

연구논문

## 부유형 챔버를 이용한 하수처리장에서의 암모니아 배출 특성 연구

전의찬\* · 사재환\*\* · 박종호\*

세종대학교 지구환경과학과\*, 세종대학교 환경·에너지 연구소\*\*  
(2005년 6월 28일 접수, 2005년 9월 14일 승인)

### Development of NH<sub>3</sub> Emission Factors using a Dynamic Flux Chamber in a Sewage Treatment Plant

Eui-Chan Jeon\* · Jae-Hwan Sa\*\* · Jong-Ho Park\*

Department of Earth & Environmental Sciences, Sejong University\*  
Environment & Energy Research Center, Sejong University\*\*  
(Manuscript received 28 June 2005; accepted 14 September 2005)

#### Abstract

In this study, the major emission procedures and emission characteristics were identified at the site of sewage treatment plant which is one of the major sources of ammonia. At the same time the emission factors and emission rates were estimated. In order to calculate the emission flux, we used a Dynamic Flux Chamber(DFC), which is found to be a proper sampling devise for area sources such as sewage treatment plant.

It was found that the most stable sampling condition was when the stirrer's speed of DFC was 120RPM, and it would be the best time to take a sample 60 minutes later after setting the chamber.

The relatively higher flux was shown in Autumn compared to summer and winter.

Annual ammonia emission rates procedures were calculated as 906.32  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$ , 1,114.72  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$  and 437.53  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$  each at the primary settling basin, aeration basin and the final settling basin, respectively. The ammonia emission rate the highest at in the aeration basin according to this test. This results was due to that the surface of aeration basin or the final settling basin is relatively wider than the primary settling basin.

Key words : Dynamic Flux Chamber, Sewage Treatment Plant, Emission Factor, Flux, NH<sub>3</sub>

## I. 서론

암모니아( $\text{NH}_3$ )는 강한 자극성 냄새를 갖고 있는 무색의 기체로서, 우리나라 악취방지법에서도 지정 악취물질로 규정되어 있는 대표적인 악취물질이다. 또, 대기 중의 질산이나 황산 등 산성 대기오염물질과 반응하여 입자상물질인 질산암모늄( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )이나 황산암모늄류( $\text{NH}_4\text{HSO}_3$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ) 등을 생성시켜, 대기 중의 미세입자( $\text{PM}_{2.5}$ ) 농도를 증가시키기도 하고, 가시거리를 저하와 연무 발생의 원인이 되기도 한다(Battye *et al.*, 2003).

전 세계적으로 암모니아의 주요 배출원은 생활부문으로서 전체 암모니아 배출량 중 약 70%를 차지하고 있다(Reo *et al.*, 2004) 우리나라의 암모니아 연간 총 배출량은 지속적인 증가추세를 보이고 있으며, 1998년 현재 143,000 톤/년으로 조사되었다(Lee, 2002).

생활부문 배출원 중 가축 사육 등의 축산부문에서 대기 중으로 가장 많은 양이 배출되고 있으며(Battye *et al.*, 1994, Aneja *et al.*, 2001), 산림과 농작물 재배 등에서도 배출되고 있다.

최근에는 암모니아가 화력발전소 등 대형 보일러에서 발생하는 질소산화물( $\text{NO}_x$ ) 제거를 위한 선택적촉매환원법 혹은 선택적무촉매환원법의 환원제로 사용하는 De- $\text{NO}_x$ 시설에서도 배출되고 있는 것으로 조사되고 있다(US EPA, 2000).

이외에도 분뇨 및 하수처리장, 쓰레기처리시설과 같이 처리물질에 암모니아가 포함되어 있는 시설들도 암모니아 주요 배출원이라 할 수 있는데, 우리나라의 경우 일반적으로 이들 시설은 도시 인근에 산재되어 있어, 주변 지역에 악취 민원의 원인이 되고 있으며, 대도시의 대기질에 영향을 미치고 있다.

외국의 경우에는 암모니아 발생원에 대한 inventory 및 배출계수 산정에 관한 많은 연구가 진행되고 있으나(US EPA 2002, Aneja *et al.*, 2001), 우리나라는 일부 배출원에 대해서만 부분적인 연구가 진행되고 있다. 우리나라의 경우, 전의찬 등

(2005)은 암모니아가 일반적인 생활악취 배출원의 주요 악취물질 중 가장 높은 배출량을 보인다는 것을 밝힌 바 있다.

본 연구에서는 악취와 관련된 민원을 야기할 뿐만 아니라, 대도시의 에어로졸 및 미세먼지 생성에도 기여하고 있는 암모니아를 대상으로 주요 발생원인 하수종말처리장에서의 배출계수를 개발하고 암모니아 배출량을 산정하고자 한다.

## II. 실험방법

### 1. 대상시설 및 기간

본 연구의 대상시설은 중소규모 도시인 전남 순천시에 위치한(Figure 1) 하수종말처리장으로, 대부분의 하수처리장에서 적용하고 있는 표준활성슬러지법을 사용하고 있으며, 하루 130,000톤의 하수를 처리하는 중규모 하수처리장이다.

시료채취 지점은 하수처리장의 주요 악취물질 배출원으로 알려진 최초침전지와 포기조, 그리고 최종침전지를 선정하였다. 최초침전지는 중력침전방식, 포기조는 표면포기방식, 최종침전조는 중앙유입식 원형 침전방식을 적용하고 있으며, 이들 공정의 면적은 각각 1,872  $\text{m}^2$ , 5,760  $\text{m}^2$ , 5,024  $\text{m}^2$ 이다(Table 1).

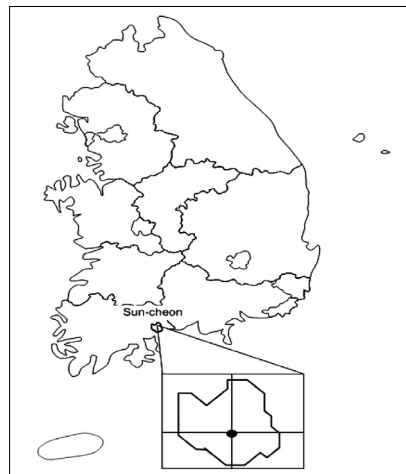


Figure 1. Location of Sun-Cheon sewage treatment plant

하수처리장에서의 암모니아 시료 채취는 여름철(8월), 가을철(10월, 11월), 겨울철(12월, 1월)로 구분하여 각 계절별 2회씩 측정하였으며, 각각 오전과 오후로 구분하여 2회 측정하였다.

## 2. 열린챔버(Dynamic Flux Chamber) 제작

면오염원으로부터 배출되는 가스상 오염물질 시료채취는 주로 챔버방식이 주로 사용되고 있다(Ash *et al.*, 2002, Butnor J. R., *et al.*, 2004). 챔버방식은 운영방법에 따라 닫힌챔버와 열린챔버방식으로 구분되는데, 열린챔버의 경우 연구자들에 의해 다양한 형태로 제작되어 사용되어지기도 한다(김득수, 1997; Leyris *et al.*, 2005).

본 연구에서 사용한 열린챔버(Dynamic Flux Chamber; 이하 DFC)는 미국 EPA와 LLNL (Lawrence Livermore National Laboratory) 등에서 악취배출량 산정에 적용하고 있는 DFC방식을 참고하여 Figure 2와 같이 제작하였다.

제작된 DFC는 DFC 내경은 40 cm, 높이 33 cm 이며, 아크릴 재질로 된 챔버 내벽은 악취물질과의 반응으로 인한 손실을 줄이기 위해 테프론(polytetrafluoroethylene; 이하 teflon)으로 표면을 처리하였으며, 내부를 균질화 하기 위하여 teflon으로 만들어진 stirrer를 항상 일정한 속도로 회전하게 하였다. 그리고, 상부에는 챔버 내부의 온도를 측정하기 위한 K-type의 thermocouple를 설치하였으

며, DFC 내부의 압력이 대기압과 동일하게 해주기 위하여 SS(Stainless Steel)재질의 Pressure Release(1/4" bulkhead union[Swaglok, USA])을 설치하였고, 가스가 유입 및 유출되는 곳은 1/4" 테프론 tubing을 사용하였다. 또 챔버가 수표면에 뜰 수 있도록 챔버 하단에 튜브를 부착하였다.

## 3. DFC 시스템의 시료채취 시간 검증

DFC를 이용한 가스상 물질의 시료채취는 시료채취지점에 DFC를 장착한 후 챔버 내의 농도가 평형 상태에 도달했을 때에 시료를 채취해야 하므로, DFC 내의 농도 평형 시간을 파악하기 위한 실험을 실시하였다.

실험용 가스로는 불활성기체의 하나인 이황산가스(SO<sub>2</sub>)를 이용하였다. 실시간 데이터를 분석하기 위하여 대기오염자동측정장비인 이황산가스(SO<sub>2</sub>)측정기(API-100A, USA)를 사용하였다. 이때 DFC의 유입되는 유입과 유출유량은 선행연구(US EPA, 1986)을 참고하여 각각 5 L/min, 3 L/min으로 설정하였다.

먼저, DFC 내에 설치된 교반기의 회전수를 50, 70, 120, 140 rpm 등으로 변경하면서 챔버 내부의 이황산가스 농도변화를 살펴보았다. 교반기의 회전수 변화에 따른 챔버 내 농도 변화를 살펴보면, 회전수 50 rpm의 경우 내부농도 증가율이 낮아 약 100 분이 지난 후에 챔버 내 농도가 안정성을 보였으며, 회전수 70 rpm의 경우 내부농도 증가율이 50 rpm

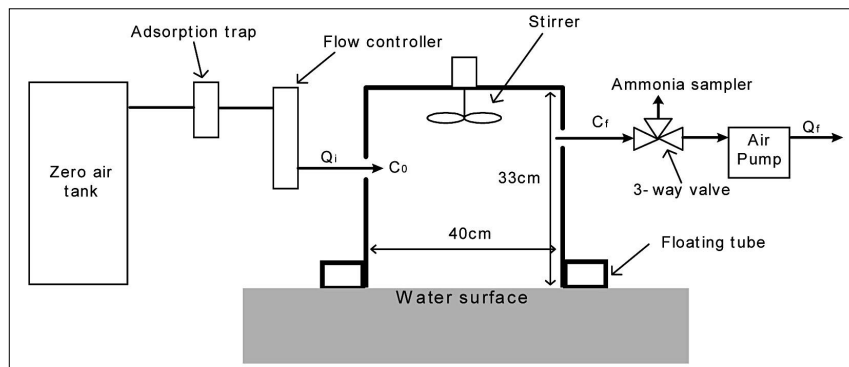


Figure 2. Schematic diagram of the dynamic flux chamber for ammonia sampling

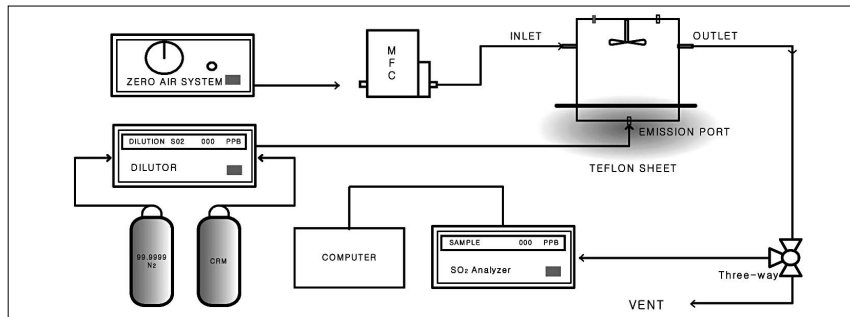


Figure 3. Schematic diagram of the dynamic flux chamber system for sampling time determination

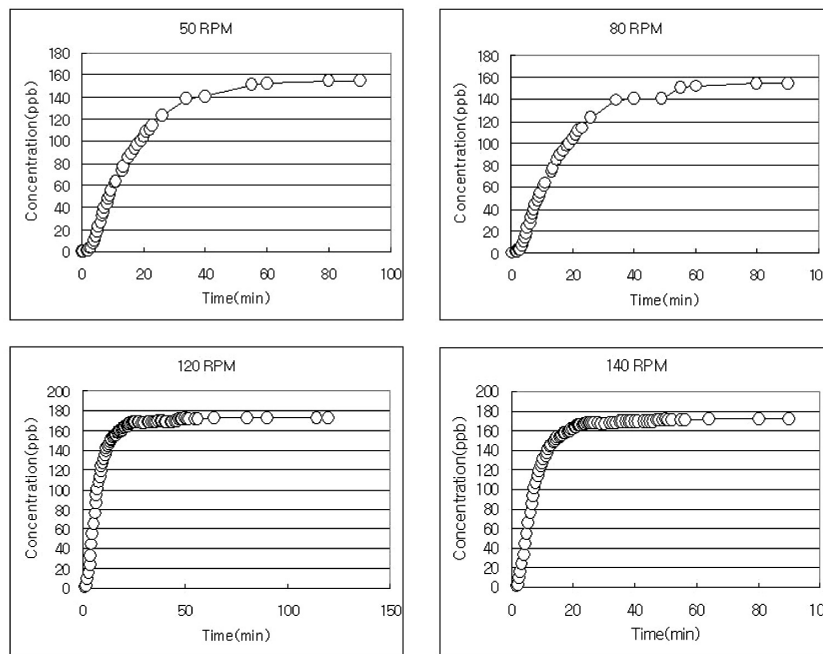


Figure 4. Concentration variation inside the dynamic flux chamber by RPM of a stirrer

의 경우보다는 보다는 높았지만 불안정한 증가율을 보였다. 하지만 회전수 120 rpm에서는 경과시간 약 50분이 지난 후에 거의 안정화가 되었고, 회전수 140 rpm에서는 회전수 120 rpm과 거의 비슷한 경과시간대에 안정성을 보였다. 따라서, 현장에서의 시료채취는 이상적인 농도 변화를 보여준 120 rpm으로 회전수를 설정하였으며, 시료채취는 DFC 설치 후 60분이 경과한 후에 실시하였다.

본 연구에서의 암모니아 시료채취 시간 검증 실험은 대상시설의 특성인 수표면이 아닌 임의로 제작된

실험장치와 아황산가스를 대상으로 실시하였기 때문에 실제 현장 특성인 수표면의 온도, 대기온도, DFC 내 온도 등을 완전하게 반영할 수는 없으나, DFC내의 농도평형 시간 설정에 있어서는 상당히 유사할 것으로 판단된다.

#### 4. 암모니아 시료채취 및 분석방법

하수처리장의 수표면에서 발산되는 암모니아 시료를 채취하기 위해 먼저 DFC를 수면 위에 띄운 후 DFC의 유입구를 통하여 암모니아가 함유되어 있지

않는 청정공기를 약 5 L/min으로 유입시키면서 유출구에 설치된 에어펌프를 이용하여 약 3 L/min으로 유출시킴으로서, DFC내의 유량 흐름을 연속적 상태로 유지하였다.

암모니아 시료채취 방법은 DFC 시스템의 시료채취 시간 검증실험 결과에 따라, DFC 설치 60분이 경과한 후에 실시하였으며, 200 mL의 흡수병 2개를 직렬로 연결한 후 3-way 밸브를 암모니아 시료채취장치 방향으로 전환시켜 포집하였으며, 이 때 포집유량은 3 L/min으로 설정하였다. 암모니아 시료채취 후에는 다시 3-way 밸브를 에어펌프방향으로 전환시켜, DFC 내의 유량 흐름을 연속적 상태로 유지시켰다.

암모니아를 분석하기 위해 대기오염공정시험법의 주시험방법인 인도페놀법을 이용하여 분석하였다. 암모니아가 흡수된 흡수병의 포집용액을 합하여 50 mL의 용량플라스크에 각각 옮기고, 다시 흡수병의 내부를 포집용액으로 씻은 용액을 용량플라스크에 옮겨서 전량을 50 mL로 하였다. 이 용액 10 mL를 시험관에 옮기고 분석용 시료용액으로 사용하였다. 이 시료용액에 페놀펜타시아노나이트로실철(III) 산나트륨 용액 5 mL를 가하여 잘 흔들여 섞은 후, 차아염소산나트륨 용액 5 mL를 혼합하여 실온에서 1시간 방치한 후, 640 nm의 파장에서 흡광도를 측정하였다. 대조액(blank solution)으로는 흡수액 10 mL를 분석용 시료용액의 측정과 동일한 방법으로 제조된 것을 사용하였다.

## 5. DFC를 이용한 암모니아 플럭스 계산

DFC내의 측정된 농도를 이용한 플럭스 계산은 다음과 질량평형식을 이용한다(Aneja V. P *et al.*, 2001; Kim D. S., 1997; Capareda *et al.*, 2004).

$$\frac{d(C)}{dt} = \left[ \frac{Q(C_0)}{V} + \frac{JA_L}{V} \right] - \left[ \frac{LA_d(C)}{V} + \frac{Q(C)}{V} \right] - R \quad (1)$$

여기서, C는 DFC내의 암모니아 농도( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), Q는 DFC내로 유입되는 유량( $\text{m}^3/\text{min}$ ), C0는 DFC내로 유입되는 암모니아 농도( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), J는 암모니아 플럭스( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{min}$ ), AL은 DFC 바닥면적( $\text{m}^2$ ), Ac

는 DFC의 내부면적( $\text{m}^2$ ), L은 DFC 내벽과 암모니아의 1차반응으로 인한 손실률( $\text{cm}/\text{sec}$ ), R은 DFC내의 화학반응률, h는 DFC의 내부 높이(m)이다.

본 연구에서는 DFC내로 암모니아가 포함되어 있지 않는 청정공기를 사용하였기 때문에 CO를 0 ppm으로, DFC내에서의 화학반응은 발생되지 않는 것으로 간주함에 따라 식(1)은 다음과 같이 단순화 될 수 있다.

$$\frac{dC}{dt} = \frac{J}{h} - \left[ \frac{L}{h} + \frac{Q}{V} \right] (C) \quad (2)$$

또한, DFC내에서의 시간경과에 따른 암모니아 손실률은 연구자의 실험방법에 따라 다소 차이를 보이고 있으며, Aneja(2001)의 경우 DFC내벽에서의 암모니아 손실률을 실험에 의하여 계산하여 적용하지만, 일부 연구자들은 대상 물질에 따라 손실율을 적용하지 않는 경우도 있다(신준호, 1998; US EPA, 1986). 본 연구에서도 시료채취 과정중의 암모니아 손실률을 적용하지 않았다.

DFC의 암모니아 농도가 평형상태에 도달되고, DFC내를 정적상태로 가정할 경우, 암모니아 플럭스는 다음과 같이 정리된다.

$$\frac{J}{h} = \frac{Q}{V} C_f \quad (3)$$

식 (3)을 J(= EF)항으로 정리하면 식 (4)와 같이 정리된다.

$$E_f = \frac{Q}{A} C_f \quad (4)$$

식 (4) 등은 본 연구에서 사용된 DFC와 유사한 챔버를 사용하는 경우에 사용되고 있다

본 연구에서는 DFC내에서의 암모니아 손실률을 적용하지 않았기 때문에 실제 암모니아 배출량과 다소 차이가 있을 것으로 판단된다.

## III. 연구결과 및 고찰

### 1. 시료채취시기 및 기상조건

하수처리장 각 처리공정별 암모니아를 채취하는

Table 1. Surface area of each process and capacity of Suncheon sewage treatment plant

Treatment process	surface area(m <sup>2</sup> )	sewage treatment rate (ton/day)
Primary basin	1,872	130,000
Aeration Basin	5,760	
final settling basin	5,024	

동안 측정된 대기온도, 챔버 내 온도, 하수온도, 대기압은 Table 2에 나타낸 바와 같다. 여름철의 대기온도와 하수온도는 각각 29.5~32.4(평균 31.3℃), 22.0~24.2(평균 24.2℃)로서 대기온도는 여름철의 특성을 잘 반영해 주고 있으며, 가을철과 겨울철의 평균 대기온도는 각각 17.6℃, 9.6℃, 하수온도는 17.3℃, 12.4℃로서 계절별 특성을 반영해주고 있다.

여름철에 측정된 DFC 내의 온도는 26.8~32.1(평

Table 2. Temperature and pressure of ambient, DFC and sewage surface during sampling

Sampling date and points		Temperature(℃)			Ambient pressure (mmHg)	DFC Conc. (μg/m <sup>2</sup> )	
Date(season)	Sampling Points	Ambient	DFC	Sewage			
03.08.19. (Summer)	A.M.	Primary settling basin	31.5	29.3	22.0	751.5	384.0
		Aeration basin	31.0	26.8	27.9		91.1
		Final settling basin	29.5	27.9	23.0		137.4
	P.M.	Primary settling basin	31.9	30.4	22.9		258.0
		Aeration basin	32.4	28.6	26.1		204.9
		Final settling basin	31.4	32.1	23.5		
03.10.25. (Fall)	A.M.	Primary settling basin	19.5	20.9	19.7	752.6	3,001.4
		Aeration basin	18.8	19.4	19.0		1173.7
		Final settling basin	18.9	20.3	18.9		215.5
	P.M.	Primary settling basin	NM	NM	NM		
		Aeration basin	NM	NM	NM		
		Final settling basin	NM	NM	NM		
03.11.01. (Fall)	A.M.	Primary settling basin	23.8	30.4	19.5	753.4	1,843.9
		Aeration basin	23.9	21.7	20.6		941.0
		Final settling basin	22.5	24.4	19.1		228.7
	P.M.	Primary settling basin	11.2	12.6	14.1		2,049.9
		Aeration basin	9.8	16.4	11.6		1,049.9
		Final settling basin	10.1	12.9	13.2		650.0
04.01.08. (Winter)	A.M.	Primary settling basin	11.2	12.6	14.1	756.5	591.8
		Aeration basin	9.8	16.4	11.6		79.7
		Final settling basin	10.1	12.9	13.2		124.8
	P.M.	Primary settling basin	9.1	18.2	14.0		594.4
		Aeration basin	10.6	11.7	13.0		208.9
		Final settling basin	10.5	14.6	12.7		124.0
04.02.10. (Winter)	A.M.	Primary settling basin	9.5	9.5	12.2	754.6	794.6
		Aeration basin	7.8	8.9	11.5		37.2
		Final settling basin	8.4	14.7	11.7		39.8
	P.M.	Primary settling basin	9.4	23.3	12.1		716.6
		Aeration basin	9.2	18.7	11.7		129.4
		Final settling basin	9.4	20.4	11.4		73.1

NM : Not Measured

균 29.2℃)로서 대기온도에 비해 다소 낮게, 하수온도에 비해 다소 높게 측정되었는데, 이것은 하수 표면에 설치된 DFC 내부의 온도가 대기온도보다 낮은 챔버 바닥면(하수표면)의 영향을 받은 것으로 판단된다. 이와 반대로 가을철과 겨울철의 경우에는 대기온도보다 높은 챔버 바닥면(하수표면)의 영향을 받아서 대기온도에 비해 높은 온도 특성을 보이고 있는 것으로 판단된다.

## 2. 계절별 측정지점별 암모니아 배출특성

Table 3는 계절별 하수처리장의 각 처리공정 암모니아 플럭스를 나타낸 것으로서, 계절별, 처리공정별

Table 3. Seasonly averaged NH<sub>3</sub> flux by treatment process at Sun-cheon sewage treatment plant

Treatment process		Summer	Fall	Winter	Average
		NH <sub>3</sub> Flux(μg/m <sup>2</sup> /min)			
Primary settling basin	mean	12.78	91.50	26.85	43.71
	SD	3.55	24.58	3.94	
	Min	10.27	73.40	23.56	
	Max	15.29	119.48	31.63	
	N	2	3	4	
Aeration basin	mean	5.89	41.99	4.53	17.47
	SD	3.20	4.63	2.94	
	Min	3.63	37.46	1.48	
	Max	8.16	46.72	8.32	
	N	2	3	4	
Final settling basin	mean	5.47	14.52	3.60	7.87
	SD	-	9.84	1.65	
	Min	-	8.58	1.58	
	Max	-	25.88	4.97	
	N	1	3	4	
Average					23.03

특성을 보이고 있다. 계절에 따른 암모니아 플럭스 특성을 살펴보면, 여름철, 가을철, 겨울철 모두 최종 침전지에서 포기조와 최종침전지에 비해 상대적으로 높은 플럭스를 보이는 것으로 측정되었다. 일반적으로 암모니아를 비롯한 악취물질이 거의 배출되지 않을 것으로 간주되는 최종침전지의 경우에는 최종침전지에 비해서는 낮게 측정되었으나, 포기조와는 거의 유사한 수준을 보이고 있다. 특히, 가을철의 경우에는 포기조에 비해 다소 높은 플럭스값을 나타내어, 최종침전지에서도 악취물질 관리가 이루어져야 할 것으로 판단되었다.

가을철과 겨울철에 비해 대기온도 및 하수온도가 높은 여름철에 암모니아 플럭스가 높을 것으로 예상되었으나, 가을철 플럭스는 49,336 μg/m<sup>2</sup>/min으로서 여름철(8,562 μg/m<sup>2</sup>/min)에 비해 약 6배 이상, 겨울철(11,658 μg/m<sup>2</sup>/min)에 비해 약 5배 이상 높은 플럭스 특성을 보이고 있다. 이런 특성은 포기조와 최종침전지에서도 유사하게 보이고 있다. 이런 원인은 여름철이 다른 계절에 비해 물 소비량이 많고 다량의 강우량으로 인하여, 하수처리장으로 유입되는 하수의 수질이 다른 계절에 비해 다소 저농도이기 때문인 것으로 판단된다. 이러한 연구 결과는 농업용 토양에서 암모니아 플럭스를 측정하는 Paul 등(2001)의 연구 결과와 같다. 그러나 보다 정확한 원인을 규명하기 위해서는 하수의 수질 및 악취물질 배출에 영향을 미치는 요인 등에 대한 정확한 조사가 계속되어야 할 것으로 판단된다.

본 연구의 방법과 유사한 대상시설에서 산정된 암모니아 플럭스는 Table 4에서 보는 바와 같이, 47.16

Table 4. Comparison of NH<sub>3</sub> flux with other research results

	Baek <i>et al.</i> , 2004 <sup>a)</sup>	Albert <i>et al.</i> , 2000 <sup>b)</sup>	Jeon <i>et al.</i> , 2003 <sup>c)</sup>	Aneja <i>et al.</i> , 2000 <sup>d)</sup>	this study
Flux (μg/m <sup>2</sup> /min)	317 ± 209	6,060	47.16	8,160	23.03

a) Measure using vertical gradient method at a beef cattle feed

b) Measure using buoyant convective flux chamber at a swine manure

c) Measure using Dynamic flux chamber at a sewage treatment plant (Capacity : >500,000 ton/day)

d) Measure using buoyant convective flux chamber at a swine treatment lagoons

µg/m<sup>2</sup>/min로서, 본 연구 결과와 다소 유사한 수준을 보이고 있다(전의찬, 2003). 하지만, 대상시설이 축산폐수인 경우에는 본 연구의 결과보다 약 4배~9배 높은 수준을 보이고 있는데, 이는 생활하수에 비해 축산폐수의 유기물함량이 높기 때문인 것으로 판단된다.

**3. 대상시설의 암모니아 배출을 및 배출계수 산정**

대상시설에서의 단위시간당 배출량을 의미하는 배출율은 식 (2)과 같이 플럭스에 각 처리공정별 표면적을 적용하여 구할 수 있다.

$$E_R = Flux \times A_E \tag{5}$$

where,  $E_R$ : emission rates, µg/min

$A_E$ : the area of emission source, m<sup>2</sup>

Table 5과 같은 처리공정별 표면적을 적용하여 산정한 순천하수종말처리장의 암모니아 배출율은 Figure 5에서 보는 바와 같다. 암모니아 계절별 배출율은 가을철에 162.03 mg/min로 산정되어 가장 높은 배출량을 보이고 있으며, 여름철(28.64 mg/min)과 겨울철(31.47 mg/min)은 유사한 수준의 배출율을 보이고 있다. 처리공정별로 가장 많은 배출율을 보이는 곳은 포기조(100.63 mg/min)로서 최초침전지나 포기조에 비해 높은 배출율을 보이고 있다. 순천하수종말처리장으로부터의 암모니아 배출율은 연평균 221.95 mg/min로 산정되었다.

식 (3)에서 보는 바와 같이, 식 (2)에서 산정된 배출율에 대상시설의 일일 하수처리량을 적용하여 암모니아 배출계수를 산정할 수 있다.

$$E_F = \frac{E_R}{T_{activity}} \tag{6}$$

where,  $E_F$ : emission factor, µg/Activity-ton

$E_R$ : emission rates, µg/min

$T_{activity}$ : Activity, ton/day

앞서 구한 배출율에 대상시설의 하수처리량(130,000 ton/day)을 활동도(activity)로 적용하여 산정한 배출계수는 Table 5에서 보는 바와 같다. 연평균 배출계수는 포기조에서 1,114.72 µg/Activity-ton로 산정되어 가장 높은 배출계수를 보이고 있으며, 하수처리장의 암모니아 배출계수는 818.86 µg/Activity-ton로 산정되었다. 암모니아 플럭스는 최초침전지에서 높게 관측되었지만, 악취물질이 배출되는 수표면적에 있어서 포기조가 최초침전지에 비하여 약 2.7배 크기 때문에 암모니아 배출량 및 배출계수는 포기조에서 높게 산정되었다.

우리나라 하수처리장의 경우, 표준활성슬러지법을 가장 많이 적용하고 있으며, 일반적으로 표준활성슬러지법을 최초침전지에 비해 포기조나 최종침전지의 수표면적이 상대적으로 넓게 설계되어 운영된다. 따라서, 본 연구의 대상시설과 비슷한 운전조건으로 하수종말처리장이 운전된다고 가정하면, 일반적으로 다른 처리공정에 비해 소홀히 운영되고 있는 최종침전지의 악취물질 관리방안이 마련되어야 할 것으로 판단된다.

Table 5. NH<sub>3</sub> Emission factors of Sun-cheon sewage treatment plant  
unit : (µg/Activity-ton)

Treatment process	Emission factor (µg/activity-ton)			
	Summer	Fall	Winter	Average
Primary settling basin	265.00	1897.29	556.68	906.32
Aeration basin	375.89	2679.25	289.03	1114.72
Final settling basin	304.32	808.02	200.24	437.53
Total				818.86

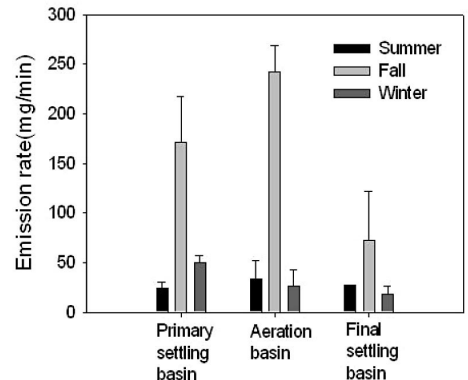


Figure 5. NH<sub>3</sub> emission rate by season at Sun-Cheon sewage treatment plant

#### IV. 결론

암모니아는 대표적인 악취물질이며, 동시에 대기 중에서 암모니아는 질산암모늄과 황산암모늄을 생성시켜 미세먼지 농도 증가시키고 시정을 저하시키기도 한다.

암모니아는 축산부문을 비롯하여, 하수처리장, 분뇨처리장 등 생활악취 배출원에서 다량 배출되어지고 있으나, 국내의 경우 암모니아 배출원에 대한 배출계수 개발, 배출량 산정 및 배출 특성 등에 대한 연구가 미흡한 실정이다.

본 연구에서는 암모니아의 주요 배출원 중 하나인 하수종말처리장을 대상으로, 주요 배출공정과 배출 특성을 파악하고, 배출율과 배출계수를 산정하고자 하였다. 하수종말처리장에서 면오염원 형태로 배출되는 암모니아를 채취하기 위해서 DFC를 사용하였다. DFC를 이용한 시료채취 조건을 결정하기 위한 실험을 함께 실시하였는데, 실험결과 DFC 내부에 설치된 교반용 팬의 속도 120 rpm이었을 때 가장 안정적인 농도평형을 보였으며, 시료 채취는 챔버 설치 후 60분 경과 후에 이루어지는 것이 최적인 것으로 분석되었다.

하수처리장에서의 암모니아 계절별 특성은 가을철에 여름철과 겨울철에 비해 상대적으로 높은 플럭스를 보이고 있었는데, 이는 여름철의 경우 많은 량의 강우와 물 소비량으로 인해 하수의 농도가 가을철과 겨울철에 비해 다소 낮기 때문인 것으로 판단된다. 처리공정별 암모니아 연평균 배출계수는 최초침전지, 포기조, 최종침전지에 각각 906.32  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$ , 1,114.72  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$ , 437.53  $\mu\text{g}/\text{activity-ton}$ 로 산정되었다.

암모니아 배출농도가 더 높은 최초침전지보다 포기조와 최종침전지의 배출계수가 더 크게 산정되었는데, 이것은 표준활성슬러지법을 적용하고 있는 하수처리장의 경우, 최초침전지의 수표면적에 비해 포기조나 최종침전지의 수표면적이 상대적으로 넓기 때문인 것으로 분석되었다. 따라서, 본 연구의 결과

로 볼 때, 일반적으로 암모니아를 비롯한 악취물질이 거의 배출되지 않을 것으로 간주되고 있는 최종침전지에서도 다량의 암모니아가 배출되고 있는 것으로 조사되어, 이에 대한 악취관리 대책이 필요할 것으로 판단된다.

본 연구에서는 DFC를 이용한 암모니아 플럭스 산정 시 적용하지 않은 암모니아 손실률과 실제 현장에서의 DFC 평형농도 검증 등을 실시하지 않았으므로, 본 연구에서 산정된 암모니아 플럭스 및 배출계수는 실제와 다소 차이가 있을 것으로 판단되므로, 차후 연구에서는 이를 보완한 실험이 실시되어야 할 것으로 판단된다.

#### 감사의 글

본 연구는 차세대 핵심환경기술개발사업 중 “대기 inventory 작성과 배출계수 개발 및 오염배출량 산정 연구”의 연구비로 수행되었습니다.

#### 참고문헌

- 신준호, 1998, Dynamic emission chamber를 이용한 토양으로부터 NO배출량 산정에 관한 연구, 군산대학교 석사학위 청구논문.
- 전의찬, 사재환, 김기현, 이성호, 2003, 하수 및 분뇨처리시설에서 악취물질 배출량 산정에 관한 연구, 대기환경학회 2003 추계학술대회.
- 전의찬, 사재환, 정재학, 박종호, 김선태, 김기현, 2004, 겨울철 생활쓰레기 매립장의 악취물질 측정과 Flux 특성, 대기환경학회 2005년 춘계발표회.
- Aneja V. P<sup>1)</sup>, Bunton B., Walker J. T., and Malik B. P., 2001, Measurement and analysis of atmospheric ammonia emissions from anaerobic lagoons, Atmospheric environment 35, 1949-1958.
- Aneja V. P., Chauhan J. P., and Walker J. T.,

- 2000, Characterization of atmospheric ammonia emissions from swine waste storage and treatment lagoons. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 105, 11535-11545.
- Aneja, V. P., Malik, B. P., Tong, Q., and Kang, D., 2001, Measurement and modeling of ammonia emissions at waste treatment lagoon-atmospheric interface. *Water, Air and Soil Pollution*, in Press.
- Ash L., Denins F., and John P., 2002, Flux measurements of ammonia to estimate emission factors for area sources, California Air Resources Board Research Division and Center for Environmental Research and Technology College of Engineering University of California
- Baek B. J., Todd R., Cole N. A., and Koziel J. A., 2004, Ammonia and hydrogen sulfide flux and dry deposition velocity estimates using vertical gradient method at a commercial beef cattle feedlot, Texas agricultural experiment, the Texas A&M university.
- Battye, R. W., Aneja, V. P., and Roelle, P. A., 2003, Evaluation and improvement of ammonia emission inventories, *Atmospheric Environment* 37, 3873-3883.
- Battye, R. W., Overcash, C., and Fudge, S., 1994, Development and selection of ammonia emission factors, EPA Contract Number 68-D3-0034, Work Assign, 0-3, USEPA, Research Triangle Park, North Carolina.
- Butnor J. R. and Johnsen K. H., 2004, Calibrating soil respiration measures with a dynamic flux apparatus using artificial soil media of varying porosity, *European Journal of Soil Science*, 55, 3639-647.
- Capareda S. C., Boriack C. N., Mukhtar S., Mutlu A., Shaw B. W., Lacey R. E., and Parnell C. B., 2004, Recovery of gaseous emission from ground level area sources of ammonia and hydrogen sulfide using dynamic Isolation flux chambers, The Society for engineering in agricultural, food, and biological systems, 2004 ASAE/CSAE Annual International Meeting, paper number: 044013.
- Kim D. S., 1997, Emission of nitric oxide(NO) from intensively managed agricultural soils in the lower coastal plain region, North Carolina, *한국대기보전학회지*, 13-E, 11-24.
- Lee Y. H., 2002, Emission of ammonia in south korea, *Water, Air, and Soil Pollution*, 135, 23-37.
- Leyris, C., Guillot, J. M., and Fanlo, J. L., 2005, Comparison and development of dynamic flux chambers to determine odorous compound emission rates from area sources, *Chemosphere*, 59, 415-421.
- Paul A. R. and Viney P. A. 2002, Characterization of ammonia emission from soils in the upper coastal plain. North Carolina, *Atmospheric Environment*, 36, 1087-1097.
- Roe S. M., Lindquist H. C., Thesing K. B., Spivey M. D., and Strait R. P., 2004, Emission inventory guidance for anthropogenic non-Agricultural ammonia sources, 13th International Emission Inventory Conference(Working for Clean

Air in Clearwater).

US EPA, 1986, Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission Isolation flux chamber user's guide, EPA contract No. 68-02-3889.

US EPA, 2002, Research and development; review of emission factors and methodologies to estimate ammonia emissions from animal waste handling.

최종원고채택 05. 09. 28

