

상세한 기상관측 자료를 이용한 1997년 서울·수도권 고농도 오존 사례의 모델링

Modeling the 1997 High-Ozone Episode in the Greater Seoul Area with Densely-Distributed Meteorological Observations

김 진 영 · 김 명 성

한국과학기술연구원 지구환경연구센터

(1999년 12월 3일 접수, 2000년 12월 22일 채택)

Jin Young Kim and Young Sung Ghim

Global Environment Research Center, Korea Institute of Science and Technology

(Received 3 December 1999; accepted 22 December 2000)

Abstract

The high-ozone episode in the Greater Seoul Area for the period of July 27 to August 1, 1997 was modeled by the CIT (California Institute of Technology) three-dimensional photochemical model. Emission data were prepared by scaling the NIER (1994) data through an optimization method using VOC measurements in August 1997 and EKMA (Empirical Kinetic Modeling Approach). Two sets of meteorological data were prepared by the diagnostic routine, a part of the CIT model: one only utilized observations from the surface weather stations and the other also utilized observations from the automatic weather stations that were more densely distributed than those from the surface weather stations. The results showed that utilizing observations from the automatic weather stations could represent fine variations in the wind field such as those caused by topography. A better wind field gave better peak ozone and a more reasonable spatial distribution of ozone concentrations. Nevertheless, there were still many differences between predictions and observations particularly for primary pollutants such as NO_x and CO. This was probably due to the inaccuracy of emission data that could not resolve both temporal and spatial variations.

Key words : Eulerian air quality model, diagnostic wind field, peak ozone prediction, performance evaluation, spatial distribution

1. 서 론

광화학 오염에 대한 사회적 관심이 높아지면서

서울, 수도권 지역을 중심으로 광화학 모델링이 시도되고 있으나, 입력 자료의 제한으로 어려움이 많다(김광진과 선우영, 1998; 김진영 등, 1998; 이종범 등, 1998a, b). 광화학 모델의 입력 자료 중 가장 중

요한 두 가지는 기상자료와 배출량 자료이다. 배출량 자료는 최근 그 중요성이 부각되면서 배출량 산정뿐 아니라 자료 관리 체계 정립에 대한 요구가 높아지고 있어(김진영 등, 1999; 장영기, 1999) 몇 년 내 보다 정확하고 상세한 배출량 자료의 확보를 기대할 만하다. 그러나 기상자료의 경우는 종관 규모의 대기운동 구조를 파악하기 위해 전국의 주요 도시를 중심으로 설치된 정규 지상관측 및 고층관측 자료만을 이용하고 있어 국지 변화가 심한 도시 규모의 광화학 모델링에서 농도의 공간 변화를 재현하는데 한계를 보이고 있다(Kim *et al.*, 1998; 이종범 등, 1998a).

기상 관측자료가 부족한 지역에서 유효한 기상장을 얻을 수 있는 방법으로써 우선적으로 생각할 수 있는 것은 지배 방정식을 기초로 한 예측모델(prognostic model)을 이용하는 것이다. 그러나 기상 관측 자료가 부족한 경우 예측모델 이용에 필요한 입력 자료들도 충분하지 않은 것이 보통이어서 예측모델 이용은 기대한 만큼 성과를 얻기가 쉽지 않다. 뿐만 아니라 Kumar and Russell(1996)이 기상관측이 충실했던 LA 지역에 대하여 각기 진단모델(diagnostic model)과 예측모델을 이용하여 기상장을 구성한 후 광화학 모델에 적용한 결과를 보면 진단모델을 이용하여 바람장을 구성하였을 때 오존의 일변화를 보다 정확히 계산하고 있다.

따라서 도시 규모의 대상지역에서 원하는 정도의 기상 관측자료를 얻을 수 있고 과거 사례를 분석하기 위한 목적이라면 진단적 접근이 효과적일 수 있다. 서울, 수도권의 경우 지역 내 정규 지상관측소(SFC, Surface Weather Station)는 6개에 불과하지만 자동기상 관측소(AWS, Automatic Weather Station)는 1997년 12월 현재 73개소에 이르며, 기온, 풍향, 풍속, 강수량을 관측하고 있다. 본 연구에서는 통상적인 정규 지상관측소 관측자료를 이용할 때와 훨씬 상세한 AWS 관측자료를 동시에 이용할 때의 바람장의 차이를 분석하고 이와 같은 차이가 광화학 모델링 결과에 미치는 영향을 조사하고자 한다.

2. 모델링

2.1 모델 이용

1970년대 초 미국 LA 지역을 대상으로 개발되기

시작하여 최근에는 유럽지역에도 활발히 적용되고 있는 도시규모 광화학 모델인 CIT(California Institute of Technology) 모델의 바람장과 대기질 모델을 이용하였다(Kuebler *et al.*, 1996; Giovannoni and Russell, 1995; Seinfeld *et al.*, 1972). CIT 모델은 1980년대 초 1차 완성되었으나(McRae and Seinfeld, 1983; McRae *et al.*, 1982) 본 논문에서 사용한 모델은 1990년대 초 LCC(Lurmann-Carter-Coyner; Lurmann *et al.*, 1987) 메커니즘으로 화학반응 메커니즘을 변경하는 등 그동안의 연구결과를 반영하여 개정한 것이다(McRae *et al.*, 1992). 바람장 모델은 진단 모델로써 UAM의 DWM(Diagnostic Wind Model; Douglas *et al.*, 1990)과 근본적으로 동일하고, 대기질 모델은 3차원 오일러리안 모델이다. 각 모델에 대한 자세한 내용은 Goodin *et al.*(1980)과 Harley *et al.*(1993)을 참조할 수 있다.

2.2 대상영역과 기간

대상영역은 그림 1과 같이 서울을 중심으로 한 $60\text{ km} \times 60\text{ km}$ 이며, 격자 크기는 $2\text{ km} \times 2\text{ km}$ 이다. 수

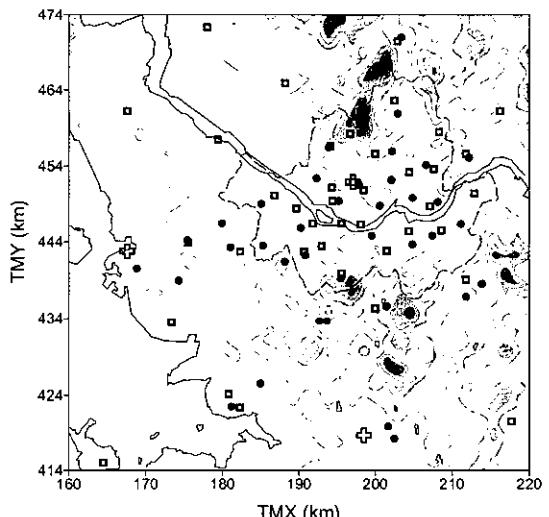


Fig. 1. Modeling domain and distribution of monitoring stations. Crosses denote surface weather stations and open rectangles denote automatic weather stations. Solid circles denote air quality monitoring stations. Filled contours represent topography above the sea level starting from 50 m at intervals of 100 m.

직 방향으로는 지상 1,100 m까지 5개의 층으로 구분하였다. CIT 모델의 경우 지형(terrain following) 좌표계를 이용하고 있으므로 높은 지형 위에서는 층의 높이가 달라지나, 해수면을 가정하면 지상 1,100 m까지 38, 154, 308, 671, 1,100 m 등 5개의 층으로 구성되며, 각 층의 두께는 38, 116, 154, 363, 429 m로 지표에 가까울수록 조밀하다(McRae *et al.*, 1992). 영역 내에는 서울지역 20개를 포함하여 37개의 대기 오염 측정소가 존재하며, 기상관측소로는 3개의 정규관측소와 40개의 AWS 관측소가 있다.

모사기간은 오존 농도가 지속적으로 높았던 1997년 7월 말부터 8월 초까지의 기간 중 오존 농도가 한 차례 하강하였다가 기간 내 최고치를 기록한 후반 6일을 대상으로 하였다. 그림 2는 모사기간을 포함한 7월 22일부터 8월 2일까지 12일간의 오존 농도 변화이다. 기간 중 영역 내 최고 농도가 가장 낮은 날은 7월 27일 91 ppb였으며, 가장 높은 날은 7월 29일 149 ppb였다. 또한 7월 27일을 제외할 때 기간 중 서울·수도권 지역 37개 측정소에서 오존농도 기준치를 초과한 횟수는 오존 농도가 비교적 낮았던 7월 30, 31일에는 각각 2, 3회였으나, 8월 1일에는 10회였고 일 최고 농도가 140 ppb를 초과한 7월 28, 29일에는 각각 21, 27회에 이르렀다.

그림 2 기간 동안 종관 기상 특성을 살펴보면, 7월 22일 장마전선이 산동반도와 북한지방으로 북상

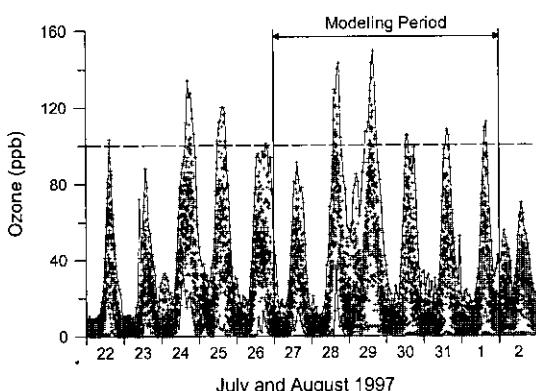


Fig. 2. Variations of ozone concentrations from the monitoring stations in the Greater Seoul Area from July 22 to August 2 including the modeling period. Crosshair denotes the measurement at individual stations. Horizontally dashed line denotes the 1-hour ozone standard of 100 ppb.

하면서 중부지방에 장마가 종료된 후, 한반도가 맑고 무더운 북태평양 고기압의 영향권에 들면서 7월

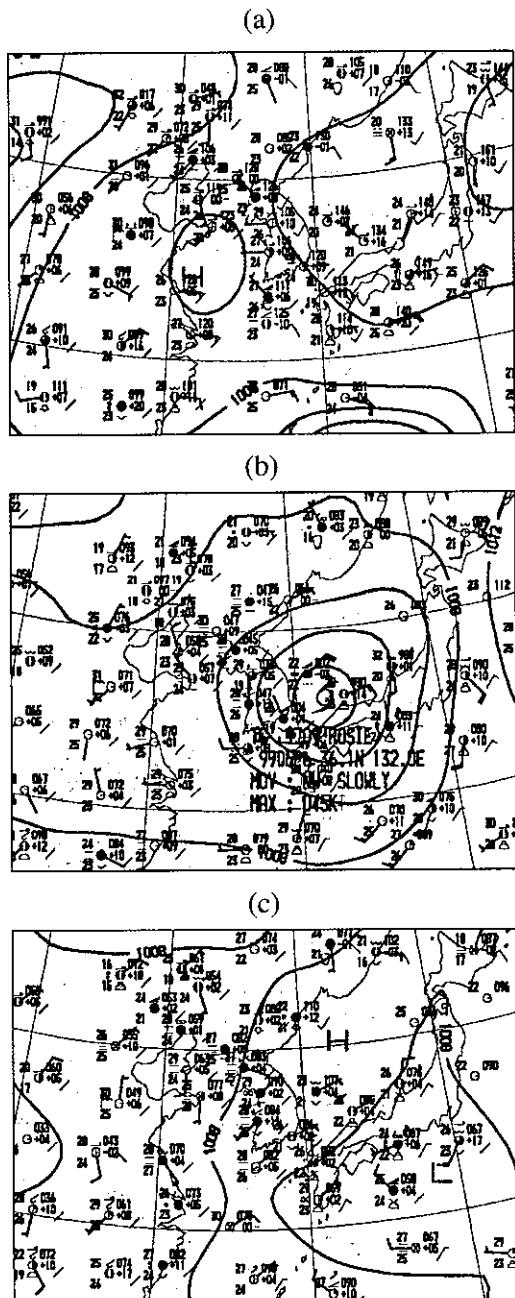


Fig. 3. Synoptic weather chart for the surface level at 12 UTC, July 23; 00 UTC, July 27; and 00 UTC, July 30, 1997.

24일부터 오존 농도가 상승하였다(그림 3a). 특히 8월 1일을 제외하면 서울 기상관측소의 일평균 풍속이 $1.0 \sim 1.8 \text{ m/s}$ 로, 예년 평균풍속(기상청, 1991)에 비해 $0.5 \sim 1.2 \text{ m/s}$ 까지 낮아 오염물질의 축적이 용이하였다. 7월 26, 27일 이틀간 오존 농도가 낮아진 것은 당시 동해 상을 지난 태풍 로지(Rosie)의 영향과 이에 따라 북태평양 고기압이 약화된 때문으로 해석할 수 있다(그림 3b). 7월 28, 29일에 오존 농도가 높다가 30일에는 일최고 오존 농도가 105 ppb로 전날에 비해 44 ppb나 감소하였는데, 이 때는 북태평양 고기압의 가장자리에 들어 대기가 불안정한 기간으로, 7월 30일 오후 2시 40분 경부터 서울 지역에는 11.2 mm의 소나기가 있어 오존 농도 상승이 억제되었다(그림 3c).

2.3 기상 자료

Kim *et al.*(2000)의 연구결과에 따라 그림 1의 대상영역보다 사방으로 40 km씩 넓게 준비영역을 설정하여, 영역 내 6개의 정규관측소와 78개의 AWS 자료, 그리고 고층 바람자료를 이용하여 3차원 바람장을 구성하였다. 정규 지상관측 자료만 이용한 경우와 AWS 자료를 함께 이용했을 때 그림 1 영역의 측정소 밀도는 각기 $8.3 \times 10^{-4} \text{ km}^{-2}$ 와 $1.2 \times 10^{-2} \text{ km}^{-2}$ 이다. 관측치가 영향을 미칠 수 있는 영향반경을 Stephens and Stitt(1970)의 방법에 따라 계산하면 표 1과 같이 55.4 km와 14.6 km가 된다. 그러나 실제 영향반경은 불균일한 측정소 분포 등을 고려하여 최적 영향반경보다 다소 크게 설정하는 것이 보통이므로 본 연구에서는 지상관측 자료만 이용한 경우 90 km를, AWS 자료를 함께 이용한 경우에는 30 km를 영향반경으로 설정하였다. 정규 관측자료에 비해 AWS 자료는 자료 검증이 충분치 않을 수 있기 때문에 이용 전에 대상기간의 자료에 대하여 검증을 실시하였는데(김진영 등, 2000), 자료 회수율은 평균 87% 수준으로 양호하였다.

고층 기상관측 자료는 오산, 광주, 제주, 포항 관측

소의 자료를 거리에 따라 가중 평균하여 사용하였다. 혼합고는 정역학 가정에 근거한 측고 방정식(hypsometric equation)을 이용하여(예를 들면, Holton, 1992), 서울에서 40 km 남쪽에 위치한 오산의 고층관측 자료를 토대로 지상관측소의 기압 및 기온 자료를 이용하여 공간변화를 계산하였다. 기온, 습도, 일사량 등의 기상자료는 Barnes(1973)의 방법에 따라 내삽하였고, 자외 일사량은 맑은 하늘을 가정하였다. 토지이용도는 임업연구원의 자료를 이용하였고 계절에 따른 지표 거칠기 자료는 이동규(1994)를 참고하였다.

2.4 배출 자료

그림 4는 대상지역 내 NOx와 VOC(volatile organic compounds, 휘발성 유기화합물) 배출량 분포이다. 점오염원을 별도로 구분하지 않았으며, 따라서 고정 오염원과 이동 오염원의 모든 배출량을 $2 \text{ km} \times 2 \text{ km}$ 격자 단위로 배분하였다. 그림 4의 배출량 분포는 기본적으로 1991년과 1994년을 기준년도로 각기 산정한 국립환경연구원(1994)의 고정 오염원과 이동 오염원 자료와 동일하다. 단지 총량만을 본 연구의 대상기간에 인접한 1997년 8월의 VOC 측정치와 EKMA(Empirical Kinetic Modeling Approach; USEPA, 1989)를 이용하여 최적화 기법에 의하여 보정하였는데(김진영 등, 1997), 총량을 기준으로 할 때 본 연구의 배출량은 국립환경연구원(1994)의 기존 자료에 비하여 NOx는 0.1배, VOC는 0.5배, CO는 0.3배였다. 국립환경연구원의 자료가 총탄화수소를 집계하였으므로, 본 연구에서는 총탄화수소 중 VOC의 분율을 0.38로 가정하였다(McRae and Seinfeld, 1983).

서울, 수도권 지역에서 배출량의 일변화를 주도하는 것은 교통량이므로 오전 7시부터 오후 7시까지 교통량이 많은 낮 시간대에는 일평균 배출량의 1.7 배를, 오후 7시부터 다음 날 오전 7시까지 밤 시간대에는 일평균 배출량의 0.3배를 가정하였다. 한진

Table 1. Optimum radius of influence.

Utilization of meteorological data ^a	Area (A)	Number of stations (N)	Density ($\rho = N/A, \text{ km}^{-2}$)	Separation ($d = \rho^{-1/2}, \text{ km}$)	Optimum radius of influence (km)
SFC Only	$3,600 \text{ km}^2$	3	8.33×10^{-4}	34.6	55.4
AWS+SFC	$3,600 \text{ km}^2$	43	1.19×10^{-2}	9.2	14.6

^a SFC = data from surface weather station, AWS = data from automatic weather station.

석 등(1995)이 탄화수소 배출의 일변화를 발표하는 등 국내에도 연구결과가 없는 것은 아니나 아직 충분치 않다고 생각되어 가장 단순한 형태를 가정하였다.

2.5 경계 및 초기 조건

그림 1의 대상영역은 주로 현 시점에서 가능한

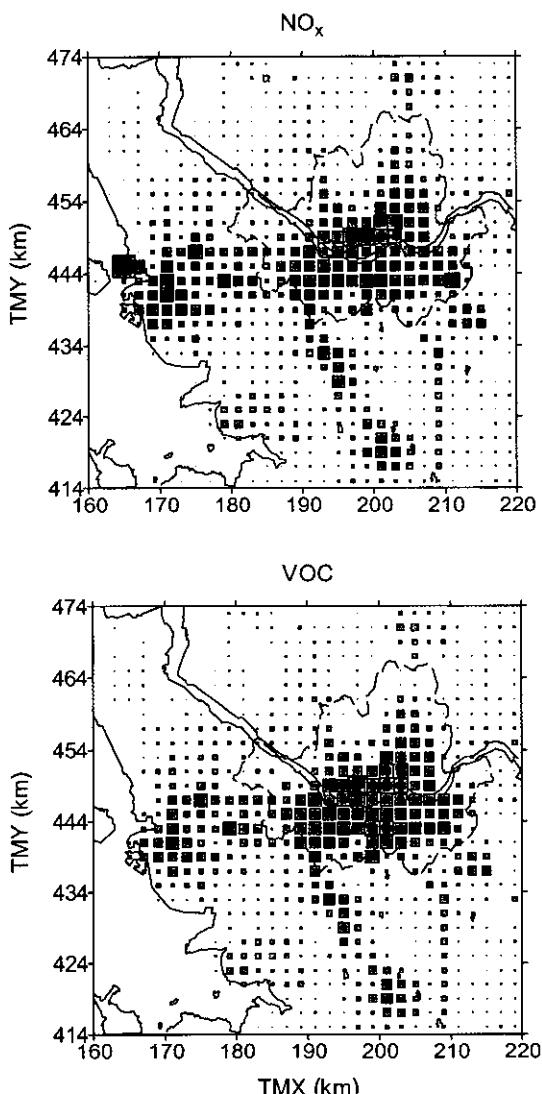


Fig. 4. Distributions of NO_x and VOC emissions. The size of shaded rectangles is proportional to the emission amount. The largest emission is 39 g/s for NO_x and 13 g/s for VOC.

배출량 자료를 이용하기 위한 것이었다. 그러나 지역단위 오염물질의 장거리 이동 효과를 배제하더라도 (1) 동쪽 경계를 넘어 인구 밀집지역이 이어지고, (2) 서쪽 경계 밖에 적지 않은 섬들이 있으며, (3) 모델 성능평가를 위한 대기질 측정소들이 경계 가까이 위치하여 전반적으로 경계조건 설정이 쉽지 않은 상황이다. 이에 따라 본 연구에서는 깨끗한 공기가 유입되는 경우(Harley *et al.*, 1993), 오염된 공기가 유입되는 경우, 측정치에 기초한 경우 등을 시험한 후 가장 적합하다고 판단된 측정치에 기초한 경계조건을 적용하였다(김진영과 김영성, 1999).

초기조건은 그림 1에 표시된 대기질 측정소의 측정 자료와 나광삼 등(1998)이 1997년 8월 기상청에서 측정한 VOC 자료를 이용하였으며, 모델의 초기 적응기간(spin-up period)은 2일로 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 바람장

그림 5는 정규 지상관측 자료만을 이용한 경우(이하 'SFC only')와 AWS 자료를 함께 이용한 경우

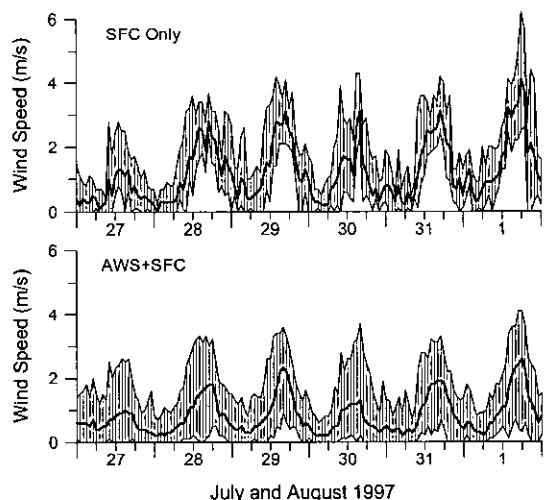


Fig. 5. Range of wind speed variations represented by upper and lower bounds at grid points over the domain with time. Thick line denotes mean wind speed. Upper figure is obtained by diagnostic analysis of wind data from surface weather stations, and lower figure is obtained from both surface and automatic weather stations.

(이하 ‘AWS+SFC’) 각 격자점 위치에서의 시간별 풍속변화이다. 최대 풍속은 비교적 차이가 크지 않으나, 최소 풍속은 AWS+SFC가 현저하게 낮으며 평균적으로도 AWS+SFC의 풍속이 SFC only 풍속 보다 낮다. 이와 같이 AWS+SFC에서 낮은 풍속의 비율이 높은 것은 지리적 요건 등에 의해 대체로 AWS 관측 풍속이 정규 관측 풍속보다 낮기 때문이다(김진영 등, 2000). 뿐만 아니라 그림 1에서 볼 수 있는 것과 같이 AWS는 영역 내에만도 40개가 고루 분포된 반면 정규관측소는 3개에 불과하여 AWS+SFC의 풍속 분포는 SFC only 분포보다 훨씬 다양하고 최대 풍속과 최소 풍속간의 변화폭이 크다. 또한 그림 5를 보면 SFC only는 AWS+SFC보다 시간별 변동(fluctuation)이 더 큰데, 이는 관측자료의 수가 적어 개별 관측자료의 변화가 크게 반영되어 나타난 결과이다.

그림 6은 대상기간 중 7월 28일 02시, 08시, 16시 바람장의 모습이다. 02시는 야간, 08시는 육풍이 발달하는 시간, 16시는 해풍이 발달하는 시간의 대표적 예들이다. 대체로 야간에는 대기가 안정되어 난류가 발달하지 못하기 때문에 풍속이 낮다. 그림 6(a), (b) 02시의 바람장을 보면 특히 서쪽 해안에서 바람이 약하고 영역 전체의 평균 풍속이 0.3 m/s 에도 못 미치고 있는데, 관측자료의 이용에 따라 지역별로 다소 차이가 있으나 해풍이 소멸되고 육풍이 시작되면서 풍속이 더욱 낮아진 것으로 볼 수 있다. 전체적으로 풍속이 낮아 풍향이 큰 의미는 없으나 AWS만이 존재하는 영역 북쪽 중앙의, 산지의 서쪽 후면 등에서 두 바람장의 풍향 차이가 크다.

그림 6(c), (d)의 08시는 지면이 아직 가열되기 전이므로 육풍이 발달하고 있다. 바람장의 전체적 모습은 유사하나 AWS+SFC의 경우 산지 후면에서 풍속이 저하되는 등 지형의 효과를 볼 수 있는데 비하여 SFC 만에 의한 경우에는 지형보다 서울, 인천, 수원 등 관측소를 중심으로 한 바람의 변화가 지배적이다. 이는 진단모델에서 지형에 의한 바람장의 변화를 보정하고 있음에도 불구하고 바람장의 모습이 주로 관측치에 의하여 결정되기 때문에 나타난 현상으로 이해된다. 즉, AWS+SFC 바람장은 이미 지형의 효과가 반영된 관측치를 이용하여 지형의 효과가 나타난 반면, SFC only 바람장은 그렇지 못하여 단조로워진다는 것이다. 그림 6(e), (f)의

16시에는 지면이 가열되어 해풍이 발달하는데, 일사에 의하여 난류 성분이 활발할 뿐 아니라 물 위에서는 지면 마찰에 의한 운동량 손실이 적기 때문에 일반적으로 해풍은 육풍보다 강하다. 또한 그림 6(c), (d)의 08시의 경우보다 AWS+SFC에서 서울 서쪽과 북동부에서 지형의 효과가 뚜렷하다. SFC only 바람장에서는 서울 기상청 측정치의 영향으로 강북에 북서풍이 지배적이고 서울 남쪽에서는, 수원을 중심으로 한 남서풍과 마주하며 서풍이 부는데 비하여 AWS+SFC에서는 북동부 지형의 영향이 광범위하여 강북의 풍속이 대체로 낮고 남서부에서는 남서풍이 불어 전체적으로 바람장의 차이가 작지 않다.

3. 2 오존농도 예측

그림 5, 6을 보면 SFC only보다 AWS+SFC 때 오존농도 분포가 훨씬 다양해 질 것을 기대할 만하다. 그림 7(a)는 서울, 수도권 내 37개 측정소 위치에서 오존농도 측정치와, SFC only 그리고 AWS+SFC 계산치의 시간별 변화 범위이다. AWS+SFC의 변화 범위가 다소 크나 측정치의 변화 범위보다는 훨씬 작다. 그러나 영역 내 30×30 , 전체 900개 격자점에 대하여 계산치의 변화 범위를 조사한 그림 7(b)와 그림 7(a)를 비교하면, 그림 7(a)에서 AWS 자료를 함께 이용하였음에도 계산치의 변화 범위가 크게 넓지 않은 것은 주로 측정소 위치에서 두 계산치의 차이가 크지 않았기 때문이다. 결국 AWS 자료를 함께 이용한 경우 SFC only보다 오존농도 변화 범위가 커질 수 있으나, 그림 7(a)에서 볼 수 있는 것과 같이 현재의 풍속 변화 차이로는 측정소의 다양한 오존 농도 변화를 재현하기에 충분치 않다.

그림 8은 7월 27일부터 8월 1일까지 6일간 각 측정소 위치에서 측정된 오존농도 최고치를 각기 SFC only와 AWS+SFC의 최고치와 비교한 것이다. SFC only의 경우 다양한 측정치의 변화에도 불구하고 계산치가 거의 일정한 수준에 머물고 있는데 반하여 AWS+SFC는 변화 폭이 넓다. 그럼에도 최적 합치선(best-fitted line)의 기울기는 AWS+SFC 역시 0.19로, SFC only의 0.14보다 약간 나아졌을 뿐 1:1 대응선의 기울기 1.0과는 여전히 차이가 크다.

AWS 자료를 함께 이용하였을 때 오존 농도의 공

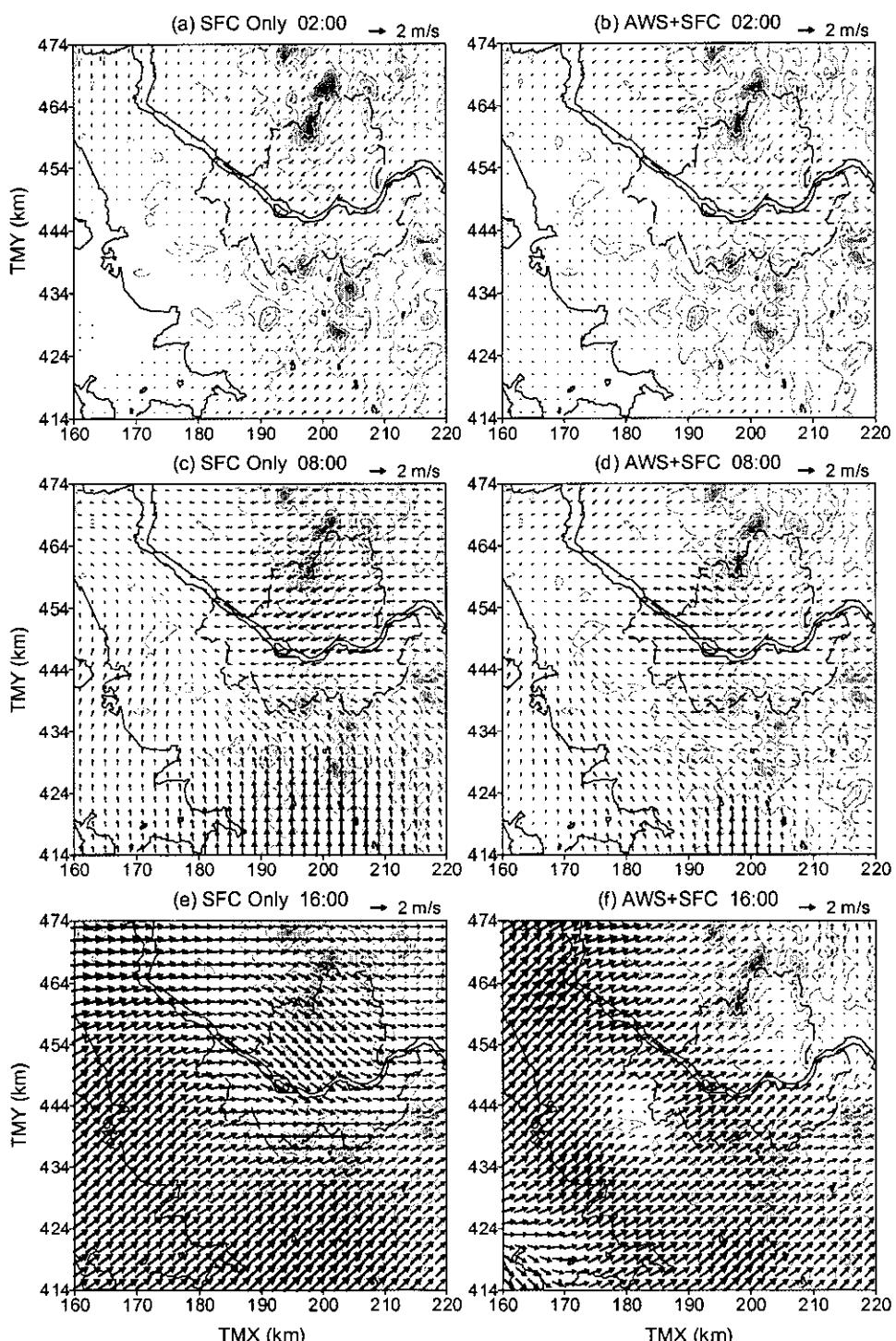


Fig. 6. Comparison of wind fields obtained by diagnostic analysis of wind data from surface weather stations (SFC only) and from both surface and automatic weather stations (AWS+SFC) for July 28, 1997.

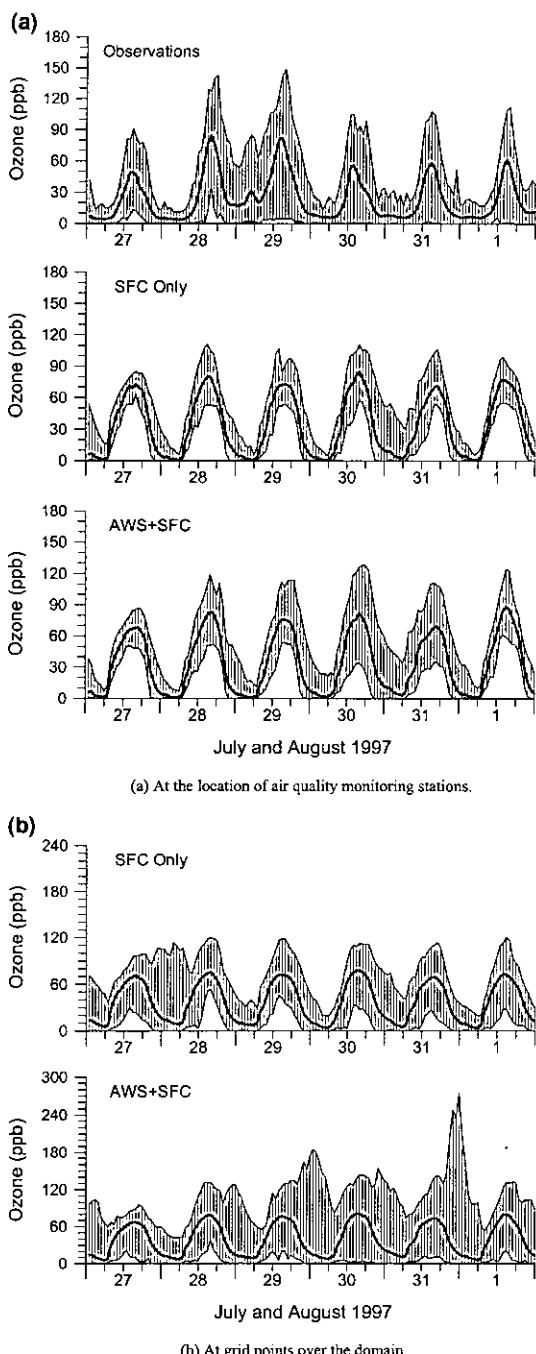


Fig. 7. Range of ozone concentration variations represented by upper and lower bounds with time. Thick line denotes mean concentration.
(a) At the location of air quality monitoring stations. (b) At grid points over the domain.

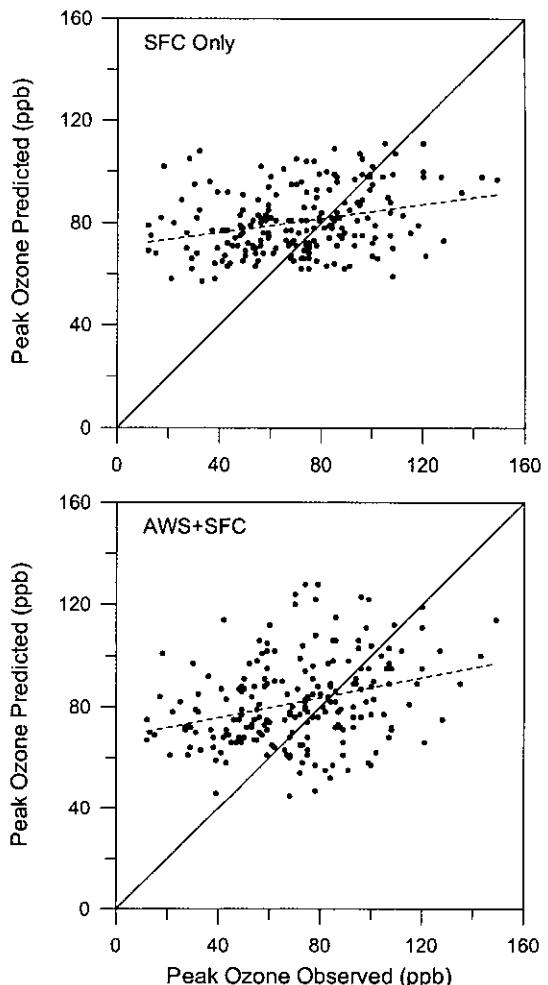


Fig. 8. Correlation between observed and predicted peak ozone concentrations at the location of monitoring stations in the Greater Seoul Area from July 27 to August 1, 1997.

간분포 변화를 구체적으로 알아보기 위하여 그림 6에서 바람장의 차이를 조사하였던 7월 28일의 각 경우에 대하여 일 최고 농도 분포를 살펴보았다. 그림 9(a)는 측정치를, (b)와 (c)는 각각 SFC only와 AWS+SFC의 계산치를 토대로 한 것이다. 측정치는 측정소 위치에서만 값이 주어지는데 비하여 계산치는 격자 단위로 값이 주어지기 때문에 같은 조건에서 농도 분포를 비교하기 위하여 계산치의 경우도 각 측정소 위치에서 일 최고 농도를 구한 후 이로부터 등농도 곡선을 표시하였다. 그림 9(a)의

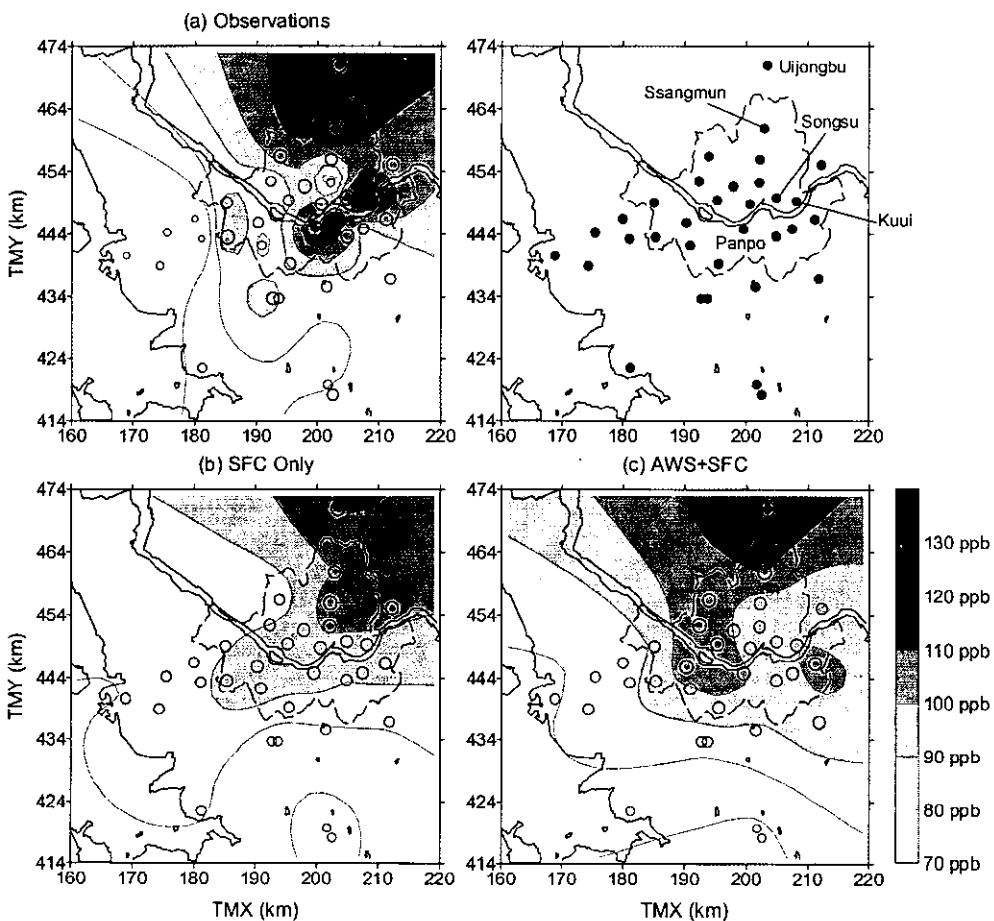


Fig. 9. Peak ozone concentration distributions on July 28, 1997. Filled contour represents the interpolated peak concentration based on observations (a) and predictions (b, c) at the location of air quality monitoring stations. The size of open circle represents concentration of (a) 49 to 143 ppb, (b) 67 to 111 ppb, and (c) 68 to 119 ppb.

측정치의 경우 의정부를 포함한 서울 북부와 남동부에서 농도가 높고 서해안을 따라 영역의 남서부는 60~70 ppb 이하로 농도가 낮다. 측정소별로는 서울 동부와 남부의 구의와 반포가 각각 143, 127 ppb로 가장 높고, 서울 북동부의 쌍문동과 의정부, 그리고 한강변의 성수에서도 120 ppb의 고농도가 기록되었다.

그림 9(b) SFC only의 경우 영역의 북동부 지역에서 오존 농도가 높고 서쪽과 남쪽에서 오존 농도가 낮은 전체적인 경향은 비슷하지만 서쪽보다는 남쪽인 수원 근처에서 주로 농도가 낮고 서울 내부 등에서 국지 변화가 없으며 110 ppb 이상 고농도 영역

의 크기가 훨씬 작다. 그림 9(c) AWS+SFC의 경우 여전히 영역의 남쪽에서 농도가 낮으나 남서쪽에 저농도 영역이 넓고, 서울 동부 일부와 서부에서 농도가 높고, 쌍문동과 의정부 등 서울 북부의 고농도 영역이 측정치에 보다 근접해 있다. 그러나 AWS 자료를 함께 이용하였음에도 불구하고 최고점의 위치가 측정치의 구의와 달리 의정부에서 나타나고 측정소 위치의 일 최고 농도 변화 폭이 절반 수준에 머무는 등 기본적 차이는 여전하다.

SFC only와 AWS+SFC의 농도분포가 차이를 보이는 원인은 오존 농도가 높아지는 16시 바람장 모습에서 일부 설명할 수 있다(그림 6(e), (f)). SFC only

의 경우 바람이 영역 전체에 걸쳐 균일하기 때문에 서울 내부와 북동부 외곽에서 국지 변화가 나타나지 않았고, 또한 해풍조건에서 바람이 실제보다 강하기 때문에 오염물질의 이동속도가 빨라 오존 오염대가 영역의 동쪽으로 빠져나감에 따라 영역 내 오존농도가 대체로 낮다. 반면 AWS+SFC의 경우에는 영역 북동부에서 바람의 정체와 함께 오염물질의 이동이 지연되어 쌍문동과 의정부 등 서울 북부 지역에 고농도 영역이 비교적 넓다.

3. 3 모델의 예측능력 평가

지금까지의 분석 결과를 요약하면, SFC only보다 AWS+SFC에서 오존 농도 예측 능력이 다소 나아지기는 하였으나 측정치의 다양한 변화를 재현하기에는 여전히 어려움이 있다. 그러나 어떠한 모델도 완벽할 수 없고 입력자료 또한 언제나 제한적일 수밖에 없으므로 현재의 모델링 결과가 어느 정도인지 정량적으로 평가할 필요가 있다. 미국 EPA에서는 모델의 예측능력을 평가할 수 있는 척도로써 영역 내 최고치의 정확도, 평균 상대편차, 평균 상대오차 등 다음과 같은 3가지 척도를 제시하고 있다 (USEPA, 1991, 1995).

$$\text{Unpaired peak accuracy} = \frac{(P_o - P_p)}{P_o} \times 100\%$$

Mean normalized

$$\text{bias} = \frac{1}{N} \sum \frac{|C_o(i,j) - C_p(i,j)|}{C_o(i,j)} \times 100\%$$

Mean normalized

$$\text{gross error} = \frac{1}{N} \sum \frac{|C_o(i,j) - C_p(i,j)|}{C_o(i,j)} \times 100\%$$

하첨자 o, p 는 각각 측정치와 계산치, P 는 영역 내 최고치, $C_o(i,j)$ 는 i 지점, j 시간에서의 농도, N 은 자료 수, 즉, 측정소별 측정시간 수의 합이다. 이 중 평균 상대편차와 상대오차는 60 ppb 초과 측정치만을 대상으로 한다. 최고치의 경우, 1991년 지침서에서는 측정소 위치에서의 계산치를 대상으로 하였던데 반하여 1995년 개정 지침에서는 모델 전체 영역에서 최고치를 선정하도록 되어 있다. 그러나 측정소가 아주 조밀하지 않은 한 기준 방식이 타당한 것으로 판단되어 본 연구에서는 기준의 방식을 이용하였다.

미국 EPA에서는 그동안의 모델 평가 경험을 토대로 이들 각 변수들이 각각, 대략 $\pm 15\sim 20\%$, ± 5

Table 2. Statistical performance measures for ozone concentration prediction of the model (%).

Date	Unpaired peak accuracy		Mean normalized bias ^a		Mean normalized gross error ^a	
	SFC only	AWS+SFC	SFC only	AWS+SFC	SFC only	AWS+SFC
July 27	6.6	4.4	9.9	15.9	14.3	19.9
July 28	22.4	16.8	10.0	2.7	19.1	18.7
July 29	28.2	23.5	19.1	17.4	23.2	23.5
July 30	-5.7	-21.9	-4.6	-12.4	21.6	27.3
July 31	.9	-2.8	17.2	10.3	22.1	25.7
Aug. 1	11.6	-10.7	-3.7	-16.3	14.8	23.7
Total	25.5	14.1	9.0	3.3	21.6	26.1

^a for pairs whose observed concentration is above 60 ppb.

~15%, 30~35% 범위 내에 들면 수용 가능한 것으로 판단하고 있다. 표 2는 본 연구의 오존 농도 예측도를 날짜별로 살펴본 것이다. 먼저 대상기간 전체 값을 보면, 영역 내 최고치와 평균 상대편차에서는 AWS+SFC가 월등하게 우수하나 평균 상대오차는 SFC only가 큰 차이는 아니나 나은 결과를 보여주고 있다. 그러나 하루 단위 비교에서는 변화가 심하여 영역 내 최고치와 상대편차에서도 AWS+SFC가 언제나 유리하다고 말하기 어렵다. 표 2는, 특히 AWS+SFC의 경우 오존농도 예측이 한쪽으로 치우치는 현상이 발견되지 않아 여러 날을 모사할 경우 대상영역 내 대체적 변화는 파악할 수 있음을 보여주고 있다. 그러나 날짜별로는 변화가 심할 뿐 아니라 변화 폭도 커서 전체적으로는 ‘유의한다면 이용할 수 있는’ 정도의 평가가 가능하다.

3. 4 측정소별 오존농도 예측

그림 10은 대상기간 동안 측정소별로, 측정치와 SFC only와 AWS+SFC 계산치의 상관계수와 평균 오차를 조사한 것이다. 이 때 상관계수와 평균오차는,

$$\text{Correlation coefficient} = \frac{\sum (C_o - \bar{C}_o)(C_p - \bar{C}_p)}{\sqrt{\sum (C_o - \bar{C}_o)^2 \sum (C_p - \bar{C}_p)^2}}$$

$$\text{Mean gross error} = \frac{1}{N} \sum |C_o(I,j) - C_p(I,j)|$$

여기서 \bar{C}_o, \bar{C}_p 는 각각 측정치와 계산치의 평균이고, N 은 측정소별 자료수로서 측정소 I에서 측정시간 수의 합이다. 그림 10을 보면 측정치와 계산치의 상관관계가 작을수록 평균오차도 크며, 이와 같은 경

향은 AWS+SFC에서 더욱 뚜렷하다. 그러나 평균적으로 살펴 본 상관계수와 평균오차는 SFC only와 AWS+SFC 사이에 거의 차이가 없다. 특별히 상관계수가 작고 평균오차가 큰 내, 철산, 원시 등을 제외할 경우 대략 평균오차는 28 ppb 이하, 상관계수는 0.5 이상이다.

그림 11(a)는 그림 10에서 특히 상관계수가 작고 오차가 커던 부천 내 등 3개 측정소에 대하여 시간에 따른 오존 농도 측정치와 계산치를 비교한 것이다. 먼저 부천 내에서 측정치와 계산치의 차이가 특별히 큰 이유는 기간 중 유독 이 곳의 측정치가 낮았기 때문이다. 실제 부천 내의 경우 7월 20일부터 8월 10일까지 3주간의 측정결과 중 7월 28일의 49 ppb가 최고치일 만큼 농도가 낮았는데, 현재로서는 원인을 짐작하기 어렵다. 광명 철산 역시 29, 30일의 농도가 특별히 낮아 계산치와 차이가 크다. 안산 원시의 경우 계산치는 낮에는 상승하고 밤에는 0부근까지 하락하여 국지 배출이 지배적인 오존농도 변화를 보이는데 비하여 측정치는 28일 이후 밤에도 농도가 크게 낮아지지 않아 계산치와 차이가 커진 것이다.

그림 10에 나타난 상관계수와 평균오차의 차이에도 불구하고 그림 11(a)의 세 측정소의 시간별 변

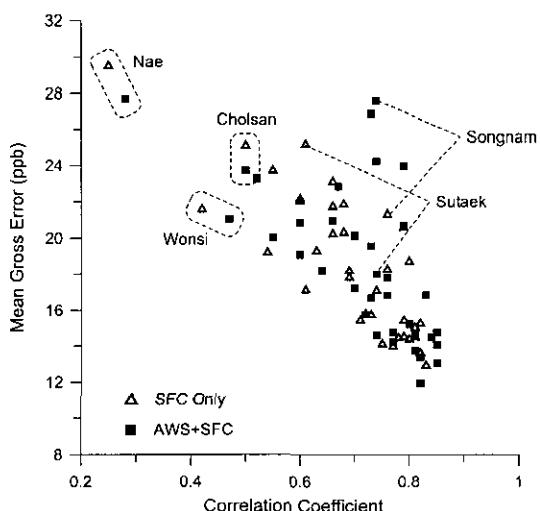


Fig. 10. Plot of mean gross error of predicted ozone concentrations against observed ones vs. correlation coefficient between the two values, for the stations during the modeling episode.

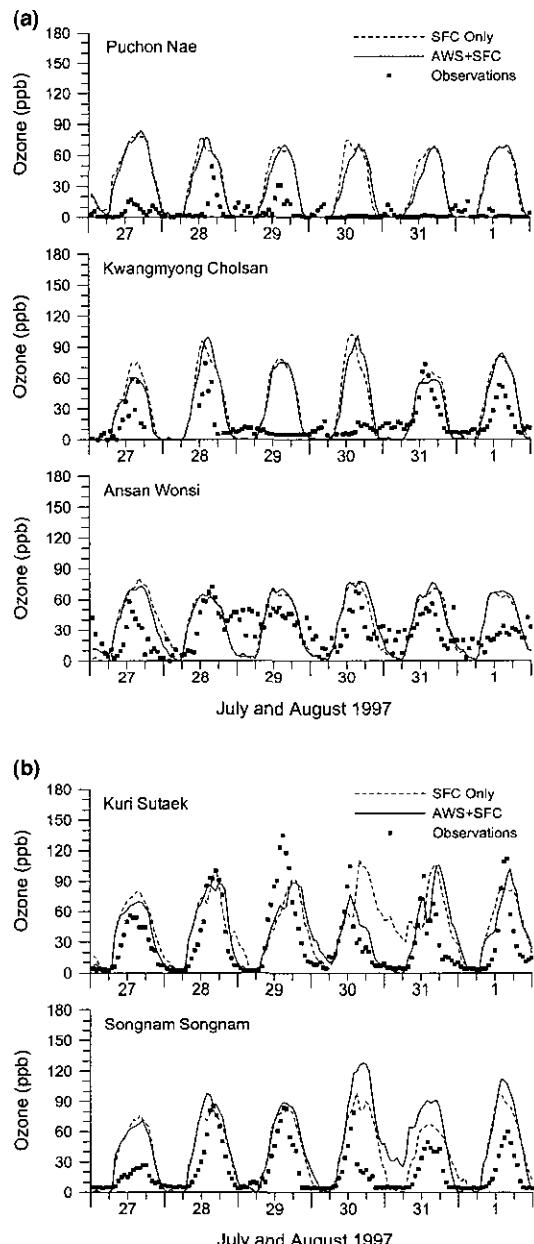


Fig. 11. (a) Temporal variations of predicted and observed ozone concentrations for the stations with large mean gross error of the predicted values. (b) Temporal variations of predicted and observed ozone concentrations for the stations with large difference between results using wind data only from surface weather stations and those using wind data from automatic weather stations as well.

화에서는 SFC only와 AWS+SFC의 차이를 구분하기 쉽지 않다. 이에 따라 그림 11b에서는 평균오차뿐 아니라 두 계산치의 차이가 비교적 커던 구리 수택과 성남의 시간별 농도 변화를 살펴보았다. 수택에서는 SFC only의 오차가 AWS+SFC의 오차보다 크며 성남에서는 AWS+SFC의 오차가 더 크다. 수택에서 SFC only의 평균오차가 크면서 SFC only와 AWS+SFC의 차이가 큰 것은 30일 오후부터 31일 오전까지로, 저녁 무렵 측정치가 이미 떨어진 이후에 계산치(SFC only)가 높아졌기 때문이다. 성남에서는 27일을 제외하고는 AWS+SFC가 SFC only보다 대체로 크나 측정치는 SFC only에 가까워 AWS+SFC의 오차가 커진 것인데, AWS+SFC의 평균오차가 크면서 AWS+SFC와 SFC only의 차이가 커진 것 역시 주로 30일 오후부터 31일 오전까지이다.

구리 수택과 성남 모두 서울 동쪽에 위치하여 거리가 멀지 않음에도 수택에서는 SFC only에서 오차가 크고 성남에서는 AWS+SFC에서 오차가 크게 나타나는 등 서로 다른 양상을 보이는 원인을 알아보기 위하여 그림 12에서는 그 중 차이가 큰 7월 30일 오후에 대하여 12, 15, 18시 해풍 조건에서의 바람장과 오존농도 분포를 조사하였다. 그림 5를 보면 7월 30일은 특히 AWS+SFC에서 낮은 풍속이 많았던 날인데 그림 12(a)를 보면 12, 15시에는 서울 남서쪽이, 18시에는 영역의 남서부를 제외한 대부분의 지역에서 풍속이 매우 낮다. 표 2의 7월 30일 AWS+SFC는, 60 ppb 이상 측정치를 평균 12.4%, 최고치의 경우 약 22% 과다 예측하고 있는데, 그림 12b를 보면 서울 북부와 남부 등 외곽지역에서 농도가 높았기 때문이다. 반면 배출이 밀집된 도심의 NO 영향으로(그림 4) 한강을 따라 동서로는 오존농도가 낮다. 그림 12(b) 성남에서 측정치보다 AWS+SFC가 특별히 높은 원인은 성남이 서울 남쪽 고농도 영역에 속해 있기 때문이다. 반면 수택은 18시 바람의 정체와 함께 NO 배출의 영향이 커지면서 확대된 한강변의 저농도 영역에 포함되어 이 시간대 그림 11(b) 수택의 AWS+SFC는 이미 저하되고 있다. 그러나 그림 12(a), (b) SFC only에서는 15시 이후 강한 북서풍과 함께 북동쪽의 고농도 오존이 남동쪽으로 이동하면서 수택에 접근하여 그림 11(b) 수택 SFC only는 18시에 농도가 가장 높다.

3.5 1차 오염물질 농도 예측

지금까지의 결과 및 고찰은 주로 대상기간 동안의 오존농도 예측에 초점을 맞춘 것이었다. 그러나 오존이 질소산화물과 휘발성 유기화합물의 대기화학반응의 결과이고 오존에 대한 대책은 결국 이들 1차 오염물질의 조절을 통하여 가능함을 감안하면 오존농도는 이들 물질의 농도와 함께 예측될 때 실질적 의미를 지닐 수 있다. 뿐만 아니라 많은 연구 결과들이 광화학 반응계의 복잡성과 뚜렷한 일변화로 말미암아 의외로 오존농도가 중요한 모델 변수에 민감하지 않다는 의견들을 제시하고 있다(Sillman, 1999; Harley *et al.*, 1993; NRC, 1991).

그림 13은 대상기간 동안 오존과 NO₂, 그리고 CO의 평균 농도 변화이다. CO를 함께 살펴 본 이유는 반응성이 적어 배출이나 이동, 확산 등 반응 외의 영향을 알아볼 수 있기 때문이다. 측정치와 계산치를 동일한 토대에서 비교하기 위하여 그림 7(a)에서와 같이 계산치 역시 측정소 위치에서의 값만을 취하였다. 오존 평균농도 계산치는 7월 27일과 30일, 최고농도가 30% 정도 과다하게 예측되고 있으나 전체적인 경향은 측정치와 유사하다. 그러나 밤 시간대에 농도가 높아 배출의 영향이 크게 나타나고 있는 NO₂는 측정치에 비하여 계산치가 평균 50~60% 가량 크고 일변화 폭도 철션 크다. CO 역시 계산치의 변화 폭이 크나, 7월 31일 새벽을 제외하고는 반대로 계산치가 평균 20~30% 가량 작다. 7월 30일 오후부터 31일 새벽까지 AWS+SFC의 NO₂와 CO 농도가 높은 것은 그림 12(a)의 18시에 볼 수 있는 서울 동부의 정체가 밤사이 계속되면서 농도가 높아졌기 때문이다. 실제 측정치 역시 NO₂와 CO 모두 이 기간 중에 가장 높으나, AWS+SFC에서는 오염물질의 적체가 지나치게 강조되며, NO₂는 최고 333 ppb, CO는 최고 13.5 ppm까지 상승하였다.

그림 13에서 관찰할 수 있는 NO₂와 CO의 측정치와 계산치의 차이는 오존농도 예측이 비교적 양호함에도 불구하고 배출량 설정이 아직 미흡한 때문으로 추정된다. 기초 자료를 토대로 배출량을 설정하지 않았기 때문에 모든 가능성을 생각할 수 있는데, (1) NO₂와 CO의 측정치와 계산치의 차이가 다른 사실에서 예상할 수 있는 것과 같이 성분별 총량 설정이 부정확하였을 가능성, (2) 7월 30일

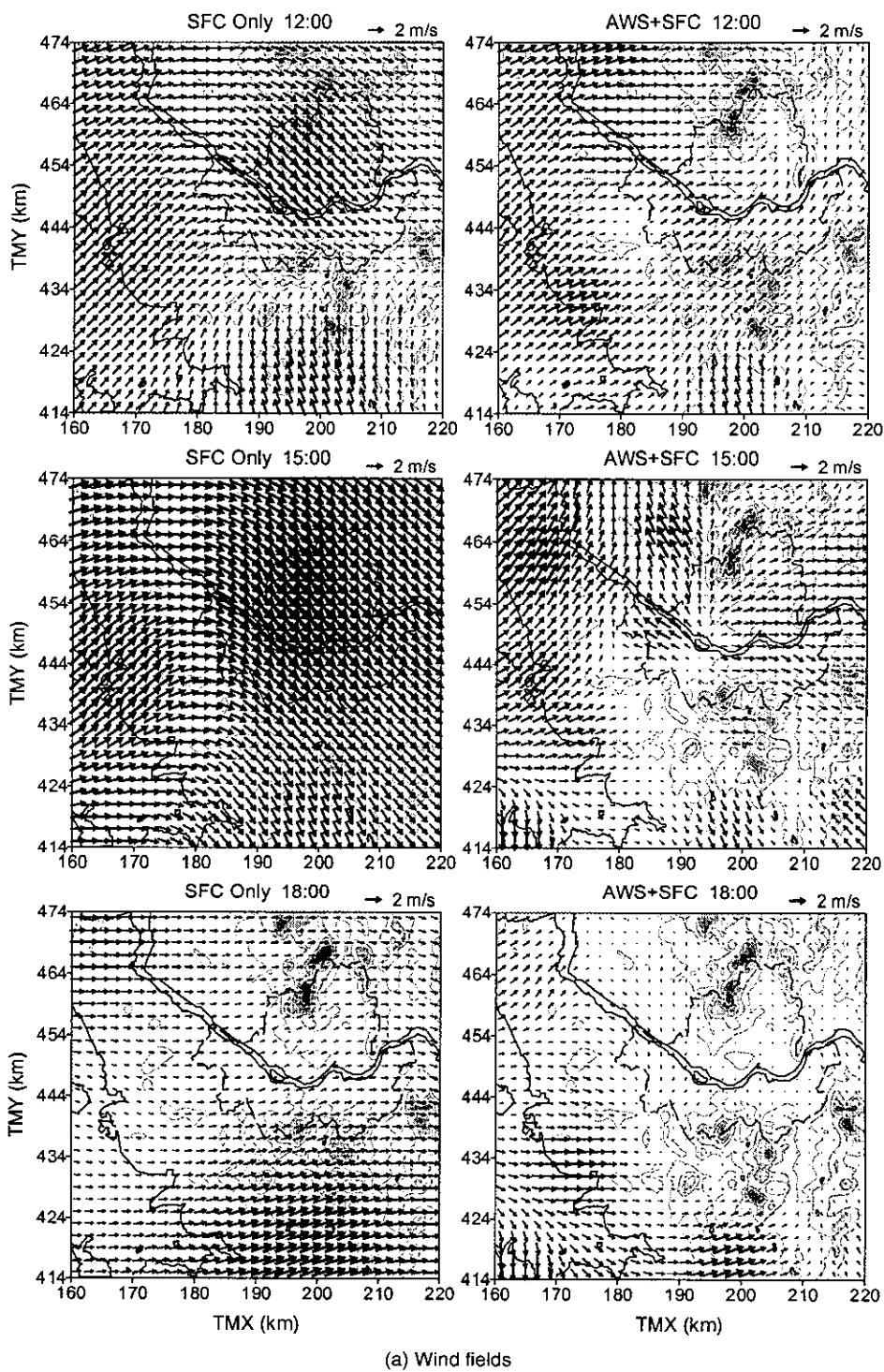
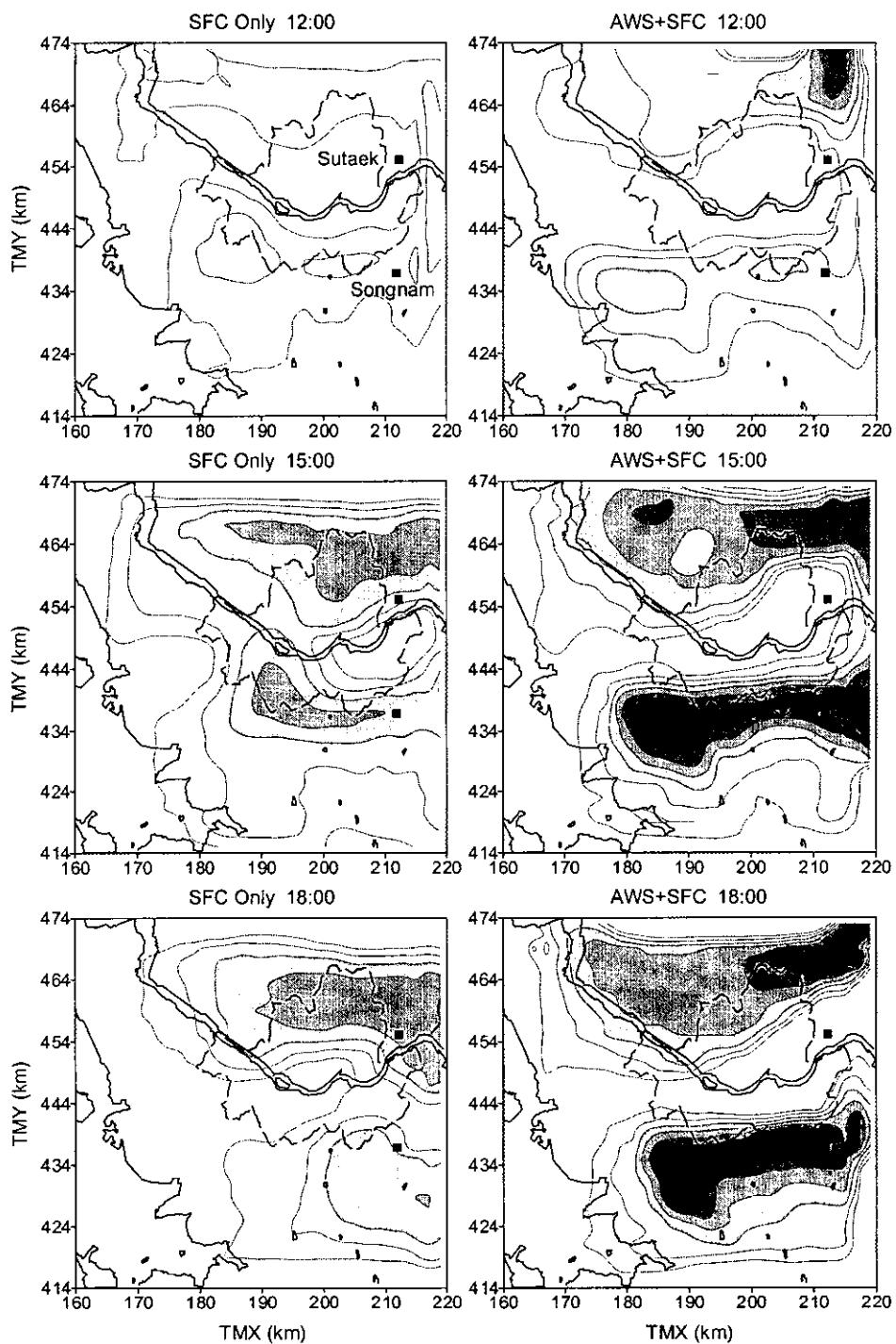


Fig. 12. Comparison of results obtained by diagnostic analysis of wind data from surface weather stations (SFC only) and from both surface and automatic weather stations (AWS+SFC) for July 30, 1997.



(b) Ozone predictions. Contours represent ozone concentration starting from 70 ppb at intervals of 10 ppb.

Fig. 12. Continued.

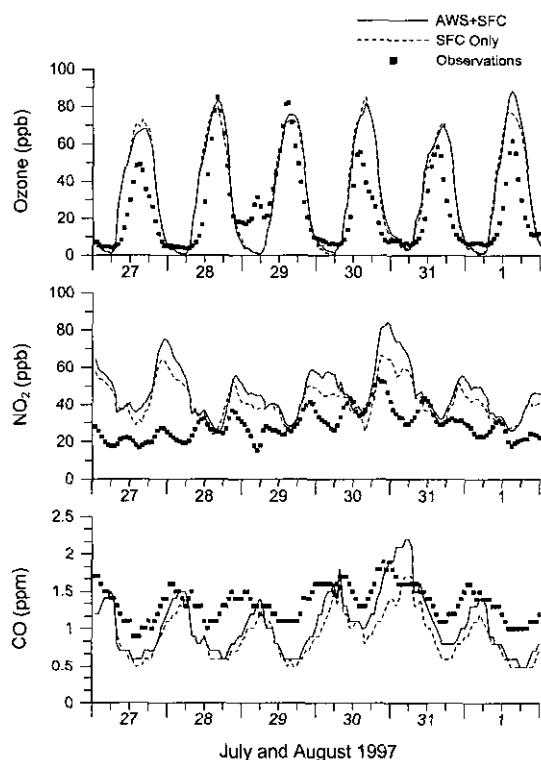


Fig. 13. Comparison of observed and predicted concentrations of ozone, NO_2 and CO averaged over the stations in the domain.

NO_2 와 CO 계산치 상승이 주로 바람의 정체로부터 비롯되었다고는 하나 서울 일부 지역에서 발생하였다는 점에서 배출의 공간 분포가 제대로 고려되지 못하였을 가능성, (3) NO_2 의 경우 측정치와 계산치의 차이가 주로 밤에 크고, CO 역시 일변화 모습이 정확히 일치하지 않는다는 점에서 배출의 일변화가 정확하지 않았을 가능성 등이다. 이들 모두의 가능성과 더불어 현재의 모델링이 배출의 일간(日間) 변화를 고려하지 않은 채 매일 매일 동일한 배출량과 배출 분포, 변화를 가정하였기 때문에 이에 의한 오차가 누적되었을 수도 있다.

4. 결 론

1997년 7월 27일부터 8월 1일까지 서울, 수도권 60 km × 60 km 지역을 대상으로 광화학 모델링을 시도하였다. 배출자료는 1997년 8월의 측정치와 EKMA

를 이용하여 국립환경연구원(1994)의 자료에 대한 오염물질별 비율을 최적화 기법에 의하여 산출하여 사용하였다. 기상장을 구성하기 위하여 정규 기상관측 자료만을 이용하였을 때 (SFC only)와 영역 내에 만족 40개가 고루 분포된 AWS 자료를 함께 이용하였을 때 (AWS+SFC)의 결과를 비교하였다.

(1) AWS+SFC의 영역 내 풍속 변화 폭이 SFC only보다 훨씬 넓었고 특히 낮은 풍속 비율이 높았다. AWS+SFC에 비하여 SFC only는 지형에 의한 바람장의 변화가 뚜렷하지 않았는데, 진단 모델에서 지형 효과를 보정하고 있음에도 불구하고 지형 효과가 반영된 측정치를 이용하는 것만큼 효율적이지 않은 것으로 판단되었다.

(2) AWS+SFC의 오존농도 예측치의 공간 분포가 측정치에 보다 근접하고, 영역 내 최고치의 변화 폭이 SFC only보다 넓었으나, 측정치와의 차이는 여전히 커다. 이에 따라 측정소 위치에서 측정치와 계산치의 상관관계를 조사한 최적합치선의 기울기는 AWS+SFC와 SFC only가 각각 0.19와 0.14로 동일한 변화를 의미하는 1.0과는 차이가 현저하였다.

(3) 미국 EPA에서 제시한 척도로써 살펴본 본 연구 모델의 오존농도 예측능력은, AWS+SFC의 경우 전 기간을 대상으로 하였을 때 최고치의 정확도와 평균 상대편차가 14.1%와 3.3%로, EPA의 허용 기준인 ±15~20%, ±5~15%보다 낮았다. 그러나 AWS+SFC에서도 전 기간 평균 최대오차는 26.1%로 EPA의 허용기준인 30~35%보다는 다소 낮았으나 상당한 수준이었고 개별 날짜별로는 세 척도 모두 변화가 심하였다.

(4) 측정소별로는 오존농도 예측치와 측정치의 상관관계가 작을수록 둘 사이의 차이가 커다. 측정치가 특이하게 낮거나(부천 내, 광명 철산) 일변화가 작아(고잔 원시) 계산치와의 차이가 특별히 큰 측정소들을 제외하면 평균오차는 28 ppb 이하, 상관계수는 0.5 이상이었다. 구리 수택과 성남은 SFC only와 AWS+SFC의 차이가 커는데 시간별 바람장의 차이로 영역 내 오염물질 이동과 정체가 다르기 때문이었다.

(5) 오존과 달리 NO_2 계산치는 측정치보다 50~60% 가량 커고 CO 계산치는 20~30% 가량 작았으나, 정체가 심한 7월 30일 AWS+SFC에서는 CO 계산치도 측정치보다 약 16% 높았다. 배출 총량, 공

간 분포, 일변화 등이 적절하였는가에 대한 검토와 함께, 요일, 기온 등 매일 매일의 특성에 따라 적절한 배출량 자료를 이용할 수 있는 체계가 필요하였다.

요약하면, AWS 자료를 함께 이용함으로써 지역의 효과가 보다 분명하여 지는 등 바람장의 모습을 현실에 근접시킬 수 있었으나 또 다른 주요 변수인 배출량 산정의 문제 때문에 오존농도 예측까지를 현저하게 개선할 수는 없었다. 그러나 보다 면밀하게는, 바람장의 측면에서도, AWS 자료를 함께 사용하였음에도 아직 바람장의 모습이 서울, 수도권의 복잡한 오존농도 변화를 표현할 만큼 충분히 상세하지 못하였다. 또한 본 논문에서는 모델링 방법에서만 간단히 언급하였으나 대상영역과 경계조건 설정 문제들도 본 연구의 오염물질 농도예측을 제한한 중요한 요인들이 될 수 있어 세밀한 검토가 필요하였다.

감사의 글

본 연구는 한국과학기술연구원 자체 지원 사업의 일환으로 수행되었습니다. 연구비를 지원하여 주신 관계자 여러분께 감사드립니다.

참 고 문 헌

국립환경연구원(1994) 수도권지역의 시정장애현상 규명을 위한 조사 연구(I) : 시정감소 원인물질 및 메커니즘 규명.

기상청(1991) 한국기후표 제 I권.

김광진, 선우영(1998) 수도권지역의 오존농도 저감방안에 관한 연구, 대기보전학회 춘계학술대회, 5월 8, 9일, 한양대학교, 논문번호 D-1.

김진영, 김영성(1999) 자동기상관측소(AWS) 바람자료를 이용한 서울·수도권 지역의 광화학 모델링, 한국대기환경학회 춘계학술대회, 5월 14, 15일, 한국외국어대학교, 논문번호 DR4.

김진영, 김영성, 김용표(1997) EKMA 모델과 최적화 방법에 의한 광화학 모델링 대기오염물질 배출량 보정 연구, 한국대기보전학회 추계학술대회, 11월 14, 15일, 동신대학교, 논문번호 D-5.

김진영, 김영성, 김용표(1998) 수도권 지역의 1994년 7월 광화학 오존오염도 보사 연구, 대기보전학회 춘계학술대회, 5월 8, 9일, 한양대학교, 논문번호 B-2.

김진영, 김영성, 김용표(1999) 서울·수도권 지역 주요 대기오염물질 배출원 자료 현황 분석, 한국대기환경학회지, 15, 813~826.

김진영, 김영성, 정관영(2000) 서울·인천 지역 자동기상관측 바람 자료의 특성 분석, 기상학회지, 36, 153~166.

나광삼, 김용표, 문길주(1998) 도심과 공단 대기에서의 C₂-C₉ 탄화수소의 농도 특성, 한국대기보전학회 추계학술대회, 11월 13, 14일, 영남대학교, 논문 번호 SM5.

이동규(1994) 서울대학교 중규모 분석 및 예보모델 시스템 개요서.

이종범, 최정희, 김용국(1998a) Urban Airshed Model (UAM)을 이용한 1997년 6월 수도권 지역 오존 Episode Simulation. 대기보전학회 춘계학술대회, 5월 8, 9일, 한양대학교, 논문 번호 B-3.

이종범, 최정희, 김용국(1998b) Urban Airshed Model (UAM)을 이용한 수도권 지역의 오존 고농도 및 저농도 사례의 실행 비교, 대기보전학회 추계학술대회, 11월 13, 14일, 영남대학교, 논문번호 DR15.

장영기(1999) 대기오염 배출자료의 현황과 발전방향, 대기 모델링의 현황 및 문제점, 한국대기환경학회 학산 및 반응 분과회 주최 Workshop, 4월 9일, 국립환경연구원, pp. 3-32.

한진석, 김병곤, 신찬기, 조병환(1995) 광화학 박스모델에 의한 오존농도 시뮬레이션과 배출량의 민감도 분석, 한국대기보전학회 추계학술대회, 11월 10, 11일, 조선대학교, 광주, 논문번호 F-6.

Barnes, S.L.(1973) *Mesoscale Objective Map Analysis Using Weighted Time-Series Observations*, NOAA Technical Memorandum ERL NSSL-62, National Oceanic and Atmospheric Administration, Norman, Okla.

Douglas, S.G., R.C. Kessler, and E.L. Carr (1990) *User's Guide for the Urban Airshed Model. Volume III: User's Manual for the Diagnostic Wind Model*, EPA-450/4-90-007C, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Giovannoni, J.-M. and A. Russell (1995) Impact of using prognostic and objective wind fields on the photochemical modeling of Athens, Greece, Atmospheric Environment, 29, 3633~3653.

Goodin, W.R., G.J. McRae, and J.H. Seinfeld (1980) An objective analysis technique for construction three-dimensional urban-scale wind fields, J. Appl. Meteorol., 19, 98~108.

- Harley, R.A., A.G. Russell, G.J. McRae, G.R. Cass, and J.H. Seinfeld (1993) Photochemical modeling of the southern California air quality study, *Environ. Sci. Technol.*, 27, 378–388.
- Holton, J.R. (1992) *An Introduction to Dynamic Meteorology*, 3rd Ed., Academic, San Diego, Calif.
- Kim, J.Y., Y.S. Ghim, and Y.P. Kim (1998) Photochemical Modeling of July 1994. Ozone Episode in the Metropolitan Seoul Area, *91st A&WMA Annual Meeting and Exhibition*, June 14–18, San Diego, CA, Paper No. 98-WPD.03P.
- Kim, J.Y., Y.S. Ghim, Y.P. Kim, and D. Dabdub (2000) Determination of Domain for Diagnostic Wind Field Estimation in Korea, *Atmospheric Environment*, 34, 595–601.
- Kuebler, J., J.-M. Giovannoni, and A.G. Russell (1996) Eulerian modeling of photochemical pollutants over the Swiss plateau and control strategy analysis, *Atmospheric Environment*, 30, 951–966.
- Kumar, N. and A.G. Russell (1996) Comparing prognostic and diagnostic meteorological fields and their impacts on photochemical air quality modeling, *Atmospheric Environment*, 30, 1989–2010.
- Lurmann, F.W., W.P. Carter, and L.A. Coyner (1987) *A Surrogate Species Chemical Reaction Mechanism for Urban-Scale Air Quality Simulation Models*. Volumes I and II, Report to the U. S. Environmental Protection Agency under Contract 68-02-4104, ERT Inc., Newbury Park, CA and Statewide Air Pollution Research Center, University of California, Riverside, Calif.
- McRae, G.J. and J.H. Seinfeld (1983) Development of a second-generation mathematical model for urban air pollution-II. Evaluation of model performance, *Atmospheric Environment*, 17, 501–522.
- McRae, G.J., W.R. Goodin, and J.H. Seinfeld (1982) Development of a second-generation mathematical model for urban air pollution-I. Model formulation, *Atmospheric Environment*, 16, 679–696.
- McRae, G.J., A.G. Russell and R.A. Harley (1992) *CIT Photochemical Airshed Model*, California Institute of Technology, Pasadena, Calif.
- NRC (National Research Council) (1991) *Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air pollution*, National Academic Press, Washington, D.C.
- Seinfeld, J.H., S.D. Reynolds, and P.M. Roth (1972) Simulation of urban air pollution, *Advances in Chemistry Series 113*, Amer. Chem. Soc., Washington, DC., Chapter 3.
- Sillman, S. (1999) The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and polluted rural environments, *Atmospheric Environment*, 33, 1821–1845.
- Stephens, J.J. and J.M. Stitt (1970) Optimum influence radii for interpolation with the method of successive corrections, *Monthly Weather Review*, 98, 680–687.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1989) *Procedures for Applying City-Specific EKMA*, EPA-450/4-89-012, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1991) *Guideline for Regulatory Application of the Urban Airshed Model*, Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency) (1995) Amendment #9 to model change bulletin #8 (available at URL <http://www.epa.gov/scram001/mcbs/uamd8-09.txt>).