

(総説)

森林樹冠にもたらされる酸性沈着の影響評価 - 樹冠通過雨測定による乾性沈着・霧水沈着の定量と 土壌溶液の測定 -

小林禧樹^{1*}, 中川吉弘¹, 玉置元則¹,
平木隆年¹, 藍川昌秀¹, 駒井幸雄²

はじめに

森林に対する酸性沈着の実態を解明することは、国土面積の2/3が森林であるわが国にとって、まさに重要な課題である。低地の森林への酸性沈着はガス状及び粒子状物質(乾性沈着)及び酸性雨(湿性沈着)によってもたらされる。森林地域への酸性沈着の影響を検討するために、著者らは10年ほど前から神戸市の六甲山中腹にある森林植物園で林内雨及び樹幹流(あわせて樹冠通過雨と呼ぶ)の測定を行ってきた。樹冠通過雨の測定は既に広く行われていたが、当時はまだ森林樹冠における乾性沈着と溶脱を分別定量できる方法はみられなかった。樹冠通過雨の測定データからそれらを定量する方法を検討する中で、著者ら^{1,2)}は乾性沈着と溶脱(あるいは吸着)を簡便に分別定量するモデル式を考案した。森林樹冠に対する乾性沈着の測定法は今日も確立されていないが、著者らが提示した方法は乾性沈着や溶脱を定量できる有用な方法として専門書^{3,4)}にも引用され、また各地の測定に利用されている⁵⁻¹⁰⁾。

山地～山岳地の森林には、乾性沈着のほかに霧水沈着によっても酸性沈着がもたらされている。森の中で霧に由来する樹雨現象がみられることは古くから知られていたが、樹冠通過雨の測定から霧水沈着を定量することは国内ではほとんど行われていなかった。六甲山の山麓～山頂にかけての樹冠通過雨の測定から、著者ら¹¹⁾は標高の高い地点では林内雨量が林外雨よりも多くなり、林内雨のpHが林外雨より低くなることを見いだした。そのことを契機に、著者ら^{12,13)}は樹冠通過雨量からスギ樹冠に対する霧水沈着を算出する方法を確立し、その後六甲山などの森林樹冠に対する霧水沈着の実態¹⁴⁻¹⁶⁾を解

明してきた。本報では、著者らが行なってきた研究の紹介を中心にして、樹冠通過雨や土壌溶液の測定を通して森林地域に対する酸性沈着の実態とその影響がどの程度、解明されつつあるかについて総説する。

調査地点

11年間(1991～2002年)に六甲山で行なった樹冠通過雨、林外雨、霧水及び土壌溶液の測定について、15地点の位置関係をFig.1に、また地点ごとの測定項目をTable 1に示す。

樹冠通過雨の測定

1) 林内雨の採取法

林内雨の採取法としては、乾性・湿性沈着を併せてバルクで採取する方法と降水の時だけ採取する方法(ウェットオンリー式)⁵⁾がある。前者には、採取時に試料をろ過する方法¹⁷⁾とそうしない方法とがある。降水を受ける部分は通常、円筒型か逆円錐型で、口径は5～30cmのものが多いが、受水面積を大きくするために角樋¹⁸⁾を用いるケースもある。森林地域でこれら方法の比較検討はなされていないが、採取期間に蒸発などによる試料の減量や降水の変質がないことが試料採取のポイントである。よく用いられているポリエチレン(あるいはガラス)製ロータは採取期間が長い場合には試料水の蒸発により、降水量を正確に測れない恐れがある。著者らは、野外に置いても採取試料が減量したり変質しないよう、遮光や外気からの遮蔽などの点で工夫した簡易採取装置¹⁹⁾(Fig.2)を六甲山における多点測定に用いてきた。その装置によって正確に降水量が測定できることは、転倒升型雨量計との併置試験²⁰⁾によっても確認されている。

2) 樹幹流の採取法

樹幹流採取法として、塩ビチューブ型、ガーゼ型²¹⁾などが広く行われている。著者ら²²⁾は4つの採取方法の比較試験を行ない、捕集効率の点でポリプロピレン製シ

1 大気環境部 2 水質環境部

*別刷請求先：〒654-0037 神戸市須磨区行平町3-1-27
兵庫県立健康環境科学研究所センター
大気環境部 小林禧樹

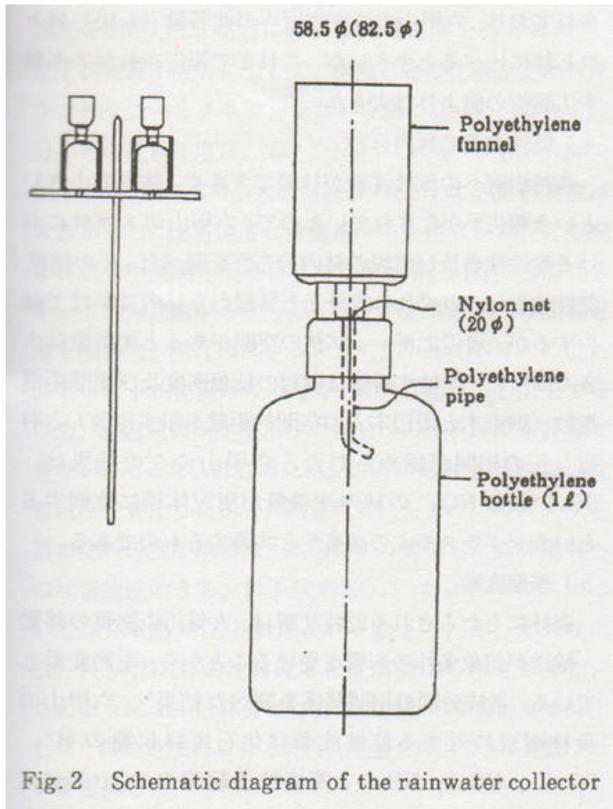


Fig. 2 Schematic diagram of the rainwater collector

雨を測定した。林内雨量は樹幹から離れたところで多く、一方、成分濃度は樹幹近傍で高かったが、樹幹から40~50cm以上離れば、そのバラツキは比較的小さいことが明らかになった。このことから、六甲山においては樹幹からおよそ40~50cm以上離れた位置で林内雨測定を行ってきた。

森林樹冠における乾性沈着・溶脱の分別定量

森林樹冠に捕捉された乾性沈着は樹葉へ直接影響を及ぼすだけでなく、降水による捕捉物質の洗浄流出を通して土壌にも大きな影響を与えている。一方、枝葉や樹幹などの樹体からは降水により塩基成分などが溶脱し、成分によっては樹体に吸着・吸収される場合がある。これらを把握することは森林樹冠に対する酸性沈着の影響を検討する上で不可欠のことであるが、簡便に利用できる定量方法がなかったために、国内では森林樹冠における乾性沈着と溶脱（あるいは吸着）の測定はほとんど行われていなかった。

1 モデル式

モデル式を用いて森林樹冠への乾性沈着を見積る試み²⁷⁻³⁵⁾は種々なされているが、それらはモデル式の扱いが煩雑であったり、物質収支に樹幹流を取り入れていな

いなど、精度よく、かつ簡便に物質量を定量できる方法ではなかった。著者ら¹⁾は、樹幹流を含めた物質収支にもとづいて、次のようなモデル式を考案した。樹冠における物質収支を考えると、林外沈着量 (Li)、乾性沈着量 (Di)及び溶脱量 (Li)から林内沈着量 (Ti)及び樹幹流下量 (Si)を差し引いた量は、樹冠への蓄積量であり、これは定常状態では0とみなせる(第1仮定)ので、 $Ti + Si - Li = li + Di$ が成り立つ。2成分 i, j について両辺の比をとると、

$$(Ti + Si - Li) / (Tj + Sj - Lj) = (li + Di) / (lj + Dj)$$

となる。乾性沈着の成分組成が林外沈着の成分組成に等しい(第2仮定)とすると、 $li/lj = Di/Dj$ であるから、上式の右辺は li/lj となる。ここで j 成分が樹冠から溶脱しないと仮定(第3仮定)すれば、 $Lj = 0$ であるから、式を展開すれば、乾性沈着量及び溶脱量を i, j 成分の林外及び林内沈着量と樹幹流下量の実測値から算出できる式が導き出せる。樹冠から溶脱しないモデル物質 j として著者らが SO_4^{2-} を選んだのは、 SO_4^{2-} が植物体からはほとんど溶脱しないことが数多くのトレーサー実験によって確かめられているからである。モデル物質として、 $Na^{+29,34)}$ や $Al^{32)}$ を用いる方法もあるが、 Na^+ や Al が植物体から溶脱しないという根拠は乏しい。

著者らがモデル式を提示したあと、これを用いて森林樹冠における乾性沈着や溶脱を測定した事例がいくつか報告された。その中で、本モデル式に乾性沈着の成分組成と林外沈着の成分組成の比率(係数 f)を導入してモデル式を改良する試み⁵⁾がなされた。著者らは数式を解くために、モデル式において乾性沈着の成分組成と林外雨の成分組成の比率 $R_{D/L}$ を1と仮定した。すなわち、 $(Di/Dj) / (li/lj) = R_{D/L} = 1$ とした。しかし、森林地域において $R_{D/L}$ が1であるかどうかは確認されていない。従って、モデル式に $R_{D/L}$ を導入し、実測値との整合性を図りながらパラメーターとして変化させれば、モデル式の精度を上げることも可能であると考えられる。

2 乾性沈着

森林樹冠においてモデル式から乾性沈着を算出する試みは種々なされているが、一つのモデル式から、乾性沈着と溶脱を同時に算出する方法はほとんど行なわれていなかった。著者らは、六甲山の森林植物園(標高360m)において様々な測定を行ない、森林樹冠における乾性沈着量の実態について検討した。

1) 代理表面法との比較

森林樹冠内にフィルターやペトリ皿などを置き、代理表面によって樹冠への乾性沈着量が測定されている。この方法により、 SO_4^{2-} の沈着量 ($keq/ha \cdot year$) として

0.09³⁵⁾や 0.13-0.24³⁶⁾などが報告されているが、本研究の値に比べてかなり低い。それは、代理表面法による沈着表面が樹冠の沈着表面とは大きく異なり、沈着量を低めに見積っているためと考えられる。

2) 森林樹冠と裸地への沈着量の比較

森林樹冠と裸地への乾性沈着量を比較した¹⁾。裸地への乾性沈着量は dry と wet を自動的に分割採取する装置を用いて測定した。その結果、樹冠への乾性沈着量は裸地に比べ、Cl⁻ 2.2~6.4 倍、SO₄²⁻ 1.8~5.4 倍、Na⁺ 1.4~4.1 倍、NO₃⁻ 1.1~3.5 倍の値を示し、森林樹冠には裸地に比べかなり多くの乾性沈着(ガス状及び粒子状物質)がもたらされていることが明らかになった。

3) 樹種間の比較

樹冠にもたらされる乾性沈着が樹種によってどの程度異なるかを六甲山の4樹種(スギ、ヒノキ、シラカシ、コナラ)について検討した¹⁾(Table 2)。

Table 2 Dry deposition rate to the four forest canopies for fourteen components

	Dry deposition rate (keq/ha·year*)			
	Cj**	Co**	Qm**	Qs**
Cl ⁻	1.15	0.55	0.47	0.40
SO ₄ ²⁻	1.10	0.52	0.44	0.37
Na ⁺	0.90	0.43	0.37	0.31
NH ₄ ⁺	0.60	0.28	0.23	0.20
Ca ²⁺	0.59	0.28	0.25	0.18
NO ₃ ⁻	0.50	0.24	0.20	0.16
H ⁺	0.42	0.19	0.16	0.15
Mg ²⁺	0.25	0.12	0.10	0.08
K ⁺	0.15	0.07	0.06	0.05
Fe	1.90	0.91	0.74	0.54
Zn	0.63	0.30	0.26	0.22
Mn	0.38	0.18	0.16	0.12
Cu	0.10	0.05	0.04	0.03
Pb	0.10	0.05	0.04	0.03

その結果、全ての成分について乾性沈着量はスギ>ヒノキ>シラカシ>コナラの順になり、スギ樹冠に対する沈着量が最大であった。スギ樹冠への沈着量はコナラの2.6~3.5倍、シラカシの2.2~2.7倍、ヒノキのおよそ2倍であった。これは、スギの枝葉が粒子状物質やガス状物質を捕捉しやすい形態と構造をもっているためと推定された。文献をみると、SO₄²⁻の沈着量(keq/ha·year)として、トウヒ林(3.85)²⁹⁾、トウヒ林(1.27~4.46)³¹⁾、マツ林(1.19)³¹⁾、ブナ林(0.89)²⁷⁾、カシ林(0.73)³¹⁾、スギ林(0.80)³²⁾、クヌギ・コナラ林(0.41)³²⁾などが報告されて

おり、六甲山のスギ樹冠への沈着量(1.10)はトウヒ林に比べると小さいが、これまで報告されたスギ林や広葉樹の値よりは大きかった。

4) 乾性沈着の林内分布

森林樹冠への乾性沈着が林縁で大きく、林内で小さいという報告³⁴⁾がなされていたので、六甲山のスギ林における乾性沈着及び溶脱の林内分布³⁷⁾を調べた。その結果、乾性沈着は、いずれの成分とも林縁から林内にかけて減少するが、周辺にギャップ状の空間があると沈着量は大きくなった。乾性沈着量は樹冠の枝葉密度及び樹間距離指数(調査木と周辺木との空間的距離を示す指数)と有意な正の相関が認められた。六甲山のこの結果は、SO₄²⁻及びNO₃⁻の林内沈着量が樹冠体積に比例するというダグラスモミの調査³⁸⁾と共通するものである。

5) 季節変動

森林にもたらされる乾性沈着は、大気汚染物質の移動・輸送が気象条件の影響を受けることから、季節変動している。各成分間の相関関係を調べた結果¹⁾、六甲山の森林樹冠に対する乾性沈着は化石燃料起源のH⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻、NH₄⁺と海塩粒子起源のCl⁻、Na⁺、Ca²⁺、K⁺、Mg²⁺の2つのグループに大別された。前者は夏期と冬期に濃度ピークをもつ二山型の季節変動を、また後者は台風シーズンと冬期の北西風時に濃度が高くなる季節変動を示した³⁹⁾。乾性沈着の季節変動については、北海道のストロブマツ林⁴⁰⁾と北米の針葉樹林と落葉樹林の調査⁴¹⁾で林内雨のSO₄²⁻が夏期と冬期に高くなることが報告されており、森林の樹種や立地条件は異なっても、樹冠への乾性沈着の季節変動には共通性があることが示唆された。

6) 水銀の乾性沈着

国内では森林樹冠に対する水銀の乾性沈着の報告がなかったので、六甲山の4つの林分で1年間、樹冠通過雨の水銀を測定し、乾性沈着を算出した⁴²⁾。水銀の樹冠への乾性沈着は森林裸地に比べ、3.2~11倍の値を示した。また、樹種ごとにはスギ>シラカシ>ヒノキ、コナラの順になり、スギ林への沈着量が他の林分の2.3~3.5倍であった。六甲山のスギ林における水銀の林内沈着量(0.179g/ha·year)はノルウェーのトウヒ林⁴³⁾やドイツのブナ林⁴⁴⁾から報告された値に近かった。水銀の林内への沈着は夏期に多く、冬期に少なくなるという顕著な変動パターンを示した。

7) 乾性沈着速度

森林地域における沈着量マップの作成など広域的に沈着量を評価する場合には、種々の森林樹種について物質ごとの沈着速度をもとめておく必要がある。そこ

で、六甲山において樹冠通過雨測定と並行して各成分の大気中濃度を測定して、樹冠における沈着速度をもとめた⁴⁵⁾。粒子状物質7成分について、樹種ごとの沈着速度はスギ>コナラ>ヒノキ>シラカシの順になった。また、成分ごとの沈着速度は、 $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$ の順になり、大きな粒径の成分ほど沈着速度は大きかった。沈着速度と重量基準中央径(MMD)の間に有意な相関関係がみられたことから、両者の回帰式を用いてMMD値から粒子状 SO_4^{2-} 及び NO_3^- の沈着速度を求めた。樹冠に対する SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ の乾性沈着は粒子状物質だけでなく、ガス状物質にも由来するので、樹冠通過雨測定だけでは2つの沈着速度を計算できない。そこで、はじめにMMD値から粒子状物質の沈着速度を算出したあと、物質収支にもとづいてガス状物質の沈着速度を求めた。本報により算出した森林樹冠への沈着速度のうち、粒子状の SO_4^{2-} および NO_3^- については文献値⁴⁶⁻⁴⁸⁾と比較的よい一致をみたが、ガス状の SO_2 及び HNO_3 の沈着速度は文献値より小さかった。このように4つの林分について13成分の沈着速度を算出して、森林地域における乾性沈着量を算出できる基礎データを提供した。

3 溶脱・吸着

森林樹冠からの K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの塩基溶脱については多くの報告⁴⁹⁾がなされており、国内でも森林における養分の物質循環⁵⁰⁾の面からも検討されてきた。また、樹冠における吸着についても、 H^+ は樹冠におけるイオン交換反応⁴⁹⁾、 NH_4^+ は樹冠における NO_3^- への酸化反応⁵¹⁾との関係で検討されてきたが、樹冠通過雨測定によって溶脱あるいは吸着を定量した報告はほとんどなかった。六甲山の森林植物園(標高360m)において森林樹冠における溶脱・吸着の実態について検討した。

1) 樹種間比較

樹冠通過雨測定とモデル式を用いた定量¹⁾から、塩基成分(Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+)はいずれの樹種において樹冠から溶脱していること、一方、 H^+ 、 NH_4^+ 及び重金属類は樹冠に吸着されていることが明らかになった(Table 3)。溶脱量は樹種により大きく異なり、スギ樹冠からの Ca^{2+} 溶脱量はヒノキ、シラカシ、コナラの5~6倍であった。 Mg^{2+} 、 K^+ についても、スギとほぼ同じ傾向であった。また、 H^+ 及び NH_4^+ の吸着量についてもスギが最大であった。 NH_4^+ の吸着量は H^+ の吸着量に匹敵しており、樹冠における硝化反応に伴う H^+ の放出⁵¹⁾との関係で注目される。スギの樹幹流のpHが低い点について、樹幹から H^+ が溶脱するためであるという推定⁵⁾がなされている。これについては、上に述べた樹冠における NH_4^+ の吸着と NO_3^- への硝化及び H^+ の放出との関連でさらに検討が必要と考える。

Table 3 Rate of leaching and adsorption in the four forest canopies for fourteen components

	Rate of leaching and adsorption (keq/ha year*)			
	Cj**	Co**	Qm**	Qs**
Ca^{2+}	2.11	0.41	0.41	0.36
K^+	0.70	0.25	0.74	0.53
Mg^{2+}	0.31	0.08	0.26	0.27
NO_3^-	0.26	0.23	-0.01	-0.06
Cl^-	0.22	-0.02	-0.15	0.17
Mn	0.00	0.05	0.05	0.05
SO_4^{2-}	0.00	0.00	0.00	0.00
Na^+	-0.13	-0.14	-0.22	0.09
NH_4^+	-0.40	-0.16	-0.13	-0.17
H^+	-0.69	-0.08	-0.42	-0.36
Pb	-0.09	-0.04	-0.04	-0.03
Cu	-0.06	-0.03	-0.01	-0.01
Fe	-0.04	-0.01	0.54	0.19
Zn	-0.63	-0.26	-0.30	-0.18

* Unit for five trace elements is kg/ha·year

** Cj: Cryptomeria japonica(sugi),
Co: Chamaecyparis obtusa(hinoki),
Qm: Quercus myrsinaefolia(shirakashi),
Qs: Quercus serrata(konara),
Minus value in this figure shows the rate of adsorption

2) 季節変動

六甲山において樹冠からの塩基溶脱の季節変動について検討した³⁹⁾。その結果、季節変動は成分により、また樹種によって大きく異なった。 K^+ についてはコナラでは5月に、針葉樹は10~11月に溶脱のピークが出現した。コナラ林からの K^+ の溶脱が5月に顕著なのは、コナラ葉の K^+ 濃度が新葉時に高い³²⁾ことと関係すると推定された。一方、 Ca^{2+} については、スギの溶脱量は広葉樹に比べ大きい。溶脱の季節変動には樹種間の違いはみられなかった。このように、 K^+ と Ca^{2+} の場合で溶脱の変動パターンに違いがあるのは、葉の組織の中での K^+ と Ca^{2+} の存在状態が異なる⁵²⁾ためと推定された。

3) 塩基の溶脱に及ぼす酸性沈着の影響

森林への酸性物質の負荷が樹冠からの陽イオンの溶脱を促進していると考えられたので、溶脱量と H^+ 沈着量との関係を調べた¹⁾。その結果、 Ca^{2+} は4樹種とも、Mnはヒノキを除く3樹種、 Mg^{2+} はスギとシラカシで各々、有意な相関が認められた。一方、 K^+ については相関がみられなかった。このことから、降水の酸性化が樹冠からの Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの塩基の溶脱を促進していることが示唆された。また、有意な相関のみられた Ca^{2+} と Mg^{2+} について H^+ 吸着量と Ca^{2+} 及び Mg^{2+} の溶脱量との当量関係を調べ、

樹冠におけるイオン交換反応を検討した³⁹⁾。その結果、Ca²⁺溶脱量はH⁺とCa²⁺の1:1の線より上にあるのに対して、Mg²⁺溶脱量はその線より下にあることが分かった。このことから、Ca²⁺はH⁺との交換反応以外の反応によっても溶脱されていること、一方、Mg²⁺の交換反応速度はCa²⁺に比べ小さいことが示唆された。

樹冠への霧水沈着

最近、関東地方の山岳地帯におけるダケカンバ、オオシラビソなどの森林枯損が顕在化し、それらの原因を究明する調査研究が種々行われてきた。森林枯損の原因としては、未熟土壌や地形条件と結びついた風害説や雨氷害説などが出されている。一方山岳地域には霧が頻繁に発生していることから、酸性霧が森林枯損の一因ではないかとも考えられている⁵³⁾。関東地方を中心に山岳地での酸性霧の観測⁵⁴⁻⁵⁶⁾が行われ、酸性霧の化学特性は次第に明らかになってきた。しかし、山地の森林樹冠に対する霧水沈着量を測定し、森林枯損との因果関係を検討する調査研究はほとんどみられなかった。六甲山において次のようなことを検討した。

1) 林内雨量及び沈着量の標高分布

霧水沈着の測定に先立ち、六甲山の標高70~800mにある5ヶ所のスギ林で林内雨を測定し、スギ樹冠への酸性沈着の標高分布について調べた¹¹⁾(Table 4)。林内雨量は標高とともに増大し、430m以上で林外雨量を上回り、800m地点では林外雨量の2倍以上に達した。林内雨のpHは標高とともに低下し、標高670mの地点で林外雨のpHを下回った。林内沈着量はほとんどの成分で標高とともに増えたが、800m以上の地点におけるH⁺沈着量の増加は顕著であった。これらのことから、標高800m以上の地点ではスギ樹冠に多量の霧水沈着がもたらされていることが示唆された。丹沢大山の標高500~1252mにおける調査におい

ても、スギ林内への林内雨量及びイオン総沈着量が標高とともに増加するという、六甲山と同様な結果⁵⁷⁾が報告されている。

2) 六甲山の霧の特性

樹冠通過雨の高度分布測定によって六甲山の高い地点では高頻度で霧が発生していることが示唆されたので、標高800m地点で霧水採取と樹冠通過雨の並行測定を行なった¹²⁾。その結果、六甲山の年間の霧発生頻度は15.5%で、赤城山、榛名山⁵⁵⁾やMt.Moosilauke⁵⁸⁾の値に近かった。発生頻度は春~夏期に高く、6~7月には24%に及んだ。相対湿度が80%を超えると霧発生頻度は増加し、86%以上では発生頻度は70%に達した。六甲山の霧水量(LWC)の年平均値は0.059g/m³であり、赤城山や榛名山⁵⁵⁾の0.069~0.071g/m³に近い値であった。国外では0.06~0.40g/m³の値が報告されている。六甲山の霧水の成分濃度はpH 3.81、SO₄²⁻ 0.23 μeq/ml、NH₄⁺ 0.17 μeq/ml、NO₃⁻ 0.12 μeq/ml、Cl⁻ 0.11 μeq/mlで、そのpHは榛名山や赤城山⁵⁵⁾よりは高いが、丹沢大山⁵⁷⁾、藻岩山⁵⁹⁾、大台ヶ原⁶⁰⁾よりは低かった。

3) 霧水沈着量の算出式

樹冠通過雨測定の降水量データから樹冠への霧水沈着量を計算する算出式を検討した。樹冠における水バランスを考えると、樹冠に捕捉される霧水沈着量(Wc)は林内降水量(Wt)、樹幹流下量(Ws)、林外降水量(Wp)と樹冠での蒸発などによる遮断量(Wi)とから、 $Wc = Wt + Ws + Wi - Wp$ によってもとめられる。霧が長時間継続し、樹冠が湿った状態に保たれると、降水遮断量は0に近づき、降水がすべて林内に達する状態になると考え、本研究では濃霧発生時にはWiは0に近似できると仮定した。Ws = k*Wtの関係¹⁾が求められているので、上式は、 $Wc = (1+k)*Wt - Wp$ となり、この式から、樹冠への霧水沈着量を求めることができる。なお六甲山ではk値¹⁾として、スギ 0.042、

Table 4 Concentration of ten components in incident precipitations and throughfalls at seven altitudes between 70m and 800m a.s.l. on the southern slopes of Mt.Rokko.

	Altitude (m)	Rainfall (mm)	EC (μS/cm)	pH	Concentration of ten components (μeq/ml)									
					H ⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	
I-1	150	1494	18.5	4.91	0.012	0.046	0.025	0.048	0.028	0.036	0.005	0.014	0.045	
I-2	300	1746	18.3	4.86	0.014	0.045	0.023	0.049	0.024	0.037	0.006	0.014	0.046	
I-3	800	1760	18.2	4.81	0.016	0.043	0.020	0.048	0.016	0.030	0.006	0.014	0.046	
I-3/I-1		1.2	0.99		1.3	0.9	0.8	1.0	0.6	0.9	1.1	1.0	1.0	
T-1	70	1064	106	6.07	0.001	0.20	0.15	0.29	0.14	0.26	0.19	0.08	0.14	
T-2	240	1184	130	6.03	0.001	0.21	0.22	0.40	0.18	0.28	0.14	0.10	0.26	
T-3	430	1863	71	5.15	0.007	0.12	0.12	0.30	0.07	0.15	0.05	0.08	0.24	
T-4	670	2528	80	4.77	0.017	0.15	0.13	0.30	0.04	0.20	0.06	0.08	0.23	
T-5	800	3934	64	4.41	0.039	0.13	0.12	0.17	0.05	0.12	0.03	0.05	0.15	
T-5/T-1		3.7	0.6		46	0.7	0.8	0.6	0.3	0.5	0.2	0.7	1.1	
T-5/I-3		2.2	3.5		2.5	3.1	6.2	3.5	2.9	4.1	6.1	3.9	3.2	

I 1~3 : Incident precipitation T 1~5 : Throughfall

Sampling period : Apr.1997-Mar.1998

ヒノキ 0.138, コナラ 0.121 がもとめられている。

4) 霧水沈着量と霧水採取量の関係

上式から霧水沈着量が定量的に見積られるかを検討するために、4~30日間における霧水沈着量(y)と霧水採取量(x)との関係を六甲山の4本のスギ調査木について調べた¹²⁾(Fig.3)。年間を通した測定の結果、両者の相関係数は0.561~0.791となり、いずれも危険率0.1~1%で有意な相関関係が認められた。このことから、樹冠通過雨測定による降水量データから、樹冠への霧水沈着量を定量できることが示された。霧水沈着量と霧水採取量を比較した報告はほとんどみられないが、Joslinら⁶¹⁾は赤トウヒ林における測定で霧水沈着量と人工ツリーを用いてもとめた霧水採取量との間に高い相関を認めている。

5) 4年間の測定

4年間に六甲山の多くの地点でスギ樹冠に対する霧水沈着量を測定した。その結果、800m地点の4本のスギ調査木で1418~2859mm(1997年10月~1998年10月)¹²⁾、800~845mの5地点で945~1577mm(1999年7月~2000年6月)¹⁶⁾、同じ地点の調査で954~1134mm(2000年7月~2001年6月)¹⁶⁾の霧水沈着量が各々、観測された(Table 5)。このことから、六甲山の標高800m以上の尾根部では広い範囲のスギ林の樹冠に年間940~1580mm以上の霧水が沈着していること、また霧水沈着量はその年の気象条件で大きく変動していることが明らかになった。一方、標高680~760mの地点では800m以上の地点に比べ少ないものの、340~870mmの霧水沈着量が観測され

た。樹冠通過雨測定によって森林地域への霧水沈着量を算出した測定例は少ないが、ハワイ島のpine tree⁶²⁾で2044mm、Clingmans Peakのトウヒ林⁶³⁾で135mm/month、Great Smoky Mt.のトウヒとモミの混生林⁶⁴⁾で890mm、同じ山地のトウヒ林⁶⁵⁾で200~500mm/6monthなどが報告されている。六甲山の霧水沈着量は、ハワイ島のpine treeに対する霧水沈着量に匹敵するかそれを上回っている。六甲山では標高とともに霧水沈着量が増大したが、同様なことが霧水採集器による米ベルモント州⁶⁶⁾、東メキシコの雲霧林⁶⁷⁾などにおける測定から報告されている。

6) 霧水による酸性物質の沈着量

六甲山の800m地点のスギ樹冠における霧水による酸性沈着を1年間にわたり測定した¹²⁾。主な成分の沈着量(keq/ha·year)は、 SO_4^{2-} 4.3, NH_4^+ 3.2, H^+ 2.6, NO_3^- 2.5, Cl⁻ 2.5の順であった。比較的測定が行われている NO_3^- の他地域における沈着量として、Gross Arborの針葉樹(0.6~2.5)⁶⁸⁾、Mt.Moosilaukeのモミ(1.6)⁶⁹⁾、Mt.Whitetopのトウヒ林(1.2)⁷⁰⁾、Great Smokyのトウヒ林(0.4)⁶⁵⁾などの報告がみられるが、六甲山の値はこれらの報告値やVongら⁷⁰⁾のレビューの最高値(2.1)に匹敵するか、それより大きいことが分かった。 SO_4^{2-} についてもほぼ同様、六甲山のほうが大きな値を示した。六甲山における霧水の NO_3^- 濃度は国内の他地域に比べても高くはなく、 NO_3^- の霧水沈着量がこのように大きいのは、他地域よりも霧水沈着量が多いためと考えられる。

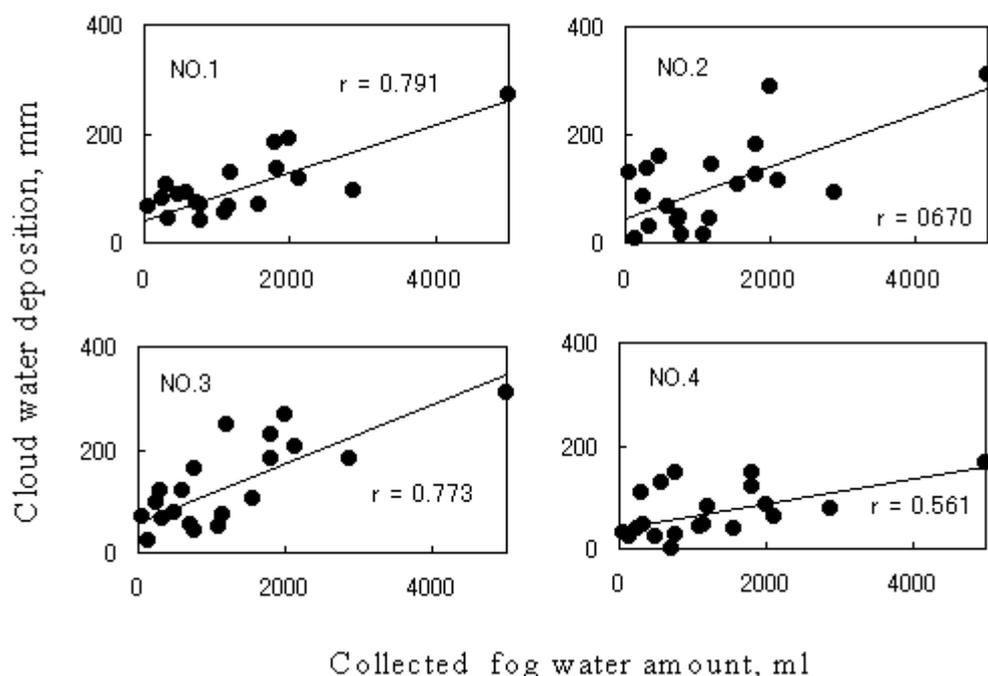


Fig.3 Relation between the cloud water deposition to four Cryptomeria canopies and the amount of fog water collected by fog droplet collector for 4-30 days at Mt.Rokko

Table 5 Cloud water deposition to the canopies of *Cryptomeria japonica* for eight sites at Mt. Rokko

		Site	1	2	3	4	5	6	7	8
		Altitude(m)	680	750	760	800	835	810	875	845
		DBH(cm)	44.0	41.0	57.0	27.0	49.5	29.5	23.5	47.5
Cloud water deposition (mm)	99.7-00.6		571	505	867	1024	1577	945	1118	
	00.7-01.6		343	444		1115	954			1134
	mean		457	475	867	1069	1266	945	1118	1134
pH of throughfall	99.7-00.6		4.32	4.45	4.53	4.33	4.65	4.85	4.71	4.44
	00.7-01.6		4.21	4.21		4.20	4.46			4.38
	mean		4.27	4.33	4.53	4.27	4.56	4.85	4.71	4.41
H ⁺ deposition (kg/ha·year)	99.7-00.6		0.74	0.59	0.52	1.00	0.68	0.28	0.44	0.74
	00.7-01.6		0.60	1.10		1.25	1.00			1.51
	mean		0.67	0.84	0.52	1.13	0.84	0.28	0.44	1.13

Table 6 Chemical throughfall deposition rate to canopies of six coniferous trees and three broad-leaved trees at the two sites of Mt. Rokko

		The Rokko Visitor Center								
		H ⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺
Tree species		(kg/ha·year)								
Coniferous	Cj	1.26(4.2)	337(10.5)	337(15.7)	55.5(12.1)	201	114	144	65.9	31.1
	Co	0.58(1.9)	113(3.5)	99(4.1)	9.4(2.0)	67	38	43	31.0	10.4
	Pd	0.30(1.0)	100(3.1)	48(2.0)	5.4(1.2)	68	33	33	55.2	9.7
	Cd	0.13(0.4)	-	-	-	-	-	-	-	-
Broadleaved	Qs	0.08(0.3)	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sj	0.07(0.2)	-	-	-	-	-	-	-	-
Precipitation		0.30	32	24	4.6	16	11	9	3.2	2.0

		The Rokko Alpine Botanical Garden								
		H ⁺	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Mg ²⁺
Tree species		(kg/ha·year)								
Coniferous	Cj	0.48(2.2)	228(8.1)	250(15.6)	38.4(11.0)	277	150	144	70.8	27.4
	Af	0.35(1.6)	128(4.6)	136(8.5)	28.5(8.1)	124	70	44	49.2	13.0
	Pd	0.58(2.6)	96(3.4)	98(6.1)	14.6(4.2)	95	54	38	32.7	11.9
	Av	0.38(1.7)	115(4.1)	93(5.8)	16.7(4.8)	95	44	39	76.1	11.1
	As	0.82(3.7)	-	-	-	-	-	-	-	-
Precipitation		0.22	28	16	3.5	20	13	10	4.4	2.4

Sampling period : Apr. 1998~Mar. 2000 (The Rokko Visitor Center)

Apr. 1999~Mar. 2000 (The Rokko Alpine Botanical Garden)

Cj : *Cryptomeria japonica* (Sugi), Co : *Chamaecyparis obtusa* (Hinoki), Pd : *Pinus densiflora* (Akamatsu),Cb : *Clethra barbinervis* (Ryoubu), Qs : *Quercus serrata* (konara), Sj : *Sorbus japonica* (Urajironoki),Af : *Abies firma* (Mori), Av : *A. veitchii* (Shirabiso), As : *A. sachalinensis* (Todomatsu)

Figures in parentheses show the ratio of throughfall deposition to precipitation deposition

7) 沈着量を規定する因子

調査木の地形条件や立地条件の比較¹²⁾から、谷斜面の林分よりも尾根部にある周囲が開けた林分の方が霧水沈着が多く、林内木よりも林縁木の方が霧水沈着が多いこと、また同じ林内木でも周囲にギャップなどがある場合には霧水沈着が多くなることが明らかになった。樹冠への霧水沈着が林縁から林内に入るほど小さくなることはトウヒ林⁷¹⁾でも報告されている。霧の特性が霧水沈着量に影響すると考えられたので、霧発生頻度及び霧水量と霧水沈着量との相関をとったところ、霧発生頻度はいずれの地点

とも、霧水量は1地点を除き、各々有意な相関が認められた。霧水量と霧水沈着量との関係については、トウヒ林など^{72,73)}でも同様な関係が報告されている。六甲山における霧水沈着量と気象因子との関係をみると、暖候期には風速が大きくなるほど沈着量が増大することが示された。

8) 樹種間の比較

六甲山の高山植物園において常緑針葉樹6種、夏緑広葉樹3種に対する霧水沈着量を測定し、樹種間の比較を行なった¹⁴⁾。その結果、樹冠への霧水沈着量はスギ(尾根部 2055mm) > スギ(谷部 1209mm) > アカマツ(尾根部 949mm) > シラビソ(谷部 718mm)モミ(尾根部 589mm) >

トドマツ(谷部 456mm)であった (Table 6) . スギへの沈着が最大, アカマツ(尾根部)がそれに次いで大きかったが, 霧水沈着量は調査木の立地条件にも大きく左右された. これらのことから, スギの枝葉は霧を捕捉しやすい形態と構造をもっていることが示された. アカマツはスギに比べると沈着量は少ないものの, 尾根部にある場合は霧水沈着が比較的大きくなった. 一方, 広葉樹への霧水沈着は少なかった. このような六甲山における調査によって, スギ以外の針葉樹についても立地条件によっては多量の霧水が沈着していることが明らかになった. 霧水沈着は林内に酸性沈着をもたらしている. 霧水沈着がもたらす酸性沈着により, 針葉樹の林内雨の pH は林外雨よりも低く, 樹冠への H⁺沈着量はとりわけスギとトドマツで大きかった.

9) 内陸部の山地 (粟鹿山) での測定

兵庫県の中北部に位置する粟鹿山 (標高 962m, 氷上郡青垣町) においてスギ, ヒノキ, コナラの樹冠通過雨をおよそ 1 年間測定した¹⁵⁾. その結果, 尾根部 (標高 900m) のヒノキ樹冠に対する霧水沈着量が 780mm(年降雨量の 44%)に達することがわかった. この値は, 六甲山の標高 760m 地点のスギ樹冠への霧水沈着量¹⁶⁾に匹敵する. 林内雨の pH は 4.40 であり, 六甲山のスギ林(1999~2000 年)の最低値¹⁶⁾に近かった. 尾根部のヒノキ林においてこのように多量の霧水沈着が観測されたことは, 森林樹冠への多量の霧水沈着が沿海部だけの現象ではなく, 海岸から遠く離れた内陸部 (海岸からの距離 40~60km) でもみられることを示した点で注目された.

10) 霧水沈着と乾性沈着と割合

1.1 のモデル式には霧水沈着を含めていなかったため, この点を改良して, 雨水沈着, 乾性沈着, 溶脱及び霧水沈着の分別定量ができるようにした⁷⁴⁾. それにもとづいて六甲山 800m 地点のスギ樹冠における各物質量を算定した (Table 7). 霧発生頻度の高い 6~8 月に SO₄²⁻の乾性沈着

が負の値を示すことがあったので, 乾性沈着量と霧水沈着量の関係について一定の補正を行ない, 再計算を行なった. その結果, スギ樹冠における霧水沈着, 乾性沈着, 雨水沈着の割合は, SO₄²⁻では霧水 58%, 乾性 28%, 雨水 13%, NO₃⁻では霧水 48%, 乾性 14%, 雨水 6%となり, 霧水沈着量が乾性沈着量に比べて 2~3 倍大きいことが示された. 一方, H⁺及び NH₄⁺については乾性沈着の 5 倍以上が霧水沈着によりもたらされるが, その多くが樹冠に吸着されるために, 樹冠下に届くのはその 1/3~1/2 であった. 霧水沈着と乾性沈着の割合についての報告は少ないが, SO₄²⁻について, 北米の Clingman's Dome⁷⁵⁾で霧水 48%, 乾性 25%, 雨水 27%, Whiteface Mt.⁷⁶⁾で霧水 45%, 乾性 9%, 雨水 46%, Whiteface Mt.で霧水 79%, 乾性 5%, 雨水 16%, Whitetop Mt.⁷⁵⁾で霧水 80%, 乾性 2%, 雨水 18%などが報告されている.

11) 樹雨現象の解明

山地では濃霧が森林に流れ込み樹木の枝葉に沈着すると, やがて大粒の水滴となって樹冠下に滴下する. これは樹雨といわれる現象で, 海岸に近い森林ではこれが無視できない量に及ぶといわれている⁷⁶⁾. しかし, 森林の樹雨現象について年間を通したデータにより定量的に扱った報告はこれまでなかった. 著者ら²⁰⁾は転倒升雨量計(データロガー付)のデータをもとに, 六甲山の 2ヶ所におけるスギ樹冠への霧水沈着の時間変動を年間を通して解析した. 0.5mm 以上の霧水沈着が 470~550 時間観測され, 沈着量は年間で 703~1269mm であった. 沈着量は 6~7 月と 10~11 月に極大値をもつ季節変動をし, 暖候期では早朝 5~6 時に極大値をもつ日変動を示した. 霧水沈着の日変動を測定した事例は少ないが, 北米の Whitetop Mt.の赤トウヒ林において, 霧水沈着が深夜から早朝に多くなることが報告^{72,77)}されている. 六甲山の霧水沈着の多くは降雨を伴ったが, 年間に 12~22%, 暖候期には 14~32%が降雨を伴わない樹雨型で, 樹雨量は年間 193mm であった. 最長の樹雨イベントは 1999 年 7 月 20~25 日に発生し, 58 時間継続し, 総樹雨量は 70mm に達した (Fig.4). 文献をみると, 米カリフォルニア州の丘陵地の Monterey マツ林⁷⁸⁾において樹雨が 8 月の 16 日間で 150mm, 一夜で 31.5mm が観測された. また北米の赤トウヒ林⁷⁷⁾で日中 7-14 時に 23mm の樹雨が観測された. 六甲山における霧水量と沈着量との間の関係をみると, 樹雨型のときにより高い相関 (r=0.883)がみられ, Whitetop Mt.の赤トウヒ林における測定値⁷²⁾に近かった. 眞山⁷⁹⁾が 80 年前に大台ヶ原山で測定したデータを著者らが解析し直したところ, 濃霧発生頻度と霧水沈着量の間有意な相関関係が認められた²⁰⁾. このように, 国内のスギ, モミなどの針葉樹林の樹冠には, 濃霧のときに相当量の霧水が沈着しており, 森林に多量的水分と酸性物質を供給していることが, 六甲山だけでなく, 大台ヶ原山のデータによっても示された.

Table 7 Ratio of cloud water deposition (C), dry deposition (D), leaching (L), and incident deposition (I) to total flux (TF) in *Cryptomeria* canopy at Mt.Rokko (800m)

Total Flux (kg/ha*year)	Ratio (%)				
	C/TF	D/TF	L/TF	I/TF	
SO ₄ ²⁻	258	58	28	—	13
Ca ²⁺	99	14	23	53	10
K ⁺	54	11	15	66	7
Mg ²⁺	27	23	23	43	10
NO ₃ ⁻	322	48	14	31	6
H ⁺	1.5	176	32	-122*	15
NH ₄ ⁺	34	166	30	-111*	16

* Minus values show adsorption or absorption onto canopy

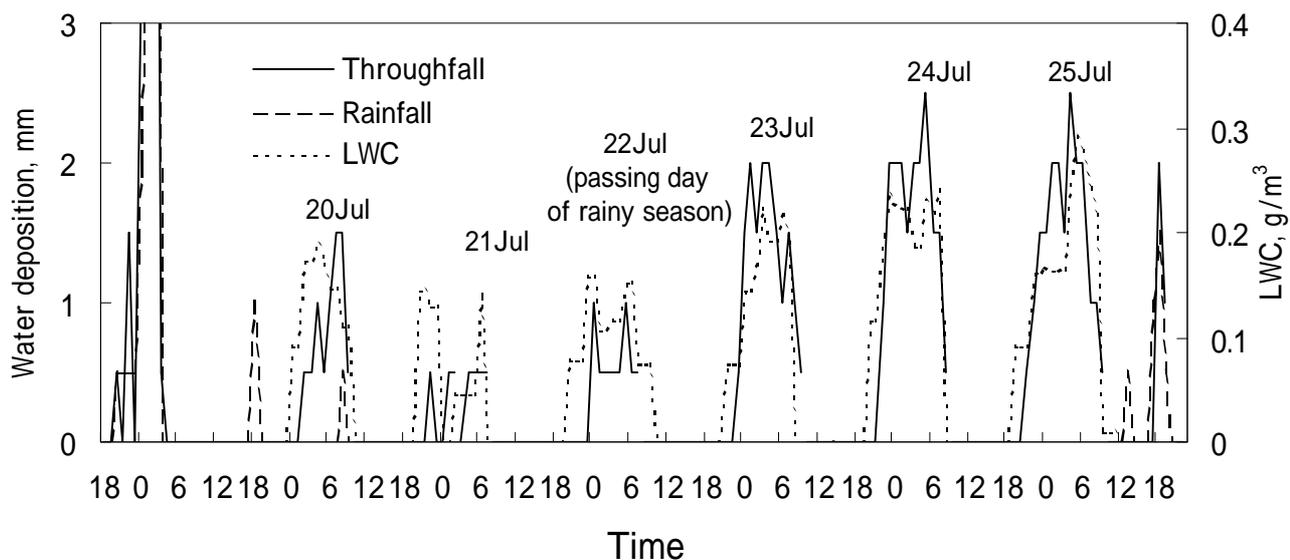


Fig.4 Time variation of LWC and fog drip type of cloud water deposition to *Cryptomeria* canopy in 19-25 July 1999 at Mt.Rokko (St.A)

酸性沈着の森林生態系への影響

これまで述べてきたように、六甲山尾根部のスギ樹冠には降水量を上回る霧水沈着があり、北米東部の山岳地を上回る酸性沈着をもたらされている。スギ林では腐植層の分解を通して表層土壌には塩基が蓄積する⁸⁰⁾といわれ、ヒノキ林に比べ酸中和能は大きいと考えられている。しかし、この酸中和能を上回る酸性沈着があれば、土壌は酸性化する。そこで、著者ら⁸¹⁾は六甲山の山麓～山頂にある7ヶ所のスギ林で樹冠通過雨と土壌溶液を採取し、六甲山のスギ林への酸性沈着が土壌の酸性化にどの程度の影響を与えているかを検討した。

1) 土壌溶液の化学性

土壌溶液の H^+ 、Al濃度は霧水沈着が多い地点ほど高くなり、845m地点では H^+ 濃度は0.079meq/l (pH4.11)、Al濃度は0.175mMであった⁸¹⁾ (Table 8)。この値は、過去にスギ林について報告された文献値⁸²⁻⁸⁷⁾を上回るものである。土壌溶液の H^+ 及びAl濃度は幹に近いところで高くなり、ヒノキ林⁸³⁾で報告されているとほぼ同じ傾向が認められた。林内雨と土壌溶液の成分組成の比較から、酸性沈着の多い地点の土壌では樹冠通過雨はほとんど中和されていないことが示唆されたが、それは土壌の交換性塩基が少ないことから支持された。土壌溶液の Ca^{2+} と NO_3^- 濃度の間には、いずれも有意な相関関係がみられ、両者の回帰式の勾配は標高の高いところや樹冠に近いところでは小さかった。土壌溶液の Ca^{2+} と NO_3^- 濃度間に相関があることは以前から報告⁸⁷⁾されており、それらがほぼ1:1に

近い当量比で変動すること⁸⁸⁾や土壌の深いところでその当量比が大きくなること⁸⁹⁾も報告されている。スギ林だけでなく、トウヒ林⁹⁰⁾においても両者の間に有意な相関が認められている。土壌溶液の H^+ 濃度と回帰式の勾配の間には有意な負の相関が認められ、土壌の酸性化の進んだところでは、交換性塩基の溶出により Ca^{2+}/NO_3^- 当量比は小さくなることが示された。

2) 土壌からのAl溶出に対する霧水沈着の影響

土壌の酸性化が進み、交換性 H^+ が増えると、粘土の破壊と溶解によりAlが溶け出し、交換性Alが増えるといわれている⁹¹⁾。六甲山においては土壌溶液のAl濃度は H^+ 、Cl⁻、 NO_3^- 及び SO_4^{2-} 濃度と有意な相関を示した⁸¹⁾。土壌溶液のAl濃度が NO_3^- 濃度⁹⁰⁾、 SO_4^{2-} と NO_3^- の合計濃度²⁵⁾やアニオン総量²⁶⁾との間に相関があることはこれまでも報告されている。また、六甲山においては土壌溶液の H^+ 及びAl濃度と霧水沈着量との間に相関関係がみられたことから、土壌の酸性化や土壌からのAl溶出に霧水沈着が関与していることが示唆された。

3) 土壌溶液のBC/Alモル比

ヨーロッパを中心に土壌の酸性化を評価する指標として土壌溶液の $(Ca^{2+}+Mg^{2+}+K^+)/Al$ モル比(以下、BC/Alモル比と略す)が用いられており、RAINSモデルではBC/Alモル比=1が臨界値として採用されている⁹²⁾。しかし、室内実験でもとめた値をそのまま森林に適用することや、環境の異なる地域や異なる樹種に同一の値を用いることの妥当性が問われている^{92,93)}。

Table 8 Chemical composition of soil solution for seven Cryptomeria sites at Mt.Rokko

Site	Altitude (m)	D*(cm)	pH	Concentration (meq/l)										BC/Al
				H ⁺	T.Al ³⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	
1	240	60	5.20	0.006	0.023	0.71	0.57	0.02	1.05	0.55	1.33	0.32	0.25	56
2	360	30	5.55	0.003	0.004	0.39	0.28	0.00	0.26	0.21	0.64	0.14	0.08	187
3	430	30	5.71	0.002	0.002	0.56	0.32	0.00	0.76	0.78	0.72	0.25	0.02	272
4	670	30	4.51	0.031	0.067	0.24	0.21	0.00	0.46	0.26	0.36	0.16	0.04	5.9
5	750	30	4.23	0.059	0.164	0.66	0.29	0.01	0.57	0.50	0.67	0.21	0.03	3.2
		10	4.21	0.062	0.081	0.33	0.32	0.00	0.57	0.43	0.38	0.18	0.06	5.0
7	835	30	4.44	0.037	0.088	0.39	0.42	0.00	0.79	0.80	0.57	0.27	0.05	5.9
		50	4.57	0.027	0.048	0.18	0.32	0.00	0.54	0.48	0.33	0.16	0.05	7.0
		100	5.71	0.002	0.001	0.21	0.33	0.00	0.50	0.62	0.38	0.16	0.05	378
8	845	30	4.11	0.079	0.175	0.28	0.45	0.00	0.33	0.19	0.48	0.11	0.02	2.0
		50	4.57	0.027	0.054	0.21	0.33	0.00	0.17	0.16	0.36	0.07	0.02	4.5
		100	4.58	0.026	0.061	0.28	0.33	0.00	0.19	0.18	0.40	0.09	0.01	4.2

* D: Distance from the Cryptomeria stem, Sampling duration: Feb.-Dec.2001 **T.Al: mM BC = Ca²⁺+ Mg²⁺+ K⁺

六甲山の年間を通じた測定⁸¹⁾の結果、土壌溶液のBC/Al モル比は、H⁺濃度が低い地点や高くても幹から離れた場所では大きかったが、H⁺濃度が高い地点では2.0~7.0と小さな値を示した。わが国において土壌溶液のBC/Al モル比を報告した事例をみると、スギ林では3.4~816^{84,86)}、ヒノキ林では0.77~1091^{83,86,94)}、コナラ林では3.8~1032^{86,94)}の報告があるほか、わが国の花崗岩地域のスギ林13ヶ所における調査⁸²⁾で、土壌溶液のBC/Al モル比として樹幹近傍(幹から10cm)で1.5~150、樹幹遠方(幹から100cm)で4.5~200の値が報告されている。このことから、六甲山の標高の高い地点(幹から30cm)のBC/Al モル比は、酸性化が顕著なスギ林の樹幹近傍(幹から10cm)と同じレベルであることが示された。

おわりに

六甲山における10年余の樹冠通過雨測定から、六甲山の低標高のスギ樹冠には乾性沈着により、また高標高のスギ樹冠には霧水沈着により、多量の酸性物質がもたらされていることが明らかになった。特に、高標高地点における沈着量は北米東部の山岳地を上回るものであった。多量の霧水沈着がもたらされている六甲山のスギ樹冠下における土壌溶液を調べたところ、スギ林について国内でこれまで報告されている値を上回るH⁺及びAl濃度が観測された。これらのことから、六甲山の高標高のスギ林では土壌の酸性化が進行しつつあると結論づけられた。現在のところ、六甲山ではスギ林木に目立った被害症状はみられないが、霧水による酸性沈着の負荷が今のままの状態でも長期間続くなれば、土壌や土壌溶液の酸性化がさらに進行して、将来、森林樹木に被害が顕

在化することも考えられる。そうならないためにも、六甲山をはじめ、多量の霧水沈着が観測される森林地域においては、霧水沈着や土壌溶液の長期的なモニタリング調査が必要であると考えられる。

文 献

- 1) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 正賀充: 森林樹冠への酸性沈着の影響評価 - 乾性沈着と溶脱の分別評価法の検討 - . 環境科学会誌, **8**, 25-34 (1995)
- 2) Kobayashi, T., Y. Nakagawa, M. Tamaki, T. Hiraki and M. Shoga: Evaluation of acidic deposition onto forest canopies - Model calculation of dry deposition and leaching (or adsorption) rate-. Proceedings of the International Symposium on Acidic Deposition and its Impacts, 106-112 (1996)
- 3) 岩坪五郎: 森林生態系における物質循環の機構. p.115-138. 岩坪五郎編, 森林生態学, 現代の林学 12. 文永堂出版. 東京. 1996
- 4) 戸塚 績: 森林生態系に与える酸性降下物の影響の機作. p.163-181. 「酸性雨」編集委員会編, 酸性雨 - 複合作用と生態系に与える影響 - . 博友社. 東京. 1996
- 5) 佐藤一男, 高橋章: スギ樹冠からの水素イオンの溶脱と樹冠近傍土壌の酸性化. 環境科学会誌 **9**: 221-230 (1996)
- 6) Nakagawa, Y., L. Changhua and G. Iwatsubo: Water chemistry in the Jiulianshan forest water shed ecosystem. p.14-164. edited by G. Iwatsubo and L. Changhua. Ecological and Hydrological Study on a Forested Water shed in Southern China. 1996
- 7) 高世東, 坂本和彦, 徐淪, 趙大為, 張冬保, 周諧: 中国重慶における森林の林内雨に対する酸性沈着の影響. 大気環境学会誌, **34**, 53-64 (1999)

- 8) Kaga,A., :A simple model to estimate atmospheric input of acid deposition as a forested site from throughfall observation. *J.Jpn. Soc. Atmos. Environ.* **34**, 65-73 (1999)
- 9) 金子信博：島根大学附属三瓶演習林での酸性降下物モニタリング. p.106-115. 科研費補助金基礎研究成果報告書. 森林における酸性降下物流出の広域比較. 1999
- 10) Baba,M.:Nitrogen retention in Japanese cedar stands in northern Honshu, with high nitrogen deposition., *Water, Air and Soil Pollut.* **130**, 1103-1108 (2001)
- 11) 小林禎樹,中川吉弘,玉置元則,平木隆年,藍川昌秀：六甲山におけるスギ樹冠への酸性沈着の標高分布. 兵庫県立公害研究所研究報告, 30号, 41-50 (1998)
- 12) 小林禎樹,中川吉弘,玉置元則,平木隆年,藍川昌秀,正賀充：霧水沈着により森林樹冠にもたらされる酸性沈着の評価 - 六甲山のスギ樹冠における測定 -. *環境科学会誌*, **12**, 399-411 (1999)
- 13) Kobayashi,T., Y.Nakagawa, M.Tamaki, T.Hiraki and M.Aikawa:Cloud water deposition to forest canopies of *Cryptomeria japonica* at Mt.Rokko, Kobe, Japan. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 601-606 (2001)
- 14) 小林禎樹,中川吉弘：六甲山における樹冠への霧水沈着量及び酸性沈着量の樹種(常緑針葉樹6種,夏緑広葉樹3種)間比較. 兵庫県立公害研究所研究報告, 32号, 41-51 (2001)
- 15) 小林禎樹,中川吉弘,玉置元則,平木隆年,藍川昌秀：粟鹿山における針葉樹3種及び広葉樹1種の樹冠への霧水沈着量及び酸性沈着量の算定. 兵庫県立公害研究所研究報告, 32号, 93-98 (2001)
- 16) 小林禎樹,中川吉弘：六甲山尾根部におけるスギ樹冠への霧水沈着及び酸性沈着量の分布. 兵庫県立公害研究所研究報告, 32号, 73-78 (2001)
- 17) 玉置元則,平木隆年,正賀充,中川吉弘,小林禎樹：森林地域での林外雨と林内雨採取法の検討. 兵庫県立公害研究所研究報告, 24号, 42-47 (1992)
- 18) 岩坪五郎：森林生態系での植物葉分物質の循環. p.313-360. 加藤泰安,中尾佐助,梅棹忠夫編,山岳森林生態学. 中央公論社 1976
- 19) 小林禎樹,中川吉弘：1ヶ月間採取法による雨水中水銀のモニタリング. 兵庫県立公害研究所研究報告, 23号, 21-26 (1991)
- 20) 小林禎樹,中川吉弘,玉置元則,平木隆年,藍川昌秀：スギ樹冠にもたらされる霧水沈着の時間変動 - 六甲山で観測された樹雨現象の解析 -. *環境科学会誌*, **15**, 151-161 (2002)
- 21) 佐々朋幸,後藤和秋,長谷川浩一,池田重人：盛岡市周辺の代表的な森林における林外雨,林内雨,樹幹流の酸性土並びにその溶存成分 - 樹種による樹幹流のpH固有値 -. *森林立地*, **32**, 43-58 (1991)
- 22) 玉置元則,平木隆年,正賀充,中川吉弘,小林禎樹：酸性雨調査における樹幹流採取法の比較. 兵庫県立公害研究所研究報告, 24号, 1-9 (1992)
- 23) 正賀充,玉置元則,平木隆年,中川吉弘,小林禎樹：林外雨,林内雨および樹幹流の性状と相互の関係. 兵庫県立公害研究所研究報告, 25号, 45-50 (1993)
- 24) 久米一成,浅川貞夫,縣富美夫,鈴木久雄：スギ,ヒノキの樹幹を流れる雨水成分の性質について. *静岡県衛生環境センター報告* 31号: 33-39 (1988)
- 25) 村井 弘,竹内信治,金宏明：第99回日林論, 613-614 (1988)
- 26) 小林禎樹,中川吉弘,玉置元則,平木隆年,正賀充：スギ,ヒノキ,コナラの樹冠下における林内雨量及び林内沈着量の分布. 兵庫県立公害研究所研究報告, 29号, 89-92 (1997)
- 27) Mayer,R. and B.Ulrich: Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. *Ecol.PLant.*, **9**, 157-168 (1974)
- 28) Mayer,R.and B.Ulrich: Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems. *Atmos.Environ.*, **12**, 375-377 (1977)
- 29) Ulrich,B.: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, Alkaliand earth alkali cations chloride. p.33-45. *In Ulrich,B.(ed.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems.* 1983
- 30) Lovett,G.M. and S.E.Lindberg: Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall. *J.Appl.Ecol.*, **21**, 1013-1027 (1984)
- 31) Bredemeier,M.: Forst canopy transformation of atmospheric deposition. *Water,Air and Soil Poll.*, **40**, 121-138 (1988)
- 32) 吉田聡,一國雅己：森林を通じての元素の移動 - とくに樹冠の役割について -. *環境科学会誌*, **1**, 31-38 (1988)
- 33) Draaijers,G.P.J. and J.W.Erisman The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmos.Environ.*, **31**, 387-397 (1997)

- 34) Beier, C., P. Gundersen and L. Basnussen: A new method for estimation of dry deposition of particles based on throughfall measurements in a forest edge. *Atmos. Environ.*, **26**, 1553-1559 (1992)
- 35) Lindberg, S.E. and G.M. Lovett: Field measurements of particle dry deposition rates to foliage and inert surface in a forest canopy. *Environ. Sci. Technol.*, **19**, 238-244 (1985)
- 36) Vandenberg, J.J. and K.R. Knoerr: Comparison of surrogate surface techniques for estimation of sulfate dry deposition. *Atmos. Environ.*, **19**, 627-635 (1985)
- 37) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 藍川昌秀: スギ林における乾性沈着量及び溶脱・吸着量の林内分布 - 樹冠の枝葉密度, 樹間距離との関係 - . 兵庫県立公害研究所研究報告, 30号, 77-82 (1998)
- 38) Draaijer, G.P.J., W.P.M.F. Ivens and W. Bleuton: Atmospheric deposition in forest edges measured by monitoring canopy throughfall. *Water, Air and Soil Poll.*, **42**, 129-136 (1988)
- 39) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 正賀充: 森林樹冠への酸性沈着の影響評価(2) - 乾性沈着及び溶脱(吸着)の季節変動 - . 兵庫県立公害研究所研究報告, 29号, 44-52 (1997)
- 40) Shibata, H. and T. Sakuma: Canopy modification of precipitation chemistry in deciduous and coniferous forests affected by acidic deposition. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **42**, 1-10 (1995)
- 41) Mollitor, A.V. and D.J. Raynal: Atmospheric deposition and ionic input in Adirondack forests. *J. Air. Poll. Control. Assoc.*, **33**, 1032-1036 (1983)
- 42) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 正賀充: 森林樹冠における水銀の乾性沈着及び吸着の分別定量. 兵庫県立公害研究所研究報告, 27号, 8-15 (1995)
- 43) Iverfeldt, A.: Mercury in forest canopy throughfall water and its relation to atmospheric deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, **56**, 553-564 (1991)
- 44) Heinrichs, H. and R. Mayer: Distribution and cycling of major and trace elements in two central European forest ecosystems. *J. Environ. Qual.*, **6**, 402-407 (1977)
- 45) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 正賀充: 森林樹冠への乾性沈着の評価 - 樹冠通過雨とモデル式による乾性沈着速度の算出 - . 兵庫県立公害研究所研究報告, 28号, 37-44 (1997)
- 46) Okita, T., K. Murano, M. Matsumoto and T. Totsuka: Determination of dry deposition velocities to forest canopy from measurements of throughfall, stemflow and the vertical distribution of aerosol and gaseous species. *Environ. Sci.*, **2**, 103-111 (1993)
- 47) 青木正敏, 戸塚績, 鈴木義則, 森岡進, 小西昭: 植物群落の大気汚染浄化能に関する研究(3) 都市公園内樹林の大気中 SO₂・NO₂・O₃ 浄化速度. 第 27 回大気汚染学会講演要旨集, 568 (1986)
- 48) 大喜多敏一, 村野健太郎: 大気汚染物質降下量の評価, p.14-25. 文部省「人間環境系」重点領域研究 G028, 酸性雨が陸上生態系に及ぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討. 1990
- 49) Parker, G.G.: Evaluation of dry deposition, pollutant damage, and forest health with throughfall studies. p.10-61. In A.A. Lucier and S.G. Haines (ed.), *Mechanisms of forest response to acidic deposition*, 10-61 1990
- 50) 岩坪五郎, 堤利夫: 森林内外の降水量の養分について(第 2 報). *JIBP-PT*, 5号, 110-124 (1965)
- 51) Chen, C.W., R.J.M. Hudson, S.A. Gherini, D.J.D. Dean and R.A. Goldstein: Acid rain model-canopy model. *J. Environ. Engin.*, **109**, 585-603 (1983)
- 52) 佐藤大七郎, 堤利夫: 樹木 - 形態と機能 - . p.167-191. 文永堂出版. 東京 1980
- 53) 村野健太郎: 日本における酸性雨, 酸性霧の現状と課題. *防錆管理*, **41**, 1-7 (1997)
- 54) 村野健太郎: 酸性霧研究の現状. *大気汚染学会誌*, **28**, 185-199 (1993)
- 55) 田子博, 嶋田好孝, 安村説夫, 新井孝幸, 樋口洋一郎: 平成 7 年度群馬県における霧の実態調査. 群馬県衛生環境研究所年報, 28号, 92-98 (1996)
- 56) 森孝司, 大河内博, 井川学: 丹沢山系において観測された塩酸を主成分とする pH1.95 の霧の発生. *大気環境学会誌*, **32**, 157-161 (1997)
- 57) Igawa, M., K. Matsumura and H. Okochi: High frequency and large deposition of acid fog on high elevation forest. *Environ. Sci. Technol.*, **36**, 1-6 (2001)
- 58) Olson, R.K., W.A. Reiners, C.S. Cronan and G.E. Lange: The chemistry and flux of throughfall and stemflow in subalpine balsam fir forests. *Holarctic Ecology*, **4**, 291-300 (1981)
- 59) 野口泉, 恵花孝昭, 佐藤紳: 北海道における酸性霧. 第 13 回全国環境・公害研究所交流シンポジウム予稿集, 1-4 (1998)
- 60) 松本光弘, 阿井敏通, 植田直隆, 小野安泰美: 5 力年調査における奈良県の酸性雨・酸性霧の実態. 奈良県衛生研究所年報, 31号, 41-49 (1997)
- 61) Joslin, J.D. and M.H. Wolfe: Tests of the use of net throughfall sulfate to estimate dry and occult sulfur deposition. *Atmos. Environ.*, **26A**, 63-72 (1992)

- 62) Ekern, P.C.: Direct interception of cloud water on Lanaihale, Hawaii. Proc. Soil Sci. Soc. Am., **28**, 419-421 (1964)
- 63) Dasch, J.M.: Hydrological and chemical inputs to fir trees from rain and clouds during a 1-month study at Clingmans Peak, NC. Atmos. Environ., **22**, 2255-2262 (1988)
- 64) Schubzda, J., S.E. Lindberg, C.T. Garten and S.C. Nodvin: Elevational trends in the fluxes of sulphur and nitrogen in throughfall in the southern Appalachian mountains: some surprising results. Water, Air, and Soil Pollut., **85**, 2265-2270 (1995)
- 65) Lindberg, S.E. and J.G. Owen: Throughfall studies of deposition to forest edges and gaps in montane ecosystems. Biogeochemistry, **19**, 173-194 (1993)
- 66) Vogelmann, H. T. Siccama, D. Leedy and D.C. Ovitt: Precipitation from fog moisture in the green mountains of Vermont. Ecology, **49**, 1205-1207 (1968)
- 67) Vogelmann, H.W.: Fog precipitation in the cloud forests of eastern Mexico. BioScience, **23**, 96-100 (1973)
- 68) Kroll, G.: Trace substance input to coniferous forests via cloud interception. p.205-211. In H.G. Georgii (ed.), Mechanisms and effects of pollutant-transfer into forests 1989
- 69) Lovett, G.M., W.A. Reiner and R.K. Olson: Cloud droplet deposition in subalpine balsam fir forests: Hydrological and chemical inputs. Science, **218**, 1303-1304 (1982)
- 70) Vong, R.J., J.T. Sigmon and S.F. Mueller: Cloud water deposition to Appalachian forests. Environ. Sci. Technol., **25**, 1014-1021 (1991)
- 71) Weathers, K.C., G.M. Lovett and G.E. Likens: Cloud deposition to a spruce forest edge. Atmos. Environ., **29**, 665-672 (1995)
- 72) Mueller, S.F. and R.E. Imhoff: Inferring cloud deposition to a forest canopy using a passive cloudwater collector. Geoph. Res. Lett., **16**, 683-686 (1989)
- 73) Saxena, V.K., R.E. Stogner, A.H. Hender, T.P. Defelice, R.J.Y. Yeh and N.H. Lin: Monitoring the chemical climate of the Mt. Mitchell state park for evaluation of its impact on forest decline. Tellus, **41B**, 92-109 (1989)
- 74) 小林禎樹, 中川吉弘, 玉置元則, 平木隆年, 藍川昌秀: 森林樹冠への酸性沈着の影響評価(3) - 霧発生頻度が高い山地帯の森林樹冠における霧水沈着・雨水沈着・乾性沈着・溶脱(吸着)の分別評価 - . 兵庫県立公害研究所研究報告, 31号, 87-92 (2000)
- 75) Lovett, G.M. and J.D. Kinsman: Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems. Atmos. Environ., **24A**, 2767-2786 (1990)
- 76) 中野秀章, 有光一登, 森川靖: 森林に降る雨の行方. p.31-34. 森と水のサイエンス. 日本林業技術協会. 東京書籍 1998
- 77) Joslin, J.D., S.F. Mueller and M.H. Wolfe: Tests of models of cloudwater deposition to forest canopies using artificial and living collectors. Atmos. Environ., **24A**, 3007-3019 (1990)
- 78) Parsons, J.J.: Fpg drip from coastal stratus, with special reference to California. Weather, **15**, 58-62 (1960)
- 79) 眞山利雄: 大台ヶ原山上の樹雨について. 森林治水気象彙報, 1号, 9-18 (1923)
- 80) 澤田智志・加藤秀正: スギおよびヒノキ林の林齢と土壌中の塩基の蓄積との関係. 日本土壌肥料学雑誌, **62**, 49~58 (1991)
- 81) 小林禎樹, 中川吉弘, 駒井幸雄: 霧水沈着が森林土壌の酸性化に及ぼす影響 - 六甲山のスギ樹冠下における土壌溶液の測定 - . 環境科学会誌, (投稿中)
- 82) Sato, K and T. Wakamatsu: Soil solution chemistry in forests with granite bedrock in Japan. Water, Air, and Soil Pollution, **130**, 1001-1006 (2001)
- 83) Baba, M. and M. Okazaki: Spatial variability of soil solution chemistry under Hinoki Cypress (Chamaecyparis obtusa) in Tama Hills. Soil Sci. Plant Nutr., **45**, 321~336 (1999)
- 84) 佐藤一男・若松孝志・高橋章: スギ樹幹の近傍と遠方における土壌溶液の化学組成とアルミニウムの形態. 日本土壌肥料学雑誌, **71**, 615~624 (2000)
- 85) 加藤秀正・石倉隆範・赤間吉広・宗像芳子・澤田智志: スギ, ヒノキ林の土壌浸透水の養分組成. 日本土壌肥料学雑誌, **64**, 161~165 (1993)
- 86) 宗芳光・小平哲夫・岡崎正規: 上総丘陵におけるスギ, ヒノキ, コナラ林に及ぼす酸性沈着の影響に関する事例研究. 第13回環境情報科学論文集, 263~267 (1999)
- 87) 有光一登: 森林土壌の水分動態に関する研究(第2報) 森林土壌の水分および溶存成分の動態. 林試研報, 318号, 11~78 (1982)
- 88) 大類清和・相場芳憲・生原喜久雄: 森林小集水域での水質変化の過程. 水文・水資源学会誌, **8**, 367~381 (1995)

- 89) 加藤正樹・小野寺真一・小林政広：源頭部森林小流域における土壌と湧水の硝酸窒素の動態. 日林誌, **77**, 516 ~ 526 (1995)
- 90) Joslin, J.D. and M.H. Wolfe: Red spruce soil chemistry and root distribution across a cloud water deposition gradient. Can.J.For.Res., **22**, 893-904 (1992)
- 91) 吉田稔：酸性雨とわが国の土壌. 現代化学, 1990年9月号, 48-52 (1990)
- 92) 河野吉久：植物からみたクリティカルロード(臨界負荷量)とクリティカルポイント(臨界値). 大気環境学会誌, **32**, A65-71 (1997)
- 93) 新藤純子：酸性降水物と生態系影響 臨界負荷量の評価に関する問題点. 環境科学会誌, **12**, 251-258 (1999)
- 94) 高橋大輔・岡崎正規：多摩丘陵における酸性沈着の土壌への影響 - 土壌溶液中のイオンバランス -, 第14回環境情報科学論文集, 279-284 (2000)

(受理 2002年12月5日)