

< 종설 >

대기산성강하물: 한국과 세계의 산성비 실태

김 준 호

서울대학교 생명과학부, 대한민국 학술원

Atmospheric Acidic Deposition: State of Acid Rain in Korea and the World

Kim, Joon-Ho

Seoul National University and Academy of Sciences, Korea

ABSTRACT: Nitrogen dioxide concentration was being grown ca. 8% per year although sulphur dioxide concentration was being reduced ca. 10% per year in Seoul from 1996 to 2003. The rainwater was heavily acidic with pH 4.19 to 4.68 in Seoul during 1980 to 1991. Acidity score on the basis of the total anion concentration of rainwater follows the higher in sequence with Seoul(Kwanaksan)(341.5 μequiv · L⁻¹), Gwangneung(199.2 μequiv · L⁻¹) and whole Korea mean(101.3 μequiv · L⁻¹). Rainwaters from 38 sampling sites of 16 countries in the world, on the basis of the acidity score, are classified and designated as five acid rain grades(ARG): the least score is founded in Tana Rata(16.2 μequiv · L⁻¹), Malaysia where has the best rain but the greatest founded in Chongqing(541.1 μequiv · L⁻¹), China where has the worst rain in the world. Even though acidic deposition decrease with time in the world generally, it is expected to increase in Asia, Africa and Mid-South America.

Key words: Acid rain, Acid rain grade, Acidic deposition

서론

현재 지구상에는 유럽 북서부, 미국과 캐나다의 동부 및 아시아의 동북부에 산성비가 내리고 있다. 한국의 산성비는 국내의 화석연료 소비, 해수에서 유래하는 염소 및 중국에서 날아오는 오염물질에 기원한다. 산성비는 에너지 소비량에 비례한다. 산성비의 원인물질은 황산화물, 질소산화물 및 염소이다. 이들이 빗물에 녹아서 산성비가 되고 토양, 지표수, 식물, 구조물에 침착하여 이들을 변질시킨다.

Cowling(1982)에 따르면 약 150년 전에 영국의 화학자 Smith(1852)는 도시에서 먼 농촌의 공기 중에 탄산암모니아가, 교외에 황산암모니아가 그리고 도심에 황산이 들어 있음을 발표하였고, 이어서 1872년에 저술한 'Air and Rain'이라는 저서에서 산성비(acid rain)라는 용어를 처음 사용하였으며, 1909년에 Sørensen은 pH의 척도를 확립하였고, 1967~8년에 스웨덴의 토양학자 Odén은 북유럽의 토양과 지표수가 산성화되어 있는데 그 원인물질이 서유럽의 공업국에서 장거리 이동하였다고 발표하고 1972년의 스톡홀름에서 개최된 세계인간환경회의에서 그 대책을 호소하였다고 한다.

산성비 연구는 1970년대에 북유럽에서 국제적인 모니터링 사이트를 설치하였고 이어서 캐나다와 미국 북부에서도 시작하였다. 1979년에 34개국이 가입한 UN의 유럽경제위원회(UN ECE)가 주관하여 대기오염물질의 원거리 이동에 관한 모델 개

발과 농도 규제 강화에 조인하여 유럽과 북미에서는 황과 질소 산화물을 감소시키는 계기가 마련되었다. 1976년에 산성비와 삼림생태계 제1차 국제회의가 개최되었고, International Conference on Acidic Deposition이 5년마다 개최되어 2000년에 제6차 회의가 일본 쓰꾸바에서 이루어졌다. 1993년부터 아시아의 산성 강하물 모니터링 망이 구축되어 국제 간의 연구방법 통일을 기하도록 노력하고 있다(Yagishita, 1995). 국내에서는 1980년부터 단편적인 모니터링이 시작되었고, 1999년부터 31개 관측소에서 체계적인 모니터링을 실시하고 있다(한 등 1999~2003).

이 종설은 산성 강하물의 원인물질을 개관하고 한국, 아시아 및 세계의 산성 강하물량을 추산하며 미래의 전망을 밝히는 데 목적이 있다.

산성강하물의 특성

1. 산성비의 원인 물질

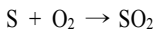
근래 빗물 속에는 음이온인 황산이온(SO₄²⁻), 질산이온(NO₃⁻) 및 염소이온(Cl⁻)과 양이온인 수소이온(H⁺), 나트륨이온(Na⁺), 칼륨이온(K⁺), 마그네슘이온(Mg²⁺), 칼슘이온(Ca²⁺) 및 암모늄이온(NH₄⁺)이 섞여서 미묘한 산성 반응을 나타내게 되었다. 이들 산성강하물(acidic deposition)의 특성을 살펴보기로 한다.

(1) 황산화물

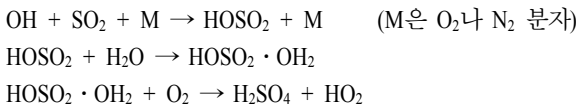
석유나 석탄을 연소하면 다음과 같은 반응이 일어나서 이산

* Corresponding author; Phone: +82-2-445-0496, e-mail: yeochon@empal.com

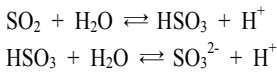
화황(SO₂) 가스가 발생한다.



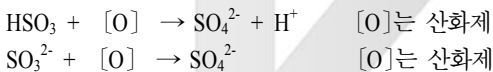
이산화황(SO₂)은 물에 대한 용해도가 작아서 대부분 건성강하물(dry deposition)로서 토양·식물체·구조물에 침착한다. 대기 중에서 SO₂는 다음과 같이 수산기(OH)와 반응한다. 이 반응은 느리게 진행되므로 OH의 농도에 따라 1시간에 1~3%씩 반응하여 수일 동안 원거리를 이동할 수 있다(Rodhe *et al.* 1981).



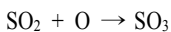
극히 일부의 SO₂는 빗물이나 구름입자에 녹아서 수소이온(H⁺)을 유리하여 산성화시킨다.



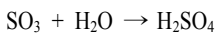
용해된 황화합물은 산화제(H₂O₂, O₃, O₂ 등)에 의하여 산화반응이 일어난다.



한편 SO₂의 일부는 불꽃 속에서 산화되어 삼산화황(SO₃)이 발생한다.



이렇게 생성된 SO₃은 대기 중의 수증기와 반응하여 황산(H₂SO₄) 분자가 생성된다.



H₂SO₄는 증기압이 대단히 낮으므로 입자상의 황산 에어러졸로 되고 이것이 빗물 속에 녹아서 산성비의 원인물질이 된다. 이밖에 자연계에서는 황화수소(H₂S)가 발생하여 대기 중에서 산화되어 SO₂나 SO₄²⁻로 변하기도 한다.

한국의 춘천에서 측정된 이산화황(SO₂) 농도는 7.32 μg · m⁻³ 이고 황산이온(SO₄²⁻) 농도는 4.88~7.25 μg · m⁻³로 알려져 있고, 서울과 안면도에서도 측정되었다(Hong *et al.* 2002). 한국 남동부 생태계에서 황의 최대 위험 부하량은 15.950 kg S · ha⁻¹ · yr⁻¹로 낮는데 북동부 생태계의 45% 넓이는 23.925~31.900 kg S · ha⁻¹ · yr⁻¹로 높다는 것이 모델로 추정되었다(Park and Lee 2001). 그리고 Environment Statistics Yearbook(2004)의 자료에 따르면

1996~ 2003년 사이에 서울 대기의 이산화황(SO₂) 농도는 1996년의 13×10⁻³ ppm에서 2003년의 5×10⁻³ ppm으로 감소되는 추세에 있어 지난 8년 동안에 연평균 10%씩 감소되었다(Fig. 1). 더구나 수도권에서는 종전에 황 함량이 430 ppm 이하의 경유를 자동차 연료로 사용하였는데 교통세법시행령이 개정(2004. 10. 1.)됨에 따라 30 ppm 이하를 의무화함으로써 SO_x 배출량이 70% 감소될 것으로 전망되고 있다.

Streets 등(2001)은 아시아 각국의 이산화황(SO₂)의 배출량을 추정하였는데, 한국의 배출량은 1990년에 1,706 Gg(Gg = 10⁹ g) · yr⁻¹, 1995년에 1,219 Gg · yr⁻¹, 1997년에 1,280 Gg · yr⁻¹로 감소하는 경향에 있다(Table 1). 그러나 아시아 23개국의 SO₂ 가스 배출량은 1985년에 26.7 Tg(Tg = 10¹² g) · yr⁻¹, 1990년에 33.7 Tg · yr⁻¹, 1995년에 38.5 Tg · yr⁻¹, 1997년에 39.2 Tg · yr⁻¹로 급속히 증가하고 있다. 그리고 중국의 SO₂ 배출량은 많을 뿐만 아니라 계속해서 증가속도가 빨라지고 있다(Fig. 2). 급속히 경제발전을 하는 아시아 국가 중에서 SO₂ 가스 배출이 감소되는 나라는 한국·일본·대만·북한(북한은 경제적 특수성 때문일 것이다) 뿐이고 나머지 국가들은 시간이 경과할수록 증가하고 있

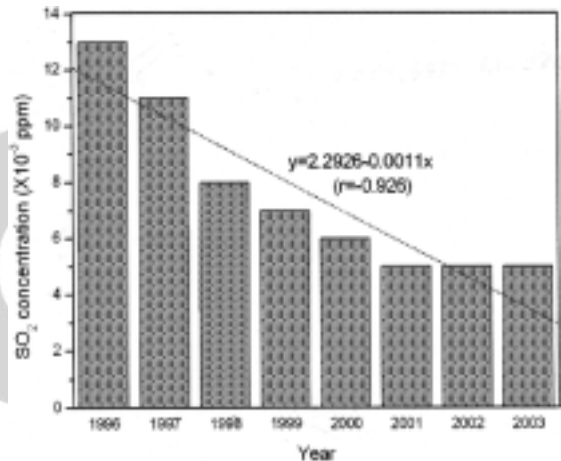


Fig. 1. Annual trends of sulphur dioxide(SO₂) concentration in Seoul from 1996 to 2003. After Environmental Statistics Yearbook 2004.

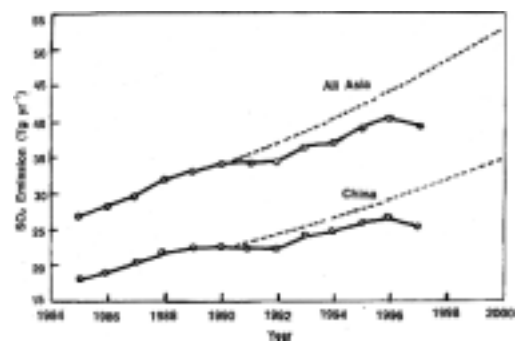


Fig. 2. Yearly trends of sulphur dioxide(SO₂) emission in Asia and China. Dotted line is the interpolation by RAINS-ASIA model. After Streets *et al.* 2001.

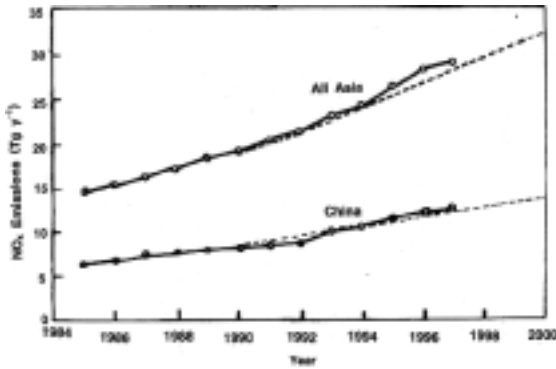


Fig. 3. Yearly trends of NO_x emissions in Asia and China. Dotted line is the interpolation by RAINS-ASIA model . After Streets *et al.* 2001.

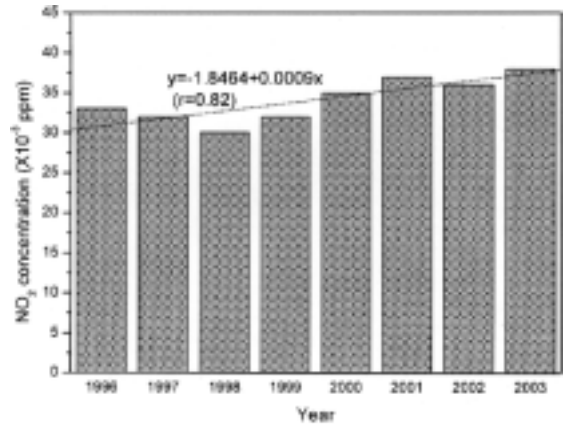
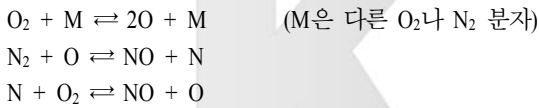


Fig. 4. Yearly trends of nitrogen dioxide(NO₂) concentration in Seoul from 1996 to 2003. After Environmental Statistics Yearbook, 2004.

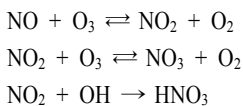
다. 그런데 유럽과 북미의 대기중 SO₂ 농도는 1960년대 중반을 고비로 감소하였다(Vermeulen 1978, Hedin *et al.* 1987).

(2) 질소 산화물

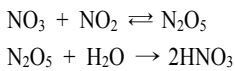
물질의 연소과정에서 생성된 산화질소(NO)와 이산화질소(NO₂) 가스를 통틀어서 NO_x라고 하는데 NO_x는 내연기관 속의 고온에서 공기중의 질소(N₂)와 산소(O₂)가 반응하여 생성되는 경우와 연료 속에 들어 있는 질소화합물이 산화되는 경우가 있다. 고온에서 생기는 NO_x는



대기 중에서 NO_x는 오존(O₃)이나 수산화기(OH)와 반응한다.



NO₃는 낮에 햇빛을 받아 광분해되지만 밤에는 NO₃와 NO₂가 결합하여 무수질산인 N₂O₅가 생성된다.



빗물 속에는 NO, NO₂, NO₃, N₂O₅ 이외에 N₂O, N₂O₃, N₂O₄ 등의 NO_x가 미량으로 포함되어 있다(Derwent and Nodop 1986).

한국의 대기 중 연평균 NO₃ 농도는 4.83~6.10 μg · m⁻³인데 계절적으로 변동한다(Hong *et al.* 2002). 1994~1998년 사이의 건설 질소강하량은 7.42 kg N · ha⁻¹ · yr⁻¹인데 HNO₃, NH₄⁺, NO₂, NH₃ 및 NO₃⁻의 비율은 각각 30%, 23%, 19%, 18% 및 9%로 구성되는 것으로 추정되었다(Park *et al.* 2002). 이 중에서 NO_x(HNO₃,

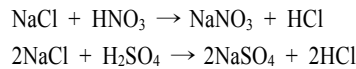
NO₂, NO₃⁻)는 58%이고 NH_x(NH₄⁺, NH₃)는 41%를 차지한다.

Environmental Statistics Yearbook(2004)의 자료에 따르면 서울시 대기중의 이산화질소(NO₂) 농도는 1996년의 33 ppm에서 2003년의 38 ppm으로 증가하여 지난 8년 동안에 매년 8%씩 증가하는 경향이였다(Fig. 4).

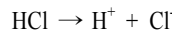
그리고 Streets 등(2001)이 추정 한 한국의 NO_x 배출량은 1990년, 1995년 및 1997년에 각각 930, 1,631 및 1,821 Gg · yr⁻¹로 증가하였고, 아시아 전체의 배출량은 각각 18.7, 25.6 및 28.5 Tg · yr⁻¹로 연평균 6.2%씩 증가하였으며, 중국의 증가량도 아시아의 증가량에 평행하고 있다(Fig. 4 및 Table 1 참조).

(3) 염 소

염소는 주로 바닷물에서 유래하므로 해양 인접지역에서는 해염(sea salt)이 비산하여 공기중의 질산(HNO₃)이나 황산(H₂SO₄)의 에어리졸과 반응하여 염화수소(HCl)를 생성한다.



이밖에 화산에서도 염화수소가 배출되고, 염산공장 · 석유 · 석탄 · 폴리염화비닐 등의 연소 시에도 배출된다. 염화수소(HCl)는 빗물 속에서 빠르게 해리하여 수소이온(H⁺)을 생성하므로 빗물을 산성화시킨다.



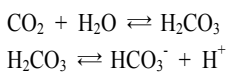
빗물 속의 염소 농도는 해안으로부터의 거리에 반비례하여 지수적으로 감소한다(Fig. 5)(Hedin *et al.* 1995). 따라서 지리환경적으로 한반도는 염소에 의하여 산성비가 내릴 수 있는 특수성이 있다.

(4) 수소이온

Table 1. Estimates of national SO₂ and NO_x emissions(Gg · yr⁻¹) for 1990, 1995, and 1997 in Asia. After Streets *et al.* 2001

Country	SO ₂			NO _x		
	1990	1995	1997	1990	1995	1997
Bangladesh	99.7	139.4	144.7	102.7	139.8	144.7
Bhutan	1.4	1.6	1.7	2.0	2.4	2.6
Brunei	6.1	9.1	8.8	16.5	23.7	23.6
Cambodia	23.0	25.7	26.0	31.8	35.8	36.2
China	22,225.3	25,697.7	24,970.5	7,633.3	10,919.9	12,230.2
Hong Kong, China	152.4	154.6	140.0	216.8	272.1	307.0
India	4,437.2	5,609.5	6,276.6	3,235.5	4,500.4	4,924.4
Indonesia	561.8	683.6	990.5	794.0	1,117.7	1,310.0
Japan	833.1	782.9	749.8	2817.6	3,202.0	3,270.2
Korea, D.P.R.	353.3	256.6	251.5	502.7	349.4	335.5
Korea, Rep	1,706.4	1,219.0	1,280.3	929.9	1,631.3	1,820.7
Laos, P.D.R.	3.4	4.6	5.6	4.2	6.4	8.2
Malaysia	255.8	266.8	312.3	310.2	450.1	544.6
Mongolia	80.9	74.6	82.1	38.9	33.6	36.8
Myanmar	19.2	20.8	21.3	45.6	55.4	71.3
Nepal	16.8	35.8	33.2	25.9	37.5	37.4
Pakistan	684.9	908.2	1,011.4	344.2	466.0	501.3
Philippines	411.8	475.6	660.2	228.9	298.6	268.9
Singapore	190.8	230.3	208.4	112.6	144.5	138.6
Sri Lanka	26.0	38.0	61.4	47.2	64.3	69.5
Taiwan	504.6	454.1	348.1	530.8	780.7	882.7
Thailand	964.2	1,249.4	1,322.4	545.7	909.5	1,020.0
Vietnam	113.0	133.0	273.0	133.7	187.0	517.1
Total Asia	33,670.9	38,471.0	39,179.5	18,650.4	25,627.8	28,501.4

순수한 증류수는 pH 7.0이지만 시간이 지남에 따라 대기중의 이산화탄소(CO₂)와 반응하여 수소이온(H⁺)을 생성하므로 pH 5.6에서 평형을 이루어 약한 산성을 띤다.



(5) 염기성 양이온

빗물 속에는 나트륨이온(Na⁺), 칼륨이온(K⁺), 마그네슘이온(Mg²⁺) 및 칼슘이온(Ca²⁺)이 들어 있어 음이온을 중화시킨다. 이러한 염기성 양이온(basic cation)은 바람에 날린 흙이나 먼지 또는 중국의 건조지대에서 날아오는 황사의 성분이다. 이(2002)에

따르면 흙보다 황사에 염기성 양이온이 많이 들어 있다.

(6) 암모늄이온

암모늄이온(NH₄⁺)은 염기성 양이온이 아닌데도 양전하(+)를 띠므로 빗물 속에서 음이온을 중화한다. 농경지의 질소시비·가축농장·재래식 화장실·토양·호소 등에서 배출된 암모니아(NH₃)는 대기와 생태계에서 상반된 작용을 한다.

NH₃는 물과 반응하여 암모니아수(NH₄OH)가 되고 다시 해리하여 암모늄이온(NH₄⁺)과 수산이온(OH⁻)이 생성되어 음이온을 중화한다.



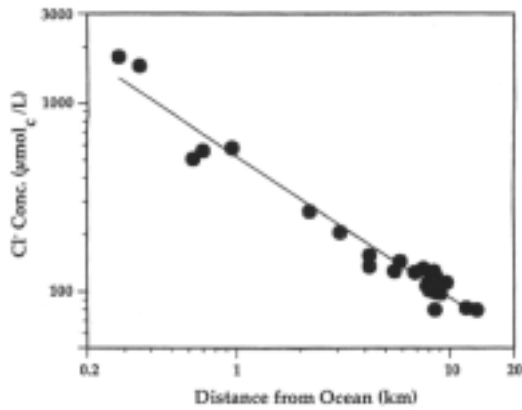
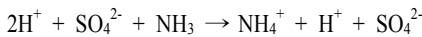


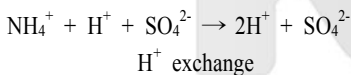
Fig. 5. Relationship between concentration of chlorine(Cl⁻) in 31 watershed streams and the distance of the watershed from ocean. Line indicates statistically significant log-log regression. After Hedin *et al.* 1995.

대기 중에서 NH₃는 HNO₃나 H₂SO₄를 중화하므로 에어러졸, 구름 및 빗물의 산성도를 감소시킨다. 예를 들면, H₂SO₄와 NH₃를 함유한 대기 중에서는 암모늄이온(NH₄⁺), 수소이온(H⁺) 및 황산이온(SO₄²⁻)의 혼합 가스가 생긴다(Galloway 1995).



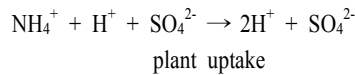
그러나 육상생태계에 강하한 NH₄⁺와 H⁺는 다음의 반응이 일어날 가능성이 있다.

(i) NH₄⁺는 토양표면에서 proton(H⁺)과 치환하므로 토양을 산성화시킨다.

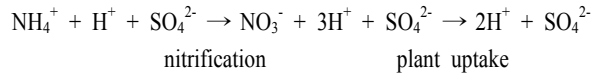


(ii) 식물에 흡수된 NH₄⁺는 proton(H⁺)을 유리하므로 토양을 산성

화시킨다.

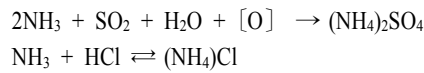


(iii) NH₄⁺는 질화작용을 하고 또 이때 생성된 NO₃⁻는 식물에 흡수되므로 토양을 2중으로 산성화시킨다.



대기 중에서는 2H⁺ + SO₄²⁻의 혼합물이 생성되는데 이것이 강하하면 토양에서 NH₄⁺ + H⁺ + SO₄²⁻의 생성과 같은 효과를 갖는다.

앞에서 기술한 바와 같이 대기 중에서 NH₃는 산성 기스와 반응하여 에어러졸 암모늄염을 생성한다.



가축농장에서 배출된 NH₃로부터 생성된 황산암모늄((NH₄)₂SO₄)을 많이 흡수한 소나무(*Pinus nigra* var. *maritima*)는 K⁺나 Mg²⁺을 많이 세탈하기 때문에 조기 낙엽이 일어나서 쇠퇴한다(Roelofs *et al.* 1985).

한국의 비료 소비량과 소, 말, 돼지, 양 및 닭의 사육 마리 수를 근거로 추정된 암모니아의 배출량은 각각 23,043, 12,200, 5,357, 1,676 및 0,248 kgNH₃ · 가축 마리⁻¹ · yr⁻¹이고, 1988년의 1.43×10⁵ ton · yr⁻¹에서 1998년의 1.81×10⁵ ton · yr⁻¹로 11년 동안에 21%의 증가가 추정되었고(Lee and Park 2002), 일본의 배출량은 2.0×10⁵ ton · yr⁻¹로 한국의 배출량과 비슷하였다(Murano *et al.* 1995). 이상에서 언급한 바와 같이 NO_x와 함께 NH_x(NH₃, NH₄)의 배출량이 점점 증가하여 문제가 되고 있다.

Table 2. Annual average pH values of rainwater at Kwanaksan (Seoul) from March 1980 to July 1991

Year	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
n*	35	20	32	9	31	34	36	53	60	86	76	43
pH	4.35	4.48	4.31	4.37	4.68	4.64	4.26	4.40	4.32	4.19	4.42	4.36

* Number of sample.

Table 3. Monthly average pH values of rainwater at Kwanaksan (Seoul) from March 1988 to July 1991

Month	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
n*	18	17	28	16	28	20	28	33	14	5	16	7
pH	4.19	4.00	4.25	4.82	4.34	4.55	4.54	4.40	4.44	4.33	4.23	4.49

* Number of sample.

산성비 실태

1. 서울의 산성비

관악산(서울대학교 구내)에서 개방형 2층 베란다의 1m 높이에 폴리에틸렌계 수동 빗물채취기를 설치하여 1980년 3월~1991년 7월 사이에 빗물의 pH를 측정하였다.

12년 동안에 빗물의 연평균 pH 값은 pH 4.19~4.68 범위로 변화하였다(Table 2). 연평균 pH 값은 1989년의 pH 4.19가 가장 낮았고 1985년의 pH 4.68이 가장 높았다. 1983년, 1987년 및 1990년은 pH 4.19~4.31로 낮은 편이고, 1986년은 pH 4.64로 높은 편이었다.

한편 1988년 3월~1991년 7월 사이의 40개월 동안 빗물의 월평균 pH 값은 2월이 pH 4.00으로 가장 낮고 4월이 pH 4.82로 가장 높았다(Table 3). 계절에 따른 빗물의 pH 값 변화는 겨울(1~2월)이 낮고 봄(4~5월)이 높으며 장마철인 여름(7~9월)이 높고 가을(11월)부터 낮아지는 경향이였다.

12년 간의 빗물 pH 값의 빈도분포를 보면 491회의 빗물 중에서 정상 빗물(pH 5.6)보다 낮은 빗물이 446회(91%)이고, pH 4.40~4.69 범위가 123회(25%)로 높았으며, pH 5.6 이상은 45회(9%)였다(Fig. 6). 한국의 9개 지소에서 1996~1998년 사이에 측정된 빗물의 pH 범위는 3.4~8.0이었고(이 1999, Lee *et al.* 2000), 춘천에서 측정된 빗물의 pH 빈도 분포도 비슷한 pH 범위를 보였다(Kim *et al.* 2001). 빗물, 눈 녹은 물 및 황사 빗물의 평균 pH 값은 각각 4.28, 5.00 및 6.23으로 나타났다(Table 4). 봄에 강우

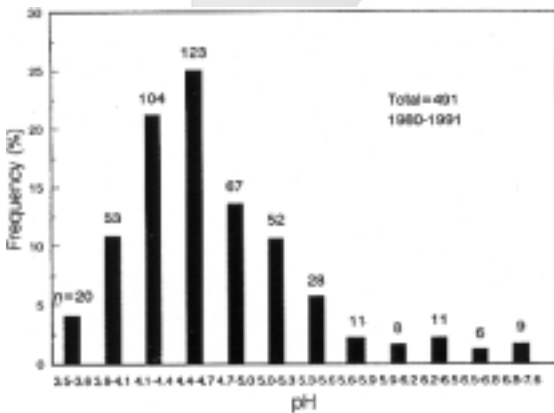


Fig. 6. Frequency distribution of pH values of rainwater at Kwanaksan (Seoul) for 12 years from March 1980 to July 1991.

Table 4. Average pH value of rainwater, snow water and rain with yellow sandstorm at Kwanaksan from 1985 to 1989

Precipitation type	No. of sample	pH
Rain	211	4.28
Snow	24	5.00
Yellow sandstorm	4	6.23

와 황사가 섞여 내릴 때 pH 6.0 이상으로 상승하는 원인은 중국의 건조지대에서 날아오는 알칼리성 loess 먼지 때문이라고 해석된다(이 2002).

2. 한국의 산성비

국립환경연구원에서는 1999~2003년 사이에 전국에 31개 관측소를 정하고 빗물의 pH 값과 주요 이온의 습성 강하량(wet deposition amount)을 모니터링하였다. 전국의 주요 이온의 연평균 부피 가중 농도(annual volume weighted average concentration)는 음이온인 염소이온(Cl⁻), 질산이온(NO₃⁻) 및 황산이온(SO₄²⁻)이 각각 43.6, 21.7 및 36.0 μequiv · L⁻¹로 총음이온 농도는 101.3 μequiv · L⁻¹이었고, 양이온인 수소이온(H⁺), 나트륨이온(Na⁺), 칼륨이온(K⁺), 마그네슘이온(Mg²⁺), 칼슘이온(Ca²⁺) 및 암모늄이온(NH₄⁺)이 각각 10.3, 32.3, 10.6, 10.1, 26.0 및 34.7 μequiv · L⁻¹로 총양이온 농도는 124.0 μequiv · L⁻¹이었다(Fig. 7)(한 등 1999~2003). 그리고 이 기간의 빗물의 pH 값은 4.7~5.1이었다.

이에 비하여 광릉의 빗물의 음이온 농도는 Cl⁻, NO₃⁻ 및 SO₄²⁻이 각각 43.6, 21.7, 36.0 μequiv · L⁻¹로 총음이온 농도는 199.2 μequiv · L⁻¹이었고, 양이온인 Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ 및 NH₄⁺ 농도는 각각 23.5, 1.0, 20.6, 16.5 및 32.2 μequiv · L⁻¹로서 총양이온 농도는 93.8 μequiv · L⁻¹이었다(You 1994)(Fig. 7). 관악산(서울)의 빗물의 Cl⁻, NO₃⁻ 및 SO₄²⁻ 농도는 각각 63.2, 8.7 및 269.6 μequiv · L⁻¹이고, 이들을 합한 총음이온 농도는 341.5 μequiv · L⁻¹이었으며, H⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ 및 NH₄⁺ 농도는 각각 19.8, 69.2, 36.1, 158.0, 221.1 및 83.7 μequiv · L⁻¹로서 이들을 합한 총양이온농도는 587.9 μequiv · L⁻¹이었다(Kim 1994)(Fig. 7). 그리고 1996~1998년 사이에 한국의 9개 관측소에서 측정된 연평균 NO₃⁻와 비해염성 SO₄²⁻ 농도는 각각 19.3과 43.0 μequiv · L⁻¹이었다(Lee *et al.* 2000).

총음이온 농도를 기준으로 한국 평균, 광릉 및 관악산을 비교하면 각각 1.0 : 2.0 : 3.4이고, 총양이온 농도는 각각 1.0 : 0.76 : 4.7이었다. 특히 황산이온(SO₄²⁻) 농도는 한국 평균, 광릉 및 관악산의 비율이 1.00 : 4.68 : 7.49이었지만 질산이온(NO₃⁻)은 1.00

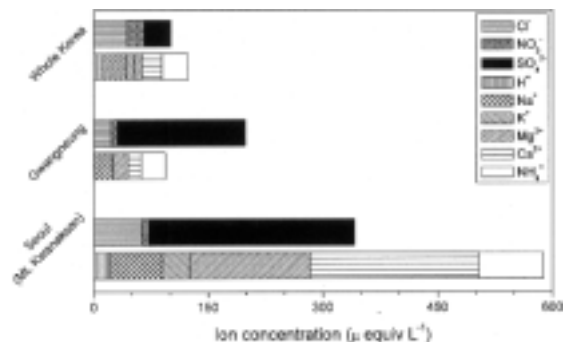


Fig. 7. Comparisons of concentrations of major ions(μequiv · L⁻¹) of rainwater among all Korea mean, Gwangneung and Mt. Kwanaksan. After Han *et al.* 1999~2003, You 1994 and Kim 1994.

: 0.53 : 0.40이었다. 즉 서울의 대기 중의 SO_4^{2-} 농도는 높은데 비하여 광릉과 관악산의 NO_3^- 농도는 낮았다. 높은 관악산에서 NO_3^- 농도가 낮은 까닭은 이 물질의 수직분포가 100~200m 높이에서 가장 높고 그 위아래에 갈수록 희박해지는 것으로 설명된다(Chiwa *et al.* 2003).

양이온 중에서 나트륨이온(Na^+) 농도는 한국 평균, 광릉 및 관악산이 1.00 : 0.73 : 2.14, 칼륨이온(K^+)은 1.00 : 0.09 : 3.41, 마그네슘이온(Mg^{2+})은 1.00 : 2.04 : 15.64, 칼슘이온(Ca^{2+})은 1.00 : 0.63 : 8.50, 암모늄이온(NH_4^+)은 1.00 : 0.93 : 2.41이었다. 한국 평균 빗물에 비하여 광릉의 빗물은 Mg^{2+} 농도를 제외하고 그 밖의 양이온 농도가 낮은 편이지만 관악산의 것은 대단히 높았다.

한 등(1999~2003)이 1999~2003년 사이에 31개 관측소에서 수집한 한국의 빗물 이온 중에서 황산이온(SO_4^{2-}), 질산이온(NO_3^-) 및 암모늄이온(NH_4^+)의 단위면적당 강하량을 Table 5에 종합하였다. 단위 면적 당 연평균 황산이온(SO_4^{2-})은 $2.998 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 로 최저인 고성과 최고인 서울에서 각각 1.627 과 $4.284 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 의 범위로 분포하였고, 질산이온(NO_3^-)은 평균 $2.022 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 로 최저인 구미와 최고인 서울에서 각각 0.999 와 $3.388 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 범위로 분포하였으며, 암모늄이온(NH_4^+ -N)은 평균 $0.904 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 로 최저인 고성과 최고인 서울에서 각각 0.371 과 $1.674 g \cdot m^{-2} \cdot yr^{-1}$ 범위로 분포하였다.

SO_4^{2-} , NO_3^- 및 NH_4^+ 의 한국 내 공간분포를 Fig. 8에 표시하였다. 이들 이온 농도의 공간 분포는 각 이온의 배출원을 판단하는데 중요하다. Fig. 8에서 황산이온(SO_4^{2-})의 분포는 경인지역과 울산-부산지역이 높고 서해안 남부와 동해안 북부지역이 낮

았다. 질산이온(NO_3^-)의 공간분포는 경인지역, 천수만지역 및 울산-부산지역이 높고, 호남지역과 영동지역이 낮았다. 암모늄이온(NH_4^+)의 공간분포는 경인-경기지역과 부산지역이 높고 남해안과 영동지역이 낮았다. Lee와 Park(2002)이 발표한 한국 내 암모니아(NH_3) 가스의 공간분포와 Fig. 8의 암모늄이온(NH_4^+)의 공간분포를 비교하면 양자는 경인-경기와 부산지역이 높아서 일치하였지만, 전자는 호남지역(여천비료공장 등)에서 높는데 반하여 후자는 높지 않음으로써 일치하지 않았다.

Fig. 9는 1985~2003년 사이에 한국의 여러 연구자(Son and Yang 1985, Shin *et al.* 1986, Park *et al.* 1988, Park *et al.* 1989, Lee *et al.* 1990, Kang 1997, Kang *et al.* 1997, Lee 1999, Lee *et al.* 2001, Han *et al.* 2003)에 의하여 연구된 한국 내 산성비의 $NO_3^-/N/NO_3^-+S$ 비의 연도 변화이다. 이 비는 시간이 지날수록 점점 높아지고 있어 1985~2003년 사이의 19년 동안에 연 2.7%씩 높아지는 경향이었다. 따라서 산성비의 $NO_3^-/N/NO_3^-+S$ 비의 시간 경과에 따르는 상승 경향은 그 전구물질인 SO_2 농도의 감소 경향을 뒷받침하고 있다(Fig. 1 참조).

3. 세계의 산성비와 그 등급

세계의 16개국 38개 측정지소에서 빗물의 이온 농도를 측정 한 자료를 Fig. 10에 종합하였다. 이 자료를 종합하기 위하여 이온의 측정 단위($\mu equiv \cdot L^{-1}$)를 통일하였고, 또 아시아 국가의 자료를 가급적 많이 모으도록 노력하였다.

빗물 산성도의 기준은 pH 값이고 pH를 결정하는 요인은 염소이온(Cl^-), 질산이온(NO_3^-) 및 황산이온(SO_4^{2-})과 같은 음이온 농도이다. 음이온 농도가 높으면 pH 값이 낮아지고 양이온 농도가 높으면 pH 값이 높아진다. 그런데 pH 단위는 간격이 크므로 빗물의 산성도를 미세하게 구분하기가 어려울 뿐만 아니라

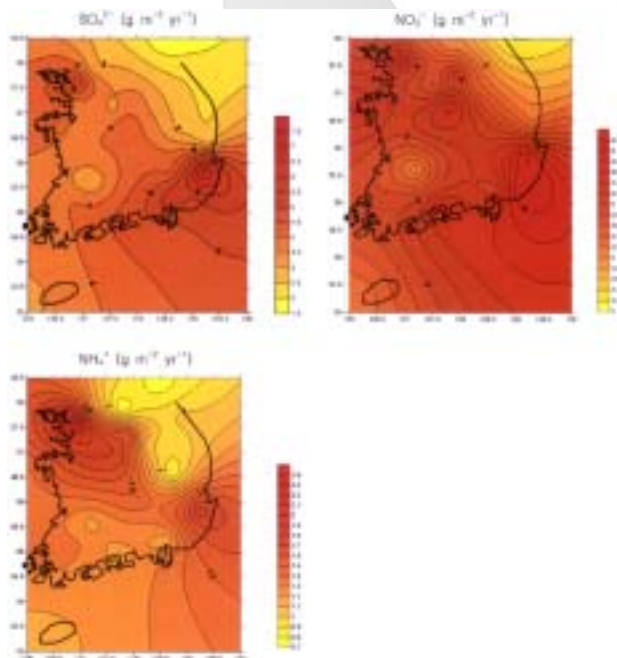


Fig. 8. Spatial distribution of annual wet deposition of sulphate ion, nitrate ion and ammonium ion at 31 sampling sites of Korea during 1999 to 2003. After Han *et al.* 1999-2003.

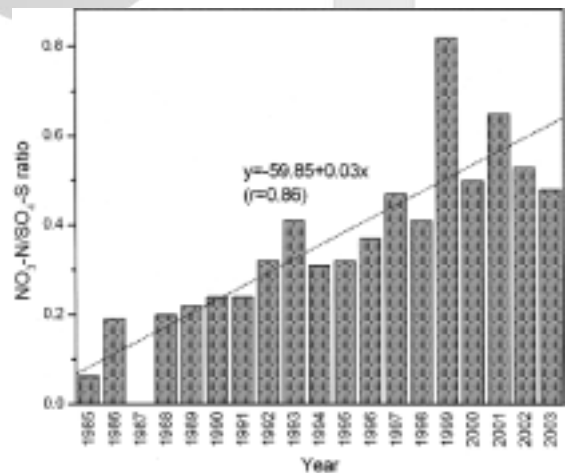


Fig. 9. Yearly trends of ratio of atmospheric $NO_3^-/N/NO_3^-+S$ in Seoul from 1985 to 2003. This figure is reconstructed with data from Son and Yang 1985, Shin *et al.* 1986, Park *et al.* 1988, Park *et al.* 1989, Lee *et al.* 1990, Kang 1997, Kang *et al.* 1997, Lee 1999, Lee *et al.* 2001, Han *et al.* 2003.

Table 5. Annual wet depositions of sulphate ion(SO₄²⁻), nitrate ion(NO₃⁻) and ammonium ion(NH₄⁺) at 31 sampling sites of Korea during 1999 to 2003. Data after Han *et al.* 1999, 2000, 2001, 2002, 2003.

Sampling Site	SO ₄ ²⁻ (g · m ⁻² · yr ⁻¹)	NO ₃ (g · m ⁻² · yr ⁻¹)	NH ₄ (g · m ⁻² · yr ⁻¹)
Seoul	4.284	3.388	1.674
Eujeongbu ²⁾	2.455	1.888	1.081
Inchon ⁴⁾	4.416	2.741	1.539
Ganghwa	3.721	2.615	1.012
Ansan	3.781	2.488	1.164
Pocheon ⁴⁾	2.725	1.999	1.058
Icheon ³⁾	2.384	1.713	1.249
Chuncheon ³⁾	2.607	1.380	0.668
Gangreung	1.814	1.069	0.559
Wonju	2.449	1.731	0.872
Goseong ³⁾	1.627	1.056	0.371
Yanggu ³⁾	1.719	1.415	0.749
Jecheon	2.595	1.828	0.700
Goisan ⁴⁾	3.320	2.621	1.092
Daejeon	2.972	2.320	0.984
Taejeon	3.379	2.318	0.851
Daegu	3.185	2.264	0.949
Gyeongju	3.969	2.101	0.952
Andong	2.121	1.656	0.603
Gimcheon	2.743	1.912	0.894
Gumi ²⁾	2.224	0.999	0.649
Yeongdeok ³⁾	2.343	1.532	0.728
Busan	3.667	2.515	1.110
Changwon	3.576	2.135	0.864
Geoje	3.754	2.163	0.865
Iksan ¹⁾	3.220	2.681	1.002
Imsil	2.354	1.935	1.116
Gwangju	3.218	2.196	1.189
Gwangyang	4.602	2.525	0.857
Mokpo	3.007	1.987	0.908
Jeju	2.714	1.520	0.722
Mean	2.998	2.022	0.904

1): data for 2000~2002.
 2): data for 2000~2001.
 3): data for 2001~2003.
 4): data for 2002~2003.

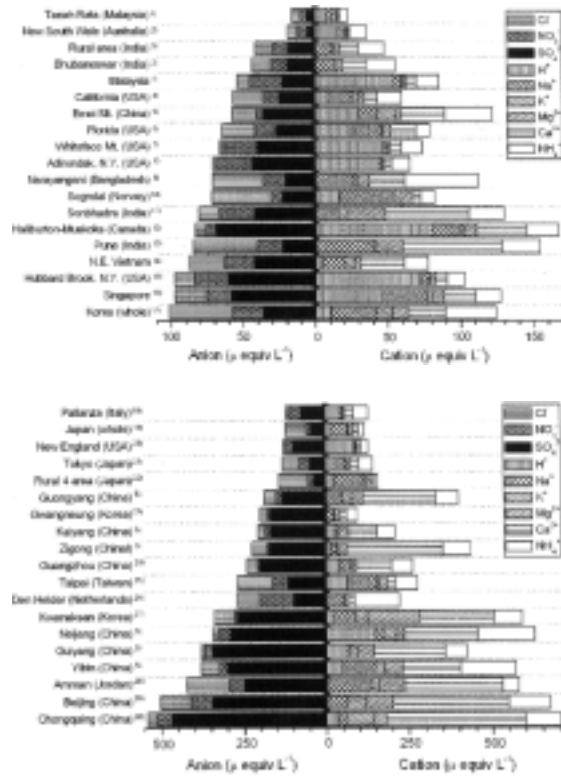


Fig. 10. Concentrations of major anion and cation of precipitation at various sampling sites in the world. The rainwaters are arranged on basis of anion concentration on which the least anion is uppermost and the largest one lowermost. References cited in this figure are shown in Table 6.

양이온이 많은 빗물의 산성도를 pH 값으로 판단하기 어렵다. 예를 들면, 중국의 북경의 빗물은 음이온이 많은데도 pH 값이 6.76이다. 그래서 각 빗물의 음이온 농도의 합을 기준으로 세계의 산성비의 등급을 매기기로 하였다.

Fig. 10은 세계 빗물의 음이온 농도의 합을 낮은 값에서 높은 값의 순으로 배열한 것으로 피라미드 상을 나타내고 있다. 가장 위쪽에 말레이시아 Tana Rata가, 두 번째 단계는 오스트레일리아의 New South Wales이 위치하고 있다. 이곳들은 도시나 공장지대에서 멀리 떨어진 원경지역(remote area)으로 빗물이 깨끗할만한 여건을 갖추고 있다. 가장 저변에는 중국의 Chongqing(重慶)이 위치하여 세계에서 가장 오염된 산성비가 내리고 있음을 보인다. 급속한 공업발전에 더하여 황(S) 함량이 많은 석탄을 다량으로 소비하기 때문이다.

세계의 산성비 오염 정도를 판정하기 위하여 음이온의 합을 Table 6과 같이 구분하여 산성비등급(acid rain grade, ARG)을 매겼다.

Table 7에서 ARG I에는 말레이시아 Tana Rata(음이온 합, 16.2 μequiv · L⁻¹)로부터 싱가포르(97.6 μequiv · L⁻¹)까지의 10개국 18개 측정지소의 빗물이 포함되어 있다. 이 등급에 속하는 국가들은 대체로 경제적으로 낙후되었거나 선진국 중에서 과거

Table 6. Acid rain grade on the basis of sum of anion concentration of rainwater

Acid rain grade(ARG)	Sum of anion concentration ($\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)
I	1~100
II	101~200
III	2001~300
IV	3001~400
V	401<

에 심한 산성비를 경험하였다가 환경 규제를 함으로써 빗물을 개선한 국가들이다. 예를 들면, 인도, 방글라데시, 베트남은 전자에 속하고, 미국의 California, Adirondak 및 Hubbard Brook, 캐나다의 Huliburton-Muskoka 그리고 노르웨이의 Sogndal은 후자에 속한다. 현재 심한 산성비가 내리는 중국에서 유독 Emei 산(음이온의 합, $58.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)만이 ARG I에 속하는 까닭은 이산의 표고가 3,070 m로서 음이온이 상승하지 않기 때문이다. 그러나 그 산록지역에는 심한 산성비가 내리고 있다.

ARG II에는 한국 평균(음이온의 합, $101.3 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 이태리 Pallanza($120.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 일본 평균($122.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 미국의 New England($128.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 일본 도쿄($131.2 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 일본 농촌 4 지역($147.2 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 중국의 Guongyang($186.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$) 및 한국의 광릉($199.2 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)이 속한다. ARG III에는 중국의 여러 지역과 대만의 Taipai($269.8 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$) 및 네덜란드 Den Helder($271.0 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$) 등 공업국들이 속한다. ARG IV에는 관악산(서울)($341.5 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)을 비롯하여 중국 남서부 지역의 공업지대가 속한다. 이 지역의 빗물 속에는 음이온 농도가 대단히 높지만 먼지나 황사가 날려서 양이온 농도가 높기 때문에 pH 값이 오히려 높아지고 있다. ARG V에는 요르단의 Amman($424.6 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 중국의 Beijing(北京)($503.8 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$) 및 Chongqing(重慶)($541.7 \mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)이 속하고 있다.

산성 강하물에 대한 전망

Galloway(1995)에 따르면 현재 인간활동에 의하여 지구상의 연간 가동성 황(S)화합물은 $150 \text{Tg S} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 추정하고 있다. 그 대부분은 화석연료 연소와 금속 제련에서 배출하는 이산화황(SO_2)이다. 이 밖에 다른 황 자원은 농경, 목축, 호저의 퇴적물 및 습지와 해안의 건조에 따른 환원형 황(예: 이메틸황화물, $(\text{CH}_3)_2\text{S}$)의 배출에서 나오는 황산이온(SO_4^{2-})이다. 대기 중에 배출되는 SO_2 는 $75 \text{Tg S} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 추정되고 있다. 그것이 육상과 해양에 거의 같은 양으로 강하하는데 육상 강하량의 약 $\frac{1}{3}$ ($\approx 50 \text{Tg S} \cdot \text{yr}^{-1}$)은 하구를 거쳐 바다로 들어가고 나머지 $\frac{2}{3}$ ($\approx 90 \text{Tg S} \cdot \text{yr}^{-1}$)는 순환하고 있다. 하구로 흐르는 황의 추정값이 부정확하기 때문에 육상에 축적되는 양을 추정하기가 어렵다.

지구상의 질소(N)화합물의 연간 가동량은 $140 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 로 추정하고 있다. 그 구성은 화학비료합성 $80 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$, 콩과식물물과 열대 벼재배 $40 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 및 화석연료 연소 $20 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 이다. 가동량 중에서 $80 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 는 대기 중으로 배출되고 있다. 그 구성은 농경활동에서 NH_4 형으로 $50 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 와 NO_x 형으로 $10 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 나오고 화석연료 연소에서 NO_x 형으로 $20 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 배출되고 있다. 대기 중에 배출된 $80 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 는 육상에 $60 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가, 해양에 $20 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 다시 강하한다. 이 밖에 해양에는 하구를 통해서 질소 $40 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 유입되므로 모두 $60 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 가 들어오는 것으로 추산되고 있다.

그런데 육상에 머물고 있는 $80 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$ 의 행방이 궁금하다. 이 가운데서 약간($\approx 3 \text{Tg N} \cdot \text{yr}^{-1}$)은 산화질소(N_2O)로서 대기 중에 머물고 나머지는 육지에 저장되거나 탈질작용을 받아 N_2 로 휘발된다. 육지의 저장 질소는 지하수, 토양 및 생물체에 들어갈 것이다. 그러나 탈질작용의 양과 함께 저장 질소량을 정확히 알지 못하고 있다.

지금까지 대기 중의 SO_2 와 NO_x 배출은 북미와 유럽에서 주도하여 왔다. 세계 인구의 14% 밖에 살지 않는 북미와 유럽에서 두 가지 가스의 70%를 배출하였다. 다만 NH_3 은 북미와 유럽에서 40%를 배출하고 나머지의 대부분($\approx 90\%$)을 아시아에서 배출하였다. SO_2 또는 NO_x : NH_3 의 상반된 배출은 기대하지 않던 현상이었다. NH_3 은 인구와 관련된 식량 생산을 위하여 배출하고, SO_2 와 NO_x 는 국가 총생산과 관련하여 배출하고 있다. 모델을 구사하여 2020년의 NO_x , NH_3 및 SO_2 의 배출량을 추정한 결과 아시아, 아프리카 및 중남미 지역은 크게 증가한다(Fig. 11). 특히 세계인구의 50%를 수용하고 있는 아시아는 질소비료와 화석연료를 많이 소비해야 하기 때문에 크게 증가하는 것으로 나타난다. 이에 비하여 현재 배출 규제를 시행하고 있는 북미와 유럽의 SO_2 배출량은 1990년보다 2020년에 오히려 감소될 전망이다.

적 요

이 종설은 산성강하물의 원인물질을 개관하고 한국, 아시아



Fig. 11. Continental emission of NO_x (shaded column), NH_3 (open column), and SO_2 (lined column) projected for 2020 in $\text{Tg}(10^{12} \text{grams S or N per year})$; bar represents 1990 emissions. After Galloway 1995.

Table 7. The pH values, sums of anion and cation concentrations of precipitation and acid rain grade(ARG) of the world

Name of Site	Period	No. Site	pH	Σ anion	Σ cation	Reference
ARG I						
Tanah Rata (Malaysia) ¹⁾	1990~1992	1	5.13	16.2	22.8	Ayers <i>et al.</i> 2002
New South Wale(Australia) ²⁾	1992~1994	4	4.82	19.0	35.2	Ayers <i>et al.</i> 1995
Rural area (India) ³⁾	-	-	5.63	41.6	47.9	Granat <i>et al.</i> 2001
Bhubaneswar (India) ³⁾	-	-	-	44.0	55.2	Granat <i>et al.</i> 2001
Malaysia (Whole) ¹⁾	1996	5	4.30	54.1	85.3	Ayers <i>et al.</i> 2002
California (USA) ⁴⁾	1972~1973	2	5.10	57.2	60.6	Leonard & Goldman 1981
Emei Mt. (China) ⁵⁾	1982~1986	1	4.54	58.0	122.0	Xue & Schnoor 1994
Florida (USA) ⁶⁾	1978~1987	1	4.59	64.9	79.1	Madsen <i>et al.</i> 1992
Whiteface Mt. (USA) ⁷⁾	1986~1989	1	-	66.4	74.0	Miller <i>et al.</i> 1993
Adirondak, N.Y. (USA) ⁸⁾	1986~1988	1	-	71.1	65.2	Shepard <i>et al.</i> 1989
Narayangani (Bangladesh) ⁹⁾	1994~1995	4	6.35	71.5	111.7	Hadi <i>et al.</i> 1999
Sogndal (Norway) ¹⁰⁾	1984~1987	2	4.80	71.6	82.0	Wright <i>et al.</i> 1988
Sonbhadra(India) ¹¹⁾	1999	1	6.95	80.9	129.5	Agrawal & Singh 2001
Haliburton-Muskoka (Canada) ¹²⁾	1976~1978	8	-	83.4	166.8	Scheider <i>et al.</i> 1979
Pune (India) ¹³⁾	1992~1994	-	6.28	84.7	154.2	Pillai <i>et al.</i> 2001
N.E. Vietnam ¹⁴⁾	1997~2000	5	5.80	87.8	77.8	Viet <i>et al.</i> 2001
Hubbard Brook, N.Y. (USA) ¹⁵⁾	1963~1974	1	4.14	97.3	102.9	Borman & Likens 1979.
Singapore ¹⁶⁾	1997~1998	1	4.50	97.6	127.5	Balasubranian <i>et al.</i> 2001
ARG II						
Korea (Whole) ¹⁷⁾	2000~2003	31	4.90	101.3	124.0	Han Jin Seuk <i>et al.</i> 2003
Pallanza (Italy) ¹⁸⁾	1984~1986	1	4.40	120.0	129.0	Mosello <i>et al.</i> 1988
Japan (Whole) ¹⁹⁾	1989~1993	29	4.80	122.0	117.4	Hara <i>et al.</i> 1995
New England (USA) ²⁰⁾	1978	1	4.06	128.0	129.0	Cronan & Reiner 1983
Tokyo (Japan) ²¹⁾	1990~1999	9	4.56	131.2	147.3	Narita <i>et al.</i> 2001
Rural 4 area (Japan) ²²⁾	1996~1999	4	-	147.2	158.2	Seto <i>et al.</i> 2001
Guongyang (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	186.0	399.4	Xue & Schnoor 1994
Gwangneung (Korea) ²³⁾	1991~1993	1	5.65	199.2	93.8	You Young Han 1994
ARG III						
Kaiyang (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	206.0	207.0	Xue & Schnoor 1994
Zigong (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	224.0	434.0	Xue & Schnoor 1994
Guangzhou (China) ²⁴⁾	1998~1999	2	4.39	241.3	261.4	Xu <i>et al.</i> 2001
Taipai (Taiwan) ²⁵⁾	1991~1995	1	4.37	269.8	275.7	Lin <i>et al.</i> 1999
Den Helder (Netherlands) ²⁶⁾	-	1	-	271.0	221.7	Asman <i>et al.</i> 1981
ARG IV						
Kwanaksan (Korea) ²⁷⁾	1992~1993	1	-	341.5	587.9	Kim Gi Dae 1994
Neijang (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	344.0	625.0	Xue & Schnoor 1994
Guiyang (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	379.0	422.0	Xue & Schnoor 1994
Yibin (China) ⁵⁾	1982~1986	1	-	381.0	570.0	Xue & Schnoor 1994
ARG V						
Amman (Jordan) ²⁸⁾	1996~1997	2	6.20	424.6	578.8	Jaradat <i>et al.</i> 1999
Beijing (China) ²⁹⁾	1995~1998	2	6.76	503.8	672.4	Feng <i>et al.</i> 2001
Chongqing(China) ³⁰⁾	1987~1989	1,351	4.29	541.7	704.1	Zhao <i>et al.</i> 1994

및 세계의 산성 강하물량을 추산하며 산성비 실태를 밝히는 데 목적이 있다. 서울의 이산화황(SO₂) 농도는 1996-2003년 사이에 연평균 10%씩 감소하였고 이산화질소(NO₂) 농도는 8%씩 증가하였다. 서울의 빗물은 1980-1991년 사이에 연평균 pH 4.19~4.68의 심한 산성비가 내렸다. 빗물의 산성도를 총 음이온 농도로 평가한 결과 한국 평균(101.3 $\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$), 광릉(199.2 $\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$) 및 관악산(341.5 $\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)의 순으로 높았다. 세계 16개국 38장소의 빗물의 총 음이온 농도를 기준으로 빗물의 산성도를 5등급으로 구분한 결과 말레이시아의 Tana Rata(16.2 $\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)가 가장 청정한 비가, 중국의 중경(541.1 $\mu\text{equiv} \cdot \text{L}^{-1}$)이 가장 오염된 비가 내리고 있음이 비교되었다. 앞으로 산성 강하물은 구미에서 감소되지만 아시아·중남미·아프리카에서 증가될 전망이다.

인용문헌

- 이동수. 2002. 황사의 무기성분 특성. 황사피해 최소화를 위한 대응 대책 세미나 자료집. 국립환경연구원 시민환경연구소. (2002. 5. 3.). pp. 61-67.
- 한진석, 최양일, 박철진, 노혜란, 김병근, 김소영, 안준영, 강창국, 정일웅, 이종철. 1999, 2000, 2001, 2002, 2003. 한반도 산성강하물 평가와 영향 조사(I), (II), (III), (IV), (V). 국립환경연구원 대기연구부. p. 136, 11-127, 15-88, 19-82, 1-110.
- Agrawal, M. and R.K. Singh. 2001. Effect of industrial emission on atmospheric wet deposition. *Water Air Soil Poll.* 130: 481-486.
- Asman, W.A.H., J. Slanina and J.H. Baard. 1981. Meteorological interpretation of the chemical composition of rainwater at one measuring site. *Water Air Soil Poll.* 16: 159-175.
- Ayers, G.P., H. Mulfroy, R.W. Gillett, D. Higgins, P.W. Selleck and J.C. Marshall. 1995. Deposition of acidic species at rural location in New South Wales, Australia. *Water Air Soil Poll.* 85: 2089-2094.
- Ayers, G.P., L.C. Peng, R.W. Gillett and L.S. Fook. 2002. Rainwater composition and acidity at five sites in Malaysia, in 1996. *Water Air Soil Poll.* 133: 15-30.
- Balasubramanian, R., T. Vitor and N. Chun. 2001. Chemical and statistical analysis of precipitation in Singapore. *Water Air Soil Poll.* 130: 451-456.
- Bormann, F.H. and G.E. Likens. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York. p. 253.
- Cerny, J. 1995. Recovery of acidified catchments in the extremely polluted Krusne Hory Mountains, Czech Republic. *Water Air Soil Poll.* 85: 589-594.
- Chiwa, M., D.M. Kim and H. Sakugawa. 2003. Rainfall, stemflow, and throughfall chemistry at urban- and mountain-facing sites at Mt. Gokurakuji, Hiroshima, western Japan. *Water Air Soil Poll.* 146: 93-109.
- Cowling, E.B. 1982. Acid precipitation in historical perspective. *Environ. Sci. Technol.* 16: 110A-123A.
- Cronen, C.S. and W.A. Reiners. 1983. Canopy processing of acidic precipitation by coniferous and hardwood forests in New England. *Oecologia* 59: 216-223.
- Drevent, R.G. and K. Nodop. 1986. Long-range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe. *Nature* 324: 356-358.
- Environmental Statistics Yearbook. 2004. Ministry of Environment, ROK. p. 730.
- Feng, Z., Y. Huang, Y. Feng, N. Ogura and F. Zhang. 2001. Chemical composition of precipitation in Beijing area, northern China. *Water Air Soil Poll.* 125: 345-356.
- Galloway, J.N. 1995. Acid deposition. *Water Air Soil Poll.* 85: 15-24.
- Granat, L., S.N. Das, R.S. Tharkur and H. Rodhe. 2001. Atmospheric deposition in a rural area in India - Net and potential acidity. *Water Air Soil Poll.* 130: 469-474.
- Hadi, D.A., M. Billah, K.F. Biswas and I. Rafiqul. 1999. A study on chemical composition of atmospheric precipitation at Savar, Joydevpur, Tongi and Narayangani, Bangladesh. *Water Air Soil Poll.* 111: 377-384.
- Hara, H., M. Kitamura, A. Mori, I. Noguchi, T. Ohizumi, S. Seto, T. Takeuchi and T. Deguchi. 1995. Precipitation chemistry in Japan 1989-1993. *Water Air Soil Poll.* 85: 2307-2312.
- Hedin, L.O., J.J. Armesto and A.H. Johson. 1995. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of biogeochemical theory. *Ecology* 76: 493-509.
- Hedin, L.O., G.E. Likens and F.H. Bormann. 1987. Decrease in precipitation acidity resulting from decreased SO₄²⁻ concentration. *Nature* 325: 244-246.
- Hong, Y.-M., B.-K. Lee, K.-J. Park, M.-H., Kang, Y.-R. Jung, D.-S. Lee and M.-G. Kim. 2002. Atmospheric nitrogen and sulfur containing compounds for three sites of South Korea. *Atmosph. Environ.* 36: 3485-3494.
- Jaradat, Q.M, K.A. Momani, A.G. Jiries, A. El-Alali, M.I. Batarseh, T.G. Sabri and I.F. Al-Momani. 1999. Chemical composition of urban wet deposition in Amman, Jordan. *Water Air Soil Poll.* 112: 55-65.
- Kang, K.E. 1997. Characteristics of wet acidic deposition: on around Korean peninsula. Ph.D. Thesis, Konkuk University.(in Korean with English summary).
- Kang, K.E., J.H. Ihm and H.K. Kim. 1997. Long-term gradient analysis of rainwater acidity. *Korean. J. Atmosph. Conserv.* 13: 9-18.(in Korean with English summary).
- Kim, G.D. 1994. Inorganic nutrients input by precipitation, throughfall and stemflow in stands of *Pinus densiflora* and *Quercus mongolica*. M.S. Thesis, Seoul Natl. University.(in Korean with English summary).
- Kim, M.-G., M.-H. Kang, K.-J. Park, B.K. Lee and D.S. Lee. 2001. Evaluation of precipitation composition at an urban and a rural area for the central Korean peninsula. *Water Air Soil Poll.* 130: 439-444.
- Lee, B.K. 1999. Chemical composition of precipitation and wet deposition of major ions on the Korean peninsula. Ph.D. Thesis, Yonsei University.(in Korean with English summary).
- Lee, B.K., S.H. Hong and D.S. Lee. 2000. Chemical composition of precipitation and wet deposition of major ions on the Korean peninsula. *Atmosph. Environ.* 34: 563-575.
- Lee, B.K., D.S. Lee and M.-G. Kim. 2001. Rapid time variation in chemical composition of precipitation in South Korea. *Water Air Soil Poll.* 130: 427-432.

- Lee, S.C., B.L. Kim, S.W. Uhm, C.K. Lim, Y.S. Jeon, S.K. Oh and S.B. Park. 1990. Studies on the present state of acid precipitation in Seoul. Repor of S.I.H.E. 26. Inst. Health and Environ. Seoul, Korea. pp. 277-298.
- Lee, Y.-L. and S.-U. Park. 2002. Estimation of ammonia emission in South Korea. Water Air Soil Poll. 135: 23-37.
- Leonard, R.L., C.R. Goldman and G.E. Likens. 1981. Some measurements of the pH and chemistry of precipitation at Davis and Lake Tahoe, California. Water Air Soil Poll. 15: 153-167.
- Lin, N.-H., H.-M. Lee and M.-B. Chang. 1999. Evaluation of the characteristics of acid precipitation in Taipai, Taiwan using cluster analysis. Water Air Soil Poll. 113: 241-260.
- Madsen, B.C., T. Kheoh, C.R. Hinkle and T. Dreschel. 1992. Precipitation chemistry in east central Florida from 1978 to 1987. Water Air Soil Poll. 65: 7-21.
- Miller, E.K., J.K., Panek, A.J. Friedland, J. Kadlecck and V.A. Mohnen. 1993. Atmospheric deposition to a high-elevation forest at Whiteface Mountains, New York, USA. Tellus 45B: 209-227.
- Mosello, R., A. Marchetti and G.A. Tartari. 1988. Bulk and wet atmospheric deposition chemistry at Pallanza(N. Italy). Water Air Soil Poll. 42: 137-151.
- Murano, K., S. Hatakeyama, T. Mizoguchi and N. Kuba. 1995. Gridded ammonia emission fluxes in Japan. Water Air Soil Poll. 85: 1915-1920.
- Narita, Y., K. Stoh, K. Hayashi, T. Iwase, S. Tanaka, Y. Dokiya, M. Hoseo and K. Hayashi. 2001. Long-term trend of chemical constituents in Tokyo metropolitan area in Japan. Water Air Soil Poll. 130: 1649-1654.
- Park, S.B., S.H. Park, M.Y. Kim, H.K. Kang, Y.K. Kim and S.Y. Lee. 1989. Study on acid rain phenomena in Seoul area. Korean J. Atmosph. Conserv. 5: 42-54.(in Korean with English summary).
- Park, S.B., M.Y. Kim, H.G. Kang and S.Y. Lee. 1988. Studies on the present state of acid precipitation in Seoul area. Report of S.I.H.E. 24, Inst. Health and Environ. Seoul, Korea. pp. 292-311.
- Park, S.U and Y.H. Lee. 2001. Estimation of the maximum critical load for sulfur in South Korea. Water Air Soil Poll. 130: 1145-1150.
- Pillai, A.G., M.S. Naik, G.A. Momin, P.S.P. Rao, P.D. Safai, K. Ali, H. Rodhe and L. Granat. 2001. Studies of wet deposition and dustfall at Pune, India. Water Air Soil Poll. 130: 475-480.
- Rodhe, H., P. Crutzen and A. Vanderpol. 1981. Formation of sulfuric and nitric acid in the atmosphere during long-range transport. Tellus 33: 132-141.
- Roelofs, J.G.M., A.T. Kempers, A.F.M. Mouduk and J. Jansen. 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in the Netherlands. Plant Soil 84: 45-56.
- Scheider, W.A., W.R. Snyder and B. Clark. 1979. Deposition of nutrients and major ions by precipitation in south-central Ontario. Water Air Soil Poll. 12: 171-185.
- Seto, S., M. Sato and H. Hara. 2001. Source identification of rural precipitation chemistry in Japan. Water Air Soil Poll. 130: 493-498.
- Shepard, J.P., M.J. Mitchell, T.J. Scott, Y.M. Zhang and D.J. Raynal. 1989. Measurements of wet and dry deposition in a northern hardwood forest. Water Air Soil Poll. 48: 225-238.
- Shin, E.B., S.K. Lee and K.H. Ahan. 1986. Study on causal substances of acid rain in Seoul area. Korean J. Atmosph. Conserv. 2: 66-74.(Korean language with English summary).
- Son, D.H. and S.C. Yang. 1985. Studies on acid precipitation in Seoul. Korean J. Atmosph. Conserv. 1: 33-44.(Korean language with English abstract).
- Streets, D.G., N.Y. Tsai, H. Akimoto and K. Oka. 2001. Trends in emissions of acidifying species in Asia, 1985-1997. Water Air Soil Poll. 130: 187-192.
- Vermeulen, A.J. 1978. Acid precipitation in the Netherlands. Environm. Sci. Technol. 12: 1017-1021.
- Viet, P.H., V.V. Tuan, P.M. Hoai, N.T.K. Anh and P.T. Yen. 2001. Chemical composition and acidity of precipitation: a monitoring program in northeastern Vietnam. Water Air Soil Poll. 130: 1499-1504.
- Wright, R.F., E. Lotse and A. Semb. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. Nature 334: 670-675.
- Xu, Y.G., G.Y. Zhou, Z.M. Wu, T.S. Luo and Z.C. He. 2001. Chemical composition of precipitation, throughfall and soil solutions at two forested sites in Guanzhou, South China. Water Air Soil Poll. 130: 1079-1084.
- Xue, H.B. and J.L. Schnoor. 1994. Acid deposition and lake chemistry in southwest China. Water Air Soil Poll. 75: 61-78.
- Yagishita, M. 1995. Establishing an acid deposition monitoring network in East Asia. Water Air Soil Poll. 85: 273-278.
- You, Y.H. 1994. Nutrient budget of deciduous and coniferous forested watersheds in Kwangnung. Ph D. Thesis, Seoul Natl. University. (Korean language with English summary).
- Zhao, D., H.M. Seip, D. Zhao and D. Zhang. 1994. Pattern and cause of acidic deposition in the Chongqing region, Sichuan province, China. Water Air Soil Poll. 77: 27-48.

(2005년 3월 30일 접수; 2005년 5월 20일 채택)