

論 文

온도변화에 따른 생물활성탄의 생물학적 재생에 미치는 영향

Effect of Bioregeneration for Temperature Variation by Biological Activated Carbon

류성호* · 박중현**

Ryu, Seong Ho · Park, Chung Hyun

Abstract

Biological Activated Carbon (BAC) process is widely used for the advanced water treatment, but its mechanisms have not been well understood, especially the relationship between biodegradation and carbon adsorption. Also the phenomenon of bioregeneration has been confused that previously occupied adsorption sites appear to be made available through the actions of microorganisms. Therefore, the objectives of this study examines closely the mechanism of bioregeneration by temperature variation, especially low temperature.

I. 서 론

생물활성탄에 의한 기질제거는 흡착과 생물분해를 결합한 공정이나, 흡착과 생물분해가 단순한 조합에 의한 반응인지, 아니면 상호보완작용에 의해 처리효율이 증가되는지에 대한 관심이 많다. 이러한 현상은 활성탄에 일단 흡착된 기질이 탈착되어 macropore를 통해 나오는 동안에 이곳에 서식하는 미생물에 의해 분해되어 흡착능력을 회복한다는 이론인 생물학적 재생(bioregeneration)과 깊은 관련이 있다. 생물학적 재생에 대한 연구의 방향은 생물학적 재생이 실제로 일어나는지의 여부와 일어난다면 어느정도 기질제거에 영향을 미치는가 하는 것이다. 이러한 의문을 해결하기 위해서 여

러 연구자들은 비활성매질과 기질제거효율의 차이^{1),2),3)}, 용존산소소비율의 차이^{4),5)} 및 CO₂ 발생량의 차이 등^{6),7),8),9)}으로 이러한 점을 해결하려고 노력하였다. 특히, 최근에 Speitel 등^{7),9)}은 방사성 동위원소인 ¹⁴C를 사용하여 생물학적 재생의 발생과정 및 발생량 등을 규명하였다. 그러나, 이러한 연구의 대부분은 미생물의 활성이 최대로 되는 20°C 이상의 온도에서 실험한 자료를 토대로 하는 것으로서 온도변화에 따라 생물학적 재생에 변화가 있을 것으로 예상되나, 아직 연구는 전무한 실정이다.

한편, 류 등¹⁰⁾이 폐물을 기질로 하여 유입농도와 온도를 변수로 생물활성탄의 기질세기특성을 밝힌 논문에 따르면 비활성매질과 비교하여 생물활성탄의 부가적인 생물분해효과는 생물학적재생의 결과로 보았으며, 그 발생정도는 온도와 유입농도에 따라 다르게 나타난다는 것

* 서울대학교 공학연구소 특별연구원

** 서울대학교 도시공학과 교수

을 소개한 바 있다. 따라서, 본 고에서는 운도 변화에 따른 생물학적 재생의 발생정도를 정량적으로 계산하여 보았고, 발생수이 등을 조사하였으며 생물활성탄 모형등에 적용하여 그 영향을 조사하였다.

Ⅱ. 생물학적 재생 및 수학적 모형

활성탄에 흡착된 유기물질의 생물분해로 인한 활성탄의 흡착능력이 회복되는 현상을 생물학적 재생으로 성의하며, 반드시 흡착된 기질의 탈착에 의한다. 흡착된 기질의 탈착에 대해서는 다음과 같은 이론이 있다.

Perrotti와 Rodman¹¹⁾은 미생물의 크기(10,000 Å)는 활성탄의 micropore(10-1,000 Å)에 비해 크기 때문에 안으로 들어갈 수 없으므로, 유기물의 탈착을 위해서는 미생물을 세포내에서 합성된 체외효소(extracellular enzyme)가 밖으로 유출되어 미세공극내로 확산되어 흡착되어 있는 피흡착제를 분해하거나 작게 부수어 탈착시킨다는 것이다.

Andrews와 Tien¹²⁾은 생물막과 활성탄 사이에 존재하는 액체막과 활성탄 내부의 농도경사가 탈착을 유도하고 미생물에 의한 제거를 촉진한다고 하였다. 미생물이 기질이나 유입수의 조성에 적응하고난 다음에는 유기물의 급속한 분해가 일어난다. 이때 액체막의 기질농도가 급속히 낮아지는데 활성탄 내부의 확산이동사항이 존재하기 때문에 활성탄 내부에서 액체막으로 기질이 빠르게 이동하지 못하기 때문에 생물분해가 급격히 이루어지지는 않는다. 서서히 탈착되어온 기질에 의해 액체막의 기질농도가 증가하고 농도경사가 다시 완만해지게 되어 다시 탈착율은 떨어지고 미생물성장이 둔화되면 정상적인 미생물분해가 이루어진다는 것이다. 이와 같은 현상은 ¹⁴C labeled compounds를 미리 활성탄에 흡착·포화시킨 후에 미생물을 이용하여 이들의 분해에 의한 ¹⁴CO₂의 생성을 통하여 실험적으로 관찰하였다. 그 후 이와 같은 결과는 여러문헌에 보고되었다.^{7), 13), 14)}

그러나, 최근의 연구^{15), 16)}에서 밝혀진 바에

의하면 생물학적 재생이란 것은 미생물이 직접 활성탄에 흡착된 유기물을 분해시켜서 일어나는 것이 아니라, 흡착된 유기물이 액중의 농도가 낮아짐에 따라 먼저 탈착이 된 다음 pore 밖으로 이동한 후에 미생물에 의해 분해가 된다고 설명하고 있다. 이것은 유기물을 분해시킬 수 있는 체외효소가 미생물 밖으로 분비되어도 유기물에 도달하기 전에 활성탄에 의해 흡착이 되는 것이 발견되었으나, 체외효소의 크기가 25~65 Å으로서 micropore의 평균 크기인 10~20 Å 보다 크므로 아주 일부분의 micropore 만이 체외효소가 들어간 수 있으므로 이로 인한 탈착의 가능성성이 적다는 것을 뜻한다. 그리므로, 생물학적 재생이란 결국 흡착된 후에 탈착이 쉬운 유기물질에 대해서만 적용이 된다고 할 수 있다.

한편, 생물학적 재생이 없다는 견해도 있다. Xiaoqian 등¹⁶⁾에 의하면 활성탄은 초기에는 흡착에 의해서 유기물의 대부분을, 어느 정도 시간이 지나면 흡착과 생물분해에 의해, 그리고 흡착능이 나하면 미생물 분해에 의해서만 유기물을 제거하므로 생물활성탄은 흡착과 생물분해의 단순한 결합이라고 하였다. 또한, Peel과 Benedek¹⁷⁾은 오렌기간 동안의 운전에서 비활성매질과 비교하여 기질의 제거효율이 좋은 것은 생물분해와 아울러 다른 제거기구가 존재한다고 하였다. 이러한 제거기구를 활성탄에 의한 느린 흡착(slow adsorption)의 결과라고 하였으며, 이러한 견해는 여러 학자들이 제시하였다.^{18), 19), 20)}

활성탄에서 흡착과 생물작용의 상호관계를 나타내는 여러 수학적인 모형 중, 본 논문에서 사용한 모형은 Speitel과 Zhu⁹⁾에 의해 검증된 단일기질계이며, 생물막내의 확산, 생분해와 흡착을 망라한 SDBA(single solute, biofilm diffusion, biodegradation and adsorption) 모형을 이용하였다. 이 모형은 활성탄에서의 흡착을 Freundlich 형식과 표면확산(surface diffusion)으로 보았으며, 생물막내에서의 성장과 사멸을 Monod 식에 따른다고 하였고, 생물막을 활성탄 외부세포의 다층성막(polymeric film)으

로 간주하였다. 따라서, 이 모형은 생물과 흡착작용을 동시에 포함한 복합관계를 규명하기에 적합한 모형으로 알려져 있으며, 모형에 대한 자세한 사항은 문헌^{21), 22)}에 수록되어 있다.

III. 실험재료 및 방법

실험에서 사용한 활성탄은 국내 “S사” 야자계 활성탄으로, 입경은 20/30mesh(평균경 0.75mm)인 부분을 취해서 표면에 물이 있는 비분을 제거하기 위해 0.1M HCl 용액 1l에 활성탄 50g을 넣고 씻은 다음 증류수로 불순물이 나오지 않을 때까지 수회 씻어낸 후 103-105°C에서 24시간 이상 건조시킨 후 테시케이터에 보관해서 사용하였다.

실험에 사용한 칼럼은 내경 16mm, 길이 20cm, 이재 깊이 10cm의 아크릴 조를 사용하였으며, 각 실험조건마다 3조(활성탄, charcoal 및 모래)씩 사용하였다. 실험장치는 그림 1과 같으며, 미생물의 접종 및 상세한 실험장치 내역은 문헌²²⁾에 수록하였다.

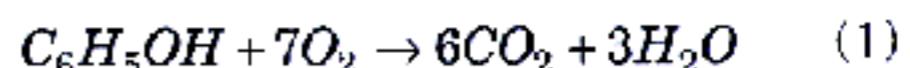
유입페놀은 저농도의 경우로서 2mg/l를 주입하였고, 고농도의 경우로서 10mg/l를 주입하였다. 칠럼의 공 탑체류시간(EBCT)은 11.2분으로 고정하였으며, 실험온도는 2mg/l의 저농도 페놀유입시의 경우에는 5°C, 10°C, 25°C에서 운전하였으며, 10mg/l의 고농도 페놀유입시의

경우에는 5°C, 25°C에서 실험하였다. 페놀의 분석방법으로는 페놀 농도가 50μg/l 이하인 것은 쿨로로포름 추출법으로, 50μg/l 이상인 것은 수용액법을 이용하였다.²³⁾ 모든 유출수는 금속 이온이나 다른 물질에 의한 방해가 있을 것으로 예상되므로 유출수 농도의 정확성을 위해 전처리로 중류조작을 행하였다. 용존산소의 측정은 300ml BOD 병에 시료가 재폭기되지 않도록 병 바닥에서부터 시료를 채웠다. 용존산소의 측정방법은 DO meter를 이용하는 방법과 azide 변법을 이용하는 방법을 같이 사용하여 용존산소값의 오차를 줄였다.

IV. 실험결과 및 고찰

1. 생물학적 재생에 대한 고찰

활성탄에서 나타나는 생물학적 재생값을 페놀제거율과 산소소비율의 관계에서 구할 수 있다. Chudyk와 Snoeyink⁵⁾는 활성탄의 생물학적 재생의 발생여부는 페놀을 산화분해하는데 소모된 산소의 양을 이용해서 계산할 수 있다고 하였다. 페놀의 산화분해에 대한 식을 살펴보면 다음과 같다.



페놀이 이산화탄소와 물로 완전히 분해되기 위해서는 페놀 1몰당 산소 7몰이 요구됨을 식을 통해 알 수 있다. 이를 계산하면 1mgO²/0.42mg phenol이 된다. 이 때 페놀이 완전산화를 위한 산소가 부족하면 미생물에 의한 산화는 중지될 것이다. 따라서 생물학적 산화가 일어나기 위한 최소의 산소소모율이 생물학적 재생의 발생에 있어서 최소값이 된다. 따라서 생물학적 재생의 최소값은 다음 식으로 표현할 수 있다.

$$M = [0.420(DO_{input} - DO_{output}) - (Phenol_{input} - Phenol_{output})] \times \left(\frac{V}{H}\right) \times \left(0.766 \frac{TOC}{phenol}\right) \quad (2)$$

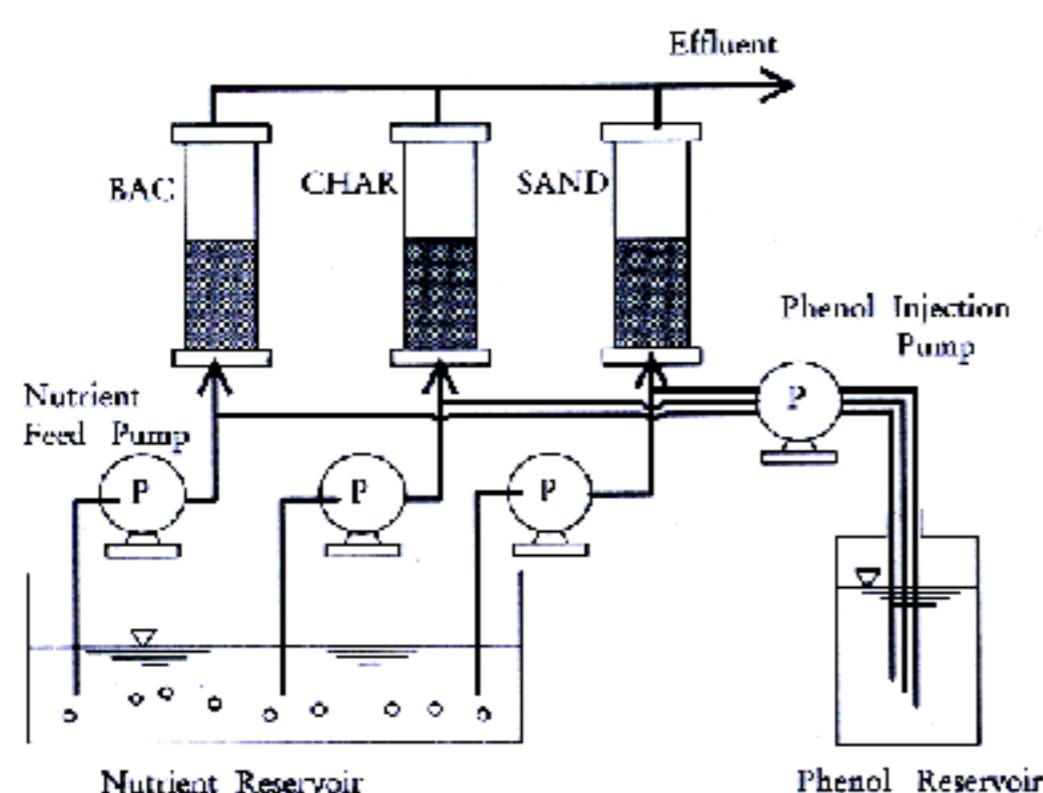


그림 1. 실험장치

M: 흡착페놀의 미생물분해량($\text{gTOC}/\text{m}^3 \cdot \text{carbon} \cdot \text{hr}$)

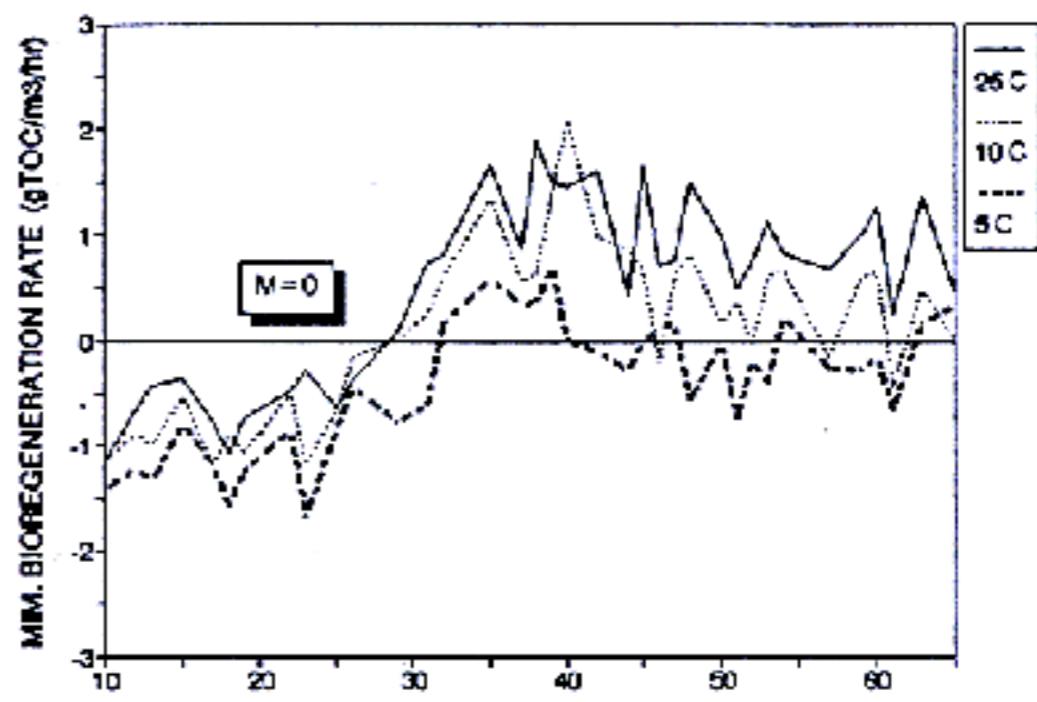
V: 활성탄 칼럼의 통과유속(0.535m/hr)

H: 활성탄 칼럼의 높이(0.1m)

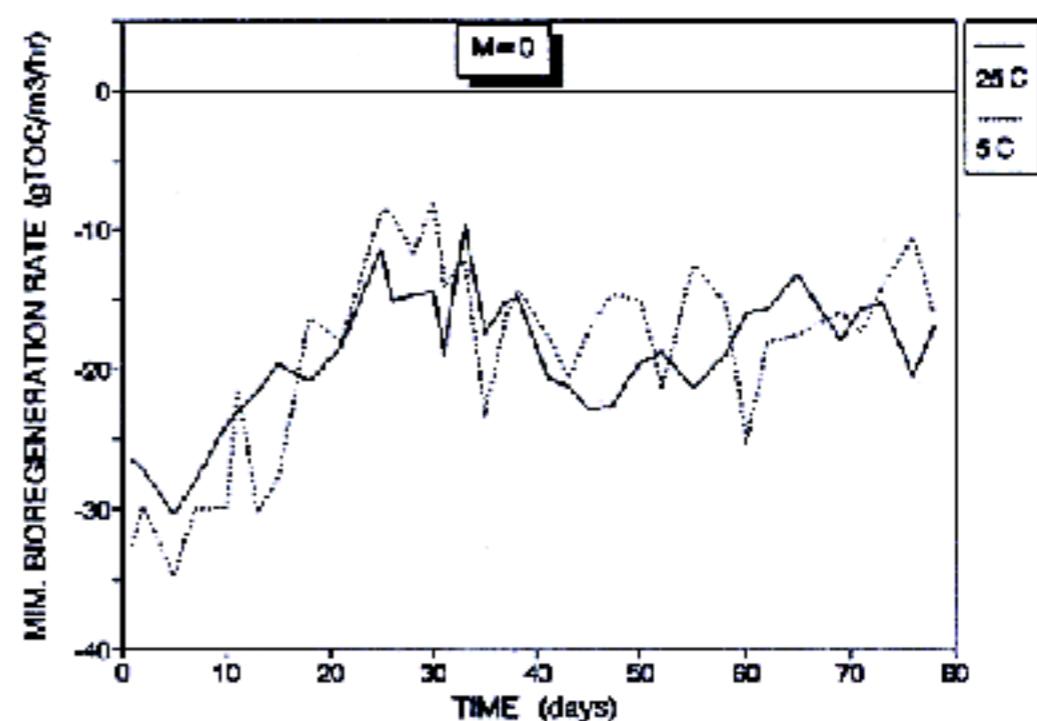
그러나, (2)식은 본 실험의 경우와 같이 활성탄을 기질에 포화하지 않고 신활성탄으로 실험하는 경우에는 적용하는데 주의를 요한다. 그 이유는 Chudyk와 Snoeyink⁵⁾의 실험은 활성탄을 포화시킨 후 미생물을 접종하였을 때, 페놀의 분해는 100% 생물작용에 의한 것으로 보고 페놀제거량에 대한 산소소비율을 계산하였지만, 본 실험의 경우와 같이 페놀의 분해가 100% 생물분해작용이 아닌 흡착작용과 동시에 일어난다고 보면, 위의 식에서의 페놀제기량은 흡착에 의한 영향을 감한 부분만 고려하여야 한다. 따라서, 생물분해 작용이 동일하다고 가정할 수 있는 5°C에서의 활성탄과 비활성매질인 charcoal의 페놀제기율의 차를 흡착에 의해 제거되는 부분으로 생각할 수 있으며, 흡착에 의한 제거량은 동일하므로^{2), 10)} 각 온도에서의 페놀제거량에서 흡착에 의한 제거량을 뺀 나머지 부분을 위의 식의 페놀제거량으로 계산하였다.

이 식을 이용하여 실험기간 전체에 걸친 최소생물학적 재생값을 그린 2에 나타내었다. 생물학적 재생곡선의 형태는 초기의 음의 값에서 점차 증가하여 최고점에 도달한 후 서서히 감소하여 일정한 값을 가지는 것을 확인할 수 있다. 이것은 Speitel과 DiGiano⁶⁾가 페놀의 C^{14} tracer에 의해 생물학적 재생단계를 생물학적 재생이 거의 일어나지 않는 부분, 생물학적 재생이 급격하게 일어나는 부분, 생물학적 재생이 크게 떨어지는 부분, 낮은 상태의 재생율을 보이는 부분 등 네 단계로 나누어 생물학적 재생의 진행과정을 설명한 것과 거의 일치하였다.

그림 2의 2mg/l 페놀유입시 생물학적 재생곡선을 보면, 운전시작후 28일 내지 32일경까지는 생물학적 재생이 거의 일어나지 않는 부분으로서 모두 음의 값을 나타냈다. 다음 약 38



(a) phenol 2mg/l



(b) phenol 10mg/l

그림 2. 운전기간동안의 페놀유입농도와 온도에 따른 최소생물학적재생량

일 까지는 생물학적 재생이 급격하게 일어나는 부분으로서 5°C의 경우에서도 생물학적 재생이 일부 나타났다. 10°C와 25°C의 경우에는 큰 차를 보이지 않았으며, 최고치의 생물학적 재생이 나타나는 시점은 실험상 측정하기도 쉽지 않으며, 그림에서도 명확하지 않았다. 생물학적 재생이 크게 떨어지는 부분은 약 42일경까지 급격히 감소하였다.

이 때 5°C의 경우는 다시 음의 값을 나타냈다. 약 42 일경 이후에서는 거의 일정한 값을 나타내고 있는데 낮은 상태의 재생율을 보이는 부분으로 설명할 수 있다.

또한, Chang과 Rittmann⁸⁾은 활성탄으로의

기질확산 Flux를 계산하여 생물학적 재생양상을 나타내었는데 양의 Flux값은 기질이 활성탄으로 확산되는 것을 뜻하고, 음의 Flux값은 활성탄에서 생물막으로 기질이 탈착된다는 것을 뜻한다. 본 실험의 경우에도 그림 2의 초기에서 음의 값을 보인 영역이 기질이 활성탄으로 확산되는 것을 뜻하며, 양의 값을 보인 것이 활성탄에서 생물막으로 기질이 탈착된다는 것을 뜻한다.

한편, 약 40일 이후의 정상상태에서 생물활성탄 칼럼의 최소 생물학적 재생량은 그림 3 및 그림 4에 나타내었다. 그림 3의 2mg/l 페놀유입의 경우 5°C에서는 생물학적 재생의 최소값이 마이너스 값을 나타내어 생물학적 재생이 거의 일어나지 못하였으며, 10°C의 경우에는 약 0~0.5(gTOC/m³carbon/hr) 정도이며,

25°C의 경우에는 0.5~1.5 (gTOC/m³carbon/hr) 정도로서 온도가 증가할수록 값이 커졌으며, 25°C의 값이 Chundyk와 Snoeyink⁵⁾에서 구한 5.0(gTOC/m³carbon/hr) 보다는 작았으나, Eberhardt²⁴⁾의 pilot 실험에서 구한 분해율 1~4(gTOC/m³carbon/hr)의 범위내에 존재하였다.

한편, 10mg/l 페놀유입의 경우에는 최소생물학적 재생값이 -25~-10(gTOC/m³carbon/hr) 이하로 나타났는데 이렇게 아주 낮은 값을 보인 것은 생물학적 재생이 일어나지 못하는데 원인이 있기도 하지만, 페놀이 용존산소가 부족하여 이산화탄소와 물로 완전산화되지 못하고 중간생성물이 존재하여 페놀 1g이 분해하는데 훨씬 적은 양의 산소가 소비되기 때문이다.⁵⁾ 따라서, 실제 생물학적 재생량은 위에서

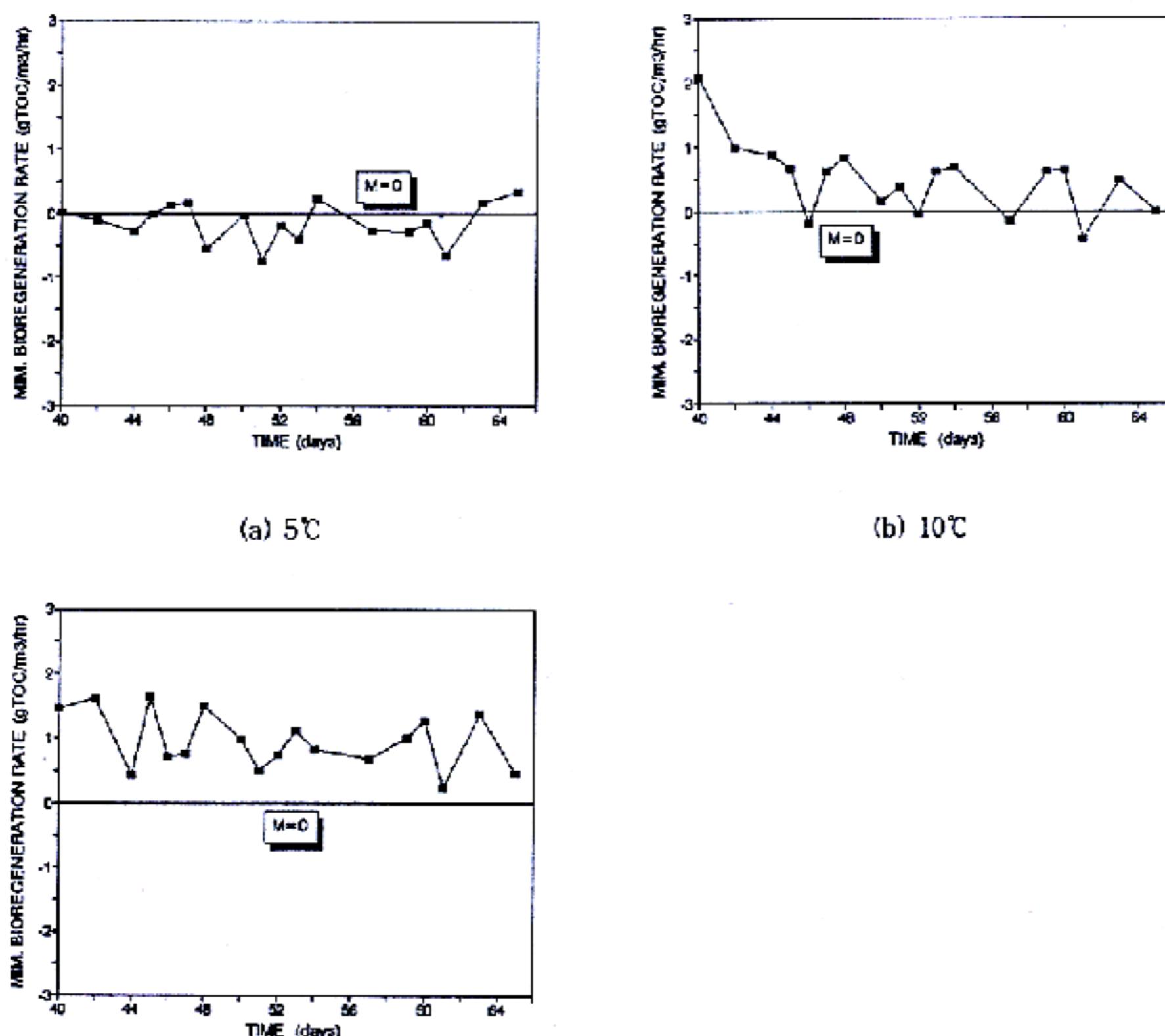


그림 3. 정상상태에서의 온도에 따른 최소생물학적 재생량(페놀 2mg/l)

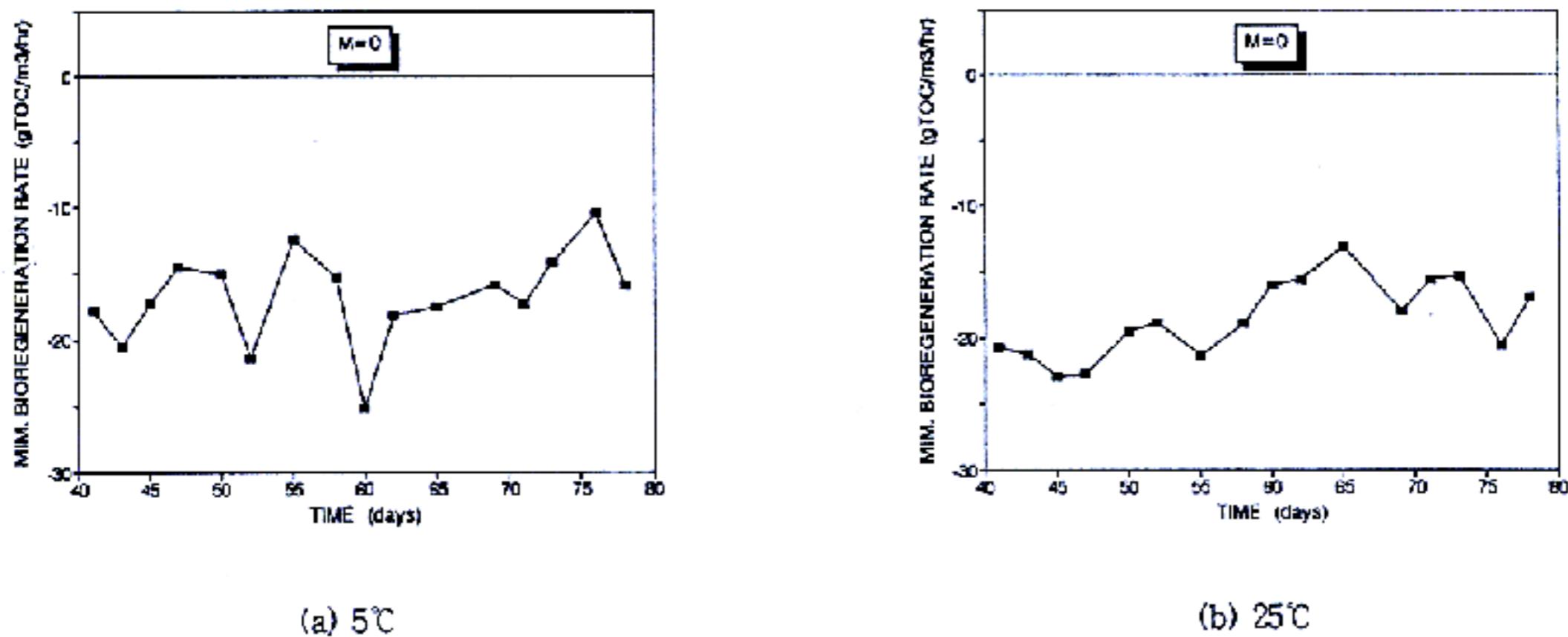


그림 4. 정상상태에서의 온도에 따른 최소생물학적재생량(페놀 10mg/l)

계산한 값보다 큰 값을 가질 것으로 예상된다.

2. 수학적모형의 적용

모형은 SDBA 모형의 특성상 2mg/l의 저농도 페놀유입시와 온도 25°C의 경우에서만 적용하였다.²²⁾

모형에 사용한 입력자료는 문헌²²⁾에 수록하였다. 흡착에 고려된 계수는 Freundlich 등온 흡착식으로부터 구하였고, 흡착속도에 관한 계수는 丹保憲仁 및 高桑哲男,²³⁾ 湯淺晶 및 丹保憲仁²⁴⁾에서 제안한 막-표면 확산모형(F-S 모형)을 운영한 결과로부터 구하였다.

생물막에 관련된 계수는 실험으로 구하기가 어려워 비슷한 농도에서 구한 Chang,²⁵⁾ Chang과 Rittmann²⁶⁾, Speitel,²⁷⁾ Speitel과 DiGiano²⁸⁾의 논문에서 구한 값을 인용하였으며, 모형의 민감도 분석결과⁹⁾를 참조하여 본 실험과 잘 일치할 수 있는 값을 선정하였다.

그림 5는 운전개시후 약 70일 까지의 실험값을 모델값과 비교한 결과이다.

대체적으로 운전기간 전체에 걸쳐 모형과 잘 일치하였으며, 모형에서는 흡착우세구간과 생물분해 우세구간의 구분이 실험값보다 뚜렷하게 나타났다. 이것은 모형의 유통이 실험값에서 나타내지 못하는 현상을 잘 표현할 수 있는 좋은점이라고 생각한다. 한편, 생물분해에 의해 유출수농도가 감소하는 시점은 그림 5에 나

타난 바와 같이 K_s 값에 대한 민감도분석 결과 큰 차이를 나타내고 있다. 본 실험값과 비교하여 보면 저농도 페놀의 생분해에 적절한 K_s 값은 50~60μg/l인 것으로 나타났다. 또한, 정상상태에서 모형에 의한 최종 유출수값이 실험값보다 낮게 나타났는데 기질농도의 급격한 감소로 인한 결과로서 모형의 특성이다.⁹⁾

SDBA 모형은 칼럼내의 축방향의 농도분포뿐 아니라 활성탄상과 생물막, 액체막까지의 방사형(radial)방향의 농도분포를 여러개의 부분으로 나누어 알 수 있도록 구성되어 있어, 운전기간동안에 대표적인 시점을 선택하여 농도분포를 비교하여 보면 생물활성탄의 기질세거

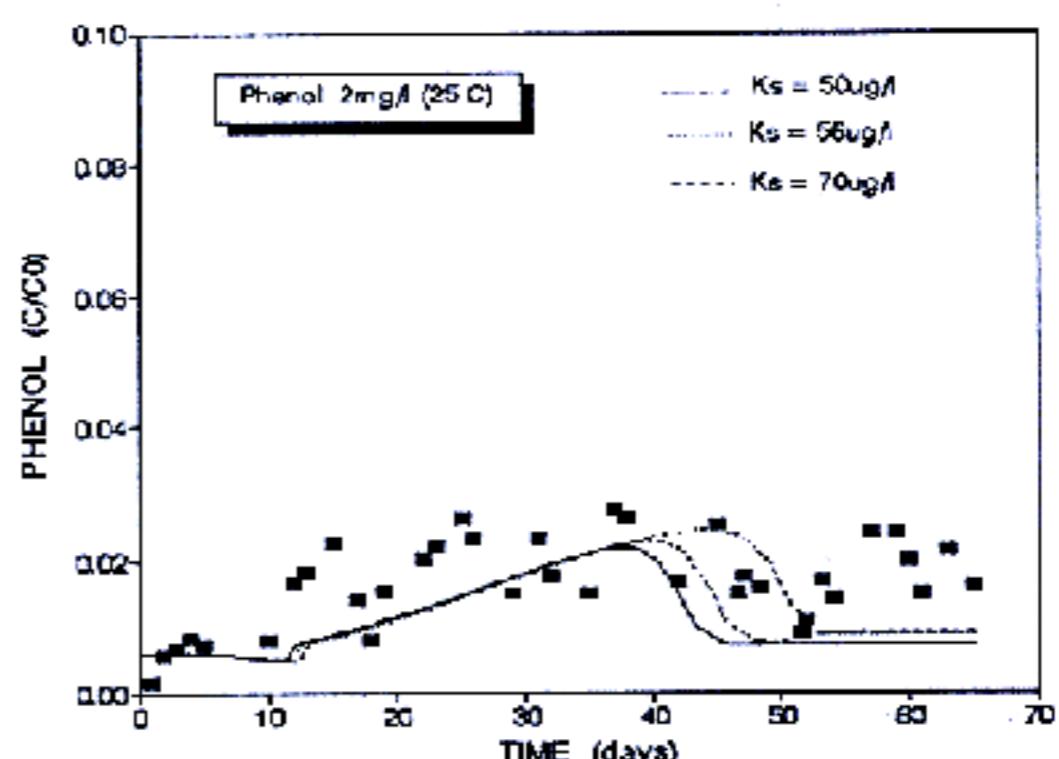


그림 5. 모델값과 실험값의 비교 (페놀 2mg/l, 25°C)

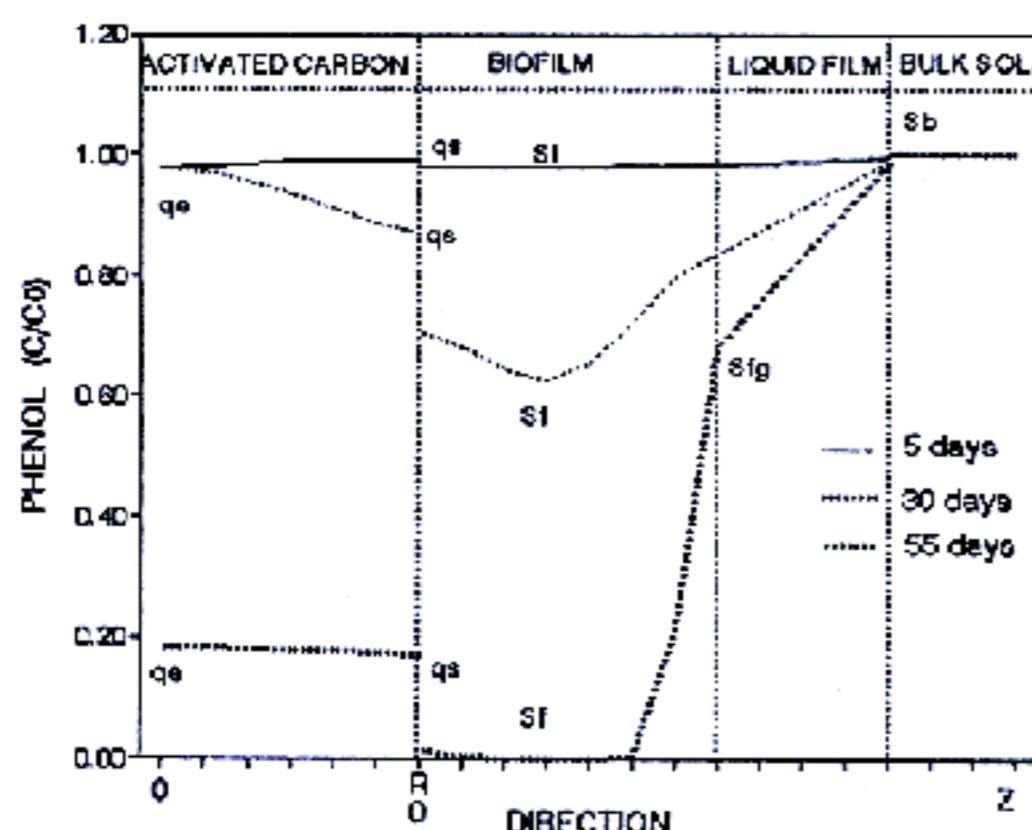


그림 6. 모델에 의한 활성탄표면, 생물막 및 액체상에서의 기질농도 분포(페놀 2mg/l, 25°C)

특성을 이해하는 데 많은 도움이 될 수 있을 것이다.

그림 6은 온도 25°C, 페놀유입농도 2mg/l인 경우에서, 대표적으로 기질분해단계를 설명해 주는 운전시작후 5일, 30일 및 55일에서의 활성탄표면, 생물막에서의 농도분포와 액체상에서의 농도를 나타낸 것이다.

Chang과 Rittmann⁸⁾에 의하면 생물활성탄의 기질제거시 생물활성탄의 초기에는 생물막의 두께가 얇아 흡착이 진행되고 좀더 생물막의 두께가 두꺼워짐에 따라 생물막 내에서의 농도 경사에 따라 흡착된 페놀의 탈착에 따른 생물학적 재생이 일어나게 된다. 또한, 계속적인 기질분해로 생물막의 두께가 두꺼워지면 기질의 확산에 어려움이 생기므로 생물학적 재생의 기회가 줄어든다고 하였다.

그림 6에 의하면, 5일후에서의 페놀은 생물막을 통해서 활성탄으로 확산되어 흡착된다. 이 때 생물막에서의 농도분포는 직선형태로 나타나며, 생물막에 의한 페놀의 분해는 무시된다. 활성탄에서는 활성탄입자 중심 쪽으로 기질이 흡착되는 현상을 보여준다.

운전시작후 30일에서의 농도곡선은 다른 양상을 나타낸다. 생물막에서의 농도분포는 포물선 형태를 띠게 되며, 활성탄에서는 기질이 탈착되어 생물막으로 유입된다. 따라서, 기질인

페놀은 액체상과 활성탄의 두 곳으로부터 생물막내로 확산된다. 이 때 생물학적 재생이 나타나게 된다.

운전개시후 55일의 정상상태 경우는 생물막내에서의 농도경사는 거의 영에 가깝게 감소되며, 활성탄에서의 농도분포는 상대적으로 완만해져 활성탄에서의 생물학적 재생 기회가 줄어드는 것을 알 수 있다.

V. 결 론

본 연구의 결과를 다음과 같이 요약할 수 있다.

1) 생물학적 재생곡선의 형태는 초기에 음의 값을 보인 영역에서 기질이 활성탄으로 확산되고, 점차 증가하여 양의 값을 보인 영역에서는 기질이 활성탄에서 생물막으로 확산되는 것을 보여 주었다.

2) 정상상태에서 온도와 유입농도에 따른 최소생물학적 재생량은, 2mg/l 페놀유입시는 5°C의 경우 음의 값을 보여 생물학적 재생이 나타나지 않았으며, 10°C의 경우에는 0~0.5(gTOC/m³carbon/hr) 이었으며, 25°C의 경우 0.5~1.5(gTOC/m³carbon/hr)로 나타나 온도가 증가할수록 크게 나타났다. 또한, 10mg/l 페놀유입시는 모두 음의 값을 보여 온도에 관계없이 생물학적 재생이 나타나지 않았다.

3) 생물활성탄 모형을 운용하여 활성탄, 생물막 및 액체상에 대한 농도분포를 대표시점별로 알아본 결과, 운전초기에는 기질이 활성탄으로 확산되었으며, 운전이 계속됨에 따라 활성탄에서 기질의 탈착에 의한 생물학적 재생이 나타났고, 오랜기간의 운전후에는 생물막의 두께가 두꺼워져 생물학적 재생 기회가 줄어드는 현상이 나타났다.

참고문헌

- van der Kooij, "Some Investigations into the Presence and Behavior of Bacteria in Activated

- Carbon Filters", USEPA Report No.600/9-76-030, 348-354, 1976.
- 2) Weber W. J. Jr and Ying W. C., "Integrated Biological and Physico-Chemical Treatment for Reclamation of Wastewater", *Prog. Water Tech.*, 10(1/2), 217-233, 1978.
 - 3) Tsezos, M. and Benedek A., "A Removal of Substance by Biologically Activated Carbon in a Fluidized-Bed Reactor", *J. WPCF*, 52(3), 578-586, 1980.
 - 4) den Blanken "Microbial Activity in Activated Carbon Filters", *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 108, 1982.
 - 5) Chudyk W. A. and Snoeyink V. L., "Bioregeneration of Activated Carbon Saturated with Phenol", *Env. Sci. & Technol.*, 18(1), 1-5, 1984.
 - 6) Speitel G. E. Jr. and DiGiano F. A., "The Bioregeneration of GAC Used to Treat Micropollutants", *JAWWA*, 79(1), 67-73, 1987b.
 - 7) Speitel G. E. Jr., Dovantizis K. and DiGiano F. A., "Mathematical Modeling of Bioregeneration in GAC Columns", *J. Env. Eng.*, 113(1), 132-148, 1987a.
 - 8) Chang H. T. and Rittmann B. E., "Mathematical Modeling of Biofilm on Activated Carbon", *Env. Sci. & Technol.*, 21(3), 273-280, 1987a
 - 9) Speitel G. E. Jr. and Xian Jin Zhu, "Sensitivity Analyses of Biodegradation / Adsorption Models", *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 116(1), 32-48, 1990.
 - 10) 류성호, 박중현 "저온에서 생물활성탄의 기질제거특성" 대한상하수도학회지 제11권 제2호, 1997. 3.
 - 11) Perrotti A. E. and Rodman C. A., "Enhancement of Biological Waste Treatment by Activated Carbon", *Chemical Engineering Progress*, 69(11), 1973.
 - 12) Andrews G. F. and Tien C., "Bacterial Film Growth in Adsorbent Surfaces", *AIChE J.*, 27(3), 1981.
 - 13) Schultz J. R. and Keinath T. M., "Organic Removal Mechanisms in Biophysical Treatment Systems", *Wat. Sci. Tech.*, 17, 1984.
 - 14) Chang H. T. and Rittmann B. E., "Verification of the Model of Biofilm on Activated Carbon", *Env. Sci. & Technol.*, 21(3), 280-288, 1987b.
 - 15) Li A. Y. L. and DiGiano F. A., "Availability of Sorbed Substrate for Microbial Degradation on Carbon Columns", *J. WPCF*, 55(4), 1983.
 - 16) Xiaoqian Z., Zhansheng W. and Xiasheng G., "Simple Combination of Biodegradation and Carbon Adsorption- The Mechanism of the Biological Activated Carbon Process", *Water Research*, 125, 165-172, 1991.
 - 17) Peel R. G. and Benedek A., "Dual Rate Kinetic Model of Fixed Bed Adsorbers", *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 106, 1980.
 - 18) Mallevialle J., "The Interaction of Slow Adsorption Kinetics and Bioactivity in Full Scale Activated Carbon Filters: The Development of a New Predictive Model", Chemviron Award Committee Submission, Feb, 1980.
 - 19) Famularo J., Mueller J. A. and Pannu A. S., "Prediction of Carbon Column Performance from Pure-Solute Data", *J. WPCF*, 52(7), 2019, 1980.
 - 20) Maloney S. W., Bancroft K. and Pipes W. O., "Bacterial TOC Removal on Sand and GAC", *J. Env. Eng. Div., ASCE*, 110(3), 1984.
 - 21) Xian-Jin Zhu, "Mathematical Modeling of Biodegradation and Adsorption For Single and Multiple Substrates in Granular Activated Carbon Beds", M.S degree, Univ. of Houston, 1987.
 - 22) 류성호 "온도변화에 따른 생물활성탄의 페놀 및 암모니아제거 특성에 관한 연구", 서울대학교 대학원 토풀공학과 공학박사학위논문, 1997. 2.
 - 23) 환경오염공정시험법, "수질분야", 동화기술, 1988.
 - 24) Eberhardt M., "Experience with the Use of Biologically Effective Activated Carbon", Translation of Reports on Special Problems of Water Technology - Volume 9 - Adsorption, H. Sontheimer, ed., EPA-600/9-76-030, p 331, 1976
 - 25) 丹保憲仁, 高桑哲男 (1976) "活性炭吸着プロセスの動力學(I)-細孔内擴散モデルによる回分式吸着プロセスの評價-", 日本水道協会雑誌, 496(1), 8-24.
 - 26) 湯浅晶, 丹保憲仁 (1978) "活性炭吸着プロセスの動力學(II)-直列な液境膜・粒内擴散抵抗モデルによる回分吸着-", 日本水道協会雑誌, 520(1), 14-32.
 - 27) Chang H. T. (1985) "Mathematical Modelling of Biofilms on Activated Carbon", Ph.D. Dissertation, Univ. of Illinois, Urbana.
 - 28) Speitel G. E. Jr. (1985) "Bioregeneration of Granular Activated Carbon : Quantification at

Low Substrate Concentrations by Radiochemical
Techniques", Ph.D. Dissertation, Univ. of North
Carolina, Chapel Hill.