

대기 중 수은의 지역적 분포특성에 대한 비교연구 -한반도의 도심과 산악지역을 중심으로

Regional Distribution Characteristics of Total Gaseous Mercury in Air -Measurements from Urban and Mountainous Sites in Korea

김민영·김기현^{1)*}

서울특별시 보건환경연구원, ¹⁾세종대학교 지구과학과
(2000년 8월 17일 접수, 2000년 10월 19일 채택)

Min-Young Kim and Ki-Hyun Kim^{1)*}

Seoul Metropolitan Research Institute of Public Health and Environment,
¹⁾Dept. of Earth Sciences, Sejong University

(Received 17 August 2000; accepted 19 October 2000)

Abstract

The spatial distribution characteristics of airborne mercury (Hg) were investigated using its concentration data from six measurement sites selected to represent: (1) three terminal sites with heavy traffic loads in urban area, (2) one urban residential site, and (3) two mountainous sites in Korea. The measurement data obtained during September 1997 through May 1998 indicated that the mean concentration of Hg from different study sites were comparably high with the mean values spanning from 5~9 ng/m³. The concentrations from all those sites were systematically high compared to those of most background sites around world or to other Korean sites investigated previously. When results of correlation analysis between Hg and relevant parameters were compared among different study sites, temperature was most frequently found out to be in strong correlation with Hg concentrations. Results of factor analysis also indicated that Hg concentrations could be affected simultaneously by the factors affecting such parameters as ozone, temperature, ozone, carbon monoxide, and PM. The findings of enhanced Hg levels from Ji-Ri Mountain relative to terminal site suggest that its distributions may be rather homogeneous not enough to clearly distinguish areal differences and the associated source signatures between urban and rural areas. The existence of systematically high concentrations from all investigated sites also indicate that the impact of its source processes should be quite ubiquitous, while highly variable in relatively long term scale.

Key words : point source, emission, dry deposition, mercury, micrometeorological, Nan-Ji-Do

* Corresponding author: khkim@sejong.ac.kr

1. 서 론

대기 중 수은의 분포는 광역적인 균질성으로 대표된다. 북미지역의 여러 정점을 중심으로 한 관측 결과들은 공통적으로 수은의 농도가 낮은 수준으로 머무르고 있음을 증명하였다. The Florida Atmospheric Mercury Study (FAMS) 연구과제를 통해, 남, 중부 플로리다 지역의 6개 배경관측점에서 수은의 농도를 관측한 Gill *et al.* (1995)의 연구결과는 모든 지역에서 수은의 농도가 1~3 ng/m³의 범위를 나타내고, 평균치는 1.64±0.76 ng/m³ (N=191)에 달하는 것으로 보고한 바 있다. 이와 유사하게 미국 위스칸신주 북부의 한적한 호숫가에 위치한 측정점을 중심으로 2년여 기간동안 장기관측한 수은의 관측기간대별 평균농도도 1.21~1.80 ng/m³의 범위대를 유지하는 낮은 농도로 보고되었다 (Lamborg *et al.*, 1995). 북구 지역의 경우, 스웨덴을 중심으로 80년대말 시점부터 꾸준히 지속되어온 배경농도에 대한 관측결과는 수은의 농도가 2~3 ng/m³의 범위에 달한다는 점과 북미지역에 비해 상대적으로 인위적 오염원의 영향에 민감하다는 점을 시사하였다 (Ivefeldt *et al.*, 1995).

위에서 열거한 바와 같이 실제로 수 많은 연구들이 인위적 배출원의 영향이 최대로 배제된 상태에서, 수은의 환경거동을 살피려는 노력을 지속하였다. 그렇지만 이러한 노력과 함께 자연적 및 인위적 배출원의 상대적인 경계관계를 이해하기 위한 노력도 많은 연구자들에 의해 수행되었다. 미국 플로리다주의 남동부에 위치한 브로워드 카운티 (Broward County)를 중심으로, Dvonch *et al.* (1995)는 여러 가지 비교 대상점을 설정하고 수은의 농도분포를 관측하였다. 그들의 실험결과에 의하면, 대서양을 접하는 해변가의 관측점에서 1.8 ng/m³의 농도를 나타낸 반면, 어느 정도 인위적 오염원의 영향에 노출된 2개의 내륙지점에서는 3 ng/m³의 농도로 나타났다. 실제로 인위적 오염원의 영향이 수은의 농도에 민감한 영향을 줄 수 있지만, 그와 같은 효과는 지역적으로 (주요 배출원 등의 성격 또는 방제시설의 종류나 효율 등과 같은 요인의 영향에 따라) 대단히 다양한 형태를 취하는 것으로 보인다. Ames *et al.* (1998)이 (인구와 산업시설이 밀집한) 뉴욕 대도시 및 광역권의 5대 관측점에서 2년여 기간동안 관측한

결과, 주변 지역 산업시설물의 존재에도 불구하고 평균농도가 2.4 ng/m³대로 양호한 수준을 유지하는 것으로 조사되었다. 반면 미국 미시간주의 디트로이트 도심권역을 중심으로 수은의 농도와 건조침적율을 조사한 연구결과에 의하면, 대상지역의 수은은 1992년 4월 기간동안 9.5~70 ng/m³에 달할 정도로 고농도의 출현이 가능한 것으로 기록하고 있다 (Pirrone *et al.*, 1995).

북미나 유럽지역과 같이 국내에서도 수은의 농도 변화에 대한 연구기록은 비교적 체계적으로 지속되어 왔다. 지금까지 이루어진 한반도지역을 중심으로 한 연구관측결과를 비교해 보면, 수은의 농도변화가 지역적 및 시간적 요인에 따라 상당히 동적인 분포 특성을 포괄할 수 있다는 점을 알 수 있다. 우선 1980년대 말의 시점에 수은의 농도분포를 재조명한 Kim and Kim (2000)의 연구결과는, 서울시의 대부분 지역에서 10 ng/m³의 농도를 상회하는 고농도를 보인 것이 당시 수은의 주요 배출원이던 무연탄이 과다하게 사용된 결과라는 점을 지적하였다. 그러나 90년 말에 들어, 서울시의 양재지역을 중심으로 가을(1997)과 여름(1998)에 걸쳐 수은의 농도관측을 실시한 결과에 따르면, 평균농도가 3.94와 3.43 ng/m³로 상당 수준 낮아진 것으로 확인되었다 (Kim and Kim, 2001).

현 시점에서 양재지역에서 관측된 농도는 구미의 배경지역에 비해 훨씬 높은 수준이지만, 과거 10여 년 전의 농도에 비해서는 현저하게 저감되었다는 사실을 확인시켜 주었다. 도심지역과 같이 동적인 환경에서 오염물질의 환경거동을 추적하는 연구는 오염의 양상을 바르게 평가하기 위한 기본적인 절차라고 할 수 있다. 특히 수은과 같이 인위적 배출원의 형태가 빠르게 변화하고, 대기환경 중의 농도 변화도 그러한 변화를 지속적으로 반영하는 화학종의 경우 (Schroeder and Munthe, 1998), 도심환경에서의 거동변화에 대한 체계적인 분류방식의 확립이 절실하다. 본 연구에서는 다음의 (6개 개별 관측점으로 구성된) 3대 비교대상구를 중심으로 97년 가을 시점부터 98년 봄시점까지 수은의 농도관측을 실시하였다: (1) 대표적인 도시의 오염환경권역에 속하는 서울시의 주요 버스 터미널지점 3개 지점 (남부, 동부, 반포 터미널), (2) 주거환경권역으로 분류할 수 있는 서울시의 양재지역, (3) 비교적 청정권역으로

간주되는 산악지역의 2개 지점(오대산과 지리산). 본 연구에서는 이들 지점에 대한 관측결과를 토대로, 90년대 말 한반도지역에 대한 수은의 지역적 분포특성을 비교분석해 보고자 하였다.

2. 연구 방법

2.1 측정장소

본 연구의 주요 관측지점은 위에서 제시한 6개 지점으로 분류할 수 있다. 각 측정점별 관측기간에 대한 내용은 표 1에 간략하게 요약하였다. 남부터미널(South terminal: 이하 ST)은 서초구 서초동에 위치하고 있으며, 90년 7월부터 사용되고 있다. 약 21,000 m²의 넓이에 97개 노선, 490대의 버스가 1일 890회 운행되고 있으며, 1일 평균 이용객 수는 17,800명이다. 약 14,000 m²의 주차장에는 299대의 버스가 주차할 수 있고, 인접한 위치에 남부순환도로가 있으며 백화점과 전자센터 등이 위치한 상업지구이다. 동서울터미널(East terminal: 이하 ET)은 광진구 구의동에 위치하며 87년 9월에 시외버스터미널로 개통한 이래 89년 7월에는 고속버스터미널로서 기능을 함께 갖춘 곳이다. 총면적 36,700 m²에, 고속 13개 노선, 시외 92개 노선에 각각 262, 980회 등이 운행되고, 1일 평균 이용객 수는 25,100명으로 파악되고 있다. 13,200 m² 주차장의 주차대수는 212대이다. 인근에 강변 북로와 98년 4월에 개장한 테크노마트가 있으나 주위에 아파트단지 등 주거지역이 인접해 있다. 서울고속터미널(서울종합터미널 포함(Banpo terminal: 이하 BT))은 서초구 반포동에 위치해 있다. 총면적 약 151,000 m²에 약 1,400여대 보유차량이 1일 2,204회 운행하고, 1일 평균 약 55,000여명이 이용하는 대규모 시설이다. 현재는 호남선의 서울종합터미널이 센트럴시티 터미널로 바뀌어 현대화된 시설로 확충되어 있다. 노선수는 70개이고 약 27,000여m²의 주차장에 446대의 고속버스가 주차할 수 있다. 주변에 백화점과 쇼핑센터, 호텔 등이 있고 아파트 등의 주거지역도 매우 인접해 있으며 주위 도로에는 교통량이 매우 많은 교통의 요충지이기도 하다.

오대산 측정점(Oh-Dae Mountain: 이하 OM)은 엄밀하게 강원도 연곡면에 위치한 청학동 소금강지역을 의미한다. 본 OM 측정점은 오대산에 바로 인

접한 동쪽 방향에 있다. 오대산국립공원관리소를 지나 해발 850여m의 진고개를 넘어 삼산리 취선암에서 청학동 소금강쪽으로 들어가면 집단상가가 위치하고, 150여m 위에 소금강관리사무소가 있다. 측정지점은 1,000여m의 백마봉과 천도대가 이루어낸 중앙지점의 계곡(해발 340 m)이다. 근처에는 민박용 민가가 한 채 있을 뿐이다. 지리산 측정(Ji-Ri Mountain: 이하 JM)의 경우, 전라남북도와 경상남도 등 3개도에 걸쳐 자리잡은 거대한 산악지대의 서측에 위치한 해발 1,507 m의 노고단지점에서 이루어졌다. 측정지점은 노고단 대피소 바로 윗부분으로 해발 1,320 m에 위치한 곳이며 행정구역으로는 전라남도 구례군에 속한다. 높은 고도 때문에 주위에는 키가 작은 관목이 군락을 이루고 있지만 정상 근처에는 송신소와 대피소 이외의 배출오염원은 존재하지 않는다. 높은 해발고도 때문에 바람이 심한 편이다. 또한 지리산 능선 종주의 시발점이기 때문에 4계절 내내 등산객의 발길이 잦은 곳이다. 주거환경권을 대표하는 양재지역(Yang Jae: 이하 YJ)은 서울시 보건환경연구원의 관내 측정점 중 의미하며, 이 지역의 특성과 주변환경에 대해서는 이미 Kim and Kim (1999)에서 자세히 기술한 바 있다. 각 관측점에서의 측정기간은 표 1에 제시한 바와 같다.

2.2 채취분석

본 연구에서 대기 중 수은의 채취 및 분석은 과거 본 연구진에 의해 양재지역을 중심으로 시도된 방식에 기초하여 수행하였다(Kim and Kim, 1999). 대기 중 수은의 농도 측정은 위에서 언급한 6개 측정점으로부터 매시간 간격으로 24시간 연속으로 시행하였다. 양재지역의 경우, 지속적인 관측의 편의상, 지상으로부터 약 9m의 고도에 건물외부로 설치된 채취구를 통해 유입되는 공기를 분석하였다. 반면 기타 모든 현장측정점의 경우 약 2m의 고도에서 수행하였다. 수은의 농도는 Nippon Instrument Co.가 제작한 순간자동측정기 Mercury Analyzer, AM-2 모델을 이용하여 실시간 동시측정(real-time simultaneous measurements) 방식으로 분석하였다.

본 기기는 내장된 유량조절계에 의해 약 1.0 L/min의 유속으로 공기시료를 흡입하여, 기기 본체와 연결된 흡·탈착장치를 이용하여 수은시료를 연속적으로 채취·분석하는 방식으로 운용된다. 기기의

Table 1. A statistical summary of Hg concentration and relevant data sets measured from urban and nonurban areas.

	Hg(All) ng m ⁻³	UV mVcm ⁻²	RH %	Wspeed m s ⁻¹	Temp °C	O ₃ ppb	NO ppb	NO ₂ ppb	NO _x ppb	SO ₂ ppb	CH ₄ ppm	N-CH ₄ ppm	THC ppm	CO ppm	PM10 µg m ⁻³
(1) Banpo Terminal (3/13/98 ~ 3/18/98)*															
Mean	6.80	7.80	49.95	0.60	5.01	2.66	94.02	91.09	185.11	4.29	1.77	1.45	3.23	12.73	67.18
Medium	6.22	1.00	52.00	0.50	5.10	1.00	91.50	93.00	187.50	4.00	1.73	1.42	3.11	11.00	63.00
SD	2.40	10.45	13.51	0.35	3.14	3.79	69.10	34.67	98.74	2.96	0.30	0.32	0.48	5.18	28.54
Min	3.24	0.00	27.00	0.00	-1.50	0.00	1.00	18.00	19.00	1.00	1.28	1.05	2.61	4.00	12.00
Max	17.30	34	76	1.80	12.20	20	325	177	500	14	2.76	4.06	5.52	27	157.00
N	113	113	113	113	113	113	112	112	112	112	113	113	113	113	113
CI(90.0%)	0.37	1.63	2.11	0.06	0.49	0.59	10.83	5.43	15.48	0.46	0.05	0.05	0.07	0.81	4.45
(2) South Terminal (3/6/98 ~ 3/11/98)															
Mean	7.58	14.11	37.18	1.06	7.04	13.96	97.21	74.82	172.04	8.91	1.75	0.49	2.24	11.17	52.64
Medium	7.30	1.00	32.00	1.00	6.25	14.00	72.50	60.00	142.50	8.00	1.69	0.49	2.11	10.00	46.50
SD	3.59	19.96	14.10	0.70	3.48	11.58	87.71	50.19	133.91	6.69	0.35	0.30	0.30	5.14	32.58
Min	2.84	0.00	17.00	0.00	1.60	0.00	2.00	11.00	13.00	1.00	1.03	0.03	1.94	3.00	3.00
Max	21.3	65	79	3.0	14.3	38	417	230	626	24	2.86	1.58	3.47	28	138.00
N	112	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114	114
CI(90.0%)	0.56	3.10	2.19	0.11	0.54	1.80	13.62	7.80	20.80	1.04	0.05	0.05	0.05	0.80	5.06
(3) East Terminal (3/18/98 ~ 3/22/98)															
Mean	5.25	13.25	45.56	1.62	4.32	13.52	86.55	84.22	170.77	7.85	2.07	0.39	2.46	8.63	48.99
Medium	5.07	1.00	42.00	1.50	3.50	12.00	81.00	76.00	157.00	6.00	2.07	0.21	2.31	8.00	38.00
SD	1.80	19.33	16.19	0.85	4.48	8.98	87.15	62.71	145.85	6.27	0.57	0.44	0.52	3.72	36.65
Min	2.73	0.00	22.00	0.20	-2.70	0.00	1.00	9.00	11.00	1.00	1.08	0.00	1.83	3.00	10.00
Max	15.80	69	89	4.20	15.30	35.00	618	517	965	34	4.61	2.23	6.84	22.00	250.00
N	124	160	160	160	160	159	159	159	159	159	156	156	156	159	160
CI(90.0%)	0.27	2.53	2.12	0.11	0.59	1.18	11.44	8.23	19.14	0.82	0.08	0.06	0.07	0.49	4.79
(4) Yang Jae (3/4/98 ~ 3/6/98; 3/28/98 ~ 4/23/98)															
Mean	6.81	15.88	57.49	1.47	15.50	15.20	44.33	49.61	93.91	7.41	22.49	1.00	23.49	8.93	67.64
Medium	6.39	3.00	59.00	1.40	15.40	10.00	25.00	49.00	78.00	7.00	21.00	0.80	22.00	8.00	62.00
SD	2.75	22.19	19.13	0.76	5.00	14.55	47.56	19.07	60.58	2.63	4.84	1.11	5.30	4.49	35.53
Min	2.07	0.00	8.00	0.10	3.80	0.00	1.00	11.00	14.00	3.00	17.00	0.00	17.00	1.00	3.00
Max	21	99	98	5	27	66	331	120	408	18	61	13	61	27	203
N	667	687	687	687	687	686	686	686	686	652	685	685	685	686	673
CI(90.0%)	0.18	1.39	1.20	0.05	0.31	0.91	2.99	1.20	3.81	0.17	0.30	0.07	0.33	0.28	2.26
(5) Oh-Dae Mt. (5/7/98 ~ 5/15/98)															
Mean	5.41	24.21	63.63	0.80	13.23	2.27	6.74	3.15	9.89	4.09	1.68	0.45	2.13	3.06	22.08
Medium	4.56	4.00	65.00	0.60	11.90	2.00	5.00	2.00	7.00	2.00	1.65	0.46	2.16	3.00	20.00
SD	2.34	41.84	20.79	0.98	4.76	1.58	5.75	2.32	7.80	5.51	0.14	0.21	0.20	1.43	12.72
Min	2.67	0.00	1.00	0.00	6.80	0.00	1.00	0.00	2.00	0.00	1.50	0.09	1.63	0.00	1.00
Max	14.50	216	99	9.80	24.90	8	31	9	40	29	2.14	0.94	2.52	15	67.00
N	172	177	178	178	177	176	176	176	176	177	123	123	123	177	177
CI(90.0%)	0.30	5.20	2.58	0.12	0.59	0.20	0.72	0.29	0.97	0.68	0.02	0.03	0.03	0.18	1.58
(6) Ji-Ri Mt. (9/29/97 ~ 10/7/97)															
Mean	8.64	17.56	60.26	2.08	7.98	59.90	3.87	2.41	6.28	5.86	1.90	0.30	2.21		21.39
Medium	7.83	1.00	58.00	2.05	8.10	56.00	2.50	2.00	5.00	2.00	1.94	0.33	2.27		19.00
SD	4.38	24.55	12.43	0.86	3.14	19.09	7.15	2.51	8.98	8.01	0.17	0.18	0.21		13.51
Min	2.46	0.00	35.00	0.50	2.20	20.00	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	1.27		1.00
Max	22.60	93.00	96.00	5.80	14.30	113.00	76.00	23.00	90.00	42.00	2.28	1.33	2.66		68.00
N	186	198	198	198	198	194	194	194	194	194	194	193	193		197
CI(90.0%)	0.53	2.88	1.46	0.10	0.37	2.27	0.85	0.30	1.07	0.95	0.02	0.02	0.02		1.59

* periods in the parenthesis denote duration of measurements for that specific site.

채취부로부터 50여분 동안 흡착이 이루어진 수은은 탈착시스템에 의하여 탈착되고, 건조공기를 carrier gas로 사용하는 비분산형 이중빔식(nondispersive double beam) 비플레임화 원자흡광분석기(flameless atomic absorption method)에 의해 253.7 nm의 wavelength에서 검출되었다. 본 기기에 의한 수은의 절대검출한계는 약 1 pg대로서, NBS standard 1,632a, 1568, 1575 등에 대비한 정확도(accuracy)는 약 3~5%(세가지 표준물질의 평균)를 유지하였다. 1, 2, 3 ng 농도대의 증기상 표준시료를 5회씩 기기에 직접 주입하는 방식으로 반복분석하여 정밀도(precision)를 분석한 결과(relative standard error: RSE), AM-2 기기는 평균 0.5% 내외의 오차를 보였다. 보다 현실성있게, 이런 실험을 실험실 내의 표준시료대신 현장의 공기시료에 응용한 결과, 약 2% 내외의 정밀도를 유지하는 것으로 확인되었다. 따라서 본 분석 방식의 정밀성이 대단히 우수하다는 것을 확인할 수 있었다.

수은 농도의 정량화외에도, 수은의 농도가 여러 가지 환경인자들과 어떻게 연계되는 가를 규명하기 위하여, 기준선 오염물질의 농도분석 및 주기상인자의 관측을 동시에 수행하였다(YJ 지역의 경우 자체 자료를, 그리고 기타 모든 지점의 경우 이동차량에 탑재된 관측장비를 이용하였다). 본 연구기간 중에 측정된 주요 변수의 관측결과에 대한 정보는 이미 표 1에 제시한 바와 같다. 그림 1에는 추가적으로 전체 실험기간 중 각 지점으로부터 관측된 풍향자료를 이용하여, 지점별 풍향의 발생빈도를 제시하였다.

3. 결과 및 토론

3.1 측정지점별 농도분포

본 연구에서 관측한 수은의 농도자료와 주변 환경변수의 측정결과에 대한 기본적인 통계치를 표 1에 요약하였다. 표에 의하면 주거, 상업, 산악지역을 대표하는 총 6개의 측정점으로부터 관측한 수은의 농도가 5 ng/m³의 농도를 초과하는 수준으로 나타나, 구미지역의 배경관측농도에 비해 적어도 3~4 배 정도 높다는 것을 알 수 있다. 이는 과거 80년대 말 국내에서 관측된 10 ng/m³ 수준의 농도에 비해서는 훨씬 낮지만(Kim and Kim, 2000), 비교적 근간에

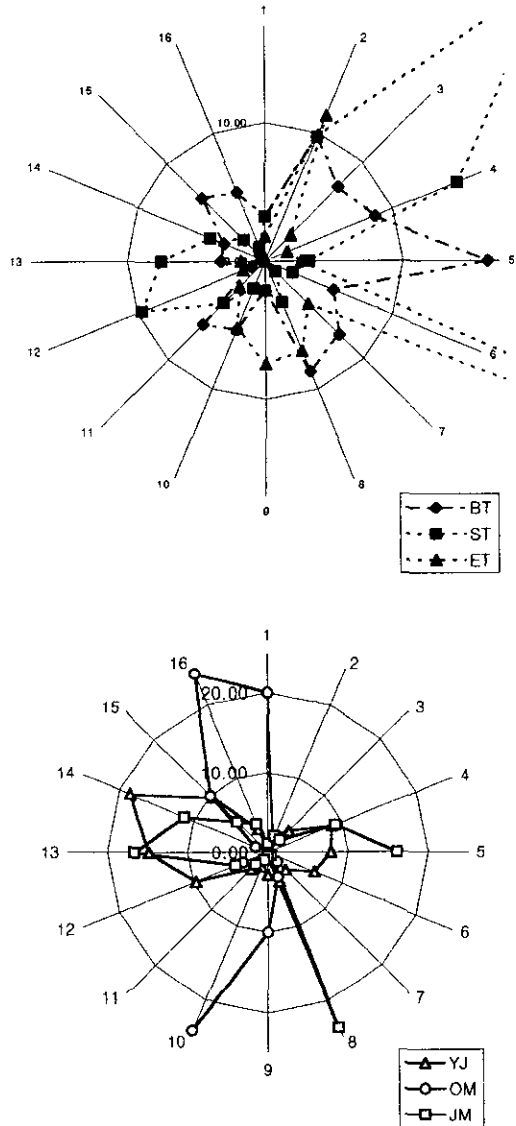


Fig. 1. Plots of relative frequency distribution patterns for windrose from: (a) three terminal sites of BT, ST, and ET; and (b) two mountainous (OM and JM) and one residential site (YJ).

이루어진 국내 관측자료가 3~4 ng/m³란 점을 감안 하면(Kim and Kim, 2001) 상당히 높은 수준의 농도인 것으로 드러났다. 과거 1987년에서 1993년 사이에 걸쳐 국내의 13개 산악지점을 중심으로 수은의 농도를 관측한 Kim and Kim (1996)의 연구결과도 전체적으로 평균농도가 3.99±1.46 ng/m³의 수준을

유지하는 것으로 보고한 바 있다. 이러한 결과는 동 시간대에 유사한 국외 관측점에 비해, 수은의 오염이 상대적으로 심각하다고 진단한 바 있다. 따라서 본 연구에서 관측한 2개의 산악지점에 대한 농도를 기준으로 볼 때, 이러한 오염의 문제는 더욱 심각한 방향으로 진행되고 있다는 추정을 할 수 있을 듯하다. 특히 두드러진 현상은 본 연구에서 관측이 이루어진 여타 측정점과 산악지역의 측정점간의 평균 농도값을 비교할 때, 더 명확하게 드러난다. 청정권 권역의 공기질을 대표할 것으로 예상되는 JM의 경우 가장 높은 평균농도인 8.64 ng/m³를 보인데 반해, 반대로 서울시 구의동의 ET에서 관측한 농도는 가장 낮은 수준인 5.25 ng/m³를 보였다. 단순히 이러한 결과에 비중을 둔다면, 비교적 인위적인 오염원의 영향권으로부터 벗어난 것으로 생각할 수 있는 지점이나 또는 직접적으로 노출된 지점이나 모두 수은의 오염정도에 뚜렷한 차이를 발견하기가 쉽지 않으리란 점을 시사한다.

각 지역의 분포가 용지의 용도별 특성에 상관없이 높은 농도값을 나타낼 수 있다는 점을 감안하여, 그림 2에 농도별 발생빈도 분포를 절대적 및 상대적 관점에서 대비해 보았다. 지점별 측정자료수가 다르다는 점을 감안하여 자료수에 제한받지 않고 결과를 비교하기 위해, 상대적 빈도분포를 자세히 비교해 보았다. 그 결과에 의하면 터미널 지역과 기타 지역간에 뚜렷한 차이가 발견된다. 3대 터미널 지역의 분포는 거의 일관성있게 6 또는 8 ng/m³ 이하의 농도대에서 정점을 이루는 것으로 보인다. 양재 지점의 경우도 터미널지역들과 유사하게 최빈농도가 나타났다. 이에 반해, 두 산악지역은 극단적인 차이를 보였다. OM지역은 3 ng/m³ 이하의 농도대에서 최고빈도를 보인 반면, JM은 15 ng/m³ 이하의 농도대에서 가장 많이 발견되었다. 따라서 JM의 경우 상대적으로 인위적 오염원의 영향에 훨씬 민감하게 영향을 받았다는 점을 확인할 수 있다. 이와 같은 측정결과는 인위적 오염원의 영향이 지역의 구분없이 고르게 발생할 수 있다는 가능성을 시사하는 것으로 보인다. 수은의 경우 화학적으로 안정하고 장기적으로 긴 대기체류시간을 갖고 있으므로, 비교가 이루어진 대부분의 국내 관측점들에서 상대적으로 균일한 농도분포를 나타내고 있는 것으로 추측된다.

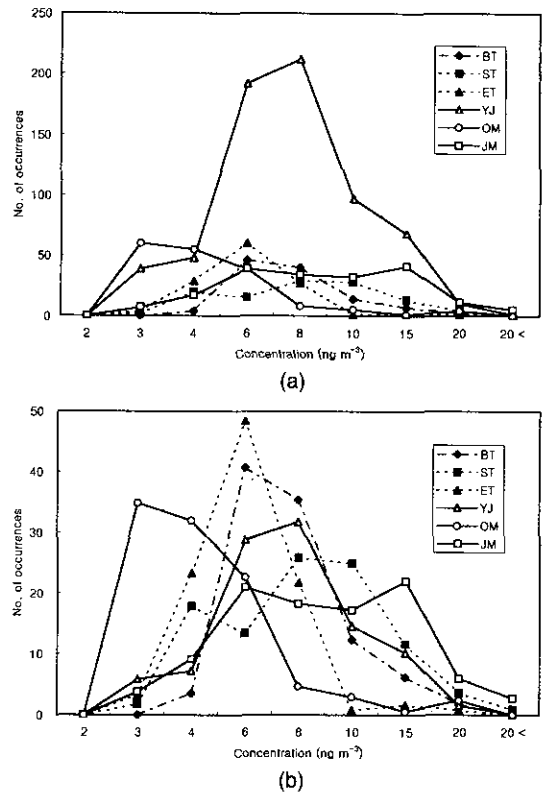


Fig. 2. Frequency distribution of Hg concentrations measured from six locations was plotted using: (a) absolute and (b) relative values.

3. 2 단주기적 농도분포의 지역별 특성비교

이미 많은 기존 연구들에서 수은의 농도분포를 시간적 요인의 변수라는 관점에서 해석하려는 시도가 이루어졌다(e.g., Kim and Kim, 2001). 이와 같은 분석은 수은의 농도분포가 여러 가지 환경요인들과의 교감작용으로 인해, 어느 정도 주기적인 경향성을 띌 수 있다는 점을 보여 주었다. 수은의 일반적인 시간함수적 분포특성은 계절별 분포의 차이로 확인될 뿐 아니라, 하루를 주기로 진행되는 단주기 분포의 비교에서도 흔히 확인된다(Kim and Kim, 2001). 이러한 경향성을 확인하기 위해, 개별 지점에서 관측된 농도자료를 시간대별로 분류한 후, 시간대별 평균자료를 구하여 그림 3에 제시된 바와 같이 비교해 보았다. 그 결과에 의하면 BT와 YJ 지역을 제외한 나머지 4개의 측정점에서는 모두 뚜렷하게 주고야저형의 농도분포를 보였다. 이미 수은의

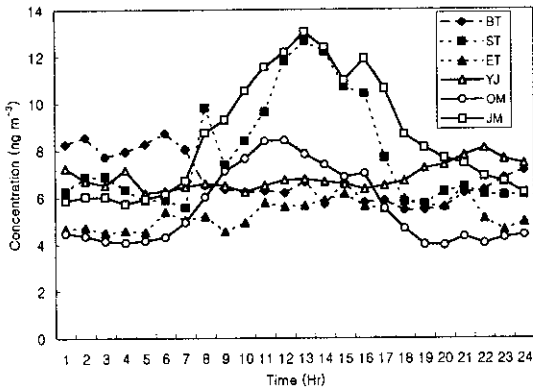


Fig. 3. Short-term variability of Hg concentrations from six measurement sites over 24-h duration.

일주기 분포를 집중적으로 연구한 선행연구들의 결과에 의하면, 이와 같은 분포특성은 다음과 같은 원인으로 해석된다. 주로 낮시간대의 온도상승 및 일사량 증가 등은 휘발성이 강한 수은의 배출을 촉진시키고, 이는 낮시간대에 고농도의 수은이 발견되는 동인으로 작용할 수 있다. 경우에 따라 이와 상반된 경향, 즉 주저야고형의 분포도 종종 발견되는데, 이와 같은 분포는 이미 Lee *et al.* (1998) 등에 의해 주장된 바와 같이 여러 가지 물리적 인자와의 관계로 설명이 되고 있다. 예를 들어, 낮시간대에 지표로부터 배출 또는 재배출의 형태로 대기중에 유입된 수은은 야간대에 형성되는 역전층의 영향으로 고농도를 유지하는 반면, 주간대에는 반대로 활발한 대기의 혼합에 의해 농도가 희석, 저하되는 것으로 설명되었다. 이와 같이 상반된 농도분포를 초래하는 현상 또는 요인들은 서로 상호보완적이며 가변적인 관계를 유지하는 것으로 이해된다. 실제로 과거 YJ 지역을 중심으로 가을철과 여름철의 일주기 분포를 비교한 결과에 의하면 (Kim and Kim, 2001), 동일한 지역에서도 계절별로 주저야저 또는 주저야고의 분포형태가 교차적으로 발견될 수 있다는 점이 확인된 바 있다. 그러나 이러한 비교분석에서 한 가지 유의할 사실은 오염원의 영향을 직접적으로 받은 것으로 보이는 JM과 같은 산악지역은 물론 ST와 같은 도심권 환경에서도 대단히 뚜렷한 일교차를 보이고 있다는 점이다.

3.3 주변 환경인자와 수은의 농도분포

여러 관측점에서 발견된 수은의 환경거동을 보다 체계적으로 이해하기 위한 방편으로, 수은의 농도분포를 환경인자와의 관계로부터 해석하는 것도 의미가 있을 것으로 보인다. 특히 특정한 위치에 존재하는 오염원의 영향 등을 이해하기 위한 방편으로 수은의 농도를 풍향대별로 분류하여 비교해 볼 수 있다. 그림 4에 의하면, 3개의 터미널 지점 중 비교적 고농도가 나타난 BT, ST에서는 풍향에 따라 농도변화의 폭이 크게 나타나지만, 반대로 가장 낮은 농도가 나타난 ET지점에서는 그 변화의 폭이 상대적으로 미미하다. 이와 유사하게, 두 개의 산악관측점 중에서도 고농도가 유지된 JM에서는 농도변폭이 큰데 반해, 일관성있게 낮은 농도를 보여준 OM에서는 그러한 변화의 폭이 작다는 것을 알 수 있다. 이와 같은 비교로부터 확정적인 결론을 도출하기는 어렵다. 그러나 고농도대를 보여주는 지점들은 상대적으로 다양한 배출원의 영향권에 종속되어 있고, 따라서 그러한 영향이 농도분포에 더 민감한 형태로 나타나는 것으로 보인다. Arrhenius 식 등에 의해 확인된 바에 의하면, 온도의 상승은 토양과 같은 수은의 주요 배출원에 대한 배출을 촉진할 수가 있다 (Lindberg *et al.*, 1995). 따라서 수은의 농도분포를 기온과의 관계로 해석해 보는 것도 의미있을 것으로 보인다. 그러나 비교적 고농도가 발견된 JM이나 2개 터미널지역 등이 상대적으로 저온상태인 것으로 나타나, 이러한 관계가 모든 조건에서 작용할 것이라고 판단하기는 어려울 것으로 보인다. 기타 변수의 경우에도 기온의 경향과 같이 뚜렷한 차이를 확인하기가 쉽지 않다.

단순히 수은의 농도만을 기준으로 비교할 경우, 지역적인 특성의 차이를 설명하기가 쉽지 않은 것으로 보인다. 그러나 동시에 관측된 오염물질들의 농도를 비교해 보면, 나름대로 지역적 특성의 일면을 확인할 수도 있다. 특히 자동차의 배가스로 배출되는 질소산화물의 경우, 3개 터미널 지역에서 모두 일관성 있게 170 ppb 수준을 초과하는 고농도를 보였지만, 두 개의 산악지역에서는 10 ppb 이하의 낮은 농도로 나타났다. 이에 반해 양 지역의 중간적인 성격을 띠는 것으로 간주되는 주저지역의 경우, 94 ppb 수준의 농도를 보여 일반적인 예측과 일치하는 특징을 보여 주었다. PM 10의 경우 산악지역에서

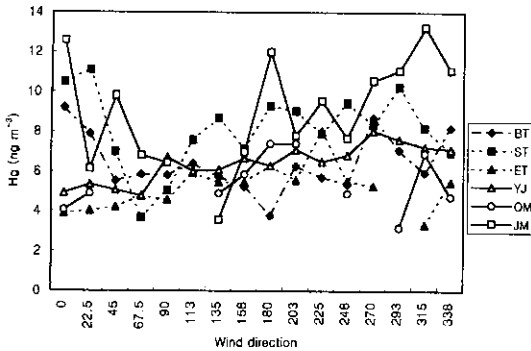


Fig. 4. The concentrations of Hg as a function of wind direction. The mean concentrations for each of 16 wind directions were derived and plotted for each individual measurement site.

20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 수준의 낮은 농도를 보인데 반해, 나머지 모든 지점에서는 대략 그 보다 2~3배 정도 큰 농도를 보였다. 오존의 경우, JM에서 60 ppb를 초과하는 고농도를 보여, 여타 지역에 비해 작게는 4배, 크게는 26배 정도 큰 농도를 보였다. 이러한 결과는 뒤에 언급한 상관분석의 결과 등에서도 나타나지만, JM지역의 고농도 오존은 고농도의 수은을 유도하는 동인과 어느 정도 연계성을 띄는 것으로 기대된다. 이와 경우는 조금 다르지만 탄화수소도 주거지역인 YJ에서 여타 지역의 농도를 10여 배 이상 초과하는 유난히 높은 농도를 보였다. SO_2 나 CO의 경우, 지역간 뚜렷한 농도차이를 발견하기가 어려웠다.

3. 4 상관분석을 통한 지역적 농도분포의 특성 비교

본 연구에서 수은의 농도분포가 여러 지역에서 여러 가지 변수와 동시에 분석되었다는 점을 감안하여, 이를 보다 세밀하게 비교하기 위한 한 가지 방편으로 상관분석을 실시하였다. 표 2에는 각 지점별로 수은에 대비한 여타 변수의 상관성 분석결과를 상관성의 강약별 ($P < 0.0001$ 을 기준으로)로 구분하여 제시하였다. 이에 따라 각 지역별 관측결과를 취합 비교해 보면, 기온, SO_2 등이 5차례, CO, PM 10 등이 4차례로 가장 빈번하게 수은과 강한 상관관계를 형성하는 것으로 확인된다. 위에서 기온과 지역별 수은의 농도분포에 대한 비교에서는 기온이 지역별 농도차이를 유도할 정도로 뚜렷한 요인으로

작용하지 않는다는 점이 확인되었다. 그러나 상관분석 결과는 각 지점별로 관측된 농도분포가 기온의 영향을 민감하게 받고 있다는 점을 뚜렷하게 확인시켜 주고 있다. 기타 PM 10 등을 위시한 오염물질들과 수은의 농도분포간에 강한 상관성이 형성될 수 있다는 사실은 과거 Kim and Kim (1999) 등의 연구에서 확인된 바 있다. 상관분석결과를 지역별로 분류하여 비교한 결과를 보면, 지역적인 편차가 상당히 심하게 벌어짐을 확인할 수 있다. 우선 관측횟수가 가장 많은 YJ 지역의 경우, 총 14개의 비교대상 변수 중에서 RH와 UV를 제외한 12개의 변수가 모두 뚜렷한 상관성을 보였다. 그 외에는 가장 낮은 농도대를 보였던 OM과 ET지역에서 각각 9회와 8회 발견되었고, 기타 지역에서는 모두 균일하게 5회씩 발견되었다. YJ지역의 특이한 경향을 제외할 경우, 비교적 인위적 오염원이 영향이 약한 OM과 ET지역에서 거의 유사한 수준으로 상관성의 빈도가 발견된다는 사실을 확인할 수 있다.

위의 그림 4에 제시된 바와 같이, 바람의 방향이 측정지점의 수은을 위시한 여타 성분의 배출원별 영향을 어느 정도 반영할 수 있다고 가정한다면, 이러한 기준은 어느 정도 자료의 균질성을 비교하는 기준으로도 활용할 수도 있을 것이다. 이와 같은 전제하에 모든 관측변수를 그림 4에 제시된 수은의 농도와 같이 16개의 풍향별로 분류한 후, 각 풍향별 평균값을 산출하였다. 각 지점마다 수은을 위시한 개별 변수에 대해 16개의 자료를 산출한 후, 이들 자료를 기초로 상관분석을 다시 수행해 보았다. 표 3에 제시된 풍향별 분류자료에 대한 상관 분석결과를 보면, 여전히 기온이 5회, CO와 PM 10이 3회 등으로 앞서 분석한 결과와 유사한 빈도를 보이고 있다. 그러나 또 다른 관점에서 보면, 상당히 차별화된 양상이 뚜렷하게 나타나고 있다. 특히 지역간 강한 상관성의 출현빈도를 비교해 보면, 가장 낮은 농도를 보였던 OM과 ET 지역이 7회와 6회로 여전히 높게 나타나, 높은 일관성을 확인시켜 주었다. 그러나 자료 수의 차이가 심하게 났던 원자료에 대한 상관분석에서(표 2) 가장 빈도가 높았던 YJ 지역이 3회, BT 5회, JM 1회, ST 0회로 나타나 현저한 저하 양상이 확인되었다. 표 3의 결과는 모든 자료의 수를 일치시킴으로 인해 동등한 무게로 비교가 이루어졌다. 이러한 비교 결과는 표 2에서 발견한 것과

Table 2. Results of correlation analysis between Hg concentraion and relevant environmental parameters. Correlation coefficients are compared for each study site.

	BT	ST	ET	YJ	OM	JM
No. of data	(113) ⁺	(112) ⁺	(124) ⁺	(667) ⁺	(172) ⁺	(186) ⁺
WD'	0.2049	-0.2309	-0.4572*	-0.2444*	-0.4800*	-0.1896
Windspeed	-0.4085*	0.0527	-0.2916	-0.2072*	0.2582	0.0217
TEMP	0.1556	0.3918*	0.7021*	0.1864*	0.5766*	0.6661*
RH	0.4375*	0.0058	-0.0668	-0.0531	-0.3669*	0.0860
UV	-0.1948	0.5459*	0.1450	-0.0363	0.6470*	0.5348*
SO ₂	0.1213	0.4886*	0.5744*	0.5133*	0.5765*	0.3897*
NO	0.3166	0.2123	0.4822*	0.3333*	0.4732*	0.0918
NO ₂	0.2332	0.1916	0.4233*	0.4988*	0.5264*	0.2176
NO _x	0.3034	0.2113	0.4696*	0.4177*	0.5065*	0.1395
O ₃	-0.2078	-0.1171	-0.0609	-0.1616*	-0.0734	0.6120*
CO	0.5334*	0.3634*	0.5364*	0.4743*	0.2216	-
CH ₄	0.5548*	0.3831*	0.1535	0.3677*	-0.1212	0.2121
N-CH ₄	0.1762	-0.3171	0.1614	0.3461*	-0.0743	-0.1229
THC	0.4663*	0.1381	0.2911	0.4072*	-0.1592	0.0642
PM-10	0.1919	0.2393	0.4850*	0.4832*	0.3733*	0.6556*

* denotes the case whose probability of no correlation is less than 0.0001.

Table 3. Results of correlation analysis as a function of wind direction. For each site, the mean values for each of 16 wind directions were derived and used for correlation analysis. Correlation coefficients are summarized for each individual measurement site.

Hg	BT	ST	ET	YJ	OM	JM
Windspeed	-0.0802	0.2610	-0.4954	-0.0787	0.2765	-0.0176
TEMP	0.6629*	0.3515	0.8371**	0.6668*	0.6785*	0.6185*
RH	0.4032	0.0843	0.3374	-0.0198	-0.4694	0.0389
UV	-0.2745	0.4969	-0.1078	0.1359	0.8128**	0.5287
SO ₂	0.3930	0.4749	0.6075	0.6237*	0.8078*	0.2524
NO	0.4885	0.2522	0.6495*	-0.1640	0.7075*	-0.0022
NO ₂	0.2728	0.3729	0.6391*	0.3486	0.8311**	0.3136
NO _x	0.4485	0.3020	0.6626*	-0.0327	0.7719*	0.1579
O ₃	-0.4044	-0.2948	-0.5994	0.2176	-0.2963	0.3845
CO	0.8182**	0.2964	0.7550*	0.0849	0.6482*	-
CH ₄	0.7867*	0.3511	0.0310	0.4953	0.2155	-0.0821
N-CH ₄	0.4223	-0.2943	0.4530	0.4463	0.0045	0.0721
THC	0.7665*	0.1408	0.3345	0.5024	0.1405	-0.0111
PM-10	0.6955*	0.4271	0.6259*	0.6890*	0.4850	0.5494

* and ** denote the cases whose probability of no correlation are less than 0.01 and 0.0001, respectively. For each site, each parameter has a total of 16 data points.

같이(주로 많은 자료수로 인한 상관성의 상향효과로 인해), YJ 지역에서 발견되는 것과 같이 강한 상관성의 빈도가 과다하게 발견되는 현상에는 오차개입의 소지가 상대적으로 넓다는 점을 시사한다. 이에 반해 동시에 가장 낮은 농도를 유지한 OM, ET 지역에서 제한적인 자료수에도 불구하고, 일관성있게 강한 상관성의 빈도가 높게 나타나는 현상은 그러한 경향이 실제로도 존재할 수 있다는 점을 강하

게 시사한다. 만약 이들 지역의 농도가 인위적 오염원의 영향을 상대적으로 작게 반영한다면, 동시에 관측된 환경변수들과 뚜렷한 관계를 확인하는데 용이할 것이란 점은 쉽게 추정할 수 있다.

3.5 요인분석을 통한 지역적 분포특성의 조절 인자에 대한 고찰

과거에 수은의 농도자료를 주변 환경변수와의 관

Table 4. Varimax rotated factor loading matrix for Hg and relevant data determined during 1997 and 1998.

I. Banpo Terminal (BT)					II. S. terminal (ST)					
Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4		
Hg*										
Wind direction			0.869							
Windspeed		0.738				0.700				
Temperature						0.927				
RH				0.889						
Irradiance		0.541				0.795	0.580			
SO ₂	0.824					0.518	0.676			
NO						0.758				
NO ₂						0.621		0.606		
O ₃		0.582								
CO	0.511					0.823				
CH ₄							0.802			
N-CH ₄										
PM10		0.784						0.650		
% variance	0.348	0.176	0.097	0.073	0.33	0.239	0.169	0.081		
Eigenvalue	4.878	2.458	1.362	1.027	4.623	3.35	2.359	1.138		
III. E. Terminal (ET)					IV. Yang Jae (YJ)					
Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Hg*			0.642							
Wind direction								0.869		
Windspeed		0.576					0.738			
Temperature			0.913							0.820
RH									0.889	
Irradiance		0.798								
SO ₂		0.576				0.824	0.541			
NO	0.890									
NO ₂	0.859									
O ₃		0.564					0.582			
CO	0.710					0.511				
CH ₄				0.867						
N-CH ₄										
PM10					0.825	0.784				
% variance	0.314	0.18	0.133	0.12	0.057	0.348	0.176	0.097	0.073	0.055
Eigenvalue	4.393	2.513	1.869	1.675	0.8	4.878	2.458	1.362	1.027	0.768
V. Oh-Dae Mt. (OM)					VI. Ji-Ri Mt. (JM)					
Variables	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	
Hg*							0.643			
Wind direction			0.869						0.870	
Windspeed		0.682						0.899		
Temperature						0.698				
RH							0.586			
Irradiance	0.665					0.780				
SO ₂	0.680					0.661				
NO				0.654						
NO ₂				0.756			0.826			
O ₃		0.863					0.824			
CO			0.689	0.500				0.768		
CH ₄			0.821					0.513		
N-CH ₄							0.643			
PM10				0.502				0.681		
% variance	0.427	0.154	0.108	0.073		0.283	0.18	0.134	0.092	
Eigenvalue	5.978	2.158	1.51	1.017		3.681	2.336	1.741	1.193	
									0.808	

계로 설명하기 위한 시도로, 오염원의 상대적인 기여도를 추정하는데 효과적인 방식인 요인분석(Factor analysis: FA) 등을 활용할 수도 있다. 표 4에는 지역별로 관측된 자료를 이용하여, FA 결과를 제시하였다. 단 이와 같은 분석의 수행에 있어, 풍향자료는 Ziomas *et al.* (1995) 또는 Statheropoulos *et al.* (1998)의 방식을 따라 $WD' = 1 + \sin(\psi + \pi/4)$ 의 식으로 전환하여 scalar적 가치를 부여하였다. 이러한 분석결과에 의하면, 지역간에 주요인의 분포가 상당히 다양한 양상을 취할 수 있다는 점을 확인시켜 주었다.

특히 여타 결과의 비교에서 가장 낮은 농도를 보였던 OM과 ET의 유사성을 더 이상 확인하기 어렵다. 우선 두 개의 터미널지역인 ST와 ET에서는 질소산화물이 주요인의 가장 중요한 변수로 확인되는 것으로 보아, 자동차의 배출이 중요성이 확인된다. 반면 BT의 경우, 두 지역과는 훨씬 다른 양상을 보인다. 특히 오염인자보다는 기상요인 등이 보다 더 중요한 역할을 하는 것으로 보인다. 두 개의 산악지역에서는 일사량과 이산화황 등이 가장 중요한 변수로 나타나, 터미널 지역과는 차별화가 이루어졌다.

FA 결과 중에서 수은의 농도 자체가 주요 변수로 확인된 경우는 ET지역과 JM지역에서 3번째 주요인자로 발견된 경우로 국한된다. ET지역의 경우 수은의 농도는 기온과 함께 주요 변수로 확인되었고, JM의 경우 오존 등과 함께 높은 상관관계수 값을 취하였다. 이러한 결과로 유추컨데, ET지역의 경우 기온을 변화시키는 요인이 수은의 농도상승(또는 배출)에 중요한 역할을 하는 것으로 보인다. 이에 반해, JM 지역은 수은의 농도분포가 오존과 밀접한 관계를 갖고 있는 것으로 나타났다. 이미 JM 지역에서 양자간의 밀접한 관계가 형성될 수 있다는 사실은 여러 측면에서 확인된 바 있다. 오존은 대기중에서 안정된 원소성 수은을 $2+$ 수은(Hg^{2+})으로 산화시킬 수 있는 가장 강력한 산화제로 지목되고 있다(Tokos *et al.*, 1998). 그러나 대부분의 경우, 환경대기중에서 발견되는 오존의 농도수준에서는 즉각적인 수은의 소멸을 유도하기는 어려운 것으로 나타났다(Kim and Kim, 2001). 그 대신 지리산의 경우에서 발견되는 것과 유사하게, 양자간의 관계가 형성될 경우 수은의 농도증가가 오존의 농도증가로 직결되는 것이 여러 차례 확인된 바 있다.

4. 결 론

다양한 환경권역에서 수은의 농도분포를 관측하기 위해, 도심의 터미널 지역, 주거환경지역, 산악지역을 포함하는 6개의 관측점으로부터 1997년 가을에서 1998년 봄까지 수은의 농도와 기타 주요 변수의 분포를 측정하였다. 본 연구의 결과에 의하면 지역적 특성에 관계없이 대부분의 관측점에서 관측된 수은은 상당히 높은 수준의 농도를 취하는 것으로 나타났다. 특히 지리산과 같이 비교적 청정한 공기질을 유지할 것으로 예측되는 지점에서 8 ng/m^3 을 초과하는 최고치의 평균농도를 보인대 반해, 동부터미널과 같이 오염의 영향이 강하게 나타날 것으로 예측되는 지점에서는 반대로 연구대상지역중 가장 낮은 농도대에 가까운 5 ng/m^3 의 수준을 유지하였다. 이와 같은 분석결과는 수은의 농도분포에서 뚜렷한 지역적 차이를 발견할 수 없을 정도로 배출원의 영향이 복합적으로 작용할 수 있다는 사실을 시사하였다. 이와 같은 분포특성은 대기 중에서 장기간 존재하는 수은의 긴 대기체류시간(약 1년) 등의 영향으로 인해, 오염문제가 광역적으로 확대된 한반도지역에서 도심권이나 산악지역을 뚜렷하게 구분하기 어려운 정도로 수은의 농도분포가 복잡한 요인에 의해 조절될 수 있다는 점을 짐작할 수 있었다. 그리고 본 연구에서 관측된 농도를 비교적 근래에 발표된 연구결과와 비교해 보았을 때도, 상당히 높은 수준인 것으로 확인된다. 이와 같은 현상은 수은의 주요 배출원이 비교적 빠른 주기로 변화하는데 따른 영향(Schroeder and Munthe, 1998) 등을 어느 정도 반영한 결과로 보인다. 그러나 아직까지 제한적으로 관측된 국내 측정점들의 농도분석결과로부터 수은에 대한 주기적 추세의 규칙성을 정의하기는 어려운 것으로 보인다. 국외지역의 관측결과와 유사하게 의미있는 장기적 추세를 제시하기 위해서는 이질적인 요인을 걸러 낼 수 있을 정도로 보다 지속적인 농도관측의 실사가 이루어져야 할 것으로 보인다.

감사의 글

논문의 심사과정에서 좋은 지적을 아끼지 않으신

익명의 심사위원께 감사드립니다. 이 논문은 2000년 한국학술진흥재단의 지원에 의하여 연구되었습니다(KRF-2000-015-DP0453).

참 고 문 헌

- Ames, M., G. Gullu, and I. Olmez (1998) Atmospheric mercury in the vapor phase and in fine and coarse particulate matter at Perch river, New York. *Atmospheric Environment*, 32, 865-872.
- Dvonch, J.T., A.F. Vette, G.J. Keeler, G. Evans, and R. Stevens (1995) An intensive multi-site pilot study investigating atmospheric mercury in Broward County, Florida. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80, 169-178.
- Gill, G.A., J.L. Guentzel, W.M. Landing, and C.D. Pollman (1995) Total gaseous mercury measurements in Florida: The FAMS project (1992-1994) *Water, Air and Soil Pollut.*, 80, 179-188.
- Iverfeldt, A., J. Munthe, C. Brosset, and J. Pacyna (1995) Long-term changes in concentration and deposition of atmospheric mercury over Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80, 227-233.
- Kim, K.-H. and M.-Y. Kim (1996) Preliminary measurements of atmospheric mercury in mountainous regions of Korea. *J. Environ. Sci. Health*, 31, 2023-2032.
- Kim, K.-H. and M.-Y. Kim (1999) The exchange of gaseous mercury across soil-air interface in a residential area of Seoul, Korea *Atmospheric Environment*, 33, 3153-3165.
- Kim, K.-H. and M.-Y. Kim (2000) The effects of anthropogenic sources on temporal distribution characteristics of total gaseous mercury in Korea. *Atmospheric Environment*, 34, 3337-3347.
- Kim, K.-H. and M.-Y. Kim (2001) Some insights into short-term variability of total gaseous mercury in urban air. *Atmospheric Environment*, 35, 49-59.
- Lamborg, C.H., W.F. Fitzgerald, G.M. Vandal, and K.R. Rolfhus (1995) Atmospheric mercury in northern Wisconsin: sources and species. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80, 189-198.
- Lee, D.S., G.J. Dollard, and S. Pepler (1998) Gas-phase mercury in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, 32, 855-864.
- Lindberg, S.E., K.-H. Kim, T.P. Meyers, and J.G. Owens (1995) Micrometeorological gradient approach for quantifying air/surface exchange of mercury vapor: Tests over contaminated soils. *Environmental Science and Technology*, 29(1), 126-135.
- Pirrone, N., G. Glinsorn, and G.J. Keeler (1995) Ambient levels and dry deposition fluxes of mercury to Lakes Huron, Erie, and St. Clair. *Water, Air and Soil Pollut.*, 80, 179-188.
- Schroeder, W.H. and J. Munthe (1998) Atmospheric mercury - An overview. *Atmospheric Environment*, 32, 809-822.
- Statheropoulos, M., N. Vassiliadis, and A. Pappa (1998) Principal component and canonical correlation analysis for examining air pollution and meteorological data. *Atmospheric Environment*, 32, 1087-1095.
- Tokos, J.J.S., B. Hall, J.A. Calhoun, and E.M. Prestbo (1998) Homogeneous gas-phase reaction of Hg⁰ with H₂O₂, O₃, CH₃I, and (CH₃)₂S: Implications for atmospheric Hg cycle. *Atmospheric Environment*, 32, 823-827.
- Ziomas, I.C., D. Melas, C.S. Zerefos, and A.F. Bias (1995) Forecasting peak pollutant levels for meteorological variables. *Atmospheric Environment*, 29, 3703-3711.