

하수관거에 퇴적된 유기물에 의한 악취 발생과 산화전리시스템을 이용한 악취 저감

Odor Emission from Sediments in Sewer Systems and Odor Removal using an Electrolytic Oxidation Process

안 해 영 · 신 승 규 · 송 지 현*

세종대학교 건설환경공학과

(2011년 10월 25일 접수, 2011년 12월 1일 수정, 2011년 12월 1일 채택)

HaeYoung Ahn, SeungKyu Shin and JiHyeon Song*

Department of Civil and Environmental Engineering, Sejong University

(Received 25 October 2011, revised 1 December 2011, accepted 1 December 2011)

Abstract

Odor emission from domestic sewer systems has become a serious environmental problem. An investigation on a sewer manhole revealed that anaerobic decay of sediment organic matters (SOMs) and related declines of oxidation reduction potential (ORP) in the sediment layer were the main reason of the production of volatile sulfur compounds. In addition, as the anaerobic decaying period continued, the odor intensity rapidly increased with increasing concentrations of H₂S and dimethyl sulfide. As a feasible method to control SOMs and to minimize odor emission potentials, an electrolytic oxidation process has been employed to the sediment sludge phase. In this study, voltages applied to the electrolytic oxidation process were varied as a main system parameter, and its effects on odor removal efficiencies and reaction characteristics were investigated. At the applied voltages greater than 20 V, the system efficiently oxidized the organic matter, and the ORP in the sludge phase increased rapidly. As a consequence, the removal efficiency of hydrogen sulfide was found to be >99% within 60 minutes of the electrolytic oxidation. Overall, the electrolytic oxidation process can be an alternative to control odor emission from sewer systems, and a threshold input energy needs to be determined to achieve effective operation of the process.

Key words : Sewer sediments, Electrolytic oxidation, Odor emission, Odor potential, Oxidation reduction potential

1. 서 론

최근 삶의 질 향상에 대한 요구와 함께 국민들의

악취 문제에 대한 인식이 변화하고 있다. 기존에는 산업단지, 축산시설, 혐오시설 주변의 악취가 환경문제로 대두되었으나, 최근에는 도심 지역의 생활 악취에 대한 관심도 급증하고 있다. 환경부가 파악한 악취 민원 현황에 따르면 2001년 전체 2,730건에서 2010년 전체 7,247건으로 악취 민원수가 지속적으로 증가하

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)2-3408-3819, E-mail : songjh@sejong.ac.kr

였으며, 지정된 악취 관리지역 밖에서 제기된 민원 또한 지난 10년간 약 500% 증가한 것으로 나타났다(환경부, 2010). 이중 원인 불명의 악취 민원은 전체 민원의 10% 이상을 차지하여 악취 관리를 어렵게 하고 있다. 이러한 원인 불명 악취는 도심지의 생활 폐기물(Jeon *et al.*, 2006), 음식폐기물뿐만 아니라 맨홀 및 우수받이와 같은 기초환경시설물에서 발생하기도 한다(Lee and Kang, 2007a). 특히 기초환경시설물은 구조, 유량 및 기상 조건에 따라 악취물질 배출량과 강도가 크게 달라지며(Choi *et al.*, 2008), 이에 따라 악취 관리도 어려운 특성을 나타낸다.

도시 전역에 산재되어 있는 맨홀 및 우수받이와 같은 기초환경시설물 내부에는 고형물과 유기물이 상존하며, 하수 유량이 적거나 관거 구배가 작은 경우 퇴적물이 쌓여 악취 유발원으로 작용한다(이준연 등, 2009). 특히 관거 또는 맨홀 내의 온도가 상승하고 산소 공급이 부족해지면, 퇴적된 유기물이 낮은 산화환원전위(oxidation reduction potential, ORP)인 혐기상태에 도달하여 혐기성 미생물에 의해 악취물질이 생성된다(Satoh *et al.*, 2009). 따라서 기초환경시설물에서 생성되는 악취물질은 유기성 퇴적물이 축적될 수 있는 위치에서 집중적으로 발생하며, 악취 농도와 발생량은 온도와 유량 조건, 퇴적물의 부패 정도에 따라 큰 폭으로 변동한다(Lee and Kang, 2007b).

맨홀 및 하수관거에서 발생하는 다양한 악취물질 중, 주요 성분인 휘발성 황화합물(volatile sulfur compounds)은 최소 감지농도가 작아 낮은 농도에서도 심한 악취 강도를 나타낸다(Higgins *et al.*, 2006). VSCs는 맨홀 및 하수관거 등에 서식하는 황산염 환원 박테리아(sulfate reducing bacteria)에 의해 황산염 이온이 환원되면서 생성되는 것으로 알려져 있다(Lomans *et al.*, 2002). 하수에 다량 포함되어 있는 황산염은 혐기성 조건에서 황산염 환원 박테리아에 의해 혐기성 소화과정을 거쳐 황화수소로 환원된다. 액상의 황화수소는 pH에 따라 악취형태로 발생되기도 하고 미생물에 의해 메틸화(methylation) 반응을 통해 methyl mercaptan(MM), dimethyl sulfide(DMS)로 전환되어 악취를 유발하기도 한다.

하수관거 및 맨홀 같은 기초환경시설물의 악취 관리 방안으로 시설 내부의 악취가 대기 중으로 확산되는 것을 차단하는 밀폐형 맨홀 뚜껑 설치, 차염소 산나트륨(NaOCl) 용액 등의 산화제 살포(이현주 등,

2011), 미생물 제제 또는 화학 탈취제 주입(박상진 등, 2010) 등의 방법이 있다. 산화제 및 탈취제를 살포하는 방식의 경우 악취 제어 효과가 높고 관리가 간편하나, 사용량이 과다한 경우 경제적인 부담이 있으며 지속 시간이 짧고 근본적인 악취 원인을 제거하기 어렵다는 단점이 있다. 따라서 기초환경시설물에서 발생하는 악취를 보다 효과적이고 지속적으로 제어할 수 있는 새로운 기술이 필요한 실정이다.

본 연구에서는 전기화학 반응의 산화전리 시스템을 기초환경시설물에서 발생하는 악취 및 악취 전구물질의 제어에 적용하고자 하였다. 산화전리수는 예로부터 소독 및 세척 등에 많이 사용되어 온 기술로 과채류의 세척작업(Jeong *et al.*, 2005) 또는 염색 폐수에 함유된 유기물 제거 등에 사용되고 있다(Chung, 2007). 뿐만 아니라 고도 폐수처리 분야에서는 물의 전기분해 한 후 생성되는 차염소산을 이용하여 난분해성 물질을 제거하는 사례도 보고되고 있다. 이러한 산화전리수는 산화력이 강하며, 잔류물이 적어 2차 오염의 위험도가 낮고, 계절에 따른 처리 효율의 변동이 적은 장점이 있다(Shin, 2009). 일반적인 산화전리수 사용 방법은 독립적인 전기분해 반응조를 이용해 다량의 산화제 성분을 외부에서 생산하여 살포하거나(Jang and Park, 2008), 전기분해 반응조에 오염 물질을 통과시키는 방식을 이용한 사례도 있다(Yu *et al.*, 2003). 전기분해 반응기의 양 극판에 전위차를 걸어주면 액상의 염소이온이 양극에서 차아염소산으로 변환되며(Shin, 2011; Szpyrkowicz *et al.*, 2001; Rudolf *et al.*, 1995), 생성된 산화제에 의해 악취 및 악취전구물질이 간접 산화된다.

본 연구의 목적은 (1) 실제 맨홀 등의 기초환경시설물에서 발생하는 악취 발생 특성을 파악하고, (2) 생활 악취 관리방안으로 산화전리 시스템의 적용 가능성을 평가하고자 하였다. 1차적으로 실제 맨홀에서 채취한 퇴적 유기물의 화학적 특성 변화와 악취발생량과의 관계를 정량화 하였다. 또한 산화전리 시스템을 혐기성 부패가 진행 중인 퇴적유기물 혼합액에 적용하여 황계열 악취와 악취전구물질의 농도변화를 파악하고 제거효율을 확인하였다. 본 연구에서 적용한 산화전리 시스템에서는 선택투과성 분리막이나 추가적인 전해질의 첨가 없이 하수에 자체 포함된 전해질만으로 전기분해수를 생성시켜, 기초환경시설물에서 쉽게 적용 및 운영되도록 하였다.

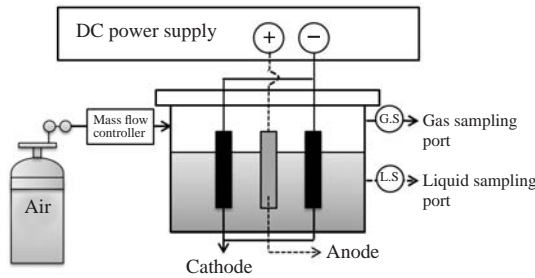


Fig. 1. Schematics of the electrolytic oxidation system.

2. 연구방법

2.1 하수관거 맨홀의 퇴적물과 악취발생 조사

실제 악취가 발생하고 있는 맨홀의 악취 성상을 확인하기 위하여 서울시 소재 주택가 맨홀을 대상으로 퇴적물 축적과 악취발생 특성을 조사하였다. 악취가 상대적으로 심하게 발생하는 맨홀을 선정하여 2010년 4월과 10월 두 차례에 걸쳐 액상과 퇴적물, 기상 시료를 채취하였으며, 시료 채취일은 10 mm 수준의 강우가 있는 후 4일 후로 결정하였다. 시료 채취 당일의 온도는 각각 23°C와 22°C였다.

실제 하수관거 맨홀에서 채취한 퇴적 혼합물의 악취 발생 포텐셜을 확인하기 위하여, 10월에 채취한 시료(맨홀 퇴적층과 상층수 일부)를 혼합하여 1.0 L를 부피 1.5 L의 밀폐된 반응기 넣고 악취발생 농도를 측정하였다. 실제 퇴적물 혼합액이 담겨진 반응기는 정제된 상태로 25°C 항온실에 보관하면서 4일간 부패를 진행시켰으며, 1일, 2일, 4일 후의 산화환원전위 및 유기물의 농도와 황화합물 농도를 분석하였다.

2.2 산화전리 시스템 구성 및 인공 퇴적물 혼합액의 제조

본 연구에서 적용한 산화전리 시스템은 그림 1에 도식화하였으며, 전해질의 선택적 이동을 위한 극판 사이 격막(ion-selective membrane)이 없는 방식으로 양극(anode)의 산화반응과 음극(cathode)의 환원반응이 일어나 액상이 혼합되었다. 전기반응에 의한 금속성분 감량과 용출을 최소화하기 위해 이산화이리듐(IrO₂)을 도금한 티타늄(Ti)을 양극으로 사용하였으며, 음극은 스테인리스 스틸(stainless steel)을 극판

Table 1. Chemical properties of synthetic sediment sludge used in this study.

Parameters	Values
pH	7.1
COD (mg/L)	479.4
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	13.4
NH ₄ ⁺ (mg/L)	4.8
Sediment ORP (mV)	-240 ± 10

으로 사용하였다. 양 극판의 크기는 60 mm × 100 mm × 1 mm이었으며, 반응조 내부에 양극, 음극, 양극 형태로 총 3개를 배치하여 실험을 진행하였다. 반응조의 전체 부피는 2.4 L이고, 발생하는 악취 평가를 위한 반응조 내 상부공간(headspace)을 제외한 액상 부피는 1.4 L로 유지하였다. 발생하는 악취의 정량적 평가를 위해 반응조 내부로 0.2 L/min의 공기를 유입시키며 시간에 따라 기상 물질 농도를 분석하였다. 이와 함께 산화전리 시스템의 중요 변수인 전압에 따른 영향을 확인하기 위해 직류 형태 전원공급기(DC power supply)를 이용하여 10, 20, 30 V로 변화를 주며 2시간 동안 실험을 진행하였다.

산화전리 시스템 실험에 사용한 퇴적물 혼합액은, 실제 맨홀 시료의 화학적 성상을 토대로 건조시킨 부엽토를 사용하여 인공적으로 모사하였다. 실험용 혼합액은 정원용 부엽토를 분쇄기로 갈아서 입자를 고르게 유지한 후 10% (w/v) 농도로 증류수와 혼합하여 제조하였다. 액상 황화합물의 농도는 Na₂S를 이용하여 조절하였으며 인공 퇴적물 혼합액의 성상을 표 1에 나타내었다.

2.3 분석방법

맨홀과 산화전리 시스템의 유기물 및 악취 제어 성능을 확인하기 위해 액상 산화환원전위(ORP), 총 유기물농도(COD), 부유물질농도(SS), 기상의 H₂S와 DMS 농도를 측정하였다. 액상 산화환원전위는 ORP meter (Istek, Korea)를 이용하여 측정하였다. 액상의 유기물 COD는 Standard Method에 기초한 중크롬산법으로 측정하였으며, SS는 GF/C 필터(Whatman®)를 이용하여 걸러진 유기물을 105°C의 오븐에서 두 시간 건조 후 측정하였다. 황산이온(SO₄²⁻) 농도는 Ion chromatography (Metrohm, Switzerland)를 이용하여 분석하였고 기상 황화수소(hydrogen sulfide)는

현장 직접 측정 시에는 전기화학측정기(Multi RAE, RAE system, USA)를 이용하였으며, 실험실에서 H₂S와 DMS는 GC/FPD(HP 6890, Agilent, USA)를 이용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 맨홀 악취 성상 및 ORP감소에 따른 악취발생

실제 악취가 발생하고 있는 맨홀의 퇴적물 측정 상황과 악취 발생 특성을 확인하기 위하여 서울시 주택가에 소재한 하수 맨홀을 대상으로 봄, 가을에 각각 시료 채취와 분석을 수행하였다. 시료 채취는 일정 정도의 강우가 있는 후 4일이 지나 토사 및 유기물 퇴적이 진행되었으며 온도가 유사한 날을 선정하였다. 육안 및 후각으로 해당 맨홀 내부에 많은 양의 토사 및 유기물이 퇴적되어 있었으며 악취가 심한 것을 확인하였다.

표 2는 맨홀의 기상(gas phase), 유체 흐름이 있는 액상(liquid phase) 및 퇴적층(sediment) 시료를 채취하여 분석한 결과이며 기상 황화수소, 액상 pH, 용존 산소(DO)와 퇴적층의 유기물 농도, 이온물질 및 ORP를 측정하였다. 퇴적층에 대한 분석결과 유기물 농도(COD)가 매우 높고 산화환원 상태를 나타내는 ORP 측정값은 -200 mV 수준으로 혐기성 상태임을 확인하였다. 또한 퇴적층 액상에 존재하는 암모니아 이온과 황산이온 등의 악취 전구물질 농도도 매우 높아 악취 발생 포텐셜이 높은 것으로 평가된다. 실제 맨홀 내부 기상의 황화수소 측정 결과도 4월과

10월 모두 2.5 ppm 이상 발생하는 것으로 나타나 악취 강도가 높게 나타났다. 하수관거 내부의 유량 및 기상 조건에 따라 혐기성 부패가 활발하게 이루어질 경우, 황화수소 농도가 더 높게 상승하며 황화수소 발생 총량도 급격히 증가할 가능성이 높은 것으로 판단된다(Zhao *et al.*, 2010).

하수 흐름이 있는 액상의 유기물 농도는 퇴적물에 비해 월등히 낮아 COD 기준 11과 15 mg/L이었으며, 용존 산소 농도는 3.0 mg/L 이상인 것으로 측정되었다. 용존 산소 농도가 3.0 mg/L 이상이면 절대 혐기 상태가 아니며 하수 층으로 산소가 일부 공급되고 있음을 의미한다. 그러나 하수 층에 산소가 공급되고 있음에도 불구하고 기상 황화수소 농도가 높고 퇴적층의 악취 발생 포텐셜 또한 높아, 본 연구에서 조사한 하수 맨홀을 대상으로 하수 층에 단순히 공기를 주입하는 방법으로는 악취를 효과적으로 제어할 수 없음을 알 수 있다. 국내 일부 도시지역에서는 기초 환경시설물의 악취 관리를 위해 하수관거로 공기를 주입하거나 폭기 장치를 설치하는 방법이 적용되고는 있으나, 유기성 퇴적물과 악취전구물질을 직접 제거하지 않고는 악취발생 포텐셜을 낮출 수 없으며 효과적인 악취 저감이 어렵다고 판단된다.

실제 하수관거 퇴적물 시료를 밀폐된 용기에 넣고 상온에서 방치하면서 시간에 따른 혼합 퇴적물(맨홀 퇴적물과 하수 혼합액)의 악취 발생 포텐셜을 확인하였으며, 실험 진행 0.1일, 1일, 2일, 4일 후의 산화환원전위 및 유기물의 농도와 황화합물의 농도를 표 3에 나타내었다. 실험이 진행됨에 따라 퇴적물의 총 유기물 농도(COD)는 지속적으로 감소하였고 황산이온 농도 역시 감소하였다. 따라서 퇴적물 혼합액에 존재하는 혐기성 미생물과 황산염 환원 박테리아가 활발하게 작용하고 있음을 확인하였다. 산화환원전위도 초기 -94 mV서 4일 후 -229 mV로 지속적으로

Table 2. Chemical properties and concentrations of odor compounds in a manhole.

Component		1st sampling (April)	2nd sampling (October)
Gas phase	H ₂ S (ppm)	2.5	3.0
	pH	6.8	6.3
Liquid phase	DO (mg/L)	3.1	3.5
	COD (mg/L)	15.0	11.0
	COD (mg/L)	889.1	614.0
Sediment	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	22.4	15.2
	Cl ⁻ (mg/L)	118.9	211.2
	NH ₄ ⁺ (mg/L)	17.2	16.8
	ORP (mV)	-240.8	-178.1

Table 3. Change of organic and in organics compounds concentration at sediment as time.

Parameters	0.1 day	1 day	2 day	4 day	
Gas	H ₂ S (ppm)	-	0.2	2.0	3.5
	DMS (ppm)	-	-	0.02	0.20
Sludge	COD (mg/L)	132	95	67	58
	ORP (mV)	-94.1	-138.4	-181.4	-228.7
	HS ⁻ (mg/L)	0.29	1.21	3.57	5.12
	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	3.12	2.10	0.95	0.87

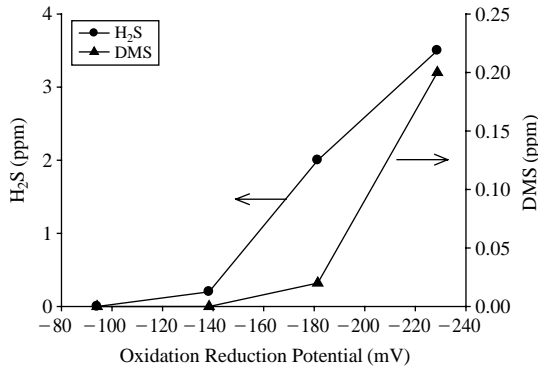


Fig. 2. The relationship between ORP and concentrations of H₂S and DMS.

감소하여 퇴적물 혼합액이 완전 혐기상태로 전환되었다. 이에 따라 기상 황화수소와 DMS의 농도도 급격히 증가하였으며, H₂S와 DMS의 최소감지농도를 이용하여 기체상의 악취강도를 계산하면 악취강도가 1일 후 400배에서 4일 후 9,000배로 상승하였다. 맨홀이나 하수관거 내부 유기 퇴적물이 존재하는 상황에서 4일 이상 정체되어 절대 혐기상태가 유지될 경우 심한 악취가 발생할 가능성이 높다고 할 수 있다.

그림 2은 맨홀에서 채취한 퇴적물의 ORP에 따른 황화수소와 DMS의 발생 농도 추이를 확인하기 위해 도식한 그래프이다. 황화수소의 경우 ORP 변화에 다분히 선형적인 증가 양상을 나타내는 반면 준 혐기상태인 ORP -140 mV에서는 DMS가 거의 발생하지 않았으나, ORP가 -180 mV 이하로 낮아지면 DMS가 상대적으로 더 많이 발생하였다. DMS 발생량의 증가는 완전 혐기상태에서 활동하는 미생물의 메틸화 대사과정과 관련되는 것으로 판단되며, 이는 퇴적층의 ORP가 감소할수록 더 강한 악취발생의 가능성을 의미한다(Todd *et al.*, 2010; Maarel and Hansen, 1997). 결과적으로 맨홀이나 우수관거와 같은 기초환경시설물에서의 악취발생 저감을 위해서는 악취 전구물질들을 포함하는 상층수의 처리뿐 아니라 그 하부의 유기 퇴적층의 관리가 필수적이다.

3. 2 산화전리 시스템 적용한 인공 퇴적물 혼합액 처리

하수관거 맨홀에서 발생하는 악취에 대한 선행 연구 결과, 퇴적물에 존재하는 유기물과 악취전구물질

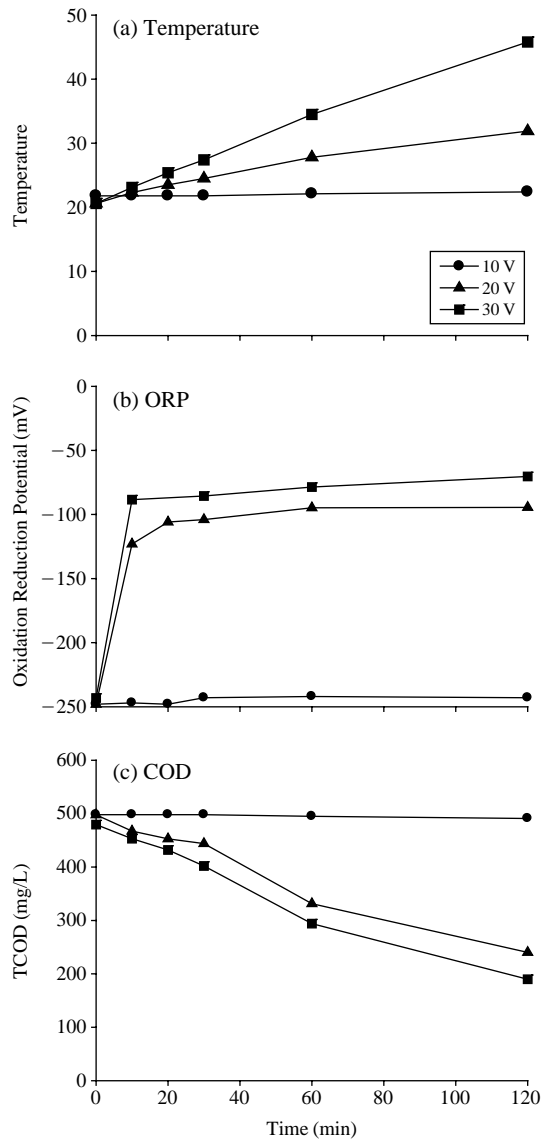


Fig. 3. Change of (a) temperature, (b) oxidation reduction potential (ORP), and (c) COD as a function of applied voltage to the electrolytic oxidation process.

을 제거해야만 지속적이면서 효과적인 악취 제거가 가능할 것이라 판단된다. 이에 따라 본 연구에서는 퇴적 유기물을 연속적으로 산화 제거할 수 있는 산화전리 시스템을 제안하였으며, 실험실 규모 반응기를 운전하여 퇴적 혼합물의 악취 물질 및 유기물 제거 효과를 확인하였다. 다양한 조건에서의 산화전리

수 실험을 위해 실제 퇴적물이 다량 필요하였으나 현장의 퇴적물 성상이 계속 변화하고 지속적인 확보가 불가능하여, 실제 맨홀 퇴적물 측정 결과를 바탕으로 부엽토를 이용하여 인공 퇴적물 혼합액을 제조하여 실험을 진행하였다.

그림 3은 투입 전압에 따른 반응조 내부 액상 온도, ORP 및 유기물 농도를 나타낸 그래프로 전압을 10, 20, 30 V 투입 시 전류는 각각 0.1, 0.5, 1.0 A로, 투입 전압이 높아질수록 전류량이 증가하였다. 그림 3(a)는 120분 동안 반응조 내부의 온도 변화를 나타낸 그래프로 운전 시작 이후 10 V를 제외한 두 실험 결과에서 지속적으로 반응조 내부 온도가 상승하였고, 가장 높은 투입 전압인 30 V의 경우 운전 시작 120분 후 약 20°C 이상 상승하는 것을 확인할 수 있다. 이는 높은 전압과 전류에서 생성된 HOCl에 의한

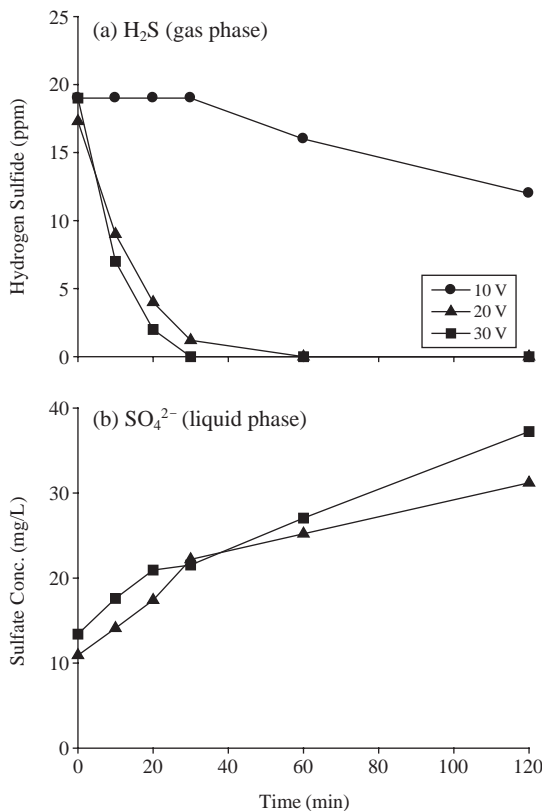


Fig. 4. Changes of (a) H₂S in the gas phase and (b) SO₄²⁻ ion concentration in the liquid phase as a function of applied voltage to the electrolytic oxidation process.

유기물의 산화 발열반응이 활발히 일어난 결과로 판단된다. 한편 그림 3(b)에 나타낸 ORP 결과를 보면 투입전압이 20 V 이상일 때 -250 mV 이하에서 -100 mV까지 상승하였고, 30 V에서는 20 V보다도 ORP가 증가한 것으로 측정되었다. 유기물 산화 반응도 10 V의 결과를 제외하면 20, 30 V 모두 전체 유기물의 농도 COD가 감소하는 것으로 나타나 실질적인 산화 반응이 발생하는 것으로 판단된다.

산화전리 시스템에서 투입전압에 따른 황화합물의 기상과 액상 농도변화를 그림 4에 나타내었다. 그림 4(a)를 보면 투입전압 20, 30 V에서 기상 황화수소 농도가 빠르게 감소하여, 20 V인 경우 60분 이내, 30 V인 경우 30분 이내에 기체상 황화수소 농도가 측정검출한계 이하로 떨어졌다. 이는 산화전리 시스템에 의해 액상의 황화수소가 투입 전압에 따라 빠르게 산화되었기 때문이라고 판단된다. 이와 관련하여 그림 4(b)의 최종 산화물 형태인 황산이온의 농도가 점차 증가하는 것으로 나타나 HOCl에 의한 황 함유 물질의 산화반응을 확인할 수 있다. 한편 가장 낮은 투입 전압인 10 V의 경우 기체상 황화수소의 농도가 시간에 따라 거의 변화가 없었으며 액상의 황산이온 농도도 일정하게 유지되었다.

본 연구에서 적용한 산화전리 시스템은 전기에너지를 이용하여 악취물질을 제거하는 방식이기 때문에 투입 에너지에 따른 처리효율의 정량화가 효율 평가 측면에서 중요하다. 이를 위해 전압과 전류에 따른 소비전력을 반응조 내 액상 및 퇴적물 체적의 비율 형태로 나타내어 그림 5에 도식하였다. 계산된

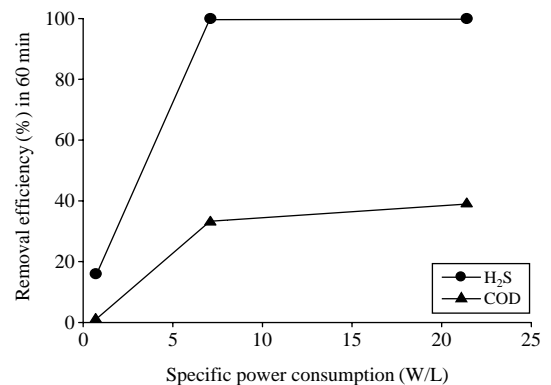


Fig. 5. The relationship between specific power consumption and removal efficiencies of H₂S and COD.

비에너지 (specific power consumption)는 투입전압 10, 20, 30 V에 따라 0.7, 7.1, 21.4 W/L로 나타낼 수 있다. 기상 황화수소와 COD의 제거율을 반응시간 60분을 기준으로 각 비에너지 투입율에 따라 나타낸 결과, 0.7 W/L의 경우 제거율이 매우 미미한 수준이었으며 COD는 거의 제거가 되지 않았다. 기상 황화수소를 보면 비에너지 투입율이 7.1 W/L 이상일 때 100% 제거되는 것을 확인할 수 있었다. 유기물 산화의 경우 비에너지 투입율 7.1 W/L에서 COD 33%, 21.4 W/L에서 COD 39%의 제거율을 나타내었다. 동일 비에너지 투입 시 기상 황화수소의 제거효율이 COD 제거율에 비해 높은 이유는 7.1 W/L의 비에너지 투입 시 기체상 황화수소가 발생하지 않을 만큼 황화합물이 충분히 산화되지만, 상대적으로 산화반응에 더 많은 에너지가 필요한 유기 퇴적물의 산화반응을 유도하기에는 부족하였다. 즉 산화전리 시스템의 비에너지 투입율 7.1 W/L을 유지하면 황 계열 악취제어에 효과적이지만, 유기퇴적물이나 악취 유발물질을 산화하기 위해서는 더 높은 비에너지 투입율의 적용이 필요할 것으로 판단된다.

4. 결 론

본 연구에서는 실제 하수관거 맨홀에서 배출되는 악취 발생 특성과 퇴적유기물과의 상관관계를 파악하였으며, 발생 악취물질에 따른 악취 강도의 변화 경향을 확인하였다. 또한 하수관거 발생 악취를 지속적으로 효과적으로 제어하기 위해 전기분해 방식의 산화전리 시스템을 적용하였다. 실험실 규모 산화전리 시스템에 투입되는 전압에 따른 유기물 및 황화합물 농도 변화를 측정하고 비에너지 투입율에 따른 제거효율을 확인하였다.

- 실제 악취가 발생하는 하수관거 맨홀의 기상, 액상, 퇴적물 샘플을 채취하였고 악취 물질 및 유기물의 성상을 분석한 결과, 퇴적층의 유기물 농도 (COD)가 매우 높고 ORP가 낮은 절대 혐기성 상태였으며, 퇴적층에 황산이온 등의 악취 전구물질 농도도 매우 높아 악취 발생 포텐셜이 높은 것으로 평가되었다. 그러나 하수 액상의 용존 산소 농도는 3.0 mg/L 이상으로, 하수 액상 층에 단순히 공기를 주입하는 방법은 악취제어에 효과적이지

않은 것으로 판단된다.

- 하수관거 퇴적 유기물이 분해됨에 따라 ORP가 감소하고 황환원 미생물의 활성도 증가로 이어져, 황화수소뿐만 아니라 DMS의 농도도 증가하였다. 이는 기초환경시설물 내부 유기 퇴적물이 지속적으로 혐기상태를 유지하게 되면 악취 강도가 상대적으로 높아지는 것을 의미하며, 효과적인 악취관리를 위해서는 하부 퇴적층의 처리가 중요하다.
- 산화전리 시스템을 인공 퇴적물 혼합액에 적용한 결과 반응시간에 따라 ORP의 증가를 확인하였고 기상 황화수소의 농도도 감소하였다. 이와 함께 액상에서 황의 최종 산화물 형태인 황산이온의 증가하여 악취 발생 포텐셜이 감소하였다.
- 산화전리 시스템의 효과를 정량적으로 확인하기 위해 비에너지 투입율에 따른 제거효율을 평가한 결과, 7.1 W/L 이상에서 황화수소의 제거율이 높게 나타났다. 효과적인 산화전리 시스템의 운전을 위해서는 악취 물질 또는 악취 전구물질 특성에 따른 한계 비에너지 투입율(threshold energy input)을 고려할 필요가 있다.

감사의 글

본 연구는 환경부 “차세대 ECO-innovation 기술개발사업”으로 지원 받은 과제이며, 이에 감사합니다.

참 고 문 헌

박상진, 김흥기, 이민웅, 길기범, 황종빈 (2010) 미생물 탈취제를 이용한 하수관거 발생악취 제거실험 연구, 2010 년새환경학회 추계학술대회 논문집, 35-37.
 이준연, 최유리, 차영섭, 유승성, 김교봉, 김주형 (2009) 하수관거에서 발생하는 악취 배출 특성, 2009 한국대기환경학회 추계학술대회 논문집, 347-349.
 이현주, 김현욱 (2011) TRS 센서를 이용한 하수 악취 감시 및 제어, 2011 대한환경공학회 국내학술대회 논문요약집, 226-227.
 환경부 (2010) 악취민원 실태조사.
 Choi, G.C., J.J. Park, D.K. Kang, J.C. Yu, I.G. Byun, H.S. Shin, T.H. Lee, and T.J. Park (2008) Study on the performances and microbial community in the bio-film process for treating nonpoint source pollutants,

- Korean Journal of Korean Society of Environmental Engineers, 30(10), 1021-1027. (in Korean with English abstract)
- Chung, S.H. (2004) A novel application of advanced treatment in livestock wastewater by electrolysis, *Korean Journal of Sanitation*, 19(3), 31-39. (in Korean with English abstract)
- Higgins, M.J., Y.C. Chen, D.P. Yarosz, S.N. Murthy, N.A. Maas, D. Glindemann, and J.T. Novak (2006) Cycling of volatile organic sulfur compounds in anaerobically digested biosolids and its implications for odor, *Water Environmental Research*, 78, 243-252.
- Jang, J.H. and K.J. Park (2008) Concentration of hypochlorous acid and hypochlorite ion and bactericidal effect of electrolyzed water as influenced by pH, *Korean Journal of Bulletin of Food Technology*, 21(1), 29-31. (in Korean with English abstract)
- Jeon, E.C., J.H. Sa, S.T. Kim, J.H. Hong, and K.H. Kim (2006) Odorous emission from household-related sources: A case study on a sewage treatment plant, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment* 22(3), 337-531. (in Korean with English abstract)
- Jeong, J.W., J.H. Kim, K.H. Kwon, and K.J. Park (2005) Disinfection effects of electrolyzed water on strawberry and quality changes during storage, *Korean Journal of Food Preservation*, 13(3), 316-321. (in Korean with English abstract)
- Lee, J.H. and S.H. Kang (2007a) The foul smelling from sewer pipe near large apartment complexes and its countermeasures I: The cause for foul odors of sewer pipes in residential areas, *Journal of the Korean Society of Water and Wastewater*, 21(5), 621-629. (in Korean with English abstract)
- Lee, J.H. and S.H. Kang (2007b) The foul smelling from sewer pipe near large apartment complexes and its countermeasures II: The cause for foul odors of sewer pipes in residential areas, *Journal of the Korean Society of Water and Wastewater*, 21(5), 631-639. (in Korean with English abstract)
- Lomans, B.P., A. Pol, and H.J.M. Op den Camp (2002) Microbial cycling of volatile organic sulfur compounds in anoxic environments, *Water Science and Technology*, 45(10), 55-60.
- Rudolf, M., I. Rousar, and J. Krysa (1995) Influence of ion migration on cathodic reduction of hypochlorite anions, *Electrochimica Acta*, 40(2), 169-174.
- Satoh, H., M. Odagiri, T. Ito, and S. Pkabe (2009) Microbial community structure and in situ sulfate-reducing and sulfur-oxidizing activities in biofilms developed on mortar specimens in a corroded sewer system, *Water Research*, 43(18), 4729-4739.
- Shin, C.H. (2009) Effect of indirect oxidation on the design of sewage/wastewater reuse system with an electrolysis reactor, *Clean Technology*, 15(2), 116-112. (in Korean with English abstract)
- Shin, S.K., H.Y. Ahn, and J.H. Song (2011) Removal of nitrogen and sulfur odorous compounds and their precursors using an electrolytic oxidation process, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 25(2), 223-230. (in Korean with English abstract)
- Szpyrkowicz, L., G.H. Kelsall, S.N. Kaul, and M.D. Faveri (2001) Performance of electrochemical reactor for treatment of tannery wastewaters, *Chemical Engineering Science*, 56, 1579-1586.
- Todd, J.D., A.R. Curson, N. Nikolaidou-Katsaraidou, C.A. Brearley, N.J. Watmough, Y. Chan, P.C. Page, L. Sun, and A.W. Johnston (2010) Molecular dissection of bacterial acrylate catabolism-unexpected links with dimethylsulfoniopropionate catabolism and dimethyl sulfide production, *Environmental Microbiology*, 12(2), 327-343.
- Van der Maarel Marc, J.E.C. and A. Hansen Theo (1997) Dimethylsulfoniopropionate in anoxic intertidal sediments: a precursor of methanogenesis via dimethyl sulfide, methanethiol, and methylpropionate, *Marine Geology*, 137(1/2), 5-12.
- Yu, J.J., J.M. Park, D.J. Hwang, and K.S. Min (2003) Electrochemical treatment of dyeing wastewater by an Ti/IrO₂ electrode, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 19(1), 1-8. (in Korean with English abstract)
- Zhao, Y.G., A.J. Wang, and N.Q. Ren (2010) Effect of carbon sources on sulfidogenic bacterial communities during the starting-up of acidogenic sulfate-reducing bioreactors, *Bioresource Technology*, 101, 2952-2959.