

생물여과 시스템을 이용한 다성분계 휘발성 유기화합물의 분해

윤인길 · †박창호
경희대학교 화학공학과, 경희대학교 산학협력기술연구원
(접수 : 2000. 9. 1., 게재승인 : 2000. 10. 18.)

Degradation of Volatile Organic Compound Mixtures Using a Biofiltration System

In-Kil Yoon and Chang-Ho Park†

Department of Chemical Engineering and Industrial Liaison Research Institute, Kyung Hee University, Yongin-si,
Kyunggi-do 449-701, Korea

(Received : 2000. 9. 1., Accepted : 2000. 10. 18.)

A bench-scale air biofilter was evaluated for the removal of volatile organic compounds (VOCs) from a gas stream. Compost and peat were used as the biological attachment media. Biofilter operating parameters such as incoming VOCs concentrations, temperature, and packing materials were examined. After 26 days of acclimation periods, at 25°C and 45°C, the biofilter removed more than 90% of 30 to 72 mg/m³ of total VOC. After 40 days of operation, the concentrations of isoprene, toluene, and *m*-xylene were reduced to 96~99, 91~93, and 91~93% of the original concentrations. VOC removal efficiency was not affected by the temperature. The medium pH was maintained near neutral (pH 6.5~7.1). After 37 days of operation, the total bacteria count in the biofilter media increased to 1.12×10^8 cells/g of medium.

Key Words : biofilter, compost, peat, VOCs

서 론

산업의 발달과 더불어 각종 화학물질들이 여러 산업공정에서 다양한 용도로 이용되고 있다. 인체에 유해한 독성 무기·유기화합물의 유출 사고나 부적절한 매립 등에 의해 이를 물질이 환경오염을 야기하는 것으로 보고되고 있다(1). 휘발성 유기화합물인 isoprene, benzene, toluene, styrene, *m*-xylene, *o*-xylene, chloroform, TCE, DMS의 경우, 많은 양이 생산되어, 수많은 산업공정에 광범위하게 사용되고 있으며(Table 1), 연료첨가제, 도료공업, 접착제, 칠기, 냉각제, 세척제, 광택제, 잉크, 가죽공업 등에 광범위하게 사용된다(2). 최근, 직업적으로 휘발성 유기화합물(주로 toluene, xylene)에 노출될 경우 비뇨기 이상이나 장액 (serum bile acids)의 분비에 이상이 초래될 수 있다고 보고되었다(3). 특히, benzene과 isoprene은 매우 낮은 농도에 노출되어도 암을 유발하는 것으로 알려져 있으며, chloroform, dimethyl sulfide, trichloroethylene 등은 접촉이나 호흡에 의한 노출로 중추신경계의 장애, 간과

신장 등에 독성을 나타내는 것으로 알려져 있다(4,5).

이러한 물질들이 환경과 인간의 건강에 미치는 악영향과 환경오염에 대한 관심이 증대되면서 휘발성 유기화합물을 정화하는 방법이 개발되어 오고 있다. 휘발성 유기화합물의 처리는 물리·화학적 방법이나 생물학적 방법으로 제거할 수 있다. 물리·화학적 처리기법으로 수세, 흡착, 소각 (incineration)과 염소처리 (chlorination), 오존처리 (ozonation), 연소 (combustion), 활성탄을 이용하는 방법 등이 있는데 이를 방법은 오염물질을 완벽하게 제거하지 못하고 대상 물질을 단순화 한 phase에서 다른 phase로 이동시키는 것에 불과하며, 또한 많은 처리비용과 2차 오염을 유발한다.

생물학적 방법은 기존의 방법과 달리 비용이 적게드는 효율적인 처리 방법이며 또한, 미생물에 의한 분해작용의 결과 휘발성 유기화합물이 H₂O나 CO₂ 등으로 완전 분해되기 때문에 부산물에 의한 독성이 나타나지 않는다. 더욱이 생물학적 분해는 운영상의 많은 탄력성을 제공하며, 물리·화학적 과정과 함께 작용하여 오염물질을 생분해 시킨다(5). 생물여과 (biofiltration)에 널리 사용되는 매체로는 compost, peat, wood chips, soil 등이 있다. 이러한 매체들은 비용이 저렴하고 비표면적이 크며, 낮은 용적 밀도, 구조적인 보전성과 높은 공극율을 가지는 이점이 있다.

생물여과 공정은 오염된 가스를 반응기에 유입하여 고정된

†Corresponding Author : Department of Chemical Engineering, Kyung Hee University, Yongin-si, Kyunggi-do 449-701, Korea
Tel : +82-31-201-2531, Fax : +82-31-202-1946
E-mail : chpark@khu.ac.kr

Table 1. Characteristics of volatile organic compounds (VOCs) used in this study

Chemicals	Molecular Formula	Molecular weight	Boiling point(°C)	Solubility in water	Health effect, Damage/ Symptoms	Uses
Isoprene	C ₅ H ₈	68.10	34	None	nervous system disorders, liver, cancer/nausea, vomiting	na
Benzene	C ₆ H ₆	78.10	80	1.79 g/L	lung · liver · central nervous system, immune system depression, disorders, cancer/ dizziness, nausea, headache	plastics, rubber, gasoline, solvent, painting, dry cleaning, polyester
Toluene	C ₇ H ₈	92.10	110	0.52 g/L	mutation, central nervous system disorders/ headache, dizziness, memory loss, tiredness, hearing loss	paints, paint thinners, lacquers, adhesives, coatings, inks, dyes, leather tanning processes
Styrene	C ₈ H ₈	104.10	145	310 mg/L	central nervous and respiratory systems/ headaches, vomiting, nausea, tiredness	rubber, fiberglass, pipes, automobile parts, carpet backing, ion exchange resins
<i>m</i> , <i>o</i> -Xylene	C ₈ H ₁₀	106.18	137~144	0.16~0.18 g/L	adverse effect on the liver, lungs, kidney, nervous system /dizziness, confusion, headache,	printing, rubber, leather industries, cleaning agent, plastic industries, varnishes
Chloroform	CHCl ₃	119.38	62	g/100 mL	central nervous system, liver, kidneys, lung, jaundice/tiredness, dizziness, headache, vomiting,	extraction solvent (fats, oils, greases), pesticides, dyes, dry cleaning removers, and solvents
TCE (Trichloroethylene)	C ₂ HCl ₃	131.40	87	g/100 mL	central nervous system, liver, kidney/dizziness, headaches, weakness, confusion, vertigo	degreaser of metal parts, extraction solvent (fats, oils, greases), refrigerant, painter removers
DMS (Dimethyl sulfide)	C ₂ H ₆ S	62.10	37	0.6 g/100 mL	central nervous system/ unconsciousness, headache, vomiting,	na

na, not available

충진물에 형성된 미생물층을 이용하여 오염물질들을 제거하는 것이다(7,8). 미생물에 의한 유기오염물의 분해는 수분함량, 온도, pH, 대상기질의 유용성 등 많은 환경요인의 영향을 받는다. 또한, 생물여과는 오염물의 종류와 부하량, 여상매체의 종류에 영향을 받으며, 생물여과의 성공 여부는 미생물의 환경조건을 적절히 제공, 유지시키는데 있다(8). 생물여과법으로 휘발성 유기화합물을 제거하기 위해 퇴비(9), peat(10)를 여상매체로 이용한 문헌보고가 있다. 또한, Aliphatic, pentane, hexane과 같은 휘발성의 화합물도 생물여과법을 통하여 효율적인 제거가 가능하며, 또한 넓은 범위의 대상물질 혼합체를 생물여과법에 적용할 수 있다. 생물여과기를 이용한 악취 및 휘발성 유기화합물의 제거는 유럽과 일본을 중심으로 활발히 개발되어 상품화되고 있는 바, 생물여과기의 휘발성 유기오염물질 제거 기작 과학 및 우수 여과기 개발은 관련 상품의 수입대체 효과 및 관련산업의 국제 경쟁력 강화를 위해 시급한 상황이다.

따라서, 본 연구의 목적은 생물여과 반응기내 환경조건의 최적화를 통해 호기성 미생물에 의한 휘발성 유기화합물 분해를 활성화시키는 것이다. 본 연구에서는 실험실 규모의 생물여과기를 이용한 휘발성 유기화합물의 호기성 분해와 분해 특성을 비교하고, 여상매체의 종류, 오염물질의 유속과 농도 등이 휘발성 유기화합물의 분해에 미치는 영향을 분석하였다.

재료 및 방법

미생물 균체 채취 및 접종

미생물 균체는 낙동강 하구 장림천에서 채취하였다. 장림천은 주위의 장림공단에서 각종 오염물질과 도시권의 생활 하수가 유입되는 지역이다. 시료는 유리병에 담아 운반 도중 공기와의 접촉을 차단하였으며, 실험 전까지 4°C 암소에 보관하였다.

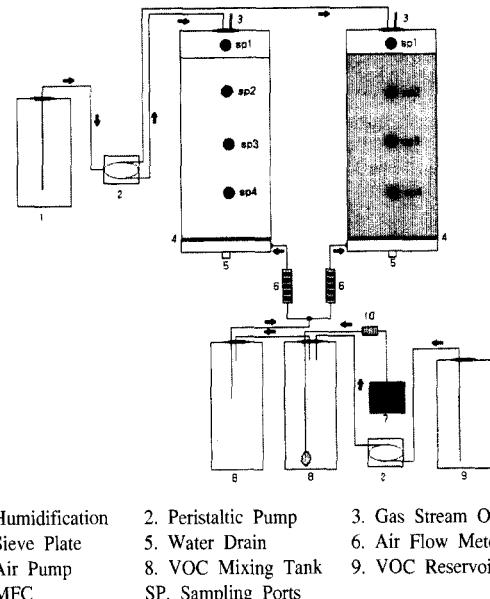


Figure 1. Schematic diagram of the biofilter system (not to scale).

관하였다. 채취 균체 (200 g)와 멸균된 증류수 (600 mL)를 혼합한 후 30분 방치하여 상등액 40 mL를 멸균된 주사기를 사용하여 각 생물여과 매체에 접종하였다.

세균수 측정

총세균수는 시료를 formalin (3% v/v)으로 고정시킨 후, 일정량을 Acridine Orange로 염색하고 polycarbonate membrane (Nuclepore Co, 0.2 μm pore size, φ 25 mm)으로 여과하여 형광현미경 (Olympus, BH-2)으로 시료 당 20~30 field 씩 관찰하

여 측정하였다(11).

칼럼 반응기를 이용한 휘발성 유기화합물의 분해

생물여과시스템은 주입기, 유량계, 휘발성 유기화합물 저장소, humidification chamber, 생물여과 매체칼럼으로 구성되어 있다(Figure 1). 원통형의 아크릴 (ϕ 5.6 cm \times L 62 cm)로 제작한 칼럼에 매체 (V, 981 cm³)가 균일하게 혼합된 compost (Kellogg's, Co)와 peat를 채워 사용하였다. Mass flow controller (Tyran, Co)를 사용하여 휘발성 유기화합물 일정량을 칼럼하부로부터 생물여과기에 주입하였다. 생물여과기 매체에 유기화합물가스가 균일하게 공급되기 위하여 가스 유입부분에 일정한 공극을 가진 sieve plate를 설치하였다. 칼럼을 따라 4개의 시료 채취구를 설치하였다(sp1, sp2, sp3, sp4). 휘발성 유기화합물용액 중에 membrane (0.2 μm pore size)으로 여과된 air를 주입하여 가스 상태로 만들어진 각 휘발성 유기화합물 성분들이 생물여과기로 이송되었다. 가스의 유량은 0.015 m³/h으로, 생물여과기의 가스체류시간(empty bed residence time)은 3.9 min으로 고정하여 운전하였다. 생물여과의 성공적인 운영을 위해서 pH, 온도와 같은 물리적 매개변수를 고려하였다. pH는 시간당 2 mL의 완충용액 (KH_2PO_4)을 공급하여 6.7~7.2로 유지하였고, 배양온도는 25°C($\pm 2^\circ\text{C}$)와 45°C($\pm 2^\circ\text{C}$)로 설정하여 운전하였다. 매체내의 초기 수분함량은 61%이었으며 수분함량은 생물여과 매체를 105°C에서 12시간 건조시킨 후 중량 차이에 의해 함수율을 구하였다(12).

휘발성 유기화합물 분석방법

생물여과기의 유입구와 유출구의 headspace에 존재하는 휘

발성 유기화합물의 양을 측정하여 농도의 차로 분해율(%)을 나타내었다. 휘발성 유기화합물의 농도는 250 μl gas-tight syringe (Hamilton, Co)로 100 μl headspace gas를 취하여 Gas Chromatography (HP 5890 Series II)로 분석하였다. 시료의 분석은 Aldrich Co.에서 구입한 isoprene, Dimethyl sulfide (DMS), chloroform, benzene, Trichloroethylene (TCE), toluene, m-xylene, o-xylene, styrene을 표준시료로 하여 나타난 결과와 비교하여 분석하였다. 사용한 column은 Ultra-I capillary column (50 m \times 0.32 mm \times 0.17 μm film thickness, HP)이었다. Carrier gas는 질소 (99.999%)를 사용하였다. 시료 분석조건으로 주입구 온도는 200°C로 유지하였고, 50:1로 확석되어 column 으로 들어가게 하였다. 검출기는 Flame Ionization Detector (FID)를 사용하였으며, 온도를 250°C로 유지하였고, 오븐 온도는 초기 30°C로 3분간 유지하고 10°C/min으로 100°C까지 상승되도록 하였다. 시료의 정성 분석은 머무름 시간 (retention time)을 이용하였다. 정량 분석은 피크 면적 (peak area)을 측정하여 HP 3398A program을 이용하여 분석하였다.

결과 및 고찰

수분함량과 pH

생물여과기의 운전초기와 운전 40일 후의 수분함량과 pH의 수직 분포는 Figure 2에 나타낸 바와 같다. 생물여과 매체의 수분함량과 pH는 생물여과 운영에 가장 중요한 매개변수이다. 생물여과에 수분함량이 높은 경우 역 압력이 높아져 가스 체류시간이 길어진다(13). 생물여과기의 수분함량이 낮은 경우 휘발성 유기화합물을 분해하는 미생물의 활성저하 (deactivation)와 가스 체류시간이 짧아지는 문제점들이 발생한다. 이러한 문제점들을 극복하기 위한 방법들로는 온도를 증가시키거나, 가스흐름에 의한 수분운반 용량을 증가시킨다. 생물여과기의 최적 수분함량은 60%로 알려져 있다(8). 본 연구에서는 수분함량이 운전초기 61%로 유지되었으며, 40여일 운전 후 57~67%로 나타났다. 충진물의 종류(peat, compost)에 따른 수분함량의 차이는 나타나지 않았으며 생물여과기 아래로 갈수록 수분함량이 높아지는 경향을 나타내어 상층 (sp1)에서의 수분함량보다 하층 (sp4)에서 7~10% 정도 높았다.

생물여과기의 매체의 pH는 상층 (sp1)과 하층 (sp4)에서 각각 6.7, 6.9이었으며 초기 pH (7.1)보다 다소 감소하였다(Figure 2). Muller 등 (14)에 의하면 생물여과를 통한 화합물의 생물학적 분해 시 최종 부산물들에 의해 여상이 산성화되어 미생물들의 활성에 영향을 끼쳐 결국 화합물의 분해를 저해시키기 때문에 pH를 일정하게 유지시켜야한다고 보고되었다. 본 실험의 경우 pH 완충용액의 공급을 통하여 pH를 크게 저하시키지 않았다.

생물여과에 의한 Isoprene 농도변화

1~2일 간격으로 isoprene 유입농도와 유출농도를 측정한 결과, 배양 초기 3~4주 동안 농도 변화가 많지 않는 적응기 (acclimation period)가 나타났으며, 4주 경과 후, isoprene의 분해효율이 90% 이상으로 증가하였다(Figure 3). 3~4주의 적응기는 미생물 자체가 이를 화합물에 대한 분해능을 얻는데 소요되는 기간이다(15). 이 기간동안 새로운 물질을 분해하기

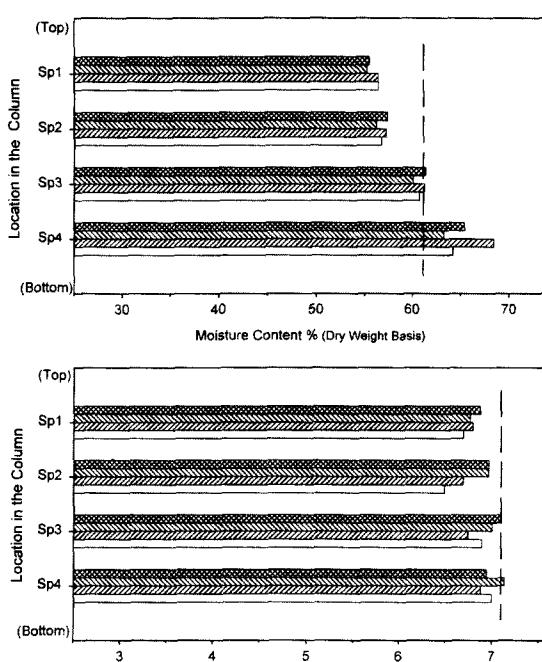


Figure 2. Moisture content and pH in biofilter media 40 days after system start up.

■ Peat 25°C ■ Peat 45°C ■ Compost 25°C
▨ Compost 45°C - - - Initial Moisture Content and pH

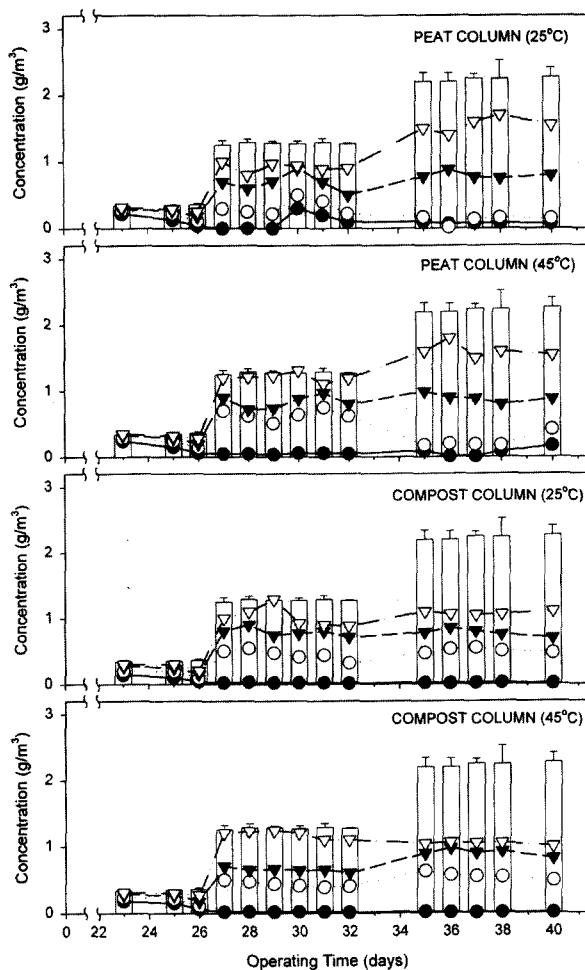


Figure 3. Profiles of isoprene concentration along the column.

Inlet Conc. □—●—Out. Conc. at Sp1. ○—○—Out. Conc. at Sp2.
 —▼—Out. Conc. at Sp3. ▽—▽—Out. Conc. at Sp4.

위한 효소가 유도(induction)되거나, 인공 화합물 분해를 위한 미생물의 유전적인 변화와 돌연변이, 미생물 개체수의 변화가 일어난다(16). 그러나 적응기에 미치는 많은 요인들을 정확히 이해하여 모든 무기·유기화합물의 분해를 촉진시켜 생물여과기에 적용시키는 것은 쉽지 않다. 따라서 현장 생물여과기에 생물학적분해를 적용시키기 위해서는 실험실 조건에서부터 적응기에 미치는 영향들을 신중히 고려하여야만 한다.

Peat와 compost의 유출농도는 각각 0.07~1.3, 0.02~1.0 mg/m³으로 충진물에 따른 제거효율의 차이는 거의 나타나지 않았다. 칼럼의 하층(sp4)에서 상층(sp1)으로 갈수록 유출농도가 낮아져 분해효율이 높아짐을 보였다(Figure 3). Lesson과 Winder(8)의 온도변화에 따른 연구결과는 22°C와 30°C 사이에서 휘발성 유기화합물이 가장 많이 분해되어 미생물의 활성적인 온도 범위는 22~40°C로 나타났으며, 온도가 증가하면 반응율과 확산률은 증가하지만, 화합물 분해가 저해된다고 보고되었다. 그러나 본 실험의 결과, 25°C 조건에서뿐만 아니라 45°C 조건에서도 높은 분해효율이 나타나 높은 온도(45°C)에서도 휘발성 유기화합물의 분해가 가능함을 시사하였으며 생물여과시스템이 현장의 고온 조건에서 효과적으로 사용될 수 있는 가능성은 보여주었다.

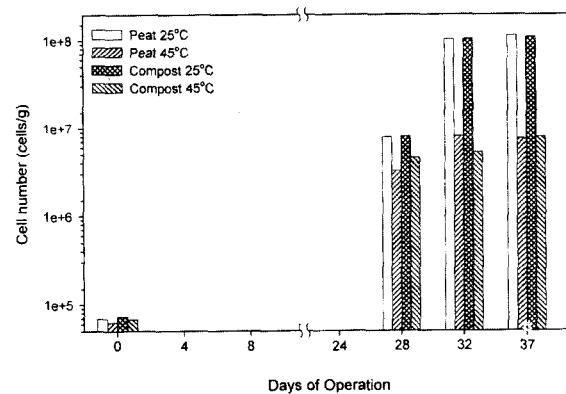


Figure 4. Effect of packing material and temperature on the number of bacteria in the biofilter.

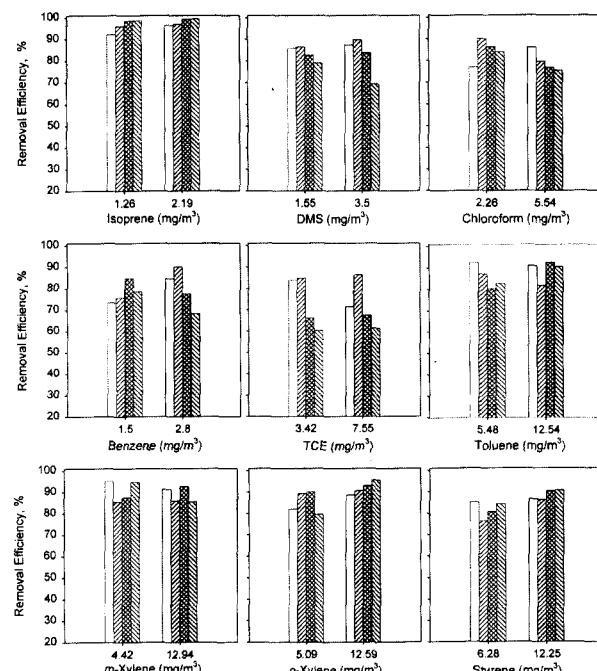


Figure 5. Performance of peat and compost columns for the removal of individual VOCs.

□ Peat 25°C ■ Peat 45°C △△△ Compost 25°C ▨▨▨ Compost 45°C
 The two numbers in the x-axis are average inlet concentrations of each VOC.

총세균수

칼럼에 충진된 peat와 compost내의 총세균수는 조업시간이 경과함에 따라 증가하였다(Figure 4). 초기 총세균의 개체수는 $6.2 \times 10^4 \sim 7.3 \times 10^4$ cell/g로, 매체나 온도의 영향이 크지 않았다. 총세균수는 37일 경과 후 peat 칼럼 25°C의 조건에서 1.12×10^8 cells/g로 최고치를 기록하였으며, 45°C 온도조건에서는 7.85×10^6 cells/g로 나타났다. Sabine과 Kathleen (17)에 의하면 다행방향족 탄화수소가 90% 정도 분해되었을 때 미생물 개체수는 10^6 CFUs/mL (0일 배양)에서 10^8 CFUs/mL (20일 배양)로 증가하였다. 본 연구결과도 36일 운영 후 초기 미생물 개체수보다 100배 이상 증가하였으며, 총세균 개체수의 증가에 따라 휘발성 유기화합물의 제거효율이 증가하였다 (Figure 3,4). 일반적으로 미생물 개체수가 증가함에 따라 오

염불의 분해정도가 증가함을 알 수 있으며, 이러한 결과로 미루어 볼 때 휘발성 유기화합물의 분해력 향상은 많은 원인 중 생물학적 변화의 영향으로 사료된다.

휘발성 유기화합물 분해 비교

휘발성 유기화합물의 평균 유입농도를 변화시켜 각 화합물의 분해효율을 비교하였다(Figure 5). 각 성분의 평균 유입농도는 몇 가지 물리·화학적 성질중 용해도와 휘발성, gas chromatography (GC)분석에 있어서 검출기(FID)의 선택적 감응도에 의하여 휘발성 유기화합물의 초기농도를 결정하였다. 적응기 후 40일까지 peat와 compost 칼럼에 의한 isoprene과 *m*-xylene, toluene의 분해율은 각각 92~96, 86~95, 82~92% 이었다. Chloroform과 TCE는 평균 유입농도가 각각 2.26, 3.42 mg/m³일 때 각각 77~90, 60~85% 정도의 분해효율을 유지하였다. Benzene, toluene, *m*-xylene의 성분별 분해속도는 *m*-xylene이 가장 빠른 분해능을 (85~95%) 나타냈으며, toluene (81~93%), benzene (70~90%) 순서로 분해되어 Hutchins (17)의 보고와 동일한 양상을 보였다. 이러한 분해속도의 차이는 물질의 화학적 특성과 동조대사(comatabolism), 화합물과 화합물이 호기성 분해 동안 기질로서의 상호작용에 의해 분해를 촉진하거나 억제하는 현상의 결과로 사료된다(19). Todds 등 (20)의 보고에 의하면 화합물의 분해도는 hydrogen sulfide > aromatics > aldehydes, ketone > chlorinated hydrocarbons 순으로 낮은 분자량, 높은 용해도, 덜 복잡한 구조를 가진 물질의 분해도가 높았다. 본 연구에서도 isoprene이 분해효율이 가장 높았으며, TCE와 chloroform의 분해율이 낮은 결과가 나타났다. Peat와 compost칼럼에 총 휘발성 유기화합물의 총 유입부하를 1104에서 2544 g/m³ · d로 증가시켜 운전(27~40 일)한 결과 휘발성 유기화합물의 제거효율은 960~2280 g/m³ · d(분해효율 >90%)로서 유입농도가 증가하여도 효율적인 처리가 가능함을 보였다. 이상의 휘발성 유기화합물 중 일부는 심각한 환경문제를 야기시키므로 이를 휘발성 유기화합물을 완전 제거하거나 최소화시킬 수 있다면 생물학적 분해시스템은 안정성과 경제적 측면에서 매우 바람직하겠다. 본 연구 결과는 미생물을 이용한 생물여과법이 효과적인 처리 공정임을 보여주었고 혼합된 휘발성 유기화합물이 존재하더라도 그 성분을 동시에 분해할 수 있다는 결과를 보여 주었다.

요약

소규모의 생물여과기에 compost와 peat를 생물학적 충진물로 사용하여 기체상태로 만들어진 휘발성 유기화합물의 제거를 평가하였다. 휘발성 유기화합물의 유입농도 변화, 온도변화, 여상매체 등을 생물여과의 운영 매개변수로 고려하였다. 26일 정도의 적응기가 소요되었고, 25°C와 45°C에서 휘발성 유기화합물 총유입농도를 30에서 72 mg/m³으로 증가시켜도 90%이상 제거되었다. 40여일 생물여과기를 운영 후, isoprene은 96~99%, toluene은 91~93%, *m*-xylene은 91~93% 분해되었다. 온도의 변화 (25°C와 45°C)는 휘발성 유기화합물의 제거에 영향을 미치지 못했다. 생물여과기 매체의 pH는 6.5에서 7 정도로 안정하게 유지되었다. 생물여과기 운영 36일 후, 총세균의 개체수가 1.12×10^8 cells/g로 증가하여 휘발성

유기화합물의 분해에 따라 총세균의 개체수가 증가하는 것으로 나타났다.

감사

본 연구는 한국학술진흥재단의 중점연구소지원으로 수행되었으며 이에 감사 드립니다(99-005-E00024).

REFERENCES

1. Reinhard, M., N. L. Goodman, and J. F. Barker (1984), Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes. *Envir. Sci. Technol.* 18, 953-961.
2. Martin, H. A., S. Keuning, and D. B. Janssen (1998), Handbook on Biodegradation and biological treatment of hazardous organic compounds, 2nd ed., p189, Academic Press, Dordrecht.
3. Franco, G., G. Santagostino, M. Lorena, and M. Imbriani (1989), Conjugated serum bile acid concentrations in workers exposed to low doses of toluene and xylene, *Br. J. Ind. Med.* 46, 141-142.
4. Fishbein, L (1985), An overview of environmental and toxicological aspects of aromatic hydrocarbons, *Sci. Total Environ.* 42, 267-288.
5. Sittig, M (1985), Handbook of toxic and hazardous chemicals and carcinogens, 2nd ed., p868-870. Noyes Pub., Park Ridge, N. J.
6. Gómez-Lahoz, C., J. M. Rodriguez-Maroto, and D. J. Wilson (1994), Biodegradation phenomena during soil vapor extraction, *Sci. Technol.* 29, 429-463.
7. Deshusses, M. A., G. Hamer, and I. J. Dunn (1995), Behavior of biofilters for waste air biotreatment, *Envir. Sci. Technol.* 29, 1048-1058.
8. Leson, G., and A. M. Winer (1991), Biofiltration: an innovative air pollution control technology for VOC emissions, *J. Air Waste Mgmt. Assn.* 41, 1045-1054.
9. Corsi, R. L., and L. Seed (1995), Biofiltration of BTEX: media, substrate, and loading effects, *Envir. Progress.* 14, 151-158.
10. Kiared, K., L. Bibeau, and R. Brzezinski (1996), Biological elimination of VOCs in biofilter, *Envir. Progress.* 15, 148-152.
11. Hobbie, J. E., R. J. Daley, and S. Jasper (1977), Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy, *Appl. Envir. Microbiol.* 33, 1225- 1228.
12. APHA (1992), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., APHA, AWWA, WPCF, Washington D.C.
13. Swanson, W. J., and C. L. Raymond, (1997), Biofiltration : Fundamentals, design and operations principles, and applications. *J. Envir. Eng.* 54, 538-546.
14. Mueller, J. C (1988), Biofiltration of gases a mature technology for control of a wide range of air pollutants, British Columbia Res. Corp., Vancouver, B. C., Canada, p1-22.
15. Lewis, D. L., H. P. Kolling, and Hodson (1986), Nutrient limitation and adaptation of microbial populations of chemical transformations, *Appl. Envir. Microbiol.* 51, 598-603.
16. Spain, J. C., P. H. Pritchard, and A. W. Bourquin (1980),

- Effects of adaptation on biodegradation rates in sediment/water cores from estuarine and freshwater environments, *Appl. Environ. Microbiol.* 40, 726-734.
17. Sabine, E. A., and J. M. Kathleen (1996), Effects of substrate mineralogy on the biodegradability of fuel components, *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 1883-1893.
18. Hutchins, S. R., G. W. Sewell, D. A. Kovacs, and G. A. Smith (1991), Biodegradation of aromatic hydrocarbons by aquifer microorganisms under denitrifying conditions, *Environ. Sci. Technol.* 25, 68-76.
19. Alvarez, J. J., and T. M. Vogel (1991), Substrate interaction of benzene, toluene, *para*-xylene during microbial degradation by pure cultures and mixed culture aquifer slurries, *Appl. Environ. Microbiol.* 57, 2981-2985.
20. Todd, S. W., J. S. Devinny, E. M. Torres, and S. S. Basrai (1996), Biofiltration of odors, toxic and volatile organic compounds from public owned treatment works, *Environ. Progress.* 15, 141-147.