



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](#)

碩士學位論文

국내 배경지역의 가스상 오염물질
장거리 이동 연구



濟州大學校 大學院

化學科

姜 熹 坤

2009年 8月

국내 배경지역의 가스상 오염물질 장거리 이동 연구

指導教授 姜 昌 禧

姜 熹 坤

이 論文을 理學 碩士學位 論文으로 提出함

2009年 8月

姜熹坤의 理學 碩士學位 論文을 認准함

審査委員長 _____ ㉠

委 員 _____ ㉠

委 員 _____ ㉠

濟州大學校 大學院

2009年 8月

Long-range Transport of Gaseous Pollutants in Background Area of Korea

Hee-Gon Kang
(Supervised by professor Chang-Hee Kang)

A thesis submitted in partial fulfillment of the requirement
for the degree of Master of Science

2009. 8.

This thesis has been examined and approved.

.....
.....
.....
.....
Date

DEPARTMENT OF CHEMISTRY

GRADUATE SCHOOL

JEJU NATIONAL UNIVERSITY

목 차

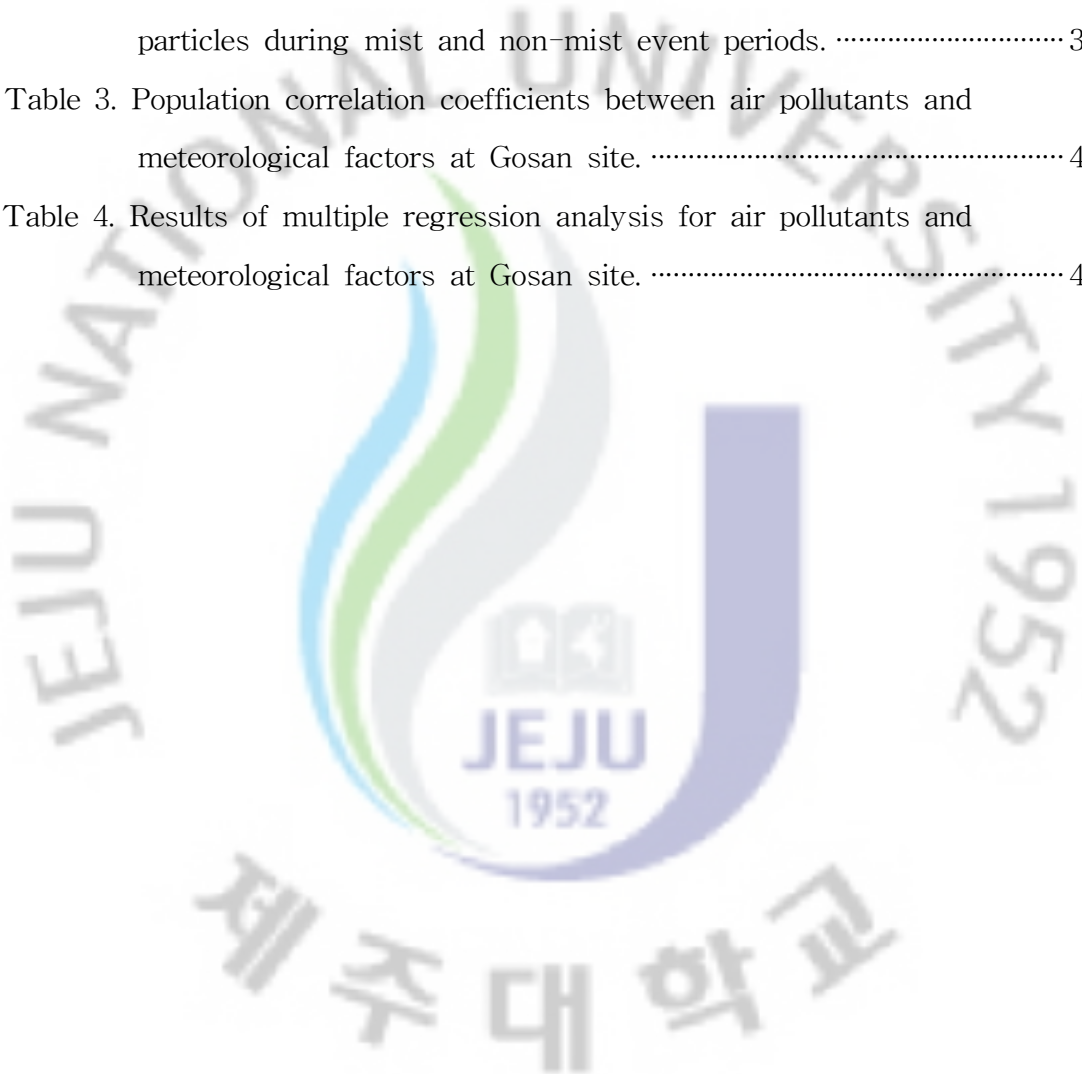
List of Tables	iii
List of Figures	iv
ABSTRACT	viii
I. 서 론	1
II. 연구 방법	4
1. 측정소 설비 및 측정기기	4
1) 측정소 설비	4
2) 측정기기	4
3) 부대설비	6
2. 오염물질 농도 측정	6
1) 가스상 오염물질 농도 측정	6
2) PM ₁₀ 미세먼지 농도 측정	6
3) 측정 테이터의 수집	7
3. 측정기기의 보정	8
1) 가스상 오염물질 측정기기의 보정	8
2) PM ₁₀ 미세먼지 측정기기의 보정	8
III. 결과 및 고찰	9
1. 배경지역의 가스상 오염물질과 PM ₁₀ 농도 특성	9
1) SO ₂ 의 농도 변화	9
2) NO ₂ 의 농도 변화	15
3) O ₃ 의 농도 변화	21
4) CO의 농도 변화	26
5) PM ₁₀ 에어로졸의 농도 변화	31
2. 기상에 따른 가스상 오염물질의 농도 변화	36

1) 박무 시의 농도 변화	36
2) 기상인자들과의 상관성 분석	41
3) 풍향에 따른 농도 비교	44
5. 대기오염물질의 유입경로 조사	49
1) 대기오염 물질의 유입경로별 농도 비교	50
IV. 결 론	63
V. 참 고 문 헌	65



List of Tables

Table 1. Specifications of SO ₂ , NO/NO ₂ /NO _x , O ₃ , CO and PM ₁₀ analyzer.	7
Table 2. Comparison and their ratios of gaseous pollutants and PM ₁₀ fine particles during mist and non-mist event periods.	39
Table 3. Population correlation coefficients between air pollutants and meteorological factors at Gosan site.	44
Table 4. Results of multiple regression analysis for air pollutants and meteorological factors at Gosan site.	44



List of Figures

Figure 1. Daily variation of SO ₂ concentration at Gosan site during 2005–2007.	13
Figure 2. Monthly variation of SO ₂ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	14
Figure 3. Seasonal comparison of SO ₂ concentration at Gosan site during the study.	14
Figure 4. Hourly variation of SO ₂ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	15
Figure 5. Comparison of SO ₂ concentration between Gosan and other cities.	15
Figure 6. Daily variation of NO ₂ concentration at Gosan site during 2005–2007.	18
Figure 7. Monthly variation of NO ₂ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	18
Figure 8. Seasonal comparison of NO ₂ concentration at Gosan site during the study.	19
Figure 9. Hourly variation of NO ₂ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	19
Figure 10. Comparison of NO ₂ concentration between Gosan and other cities.	20
Figure 11. Daily variation of O ₃ concentration at Gosan site during	

2005-2007.	24
Figure 12. Monthly variation of O ₃ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	24
Figure 13. Seasonal comparison of O ₃ concentration at Gosan site during the study.	25
Figure 14. Hourly variation of O ₃ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	25
Figure 15. Comparison of O ₃ concentration between Gosan and other cities.	26
Figure 16. Daily variation of CO concentration at Gosan site during 2005-2007.	29
Figure 17. Monthly variation of CO concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	29
Figure 18. Seasonal comparison of CO concentration at Gosan site during the study.	30
Figure 19. Hourly variation of CO concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	30
Figure 20. Comparison of CO concentration between Gosan and other cities.	31
Figure 21. Daily variation of PM ₁₀ concentration at Gosan site during 2005-2007.	34
Figure 22. Monthly variation of PM ₁₀ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	35
Figure 23. Seasonal comparison of PM ₁₀ concentration at Gosan site during	

the study.	35
Figure 24. Hourly variation of PM ₁₀ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).	36
Figure 25. Comparison of PM ₁₀ concentration between Gosan and other cities.	36
Figure 26. Seasonal comparison of SO ₂ concentration between mist and non-mist events.	39
Figure 27. Seasonal comparison of NO ₂ concentration between mist and non-mist events.	40
Figure 28. Seasonal comparison of CO concentration between mist and non-mist events.	40
Figure 29. Seasonal comparison of PM ₁₀ concentration between mist and non-mist events.	41
Figure 30. Seasonal comparison of O ₃ concentration between mist and non-mist events.	41
Figure 31. Distribution of wind direction frequency at Gosan site during the study period.	46
Figure 32. Variation of SO ₂ concentrations according to wind direction at Gosan site.	46
Figure 33. Variation of CO concentrations according to wind direction at Gosan site.	47
Figure 34. Variation of PM ₁₀ concentrations according to wind direction at Gosan site.	47
Figure 35. Variation of O ₃ concentrations according to wind direction at Gosan site.	48
Figure 36. Variation of NO ₂ concentrations according to wind direction at Gosan site.	48
Figure 37. 5-Day backward trajectories showing inflow pathways of air	

parcels into Jeju in a few cases of high 10% NO ₂ concentrations.	49
Figure 38. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of SO ₂ concentrations.	54
Figure 39. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of SO ₂ concentrations.	55
Figure 40. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of NO ₂ concentrations.	56
Figure 41. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of NO ₂ concentrations.	57
Figure 42. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of O ₃ concentrations.	58
Figure 43. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of O ₃ concentrations.	59
Figure 44. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of CO concentrations.	60
Figure 45. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of CO concentrations.	61
Figure 46. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of CO concentrations.	62
Figure 47. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of PM ₁₀ concentrations.	63

ABSTRACT

The concentrations of gaseous pollutants and PM₁₀ fine particles had been measured in a real-time basis at Gosan site of Jeju Island, one of the background areas in Korea, from 2005 to 2007.

The concentrations of SO₂, NO₂, O₃, CO, and PM₁₀ fine particles were respectively 2.13 ppb, 3.87 ppb, 38.7 ppb, 0.54 ppm, and 42.5 µg/m³ for the study period. Seasonally, the concentrations of SO₂ and NO₂ were highest in winter, but those of O₃, CO, PM₁₀ were highest in spring. And all of the components showed the lowest concentrations in summer.

The concentration ratios of mist over non-mist events of SO₂, NO₂, O₃, CO and PM₁₀ were 1.2, 1.2, 1.1, 1.1, and 1.5, respectively. It showed that the concentrations of fine particles were more affected during the mist event periods compared to those of gaseous pollutants.

The correlation with meteorological factors and the multiple regression analysis have resulted that SO₂, NO₂, and O₃ have the negative correlations with the relative humidity and temperature, indicating that those concentrations decrease in summer but increase in winter and spring. The PM₁₀ fine particles have the negative correlation with the humidity but the positive correlation with the temperature, indicating that those concentrations are assumed to increase in dry spring season.

The concentration variations by wind direction resulted that those of SO₂, CO, and PM₁₀ increased in northwest wind, but no significant differences in those of O₃ and NO₂ by wind direction.

The backward trajectory analysis showed that the concentrations of SO₂, NO₂, O₃, CO, and PM₁₀ increased when the air parcel moved from the northern regions of China continent, but relatively decreased when it flowed from the

northern Pacific region. And it was investigated that the atmosphere in Gosan area had been highly influenced from China.



I. 서론

급격한 산업화 정책과 운송 차량의 증가로 대기오염이 심화되면서 대기질 개선에 대한 관심이 고조되고 있다. 우리나라에서도 도시지역을 중심으로 광화학스모그 발생, 시정거리 감소, 미세먼지(PM₁₀) 농도 상승 등의 대기오염 현상이 빈번히 발생하고 있고, “수도권 대기환경 개선에 관한 특별법”을 제정하여 이를 감시, 개선하는데 많은 비용과 노력을 경주하고 있다. 최근에 우리나라는 청정연료와 저유황연료 공급 확대, 저공해 자동차 보급 등 적극적인 대기오염 저감정책을 펴고 있다. 이러한 결과로 아황산가스(SO₂), 일산화탄소(CO) 등 일부 대기오염물질의 농도가 서서히 낮아지고 있고, 개도국형 오염상태는 상당 부분 개선되고 있는 추세이다. 그러나 수도권 지역을 중심으로 오존(O₃), 질소산화물(NO_x), 미세먼지(PM₁₀) 등의 오염은 완만하게 증가하고 있어서 대기오염 형태가 개도국형에서 선진국 형으로 전환되는 경향을 보이고 있다. 특히 OECD 국가의 주요 도시들과 비교했을 때, NO_x는 1.4~1.7배, 미세먼지는 1.7~3.5배 정도 더 높고, 이들 국가들 중에서 최하위 수준을 나타내고 있어서 이에 대한 시급한 개선이 이루어져야 할 것으로 보인다 (김신도 등, 2007).

가스상 대기오염물질은 대부분 화석연료의 연소에 기인하고 있다. 이 중에서도 화석연료의 연소에 기인하는 황화합물, 질소산화물 등의 1차 오염물질은 가스상으로는 물론 대기 중에서 광화학 반응을 거쳐 산성비 형태로 토양, 삼림, 호수 등의 생태계와 건축물 등에 피해를 입히고 있다 (류상범 등, 2008). 특히 동아시아지역은 높은 인구밀도와 최근의 급속한 산업화 정책으로 이러한 NO_x, SO₂, CO 등의 1차 오염물질의 배출량이 크게 증가하고 있는 것으로 알려지고 있다(Akimoto et al., 1996). 또 북반구 대류권의 O₃ 농도 역시 최근 수십년간 꾸준히 증가 추세를 보이고 있다 (Vingarzan, 2004; Derqent et al., 1998). NO_x, SO₂, CO, O₃ 등은 대기질 개선을 위해 우선적으로 관리가 필요한 대표적인 대기오염물질이다.

우리나라와 인접한 중국은 급속한 산업화와 석탄 위주의 에너지 소비 구조로 매연형 위주의 대기오염 형태를 보이고 있다. 이로 인해 아황산가스 오염도가 높은 수준을 유지하고 있고, 또 최근에 도시화로 자동차 배출 오염물인 질소산화물이 증가하면서 대도시는 매연형 오염과 광화학 오염이 혼합된 복합형 오염형태로 변화하

고 있다. 더욱이 대규모 건축 등 인위적 활동으로 인한 먼지오염, 일부 지역의 생태 파괴, 북방 지역의 황사 등으로 대기오염도가 급격히 심화되고 있다. 중국 도시들은 아직까지 2/3 정도가 국가 2등급 대기질 기준에도 도달하지 못하고 있고, 부유 먼지와 아황산가스의 오염이 매우 심각하게 나타나고 있다. 또 산성비 오염 역시 주로 남부지역에서 심각한 것으로 알려지고 있다. 2002년 기준으로 중국의 총 먼지 발생량은 941만톤이며, 아황산가스는 도시의 77.6%가 국가 2등급, 22.4%가 국가 2등급 초과 수준을 나타나고 있다 (차준석 등, 2006).

이렇게 중국에서 발생한 대표적 오염물질들은 대기층 하부의 산성침적물이나 광화학 산화물 등의 형태를 띠고, 평균 체류시간이 1일~1주일 정도로 알려져 있다. 그리고 이러한 오염물질들은 보통 수백~수천 km 까지 장거리이동하기 때문에 인접 국가들에게는 커다란 관심사이다 (한진석 등, 2006). 특히 편서풍 풍하 지역에 위치한 우리나라는 이러한 영향을 가장 직접적으로 받고 있다. 우리나라의 대기환경 개선을 위해서는 국내의 대기오염물질 관리뿐만 아니라 외부로부터 유입되는 장거리 이동 대기오염물질에 대해 면밀히 조사할 필요가 있다 (이용희 등, 2007). 동북아의 한·중·일 3국은 다양한 방법으로 대기오염 저감방안 마련을 위해 공동 노력을 기울이고 있다. 그 일환으로 3국은 2000년대에 들어 '장거리이동 대기오염물질' 관련 국제공동연구를 추진해오고 있다. 이러한 기초 연구를 비롯하여 다양한 공동연구가 지속적으로 진행될 경우, 앞으로 이 지역 대기질 개선에 기여할 수 있는 결과와 방안이 마련될 수 있을 것으로 예측된다. 또 이러한 대기오염물질의 장거리 이동 현상을 모니터링하기 위하여 안면도, 덕적도, 서해안 등의 몇몇 측정소를 활용하고 있고, 항공기를 이용한 서해안 관측을 실시하고 있다 (차준석 등, 2006). 또 NASA의 PEM-WEST A와 PEM-WEST B, ACE-Asia, INDOEX, TRACE-P 등과 같은 연구 사업들을 수행해 오고 있다 (최진수 등, 2008).

동아시아 지역에서 대기오염물질의 장거리 이동현상을 규명하기 위한 지상관측소로는 대만의 Kenting, 홍콩의 Kato-Crooked Island, 중국의 Waliguang Mountain, 일본의 Okinawa 등과 함께 우리나라에서는 제주도가 적합한 곳으로 꼽히고 있다. 제주도는 한반도와 100 km 이상, 중국과는 500 km 이상, 일본과는 250 km 이상 떨어져 있고 자체적인 오염원이 거의 없는 청정지역이다. 특히 중국과 일본의 중앙에 위치하고 있어서 동북아시아에서 장거리 이동되는 대기오염물질의 영향을 평가하는데 아주 유리한 조건을 갖추고 있다 (Zhang *et al*, 2004; Carmichael

et al., 1997; Akimoto and Natria, 1994).

최근에 대기오염물질의 장거리 이동과 관련해서 제주도에서 수행된 국제공동연구로는 1991년 9월의 PEM-West A, 1994년 2월의 PEM-West B, 2001년에 수행된 ACE-Asia 등이 있다 (ACE-Asia Project Prospectus, 2001). 또 2005년 3월부터는 남아시아 지역에서 발생하는 대기오염물질의 장거리 이동을 연구하기 위한 ABC 프로젝트가 UNEP의 주관 하에 진행 중에 있다 (Atmospheric Brown Clouds Gosan Campaign, 2007; 강창희 등, 2007; 송미정 등, 2006; 문광주 등, 2006; Kim *et al.*, 2005; Huebert *et al.*, 2003; Tu *et al.*, 2003; Bates *et al.*, 2002).

본 연구는 이처럼 국내 대표적인 배경농도 지역인 '고산 측정소'에서 대기오염물질의 배경농도를 측정하고, 오염 특성을 조사하기 위한 목적으로 수행되었다. 이를 위해 국내 배경농도 지역인 제주도 고산지역에서 3년에 걸쳐 SO₂, NO₂, O₃, CO 가스상 오염물질과 미세먼지(PM₁₀)의 농도를 실시간으로 모니터링하였다. 그리고 이러한 측정 결과로부터 대기 오염물의 계절별, 일별, 시간별 변동 특성과 기상요인에 따른 변화를 조사하였다. 또 역궤적 분석을 실시하여 대기오염물질의 유입경로를 조사하였다.

II. 연구 방법

1. 측정소 설비 및 측정기기

1) 측정소 설비

본 연구를 수행한 고산측정소는 제주도의 서쪽 끝 지점(33°28'N, 127°17'E, 제주 시 한경면 고산리 수월봉)에 위치하고 있고, 제주 고층레이다기상대로부터 서쪽 방향으로 약 300 m 정도 떨어져 있다. 측정소 설비는 실내면적이 12평 정도인 컨테이너를 사용하였고, 바다와 인접한 해발고도 약 72 m의 언덕 위에 설치하였다. 컨테이너 내부는 에어컨과 제습기를 사용하여 측정기기의 작동에 적합한 온도와 습도를 유지하였다. SO₂ Analyzer, NO/NO₂/NO_x Analyzer, O₃ Analyzer, CO Analyzer, PM₁₀ Analyzer는 이 컨테이너 내부에 탑재하였고, 공기 흡입관은 컨테이너의 천정을 관통시켜 지상으로부터 약 5 m의 높이가 되도록 설치하였다. 또한 전원은 UPS를 사용하여 정전을 예방하였다. 시료 공기는 흡입관 및 blower를 이용하여 85~140 L/min의 유속으로 흡입하였고, 공기 중의 수분은 분배관 끝에 실리카겔을 채워서 제거하였다. 또한 흡입관은 내벽의 흡착 등에 의한 오차 요인을 줄이기 위하여 불활성인 테프론관이나 유리관을 사용하였고, 기기를 통과한 공기는 컨테이너 바닥으로 배출시켜 측정에 미치는 영향을 최소화하였다.

2) 측정기기

(1) SO₂ Analyzer

아황산가스(SO₂) 측정용 분석기기는 미국 Thermo Environment Instruments Inc.의 SO₂ Analyzer (Model 43C-TL)로 Pulse Ultra Violet Fluorescence Method로 측정하였다. 측정 데이터는 (주)태창의 Data Acquisition System (Model TDL-1000)을 사용하여 수집하였다.

(2) NO/NO₂/NO_x Analyzer

질소산화물(NO-NO₂-NO_x) 측정용 분석기기는 미국 Thermo Environment

Instruments Inc.에서 제작한 Chemiluminescent NO-NO₂-NO_x Analyzer (Model 42C-TL)를 사용하였고, 측정된 데이터는 (주)태창의 Data Acquisition System (Model TDL-1000)을 사용하여 수집하였다.

(3) O₃ Analyzer

오존(O₃) 측정용 분석기기는 미국 Thermo Environment Instruments Inc.에서 제작한 O₃ Analyzer(Model 49C)를 사용하였고, Pulse Ultra Violate Photometric Method로 측정하였다. 측정 데이터는 (주)태창의 Data Acquisition System (Model TDL-1000)을 사용하여 수집하였다.

(4) CO Analyzer

일산화탄소(CO) 측정용 분석기기는 미국 Thermo Environment Instruments Inc.의 CO Analyzer (Model 48C)를 사용하였고, Non-Dispersive Infrared Method로 측정하였다. 데이터는 (주)태창의 Data Acquisition System (Model TDL-1000)을 사용하여 수집하였다.

(5) Calibration System

SO₂, NO/NO₂/NO_x, O₃, CO Analyzer의 검정(calibration)에는 미국 Thermo Environment Instruments Inc.에서 제작한 Multigas Calibration System (Model 146)을 사용하였다. 이 시스템은 Ozone Generator가 부착되어 있어서 일정 농도의 오존을 발생시킬 수 있고, O₃ Analyzer의 검정도 가능하도록 구성되어 있다.

(6) PM₁₀ Analyzer

10 μm 이하의 미세입자 농도 측정을 위한 PM₁₀ Analyzer는 미국 Met One Instruments Inc.의 β-Ray Particulate Monitoring System (Model BAM 1020)을 사용하였다. 시료 공기 흡입은 일본 MEDO사 (Model BX-127 Pump 230, 60 L/min) 진공펌프를 사용하였고, 유량은 16.7 L/min이 되도록 조절하였다.

3) 부대설비

(1) 전원 설비

모든 측정 장비와 에어컨, 제습기 등을 가동시키기 위한 전원은 전압 220 V, 총 용량 20 kW이다. 기기 가동용 220 V, 110 V 전원은 대영ENT(주)의 UPS (Model Finups Duss-60과 Model UX-210T)을 사용하여 순간 정전, 전압강하, Noise등을 방지하고 안정된 정전압과 정주파수의 전원을 공급하였다.

(2) 항온설비

컨테이너의 실내온도는 에어컨을 사용하여 대략 25°C가 되도록 유지하였고, 에어컨은 Carrier사의 모델 CX-351F와 세기사의 모델 PA-A74GY3를 사용하였다.

2. 오염물질 농도 측정

1) 가스상 오염물질 농도 측정

SO₂, NO_x, O₃, CO 등의 가스상 오염물질의 농도는 각각 SO₂ Analyzer, NO-NO₂-NO_x Analyzer, O₃ Analyzer, CO Analyzer를 사용하여 2005년 1월부터 2007년 12월까지 3년간 측정하였다. 측정 데이터는 연구기간 동안 이들 성분들에 대해 모두 5분 간격으로 실시간 측정하였다. 측정한 데이터는 기기가 비정상적으로 가동되었거나 또는 농도가 비정상적으로 너무 높거나 낮은 데이터들 배제하고 최종적으로 1시간 동안의 측정값을 평균하여 정리하였다. 이때 측정에 사용한 SO₂ Analyzer, NO-NO₂-NO_x Analyzer, O₃ Analyzer, CO Analyzer의 측정범위와 검출한계는 Table 1과 같다.

2) PM₁₀ 미세먼지 농도 측정

PM₁₀ 미세먼지는 β-Ray를 이용한 Particulate Monitoring System을 사용하여 2005년 1월부터 2007년 12월까지 1시간 간격으로 연속하여 측정하였다. PM₁₀ 미세먼지는 흡입부에 입자분리장치(cyclone)를 설치하여 입자크기가 10 μm 이하인 입자상 물질만을 통과시켰다. 미세입자 농도는 유리섬유 재질의 BAM Filter Tape (roll tape, 30 mm × 10 m)에 1시간 동안 미세입자를 포집한 후 여기에 β-Ray (Kr-85

β -source)를 조사하고, 미세입자 포집 전과 후의 전류세기 차이를 비교하는 방법 (Lenard's law)으로 측정하였다. 이 때 공기의 유속은 16.7 L/min이 되도록 설정하였고, 수분에 의한 질량농도 오차를 줄이기 위해 흡입관은 가온 시스템을 부착하여 40~50°C 정도로 유지하였다. 본 연구에서 사용한 PM₁₀ 미세먼지 측정기의 측정범위와 검출한계는 Table 1과 같다.

3) 측정 데이터의 수집

위의 방법으로 측정한 SO₂, NO_x, O₃, CO 등 가스상 오염물질의 농도와 PM₁₀ 미세먼지 농도는 Data Acquisition System (Thermo Environment Instruments Inc., Model 146)을 사용하여 지속적으로 데이터를 수집하였다. SO₂, NO_x, O₃, CO 가스상 물질들은 각 성분별로 5분 간격으로 측정 데이터를 저장하였고, PM₁₀ 미세먼지 농도는 1시간 간격으로 데이터를 수집하였다. 그리고 가스상 물질 분석 장비와 PM₁₀ 미세먼지 측정 장비는 정확도 향상을 위하여 수시검정과 주간검정, 월간검정 등의 주기적 검정을 실시하였다.

Table 1. Specifications of SO₂, NO/NO₂/NO_x, O₃, CO and PM₁₀ analyzer.

Components	Analyzer	Ranges	Detection limit	Linearity	Theory
SO ₂	Thermo Model 43C Pulsed Fluorescence SO ₂ Analyzer	~1000 (ppb)	0.10 ppb (60 sec avg time)	± 1%	Absorption 190~320nm
NO-NO ₂ -NO _x	Thermo Model 42C Chemiluminescence NO-NO ₂ -NO _x Analyzer	~500 (ppb)	50 ppt (120 sec avg time)	± 1%	NO+O ₃ →NO ₂ *+O ₃ NO ₂ *→NO ₂ +hv(>600nm) 3NO ₂ +MO→3NO+MoO ₃
O ₃	Thermo Model 49C Pulse Ultra Violet Fluorescence Method O ₃ Analyzer	~2000 (ppb)	1.0 ppb	± 1%	Absorption 254nm
CO	Thermo Model 48C	~100	0.2 ppm	± 1%	Absorption 4.6μm

	Non-Dispersive Infrared Method CO Analyzer	(ppm)		
PM ₁₀	Met One Model BAM 1020 PM10 Analyzer	~10 (mg/m ₃)	±2 µg/m ³ ±2 µg/m ³	β-Ray Absorption

3. 측정기기의 보정

1) 가스상 오염물질 측정기기의 보정

SO₂, NO/NO₂/NO_x, O₃, CO Analyzer의 보정(calibration)은 Thermo Environment Instruments Inc.의 Calibrator (Model 145C)와 Zero Air Generator (Model 111)을 이용하여 한달에 한번씩 수동으로 실시하였다. 기기보정은 zero air와 표준가스를 사용하여 zero-point와 span-point의 2-point calibration을 실시하였다. 이 때 zero air는 Thermo Environment Instruments Inc., Model 111를 사용하였고, span gas는 국내 RIGAS(주)에서 제조한 [NO] = 60.9 ppm, [SO₂] = 61.4 ppm, [CO] = 6147 ppm의 표준가스를 사용하였다. Zero point는 zero air generator에서 발생시킨 zero air를 기기에 주입하여 측정하였다. 그리고 span-point는 span gas와 zero air를 calibrator에서 적당한 비율로 혼합한 후 이를 분석기기에 주입하여 기기의 지시농도를 이론농도에 맞도록 조정하는 방법으로 보정하였다. 또한 O₃ Analyzer의 경우, calibrator 내부에 부착된 ozone generator에서 발생시킨 일정 농도의 오존을 기기에 주입하여 지시농도와 이론농도를 일치시키는 방법으로 보정하였다.

2) PM₁₀ 미세먼지 측정기의 보정

PM₁₀ 미세농도 측정에 사용한 β-Ray법 Particulate Monitoring System의 유량은 표준 유속계를 이용하여 측정기의 시료채취 유속과 설계 유속을 비교하는 방법으로 보정하였다. 또한 β-Ray를 조사했을 때의 질량흡수계수는 바탕필터(blank filter) 측정값과 교정 필름을 이용한 측정값을 측정기의 내부 연산 프로그램에 자동으로 입력하는 방법으로 보정하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 배경지역의 가스상 오염물질과 PM₁₀ 농도 특성

국내 배경지역인 고산측정소의 지구대기관측소에서 2005년 1월부터 2007년 12월 까지 SO₂, NO₂, O₃, CO의 가스상 오염물질은 5분간격으로, 또 PM₁₀ 미세먼지는 1시간 간격으로 실시간 측정하였다. 그리고 이러한 측정 결과를 모두 1시간평균값으로 정리하였다. 이러한 시간 평균 데이터를 기준으로 고산지역의 대기오염물질의 농도 특성을 조사하였다. 이 때 시간평균 데이터는 통계자료의 신뢰성 제고를 위하여 대상기간 중 75% 이상의 측정 자료가 확보된 경우에만 유효자료로 인정하였고 측정 장비의 오류 및 비정상적인 데이터는 대상에서 제외하였다. 그리고 이렇게 정리한 데이터를 이용하여 각 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지의 시간별, 월별, 계절별 시계열 변동 특성을 조사하고, 또 이들의 측정 결과를 타 도시 지역과 상호 비교하여 배경지역의 오염 특성을 살펴보았다.

1) SO₂의 농도 변화

황산화물(SO_x)이란 황의 산화물을 총칭하는 것이지만 일반적으로 황산화물이라고 하는 경우는 대기오염에 있어 중요한 역할을 하고 있는 SO₂, SO₃을 말한다. 황산화물(SO_x)은 인위적 발생원인 석탄연소, 중유연소, 폐기물처리, 이동발생원 등이 있으며 자연적 발생원으로는 화산활동이 있다. 배출량은 자연적 발생원과 인위적 발생원에 의한 발생량이 각각 50% 정도를 차지하는 것으로 추정되고 있다. 황산화물은 황 함유된 광석이나 화석연료의 연소에 의하여 인위적으로 배출된다. 석탄이나 석유와 같은 화석연료 중에는 평균 수%의 황이 함유되어 있다. 원유 중 황은 모두 유기황으로 존재하며, 석탄 중 황은 약 50%가 유기황이고, 나머지는 무기황으로 Fe₂(SO₄)₃, MgSO₄, CaSO₄ 등으로 존재하며, 황 함량은 0.5~2.5% 이다. 인위적 발생원에서 화석연료 중의 유기황화합물(메르캡탄, 설파이드)과 황 화합물이 연소되면 대부분이 SO₂가 된다. 그리고 SO₂의 일부는 불꽃 중에서 산화되어 SO₃을 생성한다. 이러한 연소과정에 의하여 생성되는 황산화물 중 95% 정도는 SO₂이고 약 5%가 SO₃이다 (김희강 등, 2000).

이 중 SO₂는 무색의 자극성이 있는 불연성 가스이며, 녹는점 -75.5℃, 끓는점 -10.02℃, 비중이 2.263로 공기보다 훨씬 무겁다. 물에는 잘 녹으며, 용해도는 20℃에서 10.5 g /100 g 정도이다. 대기의 상태에 따라 산화제 및 환원제로 작용하며, 표백력이 강한 성질을 나타낸다 (정문호 등, 2006). SO₂는 점막을 자극하여 진한 기체를 흡입할 경우, 콧물, 땀, 기침 등이 나오고 호흡곤란을 초래하고, 기관지염, 폐수종, 폐렴 등을 유발한다. 또 SO₂는 NO_x과 함께 산성비의 주요 원인 물질로서 토양, 호수, 하천의 산성화에 영향을 미치며, 식물의 잎맥 손상, 성장장애 및 빌딩이나 기념물 등 각종 구조물의 부식을 촉진시키는 것으로 알려져 있다. 또한 SO₂는 산화되어 황산염을 형성하면, 미세먼지를 구성하는 주요 원인물질로 전환되며, 시정장애에 영향을 준다 (대기환경연보, 2008).

동아시아 지역의 경제는 지난 20년간 높은 성장률을 보였으며, 급속한 경제성장으로 인해 SO₂의 배출량은 1996년에 정점을 나타냈고 여전히 많은 양의 SO₂가 배출되고 있다. 아시아 지역의 2000년 SO₂ 총배출량은 34,940 Gg으로 이 중에서 중국이 20,753 Gg을 배출하여 아시아 전체 배출량의 60%를 차지하고, 동아시아지역 배출량의 90%를 차지하는 것으로 나타나고 있다. 대기 중으로 방출된 황 화합물은 강수나 에어로졸 생성에 중요한 역할을 한다. 대기 중으로 배출된 SO₂는 황산염으로 변화되어 산성우와 건성침착(dry deposition) 등의 형태로 주변지역의 생태계와 자연환경 및 주민건강에 해로운 영향을 미친다. 그리고 SO₂와 황산염입자는 장거리 이동하여 주변 국가의 대기질에 영향을 주는 것으로 알려져 있으며, 태평양은 물론 북아메리카대륙 서부까지 이동하여 대기질에 영향을 미치는 것으로 보고되었다. 또한 대기 중에 배출된 SO₂가 산화된 황산염은 입자상 에어로졸 상태로 존재하면서 직접적으로 빛을 산란 혹은 흡수시키고, 간접적으로는 구름의 응결핵으로 작용하여 구름 내 물리현상에 영향을 주며, 지구복사 체계에도 영향을 미친다 (한진석 등, 2004).

본 연구에서 2005년 1월부터 2007년 12월까지 3년간 관측된 SO₂의 일평균 농도 변화를 Figure 1에 도시하였다. 연구기간의 SO₂ 전체 평균농도는 2.13 ppb로 일평균 환경기준인 50 ppb에 비해서는 아주 낮은 농도를 보인 것으로 조사되었다. 그리고 연구기간 중 가장 높은 농도는 17.28 ppb (2007년 1월 11일), 가장 낮은 농도는 0.01 ppb (2005년 2월 17일)로 측정 기간 동안에 비교적 큰 편차를 보인 것으로 조사되었다.

또 SO₂의 월별농도는 12월에 3.95 ppb로 가장 높고, 6월에 1.05 ppb로 가장 낮은 농도를 나타내었다 (Figure 2). 그리고 표준편차는 1월에 ±3.56 ppb로 가장 컸으며, 8월에 ±0.41 ppb로 가장 적은 편차를 보였다. 계절별 농도 변화는 Figure 3에 보인 바와 같이, 겨울(3.58 ppb) > 가을(2.01 ppb) > 봄(1.92 ppb) > 여름(1.09 ppb) 순으로 높은 경향을 나타내었다. SO₂는 황을 함유하고 있는 연료(주로 석탄과 석유)가 연소되거나 금속 제련공정, 기타 산업공정 등에서 발생하기 때문에 일반적으로 도시, 공단지역이 높다. 그리고 계절적으로는 겨울철 농도가 높고 여름철에 감소하는 전형적인 1차 오염물질의 변화 경향을 보인다(대기환경연보, 2008). 그러나 청정지역인 제주 고산지역의 측정 결과를 보면, 이러한 도시지역의 일반적인 경향과는 조금 다르게 계절별 농도 변화가 아주 뚜렷하지는 않은 특성을 나타내고 있다. 그리고 일간 변화 특성을 비교하기 위하여 농도를 시간대별로 평균한 결과를 Figure 4에 나타내었다. 배경지역인 고산의 경우, SO₂의 시간대별 농도변화는 비교적 미소한 차이를 보였으며, 대체적으로 일출 후 오전 8시부터 서서히 증가하여 11시~12시 경에 최고 농도를 보였고, 이 후 점차적으로 감소하는 경향을 보이고 있다. 황 화합물은 인위적인 오염원과 자연적인 오염원으로부터 발생되고 있고, 일반적으로 자연적인 발생량은 인위적인 발생량의 40% 이상인 것으로 알려져 있다 (Bates *et al.*, 1992). 자연에서 발생하는 황 화합물의 90%는 DMS (dimethylsulphide)로부터 유래되고 있다 (천지민 등, 2007; Bates *et al.*, 1992). DMS는 주로 해양 생물의 대사과정에 의해 해양에서 배출되며, 화학적으로 불안정하기 때문에 수 시간 또는 1~2일 내에 빠르게 산화되어 MSA (methane sulfonic acid), SO₂로 전환된다 (권정민 등 2007; Li and Barrie, 1993). 배경지역인 고산에서 낮 시간에 SO₂ 농도가 다소 상승하는 것은 이러한 해양 기원의 DMS가 산화되어 SO₂로 전환되기 때문인 것으로 추정된다.

또한 제주 고산지역에서 3년간 측정된 SO₂의 농도를 같은 기간에 국내 도시지역에서 측정된 농도와 비교하였고, 그 결과를 Figure 5에 나타내었다. 그림에서 보듯이 도시지역의 농도는 인천(7.03 ppb) > 대구(5.96 ppb) > 서울(5.73 ppb) > 부산(5.55 ppb) > 대전(4.71 ppb) > 광주(4.17 ppb) > 서귀포시(3.66 ppb) > 제주시(3.60 ppb) > 고산(2.15 ppb) 순으로 높은 농도를 나타내었다. 고산과 근접한 제주시와 서귀포 지역은 연도별로 약간 다르지만 서귀포와 제주시가 각각 3.66 ppb, 3.60 ppb로 제주시 지역이 다소 높은 농도를 보였다. 그리고 산업 활동이 활발하고

인구밀도가 높은 인천은 7.03 ppb로 비교 지역들 중에서 가장 높고, 고산에 비해 도시지역이 3.4~1.7배 더 높은 농도를 보이는 것으로 조사되었다.

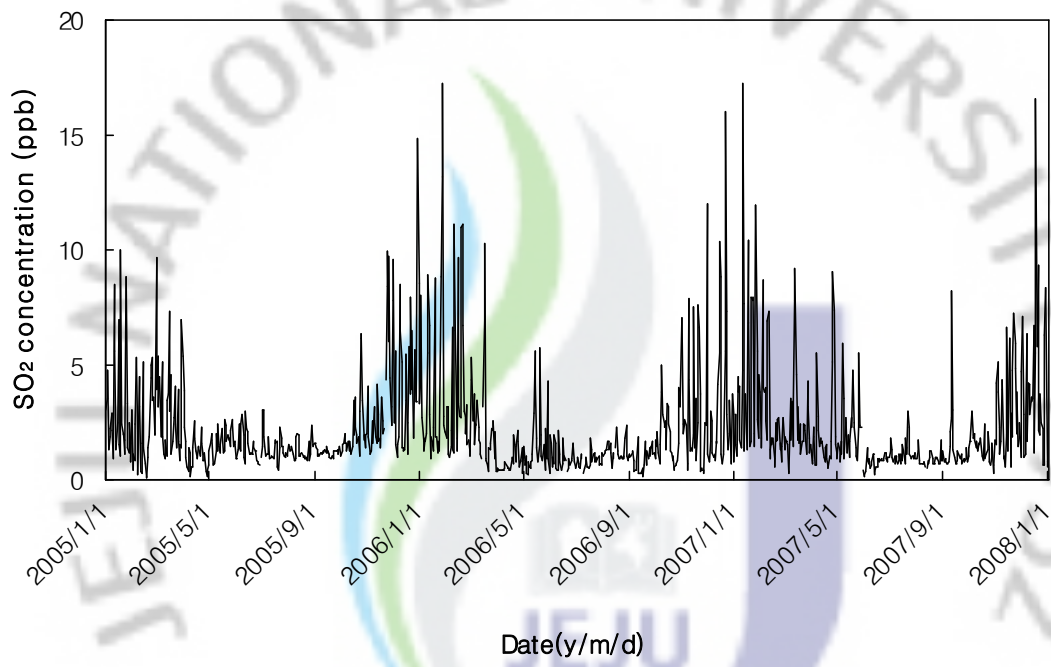


Figure 1. Daily variation of SO₂ concentration at Gosan site during 2005-2007.

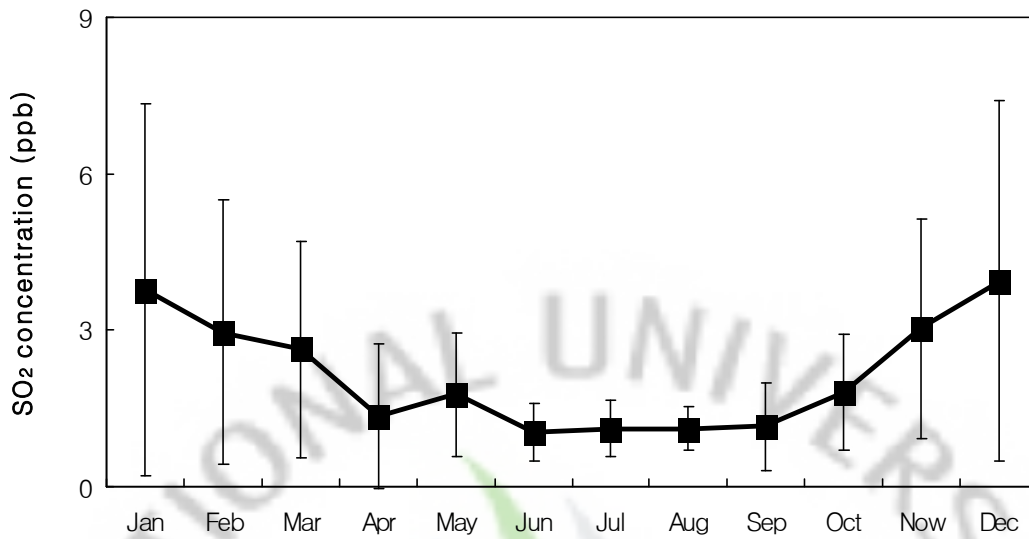


Figure 2. Monthly variation of SO₂ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

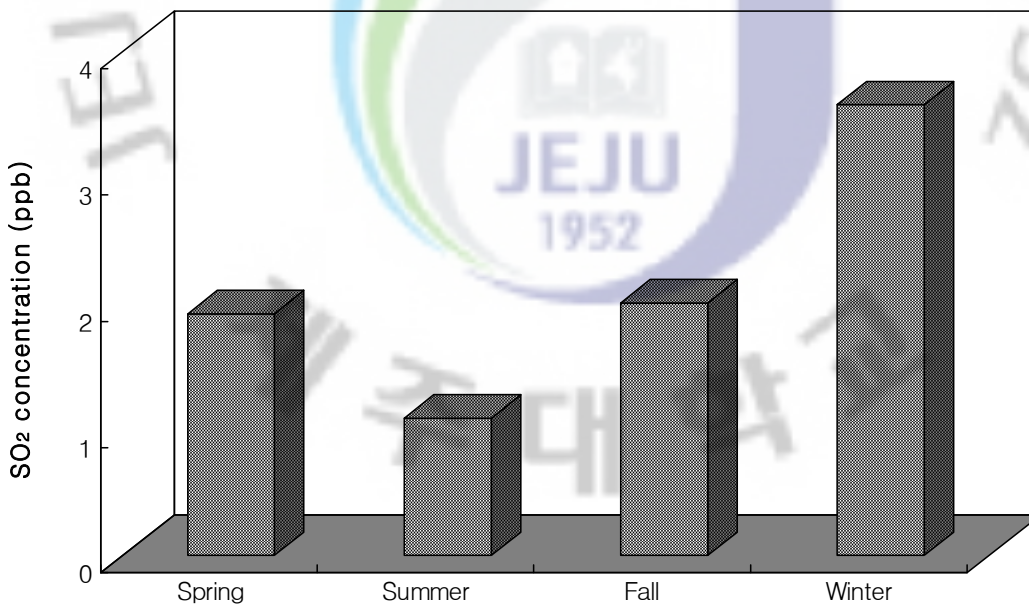


Figure 3. Seasonal comparison of SO₂ concentration at Gosan site during the study.

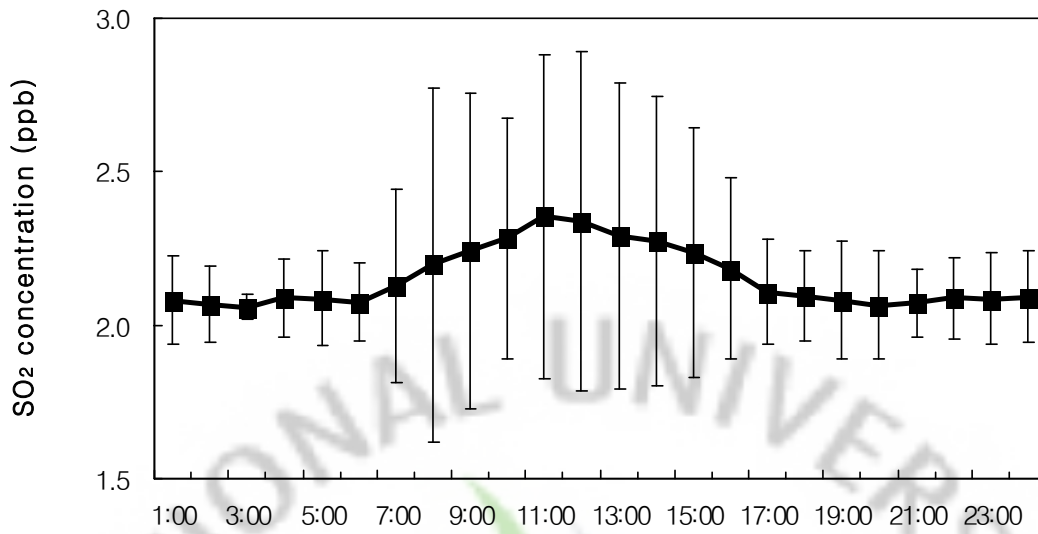


Figure 4. Hourly variation of SO₂ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

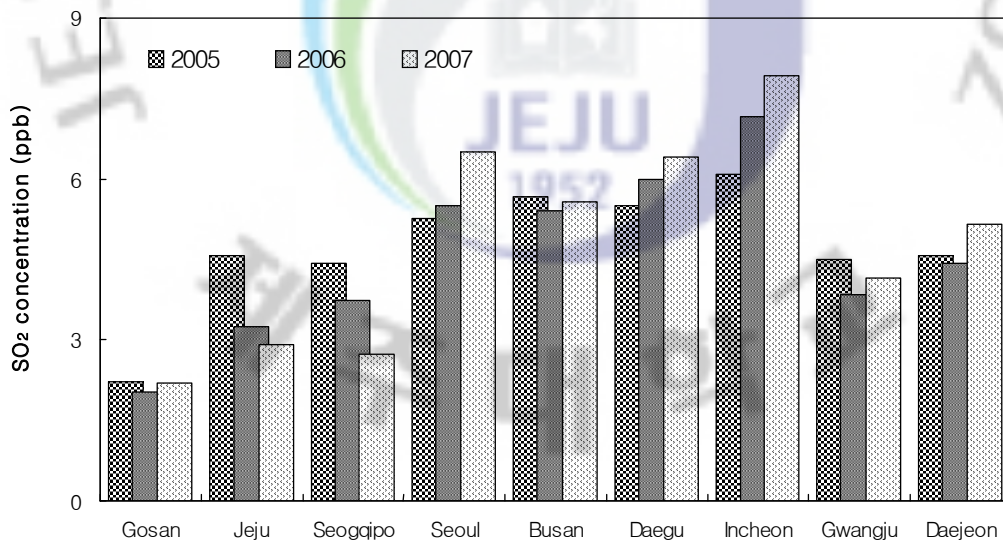


Figure 5. Comparison of SO₂ concentration between Gosan site and other cities.

2) NO₂의 농도 변화

대기 중의 질소산화물은 N₂O, NO, NO₂, N₂O₃ 및 N₂O₅ 등의 형태로 존재하며, 일반적으로 NO_x는 NO, NO₂를 일컫는다. 이중 질소산화물의 대부분을 차지하는 NO₂는 적갈색의 자극성 기체로 녹는점 -9.3℃, 끓는점 21.3℃, 비중 1.59이고, 일산화질소보다 독성이 6배나 강하다. 그리고 햇빛에 의해 광화학반응을 일으키며, 1 ppm 이상의 농도에서는 눈으로 감지될 수 있다 (정문호 등, 2006). NO_x는 토양과 수중 미생물의 작용, 번개 등에 의해 자연적으로 발생되고, 인위적으로는 주로 자동차 등의 이동발생원과 발전소, 보일러, 소각로 등의 고정발생원에 의해 발생된다. 인위적 발생 중 고온에서는 90% 이상이 NO가 발생된 후 대기 중에서 빠르게 산화되어 NO₂로 전환된다. NO_x는 대부분 고온에서 공기 중의 질소와 산소가 결합하여 생성되고, 연소과정에서 생성되는 NO_x는 대부분 이렇게 발생한다 (김희강 등, 2000). NO보다는 NO₂가 인체에 더 큰 피해를 주는 것으로 알려져 있다. 고농도의 NO₂에 노출되면, 눈, 코 등의 점막에서 만성 기관지염, 폐렴, 폐출혈, 폐수종의 발병으로까지 발전할 수 있으며, 식물에서는 세포를 파괴하여 잎에 갈색이나 흑갈색의 반점이 생기는 것으로 조사되고 있다 (대기환경연보, 2008).

대기 중의 NO_x는 주로 질산(HNO₃)이나 PAN (peroxyacyl nitrate)과 같은 형태로 산화된 후 건성 혹은 습성 침적에 의해 소거된다. 질산으로 산화될 경우, 산성비, 산성강하물의 원인이 된다. 또 NO_x는 대기 중에서 광학반응을 일으켜 오존을 생성하고, 다양한 탄화수소화합물과 반응하면 PAN 등과 같은 산화제(oxidants)를 생성한다 (전용택 등, 2009; Yang *et al.*, 1999).

본 연구에서 2005년 1월부터 2007년 12월까지 3년간 제주 고산에서 측정된 NO₂ 일평균 농도를 Figure 6에 도시하였다. 연구 기간의 NO₂ 평균농도는 3.87 ppb이었고, 가장 높은 농도는 12.49 ppb(2006년 1월 18일), 가장 낮은 농도는 0.21 ppb(2006년 11월 8일)로 비교적 큰 편차를 보인 것으로 조사되었다. 그리고 월별 NO₂ 농도는 1월에 4.50 ppb로 최대농도를 보이고, 이 후 감소하는 경향을 보이다가 다시 5월에 4.23 ppb로 농도가 증가하는 경향을 보였다(Figure 7). 그러나 월별 농도 범위는 3.09 ppb~4.50 ppb로 다른 가스상 오염물질에 비해 상대적으로 큰 편차를 보이지 않았다. 또한 Figure 8에서 보듯이 계절별 농도는 겨울(3.90 ppb) > 봄(3.90 ppb) > 가을(3.62 ppb) > 여름(3.58 ppb) 순으로 높은 농도를 나타내었다. 그리고 고산지역은 도시지역과 비슷하게 여름철에 낮고 겨울철에 상승하는 양상을 보이고 있지만

도시지역에 비해 상대적으로 그 편차는 작게 나타났다 (대기환경연보, 2008). 이러한 원은 NO₂의 광화학 반응성과 관련이 있는 것으로 추정된다. 즉, 도시지역에서는 NO₂ 농도가 높기 때문에 특히 일사량이 큰 여름철에 광분해가 활발하게 일어나 O₃ 농도를 증가시키고, 따라서 NO의 산화속도도 증가하기 때문에 결과적으로 계절적 편차가 커지지만, 농도가 낮은 고산지역의 경우, 이러한 영향이 적기 때문에 상대적으로 계절별 농도 편차가 작아지는 것으로 추정된다 (김주애 등, 2007).

한편 일간의 시간대별 NO₂ 농도를 비교해 보면, 오전 10시에 4.09 ppb와 오후 21시에 4.31 ppb로 아침과 저녁 시간에 농도가 상승하는 양상을 보이고 있다 (Figure 9 참조). 이는 자동차 통행량과 관련이 있을 것으로 추정된다. 출·퇴근시간대에 교통량이 증가하고, NO가 NO₂로 전환되는 속도를 감안하면 오전 10와 오후 21시 경에 NO₂ 농도가 상승하는 것을 설명이 가능하다 (서광엽 등, 2004). 그러나 고산 측정소가 도시지역이 아닌 청정지역임을 감안하면 이러한 차이는 크지 않을 것으로 판단된다. 따라서 이러한 변화 양상은 기상인자 등, 좀 더 다양한 환화 요인을 고려하여 종합적으로 검토할 필요가 있어 보인다.

또한 고산측정소에서 3년간 측정된 NO₂의 농도와 같은 기간에 국내 도시지역에서 측정된 연평균 농도를 비교하였고, 그 결과를 Figure 10에 나타내었다. 이 기간의 NO₂ 농도는 서울(35.06 ppb) > 인천(27.93 ppb) > 대구(23.51 ppb) > 광주(22.89 ppb) > 부산(22.82 ppb) > 대전(19.46 ppb) > 제주시(13.29 ppb) > 서귀포시(8.24 ppb) > 고산(3.89 ppb)의 지역 순으로, 서울지역이 가장 높은 농도를 나타내었다. 그리고 제주시 지역은 13.29 ppb, 서귀포 지역은 8.24 ppb, 고산은 3.89 ppb로 SO₂에 비해 큰 농도 편차를 보였다. 그리고 최고농도를 나타낸 서울에 비해 약 9배, 제주시보다는 약 3배, 서귀포보다는 약 2배 이상 낮은 농도를 보였다. 이러한 결과로 보아 NO₂ 농도는 SO₂와 달리 차량과 인구밀도에 따라 농도가 큰 차이를 보이는 것으로 추정된다.

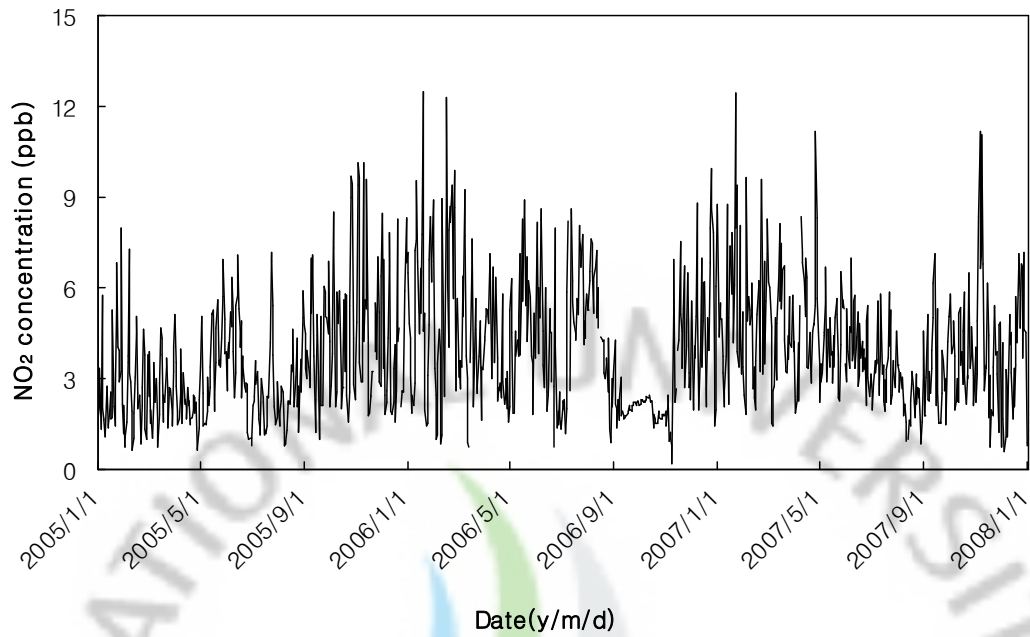


Figure 6. Daily variation of NO₂ concentration at Gosan site during 2005-2007.

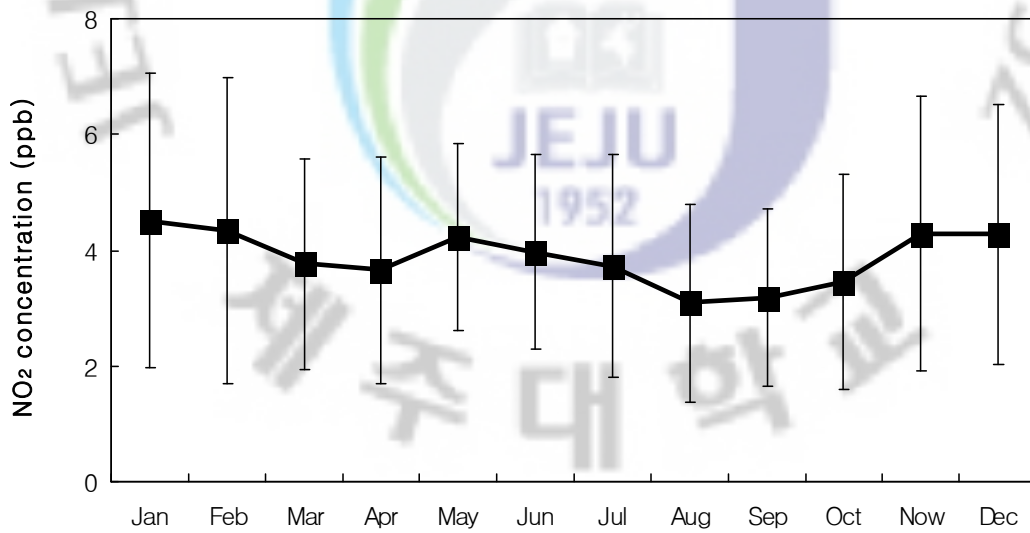


Figure 7. Monthly variation of NO₂ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

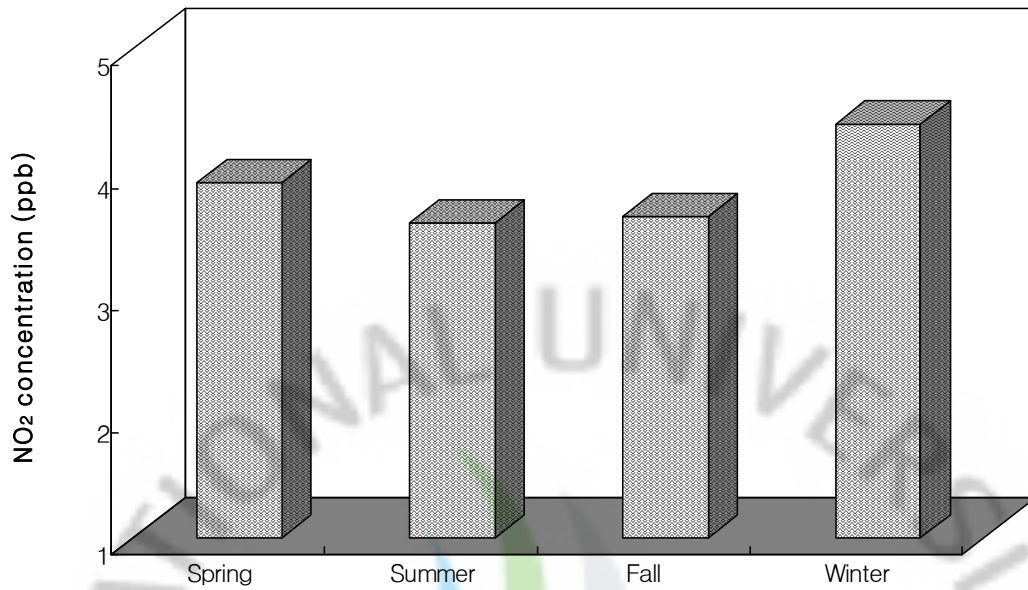


Figure 8. Seasonal comparison of NO₂ concentration at Gosan site during the study.

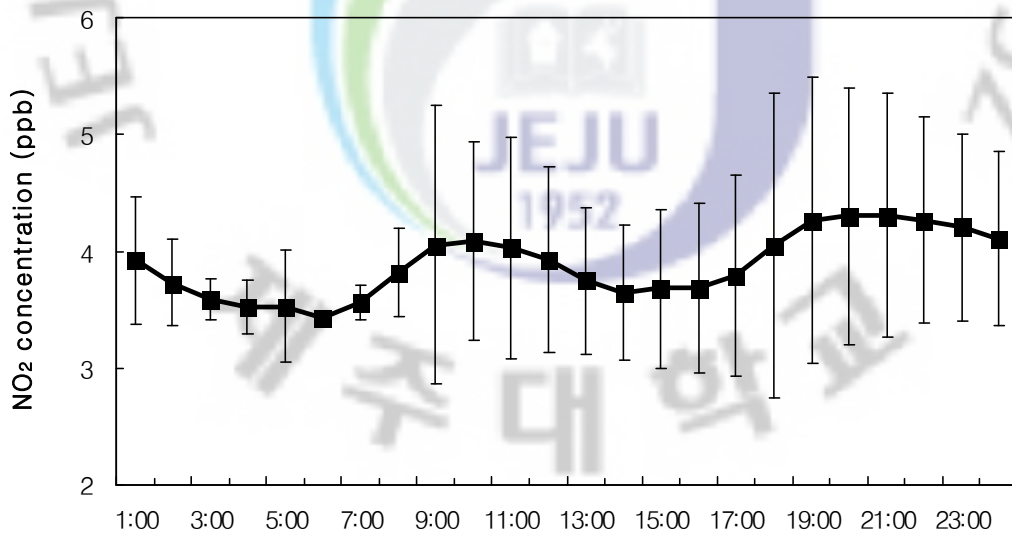


Figure 9. Hourly variation of NO₂ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

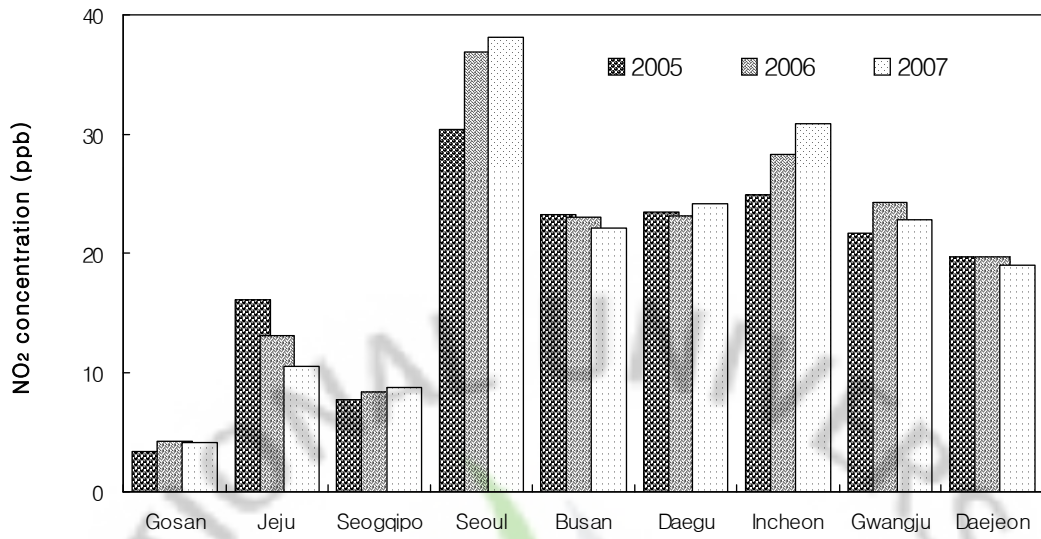
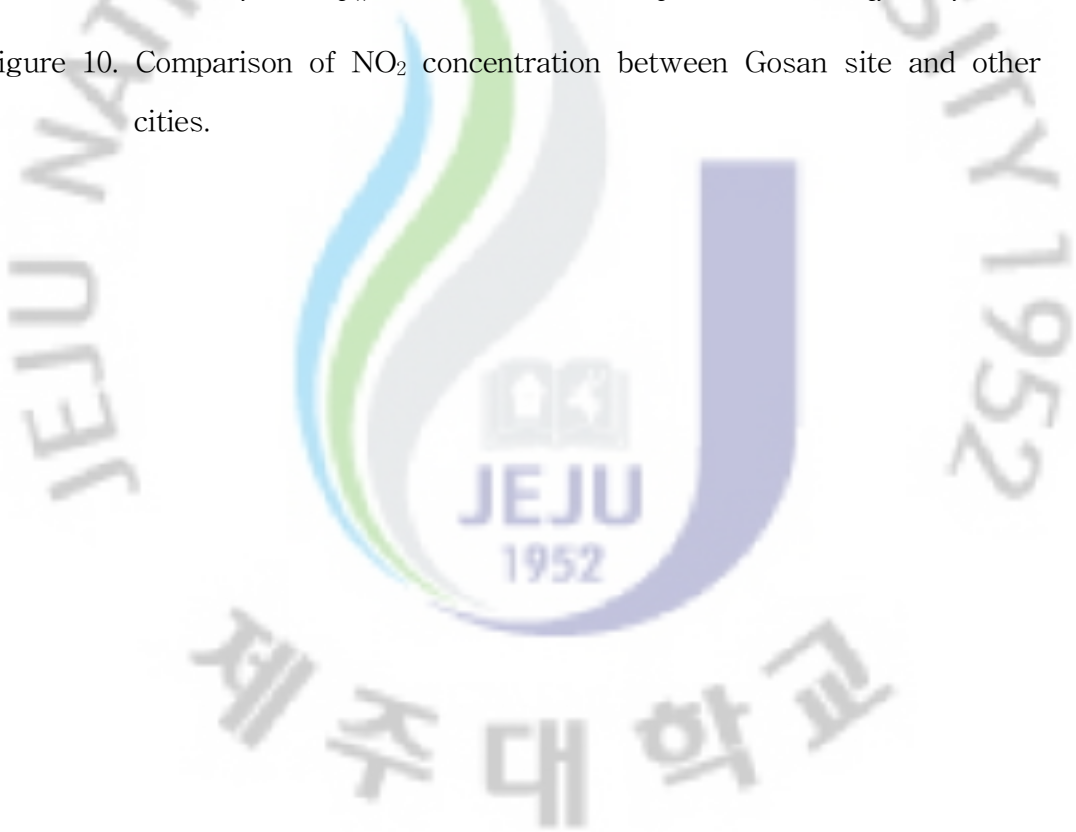


Figure 10. Comparison of NO₂ concentration between Gosan site and other cities.



3) O₃의 농도 변화

오존은 상온에서는 약한 청색을 띠나, 액체는 흑청색, 고체는 암자색을 띠고, 녹는점 -193°C , 끓는점 -112°C , 비중 1.6인 기체물질이다. 산소보다 물에 잘 녹으며, 산화력이 강해 세균 제거를 위한 공기 정화나 상수도의 살균 등에 이용된다. 특유한 냄새가 있어 '냄새를 맡다'를 뜻하는 그리스어의 ozein를 따서 오존이라 명명되었고, 저농도 시에는 상쾌한 느낌을 주기도 하지만 다량으로 있을 때는 오히려 불쾌감을 느끼게 한다. (정문호 등, 2006). 오존에 과다하게 노출되면 가슴 통증, 기침, 메스꺼움, 목 자극, 소화불량 등의 증상을 유발시키며, 기관지염, 심장질환, 폐기종 및 천식을 악화시키고, 폐활량을 감소시킬 수 있다. 또한 농작물과 식물에 직접적으로 영향을 미쳐 수확량을 감소시키기도 한다 (대기환경연보, 2008).

대기 중의 오존은 대부분이 성층권에 존재하며, 대류권 오존양은 성층권의 10% 미만이다. 일반적으로 대류권 오존은 성층권으로부터의 유입, 광화학반응으로 인한 생성, 장거리 이동 등으로 인해 발생되고 있다. 과거에는 이중 성층권으로부터의 유입이 지배적인 원인이라고 생각되어 왔지만(Fabian and Pruchniewz, 1977), 이후 성층권과 대류권간의 상호교환에 관한 여러 실험과 모델을 통한 연구들에서 광화학 반응에 의한 오존 생성이 보다 지배적이라는 것이 밝혀졌다 (김인에 등, 2008; Crutzen, 1988; Liu *et al.*, 1987). 대류권의 오존은 태양 복사와 화학반응에 직접적으로 관련되기 때문에 대기환경에 중요한 역할을 한다. O₃은 성층권에서 강한 자외선을 흡수하지만 대류권에서는 적외선을 흡수하기 때문에 지구온난화에도 영향을 미친다. 오존에 의한 복사강제력(radiative forcing)은 $0.35\pm 0.2 \text{ W m}^{-2}$ 로 산업화 이후에 대류권 오존의 증가로 크게 상승한 것으로 추정되고 있다. 오존은 CO₂와 CH₄에 이어 세 번째로 중요한 온실가스로 보고되었다 (IPCC, 2007).

또한 오존은 광화학반응을 통해 OH 라디칼을 생성하여 대기 중에서 가장 반응성이 큰 산화제 역할을 하며, 화학작용을 통해 CH₄와 같은 온실가스의 농도를 조절하는 역할을 한다(류상범 등, 2008). 그리고 오존은 광화학적 생성과 인위적인 배출량에 의해서 가장 영향을 많이 받기 때문에 인위적 오염물질의 장거리 이동의 영향을 분석할 때 지표물질로 많이 이용되기도 한다 (Yayoi *et al.*, 2006). 또 오존은 기상 조건에 따라, 또 종관적인 기상상태에 따라 농도가 다른 특성을 나타낸다. 또 김유근(2005)은 수도권지역에서 지상의 바람장이 오존농도 분포와 밀접한 관계를 가지며, 오존 및 전구물질의 수송 및 축적이 오염패턴을 결정짓는 주요 인자임을 규

명하였다 (한진석 등, 2006).

연구 기간에 3년간 측정된 오존의 일평균 농도를 Figure 11에 도시하였다. 그림의 결과와 같이 측정기간 중 O₃의 평균농도는 38.7 ppb이었고, 국내 다른 배경농도 지역인 덕적도에서 2007년에서 측정된 평균농도 40 ppb와 거의 비슷한 수준이다 (대기환경연보, 2008).. 그리고 최고농도는 82.5 ppb (2007년 5월 7일), 최저농도는 7.7 ppb (2005년 9월 1일)를 나타내었다. 또 전체적으로는 대체적으로 봄과 가을에 높고, 겨울과 여름에 낮은 주기적 변화 경향을 나타내었다. 또 O₃의 월별 농도는 5월에 51.43 ppb, 8월에 24.95 ppb로 5월에 가장 높고, 8월에 낮은 농도를 보이다가 10월에 46.98 ppb로 증가하는 경향을 나타내었다(Figure 12 참조). 그리고 계절별 농도는 Figure 13에 보인 바와 같이, 봄(47.8 ppb) > 가을(41.5 ppb) > 겨울(34.2 ppb) > 여름(31.3ppb) 순으로 높은 농도를 나타내었다. 일반적으로 도시지역의 경우, 여름철 O₃ 농도가 상승하는 경향을 보인다. 그러나 Pochanart 등의 측정된 결과를 보면, 아시아에서 배경지역의 오존 농도가 대체적으로 봄철이 가장 높고 봄에 비해 여름철에 다소 낮은 농도를 보이는 것으로 나타나고 있다 (Pochanart et al., 2003; Nagao *et al.*, 1999). 이처럼 봄철에 높은 농도를 보이는 것은 기류의 변화와 광화학 반응에 기인하는 것으로 보인다. 겨울철에는 O₃의 광화학적 수명이 대략 200일 정도로 비교적 길다. 즉, 겨울에는 기온이 낮기 때문에 O₃의 전구물질인 NO_x, VOC 등이 응축되었다가 봄철에 기온이 상승하고 태양 복사열이 강해지면서 이들이 동시에 방출되어 O₃ 생성에 크게 기여하기 때문에 오존 농도가 증가하는 것으로 추정된다(김인애 등, 2008).

또한 측정기간에 일간 농도변화를 시간대별로 비교하였고, 그 결과를 Figure 14에 나타내었다. 시간대별 농도는 오후 17시에 42.6 ppb로 가장 높고, 오전 9시에 35.0 ppb로 가장 낮았으며, 일간의 편차는 그리 크지 않은 것으로 나타났다. 그리고 이러한 낮은 편차는 국내 다른 배경농도 지역인 덕적도에서 2007년에 측정한 결과와도 유사한 결과이다 (대기환경연보, 2008). 그러나 오염도가 높은 도시지역에서는 대부분 오존 농도가 자체 오염원의 영향에 의해 한낮에는 급격히 상승하지만 밤에는 아주 낮아져서 일변화가 큰 편차를 보인다 (Ghim *et al.*, 2001). 반면에 청정지역에서는 일간 농도 변화가 거의 없고 광화학 반응성이 큰 오염물질이 유입될 때만 상승하는 경향을 보이는 것으로 보고되어 있다 (김영성 등, 2003; Oultmans and Levy, 1994). 또 시간대별 비교에서 O₃ 농도가 저녁시간에 완만하게 상승하는 경향

을 보이고 있다. 이러한 현상을 Silman 등은 외부에서 생성된 O₃이 NO 등의 1차 오염물질 영향을 크게 받지 않는 바다 위를 통과하여 섬 내부로 유입될 때 나타나는 현상으로 추정하고 있다 (Silman *et al.*, 1993).

한편 Figure 15에 고산지역의 O₃ 농도를 국내 도시지역과 비교하여 그 결과를 나타내었다. 결과, O₃ 농도는 고산(38.8 ppb) > 제주시(33.4 ppb) > 서귀포시(31.0 ppb) > 부산시(23.6 ppb) > 광주시(22.1 ppb) > 인천시(21.5 ppb) > 대구시(20.5 ppb) > 대전시(18.8 ppb) > 서울시(17.43 ppb)의 순으로 높게 나타났다. 이는 앞의 SO₂, NO₂, CO 농도와는 상반된 결과로 O₃의 경우, 대도시 지역인 서울이 가장 낮고 오히려 고산이 가장 높은 농도를 보이고 있다. 그 외 대도시 또한 약 20 ppb의 낮은 농도로 확인 되었다. 반면 제주시 지역은 33.5 ppb, 서귀포시 지역은 31.0 ppb 이고 고산 지역은 38.8 ppb로 도시 지역에 비해 높은 농도를 나타내었다. 국가배경 농도측정 지역은 지면의 안정으로 혼탁도(turbidity)가 낮아 도시지역에 비해 일사량이 많으며, 혼합층이 낮아 지면에서 발생한 오염물질이 상층까지 확산되지 않을 가능성이 많다. 또한 도시지역에 비해 O₃을 소멸시킬 수 있는 NO 농도가 상대적으로 적고, O₃ 생성의 원료가 되는 NO₂ 역시 적어 O₃의 소멸현상이 억제된다. 따라서 해양과 같은 청적지역에서는 O₃ 소멸현상이 줄어들어 고농도 O₃이 발생할 수 있다.

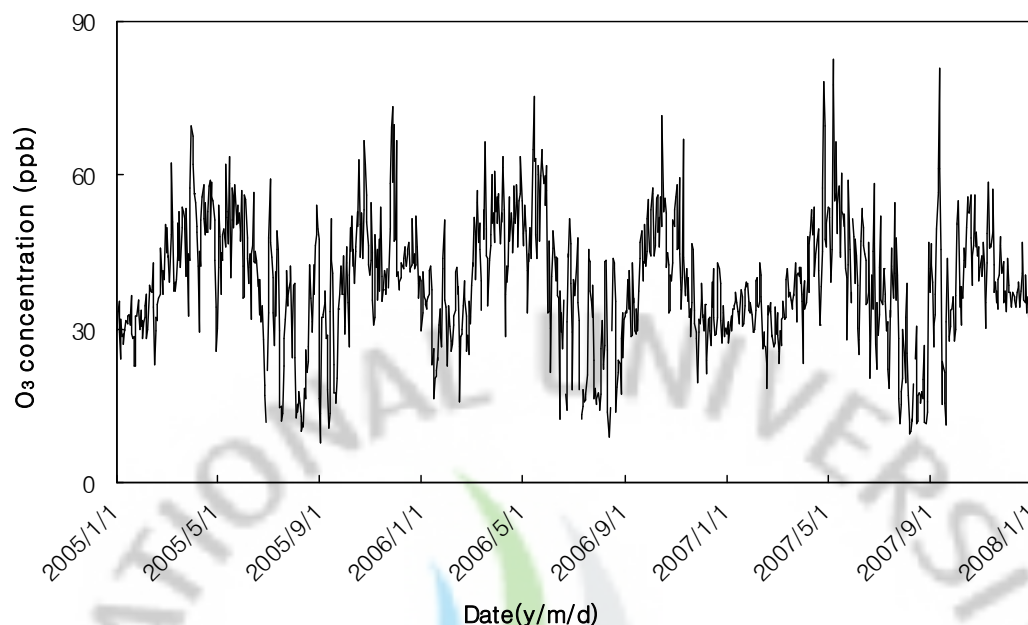


Figure 11. Daily variation of O₃ concentration at Gosan site during 2005–2007.

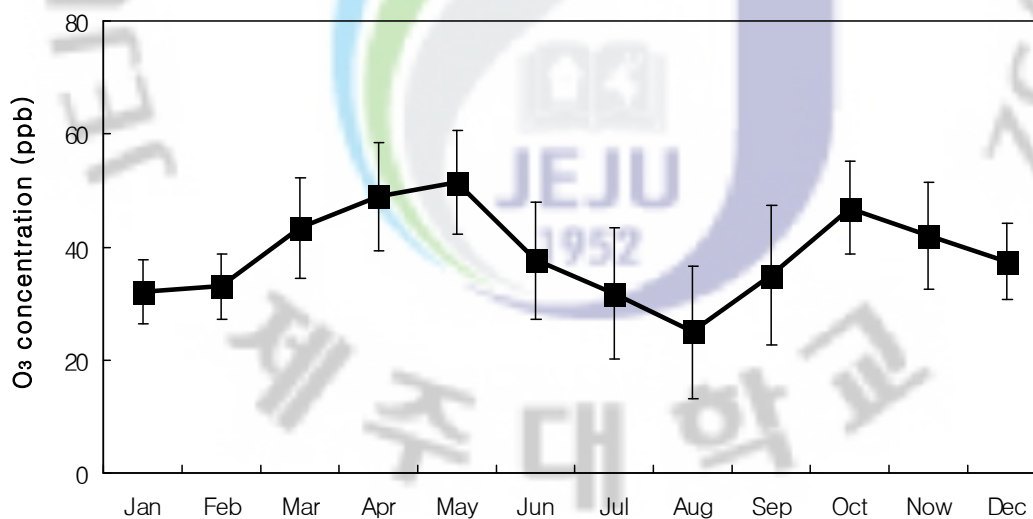


Figure 12. Monthly variation of O₃ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

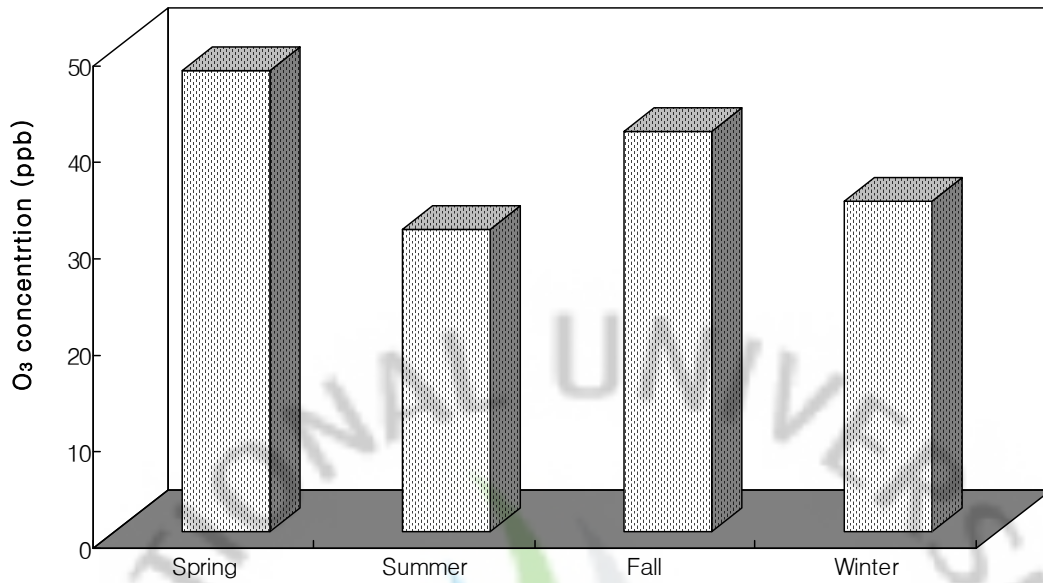


Figure 13. Seasonal comparison of O₃ concentration at Gosan site during the study.

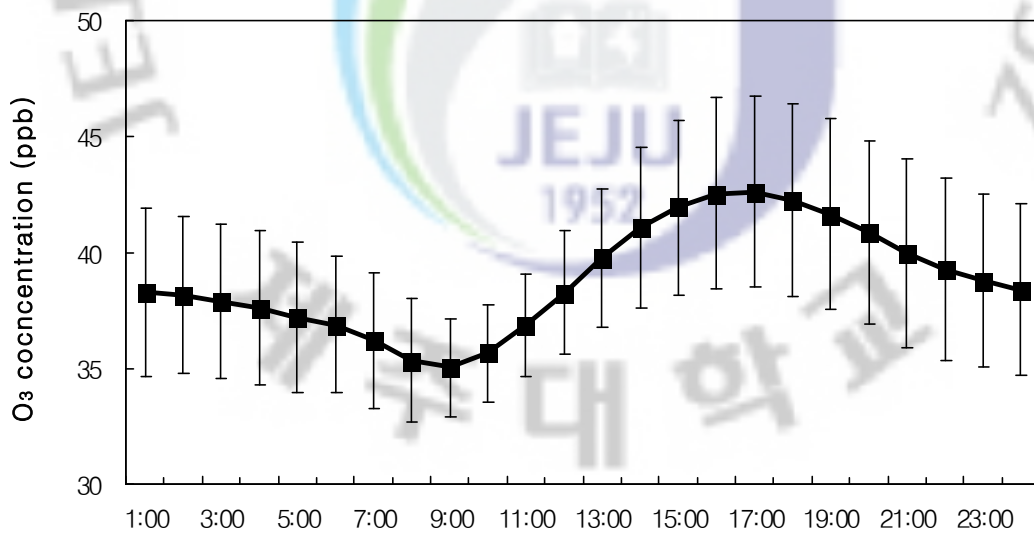


Figure 14. Hourly variation of O₃ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

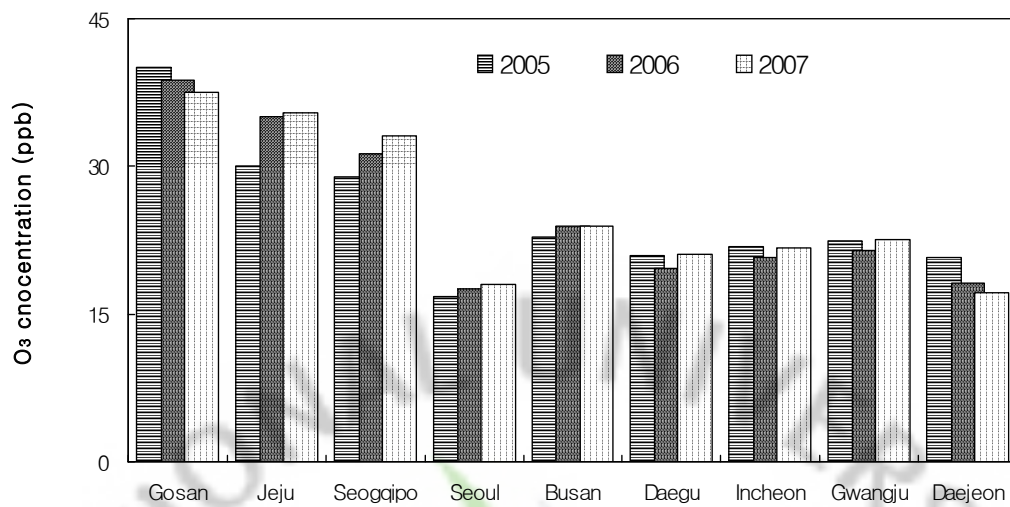
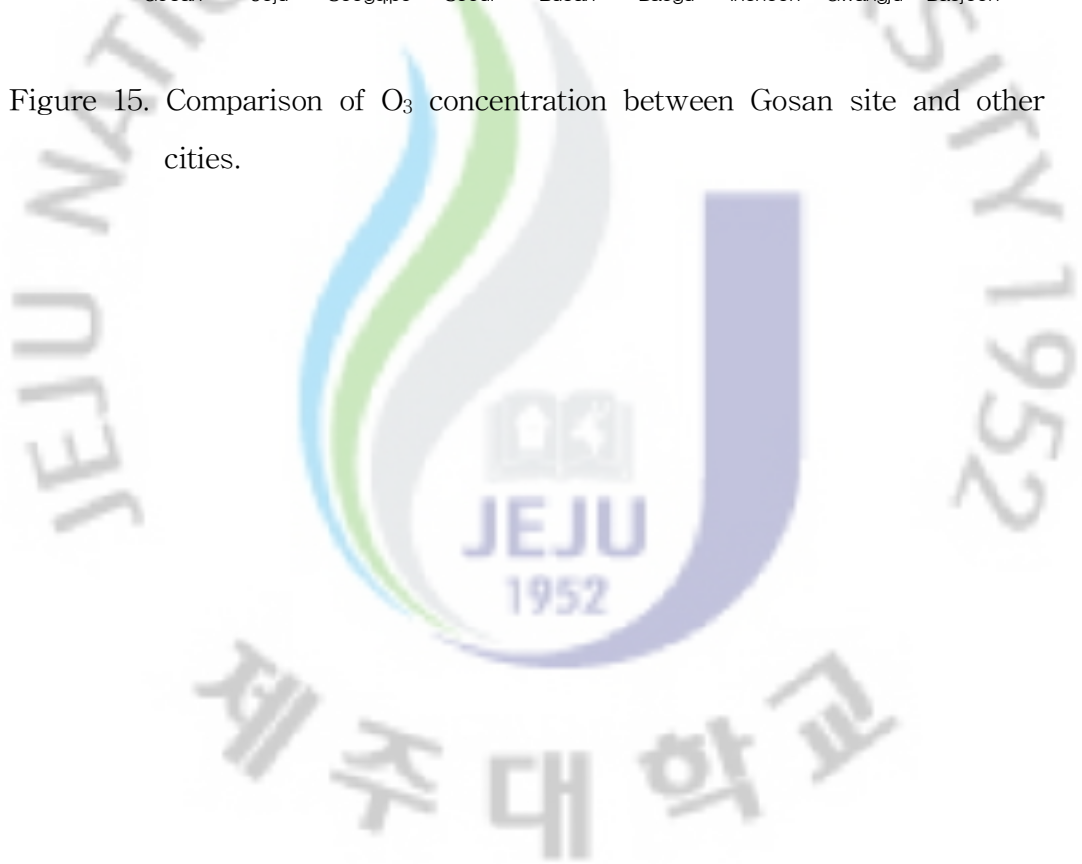


Figure 15. Comparison of O₃ concentration between Gosan site and other cities.



4) CO의 농도 변화

CO는 일반적으로 탄소화합물 또는 탄소와 같은 가연성 성분의 불완전연소에 의해 발생하며, 무색·무미·무취의 기체로 녹는점 -205.1°C , 끓는점 -191.5°C , 비중 0.967로 공기보다 가볍다. 그리고 물에 난용성이기 때문에 다른 수용성 가스상 오염물질들과는 달리 비에 의한 영향을 거의 받지 않는다 (정문호 등, 2006). CO는 혈액 중에서 옥시헤모글로빈(HbO_2)을 카르복실헤모글로빈(HbCO)으로 전환시켜 산소의 운반기능을 저하시키기 때문에 고농도의 CO는 인체에 치명적인 해를 입힌다(대기환경연보, 2008).

CO의 발생원은 인위적 발생원과 자연적 발생원으로 구분되며, 인위적 발생원은 수송, 폐기물 소각, 농업 소각, 제철소 등의 산업장을 들 수 있다. 반면에 자연적 발생원은 화산폭발, 테르펜(terpene)류의 산화, 클로로필(chlorophyll)의 분해, 산불 및 해수 중에서 미생물의 작용 등이 있고, 이 외에도 메탄의 광산화, 이산화탄소의 광분해 등을 들 수 있다 (김희장 등, 2000).

CO는 체류 시간이 1~6개월로 상당히 길기 때문에 인위적 오염원의 추적자(tracer) 이용되기도 한다 (Jaffc *et al.*, 2005). Peter 등(2006)은 CO의 이러한 특성을 이용하여 아시아의 대기오염물질이 미국 캘리포니아 지역까지 장거리 이동하여 영향을 미친다는 것을 밝힌 바가 있다. 또 오존의 전구물질로서 오존의 광화학생성에 관여하기도 한다. 따라서 CO는 온실가스의 생성과 소멸에 관여하는 간접적인 온실가스의 역할을 한다. 이처럼 CO는 온실가스만큼 강하게 적외선을 흡수하지는 않지만 OH 라디칼과의 화학반응으로 대기 중 CH_4 의 양에 영향을 미치기도 한다. 현재 CO 배출량이 복사수지에 미치는 간접적인 영향은 N_2O 의 직접적인 영향보다 큰 것으로 추정되고 있다 (류상범 등, 2008).

본 연구에서 2005년 1월부터 2007년 12월까지 3년간 관측한 CO의 일평균 농도 변화를 Figure 16에 도시하였다. 연구기간 중 CO의 전체 평균농도는 0.54 ppm이었고, 가장 높은 농도는 1.36 ppm(2006년 4월 2일), 가장 낮은 농도는 0.08 ppm(2006년 10월 25일)이었으며, 다른 가스상 오염물질들에 비해 농도 편차는 상대적으로 작게 나타났다.

CO의 농도를 월별로 분류하여 비교한 결과를 Figure 17에 나타내었다. 결과에서 보듯이 월별로는 11월에 0.64 ppm으로 가장 높은 농도를 보였고, 9월에 0.46 ppm으로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 또 CO 농도를 계절별로 분류하여 비교해 본 결

과, 봄(0.57 ppm) > 겨울(0.56 ppm) > 가을(0.54 ppm) > 여름(0.51ppm) 순으로 높은 농도를 나타내었다 (Figure 18).

이러한 월별, 계절별 농도변화 역시 다른 성분들에 비해 큰 편차를 보이지는 않지만, 선행 연구에서는 OH와의 반응에 의한 영향이 주된 요인으로 추정하고 있다 (Holloway and Kadibhatla, 2000; Narita *et al.*, 1999). 여름에 최저값을 보이는 이유는 여름철에 OH 라디칼의 농도가 높고, 또 태평양으로부터 깨끗한 기단의 유입 되기 때문에 미소하나마 농도가 낮은 것으로 보고하고 있다 (Novelli *et al.*, 1992). 반면에 봄, 겨울철에는 대륙으로부터 이동하는 오염물질의 영향으로 농도가 다소 상승하는 것으로 판단된다.

일간 CO의 농도변화를 비교하기 위하여 연구기간에 측정된 CO 농도를 시간대 별로 분류하여 평균한 값을 Figure 19에 나타내었다. 일반적으로 도시지역에서는 자동차와 난방연료의 연소에 의해 CO 농도가 출근과 퇴근시간인 오전·오후에 두 번 주기적으로 상승하는 것으로 조사되고 있다. 그러나 제주도 고산지역에서는 오전 8시에 0.58 ppm으로 높은 농도를 보이고, 서서히 감소하여 14시에 0.50 ppm으로 최소농도를 보인 후 다시 서서히 증가하는 양상을 보였다. 이는 배출원이 없는 청정지역인 고산의 특징으로 미량의 CO의 농도가 낮 시간 때 광화학 과정에 의해 감소하고, O₃의 전구물질이기 때문에 O₃ 농도가 증가함에 따라 감소하는 것으로 추정된다 (리선란 등, 2006).

또한 제주 고산지역에서 3년간 측정된 CO의 농도를 같은 기간에 측정된 다른 도시지역간의 연평균 농도와 비교하였고, 그 결과를 Figure 20에 나타내었다. 그림에서 보인 바와 같이, CO 농도는 인천(0.77 ppm) > 대전(0.73 ppm) > 광주(0.72 ppm) > 대구(0.68 ppm) > 서울(0.61 ppm) > 고산(0.55 ppm) > 부산(0.45 ppm) > 서귀포(0.40 ppm) > 제주시(0.34 ppm) 순으로, 인천지역이 가장 높고, 제주시 지역이 가장 낮은 농도를 나타내었다. 그리고 제주지역의 CO 농도를 보면, 제주시 지역이 0.34 ppm, 서귀포시가 0.40 ppm인 반면에 고산 지역은 0.55 ppm으로 제주시, 서귀포에 비해 고산이 더 높은 농도를 보이고 있다. CO가 비교적 체류시간이 길고, 제주도가 전체적으로 청정지역임을 가만하면 이들 세 지역은 비슷한 농도를 나타낼 것으로 보인다. 그러나 배경지역인 고산이 두 지역에 비해 더 높은 농도를 나타내는 것은 측정기기의 작동에 기인하는 것으로 보이며, 특히 기기 교정상의 문제에 기인했을 가능성이 있는 것으로 추정된다.

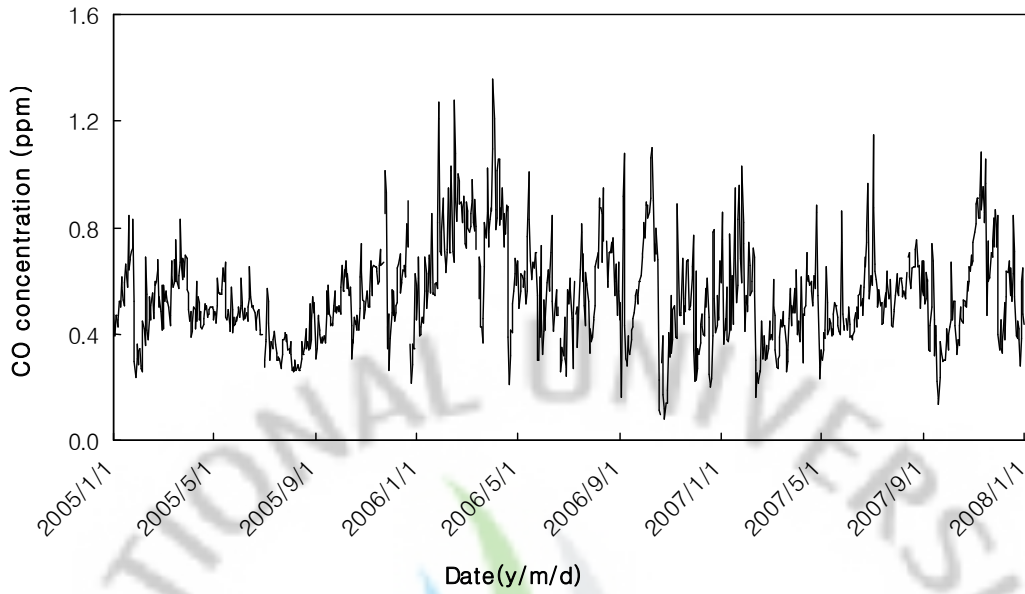


Figure 16. Daily variation of CO concentration at Gosan site during 2005-2007.

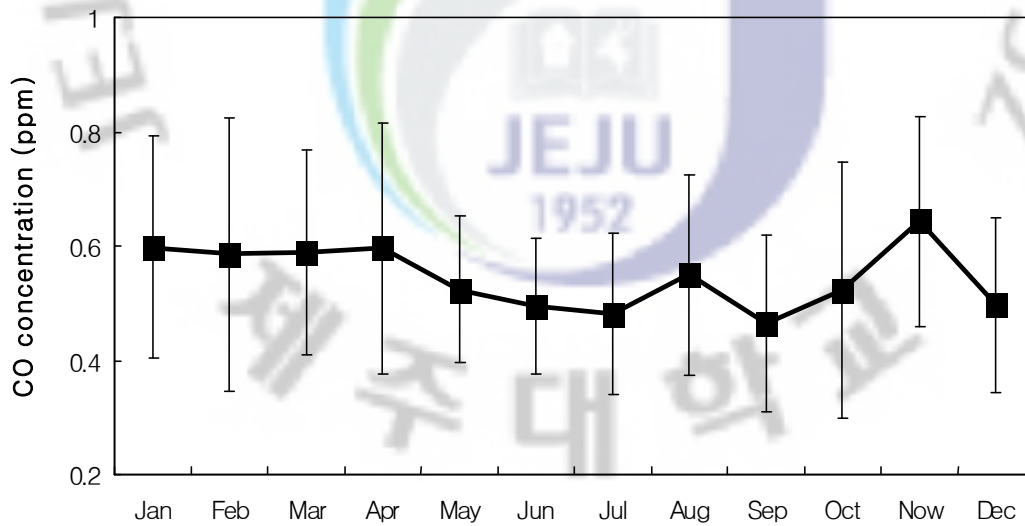


Figure 17. Monthly variation of CO concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

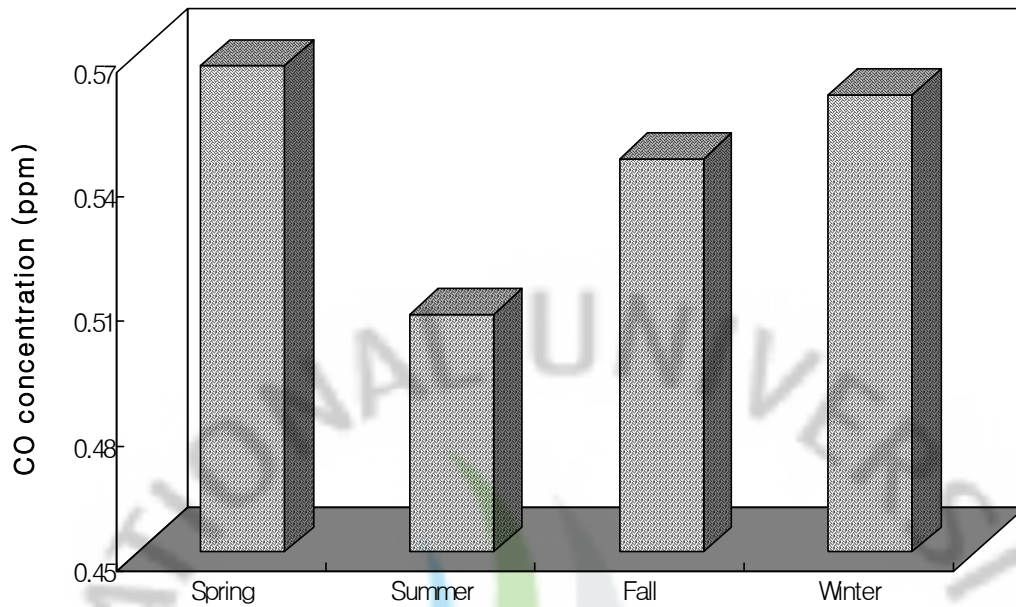


Figure 18. Seasonal comparison of CO concentration at Gosan site during the study.

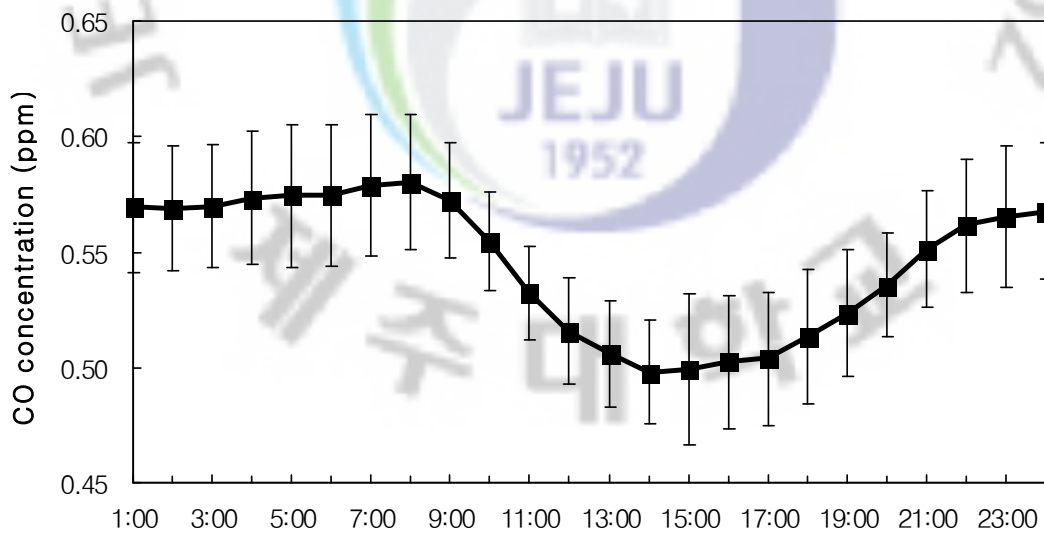


Figure 19. Hourly variation of CO concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

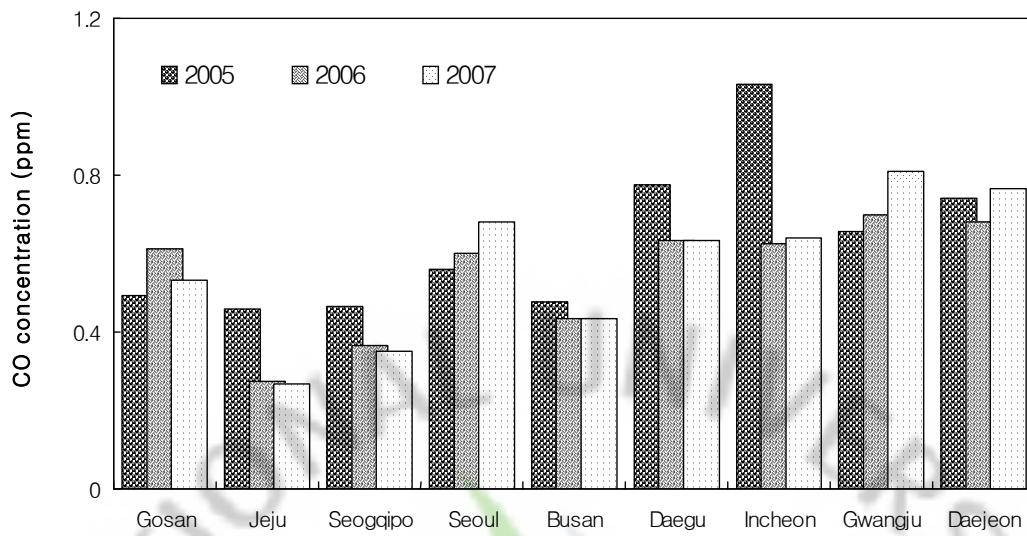


Figure 20. Comparison of CO concentration between Gosan site and other cities.

5) PM₁₀ 미세먼지의 농도 변화

대기 중 입자상 물질은 황, 질소, 탄소 화합물과 같은 화학물질들의 반응 매질로 작용하고, 또 이들을 운반하거나 침적시키는 매체로 작용하기 때문에 오염물질의 물리·화학적 거동, 체류시간 등에 중요한 역할을 한다. 이러한 입자상물질의 발생원은 주로 기계적인 분쇄과정이나 자연적인 풍화현상이나 인위적인 연소과정에서 직접 배출되거나 배출된 후 대기 중에서 응집, 응축, 가스에서의 입자로의 전환 등에 의해서 생성되는 2차 입자상물질로 구성된다. 입자상물질은 해양입자나 비산토양입자, 화석연료 연소, 생체연소(biomass burning), 화산분출과 같은 다양한 발생원들로 구성되어 있다. 지구 규모의 입자상물질은 매년, 대략 $3.4 \times 10^3 \sim 1.4 \times 10^4$ Tg 이 대기 중으로 배출되는 것으로 추정되고 있다. 배출량을 발생원별로 추정하면, 자연 발생원에서 기원하는 입자가 약 93%를 차지하고 있고, 인위적인 배출원에 의해 발생하는 입자는 발생원으로부터 직접 배출되는 입자는 약 44%, 나머지 56%는 가스상 물질로부터 2차 생성되는 입자인 것으로 알려져 있다. 또한 자연적으로 배출된 입자들의 90% 이상이 사막지역과 해양에서 배출되는 것으로 알려져 있고, 이들 역시 인위적인 배출원에서 배출된 입자들과 함께 장거리 이동하는 것으로 알려져 있다 (공부주 등, 2006).

대기 중의 먼지(에어로졸)는 태양 또는 지구복사의 가시영역 뿐만 아니라 적외선 영역의 복사선을 산란 또는 흡수하며, 에어로졸 입자의 크기, 모양, 구성에 따라 소산(extinction, 산란+흡수)되는 에너지의 양이 달라지기 때문에 지구복사 평형에 직·간접적으로 영향을 미친다. 그러나 대기 중 에어로졸의 분포는 관측지점의 주변 환경에 따라 시 공간적으로 매우 불규칙하기 때문에 대상지역의 종합적인 에어로졸의 물리 또는 광학적 특성 및 변화 경향을 구하기 위해서 장기적인 연속관측 자료를 필요로 한다(WMO/GAW, 2003). 이러한 에어로졸이 인체에 미치는 영향에 대한 연구는 입자의 크기별 질량농도에 기초하고 있다.

현재 입자상 물질의 대기환경기준은 대부분의 국가에서 미세입자와 일부의 조대입자를 포함하는 직경 10 μm 이하의 호흡성 입자인 PM₁₀ (미세먼지)의 질량농도를 기준으로 사용하고 있다 (이현미, 오세원 2008). PM₁₀ 미세먼지는 호흡기 내에 침착되기 때문에 관리가 필요하다. PM₁₀은 황사와 같은 자연적 배출원과 산업시설, 자동차 등의 인위적 배출원으로부터 발생하며, 피부질환, 호흡기 및 심혈관계 질환 등 인체에 악영향을 미친다. 그리고 산성비, 시정장애, 식물의 신진대사 방해 등의 환

경오염은 물론 지구 복사수지에도 영향을 미치고 있다 (Lighty *et al.*, 2000; Seinfeld and Pandis, 1998; Preining, 1991).

우리나라에서는 1995년에 PM₁₀을 미세먼지로 규정하여 대기환경기준에 추가하였고, 2001년부터는 PM₁₀만을 입자상 물질의 기준으로 적용하고 있다. 2007년 12월을 기준으로 지자체에서 운영하는 도시대기 측정망이 227개소, 도로변 대기측정망이 24개소, 국가배경농도 측정망과 교외대기 측정망이 각각 6개, 14개소이며, 이러한 관측망을 이용하여 PM₁₀ 미세먼지의 질량농도를 측정하고 있다 (대기환경연보, 2008). 또 우리나라는 향후 10년 이내에 수도권지역의 대기환경을 선진국 수준으로 개선하기 위한 '수도권 대기환경개선에 관한 특별법'을 2003년 12월에 제정하고, 2005년 1월부터 시행하고 있다. 이 특별법에 의거해 수립된 '수도권 대기환경관리 기본 계획'의 목표를 보면, 서울시의 PM₁₀ 농도를 2014년까지 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 줄이는 것이다. 이러한 PM₁₀ 저감 대책들이 효과적으로 실행되기 위해서는 우선 기존 측정망 자료 분석을 통해서 PM₁₀ 농도변화 추이와 특성을 이해하고 그 주요원인을 파악하는 등 PM₁₀ 농도 변화를 이해하기 위한 종합적인 연구가 뒷받침 되어야 할 것으로 보인다 (한지현 등, 2008).

본 연구에서는 이러한 PM₁₀ 미세먼지의 질량농도를 β -ray법에 의해 1시간 간격으로 3년간 측정하였다. 그리고 이 기간의 농도를 일별로 평균하여 그 농도변화를 Figure 21에 나타내었다. 그림에서 보듯이 측정기간 중 관측된 PM₁₀의 전체 평균농도는 42.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었고, 최소농도는 4.38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2006년 6월 22일), 최대농도는 797.17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2007년 4월 1일)로 다른 가스상 오염물질들에 비해 큰 편차를 보였다. 특히 이러한 편차는 황사 기간에 두드러진 차이를 보였고, 최대농도는 국내 PM₁₀ 대기환경기준인 일평균 농도 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 비해 약 8배 더 높고 (2007년 4월 1일), 측정기간의 평균농도에 비해서 약 19배의 높은 농도를 나타내었다.

또 PM₁₀ 농도를 월별 및 계절별로 분류하여 비교해 본 결과, 월별로는 4월에 70.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았으며, 8월에 29.42 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 최저농도를 보였다. 그리고 계절별로는 봄(56.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 가을(41.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 겨울(37.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 여름(34.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 순으로 황사가 주로 발생하는 봄철에 가장 높은 농도를 나타내었다 (Figure 22~23). 또한 일간 농도변화를 비교하기 위하여 전 데이터를 시간대별로 평균한 결과에서는 14:00시간에 43.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높고, 05:00시간에 40.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 낮은 농도를 보였다. 그리고 오전 3시경부터 서서히 감소하여 오전 7시에 40.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

로 가장 낮은 보이고 이 후 서서히 상승하여 오전 10시 이후부터는 비슷한 농도를 나타내는 것으로 확인되었다 (Figure 24).

한편 고산지역의 PM₁₀ 농도를 다른 도시지역과 비교하였고, 그 결과를 Figure 25에 나타내었다. 이렇게 비교한 지역별 농도는 인천시(64.1 µg/m³) > 서울시(59.6 µg/m³) > 부산시(58.1 µg/m³) > 대구시(53.0 µg/m³) > 광주시(52.0 µg/m³) > 대전시(48.7 µg/m³), 제주시(48.7 µg/m³) > 고산(42.4 µg/m³) > 서귀포시(42.2 µg/m³) 순으로, 이 중 인천이 64.10 µg/m³로 가장 높고, 고산과 서귀포시가 각각 42.4 µg/m³와 42.2 µg/m³로 가장 낮은 농도를 보였다.

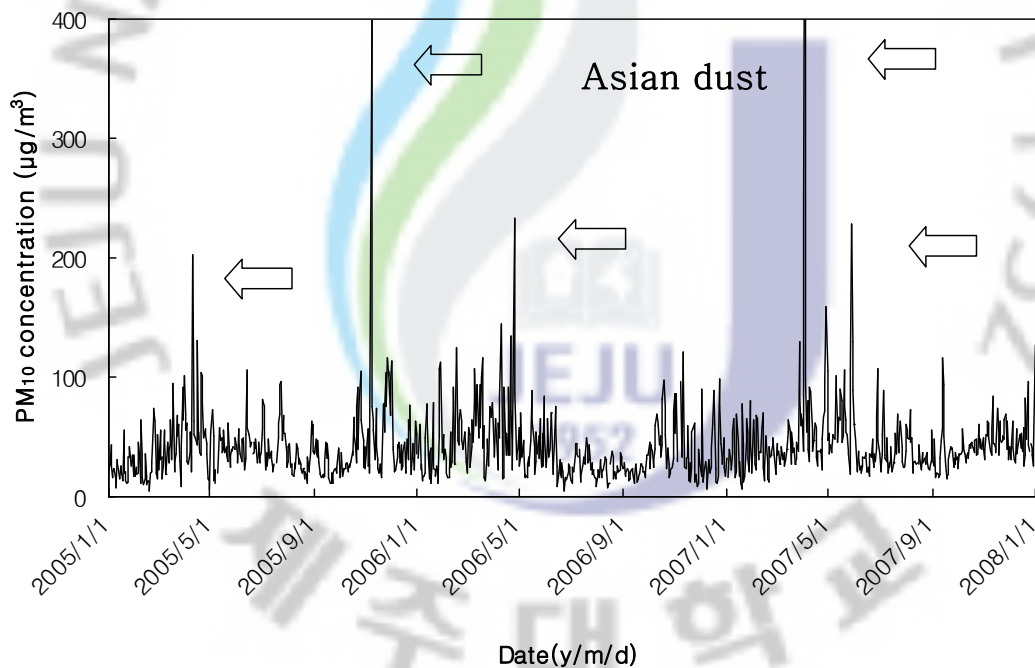


Figure 21. Daily variation of PM₁₀ concentration at Gosan site during 2005-2007.

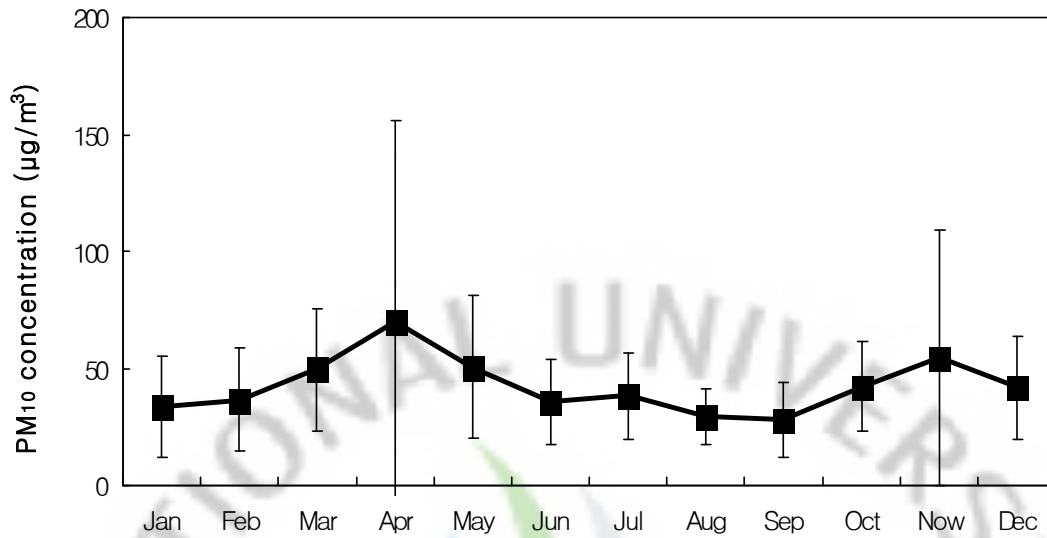


Figure 22. Monthly variation of PM₁₀ concentration at Gosan site (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

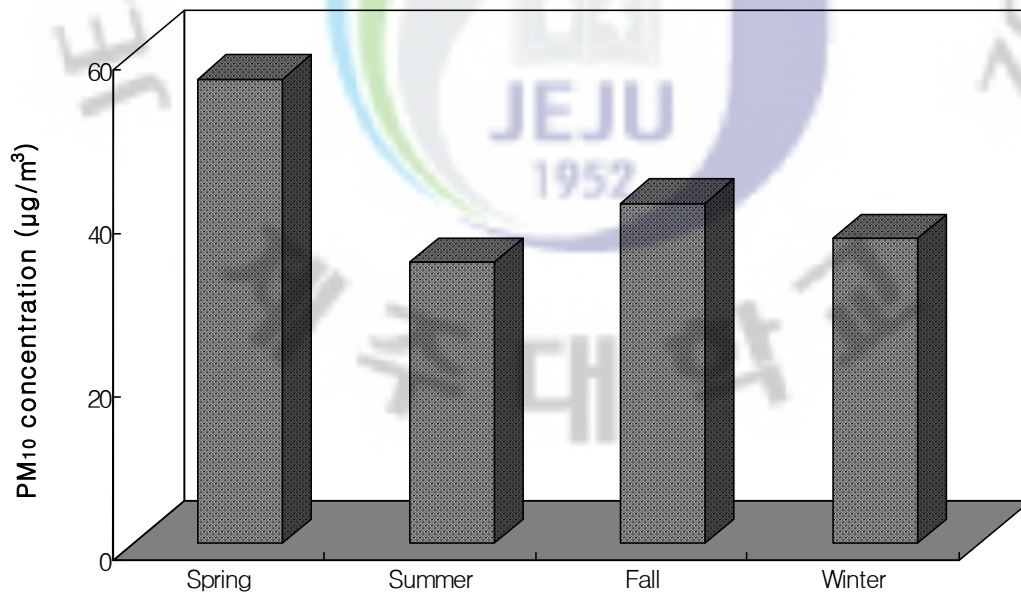


Figure 23. Seasonal comparison of PM₁₀ concentration at Gosan site during the study.

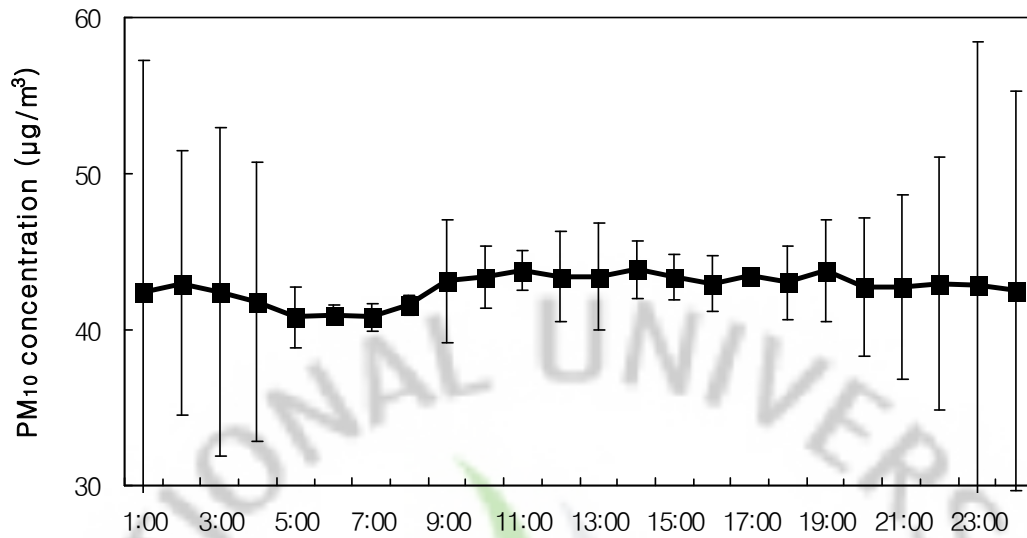


Figure 24. Hourly variation of PM₁₀ concentration at Gosan site during the study (The square represents mean values, and the bar represents standard deviations).

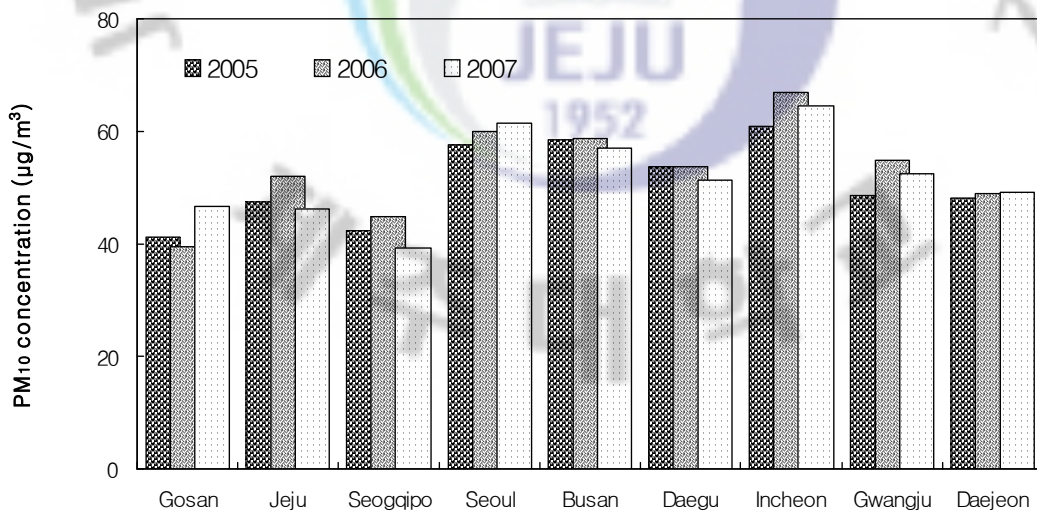


Figure 25. Comparison of PM₁₀ concentration between Gosan site and other cities.

2. 기상에 따른 가스상 오염물질의 농도 변화

대기오염은 지역의 배출원, 기상인자, 지역의 지형 특성 등에 따라 달라지기 때문에 대기오염의 원인을 규명하려면 배출원 종류 외에도 다양한 기상조건과 주변 환경 등을 종합적으로 고려해야 한다. 따라서 대기질 관리를 위해서는 지역별 오염 특성에 대한 이해 뿐 만이 아니라 기상이 대기오염에 미치는 영향이 아주 중요한 요소이다 (박옥윤, 권오열 2006). 특히 제주 고산지역은 대표적인 국내 배경지역으로 배출원이 적고 외부 오염원의 유입 영향이 크기 때문에 기상조건에 따라 시·공간적 거동에 직접적인 영향을 받는다 (임윤규, 2004). 본 연구에서는 이러한 여러 기상인자들 중에서도 본 연구의 대상인 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지에 비교적 영향을 많이 미칠 것으로 판단되는 박무현상, 풍향, 온도, 습도, 풍속 등의 기상 요소에 따라 오염물질의 농도변화 특성을 조사하였다.

1) 박무 시의 농도 변화

일반적으로 시정장애 현상은 안개나 황사와 같은 자연현상과 스모그, 연무 등과 같이 인위적인 요인에 의한 것으로 분류하고 있다 (강미혜 등, 2006). 그리고 1차 오염물질 자체의 농도가 환경 기준을 초과하지 않는다 하더라도, 광화학 오존, 스모그 등과 같은 2차 오염물질에 의해 발생하는 연무, 박무, 안개, 등의 현상이 도시의 시정을 악화시키고 있는 것으로 나타나고 있다 (전영신 등, 2003). 이 경우, 기상 관측자의 육안으로 판단하여 시정거리가 10 km 이상이면 안개, 시정 1~10 km를 박무와 연무로 구분하고 있고, 이 때 상대습도에 따라 75% 미만이면 연무, 그 이상이면 박무로 구분하고 있다. 이 중 박무는 2.5 μm 이하의 미세한 물방울이나 황산염, 질산염과 같은 흡습성 입자가 대기 중에 떠 있어서 먼 곳의 물체가 흐려 보이는 현상으로, 일반적으로 시정거리 1 km 이상, 상대습도 80~90% 이상인 경우를 의미한다(고희정 등, 2008).

한편 황산염, 질산염과 같은 작은 입자의 산란에 의한 시정감소 외에도 자동차 수의 급속한 증가로 대도시 지역에서는 광화학스모그에 의한 시정감소가 발생하고 있다. 특히 자동차에서 배출되는 NO_x는 1차적으로 가시광선의 청색영역을 잘 흡수하여 오염된 대기를 황갈색으로 보이도록 부분적(<10%)으로 기여하고 있다. 그리고 NMHC (non-methane hydrocarbons)가 태양복사에 의해 광화학반응을 일으킨 O₃을 비롯하여 알데히드, PAN 등의 산화제는 인체와 식물에 피해를 주고 있다

(Finlayson and Pitts, 1986; Stoker and Seager, 1976). 그리고 기온이나 습도 등은 이러한 가스-입자전환(gas-to-particle conversion)이나 입자응집(particle coagulation) 메커니즘에 영향을 주어서 입자상 물질의 농도 증가에 기여하기도 한다 (박기형 등, 2008). 이처럼 박무는 여러 기상요소들과 함께 대기오염에 영향을 미치고 있고, 해안가의 위치한 고산 지역 역시 습도가 높기 때문에 대부분 연무가 아닌 박무 형태로 오염물질의 농도에 변화를 일으킬 수 있을 것으로 추측된다. 따라서 본 연구에서는 박무와 비박무시에 대상 오염물질들의 농도가 어떠한 차이를 보이고 있는지 그 변화를 살펴보았다.

연구기간 동안 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지를 박무일과 비박무일로 분류하여 그 농도를 상호 비교하였다. 이때 연구기간 3년 중 강수일을(3 mm 이상) 제외한 박무일은 총 259일이었다. 이러한 박무일과 비박무일의 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지 농도를 Table 2에 비교하였다. 표의 결과와 같이 가스상 오염물질 SO₂, NO₂, O₃, CO는 박무/비박무의 농도비가 각각 1.2, 1.2, 1.1, 1.1이었고, PM₁₀ 미세먼지의 농도비는 1.5로 나타내었다. 그리고 대체적으로 가스상 오염물질에 비해 입자상 물질의 농도가 박무에 다소 더 많은 영향을 받는 것으로 조사되었다.

계절별로 박무의 영향을 살펴보기 위하여 오염물질의 농도를 계절별로 분류한 후, 박무 시와 비박무 시의 농도를 비교하였고, 그 결과를 Figure 26 ~Figure 30에 도시하였다. 이 때 계절별 박무 발생일은 봄 79일, 여름 112일, 가을 30일, 겨울 38일로 박무는 여름 > 봄 > 겨울 > 가을 순으로 많이 발생하였다. 그리고 계절별로 박무와 비박무 시 각 성분의 농도비는 SO₂가 여름 (5.7) > 겨울 (2.1) > 가을 (1.8) > 봄 (1.2) 순으로 높게 나타났다. NO₂는 박무와 비박무 시 농도비가 여름 (2.3) > 겨울 (1.5) > 봄 (1.2) > 가을 (1.1) 순으로, O₃은 여름 (1.1) > 가을 (1.1) > 봄 (1.1) > 겨울 (1.0) 순으로 농도 차이를 보였다. 또한 CO는 박무와 비박무 시 농도비가 여름 (3.3) > 겨울 (1.5) > 가을 (1.2) > 봄 (1.1) 순으로, PM₁₀은 겨울 (2.0) > 여름 (1.9) > 가을 (1.8) > 봄 (1.4) 순 높게 나타났다. 이처럼 박무와 비박무 시 각 성분들의 농도비가 1차 오염물질인 SO₂, NO₂, CO, PM₁₀은 여름철과 겨울철에 큰 농도차를 보이고 있는 것으로 조사되었다. 반면에 2차 오염물질인 O₃은 1차 오염물질과 달리 계절별로 박무와 비박무 시의 농도차기 거의 없는 것으로 나타났다. 일반적으로 도시지역의 대류권 O₃은 광화학스모그와 관련이 크고 NO_x, NMHC의 대기 중 농도에 크게 영향을 받는다. 그리고 기온이 높은 따뜻한 계절에 농도가 상승

하는 경향을 보인다 (서광엽 등, 2004). 그러나 고산지역에서 박무와 비박무 시의 농도차기 큰 계절적 차이를 보이지 않는 것은 NO_x, NMHC와 같은 오존 전구물질의 농도가 낮기 때문인 것으로 판단된다.

Table 2. Concentrations and their ratios of gaseous pollutants and PM₁₀ fine particles during mist and non-mist event periods.

Species	Mist (Mean±SD)	Non-Mist (Mean±SD)	Mist/Non-Mist
SO ₂ (ppb)	2.48±2.76	2.03±1.99	1.24
NO ₂ (ppb)	4.24±2.16	2.03±2.07	1.16
O ₃ (ppb)	40.3±14.1	38.1±11.7	1.08
CO (ppm)	0.59±0.21	3.73±0.18	1.10
PM ₁₀ (µg/m ³)	56.9±35.2	38.0± 35.7	1.50

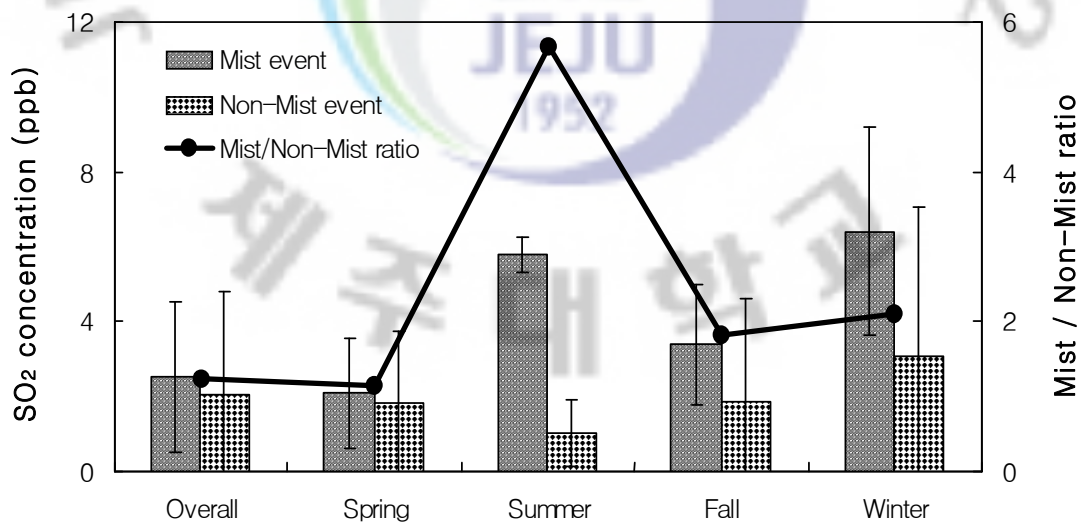


Figure 26. Seasonal comparison of SO₂ concentration between mist and non-mist events.

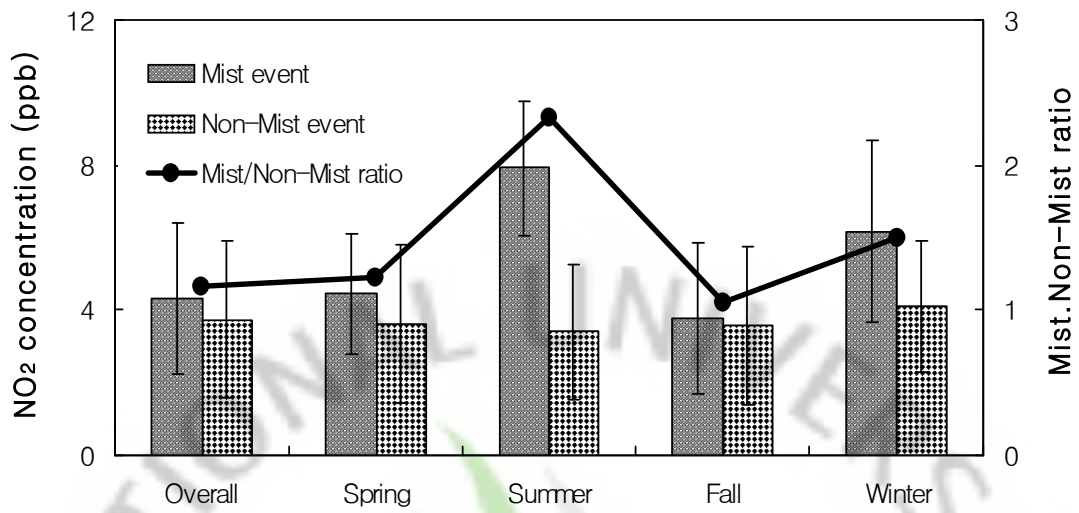


Figure 27. Seasonal comparison of NO₂ concentration between mist and non-mist events.

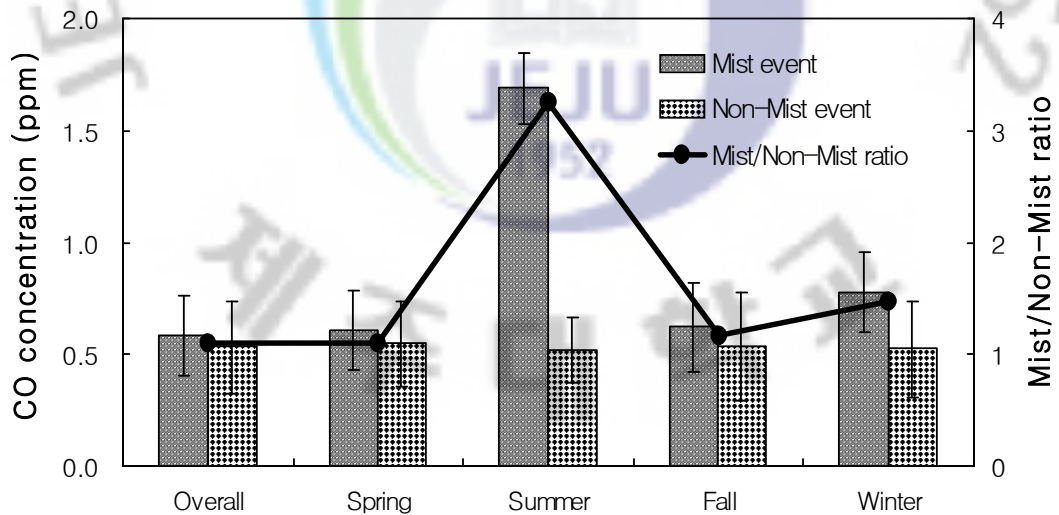


Figure 28. Seasonal comparison of CO concentration between mist and non-mist events.

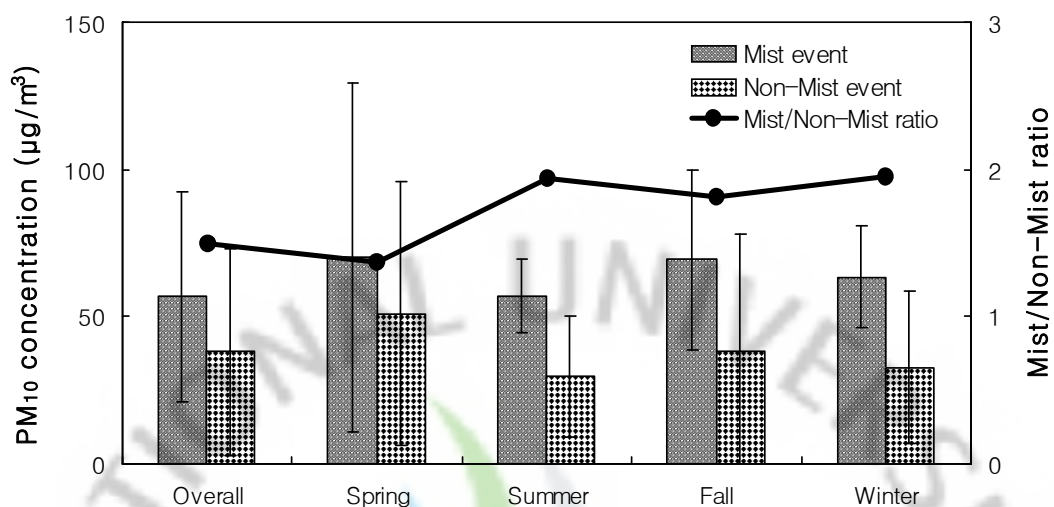


Figure 29. Seasonal comparison of PM₁₀ concentration between mist and non-mist events.

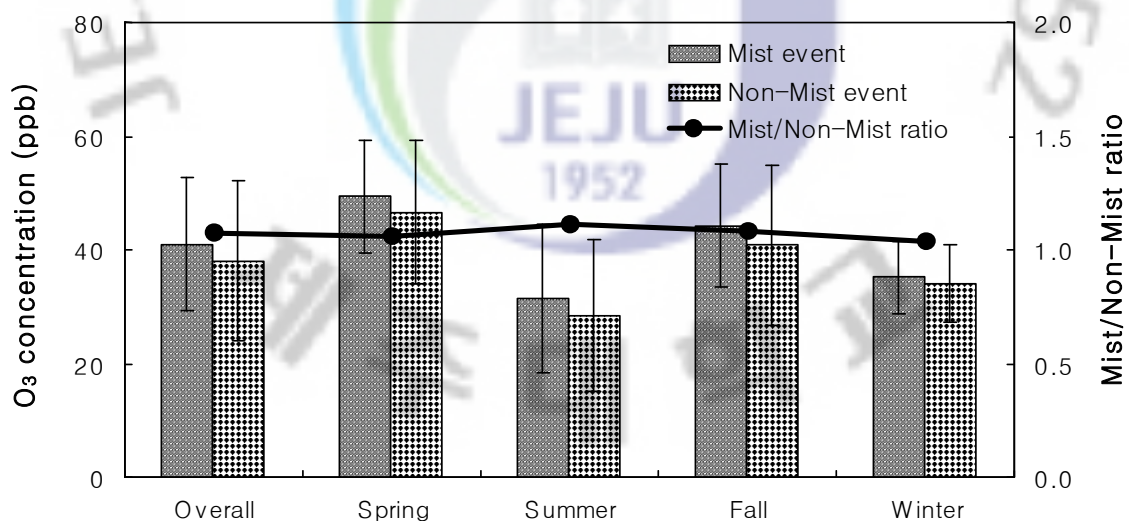


Figure 30. Seasonal comparison of O₃ concentration between mist and non-mist events.

2) 기상인자들과의 상관성 분석

연구기간에 가스상 대기오염물질 및 PM₁₀ 미세먼지의 농도가 기상요소들과 상호간 어떠한 연관성을 나타내는지 조사하였다. 이를 위해 각 측정 성분별 일간 측정자료(1,095개)와 식(1)을 이용하여 표준화된 공분산으로 모상관계수 (population correlation coefficient)를 구하였다.

$$\rho = \text{Corr}(X, Y) = \frac{\text{Cov}(X, Y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (1)$$

여기서 $\text{Cov}(X, Y)$ 는 오염물질 및 기상인자 등 변수 간 공분산을, σ_x 와 σ_y 는 각 변수의 표준편차를 의미한다. Table 3에 식(1)을 적용한 각 항목 상호간 및 기상인자 간의 상관관계 특성을 나타내었다. 표의 결과와 같이 오염물질 각 항목들 간의 상관계수는 0.06~0.37로 모두 양의 상관성을 보였다. 그리고 이들 성분들 중에서 SO₂는 NO₂와 0.37, O₃와 0.23, CO와 0.34, PM₁₀과 0.31로 각 성분들과 상대적으로 큰 상관성을 나타내었다. 그리고 풍속과는 양의 상관성을, 상대습도 및 온도와는 음의 상관성을 나타내었다. 이러한 결과로 보아 SO₂는 바람이 많은 동절기에 화석연료의 연소에 의한 배출원 영향이 크고, 상대적으로 온도가 높고 습도가 높은 여름철에는 농도가 감소하는 경향을 보인 것으로 유추해 볼 수 있다. 그러나 NO₂의 경우, O₃과의 상관계수가 0.06으로 매우 낮게 나타났고, NO₂와 풍속과의 상관계수는 -0.35로 역상관성을 보였다. 또한 모든 성분들이 상대습도, 온도와 음의 상관성을 보여, 상대습도와 온도가 높은 여름철에 낮은 농도를 나타내는 것으로 확인되었다.

또한 풍속, 온도, 상대습도를 변수로 한 대상 대기오염물질의 변동추이를 유의수준 $p=0.05$ 를 적용한 식 (2)의 다중회귀분석 (multiple regression analysis)으로 나타내었다. 통상 유의수준 $p=0.05$ 는 각 변수간의 유의한 선형회귀에서 잘못된 결론을 도출할 가능성이 5 %에 해당하는 확률을 의미한다.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \dots + \beta_p X_{pi} + \varepsilon_i \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (2)$$

식에서 아래첨자 i 는 관측 지점, p 는 대기오염 물질 또는 기상인자를 나타내며, X 와 Y 는 각각 독립변수와 종속변수로서의 대기오염 물질 또는 기상인자를 의미하

고, β 와 ε 은 각 독립변수에 대한 기울기와 절편을 의미한다. 조사항목별 상관성 분석을 바탕으로 대기오염물질에 영향을 미칠 수 있는 주요 기상인자와의 관계를 식 (2)를 이용하여 다중회귀분석을 실시하였고, 그 결과를 Table 4에 나타내었다. 이러한 다중회귀분석에서 각 성분들과 기상인자들과의 관계는 대부분 낮은 결정계수 (R^2)를 나타내어 상관성은 그리 좋지 않은 것으로 확인되었다. 그러나 이를 기준으로 오염물질들과 기상인자들 간의 관련성을 유추해 보면, SO_2 , NO_2 , O_3 은 풍속, 상대습도, 온도의 기상조건과 모두 음의 기울기를 나타내어 이들 성분들은 대체적으로 습도, 온도가 낮은 겨울, 봄철에 농도가 증가하는 경향을 보이는 것으로 추정된다. 그러나 CO 는 상대습도와 0.001의 기울기를 나타내어 서로 영향을 미치지 않고, PM_{10} 미세먼지는 상대습도와 음의 기울기를 나타내어 습도가 높을수록 농도가 낮아지는 경향을 보이고 온도가 비교적 높고 건조한 봄철에 오염도가 증가하는 것으로 판단된다.

Table 3. Population correlation coefficients between air pollutants and meteorological factors at Gosan site.

Species	SO ₂	NO ₂	O ₃	CO	PM ₁₀	WV	RH	Temp
SO ₂	1.00							
NO ₂	0.37	1.00						
O ₃	0.23	0.06	1.00					
CO	0.34	0.29	0.21	1.00				
PM ₁₀	0.31	0.16	0.32	0.22	1.00			
WV	0.12	-0.35	-0.03	0.08	0.03	1.00		
RH	-0.42	-0.08	-0.29	-0.07	-0.14	-0.30	1.00	
Temp	-0.36	-0.05	-0.18	-0.16	-0.07	-0.56	0.61	1.00

WV=Wind Velocity, RH=Relative Humidity, Temp=Temperature

Table 4. Results of multiple regression analysis for air pollutants and meteorological factors at Gosan site.

No.	Multiple Regression Result	Determination Coefficient
1	SO ₂ = 7.533 - 0.053WV - 0.055RH - 0.067Temp	R ² = 0.199
2	NO ₂ = 7.937 - 0.280WV - 0.007RH - 0.101Temp	R ² = 0.221
3	O ₃ = 64.665 - 0.537WV - 0.259RH - 0.231Temp	R ² = 0.104
4	CO = 0.592 - 0.001WV + 0.001RH - 0.005Temp	R ² = 0.029
5	PM ₁₀ = 73.367 + 0.067WV - 0.466RH + 0.147Temp	R ² = 0.021

3) 풍향에 따른 농도 비교

대기오염은 배출원에서 대기오염물질의 방출, 방출된 대기오염 물질의 수송 및 확산, 그리고 수송 및 확산에 의해 대기오염물질의 수용지점에 도달 등 세 가지 과정을 걸쳐 이루어진다. 이들 중에서 대기오염물질의 수송 및 확산과정은 기상 조건에 의하여 크게 좌우 된다 (강경식, 2008). 따라서 제주도 고산은 국지적인 영향을 많이 받는 대도시 지역보다는 오염원으로부터 격리된 청적지역에서의 측정된 것으로 가스상 오염물질 및 에어로졸의 농도를 풍향별로 비교하면 대기오염물질의 이동 경로를 파악할 수 있다. 연구 기간 동안 가스상 오염물질 및 에어로졸의 농도변화를 풍향별로 비교하여 Figure 31 ~ Figure 36에 나타내었다. 이때 풍향 분포를 살펴보기 위해 고산기상대에서 제공한 00UTC, 850 hpa 즉 고도 약 1500 m 내외의 고층기상 풍향을 적용하였다. 여기서 850 hpa의 지균풍의 방향과 세기는 우리나라에 영향을 미치는 기압골의 이동방향과 속도를 고려할 수 있고, 하층 대기안정도는 연직 환기 효과와 연관된 값으로 시간적으로 변화하는 혼합고와는 달리 대기의 혼합 정도를 하루 하나의 값으로 나타낼 수 있어 대기오염물질 이동 파악에 용이하다 (공부주 등, 2006).

연구기간동안 배경지역인 고산의 주요 풍향을 보면, 285°~355°의 북서풍 계열 바람이 38%이며, 215°~280°의 남서풍 계열의 바람이 27%에 달해 중국 대륙에서 불어오는 바람이 영향을 많이 받았다 (Figure 31). 또 145°~210°의 남풍 계열의 바람이 14%, 75°~140°의 남동풍 계열의 바람이 8%를 나타내었으며, 0°~70°의 북동풍 계열의 13%를 보인 것으로 조사되었다. 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지의 풍향별 농도 변화를 살펴보면, CO는 210°~330°의 서풍 계열 풍향일 때 농도가 증가하는 경향을 보였고, 이와 비슷하게 SO₂ 성분 역시 210°~330°의 서풍 계열의 바람이 불 때 그 농도가 매우 크게 증가하는 것으로 조사되었다 (Figure 32~36). 그리고 PM₁₀ 미세먼지 역시 주로 240°~330°의 북서풍 계열일 때가 남풍~동풍 계열의 풍향에 비해 농도가 증가하는 경향을 나타내었다. 그러나 O₃과 NO₂ 성분은 서풍의 영향을 주로 받기는 하지만 서풍에서 농도가 상승하는 경향이 아주 현저하지는 않은 것으로 확인되었다. 이를 좀 더 상세히 관찰하기 위하여 NO₂가 고농도(10%)일 때 대기의 유입경로를 조사해 보았다. 그러나 이렇게 조사해 본 고농도 시 기류의 이동은 대다수가 중국대륙에서 기원한 공기가 한반도나 한반도 동부나 남부를 거쳐 제주지역으로 유입된 경우가 많은 것으로 확인되었다 (Figure 37). 이러한 결과로

보아, 단순히 고산지역 상부의 고층 기상자료의 풍향만으로 대기오염물질의 유입경로를 확인하는 데는 한계가 있는 것으로 판단된다.

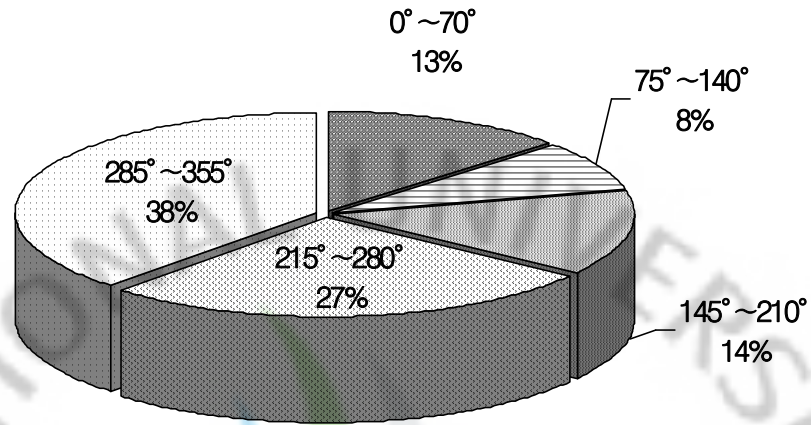


Figure 31. Distribution of wind direction frequency at Gosan site during the study period.

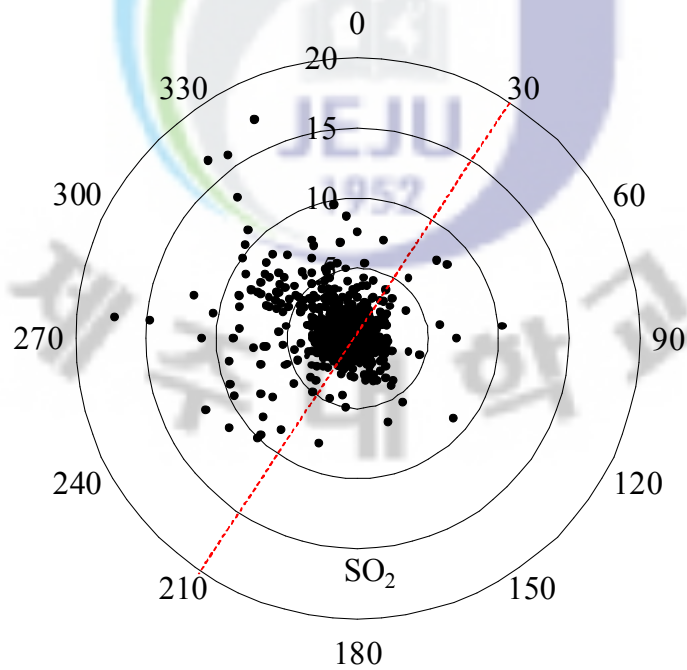


Figure 32. Variation of SO₂ concentrations according to wind direction at Gosan site.

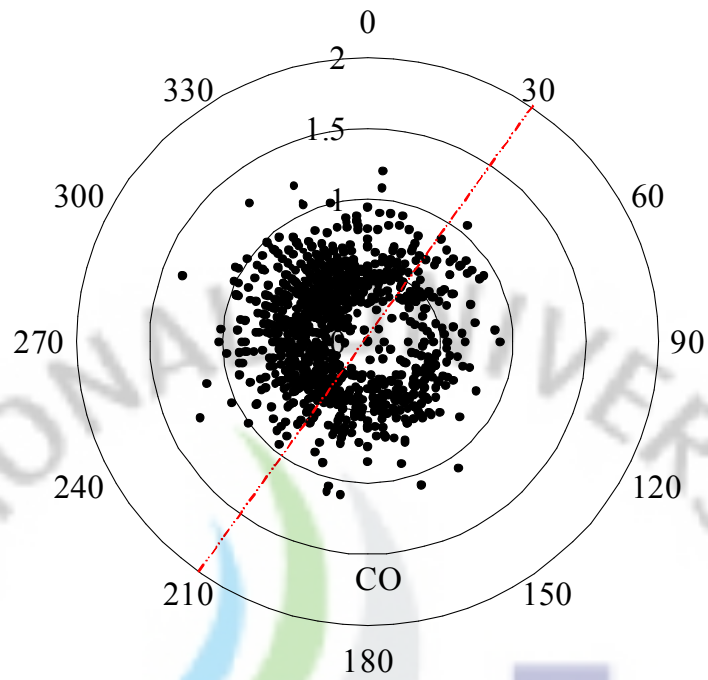


Figure 32. Variation of CO concentrations according to wind direction at Gosan site.

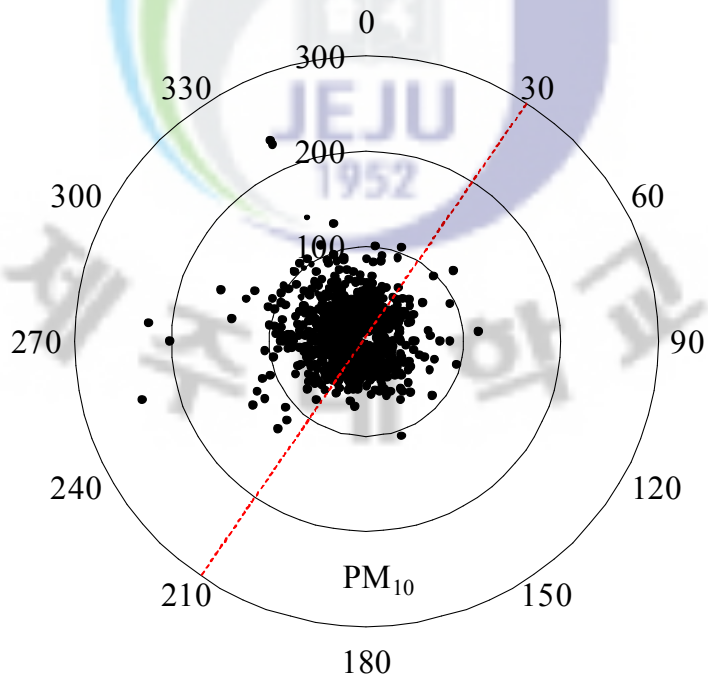


Figure 34. Variation of PM₁₀ concentrations according to wind direction at Gosan site.

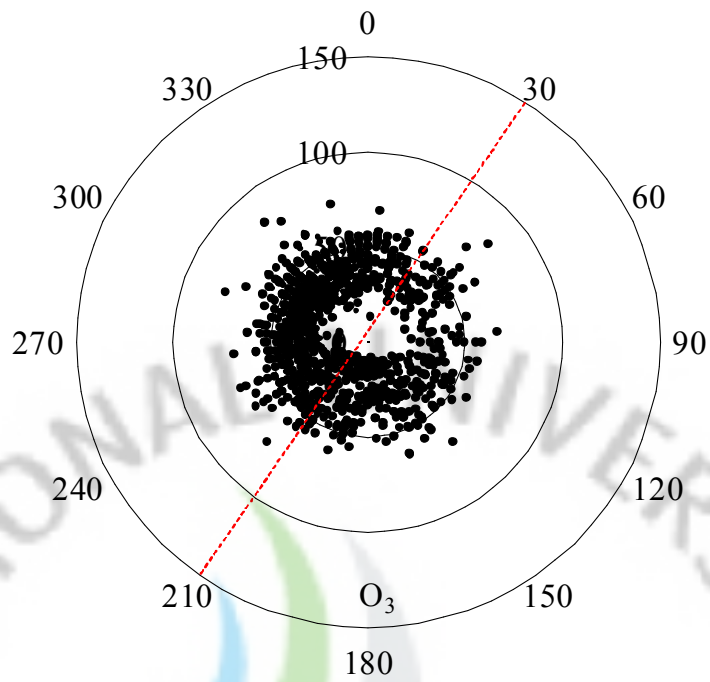


Figure 35. Variation of O_3 concentrations according to wind direction at Gosan site.

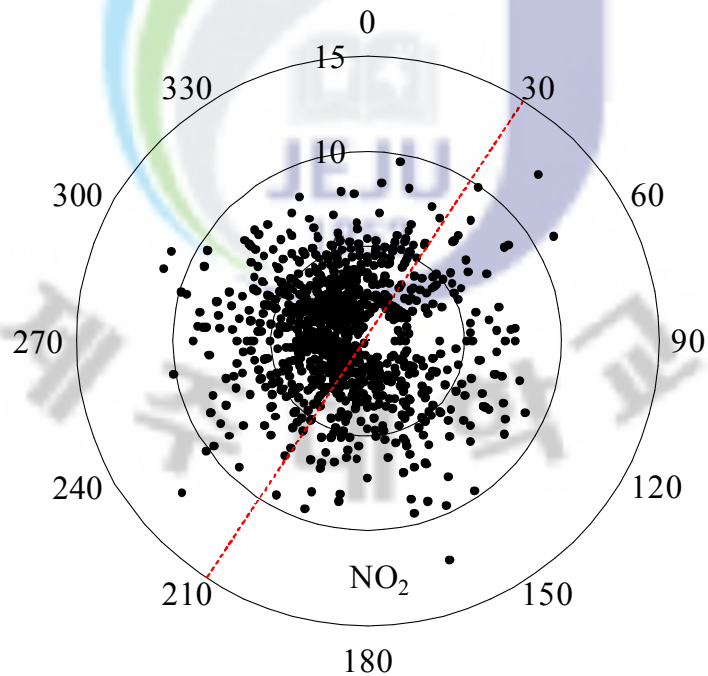


Figure 36. Variation of NO_2 concentrations according to wind direction at Gosan site.

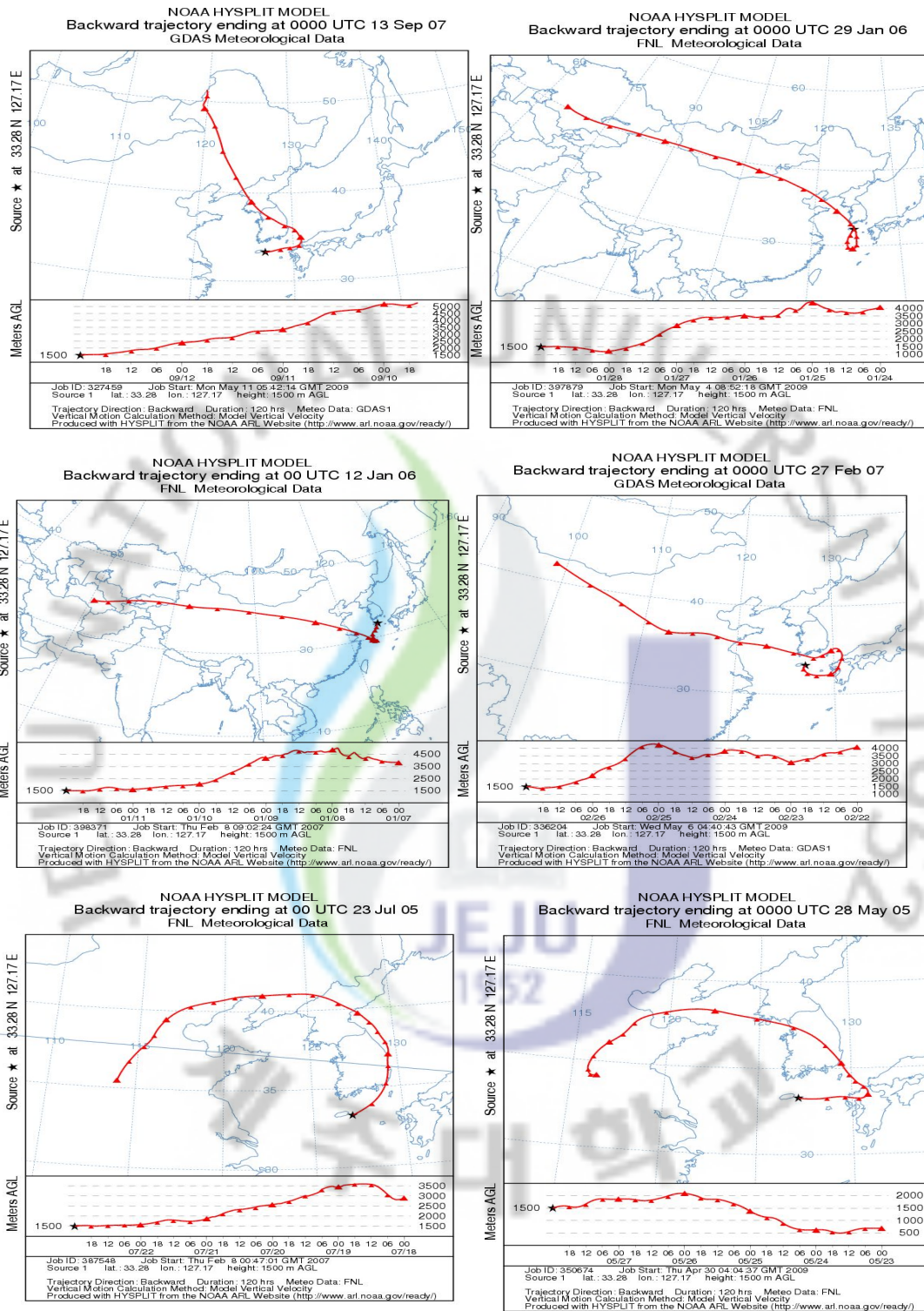


Figure 37. 5-Day backward trajectories showing inflow pathways of air parcels into Jeju in a few cases of high 10% NO₂ concentrations.

3. 대기오염물질의 유입경로 조사

1) 대기오염 물질의 유입 경로별 농도 비교

황화합물, 질소화합물은 물론 각종 가스상 오염물질과 입자상 오염물질이 장거리 이동 현상에 의해 중국의 풍하 측에 위치한 한반도에 직접적인 영향을 주고 있는 것으로 확인되고 있다. 특히 황사가 집중되는 봄철과 화석연료의 사용이 증가하는 겨울철에 그 영향을 크게 받는 것으로 보고되고 있다 (차준석 등, 2007). 본 연구에서도 측정기간 동안 가스상 오염물질과 입자상 미세먼지가 상대적으로 봄과 겨울철에 농도가 증가하는 현상을 보였다. 제주도 고산지역이 청정한 지역임에도 불구하고 이러한 현상이 나타나는 것은 국지적인 오염보다는 외부에서 유입된 오염물질의 영향으로 판단된다. 본 연구에서는 이러한 대기오염물질의 장거리 이동 현상을 규명하기 위하여, 역궤적 분석(backward trajectory analysis)을 통해 공기덩어리 (air parcel) 이동 궤적을 추적해 보았다. 선행 연구결과에 의하면 황사의 경우, 1.5~4 km 고도에서, 그 중에서도 특히 700 hPa 면이나 850 hPa 면의 하층 바람에 의해 주로 수송되고 있는 것으로 보고되고 있다 (전종갑 등, 2000). 또한 700 hPa나 850 hPa 기압면에 대한 유적선은 일기도를 이용하여 직접 작성이 가능하고, 경계층 이동을 보다 잘 묘사하는 중층대기의 바람의 이동을 살펴볼 수 있는 장점을 지니고 있기 때문에 유적선 분석에서 많이 사용되고 있다(신혜정 등, 2002). 따라서 본 연구에서도 기류의 이동방향을 조사하기 위하여 출발지점 고도를 850 hPa면인 약 1500 m로 설정하였고, 출발시간은 해당 날짜의 매 00 UTC로 하였다. 이 때 역궤적 분석은 미국해양대기국 (NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration)에서 개발한 HYSPLIT-4 (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) 모델을 이용하였고, 풍향, 풍속 자료 역시 NOAA의 북반구 FNL자료를 이용하였다. 역궤적 모사 시간은 오염물질이 이동 기간을 고려하여 5일간으로 정하였고, 수용지점은 고산 측정소 (33.28°N, 127.17°E)를 중심으로 수행되었다.

공기덩어리의 이동 경로는 크게 5개 구간으로 구분하여 이들 권역을 거쳐 제주 지역으로 장거리 이동하는 오염물질의 경로를 파악하고자 하였다 (한진석 등, 2006). 이렇게 5개의 구간으로 분류한 권역은 한반도 및 시베리아를 I 권역, 일본과 한반도 동해안 지역을 II 권역, 북태평양을 III 권역, 중국대륙의 남부지역을 IV 권역,

그리고 중국대륙의 북부 지역을 V 권역으로 구분하였다.

본 연구 기간에 측정된 가스상 오염물질 SO₂, NO₂, O₃, CO와 PM₁₀ 미세먼지 각 성분의 농도가 높은 상위 10% (110개)와 반대로 농도가 낮은 하위 10% (110개)를 선정하였다. 그리고 이 시료의 채취 일을 기준으로 이 시기에 공기덩어리의 이동 경로를 역궤적 분석을 통해 추적하였다. 이러한 역궤적 결과를 이용하여 대기오염 물질의 유입경로를 5개의 구간으로 분류하여 권역별로 각 성분들의 농도를 비교하였다. 이러한 권역별 분류 결과, 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지 모두 상위 10%에서는 대체로 공기덩어리가 중국대륙에서 고산지역으로 이동하였고, V 권역과 IV 권역 구간을 통과한 것으로 나타났다. 반면에 농도가 낮은 하위 10%에서는 상대적으로 일본과 동해안의 II 권역과 북평양의 III 권역을 통과하는 비율이 높아지는 경향을 보였다.

이를 오염물질 성분별로 살펴보면, SO₂ 농도가 높은 상위 10% 시에 공기 덩어리의 유입경로가 V 권역 88.2%, IV 권역은 10.0%, I 권역 1.8%로, V 권역과 IV 권역의 중국대륙을 통과한 공기가 98.2%에 달하고 있음을 확인할 수 있었다. 이러한 결과로부터 SO₂는 대부분 중국대륙에서 이동해 온 기류를 타고 제주지역으로 유입되었음을 알 수 있었다 (Figure 38). 반면에 SO₂ 농도가 낮은 하위 10%에서는 V 권역 31.8%, III 권역 29.1%, II 권역 16.4%, I 권역 14.5%, IV 권역 8.2%로 대체로 권역별로 고른 분포를 보였으며, 상대적으로 북태평양의 III 권역과 일본과 동해의 II 권역을 통해 이동해 온 공기덩어리가 많이 유입되었음을 확인할 수 있었다.

NO₂는 고농도의 상위 10%에서 V 권역 64.5%, IV 권역은 12.7%, I 권역 10.0%, II 권역 6.4%, III 권역 6.4%로 IV 권역과 V 권역의 중국대륙에서 77.3%의 공기덩어리가 이동하였다. 반면에 NO₂ 농도가 낮은 하위 10%에서는 V 권역 43.7%, III 권역 37.3%, I 권역 10.0%, IV 권역 8.2%, II 권역 6.4%로 상대적으로 북태평양의 III 권역으로부터 유입된 기류의 영향을 많이 받은 것으로 나타났다(Figure 39).

CO는 고농도 상위 10%에서 V 권역 69.1%, I 권역 10.9%, IV 권역 10.0%, II 권역 5.5%, III 권역 4.5%로 NO₂와 비슷하게 중국과 한반도서 공기덩어리가 이동했을 때 높은 농도를 나타내었다. 그러나 하위 10%에서는 V 권역 40.9%, III 권역 30.9%, I 권역 11.8%, II 권역 10.0%, IV 권역 6.4%로 상대적으로 북태평양(III 권역)으로 공기덩어리가 이동했을 때 농도가 낮아지는 경향을 보인 것으로 조사되었다 (Figure 41).

O₃은 상위 10%에서 V권역 67.3%, I권역 22.7%, III권역 5.5%, IV권역 4.5%로 SO₂, NO₂와 달리 한반도의 III권역으로부터 이동한 공기덩어리의 영향이 크게 나타났다. 반면에 저농도 하위 10%에서는 III권역 70.0%, II권역 14.5%, IV권역 10.0%, V권역 3.6%, I권역 1.8%로 주로 북태평양(III권역)에서 공기덩어리가 이동했을 때 농도가 낮아지는 경향을 나타내었다 (Figure 40). 대류권의 O₃은 일반적으로 성층권에서 유입되거나 광화학 반응으로 생성된다. 이 중 성층권으로부터의 유입은 대부분 중고위도 지역에서 저기압 활동으로 대류권계면에 folding이 생기고 한랭전선 주변으로 불안정한 혼합이 생기면 발생한다(McLinden *et al*, 2000). 또한 광화학적 생성은 전구물질인 CO, NO_x, VOCs 등과의 반응으로 발생한다 (류상범 등, 2008). 이러한 결과로 유추해 보면, 북태평양(III권역)에서 공기덩어리가 이동했을 때 농도가 낮은 것은 여름철 온난전선의 영향과 해양 상층부에서 광화학 전구물질인 CO, NO_x, VOCs의 농도가 낮았기 때문인 것으로 판단된다.

PM₁₀ 미세먼지 역시 고농도 상위 10%에서는 V권역 78.2%, IV권역 9.1%, I권역 8.2%, III권역 4.5%로 가스상 오염물질과 마찬가지로 중국 북부와 남부의 V권역과 IV권역에서 공기덩어리가 이동했을 때 농도가 높게 나타났다. 반면에 농도가 낮은 하위 10%에서는 V권역 47.3%, III권역 31.8%, II권역 10.9%, I권역 10.0%, IV권역 8.2%로 PM₁₀ 역시 농도가 낮을 때는 상대적으로 III권역과 II권역, I권역의 영향이 커지는 것으로 확인되었다 (Figure 42).

또한 공기덩어리의 이동 권역별로 오염물질들의 농도를 비교해 보았다. 먼저, 중국 북부지역인 V권역의 경우를 보면, 상위 10% 고농도일 때에는 SO₂ (88.2%) > PM₁₀ (78.2%) > CO (69.1%) > O₃ (67.3%) > NO₂ (64.5%) 순으로, 각 성분들은 64.5~88.2% 정도가 중국북부에서 이동한 기류의 영향을 받은 것으로 확인되었다. 그러나 저농도 하위 10%일 때에는 NO₂ (43.6%) > CO (40.9%) > PM₁₀ (39.1%) > SO₂ (31.8%) > O₃ (3.6%) 순으로, V권역을 통과했을 경우의 비율이 3.6~43.6%로 현저히 감소하였다.

또 중국 남부지역인 IV권역을 통과한 경우를 보면, 상위 10%일 때에는 NO₂ (12.7%) > CO (10%), SO₂ (10%) > PM₁₀ (9.1%) > O₃ (4.5%) 순으로, 4.5~12.7% 정도가 중국남부지역으로부터 유입된 기류의 영향을 받은 것으로 조사되었다. 반면에 하위 10%일 때에는 O₃ (10.0%) > SO₂ (8.2%), NO₂ (8.2%), PM₁₀ (8.2%) > CO (6.4%) 순으로 IV권역을 통과한 비율이 6.4~10.0%이었다. 이러한 결과로 보아 중국

에서 공기덩어리가 이동했을 때 제주지역의 대기질은 남부보다는 북부지역의 영향을 훨씬 더 많이 받고 있음을 알 수 있다.

반면에 청정지역인 북태평양 (Ⅲ권역)에서 공기덩어리가 이동 했을 때에는 고농도 상위 10%에서 NO_2 (6.4%) > O_3 (5.5%) > CO (4.5%), PM_{10} (4.5%) 순으로, 4.5~6.4% 빈도로 영향을 받은 것으로 나타났다. 그리고 하위 10%에서는 O_3 (70.0%) > NO_2 (37.3%) > PM_{10} (31.8%) > CO (30.9%) > SO_2 (29.1%) 순으로, 오염물질의 농도가 낮을 때에는 공기덩어리의 29.1~70.0% 정도가 Ⅲ권역으로부터 유입되었음을 알 수 있었다. 이러한 결과들을 종합해 보면, 배경지역인 제주도 고산지역에서 가스상 오염물질과 PM_{10} 미세먼지는 중국대륙, 특히 중국 북부지역으로부터 기류가 이동했을 때 농도가 높고, 북태평양에서 공기가 유입되었을 때는 상대적으로 농도가 낮음을 알 수 있었다. 그리고 제주도 지역 대기질은 중국의 영향을 크게 받고 있는 것으로 추정된다.

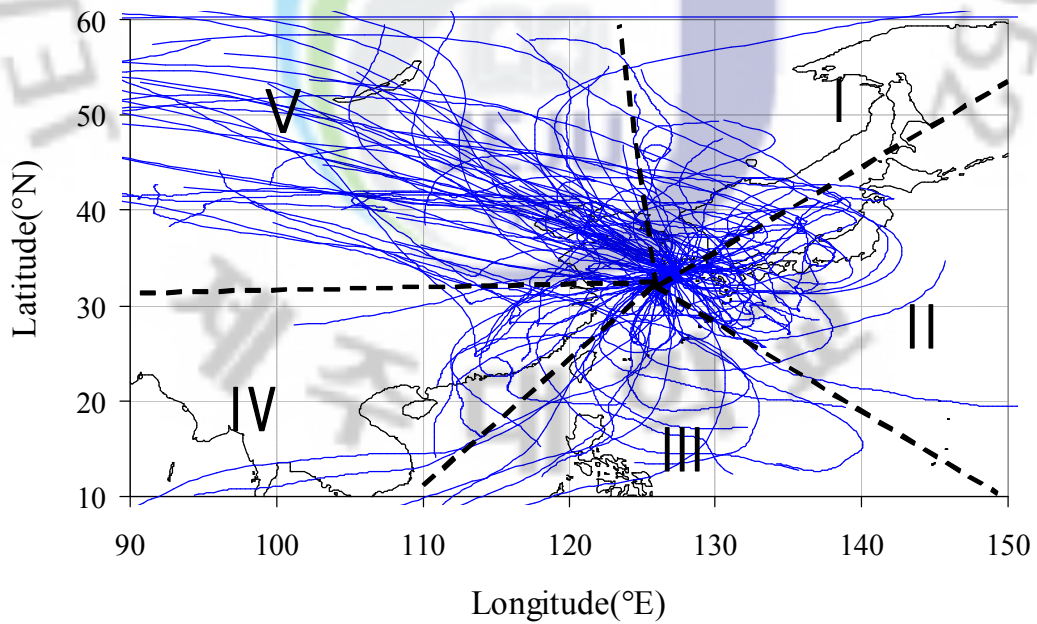
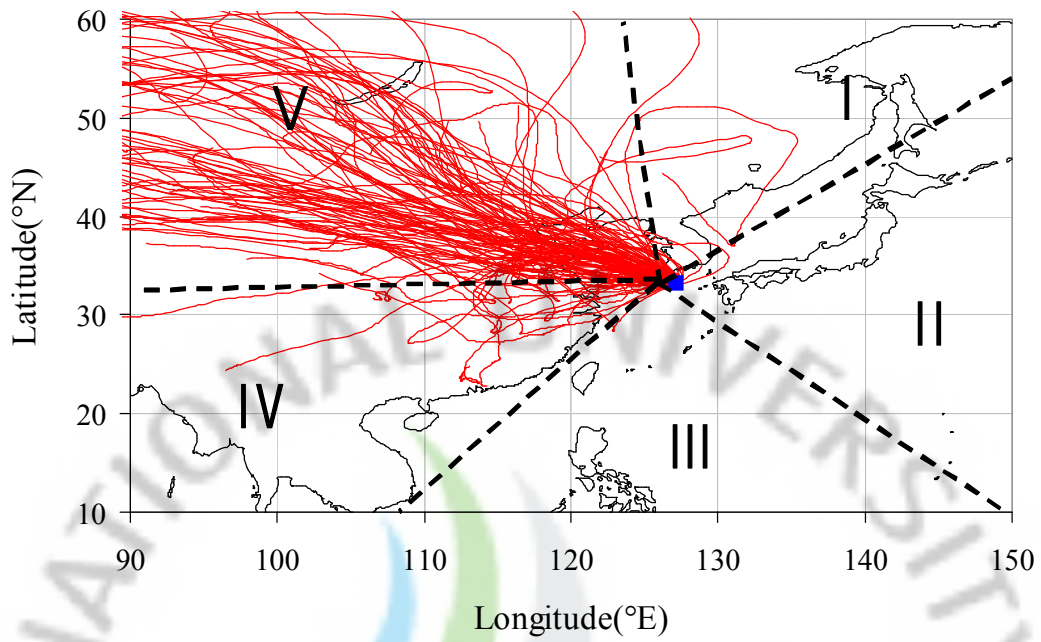


Figure 38. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of SO₂ concentrations.

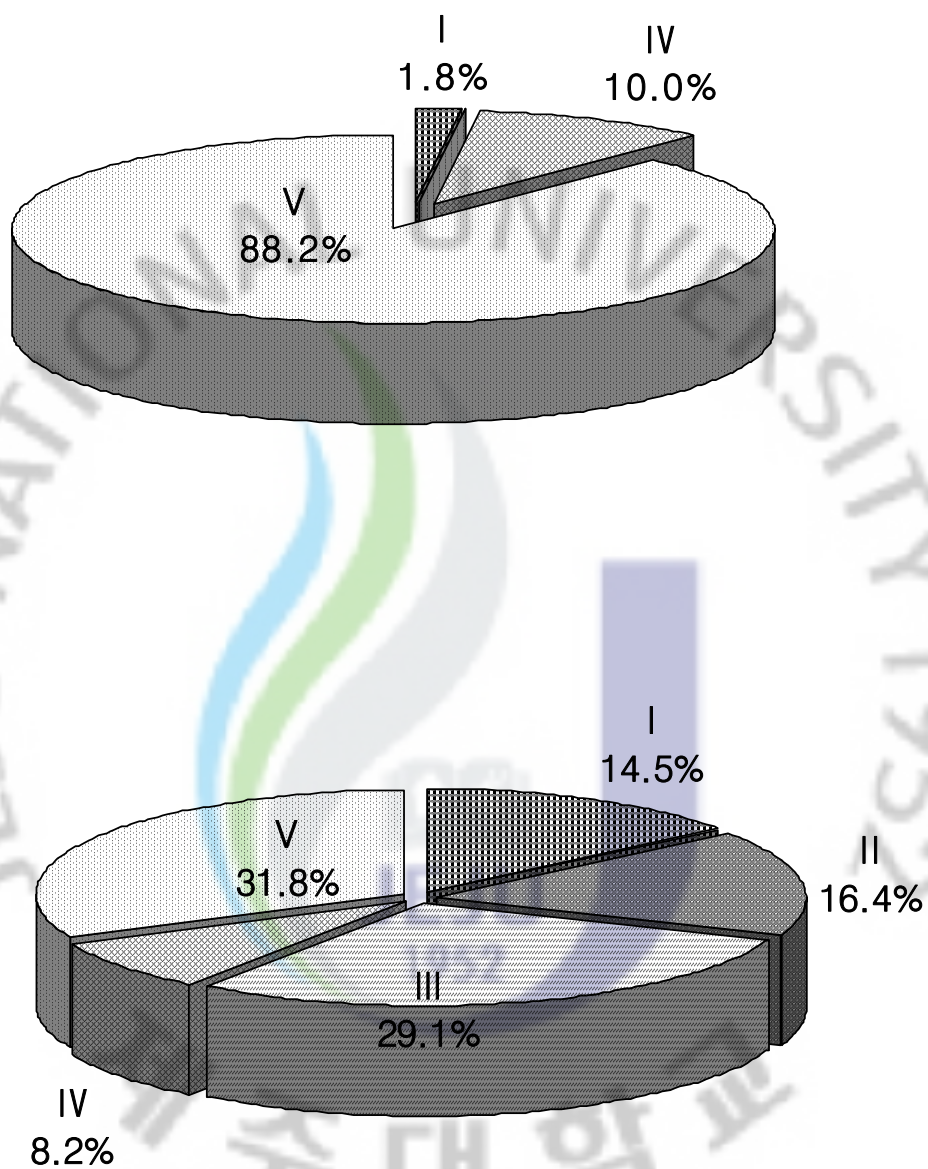


Figure 39. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of SO₂ concentrations.

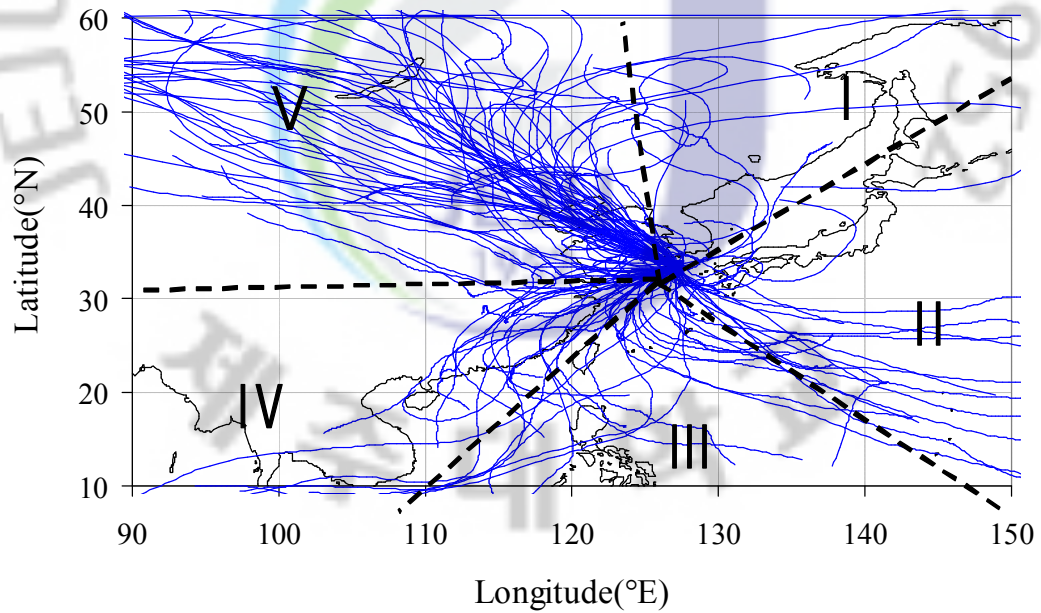
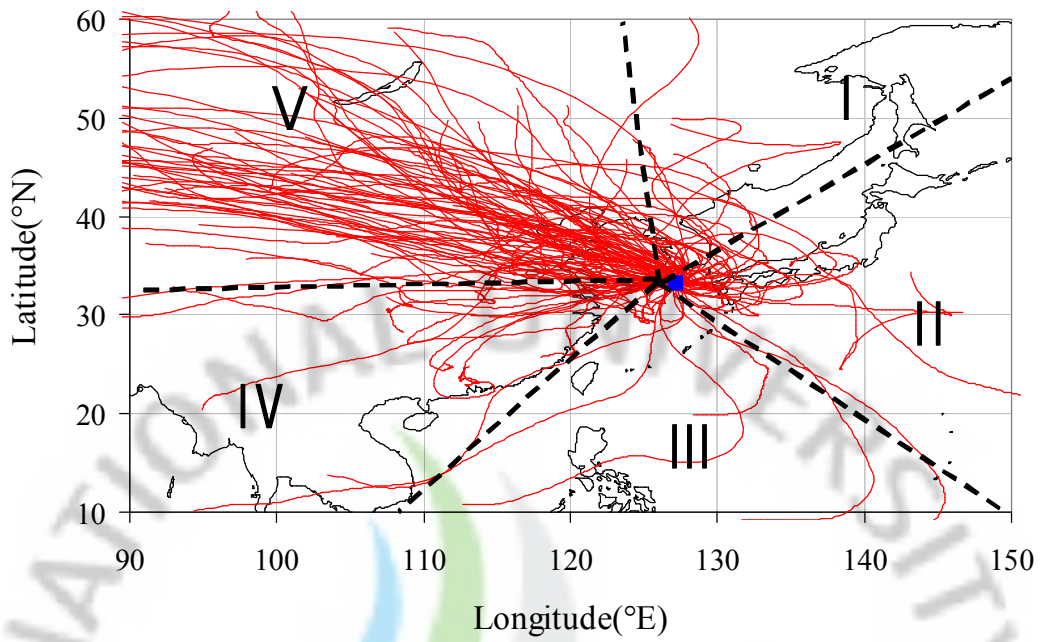


Figure 40. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of NO₂ concentrations.

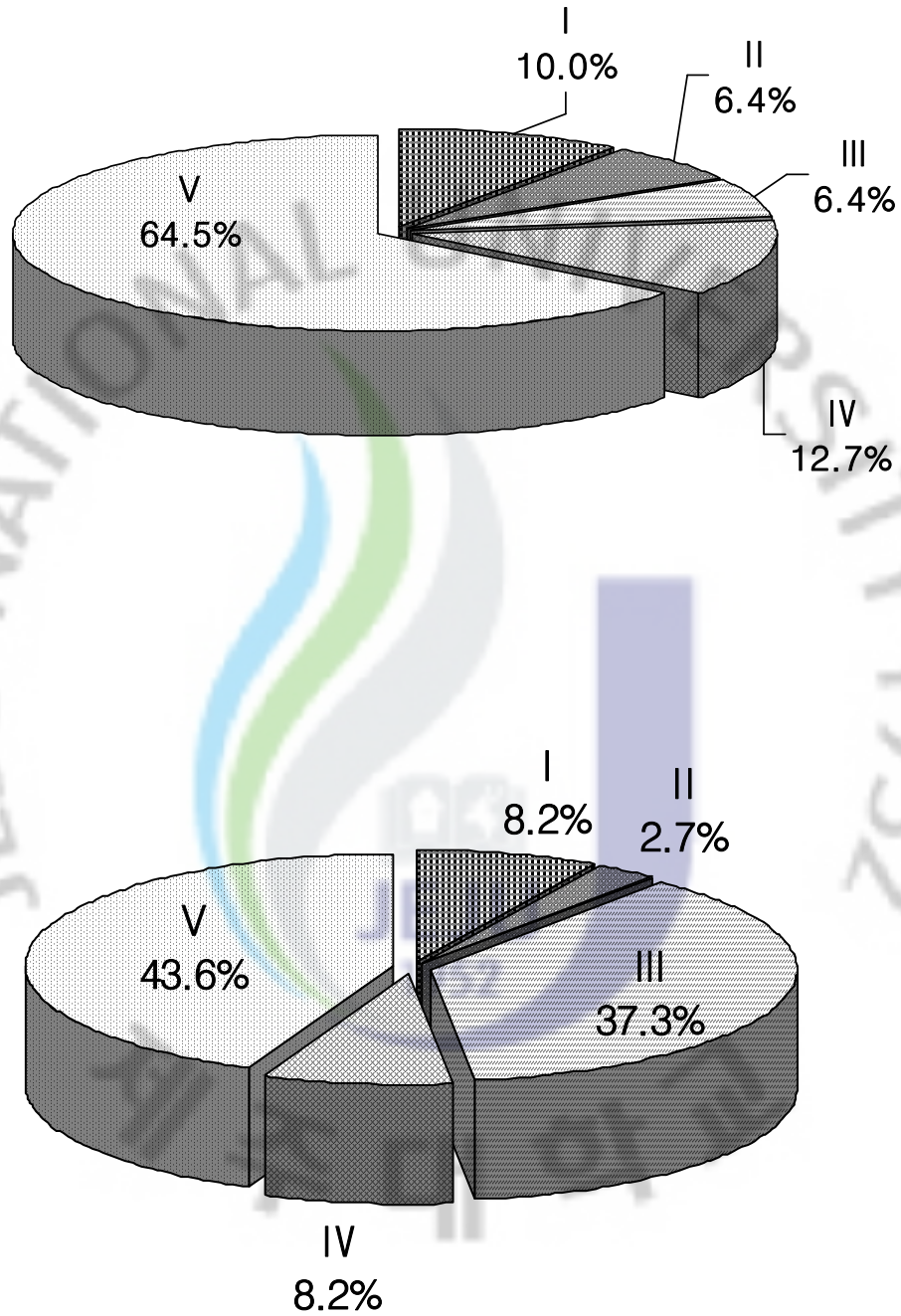


Figure 41. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of NO₂ concentrations.

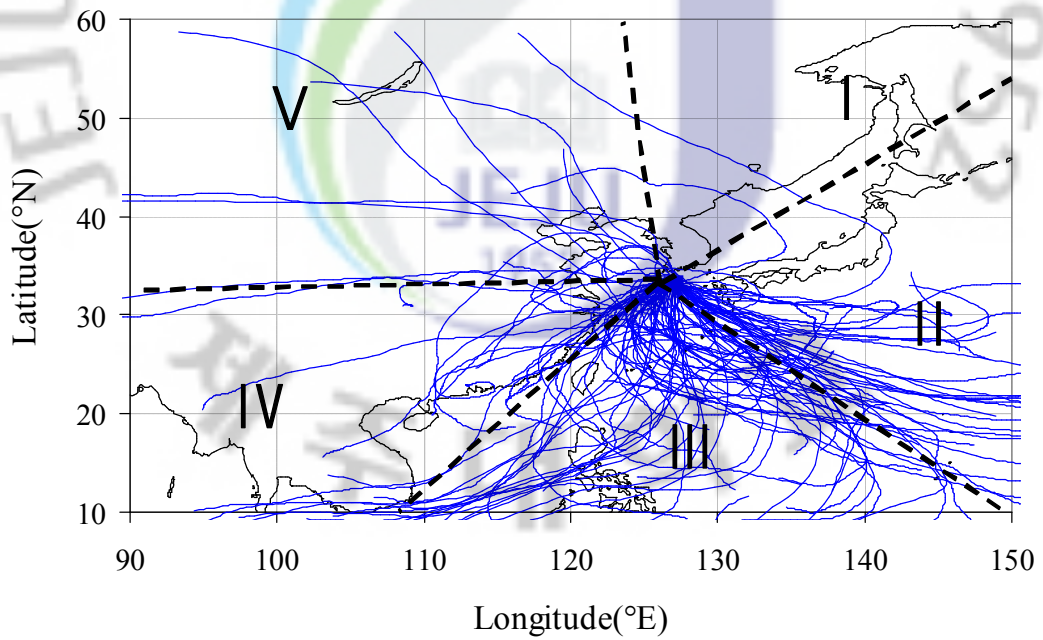
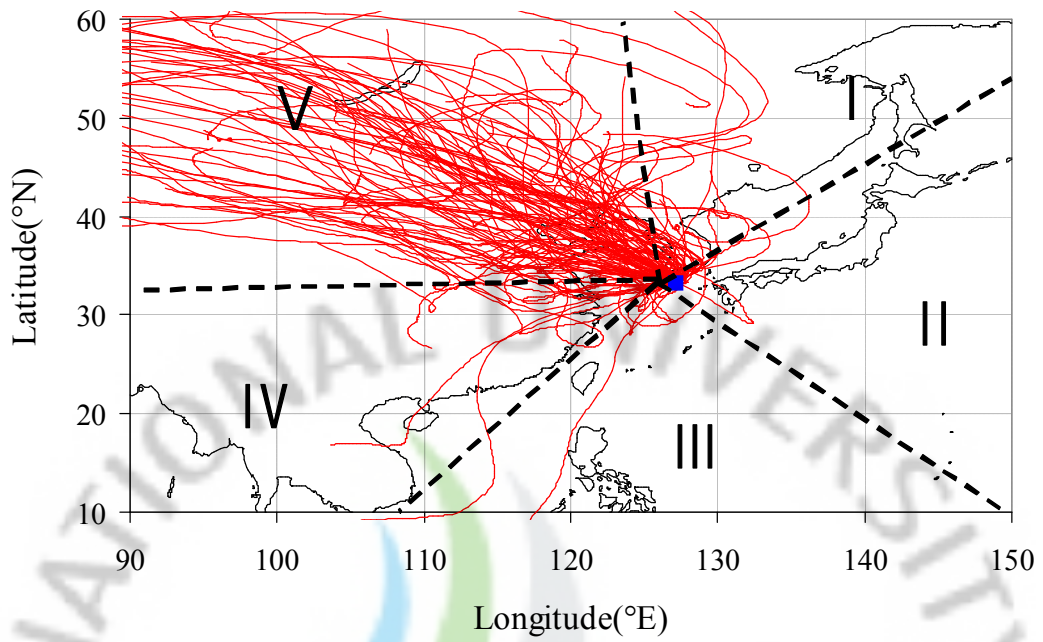


Figure 42. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of O₃ concentrations.

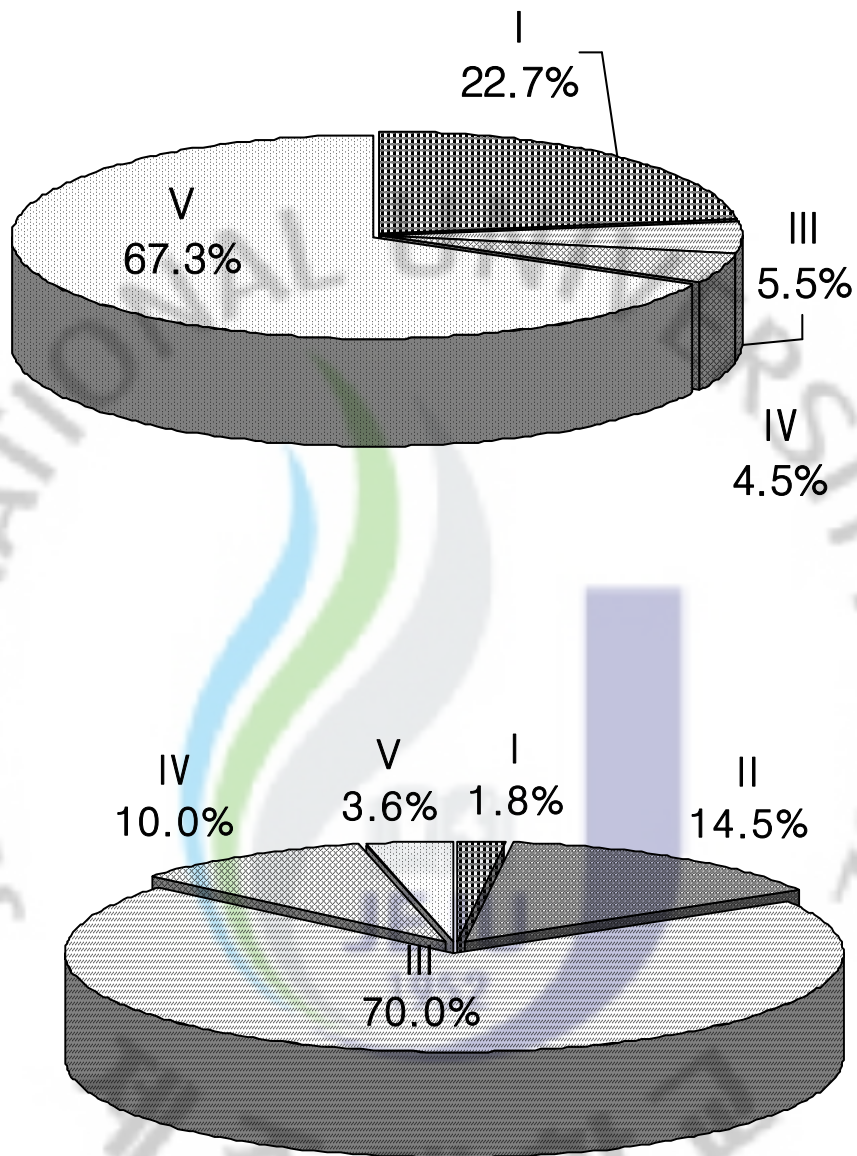


Figure 43. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of O₃ concentrations.

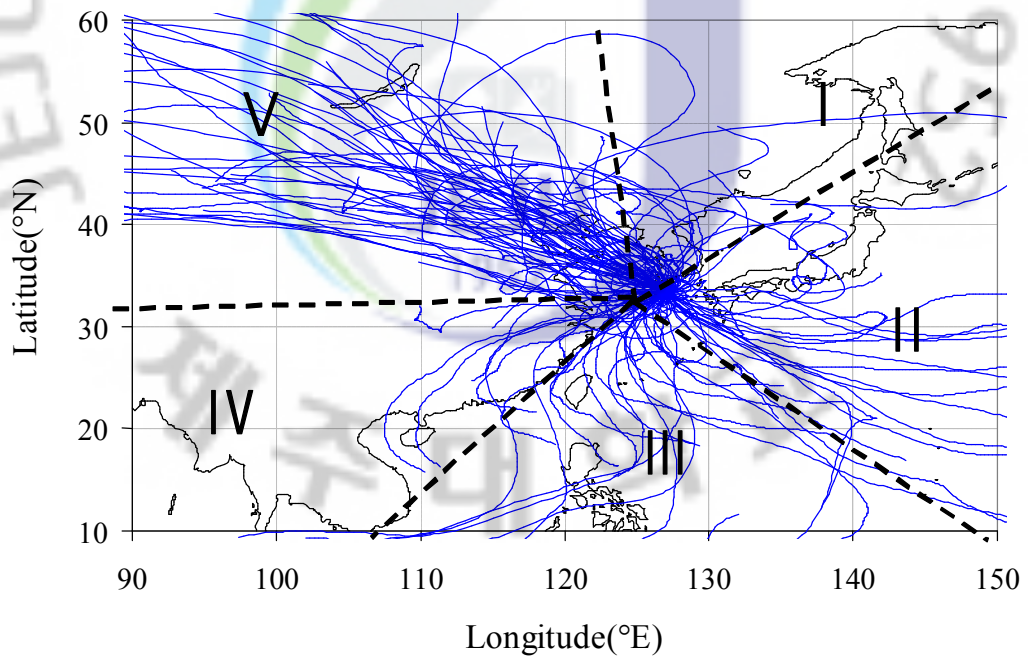
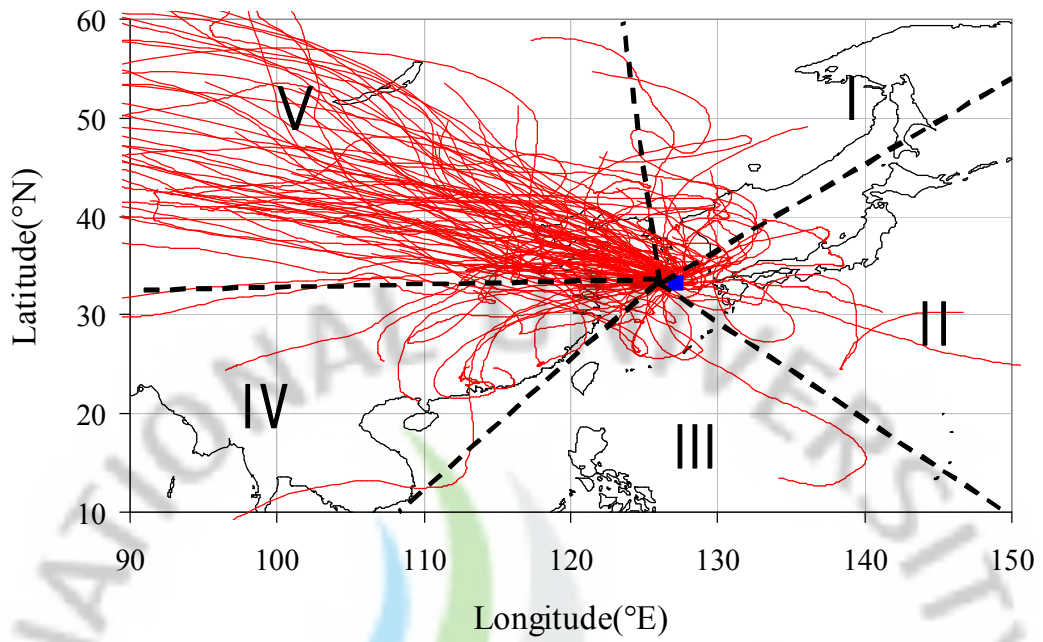


Figure 44. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of CO concentrations.

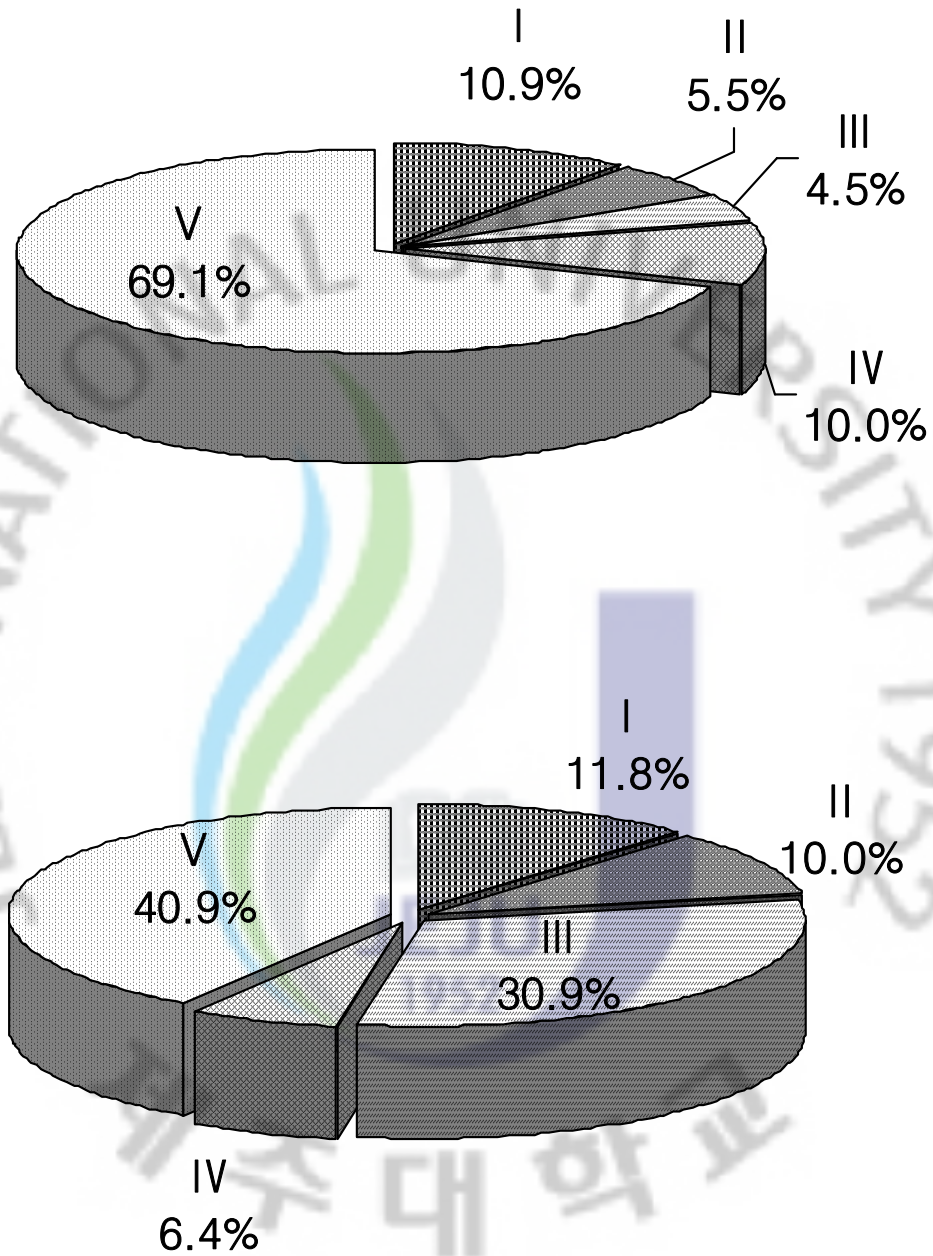


Figure 45. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of CO concentrations.

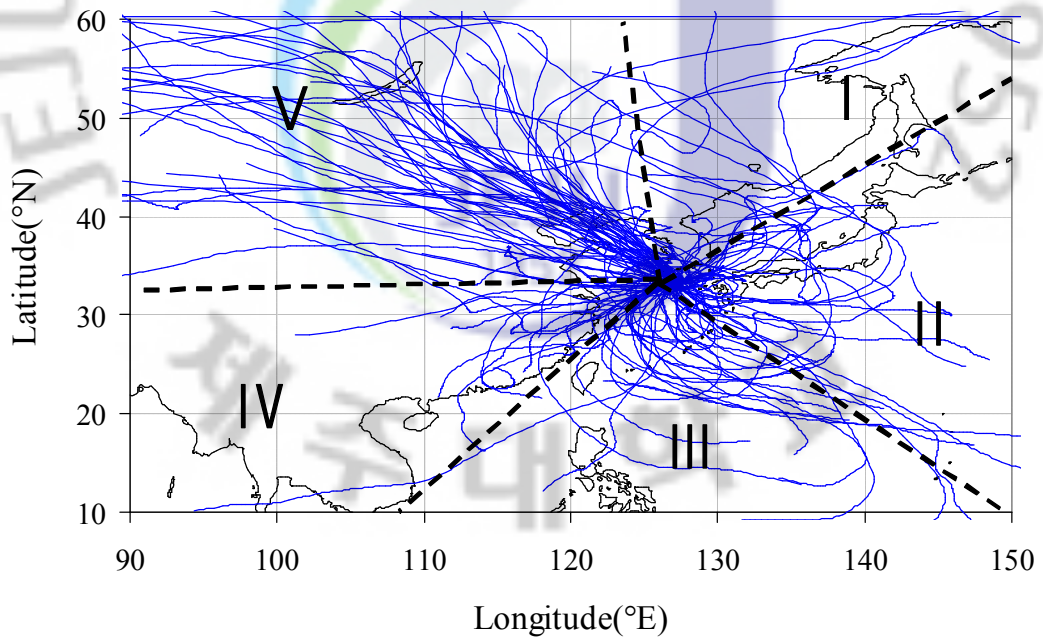
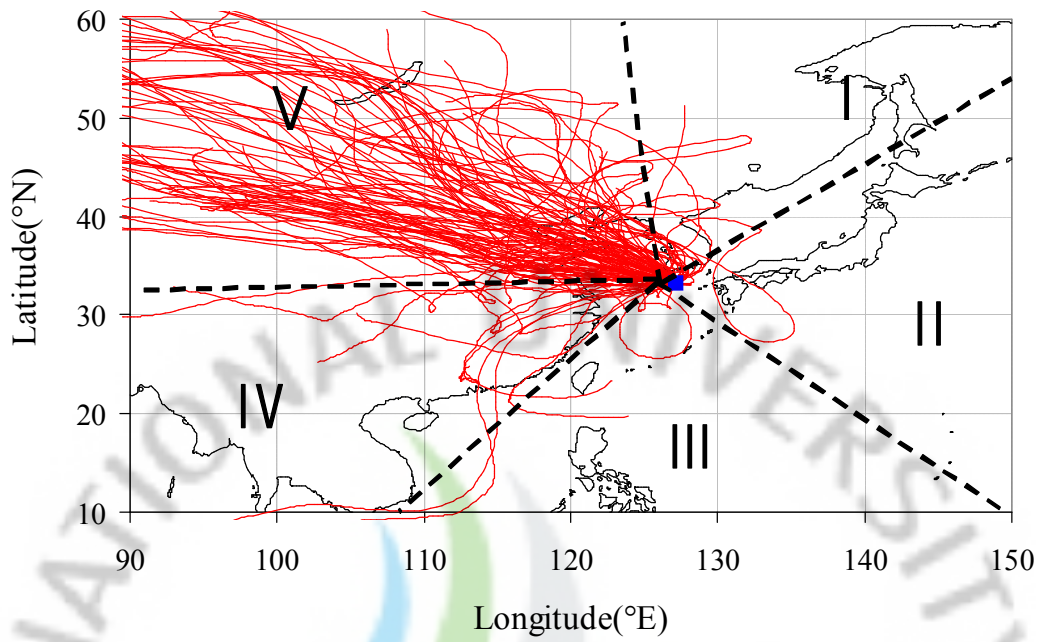


Figure 46. 5-Day backward trajectories corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of PM₁₀ concentrations.

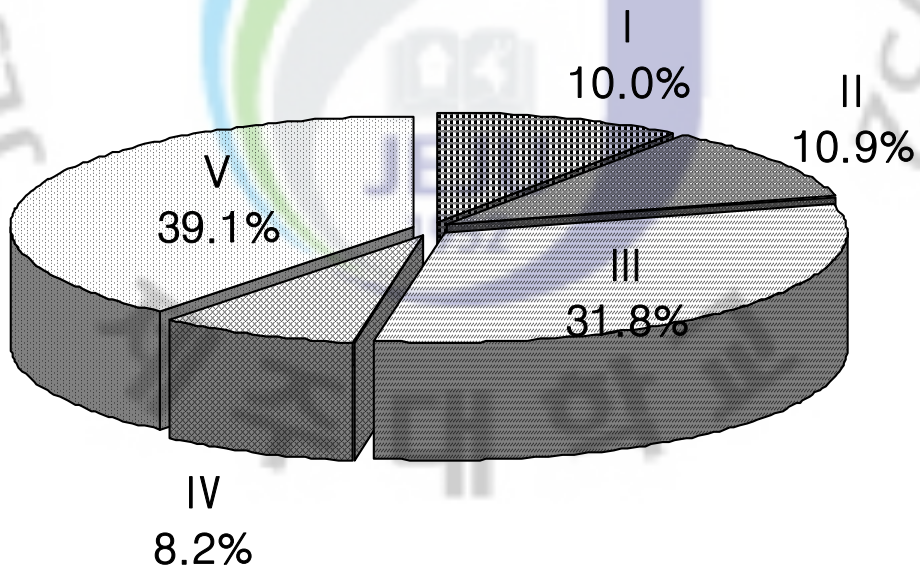
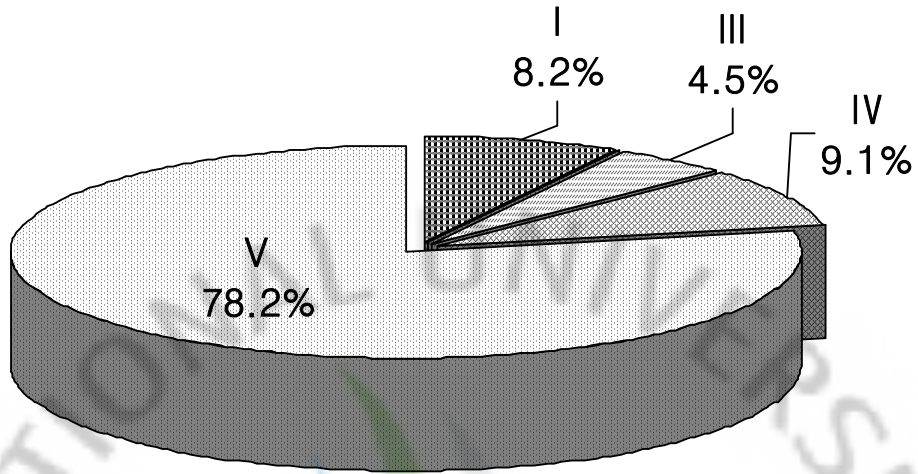


Figure 47. Sectional comparison of inflow pathways of air parcels into Jeju corresponding to high 10% (upper) and low 10% (lower) of PM₁₀ concentrations.

IV. 결 론

국내 배경지역인 제주도 고산측정소에서 2005년 1월부터 2007년 12월까지 가스상 오염물질과 PM₁₀ 미세먼지의 농도를 연속적으로 실시간 측정하였다. 측정 결과로부터 대기오염물질의 농도 변화 특성, 기상요소별 농도 변화, 대기오염물질의 유입경로 등을 조사하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. SO₂ 농도는 연구기간에 평균 2.13 ppb를 나타내었고, 월별로는 12월에 3.95 ppb로 최대, 6월에 1.05 ppb 최저 농도를 보였으며, 계절별로는 겨울(3.58 ppb) > 가을(2.01 ppb) > 봄(1.92 ppb) > 여름(1.09 ppb) 순으로 높은 농도를 나타내었다. 일간 변화는 일출 후 서서히 증가하여 11시~12시 경에 최고 농도를 보였고, 제주시와 서귀포에 비해 1.7배, 국내 대도시에 비해서는 1.9~3.3배 더 낮은 농도를 나타내었다.
2. NO₂ 농도는 평균 3.87 ppb이었고, 월별로는 1월에 4.50 ppb로 최대, 다음으로 5월에 4.23 ppb로 높은 농도를 보였고, 8월에 3.09 ppb로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 계절별로는 겨울(3.90 ppb) > 봄(3.90 ppb) > 가을(3.62 ppb) > 여름(3.58 ppb)의 순으로 높고, 일간 변화는 오전 10시에 4.09 ppb, 오후 21시에 4.31 ppb로 높고, 오전 6시 경에 3.42 ppb로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 또 제주시와 서귀포에 비해 각각 3, 2배, 국내 대도시에 비해서는 5~9배 더 낮은 농도를 나타내었다.
3. O₃ 농도는 평균 38.7 ppb이었으며, 월별로는 5월에 51.43 ppb로 가장 높고, 8월에 24.95 ppb로 가장 낮은 농도를 보이다가 10월에 46.98 ppb로 다시 상승하는 경향을 나타내었다. 계절별로는 봄 (47.8 ppb) > 가을(41.5 ppb) > 겨울(34.2 ppb) > 여름(31.3ppb) 순으로 높고, 일간 변화는 오후 17시에 42.61 ppb로 가장 높고, 오전 9시에 35.0 ppb로 가장 낮았다. 또 제주시와 서귀포에 비슷하고, 국내 대도시에 비해서는 1.5~2배 더 높은 농도를 나타내었다.
4. CO 농도는 0.54 ppm이었고, 월별로는 11월에 0.64 ppm으로 가장 높고, 9월에 0.46 ppm으로 가장 낮은 농도를 나타내었다. 계절별로는 봄(0.57 ppm) > 겨울

- (0.56 ppm) > 가을(0.54 ppm) > 여름(0.51ppm) 순으로 높은 농도를 나타내었고, 일간 농도는 오전 8시에 0.58 ppm으로 높은 농도를 보이고, 서서히 감소하여 14시에 0.50 ppm으로 최소농도를 보인 후 다시 서서히 증가하는 양상을 보였다. 또 지역간 비교 결과, 국내 대도시에 비해서는 약1.5배 더 낮은 농도를 나타내었다.
5. PM₁₀ 미세먼지는 평균 42.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었고 최대농도는 황사 시에 797.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 평균 농도에 비해 약 19배의 높은 농도를 나타내었다. 월별로는 4월에 70.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았으며, 8월에 29.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 최저농도를 보였고, 계절별로는 봄(56.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 가을(41.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 겨울(37.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) > 여름(34.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 순으로 봄철에 가장 높은 농도를 나타내었다. 일간 농도는 오후 14시에 43.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높고, 오전 7시에 40.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 낮은 농도를 보였다. 또 지역간 비교 결과, 국내 대도시에 비해서는 약 1.5배 더 낮은 농도를 나타내었다.
6. 박무와 비박무 시기의 대기오염물질 농도를 비교한 결과, 가스상 오염물질 SO₂, NO₂, O₃, CO는 박무/비박무의 농도비가 각각 1.2, 1.2, 1.1, 1.1이었고, PM₁₀ 미세먼지의 농도비는 1.5로 나타내어 가스상 오염물질에 비해 입자상 물질의 농도가 박무 시에 다소 더 많은 영향을 받는 것으로 조사되었다.
7. 기상인자와의 상관성을 비교해 본 결과, SO₂는 풍속과 양의 상관관계, 상대습도 및 온도와는 음의 상관관계를 나타내어 동절기에 화석연료의 영향이 큰 것으로 판단된다. NO₂와 O₃은 상대습도, 온도와 음의 상관성을 보여 상대습도와 온도가 높은 여름철에 낮은 농도를 나타내었다. 또 다중회귀분석 결과, SO₂, NO₂, O₃은 습도, 온도가 낮은 겨울, 봄철에 농도가 증가하고, PM₁₀ 미세먼지는 습도가 높을 수록 농도가 낮고 온도가 비교적 높고 건조한 봄철에 농도가 상승하는 것으로 판단된다.
8. 풍향에 따른 농도 변화를 조사해 본 결과, SO₂, CO, PM₁₀인 경우 주로 북서풍 계열의 풍향에서 농도가 증가하였다. 그러나 O₃과 NO₂ 성분은 풍향별로 뚜렷한 농도 차이를 보이지 않았다.
9. 역궤적 분석을 실시하여 오염물질의 유입 경로별로 농도변화를 비교해 본 결과, 공기덩어리가 중국대륙의 북부지역(V권역)에서 이동했을 때, SO₂, NO₂, O₃, CO, PM₁₀ 농도가 상승하고, 북태평양으로부터 이동했을 때 상대적으로 낮은 농도를 보였으며, 배경지역인 고산의 대기질은 중국의 영향을 많이 받고 있는 것으로 조사되었다.

V. 참 고 문 헌

- 1) 강경식 (2008) 제주도 고산에서 여름철 저 농도 이산화탄소의 발생원인과 이동경로에 관한 연구, 제주대학교 석사학위 청구논문.
- 2) 강미혜, 윤호균, 박후경, 신덕영, 김영호, 이순희, 정권, 김주형 (2006) 박무기간 중 서울시 대기 입자상 물질의 분포, 한국대기환경학회 2006 추계학술대회.
- 3) 권정민, 서범근, 박승명, 노재훈, 이강웅 (2007) 2006년 9월 마이크로네시아에서 거제도까지 선박을 이용한 해양·대기 DMS 농도 측정, 2007년 환경공동학술대회.
- 4) 고희정, 강창희, 김원형, 이민영, 조은경, 홍상범, 김용표 (2008) 박무발생 시 배경 지역 대기 에어로졸의 화학 조성, 한국대기환경학회 2008 추계학술대회.
- 5) 공부주, 한진석, 이민도, 이정영, 박진수 (2006) 기상인자가 미세먼지농도에 미치는 영향 연구, 국립환경과학원 보고서
- 6) 김신도 등 (2007) 대도시 대기질 관리방안 조사연구: 미세먼지 생성과정 규명과 저감대책 수립, 국립환경과학원 보고서(RAL-0703114).
- 7) 김영미, 김상백, 조천호, 이영곤, 김진석 (2007) 2006년 안면도에서 관측된 반응가스의 특징, 환경공동학술대회, Atmosphere, 18(2), 97-109.
- 8) 김영성, 이승복, 김진영, 배귀남, 문길주, 원재광, 윤순창 (2003) 1999년 4월부터 2000년 6월까지 황해 덕적도에서 관측된 대기오염물질 변화 특성, 한국대기환경학회지, 19(4), 347-361.
- 9) 김인애, 리선란, 김경렬 (2008) 제주도 고산에서의 미량기체 농도변화와 공기과 특성과의 관계, 한국대기환경학회지, 24(5), 584-593.
- 10) 김주애, 이미혜, 한지현, 황정훈 (2007) 2006 서울 오존 및 미량기체 농도 변화의 계절적 특성, 2007년 환경공동학술대회.
- 11) 김희강, 김동술, 김민수, 김신도, 김윤진, 라진균, 문길주 등 (2000) 대기환경개론
- 12) 류상범, 김명수, 김상백, 김정식, 공종웅, 유희정 등 (2008) 2007 지구대기감시, 기상청 보고서
- 13) 리선란, 김인애, 이강웅, 김경렬 (2006) 중국 동북부 지역의 오존과 CO의 계절적 변화와 상관관계, 한국대기환경학회 2008 추계학술대회.

- 14) 박기형, 이병규, 정수근, 함유식 (2008) 박무현상시와 맑은 날의 대기 중 중금속 농도 특성 비교, 한국대기환경학회 2008 춘계학술대회.
- 15) 박옥윤, 권오열 (2006) 마산과 전주지역의 대기오염농도와 기상인자의 통계분석, 한국대기환경학회 20086 춘계학술대회.
- 16) 서광엽, 백계진, 신대운 (2004) 통계분석을 이용한 광주지역 대기오염도, 환경보건학회지, 30(5), 417-426.
- 17) 신혜정, 김지영, 최병철, 오성남, Jianzhen Yu, Keith Bower (2002) ACE-Asia 집중관측기간에 제주고산에서 측정된 대기오염물질의 농도 분포특성, 한국대기환경학회, 218(6), 487-501.
- 18) 이용희, 김상균, 이재범, 최원준, 차준석, 최진수, 박일수 (2007) 서해상 대기오염 물질 고농도 현상에 대한 원인 분석, 환경공동학술대회.
- 19) 임윤규, 김유근, 오인보 (2004) 울산지역 대기오염물질 고농도 발생에 기여하는 기상조건, 한국대기환경학회 2004 춘계학술대회.
- 20) 이현미, 오세원 (2008) Dust Monitor를 이용한 천안시 대기 중 PM₁₀, PM_{2.5} 오염특성 조사, 한국대기환경학회, 24(3), 367-375.
- 21) 전영신, 임주연, 최병철 (2003) 황사현상과 연구현상에 따른 서울의 봄철 에어로졸 특성.
- 22) 전용택, 양원호, 조태진, 손부순 (2009) 일부 공단지역 내 이산화질소에 의한 개인노출 농도에 관한 연구, 한국환경보건학회지, 35(1), 11-20.
- 23) 전종갑, 예상욱, 곽용문, 정용승 (2000) 한반도에서 관측된 1998년 4월 황사의 특성 및 장거리 수송 패턴 분석, 한국기상학회지. 36(3), 405-416.
- 24) 정문호, 고영림, 김기석, 김영규, 문경환, 박동욱, 박석환, 배현주, 양원호, 양형철, 윤순주, 유승진, 이종태, 이진현, 한돈희 (2006) 최신환경화학.
- 25) 정중현: 송병현, 정덕영, 김현규 이협회 (2003) 폐기물소각로의 유해 대기오염물질 배출 특성, 한국환경위생학회지, 29(5), 17-26.
- 26) 차준석, 최진수, 이동원, 이재선, 주옥정, 홍성철, 김상균, 이재범, 박일수 (2007) 2006년 항공관측 시 대기오염물질 농도의 권역별 분포, 2007년 환경공동학술대회.
- 27) 차준석, 김상균, 박일수, 이동원, 이재범, 최원준, 이용희, 최진수, 이재선, 최절우 (2006) 동북아대기오염 감시체계 구축 및 환경보전협력사업Ⅶ, 국립환경과학원

보고서

- 28) 천지민, 권정민, 이강운, 선우영, 차준석 (2007) 2006-2007 제주, 덕적도에서의 계절별 DMS 농도 변화, 학국대기학회 2007추계학술대회.
- 29) 최봉욱, 정종현, 최원준, 송변현, 오광중 (2006) 오염원 및 기상 조건에 따른 울산지역의 고농도 대기오염 분포 특성, 한국환경보건학회지, 32(4),324-335.
- 30) 최진수, 이재범, 장석진, 이동원, 송창근, 김정수 (2008) 항공관측을 통한 1997~2007년까지 한반도 서해상의 장거리 이동 대기오염물질의 농도 분포, 대기환경학회 2008춘계학술대회.
- 31) 환경부(2008) 대기환경연보: Annual Report of Ambient Air Quality in Korea, 2007
- 32) 한진석, 홍유덕, 이영재, 김록호, 이종현 (2006) 고농도 오존발생시 오존전구물질 및 기상인자 연구, 국립환경과학원 보고서
- 33) 한진석, 안준영, 홍유덕, 공부주, 이석조, 선우영 (2004) 한반도 서해상으로 장거리 이동하는 SO₂의 농도 및 연직분포 특징, 한국대기환경학회지, 20(5), 671-683.
- 34) 한지현, 이미혜, 김영성 (2008) 전국 도시대기 측정망의 2000~2005년 PM₁₀ 농도 군집분석, 한국대기환경학회지, 24(3), 300-309.
- 35) Akimoto, H., H. Mukai, M. Nishikawa, K. Murano, S. Hatakeyama, C. Liu, M. Buhr, k.j. hSU, D.A. Jaffe, L. Zhang, R. Honrath, J. T. Merrill, and R.E. Newell (1996) Long rang transport of ozone in the East Asian Pacific rim region, J. Geophys. Res, 101, 1999-2010.
- 36) Andreae, M.O. and P.J. Crutzen(1997) Atmospheric aerosols: biogeochemical sources and role in atmospheric chemistry. Science, 276, 1052-1058.
- 37) Bates, T.S., B.K. Lamb, A. Guenther. J. Dignon, and R.E. Stoiber (1992) Sulfur emissions to the atmosphere from natural sources. J. atoms. Chem., 14, 315-337.
- 38) Clarke, A.D., W. G. Collins, P.J. Rasch, .V.N. Kapustin, K. Moore, S. Howell, and H.E. Fuelberg (2001) Dust and pollution transport on grlbal scales: Aerosol measurements and model predictions. Journal of Geophysical Research, 106, 32555-32569.

- 39) Crutzen, P.J. (1988) Tropospheric ozone: A review, in Tropospheric Ozone, edited by I.S.A. Isakwen, D. Reidel, Hingham, Mass. 3-32.
- 40) Daniel Jeffer, Eric Prestbo, Phil Swartzendryber, Peter Weiss-Penzias, Shungo Kato, Akinori Takami, Shiro Hatakeyama, and Yoshizumi Kajii (2005) Export of atmospheric from Asia. Atmospheric Environment, 39, 3029-3038.
- 41) Dianov-Kolkov, V.I. and L.N. Yugarnov (1989) Spectroscopic measurements of atmospheric carbon monoxide and methane, 2, Seasonal variations and long-term trends, J. Atmos. Chem., 8, 153-164.
- 42) EPA (2006) Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sink 1990-2004.
- 43) Finlayson pitts, B. J. and Pitts, J. M. : Atmospheric chemistry; Fundamentals and experimental techniques John Wiley, New York, 1098, 1986.
- 44) Ghim, Y.,S, H.S. Oh. and Y.-S. Chang (2001) Meteorological effects on the evolution of high ozone episodes in the greater Seoul area. J. Air Waste Manage. Assoc., 51. 185-202.
- 45) Holloway, T. and P. Kasibhatla (2000) Global distribution of carbon monoxide Journal of Geophysical Research, 105(D10), 12123-12147.
- 46) IPCC(2007) Climate Change 2007: Synthesis Report, IPCC 4th assessment report.
- 47) IPCC (2001) Climate Change 2001: The scientific basic, Report of the IPCC, 1-572.
- 48) Jaffe, D.A., I. Mckendry, T. Anderson, and H. Price(2003) Six 'new' episodes of trans-Pacific transport of air pollutants. Atmospheric Environment, 37, 3391-3404.
- 49) Jung, J. H., Choi, S. G. and Kim, Y. O. : Analysis of atmospheric phenomena and air quality at Gyeongju, Pohang and Ulsan. Journal of the Environmental Research, 1, 31-49, 2001.
- 50) Kim, Y. S. and Yanagisawa, Y. ; Personal, Indoor and Outdoor NO₂ Measurements in an Urban Area. Korean Journal of Environmental Health, 3(2), 33-38, 1987

- 51) Li, S. M. and L. A. Barrie. Biogenic sulfur aerosol in the Arctic troposphere:
1. Contributions to total sulfate. *J. Geophys. Res.*, 98: 613-20, 20, 622, (1993)
- 52) Lighty, J.S., J.M. Veranth, and A.F. Sarofim (2000) Combustion aerosols;
Factors governing their size and composition and implications to human
health, *J. Air & Waste Manag. Assoc.*, 50, 1565-1618.
- 53) Logan, J.A., M.J. Prather, S.C. Wofsy, and M.B. McElroy (1981)
Tropospheric chemistry-A global perspective, *Journal of Geophysical
Research*, 86, 7210-7254.
- 54) Liu, S., M. Trainer, D. Fehsenfeld, D. Parrish, E. Williams, D. Fahey, G.
Hubler, and P. Murphy (1987) Ozone production in rural troposphere and the
implication for regional and global ozone distributions, *Journal of Geophysical
Research*, 92, 4191-4207.
- 55) McLinden, C.A., S. C. Olsen, B. Hannegan, O. Wild, M. J. Prather and J.
Sundet, 2000: Stratospheric ozone in 3-D models: A simple chemistry and
the cross-tropopause flux, *J. Geophys. Res.*, Vol.105, D11, 14653-14665.
- 56) Nagao, I., K. Matsumoto, and H. Tanaka (1999) Characteristics of
dimethylsulfide, ozone, aerosols, and cloud condensation nuclei in air masses
over the north-western Pacific Ocean, *Journal of Geophysical research*, 104,
11675-11693.
- 57) Narita, D., P. Pochanart, J. Matsumoto, K. Someno, H. Tanimoto, J.
Hirokawa, Y. Kajii, H. Akimoto, M. Nakao, T. Katsuno, and Y. Kinlo (1999)
Seasonal variation of carbon monoxide at remote sites in Japan,
Chemosphere, Global Change Science, 1, 137-144.
- 58) Nguyen, B.C., B. Bonsang, and A. Gaudary (1983) The role of the ocean in
the global atmospheric sulfur cycle. *J. Geophys.*, 88, 10903-10914.
- 59) Novelli, P.C., L.P. Steele, and P.P. Tans (1992) Mixing ratios of carbon
monoxide in the troposphere, *Journal of Geophysical Research*, 97,
20731-20750.
- 60) Oltmans, S.J. and H. Levy II (1994) Surface ozone measurements from a
global network. *Atmospheric Environment*, 28, 9-24.

- 61) Peter Weiss-Penzias, Daniel A. Jaffe, Philip Swartzendruber, James B. Deninison, Duli Chand, Willia, Hafner, and Eric Prestbo (2006) Observations of Asian air pollution in the free troposphere at Mount Bachelor Observatory during the spring of 2004. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 111, D10304.
- 62) Pochanart, P.H., Y.K. Akimoto, V.M. Potemkin, and T.V. Khodzher(2003) Regional background ozone and carbon monoxide variations in remote Siberia/East Asia *Journal of Geophysical research*, 108, 4028-4045.
- 63) Preining, O. (1991) Aerosol and Climate-an Overview, *Atmos. Environ.*, 25A, 2443-2444.
- 64) Prospero, J.M.(1999) Long-term measurements of the transport of African mineral dust to the southeastern United States: Implications for regional air quality. *Journal of Geophysical Research*, 104, 15917-15927.
- 65) Sillman, S., O.I. Samson, and J.M. Masters(1993) Ozone production in urban plumes transported over water; Photochemical model and case studies in the north-eastern and midwestern United States, *J. Geophys. Res.*, 98, 12, 687-12, 699.
- 66) Sillman. S., The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments, *Atmospheric Environment*, 33, 1821-1845, (1999).
- 67) Stoker, H. S. and Seager, S. L. : *Environmental chemistry air and water pollution* scott. Dallas, 231, 1976.
- 68) WMO/GAW (2003): *Aerosol measurement Procedures guidelines and recommendations*, NO. 153, 67p.
- 69) Yang, W. H., Bae, H. J., Kim, H. Y., Jung, M, S., and Jung, M. H.; A study on concentration of indoor nitrogen dioxide in relation to house characteristics. *Korean Journal of Sanitation*, 14(4), 85092, 1999.
- 70) Yayoi Inomata, Yasunobu Iwasaka, Kazuo Osada, Masahiko Hayashi, Ikuko Mori, Mizuka Kido, Keiichiro Hara, Tetsu Sakai, Vertical distributions of particles and sulfur gases(volatile sulfur compounds and SO₂) over East Asia: Comparison with two aircraft-borne measurement under the Asian

continental outflow in spring and winter. Atmospheric Environment 40, 430-444 (2006).



감사의 글

지나간 세월이 너무나도 짧았던 시간들이었지만 저에게는 가장 소중했던 보람이 있습니다. 입학한 게 엇그제 같은데 벌써 2년 반의 시간이 흘렀습니다. 무사히 대학원 석사과정을 마칠 수 있도록 주변에 많은 도움을 주신 분들께 지면을 통해 감사의 말씀을 전하고자 합니다.

먼저 본 논문의 처음 연구계획에서부터 완성에 이르기까지 학문적 기틀을 잡아 주시고 친절하고 소상한 가르침을 베풀어 주셨던 지도교수이신 강창희 교수님 정말 감사합니다. 또한 바쁘신 가운데서도 논문이 나오기 까지 논문심사를 해주신 김원형 교수님과 김덕수 교수님께도 깊은 감사를 드립니다. 그리고 학부 생활을 비롯한 대학원 생활 동안 지식과 삶에 대한 교훈을 들려주시던 정덕상 교수님, 변종철 교수님, 이선주 교수님, 이남호 교수님께도 이 고마움을 올립니다.

논문 때문에 고생한 희정이, 조교생활을 하면서 여러모로 도와준 순봉이형과 은경이, 실험실에서 편히 논문만을 쓰도록 도와준 후배 행범, 용수, 혜림, 승희, 효정, 수영, 준오와 먼저 졸업한 대학원 동기 민영이에게도 고마운 마음을 전합니다. 그리고 실험실에 찾아오셔서 좋은 조언을 해 주신 이동은 선생님, 희철이형, 정민이형, 영수형에게도 고마운 마음을 전합니다.

또한 환경관리공단 고산측정소에 있으면서도 대학원에 진학할 수 있도록 배려해 주신 황승만 박사님과 대기측정망팀 직원들, 논문을 쓰기까지 정말 많은 도움을 준 성현이, 논문을 마무리할 수 있도록 시간을 내어준 강진영 박사님께도 정말 감사합니다.

그 외에도 일일이 나열하지 못하지만 언제나 내 힘이 되어주는 친구들과 학부·대학원 동기 그리고 선배님과 후배님들 정말 감사합니다.

그리고 논문을 쓸 수 있도록 옆에서 용기를 불어넣어 주어 끝까지 마칠 수 있도록 도와 준 은정이에게 이 작은 결실의 기쁨을 함께 하고자 합니다.

끝으로 저에게 무한한 사랑과 희생으로 모든 고통을 감내하고 물심양면으로 도움을 주신 부모님과 행복하게 살고 있는 누나, 매형, 조카 지원이에게 이 모든 영광을 바칩니다.