

연구논문

CMAQ을 이용한 수도권 풍하지역의 고농도 오존 현상 모사

이종범 · 송은영

강원대학교 자연과학대학 환경과학과
(2006년 4월 4일 접수, 2006년 5월 2일 승인)

A Simulation of High Ozone Episode in Downwind Area of Seoul Metropolitan Using CMAQ Model

Chong Bum Lee · Eun Young Song

Department. of Environmental Science, Kangwon National University
(Manuscript received 4 April 2006; accepted 2 May 2006)

Abstract

Recently, high ozone episode occurred frequently in Korea. Moreover ozone episode occurred not only in the city but also in background area where local anthropogenic sources are not important. It analyzed frequency exceeding 100ppb ozone at air quality monitoring stations in Seoul and rural area during 1995-2004.

This paper reports on the use of the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modelling system to predict hourly ozone levels. Domain resolutions of 30km, 10km, 3.333km (innermost) have been employed for this study. Summer periods in June 2004 have been simulated and the predicted results have been compared to data for metropolitan and rural air quality monitoring stations.

The model performance has been evaluated with measured data through a range of statistical measures. Although, the CMAQ model reproduces the ozone temporal spatial trends it was not able to simulate the peak magnitudes consistently.

Key words : ozone episode, ozone transport, photochemical modeling

1. 서론

우리나라 수도권에 대하여 1995년에 오존 경보제와 오존 예보제가 도입된 이후 오존 주의보 발령횟수

는 해가 거듭될수록 증가(2001년 29회, 2002년 45회, 2003년 48회)하는 경향을 보이고 있다(국립환경연구원, 2004). 2004년의 경우 156회가 발령되었으며 이 중에서 62%에 해당하는 97회가 6월에 발생하였다.

광화학 물질인 오존에 대한 연구는 주로 미국과 유럽을 중심으로 지난 40년간 대도시 지역을 대상으로 오존의 발생기작과 원인을 규명하려는 노력이 꾸준히 진행되고 있으며, 1995년 미 동부지역의 37개 주는 고농도 오존 현상을 연구하고 광화학 오염물질의 이동을 조사하기 위하여 OTAG (Ozone Transport Assessment Group)을 결성하여 연구(Husar, 1998)한 바 있다.

고농도 오존에 관한 연구는 주로 대도시를 중심으로 연구되고 있지만, 지역규모 이상의 오존 및 전구물질의 공간적인 수송을 통해 고농도 오존이 발생(환경부, 2003)될 수 있는데, 이러한 수송효과에 대한 영향평가는 그 기여 정도의 해석을 위해 청정지역이나 전원지역을 중심으로 연구가 이루어졌다(Akimoto *et al.*, 1996; Pochanart *et al.*, 1999; Bonasoni *et al.*, 2000).

최근 우리나라의 고농도 오존의 발생빈도는 대도시 뿐만 아니라 중소 규모의 도시에서도 증가하고 있으며 인위적 오염원의 직접적인 영향을 덜 받는 비교적 청정한 지역에서 대도시 지역보다 고농도의 오존이 더욱 빈번히 발생하고 있다(홍낙기 등, 2004).

본 연구에서는 수도권 풍하지역의 고농도 오존 발생현황을 파악하고 광화학 모델인 Community Multi-scale Air Quality model (CMAQ) (Byun and Ching, 1999)으로 모사하여 수도권에서 배출된 전구물질의 영향을 평가하고자 한다.

II. 연구방법

1. 풍하지역의 오존 고농도 특징

고농도 오존 농도 분석에 사용한 자료는 최근 10년간(1995년-2004년) 서울, 인천, 경기, 강원도 원주지역의 대기오염자동측정망에서 측정된 시간별 자료를 이용하였다. 또한 오존 농도와 기상인자와의 관계를 파악하고 기상모델 모사결과와 비교하기 위하여 서울 기상대의 자료와 원주 기상대의 기상자료를 이용하였다.

수도권과 풍하지역인 강원도 영서지역의 오존농도 변화를 알아보기 위하여 시간별 일평균 농도를 비

교하였다. 또한 100ppb이상 고농도가 발생한 날을 선택하여 수도권의 평균 오존농도와 비교하여 특징을 살펴보았다.

2. 광화학 모델링

1) CMAQ 모델 개요

본 연구에 사용한 광화학 수송 모델은 미국 EPA에서 개발된 Community Multiscale Air Quality Model (CMAQ ver 4.4) (Dennis *et al.*, 1996; Byun and Ching, 1999)이다. CMAQ은 오일러리안 모델에 기초한 3차원 광화학 모델로서 대류권 오존, 산성강하, 먼지, 시정, 독성물질 같은 대기오염물질을 고려할 수 있다(C.-J. Lin *et al.*, 2005). 또한 다른 기상장 모델을 연결하여 일반화된 격자 체계를 이용하여 나타낸다. CMAQ은 도시 크기부터 지구적인 규모까지 대기 물질 사이의 복잡한 반응을 하나의 대기 대념을 적용하여 다양한 대기질 문제를 나타낸다 (Byun and Ching, 1999).

국외의 CMAQ 적용은 몇 가지 야외 관측 실험을 이용하여 적용된바 있다(e.g. Eder *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2000; Ryaboshapko *et al.*, 2002). 이것은 도시나 지역 규모의 대기질 평가나 비달성(non-attainment) 지역에 대한 이행계획(SIP, State implementation plans)을 수립하는데 다양하게 적용할 수 있다(C.-J. Lin *et al.*, 2005). 국내에서도 수도권 지역에 대하여 고농도·저농도 오존이 발생한 사례를 중심으로 CMAQ을 적용(장명도, 2004)한 예가 있다.

CMAQ은 6개의 전처리 과정과 1개의 화학수송모델(CCTM, CMAQ Chemical Transport Model)로 구성되어 있다. 전처리 모델은 초기조건을 형성하는 ICON (Initial CONditions processor)과 경계조건을 생성하는 BCON (Boundary CONditions processor)과 기상장 처리 모델인 MCIP (Meteorology-Chemistry Interface Model), 배출량 처리 모델인 ECIP (Emission-Chemistry Interface Model), 광해리울 산출 모델인 JPROC으로 구성되어 있다. 6개의 전처리 모델을 통해 산출된 자료는 주 모델인 CCTM

에 입력된다.

CCTM은 수평·수직적인 이류(horizontal·vertical advection), 수평·수직 확산, gas-phase 화학반응 계산, aqueous-phase 반응 및 cloud mixing 고려, 에어로졸 역학과 크기분포 고려, 플룸 화학반응 효과 고려, 에어로졸의 침적속도 추정, 광해리율 계산, 기여도 분석 등을 고려할 수 있다.

또한 화학처리과정으로 RADM-II (Stockwell *et al.*, 1990), CB-IV와 SAPRC99을 지원하고 있으며 본 연구에서 CB-IV (Grey *et al.*, 1989)를 사용하였다.

그림 1은 광화학 모델의 실행과정을 나타낸 것이다. JPROC 처리모델을 실행하여 대상기간동안의 광해리율을 산출하고, ICON과 BCON의 전처리 모델을 실행하여 모델링 영역의 초기조건 농도와 경계 조건 농도를 산출하여 광화학 확산과정을 계산하는 주 모델인 CCTM에 입력한다. 또한 MM5에 의하여 생성된 기상자료는 MCIP과정을 거쳐 주 모델에 입력되며, 시간별 격자별로 netCDF format으로 작성된 배출량 자료는 ECIP과정을 거쳐 CCTM에 입력된다. 주모델인 CCTM은 이러한 입력자료를 이용하여 3차원 이류 확산 방정식을 수치적으로 계산하여 3차원 공간상에서 매시간별 오염물질의 농도를 산출한다(국립환경연구원, 2003)

모델 예측에서 각 과정의 기여도를 산출하는 것은 한 모델의 예측되는 과정과 각 과정의 상대적인 중요성에 대한 정보를 제공하게 된다(장명도, 2004). CCTM에서 Process Analysis(이하 PA) 과정은 특

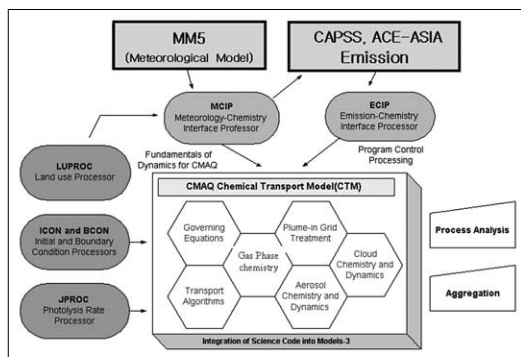


Fig. 1. Schematic of CMAQ modeling system (adapted from Byun *et al.*, 1998)

Table 1. CCTM Processes and PACP Codes

PACP Code	Process Description
XADV	Advection in the E-W direction
YADV	Advection in the N-S direction
ZADV	Vertical advection
ADJC	Mass adjustment for advection
HDIF	Horizontal diffusion
VDIF	Vertical diffusion
EMIS	Emissions
DDEP	Dry deposition
CHEM	Chemistry
AERO	Aerosols
CLDS	Cloud processes and aqueous chemistry
PING	Plume-in-grid

Note: The following process codes can also be used in the PACP.

XYADV	Sum of XADV and YADV
XYZADV	Sum of XADV, YADV, and ZADV
TOTADV	Sum of XADV, YADV, ZADV, and ADJC
TOTDIF	Sum of HDIF and VDIF
TOTTRANS	Sum of XADV, YADV, ZADV, ADJC, HDIF and VDIF

정 기간에 대하여 지역을 선정하여 시간별, 날짜에 따른 수평·수직 확산, 이류, 화학반응 등의 물질에 따른 process별 기여도를 분석할 수 있다. 표 1은 PA의 process와 PACP code를 나타낸 것이다.

또한 오존농도의 예측치(P)와 실측치(O)와의 오차 평가를 위하여 표 2와 같은 계산을 통해 통계적으로 평가하였다.

Table 2. The statistical treatment methods for the comparison of data

Correlation coefficient (r)	$r = \frac{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n y_{o,i,j} y_{p,i,j}}{\sqrt{\sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n y_{o,i,j}^2 \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n y_{p,i,j}^2}}$
Root Mean Square Error (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_{p,i} - C_{o,i})^2}$
Normalized Mean Square Error (NMSE)	$NMSE = \frac{(C_p - C_o)^2}{C_p^2}$
Fractional Bias (FB)	$FB = \frac{\overline{C_p} - \overline{C_o}}{0.5(\overline{C_p} + \overline{C_o})}$

Cp: predicted concentration, Co: observed concentration

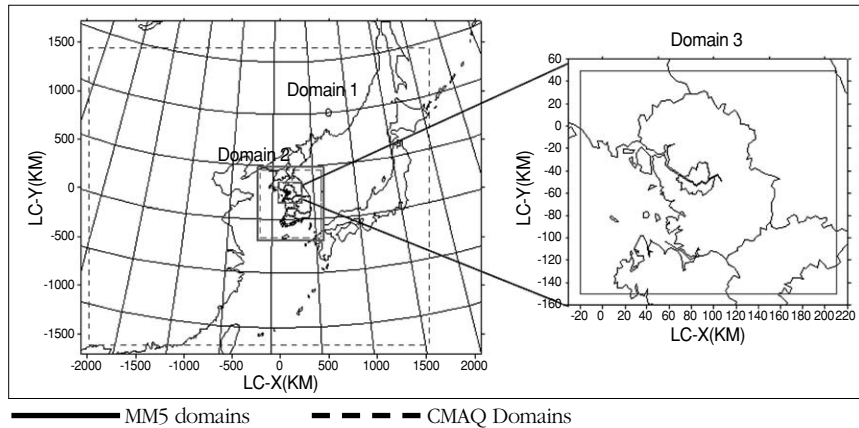


Fig. 2. Domain architecture for MM5 and CMAQ used for this application. MM5 domain 1 : size = 138 x 114 grid cells and resolution = 30km. MM5 domain 2 : size = 69 x 75 grid cells and resolution = 10km. MM5 domain 3 : size = 75 x 66 grid cells and resolution = 3.333km. CMAQ domains are six grid cells smaller than MM5 domain

2) 대상 영역 및 기간

그림은 본 연구에서 사용한 모델 대상 영역을 나타낸 것이다. 30km 격자 모델링의 경우 그림 2에서 보는 바와 같이 중국 동부와 한반도, 그리고 일본 중서부의 오염 배출원을 고려할 수 있도록 동서방향 117개 격자, 남북방향 102개 격자로 설정하였다. 10km 격자 모델링 영역은 북한지역 일부를 제외한 한반도 전 지역을 포함하도록 하였으며, 동서방향 63격자, 남북방향 69격자이다. 3.3km 격자 영역은 경기도 전역과 강원도 영서지역, 충청남북도 일부 및 서해의 경기만 지역을 포함하고 있다.

표 3에 모델링 수행시의 격자 정보를 요약하였다.

모델 실행 기간은 고농도가 발생한 2004년 5월 26일부터 6월 16일이다.

본 연구에 사용한 연직층은 표 4와 같이 기상청의 MM5 모델과 같이 전 층(full level)을 34층, 반 층

Table 3. The grid system of the MM5 and CMAQ

Domain	grid size (km)	Number of grid		Origin (km)	
		X	Y	LC-X	LC-Y
MM30L	30	138	114	-2070	-1710
CM30L	30	117	102	-1980	-1620
MM10L	10	69	75	-240	-540
CM10L	10	63	69	-210	-510
MM03L	3.333	75	66	-30	-160
CM03L	3.333	69	60	-20	-150

Table 4. Sigma Value and height of MM5/KMA

NO.	Full sigma	P(hPa)	Height (m)	Half sigma	P(hPa)	Height (m)
1	.00000000	50.00	20887.6	.01578948	65.00	19146.3
2	.03157895	80.00	17827.4	.05000000	97.50	16288.8
3	.06842105	115.00	15269.7	.08684211	132.50	14431.3
4	.10526316	150.00	13675.0	.12368421	167.50	12947.0
5	.14210526	185.00	12314.7	.16052632	202.50	11715.5
6	.17894737	220.00	11145.8	.19736842	237.50	10616.6
7	.21578947	255.00	10114.4	.23421053	272.50	9643.7
8	.25263158	290.00	9209.0	.27105263	307.50	8810.7
9	.28947368	325.00	8430.4	.30789474	342.50	8067.4
10	.32631579	360.00	7727.2	.34473684	377.50	7412.0
11	.36315789	395.00	7107.5	.38157895	412.50	6804.5
12	.40000000	430.00	6514.4	.41842106	447.50	6232.7
13	.43684211	465.00	5971.8	.45526316	482.50	5717.5
14	.47368421	500.00	5468.0	.49210527	517.50	5219.2
15	.51052632	535.00	4977.7	.52894737	552.50	4746.1
16	.54736842	570.00	4513.4	.56578948	587.50	4282.3
17	.58421053	605.00	4055.7	.60263158	622.50	3839.2
18	.62105263	640.00	3627.4	.63947369	657.50	3419.9
19	.65789474	675.00	3211.4	.67631579	692.50	3002.0
20	.69473684	710.00	2798.4	.71315789	727.50	2600.2
21	.73157895	745.00	2409.3	.75000000	762.50	2223.3
22	.76842105	780.00	2037.7	.78421053	797.50	1877.7
23	.80000000	810.00	1726.6	.81578948	825.00	1577.5
24	.83157895	840.00	1429.0	.84473685	852.50	1308.4
25	.85789474	865.00	1187.7	.87005264	876.55	1076.2
26	.88221053	888.10	966.5	.89273684	898.10	875.2
27	.90326316	908.10	791.8	.91328948	917.63	713.0
28	.92331579	927.15	631.0	.93171053	935.12	553.2
29	.94010526	943.10	479.4	.94750000	950.13	416.0
30	.95489474	957.15	362.7	.96128948	963.23	316.5
31	.96768421	969.30	270.3	.97344737	974.78	216.6
32	.97921053	980.25	164.4	.98460527	985.38	119.5
33	.99000000	990.50	84.8	.99500000	995.25	45.4
34	1.00000000	1000.00	.0			

Table 5. 16 Sigma Value of CMAQ modeling

MM5 No (full level)	CMAQ No. (full level)	Full sigma	P (hPa)	Height (m)	Half sigma	P (hPa)	Height (m)
1	16	.00000000	50.00	20887.6	.07105263	117.50	15136.4
5	15	.14210526	185.00	12314.7	.23421053	272.50	9643.7
10	14	.32631579	360.00	7727.2	.40000000	430.00	6514.4
14	13	.47368421	500.00	5468.0	.52894737	552.50	4746.1
17	12	.58421053	605.00	4055.7	.63947369	657.50	3419.9
20	11	.69473684	710.00	2798.4	.73157895	745.00	2409.3
22	10	.76842105	780.00	2037.7	.80000000	810.00	1726.6
24	9	.83157895	840.00	1429.0	.85689474	864.05	1196.9
26	8	.88221053	888.10	966.5	.90276316	907.63	795.8
28	7	.92331579	927.15	631.0	.93171053	935.12	553.2
29	6	.94010526	943.10	479.4	.94750000	950.13	416.0
30	5	.95489474	957.15	362.7	.96128948	963.23	316.5
31	4	.96768421	969.30	270.3	.97344737	974.78	216.6
32	3	.97921053	980.25	164.4	.98460527	985.38	119.5
33	2	.99000000	990.50	84.8	.99500000	995.25	45.4
34	1	1.00000000	1000.00	.0			

(half level)을 33층으로 하였다. CMAQ의 연직층은 MM5 모델의 하층부 7개 층 고도를 그대로 사용하고, 상층으로 갈수록 점차적으로 간격을 넓게 sigma 값을 설정하여 표 5에 나타내었다.

3) 모델실행방법

(1) 초기(Initial Condition) 및 경계조건(Boundary condition) 산출

초기농도자료는 모델 실행을 시작하는 시간에 각 격자에 존재하는 오염물질의 농도로서 모델실행 초기의 오염물질 예측농도에 큰 영향을 미친다. 본 연구에서는 30km 영역에 대한 초기농도 측정 자료가 없으므로 3차원 격자별 초기농도자료를 모델 자체의 값(CMAQ에서는 profile data 채택)으로 하고 CMAQ 광화학모델 실행 실행시간을 48시간으로 하였다.

CMAQ 모델의 등지화 실행시에는 대류권의 배경농도자료(constant boundary condition)를 이용하거나 관심영역보다 더 큰 영역의 모델에서 생성된 매시간 결과를 경계조건농도자료(dynamic boundary condition)로 이용하여 다시 재실행하는 방법을 채택하고 있다. 본 연구에서는 10km 격자의 경우 초기농도자료와 경계조건농도자료는 30km 격자인 상위영역에서 산출한 결과를 사용하였다. 마찬가지로 3.3km 격자의 경우에는 10km 격자의 계산결과를 사용하였다.

(2) 기상장

기상자료는 우리나라 기상청에서 일기예보를 위해 매일 계산되어 산출되는 MM5(V 3.5) 30km 자료를 이용하여 산출하였다. 이 자료는 Nesting 기법을 통해 각각 10km와 3.333km 격자에 대해 모델링을 실행하였다. 도메인별로 산출된 MM5 결과는 Meteorology-Chemistry Interface Processor version 2.2(MCIP2)과정을 거쳐 최종 CMAQ에 입력하였다.

(3) 배출량

배출량 입력 자료는 두 가지 자료를 병행하여 사용하였다. 첫 번째 자료는 30km 격자 영역인 광역 지역 모델링을 위한 배출량 자료로서 2001년 동아시아와 북태평양 지역에서 에어로졸의 물리, 화학, 복사적 특성을 규명하고 지구 기후에 미치는 영향을 파악하기 위한 국제공동 관측 프로그램(ACE-Asia, Asian Pacific Regional Aerosol Characterization Experiment; homepage <http://saga.pmel.noaa.gov/Field/aceasia/>)에서 얻어진 자료이다. 이 자료의 한 격자 크기는 $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ 간격으로 동아시아 및 북태평양 지역 일대를 포함한다. 이 자료를 이용하여 30km 격자에 대한 배출량 자료를 작성하였다.

두 번째 자료는 2001년도 대기보전 정책수립 지원 시스템(Clean Air Policy Support System: CAPSS)에서 전국을 $1\text{km} \times 1\text{km}$ 해상도로 산출한 것이며

Table 6. Chemistry species of Carbon Bond-IV

CB-IV Lumped Species Number	CB-IV Lumped Species Code	Lumped Species Description
1	OLE	Olefine carbon bond (C=C)
2	PAR	Paraffin carbon bond (C-C)
3	TOL	Toluene (C ₆ H ₅ -CH ₃)
4	XYL	Xylene (C ₆ H ₄ -(CH ₃) ₂)
5	FORM	Formaldehyde (CH ₂ =O)
6	ALD2	High MW aldehydes (RCHO, R>H)
7	ETH	Ethene (CH ₂ =CH ₂)
8	ISOP	Isoprene
9	NR	None Reactive as methane
10	TERPB	Monoterpenes
11	NH ₃	Amonium
12	NO	Nitric Oxide
13	NO ₂	Nitrogen Dioxide
14	CO	Carbon Monoxide
15	SO ₂	Sulfur Dioxide
16	SULF	Sulfate
17	PM10	Particle Matter 10
18	PEC	Particulate Element Carbon
19	PMFINE	PM Fine(=PM2.5)
20	PNO ₃	Particulate nitrate
21	POA	Organic aerosol
22	PSO ₄	Particulate sulfate
23	PMC	PM coarse(≥2.5)

10km 격자 영역과 3.333km 격자 영역의 배출량 자료에 사용하였다. 2001년도 CAPSS 자료는 본 연구의 대상 년도인 2004년과는 3년의 간격이 있으며, 이 시기에는 서울 남부지역의 도시 개발이 활발하였으므로 배출량이 다소 과소평가되었을 가능성이 있다.

ACE-Asia 관측에서 얻어진 배출량을 기본으로 하여 CAPSS 자료가 있는 영역에서는 CAPSS 배출량 자료를 이용하였다.

배출량자료 중에서 VOC는 광화학 반응에 관여하는 중요한 대기오염물질로서 반응성이 클 뿐만 아니

라 종류 또한 매우 많다. 오존농도를 정확하게 계산하기 위해서는 정확한 VOC 배출량 자료의 산출이 요구된다(장명도, 2004). CMAQ모델에서는 화학처리과정으로서 RADM-II (Stockwell *et al.*, 1990), CB-IV와 SAPRC99를 지원하고 있으며 본 연구에서는 CB-IV (Gery *et al.*, 1989)를 사용하였다. 표 6은 본 연구에 사용된 CB-IV (Carbon Bond-4)의 화학종을 나타낸 것이다.

본 연구에서는 ACE-Asia와 CAPSS 배출량의 비율에서 NO의 비율을 고려하여 CAPSS의 VOC 물질 배출량을 산정하였으며 30km 광역격자의 VOC배출량은 ALD2 5950,2089 mole/s · km², ETH 17808,9464 mole/s · km², FORM 18049,0446mole/s · km², ISOP 110951,786 mole/s · km², NR 18012,8157 mole/s · km², OLE 43360,1713mole/s · km², PAR 55272,4981mole/s · km², TOL 6284,4396mole/s · km², XYL 1643,0663 mole/s · km²이다. 이 배출량으로부터 각각 ALD2 1.5, ETH 3.9 FORM 50, ISOP 6.0 OLE 2.3, PAR 0.05 TOL 1.0 XYL 0.7의 배출계수를 적용하여 배출량을 산정하였다.

III. 결 과

1. 풍하지역의 고농도 오존의 특징

1) 발생빈도 특징

그림 3은 서울지역 대기오염 자동측정망 34개 지역과 원주지역(No. 35)의 100ppb 이상 오존 발생 빈도를 나타낸 것이다. 서울 34개 지역의 10년간 100ppb이상 평균 발생빈도는 24.85회로 나타났

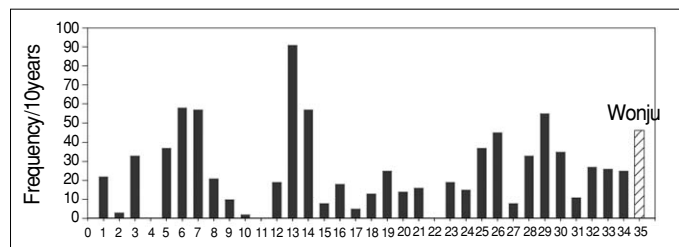


Fig. 3. Frequency of exceeding 100ppb ozone at air pollution monitoring stations in Seoul (34 sites) and Wonju during 1995-2004

며, 원주시 중앙·명륜 2지점에서 나타난 발생빈도는 총 46회였다.

2) 평균 일변화 특징

그림 4는 1995년부터 2004년까지 10년(4월-9월) 동안 서울, 경기·인천, 강원도 춘천과 원주지역의 대기오염자동측정망 자료 중 오존 농도를 시간별 일 평균 농도(2004년 기준 서울 34 지점, 경기·인천 66 지점, 춘천 2지점, 원주 2지점 평균임)로 나타낸 것이다. 서울 지역에 비하여 춘천, 원주지역의 최고 오존농도가 높게 나타났다.

3) 고농도 발생 특징

10년간 원주지역에서 일 최고 오존농도가 100ppb 이상 나타난 날은 46일이었다. 원주지역에서 고농도가 나타난 날짜의 수도권 평균 오존농도를 그림 5에 비교하였다. 원주에서 100 ppb 이상의 고농도가 나타났을 때 수도권 평균 오존 농도는 15시에 66.34ppb로 최고치를 나타내었다. 일 최고 오존농도가 나타난 시간대 16시에 15.22%, 17시 19.57%, 18시 39.13%(13시 4.35%, 14시 4.35%, 15시 8.70%)로 나타났으며, 19시와 20시 늦은 시간에도 각각

4.35%, 4.35%로 나타났다.

수도권의 바람의 방향에 따라서 대상 지역은 풍하측에 해당될 수 있기 때문에 연구 대상지역의 풍계분석이 중요하다(국립환경연구원, 2004). 그림 6은 원주지역에서 고농도가 발생한 날에 대한 바람장미를 나타낸 것이다. 바람의 일변화가 매우 다양하게 변하므로 7시에서 12시까지, 13시에서 20시를 각각 오전, 오후의 바람장미로 구분하였다. 오후 시간대의 바람은 서풍계열의 바람이 우세하다. 원주 지역은 수도권 남동쪽에 위치하고 있기 때문에 수도권의 북서풍, 서풍계열의 바람이 부는 경우 풍하측에 해당되

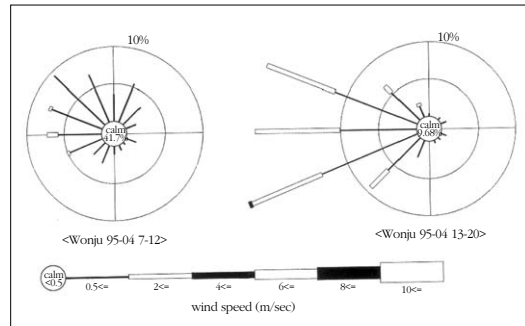


Fig. 6. The wind rose in Wonju at daytime (13-20 LST)

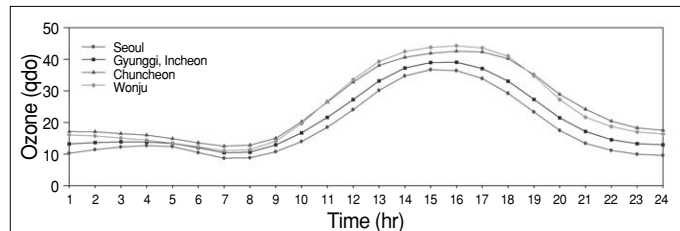


Fig. 4. Time series of daily average ozone concentration at Seoul, Gyeonggi · Incheon, Chuncheon and Wonju during April-September, 1995-2004

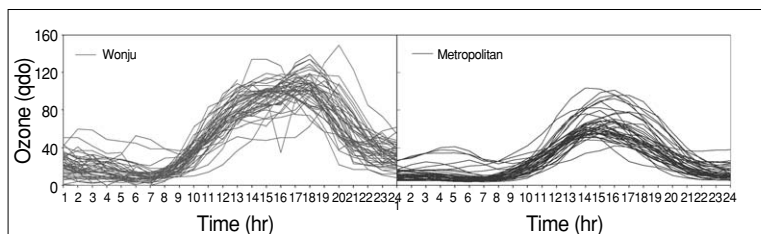


Fig. 5. Diurnal variation of ozone concentration in Wonju (left) and Metropolitan area (103 sites, right) for days when daily maximum ozone exceed 100ppb in Wonju

어 수도권 지역에서 수송된 오존에 의한 영향이 있을 것으로 생각된다.

2. 대상기간의 기상

그림 7은 대상기간동안 MM5모델의 3.3km 격자 영역의 결과와 서울 기상대의 기상 요소(온도, 일사, 풍속, 풍향)와 비교한 것이다. 전반적으로 MM5 모델의 결과는 실측치와 유사하게 묘사하고 있다. 기온의 경우 실측치보다 약간 높게 묘사하고, 최저기온을 더

낮게 묘사하는 경향이 보였다. 풍속의 경우도 일부분 과대평가하는 부분이 있지만 경향은 유사하다고 볼 수 있다.

그림 8은 원주지역에 대하여 MM5와 실측 기상 요소를 비교한 것이다.

기온, 일사량, 풍향, 풍속 요소 모두 유사하게 묘사하고 있으며, 풍속의 경우 모델치가 실측치를 과대평가하고 있다.

그림 9는 6월 11일 15시와 20시의 MM5 모델의 바

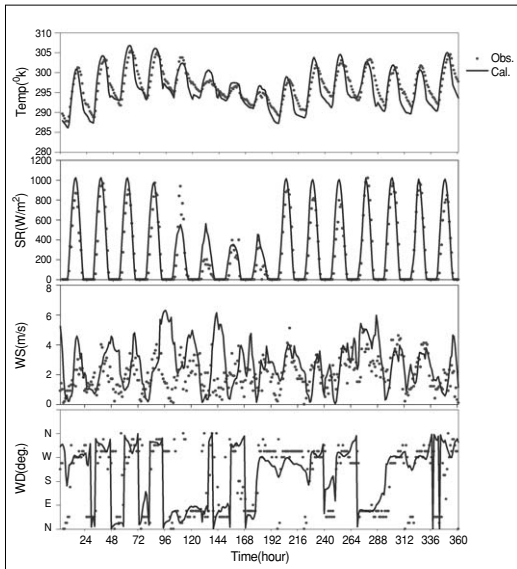


Fig. 7. Comparison of meteorological parameters between observed data in Seoul meteorological station and calculated one by MM5 on June 1-15, 2004

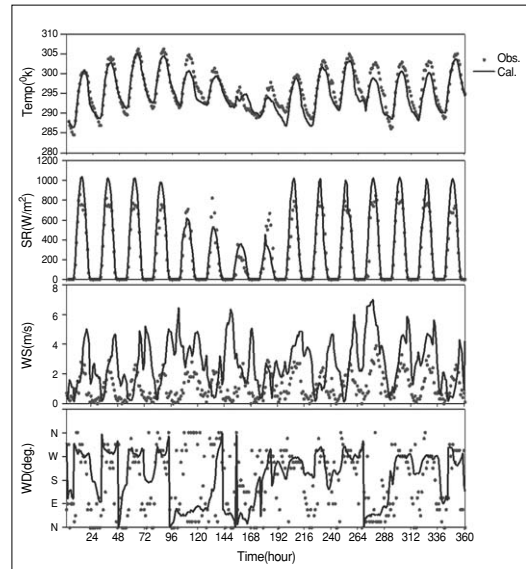


Fig. 8. Comparison of meteorological parameters between observed data in Wonju and calculated one by MM5 on June 1-15, 2004

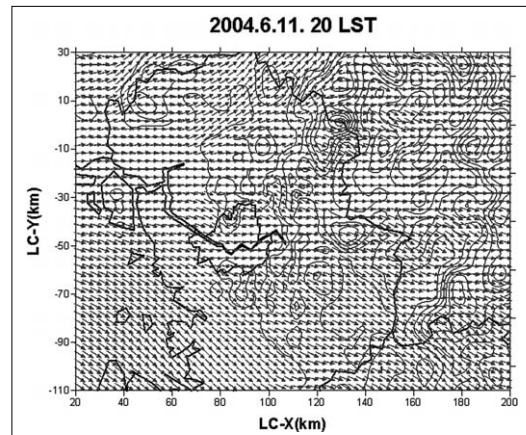
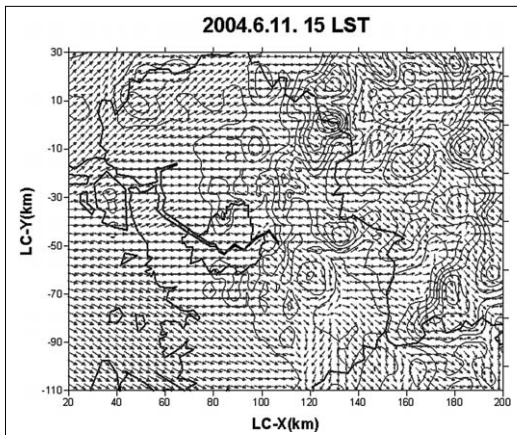


Fig. 9. Horizontal distribution of surface wind field simulated by MM5 on 15, 20 LST June 11, 2004

람장 수평분포를 나타낸 것이다. 오전시간대에는 지역에 따라 복잡한 바람을 보이고 있으나 15시에는 서울과 경기도의 동쪽 경계까지 서풍이 밀려들어오는 것을 볼 수 있다. 20시에는 수도권에서 강원도 영서 지역쪽으로 서풍, 북서풍계열의 바람이 부는 것을 알 수 있다.

3. 광화학 모델 모사

1) 시계열 분석

그림 10은 2004년 6월 1일부터 12일까지 CMAQ에 의해 모사된 오존 농도와 서울, 경기, 인천 지역 108개 대기오염자동측정망의 평균 오존 농도를 비교한 것이다. 전반적으로 모델 결과와 실측치가 유사한 경향을 보이고 있으나 일부 구간에서는 모델이 과소 평가하고 있다.

그림 11은 대상 기간 동안 매시간 오존 농도를 실측(수도권 108지역 평균)값과 CMAQ 모사 결과값을 나타낸 것이다.

모사된 CMAQ 결과와 수도권 평균 매시간 오존 농도의 수도권 전체 평균값에 대한 통계 계산결과를 표 7에 나타내었다. 상관계수는 0.75로 비교적 좋은 결과를 나타내고 있다.

그림 12는 대상 기간 중 6월 9일부터 12일까지 원주지역에 해당하는 격자의 CMAQ 결과와 실측오존 농도를 비교한 것이다. 6월 11일 20시의 경우 최고 오존 농도로 149ppb가 나타났으며 이때의 모델 농도 또한 124ppb로 최대 농도를 나타내었다.

2) 공간특징분포

그림 13은 대상 기간 중 2004년 6월 11일 15시(LST)와 20시(LST)에 대하여 모델 영역내의 대기오염자동측정망의 농도와 CMAQ으로 모사된 오존 수평분포를 나타낸 것이다.

오전 11시까지의 영역 내 측정망에서 60ppb 이하의 저농도로 오존이 존재하였으며, 12시부터 80ppb 이상의 고농도 오존이 서울과 경기 지방에서 빈번히 나타나고 있다. CMAQ 모사 결과 또한 도시를 중심으로 고농도 오존이 나타나는 것을 확인 할 수 있었다(그림으로 제시하지 않았음).

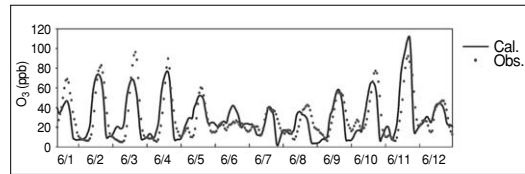


Fig. 10. Ozone time series comparison between observed data from air quality monitoring stations (average of 108 sites in Metropolitan area) and CMAQ predictions for 1-12 June 2004

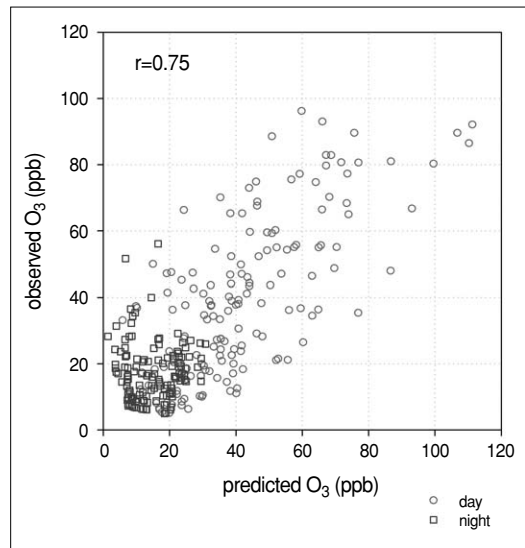


Fig. 11. Scatter plot of observed ozone concentration (averaged for 103sites) and modelled ones for 288hours (1-12 June 2004)

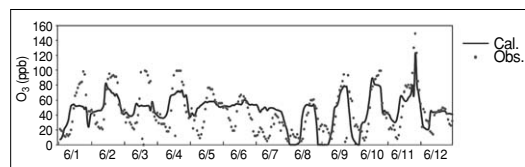


Fig. 12. Ozone time series comparison between observed data from Wonju monitoring station and CMAQ predictions for 1-12 June 2004

Table 7. Statistical measures for CMAQ for 12 days (1-12 June 2004) simulation (unit: ppb)

no. of data	Obs. mean	Cal. mean	r	RMSE	NMSE	FB
288	29.33	27.74	0.75	15.07	0.25	0.02

Abbreviations: Correlation coefficient (r), Root Mean Square Error (RMSE), Normalized Mean Square Error (NMSE), Fractional Bias (FB)

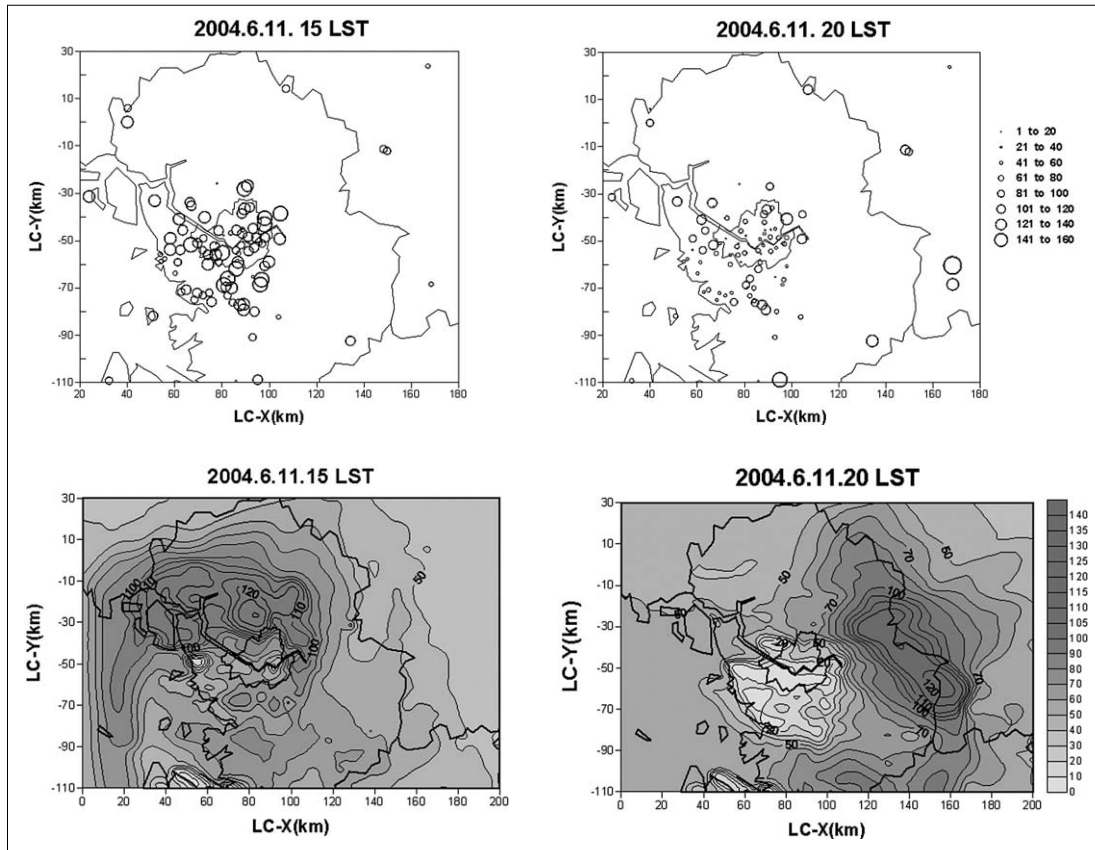


Fig. 13. Ozone distribution observed at air pollution monitoring sites (left) and calculated concentration by CMAQ (right) on 15, 20 LST June 11th 2004

15시의 경우 서울 외각의 경기도 여러 지역에서 100ppb 이상의 고농도가 나타나고 있으며, 16시에는 구리시 동구동에서 최대 농도인 162ppb가 관측되었으며 전반적으로 서울과 경기의 동쪽 경계 부근인 구리, 남양주, 하남시에서 130이상의 고농도 오존이 나타났다. 17시에는 전반적으로 전시간보다 일부 농도가 감소되어 나타났으나, 안산 대부동, 남양주, 경기 이천 지역은 오히려 전시간보다 오존농도가 증가하였다. 19시가 되어서도 구리, 남양주, 이천은 여전히 120ppb 이상의 고농도를 유지하고 있으며 원주 지역의 경우 이때 130ppb의 고농도가 나타났다.

강원도 원주에서는 20시에 일최고 농도인 149ppb가 관측되었으며, 21시까지 123ppb의 고농도가 계속 유지되었다. 경기 이천과 평택의 경우에도 20시에 각각 103ppb와 132ppb의 고농도가 나타났다.

CMAQ 모델은 대도시지역에서 발생한 오존 및 전구 물질이 동쪽으로 수송되어 원주지역에 오후 늦은 시간에 발생한 고농도 오존현상을 잘 묘사하였다.

그림 14는 6월 11일에 대하여 CMAQ에 의한 오존의 동서방향 연직단면도를 나타낸 것이다. 수평적으로 서쪽의 인천 앞바다부터 서쪽의 강원도 영서지역까지의 단면도로서 09시(LST)부터 3시간 간격으로 나타내었다. 오전 9시가 되면서 지표 오존농도는 30ppb 내외이지만, 인천 앞바다에서 동쪽 서울경계선까지 상층 600m에서 2000m 사이에 80ppb 오존이 존재하는 것을 알 수 있다. 12시가 되면서 인천 앞바다 상공(630m)의 100ppb 이상의 오존이 아래로 이동하며 상층의 역전층 깨지면서 혼합되며, 수도권 지표에서는 오존이 80ppb 이상으로 상승하였다. 15시에는 오존 농도는 더욱 증가하고 수도권과 주변에

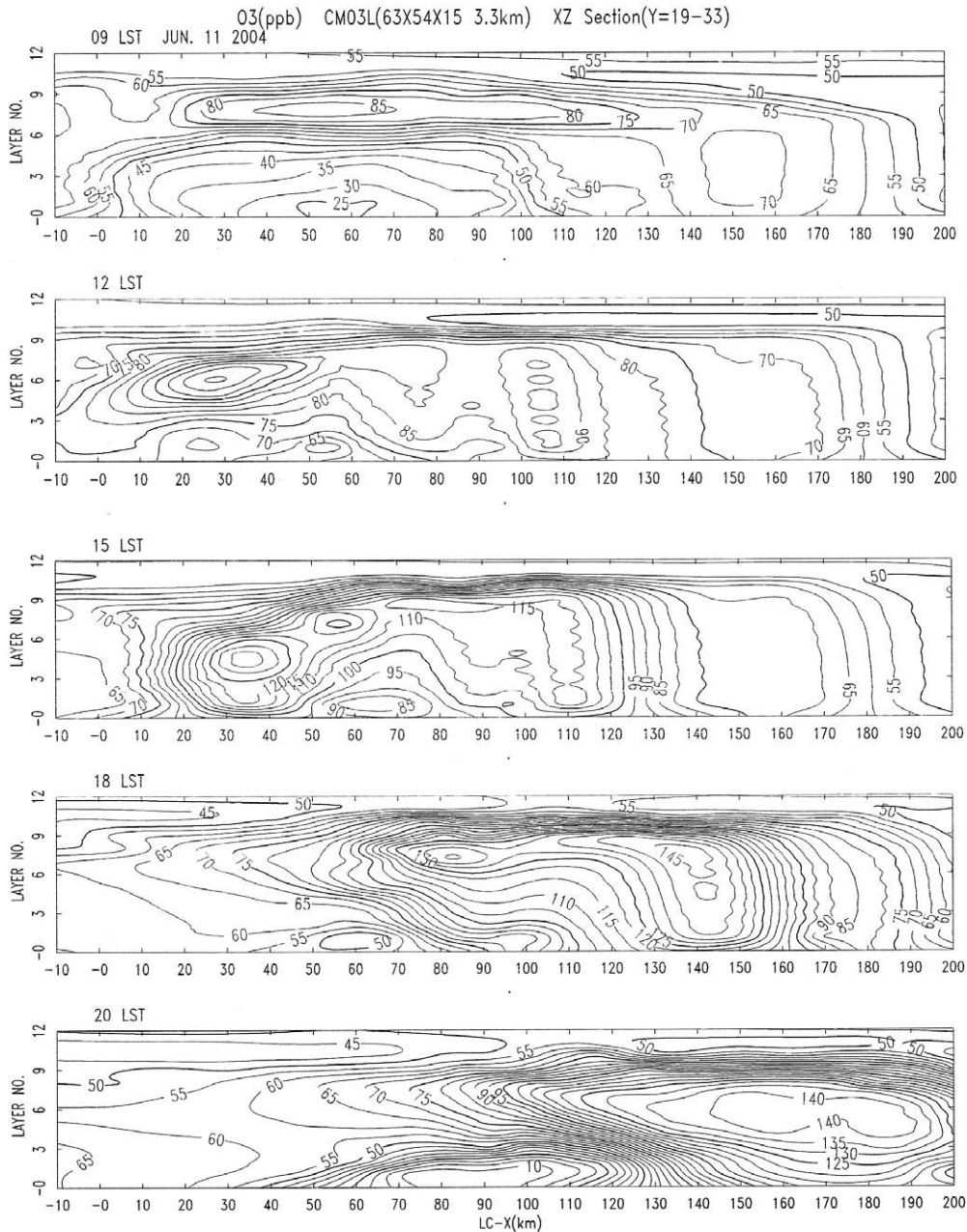


Fig. 14. Vertical cross section of ozone calculated by CMAQ on 9, 12, 15, 18, 20 LST, June 11 2004

는 2000m(9층) 상층까지 혼합층 발달하였다. 원주 부근은 지표부터 상층 2000m 정도까지 일정한 오존 농도가 유지되고 있으며 시간에 따라 서쪽의 고농도 오존이 동쪽으로 서서히 이동하는 것을 볼 수 있다. 20시에 이르러 수도권에서는 20ppb 이하의 오존 농

도가 나타나지만, 원주지역 지표에서 120ppb의 고농도 오존 발생이 발생하고 또한 상층 650m(6층)에서도 140ppb의 고농도 오존이 존재하고 있다.

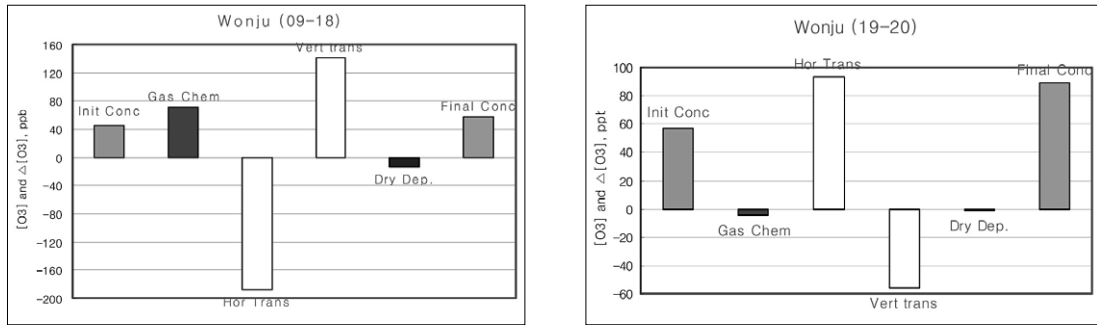


Fig. 15. Mass balance of process contribution to ozone concentration on June 11, 2004 in Wonju

4) 풍하지역 오존 농도의 수평이류 기여도

수도권에서 발생한 오존 전구물질이 풍하지역으로 수송됨으로써, 상대적으로 풍하지역의 오존 농도를 높이는데 기여하는 지를 파악하기 위해 기여도 분석을 실시하였다.

Process Analysis는 Domain 3(3,333km)의 전 영역에 걸쳐서 실행하였으며, 연직층은 지표에서 10층(2796.9m)까지로 설정하였다. 결과분석은 강원도 원주지역의 9 격자의 모델 결과를 평균하여 사용하였다.

모델 대상 기간 중 원주지역에서 고농도 오존이 발생하였던 2004년 6월 11일을 대상으로 오존농도의 각 process 기여도별 mass balance를 분석하였다.

오전 9시의 오존 농도는 45.1ppb이며, 오후 18시의 농도는 56.93ppb로 11.83ppb 증가하였다. 이 시간동안 화학반응을 통해서 71.47ppb, 수직 수송에 의해서 141.66ppb 증가하였지만, 수평적인 수송에 의하여 187.8ppb가 감소되었다. 또한, 건성침적으로 인한 감소는 13.536ppb이다. 오후의 혼합층 발달로 인하여 전날 생성된 경계층 상공의 오존이 지표쪽으로 내려와 지상의 오존을 증가시키고, 화학반응이 활발했음에도 불구하고 수평적인 수송으로 오존의 다른 지역으로 빠져나가 전체적으로 오존 농도는 증가하지 않았다.

원주에서 늦은 시간에 고농도가 나타난 현상을 분석하기 위해 오후 19시에 20시까지 기여도 분석을 실시하였다. 19시의 계산된 오존농도는 56.93ppb이며, 20시의 농도는 89.09ppb로 32.16ppb가 증가하였다. 화학 반응, 수직적인 수송, 건성침적으로 각각 4.22ppb, 55.78ppb, 1.08ppb로 감소하였으며, 수평

적인 수송에 의하여 93.24ppb가 증가하였다.

IV. 결론

본 연구는 수도권 풍하지역인 원주지역에 대하여 지난 10년간의 100ppb 이상의 고농도가 나타난 현상을 분석하고, 2004년 6월 case에 대하여 광화학 모델인 CMAQ을 이용하여 모사하고자 하였다.

10년간의 시간별 일평균 농도를 비교한 결과, 인구 30만 이하의 중소 도시인 원주지역이 서울, 인천·경기 지역보다 오존농도가 높게 나타났다. 또한 episode일에 대한 최고 농도가 나타난 시간 또한 18시 이후가 47.83%나 되었다. 고농도일에 대한 원주지역의 통계분석과 MM5 기상모델 모사 결과는 수도권의 북서풍·서풍계열의 바람이 수도권의 남동쪽에 위치한 원주지역에 고농도 오존이 발생한 이유를 뒷받침 해 줄 수 있을 것으로 생각된다.

또한, 지난 10년 중 최고농도가 나타난 2004년 6월을 대상으로 광화학 모델인 Models-3/CMAQ을 실행하였다. 오존농도의 수평분포와 시계열 분포는 대체적으로 유사하게 모사하고 있으나 최고 농도와 최저 농도의 경우 다소 차이를 나타내고 있다. 오존의 연직단면도 또한 수도권의 고농도 오존이 강원도 영서지역으로 수송되는 현상을 잘 모사하고 있는 것으로 나타났다. 원주지역에 대하여 PA 분석을 실시한 결과, 20시의 고농도 오존은 수평적인 수송에 의한 영향으로 분석되었다.

일반적으로 청정권역으로 생각되고 있는 강원도 영서지역뿐만 아니라 경기도 이천 등의 지역도 풍상

방향인 서울과 경기도 여러 지역의 배출 영향을 상당히 받을 수 있으므로 이 지역들에 대해서도 다각적인 분석이 필요할 것으로 생각된다.

사 사

본 연구는 국립환경과학원에서 시행하는 “대도시 대기질 관리방안 조사 연구-광화학 대기오염의 생성 과정 규명과 저감대책 수립-”과제의 지원으로 수행되었습니다.

참고문헌

- 경기개발연구원, 2004, 수도권 대기질의 지역간 영향 분석, 연구보고서 2004-01, 경기개발연구원.
- 국립환경연구원, 2004, 대도시 대기질 관리방안 조사 연구 III -광화학 대기오염 생성과정 규명과 저감대책 수립-, 국립환경연구원.
- 장명도, 2004, 광화학 모델을 이용한 수도권지역 오존농도의 시공간 거동에 관한 연구, 강원대학교 대학원 박사학위 청구논문.
- 환경부, 2003, 대도시 대기질 관리방안 조사 연구 II -광화학 대기오염 및 미세먼지의 생성과정 규명과 저감대책 수립-, 환경부.
- 홍낙기, 이종범, 최승봉, 원운재, 오근찬, 임병찬, 최금중, 2004, 강원도내 오존농도의 시공간 변화 특성, 강원도 대기환경연구원보.
- Akimoto, 2006, Analysis of the seasonal variation of ozone in the boundary layer in East Asia using the Community Multi-scale Air Quality model: What controls surface ozone levels over Japan?, *Atmospheric Environment*, 40, 1856-1868.
- Akimoto, H., H. Mukai, M. Nishikawa, K. Murano, S. Hatakeyama, C. M. Liu, M. Buhr, K. J. Hsu, J. T. Merrill, and R. E. Newell, 1996 Long-range transport of ozone in the East Asian Pacific rim region, *J. Geophys. Res.*, 101, 1999-2010.
- Bonasoni, P., A. Stohl, P. Cristofanelli, F. Calzolari, T. Colombo, and F. Evangelisti, 2000, Background ozone variations at Mt. Cimone Station, *Atmos. Environ.*, 34, 5183-5189.
- Byun, D. W. and Ching, J. K. S. (Eds.), 1999, Science algorithms of the EPA Models-3 community multi-scale air quality (CMAQ) modeling system. NERL, Research Triangle Park, NC EPA/600/R-99/030.
- Che-Jen Lin, Thomas C. Ho, Hsing-wei Chu, Heng Yang, Santosh Chandru, Nagesh Krishnarajanagar, Paul Chiou, and Jack R. Hopper, 2005, *Journal of Environmental Management*, 75, 315-323.
- Dennis, R. L., Byun, D. W., Novak, J. H., Galluooi, K. J., Coats, C. J., and Vouk, M. A., 1996 The next generation of integrated air quality models: EPA's Models-3. *Atmospheric Environment*, 30, 1925-1938.
- Ghim Y. S. and Y. S. Chang, 2000, Characteristics of ground-level ozone distribution in Korea for the period of 1990-1995, *J Geophysics. Res.*, 105, 8877-8890.
- Grell, G. A., Dudhia, J., and Stauffer, D. R., 1995, A description of the Fifth Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5), NCAR/TN-398+STR, National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, 107.
- Grey, M. W., Whitten, G. Z., Killus, J. P., and Dodge, M. C., 1989, A photochemical kinetics mechanism for urban and regional scale computer modeling. *J. of Geophysical Research*, 94, 12925-12956.
- Husar, R. B., 1998, spatial pattern of 1-hour and

- 8-hour daily maximum ozone over the OTAG over the region, A&WMA's 91st Annual Meeting & Exhibition, June 14-18, San Diego, CA, paper 98-MA2A.01.
- Kazuyo Yamaji, Toshimas Ohara, Itsushi Uno, Hiroshi Tanimoto, Jun-ichi Kurokawa, Hajime.
- Memmesheimer, M., Ebel, A., and Roemer, M., 1997, Budget calculations for ozone and its precursor: seasonal and episodic features based on model simulations. *J. of Atmospheric Chemistry*, 28, 283-317
- OTAG(Ozone Transport Assessment Group) Air Quality Analysis Workgroup, 1997, Final Report, volume I: Executive summary, http://capita.wustl.edu/otag/reports/adafinvol_1/animations/v1_exsum_animb.html(accessed in sep. 1999)
- Pochanart. P., J. Hirokawa, K. Yoshizumi, and H. Akimoto, 1999, Influence of regional-scale anthropogenic activity in northeast Asia on seasonal variations of surface ozone and caron monoxide observed Oki, Japan, *J. Geophys. Res.*, 3621-3631.
- Stockwell, W. R., Middleton, P., Chang, J. S., and Tang, X., 1990, The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling, *J. of Geophysics Research*, 95, 16343-16357.