

C-1 東アジアの環境酸性化物質の物質収支解明のための大気・土壌総合化モデルと国際共同観測に関する研究

- (2) 東アジアスケールの国際共同観測による環境酸性化物質の物質収支に関する研究  
③ 森林生態系における環境酸性化物質の物質収支とその影響に関する研究

研究代表者 農林水産省林野庁 森林総合研究所 企画調整部 企画科長 石塚和裕

森林総合研究所

森林環境部 土壌化学研究室 阪田匡司・高橋正通

東北支所 土壌研究室 相澤州平

四国支所 林地保全研究室 吉永秀一郎

(委託先) 東京農工大学 農学部 青木正敏・伊豆田 猛・戸塚 績 (現: 江戸川大学)  
大学院 岡崎正規

平成8～10年度合計予算額 46,396千円  
(平成10年度予算額 15,252千円)

[要旨]

東アジア地域の森林生態系に及ぼす環境酸性物質の影響を解析し、酸性物質の影響評価手法の開発に資するために、次のことを行った。1) 工業化が進行する中国および韓国で、環境酸性化物質の森林生態系への影響について現地調査するとともに、韓国においては土壌の酸緩衝能を評価する。2) 韓国ソウル市郊外と日本の東京八王子のアカマツ林流域における物質収支を比較する。3) 中国・韓国の植栽樹種を用い、人工的に酸性処理した土壌で苗木の成長特性を調べる。4) 土壌型や林相を異にする様々な土壌を用い、森林土壌の窒素無機化および硝酸の生成速度を明らかにする。5) 簡易な土壌酸緩衝試験を開発するとともに、有機物分解等に伴う有機酸に対する土壌の緩衝能も調べる。

結果は 1)韓国の工業地帯周辺では降水の酸性化が認められた。一方、中国の重慶市と貴陽市では、降水の酸性化物質濃度は高いが、高いカチオン濃度で中和されていることが観測された。また韓国の土壌は日本の土壌より緩衝能が小さく、影響が顕在化しやすかった。2) 八王子の降水は酸性化していたが、降水中の物質は森林流域へ蓄積傾向にあった。一方、韓国では、降水の酸性化は認められなかったが、流域から塩基類が流出し、酸性化傾向にあった。3) 土壌の酸性化(土壌の(Ca+Mg+K)/Al モル比の低下)に対し、アカマツ苗は感受性がノルウェースプルース苗より高かった。また馬尾松の感受性は、ノルウェースプルースとほぼ同程度であったが、スギやアカマツに比べて低かった。4) 日本の森林土壌の硝酸化成速度は、植生よりも地質条件が決定要因として重要であった。5) キレート作用のあるシュウ酸は、土壌 pH の酸性化を伴わずに土壌溶液中の Al 濃度を上昇させる可能性があった。

以上のことから中国、韓国では工業化により酸性化物質負荷量が大きいため、また、土壌酸性化に対する樹木の感受性は樹種によって異なるので地域に適した臨界負荷量を評価する必要があること、韓国の土壌は緩衝能が弱く、渓流水から塩基の流亡が観測されることが明らかとなった。また森林土壌の酸性化プロセスには硝酸化成と有機酸類の影響が大きいため、土壌 pH の酸性化を伴わずに土壌溶液中の Al 濃度を上昇させる可能性があった。

[キーワード] 小流域物質収支、苗木の耐酸性、硝酸化成、中国、韓国

## 1. 序

近年めざましい経済発展を遂げている中国や韓国など東アジア諸国において、酸性雨の原因物質である硫黄や窒素酸化物の排出量が急増しており、今後、生態系への影響が懸念されている。しかも東アジア諸国からの越境汚染によりわが国の酸性雨が現状より悪化し、影響が顕在化する可能性がある。そのため、東アジア地域の酸性雨モニタリングネットワークが構築され、実行段階に来ており、環境酸性物質や越境大気汚染物質が森林生態系に及ぼす影響を解析するための手法を標準化するとともに、生態系への将来の影響予測に資する国際共同研究の進展が期待されている。

環境酸性化物質の森林への影響を評価する手法として臨界負荷量の推定など定常モデルによる推定がなされているが、将来に向けたより精度の高いダイナミックモデルの構築には、植物や土壌の実験科学的な研究や、流域レベルでの物質収支の観測が重要である。

## 2. 研究目的

本研究の目的は 1) 日本、韓国、中国をフィールドとして、環境酸性化物質の生態系影響の実態を把握するとともに、土壌の酸緩衝能や試験流域レベルの物質収支を明らかにする。2) 土壌酸性化の要因として土壌系内部に由来する酸物質、すなわち、窒素の無機化と硝酸化成特性を検討し、また有機物層から溶出すると考えられる有機酸類による酸緩衝能を明らかにする。3) 土壌酸性化が進行した場合の樹木の耐性について、中国、韓国の在来樹種を含め検討し、環境酸性物質対策の臨界負荷量評価や植生回復技術の指針を得ることである。そのため以下の項目を実施した。

- 1) 急速な工業化が進行中の中国と韓国で、環境酸性化物質の実態と森林生態系の影響を調査する。また韓国土壌の酸緩衝能を評価する。
- 2) 韓国ソウル市郊外と東京近郊において流域レベルの物質収支を比較する。
- 3) 中国・韓国の植栽樹種を用い、土壌を人工的に酸性処理し、苗木の成長特性を調べる
- 4) 様々な土壌型や林相下の土壌を用い、森林土壌の窒素無機化および硝酸生成速度を明らかにする
- 5) 簡易な土壌酸緩衝試験を開発するとともに、有機物分解に伴う有機酸に対する土壌の緩衝能も調べる。

報告はそれぞれの項目毎に行う。

## 3. 中国、韓国における環境酸性化物質の実態と生態系への影響調査

中国では東京農工大学が雲南省環境監測中心站とともに、四川省慶重と貴陽で観測した。韓国では森林総合研究所が韓国林業研究院とともにソウル周辺および韓国南部工業地帯で観測した。

### (1) 中国における観測調査

伊豆田 猛<sup>1</sup>・楊 良<sup>2</sup>・戸塚 績<sup>1,3</sup> (<sup>1</sup> 東京農工大学；<sup>2</sup> 中国雲南省環境監測中心站；<sup>3</sup> 江戸川大学)

#### ① 研究方法

酸性降下物の沈着量が比較的多い地域である重慶市と貴陽市において、土壌、植物および降雨を採取した。1998年7月に、重慶市の縉雲山および南山、貴陽市の濫泥溝(Lan Ni Gou, 貴陽市の西南7 km)および花溪(HuaXi, 貴陽市の西南17 km)で、土壌と馬尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)の葉と枝を採取した。また、1998年8月に、縉雲山、重慶市内および花溪において降雨を採取した。なお、濫泥溝においては、降雨の採取は行わなかった。

土壌は、A、B、C層からそれぞれ採取した。各土層の地表面からの深さは、縉雲山の腐植質は1~2cm、

A層は2~5cm、B層は5~40cm、C層は40cm以上であった。南山の腐植質は1cm以下、A層は1~3cm、B層は3~5cm、C層は5~30cmであった。濫泥溝の腐植質は3~5cm、A層は5~10cm、B層は10~15cm、C層は15~40cmであった。花溪の腐植質は3~5cm、A層は5~10cm、B層は10~15cm、C層は15~40cmであった。土壤の水溶性元素濃度は、原子吸光光度計で測定した。

いずれの調査地においても、馬尾松の当年生の針葉と枝をサンプリングした。縉雲山においては60年生の馬尾松(胸径直径20cm以下)、南山においては15年生の馬尾松(胸径直径8cm以下、樹高5m以下)、濫泥溝においては15年生の馬尾松(胸径直径:約15cm、高さは約10m)から針葉と枝をサンプリングした。植物サンプルは、硝酸で分解し、原子吸光光度計で元素濃度を測定した。

降雨のサンプリングは、林外雨、林内雨および樹幹流に分けて行った。なお、重慶市内では樹幹流のサンプリングは行わず、街道樹の下で林内雨をサンプリングした。1998年8月の重慶および貴陽の雨量は例年と比べて遥かに多く、重慶市の8月の降水量は282.9mmであった。降雨のサンプルは、濾過し、原子吸光光度計およびイオンクロマトグラフィーで元素濃度を測定した。

## ② 結果・考察

降雨の化学分析を行った結果、縉雲山、重慶市内および花溪の降雨pHはそれぞれ7.2、6.7および6.8であり、いずれも酸性化していなかった。この理由としては、 $\text{SO}_4^{2-}$ などの降雨中の酸性物質の濃度は高いが、降雨の中和に関係するカチオンなども多いことなどが考えられる。降雨中の $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度は $\text{NO}_3^-$ 濃度に比べて数倍から数十倍程度高かった。いずれの調査地においても、林内雨のpHは林外雨のそれに比べて低かった。また、林内雨のCa、Mg、KおよびCl濃度は、林外雨のそれらに比べて高かった。この原因として、馬尾松苗からのカチオンの溶脱が考えられる。縉雲山および花溪における樹幹流のpHは林外雨と林内雨のそれに比べて低く、Ca、Mg、K、Cl、 $\text{SO}_4^{2-}$ および $\text{NO}_3^-$ 濃度は極めて高かった。樹幹流における $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度が高かった原因としては、馬尾松の表面に沈着した硫黄化合物が洗脱されたことが考えられる。

土壌分析の結果、南山、縉雲山、濫泥溝および花溪のA層土壌のpHは、それぞれ5.7、4.4、7.8および4.6であり、南山および花溪の土壌pHは比較的lowかった。また、南山、縉雲山、濫泥溝および花溪のA層土壌では、Mn濃度は検出限界以下であったが、Al濃度はそれぞれ27、33、20および $14\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ppm)であった。一方、花溪の土壌においては、A層<B層<C層の順に表層に近いほど、土壌pHがlowかった。

馬尾松の針葉の元素分析を行った結果、土壌pHが最も高かった濫泥溝における針葉のCaとK濃度は他の地域のそれらに比べて高かった。また、土壌pHがlowかった縉雲山における針葉のAl濃度は、濫泥溝および花溪のそれに比べて高かった。

以上の結果より、いずれの調査地点においても、すでに土壌のAl濃度が比較的高いため、今後さらに酸性降下物が降り注ぎ、土壌酸性化が進行した場合、馬尾松に成長低下や養分欠乏などの悪影響が発現する可能性が考えられる。

## (2) 韓国における森林影響調査と土壌の酸緩衝能評価

石塚和裕<sup>1</sup>・吉永秀一郎<sup>1</sup>・相澤州平<sup>1</sup>・阪田匡司<sup>1</sup>・高橋正通<sup>1</sup>・車 淳馨<sup>2</sup>・金 映傑<sup>2</sup>・柳 鼎煥<sup>2</sup>

(<sup>1</sup> 森林総合研究所; <sup>2</sup> 韓国林業研究院)

### ① 研究方法

森林生態系影響については、ソウル市周辺や半島南部の重化学工業地帯の植生被害状況を韓国林業研究院の大気汚染研究室とともに視察し、森林の被害状況を調べた。

また、韓国における酸性雨の実態および韓国における森林土壌の酸緩衝能の地理的分布を調べた。土壌

は韓国が実施している酸性雨等モニタリング調査で、韓国内を 65 区画（緯度 20 分、経度 30 分）に区分し、集めたものを用いた。土壌の緩衝能は石塚(1992)の方法で試験した。すなわちφ40mm×40mm の土壌カラムに 1000mgL<sup>-1</sup> 硫酸を 20 時間、1.5meq 程度散布し、浸透液 pH の経時変化を連続して記録した。pH 変化曲線から土壌の酸緩衝能を評価し、その強弱についての地理的な分布を図化した。

## ② 結果・考察

韓国ではこれまで独自に酸性雨等の環境調査と森林影響調査が行われている。これらの情報の 1 例を図 1 に示した。年間の加重平均で pH5 以下の酸性雨の見られる地区は限られている。ソウル市、太田市、群山、蔚山、麗水など大都市や工業都市地区であった。

韓国の森林影響は、南部麗川市の石油化学工場群の後背山地に過去の激甚被害があり、緑化・再造林が行われている。石炭火力発電もあり、今後環境の監視と緑の再生に向けた努力が必要である。また光陽製鉄所では工場外郭に多くの樹種が植栽されているが、大気汚染に弱いケヤキに限って早期の紅葉が見られ、成長は良くない。南部林業試験場の錦山試験地ではアカマツ、ヒノキ、スギなどの造林地があり、50 年生を越えるものもあるが、樹高成長が概して悪い。ただし大気汚染や酸性雨などの要因ではなく、花崗岩母材の脊悪土壌で生産力が極端に低下しているためと考えられる。大気汚染状況から土壌の酸性化と養分溶脱が危惧されるが、現在のところ、樹木の衰退には特に結びついていないと考えられる。

韓国の森林モニタリングによると、韓国の 65 区画から集められた 49 試料の表層土壌の pH(H<sub>2</sub>O)は 4.00 ~7.86、交換性塩基量は 0.66~38.2cmol<sub>c</sub>/kg の範囲にあった。これらの土壌を用いた人工酸性雨（硫酸酸性）に対する酸緩衝能を図 2 に示した。日本の森林土壌より緩衝能は全般に小さかった。ただ石灰岩を母材とする土壌は土壌 pH が高く、交換性塩基に富み、緩衝力が大きかった。緩衝曲線から緩衝能を 4 段階に区分し、表層土壌の化学性と比較した。交換性塩基量が 2cmol<sub>c</sub>/kg 以下の花崗岩母材の土壌分布と今回の区分で「極めて弱い」酸緩衝能を示す土壌分布は概ね一致した（図 1）。

韓国の森林土壌は石灰岩母材のごく一部の土壌を除いて交換性塩基量が少なく、土壌 pH は酸性であり、かつ酸緩衝能は小さい。また森林植生も貧弱なので、今後、降水の酸性化が進行し、長期間継続する場合は、生態系への影響が現れやすいことが考えられる。ただ、かなり土壌の性質は脊悪なので、現在の脊悪状態に適応する樹種を選択し、植生回復を促進させることが重要である。

## 4 森林流域レベルの物質収支に関する日韓比較

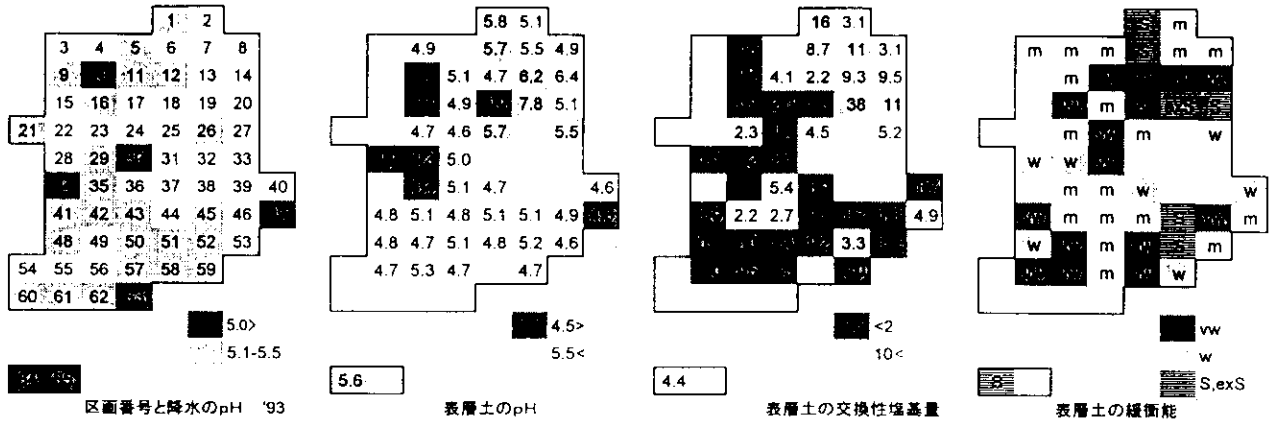
岡崎正規<sup>1</sup>・千嶋崇志<sup>1</sup>・全斗植<sup>2</sup>・金暎傑<sup>3</sup>、柳鼎煥<sup>3</sup>

(<sup>1</sup> 東京農工大学；<sup>2</sup> 韓国江原道山林開発研究院；<sup>3</sup> 韓国林業研究院)

### (1) 研究方法

#### ① 研究サイト

日本のモニタリング地点は多摩丘陵内の東京都八王子市堀之内川源流部に当たる谷頭部に設定した（図 3）。標高 150-170m にあり、上総層群を基盤とし、多摩ローム、さらにその上部に新期ロームである武蔵野、立川ロームを乗せているが、丘陵の急斜面では、新期ロームの層厚は薄い。したがって、本土壌の大部分は黒ボク土あるいは淡色黒ボク土に類別され、一部に黄褐色森林土が認められた（Baba *et al.*, 1995）。アカマツ（*Pinus densiflora*）林は、丘陵頂部の緩斜面に分布し、この付近をモニタリング地点にした。アカマツ林内には、林内雨採取装置（地上 1m に直径 16cm のポリエチレン漏斗）および樹幹流採取装置（小穴を開けたビニルチューブを樹幹に巻き付け接着剤で固定）を設けた。アカマツ林外には林外雨採取装置を設けた。さらに、アカマツ樹幹より 50cm の位置に、地表面から 10、20、30 および 50cm の深さにポー



10 ソウル 30 太田 34 蔚山 47 蔚山 63 麗水 64 濟州島 各区画は経度/緯度で20/30分

図1 韓国における森林モニタリング（韓国林業研究院実施）と表層土壌の緩衝能（本課題結果）の比較  
最左：降水のpH、左：表土のpH、右：表土の交換性塩基cmol/kg、最右：表土の緩衝能区分

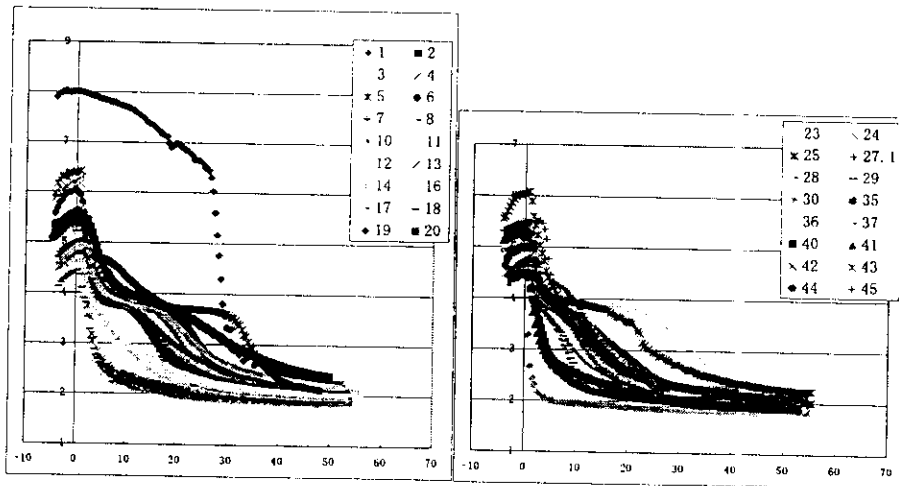


図2 韓国森林土壌の酸緩衝曲線 1,000mg/L H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 30mm/ha, 20hrs

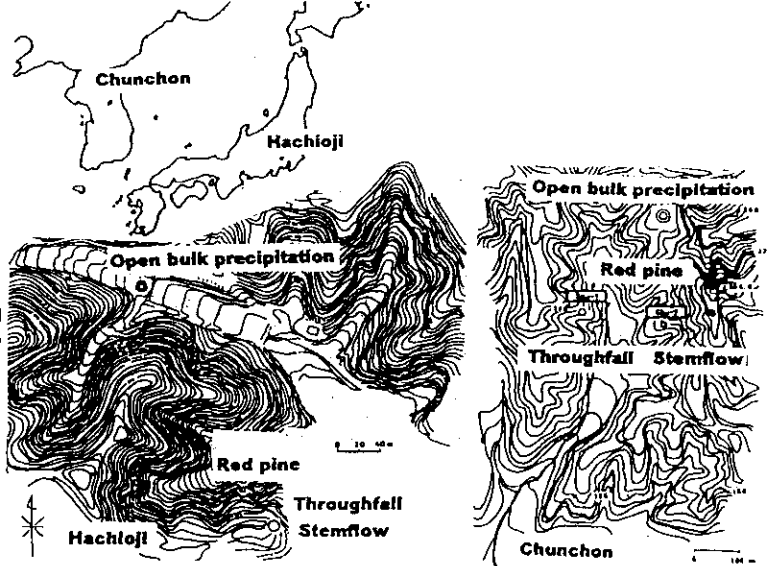


図3 八王子および春川におけるモニタリング地点

表1 八王子表層土壌の一次鉱物組成

鉱物	%
カンラン石	16.0
普通輝石	0.4
紫蘇輝石	7.2
角閃石	0.8
白雲母	-
黒雲母	-
磁鉄鉱	6.8
長石	20.2
石英	0.1
火山ガラス	19.0
風化物	29.2
合計	100

0.045-0.250 mm 画分の粒子百分率

表2 春川土壌の一次鉱物組成

鉱物	%
カンラン石	1.6
普通輝石	1.6
紫蘇輝石	0
白雲母	0
黒雲母	13.7
磁鉄鉱	0.8
長石	42.7
石英	33.1
火山ガラス	0
風化物	6.5
合計	100

0.045-0.2 mm 画分の粒子百分率

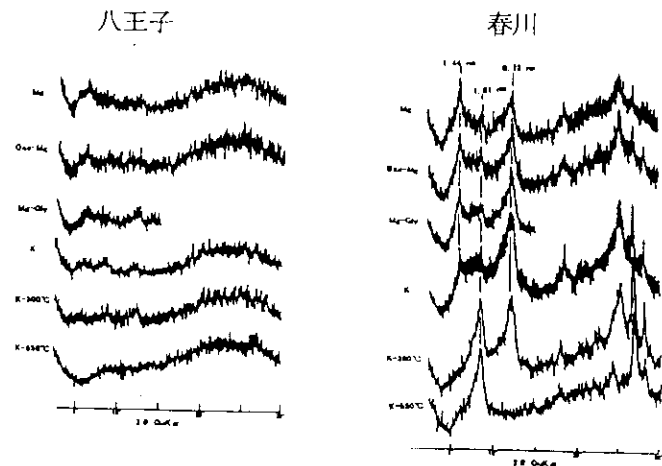


図4 八王子と春川におけるA層土壌の粘土画分のX線回折パターン

表3 八王子および春川のアカツク林下の土壌の理化学的性質

層位	深さ cm	土性	pH(H <sub>2</sub> O)	EC μScm <sup>-1</sup>	Ca	Mg	K	Na	CEC	BS %	
											cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup>
八王子	A	0-4	LiC	4.52	135.2	5.7	1.8	0.5	0.8	73.4	11.7
	BA	4-15	LiC	5.11	52.2	1.7	0.9	0.4	0.9	36.1	10.6
	Bw	15-24	LiC	5.88	42.8	5.4	1.9	0.2	1.2	42.5	20.4
	Bw2	24-32	LiC	5.95	52.3	6.9	2.0	0.1	1.6	41.6	25.3
	2Ab	32-39	LiC	5.90	54.3	7.1	2.3	0.2	2.3	47.6	24.9
	2Bw	39-56	LiC	5.87	60.7	8.1	2.1	0.1	3.1	43.8	30.7
	3B	58-88+	HC	5.91	59.6	9.3	2.6	0.2	4.2	39.9	40.8
春川	A	0-10	LS	4.79	3.2	0.4	0.1	0.2	0.1	9.1	8.3
	B1	10-42	SL	5.14	1.7	0.4	0.3	0.2	0.3	10.4	12.1
	B2	42-56	SL	5.17	1.5	0.1	3.2	0.1	0.2	10.3	35.5
	C	56-85+	SL	5.41	1.2	0.0	0.9	0.1	0.4	10.4	13.9

表4 八王子および春川のアカツク林下における林外雨、林内雨、樹幹流によるイオンのインプット

	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
kmol <sub>(+)</sub> ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>									
八王子(1996-1997)									
林外雨	0.339	0.275	0.114	0.080	0.372	0.488	0.845	0.615	0.483
林内雨	0.162	1.254	0.574	0.575	0.836	2.212	2.017	1.064	1.441
樹幹流	0.004	0.022	0.007	0.007	0.013	0.039	0.037	0.021	0.022
八王子(1998)									
林外雨	0.358	0.651	0.165	0.227	0.674	0.762	1.118	0.869	0.874
kmol <sub>(+)</sub> ha <sup>-1</sup> 6months <sup>-1</sup>									
春川(1997)									
林外雨	0.056	0.094	0.065	0.113	0.130	1.126	0.188	0.620	0.249
林内雨	0.101	0.100	0.070	0.123	0.107	0.189	0.202	0.362	0.663
樹幹流	0.003	0.008	0.005	0.011	0.004	0.022	0.003	0.008	0.020
kmol <sub>(+)</sub> ha <sup>-1</sup> 7months <sup>-1</sup>									
春川(1998)									
林外雨	0.029	0.200	0.069	0.260	0.210	2.903	0.391	1.202	0.323
林内雨	0.038	0.210	0.061	0.263	0.164	2.901	0.204	0.381	0.122

ラスカップを埋設し、土壤溶液採取装置（85kPa まで減圧）とした。流域からの流去水量は、三角堰に設置した量水計あるいはメスシリンダーを用いて直接流去水量を計測し、小流域からアウトプットする物質量は、流去水量と流去水質の定量によって明らかにした。物質収支は、小流域におけるインプットとアウトプットの差から求めた。

韓国のサイトは、ソウル市の北東 80km に位置する韓国江原道春川市東面獐 鶴里および月夜里（北緯 37 度 50 分、東経 127 度 40 分）の丘陵の谷頭部（図 3）である（千嶋・岡崎，1997）。春川は標高 150 m で、土壤は花崗岩（獐 鶴里）、黒雲母片岩（月夜里）を母材とする褐色森林土である。アカマツ林は、谷底平底を除く丘陵全体の優占植生であった。林外雨、林内雨、樹幹流、流去水、土壤水の採取方法は、八王子と同様とし、流域全体への酸性化物質の影響を流域への酸性化物質のインプットから評価した。林内雨、樹幹流によるインプットへの寄与は、林内雨、樹幹流濃度、流量およびアカマツ生育密度から求めた。

## ② 分析方法

採取した林外雨、林内雨、樹幹流、土壤溶液、流去水は、0.45  $\mu\text{m}$  のメンブレンフィルターで濾過後、分析した。pH は pH 計（堀場 M-13）、EC は EC 計（東亜 CM5S）、 $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 、 $\text{K}^{+}$ 、 $\text{Na}^{+}$  は、原子吸光度計（日立 170-10）、 $\text{NH}_4^{+}$  は分光光度計（島津 BioSpec-1600）、 $\text{Cl}^{-}$ 、 $\text{NO}_3^{-}$ 、 $\text{NO}_2^{-}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$  は、キャピラリー電気泳動計（Waters Quanta4000）を用いて測定、定量した。

土壤は、風乾後、2mm 篩を通過させ、分析した。一次鉱物は、0.045-0.2mm の画分を篩別し、脱鉄処理後、偏光顕微鏡下で同定し、700 粒中の%で示した。粘土鉱物（0.002mm 以下）を沈定法により採取し、脱鉄処理後、K 粘土あるいは Mg 粘土を作製した。K 粘土は、無処理試料の他に 300 および 550°C の加熱試料を、Mg 粘土は、無処理試料とグリセロール処理試料を準備し、X線回折装置（理学 RAD-A）で同定した。pH、EC、その他のイオンについては、水試料と同様の方法で定量した。

## （2）結果・考察

### ① アカマツ林下の土壤の性質

#### ア 土壤鉱物

八王子の頂部緩斜面の表層土は、立川ロームとよばれる富士火山の噴出物からなり、長石、かんらん石、紫蘇輝石、火山ガラスを主体とする一次鉱物組成（表 1）を示した。粘土鉱物は、アロフェンおよびハロイサイトを主要粘土鉱物とし、副次的に Al-バーミキュライトを含んでいた（図 4）（Baba *et al.*, 1995）。下層土の一部は、箱根山を主体とする火山噴出物を母材とする多摩ロームからなり、表層土よりも粘質であった。一方、春川の土壤は、花崗岩を母材としており、長石、石英、黒雲母を主要一次鉱物（表 2）としており、粘土鉱物は、バーミキュライト、雲母型鉱物を主体とする粘土鉱物組成（図 4）を示した。

#### イ 土壤の理化学的性質

八王子の土壤は、黒ボク土の性質をよく示しており、粒径組成は CL ないし LiC であった（表 3）。土壤 pH( $\text{H}_2\text{O}$ ) は、4.52~5.95 であり、表層土は下層土よりも低い pH( $\text{H}_2\text{O}$ ) 値であった。電気伝導度は、42.8~135.2  $\mu\text{Scm}^{-1}$  であり、最表層(0-4cm)で最も高い値を示した。陽イオン交換容量は、36.1-73.4  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$  で、最表層を除けば、ほぼ同じ程度の値を示した。交換性陽イオンでは、Ca 含量（1.7~9.3  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ）が最も高く、Mg（0.9~2.6  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ）、Na（0.8~4.2  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ）、K（0.1~0.5  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ）の順に低下した。塩基飽和度（%）は、10.6~40.8 で、distric な性質を示した。一方、春川の土壤は、花崗岩由来の土壤の性質をよく示し、粒径組成は SCL であった（表 3）。土壤 pH( $\text{H}_2\text{O}$ ) は、4.79~5.41 で強い酸性を呈していた。電気伝導度は、1.18~3.24  $\mu\text{Scm}^{-1}$  で、八王子の土壤に比べて、極めて低い値であった。陽イオン交換容量は、9.1~10.4  $\text{cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$  であり、八王子の土壤の 1/4~1/7 の値であった。交換性陽イオン含量は、極

めて低く、塩基飽和度 (%) も 8.3~35.6 と低かった。

## ② インプット

### ア 林外雨

八王子では、観測の全期間を通じて、いくつかの例外を除いて、pH5.6 以下のいわゆる「酸性雨」が認められ、林内雨の加重平均 pH は、4.69 (1996~1997) および 4.90 (1998) で、 $H^+$  のインプットは  $0.339 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1996~1997) であった (表 4)。 $NH_4^+$  および  $Na^+$  が林外雨の主要陽イオンで、それぞれ  $0.488$  および  $0.372 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1996~1997) が負荷された。陰イオンでは、 $Cl^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $NO_3^-$  が、1:0.73 : 0.57 の割合で負荷され、 $Cl^-$  は海塩の影響を強く受けていたが、 $SO_4^{2-}$  イオン (1996~1997) は人為起源によるものが 90% を超えていた。一方、春川では、林内雨の加重平均 pH は、5.29 (1997) および 5.74 (1998) であり、 $H^+$  のインプットは、 $0.052 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) および  $0.029 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 7\text{months}^{-1}$  (1998) であった (表 4)。これらの値は、春川のサンプリングが 6 ヶ月あるいは 7 ヶ月間のインプットであり、八王子のインプットの 1/4 ないし 1/2 程度であった。春川における林外雨中には酸性化物質として重要な  $NH_4^+$  が多量に存在し、 $1.1 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) あるいは  $2.9 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 7\text{months}^{-1}$  (1998) に達していた。 $H^+$  の負荷量は、 $0.052$  および  $0.029 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  であった。その他の陽イオンは、 $Ca^{2+}$  が  $0.093$  および  $0.21 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1997) であり、これとほぼ同じレベルの負荷量であった。陰イオンでは、 $SO_4^{2-}$  イオンが最も優占し、 $0.62 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) および  $1.2 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 7\text{months}^{-1}$  (1998) であった。

### イ 林内雨

八王子のアカマツ林内雨は、林外雨に比べて、 $H^+$  を除いて全てのイオンが増加したために負荷量も林外雨よりも多くなった (表 4)。 $H^+$  負荷量は、 $0.162 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1996~1997) で、林外雨よりも減少した。 $NH_4^+$  および  $Ca^{2+}$  が林内雨の主要陽イオンであり、それぞれ  $2.21$  および  $1.25 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1996~1997) が八王子のアカマツ林流域に負荷された。 $Cl^-$ 、 $SO_4^{2-}$ 、 $NO_3^-$  の林内雨によるインプットは、 $2.02$ 、 $1.06$  および  $1.44 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  (1996~1997) であった。春川における林内雨の  $H^+$  負荷量は、1997 年では  $0.101$  あるいは  $0.150 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) で、1998 年は  $0.038$  あるいは  $0.069 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 7\text{months}^{-1}$  であり、八王子のアカマツ林内の負荷量よりも少なかった (表 4)。 $Ca^{2+}$  および  $NH_4^+$  の林内雨による負荷量は、それぞれ  $0.100$  あるいは  $0.210 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997)、 $0.189$  あるいは  $0.141 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) であった。林内雨の陰イオンの中では、 $SO_4^{2-}$ 、 $NO_3^-$  の負荷量が多く、それぞれ  $0.362$  あるいは  $0.550 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$ 、 $0.663$  あるいは  $0.310 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  (1997) で、同時期のアカマツ林内雨による  $Cl^-$  の負荷量は八王子の負荷量の 1/5~1/10 程度であった。

### ウ 樹幹流

八王子、春川ともにアカマツ樹幹流中の加重平均イオン濃度は極めて高く、 $NH_4^+$  ( $185.3 \mu \text{ mol}_e \cdot \text{L}^{-1}$ ) は林外雨の 6 倍、 $Cl^-$  ( $178.0 \mu \text{ mol}_e \cdot \text{L}^{-1}$ ) は林外雨の 4 倍程度の値を示した (表 4)。アカマツ林の生育密度、樹幹流中のイオン濃度および樹幹流量より求めた樹幹流からの  $H^+$  の負荷量は、八王子では、 $0.004 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$  で、春川では、 $0.003$  あるいは  $0.002 \text{ kmol}_e \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 6\text{months}^{-1}$  であり、負荷量としては少なかったが、アカマツの根系に直接高濃度の樹幹流が流下することになり、その影響は負荷量のみから判断してはならないと考えられる。

### エ 土壌溶液

土壌溶液の加重平均イオン濃度は、八王子、春川ともに、 $Ca^{2+}$  および  $Mg^{2+}$  が主たる陽イオンであり、陰イオンでは、 $NO_3^-$  であった (表 5)。林外雨あるいは林内雨中に多量に存在していた  $NH_4^+$  は、土壌中の硝化菌によって硝化され、 $NO_3^-$  を生成した。硝化に伴う  $H^+$  の生成は極めて活発 (Baba *et al.*, 1995) で、



表5 八王子および春川のアカマツ林における土壤溶液のイオン濃度

深さ cm	pH	EC $\mu\text{Scm}^{-1}$	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	μmol L <sup>-1</sup>					
							Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
八王子	10	5.14	85.3	7.2	306	321	30.8	87.4	2.8	217	179	168
(1996-	20	5.25	66.8	5.7	270	215	19.5	79.1	0.3	223	145	165
1997)	30	6.40	63.0	0.4	268	191	4.7	104	0.4	216	78	140
	50	6.46	106	0.3	542	383	3.5	158	0.5	487	120	283
	80	6.62	110	0.2	410	390	3.6	220	0.8	501	75	228
八王子	10	5.30		5.0	186	147	34.3	56.0	19	172	115	154
(1998)	20	5.85		1.4	126	194	27.3	50.5	19	147	99.5	178
	30	6.22		0.6	99	235	8.6	121	9.7	116	101	225
	50	6.13		0.7	173	150	4.3	121	1.0	165	163	99.5
春川	10	4.99	50.6	10.2	144	77	58.1	46.2	6.1	68	123	150
(1997)	20	5.53	43.1	2.9	133	68	37.5	38.8	1.0	47	110	121
	30	5.89	37.7	1.3	124	60	42.3	32.3	1.0	30	104	73.1
	50	5.26	40.7	5.5	109	53	19.6	52.5	0.8	43	227	54.7

表6 八王子および春川のアカマツ林小流域における物質収支

	H <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Cl	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
	kmol <sub>e</sub> ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>								
八王子(1996-1997)									
A	0.339	0.190	0.023	0.079	0.315	0.485	0.785	0.580	0.428
B	0.166	1.191	0.490	0.580	0.793	2.248	1.994	1.051	1.408
	kmol <sub>e</sub> ha <sup>-1</sup> 6months <sup>-1</sup>								
春川(1997)									
A	0.033	-0.20	-0.041	0.089	-0.271	1.112	0.049	0.443	0.180
	kmol <sub>e</sub> ha <sup>-1</sup> 6months <sup>-1</sup>								
春川(1998)									
A	0.010	-0.34	-0.026	0.211	-0.372	2.701	0.173	0.841	0.152

A: 林外雨の流入を基準としたイオン収支  
 B: 林内雨および樹幹流の流入を基準としたイオン収支 (八王子アカマツ林の生育密度: 1300本 ha<sup>-1</sup>)  
 -: 流域からの流出

表7 アカマツ苗の移植時における土壤溶液の分析結果

土壤処理区	pH(H <sub>2</sub> O)	元素濃度 (mmol·L <sup>-1</sup> )				
		Ca	Mg	K	Al	Mn
塩基溶脱なし						
Cont+D0.5%	4.93(0.03)	0.26(0.08)	0.17(0.07)	0.149(0.005)	0.06(0.00)	0.005(0.002)
Control	4.90(0.00)	0.11(0.02)	0.04(0.01)	0.086(0.004)	0.03(0.00)	0.002(0.000)
10meqH <sup>+</sup>	4.33(0.02)	0.56(0.01)	0.32(0.00)	0.185(0.011)	0.14(0.00)	0.020(0.000)
30meqH <sup>+</sup>	4.03(0.01)	0.95(0.00)	0.46(0.01)	0.222(0.007)	1.02(0.09)	0.049(0.001)
60meqH <sup>+</sup>	3.78(0.01)	2.44(0.21)	1.19(0.13)	0.447(0.020)	4.92(0.57)	0.155(0.010)
90meqH <sup>+</sup>	3.57(0.01)	2.96(0.36)	1.28(0.06)	0.381(0.036)	9.55(0.70)	0.188(0.003)
塩基溶脱あり						
Control	5.18(0.02)	0.11(0.01)	0.10(0.00)	0.188(0.019)	0.04(0.02)	0.003(0.000)
10meqH <sup>+</sup>	5.03(0.02)	0.21(0.01)	0.22(0.04)	0.166(0.010)	0.06(0.03)	0.009(0.001)
30meqH <sup>+</sup>	4.23(0.01)	0.50(0.06)	0.34(0.04)	0.184(0.018)	0.34(0.00)	0.030(0.000)
60meqH <sup>+</sup>	3.92(0.00)	0.82(0.04)	0.43(0.02)	0.239(0.001)	1.79(0.13)	0.047(0.001)
90meqH <sup>+</sup>	3.78(0.00)	0.67(0.03)	0.39(0.00)	0.226(0.018)	3.83(0.34)	0.043(0.005)

カッコ内の値は標準偏差を示す。対照区の苗は、H<sup>+</sup>添加を行わなかった土壤で育成した。

土壤1Lに添加したH<sup>+</sup>量は、10、30、60または、90meq·L<sup>-1</sup>である。Cont+D0.5%区では、対照土壤に重量比で5%、石灰を添加した。

H<sup>+</sup>濃度は、表層土で高く、下層土で低かった。

### ③ アウトプット

流去水中のイオン濃度と流去水量から求められた H<sup>+</sup>のアウトプットは、八王子では、ほとんどみられず、酸性沈着によって負荷された H<sup>+</sup>は流域に集積していた (表6)。Mg<sup>2+</sup>は、アカマツ林流域より 0.091 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> が流出していたが、Cl<sup>-</sup>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup> は 0.060、0.034、0.055 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup> が流出していた。春川では、H<sup>+</sup>のアウトプットは、きわめて少量で 0.020 (1997) あるいは 0.00041 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>6months<sup>-1</sup> (1998) であった。Na<sup>+</sup>および Ca<sup>2+</sup>はアウトプットされる陽イオンの内で主要な陽イオンであり、それぞれ 0.42 (1997) あるいは 0.53 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>6months<sup>-1</sup> (1998)、0.30 あるいは 0.47 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>6months<sup>-1</sup> であった。陰イオンでは、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> が 0.18 (1997) あるいは 0.21 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>6months<sup>-1</sup> (1998) のアウトプット量を示し、Cl<sup>-</sup> は、0.13 (1997) あるいは 0.14 kmol<sub>c</sub>ha<sup>-1</sup>6months<sup>-1</sup> (1998) であった。

### ④ 収支

以上のインプットおよびアウトプットの結果から、物質の収支を求めることができる。八王子では、H<sup>+</sup>をはじめ定量した全ての元素についてアカマツ林流域内での蓄積が明瞭であり、流域内では H<sup>+</sup>の蓄積が進行しているものとみられた (表6)。このようなイオンの蓄積は、本地域の土壤が、黒ボク土を主体としており、イオンを吸着しやすい特徴を保持しているためである。一方、春川では、H<sup>+</sup>は流域内に蓄積していたが、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>を除いてその他のイオンは流域より流出していた。春川では、流域から明瞭なイオンの流出を伴う反応が進行しており、八王子とは明らかに異なる酸性化の影響が認められた。

### ⑤ 結論

流域内の物質収支に基づく評価から、八王子および春川モニタリング地点における生態系は、次第に酸性化の傾向にあることが示された。八王子における流域の酸性化速度は、春川よりも 10 倍ほど速く、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>イオンの直接的な生態系への負荷および NH<sub>4</sub><sup>+</sup>イオンの負荷による土壤有機態窒素の無機化促進による NH<sub>4</sub><sup>+</sup>イオンの生成を通じて、H<sup>+</sup>生成を伴う硝化作用を促がし、生態系に H<sup>+</sup>を蓄積させる (Baba and Okazaki, 1998) と結論できる。

## 5 韓国、中国植栽樹種の酸性土壤耐性試験

伊豆田 猛<sup>1</sup>・李 忠和<sup>2</sup>・楊 良<sup>3</sup>・戸塚 績<sup>1,4</sup>

(<sup>1</sup> 東京農工大学 ; <sup>2</sup> 韓国林業研究院 ; <sup>3</sup> 中国雲南省環境監測中心站 ; <sup>4</sup> 江戸川大学)

### (1) 研究方法

#### ① アカマツ苗の成長、栄養状態とガス交換速度に対する土壤酸性化の影響

供試土壤は、群馬県勢多郡の東京農工大学附属草木演習林の針葉樹の林床で採取した花崗岩母材の褐色森林土を用いた。各処理区の土壤は、風乾した後、2mm メッシュのふるいにかけて、分析試料とした。分析試料をステンレス製の 100ml 容採土管に詰め、最大容水量の 60%相当の水分状態にし、4°Cで 2 日間静置後、遠心分離法で易有効水分である pF3.8 相当までの土壤溶液を集めた。pH メーターで土壤溶液の pH を、原子吸光度計で土壤溶液中の Ca、Mg、K、Mn および Al 濃度を測定した。

本実験では、2 種類の方法を用いて土壤の酸性化を行った。塩基溶脱を伴わない土壤酸性化を行うため、5 月中旬に土壤 1 L 当たり、0.1、0.3、0.6、0.9N の硫酸溶液 100ml (H<sup>+</sup>量として、それぞれ 10、30、60、90meq) を添加し、よく混和した。硫酸溶液を添加しない土壤を対照土壤とした。さらに、対照土壤に重量比で 0.5%の苦土石灰を添加した処理区を設定した。

塩基溶脱を伴う土壤酸性化を行うため、上記の方法で土壤に硫酸添加処理を行った 10 日後に、酸性化

させた土壌または、対照土壌をプラスチックコンテナに入れ、土壌体積の3倍量の脱イオン水に浸した。その後、3日間静置し、コンテナの底から徐々に水を抜き、土壌から塩基を溶脱させた。

各処理区の土壌を詰めた1/10000aワグネルポット(土壌体積1500ml)に、アカマツ(*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.)の2年生苗を移植し、6月2日から9月29日までの120日間にわたって温室内で育成した。実験開始時(6月2日)に、供試した苗の中から無作為に9個体を選び、サンプリングした(イニシャルサンプリング)。また、実験終了時(9月29日)には、各処理区当たり6個体の苗をサンプリングした(ファイナルサンプリング)。苗は各植物器官別に分け、80°Cで7日間熱風乾燥し、乾重量を測定した。

実験終了時に乾重量を測定した各処理区の生存個体の中から無作為に4個体ずつ選び、各植物器官別に粉碎し、分析試料とした。分析試料は熱風乾燥し、分解器で湿式分解(濃硫酸-過酸化水素水)した。分解液を定容し、試料液とした。この試料液中の元素濃度(Ca, Mg, K, Mn, Al)を原子吸光度計で測定した。また、CNコーダによって、アカマツ苗の炭素と窒素の濃度を測定した。

また光合成特性を調べるため、4月23日に、土壌1L当たり、0.1, 0.3, 0.6Nの硫酸溶液100mL(H<sup>+</sup>量として、それぞれ10, 30, 60meq)を添加しよく混和した。硫酸溶液を添加しない土壌を対照土壌とした。土壌からの塩基溶脱を行うために、前述のように、硫酸添加処理を行った10日後に、土壌体積の3倍量の脱イオン水に浸し、3日間静置後、コンテナの底から徐々に水を抜き、土壌から塩基を溶脱させた。

各処理区の土壌を詰めた1000mLポット(表面積113cm<sup>2</sup>)に、アカマツ2年生苗を移植し、5月10日から9月7日まで(120日間)温室内で育成した。対照区および各酸添加処理区で育成したアカマツ苗の乾重量を、測定した個体から無作為に4個体ずつ選び、純光合成速度、蒸散速度および暗呼吸速度を測定した。測定時におけるリーフキュベット内の気温、光合成有効放射束密度およびキュベット内に導入した空気のCO<sub>2</sub>濃度は、それぞれ25±0.5°C、1000μmol·m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>および700±10μL·L<sup>-1</sup>に制御した。

## ② 馬尾松苗の成長と栄養状態に対する土壌酸性化の影響

重慶市西北郊外にある縉雲山(重慶市中心部から約60km)および銅梁(重慶市中心部から約120km)の馬尾松の林床から採取した土壌(堆積砂岩母材の黄色砂土)を供試土壌とした。なお、縉雲山と銅梁は共に、馬尾松の成長が比較的正常な地域である。縉雲山の土壌は、表層の腐植質および地表から約5cmの黒色部分を除いて、地表から20cm未満から採取した。銅梁の土壌は、表層の腐植質を除いて、地表から20cm未満から採取した。採取した土壌をふるいにかけて、石や植物体などを取り除いて実験に用いた。

馬尾松(*Pinus massoniana* Lamb.)の種子を播種し、播種後3ヶ月の実生を以下の成長実験に用いた。各土壌に、硫酸溶液を添加して酸性化させた。土壌1Lに添加したH<sup>+</sup>量は、0(対照区)、10, 40, 70, 90および120meq H<sup>+</sup>/Lであった。1997年6月13日に、対照または酸性化させた銅梁土壌を詰めた450ml容ポット(土壌表面積:70cm<sup>2</sup>)に馬尾松苗を移植し、1998年11月10日までの526日間にわたって育成した。1997年7月10日に、対照または酸性化させた縉雲山土壌を詰めた1000ml容ポット(土壌表面積:145cm<sup>2</sup>)に、馬尾松苗を移植し、1998年11月10日までの488日間にわたって育成した。移植後、すべての苗は、雲南省大板橋園芸場果樹研究所の温室内で育成した。育成期間中には施肥を行わなかったが、週に2回、脱イオン水を土壌表面から与えた。移植時に、供試した苗から無作為に8個体をイニシャルサンプリングし、1997年12月および1998年11月10日に各処理区当たり8個体の苗をサンプリングした。サンプリング後、苗高を測定し、80°Cで7日間熱風乾燥し、各植物器官別に乾重量を測定した。サンプリング時における葉乾重量と個体乾重量に基づいて、個体当たりの乾物成長の相対成長率(RGR)、純同化率(NAR)および葉乾重比(LWR)を算出した。

サンプリングした土壌の風乾細土10gに、純水50mlを加え、1時間振とう後、土壌懸濁液のpHをpH

計(中国上海第2分析機械工場, PHS-3型)で測定した。その後、土壌懸濁液を濾過し、濾液のK、Ca、Mg、AlおよびMn濃度を原子吸光度計(HITACHI、180-50型)で測定した。また1997年12月および1998年11月10日に、各処理区から無作為に5個体の苗をサンプリングし、それらを熱風乾燥後、硝酸で分解し、分解試料液中のK、Ca、Mg、AlおよびMn濃度を原子吸光度計(同上、180-50型)で測定した。

## (2) 結果・考察

### ① アカマツ苗の成長、栄養状態とガス交換速度に対する土壌酸性化の影響

土壌酸性化によるアカマツ苗の成長低下に関与する主要な土壌要因を明らかにするために、アカマツ苗の育成土壌の土壌溶液のpH、Al濃度、Mn濃度(表7)と120日間にわたる育成期間終了時におけるアカマツ苗の個体乾重量の相対値 $[\{(酸添加処理区の個体乾重量)/(対照区の個体乾重量)\} \times 100]$ との関係を調べた。その結果(図5)、アカマツ苗の個体乾重量の相対値と土壌溶液のpHまたは、Al濃度との間に有意な相関が認められた。これに対して、アカマツ苗の個体乾重量の相対値と土壌溶液のMn濃度との間には有意な相関は認められなかった。これらの結果は、土壌酸性化によるアカマツ苗の成長低下に対して、土壌pHの低下のみならず、土壌溶液のAl濃度の上昇が関与していることを示している。

ヨーロッパのトウヒ類やマツ類の成長や栄養状態と土壌溶液や水耕液における $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比や $Ca/Al$ モル比は深く関係していることが報告されている。そこで、120日間にわたる育成期間終了時におけるアカマツ苗の個体乾重量の相対値と育成開始時における土壌溶液の元素濃度から算出した、 $Ca/Al$ モル比、 $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比および $(Ca+Mg+K)/Mn$ モル比との関係を検討した。その結果、土壌酸性化の方法に関わらず、土壌溶液の $Ca/Al$ モル比の低下に伴ってアカマツ苗の個体乾重量の相対値は低下した。しかし、 $Ca/Al$ モル比が約3.0の場合、アカマツ苗の個体乾重量の相対値が大きくばらつく傾向が認められた。これに対して、アカマツ苗の個体乾重量の相対値と土壌溶液の $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比との間には高い相関が認められた。しかしながら、 $(Ca+Mg+K)/Mn$ モル比と個体乾重量の相対値との関係はばらつきが大きく、両者の相関は低かった。したがって、少なくとも土壌酸性化に伴うアカマツ苗の成長低下を、土壌溶液のMn濃度では説明できないと考えられた。これらの結果は、土壌酸性化に伴うアカマツ苗の成長低下の程度は、土壌溶液におけるAl濃度のみならず、Alとカチオンの存在バランスによって決定されたことを示唆している。

Alは主に根の成長を阻害し、それが原因となって最終的に地上部の成長も阻害されることが報告されている。したがって、地下部のAl濃度の増加がアカマツ苗の成長低下に関与している可能性がある。本実験においては、Al濃度は土壌への硫酸添加処理によって対照区の値に比べて有意に増加したが、逆にCaおよびMg濃度は低下した。なお、根のAl濃度は葉のそれに比べて10倍程度高い値を示したことから、Alは主に根(地下部)に蓄積され、葉や幹などの地上部への移行は比較的少ないと考えられる。土壌溶液中のAl濃度の増加に伴って、アカマツ苗の地上部および地下部のAl濃度は増加したが、逆にCa濃度は低下した。このような現象は、 $10\mu\text{g/g}$ 以上のAlを含む水耕液で育成したスギ苗においても観察されている。したがって、酸性化させた土壌で育成したアカマツ苗においては、AlによるCaなどの植物必須元素の吸収阻害が生じたと考えられる。

土壌溶液の $Ca/Al$ モル比および $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比と植物体内のそれらのモル比との関係を検討した結果、両者の間には、有意な正の相関が認められた。したがって、酸性化させた褐色森林土で育成したアカマツ苗の栄養状態も、土壌溶液におけるAlとカチオンの存在バランスに影響を受けたと考えられる。

植物をMn濃度が高い土壌や水耕液で育成すると、植物体内に吸収されたMnは速やかに地上部へ移行し、葉などに蓄積する。本実験においては、 $60\text{meq H}^+$ 区で育成したアカマツ苗の地上部と地下部のMn濃

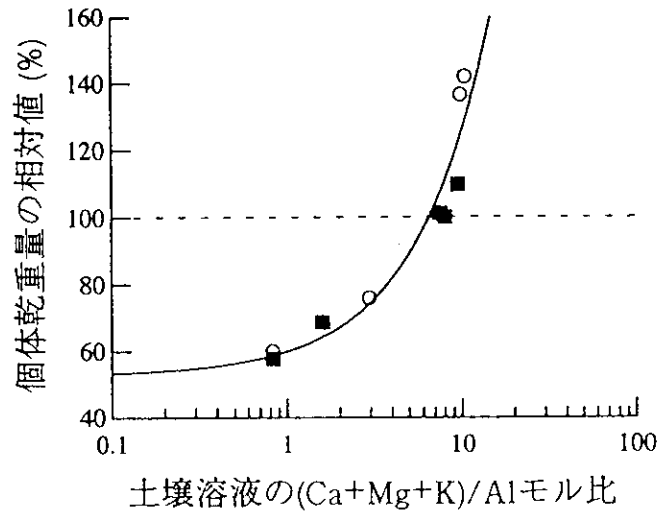


図5 アカマツ苗の個体乾燥重量の相対値と土壌溶液の(Ca+Mg+K)/Alモル比との関係  
丸印(O)は土壌から塩基溶脱処理を行った土壌を、黒四角(■)は土壌から塩基溶脱処理を行わなかった土壌を示す。酸性化させた土壌または、酸を添加しなかった土壌で、アカマツ苗を120日間育成した。

表8 タイワンアカマツ (馬尾松) 苗の移植時における土壌分析の結果

土壌採取地	H <sup>+</sup> 添加量 (meq·L <sup>-1</sup> )	pH	元素濃度 (μg·g <sup>-1</sup> )					Ca/Al (モル比)	(Ca+Mg+K)/Al (モル比)
			Ca	Mg	K	Mn	Al		
銅梁	0	4.4	19	4	12	2	7	1.89	3.8
	10	3.9	18	8	18	8	24	0.52	1.4
	40	3.5	3	6	23	16	158	0.013	0.16
	70	3.3	3	4	24	18	280	0.007	0.09
	90	3.2	3	3	24	18	604	0.003	0.04
	120	3.0	3	3	25	18	954	0.002	0.02
樺雲山	0	4.4	21	3	12	1	11	1.33	2.4
	10	3.8	57	13	26	5	93	0.71	1.07
	40	3.3	5	5	25	5	485	0.007	0.06
	70	3.1	4	4	19	5	858	0.003	0.02
	90	2.9	3	2	13	4	980	0.002	0.01
	120	2.7	3	3	6	4	1528	0.001	0.006

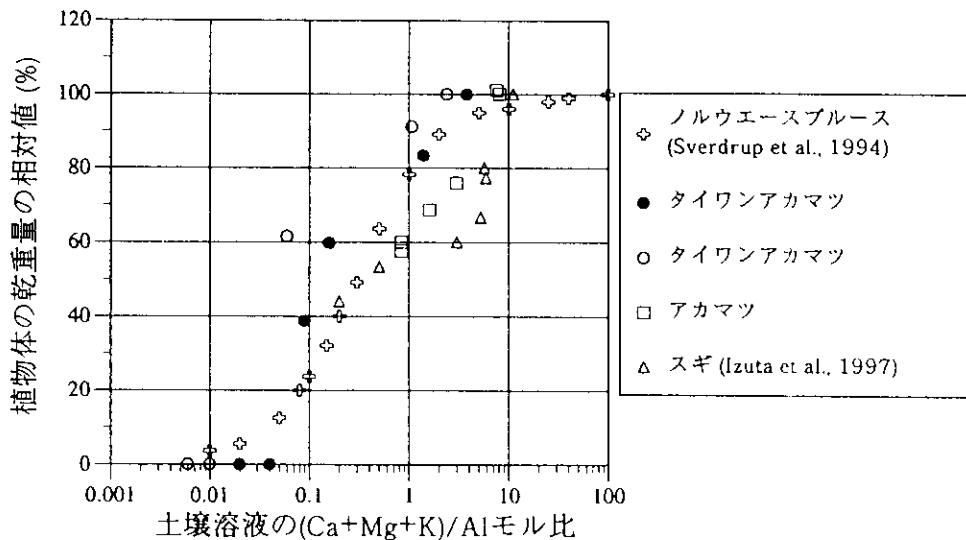


図6 タイワンアカマツ (馬尾松)、アカマツ、スギおよびノルウェースプルース苗の相対乾重量と土壌溶液の(Ca+Mg+K)/Alモル比との関係

度は、対照区に比べて増加する傾向であったが、有意な差ではなかった。また、酸性化させた土壌で 12 週間育成したスギ苗において、個体乾物成長の低下と地下部 Mn 濃度との相関が極めて低かったことが報告されている。これらの結果を考慮すると、アカマツ苗の成長低下に対する Mn の寄与率は Al のそれに比べて低いと考えられる。

酸性化させた土壌で育成したアカマツ苗においては、土壌への H<sup>+</sup> 負荷量の増加に伴って地下部の Al が地上部に移行・蓄積し、針葉の窒素含量やクロロフィル含量などを低下し、光合成における CO<sub>2</sub> 固定効率や量子収率が低下した。したがって、土壌酸性化によるアカマツ苗の成長低下の原因として、Al によるリブローズ-1,5-ビスリン酸カルボキシラーゼ(Rubisco) の活性・含量の低下や光合成の光化学系活性の低下による純光合成速度の低下が考えられる。

以上の結果より、酸性化させた褐色森林土で育成したアカマツ苗の乾物成長は、土壌溶液の Al 濃度の影響を受けるが、この Al による成長低下の程度は、土壌溶液中の Al とカチオンの存在バランスによって決定されることが示された。ヨーロッパにおいては、ノルウェースプルースやヨーロッパブナの苗の乾物成長と、水耕液や土壌溶液の(Ca+Mg+K)/Al モル比との関係を検討し、同モル比=1.0 を基準としたモデル計算によって、森林における酸性降下物の臨界負荷量を評価している。本実験のアカマツ苗やスギ苗で得られた結果とノルウェースプルース苗で得られた結果を比較すると、土壌の(Ca+Mg+K)/Al モル比の低下に対するアカマツ苗およびスギ苗の乾物成長における感受性は、ノルウェースプルース苗のそれに比べて高い。すなわち、(Ca+Mg+K)/Al モル比=1.0 の場合、ノルウェースプルース苗の乾重量は約 20% 低下したが、アカマツ苗やスギ苗の乾重量は同モル比が 10 以下になると低下し、同モル比=1.0 の場合は 40~50% も低下した。これらの結果は、東アジアの樹木とヨーロッパの樹木では土壌酸性化に対する感受性が異なることを示しているため、この点を十分に考慮して東アジアにおける酸性降下物の臨界負荷量を評価する必要がある。

## ② 馬尾松苗の成長と栄養状態に対する土壌酸性化の影響

土壌への酸添加量の増加に伴って土壌の pH は低下したが、Mn および Al 濃度は増加した(表 8)。銅梁土壌においては、酸添加量の増加に伴って Ca および K 濃度は低下する傾向を示したが、Mg 濃度は増加する傾向を示した。一方、縉雲山土壌においては、酸添加量の増加に伴って K 濃度が低下する傾向を示した。

1997 年 12 月に馬尾松苗の乾重量、地上部と地下部の乾重比である T/R 比および苗高を測定した結果、銅梁土壌の pH の低下に伴って、馬尾松苗の乾重量は有意に低下した。また、銅梁土壌の 40 および 70meq H<sup>+</sup>/L 区では苗高が減少した。なお、銅梁土壌の 90 および 120meq H<sup>+</sup>/L 区では、すべての苗が枯死した。一方、縉雲山土壌を用いた実験においては、対照区に比べて、10meq H<sup>+</sup>/L 区における苗の乾重量は増加したが、40meq H<sup>+</sup>/L 処理区の乾重量は有意に低下した。なお、縉雲山土壌の 70、90 および 120meq H<sup>+</sup>/L 処理区においては、すべての苗が枯死した。銅梁土壌または、縉雲山土壌で育成した馬尾松苗の成長パラメーターを算出した結果、いずれの土壌で育成した苗の純同化率(NAR)も、土壌への酸添加量の増加に伴って低下した。この結果は、土壌酸性化によって馬尾松苗の純光合成速度が低下したことを示唆している。これに対して、いずれの土壌で育成した苗においても、土壌への酸添加によって葉面積比(LAR)が低下したが、その低下程度は NAR に比べて小さかった。

1997 年 12 月における馬尾松苗の元素濃度を測定した結果、銅梁土壌への酸添加によって根の Ca 濃度が低下したが、縉雲山土壌の 40meq H<sup>+</sup>/L 区で育成した苗における根の K 濃度は対照区のそれに比べてむしろ増加した。

1998年11月に馬尾松苗の乾重量、T/R比および苗高を測定した結果、銅梁土壌においては、酸添加量の増加に伴って、馬尾松苗の乾重量と苗高は低下したが、T/R比には明白な影響は認められなかった。一方、縉雲山土壌においても、土壌への酸添加量の増加に伴って、馬尾松苗の乾重量、T/R比および苗高が低下した。

ヨーロッパにおいては、酸性降下物の臨界負荷量をモデル計算で評価する際、土壌の $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比をひとつの基準としている。土壌の $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比と馬尾松苗の個体乾重量の相対値 $[(\text{酸添加処理区の個体乾重量})/(\text{対照区の個体乾重量})] \times 100$ との関係を検討した結果、土壌の $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比が1以下に低下すると、馬尾松苗の個体乾重量の相対値は明らかに低下した(図6)。また、同モル比が0.1以下になると、馬尾松苗が枯死することが明らかになった。欧米や我が国の樹木と比較した場合、土壌の $(Ca+Mg+K)/Al$ モル比の低下に対する馬尾松の感受性は、ノルウェースプルースとほぼ同程度であったが、スギやアカマツに比べて低かった。

## 6 森林土壌の硝酸化成速度の定量

相澤州平・石塚和裕(森林総合研究所)

### (1) 研究方法

東北～中部日本の森林土壌から水分環境が類似している適潤性の褐色森林土および黒色土を対象に、母材・植生の異なる土壌型と林相の14地点を選び、表層土壌の窒素無機化と硝酸化成速度を測定した。一部の試料はA層、B層毎に混合して用いた。土壌試料は生状態で2mmメッシュのふるいを通させ、可能な限り根を除いた後、50gずつポリ容器に入れ、最大容水量の60%になるよう蒸留水を加え、小穴を空けたアルミ箔で蓋をして30°Cで培養した。試料は1、2、4、8、12週間後に2個ずつ取り出して混合し、生土の $pH(H_2O)$ および $pH(KCl)$ 、無機態(アンモニア態および硝酸態)窒素量を通気蒸留法により測定した。また、培養前と8週間後の試料を10倍量の蒸留水で抽出し、抽出液中の溶存イオン濃度を測定することにより、硝化に伴う無機イオンの可溶化量を調べた。

### (2) 結果・考察

土壌の培養実験の結果、アンモニア態窒素量は培養前はいずれも30mg/kg以下で、多くの試料で培養直後から減少し、2週間後以降は変化が小さかった(図7)。ヒノキ・スギ林下のチャート母材の褐色森林土(それぞれチャートBヒノキ、チャートBスギと略記。以下同様に試料を略記。)および花崗岩Bスギでは増加を続け、12週間後にはチャートBで150mg/kg以上、花崗岩Bスギでは220mg/kg前後の値を示した。硝酸態窒素は培養前はいずれも50mg/kg以下で、多くの試料で培養開始後増加し、12週間後には100～300mg/kg前後の値を示した(図7)。チャートB・花崗岩スギでは硝化量が小さかった。 $pH(KCl)$ は大きな変化が見られなかったが、 $pH(H_2O)$ は硝化量が大きいものほど低下し、12週間で0.3～0.7程度低下した(図7)。

水抽出による培養8週間での可溶化量をイオン毎にみると、アニオンは主に硝酸イオンが占め、カチオンは交換性塩基量の多いCaが主だったが、チャートBおよび、花崗岩Bスギでは $NH_4^+$ が主だった(図8)。硝化によって土壌中の硝酸イオン濃度が増加し、それに伴ってCaを主とするカチオンの溶脱が起こると考えられる。

窒素無機化過程に植生が及ぼす影響という観点からは、同じ母材の土壌ではスギの方がヒノキより硝酸態窒素の割合が高い場合が多かったが、花崗岩Bのようにヒノキの方が高い場合もあり、樹種による統一的な傾向は認められなかった。また、コナラを主とする落葉広葉樹林はスギ・ヒノキ林に比べてとくに大

きな差はみられなかった。

チャート B・花崗岩 B スギにおいて硝化が進まず、pH の低下が小さかったのは、交換性塩基が少なく pH が低いことが原因であると考えられる。交換性 Ca と Mg の合計量は、火山灰 B スギで約  $3.5\text{cmolkg}^{-1}$ 、花崗岩 B ヒノキで約  $1.6\text{cmolkg}^{-1}$ 、火山灰 BI で  $17\text{cmolkg}^{-1}$  前後であるのに対し、チャート B・花崗岩 B スギでは  $0.5\sim 1.3\text{cmolkg}^{-1}$  と少なかった。また、 $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$  は他の土壌が pH5 近くから 6 台であるのに対し、チャート B・花崗岩 B スギは pH3.8~4.4 と低かった。交換性塩基が少なく pH が低い傾向は特に花崗岩 B スギで顕著で、この土壌では硝酸態窒素の割合が低かった。これらのことから、硝化に伴う土壌の酸性化には pH や交換性塩基量等の土壌の化学性が大きく影響していると考えられる。このような土壌の化学性は母材や生成過程によって大きな影響を受ける。一方、今回の実験結果からは樹種と窒素無機化過程の間には明瞭な傾向が見られなかった。また土壌の全窒素は 0.33~1.2%、C/N は 13~19 の範囲にあったが、それらと無機化との間には明瞭な関係が見られなかった。したがって、土壌中の窒素の無機化過程とそれに伴う塩基流亡過程には植生より母材のちがいのほうが大きく影響していると考えられた。

## 7 土壌酸緩衝試験の簡易法の開発と有機酸による酸緩衝試験

阪田匡司・石塚和裕（森林総合研究所）

### (1) 研究方法

上記の 3 (2) ① で行った方法は時間がかかるので、より簡便な遠沈管による緩衝能測定法を開発した。また遠沈管による逐次抽出法を用い、堆積有機物層や根圏に存在すると考えられる低分子有機酸による酸緩衝能を測定した。抽出液中の陽イオンと Al 濃度を ICP 発光分光で測定した。使用した試料は、褐色森林土と黒色土で酸緩衝能が低い（交換性塩基含量  $40\text{mmolc/kg}$ ）のものを 10 点、中程度（同  $40\sim 200\text{mmolc/kg}$ ）のもの 7 点について実験した。低分子有機酸としてはシュウ酸を用いた。抽出液の濃度は pH2.8、 $15\text{mM}$  溶液を用いた。

### (2) 結果・考察

土壌の酸緩衝能の簡易測定法として以下の方法を開発した。簡易緩衝能測定法の操作手順を表 9 に示す。

表 9 簡易土壌酸緩衝能測定方法の手順

1. 遠沈管に、 $<2\text{mm}$  風乾土を 1:10 の比率になるように硫酸溶液\*\*を加える
2. 一定時間振盪後、土壌懸濁を遠沈する
3. 土壌がこぼれないように上澄み液を注意深く採取し、採取した溶液の pH を測定する
4. 続けて遠沈管に硫酸溶液を同量加え、手順 1, 2, 3 を 10 回繰り返す
5. 得られた pH を用いて酸負荷量と pH の変化の散布図を描いて、pH が 4.5 になるまでに必要な酸負荷量を酸緩衝能とする

\*\*：硫酸濃度は通常の土壌 pH が 5.0 以上のものは 30ppm と 100ppm、5.0 未満のものは 10ppm と 30ppm を用いる

硫酸溶液と同じようにシュウ酸の負荷に伴う pH の低下が多く試料で認められた。また、ほぼすべての試料において Al が最初の抽出から多量に見られた（図 9）。抽出液の主要成分は陽イオンが Al と若干の Ca, Mg, K で、陰イオンはシュウ酸であった。各抽出液中の Al:シュウ酸比（モル濃度比）をみると、1 程度のものが多く、等量ずつの Al シュウ酸複合体の存在が示唆される。

交換性陽イオンの中程度のものは pH の低下があまり見られず、低下しても pH が総じて高い。シュウ酸および Al 濃度がはじめは低く、pH の低下とともにシュウ酸 Al 濃度が上昇した。一方、交換性陽イオ



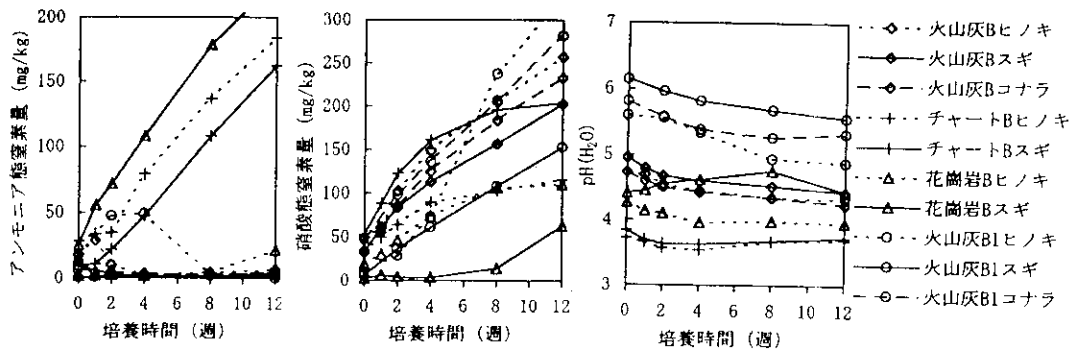


図7 培養に伴う土壌中のアンモニア態(左)、硝酸態(中央)窒素の変動および土壌pH(右)の変化

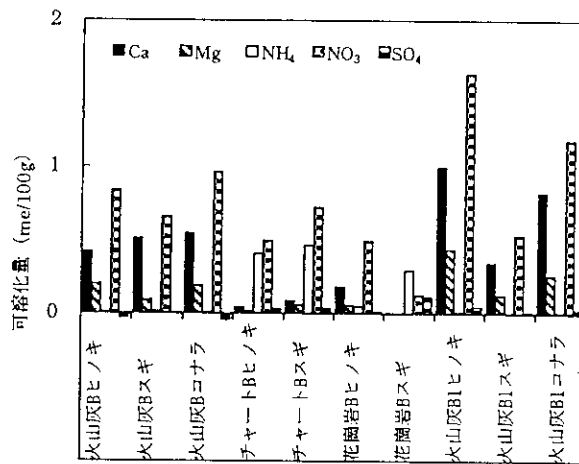
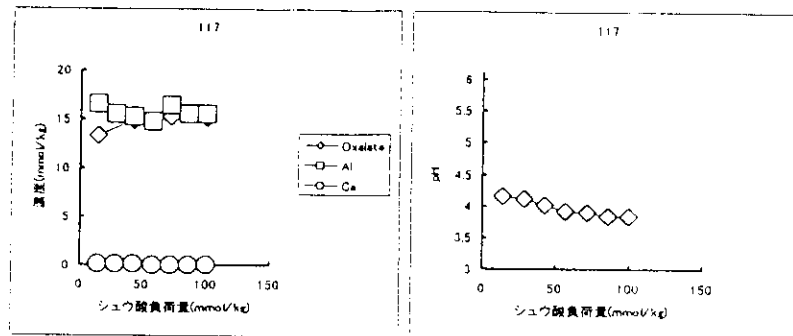


図8 培養により可溶化する水溶性成分量

交換性塩基  
40mmol<sub>c</sub>/kg以下



交換性塩基  
40mmol<sub>c</sub>/kg以上

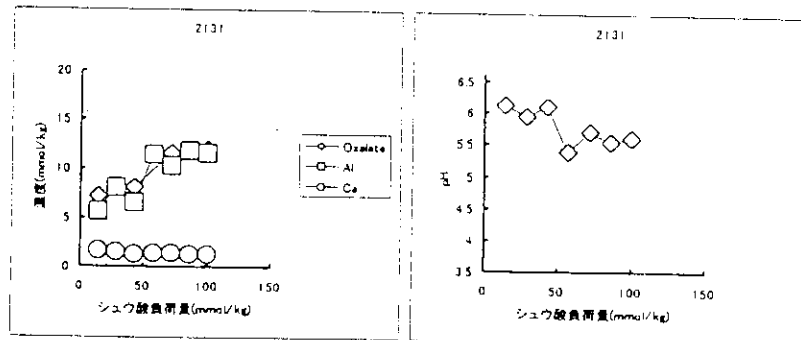


図9 シュウ酸による土壌溶出成分(左)と酸緩衝能(右)。

ンの低いものは pH 低下が見られるもの、あるいは、初めから低いものが多かった。またいくつかの試料は溶出とともに Al 濃度が低下し、さらに pH も下がるものがあった。

シュウ酸による塩基交換と pH の低下は基本的には硫酸による抽出結果と大きな違いはなかった。相違点はシュウ酸の場合土壤 pH がそれほど低下しなくとも、Al が抽出されること、抽出量がシュウ酸を 2 価とした場合、Al (3 価として) と等量ではないことがあげられる。これはシュウ酸は Al とキレートを作り、抽出液中に溶出するための考えられるが、キレート形態についてはさらに検討が必要である。またシュウ酸 Al 複合体は、Al<sup>3+</sup>ほどの植物毒性を持たない可能性もあり、有機酸により抽出される Al を例えば (3) で用いた Ca+Mg+K/Al のような指標に単純に用いることはできないと考えられる。しかし、森林土壤のように、土壤環境に有機酸が普遍的に存在する状況では、無機酸のみの物質モデルとは異なる塩基状態になりうることを示唆された。

## 8. 本研究により得られた成果

1) 降水の酸性化は、韓国の工業地帯周辺で認められたが、中国の重慶市と貴陽市では、降水の酸性化物質濃度は高いが、高いカチオン濃度で中和され、酸性化は観測されなかった。韓国の土壤は日本の土壤より緩衝能が小さく、影響が顕在化しやすかった。

2) 八王子の降水は酸性化していたが、森林流域へ物質が蓄積傾向にあった。一方、韓国では、降水の酸性化は認められなかったが、流域から塩基類が流出し、酸性化傾向にあった。

3) 土壤の酸性化 (土壤の(Ca+Mg+K)/Al モル比の低下) に対し、アカマツ苗は感受性がノルウェースプルス苗より高かった。また馬尾松の感受性は、ノルウェースプルスとほぼ同程度であったが、スギやアカマツに比べて低かった。

4) 日本森林土壤の硝酸化成速度は、植生よりも地質条件が決定要因として重要であった。

5) シュウ酸は、土壤 pH の酸性化を伴わずに土壤溶液中の Al 濃度を上昇させる可能性があった。

以上のことから降水の性質は地域により差が大きく、また、土壤酸性化に対する樹木の感受性は樹種によって異なるので地域に適した臨界負荷量を評価する必要があること、韓国の土壤は緩衝能が弱く、渓流水から塩基の流亡が観測されることが明らかとなった。また森林土壤の酸性化プロセスには硝酸化成と有機酸類の影響が大きいことがわかった。

## 8. 参考文献

石塚和裕(1992)：酸性降下物に対する土壤緩衝能の実態と評価、森林立地、34、26-35

### [国際共同研究等の状況]

韓国および中国国内における環境酸性化物質の森林生態系影響調査および物質循環研究においては以下の研究期間と研究者により共同研究が行われた。

韓国林業研究院：車 淳馨、金 暎傑、柳 鼎煥、 江原道山林開発研究院：全 斗植

(日韓環境保護協力協定 No. KE-1-24 移動性大気汚染及び酸性雨による山林生態系被害動態及び管理研究)

中国雲南省環境監測中心站：楊 良

[研究成果の発表状況]

(1) 口頭発表

- ①李 忠和・伊豆田 猛・青木 正敏・戸塚 績：第37回大気環境学会 (1996)  
「硫酸溶液により酸性化させた褐色森林土で育成したアカマツ苗の成長および体内元素含有量」
- ②Izuta, T. and Totsuka, T. : Proceedings of the International Symposium on Acidic Deposition and Its Impacts, Tsukuba, Japan. 157-164. (1996) “Effects of soil acidification on growth of *Cryptomeria japonica* seedlings”.
- ③Shan, F., Izuta, T., Aoki, M. and Totsuka, T. : Proceedings of the International Symposium on Acidic Deposition and Its Impacts, Tsukuba, Japan. 298-304. (1996)  
“Phenological disorder of cold death of apical shoots of red pine subjected to combined exposures of simulated acid rain and soil acidification, and implications for forest decline”.
- ④Izuta, T. Proceedings of the International Symposium on Forest Decline Caused by Air pollution, Photo-oxidants, Acid Rain and Fog, Hiroshima, Japan. 45-46. (1997) “Experimental studies on the effects of ozone or soil acidification due to acid rain on Japanese forest tree species”.
- ⑤Izuta, T. Proceedings of International Symposium on Tropospheric Ozone in East Asia and Its Potential Impacts on Vegetation, Tokyo, Japan, 101-104. (1998)  
“Experimental studies on the effects of ozone and acid deposition on Japanese forest tree species”
- ⑥Okazaki, M and Ishizuka, K : Acid Snow and Rain, Niigata, Japan. 707-709, (1997)  
“Effect of acid deposition on forest ecosystem in Japan.”
- ⑦Ishizuka, K : Precipitation and soil condition. Meeting on “Monitoring Forest Damage Caused by Acid Rain and Air Pollution”, Tokyo, (1997). “Japanese system for monitoring forest damage caused by acid rain and air pollution, - Results of the first stage (1990-1994) -, Part 2”
- ⑧石塚和裕：日本化学会酸性雨問題研究会第9回シンポジウム、東京 (1997)  
「森林衰退と土壌の酸性化」
- ⑨Ishizuka, K. and Taoda, H.: Proceeding of the international symposium on forest decline caused by air pollution, 6-8. Hiroshima, (1997),  
“The stage of Japanese forest and soil – Monitoring of forest damage caused by acid rain and air pollution-”
- ⑩相澤州平・池田重人・岡本透：東北森林科学会講演要旨1, p28 (1996)  
「姫神山試験地における林外雨・林内雨・樹幹流の pH および溶存イオン濃度」

(2) 論文発表

- ①Izuta, T., Ohtani, T. and Totsuka, T.: Environmental Sciences, 5(3), 177-189. (1997) “Growth and nutrient status of *Cryptomeria japonica* seedlings grown in brown forest soil acidified with H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solution”
- ②Shan, Y., Izuta, T., Aoki, M. and Totsuka, T.: Water, Air and Soil Pollution, 87, 355-366. (1997) “Effects of O<sub>3</sub> and soil acidification, alone and in combination, on growth, gas exchange and chlorophyll content of red pine seedlings”
- ③李 忠和, 伊豆田 猛, 青木 正敏, 戸塚 績：大気環境学会誌, 32(1), 46-57. (1997)  
「硫酸添加により酸性化させた褐色森林土で育成したアカマツ苗の成長および体内元素含有量」
- ④李 忠和, 伊豆田 猛, 青木 正敏, 戸塚 績：大気環境学会誌, 32(5), 371-382. (1997)  
「水耕栽培したアカマツ苗の成長および栄養状態に対する Al と Mn の単独および複合影響」

- ⑤李 忠和, 伊豆田 猛, 青木 正敏, 戸塚 績, 加藤 秀正: 日本土壤肥科学雑誌, 69(1), 54-62. (1998)  
「硫酸添加により酸性化させた褐色森林土で育成したアカマツ苗の成長および光合成活性」
- ⑥三輪 誠, 伊豆田 猛, 戸塚 績: 大気環境学会誌, 33(2), 81-92. (1998)  
「人為的に酸性化させた褐色森林土で育成したスギ苗の乾物成長」
- ⑦三輪 誠, 伊豆田 猛, 戸塚 績: 酸性環境の生態学(佐竹研一 編著), pp. 168-188, 愛智出版. (1999)  
「酸性雨による土壤酸性化と樹木への影響」
- ⑧伊豆田 猛: 樹木生理生態学(小池孝良 編著), 朝倉書店. (1999) 「環境汚染」(印刷中)
- ⑨三輪 誠, 伊豆田 猛, 戸塚 績: 生物科学, 48, 10-17. (1996)  
「酸性雨による土壤酸性化に伴うアルミニウムの溶出とその樹木に対する影響」
- ⑩伊豆田 猛: 環境技術, 26(10), 31-36. (1997) 「日本の樹木に対する酸性雨の影響に関する実験的研究」
- ⑪Izuta, T.: Journal of Plant Research, 111, 471-480. (1998)  
“Ecophysiological responses of Japanese forest tree species to ozone, simulated acid rain and soil acidification”
- ⑫Baba, M., Okazaki, M. and Hashitani, T.: Environmental Pollution, 89, 97-106. (1995)  
“Effect of acid deposition on forested Andisols in the Tama Hill region of Japan”
- ⑬Baba, M. and Okazaki, M.: Soil Sci. Plant Nutr., 44, 513-525. (1998)  
“Acidification in nitrogen-saturated forested catchment”
- ⑭千嶋崇志・岡崎正規: 環境情報科学論文集, 11, 7-12 (1997)  
「多摩丘陵におけるアカマツ林に及ぼす酸性沈着の影響に関する事例研究」
- ⑮Okazaki, M. Chishima, T., Joen D. S., Kim, Y. K. and Yoo, J. H.: in Environmental Issues in Korea and Japan, ed. Jong-Min Oh, Young-Min Jo and M. Okazaki, p.95-104. The Institute for Environmental Science, Kyunghee University Press, Korea. (1998) “Effects of acid deposition on red pine forest in Japan and Korea”
- ⑯相澤州平: 日林論, 108, 112 (1998) 「母材へ 植生の異なる土壤における硝化速度と酸性化」
- ⑰相澤州平: 森林総合研究所所報 95, 8~9 (1996)  
「林木の生育と森林土壌—樹幹流が森林土壌に及ぼす影響」
- ⑱相澤州平: 日林論 107, 151~152 (1996)  
「カラマツ人工林における林内雨・樹幹流による土壌への物質供給」
- ⑲相澤州平: 森林総合研究所東北支所たより, 429, p1~4 (1997)  
「姫神山酸性雨等モニタリングセンターステーションにおける雨水の観測について」
- ⑳阪田匡司・石塚和裕: 硫酸滴下実験による森林土壌表層の酸緩衝能の評価 (Evaluation of acid buffering capacity on surface horizons of forest soils using a dripping experiment of sulfate solution) 投稿準備中