



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

공 학 석 사 학 위 논 문

온도와 반응시간이
활성 조류공정에 미치는 영향



2016년 2월

부 경 대 학 교 대 학 원

지 구 환 경 시 스템 과 학 부 환 경 공 학 전 공

박 범 석

공 학 석 사 학 위 논 문

온도와 반응시간이
활성 조류공정에 미치는 영향

지도교수 이 병 헌

이 논문을 공학석사학위논문으로 제출함.

2016년 2월

부 경 대 학 교 대 학 원

지 구 환 경 시 스템 과 학 부 환 경 공 학 전 공

박 범 석

박범석의 공학석사 학위논문을 인준함.

2016년 2월



위원장 공학박사 김 일 규



위원 공학박사 이 태 운



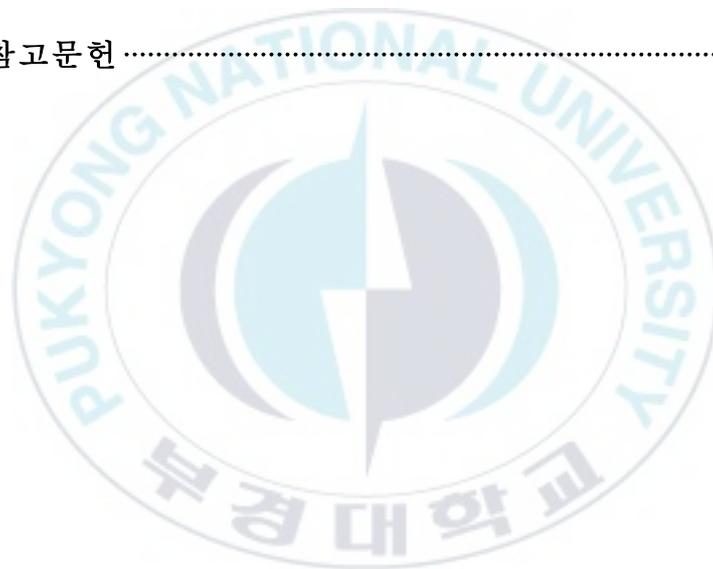
위원 공학박사 이 병 헌



목 차

목 차	i
List of Tables	iii
List of Figures	v
Abstract	vii
제 1 장 서 론	1
제 2 장 문헌 연구	3
2.1 활성조류공정	3
2.1.1 활성조류공정의 개념 및 연구동향	3
2.1.2 활성조류공정 운전영향 인자	7
2.2 활성조류공정의 영양염류 제거 기작	13
2.2.1 질소 제거 기작	13
2.2.2 인 제거 기작	19
제 3 장 실험 및 방법	23
3.1 실험 재료 및 장치	23
3.1.1 조류 및 박테리아 반응조 운전	23
3.1.2 활성조류공정을 위한 반응조 설계	25
3.2 실험 방법	26
3.2.1 반응표면분석법을 이용한 실험계획	26
3.2.2 활성조류공정 운전 방법	28
3.2.3 분석 방법	32
제 4 장 결과 및 고찰	34
4.1 활성조류공정의 성상 변화	34
4.1.1 pH, DO, Turbidity 변화 특성	34

4.1.2 <i>Chlorophyll-a</i> 변화 특성.....	40
4.1.3 MLSS, MLVSS 변화 특성.....	44
4.2 활성조류공정의 처리 특성.....	51
4.2.1 Turbidity, SS, VSS 처리 특성.....	51
4.2.2 유기물질 처리 특성.....	57
4.2.3 영양염류 처리 특성.....	63
제 5 장 결 론.....	74
제 6 장 참고문헌.....	76



List of Tables

Table 2.1 Research trend of activated algae system.....	6
Table 3.1 Jaworski's medium composition (Unit: mg/L Deionized water).....	23
Table 3.2 Characteristics of operation for biological treatment reactor.....	24
Table 3.3 Experimental condition for the activated algae process.....	27
Table 3.4 Regression experimental condition and result of MLVSS-Algae vs <i>Chlorophyll-a</i> on Algae/Bacteria ratio 0.625.....	29
Table 3.5 Estimated regression coefficients for <i>Chlorophyll-a</i>	29
Table 3.6 Feed solution concentration of condition reactor.....	31
Table 3.7 Analysis method and device of activated algae process.....	32
Table 3.8 Classification of analysis on activated algae process.....	33
Table 4.1 Change in pH, DO, Turbidity with temperature and detention time.....	36
Table 4.2 Estimated regression coefficients for pH.....	37
Table 4.3 Estimated regression coefficients for DO.....	37
Table 4.4 Estimated regression coefficients for Turbidity.....	37
Table 4.5 Change in <i>Chlorophyll-a</i> with temperature and detention time	41
Table 4.6 Estimated regression coefficients for <i>Chlorophyll-a</i>	41
Table 4.7 Change in MLSS, MLVSS, MLVSS-Algae, MLVSS-Bacteria with temperature detention time.....	46
Table 4.8 Estimated regression coefficients for MLSS.....	47
Table 4.9 Estimated regression coefficients for MLVSS.....	47
Table 4.10 Estimated regression coefficients for MLVSS-Algae.....	47
Table 4.11 Estimated regression coefficients for MLVSS-Bacteria.....	47
Table 4.12 Change in Turbidity, MLSS, ML(V)SS with temperature and detention Time.....	53
Table 4.13 Estimated regression coefficients for Turbidity after precipitation.....	54
Table 4.14 Estimated regression coefficients for SS after precipitation.....	54
Table 4.15 Estimated regression coefficients for VSS after precipitation.....	54
Table 4.16 Change in TCOD, SCOD with temperature and detention time.....	58
Table 4.17 Estimated regression coefficients for TCOD after precipitation.....	59
Table 4.18 Estimated regression coefficients for SCOD after precipitation.....	59
Table 4.19 Change in NH ₄ -N, NO ₃ -N with temperature and detention time.....	65
Table 4.20 Estimated regression coefficients of NH ₄ -N after precipitation.....	66
Table 4.21 Estimated regression coefficients of NO ₃ -N after precipitation.....	66

Table 4.22 Change in $\text{PO}_4\text{-P}$ with temperature and detention time..... 71
Table 4.23 Estimated regression coefficients of $\text{PO}_4\text{-P}$ after precipitation..... 72



List of Figures

Fig. 2.1 Principle of photosynthetic oxygenation in BOD removal process.....	5
Fig. 2.2 The schematic of oxidation pond.....	5
Fig. 2.3 Profiles of light($\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$), temperature($^{\circ}\text{C}$), <i>Chlorophyll-a</i> ($\mu\text{g}/\text{L}$) in depth.....	9
Fig. 2.4 Relative speciation (%) of carbon dioxide (CO_2), bicarbonate (HCO_3^-), and carbonate (CO_3^{2-}) in water as a function of pH.....	11
Fig. 2.5 Free ammonia fraction as a function of temperature and pH.....	14
Fig. 2.6 Nitrogen transformations in biological treatment.....	15
Fig. 2.7 BOD and phosphate concentration trend during aerobic and anaerobic conditions	20
Fig. 2.8 Schematic diagram of relationships between phosphorus, acetate and P under (A) anaerobic condition and under (B) aerobic condition.....	21
Fig. 3.1 Operation of activated sludge reactor and algae culture reactor.....	24
Fig. 3.2 Schematic diagram activated algae batch reactor.....	25
Fig. 3.3 A scheme of central composite design.....	26
Fig. 3.4 Scatter plot of regression for MLVSS–algae vs <i>Chlorophyll-a</i>	29
Fig. 3.5 Initial condition of algae and bacteria mix rate and operation condition on batch reactor.....	30
Fig. 4.1 Variation of pH (A), DO (B), Turbidity (C) at each temperature	38
Fig. 4.2 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of pH (A, B), DO (C, D), Turbidity (E, F) with respect to temperature and detention time.....	39
Fig. 4.3 Variation of <i>Chlorophyll-a</i> at each temperature	42
Fig. 4.4 Contour plot of <i>Chlorophyll-a</i> with respect to temperature and detention time	43
Fig. 4.5 Three-dimensional response surface plot of <i>Chlorophyll-a</i> with respect to temperature and detention time.....	43
Fig. 4.6 Variation of MLSS at each temperature.....	48
Fig. 4.7 Variation of MLVSS at each temperature.....	48
Fig. 4.8 Variation of MLVSS–Algae at each temperature.....	49
Fig. 4.9 Variation of MLVSS–Bacteria at each temperature.....	49
Fig. 4.10 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of MLSS (A, B), MLVSS (C, D), MLVSS–Algae (E, F), MLVSS–Bacteria (G, H) with respect to temperature and detention time.....	50

Fig. 4.11 Variation of Turbidity (A), MLSS (B), MLVSS (C) at each temperature	55
Fig. 4.12 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of Turbidity (A, B), SS (C, D), VSS (E, F) with respect to temperature and detention time	56
Fig. 4.13 Variation of TCODcr at each temperature	60
Fig. 4.14 Variation of SCODcr at each temperature	58
Fig. 4.15 Contour plot of removal efficiency for TCODcr with respect to temperature and detention time	61
Fig. 4.16 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for TCODcr with respect to temperature and detention time	61
Fig. 4.17 Contour plot of removal efficiency for SCODcr with respect to temperature and detention time	62
Fig. 4.18 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for SCODcr with respect to temperature and detention time	62
Fig. 4.19 Variation of NH ₄ -N at each temperature	67
Fig. 4.20 Variation of NO ₃ -N at each temperature	67
Fig. 4.21 Contour plot of removal efficiency for NH ₄ -N with respect to temperature and detention time	68
Fig. 4.22 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for NH ₄ -N with respect to temperature and detention time	68
Fig. 4.23 Contour plot of increasing rate for NO ₃ -N with respect to temperature and detention time	69
Fig. 4.24 Three-dimensional response surface plot of increasing rate for NO ₃ -N with respect to temperature and detention time	69
Fig. 4.25 Variation of PO ₄ -P at each temperature	72
Fig. 4.26 Contour plot of removal efficiency for PO ₄ -P with respect to temperature and detention time	73
Fig. 4.27 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for PO ₄ -P with respect to temperature and detention time	73

Temperature and Reaction Time Effects on Activated Algae Process

Beom-Seok Park

Division of Earth Environmental System Sciences, Major of Environment
Engineering, The Graduate School, Pukyong National University

Abstract

1962 Ross. E. Mckinney proposed activated algae process that combines the algae growth characteristics to the concept of activated sludge process. This process can be applied to wastewater treatment by the interaction of the organic matter decomposition of bacteria and photosynthesis of algae are currently research is being conducted. In this study, a constant ratio of algae and bacteria was to evaluate the impact on the water quality and the effects of treatment at organic matter and nutrients as function of temperature and detention time.

Algae(*Chlorella sp.*) used in the experiment were cultured using JM medium, the bacteria in the activated sludge itself was used as a biological nutrient removal process in operation in lab.

The experimental conditions were the ratio of algae and bacteria at 0.625(650mg-MLSS/L) in the LED light(1,500 lux) condition, the temperature range is 22 ~ 34 °C, the detention time range is 6 ~ 24 hour in total 20 case on batch reactor. It placed the differences in sampling in order to evaluates the impact on water quality and the effects of treatment.

In the water quality results, the pH phenomenon appeared increase-decrease-increase, DO concentration showed a high increase at 22 °C, Turbidity showed decrease-increase. In the properties of algae and bacteria results, *Chlorophyll-a* showed a high increase at 22 °C, MLSS, MLVSS showed a phenomenon in which increase in reaction proceeds, as MLVSS of algae to increase MLVSS of bacteria is decreased.

In treatment results, Turbidity, MLSS, MLVSS showed a phenomenon in which the increase in the reduction of the precipitation effect due to the increase in the algae. Referring to the organic material, TCOD and SCOD

showed a removal efficiency of 83, 95 % in 21 hour, $\text{NH}_4\text{-N}$ showed a removal efficiency of more 73 % in 21 hour, in the case of $\text{NO}_3\text{-N}$ represents an increase of 2 times. For $\text{PO}_4\text{-P}$ showed the removal efficiency of about 10 %.

Key word: Algae, Temperature, Efficiency ,Detention Time, Regression



제 1 장 서 론

활성슬러지공정(Activated sludge system)은 산소가 충분히 공급되는 포기조(Aerator)내에서 유입폐수와 바이오플록(Bio-floc)을 접촉시킨 다음에 침전조에서 고액을 분리하는 방법으로서 현재 하 · 폐수 처리에 가장 일반적으로 적용되는 공정이다. 하지만, 하수처리 관점에서 기존 생물학적인 하수처리방법은 높은 유기물 제거에 비교하여, 질소 및 인의 처리는 효과적이지 못한 단점이 있다. 조류와 박테리아를 혼합한 과정에서는 박테리아의 질산화에 따른 암모늄 제거와 박테리아-조류 군집에 의한 질산성 질소의 제거가 가능하다는 점과 조류의 과잉섭취에 의한 인의 제거에 용이하다는 연구가 보고되고 있다 (김 외, 2004).

여기서 독립영양성인 조류는 광영양계 미생물으로써 H_2O 를 전자 공여체로, CO_2 를 탄소원으로 사용하는 광합성을 통해 세포물질을 합성하고 산소를 생성할 수 있으며, 단세포 단백질의 생산과 대체 에너지로 이용하려는 다양한 자원화 기술에 이용되고 있다는 점에서 유용한 물질이며 (공석기, 1997), 박테리아에 의한 생물학적인 인 처리는 힘든 반면, 조류는 광합성 작용에 의해 인을 다량 섭취하게 되어 인을 제거 할 수 있는 장점이 있다. 이러한 조류와 박테리아 혼합을 이용한 하수처리는 하수내의 유기물 및 영양염류 제거에 효과적이라는 연구도 진행되었다. (Munoz, R et al. 2006).

그리고 1962년 Mckinney에 의해 제안된 활성슬러지 공정의 개념에 조류 성장특성을 결합한 활성 조류공정은 조류와 박테리아의 생물학적 플럭을 통한 침전성이 향상되고, 조류의 산소발생능력은 호기성 박테리아가 필요로 하는 산소를 공급하기 때문에 기계적 산소공급량을 최소화 할 수 있다 (Mckinney Ross et al., 1971). 또한 생물학적 처리공정을 이용한 하폐수 처리는 기후변화 즉 온도에 영향을 많이 받게 되며, 이는 새로운 폐수처리공법이 제안되어야 할 실정으로 보인다. 대부분의 조류가 성장하기에 적절한

온도 범위는 16 ~ 27 °C이고 이 범위에서는 조류의 성장을 촉진시킬 수 있으며 (Soeder, 1987, Borowitzka, 1998; Chaevalier et al., 2000), 35 °C 이상의 온도에서는 몇몇 조류는 치명적인 피해를 받을 수 있으며, 성장이 감소하게 되기 때문이다. 그리고 낮은 온도에서는 빛이 강하게 공급될 경우 조류가 쉽게 광저해(Photoinhibition)을 받을 수 있으므로 (Soeder, 1981; Karin, 2006), 조류와 활성슬러지를 결합한 공정에서의 온도 인자는 중요한 인자로 분류되고 있다.

본 연구에서는 Lab-scale 규모의 활성조류공정 장치를 개발한 후 통계프로그램을 이용하여 온도와 반응시간에 따른 실험 변수를 설계하여 반응 후의 활성조류공정의 성장변화 그리고 활성조류공정의 처리특성을 알아보고자 하였다.



제 2 장 문 헌 연 구

2.1 활성조류공정

2.1.1 활성조류공정의 개념 및 연구동향

1962년 Ross. E. Mckinney는 활성슬러지 공법의 개념에 조류 성장특성을 결합한 활성조류공정(Activated Algae System)을 제안하였다 (Magram, 1992). 조류와 박테리아의 상호작용을 살펴보면 조류의 광합성 작용과 박테리아의 유기물 분해 작용에 의해 이루어 질 수 있으며 (Munoz and Guieysse, 2006), 조류와 박테리아의 공생관계를 이용한 폐수처리의 원리는 Fig. 2.1에 의해 나타냈다.

이러한 조류와 박테리아의 공생관계를 적용시킨 하 · 폐수처리공법들 중에서 일반적인 자연처리법으로는 안정화지(Stabilization pond), 늪(Lagoon), 산화지(Oxidation pond) 등이 존재하며, 그 적용 모식도를 Fig. 2.2에 나타냈다.

조류는 광합성 작용을 통해 호기성 박테리아가 대사 작용에 필요한 산소를 생산하고, 동화작용을 통한 폐수내의 영양염류인 질소와 인을 제거한다. 또한 이산화탄소를 이용하는 광합성 작용으로 폐수내의 pH를 증가시켜 질소를 아질산성 질소나 질산성질소로 전환시키지 않고 바로 암모니아 탈기현상을 통해 질소를 제거하게 된다 (Kim, 1999).

박테리아는 조류의 광합성 작용에 의해 생산된 산소를 사용하여 폐수내의 유기물질을 산화시키며 이산화탄소를 발생시킨다. 또한 질산화 박테리아는 수중내의 암모니아성 질소를 아질산성질소를 거쳐 질산성질소로 전환시키고, 탈질 박테리아는 아질산성 질소 또는 질산성 질소를 질소가스인 N_2 로 환원시켜 최종적으로 질소를 제거하게 된다.

1962년 Ross.E. Mckinney에 의해 제시된 활성조류공정(Activated algae system)은 폐수처리, 단백질 생산 그리고 유출수의 재이용 목적을 가지고

연구가 시작되었으며 (Magram, 1992), 현재까지 국내 및 해외에서 관련된 다양한 논문들이 계속 발표 되고 있으며 Table 2.1을 통하여 나타냈다.

1965년 활성조류공법의 MLSS를 2,000 ~ 3,700 mg/L로 실험을 실시한 Wahbeh를 기점으로, Sherwood(1965), Humenik and Hanna(1972), Regan(1972) 등의 연구성과가 있었다. 또한 1980년대 이후 영양염류의 제거와 활성조류공정의 운전조건에 관한 다양한 연구결과들이 있었다.

최근 활성조류공법의 적용은 조류의 질소, 인 제거 능력을 이용하는 소단위 하수처리시설에 사용되고 있으며 (공 외, 2001), 해외에서는 와인공장의 배출수에 활성조류공법을 적용시켜 처리하고 있다 (이, 2011). 이처럼 조류를 이용한 생물학적 처리 공정이 점차 늘어남에 따라, 기존의 박테리아를 이용한 하수처리기술에서 조류를 추가적으로 적용시켜 최종적으로 조류와 박테리아의 공생 및 시너지 효과를 극대화시키는 연구가 진행되고 있다 (공 외, 2001; 이 외, 2010; 김, 2012).

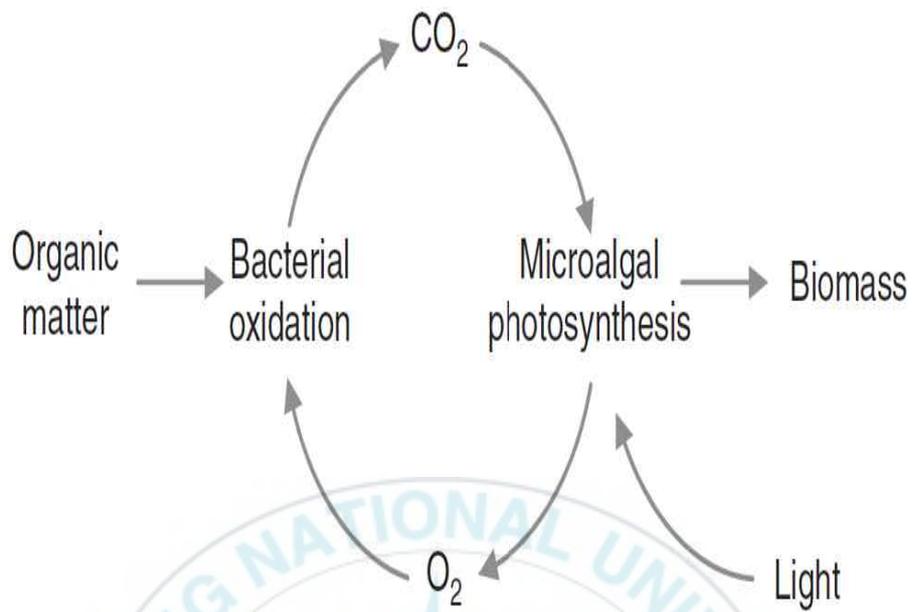


Fig. 2.1 Principle of photosynthetic oxygenation in BOD removal process

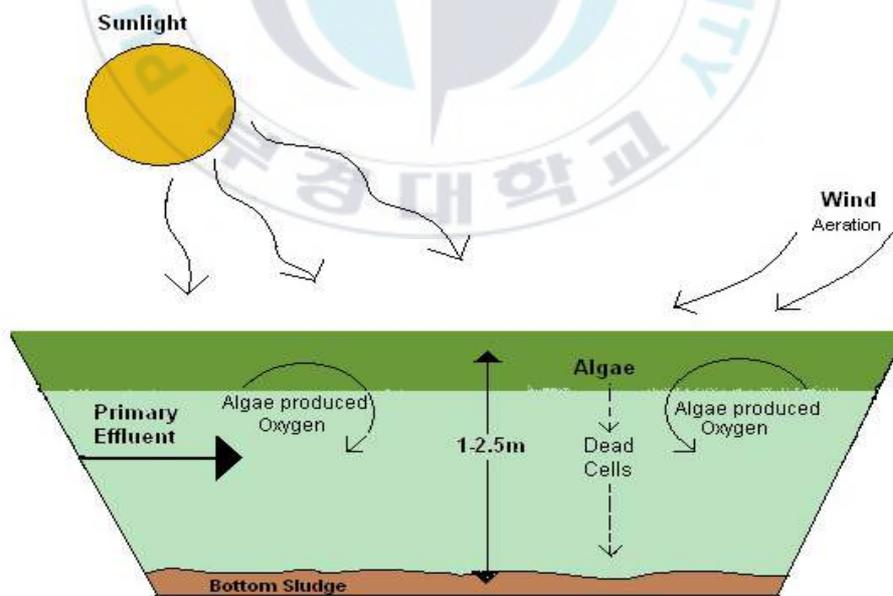


Fig. 2.2 The schematic of oxidation pond

Table 2.1 Research trend of activated algae system

Reference	Research
Wahbeh (1965)	Operation activated algae process at MLSS 2000~3700 mg/L
Sherwood (1966)	Mixing algae and bacteria after Growing algae using inorganic substrates
Humenik & Hanna (1971)	Lab-scale experiment, using a symbiotic algal-bacterial tank. Experiments were more valuable for their information on nitrogen which was 85 %
Regan (1972)	Light-Depth Relationship for Activated Algae
Gupta (1985)	Nitrogenous wastewater treatment by activated algae
Megram (1992)	Changing the operation factors, including HRT
Kong suk ki (1997)	Stripping ammonia, precipitation of phosphorus, sterilization effect through increase of the pH through the assimilation of algae
Kim Ju Young (1999)	Study of a Thin Film Algae-bacteria Wastewater Treatment System
Kong Seok Ki (2001)	Study of symbiotic action using bacteria and algae in order to nitrogen and phosphorous removal of biological treatment process using bacteria in sewage treatment technology
Lee jang ho (2010)	
Kang Sung Jae (2004)	Study of SBR process using activated algae
Munoz and Guieysse et al (2006)	Study of algae with high lipid contents and growing in wastewater conditions
Safonova et al (2004)	Removal of environmental contaminants through lab-scale light bioreactor experiments on one kind of algae and specific bacteria
Kuma et al (2010)	Wastewater treatment using species of Chlorella or Scenedesmus, Chlamydomonas
Park et al (2010)	Removal of ammonia through livestock wastewater anaerobic digestion using Scenedesmus
Lee Ju Yeoun (2011)	Molecular ecological characterization of wastewater bacterial communities in response to algal growth
Kim Sang Yeoub (2012)	The Effect of Algae-Bacteria Ratio on Activated Algae Process

2.1.2 활성조류공정 운전영향 인자

활성조류공정에서 박테리아의 종과 조류 종에 따른 상호작용이 고려된다. 조류와 높은 상호 관계를 가지는 박테리아는 조류의 종에 따라 그 성장과 생리학적 상태에 영향을 미치기 때문이다 (Grossart et al., 2005). 따라서 활성조류공정에 고려되는 인자들은 박테리아와 조류의 성장에 있어 공통적인 영향을 미치게 된다 (강, 2004).

(1) 조류/박테리아 비(ratio of algae/bacteria)

활성조류공정에서 조류와 박테리아의 비는 상당히 중요한 영향인자가 될 수 있는데 조류의 비가 상대적으로 높으면 수중의 이산화탄소 농도와 조사되는 빛의 양에 비해 조류의 활동성이 떨어지게 되어 내생호흡현상이 발생하여 유출수의 수질을 악화 시키게 된다. 또한 유기물 제거에 필요한 박테리아의 농도가 낮기 때문에 유기물의 처리 효율을 감소시킬 수 있다. 반대로 박테리아의 비가 높으면 조류가 생산하는 산소에 비해 박테리아가 소모하는 산소의 비율이 높아져 혐기화 현상이 일어나 유출수의 수질이 악화되는 문제점이 발생하게 된다 (강, 2004).

질소나 인 등 영양염류를 효과적 제거하기 위한 조류/박테리아의 비는 1.77로 제시되었고 (Maiti et al. 1988), 계절에 따른 조류/박테리아 비로 상대적으로 온도가 높은 여름에는 3.79(451/119), 온도가 낮은 겨울에는 1.3(325/252)로 제시되었다 (Magram, 1992).

(2) 빛(light)과 온도(Temperature)

활성조류공정에서 상당히 중요한 영한 인자인 빛은 조류의 광합성에 의한 성장에 많은 영향을 미치게 된다 (Kchmond, 1988; Kirk, 1994; Oncel and Sukan, 2008; Oncel and Akpolat, 2006). 활성조류공정에서 반응조 내로의 효과적인 광 전달 문제가 중요한 부분이며, 일반적으로 반응조 표면에 조사되는 빛 에너지의 경우 반응조 내부로 갈수록 고밀도의 세포로 인해 광도손실을 일으키게 되며, 조류의 광합성에 사용되지 않는 빛에너지가 열 에너지로 전환되어 반응조 내부의 온도를 상승시키는 현상이 발생되기도 한다 (Matsunaga et al. 1991).

일반적인 광원으로 사용되는 형광등은 높은 유지비용과 발생열로 인하여 최근에 대두되고 있는 발광다이오드(LEDs)에 비해 경제성이 떨어지는 것으로 인식되고 있다 (Chen et al. 2008). 이중 발광 다이오드(LEDs)는 활성조류공정에서 필요한 광원을 안전하게 공급하여 전체적인 빛의 사용 효율을 높일 수 있게 된다 (최, 2012).

활성조류공정에서 온도는 조류의 광합성과 박테리아의 생리적 현상과 조류의 호흡률에도 영향을 줄 뿐만 아니라(Magram, 1992), 성장률에까지 영향을 미치는 중요한 인자이다 (Arceivala et al., 1970). 또한 조류의 광합성 작용에 있어서 탄소원을 이용하게 되며, 이때 온도는 탄소를 함유한 분자를 분리하는데 있어서 중요한 역할을 수행한다 (Kommareddy and Anderson, 2005).

일반적으로 조류를 이용한 공법에서의 최적 온도는 20 ~ 24℃로 알려져 있고, 온도가 16 ℃ 보다 낮으면 조류의 성장이 느려지게 되며 반대로 온도가 35 ℃ 이상이 되면 조류에 악영향을 미치게 된다 (Patrick Lavens and Patrick Sargeios , 1996).

Fig. 2.3은 온도와 빛에 따른 깊이별 *Chlorophyll-a*의 농도 그래프이다. 물의 깊이에서 약 15 ~ 30 m사이에 층이 형성이 되고, 이는 수온약층이라고

한다. 이 그래프를 보면 수온약층인 약 5 ~ 15 m의 수심에서 Chlorophyll-a의 농도가 밀집되어 있는 것을 볼 수 있는데, 온도와 빛이 조류의 밀집분포에도 영향을 미치는 것을 확인 할 수 있다 (Wanderson et al., 2008).

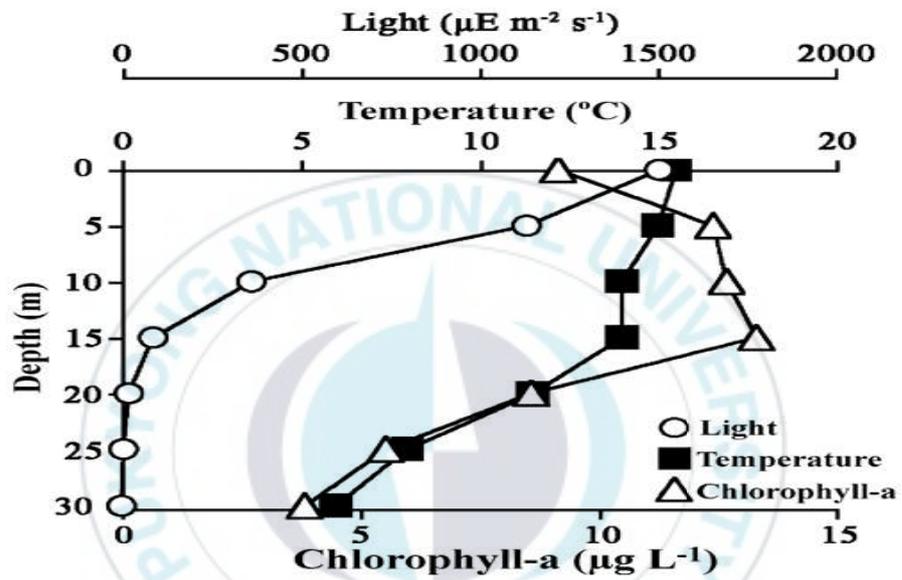
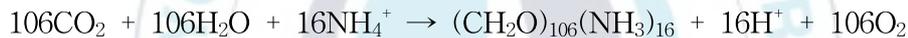


Fig. 2.3 Profiles of light ($\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$), temperature($^{\circ}\text{C}$), Chlorophyll-a($\mu\text{g}/\text{L}$) in depth, (Wanderson F. Carvalho et al 2008)

(3) pH

pH는 조류와 박테리아의 성장과 작용에 영향을 미치게 되며(강, 2004), 보통 pH 중성영역을 선호하는 현상이 있다 (Xianhai et al., 2011).

일반적인 조류 배양 방법에 있어서 광합성으로 인한 pH 증가현상이 나타나게 되며(Borowitzka, 1998; Chevalier et al., 2000), 조류에 의한 질소의 흡수는 다음과 식과 같이 pH를 에 영향을 주게 된다. Nitrate를 질소원으로 이용할 시 pH가 상승하게 되며, ammonia를 질소원으로 이용할 시 pH는 3까지 낮아지게 된다 (Becker, 1994; Fogg, 1975). 또한 높은 pH 상태에서 ammonia의 농도가 높을 경우 광합성 작용에 저해작용을 미치게 된다 (Borowitzka, 1998; Ogbonna et al., 2000).



여기서 pH가 높은 상태에서는 calcium phosphates 형태의 인 침전 현상이 발생하지만, pH가 감소하게 되면 용존 상태로 되돌아가게 되며 (Chevalier et al., 2000), 또한 몇몇 조류에 한해서는 pH가 높을 때 응집현상이 일어나서 영양물질의 섭취 및 조류의 성장이 저해 받게 된다. 하지만 이러한 현상을 미세조류의 배양 및 수확을 위한 방법으로도 사용하는 경우가 있다 (Borowitzka, 1998).

Fig. 2.4에서 확인 할 수 있듯이 수중의 이산화탄소는 pH에 따라 CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} 형태로 존재한다. 일반적으로 조류는 CO_2 및 HCO_3^- 형태의 무기탄소를 탄산무수화효소를 이용하여 이산화탄소 형태로 전환하여 광합성에 사용한다 (Borowitzak 1998).

독립영양 미세조류 외에도 일부 미세조류는 독립영양(autotrophic)에서 종속영양(heterotrophic)으로 대사과정을 전환하여 유기탄소(organic carbon)을

탄소원으로 이용한다 (Borowitzak 1998; Ogbonna et al., 2000; Wood et al., 1999).

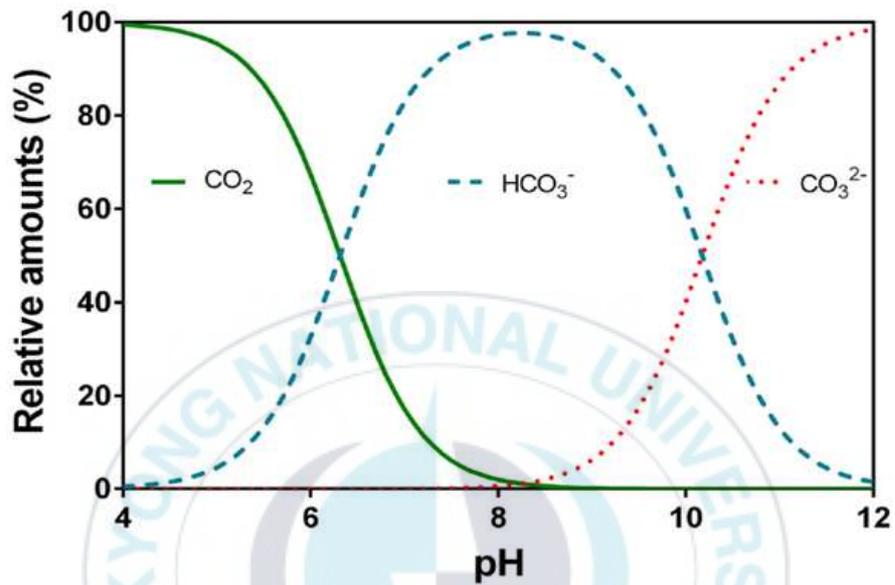


Fig. 2.4 Relative speciation (%) of carbon dioxide (CO₂), bicarbonate (HCO₃⁻), and carbonate (CO₃²⁻) in water as a function of pH(Schwarzenbach and Meier, 1958)

(4) 혼합(mixing)

활성조류공정에서의 혼합은 온도의 성층화 현상과 광 저해 현상을 최소화 시키는데 있어서 중요하다 (Lee et al. 1994). 그리고 대기 중에는 조류의 광 합성에 필요한 이산화탄소가 포함되어 있기 때문에 적절한 혼합은 중요한 영향인자가 된다 (Patrick Lavens and Patrick Sorgeios, 1996).

또한 혼합의 방법에는 hand(test-tubes), aerating(bags, tanks), paddle wheel, jet pumps 등이 반응조 형태 및 크기에 따라서 사용될 수 있으며 과도한 혼합은 활성조류공정의 성장에 저해를 줄 수 있으므로 고려해야 할 사항이 된다 (Bitog et al., 2011).

(5) 기타 영향을 미치는 인자

위의 영향 인자 외에도 활성조류공정을 정상적으로 운전하기 위해서는 여러 가지 영향 인자가 존재하며 수리학적 체류시간, 고형물질 체류시간, Light/Dark Cycle, 금속이온의 영향 등이 포함된다 (강, 2004).

McGriff(1972)는 적절한 슬러지의 폐기를 통해 고형물질 체류시간인 SRT를 조절하여 'self-shading'을 줄이는 것이 필요하다고 하였다.

강(2004)은 조류는 명반응에서 광 에너지를 사용하여 ATP 및 NADPH를 합성하고, 암반응에서 생산한 ATP와 NADPH를 이용하여 이산화탄소를 세포 유기물로 동화하기 때문에 Light/dark cycle을 순차적으로 적용시켜 운전 시하여야 한다고 제안하였고, 또한 수중에 존재하는 2가 이온인 Ca^{2+} , Mg^{2+} 들은 하수 및 폐수 내에서 인과 암모니아와 결합하여 침전물을 형성하고, 인산염과 결합하여 불용성의 침전물을 형성하여 영양염류의 제거에 부정적인 영향을 미치게 된다고 하였다 (원 등, 2000; Nurdogan et al., 1995; Sukenik et al., 1985).

2.2 활성조류공정의 영양염류 제거 기작

2.2.1 질소 제거 기작

(1) 조류의 질소 제거 기작

무기 질소는 광합성을 이용하는 조류에 있어서 필수적인 요소이며 조류 내의 단백질, 핵산, 인지질을 합성하는 과정을 위해 섭취한다 (Combres et al., 1994; Oswald, 2003).

조류의 세포합성 과정에 있어서 보통 암모늄 이온을 섭취 한다고 알려져 있으며 (Combres et al., 1994), 질산성 질소의 동화작용 경로의 효소로 작용하는 질산성 질소 환원효소를 촉진시켜 질산성 질소를 아질산성 질소로 환원시키는 작용을 하게 된다 (Zeiler and solomoson, 1989; Sun et al., 2006). 그리고 조류의 화학적 조성을 살펴보면 중, 성장 상태에 따른 차이점은 발생하지만 45 ~ 50 %의 탄소, 8 ~ 10 %의 질소, 1 %의 인으로 구성되어 있음을 알 수 있다(Magram, 1992). 이로 인해 수중에서 조류세포가 합성 될 때 세포 합성량의 약 10 %의 질소가 제거 될 수 있다는 것을 나타낸다.

또한 조류의 질소 제거 기작을 살펴보면 환경 조건에 따라 영향을 받을 수 있다. *Ankistrodesmus braunii*의 경우 이산화탄소가 존재하는 광반응조건에서는 질산성 질소의 섭취 및 아질산성 질소의 제거가 원활하게 일어나지만, 이산화탄소가 부족한 광반응조건과 pH가 낮을 경우에는 질소의 제거가 원활히 일어나지 못하다는 연구가 있다 (Morris and Ahmed, 1969; Eisele and Ullrich, 1977).

그리고 조류의 광합성에 따라 폐수내의 CO₂는 탄산시스템의 이동을 야기시켜 OH⁻의 형성으로 pH를 증가시킨다 (Magram, 1992). Fig. 2.5에서 확인할 수 있듯이 암모니아성 질소는 pH와 온도에 따라 NH₄⁺이온이나 NH₃ 가스로 존재하게 되는데, NH₄⁺ 이온이 대부분 차지하는 pH 8 이하와는 달리 pH가 10으로 증가하게 되면 NH₃⁺가스가 약 80 % 생성이 되며, 생성된 가

스는 대기로 방출하게 된다. 이 작용이 암모니아 스트리핑이며, 활성조류공정에서도 광합성에 의한 pH 상승작용으로 암모니아 스트리핑 현상을 기대할 수 있지만, 앞서 말했듯이 미생물군이 적응할 수 있는 pH의 범위는 종에 따라 다양하지만 일반적으로 대부분의 미생물은 pH 6 ~ 8사이를 선호하는 현상이 있으며 (공, 1997), 따라서 높은 pH에서의 수산화이온은 박테리아의 신진대사 작용에 독성영향을 미칠 수 있는 부분이다 (Kim, 1999).

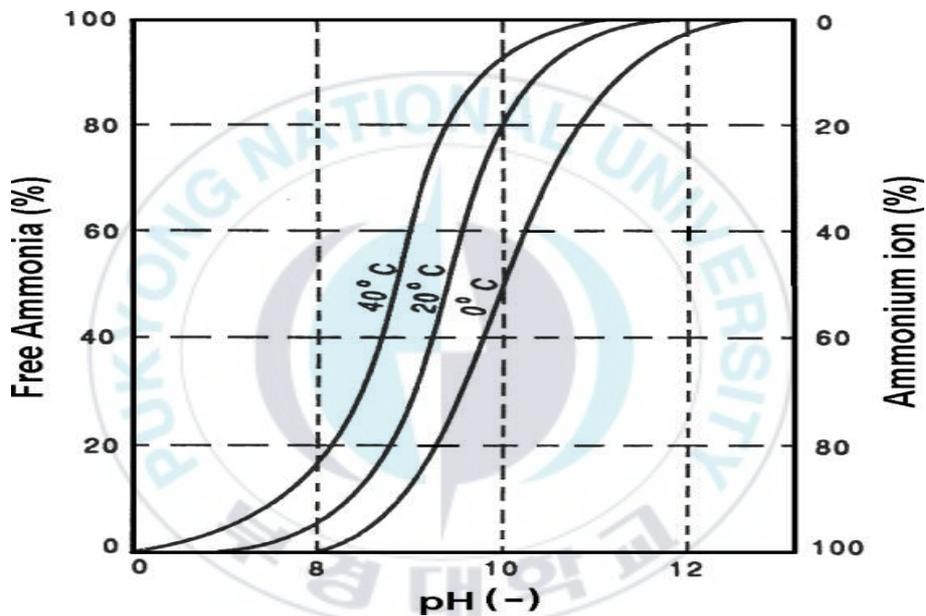


Fig. 2.5 Free ammonia fraction as a function of temperature and pH

(2) 박테리아의 질소 제거 기작

활성조류공정에서의 질소 제거 기작에서 박테리아에 의한 원리는 두 가지로 볼 수 있다.

첫 번째로 미생물의 세포합성 즉, 동화작용을 들 수 있다. 일반적으로 박테리아는 단백질, 핵산, 세포벽 등으로 구성 되는데 이중 15 %를 질소가 차지하고 있다 (이, 2011). 다수의 박테리아는 아미노기, 암모니아, 질산이온 형태로부터 질소원을 얻으며 (강, 2004), 이는 환원상태의 무기질소를 박테리아 효소의 촉매작용을 통한 제거로 볼 수 있다 (Richardson and watmough, 1999).

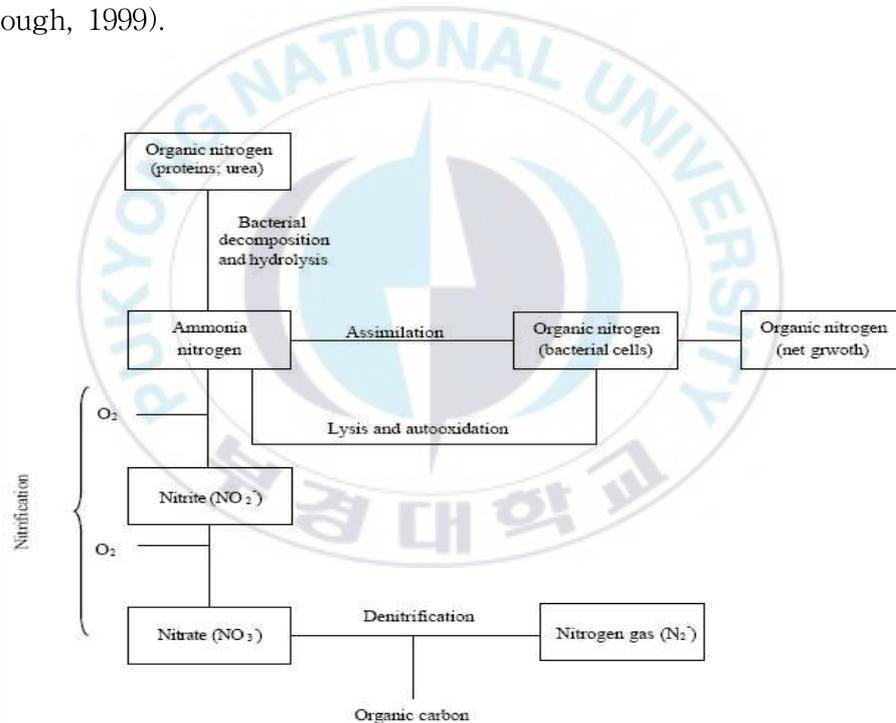


Fig. 2.6 Nitrogen transformations in biological treatment processes (Sedlak, 1991).

두 번째로는 생물학적으로 진행되는 질소처리 과정에 있다. 생물학적 처리 과정에서의 질소 제거는 환원된 상태의 질소를 질산성질소로 산화시키는 질산화(nitrification), 산화된 질소를 N₂가스로 환원시키는 탈질(denitrification)으로 나눌 수 있다. 질산화의 필요성은 DO 저하와 독성효과의 감소 및 부영양화 발생 억제, 그리고 물 환경의 재이용을 위한 질소제거에 초점을 들 수 있다 (Metcalf and Eddy, 2004). 질산화균은 독립영양성, 무기독립영양성, 그리고 편성 호기성균(obligate aerobes)으로 호흡과 암모니아성 질소를 NH₂OH(하이드록실 아민)으로 산화시키는 초기 일산화 단계에 산소를 이용한다 (Metcalf and Eddy, 2004).

질산화는 2단계 과정으로 첫 단계에서 암모니아성질소는 에너지 생산 반응을 통하여 아질산성질소로 산화되고, 두 번째 단계에서 아질산성 질소는 질산성 질소로 산화된다. 각 산화 단계에 적용되는 미생물은 서로 다르며, 화학 양론식은 다음과 같다 (Crites and Tchobanous, 1998)

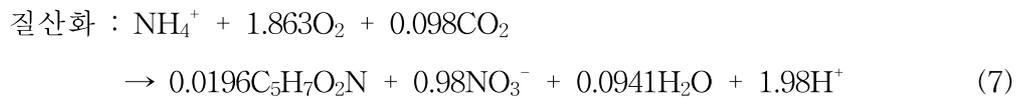
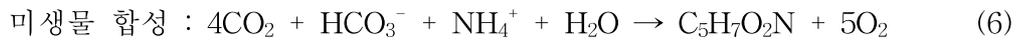


첫 번째 단계를 수행 하는 박테리아로는 Nitrosomonas이지만 Nitrosococcus, Nitrospira, Nitrosovibrio, 그리고 Nitrosolobus 등도 암모니아를 아질산성 질소로 산화시킨다 (Metcalf and Eddy, 2004). 그리고 두 번째 단계를 수행 하는 박테리아는 Nitrospira, Nitrospina, Nitrococcus, 그리고 Nitrocystis로 알려져 있지만, 가장 보편적으로 알려진 아질산성 산화균은 Nitrobacter 종이다 (Metcalf and Eddy, 2004).

위의 반응식에서 암모니아성 질소가 완전 산화되는데 필요한 산소와 알칼

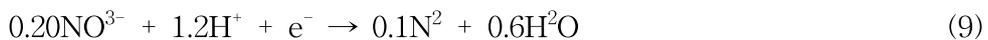
리도의 양은 4.57 g-O₂/g-N과 7.14 g-CaCO₃/g-N 이며, 세포합성을 고려하게 된다면 요구되는 산소와 알칼리도의 양은 줄어들게 된다.

위의 미생물 세포 합성 반응과 질산화 반응을 포함한 총괄 반응식은 아래와 같다.



위의 식에서 암모니아성 질소의 전환에는 4.25 g-O₂/g-N 의 산소 및 7.07 g-CaCO₃/g-N 의 알칼리도가 소모됨을 알 수 있다.

생물학적 탈질 반응은 이화작용에 의하여 아질산염 또는 질산염을 질소가스(N₂)로 환원 시키는 반응이며, 여기서 질산염과 아질산염은 전자수용체로, 메탄올과 같은 외부탄소원을 전자공여체로 이용한다 (Metcalf and Eddy, 2004).



위의 식에 의해 질산염의 산소당량은 2.86 g-O₂/g-NO₃-N, 아질산염의 산소당량은 1.71 g-O₂/g-NO₂-N 이며, 3.57 g-CaCO₃/g-NO₃-N이 생성되어 질산화에서 소모한 알칼리도를 50 % 정도 회수 할 수 있게 된다 (Bruce E. Rittmann and Perry L. McCarty, 2002).

산소 농도는 탈질화균이 질소를 호흡에 이용할 것인지 결정하게 되고 여

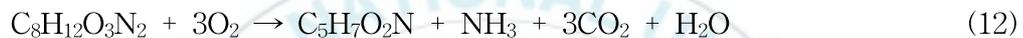
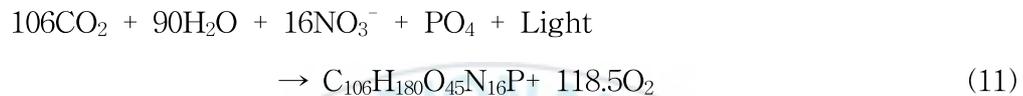
기서 산소는 탈질을 두 가지 방법으로 조절한다. 첫 번째는 여러 질소환원 효소 유전자를 억제한다. *pseudomonas stutzeri*를 이용한 연구에서 DO 농도는 2.5 ~ 5.0 mg O₂/L 이상이 되면 유전자가 억제됨을 지적하였다 (Körner and Zunit, 1989). 또한 박테리아 플럭과 생물막 내에서의 DO 농도가 낮을 시에 탈질이 일어날 수 있게 된다 (Dawson and Murphy, 1972; Rittmann and langeland, 1985).



2.2.2 인 제거 기작

(1) 조류의 인 제거 기작

조류의 세포합성 과정에서 인은 핵산, DNA 합성, 대사과정에서의 ATP 합성 등에 사용되는 중요한 영양소이다. 활성조류공정에서 조류가 가장 이용하기 쉬운 형태의 인은 정인산 형태이며, 조류가 세포합성을 하는 과정에서의 인 섭취과정은 아래의 식과 같다(Magram, 1992).



위의 식을 살펴보면 인은 조류 질량의 2 % 정도를 차지하고 있으며, 이는 동화작용에 의해서 제거되는 인의 양은 적다는 것을 확인 할 수 있다.

조류는 과잉의 인을 세포 내부에 저장 할 수 있는 능력이 있으며 이를 Luxury uptake라고 한다 (Levin and Shapiro, 1965). 이것은 인이 외부에서 공급되지 않는 환경에서 조류의 성장을 가능하게 한다. 그러므로 조류 외부의 인 농도가 변하더라도 기타 조건이 충분할 경우 조류의 성장에 직접적인 영향은 주지 않는다 (Fogg, 1975; Oliver and Ganf, 2000).

하지만, 전체 인 제거율 중에서 조류의 세포합성에 의한 인의 제거 효율은 10 % 이므로 (Magram, 1992; Kim, 1999) 조류의 세포합성만으로는 높은 인의 제거효율을 기대하기는 어려운 실정이다.

(2) 박테리아의 인 제거 기작

인은 주요 필수영양물질로 광합성 조류 및 사이이노 박테리아의 성장을 자극하여 호소의 부영양화를 촉진시킨다. 부영양화에 민감한 호소로 폐수를 방류하는 경우 흔히 1차 및 2차 처리수준 이상의 인 제거가 요구되지만, 인의 미생물 세포합성을 통한 제거효율은 10~30 % 정도로 매우 낮다 (Metcalf and Eddy, 2004).

활성조류공정에서 폐수 내의 존재하는 인의 형태를 살펴보면 유기성인, 정인산 그리고 다중인산 등으로 구분할 수 있다. 여기서 정인산은 H_2PO_4 , $H_2PO_4^{2-}$, PO_4^{3-} 등의 형태를 지니고 있으며, 가수분해 과정을 거친 다중인산도 정인산으로 바뀌게 된다(강, 2004).

생물학적 인 제거는 호기성 상태에서 미생물이 과잉으로 인을 섭취하고 혐기성상태에서 섭취된 인을 방출함으로써 제거하는 것이다. Fig.2.7은 혐기성 및 호기성 상태에서 인과 유기물의 분포를 나타낸 것이다.

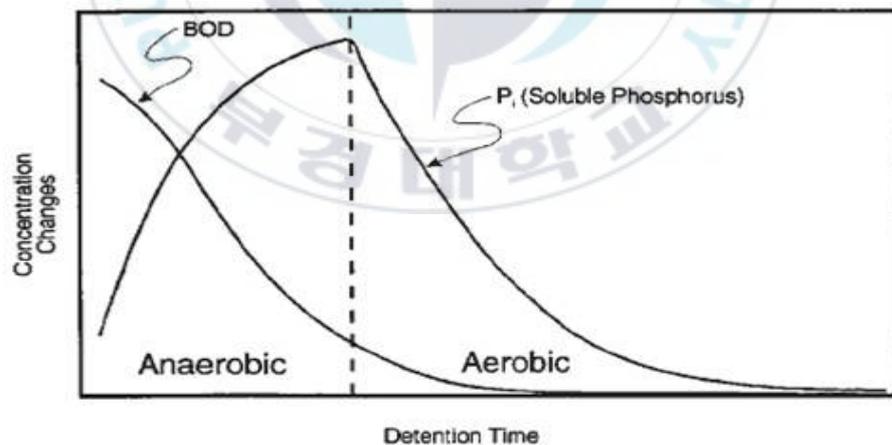


Fig. 2.7 BOD and phosphate concentration trend during aerobic and anaerobic conditions (Rossetto, M, 2012)

일부 중속영양균은 다량의 인을 에너지 저장물질인 내부 다중인산염 (polyphosphate, poly-P)의 형태로 보유할 수 있으며, 다중인산염을 축적시킨 후 미생물을 폐기함으로써 바이오매스 섭취를 통한 인 제거를 기대할 수 있다. 또한 생물학적인 인 제거 증대가 성공적으로 이루어질 경우 바이오매스의 인 함량은 정상적인 바이오매스의 약 2 ~ 5배까지 증가 할 수 있다 (Bruce E. Rittmann and Perry L. McCarty, 2002).

혐기성 상태(Fig.2.8 A)에서 특정 중속영양균은 가수분해 및 발효를 통해 생성된 단순 유기물을 섭취하며 PAOs(phosphorus accumulating organisms)는 저장된 다중인산염으로부터 에너지를 얻어 아세트이트를 세포 내의 PHA(polyhydroxyalkanoic acids)로 저장한다. 그리고 호기성 상태 (Fig.2.8 B)에서 저장된 PHA를 이용하여 PAOs가 증식하며, 정인산염(PO_4)을 Poly-P로 세포내에 저장하게 된다 (Zuthi et al., 2013; Bruce E. Rittmann and Perry L. McCarty, 2002).

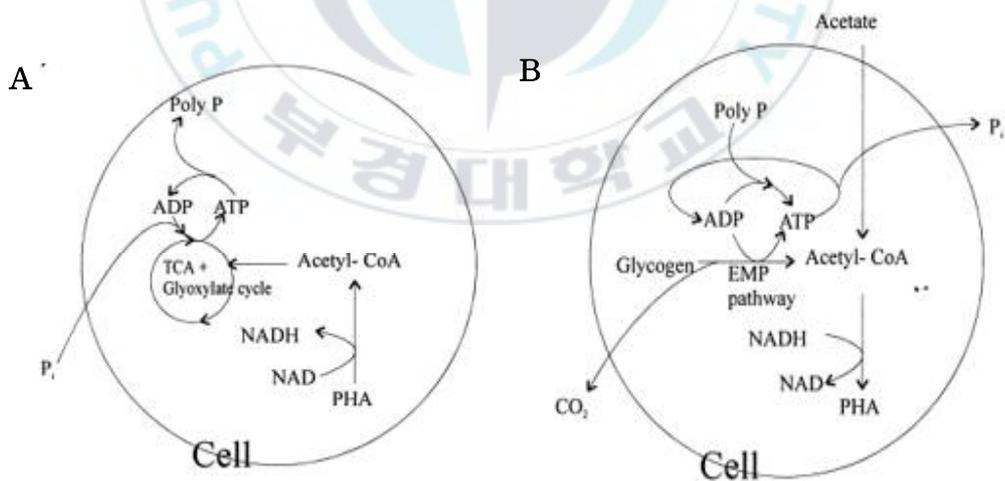
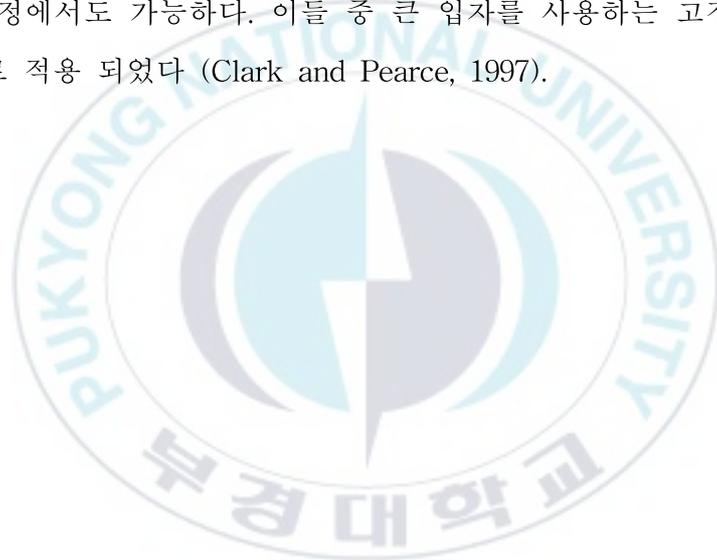


Fig. 2.8 Schematic diagram of relationships between phosphorus, acetate and P under (A) anaerobic condition and under (B) aerobic condition (Lee, et al., 1999).

(3) 금속염 첨가에 의한 침전에 의한 제거

생물학적 처리가 일어나는 pH 범위에서는 알루미늄과 철 양이온은 정인산염(phosphate) 음이온과 결합하여 침전물을 형성하므로 Al^{3+} 또는 Fe^{3+} 염을 생물 반응조에 유입 또는 유출 폐수에 직접 첨가할 수 있다. 형성된 침전물은 슬러지와 혼합되어 침전물을 생성하게 되고, 이는 슬러지 폐기 시에 제거할 수 있다 (Bruce E. Rittmann and Perry L. McCarty, 2002).

대부분의 경우 활성슬러지 처리에서 금속염 첨가에 의한 인 제거는 침전 고형물을 포획하는 능력이 우수하고 주기적으로 고형물을 제거할 수 있는 생물막 공정에서도 가능하다. 이들 중 큰 입자를 사용하는 고정상 여과상에 효과적으로 적용 되었다 (Clark and Pearce, 1997).



제 3 장 실험 및 방법

3.1 실험 재료 및 장치

3.1.1 조류 및 박테리아 반응조 운전

온도와 반응시간이 활성조류 공정에 미치는 영향을 알아보기 위해 실험에 사용한 조류는 경남 C사에서 분양받은 *Chlorella sp.*를 실험실 내에서 LED 광원(1,000 ~ 1,500 lux)을 조사하면서, 배지를 주입하여 배양한 후 적정 MLSS 농도를 맞추어서 사용하였다.

본 조류배양에 사용된 배지는 한국해양 미세조류은행(KMMCC, Korea)의 JM배지(Jaworski's Medium, Thompson et al., 1988)이며 성분은 아래 Table 3.1과 같다.

Table 3.1 Jaworski's medium composition (Unit: mg/L Deionized water)

Stocks	Contents
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	20.0
KH ₂ PO ₄	12.4
MgSO ₄ · 7H ₂ O	50.0
NaHCO	15.9
Na ₂ HPO ₄ · 12H ₂ O	36.0
NaNO ₃	80.0
EDTA FeNa	2.25
EDTANa ₂	2.25
H ₃ BO ₃	2.48
MnCl ₂ · 4H ₂ O	1.39
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O	1.00
cyanobalamin	0.04
thiamine HCl	0.04
biotin	0.04

또한 본 실험에 사용한 박테리아는 실험실에서 장기간 생물학적 영양소 제거공정으로 운전 중인 활성슬러지를 이용하였고 운전을 위한 영양소 및 운전조건은 아래 Table 3.2와 같다. 조류와 박테리아를 배양하기 위한 반응조 운전 사진을 Fig. 3.1에 나타내었다.

Table 3.2 Characteristics of operation for biological treatment reactor

Index		Contents
Feed		
	Organic Glucose	2,000 mg-CODcr/L
Nutrient		
	NH ₄ Cl	100 mg-NH ₄ -N/L
	KH ₂ PO ₄	20 mg-PO ₄ -P/L
Alkalinity		
	NaHCO ₃	pH 7 ~ 7.5
Characteristics of operation		
	MLSS	3,000 ~ 3,500 mg/L
	Volume	3.5 L
	DO	7.0 ~ 7.5 mg/L
	Temperature	21 ~ 23 °C
	HRT	10 day
	SRT	15 day



Fig. 3.1 Operation of activated sludge reactor and algae culture reactor

3.1.2 활성조류공정을 위한 반응조 설계

온도와 반응시간에 따른 활성조류공정 반응조의 모식도와 운전 모습은 아래의 Fig. 3.2과 같다. 활성조류공정 반응조는 총용량 300 ml의 BOD Bottle을 사용하였다. 활성조류공정의 원활한 성장을 위해 상층부에 LED 광원 장치(1300~1500 Lux)를 설치하였으며, 조류와 박테리아의 교반과 용존 산소 공급을 위해 Air pump를 이용하였고, 각 반응 Case의 온도를 유지하기 위하여 물을 채운 항온 수조 내부에 수중히터(HyubShin, 75 W)를 설치하였다.

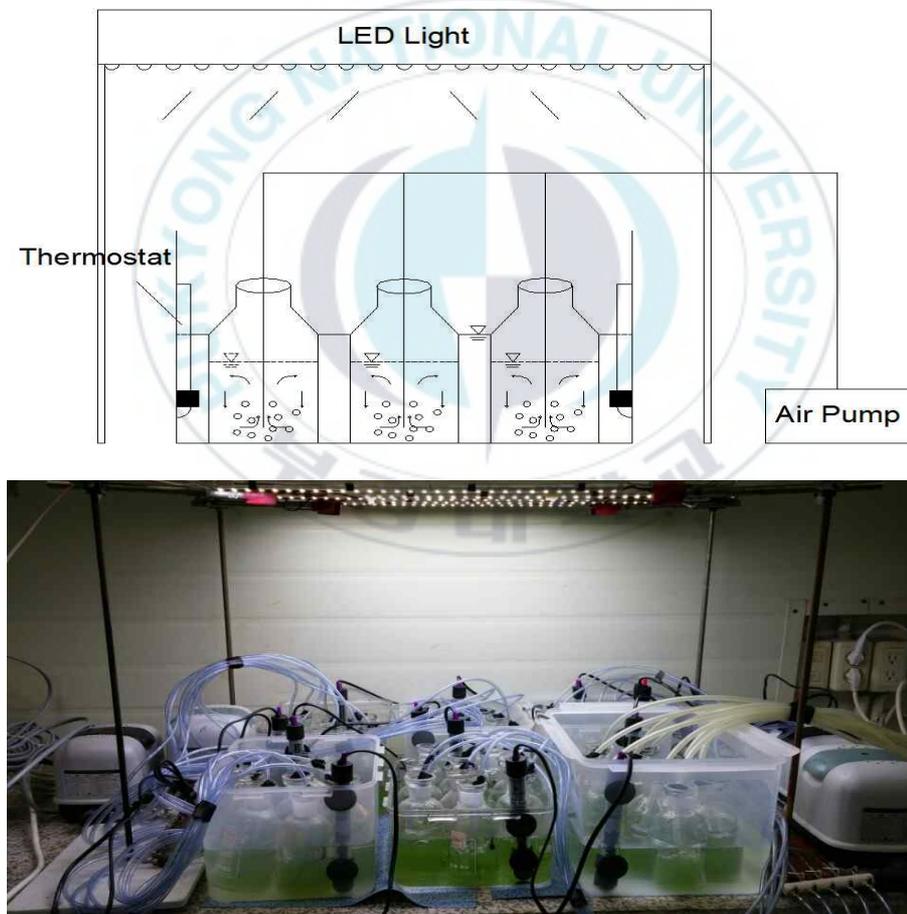


Fig. 3.2 Schematic diagram activated algae batch reactor

3.2 실험 방법

3.2.1 반응표면분석법을 이용한 실험계획

반응표면분석법(RSM, response surface methodology)은 반응에 관계되는 변수와 독립변수 사이의 상호작용에 대한 적합한 통계 모형을 가정하고, 독립변수의 다양한 조건에서 실험을 수행하여 산출된 결과값의 회귀분석을 통하여 최적의 실험 변수를 결정 할 수 있는 실험계획법이다 (이, 2008).

RSM에서 보편적으로 쓰이는 방법에는 Box-Behnken design(BBD)과 중심합성계획법(CCD, central composite design)이 있으며, 이 실험 계획법은 최소 제곱법을 이용하여 2차 다항식을 유추하고 이 식을 바탕으로 결과값을 분석하는 방법이다 (Box et al., 1951).

본 연구에서는 Fig. 3.3과 같이 중심점 주변으로 일정한 거리(α)를 두고 실험변수를 설정하는 중심합성계획법에 따라 실험 및 분석을 수행하였으며, 통계프로그램인 Minitab 15를 이용하여 요인과 반응 변수를 지정하여 실험을 실시하였다.

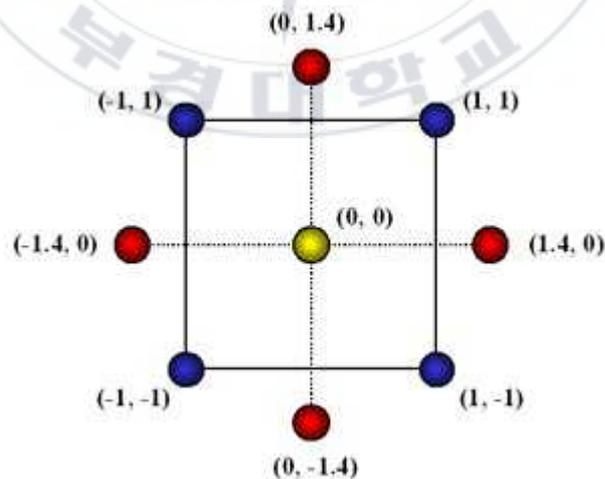


Fig. 3.3 A scheme of central composite design

반응표면분석법의 중심합성계획법에 의한 실험에 사용될 반응시간과 온도 변수는 각각 6, 9, 15, 21, 24 hour, 22, 24, 28, 32, 24 °C로 산출되었다. 각 변수에 따른 활성조류공정에 대한 영향을 추가적으로 살펴보기 위하여 8 case를 추가하였고, 자세한 실험 조건은 아래의 Table 3.3 과 같다.

Table 3.3 Experimental condition for the activated algae process

Case	Temperature (°C)	Detention Time (hour)
1	22	9
2	22	15
3	22	21
4	24	9
5	24	15
6	24	21
7	28	6
8	28	9
9	28	15
10	28	15
11	28	15
12	28	15
13	28	15
14	28	21
15	28	24
16	32	9
17	32	15
18	32	21
19	34	9
20	34	15

3.2.2 활성조류공정 운전 방법

(1) 조류의 MLVSS와 *Chlorophyll-a* 관계 증명

본격적인 활성조류공정을 운전하기 전에, 본 실험에서는 조류의 MLVSS와 *Chlorophyll-a*의 관계를 규명하고자 하였다. 조류와 박테리아가 혼합이 된 상태에서 반응이 진행함에 따라 최초에 설정한 혼합비가 변하게 되고 따라서 반응 종료 후의 조류와 박테리아 혼합비를 규명해야 한다.

실험에 사용한 박테리아의 MLSS와 MLVSS는 2440, 2270 mg/L, 조류의 MLSS와 MLVSS는 900, 840 mg/L이다. 조류와 박테리아를 본 실험에 대입할 MLSS 비인 0.625 를 맞춘 후 각각의 농도를 희석하여 1000, 500, 300, 100 mg/L로 설정하였고 MLVSS와 *Chlorophyll-a*의 결과 값은 Table 3.4를 통해 나타냈다. Table 3.5은 MLVSS와 *Chlorophyll-a* 간의 회귀분석을 통한 해석 결과 값이다. 방정식 (12)의 R^2 값은 1에 가까울수록 관측 값과 예측 값 사이의 상관관계가 높음을 의미하는데, R^2 은 0.998, $R^2(\text{adj})$ 의 값은 0.997로 나타나 조류의 MLVSS와 *Chlorophyll-a*간의 방정식은 적합하다고 판단되며, 두 변수간의 상관관계 그래프는 Fig. 3.4을 통해 확인할 수 있다.

$$\text{MLVSS-Algae (mg/L)} = 0.028 + 0.100 \text{ Chlorophyll-a (mg/m}^3\text{)} \quad (12)$$

Table 3.4 Regression experimental condition and result of MLVSS-Algae vs *Chlorophyll-a* on Algae/Bacteria ratio 0.625

Index	1000 mg/L	500 mg/L	300 mg/L	100 mg/L
MLSS	990.0	480.0	290.0	100.0
MLVSS	870.0	440.0	240.0	70.0
<i>Chlorophyll-a</i>	3370.5	1633.2	869.3	338.1
MLVSS _{Algae}	334.6	169.2	92.3	26.9

Table 3.5 Estimated regression coefficients for *Chlorophyll-a*

Predictor	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	0.278	6.417	0.04	0.969
<i>Chlorophyll-a</i>	0.100140	0.003325	30.12	0.001

$R^2 = 99.8 \%$, $R^2(\text{adj}) = 99.7 \%$

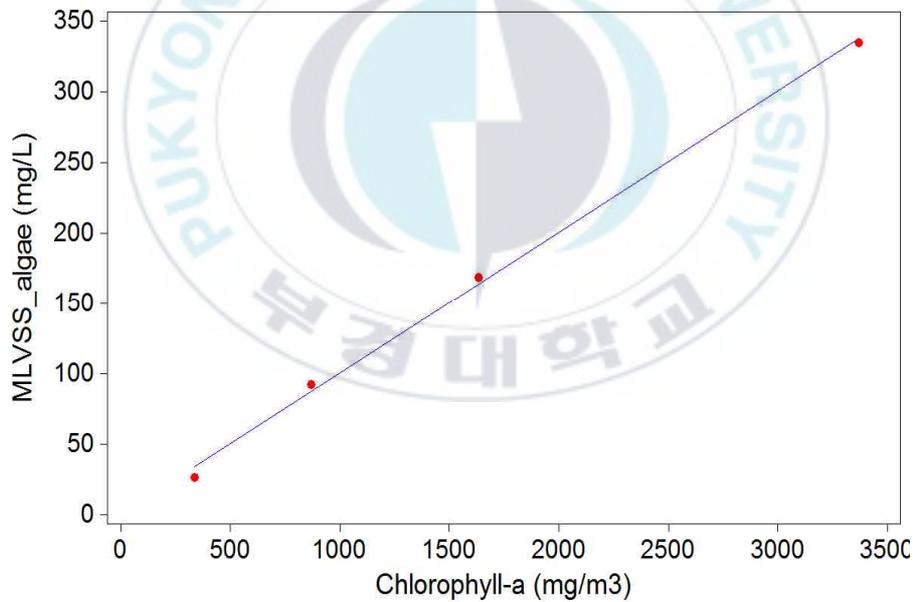


Fig. 3.4 Scatter plot of regression for MLVSS-algae vs *Chlorophyll-a*

(2) 회분식 반응조 운전

조류와 박테리아를 혼합한 활성조류공정에서 온도와 반응시간의 영향을 알아보기 위하여 회분식 반응조를 운영하였다. 총 300 ml 의 반응조 중 135 ml 의 유효용량을 설정하였고, 그에 따른 조류와 박테리아, 먹이, 영양염류의 주입 조건은 Fig. 3.5와 같다.

조류와 박테리아의 MLSS 농도는 각각 900, 2370 mg/L 이고 조류와 박테리아의 비 0.625 (1:1.6)를 설정하기 위하여 희석 작업을 실시하였다. 미량원소 공급을 위하여 수돗물을 하루 전에 필요한 용량만큼 받은 후, Overnight 작업을 실시하여 염소 등 유해성분을 제거 한 뒤에 사용하였으며, 각 온도 별 Case(22, 24, 28, 32, 34 °C) 순응을 위해 혼합액을 분배하여 이를 동안 온도를 맞춘 항온수조에 넣어둔 후 BOD bottle에 135ml 씩 넣어 본 실험을 진행하였다.

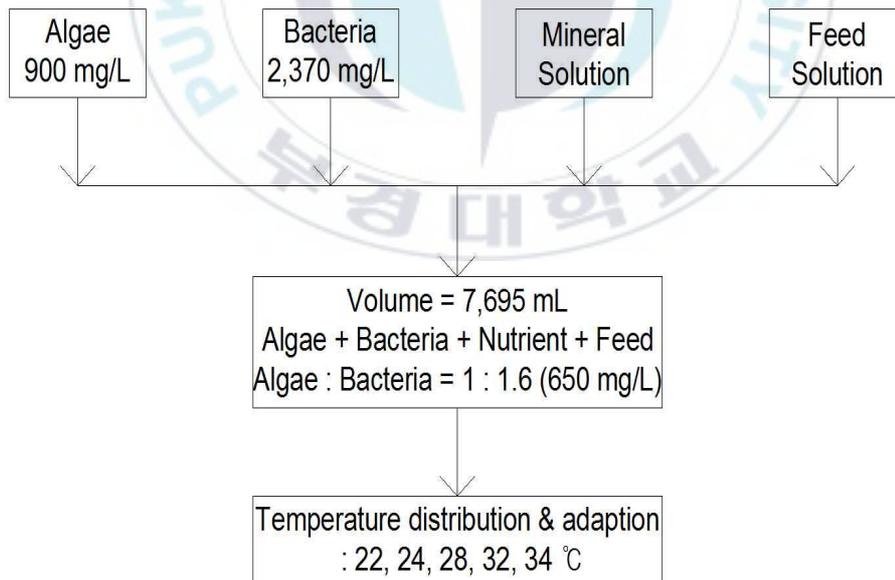


Fig. 3.5 Initial condition of algae and bacteria mix rate and operation condition on batch reactor

아래 Table 3.6 은 회분식 반응조의 유입수 성상이다. 앞서 말했듯이, 온도별로 분배하여 순응작업을 완료한 후에 각각 135 ml를 반응조에 넣어 활성조류공정반응을 진행하였다.

Table 3.6 Feed solution concentration of condition reactor

Index	Contents
CODcr	300 mg-Glucose/L
NH ₄ -N	35 mg-NH ₄ Cl/L
PO ₄ -P	3.5 mg-KH ₂ PO ₄ /L

조류와 박테리아를 혼합한 반응조 형태는 실험 case에 맞게 17가지의 경우로 분류 하였으며, 실험의 신뢰성과 재현성을 높이기 위해 반복실험 (duplicate)을 실시하였다.

3.2.3 분석방법

(1) 수질분석방법

본 연구에 사용된 수질 항목의 분석은 미국의 Standard Method 및 국내 수질오염공정시험방법에 의거하여 실시하였으며, Table 3.7에 수질항목 분석 방법과 측정 장치를 나타냈다.

Table 3.7 Analysis method and device of activated algae process

Item	Unit	Analysis methods and device
pH	-	pH meter (Orion 290A)
DO	mg/L	DO meter (YSI 58)
Temperature	°C	Electrode method
Light intensity	lux	Light meter (Lutron TU-2016)
Turbidity	NTU	Lutron TU-2016 Turbidity meter
MLSS, MLVSS	mg/L	Filtration mixed solid dried at 103 ~ 105(550°C)
<i>Chlorophyll-a</i>	mg/m ³	Trichromatic method
CODcr	mg/L	Potassium dichromate reflux method
NH ₄ -N	mg/L	Ammonia selective electrode method
NO ₂ -N, NO ₃ -N, PO ₄ -P	mg/L	Ion chromatography method(DX-100)

(2) 시료 채취

회분식 운전 조건을 종료하고 샘플을 채취함에 있어서, 본 실험에서는 활성조류공정의 온도와 반응시간에 대한 성장 변화 특성과 처리 특성을 알아보기 위하여 샘플 시점을 두 가지 경우로 나누었다.

우선 첫 번째로는 반응조 내의 성장 변화 특성을 알아보기 위하여 반응 종료 후 침전을 시키지 않고 교반을 시킨 수 측정을 실시하였으며, 분석항목은 pH, DO, Temperature, Turbidity, MLSS, MLVSS, *Chlorophyll-a* 이다.

두 번째는 활성조류공정에 의한 처리 특성을 알아보기 위하여 2시간 침전시킨 후의 상등수를 채취하여 측정을 실시하였으며, 분석항목은 Turbidity, SS, VSS, TCODcr, SCODcr, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P 이다. 다음의 Table 3.8는 위의 사항을 요약 정리하였다.

Table 3.8 Classification of analysis on activated algae process

Index	
Characteristic properties of process	pH
	DO
	Temperature
	Turbidity
	MLSS
	MLVSS
	MLVSS-Algae,
	MLVSS-Bacteria
	<i>Chlorophyll-a</i>
Characteristic treatment of process	Turbidity
	SS
	VSS
	TCODcr
	SCODcr
	NH ₄ -N
	NO ₂ -N
	NO ₃ -N
PO ₄ -P	

제 4 장 결과 및 고찰

4.1 활성조류공정의 성상 변화

온도와 반응시간에 따른 활성조류공정의 성상변화를 고찰하기 위하여, 반응표면분석디자인으로 변수를 설정하여 항온수조에서 실험을 진행하였다. 반응표면디자인으로 설계되는 13가지 case 외에도, 반응시간과 온도에 대한 결과를 도출하기 위하여 7가지의 조건을 추가로 하여 최저 22 °C, 6 hour의 온도와 반응시간에서 최대 34 °C, 24 hour 사이의 1.5 alpha 값을 적용 시켜 총 20개의 실험조건을 설정하였다. 실험이 진행됨에 있어서 항온수조의 온도 유지가 중요한 인자였는데, 각 Case별로 설정한 온도를 알맞게 유지해 주었다. 또한 반응조 내의 성상변화를 파악하기 위해 침전을 시키지 않고 교반작업을 실시한 후 시료채취를 하여 분석을 실시하였다.

4.1.1 pH, DO, Turbidity 변화 특성

Table 4.1은 반응표면디자인을 통해 설계된 온도와 반응 시간에 따른 pH, DO, Turbidity의 결과를 나타내었고 Fig. 4.1을 통해 경향을 확인 할 수 있었다. 실험결과 반응시간이 경과함에 따라 pH는 증가-감소-증가 경향을 나타냈고, 반응 종료 후 22°C에서 6.72, 24°C에서 6.71, 28°C에서 6.32, 32°C에서 6.75, 34°C에서 6.71의 값 변화를 보였으며 반응 시간 동안 모든 Case의 변화는 6.62 ~ 7.24의 범위를 나타내었다. 이것은 반응초기 pH의 증가는 반응조 내의 휘발성 유기산의 감소에 의한 용존 CO₂의 감소(유, 2002)와 조류의 광합성에 의한 CO₂의 감소로 인한 것으로 판단되며, pH의 감소는 유기물의 산화에 의한 부분으로 판단되며 후반부의 증가는 조류의 광합성에 의한 영향으로 판단된다 (강, 2004). DO 변화를 살펴보면, Air pump를 가동함에 따라 DO값이 증가한 후, 이후 일정 수치로 유지가 되는 것을 확인 할

수 있으며, 22℃에서 6.70 mg/L, 24℃에서 6.99 mg/L, 28℃에서 7.16 mg/L, 32℃에서 6.21 mg/L, 34℃에서 5.46 mg/L의 값 변화를 나타냈으며, 34℃에서 DO 증가폭이 가장 낮고, 22℃에서 가장 높았다. 이는 20 ~ 24 ℃에서 일반적인 조류 성장의 최적온도로 인한 활발한 광합성의 결과로 판단된다 (Patric Lavens and Patrick Sorgeioos, 1996). 수중의 탁도 유발 물질은 물의 투명도와 빛의 수중 투과 깊이에 영향을 미치며 조류의 성장에 필수적인 햇빛의 양에 영향을 주는 것으로 알려져 있지만(신, 1996), 본 실험에서 탁도는 조류와 활성슬러지에 의한 것으로 알 수 있다. 탁도의 경우 22℃에서 580 NTU, 24℃에서 549.67 NTU, 28℃에서 669.67 NTU, 32℃에서 654 NTU, 34℃에서 616 NTU의 값 변화를 나타냈으며 경우 반응 초기에는 감소하다가 시간이 지날수록 증가하는 경향을 보였다. 이는 초반 pH의 소폭 상승으로 인해 탁도의 감소에 영향을 미친 것으로 판단된다.

Table 4.2 ~ 4.4는 온도와 반응시간에 대한 pH, DO, Turbidity 변화값의 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위한 분산분석(ANOVA : Analysis of variance)를 나타낸 표이다. 온도와 반응시간에 대한 각 값의 추정 회귀계수를 살펴보기 위해, Minitab 15를 이용하여 두 변수의 pH, DO, Turbidity의 변화에 대한 적합성을 판단한 결과는 P-value를 통해 판단할 수 있다. 신뢰수준을 95 %로 하였을 때 0.05보다 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 두 변수(온도, 반응시간)는 pH의 변화에 유의하다고 판단되었다. DO의 경우 반응시간에 따른 P-value 값은 0.105로 높은 경향을 보였지만, 나머지 변수에 대한 신뢰도는 유의하다. 또한 탁도에 대한 분산분석 값은 0.05보다 낮음을 확인 할 수 있었으며, 전체적인 실험 R^2 와 $R^2(\text{adj})$ 의 값은 pH의 경우 87.21, 75.63 %, DO의 경우 96.40, 93.84 %, Turbidity의 경우 98.01, 96.58 %로 나타났다. 이러한 결과는 Fig. 4.2에 나타난 등고선도와 표면도를 통해서도 알 수 있다.

Table 4.1 Change in pH, DO, Turbidity with temperature and detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	pH	DO (mg/L)	Turbidity (NTU)
22	9	6.97	6.65	480.67
22	15	6.88	6.51	503.33
22	21	6.72	6.70	580.00
24	9	7.24	6.59	482.33
24	15	6.87	6.46	498.33
24	21	6.71	6.99	549.67
28	6	7.03	7.22	444.00
28	9	7.15	5.88	478.67
28	15	6.62	6.12	582.33
28	15	6.62	6.12	582.33
28	15	6.62	6.12	582.33
28	15	6.62	6.12	582.33
28	15	6.62	6.12	582.33
28	21	6.77	6.44	655.33
28	24	6.32	7.16	669.67
32	9	7.02	5.77	500.67
32	15	6.47	5.98	604.00
32	21	6.75	6.21	654.00
34	9	7.16	4.63	516.00
34	15	6.72	5.24	578.33
34	21	6.97	5.46	616.00

Table 4.2 Estimated regression coefficients for pH

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	44.410	0.784	56.649	<0.001
D.T	-1.980	0.603	-3.285	0.013
Temp	-2.990	0.603	-4.960	0.002
D.T*D.T	0.972	0.611	1.592	0.155
Temp*Temp	1.676	0.611	2.744	0.029
D.T*Temp	1.667	0.879	1.896	0.100

$R^2 = 87.21 \%$, $R^2(\text{adj}) = 75.63 \%$

Table 4.3 Estimated regression coefficients for DO

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	6.115	0.062	98.771	<0.001
D.T	0.089	0.048	1.861	0.105
Temp	-0.413	0.048	-8.681	<0.001
D.T*D.T	0.455	0.048	9.432	<0.001
Temp*Temp	-0.129	0.048	-2.670	0.032
D.T*Temp	0.009	0.069	0.132	0.899

$R^2 = 96.40 \%$, $R^2(\text{adj}) = 93.84 \%$

Table 4.4 Estimated regression coefficients for Turbidity

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	582.040	5.322	109.363	<0.001
D.T	65.780	4.093	16.072	<0.001
Temp	27.670	4.093	6.759	<0.001
D.T*D.T	-12.500	4.146	-3.014	0.020
Temp*Temp	-19.610	4.146	-4.729	0.002
D.T*Temp	21.500	5.967	3.603	0.009

$R^2 = 98.01 \%$, $R^2(\text{adj}) = 96.58 \%$

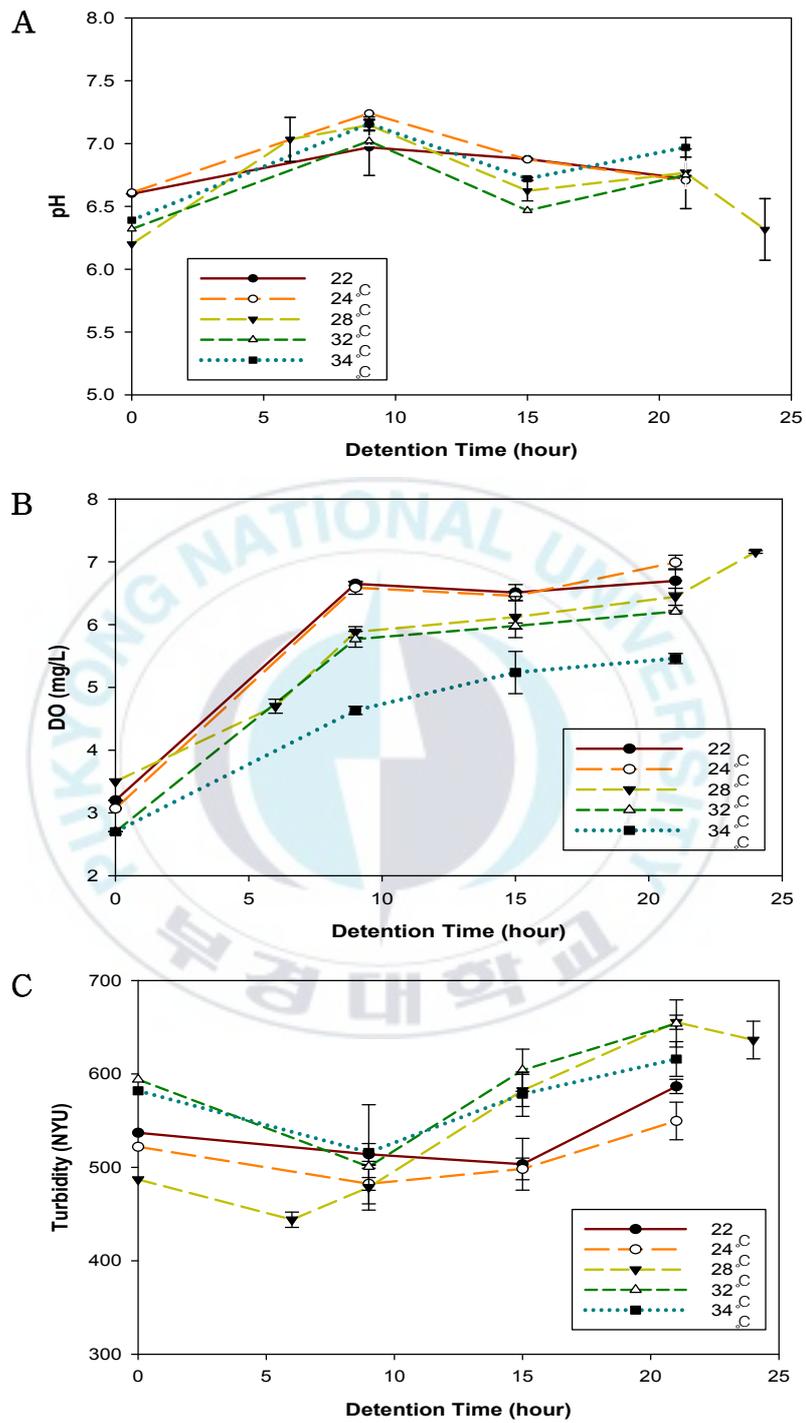


Fig. 4.1 Variation of pH (A), DO (B), Turbidity (C) at each temperature

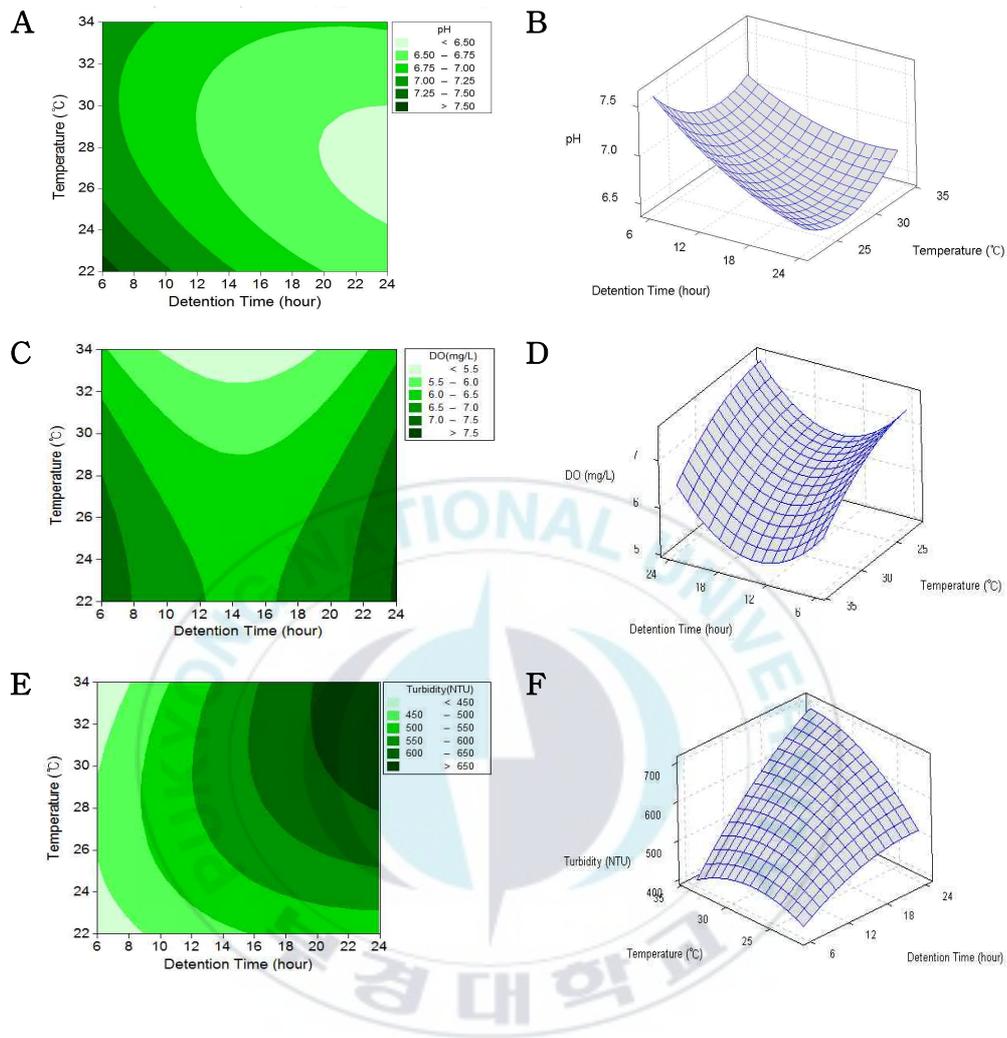


Fig. 4.2 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of pH (A, B), DO (C, D), Turbidity (E, F) with respect to temperature and detention time

4.1.2 *Chlorophyll-a* 변화 특성

Table 4.5은 반응표면디자인을 통해 설계된 온도와 반응 시간에 따른 *Chlorophyll-a*의 결과를 나타내었고 Fig. 4.3을 통해 경향을 확인 할 수 있었다. 실험결과 반응시간이 경과함에 따라 *Chlorophyll-a*는 꾸준히 증가하는 형태를 나타냈다. *Chlorophyll-a*의 변화 값을 살펴보면 반응 종료 후 22 °C에서 8,622.34mg/m³, 24°C에서 6,111.08mg/m³, 28°C에서 7586.57mg/m³, 32°C에서 9411.74mg/m³, 34°C에서 7732.98mg/m³의 결과 값을 나타냈다. *Chlorophyll-a*의 증가폭이 가장 큰 경우는 22°C 였으며, 초기 값 보다 약 3.12배의 증가량을 나타냈으며, 이는 20 ~ 24°C에서 조류의 성장이 가장 활발하다는 연구와 일치하는 경향을 나타냈다(Patric Lavens and Patrick Sargeios, 1996). 조류의 농도가 꾸준히 증가하는 현상은 박테리아와 혼합이 되어 있는 상태 낮은 유기물의 부하농도에서도 용존되어 있는 CO₂를 이용한 원활한 성장을 할 수 있었기 때문이라고 판단된다 (Baumgarten et al., 1999).

Table 4.6은 온도와 반응시간에 대한 *Chlorophyll-a* 변화값의 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위한 분산분석을 나타낸 표이다. 온도와 반응시간에 대한 각 값의 추정 회귀계수를 살펴보기 위해, Minitab 15를 이용하여 두 변수의 *Chlorophyll-a*의 변화에 대한 적합성을 판단한 결과는 P-value를 통해 판단할 수 있다. 신뢰수준을 95 %로 하였을 때 온도와 반응시간의 P-value 값은 0.05보다 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 유의하다고 판단되었다. 또한 실험 R²와 R²(adj)의 값은 99.24, 98.69 %로 높은 상관관계를 나타냈다. 이러한 결과는 Fig. 4.4에 나타난 등고선도와 Fig. 4.5에 나타난 표면도를 통해서도 알 수 있다.

Table 4.5 Change in *Chlorophyll-a* with temperature and detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	<i>Chlorophyll-a</i> (mg/m3)
22	9	3700.11
22	15	5711.51
22	21	8622.34
24	9	4581.79
24	15	6111.08
24	21	7950.72
28	6	3120.23
28	9	4095.18
28	15	6252.33
28	15	6252.33
28	15	6252.33
28	15	6252.33
28	15	6252.33
28	21	7586.57
28	24	9390.36
32	9	4622.58
32	15	6890.78
32	21	9411.74
34	9	5077.03
34	15	6923.33
34	21	7732.98

Table 4.6 Estimated regression coefficients for *Chlorophyll-a*

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	6270.070	91.360	68.632	<0.001
D.T	2066.270	70.260	29.408	<0.001
Temp	390.530	70.260	5.558	0.001
D.T*D.T	72.260	71.170	1.015	0.344
Temp*Temp	99.870	71.170	1.403	0.203
D.T*Temp	355.060	102.420	3.467	0.010

$R^2 = 99.24 \%$, $R^2(\text{adj}) = 98.69 \%$

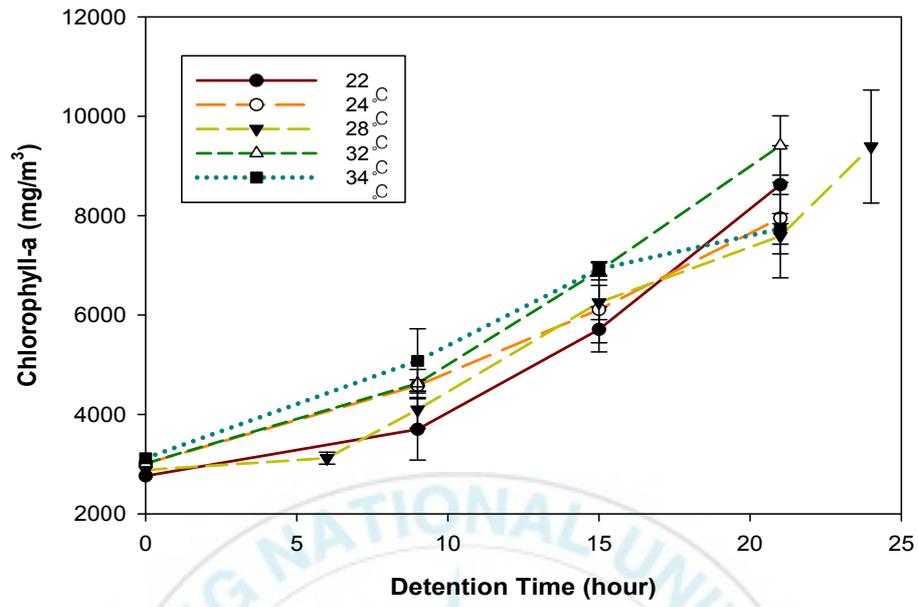


Fig. 4.3 Variation of *Chlorophyll-a* at each temperature

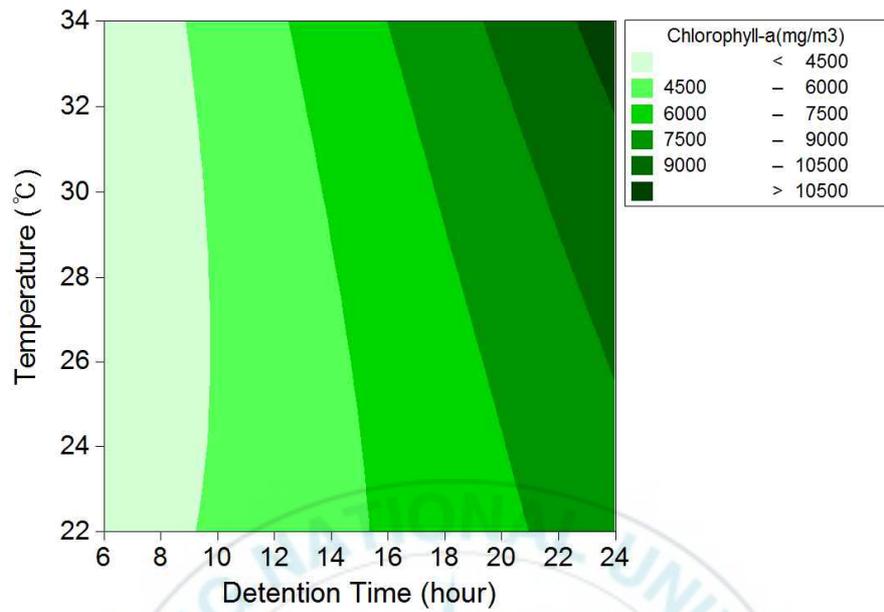


Fig. 4.4 Contour plot of *Chlorophyll-a* with respect to temperature and detention time

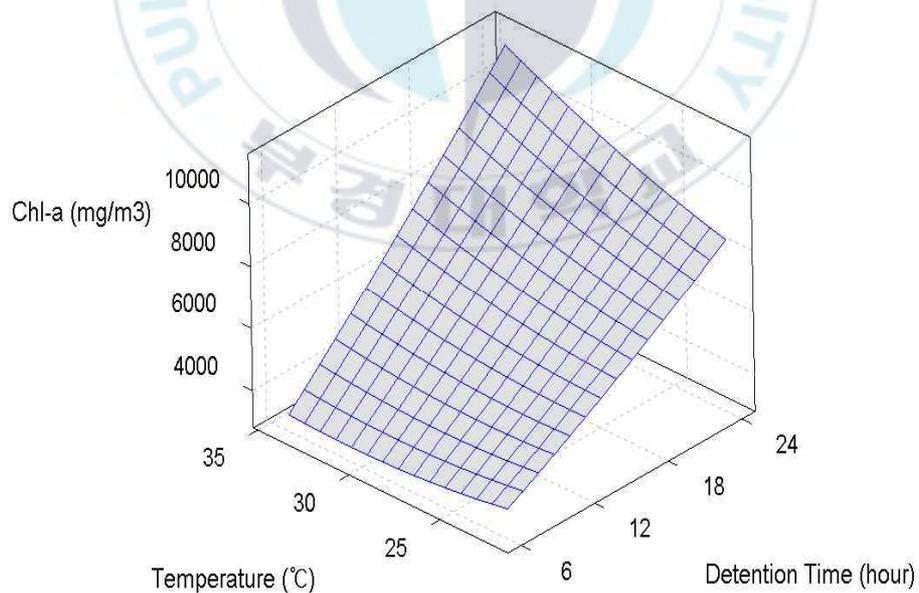


Fig. 4.5 Three-dimensional response surface plot of *Chlorophyll-a* with respect to temperature and detention time

4.1.3 MLSS, MLVSS 변화 특성

(1) MLSS, MLVSS, MLVSS-Algae, MLVSS-Bacteria

온도와 반응 시간에 따른 반응조 내의 MLSS와 MLVSS, 그리고 *Chlorophyll-a*를 통하여 계산한 조류와 박테리아의 MLVSS 결과를 Table 4.7에 나타내었고 각각의 경향 그래프는 Fig. 4.6 ~ 4.9을 통해 확인 할 수 있었다. 반응 종료 후 MLSS의 경우 22°C에서 1273.33 mg/L, 24°C에서 1226.67 mg/L, 28°C에서 1346.67 mg/L, 32°C에서 654 NTU, 34°C에서 1246.67 mg/L의 값 변화를 나타냈으며 MLVSS의 경우 22°C에서 1160 mg/L, 24°C에서 1166.67 mg/L, 28°C에서 1246.67 mg/L, 32°C에서 1173.33 mg/L, 34°C에서 1133.33 mg/L의 값 변화를 나타냈다.

MLSS의 증가량이 가장 높은 Case의 경우는 22°C의 경우로, 초기 값보다 22% 증가한 결과를 나타냈다. 이에 따라 MLVSS도 MLSS와 마찬가지로 꾸준히 증가하는 경향을 보였으며, 평균 MLSS의 85 ~ 90%의 양을 나타냈다. 박테리아의 MLVSS 값은 앞서 구한 *Chlorophyll-a*에 의한 관계식 (12)로 접근을 하였으며, *Chlorophyll-a*와 같이 시간이 지날수록 증가하는 경향을 나타냈으며, 가장 증가폭이 큰 경우는 22°C인 경우로 초기 반응조의 MLVSS보다 약 3.12배 증가한 값을 나타냈다. 또한 박테리아의 MLVSS는 총 MLVSS에서 조류의 MLVSS의 차이를 나타낸 값으로, 아래 그래프에서 나타나듯이 반응시간이 경과할수록 감소하는 경향을 나타내었으며 조류와 박테리아의 MLVSS 비가 달라지는 것을 확인 할 수 있었다. 활성조류공정에서의 MLSS와 MLVSS의 증가는 조류에 의한 영향이 높다는 것을 확인 할 수 있었으며, 조류가 성장하기 적합한 온도에서 그 증가 폭이 높은 것을 확인 할 수 있었다 (Patric Lavens and Patrick Sorgeios, 1996). 조류와 박테리아가 혼합된 활성슬러지 공정에서 반응시간에 따라서 조류의 농도가 증가하고, 박테리아의 농도가 줄어드는 경향은 앞서 얘기한 낮은 부하의 경우 박테리아는 사멸을 하지만, 조류는 비교적 성장능력에 지해를 받지 않는 다

는 것과, 반응시간에 따라 조류/박테리아의 비가 달라지며, 특히 반응시간이 지속됨에 따라 유기물 농도 부족에 따른 MLVSS의 대부분이 조류로 나타난다는 것으로 판단된다 (Oswald, 2003).

Table 4.8 ~ 4.11은 온도와 반응시간에 대한 MLSS, MLVSS, 조류와 박테리아의 MLVSS 변화값의 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위한 분산분석을 나타낸 표이다. 실험의 유의성을 위해 신뢰수준을 95 %로 하였을 때 각각의 분산분석 검정을 통하여 온도와 반응시간의 P-value 값을 검토하였을 때, 0.05보다 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 온도와 반응시간은 MLSS, MLVSS, 조류와 박테리아의 값 변화에 영향을 미치는 인자라고 할 수 있다. 이러한 결과 값은 Fig. 4.10에 나타난 등고선도와 표면도를 통해서도 확인 할 수 있다. 또한, 각 실험값과 두 변수(온도, 반응시간)간의 상관관계를 확인하였을 때, R^2 와 $R^2(\text{adj})$ 값은 전부 95 % 이상의 상관관계가 있는 것으로 나타났다.

Table 4.7 Change in MLSS, MLVSS, MLVSS-Algae, MLVSS-Bacteria with temperature detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)	MLVSS_ Algae (mg/L)	MLVSS_ Bacteria (mg/L)
22	9	1053.33	976.67	370.66	606.01
22	15	1170.00	1050.00	572.00	478.00
22	21	1273.33	1160.00	863.37	296.63
24	9	1056.67	970.00	458.92	511.08
24	15	1126.67	1060.00	612.00	448.00
24	21	1226.67	1166.67	796.15	370.52
28	6	1046.67	956.67	312.61	644.05
28	9	1110.00	1016.67	410.20	606.46
28	15	1293.33	1180.00	626.14	553.86
28	15	1293.33	1180.00	626.14	553.86
28	15	1293.33	1180.00	626.14	553.86
28	15	1293.33	1180.00	626.14	553.86
28	15	1293.33	1180.00	626.14	553.86
28	21	1273.33	1120.00	759.69	360.31
28	24	1346.67	1246.67	940.25	306.41
32	9	1116.67	1023.33	463.00	560.34
32	15	1260.00	1166.67	690.04	476.62
32	21	1300.00	1173.33	942.39	230.94
34	9	1110.00	1050.00	508.49	541.51
34	15	1246.67	1073.33	693.30	380.03
34	21	1246.67	1133.33	774.35	358.98

Table 4.8 Estimated regression coefficients for MLSS

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	1291.480	10.053	128.465	<0.001
D.T	94.510	7.732	12.224	<0.001
Temp	29.220	7.732	3.779	0.007
D.T*D.T	-50.390	7.832	-6.434	<0.001
Temp*Temp	-45.200	7.832	-5.772	0.001
D.T*Temp	3.330	11.271	0.296	0.776

$R^2 = 97.01 \%$, $R^2(\text{adj}) = 94.87 \%$

Table 4.9 Estimated regression coefficients for MLVSS

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	1179.540	3.817	309.025	<0.001
D.T	91.960	2.936	31.326	<0.001
Temp	11.180	2.936	3.807	0.007
D.T*D.T	-36.640	2.974	-12.323	<0.001
Temp*Temp	-54.420	2.974	-18.302	<0.001
D.T*Temp	-11.670	4.279	-2.726	0.029

$R^2 = 99.51 \%$, $R^2(\text{adj}) = 99.16 \%$

Table 4.10 Estimated regression coefficients for MLVSS-Algae

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	627.912	9.145	68.662	<0.001
D.T	206.834	7.033	29.408	<0.001
Temp	39.092	7.033	5.558	0.001
D.T*D.T	7.233	7.124	1.015	0.344
Temp*Temp	9.997	7.124	1.403	0.203
D.T*Temp	35.541	10.253	3.467	0.01

$R^2 = 99.24 \%$, $R^2(\text{adj}) = 98.69 \%$

Table 4.11 Estimated regression coefficients for MLVSS-Bacteria

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	551.630	11.689	47.193	<0.001
D.T	-114.870	8.990	-12.778	<0.001
Temp	-27.920	8.990	-3.105	0.017
D.T*D.T	-43.880	9.106	-4.818	0.002
Temp*Temp	-64.420	9.106	-7.074	<0.001
D.T*Temp	-47.210	13.104	-3.602	0.009

$R^2 = 97.26 \%$, $R^2(\text{adj}) = 95.31 \%$

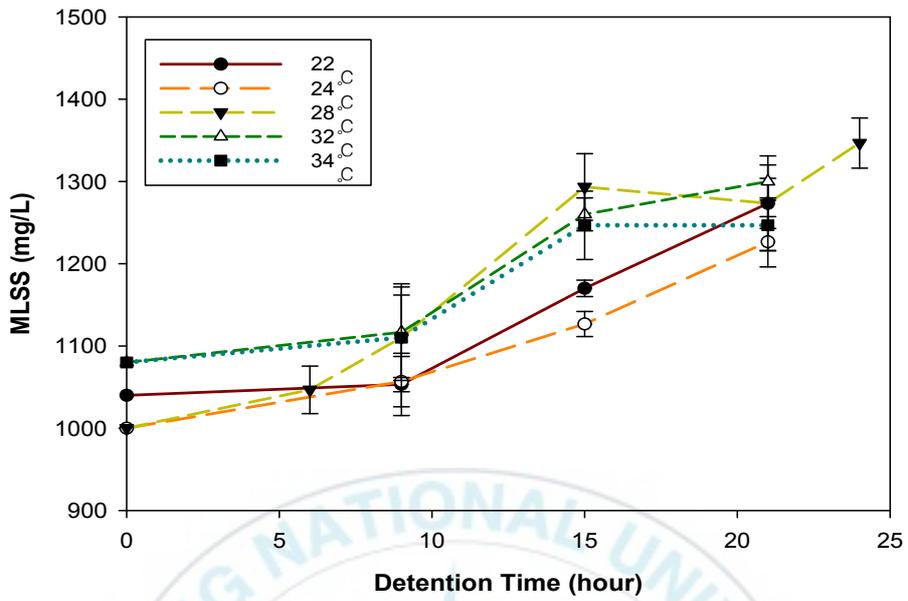


Fig. 4.6 Variation of MLSS at each temperature

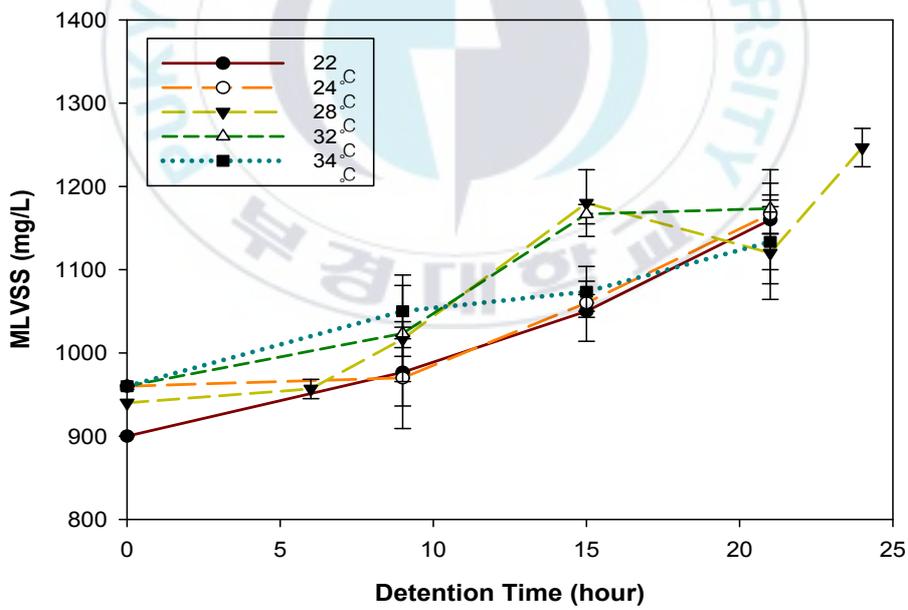


Fig. 4.7 Variation of MLVSS at each temperature

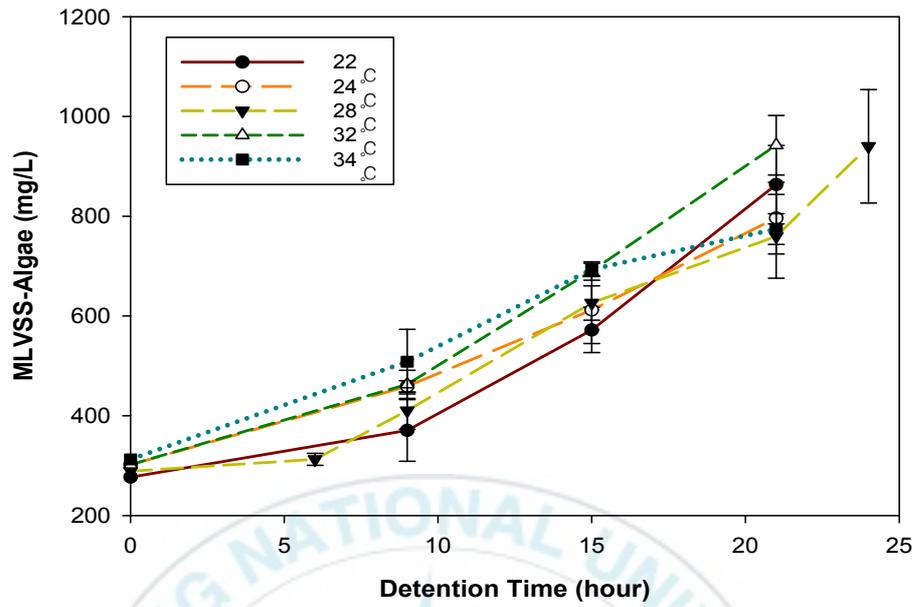


Fig. 4.8 Variation of MLVSS-Algae at each temperature

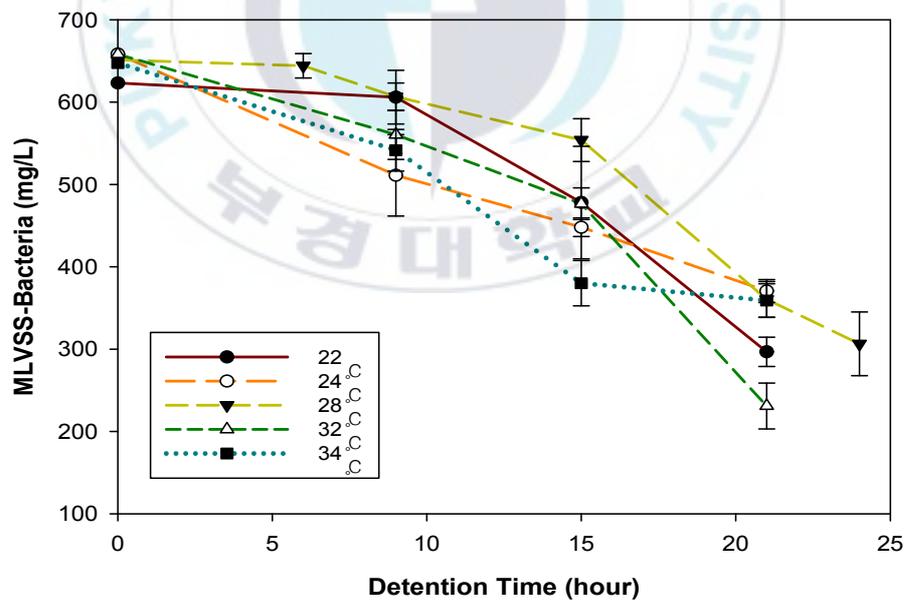


Fig. 4.9 Variation of MLVSS-Bacteria at each temperature

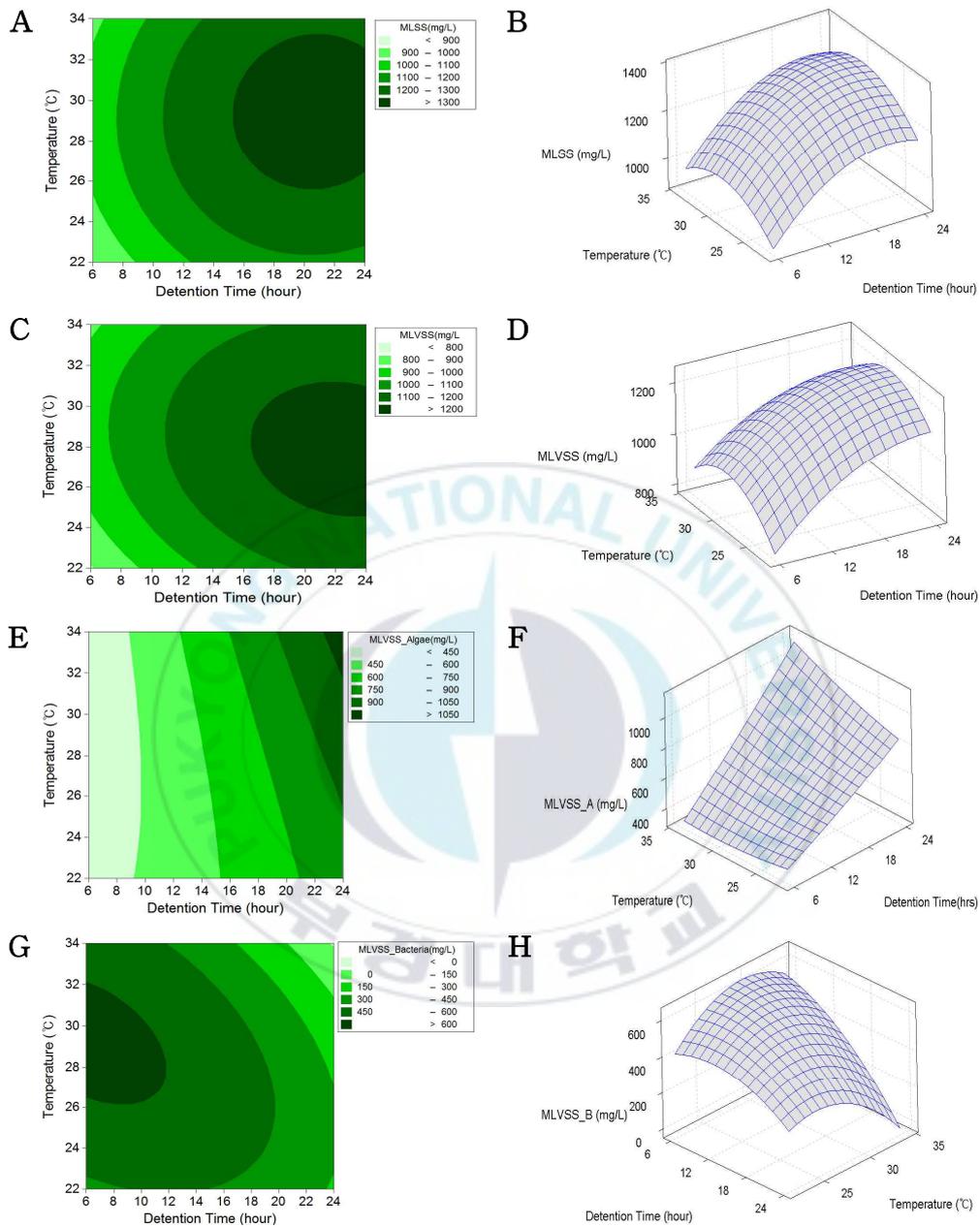


Fig. 4.10 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of MLSS (A, B), MLVSS (C, D), MLVSS-Algae (E, F), MLVSS-Bacteria (G, H) with respect to temperature and detention time

4.2 활성조류공정의 처리 특성

온도와 반응시간에 따른 활성조류공정의 처리 특성을 고찰하기 위하여, 반응표면분석디자인으로 변수를 설정하여 항온수조에서 실험을 진행하였고, 온도와 반응시간은 정상 특성 실험과 동일하게 설정하였다. 또한 활성조류공정의 처리 특성 파악하기 위해 실험이 종료된 반응조를 2시간 침전을 한 후 시료채취를 하여 분석을 실시하였다.

4.2.1 Turbidity, SS, VSS 처리 특성

Table 4.12은 온도와 반응시간에 대한 활성조류공정의 처리 특성에 대한 Turbidity와 MLSS, MLVSS에 대한 결과값을 나타냈다. Turbidity의 경우 반응시간이 경과할수록 증가하는 경향을 보였고, MLSS와 MLVSS 역시 증가하는 현상이 나타났고, 특히 22°C에서의 증가량이 높은 것을 확인 할 수 있었으며 해당 결과에 대한 그래프를 Fig. 4.11에 나타냈다.

반응 종료 후 Turbidity의 경우 22°C에서 31.35 NTU, 24°C에서 32.64 NTU, 28°C에서 36.82 NTU, 32°C에서 31.81 NTU, 34°C에서 37.19 NTU의 값 변화를 나타냈다. SS의 경우 22°C에서 233.33 mg/L, 24°C에서 206.67 mg/L, 28°C에서 136.67 mg/L, 32°C에서 123.33 mg/L, 34°C에서 176.67 mg/L의 값 변화를, VSS의 경우 22°C에서 200 mg/L, 24°C에서 180 mg/L, 28°C에서 93.33 mg/L, 32°C에서 100 mg/L, 34°C에서 153.33 mg/L를 나타냈다.

활성조류공정은 기존의 조류만 이용하여 폐수처리를 수행하는 공정보다는 침전효율이 좋지만, 본 실험에서는 반응시간이 경과할수록 *Chlorophyll-a*의 증가량, 즉 조류의 MLVSS의 증가 현상으로 인하여 조류와 박테리아의 비가 증가하여 침전효율이 낮아서 결국 처리(침전)수의 탁도와 MLSS, MLVSS의 값이 증가하는 현상이 나타났다고 판단된다. 이에 대한 대응 방안으로 침전성을 높이기 위해 운전 중 HRT 및 SRT의 조절이 필요하다고

판단된다. 적절한 고형물질 체류시간(SRT) 설정은 생물학적 처리 시스템에서 중요한 운전인자 중의 하나이며 (Huang et al., 2001; Fikret et al., 2002), 시간에 따라 변하게 되는 공정 내의 고형물질을 폐기함으로 인하여 최적의 MLSS를 유지하는 방안이 요구 되는 부분이다 (Regan, 1972; McGriff et al., 1972). 뿐만 아니라, 박테리아가 감소되는 현상을 막기 위하여 초기 설정한 조류와 박테리아의 비를 낮춰 반응이 종료된 후에도 박테리아에 의한 침전성이 향상될 수 있도록 하는 방법 등이 필요한 부분으로 판단된다. 하지만 조류와 박테리아의 비가 너무 낮으면 광합성에 의한 조류의 산소 발생량이 감소되어 반응조 내에 혐기화가 진행 될 수 있는 위험이 있으므로, 산소를 요구하는 박테리아의 유기물 제거에 부정적인 영향을 미칠 수도 있게 된다 (강, 2004).

Table 4.13 ~ 4.15은 온도와 반응시간에 대한 Turbidity, MLSS, MLVSS의 분산분석을 통한 변화값의 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위한 표이다. 상관계수인 R^2 과 $R^2(\text{adj})$ 값을 살펴보면, 96.31, 93.67 %로 실험값과 변수 사이의 상관관계가 높다는 것을 확인할 수 있었다. 그리고 F 검정을 통한 Turbidity에 대한 온도와 반응시간과의 결과를 분석하였을 때, 반응시간에 대한 P-value값은 0.05보다 낮게 나오는 것을 보아 반응시간과의 유의성은 높다고 판단되지만 온도에 대한 P-value값은 90 %의 신뢰구간에 미치지 못하는 값으로 분석되었으며, 이 결과는 Fig.4.12 (A), (B)에 나타난 등고선도와 표면도를 통해서도 확인할 수 있다.

MLVSS와 MLVSS의 유의성을 위해 신뢰수준을 95 %로 하였을 때 각각의 분산분석 검정을 통한 온도와 반응시간의 P-value 값을 검토하였을 때, 0.05보다 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 온도와 반응시간은 MLSS, MLVSS 결과에 영향을 미치는 인자라고 할 수 있다. 이러한 결과 값은 Fig. 4.12 (C), (D), (E), (F)에 나타난 등고선도와 표면도를 통해서도 확인할 수 있다. 또한, 각 실험값과 두 변수(온도, 반응시간)간의 상관관계를 확인하였

을 때, R^2 와 $R^2(\text{adj})$ 값은 MLSS의 경우 95.66, 92.55 %, MLVSS의 경우 89.42, 81.86 %의 상관관계가 있는 것으로 나타났다.

Table 4.12 Change in Turbidity, MLSS, ML(V)SS with temperature and detention Time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	Turbidity (NTU)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)
22	9	23.56	126.67	96.67
22	15	24.19	163.33	126.67
22	21	31.35	233.33	200.00
24	9	24.46	76.67	56.67
24	15	27.10	96.67	73.33
24	21	32.64	206.67	180.00
28	6	26.02	66.67	43.33
28	9	30.28	86.67	60.00
28	15	32.77	96.67	76.67
28	15	32.77	96.67	76.67
28	15	32.77	96.67	76.67
28	15	32.77	96.67	76.67
28	15	32.77	96.67	76.67
28	21	36.82	116.67	90.00
28	24	38.51	136.67	93.33
32	9	23.10	90.00	73.33
32	15	25.45	110.00	93.33
32	21	31.81	123.33	100.00
34	9	28.74	96.67	70.00
34	15	27.21	113.33	90.00
34	21	37.19	176.67	153.33

Table 4.13 Estimated regression coefficients for Turbidity after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	32.701	0.519	63.039	<0.001
D.T	4.191	0.399	10.504	<0.001
Temp	0.274	0.399	0.688	0.514
D.T*D.T	-0.499	0.404	-1.236	0.256
Temp*Temp	-3.419	0.404	-8.461	<0.001
D.T*Temp	0.132	0.582	0.226	0.827

$R^2 = 96.31 \%$, $R^2(\text{adj}) = 93.67 \%$

Table 4.14 Estimated regression coefficients for MS after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	97.000	4.621	20.991	<0.001
D.T	31.569	3.554	8.883	<0.001
Temp	-17.059	3.554	-4.800	0.002
D.T*D.T	3.557	3.600	0.988	0.356
Temp*Temp	19.854	3.600	5.515	0.001
D.T*Temp	-24.167	5.181	-4.665	0.002

$R^2 = 95.66 \%$, $R^2(\text{adj}) = 92.55 \%$

Table 4.15 Estimated regression coefficients for VSS after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	77.430	6.481	11.948	<0.001
D.T	26.471	4.984	5.311	0.001
Temp	-13.922	4.984	-2.793	0.027
D.T*D.T	-0.649	5.049	-0.129	0.901
Temp*Temp	17.129	5.049	3.393	0.012
D.T*Temp	-24.167	7.266	-3.326	0.013

$R^2 = 89.42 \%$, $R^2(\text{adj}) = 81.86 \%$

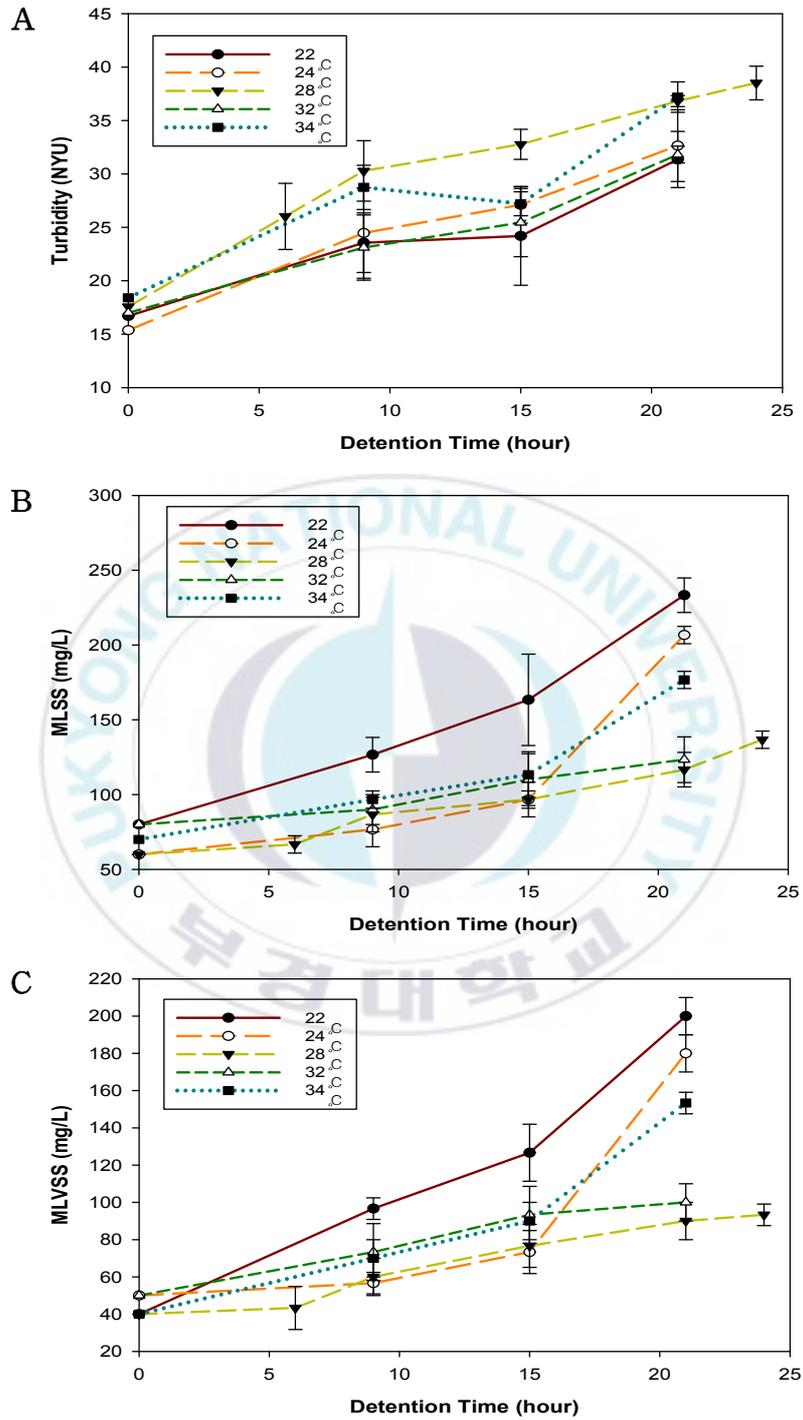


Fig. 4.11 Variation of Turbidity (A), SS (B), VSS (C) at each temperature

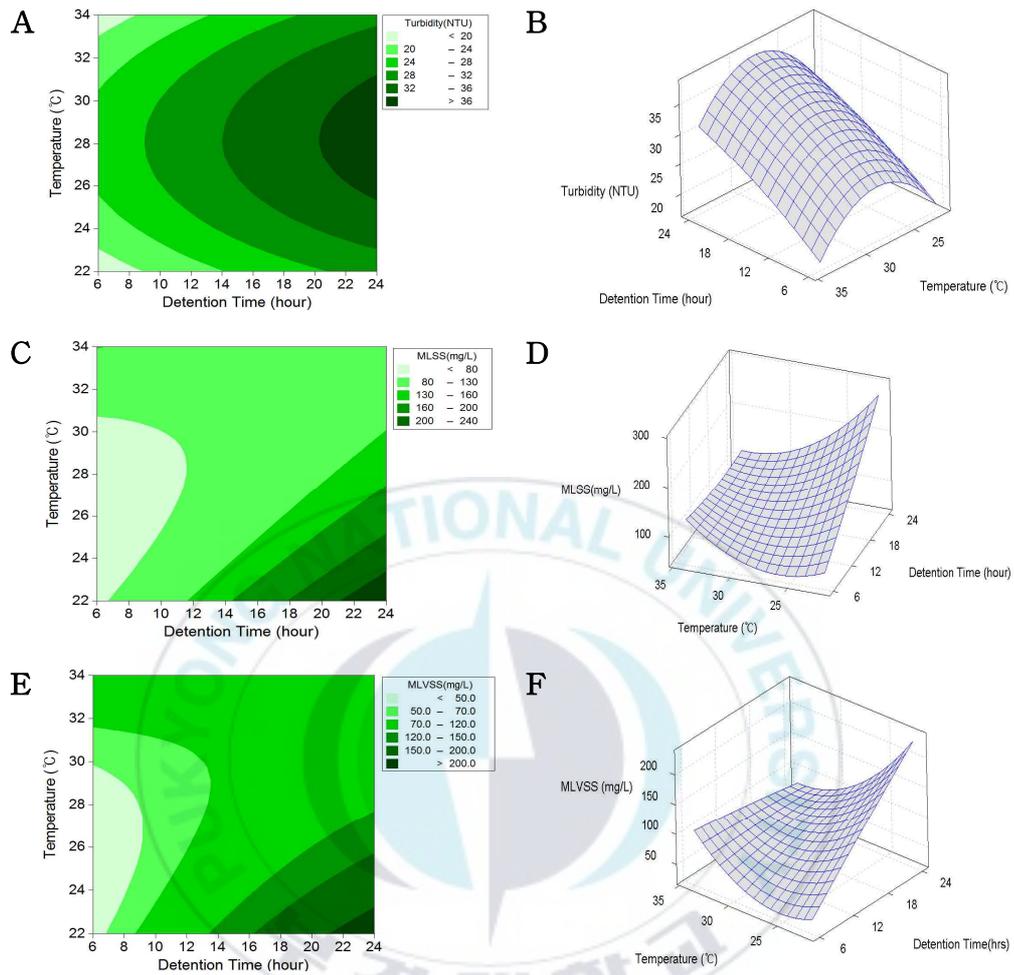


Fig. 4.12 Contour plot and three-dimensional response surface plot of Variation of Turbidity (A, B), SS (C, D), VSS (E, F) with respect to temperature and detention time

4.2.2 유기물질 처리 특성

(1) TCOD, SCOD

온도와 반응시간에 대한 활성조류공정의 유기물 처리 특성 결과는 Table 16으로 확인할 수 있다. Fig. 4.13, 4.14을 통해서도 TCOD와 SCOD의 결과 값을 확인할 수 있는데, 반응이 진행됨에 따라 유기물질은 감소하는 경향을 나타내는 것을 볼 수 있다. 반응 종료 후, TCOD의 처리효율은 22℃에서 90.1 %, 24℃에서 83.2 %, 28℃에서 93.5 %, 32℃에서 83 %, 34℃에서 92 %를 보였다. SCOD의 경우 22℃에서 95.5 %, 24℃에서 96.8 %, 28℃에서 99.0 %, 32℃에서 99.1 %, 34℃에서 99.1 %의 값이 나타났으며, 제거 속도는 최대 28℃에서 17 mg/L/hour를 나타내어 일반적인 4.9 ~ 5.6 mg/L/hour보다 높은 제거 속도를 나타내었다 (강, 2004). 조류와 미생물을 혼합하여 유기물을 처리할 때 24시간 내에 처리수의 유기물질을 90 % 이상 제거하는 효율적인 처리효과를 확인할 수 있었다. 조류의 성장에 의한 산소 발생량과 교반을 위한 공기 주입이 호기성 박테리아의 유기물 산화에 긍정적인 영향을 미친 것으로 판단된다 (강, 2004).

그리고 *Chlamydomonas humicola* 같은 조류는 광원의 존재유무에 상관없이 glucose 같은 유기물을 탄소원으로 이용하는 것으로 알려져 있지만, *Chlorophyll-a* sp.도 유기물질을 세포성장의 탄소원으로 이용한다는 보고도 있었다 (Lau et al., 1995).

Table 4.17, 4.18는 온도와 반응시간에 대한 TCOD와 SCOD의 분산분석을 실시한 결과 값이다. 각 결과 값의 분산분석을 통하여 유의성을 검토한 결과, 반응시간에 대한 95 % 신뢰구간의 유의성은 만족하는 것으로 판단되나, 온도에 대한 검토결과는 그렇지 못한 것으로 판단되었다. 상관계수의 값을 살펴보면 SCOD의 경우 R^2 는 95.79 %, $R^2(\text{adj})$ 는 92.78 %로 높은 상관관계를 나타냈으며 이는 Fig.4.15 ~ 4.18의 등고선도와 표면도를 통해서도 확인할 수 있었다.

Table 4.16 Change in TCOD, SCOD with temperature and detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	TCOD (mg/L)	SCOD (mg/L)
22	9	71.73	17.93
22	15	66.29	16.73
22	21	41.24	12.19
24	9	149.59	11.99
24	15	59.25	10.98
24	21	63.98	8.77
28	6	86.92	19.95
28	9	78.57	15.01
28	15	44.87	5.34
28	15	44.87	5.34
28	15	44.87	5.34
28	15	44.87	5.34
28	15	44.87	5.34
28	15	44.87	5.34
28	21	25.05	2.62
28	24	7.96	6.05
32	9	93.25	29.02
32	15	71.83	9.77
32	21	64.99	2.42
34	9	64.68	29.82
34	15	43.76	17.43
34	21	29.98	2.52

Table 4.17 Estimated regression coefficients for TCOD after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	46.962	10.786	4.354	0.003
D.T	-27.331	8.296	-3.295	0.013
Temp	-10.486	8.296	-1.264	0.247
D.T*D.T	9.523	8.403	1.133	0.294
Temp*Temp	12.896	8.403	1.535	0.169
D.T*Temp	14.335	12.093	1.185	0.275

$R^2 = 70.79 \%$

Table 4.18 Estimated regression coefficients for SCOD after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	5.295	0.943	5.618	0.001
D.T	-5.962	0.725	-8.226	<0.001
Temp	1.381	0.725	1.905	0.098
D.T*D.T	3.223	0.734	4.390	0.003
Temp*Temp	5.037	0.734	6.860	<0.001
D.T*Temp	-5.844	1.057	-5.531	0.001

$R^2 = 95.79 \%$, $R^2(\text{adj}) = 92.78 \%$

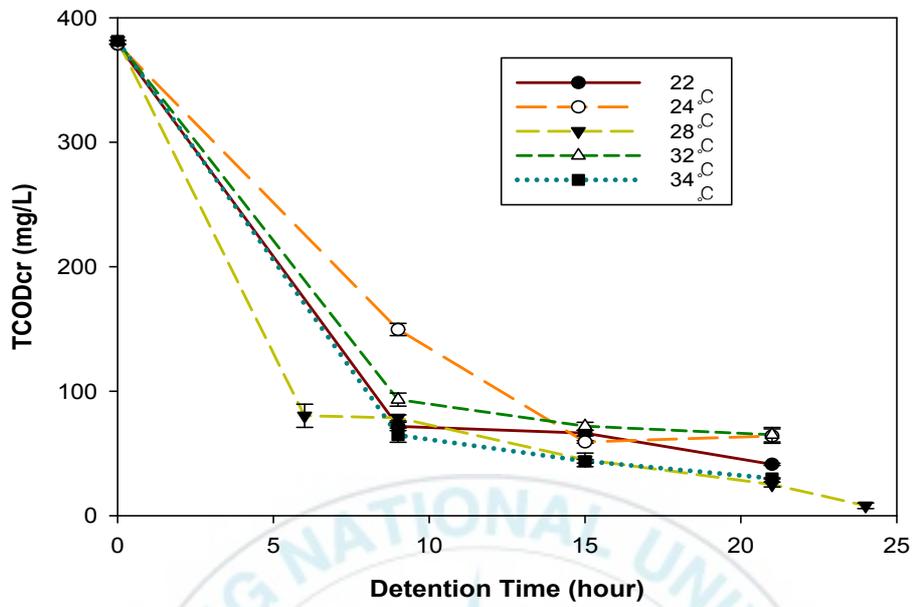


Fig. 4.13 Variation of TCOD_{cr} at each temperature

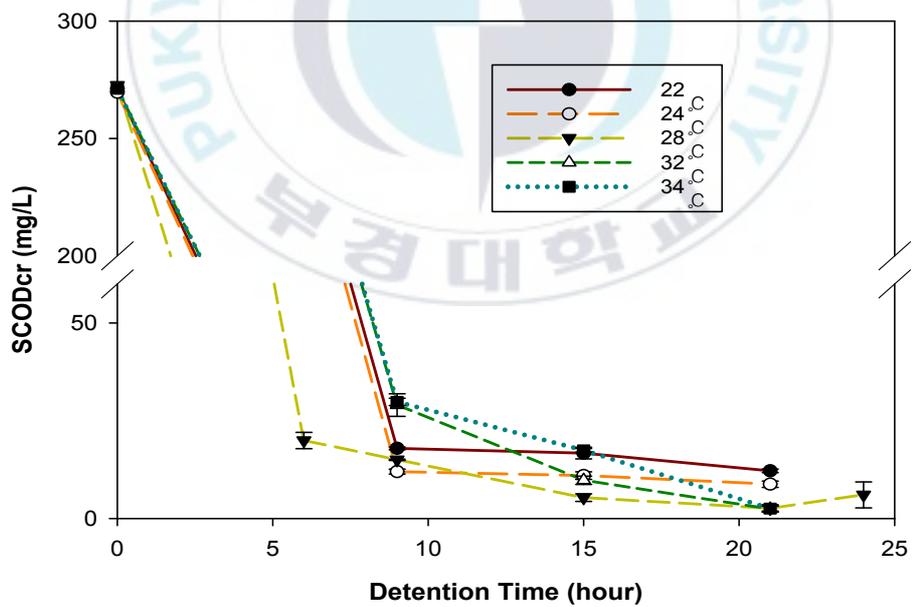


Fig. 4.14 Variation of SCOD_{cr} at each temperature

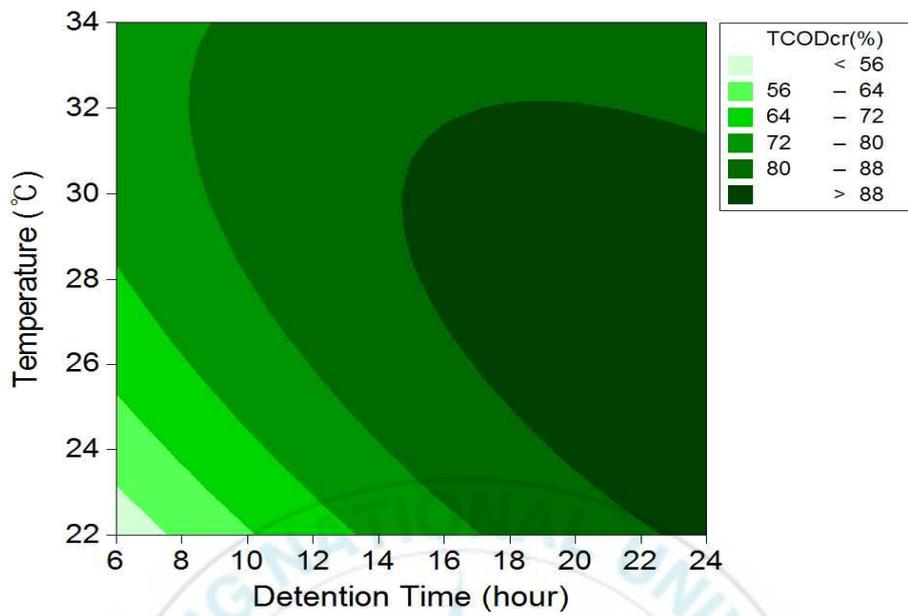


Fig. 4.15 Contour plot of removal efficiency for TCODcr with respect to temperature and detention time

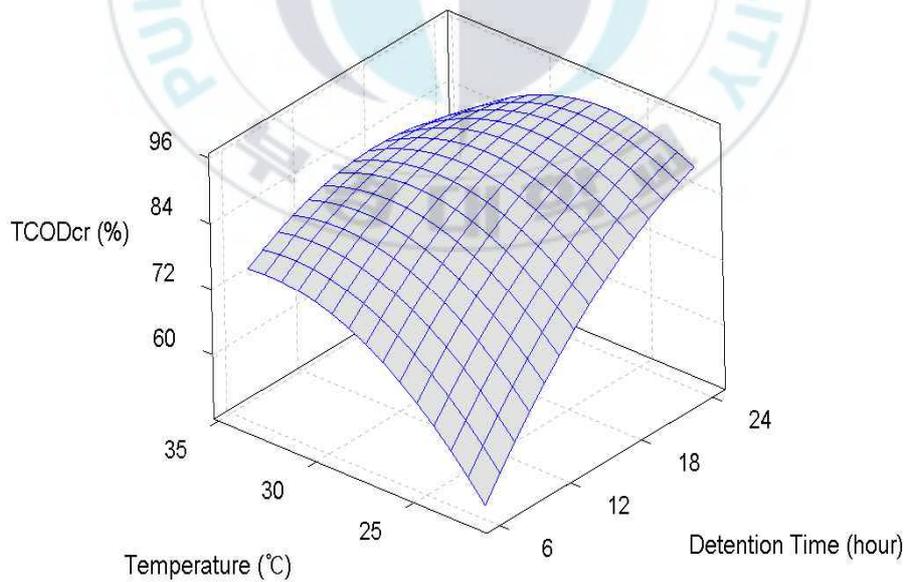


Fig. 4.16 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for TCODcr with respect to temperature and detention time

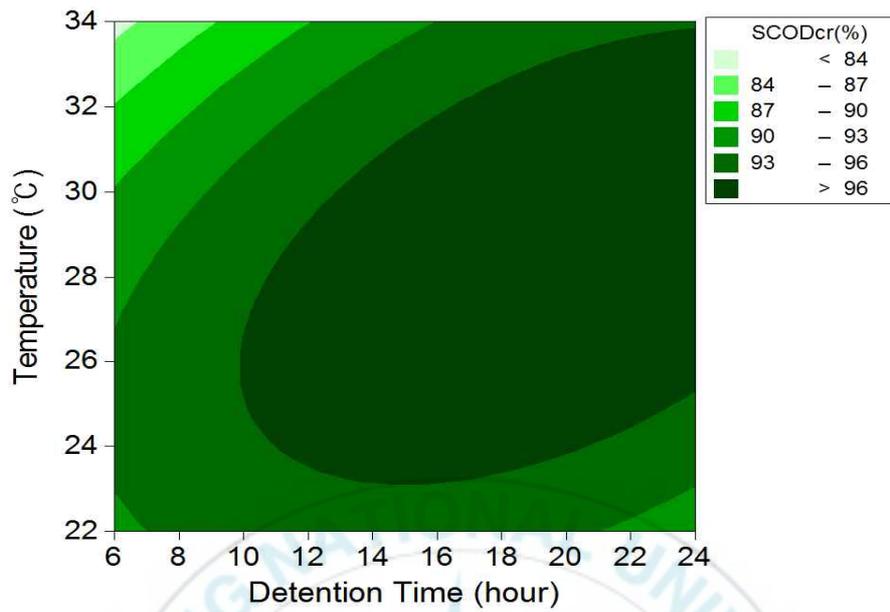


Fig. 4.17 Contour plot of removal efficiency for SCODcr with respect to temperature and detention time

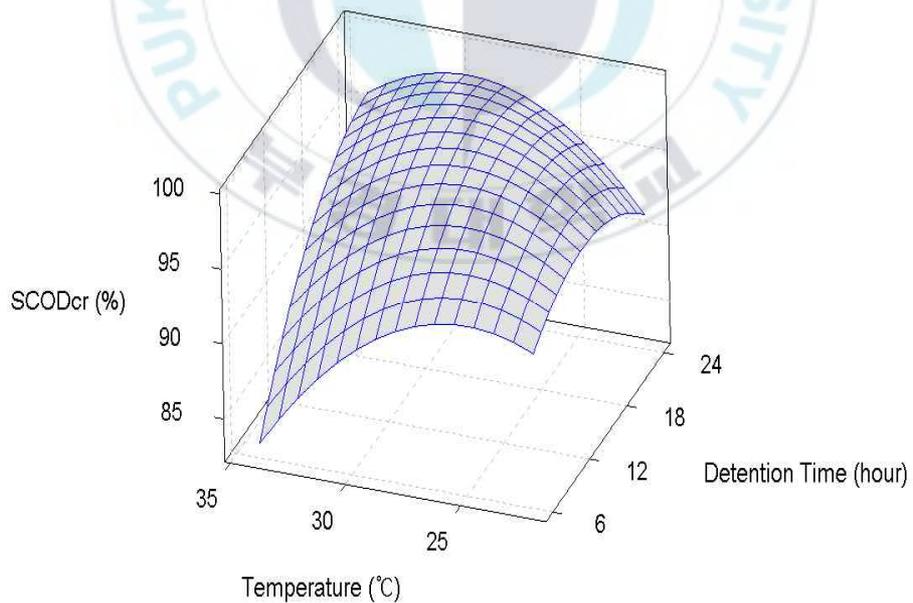


Fig. 4.18 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for SCODcr with respect to temperature and detention time

4.2.3 영양염류 처리 특성

(1) 질소제거

Table 4.19는 온도와 반응시간에 대한 활성조류공정의 질소 처리 특성 즉, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 결과를 나타낸다. 반응이 진행됨에 따라 암모니아성 질소 ($\text{NH}_4\text{-N}$)는 점점 줄어들어 제거 되는 형태를 보였고, 질산성 질소($\text{NO}_3\text{-N}$)는 초기값에 비하여 반응 종료 후에도 일정하게 유지되는 것을 볼 수 있었으며, 이는 Fig. 4.19, 4.20을 통해서도 확인 할 수 있다. 본 실험에서는 $\text{NO}_2\text{-N}$ 은 검출되지 않았다.

반응 종료 후 암모니아성 질소의 제거효율을 살펴보면, 22°C에서 79.6 %, 24°C에서 73.1 %, 28°C에서 77.5 %, 32°C에서 76.2 %, 34°C에서 75.5 %로 제거속도는 최대 28°C에서 7.01mg/L/hour의 제거속도를 나타냈으며, 질산성 질소의 경우 22°C에서 0.44 mg/L, 24°C에서 0.43 mg/L, 28°C에서 0.42 mg/L, 32°C에서 0.41 mg/L, 34°C에서 0.44 mg/L로 초기 약 0.2 mg/L에 비해 변화값이 적었고, 이는 질산성 질소의 경우 증가하였다고 판단하기 어려웠고, 박테리아의 분율이 줄어들 경우 질산화 박테리아의 양도 줄어들지만 질산화 과정에 필요한 박테리아는 포함되어 있으므로 질산성질소의 수치에 영향을 미쳤을 것으로 판단된다.

활성조류공정에서 질소 제거 시에 일어날 수 있는 기작은 조류와 미생물의 합성에 이용되는 것과, 질산화와 탈질 미생물에 의한 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 전환된 후 N_2 가스로 탈기되는 것, 광합성에 의한 pH증가로 Ammonia Stripping 현상이 발생하여 $\text{NH}_4\text{-N}$ 이 $\text{NH}_3(\text{g})$ 로 탈기되는 현상을 들 수 있다 (강, 2004). 본 연구에서는 pH가 9를 넘지 않았기 때문에, Ammonia Stripping에 의한 질소 제거 현상은 일어나지 않았을 것으로 판단되며 (Nurdogan, 1995), 주로 산화로 인한 질산성질소의 증가현상과 세포합성에 의한 암모니아성 질소의 제거 기작의 결과로 판단된다.

또한 *Chlorella* sp.외에도 *Ankistrodesmus gracilis* SAG278-2와

Alcaligenes faecalis subsp. 5659-H, *Phormidium laminosum* 조류 등의 경우, 박테리아와 함께 폐수처리를 하였을 때 일정 반응 시간이 지남에 따라 유입수의 질소 성분을 50 % 이상 제거할 수 있다는 연구를 보면 활성슬러지 공정은 질소 성분의 제거에 긍정적인 영향을 미친다는 것을 확인 할 수 있었다 (이주연, 2011; 이장호, 2011; N. Abdel-Raouf et al., 2012).

Table 4.20, 4.21는 온도와 반응시간에 대한 암모니아성 질소와 질산성 질소의 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위해 분산분석을 실시한 결과 값이다. 암모니아성 질소의 제거효율은 온도와 반응시간에 영향을 받으며, P-value의 값 모두 0.05보다 작은 값을 나타냄으로서 신뢰구간 95 %를 만족하는 것을 나타냈고, 상관계수의 경우 87.21 %의 값을 나타냈다. 질산성 질소의 증가율은 온도와 반응시간에 영향을 받으며, 반응시간의 경우 신뢰구간 95 %를 기준으로 P-value의 값이 0.05보다 작은 값을 나타내는 것을 확인할 수 있었지만, 온도의 경우 신뢰도 90%에는 미치지 못하는 값으로 분석되었고, 상관계수의 경우 R^2 의 값은 97.39 %, $R^2(\text{adj})$ 의 값은 95.52 %을 확인할 수 있었다. 온도와 반응시간에 대한 암모니아성 질소와 질산성 질소의 제거효율에 대한 등고선도와 표면도는 Fig. 4.21 ~ 4.24로 나타내었다.

Table 4.19 Change in NH₄-N, NO₃-N with temperature and detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)
22	9	51.00	0.39
22	15	50.00	0.41
22	21	35.67	0.44
24	9	56.33	0.39
24	15	58.67	0.40
24	21	48.33	0.43
28	6	48.33	0.41
28	9	45.67	0.42
28	15	44.33	0.42
28	15	44.33	0.42
28	15	44.33	0.42
28	15	44.33	0.42
28	15	44.33	0.42
28	15	44.33	0.42
28	21	42.83	0.42
28	24	43.33	0.42
32	9	44.17	0.42
32	15	40.83	0.41
32	21	42.83	0.41
34	9	69.67	0.32
34	15	44.83	0.41
34	21	40.50	0.44

Table 4.20 Estimated regression coefficients of NH₄-N after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	44.410	0.784	56.649	<0.001
D.T	-1.980	0.603	-3.285	0.013
Temp	-2.990	0.603	-4.960	0.002
D.T*D.T	0.972	0.611	1.592	0.155
Temp*Temp	1.676	0.611	2.744	0.029
D.T*Temp	1.667	0.879	1.896	0.100

R² = 87.21 %, R²(adj) = 78.08 %

Table 4.21 Estimated regression coefficients of NO₃-N after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	0.421	0.001	405.044	<0.001
D.T	0.007	0.001	8.873	<0.001
Temp	-0.001	0.001	-0.711	0.500
D.T*D.T	-0.003	0.001	-3.086	0.018
Temp*Temp	-0.006	0.001	-7.016	<0.001
D.T*Temp	-0.013	0.001	-11.363	<0.001

R² = 97.39 %, R²(adj) = 95.52 %

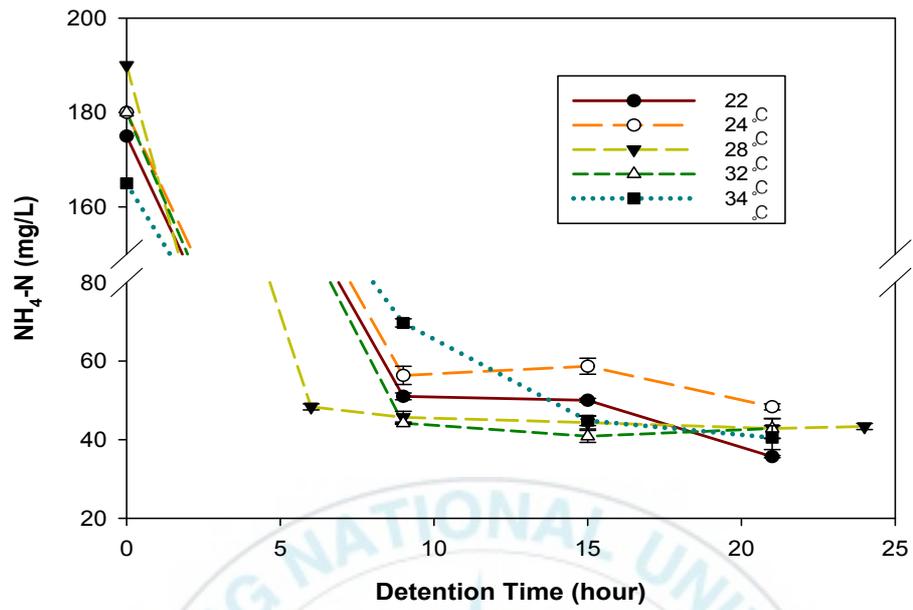


Fig. 4.19 Variation of NH₄-N at each temperature

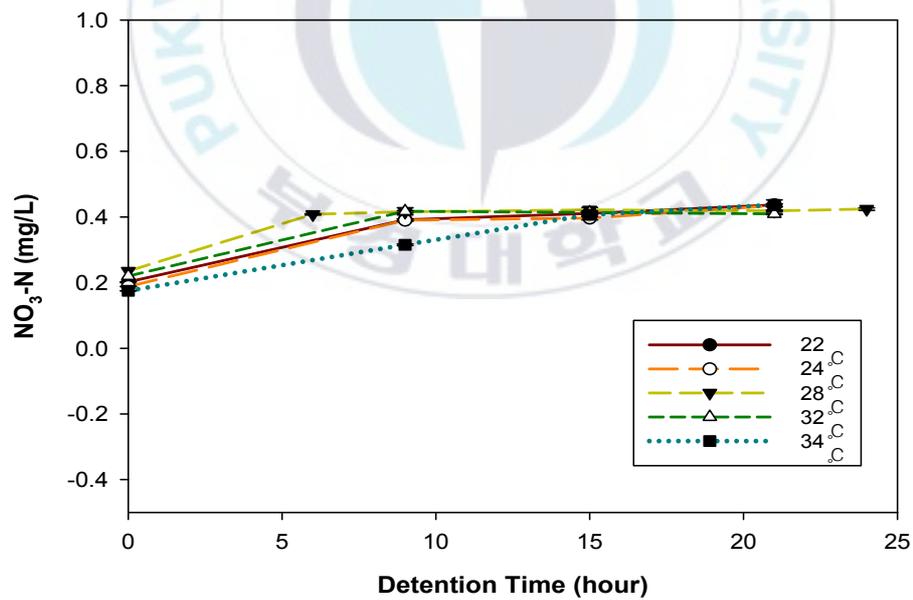


Fig. 4.20 Variation of NO₃-N at each temperature

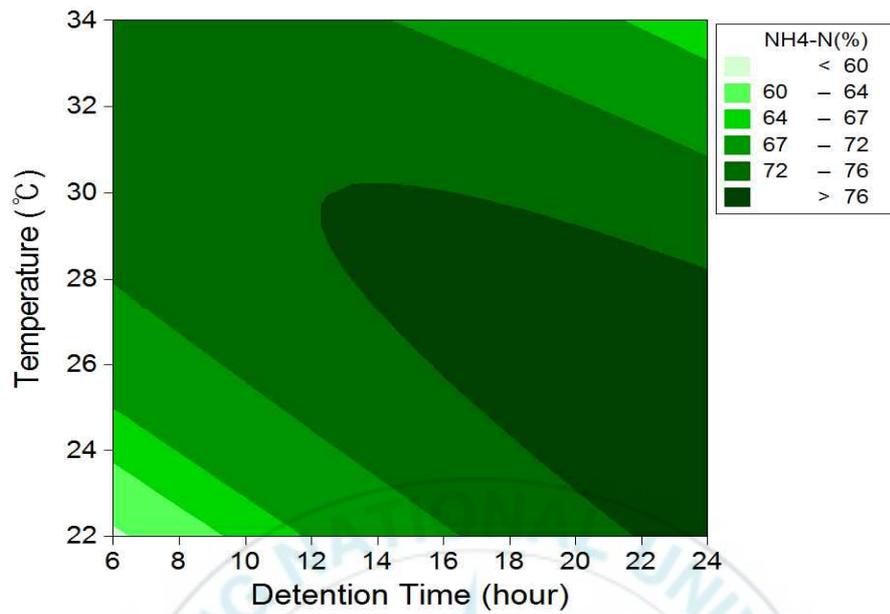


Fig. 4.21 Contour plot of removal efficiency for NH₄-N with respect to temperature and detention time

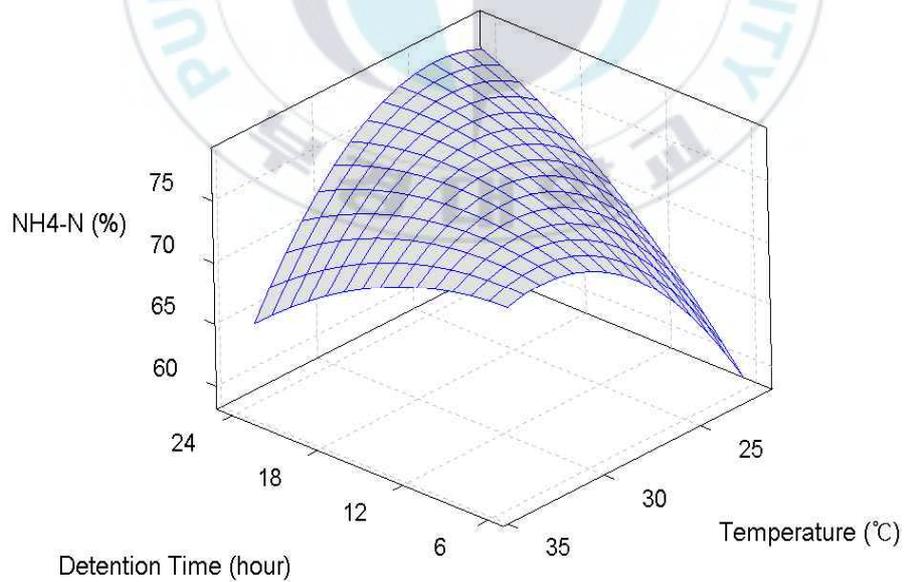


Fig. 4.22 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for NH₄-N with respect to temperature and detention time

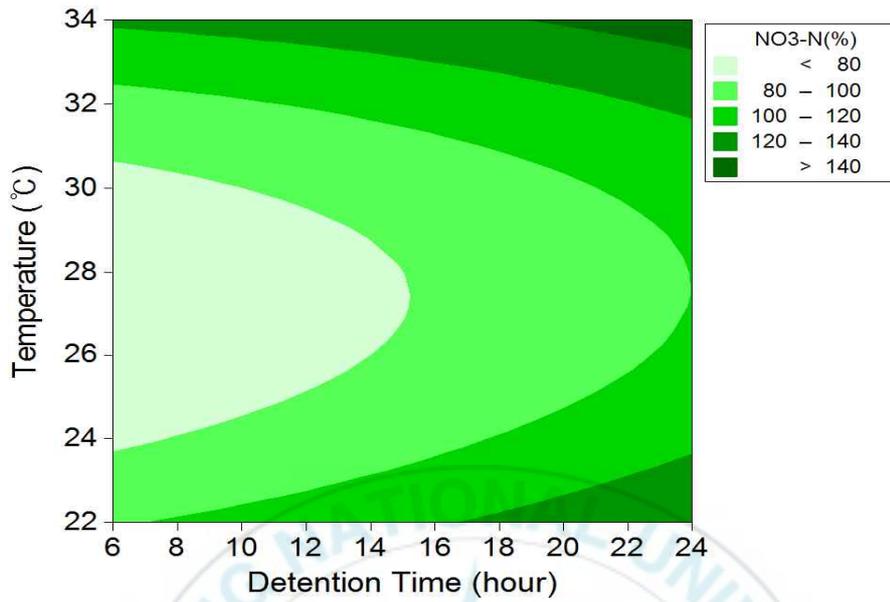


Fig. 4.23 Contour plot of increasing rate for NO₃-N with respect to temperature and detention time

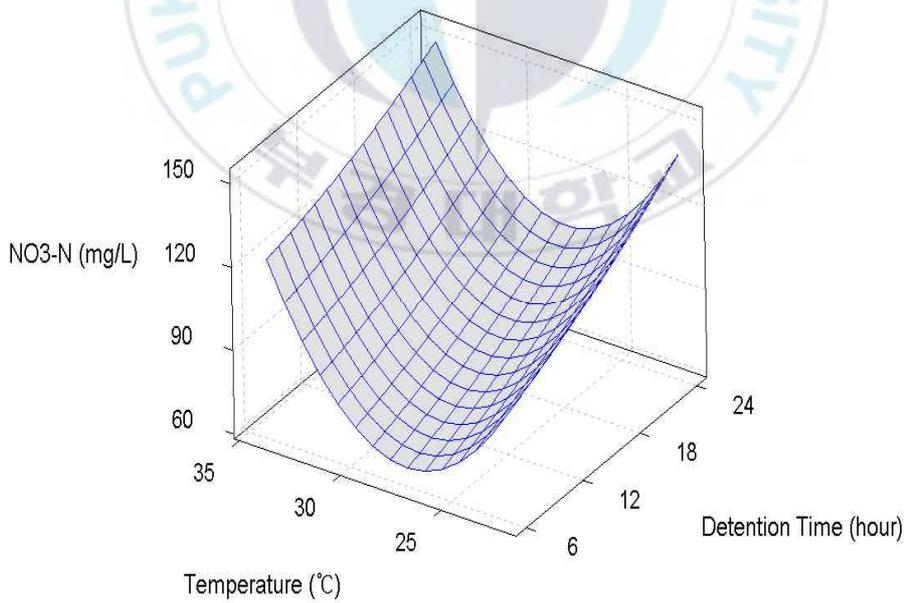


Fig. 4.24 Three-dimensional response surface plot of increasing rate for NO₃-N with respect to temperature and detention time

(2) 인 제거

Table 4.22은 반응표면디자인을 통해 설계된 온도와 반응 시간에 따른 $PO_4\text{-P}$ 의 결과를 나타내었고 Fig. 4.25을 통해 그래프로 표현하였다. 실험결과 반응시간이 경과함에 따라 $PO_4\text{-P}$ 는 감소하는 경향을 나타냈으며, 전체적으로 10 % 이하의 낮은 제거효율을 보였다. $PO_4\text{-P}$ 의 제거량은 21시간을 기준으로 22 °C에서 8.1 %, 24°C에서 7.1 %, 28°C에서 7.9 %, 32°C에서 9.8 %, 34°C에서 8.4 %를 나타냈으며 제거 속도는 28 °C에서 최대 0.45 mg/L/d로 일반적인 활성조류공정의 제거속도인 0.29 ~ 0.48 mg/L/d의 범위에 포함되는 것을 확인하였다 (강, 2004).

일반적인 활성조류공정에서의 인 제거 기작은 조류의 동화작용과 광합성에 의한 pH증가로 인해 2가 양이온과의 결합 및 침전을 통한 제거와 미생물의 Luxury uptake, 세포성장에 의한 작용으로 제거될 수 있다 (Combres et al., 1994; Oswald, 2003; 강, 2004). Michael (1979) 등에 따르면 인의 제거율 중 90 %가 2가 이온과의 결합에 의한 침전으로 제거되며, 약 10 % 정도만이 세포합성에 의해 제거되었다는 결과를 참고하였을 때, 본 연구에서의 인 제거 기작은 세포합성에 의한 것과 미생물에 의한 과잉섭취 작용으로 판단된다 (Picot et al., 1991; Magram, 1992).

또한, 실험에 사용된 *Chlorella* sp. 외에도 *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus* sp., *Phormidium* sp. 등 여러 종류의 조류도 무기 인 성분을 제거하는데 탁월한 효과가 있다는 연구를 보면, 조류와 박테리아의 상호작용을 이용한 활성조류공정은 영양염류의 제거에 적용할 수 있는 장점이 있는 것으로 판단된다(N. Abdel-Raouf et al., 2012; 박 외, 2012).

Table 4.23은 온도와 반응시간에 대한 $PO_4\text{-P}$ 의 제거효율에 대한 추정회귀계수의 적절성을 검토하기 위한 분산분석을 나타낸 표이다. 온도와 반응시간에 대한 $PO_4\text{-P}$ 제거효율의 추정 회귀계수를 살펴보기 위해, Minitab 15를 이용하여 두 변수의 $PO_4\text{-P}$ 제거효율에 대한 적합성을 판단한 결과는

P-value를 통해 판단할 수 있다. 신뢰수준을 95 %로 하였을 때 반응시간의 P-value 값은 0.05보다 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 유의하다고 판단되었다. 온도의 경우 신뢰구간 90 %에 미치지 못하는 값으로 분석되었지만, 상관계수인 R^2 와 $R^2(\text{adj})$ 의 값은 97.48, 95.68 %로 높은 상관관계를 나타낼 수 있었으며, 이러한 결과는 Fig. 4.26에 나타난 등고선도와 Fig. 4.27에 나타난 표면도를 통해서도 알 수 있다.

Table 4.22 Change in PO₄-P with temperature and detention time

Temperature (°C)	Detention Time (hour)	PO ₄ -P (mg/m ³)
22	9	4.07
22	15	3.95
22	21	3.87
24	9	4.12
24	15	3.97
24	21	3.88
28	6	4.17
28	9	4.12
28	15	3.99
28	15	3.99
28	15	3.99
28	15	3.99
28	15	3.99
28	21	3.90
28	24	3.77
32	9	4.17
32	15	4.14
32	21	3.88
34	9	4.12
34	15	3.99
34	21	3.84

Table 4.23 Estimated regression coefficients of PO₄-P after precipitation

Term	Coefficient	SE coefficient	T-value	P-value
Constant	3.989	0.010	381.281	<0.001
D.T	-0.131	0.008	-16.329	<0.001
Temp	0.014	0.008	1.682	0.137
D.T*D.T	0.001	0.008	0.094	0.928
Temp*Temp	0.000	0.008	0.003	0.997
D.T*Temp	-0.013	0.012	-1.066	0.322

R² = 97.48 %, R²(adj) = 95.68 %

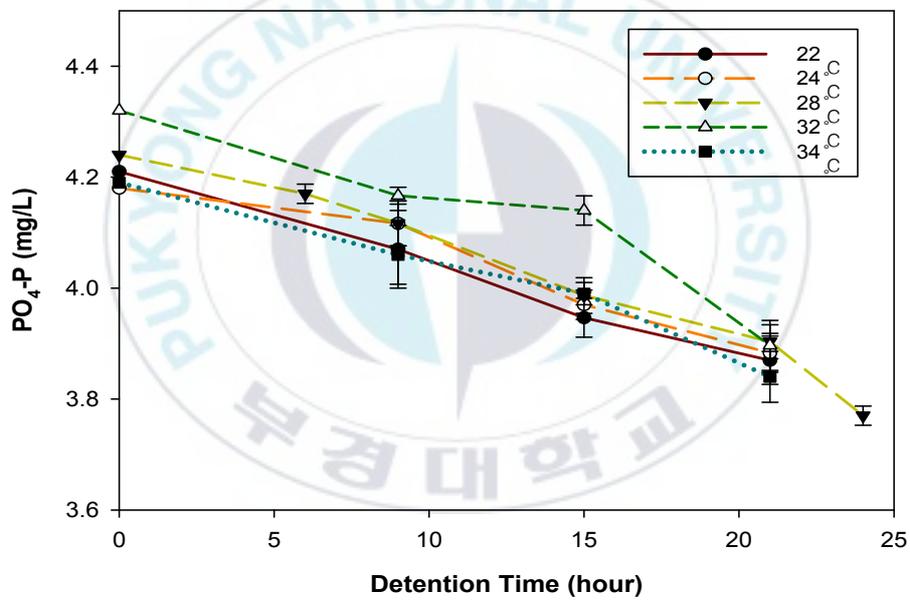


Fig. 4.25 Variation of PO₄-P at each temperature

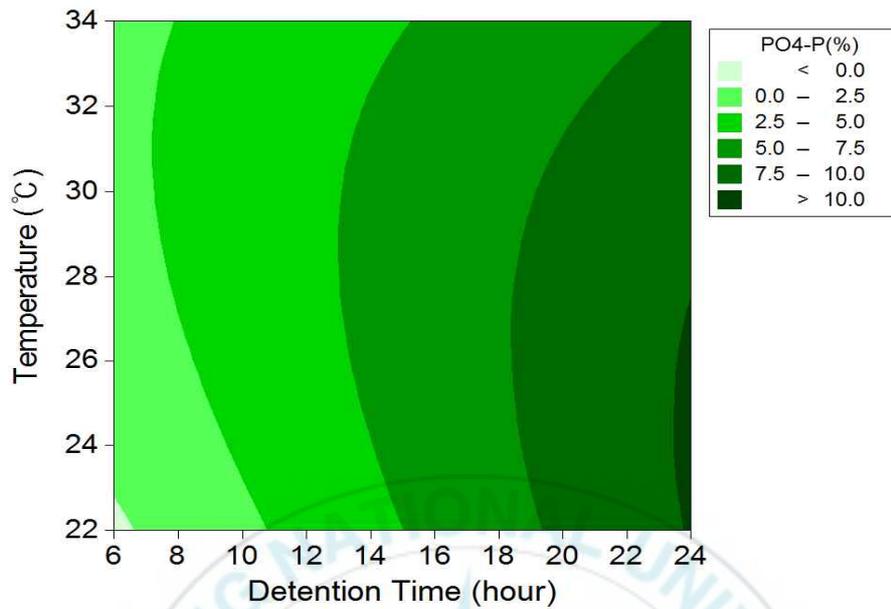


Fig. 4.26 Contour plot of removal efficiency for PO₄-P with respect to temperature and detention time

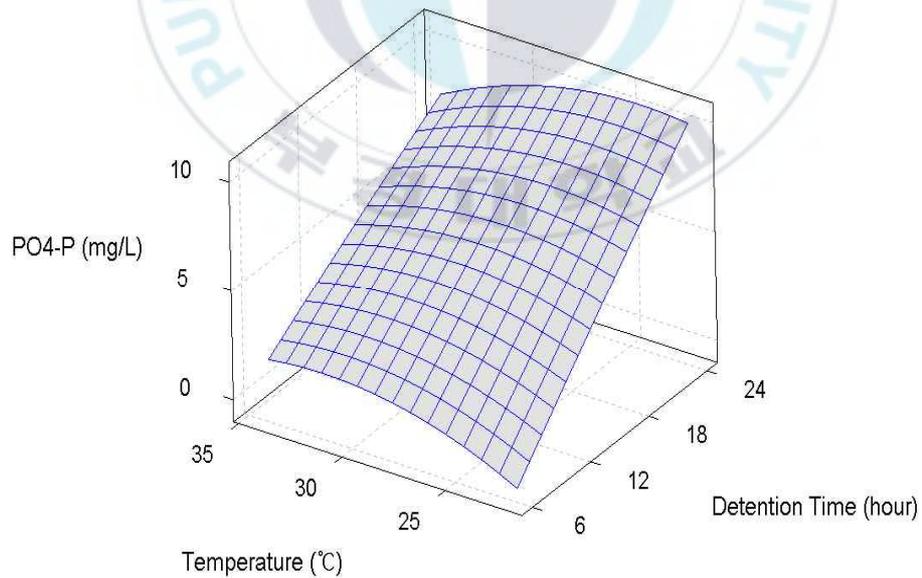


Fig. 4.27 Three-dimensional response surface plot of removal efficiency for PO₄-P with respect to temperature and detention time

제 5 장 결 론

온도와 반응시간이 활성조류공정에 미치는 영향을 알아보기 위해 박테리아와 조류의 비는 고정시킨 다음, 각각 배치 반응조 형태로 실험 한 후 성장 변화와 처리 특성을 실험한 결과는 다음과 같다.

1. 조류의 MLVSS 와 *Chlorophyll-a*의 관계식은

$MLVSS-Algae (mg/L) = 0.028 + 0.100 \text{ Chlorophyll-}a (mg/m^3)$ 로 나타났으며, 상관관계 99.8 %로 분석되었다.

2. 활성조류공정에서 온도(°C)와 반응시간(hour)에 대한 반응이 진행됨에 따라, pH는 증가-감소-증가의 현상이 나타났으며, DO의 경우 22°C에서 높은 증가 현상이 나타났으며, 탁도의 경우 감소-증가 현상을 보였다.

3. 활성조류공정에서 온도(°C)와 반응시간(hour)에 대한 반응이 진행됨에 따라 반응조 내의 *Chlorophyll-a*는 증가하였고 조류가 성장하기 적합한 온도인 22°C에서 초기 대비 증가율이 가장 높았다. MLSS와 MLVSS는 반응이 진행됨에 따라 증가하는 현상을 나타냈으며, 여기서 조류의 MLVSS는 증가, 박테리아의 MLVSS는 감소하였으며, 이에 따라 조류와 박테리아의 비는 달라지는 현상을 보였다.

4. 활성조류공정에서 온도(°C)와 반응시간(hour)에 대한 반응이 진행됨에 따라 Turbidity와 SS, VSS의 처리특성을 살펴보면 초기값보다 증가하는 현상을 보였다.

5. 활성조류공정에서 온도(°C)와 반응시간(hour)에 대한 반응이 진행됨에 따라 유기물질의 처리특성을 살펴보면 TCOD, SCOD의 경우 각각 83 %, 95 % 이상의 처리효율을 보였으며, 반응조 내의 박테리아에 의한 유기물 산화로 인한 것으로 판단된다.

6. 활성조류공정에서 온도(°C)와 반응시간(hour)에 대한 반응이 진행됨에 따라 영양염류의 처리특성을 살펴보면 $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 경우 73 % 이상의 제거효율을, $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 경우 초기값에 비해 증가하지 않았다. $\text{PO}_4\text{-P}$ 의 경우 10 % 내외의 제거효율을 보였다.

본 연구결과를 통해 온도변화를 통한 활성조류공정의 반응 정상 변화와 처리특성에 대한 결과를 도출 할 수 있었으며 이 결과는 활성조류공정을 운영하는 과정에서 도움이 될 것으로 예상된다. 또한 온도 변수의 범위를 더 확장시켜 넓은 온도 구간에서의 활성조류공정 처리 특성을 분석하는 것과, 활성조류공정에 대한 미디어를 적용한 연구를 진행하는 방안이 요구된다.

제 6 장 참고문헌

- A. Battimelli, C. Millet, J.P. Delgenes, R. Moletta (2003), Anaerobic digestion of waste activated sludge combined with ozone post-treatment and recycling, *Water Science & Technology*, Vol. 48, No.4, pp.85-96.
- Arceivala, S. J., Lakshminarayana, J. S. S., Alagarsamy, S. R. % Sastry, C. A (1970), *Waste Stabilization ponds : Design, Construction and Operation in India*, Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, India
- Baumgarten E., Nagel M., and Tischner R., (1999), Reduction of the nitrogen and carbon content in swine waste with algae and bacteria, *Applied Microbiol Biotechnology*, Vol.52, pp281-284
- Becker, E.W (1994) *Microalgae, Biotechnology and Microbiology*, Cambridge: Cambridge University Press
- Bitog, J.P., Lee, I. B., Lee, C. G., Kim, K. S., Hwang, H. S., Hong, S. W., Seo, I.-H., Kwon, K. S., Mostafa, E (2011), Application of computational fluid dynamics for modeling and designing photobioreactors for microalgae production: A review, *Computers and Electronics in Agriculture*, Vol.76, No.2, pp.131-147
- Borowitzka MA (1999), Commercial production of microalgae: ponds, tanks, tubes and fermenters, *Journal of Biotechnology*, Vol. 70(1 - 3), pp.313 - 21
- Borowitzka, M.A (1998), Limits to growth, in *Wastewater Treatment with algae*, Y.-S. Wong and N.F.Y. Tam, Editors. Springer Verlag.

pp.203-226

BOX, G. E. P. and Wilson K. B (1951), On the experimental attainment of optimum conditions, Journal of the Royal Statistical Society. Vol.13, No.1 pp.1-45

Bruce E. Rittmann & Perry L. McCarty (2002), Environmental Biotechnology: Principles and Application, McGraw - Hill Korea, Korea

Chevalier, P., Proulx, D., Lessard, P., Vincent, W.F., and de la Noüe, J (2000), Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment. J. Appl. Phycol. Vol.12, pp.105-112

Clark, T., T. Stephensen, and P. A. Pearce (1997), Phosphorous removal by chemical precipitation in a biological aerated filter, Water Res, Vol.31, No.10, pp.2557-2563

Combres, C., Laliberte, J., Sevrin Reyssac, J., de la Noue, J (1994), Effect of acetate on growth and ammonium uptake in the microalgal *Scenedesmus obliquus*, Physiologia Plantarum, Vol.91, No.4, pp.729-734

Crites, R. and Tchobanoglous, G (1998), Small and Decentralized Wastewater Management Systems, McGraw-Hill, New York

Eckenfelder, W. W. Jr. and O'Connor, D. J (1961), Biological Waste Treatment, Pergamon Press.

Fikret Kargi and Ahmet Uygur (2002), Nutrients removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age, Enzyme and Microbial technology, Vol.31, pp.842-847

Fogg, G.E (1975), Algal cultures and phytoplankton ecology. second edition

- ed. Wisconsin: The university of Wisconsin press
- Grossart, H. P., Levold, F., Allgaier, M Simon M., Brinkhoff, T (2005),
Marine diatom species harbour distinct bacterial communities,
Environmental Microbiology, Vol.7, No.6, pp.860-873
- Gupta (1985), Nitrogenous wastewater treatment by activated algae
- Huang Xia, Gui Ping and Qian Yi (2001), Effect of sludge retention time on
microbial behaviour in a submerged membrane bioreactor, Process
Biochemistry, Vol.36, pp.1001-1006
- Humenic, F.J., and Hanna, G.P (1971), Algae-Bacterial Symbiosis for
removal and conservation of wastewater Nutrients, Hournal WPCF,
Vol.43, No.3, pp.580-594
- Kchmond, A (1988), Spirulina. In : Micro-Algal Biotechnology, Cambridge
University Press, Cambridge, pp.195-206
- Karin Larsdotter (2006), Wastewater treatment with microalgae a literature
review, Vatten, Vol.62, pp.31-38
- Kim Ju-Young (1999), A study of thin-film algae-bacteria wastewater
treatment system, Ph.D. Thesis, University of Kansas, Lawrence,
Kansas
- Kirk, J.T.O (1994) Light and Photosynthesis in Aquatic ecosystems,
Cambridge University Press, Combridge
- Kommareddy, A.R., Anderson, G.A (2005), Mechanistic Modeling of
PhotobioreactorSystem. ASAE Paper No. 057007. ASAE, St. Joseph,
Michigan
- Kong, Q., Li, L., Martinez, B., Chen, P., Ruan, R. (2010), Culture of
Microalgae Chlamydomonas reinhardtii in Wastewater for Biomass
Feedstock Production, Applied Biochemistry and Biotechnology,

Vol.160, No.1, pp.9-18

Körner, H. and W. G. Zumit (1989), Expression of denitrification enzymes in response to the dissolved oxygen Level and respiratory substrate in continous culture of *Pseudomonas stutzeri*. Appl. Environ. Microb. Vol.55, pp.1670-1676

Kumar, M., Miao, Z., Wyatt, S (2010), Influence of nutrient loads, feeding frequency and inoculum source on growth of *Chlorophyll-a vulgaris* in digested piggery effluent culture medium, Bioresource Technology, Vol.101, pp.6012-6018

Lau. P.S, Tam. N.F.Y, Wong. Y.S (1994), Effect of algal density on nutrient removal from primary settled wastewater. Environmental pollution, Vol.89, pp.59-66

Lee, C. G. and O. Palsson (1994) High density algal photobioreactors using light emitting diodes. Biotech. Bioeng. Vol.44, pp.1161-1167

Levin, G. V., Shapiro, J (1965), Ökologie der abwasserorganismen, Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York

Magram, Saleh Faraj (1992), Evaluation of activated algae operations and perliminary model development, pH.D. Tjesis, University of kansas, Lawrence, Kanadas

Maiti, S.K., Gupta, S.K and Joshi, S.G (1998), Nutrients Removed and Conservation by Activated Algae in Oxidation Ditch, Journal WPCF, Vol.60, No.12, pp.2115-2119

Matsunaga, T., H. Takeyama, H. Sudo, N. Oyama, S. Ariura, H. Takano, M. Hirano, J. G. Burgess, K. Sode, and N. Nakamura (1991), Glutamate production from CO₂ by marine cyanobacterium *Synechococcus* sp. using novel biosolar reactor employing light

- McGriff Ross E., Mckinney Rose E., (1972), The removal of nutrients and organics by activated algae, Water Research Pergamon Proess, pp.1155-1164
- Mckinney Ross E., McGriff E.C., Sherwood R.j (1971), Ahead:Activated algae?, Water & Wastewater Engineering, september, pp.51-53
- Metcalf & Eddy (2011) , Wastewater Engineering : Treatment and Reuse, 4/e, DongHwa Technology Publishing Co., Korea
- Morris, L., Ahmed, J (1969), The effect of light on nitrate and nitrite assimilation by chlorella and ankistrodesmus, Physiol Plant, Vol.22, No.6, pp.1166-1174
- Munoz, R. and Guieysse, B (2006), Algal-bacterial Processes for the Treatment of Hazardous Contaminants: A review, Water Res., Vol.40, No.15, pp.2799-2815
- Munoz, R. and Guieysse, B (2006), Algal-bacterial Processes for the Treatment of Hazardous Contaminants: A review, Water Res., Vol.40, No.15, pp.2799-2815
- Munoz, R. and Guieysse, B (2006), Algal-bacterial Processes for the Treatment of Hazardous Contaminants: A review, Water Res., Vol.40, No.15, pp.2799-2815
- N. Abdel-Raouf, A.A. Al-Homaidan, I.B.M. Ibraheem (2012), Microalgae and wastewater treatment, Saudi Journal of Biological Sciences, Vol.19, pp.257-275
- Nurdogan Yakup and Oswald Wiliamns J (1995), Enhanced nutrient removal high-rate ponds, Water Science & Technology, Vol.31, No.12, pp.33-43
- Ogbonna, J.C., Yoshizawa, H., and Tanaka, H (2000) Treatment of high

- strength organic wastewater by a mixed culture of photosynthetic microorganisms. *J. Appl. Phycol.* Vol.12, pp.277-284
- Oliver, R.L. and Ganf, G.G (2000), Freshwater blooms, in *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*, B.A. Whitton and M. Potts, Editors. Kluwer: Dordrecht. Pp.149 - 194.
- Oncel, S., Sukan, V.F (2008), Comparison of two different pneumatically mixed column photobioreactors for the cultivation of *Artrospira platensis* (*Spirulina platensis*), *Bioresource Technology*, Vol.99, pp.4755-4760
- Oncel, S.S., Akpolat, O (2006), An Intergrated photobioreactor system for the production of *Spirulina platensis*, *Biotechnology*, Vol.5, No.3, pp.365-372
- Oswald, W.J., (2003), My sixty years in applied algology, *Journal of Applied Phycology*, Vol.15, pp 99-106
- Park, J., Jin, H., Lim, B., Park, K., Lee, K (2010), Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus* sp, *Bioresource Technology*, Vol.101, No.22 pp.8649 - 8657
- Patrick Lavens and Patrick Sorgeloos (1996), *Manual on the production and use of live food for aquaculture*, FAO Fisheries Technical paper. No.361, pp1-295
- Picot B., Halouani, H. El., Casellas C., Moersidik S., and Bontoux J., (1991), Nutrient removal by high rate pond system in mediterranean climate, *Water Science & Technology*, Vol.23, pp.1535-1541
- QUANG, QI-Jin, TAN Yo-yun (2001), Study on the removal of nitrogen phosphorus and organics by activated algae system, China

- environmental Science, Vol.21, No.3, pp.212-216
- Regan (1972), Light-Depth Relationship for Activated Algae
- Richardson, D. and Watmough, N (1999), Inorganic nitrogen metabolism in bacteria, *Current Opinion in Chemical Biology*, Vol.3, pp pp.207-219
- Rossetto, M (2012), Laboratory study on granular sludge nutrient removal for wastewater treatment.
- Safonova, E., Kvitko, V., Iankevitchm I., Surgko, F., Afri, A., Reisser, W (2004), Biotreatment of industrial wastewater by selected algal-bacterial consortia, *Engineering in life sciencesm*, Vol.4, Issue.4, pp.347-353
- Sang Yup Lee, and Jong-il Choi (1999), Production and degradation of polyhydroxyalkanoates in waste environment, *Waste Management*, Vol.19, No.2, pp.133-139
- Schwarzenbach, G. and Meier. J (1985), Formation and investigation of unsTable protonation and deprotonation products of complexes in aqueous solution, *Journal of Inorganic and Nuclear Chemistry*, Vol.8, pp.302-312
- Sedlak, R. I (1991), Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater, 2nd, The soap and Detergent Association, Lewis Publishers, New york.
- Sherwood, R.J (1966), Start up of An Activated Algae Field Unit. M.S. Thesis, University of Kansas, Lawrence, Kansas
- Soeder, C. J (1981), Production of microalgae systems. in Wastewater for aquaculture, University of the OFS, Bloemfontein: University of the OFS Publication, Series C. No.3
- Sukenik A., Schroder W., Lauer J., Shelef G.and Soeder C.J (1985),

- Coprecipitation of Microalgal biomass with calcium and phosphate ion, *Water Research*, Vol.19, No.1, pp.127-129
- Thompson, A.S., Rhodes, J.C., Petman, I (1988), *Culture Collection of Algae and Protozoa Catalogue of Strains*, 2nd ed. CCAP, Ambleside.
- Wahbeh, V. N (1965), *Activated Algae*, M.S. Thesis, University of Kansas, Lawrence, Kansas
- Wanderson. F. C., Susanna M., Edna G (2008), *Dinophysis borvegica*(Dinophyceae), more predator than producer?, *Hamful Algae* 7, pp.174-183
- Wood, B. J. B., Grimson, P. H. K., German, J.B., and Turner, M (1999), Photoheterotrophy in the production of phytoplankton organisms, *J. Biotechnol.* Vol.70, No.1 - 3, pp.175 - 183.
- Zeiler, K.G., Solomson, L.P (1989), Regulation of *Chlorella* nitrate reductase: control of enzyme activity and immunoreactive protein levels by ammonium. *Arch. Biochem. Biophys.* Vol.269, pp.46 - 54
- Zuthi, M. F. R., Guo, W. S., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., and Hai, F. I (2013), Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes, *Bioresource Technology*, Vol.139, pp.363-374
- 강성재 (2004), 활성조류를 이용한 SBR공법의 운전인자 및 모델링, 부경대학교 환경공학과 박사학위논문
- 공석기 (1997), 호기성 고율안정화지의 영양염류 제거, 서울시립대학교 환경공학과 박사학위논문
- 공석기, 도시유기 나카지마 (2001), 하천 생태계에서 유기탄소 기질 제거에 조류와 박테리아의 공생작용이 미치는 영향, *대한위생학회지*, Vol.16, No.3, pp.22-27

- 김상협 (2012), 조류와 박테리아 비가 활성조류공정에 미치는 영향, 부경대학교 환경공학과 석사학위논문
- 김한욱, 이우성, 이철균 (2004), 미세조류를 이용한 질소제거 장치의 크기, 한국생물공학회지, Vol.19, No.3, pp.236-240
- 박상민, 권오삼, 김근수, 이수진, 정원화, 박주현, 허유정, 박수정, 김은석 (2012), 미세조류를 이용한 하수고도처리 및 지질추출, 한국물환경학회·대한상하수도학회 공동학술발표회 논문집, Vol.18, pp.87-88
- 빈정인 (2014), 하수처리 통합 모델 적용을 위한 MS Excel 시뮬레이터, 부경대학교 환경공학과 박사학위논문
- 원성연, 박승국, 이상일 (2000), Struvite 결정화에 의한 질소 및 인의 제거, 대한환경공학회지, Vol.22, No.4, pp.599-607
- 이승훈 (2008), Minitab을 이용한 공학통계 자료분석, (주)이레테크.
- 이장호, 박준홍 (2010), 실제 하수조건에서 고지질 함량 조류자원의 생체생성과 하수처리 특성 분석, 대한환경공학회 Vol.32, No.4, pp.333-340
- 이주연 (2011), 조류성장에 따른 하수박테리아 군집 변화에 관한 분자생태학적 연구, 연세대학교 토목공학과 석사학위논문
- 신성교 (1996), 자생 BOD를 고려한 낙동강의 수질관리, 부산수산대학교 대학원 박사학위 논문
- 최보람, 이태윤 (2012), LED 조명을 이용한 광생물 반응기에서 공기 주입량에 따른 클로렐라 성장 연구. 한국생물공학회, Vol.27, No.4, 263-267