

モデル実験系における酸性物質のスギ苗根系に与える影響

Effects of acid precipitation on the root systems of Japanese red cedar  
(*Cryptomeria japonica* D. Don) saplings in model experiments

平野 恭弘  
Yasuhiro HIRANO

## 目次

第1章 序論	5-4. 考察	42
1-1. 環境ストレス指標としての樹木根系	5-4-1. 酸性溶液の地上部処理	
1-2. 酸性雨の森林への影響	5-4-2. 酸性溶液の地下部処理	
1-2-1. 森林への影響	5-4-3. 酸性溶液処理によるスギ苗根系の衰退過程	
1-2-2. 日本における研究動向		
1-3. 本研究の目的	第6章 異なる培地下の根系における酸性溶液処理の影響の違い	
29	6-1. 緒言	44
第2章 植物材料 スギ	6-2. 材料と方法	45
2-1. スギの生理生態	6-2-1. 植物材料と培地	
2-2. スギの繁殖形態	6-2-2. 酸性溶液処理	
2-3. 本研究において用いたスギ苗	6-2-3. 植物現存量と根系解析	
2-4. スギ苗における各器官の定義	6-2-4. 養分分析	
30	6-2-5. 培地の性質	
第3章 酸性溶液の吸水が根系成長に与える影響	6-2-6. 統計解析	
3-1. 緒言	6-3. 結果	46
3-2. 材料と方法	6-3-1. 乾重比と根表面積への影響	
3-2-1. 植物材料と培地	6-3-2. 白根への影響	
3-2-2. 酸性溶液処理	6-3-3. 新葉および白根の養分状態	
3-2-3. 根系解析	6-3-4. 培地の性質	
3-2-4. 培地の性質	6-4. 考察	48
3-2-5. 統計解析	6-4-1. 乾重比, 根表面積, 白根活性への影響	
3-3. 結果	6-4-2. 白根形態と養分状態	
3-3-1. 酸性溶液のスギさし穂への影響	6-4-3. 培地による影響の違い	
3-3-2. 酸性溶液のスギさし木苗への影響		
3-3-3. 培地の性質	第7章 低pHおよび過剰Alが根形態と栄養状態に与える影響	
3-4. 考察	7-1. 緒言	50
3-4-1. 酸性溶液のスギさし穂への影響	7-2. 材料と方法	50
3-4-2. 酸性溶液のスギさし木苗への影響	7-2-1. 植物材料と培地	
第4章 酸性溶液の処理期間がスギ苗の根系に与える影響	7-2-2. 実験処理区	
4-1. 緒言	7-2-3. 植物現存量と白根の形態特性	
4-2. 材料と方法	7-2-4. 養分分析	
4-2-1. 植物材料と培地	7-2-5. 培地の性質	
4-2-2. 酸性溶液処理	7-2-6. 統計解析	
4-2-3. 植物現存量と根表面積	7-3. 結果	52
4-2-4. 植物体および培地の養分分析	7-3-1. 乾重比への影響	
4-2-5. 統計解析	7-3-2. 白根の形態特性	
4-3. 結果	7-3-3. 新葉および白根の養分状態	
4-3-1. 乾重比と根表面積への影響	7-3-4. 培地の性質	
4-3-2. 新葉, 白根および培地の養分状態	7-4. 考察	53
4-4. 考察	7-4-1. 低pHあるいは過剰Alの影響	
4-4-1. 乾重比と根表面積への影響	7-4-2. 培地間における低pHと過剰Alの影響の違い	
4-4-2. 新葉, 白根および培地の養分状態		
4-4-3. 酸性溶液処理期間と根系衰退	第8章 総合考察	
第5章 酸性溶液の地上部処理, 地下部処理による根系成長の違い	8-1. 本研究における影響要因の整理	56
5-1. 緒言	8-1-1. 酸性物質の負荷量	
5-2. 材料と方法	8-1-2. 各培地における影響要因	
5-2-1. 実験概要	8-2. 酸性溶液によるスギ苗の根系衰退過程	58
5-2-2. 植物材料と培地	8-2-1. 地上部処理が根系に与える影響	
5-2-3. 酸性溶液処理	8-2-2. 地下部処理が根系に与える影響	
5-2-4. 植物現存量と根表面積, 白根活性	8-2-3. スギ苗の根系衰退過程	
5-2-5. 養分分析	8-3. 本研究におけるモデル実験系の意義および応用	61
5-2-6. 統計解析		
5-3. 結果	謝辞	63
5-3-1. スギ苗の地上部への影響	引用文献	63
5-3-2. スギ苗の地下部への影響	摘要	67
	Summary	69
	写真	73

## 第1章 序論

### 1-1. 環境ストレス指標としての樹木根系

植物、とくに樹木は、生育期間が長期にわたるために生育期間中にさまざまな環境条件にさらされる。このような植物の生育に干渉する因子を便宜上ストレスと呼び、生物的ストレス (biotic stress agents) と非生物的ストレス (abiotic stress agents) とに大別することができる (Smith 1990; 鈴木 1992; Chappelka and Freer-Smith 1995)。生物的ストレス因子には、ウイルスやマイコプラズマ、細菌、菌類、昆虫などが、また、非生物的ストレス因子には、温度、水分、風、養分、大気汚染物質、酸性雨などが考えられている (鈴木 1992; Chappelka and Freer-Smith 1995)。McLaughlin (1985) によれば、樹木のストレス因子は、気候、土壤水分、土壤養分などの素因的 (predisposing) 因子、霜、乾燥、塩などの誘因的 (inciting) 因子、ウイルス、菌類、昆虫など寄与的 (contributing) 因子の3種類に分類される。素因的因子とは、ある病気にかかりやすくする素質をいい、これらは慢性的に樹木を弱めていく。誘因的因子とは、その病気、衰退を引き起こす原因となるもの、すなわち引き金となるものを意味し、素因的因子に比べて短期的に作用するものを言う。寄与的因子とは、これらの病気、衰退を促進させ、場合によっては樹木を枯死に至らしめるものをいう。前二者の多くは非生物的ストレス因子、後者は生物的ストレス因子に相当する。これらの中でも、大気汚染物質は素因的因子と誘因的因子の両方のストレスとして作用すると考えられている (McLaughlin 1985)。

最近では、環境ストレス (environmental stress) という言葉が用いられている例がしばしばみられるが (Cherry 1989; Majdi and Persson 1993; 二井ら 1994; 須田 1994; 戸塚 1994; Persson and Majdi 1995; 森川 1997)、その定義は曖昧である。たとえば、須田 (1994) や戸塚 (1994) は生物的、非生物的ストレス因子すべてを環境ストレスとしているのに対し、非生物的ストレス因子である水分不足や栄養不足、高温、低温、乾燥などを環境ストレスとし、大気汚染は別とする例もある (Cherry 1989; 森川 1997)。後者は非生物的ストレス因子を、自然的要因であるか人為的要因であるかに分け (北島 1988)、自然的要因のみを環境ストレスと定義したのであろう。本研究では、自然的人為的要因を区別せず、大気汚染物質や酸性雨を含む非生物的ストレス因子すべてを環境ストレスと定義する。

植物の根は、養水分吸収の主要な器官であり、その根のほり方、いわゆる“根系”は根をとりまく環境条件によって著しく異なる (矢崎 1993)。言い換えれば、環境ストレスと植物の根系は、密接な関係にあるといえる。実際に、乾燥や土壤養分、温度など環境ストレス下における樹木の根系成長については、1950年代おそらくはそれ以前から、幅広い多くの研究が行われてきた (たとえば、Barney 1951; Pharis and Kramer 1964; Larsen *et al.* 1986; Burdett

1987; van den Driessche 1992; Lyr and Garbe 1995; Tinus 1996)。

1980年代から、とくにヨーロッパや北アメリカにおいて、 $O_3$  や  $SO_2$  などの大気汚染物質、酸性雨など環境ストレスの樹木根系に与える影響が調べられ (Dustin and Raynal 1988; Meier *et al.* 1989)、樹木の地上部よりも地下部、根系においてより顕著に現存量が低下することが示唆されてきた (Jones and Mansfield 1982; Freer-Smith 1983; Cooley and Manning 1987; DeWald *et al.* 1990; Taylor and Davies 1990; Clemensson-Lindell and Persson 1995)。さらに、根長や根直径、根表面積などの根系成長および根形態が、地上部あるいは根の現存量に比べ、環境ストレスに対する樹木のより有効な感受性指標 (sensitive indicator) となりうることが明らかになってきた (Chappelka and Chevone 1986; Bartsch 1987; Keane and Manning 1988; Temple 1988; Blaschke and Weiss 1990; Deans *et al.* 1990; DeWald *et al.* 1990; Taylor and Davies 1990; Qiu *et al.* 1992, 1993; Majdi and Persson 1993; Persson and Majdi 1995)。たとえば、red spruce (*Picea rubens* Sarg.) 苗に酸性ミスト処理を行った結果、樹高成長や現存量に影響はなかったものの、根形態のみに影響が認められた例 (Deans *et al.* 1990) や、 $O_3$ 、 $SO_2$ 、 $NO_2$  などに曝された beech (*Fagus sylvatica* L.) 苗において、根の現存量ではなく、根形態に影響を受けた例 (Taylor and Davies 1990) などがある。このように、大気汚染物質や酸性雨などの環境ストレス下において、樹木が一番最初に干渉 (ストレス) を受ける器官として根系が、そしてとくに環境ストレスに対する感受性指標 (sensitive indicator) として根系成長が注目されつつある。

### 1-2. 酸性雨の森林への影響

#### 1-2-1. 森林への影響

酸性雨とは、一般に、化石燃料の燃焼に伴って排出される硫黄酸化物、窒素酸化物などの大気汚染物質が、大気中で酸化されて硫酸イオンや硝酸イオンになり、これが雨水に取り込まれて生じると考えられる pH の低い雨のことをさす (柳下 1997)。しかし、広義には、雨のほか、霧や雪などを含めた湿性沈着 (wet deposition)、およびガスやエアロゾルの形態で沈着する乾性沈着 (dry deposition) の両者を合わせたものをいう (柳下 1997)。広義の酸性雨は、人体、湖沼、河川、森林、土壌、文化財などに幅広く影響を及ぼす (村野 1993 a)。このような広義の酸性雨問題は、最近では大気の大気酸化、環境の大気酸化問題ともよばれ、地球温暖化問題や成層圏オゾン層の破壊問題とともに、地球環境問題の一つとして注目されている (原 1997)。

酸性雨の森林への影響に関しては、1970年代から1980年代にかけて、中部ヨーロッパやアメリカ北東部においてモミ・トウヒ林などの森林衰退が顕在化し、これらの森林衰退と酸性雨など大気汚染物質との関連が指摘された (Schütt and Cowling 1985; Krause *et al.* 1986; 北島

1988; Pitelka and Raynal 1989)。森林の衰退現象を解明するためには、衰退状況を把握する現地調査とともに、衰退との関連が予想される要因を整理し、それに関連したモデル実験を行うことによって、各要因の影響と作用機構を明らかにしていく必要がある (Krause *et al.* 1986; Woodman and Cowling 1987; 北島 1988; Shipley *et al.* 1992; 山本ら 1992)。そのために酸性雨など大気汚染物質が森林生態系に及ぼす影響については、樹木生理、物質循環などさまざまな角度から調査が行われてきた (Schütt and Cowling 1985; Krause *et al.* 1986; 北島 1988; Pitelka and Raynal 1989; 野内 1990; Smith 1990; 小池ら 1993; 二井ら 1994; 金子ら 1994; 肘井ら 1995)。このようなモデル実験と現地調査の結果、欧米における森林衰退の原因に関しては、土壤酸性化説、土壤塩類欠乏説、窒素過剰説、オゾン説、複合要因説の5つの主要な仮説があげられた (Schütt and Cowling 1985; Krause *et al.* 1986; 北島 1988; Pitelka and Raynal 1989; 野内 1990; 小池ら 1993; 金子ら 1994)。酸性雨はこの5つの仮説のうち、オゾン説を除く4仮説に関連する (小池ら 1993)。

このように、欧米において、酸性雨に関連する多くの研究が行われてきた結果、酸性雨の樹木への作用機構として、直接的影響と間接的影響とが存在することが明らかになってきた (Haines and Carlson 1989; 野内 1990; Wöllmer and Kottke 1990; 八木ら 1990)。直接的影響とは、酸性雨の付着により葉組織の損傷、葉からのイオン溶脱など、樹木の地上部に障害を生じることである。たとえば Mengel *et al.* (1989) は、Norway spruce (*Picea abies* Karst.) 苗に pH 3 の酸性ミストを暴露したところ、当年生葉のエピクチクラワックス層が崩壊したことを明らかにしている。一方、間接的影響とは、土壤酸性化に伴う有害な Al イオンの溶出などの土壤の化学性の変化、菌根菌の成長変化、およびオゾン、昆虫、病原菌、霜など他のストレス要因との複合作用により、間接的に樹木の成長を阻害することという (Haines and Carlson 1989; 野内 1990)。とくに日本では、酸性雨の間接的影響とは土壤酸性化に伴う影響を示し、具体的には根圏の pH 低下の影響、Al<sup>3+</sup> や Mn<sup>2+</sup> など有害金属イオン溶出の影響、菌根菌など土壤微生物や土壤動物の活性低下の影響などが考えられている (戸塚ら 1990 a, 1990 b; 八木ら 1990; 二井ら 1994; 金子ら 1994)。

### 1-2-2. 日本における研究動向

日本では 1990 年代に入ってようやく、酸性雨の森林被害に関する研究の成果が報告され始めた (岩坪 1996)。日本では、明らかな森林衰退現象は生じていないものの、関東平野のスギ (*Cryptomeria japonica* D. Don) 林、赤城山のシラカンバ (*Betula platyphylla* var. *japonica*)、丹沢山系のモミ (*Abies firma* Sieb. et Zucc.)、苦小牧のストロブマツ (*Pinus strobus* L.) などの衰退が報告されている (野内 1990)。

とくにスギは、Sekiguchi *et al.* (1986) や高橋ら (1986)

によって酸性雨による枯損の可能性が指摘されて以来、現地調査からモデル実験的研究まで多くの研究が幅広く行われてきた (野内 1990; 堀田 1991; 小池ら 1993; 鳥居 1993)。スギの衰退状況に関する現地調査は、さまざまな観点から実施されており、関東・甲信地方 (高橋ら 1986) や関西・瀬戸内地方 (高橋ら 1991) における衰退分布、衰退の特徴 (梨本・高橋 1990; 梨本 1991)、樹幹流の化学性 (佐々ら 1991; 松浦 1992)、根元土壤の化学性 (亀岡ら 1989; 松浦ら 1990; 鳥居・清野 1992; Baba *et al.* 1995)、衰退木の葉中養分濃度 (八木ら 1990; 赤間ら 1991)、スギの水分特性 (松本ら 1992 a) などが報告されている。さらに、福井県 (福井県 1986) や茨城県 (横堀 1981) においては、スギ樹勢の衰退要因が詳細に報告されている。

これら現地調査の見解として、スギの衰退と酸性雨など大気汚染物質との間に関連性があるとする報告 (Sekiguchi *et al.* 1986; 高橋ら 1986; 梨本・高橋 1990) やその関連性は低いとする報告 (福井県 1986; 八木ら 1990; 松本ら 1992 a) や土壤の酸性化との関連を指摘する報告 (松浦ら 1990; Baba *et al.* 1995) などがあり、スギの衰退、枯死における酸性雨の作用機構について統一した見解は、これまでのところ出されていない。

酸性雨のスギへの影響を明らかにするためのモデル実験的研究は、おもにポット植えの2年生または3年生のスギ苗木を用いて行われてきた (伊豆田ら 1990 a, 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 松本ら 1992 b; 三輪ら 1993, 1994; 河野ら 1994, 1995 a, 1995 b, 1996, 1997; Izuta *et al.* 1995, 1996, 1997; Kohno *et al.* 1995; Matsui 1995; 松村ら 1995; 赤間ら 1996; 太田垣ら 1996)。これらの研究は、人工酸性雨をスギ苗に散布した実験 (伊豆田ら 1990 a; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 松本ら 1992 b; 三輪ら 1993; 河野ら 1994, 1995 a; 松村ら 1995)、人為的に酸性化させた土壤における実験 (伊豆田ら 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 三輪ら 1994; 太田垣ら 1996; Izuta *et al.* 1997) や土壤酸性化に伴う低 pH の影響 (八木ら 1990; Izuta *et al.* 1996; 河野ら 1997) や Al の影響 (戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 河野ら 1995 b; Izuta *et al.* 1996)、Mn の影響 (Izuta *et al.* 1995) を調べた実験に分けることができる。

これらのモデル実験的研究の結果から導かれた共通の見解は、以下の3点であろう。まず第一に、pH 2.0の人工酸性雨をスギ苗に散布すると、葉に可視障害が現れ、個体の乾物成長量が低下する (伊豆田ら 1990 a; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 松本ら 1992 b; 三輪ら 1993; 河野ら 1994, 1995 a; 松村ら 1995)、第二に、森林土壤が酸性化すると Al の溶出が進み、この Al がスギ苗個体の乾物成長を低下させる (伊豆田ら 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 三輪ら 1994; 河野ら 1995 b; Izuta *et al.* 1996; 三輪ら 1996)、第三に、酸性化処理または Al 処理により、樹体内の養分濃度が変化する (伊豆田ら 1990 a, 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 松本ら 1992 b;

三輪ら 1994；河野ら 1995 a, 1995 b, 1996, 1997；Izuta *et al.* 1995, 1996, 1997；松村ら 1995；赤間ら 1996) というものである。これらの研究においてはいずれも、現存量 (biomass) と樹体内養分濃度 (nutrient) を主要な感受性指標としている。これら以外の指標としては、苗木地上部に関しては光合成能力 (八木ら 1990；松本ら 1992 b；河野ら 1995 a；太田垣ら 1996)、葉内クロロフィル濃度 (三輪ら 1993) などを用いているものの、苗木地下部、すなわち根系に関しては、根の呼吸速度 (三宅ら 1991) の例があるのみである。

### 1-3. 本研究の目的

以上のように日本においても、酸性物質がスギ苗に与える影響について多くのモデル実験的研究が行われてきたが、1-1 節で述べたような環境ストレスに対する樹木の感受性指標として使われつつある根系成長、すなわち根長や根直径などの根形態、根表面積、生理的側面に関しては、若干の知見が得られているに過ぎない (戸塚ら 1990 a；三宅ら 1991；河野ら 1996)。そこで本研究は、環境ストレスの一つにあげられる酸性物質がスギ苗の根系に与える影響をモデル実験系において明らかにし、スギの根系成長が環境ストレスに対する樹木の感受性指標として有効であるかどうかを明らかにすることを第一の目的として行った。

これまでに酸性雨の樹木への影響を調べた実験では、人工酸性雨を苗木全体へ散布した例が多い (たとえば、Wood and Bormann 1977；Chappelka *et al.* 1988；伊豆田ら 1990 a；三輪ら 1993；河野ら 1994, 1995 a；Leith *et al.* 1995；松村ら 1995)。このような処理方法では、どの器官へ処理された酸性物質が、どのような過程を経て、どの器官に影響を与えるのかを明らかにすることは困難である。そこで本研究では、酸性物質による処理方法を、処理対象の器官を明確に区別するように設定し、処理される器官別すなわち地上部処理、地下部処理の根系への影響過程を、それぞれ区別して明らかにすることを第二の目的とした。

また、酸性雨の樹木への作用機構における間接的影響の一つとして、土壤酸性化の影響があげられており (1-2-1. 参照)、樹木とくに根系への影響について、根圏の pH 低下に伴い土壤中に溶出してくる Al の影響が調べられてきた (たとえば、Foy *et al.* 1978；三輪ら 1996)。しかしながら、根圏の低 pH そのものが直接的に樹木根系に与える影響については、低 pH の影響よりも先に Al の影響が現れると想定されるために (Fitter and Hay 1981)、これまでほとんど明らかされていない (岡崎 1994 a；河野ら 1997)。したがって第三の目的は、根圏の低 pH がスギ苗根系へ与える影響を明らかにすることとした。

以上の三つを目的として行われた本研究の具体的な研究内容および本論文の構成は以下のとおりである。

まず、酸性溶液を培地を介してスギ苗の地下部のみから吸水させ、発根特性や根長、その後の根の発育過程を調査した (第 3 章)。さらに、酸性溶液処理を行う対象器官を地

上部のみ、地下部のみ、地上部と地下部の双方の 3 つに分けて考えることで、どの器官に酸性物質を処理すると、根系がどのような影響を受けるかを区別した (第 5 章)。また、酸性溶液による処理期間の長さが根系に与える影響を調べ (第 4 章)、さらに第 4, 5 章において用いた培地の性質を明らかにするために、異なる培地における酸性溶液の根系への影響も調べた (第 6 章)。第 7 章では、土壤酸性化に伴う影響として考えられる根圏の低 pH の影響と Al の影響を、それぞれ根形態と養分動態を指標として明らかにした。最後に、これらの結果にもとづき、酸性溶液によるスギ苗の根系衰退過程を整理し、樹木生理学的とくに栄養生理学的観点から考察を加え、モデル実験の意義と環境ストレスに対する感受性指標としてのスギ根系の有効性について議論した (第 8 章)。

## 第 2 章 植物材料 スギ

本研究では、植物材料として、日本における主要造林樹種の一つであり、多くの酸性雨関連のモデル実験に用いられているスギ (*Cryptomeria japonica* D. Don) の苗木を用いた。本章においては、スギの生理生態特性を簡潔に述べるとともに、本研究において用いたスギ苗についてまとめておく。

### 2-1. スギの生理生態

スギは、本州、四国、九州に分布し、西日の当たらない谷間を好み、腐食質に富む肥沃で湿潤な土壤に自生する常緑針葉高木で、耐陰性の弱い陽樹である (林ら 1985)。スギを主とする林分は、Bd, Bd (d) 型土壤に最も広く成立する (前田 1983)。林業では、経験的に、尾根筋にアカマツ、中腹部にヒノキ、斜面下部から沢筋にスギといったように、樹種の持つ耐乾性に応じた植林が行われ (森川 1997)、このことからスギが水分要求量の大きい樹種 (松本ら 1992 a) であることがわかる。昭和大造林においてもスギは最も広い面積で植林されたが、これは以下のようなスギの生理特性、すなわち①成長が早いこと、②苗木の養成、造林が容易であること、③天然分布が広いために、全国に植栽が可能なこと、④品種が多様であること、⑤用途が広いこと、などによるものである (真下 1983)。

スギの根系に関しては、その形態は太くて長い棒状の垂下根と斜出根によって特徴づけられる“スギ型”であり、垂直分布の特性は、細根、太根ともに地中深くまで分布する深根性という点にある (苅住 1979)。また、やや湿った嫌氣的な土壤でも根系成長は衰えないとされる (苅住 1979)。さらに、スギの根は内生 (VA) 菌根と共生することも知られている (苅住 1979)。

### 2-2. スギの繁殖形態

スギの繁殖は実生またはさし木で行う (林ら 1985)。実生は、採果後乾燥し、種子を取り出し、秋から春の間に播種

する(林ら 1985)。このように種子から成育した苗を“実生苗”(seedling)と呼ぶ。スギのさし木は、その発根、定着が他の樹種に比べ容易で、3月から4月、または6月から7月の間にさし木すると良い(森下・大山 1972; 林ら 1985)。さし木するために親木から採穂し、穂づくりしたものを“さし穂”(cutting)と呼ぶ(原田 1983)。さし穂を発根させ、成長させたものを“さし木苗”(cutting, sapling など)と呼ぶ。さし木苗の長所としては、親木の性質を正確に受け継ぐ、結実の豊凶に左右されずに苗木育成ができる、病害虫に対する抵抗力がある、などがあげられる(原田 1983)。

### 2-3. 本研究において用いたスギ苗

本研究では、第3章においてスギのさし穂とさし木苗を、第4章から第7章においては、スギさし木苗を用いた。これらのスギさし穂、さし木苗は、各章ごとに同一品種を用いた。同一品種内のさし穂やさし木苗は、実生苗よりも遺伝的なばらつきが少なく、本研究のようなモデル実験に適しているものと考えられる。供試材料の履歴その他詳細については各章の「材料と方法」で述べることにする。

本研究において用いたスギさし木苗には、同一品種、同年生内においても個体サイズにばらつきが認められる。このような苗を、現存量(乾燥重量)そのもので比較してしまうと、発現した影響が、処理前の個体間の差によるものなのか、処理の影響であるのかを見分けることが難しくなる。そこで、本研究における現存量(乾燥重量)は、各個体を100%とする各器官の乾重比として表した。すなわち乾重比とは、各器官への現存量配分率を示すものである。乾重比は以下の(2-1)式によって求めた。

$$\text{各器官の乾重比} = (\text{各器官乾重} / \text{個体乾重}) \times 100 [\%] \quad (2-1)$$

### 2-4. スギ苗における各器官の定義

スギでは、針葉が年々肥大成長する木部を鱗状に包むという形態から、葉、枝、幹などの各器官に分けることが難しい(勝野 1990)。本研究において、「幹」とはスギ苗の地上部の中で、頂芽を含む主軸の部分のみを示し、「葉」とは幹を除いた地上部全体を示すことと定義する。

地下部の器官である根系については、一般に根の太さ別に、直径1 mmまたは2 mm以下を細根、それ以上を粗根などと区別することが多い(苅住 1979; Vogt and Persson 1991)。このような直径による根の類別においては、養水分吸収など根の機能的な意義はあまりない(Vogt and Persson 1991)。そこで本研究では根系を、機能的な面を考慮し、“白根(しらね)”と“その他の根”に区分して扱うこととした。根の構造は、伸長成長を繰り返す一次組織と、一次組織が分化、成熟して形成層の働きによってできた二次組織とに分類できる(苅住 1979)。この一次組織の部分は、樹木において一般に白根とよばれる部分で、木質化して永久組織となっている二次組織とは外見的にも明らかに区別さ

れる(苅住 1979)。白根は、主として水や養分の吸収の働きをし、根の広がりを大きくする働きを持つ(苅住 1979)。本研究における白根とは、木質化した部分と外見的に明らかに区別できる白または黄白色の根と定義し、白根以外をその他の根と定義する。

## 第3章 酸性溶液の吸水が根系成長に与える影響

### 3-1. 緒言

これまでの酸性雨に関するモデル実験的研究において、酸性溶液が苗木に与える影響を調べた実験では、酸性溶液を苗木全体に散布したものが多く(たとえば Wood and Bormann 1977; Chappelka *et al.* 1988; Leith *et al.* 1995)、スギに関しても同様である(伊豆田ら 1990 a; 松本ら 1992; 三輪ら 1993; 河野ら 1995 a; 松村ら 1995)。しかしながら、これらの研究においては、樹木のどの器官に処理された酸性溶液により、どの器官へ影響が現れたのかを明らかにすることができない。

一方、このような酸性溶液を苗木全体に散布する方法とは対照的に、苗木の植えられている土壌表面にのみ酸性溶液を添加する方法(戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990)や水耕栽培法により苗木の地下部から酸性溶液を吸水させる方法(戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 河野ら 1995 b, 1997; Matsui 1995; Izuta *et al.* 1996)によって、スギ苗への影響を調べた例もある。また、八木ら(1990)は、砂耕栽培法を用いてスギ苗の土壌表面にだけ酸性溶液を添加し、pH 2区において、光合成能力の低下は認められないものの、細根の生育状態に異状が生じることを認めている。さらに、水耕栽培法を用いた実験では、pH や Al それぞれのスギ苗への影響を調べているが(戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 河野ら 1995 b, 1997; Matsui 1995; Izuta *et al.* 1996)、このような水耕栽培法では、樹木の根は太く直線的になる傾向があり(苅住 1979)、根の形態等が野外の場合とは異なる可能性がある(赤間ら 1996)。また、これらの研究の多くは、スギ苗の個体や地上部への影響を明らかにしてはいるものの、根系への影響は、根乾重で評価した例を除いて、ほとんど調べられていない。

本章ではまず、酸性溶液の培地を介した吸水が、スギさし穂、スギさし木苗の根系に与える影響を明らかにすることを目的とした。本実験では、水耕栽培法の場合よりも根の生育環境を野外条件により近づけるため、培地として鹿沼土を用い、酸性溶液は独自に考案した吸水装置から鹿沼土を介してスギ苗の地下部から吸水させた。ここでスギさし穂は、酸性溶液が発根にどのような影響を与え、その後の発育にどのように作用するのかを把握するために、一方スギさし木苗は、酸性溶液による既存根系への影響と新規成長への影響を調べるために用いた。

### 3-2. 材料と方法

#### 3-2-1. 植物材料と培地

本実験では、3年生のスギさし木苗を植物材料として用いた。このさし木苗は、名古屋大学農学部附属演習林の苗畑（愛知県北設楽郡稲武町大字中当）に植栽されていたものであり、平均苗高は約60 cmである。同一品種であるが、品種名は明らかにできなかった。さし穂はこの3年生スギさし木苗から採穂したものを、長さを15 cmにそろえ、切り口を多方切り（徳岡ら1976）とした。プラスチックポット（ワグネルポット、1/5000アール、直径157 mm、高さ190 mm）に、さし穂の場合は4個体ずつ、さし木苗の場合は1個体ずつ植え付けた。夏処理用は1992年7月3日に、秋処理用は1992年9月18日に植え付けを行った。

培地には鹿沼土を用いた。鹿沼土は交換性塩基含量は低いものの、保水性、通気性が良いため、日本ではさし木のさし床として広く用いられている（森下・大山1972）。

実験は、夏、秋処理ともに、雨が入らないように名古屋大学構内のガラス室（写真3-1）で行い、さらに、発根率や根系成長を促進させるために遮光率60%程度の寒冷紗を設置した（森下・大山1972）。実験期間中のガラス室内の平均気温は、夏処理では30.7°C（最高43.8°C）、秋処理では20.7°C（最高37.8°C）であった。

#### 3-2-2. 酸性溶液処理

酸性溶液は、夏処理では硝酸を蒸留水で希釈しpH 2.0、pH 4.0、pH 6.0に調整したものを、また秋処理では硫酸、硝酸、蒸留水の混合液（硫酸：硝酸＝2：1、モル比）をpH 2.0、pH 3.0、pH 4.0に調整したものと、硫酸を蒸留水で希釈しpH 3.0に調整したもの、および硝酸を希釈しpH 3.0に調整したものを用いた。対照区には蒸留水を用いた。八木ら（1990）の例にならって、混合酸性溶液の硫酸と硝酸の割合のモル比を2：1とした。処理区あたりの供試個体数は、夏処理ではさし穂20本、秋処理ではさし穂32本、さし木苗8本である。酸性溶液処理期間は、夏処理では1992年7月3日から9月2日までの60日間、秋処理では1992年9月18日から12月4日までの72日間とした。

本実験における酸性溶液処理は、より自然に近い状態で吸水量が測定できる自動かん水装置（徳岡1973）と、それを元に改良を加えた簡易自動かん水装置を用いて行い、それらの貯水槽に満たされた酸性溶液を各個体の地下部から吸水させた。自動かん水装置と簡易自動かん水装置の構造を図3-1に示す。簡易自動かん水装置は、培地表面からの水分蒸発を防ぐために発泡スチロールで蓋をした4つのプラスチックポットを、溶液で満たされている貯水槽（457×305×123 cm）の中に静置したもので、貯水槽の液面に300 mLの食用油を滴下して油層を作り、液面から溶液の蒸発を防ぐようにしてある。夏処理には双方のかん水装置を用い、秋処理には簡易型のみを用いた。

自動かん水装置は、簡易自動かん水装置より吸水量測定という点で優れているが、構造が複雑なため準備に多大な

時間を必要とし、供試個体数を増やすことが難しい。一方、簡易自動かん水装置は、供試個体数を増やすことができるように改良を加えたため、貯水槽の大きさの違いから、自動かん水装置よりも吸水量測定の精度が落ちる。これらの装置では、さし穂やさし木苗がポットから吸水するのに伴い、同量が貯水槽からポットに供給される。したがって、貯水槽内の溶液が減少した分だけ次に加え、補充量はその期間の吸水量とみなした。吸水量測定は、植え付け後、自動かん水装置では4日ごとに、簡易自動かん水装置では6日ごとに行った。吸水速度  $[mL g^{-1} day^{-1}]$  は、供試個体1 g、1日あたりの吸水量  $[mL]$  として表した。

#### 3-2-3. 根系解析

酸性溶液の処理期間終了後、根系を傷つけないようにスギさし穂とさし木苗の掘り取りを行った。さし穂は発根とカルスの有無を観察した後、一次根の長さを測定した。カルスとはさし穂の切り口に形成する不定形をした細胞塊の

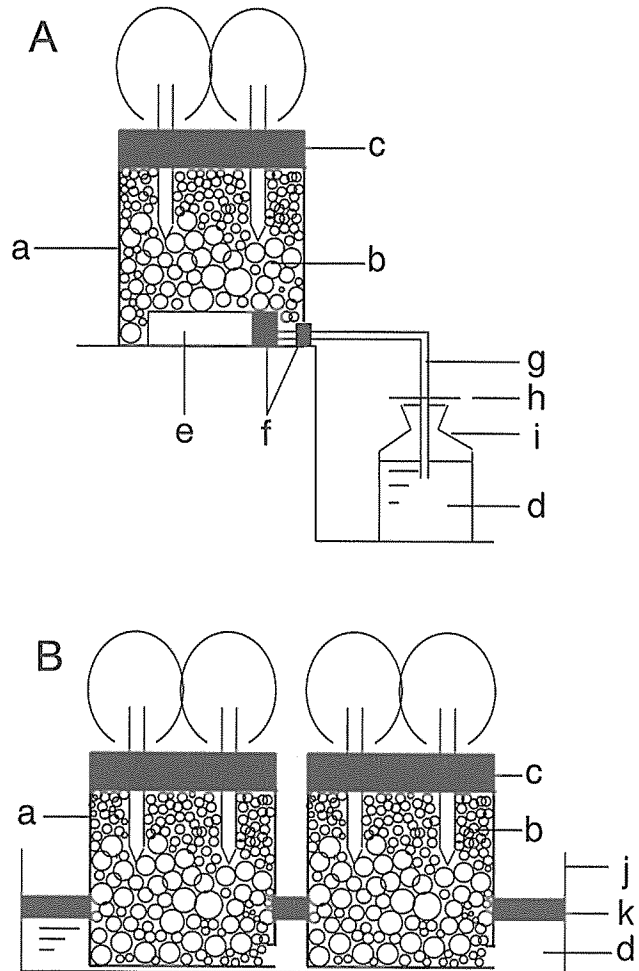


図3-1. 自動かん水装置(A)と簡易自動かん水装置(B)の模式図

a, プラスチックポット(1/5000 a, 直径157 mm, 高さ190 mm); b, 鹿沼土; c, 発泡スチロール(厚さ10 mm); d, 溶液; e, 吸水管; f, ゴム栓; g, ポリエチレン細管; h, ケント紙; i, 500 mL 細口試験瓶; j, 貯水槽; k, 油

癒傷組織であり、病原菌からの保護やさし穂からの有効物質の流出防止の機能を果たし、さし穂の活力維持に役立つ(森下・大山 1972)。しかし、根はカルス形成の過程を経てカルス内に発生してくるものと、カルスの有無とは関係なく、さし穂の茎部から直接発生してくるものがあり、発根とカルス形成とは直接には関係ないとされている(森下・大山 1972)。また、ここでいう一次根とは、さし穂の茎部あるいはカルスから発生してきた根を示し、一次根から分岐した根(二次根)の長さは測定しなかった。さし木苗の根は白根とその他の根(写真 3-2)に、地上部は、生葉、枯死葉、幹にそれぞれ区分し、さし穂の根とともに送風定温乾燥機(DK 600, Yamato)で 85°C, 48 時間乾燥後、マイクロバランス(R 200 D, L 420 P, ザルトリウス)で乾重を測定した。ここでいう生葉とは葉の緑色の部分、枯死葉とは茶褐色の部分と定義した。

本実験では、さし穂の生存率、発根率、カルス形成率、平均根長、平均根乾重、さし木苗の T/R 比、枯死葉の乾重比、白根の乾重比を、以下の式を用いて処理区ごとに算出した。

$$\text{生存率} = (\text{生存したさし穂の本数} / \text{さし付け数}) \times 100 [\%] \quad (3-1)$$

$$\text{発根率} = (\text{発根したさし穂の本数} / \text{さし付け数}) \times 100 [\%] \quad (3-2)$$

$$\begin{aligned} \text{カルス形成率} \\ = (\text{カルスを形成したさし穂の本数} / \text{さし付け数}) \times 100 [\%] \end{aligned} \quad (3-3)$$

$$\text{平均根長} = \text{一次根長の合計} / \text{発根したさし穂の本数} \quad [\text{mm cutting}^{-1}] \quad (3-4)$$

$$\text{平均根乾重} = \text{根乾重の合計} / \text{発根したさし穂の本数} \quad [\text{mg d. wt cutting}^{-1}] \quad (3-5)$$

$$\text{T/R 比} = \text{苗木地上部乾重} / \text{苗木地下部乾重} [\text{g/g}] \quad (3-6)$$

$$\text{枯死葉の乾重比} = (\text{枯死葉乾重} / \text{全個体乾重}) \times 100 [\%] \quad (3-7)$$

$$\text{白根の乾重比} = (\text{白根乾重} / \text{全個体乾重}) \times 100 [\%] \quad (3-8)$$

### 3-2-4. 培地の性質

培地試料は、植物試料の掘り取り後にそれぞれのポットの上層から採取した。105°C, 24 時間乾燥後の乾重を測定し、含水比を以下の式を用いて算出した。

$$\text{含水比} = \{(\text{湿重} - \text{乾重}) / \text{乾重}\} \times 100 [\%] \quad (3-9)$$

また、培地の pH (H<sub>2</sub>O) を明らかにするため、培地の風乾試料 20 g に 50 mL の蒸留水を加えて、振とう後、土壤懸濁液の pH 値を pH メータ (HM-40 V, TOA Electronics) を用いて測定した。

さらに、鹿沼土の水溶性陽イオン濃度を測定するために、簡易自動かん水装置を用いた補足実験を行った。発泡スチロールで蓋をしたプラスチックポットに鹿沼土を詰め、何も植えない状態で酸性溶液を吸水させた。酸性溶液は、硫

酸と硝酸を 2:1 の割合で脱イオン水に加え、pH 値を pH 2.0, pH 3.0, pH 4.0 に調整したものを用いた。対照区は脱イオン水処理とした。酸性溶液の処理期間は、1994 年 8 月 4 日から 10 月 27 日までの 84 日間である。処理期間終了後、鹿沼土の風乾試料 10 g に 50 mL の蒸留水を加え、1 時間振とう後、ろ過を行い試料液を得た。試料液中の Ca, Mg 濃度を原子吸光法により、また K, Na 濃度を蛍光分析法により測定した。

### 3-2-5. 統計解析

生存率、発根率、カルス形成率の処理区間の差については、G-test (Sokal and Rohlf 1981) を用いて比較した。また、鹿沼土の水溶性陽イオン濃度、鹿沼土の pH (H<sub>2</sub>O) の処理区間の差については、Tukey の多重比較検定 (Tukey's HSD test)、その他のデータは Kruskal-Wallis 検定を用いて比較した (SPSS 1997)。

## 3-3. 結果

### 3-3-1. 酸性溶液のスギさし穂への影響

夏処理、秋処理におけるスギさし穂の生存率、発根率、カルス形成率を表 3-1 に示す。夏処理の生存率は、秋処理に比べてやや低い傾向にあった。夏処理の pH 2.0 区における発根率は、対照区に比べて有意に低下した (G-test,  $p < 0.05$ )。しかしながら、その他の処理区における発根率は、夏処理、秋処理ともに有意差は認められなかった (G-test,  $p > 0.05$ )。カルス形成率は、夏処理においては処理溶液の pH 4.0 以下では低く、pH 6.0 以上では高い傾向が認められたが (G-test,  $p < 0.05$ )、秋処理においては、そのような傾

表 3-1. スギさし穂の生存率、発根率、カルス形成率

#### (A) 夏処理 (n=20)

	生存率 [%]	発根率 [%]	カルス形成率 [%]
pH 2(N)	85.0 <sup>a</sup>	5.0 <sup>a</sup>	65.0 <sup>a</sup>
pH 4(N)	85.0 <sup>a</sup>	30.0 <sup>b</sup>	65.0 <sup>a</sup>
pH 6(N)	95.0 <sup>a</sup>	45.0 <sup>b</sup>	90.0 <sup>b</sup>
Control	95.0 <sup>a</sup>	35.0 <sup>b</sup>	95.0 <sup>b</sup>

#### (B) 秋処理 (n=32)

	生存率 [%]	発根率 [%]	カルス形成率 [%]
pH 2(M)	100.0 <sup>a</sup>	21.9 <sup>a</sup>	100.0 <sup>a</sup>
pH 3(M)	100.0 <sup>a</sup>	34.4 <sup>a</sup>	93.8 <sup>bc</sup>
pH 4(M)	100.0 <sup>a</sup>	21.9 <sup>a</sup>	100.0 <sup>a</sup>
pH 3(S)	93.8 <sup>a</sup>	21.9 <sup>a</sup>	84.4 <sup>bc</sup>
pH 3(N)	100.0 <sup>a</sup>	18.8 <sup>a</sup>	90.6 <sup>bc</sup>
Control	100.0 <sup>a</sup>	18.8 <sup>a</sup>	90.6 <sup>bc</sup>

M: 硫酸と硝酸の混合溶液, S: 硫酸溶液, N: 硝酸溶液

同列内で異なる英字を付した値の間には、G-test による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )



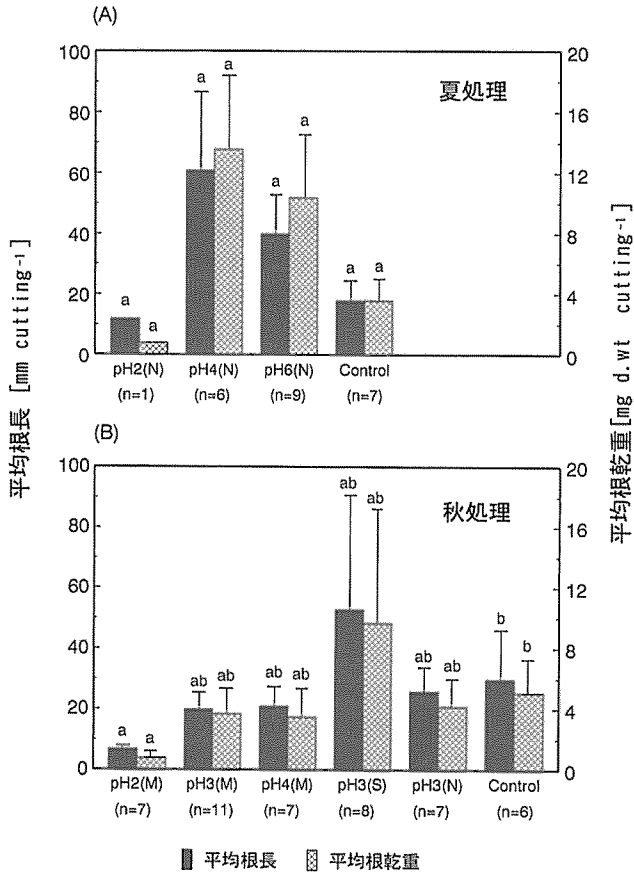


図 3-2. 夏処理(A)と秋処理(B)におけるスギさし穂の平均根長と平均根乾重

N, 硝酸溶液; M, 硝酸と硫酸の混合溶液; S, 硫酸溶液  
縦線は標準誤差を示す。異なる英字を付した各処理区の平均根長、平均根乾重の間には、Kruskal-Wallis's test による有意差があることを示す (p < 0.05)。

向は認められなかった。

夏処理, 秋処理におけるスギさし穂の平均根長と平均根乾重を図 3-2 に示す。夏処理, 秋処理ともに, pH 2.0 区における根長, 根乾重は他の処理区に比べて小さくなる傾向を示し, とくに秋処理における対照区との差は有意であった (Kruskal-Wallis's test, p < 0.05)。夏処理区における硝酸溶液の pH 4.0 区と pH 6.0 区, また秋処理における硫酸溶液の pH 3.0 区の根長と根乾重は, それぞれの対照区に比べて大きくなる傾向にあった。

夏処理における吸水速度の変化は, さし穂における一般的な傾向を示した。すなわち, さし付け 8 日後に最大値となり, その後減少を続け 16 日後に最低値に達した後, 再び上昇する傾向を示した (図 3-3)。しかしながら, 夏処理の pH 4.0 区においては, 吸水速度が最低値に達した後の上昇の割合が, 他の処理区に比べて大きかった。対照的に, 秋処理における吸水速度の変化は, 夏処理の場合に比べて明瞭ではなかった。

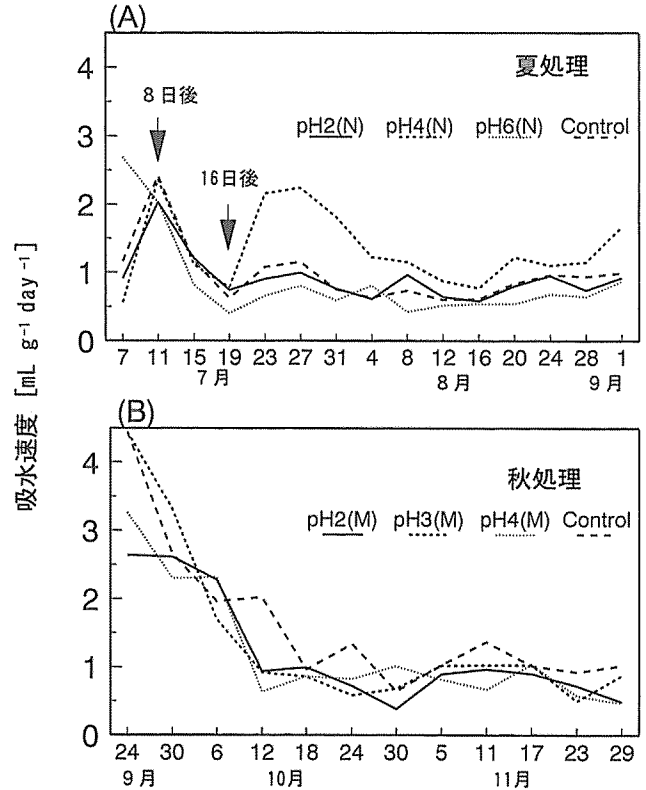


図 3-3. 夏処理(A)と秋処理(B)におけるスギさし穂の平均吸水速度の変化

N, 硝酸溶液; M, 硝酸と硫酸の混合溶液; S, 硫酸溶液

### 3-3-2. 酸性溶液のスギさし木苗への影響

秋処理におけるスギさし木苗の T/R 比, 枯死葉, 白根の乾重比を示す (表 3-2)。処理開始直後から, 樹冠下部の針葉が褐変し始め, 後に針葉の枯死が認められた。このような兆候は, すべての酸性溶液処理区と対照区において観察され, 枯死葉の乾重比には処理区間における有意差は認められなかった (Kruskal-Wallis's test, p > 0.05) (表 3-2)。また, 樹冠上部に可視障害は認められなかった。硝酸溶液の pH 3.0 区における白根の乾重比は, 硫酸溶液の pH 3.0

表 3-2. 秋処理における酸性溶液の吸水がスギさし木苗に与える影響 (平均値 ± 標準偏差, n = 8)

処理区	T/R 比 [%]	枯死葉の乾重比 [%]	白根の乾重比 [%]
pH 2(M)	3.8 ± 0.6 <sup>a</sup>	7.3 ± 4.7 <sup>a</sup>	6.1 ± 3.0 <sup>ab</sup>
pH 3(M)	3.6 ± 0.2 <sup>a</sup>	8.8 ± 3.0 <sup>a</sup>	5.9 ± 1.1 <sup>ab</sup>
pH 4(M)	4.2 ± 0.6 <sup>a</sup>	10.7 ± 4.2 <sup>a</sup>	4.0 ± 2.0 <sup>a</sup>
pH 3(S)	4.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	8.0 ± 2.1 <sup>a</sup>	4.0 ± 0.5 <sup>a</sup>
pH 3(N)	3.2 ± 0.2 <sup>a</sup>	5.6 ± 1.9 <sup>a</sup>	7.9 ± 1.2 <sup>b</sup>
Control	3.3 ± 0.1 <sup>a</sup>	8.5 ± 2.3 <sup>a</sup>	4.5 ± 1.5 <sup>a</sup>

M: 硫酸と硝酸の混合溶液, S: 硫酸溶液, N: 硝酸溶液

同列内で異なる英字を付した平均値の間には, Kruskal-Wallis's test による有意差があることを示す (p < 0.05)

区と対照区に比べて有意に高くなった (Kruskal-Wallis's test,  $p < 0.05$ ) (表 3-2)。T/R 比は、どの処理区間でも有意差は認められなかった (Kruskal-Wallis's test,  $p > 0.05$ ) (表 3-2)。

### 3-3-3. 培地の性質

酸性溶液処理終了後の培地の pH (H<sub>2</sub>O) 値は、対照区、pH 4.0区、pH 3.0区、pH 2.0区の順に、 $6.21 \pm 0.05$ ,  $6.07 \pm 0.04$ ,  $5.99 \pm 0.04$ ,  $5.94 \pm 0.12$  となり、対照区と pH 2.0区の差は有意であった (Tukey's HSD test,  $p < 0.05$ )。培地の含水比は、夏処理の自動かん水装置で 119%, 簡易自動かん水装置で 161%, 秋処理の簡易自動かん水装置では 162% であった。pH 2.0区の培地における水溶性 Ca, Mg, K, Na 濃度は、他の処理区に比べて有意に高くなる傾向にあった (Tukey's HSD test,  $p < 0.01$ ) (表 3-3)。

## 3-4. 考 察

### 3-4-1. 酸性溶液のスギさし穂への影響

スギさし穂の発根率は、夏処理の pH 2.0区において対照区よりも有意に低かった (表 3-1)。これに対して、秋処理の pH 2.0区と対照区における発根率には、有意差は認められなかった。これらの結果は、環境条件の違い、すなわち夏処理でガラス室内の最高気温が 40°C を越えることによる高温ストレスが加わったためと考えられる。したがって、酸性度 (pH) の発根への影響は、より厳しい環境条件下でより明瞭に現れるものと推察される。

秋処理では、発根率には有意差は認められなかったものの、pH 2.0区におけるさし穂の平均根長と平均根乾重は、対照区に比べて小さくなる傾向にあった (図 3-2)。伊豆田ら (1990 b) は、土壤の酸性化がスギ苗の成長を低下させた理由として、土壤中の栄養塩の欠乏や Al 溶出の可能性を指摘している。本実験では、pH 2.0区において鹿沼土の水溶性陽イオン濃度が、他の処理区に比べて有意に高くなったことが示されている (表 3-3)。これらの結果から、本実験の秋処理における pH 2.0区の根乾重低下の理由として、土壤中の栄養塩の欠乏や Al 溶出、あるいは根圏における酸性度そのものの影響の可能性が考えられるものの、本実験ではどの要因によって根系が最も影響を受けたのかを明

らかにすることは困難である。

夏処理では硝酸溶液の pH 4.0区と pH 6.0区、秋処理の硫酸溶液の pH 3.0区における根長と根乾重は、対照区に比べて大きくなる傾向にあった (図 3-2)。これらの結果には二つの要因、すなわち硝酸溶液であることと、酸性溶液の pH 値がスギの成長に好まれる pH 4 前後であったことが考えられる。塘 (1962) は、スギ苗の水耕栽培において、硝酸溶液では pH 6.2溶液よりも pH 4.2溶液において成長が良いことを報告している。本実験においても、夏処理における pH 4.0硝酸溶液は、他の処理区に比べて吸水速度が大きくなる傾向が認められた (図 3-3)。また Raynal *et al.* (1982) も、pH 3.0の林内雨では、その雨中に存在する硝酸の窒素施肥効果のために、サトウカエデ苗の成長が促進されることを指摘している。本実験の夏処理における pH 4.0区、pH 6.0区の根長や根乾重の増加は、こうした施肥効果による可能性もある。しかし、夏処理区の pH 2.0区における根長、根乾重の低下からは、酸性度の上昇に伴って窒素量が過多になるとかえって根系に悪影響を与えることが強く示唆される。酸性雨によって引き起こされる森林衰退を説明する仮説の一つである窒素過剰説によれば、窒素過剰は初期に樹木の成長を促進させるが、成長に伴い他の必須元素の不足を招くという (Schütt and Cowling 1985; 野内 1990)。本実験の夏処理における根乾重の低下は、この仮説によってある程度説明されるであろう。

本実験では、スギさし穂において、pH 2.0酸性溶液の鹿沼土を介した吸水により、さし穂の発根率や根長に負の影響が生じることが明らかになった。また、この低下の理由として、土壤中の栄養塩の欠乏や Al 溶出、あるいは根圏における酸性度そのものの影響が考えられた。このような酸性溶液が根系へ負の影響を与える過程については、第 5, 6, 7, 8 章で順次考察していくこととする。

### 3-4-2. 酸性溶液のスギさし木苗への影響

本実験においては、酸性溶液がスギさし木苗に与える影響は、顕著には認められなかった (表 3-2)。この結果の理由として、三つの可能性が考えられる。第一に、さし穂 (平均苗高 15 cm) に比べ個体サイズの大きなさし木苗 (平均苗高 60 cm) に対して、酸性溶液処理期間が 72 日間 (約 10 週

表 3-3. 酸性溶液処理終了後の鹿沼土の水溶性陽イオン濃度  
(平均値 ± 標準偏差,  $n=3$ )

	水溶性陽イオン濃度 [meq/100 g 乾土]			
	Ca	Mg	K	Na
pH 2 (M)	$0.144 \pm 0.008^a$	$0.045 \pm 0.003^a$	$0.024 \pm 0.001^a$	$0.050 \pm 0.003^a$
pH 3 (M)	$0.035 \pm 0.011^b$	$0.013 \pm 0.003^b$	$0.009 \pm 0.003^b$	$0.031 \pm 0.002^b$
pH 4 (M)	$0.022 \pm 0.005^b$	$0.009 \pm 0.002^b$	$0.007 \pm 0.002^b$	$0.029 \pm 0.001^b$
Control	$0.024 \pm 0.003^b$	$0.010 \pm 0.001^b$	$0.008 \pm 0.011^b$	$0.027 \pm 0.001^b$

M: 硫酸と硝酸の混合溶液

同列内で異なる英字を付した平均濃度の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す ( $p < 0.01$ )

間)と短期間だったことがあげられる。そのために、さし木苗への酸性度の影響がさし穂の場合ほど明瞭に生じなかったのかもしれない。

第二の可能性は、酸性溶液処理を地下部からの吸水のみとしたことである。伊豆田ら(1990 a)は、スギ苗全体に酸性溶液を散布した実験において認められた根乾重の低下は、酸性溶液の葉への直接的な影響のために光合成産物の絶対量が減少し、さらに光合成産物の根への配分量が減少したためであると考察している。本実験においては、スギ苗の地上部へは酸性溶液処理を行っていないため、酸性溶液の葉への直接的影響はなく、したがって地上部を介しての根系への影響が検出できなかったのかもしれない。一方でこのことは、酸性溶液が根系に与える影響を評価する場合に、スギ苗の地上部のみへの処理と地下部のみへの処理の影響を、それぞれ区別して考えることの重要性を示唆するものである。

第三に、さし木苗の根系を評価する際に、根乾重のみを指標とし、根形態や根の生理的活性などの指標が測定されなかったことが考えられる。Alが樹木の根系に与える影響については、その影響が根乾重ではなく、根形態において認められることがある(Schaedle *et al.* 1989)。したがって、根系への影響は根乾重への影響だけでなく、さし穂で指標とした根形態などへの影響も考慮する必要がある。

本実験では、酸性溶液の培地を介しての吸水によるスギさし木苗の根系へ与える影響については、明確にすることはできなかった。しかしここでは、以後検討すべき要因として、酸性溶液の処理期間、処理方法、根系指標の問題を提示することができた。まず、これらの課題を次章から検討していくこととする。

## 第4章 酸性溶液の処理期間がスギ苗の根系に与える影響

### 4-1. 緒言

第3章において、pH 2.0酸性溶液を鹿沼土を介して苗木の地下部から吸水させた場合、さし穂では発根率、根長、根乾重が有意に低下したが、さし木苗では、酸性溶液の影響が認められなかったことを明らかにした。その理由として、処理期間がおよそ10週間(72日間)と短期間であったこと、処理方法が地下部からの吸水のみであったこと、さらに根系の指標が根乾重のみであったことが示唆された。

酸性溶液をスギ苗の地上部から苗全体に散布した場合、葉面上に可視障害を引き起こすpHの閾値は、pH 2.0からpH 2.5の間とされている(三輪ら1993;河野ら1994)。伊豆田ら(1990 a)は、pH 2.0酸性溶液を同様に散布した場合、一年葉の先端部に赤褐色の可視障害が、処理開始から10日後に現れ始めたことを観察している。このように、植物体の地上部に生じる可視障害については、直接観察が可能のため比較的容易に発現時期を特定できるが、地下部における障害については、その植物を掘り取ることなしには困難である。これまでにいくつかの研究において、pH 2.0

からpH 2.5の酸性溶液処理によるスギ苗の根乾重の低下が報告されており(伊豆田ら1990 a;八木ら1990;松本ら1992 b;三輪ら1993;河野ら1995 a)、第3章のスギさし穂を用いた実験においても観察された。これらの研究では、酸性溶液による処理期間は、短いもので30日間(八木ら1990)から、長いもので23ヶ月間(河野ら1995 a)と様々であり、根乾重の低下はいずれも、酸性溶液処理終了後の最終的な掘り取り時に観察されたものである。したがって、このような酸性溶液による根乾重の低下が、どの程度の処理期間で、どのような過程を経て引き起こされるのかについては、明らかにされていない。

そこで本章では、pH 2.0酸性溶液処理によるスギ苗地下部への影響が、どのような過程を経て発現するのかを、処理期間を変えることによって明らかにすることを試みた。酸性溶液はスギ苗の地上部と地下部双方へ処理し、さらに処理開始から4週間ごとにスギ苗の掘り取りを行って、酸性溶液の処理期間が根乾重と根表面積、苗の養分状態へ与える影響を調べた。

### 4-2. 材料と方法

#### 4-2-1. 植物材料と培地

本実験では、2年生のスギさし木苗を植物材料として用いた。このさし木苗は、愛知県林木育種場(愛知県額田郡額田町中金)で生産されたものであり、品種は北設楽2号(キヨサキ)、平均苗高は約30 cmである。これらの苗を1994年6月24日に、各個体別にプラスチックポット(ワグネルポット、1/5000アール、直径157 mm、高さ190 mm)に植え付け、ガラス室内で育成した。培地には矢作砂を用いた。川砂である矢作砂を用いたのは、森林土壌に比べて土壌の酸性化に伴う栄養塩類の溶出量が少ないと考えられることから、培地からのスギ苗への影響を少なくし、実験系を単純化するためである。

実験は雨の影響を受けないようにガラス室内で行い、さらに根系成長を促進させるために遮光率60%程度の寒紗を上方に設置した。実験期間中のガラス室内の平均気温は、28.2°Cであった。

#### 4-2-2. 酸性溶液処理

本実験では、pH 2.0酸性溶液処理区(以下、pH 2区)と対照区を設けた。酸性溶液については、脱イオン水に2:1の割合(モル比)で硫酸と硝酸を加えることによって、pH値を調整したものを、対照区には脱イオン水を用いた。

酸性溶液は、スギ苗の地上部には自動噴霧器(No. 1200, Furupla)を用い、細かい霧状として散布した。地上部への散布時には、培地内に霧滴がかからないように、培地表面をビニルで覆った。スギ苗の地下部への処理は、小型のじょうろを用いての散水とした。酸性溶液処理は、各ポットの地上部と地下部それぞれに約300 mLずつ、毎週2回、夕方に行った。矢作砂は水分保持能力が低いために、約300 mLの溶液のうち約200 mLがポットの下部から流出した。水

分不足を避けるために、実験期間中は各ポットにできるだけ毎日脱イオン水を与え、また週に一回は液体肥料 [N : P : K = 15-30-15 mg pot<sup>-1</sup> week<sup>-1</sup>] を与えた。

酸性溶液の処理期間は、1994年8月4日から10月27日までの12週間である。処理区あたりのスギ苗の供試個体数は12本、すなわち両処理区で24本である。また、実験期間中の各ポットあたりの添加溶液の総量は、1年(52週)の降水量を1560 mmとした時の12週間分に相当する。1年の降水量を1560 mmとしたのは、1961年から1990年までの名古屋の平均年降水量である1535 mm(理科年表1994)を参考にした。

#### 4-2-3. 植物現存量と根表面積

実験期間中、各スギ苗の可視障害を注意深く観察した。また、酸性溶液処理開始後4週間ごと(処理4週間, 8週間, 12週間終了後)に、各処理区4本ずつのスギ苗を、根系を傷つけないように掘り取った。これらの苗を葉, 幹, 白根, その他の根に区分し、送風定温乾燥機で80°C, 48時間乾燥したのち、乾重を測定した。さらに、各器官の乾重比を(2-1)式を用いて計算した。

根表面積は、Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>の付着量から算出する重量法(Carly and Watson 1966)を用いて測定した。この方法は、比重および溶解度が大きいCa(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>を用い、安価で安全であるという利点がある。まず、風乾させた根の重量(W<sub>1</sub>)を測定し、その根を2 MのCa(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>溶液中に、正確に15秒間浸した後、そこから取り出した根の重量(W<sub>2</sub>)を再度測定した。これらの値を用いて、以下の(4-1)式から根表面積指数を算出した。この指数は、根乾重1 gあたりに付着したCa(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>量で表され、この値が大きいほど根1 gあたりの根表面積が大きいことを示している。

$$\text{根表面積指数} = (W_2 - W_1) / \text{根乾重} \quad [\text{gCa(NO}_3)_2 / \text{gdw}] \quad (4-1)$$

#### 4-2-4. 植物体および培地の養分分析

各掘り取り時におけるスギ苗の新葉と白根の養分分析のために、乾燥試料を粉砕器を用いて粉砕した。各処理区4本ずつの苗のそれぞれから、約50 mgの粉砕試料を試験管に取り、硫酸一過酸化水素を用いて湿式灰化後、Ca, Mg濃度は原子吸光法、K濃度は炎光分析法、P濃度はモリブデンブルー法、Al濃度はアルミニウム法によりそれぞれ測定を行った。

また、各掘り取り時における培地中の水溶性陽イオン濃度を測定するため、風乾細土10 gに蒸留水50 mLを加え、25°Cで1時間振とう後にろ過し、試料液を調整した。この試料液を用いて、Ca, Mg濃度については原子吸光法、K, Na濃度については炎光分析法により測定を行った。

#### 4-2-5. 統計解析

乾重比、養分濃度などの百分率データは、逆正弦変換を

行ったのち、pH 2区と対照区間の違いを、Student's *t*-testを用いて比較した(SPSS 1997)。

### 4-3. 結果

#### 4-3-1. 乾重比と根表面積への影響

酸性溶液処理を開始してから約3週間後に、pH 2区において、スギ苗の葉面上に赤褐色斑点状の可視障害が観察され、処理期間が長くなるにつれ、障害の範囲は拡大した。一方、スギ苗の根系については、処理開始4週間後の掘り取り時に、pH 2区において白根が相対的に太く短くなるといった、明瞭な形態上の異状が認められた。このようなpH 2区の白根における形態異状は、8週間処理後および12週間処理後においても、同様に観察することができた(写真4-1)。

8週間処理後の幹の乾重比は、pH 2区と対照区との間に有意な差が認められたものの(p < 0.05)、その他に、葉の乾重比、幹の乾重比、根の乾重比では、処理区間の有意差は認められなかった(p > 0.05)(表4-1)。

根を白根とその他の根に区分してみると、その他の根の乾重比では、4週間, 8週間, 12週間処理後のいずれにおいても、pH 2区と対照区との間に有意差は認められなかったものの(p > 0.05)、pH 2区における白根の乾重比は、対照区に比べ有意に低かった(p < 0.05)(表4-1)。

また、pH 2区における根表面積指数は、4週間, 8週間, 12週間処理後のいずれにおいても、対照区に比べて小さくなる傾向にあり、12週間処理後の対照区との差は有意であった(p < 0.05)(図4-1)。

#### 4-3-2. 新葉, 白根および培地の養分状態

新葉中のCa, K, P濃度は、両処理区とも、4週間処理後よりも12週間処理後の方が高くなる傾向にあった。また、12週間処理後のpH 2区におけるK濃度は、対照区に比べて有意に低かった(p < 0.05)(表4-2 A)。

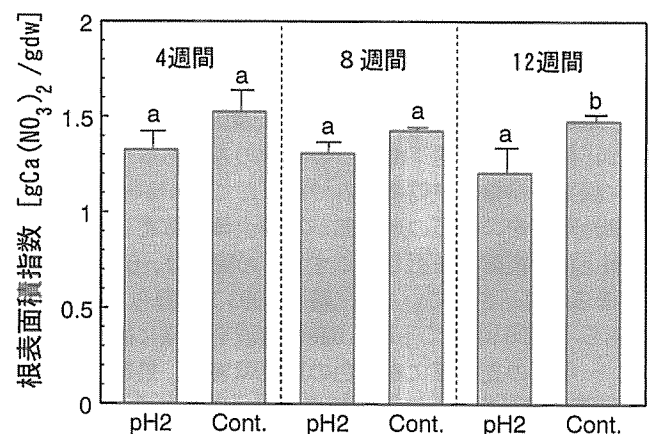


図4-1. 4, 8, 12週間の酸性溶液処理後のスギ苗の根表面積指数4個体の平均値。縦線は標準誤差を示す。異なる英字を付した各処理区間の平均根表面積指数の間には、*t*-testによる有意差があることを示す(p < 0.05)。

表 4-1. 酸性溶液処理を行ったスギ苗における各器官の乾重比  
(平均値±標準偏差, n=4)

	乾重比 [%]				
	葉	幹	根	白根	その他の根
4 週間処理					
pH 2	57.5±2.3 <sup>a</sup>	14.6±1.4 <sup>a</sup>	27.9±2.4 <sup>a</sup>	1.6±0.5 <sup>a</sup>	26.6±2.5 <sup>a</sup>
Control	59.5±2.1 <sup>a</sup>	14.2±3.6 <sup>a</sup>	26.3±3.2 <sup>a</sup>	4.1±1.9 <sup>b</sup>	22.2±2.8 <sup>a</sup>
8 週間処理					
pH 2	58.6±2.8 <sup>a</sup>	14.1±1.3 <sup>a</sup>	27.3±4.0 <sup>a</sup>	1.2±0.5 <sup>a</sup>	26.1±3.7 <sup>a</sup>
Control	58.2±2.4 <sup>a</sup>	11.6±1.0 <sup>b</sup>	30.2±2.6 <sup>a</sup>	5.0±1.1 <sup>b</sup>	25.2±1.9 <sup>a</sup>
12 週間処理					
pH 2	58.8±3.2 <sup>a</sup>	15.4±4.7 <sup>a</sup>	25.8±2.9 <sup>a</sup>	1.4±1.0 <sup>a</sup>	24.4±2.0 <sup>a</sup>
Control	57.2±1.8 <sup>a</sup>	13.0±1.4 <sup>a</sup>	29.9±2.0 <sup>a</sup>	4.3±0.4 <sup>b</sup>	25.6±1.9 <sup>a</sup>

各処理の同列内で異なる英字を付した平均乾重比の間には、*t*-test による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

白根中の K, P 濃度は、両処理区とも、処理期間が長くなるに伴い、高くなる傾向を示した。8 週間処理後の pH 2 区における Mg 濃度は、対照区に比べ有意に低かったのに対し、pH 2 区における白根中の Al 濃度は、いずれにおいても対照区よりも高い傾向にあり、8 週間処理後の対照区との差は有意であった ( $p < 0.05$ ) (表 4-2 B)。

培地中の水溶性 Ca, Mg, K, Na 濃度は、4 週間、8 週間、12 週間処理後のいずれの場合にも、対照区よりも pH 2 区において高い傾向を示した。とくに、4 週間、8 週間処理後の Ca 濃度、4 週間、8 週間、12 週間処理後の K 濃度、4 週間処理後の Na 濃度における処理区間の差は有意であった ( $p < 0.05$ ) (表 4-3)。

#### 4-4. 考察

##### 4-4-1. 乾重比と根表面積への影響

12 週間にわたる本実験の結果から、pH 2 区のスギ苗では処理開始から 3 週間目に可視障害が葉面上に現れ、4 週間処理後には地下部の白根に形態異状が生じることが明らかとなった。ただし本実験では、スギ苗を 4 週間ごとに掘り取ったため、酸性溶液の影響を地上部、地下部のどちらの器官が先に受けたのかを明らかにすることはできなかった。これらを明らかにするためには、酸性溶液の処理期間が 4 週間以内の実験設定を行う必要があるかもしれない。

4 週間処理後の pH 2 区における白根の乾重比は、対照区に比べてすでに有意に低い値を示しており、これらの傾向は 8 週間、12 週間処理後においても認められた (表 4-1)。酸性溶液処理に伴う根乾重の低下の要因としては、葉面上の可視障害が光合成産物を減少させ、それを通じての根量低下という間接的な影響 (伊豆田ら 1990 a; 三輪ら 1993) と根圏における酸性度そのものの直接的影響、土壌の酸性化に伴う Al の溶出など有害金属イオン等の間接的な影響 (Izuta *et al.* 1996; 河野ら 1996, 1997) が考えられる。本実験における白根の乾重比低下もいずれかの影響に起因するものと考えられるが、本実験では、酸性溶液をスギ苗の

地上部と地下部双方へ処理しているために、これらの影響を区別することはできない。地上部処理、地下部処理各々の根系への影響の違いについての検討は、第 5 章で行う。

pH 2 区における根表面積指数は、4, 8, 12 週間処理後のいずれも、対照区より低い値を示す傾向にあった (図 4-1)。また、12 週間処理後の pH 2 区における根表面積指数は、4 週間、8 週間処理後に比べて低い値をとる傾向にあり、pH 2 区と対照区との処理区間の差は有意であった。根表面積指数が低いという結果は、根乾重 1 g あたりの  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  の付着量が少ない、すなわち、12 週間処理後の pH 2 区におけるスギ苗の根が、4 週間、8 週間処理後の pH 2 区の根や、4 週間、8 週間、12 週間後の対照区の根に比べて、相対的に太くなる傾向にあることを示している。Scots pine や red spruce などでは、Al 添加処理された苗の新根が、Al を添加しないものに比べて肥大化することが知られている (たとえば、Foy *et al.* 1978; Schaedle *et al.* 1989; McQuattie and Schier 1990, 1992)。したがって、本実験の pH 2 区で認められた根の肥大化は、培地から溶出してきた Al の影響であるかもしれない。

##### 4-4-2. 新葉、白根および培地の養分状態

本実験で用いた矢作砂の水溶性 Ca, Mg, K, Na 濃度は、pH 2 区において対照区よりも高くなる傾向にあった (表 4-3)。これらは、pH 2.0 酸性溶液により、矢作砂から溶出してきたものと考えられる。伊豆田ら (1990 b) の実験では、黒ボク土における水溶性 Ca, Mg 濃度は、対照区において、それぞれ 0.04 meq/100 g 乾土、0.02 meq/100 g 乾土であった。本実験の矢作砂では、水溶性 Ca, Mg 濃度は、対照区においていずれも 0.004 meq/100 g 乾土以下であり、黒ボク土に比べてかなり溶出量が少なかった。したがって、本実験では、培地中の Ca, Mg, K, Na 濃度の溶出が根系に影響を与えた可能性は低いものと考えられる。しかしながら、本実験では酸中和能力を推定できる培地 pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) や交換性陽イオンの測定は行っていないために、培地の性質

表 4-2. 酸性溶液処理したスギ苗の新葉中(A)および白根中(B)の養分濃度  
(平均値±標準偏差, n=4)

(A)

	新葉中養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
4 週間処理					
pH 2	0.37±0.06 <sup>a</sup>	0.20±0.03 <sup>a</sup>	1.26±0.15 <sup>a</sup>	0.15±0.08 <sup>a</sup>	0.03±0.04
Control	0.45±0.08 <sup>a</sup>	0.20±0.02 <sup>a</sup>	1.26±0.09 <sup>a</sup>	0.16±0.06 <sup>a</sup>	N. D.
8 週間処理					
pH 2	0.30±0.02 <sup>a</sup>	0.17±0.05 <sup>a</sup>	1.42±0.16 <sup>a</sup>	0.16±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.03
Control	0.38±0.08 <sup>a</sup>	0.22±0.02 <sup>a</sup>	1.40±0.14 <sup>a</sup>	0.22±0.07 <sup>a</sup>	N. D.
12 週間処理					
pH 2	0.49±0.04 <sup>a</sup>	0.18±0.03 <sup>a</sup>	1.32±0.07 <sup>a</sup>	0.30±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.00 <sup>a</sup>
Control	0.62±0.16 <sup>a</sup>	0.21±0.03 <sup>a</sup>	1.56±0.15 <sup>b</sup>	0.29±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>a</sup>

(B)

	白根中養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
4 週間処理					
pH 2	2.29±0.48 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>a</sup>	0.16±0.12 <sup>a</sup>	0.08±0.04 <sup>a</sup>	0.16±0.11
Control	1.89±1.25 <sup>a</sup>	0.04±0.01 <sup>a</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>	0.09±0.06 <sup>a</sup>	N. D.
8 週間処理					
pH 2	2.52±0.12 <sup>a</sup>	0.04±0.01 <sup>a</sup>	0.29±0.27 <sup>a</sup>	0.21±0.02 <sup>a</sup>	0.61±0.25 <sup>a</sup>
Control	1.82±0.74 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>b</sup>	0.44±0.13 <sup>a</sup>	0.20±0.03 <sup>a</sup>	0.06±0.05 <sup>b</sup>
12 週間処理					
pH 2	1.62±0.54 <sup>a</sup>	0.05±0.02 <sup>a</sup>	0.71±0.42 <sup>a</sup>	0.26±0.04 <sup>a</sup>	0.50±0.36 <sup>a</sup>
Control	1.40±0.69 <sup>a</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>	0.66±0.24 <sup>a</sup>	0.31±0.09 <sup>a</sup>	0.16±0.15 <sup>a</sup>

N. D.: 検出できず  
各処理の同列内で異なる英字を付した平均養分濃度の間には, *t*-test による有意差があることを示す (p<0.05)

表 4-3. 酸性溶液処理後の矢作砂の水溶性陽イオン濃度  
(平均値±標準偏差, n=4)

	水溶性陽イオン濃度 [meq/100 g 乾土]			
	Ca	Mg	K	Na
4 週間処理				
pH 2	0.008±0.001 <sup>a</sup>	0.002±0.002	0.009±0.001 <sup>a</sup>	0.010±0.004 <sup>a</sup>
Control	0.004±0.000 <sup>b</sup>	N. D.	0.002±0.001 <sup>b</sup>	0.002±0.002 <sup>b</sup>
8 週間処理				
pH 2	0.016±0.006 <sup>a</sup>	0.006±0.004	0.007±0.004 <sup>a</sup>	0.009±0.007 <sup>a</sup>
Control	0.004±0.000 <sup>b</sup>	N. D.	0.005±0.001 <sup>b</sup>	0.003±0.002 <sup>a</sup>
12 週間処理				
pH 2	0.011±0.006	0.003±0.001	0.005±0.001 <sup>a</sup>	0.003±0.001 <sup>a</sup>
Control	N. D.	N. D.	0.002±0.002 <sup>b</sup>	0.003±0.001 <sup>a</sup>

N. D.: 検出できず  
各処理の同列内で異なる英字を付した平均濃度の間には, *t*-test による有意差があることを示す (p<0.05)

から、根圏の酸性度そのもの(低 pH) が根系に影響したのか、培地から溶出してきた Al が根系に影響したのかを判断することはできない。

スギ苗の新葉中の Ca, K, P 濃度は、pH 2 区と対照区の両処理区ともに、処理期間が長くなるに伴って、高くなる傾向にあった。白根中においては、8 週間処理後の Mg 濃度と Al 濃度が pH 2 区と対照区間で有意に異なっていた(表 4-2 B)。Oleksyn *et al.* (1996) は、Scots pine 苗を用いた 2 mM の Al 添加実験において、根形態の変化、根中の Mg 濃度の低下と Al 濃度の上昇を報告している。さらに Schier *et al.* (1990) は、Al が pitch pine 苗の根の褐色化、側根数や側根長の減少など根形態の変化を引き起こすことを明らかにしている。これらの報告は、本実験の pH 2 区における白根の乾重比低下や根の肥大化といった形態上の変化、および白根中の Mg 濃度と Al 濃度の動態が、培地から溶出してきた Al による影響である可能性を示唆するものであろう。

#### 4-4-3. 酸性溶液処理期間と根系衰退

本実験では、培地として矢作砂を用いた地上部、地下部双方に処理した場合、酸性溶液がスギ苗の根系に与える影響は、白根の発育過程のかなり早い段階から現れることが明らかとなった。このことは、pH 2.0 酸性溶液の地上部、地下部双方の処理が白根に与える負の影響は、本実験が示した 4 週間や八木ら (1990) が示した 30 日間といった、比較的短期間で現れることを示唆するものである。またその影響は、養水分の吸収や木本植物の根系の広がり重要な役割を果たす白根(荻住 1979) に最初に現れることが明らかとなった。

根表面積指数においては、pH 2 区と対照区間に、4 週間処理、8 週間処理後では有意差は認められなかったものの、12 週間処理後では有意な違いが認められた。また、スギ苗中の養分濃度においても、8 週間処理後では白根中の Mg と Al 濃度に、12 週間処理後では葉中の K 濃度に変化が認められた。これらの結果は、本実験のように 4 週間から 12 週間、河野ら (1995 a) が報告した 23 ヶ月間と処理期間が長くなるにしたがって、酸性溶液の根系に対する負の影響がより大きくなることを示唆している。

本実験では、4 週間の pH 2.0 酸性溶液処理により、早い段階から白根が影響を受けること、また根系への影響は、処理期間が長くなるにしたがって、より大きくなることが示唆された。このことはまた白根に現れた影響が根全体へと広がっていき、さらに個体の現存量成長にも影響を及ぼす可能性を示唆している。

培地として矢作砂を用いた本実験では、酸性溶液処理 4 週間後の段階ですでに根形態における変化や根乾重の低下が認められたため、どのような過程を経て根系が負の影響を受けていくのかを追跡することはできなかった。この問題については、次章以降に明らかにしていく。

## 第 5 章 酸性溶液の地上部処理、地下部処理による根系成長の違い

### 5-1. 緒言

第 3 章で述べたように、酸性溶液が苗木に与える影響を調べたこれまでの実験では、酸性溶液処理を苗木全体に行ったものが多い(たとえば、Wood and Bormann 1977; Chappelka *et al.* 1988; 伊豆田ら 1990 a; Qiu *et al.* 1993; Leith *et al.* 1995)。しかしながら、これらの研究では、どの器官に処理された酸性溶液が、どのような過程を経て最終的にどの器官に影響を及ぼしているのかを区別することができなかった。たとえば伊豆田ら(1990 a)は、pH 2.0 酸性溶液をスギ苗の全体へ処理した結果、根乾重が低下したことを明らかにしたが、この低下が地上部、地下部、あるいは双方のいずれへの処理による影響かを区別して評価するには至っていない。したがって、酸性物質による影響の発現部位を特定し、その作用過程を明らかにするためには、酸性溶液を植物体の地上部、地下部それぞれに独立に作用させるような実験系を考える必要がある。

Shafer (1992) は、酸性溶液が sorghum/sundangrass hybrid の根圏の微生物個体群に与える影響について、土壌表面への処理区、葉と土壌表面の双方への処理区では、酸性度が強くなるにつれて個体群密度が増加したものの、葉のみへの処理区では、酸性溶液の影響は認められなかったことを報告している。このように、酸性溶液処理を苗木の地上部、地下部とに分けて行った実験例はいくつかあるものの(Meier *et al.* 1989; Saastamoinen and Holopainen 1989; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 松本ら 1992 b)、根系に現れる影響については、根乾重の比較を除き、ほとんど明らかにされていない。

そこで本章では、スギ苗の(1)地上部のみ、(2)地下部のみ、(3)地上部と地下部双方への酸性溶液処理が、根系に与える影響を明らかにすることを目的とした。第 3, 4 章においては、スギ苗の根系成長を評価する指標として根長や根表面積指数を用いてきた。本章では、この根表面積指数や根乾重のほか、根の活性を示す指標を用いて根系の評価を行った。

### 5-2. 材料と方法

#### 5-2-1. 実験概要

スギ苗の地上部、地下部への酸性物質による処理が根系に与える影響をそれぞれ評価するために、人工酸性溶液を用いた 3 つの実験区を設定した。実験 1 は、酸性溶液をスギ苗の地上部と地下部の双方に処理する実験であり、実験 2 は、酸性溶液をスギ苗の地下部のみへ処理する実験、実験 3 は、酸性溶液をスギ苗の地上部のみへ処理する実験である。

#### 5-2-2. 植物材料と培地

いずれの実験も 2 年生のスギさし木苗を、植物材料とし

て用いた。このさし木苗は、愛知県林木育種場で生産されたものであり、品種は北設楽2号(キヨサキ)、平均苗高は約30 cmである。これらの苗を、1993年6月12日(実験1, 2)と、1994年6月24日(実験3)に、各個体別にプラスチックポット(ワグネルポット, 1/5000アール, 直径157 mm, 高さ190 mm)に植え付け、ガラス室内で育成した。培地には矢作砂を用いた。川砂である矢作砂を用いたのは、森林土壌に比べて土壌の酸性化に伴う栄養塩類の溶出量が少ないと考えられることから、培地のスギ苗への影響を少なくし、実験系を単純化するためである。

実験は雨の影響を受けないようにガラス室内で行い、さらに根系成長を促進させるために遮光率60%程度の寒冷紗を上方に設置した。実験が行われた1993年および1994年の8月から10月の3ヶ月間のガラス室内の平均気温は、それぞれ25.6°C, 28.2°Cであった。1993年と1994年のガラス室内の平均気温が若干異なるため、本実験では、各年の対照区とそれぞれの処理区とを比較して、考察することとした。

### 5-2-3. 酸性溶液処理

実験1, 2, 3のそれぞれの処理区を表5-1にまとめた。本実験では、各処理区の略称として、pH 2-pH 2, pH 2-W, W-pH 2などの記号を用いることとする。たとえばpH 2-Wは、pH 2.0酸性溶液をスギ苗の地上部のみ、脱イオン水を地下部のみへ処理したことを意味する。実験3においてのみpH 2.5酸性溶液を用いたのは、これまでにpH 2.0区では葉に可視障害が認められ(伊豆田ら1990b; 三輪ら1993; 河野ら1994), pH 2.5区では障害が認められない(松本ら1992b; 河野ら1994; 三輪ら1994)と報告されていることから、葉の可視障害発現に対する閾値pH値を明らかにするためである。酸性溶液は、脱イオン水に2:1の割合で硫酸と硝酸を加えることにより、それぞれのpH値を調整した。また、対照区にはpH 5.5の脱イオン水を用いた。

酸性溶液および脱イオン水は、スギ苗の地上部には自動噴霧器(No. 1200, Furupla)を用い、細かい霧状にして散布した。地上部への散布時には、培地内に霧滴がかからないように、培地表面をビニルで覆った。スギ苗の地下部への処理は、地上部にかからないように小型のじょうろを用いて培地表面からの散水によって行った。処理した酸性溶液の量は、各ポットの地上部と地下部どちらも約300 mLずつで、毎週2回夕方、処理を行った。矢作砂は水分保持能力が低いために、約300 mLの溶液のうち約200 mLがポットの下部から流出した。水分不足を避けるために、実験期間中は各ポットにできるだけ毎日脱イオン水を与え、また週に一回は液体肥料[N:P:K=15-30-15 mg pot<sup>-1</sup> week<sup>-1</sup>]を与えた。

酸性溶液の処理期間は、実験1, 2で1993年7月20日から12月7日までの20週間、実験3で1994年8月4日から10月27日までの12週間とした。各処理区(表5-1)あた

表5-1. 酸性溶液処理区 (n=8)

- (A) 実験1: スギ苗の地上部と地下部双方への処理  
 (B) 実験2: スギ苗の地下部のみへの処理  
 (C) 実験3: スギ苗の地上部のみへの処理

#### (A) 実験1

処理器官\処理区	pH 2-pH 2	pH 3-pH 3	pH 4-pH 4	Control
スギ苗地上部	pH 2.0	pH 3.0	pH 4.0	D.W.
スギ苗地下部	pH 2.0	pH 3.0	pH 4.0	D.W.

#### (B) 実験2

処理器官\処理区	W-pH 2	W-pH 3	W-pH 4	Control
スギ苗地上部	D. W.	D. W.	D. W.	D. W.
スギ苗地下部	pH 2.0	pH 3.0	pH 4.0	D. W.

#### (C) 実験3

処理器官\処理区	pH 2-W	pH 2.5-W	pH 3-W	Control
スギ苗地上部	pH 2.0	pH 2.5	pH 3.0	D. W.
スギ苗地下部	D. W.	D. W.	D. W.	D. W.

D. W.: 脱イオン水

pH 2-pH 2は、地上部へpH 2.0酸性溶液、地下部へpH 2.0酸性溶液処理したことを示す。

W-pH 2は、地上部へ脱イオン水、地下部へpH 2.0酸性溶液処理したことを示す。

pH 2-Wは、地上部へpH 2.0酸性溶液、地下部へ脱イオン水処理したことを示す。

りのスギ苗の供試個体数は8本である。また、実験期間中の各ポットあたりの添加溶液の総量は、1年(52週)の降水量を1560 mmとした時(4-2-2. 参照)の20週間分(実験1, 2), 12週間分(実験3)に相当する。

### 5-2-4. 植物現存量と根表面積、白根活性

実験期間中、各スギ苗の可視障害を注意深く観察した。処理期間終了後、根系を傷つけないようにすべてのスギ苗を掘り取った。これらの苗を葉、幹、白根、その他の根に区分し、80°C48時間乾燥後、乾重を測定した。さらに、各器官の乾重比は(2-1)式を用いて計算した。

根表面積は、4-2-3.と同様の方法で、根表面積指数((4-1)式)によって評価した。指数の算出にあたっては、各処理区あたり5本ずつの試料を使用した。

本実験では、さらに根の養水分吸収能を示す根活性(二見1990)を指標として用いた。根活性を測定する方法の一つに、根による養水分吸収能がその必要なエネルギーの大部分を根の呼吸作用によって供給されることから、パーオキシダーゼ活性など根の呼吸と関連する酵素活性を測定して、根の活性程度を判断する方法がある(二見1990)。本実験では白根の活性を、 $\alpha$ -ナフチルアミン法(吉田1966)を用いて、各処理区あたり3本ずつ測定した。 $\alpha$ -ナフチルアミンの酸化力はパーオキシダーゼ活性と相関関係を示すことから、 $\alpha$ -ナフチルアミンの酸化量でもって根活性を表したのがこの方法である。



測定の手順はまず、水洗した白根約1gを三角フラスコに取り、20 ppmの $\alpha$ -ナフチルアミン溶液を加えて軽く振とうした。10分間静置させた後、最初の $\alpha$ -ナフチルアミン濃度測定のための試料液を2 mL採取し、残りの溶液は25°Cで4時間振とうさせた。その後、最終的な $\alpha$ -ナフチルアミン濃度を測定するための試料液2 mLを採取した。試料液は10 mLの蒸留水を加え、1%スルファニル酸溶液1 mLおよび100 ppm亜硝酸溶液1 mLを加え攪拌した。5分間室温で放置して発色させた後、蒸留水を加え全容を20 mLとし、発色20分後から60分以内に、分光光度計(UV-1200, SHIMADZU)で510 nmの波長を用いて吸光度の測定を行った。白根活性 $[\mu\text{g}\cdot\text{gdw}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}]$ は、根1g(乾重)、1時間あたりの $\alpha$ -ナフチルアミンの酸化量 $[\mu\text{g}]$ をもって表した。

#### 5-2-5. 養分分析

スギ苗の新葉中の養分分析のために、乾燥試料を粉砕器を用いて粉砕した。各処理区あたり5本ずつ苗それぞれから、約50 mgずつの粉砕試料を試験管に取り、硫酸一過酸化水素を用いて湿式灰化後、Ca, Mg濃度は原子吸光法、K濃度は炎光分析法、P濃度はモリブデンブルー法、Al濃度はアルミノン法によりそれぞれ測定を行った。

#### 5-2-6. 統計解析

乾重比、養分濃度などの百分率データは、逆正弦変換を行ったのち、それぞれの実験ごとに一元配置分散分析(one-way ANOVA)によって解析した。また、処理区間の平均

値の差の検出には、Tukeyの多重比較検定(Tukey's HSD test)を用いた(SPSS 1997)。

### 5-3. 結果

#### 5-3-1. スギ苗の地上部への影響

スギ苗の葉面上の可視障害は、pH 2-pH 2区(実験1)とpH 2-W区(実験3)においてのみ観察された。pH 2-pH 2区では処理開始から6週間後に、またpH 2-W区では3週間後に、1 mm前後の赤褐色の斑点が観察された(写真5-1)。一方、葉、幹、根の乾重比は、すべての実験において、酸性溶液処理区と対照区との間に有意差は認められなかった( $p > 0.05$ ) (表5-2)。

スギ苗の新葉中の養分濃度は表5-3に示す通りである。pH 2-pH 2区(実験1)とW-pH 2区(実験2)においてP濃度は、それぞれの対照区に比べて有意に低かった( $p < 0.05$ )。また、実験1のpH 3-pH 3区、実験2のW-pH 2区、W-pH 3区におけるCa濃度は、対照区に比べて有意に高かった( $p < 0.05$ )。地上部にのみ酸性溶液を処理した場合(実験3)には、Ca, Mg, K, P, Al濃度は、酸性溶液処理区と対照区との間に顕著な変化が認められなかった( $p > 0.05$ )。

#### 5-3-2. スギ苗の地下部への影響

根全体の乾重比については、すべての実験において酸性溶液処理区と対照区との間に有意差は認められなかったが、pH 2-pH 2区(実験1)とpH 2-W区(実験3)における白根の乾重比は、それぞれの対照区に比べて有意に低

表5-2. 酸性溶液処理をしたスギ苗の各器官の乾重比  
(平均値±標準偏差, n=8)

	乾重比 [%]				
	葉	幹	根	白根	その他の根
実験1					
pH 2-pH 2	54.9±2.1 <sup>a</sup>	12.4±1.0 <sup>a</sup>	32.7±2.1 <sup>a</sup>	5.9±0.9 <sup>a</sup>	26.8±1.9 <sup>a</sup>
pH 3-pH 3	53.0±3.2 <sup>a</sup>	13.9±1.5 <sup>a</sup>	33.2±3.4 <sup>a</sup>	10.5±2.8 <sup>b</sup>	22.7±1.4 <sup>b</sup>
pH 4-pH 4	51.3±2.4 <sup>a</sup>	13.6±1.7 <sup>a</sup>	35.1±3.1 <sup>a</sup>	12.3±4.5 <sup>b</sup>	22.8±2.5 <sup>b</sup>
Control	53.1±2.7 <sup>a</sup>	13.2±1.3 <sup>a</sup>	33.7±2.9 <sup>a</sup>	11.4±1.9 <sup>b</sup>	22.3±1.7 <sup>b</sup>
実験2					
W-pH 2	52.6±2.2 <sup>a</sup>	12.3±1.4 <sup>a</sup>	35.1±3.0 <sup>a</sup>	8.6±1.8 <sup>a</sup>	26.6±1.8 <sup>a</sup>
W-pH 3	53.7±4.2 <sup>a</sup>	12.1±1.5 <sup>a</sup>	34.1±3.5 <sup>a</sup>	10.7±3.4 <sup>ab</sup>	23.4±1.3 <sup>b</sup>
W-pH 4	51.5±2.9 <sup>a</sup>	13.6±1.5 <sup>a</sup>	34.9±2.9 <sup>a</sup>	13.4±2.6 <sup>b</sup>	21.5±2.4 <sup>b</sup>
Control	53.1±2.7 <sup>a</sup>	13.2±1.3 <sup>a</sup>	33.7±2.9 <sup>a</sup>	11.4±1.9 <sup>ab</sup>	22.3±1.7 <sup>b</sup>
実験3					
pH 2-W	60.1±4.4 <sup>a</sup>	13.7±1.5 <sup>a</sup>	26.2±4.2 <sup>a</sup>	2.4±0.6 <sup>a</sup>	23.8±4.2 <sup>a</sup>
pH 2.5-W	59.7±4.2 <sup>a</sup>	12.4±2.0 <sup>a</sup>	27.9±3.2 <sup>a</sup>	4.4±1.7 <sup>b</sup>	23.5±1.6 <sup>a</sup>
pH 3-W	58.9±1.7 <sup>a</sup>	12.7±1.8 <sup>a</sup>	28.5±2.0 <sup>a</sup>	5.3±2.3 <sup>b</sup>	23.2±2.5 <sup>a</sup>
Control	56.9±2.7 <sup>a</sup>	13.7±1.9 <sup>a</sup>	29.5±2.6 <sup>a</sup>	4.5±1.1 <sup>b</sup>	24.9±2.1 <sup>a</sup>

各実験の同列内で異なる英字を付した平均乾重比の間には、Tukey's HSD testによる有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

表 5-3. 酸性溶液処理したスギ苗の新葉中の養分濃度 (平均値±標準偏差, n=5)

処理区	新葉中養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
実験 1					
pH 2-pH 2	0.45±0.06 <sup>a</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>	1.48±0.06 <sup>a</sup>	0.10±0.02 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>a</sup>
pH 3-pH 3	0.65±0.06 <sup>b</sup>	0.08±0.00 <sup>a</sup>	1.55±0.05 <sup>a</sup>	0.51±0.06 <sup>b</sup>	0.09±0.02 <sup>a</sup>
pH 4-pH 4	0.50±0.11 <sup>ab</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>	1.51±0.10 <sup>a</sup>	0.52±0.03 <sup>b</sup>	0.08±0.00 <sup>a</sup>
Control	0.42±0.04 <sup>a</sup>	0.08±0.02 <sup>a</sup>	1.46±0.08 <sup>a</sup>	0.51±0.04 <sup>b</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>
実験 2					
W-pH 2	0.66±0.14 <sup>a</sup>	0.09±0.01 <sup>a</sup>	1.42±0.05 <sup>a</sup>	0.18±0.06 <sup>a</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>
W-pH 3	0.69±0.13 <sup>a</sup>	0.09±0.01 <sup>a</sup>	1.47±0.06 <sup>a</sup>	0.49±0.03 <sup>b</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>
W-pH 4	0.53±0.18 <sup>ab</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>	1.51±0.09 <sup>a</sup>	0.55±0.05 <sup>b</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>
Control	0.42±0.04 <sup>b</sup>	0.08±0.02 <sup>a</sup>	1.46±0.08 <sup>a</sup>	0.51±0.04 <sup>b</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>
実験 3					
pH 2-W	0.65±0.11 <sup>a</sup>	0.19±0.01 <sup>a</sup>	1.48±0.19 <sup>a</sup>	0.28±0.06 <sup>a</sup>	0.01±0.01 <sup>a</sup>
pH 2.5-W	0.60±0.04 <sup>a</sup>	0.20±0.02 <sup>a</sup>	1.50±0.16 <sup>a</sup>	0.29±0.07 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>a</sup>
pH 3-W	0.50±0.13 <sup>a</sup>	0.19±0.02 <sup>a</sup>	1.46±0.09 <sup>a</sup>	0.28±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.02 <sup>a</sup>
Control	0.58±0.15 <sup>a</sup>	0.19±0.03 <sup>a</sup>	1.50±0.19 <sup>a</sup>	0.28±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>a</sup>

各実験の同列内で、異なる英字を付した平均養分濃度の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

かった ( $p < 0.05$ )。また、その他の根の乾重比は、pH 2-pH 2 区 (実験 1) と W-pH 2 区 (実験 2) において対照区に比べ有意に高かった ( $p < 0.05$ ) (表 5-2)。

pH 2-pH 2 区 (実験 1) と W-pH 2 区 (実験 2) における白根には、他の処理区に比べて、より太く、短く、あまり分岐しないといった明らかな形態の異状が認められた (写真 5-2)。しかしながら、pH 2-W 区 (実験 3) における白根にはそうした変化は認められず、他の処理区の白根と同様に活発な分岐が認められた (写真 5-3)。また、pH 2-pH 2 区 (実験 1) と W-pH 2 区 (実験 2) における根表面積指数は、各実験の他の処理区に比べて有意に低い値を示していた ( $p < 0.05$ ) (図 5-1)。しかしながら、pH 2-W 区 (実験 3) における根表面積指数には、対照区との間に有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。

白根活性は、酸性度の上昇に伴って低下する傾向が認められた (図 5-2)。pH 2-pH 2 区 (実験 1) における白根活性は、対照区に比べて有意に低下した ( $p < 0.05$ )。実験 3 では pH 2-W 区における白根活性が、pH 2.5-W 区と pH 3-W 区よりも有意に高かったもの ( $p < 0.05$ )、対照区との間に有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。

## 5-4. 考 察

### 5-4-1. 酸性溶液の地上部処理

酸性溶液によると思われるスギ苗葉面上の可視障害は、苗木地上部へ pH 2.0 酸性溶液が処理された場合 (pH 2-pH 2 区 (実験 1) と pH 2-W 区 (実験 3)) に観察された。一方、苗木地上部への pH 2.5 酸性溶液処理区 (pH 2.5-W 区 (実験 1)) では、それらの障害は全く観察されな

かった。本実験のこの結果は、松本ら (1992 b) の結果と一致している。またこれらの結果は、スギ葉面における可視障害発現に対する人工酸性雨の閾値 pH が、pH 2.0 から pH 2.5 の間にあるという三輪ら (1993) および河野ら (1994) の報告を強く支持するものである。

スギ苗の地上部のみへの pH 2.0 酸性溶液処理区 (pH 2-W 区 (実験 3)) において、白根の乾重比が対照区に比べて有意に低下したのは (表 5-2)、葉面上に可視障害を受けたスギ苗が、根への光合成産物の分配量を低下させたためであると考えられる (伊豆田ら 1990 a; 三輪ら 1993; 河野ら 1995 a)。しかしながら、この処理区における白根は、分岐も活発であり、顕著な形態異状は認められなかった。さらに、根表面積や白根活性にも、対照区と比べて有意差は認められなかった (図 5-1, 2)。これらの結果は、スギ苗の地上部のみへの酸性溶液処理は、根形態には負の影響を与えないということを示唆するものである。

### 5-4-2. 酸性溶液の地下部処理

本実験の結果、スギ苗の地下部のみへの pH 2.0 酸性溶液処理区 (W-pH 2 区 (実験 2)) では、根表面積指数が対照区に比べて有意に低下し (図 5-1)、またスギ苗の地上部、地下部双方への pH 2.0 酸性溶液処理区 (pH 2-pH 2 区 (実験 1)) で、白根の乾重比、白根活性、根表面積指数が対照区に比べて有意に低下することが明らかとなった (表 5-2, 図 5-1, 2)。またこれらの白根には、他の処理区のものに比べて相対的に太く、短く、分岐も少ないといった明らかな形態異状が認められた (写真 5-2)。本実験の結果とは対照的に、*Fagus sylvatica* 苗の深さ 20 cm 以下の根が、O<sub>3</sub>、NO<sub>2</sub>、

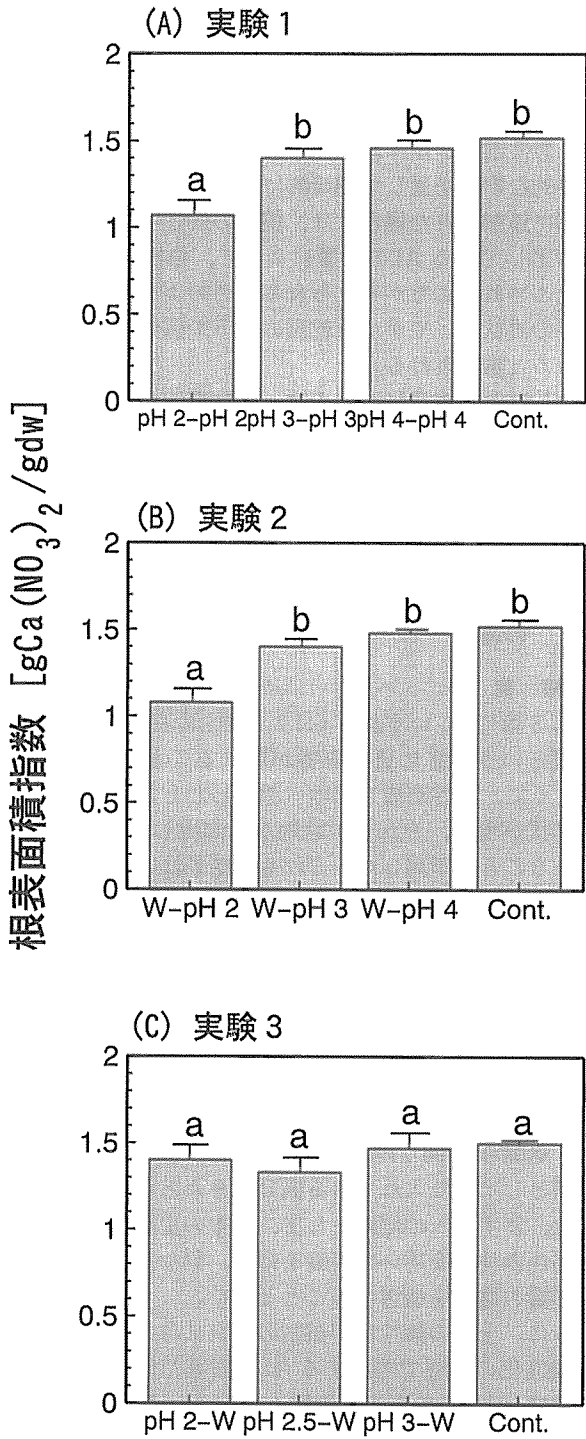


図 5-1. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の根表面積指数  
5 個体の平均値, 縦線は標準誤差を示す. 異なる英字を付した各処理区の平均根表面積指数の間には, Tukey's HSD test による有意差があることを示す (p < 0.05).

SO<sub>2</sub> などの大気汚染物質によって, 清浄な大気中で育てられた根よりも細く長くなるという報告がある (Taylor and Davies 1990)。この現象は, 大気汚染物質の苗木地上部への処理が間接的に根系に影響を与えたために生じたと考えられている (Taylor and Davies 1990)。この報告と本実

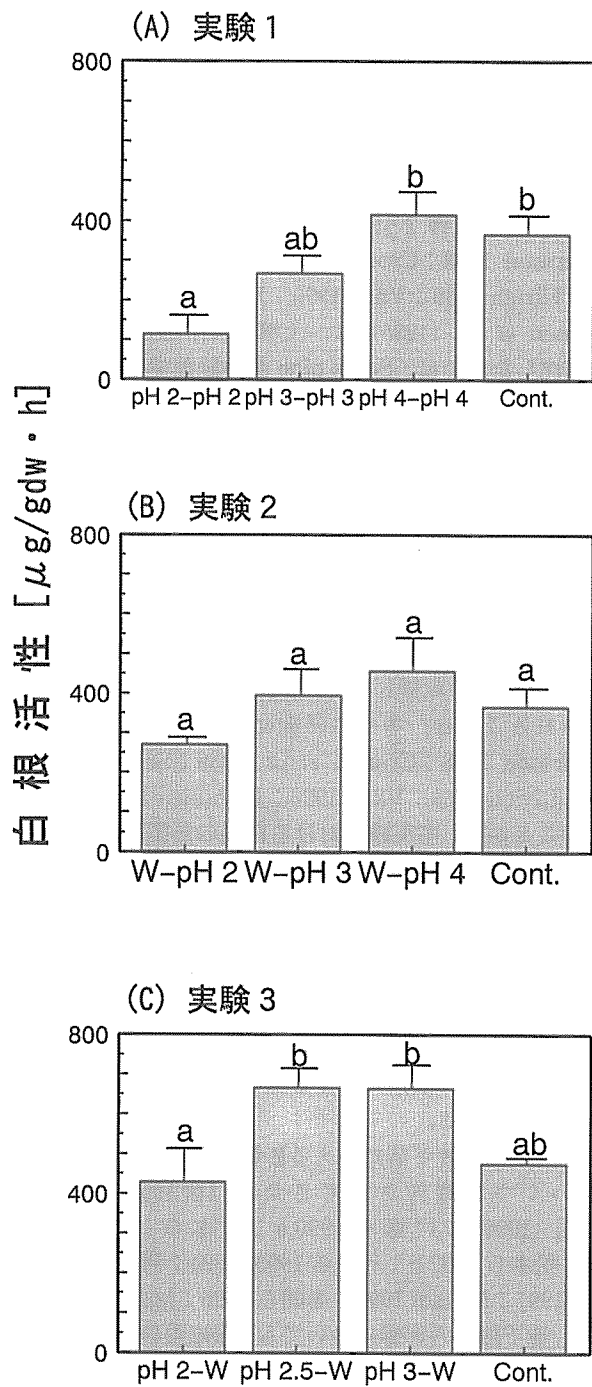


図 5-2. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根活性  
3 個体の平均値, 縦線は標準誤差を示す. 異なる英字を付した各処理区の平均白根活性の間には, Tukey's HSD test による有意差があることを示す (p < 0.05).

験の結果における根形態の反応の違いは, 汚染物質が処理された器官の違い, すなわち, 苗木の地上部に対してなのか, 地下部に対してなのかという違いを反映したものと考えられる。したがって, 本実験における太く短い白根は, 酸性溶液が苗木の地下部へ処理されたことに起因するもの

と考えられる。

スギ苗の地下部のみへの pH 2.0酸性溶液処理区 (W-pH 2区(実験2))においては、新葉中の P 濃度が対照区に比べて有意に低下することが示唆されたが(表 5-3)、一般的に土壤の酸性化が進行すると植物に有害な Al が溶出し、細根の発生や伸長成長の抑制のほか、Ca, Mg など必須養分の吸収阻害を引き起こすことが指摘されている (Andersson 1988; Cronan *et al.* 1989; Schaedle *et al.* 1989; Ulrich 1989; Väre 1990; Janhunen *et al.* 1995)。Janhunen *et al.* (1995) は、土壤中に溶出してきた Al が P と共沈したために、Scots pine 苗の針葉中の P 濃度を減少させたことを報告している。また、スギ苗においても、10 ppm の Al 添加により地上部の P 濃度が対照区に比べて有意に減少している (Izuta *et al.* 1996)。これらの結果から、本実験における新葉中の P 濃度の低下も、おそらく根圏における Al と P の共沈のためと考えられる。第 4 章においても、矢作砂を用いた実験を行った結果、pH 2.0酸性溶液処理によりスギ苗根中の Al 濃度が 0.50% と、対照区の 0.16% に比べて高くなる傾向にあった。樹木の根に発現する Al 毒性の兆候として、根が肥大化し、根長や分岐が抑制されることは、多くの研究によって報告されている (Andersson 1988; Cronan *et al.* 1989; Schaedle *et al.* 1989; Ulrich 1989; Väre 1990; Janhunen *et al.* 1995)。以上のことから、本実験における白根の形態異状は、Al の影響によるものと推察される。

また、スギ苗の地上部、地下部双方への pH 2.0酸性溶液処理区 (pH 2-pH 2区(実験1))においては、白根の乾重比や根表面積指数だけでなく、白根活性の有意な低下が認められている (図 5-2)。このことは、苗木地上部、地下部双方への酸性溶液処理が、地上部あるいは地下部のみへの処理の場合よりも、根系に与える負の影響がより強くなることを示唆している。

酸性降下物がスギ苗に与える影響に関しては、これまでもいくつか報告されてきたが (塘 1962; 伊豆田ら 1990 a, 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 松本ら 1992 b; 三輪ら 1993, 1994; 河野ら 1995 a, 1996, 1997; Matsui 1995; 赤間ら 1996; Izuta *et al.* 1996, 1997)、地下部への影響についても、根乾重の比較のみによるものが多く、影響の実態は十分には明らかにされていなかった。本実験では、pH 2.0酸性溶液が、スギ苗の根乾重だけでなく、根形態や根の生理的特性にも負の影響を与えていることを初めて明らかにした。

#### 5-4-3. 酸性溶液処理によるスギ苗根系の衰退過程

本実験では、酸性溶液の処理方法の違いにより、スギ苗根系の反応が異なることを明らかにした。すなわち、苗木地上部への処理が根量の減少を導くこと、地下部への処理が根形態を変化させること、地上部、地下部双方への処理がさらに根活性をも低下させることが明らかとなった。これらの結果すべてから、酸性溶液が処理される器官の違い

によって、樹木根系への影響の発現様式が異なることが示唆された。

酸性溶液を処理した器官が異なることは、根系衰退の過程が異なることを意味する。すなわち、根系の衰退過程として、酸性溶液が苗木地上部に散布された場合には、葉への直接的な影響を通して間接的に根量の低下が生じ、苗木地下部に添加された場合には、根圏の酸性度 (pH) や培地から溶出してくる Al の影響によって、白根の形態異状が引き起こされることが考えられる。このようにして生じた根形態の異状は、やがて根乾重の低下や個体乾重の低下を導くものと推察される。

しかしながら本章においては、酸性溶液が地下部に添加された場合、根系に発現した影響が根圏の酸性度によるものなのか、Al によるものなのかを区別することはできなかった。これらの問題については、第 6, 7 章で検討を行う。

## 第 6 章 異なる培地下の根系における酸性溶液処理の影響の違い

### 6-1. 緒言

第 4, 5 章では、いずれも pH 2.0酸性溶液により、スギ苗の白根という器官に負の影響が現れることを明らかにした。とくに、酸性溶液を培地へ添加したときには、白根に形態異状が現れ、それらが培地から溶出した Al による影響であることを予測した。これらの結果はいずれも、培地として川砂である矢作砂を用いて行った実験である。しかしながら、森林土壌を培地として用いた場合にも、こうした影響が現れるのかどうかについては明らかにされていない。これまでにも、培地として森林土壌を用いて酸性溶液のスギ苗への影響を調べた報告はいくつかあるが (塘 1962; 伊豆田ら 1990 a, 1990 b; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 松本ら 1992 b; 三輪ら 1993, 1994; 河野ら 1995 a, 1996; 赤間ら 1996; Izuta *et al.* 1997)、根形態を影響評価の指標として取り入れている例はほとんどない。そこで本章では、まず第一の培地として、日本の主要な森林土壌である褐色森林土を用いて実験を行い、異なる培地下の根系への影響の違いを検討することとした。

さらに、土壤の酸性化が植物の成育に与える影響には、土壤酸性化の過程で溶出する Al の影響だけでなく、根圏の酸性度 (pH) そのものの影響も想定される (河野ら 1996, 1997)。これまで、根圏の酸性度 (pH) が樹木へ与える影響を調べた実験では、すべて水耕栽培法が用いられてきた (塘 1962; Izuta *et al.* 1996; 河野ら 1997)。しかし、水耕栽培法により成長した樹木の根は、太くしかも直線的になる傾向があり (苜住 1979)、影響の有無によらず根の形態自体が野外的の場合とは異なっている可能性がある (赤間ら 1996)。そこで、酸性度そのものによる影響を明らかにするために、本実験では水耕栽培法より実際の樹木の成育条件に近い砂耕法 (赤間ら 1996) を想定し、ガラスビーズを第二の培地として用いた。さらに本章では、これら褐色森林土、ガラ

スピーズ培地における影響を、矢作砂培地における影響と比較することにより、それぞれの培地における酸性溶液のスギ苗根系への影響の違いを、とくに根形態を中心に検討した。

## 6-2. 材料と方法

### 6-2-1. 植物材料と培地

植物材料には、第4, 5章と同様に愛知県林木育種場で生産された3年生のスギさし木苗(品種:北設楽1号(ヒラヤマ), 平均苗高:約50 cm)を用いた。これらの苗を1995年6月30日に、各個体別にプラスチックポット(ワグネルポット, 1/5000 アール, 直径157 mm, 高さ190 mm)に植え付け、ガラス室内で育成した。

ポットの培地には、褐色森林土、矢作砂またはガラスピーズを用いた。褐色森林土は、愛知県瀬戸市にある東京大学農学部附属愛知演習林の赤津事業区内において、林床からリターを取り除いたのち、表層0-20 cmの土壤層から採取した。この地域の褐色森林土は花崗岩を母材とし、これまでも土壤の酸性化によるスギ苗への影響を調べた研究において、培地として用いられている(三輪ら1994; Matsui 1995; Izuta *et al.* 1997)。褐色森林土は高い酸中和能力を持ち、土壌pHがpH 4.0を下回ると高濃度のAlを溶出する(図子ら1992)。一方、ガラスピーズは直径2.0 mmから2.8 mmのGB 602 M (榊東芝パロティニー)を使用した。

実験は、雨による影響を受けないように、これまでと同様にガラス室内で行った。さらにガラス室内には、発根を促進させるために遮光率60%程度の寒冷紗を上方に設置した。実験期間中のガラス室内の平均気温は21.3°Cであった。

### 6-2-2. 酸性溶液処理

ここでは、異なる培地を用いて以下の3つの実験を行った。実験1では褐色森林土(BS)、実験2では矢作砂(YS)に植えられたスギ苗に、pH 2.0 (BS 2, YS 2), pH 3.0 (BS 3, YS 3), 対照区としてpH 5.5 (BSC, YSC)の3段階のpHの酸性溶液を添加した。実験3ではガラスピーズ(GB)培地上のスギ苗に、pH 2.0 (GB 2) および対照区としてpH 5.5 (GBC)の2段階のpHの酸性溶液を添加した。なお、本章では、以下各処理区の略号として、BS 2, YS 3, GBCなどを用いる。たとえばBS 2は、褐色森林土に植えられたスギ苗にpH 2.0酸性溶液を添加したことを意味する。酸性溶液は、脱イオン水に2:1の割合(モル比)で硫酸と硝酸を加えることによって、それぞれのpH値を調整した。また、対照区はpH 5.5の脱イオン水とした。

酸性溶液は、スギ苗の地下部のみへ、各ポットに約300 mLずつ、毎週2回夕方、小型のじょうろを用いて地上部にかからないように添加した。矢作砂とガラスピーズは水分保持能力が低いために、約300 mLの溶液のうち約200 mLがポットの下部から流出した。実験期間中、褐色森林土には3週に一回ずつ液体肥料[N:P:K=5-10-5 mg pot<sup>-1</sup>

week<sup>-1</sup>]を、矢作砂、ガラスピーズには毎週一回液体肥料[N:P:K=15-30-15 mg pot<sup>-1</sup>week<sup>-1</sup>]を与えた。

酸性溶液による処理期間は、1995年8月24日から12月6日までの15週間、各処理区あたりのスギ苗の供試個体数は8本である。また、実験期間中の各ポットあたりの添加溶液の総量は、1年(52週)の降水量を1560 mmとした場合(4-2-2, 参照)の15週間分に相当する。

### 6-2-3. 植物現存量と根系解析

酸性溶液処理終了後、スギ苗は根系を傷めないように注意深く掘りとった。これらの苗を葉、幹、白根、その他の根に区分し、送風定温乾燥機で80°C48時間乾燥後、乾重を測定した。さらに、各器官の乾重比を(2-1)式を用いて計算した。

根全体の表面積は4-2-3.と同様の方法で、根表面積指数((4-1)式)によって評価した。指数の算出にあたっては、各処理区あたり5本ずつの試料を使用した。

白根は、乾燥前に根色と可視障害の有無を確認し、その形態を実体顕微鏡下(SZ-PT, OLYMPUS)でさらに詳細に観察した。白根の直径を測定するために、処理区あたり3本の苗木それぞれから、長さ50 mmの根端を15本ずつ、すなわち処理区あたり45本をランダムに取り出し、それらの根端の最大直径をデジマチックキャリパ(No. 500, Mitutoyo)で測定した。また、白根直径の測定に用いた3本の苗木を用いて、白根の活性を $\alpha$ -ナフチルアミン法(5-2-4.)により測定した。

### 6-2-4. 養分分析

スギ苗の新葉と白根の養分分析のために、乾燥試料を粉砕器を用いて粉砕した。処理区あたり5本の苗木それぞれから約50 mgの粉砕試料を試験管に取り、硫酸一過酸化水素を用いて湿式灰化後、Ca, Mg濃度は原子吸光法、K濃度は炎光分析法、P濃度はモリブデンブルー法、Al濃度はアルミノン法によりそれぞれ測定を行った。

### 6-2-5. 培地の性質

培地のpH(H<sub>2</sub>O)と水溶性陽イオン濃度を測定するために、掘り取り後、各処理区あたり3つのポットそれぞれから約20 g(乾燥重量)の試料を2サンプルずつ採取した。未風乾新鮮土の乾土10 g相当量に蒸留水25 mLを加え攪拌し、1時間放置後、懸濁液のpH(H<sub>2</sub>O)値をpHメーターを用いて測定した。水溶性陽イオン濃度を測定するための試料として、風乾細土10 gに蒸留水50 mLを加え、25°Cで1時間振とう後にろ過し、試料液を調整した。その試料液を用いてCa, Mg濃度については原子吸光法、K, Na濃度については炎光分析法により測定を行った。

### 6-2-6. 統計解析

乾重比、養分濃度などの百分率データは逆正弦変換を行ったのち、実験1および実験2については一元配置分散

分析 (one-way ANOVA) によって解析し、処理区間の平均値の比較には Tukey's HSD test を用いた (SPSS 1997)。実験 3 については、Student's *t*-test を用いて解析した (SPSS 1997)。

### 6-3. 結果

#### 6-3-1. 乾重比と根表面積への影響

褐色森林土を培地として用いた実験 1 では、葉、幹、根の乾重比にはどの処理区においても有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ ) (表 6-1) (写真 6-1)。一方、矢作砂、ガラスビーズ培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (YS 2, GB 2) における葉の乾重比は、それぞれの培地の他の処理区 (YS 3, YSC, GBC) に比べて有意に高く、根の乾重比は有意に低かった ( $p < 0.05$ ) (表 6-1) (写真 6-1)。また、根表面積指数をみても褐色森林土では有意な影響は認められなかったものの、矢作砂、ガラスビーズ培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (YS 2, GB 2) で、それぞれの培地の他の処理区に比べて有意に低い値を示していた ( $p < 0.05$ ) (図 6-1)。

#### 6-3-2. 白根への影響

褐色森林土培地では、根の乾重比には有意差は認められなかったものの ( $p > 0.05$ )、白根の乾重比は、pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2) において他の処理区 (BS 3, BSC) よりも有意に低かった ( $p < 0.05$ ) (表 6-1)。また、YS 2 区、GB 2 区における白根の乾重比も、他の処理区 (YS 3, YSC,

GBC) に比べて有意に低かった ( $p < 0.05$ )。

白根の乾重比への影響と同様に、白根の活性は、すべての培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2, GB 2) において、他の処理区 (BS 2, BSC, YS 3, YSC, GBC) よりも有意に低下した ( $p < 0.05$ ) (図 6-2)。

褐色森林土、矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2) における白根は、他の処理区のものに比べても相対的に太く短くなっており、明らかな形態異状を示していた (写真 6-2)。これらの白根とは対照的に、pH 3.0 処理区 (BS 3, YS 3) における白根は、対照区 (BSC, YSC) のものと同様に高頻度で分岐がみられ成長していた。一方、ガラスビーズ培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (GB 2) における白根には、対照区 (GBC) のものに比べ褐色化する傾向が認められた (写真 6-2)。

白根根端の最大直径は、3 種類すべての培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2, GB 2) において、他の処理区 (BS 3, BSC, YS 3, YSC, GBC) よりも有意に肥大化していた ( $p < 0.05$ ) (図 6-3)。しかしながら、BS 2 区と YS 2 区の根端直径は、それぞれの対照区に比べて、約 2.6 倍に肥大していたのに対し、GB 2 区では対照区に比べ約 1.4 倍に留まった。さらに、ガラスビーズ培地の対照区 (GBC) における根端直径は、他の培地の対照区 (BSC, YSC) に比べ、より大きくなる傾向が認められた。

表 6-1. 各培地における酸性溶液処理をしたスギ苗の各器官の乾重比 (平均値 ± 標準偏差,  $n=8$ )

	乾重比 [%]				
	葉	幹	根	白根	その他の根
実験 1 (褐色森林土)					
BS 2	56.1 ± 4.5 <sup>a</sup>	13.2 ± 2.5 <sup>a</sup>	30.7 ± 4.0 <sup>a</sup>	6.8 ± 1.2 <sup>b</sup>	23.8 ± 4.0 <sup>a</sup>
BS 3	54.6 ± 4.5 <sup>a</sup>	13.2 ± 2.3 <sup>a</sup>	32.2 ± 3.4 <sup>a</sup>	8.8 ± 1.5 <sup>a</sup>	23.4 ± 4.1 <sup>a</sup>
BSC	52.9 ± 4.9 <sup>a</sup>	12.0 ± 2.5 <sup>a</sup>	35.1 ± 6.4 <sup>a</sup>	10.7 ± 2.7 <sup>a</sup>	24.5 ± 4.7 <sup>a</sup>
実験 2 (矢作砂)					
YS 2	57.0 ± 3.4 <sup>a</sup>	14.5 ± 1.4 <sup>a</sup>	28.5 ± 3.5 <sup>a</sup>	5.9 ± 1.0 <sup>a</sup>	22.6 ± 3.9 <sup>a</sup>
YS 3	53.6 ± 2.1 <sup>b</sup>	13.7 ± 2.1 <sup>a</sup>	32.8 ± 2.7 <sup>b</sup>	10.5 ± 2.3 <sup>b</sup>	22.2 ± 2.9 <sup>a</sup>
YSC	50.9 ± 2.7 <sup>b</sup>	14.2 ± 1.2 <sup>a</sup>	34.9 ± 3.4 <sup>b</sup>	11.0 ± 2.1 <sup>b</sup>	23.9 ± 2.6 <sup>a</sup>
実験 3 (ガラスビーズ)					
GB 2	52.7 ± 2.0 <sup>a</sup>	16.7 ± 1.0 <sup>a</sup>	30.6 ± 1.7 <sup>a</sup>	1.9 ± 0.4 <sup>a</sup>	28.7 ± 1.9 <sup>a</sup>
GBC	49.7 ± 3.3 <sup>b</sup>	16.0 ± 2.4 <sup>a</sup>	34.3 ± 2.6 <sup>b</sup>	10.5 ± 1.5 <sup>b</sup>	23.7 ± 1.9 <sup>b</sup>

各培地内の同列内で異なる英字を付した平均乾重比の間には、Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

BS 2: 褐色森林土培地で pH 2.0 酸性溶液を添加

BS 3: 褐色森林土培地で pH 3.0 酸性溶液を添加

BSC: 褐色森林土培地で脱イオン水を添加

YS 2: 矢作砂培地で pH 2.0 酸性溶液を添加

YS 3: 矢作砂培地で pH 3.0 酸性溶液を添加

YSC: 矢作砂培地で脱イオン水を添加

GB 2: ガラスビーズ培地で pH 2.0 酸性溶液を添加

GBC: ガラスビーズ培地で脱イオン水を添加

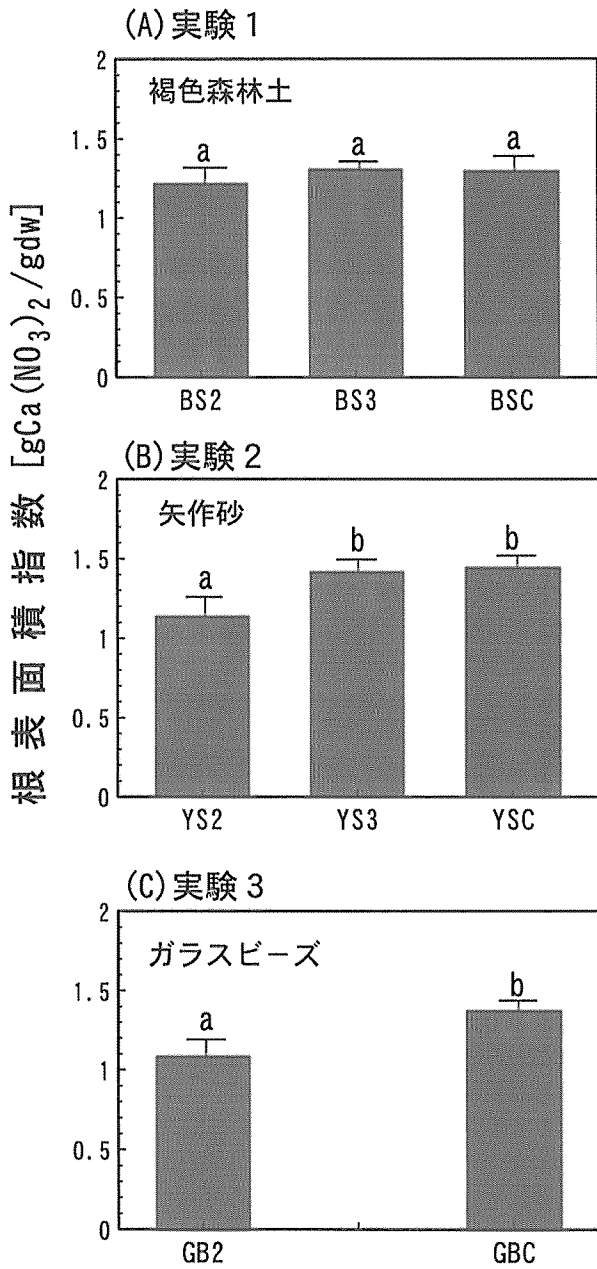


図 6-1. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の根表面積指数  
5 個体の平均値, 縦線は標準偏差を示す. 異なる英字を付した各処理区間の平均根表面積指数の間には, Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ ).

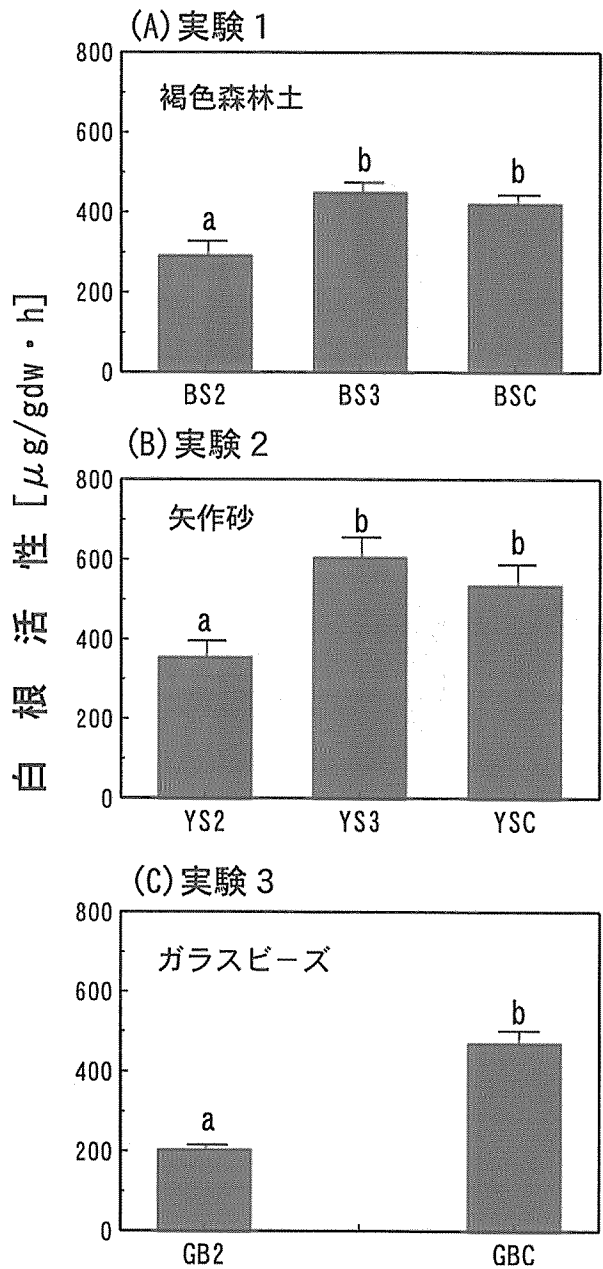


図 6-2. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根活性  
3 個体の平均値, 縦線は標準偏差を示す. 異なる英字を付した各処理区間の平均白根活性の間には, Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ ).

### 6-3-3. 新葉および白根の養分状態

褐色森林土, 矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2) では, 新葉中の Ca 濃度はそれぞれの pH 3.0 酸性溶液処理区 (BS 3, YS 3) に比べて有意に低かったものの ( $p < 0.05$ ) (表 6-2 A), 根中の Ca 濃度においては有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ ) (表 6-2 B)。同様に BS 2 区と YS 2 区では, 根中の Mg 濃度は他の処理区 (BS 3, BSC, YS 3) に比べて有意に低かった ( $p < 0.05$ )。YS 2 区における新葉中の Mg 濃度も, 他の処理区 (YS 3,

YS3) に比べて有意に低かった ( $p < 0.05$ )。

矢作砂, ガラスビーズ培地の新葉および根中の K 濃度は, 処理溶液の酸性度が強くなるに伴い, 高くなる傾向にあった。褐色森林土培地の新葉および根中の K 濃度には, 各処理区間における有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。

新葉中の P 濃度は, 褐色森林土, 矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2) において, 他の処理区 (BS 3, BSC, YS 3, YSC) に比べ有意に低かった ( $p < 0.05$ )。GB 2

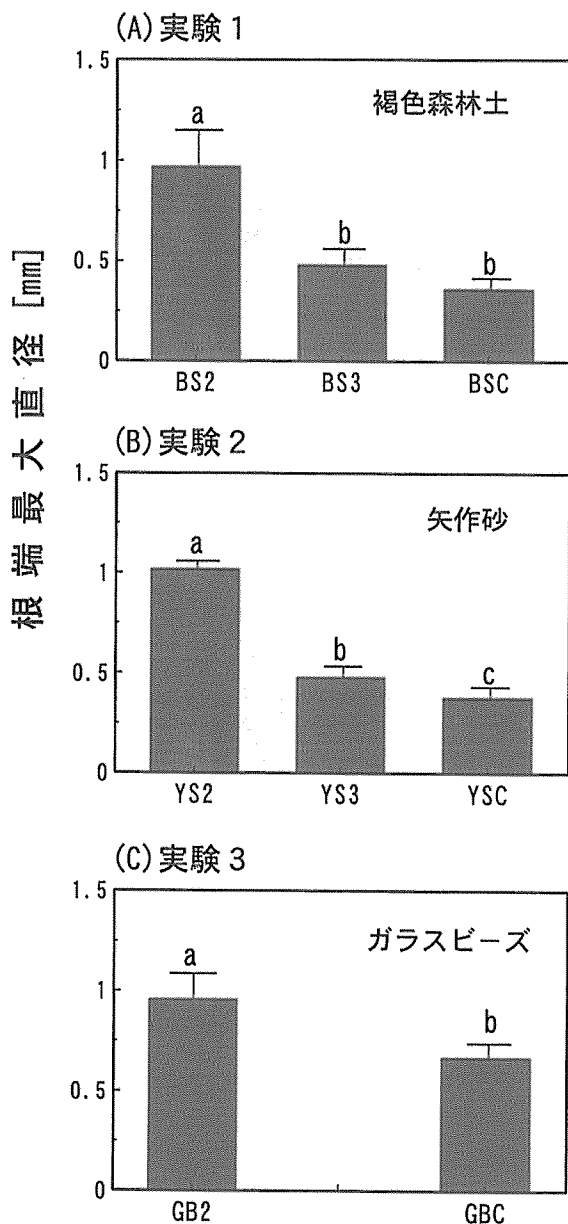


図 6-3. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根根端の最大直径  
白根根端 45 根の平均値。縦線は標準偏差を示す。異なる英字を付した各処理区間の平均最大直径の間には、Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )。

区では、新葉および根中の P 濃度ともに、GBC 区に比べて有意に低かった ( $p < 0.05$ )。

新葉中の Al 濃度には、各処理区間における有意差は認められなかったが ( $p > 0.05$ )、根中の Al 濃度は、すべての培地において、処理溶液の pH が強くなるに伴って高くなり、BS 2 区と他の処理区 (BS 3, BSC) 間の差は有意であった ( $p < 0.05$ )。

#### 6-3-4. 培地の性質

培地の pH ( $H_2O$ ) は、処理溶液の酸性度が強くなるに伴

い、低くなる傾向を示した。それぞれの培地における対照区 (BSC, YSC, GBC) と pH 2.0 酸性溶液処理区 (BS 2, YS 2, GB 2) 間の培地の pH ( $H_2O$ ) の違いをみると、矢作砂 (pH 5.4-pH 3.9) では明らかに褐色森林土 (pH 4.3-pH 3.4) よりもその差が顕著であった。BS 区の水溶性陽イオンの Ca, Mg, K 濃度は、処理溶液の酸性度が強くなるに伴って溶出する傾向にあり、BS 2 区におけるそれらの濃度は、BS 3 区と BSC 区に比べて有意に高かった ( $p < 0.01$ ) (表 6-3)。

#### 6-4. 考察

##### 6-4-1. 乾重比, 根表面積, 白根活性への影響

根全体の乾重比および根表面積指数は、pH 2.0 酸性溶液処理の場合、矢作砂、ガラスビーズ培地では、対照区に比べて有意に低かったが、褐色森林土培地では、処理区間に有意差は認められなかった (表 6-1, 図 6-1)。これらの結果は、褐色森林土が酸性溶液に対する酸中和機能を保持しているのに対し (図子ら 1992)、矢作砂、ガラスビーズ培地においては酸中和機能がほとんどない、すなわち溶液の酸性度が直接的に根系に影響を与えたことを示唆している。

褐色森林土培地においては根全体の乾重比よりも先に、白根の乾重比、白根活性に酸性溶液による影響が認められた (表 6-1, 図 6-2)。この結果は、第 4 章、第 5 章でも示唆された通り、酸性溶液のスギ苗への影響は最初に白根に現れるということをサポートするものである。

##### 6-4-2. 白根形態と養分状態

褐色森林土、矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理区では白根に形態異状がみられたのに対し、ガラスビーズ培地の pH 2.0 酸性溶液処理区では、根色が褐色化したものの、そうした形態異状はほとんど認められていない (写真 6-1, 2)。土壤溶液中の過剰の Al は、樹木の根の変色、側根長の減少、根直径の肥大化などの根の形態変化を引き起こすことが知られている (Schaeble *et al.* 1989; Schier *et al.* 1990)。本実験でも褐色森林土、矢作砂培地では pH 2.0 酸性溶液処理区の白根直径の肥大化の割合が、ガラスビーズ培地よりも大きかった。

本実験の褐色森林土、矢作砂培地で認められた形態異状において Al による影響の可能性が大きいことは、スギ苗の養分状態からも推察できる。すなわち、白根中の Al 濃度の上昇に伴って、葉中の P, Ca 濃度や根中の Mg 濃度が減少する傾向が認められる。これまでスギでは、Al による根の形態異状は報告されていないものの、根重低下や葉中の P 濃度低下、葉及び根中の Ca 濃度や Mg 濃度の低下を招くことは、いくつかの研究で明らかにされている (塘 1962; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 河野ら 1995 b, 1997; Izuta *et al.* 1996)。これまでの知見に照らしてみると、葉中の P 濃度の低下は、根圏の Al と P の共沈に伴って (Foy *et al.* 1978; Janhunen *et al.* 1995)、また、Ca 濃度、Mg 濃度の低下は、Al の拮抗作用による吸収



表 6-2. 各培地における酸性溶液処理をしたスギ苗の新葉中(A)および白根中(B)の養分濃度 (平均値±標準偏差, n=4)

(A)	新葉中養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
実験 1 (褐色森林土)					
BS 2	0.81±0.04 <sup>a</sup>	0.17±0.02 <sup>a</sup>	0.97±0.15 <sup>a</sup>	0.11±0.01 <sup>a</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
BS 3	0.98±0.10 <sup>b</sup>	0.16±0.01 <sup>a</sup>	1.04±0.04 <sup>a</sup>	0.12±0.01 <sup>b</sup>	0.01±0.01 <sup>a</sup>
BSC	0.92±0.07 <sup>a</sup>	0.16±0.01 <sup>a</sup>	1.10±0.17 <sup>a</sup>	0.13±0.01 <sup>b</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
実験 2 (矢作砂)					
YS 2	0.86±0.03 <sup>a</sup>	0.14±0.02 <sup>a</sup>	1.22±0.06 <sup>a</sup>	0.26±0.06 <sup>a</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
YS 3	1.04±0.14 <sup>b</sup>	0.16±0.01 <sup>b</sup>	1.17±0.10 <sup>a</sup>	0.40±0.09 <sup>b</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
YSC	0.86±0.05 <sup>a</sup>	0.17±0.01 <sup>b</sup>	1.01±0.08 <sup>b</sup>	0.44±0.06 <sup>b</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
実験 3 (ガラスビーズ)					
GB 2	0.66±0.03 <sup>a</sup>	0.15±0.02 <sup>a</sup>	0.74±0.18 <sup>a</sup>	0.20±0.03 <sup>a</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
GBC	0.64±0.08 <sup>a</sup>	0.14±0.01 <sup>a</sup>	0.82±0.09 <sup>a</sup>	0.32±0.01 <sup>b</sup>	0.01±0.00 <sup>a</sup>
(B)	白根中養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
実験 1 (褐色森林土)					
BS 2	1.18±0.17 <sup>a</sup>	0.07±0.01 <sup>a</sup>	0.76±0.32 <sup>a</sup>	0.11±0.02 <sup>a</sup>	0.14±0.03 <sup>a</sup>
BS 3	0.95±0.18 <sup>a</sup>	0.10±0.02 <sup>b</sup>	0.70±0.15 <sup>a</sup>	0.10±0.02 <sup>a</sup>	0.05±0.03 <sup>b</sup>
BSC	1.04±0.29 <sup>a</sup>	0.11±0.02 <sup>b</sup>	0.64±0.22 <sup>a</sup>	0.10±0.02 <sup>a</sup>	0.07±0.03 <sup>b</sup>
実験 2 (矢作砂)					
YS 2	1.02±0.10 <sup>a</sup>	0.09±0.01 <sup>a</sup>	1.29±0.25 <sup>a</sup>	0.37±0.11 <sup>a</sup>	0.11±0.07 <sup>a</sup>
YS 3	1.11±0.27 <sup>a</sup>	0.11±0.01 <sup>b</sup>	0.76±0.08 <sup>b</sup>	0.36±0.06 <sup>a</sup>	0.10±0.14 <sup>a</sup>
YSC	1.02±0.49 <sup>a</sup>	0.08±0.01 <sup>a</sup>	0.61±0.12 <sup>b</sup>	0.35±0.09 <sup>a</sup>	0.05±0.05 <sup>a</sup>
実験 3 (ガラスビーズ)					
GB 2	1.15±0.34 <sup>a</sup>	0.05±0.01 <sup>a</sup>	0.84±0.19 <sup>a</sup>	0.19±0.04 <sup>a</sup>	0.03±0.02
GBC	0.71±0.07 <sup>a</sup>	0.06±0.01 <sup>a</sup>	0.55±0.06 <sup>b</sup>	0.28±0.07 <sup>b</sup>	N. D.

同培地内において異なる英字を付した平均養分濃度の間には, Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

N. D.: 検出できず

処理区の略称は, 表 6-1 を参照

阻害 (Ulrich 1989) により引き起こされたことが推察される。以上のことから, 褐色森林土, 矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理においては, 培地からの Al 溶出がスギ苗の根系, とくに白根に影響を与えたことが強く示唆される。

#### 6-4-3. 培地による影響の違い

本実験において, これまでに得られた知見を培地ごとに整理すると以下のようなだろう。すなわち褐色森林土培地では, その酸中和機能が大きいために根圏の酸性度 (低 pH) による直接的な影響は認められないものの, 土壌の酸性化に伴って溶出した Al のために, 白根形態の異状, 養分吸収阻害などの間接的な影響が現れる可能性が示唆された。これに対し, ガラスビーズ培地においては, Al による

影響よりもむしろ, 白根の褐色化といった根圏の酸性度による直接的な影響が大きいものと考えられた。また矢作砂培地においては, 褐色森林土, ガラスビーズ培地でみられる影響がすべて現れたことから, 根圏の酸性度の直接的な影響と Al による間接的な影響が, 根系, とくに白根に複合的に現れたものと推察される。したがって, 第 4 章や第 5 章で認められた白根への影響は, 培地として矢作砂を用いたことによる根圏の酸性度の直接的な影響と Al による間接的影響, いずれの可能性も考えることができる。

本章では, 褐色森林土, 矢作砂培地における pH 2.0 酸性溶液処理において, Al が根系, とくに白根に影響を与えていることが示唆された。しかしながら, この予測は本実験による白根中の Al 濃度や白根の形態異状などの結果と,

表 6-3. 処理終了後の培地の性質 (平均値±標準偏差, n=3)

	水溶性陽イオン濃度 [meq/100 g乾土]				
	Ca	Mg	K	Na	pH(H <sub>2</sub> O) <sup>#</sup>
実験 1 (褐色森林土)					
BS 2	0.224±0.034 <sup>a</sup>	0.072±0.011 <sup>a</sup>	0.029±0.005 <sup>a</sup>	0.022±0.008 <sup>a</sup>	3.4±0.1
BS 3	0.033±0.000 <sup>b</sup>	0.018±0.004 <sup>b</sup>	0.018±0.001 <sup>b</sup>	0.013±0.003 <sup>a</sup>	3.9±0.1
BSC	0.015±0.006 <sup>b</sup>	0.006±0.004 <sup>b</sup>	0.013±0.001 <sup>b</sup>	0.015±0.001 <sup>a</sup>	4.3±0.0
実験 2 (矢作砂)					
YS 2	0.002±0.002	N. D.	0.001±0.000	0.002±0.001 <sup>a</sup>	3.9±0.2
YS 3	N. D.	N. D.	0.001±0.000	0.001±0.000 <sup>a</sup>	4.8±0.1
YSC	N. D.	N. D.	N. D.	0.001±0.001 <sup>a</sup>	5.4±0.2
実験 3 (ガラスビーズ)					
GB 2	N. D.	N. D.	N. D.	0.001±0.000 <sup>a</sup>	4.7±0.2
GBC	N. D.	N. D.	N. D.	0.001±0.001 <sup>a</sup>	5.7±0.1

N. D.: 検出できず

# 処理期間終了後の培地のpH(H<sub>2</sub>O)各培地の同列内で異なる英字を付した平均値の間には, Tukey's HSD test (実験 1, 2) または *t*-test (実験 3) による有意差があることを示す (p<0.05)

処理区の略称は, 表 6-1 を参照

他の Al 添加実験の報告との比較にもとづくものにすぎず, あくまでも推察の域を出ない。したがって, Al による白根, とくにその形態への影響を明らかにするためには, Al の添加処理を組み込んだ実験系の設定が必要である。また同時に, 根圏の酸性度 (低 pH) の直接的な影響を明らかにすることによって, 褐色森林土, 矢作砂培地の pH 2.0 酸性溶液処理における白根への影響が, 根圏の酸性度による直接的な影響か Al による影響かを評価することができるものと考えられる。これら問題については, 第 7 章で検討を行うこととしたい。

## 第 7 章 低 pH および過剰 Al が根形態と栄養状態に与える影響

### 7-1. 緒言

これまで本研究の一連の実験では, 矢作砂, 褐色森林土を培地として, pH 2.0 酸性溶液を処理した場合, 培地から溶出した Al によってスギ苗の白根に形態異状が生じることが強く示唆されてきた (第 4, 5, 6 章)。一方で, 同じ pH 2.0 酸性溶液の添加, すなわち根圏の低 pH が, 直接的に白根の乾重比の低下, 白根形態の異状を引き起こすことも観察されている (第 5, 6 章)。

スギに対して過剰の Al や根圏の低 pH が根系に与える影響は, これまでに水耕栽培法によっていくつか調べられている (塘 1962; 戸塚ら 1990 a; 八木ら 1990; 三宅ら 1991; 河野ら 1995 b, 1997; Izuta *et al.* 1996)。たとえば Al の影響については, 三宅ら (1991) が 60 ppm (約 2 mM) の Al によりスギ苗の根乾重が低下することを報告している。また, 河野ら (1995 b) は, 同様の結果を 2 mM の Al で確認し, さらに 5 mM の Al はスギ苗の個体乾重を低下

させることを見いだした。根圏の酸性度, すなわち低 pH の影響については, pH 3.5 から pH 4.0 の低 pH 条件下では, pH 4.0 から pH 6.0 の pH 条件下よりもスギ苗の個体乾重が有意に大きくなるとされている (河野ら 1997)。その一方で, pH 3.0 まで低下させても乾物成長には影響はないという報告もある (Izuta *et al.* 1996)。しかしながら, Al や低 pH がスギ苗の根系に与える影響を調べたこれらの報告は, いずれも現存量の比較のみに留まっており, 根形態に現れる影響を調べた例はない。

Al が樹木根系の形態異状, すなわち根端部の短縮肥大化, 変色などを引き起こすことは広く知られている (Schier 1985; Andersson 1988; Cronan *et al.* 1989; Schaedle *et al.* 1989)。これらの形態異状は, 現存量への影響が顕在化していない場合でさえも認められることもあるが (Schaedle *et al.* 1989), スギに関しては, このような Al による根形態の変化に関する知見はきわめて乏しい。

そこで本章では, 根圏の酸性度すなわち低 pH と過剰の Al の存在がスギ苗の根形態とその養分状態に与える影響を明らかにすることを目的とした。本実験では, ガラスビーズを培地として用いることにより, 低 pH および過剰 Al の影響をそれぞれ独立に検出することを試みた。さらに, ガラスビーズ培地によって認められた低 pH, 過剰 Al の影響を, 褐色森林土を用いた土壤酸性化実験の結果と比較し, 森林土壌における低 pH, 過剰 Al の影響の可能性を考察した。

### 7-2. 材料と方法

#### 7-2-1. 植物材料と培地

本実験では, 奈良県林業試験場室生林木育種園 (奈良県宇陀郡室生村) で生産された 2 年生のスギさし木苗 (品種:

宇陀-34, 平均苗高: 約 50 cm) を, 植物材料として用いた。これらの苗を 1996 年 6 月 26 日に, 各個体別にプラスチックポット (ワグネルポット, 1/5000 アール, 直径 157 mm, 高さ 190 mm) に植え付け, ガラス室内で育成した。

ポットの培地には, ガラスビーズ, 褐色森林土を用いた。ガラスビーズは, 直径 2.0 mm から 2.8 mm の GB 602 M (株東芝バロティーニ) を使用した。ガラスビーズを用いた理由は, スギ苗根系への影響が低 pH によるものか, 過剰の Al によるものかをそれぞれ独立に見分けるためである。褐色森林土は, 愛知県瀬戸市にある東京大学附属愛知演習林の赤津事業所区内第 32 林班において, 林床からリターを取り除いたのち, 表層 0-20 cm の土壌層から採取した。

実験は, 雨の影響を受けないようにガラス室内で行った。さらにガラス室内には, 発根を促進させるために遮光率 60% 程度の寒冷紗を上方に設置した。実験期間中のガラス室内の平均気温は 19.3°C であった。

#### 7-2-2. 実験処理区

本実験では, 異なる培地を用いて 2 つの実験を行った。実験 1 では, ガラスビーズ (GB) に植えられたスギ苗に, pH 3 段階の酸性溶液と 1 種類の Al 溶液を添加し, 実験 2 では, 褐色森林土 (BS) に植えられたスギ苗に, pH 3 段階の酸性溶液を添加した。

実験 1 における処理区は, pH 2.0 (以下, GB 2), pH 3.0 (GB 3), 対照区として pH 5.0 (GBC) の酸性溶液処理区と, Al 添加区 (GBAl, pH 4.0) とした。酸性溶液は 1/5 Hoagland No. 2 培養液 (Kohno and Foy 1983; 河野ら 1995 b) に, 2:1 の割合 (モル比) で硫酸と硝酸を加えることによって, それぞれ pH を調整した。培養液の組成 (mM) は, K, 1.2; Ca, 0.8; Mg, 0.4; P, 0.2; Mn, 0.0091; Fe, 0.0179; Zn, 0.0008, Cu, 0.0003, B, 0.0046; Mo, 0.0005 である (Kohno and Foy 1983; 河野ら 1995 b)。Al 溶液における Al は,  $\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  を培養液に加え, 5 mM に調整した (河野ら 1995 b)。なお, この溶液における Ca/Al モル比は 0.16 である。河野ら (1995 b) は, 同様に調整した 5 mM の Al 溶液が, スギ苗の苗高成長, 直径成長, 個体乾重量の有意な低下を招いたことを報告している。これらの溶液を 200 mL ずつ, 週 3 回, 夕方に小型のじょうろを用いて, 苗木の地上部にかからないようにガラスビーズ培地へ直接添加した。

実験 2 における処理区には, pH 2.0 (BS 2), pH 3.0 (BS 3), 対照区として pH 5.5 (BSC) を設定した。酸性溶液は, 脱イオン水に 2:1 の割合 (モル比) で硫酸と硝酸を加えることによって, それぞれ pH を調整した。これらの溶液を, 300 mL ずつ週 2 回, 実験 1 と同じ時間帯の夕方に小型のじょうろを用いて, 苗木の地上部にかからないように土壌表面へ添加した。実験 2 では, 施肥等は一切行わなかった。

酸性溶液および Al 溶液の処理期間は, 1996 年 8 月 30 日から 12 月 6 日までの 14 週間とした。処理区あたりのスギ

苗の供試個体数は 8 本とした。また, 実験期間中の各ポットあたりの添加溶液の総量は, 1 年 (52 週) の降水量を 1560 mm とした時 (4-2-2. 参照) の 14 週間分に相当する。

#### 7-2-3. 植物現存量と白根の形態特性

処理期間終了後, 苗木は根系を傷めないように注意深く掘りとり, 新葉, 旧葉, 枯死葉, 新幹, 旧幹, 白根, その他の根に分けた。これらのサンプルは, 送風定温乾燥機で 80°C, 48 時間乾燥後, 乾重を測定した。さらに, 各器官の乾重比は (2-1) 式を用いて計算した。

白根は, 乾燥前に, 根色と可視障害の有無を確認し, その形態を実体顕微鏡下でさらに詳細に観察した。白根の形態を分析するために, 処理区あたり 5 本の苗木それぞれから, 長さ 50 mm の根端を 10 本ずつ, すなわち処理区あたり 50 本をランダムに取り出した。長さ 50 mm の根端の分岐している根数, 分岐している根長および最大直径を測定した。その後処理区ごとに, 白根の分岐根数 (長さ 50 mm の根端あたりの分岐根数), また, 平均分岐根長を以下の式で求めた。

$$\text{平均分岐根長} = (\text{分岐根長の合計} / \text{分岐根数}) \quad [\text{mm}] \quad (7-1)$$

#### 7-2-4. 養分分析

スギ苗の新葉と白根の養分分析のために, 乾燥試料を粉砕器を用いて粉砕した。形態の解析に利用した処理区あたり 5 本の苗それぞれから, 約 50 mg の粉砕試料を試験管に取り, 硫酸一過酸化水素を用いて湿式灰化後, Ca, Mg 濃度は原子吸光法, K 濃度は炎光分析法, P 濃度はモリブデンブルー法, Al 濃度はアルミノン法によりそれぞれ測定を行った。

#### 7-2-5. 培地の性質

培地の pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) と水溶性陽イオン濃度を測定するために, 掘り取り後, すべてのポットからそれぞれ約 20 g (乾燥重量) のサンプルを 2 サンプルずつ採取した。未風乾新鮮土の乾土 10 g 相当量に蒸留水 25 mL を加え攪拌し, 1 時間放置後, 懸濁液の pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) 値を pH メーターを用いて測定した。水溶性陽イオン濃度を測定するための試料として, 風乾細土 10 g に蒸留水 50 mL を加え, 25°C で 1 時間振とう後, ろ過し, 試料液を調整した。その試料液を用いて, Ca, Mg 濃度については原子吸光法, K, Na 濃度については炎光分析法により測定を行った。

#### 7-2-6. 統計解析

乾重比, 養分濃度など百分率データは逆正弦変換を行ったのち, それぞれの実験ごとに, 一元配置分散分析 (one-way ANOVA) によって解析し, 処理区間の平均値の比較には, Tukey's HSD test (SPSS 1997) を用いた。

## 7-3. 結果

## 7-3-1. 乾重比への影響

実験1と実験2いずれの場合も、スギ苗の新葉、旧葉、枯死葉、新幹、旧幹、その他の根の乾重比には、対照区とすべての処理区との間に有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。しかしながら両実験とも、pH 2.0処理区 (GB 2, BS 2) における白根の乾重比のみが、対照区に比べて有意に低かった ( $p < 0.05$ ) (表 7-1)。また実験1では、GB 3区における白根の乾重比は、GB 2区、GBA1区に比べて有意に高かった ( $p < 0.05$ ) (表 7-1)。

## 7-3-2. 白根の形態特性

両実験ともに、pH 2.0区 (GB 2, BS 2) では、他の処理区に比べて、白根が褐色に変色する傾向にあった (写真 7-1)。Al 添加区 (GBA1) の白根では明らかな外見的な異状が認められた (写真 7-2)。このような兆候は、BS 2区の白根においても観察された (写真 7-3)。これらの白根とは対照的に、両実験の pH 3.0区 (GB 3, BS 3) における白根は、対照区 (GBC, BSC) と同様、よく分岐し成長していた。

両実験ともに、pH 2.0区 (GB 2, BS 2) における分岐根数は、対照区 (GBC, BSC) に比べて有意に多く ( $p < 0.01$ ) (図 7-1 A)、さらに GBA1 区における分岐根数は、GB 2区よりも有意に多かった ( $p < 0.01$ )。一方、GB 2区、BS 2区における平均分岐根長は、GBC区、BSC区に比べて有意に短かかった ( $p < 0.01$ ) (図 7-1 B)。さらに GBA1 区では、GB 2区よりも有意に短かかった ( $p < 0.01$ )。また両実験とも、pH 3.0区 (GB 3, BS 3) における分岐根数、平均分岐根長は、対照区 (GBC, BSC) との間に有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。

GBA1 区と BS 2 区における白根根端の最大直径は、それ

ぞれの実験の pH 3.0区 (GB 3, BS 3)、対照区 (GBC, BSC) よりも大きい傾向にあり、それらの処理間の差は有意であった ( $p < 0.01$ ) (図 7-2)。しかしながら、GB 2 区における最大直径は、GB 3 区、GBC 区のそれらとほぼ同じ太さであり、有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。

## 7-3-3. 新葉および白根の養分状態

新葉中の Ca, Mg, K, P 濃度には、両実験とも各処理区間で有意差は認められなかった ( $p > 0.05$ )。新葉中の Al 濃度は、BS 2 区では BSC 区よりも、また GB 2 区と GBA1 区では GB 3 区よりも有意に高かった ( $p < 0.01$ ) (表 7-2)。

白根中の各養分濃度を図 7-3 に示す。両実験ともに、処理溶液の酸性度が上昇するにつれて、白根中の Ca, Mg 濃度は減少し、GB 2 区と GBA1 区では対照区との間に有意差が認められた ( $p < 0.01$ )。K 濃度は、BS 区では有意差が認められなかったものの、GB 2 区では GB 3 区や GBC 区よりも有意に低かった ( $p < 0.01$ )。

白根中の P 濃度と Al 濃度は、両実験いずれにおいても、同調的に高くなる傾向を示していた (図 7-3)。実験1では、処理溶液の酸性度が上昇するにつれて P, Al 濃度ともに高くなり、BS 2 区と BSC 区間の差は有意であった ( $p < 0.01$ )。実験2では、GBA1 区の P 濃度は GB 2 区と GB 3 区に比べて、GBA1 区の Al 濃度は GB 3 区と GBC 区に比べて有意に高かった ( $p < 0.01$ )。

## 7-3-4. 培地の性質

培地の pH (H<sub>2</sub>O) は、処理溶液の酸性度が上昇するにつれて、有意に低下した ( $p < 0.01$ )。BS 区の水溶性陽イオン Ca, Mg, K, Na 濃度は、処理溶液の酸性度が上昇するにつれて、高くなる傾向にあり、BS 2 区におけるそれらの濃

表 7-1. 処理期間終了後のスギ苗の各器官の乾重比 (平均値±標準偏差, n=8)

	乾重比 [%]						
	新葉	旧葉	枯死葉	新幹	旧幹	白根	その他の根
実験1 (ガラスビーズ)							
GB 2	9.1±3.2 <sup>a</sup>	35.2±6.7 <sup>a</sup>	4.5±2.2 <sup>a</sup>	0.2±0.2 <sup>a</sup>	16.0±3.3 <sup>a</sup>	0.6±0.2 <sup>a</sup>	34.2±6.1 <sup>a</sup>
GB 3	9.9±5.5 <sup>a</sup>	33.9±4.6 <sup>a</sup>	5.7±4.0 <sup>a</sup>	0.3±0.1 <sup>a</sup>	15.7±5.1 <sup>a</sup>	3.2±1.9 <sup>b</sup>	32.7±6.1 <sup>a</sup>
GBC	10.0±3.5 <sup>a</sup>	34.9±4.0 <sup>a</sup>	4.5±4.7 <sup>a</sup>	0.3±0.0 <sup>a</sup>	14.1±2.5 <sup>a</sup>	2.5±1.9 <sup>bc</sup>	34.3±6.0 <sup>a</sup>
GBA1	6.7±3.5 <sup>a</sup>	31.1±5.2 <sup>a</sup>	6.5±4.9 <sup>a</sup>	0.3±0.1 <sup>a</sup>	15.3±4.0 <sup>a</sup>	1.1±0.5 <sup>ac</sup>	38.9±5.5 <sup>a</sup>
実験2 (褐色森林土)							
BS 2	5.8±4.1 <sup>a</sup>	29.5±5.5 <sup>a</sup>	9.4±5.7 <sup>a</sup>	0.2±0.1 <sup>a</sup>	15.9±3.9 <sup>a</sup>	1.2±1.0 <sup>a</sup>	39.2±7.8 <sup>a</sup>
BS 3	7.7±3.2 <sup>a</sup>	32.7±5.4 <sup>a</sup>	9.5±6.7 <sup>a</sup>	0.3±0.2 <sup>a</sup>	16.5±3.6 <sup>a</sup>	2.2±1.4 <sup>ab</sup>	32.2±4.1 <sup>a</sup>
BSC	7.1±3.9 <sup>a</sup>	33.3±4.2 <sup>a</sup>	8.6±6.3 <sup>a</sup>	0.2±0.1 <sup>a</sup>	15.3±1.4 <sup>a</sup>	3.5±2.5 <sup>b</sup>	34.1±5.1 <sup>a</sup>

各培地の同列内で異なる英字を付した平均乾重比の間には、Tukey's HSD testによる有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

GB 2: ガラスビーズ培地でpH 2.0 酸性溶液を添加

GB 3: ガラスビーズ培地でpH 3.0 酸性溶液を添加

GBC: ガラスビーズ培地で脱イオン水を添加

GBA1: ガラスビーズ培地でAl溶液を添加

BS 2: 褐色森林土培地でpH 2.0 酸性溶液を添加

BS 3: 褐色森林土培地でpH 3.0 酸性溶液を添加

BSC: 褐色森林土培地で脱イオン水を添加

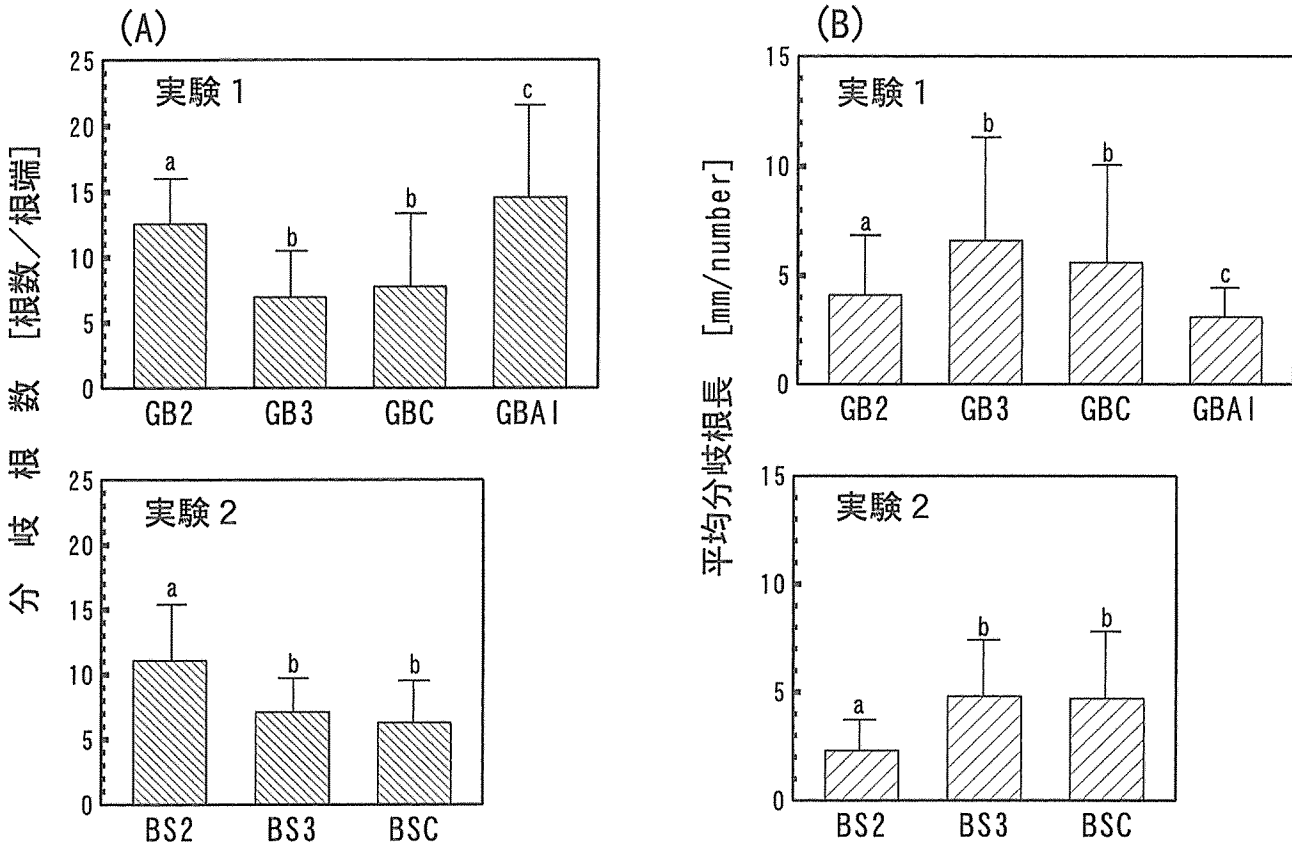


図 7-1. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根の分岐根数(A)と平均分岐根長(B)  
 白根根端 50 根の平均値。縦線は標準偏差を示す。  
 異なる英字を付した各処理区に分岐根数、平均分岐根長の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す (p<0.01)。

度は、BS 3 区と BSC 区に比べて有意に高かった (p<0.01) (表 7-3)。

7-4. 考 察

7-4-1. 低 pH あるいは過剰 Al の影響

本実験の結果、乾重比で比較すると白根の乾重比だけが、pH 2.0酸性溶液処理区 (GB 2, BS 2) の影響を受けていた (表 7-1)。この結果は、第 4, 5, 6 章においても示唆されたように、培地中に酸性溶液が浸透した時、まず最初に白根に影響が現れることを示唆している。これまでの根圏における低 pH がスギ苗の根乾重に与える影響を調べた報告 (Izuta *et al.* 1996) では、pH 3.0溶液処理区において、pH 4.5溶液処理区と比べ、根乾重の有意な低下は認められていない。この報告と、本実験の GB 3 区に対する GB 2 区での白根の乾重比の有意な低下はいずれも、スギ苗の根乾重の低下を導く根圏閾値 pH が、pH 2.0から pH 3.0の間にあることを示唆するものである。

日本に成育する樹木を対象として、低 pH や過剰の Al が根形態に与える影響を調べた報告はほとんどみられない。本実験では、GB 2 区、すなわち低 pH 区において、白根の褐色化、分岐根数の増加、平均分岐根長の短縮化が認められた (図 7-1)。また、GBA1 区、すなわち過剰の Al 区

では、白根の分岐した根の形態異常や分岐根数の増加、平均分岐根長の短縮化、根端直径の増大が認められた (図 7-1, 2)。これらの結果から、低 pH または過剰の Al が白根形態に与える影響は、分岐根数の増加、平均分岐根長の短縮化が共通してあげられる。また、低 pH が白根に与える特徴的な影響として、根が著しく褐色化すること、過剰の Al が与える特徴的な影響として、根端直径が増大することが示唆された。国外では、たとえば pitch pine, Scots pine, red spruce, balsam fir などの様々な針葉樹においては、過剰の Al が側根数や側根長の減少、根の変色、根直径の増大化を引き起こすことが多数報告されている (たとえば、Schier 1985; Hutchinson *et al.* 1986; Schaedle *et al.* 1989; Schier *et al.* 1990; McQuattie and Schier 1992)。これらの針葉樹と同様、スギにおいても、5 mM の Al 濃度が根の形態異常を引き起こすことを本実験が初めて明らかにした。

低 pH や過剰の Al により引き起こされた白根形態の変化は、さらに白根中の養分状態にも影響を及ぼした (図 7-3)。Al が樹木に与える影響の一つに、Ca や Mg の吸収を抑制し (Foy *et al.* 1978; Janhunen *et al.* 1995; Oleksyn *et al.* 1996)、その結果として樹体内の養分バランスを崩すことがあげられる (Schröder *et al.* 1988; Cronan 1991)。

スギにおいても、根中の Ca や Mg 濃度が Al 処理により有意に低下したことが報告されており(河野ら 1995 b ; Izuta *et al.* 1996), 本実験においても、これらと同様に Al による養分障害が確認された。

低 pH と過剰の Al が根中の養分状態に与える影響の違いの一つに、K 濃度があげられる。本実験の結果では、Al 添加によって白根中の K 濃度は影響されなかったが、低 pH 区に白根中の K 濃度の低下が認められた(図 7-3)。K

は細胞液の浸透圧維持, pH 調節, あるいは酵素作用の調節など様々な生理, 生化学作用に重要な役割を果たしている(Marschner 1986 ; Ericsson and Kähr 1993 ; 矢崎 1994)。したがって、低 pH 環境下における白根中の K 濃度の低下は、強酸性化された根圏における pH 調節作用に関係している可能性もある。一方、過剰の Al 添加が根中の K 濃度に与える影響については、Zysset *et al.*(1996)も、European chestnut の苗において、本実験の結果と同様、根中の K 濃度は土壌溶液中の Al 濃度の影響を受けないことを明らかにしている。

本実験の Al 添加区 (GBAl 区) では、白根中の P 濃度と Al 濃度が高くなったが(図 7-3), こうした傾向は、これまでにスギ苗を用いた Al 添加実験(河野ら 1995 b ; Izuta *et al.* 1996) の結果と同様である。これは、根圏中で P が Al と共沈したためではないかと推察される (Foy *et al.* 1978 ; Janhunnen *et al.* 1995)。

#### 7-4-2. 培地間における低 pH と過剰 Al の影響の違い

褐色森林土を用いた実験 2 の結果は、pH 2.0 区 (BS 2 区) における白根には明瞭な褐色化と成長阻害がみられることを示している。また、それらの白根には、分岐根数の増加、平均分岐根長の短縮化、根端直径の増大化も観察されている(図 7-1, 2)。さらに、BS 2 区における白根の養分濃度は、GBAl 区と同様の傾向を示していた。すなわち、Ca 濃度と Mg 濃度は低下傾向、P 濃度と Al 濃度は上昇傾向にあり、一方、K 濃度には影響は認められなかった(図 7-3)。

低 pH (GB 2 区), 過剰 Al (GBAl 区), 酸性化した森林土壌 (BS 2 区) がもたらすすギ苗根系への影響をまとめると表 7-4 のようになる。これまでも、森林土壌を培地に用いたスギ苗の人工酸性雨実験はいくつか行われてきたが(塘 1962 ; 伊豆田ら 1990 a, 1990 b ; 戸塚ら 1990 a ; 八木ら 1990 ; 松本ら 1992 b ; 三輪ら 1993, 1994 ; 河野ら

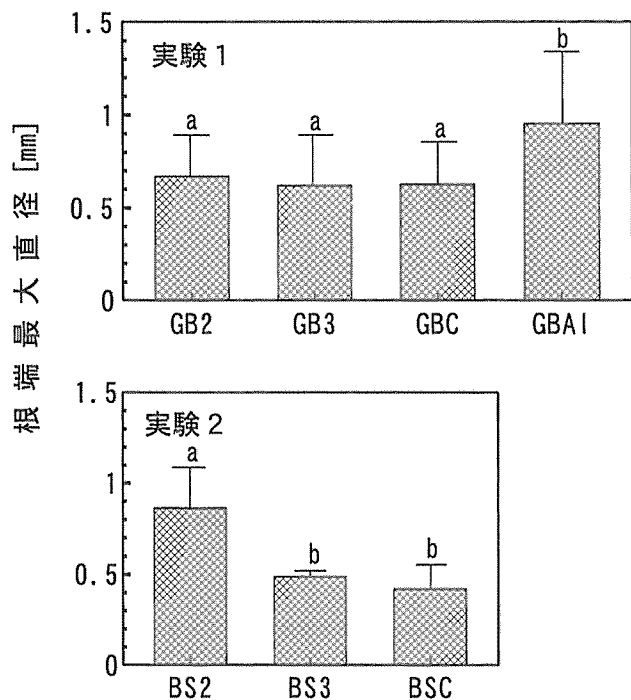


図 7-2. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根根端の最大直径  
白根根端 50 根の平均値, 縦線は標準偏差を示す。異なる英字を付した各処理区の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す ( $p < 0.01$ )。

表 7-2. 処理期間終了後の新葉中の養分濃度 (平均値±標準偏差, n=5)

	新葉中の養分濃度 [%]				
	Ca	Mg	K	P	Al
実験 1 (ガラスビーズ)					
GB 2	0.72±0.15 <sup>a</sup>	0.20±0.02 <sup>a</sup>	0.97±0.12 <sup>a</sup>	0.11±0.02 <sup>a</sup>	0.05±0.01 <sup>a</sup>
GB 3	0.83±0.16 <sup>a</sup>	0.22±0.05 <sup>a</sup>	1.17±0.22 <sup>a</sup>	0.16±0.06 <sup>a</sup>	0.02±0.01 <sup>b</sup>
GBC	0.86±0.11 <sup>a</sup>	0.22±0.04 <sup>a</sup>	1.21±0.18 <sup>a</sup>	0.18±0.07 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>ab</sup>
GBAl	0.81±0.13 <sup>a</sup>	0.22±0.03 <sup>a</sup>	1.14±0.31 <sup>a</sup>	0.14±0.01 <sup>a</sup>	0.04±0.01 <sup>a</sup>
実験 2 (褐色森林土)					
BS 2	0.78±0.15 <sup>a</sup>	0.20±0.02 <sup>a</sup>	0.97±0.12 <sup>a</sup>	0.11±0.02 <sup>a</sup>	0.05±0.01 <sup>a</sup>
BS 3	0.92±0.22 <sup>a</sup>	0.23±0.03 <sup>a</sup>	0.87±0.15 <sup>a</sup>	0.12±0.02 <sup>a</sup>	0.03±0.01 <sup>ab</sup>
BSC	0.85±0.08 <sup>a</sup>	0.23±0.03 <sup>a</sup>	1.03±0.15 <sup>a</sup>	0.13±0.01 <sup>a</sup>	0.02±0.00 <sup>b</sup>

各培地の同列内で異なる英字を付した平均養分濃度の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す ( $p < 0.05$ )

処理区の略称は、表 7-1 を参照

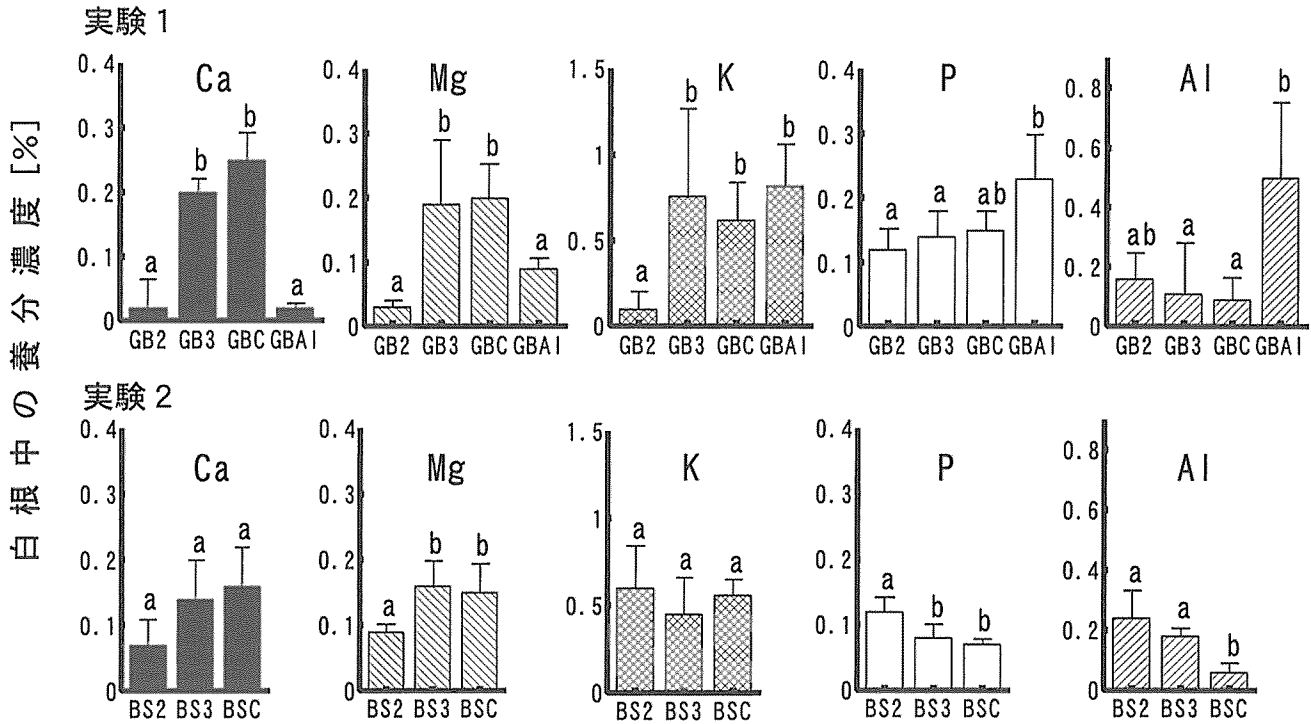


図 7-3. 酸性溶液処理終了後のスギ苗の白根の養分濃度

5 個体の平均値。縦線は標準偏差を示す。

異なる英字を付した各処理区の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す (p < 0.01)。

表 7-3. 処理終了後の培地の性質 (平均値 ± 標準偏差)

	水溶性陽イオン濃度 [meq/100 g 乾土] (n = 5)				
	Ca	Mg	K	Na	pH(H <sub>2</sub> O) (n = 8)
実験 1 (ガラスビーズ)					
GB 2	0.008 ± 0.004 <sup>a</sup>	N. D.	N. D.	N. D.	3.5 ± 0.0 <sup>a</sup>
GB 3	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	4.8 ± 0.2 <sup>b</sup>
GBC	N. D.	N. D.	N. D.	N. D.	5.9 ± 0.4 <sup>c</sup>
GBA1	0.013 ± 0.004 <sup>b</sup>	0.007 ± 0.002 <sup>b</sup>	0.006 ± 0.002 <sup>b</sup>	0.006 ± 0.002 <sup>a</sup>	4.2 ± 0.0 <sup>d</sup>
実験 2 (褐色森林土)					
BS 2	0.129 ± 0.038 <sup>a</sup>	0.046 ± 0.006 <sup>a</sup>	0.110 ± 0.024 <sup>a</sup>	0.007 ± 0.001 <sup>a</sup>	3.2 ± 0.0 <sup>a</sup>
BS 3	0.055 ± 0.021 <sup>b</sup>	0.023 ± 0.005 <sup>b</sup>	0.066 ± 0.017 <sup>b</sup>	0.008 ± 0.003 <sup>a</sup>	3.5 ± 0.0 <sup>b</sup>
BSC	0.047 ± 0.022 <sup>b</sup>	0.015 ± 0.005 <sup>b</sup>	0.059 ± 0.009 <sup>b</sup>	0.007 ± 0.003 <sup>a</sup>	3.9 ± 0.1 <sup>c</sup>

N. D.: 検出できず

各培地の同列内で異なる英字を付した平均値の間には、Tukey's HSD test による有意差があることを示す (p < 0.05)

処理区の略称は、表 7-1 を参照

1995 b, 1996 ; 赤間ら 1996, Izuta *et al.* 1997), 根系への影響評価は根乾重という指標のみによる比較に留まっており, 根形態におよぼす影響についてはほとんど明らかにされていなかった。さらに, これらの実験では根乾重の低下が, 根圏の酸性度の影響によるものか, Al の影響によるものかを区別することはできなかった (河野ら 1996, 1997)。これに対し本実験では, 培地としてガラスビーズを用いることで, 低 pH および過剰の Al が, 根形態およびその養分

状態に与える影響を明確に区別して示すことができた。すなわち, 低 pH および過剰の Al に共通する根系への影響は, 分岐根数の増加, 根長の短縮化, 根中の Ca や Mg 濃度の低下である。低 pH による特徴的な根系への影響は, 白根の褐色化, 根中の K 濃度の低下としてみられ, 一方, 過剰の Al の根系への影響は, 根直径の増大, 根中の P と Al 濃度の上昇として現れる。表 7-4 から明らかなように, 褐色森林土の pH 2.0 区 (BS 2 区) における根系への影響は,

ガラスビーズの Al 添加区 (GBAl 区) における影響と同様の傾向を示していた。このように、ガラスビーズを用いたモデル実験と褐色森林土を用いた実験結果の比較を通して、褐色森林土における酸性溶液のスギ苗根系への影響は、根圏の酸性度 (低 pH) による影響よりも、むしろ土壌酸性化に伴う Al による影響が大きいことが強く示唆された。さらに、日本の主要な森林土壌である褐色森林土が、スギの根系衰退を導くのに十分な Al を潜在的に保持していることも示唆された。

植物が様々なストレスに対してどの程度の閾値を持つのかを明らかにすることは、それらのストレスが植物体に実際に影響を及ぼしているのかどうかを判断する上で重要である。たとえば、第 5 章でも明らかにしたように、酸性溶液に対してスギ葉面に現れる可視障害の閾値 pH は、pH 2.0 から pH 2.5 の間である (三輪ら 1993; 河野ら 1994)。本実験においても同様に、酸性溶液がスギ根系の乾重低下と形態異状をもたらす根圏の閾値 pH は、pH 2.0 から pH 3.0 の間にあることが示唆されている。しかしながら、日本の褐色森林土の pH 値は、平均的に pH 4.5 から pH 5.5 の間にあることから (戸塚ら 1990 b)、日本で見られる褐色森林土の根圏 pH が直接的にスギの根系に影響を与える可能性は少ないと考えられる。

環境ストレスによってスギが受ける負の影響については、閾値 pH と同様に、Al 濃度の閾値も大きな関わりを持つものと考えられる。たとえば河野ら (1995 b) は、5 mM の Al 溶液がスギ苗の個体乾重を有意に低下させることを報告している。本研究では、この報告と同濃度である 5 mM の Al 溶液を用い、スギ苗の個体乾重の有意な低下は認められなかったものの、白根の形態に明らかな異状が認められることを示した。過剰の Al は、根乾重や根長成長に影響を与えない場合でさえ、明瞭な根形態の変化を引き起こす

表7-4. 低 pH (GB2), 過剰 Al (GBAl), 酸性化森林土壌 (BS2) がスギ苗の白根に与える影響の比較

	低 pH (GB2)	過剰 Al (GBAl)	酸性化した森林土壌 (BS2)
白根			
乾重比	—	N. S. <sup>1</sup> (—) <sup>4</sup>	—
分岐根数	+ <sup>2</sup>	+	+
平均分岐根長	— <sup>3</sup>	—	—
根端最大直径	N. S.	+	+
白根中の養分濃度			
Ca	—	—	N. S.(—)
Mg	—	—	—
K	—	N. S.	N. S.
P	N. S.	+	+
Al	N. S.	+	+

<sup>1</sup>N. S.: 対照区との間に有意差なし ( $p > 0.05$ , Tukey's HSD test)

<sup>2</sup>+ : 対照区と比べて有意に上昇 ( $p < 0.01$ )

<sup>3</sup>- : 対照区と比べて有意に低下 ( $p < 0.01$ )

<sup>4</sup>統計的有意差はない ( $p > 0.05$ ) が、括弧内の傾向あり

ことがある (Schaedle *et al.* 1989)。以上の結果から、過剰の Al もまた、まず最初に白根の形態異状を引き起こし、その後白根乾重の低下、さらには個体乾重の低下を導くことが示唆される。

本実験により、強度に酸性化した褐色森林土におけるスギ苗では、根圏の pH よりもむしろ過剰の Al が白根に形態異状を引き起こすことが示唆された。Izuta *et al.* (1996) は、スギ苗の根乾重が、10 ppm (約 0.3 mM) 以上の Al 処理で減少することを明らかにしている。また、Baba *et al.* (1995) は、日本の黒ボク土における土壌溶液中の Al 濃度である 0.007 mM から 0.04 mM は、樹木根系に負の影響を与える閾値に近いことを示唆している。しかしながら、日本においてはこれまでに、樹木の根の形態異状を引き起こす Al 濃度の閾値は明らかにされていない。したがって、今後の研究では、日本固有の森林土壌が持つ Al 濃度 (加藤ら 1995) を用いたモデル実験を行うことによって、根形態に影響を与える Al 濃度の閾値を明らかにしていく必要がある。

## 第 8 章 総合考察

本章では、本研究で行った実験の結果にもとづき、モデル実験系における酸性物質のスギ苗根系への影響を総括し、さらに環境ストレスに対する感受性指標としてのスギ苗根系の有効性、また、本モデル実験の応用面についても議論する。まず、本研究のモデル実験系において、スギ苗に影響を与える要因を整理し、つづいて酸性物質によるスギ苗の根系衰退過程に影響要因ごとに樹木生理学、とくに栄養生理学的観点から考察し、環境ストレスに対する感受性指標としてのスギ苗根系を議論する。さらにこのようなモデル実験系の研究結果を、環境ストレスを受けている森林への応用面に生かす場合に考慮すべき点について、とくにこれまで見過ごされてきた根系という観点からいくつかの提言を行う。

### 8-1. 本研究における影響要因の整理

第 1 章でも述べたように、モデル実験を行う際には関連する要因を整理・単純化し、適切な実験系を設定することによって、それぞれの要因が及ぼす影響を明らかにしていく必要がある。本研究においては、影響要因として、環境ストレスの一つである酸性物質を用いた。本節では、まず各実験における酸性溶液の負荷量をまとめる。また、酸性物質を培地に添加した場合には、培地中の pH 低下に伴う酸性物質以外の影響が考えられるので、それらの要因についても各培地ごとに整理する。

#### 8-1-1. 酸性物質の負荷量

本研究において用いた酸性溶液は、第 3 章では、蒸留水に硝酸、硫酸、または硫酸と硝酸 (2:1, モル比) を加えたもの、第 4 章から第 7 章の実験では、脱イオン水に 2:



1 (モル比) の割合で硫酸と硝酸を加えたもの、さらに第7章のガラスビーズ培地の実験では、1/5 Hoagland No. 2 培養液に、2:1 (モル比) の割合で硫酸と硝酸を加えたものと Al を加えたものを用意し、それぞれ既定の pH 値に調整して用いた。本研究の各実験ごとに、酸性溶液の処理方法、負荷量、またポット内に用いた培地などを表 8-1 にまとめた。第4章から第7章までのそれぞれの負荷量は、年間降水量を 1560 mm とした時の量に相当し、1ポット、1週間、各器官(地上部または地下部)当たり 600 mL となり、各実験において同量である。第3章の負荷量は、スギ苗の吸水量がおおよそ  $1 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$  であったことから(第3章)、1ポット、1週間当たりの吸水量を推定したものであり、さし木苗の場合には、1ポット、1週間当たり 280 mL であった。このように鹿沼土における負荷量が本研究のさし木苗を用いた実験中で最も少なかったこと、さらに処理期間も短かったことが、酸性溶液による影響が認められなかった理由の一つであろう。

また、処理期間中のかん水の有無、溶液のポットからの流出等によっても、酸性物質負荷の影響する時間が異なってくるものと考えられる。したがって、表 8-1 に示された量は処理した(添加した)酸性溶液の量であることを注意する必要がある。

### 8-1-2. 各培地における影響要因

一般に、土壤にプロトン ( $\text{H}^+$ ) を加えると、土壤溶液中の  $\text{H}^+$  はいろいろな酸点に吸着していた交換性  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  などの陽イオンと交換され、土壤溶液中の  $\text{H}^+$  濃度は低下する(岡崎 1994 a)。このような交換反応は土壤の緩衝作用の一つであり、日本の森林土壤は高い緩衝能を保持している(岡崎 1994 a, 1994 b)。土壤における緩衝能力

は、このような交換反応に代表される酸中和能力と土壤微生物などによる酸消去能力の総和であると定義されている(吉田・川端 1988)。また、さらに大量の  $\text{H}^+$  が添加されると、 $\text{H}^+$  は土壤に吸着され、植物に有害な  $\text{Al}^{3+}$  や  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  などが土壤溶液中に放出される。

本研究では、実験の培地として、鹿沼土(第3章)、矢作砂(第4, 5, 6章)、ガラスビーズ(第6, 7章)、褐色森林土(第6, 7章)の4種類を用いた。これらの酸中和能力の一部を検出するために、本研究では処理期間終了後に培地の pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) を測定した。一般に、酸負荷に対する土壤 pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) の変化は土壤の種類によって異なり、その変化が小さいほど酸中和能力は高いことが知られている(戸塚ら 1990 b; 岡崎 1994 b)。本研究の各培地の pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) を表 8-2 に示した。その変化を対照区と pH 2 区とで比較してみると、鹿沼土培地では pH 6.2 から pH 5.9 に(第3章)、褐色森林土培地では pH 4.3 から pH 3.4 に変化したのに対し、矢作砂培地では pH 5.9 から pH 3.9 に、ガラスビーズ培地では pH 5.7 から pH 4.7 に(第6章)変化した(表 8-2)。褐色森林土、矢作砂、ガラスビーズ培地において、負荷量は3培地とも等しかったものの、後二者では流出量が負荷量の 2/3 であったことから(第6章)、矢作砂、ガラスビーズ培地では、酸の負荷量当たりの pH 値の変化が大きいわち酸中和能力が低いこと、鹿沼土や褐色森林土培地においては酸中和能力が高く、緩衝作用が働いたことが推察される。第3章のさし木苗を用いた吸水実験において酸性溶液の影響が認められなかった理由の一つに、鹿沼土における緩衝能の高さもあげられるだろう。

伊豆田ら(1990 b)は、黒ボク土に pH 2.2 の硫酸酸性溶液を添加したところ、水溶性 Ca イオン濃度は  $0.17 \text{ meq} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ 、水溶性 Mg イオン濃度は  $0.53 \text{ meq} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$  とな

表8-1. 本研究の各実験における酸性溶液の処理方法、負荷量、根に関する指標の測定項目の比較

スギ苗	培地	処理方法	処理された器官	処理期間	負荷量 [mL/1ポット・1週間]	かん水	施肥	根に関する指標の測定項目				
								根乾重	根表面積	根形態	根活性	白根中養分
第3章	さし穂	吸水 <sup>1</sup>	地下部	10週間	(20) <sup>4</sup>	なし	なし	○				
	さし木苗	吸水	地下部	10週間	(280) <sup>4</sup>	なし	なし	○				
第4章	さし木苗	散布 <sup>2</sup> +添加 <sup>3</sup>	地上部 +地下部	12週間	600+600	毎日	あり	○	○			○
第5章	さし木苗	散布 +添加	地上部 +地下部	20週間	600+600	毎日	あり	○	○			○
	さし木苗	添加	地下部	20週間	600	毎日	あり	○	○			○
	さし木苗	散布	地上部	14週間	600	毎日	あり	○	○			○
第6章	さし木苗	褐色森林土 添加	地下部	15週間	600	なし	あり	○	○	○ <sup>6</sup>	○	○
	さし木苗	矢作砂 添加	地下部	15週間	600	なし	あり	○	○	○ <sup>6</sup>	○	○
	さし木苗	ガラスビーズ 添加	地下部	15週間	600	なし	あり	○	○	○ <sup>6</sup>	○	○
第7章	さし木苗	褐色森林土 添加	地下部	14週間	600	なし	なし	○		○ <sup>7</sup>		○
	さし木苗	ガラスビーズ 添加	地下部	14週間	600	なし	溶液中	○		○ <sup>7</sup>		○

<sup>1</sup>苗木地下部から吸水、<sup>2</sup>苗木地上部から散布、<sup>3</sup>培地表面へ添加、<sup>4</sup>推定吸水量

<sup>5</sup>根長、<sup>6</sup>白根表面観察、白根最大直径、<sup>7</sup>白根表面観察、白根分岐根数、白根分岐根長、白根最大直径

表8-2. 各培地における影響要因の比較

培地 (処理方法)	培地 pH(H <sub>2</sub> O) pH2区/対照区	酸中和 機能	さし木苗木根形態 <sup>#</sup>			白根中 Al(%) pH2区/対照区	白根 乾重比	影響要因
			色	直径	根長			
第3章 鹿沼土 (pH2吸水)	5.9/6.2	○	—	—	—	—	N.S.	
第4, 5, 6章 矢作砂 (pH2添加)	3.9/5.9	×	褐	太	(短)	0.11*/0.05	小	pH+Al
第6, 7章 ガラスビーズ (pH2添加)	4.7/5.7	×	褐	N.S.	短	0.03/N.D.	小	pH
第7章 ガラスビーズ (Al 添加)	4.2/5.9	×	白	太	短	0.50*/0.09	(小)	Al
第6, 7章 褐色森林土 (pH2添加)	3.4/4.3	○	褐	太	短	0.14*/0.07	小	pH<Al

\*対照区と有意差あり, #直径, 根長は対照区と有意差あり, N.S.: 有意差なし, N.D.: 検出できず, —: 測定せず, ( ): 傾向

り, さらに Al が 95.7 ppm 溶出してきたことを報告している。本研究において, 褐色森林土培地の pH 2 区における白根には, 対照区よりも有意に高い Al 濃度が検出された(第7章)。このことから褐色森林土において pH 2 酸性溶液が添加された場合, 培地は H<sup>+</sup> を吸着することで Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> などを溶出させ, Al も溶出させたことが推察されよう。したがって, 褐色森林土における影響要因としては, 根圏における低 pH の直接的な影響だけでなく, むしろ Al の影響が大きいものと推察される。鹿沼土においても褐色森林土と同じように, 水溶性陽イオンの溶出とともに Al の溶出が推察されるものの, 土壌の pH(H<sub>2</sub>O) 値が高いことや根中養分への影響が明らかにされていない本実験の結果からは影響要因の推察は困難である。

これらの培地とは対照的に, 矢作砂やガラスビーズ培地では, 酸中和機能が鹿沼土や褐色森林土培地に比べてかなり低いことが示唆される。とくにガラスビーズ培地における白根中の Al 濃度は, 対照区と比べて Al 処理区で有意に大きく, 一方, 対照区と pH 2 区における有意差は認められなかった(第7章)。したがってガラスビーズ培地においては, それぞれ添加された溶液, すなわち pH 2 酸性溶液ならば低 pH が, Al 溶液ならば Al が直接的な影響要因となっていることが示唆される。

矢作砂培地における影響要因は, ガラスビーズ培地の場合とは異なるようである。矢作砂培地において pH 2 酸性溶液を添加した実験では, 白根中の Al 濃度がいずれも対照区に比べて高くなる傾向にあった(第4, 5, 6章)。さらに同処理区では, Al 害作用に特異的な根形態の異状が白根上に明瞭に現れた。これらのことは矢作砂培地から Al が溶出したことを示唆するものである。すなわち大量の H<sup>+</sup> が添加されたことにより, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup> などの陽イオンがわずかに溶出した後, Al も処理期間の早い段階から溶出してきたのであろう。したがって矢作砂培地では, 酸中和能力も褐色森林土に比べて低いことから, pH 2 酸性溶液の添加により, 低 pH そのものと Al が双方とも影響要因となったことが推察される。

## 8-2. 酸性溶液によるスギ苗木の根系衰退過程

前節では, 酸性物質を処理した場合に, スギ苗木に影響を与えると考えられる要因, すなわち影響要因を整理した。

本節では, このような要因が, スギ苗木のどの器官に処理された場合に, どのような過程を経て根系に影響を及ぼしていくのかを, 樹木生理学とくに栄養生理学的に考察していく。

### 8-2-1. 地上部処理が根系に与える影響

酸性物質がスギ苗木の地上部(葉+幹)にのみ処理された場合, 根系への影響は地上部における影響を通して間接的に与えられる。そこでまず, 地上部への酸性溶液処理が幹や葉に与える影響をみていくことにする。これまでに, スギ苗木を用いて酸性溶液を地上部のみ処理した例は, 八木ら(1990)と松本ら(1992b)の2例のみである。八木ら(1990)は, pH 2, pH 3, pH 4 の酸性溶液を4週間, pH 1, pH 2, pH 3, pH 4 の酸性溶液を2週間にわたって地下部に浸透しないように葉面散布した結果, pH 1 区においてのみ可視障害を認めている。また, 可視障害が現れた pH 1 区においてのみ, 光合成能力の低下が認められた。一方, 松本ら(1992b)は, pH 2.5, pH 3.5, pH 7.5 の酸性溶液を同様にして6週間にわたり散布した結果, どの処理区でも可視障害も光合成能力の低下も認められなかったが, pH 2.5 区において, 枝の伸長成長の低下が起こることを明らかにした。しかしながら, これらの実験においては, 根系へ影響については触れられていない。

本研究においても, pH 2.0, pH 2.5, pH 3.0, pH 5.5 の酸性溶液を12週間にわたり地上部のみへ散布したが(第5章), その結果, pH 2.0 区にのみ, 処理開始3週間後に可視障害が観察された。これらの結果から, 三輪ら(1993)や河野ら(1994)の指摘しているように, スギ苗木の葉面における可視障害発現の閾値 pH は, pH 2.0 から pH 2.5 の間にあることが示唆される。また, 可視障害の現れたスギ葉中の養分濃度には, 対照区に比べて明らかな変化は認められなかった(第5章)。このことは, 可視障害の発現が樹体内の養分不足等の内在的な要因ではなく, 酸性溶液の葉への付着といった外在的な要因であることを示唆している。スギの可視障害発現の閾値 pH は, 他の樹種と比べてどうであろうか。河野ら(1994)は, 日本における46種の樹木を対象として, pH 2.0 から pH 5.6 の人工酸性雨による可視障害発現状況を調査した。その結果, 針葉樹においてはいずれも pH 2.0 の場合に可視障害が発現し, 常緑広葉樹に

おいては14種中7種、落葉広葉樹においては21種中14種がpH 3.0の場合に可視障害が発現した。したがって、針葉樹の中で、とくにスギだけが酸性溶液に対する感受性が高いというわけでもないようである。これらの結果はまた、スギなどの針葉樹よりも広葉樹の方が、広葉樹の中でも落葉性の方が酸性溶液に対する感受性が高いことを物語っている。

地上部処理における酸性物質の根系への明瞭な影響は、葉における可視障害と関連があるようである。本研究の地上部処理では、葉に可視障害がみられたpH 2.0区においてのみ、白根の乾重比が対照区よりも有意に低くなる傾向が認められた(第5章)。しかし、この処理区における白根には、形態的な異状は認められなかった。したがって、葉における可視障害が、八木ら(1990)の結果が示すように、光合成能力の低下を導き、さらに光合成産物量の低下のために、根形態を変化させることなく、根への乾物配分量を低下させたのであろう。

植物の地上部への酸性溶液処理は、地下部の根と共生する菌根にも影響する(二井ら1994)。たとえば、クロマツ苗の地上部だけにpH 3.0酸性溶液を噴霧したところ、コツタケによる菌根形成率が低下した(Maehara *et al.* 1993)。この低下は、蒸散速度の低下やクロフィル量の変化など、地上部における生理活性低下が影響したためであると考えられている。この報告では、可視障害の有無については触れておらず、根乾重の低下も認められていない。地上部処理によるスギ苗の生理活性への影響については、Takenaka *et al.* (1996) が、pH 2区におけるスギ葉のエチレン生成量の増加を報告しているにすぎない。このようなスギ葉の生理活性の低下に伴う根系への影響は、本研究では明らかにすることはできなかったが、これらもまた、今後明らかにすべき重要な指標の一つと考えられる。

#### 8-2-2. 地下部処理が根系に与える影響

酸性物質が地下部に添加された場合には、根系への影響は土壌の酸性化を介して与えられる(Ulrich 1989)。土壌酸性化が植物の成育に及ぼす影響には、根圏の酸性度(pH)そのものの影響、土壌が酸性化する過程で溶出するAlの影響などが想定される(河野ら1996, 1997)。

スギ苗において根圏の酸性度(pH)そのものの影響を調べた例には、塘(1962)、八木ら(1990)、Izuta *et al.* (1996)、河野ら(1997)の4つの報告がある。これらいずれも水耕栽培実験を行っており、塘(1962)はpH 5区において地上部成長が最も良いこと、八木ら(1990)はpH 3.5区において樹高成長率が最も高く、pH 2.5区において最も低かったこと、Izuta *et al.* (1996)はpH 4.5区において、河野ら(1997)はpH 3.5からpH 4.0区において、最も個体成長が良好であったことを報告している。また、八木ら(1990)は砂耕栽培実験も行い、pH 2区において細根の新規成長がほとんどなかったことを認めている。しかし、これらの報告では、根系に関して現存量の比較はなされているものの、

形態等の評価は行われていない。本研究では、根圏の酸性度(低pH)の根形態への影響を明らかにするために、砂耕栽培に類似したガラスビーズ培地による栽培実験を行った(第6,7章)。水耕栽培下における根は太く直線的になり(苅住1979)、根の形態そのものが野外条件下のものとは異なる可能性があるため、砂耕栽培の方がより野外条件に近いものと考えられる(赤間ら1996)。本研究の実験の結果、pH 2.0区における白根は褐色化し、分岐根数は増加するがその根長は短くなるという形態異状が認められた。これに対しpH 3.0区、pH 5.0区における白根は、分岐根長も長く、成長も良好であった。

pH 2.0区における白根では、Ca, Mg, K濃度が他の処理区に比べて明らかに低く、とくに、白根中のK濃度の低下は低pH処理における特徴的な養分の挙動であった。白根中の養分濃度が低下したことは、褐色化した白根において養分吸収能が著しく低下したことを示唆している。根の養分吸収機構として、細胞内外の濃度勾配に逆らってエネルギーを使った積極的な選択吸収と濃度勾配に従った拡散による受動輸送が知られている(Marschner 1991; 松本1991; 清水1993; 高橋1994)。根の表面(細胞壁)はマイナス(-)に帯電しており、土壌溶液中の陽イオンを引きつける力がある。引きつけられた陽イオンは呼吸で生じた $H^+$ と置き換えられ(正確には、 $H^+$ との異方向共役輸送のために)、選択的に根内へと吸収されていく(小林1986; 松本1991; 高橋1994)。しかしながら根圏のpHが低下すると、細胞内外のpH濃度勾配の調節などのために $H^+$ を細胞外へ放出する $H^+$ ポンプの効率(すなわち選択吸収能力)が下がり、濃度勾配に従った $H^+$ の細胞質への輸送(受動輸送)が促進される。このように根圏における低pH環境は、根の多量な $H^+$ の取り込みのために他の陽イオン吸収を阻害する(Marschner 1991; 松本1991)。とくに $K^+$ は、 $H^+$ との間に競合が見られ根圏のpH低下に伴い急激に吸収が低下し、根内から放出されることもある(松本1991)。本研究における低pH処理された白根のK濃度の低下も、過剰な $H^+$ の取り込みによる結果であろう。

低pH環境下の根は養分吸収能だけでなく、おそらく水分吸収能も低下し、やがてスギ苗個体の成長低下を招くであろう。対照的に、pH 3.0区やpH 5.0区においては、とくに白根中の養分濃度変化は認められていない。これらのことから、根の形態異状を生じさせたり、根の養分濃度や根の現存量を低下させる根圏の閾値pHは、pH 2.0からpH 3.0の間にあることが推察される。このことは、処理される酸性度がpH 3.0以上ならば、スギ苗が成育できることを意味している。

スギ苗におけるAl濃度の影響は、低pHの影響と同様に、水耕栽培法を用いていくつか調べられている(塘1962; 八木ら1990; 三宅ら1991; 河野ら1995b; Izuta *et al.* 1996)。これらの研究により、水耕溶液中のAl濃度が10 ppm(約0.3 mM)以上(Izuta *et al.* 1996)から5 mM以上(河野ら1995b)になると、スギ苗の現存量は有意に

低下することが明らかとなっている。Scots pine, red spruceなどの外国の針葉樹において、Alが根形態の異状を招くことは広く知られている (Schier 1985; Andersson 1988; Cronan *et al.* 1989; Schaedle *et al.* 1989; McQuattie and Schier 1990, 1992)。本研究では、これまでに明らかにされていなかったスギ苗において、Alの根形態への影響を調べたところ、5 mMのAl添加処理により、白根が相対的に太く短くなり、さらに分岐してもその成長が停止している様子が確認された(第7章)。また、この処理区においては、白根の乾重比は低下傾向にあるものの、対照区との有意差は認められなかった。Alの樹木根系への影響は、根乾重や根長の低下に影響が認められない場合でも、根形態に認められることがある (Schaedle *et al.* 1989)。スギ苗においても、根の形態異状が根乾重の低下よりも先に発現することが本研究により示唆された。このように、根の現存量を低下させることなく形態を変化させていることは、根自体の過剰Al環境に対する一種の適応機構かもしれない。すなわち、分岐を開始した根は、伸長に適さない環境(過剰Al環境)であると判断すると分岐を一時停止させ、分岐する根に投資すべき現存量を蓄えるため直径を増大させ、次の分岐に適した環境まで待機あるいは探索を行うものと思われる (Bennet and Breen 1991)。根の分岐を停止させ根直径を増大させることは、根の現存量より機能的に重要である根表面積の減少をもたらすために (McQuattie and Schier 1990)、植物にとって短期的には不利であるものの、長期的には成育している環境に適応し、生存していくために重要であろう。

白根の形態異状とともに、白根中の養分濃度の変化も認められている。とくにAl, P濃度の上昇は、Al処理された白根中養分の特徴的な挙動であり、これは根の皮層部の細胞内あるいは細胞外の物質中でリン酸-アルミニウム複合体が吸着-沈着したためであろう (McCormick and Borden 1974; Foy *et al.* 1978; Janhunen *et al.* 1995)。根圏のAlは、根の表皮、皮層細胞のアポプラストの部分に多く集積し、中心柱に向かうほど少なくなる (Zysset *et al.* 1996)。スギの根におけるAlの集積位置は明らかにしておらず、これらの解明も今後の課題である。根中におけるPの固定化は葉中のP濃度の低下をもたらしたものと考えられる(第5章)。Pは樹体内でほとんどすべての炭素代謝、エネルギー代謝に関与するため、P不足は樹木成長の阻害要因となりうる (矢崎 1994)。

またAl添加区においては、白根中のCa, Mg濃度の低下も認められている(第7章)。このような白根中のCa, Mg濃度の低下は、根の養分吸収能が低下していることを意味する。Alは根の細胞膜や細胞壁に吸着し、CaやMgの吸収を低下させる (Cronan and Grigal 1995)。さらに土壤溶液中のAlはCaと根表面上のイオン交換サイトをめぐる競争を行う (Cronan and Grigal 1995)。Caは、ペクチン酸カルシウムとして細胞と細胞の間に存在し細胞壁の構造維持に役立ち、膜機能の維持にも不可欠とされている (Fit-

ter and Hay 1981; 仁王 1987; Bennet and Breen 1991)。Mgは葉緑素の構成成分で光合成において重要な役割を果たし、リン酸の関係する反応を触媒する酵素の活性化を通じて、生体内の多くの重要な反応に関わっている (仁王 1987; 矢崎 1994)。Ca, Mg不足はやがて樹体内の炭素収支や細胞分裂、膜輸送等にも悪影響を与える (Cronan and Grigal 1995)。Caは樹体内での移動性が少ないために、またMgは移動しやすいが (矢崎 1994) 新葉への転流量が50%程度であるために (Fife and Nambiar 1982)、両元素ともに新たな吸収が阻害されれば、樹木成長の阻害要因となる (百島 1994)。

白根中のK濃度は、CaやMg濃度の低下、AlやP濃度の上昇などとは異なり、Al添加による影響は認められなかった。このように、Kの吸収量がAl濃度と無関係であることを示した報告はいくつかある (DeWald *et al.* 1990; Zysset *et al.* 1996)。これは、一価の陽イオンであるKにおいては、二価の陽イオンであるCa, Mgと根における吸収競争がないため (DeWald *et al.* 1990; Zysset *et al.* 1996)、また過剰Alは細胞膜のH<sup>+</sup>ポンプに影響を与えないため (Marschner 1991) であると考えられている。

土壤の酸性化によりCa, Mg, Kなどの塩基類が溶脱して土壤溶液中にAlが増加することから、Alの影響を評価する指標の一つとして、土壤溶液中の(Ca+Mg+K)/Al比(モル比)を用いることがある (Sverdrup and Warfvinge 1993; Sverdrup and DeVries 1994; 新藤ら 1995; 河野 1997; 佐藤 1997)。この比が1以下になると多くの樹種で成長衰退を引き起こすことが知られている (Sverdrup and Warfvinge 1993; Sverdrup and DeVries 1994)。Izuta *et al.* (1997)は、スギ苗の反応を見る場合においても、土壤溶液中の(Ca+Mg+K)/Al比が酸性物質の負荷量を評価する指標として有効であることを指摘し、スギ苗ではこの比が6.0以下になると個体現存量の低下が引き起こされることから、1.0以下で成長低下がみられるNorway spruceなどよりも感受性の高い樹種であると推察している。

Cronan and Grigal (1995)は、土壤溶液中だけでなく、細根中や葉中のCa/Al比(モル比)がAlに対する樹木の反応指標として有効であることを指摘している。すなわち、土壤溶液中におけるCa/Al比が1.0以下、細根中におけるCa/Al比が0.2以下、葉中におけるCa/Al比が12.5以下になると50%の確率で成長衰退が始まる。Caは、根の細胞膜でAlとの交換反応を行うこと (仁王 1987; Bennet and Breen 1991; 村野 1993 a)、Alによって吸収阻害されること、また土壤からの溶脱量が多いことなどから、根において葉の場合ほどは重要な元素ではないMgや根における吸収阻害が認められないK (Marschner 1991; Zysset *et al.* 1996)と比べて、根圏における重要な元素であるといえよう。

本研究では、第7章においてのみAl添加実験を行い、この実験におけるAl溶液のCa/Al比は0.16であった。しかし、他の溶液ではAlが添加されていないために、Ca/Al比

を計算することができない。そこで、溶液処理後の白根中の Ca/Al 比の計算したところ、ガラスビーズ培地では Al 添加(GBA1)区で0.03, pH 2(GB 2)区で0.08, pH 3(GB 3)区で1.22, 対照 (GBC) 区で1.87となり、褐色森林土培地では pH 2 (BS 2) 区で0.20, pH 3 (BS 3) 区で0.52, 対照 (BSC) 区で1.80となった。Cronan and Grigal (1995) によれば, red spruce や Norway spruce など多くの樹木の成長が 50%の確率で妨げられるという細根中の Ca/Al 比は0.20以下である。本実験においても根形態の変化が観察された BS 2 区, GBA1 区, GB 2 区では, Ca/Al 比は0.20 以下となった。さらにその比が低い GBA1 区, GB 2 区においては白根の乾重比が対照区に比べて明らかに低い傾向にあった。これらのことから, スギ苗においても, 白根中の Ca/Al 比が0.20以下になると, 根系, とくに根形態に負の影響が現れることが推察された。またこのように, スギの細根中の Ca/Al 比の閾値が他樹種の値とそれほど変わらなかったことは, Izuta *et al.* (1997) が指摘しているように, この指標のみからはスギが他の樹種と比べてとくに感受性が高いという結論に結びつかないことを示している。

### 8-2-3. スギ苗の根系衰退過程

以上のように本研究では, モデル実験系において, 酸性物質によって引き起こされると考えられるスギ苗根系の3つの衰退過程を推察することができた(図8-1)。すなわち,

- 1) 地上部への酸性溶液処理が, 葉における生理活性阻害や, さらには可視障害を引き起こし, このために白根への乾物配分量の低下, 根量の低下を引き起こす。しかしこの場合は, 白根の形態異状, 栄養的变化は起こらない。
- 2) 地下部への酸性溶液処理が, 培地からの Al 溶出を促進し, これが白根形態の異状, とくに根を太くさせるという特徴的な影響を引き起こす。これらはさらに, 白根の乾重比の低下を招く。このとき, 白根中では Al, P 濃度の上昇, Ca, Mg 濃度の低下が認められる。
- 3) 地下部への酸性溶液処理が, 根圏の低 pH 環境を導き, これが白根の形態異状を発現させ, さらに白根の乾重比を低下させる。このとき, 白根中の Ca, Mg 濃度の低下, および特徴的な挙動として白根中の K 濃度の低下が起こる。

どの酸性溶液処理の場合においても, まず最初に現存量配分(乾重比)の変化が現れる器官は, いずれも白根であった。とくに地下部への処理においては, 白根への現存量配分の低下以前に, 白根形態に異状が起きることが明らかとなった。このように, 酸性物質に伴う低 pH や過剰 Al などそれぞれのストレスに対して最も感受性が高く, 特異的な反応を示す白根という器官は, スギにおける環境ストレスに対する感受性指標になりうるということができよう。

また, 以上の根系衰退過程から, 酸性物質による樹木個体の衰退過程は以下のように推察される。すなわち, まず白根において Ca や Mg などの養分吸収阻害や形態異状が

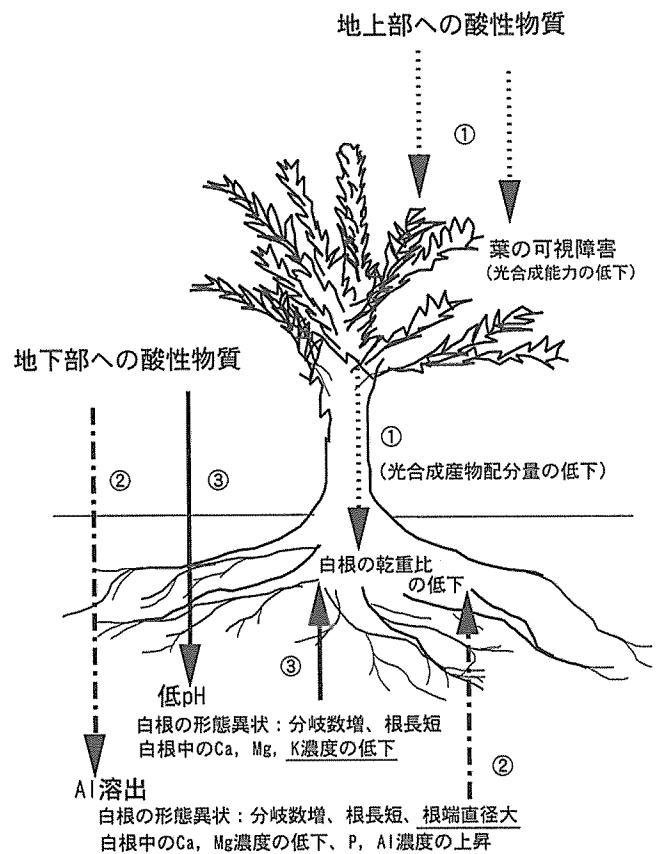


図8-1. 本研究のモデル実験系から明らかになった酸性物質によるスギ苗の根系の3つの衰退過程

- ①地上部への酸性物質による間接的な根系への影響過程。
  - ②地下部への酸性物質に伴う Al 溶出の根系への影響過程。
  - ③地下部への酸性物質に伴う根圏の低 pH による根系への影響過程。
- 下線を付したものは, 各ストレスに特異的な影響。

引き起こされる。これらは白根の生理的活性を低下させ, 白根への現存量配分の低下を引き起こす。さらには根全体における表面積の減少, 根全体への現存量配分の低下を通して, 個体全体の成長量を低下させるという, 根系衰退が樹木個体の衰退へと導かれる図式を描くことができる。

### 8-3. 本研究におけるモデル実験系の意義及び応用

8-1 節においては, 本研究におけるモデル実験の影響要因を整理し, 8-2 節では本研究の実験によって得られた知見について考察を加えた。本節では, 本研究のモデル実験において得られた知見を, 野外条件下の森林にどのように生かすべきかについて考察を行う。

これまで述べてきたように, 環境ストレスと樹木に関するモデル実験とは, 樹木に影響を及ぼすと考えられる環境ストレスの要因を整理・単純化し, それぞれの要因により引き起こされる樹木の発生症状を明らかにしていくことである。モデル実験系では, 単純化された仮定の下に実験を行うことを想定しているために, 森林など様々な相互作用の存在する野外条件下に, モデル実験の結果をそのまま適

用することは困難である (Shiple *et al.* 1992)。しかしながら、各環境ストレス要因に対して樹木がどのように反応するのかを知ることは、モデル実験を行わない限り明らかにすることができない (Shiple *et al.* 1992)。たとえば、モデル実験で明らかになった樹木の症状が、とくにあるストレスに対して特異的なものである場合、森林衰退地でみられる症状と比較検討することにより、衰退原因の推定を行うことができる可能性がある。また、各要因によりみられた症状の発現過程、とくに一番最初に症状が現れる部位を特定することにより、樹木衰退の初期段階から衰退原因を推定することができる可能性がある。このようにモデル実験系においては、得られた結果を野外へどのようにフィード・バックできるのかを考えることが重要である。

本研究の結果からは、フィード・バックに用いるための新しい知見として以下の二つを考えることができる。それらは、酸性度 (pH) に対するスギ苗の閾値が明らかにされたことと、酸性物質に対する感受性指標として白根の有効性が示されたことである。

本研究ではいずれの実験も、pH 2.0酸性溶液の処理がスギ苗に様々な影響をもたらした。このように非現実的な pH 値である pH 2.0は、どのような意味をもつのであろうか。それは、酸性度 (pH) に対するスギ苗の閾値であることを示している。あるストレスに対する閾値を明らかにすることは、そのストレスによる影響がどのような環境下で発現するのかを予想するため、すなわちそのストレスに対する樹木の抵抗性を知るためにきわめて重要である。本研究により、酸性物質に対するスギ苗の葉の可視障害発現の閾値 pH が pH 2.0から pH 2.5の間にあり、さらに白根に形態異状を発現させる根圏の閾値 pH は pH 2.0から pH 3.0の間にあることが明らかとなった。現在、日本における降水の平均 pH 値が pH 4.7である (玉置ら 1991) ことを考えると、現在の降雨によってスギの葉に、本研究で認められたような可視障害 (第 4, 5 章) が起こることは考えにくい。これに対し、霧は日本においても pH 2.6から pH 7.0の範囲にあると言われており (井川ら 1991; Hosono *et al.* 1994)、植物へ与える影響としては降水よりも注目されている (村野 1993 b; 鶴田 1993)。しかしながら、本研究では pH 2.0の酸性溶液が最低 3 週間以上連続して散布された結果としてはじめて、葉の可視障害が引き起こされたことから (第 4 章)、pH 値域が大きい野外条件下において可視障害が発現する可能性は低いものと考えられる。一方、日本における森林土壌の平均 pH 値は、pH 4.5から pH 5.5の間とされている (戸塚ら 1990 b)。このことと本研究により得られた閾値から、根圏の酸性度によるスギ根系への直接的な影響は、日本の森林土壌ではほとんどないと考えてよいであろう。一般に、土壌の pH 値が 3.5以下といった著しく低い pH 値は、Al がほとんど存在しない草性の泥炭地や土壌中の硫化物が酸化されて硫酸の影響が現れる酸性硫酸塩土壌でのみ見られる (Fitter and Hay 1981)。このような場所で生育するスギの根系には、根圏の低 pH の影響が現

れるかもしれない。

これらのことは、本モデル実験において明らかにされた 3 つの衰退過程のうち、図 8-1 中の①と③の経路、すなわち直接的な酸性度の影響については、現在のところ野外において引き起こされる可能性がきわめて低いことを示唆している。ただし、本研究において観察された葉や根における可視的な影響ではなく、生理的特性や根圏生物を介した根への間接的な影響は考慮していかななくてはならない。これらに関しては今後、本研究のようなモデル実験系を想定して明らかにしていく必要がある。以上のように、本研究ではモデル実験系を用いて酸性度の閾値を明らかにすることにより、野外における酸性度の直接的な影響を推察することができた。

また、このような酸性度に対する樹木の閾値、すなわち酸性度の樹体への影響評価は、環境ストレス因子の一つである酸性物質が、寄与的ストレス因子ではなく、欧米で指摘されてきたような素因的あるいは誘因的ストレス因子 (McLaughlin 1985; Chappelka and Freer-Smith 1995) であることを示唆するものである。すなわち、酸性物質により慢性的あるいは急性的に弱められた樹木は、寄与的因子である昆虫などにより枯死に至らしめられるのであろう。このような素因的、誘因的因子としての酸性物質と昆虫など寄与的因子が樹木に与える複合的な影響も、今後明らかにして行くべき課題である。

第二に、スギにおいて酸性ストレスに対する感受性の最も高い器官、すなわち感受性指標として白根の有効性が示唆された。とくに、日本においてこれまで明らかにされていなかった、酸性物質に関連した影響要因に対する特異的な白根の形態異状およびその養分動態は、今後、酸性物質がスギに影響を与えているかどうかを判断する際に活用できる有効な指標となりうるであろう。とくにこれまで行われてきたような酸性物質のスギへの影響に関する現地調査では、地下部、とくにこのような白根の形態や養分動態はほとんど注目されてこなかったため、今後はこれらを考慮に入れた野外調査が必要となってくるであろう。

日本の酸性物質に含まれるプロトン、窒素、硫黄のレベルは欧米とほぼ同じレベルであるものの (岡崎 1990)、日本において酸性雨の生態系への被害は顕在化していないと報告されている (環境庁 1990)。これらの理由として、日本においては氷河浸食がなかったこと、火山や黄砂、複雑な地質、地形条件を有すること、動物種、植物種の多様性が認められることが考えられている (佐竹 1994)。さらに、顕著な森林衰退が認められない原因の一つとして、日本の森林土壌の緩衝能が欧米に比べて大きいことがあげられる (岡崎 1990)。しかし、これらの酸性物質の負荷が継続して加えられれば、以後数十年から 100 年の間に土壌に影響が現れるという (岡崎 1990)。したがって、今後も土壌酸性化に伴う植物への影響を長期的な視点から明らかにしていくことは重要であろう (Izuta *et al.* 1996, 1997; 河野ら 1996, 1997; 三輪ら 1996; 太田垣ら 1996; 佐藤 1997)。pH の影

響に先んじて現れると考えられる Al の影響 (第 7 章) は、とくに注目して行く必要があり、Al のスギへの影響を評価する上で白根は有力な指標の一つとなるであろう。本研究では、野外に比べて高濃度の Al 添加実験を行ったのみであるが、今後は野外条件に近い Al 濃度や Ca/Al 比の溶液を用いて、白根への影響を明らかにしていかなければならない。さらに、培地からの Al 溶出の動態を調べ、急性および慢性的な Al の影響 (Rengel 1992; Kochian 1995) も明らかにしていく必要もある。また、土壌中の有機酸は Al とキレート結合することにより Al の毒性を弱めることが知られており (三枝 1991)、有機酸存在下の Al の白根への影響評価も、野外条件下での影響を推定するために必要であろう。本研究におけるモデル実験では対象とできなかった土壌酸性化による土壌動物や根圏微生物等への影響 (George and Marschner 1996)、またそれらによる白根への影響も、モデル実験系を想定して調べていく必要がある。このように、本研究の結果から、白根を感受性指標として注目し、モデル実験を積み重ねていくことで、より野外条件に近い白根への影響を明らかにしていくことができるものと思われる。

酸性物質に対する樹木の感受性指標となりうることを示された白根という器官は、他の環境ストレスに対する感受性指標としても有効かもしれない。たとえば、環境ストレスの一つである  $O_3$  は、樹木の地上部成長よりも根系成長に影響を与えることが報告されているが (Chappelka and Chevone 1986; Keane and Manning 1988; Taylor and Davies 1990; Qiu *et al.* 1992, 1993)、日本の樹種の根系成長への影響に関しては全く調べられていない。Taylor and Davies (1990) が他樹種において明らかにしているように、たとえばスギにおいても、 $O_3$  の影響により白根が細長くなるといった形態上の変化が現れることも考えられる。このような  $O_3$  に対する白根の反応は、たとえば Al に対する反応とは異なるものであり、 $O_3$  に対する樹木の特異的な反応ということになりうる。このようにある特定の樹種において、様々な環境ストレスに対する樹木の特異的な反応、すなわち白根の形態や養分動態に現れる反応についての情報を蓄積していけば、白根を一つの感受性指標として、Al や酸性物質、 $O_3$  などそれぞれの環境ストレスに対する樹木の質的、量的な負荷評価が可能となるかもしれない。

本研究のようにモデル実験系において、とくに樹木根系に着目し、環境ストレスに対する樹木の感受性指標としての白根の有効性が強く示唆されたように、樹木の他の器官やその器官における生理活性反応などに関しても、環境ストレスに対する感受性指標としての有効性を明らかにして行くべきであろう。本研究のように、あるストレスに対する閾値を明らかにし、さらに、あるストレスに対する植物の特異的な反応を明らかにすることは、モデル実験系においてのみ可能であり、それらは野外条件下の様々な環境ストレスに対する植物の感受性指標としての示唆に役立つであろう。

## 謝 辞

本研究は、名古屋大学の肘井直樹助教授のご指導のもとで行われた。同大学の横田岳人博士 (現: 奈良女子大学) には、本研究の大きな動機づけおよびご指導を賜った。同大学の柴田徹之教授、山本進一教授、竹中千里助教授、鳥取大学の山本福壽教授には、それぞれ専門の立場から本論文に関して数々の貴重なご意見、ご批評をいただいた。これらの方々には心から感謝と敬意を表する次第である。

森林総合研究所の溝口岳男氏、東京大学の奈良一秀教官には養分動態に関して多大なご教示をいただいた。また、名古屋大学の萩原秋男助教授 (現: 琉球大学)、東京大学の八木久義教授、原 孝秀技官、愛知県林木育種場の白頭勲明氏、寄田久五氏、奈良県林業試験場の上田正文氏、名古屋大学農学部附属演習林の山田金二元技官、青木重昌元技官、今泉保次技官、山口法雄技官、名古屋大学の恩田裕一博士には、実験材料に関して多大な便宜を図っていただいた。これらの方々にも深く感謝の意を表す次第である。

さらに、名古屋大学の梶村 恒博士、石田 朗博士 (現: 愛知県林業センター)、福田秀志博士、松田陽介氏、真家永光氏、竹田加代子氏 (現: ㈱イチビキ)、谷川東子氏 (現: 森林総合研究所)、彭 旭東博士 (現: ㈱小林三之助)、大野義徳氏、吉田和広氏 (現: 愛知県林業センター)、横山昌太郎氏 (現: 環境庁)、大谷達也氏 (現: 森林総合研究所東北支所)、中島美幸氏 (現: 岐阜県林業センター)、福本浩士氏、伊藤正仁氏、前地育代氏 (現: 関西自然環境総合センター)、水谷瑞希氏、植田剛志氏、松本千里氏、および歴代の林学専攻の卒業生諸氏には、数々の示唆に富む討論の場を与えられ、様々な形でご助力、ご助言いただいた。これらの方々にも深甚なる感謝の意を表したい。

## 引用文献

- Andersson M. (1988) Toxicity and tolerance of aluminium in vascular plants. A literature review. *Water, Air, Soil, Pollut.* 39: 439-462.
- 赤間亮夫・西本哲昭・溝口岳男 (1991) 衰退したスギの葉中の窒素と硫黄の濃度. *森林立地* 33: 16-18.
- 赤間亮夫・西本哲昭・溝口岳男 (1996) 土壌化学的要因による栄養ストレスとスギの生育. *森林立地* 38: 123-132.
- Baba M., Okazaki M. and Hashitani T. (1995) Effects of acidic deposition on forested andisols in the Tama hill region in Japan. *Environ. Pollut.* 89: 97-106.
- Barney C.W. (1951) Effects of soil temperature and light on root growth of loblolly pine seedlings. *Plant Physiol.* 26: 146-163.\*
- Bartsch N. (1987) Responses of root systems of young *Pinus sylvestris* and *Picea abies* plants to water deficits and soil acidity. *Can. J. For. Res.* 17: 805-812.
- Bennet H. and Breen C.M. (1991) The aluminium signal: New dimensions to mechanisms of aluminium. *Plant Soil* 134: 153-166.
- Blaschke H. and Weiss M. (1990) Impact of ozone, acid mist and soil characteristics on growth and development of fine roots and ectomycorrhiza of young clonal Norway spruce. *Environ. Pollut.* 64: 255-263.
- Burdett A.N. (1987) Understanding root growth capacity: theoretical considerations in assessing planting stock quality by means of root growth tests. *Can. J. For. Res.* 17: 758-775.
- Carley H.E. and Watson R.D. (1966) A new gravimetric method for estimating root-surface areas. *Soil Sci.* 102: 289-291.
- Chappelka A.H. and Chevone B.I. (1986) White ash seedling growth response to ozone and simulated acid rain. *Can. J. For. Res.* 16: 786-790.
- Chappelka A.H., Chevone B.I. and Burk T.E. (1988) Growth response of green and white ash seedlings to ozone, sulfur dioxide, and simulated acid rain. *For. Sci.* 34: 1016-1029.
- Chappelka A.H. and Freer-Smith P.H. (1995) Predisposition of

- trees by air pollutants to low temperatures and moisture stress. *Environ. Pollut.* 87: 105-117.
- Cherry J.H. (1989) *Environmental stress in plants. Biochemical and physiological mechanisms.* 369pp. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Clemensson-Lindell A. and Persson H. (1995) Fine-root vitality in a Norway spruce stand subjected to various nutrient supplies. *Plant Soil* 168/169: 167-172.
- Cooley D.R. and Manning W.J. (1987) The impact of ozone on assimilate partitioning in plants: A review. *Environ. Pollut.* 47: 95-113.
- Cronan C.S. (1991) Differential adsorption of Al, Ca and Mg by roots of red spruce (*Picea rubens* Sarg.). *Tree Physiol.* 8: 227-237.
- Cronan C.S. and Grigal D.F. (1995) Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* 24: 209-226.
- Cronan C.S., April R., Bartlett R.J., Bloom P.R., Driscoll C.T., Gherini S.A., Henderson G.S., Joslin J.D., Kelly J.M., Newton R.M., Parnell R.A., Patterson H.H., Raynal D.J., Schaedle M., Schofield C.L., Sucoff E.I., Tepper H.B. and Thornton F.C. (1989) Aluminium toxicity in forests exposed to acidic deposition: The ALBIOS results. *Water, Air, Soil, Pollut.* 48: 181-192.
- Deans J.D., Leith I.D., Sheppard L.J., Cape J.N., Fowler D., Murray M.B. and Mason P.A. (1990) The influence of acid mists on growth, dry matter partitioning, nutrient concentrations and mycorrhizal fruiting bodies in red spruce seedlings. *New Phytol.* 115: 459-464.
- DeWald L.E., Sucoff E.I., Ohno T. and Buschena C.A. (1990) Response of northern red oak (*Quercus rubra*) seedlings to soil solution aluminum. *Can. J. For. Res.* 20: 331-336.
- 百島則幸 (1994) 化学分析法による樹木の評価. 酸性雨の科学と対策 (溝口次夫編, 321pp.), pp.212-233. 丸善, 東京.
- Dustin C.D. and Raynal D.J. (1988) Effects of simulated acid rain on sugar maple seedling root growth. *Environ. Exp. Bot.* 28: 207-213.
- Ericsson T. and Kähr M. (1993) Growth and nutrition of birch seedlings in relation to potassium supply rate. *Trees* 7: 78-85.
- Fife D.N. and Nambiar E.K.S. (1982) Accumulation and retranslocation of mineral nutrients in developing needles in relation to seasonal growth of young radiata pine trees. *Ann. Bot.* 50: 817-829.
- Fitter A.H. and Hay R.K.M. (1981) *Environmental physiology of plants.* 351pp. Academic Press, New York and London.
- 二井一禎・金子信博・肘井直樹 (1994) 酸性降下物が森林の生物群集の相互作用に与える影響 2. 酸性降下物が樹木と微生物の相互作用に及ぼす影響. 日生態誌 44: 339-352.
- 二見敬三 (1990) 根活性診断法. 植物栄養実験法 (植物栄養実験法編集委員会編), pp.49-60. 博友社, 東京.
- Foy C.D., Chaney K.L. and White M.C. (1978) The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Pl. Physiol.* 29: 511-566.
- Freer-Smith P.H. (1983) Chronic pollutant injury to some tree species in response to SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> mixtures. Ph. D. Thesis, University of Lancaster, U.K.\*
- 福井県 (1986) 福井平野におけるスギの樹勢衰退要因に関する調査報告書. 171pp.
- George E. and Marschner H. (1996) Nutrient and water uptake by roots of forest trees. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 159: 11-21.
- Haines B.L. and Carlson C.L. (1989) Effects of acidic precipitation on trees. In *Acidic precipitation, volume 2: biological and ecological effects* (Adriano D.C. and Johnson A.H. eds.), pp.1-27. Springer-Verlag, New York.
- 林 弥栄・古里和夫・中村恒雄 (1985) 原色樹木大図鑑. 878pp. 北隆館, 東京.
- 原 宏 (1997) 21世紀の酸性雨研究—酸性雨の現状と課題—。身近な地球環境問題—酸性雨を考える—(社)日本化学会・酸性雨問題研究会編), pp.1-61. コロナ社, 東京.
- 原田 洸 (1983) さし木苗. 新版スギのすべて (坂口勝美編), pp.198-201. 全国林業普及協会, 東京.
- 肘井直樹・二井一禎・金子信博 (1995) 酸性降下物が森林の生物群集の相互作用に与える影響 3. 大気汚染が森林の植食性昆虫の個体群動態に与える影響. 日生態誌 45: 19-31.
- Hosoda T., Okochi H. and Igawa M. (1994) Fogwater chemistry at a mountainside in Japan. *Bull. Chem. Soc. Jpn.* 67: 368-374.
- 堀田 庸 (1991) 酸性雨と関東地方のスギの衰退. 森林科学 1: 11-18.
- Hutchinson T.C., Bozic L. and Munoz-Vega G. (1986) Responses of five species of conifer seedlings to aluminum stress. *Water, Air, Soil, Pollut.* 31: 283-294.
- 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. 日化: 698-704.
- 岩坪五郎 (1996) 地球環境における森林. 森林生態学 (岩坪五郎編), pp.1-13. 文永堂出版, 東京.
- 伊豆田 猛・三輪 誠・三宅 博・戸塚 績 (1990 a) スギ苗の生長に対する人工酸性雨の影響. 人間と環境 16: 44-53.
- 伊豆田 猛・横田 太・三宅 博・戸塚 績 (1990 b) スギ苗の生長に対する土壌酸性化の影響. 人間と環境 16: 55-61.
- Izuta T., Noguchi K., Aoki M. and Totsuka T. (1995) Effects of excess manganese on growth, water content and nutrient status of Japanese cedar seedlings. *Environmental Sciences* 3: 209-220.
- Izuta T., Yamada A., Miwa M., Aoki M. and Totsuka T. (1996) Effects of low pH and excess Al on growth, water content and nutrient status of Japanese cedar seedlings. *Environmental Sciences* 4: 113-125.
- Izuta T., Ohtani T. and Totsuka T. (1997) Growth and nutrient status of *Cryptomeria* seedlings grown in brown forest soil acidified with H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solution. *Environmental Sciences* 5: 177-189.
- Janhunen S., Palomäki V. and Holopainen T. (1995) Aluminium causes nutrient imbalances and structural changes in the needle of Scots pine without inducing clear root injuries. *Trees* 9: 134-142.
- Jones T. and Mansfield T.A. (1982) The effects of SO<sub>2</sub> on the growth and development of seedlings of Phleum pratense under different light and temperature environments. *Environ. Pollut. A* 27: 57-71.
- 亀岡喜和子・三沢 彰・高橋啓二 (1989) 関東地方におけるスギの衰退と土壌の酸性化. 造園雑誌 52: 115-120.
- 金子信博・肘井直樹・二井一禎 (1994) 酸性降下物が森林の生物群集の相互作用に与える影響 1. 酸性降下物が土壌動物と分解微生物の相互作用に与える影響. 日生態誌 44: 181-194.
- 環境庁 (1990) 酸性雨: 土壌・植生への影響. 198pp. 公害研究対策センター, 東京.
- 苅住 昇 (1979) 樹木根系図説. 1121pp. 誠文堂新光社, 東京.
- 加藤秀正・白井昌洋・松川 進 (1995) 酸性土壌の土壌溶液のアルミニウムの形態と濃度. 土肥誌 66: 39-47.
- 勝野真澄 (1990) スギ人工林の総生産量に関する基礎的研究. 名古屋大学農学部博士論文. 350pp.
- Keane K.D. and Manning W.J. (1988) Effects of ozone and simulated acid rain on birch seedling growth and formation of ectomycorrhizae. *Environ. Pollut.* 52: 55-65.
- 北島 薫 (1988) 中央ヨーロッパ森林衰退の現状と研究状況. 日生態誌 38: 269-277.
- 小林達治 (1986) 根の活力と根圏微生物. 195pp. 農文協, 東京.
- Kochian L.V. (1995) Cellular mechanisms of aluminum toxicity and resistance in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 46: 237-260.
- 河野吉久 (1997) 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:



- A 65-A 71.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1994) 樹木の可視障害発現におよぼす人工酸性雨の影響. 大気汚染学会誌 29: 206-219.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1995 a) スギ, ヒノキ, サワラの生育におよぼす人工酸性雨の影響. 大気環境学会誌 30: 191-207.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1995 b) スギおよびヒノキの生育と養分吸収におよぼすアルミニウムの影響. 大気環境学会誌 30: 316-326.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1995 c) 都市周辺域におけるスギ衰退樹の葉中元素含有量. 大気環境学会誌 30: 191-207.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1996) 人工酸性雨暴露に伴う土壌理化学性の変化とスギ, ヒノキ, サワラの根の生育. 大気環境学会誌 31: 203-212.
- 河野吉久・松村秀幸・小林卓也 (1997) スギとヒノキの生育におよぼす培養液 pH の影響. 大気環境学会誌 32: 29-37.
- Kohno Y. and Foy C.D. (1983) Manganese toxicity in bush bean as affected by concentration of manganese and iron in the nutrient solution. *J. Plant Nutri.* 6: 363-386.
- Kohno Y., Matsumura H., and Kobayashi T. (1995) Effects of simulated acid rain on the growth of Japanese conifers grown with or without fertilizer. *Water, Air, Soil, Pollut.* 85: 1305-1310.
- 小池孝良・真田 勝・太田誠一 (1993) 酸性雨 2. 植物生態系はどのような影響を受けるのか—森林生態系の現状と研究の取り組み—. 土肥誌 64: 704-710.
- Krause G.H.M., Arndt U., Brandt C.J., Bucher J., Kenk G. and Matzner E. (1986) Forest decline in Europe: Development and possible causes. *Water, Air, Soil, Pollut.* 31: 647-668.
- Larsen H.S., South D.B. and Boyer J.M. (1986) Root growth potential, seedling morphology and bud dormancy correlate with survival of loblolly pine seedlings planted in December in Alabama. *Tree Physiol.* 1: 253-263.
- Leith I.D., Sheppard L.J. and Murray M.B. (1995) Potential mechanisms of acid mist injury to red spruce. *Envir. Exp. Bot.* 2: 125-137.
- Lyr H. and Garbe V. (1995) Influence of root temperature on growth of *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata* and *Quercus robur*. *Trees* 9: 220-223.
- 前田禎三 (1983) 天然分布. 新版スギのすべて (坂口勝美編), pp.8-26. 全国林業普及協会, 東京.
- Maehara N., Kikuchi J. and Futai K. (1993) Mycorrhizae of Japanese black pine (*Pinus thunbergii*): protection of seedlings from acid mist and effect of acid mist on mycorrhiza formation. *Can. J. For. Res.* 71: 1562-1567.
- Majdi H. and Persson H. (1993) Spatial distribution of fine roots rhizosphere and bulk-soil chemistry in an acidified *Picea abies* stand. *Scand. J. For. Res.* 8: 147-155.
- Marschner H. (1986) *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, London.\*
- Marschner H. (1991) Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant Soil* 134: 1-20.
- 真下育久 (1983) スギ人工林の成長と環境. 新版スギのすべて (坂口勝美編), pp.99-123. 全国林業普及協会, 東京.
- Matsui H. (1995) Effects of acidity of the water culture solution on uptake of nutrients by the roots of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*). *Water, Air, Soil, Pollut.* 85: 1131-1136.
- 松本英明 (1991) 根圏の pH に及ぼす植物の作用. 土肥誌 62: 563-572.
- 松本陽介・丸山 温・森川 靖 (1992 a) スギの水分生理特性と関東平野における近年の気候変動—樹木の衰退現象に関連して—. 森林立地 34: 2-13.
- 松本陽介・丸山 温・森川 靖・井上敏雄 (1992 b) 人工酸性雨 (霧) およびオゾンがスギにおよぼす影響と近年の汚染状況の変動—樹木の衰退現象に関連して—. 森林立地 34: 85-97.
- 松村秀幸・小林卓也・河野吉久・伊豆田 猛・戸塚 績 (1995) スギ, ウラジロモミおよびシラカンバ苗の乾物成長とガス交換速度に及ぼす人工酸性雨の影響. 大気環境学会誌 30: 180-190.
- 松浦陽次郎 (1992) 樹幹流と土壌の酸性化の実態. 森林立地 34: 20-25.
- 松浦陽次郎・堀田 庸・荒木 誠 (1990) 関東地方におけるスギ林表層土壌の pH 低下. 森林立地 32: 65-69.
- McCormick L.H. and Borden F.Y. (1974) The occurrence of aluminum phosphate precipitate in plant roots. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38: 931-934.
- McLaughlin S.B. (1985) Effects of air pollution on forest. A critical review. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* 35: 512-534.
- McQuattie C.J. and Schier G.A. (1990) Response of red spruce seedlings to aluminum toxicity in nutrient solution: alterations in root anatomy. *Can. J. For. Res.* 20: 1001-1011.
- McQuattie C.J. and Schier G.A. (1992) Effects of ozone and aluminum on pitch pine (*Pinus rigida*) seedlings: anatomy of mycorrhizae. *Can. J. For. Res.* 22: 1901-1916.
- Meier S., Robarge W.P., Bruck R.I. and Grand L.F. (1989) Effects of simulated rain on ectomycorrhizae of red spruce seedlings potted in natural soil. *Environ. Pollut.* 59: 315-324.
- Mengel K., Hogrebe A.M.R. and Esch A. (1989) Effects of acidic fog on needle surface and water relations of *Picea abies*. *Physiol. Plant.* 75: 201-207.
- 三輪 誠・伊豆田 猛・戸塚 績 (1993) スギ苗の生長に対する人工酸性雨とオゾンの単独および複合影響. 大気汚染学会誌 28: 279-287.
- 三輪 誠・伊豆田 猛・戸塚 績 (1994) 母材が異なる 3 種類の土壌酸性化がスギ苗の生長に及ぼす影響. 大気汚染学会誌 29: 254-263.
- 三輪 誠・伊豆田 猛・戸塚 績 (1996) 酸性雨による土壌酸性化に伴うアルミニウム溶出とその樹木に対する影響. 生物科学 48: 10-17.
- 三宅 博・亀井信一・伊豆田 猛・戸塚 績 (1991) 水耕栽培におけるスギ苗の生長に対するアルミニウムの影響. 人間と環境 17: 10-16.
- 森川 靖 (1997) 植物生理学的にみたスギの衰退原因. 身近な地球環境問題—酸性雨を考える— (社)日本化学会・酸性雨問題研究会編, pp.132-141. コロナ社, 東京.
- 森下義郎・大山浪雄 (1972) さし木の理論と実際. 368pp. 地球社, 東京.
- 村野健太郎 (1993 a) 酸性雨と酸性霧. 179pp. 裳華房, 東京.
- 村野健太郎 (1993 b) 酸性霧研究の現状. 大気汚染学会誌 28: 185-199.
- 梨本 真 (1991) 関東地方におけるスギ衰退木の着葉形態の特徴. 森林立地 33: 59-64.
- 梨本 真・高橋啓二 (1990) 関東甲信・関西瀬戸内地方におけるスギの衰退現象. 森林立地 32: 70-78.
- 野内 勇 (1990) 酸性雨の農作物および森林への影響. 大気汚染学会誌 25: 295-312.
- 太田垣貴啓・三輪 誠・伊豆田 猛・戸塚 績 (1996) 硫酸添加により酸性化させた褐色森林土で育成したスギ苗の光合成活性. 大気環境学会誌 31: 11-19.
- 岡崎正規 (1990) 酸性雨に対する土壌の耐性—総括—. (「人間環境系」研究報告集, G 028-N 11-01, 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討, 1987/89 年度研究成果報告. 戸塚 績編, 218pp. 文部省「人間環境系」重点領域研究, N 11-01「酸性雨」研究班). 132-136.
- 岡崎正規 (1994 a) 酸性雨 4. 酸性降下物によって土壌はどうなるか. 土肥誌 65: 215-220.
- 岡崎正規 (1994 b) 土壌への影響. 酸性雨の科学と対策 (溝口次夫編), pp.252-270. 丸善, 東京.
- Oleksyn J., Karolewski P., Giertych M.J., Werner A., Tjoelker M.G. and Reich P.B. (1996) Altered root growth and plant chemistry of *Pinus sylvestris* seedlings subjected to aluminum in nutrient solution. *Trees* 10: 135-144.
- Persson H. and Majdi H. (1995) Effects of acid deposition on tree roots in Swedish forest stands. *Water, Air, Soil, Pollut.*

- 85: 1287-1292.
- Pharis R.P. and Kramer P.J. (1964) The effects of nitrogen and drought on loblolly pine seedlings. *For. Sci.* 10: 143-150.\*
- Pitelka L.F. and Raynal D.J. (1989) Forest decline and acidic deposition. *Ecology* 70: 2-10.
- Qiu Z., Chappelka A.H., Somers G.L., Lockaby B.G. and Meldahl R.S. (1992) Effects of ozone and simulated acidic precipitation on above-and below-ground growth of loblolly pine (*Pinus taeda*). *Can. J. For. Res.* 22: 582-587.
- Qiu Z., Chappelka A.H., Somers G.L., Lockaby B.G. and Meldahl R.S. (1993) Effects of ozone and simulated acidic precipitation on ectomycorrhizal formation on loblolly pine seedlings. *Envir. Exp. Bot.* 33: 423-431.
- Raynal D.J., Roman J.R. and Eichenlaub W.H. (1982) Response of tree seedlings to acid precipitation-II. Effect of simulated acidified canopy throughfall on sugar maple seedling growth. *Envir. Exp. Bot.* 22: 385-392.
- Rehfuess K.E. (1983) Walderkrankungen und Immissioneneine Zwischenbilanz. *Allg. Forstzeit.* 38: 601-610.\*
- Rengel Z. (1992) Role of calcium in aluminium toxicity. *New Phytol.* 121: 499-513.
- 理科年表 (1994) 国立天文台編, 1042pp. 丸善, 東京.
- Saastamoinen T. and Holopainen T. (1989) Needle and root responses of small *Pinus sylvestris* seedlings exposed to sulfur dioxide and simulated acid rain. *Scand. J. For. Res.* 4: 273-283.
- 三枝正彦 (1991) 低 pH 土壌における作物の生育 植物有害 Al と下層土のエダフオロジー. *土肥誌* 62: 451-459.
- 佐々朋幸・後藤和秋・長谷川浩一・池田重人 (1990) 盛岡市周辺の代表的森林における林外雨, 林内雨, 樹幹流の酸性度ならびにその溶存成分—樹種による樹幹流の pH 固有値—. *森林立地* 32: 43-58.
- 佐竹研一 (1994) 自然生態系への影響. 酸性雨の科学と対策 (溝口次夫編), pp.191-211. 丸善, 東京.
- 佐藤一男 (1997) 森林土壌の酸性化と Al の植物毒性. *人間と環境* 23: 16-33.
- Schaedle M., Thornton F.C., Raynal D.J. and Tepper H.B. (1989) Responses of tree seedlings to aluminium. *Tree Physiol.* 5: 337-356.
- Schier G.A. (1985) Responses of red spruce and balsam fir seedlings to aluminum toxicity in nutrient solutions. *Can. J. For. Res.* 15: 29-33.
- Schier G.A., McQuattie C.J. and Jensen K.F. (1990) Effects of ozone and aluminum on pitch pine (*Pinus rigida*) growth and nutrient relations. *Can. J. For. Res.* 20: 1714-1719.
- Schröder W.H., Bauch J. and Endeward R. (1988) Microbeam analysis of Ca exchange and uptake in fine roots of spruce: influence of pH and aluminum. *Trees* 2: 96-103.
- Schulze E.D., Lange O.L. and Oren R. (1989) *Forest decline and air pollution. A study of spruce (Picea abies) on acid soils.* 475pp. Springer-Verlag, Berlin.\*
- Schütt P. and Cowling E.B. (1985) Waldsterben, a general decline of Forests in central Europe: Symptoms, development and possible causes. *Plant Dis.* 69: 548-558.
- Sekiguchi K., Hara Y. and Ujiyee A. (1986) Dieback of *Cryptomeria japonica* and distribution of acid deposition and oxidant in Kanto district of Japan. *Environ. Technol. Lett.* 7: 263-268.
- Shafer S.R. (1992) Responses of microbial populations in the rhizosphere to deposition of simulated acidic rain onto foliage and/or soil. *Environ. Pollut.* 51: 131-152.
- 清水 碩 (1993) 大学の生物学. 植物生理学 (改訂版). 257pp. 裳華房, 東京.
- 新藤純子・Bregt A.K.・袴田共之 (1995) 酸性降下物の臨界負荷量の概念と推定法の評価. *環境科学会誌* 8: 59-69.
- Shiple B., Lechowicz M. and Dumont S. (1992) Interacting effects of nutrients, pH-Al and elevated CO<sub>2</sub> on the growth of red spruce (*Picea rubens* Sarg.) seedlings. *Water, Air, Soil, Pollut.* 64: 585-600.
- Smith W.H. (1990) *Air pollution and forests.* 618pp. Springer-Verlag, New York.
- Sokal R.R. and Rohlf F.J. (1981) *Biometry, 2nd ed.* 859pp. W.H. Freeman and Company, New York.
- SPSS (1997) SPSS 7.5 for Windows. SPSS Inc., Chicago.
- 須田隆一 (1994) 宝満山, 大山の樅枯れ. 酸性雨の科学と対策 (溝口次夫編), pp.44-61. 丸善, 東京.
- 鈴木和夫 (1992) 樹木・森林の病害. 森林保護学 (真宮靖治編), pp. 5-56. 文永堂出版, 東京.
- Sverdrup H. and Warvunge P. (1993) The effect of soil acidification on the growth of trees, grass, herbs, as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Rep. in Ecology and Environmental Engineering 2., Lund Univ. Lund, Sweden.\**
- Sverdrup H. and DeVries W. (1994) Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance method. *Water, Air, Soil, Pollut.* 72: 143-162.
- 高橋英一 (1994) 「根」物語—地下からのメッセージ—. 156pp. 研成社, 東京.
- 高橋啓二・梨本 真・植田洋匡 (1991) 関西・瀬戸内地方におけるスギ衰退とオキシダント指数, 降雨量との関係. *環境科学会誌* 4: 51-57.
- 高橋啓二・沖津 進・植田洋匡 (1986) 関東地方におけるスギの衰退と酸性降下物による可能性. *森林立地* 28: 11-17.
- Takenaka C., Yamada T. and Iwasa S. (1996) Ethylene emission from seedlings of Hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) and Sugi (*Cryptomeia japonica*) under acidic stress. *J. For. Res.* 1: 183-185.
- 玉置元則・加藤拓紀・関口恭一・北村守次・田口圭介・大原真由美・森 淳子・若松伸司・村野健太郎・大喜多敏一・山中芳夫・原 宏 (1991) 日本の酸性雨の化学. *日化*: 667-674.
- Taylor G. and Davies W.J. (1990) Root growth of *Fagus sylvatica*: impact of air quality and drought at a site in southern Britain. *New Phytol.* 116: 457-464.
- Temple P.J. (1988) Injury and growth of Jeffrey pine and giant sequoia in response to ozone and acid mist. *Envir. Exp. Bot.* 28: 323-333.
- Tinus R.W. (1996) Root growth potential as an indicator of drought stress history. *Tree Physiol.* 16: 795-799.
- 徳岡正三 (1973) 自動かん水装置を用いた 2, 3 の樹種におけるさし穂の吸水の検討. *日林誌* 55: 35-35.
- 徳岡正三・上村治司・林 修 (1976) ヒノキのさし木苗における最良条件の検討(I). *日林誌* 58: 218-221.
- 鳥居厚志 (1993) スギの衰退とその周辺—大気汚染学会等での研究動向—. *森林科学* 9: 34-38.
- 鳥居厚志・清野嘉之 (1992) 近畿地方におけるスギ根元周囲の表層土壌の pH 低下. *大気汚染学会誌* 27: 325-328.
- 戸塚 績・三宅 博・伊豆田 猛 (1990 a) 植物の生長に対する酸性雨の影響. (「人間環境系」研究報告集, G 028-N 11-01, 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討, 1987/89 年度研究成果報告. 戸塚 績編, 218pp. 文部省「人間環境系」重点領域研究, N 11-01「酸性雨」研究班). 150-166.
- 戸塚 績・三宅 博・伊豆田 猛 (1990 b) 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価—総合考察—. (「人間環境系」研究報告集, G 028-N 11-01, 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討, 1987/89 年度研究成果報告. 戸塚 績編, 218pp. 文部省「人間環境系」重点領域研究, N 11-01「酸性雨」研究班). 201-218.
- 戸塚 績 (1994) ヨーロッパの酸性雨. 酸性雨の科学と対策 (溝口次夫編), pp.63-79. 丸善, 東京.
- 塘 隆男 (1962) わが国主要造林樹種の栄養および施肥に関する基礎的研究. *林試研報* 137: 1-158.
- 鶴田治雄 (1993) 酸性雨 3. 酸性雨はどのようにして生じるのか. *土肥誌* 65: 81-91.
- Ulrich B., Mayer R. and Khanna P.K. (1979) Deposition von Luftverunreinigen und ihre Auswirkungen in Waldecosys-

- temen im Solling. *Schriften. For. Uni. Göttingen*, 58pp. Göttingen, FRG.\*
- Ulrich B. (1989) Effects of acidic precipitation on forest ecosystems in Europe. In *Acidic precipitation, volume 2: biological and ecological effects* (Adriano D.C. and Johnson A.H. eds.), pp.189-272. Springer-Verlag, New York.
- Ulrich B., Mayer R. and Khanna P.K. (1980) Chemical changes due to acid precipitation in a Loess-derived soil in Central Europe. *Soil Sci.* 130: 193-199.
- van den Driessche R. (1992) Changes in drought resistance and root growth capacity of container seedlings in response to nursery drought, nitrogen, and potassium treatments. *Can. J. For. Res.* 22: 740-749.
- Väre H. (1990) Aluminum polyphosphate in the ectomycorrhizal fungus *Suillus variegatus* (Fr.) O. Kunze as revealed by energy dispersive spectrometry. *New Phytol.* 116: 663-668.
- Vogt K.A. and Persson H. (1991) Measuring growth and development of roots. In *Techniques and approaches in forest tree ecophysiology* (Lassoie J.P. and Hinckley T.M. eds.), pp.477-501. CRC Press, Boca Raton.
- Wöllmer H. and Kottke I. (1990) Fine root studies *in situ* and in the laboratory. *Environ. Pollut.* 68: 383-407.
- Wood T. and Bormann F.H. (1977) Short-term effects of a simulated acid rain upon the growth and nutrient relations of *Pinus strobus*, L. *Water, Air, Soil, Pollut.* 7: 479-488.
- Woodman J.N. and Cowling J.N. (1987) Airborne chemicals and forest health. *Environ. Sci. Technol.* 21: 120-126.
- 柳下正治 (1997) 環境庁ネットワーク。身近な地球環境問題—酸性雨を考える—(総日本化学会・酸性雨問題研究会編), pp.64-75. コロナ社, 東京.
- 八木久義・佐々木恵彦・斯波義宏・丹下 健・相沢州平・石塚成宏 (1990) スギに対する酸性雨の影響。(「人間環境系」研究報告集, G 028-N 11-01, 酸性雨が陸域生態系におよぼす影響の事前評価とそれに基づく対策の検討, 1987/89 年度研究成果報告. 戸塚 績編, 218pp. 文部省「人間環境系」重点領域研究, N 11-01「酸性雨」研究班). 137-149.
- 山本福壽・水野真紀・橋詰隼人・玉井重信 (1992) 合成酸性雨処理が樹木の成育に及ぼす影響. 日林関西支論 1: 85-89.
- 矢崎仁也 (1993) 植物の栄養生理. 土壌・植物栄養・環境事典 (赤坂 泰明・栗原 淳編), pp.186-229. 博友社, 東京.
- 横堀 誠 (1981) 茨城県内でのスギ樹勢衰退とその要因に関する研究. 茨城県林試研報 13: 1-32.
- 吉田武彦 (1966) 根の活力測定法. 土肥誌 37: 63-68.
- 吉田 稔・川端洋子 (1988) 酸性雨の土壌による中和機構. 土肥誌 59: 413-415.
- 図子光太郎・生原喜久雄・相場芳憲 (1992) 2種の陰イオンを付加した森林土壌溶液における陽イオンの動態. 日林誌 74: 185-193.
- Zysset I., Brunner I., Frey B. and Blaser P. (1996) Response of European chestnut to varying calcium/aluminum ratios. *J. Environ. Qual.* 25: 702-708.
- (\*: indirectly cited)

## 摘 要

樹木根系は根をとりまく環境条件によって著しく異なり、とくに根系成長は、地上部あるいは根の現存量よりも、様々な環境ストレスに対する樹木の感受性指標として注目されつつある。環境ストレスの一つにあげられる酸性物質がスギ (*Cryptomeria japonica* D. Don) に与える影響については、多くのモデル実験的研究が行われてきたものの、根長や根直径、根表面積などの根系成長および根形態に関しては、若干の知見が得られているに過ぎない。本研究で

は、酸性物質のスギ苗根系に与える影響を樹木生理学、とくに栄養生理学的観点から、どの器官に処理された酸性物質がどのような過程を経て根系へ影響を与えていくのかを明らかにすること、根圏の低 pH が直接的に根系に与える影響を明らかにし、さらにはスギの根系が環境ストレスに対する樹木の感受性指標として有効であるかどうかを明らかにすることを目的として、5つのモデル実験的研究を行った。具体的な実験内容と結果は以下の通りである。

### (1) 酸性溶液の吸水が根系成長に与える影響

- ① 培地である鹿沼土を介しての酸性溶液の吸水が、スギさし穂の生存率、発根率、根長、根乾重に与える影響を、夏 60 日間と秋 72 日間にわたり調査した。また秋にはスギさし木苗への影響も調査した。さらに培地として用いた鹿沼土の pH (H<sub>2</sub>O) や水溶性陽イオン濃度を調べた。
- ② 夏の pH 2.0 酸性溶液処理区におけるさし穂の発根率は、対照区に比べて有意に低下したが、秋の処理区と対照区間ではその差は認められなかった。夏、秋ともに pH 2.0 酸性溶液処理区におけるさし穂の平均根長と平均根乾重は、対照区に比べて低下する傾向にあり、とくに秋におけるその差は有意であった。
- ③ 酸性溶液のさし木苗への顕著な影響は認められなかった。pH 3.0 硝酸溶液処理区における白根の乾重比が、対照区、pH 3.0 硫酸溶液処理区、pH 4.0 混合酸性溶液処理区よりも有意に高かった。
- ④ 処理終了後の鹿沼土の pH (H<sub>2</sub>O) は、対照区、pH 4.0 区、pH 3.0 区、pH 2.0 区の順に、6.21, 6.07, 5.99, 5.94 であり、対照区と pH 2.0 区の差は有意であった。また、処理終了後の pH 2.0 区における鹿沼土の水溶性 Ca, Mg, K, Na 濃度は、他の処理区に比べて有意に高かった。

### (2) 酸性溶液の処理期間が根系に与える影響

- ① pH 2.0 酸性溶液の処理期間がスギさし木苗の根乾重、根表面積、養分状態に与える影響を、矢作砂を培地とした砂耕栽培法により、4 週間ごとの掘り取り調査を行い 12 週間にわたって調べた。酸性溶液は地上部と地下部処理を行った。また、処理期間終了後の矢作砂の水溶性 Ca, Mg, K, Na 濃度も調べた。
- ② pH 2.0 酸性溶液処理を開始して約 3 週間後に、さし木苗の葉面上に赤褐色斑点状の可視障害が観察された。一方、根系については、4 週間処理後に、白根が相対的に太く短くなるといった明らかな形態異状が認められた。これらの可視的な変化は、8 週間および 12 週間処理後においても、同様に観察された。
- ③ pH 2.0 酸性溶液処理区における白根の乾重比は、4 週間処理後にすでに対照区よりも有意に低下し、8 週間および 12 週間処理後においてもその差は有意であった。また pH 2.0 酸性溶液処理区における根表面積指数は、4 週間、8 週間、12 週間処理後のいずれにおいても、対照区に比べて小さくなる傾向があり、12 週間処理後における

その差は有意であった。

- ④ pH 2.0酸性溶液処理区における白根中の Al 濃度は、4 週間、8 週間、12 週間処理後のいずれにおいても、対照区に比べて高くなる傾向にあった。また、矢作砂の水溶性陽イオン濃度も pH 2.0酸性溶液処理区において、対照区よりも高くなる傾向にあった。

### (3) 酸性溶液の地上部、地下部処理による根系成長の違い

- ① スギさし木苗の地上部と地下部への酸性溶液処理 (20 週間)、地下部への酸性溶液処理 (20 週間)、地上部への酸性溶液処理 (12 週間) が根乾重、根表面積、根活性、新葉中の養分状態に与える影響を、培地として矢作砂を用い調べた。
- ② 地上部への pH 2.0酸性溶液処理において、葉面上に可視障害が観察され、白根の乾重比が対照区と比べ有意に低下した。しかしながら、根形態への影響は認められなかった。また、地上部への pH 2.5酸性溶液処理では、葉面上に可視障害は認められなかった。
- ③ 地下部への pH 2.0酸性溶液処理において、白根には他の処理区と比べ相対的に太く短くなるといった明らかな形態異状が認められ、根表面積指数も他の処理区に比べて有意に小さかった。さらに新葉中の P 濃度も有意に低かった。
- ④ 地上部と地下部への pH 2.0酸性溶液処理においては、地上部処理、地下部処理の pH 2.0酸性溶液処理により認められた影響に加え、さらに白根の活性も対照区に比べて有意に低かった。

### (4) 異なる培地下の根系における酸性溶液処理の影響の違い

- ① 褐色森林土、矢作砂、ガラスビーズの3つの異なる培地下において、酸性溶液の培地表面への添加実験を15週間にわたり行い、スギさし木苗の根乾重、根表面積、根活性、根端直径および養分状態に与える影響を調べた。また処理期間終了後、各培地の pH (H<sub>2</sub>O) や水溶性陽イオン濃度を調べた。
- ② 根全体の乾重比、根表面積指数は、褐色森林土培地では酸性溶液処理による影響を受けなかったものの、矢作砂およびガラスビーズ培地の pH 2.0酸性溶液処理区では、対照区、pH 3.0酸性溶液処理区に比べて有意に低かった。
- ③ 白根の乾重比、白根活性は、すべての培地の pH 2.0酸性溶液処理区において、他の処理区よりも有意に低かった。白根の根端直径もすべての培地の pH 2.0酸性溶液処理区において、他の処理区よりも有意に増大したものの、褐色森林土、矢作砂培地では対照区のおよそ2.6倍の増大に対し、ガラスビーズ培地では対照区の1.4倍に留まった。
- ④ 褐色森林土、矢作砂培地の pH 2.0酸性溶液処理区において、白根中の Al 濃度は対照区よりも高くなる傾向にあった。

- ⑤ それぞれの培地における対照区と pH 2.0酸性溶液処理区における培地 pH (H<sub>2</sub>O) 値は、矢作砂培地において pH 5.4から pH 3.9と、褐色森林土培地における pH 4.3から pH 3.4への変化に比べて大きく変化する傾向を示した。また、褐色森林土培地の pH 2.0酸性溶液処理区においては、水溶性陽イオン濃度が対照区に比べて有意に高くなっていた。

### (5) 低pHおよび過剰Alが根形態と栄養状態に与える影響

- ① ガラスビーズを培地として用い、酸性溶液および Al 溶液の添加実験を14週間にわたり行い、スギさし木苗の分岐根数、分岐根長、根端直径などの根形態と養分状態に与える影響を調べた。また、同時に褐色森林土を培地に用いた酸性溶液添加実験も行い、ガラスビーズ培地における添加実験の結果と比較した。
- ② 低 pH (pH 2.0) と過剰 Al (5 mM) 処理が共通して根系に与えた影響として、対照区に比べ、白根の分岐根数の有意な増加、分岐根長および白根中の Ca, Mg 濃度の有意な低下が認められた。
- ③ 低 pH 処理に特徴的な影響として、白根の褐色化、白根中の K 濃度の有意な低下が認められた。
- ④ 過剰 Al 処理に特徴的な影響として、白根の根端直径の有意な増大、白根中の P, Al 濃度の有意な上昇があげられた。
- ⑤ 褐色森林土に pH 2.0酸性溶液を添加した処理区では、過剰 Al に特徴的な影響と同様の影響が白根に認められた。

以上の結果を総合して、次のことが示唆された。

- ① 本研究で用いた4種類の培地、鹿沼土、矢作砂、ガラスビーズ、褐色森林土の培地 pH (H<sub>2</sub>O) と白根への影響の結果から、酸性溶液を培地に添加した場合に考えられる影響要因を推察した。ガラスビーズ培地においては、添加溶液の低 pH そのものの影響が大きく、一方、褐色森林土培地においては、酸中和能力の高さから、低 pH の影響よりもむしろ Al の影響が大きいものと推察された。矢作砂培地においては、酸中和能力の低さから、低 pH そのものの影響と Al の影響が双方とも影響要因となったことが推察された。また、本実験の結果から鹿沼土における影響要因を推察することはできなかった。
- ② 酸性物質の地上部処理は、外在的な要因で引き起こされた葉面上における可視障害のために、根への光合成産物の配分量を減少させ、白根形態は変化させないものの、白根の現存量低下を引き起こすことが示唆された。また、酸性物質に対するスギ苗の葉面上における可視障害発現の閾値 pH は、pH 2.0から pH 2.5の間にあることが強く示唆された。
- ③ 酸性物質の地下部処理は、低 pH または根圏の pH 低下に伴う Al の溶出のために白根の形態異状および栄養状態の変化を引き起こすことが示唆された。また、スギ苗

の白根に形態異状を発現させる根圏の閾値 pH は、pH 2.0から pH 3.0の間にあることが示唆された。さらに白根中の Ca/Al 比 (モル比) が 0.20 以下になると、白根の形態異状が引き起こされることが示唆された。

- ④酸性物質の影響が最も早く現れるスギ苗の器官として白根があげられた。とくに白根の形態異状および養分動態は、低 pH や過剰 Al などそれぞれのストレスに対して特異的な反応を示すことから、環境ストレスに対する感受性指標としての有効性が強く示唆された。
- ⑤酸性物質によるスギ個体の衰退過程は、まず白根において養分吸収阻害や形態異状が生じ、白根活性の低下、白根への現存量配分の低下が引き起こされた後に、根全体の表面積の低下、根全体への乾物配分量の低下が引き起こされ、さらには個体全体の現存量成長も低下させられるという、根系衰退が樹木個体衰退へと導かれる図式であることが推察された。
- ⑥本研究におけるモデル実験の結果を、環境ストレスを受けている森林への応用面に生かす場合に考慮すべき点について、樹木の感受性指標という観点からいくつかの提言を行った。

### Effects of acid precipitation on the root systems of Japanese red cedar (*Cryptomeria japonica*. D. Don) saplings in model experiments

Yasuhiro HIRANO

Root systems of forest trees are characterized by various environmental conditions around the roots. Root growth, rather than above-ground biomass or root biomass, has increasingly been used as a sensitive indicator of environmental stress, including acid precipitation, on forest trees. In Japan, several model experiments on the effects of acid precipitation on Japanese red cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) have been performed, focusing on the effects on the above-ground parts or the root biomass. However, the effects on root growth and root morphology have not been examined sufficiently. In the present study, from the viewpoint of tree physiology, five model experiments were performed to clarify (1) the effects of acid precipitation applied to above- and/or below-ground parts on the root systems of Japanese red cedar saplings, (2) the effects of low pH and Al on the morphology and nutrient status of roots, and (3) the availability of the root growth of Japanese red cedar as a sensitive indicator of environmental stress. An outline of this study and major findings are summarized as follows.

#### (1) Effects of absorption of acidic solutions on the root growth of cuttings and saplings

1. The effects of absorption of acidic solutions only from below-ground parts on survival rate, rooting rate, root length and root dry weight were examined for 60 days in summer and 72 days in fall using cuttings of Japanese red cedar grown in Kanuma soil. In fall, the effects on the saplings, the soil pH (H<sub>2</sub>O) and soluble cation concentrations of Ca, Mg, K and Na in Kanuma soil were also examined.
2. The rooting rate at pH 2.0 in summer was significantly lower than that of the control. The root length and root dry weight at pH 2.0 in summer and fall were smaller than those of the control, and the difference in fall was significant.
3. No detrimental effects of acidic solutions on saplings were observed. The dry weight ratio of white roots at pH 3.0 in nitric acid solution was significantly lower than that of the control, at pH 3.0 in sulfuric acid solution and at pH 4.0 in a mixture of nitric and sulfuric acid solutions.
4. The pH values of Kanuma soil for the control and the soil treated at pH 4.0, 3.0, and 2.0 were 6.21, 6.07, 5.99 and 5.94, respectively. The soluble cation concentrations of Ca, Mg, K and Na at pH 2.0 were increased significantly in comparison with those given the other treatments.

#### (2) Responses of sapling root systems to duration of treatment with acidic solutions

1. The effects of treatment with acidic solutions for various periods on root biomass, root surface area and nutritional status were examined in Yahagi-sand cultures of saplings by harvesting every 4 weeks. A mixture of H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and HNO<sub>3</sub> solution at pH 2.0 was applied for 4 to 12 weeks to both above- and below-ground parts. The soluble cation concentrations of Ca, Mg, K and Na in Yahagi sand were also measured.
2. With pH 2 treatment, visible injury in the form of small red spots appeared on the foliage about 3 weeks after the start of the acidic treatment. By the end of the 4th week of treatment, white roots had clearly changed morphologically to a shorter and thicker form. The same trend was also observed for the white roots of saplings harvested at weeks 8 and 12.
3. The dry weight ratios of white roots at pH 2 at weeks 4, 8 and 12 were all significantly lower than those of the control. The root surface area index for the pH 2 treatment tended to be lower than that for the control treatment over the entire experimental

period, and the difference between the pH 2 and control treatments was significant at week 12.

4. The concentration of Al in the white roots tended to be higher than that of the control over the experimental period, and the difference between the pH 2 and control treatments was significant at week 8. Concentrations of water-soluble cations (Ca, Mg, K and Na) in Yahagi sand were consistently higher in the pH 2 treatment than in the controls.

### (3) Effects of acidic solutions applied to above- and/or below-ground parts on sapling root systems

1. The effects of acidic solutions ranging in pH from 2.0 to 4.0 applied to above- and/or below-ground parts on the root systems of saplings grown in Yahagi sand were examined in terms of root surface area index and root activity as well as root biomass.
2. When the pH 2.0 solution was applied only to above-ground parts of saplings, visible injury to the foliage occurred, and the dry weight ratio of white roots was significantly lower than that in the control, although no visible abnormality of root morphology was observed.
3. When the pH 2.0 solution was applied only to below-ground parts, the white roots had a tendency to be thicker, shorter, and less branched than those given the other treatments and also the control. The root surface area index and concentration of P in the current foliage were significantly lower than those for the other treatments and also the controls.
4. Application of the pH 2.0 solution to both above- and below-ground parts led to a reduction in the activity of white roots as well as the dry weight ratio of white roots and the root surface area index.

### (4) Effects of acidic solutions on the root systems of saplings grown in different media

1. The effects of acidic solutions on the root systems were examined for saplings grown in different media: glass beads, Yahagi sand and brown forest soil. The media pH (H<sub>2</sub>O) and soluble cation concentrations of Ca, Mg, K and Na in the growth media were also measured.
2. No significant effects of acidic solutions on the dry weight ratio of roots and the root surface area index were observed in brown forest soil. In Yahagi sand and in glass beads, however, those at pH 2.0 were significantly lower than those at pH 3.0 and those given the control treatments.
3. The dry weight ratio of white roots and the activity

of white roots at pH 2.0 in all media were significantly lower than those after the other treatments. The maximum root diameters at pH 2.0 in all media were significantly greater than those after the other treatments.

4. The root Al concentrations at pH 2.0 in brown forest soil and in Yahagi sand were higher than under control treatments.
5. The change in the pH (H<sub>2</sub>O) value of Yahagi sand from pH 5.4 (control treatment) to pH 3.9 (pH 2.0 treatment) was larger than that of brown forest soil, from pH 4.3 (control treatment) to pH 3.4 (pH 2.0 treatment). The soluble cation concentrations of Ca, Mg, K and Na at pH 2.0 were consistently higher than those under the control treatments.

### (5) Root morphology and nutritional status of saplings subjected to low pH and excess Al stress

1. The effects of low pH or excess Al on the root morphology and nutritional status of saplings were examined separately using glass beads as a medium. We also compared the effects of pH or Al determined by the glass beads method with those determined by soil acidification treatment using brown forest soil.
2. An increased number of branching roots, reduced root length and decreased concentrations of Ca and Mg in the white roots were the common symptoms induced by low pH and excess Al.
3. Browning and reduction of K were specific symptoms in white roots subjected to low-pH treatment.
4. The effects of excess Al were characterized by an increase of root diameter and increased concentrations of P and Al in the white roots.
5. Moreover, the effects of Al were very similar to those resulting from exposure to pH 2.0 solution in brown forest soil.

### On the basis of the above results, the following conclusions and suggestions were made:

1. The results of the experiments using Kanuma soil, Yahagi sand, glass beads and brown forest soil suggested the causal factors for decline of the root systems when the acidic solutions penetrated the media. In glass beads, the low pH of acidic solutions might affect the root systems directly. The effects of acidic solutions on root systems grown in brown forest soil are not due to the effects of low soil pH, but to the effects of excess Al induced by soil acidification. It can be assumed that Yahagi sand itself, which has low acid-neutralizing capacity, is responsible for the

effects of low pH and excess Al. The causal factor in Kanuma soil could not be detected in the present study.

2. In the case of application of acidic solution to the above-ground parts, reductions in the amount of photosynthate in the leaves, probably responsible for the observed visible injuries, led to successive decreases in photosynthate allocation to the root system, although there was no negative effect on root morphology. The threshold pH at which visible injury to the foliage of Japanese red cedar saplings occurs falls within the range 2.0-2.5.
3. The low soil pH or Al released into solution from the medium upon application of acidic solution to the below-ground parts could affect the morphological and nutritional status of roots. Moreover, the threshold pH at which significant reduction begins to occur in the white-root biomass of saplings falls within the pH range 2.0-3.0. The molar Ca/Al ratio of less than 0.20 in the white roots would affect the morphological changes in the white roots.
4. The white roots were the first organ of Japanese red cedar saplings affected by acid precipitation stress. The specific responses of the morphological and nutritional status to low pH or excess Al stress strongly suggest that the white roots can be used as a sensitive indicator of environmental stress to forest trees.
5. The process of decline of the Japanese red cedar is suggested to occur as follow: 1) morphological changes in white roots and inhibition of nutrient uptake by them; 2) decrease in the activity and dry weight ratio of white roots; 3) decrease in root surface area, the dry weight ratio of all roots, and total dry-weight growth. Thus, the decline of the Japanese red cedar might occur through decline of the root systems.
6. On the basis of the results obtained in our model experiments, some practical suggestions are proposed for the availability of white roots as a sensitive indicator of environmental stress to forest trees.



写真 3-1. 酸性溶液吸水実験のガラス室内

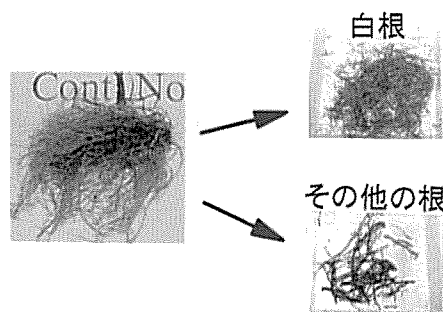


写真 3-2. スギさし木苗の根の区分, 白根とその他の根

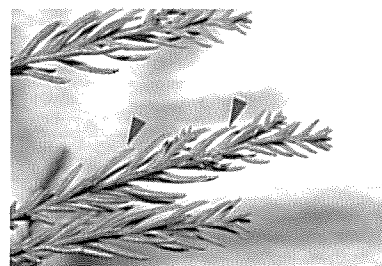


写真 5-1. 処理開始 6 週間後にみられた pH 2-pH 2 区の赤褐色斑点状の可視障害

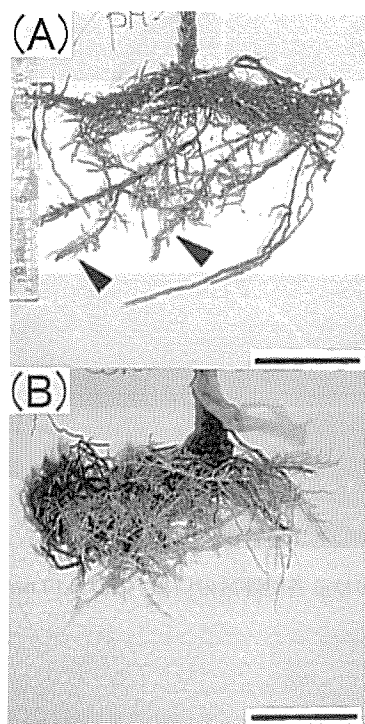


写真 4-1. 酸性溶液処理 12 週間後のさし木苗の根系 (A) pH 2 区, (B)対照区 Bar=50 mm

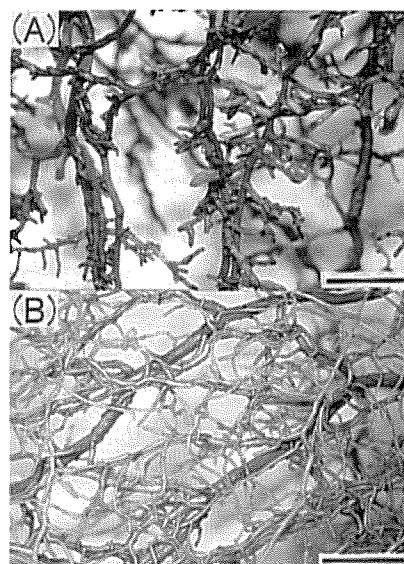


写真 5-2. 処理終了後のさし木苗の白根 (A) pH 2-pH 2 区, (B)対照区 Bar=10 mm

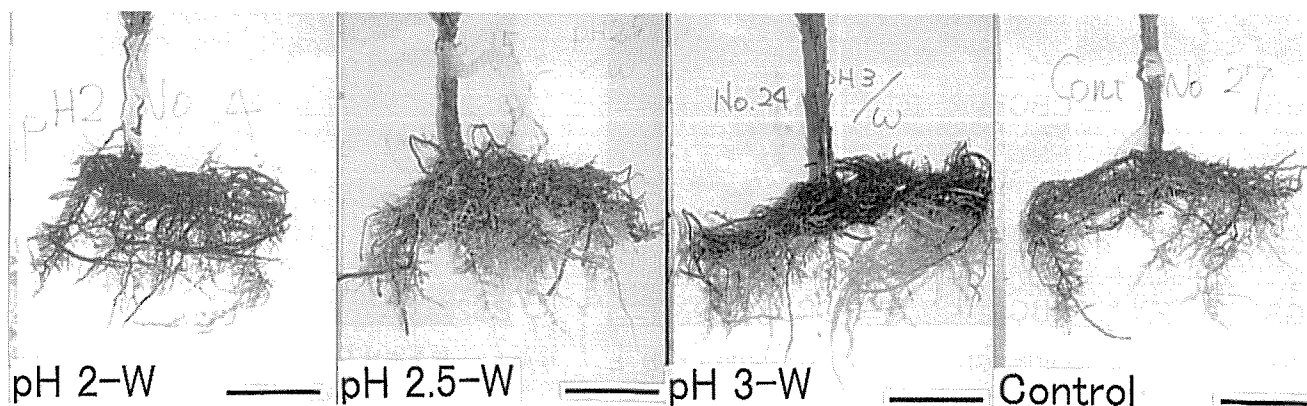


写真 5-3. 地上部処理 (実験 3) のさし木苗の根系 Bar=50 mm



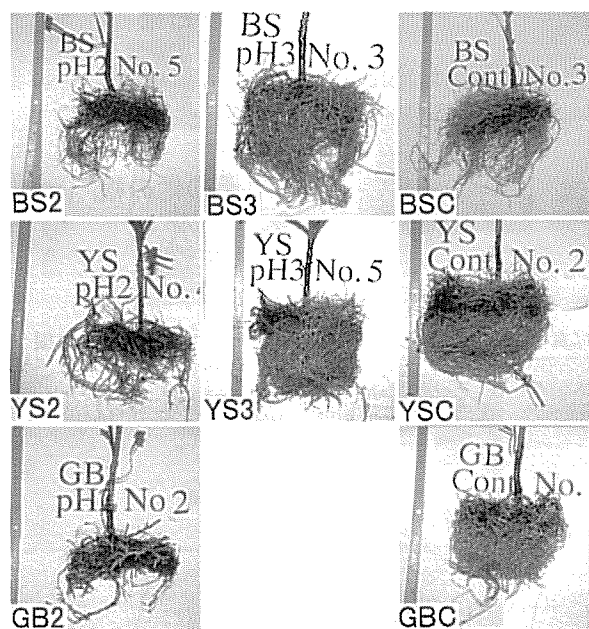


写真 6-1. 各培地における処理終了後のさし木苗の根系

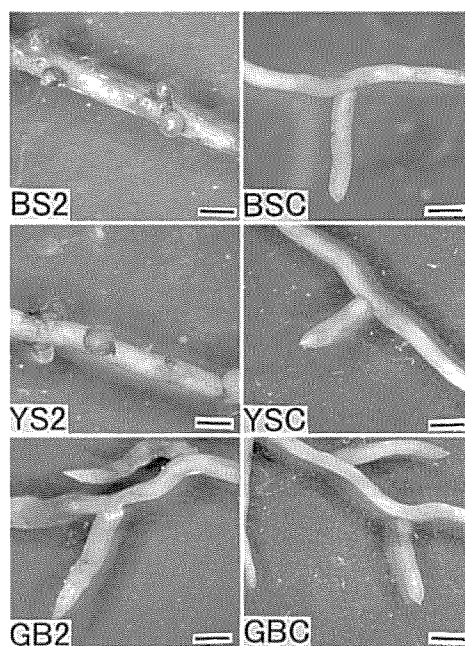


写真 6-2. 各培地における pH 2.0 酸性溶液処理区 (左列) と対照区 (右列) の白根

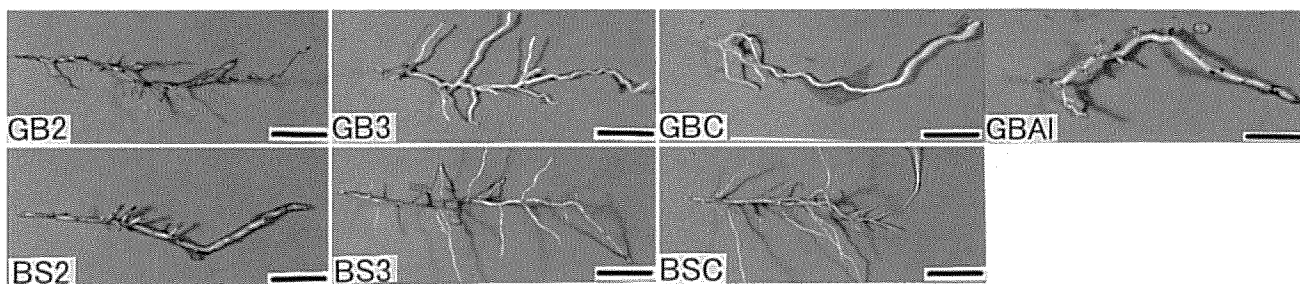


写真 7-1. ガラスビーツ培地 (GB, 実験 1) と褐色森林土培地 (BS, 実験 2) における各処理区の白根 Bar=10 mm

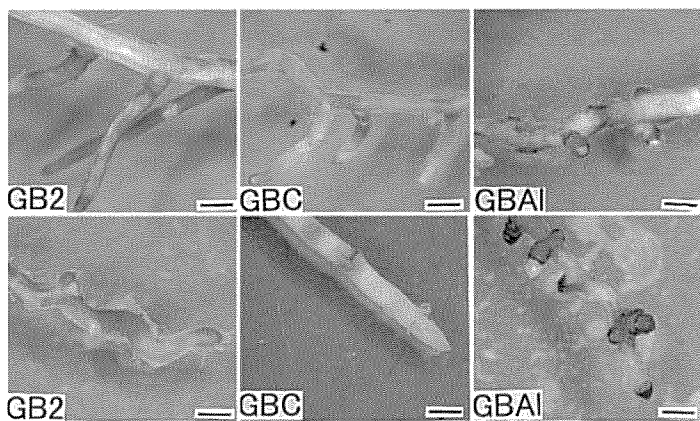


写真 7-2. ガラスビーツ培地 (GB, 実験 1) における白根 (上段) とその根端 (下段) Bar=1 mm

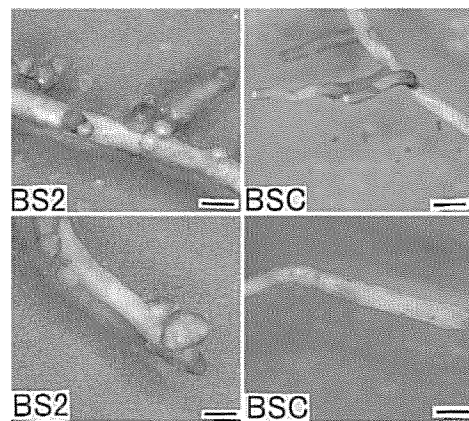


写真 7-3. 褐色森林土培地 (BS, 実験 2) における白根 (上段) とその根端 (下段) Bar=1 mm