sup>식에 의한 동력학적계수를 추정된 결과  $K_{max} = 0.52 \text{ day}^{-1}$ ,  $K_s = 314 \text{ mg/L}$ ,  $K_d = 0.274 \text{ day}^{-1}$ ,  $y = 0.908 \text{ mg/mg}$ ,  $\mu_{max} = 0.472 \text{ day}^{-1}$ 로 산출되었다. 동력학적 계수는 지역적, 환경적 특성에 따라 다양하게 나타날 수 있으나 유사 폐수의 연구자료와 비교해 볼 때 특히  $K_{max}$ 가 낮고  $K_s$ 가 높다는 것은 원수중 염화비닐, 아크릴계 수지, 방향족화합물의 영향이 크다는 것을 재확인할 수 있었다.

3) 무산소 활성오니공정의 설계를 위한 부하인자의 값을 도출하기 위하여 산업현장 폐수처리장에 적용한 결과  $F/M_{bi} = 0.043 \sim 0.07 \text{ kg-TCOD}_{Mv}/\text{kg-SS-day}$ ,  $BOD \text{ 용적부하} = 0.18 \sim 0.30 \text{ kg-TCOD}_{Mv}/\text{m}^3\text{-day}$ ,  $\theta_x = 6.8 \sim 26.4 \text{ day}$ , 반응조 용적( $V$ ) =  $112 \text{ m}^3$ 로 현장 검증되었다.

이러한 부하인자의 값을 미생물의 성장동력학과 연계시켜 볼 때  $F/M_{bi}$ 는  $\theta_x$ 에 반비례하고, 단위 측면에서  $F/M_{bi}$ 는  $\mu_{max}$ 와 같아야 하나  $F/M_{bi}$ 와  $\mu_{max}$ 는 상당한 차이가 있음을 알 수 있었다. 따라서 미생물의 성장동력학을 이용한 무산소 활성오니공정을 설계하고자 할 때에는 충분한 안전율이 요구되는 것으로 사료되었다.

## 참고문헌

- 배우근, 배재호, 양지원, 생물환경공학, 동화기술, pp. 345~716(2002).
- 환경부, 공동폐수처리장 설계지침, 69~78(2002).
- 조용덕, 이상화, "호기성 공동대사작용에 의한 판지폐수 처리," 대한상하수도학회지, **20**(2), pp. 128~137(2006).
- Rittmann, B. E., Jackson, and Storck, S. L., "Potential for treatment of hazardous organic chemicals with biological processes," In : Biotreatments System, **3**, D. L. Wise, Ed. CRC Press, Boca Raton, FL., pp. 15~64(1988).
- Alexander, M., "Role of cometabolism, In: Microbial Degradation of Pollutants in Marine Environments," A.L. Bourquin and P.H. Pritchard, Eds. U.S. Environmental Protection Agency, Gulf Breeze, FL., pp. 67~75(1979).
- Horvath, R. S., "Microbial Co-metabolism and the degradation of organic compounds in nature," *Bacteriol. Rev.*, **36**, 146~155(1972).
- Jacobson, S. N., N. L. O' Mara, and Alexander, M., "Evidence of cometabolism in sewage," *Appl. Environ. Microbiol.*, **40**, 917~921(1980).
- Saber, D. L. and Crawford, R. L., "Isolation and characterization of Flavobacterium strains that degrade pentachlorophenol," *Appl. Environ. Microbiol.*, **50**, 1512~1518(1985).
- Watanabe, I., "Isolation of pentachlorophenol decomposing bacteria from soil," *Soil Sci. Plant Nutr.*, **19**, 109~116(1973).
- Radehaus, P. M. and Schmidt, S. K., "Characterization of a novel *Pseudomonas* sp. that mineralizes high concentrations of pentachlorophenol," *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, 2879~2885(1992).
- Saber, D. L. and Crawford, R. L., "Isolation and characterization of Flavobacterium strains that degrade pentachlorophenol," *Appl. Environ. Microbiol.*, **55**, 1512~1518(1989).
- Barr, D. P. and Aust, S. D., "Mechanisms white rot fungi use to degrade pollutants," *Environ. Sci. Technol.*, **28**, 78A-87A(1988).
- Bennett, F. W. and Faison, B. D., "Use of fungi in bioremediation, In: Manual of Environmental Microbiology," C. J. Jurst, G. R. Knudsen, M. J. McInerney, L. D. Steetzenbach, and M. V. Walter, Eds. ASM Press, Washington, D.C., pp. 758~765(1997).
- Brodkorb, T. S. and Legge, R. L., "Enhanced biodegradation of phenanthrene in oil tar-contaminated soils supplemented with *Phanerochaete chrysosporium*," *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, 3117~3121(1992).
- Field, J. A., E. de Jong, Costa, G. F., and J. A. M. de Bont, "Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by new isolates of white rot fungi," *Appl. Environ. Microbiol.*, **58**, 2219~2226(1992).
- Lamar, R. T. and Dietrich, D. M., "In situ depletion of pentachlorophenol from contaminated soil by *Phanerochaete* spp.," *Appl. Environ. Microbiol.*, **56**, 3093~3100(1990).
- Takada, S., M. Nakamura, R. K. Sakal, "Degradation of polychlorinated dibenzopdioxins and polychlorinated dibenzofurans by the white rot fungus *Phanerochaete sordida* YK-624," *Appl. Environ. Microbiol.*, **62**, 4323~4328(1996).
- 물질안전보건자료(MSDS), (주)경진, pp. 1(2005).
- 환경부, 수질오염공정시험방법, pp. 133~176(1995).
- Carliell, C. M., Barclay, S. J., Naidoo, N., and Burcley, C. A., "Microbial Decolorization of a Reactive Azo Dye under Anaerobic Conditions," *Water SA*, **21**(1), 61~69(1995).
- Luangdilok, W. and Panswad, T., "Effect of Chemical Structures of Reactive Dyes on Color Removal by an Anaerobic Process," *Water Sci. Technol.*, **42**(3), 377~382(2000).
- Zissi, U. and Lyberatos, G., "Azo-Dye Biodegradation under Anoxic Conditions," *Water Sci. Technol.*, **34**(5), 495~500(1996).
- Shaul, G. M., Dempsey, C. R., and Dostal, K. A., "Fate of Water Soluble Azo Dyes in the Activated Sludge Process," U.S.EPA Water Engineering Research Laboratory, Cincinnati, Ohio(1987).

24. Pansuwan, J. and Panswad, T., "Color Removal of Disperse, Reactive and Sulfur Dye Wastewaters by an A/O-SBR Process," Proc. of the Asian Waterqual '97(6th IAWQ: Asia-Pacific Regional Conference) Seoul, Korea, pp. 802~809(1997).
25. Panswad, T., Techovanich, A., and Anotai, J., "Comparison of Dye Wastewater Treatment by Normal and Anoxic Anaerobic/Aerobic SBR Activated Sludge Processes," *Water Sci. Technol.*, **43**(2), 355~362(2001).
26. Banat, I. M., Nigam, P., Singh, D., and Marchant, R., "Microbial Decolorization of Textil-Dye-Containing Effluents: A Review," *Bioresource Technology*, **58**, pp. 217~227(1996).
27. Bhattacharya, S. K., Wang, S., Angara Rao, V. R., Kawai, T., and Bishop Jr, D.F., "Fate and Effect of Azo Dye on an Anaerobic-Aerobic System," In 44th Purdue Industrial Waste Conference Proc., pp. 295~297(1989).
28. Carliell, C. M., Barclay, S. J., Naidoo, N., Burcley, C. A., Mulholland, D. A., and Senior, E., "Anaerobic Decolorisation of Reactive Dyes in Conventional Sewage Treatment Process," *Water SA*, **20**(4), 341~344(1994).
29. Boe, R. W., Boardman, G. D., Dietrich, A. M., Michelsen, D. L., and Padaki, M., "Pilot Scale Study on Anaerobic Treatment of a Textile Wastewater," In Hazardous and Industrial Wastes Proc. of the Mid Atlantic Industrial Waste Conf., pp. 218~227(1993).
30. Brown, D. and Hamburger, B., "The Degradation of Dyestuffs: Part III-Investigation of Their Ultimate Degradability," *Chemosphere*, **16**(7), 1539~1553(1987).
31. Carliell, C. M., Barclay, S. J., Naidoo, N., Burcley, C. A., Mulholland, D. A., and Senior, E., "Anaerobic Decolorisation of Reactive Dyes in Conventional Sewage Treatment Process," *Water SA*, **20**(4), 341~344(1994).
32. Seshadri, S., Bishop, P. L., Agha, A. M., "Anaerobic/Aerobic Treatment of Selected Azo Dyes in Wastewater," *Waste Mgt.*, **15**, pp. 127~137(1994).
33. Zaoyan, Y., Guangliang, S. Ke. S., Fan, Y., Jinshan, D., and Huanian, M., "Anaerobic-Aerobic Treatment of a Dye Wastewater by Combination of Schliephake," K., Lonergan, G. T., Jones, C. L., and Mainwaring, D. E., Decolorization of a Pigment Plant Effluent by *Pycnoporus cinnabarinus* in a Packed-Bed Bioreactor, *Biotechnol. Lett.*, **15**, pp. 1185~1188(1993).
34. Monod, J., "La technique of culture continue; Theorie et applications," *Annals Institute Pasteur*, **79**, pp. 390~410(1950).
35. 김인수, 양승수, 오영해, "순산소 활성오니공정을 이용한 제지폐수처리의 동력학적 해석," 대한상하수도학회지, **14**(2), 157~163(2000).
36. Domey, W. R., "Design Parameters and Performance of Biological System for Textile Plant Effluent," Proc. 28th Purdue Ind. Waste. Conf., pp. 438(1973).