

ンバランスを確かめる必要があるとされている。化学的にも pH だけで降水化学を評価するのは極めて困難である。少なくとも硫酸イオンや硝酸イオンを併せて測定することにより、上に述べたような考察がある程度可能になる。

風というものを見るとき、少なくとも風向と風速はセットになって考察されるように、pH をそれぞれ単独で考察してはいけない。pH を「三点セット」のそれぞれの量と関わりで吟味すると、pH 5.6 だけと比べるよりはるかに豊かな情報を引き出すことができる。また、「三点セット」の考え方さえあれば、硫酸イオンや硝酸イオンのデータが無く A_i や pA_i を算出できないときでも、pH の解釈を大きく誤ることはないだろう。

参考文献

- Chang, W. H., A. J. S. Tang, D. H. S. Chung, and N. W. Reid, 1987: An analysis of precipitation chemistry measurement in Ontario, *Environ. Sci. Technol.*, **21**, 1219-1224.
- Daum, P. H., T. J. Kelly, S. E. Schwartz, and L. Newman, 1984: Measurements of the chemical composition of stratiform clouds, *Atmos. Environ.*, **18**, 2671-2684.
- 環境庁, 1992: 酸性雨対策調査の中間取りまとめについて。
- 古明地哲人, 小山 功, 石黒辰吉, 門井守夫, 1982: 雨滴 pH の測定法について, 第23回大気汚染学会講演要

旨集

- 原 宏, 1991: 入門講座 酸性雨, 大気汚染学会誌, A1-A8, A33-A40, A51-A59.
- Hara, H., 1993a: Analysis of four-year results of acid precipitation based on a wet-only sampling network in Japan, *J. Agr. Met.*, 735-738.
- Hara, H., 1993b: Acid deposition chemistry in Japan, *Bull. Inst. Public Health*, **42**, 426-437.
- Hara, H., 1993c: Monitoring of acid deposition in Japan, *Proceedings of the Expert Meeting on Acid Precipitation Monitoring in East Aia*, October 26-28, 1993, Toyama, Japan, 209-228.
- 原 宏, 1994: 世界の酸性雨: 日本. 気象研究ノート, **182**, 2-13.
- Morgan, J. J., 1982: Factor governing the pH, availability of H^+ , and oxidation capacity of rain, *Atmospheric Chemistry*, ed. Goldberg, E. D., Springer-Verlag, Berlin, 17-40.
- NAPAP, 1988: NAPAP Interim Assessment: the causes and effects of acid deposition, NAPAP, Washington, D. C., 1, I-2, I-3.
- Tsurumi, M., A. Takahashi, and M. Ichikuni, 1990: Origin of soluble chemical species in bulk precipitation collected in Tokyo, Japan: statistical evaluation of source materials, *Atmos. Environ.*, **24 A**, 1493-1500.
- 鶴田治雄, 1989: 東アジアの酸性雨, *科学*, **59**, 305-315.

201: 402 (酸性雨; 森林衰退; 酸性雨; 滑昇霧)

3. 酸性霧と森林衰退*

井川 学**

1. はじめに

わが国では pH 4~5 の雨が降っているが、多くの植物ではこの程度の酸性溶液を当てても枯れず、かえって栄養分が供給されて成長が促進されることもある。一方、霧は雨よりも汚染物質濃度が10倍ほど高くなり pH も3以下になることがあるので、葉の表面の

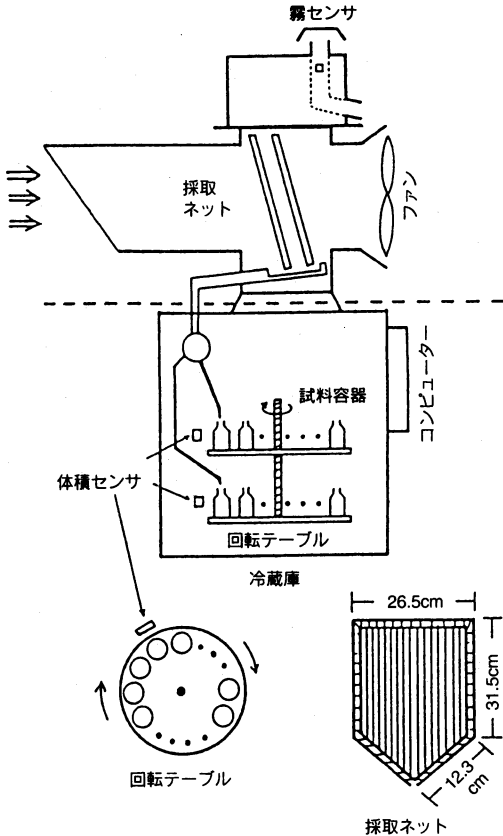
ワックス層が破壊されたり有用金属イオンが溶脱する等、植物への影響は大きい。このような酸性霧は植物だけではなく人間にも影響を与える。例えば、わが国で1973~75年に報告された酸性雨の人体影響は霧雨の発生時であったし、1週間に4000人が亡くなった1952年のロンドン事件のときも pH 1.7の酸性霧が出ていたと言われている。

霧の酸性度が高くなる原因はいくつかあるが、まず第一の原因は大気中の水分量が少ないことである。霧の物理的な特性を雨と比較すると、雨の水分量は

* Acid Fog and Forest Decline.

** Manabu Igawa, 神奈川大学工学部.

© 1995 日本気象学会



第1図 霧自動採取機.

0.1~1 cm³/m³ であるのに対し霧の水分量はこれより1桁小さく0.02~0.2 cm³/m³ である。溶液濃度は物質量を液量で割ったものであるから、分母の液量が小さくなれば、濃度が高くなるのは当然である。また、雨の液滴径が0.4~4 mm であるのに対し、霧の液滴径は小さく0.02 mm なので、単位体積当りの表面積が大きく、このために汚染物質は吸収されやすい。さらに霧は地表近くで発生するため、汚染物質濃度の高いガスと接することによって霧液滴の濃度は高くなる。山岳部で霧がかかることは頻繁であり、それが酸性化するならその中で生命を営む樹木へ大きな影響を与えるであろう。

2. 霧の分析

高い酸性度を有する霧も、これまで報告例は多くなかった。これは、霧が頻繁に発生する地点の多くは山岳部であり、ただでさえ自然条件が厳しい中で、霧に濡れながら採取するという体力的にも厳しいサンプリ

ングを強いられるためであった。最近第1図に示されるような自動採取装置が作られて採取が容易になった。採取原理は次のとおりである。霧センサ部に常時空気を吸引し、霧が生じると液滴がセンサ部に付着する。それを何らかの電気信号として感知してファンにスイッチが入って空気を吸引し始め、霧液滴はテフロン紐に衝突して空気と分離される。液滴はテフロン紐上で次第に成長し、大きな液滴となると紐を伝わって冷蔵庫内のボトルに入り、一定体積まで溜るとターンテーブルが回って次のボトルで液を受ける。霧が消滅すると霧センサでこれを感じし、ファンのスイッチが切れる。これらの時間は全て、コンピューターに記録される。このような方法で集められた溶液を分析することによって霧水組成を知ることができる。

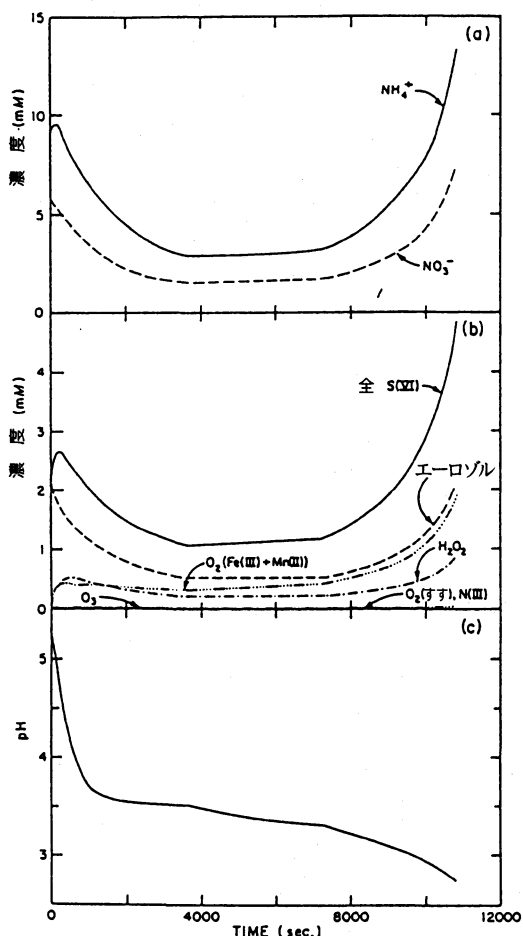
わが国においては大喜多(1968)、村野ら(1991)による酸性霧の報告がなされているが、われわれは丹沢山塊・大山において霧を採取分析している(井川ら, 1991)。これまで採取された大山の霧水のpHの範囲は2.61~7.00であり、高い酸性度の霧水が頻繁に観測されており、アルデヒド、有機酸の濃度も高い。第1表にこれまで測定された代表的な測定結果を示すが、ロサンゼルスではpH 2台の霧が頻繁に発生し、最低pH値は1.7にも及んでいる(Waldman *et al.*, 1982)。

3. 霧の酸性化機構

霧は、エアロゾルを凝縮核として液滴を生成し、様々なガス状物質を取り込む過程で組成が決定されていく。霧の発生によって大気から除去されるエアロゾルは、粒径によってその除去効率は異なるが、微小粒子として存在している硫酸塩、硝酸塩は60%程度であるとされている。ガス状物質については、ヘンリー定数の大きなHNO₃やHClが急速に液滴に取り込まれ、ヘンリー定数の小さなSO₂はゆっくりと液滴内に取り込まれたあと液滴内でSO₄²⁻に変換され、それらを中和するためにNH₃が吸収される。Jacobら(1983)は、この霧水組成の経時変化のシミュレーションを行っている。大気組成はロサンゼルスにおける夜間の典型的なものとし(二酸化硫黄濃度が20 ppbと高いことを除くと、わが国と大きな差異はない)、霧発生直後と消滅直前に霧水量が小さいことを考慮し、生じた霧水のアンモニウムイオン、硝酸イオン、硫酸イオンの濃度およびpHの経時変化を計算した結果を第2図に示す。この図に示すように4価のイオウから硫酸への酸化は過酸化水素と、鉄およびマンガンに触媒とする

第1表 大山で観測された霧と雨の濃度およびこれまで報告された代表的な霧の濃度.

試料	採取日	pH	濃度 (μeq/l)								
			H ⁺	Na ⁺	K ⁺	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
大山の霧	88/7~90/8	2.61~7.00	0~2455	0~43139	0~1351	0~17600	0~6052	0~7790	0~34716	0~38433	0~7985
	90/4/18~19	2.90	1230	986	179	2024	644	340	1354	1934	1377
	90/6/15	2.76	1738	371	65	1913	151	189	500	2692	1469
	88/10/26	7.00	0.1	455	156	566	273	110	335	582	274
大山の雨	90/7/12	6.17	1	10	21	88	4	2	10	34	30
	89/6~90/7	3.94~5.52	3~115	2~91	0~21	0~97	0~57	0~24	3~80	3~80	11~99
大山の霧	78/6/27	3.05~3.13	741~891			1717~3000			870~1521	1125~2372	396~958
	78/6/28	4.43~4.58	26~37			117~133			56	129	65
赤城山の霧	84/10/2~3	2.90~5.17	7~1259	5~648	1~82	51~2340	11~983	2~273	7~1060	23~3260	38~1740
筑波山の霧	81	2.80	1590			1110			183	1100	1780
バサデナの霧	81/11/23	2.92~4.85	14~1200	320~500	33~53	1290~2380	140~530	89~360	480~730	1220~3520	481~944
	82/1/17	2.25	5625	2180	500	7870	2050	1190	676	12000	5060



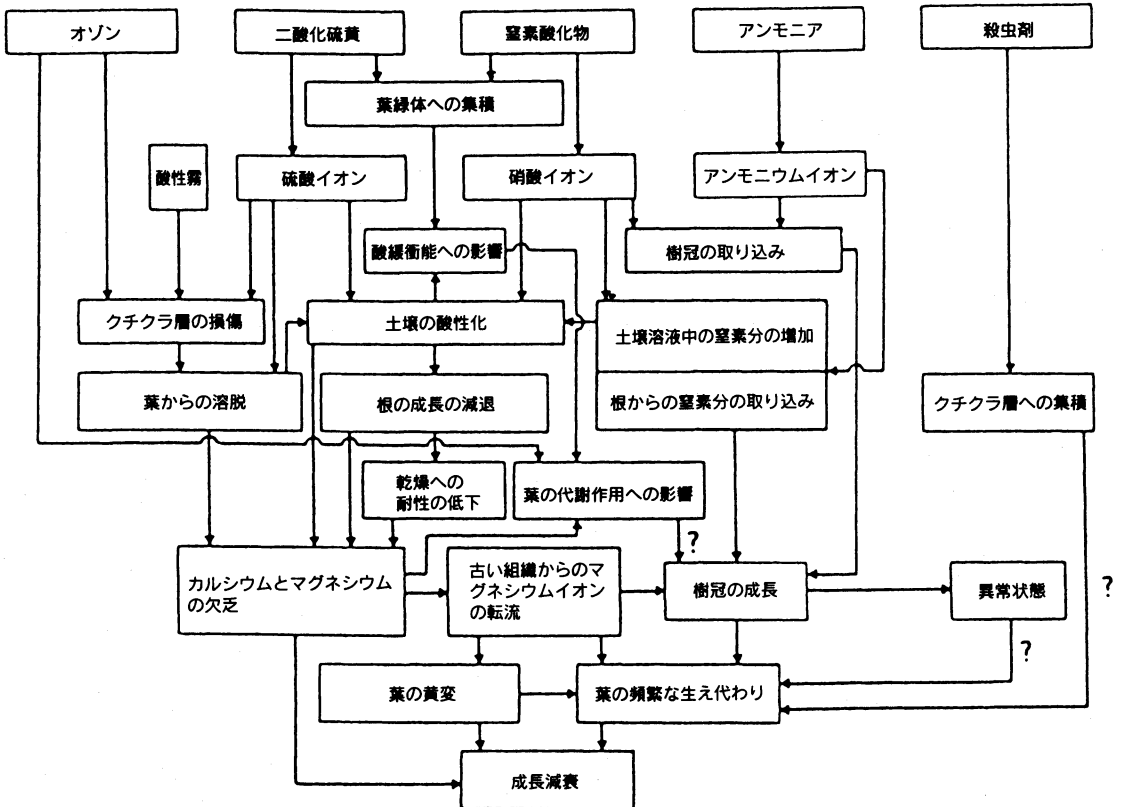
第2図 霧水中主要イオン濃度の経時変化.
 (a) 硝酸とアンモニウムイオン
 (b) 全硫酸濃度と様々な過程による硫酸の生成 (カッコ内は触媒を示す)
 (c) 霧水の pH

酸素による酸化の寄与が大きい。この結果はロサンゼルスにおける霧の組成の経時変化の観測結果とよく対応している。

一方、わが国の山岳森林地帯において頻繁に発生する滑昇霧では、樹冠の影響が重要である。滑昇霧は、湿った気塊が山の斜面に沿って上昇する過程で気温が下がって生ずるものであるが、霧の発生の始まる標高を霧底の標高とし、この標高は露点の計算によって求められる。霧底では、汚染度の高い気塊の中で霧が生ずるために汚染物質を効率よく吸収し霧水の汚染度は高く、霧水による汚染物質の大気負荷量が非常に大きくなる。しかし、霧液滴は効率よく汚染物質を吸収した後に樹冠に沈着するため、大気に対して洗浄効果が働く。このため滑昇霧では、霧底で霧水中の汚染物質は高濃度になるが、霧底よりも標高の高い地点では清浄な霧が観測される。このため霧底の低下に伴って採取地点が霧の内部になっていくと、霧底で有効に洗浄効果が働いていることと新たに生成する液滴のために、採取地点では清浄な霧が観測される。さらに、霧水の pH は酸性のガス状物質の他にアンモニアガスの吸収によって変動するので、アンモニアガス濃度および霧水量が滑昇霧の霧水 pH に大きく影響する (Hosono *et al.*, 1994)。

4. 酸性霧と森林衰退

酸性降下物は湿性沈着あるいは乾性沈着として地表に降り注ぎ、さまざまな環境影響をもたらしているが、とりわけ北米や欧州の森林衰退は大きな問題となっている。日本でもすでに高度経済成長の時代に、大気汚染によって人々の健康だけでなく植物へも様々な影響が顕在化し、SO₂ や O₃ などの大気汚染物質の植物影響が指摘された。さらに最近では、次のような森林衰退の諸現象が指摘されている。1. スギ(都市周辺の広



第3図 森林衰退のメカニズム。

い地域。関東平野各地の杉の先端枯れ), 2. 丹沢モミ, 3. 宝満山, 三郡山のモミ, 4. 苫小牧のストロープ松 (1960年代後半から顕在化, 現在ほとんど伐採), 5. 中国地方の松枯れ, 6. 丹沢のブナ, 7. 日光白根山のダケカンバ, 8. 赤城山のシラカンバ, 等々。これらの原因は未だ不明の点が多いが, 酸性降下物の影響の可能性は高い。

Schulze ら (1989) は植物体と外界との物質の移動と酸性降下物の植物への影響のメカニズムを第3図のようにまとめている。森林衰退は酸性降下物の他にも大気汚染により生じたオゾンへの曝露による葉の生理機能障害, 窒素増加(一時的には生長量が増加するが, 他の栄養塩類が限定要因となり成長しなくなり, 代謝過程が攪乱されて植物の活力を低下させる。また, 硝化作用にともなう土壌の酸性化), 気象, 害虫被害などのさまざまな要因が複合していると言われている。しかし, 酸性降下物によって直接的または間接的なダメージを受けて弱った樹木に害虫がつき被害を大きくする可能性は高く, 酸性降下物の影響は非常に重要な

要因であると言える。

酸性降下物の植物への影響には, 間接的影響と直接的影響がある。間接的影響としては, 酸性雨に含まれる H^+ が土壌に侵入し, Ca^{2+} や Mg^{2+} を溶脱させて土壌のイオン交換能が低下し, それがさらに進行して Al^{3+} を溶脱させる。というものである。 Al^{3+} イオンは植物に対して毒性を持ち, 特に pH 5 以下では土壌溶液中の濃度が著しく増加し, Al が根から取り込まれて枯死につながると言われている。土壌の酸性化についての大まかな見積りも既になされているが, 未だ不確定な要因が大きいと思われる。

直接的影響としては, 植物が常に大気と接触する葉表面のクチクラ層の最外層である上クチクラワックスが酸性雨により侵食される結果, 汚染物質のクチクラ層からの侵入が容易になることが指摘されている。またクチクラ層の破壊によって乾燥時にも蒸散速度のコントロールができず, 植物が枯れやすくなる (Mengel et al., 1989)。さらに, 葉からの金属イオン溶脱速度が大きくなる等の現象も起こる。これらの現象は多くの

場合 pH 3 以下で顕在化するが、霧は雨よりも10倍以上の濃度で汚染物質を含んでおり、酸性度も高いことから、酸性霧の植物への直接的影響は酸性雨よりもかなり大きいと考えられる。また、山岳部では霧水が樹冠に付着して降下する林内雨（樹雨）という形での降水量が霧の発生頻度に比例して大きくなる（Vong *et al.*, 1991）ため、酸性度の高い霧水の土壌への影響も考慮する必要がある。

わが国において最近、被害の指摘を受ける森林地帯は次第に広がっている。しかし、その原因については諸説あり、自然条件に起因するという見方が根強い。埜田（1993）は森林衰退の被害原因を特定するための条件として、1. 被害と有害物質の存否が（空間的、時間的に）一致する、2. 有害物質が被害を引き起こすメカニズムが説明できる、3. 被害をもたらす可能性のある他の有力な原因が存在しない、4. 現地での反応（症状・強弱の種間差）と実験結果が一致する、5. 環境汚染による被害が実験的に再現できる（現地栽培、空気浄化試験）、6. 相当量の有害成分が植物体内から検出される、といった6点を挙げている。これらの点の解明を早急に進める中で、被害の拡大を防がねばならない。

参 考 文 献

Hosono, T., H. Okochi and M. Igawa, 1994 :

Fogwater chemistry at a mountainside in Japan, *Bull. Chem. Soc. Jpn.*, **67**, 368-374.

井川 学, 補伽栄一, 細野哲也, 岩瀬光司, 長嶋 律, 1991: 酸性霧の化学組成と洗浄効果, *日本化学会誌*, 698-704.

Jacob, D. J. and M. R. Hoffmann, 1983: A dynamic model for the production of H^+ , NO_3^- , and SO_4^{2-} in urban fog, *J. Geophys. Res.*, **88**, 6611-6621.

Mengel K., A. M. Hogrebe and A. Esch, 1989: Effect of acidic fog on needle surface and water relations of *Picea abies*, *Physiologia Plantarum*, **75**, 201-207.

村野健太郎, 1991: 酸性霧汚染の実態, 公害と対策, **27**, 229-234.

Okita, T., 1968: Concentration of sulfate and other inorganic materials in fog-and cloud-water and in aerosol, *J. Meteor. Soc. Jap.*, **46**, 120-127.

Schulze, E.-D., R. Oren and O. L. Lange, 1989: Forest decline and air pollution, Springer-Verlag, 459-468.

埜田 宏, 1993: わが国の現状「森林衰退—酸性雨は問題になるか—」, *林業科学技術振興所*, 28-40.

Vong, R. J., J. T. Sigmon and S. F. Mueller, 1991: Cloud water deposition to Appalachian Forests, *Environ. Sci. Technol.*, **25**, 1014-1021.

Waldman, J. M., J. W. Munger, D. J. Jacob, R. C. Flagan, J. J. Morgan and M. R. Hoffmann, 1982: Chemical composition of acid fog, *Science*, **218**, 677-680.

402 (酸性沈着; 輸送モデル)

4. 酸性雨と輸送モデル*

佐藤 純 次**

1. はじめに

酸性雨はその原因となる汚染質が雲の関与などにより長距離輸送されることから国境を越える大気汚染と言われている。光化学大気汚染質の場合は、時間的には数日間、距離的には~200km程度の輸送過程における現象であるのに対して、酸性雨は数1000kmにも及ぶ汚染質の長距離輸送を考慮する必要がある。したがってこのようなスケールで大気汚染質が輸送される

領域には前線、低気圧など様々な現象が出現する。酸性雨に関連する汚染質の長距離輸送モデルではこれらの現象による降水等も考慮しなければならないので、輸送モデルにおいても気象が重要な役割を占める。適当に配置された観測点における連続的な気象観測データが利用できない場合は JMA や NMC, ECMWF 等によって提供される解析値を用いるかまたは気象モデルに依存する。しかし解析値は格子間隔が大きいこと、また解析の時間間隔が長いので輸送モデルに用いる場合は時間及び空間的内挿などの処理が必要であるばかりでなく、雲や降水の取り扱いに問題が生じる。従って長距離輸送モデルは気象を表現するモデルと汚染質

* Acid Rain and Transport Model.

** Junji Sato, 気象研究所応用気象研究部.

© 1995 日本気象学会