

음용수로부터 동화성 유기물질의 제거를 위한 생물학적 공정개발

이민규* · 감상규†

부경대학교 공과대학 화학공학부
†제주대학교 해양과학대학 환경공학과

Development of biological processes for the removal of assimilable organic carbon from potable water

Min-Gyu Lee* and Sang-Kyu Kam¹

Division of Chemical Engineering, Pukyong Nat'l University, 608-739, Korea
¹Department of Environmental Engineering, Cheju Nat'l University, 690-756, Korea

Abstract

The experiments were performed using both batch and continuous column reactors. Batch biodegradation studies were performed under aerobic conditions to determine the biodegradable fraction of the natural organic matter (NOM) source. NOM source was evaluated for its biodegradability at three different UV irradiation conditions and compared to its biodegradability without UV irradiation. In continuous experiments, system operating parameters of empty bed contact time (EBCT), recycle ratio, and influent concentration affected the extent of biofiltration in the biofilters. The effluent UV_{254}/DOC ratios for the biologically active columns were consistently lower than the influent values, which indicated that the dissolved organic carbon (DOC) removed by biodegradation was not a significant part of the UV-absorbable material. The increase in UV_{254}/DOC ratio was caused by the DOC decrease across the biofilter because there was essentially no difference between the feed and effluent UV_{254} absorbance values over time. The results of this research showed that biofiltration was an effective method for removing the biodegradable fraction of NOM from water supplies.

Key words – Natural Organic Matter(NOM), biofiltration, biodegradation, DOC, Empty Bed Contact Time(EBCT)

서 론

상수원수중 존재하는 천연 유기물질(NOM: Natural Organic Matter)은 유기물질의 총체로서 일반적으로 토양내의 유기물로부터 유출되거나, 인간의 활동으로 인한 오염을 통

해 수계에 존재하게 된다. 용존성 유기탄소(DOC: Dissolved Organic Carbon)는 $0.45\mu m$ 보다 작은 유기탄소 화합물을 말하며, DOC의 주성분은 humic 물질이라고 하는 고분자 물질로서, NOM의 대부분을 차지한다. 생물체군의 퇴화 및 분해에 그 생성 근원을 가지는 humic 물질은 DOC의 약 50% 이상을 차지하고[12,16], 상수원수내 맛과 냄새로 인한 심미적 영향, 미생물 재성장으로 인한 공중 위생에 미치는 잠재적 유해성, 물의 염소처리 과정에서 THM

*To whom all correspondence should be addressed
Tel: (051) 620-1468, Fax: (051) 625-4055
E-mail: mglee@dolphin.pknu.ac.kr

(trihalomethane)과 같은 소독부산물의 전구물질 형성 등의 문제점을 유발하는 것으로 알려져 있다[10,15,17]. 또한 humic 물질은 급수과정에서 관로의 미생물 성장에 있어서 영양염으로 작용되어 관망을 부식시키는 원인물질이 되기도 하며, 수도수의 불쾌한 맛과 냄새를 유발하는 등 많은 악영향을 미치는 것으로 보고되고 있다[8,18].

Humic 물질의 제거에 대해서는 오래 전부터 수처리의 주요 관심 대상이 되어 왔으며[5], 이 humic 물질은 수처리 시 특히 지표수 처리에서 방해작용을 많이 하기 때문에 정수처리 공정에서 수중의 humic 물질과 산화과정의 상호관계를 고려해서 가장 광범위하게 연구되고 또한 실제 적용되고 있는 공정은 염소처리와 오존처리이다[2,3,6,13].

현재 국내에서 사용되고 있는 정수처리방법에는 염소처리와 물리적 화학적 처리, 여과사를 통한 응집과 침전 및 여과를 주요공정으로 하고 있다. 이러한 공정에서는 입자상 물질의 제거가 주로 일어나므로 용존성 물질의 경우에는 거의 제거가 일어나지 않는다.

합성 유기화학물질이나 trihalomethanes의 전구물질 즉, NOM을 제거하는데 있어서 GAC (granular activated carbon) 공정이 많이 활용되고 있다. 또한 NOM은 목적하는 미소 오염물질(micropollutants)를 제거하는데 있어서 활성탄을 사용할 때 활성탄의 흡착능을 저하시킬 뿐만 아니라 미생물의 성장을 촉진시키는 원인이 되기도 한다[4]. 비록 흡착법이 광범위한 유기화합물들을 제거하는데 있어 효과적인 공정으로 널리 인식되고는 있으나 GAC에 흡착된 유기화합물들이 미생물의 성장에 유용한 환경을 만들기 때문에 흡착 표면에서의 생분해(biodegradation)도 간과할 수 없다.

음용수 처리에 생물학적 공정을 활용하는데 있어서 가장 경제적인 방법은 생물학 처리 공정만을 사용하여 처리하기보다는 기존의 물리학적 단위 공정에 생물학적 처리를 더하는 병합공정이라 생각된다. Bouwer와 Crowe[1]는 부착 성장 미생물공정을 사용하여 TOC(total organic carbon)의 5~75% 제거할 수 있음을 보임으로써 TOC 제거에 생물학적 활성을 사용하는 것이 매우 경제적이라는 것을 증명해 주었다. 그러나 생물학적 활성을 지닌 GAC 공정에서 흡착과 생분해간의 상호 작용은 아직 완전히 규명되지 않고 있다. 생물막에 의한 생분해에서 NOM의 역할은 매우 중요한데, NOM은 박테리아의 대사의 기질원으로써 사용

될 수 있기 때문에 생물막의 성장을 촉진시켜 주며, 이 생물막에 의해 NOM의 농도를 더 낮출 수 있게 된다[4].

LeChevallier 등[7]은 오존 처리 공정 후에 GAC와 모래를 충전한 여과기에서 TOC 및 AOC의 제거를 EBCT의 함수로서 조사하여 TOC의 제거능이 향상됨을 보고하였으며, 최근 생물 여과 공정에 많은 관심이 주어지고 있으며 최근 연구는 운전 인자 특히 공탁접촉시간(EBCT)과 같은 운전 인자들이 유기 탄소의 제거능에 미치는 영향에 대해 집중되고 있다[9,14]. 그러나 오존으로 전처리를 하는 경우에는 생물학적 분해가 어려운 유기물을 분해가 가능한 유기물로 전환시키며, 비루스 등의 세균의 효소를 산화시키는 살균 효과도 동반한다. 오존으로 전처리를 하는 경우에 대다수 유기물이나 비루스 등에 대한 산화반응은 우수하지만 오존이 잔류하지 않음으로써 미생물이 배수시스템에서 일정조건하에서 증식하여 여러 가지 형태의 문제를 유발시킬 뿐만 아니라, 유지비가 많이 든다는 단점을 가지고 있어 오존만에 의한 최종처리는 부적합한 것으로 알려져 있다. 그러나 UV 처리법은 염소에 비하여 지속성이 떨어지긴 하지만 미생물의 살균 및 수중에 잔류하지 않는 잇점을 가지고 있다.

따라서 본 연구에서는 음용수 처리에 있어서 유기탄소의 제거수단으로써 생물여과(biofiltration) 방법을 검토하고자 하는 것으로, UV 처리를 한 NOM과 UV처리를 하지 않은 NOM을 GAC층을 통과시킬 경우에 있어서 생분해 특성을 검토하였다. 원료 NOM의 생분해 정도와 활성탄을 생물막의 매체로 사용한 연속식 운전에서의 운전 인자 특히, 공탁접촉시간(EBCT), 순환비 등과 같은 운전 인자들이 유기 탄소의 제거능에 미치는 영향에 대해 검토하고, UV 처리가 DOC 생분해에 미치는 영향을 검토하였다.

실험장치 및 방법

본 실험에 사용된 NOM 시료는 강에서 채취한 원시료를 음이온 교환 수지를 이용하여 30 g/L의 농도로 농축한 것으로 호주의 Adelaide에 위치한 Water Quality Centre (AWQC)에서 제공한 것을 사용하였다. 미생물은 호주 빅토리아주 Geelong에 위치한 Moorabool reservoir에서 채취한 원수를 멤브레인 여과장치(Millipore Corporation, Bedford, Massachusetts, Cat. No. HAWG04751)로 여과하여

멤브레인 필터에 걸러진 것을 사용하였다. 실험에 사용된 GAC(grannular activated carbon)는 호주의 빅토리아주에서 생산되는 석탄을 원료로 하여 제조된 것으로 입경이 약 1 mm의 것을 선별하여 사용하였다[10]. DO, UV₂₅₄ 및 DOC는 각각 DO meter(ATi orion Model 830)와 UV/Vis spectrometer(Unicam model UV2), TOC Instrument (Total carbon 01 Analytical has an Automatic sample injector)를 측정하였다. DOC 분석은 멤브레인 여과장치(Millipore Corporation, Bedford, Massachusetts, Cat. No. HAWG047S1)를 사용하여 전처리 한 다음 행하였으며, 오염을 방지하기 위하여 여과장치는 사용할 때마다 항상 증류수로 세척하여 사용하였다.

본 연구는 회분식과 연속식으로 나누어 수행하였다. 호기조건하에서 회분식 실험을 수행함으로써 NOM의 생분해 정도를 알아보려고 하였다. UV 처리는 Fig. 1에서 보여지는 바와 같이 먼저 저장조에 15 L의 원수를 채운다음 펌프로 60 W 용량의 UV 램프가 설치된 장치(폭 5 cm, 너비 6 cm, 높이 60 cm)내로 연속적으로 공급하고 처리된 물은 다시 저장조로 순환되게 함으로써 0, 18, 24, 30 및 48시간 동안 연속 처리한 것을 시료로 사용하였다. Table 1과 같은 조성의 nutrients를 사용하여 유기탄소가 생분해 반응에서 제한 반응이 되도록 하였다. DO의 농도는 충분히 포화시킴으로써 배양기에서 incubation 시키는 동안 호기 조건이 유지되게끔 하였다.

연속식 실험은 운전 파라미터인 원료 농도, 공압접촉시

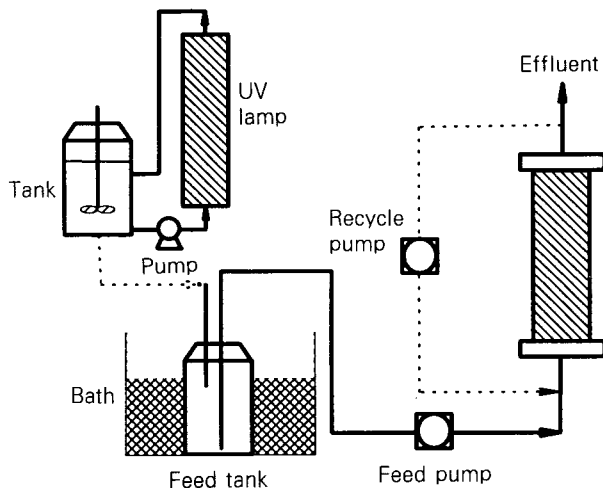


Fig. 1. Schematics of continuous experiment.

Table 1. Nutrient composition

Component	mg/L
KH ₂ PO ₄	65
K ₂ HPO ₄	215
Na ₂ HPO ₄	250
CaCl ₂ ·2H ₂ O	15
MgSO ₄	5
NH ₄ Cl	3.5

간(Empty Bed Contact Time : EBCT) 및 순환비를 변화 시켜 행함으로써 UV 처리한 NOM이 생물막 성장을 향상시키는 지와 그리고 이 NOM에 의해 성장된 생물막이 흡착 및 생분해에 의한 제거능에 미치는 영향에 대해 살펴보았다. Fig. 1에 보여지는 바와 같이 직경 2.5 cm 높이 20 cm 인 pyrex 유리관을 사용하여 직경이 약 1 mm인 GAC를 100 cm³ 채워 상향 흐름으로 운전하였으며, nutrients는 회분식과 동일하게 주입하였다. 원료의 농도는 6, 8, 10 mg/L, 체류시간(EBCT)은 10, 20, 30 min으로, 그리고 순환비를 0, 3, 10으로 변화시킴에 따른 유출수의 농도 변화를 살펴보았다.

결과 및 고찰

회분식 실험

UV 처리를 하지 않은 원시료의 미생물 접종 여부에 따른 생분해 정도를 비교 해보기 위하여 30 g/L의 농도로 농축된 NOM을 증류수로 희석하여 8 mg/L의 농도로 만든 다음 부피가 300 mL인 BOD병을 10개씩 2개조로 나누어 채운 다음 1개조는 위의 실험방법에서와 같이 멤브레인 여과기에 걸러진 미생물을 접종하고 나머지 조는 미생물을 접종하지 않았다. 이를 일정 온도로 유지된 배양기에 넣은 다음 25일 동안 일정 시간 간격으로 하나씩 끄집어내어 분석에 사용하였다.

Fig. 2는 DO 결과를 나타낸 것이다. 그림에서 보면 미생물을 접종하지 않은 경우에도 DO가 소비됨으로써 약간의 분해가 일어났는데, 이는 원 NOM 용액 중에 미생물이 일부 함유되어 있거나 또는 조작 중에 외부의 미생물이 계내에 유입됨으로 인해 분해가 일어나는 것으로 생각되었다. 그러나 이때의 분해능은 미생물을 접종한 경우에 비해 낮은데 이것은 미생물을 접종하지 않은 원 NOM 중에 함유

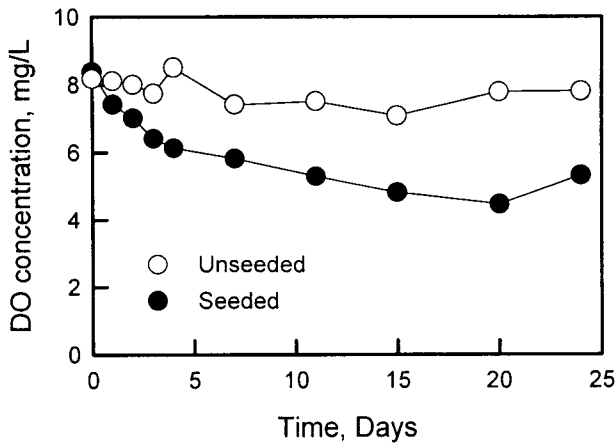


Fig. 2. Reduction in DO concentration during batch incubation of raw water.

된 미생물의 개체수가 미생물을 접종한 경우에 비해 작기 때문으로 생각되었다.

회분식 실험은 biofilter에서의 생분해 가능한 DOC의 제거 효율을 평가하는 자료를 얻기 위하여 행하여 졌다. NOM의 화학적 구성은 NOM의 생분해 정도와 속도에 영향을 미치는 주요한 인자 중의 하나이다. NOM의 화학적 구성에 대한 UV 처리의 영향은 UV 처리시간에 따른 UV₂₅₄와 DOC 변화를 비교함으로써 얻을 수 있다. UV 처리를 하게 되면 복잡한 분자구조의 NOM이 단순한 구조의 물질로 분해됨으로서 활성탄에 의한 흡착능과 미생물에 의한 분해능이 향상될 것으로 기대되어 UV 처리시간에 따른 DOC 제거능을 살펴보았다. 일정농도의 원 시료를 각각 0, 18, 24, 30, 48 시간동안 UV 처리한 다음 각 시료들의 DOC 농도를 13.5 mg/L로 일정하게 하고 미생물을 접종하여 회분식 실험을 행한 결과는 Table 2 및 Fig. 3 과 같았다. 결과로부터 NOM중의 일부 DOC는 UV 처리를 함에 의해 직접적으로 화학적 산화 반응을 일으켜 일부 유기 탄소가

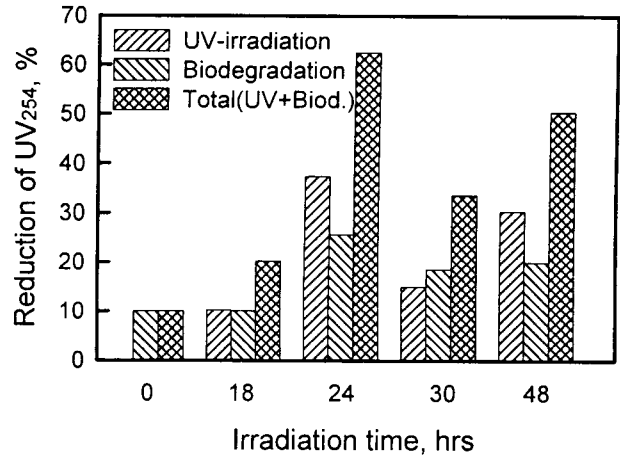


Fig. 3. Reduction percentage of UV₂₅₄ by UV-irradiation in batch biodegradation experiment.

제거됨을 알 수 있었다. 일반적으로 UV 처리 시간과 UV₂₅₄ 및 DOC의 변화량이 직선적인 상관관계를 나타낼 것으로 기대되었으나 본 실험의 경우 단순한 선형의 상관관계를 나타내지는 않았다. UV 광은 유기화합물 중에서 주로 불포화 탄소-탄소 결합에 의해 흡수되며, 미생물은 포화 유기화합물의 일부를 분해시킨다. Fig. 3에서 보여 지는 바와 같이 DOC 및 UV₂₅₄의 제거율을 살펴보면 24 시간에서 가장 높은 제거율을 보였다. 이는 UV 처리 시간이 24시간까지는 분자량이 큰 화합물에서 보다 유기물의 생분해성을 증가시키는 분자량이 작은 화합물로의 전환이 이루어졌으나 그 이상의 처리 경우에 오히려 UV₂₅₄ 및 DOC의 제거율이 낮아지는 현상은 분자량이 작은 성분의 선택적인 생분해 가능성이 예상된다.

연속식 실험

체류시간에 따른 제거능을 살펴보기 위하여 Table 3과

Table 2. DOC removal by UV-irradiation and biodegradation

Initial DOC (mg/L)	UV-irradiation time (h)	DOC after UV-irradiation (mg/L)	Removal by UV-irradiation (%)	Removal by biodegradation (%)	Total removal (%)
13.5	None	-	-	10	10
	18	12.1	10.2	10.1	20.3
	24	8.5	37.3	25.6	62.5
	30	11.5	15	18.5	33.5
	48	9.4	30.4	20	50.4

Table 3. Biofiltration condition for EBCT change

	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Bed depth (cm)	20	20	20
Feed concentration (mg/L)	8	8	8
Feed flow rate (mL/min)	10	5	2.5
EBCT (min)	9.8	19.6	39.2
Recycle ratio	0	0	0
Superficial flow velocity (m/hr)	1.2	0.6	0.3

같은 운전조건에서 연속식 실험을 행하였다. 최근 생물 여과 공정에 많은 관심이 주어지고 있으며 최근 연구는 운전 인자 특히 공압접촉시간(EBCT)와 같은 운전 인자들이 유기 탄소의 제거능에 미치는 영향에 대해 집중되고 있다. LeChevallier 등[7]은 오존 처리 공정 후에 GAC - 모래 여과기에서 TOC 및 AOC의 제거를 EBCT의 함수로서 조사하여 TOC의 제거능이 향상됨을 보고하였다. Sonheimer 와 Hubele[14]은 생물활성 GAC 여과기에서 체류시간을 5분에서 20분으로 증가시킴에 따라 DOC의 제거율이 27%에서 41%로 증가한다고 하였다. Fig. 4에서 보여지는 바와 같이 본 연구에서 EBCT를 10, 20, 40분으로 증가시킴에 따라 DOC 제거율은 30.4, 34.1, 46.1%로 증가하는 결과를 보임으로써 유사한 결과를 나타내었다.

UV₂₅₄와 DOC를 측정할 자료를 바탕으로 UV₂₅₄/DOC

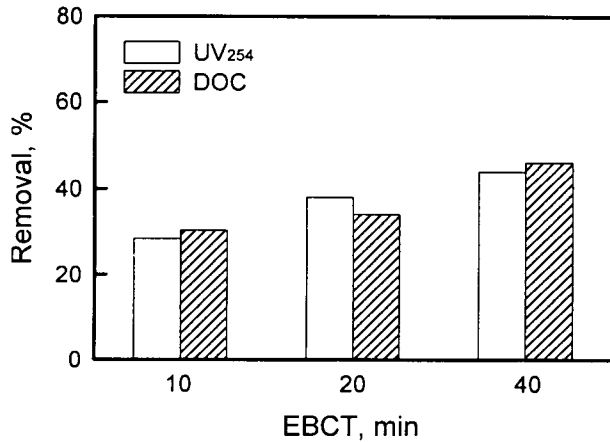


Fig. 4. Effect of EBCT on removal in biofiltration experiment.

비를 나타낼 수 있는데, 이것은 원수내 유기화합물의 포화 정도를 나타내는 지표가 된다. 이 비가 높으면 유기 탄소량당 불포화된 탄소 결합이 많음을 의미하고 NOM이 보다 복잡하고 높은 방향성을 띠고 있음을 나타낸다. 반면에 이 비가 낮으면 NOM이 포화된 지방족 탄소로 이루어져 있음을 나타내고, 유기탄소의 생분해 가능한 화합물이 많음을 의미한다.

Fig. 5는 시간에 따른 UV₂₅₄/DOC 비의 변화를 검토한 결과이다. 그림에서 보여지듯이 DOC가 생분해됨에 따라 UV₂₅₄/DOC의 비는 증가하는데, 이는 생물여과 반응기에 서 나가는 유출수에 대한 UV₂₅₄/DOC의 비가 반응기에 공급되는 원료중의 UV₂₅₄/DOC 비에 비해 증가하는 것은 생분해에 의해 제거된 DOC는 그다지 UV에 의해 흡수되는 물질이 아니라는 것을 의미한다. 또한 유출수의 UV₂₅₄/DOC 비가 증가한 것은 반응기를 통해 DOC가 감소하기 때문에 일어나는 것으로 Fig. 6에서 보여지는 바와 같이 원료와 유출수에 있어서의 UV 흡수도의 차이가 시간에 따라 그다지 크게 변하지 않기 때문이다. 이러한 결과는 시료중에 함유되어 있는 NOM은 분자량이 큰 보다 복잡한 방향족 화합물이 아니라 acetate 또는 oxalate와 같은 저분자량의 지방족 화합물이 함유되어 있으며 이들이 생분해된다는 것을 의미한다.

순환비에 따른 제거능을 살펴보기 위하여 Table 4와 같

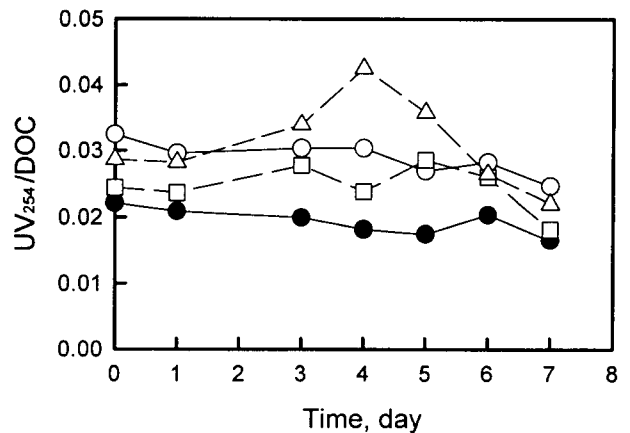


Fig. 5. Effect of biofiltration on UV₂₅₄/DOC ratio with EBCT change in biofiltration experiment.

(●: feed, ○: EBCT=10 min, □: EBCT=20 min, △: EBCT=40 min)

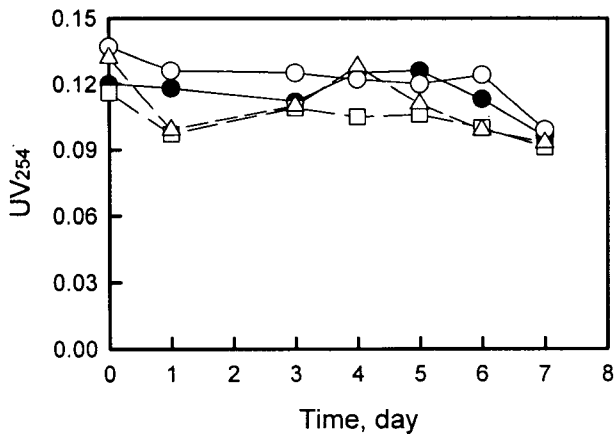


Fig. 6. Comparison of influent and effluent UV₂₅₄ with EBCT change in biofiltration experiment.
 (●: feed, ○: EBCT=10 min, □: EBCT=20 min, △: EBCT=40 min)

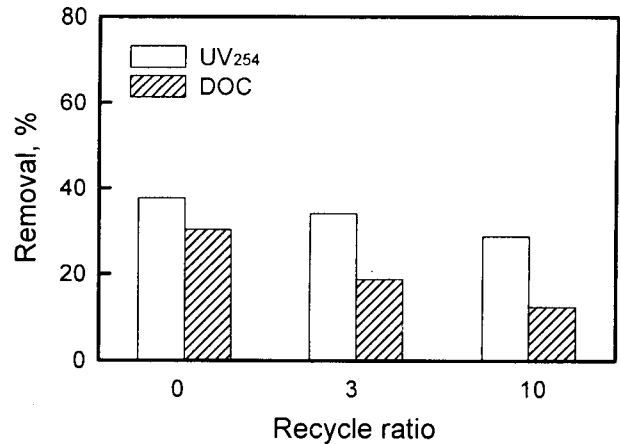


Fig. 7. Effect of recycle ratio on removal in biofiltration experiment.

Table 4. Biofiltration condition for recycle ratio change

	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Bed depth (cm)	20	20	20
Feed concentration (mg/L)	8	8	8
Feed flow rate (mL/min)	5	5	5
EBCT (min)	20	20	20
Recycle ratio	1.0	3	0
Superficial flow velocity (m/hr)	6.7	2.5	1.2

Table 5. Biofiltration condition for concentration change

	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3
Bed depth (cm)	20	20	20
Feed concentration (mg/L)	10	8	6
Feed flow rate (mL/min)	10	10	10
EBCT (min)	9.8	9.8	9.8
Recycle ratio	0	0	0
Superficial flow velocity (m/hr)	1.2	1.2	1.2

은 운전조건에서 연속식 실험을 행하였다. 3개의 반응기에 대해 EBCT, 원료의 농도, 원료의 공급유량 및 층깊이는 일정하게 하고 순환비를 달리한 실험을 행하였다. Fig. 7에서 보여 지는 것과 같이 순환비가 0, 3, 10의 비로 증가할수록 DOC와 UV₂₅₄의 제거율은 감소하는 것을 알 수 있다. 이는 순환비가 커질수록 유체의 전단응력이 커지게 되어 반응기 내 매디아에 부착된 미생물이 탈착되기 때문에 일어나는 결과로 보여졌다. 순환비가 달라짐에 따라 UV₂₅₄는 감소하는 경향이 적으나 DOC의 경우에는 순환비 영향이 상당히 큰 것으로 생각되었다.

초기 농도의 변화에 따른 제거능을 살펴보기 위하여 Table 5와 같은 운전조건에서 UV 처리를 하지 않은 원수의 농도를 6 mg/L로 한 경우와 24 시간 UV 처리한 시료의 초기 농도를 6, 8, 10 mg/L로 변화시켜 연속식 실험을

행하였다. 실험결과는 Fig. 8에 나타내었다. 그림에서 보여 지는 바와 같이 UV 처리를 하지 않은 경우(그림에서 RAW)는 UV 처리를 한 경우에 비해 제거율이 낮았으며, UV 처리한 시료의 경우는 초기 농도의 변화에 대해 제거율은 그다지 큰 차이를 보이지는 않지만 DOC의 제거는 약간 감소하는 경향을 보였다.

요 약

음용수 중의 유기탄소의 제거수단으로써 biofiltration 법의 타당성을 검토하였다. NOM에서의 생분해 가능한 분을 알아보기 위하여 행하여 졌다. UV 조사량을 3가지로 달리하였을 경우에 회분식에서의 생분해능을 검토하고, UV 광을 조사하지 않았을 경우의 생분해능과 비교하였다. 생물여과 반응기 실험의 경우에 생분해 특성을 검토한 결과

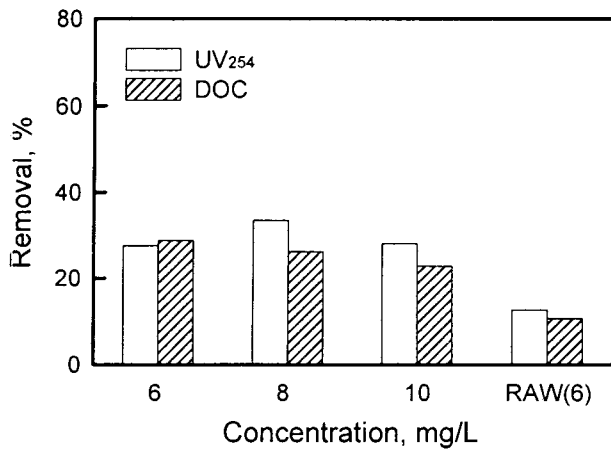


Fig. 8. Effect of influent concentration on DOC removal in biofiltration experiment.

EBCT, 순환비 및 유입 농도등과 같은 운전 파라미터들이 생물여과 반응기의 생분해능에 영향을 미침을 알 수 있었다. 생물여과 반응기의 유출수에서의 UV/DOC의 비는 반응기에 공급되는 원료중의 UV/DOC 비에 비해 증가하였으며, 이로부터 생분해에 의해 제거된 DOC는 UV에 의해 그다지 흡수되지 않는 물질임을 알 수 있었다. 본 연구를 통해 생분해 가능한 DOC의 부분을 제거하는데 있어서 생물여과공법이 효과적인 방법이라는 것을 알 수 있었으며, UV 처리와 biofiltration을 연계한 공정은 수처리 시설에서 유출수의 DOC 농도를 낮추는데 효과적인 한가지 방안으로 사료되었다.

감사의 말

본 연구는 부경대학교 학술연구비 지원을 받아 연구되었으며, 학교당국의 지원에 감사드립니다.

참고문헌

- Bouwer, E. J. and P. Crowe. 1988. Assesment of biological processes in drinking water treatment. *Jour. AWWA.* **80**(9), 82-93.
- Christmanm, R. F., D. L. Norwood, D. S. Millington, J. D. Johnson and A. A. Stevens. 1983. Identity and yields of major halogenated products of aquatic fulvic acid chlorination. *Environ. Sci. Technol.* **17**(10), 625-628.
- Collins, M. R., G. L. Amy and C. Steelink. 1986. Molecular weight distribution, carboxylic acidity, and humic substances content of aquatic organic matter: Implications for removal during water treatment. *Envir. Sci. Tech.* **20**(10), 1028-1032.
- DeWaters, J. E. and F. A. DiGiano. 1990. The influence of ozonated natural organic matter on biodegradation of a micropollutant in granular activated carbon beds. *Jour. AWWA.* **82**(8), 69-75.
- Kooji, Van der D. 1984. The growth of bacteria on organic compounds in drinking water. Ph. D. dissertation, Agricultural Univ, Wageningen, Netherlands.
- Kruithof, J. C., M. A. van der Goag and D. van der Kooy. 1989. Effect of ozonation and chlorination on humic substances in water. *American Chem. Sci.* 663-680.
- LeChevallier, M. W., W. C. Becker, P. Schorr and R. G. Lee. 1992. Evaluating the performance of biologically active rapid filters. *Jour. AWWA.* **84**(4), 136-146.
- Lee, S. H., J. T. O'Connor and S. K. Banerji. 1980. Biologically mediated corrosion and its effect on water quality in distribution system. *Jour. AWWA.* **72**(11), 636-644.
- Merlet, N., Y. Merlet, M. Prevost, R. Desjardins and G. Bablon. 1991. Removal of organic matter in BAC filters: The link between BDOC and chlorine demand. In *Proc. of the 1991 AWWA Annual Water Quality Technology Conference.* Denver, Colo.: AWWA.
- Miller, G. W. 1978. An assessment of ozone and chlorine dioxide technologies for treatment of municipal water supplies. *USEPA Report NO. EPA-600/2-78-147.*
- Othman, M. Z., F. A. Roddick and R. J. Snow. 1997. Comparative performance of Victorian brown coal based adsorbents in fixed bed columns. *AWWA 17th Federal Convention.* 373-380
- Plechanov, N. 1993. Investigation of humic substance in natural waters. In Gjessing, E. (ed.), *Aquatic and Terrestrial Humic Materials,* Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science.
- Reckhow, D. A., P. C. Singer and R. L. Malcolm. 1990. Chlorination of humic materials: Byproduct formation and chemical interpretations. *Envir. Sci. Tech.* **24**(11), 1655-1664
- Sontheimer, H. and C. Hubele. 1987. The use of ozone and granular activated carbon in drinking water treat-

- ment. In Huck, P. M. and P. Toft (eds.), *Treatment of Drinking Water for Organic Contaminants*, Pergamon Press, New York.
15. Symons, J. M., A. A. Stevens, R. M. Clark, E. E. Geldreich, O. T. Love and J. DeMarco. 1981. *Treatment Techniques for Controlling Trihalomethanes in Drinking Water*. EPA-600/2-81-156, Cincinnati, Ohio, USEPA
16. Thurman, E. M. 1985. Organic geochemistry of natural waters. Durdrecht, Netherlands: Nijhoff/Junk Publishers.
17. Thomas, A. B., J. J. Lichtenberg and R. C. Kroner. 1974. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. EPA-670/4-74-008, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
18. Tuovinen, O. H, K. S. Button, A. Vuorinen, L. Carlson, D. M. Mair and L. A. Yut. 1980. Bacterial, chemical and mineralogical characteristics of tubercles in distribution pipelines. *Jour. AWWA*. 72(11), 626-635.