



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

博士學位論文

국내 하수처리시설의 악취 배출특성 및
바이오필터에 의한 악취 저감효율에
관한 연구

濟州大學校 大學院

環境工學科

高秉徹

2013年 8月

국내 하수처리시설의 악취 배출특성 및 바이오필터에 의한 악취 저감효율에 관한 연구

指導教授 甘 相 奎

高 秉 徹

이 論文을 工學 博士學位 論文으로 提出함

2013年 8月

高秉徹의 工學 博士學位 論文을 認准함

審査委員長 許 喆 九

委 員 李 民 圭

委 員 李 起 浩

委 員 朴 英 植

委 員 甘 相 奎



濟州大學校 大學院

2013年 8月

Emission Characteristics of Odor in Domestic Sewage Treatment Facilities and its Removal Efficiency of Biofilter

Byung-Churl Ko
(Supervised by professor Sang-Kyu Kam)

A thesis submitted in partial fulfillment of the requirement for
the degree of Doctor of Engineering

2013. 8.

This thesis has been examined and approved.

Thesis director, Chul-Goo Hu, Prof. of Environmental Engineering

Thesis director, Min-Gyu Lee, Prof. of Chemical Engineering

Thesis director, Ki-Ho Lee, Prof. of Environmental Engineering

Thesis director, Young-Seek Park, Prof. of Faculty of Liberal Education

Thesis director, Sang-Kyu Kam, Prof. of Environmental Engineering

August, 2013

Department of Environmental Engineering
GRADUATE SCHOOL
JEJU NATIONAL UNIVERSITY

목 차

Summary	vii
I. 서론	1
II. 이론적 고찰	4
1. 악취의 특성	4
1) 악취의 일반적 특성	4
2) 악취의 평가방법	8
3) 후각에 의한 악취 감지 특성	10
2. 하수처리시설에서 발생하는 악취물질의 종류	16
3. 악취방지기술	20
1) 악취방지기술의 종류	20
2) 바이오필터의 특징	29
III. 연구방법	36
1. 조사대상 시설 및 기간	36
2. 시료채취 및 분석방법	38
1) 복합악취	38
2) 지정악취물질	40
3. 자료의 평가방법	46
IV. 결과 및 고찰	48
1. 하수처리시설의 악취 배출특성	48
1) 공정별 복합악취 배출특성	52
2) 계절별 복합악취 배출특성	58
3) 공정별 지정악취물질 배출특성	61

2. 하수처리시설 악취 지표간의 상관관계	70
1) 복합악취와 총 악취농도지수의 관계	73
2) 지정악취물질을 이용한 복합악취의 민감도 평가	76
3) 복합악취와 지정악취물질 농도의 관계	81
3. 바이오필터의 악취물질 저감효율	86
1) 바이오필터에 의한 복합악취와 지정악취물질 저감효율	86
2) 유입 부하량에 따른 악취물질 저감효율	107
3) 바이오필터 형식 및 규모에 따른 악취물질 저감효율	121
V. 결론	125
참고문헌	127

List of Figures

Fig. 1. Diagram of typical adaptation and recovery curves	11
Fig. 2. The relation between odor concentration and intensity by Weber–Fechner’s law	13
Fig. 3. The relation between odor concentration and intensity by Steven’s law	15
Fig. 4. Dissociation of hydrogen sulfide	19
Fig. 5. Schematic diagram of a bioscrubber	27
Fig. 6. Schematic diagram of a biofilter	27
Fig. 7. Schematic diagram of a trickling biofilter	28
Fig. 8. Schematic diagram of a hybrid–biofilter	28
Fig. 9. Explanation of a box plot	47
Fig. 10. Box plots of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities	57
Fig. 11. Box plots of hydrogen sulfide concentration for unit processes of sewage treatment facilities	69
Fig. 12. Scatter diagram and regression curve between SOQ and composite odor	75
Fig. 13. Probability distribution of composite odor at inlet of biofilters of sewage treatment facilities estimated by Monte Carlo simulation	79
Fig. 14. Sensitivity chart of malodorous compounds for the composite odor at inlet of biofilters of sewage treatment facilities	80
Fig. 15. Scatter diagram and regression curve of hydrogen sulfide concentration and composite odor	84
Fig. 16. Scatter diagram and regression curve of malodorous compounds concentration and composite odor	85
Fig. 17. The composite odor concentration at inlet and outlet of 31 biofilters and their removal efficiency (inlet concentration : under 1,000 DT)	93

Fig. 18. The composite odor concentration at inlet and outlet of 31 biofilters and their removal efficiency (inlet concentration : over 1,000 DT)	94
Fig. 19. Examples of the internal state of biofilters	95
Fig. 20. The SOQg (ammonia and TMA) at inlet and outlet of 59 biofilters and their removal efficiency	97
Fig. 21. The SOQg (sulfur compounds) at inlet and outlet of 62 biofilters and their removal efficiency	101
Fig. 22. The SOQg (aldehydes) at inlet and outlet of 61 biofilters and their removal efficiency	102
Fig. 23. The SOQg (VOCs and alcohols) at inlet and outlet of 62 biofilters and their removal efficiency	103
Fig. 24. The SOQg (organic acid) at inlet and outlet of 18 biofilters and their removal efficiency	104
Fig. 25. Removal efficiency and elimination capacity of hydrogen sulfide with its inlet loading at various biofilters	109
Fig. 26. Removal efficiency and elimination capacity of methyl mercaptan with its inlet loading at various biofilters	113
Fig. 27. Removal efficiency and elimination capacity of DMS with its inlet loading at various biofilters	114
Fig. 28. Removal efficiency and elimination capacity of DMDS with its inlet loading at various biofilters	115
Fig. 29. Removal efficiency and elimination capacity of ammonia with its inlet loading at various biofilters	118
Fig. 30. Removal efficiency and elimination capacity of acetaldehyde with its inlet loading at various biofilters	119
Fig. 31. Removal efficiency and elimination capacity of toluene with its inlet loading at various biofilters	120
Fig. 32. The removal efficiency of hydrogen sulfide according to the biofilter type	124

List of Tables

Table 1. Physicochemical characteristics of malodorous compounds	7
Table 2. Classification of 6 step odor intensity by direct olfactometry	9
Table 3. The relation between odor intensity and odor concentration	14
Table 4. Malodorous compounds associated with sewage treatment facilities ..	17
Table 5. General reaction of odor components and absorbent materials	22
Table 6. Adsorption effect of activated carbon for odor components	24
Table 7. Application of bacteria species	31
Table 8. Comparison of biofilter media	32
Table 9. General information of 62 sewage treatment facilities and biofilters surveyed in this study	37
Table 10. Test solution for selecting odor test panels	39
Table 11. Analytical conditions of GC for analyzing trimethylamine	41
Table 12. Analytical conditions of GC for analyzing sulfur compounds	42
Table 13. Analytical conditions of HPLC for analyzing aldehydes	43
Table 14. Analytical conditions of GC/MSD for analyzing VOCs	44
Table 15. Analytical conditions of GC for analyzing organic acid	45
Table 16. The concentration of composite odor for unit processes of 62 sewage treatment facilities	49
Table 17. Statistical summary of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities by air dilution olfactory method	54
Table 18. Seasonal variation of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities	60
Table 19. The concentration of malodorous compounds for water treatment processes of sewage treatment facilities	63
Table 20. The concentration of malodorous compounds for sludge treatment processes of sewage treatment facilities	64

Table 21. Statistical summary of hydrogen sulfide concentration for unit processes of sewage treatment facilities	66
Table 22. The concentration of odor and the value of SOQ of inlet at 62 biofilters	71
Table 23. Statistical summary of regression curve between SOQ and composite odor	74
Table 24. Probability distribution of malodorous compounds	78
Table 25. Statistical summary of regression curve of malodorous compounds concentration and composite odor	83
Table 26. The concentration of composite odor and the value of SOQg at inlet and outlet of 62 biofilters	87
Table 27. Wilcoxon test results for the removal of composite odor and SOQg by 62 biofilters of sewage treatment facilities	106
Table 28. The compliance rate of emission standard (500 DT) for the composite odor at 62 biofilters	123

Summary

The objectives of this work is to examine the emission characteristics of odor and major contributors of odor at each unit process of domestic sewage treatment facilities and to evaluate odor removal efficiency by biofilters which are in operation as odor preventive facilities there. For these purposes, the concentrations of composite odor and 22 designated malodorous compounds are measured at each unit process of 62 sewage treatment facilities and at inlet and outlet of 62 biofilters. From these results, the emission characteristics of composite odor and malodorous compounds at each unit process and of composite odor with season are studied. Major malodorous compounds affecting the composite odor are examined closely from the relation of composite odor and malodorous compounds. From the biofilters, their removal efficiency is evaluated by the ratio of outlet concentration to inlet concentration for each of composite odor and malodorous compounds and is also examined with inlet loading of malodorous compounds and with their type and capacity for composite odor. The results obtained are summarized as follows.

The geometric mean value of composite odor concentration is the highest at the sludge holding tank with the value of 8,020 DT, followed by the gravity thickener, the 1st settling chamber and the dewatering building, with the value of 6,979 DT, 1,498 DT and 1,381 DT, respectively, among the unit process. The composite odor concentration of each unit process varied according to the season, but there was little tendency.

Hydrogen sulfide has the highest emission concentration among 22 designated malodorous compounds at every unit process. Its average concentration is the highest at the sludge holding tank with the value of 188.88 ppm, followed by the gravity thickener, the dewatered sludge cake bin

and the 1st settling chamber, with the value of 53.967 ppm, 23.706 ppm and 7.847 ppm, respectively. Its average concentration at the excess sludge holding tank is 0.603 ppm, which is the lowest among all the unit process of sewage treatment facilities.

Sensitivity analysis shows that the concentration of hydrogen sulfide and methyl mercaptan affects the composite odor concentration from sewage treatment facilities by 79.1% and 20.0%, respectively.

The correlation analysis of odor index from sewage treatment facilities shows that there is no significant difference in explanation ability between composite odor concentration and each of SOQ (sum of odor quotient), hydrogen sulfide with methyl mercaptan and hydrogen sulfide which are 83.0%, 78.9% and 76.0%, respectively. It is considered that hydrogen sulfide alone or along with methyl mercaptan can be used as a single or a combined index with the composite odor concentration to evaluate the odor emission characteristics of sewage treatment facilities.

Removal efficiency of the composite odor and of the malodorous compounds by biofilters highly depends on each biofilter and the group of malodorous compounds. Wilcoxon signed rank tests indicate there are significant differences ($p=0.000<0.05$) of composite odor concentration and hydrogen sulfide concentration between the inlet and outlet of biofilters surveyed.

Odor removal efficiency and maximum elimination capacity by biofilters are examined against inlet loading of 4 types of sulfur compounds, ammonia, acetaldehyde and toluene. The maximum elimination capacity (against inlet loading) of hydrogen sulfide, methyl mercaptan, dimethyl sulfide, dimethyl disulfide, ammonia, acetaldehyde and toluene is 12.1 g-H₂S/m³/hr (28.1 g-H₂S/m³/hr), 1.1 g-CH₃SH/m³/hr (1.97 g-CH₃SH/m³/hr), 4.0 g-DMS/m³/hr (4.2-DMS/m³/hr), 0.19 g-DMDS/m³/hr (0.49 g-DMDS/m³/hr), 4.05 g-NH₃/m³/hr (4.26 g-NH₃/m³/hr), 0.07 g-CH₃CHO/m³/hr (0.15 g-CH₃CHO/m³/hr), and 3.54

$\text{g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ (3.79 $\text{g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$), respectively.

Trickling biofilters show slightly higher compliance rates of effluent quality standard than hybrid biofilters. It is because of difference in management and operation regarding nutrients, pH, circulating water, etc. The compliance rates of effluent quality standard are different depending on biofilter's capacities, but a tendency was not found.

I. 서론

경제성장과 생활수준의 향상으로 물 소비량이 증가되고 하수 발생량이 증가함에 따라 하수처리시설의 수가 지속적으로 증가하는 추세이다. 2010년 말 현재 국내 하수도 보급률은 90.1%로 전국에 가동 중인 공공하수처리시설은 500 m³/일 이상 470개소, 500 m³/일 미만 2,594개소가 운영 중이며 전체 시설용량은 25,118 천톤/일이다.¹⁾

최근 도시의 규모가 확대됨에 따라 하수처리시설 등 공공환경시설 인근에 대규모 주거지역 및 상업지역이 조성되는 경우가 많고 국민들이 쾌적한 삶의 질을 요구함에 따라 공공환경시설에서 발생하는 악취 민원이 2011년도 1,124건으로 전년도 176건 대비 638.6% 증가하였다.²⁾

하수처리시설에서는 하수처리 과정이나 슬러지를 처리하는 과정에서 유기물의 생물학적 분해에 의하여 황화합물, 질소화합물, 유기산, 알데하이드류 및 케톤류 등의 악취물질이 발생한다고 알려져 있다.^{3~5)} 그동안 많은 연구자^{6~9)}에 의해 하수처리시설에서 발생하는 악취 특성을 연구해 왔으며, 국내에서도 공기회석관능법과 기기분석법을 이용하여 하수처리시설의 주요 악취 발생원에 대한 악취물질 조사 및 발생 특성에 대한 연구^{10~14)}가 수행되어져 왔다. Chung 등¹²⁾은 2개의 하수처리시설에서 기기분석 및 공기회석관능법을 이용하여 1차 침전지, 침사지 및 가압부상농축조 순으로 악취농도가 높게 나왔으며, 황화수소, 메틸메르캅탄, 다이메틸설파이드, 다이메틸다이설파이드 등의 황화합물이 주요 악취성분인 것으로 발표하였다. Jung 등¹³⁾은 단일 하수처리시설의 3개 지점에서 악취강도를 비교한 결과 슬러지 콘테이너, 유량조정조, 농축조 순으로 나타났고, 다이메틸설파이드와 암모니아가 악취의 주 원인물질이라고 하였으며, Jeon 등¹⁵⁾은 하폐수 처리시설의 경우 1차 침전지 및 농축조에서 복합악취 농도가 높았다고 하였다. 이처럼 대부분의 연구가 단일 또는 수개의 하수처리시설을 대상으로 진행되고 있어 연구결과가 제한적이며 국내 하수처리시설의 악취발생 특성을 전체적으로 평가하기에는 한계가 있는 것이 사실이다.

하수처리시설에서 발생하는 악취를 평가하고 원인을 해석하기 위하여 다양한 방법이 이용되고 있으며 그 중에서 공기희석관능법과 기기분석법이 대표적인 방법이다. 그러나 공기희석관능법은 측정결과가 개인적인 판단에 의존되고 측정결과를 검증함에 어려움이 있는 등 신뢰성 문제가 제기될 소지가 있다. Ryu 등¹⁶⁾은 악취관정요원에 따라 악취분석 결과에 많은 영향을 미친다고 하였으며, 여자가 남자보다 더 민감하고 40대 이상에서 연령이 증가할수록 악취 측정값이 낮아진다고 하였다. 또한 악취 분석 경험이 많을수록 악취 측정값이 감소한다고 하였다. 아울러 기기분석법의 경우 시료 채취 및 분석에 많은 시간과 비용이 소요되고 분석조건이 까다롭고 고가의 장비를 필요로 하는 단점이 있으며, 악취물질의 농도와 사람의 후각에 의해 측정되는 복합악취간의 관계가 명확하지 않다.

이에 따라 측정방법에 따른 상호간의 비교 및 검토를 통하여 악취를 평가할 필요성이 제기되고 있으며 일부 연구자에 의해 측정방법 상호간의 비교 연구가 수행되고 있다. Park 등¹⁷⁾은 황화합물의 악취강도와 희석배수의 상관관계에 대하여 연구하였으며, Han과 Park¹⁸⁾은 황화합물 4종, 암모니아 및 트라이메틸아민의 각 개별 물질농도와 악취강도와 상관관계를 검토하여 상관관계식을 제시하였고 Kim 등¹⁹⁾은 공기희석관능법과 기기분석법이 갖는 연관성을 평가하기 위하여 황화수소와 아세트알데하이드 각 개별 물질에 의한 관계와 두가지 물질이 혼합된 상태에서의 연관성과 그 특성을 검토한 바 있다. 그러나 실험실 규모에서 단일 또는 수개의 악취원인 물질에 의한 악취세기 비교 연구로 한정된 경우가 많아 다양한 악취물질이 존재할 경우 악취물질간의 복합적 상호작용에 의해 연구결과가 크게 달라질 수 있는 문제가 발생하게 된다.

악취를 저감하기 위한 방법은 연소법, 흡수법, 흡착법, 생물탈취법 등이 있으며, 이 중 생물탈취법은 생물학적으로 분해가능성이 있는 오염물질을 함유한 악취가스를 보다 실용적, 저비용으로 제거할 수 있는 저감기술로서 운전관리가 간단하며, 2차 오염의 염려가 없다는 특징을 가지고 있어^{20,21)} 국내 하수처리시설에 많이 설치되어 있다. 생물학적 처리기술 중에서 대표적으로 사용되고 있는 바이오필터는 담체 표면에 부착된 미생물의 활동에 의해 악취물질을 산화분해 시키는 것으로서^{22,23)} 농도는 낮으나 배출 유량이 많은 악취물질 처리에 적합하다고 보고^{24~27)}되고 있으며, 바이오필터의 효율을 향상시키기 위한 연구가 많은 연구자들

에 의해 수행되어져 왔다. 국내에서도 Park 등²⁸⁾은 바이오필터에 의한 VOC 등의 제거에 있어 충진 담체의 종류에 따른 제거효율과 제거용량을 평가하였으며, Kim 등²⁹⁾은 미생물 고정 담체를 적용한 파일럿 규모의 바이오필터에서 황화수소와 휘발성유기화합물(VOC) 등의 제거효율과 최대 제거용량을 제시하였다. 그러나 실험실 또는 파일럿 규모에서 단일 또는 수개의 악취물질을 대상으로 효율을 평가하거나 연구기간이 수개월 이내로 짧은 경우가 대부분이고 다양한 악취물질이 유입되는 하수처리시설에서 장기간 운전되고 있는 바이오필터의 악취물질 저감효율에 대한 평가는 거의 없는 실정이다.

따라서, 본 연구에서는 국내 하수처리시설의 각 공정별 악취 배출특성과 악취를 유발하는 주요 원인물질을 파악하고, 하수처리시설에서 운영 중인 바이오필터의 악취물질 저감효율을 평가하고자 하였다. 이를 위해 국내에서 운영 중인 62개 하수처리시설을 대상으로 공정별로 배출되는 복합악취와 지정악취물질 농도를 조사하여 공정별 복합악취와 지정악취물질의 배출특성 및 계절별 복합악취 배출특성을 검토하였다. 또한 복합악취와 지정악취물질간의 관계를 검토하여 국내 하수처리시설의 복합악취에 영향을 미치는 주요 악취 원인물질을 규명하였다. 그리고 바이오필터 입구와 출구에서 복합악취와 지정악취물질의 농도를 조사하여 악취물질 저감효율을 평가하였으며 악취물질 유입 부하량, 바이오필터 형식 및 규모에 따른 저감효율을 고찰하였다.

II. 이론적 고찰

1. 악취의 특성

1) 악취의 일반적 특성

지구상에 존재하는 유기화합물질은 약 200만종으로 그 중 약 40만종이 냄새가 있다고 알려져 있으며, 유기산류, 알콜류, 아민류, 방향족화합물류, 알데하이드류, 에스테르류, 황화수소류 등 주요 악취물질만도 1,000여종에 이른다고 한다.^{30,31)} 우리나라의 악취방지법에서는 황화수소, 메르캅탄류, 아민류, 그 밖에 자극성이 있는 기체상태의 물질이 사람의 후각을 자극하여 불쾌감과 혐오감을 주는 냄새를 악취로 정의하고 있으며, 복합악취와 함께 22종의 물질을 지정악취물질로 지정하여 관리하고 있고 각각의 물리화학적 특징은 Table 1과 같다.

악취는 주로 물질의 발효·부패에 따른 가스의 배출과 염소, 염화수소, VOC 등 악취를 유발하는 화학물질의 누출, 물질의 불완전연소 등에서 발생하는 경우가 많으며, 일반적으로 여러 가지 성분이 혼합된 상태로 존재하면서 사람의 후각을 자극하여 심리적·정신적 피해를 야기하는 감각공해의 형태로 나타난다.^{30,32)}

악취는 유기물과 무기물질의 화학적 또는 생물학적 반응을 통하여 생성되며 그 과정이 매우 복잡하고 다양하게 나타난다. 또한, 일부 물질들은 악취를 띠지 않더라도 합성과 분해에 의한 변화 과정에서 악취가 발생될 수 있으며, 반응물질의 종류와 반응조건은 생성과정과 그 물질의 변화정도에 커다란 영향을 주어 악취물질의 생성 정도나 그 특성을 결정하는 중요한 요인이 된다.

악취의 질과 강도 등의 본질을 결정하는 것은 악취물질의 분자를 구성하는 원소와 분자량 및 분자구조이다. 악취를 구성하는 원소로는 탄소(C), 수소(H), 산소(O), 질소(N), 황(S), 염소(Cl) 등이 있으며, 악취물질 중 분자량이 가장 작은 것은 암모니아이다. 분자량이 큰 물질은 냄새강도가 분자량에 반비례해서 단계적으

로 약해지는 경향이 있으나, 특정한 물질은 냄새가 거의 없는 특징이 있다. 악취와 분자구조와의 상관관계를 살펴보면 탄소(C)의 수는 저분자일수록 관능기 특유의 악취가 강하고 자극적이고, 8개~13개에서 가장 냄새가 강하며, 불포화도(2중 결합 및 3중 결합의 수)가 높으면 악취가 보다 강하게 난다. 그리고 분자 내에 황(S) 및 질소(N)와 관능기(수산, 카본산, 에스테르, 에테르, 알데하이드, 케톤, 락톤 등)가 있으면 냄새가 강하며, 분자내 수산기의 수가 1개 일 때 가장 강하고 개수가 증가하면 약해져서 무취에 이른다.³⁰⁾

온도와 습도는 악취와 밀접한 관계가 있는 것으로 알려져 있다. 일반적으로 온도는 26~30℃에서 강한 영향을 미치며 온도가 낮아질수록 악취의 세기가 감소하는 경향이 있다. 또한 60~80%의 상대습도에서 악취에 보다 민감하게 반응한다.³²⁾

악취는 다른 물질의 영향으로 악취의 세기가 커지거나 감소될 수 있는데, 다음과 같이 독립, 중화, 상가, 상승 등의 특성을 나타낸다.³²⁾

- ① 독립 : $I_{AB} = k \cdot \log(C_A \text{ 또는 } C_B)$
- ② 중화 : $I_{AB} < k \cdot \log(C_A \text{ 또는 } C_B)$
- ③ 상가 : $I_{AB} = k \cdot \log(C_A + C_B)$
- ④ 상승 : $I_{AB} > k \cdot \log(C_A + C_B)$

여기서, I_{AB} 는 악취세기, k 는 상수, C_A 와 C_B 는 악취물질의 농도를 나타낸다.

복합성분에 의한 악취의 경우 농도와 악취세기의 관계는 단독성분에 의한 경우에 비해 상당한 차이를 나타내는데, 변화율과 상승, 상쇄의 효과는 성분 간의 조합과 구성비에 크게 영향을 받는다. 이에 따라 개별 물질로는 악취기준 이내인 경우라도 복합악취의 경우 악취가 감지될 수 있으며, 반대로 특정물질의 농도가 악취를 유발할 수 있는 농도라도 다른 물질의 영향으로 악취가 감지되지 않을 수 있다. 아울러, 생활환경과 사람의 심리상태에 따라서 악취를 느끼는 정도의 차이가 나타나는 특징이 있다. 또한 동일 물질에 대한 후각반응에 있어서도 개인별로 쾌·불쾌를 느끼는 정도에 차이가 있으며, 동일인의 경우에도 냄새를 맡는 빈도에 따라 차이가 있어 단기적으로는 좋은 냄새로 인식되더라도 장기적으로

노출되는 경우에는 악취로 여겨질 수도 있다. 이와 같이 냄새를 감지하고 이에 대한 쾌·불쾌를 인식하는 데 있어 사람마다 느끼는 정도가 다르므로, 대기 중의 악취오염도를 단순히 농도만으로 규제하기에는 어려운 점이 있다.³²⁾

Table 1. Physicochemical characteristics of malodorous compounds

Compound	Formula	Molecular weight	Specific density	Melting point (°C)	Boiling point (°C)	Threshold (ppm) ³³⁾
Ammonia	NH ₃	17.0	0.597	-77.7	-33.4	0.15
Trimethylamine	(CH ₃) ₃ N	59.1	0.662	-124	3.5	0.000032
Hydrogen sulfide	H ₂ S	34.1	1.189	-82.9	-59.6	0.00041
Methyl mercaptan	CH ₃ SH	48.1	0.896	-121	8.0	0.000070
Dimethyl sulfide	(CH ₃) ₂ S	62.1	0.846	-83.2	37.3	0.0030
Dimethyl disulfide	(CH ₃) ₂ S ₂	94.2	1.057	-	116	0.0022
Acetaldehyde	CH ₃ CHO	44.1	0.783	-123.5	20.2	0.0015
Propionaldehyde	CH ₃ CH ₂ CHO	58.08	0.807	-81	49.5	0.0010
Butylaldehyde	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CHO	72.1	0.817	-99	75.7	0.00067
n-Valeraldehyde	CH ₃ (CH ₂) ₃ CHO	86.14	0.710	-91.5	102.5	0.00041
i-Valeraldehyde	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	86.14	0.800	-	92.5	0.00010
Styrene	C ₆ H ₅ CHCH ₂	104.1	0.903	-31	145	0.035
Toluene	C ₆ H ₅ CH ₃	92.13	0.866	-95	110.8	0.33
Xylene	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	106.17	0.861	-47.4	138.4	0.13
Methyl ethyl ketone	CH ₃ COC ₂ H ₅	72.1	0.805	-86	79.6	0.44
Methyl isobutyl ketone	CH ₃ COCH ₂ CH(CH ₃) ₂	100.16	0.796	-84.7	115.9	0.017
Butyl acetate	CH ₃ CO ₂ C ₂ H ₅	88.11	0.900	-83.6	76.82	0.0080
i-Butyl alcohol	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ OH	74.12	0.805	-108	107	26
Propionic acid	CH ₃ CH ₂ COOH	74.1	2.56	-22.0	14.1	0.0057
n-Butyric acid	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	88.1	0.43	-5.5	164.7	0.00019
n-Valeric acid	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	102.1	0.942	-347	187	0.000037
i-Valeric acid	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ COOH	102.3	0.937	-37.6	176.7	0.000078

2) 악취의 평가방법

악취를 평가하는 방법에는 공기희석관능법에 의한 희석배수(DT; dilution threshold), 기기분석에 의한 농도(concentration)뿐만 아니라 최소감지농도(역치, threshold)와 악취세기(odor intensity) 등이 있다.

희석배수는 당초 미국에서 시료수(試料水)의 악취세기를 나타내기 위해 정의하였던 것으로³²⁾ 악취 시료에 무취의 공기를 가하여 최소감지농도 수준까지 희석한 배수를 말한다. 현재 악취방지법에 의한 복합악취 배출허용기준은 환경분야 시험·검사 등에 관한 법률에 따른 환경오염공정시험기준의 공기희석관능법을 적용하여 측정하고 있다. 공기희석관능법에서는 5인 이상의 판정요원(panel)을 구성하고 무취로 판정한 시료 희석배수의 바로 전단계 희석배수를 각 판정요원의 희석배수로 하고, 이 중 최대, 최소 희석배수를 제외한 나머지를 기하평균한 값을 판정요원 전체의 희석배수로 산정하고 있다.

농도는 일정량의 부피 중에 어떤 성질이나 성분이 들어 있는 정도를 나타내는 단위로서, 악취방지법³⁴⁾에서는 사업자의 악취물질 배출 여부를 확인할 필요가 있는 경우에는 기기분석법에 의해 지정악취물질을 측정할 수 있도록 하고 있다.

사람이 느낄 수 있는 악취물질의 최소농도는 물질마다 다르며 어떤 물질이 사람에게 냄새로 느껴지기 시작되는 최소 농도를 해당 물질의 최소감지농도(threshold)라 한다. 최소감지농도는 탄소와 수소만으로 된 화합물보다 산소, 황, 질소 등의 헤테로 원자가 포함되어 있는 화합물들이 대체로 작은 값을 나타낸다.³²⁾ 단일성분의 냄새물질은 일정한 최소감지농도를 갖지만 두 가지 이상의 물질이 섞여있을 때에는 상승 또는 상쇄작용 등에 의해 각 성분의 최소감지농도보다 더 높아지거나 낮아지는 경우도 있으며, 예민한 사람과 둔감한 사람이 느끼는 최소감지농도는 냄새물질에 따라 10배 이상의 차이가 날 수도 있다.³²⁾ 악취방지법에서 규정하고 있는 지정악취물질 22종에 대한 최소감지농도는 Table 1과 같다.

악취세기는 냄새의 정도를 수치화하여 표현하는 방법으로서 악취방지법 제정 이전에는 직접관능법에 의한 악취세기를 Table 2과 같이 최소감지농도 수준의 냄새를 1도, 악취로 인식되지 않을 보통의 수준을 2도로 하는 등 총 6단계로 구분하였다.

Table 2. Classification of 6 step odor intensity by direct olfactometry

Odor intensity	0	1	2	3	4	5
Classification	None	Threshold	Moderate	Strong	Very strong	Over strong

그러나 환경부에서는 직접관능법의 객관성 결여와 계량화 비용이성을 개선하고 악취 측정결과에 대한 신뢰도를 제고하기 위해 공기희석관능법을 도입하였다. 또한 공기희석관능법의 제한성을 보완하고자 기기분석법을 도입하는 등 과학적 기법으로 측정방법을 개선함에 따라¹⁾ Table 2의 악취판정도는 악취공정시험방법³⁵⁾에 따른 악취 판정요원의 선정시에만 사용하고 있다.

3) 후각에 의한 악취 감지 특성

(1) 후각의 순응과 회복

후각은 냄새를 맡을 수 있는 감각으로서 공기 중의 화학물질들을 감지하는 것을 말한다. 공기 중의 냄새 분자가 코 내에 들어가 코의 취점막을 이루고 있는 점막액에 녹아들고, 후세포에 도달한 냄새 분자에 의해 그 후세포가 흥분되어 전기신호가 발생하며 냄새 감각이 일어난다.³⁰⁾

후각에 의해 특정 냄새를 악취로 인식하는 정도는 온도, 습도 등의 대기조건, 생리적·심리적 상태 그리고 연령, 성별, 경험, 인종, 문화 등의 영향을 받으며, 후각의 순응에 의해서도 변화가 심한 특성을 보인다.³²⁾ 냄새를 계속 맡고 있으면 처음에 강하게 느껴지던 냄새도 약하게 느껴지거나 익숙해지는 후각의 순응(adaptation) 현상이 나타나게 된다. 후각의 순응은 촉각, 청각 등 다른 감각에도 있는 것으로 알려져 있으나 다른 감각과 비교해 비교적 순응이 쉬운 감각이다.³⁰⁾ 일반적으로 완전한 후각의 순응이 이루어지는데 필요한 시간은 외부자극의 농도 수준과 지속시간에 따라 다르게 나타나는데 외부의 자극수준이 강할수록 후각기관의 민감성은 더욱 크게 감소하게 되며 이에 따라 후각이 완전한 순응에 도달하는데 소요되는 시간은 더욱 증가하는 것으로 알려져 있다. 또한 외부로부터의 자극이 사라지게 되면 후각은 원래의 수준으로 되돌아가게 되는데 이러한 현상을 회복(recovery)이라 하며, 후각의 회복 또는 순응 과정을 Fig. 1과 같이 시간에 대한 곡선으로 표현하면 지수함수 형태로 나타낼 수 있으며 순응은 빠르게 도달하는 대신 회복은 상대적으로 서서히 진행되는 것으로 알려져 있다.^{30,36)}

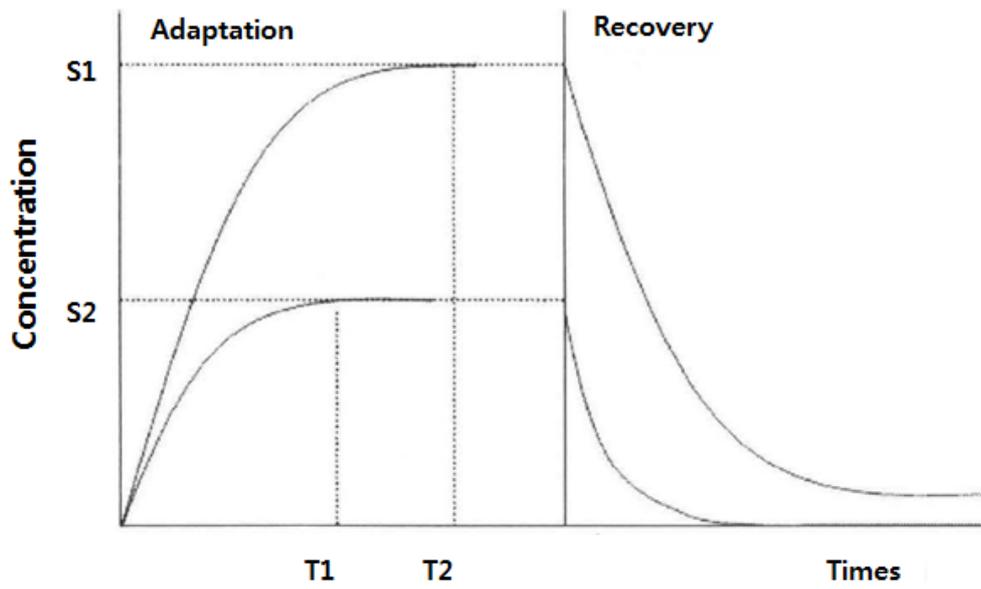


Fig. 1. Diagram of typical adaptation and recovery curves.

(2) 악취의 세기와 악취물질의 농도와의 관계

악취의 세기와 대기중 악취물질의 농도 사이에는 $I = k \cdot \log C + b$ 라는 관계식이 성립하는데, 이를 Weber-Fechner 법칙이라 하며, I 는 악취를 감지한 세기이며, k 와 b 는 상수, C 는 악취물질의 농도를 나타낸다.³⁷⁾

Fig. 2는 Weber-Fechner 법칙을 나타낸 것으로서 처음에는 악취물질의 농도 증가와 함께 악취의 세기도 증가하지만 일정 수준 이상에서는 악취의 세기가 증가하지 않는다. 반대로, 악취물질의 농도가 감소하여도 악취의 세기는 농도의 대수에 비례하기 때문에 농도 감소에 상응하는 양만큼의 세기로 감소하지 않으며, k 값은 물질에 따라서 다르므로 동일한 농도 감소에서도 물질별로 체감되는 악취세기는 다를 수 있다. Fig. 2에서 악취물질의 농도를 당초의 1/100(99% 제거)로 낮추었을 경우에도 악취세기는 당초의 10% 단위까지 밖에 감소되지 않는다. 또한 대부분의 악취물질이 ppb 단위에서도 감지할 수 있는 경우가 많기 때문에 악취방지시설에 많은 비용과 노력을 들였음에도 기대할 만큼의 효과를 얻기가 어려운 것은 이러한 이유 때문이다.

Table 3은 일본 환경청 산하 환경위생센터에서 악취물질의 농도와 악취 세기와의 관계에 대하여 Weber-Fechner 식을 이용하여 나타낸 것을 정리한 것이다.

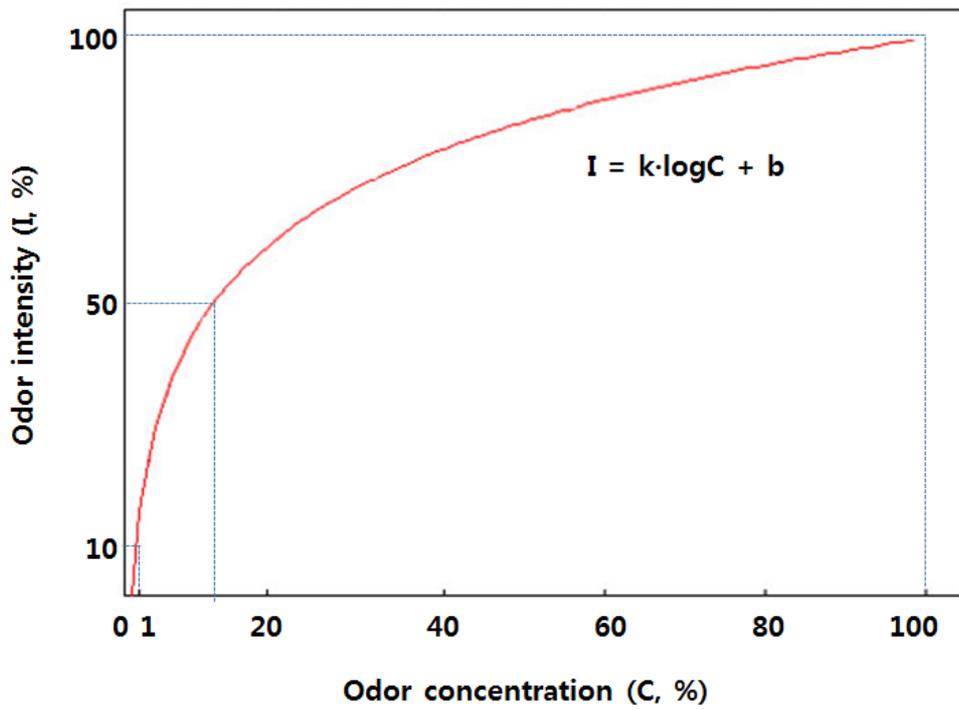


Fig. 2. The relation between odor concentration and intensity by Weber-Fechner's law.

Table 3. The relation between odor intensity and odor concentration

Compound	Formula	Weber-Fechner's law (Y : odor intensity, X : concentration)
Ammonia	NH ₃	Y = 1.67 logX + 2.38
Trimethylamine	(CH ₃) ₃ N	Y = 0.901 logX + 4.56
Hydrogen sulfide	H ₂ S	Y = 0.950 logX + 4.14
Methyl mercaptan	CH ₃ SH	Y = 1.25 logX + 5.99
Dimethyl sulfide	(CH ₃) ₂ S	Y = 0.784 logX + 4.06
Dimethyl disulfide	(CH ₃) ₂ S ₂	Y = 0.985 logX + 4.51
Acetaldehyde	CH ₃ CHO	Y = 1.01 logX + 3.85
Propionaldehyde	CH ₃ CH ₂ CHO	Y = 1.01 logX + 3.86
Butylaldehyde	CH ₃ CH ₂ CH ₂ CHO	Y = 1.03 logX + 4.61
n-Valeraldehyde	CH ₃ (CH ₂) ₃ CHO	Y = 1.36 logX + 5.28
i-Valeraldehyde	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Y = 1.35 logX + 6.01
Styrene	C ₆ H ₅ CHCH ₂	Y = 1.42 logX + 3.10
Toluene	C ₆ H ₅ CH ₃	Y = 1.40 logX + 1.05
Xylene ^a	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	Y = 1.53 logX + 2.44
Methyl ethyl ketone	CH ₃ COC ₂ H ₅	Y = 1.85 logX + 0.149
Methyl isobutyl ketone	CH ₃ COCH ₂ CH(CH ₃) ₂	Y = 1.65 logX + 2.27
Butyl acetate	CH ₃ CO ₂ C ₂ H ₅	Y = 1.14 logX + 2.34
i-Butyl alcohol	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ OH	Y = 0.790 logX + 2.53
Propionic acid	CH ₃ CH ₂ COOH	Y = 1.38 logX + 4.60
n-Butyric acid	CH ₃ (CH ₂) ₂ COOH	Y = 1.29 logX + 6.37
n-Valeric acid	CH ₃ (CH ₂) ₃ COOH	Y = 1.58 logX + 7.29
i-Valeric acid	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ COOH	Y = 1.09 logX + 5.65

^a : [(o-Xylene) : (m-Xylene) : (p-Xylene)] = [1:2:1]

Weber-Fechner의 법칙과 동일한 방법으로 외부자극에 대한 후각의 반응을 설명하는 정신물리학적 멱함수(psychophysical power function)식이 Stevens³⁸⁾에 의해 소개되었다. 이는 악취물질의 자극에 대한 인지강도(I)와 악취유발물질의 물리적 단위 즉, 악취농도(C)와의 관계를 $I = k \cdot C^n$ 으로 표현한 것으로서 Fig. 3과 같이 나타낼 수 있다.

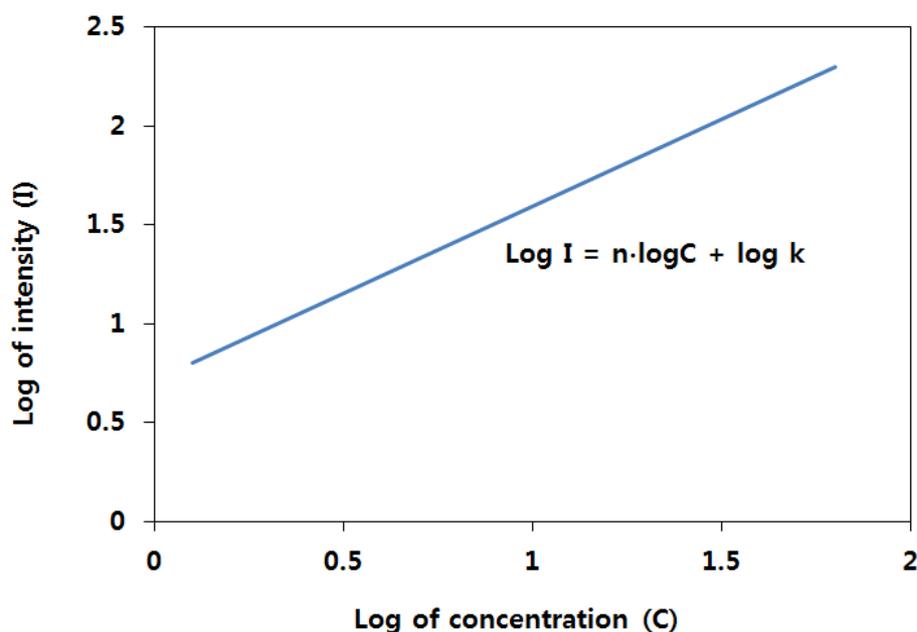


Fig. 3. The relation between odor concentration and intensity by Steven's law.

Weber-Fechner 식의 k와 Stevens 식의 n은 기울기로서 악취물질별로 다른 값을 갖게 되고, 악취물질의 대기 중에서 확산 가능성을 평가하는 지표로 사용되고 있다. 그러나 Weber-Fechner 법칙과 Steven 법칙 등은 악취물질이 단일물질일 때에만 적용되며 복합성분에 의한 악취의 경우는 농도와 악취세기의 관계가 단일물질에 의한 경우와 비교하여 상당한 차이를 나타낼 수 있다.

2. 하수처리시설에서 발생하는 악취물질의 종류

하수처리시설에서 발생하는 악취물질은 Table 4와 같이 주로 황화합물, 질소화합물, 유기산, 알데하이드류 및 케톤류 등으로서,^{3~5)} 주로 하수에 포함된 물질의 생물학적 분해에 의해 발생하며 부분적으로는 혐기성 미생물의 활동과도 관련되어 있다.³⁹⁾

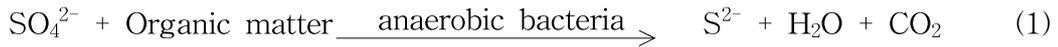
하수처리시설에서 주로 발생하는 악취물질은 황화합물³⁾로서, 가정하수에는 단백질로부터 발생된 유기황이 3~6 mg/L 정도 함유되어 있으며 세제에 포함된 술포산염(sulphonates)에 의해 약 4 mg/L의 유기황이 더해질 수 있다. 황산염(sulphate) 형태의 무기황 함유 정도는 물의 경도에 따라 다르게 나타나며 약 30~60 mg/L 정도 함유하고 있다.⁴⁰⁾ 황산염의 농도가 매우 높은 경우에는 지하수 또는 공업폐수 등의 유입이 원인이 될 수 있다.⁴¹⁾

황화수소는 하수와 관련한 주요 악취물질로서 그 독성과 부식성 등으로 인하여 하수에서의 황화수소 발생에 대해서 많은 연구가 수행되어 왔다.^{8,42~45)}

Table 4. Malodorous compounds associated with sewage treatment facilities

Class	Compound	Formula	Malodorous character
Sulfurous compounds	Hydrogen sulfide	H ₂ S	Rotten eggs
	Dimethyl sulfide	(CH ₃) ₂ S	Rotten vegetables, garlic
	Diethyl sulfide	(C ₂ H ₅) ₂ S	Nauseating, ether
	Diphenyl sulfide	(C ₆ H ₅) ₂ S	Unpleasant, burnt rubber
	Diallyl sulfide	(CH ₂ CHCH ₂) ₂ S	Garlic
	Carbon disulfide	CS ₂	Rotten vegetables
	Dimethyl disulfide	(CH ₃) ₂ S ₂	Putrid smell
	Methyl mercaptan	CH ₃ SH	Rotten cabbage, garlic
	Ethyl mercaptan	C ₂ H ₅ SH	Rotten cabbage
	Propyl mercaptan	C ₃ H ₇ SH	Unpleasant
	Butyl mercaptan	C ₄ H ₉ SH	Unpleasant
	tButyl mercaptan	(CH ₃) ₃ CSH	Unpleasant
	Allyl mercaptan	CH ₂ CHCH ₂ SH	Garlic
	Crotyl mercaptan	CH ₃ CHCHCH ₂ SH	Skunk smell, rancid
	Benzyl mercaptan	C ₆ H ₅ CH ₂ SH	Unpleasant
	Thiocresol	CH ₃ C ₆ H ₄ SH	Skunk smell, rancid
	Thiophenol	C ₆ H ₅ SH	Putrid, nauseating, decay
	Sulphur dioxide	SO ₂	Sharp, pungent, irritating
Nitrogenous compounds	Ammonia	NH ₃	Sharp, pungent
	Methylamine	CH ₃ NH ₂	Fishy
	Dimethylamine	(CH ₃) ₂ NH	Fishy
	Trimethylamine	(CH ₃) ₃ N	Fishy, ammoniacal
	Ethylamine	C ₂ H ₅ NH ₂	Ammoniacal
	Diethylamine	(C ₂ H ₅) ₂ NH ₂	-
	Triethylamine	(C ₂ H ₅) ₃ N	-
	Diamines	NH ₂ (CH ₂) ₅ NH ₂	Decomposing meat
	Pyridine	C ₆ H ₅ N	Disagreeable, irritating
	Indole	C ₈ H ₆ NH	Faecal, nauseating
Skatole	C ₉ H ₈ NH	Faecal, nauseating	
Organic acids	Acetic acid	CH ₃ COOH	Vinegar
	Butyric acid	C ₃ H ₇ COOH	Rancid, sweaty
	Valeric acid	C ₄ H ₉ COOH	Sweaty
Aldehydes and ketones	Formaldehyde	HCHO	Acrid, suffocating
	Acetaldehyde	CH ₃ CHO	Fruit, apple
	Butyraldehyde	C ₃ H ₇ CHO	Rancid, sweaty
	Isobutyraldehyde	(CH ₃) ₂ CHCHO	Fruit
	Isovaleraldehyde	(CH ₃) ₂ CHCH ₂ CHO	Fruit, apple
	Acetone	CH ₃ COCH ₃	Fruit, sweet
	Butanone	C ₂ H ₅ COCH ₃	Green apple

황화수소는 황산염의 환원과 환원상태의 황을 포함하는 유기물의 탈황반응에 의해 발생하며,⁴¹⁾ 황산염으로부터 황화수소의 생성 반응은 다음과 같다.⁴⁶⁾



위 반응에 대한 최적의 산화환원전위(E_h)는 $-200 \sim -300$ mV이다.⁴⁰⁾

황은 시스테인(cysteine), 시스타인(cystine), 메치오닌(methionine) 및 타우린(taurine) 등의 아미노산에서 환원된 형태로 존재하고 단백질 분자간에 구조적인 연결고리를 제공하는 것으로 알려져 있으며, 시스테인의 가수분해를 간략히 나타내면 다음과 같다.⁴¹⁾



황화수소는 약 이염기산(dibasic acid)으로 다음과 같이 분해되며, Fig. 4와 같이 나타낼 수 있다.⁶⁾



악취 문제를 일으킬 수 있는 물질은 분자 형태의 황화수소(H_2S) 뿐이며, pH 7에서 약 50% 정도가 이러한 형태를 나타낸다. 산성 조건이 강해질수록 황화수소에 의한 악취 발생은 증가하며, 염기성 조건에서는 황화수소 발생이 억제된다. 황을 포함하는 다른 악취물질은 황을 함유한 아미노산으로부터 유사한 과정에 의해 발생될 수 있으며 또한 황화수소와 비포화케톤 사이의 반응에 의해 형성될 수도 있다.⁴¹⁾

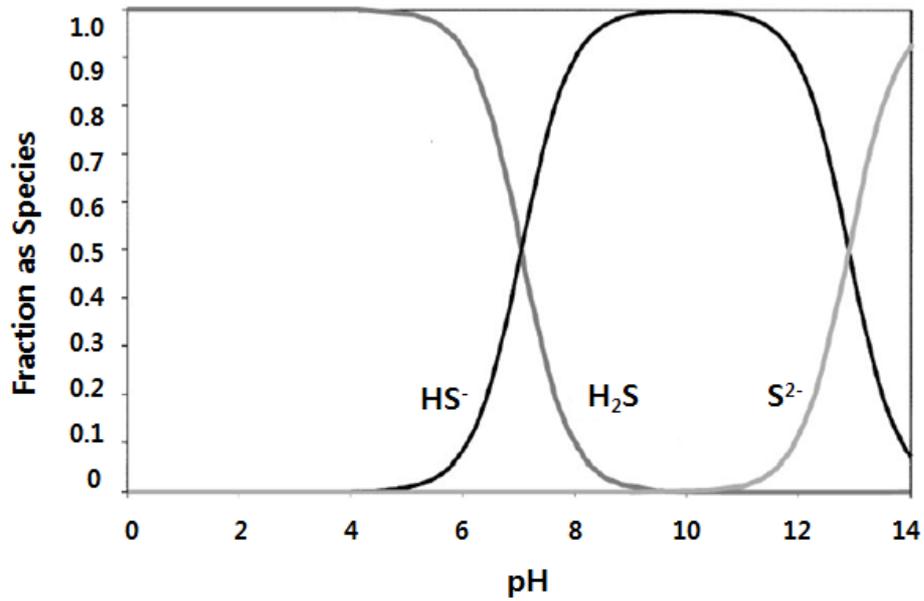


Fig. 4. Dissociation of hydrogen sulfide.

하수처리장에서 악취를 유발하는 질소화합물은 주로 암모니아, 아민류, 인돌 및 스카톨이며, 질소원은 소변, 단백질과 아미노산 등이다. 특히, 아민류는 아미노산으로부터 카르복실기(COOH)가 제거되어 생성된다.⁴¹⁾ 휘발성 지방산, 알데하이드류, 알콜류 및 케톤류는 탄수화물 발효의 부산물로서 하수 슬러지 처리 등 혐기성 처리와 관련된다.³⁾

3. 악취방지기술

1) 악취방지기술의 종류

악취는 발생원에 따라 그 성분이 다르기 때문에 발생원에 적합한 악취방지 대책이 필요하다. 발생한 악취를 방지하기 위한 대책에는 크게 악취의 원인이 되는 성분을 제거·감소시키는 방법과 타 물질을 이용하여 악취를 중화·은폐시키는 방법이 있다. 악취물질에 대한 제거 없이 단순히 냄새를 중화·은폐시키는 방법은 방향제, 탈취제 등을 사용하는 방식으로 주로 작은 지역의 방지대책으로 활용될 수 있으나, 배출시설과 같은 규모가 비교적 큰 시설에서는 악취성분을 저감시키는 방법이 보다 일반적이다.³²⁾ 악취의 원인이 되는 성분을 저감시키는 방법은 연소법, 흡수법, 흡착법, 생물탈취법 등으로 구분될 수 있으며, 악취물질의 종류, 농도와 제거효율 뿐만 아니라 온도, 습도, 배출속도 등 배출원의 조건과 가동시간 및 설치비와 운영비 등의 경제성을 고려하여 선정하게 된다. 그러나 악취 가스는 다양한 종류의 악취물질이 혼합되어 있는 경우가 대부분이며 이들 물질의 성질이 서로 다른 경우가 많기 때문에 악취물질을 모두 제거할 수 있는 단일 방법의 선택이 어려운 문제점이 있으며 통상 하나의 방법만으로는 불충분하여 몇 개의 방법을 조합하여 행해지게 된다. 국내 하수처리시설의 경우 발생하는 악취를 제거하기 위하여 주로 흡수법, 흡착법 및 생물탈취법이 적용된 사례가 많으며, 각 방법에 대한 내용은 다음과 같다.

(1) 흡수법

흡수법은 액체에 대한 기체 용해성을 이용하여 악취성분을 액체로 흡수시켜 탈취하는 방법으로, 물에 대한 용해도를 이용하여 물리적으로 흡수시키는 방법과 산·알칼리에 의한 중화 및 산화 등의 반응에 의해 화학적으로 흡수시키는 약액 흡수방법이 있다.

흡수법은 기액 접촉효율, 액가스비, 사용약액의 농도와 pH, 산화환원전위, 생성염 농도와 관리기술에 따라 탈취효율이 크게 좌우되며,³⁰⁾ 장치 내를 통과하는 가스속도(공탑속도)를 흡착법 및 생물탈취법에 비해 비교적 크게 할 수 있기 때문에 장치가 소형화될 수 있으며 대용량 가스 처리에 적합하다.³¹⁾ 흡수액으로 약액을 사용할 경우, 기본적으로는 산성 가스(SO₂, H₂S 등)에 대해서는 알칼리 용액을 사용하고, 알칼리성 가스(NH₃, 아민류 등)에 대해서는 산성 용액을 사용한다. 이외에 황계열 악취, 알데하이드류 등에 대해서는 차아염소산나트륨, 과망간산칼륨 등의 산화제가 흡수액으로 사용되고 있으며, 대표적인 반응은 Table 5와 같다.

흡수법은 장치가 비교적 간단해서 유지보수가 용이하고 운영비가 작으며 입구 농도와 유량변동에 유동적이라는 장점³⁰⁾이 있는 반면에 산성, 염기성 가스를 별도의 장치에서 구분하여 처리해야 하며, 사용되는 약품에 대한 안정성, 장치에 대한 부식 등과 화학반응에 따른 부산물 처리대책 및 폐수처리에 대하여 고려하여야 한다. 특히, 세정탑에서 사용한 세정 폐수를 하수처리시설에 연계하여 처리할 경우에 차아염소산나트륨 등의 산화제 사용은 신중하게 검토하여야 한다.

흡수법은 악취 성분이 복합적이지 않을 경우 단독으로 사용될 수도 있으나 다른 방지시설의 전단에 설치되어 후단 방지시설에 유입되는 악취가스 농도를 낮추기 위한 목적으로 사용될 수 있다. 또한 악취가스의 수분 함량 증가 및 수세에 의해 미세 분진을 제거함으로써 후단 방지시설의 효율을 향상시키기 위하여 악취방지시설 전처리 장치로 이용되는 경우도 많다.

Table 5. General reaction of odor components and absorbent materials⁴⁷⁾

Odor Components	H ₂ SO ₄	HCl	NaOH	NaOCl
NH ₃	NH ₃ + H ₂ SO ₄ → (NH ₄) ₂ SO ₄	NH ₃ + HCl → NH ₄ Cl	Not reaction	2NH ₃ + 3NaOCl → N ₂ + 3NaCl + 3H ₂ O
(CH ₃) ₃ N	(CH ₃) ₃ N + H ₂ SO ₄ → (CH ₃) ₃ N · H ₂ SO ₄	(CH ₃) ₃ N + HCl → (CH ₃) ₃ N · HCl	Not reaction	(CH ₃) ₃ N + NaOCl → (CH ₃) ₃ NO + NaCl
H ₂ S	-	-	H ₂ S + 2NaOH → 2Na ₂ S + 2H ₂ O	H ₂ S + 4NaOCl → Na ₂ SO ₄ + 2NaCl + 2HCl H ₂ S + NaOCl → S + NaCl + H ₂ O
CH ₃ SH	-	-	CH ₃ SH + NaOH → CH ₃ SNa + H ₂ O	CH ₃ SH + 3NaOCl → CH ₃ SO ₃ H + 3NaCl
(CH ₃) ₂ S	-	-	-	(CH ₃) ₂ S + 2NaOCl → (CH ₃) ₂ SO ₂ + NaCl
(CH ₃) ₂ S ₂	-	-	-	(CH ₃) ₂ S ₂ + 2NaOCl → (CH ₃) ₂ SO ₂ + 2NaCl
CH ₃ CHO	-	-	-	CH ₃ CHO + NaOCl + NaOH → CH ₃ COONa + NaCl + H ₂ O

(2) 흡착법

흡착에 의한 탈취 방법은 활성탄 등 고형의 흡착제(adsorbent)를 탑에 충전하고 악취가스를 통과시킴으로써 흡착제 표면에 악취가스가 포집되는 현상을 이용하는 방법으로써 배기가스 유량이 비교적 크고, 저농도인 악취가스 처리에 적합한 방법이다.³⁰⁾

흡착제는 넓은 비표면적을 가진 고체물질로서 악취물질을 분자간 인력이나 정전기력으로 표면에 흡착시켜 제거하게 된다. 흡착제의 종류는 매우 다양하며 사용 목적에 따라 최적의 흡착제를 선정하게 된다. 현재 흡착제로 많이 사용되고 있는 것은 활성탄으로 분말, 입상 등의 형태로 사용되고 있으며, 이외에도 제올라이트(zeolite), 실리카겔(silica gel), 알루미나 등이 사용되고 있다.⁴⁸⁾ 활성탄의 악취성분별 흡착정도는 고분자 화합물일수록 흡착력이 커서 제거 효과가 좋으나 저분자일 경우 상대적으로 제거 효율이 저조하며, 악취성분별 흡착효과에 대하여 Table 6에 나타내었다.

흡착법에서 악취가스의 흡착량은 배기가스 온도의 영향을 크게 받아 처리대상 가스 온도가 40℃를 넘으면 흡착능이 저하되며, 수분 함량이 많은 경우에는 흡착 성능이 급격히 저하되므로³⁰⁾ 수분이 많은 경우 흡착제 전단에 응축기 등을 설치하여 수분을 제거할 필요가 있다. 분진, 타르상 물질, 미스트 등을 함유한 경우에도 전처리를 통하여 제거할 필요가 있다. 또한 흡착제는 일정량 이상의 악취성분을 흡착하면 포화되기 때문에 흡착제를 주기적으로 교환해 주지 않을 경우 탈취 효율이 급격히 감소하게 된다. 이에 따라 흡착제를 일정한 주기로 교환해 주는 것이 무엇보다 중요하며, 처리가스의 유량, 악취물질의 농도 등을 고려하여 흡착제의 교환 주기를 적절하게 결정하여야 한다.

이러한 흡착법의 단점에도 불구하고 비교적 넓은 범위의 분야에 적용이 가능하고, 장치가 간단하며 취급이 매우 용이하다는 점과 악취발생원의 농도 변동에 대하여 효과가 안정되어 있어 분뇨처리장이나 하수처리장 등의 탈취에 적용된 경우가 많다.³¹⁾

Table 6. Adsorption effect of activated carbon for odor components⁴⁷⁾

Adsorption effect	Odor component
Large	Fatty acid, Mercaptan, Phenol, Hydro carbon(aliphatic tribe and aromatic tribe), Alcohol compounds(except methanol), Ketone compounds, Aldehyde compounds(except formaldehyde), Ester, etc
Middle	Hydrogen sulfide, Sulfurous acid gas, Chlorine, Formaldehyde, Amine compounds, etc
Small	Ammonia, Methanol, Methane, Ethane, etc

(3) 생물탈취법

국내 하수처리시설의 경우 발생하는 악취를 제거하기 위하여 주로 흡수법, 흡착법 및 생물탈취법이 적용된 사례가 많다. 특히 생물탈취법은 다른 처리기술에 비해 생물학적으로 분해가능성이 있는 오염물질을 함유한 악취가스를 보다 실용적, 저비용으로 제거할 수 있는 처리기술로서 운전관리가 간단하며, 2차 오염의 염려가 없다는 특징을 가지고 있어^{20,21)} 국내 하수처리시설에 적용된 사례가 많다.

생물학적 처리방법은 토양탈취법, 활성슬러지 포기법, 세정을 이용한 방법(bioscrubbing) 및 증진탑을 이용한 방법 등으로 구분할 수 있다.

토양탈취법은 악취물질을 토양층에 통과시켜서 간극수에 흡수, 흠 입자에 흡착, 토양미생물에 의한 생물화학적인 분해 및 토양 성분과의 화학반응에 의한 중화 등의 복합적인 작용에 의해 악취물질을 제거하는 방법으로써 탈취능은 일차적으로 토양미생물의 활성과 토양의 조성성분에 의해 영향을 받게 된다.⁴⁹⁾ 토양탈취법은 일반적으로 유지관리는 비교적 간단하지만 처리 풍량이 느려야 하고 많은 공간을 필요로 한다.³⁰⁾ 또한 시간의 경과와 강우 등에 의해 토양층의 압밀 현상이 일어나거나 우리나라와 같이 계절적인 변화가 심한 경우에는 그 기능을 제대로 발휘하기가 어려운 경우가 많이 발생할 수 있다.

활성슬러지 포기법은 송풍기(blower)를 이용하여 악취가스를 하수처리시설의 호기조 등에 포기용 공기로 공급함으로써 호기조의 활성슬러지에 의해 악취물질을 분해하는 방법으로써 여러 종류의 미생물이 호기적으로 분해하기 때문에 적용 범위가 넓은 것이 특징이며,⁴⁹⁾ 국내 일부 하수처리시설에 적용되어 있다. 이 방법은 악취가스 중에 함유된 황화합물 등에 의한 송풍기(blower)와 산기관의 부식 등의 문제가 발생할 수 있으므로 탈취 풍량과 악취물질의 종류 및 농도 등을 신중하게 검토한 후 적용하여야 한다.

세정을 이용한 방법은 Fig. 5와 같이 악취물질이 액체와 접촉하여 액상으로 흡수가 된 후 다음 단계에서 악취물질이 생물학적으로 분해가 되는 방법으로써 생물반응조에 있는 세정수는 세정탑으로 재순환 되거나 일부 배출된다. 이 방법은 악취물질이 수용성일 때 높은 처리효율을 보이거나 짧은 접촉시간 내에 악취물질이 액상으로 흡수되어야 한다는 한계를 가지고 있다.⁵⁰⁾

충진탑을 이용한 방법은 크게 바이오필터(biofilter)와 트리클링 바이오필터(trickling biofilter)로 구분할 수 있다. 바이오필터는 Fig. 6과 같이 활성 미생물이 서식할 수 있고 또한 영양분으로 작용할 수 토탄(peat), 퇴비(compost) 및 톱밥(sawdust) 등 유기성 충진 담체로 구성되어 있다. 반응기 전단에서 가습이 된 악취 가스가 충진 담체를 통과하는 동안 활성 미생물에 의해 악취물질이 분해가 되는 원리를 이용한 것으로서 담체 내에 액체가 흐르지 않는 상태에서 반응이 일어나게 되며 비수용성 악취물질의 처리에 적합한 방법이다.⁵⁰⁾ 트리클링 바이오필터는 Fig. 7과 같이 반응기 내에 미생물막이 형성될 수 있는 담체를 채우고 액체를 계속적으로 반응기내로 흘려보내게 된다. 이때 악취 가스는 액체와 같은 방향 또는 반대 방향으로 흐르고 공급되는 액체에 의해 미생물에게 영양분을 공급할 수 있는 형태로 구성되어 있다. 담체로는 플라스틱 또는 세라믹 정형(structured) 충진재, 비정형 셀라이트(unstructured celite), 활성탄 또는 서로 다른 물질의 혼합 충진재가 사용된다.⁵⁰⁾

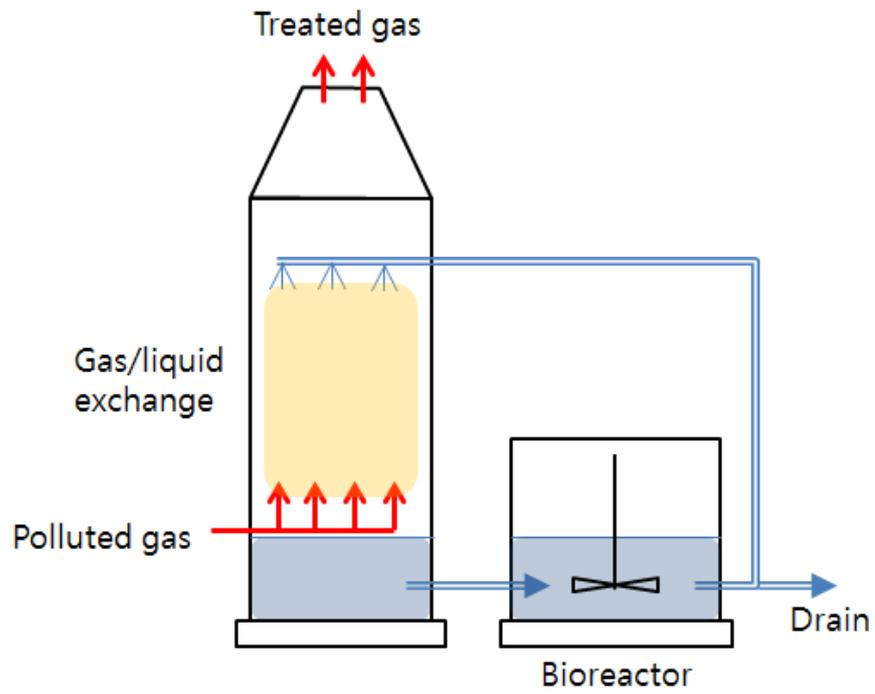


Fig. 5. Schematic diagram of a bioscrubber.

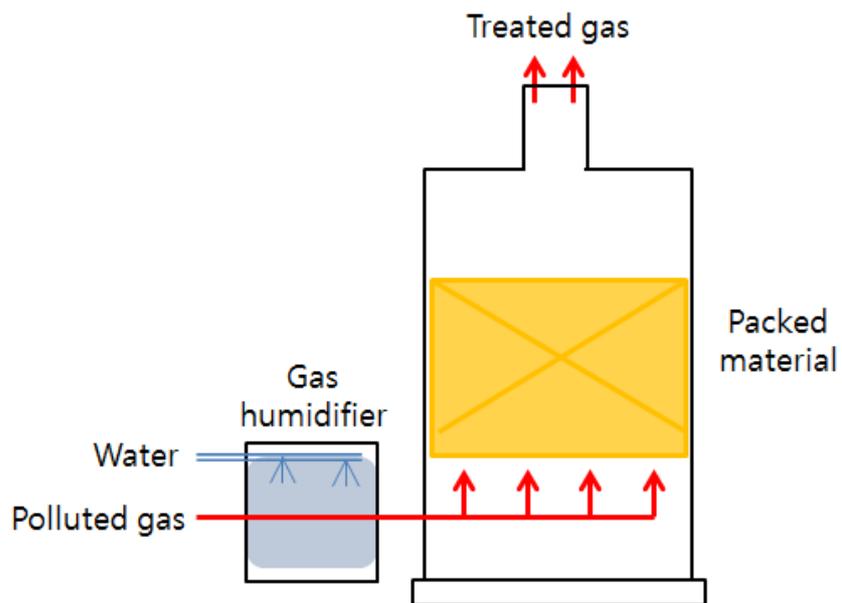


Fig. 6. Schematic diagram of a biofilter.

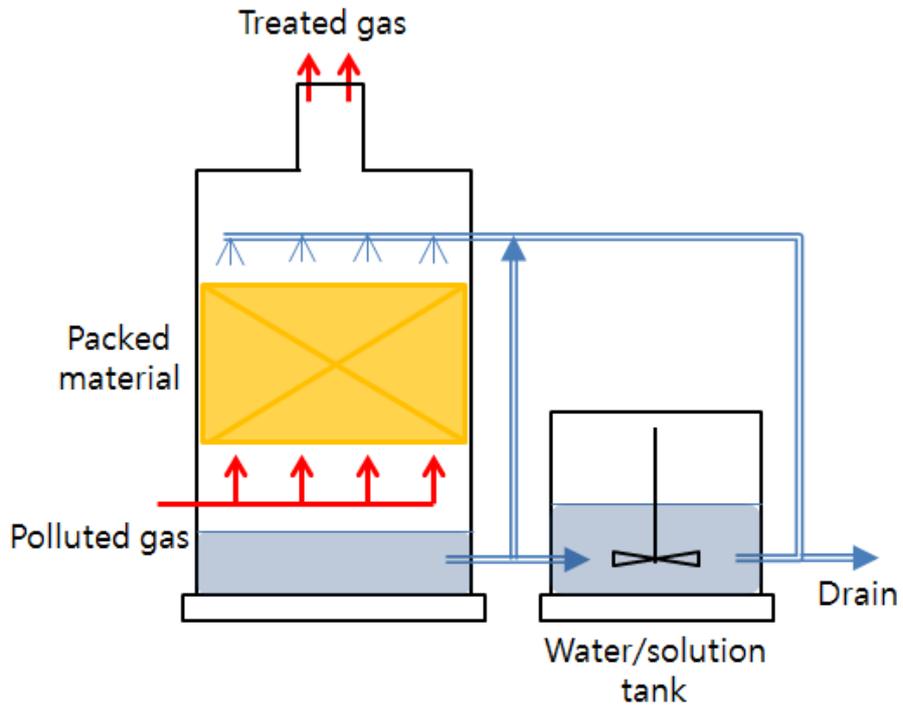


Fig. 7. Schematic diagram of a trickling biofilter.

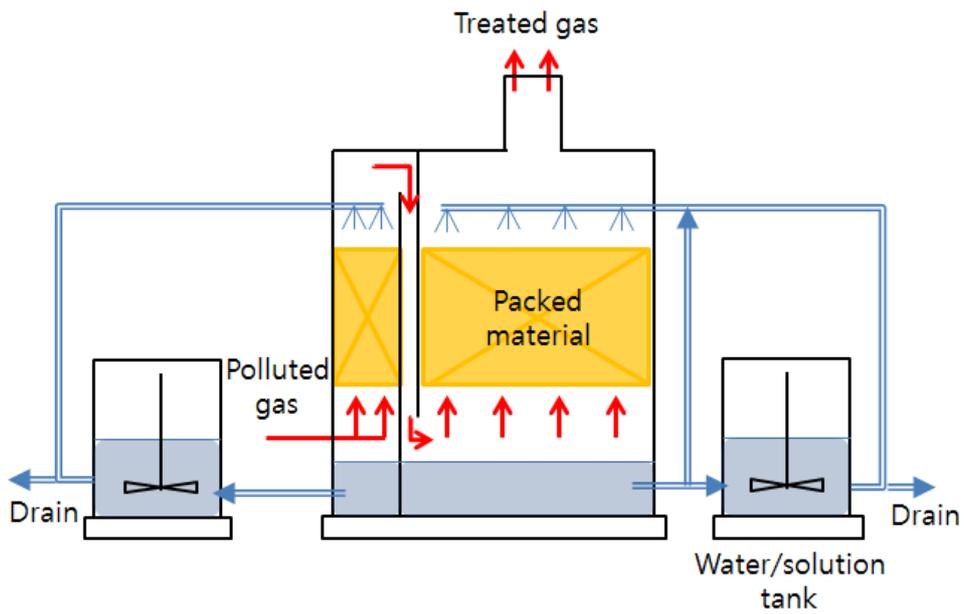


Fig. 8. Schematic diagram of a hybrid-biofilter.

2) 바이오필터의 특징

생물학적 처리기술 중에서 대표적으로 사용되고 있는 바이오필터는 담체 표면에 부착된 미생물의 활동에 의해 악취물질을 산화분해 시키는 것으로^{22,23)} 농도는 낮으나 배출 유량이 많은 악취물질 처리에 적합하다고 보고되고 있다.^{24~27)} 국내 하수처리시설에 적용된 바이오필터는 바이오필터와 트리클링 바이오필터 형식 또는 Fig. 8과 같이 이 두 가지의 특징이 혼합된 형태의 탈취법이 적용되어 있으며, 장치의 구성 및 운영방식에 따라 다양한 형태의 바이오필터가 개발되어 적용되고 있다.

바이오필터를 통과하는 악취 가스는 담체에 쌓여 있는 미생물 층 및 수막과 접촉하게 되며 이 단계에서 악취물질은 수막에의 용해, 미생물에의 생흡착, 미생물에의 생분해 그리고 담체에의 흡착 등에 의해 제거된다.³⁰⁾ 따라서 바이오필터에서 악취물질의 제거효율은 미생물과 담체의 종류에 따라 많은 영향을 받게 되며,³⁰⁾ 미생물의 성장과 활성화는 담체 내부에 존재하는 산소와 영양분, 수분함량, 온도 및 pH 등에 영향을 받는다. 이 외에도 악취물질의 제거효율은 악취물질의 담체 내 체류시간(EBCT, empty bed contact time), 악취물질의 부하율 및 압력손실 등의 영향을 받게 되므로^{28,30,50)} 이들 인자들을 적절히 조절하여 바이오필터의 처리효율을 높일 수 있으며 세부적인 내용은 다음과 같다.

(1) 미생물

담체에 존재하는 미생물의 종류, 개체수 및 활성화도는 바이오필터의 중요한 인자로서 미생물의 증식과 활성화는 충전 담체, 수분, 산소, 무기영양물질, 에너지원, pH 및 온도와 같은 물리·화학적인 특성에 의존한다.⁵¹⁾

대부분의 바이오필터 연구는 하수처리시설의 반송슬러지를 사용⁵²⁾하는 경우가 많은데, 기본적으로 다양한 미생물을 함유하고 있고 다양한 기질 대사에 잠재적인 가능성을 가지고 있기 때문이다. 또한 일부 악취물질의 제거에 뛰어난 미생물을 분리, 대량 배양하여 탈취 미생물로 사용하여 처리효율을 극대화하려는 방법들이 연구되고 있는데, 대표적으로 *Hyphomicrobium* 속, *Thiobacillus* 속은 황화합물류 악취물질을 효율적으로 분해하는 것으로 알려져 있다.^{53,54)}

Table 7에는 각 물질에 대하여 사용되는 미생물의 종류를 요약하여 나타내었다.

(2) 담체

담체는 바이오필터에 충전되어 흡착효과 뿐만 아니라 생물학적으로 대사하기에 충분한 체류시간을 갖게 하며, 미생물이 서식할 공간과 기질을 제공하여 미생물 성장을 위한 최적의 환경을 만드는 역할을 하게 된다. 또한 습도를 유지시켜 주고 생물상이 내부구조를 유지하도록 지지하는 역할도 수행하게 된다.²²⁾ 따라서 바이오필터에 사용되는 담체는 일반적으로 압력손실이 적으며 통기성이 양호하여야 하며 비표면적이 크고 수분 보유 능력이 커야 한다. 또한 내구성이 좋아야 하며 사용 후 폐기시 환경문제를 유발하지 않아야 한다.^{30,50)}

담체는 크게 유기성 담체와 무기성 담체로 구분할 수 있으며 유기성 담체는 토탄(peat), 퇴비(compost), 톱밥(sawdust) 및 활성탄 등, 무기성 담체는 세라믹, 플라스틱 등을 예로 들 수 있다. 유기성 담체는 충전탑 내에 충전시킨 후 시간의 경과에 따라 담체의 분해가 일어나 담체의 양이 감소하고 담체의 압밀 현상에 의해 바이오필터의 압력손실이 증가하는 등의 문제가 발생할 수 있으며, 수년 후에는 담체를 교체해야 한다. 이에 반해 무기성 담체는 내화학적 강도가 우수하여 비교적 장기간 사용할 수 있으나, 미생물 성장에 필요한 영양분을 지속적으로 공급해야 할 필요가 있다. 최근에는 활성탄/폴리우레탄 복합담체⁵²⁾ 등 다양한 종류의 담체들이 개발되어 사용되거나 담체의 압력 손실을 감소시키고 담체의 편류(channelling) 현상을 피하기 위하여 유기성 담체에 무기성 담체를 혼합하여 사용하는 경우가 증가하고 있다.⁵⁰⁾

Table 8에는 각각의 담체별 특징을 비교하여 나타내었다.

Table 7. Application of bacteria species⁵⁵⁾

Bacteria species	Type of organic compounds
<i>Pseudomonas fluorescens</i> Z6N2	naphtalene, anthracene, salicylic acid benzene, toluene, xylene, benzoil acid
<i>Pseudomonas oleouorans</i> XYL	xylene, toluene, benzene, butyl acetate, butanol
<i>Pseudomonas</i> sp. YZI	acetone, 1-propanol
<i>Pseudomonas putida</i> STY	styrene, vinyl chloride
<i>Methiocaterium organophilium</i>	methanol, formaldehyde
<i>Nacardia</i> sp. EC2	methyl propionate, sewage treatment factory odor, food factory waste air deodorantion
<i>Comamounas testosteroni</i> ST2	benzaldehyde, phenol, food factory waste air deodorantion
<i>Thiobacillus thiosulfatophilum</i> R2	hydrogen sulfide
<i>Thiobacillus thiooxidans</i> AMI	sewage treatment factory odor
<i>Bacillus</i> sp. ZI801	sewage treatment factory odor, food factory waste air deodorantion
<i>Bacillus</i> sp. ZI206	sewage treatment factory odor, food factory waste air deodorantion

Table 8. Comparison of biofilter media⁵⁶⁾

Classification	Biofilter media			
	Soil	Wood bark, compost	Activated carbon	Ceramic, plastic
Surface area, m ² /g wet	1-10	5-10	5-10	1
Gas sorption capacity, g/kg wet	<<10	1	2	<<1
Density, wet	1.5	0.5	0.4	0.4
Bearing strength	high	low	medium	high
Air permeability	low	medium	medium	high
Backpressure, kPa	0.5-1.5	0.2	0.1	0.1
Bacteria/g	109	1010	0	0
pH Buffering capacity	high	low	0	0
Nutrient supply	high	high	0	0
Hydrophilic, dry	yes	no	no	yes
Area for rapidly biodegradable gases, m ² /m ³ /hr	0.06	0.03	0.02	0.02
Lifetime, years	>30	2-5	5	10-30

(3) 미생물 성장 및 활성관련 인자

바이오필터를 운전함에 있어 적절한 수분의 공급은 중요한 인자이며, 담체 내부의 수분 함량은 미생물의 활성에 큰 영향을 미친다.^{22,57)} 수분이 과잉 공급되는 경우 부분적인 혐기성 상태가 형성되어⁵⁸⁾ 냄새를 유발하고 산소 전달을 저해하여 반응속도를 제한하며, 담체의 압밀에 의한 담체의 기능저하와 압력손실이 증가되어 동력비가 증가되는 원인이 된다. 반면 수분 공급이 적을 경우에는 유입 가스에 의해 담체가 쉽게 건조되고 악취물질의 흡수 및 흡착이 용이하게 일어나지 못해 처리효율이 감소되므로 담체의 중량 대비 약 40~60%의 적절한 수분함량 유지가 필요하다.^{57,59)} 대부분의 바이오필터는 악취 가스가 담체로 유입되기 전에 스프레이 형식의 가습 장치(humidifier)에 의해 악취 가스를 가습하여 담체의 수분 함량을 간접적으로 조절하고 있으며 또한 담체 상부에서 간헐적으로 물을 분사하여 수분함량을 조절하기도 한다.

바이오필터에 의한 처리는 미생물 중에 따라 다소 차이가 있으나 중온성 균이나 약간의 고온성 미생물들에 의해서 주도적으로 이루어진다. 유입 가스의 최적 온도는 20~40℃로 이보다 높을 경우 냉각시켜 주어야 하며, 유입가스의 온도가 10℃ 이하로 내려가게 되면 처리효율이 저하되므로 가열장치가 필요하다.²²⁾

대부분의 미생물은 성장 및 활성에 적합한 최적 pH 범위가 있으며 급격한 pH 변화에 매우 민감하기 때문에 pH는 바이오필터의 처리효율에 매우 중요한 영향을 미칠 수 있다.²²⁾ 따라서, 담체 내부의 pH를 안정화시키기 위하여 활성탄 또는 다른 완충 역할을 할 수 있는 화합물을 혼합하여 사용하기도 한다.⁵⁰⁾ 바이오필터의 운전은 일반적으로 pH 6~8 사이에서 최적의 효율을 보이는 경우가 많으나, 황화합물을 처리하는 경우 처리효율의 큰 변화 없이 pH 2~4를 유지하는 경우도 있으며, Kam 등⁵²⁾은 황화수소를 제거하기 위하여 바이오필터를 연속 운전하는 동안 SO_4^{2-} 이온의 생성이 증가함으로써 pH 1 부근까지 감소하였지만 제거효율은 감소하지 않았다고 보고하고 있다. 또한 Lee⁶⁰⁾는 호산성 균주인 *Thiobacillus thiooxidans*의 증식과 비 황산화속도에 미치는 pH의 영향을 검토한 결과 기질이 풍부할 경우에 pH 1.8~2.1 사이에서 최대 비 황산화속도를 가지며, pH 0.6~0.9 사이에서 최대 비 세포생산성을 가진다고 하였다.

바이오필터 내의 미생물은 유입되는 오염물질 중의 탄소를 에너지원으로 이용

하며 질소, 인, 칼륨, 황, 칼슘, 마그네슘, 철염 및 미량원소 또한 미생물의 성장과 물질대사에 이용되는 중요한 영양물질이다. 바이오필터를 운전하는데 영양물질 공급은 충진 담체의 특성에 따라 달라지는데, 퇴비 등 유기성 담체는 충분한 영양분을 함유하는 경우가 많으나 세라믹과 같은 무기성 담체는 미생물이 에너지원으로 사용할 수 있도록 인위적으로 영양물질을 공급하여 주어야 한다. 그러나 계속적으로 영양물질을 주입할 경우 미생물의 급격한 성장으로 인하여 빠른 시간 내에 담체의 폐색을 유발할 수 있으므로 간헐적으로 영양물질을 주입할 필요가 있다.⁶¹⁾

(4) 기타 바이오필터 설계 인자

악취가스는 바이오필터 담체와 충분한 접촉이 있어야만 흡수 및 흡착이 일어나며, 이들은 담체 표면에 있는 미생물에 의해 생물학적 분해단계를 거치게 된다. 일반적으로 바이오필터에서 가스의 체류시간 또는 담체와의 접촉시간을 공탑 접촉시간(EBCT)을 사용하여 나타내며 다음과 같이 충진층 부피와 유량의 함수로써 정의된다.

$$EBCT = V / Q \quad (5)$$

여기서, V : 충진층 부피(m³)

Q : 악취 가스의 유량(m³/sec)

EBCT는 가스의 실제 처리시간을 과대 평가하여 나타낼 수 있으나 계산이 용이하여 일반적으로 사용되는 설계인자이다.⁶²⁾ Kam 등⁵²⁾은 *Bacillus sp.*를 사용하고 있는 하수처리장의 반송슬러지를 이용한 바이오필터에서 황화수소 유입농도를 300 ppmv로 일정하게 하고 EBCT의 변화에 따른 제거효율을 살펴본 결과 EBCT가 15 sec 이상인 조건에서는 100%의 안정적인 처리효율을 보인다고 하였다.

부하율(loading rate)은 단위시간 동안 바이오필터 내의 담체에 유입되는 악취물질의 양을 나타내는 것으로서 표면부하율(m³/m² · h), 부피부하율(m³/m³ · h) 및 질량부하량(g/m³ · h) 등으로 표현할 수 있다. 처리대상 가스에 대하여 원하는

처리효율을 얻기 위해 필요한 바이오필터의 부피는 바이오필터의 분해용량에 대한 오염물질 부하율과 오염물질 농도에 따라 달라지며, 대기오염물질에 대한 분해율은 $10\sim 100\text{ g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ 가 일반적이다.⁵⁷⁾ Kam 등⁵²⁾은 *Bacillus sp.*를 사용하고 있는 하수처리장의 반송슬러지를 이용한 바이오필터에서 황화수소의 유입 부하가 $130\text{ g-H}_2\text{S}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ 이하에서 제거용량은 유입 부하량과 선형적인 관계를 가지며 최대 제거용량은 $157\text{ g-H}_2\text{S}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ 로 산정되었다고 하였다.

바이오필터의 압력손실은 주로 충전층의 특성과 수분함량에 의해 영향을 받으며,⁵⁰⁾ 충전재로 사용된 담체의 종류, 충전 방식, 담체에 부착된 미생물의 양 및 악취가스 유속에 따라서도 달라진다. 지속적으로 바이오필터를 운전하게 되면 일반적으로 압력손실이 증가하게 되는데 이는 담체 내 미생물이 과도하게 증식하여 공극을 막거나 담체의 분해, 중력에 의한 담체의 침하 등 담체의 압밀 현상이 발생하기 때문이다. 이처럼 압력손실이 증가하면 동력비가 증가될 뿐만 아니라 송풍기(fan)의 흡인 능력이 감소하여 악취물질 포집효율이 저하되는 문제가 발생할 수 있다.

Ⅲ. 연구방법

1. 조사대상 시설 및 기간

본 연구는 지방자치단체에서 설치·운영하는 국내 52개 공공하수처리장의 62개 하수처리시설을 대상으로 2010년 2월부터 2012년 12월까지 악취 배출특성을 조사하였다. 지역별로는 강원 2개, 경기 29개, 경남 6개, 경북 6개, 부산 8개, 인천 4개, 전남 1개, 제주 1개, 충남 4개 및 충북 1개 시설이며, 지자체에서 직접 운영하는 경우가 20개, 공공기관 위탁 운영이 24개, 민간 위탁 운영이 18개 시설이 해당되었다. 시설용량은 5×10^4 m³/일 미만인 28개, 5×10^4 m³/일 이상 1×10^5 m³/일 미만인 13개, 1×10^5 m³/일 이상이 21개 시설이며, 처리공법은 MLE(Modified ludjack ettinger) 9개, 표준활성슬러지법(Conventional activated sludge process) 8개, DNR(Daewoo nutrient removal) 8개, SBR(Sequencing batch reactor) 7개, CNR(Cilium nutrient removal) 6개, BNR(Biological nutrient removal) 5개, A2O(Anaerobic anoxic aerobic) 4개 시설이 해당되었으며 이외에도 B3(Bio best bacillus), 장기포기법(Extended aeration method), 산화구법(Oxidation ditch method), HBR-II(Hanmee bio reactor), NPR(Nitrogen & phosphorus removal) 등 다양한 처리공법이 있었다.

한편, 조사대상 하수처리시설 중 정상적으로 가동중인 바이오필터가 설치된 37개 하수처리시설의 62개 바이오필터를 대상으로 악취물질 저감 효율을 평가하였다. 지역별로는 강원 3개, 경기 35개, 경남 4개, 경북 5개, 부산 10개, 인천 2개, 제주 1개 및 충남 2개 시설이며, 바이오필터 용량은 100 m³/min 미만인 20개, 100 m³/min 이상 300 m³/min 미만인 26개, 300 m³/min 이상 500 m³/min 미만인 8개, 500 m³/min 이상 8개 시설이 해당되었다.

조사대상 62개 하수처리시설과 62개 바이오필터에 대한 지역별, 규모별 현황은 Table 9와 같다.

Table 9. General information of 62 sewage treatment facilities and biofilters surveyed in this study

Location	Sewage treatment facilities				Biofilter				
	Subtotal	Capacity (m ³ /d)			Subtotal	Capacity (m ³ /min)			
		< 5×10 ⁴	5×10 ⁴ ~ 1×10 ⁵	≥ 1×10 ⁵		< 100	100 ~ 300	300 ~ 500	≥ 500
Gangwondo	2	1	-	1	3	-	3	-	-
Gyeonggido	29	14	6	9	35	11	15	7	2
Gyeongsangnamdo	6	3	2	1	4	2	2	-	-
Gyeongsangbukdo	6	5	-	1	5	3	2	-	-
Busan	8	-	2	6	10	-	3	1	6
Incheon	4	1	1	2	2	1	1	-	-
Jeollanamdo	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Jejudo	1	-	-	1	1	1	-	-	-
Chungcheongnamdo	4	4	-	-	2	2	-	-	-
Chungcheongbukdo	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Total	62	28	13	21	62	20	26	8	8

2. 시료채취 및 분석방법

조사대상 하수처리시설이 정상적으로 가동중인 상태에서 각 공정에 대하여 현장에서 느끼는 악취강도가 높거나 악취가 많이 발생될 것으로 예상되는 지점에서 시료를 채취하였으며, 방지시설의 경우에는 방지시설을 정상적으로 가동하는 상태에서 방지시설 입구와 출구에서 동시에 복합악취 및 지정악취물질 각각에 대하여 시료를 채취하였다.

수표면이 있고 개방된 생물반응조의 경우에는 열린 챔버(dynamic flux chamber) 방법을 이용하여 시료를 채취하였다. 열린 챔버 방법은 악취물질을 포함한 다양한 물질의 배출량 산정에 이용되는 방법^{63~66)}으로서, 본 연구에서는 질소가스(N₂)를 5 L/min의 유량으로 챔버 내로 흐르게 한 후 챔버 내에서 발생하는 악취물질을 3 L/min의 유량으로 시료를 채취하였으며, 세부적인 시료채취 및 분석 방법은 다음과 같다.

1) 복합악취

복합악취용 시료는 펌프 내장형의 진공흡인상자(ENS Eng., Korea)를 이용하여 polyester aluminum bag(10 L, Top Trading, Korea)에 간접흡인 하였다. 복합악취 측정에 사용한 polyester aluminum bag은 측정 전 고순도 질소(99.999%)로 1회 이상 세척하였고 냄새의 유무와 누출 여부를 확인한 후 사용하였다. 이처럼 확인이 완료된 polyester aluminum bag은 현장시료로 1회 이상 채우고 배기한 후 1 L/min로 5분간 시료를 채취하였다. 시료채취가 완료된 polyester aluminum bag은 상온(15~25℃)을 유지하고 직사광선을 피하여 보관 및 운반하였으며, 시료채취 후 48시간 이내에 악취공정시험방법의 공기희석관능법에 따라 평가하였다.

시료의 희석배수를 평가하는 악취판정요원 선정시 n-butanol(순도 99.5% 이상) 0.1 mL에 증류수를 사용하여 전체를 1 L로 희석한 시험액을 예비 판정요원 모두에게 냄새를 맡게 한 후 냄새의 인식여부를 확인하였으며, 예비판정요원이 냄

새를 인식하지 못하면 악취판정요원 선정시험 대상에서 제외하였다. 악취판정요원의 선정은 Table 10에 제시된 4종류의 판정요원 선정용 시험액을 이용하였다. 선정방법으로는 냄새가 없는 거름종이(길이 14 cm, 폭 7 mm) 5매를 1조로 하여 그 중 3매는 시험액 중 3가지에 그리고 나머지 2매는 증류수와 유동파라핀에 각각 약 1cm 정도 길이로 시험액에 5분 동안 담가두었다가 꺼내어 약 2~3분 경과 후 시험에 사용하였다. 판정요원의 선정은 위의 5매 1조의 거름종이를 피검자에게 나누어 주어 냄새가 나는 거름종이 3매를 선택하게 하여 3종류의 시험액에 대한 냄새의 종류와 냄새나는 거름종이를 모두 알아 맞추고 악취도가 3, 4도인 사람을 판정요원으로 선정하였다.

Table 10. Test solution for selecting odor test panels

Test solution	Concentration	Solution	Character
Acetic Acid	1.0 wt%	Distilled water	Vinegar
Trimethylamine	0.1 wt%	Distilled water	Fishy
Methylcyclopentenolone	0.32 wt%	Liquid paraffin	Sweet, burnt sugar
β -Penylethylalcohol	1.0 wt%	Liquid paraffin	Rose

시료의 희석은 무취공기 제조 장치와 활성탄이 채워진 6방 분배기를 통해 제조된 무취공기를 3 L 무취 봉지에 담고, 시료주머니에서 필요한 양의 시료를 빼낸 다음 소정의 희석배수가 되도록 무취공기 주머니에 주입하였으며 단계별로 희석해가면서 판정요원 선정시험에 합격한 5인의 요원들이 직접 평가하였다. 관능시험결과 무취로 판정한 시료 희석배수의 바로 전단계 희석배수를 각 판정요원의 희석배수로 하고, 이 중 최대, 최소 희석배수를 제외한 나머지를 기하평균한 값을 판정요원 전체의 희석배수로 산정하였다.

2) 지정악취물질

(1) 암모니아

암모니아는 0.5% 붕산용액 40 mL를 2개의 임핀저에 20 mL씩 나누어 담고 직렬로 연결 한 후 10 L/min로 흡인하여 5분간 50 L의 시료를 채취하였으며, 시료 채취가 완료된 시료는 분석 전까지 4℃ 이하에서 냉장보관 및 운반하였다. 시료 채취 후 2개의 흡수병중의 흡수용액을 합하여 용량 50 mL 메스플라스크에 옮기고, 다시 흡수병의 내부를 포집용액으로 씻은 용액을 메스플라스크에 옮겨 전량을 50 mL로 하고, 이 용액 10 mL를 시험관에 옮긴 후 분석용 시료용액으로 사용하였다.

분석용 시료용액에 페놀 펜타시아노 니트로실 철(III)산 나트륨 용액 5 mL와 차아염소산나트륨 용액 5 mL를 가하여 잘 흔들어 섞은 후 25~30℃에서 1 시간 방치한 후, UV/Vis Spectrophotometer(Agilent 8453, Agilent, USA)를 이용하여 640 nm 파장에서 흡광도를 측정하여 정량하였다.

(2) 트라이메틸아민

트라이메틸아민은 증류수 359 mL에 진한 황산 1 mL를 넣어 혼합한 황산용액 40 mL를 2개의 임핀저에 20 mL씩 나누어 담고 직렬로 연결 한 후 10 L/min로 흡인하여 5분간 50 L의 시료를 채취하였으며, 시료 채취가 완료된 시료는 분석 전까지 4°C 이하에서 냉장보관 및 운반하였다.

트라이메틸아민 분석은 분석용 시료용액을 넣은 바이알에 50% KOH 5 mL를 가하고 Headspace Sampler(TurboMatrix HS 40, PerkinElmer, USA)를 이용하여 20분간 반응시킨 후 바이알 상층부 기체층으로 트라이메틸아민이 용출되면 이를 불꽃이온화검출기(Flame Ionization Detector, FID)가 부착된 가스크로마토그래피(Gas Chromatography, GC)로 주입하여 분석하였으며, 세부 분석조건은 Table 11과 같다.

Table 11. Analytical conditions of GC for analyzing trimethylamine

Item	Condition and specifications
Headspace	TurboMatrix HS 40, PerkinElmer, USA
Oven temperature	60°C
Needle temperature	100°C
GC	Clarus 600, PerkinElmer, USA
Detector	FID
Column	Elite WAX ETR(15 m × 0.32 mm × 1.0 μ m)
Column temperature	40°C (5 min) → 15°C/min → 150°C (1 min)
Injector temperature	50°C
Detector temperature	250°C
Carrier gas	He(99.999%), 10psi

(3) 황화합물

황화합물 시료는 펌프 내장형의 진공흡인상자(ENS Eng., Korea)를 이용하여 polyester aluminum bag(10 L, Top Trading, Korea)에 간접흡인 하였다. 황화합물 측정에 사용한 polyester aluminum bag은 측정 전 고순도 질소(99.999%)로 1회 이상 세척하였고 냄새의 유무와 누출 여부를 확인한 후 사용하였다. 이처럼 확인이 완료된 polyester aluminum bag은 현장시료로 1회 이상 채우고 배기한 후 1 L/min로 5분간 시료를 채취하였다. 시료채취가 완료된 polyester aluminum bag은 상온(15~25℃)을 유지하고 직사광선을 피하여 보관 및 운반하였다.

황화합물 시료는 Thermal desorber(Unity/Air Server, Markes, USA)를 이용하여 농축하였으며, 농축된 시료는 황화합물에 선택성이 좋은 불꽃염광광도검출기(Pulsed Flame Photometric Detector, PFPD)가 설치된 가스크로마토그래피(7890A, Agilent, USA)를 사용하여 분석하였으며, 세부 분석조건은 Table 12와 같다.

Table 12. Analytical conditions of GC for analyzing sulfur compounds

Item	Conditions
Detector	PFPD
Column	Supelco SPB-1(30 m × 0.32 mm × 4 μm)
Column temperature	70℃ (3 min) → 10℃/min → 150℃ (1 min)
Injector temperature	80℃
Detector temperature	250℃
Carrier gas	He(99.999%), 10 psi

(4) 알데하이드류

알데하이드류 측정은 MFC(Mass Flow Controller)가 내장되어 있는 소형펌프(MP-Σ100, SIBATA, Japan)를 이용하여 1 L/min로 5분간 총 5 L의 시료를 채취하였으며, 알데하이드류 측정 시 방해물질로 작용하는 오존을 제거하기 위하여 2,4-DNPH 카트리지가 전단에 요오드화칼륨(KI)이 충전되어 있는 오존 스크리버(Waters, USA)를 이용하였다. 시료채취가 완료된 카트리는 내·외부가 알루미늄으로 코팅되어 있는 용기에 개별 포장하여 용매추출 전까지 4℃ 이하에서 냉장보관 하였다.

알데하이드류의 분석은 카보닐화합물과 2,4-Dinitrophenylhydrazine(DNPH)이 반응하여 형성된 DNPH 유도체를 acetonitrile 5 mL를 사용하여 1 mL/min의 속도로 추출하고 자외선(UV) 검출기를 이용하여 360 nm의 파장에서 고성능액체크로마토그래피(high performance liquid chromatography, HPLC)를 이용하여 분석하였으며, 세부 분석조건은 Table 13과 같다.

Table 13. Analytical conditions of HPLC for analyzing aldehydes

Item	Condition and specifications
HPLC	1200 series, Agilent, USA
Detector	UV/Vis. 360 nm
Column	Zorbox C ₁₈ (4.6 mm × 250 mm × 3 μm)
Mobile phases	Water : Acetonitrile [40:60 (0 min → 3 min), 0:100 (3 min → 12 min)]
Analysis time	12 min
Injection volume	5 μL
Column temperature	25℃
Flow rate	1.5 mL/min

(5) 휘발성유기화합물류

휘발성유기화합물류(Volatile Organic Compounds, VOCs)는 MFC(Mass Flow Controller)가 내장되어 있는 소형펌프(MP-Σ30, SIBATA, Japan)를 이용하여 Tenax-TA 흡착제가 200mg 이상 충전 되어있는 Tenax-TA 흡착관(Supelco, USA)에 200 mL/min로 5분간 총 1 L의 시료를 채취하였다. Tenax-TA 흡착관은 사용하기 전에 세척 및 안정화를 위하여 APK 1200 tube conditioner(KNR, Korea)로 260℃에서 30분, 300℃에서 30분, 320℃에서 20분 동안 200 mL/min의 질소가스(N₂)를 퍼지(purge)시켰다. 시료채취가 완료된 흡착관은 내·외부가 알루미늄으로 코팅되어 있는 용기에 개별 포장하여 4℃ 이하에서 냉장보관 하였다.

VOCs의 분석은 GC/MSD(7890A/5973MS, Agilent, USA)를 이용하였으며, 세부 분석조건은 Table 14와 같다.

Table 14. Analytical conditions of GC/MSD for analyzing VOCs

Item	Condition and specifications
Thermal desorber	Unity/Air 2 Server, Markes, USA
Column	DB-1 (60 m × 0.25 μm i.d × 1 μm)
Column flow	1 mL/min
Carrier gas	He(99.999%)
Oven temperature	40℃ (5 min) → 10℃/min → 200℃ (5 min)
MS temp.(Ion source)	230℃
Inlet line temperature	200℃

(6) 유기산류

유기산류는 0.1N-NaOH 수용액 40 mL를 2개의 임핀저에 20 mL씩 나누어 담고 직렬로 연결 한 후 2 L/min로 5분간 10 L의 시료를 채취하였으며, 시료 채취가 완료된 시료는 분석 전까지 4°C 이하에서 냉장보관 및 운반하였다.

유기산 분석은 분석용 시료용액을 넣은 바이알에 NaCl 2.3 g 넣은 후 2% 황산(H₂SO₄) 1 mL를 가하고 충분히 섞은 후 전처리 장비인 Headspace Sampler (TurboMatrix HS 40, PerkinElmer, USA)를 이용하여 shaking(90°C, 20분) 후 바이알 상층부 기체층으로 유기산이 용출되면 이를 가스크로마토그래피(GC/FID)로 주입하여 분석하였으며, 세부 분석조건은 Table 15와 같다.

Table 15. Analytical conditions of GC for analyzing organic acids

Item	Condition and specifications
Headspace	TurboMatrix HS 40, PerkinElmer, USA
Oven temperature	90°C
Needle temperature	150°C
GC	Clarus 600, PerkinElmer, USA
Detector	FID
Column	Elite-WAX (30 m × 0.53 mm × 0.5 μ m)
Column temperature	40°C (5 min) → 10°C/min → 80°C (10 min) → 10°C/min → 180°C (5 min)
Injector temperature	150°C
Detector temperature	250°C
Carrier gas	He(99.999%), 20 psi

3. 자료의 평가방법

각 공정에서의 악취 배출특성을 확인하기 위하여 복합악취와 지정악취물질의 농도를 이용하였다. 이때 하수처리시설의 해당 공정에서 2개 이상의 시료를 채취 및 분석한 경우는 각 시료 농도의 산술평균한 값을 사용하였다. 또한 농도의 분포 특성을 확인하기 위하여 Fig. 9와 같이 상자그림(box plot)을 활용하였다. 상자그림은 요약 통계량 값을 표시한 것으로서 분포의 대칭성, 자료의 중심위치, 산포의 정도 및 이상치(outlier) 유무 등을 알아보는데 유용하다. 상자의 양끝은 25백분위수(제1사분위수) 및 75백분위수(제3사분위수)를, 상자 내부의 직선은 중앙값(제2사분위수)을 표시한다. 상자 외부의 상한값은 제3사분위수에 사분위수범위(IQR, Inter Quartile Range)의 1.5배를 더한 값보다 같거나 작은 값 중 가장 큰 자료를, 상자 외부의 하한값은 제1사분위수에서 사분위수범위의 1.5배를 빼 값보다 같거나 큰 값 중 가장 작은 자료를 나타낸다. 상한값과 하한값의 범위를 벗어나는 자료 중 제3사분위수에 사분위수 범위의 3배를 더한 값 이내를 잠재적 이상값(mild outlier, “o”)으로 표시하고 이 범위를 초과하는 경우 극단적인 이상값(extreme outlier, “*”)으로 표현하였다.⁶⁷⁾

바이오필터에 의한 악취 저감효율은 입구와 출구의 복합악취 및 지정악취물질 농도를 이용하여 평가하였으며, 악취 저감효율에 대한 통계량에 유의한 차이가 있는지를 조사하기 위하여 통계 소프트웨어 SPSS(Version 12.0)를 이용하였다. 정규성 검정을 통하여 자료의 분포정도를 확인한 결과 정규분포를 만족하고 있지 않으므로 짝지은 데이터의 차이를 비교하는 비모수 검정인 윌콕슨 부호 순위 검정(Wilcoxon signed rank test)을 유의수준 0.05에서 수행하였다. 일반적으로 연구 대상의 표본의 크기가 작거나 정규분포 가정이 만족되지 않는 경우에는 모수 통계 방법에 비해 비모수 통계 방법이 통계적 검정의 로버스트성(robustness)과 검정력(power)을 충분히 갖춘 분석을 할 수 있다고 알려져 있다.⁶⁸⁾

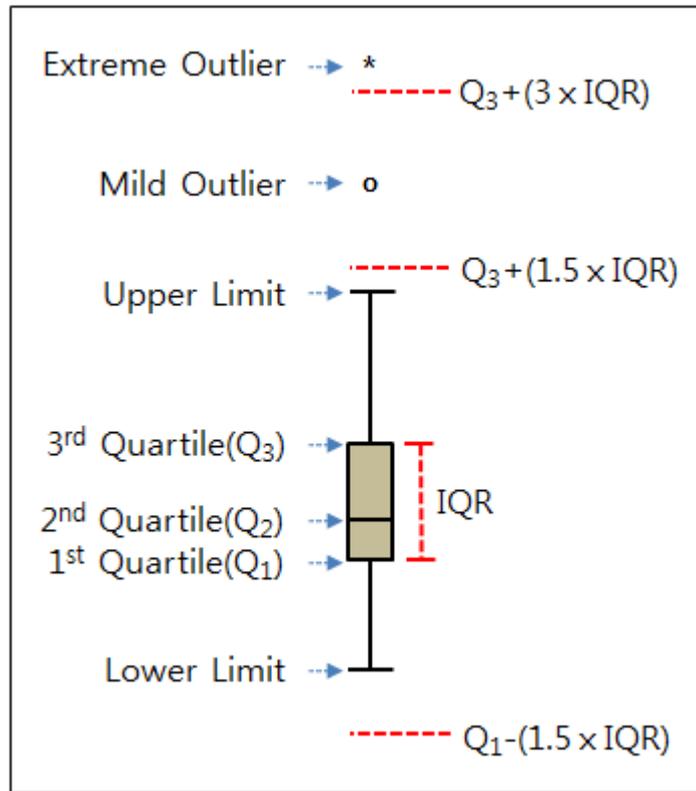


Fig. 9. Explanation of a box plot.

IV. 결과 및 고찰

1. 하수처리시설의 악취 배출특성

일반적으로 하수처리시설로 유입된 하수는 스크린, 침사지 등을 통해 험잡물과 침사물이 제거된 후 1차 침전지, 생물반응조, 2차 침전지를 거친 후 소독 과정을 거쳐 방류되며 본 연구대상 하수처리시설은 다양한 생물학적 방법에 의하여 하수를 처리하고 있었다. 1차 침전지와 2차 침전지에서 발생하는 생슬러지와 잉여슬러지는 저류조, 농축조 및 탈수시설을 거쳐 처리되고 일부 잉여슬러지는 생물반응조로 반송된다.

하수처리시설은 일반적으로 수처리 시설과 슬러지처리 시설로 구분될 수 있으며, 각 시설의 공정별 악취발생 특성이 매우 다르게 나타난다.^{10~14)} 본 연구에서는 하수처리시설을 수처리 시설과 슬러지처리 시설로 구분하고, 수처리 시설은 유입, 스크린, 침사지, 1차 침전지 및 생물반응조에서 시료를 채취하였다. 슬러지처리 시설은 슬러지 저류조, 잉여슬러지 저류조, 중력 농축조, 슬러지 탈수기실, 탈수케익 저장조에서 시료를 채취하여 분석하였으며, 각 시설의 공정별 복합악취 농도는 Table 16에 나타내었고 이를 이용하여 공정별 복합악취 배출특성을 고찰하였다. 여기서 1차 침전지에서 발생하는 생슬러지를 단독 또는 잉여슬러지와 혼합하여 저장하는 경우에는 슬러지 저류조로 구분하였으며, 2차 침전지에서 발생하는 슬러지만을 일시 저장하는 경우에는 별도로 잉여슬러지 저류조로 구분하였다.

Table 16. The concentration of composite odor for unit processes of 62 sewage treatment facilities

Facilities	Composite odor concentration at unit processes (DT)									
	Influent water	Screen	Grit chamber	1st settling chamber	Biological treatment	Sludge holding tank	Excess sludge holding tank	Gravity thickener	Dewatering building	Dewatered sludge cake bin
S-01	-	-	-	-	-	50,500	-	-	-	-
S-02	6,694	-	-	-	100	100	-	-	-	100
S-03	-	-	-	-	-	50,500	-	-	-	-
S-04	100	-	-	-	100	-	100	-	-	100
S-05	1,000	-	-	-	100	-	-	100	-	300
S-06	1,000	-	-	-	300	300	-	-	-	-
S-07	1,000	-	-	-	-	-	100	-	-	208
S-08	1,442	-	-	-	-	-	-	-	-	1,000
S-09	300	-	-	-	100	300	-	-	-	100
S-10	-	3,000	-	-	-	5,072	100	-	-	100
S-11	6,694	-	-	-	144	7,546	-	-	-	669
S-12	66,943	-	-	-	-	300	-	-	-	4,481
S-13	300	-	-	-	-	10,000	-	2,080	-	1,000
S-14	448	-	-	-	-	6,694	-	208	669	669
S-15	179	-	-	1,000	-	66,943	-	-	-	121
S-16	3,000	100	208	1,000	120	3,000	-	-	-	1,442
S-17	-	100	-	-	-	66,943	-	2,080	6,694	14,422
S-18	100,000	-	-	300	173	-	300	-	-	10,000
S-19	3,000	-	-	100,000	16,040	100,000	100	3,000	-	-
S-20	100	-	-	-	-	-	-	-	-	14,422

(continued)

Facilities	Composite odor concentration at unit processes (DT)									
	Influent water	Screen	Grit chamber	1st settling chamber	Biological treatment	Sludge holding tank	Excess sludge holding tank	Gravity thickener	Dewatering building	Dewatered sludge cake bin
S-21	3,000	-	-	-	1,550	448	-	-	-	-
S-22	-	2,000	-	-	-	-	-	3,000	-	-
S-23	669	4,387	-	-	-	-	448	-	-	100
S-24	-	122	-	3,000	-	100,000	-	-	-	3,000
S-25	3,000	300	-	3,741	-	3,000	-	-	-	669
S-26	300	-	-	1,442	-	14,422	-	1,442	-	-
S-27	6,694	-	-	3,000	200	100,000	669	-	14,422	44,814
S-28	669	448	-	14,422	781	10,000	669	30,000	30,000	-
S-29	100	-	-	100	100	100	-	-	-	448
S-30	-	-	100	1,000	1,000	100,000	-	100,000	4,481	3,000
S-31	208	3,000	-	-	-	-	-	-	-	100,000
S-32	1,442	300	-	44,814	-	485	-	-	-	-
S-33	1,442	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-34	250	-	-	1,000	10,000	100,000	1,000	6,694	-	-
S-35	4,481	1,000	-	4,481	781	-	-	10,000	-	-
S-36	-	300	-	100	154	10,000	100	5,087	222	200
S-37	100	10,000	-	-	-	100	-	-	-	448
S-38	-	6,694	-	9,655	10,000	100,000	-	100,000	20,800	10,000
S-39	2,080	3,000	-	10,000	572	-	-	6,694	-	-
S-40	6,694	100	-	-	-	1,000	10,000	300	-	1,000

(continued)

Facilities	Composite odor concentration at unit processes (DT)									
	Influent water	Screen	Grit chamber	1st settling chamber	Biological treatment	Sludge holding tank	Excess sludge holding tank	Gravity thickener	Dewatering building	Dewatered sludge cake bin
S-41	300	100	-	448	669	100,000	100	-	669	1,000
S-42	-	-	300	-	3,497	100,000	-	3,000	6,694	100,000
S-43	-	669	2,080	-	650	100	-	-	100	1,000
S-44	100	-	-	-	-	44,814	100	1,000	-	300
S-45	300	100	-	2,080	-	-	-	-	100	-
S-46	100	100	100	100	100	-	100	34,402	2,080	-
S-47	100	-	-	100	100	-	-	-	-	-
S-48	-	2,000	300	669	1,056	1,442	-	-	-	-
S-49	669	173	300	448	550	-	-	-	100	144
S-50	-	1,540	3,000	1,442	2,080	1,442	-	-	-	-
S-51	208	122	100	-	300	50,500	-	4,481	-	669
S-52	-	448	100	3,000	100	-	-	-	-	-
S-53	2,080	2,080	-	11,900	724	1,442	1,000	65,000	-	3,000
S-54	1,000	-	100	-	-	20,800	144	3,682	-	100
S-55	669	-	6,694	6,694	1,540	-	-	100,000	10,000	10,000
S-56	300	100	100	100	100	100,000	100	5,500	-	100
S-57	3,000	-	1,000	188	-	3,000	300	10,000	300	-
S-58	300	10,000	144	2,080	1,056	-	300	30,000	100	669
S-59	-	300	300	300	208	100,000	-	67,000	6,694	-
S-60	1,000	-	-	4,481	395	100,000	4,641	100,000	448	144
S-61	10,000	4,481	-	4,481	120	-	-	-	-	-
S-62	3,000	448	-	1,000	-	100,000	-	14,422	-	-

1) 공정별 복합악취 배출특성

하수처리시설의 각 공정에서 발생하는 복합악취 농도의 기하평균, 사분위수 등의 분석 결과는 Table 17에 나타내었으며 이에 대한 상자그림은 Fig. 10에 나타내었다.

조사대상 시설에 대한 각 공정별 복합악취 농도의 기하평균값을 살펴보면 슬러지 저류조가 8,020배로 가장 높았고, 중력 농축조, 1차 침전지, 슬러지 탈수기 순으로 각각 6,979배, 1,498배, 1,381배로 나타나 슬러지처리 시설이 수처리 시설에 비해 높은 농도의 악취가 발생하는 것으로 조사되었다. 이러한 결과는 슬러지처리 시설에서 발생하는 악취물질이 대기중으로 확산될 경우 악취 민원 등을 야기할 수 있는 가능성이 크다는 것을 의미하며, 하수처리시설의 주요 악취발생원으로 작용될 수 있다는 사실을 보여준다고 할 수 있다.⁶⁷⁾

하수처리시설 공정별로 구분하여 악취 배출특성을 세부적으로 살펴보면 다음과 같다.

수처리 시설에서 발생하는 복합악취 농도의 기하평균값은 1차 침전지가 1,498배로 가장 높은 값을 나타냈으며, 하수 유입부의 경우에도 기하평균값이 922배로 나타나 1차 침전지와 함께 수처리 시설의 주요 악취발생원으로 조사되었다. 제2사분위수 또한 1차 침전지와 하수 유입부가 각각 1,442배 및 1,000배로 다른 공정보다 높은 농도를 나타냈다. 스크린과 생물반응조의 경우 복합악취 농도의 기하평균값은 스크린이 629배로 생물반응조의 441배보다 높게 나타났으며 제2사분위수 또한 스크린이 448배로 생물반응조의 348배 보다 높은 값을 나타냈다. 침사지의 기하평균값은 316배로 나타나 수처리 시설 중에서 악취발생 농도가 가장 낮은 것으로 조사되었다.

복합악취 농도의 분포는 1차 침전지의 경우 1,442배 이하에 자료의 50%가 포함되어 있으며, 사분위수 범위는 448배~4,481배로 수처리 시설 중 자료의 분포 범위가 가장 넓은 것으로 나타났으며 하수처리시설별 악취발생 정도의 차이가 매우 큰 것을 알 수 있었다. 반면 침사지의 경우 제2사분위수가 254배로 나타났으며, 사분위수 범위가 100배~475배로 나타나 하수처리시설별 악취발생 농도의 차이가 상대적으로 크지 않음을 알 수 있었다.

자료의 이상값을 확인한 결과 유입부의 경우 잠재적인 이상값이 10,000배 1개가 나타났고 극단적인 이상값은 66,943배와 100,000배가 각각 1개씩 나타났다. 이 극단적인 이상값은 Korea Environment Corporation⁶⁹⁾의 사례에서 나타난 복합악취 측정농도 최고값인 66,943배 보다 조금 높은 것으로 나타났으며, 하수관로를 통하여 하수처리시설로 유입되는 하수에서 발생하는 악취는 하수의 체류시간, 깊이 에 따른 환경변화, 수온, 용존산소 및 pH의 영향을 받기 때문에⁷⁰⁾ 다양한 농도 분포를 보이는 것으로 사료된다. 스크린의 경우 잠재적인 이상값 6,694배와 극단적인 이상값 10,000배가 나타났으나, Korea Environment Corporation⁶⁹⁾의 사례에서 나타난 복합악취 측정농도 최고값인 6,694배를 고려하면 본 조사에서 나타난 농도가 충분히 검출될 수 있을 것으로 판단되며, 혐잡물의 종류, 하수 내 체류시간 및 혐잡물이 스크린에 부착된 후 부패 정도에 따라 발생하는 악취농도가 차이가 있는 것으로 사료된다. 침사지의 경우 극단적인 이상값으로 6,694배가 나타났으나, 이는 해당 공정이 폭기 침사지로서 다량의 공기가 침사지에 공급됨에 따라 수체의 격렬한 난류 형성으로 인하여 악취발생 농도가 높은 것으로 사료된다.⁶⁷⁾ 또한 침사지 유입 배관에서 낙차에 의해 교란이 발생하는 경우와 침사물이 부패하는 경우 악취발생 농도가 높게 나타나는 것으로 사료된다. 1차 침전지의 경우 잠재적인 이상값 이외에도 극단적인 이상값으로 44,814배와 100,000배가 각각 1개씩 나타났다. 하수중에 함유된 부유물질을 제거함으로써 생물학적 처리공정의 오염물질 부하량을 감소시키기 위하여 하수가 일정시간 체류되는 1차 침전지는 유입되는 하수의 정상뿐만 아니라 1차 침전지 하부 슬러지의 혐기화 정도에 따라 매우 넓은 범위의 악취발생 특성을 보이는 것으로 사료된다.⁶⁷⁾ 또한 침전된 슬러지의 부패로 인한 슬러지 부상 및 침전 불량에 의한 스컴이 발생할 경우 악취 발생량이 증가하는 것으로 사료되며, 1차 침전지의 복합악취 농도가 수처리 공정 중 가장 큰 것으로 조사되어 하수처리시설의 운영시 우선적으로 적절한 대책을 수립하여야 하는 것으로 판단되었다.⁶⁷⁾ 생물반응조의 경우 극단적인 이상값이 10,000배 2개와 16,040배가 1개 시설에서 나타났으며 생물반응조의 처리공법에 따른 차이는 아닌 것으로 판단되었고, 생물반응조의 운전상태에 따라 악취발생 정도가 다르게 나타나는 것으로 사료된다.⁶⁷⁾

Table 17. Statistical summary of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities by air dilution olfactory method

Process	n ^a	Composite odor (DT)					
		Geo. mean ^b	Min.	1st quartile	2nd quartile	3rd quartile	Max.
Influent water	47	922	100	300	1,000	3,000	100,000
Screen	31	629	100	122	448	2,540	10,000
Grit chamber	16	316	100	100	254	475	6,694
1st settling chamber	34	1,498	100	448	1,442	4,481	100,000
Biological treatment	36	441	100	115	348	1,014	16,040
Sludge holding tank	42	8,020	100	1,442	10,000	100,000	100,000
Excess sludge holding tank	20	301	100	100	222	669	10,000
Gravity thickener	28	6,979	100	2,770	6,097	31,101	100,000
Dewatering building	18	1,381	100	242	1,375	6,694	30,000
Dewatered sludge cake bin	39	977	100	172	669	3,000	100,000

^a : Sampling number, ^b : Geometric mean

슬러지처리 시설에서 발생하는 복합악취 농도의 기하평균값은 슬러지 저류조가 8,020배로 가장 높은 값을 나타냈으며, 중력 농축조의 경우에도 기하평균값이 6,979배로 나타나 슬러지 저류조와 함께 슬러지처리 시설의 주요 악취발생원으로 조사되었다. 제2사분위수 또한 슬러지 저류조와 중력 농축조가 각각 10,000배 및 6,097배로 다른 공정보다 높은 농도를 나타냈다. 탈수기실과 탈수케익 저장조의 경우 복합악취 농도의 기하평균값은 탈수기실이 1,381배로 탈수케익 저장조의 977배보다 높게 나타났으며 제2사분위수 또한 1,375배로 탈수기실의 농도가 높은 값을 나타냈다. 잉여슬러지 저류조에서 발생하는 복합악취 농도의 기하평균값은 301배로 악취발생 농도가 가장 낮은 것으로 조사되었다.

복합악취 농도의 분포는 슬러지 저류조의 경우 10,000배 이하에 자료의 50%가 포함되어 있으나, 사분위수 범위는 1,442배~100,000배로 슬러지처리 시설 중 자료의 분포 범위가 가장 넓은 것으로 나타났으며 하수처리시설별 악취발생 정도의 차이가 매우 큰 것을 알 수 있었다. 이는 슬러지의 퇴적 방지 등을 위한 기계식 교반 또는 공기 교반의 조건, 슬러지의 혐기화 정도, 환기시설의 설치 및 환기량에 따라 악취발생 농도 차이가 있는 것으로 사료된다. 중력 농축조의 경우에도 사분위수 범위가 2,770배~31,101배로 자료의 분포 범위가 상대적으로 넓은 것으로 나타나 하수처리시설별 악취발생 정도의 차이가 큰 것을 알 수 있었다. 반면 잉여슬러지 저류조의 경우 제2사분위수가 222배로 나타났으며, 사분위수 범위가 100배~669배로 나타나 하수처리시설별 악취발생 농도의 차이가 상대적으로 크지 않음을 알 수 있었다.

자료의 이상값을 확인한 결과 슬러지 저류조의 경우 제3사분위수가 최대값과 동일하여 이상값이 나타나지 않았으며, 중력 농축조의 경우 잠재적인 이상값 100,000배가 4개가 나타났으나 비교적 많은 시설에서 해당 농도가 검출되었으며, Korea Environment Corporation⁶⁹⁾의 사례에서 나타난 복합악취 측정농도 최고값인 100,000배를 고려하면 본 조사에서 나타난 농도를 이상값으로 처리하기는 어려울 것으로 판단된다. 탈수기실의 경우 잠재적인 이상값 20,800배와 극단적인 이상값 30,000배가 각각 1개씩 나타났다. 탈수기실에서의 악취는 탈수기 및 탈수케익 이송 컨베이어에서 주로 발생되고 있으며, 탈수케익의 종류, 이송 컨베이어의 밀폐 정도 및 악취포집설비의 효율에 따라 악취발생 농도에 차이가 있는 것

으로 사료된다.⁶⁷⁾ 탈수케익 저장조의 경우 잠재적인 이상값은 10,000배 3개와 극단적인 이상값 14,422배 2개 이외에도 44,814배 1개와 100,000배가 2개 나타났으며, 탈수케익의 성상과 종류에 따라 복합악취 농도가 달라질 뿐만 아니라 탈수케익의 저장기간이 길어질 경우 저장조 내에서 부패와 혐기화가 진행되어 고농도의 악취가 발생하는 것으로 사료된다. 잉여슬러지 저류조의 경우 극단적인 이상값이 4,641배 1개와 10,000배가 1개 나타났다. 일반적으로 잉여슬러지의 경우 흙냄새가 나며 악취 농도가 높지 않으나 저류조에 장기간 저장되어 혐기화가 진행될 경우 복합악취 농도가 높게 나타나는 것으로 사료된다.

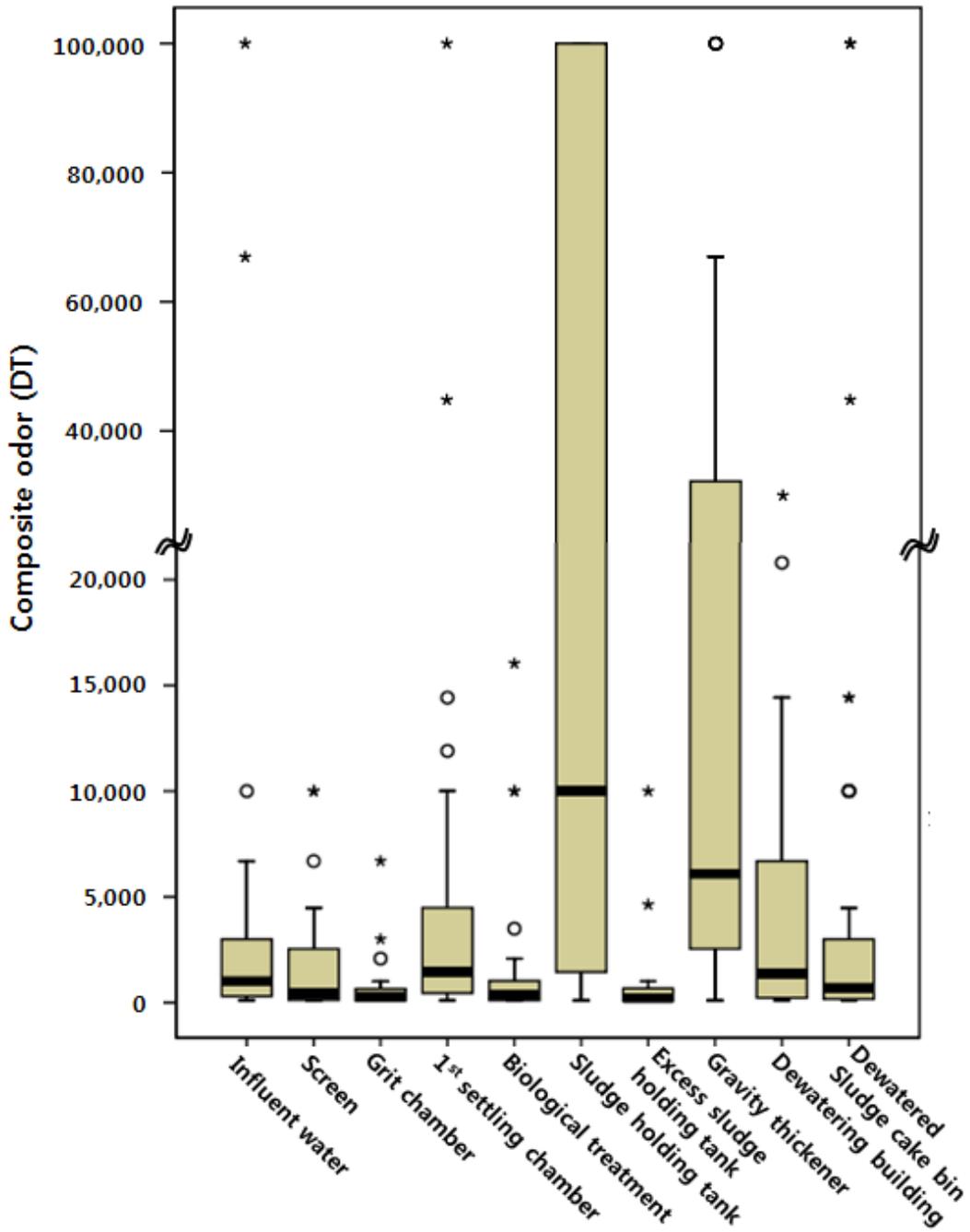


Fig. 10. Box plots of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities.

2) 계절별 복합악취 배출특성

하수처리시설의 각 공정에서 발생하는 복합악취 농도의 계절별 배출특성을 확인하기 위하여, 각 공정별 시료채취 일시를 기준으로 봄(3~5월), 여름(6~8월), 가을(9~11월), 겨울(12~2월)로 구분하고 각각에 대한 복합악취 농도의 기하평균, 최소값 및 최대값을 Table 18에 나타내었다. 일부 공정의 경우 1개 시설의 측정값으로 계절별 농도를 대표하고 있어 해당 공정에서 의미 있는 결과를 도출하기가 어려울 수 있으나 하수처리시설의 계절별 배출특성을 전반적으로 확인할 수는 있을 것으로 판단된다.

복합악취 농도의 기하평균값을 기준으로 여름에 가장 높은 값을 보이는 공정은 유입, 1차 침전지 및 탈수기실이 해당되었다. 유입에서의 복합악취 농도는 1,344배로 농도가 가장 낮은 겨울에 비해 6.5배 높게 나타났고 1차 침전지의 복합악취 농도는 3,892배로 농도가 가장 낮은 겨울에 비해 8.2배 높게 나타났으며 탈수기실은 10,673배로 농도가 가장 낮은 가을에 비해 25.4배 높게 나타났다.

유입, 스크린, 침사지, 1차 침전지, 생물반응조 및 잉여슬러지 저류조의 경우 겨울에 가장 낮은 복합악취 농도를 보이는 것으로 나타났으나, 슬러지 저류조, 중력 농축조 및 탈수케익 저장조의 경우 겨울에 가장 높은 농도를 보였으며, 각각 19,383배, 34,402배 및 3,511배로 나타났다.

계절에 따른 각 공정별 복합악취 농도의 범위를 살펴보면 슬러지 저류조는 계절에 관계없이 최대값 100,000배를 보이고 있는 것으로 나타났으며, 중력 농축조는 겨울을 제외하고는 최대값 100,000배로 다른 공정보다 넓은 범위를 보이고 있음을 알 수 있었다. 1차 침전지의 경우 복합악취 농도 기하평균값이 가장 높은 여름의 농도 범위가 100배~100,000배로 가장 넓은 분포를 보여 하수처리시설별 악취발생 정도의 차이가 매우 크게 나타나고 있으나, 유입부의 복합악취 농도 기하평균값은 여름에 가장 높은 값을 보이고 있음에도 농도 범위는 가을이 100배~100,000배로 넓은 것으로 나타났으며 겨울에 가장 높은 복합악취 기하평균값을 보인 탈수케익 저장조의 경우에도 농도 범위가 1,000배~14,422배를 보여 봄과 가을의 배출농도 범위인 100배~100,000배 보다 매우 작게 나타났다.

따라서 특정 계절에 모든 공정에서 악취가 많이 발생되지는 않는 것으로 나타

났으며, 각 공정별 복합악취 농도에 있어 계절적인 차이를 확인할 수 있었으나, 그 경향성은 뚜렷하지 않은 것으로 판단되었다.

겨울에 시료를 채취 및 분석한 S-41 시설 생물반응조의 경우 상부 덮개가 설치되어 있으나 탈취설비가 없어 환기가 되지 않는 상태에서 복합악취 농도가 669배로 나타나 겨울의 평균 복합악취 농도 188배 보다 약 3.6배 높게 나타났다. 또한 해당 시설의 슬러지 저류조는 탈취설비는 설치되어 있으나 환기량이 부족하여 복합악취 농도 100,000배를 보였으며, 가을에 시료를 채취하고 환기량이 부족한 S-45 시설 1차 침전지의 경우에도 복합악취 농도가 2,080배로 가을의 평균 복합악취 농도 969배 보다 약 2.1배 높게 나타났다. 반면에 가을에 시료를 채취한 S-37 시설 슬러지 저류조의 경우 구조적으로 밀폐가 잘되어 있으며 환기량이 충분하여 복합악취 농도가 100배로 해당 공정에서 최소값을 보였다.

따라서 하수처리시설의 계절에 따른 복합악취 농도 배출특성은 기온과 계절에 따른 하수 및 슬러지 특성 이외에 공정의 운전상태, 시설의 밀폐, 환기시설의 설치 및 환기량에 따라 차이가 발생하는 것으로 사료된다.

Table 18. Seasonal variation of composite odor for unit processes of sewage treatment facilities

Process	Sampling season	n	Composite odor (DT)		
			Geometric mean	Minimum	Maximum
Influent water	Spring	14	1,071	179	6,694
	Summer	15	1,344	100	10,000
	Fall	15	740	100	100,000
	Winter	3	208	100	300
Screen	Spring	5	1,062	100	4,387
	Summer	10	395	100	3,000
	Fall	9	1,402	100	10,000
	Winter	7	300	100	3,000
Grit chamber	Spring	5	660	100	6,694
	Summer	4	281	100	2,080
	Fall	6	225	100	1,000
	Winter	1	100	100	100
1st settling chamber	Spring	8	1,304	300	6,694
	Summer	11	3,892	100	100,000
	Fall	11	969	100	9,655
	Winter	4	474	100	3,741
Biological treatment	Spring	11	657	100	16,040
	Summer	12	352	100	10,000
	Fall	10	480	100	10,000
	Winter	3	188	100	669
Sludge holding tank	Spring	15	6,468	300	100,000
	Summer	12	6,405	100	100,000
	Fall	12	10,536	100	100,000
	Winter	3	19,383	1,442	100,000
Excess sludge holding tank	Spring	3	1,442	448	10,000
	Summer	7	192	100	1,000
	Fall	8	325	100	4,641
	Winter	2	100	100	100
Gravity thickener	Spring	9	2,697	208	100,000
	Summer	9	9,602	100	100,000
	Fall	9	10,994	2,080	100,000
	Winter	1	34,402	34,402	34,402
Dewatering building	Spring	2	2,587	669	10,000
	Summer	4	10,673	4,481	30,000
	Fall	9	421	100	20,800
	Winter	3	2,104	669	6,694
Dewatered sludge cake bin	Spring	14	1,431	100	100,000
	Summer	11	436	100	3,000
	Fall	11	951	100	100,000
	Winter	3	3,511	1,000	14,422

3) 공정별 지정악취물질 배출특성

하수처리시설의 각 공정별 지정악취물질 배출특성을 확인하기 위하여 수처리 시설과 슬러지 처리시설로 구분하고 각 지정악취물질 농도의 최소값, 산술평균 및 최대값을 Table 19와 Table 20에 나타내었다.

수처리 시설에서 발생하는 각 공정별 주요 지정악취물질 농도를 살펴보면, 하수 유입부의 경우 황화수소 평균 농도 5.511 ppm, 메틸메르캡탄 0.225 ppm 순으로 나타났으며, 최대값은 각각 136.27 ppm, 6.803 ppm으로 나타났다. 스크린에서도 황화수소가 평균 농도 3.440 ppm, 최대값 31.640 ppm으로 가장 높으며 침사지의 경우 황화수소 평균 농도는 0.764 ppm, 최대값은 8.570 ppm으로 조사되었고 암모니아 평균 농도는 0.705 ppm으로 황화수소 다음으로 농도가 높은 것으로 나타났다. 1차 침전지의 경우 황화수소 평균 농도는 7.847 ppm, 최대값은 126.35 ppm으로 나타났으며, 생물반응조의 경우 황화수소 평균 농도는 1.829 ppm, 최대값은 21.560 ppm으로 조사되어 지정악취물질의 평균값과 최대값을 기준으로 볼 때 황화수소가 수처리 시설의 모든 공정에서 주요 악취물질임을 알 수 있었다.

암모니아의 배출 농도를 살펴보면 침사지의 평균 농도가 0.705 ppm으로 수처리 시설 중 가장 높았으며 1차 침전지 0.564 ppm 순으로 나타났다. 암모니아의 발생 정도는 하수 온도, BOD 농도, T-N 등의 영향을 받을 수 있으나,⁷¹⁾ S-59 시설의 경우 폭기 침사지로서 다른 침사지의 암모니아 배출 농도보다 높은 4.700 ppm의 최대값을 나타내어 침사지의 평균값을 증가시킨 것으로 판단되며 하수의 수질 등이 각 지정악취물질 배출에 미치는 영향에 대해서는 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료된다.

슬러지처리 시설 중 슬러지 저류조의 경우 황화수소 평균 농도 188.88 ppm, 메틸메르캡탄 2.405 ppm, 톨루엔 2.344 ppm 순으로 나타났으며, 최대값은 각각 2,076.94 ppm, 29.518 ppm 및 27.390 ppm 순으로 나타났다. 잉여슬러지 저류조의 황화수소 평균 농도는 0.603 ppm으로 나타났으며, 중력 농축조, 탈수기실 및 탈수케익 저장조의 황화수소 평균 농도는 각각 53.967 ppm, 6.430 ppm, 23.706 ppm으로 해당 공정에서 가장 높은 농도를 보였다.

암모니아의 경우 중력 농축조가 평균 8.280 ppm으로 전체 공정 중에서 가장

높았으며, 탈수케익 저장조의 경우 3.897 ppm의 평균 농도를 보이고 있었다. 메틸메르캡탄은 탈수케익 저장조에서 3.767 ppm의 평균 농도를 보이고 있으나 대부분의 공정에서 황화수소를 제외한 다른 지정악취물질은 황화수소에 비해 상대적으로 매우 낮은 농도로 배출되는 것을 알 수 있었다.

이상에서와 같이 황화수소는 지정악취물질 22종 중 하수처리시설의 모든 공정에서 가장 높은 배출농도를 보이고 있어 하수처리시설의 주요 악취 원인이 될 수 있으며, 공정별 배출 특성을 세부적으로 살펴보았다.

Table 19. The concentration of malodorous compounds for water treatment processes of sewage treatment facilities

Compound	Concentration of malodorous compound (ppm)																			
	Influent water			Screen			Grit chamber			1st settling chamber			Biological treatment							
	n ^a	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.
Ammonia	30	0.000	0.206	0.600	9	0.002	0.259	0.800	8	0.000	0.705	4.700	8	0.000	0.564	2.600	9	0.092	0.237	0.423
Trimethylamine	27	0.000	0.001	0.004	9	0.000	0.037	0.330	8	0.000	0.157	1.254	8	0.000	0.001	0.003	9	0.000	0.001	0.003
Hydrogen sulfide	45	0.000	5.511	136.27	26	0.000	3.440	31.640	16	0.000	0.764	8.570	28	0.010	7.847	126.35	29	0.000	1.829	21.560
Methyl mercaptan	45	0.000	0.225	6.803	26	0.000	0.081	0.599	16	0.000	0.141	1.263	28	0.000	0.168	1.442	29	0.000	0.066	0.483
Dimethyl sulfide	45	0.000	0.015	0.110	26	0.000	0.007	0.055	16	0.000	0.047	0.330	28	0.000	0.038	0.400	29	0.000	0.083	1.375
Dimethyl disulfide	45	0.000	0.015	0.427	26	0.000	0.010	0.139	16	0.000	0.007	0.074	28	0.000	0.022	0.565	29	0.000	0.006	0.034
Acetaldehyde	31	0.000	0.082	0.660	9	0.000	0.062	0.130	7	0.020	0.033	0.070	10	0.000	0.028	0.060	9	0.010	0.066	0.190
Propionaldehyde	31	0.000	0.002	0.010	9	0.000	0.003	0.020	7	0.000	0.004	0.010	10	0.000	0.002	0.010	9	0.000	0.002	0.010
Butylaldehyde	31	0.000	0.002	0.014	9	0.000	0.005	0.013	7	0.000	0.002	0.011	10	0.000	0.002	0.011	9	0.000	0.005	0.011
n-Valeraldehyde	31	0.000	0.002	0.011	9	0.000	0.002	0.017	7	0.000	0.004	0.011	10	0.000	0.005	0.017	9	0.000	0.006	0.017
i-Valeraldehyde	31	0.000	0.004	0.055	9	0.000	0.001	0.006	7	0.000	0.002	0.012	10	0.000	0.000	0.000	9	0.000	0.001	0.003
Styrene	28	0.000	0.002	0.020	9	0.000	0.006	0.030	7	0.000	0.001	0.010	9	0.000	0.000	0.003	9	0.000	0.002	0.010
Toluene	28	0.000	0.143	0.980	9	0.000	0.226	0.717	7	0.010	0.161	0.540	9	0.000	0.133	0.580	9	0.000	0.177	0.557
Xylene	28	0.000	0.012	0.120	9	0.000	0.006	0.030	7	0.000	0.047	0.310	9	0.000	0.003	0.020	9	0.000	0.003	0.010
Methyl ethyl ketone	28	0.000	0.013	0.090	9	0.000	0.012	0.050	7	0.000	0.011	0.050	9	0.000	0.005	0.023	9	0.000	0.007	0.050
Methyl isobutyl ketone	28	0.000	0.001	0.020	9	0.000	0.000	0.000	7	0.000	0.004	0.030	9	0.000	0.000	0.001	9	0.000	0.000	0.000
Butyl acetate	28	0.000	0.001	0.010	9	0.000	0.002	0.010	7	0.000	0.010	0.050	9	0.000	0.002	0.010	9	0.000	0.002	0.010
i-Butyl alcohol	28	0.000	0.003	0.020	9	0.000	0.002	0.010	7	0.000	0.004	0.020	9	0.000	0.001	0.010	9	0.000	0.002	0.010
Propionic acid	23	0.000	0.006	0.067	9	0.000	0.022	0.192	7	0.000	0.000	0.000	8	0.000	0.000	0.000	9	0.000	0.003	0.030
n-Butyric acid	23	0.000	0.001	0.025	9	0.000	0.011	0.101	7	0.000	0.000	0.000	8	0.000	0.000	0.000	9	0.000	0.000	0.000
n-Valeric acid	23	0.000	0.001	0.016	9	0.000	0.004	0.034	7	0.000	0.000	0.000	8	0.000	0.001	0.006	9	0.000	0.000	0.000
i-Valeric acid	23	0.000	0.000	0.002	9	0.000	0.007	0.063	7	0.000	0.000	0.000	8	0.000	0.000	0.000	9	0.000	0.000	0.000

^a : Sampling number

Table 20. The concentration of malodorous compounds for sludge treatment processes of sewage treatment facilities

Compound	Concentration of malodorous compound (ppm)																			
	Sludge holding tank				Excess sludge holding tank				Gravity thickener				Dewatering building				Dewatered sludge cake bin			
	n ^a	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.	n	Min.	Mean	Max.
Ammonia	14	0.000	1.066	5.900	4	0.000	0.158	0.305	7	0.408	8.280	34.850	2	0.347	0.396	0.445	2	0.393	3.897	7.400
Trimethylamine	13	0.000	0.001	0.015	4	0.000	0.000	0.000	7	0.000	0.000	0.001	2	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000
Hydrogen sulfide	40	0.000	188.88	2,076.94	18	0.000	0.603	8.300	27	0.000	53.967	400.87	15	0.000	6.430	29.580	34	0.000	23.706	361.78
Methyl mercaptan	40	0.000	2.405	29.518	18	0.000	0.235	3.881	27	0.000	0.655	9.149	15	0.000	0.138	1.637	34	0.000	3.767	123.531
Dimethyl sulfide	40	0.000	0.225	3.230	18	0.000	0.133	1.460	27	0.000	0.053	0.740	15	0.000	0.142	1.030	34	0.000	0.221	4.180
Dimethyl disulfide	40	0.000	0.006	0.110	18	0.000	0.012	0.177	27	0.000	0.008	0.150	15	0.000	0.067	0.866	34	0.000	0.284	7.390
Acetaldehyde	14	0.000	0.070	0.247	4	0.010	0.053	0.100	6	0.020	0.064	0.190	2	0.010	0.012	0.013	3	0.000	0.107	0.200
Propionaldehyde	14	0.000	0.005	0.010	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.003	0.010	2	0.000	0.000	0.000	3	0.000	0.000	0.000
Butylaldehyde	14	0.000	0.003	0.015	4	0.000	0.000	0.001	6	0.000	0.002	0.008	2	0.000	0.000	0.000	3	0.000	0.164	0.485
n-Valeraldehyde	14	0.000	0.004	0.025	4	0.000	0.003	0.006	6	0.000	0.003	0.012	2	0.000	0.000	0.000	3	0.000	0.010	0.026
i-Valeraldehyde	14	0.000	0.005	0.037	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.003	0.015	2	0.000	0.000	0.000	3	0.000	0.004	0.009
Styrene	14	0.000	0.411	5.750	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.002	0.007	2	0.000	0.003	0.007	3	0.000	0.003	0.010
Toluene	14	0.000	2.344	27.390	4	0.010	0.028	0.060	6	0.040	0.400	0.630	2	0.040	0.209	0.377	3	0.110	0.260	0.520
Xylene	14	0.000	0.083	1.010	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.008	0.020	2	0.000	0.010	0.020	3	0.000	0.010	0.020
Methyl ethyl ketone	14	0.000	0.071	0.600	4	0.000	0.003	0.010	6	0.000	0.065	0.360	2	0.000	0.002	0.005	3	0.000	0.310	0.920
Methyl isobutyl ketone	14	0.000	0.022	0.310	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.001	0.004	2	0.000	0.002	0.004	3	0.000	0.003	0.010
Butyl acetate	14	0.000	0.035	0.470	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.002	0.006	2	0.000	0.003	0.006	3	0.000	0.003	0.010
i-Butyl alcohol	14	0.000	0.145	2.010	4	0.000	0.000	0.000	6	0.000	0.004	0.010	2	0.000	0.002	0.005	3	0.000	0.010	0.020
Propionic acid	9	0.000	0.044	0.324	3	0.000	0.000	0.000	4	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000
n-Butyric acid	9	0.000	0.002	0.020	3	0.000	0.000	0.000	4	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000
n-Valeric acid	9	0.000	0.000	0.000	3	0.000	0.003	0.010	4	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.008	0.016
i-Valeric acid	9	0.000	0.000	0.003	3	0.000	0.000	0.000	4	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000	2	0.000	0.000	0.000

^a : Sampling number

황화수소(H_2S)는 부패된 계란 냄새가 나는 무색의 악취물질로서 약 0.5 ppbv 정도의 낮은 농도에서도 그 냄새를 느낄 수 있을 정도로 자극적인 물질로 심미적인 거부감을 줄 뿐 아니라 하수처리계통에서 부식문제를 유발하는²⁶⁾ 등 하수와 관련된 주요 악취물질로 알려져 있다.³⁾

따라서 하수처리시설의 단위 공정별로 발생하는 황화수소 농도에 대한 최소값과 최대값뿐만 아니라 사분위수를 Table 21에 나타내었으며 이에 대한 상자그림은 Fig. 11에 나타내었다. 이때 그래프를 시각적으로 명확하게 표현하기 위하여 황화수소 농도를 나타내는 y-축의 범위를 조절하였다.

조사대상 시설에 대한 각 공정별 황화수소의 농도값을 살펴보면 1차 침전지에서 배출되는 황화수소의 최소 농도는 0.010 ppm으로 나타났으나 대부분의 공정에서는 0.000 ppm으로 조사되었다. 최대값은 슬러지 저류조가 2,076.940 ppm으로 가장 높았으며 중력 농축조 400.870 ppm, 탈수케익 저장조 361.780 ppm, 유입부 136.270 ppm 및 1차 침전지 126.350 ppm 순으로 나타났다. 제2사분위수를 비교한 결과 슬러지 저류조가 10.420 ppm으로 가장 높은 농도를 보였으며 중력 농축조 6.230 ppm, 1차 침전지 1.430 ppm, 탈수기실 1.040 ppm 및 유입부 0.410 ppm 순으로 나타나 슬러지처리 시설이 수처리 시설에 비해 높은 농도의 황화수소가 발생하는 것으로 조사되었으며, 복합악취 농도 분포에 대한 분석 결과와 유사한 경향을 보이고 있음을 알 수 있었다. 스크린의 경우 황화수소 농도의 제2사분위수가 0.190 ppm으로 나타났으며 침사지를 포함한 다른 공정에서는 황화수소 농도가 0.1 ppm 이하로 상대적으로 낮게 나타났다.

Table 21. Statistical summary of hydrogen sulfide concentration for unit processes of sewage treatment facilities

Process	n	H ₂ S Concentration (ppm)				
		Minimum	1st quartile	2nd quartile	3rd quartile	Maximum
Influent Water	45	0.000	0.070	0.410	1.640	136.270
Screen	26	0.000	0.033	0.190	1.623	31.640
Grit Chamber	16	0.000	0.018	0.070	0.513	8.570
1st Settling Chamber	28	0.010	0.458	1.430	6.411	126.350
Biological treatment	29	0.000	0.000	0.060	0.630	21.560
Sludge Holding Tank	40	0.000	0.478	10.420	168.469	2,076.940
Excess Sludge Holding Tank	18	0.000	0.000	0.010	0.126	8.300
Gravity Thickener	27	0.000	0.925	6.230	32.535	400.870
Dewatering Building	15	0.000	0.072	1.040	9.540	29.580
Dewatered Sludge Cake Bin	34	0.000	0.000	0.030	1.835	361.780

수처리 시설에서 각 공정별 발생하는 황화수소 농도의 분포는 1차 침전지의 경우 1.430 ppm 이하에 자료의 50%가 포함되어 있으며, 사분위수 범위는 0.458 ppm~6.411 ppm으로 수처리 시설 중 자료의 분포 범위가 가장 넓은 것으로 나타나 하수처리시설별 농도 차이가 매우 큰 것을 알 수 있었다. 반면 침사지의 사분위수 범위는 0.018 ppm~0.513 ppm으로 하수처리시설별 악취발생 농도의 차이가 상대적으로 크지 않으며 복합악취 농도 분포에 대한 분석 결과와 유사한 경향을 보이고 있음을 알 수 있었다.

슬러지처리 시설에서 발생하는 황화수소 농도의 분포는 슬러지 저류조의 사분위수 범위가 0.478 ppm~168.469 ppm으로 자료의 분포 범위가 가장 넓은 것으로 나타났으며 복합악취의 농도 분포와 유사한 경향을 나타내고 있음을 알 수 있었다. 그러나 자료의 50%는 10.420 ppm 이하에 분포하고 있어 적절한 교반 조건을 유지하여 슬러지의 혐기화를 최소화 하며 적절한 환기량을 유지함으로써 슬러지 저류조에서 배출되는 농도를 저감할 수 있을 것으로 사료된다. 슬러지 저류조 다음으로 중력 농축조, 탈수기실 순으로 사분위수 범위가 넓은 것으로 나타났으며 잉여슬러지 저류조의 경우 0.000 ppm~0.126 ppm으로 가장 좁은 범위에 황화수소 농도가 분포하고 있는 것으로 나타났다. Park 등¹¹⁾은 3개 유형의 하수처리장에서 발생하는 악취물질에 대한 비교 연구를 통하여 유입부의 황화수소 농도는 0.009 ppm~0.028 ppm, 스크린의 황화수소 농도는 0.039 ppm~0.053 ppm, 탈수기실의 황화수소 농도는 0.016 ppm~0.087 ppm이 배출된다고 보고하였으며, 이 범위는 본 연구결과와 비교하여 볼 때 제1사분위수 보다 작거나 조금 큰 범위에 모두 포함되는 것을 알 수 있었다. Chung 등¹²⁾은 2개의 하수처리시설에서 분석한 황화수소 농도를 발표하였는데 여름철 제2처리시설의 침사지에서 검출된 농도는 2.042 ppm으로 본 연구결과의 제3사분위수를 초과하여 상위 25% 범위에 해당되었다. 또한 겨울철 제1처리시설의 1차 침전지에서 검출된 농도는 0.641 ppm으로 본 연구결과의 제1사분위수와 제2사분위수 범위에 해당되었으며, 여름철 제2처리시설의 1차 침전지에서 검출된 농도는 3.067 ppm으로 제2사분위수와 제3사분위수 범위에 해당되어 하수처리시설별로 황화수소 배출특성이 다양한 것을 알 수 있었다.

각 공정별 배출되는 황화수소 농도 분포에 대한 이상값을 확인한 결과 공기회 석관능법을 통한 복합악취 농도 분포에서 이상값을 보인 대부분의 하수처리시설의 경우 황화수소 농도 분포에서도 이상값을 나타냈으나, 일부 시설의 경우에는 황화수소 농도 분포에서는 이상값을 나타내지 않았다. 또한 복합악취 농도 분석에서 이상값을 보이지 않은 하수처리시설의 경우에도 황화수소 농도 분포에서는 이상값으로 나타났다. 이는 조사대상 하수처리시설의 각 공정에서 황화수소를 포함한 다양한 악취물질이 복합악취 농도에 영향을 미치고 있기 때문이며 아울러 황화수소의 농도가 복합악취 농도에 미치는 영향 정도가 단순 선형적인 관계가 아니기 때문인 것으로 사료된다.⁶⁷⁾

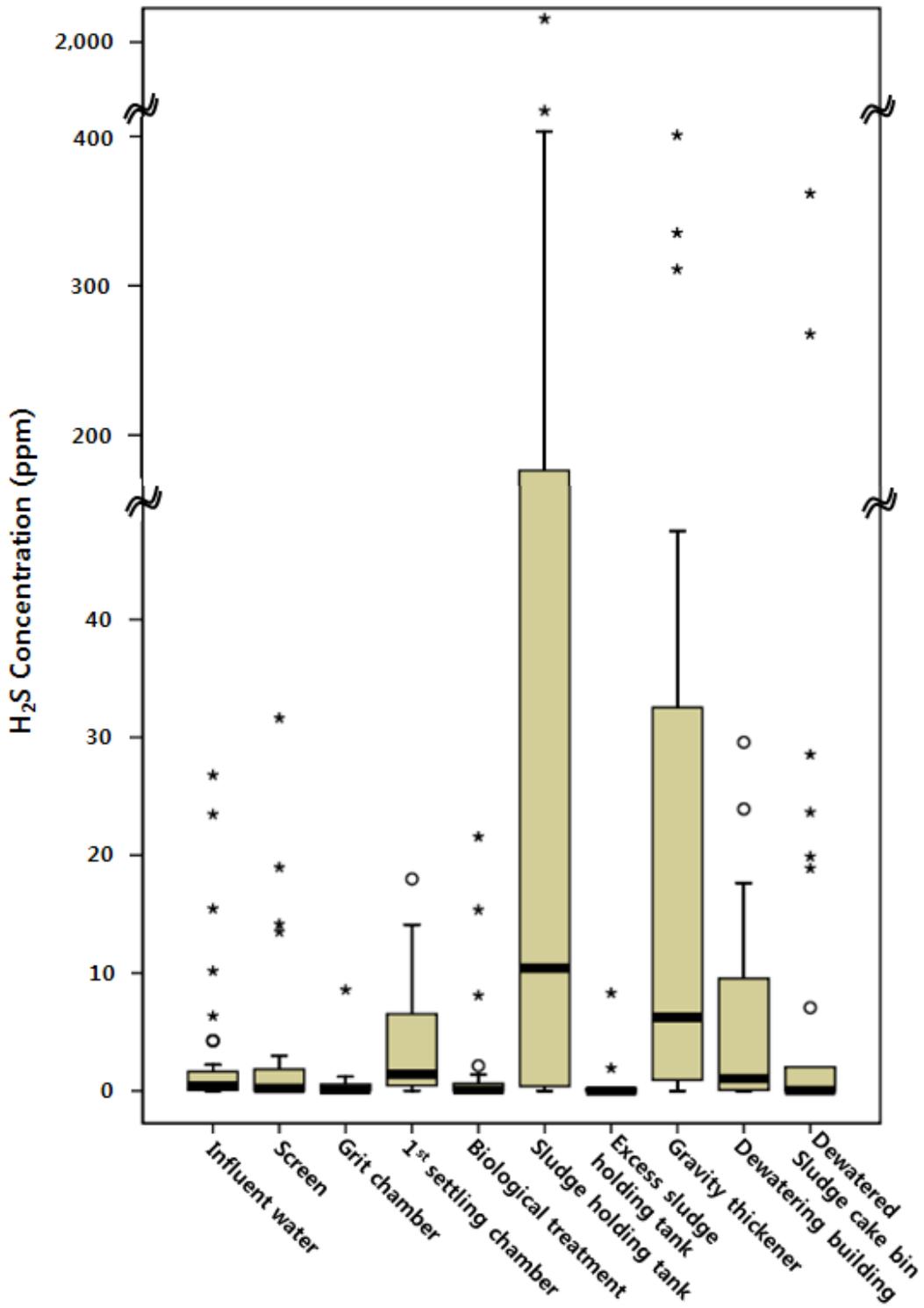


Fig. 11. Box plots of hydrogen sulfide concentration for unit processes of sewage treatment facilities.

2. 하수처리시설 악취 지표간의 상관관계

조사대상 하수처리시설에 설치된 악취 방지시설 중 생물학적 악취 처리기술로서 반응기 전단에서 악취가스를 가습하는 바이오필터와 반응기 내에서 수분과 영양분을 공급하는 트리클링 바이오필터 및 이 두 가지의 특징이 혼합된 형태의 탈취법을 모두 바이오필터로 구분하였다.

조사대상 하수처리시설에 설치된 바이오필터는 침사지, 1차 침전지 등 수처리 시설과 슬러지 저류조, 농축조, 탈수기설 등 슬러지처리 시설에서 발생하는 악취 가스를 포집하여 처리하고 있어 다양한 농도의 악취가 유입될 수 있으며 각 바이오필터 입구에서 측정된 복합악취 농도와 황화수소 및 메틸메르캅탄의 농도를 Table 22에 나타내었다. 또한 다음 식과 같이 기기분석을 통하여 측정된 각 물질별 농도에 대하여 그 물질의 후각 최소감지농도로 나눈 악취농도지수(odor quotient, OQ)를 합산한 총 악취농도 지수(sum of odor quotient, SOQ)를 제시하였고 이를 통하여 악취 지표간의 상관관계를 확인하였다.

$$SOQ(\text{sum of odor quotient}) = \sum_{i=1}^{22} \frac{C_{i, \text{measured value}}}{C_{i, \text{threshold}}} \quad (6)$$

여기서, SOQ 는 총 악취농도지수, $C_{i, \text{measured value}}$ 는 i 물질의 측정농도(ppm), $C_{i, \text{threshold}}$ 는 i 물질의 후각 최소감지농도(ppm)를 나타낸다.

악취는 각 물질별로 후각 최소감지농도가 달라 각 물질별 기기분석값인 악취 농도로는 사람이 느끼는 악취의 정도를 직접적으로 비교하기에는 한계가 있는 것이 사실이다. 이에 따라 SOQ 를 이용하여 악취의 세기를 평가하는 지표로 사용하기도 한다. Chung 등¹²⁾은 SOQ 를 이용하여 하수처리시설의 각 공정별 주요 악취원인물질을 도출한 바 있으며, 이 개념은 계산된 희석배수(presumptive odor concentration)¹¹⁾ 또는 악취희석 배수치(odor unit)¹³⁾ 등의 용어로도 사용되고 있다.

Table 22. The concentration of odor and the value of SOQ of inlet at 62 biofilters

Facilities		Composite odor (DT)	SOQ	Concentration (ppm)	
Biofilter	Sewage treatment			H ₂ S	CH ₃ SH
BF-01	S-01	100	83	0.010	0.003
BF-02	S-02	100	494	0.030	0.002
BF-03	S-03	300	1,141	0.300	0.027
BF-04	S-04	1,442	6,463	2.150	0.082
BF-05	S-11	669	934	0.140	0.033
BF-06	S-12	3,000	14,694	0.630	0.914
BF-07	S-14	208	1,188	0.310	0.029
BF-08	S-15	1,442	36,646	11.350	0.607
BF-09	S-19	4,481	14,240	4.520	0.224
BF-10	S-20	1,000	1,173	0.240	0.038
BF-11	S-20	3,000	4,958	0.480	0.258
BF-12	S-23	1,442	1,106	0.220	0.037
BF-13	S-24	100	209	0.010	0.009
BF-14	S-24	14,422	50,104	11.220	1.568
BF-15	S-25	448	3,148	0.850	0.048
BF-16	S-25	300	2,487	0.490	0.053
BF-17	S-27	300	541	0.200	0.000
BF-18	S-27	100,000	340,794	139.710	0.000
BF-19	S-28	3,000	10,200	2.510	0.278
BF-20	S-28	10,000	40,265	12.530	0.666
BF-21	S-29	1,000	1,104	0.090	0.059
BF-22	S-33	120	784	0.040	0.024
BF-23	S-34	10,000	34,399	13.980	0.000
BF-24	S-37	100	230	0.000	0.008
BF-25	S-37	4,481	20,668	6.180	0.387
BF-26	S-38	100,000	150,261	61.590	0.000
BF-27	S-41	1,000	8,953	2.590	0.184
BF-28	S-42	4,481	19,812	8.070	0.000
BF-29	S-43	4,481	6,003	1.240	0.158
BF-30	S-44	3,000	6,621	1.630	0.156
BF-31	S-44	3,000	8,159	2.240	0.159

(continued)

Facilities		Composite odor (DT)	SOQ	Concentration (ppm)	
Biofilter	Sewage treatment			H ₂ S	CH ₃ SH
BF-32	S-45	2,080	15,768	6.441	0.000
BF-33	S-46	4,481	51,755	21.209	0.000
BF-34	S-47	100	270	0.000	0.000
BF-35	S-48	1,056	1,691	0.365	0.054
BF-36	S-49	300	1,300	0.360	0.018
BF-37	S-49	100	122	0.010	0.000
BF-38	S-49	30,000	95,134	38.950	0.000
BF-39	S-50	1,221	4,829	0.630	0.216
BF-40	S-50	2,080	4,608	0.630	0.206
BF-41	S-50	30,000	111,942	27.160	3.055
BF-42	S-51	300	165	0.050	0.002
BF-43	S-54	300	615	0.010	0.025
BF-44	S-54	3,000	19,561	5.320	0.444
BF-45	S-54	1,000	417	0.030	0.001
BF-46	S-55	10,000	33,716	9.490	0.635
BF-47	S-57	100	594	0.146	0.007
BF-48	S-57	1,442	658	0.179	0.000
BF-49	S-57	3,000	7,844	1.802	0.225
BF-50	S-58	448	765	0.010	0.049
BF-51	S-58	208	81	0.010	0.000
BF-52	S-58	144	70	0.010	0.000
BF-53	S-58	669	3,685	1.020	0.074
BF-54	S-58	1,442	4,253	1.700	0.000
BF-55	S-58	6,694	38,215	15.650	0.000
BF-56	S-58	669	2,670	0.970	0.016
BF-57	S-58	300	218	0.060	0.002
BF-58	S-60	100	750	0.180	0.015
BF-59	S-60	6,694	50,953	19.250	0.274
BF-60	S-60	300	1,270	0.380	0.000
BF-61	S-62	448	2,821	0.920	0.030
BF-62	S-62	100	162	0.020	0.004

1) 복합악취와 총 악취농도지수의 관계

지정악취물질과 복합악취 농도와의 관계를 알아보기 위하여 Table 22의 복합악취 농도와 지정악취물질 22종에 대한 SOQ를 이용하였다. 통계 소프트웨어 SPSS를 이용하여 SOQ와 복합악취 농도에 대한 회귀분석을 실시한 결과는 Table 23과 Fig. 12에 나타내었으며, SOQ의 상용대수 값은 복합악취 농도의 상용대수 값에 유의한 영향을 주는 것으로 나타났으며($p=0.000<0.05$) 다음 식과 같이 표현될 수 있었다.

$$\text{Log(Composite odor, DT)} = 0.7697 \times \text{log(SOQ)} + 0.3584 \quad (7)$$

지정악취물질의 SOQ와 복합악취 농도와의 관계는 Steven 법칙에 따른 멱함수 모형을 이용하여 설명할 수 있으며 SOQ가 복합악취 농도를 설명할 수 있는 설명력의 정도는 약 83.0%로 비교적 높게 나타났다. 그러나 지정악취물질 22종에 대한 SOQ만으로는 복합악취와의 관계를 완벽하게 설명할 수 없는 것을 알 수 있었다. 이는 22종 이외의 악취물질의 존재, 복합악취 측정방법의 주관성 개입과 지정악취물질별 최소감지농도의 개인별 차이뿐만 아니라 악취물질간의 상호작용 등이 복합적으로 작용하였기 때문인 것으로 사료된다.

Table 23. Statistical summary of regression curve between SOQ and composite odor

Item	Unstandardized coefficients		Standardized coefficients	t-value	p-value	95% confidence interval of B	
	B	SE ^a	β			Lower limit	Upper limit
Constant	0.358	0.162	-	2.209	0.031	0.034	0.683
log(SOQ)	0.770	0.045	0.911	17.130	0.000	0.680	0.860
$R^2 = 0.8302$, F-value = 293.444, p-value = 0.000, n = 62							

^a : Standard error

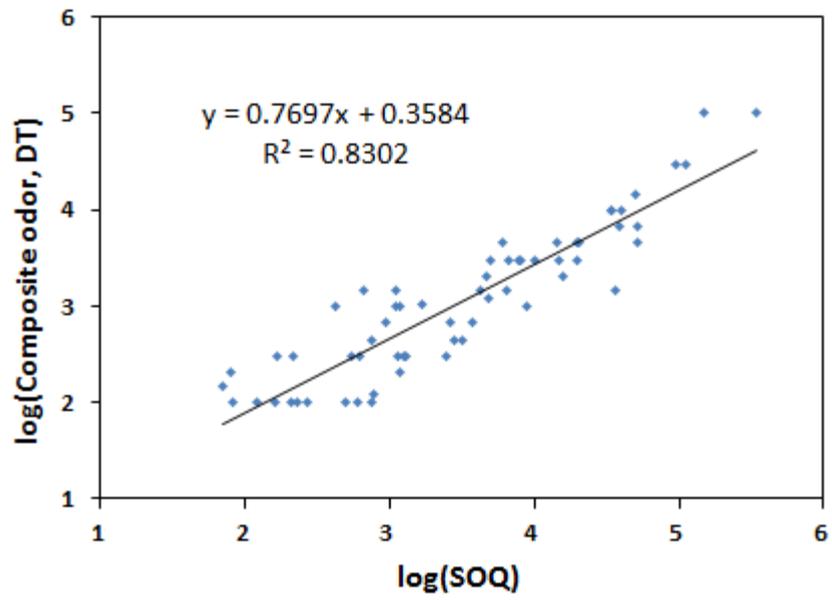


Fig. 12. Scatter diagram and regression curve between SOQ and composite odor.

2) 지정악취물질을 이용한 복합악취의 민감도 평가

지정악취물질별로 복합악취 농도에 영향을 미치는 영향력이 어느 정도인지를 평가하기 위하여 민감도 분석(sensitivity analysis)을 실시하였다. 먼저 몬테카를로 시뮬레이션(Monte Carlo simulation)을 통하여 하수처리장의 바이오필터에 유입될 수 있는 복합악취 농도 분포를 예측하였다. 몬테카를로 시뮬레이션은 불확실한 상황에서의 의사결정을 목적으로 한 확률론적 해석기법으로서 불확실성을 고려한 상황에서 추정된 확률밀도함수에 대하여 컴퓨터를 이용하여 근사적으로 계산하는 방법을 말한다.

몬테카를로 시뮬레이션을 이용하여 바이오필터 유입 악취물질의 농도 분포특성을 추정하는 과정은 다음과 같다. 먼저 불확실한 시나리오를 반영하는 수학적 함수식을 결정하기 위하여 앞에서 제시한바와 같이 지정악취물질 22종에 대한 측정농도와 후각 최소감지농도를 이용한 SOQ를 도입하고 복합악취 농도와의 관계식을 추정하였다. 다음으로 함수식에 사용되는 입력변수 중 확률변수로 고려되는 변수들에 대하여 확률분포 특성을 가정하였다. 각 변수에 대하여 선정한 확률분포는 자료의 특성을 잘 설명할 수 있어야 하며, 본 연구에서 지정악취물질의 농도 분포특성은 크리스탈 볼(Oracle Crystal Ball 7)의 일괄 분포적합(Batch Fit) 기능을 이용하여 결정하였으며, 선정된 확률분포와 통계량은 Table 24에 나타내었다. 또한 각 물질별 후각 최소감지농도는 사람에 따라 10배까지도 차이가 있다고 알려져 있으나 본 연구에서 후각 최소감지농도의 분포특성은 Table 1의 각 물질별 후각 최소감지농도를 평균으로 하고 각 물질별 평균값의 10%를 해당 물질의 표준편차로 갖는 정규분포를 가정하였다. 마지막으로 몬테카를로 시뮬레이션 분석은 최소감지농도 분포와 22개 지정악취물질 농도의 확률분포를 통하여 가상의 표본 집합을 반복적(10,000회 시행)으로 만들어 그 결과의 확률분포를 확인하였으며, 시뮬레이션 결과는 Fig. 13과 같다.

복합악취 농도의 시뮬레이션 결과, 평균 복합악취 농도는 5,692배, 표준편차 21,105배의 대수 정규분포(lognormal distribution)를 따르는 것으로 나타났으며, 복합악취 농도가 500배를 초과하는 경우가 74.76%, 1,000배를 초과하는 경우가 57.19%, 3,000배를 초과하는 경우가 31.46%로 나타났으며, 고농도인 10,000배를

초과하는 경우도 12.61%로 예측되었다.

시뮬레이션 결과를 이용하여 복합악취 농도에 영향을 미치는 변수들의 영향력을 평가하기 위한 민감도 분석 결과, 지정악취물질 22종 중 복합악취 농도의 변동에 0.1% 이상의 영향을 미치는 지정악취물질에 대한 결과는 Fig. 14와 같이 나타났다.

복합악취 농도의 변동에 가장 많은 영향을 주는 것은 지정악취물질 중 황화수소의 농도로서 79.1%의 영향을 미치는 것으로 조사되었으며 메틸메르캅탄 농도가 20.0% 순으로 나타났다. 이외에도 i-뷰틸알코올, 프로피온산, 뷰틸알데하이드 및 i-발레르알데하이드의 농도가 복합악취 농도의 변동에 각각 0.1%의 영향을 미치는 것으로 나타났으며, 다이메틸다이설파이드, 황화수소, 톨루엔의 최소감지 농도의 변화가 각각 0.1%의 영향을 미치는 것으로 조사되었다. 따라서, 하수처리장의 악취방지 대책 수립시 황화수소와 메틸메르캅탄의 저감을 우선적으로 고려해야 할 것으로 사료된다.

Table 24. Probability distribution of malodorous compounds

Compound	Probability distribution	Parameters
Ammonia	Lognormal	Mean=1.01595, Std. Dev.=5.99835, Location=-0.001
Trimethylamine	Lognormal	Mean=0.00058, Std. Dev.=0.00106, Location=-0.001
Hydrogen sulfide	Lognormal	Mean=45.02086, Std. Dev.=4,056.65, Location=-0.00006
Methyl mercaptan	Lognormal	Mean=0.38198, Std. Dev.=6.76258, Location=-0.001
Dimethyl sulfide	Lognormal	Mean=0.0784, Std. Dev.=1.05354, Location=-0.001
Dimethyl disulfide	Lognormal	Mean=0.00394, Std. Dev.=0.01066, Location=-0.001
Acetaldehyde	Weibull	Location=-0.00027, Scale=0.07707, Shape=1.05002
Propionaldehyde	Logistic	Mean=0.0019, Scale=0.00331
Butylaldehyde	Beta	Min.=-0.00027, Max.=0.30088, α =0.39444, β =30.2946
n-Valeraldehyde	Beta	Min.=-0.00043, Max.=0.01579, α =0.35543, β =0.96735
i-Valeraldehyde	Logistic	Mean=0.00059, Scale=0.00167
Styrene	Lognormal	Mean=0.00381, Std. Dev.=0.0111, Location=-0.001
Toluene	Lognormal	Mean=0.26478, Std. Dev.=0.63809, Location=-0.00453
Xylene	Lognormal	Mean=0.0174, Std. Dev.=0.06674, Location=-0.001
Methyl ethyl ketone	Lognormal	Mean=0.0167, Std. Dev.=0.04637, Location=-0.001
Methyl isobutyl ketone	Lognormal	Mean=0.00154, Std. Dev.=0.00385, Location=-0.001
Butyl acetate	Logistic	Mean=0.00123, Scale=0.00288
i-Butyl alcohol	Lognormal	Mean=0.0068, Std. Dev.=0.02564, Location=-0.001
Propionic acid	Logistic	Mean=0.00126, Scale=0.0047
n-Butyric acid	Min extreme	Likeliest=0.00034, Scale=0.0009
n-Valeric acid	Logistic	Mean=0.0002, Scale=0.00097
i-Valeric acid	Logistic	Mean=0.00003, Scale=0.00034

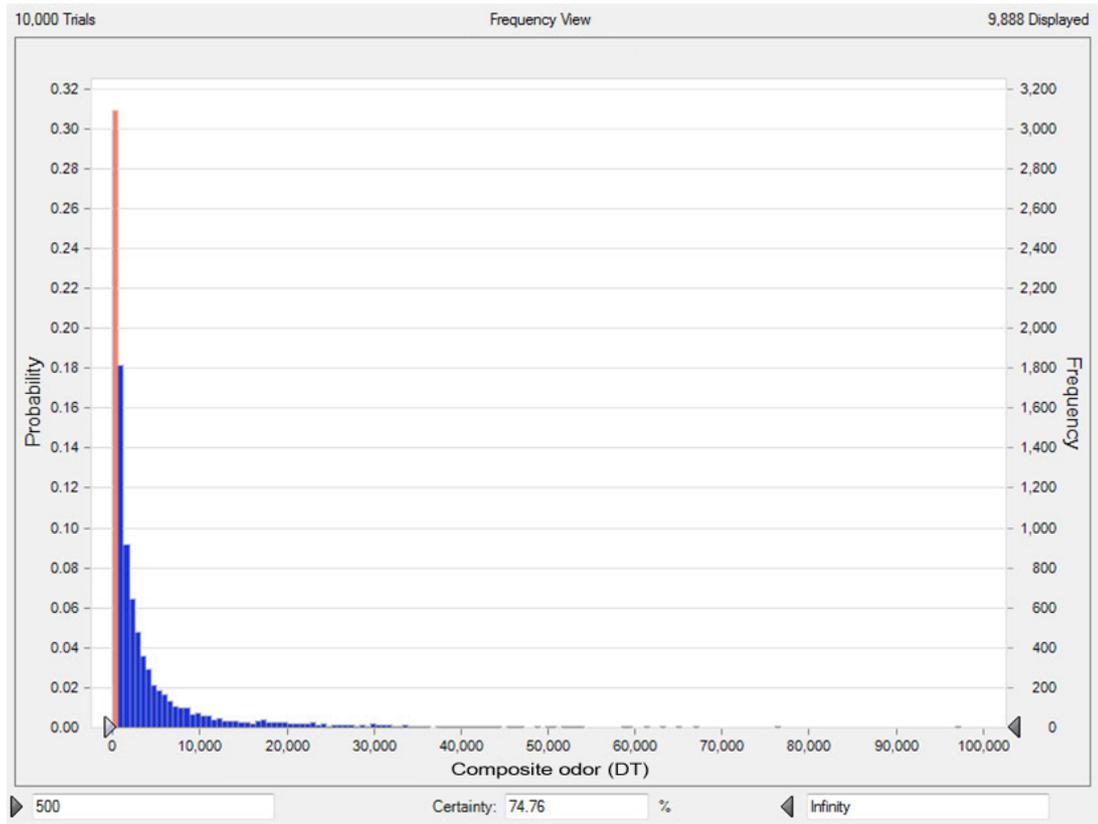


Fig. 13. Probability distribution of composite odor at inlet of biofilters of sewage treatment facilities estimated by Monte Carlo simulation.

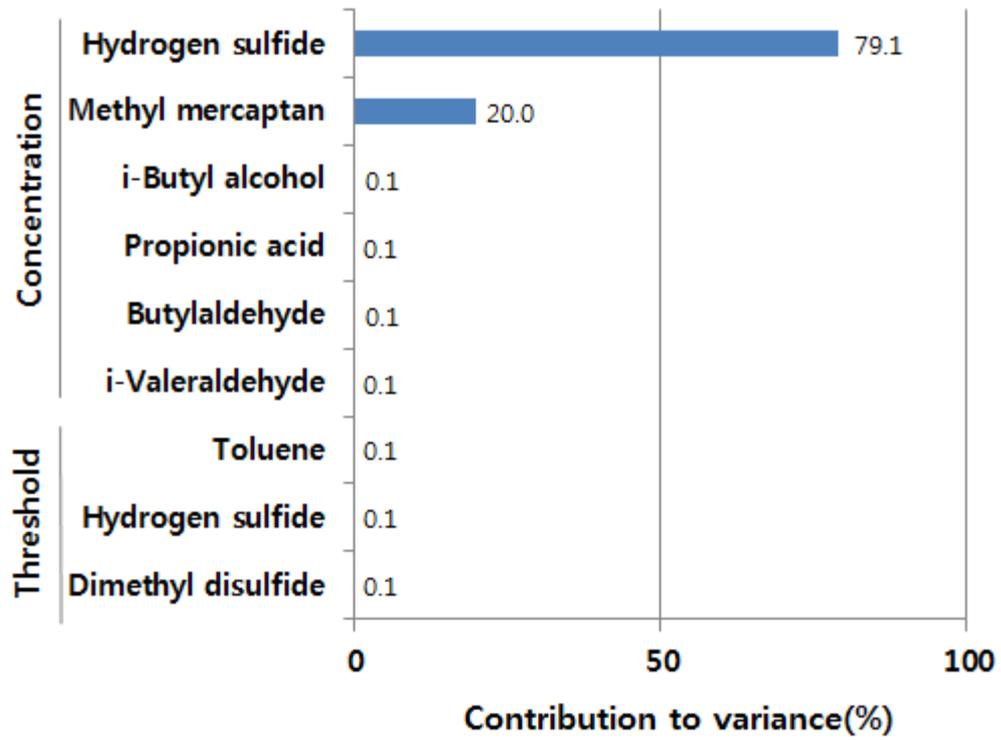


Fig. 14. Sensitivity chart of malodorous compounds for the composite odor at inlet of biofilters of sewage treatment facilities.

3) 복합악취와 지정악취물질 농도의 관계

황화수소 농도는 복합악취 농도의 변동에 가장 많은 영향을 주고 있음을 민감도 평가를 통하여 확인하였다. 따라서, 황화수소 농도와 복합악취 농도와의 관계를 알아보기 위하여 Table 22의 복합악취 농도와 황화수소 농도를 이용하였으며, 황화수소 농도가 0인 시설을 제외하고 60개 시설을 대상으로 분석하였다.

통계 소프트웨어 SPSS를 이용하여 황화수소와 복합악취 농도에 대한 회귀분석을 실시한 결과는 Table 25와 Fig. 15에 나타내었으며, 황화수소 농도의 상용대수 값은 복합악취 농도의 상용대수 값에 유의한 영향을 주는 것으로 나타났으며($p=0.000<0.05$) 다음 식과 같이 표현될 수 있었다.

$$\text{Log(Composite odor, DT)} = 0.5975 \times \log(\text{H}_2\text{S, ppm}) + 3.1861 \quad (8)$$

황화수소 농도가 증가할수록 복합악취 농도는 증가하는 것으로 나타났으며, 황화수소의 농도가 복합악취 농도를 설명할 수 있는 설명력의 정도는 약 76.0%로 나타났다. 또한 황화수소의 농도와 복합악취 농도와의 관계는 악취물질의 농도와 자극에 대한 인지강도를 대수 함수식으로 표현한 Steven 법칙에 따른 멱함수 모형을 이용하여 설명할 수 있는 것으로 사료된다.

하수처리시설 복합악취 농도의 변동에 많은 영향을 미치는 두 가지 지정악취물질인 황화수소와 메틸메르캡탄의 농도를 이용하여 복합악취 농도를 얼마나 표현할 수 있는지를 확인하기 위하여 회귀분석을 실시하였다. 이때, 동일한 기준에서 평가하기 위하여 황화수소 농도가 0인 시설을 제외하고 60개 시설을 대상으로 분석하였으며, 황화수소와 메틸메르캡탄의 복합 영향은 단일 성분에 의한 영향의 합과 같아 상가 작용을 보이는 것으로 가정하였다.

황화수소와 메틸메르캡탄의 농도에 대한 복합악취 농도와의 회귀분석을 실시한 결과는 Table 25와 Fig. 16에 나타내었으며, 황화수소와 메틸메르캡탄 농도의 상용대수 값은 복합악취 농도의 상용대수 값에 유의한 영향을 주는 것으로 나타났으며($p=0.000<0.05$) 다음 식과 같이 표현될 수 있었다.

$$\text{Log(Composite odor, DT)} = 0.6366 \times \log(\text{H}_2\text{S} + \text{CH}_3\text{SH, ppm}) + 3.1482 \quad (9)$$

황화수소와 메틸메르캡탄 농도가 증가할수록 복합악취 농도는 증가하는 것으로 나타났으며, 이 두가지 물질의 농도가 복합악취 농도를 설명할 수 있는 설명력의 정도는 약 78.9%로 나타났다.

따라서, 복합악취 농도의 변동에 많은 영향을 미치는 황화수소와 메틸메르캡탄을 이용하여 복합악취 농도의 변화를 설명할 수는 있으나, 설명력의 정도는 80%보다 낮은 것으로 나타났다. 그러나 황화합물 뿐만 아니라 암모니아, 트라이메틸아민, 알데하이드류 등 다양한 악취물질이 발생하는 하수처리시설에서 22가지 지정악취물질의 SOQ를 이용하는 것 또한 설명력의 정도가 83.0%로 황화수소 단일 또는 메틸메르캡탄을 포함한 두 가지 물질을 이용한 것과 큰 차이를 보이지 않았다. 또한 지정악취물질 전체에 대하여 시료를 채취하고 분석하는 것은 시간과 비용이 많이 소요되고 다양한 분석 장비가 필요하게 되므로, 국내 하수처리시설의 악취 배출특성을 평가하는 경우 복합악취 농도와 함께 황화수소 단독 또는 메틸메르캡탄을 포함한 두 가지 물질을 이용할 수 있을 것으로 사료된다.

Table 25. Statistical summary of regression curve of malodorous compounds concentration and composite odor

Item	Unstandardized coefficients		Standardized coefficients	t-value	p-value	95% confidence interval of B		
	B	SE ^a	β			Lower limit	Upper limit	
Constant	3.186	0.049	-	65.079	0.000	3.088	3.284	
H ₂ S	log(H ₂ S)	0.598	0.044	0.871	13.533	0.000	0.509	0.686
		R ² = 0.7595,		F-value = 183.147,		p-value = 0.000, n = 60		
H ₂ S & CH ₃ SH	Constant	3.148	0.046	-	69.148	0.000	3.057	3.239
	log(H ₂ S + CH ₃ SH)	0.637	0.043	0.888	14.716	0.000	0.550	0.723
		R ² = 0.7888,		F-value = 216.561,		p-value = 0.000, n = 60		

^a : Standard error

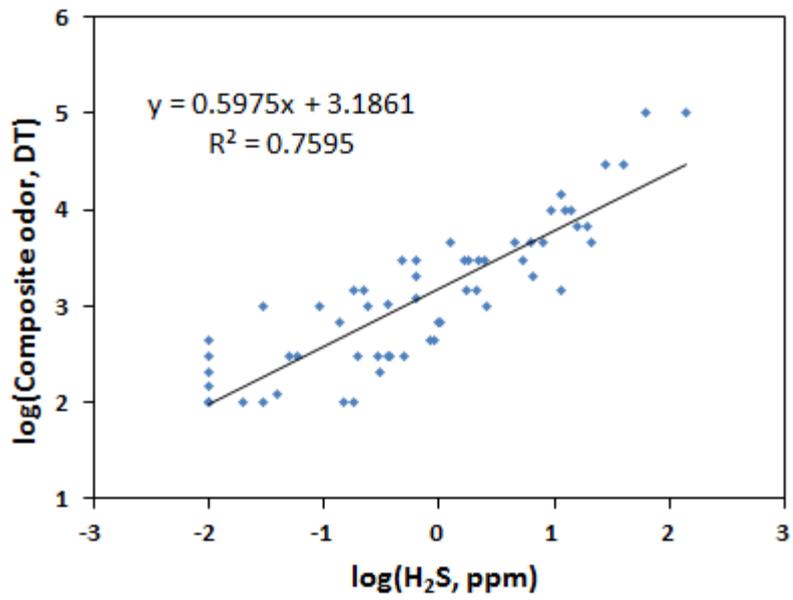


Fig. 15. Scatter diagram and regression curve of hydrogen sulfide concentration and composite odor.

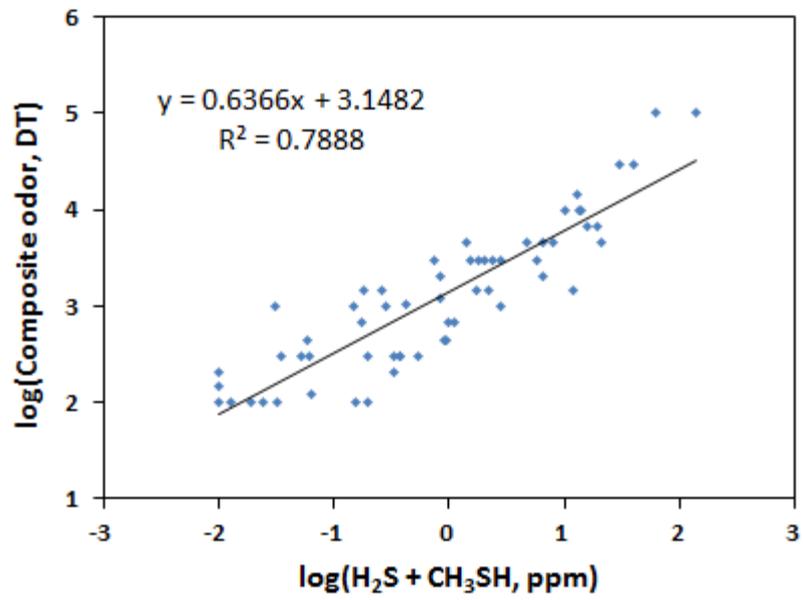


Fig. 16. Scatter diagram and regression curve of malodorous compounds concentration and composite odor.

3. 바이오필터의 악취물질 저감효율

1) 바이오필터에 의한 복합악취와 지정악취물질 저감효율

바이오필터 입구와 출구에서 동시에 복합악취 및 지정악취물질 각각에 대하여 시료를 채취하고 바이오필터의 악취 저감효율을 평가하였다.

악취물질의 제거 효율을 평가할 때 악취 관련 민원이 사람의 후각에 의해 이루어진다는 점에서 공기희석관능법에 의한 복합악취 측정은 매우 중요한 평가방법이다.⁷²⁾ 아울러 악취는 각 물질별로 후각 최소감지농도가 달라 각 물질별 농도로는 사람이 느끼는 악취의 정도를 직접적으로 비교하기에 한계가 있고 각 물질별 악취 세기의 정량적 비교가 곤란하므로 OQ를 복합악취 농도와 함께 바이오필터의 악취 저감효율을 평가하는 지표로 사용하였다.

복합악취에 영향을 미치는 지정악취물질에 대한 바이오필터의 처리 효율을 평가하기 위하여 악취방지법³⁴⁾에 의한 지정악취물질 22종을 암모니아 및 트라이메틸아민(2종), 황화합물(4종), 알데하이드류(5종), VOCs 및 알콜류(7종), 유기산류(4종)로 그룹화(grouping) 하였으며 각 물질별 OQ를 그룹별로 합산한 그룹별 악취농도지수(SOQg)를 계산하여 그 결과를 복합악취 농도와 함께 Table 26에 나타내었고 이를 이용하여 바이오필터의 악취물질 저감효율을 고찰하였다.

Table 26. The concentration of composite odor and the value of SOQg at inlet and outlet of 62 biofilters

Facilities		Composite odor (DT)	Odor quotient (SOQg)				
			NH ₃ and TMA	Sulfur compounds	Aldehydes	VOC and alcohols	Organic acids
BF-01	Inlet	100	0.0	68.2	14.8	0.4	0.0
	Outlet	100	0.0	53.9	13.3	0.4	0.0
BF-02	Inlet	100	65.2	102.2	196.7	1.9	128.2
	Outlet	100	39.3	102.2	279.9	2.1	128.2
BF-03	Inlet	300	2.0	1,117.4	16.4	0.2	4.7
	Outlet	208	0.7	1,111.5	8.8	0.2	11.1
BF-04	Inlet	1,442	1.3	6,415.3	46.7	0.1	0.0
	Outlet	300	0.7	1,501.7	60.0	0.1	0.0
BF-05	Inlet	669	0.7	817.6	29.8	0.2	85.7
	Outlet	144	1.3	111.0	20.0	0.2	81.1
BF-06	Inlet	3,000	4.0	14,628.4	61.5	0.2	0.0
	Outlet	1,442	0.7	502.0	93.4	0.5	0.0
BF-07	Inlet	208	0.7	1,173.7	13.3	0.7	0.0
	Outlet	208	0.0	401.8	13.3	0.1	21.9
BF-08	Inlet	1,442	1.3	36,584.4	0.0	0.4	59.9
	Outlet	300	1.3	7,588.1	0.0	0.4	72.5
BF-09	Inlet	4,481	9.3	14,224.4	6.7	0.1	0.0
	Outlet	3,000	0.7	10,432.4	13.3	0.1	73.0
BF-10	Inlet	1,000	0.7	1,128.2	43.3	0.9	0.0
	Outlet	300	0.7	335.0	0.0	0.2	0.0
BF-11	Inlet	3,000	0.7	4,869.8	86.4	0.9	0.0
	Outlet	1,442	0.7	2,289.8	20.0	0.2	0.0
BF-12	Inlet	1,442	31.9	1,065.2	8.0	0.5	0.0
	Outlet	208	0.7	14.3	16.0	0.4	0.0
BF-13	Inlet	100	0.7	153.0	20.0	1.4	34.0
	Outlet	100	0.0	124.4	54.1	1.4	70.4
BF-14	Inlet	14,422	0.0	49,969.2	43.3	3.8	87.7
	Outlet	14,422	0.0	48,355.1	20.7	3.9	63.9
BF-15	Inlet	448	2.0	2,758.9	46.7	0.3	340.5
	Outlet	300	31.9	1,633.8	76.4	0.3	383.8
BF-16	Inlet	300	0.0	1,959.7	51.5	0.1	475.7
	Outlet	144	31.3	633.0	35.8	0.0	475.7
BF-17	Inlet	300	0.0	487.8	53.3	0.0	0.0
	Outlet	300	0.7	487.8	60.0	0.0	0.0

(continued)

Facilities	Composite odor (DT)	Odor quotient (SOQg)					
		NH ₃ and TMA	Sulfur compounds	Aldehydes	VOC and alcohols	Organic acids	
BF-18	Inlet	100,000	1.3	340,756.1	33.3	3.6	0.0
	Outlet	100,000	0.7	323,146.3	60.0	2.9	0.0
BF-19	Inlet	3,000	2.7	10,093.4	13.3	1.2	89.2
	Outlet	3,000	3.3	8,982.6	33.3	2.4	652.9
BF-20	Inlet	10,000	0.0	40,075.3	20.0	46.6	123.3
	Outlet	300	0.0	2,245.2	13.3	1.0	327.0
BF-21	Inlet	1,000	2.0	1,084.6	16.4	0.6	0.0
	Outlet	669	0.0	218.5	149.8	0.1	0.0
BF-22	Inlet	120	0.7	445.6	337.3	0.6	0.0
	Outlet	100	1.3	234.2	9.1	0.1	0.0
BF-23	Inlet	10,000	193.5	34,097.6	106.8	1.2	0.0
	Outlet	2,080	156.9	4,122.0	142.0	2.0	0.0
BF-24	Inlet	100	5.3	117.6	95.0	0.6	11.1
	Outlet	300	10.0	131.9	131.5	0.8	16.1
BF-25	Inlet	4,481	5.3	20,601.7	60.0	0.8	0.0
	Outlet	10,000	165.6	21,219.9	73.3	0.7	0.0
BF-26	Inlet	100,000	1.3	150,219.5	38.9	1.2	0.0
	Outlet	20,800	2.7	85,414.6	48.2	1.1	0.0
BF-27	Inlet	1,000	0.6	8,945.6	6.7	0.4	0.0
	Outlet	669	8.0	10,337.3	6.7	1.3	0.0
BF-28	Inlet	4,481	35.3	19,682.9	93.3	0.3	0.0
	Outlet	208	32.6	474.5	247.1	0.4	0.0
BF-29	Inlet	4,481	625.7	5,281.5	95.4	0.2	0.0
	Outlet	100	937.5	230.3	89.4	0.0	0.0
BF-30	Inlet	3,000	4.0	6,234.2	326.7	2.3	53.5
	Outlet	300	2.0	14.3	518.8	1.7	20.9
BF-31	Inlet	3,000	6.0	7,758.2	347.9	2.3	44.4
	Outlet	300	0.0	17.6	233.6	1.2	75.0
BF-32	Inlet	2,080	1.3	15,710.3	46.9	9.8	0.0
	Outlet	300	2.2	1,117.9	29.1	2.2	0.0
BF-33	Inlet	4,481	2.9	51,729.7	20.7	2.0	0.0
	Outlet	4,481	1.5	26,302.2	8.4	1.9	0.0
BF-34	Inlet	100	99.1	3.3	167.8	0.2	0.0
	Outlet	100	35.9	3.3	115.9	0.1	0.0

(continued)

Facilities		Composite odor (DT)	Odor quotient (SOQg)				
			NH ₃ and TMA	Sulfur compounds	Aldehydes	VOC and alcohols	Organic acids
BF-35	Inlet	1,056	0.7	1,668.5	21.7	0.4	0.0
	Outlet	100	0.0	376.1	23.3	0.0	0.0
BF-36	Inlet	300	28.9	1,135.2	135.4	0.1	0.0
	Outlet	144	43.2	1,527.9	83.6	1.6	0.0
BF-37	Inlet	100	84.5	24.4	13.3	0.1	0.0
	Outlet	100	94.9	0.0	13.3	0.1	0.0
BF-38	Inlet	30,000	1.4	95,000.0	126.8	6.0	0.0
	Outlet	6,694	0.8	59,949.4	37.9	4.7	0.0
BF-39	Inlet	1,221	63.2	4,650.0	113.8	2.3	0.0
	Outlet	300	0.7	1,354.7	97.8	1.8	0.0
BF-40	Inlet	2,080	1.3	4,501.0	104.1	1.7	0.0
	Outlet	100	31.3	824.1	93.9	0.1	0.0
BF-41	Inlet	30,000	4.7	111,740.2	194.4	2.4	0.0
	Outlet	3,000	0.0	27,666.4	130.1	2.3	0.0
BF-42	Inlet	300	0.7	150.5	13.3	0.1	0.0
	Outlet	100	0.0	0.5	6.7	0.0	0.0
BF-43	Inlet	300	7.3	385.8	220.9	0.6	0.0
	Outlet	100	35.9	289.5	109.1	0.7	0.0
BF-44	Inlet	3,000	7.3	19,335.1	217.8	0.7	0.0
	Outlet	3,000	48.0	16,809.5	248.4	0.7	0.0
BF-45	Inlet	1,000	124.7	111.1	180.2	0.8	0.0
	Outlet	448	37.3	18.5	260.5	0.1	0.0
BF-46	Inlet	10,000	0.3	33,623.5	73.2	10.7	8.4
	Outlet	3,000	0.4	6,429.5	14.6	19.1	10.9
BF-47	Inlet	100	26.0	463.3	97.2	0.5	6.6
	Outlet	100	8.8	112.1	849.6	0.6	0.0
BF-48	Inlet	1,442	9.5	438.8	209.2	0.7	0.0
	Outlet	300	12.4	447.0	221.0	1.0	0.0
BF-49	Inlet	3,000	1.3	7,743.2	97.8	1.6	0.0
	Outlet	1,000	63.2	3,110.6	114.0	0.7	10.5
BF-50	Inlet	448	0.2	732.9	29.8	1.8	0.0
	Outlet	100	0.3	290.9	53.8	0.1	0.0
BF-51	Inlet	208	1.3	28.2	51.0	0.3	0.0
	Outlet	100	63.0	28.2	53.9	0.2	0.0

(continued)

Facilities	Composite odor (DT)	Odor quotient (SOQg)					
		NH ₃ and TMA	Sulfur compounds	Aldehydes	VOC and alcohols	Organic acids	
BF-52	Inlet	144	1.5	32.0	36.1	0.2	0.0
	Outlet	100	1.4	31.5	35.2	3.0	0.0
BF-53	Inlet	669	1.8	3,561.6	120.7	0.9	0.0
	Outlet	144	0.3	21.4	86.7	1.5	0.0
BF-54	Inlet	1,442	0.5	4,166.3	84.2	1.9	0.0
	Outlet	300	0.3	290.9	53.8	0.1	0.0
BF-55	Inlet	6,694	1.5	38,170.7	41.5	0.9	0.0
	Outlet	1,000	0.6	6,561.0	107.3	0.6	0.0
BF-56	Inlet	669	4.8	2,594.4	70.7	0.2	0.0
	Outlet	300	0.9	81.5	79.3	0.1	0.0
BF-57	Inlet	300	1.6	178.7	37.9	0.1	0.0
	Outlet	100	1.4	31.5	35.2	3.0	0.0
BF-58	Inlet	100	32.6	653.8	62.9	0.4	0.0
	Outlet	100	1.3	376.7	54.2	0.4	0.0
BF-59	Inlet	6,694	1.3	50,865.5	85.0	1.5	0.0
	Outlet	300	2.0	3,093.3	113.6	1.8	0.0
BF-60	Inlet	300	288.0	927.3	54.1	0.2	0.0
	Outlet	100	0.7	0.5	51.5	0.3	0.0
BF-61	Inlet	448	33.3	2,672.5	87.9	27.6	0.0
	Outlet	208	31.9	49.2	33.3	13.2	0.0
BF-62	Inlet	100	33.9	106.4	20.0	1.4	0.0
	Outlet	100	65.8	43.3	20.0	0.1	0.0

(1) 복합악취 저감효율

바이오필터 입구와 출구에서 동시에 시료를 채취하고 분석한 각 바이오필터의 복합악취 농도와 저감효율은 Fig. 17과 Fig. 18에 나타내었다.

Fig. 17에는 바이오필터에 유입되는 복합악취 농도가 1,000배 이하인 시설의 입구 및 출구 농도를 나타내었으며, 바이오필터에 의한 복합악취 농도 저감효율은 -200%~78.5%의 범위를 보이고 있었다. 50% 미만의 낮은 저감효율을 보이는 시설은 17개로 조사되었으나 바이오필터에 유입되는 농도 자체가 높지 않아서 2개 시설을 제외하고는 기타 지역 배출구 배출허용기준인 500배³⁴⁾를 만족하는 것으로 나타났다. 또한 BF-24 시설의 경우 저감효율은 -200.0%로 나타났으나 출구 농도가 300배로 배출허용기준을 만족하는 것으로 나타났다. 50%~70%의 저감효율을 보이는 시설은 10개, 70% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 4개로 조사되었다.

바이오필터 입구의 복합악취 농도가 1,000배인 BF-10, BF-21, BF-27 및 BF-45의 처리효율은 33.1%~70.0%로 시설에 따른 차이가 나타나 BF-21과 BF-27의 경우 배출허용기준을 초과하는 것으로 조사되었다.

바이오필터에 유입되는 복합악취 농도가 1,000배를 초과하는 시설에서의 입구 및 출구 농도는 Fig. 18과 같고 바이오필터에 의한 복합악취 농도 저감효율은 -123.2%~97.8%의 범위를 보이고 있었다. 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설은 7개, 50%~70% 3개, 70%~90% 12개, 90% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 9개로 조사되었다.

조사대상 바이오필터 62개 중 전체의 71%인 44개 시설이 기타 지역 배출구 배출허용기준인 500배 이내를 만족하였으나 일부 바이오필터에서는 이 기준을 초과하는 것으로 조사되었다. 또한 공업지역 배출구 배출허용기준인 1,000배 이내를 만족하지 못하는 시설도 전체의 22.6%인 14개 시설이 해당되었다. 특히, BF-25의 경우 입구의 복합악취 농도가 4,481배인데 반하여 출구의 복합악취 농도가 10,000배로 증가하여 방지시설로서의 기능을 하지 못하는 것으로 조사되었다. 이는 바이오필터에 영양물질 공급이 부적절하거나 pH 조절이 적정하게 이루어지지 않았기 때문이며 Fig. 19 (c)와 같이 분무 노즐이 막혀 수분 공급이 원활하지 않는 등 미생물의 생육조건이 적정하지 않았기 때문인 것으로 조사되었다.

또한 유기성 담체를 사용하는 일부 바이오필터의 경우 담체의 분해 등으로 충전층 높이가 설계치보다 90% 가량 감소하는 사례가 확인되는 등 EBCT가 매우 짧아졌기 때문인 것으로 사료된다. 또한 여러 종류의 악취가 복합적으로 발생하고, 발생원의 운전 조건에 따라 유입 농도의 변화가 심하며, 간헐적 운전으로 당초 설계시의 악취물질 제거 효율보다 낮게 나타나는 것으로 사료된다.

BF-18과 BF-26의 경우 바이오필터 입구 농도가 100,000배로 동일하나 저감효율은 각각 0.0%와 79.2%로 시설에 따른 차이를 보이며 출구 농도는 각각 100,000배, 20,800배로 나타났다. 또한 바이오필터 입구 농도가 30,000배로 동일한 BF-38과 BF-41의 경우 저감효율이 각각 77.7%, 90.0%로 비교적 높은 것으로 나타났으나 출구 농도가 각각 6,694배, 3,000배로 배출허용기준을 충족하지 못하는 것으로 조사되었다. 이는 해당 바이오필터에서 처리가 가능한 용량을 초과하여 악취물질이 유입되었기 때문인 것으로 판단된다. 따라서 슬러지 저류조와 중력 농축조 등 고농도의 악취처리를 위한 악취방지시설로서 바이오필터를 단독으로 사용하여야 할 경우 상대적으로 복합악취 농도가 낮은 공정에서 발생하는 악취를 탈취하여 혼합 처리함으로써 바이오필터에 유입되는 복합악취 농도를 낮게 유지할 필요가 있다. 그러나 방지시설의 용량이 과대해지거나 탈취 거리가 길어지는 등의 이유로 혼합 탈취가 불가능할 경우 바이오필터와 트리클링 바이오필터가 혼합된 형태의 바이오필터를 설치하여 고농도 악취가스가 미생물 담체로 유입되기 전에 수세정 또는 약액세정 방식으로 농도를 감소시키는 것도 하나의 방안이 될 수 있을 것으로 사료된다.

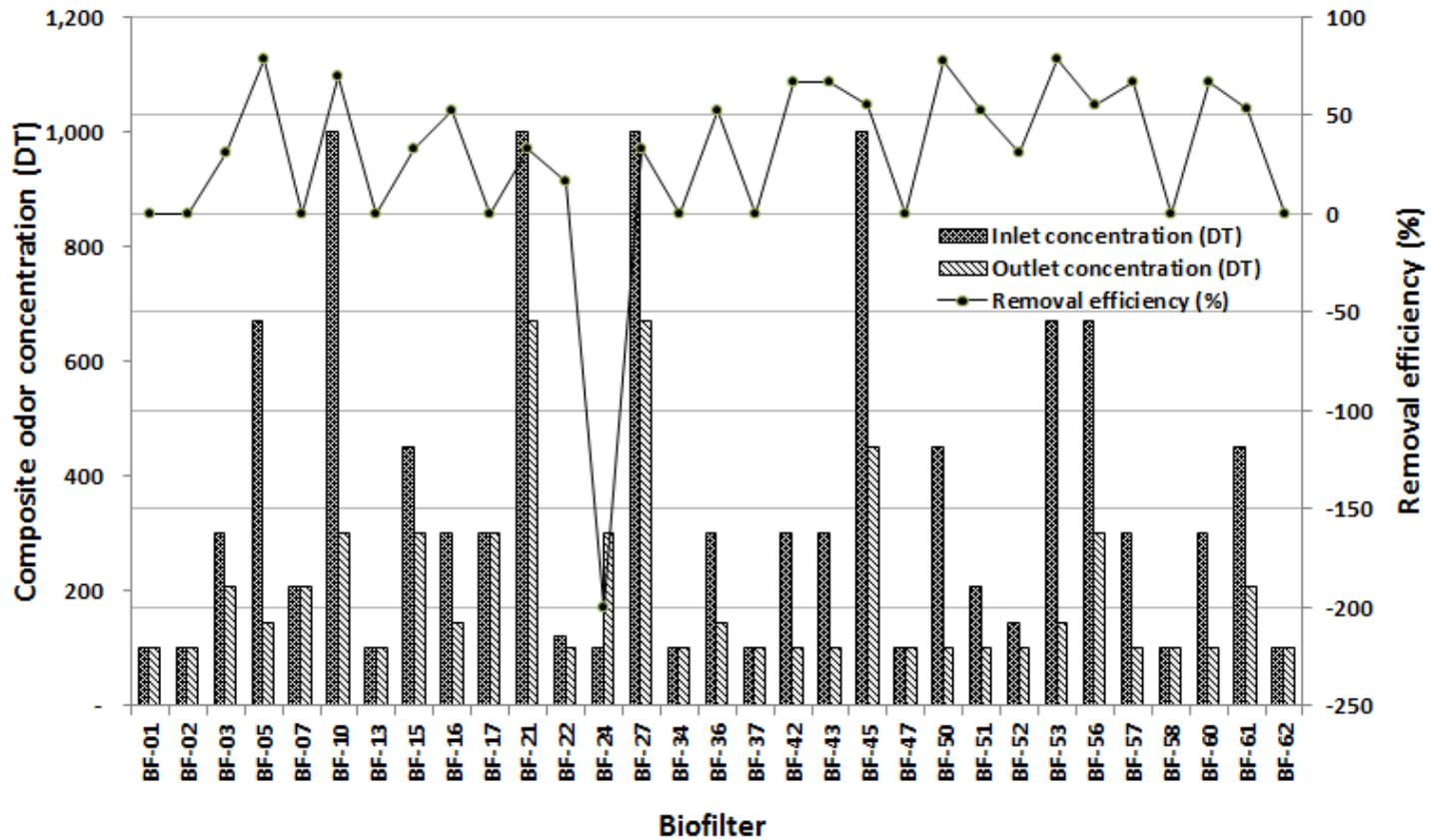


Fig. 17. The composite odor concentration at inlet and outlet of 31 biofilters and their removal efficiency (inlet concentration : under 1,000 DT).

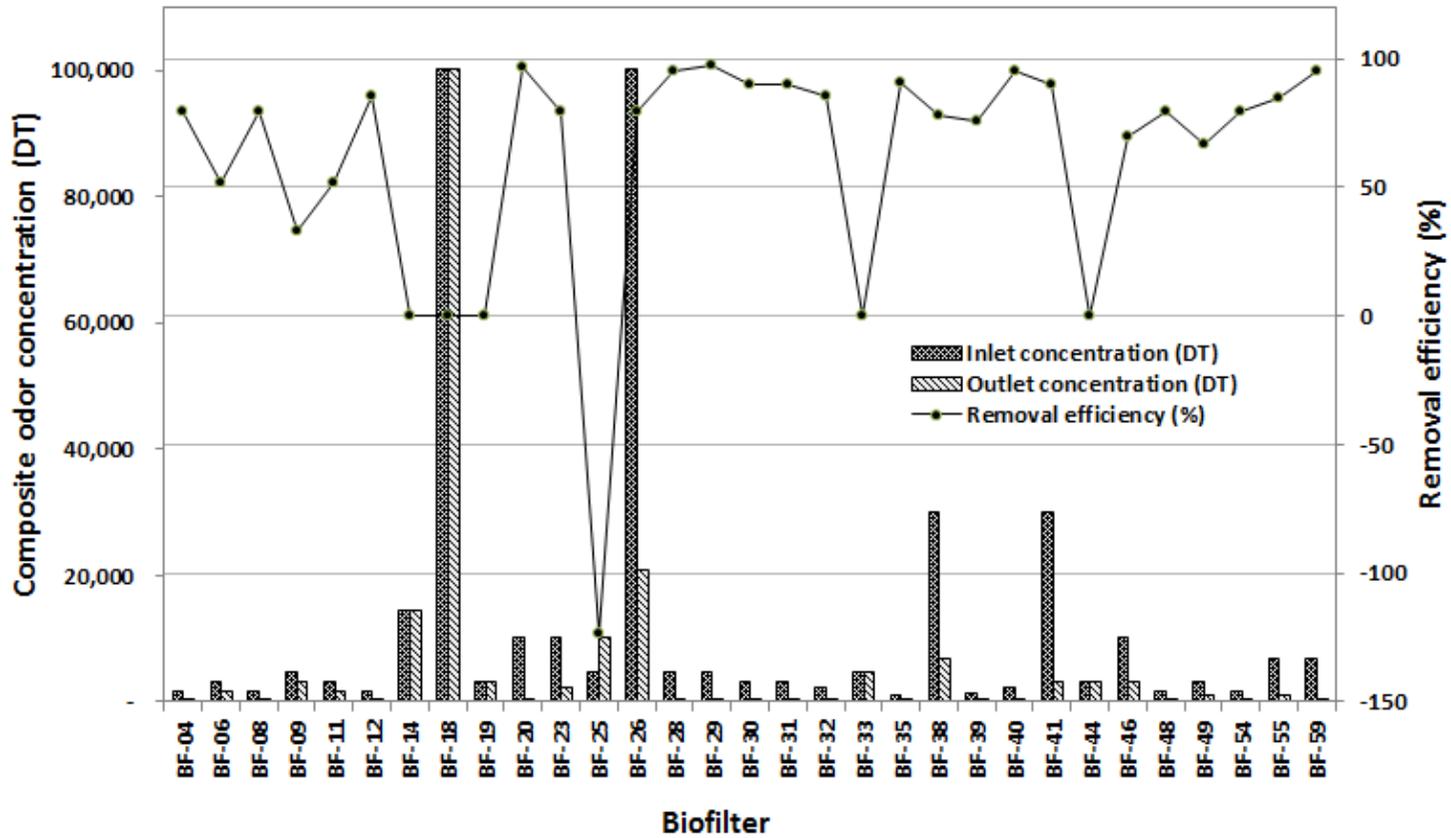


Fig. 18. The composite odor concentration at inlet and outlet of 31 biofilters and their removal efficiency (inlet concentration : over 1,000 DT).



(a) Good example (spray over packing material)



(b) Poor example (dried packing material)



(c) Poor example (clogged spray nozzle)



(d) Poor example (reduced height of packing material)

Fig. 19. Examples of the internal state of biofilters.

(2) 지정악취물질 저감효율

지정악취물질에 대한 바이오필터의 처리 효율을 평가하고 각 그룹별 악취 세기의 정량적 비교를 위하여 바이오필터 입구와 출구에서 측정된 각 지정악취물질 농도로부터 구한 SOQg를 활용하였으며 악취물질 저감효율과 함께 Fig. 20~Fig. 24에 나타내었다.

Fig. 20에는 암모니아와 트라이메틸아민의 SOQg와 바이오필터에 의한 저감효율을 나타내었으며, 바이오필터 입구와 출구의 SOQg가 0인 시설을 제외하고 59개 시설을 대상으로 하였다. 이때 그래프를 시각적으로 명확하게 표현하기 위하여 저감효율을 나타내는 y-축의 범위를 조절하였다. 바이오필터 입구의 SOQg의 범위는 0.0~625.7를 보였으며 이때의 저감효율은 -4,886.2%~100.0%를 나타내었다. 입구보다 출구의 SOQg가 증가하는 경우가 전체의 40.7%인 24개 시설이 해당되었으며, 이때 출구의 SOQg 범위는 0.3~937.5로 증가하는 것으로 나타났다. 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설은 12개로 조사되었으며, 80% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 전체의 25.4%인 15개 시설에 불과하여 대부분의 바이오필터에서 암모니아 및 트라이메틸아민의 저감효율이 높지 않음을 알 수 있었다. 저감효율이 100.0%를 보이는 시설은 7개가 있었으나 이때의 유입 SOQg는 0.7~6.0의 범위로 매우 낮은 값을 나타내고 있었으며 해당 바이오필터에 유입되는 복합악취에 미치는 영향은 크지 않을 것으로 사료된다.

조사대상 시설 중 가장 큰 625.7의 입구 SOQg를 보이는 BF-29의 저감효율은 -49.8%로 출구의 SOQg는 937.5를 나타내었다. BF-23, BF-45 및 BF-60의 경우에도 입구의 SOQg가 각각 193.5, 124.7, 288.0으로 나타났으나 저감효율은 시설별로 18.9%, 70.1%, 99.8%로 시설에 따른 차이가 큰 것으로 조사되었다.

Chung⁷³⁾은 퇴비와 페타이어 granule 여재가 충전된 생물탈취기를 이용한 악취 제거에 있어 황화수소 보다 암모니아와 아민이 수분의 영향을 더 받는다고 발표한 바 있으며, 본 연구에서도 바이오필터의 낮은 함수율이 암모니아 및 트라이메틸아민의 제거에 있어 바이오필터 효율의 제한 요인으로 작용한 것으로 사료된다. 또한 일부 바이오필터의 경우 바이오필터 내에서 유기물의 분해가 이루어져 암모니아 및 트라이메틸아민 농도가 증가한 것으로 사료되나 이에 대한 추가적인 연구가 필요한 것으로 판단된다.

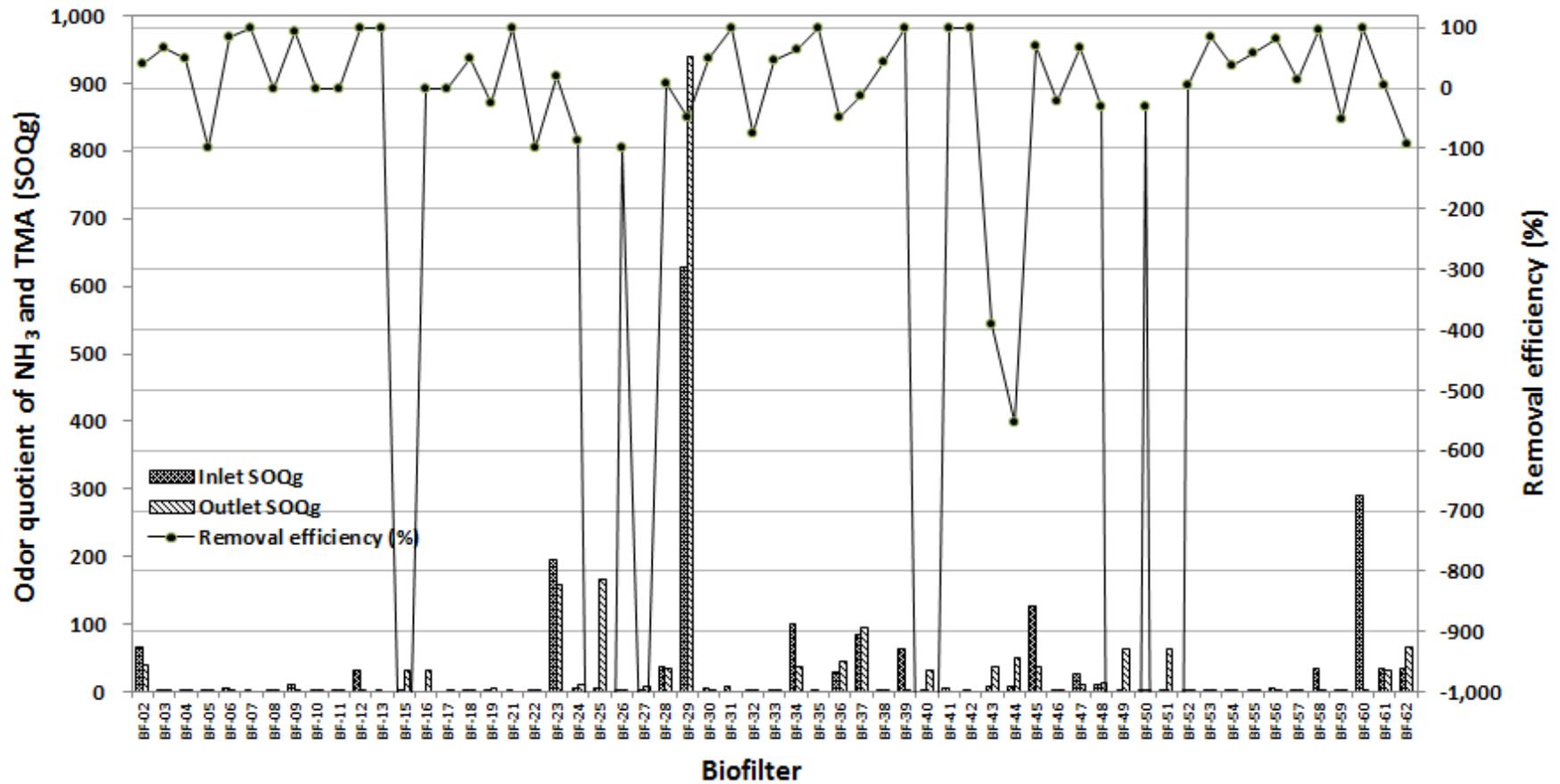


Fig. 20. The SOQg (ammonia and TMA) at inlet and outlet of 59 biofilters and their removal efficiency.

황화합물의 SOQg와 바이오필터에 의한 저감효율은 Fig. 21에 나타내었다.

바이오필터 입구 SOQg의 범위는 3.3~340,756.1을 보였으며 이때의 저감효율은 -34.6%~100.0%로 출구의 SOQg는 0.0~323,146.3의 범위를 보였다. 입구보다 출구의 SOQg가 증가하는 경우가 전체의 8.1%인 5개 시설이 해당되었으며, 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설은 20개로 조사되었다. 80% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 전체의 37.1%인 23개 시설이 해당되었으며 이중 16개 시설은 90% 이상의 저감효율을 나타내었다.

BF-18의 유입 SOQg는 340,756.1로 바이오필터 중에서 가장 높은 값을 보이고 있으나 저감효율은 5.2%로 매우 낮게 나타났으며, BF-26의 유입 SOQg는 150,219.5, 저감효율은 43.1%를 나타내었다. 또한 BF-38 및 BF-41의 유입 SOQg는 각각 95,000.0, 111,740.2로 비슷하나 처리효율은 각각 36.9%, 75.2%로 시설에 따른 저감효율의 차이를 보이고 있었다. Kam 등⁵²⁾은 활성탄/폴리우레탄 복합담체를 충전한 바이오필터를 이용하여 황화수소를 처리한 결과 EBCT 30초로 운전 시 700 ppmv의 황화수소를 99%까지 처리할 수 있었다고 하였다. 그러나 본 연구대상 바이오필터의 EBCT가 대부분 10~15초 내외로 설계되어 있어 높은 부하량의 악취물질이 유입될 경우 적절한 처리가 어려울 수 있을 것으로 판단되며, 바이오필터의 특성상 미생물의 성장을 위한 영양물질과 수분공급 및 pH 조절이 적절하게 이루어지지 않을 경우 황화합물의 제거효율이 낮게 나타날 수 있는 것으로 사료된다.

알데하이드류의 SOQg와 바이오필터에 의한 저감효율은 Fig. 22에 나타내었으며, 바이오필터 입구와 출구의 SOQg가 0인 시설을 제외하고 61개 시설을 대상으로 하였다. 이때 그래프를 시각적으로 명확하게 표현하기 위하여 저감효율을 나타내는 y-축의 범위를 조절하였다.

바이오필터 입구 SOQg의 범위는 6.7~347.9로 황화합물에 비해 매우 작은 값을 보였으며 이때의 저감효율은 -812.1%~100.0%로 출구의 SOQg는 0.0~849.6의 범위를 보였다. 입구보다 출구의 SOQg가 증가하는 경우가 전체의 45.9%인 28개 시설이 해당되었으며, 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설도 23개로 조사되었다. 80% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 전체의 4.9%인 3개 시설이 해당되었으며 이중 2개 시설은 90% 이상의 저감효율을 나타내었다. 또한 BF-22,

BF-30 및 BF-31의 경우 유입 SOQg는 각각 337.3, 326.7, 347.9로 비슷하나 처리 효율은 각각 97.3%, -58.8% 및 32.8%로 시설에 따른 저감효율의 차이를 보이고 있으며 전체적으로 바이오필터에서 알데하이드류의 저감효율이 낮게 나타나고 있음을 알 수 있었다. Park 등²⁸⁾은 4종류의 충전재가 각각 충전된 바이오필터를 이용하여 아세트알데하이드 처리효율을 평가한 결과 활성탄과 세라믹을 혼합 충전한 바이오필터에서 EBCT 86초로 운전시 12.47 g/m³·hr 부하율의 아세트알데하이드를 97.3%까지 처리할 수 있었다고 하였다. 그러나 앞서 언급한 바와 같이 조사대상 바이오필터 대부분의 EBCT가 10~15초로 짧고 미생물의 성장을 위한 영양분 및 수분공급, pH 조절 등이 적절하지 못하며 방지사설 내에서 유기물 등의 분해가 이루어졌기 때문인 것으로 사료되나 이에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

VOC 및 알콜류의 SOQg와 바이오필터에 의한 저감효율은 Fig. 23에 나타내었으며, 그래프를 시각적으로 명확하게 표현하기 위하여 저감효율을 나타내는 y-축의 범위를 조절하였다.

바이오필터 입구 SOQg의 범위는 0.03~46.6으로 다른 그룹에 비해 가장 작은 값을 보였으며 이때의 저감효율은 -1,989.6%~99.7%로 출구의 SOQg는 0.00~19.1의 범위를 보였다. 입구보다 출구의 SOQg가 증가하는 경우가 전체의 35.5%인 22개 시설이 해당되었으며, 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설도 22개로 조사되었다. 80% 이상의 저감효율을 보이는 시설은 전체의 21.0%인 13개 시설이 해당되었으며 이중 7개 시설은 90% 이상의 저감효율을 나타내었다. 또한 BF-20의 유입 SOQg는 46.6으로 바이오필터 중에서 가장 높은 값을 보이고 있음에도 저감효율은 97.9%로 높게 나타났으나, BF-61의 경우 유입 SOQ가 27.6일 때 저감효율은 52.4%, BF-46의 경우 유입 SOQ가 10.8일 때 저감효율이 -77.4%로 나타나 시설에 따른 저감효율의 차이가 크게 나타났다. 그러나 바이오필터에 유입되는 VOC와 알콜류의 농도가 매우 낮아 처리효율적인 측면에서 낮은 값을 보이고 있는 경우에도 복합악취에 미치는 영향은 매우 작을 것으로 사료된다.

유기산류의 SOQg와 바이오필터에 의한 저감효율은 Fig. 24에 나타내었으며, 바이오필터 입구와 출구의 SOQg가 0인 시설을 제외하고 18개 시설을 대상으로 하였다.

바이오필터 입구 SOQg의 범위는 0.0~475.7로 황화합물에 비해 매우 작은 값을 보였으며 이때의 저감효율은 -632.1%~100.0%로 출구의 SOQg는 0.0~652.9의 범위를 보였다. 입구보다 출구의 SOQg가 증가하는 경우가 전체의 66.7%인 12개 시설이 해당되었으며, 50% 미만의 저감효율을 보이는 시설도 4개로 조사되었다. 이외에도 60.9%와 100.0%의 저감효율을 보이는 시설이 각각 1개 있는 것으로 조사되었다. 따라서 시설에 따른 저감효율의 차이가 크게 나타나고 있으나 바이오필터에서 알데하이드류의 저감효율이 전체적으로 낮게 나타나고 있음을 알 수 있었다. 또한 바이오필터 유입 SOQg가 89.2(BF-19)를 초과하는 모든 시설의 경우 저감효율이 나타나지 않거나 SOQg가 증가하고 있으며 이는 방지시설 내에서 유기물 등의 분해가 이루어졌기 때문인 것으로 판단되나 이에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료된다.

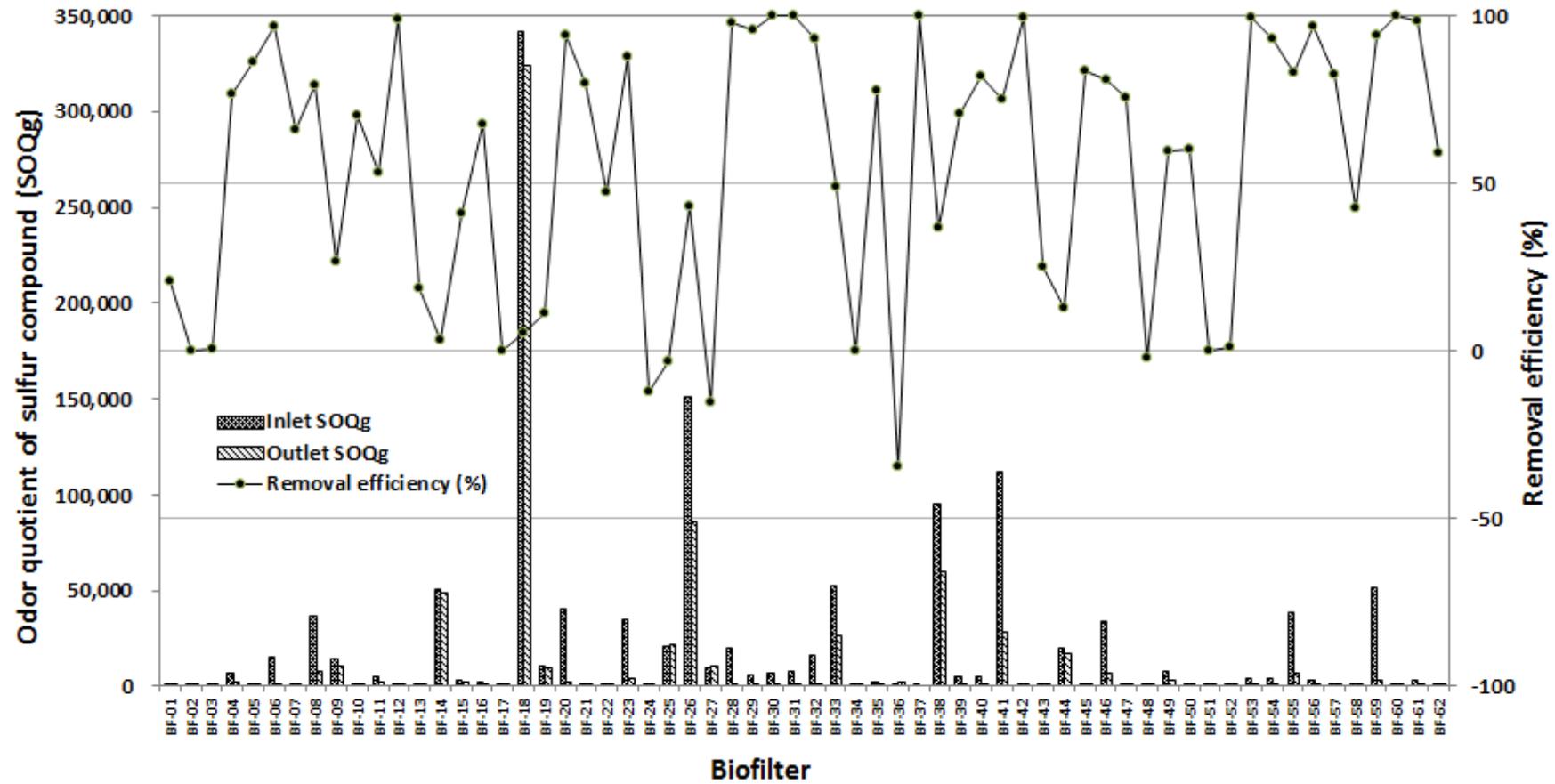


Fig. 21. The SOQg (sulfur compounds) at inlet and outlet of 62 biofilters and their removal efficiency.

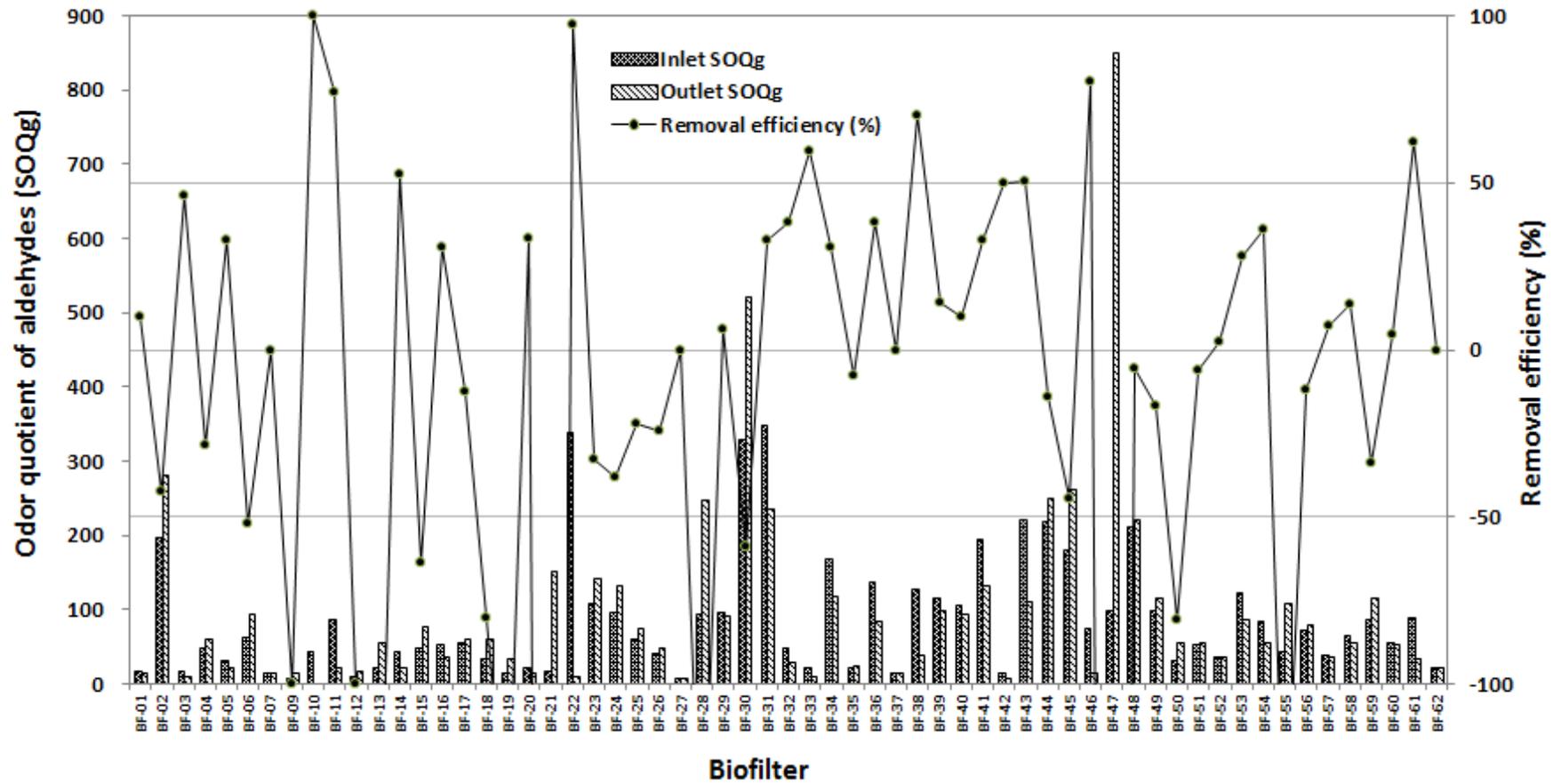


Fig. 22. The SOQg (aldehydes) at inlet and outlet of 61 biofilters and their removal efficiency.

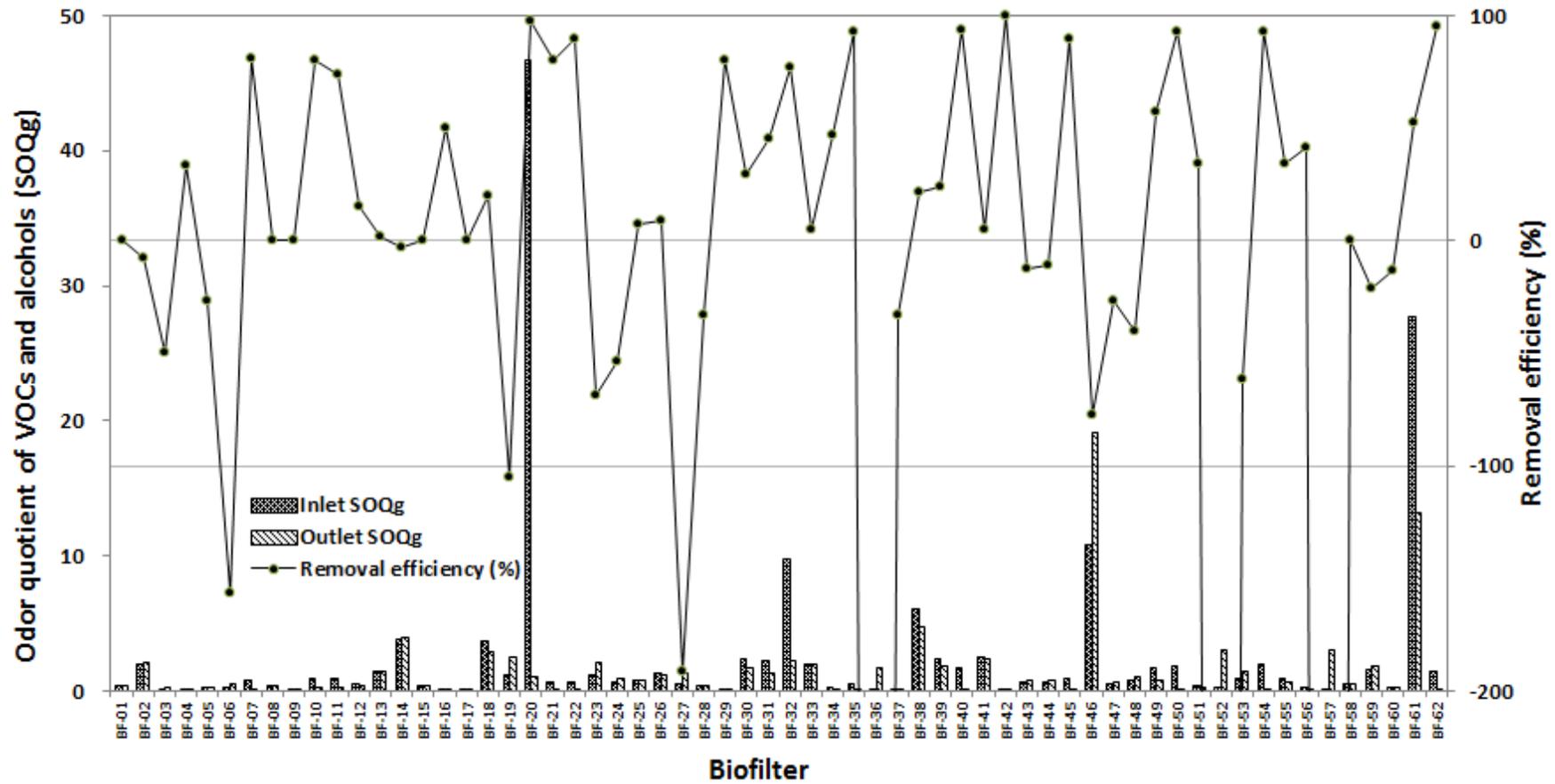


Fig. 23. The SOQg (VOCs and alcohols) at inlet and outlet of 62 biofilters and their removal efficiency.

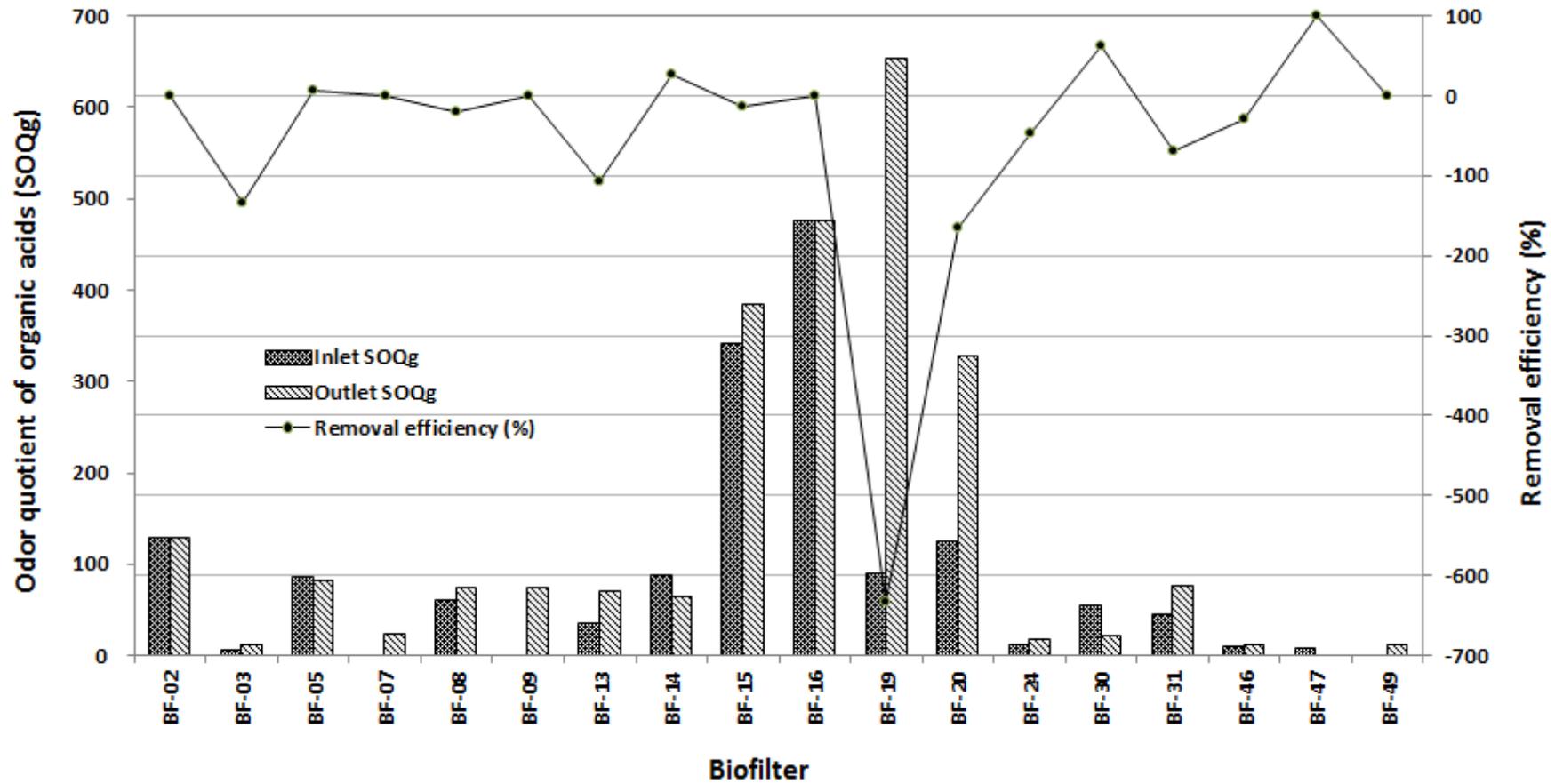


Fig. 24. The SOQg (organic acid) at inlet and outlet of 18 biofilters and their removal efficiency.

(3) 저감효율의 통계적 검증

각 바이오필터 및 지정악취물질에 따라 다양한 저감효율을 보이고 있는 62개 바이오필터를 대상으로 입구와 출구에 대한 복합악취 농도 및 SOQg에 대한 차이가 있는지를 확인하기 위하여 아래와 같이 가설을 설정하고 통계분석을 실시하였다.

귀무가설(H_0) : 바이오필터 입구와 출구의 복합악취 농도, SOQg는 차이가 없다.

대립가설(H_1) : 바이오필터 입구와 출구의 복합악취 농도, SOQg는 차이가 있다.

Shapiro-Wilk 검정을 통하여 자료 분포를 확인한 결과 방지사설 입구와 출구의 복합악취 농도 및 SOQg가 정규성을 만족하지 않는 것으로 나타나 ($p=0.000<0.05$) 위 가설에 대하여 짝지은 데이터의 차이를 비교하는 윌콕슨 부호 순위 검정을 유의수준 0.05에서 수행하였으며 그 결과를 Table 27에 나타내었다. 바이오필터 입구와 출구의 복합악취 농도의 차이를 분석한 결과 통계적으로 유의한 차이가 있는 것으로 나타나 ($p=0.000<0.05$) 바이오필터를 거치는 동안 복합악취 농도가 감소하고 있음을 알 수 있었다. 또한 바이오필터 입구와 출구에서 황화합물의 그룹별 악취농도지수의 차이를 분석한 결과 유의한 차이가 있는 것으로 나타나 ($p=0.000<0.05$) 바이오필터를 거치는 동안 황화합물이 감소하고 있음을 알 수 있었다. 그러나, 암모니아 및 트라이메틸아민의 그룹별 악취농도지수의 차이를 분석한 결과 유의수준 0.05에서 유의하지 않은 것으로 나타나 ($p=0.633>0.05$), 통계적으로 바이오필터에서 암모니아 및 트라이메틸아민이 제거되지 않는 것으로 분석되었다. 또한 알데하이드류 ($p=0.839$), VOCs 및 알콜류 ($p=0.076$)에 대한 바이오필터 입구와 출구의 그룹별 악취농도지수 차이를 분석한 결과 유의확률이 유의수준(0.05) 보다 높게 나타나, 통계적으로 바이오필터에서 해당 물질이 제거되지 않고 있음을 알 수 있었다. 유기산류의 경우 유의확률이 0.034로 유의수준(0.05)보다 낮아 두 자료 간에 차이를 보였으며 이는 방지사설을 거치는 동안 유기산류의 농도가 증가하였기 때문인 것으로 판단되며 이에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 사료된다.

Table 27. Wilcoxon test results for the removal of composite odor and SOQg by 62 biofilters of sewage treatment facilities

Item		Mean	SD ^a	Z ^b	p
Composite Odor (DT)	Inlet	6,229	18,190	-5.451	0.000
	Outlet	3,035	12,990		
NH ₃ and TMA	Inlet	30	91	-0.478	0.633
	Outlet	33	122		
Sulfur compounds	Inlet	19,936	49,983	-6.074	0.000
	Outlet	11,124	42,977		
SOQg Aldehydes	Inlet	83	81	-0.203	0.839
	Outlet	93	133		
VOCs and alcohols	Inlet	2	7	-1.776	0.076
	Outlet	1	3		
Organic acids	Inlet	25	78	-2.120	0.034
	Outlet	40	118		

^a : Standard deviation

^b : Wilcoxon test(Z) = outlet - inlet

2) 유입 부하량에 따른 악취물질 저감효율

바이오필터 유입 복합악취에 대한 민감도 분석(Fig. 14) 및 SOQg(Table 26)에서 나타난 바와 같이 황화수소를 포함한 황화합물은 하수처리장에서 발생하는 악취의 주요 원인물질임을 알 수 있었다. 따라서 황화수소를 포함한 황화합물 4종에 대하여 각 바이오필터에 유입되는 물질별 유입 부하량에 대한 해당 물질의 저감효율과 함께 제거용량을 평가하였다. 또한 황화합물을 제외한 다른 지정악취물질의 경우 바이오필터에 유입되는 농도가 매우 낮아 복합악취에 미치는 영향이 작고 제거용량을 상대적으로 평가하기에 한계가 있으나 각 지정악취물질에 대하여 유입 농도가 0.1ppm이 넘는 바이오필터가 5개 이상 존재하는 암모니아, 아세트알데하이드 및 톨루엔을 연구대상에 포함하였다.

Fig. 25 (a)는 바이오필터 입구의 황화수소 농도가 0인 시설을 제외하고 60개 바이오필터에서 황화수소 유입 부하량에 대한 저감효율을 나타내었으며, 각 바이오필터의 유입 부하량에 대한 상대적인 효율을 평가하는 지표로 사용하였다. 유입 부하량이 $8.8 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 까지는 저감효율이 99.3%를 유지하는 시설이 존재하였으나 많은 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 급격히 감소하여 유입 부하량이 $12.4 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서 87.2%, $28.1 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서 43.1%, $63.8 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서 5.2%의 저감효율을 나타내었다.

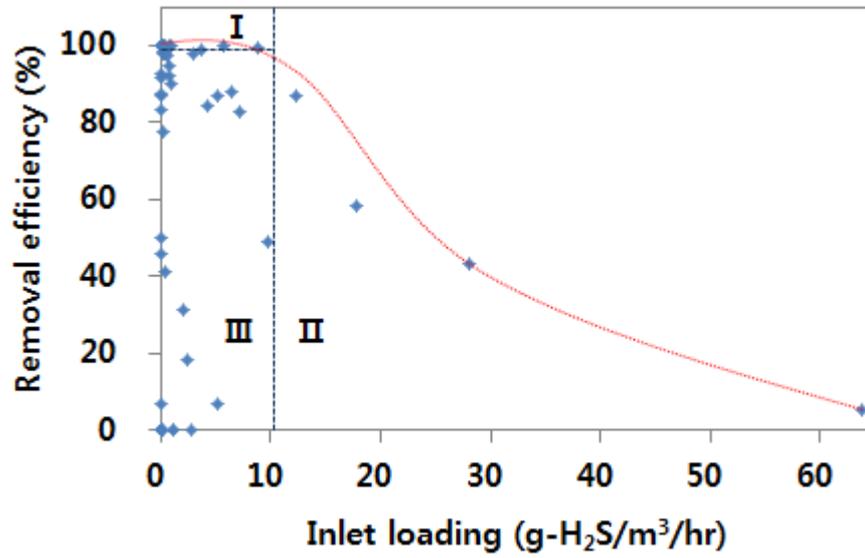
유입 부하량의 변화에 따른 황화수소 제거용량의 변화는 Fig. 25 (b)에 나타내었다. 유입 부하량이 $8.8 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 이하에서는 유입 부하량과 제거용량이 1:1의 선형적인 관계를 유지하는 시설이 존재하며 해당 시설들은 유입되는 황화수소를 효율적으로 처리하고 있으나 많은 시설의 제거용량은 낮게 나타나고 있음을 알 수 있었다. 유입 부하량 $12.4 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 를 기준으로 제거용량 증가율이 급격히 감소하기 시작하여 $28.1 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서 $12.1 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 의 제거용량을 보이는 시설을 확인하였으며 조사대상 바이오필터 중 최대 제거용량을 보이고 있었다.

바이오필터에서 황화수소의 최대 제거용량과 관련하여 Bin 등⁷⁴⁾은 바이오스크리버와 바이오필터의 병합시스템에서 H_2S 유입 부하량 $85 \text{ g-S/m}^3/\text{hr}$ 까지 황화수소는 100% 제거되었으나 유입 부하량이 135 및 $217 \text{ g-S/m}^3/\text{hr}$ 인 경우에는 저

감효율이 각각 95%와 71%로 감소하였으며, 최대 유입 부하량 224 g-S/m³/hr의 조건에서 제거용량은 153 g-S/m³/hr으로 보고하였다. 또한 Duan 등⁷⁵⁾은 미생물이 고정된 활성탄을 이용한 황화수소의 제거에 있어 최대 제거용량이 181 g-H₂S/m³/hr로 보고한 바 있다. 그러나 Namgung 등⁷⁶⁾은 미생물 포괄고정화 담체를 충전한 바이오필터를 이용하여 휘발성유기화합물, 암모니아 및 황화수소가 혼합된 악취가스를 처리함에 있어 총 유입 부하량 단계변동에 따른 제거용량을 확인한 결과 황화수소의 최대 제거용량은 9.1 g/m³/hr로 보고하였다.

본 연구에서 황화수소 최대 제거용량은 Bin 등⁷⁴⁾과 Duan 등⁷⁵⁾의 결과의 6.7~7.9% 수준으로 많은 차이를 보이고 있으나 Namgung 등⁷⁶⁾의 최대 제거용량 결과와 유사한 수준을 보이고 있었다. 이는 바이오필터의 제반 조건에 따라 제거용량이 달라질 뿐만 아니라 바이오필터로 유입되는 악취물질이 황화수소 단일 물질일 경우와 복합 악취물질이 유입될 경우 각 물질별 제거용량이 달라질 수 있으며 부하량의 변동이 빈번하게 일어날 경우의 영향도 있기 때문인 것으로 사료된다. 또한 앞에서 언급한 바와 같이 영양물질, pH, 수분 등 미생물의 생육조건이 적정하지 않았기 때문인 것으로 사료된다.

황화수소 유입 부하량에 대한 저감효율에 따라 Fig. 25 (a)와 같이 각 시설을 세 그룹으로 구분할 수 있다. I 그룹은 비교적 낮은 유입 부하량에서 바이오필터의 적절한 유지관리로 인하여 유입되는 황화수소의 대부분이 제거되고 있는 17개 시설이 해당되며, III 그룹은 유사한 유입 부하량의 다른 시설에 비해 상대적으로 낮은 효율을 보이는 39개 시설이 해당되었다. II 그룹에 포함되는 4개 시설은 유입 부하량이 증가함에 따라 최대 제거용량에 도달하게 되어 처리효율이 낮게 나타날 수 있으나 일부 시설의 경우는 부적절한 바이오필터의 운영관리로 인한 영향이 복합적으로 반영되어 처리효율이 낮게 나타나는 것으로 사료된다. 따라서 III 그룹에 속하는 시설에 대해서는 미생물의 적정 생육조건 유지 등 바이오필터의 유지관리를 통하여 시설을 정상화하여 처리효율을 향상시키고 II 그룹에 속하는 시설의 경우 바이오필터를 정상적으로 유지 관리할 뿐만 아니라 바이오필터에 유입되는 황화수소 농도를 최대 제거용량 이하로 유지될 수 있도록 악취포집시설을 재설치 하거나 바이오필터로 악취가스가 유입되기 전에 황화수소의 부하량을 감소시켜야 할 것으로 사료된다.



황화수소와 함께 하수처리장 복합악취에 주요한 영향을 미치고 있는 메틸메르캡탄에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 46개 바이오필터에서 메틸메르캡탄 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 26에 나타내었다. 유입 부하량이 $0.6 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 까지는 저감효율이 96.5%를 유지하는 시설이 존재하였으나 많은 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 완만하게 감소하여 유입 부하량이 $1.97 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 에서 56.4%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량이 $0.6 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 미만에서는 유입 부하량과 제거용량이 1:1의 선형적인 관계를 유지하는 시설이 존재하며 해당 시설들은 유입되는 메틸메르캡탄을 효율적으로 처리하고 있으나 많은 시설의 제거용량은 낮게 나타나고 있음을 알 수 있었다. 유입 부하량 $1.97 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 에서 $1.1 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 의 제거용량을 보이는 시설을 확인하였으며 조사대상 바이오필터 중 메틸메르캡탄에 대한 최대 제거용량을 보이고 있었다.

메틸메르캡탄 유입 부하량에 대한 저감효율에 따라 Fig. 26 (a)와 같이 세 그룹으로 구분할 수 있었으며, 비교적 많은 수의 시설이 방지시설 개선이 필요한 III 그룹에 포함되며, II 그룹에 속하는 3개의 시설 중 $1.0 \text{ g-CH}_3\text{SH/m}^3/\text{hr}$ 의 유입 부하량을 갖는 시설은 황화수소의 유입 부하량 $5.1 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서도 저감효율이 6.8%로 매우 낮게 나타나 방지시설의 유지관리 상태가 매우 좋지 않은 것으로 사료되었다.

다이메틸설파이드(DMS, dimethyl sulfide)에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 29개 바이오필터에서 다이메틸설파이드 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 27에 나타내었다. 유입 부하량이 $0.5 \text{ g-DMS/m}^3/\text{hr}$ 까지는 저감효율이 100.0%를 유지하는 시설이 존재하였으나 많은 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 완만하게 감소하여 유입 부하량이 $4.2 \text{ g-DMS/m}^3/\text{hr}$ 에서 96.0%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량이 $0.5 \text{ g-DMS/m}^3/\text{hr}$ 까지 유입 부하량과 제거용량이 1:1의 선형적인 관계를 유지하는 시설이 존재하며 해당 시설들은 유입되는 다이메틸설파이드를 효율적으로 처리하고 있음을 알 수 있었으며 조사대상 시설의 최대 유입 부하량 $4.2 \text{ g-DMS/m}^3/\text{hr}$ 에서 $4.0 \text{ g-DMS/m}^3/\text{hr}$ 의 최대 제거

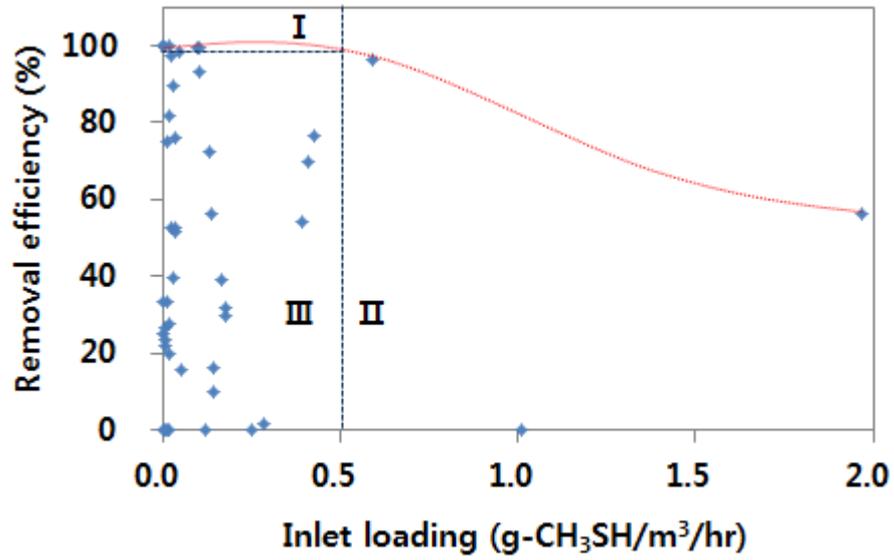
용량을 보이는 시설을 확인하였다. Smet 등⁷⁷⁾은 나무껍질과 퇴비를 충전한 바이오필터를 이용하여 다이메틸설파이드를 처리한 결과 28.3g/m³/hr의 제거용량을 확인하였으며, 본 연구에서도 유입 부하량이 증가할 경우 최대 제거용량은 4.0 g-DMS/m³/hr 보다 더 증가할 것으로 사료된다.

다이메틸설파이드 유입 부하량에 대한 저감효율에 따라 Fig. 27 (a)와 같이 세 그룹으로 구분할 수 있었으며, 21개 시설이 방지사설 개선이 필요한 III 그룹에 포함되며, II 그룹에 속하는 2개의 시설 중 3.4 g-DMS/m³/hr의 유입 부하량을 갖는 시설은 황화수소의 유입 부하량 4.3 g-H₂S/m³/hr에서 저감효율이 84.6%로 조금 낮게 나타나 방지사설 개선을 통하여 처리효율을 조금 더 향상시킬 수 있을 것으로 사료된다.

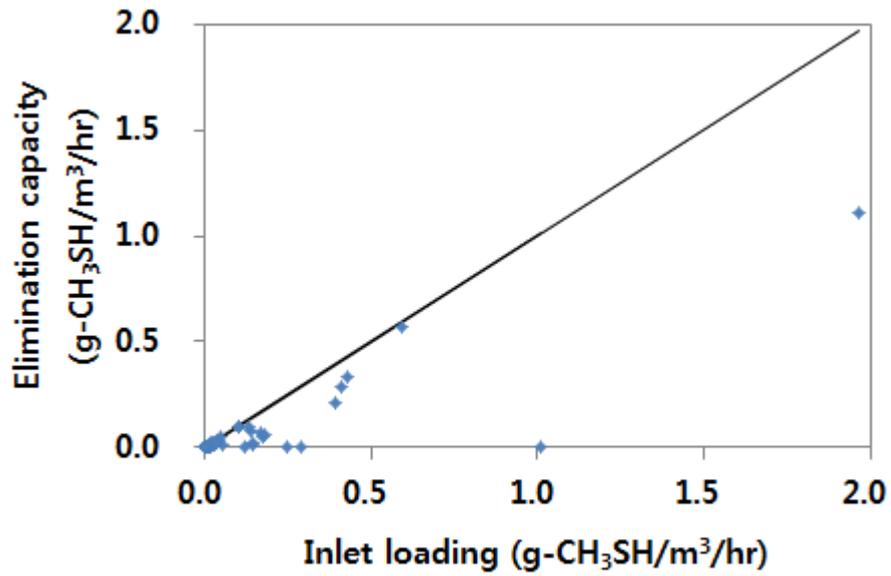
다이메틸다이설파이드(DMDS, dimethyl disulfide)에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 22개 바이오필터에서 다이메틸다이설파이드 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 28에 나타내었다. 유입 부하량이 0.01 g-DMDS/m³/hr에서는 저감효율이 100.0%를 유지하는 시설이 존재하였으나 대다수 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 지속적으로 감소하여 유입 부하량이 0.11 g-DMDS/m³/hr에서 74.4%, 0.49 g-DMDS/m³/hr에서 39.1%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량이 0.01 g-DMDS/m³/hr 이하에서는 유입 부하량과 제거용량이 1:1의 선형적인 관계를 유지하는 시설이 존재하며 해당 시설들은 유입되는 다이메틸다이설파이드를 효율적으로 처리하고 있으나 많은 시설의 제거용량은 낮게 나타나고 있음을 알 수 있었다. 유입 부하량이 증가할수록 제거용량 증가율이 서서히 감소하고 0.49 g-DMDS/m³/hr에서 0.19 g-DMDS/m³/hr의 최대 제거용량을 보이는 시설을 확인할 수 있었다.

다이메틸다이설파이드 유입 부하량에 대한 저감효율에 따라 Fig. 28 (a)와 같이 세 그룹으로 구분할 수 있었다. II 그룹에 포함되는 4개의 시설 중 0.06 g-DMDS/m³/hr 및 0.07 g-DMDS/m³/hr의 유입 부하량을 갖는 시설은 각각 황화수소의 유입 부하량 0.29 g-H₂S/m³/hr 및 0.82 g-H₂S/m³/hr에서 저감효율이 각각 98.4 및 92.4%로 비교적 높게 나타나는 시설임에도 다이메틸다이설파이드의 처리효율이 낮게 나타나고 있어 이에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로

판단된다. 또한 II 그룹에 속하며 $0.49 \text{ g-DMDS/m}^3/\text{hr}$ 의 유입 부하량을 갖는 시설은 황화수소의 유입 부하량 $12.4 \text{ g-H}_2\text{S/m}^3/\text{hr}$ 에서 저감효율이 87.2%로 조금 낮게 나타나고 있어 방지사설 개선을 통하여 다이메틸다이설파이드의 처리효율과 최대 제거용량을 조금 더 향상시킬 수 있을 것으로 사료된다.

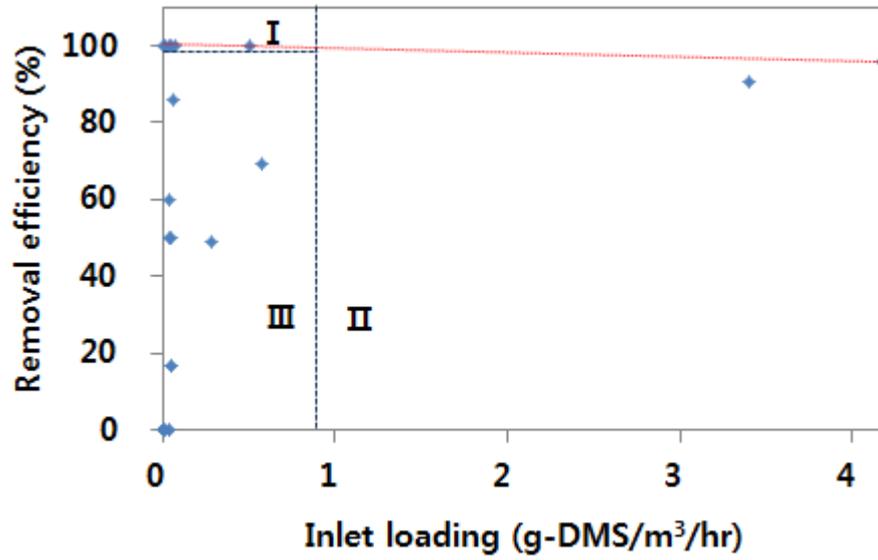


(a) Removal efficiency of methyl mercaptan with its inlet loading

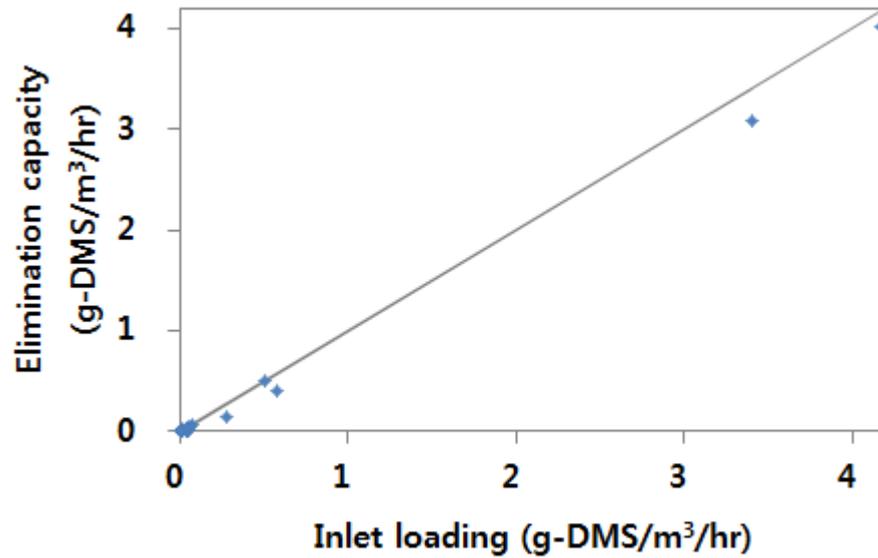


(b) Elimination capacity of methyl mercaptan with its inlet loading

Fig. 26. Removal efficiency and elimination capacity of methyl mercaptan with its inlet loading at various biofilters.

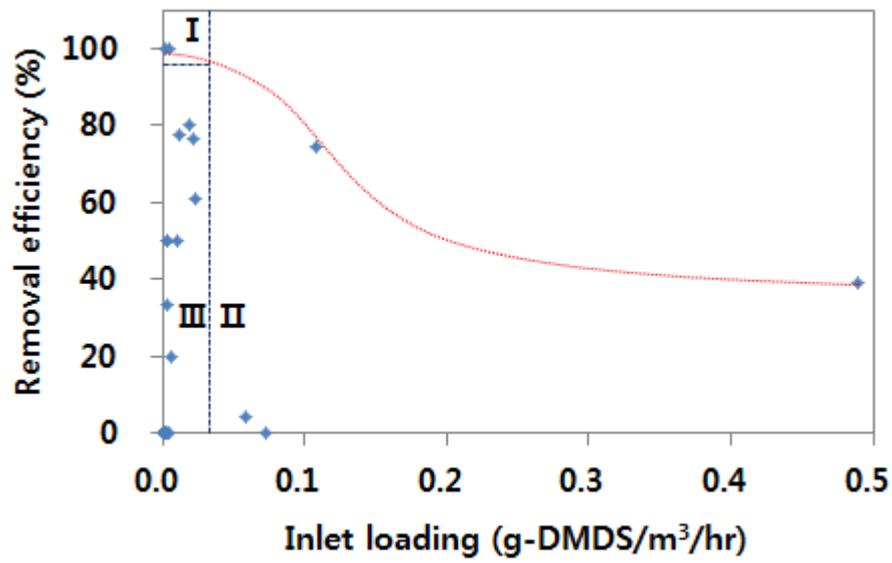


(a) Removal efficiency of DMS with its inlet loading

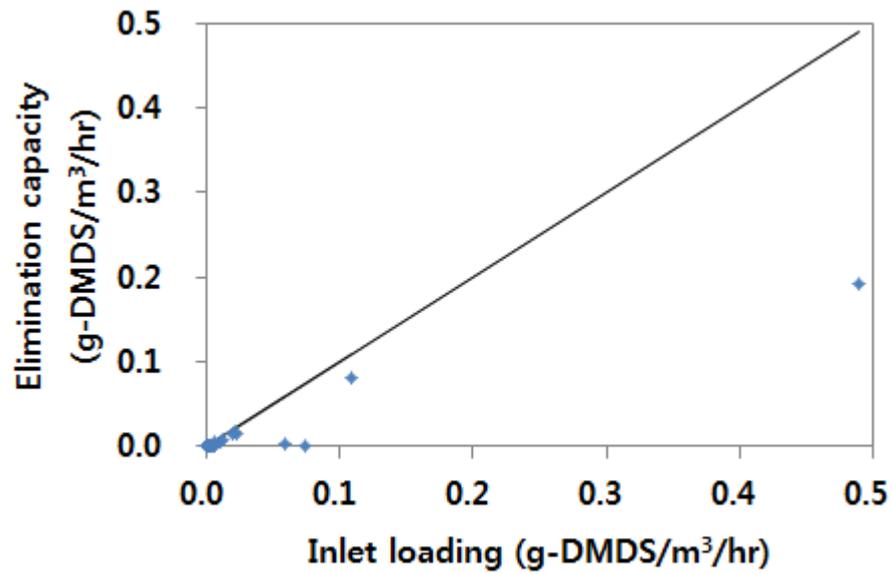


(b) Elimination capacity of DMS with its inlet loading

Fig. 27. Removal efficiency and elimination capacity of DMS with its inlet loading at various biofilters.



(a) Removal efficiency of DMDS with its inlet loading



(b) Elimination capacity of DMDS with its inlet loading

Fig. 28. Removal efficiency and elimination capacity of DMDS with its inlet loading at various biofilters.

암모니아에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 57개 바이오필터에서 암모니아 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 29에 나타내었다. 유입 부하량이 $0.2 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 까지는 저감효율이 100.0%를 유지하는 시설이 존재하였으나 많은 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 서서히 감소하여 유입 부하량이 $1.3 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 98.2%, $4.26 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 95.2%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량이 $4.26 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 까지 유입 부하량과 제거용량이 비교적 선형 관계를 유지하고 있었으며 해당 시설들은 유입되는 암모니아를 효율적으로 처리하고 있음을 알 수 있었다. 조사대상 시설의 최대 유입 부하량 $4.26 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 $4.05 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 의 최대 제거용량을 보이는 시설을 확인하였으며 Namgung 등⁷⁶⁾이 보고한 암모니아의 최대 제거용량 $5.2 \text{ g-NH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 보다 조금 낮게 나타났으나 유입 부하량이 증가할 경우 최대 제거용량은 이보다 더 증가할 것으로 사료된다.

암모니아 유입 부하량에 대한 저감효율에 따라 Fig. 29 (a)와 같이 세 그룹으로 구분할 수 있었으며, 46개 시설이 암모니아 저감효율이 낮은 III 그룹에 포함되며, II 그룹에 속하는 2개의 시설은 황화수소의 유입 부하량에 따른 저감효율을 나타낸 Fig. 25 (a)에서 I 그룹에 포함되어 방지시설의 운영관리 상태는 양호한 것으로 판단된다.

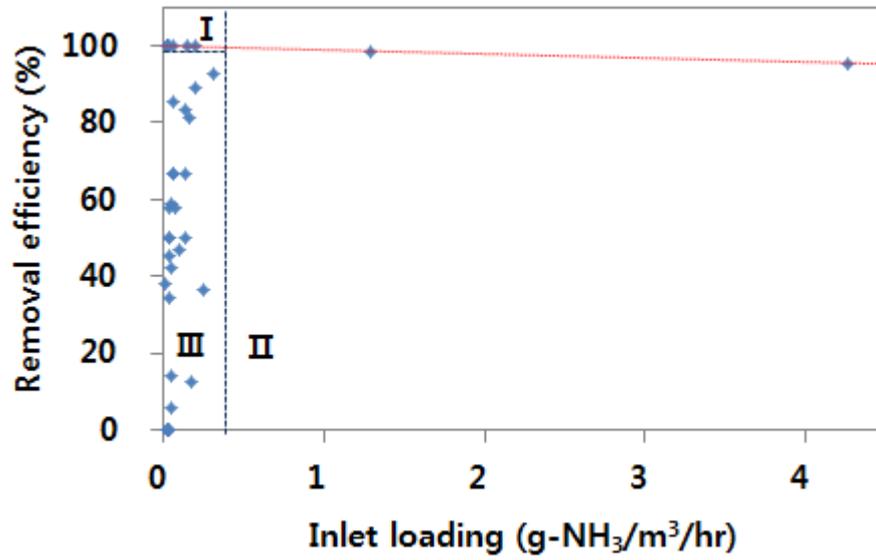
아세트알데하이드에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 58개 바이오필터에서 아세트알데하이드 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 30에 나타내어 바이오필터별 상대적인 효율을 평가하였다. 유입 부하량이 $0.03 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 인 단일 시설에서 저감효율이 100.0%를 보였으나 이외의 모든 시설에서 저감효율이 매우 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 증가함에 따라 저감효율이 급격히 감소하여 유입 부하량이 $0.04 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 85.7%, $0.08 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 61.5%, $0.15 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 48.0%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량 $0.15 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 $0.07 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 의 최대 제거용량을 보이고 있으나 다른 물질의 제거용량에 비해 매우 낮음을 알 수 있었다.

유입 부하량이 $0.15 \text{ g-CH}_3\text{CHO}/\text{m}^3/\text{hr}$ 인 2개 시설의 저감효율이 각각 48.0%,

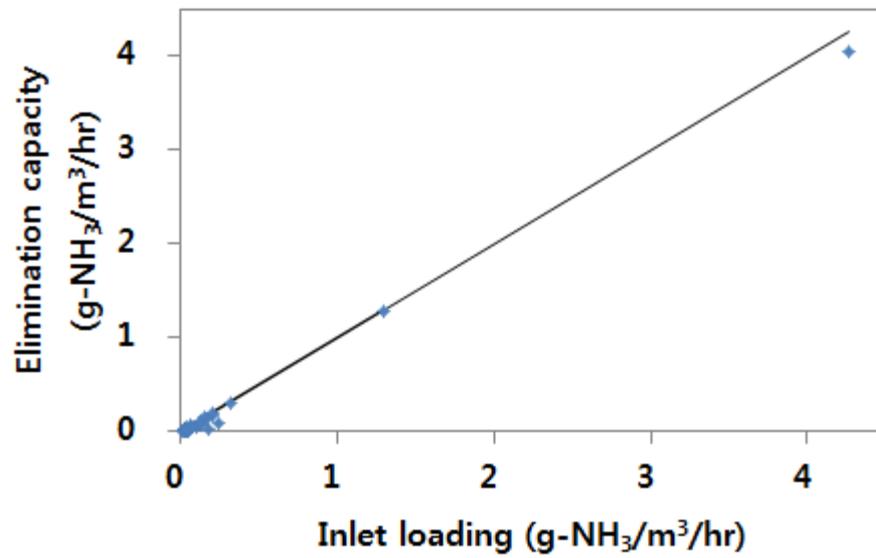
12.0%로 다르게 나타나고 있으나 해당 시설에서 황화수소의 저감효율은 각 유입 부하량에서 모두 100.0%의 저감효율을 보이는 것으로 조사되었다. 또한 II 그룹에 포함되어 있는 다른 시설의 경우에도 동일 바이오필터에서 물질별 저감효율의 차이를 보이고 있었으며 이는 바이오필터의 미생물 종류 등 복합적인 원인이 작용하였을 것으로 사료되나 이에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

톨루엔에 대하여 바이오필터 유입 농도가 0인 시설을 제외하고 59개 바이오필터에서 톨루엔 유입 부하량의 변화에 따른 저감효율과 제거용량의 변화를 Fig. 31에 나타내었다. 유입 부하량이 $0.04 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 인 단일 시설에서 저감효율이 100.0%를 보였으나 많은 시설의 처리효율이 이보다 낮게 나타나고 있으며, 유입 부하량이 $1.76 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 76.9%, $3.79 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 93.5%의 저감효율을 나타내었다. 유입 부하량이 $3.79 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 까지 유입 부하량과 제거용량이 비교적 선형 관계를 유지하여 유입되는 톨루엔을 효율적으로 처리하고 있음을 알 수 있었다. 조사대상 시설의 최대 유입 부하량 $3.79 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 $3.54 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 의 최대 제거용량을 보이는 시설을 확인하였으며 톨루엔의 유입 부하량이 증가할 경우 최대 제거용량은 이보다 더 증가할 것으로 사료된다.

Fig. 31 (a)에서 II 그룹에 속하는 시설 중 $3.79 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 의 유입 부하량을 갖는 시설은 황화수소의 유입 부하량 $2.94 \text{ g-H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서도 98.0%의 저감효율을 보이고 있어 바이오필터의 운영관리상태가 매우 좋은 것으로 사료된다. 그러나 $1.76 \text{ g-C}_6\text{H}_5\text{CH}_3/\text{m}^3/\text{hr}$ 의 유입 부하량을 갖는 시설은 황화수소의 유입 부하량 $5.72 \text{ g-H}_2\text{S}/\text{m}^3/\text{hr}$ 에서 99.9%의 저감효율을 보이는 반면 톨루엔의 저감효율은 76.9%로 물질에 따른 저감효율이 다른 것으로 조사되었다.

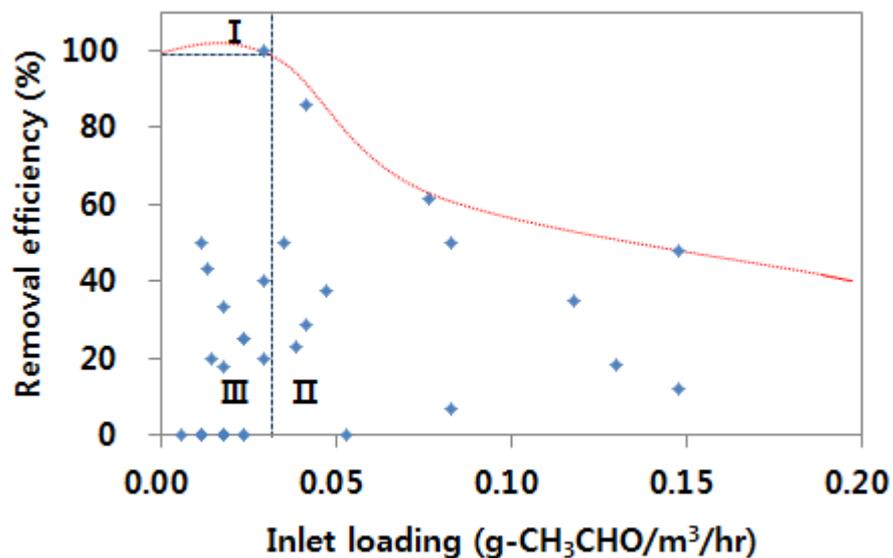


(a) Removal efficiency of ammonia with its inlet loading

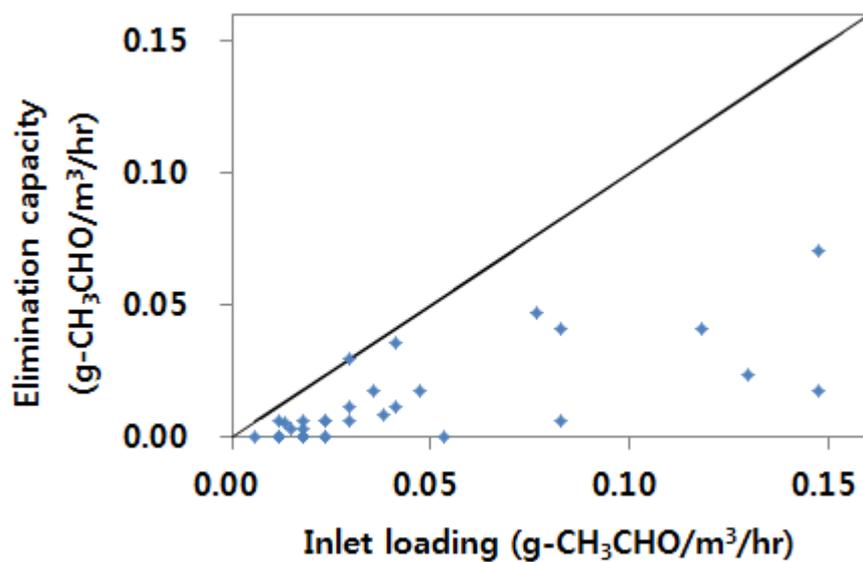


(b) Elimination capacity of ammonia with its inlet loading

Fig. 29. Removal efficiency and elimination capacity of ammonia with its inlet loading at various biofilters.

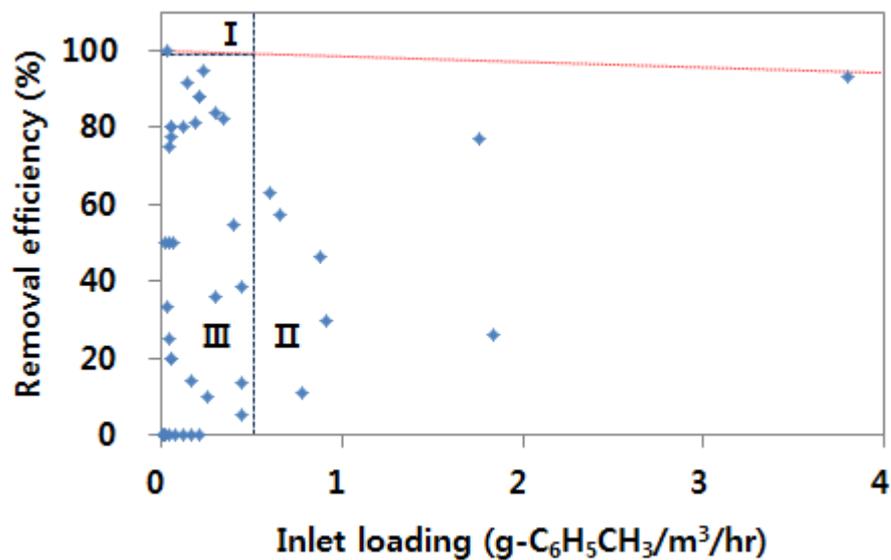


(a) Removal efficiency of acetaldehyde with its inlet loading

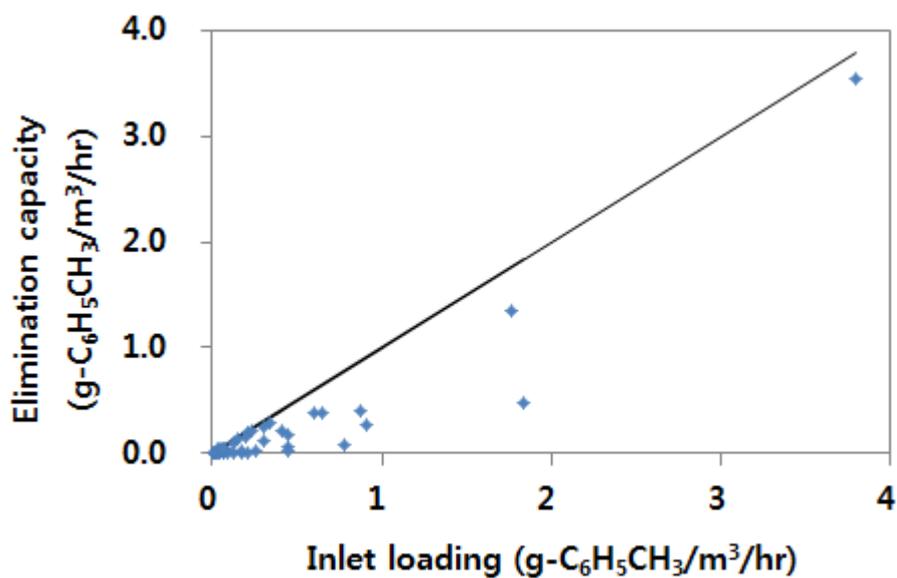


(b) Elimination capacity of acetaldehyde with its inlet loading

Fig. 30. Removal efficiency and elimination capacity of acetaldehyde with its inlet loading at various biofilters.



(a) Removal efficiency of toluene with its inlet loading



(b) Elimination capacity of toluene with its inlet loading

Fig. 31. Removal efficiency and elimination capacity of toluene with its inlet loading at various biofilters.

3) 바이오필터 형식 및 규모에 따른 악취물질 저감효율

바이오필터는 일반적으로 농도는 낮으나 배출유량이 많은 악취물질 처리에 적합하다고^{24~27)} 알려져 있으며, 악취물질의 유입 농도는 바이오필터를 설계할 때 고려해야 하는 중요한 인자 중 하나이다. 따라서 바이오필터에 다양한 농도로 유입되는 복합악취를 처리함에 있어 기타 지역 배출구 배출허용기준 500배³⁴⁾를 만족하는 비율이 바이오필터 형식과 규모에 따라 어떠한 영향이 있는지를 평가하고 그 결과를 Table 28에 나타내었다. 62개 바이오필터에서 배출허용기준 500배를 만족하는 시설은 44개로 전체의 71.0%로 조사되었으며 바이오필터에 유입되는 복합악취의 농도에 따라 배출허용기준을 만족하는 비율의 차이가 큰 것을 알 수 있었다. 바이오필터에 유입되는 복합악취 농도가 1,000배 이하인 경우 27개 시설 전체가 배출허용기준을 만족하였고 1,000배~3,000배의 유입 농도에서는 84.6%가 배출허용기준을 만족하는 것으로 나타났으나 유입되는 복합악취 농도가 3,000배를 넘을 경우 바이오필터 출구에서 배출허용기준을 만족하는 비율이 급격히 감소하는 것으로 조사되었다.

(1) 바이오필터 형식

조사대상 바이오필터 중 내부 구조가 확인된 31개 시설에 대하여 Fig. 7과 유사한 형태를 트리클링 바이오필터, Fig. 8과 유사한 형태를 하이브리드 바이오필터로 구분하고 시설의 형식에 따라 배출허용기준 500배를 만족하는 비율의 차이가 있는지를 살펴보았다.

하이브리드 바이오필터는 12개 시설 중 66.7%인 8개 시설이 배출허용기준 500배를 만족하였고, 유입 복합악취 농도가 3,000배 이하에서는 6개 시설이 모두 기준을 만족하였으나 3,000배 이상에서는 2개 시설만이 기준을 만족하는 것으로 나타났다. 트리클링 바이오필터는 19개 시설 중 84.2%인 16개 시설이 배출허용기준 500배를 만족하였고, 유입 복합악취 농도가 3,000배 이하에서는 14개 시설이 모두 기준을 만족하였으나 3,000배 이상에서는 2개 시설만이 기준을 만족하는 것으로 나타났으며, 트리클링 바이오필터가 배출허용기준을 만족하는 비율이 조금 높은 것을 알 수 있었다.

바이오필터의 형식에 따른 황화수소의 저감효율 평가하기 위하여 황화수소 농도가 0인 시설을 제외하고 하이브리드 바이오필터 12개와 트리클링 바이오필터 17개를 선정하였다. Fig. 32에서 보는바와 같이 하이브리드 바이오필터의 저감효율은 0.0~100.0%, 트리클링 바이오필터는 -3.7%~100.0%로 넓은 범위의 저감효율을 보이며 비슷한 유입 농도에서도 바이오필터별로 저감효율이 다르게 나타나고 있으나 바이오필터 형식에 따른 차이는 나타나지 않는 것으로 조사되었다.

일반적으로 하이브리드 바이오필터는 미생물 담체로 유입되는 악취물질의 부하량을 감소시켜 안정적이고 효율적으로 운전이 가능하고 트리클링 바이오필터에 비해 상대적으로 처리효율이 높을 것으로 보이나, 실제로는 영양물질 공급, pH 및 순환수 관리 등 바이오필터 운영관리에 따른 차이가 큰 영향을 미치고 있어 바이오필터의 형식에 따른 악취물질 저감효율의 차이가 나타나지 않는 것으로 사료된다.

(2) 바이오필터 규모

바이오필터의 용량에 따라 배출허용기준 500배를 만족하는 비율의 차이가 있는지를 살펴본 결과 바이오필터 용량 100 m³/min 미만에서는 20개 시설 중 75.0%인 15개 시설이 배출허용기준 500배를 만족하였고, 100~300 m³/min 에서는 26개 시설 중 65.4%인 17개 시설, 300~500 m³/min에서는 8개 시설 중 62.5%인 5개 시설, 500 m³/min 이상에서는 8개 시설 중 87.5%인 7개 시설이 500배 기준을 만족하고 있어 바이오필터 용량별 처리효율의 차이를 확인할 수 있으나 그 경향성은 확인할 수 없었다. 바이오필터 용량이 500 m³/min 이상인 시설의 경우 타 시설에 비해 영양물질과 수분 공급 및 pH 관리 등이 잘되고 있어 7개 시설에서 배출허용기준 500배를 만족하는 것으로 나타났으며, 배출허용기준을 만족하지 못하는 1개 바이오필터는 유지관리 상태가 양호함에도 불구하고 유입농도가 복합악취 100,000배, 황화수소 유입 부하량 28.1 g-H₂S/m³/hr으로 매우 높아서 전체 바이오필터 중 황화수소 12.1 g-H₂S/m³/hr의 최대 제거용량을 갖는 시설임에도 배출허용기준을 만족하지 못한 것으로 사료된다.

Table 28. The compliance rate of emission standard (500 DT) for the composite odor at 62 biofilters

Item	n	Composite odor (DT) at inlet of biofilters					
		< 1,000	1,000 ~ 3,000	3,000 ~ 5,000	≥ 5,000		
Total	Total count(T.C.)	62	27	13	12	10	
	Compliance count(C.C.)	44	27	11	4	2	
	%	71.0	100.0	84.6	33.3	20.0	
Biofilter type	Hybrid	T.C.	12	4	2	5	1
		C.C.	8	4	2	2	0
		%	66.7	100.0	100.0	40.0	0.0
	Trickling	T.C.	19	9	5	2	3
		C.C.	16	9	5	1	1
		%	84.2	100.0	100.0	50.0	33.3
Biofilter capacity (m ³ /min)	< 100	T.C.	20	11	3	2	4
		C.C.	15	11	3	0	1
		%	75.0	100.0	100.0	0.0	25.0
	100 ~ 300	T.C.	26	10	6	9	1
		C.C.	17	10	4	3	0
		%	65.4	100.0	66.7	33.3	0.0
	300 ~ 500	T.C.	8	3	2	-	3
		C.C.	5	3	2	-	0
		%	62.5	100.0	100.0	-	0.0
	≥ 500	T.C.	8	3	2	1	2
		C.C.	7	3	2	1	1
		%	87.5	100.0	100.0	100.0	50.0

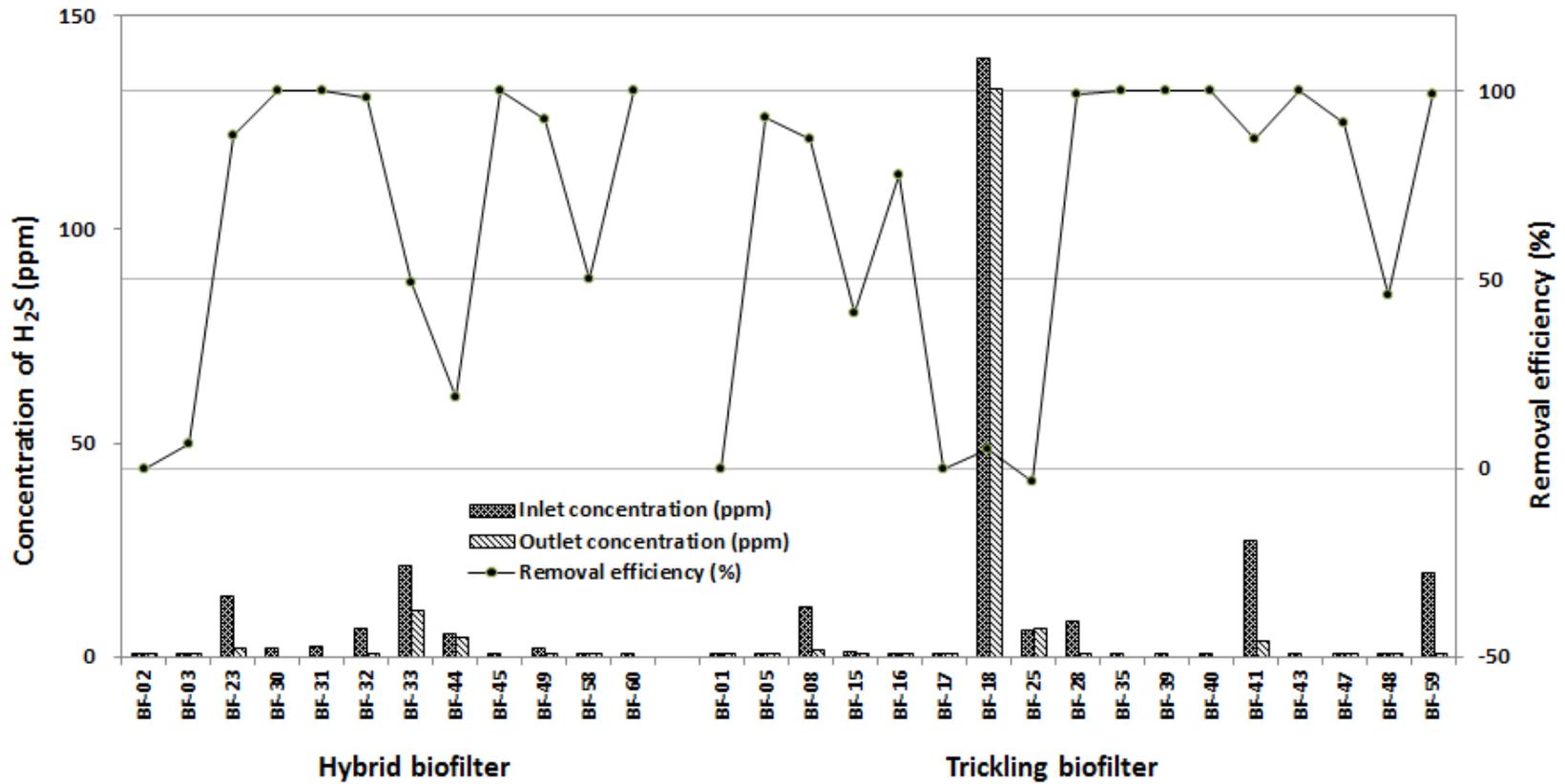


Fig. 32. The removal efficiency of hydrogen sulfide according to the biofilter type.

V. 결론

본 연구에서는 국내에서 운영 중인 62개 하수처리시설의 각 공정별 악취 배출 특성과 주요 악취원인 물질을 파악하고, 하수처리시설의 악취방지시설로서 바이오필터의 악취물질 저감효율 평가를 통하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 복합악취 농도의 기하평균값은 하수처리시설의 각 공정중에서 슬러지 저류조가 8,020배로 가장 높았고, 중력 농축조, 1차 침전지, 슬러지 탈수기실 순으로 각각 6,979배, 1,498배, 1,381배로 나타났으며, 각 공정별 복합악취 농도의 계절별 차이를 확인할 수 있었으나 그 경향성은 뚜렷하지 않은 것으로 나타났다.
2. 황화수소는 지정악취물질 22종 중 하수처리시설의 모든 공정에서 가장 높은 배출농도를 보이고 있으며, 슬러지 저류조가 평균 188.88 ppm으로 가장 높았고 중력 농축조, 탈수케익 저장조, 1차 침전지 순으로 각각 53.967 ppm, 23.706 ppm, 7.847 ppm으로 나타났으며, 잉여슬러지 저류조의 경우 0.603 ppm으로 하수처리시설의 공정 중에서 가장 낮은 평균 농도를 나타내었다.
3. 하수처리시설에서 발생하는 복합악취 농도의 변동에 영향을 미치는 변수들의 영향력을 평가하기 위한 민감도 분석결과 황화수소 농도가 79.1%, 메틸메르캡탄 농도가 20.0%의 영향을 미치는 것으로 나타났다.
4. 하수처리시설에서 발생하는 악취물질에 대하여 악취 지표간의 상관관계를 확인한 결과 복합악취 농도를 설명할 수 있는 설명력의 정도는 SOQ가 83.0%, 황화수소와 메틸메르캡탄이 78.9%, 황화수소가 76.0%로 그 차이가 크게 나타나고 있지 않으므로 국내 하수처리시설의 악취 배출특성을 평가하는 지표로서 복합악취 농도와 함께 황화수소 단독 또는 메틸메르캡탄을 포함한 두 가지 물질을 이용할 수 있을 것으로 사료된다.

5. 바이오필터에 의한 복합악취 및 지정악취물질의 저감효율은 악취물질 그룹별, 시설별로 매우 다르게 나타나고 있었으며, 바이오필터를 거치는 동안 복합악취와 황화합물의 농도가 감소하고 있음을 유의수준 0.05에서 윌콕슨 부호 순위 검정을 통하여 확인하였다.
6. 바이오필터에 유입되는 황화합물 4종과 암모니아, 아세트알데하이드 및 톨루엔 각각의 유입 부하량에 대한 바이오필터별 저감효율과 각 물질별 최대 제거용량을 평가하였으며, 최대제거용량은 황화수소의 경우 유입 부하량이 28.1 g-H₂S/m³/hr에서 12.1 g-H₂S/m³/hr, 메틸메르캡탄은 유입 부하량 1.97 g-CH₃SH/m³/hr에서 1.1 g-CH₃SH/m³/hr, DMS는 유입부하량 4.2 g-DMS/m³/hr에서 4.0 g-DMS/m³/hr, DMDS는 유입부하량 0.49 g-DMDS/m³/hr에서 0.19 g-DMDS/m³/hr, 암모니아는 유입부하량 4.26 g-NH₃/m³/hr에서 4.05 g-NH₃/m³/hr, 아세트알데하이드는 유입 부하량 0.15 g-CH₃CHO/m³/hr에서 0.07 g-CH₃CHO/m³/hr, 톨루엔은 유입 부하량 3.79 g-C₆H₅CH₃/m³/hr에서 3.54 g-C₆H₅CH₃/m³/hr로 나타났다.
7. 바이오필터 형식과 규모에 따른 저감효율을 평가한 결과 트리클링 바이오필터가 하이브리드 바이오필터에 비해 배출허용기준 준수율이 조금 높게 나타나고 있으나 이는 영양물질 공급, pH, 순환수 관리 등 운영관리 차이에 따른 것으로 사료되며, 바이오필터의 용량에 따른 배출허용기준 준수율의 차이는 나타났으나 그 경향성은 확인할 수 없었다.

참고문헌

1. Ministry of Environment, White Paper of Environment, pp. 190~461(2011).
2. Ministry of Environment, "Research on the actual condition of the civil complaint about the odor in 2011", 35pp.(2012).
3. Bonnin, C., Laborie, A. and Paillard, H., "Odor nuisances created by sludge treatment: problems and solutions", *Water Sci. Technol.*, **22**, 65~74(1990).
4. Brennan, B. M., "Odour nuisance", *Water and Waste Treatment*, **36**, 30~33(1993).
5. Young, P. J., "Odours from effluent and waste treatment", *Effluent Water Treatment J.*, **24**, 189~195(1984).
6. Gostelow, P., Parsons, S. A. and Stuetz, R. M., "Odour measurements for sewage treatment works", *Water Res.*, **35**(3), 579~597(2001).
7. Gostelow, P., Parsons, S. A. and Lovell, M., "Integrated odour modelling for sewage treatment works", *Water Sci. Technol.*, **50**(4), 169~176(2004).
8. Holder, G. A., Vaughan, G. and Drew, W., "Kinetic studies of the microbiological conversion of sulfate to hydrogen sulfide and their relevance to sulfide generation within sewers", *Water Sci. Technol.*, **17**, 183~196(1985).
9. Islam, A. K. M., Hanaki, K. and Matsuo, T., "Fate of dissolved odorous compounds in sewage treatment plants". *Water Sci. Technol.*, **38**, 337~344(1998).
10. Park, S. J., "A study on odor concentration of malodorous gases emitted from sewage treatment plants using air dilution sensory test", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **2**(1), 32~37(2003).
11. Park, G. H., Oh, G. Y., Lee, J. H., Jung, K. H. and Jung, S. Y., "Comparison of odor characteristics emitted from the 3 type of sewage

- treatment plant", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **4**(4), 196~206(2005).
12. Chung, G. H., Kim, S. T., Park, M. S. and Chung, J. H., "A survey on the odor emission characteristics in a sewage treatment plant", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **3**(4), 225~233(2004).
 13. Jung, B. J., Jang, Y. K., Lee, E. Y., Lee, H. Y., Hwang, H. W. and Kim, K., "Characteristics of odor and VOCs emitted in sewage water treatment plant", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **5**(4), 245~251(2006).
 14. Paeng, J. I., Cho, S. J. and Kim, H. M., "Evaluation of odor character at wastewater treatment plant by olfactory method", *J. Korean Soc. Environ. Administration*, **11**(2), 73~79(2005).
 15. Jeon, J. M., Seo, Y. S., Jeong, M. H., Lee, H. S., Lee, M. D., Han, J. S. and Kang, B. W., "The emission characteristics of odor compounds from environment fundamental facilities", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **9**(2), 80~89(2010).
 16. Ryu, H. W., Han, J. S., Choi, S. H., Kim, M. O., Jo, D. M., Kim, S. T., Hong, S. P. and Kwon, W. T., "Effect of panelist's properties on the evaluation of complex odors", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **11**(4), 151~158(2012).
 17. Park, S. J., Lim, Y. J., Lee, M. D. and Han, J. S., "A study of the correlation between the odor intensity and dilution factor of sulfur compounds", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **8**(4), 209~214(2009).
 18. Han, J. S. and Park, S. J., "A study of the correlation between odor intensity and the concentration of sulfur compounds, NH₃ and TMA", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **11**(4), 167~173(2012).
 19. Kim, K. H., Ahn, J. W. and Hong, O. F., "Examination of individual and mixed odorant concentration and their relationship with odor intensity", *Korean J. Odor Res. Eng.*, **9**(2), 72~79(2010).
 20. Kinney, K. A., Loehr, R. C. and Corsi, R. L., "Vapor-phase bioreactors: avoiding problems through better design and operation", *Environ. Prog.*,

- 18, 222~230(1999).
21. Xi, J., Hu, H. Y. and Qian, Y., "Effect of operating conditions on long-term performance of a biofilter treating gaseous toluene: Biomass accumulation and stable-run time estimation", *Biochem. Eng. J.*, **31**(2), 165~172(2006).
 22. Leson, G. and Winer, A. M., "Biofiltration: An innovative air pollution control technology for VOC emissions", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **41**(8), 1045~1054(1991).
 23. Swanson, W. J. and Raymond C. L., "Biofiltration: Fundamentals, design and operations principles", *J. Environ. Eng.*, **54**, 538~546(1997).
 24. Auria, R., Aycaguer, A. C. and Devinny, J. S., "Influence of water content on degradation rates for ethanol in biofiltration", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **48**(1), 65~70(1998).
 25. Burgess, J. A., Parsons, S. A. and Stuetz, R. M., "Developments in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review", *Biotechnol. Advances*, **19**, 35~63(2001).
 26. Smet, E., Lens, P. and Langenhove, H., "Treatment of waste gases contaminated with odorous sulfur compounds", *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.*, **28**, 89~117(1998).
 27. Zilli, M., Palazzi, L., Sene, L., Converti, A., Borghi, M. D., "Toluene and styrene removal from air in biofilters", *Process Biochemistry*, **37**, 423~429(2001).
 28. Park, J. D., Suh, J. H. and Lee, H. S., "A study on the removal characteristics of VOCs and odors with biofilter", *J. Environ. Sci.*, **14**(9), 843~849(2005).
 29. Kim, S. J., Kim, T. H., Lee, Y. H., Jang, H. S., Song, J. H. and Hwang, S. J., "Complex odor removal in pilot-scale biofilter with microorganisms immobilized on polymer gel media", *J. Korean Soc. Water and Wastewater*, **25**(5), 741~750(2011).

30. Choi, S. W. and Ahn, S. Y., Introduction to Odor Pollution, DongHwa Technol. Publishing Co., pp. 1~23(2005).
31. Ministry of Environment and Environment Management Corporation, "Casebook of improvement on the management of odor by industrial classification", 370pp.(2009).
32. Ministry of Environment, "A manual of management task for odor emitting facility", 217pp.(1999).
33. Ministry of Environment, "A study on the improvement of odor sources management", 466pp.(2001).
34. Ministry of Environment, Offensive Odor Control Law(2012).
35. National Institute of Environmental Research, Standard Method of Odor Compounds, 244pp.(2007).
36. Koster, E. P., "Psychophysical methods of evaluation in environmental studies", Odors and Deodorization in the Environmental, Martin, G.(Ed.), VCH publisher, New York, pp. 29~36(1994).
37. Zhang, Q., Feddes, J. J. R., Edeogu, I. K., Zhou, X. J., "Correlation between odour intensity assessed by human assessors and odour concentration measured with olfactometers", *Canadian Biosystems Eng.*, **44**(6), 27~32(2002).
38. Stevens, S. S., "The psychophysics of sensory function", *American Scientist*, **48**(2), 226~253(1960).
39. Frechen, F. B., "Odour emissions and odour control at wastewater treatment plants in West Germany", *Water Sci. Technol.*, **20**, 261~266(1988).
40. Boon, A. G., "Septicity in sewers: causes, consequences and containment", *Water Sci. Technol.*, **31**, 237~253(1995).
41. Harkness, N., "Chemistry of septicity", *Effluent Water Treatment J.*, **20**, 16~23(1980).
42. Boon, A. G. and Lister, A. R., "Formation of sulphide in a rising main

- sewer and its prevention by injection of oxygen", *Prog. Water Technol.*, **7**, 289~300(1975).
43. Matos, J. S. and Sousa, E. R., "The forecasting of hydrogen sulphide gas build-up in sewage collection systems", *Water Sci. Technol.*, **26**, 915~922(1992).
44. Pomeroy, R. D., "Generation and control of sulphides in filled pipes", *Sewage Ind. Wastes*, **31**, 1082~1095(1959).
45. Pomeroy, R. D. and Parkhurst, J. D., "The forecasting of sulphide build up rates in sewers", *Prog. Water Technol.*, **9**(3), 621~628(1977).
46. Cheremisinoff, P. N., *Industrial Odour Control*, Butterworth-Heinemann Ltd, Oxford, 322pp.(1988).
47. Lee, J. S., Lim, B. G., Kim, J. G. and Lee, C. M., "Removal technology of odor by absorption and adsorption", *J. Korean Soc. Environ. Administration*, **7**(2), 267~272(2001).
48. Kim, J. S., Kim, M. C., Kim, I. H., Park, S. C., Park, Y. G., Park, J. H., Seo, J. M., Lee, J. S., Jung, J. D., Jung, H. J., Cho, I. J., Cha, G. S., Choi, S. B. and Hwang, G. S., *Air Pollution Control Technology*, DongHwa Technol. Publishing Co., 448pp.(2006).
49. Ministry of Environment, "Development of odorless advanced treatment process for wastewater using soil microorganisms", 613pp.(2002).
50. Kennes, C. and Thalasso, F., "Waste gas biotreatment technology", *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **72**, 303~319(1998).
51. Hartmans, S., *Microbiological Aspects of Biological Waste Gas Cleaning*, VDI Berichte, 1104, pp. 1~12(1994).
52. Kam, S. K., Kang, K. H., Lim, J. K. and Lee, M. G., "Removal characteristics of H₂S in the biofilter packed with activated carbon/polyurethane composite media", *J. Enviro. Sci.*, **13**(1), 47~53(2004).
53. Cho, K. S., Hirai, M. and Shoda, M., "Removal of dimethyldisulfide by the

- peat seeded with night soil sludge", *J. Ferment. Bioeng.*, **71**(4), 289~291(1991).
54. Zhang, L., Hirai, M., Shoda, M., "Removal characteristics of dimethylsulfide, methanethiol and hydrogen sulfide by *Hyphomicrobium* sp. Y55 isolated from peat biofilter", *J. Ferment. Bioeng.*, **72**(5), 392~396(1991).
 55. Bin, J. I., "A study on biological deodorizing technology using biofilter", M. S. Dissertation, Pukyong National Univ., 73pp(2002).
 56. Namkoong, W., Park, J. S. and Lee, N. S., "Principle and application of biofiltration", *J. KOWREC.*, **8**(1), 60~68(2000).
 57. Lith, C. V., Leson, G. and Michelsen, R., "Evaluating design options for biofilter", *Air & Waste Management Assoc.*, **47**, 37~48(1997).
 58. Ottengraf, S. P. P. and Van den Oever, A. H. C., "Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter", *Biotechnol. Bioeng.*, **25**(12), 3089~3102(1983).
 59. Ottengraf, S. P. P., "Exhaust gas purification", *Biotechnology*, Rehm, H. J. and Reed, G.(Eds.), VCH, Weinheim, Germany, **8**, p. 426(1986).
 60. Lee, E. Y., "Isolation and deodorizing characteristics of sulfur oxidizing bacteria and ammonia oxidizing bacteria for the removal of sulfur containing malodorous compounds and ammonia", Ph. D Thesis, Ehwa Womans Univ., 230pp.(1999).
 61. Deshusses, M. A., "Biological waste air treatment in biofilters", *Environ. Biotechnol.*, **8**, 335~339(1997).
 62. Webster, T. S. and Devinny, J. S., *Biofiltration*, John Wiley & Sons, pp. 653~664(1998).
 63. Ministry of Environment, "Development of greenhouse gas inventory and emission factors", VII-26~VII-30(2008).
 64. Bart, E., "Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates", *J. Air Waste Manage. Assoc.*, **42**, 1583~

- 1591(1992).
65. Hong, Z., Steve, E. L., Mark, O. B., Alan, F. V. and Mae, S. G., "Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soils: part 1-simulation of gaseous mercury emissions from soils using a two-resistance exchange interface model", *Atmospheric Environment*, **36**(5), 835~846(2002).
 66. Kienbusch, M., "Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber", User's Guide: EPA-600/8-86/008 (1986).
 67. Ko, B. C., Lee, J. K., Lee, Y. S., Lee, M. G. and Kam, S. K., "A study on odor emission characteristics of domestic sewage treatment facilities using composite odor concentration and hydrogen sulfide concentration", *J. Enviro. Sci.*, **21**(11), 1379~1388(2012).
 68. Um, M. Y., Practical Nonparametric Statistics for Social Workers, Jipmoondang Publishing Co.(2007).
 69. Korea Environment Corporation, Casebook of Odor Technology Diagnosis, pp. 11~23(2011).
 70. USEPA, Design Manual: Odor and Corrosion Control in Sanitary Sewage Systems and Treatment Plants, EPA-625/1-85/018(1985).
 71. Sommer, S. G. and Olesen, J. E., "Modeling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals", *Atmospheric Environment*, **34**(15), 2361~2372(2000).
 72. Ko, B. C., Park, Y. H., Kim, D. I., Lee, M. G. and Kam, S. K., "Odor removal characteristics of biofilters in domestic sewage treatment facilities analyzing composite odor and odor quotient", *J. Enviro. Sci.*, **22**(1), 109~117(2013).
 73. Chung, Y. J., "Odor removal by using compost and granular scrap tires", *J. Korean Soc. Water & Wastewater*, **13**(1), 43~50(1999).
 74. Bin, J. I., Lee, B. H., Kam, S. K. and Lee, M. G., "H₂S removal

- characteristics by combined systems of bioscrubber and biofilter", *J. Environ. Sci.*, **16**(6), 763~769(2007).
75. Duan, H., Koe, L. C. C., Yan, R. and Chen, X., "Biological treatment of H₂S using pellet activated carbon as a carrier of microorganisms in a biofilter", *Water Res.*, **40**, 2629~2636(2006).
76. Namgung, H. K., Shin, S. K., Hwang, S. J. and Song, J. H., "Transient behaviors of a two-stage biofilter packed with immobilized microorganisms when treating a mixture of odorous compounds", *Environ. Eng. Res.*, **32**(12), 1126~1133(2010).
77. Smet, E., Chasaya, G., Van Langenhove, H. and Verstraete, W., "The effect of inoculation and the type of carrier material used on the biofiltration of methyl sulphides", *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **45**(1), 293~298(1996).

감사의 글

옛말에 ‘시작이 반이다’라고 했는데 박사 과정을 시작하고 나서 나머지 반을 마치는데 너무나 오랜 시간이 걸렸고 그 기간 동안 많은 분들의 도움을 받았기에 이 마지막 한 페이지를 빌어 감사의 말을 전하고자 합니다.

학부 과정에서부터 학문적으로 많은 가르침을 주신 감상규 교수님께 깊은 감사를 드리며, 부족한 논문을 많이 이끌어 주시고 격려를 해주신 허철구 교수님과 이기호 교수님께 감사의 말씀을 드립니다. 또한 바쁘신 중에도 세심하게 논문을 검토해주신 부경대학교 이민규 교수님과 대구대학교 박영식 교수님께 감사드리며, 허목 교수님과 조은일 교수님, 김진근 교수님께 감사드립니다.

제가 약취 분야를 접할 수 있도록 도와주신 진병복 처장님과 정득중 센터장님께 감사를 드리며, 통계 분야에 도움을 주신 전홍배 교수님과 이고은 대리, 영문 작업을 도와준 박범웅 대리와 이유정 팀장, 측정기기의 분석 조건을 검토해 준 박영옥 님에게도 감사하다는 말을 전합니다.

제가 출장을 다니면서도 논문을 쓸 수 있도록 많은 배려를 해주신 박영호 센터장님, 이윤수 팀장님, 배현도 팀장님과 김동일 차장님, 이종국 차장님께 감사를 드리며, 오늘도 전국의 현장을 누비며 고생을 하고 있을 팀원들에게도 감사드립니다. 그리고 항상 넉넉한 마음으로 후배들을 챙겨주는 김길성 선배님, 분위기 메이커인 오재영 선배님과 현성수 선배님께 감사드리며, 명찬, 룬용 후배에게도 감사의 말을 전합니다.

지금도 자식들을 위해 축원하고 염려해주시는 아버지, 어머니... 그동안의 헌신에 감사드리며 두 분의 가르침 잊지 않고 살겠습니다. 그리고 사위를 아들처럼 아껴주시는 장인어른과 장모님께 이 논문을 드릴 수 있어서 기쁘게 생각합니다. 그리고 항상 열심히 생활하는 누나와 동생 상철, 그리고 삼촌을 믿고 따르는 지웅, 지혁이에게 고마움을 전합니다.

마지막으로 나를 뒷바라지 하면서 항상 곁에서 힘이 되어준 내 아내 이선, 아빠가 논문을 쓴다고 방을 내어준 아들 기현, 웃음과 애교로 아빠의 피로를 풀어주는 딸 은아에게 사랑한다는 말과 함께 고마움을 전합니다.

지금 이 자리가 끝이 아니라는 것을 잘 알고 있기에 그동안 지갑 속에 간직했던 학생증을 서랍 속에 넣어놓고 새로운 시작을 준비하고자 합니다. 그리고 조금 더 겸손하고 성실한 자세로 모든 일에 최선을 다하며 감사하는 마음으로 살겠습니다.

2013년 무더운 여름에...

고병철 씀